Korean J. Limnol. 33 (3) : 295~303 (2000)

# 습지에 의한 수질개선 효과

황길순* · 김범철[1] · 김호섭[1] · 전만식[1]

(농업기반공사 농어촌연구원, [1]강원대학교 자연과학대학 환경과학과)

**Water Quality Improvement by Natural Wetland.** ***Hwang, Gilson*, Bomchul Kim[1], Ho-Sub Kim[1] and Man-Sig Jun[1] (Korea Agricultural & Rural Infrastructure Corporation, Rural Research Institute, and [1]Dept. of Environmental science, Kangwon National Univ. Chunchon 200-701)***

**The water clarification efficiency was examined in a shallow wetland where dense vegetation was formed naturally in an abandoned paddy field. And, also two enclosure experiments were carried out to measure the effects of materials exchange between sediment and the overlying water with the existence of vegetation and accumulated litter. The hydraulic retention time of wetland was regulated in 1.2 day. The removal rates of SS (56%) and $NO_3$-N (61%) were high, considering its short retention time. However, removal efficiencies of VSS (28%), COD (14%), DOC (1%), and TP (0.2%) were relatively lower. This low removal efficiencies were thought to be due to the release of dissolved form of organic matter and phosphorus from the sediment. Most of constituents except nitrate were higher in the enclosure at the beginning of enclosure installation than that of the outflowing water from wetland. And then, it has fluctuated and decreased with time. The wetland was in equilibrium state of settling, accumulation of organic debris, and regeneration of dissolved material from sediment. So ultimately high primary production by dense vegetation in the wetland may be the reason of unfavorable or low treatment efficiency of wetland after many years of operation for wastewater treatment. However, the water quality of effluent from the wetland showed smaller variation and better condition than that of inflow, especially during storm events. It can be concluded that this wetland is suitable for the improvement of water quality from nonpoint sources.**

**Key words : Wetland, Water clarification, Removal efficiency**

## 서 론

습지를 이용한 수질관리는 처리에 대한 비용이 적게 든다는 경제적인 장점과 방법 자체가 자연생태계의 일부분을 이용하고(심과 한, 1998), 오염물질의 제거가 효과적이기(Hammer, 1989) 때문에 이와 관련된 연구가 국내 · 외에서 많이 진행되고 있다(Kent, 1994; 윤 등, 1997; 김, 1998).

습지는 갈대, 줄, 부들 등의 습지식물과 습지식물을 지지하고 미생물 부착의 매체인 자갈, 토양, 그리고 오염물질 분해 등 수질 정화에 가장 중요한 기능을 수행하는 미생물로 구성된다(Stowell *et al.*, 1980). 습지에서의 수질정화는 무생물적인 요인(침전과 흡착)과 생물적 요인(생물에 의한 흡수)으로 구분된다(황과 공, 1999). 침전과 흡착에 의한 물질제거는 입자형태의 물질이 저층으

* Corresponding author: Tel: 031) 400-1829, Fax: 031) 409-6055, E-mail: gilson@karico.co.kr

로 가라앉거나 식물체의 표면에 부착하여 제거되는 형태로서 습지에서 가장 중요한 정화기작이며, 이렇게 제거된 물질들은 수생식물에 의해 직접 흡수되지 않고 미생물에 의한 분해과정을 거쳐 이용된다. 영양염류는 습지내에 생육하는 식물에 의해 직접 흡수되고 유기물은 토양이나 수중의 미생물 등에 의해 분해되는 정화과정을 거쳐 처리된다. 수생식물에 의한 수질개선은 토양이라는 매질 속에서 식물과 미생물이 상호 공생을 통한 물리 · 생물 · 화학적 반응에 의하여 이루어지며, 수생식물 그 차제는 수처리에 있어 큰 기여를 하지 않고 단지 수처리 능력을 향상시키기 위한 환경을 제공한다(Tchobanoglous, 1987). 식물의 뿌리는 미생물의 부착매질로 이용되며(Hatano *et al.*, 1993), 식물근계의 통기조직을 통한 산소의 전달은 미생물의 분해 활동을 촉진하여 질산화(nitrification)나 탈질화(dinitrification)작용을 유도하며, 식물은 미생물이 분해하는 유기물질을 영양염류로 흡수하고 식물은 합성된 유기물이나 대사산물을 미생물에게 제공한다. 이러한 기작에 의한 수질정화 효과는 유기물, 부유고형물, 영양염류, 병원성균과 중금속까지도 제거효율을 갖는다(Gersberg *et al.*, 1987).

습지에 의한 수질정화 능력은 기후, 습지의 형태(Nichols, 1983), 습지에 발달된 식물, 유입수의 수질(Knight *et al.*, 1987), 습지의 수심(Deboer and Lindstedt, 1985) 그리고 습지의 운영기간에 따라 차이가 나타날 수 있다. 자연습지의 경우는 비용절감과 함께 장기간 이용이 가능하지만 조직적으로 설계된 시스템과 같이 조절 및 예측이 불가능하고 습지의 장기간 운영에 따른 수질정화의 역효과가 나타날 수 있다. 인의 경우 습지가 가동된 3～4년 이후에는 제거율이 초기보다 낮아지며(Maehlum, 1998), 시간 경과에 따라 습지 내 용존산소의 부족으로 질산화가 억제되어 질소 제거율이 감소하게 된다(Brix, 1990; Brix and Schierup, 1990). 또한 자연습지와 마찬가지로 장기간 수처리에 운영된 습지의 경우는 식생의 성장과 사멸이 반복됨에 따라 습지 내 많은 유기물이 농축되었을 가능성이 있다. 따라서, 습지의 장기간 운영에 따른 퇴적물의 축척과 오염물질의 포화는 습지의 효율성을 저하시킬 것이며 이 경우 습지의 수질정화 효율증가를 위하여 퇴적물의 준설 등과 같은 방법이 요구된다(Mitsch and Gosselink, 1993).

본 연구는 갈대와 부들이 군락을 이루고 있으며 오랜 기간 농경배수와 생활하수가 유입되고 있는 자연습지에서의 오염물질 정화 능력을 조사하였으며, 습지내 체류시간이 길어지는 경우에 달성할 수 있는 수질정화능력을 예상하기 위하여 습지내에 enclosure를 설치하고 그 내부에서의 물질 농도변화를 측정하였다.

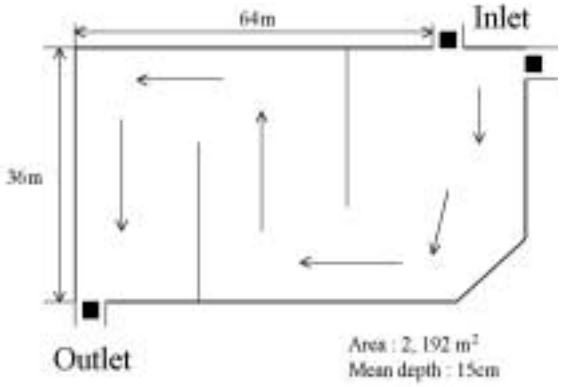


**Fig. 1.** The showing map of sampling site in natural wetland.

## 재료 및 방법

### 1. 현장 조사 및 enclosure 실험

본 연구대상 습지는 강원도 춘천시 신동에 위치하고 있으며 과거에는 벼농사가 이루어졌으나 농업활동 중단과 함께 식생이 발달하여 형성된 자연 습지이다. 면적은 약 2,192 $m^2$이고, 저수량은 328 $m^3$, 평균 수심은 15 cm이다(Fig. 1). 습지는 두 개의 유입수를 가지는데 하나는 작은 수로를 통해 가정하수가 유입되고, 다른 하나는 인접 논에서 직접 유입된다. 습지의 식생은 갈대와 부들로 이루어져 있고 바닥에는 식물의 사체가 두텁게 쌓여 있다. 물의 보유능력이 작기 때문에 우기를 제외하고는 수위가 항상 낮은 편이다. 실험에 앞서 습지 둘레에 제방을 쌓아 수심을 15 cm 정도로 유지하였으며, 유입수가 유출구 방향으로 일정한 흐름을 유지하도록 하기 위해 습지 내에 유로 변경시설을 설치하였다. 조사는 1999년 7월 22일부터 1999년 8월 21일까지 1～3일 간격으로 수행하였으며, 유입지점과 유출지점에서 시료를 채취하였다. 많은 강우가 내렸던 8월초에는 습지전체가 물에 잠기었기 때문에 조사가 이루어지지 않았다.

습지 안에서 퇴적물과 수층 사이의 유기물과 영양염 순환을 조사하기 위해서 가로와 세로의 길이가 각각 2 m인 enclosure를 습지에 설치하였다. 퇴적층의 30 cm정도 깊이까지 차단함으로써 외부와 enclosure내 물의 출입을 최소화하였다. 식생을 제거하였을 경우 수중의 유기물과 영영염농도의 변화 정도를 알아보기 위하여 enclosure 2에는 식생의 줄기와 잎을 모두 제거하였다.

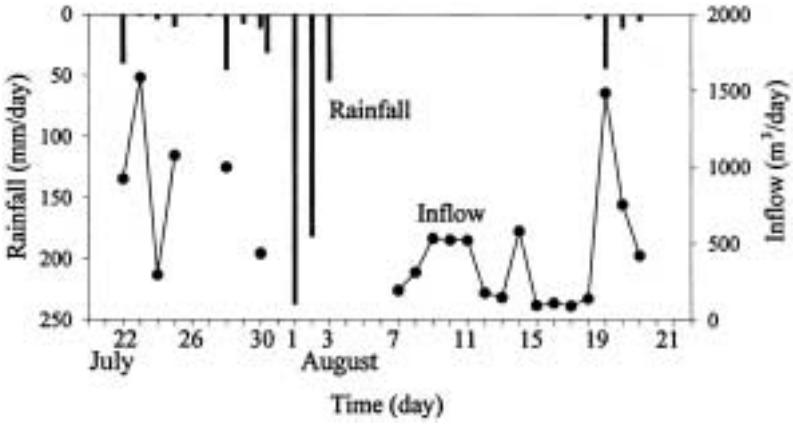


**Fig. 2.** The variations of rainfall and the quantity of inflow in study wetland.

실험은 7월 24일부터 8월 22일까지 실시하였고, enclosure내 물은 8월 8일과 8월 15일에 채수한 후 습지의 표층수로 교환하였다. 저층에 퇴적된 식물 고사체가 수중 물질의 농도에 미치는 영향을 관찰하기 위하여 8월 15일에는 물의 교환에 앞서 enclosure 바닥에 축적되어 있던 식물 고사체를 제거하였다.

### 2. 분석항목 및 방법

부유물질(SS)은 일정양의 시료를 무게가 측정된 GF/F로 여과한 후 100°C dry oven에서 건조한 후, 여과 전후의 여과지 무게 차로부터 계산하였다. 부유성 고형물 농도 측정에 사용된 여과지는 다시 500°C의 강열감량기에서 30분간 연소시킨 후 무게를 측정하여 휘발성 고형물(VSS)의 양을 계산하였다. 습지내 용존산소(DO)는 DO meter를 사용하여 측정하였다. 화학적산소요구량(COD)은 공정시험법에 따라 과망간산칼륨법으로 측정하였다. 용존유기탄소(DOC)는 고온의 산화촉매(high temperature catalytic oxidation)를 사용하는 TOC 분석기(Shimadzu 5000-A)로 측정하였다. 질산이온($NO_3$-N)은 카드뮴환원법으로 측정하였고, 총질소(TN)는 persulfate 분해법으로 전처리 한 후에 카드뮴환원법에 따라 측정하였다. 용존무기인(DIP)는 ascorbic acid법으로, 총인(TP)과 용존총인(DTP)은 각각 시료 원수와 GF/C로 여과된 여과액을 persulfate 분해법으로 전처리 한 후 ascorbic acid법으로 측정하였다.

조사기간 동안의 강우량은 일일 기상청 자료를 사용하였으며, 유입수량은 유속계로 측정된 유속과 유입구의 단면적을 이용하여 계산하였다. 유출수량은 유입수량과 동일한 것으로 가정하였다. 습지에서의 유기물과 영양염류에 대한 정화효율은 조사당일의 유입·유출수의 농도를 비교하여 해당 일의 정화율로 산정하였으며 이의 일평균치를 제시하였다. 단위면적당 제거량은 유입수량과 유출수량에 각각의 농도를 곱하여 부하량과 유출량을 산정하고, 제거량(부하량-유출량)을 습지의 면적으로 나누어 계산하였다.

## 결과 및 고찰

### 1. 습지 조사

강우시 유입수량이 현저히 증가하여 습지가 물에 잠긴 8월 초기에는 조사가 잠시 중단되었다(Fig. 2). 이렇게 변동하는 상태에서의 수질 정화효율은 인공습지를 조성하여 체류시간을 관리하는데 있어 중요하게 작용할 수 있다. 습지에서 일정한 정화효율을 달성하기 위하여 요구되는 체류시간은 건기와 우기에 각각 다른데 Brown (1987)은 우기에 7일, 건기에는 21일을 제안하였고, Watson and Hobson (1989)은 도시하수 처리를 위한 습지의 최적체류시간을 5~14일로 제안하였다. 그러나, 토지비용이 비싼 우리나라의 실정에서는 체류시간이 긴 습지를 만드는 것은 비경제적인 방안이 되므로 짧은 체류시간내에 수질을 정화하는 방향으로 나아가야 한다.

부유물질의 농도는 유입수에서 10.6~74.7 mg/l, 유출수에서 5.4~42.0 mg/l의 범위로 나타났다(Table 1). 습지 내에서의 부유물질은 물리적 작용인 침전이나 흡착에 의해 제거되는 것으로 알려져 있다. 그러나, 이러한 습지 내에서의 제거는 완전한 제거를 의미하는 것은 아니며, 단지 물리적인 분리과정이기 때문에 부유물질은 습지내에 잔류하게 된다(Corbitt and Bowen, 1994). 이렇게 잔류하는 고형물질 중에서 오염성분들은 미생물에

**Table 1.** The concentration range and median values of parameters for water quality measurement in wetland.

| Item (mg/L) | Inflow | | | Outflow | | | Mean removal efficiency (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Range | Median | No. of sample | Range | Median | No. of sample | |
| SS | 10.6～74.7 | 24.9 | 18 | 5.4～42.0 | 13.6 | 20 | 42.7 |
| VSS | 6.2～16.9 | 9.2 | 17 | 2.4～16.0 | 7.0 | 18 | 22.4 |
| COD | 6.8～14.8 | 9.0 | 19 | 6.2～8.8 | 8.1 | 14 | 19.5 |
| DOC | 2.9～14.8 | 5.6 | 15 | 3.0～7.6 | 4.7 | 12 | 5.0 |
| DO | 1.1～6.4 | 2.5 | 18 | 0.4～3.4 | 1.1 | 17 | 45.0 |
| TN | 1.5～3.7 | 2.6 | 19 | 1.2～2.6 | 2.1 | 19 | 22.5 |
| $NO_3$−N | 0.04～2.8 | 0.46 | 19 | 0.00～0.93 | 0.11 | 19 | 22.2 |
| TP | 0.21～0.63 | 0.30 | 21 | 0.26～0.62 | 0.36 | 21 | −19.3 |
| DTP | 0.03～0.23 | 0.13 | 21 | 0.01～0.29 | 0.10 | 21 | 8.2 |
| DIP | 0.05～0.20 | 0.09 | 21 | 0.002～0.21 | 0.08 | 21 | 9.1 |

**Table 2.** Average loading mass and removal efficiency of SS, VSS, COD, DOC and nutrients.

| Item | Loading mass | Removal mass | Removal efficiency |
|---|---|---|---|
| | ($g/m^2/yr$) | | (%) |
| SS | 2706.8 | 1515.0 | 56.0 |
| VSS | 884.8 | 250.9 | 28.4 |
| COD | 734.5 | 104.0 | 14.2 |
| DOC | 731.9 | 7.6 | 1.0 |
| TN | 191.9 | 45.1 | 23.5 |
| $NO_3$−N | 43.6 | 26.8 | 61.4 |
| TP | 32.5 | 0.05 | 0.2 |
| DTP | 11.9 | −1.8 | −15.1 |
| DIP | 9.5 | −1.5 | −15.8 |

의해 생물학적으로 분해 또는 용해된 후 식물에 의한 흡수되거나 기타 화학반응 등을 거치면서 제거된다(윤 등., 1997). 부유물질은 조사항목 중 42.7%로 가장 높은 제거효율을 나타냈고, 단위면적당 평균 제거율은 1,515 $g/m^2/yr$로 유입부하량의 56%가 제거되었다(Table 2).

휘발성고형물은 유입수에서 6.2～16.9 mg/l, 유출수에서 2.4～16.0 mg/l의 농도변화를 나타냈다. 평균제거효율은 22%이며 단위면적당 제거량은 유입부하량의 28%에 해당하는 251 $g/m^2/yr$로서 부유물질에 비해 낮은 제거율을 나타냈다. 휘발성고형물은 유기물의 간접적인 지표로서 이러한 휘발성고형물의 제거율은 습지내에서의 유기물생산으로 인하여 무기물에 비해 낮다는 것을 의미한다. 본 연구에서는 유출수중의 부유유기물 입자 조성이 조사되지 않았으나, 습지내에 수생식물이 밀생하고 있으며 식물의 사체가 축적되어 있는 환경으로 볼 때 식물의 분해잔재로부터 입자상 쇄설물이 발생하고, 수중박테리아의 증식도 있었을 것으로 추정된다.

본 연구에서는 습지내 체류시간이 짧은 편이므로 여기에서의 결과는 체류시간이 짧은 습지의 조건에 국한하는 것으로 해석하여야 한다. 실제로 습지를 수처리에 운용할 때에는 실험실조건과는 달리 유량이 조절되는 것이 아니기 때문에 큰 비로 유입수량이 많을 때와 가뭄 시에 각각 오염물질에 대한 제거능력에 차이가 있을 수 있다. 집중 강우시에는 습지내 체류시간이 짧아지고, 유속이 빨라져 습지에 퇴적되어있던 입자상 유기물이 재부유하여 유출될 수 있다. 그러나, 본 연구 습지에서는 강우 전 · 후를 비교하였을때 부유물질이나 휘발성고형물의 제거율에 있어서 고려할 만한 차이는 없었다. 그러므로 강우시 짧은 체류시간을 가졌음에도 불구하고 유입된 부유물질을 제거하는데는 큰 영향을 미치지 않은 것으로 생각된다.

COD는 유입수에서 6.8～14.8 $mgO_2/l$, 유출수에서 6.2～8.8 $mgO_2/l$로 다른 항목에 비하여 유출수의 농도변화는 작은 편이었다. 유입수와 유출수의 농도 비교에 의한 COD의 평균 제거율은 16.8%이었고, 단위면적당 제거량은 104 $g/m^2/day$로서 유입부하량의 14.2%가 제거되었다. COD의 낮은 제거율은 수초의 광합성에 의한 유기물 생산 및 짧은 체류시간과 관련이 있는 것으로 생각된다. 유기물의 분해는 습지내에서 종속영양 미생물에 의한 가수분해와 이화작용과 관련되므로, 유기물분해에 필요한 수리학적 체류시간을 가지지 않은 경우 제거율이 감소하게 된다(Maehlum, 1998). 자연습지에서는 유량이 조절되지 않기 때문에 큰 비로 유입수량이 많을 때와 가뭄시에 각각 오염물질에 대한 제거능력에 차이가 있을 수 있다. 그러나, 강우시의 이러한 부정적인 측면과는 반대로 홍수 · 가뭄에 의한 자연적인 수위의 변동이 생물학적 종 변화를 교란시켜 생존할 수 있는 식물 종을 선택하며, 유기물을 산화시킬 수 있는 수준의 습지를 회복시킬 수 있다는 긍정적인 면도 생각할 수 있다(Faulkner and Richardson, 1989). 그러나, 본 연구에서의 유기물 정화능력을 부유물질이나 휘발성고형물

**Table 3.** Comparison of between loading mass and removal efficiency.

| Item | Loading mass | Removal mass | Removal efficiency | Reference |
|---|---|---|---|---|
| | ($g/m^2/yr$) | | (%) | |
| Phosphorus | 32.5 | 0.05 | 0.2 | this study |
| | 5.0 | | 65～95 | Faulkner and Richardson (1989) |
| | 10～15 | | 30～40 | Faulkner and Richardson (1989) |
| | 1.5 | 1.0 | 68 | Nichols (1983) |
| | 6.0 | 2.8 | 47 | Nichols (1983) |
| | 15.0 | 4.5 | 30 | Nichols (1983) |
| | 1,460 | 836.6 | 57.3 | Yoon *et al.* (1999) |
| | 281.1 | 111.0 | 39.5 | Yoon *et al.* (1999) |
| | 34 | | 28～70 | Cooke (1992) |
| Nitrogen | 191.9 | 45.1 | 23 | this study |
| | 20～30 | | 70 | Faulkner and Richardson (1989) |
| | below 10 | | up to 70 | Nichols (1983) |
| | 6,883.9 | 2072.1 | 30.1 | Yoon *et al.* (1999) |
| | 2,712.0 | 425.8 | 15.7 | Yoon *et al.* (1999) |

제거율과 비교하였을 때 강우 전후의 고려할 만한 차이는 없었다.

유입수와 유출수의 DOC 농도는 각각 2.9～14.8, 3.0～7.6 mg/l의 범위를 보였다. 습지에서의 DOC 일평균 제거율은 5.0%였으며, 조사기간 중 단위면적당 제거량은 7.6 $g/m^2/yr$로 유입부하량의 단지 1%만이 제거되었다 (Table 2). 본 연구대상 습지는 식생이 밀집되어 있어 유기물분해에 적합한 환경조건을 이루고 있지만(Tanner and Sukias, 1995), 바닥에 수년간 축적되어 있는 식물사체와 성장중인 식생으로부터 유기물이 유출됨으로서 제거율이 낮았던 것으로 사료된다(김 등, 1999).

유입수내 총질소(TN) 농도는 1.5～3.7 mg/l, 유출수는 1.2～2.6 mg/l의 범위로 일평균 제거율은 22.5%였다. 단위면적당 제거량은 45.1 $g/m^2/yr$로 총 유입부하량의 23.5%를 제거하였다. $NO_3$-N의 일평균 제거율은 22.2%로 TN과 비슷하였으나, 단위면적당 제거량은 61.4%로 조사항목 중 가장 높은 효율을 보였다. $NO_3$-N는 주로 탈질작용에 의해 제거되었을 것으로 추정된다. 습지로 유입되는 유입수의 용존산소는 7월 22일을 제외하고는 4 mg/l 이하였으며, 유출수에서는 평균 1.3 mg/l로 습지 내부에서 수층과 저질속에는 탈질작용에 적합한 혐기성 환경이 조성되었을 것으로 사료된다.

질산성질소에 비해 총질소의 제거율이 낮은 이유는 체류시간이 짧은 습지로 평균 192 $gN/m^2/yr$ 정도의 많은 양의 질소가 유입되었기 때문인 것으로 추측된다. 습지 내부의 주요 질소 제거기작은 미생물에 의한 질화 및 탈질화와 식물에 의한 흡수 그리고 이온화 등으로 설명되고 있으며(Gersberg *et al.*, 1983; Knight *et al.*, 1987; Faulkner and Richardson, 1989), 유입부하량이 제거효율에 영향을 주는 것으로 알려져 있다. Faulkner와 Richardson (1989)은 습지로 유입되는 질소 부하량이 20～30 $gN/m^2/yr$에서는 약 70%의 제거율을 나타내지만 그 이상의 높은 부하율에서는 제거율이 낮다고 보고하였다.

TP, DTP 및 DIP의 평균 제거율은 각각 −19.3%, 8.2%, 9.1%이였다. DTP와 DIP가 적은 양이기는 하나 습지에서 제거되는 것과는 달리 TP의 경우는 습지로부터 유출이 발생하는 것으로 나타났는데 이것은 습지에서 입자성 유기인(POP)이 유출되는 것을 의미한다. 이것은 휘발성고형물의 제거율이 낮은 것과 같은 현상으로서 습지내에서 생성된 입자상 유기물이 유출되었음을 시사한다. 본 연구에서 사용된 습지는 수심이 얕았기 때문에 유속이 빠른 강우시에는 침강되어 있던 입자상 유기물이 재부유하여 유출되기 쉬운 환경이었다고 추정된다. 따라서 습지에서 강우시에 입자상 유기물이 유출되지 않으려면 강우시에도 충분히 느린 유속을 가지도록 설계하거나 강우시에는 유입수를 차단하여 우회 방류하고 습지내로 유입시키지 않는 운용방법이 바람직하다.

인의 제거율이 낮은 현상은 습지의 퇴적층내에 인이 침강·흡착되어 저질이 이미 인에 대해 포화되었으며, 퇴적층이 인을 축적할 수 있는 기질로서의 역할을 더 이상 지속할 수 없다는 것을 의미한다. Nichols (1983)와 Faulkner와 Richardson (1989)은 장기간 오염물질을 받아들이고 있는 여러 습지의 인의 정화효율에 대해 연구한 결과 인의 축적기간과 축적량이 많아질수록 정화효율이 감소한다는 것을 보고하였다(Table 3). 김 (1998)은 운영시간이 짧은 인공습지에서 질소(19%)에 비해 인

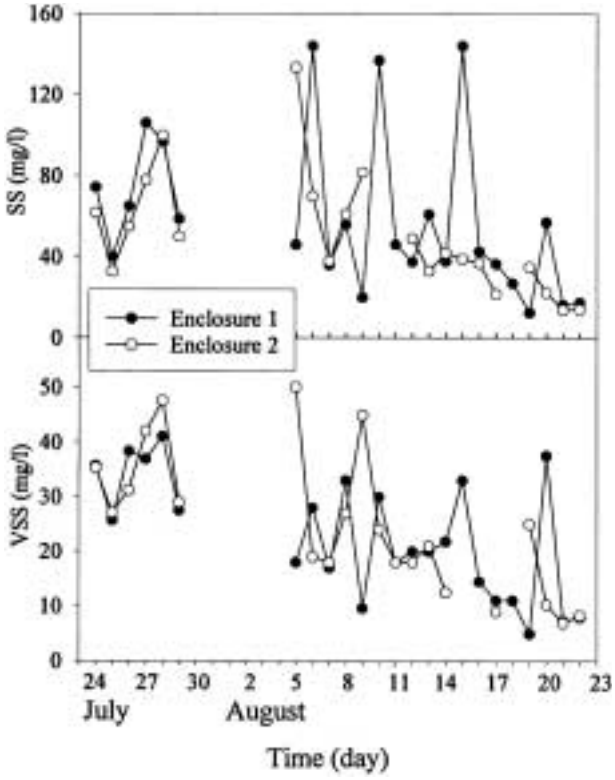


**Fig. 3.** The variations of suspended solids (SS) and volatile suspended solids (VSS) concentration in two enclosure system.

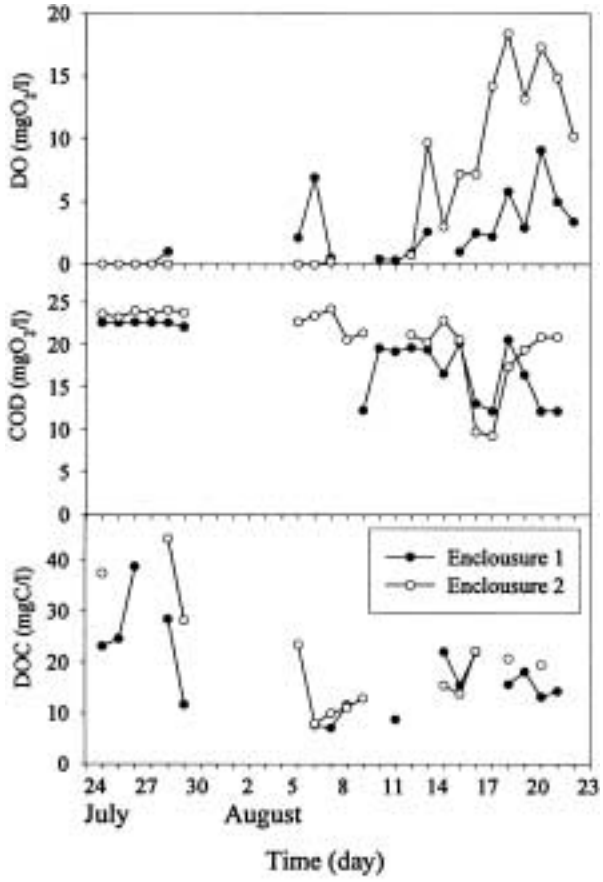


**Fig. 4.** The variations of dissolved oxygen, chemical oxygen demand and dissolved organic carbon concentration in two enclosure system.

(35%)의 제거율이 높음을 보고하였다. 또한, 윤 등(1999)은 실내에서 이루어진 실험에서 유입된 총인의 50%가 제거되는 반면에 총질소는 24.3%로 제거율이 낮음을 보고하였다.

인의 제거효율과 운영시간 그리고 유입부하량과의 관계는 습지 기질이나 유입수에 포함된 금속이온과 관련하여 설명되어질 수 있다. Cooke (1992)는 철과 알루미늄 농도가 높은 유입수가 유입되고 인 유입부하량이 30 $g/m^2/yr$ 이상인 습지에서 인의 제거효율이 10년 동안 높게 유지된다고 보고하였다. 습지로 유입된 오수중의 인은 고형물의 침전과 흡착, 금속이온과의 결합에 의한 침강 그리고 식물에 흡수 이용됨으로서 제거된다. 화학적 결합에 의한 침강은 수중에 존재하는 철과 알루미늄의 농도, pH 및 탁도의 영향을 받는다. 수중에 불순물, 철과 알루미늄과 같은 3가 이온이 많을수록 인의 침전은 효과적으로 이루어지지만(Cooke, 1992), 오랫동안 인이 포함된 오수가 유입되는 습지는 대부분의 금속이온이 인과 결합된 형태로 존재할 수 있기 때문에 새로운 기질로 교체되거나 금속이온의 농도가 높은 유입수가 유입되기 전까지는 인 제거능력을 상실할 것이다(Mitsch and Gosselink, 1993).

## 2. Enclosure 실험

Enclosure 내에서 SS와 VSS의 농도는 시간에 따라 감소하는 경향이 나타났고, 식생의 유무에 따른 두 enclosure간의 뚜렷한 농도차이는 관찰되지 않았다(Fig. 3). 부유물질의 농도가 식생의 유무와 관계가 없었던 것은 부유물질의 주된 제거기작이 침강이기 때문에 식생의 영향을 적게 받기 때문인 것으로 생각된다. 실험동안 관찰된 몇 차례의 고농도는 바람에 의한 혼합, 시료채취시 혹은 저서동물에 의한 퇴적층 교란 등에 의한 것으로 보인다.

Enclosure 내 식물이 있는 곳(enclosure 1)과 제거한 곳(enclosure 2)의 용존산소 농도는 실험수의 교환 전 모두 혐기성 상태였으나 8월 8일에 실시된 물의 교환 후 증가하였다(Fig. 4). 용존산소의 농도는 식생이 있는 곳보다 없는 곳에서 더 높게 나타났다. 식생이 제거된

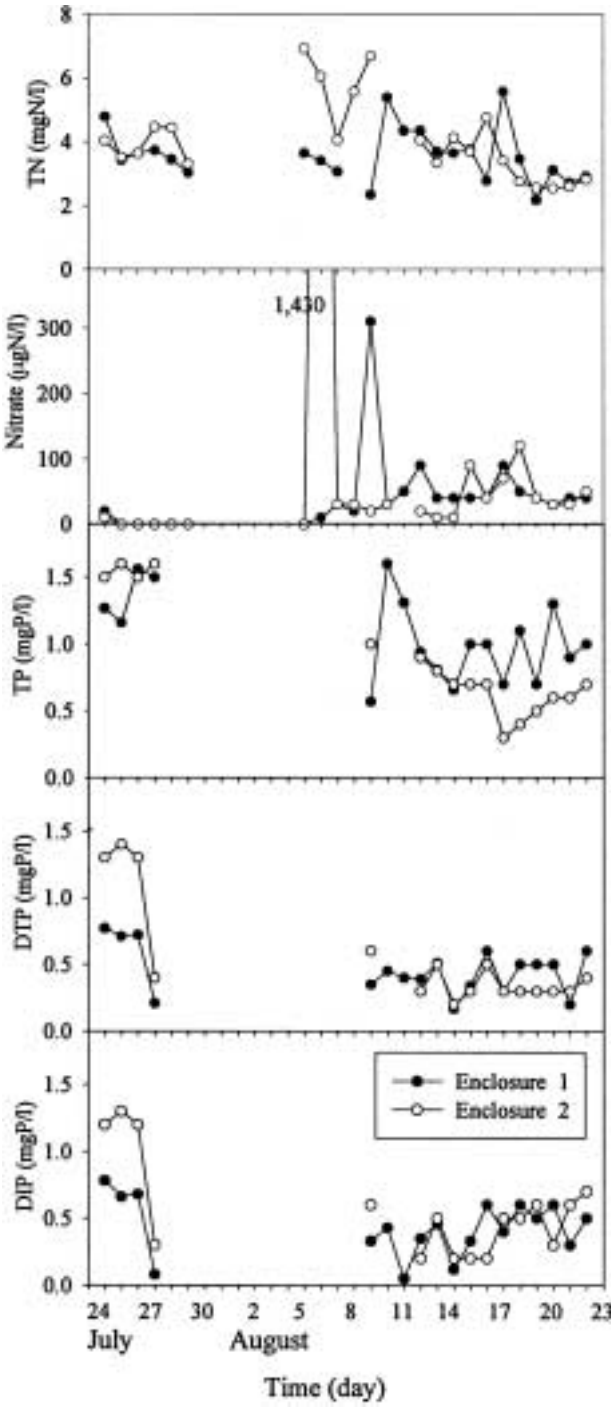


**Fig. 5.** The variations of total nitrogen, nitrate, total phosphorus, dissolved total phosphorus and dissolved inorganic phosphorus concentration in two enclosure system.

곳은 퇴적층의 표면까지 빛이 도달하면서 식물플랑크톤이나 부착조류가 크게 증식하였을 것으로 예상되며, 이에따른 광합성작용이 활발했던 결과로 보인다.

식생이 없는 enclosure 2에서는 실험수의 교환과 식물사체의 제거 후 COD 농도가 일시적으로 감소하였다가 다시 증가하였으나, 식생이 존재하는 enclosure 1에서는 물의 교환 이후 COD 농도가 현저하게 감소하였다(Fig. 4). 실험수 교환이 이루어진 직후의 낮은 COD 농도는 유기물 농도가 낮은 교환수에 의한 희석으로 보이나, 식물사체가 제거된 후 식생이 있는 곳에서의 COD농도 감소원인은 확실치 않다. Hatano 등(1993)은 갈대와 부들로 식생이 구성된 실험군이 식생이 없는 곳보다 2～3배의 미생물들이 존재한다고 보고하였다. DOC의 농도는 식생에 따른 차이를 구별하기 어려웠다.

총질소 농도는 두 enclosure 모두에서 실험수 교환과 식물사체의 제거에 따른 변화는 작았다(Fig. 5). 질산성질소는 시간이 지남에 따라 완만하게 증가하는 것으로 보여지고 있으나, 습지 수중의 농도와 비교하면 매우 낮은 농도이다. 이것은 실험수 교환 이후 수체내 산소농도가 증가함에 따라 질산화 작용이 진행되었기 때문인 것으로 생각된다. 총인은 실험수 교환 이후 식생이 없는 enclosure 2에서는 지속적으로 감소하였으나, 식생이 존재하는 enclosure 1에서는 실험수 교환과 식물 고사체의 제거가 이루어진 시기 이후에 점차적으로 증가하였다. 용존총인은 큰 변화없이 일정하게 유지되었던 반면에 용존무기인의 경우는 시간에 따라 증가하는 경향이 나타났다. 이것은 용존유기인 혹은 입자상유기물이 습지내에서 산화되어 분해·제거되면서 유기물에 포함되어 있던 인이 무기화되어 수중으로 재용출된 것으로 판단된다.

그러나, 이렇게 enclosure 내부의 물질농도가 다양하게 변동함에도 불구하고 질산성질소를 제외한 대부분의 물질들이 enclosure 설치 초기부터 습지보다 enclosure 내부에서 더 높은 농도를 보였다는 것에 주목할 수 있다. 이것은 물 이동이 차단됨으로써 나타난 산소공급의 제한 등과 같은 환경조건의 변화에 따라 퇴적층과 수층 사이의 평형상태가 상향조정되었다는 것을 의미한다. 따라서 소규모의 습지조성이나 또는 체류시간의 확장이 습지 내부의 총 생물량 증가를 동시에 수반하거나, 이에 따른 적절한 생물활동 등과 관련되지 않을 경우 수중에서 여러 오염물질의 농도를 증가시키는 결과를 초래할 수도 있을 것으로 보인다.

## 적 요

10년 전부터 논농사가 중단되고 농업배수와 생활하수가 유입하여 식생이 번성한 습지에서 수질개선 효과를

측정하였다. 습지의 체류시간이 평균 1.2일로 매우 짧음에도 불구하고 SS와 질소의 제거효과는 높게 나타났다. 질산성질소의 제거효율은 평균 유입부하량의 61.4% (26.8 g/m$^2$/yr)로 조사항목 중 가장 높았으며, TN은 23.5% (45.1 g/m$^2$/yr), SS는 56% (1,515 g/m$^2$/yr)의 제거효율을 나타냈다. 습지에서의 유기물 제거효율은 낮았다. COD는 총 유입부하량의 14.2% (104 g/m$^2$/yr), VSS는 28.4% (28.4 g/m$^2$/yr)가 제거되었으나, DOC는 1.0% (7.6 g/m$^2$/yr)로 거의 제거되지 않았다. 평균 유입부하량이 32.5 g/m$^2$/yr이었던 TP는 대부분이 제거되지 않았으며 용존인의 경우는 유입된 인의 분해 및 퇴적물에서의 재용출에 의하여 습지로부터 유출되는 특성을 보였다. 습지에 설치된 enclosure에서는 물의 흐름이 차단되는 초기에 질산성질소를 제외하고 거의 모든 물질농도가 높아지는 것으로 나타났다. 이러한 현상은 체류시간이 길어지면서 다시 인을 제외한 SS, 유기물(VSS, COD, DOC)과 총질소는 감소하는 경향을 보였다. 식생과 습지 바닥에 축적되어 있는 식물고사체의 제거는 용존산소의 증가에 의한 질화작용으로 질산성질소의 농도가 증가할 뿐 습지의 정화효율에 미치는 영향은 적었다. 이것은 습지유출수의 유기물농도가 습지 내에 분포하는 식생보다는 퇴적된 유기물과 상부 수층간의 물질교환 평형에 의해 결정되는 것이며, 일부 퇴적층을 제거하고 체류시간을 늘인다고 해도 저질과의 평형농도 이상으로 수질을 개선할 수는 없다는 것을 의미한다. 한편 자연습지는 강우기의 유입수에 대하여 안정적인 처리효율을 보여 유역 비점원에서의 오염물질 유출방지에 활용이 가능할 것으로 보인다.

## 사 사

본 연구는 농업기반공사의 지원으로 수행되었습니다. 현장조사 및 분석에 도움을 주신 환경과학과 환경생태학실험실 여러분과 좋은 조언을 해주신 심사자 두 분께 깊은 감사를 드립니다.

## 인 용 문 헌

김도선. 1998. 군부대 오수처리 효율성 향상을 위한 인공습지의 이용방안. 강원대학교 석사논문.

김범철, 전만식, 정근, 정연숙, 황길순. 1999. 농촌배수처리용 습지의 생물상 및 유기물 제거율. 한국환경생물학회지 **17**: 407–414.

심우섭, 한인섭. 1998. 울산지역에서 자생하는 갈대, 부들, 갈풀을 이용한 Reed–Bed의 생활하수 정화능력 연구. 한국환경과학회지 **7**: 117–121.

윤춘경, 권순국, 김형국. 1997. 인공습지에 의한 농촌오수처리에 관한 연구. 한국농공학회지 **39**: 56–63.

윤춘경, 권순국, 우선호, 권태형. 1999. 농촌지역 수질개선을 위한 인공습지 실험시설의 3년간 실험결과 검토. 한국수질보전학회지 **15**: 581–589.

황순진, 공동수. 1999. 습지의 인 Sink 기능에 영향을 미치는 생물학적 요인들. 한국육수학회지 **32**: 79–91.

Brix, H. 1990. Gas exchange through the soil–atmosphere interface and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Wat. Res.* **24**: 259–266.

Brix, H. and H.H. Schierup. 1990. Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil–atmosphere interface oxygen transport, p. 41–51. *In*: Use of Constructed Wetlands In Water Pollution Control (P.F. Cooper and B.C. Findlater, eds.). Pergamon Press, Oxford.

Brown, M.T. 1987. Conceptual design for a constructed wetlands system for the renovation of treated effluent. Report from the center for wetlands, University of Florida. 18.

Cooke, J.G. 1992. Phosphorus removal processes in a wetland after decade of receiving sewage waters. *J. Environ. Qual.* **21**: 733–739.

Corbitt, R.A. and T.P. Browen. 1994. Constructed wetlands for wastewater treatment, p. 221–242. *In*: Applied wetlands science and Technology (D.M. Kent, ed.). Lewis Publishers, Boca Raton.

DeBoer, J. and K.D. Linstedt. 1985. Advances in water reuse applications. *Wat. Res.* **19**: 1455–1461

Faulkner, S.P. and C.J. Richardson. 1989. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. p. 41–72. *In*: Constructed wetlands for wastewater treatment (D.A. Hammer, ed.). Lwsis publishers, Chelsea, Michigan.

Gersberg, R.M., B.V. Elkins and C.R. Goldman. 1983. Nitrogen removal in artificial wetlands. *Wat. Res.* **17**: 1009–1014.

Gersberg, R.M., R.B. Renner, S.R. Lyon and B.V. Elkins. 1987. Survial of bacteria and viruses in municipal wastewater applied to artificial wetlands, p. 237–245. *In*: Aquatic plants for water treatment and resource recovery (K.R. Reddy and W.H. Smith, eds). Magnolia publishing lac. Orlando, Florida.

Hammer, D.A. 1989. Constructed Wetlands for wastewater treatment : Municipal, Industrial and agricultural, Lewis Publisher.

Hatano, K., C.C. Trettin, C.H. House and A.J. Wollum. 1993. *In*: Constructed Wetlands for Water Quality Improvement (Moshiri, G.A. ed.). Lewis Publishers. pp. 51–547.

Kent, D.M. 1994. Applied Watlands science and technology, Lewis Publishers.

Knight, R.L, T.W. McKim and H.R. Kohl. 1987. Performance of a natural wetland treatment system for wastewater management. *J. Water Pollution Control Federation* **59**: 746–754.

Maehlum, T. 1998. Cold–climate constructed wetlands: Aerobic pre–treatment and horizontal subsurface flow systems for domestic sewage and landfill leachate purification : Doctor scientiarum theses, Agricultural University of Norway.

Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink. 1993. Biogeochemistry of wetlands, p. 579–586. *In*: Chemical transformations in wetland soils In wetland (Mitsch, W.J. and J.G. Gosselink, eds). Van Nostrand Reinhold, 115 Fifth Avenue, New York, NY 10003.

Nichols, D.S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. *J. Water Pollution Control Federation* **55**: 495–505.

Stowell, R., R. Ludwig, J. Colt and G. Techobanoglous. 1980. Toward the rational design of aquatic treatment systems. Presented at the american society of civil engineers spring convention, Portland, Oregon : 43.

Tanner, C.C. and J.P. Sukias. 1995. Accumulation of organic solids in gravel–bed constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* **32**: 229–239.

Tchobanoglous, G. 1987. Aquatic plant system for wastewater treatment engineering considerations, p. 27–48. *In*: Aqatic plants for water treatment and resource recovery (Reddy, K.R. and W.H. Smith, eds). Magonlia Publishing Inc. Orlando, Florida.

Watson, H.T. and J.A. Hobson. 1989. Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment. D.A. Hammer, ed., Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Mich., 379–392.