

## 인공습지 조성 후 습지미생물활성도 변화에 관한 연구

이자연 · 김보라 · 박소영\* · 성기준

부경대학교 생태공학과, \*부경대학교 해양공학과  
(2009년 6월 16일 접수; 2009년 9월 16일 수정; 2009년 10월 26일 채택)

### Change of Wetland Microbial Activities after Creation of Constructed Wetlands

Jayeon Lee, Bora Kim, Soyoung Park\* and Kijune Sung

*Department of Ecological Engineering, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea*

*\*Department of Ocean Engineering, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea*

(Manuscript received 16 June, 2009; revised 16 September, 2009; accepted 26 October, 2009)

#### Abstract

To understand the initial changes in the microbial activities of wetland soil after construction, dehydrogenase activity (DHA) and denitrification potential (DNP) of soil from 1 natural wetland and 2 newly constructed wetlands were monitored. Soil samples were collected from the Daepyeong marsh as a natural wetland, a treatment wetland in the West Nakdong River, and an experimental wetland in the Pukyong National University, Busan. The results showed that the DHA of the natural wetland soil was 6.1 times higher than that of the experimental wetland and similar to that of the treatment wetland 6 months after wetland construction (fall). Few differences were observed in the DNP between the soil samples from the natural wetland and 2 constructed wetlands four months after wetland construction (summer). However, 6 months after the construction (fall), the DNP of the soil samples from the natural wetland was 12.9 times and 1.8 times higher than that of the experimental wetland and the treatment wetland, respectively. These results suggested that the presence of organic matter as a carbon source in the wetland soil affects the DHA of wetland soil. Seasonal variation of wetland environment, acclimation time under anaerobic or anoxic wetland conditions, and the presence of carbon source also affect the DNP of the wetland soil. The results imply that the newly constructed wetland requires some period of time for having the better contaminant removal performance through biogeochemical processes. Therefore, those microbial activities and related indicators could be considered for wetland management such as operation and performance monitoring of wetlands.

**Key Words :** Constructed wetland, Natural wetland, Dehydrogenase activity, Denitrification potential, Biogeochemistry, Indicators

#### 1. 서론

최근 습지의 다양한 생태적 기능들이 알려지면서

습지에 대한 관심이 높아지고 있으며, 습지를 이용하여 오염물질을 처리하고자 하는 연구들 또한 많이 진행되고 있다<sup>1,2)</sup>. 습지를 이용한 오염정화에 관한 연구는 대부분 가정하수와 축산폐수 등과 같은 고농도의 점원 오염물질을 처리하는데 집중되어 있었으나 최근 비점오염원 관리에 대한 요구가 증대됨에 따라 비점원 오염물질을 효과적으로 처리할 수 있는 새로운 관

Corresponding Author : Kijune Sung, Department of Ecological Engineering, Pukyong National University, Busan 608-737, Korea  
Phone: +82-51-629-6544  
E-mail: ksung@pknu.ac.kr

리 대안으로서 인공습지를 이용하고자 하는 연구 또한 주목받고 있다<sup>3)</sup>.

습지는 인간의 활동을 통해 직·간접적으로 발생된 유·무기 물질을 변화시키고, 수문·수리·화학적 순환 과정을 통해 오염물질을 정화하는 자연정화시스템으로 비용이 적게 든다는 경제적인 장점을 가지고 있다<sup>3~5)</sup>. 습지는 수문과 토양, 식생으로 구성되어 있는데 이러한 구성요소들은 서로 독립적으로 존재하는 것이 아니라 습지 수문의 상호작용으로 서로 영향을 주고받으며 생태적으로 유기관계를 형성한다<sup>2)</sup>. 따라서 습지는 형성 후 시간이 경과함에 따라 습지토양과 같은 습지의 구성 요소들이 발달되면서 습지의 기능이 향상 되는 것으로 알려져 있는데<sup>6,7)</sup>, 시간에 따른 습지의 특성변화는 습지의 오염물질 정화능 변화에도 영향을 줄 수 있다. 습지의 수질정화에 큰 영향을 미치는 습지미생물은 습지토양 내 축적된 유기물을 분해하며, 영양염의 순환, 에너지 흐름과 물질대사 순환에 영향을 미치고 또한 습지식물의 생육에 큰 영향을 미치는 중요한 요소이다<sup>2)</sup>. 인공습지 조성 초기에는 생지화학적 기작에 의한 분해나 물질 순환보다는 침전 및 여과나 흡착 등과 같은 물리적 기작에 의하여 수질정화가 주로 일어나게 되나 지속적인 습지 수문 조건하에서 점차 시간이 경과함에 따라 습지 내에 유기물질의 축적이 이루어지면서 습지토양이 발달하게 되고, 습지환경에 적응한 미생물들이 성장하면서, 생지화학적 기작에 의하여 탈질과 같은 오염물질의 영구적인 제거나 분해 및 식물의 성장과 같은 생산 활동에 활용될 수 있을 것으로 기대된다<sup>8)</sup>. 따라서 이러한 습지미생물의 활성도 변화는 습지의 생지화학적 기능을 평가하는 중요한 지표로도 사용될 수 있을 것이다.

지금까지의 국내의 습지 관련 연구들은 습지 내 유출입 오염물질 처리효율과 식물의 흡수에 의한 수질정화에 관하여 연구가 주로 수행되어 왔으며, 인공습지에서 발생하는 다양한 미생물과 토양의 발달에 대한 연구는 거의 이루어지지 않은 실정이다<sup>9)</sup>. 이에 따라 본 연구에서는 습지에서 오염물질의 직접적인 분해에 의한 오염물질의 제거뿐만 아니라 일반적인 영양염 순환에 핵심적인 역할을 담당하는 습지토양의 미생물활성도에 대하여 인공습지 조성 초기의 변화양

상을 파악하고 이를 자연습지와 비교함으로써 습지의 기능평가에 활용하고자 하였다.

## 2. 재료 및 방법

### 2.1. 연구습지선정

자연습지와 인공습지의 미생물활성도를 비교하고 인공습지 조성 후 시간에 따른 변화를 알아보기 위하여 자연습지 1 곳과 인공습지 2 곳을 선정하였다. 자연습지는 참조습지로 활용되었는데, 자연습지의 형태적 특성 및 서식 침수식물 등을 참고하여 2 곳의 인공습지를 조성하였으며, 인공습지의 미생물활성도 변화 또한 참조습지와 비교하여 알아보았다.

참조습지로 활용된 자연습지로는 비점오염물질 정화기능을 효과적으로 수행하고 있는 대평늪을 선정하였는데 대평늪은 경남 함안군에 위치한 저류형습지로 (Fig. 1. (a)) 강우 시 총질소(Total nitrogen, TN)과 부유물질(Suspended Solid, SS)의 제거율이 80% 이상 되는 것으로 알려져 있다<sup>10)</sup>. 대평늪의 주변 토지는 농경지, 임야, 주거지로 사용되고 있으며 대평천이 가장 큰 유입부이고 유출부는 질날늪의 유출부와 합류하여 남강으로 유출되고 있다. 대평늪의 면적은 약 82500 m<sup>2</sup>이며, 최대깊이는 1.9 m이며 식생은 중앙부의 경우 마름, 가시연꽃등의 부엽식물과 붕어마름, 검정말 등의 침수식물이 우점하고 있고 주변부의 경우 줄근락, 부들, 갈대군락 등의 정수식물이 우점하고 있다.

본 연구에서 활용한 인공습지는 참조습지인 대평늪의 형태와 수심 및 식생구조 등 대평늪의 특성을 참고하여 2008년 3월 서낙동강과 평강천의 합류지점에 조성된 비점오염원관리용 처리습지(Fig. 1. (b))와 동일 시기인 2008년 3월 부산광역시 부경대학교 내에 실험 용도로 조성된 실험습지이다 (Fig. 1. (c)). 처리습지의 경우 유입부의 침강저류지(210 m<sup>2</sup>)와 두 개의 저류형 습지(900 m<sup>2</sup>)로 구성되어 있으며 습지의 최대 깊이는 1.9 m이며, 조성 후 바로 주변의 축사로부터 강우 시 비점원 오염물질의 유입이 시작되었다. 실험습지의 경우 침전저류지(26.6 m<sup>2</sup>), 저류형습지(218.4 m<sup>2</sup>), 식생수로(305.7 m<sup>2</sup>)로 구성되었으며 최대 깊이는 1.5 m이며, 인위적인 실험 시에만 오염물질의 유입이 있어 서낙동강의 처리습지보다 오염물질의 유입량이 적었

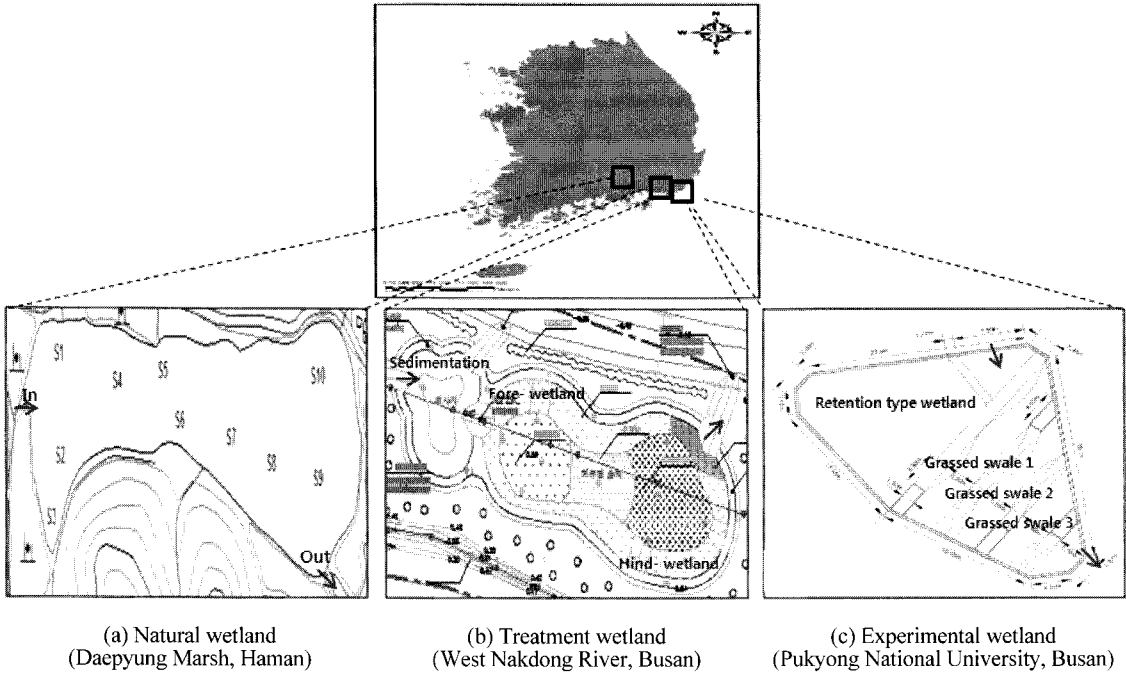


Fig. 1. Wetlands investigated in this study.

다. 두 인공습지의 식생 도입은 습지 조성 3개월 이후인 2008년 6월에 서낙동강의 수생식물 우점지역에서 수생식물의 종자를 함유한 습지토양을 채취하여 조성된 인공습지에 도입하여 자연발아 시킴으로써 대평늪에서 서식하는 침수식물과 동일한 종류인 검정말과 붕어마름이 정착하도록 하였다.

습지토양 시료의 채취는 아크릴코어를 이용하였으며, 자연습지의 경우 습지를 유입부, 중앙부, 유출부로 구분하여 2008년 7월(여름)과 9월(가을)에 10개의 정점에서 채취하였으며, 서낙동강 인근 처리습지의 경우 조성 4개월 후(여름)와 6개월 후(가을)에 습지 내 침강저류지와 두개의 저류형습지에서 각각 시료를 채취하였다. 실험습지의 경우 처리습지와 동일시기에 저류형습지와 3곳의 식생수로에서 시료를 채취하였다.

## 2.2. 탈수소효소활성도(DHA)

탈수소효소는 토양유기물에서 전자수용체로 수소를 전이하여 기질에서의 수소를 제거함으로써 토양유기물의 생물학적 산화에 중요한 역할을 담당한다<sup>11)</sup>.

따라서 탈수소효소의 활성도(Dehydrogenase activity, DHA)는 미생물 자체 활성도의 수준을 간접적으로 측정할 수 있는 방법으로 주요 토양 미생물 군집의 평균 대사활동 수준을 잘 나타내는 것으로 알려져 있다<sup>12,13)</sup>. 습지토양의 DHA분석은 토양미생물에 의해 2,3,5 - triphenyltetrazolium chloride(TTC)가 환원되어 생성된 triphenyl formazan(TPF)를 methanol로 추출하여 비색 정량하는 방법을 사용하였다<sup>11)</sup>. 멸균된 100 ml 실험관에 생토 3 g와 CaCO<sub>3</sub> 0.03 g을 넣어 혼합한 후 3% 2,3,5 - triphenyltetrazolium chloride(TTC)용액 1 ml과 멸균증류수 2.5 ml를 첨가한 후 5분간 섞어준 다음 37°C에서 24시간 동안 배양하였다. 배양 후 methanol 50 ml를 첨가하여 5분간 혼합하고 1시간 동안 방치시킨 후 여과지(Whatman No.42)를 이용하여 여과시킨 추출액을 485 nm 파장에서 spectrophotometer (UV-1700, Shimadzu, Japan)로 비색정량하였다. 표준곡선을 작성하기 위하여 triphenyl formazan (TPF) 표준용액 또한 485 nm에서 측정하였으며, 흡광계수는 TPF로 만든 표준곡선에 따라 µg/ml로 계산하였고, 이 값을 다시 µg TPF/g soil/day로 환산하여 나타내었다<sup>14,15)</sup>.

### 2.3. 잠재탈질율(DNP)

습지에서 탈질화과정(Denitrification)은 침수조건 의 지속으로 수체 혹은 습지토양에서 산소농도가 감소하게 되고 이로 인하여 혐기성 조건이 형성되면 습지 내 탈질미생물이 유기물 분해기작에서 필요한 전자수용체로 산소( $O_2$ ) 대신에 질소( $NO_3^-$ -N)를 사용하면서 질산성 질소( $NO_3^-$ -N)를 질소가스( $N_2$ )로 환원되는 과정이다. 질산성 질소의 경우 습지식물에 의하여 흡수된 후 식물이 고사하게 되면 다시 수체로 용출될 수 있는 것에 반하여, 탈질화는 질소를 기체 상태로 변환시켜 습지에서 영구적으로 제거하는 기작으로 습지 오염물질 정화에 영향을 미치는 중요한 요인이다<sup>16,17</sup>). 이러한 탈질화 정도를 분석하는 방법중 하나인 잠재탈질율(Denitrification potential, DNP)은 탈질에 필요한 질소와 탄소 또는 둘 다 충분할 경우 탈질이 얼마나 일어날 수 있는지를 보여주는 지표로서 습지 내에서의 탈질미생물의 활성도에 따라 질소나 탄소 농도가 같은 수준이더라도 탈질율은 다르게 나타난다. 본 연구에서는 각 습지에서의 탈질능을 비교하기 위하여 질소만을 공급하여 질소가 충분히 존재할 경우 탈질이 얼마나 일어날 수 있는지를 조사하였다<sup>18</sup>).

DNP의 분석은 탈질과정 중 질산성질소( $NO_3^-$ -N)에서 질소( $N_2$ )가스로의 변화단계를 아세틸렌을 주입하여 차단한 후 생성된 아산화질소( $N_2O$ )의 농도를 측정하여 탈질율을 측정하는 Acetylene blocking method을 사용하였다<sup>19</sup>). 먼저 멸균된 120 ml vial에 토양시료 20 g과 1 mM  $KNO_3$ , 20 ml 질소원을 넣은 후 실리콘 septum으로 외부와의 공기교환을 완전히 차단시켰다. 혐기성 상태로 만들기 위해 5분간  $N_2$ 가스를 흘려보내 산소를 제거한 뒤 Headspace Volume의 10% 정도의 아세틸렌가스( $C_2H_2$ )를 주입하여 25°C의 암조건에서 2 시간 동안 흔들어진 후 GC(63Ni ECD)를 이용해  $N_2O$  농도를 측정하였다.

### 2.4. 토양유기물

습지토양의 유기물의 축적 정도를 조사하기 위하여 강열감량과 화학적 산소요구량을 분석하였다. 습지토양의 강열감량은 빈 도가니를 110°C에서 건조시켜 무게를 단 후, 도가니에 시료 약 5 g을 취하여 110°C에서 항량으로 될 때까지 건조하여 수분을 제거한 후 550°C

로 맞추어진 전기로에서 2시간 동안 강열 시킨 후 데시케이터 안에서 방냉하고 항량으로 하여 무게를 측정하였다. 강열 전 후 무게의 차를 본래 건중량의 무게 비로서 유기물 함량을 나타내었다<sup>20</sup>). 습지토양의 화학적 산소요구량의 측정은 250 ml 플라스크에 토양시료 1 g을 취한 후 강산화제인 과망간산칼륨용액 0.1N 100 ml와 10% 수산화나트륨 용액 5 ml을 넣고 일정시간 증탕시켰다. 10% 요오드화칼륨 10 ml와 4% 티오황산나트륨 용액을 스포이드로 몇 방울 넣은 후 증류수를 이용하여 500 ml로 정량하였다. 여과지로 여과 후 삼각플라스크에 100 ml를 취한 후, (1+3)황산용액 2 ml을 넣어 남아있는 과망간산칼륨에 의해 유리된 요오드의 양으로부터 산소의 양을 측정하였다<sup>20</sup>).

### 2.5. 통계분석

자연습지와 처리습지, 실험습지의 10개 조사구에서 측정된 탈수소효소활성도와 잠재탈질율 결과를 SAS(statistical analysis system)를 이용하여 분석하였다. 다중비교(Multiple comparison)법 중 최소유의차검정법(Least significant difference test)을 사용하여 통계처리 하였으며 비교 특성간의 평균차가 최소 유의차보다 크면 두 그룹은 서로 다른 그룹으로 판단하였다<sup>21</sup>).

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 자연습지와 인공습지 비교

#### 3.1.1. 탈수소효소활성도(DHA)

자연습지의 경우 여름철 평균 DHA는 1797.48 ( $\pm 583.63$ )  $\mu g$  TPF/g soil/day, 가을철 평균 DHA는 1287.41( $\pm 811.86$ )  $\mu g$  TPF/g soil/day로 측정되었으며, 처리습지의 여름철 평균 DHA는 547.41( $\pm 118.18$ )  $\mu g$  TPF/g soil/day, 가을철 평균 DHA는 1721.72 ( $\pm 1910.87$ )  $\mu g$  TPF/g soil/day이고 실험습지의 여름철 평균 DHA는 77.49( $\pm 66.25$ )  $\mu g$  TPF/g soil/day, 가을철 평균 DHA는 209.87( $\pm 187.09$ )  $\mu g$  TPF/g soil/day로 나타났다(Fig. 2(a)). 통계분석 결과 여름철에는 자연습지와 처리습지 및 실험습지 간의 DHA 차이를 발견할 수 있었으나, 가을철에는 자연습지와 처리습지의 DHA는 유사한 수준으로 조사되었다. 실험습지의 경우 여름

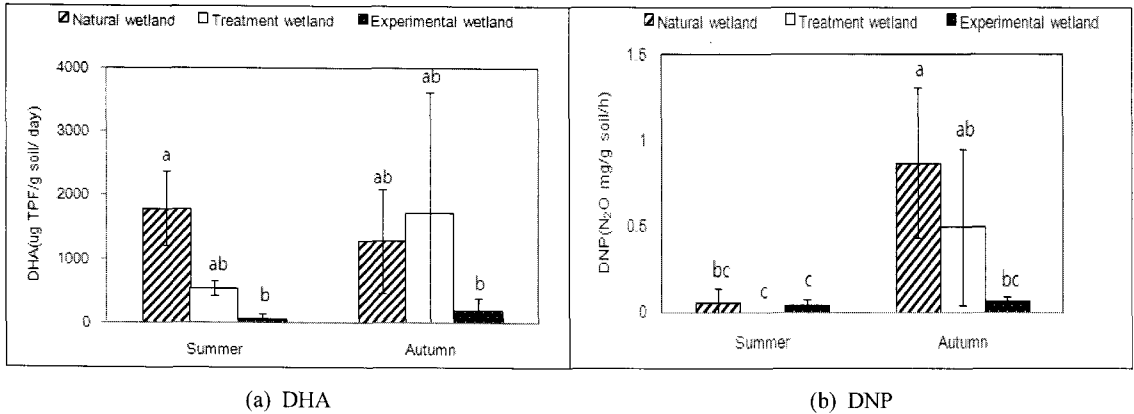


Fig. 2. Comparison of dehydrogenase activity between a natural wetland and two constructed wetlands. (a) DHA, (b) DNP. (Letters in the figures show significant differences among sites at  $\alpha=0.05$ ).

철과 가을철의 큰 차이는 없었으며, 여름철과 가을철 모두 자연습지와 처리습지에 비해 낮은 DHA를 나타냈다(Fig. 2(a)).

본 연구결과 평균농도를 비교하면 자연습지의 DHA가 조성 6개월 정도 경과된 실험습지에 비하여 6.1배 높은 것으로 나타났으나 동일기간이 경과된 처리습지와는 비슷하거나 약간 낮은 수준인 것으로 조사되었다(Table 1). 이는 최근에 조성된 실험습지에 비해 습지 형성이 오래된 자연습지내 침수 조건하에서 유기물 분해에 기여하는 습지미생물이 발달한 결과로 나타난 것으로 추측되며, 아울러 자연습지의 경우 오랜 기간 주변에서 유입된 유기물질과 습지식물에 의하여 생산된 후 축적된 유기물로 인하여 실험습지에 비해 전자공여체로 사용될 수 있는 탄소원이 더 많이 축적되었기 때문으로 판단된다<sup>13)</sup>. 이러한 결과는 습지 조성 후 실험습지에 비해 주변부로 부터 유기물이 유입될 수 있는 기회가 많아 유기물질의 축적이 활발하게 이루어진 처리습지가 가을철에 높은 DHA를 나타낸 것으로도 추측할 수 있다(Fig. 3).

계절에 따른 DHA의 변화를 살펴보면 자연습지의 경우 여름의 DHA가 가을보다 높은 것으로 나타났다. 이는 DHA가 일반 미생물의 특성과 마찬가지로 계절에 따른 온도 변화에 의한 것으로 온도가 높은 여름철에 더 활성화된 결과로 판단된다. 반면에 처리습지와 실험습지의 경우 여름에 비해 가을의 DHA가 높게 나타났는데 이는 계절에 의한 온도변화에 따른 영향보다 습지 조성 이후 시간이 경과함에 따라 탄소원의 증가와 이에 따른 미생물의 활성화 증가에 기인한 것으로 판단되어 자연습지의 경우 계절적인 영향을 인공습지의 경우에는 탄소원의 영향을 더 많이 받는 것으로 나타났다.

습지에서의 미생물활성도와 관련된 국내의 연구 결과를 살펴보면, 인공습지를 이용한 비점오염원 제어 효율을 검증하기 위해 2001년 충남 당진군의 석문담수호 유입부에 인공습지와 우수지를 각각 4개씩 조성하여 2005년 5, 8, 11월과 2006년 5, 8월 각 습지별로 실험을 실시한 결과 2005년 5월 평균 DHA는 99.4 µg TPF/g soil/day, 8월 평균 DHA는 78.9 µg TPF/g

Table 1. Comparison of microbial activities between the natural wetland and two constructed wetlands

	4 months after construction (summer)		6 months after construction (fall)	
	NW/TW	NW/EW	NW/TW	NW/EW
DHA	3.3	23.2	0.7	6.1
DNP	NA	1.4	1.8	12.9

NW: Natural wetland, TW: Treatment wetland, EW: Experimental wetland, NA: Not applicable

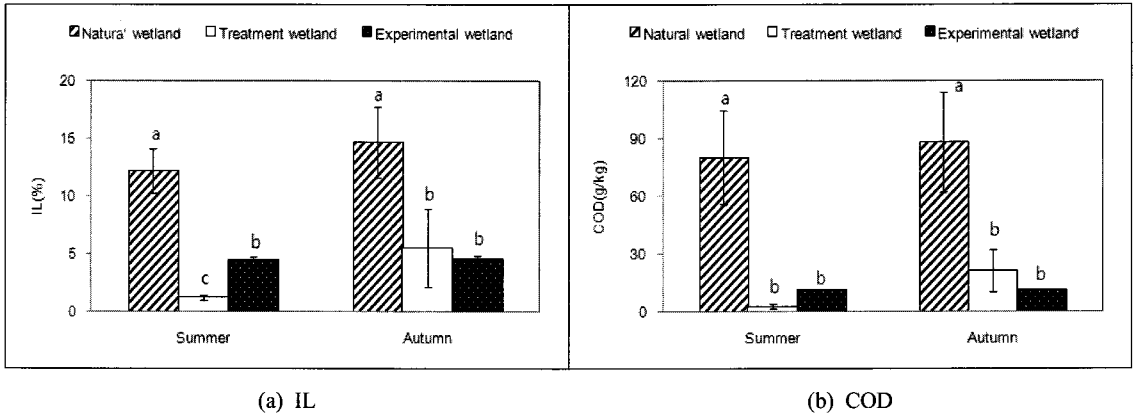


Fig. 3. Comparison of organic matter between a natural wetland and two constructed wetlands. (a) IL, (b) COD. (Letters in the figures show significant differences among sites at  $\alpha=0.05$ ).

soil/day, 11월 평균 DHA는  $55.7 \mu\text{g TPF/g soil/day}$ 이고 2006년 5월 평균 DHA는  $101.1 \mu\text{g TPF/g soil/day}$ , 8월 평균 DHA는  $88.3 \mu\text{g TPF/g soil/day}$ , 11월 평균 DHA는  $76.5 \mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 조사된 바 있다<sup>13)</sup>. 이러한 결과는 본 연구의 처리습지 및 실험습지 보다 미생물활성도 값은 떨어지는 것으로 판단되나 본 연구의 결과와 마찬가지로 동절기로 접어들수록 미생물활성도 값이 점차 감소하고 생장기에 성장한 식생은 동절기를 거치면서 고사하여 바닥에 쌓이면서 탄소원으로 축적되어 봄철의 미생물활성도가 증가 되는 데 영향을 미친 것으로 판단된다.

### 3.1.2. 잠재탈질물(DNP)

자연습지의 경우 여름철 평균 DNP는  $0.06(\pm 0.08) \text{ N}_2\text{O mg/g soil/h}$ , 가을철 평균 DNP는  $0.87(\pm 0.44) \text{ N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 로 측정되었고 처리습지의 경우 여름철 평균 DNP는 측정하지 못하였으며 가을철 평균 DNP는  $0.50(\pm 0.45) \text{ N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 이고 실험습지의 여름철 평균 DNP는  $0.04(\pm 0.03) \text{ N}_2\text{O mg/g soil/h}$ , 가을철 평균 DNP는  $0.07(\pm 0.02) \text{ N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 로 나타났다(Fig. 2(b)).

통계분석 결과 여름철에는 자연습지와 처리습지간의 DNP의 차이가 거의 없는 것으로 나타났으나, 가을철에 자연습지와 인공습지의 평균 DNP 농도를 비교하면 자연습지가 처리습지에 비해 1.8배, 실험습지에 비해 12.9배 높은 것으로 조사되었다(Table 1). 본 연구에서 측정된 DNP는 각 습지 시료에 동일한 질소원을 주입한 후 측정하였기 때문에 DNP의 차이는 습지

에서의 탄소 축적량의 차이와 탈질미생물의 활성도의 차이에 의한 결과로 판단할 수 있다. 자연습지의 경우 오랜 기간 주변에서의 유기물질의 유입 또는 습지식물에 의한 자체 유기물 생산으로 인해 인공습지에 비해 충분한 탄소량이 축적되어 탈질반응에 전자공여체로 사용될 수 있는 양이 충분히 제공될 수 있다. 또한 혐기성 환경에서 발달되는 탈질미생물들에게는 오랜 기간 동안 침수환경을 제공하였던 자연습지가 조성 초기의 인공습지 보다 더 적합한 서식환경이기 때문인 것으로 판단된다. 계절에 따른 습지토양의 DNP의 변화는 자연습지와 인공습지 모두 여름철 보다 가을철이 높은 것으로 조사되었는데, 습지에서 식물성장기를 거치면서 습지식물에 의하여 자체적으로 생산된 유기물이 습지토양에 축적되어 자연습지와 인공습지 모두 시간경과에 따른 유기탄소원 증가에 의한 것으로 추정된다(Fig. 3).

본 연구 결과와 이와 관련된 국내의 연구 결과를 비교하여 보면 소양호의 지류인 상갈리 일대의 3개 정점에서 1989년 5월부터 10월까지 월별로  $\text{NO}_3^-$  농도를  $1\text{mM}$ 로 주어 탈질율을 실험한 결과 평균  $0.01 \text{ N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 으로 조사되었으며<sup>22)</sup>, 소양호의 지류인 상갈리 유역부터 댐 앞 정점까지 6개 정점에서 1992년 1월부터 11월까지 총 10회에 걸쳐  $\text{NO}_3^-$  농도를  $3\text{mM}$ 로 주어 실험한 결과 평균  $0.005 \text{ N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 로 나타났다<sup>23)</sup>, 두 조사의 결과 모두 본 연구 결과 값보다 낮게 나타났다. 이들 실험과 본 실험이 비슷한  $\text{NO}_3^-$  농도 수

준에서 수행되었음을 고려할 때 하천보다는 습지에서 탈질이 더 많이 일어날 수 있음을 보여준다. 또한 실험실 수준의 인공습지에서 탈질을 실험을 실시한 연구에 따르면 marsh-pond 연결형 인공습지의 DNP 평균은 7.08 N<sub>2</sub>O ng/g soil/h, pond-marsh 연결형 인공습지의 평균은 5.68 N<sub>2</sub>O ng/g soil/h<sup>16)</sup>로 본 조사 결과에 비해 매우 낮은 수준으로 나타났는데 이는 질소를 첨가한 본 연구와 다른 실험방법에 기인한 것으로 판단된다.

미국 오하이오주 오하이오주립대학에 위치한 Olentangy River Wetland Research Park내 두 개의 실

험습지(1ha)에서 수행된 Hernandez와 Mitsch<sup>24)</sup>의 연구에서 KNO<sub>3</sub> 10 mg/L를 주입하여 실험을 실시한 결과 유기물의 축적과 잠재탈질율의 증가가 서로 관련이 있는 것으로 나타나 본 연구의 결과와 비슷한 경향을 나타내는 것으로 나타났다(Table 2).

3.2. 인공습지 조성 후 시간 경과에 따른 미생물특성 변화

3.2.1. 탈수소효소활성도(DHA)

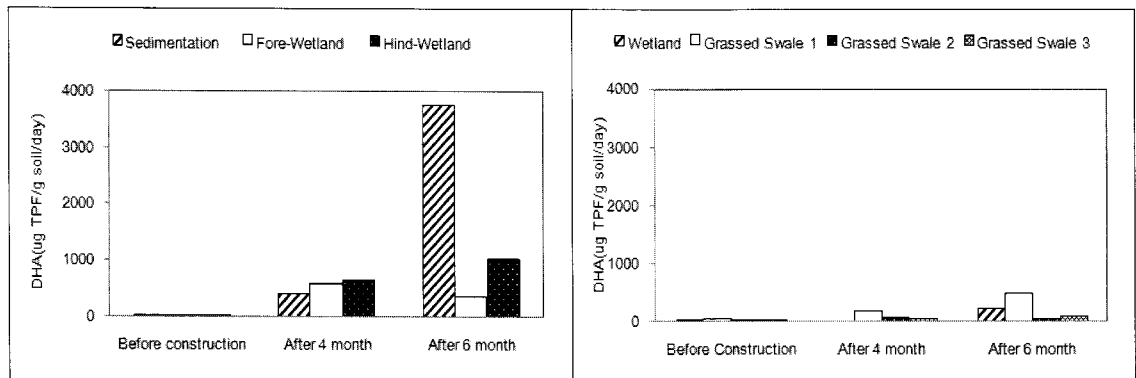
Fig. 4의 (a)는 처리습지, (b)는 실험습지의 조성 후 시간경과에 따른 DHA의 변화양상을 보여준다. 처리

**Table 2.** Comparison of Denitrification potential(DNP) and Organic matter(OM) of top soil between the Olentangy river wetland research park and this study

		DNP (N <sub>2</sub> O mg/g-soil/h)	OM (g/kg)	
*Olentangy River Wetland Research Park <sup>24)</sup>	Open water community	0.02	62.70	
	Forest edge community	0.02	64.30	
	Emergent macrophyte community	<i>Typha spp.</i>	0.04	67.50
		<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	0.09	102.30
This study	Natural wetland	Summer	0.06	
		Autumn	0.87	
	Treatment wetland	Summer	NA	
		Autumn	0.50	
	Experimental wetland	Summer	0.04	
		Autumn	0.07	

DNP; Denitrification potential, OM; Organic matter, NA; Not applicable

\*: 10-year-old created riverine wetland



(a) Treatment wetland

(b) Experimental wetland

**Fig. 4.** Temporal and spatial changes of DHA after wetland construction (a) Treatment wetland, (b) Experimental wetland.

습지의 경우 조성 전 토양의 DHA는 18.7  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ , 조성 4개월 후 DHA는 평균 547.41 ( $\pm 118.18$ )  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 조사되었으며, 이를 지점별로 살펴보면 습지의 침강저류지에서 415.86  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ , 저류형습지 1에서는 581.77  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ , 저류형습지 2에서는 644.60  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 나타났다 (Fig. 4 (a)). 조성 6개월 후 평균 DHA는 1721.72 ( $\pm 1810.11$ )  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 조사되어 조성 후 시간이 경과함에 따라 DHA는 증가함을 보여주었다. 습지의 지점별 DHA는 침강저류지에서 3774.18  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ , 저류형습지 1에서는 353.39  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ , 저류형습지 2에서는 1037.58  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 나타나 시간이 경과함에 따라 각 지점별 DHA 측정치도 증가하였으며 침강저류지에서 가장 높은 DHA를 나타내었다.

실험습지의 경우 조성 전 31.97  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 이었던 토양의 DHA는 조성 4개월 후 77.49 ( $\pm 66.25$ )  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 조성 6개월 후 DHA는 209.87 ( $\pm 187.09$ )  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 나타나, 시간이 경과함에 따라 증가하는 경향을 나타내었다 (Fig. 4 (b)). 습지 내 지점에 따른 DHA의 차이는 수로1에서 467.00  $\mu\text{g TPF/g soil/day}$ 로 가장 높은 값을 나타내었다.

시간이 경과함에 따라 처리습지와 실험습지 모두 DHA는 증가하는 것으로 나타났으며 이는 미생물 생장을 위하여 전자공여체로 사용될 수 있는 유기물이 증가하여 습지내 미생물의 움직임이 활발해졌기 때문

으로 판단된다<sup>25)</sup>. 또한 처리습지의 DHA는 시간이 경과함에 따라 실험습지에 비해 더 높은 값을 나타냈는데 이는 처리습지의 경우 조성 후 주변에서 오염물질이 자연적으로 유입되기 시작하여 인위적으로 오염물질을 유입해 주어야 하는 실험습지에 비해 미생물이 탄소원으로 사용할 수 있는 유기물의 양이 더 많기 때문인 것으로 판단된다 (Fig. 3).

3.2.2. 잠재탈질물(DNP)

Fig. 5의 (a)는 처리습지, (b)는 실험습지의 조성 후 시간경과에 따른 DNP의 변화양상을 보여준다. 처리습지의 조성 전과 조성 4개월 후 DNP는 값이 낮아 측정할 수 없었으나 조성 6개월 후 DNP는 0.5 ( $\pm 0.45$ )  $\text{N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 로 조사되어 시간이 경과함에 따라 증가하는 것으로 나타났다. 습지 내 지점에 따른 차이는 습지 하부로 갈수록 증가하는 것으로 나타나 (Fig. 5(a)), 체류시간이 증가할수록 DNP가 증가함을 보여주었다. 실험습지의 경우 조성 4개월 후 DNP는 0.04 ( $\pm 0.03$ )  $\text{N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 이고, 조성 6개월 후 DNP는 0.07 ( $\pm 0.02$ )  $\text{N}_2\text{O mg/g soil/h}$ 로 나타나, 처리습지와 마찬가지로 습지 조성 후 시간이 경과함에 따라 증가하고 있는 것으로 나타났다. 이는 습지 조성 이후 시간의 경과함에 따른 습지 내 유기물축적과 탈질미생물의 발달에 의한 것으로 판단할 수 있는데 유기물 축적이 거의 없었던 실험습지의 경우 DNP의 증가는 주로 후자 때문인 것으로, 처리습지의 경우는 두 가지 영향을 모두 받은 것으로 추정할 수 있다 (Table 1). 인공습

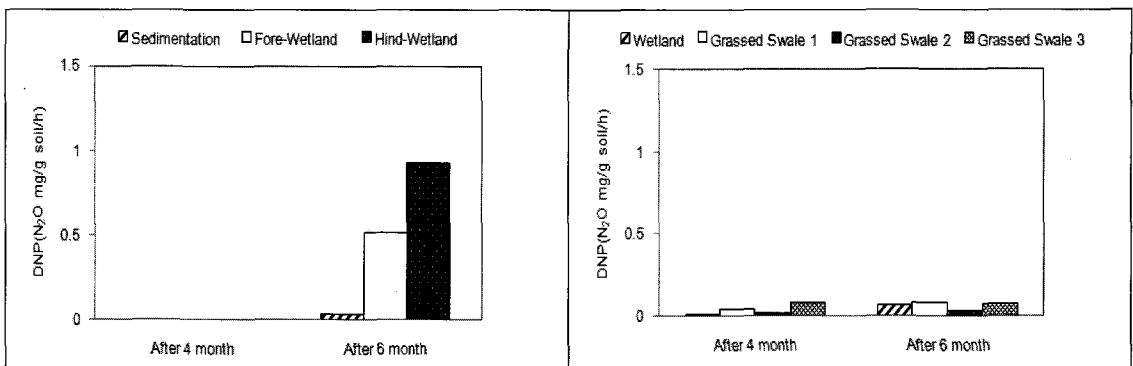


Fig. 5. Temporal and spatial changes of DNP after wetland construction (a) Treatment wetland, (b) Experimental wetland.



지 조성 전과 10년 후의 유기물함량과 잠재탈질율의 변화를 조사한 Hernandez and Mitsch<sup>24)</sup>의 연구에서도 습지 조성 후 토양의 유기물 함량은 40.11g/kg에서 90.80g/kg로 약 2배 이상 증가하였고 DNP는 0.002 N<sub>2</sub>O mg/g soil/h에서 0.053 N<sub>2</sub>O mg/g soil/h로 약 25배 이상 증가한 것으로 조사되었다. 본 연구와 비교할 때 습지조성 경과 기간과 외부에서 유기물의 유입 정도에 차이가 있기는 하지만 인공습지 조성 후 시간이 경과함에 따라 또한 유기물 축적과 관련하여 DNP가 증가하는 경향을 보여주었다. 따라서 새로 조성된 인공습지의 경우 무기질소의 제거 효율을 높이기 위해서는 습지 토양 내에 이러한 반응에 필요한 탄소원이 축적되는 시기까지 충분한 양의 외부 탄소원의 공급이나 시간이 필요하다고 판단된다. 한편 자연습지의 경우 습지 토양의 pH가 여름철 평균 5.43으로 처리습지의 8.12와 실험습지의 7.29보다 낮게 나타났는데, 이와 같이 토양의 낮은 pH가 탈질미생물의 활동에 영향을 주어 자연습지의 높은 유기물축적에도 불구하고 여름철에 인공습지와 유사한 DNP를 나타낸 것으로 판단된다. 이러한 결과는 습지에서 적절한 pH의 조절 또한 인공 습지의 탈질능을 향상을 위해 필요할 수 있음을 보여준 것이다.

#### 4. 결 론

인공습지 조성 후 시간에 따른 미생물 활성도의 변화를 알아보기 위하여 자연습지인 대평늪과 새로 조성된 인공습지 2곳에 대하여 습지토양의 유기물 축적과 미생물 활성도의 변화를 조사하였다. 실험결과 자연습지의 DHA가 조성 6개월 정도 경과된 실험습지에 비하여 6.1배 높은 것으로 나타났으나 동일기간이 경과된 처리습지와는 비슷하거나 약간 낮은 수준인 것으로 조사되었으며, DNP의 경우 여름철에는 자연습지와 인공습지간의 차이가 거의 없었으나, 가을철에 자연습지와 처리습지의 DNP 수준을 비교하면 자연습지가 처리습지에 비해 1.8배, 실험습지에 비해 12.9배 높은 것으로 조사되었다. DHA의 경우 조성 후 시간이 경과하면서 인공습지와 자연습지의 차이가 점차 감소하였으나, DNP의 경우 조성 후 6개월 후에 더 많은 차이를 보여주었는데, 이는 DHA의 경우 습지미생물의

탄소원의 존재 여부가 중요한 영향인자이며, DNP의 경우에는 이와 더불어 계절적인 요인 및 혐기성 상태와 같은 습지환경에 적응하는 탈질미생물의 발달 정도의 차이에 때문인 것으로 판단된다.

결과적으로 자연습지가 인공습지의 미생물활성도보다 더 높은 것은 첫 번째 자연습지가 오랜 기간 유기물질 유입 또는 습지식물에 의하여 자체 생성된 유기물로 인하여 미생물 활동에 필요한 탄소원이 충분히 공급되었으며, 두 번째 오랜 기간 침수된 환경으로 야기되는 혐기성 상태가 탈질미생물과 같은 습지미생물의 발달을 유도하였기 때문이다. 이러한 결과는 탈수소효소활성도와 잠재탈질율이 인공습지 조성 후 시간 경과에 따라 모두 증가하는 것에서도 확인할 수 있었다. 이와 같은 결과는 인공습지에서 오염물질이 미생물에 의한 분해 또는 생산 활동에 활용되기까지는 습지를 조성하고 일정기간 시간이 필요하다는 것을 의미하며 또한 초기 인공습지 내로 미생물 반응에 필요한 탄소원의 공급과 탈질미생물의 발달에 필요한 충분한 혐기환경이 조성된다면 습지 내 미생물의 탈질율을 상승시켜 습지의 질소 제거능력을 향상시킬 수 있음을 나타낸다. 따라서 이러한 미생물 활성도와 같은 습지 특성 변화가 습지의 운영이나 모니터링 등 습지 관리에 반영되어야 할 것이다.

#### 감사의 글

본 연구는 부산지역환경기술개발센터의 2007년도 연구사업비(07-1-70-76)의 지원과 2008년 교육과학기술부와 한국산업기술재단의 지역혁신인력양성사업의 지원으로 수행되었으며 이에 감사 감사드립니다.

#### 참 고 문 헌

- 1) Kadlec R. H. and D. L. Hey, 1994, Constructed wetlands for river water quality improvement, Water Sci. Technol., 29, 159-168.
- 2) Mitsch W. J. and J. G. Gosselink, 2000, Wetlands, 3rd ed., John Wiley & Sons., New York, 3-24.
- 3) Kadlec R. H. and R. L. Knight, 1996, Treatment wetlands, Lewis Publishers, New York, 3-13.
- 4) Yoon C. G., S. K. Kwun, J. H. Ham and J. K. Noh,

- 2000, Study on the Performance of Constructed Wetland System for Sewage Treatment, *J. Kor. Soc. Agri. Eng.*, 42(4), 96-105.
- 5) Bachand P. A. M. and A. Horne, 2000, Denitrification constructed free-water wetlands: 1, very high removal rates in a macrocosm study, *Ecol. Eng.*, 14, 9-15.
  - 6) Mitsch W. J. and R. F. Wilson, 1996, Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design, *Ecol. Appl.*, 6, 77-83.
  - 7) Moon H. S., 2005, The Developmental Stages of the Circumstances and Characteristics in Wetland: in the Gyeonggi-Do Mountains, Ph. D. Dissertation, Dept. of Geography, Dongguk University, Seoul, 35-47.
  - 8) Lee J. Y., B. R. Kim, S. Y. Park and K. J. Sung, 2009, Comparison of microbial activity of constructed wetlands and natural wetland, 2009 Joint Spring Meeting of Korean Society on Water Quality and Korean Society of Water and Wastewater, 85-86.
  - 9) Ministry of Environment, 2005, Restoration technology for damaged ecosystem: Constructed wetlands for water quality improvement, 37-40.
  - 10) Kim Y. R., J. L. Kim, K. S. Lee, K. J. Sung and S. M. Lee, 2008, Performance comparison of a natural wetland and a constructed wetland for nonpoint pollutants control, 2008 Joint Fall Meeting of Korean Society on Water Quality and Korean Society of Water and Wastewater, 37-38.
  - 11) Baligar V. C., R. J. Wright and M. D. Smedley, 1991, Enzyme activities in appalachian soils: 4. Dehydrogenase, commun, *Soil Sci. Plant Anal.*, 22(17&18), 1797-1804.
  - 12) Skujins J., 1973, Dehydrogenase: an indicator of biological activities in arid soil, *Bulletin of Ecological Research Communication*, 17, 235-241.
  - 13) Shin A. H., C. G. Yoon, H. C. Kim and S. J. Lee, 2006, Soil sedimentation and microbial activities for nonpointsource control of wetland, 2006 Joint Fall Meeting of Korean Society on Water Quality and Korean Society of Water and Wastewater, 841-847.
  - 14) Heckman J. R., 1997, Restoration of degraded land: A comparison of structural and functional measurements of recovery, Ph. D. Dissertation, Dept. of Biology, Virginia Polytechnic Institute and State University, 1-6.
  - 15) Lee I. S. and O. K. Kim, Dehydrogenase activity and physico-chemical characteristics of golf course soils in Kyonggi Province, *Kor. J. Ecol.*, 17(2), 143-148.
  - 16) Song K. Y., 2004, Nutrient removals and extracellular enzyme activities in pond-and marsh type and pond/marsh linked wetlands microcosms, Master Thesis, Dept. of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University, Seoul, 8-13.
  - 17) Sirivedhin T. and Gray K. A., 2006, Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies, *Ecol. Eng.*, 26(2), 167-181.
  - 18) Gardner M. L., 2008, Denitrification enzyme activity as an indicator of nitrate loading in a wetland receiving diverted mississippi river water, Master Thesis, Dept. of Oceanography and Coastal Science, Ohio State University, 30-32.
  - 19) Tiedje J. M., 1982, Denitrification, *In* A. L. Page (ed.), *Methods of Soil Analysis*, part 2., Madison, WI: ASA-SSSA, 1011-1026.
  - 20) Ministry of Maritime Affairs and Fisheries, 2005, Ocean environment testing methods.
  - 21) Choe B. S. and S. B. Lee, 2003, *Modern statistics using SAS*, Sagyeng Publishers, 345-350.
  - 22) Kim S. B., T. Y. Ahn and Y. C. Hah, 1991, Analysis of Denitrifying Capacity and Environmental Factors in Sediments of Lake Soyang, *Kor. J. Limnol.*, 24(4), 275-281.
  - 23) Min S. H., O. J. Rhee and T. Y. Ahn, 1995, Nitrification and Denitrification Potentials in the sediment of Lake Soyang, *Kor. J. Limnol.*, 28(4), 413-420.
  - 24) Hernandez M. E. and Mitsch W. J., 2007, Denitrification Potential and Organic Matter as Affected by Vegetation Community, Wetland Age, and Plant Introduction in Created Wetlands, *J. Environ. Qual.*, 36, 333-342.
  - 25) Son Y. K., C. G. Yoon, H. C. Kim, S. B. Lee and H. Y. Um, 2007, Analysis of constructed wetland treatment efficiency for nonpoint source pollution, 2007 Joint Fall Meeting of Korean Society on Water Quality and Korean Society of Water and Wastewater, 130-141.