韓國環境復元綠化技術學會誌 5(6)：30～36(2002)
J. Korean Env. Res. & Reveg. Tech. 5(6)：30～36(2002)

하천수정화 근자연형 인공습지의 초기 인 제거

양 홍 모[1)]

[1)] 전남대학교 조경학과

Preliminary Phosphorous Removal Rate in a Natural-type Constructed Wetland for Stream Water Treatment

Yang, Hongmo[1)]

[1)] Dept. of Landscape Architecture, Chonnam National University, Kwangju

ABSTRACT

A 0.19 hectare natural-type wetland for stream water treatment demonstration was constructed and planted with cattails from April 2001 to May 2001. Part of its bottom surfaces adjacent to levees have a variety of slope of 1：4～1：15. Two small open water areas were installed, in which emergent plants could not grow. Removal of nutrients from stream waters was a major objective of the wetland. Waters of Sinyang Stream flowing into Kohung Estuarine Lake were pumped and funneled into the wetland. The lake had been formed by a salt marsh reclamation project and was located southern coastal region of Korean Peninsula.

Volumes and water quality of inflow and outflow were analyzed from July 2001 through December 2001. Inflow and outflow averaged 120.4㎥/day and 112.1㎥/day, respectively. Hydraulic retention time was about 3.1 days. Average total phosphorous concentration of influent and effluent was 0.19㎎/ℓ and 0.075㎎/ℓ, respectively. Total phosphorous loading rate of inflow and outflow averaged 12.05㎎ m^{-2} day^{-1} and 4.44㎎ m^{-2} day^{-1}, respectively. Average total phosphorous removal rate in the wetland was 7.61㎎ m^{-2} day^{-1}.

Seasonal changes of phosphorous retention rates were observed. The wetland acted as effective phosphorous sinks in the initial stage of the constructed wetland.

Key words：*constructed wetlands, phosphorous removal rates, sedimentation. adsorption, precipitation, sediment-litter layer*

Ⅰ. 서 론

인공습지는 수질정화를 위해 조성한 습지를 지칭한다. 인공습지는 전통적으로 1차처리 수준으로 정화된 점오염원을 2차처리 수준으로 정화하기 위해 사용하여 왔다. 수질정화를 위해

조성된 인공습지는 전통적으로 1차처리 수준으로 정화된 점오염원을 2차처리 수준으로 정화하기 위해 사용하여 왔다. 최근에는 2차처리장 방류수를 3차처리 수준으로 정화하기 위해 인공습지를 활용하고 있으며, 하천수와 강우유출수 등 비점오염원을 정화하기 위해서도 활용하고 있다. 3차처리수준 정화 혹은 하천수 및 강우유출수 정화를 위해 조성하는 인공습지는 대부분 질소와 인의 제거가 일차적 조성목적이 된다.

인공습지는 자유수면습지(surface flow wetlands)와 여과습지(subsurface flow wetlands)로 크게 대별된다(양홍모, 1999). 자유수면습지는 제방과 습지바닥으로 구성되며, 습지바닥의 토양에는 정수식물을 식재하고 수심 약 0.3m를 유지한다. 유입수는 습지바닥과 정수식물사이로 흐르면서 정수식물과 기질층의 다양한 생물, 화학, 물리적 작용으로 정화된다. 여과습지는 깊이 약 1m 정도의 불투수 박스를 설치하고 박스 내에 자갈과 모래 등 매질을 넣은 후 표층에 정수식물을 심는다. 유입수는 표층아래 매질사이를 흐르면서 매질과 식물뿌리의 생물, 화학, 물리적 작용으로 정화된다. 하천수나 강우유출수의 정화에는 자유수면습지를 대부분 활용하고 있다.

강우유출수와 오염하천수에 함유되어 있는 질소와 인은 하천과 호수의 수질을 악화시키고 부영양화를 야기시키는 원인이 되고 있다. 많은 양의 강우유출수와 오염하천수를 기계처리(mechanical treatment)기법으로 정화하는 효율적인 방법은 아직 없어, 대부분 자연처리(natural treatment)기법인 인공습지를 활용하고 있다.

인공습지의 인의 제거율은 질소에 비해 낮은 경우가 대부분이다(Kadlec, 1989). 이는 질소순환(cycle)과 인순환의 특성에서 기인한다. 질소는 습지에서 대기 중으로 이동하는 양이 많고 생물화학적 순환기간이 짧으며, 이동성이 높은데 비해, 인은 습지에서 대기 중으로 이동하는 양이 거의 없고, 생물화학적 순환기간이 길며, 이동성이 낮다(Folelich, 1979). 이런 차이에도 불구하고 인공습지에서 인의 제거는 효과적인 수준이며(Richardson and Craft, 1993), 질소와는 달리 온도가 낮은 겨울철에도 인제거율은 상당한 수준으로 알려져 있다(Gover, 1993).

습지에서 인은 유기물에 물리적 흡착과, 이온과 결합하여 인산염(Ca-phosphate, Fe-phosphate, Al-phosphate)의 상태로 습지바닥에 침강되어 대부분 제거된다. 습지에서 인은 유기물의 침전과 죽은 습지식물의 잔재물이 침전되어 형성된 습지바닥의 침전-잔재물 층(sediment-litter layer)에 95% 이상이 존재한다(Faulkner and Richardsosn, 1989; Kadle and Knight, 1996). 부들 등 정수식물의 뿌리를 통하여 흡수되는 인의 양은 매우 적다. 자유수면 습지의 개수부 등에서 성장하는 녹조에 의해서도 수중에 함유된 인의 일부가 흡수되며, 녹조가 죽어 습지바닥에 침전하면 녹조에 흡수되었던 인의 일부가 습지바닥에 쌓이게 된다. 유기 인의 분해와, 흡착 및 결합된 인의 용해로 인이 습지수중으로 용출하면 인의 농도가 높아지게 된다. 습지에서 인의 제거와 용출은 습지로 유입되는 인의 부하량에 영향을 받으며, 제거량이 용출량보다 많으면 유출수의 인농도가 낮아지나, 용출량이 제거량보다 많으면 유출수의 인농도가 높아지게 된다.

인공습지에 인이 장기적으로 유입되면 습지의 인저장 한계에 이르게 되는 경우도 있다(Nichols, 1983; Richardson, 1985). 새로 조성한 인공습지의 인 제거율이 상대적으로 높은 반면, 운용기간이 길어지면 제거율이 점차 감소하는 경우가 있다(Mann, 1990). 습지가 보유하고 있는 침전이외의 인 제거능력이 한계에 이르러도, 침전에 의한 묻임(sediment burial)이 침전율과 비슷하면 인의 제거는 가능하다(Howard-Williams, 1985). 습지 유입부의 인 저장능력이 포화상태에 이르면, 인 포화지역이 유출부 쪽으로 확산되어 제거된다(Hammer and Kadlec, 1983).

선진국에서는 호소유입 하천수에 함유되어 있는 질소와 인을 자연생태적으로 정화하여 호소의 부영양화를 방지하고, 호소의 수질을 개선하기 위해 인공습지를 활용하고 있다. 최근 국내에서도 하구에 조성된 농업 및 공업용 담수호의 수질오염에 대한 관심이 증가하면서, 담수호 수질을 개선하기 위해 담수호로 유입되

는 하천수를 정화하는 방안으로 인공습지 활용에 관심이 높아지고 있다. 본 연구는 담수호로 유입되는 하천수를 정화하는 인공습지 모델개발을 위해 조성한 근자연형 자유수면 인공습지의 초기 총인(total phosphorous, TP) 제거율을 조사 분석하는 데 목적이 있다.

Ⅱ. 재료 및 방법

1. 근자연형 인공습지 구조

Figure 1은 근자연형 인공습지의 모습이다. 인공습지는 길이 90m, 폭 20~35m로 면적이 약 1900㎡이다. 전라남도 고흥군 고흥지구 간척사업으로 고흥담수호가 형성되어 있으며, 신양천이 고흥담수호로 유입되고 있다. 신양천 하류인 고흥담수호 유입부의 개답지역에 위치한 포락지 1.2ha 일부에 2001년 근자연형 인공습지를 설계시공하였다.

기존의 인공습지는 공학적인 측면이 강조되어 단위 면적당 습지의 체적을 최대한 높이는 방향으로 설계하여 습지 바닥면을 평탄하게 조성하였다. 최근 인공습지 조성에서 수질정화 기능뿐만 아니라 다양한 친환경적 기능이 강조되고 있다. 인공습지는 물고기 및 야생동물의 서식처를 제공할 수 있고, 비오톱(biotop)으로 활용이 가능하며, 조류(bird)관찰, 시민휴식, 자연학습 공간을 제공할 수 있으며, 훼손된 습지를 복원하여 지역의 경관을 아름답게 조성할 수 있다(Mitsch and Gosselink, 2000). 선진국에서는 인공습지를 조성할 때 자연습지와 유사한 모습으로 조성하여 인공습지의 친환경적 기능을 강조하고 있다. 본 연구 근자연형 인공습지는 제방에 면한 습지바닥의 일부를 경사 1 : 4~1 : 15로 조성하고 유입부와 습지중간에 1m 수심의 개수부(open water)를 설치하여 자연습지의 모습과 유사하게 설계하였다. 유입부의 개수부는 토사와 부유물질을 침전시키는 기능을 하며, 중앙의 개수부는 유입수의 단기이동을 방지하는 역할을 겸하고 있다. 신양천 하천수를 펌핑하여 인공습지로 자연유하되도록 설계하였으며, 유출부는 수문(weir)을 설치하여 수심을 0.6m까지 조절이 가능하도록 설계하였다.

수질정화 인공습지에서 가장 많이 활용되고 있는 정수식물은 부들(*Typha* sp.), 고랭이(*Scrirpus* sp.), 갈대(*Phragmites* sp.)이다. 북미의 자유수면 습지에는 부들과 고랭이를 주로 활용하고 있으며, 유럽의 여과습지에는 갈대를 가장 많이 이용하고 있다. 갈대는 습지의 종 다양성을 떨어뜨릴 우려가 있어 북미에서는 거의 활용하지 않는다(Reed et al., 1988). 고흥담수호 주변의 개답지에 부들(*Typha angustifolia*)은 자생하고 있으나 수질정화습지에서 활용하는 고랭이(*Scirpus acutis, Scripus validus*)는 자생하고 있지 않아, 근자연형 인공습지의 식재 수종으로 부들(*Typha angustifolia*)을 선정하였다. 자생 부들을 채취하여 뿌리에서 35cm 높이를 절단한 후 약 30cm 간격으로 2001년 5월에 식재하였다.

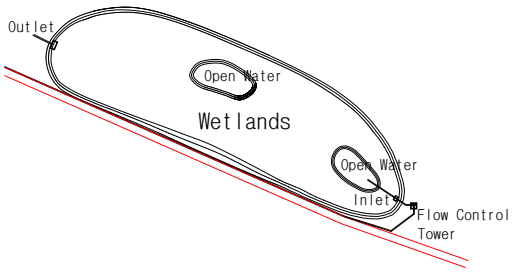

Figure 1. Layout of Natural-type Wetlands for Stream Water Treatment.

2. 조사 및 분석 방법

2001년 6월 말까지 습지의 수심을 낮게 유지시켜 식재한 부들의 활착을 유도하였다. 2001년 7월부터 습지의 수심이 0.3m가 되도록 유지시켰다. 2001년 7월부터 12월까지 습지의 초기 처리수준을 분석하였다. 유입수와 유출수를 7~10일에 한번씩 샘플링하여 수질 오염공정시험방법(환경부, 2000)을 기준으로 흡광광도법(아스코르빈산 환원법)을 활용하여 TP를 분석하였다. 수온과 pH는 현장에서 Scott pH-Meter(CG 347)로 측정하였다. 인공습지의 유입량 및 유출량은 매월 1~2회 유입부와 유출부에서 1분 동안 흐르는 유입량과 유출량을 3회 받아서 평균 유입량 및 유출량을 산출하였다. 유입수와 유출

수의 TP농도, 유입량, 유출량, 습지면적을 기초로 습지의 초기 TP제거율을 산출하였다.

Ⅲ. 결과 및 고찰

습지의 오염물질제거 정도는 일반적으로 농도효율(concentration efficiency, CE%)로 나타내는 경우가 많다. 농도효율은 조사기간의 유입수 평균농도에서 유출수 평균농도를 제한 값을 유입수 평균농도로 나누어 백분율로 나타낸다. 조사기간 근자연형 인공습지의 월평균 TP 농도 제거율은 54～62%이었다. 유입수의 오염물 농도 10mg/ℓ가 습지에서 1mg/ℓ로 처리된 경우와 유입수의 오염물 100mg/ℓ가 습지에서 10mg/ℓ로 처리된 경우 농도를 기준으로 한 처리율은 90%이다. 하지만 습지의 면적과 오염물 부하량을 고려하여 단위시간당 단위면적당 처리량으로 나타내면 인공습지의 처리효율은 달라지게 된다. 습지의 규모, 오염물의 부하량을 고려하여 습지의 처리율을 나타내는 것이 합리적이다.

Table 1은 조사기간 평균 유입량 및 유출량, 유입수 및 유출수의 평균 TP농도, 평균 TP 제거율 등을 나타낸다. 조사기간 평균 유입유량은 120.4㎥/day였으며 평균 유출량은 112.1㎥/day였다. 유입수와 유출수의 평균 TP농도는 각각 0.19㎎/ℓ, 0.075㎎/ℓ이었다. 유입수와 유출수의 평균 TP 부하율은 각각 12.05㎎ m^{-2} day^{-1}, 4.44㎎ m^{-2} day^{-1}로 인공습지의 평균 TP제거율은 7.61㎎ m^{-2} day^{-1}가 된다.

Figure. 2는 근자연형 인공습지의 월평균 TP 제거율을 나타내며, Figure 3은 유입수와 유출수의 월평균 온도를 보여준다. Figure 4는 유입수와 유출수의 월평균 pH를 나타낸다. 월평균 TP 제거량은 6.06～9.34㎎ m^{-2} day^{-1}범위를 보였으며, 월평균 수온은 유출수가 유입수보다 약간 높았다. 인공습지의 낮은 수심은 주변의 대기 온도가 올라가면 하천수의 물보다 온도가 높아지게 된다. 월평균 pH도 유출수가 유입수보다 약간 높았다.

Figure 2에서 7월～9월의 TP제거율이 10월～12월의 제거율보다 높다. 7월～9월의 다소 높은 제거율은 개수부 등에서 성장하는 녹조에 의한 인 흡수에 원인이 있는 것으로 사료된다. Figure 3에서 7월～9월의 수온은 녹조의 성장에 유리한 조건이다. 특히, 녹조는 25℃에서 성장이 왕성하고 저온에서는 성장이 둔화되며, 수중에 녹조가 성장하면 pH가 올라간다(Yang, 1992). Figure 4에서 7월～9월의 pH가 10월～12월보다 다소 높은 이유는 7월～9월의 녹조성장에 원인이 있는 것으로 사료된다. Figure 2에서 10월～12월의 인 제거는 정수식물이 성장을 멈추는 시기이고 녹조의 성장도 활발하지 않은 시기로 침전에 의해 주로 이루어진다고 사료된다.

인공습지에서 총인의 제거가 침전에 의해 주로 이루어지지만 용해상태의 인은 습지에서 성장하는 녹조에 의해 상당부분 제거된다(Adey *et al.*, 1993). 인공습지에서 정수식물에 의해 햇빛이 차단되면 녹조의 성장이 둔화되지만, 개수부나 습지 일부에 햇빛이 수표면에 도달하면 녹조가 자라게 된다. Wu and Mitsch (1998)의 연구에 의하면 하천수를 정화하는 인공습지의 개수부에서 자라는 녹조에 함유된 P의 현존량이 0.3g P m^{-2}이었으며, 수중에 용해된 인의 약 66%가 녹조의 성장으로 제거되었다.

체류시간은 인공습지의 중요한 설계인자이자 운영인자이다(Watson and Hobson, 1988; Philips and Crumpton, 1994). 오염물 제거율이 낮은 경우 체류시간을 길게 하여 처리율을 어느 정도 높일 수 있다. 습지의 느린 유속은 입자성 인의 침전에 중요하다. 인공습지의 적정 체류시간으로 5～14일을 제시하고 있다(Watson and Hobson, 1988; Mitsch and Gosselink, 2000). 본 인공습지의 체류시간 3.1일은 낮은 범위에 속한다. 미국의 하천수 정화 Olentany Wetlands의 평균 체류시간은 약 3일 정도이다.

Kadlec and Knight(1996)는 인공습지의 TP 수지제거(balance removal) 모형으로 1차함수 면적모델(first order areal model)을 제시하였다(공식 1 참조). 이 모델은 북미에서 운영중인 20여 개 인공습지의 유입수 및 유출수의 양과 유입수와 유출수의 TP농도를 기초로 인 제거율 상수(rate constant)을 제시하였다.

$$\ln\left(\frac{Co}{Ci}\right) = -\frac{k}{q} \quad \cdots\cdots (1)$$

C_i = 유입수의 총인농도(g/㎥)
C_o = 유출수의 총인농도(g/㎥)
q = 수리학적 부하율(m/yr)
k = 제거상수 (m/yr)

북미에서 운영중인 20여 개의 인공습지 k 값은 2.4～23.7m/year 범위이며, 평균 k 값은 12.1 m/year이다. 하천수를 정화하는 미국의 Olentangy Wetlands와 Des Plain Wetlands k 값은 23.7m/yr(Kadlec and Knight. 1996), 13.3m/yr(Narin and Mitch, 2000)이다. 본 연구 인공습지의 k 값은 약 21.5 m/year로 Olantangy Wetlands의 k 값과 유사하다. 본 연구습지는 인 제거가 원활한 조건이었다고 사료된다.

Table 1. Average hydraulic loading, total phosphorous input, and total phosphorous removal rate for the constructed wetlands from July through December 2001.

	Parameter	Value
Size	Approximate area(ha)	0.19
Inflow	Volume(㎥/day)	120.4
	TP Concentration(㎎/ℓ)	0.191
	TP Loading(㎎ P m^{-2} day^{-1})	12.05
Outflow	Volume(㎥/day)	112.1
	TP Concentration(㎎/ℓ)	0.075
	TP Loading(㎎ P m^{-2} day^{-1})	4.44
TP Removal	Removal Rate(㎎ P m^{-2} day^{-1})	7.61
	Removal by Mass(%)	62

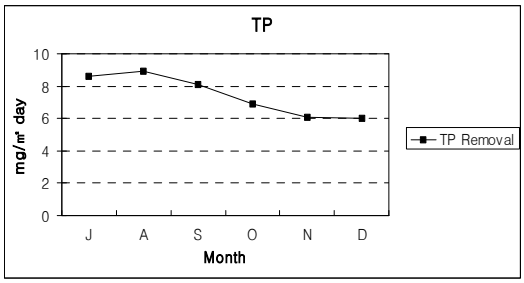

Figure 2. Monthly average total phosphorous removal rate in wetland.

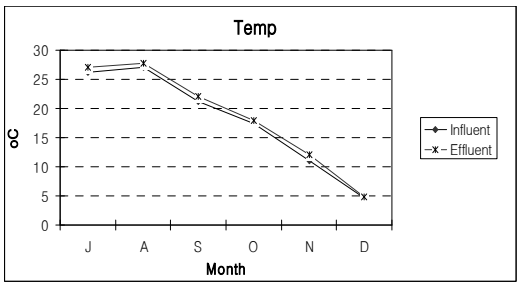

Figure 3. Monthly average temperature of influent and effluent.

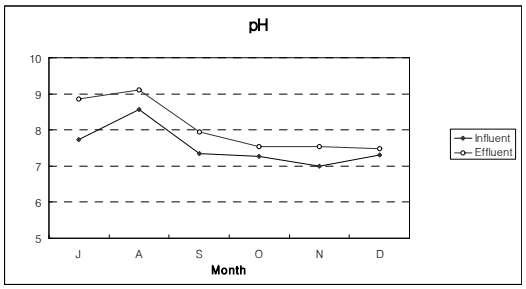

Figure 4. Monthly average pH of influent and effluent.

Ⅳ. 결 론

담수호로 유입되는 하천수를 정화하는 근자연형 인공습지의 TP 제거율을 분석하였다. 조사기간 유입수와 유출수의 평균 TP 농도는 각각 0.19㎎/ℓ, 0.075㎎/ℓ였으며, 평균 TP 제거율은 7.61㎎ m^{-2} day^{-1}였다.

본 연구습지가 시공 후 초기단계이고 조사기간에 식물이 비성장하는 10월, 11월, 12월이 포함된 것을 고려하면 TP 제거율은 양호한 편이다.

조사기간 초기 인공습지의 식물 및 녹조 성장기(7월～9월)의 평균 TP 제거율은 8.88㎎ m^{-2} day^{-1}이었으며, 비성장기(10월～12월)의 인 제거율은 6.33㎎ m^{-2} day^{-1}로 성장기와 비성장기의 인 제거에 차이가 다소 있었다. 성장기의 TP 제거율은 개수부와 습지 일부에서 성장하는 녹조에 의한 흡수에 원인이 있는 것으로 사료된다.

습지에서 인의 제거는 흡착, 침강, 녹조 및 습지식물의 흡수 등 물리적, 화학적, 생물학적 과정에 의해 이루어진다. 이들 과정은 습지의

물 및 토양의 반응속도에 영향을 받으며, 유입수의 인의 농도, 습지의 면적과 체적에 영향을 받는다. 특정 한계점(threshold)에서는 인의 제거가 점근선(asymtotic)의 양상을 보일 수 있으며, 유입수의 인 농도가 높아지면 처리수의 인 농도도 점차 높아지게 된다. 이런 현상은 습지토양의 이온교환능력이 포화되거나, 생물학적 흡수가 저해 받거나, 유속이 물리적 화학적 제거과정을 방해는 경우에 나타난다. 본 연구습지는 이런 한계점보다 아래의 조건에 있어 인의 제거가 용이한 단계라고 사료된다.

연구결과 간척지 담수호 주변에 인공습지를 조성하여 담수호로 유입되는 하천수에 함유되어 있는 인을 효율적으로 제거할 수 있을 것으로 사료된다. 인공습지 조성을 통한 담수호 유입수의 인 제거는 담수호 수질개선에 기여할 수 있을 것으로 사료된다.

인 용 문 헌

양홍모. 1999. 수자원보전을 위한 점원 및 비점원 오염물의 자연생태적 친환경적 처리 인공습지 및 연못-습지 시스템, 한국수자원학회지32(5) : 111～123.

환경부. 2000. 수질오염공정시험방법.

Adey, W. H. and C. Luckett, K. Jensen. 1993. Phosphorus removal from natural waters using controlled algal production. Rest. Ecol. 1 : 29～39.

Gover, N. 1993. Constructed wetlands operate despite winter chill. Small Flows 7 : 1～5.

Faulkner, S. P. and C. J Richardson. 1989. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. In : Hammer, D. A. Ed, 1989. Constructed Wetlands for Wastewater Treat-ment : Municipal, Industrial, Agricultural. Lewis Publishers, Chelsea, MI, pp. 41 ～72.

Froelich, P. N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries : a primer on the phosphate buffer mecha- nism, Limnol. Oceanogr. 33 : 649～668.

Hammer, D. A. and R.H Kadlec. 1983. Design principles for wetland treatment systems, US EPA, Project Summary EPA-600 : 52-83-026. US Government Printing Office, Wash-ington, DC.

Howard-Williams, C. 1985. Cycling and retention of nitrogen and phosphorus in wetlands : a theoretical and applied perspective. Freshw. Biol. 15, : 391～431.

Kadlec, R. H. and R. Knight. 1996. Treatment Wetlands. CRC Press, Boca Raton, FL.

Kadlec, R. H. Jr. 1989. Wetlands for treatment of municipal wastewater. In : Majumdar, S. K., Brooks, R. P., Brenner, F. J., Tiner, R. W. Jr. (Eds.), Wetlands Ecology and Con-servation : Emphasis in Pennsylvania. The Pennsylvania Academy of Science, PA, pp. 300～314.

Mann, R. A. 1990. Phosphorus removal by con-structed wet-lands : substratum adsorp- tion. In : Cooper, P. F., Findlater, B.C. Jr. (Eds.), Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Permagon Press, Oxford, pp. 97～105.

Narin, R. W. and W. J. Mitch, 2000. Phosphrous removal in created wetland ponds receiving river overflow, Eco. Eng. 14 : 107～126.

Mitsch, W. J. and J.G. Gosselink. 2000. Wetlands, 3rd ed. Jone Wiley & Sons, New York.

Nichols, D. S. 1983. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. J. Water Poll. Control Fed. 55 : 495～504.

Philips, R. G. and W. G. Crumpton. 1994. Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. Ecol. Eng. 3 : 399～408.

Reed, S. C. · E. J. Middlebrooks., and R. W. Crites. 1988. Natural Systems for Waste Manage-ment and Treatment. McGraw-Hill, New York.

Richardson, C. J. 1985. Mechanisms controlling

phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. Science 228 : 1424～1426.

Richardson, C. J. and C.B. Craft. 1993. Efficient phosphorus retention in wetlands : Fact or fiction? In : Moshiri, G. A. (Ed), Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 271～282.

Watson, J. T. and J. A. Hobson. 1988. Hydraulic design considerations and control structures for constructed wetlands for wastewater treatment. In : Hammer, D.A. Editor, 1988. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment : Municipal, Industrial, and Agricultural, Lewis, Chelsea, MI, pp. 379～392.

Wu, X. and Mitsch, W. J. 1998. Spatial and temporal patterns of algae in newly constructed freshwater wetlands. Wetlands 18 : 9～20.

Yang, H. 1992. Ecological Design of estuarine enviroment for a sustainable urban ecosystem, Ph.D. dissertation, university of California, Berkeley.

接受 2002年 11月 15日