

오염하천의 정화를 위한 파일럿 규모의 인공습지 적용

김승준^{*,**} · 최용수^{*,†} · 배우근^{**}

^{*}한국과학기술연구원 수질환경 및 복원연구센터

^{**}한양대학교 토목환경공학과

Performance Study on Pilot-scale Constructed Wetlands in order to Restore Contaminated Stream

Seung-jun Kim^{*,**} · Yong-su Choi^{*,†} · Woo-keun Bae^{**}

^{*}Water Environment and Remediation Research Center, Korea Institute of Science and Technology

^{**}Department of Civil and Environmental Engineering, Hanyang University

(Received 20 January 2006, Accepted 12 April 2006)

Abstract

The purpose of this study is to improve the polluted stream water quality by pilot-scale five different constructed wetlands (CWs). Cell 1 to 3 are newly designed 2SFCW (Surface-subsurface flow CW) with 1 to 3 flow shifters (FS) in the middle of the wetland system. Cell 4 and 5 are control CW (CCW), but Cell 5 is the same type as Cell 3. The FS, which converts the route of surface and subsurface flow between two wetlands connected in series, was able to enhance the treatability of TN via nitrification and denitrification and of SS due to filtration and sedimentation. The void fraction and dispersion number of Cell 1, 2 and 3 obtained from the RTD analysis were found to be 0.73 and 0.17, respectively. COD and TP removal efficiencies of Cell 1 to 3 were similar to that of Cell 4 and 5. SS removal efficiencies of Cell 1 to 3 and 5 with FS were 5-10% higher than that of Cell 4 without FS. TN removal efficiencies of Cell 1 to 3 were 3-14% higher than that of Cell 4 and 5. The average R² values of COD, SS, TN and TP obtained from nonlinear regression analysis were similar to the results of other researchers.

keywords : Flow shifter, Hydraulic loading rate, Residence time distribution, Stream, Surface-subsurface constructed wetland

1. 서론

산업화 등 인간의 다양한 활동은 하천의 주요 오염원이다. 최근 EPA(2002) 보고에 의하면, 농업활동, 강우유출수, 하수, 도심의 점오염원 그리고 불특정 오염원 등이 하천을 오염시키는 주요 원인이라고 규정하고 있다. 이러한 오염원들은 유기물과 영양염류의 농도가 높기 때문에 부영양화, 용소산소 감소, 악취발생 등 하천수질과 생태계에 악영향을 미친다.

이러한 문제의 해결에 인공습지는 적용성과 비용절감 효과 등을 고려할 때 매우 적절한 대안이 될 수 있다. Kadlec 등(1994)은 농업용 비료와 영양염류 등의 비점오염원(Non-point source: NPS) 제어에 인공습지가 효과적임을 설명하였으며, 하천수 중 약 40%인 54 m³/min을 4개의 인공습지로 처리하였다. 또한 Hunt 등(1999)은 North Carolina 연안에 In-stream wetland(ISW)를 설치하여 NPS로 인해 오염된 하천의 질소를 저감시켰다. 이처럼 여러 연구자들은 오염된 하천을 개선하기 위하여 인공습지를 이용하고 있다.

일반적으로 인공습지는 지표흐름 인공습지(Surface flow constructed wetland: SFCW)과 지하흐름 인공습지(Subsurface flow constructed wetland: SSFCW)로 분류한다. SFCW는 수면이 호기조건으로 형성되고, 하부의 수층과 토양층은 혐기조건을 유지한다. 이에 비하여, SSFCW는 토양, 모래, 자갈, 쇄석 등 공극이 있는 매디아로 습지를 구성하며, 이러한 매디아를 통과하는 유체의 흐름 방식은 수직 흐름 혹은 수평 흐름 방식으로 설계하며, 대부분 혐기조건을 유지한다. 인공습지에서 질소제거 메커니즘은 대부분 질산화-탈질 반응으로 알려져 있으므로(Reddy et al., 1989; Gersberg et al., 1983; Brix, 1993), SFCW와 SSFCW는 각각 질산화 반응과 탈질반응에 유리하다. 따라서, 질소제거 효율을 상승시키기 위해서는 단일 습지내에 호기조건과 혐기조건이 동시에 존재하는 것이 필요하다. 최근에는 각각의 SFCW와 SSFCW를 연결한 형태로서 Multistage system 방식의 인공습지에 대한 연구가 이루어졌다(Jing et al., 2004). 이러한 system은 각각 설치된 인공습지에 비하여 소오부지와 질소 제거 효율 면에서 더욱 효과적이다(Brix, 1993). 그러나 인공습지에서 보다 높은 효율과 소오부지감소 효과를 위하여 다음의 사항이 고려되어야 한다. 즉, (1) 습지식물의 다양화, (2) 토양 및 저질층 구성 요소의 다변화, (3) 습지내 유

[†] To whom correspondence should be addressed.
yschoi@kist.re.kr

체흐름 방식의 변화, (4) 유체의 순환 등이 있으며, 이러한 사항들이 결합된 인공습지 시스템은 실규모의 형태로 적용되기 전에 주 공정의 제거능과 새롭게 얻어진 정보 등을 바탕으로 개선된 운전조건이 되어야하고, 이러한 조건에 맞는 습지가 조성되어야 한다(Brix, 1993).

본 연구에서는 오염하천 수질 개선을 위하여 다섯 계열의 서로 다른 인공습지를 구성하였으며, 구성된 습지의 형태는 (1) SFCW와 SSFCW를 동시에 활용한 형태로서 FS(Flow shifter)를 이용한 지표-지하 전도형 인공습지(Surface-subsurface flow constructed wetland: 2SFCW)를 3 계열, (2) 비교실험을 위한 인공습지(Control constructed wetland: CCW)를 2계열로 구성하였으며, 각각의 특성과 효율을 분석하였다. 본 연구의 주된 목적은 (1) 체류시간분포(Residence time distribution: RTD)를 이용한 2SFCW의 유체 흐름 형태 분석 (2) 2SFCW에서 FS에 따른 효율 비교 분석 (3) 2SFCW와 CCW의 효율 비교 분석, (4) 비선형 회귀분석을 통한 유출수 수질 예측의 정확성에 대한 분석이며, 이를 통하여 오염 하천 수질 개선을 위한 인공습지에 대한 기초 자료를 제공하는데 있다.

2. 재료 및 방법

2.1. 실험 장치

하천수질 정화를 위한 파일럿 규모의 인공습지는 경기도 용인시 소재의 경안천에 설치하여 운전하였으며, 운전기간은 2005년 5월부터 12월까지 8개월간 실시하였다. 하천수 유입은 경안천에 수증펌프를 설치하여 이송하였으며, Fig. 1에 나타낸 바와 같이 파일럿 규모의 인공습지는 모두 다섯 계열 구성하였으며, 1, 2, 3 계열은 본 연구의 인공습지(Surface-subsurface flow constructed wetland: 2SFCW)로서 각각 Cell 1, Cell 2, Cell 3이고, 4, 5 계열은 비교 연구를

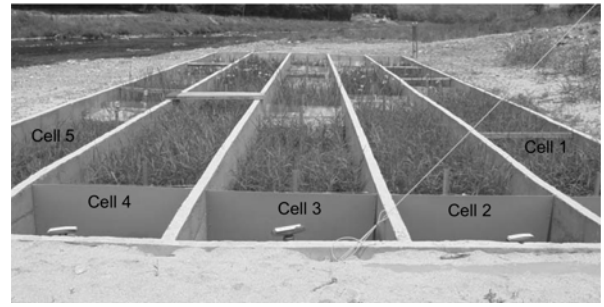


Fig. 1. A view of the pilot-scale constructed wetland systems.

위한 Control로서 각각 Cell 4(Control constructed wetland: CCW), Cell 5(Surface-subsurface flow control constructed wetland: 2SFCCW)이다.

다섯 계열의 인공습지 전체 규격은 Fig. 2에 나타낸 바와 같이 1.5 m(W)×21.8 m(L)×1.5 m(H)×5 Cell로서 245.25 m³이고, 단위 Cell 당 전체 부피는 49.05 m³로서 모두 동일하다. Cell 1-3의 습지 조성은 침사조, 황토여재조, 습지, FS, 방류쇄석조, 방류조로 구성하였으며, FS는 Cell 1, Cell 2, Cell 3에 각각 1, 2, 3조를 설치하였다. 또한 Cell 1, 2, 3은 수직 방향으로 수층, 모래층, 쇄석층, 황토여재층으로 구성하였으며, 각각의 높이는 0.1, 0.2, 0.2.5, 0.45 m이다. Cell 4의 구성은 침사조, 쇄석조, 인공습지, 방류쇄석조, 방류조로 구성하였고, Cell 5는 Cell 4와 동일하게 구성하였으나, Cell 3과 동일하게 3조의 FS를 설치하였다. Cell 4, 5의 습지 조성은 수직 방향으로 수층, 모래층, 쇄석층으로 구성하였으며, 각각의 높이는 0.1, 0.2, 0.7 m이다. 다섯 계열 인공습지의 유효수심은 1.0 m로서, 침사조와 방류조를 제외한 각 Cell별 유효 부피(V_T)는 29.25 m³으로 모두 동일하게 구성하였다. 각 Cell에 사용한 모래, 쇄석, 황토여재의 평균 지름은 1.0, 35, 85 mm이고, 모래층에는 수생식물로서 갈대 500주, 노랑꽃창포 420주, 부들 120주, 꽃창포 80

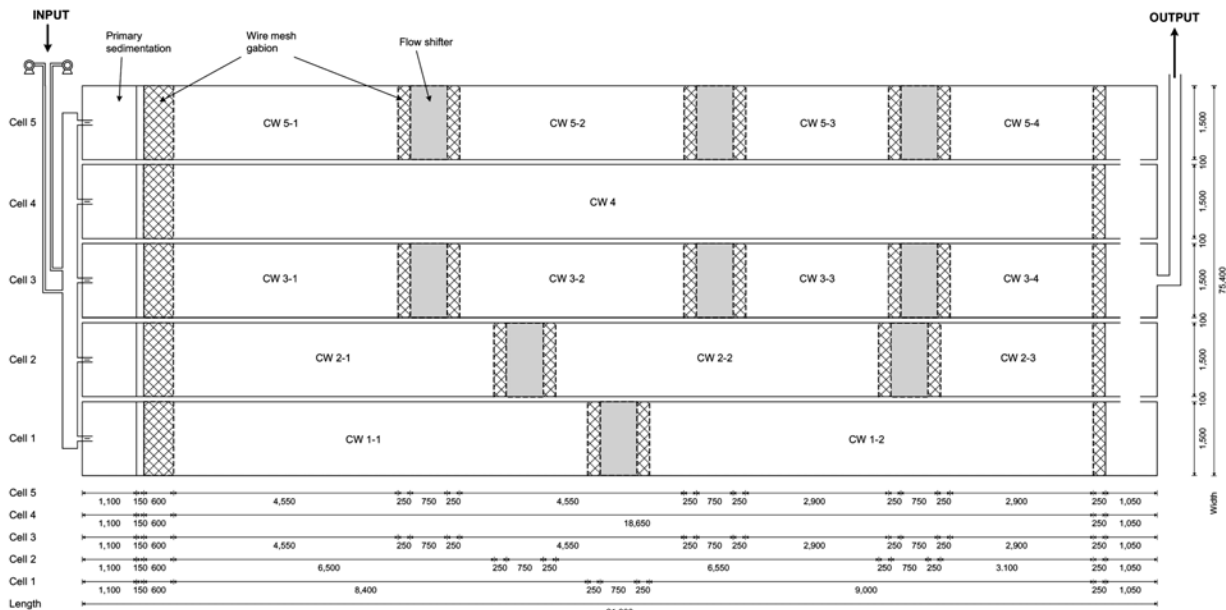


Fig. 2. Dimensions of the pilot-scale constructed wetland systems.

주 부처꽃 40주를 혼합하여 식재하였으며, 황토여재조, 쇠석조, 방류쇄석조는 스테인리스 재질의 망(Wire mesh gabion)을 제작하여 사용하였다.

Cell 1, 2, 3과 Cell 5에 사용한 FS는 각 Cell 내에 연결된 인공습지의 지표층과 지하층 흐름을 전도시키기 위하여 설치한 것으로서 Fig. 3(a)는 파일럿 규모의 인공습지에 설치한 FS의 전경이며, PVC를 소재로 하여 9조를 제작하였고, 규격은 1.5 m(W) × 0.75 m(L) × 1.0 m(H)이다. FS는 Fig. 3(b)에 나타낸 바와 같이 전·후·좌·우면으로 나누어 점선으로 표시된 단면을 절단하였고, FS를 기준으로 전단 습지의 지표층과 지하층이 FS를 통과하면서 지하층과 지표층으로 유체의 경로가 변경될 수 있도록 하였다.

2.2. 펄스 실험 조건

추적자 실험(Tracer test)은 펄스 실험(Pulse experiment) 방식으로서 파일럿 인공습지의 평균체류시간과 전체 공극율을 도출하기 위하여 실시하였고, 1계열(Cell 1)에서 실시하였다. 또한 Cell 2와 Cell 3은 Cell 1과 습지 조성이 같으므로 Cell 1의 평균체류시간과 공극율을 동일하게 적용하였다.

펄스 실험(Pulse experiment)에 사용한 추적자는 Lithium chloride로서 Cell 1의 유입부에 63.81 g의 Lithium을 투입하였다. 이때의 유량(Q)은 1.475 m³/hr 이었으며, 초기에는 1-2시간 간격으로 최종 유출수를 채취하였고, 15시간 이후부터 60시간까지 5-10시간 간격으로 시료를 채취하여 AAS로 분석하였다.

Cell 4와 Cell 5는 Cell 1, 2, 3과 동일한 습지 구조로서 황토여재 대신 쇠석을 사용하였으므로 실험실에서 쇠석과 황토여재의 공극율 비교 실험을 통하여 얻어진 비율을 통하여 Cell 4와 Cell 5의 평균체류시간과 전체 공극율을 도출하였다.

2.3. RTD(Residence time distribution) 분석

최초의 RTD 분석은 Danckwerts(1953)에 의하여 제안되었으며, 화공분야의 반응조 특성을 설명하는데 사용되었고, 최근에는 Levenspiel(1999)에 의하여 RTD 이론이 정립되었다. 이러한 화학공학의 원리를 기초로 한 RTD 분석은 인공습지의 체류시간(HRT)을 도출하는데 사용할 수 있다

(Kadlec et al., 1996).

Lithium chloride를 이용한 펄스 실험의 결과에서 얻어진 종 모양 곡선의 아래 면적(A_{RTD})은 식 (1)을 이용하여 얻었고, 평균체류시간(\bar{t})은 식 (2)를 이용하였다.

$$A_{RTD} = \int_0^{\infty} C dt = \sum_i C_i \Delta t_i \tag{1}$$

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} tC dt}{\int_0^{\infty} C dt} = \frac{\sum_i t_i C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i} \tag{2}$$

인공습지에서 HRT는 식 (3)에 나타낸 바와 같이 유입유량(Q)과 물부피(V_p)로 결정한다.

$$t = \frac{AH \epsilon}{Q} = \frac{V_T \epsilon}{Q} = \frac{V_P}{Q} \tag{3}$$

여기서,

t = hydraulic residence time (HRT), hr

A = wetland area, m²

H = wetland height, m

V_T = total wetland volume, m³

ε = water volume fraction in the total wetland volume, m³/m³

V_p = wetland water volume, m³

2.4. 유입수 성상

연구기간 동안 유입 하천수의 특성은 Table 1에 나타낸 바와 같이 평균 COD/TN비는 1.63으로서 하천수내 유기물에 비하여 질소의 농도가 상대적으로 높았고, TKN/TN비와 NO_x-N/TN비는 각각 0.7과 0.3으로서 하천수내 NO_x-N의 비율이 높은 편이었다. 또한 하천수의 pH와 수온은 각각 6.7-8.3, 5-26°C로 측정되었다.

2.5. 인공습지 운전조건

본 연구의 인공습지는 경안천 수역에서 약 5m 이내 실외

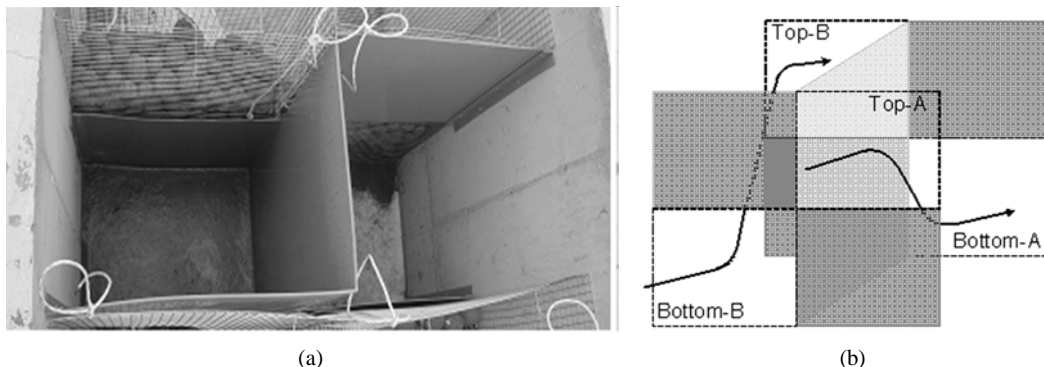


Fig. 3. Inside view of a flow shifter in the pilot-scale constructed wetland (a) and its schematic diagram (b).

Table 1. Pollutant mass loading rate for the pilot-scale constructed wetlands over the period of operation

Constituent	Mass loading rate (kg/ha/day)		
	Min	Mean	Max
COD	111	275	942
SS	8	72	219
TKN	34	119	368
NO _x -N	12	50	143
TN	65	169	463
TP	0.42	3.81	10.47

에 설치하였으므로 계절별 기후 조건(온도, 강우, 눈, 결빙, 태양에너지 등)에 의한 영향을 배제하지 않고 운전하였다. 다섯 계절의 파일럿 규모 인공습지는 Table 2에 나타낸 바와 같이 습지 내부의 조성을 제외하고 운전조건은 모두 동일하게 적용하였으며, 유입 유량(Q)은 30±2 m³/day이고 HLR (hydraulic loading rate)는 102.6±6.8 cm/day인 조건에서 운전하였다.

2.6. 수질분석 방법

연구기간 동안 시료분석은 유입수 1개 지점과 각 계절별 유출수 5개 지점에 주 2-3회 간격으로 채취하여 분석하였고, 수질 분석은 Standard Methods 20th edition(APHA, 1998)에 제시된 방법에 따라 실시하였다.

2.7. 비선형 회귀분석(Nonlinear regression analysis)

회귀분석은 인공습지의 유입·유출수 농도 사이의 상관관계를 이용하여 얻어지며, 회귀분석 방정식은 인공습지로 유입되는 농도와 Hydraulic loading rate (HLR)의 함수관계를 이용하여 유출수의 농도를 예측하는 모델로 사용할 수 있으며, 식 (8)과 식 (9)를 이용하여 얻었다(Knight et al., 2000; Stone et al., 2004).

$$C_{out} = aC_{in}^b q^c \quad (4)$$

$$q = \frac{Q}{A} \quad (5)$$

여기서, q (HLR; cm/day)는 일정 시간에 대하여 습지의 표면에 분포되어진 유체의 깊이로 표현되며, a, b, c는 회귀

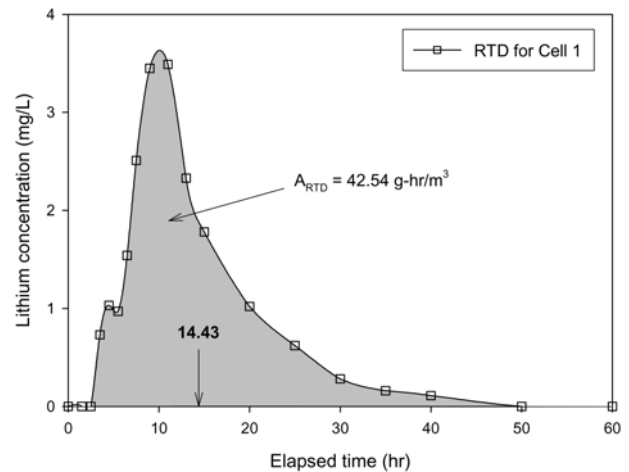
분석 상수이고, A와 Q는 각각 습지의 표면적(m²)과 유량(m³/d)을 나타낸다. 그러나 회귀분석 모델은 인공습지의 전반적인 효율에 대하여 정보를 제공하지만, 실측된 결과 범위 안에서만 유효하다는 한계가 있다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 펄스 실험 결과

Fig. 4는 Lithium chloride를 이용한 Cell 1의 펄스 실험 결과를 나타낸 것으로서, 종모양 형태를 나타내고 있다. 식 (1)을 이용하여 종 모양의 곡선 아래의 면적(A_{RTD})은 42.54 g·hr/m³이었고, 식 (2)를 이용한 면적의 50%인 지점의 이론적 평균 체류시간(\bar{t})이 14.43 hr임을 알 수 있었다. 이 때의 부피유속은 1.475 m³/hr이었으므로 63.81 g의 Lithium 질량에 대한 면적(A_{Tracer})은 43.26 g·hr/m³이었고, A_{RTD}/A_{Tracer}는 0.983으로서 거의 일치하였으며, 이는 투입한 Lithium의 질량이 대부분 유출되었음을 나타내는 것이다. Table 3은 Cell 1에 대한 RTD 분석을 통하여 얻어진 인자들로서, 식 (3)을 이용하여 Cell 1의 전체 부피(V_{TC1})인 29.25 m³에 대한 공극율(Porosity; ε)은 0.73이었다.

Cell 2와 Cell 3의 인공습지 조성은 Cell 1과 동일하게 구성하였으므로 같은 공극율을 적용하였으며, 따라서 펄스 실험에 의하여 얻어진 Cell 1, Cell 2, 그리고 Cell 3의 유체 부피(V_{PC1} = V_{PC2} = V_{PC3})는 21.28 m³이었다.

**Fig. 4.** Tracer response for Cell 1.**Table 2.** Operating conditions for the pilot-scale constructed wetlands

	2SFCW			CCW	
	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 4	Cell 5
Period	2005. 5 - 2005. 12			2005. 5 - 2005. 12	
Q m ³ /day	30 ± 2			30 ± 2	
V _T m ³	29.25			29.25	
A m ²	29.25			29.25	
HLR (q) cm/day	102.6 ± 6.8			102.6 ± 6.8	
Wetland type	2SFCW	2SFCW	2SFCW	CCW	2SFCW
Flow shifter	1	2	3	0	3

Table 3. Parameters obtained from the RTD analysis for Cell 1

Parameters	Values
A_{RTD}	42.54
\bar{t}	14.43
A_{RTD}/A_{Tracer}	0.983
Total wetland volume for Cell 1, V_{TC1} (m^3)	29.25
Wetland water volume for Cell 1, V_{PC1} (m^3)	21.35
Porosity for Cell 1, ϵ (v/v)	0.73
D/uL for Cell 1	0.17

한편, Cell 4와 Cell 5는 수층과 모래층 그리고 쇄석층으로 구성되어 있으며, 쇄석과 황토여재의 공극율 비교 실험 결과, 각각의 공극율은 0.480과 0.493으로서 쇄석의 공극율이 다소 작게 나타났다. 따라서 쇄석/황토여재의 비는 0.973이므로 Control 인공습지의 추정 공극율을 0.71을 적용하였고, 이 결과로부터 얻어진 Cell 4와 Cell 5의 추정 유체부피($V_{PC4} = V_{PC5}$)는 20.77 m^3 이었다.

인공습지의 공극율에 대하여 많은 연구자들의 보고에 의하면, Reed 등(1995)과 Crites 등(1998)은 성장한 식물이 많이 분포하고 있는 습지와 미성숙한 식물이 분포하고 있는 습지에 대한 공극율은 각각 0.65와 0.75라고 제안하였다. 또한 Gearheart(1992)는 Arcata Wetland의 성장한 식물이 밀집된 습지의 공극율이 0.75임을 밝혔고, EPA(2000) 보고에 따르면, 수층이 50%이고 추수식물이 50%인 경우 각각의 공극율은 1.0과 0.75를 적용하며 평균값으로 0.875를 적용하였다. 그러므로 다섯 계열의 파일럿 규모 인공습지에 대한 공극율은 적절한 결과인 것으로 판단된다.

따라서 다섯 계열 인공습지의 물 부피와 체류시간은 유입유량과 펄스실험을 통하여 얻어진 공극율을 이용하여 Table 4에 나타난 바와 같이 유사한 조건이었다.

Table 4. Void volume and HRT for Cell 1 to 5

	2SFCW			CCW	
	Cell 1	Cell 2	Cell 3	Cell 4	Cell 5
V_P m^3	21.279			20.768	
HRT (t) hr	17.2 ± 1.1			16.7 ± 1.1	

일반적으로 인공습지에서는 분산수(dispersion number; D/uL)를 이용하여 습지내 분산의 정도를 파악하며, 습지에서의 분산은 대부분 크게 나타나므로 $D/uL > 0.01$ 인 경우이다. EPA(2000) 보고에 따르면, 인공습지에서 분산수가 0.025이하인 경우 플러그 흐름에 근접하며, 0.20이상인 경우는 분산의 정도가 높다고 보고하였다. 또한 성장한 습지 식물이 많고, 토양층의 공극율이 비교적 큰 VSB systems(Vegetated submerged bed systems)의 경우 분산수는 0.05-0.31의 범위를 갖고(EPA, 2000), 습지의 길이 대 폭(L/W)의 비가 작은 경우 분산수는 이 보다 더 큰 것으로 알려져 있다. 본 연구의 Cell 1의 분산수는 0.17로서 습지내부에 다소의 분산이 있는 것으로 판단되고, 이는 FS에 의하여 연결된 습지의 지표층과 지하층의 유체가 FS를 통과하면서 상호 전도되어 흐름의 방해받기 때문인 것으로 사료된다.

3.2. 인공습지 운전 결과

Table 5는 운전기간동안 월별 평균 COD 결과를 나타낸 것이며, Cell 1에서 Cell 5까지 계열별 제거 효율은 각각 43.3%, 45.2%, 48.2%, 43.6%, 그리고 47.5%로 나타났고, 제거효율이 5%이내의 차이를 보이고 있으므로 유기물 제거능에 있어서 큰 차이를 보이지 않는 것으로 나타났다. 한편, 소규모 인공습지의 연구결과에서 온도에 의한 영향으로 인하여 여름철 COD 제거효율이 가장 높게 나타났다.

Table 5. Monthly average concentrations of COD in and out and removal efficiency for Cell 1 to 5

	COD										
	Influent (mg/L)	Cell 1		Cell 2		Cell 3		Cell 4		Cell 5	
		Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)
May 2005	49.4 (20.0-66.5)	21.1 (10.2-27.6)	57.4	21.8 (10.6-27.2)	55.8	22.3 (16.1-29.5)	55.0	24.2 (15.7-31.5)	51.1	21.8 (15.2-29.1)	55.9
June	52.5 (25.6-91.8)	35.3 (14.0-77.8)	32.7	34.1 (11.5-77.0)	35.0	34.0 (14.6-73.1)	35.3	35.1 (13.4-80.9)	33.1	34.9 (9.7-87.5)	33.5
July	27.8 (15.6-53.1)	20.2 (12.2-39.2)	27.5	19.5 (12.7-34.6)	30.1	17.1 (9.0-32.4)	38.4	18.3 (11.1-35.4)	34.3	17.9 (10.7-34.6)	35.5
August	20.1 (10.9-42.3)	10.6 (4.3-22.0)	47.1	10.0 (1.2-21.2)	50.1	9.2 (4.7-21.6)	54.4	11.9 (7.1-23.2)	40.9	10.4 (3.2-19.3)	48.3
September	18.9 (10.9-31.3)	10.6 (6.6-15.4)	43.9	11.1 (7.0-17.1)	41.2	9.0 (6.6-17.1)	52.4	9.7 (4.4-16.9)	48.9	10.5 (4.3-17.5)	44.8
October	23.7 (13.1-41.8)	9.3 (1.5-15.8)	60.7	10.7 (2.0-16.5)	55.0	8.7 (1.5-15.2)	63.1	9.2 (2.1-17.7)	61.3	7.7 (1.3-16.8)	67.5
November	19.3 (11.6-25.2)	10.1 (3.4-16.8)	47.8	8.4 (2.7-14.0)	56.5	7.9 (1.6-13.2)	59.1	8.6 (6.2-15.9)	55.2	7.0 (1.9-10.1)	63.6
December	28.4 (21.7-53.0)	18.6 (8.6-39.9)	34.5	16.8 (11.0-22.7)	40.9	18.0 (9.0-23.4)	36.6	18.8 (12.2-24.1)	33.8	17.2 (10.1-25.3)	39.7
Average	26.8 (10.9-91.8)	15.2 (1.5-77.8)	43.3	14.7 (1.2-77.0)	45.2	13.9 (1.5-73.1)	48.2	15.1 (2.1-80.9)	43.6	14.0 (1.3-87.5)	47.5

그러나 파일럿 규모의 연구 결과, 다섯 계열의 인공습지 모두 6월과 7월 경우 제거 효율은 40%미만으로 나타나고 있으며, 8월과 9월의 경우 Cell 3을 제외하고 50% 이상을 넘지 못하였다. 또한 6월부터 9월까지의 Cell 1, 2, 3, 4, 5의 월별 mass removal rate는 6월의 경우 176-190 kg/ha/day, 7월은 78-110 kg/ha/day, 8월은 84-112 kg/ha/day, 그리고 9월은 80-102 kg/ha/day로 나타났으며, 평균 mass removal rate는 각각 183, 94, 99, 89 kg/ha/day로서 6월에 비하여 7월부터 9월까지의 mass removal rate는 약 50% 수준으로 더 낮게 나타났다. 이와 같은 결과는 7월부터 9월까지의 집중적인 강우로 인한 침수현상에 의한 영향으로 판단된다(기상청, 2006).

Table 6은 파일럿 인공습지 운전기간동안 월별 평균 SS의 결과를 나타낸 것으로서, Cell 1에서 Cell 5까지의 제거 효율은 각각 80.6%, 85.6%, 82.8%, 75.6%, 그리고 83.9%로 나타났다. 이는 FS에 의하여 서로 연결된 습지내의 지표층과 지하층의 유체가 FS를 통과하면서 상호 전도되기 때문에 전단 습지의 지표층에 처리되지 않은 SS 성분이 이어지는 다음 습지의 지하층으로 유입되면서 여과 및 침전 현상을 강화시킨 것으로 판단된다. FS의 개수가 각각 1, 2, 3, 3조가 설치되어있는 Cell 1, 2, 3 그리고 Cell 5를 비교하면, 약 5%내외의 효율차이를 보이고 있어서 큰 차이가 없는 것으로 나타났다. 그러나 Cell 2와 Cell 3 (Cell 5)의 비교에서, FS가 많은 Cell 3와 Cell 5에서 재부유(resuspension) 현상이 나타나는 것으로 판단된다. 이는 Cell 3와 Cell 5의 경우 FS에 의한 지표층과 지하층의 유체가 전도되는 횟수가 많아짐으로서 기질층에 biofilm의 형태로 성장하는 미생물이나 흡착되어 있는 부유물질이 여과에서 탈리(sloughing)되거나 혹은 침전 또는 흡착되어 있던 부유물질

이 탈착되어 수중의 부유물질의 농도를 높이는 것으로 사료된다. Cell 1과 Cell 4의 경우 Cell 2에 비하여 효율이 낮은 이유는 습지의 길이가 상대적으로 길기 때문에 바람에 의한 재부유 현상이 큰 것으로 판단된다. 또한 FS가 없는 Cell 4의 경우 6월에서 9월사이의 집중 강우시 지표층의 토양입자 및 침전되어 있던 퇴적물이 유출부 방향으로 씻겨 내려가면서 처리수내의 SS 농도를 높인 것이다.

Table 7과 Table 8은 월별 평균 TKN과 TN의 결과를 나타낸 것이다. Cell 1에서 Cell 5까지의 TKN 제거 효율은 각각 37.8%, 41.6%, 45.3%, 33.1%, 그리고 40.4%로 나타났으며, TN의 제거효율은 각각 35.1%, 37.4%, 40.0%, 25.8%, 그리고 32.0%로 나타났다. 이는 질소제거시 질산화-탈질 반응을 요하므로 FS에 의하여 유체를 호기-혐기 조건에서 전환시킴으로서 질소제거능을 향상시킨 것으로 판단된다. 이로 인하여 Cell 3이 FS가 없는 Cell 4에 비하여 TKN의 경우 12%, TN의 경우 14%, 이상 질소제거 효율이 높게 나타났다. Cell 1에서 Cell 3, 그리고 Cell 5의 비교에서 FS의 개수에 따른 TKN 제거효율 차는 4% 이내로서 크지 않았으며, 이는 FS의 개수는 질산화 반응에는 큰 영향을 미치지 않는 것을 의미한다. 그러나 Cell 3와 Cell 5의 TN 제거효율 차는 8%를 보이고 있으며, Cell 1과 Cell 2 역시 Cell 5보다 다소 높은 효율을 보이고 있다. 이는 탈질 반응에 있어서 차이를 보이는 것으로서 Cell 1, 2, 3 지하층의 황토여과재가 Cell 5의 쇄석에 비하여 biofilm 형성에 유리하기 때문인 것으로 판단된다. 또한 TN제거효율이 Cell 1, 2, 3에 비하여 약 10% 이상 낮은 Cell 4와의 비교에서도 확인할 수 있다. Cell 1, 2, 3, 4, 5의 계절별 경향을 확인하기 위하여 TKN과 TN mass removal rate를 비교하면, 집중강우 시기인 7월부터 9월에 비하여 강우가 적고

Table 6. Monthly average concentrations of SS in and out and removal efficiency for Cell 1 to 5

	SS										
	Influent (mg/L)	Cell 1		Cell 2		Cell 3		Cell 4		Cell 5	
		Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)
May 2005	13.9 (8.3-18.1)	1.7 (0.2-3.0)	87.6	1.7 (0.2-4.5)	87.9	1.3 (0.3-3.0)	91.0	3.8 (0.2-12.0)	72.6	0.6 (0.4-1.0)	95.9
June	23.9 (7.3-59.8)	3.5 (2.0-5.5)	85.4	2.4 (1.0-6.0)	90.0	3.3 (1.0-6.4)	86.0	5.1 (1.0-10.0)	78.5	2.1 (1.0-6.0)	91.1
July	13.8 (4.0-21.0)	2.7 (0.7-5.0)	80.2	2.7 (0.2-6.0)	80.4	2.4 (0.3-6.0)	82.8	3.0 (2.7-4.0)	78.0	3.0 (0.3-6.0)	78.1
August	7.3 (1.9-19.0)	2.1 (0.3-6.5)	70.9	1.4 (0.2-3.0)	80.2	1.5 (0.2-2.6)	79.6	1.9 (0.2-4.7)	73.6	2.0 (0.2-5.0)	72.6
September	4.4 (1.0-8.0)	0.9 (0.1-1.7)	79.9	0.3 (0.1-1.0)	92.5	0.7 (0.1-1.7)	83.5	1.1 (0.2-3.0)	74.7	0.6 (0.1-1.3)	86.7
October	2.9 (0.8-7.3)	0.5 (< 1.5)	83.2	0.4 (< 1.5)	85.4	0.4 (< 1.7)	85.8	0.4 (< 1.0)	87.5	0.6 (< 1.7)	79.0
November	4.7 (1.3-13.0)	1.1 (< 4.0)	77.2	0.4 (< 0.8)	91.9	1.3 (< 4.7)	73.2	1.1 (< 4.4)	75.6	0.9 (< 2.0)	79.8
December	4.3 (1.3-11.3)	0.8 (< 3.1)	81.2	0.9 (< 2.8)	78.7	1.0 (< 2.7)	77.3	1.5 (< 4.4)	65.2	0.6 (< 2.0)	86.1
Average	7.8 (0.8-59.8)	1.5 (< 6.5)	80.6	1.1 (< 6.0)	85.6	1.3 (< 6.4)	82.8	1.9 (< 12.0)	75.6	1.3 (< 6.0)	83.9

Table 7. Monthly average concentrations of TKN in and out and removal efficiency for Cell 1 to 5

	TKN										
	Influent (mg/L)	Cell 1		Cell 2		Cell 3		Cell 4		Cell 5	
		Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)
May 2005	18.2 (10.7-27.9)	8.7 (8.4-9.3)	52.3	10.1 (8.5-11.8)	44.6	8.7 (7.8-9.7)	51.8	10.9 (9.4-11.9)	40.1	10.4 (8.8-12.3)	42.5
June	17.6 (10.8-35.9)	12.7 (5.4-23.1)	27.9	9.0 (4.3-12.1)	48.9	8.5 (3.5-11.7)	51.9	10.1 (6.0-14.3)	42.7	8.4 (2.9-12.2)	52.3
July	7.2 (5.2-9.3)	3.4 (0.3-7.1)	52.4	4.3 (0.9-7.4)	40.5	3.3 (0.1-6.0)	54.3	4.9 (2.2-9.0)	32.1	5.0 (0.3-8.0)	30.9
August	8.4 (6.0-13.7)	4.6 (1.9-7.4)	45.4	4.4 (2.2-7.9)	47.7	3.9 (2.3-5.5)	53.5	5.1 (3.1-7.9)	38.8	4.5 (2.6-11.0)	46.1
September	8.3 (3.3-16.4)	4.2 (2.1-6.4)	49.2	3.3 (1.6-4.8)	60.0	3.6 (1.8-8.3)	56.5	5.3 (3.1-9.7)	35.8	2.9 (2.2-3.3)	64.8
October	12.0 (6.6-14.9)	6.1 (3.9-9.0)	48.8	5.9 (4.1-7.4)	50.6	6.3 (2.7-9.3)	47.5	6.8 (4.2-11.4)	43.2	5.6 (2.6-9.9)	53.7
November	8.6 (6.6-14.9)	6.6 (5.3-8.6)	23.1	6.1 (4.5-7.6)	29.3	5.6 (2.9-7.3)	34.7	6.8 (4.4-10.4)	20.9	6.2 (3.5-7.2)	28.3
December	15.5 (11.5-17.1)	12.6 (10.7-16.2)	18.9	12.3 (10.2-15.2)	20.8	11.7 (8.2-14.8)	24.6	13.5 (11.4-15.9)	13.0	13.3 (8.4-16.5)	13.9
Average	11.5 (3.3-35.9)	7.1 (0.3-23.1)	37.8	6.7 (0.9-15.2)	41.6	6.3 (0.1-14.8)	45.3	7.7 (2.2-15.9)	33.1	6.8 (0.3-16.5)	40.4

Table 8. Monthly average concentrations of TN in and out and removal efficiency for Cell 1 to 5

	TN										
	Influent (mg/L)	Cell 1		Cell 2		Cell 3		Cell 4		Cell 5	
		Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)
May 2005	24.4 (15.4-36.0)	14.8 (13.8-16.2)	39.5	16.0 (12.9-19.3)	34.4	15.2 (13.5-17.5)	37.8	18.1 (15.0-20.9)	26.0	17.0 (14.1-20.6)	30.4
June	25.5 (15.6-45.2)	17.2 (8.0-27.8)	32.5	13.3 (6.8-17.8)	47.9	12.1 (5.7-19.5)	52.5	16.3 (8.8-22.1)	36.1	13.6 (6.3-19.5)	46.9
July	12.0 (8.5-14.6)	5.2 (1.9-9.4)	56.8	6.2 (2.7-9.3)	48.4	5.3 (2.1-7.9)	56.1	8.4 (5.8-12.9)	29.8	7.9 (3.5-10.5)	33.9
August	11.0 (7.4-15.9)	6.4 (3.5-8.9)	42.5	6.2 (4.0-9.7)	43.7	5.8 (4.4-7.2)	47.8	7.7 (4.4-9.9)	30.0	7.3 (4.5-12.9)	34.3
September	12.9 (6.3-22.0)	6.7 (4.7-9.0)	48.2	6.0 (4.2-7.2)	53.5	6.6 (4.2-11.8)	48.5	9.5 (5.9-14.4)	26.5	7.0 (5.7-8.2)	45.9
October	16.5 (10.0-21.5)	9.5 (6.8-11.6)	42.6	9.5 (7.2-12.4)	42.3	9.8 (5.4-14.1)	40.9	10.9 (7.7-16.9)	33.8	10.1 (6.1-14.7)	39.0
November	13.5 (9.5-20.0)	10.8 (8.3-14.1)	20.0	10.0 (7.1-13.2)	25.4	9.6 (6.4-12.5)	28.9	11.7 (8.3-16.5)	12.8	10.9 (6.2-13.5)	19.1
December	21.3 (18.0-23.5)	17.9 (16.3-20.1)	16.2	17.8 (15.9-19.9)	16.3	17.1 (14.2-19.1)	19.8	18.7 (17.0-21.1)	12.2	18.5 (13.3-21.4)	13.0
Average	16.3 (6.3-45.2)	10.6 (1.9-27.8)	35.1	10.2 (2.7-19.9)	37.4	9.8 (2.1-19.5)	40.0	12.1 (4.4-22.1)	25.8	11.1 (3.5-21.4)	32.0

수온이 20°C 정도인 5월과 6월의 mass removal rate가 높게 나타났다. 이는 질소의 경우 COD와 마찬가지로 기후 변화에 영향이 매우 크다는 것을 의미한다. 또한 11월 이후부터 월평균 수온이 12°C 이하로 점차 낮아지면서 질소 제거량도 점차 감소하는 현상을 보였으며, 12월의 경우 월평균 수온이 3°C 이하를 유지하면서 TN mass removal rate는 Cell 1, 2, 3의 경우 35-43 kg/ha/day, Cell 4, 5는 27-29 kg/ha/day까지 저하되었다.

Table 9는 월별 평균 TP의 제거 결과를 나타낸 것으로서

Cell 1, 2, 3의 TP 제거 효율은 각각 42.0%, 39.0%, 43.8% 이었고, Cell 4, 5는 각각 36.5%와 36.8%로 나타났다. 이는 지표층과 지하층의 유체를 전도시키는 역할을 하는 FS와 흡착능이 있는 지하층의 황토여재가 동시에 작용함으로써 Cell 1, 2, 3의 인제거 효율이 상승된 원인으로 판단된다. 이러한 FS와 황토여재의 동시 역할에 대한 설명은 Cell 3과 FS만 있는 Cell 5의 비교에서 Cell 3의 효율이 약 7% 정도 높게 나타남으로 알 수 있었고, Cell 4와 Cell 5의 비교에서 황토여재가 없이 FS만 있는 경우 인제거 효율의 상

Table 9. Monthly average concentrations of TP in and out and removal efficiency for Cell 1 to 5

	TP										
	Influent (mg/L)	Cell 1		Cell 2		Cell 3		Cell 4		Cell 5	
		Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)	Effluent (mg/L)	Removal (%)
May 2005	0.65 (0.38-0.97)	0.51 (0.30-0.70)	22.0	0.50 (0.34-0.67)	23.1	0.42 (0.28-0.71)	35.4	0.52 (0.30-0.69)	21.3	0.45 (0.31-0.60)	31.9
June	0.47 (0.18-0.74)	0.30 (0.14-0.43)	35.8	0.38 (0.17-0.58)	20.8	0.35 (0.15-0.51)	26.4	0.34 (0.10-0.52)	28.9	0.35 (0.09-0.58)	27.3
July	0.44 (0.36-0.50)	0.24 (0.19-0.36)	44.8	0.21 (0.13-0.27)	52.7	0.18 (0.08-0.26)	60.2	0.23 (0.17-0.27)	48.5	0.23 (0.16-0.30)	47.6
August	0.45 (0.17-1.02)	0.10 (0.07-0.15)	78.0	0.14 (0.07-0.30)	68.4	0.15 (0.05-0.30)	67.9	0.16 (0.10-0.25)	65.0	0.15 (0.10-0.21)	66.1
September	0.22 (0.08-0.38)	0.09 (0.05-0.14)	59.6	0.11 (0.03-0.23)	49.3	0.12 (0.03-0.20)	46.2	0.14 (0.03-0.22)	37.2	0.16 (0.06-0.25)	24.4
October	0.12 (0.04-0.19)	0.06 (0.02-0.10)	45.9	0.06 (0.03-0.13)	46.9	0.05 (0.03-0.08)	57.8	0.07 (0.03-0.16)	39.5	0.07 (0.02-0.15)	38.0
November	0.24 (0.10-0.32)	0.18 (0.06-0.29)	26.1	0.18 (0.06-0.30)	26.6	0.17 (0.05-0.28)	30.7	0.18 (0.06-0.26)	26.5	0.18 (0.03-0.29)	24.2
December	0.55 (0.32-0.81)	0.45 (0.20-0.80)	18.8	0.43 (0.31-0.65)	21.9	0.39 (0.21-0.67)	28.0	0.45 (0.27-0.78)	18.5	0.44 (0.30-0.75)	20.2
Average	0.37 (0.04-1.02)	0.22 (0.02-0.80)	42.0	0.23 (0.03-0.67)	39.0	0.21 (0.03-0.71)	43.8	0.24 (0.03-0.78)	36.5	0.23 (0.02-0.75)	36.8

승을 기대하기 어려운 것으로 판단된다. 그러나 인공습지에서 이러한 흡착에 의한 인 제거시 포화용량이 존재하므로 이를 초과할 경우 유입되는 인은 제거되지 않을 뿐만 아니라, 인공습지내의 인이 탈착되어 처리수내 인의 농도를 오히려 높이기도 한다. 따라서 단기간의 인 제거는 토양층내 여재의 흡착현상으로 해결할 수 있지만, 장기간에 걸친 인의 제거는 이러한 흡착현상 이외에 인공습지 내부에서 불용성의 인 침전물을 형성할 수 있는 방법이 강구되어야 한다(Del Bubba et al., 2003). Cell 1, 2, 3, 4, 5의 처리수 중의 반응성인(reactive phosphorus)으로서 $PO_4^{3-}P$ 는 대부분 검출되지 않아 유출수의 인 중 대부분은 금속과 결합되어 있거나 유기물과 결합된 상태로 배출됨을 알 수 있었다. 그러나 이는 파일럿 규모 인공습지의 운전 기간동안 유입수내 TP의 농도가 1.0 mg/L 이내로서 매우 낮은 상태를 유지한 원인도 배제할 수는 없다고 판단된다. 한편, 겨울철의 경우 Cell 1에서 Cell 5까지 모두 TP 제거효율이 매우 낮게 나타났다. 이때의 월 평균 수온은 3°C로서 매우 낮은 상태였고, 기온과 풍속은 각각 -13.7-3.6°C, 그리고 0.6-4.1 m/sec로서 기온은 낮고 바람은 강한 상태였다(기상청, 2006). 이로 인하여 지표 수층의 결빙현상이 발생하였으며, 유입부의 침사조에 수위가 상승함으로써 수압이 상승하였고, 따라서 습지내에 결빙현상이 없는 지하층으로만 유체의 흐름이 집중되어 체류시간은 감소하고 유속은 빨라짐으로서 지하층의 여재와 유입수간의 접촉시간이 단축되었기 때문인 것으로 판단된다.

본 연구의 인공습지는 미국 Illinois주의 Des Plaines River에 설치되어 있는 4개의 인공습지 및 NADB(North American Wetland Treatment System Database)의 SFCW와 SSFCW보다 약 5-35% 이상 낮게 나타나고 있다(Kadlec et al., 1996;

EPA, 1993a; EPA, 1993b; EPA, 2000). 그러나 이들 인공습지의 운전 조건을 보면, HRT는 2.2-14.1 day로서 매우 길고, HLR은 1.4-11.1 cm/d로서 매우 작게 나타나고 있다. 이는 체류시간과 처리효율의 관계에서 보면, 동일한 습지면적에 도입 유량이 작으면 체류시간이 길어지고 처리효율은 높게 나타난다. 그러나 도입 유량이 많으면 처리효율은 낮아지지만 제거되는 오염물의 양은 많아지게 된다. 본 연구의 경우 체류시간은 0.71 day로서 매우 짧고, HLR은 103 cm/d로서 매우 크게 유지하였으므로 이들 인공습지에 비하여 제거 효율은 낮지만, mass removal rate는 매우 높게 나타났다.

3.3. 비선형 회귀분석 결과

Fig. 5는 다섯 계열의 인공습지에 대하여 COD, SS, TN, TP의 MLR(mass loading rate)과 유출수 농도의 관계를 나타낸 것이고, Table 10의 방정식은 유입수 농도와 HLR(q)을 기초로 다섯 계열 인공습지의 각각에 대한 유출수의 농도를 추정하기 위해 실측값을 적용하여 비선형 회귀분석을 실시한 결과를 나타낸 것이다. 분석 조건은 유량이 30 m³/d이고, HLR(q)이 103 cm/d, 그리고 유입수의 농도(C_i)는 실측값에 대하여 한정하였다.

COD의 유입 농도 조건은 10.9-91.8 mg/L이고, R^2 값이 약 0.6을 나타내고 있으며, SS의 유입 농도 조건은 0.8-21.3 mg/L이며, R^2 값이 0.2-0.4이었다. TN의 유입 농도 조건은 6.3-36.0 mg/L이고 R^2 값은 0.6-0.7이었으며, TP의 유입 농도 조건은 0.04-1.02 mg/L이고 R^2 값은 0.7 이상을 나타내었다. 이 중 SS의 R^2 값이 매우 낮게 나타나고 있는데 이는 6월을 제외한 최대 유입수의 농도가 21 mg/L 이하인 상태에서 편차가 크고, Cell 4를 제외한 Cell 1, 2, 3

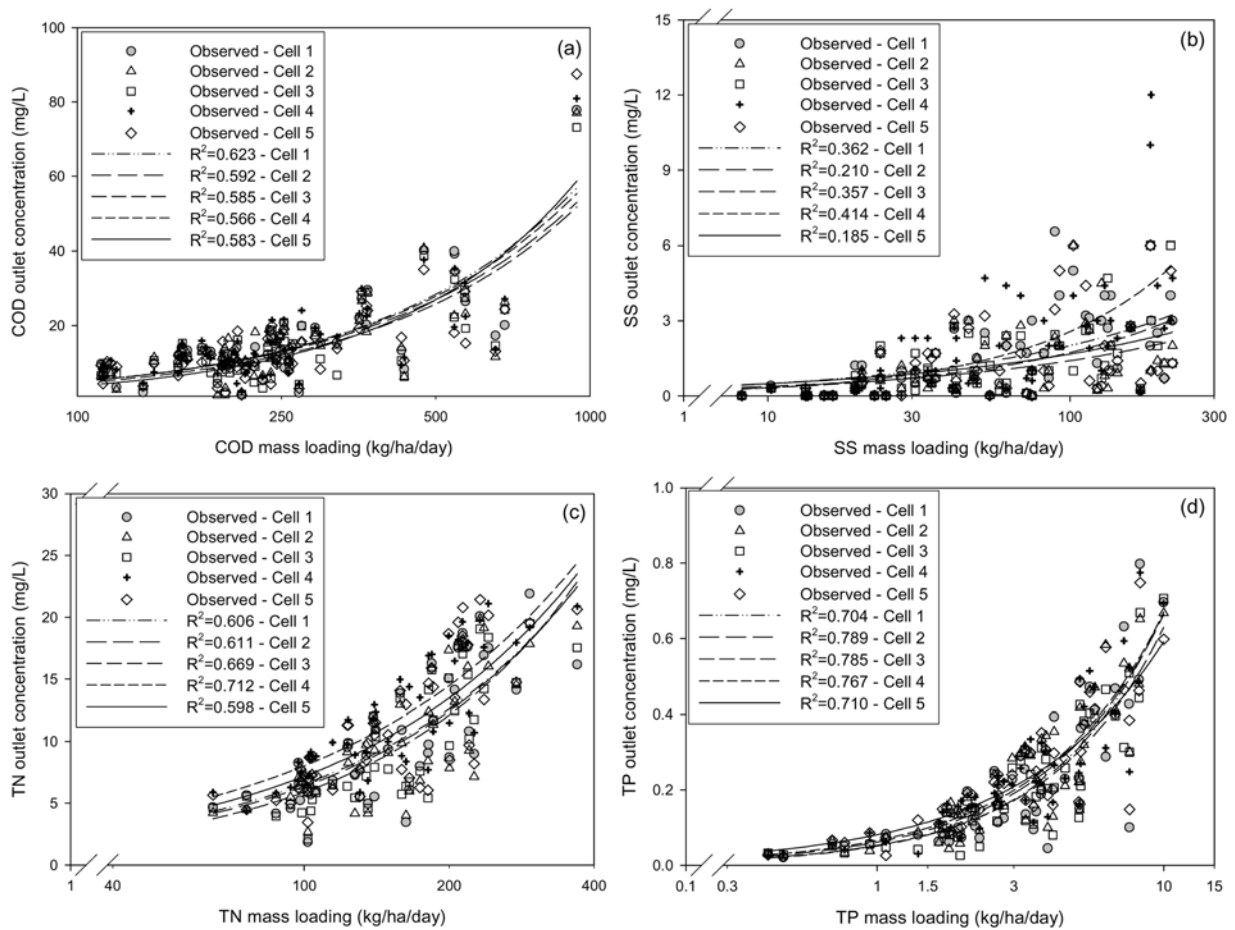


Fig. 5. Relationship between mass loadings and outlet concentrations of COD (a), SS (b), TN (c) and TP (d) for the pilot-scale constructed wetlands. The lines plotted with hydraulic loading rate of $q = 103$ cm/day for comparison

과 Cell 5의 유출수의 농도가 평균 6.2 mg/L 이하를 유지하면서 넓은 분포도를 나타내고 있기 때문이다(Fig. 5(b)).

Stone 등(2003)은 비점오염원에 의하여 오염된 하천에 In-stream wetland (ISW)를 적용한 질소 제거 연구에서도 이와 유사한 결과를 얻었으며, TN에 대한 회귀분석 결과는 $C_o = 1.08 C_i^{1.05} q^{0.399}$ 이었고, 이 때의 R^2 값은 0.4이었다. 또한 Table 10에 나타난 바와 같이 많은 연구자들이 제시하고 있는 회귀분석에서도 유사한 결과를 보이고 있다. 이와 같은 결과의 원인은 회귀분석에 포함되어 있지 않은 Site-specific factor가 충분히 고려되지 못하였고, 유출수와 그에 영향을 줄 수 있는 전구체(Precursor) 간에 존재하는 종속적인 상호 관계성(Strong sequential interrelation) 때문이며(Kadlec et al., 1996; Stone et al., 2003), 이처럼 인공 습지에서 오염물의 제거 경향을 정확히 도출하는 것은 매우 어렵다고 알려져 있다.

본 연구의 COD, SS, TN, TP에 대한 비선형 회귀분석 결과는 약 0.2-0.8 정도의 R^2 값을 나타내고 있다. 이러한 원인은 (1) Mass loading rate가 넓은 분포를 형성하고 있으며, (2) 이러한 MLR에 따른 유출수 농도의 증감 경향은 확인할 수 있으나 그 분포가 선형에 집중되지 않고 밴드 형태로 나타났고, (3) 기후변화에 의한 여름철 집중적인 강우

와 그에 따른 습지의 침수 현상, 그리고 (4) 수온의 변화에 따른 겨울철 지표층의 결빙 현상 등에 의한 것으로 판단된다.

4. 결론

많은 연구자들이 오염 하천의 수질 개선 및 생태계 복원을 위하여 노력하여 왔으며, 이를 위한 방법에 있어서 인공습지는 매우 합리적인 대안으로 제시되고 있다. 그러나 인공습지의 해석은 매우 어려운 것으로 알려져 있는데 이는 습지가 자연상태의 환경조건하에서 기후 변화 혹은 지역적 특성 등과 같은 영향인자에 따라 다양한 형태로 변화되기 때문이다. 본 연구는 이러한 영향인자를 최소화하기 위하여 같은 지역에 서로 다른 다섯 종류의 인공습지를 구성하여 실험한 결과 다음과 같은 결론을 얻었다.

RTD 분석에 의하여 얻어진 Cell 1의 공극율은 0.73이었으며, 이는 일반적으로 적용되는 인공습지의 공극율 범위인 0.65-0.875내에 포함되므로 적정한 결과인 것으로 판단된다. 또한 분산수는 0.17로 나타났는데 습지내 분산수는 0.2 이상인 경우 분산의 정도가 높은 것으로 알려져 있으므로 Cell 1은 다소의 분산이 존재하며, 이는 FS에 의한 영향으로 판단된다.

Table 10. Corresponding equations, R^2 values and estimated C_o concentrations for the pilot-scale constructed wetlands and references

	C_i (mg/L)	Cell 1	Cell 2	Cell 3
COD	10.9-91.8	$C_o = 0.0048 C_i^{1.2602} q^{0.8138}$ $R^2 = 0.623$ Co = 4.2-61.9 mg/L	$C_o = 0.0071 C_i^{1.0699} q^{0.8813}$ $R^2 = 0.592$ Co = 5.4-52.9 mg/L	$C_o = 0.0071 C_i^{1.1005} q^{0.8471}$ $R^2 = 0.585$ Co = 5.0-51.9 mg/L
SS	0.8-59.8	$C_o = 0.0182 C_i^{0.6268} q^{0.7070}$ $R^2 = 0.362$ Co = 0.4-3.3 mg/L	$C_o = 0.0169 C_i^{0.5465} q^{0.6859}$ $R^2 = 0.210$ Co = 0.4-2.2 mg/L	$C_o = 0.0153 C_i^{0.7304} q^{0.6616}$ $R^2 = 0.357$ Co = 0.3-3.1 mg/L
TN	6.3-45.2	$C_o = 0.0141 C_i^{0.9335} q^{0.8687}$ $R^2 = 0.606$ Co = 4.4-22.3 mg/L	$C_o = 0.0138 C_i^{0.9532} q^{0.8583}$ $R^2 = 0.611$ Co = 4.2-22.4 mg/L	$C_o = 0.0128 C_i^{1.0199} q^{0.8268}$ $R^2 = 0.669$ Co = 3.9-22.8 mg/L
TP	0.04-1.02	$C_o = 0.0208 C_i^{1.1183} q^{0.7568}$ $R^2 = 0.704$ Co = 0.019-0.707 mg/L	$C_o = 0.0206 C_i^{1.0357} q^{0.7555}$ $R^2 = 0.789$ Co = 0.024-0.695 mg/L	$C_o = 0.0202 C_i^{1.0790} q^{0.7492}$ $R^2 = 0.785$ Co = 0.020-0.663 mg/L
	C_i (mg/L)	Cell 4	Cell 5	References ¹
COD	10.9-91.8	$C_o = 0.0047 C_i^{1.2468} q^{0.8090}$ $R^2 = 0.566$ Co = 3.9-55.8 mg/L	$C_o = 0.0056 C_i^{1.2254} q^{0.8022}$ $R^2 = 0.583$ Co = 4.3-58.4 mg/L	SFCW ² $C_o = 0.173 C_i + 4.70$ $R^2 = 0.62$ SSFCW ² $C_o = 0.33 C_i + 1.4$ $R^2 = 0.48$
SS	0.8-59.8	$C_o = 0.0150 C_i^{0.9080} q^{0.6632}$ $R^2 = 0.414$ Co = 0.3-5.2 mg/L	$C_o = 0.0184 C_i^{0.5367} q^{0.7091}$ $R^2 = 0.185$ Co = 0.4-2.5 mg/L	SFCW $C_o = 0.16 C_i + 5.1$ $R^2 = 0.23$
TN	6.3-45.2	$C_o = 0.0147 C_i^{0.8544} q^{0.9407}$ $R^2 = 0.712$ Co = 5.5-24.5 mg/L	$C_o = 0.0142 C_i^{0.9068} q^{0.8981}$ $R^2 = 0.598$ Co = 4.8-23.4 mg/L	SFCW $C_o = 0.409 C_i + 0.122q$ $R^2 = 0.48$ SSFCW $C_o = 0.46 C_i + 0.124q + 2.6$ $R^2 = 0.45$
TP	0.04-1.02	$C_o = 0.0207 C_i^{1.0073} q^{0.7564}$ $R^2 = 0.767$ Co = 0.027-0.701 mg/L	$C_o = 0.0195 C_i^{0.8659} q^{0.7418}$ $R^2 = 0.710$ Co = 0.037-0.616 mg/L	SFCW $C_o = 0.195 C_i^{0.91} q^{0.53}$ $R^2 = 0.77$ $C_o = 0.37 C_i^{0.70} q^{0.53}$ $R^2 = 0.33$ SSFCW $C_o = 0.51 C_i^{1.10}$ $R^2 = 0.64$ $C_o = 0.23 C_i^{0.76} q^{0.60}$ $R^2 = 0.60$

¹Information from the North American Wetland Treatment System Database (Kadlec et al., 1996)²The result of BOD₅

Cell 1에서 Cell 5까지의 COD 제거효율은 43-48%로서 약 5%의 효율 차를 보였으며, 또한 기후 변화로서 강우 및 온도의 변화와 COD MLR의 변화에 대해서도 유사한 경향을 보였으므로 이는 유기물 제거 특성에 있어서 2SFCW, CCW, 그리고 2SFCCW 간에 큰 차이가 없는 것으로 판단된다.

SS의 제거에 있어서 2SFCW와 CCW 상호 간에 차이를 나타내고 있는데 FS(Flow shifter)를 설치한 Cell 1, 2, 3, 5와 FS를 설치하지 않은 Cell 4의 SS 제거효율은 최대 10%의 차이를 보이고 있다. 이는 FS에 의하여 서로 연결된 습지내의 지표층과 지하층의 유체 흐름이 FS를 통과하면서 상호 전도되어 지하층에서의 여과 및 침전 현상에 의하여 제거되었기 때문이다. 그러나 FS의 수에 따른 비교에서 효율 차는 5% 이내였으며, 따라서 FS 수에 따른 SS 제거효율의 차는 크지 않은 것으로 판단된다.

TN의 경우 2SFCW인 Cell 1, 2, 3의 효율은 35.1-40.0% 범위였으며, 5% 이내 효율차를 보여 FS수에 따른 효율차는 크지 않은 것으로 나타났다. 그러나 Cell 1, 2, 3과 Cell 4의 TN 제거효율 차는 약 9-14%였고, Cell 1, 2, 3과 Cell 5의 효율 차는 약 3-8%였으며, Cell 4와 Cell 5의 비교에

서 6.2%의 효율 차를 보였다. 이는 FS가 습지내 유체의 흐름을 상하 전도시키면서 질산화-탈질 반응을 효과적으로 유도하였기 때문인 것으로 판단된다. 또한 기존의 습지에서 적용하는 수직 혹은 수평 방향의 유체 흐름 방식보다 FS를 적용하여 상하 전도시키거나 혹은 보다 다양한 방식을 적용하여 유체의 흐름을 변형시키는 것만으로도 다소의 효율 증가를 기대할 수 있을 것으로 사료된다.

TP의 경우 황토여재를 포설한 Cell 1, 2, 3이 쇄석을 포설한 Cell 4, 5에 비하여 TP 제거 효율이 5% 정도 높게 나타났다. 그러나 운전기간동안 MLR이 매우 낮은 상태를 유지하였고, 이로 인하여 상호간의 효율 비교는 다소의 어려움이 있는 것으로 사료된다.

다섯 계열 인공습지의 COD, SS, TN, TP에 대한 비선형 회귀분석 결과의 R^2 값은 각각 평균 0.59, 0.31, 0.64, 0.75이었으며, 많은 연구자들이 제시하고 있는 회귀분석 결과의 R^2 값과 유사하게 나타났다.

참고문헌

- 기상청, 자동기상관측장비(AWS-549) (2006).
- American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environment Federation, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edn, Washington DC, USA (1998).
- Brix, H., Wastewater Treatment in Constructed Wetlands: System Design, Removal Processes, Treatment Performance, In *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, ed., G.A. Moshiri, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp. 9-22 (1993).
- Crites, R. W. and Tchobanoglous, G., *Small and Decentralized Wastewater Management Systems*, McGraw-Hill, NY, pp. 563-644 (1998).
- Danckwerts, P. V., Continuous Flow Systems: Distribution of Residence Times, *Chem. Eng. Sci.*, **2**(1), pp. 1-13 (1953).
- Del Bubba, M., Arias, C. A. and Brix, H., Phosphorus Adsorption Maximum of Sands for Use as Media in Subsurface Flow Constructed Reed Beds as Measured by Langmuir Isotherm, *Water Research*, **37**, pp. 3390-3400 (2003).
- EPA, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Wildlife Habitat - 17 Case Studies, EPA832-R-93-005, Office of Water, Washington, DC, pp. 203-218 (1993a).
- EPA, *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*, EPA-625-R-99-010, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, pp. 66-121 (2000).
- EPA, *National Water Quality Inventory; 2000 Report*, EPA-841-R-02-001, Office of Water, Washington DC, pp. 7-15 (2002).
- EPA, Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment - A Technology Assessment, Chapter 4: Design Considerations, EPA 832-R-93-008, Office of Water, Washington, DC, pp. 1-21 (1993b).
- Gearheart, R. A., Use of Constructed Wetlands to Treat Domestic Wastewater, City of Arcata, California, *Wat. Sci. Tech.*, **26**(7-8), pp. 1625-1637 (1992).
- Gersberg, R. M., Elkins, B. V. and Goldman, C. R., Nitrogen Removal in Artificial Wetlands, *Water Res.*, **17**(9), pp. 1009-1014 (1983).
- Hunt, P. G., Stone, K. C., Humenik, F. J., Matheny, T. A. and Johnson, M. H., In-stream Wetland Mitigation of Nitrogen Contamination in a USA Coastal Plain Stream, *Journal of Environmental Quality*, **28**(1), pp. 249-256 (1999).
- Jing, S. R. and Lin, Y. F., Seasonal Effect on Ammonia Nitrogen Removal by Constructed Wetlands Treating Polluted River Water in Southern Taiwan, *Environmental Pollution*, **127**(2), pp. 291-301 (2004).
- Kadlec, R. H. and Hey, D. L., Constructed Wetlands for River Water Quality Improvement, *Water Sci. Tech.*, **29**(4), pp. 159-168 (1994).
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L., *Treatment Wetlands*, Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 893 (1996).
- Knight, R. L., Payne, V. W. E. Jr., Borer, R. E., Clarke, R. A. Jr. and Pries, J. H., Constructed Wetlands for Livestock Wastewater Management, *Ecological Engineering*, **15**(1-2), pp. 41-55 (2000).
- Levenspiel, O., *Chemical Reaction Engineering*, 3th Edition, John Wiley & Sons, NY, pp. 255-338 (1999).
- Reddy, K. R., Patrick, W. H. Jr. and Lindau, C. W., Nitrification-denitrification at the Plant Root-sediment Interface in Wetlands, *Limnol Oceanogr.*, **34**(6), pp. 1004-1013 (1989).
- Reed, S. C., Crites, R. W. and Middlebrooks, E. J., *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, 2nd ed., McGraw-Hill, NY, pp. 173-284 (1995).
- Stone, K. C., Hunt, P. G., Novak, J. M. and Johnson, M. H., In-stream Wetland Design for Non-point Source Pollution Abatement, *Transactions of ASAE*, **19**(2), pp. 171-175 (2003).
- Stone, K. L., Poach, M. E., Hunt, P. G. and Reddy, G. B., Marsh-pond-marsh Constructed Wetland Design Analysis for Swine Lagoon Wastewater Treatment, *Ecological Engineering*, **23**(2), pp. 127-133 (2004).