

식생습지와 개방수역의 배열에 따른 인공습지의 수처리 특성

장정렬[†] · 최선화 · 권순국^{*}

한국농촌공사 농어촌연구원

^{*}서울대학교 농업생명과학대학

Water Treatment Characteristics by Constructed Wetland with Different Vegetation - Open Water Arrangements

Jeong-Ryeol Jang[†] · Sun-Hwa Choi · Soon-Kuk Kwun^{*}

Rural Research Institute, KRC

^{*}College of Agriculture & Life Science, Seoul National University

(Received 7 September 2005, Accepted 20 November 2006)

Abstract

This study was conducted to evaluate water treatment characteristics according to vegetated wetland (V) and open water (O) arrangements in free water surface constructed wetland. Three pilot-scale wetlands, V-V, O-V and V-O, were built and operated. BOD₅ was slightly reduced at all the arrangements because the influent concentration was so low as background concentration of constructed wetlands. While T-N and T-P removal efficiency showed higher than 50% for all cases. The O-V arrangement showed the highest removal efficiency: 20% for BOD₅, 53% for SS, 59% for T-N and 72% for T-P. Effluent concentration of the O-V were significantly low compared with those from the V-O. O-V arrangement would be beneficial in the light of pollutant removal efficiency as well as construction cost.

keywords : Constructed wetlands, Nonpoint sources, Water treatment

1. 서론

공공수역의 수질관리에 있어 비점오염원 관리의 중요성이 강조되고 있다(권, 1998; 환경부, 2004). 우리나라 수계 전체 오염원 중에서 비점오염원이 22~37%를 차지하며(환경부, 2004), 전국 농업용 저수지 18,000 여개소의 82%는 비점오염원을 주요오염원으로 보고 있다(농업기반공사, 2004c).

비점오염원에서 배출되는 오염물질은 강우-유출 현상과 밀접한 관련이 있고 유량 및 수질의 변동이 크기 때문에 기존 하수처리시스템으로 대처하기에는 여러 가지 어려움이 있어 이에 대한 대안으로 인공습지의 이용방안이 모색되어 왔다(Hammer, 1992; Higgins et al., 1993). 인공습지는 기존 하수처리시스템과 비교하여 유량 및 부하량의 변동에 유연하게 대처할 수 있고 영양염류의 제거능력이 우수하며 초기 건설비가 낮고 유지관리가 쉬우며 야생동식물의 서식처 제공 등의 다양한 장점을 가지고 있는 것으로 평가되고 있다(박 등, 2000; 양, 2002; Brix et al., 1993; Hammer, 1992; USEPA, 1999).

인공습지는 물의 흐름에 따라 자유수면형(free-water surface: FWS)과 지하흐름형(subsurface flow: SF)으로 구분 수 있으며(Bastian et al., 1993), FWS 인공습지의 수심은

수 cm~1 m 이상까지 다양하나 복미에서는 일반적으로 30 cm 내외로 운전되고(Reed et al., 1995), 갈대, 부들 그리고 줄 등과 같은 정수식물(emergent plant)이 자란다.

인공습지에서 수생식물의 직접적인 오염물질제거량은 5~10% 정도로 보고되기도 하지만(Hammer, 1992; Brix et al., 1993), 오염물질 제거작용을 증진시키는 매개체로서 중요한 역할을 하는 것으로 보고되고 있다(Hammer, 1992; Kadlec et al., 1996; Reed et al., 1995). 물속에 있는 식물의 줄기와 잎은 물의 흐름에 저항을 주어 유속을 느리게 함으로서 여과, 침전과 같은 물리적 제거작용의 촉진과 미생물이 부착할 수 있는 표면적 제공, 통기조직을 통한 근근역에 산소전달로 미생물 분해활동 촉진 등의 역할을 한다(Hammer, 1992).

인공습지는 식생이 아주 밀집되어야 식물을 통한 산소전달로 호기성 상태가 되어 오염물질 제거에 효과적이라는 견해도 있지만(USEPA, 1999), 수생식물이 밀식된 식생습지에서는 혐기성 상태일 수 있으며 실제로 밀식된 식생습지에서 특정 유출수의 용존산소 농도가 1 mg/L이하를 나타내기도 하였다(장, 2005).

인공습지에서 식생이 자라지 않는 개방수역(open water)이 존재할 수 있는데 수위조절을 통하여 정수식물이 자랄 수 없는 환경을 만들어 줌으로서 조성할 수 있다. 이러한 개방수역은 조류의 광합성 활동을 이용하여 수처리를 하는

[†] To whom correspondence should be addressed.
wgjang@ekr.or.kr

산화지(oxidation pond)와 유사한 기능을 수행할 수 있다. 특히 FWS 인공습지는 수심이 30 cm 내외로 얇게 유지되므로 바닥까지 태양광이 투과되어 조류증식 속도가 매우 빨라질 수 있고 광합성 활동이 매우 활발하게 진행됨으로서 높은 pH가 형성되어 물리·화학적인 암모니아 stripping 과 인의 화학적 침전제거가 촉진될 수 있는 환경이 조성되어 오염물질이 제거될 수 있다(김 등, 2003, 2005).

근래 우리나라에서도 농업용 저수지 및 상수원 댐 등 호소 수질보전대책의 일환으로 호 유입부 또는 수변부에 인공습지를 설치하여 상류 유역에서 배출되는 비점오염물질을 처리하고자 하는 노력이 시도되고 있다(권 등, 2005; 농업기반공사, 2004a, 2004b, 2004d; 박 등, 2000; 양, 2002, 2003, 2004; 장 등, 2004; 함 등, 2005a, 2005b). 특히, 새만금, 화성, 홍성, 보령호 등 간척담수호의 수질보전을 위해 수 백 ha에 달하는 대규모 인공습지 조성계획이 검토되고 있다. 인공습지 조성비용 중에서 수생식물의 구입 및 식재가 많은 부분을 차지한다. 인공습지에서 식생습지는 혐기성 환경이, 개방수역은 호기성 환경이 형성될 수 있으므로 이들의 배열을 적절히 조정한다면 오염물질 제거효율을 높일 수 있을 뿐만 아니라 인공습지 조성비용도 절감할 수 있을 것이다.

본 연구의 목적은 간척담수호에 비점오염물질 저감을 위한 대규모 인공습지를 조성하기에 앞서 현장에서 파일럿 규모의 인공습지 실험시설을 설치하여 식생습지와 개방수역의 배열방법에 따른 수처리특성을 검토하여 오염물질 제거에 보다 유리한 배열방법을 알아보는데 있다.

2. 재료 및 방법

2.1. 시험시설

시험시설은 Fig. 1의 (a)와 같이 충남 당진군 석문면에 위치한 석문 간척담수호의 유입부에 설치하였다. 인공습지는 자유수면형으로서 Fig. 1 (b)와 같이 길이 70 m, 폭 40 m이며, 각각 면적이 910 m²의 3개의 시험구로 분할한 후 길이방향으로 이등분하여 수생식물 식재구(vegetated: V)와 개방수역(open water: O)를 V-V, O-V, V-O의 3가지 형태로 배열하였다.

2.2. 실험조건

습지는 원지반에서 0.3~1.0 m 정도를 굴착하여 조성하였으며, 습지바닥 토양의 토성은 미사질양토(silty loam: SiL), 토양염도는 16.3 dS/m, pH 8.0이었으며 우리나라 간척지 토양특성인 함염알카리 특성을 나타내었다.

수생식물은 인공습지에서 많이 이용되고 있는 정수식물로서 애기부들(*Typha angustifolia*)과 갈대(*Phragmites australis*)를 각각 3.0 shoot/m², 1.5 shoot/m²의 밀도로 2001년 11월에 식재하였다. V-V 배열에는 애기부들-갈대를, O-V 및 V-O 배열의 식재구에는 갈대를 식재하였다. 식생습지에서 갈대는 부들에 비하여 성장이 다소 불량하여 본 실험기간 동안에는 밀식된 식생습지 환경을 만들지는 못하였다.

인공습지 유입수는 Fig. 1(b)와 같이 석문 간척담수호 유입하천인 당진천의 하천수를 양수(273.2~417.0 m³/d)하여

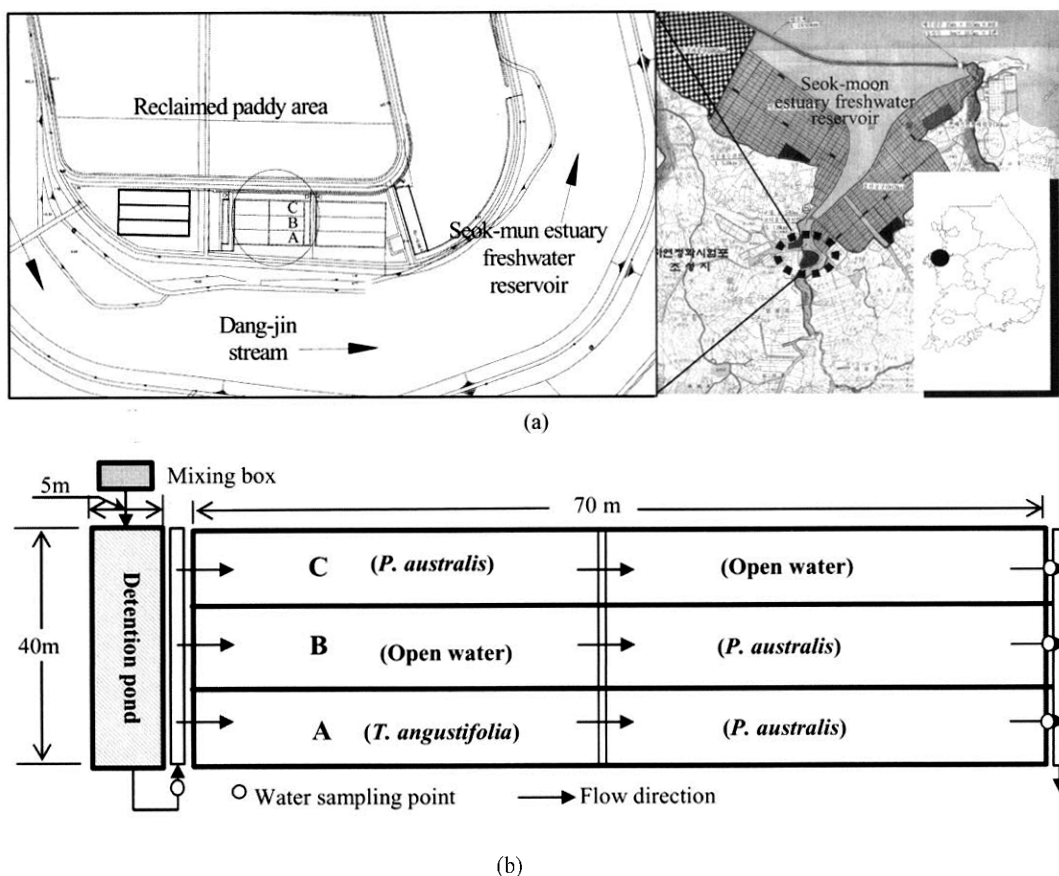


Fig. 1. Description of the study site: (a) Location of the study area; (b) Plane view of the study wetland system arrangements.

혼합조에서 축산액비와 혼합한 후 수질의 균등화 및 유량 조절을 위해 침강지(detention pond)를 거친 후 습지로 공급하였다. 습지의 수심은 초기 식생정착을 위한 경우를 제외하고는 40 cm로 일정하게 유지하였다. 실험습지의 체류 시간(hydraulic retention time, HRT)은 1.0~3.4 day, 수리 부하율(hydraulic loading rate: HLR)은 9.6~14.6 cm/d로 운전하였다.

2.3. 측정 및 분석 방법

실험기간 동안 물 시료는 Fig. 1(b)와 같이 HRT를 고려하여 인공습지 유입부와 각 시험구의 유출부에서 각각 채취하였다. 조사기간은 2002년 10월부터 2003년 12월까지이며 월 2회의 빈도로 모두 31회를 실시하였다. 수질 분석항목은 생물학적산소요구량(BOD₅), 부유물질(SS), 총질소(T-N) 및 총인(T-P)이며, 분석방법은 수질오염공정시험법(환경부,

2004)과 Standard Methods(APAH, 1998)에 준하였다.

실험내열별로 유입수와 유출수에 대하여 일원배치 분산 분석(one-way ANOVA)을 실시하였으며, Tukey법에 의한 5% 유의수준의 사후분석을 하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. BOD₅ 제거특성

Table 1은 연구습지와 국내의 습지의 운전조건에 따른 유입수와 유출수의 농도, 수면부하율(mass loading rate: MLR) 및 제거율(mass removal rate: MRR)과 부하량으로 평가한 저감효율을 정리한 것이다.

연구습지에서 BOD₅(이하 BOD)의 유입농도는 1.1~8.8 mg/L로서 대부분 10 mg/L이하이었으며 유출수 농도는 0.6~10.1 mg/L 이었다. 평균 유입 BOD농도는 3.5 mg/L이며

Table 1. Comparison of constructed wetlands operation performance data in this study and others

| Wetland | Parameter | Concentration (mg/L) | | Mass (kg/ha/d) | | | HRT ⁴⁾ (day) |
|-----------------------------|-----------|----------------------|-------|-------------------|-------------------|----------------------|----------------------------|
| | | Infl. | Effl. | MLR ¹⁾ | MRR ²⁾ | RE ³⁾ (%) | |
| This study V-V | BOD | 3.5 | 3.5 | 0.11 | 0.23 | 5 | 1~3 |
| | SS | 12.5 | 9.1 | 1.89 | 5.33 | 33 | |
| | T-N | 4.60 | 2.36 | 0.78 | 2.92 | 51 | |
| | T-P | 0.29 | 0.13 | 0.15 | 0.21 | 58 | |
| This study O-V | BOD | 3.5 | 2.9 | 0.45 | 0.86 | 20 | 1~3 |
| | SS | 12.5 | 6.1 | 1.18 | 9.05 | 56 | |
| | T-N | 4.60 | 1.93 | 0.32 | 3.39 | 59 | |
| | T-P | 0.29 | 0.08 | 0.10 | 0.26 | 72 | |
| This study V-O | BOD | 3.5 | 4.7 | 0.71 | -1.37 | -31 | 1~3 |
| | SS | 12.0 | 12.3 | 1.42 | 0.81 | 5 | |
| | T-N | 4.60 | 2.52 | 0.05 | 2.66 | 47 | |
| | T-P | 0.29 | 0.13 | 0.16 | 0.20 | 56 | |
| North America ⁵⁾ | BOD | 30.3 | 8.0 | 0.20 | 5.10 | 71 | 5~14 |
| | SS | 45.6 | 13.5 | 1.44 | 7.00 | 68 | |
| | T-N | 9.03 | 4.27 | 0.94 | 1.06 | 55 | |
| | T-P | 3.78 | 1.62 | 0.50 | 0.17 | 34 | |
| Seokmun ⁶⁾ | BOD | 4.00 | 2.90 | 0.10 | 0.90 | 28 | 2~5 |
| | SS | 23.10 | 8.0 | 1.10 | 10.20 | 64 | |
| | T-N | 3.30 | 1.50 | 0.76 | 1.46 | 52 | |
| | T-P | 0.30 | 0.14 | 0.23 | 0.11 | 55 | |
| Dongwha ⁷⁾ | BOD | 12.9 | 8.1 | 2.70 | 7.20 | 29 | 1~2 |
| | SS | 17.1 | 6.8 | 4.40 | 24.60 | 58 | |
| | T-N | 4.70 | 2.50 | 0.60 | 4.30 | 45 | |
| | T-P | 0.20 | 0.10 | 0.40 | 0.20 | 50 | |
| Masan ⁸⁾ | BOD | 7.4 | 3.3 | - | 1.20 | - | 2 |
| | SS | 22.5 | 4.1 | - | 22.00 | - | |
| | T-N | 1.86 | 0.51 | - | 1.40 | - | |
| | T-P | 0.16 | 0.05 | - | 0.10 | - | |
| Gamdon ⁹⁾ | BOD | - | - | - | - | - | 0.3~1 |
| | SS | 57.5 | 8.1 | 83.70 | 757.30 | 91 | |
| | T-N | 5.24 | 2.13 | 38.0 | 14.26 | 38 | |
| | T-P | 0.27 | 0.09 | 3.10 | 2.39 | 77 | |

¹⁾ Mass Loading Rate; ²⁾ Mass Removal Rate, ³⁾ Removal efficiency = MRR/MLR×100(%), ⁴⁾ Hydraulic Retention Time
⁵⁾ Kadlec et al., 1996; ⁶⁾ Ham et al., 2005b; ⁷⁾ Kwun et al., 2005; ⁸⁾ KARICO, 2004b; ⁹⁾ Jang, 2005

실험 배열별 평균 유출 BOD농도는 V-V배열이 3.5, O-V배열이 2.9, V-O배열이 4.7 mg/L이었다.

연구습지에서 BOD의 평균 유입농도는 Table 1의 복미 인공습지(Kadlec et al., 1996)에 비하여는 1/10정도로 낮았고, 시화호의 유입하천인 동화천의 하천수를 처리하는 동화습지(권 등, 2005), 부영양화된 저수지 물을 처리하는 마산습지(농업기반공사, 2004b)에 비하여는 1/4~1/2 정도로 낮았고, 유출수 농도도 이들 습지보다 낮거나 비슷한 수준이었다. 연구습지에서 유입수의 BOD 농도는 복미 인공습지의 배경농도로 보고되는 2~7 mg/L(Reed et al., 1995) 정도로 낮았다. Kadlec 등(1996)은 유입수의 BOD 농도가 10 mg/L 이하로 낮은 경우에는 유입·유출수 사이에는 일정한 경향성을 관찰할 수 없었다고 한다. 본 연구습지도 Fig. 2에서와 같이 유입수와 유출수 농도 사이에는 일정한 경향 없이 불규칙하였다. 이는 연구습지의 전처리시설인 침장지가 유입되는 고농도 충격부하의 완화 등 수질안정화의 역할을 한 것도 있지만, 유입되는 하천수 자체의 농도가 낮았기 때문으로 사료된다.

연구습지에서 BOD의 MLR은 1.10~11.60 kg/ha/d의 범위로서 평균 MLR은 4.45 kg/ha/d이며, 평균 MRR은 V-V가 0.23, O-V가 0.86, V-O가 -1.37 kg/ha/d이었다. 연구습지의 MLR은 Table 1의 복미나 동화습지에 비하여는 낮았고 석문습지(함 등, 2005b)보다는 높았다. MRR은 배열에 따라

차이가 있으나 O-V배열을 보면, 복미나 동화습지보다는 1/8~1/6 정도로 낮았고, 석문 및 마산습지와는 비슷하였다.

Fig. 2의 BOD 그래프를 보면, 12월에서 3월 사이에 3가지 배열 모두에서 유입수보다 유출수의 BOD농도가 증가하는 현상이 관찰되었다. 이는 동절기의 낮은 수온으로 미생물에 의한 유기물분해 저조와 전년도에 제거되지 않은 식물고사체가 동절기를 지나 기온이 상승하는 시기에 분해되면서 발생하는 유기물 증가에 의한 영향으로 사료된다(농업기반공사, 2004a; 장, 2005; 권 등, 2005; 함 등, 2005a, 2005b).

V-O배열은 대부분의 시기에서 유입수에 비하여 유출수의 농도가 증가되었는데, 이는 식생습지 후단에 배치된 개방수역에서 부유성조류(algae)와 사상성 부착조류(filamentous periphytic algae), 개구리밥(duckweed) 등의 대량발생에 의한 일차생산으로 증가된 유기물이 유출되기 때문인 것으로 판단된다. 반면, V-V배열은 식생습지에서 햇빛차단에 의한 그늘효과로 개방수역에 비하여 부유성조류나 사상성부착조류의 발생이 적었고, O-V배열은 전단의 개방수역에서 생성된 부유성조류나 사상성부착조류 등이 식생습지를 통과하면서 사멸되거나 식물의 줄기나 잎 등에 의한 여과작용에 의해 침전·퇴적되어 습지 외부로 유출이 차단되는 효과가 있었기 때문에 V-O 배열에 비하여 유출수의 농도가 낮아진 것으로 생각된다.

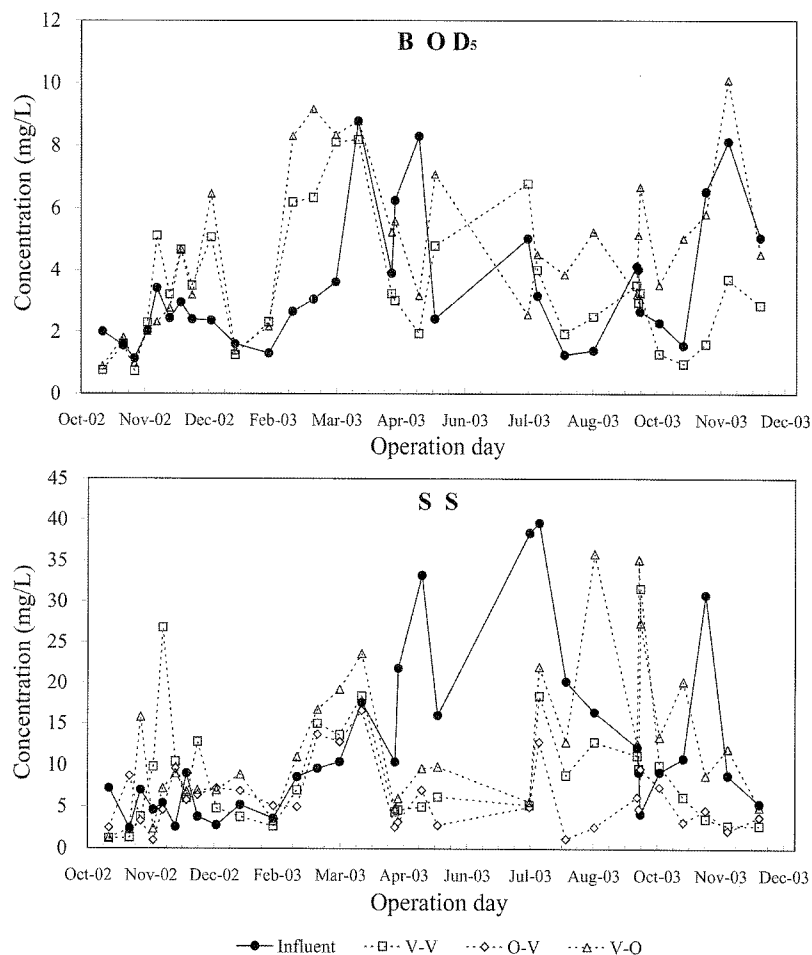


Fig. 2. Variation of BOD₅ and SS concentrations according to the wetland system arrangements.

연구습지의 BOD 저감효율은 Table 1에서 V-V배열이 5%, O-V배열이 20%, V-O배열이 -31%로 나타났다. 연구습지를 포함한 국내에서 운전되고 있는 FWS 인공습지의 BOD 저감효율은 20~29%로서 북미습지의 71%와 비교하여 낮았다. 이는 본 연구습지를 비롯한 국내 인공습지 유입수의 BOD농도가 북미습지에 비하여 낮고 체류시간도 북미습지에 비하여 짧게 운전한 것이 영향을 미쳤을 것으로 사료된다.

Table 2는 연구습지에서 시스템배열에 따른 BOD 저감효과의 차이가 있는지를 살펴보기 위한 일원배치분산분석(one-way ANOVA)후 Tukey법으로 유의수준 5%에서 사후분석 한 *p*-value를 정리한 것이다. Table 2에 의하면, 연구습지에서 BOD 유입수와 유출수의 농도는 V-O 배열이 유의한 수준(*p*<0.05)에서 유입수보다 유출수가 높다고 볼 수 있기 때문에 부(-)의 효율을 나타낸다고 말할 수 있고, 나머지 두 배열은 통계적 유의수준(*p*<0.05)에서 BOD 저감효율은 없었다.

실험배열에 따른 BOD 유출수는 V-O배열만이 다른 두 배열과 유의한 수준(*p*<0.05)에서 차이가 있다고 말할 수 있다. 따라서 V-O배열 유출수의 평균 BOD농도가 다른 두 배열보다 높기 때문에 다른 두 배열에 비하여 BOD 저감효율이 낮다고 평가할 수 있다.

이상에서 살펴본 바와 같이 인공습지에서 유기물의 제거효과를 높이기 위해서는 최종 유출부는 개방수역보다는 식생습지를 배치하는 것이 유리할 것으로 판단된다. 또한 습지면적 전체를 식생습지로 배열하는 V-V배열보다는 개방수역을 전단에 배치하는 O-V배열의 BOD 저감효율이 높게 나타나 효과적일 수 있을 것으로 예상되지만, 본 연구에서는 통계적으로 유의한 수준에서 차이를 확인할 수는 없었다. 그리고 본 연구습지와 같이 유입수의 BOD농도가 10 mg/L이하로 낮은 경우에는 인공습지에서 높은 BOD 저감효율을 기대하는 것은 어려운 것으로 사료되므로 농촌유역의 비점오염저감용 인공습지 조성 시에는 이를 고려하여야 할 것으로 사료된다.

3.2. SS 제거특성

연구습지에서 유입수의 SS 농도는 2.4~36.6 mg/L, 평균은 7.9 mg/L이었고 유출수의 SS 농도는 1.0~35.8 mg/L, 배열별 평균 유출농도는 각각 V-V가 9.1, O-V가 6.1, V-O가 12.3 mg/L로서, V-O배열이 가장 높았다. 연구습지에서 SS

는 Fig 2와 같이 전반적으로 BOD와 유사한 경향으로서 유입수와 유출수 사이의 뚜렷한 경향을 관찰하기는 어려웠다. SS 유입농도가 15 mg/L 이상으로 높은 시기에는 3가지 배열 모두의 유출수 농도가 유입수 농도보다 낮아졌다.

SS도 3가지 배열 모두에서 유입수보다 유출수의 농도가 높아지는 시기가 있었으며, 이 시기는 BOD에서 비슷한 현상이 발생하는 시기와 거의 일치하므로 그 원인도 같을 것으로 사료된다. O-V배열의 유출수의 SS 농도는 유입수에 비하여 낮거나 아니면 비슷하며, V-O 배열은 SS가 고농도로 유입되는 시기를 제외하고는 대부분이 유입수보다 높은 농도로 배출되는 경향이였다.

SS의 MLR은 2.60~55.10 kg/ha/d, 평균은 16.20 kg/ha/d이며, MRR은 V-V가 5.33, O-V가 9.05, V-O가 0.81 kg/ha/d로서 배열별 차이가 있었고 O-V배열이 가장 높았다. O-V 배열의 MRR은 Table 1의 북미와 석문 습지와는 비슷하며, 동화습지의 24.60 kg/ha/d와 감둔습지(장, 2005)의 757.30 kg/ha/d에 비하여는 적다. 이는 동화습지와 감둔습지는 본 연구와 같이 일정유량을 양수하여 공급하는 것이 아니라 하천의 취입보를 통하여 강우-유출현상에 따라 취수되므로 유량변동이 크고 또한 강우시의 측정 자료도 포함되어 높은 값을 나타낸 것으로 사료된다.

연구습지의 SS 저감효율은 V-V가 33%, O-V가 56%, V-O가 5%로서 O-V배열이 가장 높았으며, O-V배열의 SS 저감효율은 Table 1의 북미와 국내 인공습지의 SS 저감효율과 비슷하였다.

Table 2의 *p*-value에 의하면, O-V배열만이 유입·유출수의 SS가 유의한 수준(*p*<0.05)에서 차이가 있다고 말할 수 있고, 따라서 O-V배열의 유출수의 SS가 유입수에 비하여 낮으므로 O-V배열은 SS 저감효과가 있다고 말할 수 있다. 또한 V-V배열은 *p*=0.056으로서 유의수준 $\alpha=0.05$ 와 근사한 값을 보여 SS의 저감효과가 있다고 볼 수 있다. 실험배열에 따른 유출수의 SS는 O-V와 V-O가 서로 유의한 수준(*p*<0.05)에서 차이가 있다고 말할 수 있고, O-V배열 유출수의 SS가 V-O배열보다 낮기 때문에 O-V배열의 SS 저감효율이 V-O배열에 비하여 높다고 볼 수 있다. 또한 V-O와 V-V는 *p*-value가 MLR에 대하여는 *p*=0.054, 농도에 대하여는 *p*=0.068로서 유의수준 $\alpha=0.05$ 와 근사한 값이기 때문에 두 배열의 수질이 다르다고 볼 수 있고, V-O 배열의 SS농도가 V-V배열에 비하여 높기 때문에 V-O배열의 SS 저감효율이 낮다고 보아도 될 것으로 판단된다. 그러므로 SS의

Table 2. Result of multiple comparisons test by Tukey's method at $\alpha=0.05$

| System | | MLR | | | | Concentration | | | | n |
|----------|-----|--------|--------|--------|--------|---------------|--------|--------|--------|----|
| | | BOD | SS | T-N | T-P | BOD | SS | T-N | T-P | |
| Influent | V-V | 0.718 | 0.056 | 0.000* | 0.000* | 0.981 | 0.095 | 0.000* | 0.000* | 31 |
| | O-V | 0.188 | 0.001* | 0.000* | 0.000* | 0.319 | 0.002* | 0.000* | 0.000* | 31 |
| | V-O | 0.037* | 0.771 | 0.000* | 0.000* | 0.026* | 0.949 | 0.000* | 0.000* | 31 |
| V-V | O-V | 0.310 | 0.113 | 0.261 | 0.027* | 0.304 | 0.097 | 0.191 | 0.007* | 31 |
| | V-O | 0.010* | 0.054 | 0.518 | 0.584 | 0.027* | 0.068 | 0.623 | 0.815 | 31 |
| O-V | V-O | 0.000* | 0.001* | 0.078 | 0.006* | 0.001* | 0.001* | 0.073 | 0.004* | 31 |

* : The mean difference is significant $\alpha=0.05$ level.

제거특성에서도 V-O배열이 가장 불리하고 O-V가 다른 부 배열에 비하여 수처리에 유리한 배열로 판단된다.

3.3. T-N 제거특성

Fig. 3에서 T-N의 유입수와 유출수 농도는 BOD 및 SS와는 달리 대부분 유출수의 농도가 유입수 농도보다 낮아짐을 알 수 있다. 유입수의 T-N농도는 1.31~8.49 mg/L, 평균은 4.60 mg/L이며, 유출수의 범위는 0.34~5.65 mg/L, 실험배열별 평균은 각각 V-V가 2.36, O-V가 1.93, V-O가 2.51 mg/L로서 O-V배열이 가장 낮았다.

Table 1에서 북미습지의 평균 T-N유출농도는 4.27 mg/L로서 국내에서 운영되는 인공습지의 평균 T-N유출농도 0.51~2.50 mg/L보다 높다. 이는 북미습지의 평균 T-N유입농도가 9.03 mg/L로 본 연구습지에 비하여 약 3배 정도 높기 때문에 유출수 T-N 농도도 비례하여 높아지는 것이거나, 북미에서는 인공습지의 처리수 T-N 배출허용농도가 대부분 5 mg/L이하로 규제되고 있어(Kadlec et al., 1996), 이러한 규제기준을 만족하도록 설계되었기 때문일 수도 있다. 연구습지에서 배열별 T-N 유출수의 배경농도는 0.3~0.5 mg/L로서 북미습지에서 보고되는 1~2 mg/L보다는 낮았고(Kadlec et al., 1996), 이는 언급한 바와 같이 T-N 유입농도가 낮은 것이 주요 원인으로 생각된다.

연구습지에서 T-N의 MLR은 1.83~11.82 kg/ha/d, 평균은

5.71 kg/ha/d이며 MRR은 -1.48~10.76 kg/ha/d, 평균은 V-V가 2.92, O-V가 3.39, V-O가 2.66 kg/ha/d이었다. 습지에서 질소의 제거는 토양 및 수중의 미생물에 의한 질산화-탈질화와 식물에 의한 흡수로서 전체 제거량 중에서 60~70%가 탈질화에 의한 것이며 식물에 의해 제거되는 양은 약 20~30% 정도로 보고되고 있다(Reed et al., 1995). 또한 탈질화는 식물종류보다는 미생물작용, 수온 및 이용 가능한 유기탄소에 의해 영향을 크게 받는다(Bachad et al., 1999). 본 연구와 같이 간척지에 조성되는 인공습지는 간척지 토양특성에 의해 유기물을 포함한 영양염류의 함유량이 아주 낮기 때문에 조성초기에는 수생식물 생육장애나(장, 2005), 질소 저감효과 저하현상(양, 2002)이 나타날 수 있다. 따라서 제거되지 않고 습지바닥에 쌓인 식물고사체 등 잔재물은 인공습지 내부의 중요한 탄소공급원이 될 수 있다. 양(2004)의 연구에서도 식물 잔재물층의 형성이 빠른 실험구가 다른 실험구에 비하여 질산성질소의 제거량이 높은 이유는 탈질화에 필요한 탄소공급원이 유리한 조건이었기 때문으로 보았다. 따라서 간척지에 조성되는 인공습지는 조성 초기부터 일정기간은 수생식물을 제거하지 않는 것이 T-N의 저감효율을 높이는데 유리할 수 있다.

인공습지에서 T-N의 확실한 저감을 위해서는 HLR은 1~3 cm/d, MLR을 3~5 kg/ha/d의 범위에서 운전할 것을 권장하고 있다(Kadlec et al., 1996). 인공습지에서 T-N의

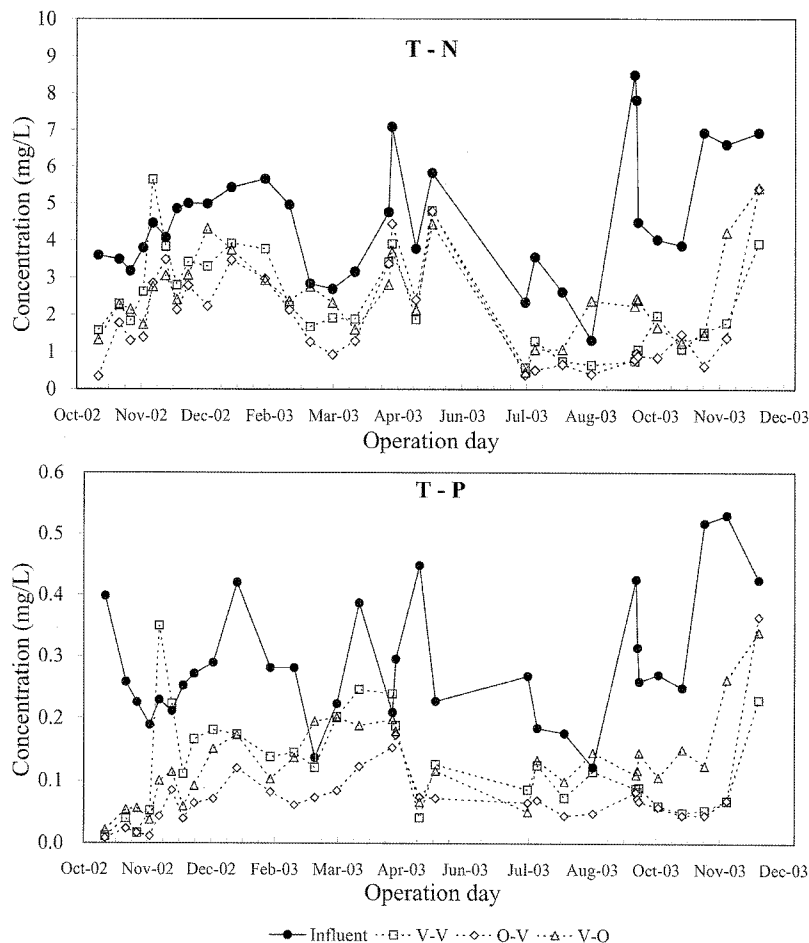


Fig. 3. Variation of T-N and T-P concentrations according to the wetland system arrangement.

MLR과 MRR은 비례관계에 있고(Knight et al., 1993; Kadlec et al., 1996), MLR이 10 kg/ha/d 이하에서 강한 정비례관계가 성립하며 MLR이 20 kg/ha/d 이상으로 높으면 오히려 MRR이 감소할 수도 있다(Knight et al., 1993). Table 1의 인공습지의 평균 MLR과 MRR 자료를 이용한 피어슨(pearson) 상관계수는 0.99 ($p < 0.01$, two-tailed)로서 높은 정의 상관성을 보였다.

T-N의 제거효율은 HLR에 의해서도 큰 영향을 받으며(Kadlec et al., 1996), 보통 HLR과는 반비례 관계에 있다. 본 연구습지의 HLR은 9.6~14.6 cm/d로서, 복미 인공습지의 HLR 5cm/d이하(장 등, 2004)에 비하여는 높은 편이었지만, T-N 제거효율은 42~59%로서 복미습지 운전자료(Kadlec et al., 1996)에 의한 추정 T-N 제거효율 30~40%보다는 다소 높게 나타났다. 이는 본 연구습지의 처리대상이 농업유역의 비점오염 유출수로서 인공습지 유입수 농도가 복미습지에 비하여 낮기 때문에 복미습지와 같이 낮은 HLR로 운전한다고 하여 높은 농도 저감효율을 기대하기가 곤란하다고 판단하여 높은 HLR로 운전하여 MRR을 증가 시킴으로써 T-N 저감효율을 높일 수 있도록 하였기 때문이다.

습지에서 질소제거에 가장 큰 영향을 미치는 인자는 체류시간이다(Sumrall et al., 1994). 본 연구습지와 같이 복미습지에 비하여 체류시간이 짧은 조건에서는 습지 시스템배열이나 식생종류에 따른 T-N 저감효율의 차이가 나타나지 않을 수 있다. 장(2005)에 의하면, 인공습지에서 체류시간이 길어질수록 유출수의 T-N농도는 비례하여 감소하나, MRR이 비례하여 적어지기 때문에 MRR과 MLR의 비로 평가한 T-N의 제거효율은 체류시간의 변화에 관계없이 일정한 값을 나타내었다. 우리나라 농업용 저수지유역에서 T-N의 강우사상평균농도(event mean concentration, EMC)는 3.3 mg/L로서 도시하수에 비하여 저농도이고 평시와 강우시의 농도변화가 크지 않다는 특성이 있다(장, 2005). 따라서 저농도 고유량의 특성을 가지는 농업유역에서 배출되는 비점오염저감을 위한 인공습지는 체류시간을 길게 하여 무리하게 농도를 낮추는 것은 한계가 있으므로 짧은 체류시간 혹은 높은 HLR을 적용하여 MRR을 증가시키는 것이 호소 수질관리 측면에서 유리하다(박 등, 2000; 장, 2005).

연구습지에서 배열별 T-N의 평균 정화효율은 V-V가 51%, O-V가 59%, V-O가 47%로서 BOD와 SS의 경우와 같이 O-V배열의 제거효율이 가장 높게 나타났다. Table 2에 의하면, 3가지 배열 모두에서 T-N 유입수와 유출수가 유의한 수준($p < 0.05$)에서 차이가 있다고 말할 수 있다. 즉, 유출수의 평균농도가 유입수에 비하여 낮으므로 연구습지의 3가지 실험배열은 모두 T-N의 저감효과가 있다고 볼 수 있다. 하지만, 3가지 실험배열별 T-N 유출수는 유의한 수준($p < 0.05$)에서 차이가 없다고 말할 수 있다. 즉, 본 연구습지에서 실험한 3가지 배열은 모두 T-N의 저감효율은 있으나, 배열조건에 따른 저감효율의 차이는 뚜렷하지 않다고 말할 수 있다.

Fraser 등(2004)에 의하면, 식생습지가 식생이 없는 개방

습지보다 미생물활동에 의해 질소와 인의 저감효과 면에서 유리하다고 하였으나, 본 연구습지에서는 V-V와 다른 두 배열의 저감효율이 유의한 수준($p < 0.05$)에서 차이가 없었다. 오히려 V-V배열보다는 O-V배열의 평균 T-N저감효율이 약간 높게 나타났다. 습지에서 탈질화를 촉진하기 위해서는 호기성 조건에서의 질산화를 최대한 유도한 후 혐기성 조건에서 탈질화를 유도하는 것이 유리할 수 있다. 따라서 O-V 배열에서 개방수역은 호기성, 식생습지는 혐기성 상태일 수 있기 때문에 질소제거에 유리하게 작용하였을 수 있다. 또한 개방수역에서 증식된 사상성 조류나 식물성플랑크톤 등이 식생습지로 유입되어 사멸되면서 식생습지에서 탈질화에 필요한 탄소공급원의 역할을 하여 O-V배열이 질산화-탈질화에 의한 T-N 저감효율을 높이는 데 유리한 배열로 볼 수 있다.

연구습지에서 개방수역을 통과하면서 용존산소(DO) 농도가 높아져 호기성조건이 되고 식생습지를 통과하면서 개방수역보다 DO 농도가 낮아지는 것은 확인할 수 있었으나, 식생습지에서 혐기성 상태로까지 DO 농도가 낮아지는 것은 없었다. 이는 전단의 개방수역에서 식물성플랑크톤과 사상성조류의 광합성에 의해 용존산소가 과다하게 과포화되어 식생습지로 유입되었다는 것과 식생습지는 유하거리가 짧고 수심이 낮으며 식생이 아주 밀집되지 않는 시기 때문에 식생습지의 DO 농도가 혐기성상태로 낮아지는 것은 원인으로 판단된다. 장(2005)에 의하면, 밀집된 식생습지에서는 최종유출수의 용존산소가 1mg/L이하를 나타내었고 개방수역에서는 과포화상태이었으며, 습지 토양과 물의 경계층은 혐기성이었다. 따라서 O-V 배열은 식생습지가 혐기성 상태를 유지할 수 있도록 수심을 깊게 하든지 유하거리를 길게 하는 것이 T-N 저감효율을 높이는 데 유리할 것으로 사료된다.

3.4. T-P 제거특성

연구습지에서 T-P는 T-N과 유사한 경향으로서 Fig. 3에서와 같이 대부분 유입수보다 유출수의 농도가 낮아졌다. 유입수의 T-P 농도는 0.12~0.53 mg/L, 평균은 0.29 mg/L이었다. 연구습지 유입수의 평균 T-P 농도는 Table 1의 국내 인공습지 유입수의 평균 T-P농도와는 비슷하였으나, 복미 인공습지보다는 약 1/10 정도로 낮았다. 그리고 우리나라 농업용 저수지유역에서 강우시 하천으로 유출되는 T-P의 EMC인 0.6 mg/L(장, 2005)와 비교하여도 1/2 정도로 낮았다.

연구습지에서 유출수의 T-P 농도는 0.01~0.36 mg/L 범위이며, 배열별 평균농도는 각각 V-V가 0.13, O-V가 0.08, V-O가 0.13 mg/L로서 O-V 배열의 유출수 농도가 가장 낮았다. 연구습지 유출수의 T-P농도는 Table 1의 국내 인공습지 유출수와는 비슷하지만, 복미 인공습지 유출수보다는 1/10 정도로 낮았다. 이는 국내 인공습지 유입수의 T-P 농도가 낮기 때문에 유출수 농도도 비례하여 낮아진 것으로 볼 수 있고, 또한 본 연구습지가 조성초기이며 습지 토양에 함유된 T-P의 양도 적어서 더 많은 인을 흡착할 수 있

는 능력이 있기 때문으로 사료된다.

연구습지에서 T-P의 MLR은 0.14~0.74 kg/ha/d이며 평균 0.36 kg/ha/d, MRR은 -0.12~0.65 kg/ha/d 범위이고 평균은 각각 V-V가 0.21, O-V가 0.26, V-O가 0.23 kg/ha/d로서 O-V배열의 MRR이 가장 높았다. Table 1의 국내 인공습지 T-P의 평균MRR은 0.10~0.20 kg/ha/d로서 본 연구습지와 비슷하거나 약간 낮다. 특히, 복미습지는 유입수의 평균 T-P농도가 본 연구습지 유입수 농도에 비하여 10배 수준으로 높고 HRT도 5일 이상으로 길지만 MRR은 0.17 kg/ha/d로서 O-V배열보다 오히려 적다.

Table 1에서 시스템 배열별 T-P의 정화효율은 V-V가 58%, O-V가 72%, V-O가 55%이며 O-V배열이 가장 높았다. 연구습지의 T-P 저감효율은 국내 인공습지와는 유사한 것으로 볼 수 있으나, 복미 인공습지보다는 다소 높았다. 이는 언급한 바와 같이 유입수의 T-P농도 차이나 습지운전 초기단계로 인한 영향으로 판단된다. 인공습지에서 인의 제거는 조성초기에 높게 나타날 수 있으나 시간이 지나면서 감소하여 오래된 습지에서는 30%이하로 낮아질 수도 있다 (Reed et al., 1995).

Table 2에 의하면, 3가지 실험배열 모두가 유입수와 유출수의 평균농도가 유의한 수준($p<0.05$)에서 차이가 있다고 말할 수 있다. 즉, 연구습지는 T-P농도 저감효과가 있다고 볼 수 있다. 그리고 3가지 실험배열 유출수의 T-P는 O-V배열이 나머지 두 배열과 유의한 수준에서 차이가 있다고 말할 수 있다. 즉, O-V배열 유출수의 T-P 평균농도가 나머지 두 배열에 비하여 낮기 때문에 O-V배열의 T-P 저감효율이 가장 높다고 말할 수 있다.

습지에서 인은 주로 습지토양에 흡착되거나 수중의 입자성 물질에 결합되어 침강되는 것이 주 제거작용으로서 식물에 의해 흡수되는 양은 전체 제거량의 2.5%에 불과하기도 하다(Brix et al., 1993). 인공습지에서 인의 제거는 식생 밀도나 습지면적과 높은 상관관계를 보일 수 있다(Kadlec et al., 1996). 박 등(2000)은 습지의 면적을 증가할 할수록 T-P의 제거량이 증가하였다고 한다. 고 등(2003)은 식생 밀도가 높은 습지의 T-N 및 T-P 제거효율이 높은 것으로 평가하였다. 본 연구습지에서는 식생밀도가 높은 V-V배열의 T-P 및 T-N 제거효율이 O-V나 V-O 배열보다 높지는 않았다.

본 연구습지의 개방수역에서는 사상성조류, 식물성플랑크톤 그리고 개구리밥 등이 많이 발생되었는데 이들은 정수 식물에 비하여 인산염을 빠른 속도로 흡수한다(황, 1999). 본 연구에서 동일한 면적의 개방수역에서 발생한 사상성조류, 식물성플랑크톤 그리고 개구리밥 등에 의해 흡수 제거된 T-P의 양이 식생습지의 정수식물에 의해 흡수된 양보다 더 많았을 수 있다. 따라서 이러한 원인에 의해 V-V 배열과 나머지 두 배열의 T-P 제거효율의 차이가 나타나지 않을 수도 있을 것으로 판단된다.

김 등(2005)에 의하면 고속산화지-부유식물연못 시스템과 고속산화지-부유식물연못 시스템의 비교에서 전자가 T-P의 제거효율이 높았는데, 그 이유를 고속산화지에서는 사상성

조류의 빠른 증식에 의해 인이 제거되고 부유식물연못에서는 전단에서 증식된 사상성조류를 부유식물체의 뿌리에 의해 차단·퇴적되어 제거하는 기능이 있으나 무식물연못은 이러한 기능이 미미하기 때문으로 보았다. 본 연구에서 개방수역은 김 등(2005)의 고속산화지 역할을, 식생습지는 부유식물연못 역할을 하는 것으로 볼 수 있어 O-V 배열이 다른 두 배열에 비하여 T-P 제거에 효과적인 배열방법인 것으로 생각된다.

4. 요약 및 결론

본 연구에서는 자유수면형 인공습지에서 식생습지(V)와 개방수역(O)의 배열위치에 따른 BOD, SS, T-N 그리고 T-P의 제거특성을 살펴보았다.

BOD의 제거효율은 V-V가 5%, O-V가 20%, V-O가 -31%이었고, V-O배열은 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 유출수 농도가 유입수보다 높아 부(-)의 효율을 나타내었으며, 나머지 두 배열은 통계적으로 유의한 수준($p<0.05$)에서 BOD 저감효율이 있다고 평가할 수는 없었다.

SS의 변화는 BOD와 유사한 경향을 보였고 저감효율은 V-V가 33%, O-V가 56%, V-O가 5%이었다. 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 O-V배열만이 SS 저감효과가 있으며, O-V배열과 V-O배열 유출수의 SS는 차이가 있는 것으로 평가되었다.

T-N 저감효율은 V-V가 51%, O-V가 59%, V-O가 47%이었고, 3가지 배열 모두가 유의한 수준($p<0.05$)에서 T-N 저감효과가 있다고 말할 수 있었다. 배열별 유출수는 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 서로 차이가 없었지만, V-O 배열이 정화효율과 MRR이 가장 낮기 때문에 다른 두 배열에 비하여는 T-N 저감효과 면에서는 불리한 것으로 판단된다.

T-P의 저감효율은 V-V가 58%, O-V가 72%, V-O가 55%이었고, 모두 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 유입수보다 유출수 농도가 낮기 때문에 T-P 저감효과가 있다고 볼 수 있었다. 배열별로는 O-V가 V-V 및 V-O와 유의수준 $\alpha=0.05$ 에서 유출수의 T-P 차이가 있다고 말할 수 있었고 T-P농도가 가장 낮기 때문에 T-P 저감효과 면에서 가장 유리하다고 평가할 수 있다.

3가지 실험배열 중에서 O-V배열이 BOD, SS, T-N 및 T-P의 4가지 항목 모두의 저감효율과 MRR이 가장 높았고, V-V배열에 비하여는 식재비용을 절감할 수 있으므로 저감효과와 경제적인 측면에서 유리한 배열방법으로 판단된다. 본 연구는 인공습지 조성초기 운전 자료에 의한 결과로서 앞으로 장기간의 관찰이 필요하다.

사 사

본 연구는 농림부와 한국농촌공사 농어촌연구원에서 수행한 수질개선용 자연정화시설 현장시험연구의 일부내용입니다.

참고문헌

- 고지연, 강항원, 이재성, 김춘송, Sakadeven, K., Bavor, H. J., 소수계 유역 인공습지에서 식생밀도 차이에 따른 영양염류 제거효율, *한국환경농학회지*, **22**(4), pp. 266-272 (2003).
- 권순국, 우리나라 비점원 수질오염 관리의 문제점과 개선방안, *대한환경공학회지*, **20**(11), pp. 1497-1510 (1998).
- 권순국, 이경도, 조영현, 김성배, 진기설, 하천수정화를 위한 시화인공습지의 초기 수질 정화능, *한국농공학회논문집*, **47**(1), pp. 93-102 (2005).
- 김영철, 강민기, 이진우, 고속산화지와 인공습지 수생 처리시스템에 의한 2차처리수의 영양소 처리에 관한 연구, *한국물환경학회지*, **19**(5), pp. 534-554 (2003).
- 김영철, 정팔진, 안익성, 자연현상을 이용한 질산화-탈질공정에 의한 하수처리장 유출수의 질소제거, *대한환경공학회지*, **27**(3), pp. 323-329 (2005).
- 농업기반공사, *감둔지구 농업용수 수질개선시범사업 사후조사 보고서*, 농림부, pp. 39-83 (2004a).
- 농업기반공사, *농업용수 수질개선시험연구보고서(최종)*, 농림부, (2004b).
- 농업기반공사, *농업용수 수질실태 일제조사보고서*, 농림부, pp. 1-52 (2004c).
- 농업기반공사, *수질개선용 자연정화시설 현장시험연구 조사보고서*, 농림부, (2004d).
- 박병훈, 장정렬, 이광식, 윤경섭, 권순국, 저수지 수질개선을 위한 식생정화시스템, *한국농공학회지*, **42**(4), pp. 87-95 (2000).
- 양홍모, 갈대 및 부들 습지셀의 연못시스템 방류수 질소제거 비교, *한국환경농학회지*, **23**(4), pp. 234-239 (2004).
- 양홍모, 하천고수부지 수질정화 자유수면인공습지의 초기운영단계 인제거, *한국환경농학회지*, **22**(4), pp. 251-254 (2003).
- 양홍모, 하천수정화 연못-습지시스템의 갈대 습지셀 초기 질산성질소 제거, *한국환경농학회지*, **21**(4), pp. 274-278 (2002).
- 장정렬, 농업유역 비점원오염 저감을 위한 인공습지 설계인자 평가, 서울대학교 박사학위논문 (2005).
- 장정렬, 이광식, 최선화, 최준혁, 간척지 인공습지 현장시험시설의 수질정화 특성, *한국물환경학회 · 대한상하수도학회 공동추계 학술발표회 논문집*, pp. C.16-C.25 (2004).
- 함종화, 윤춘경, 구원석, 김형철, 신현범, 물리적 설계인자가 인공습지의 처리효율에 미치는 영향, *한국농공학회 논문집*, **47**(5), pp. 87-97 (2005a).
- 함종화, 윤춘경, 구원석, 김형철, 신현범, 자유수면형 인공습지에 의한 저농도 고유량의 하천수질개선 효과 분석, *한국농학회 논문집*, **47**(1), pp. 79-91 (2005b).
- 환경부, *수질오염공정시험법*, 환경부고시 제2004-18호 (2004).
- 환경부, *2004 환경백서*, 환경부, pp. 445-447 (2005).
- 황순진, 습지의 인 Sink 기능에 영향을 미치는 생물학적 요인들, *한국유수학회지*, **32**(2), pp. 79-91 (1999).
- American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition, Washington DC, USA (1998).
- Bachand, P. M. and Horne, A. J., Denitrification in Constructed Free Water Surface Wetland, *Ecological Engineering*, **14**(1), pp. 17-32 (1999).
- Bastian, R. K. and Hammer, D. A., The Use of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment and Recycling, In Moshiri, G. A. (ed.) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis publishers, pp. 59-68 (1993).
- Brix, H. and Schierup, H. H., Soil Oxidation in Constructed Reed Beds: The Role of Macrophyte and Soil-Atmosphere Interface Oxygen Transport, In Moshiri, G. A. (ed.) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis publishers, pp. 41-51 (1993).
- Fraser, L. H., Carty, S. M. and Steerb, D., A Test of Four Plant Species to Reduce Total Nitrogen and Total Phosphorus from Soil Leachate in Subsurface Wetland Microcosms, *Bioresources Technology*, **94**(2), pp. 185-192 (2004).
- Hammer, D. A., Designing Constructed Wetlands Systems to Treat Agricultural Nonpoint Source Pollution, *Ecological Engineering*, **1**, pp. 49-82 (1992).
- Higgins, M. J., Rock, C. A., Bochar, R. and Wengreyzynec, Controlling Agricultural Runoff by Use of Constructed Wetlands, In Moshiri, G. A. (ed.) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis publishers, pp. 359-367 (1993).
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L., *Treatment Wetlands*, Lewis publisher, New York, pp. 415-442 (1996).
- Knight, R. L., Ruble, R. W., Kadlec, R. H. and Reed, S., Wetland for Wastewater Treatment: Performance Database, In Moshiri, G.A. (ed.) *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Lewis Publishers, New York, pp. 35-58 (1993).
- Reed, S. C., Crites, R. W. and Middlebrooks, E. J., *Natural Systems for Waste Management(2nd ed.)*, McGraw-Hill, New York, pp. 173-284 (1995).
- Sumrall, L. B., Surampalli, S. K., and Sievers, D. M., Performance Evaluation of Constructed Wetland Treatment System, *J. Cold Regions Engineering*, **8**(2), pp. 35-45 (1994).
- USEPA, *Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*, EPA/625/R-99/010 (1999).