

Original article

대청호 유역 비점오염원 제어를 위한 생태습지의 오염물질 제거효율 평가

박별님^{1,2} · 조영철^{2,*}

¹K-water, ²충북대학교 환경공학과

Evaluation of Removal Efficiency of Pollutants in Constructed Wetlands for Controlling Nonpoint Sources in the Daechung Reservoir Watershed. Pyeol-Nim Park^{1,2} (0000-0002-4368-7864) and Young-Cheol Cho^{2,*} (0000-0001-7444-143X) (¹K-water, Daejeon 34350, Republic of Korea; ²Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University, Cheongju 28644, Republic of Korea)

Abstract Daechung Reservoir has been suffering from severe cyanobacterial blooming periodically due to the water pollutants from the watershed, especially nutrients from nonpoint sources. As a countermeasure, an artificial wetland was constructed to mitigate the pollutant load from the watershed by utilizing the vegetation. We investigated the water quality of the influent and outflow of the wetland during years 2014~2020 to evaluate the performance of pollutant removal through the wetland. Major pollutants (e.g. BOD, COD, SS, T-N, and T-P) were largely reduced during the retention in the wetland while nutrients removal was more efficient than that of organic matters. Pollutant removal efficiency for different inflow concentrations was also investigated to estimate the wetland's capability as a way of managing nonpoint sources. The efficiency of water treatment was significantly higher when inflow concentrations were above 75th percentile for all pollutant, implying the wetland can be applied to the pre-treatment of high pollution load including initial rainfall runoff. Furthermore, the yearly variation of removal efficiency for seven years was analyzed to better understand long-term trends in water treatment of the wetland. The annual treatment efficiency of T-P was very high in the early stages of vegetation growth with high concentration of inflow water. However, it was confirmed that the concentration of inflow water decreased, vegetation stabilized, and the treatment efficiency gradually decreased as the soil was saturated. The findings of the study suggest that artificial wetlands can be an effective method for controlling harmful algal blooms by alleviating pollutant load from the tributaries of Daechung Reservoir.

Key words: cyanobacterial blooming, constructed wetland, water treatment, vegetation, Daechung Reservoir

서론

우리나라 대부분의 하천 및 호소에서는 수온이 높은 여름철에 녹조로 널리 알려진 남조류 과다증식이 반복적으로

발생하고 있다(Kim *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2020). 녹조 생성에 영향을 미치는 대표적인 요인은 수온, 광량, 체류시간, 영양염류 등이 있으며(Phillips *et al.*, 2008; Özkan *et al.*, 2013), 지구온난화로 인한 수온 상승과 유역 개발로 인한 오염물질의 유입량 증가로 인해 최근 녹조 발생의 강도 및 기간이 길어지고 있다. 많은 국가에서 녹조 현상이 중요한 수질 문제로 대두됨에 따라(Vilhena *et al.*, 2010; Visser *et al.*, 2016; Gobler, 2020), 이를 해결하기 위해 다양한 물리적, 화

Manuscript received 12 April 2023, revised 29 May 2023,
revision accepted 6 June 2023

* Corresponding author: Tel: +82-43-261-3577

E-mail: choy@chungbuk.ac.kr

© The Korean Society of Limnology. All rights reserved.

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/>), which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provide the original work is properly cited.

학적, 생물학적 제거기술이 개발되었으나, 대부분 기술의 녹조 제거효과가 제한적이며, 기술적용과정에서 2차 오염을 발생시킬 우려가 있는 것으로 알려져 있다(Magdalenio *et al.*, 2014; Demeke, 2016; Park *et al.*, 2017). 따라서 녹조 문제를 해결하기 위한 최선의 방법은 유역의 점오염원 또는 비점오염원으로부터 오염물질의 유입을 최소화하여 남조류의 번식을 근본적으로 억제하는 것이라 할 수 있다(Ibelings *et al.*, 2016).

점오염원은 가정하수, 공장폐수와 같이 배출구가 존재함에 따라 차집이 용이하고, 처리율이 높아 상대적으로 하천, 호소 등 수생태계에 직접적으로 미치는 영향이 적다. 하지만 도로, 논, 밭 등으로 대표되는 비점오염원은 배출지점이 불특정하고 강수에 의해 확산되면서 처리가 쉽지 않고, 영향이 광범위한 특성이 있다(Lee and Bae, 2002; Seo *et al.*, 2006). 이러한 특성으로 인해 점오염원 처리기술이 고도로 발달되고 정립된 것과 달리, 비점오염원 저감기술은 상대적으로 최근에 중요성이 대두되면서 발전하고 있다. 비점오염원 처리기술은 크게 저류형(저류조, 인공습지 등), 침투형(침투조, 유공포장 등), 식생형(식생수로, 식생여과대 등), 장치형(여과장치, 유수분리장치 등)으로 구분할 수 있으며, 그 밖에 살수여상법, 회전원판법 등을 활용한 하수처리형이 있다(Choi and Ban, 2007).

호소는 하천에 비해 비점오염원의 영향을 더 크게 받지만, 유역의 범위가 광범위하고, 체류시간이 긴 특성이 존재함에 따라 장치나 시설을 이용한 비점오염물질 제어는 높은 비용, 적용영역의 제한 등으로 인해 한계가 존재한다(Kang and Lee, 2016). 이러한 배경에서 댐 유역의 비점오염원으로부터 유입되는 오염물질의 저감을 위하여 인공적으로 생태습지를 조성하여 제어하는 방법에 대한 연구가 활발히 진행되고 있다(Choi *et al.*, 2007, 2014). 생태습지는 유기물질과 부유물질뿐만 아니라 부영양화의 원인이 되는 질소와 인을 효율적으로 제거할 수 있는 장점이 있으며, 생태서식지 기능도 제공한다. 생태습지에서 오염물질은 침강, 침전, 흡착 등 물리·화학적 원리 또는 식물에 의한 동화작용, 미생물의 대사와 같은 생물학적 작용을 통하여 제거된다(Choi and Ban, 2007; O'geen *et al.*, 2010; Choi *et al.*, 2014). 특히, 습지의 식생은 물의 유속을 낮추어 부유물질의 침전을 유도하며, 이 과정에서 부유물질에 흡착된 오염물질이 함께 제거되는 장점이 있다. 또한, 습지조성을 통해 추가적으로 생성된 수표면에서는 대기 중 산소 용해가 일어나 미생물에 의한 유기물 분해가 일어나는데, 이는 하수처리장의 생물반응조에서 일어나는 과정과 유사하다.

우리나라에서 세 번째로 큰 인공호소로 대전광역시, 충청북도 청주시, 보은군 및 옥천군에 걸쳐 있는 대청호는 중부권

최대 상수원이며 유역면적 4,314 km², 저수용량 14.9억 m³에 이른다(Oak *et al.*, 2005; Park, 2005). 대청호에서는 매년 녹조 현상이 반복적으로 발생하고 있는데, 특히 추소리 수역은 상류의 비점오염원으로부터 많은 양의 인이 유입되고 있어 녹조 현상이 더욱 빈번하며 높은 강도로 일어나고 있다(Oh *et al.*, 2015). 추소리 수역으로 유입되는 지천인 서화천은 유역 면적 198.4 km²로 대청호 유입 지천 중 가장 크며, 상류에 농경지 등 다양한 비점오염원이 존재한다(Choi *et al.*, 2020). 또한, 처리량 18,000 m³ day⁻¹ 규모의 옥천하수종말처리장 최종처리수가 유입됨에 따라, 대청호 지천의 전체 총인 발생 부하량의 약 72%가 서화천 유역에서 발생한다(Oh and Cho, 2015). 또한 추소리 수역에서 성장한 유해 남조류가 강우·유출과 바람에 의해 확산, 이송되어 대청호 본류의 녹조 발생에 큰 영향을 미치는 것으로 보고되었다(Cheon *et al.*, 2006; Chung and Lee, 2011).

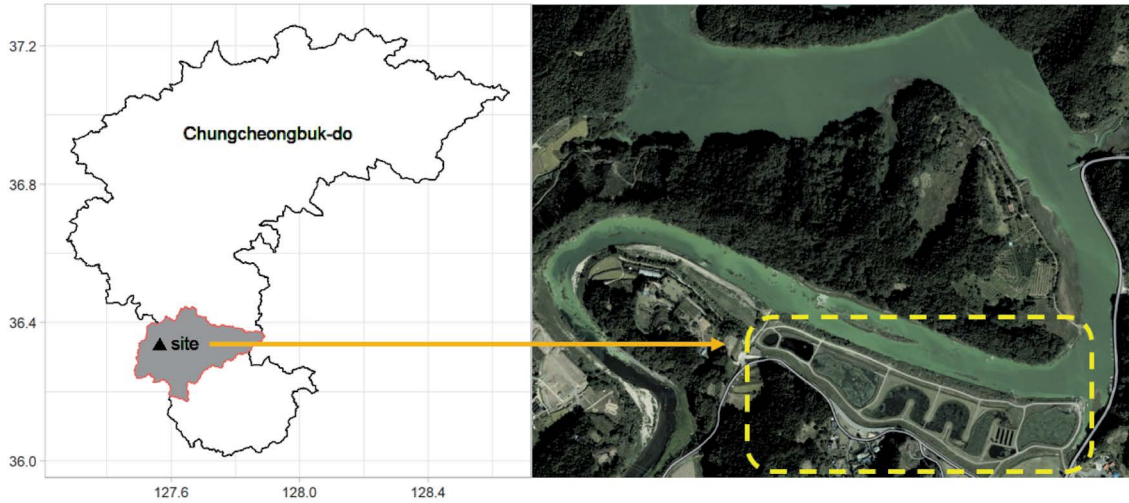
서화천에서 대청호로 유입되는 인 제어를 위해 서화천에 34,500 m² 규모의 서화천 생태습지를 조성하여 운영하고 있다. 서화천 생태습지 운영이 시작된 2012년 이후 해당 습지에서의 물질순환연구(Kim and Park, 2020), 오염물질 처리 효율 평가(Cha, 2015), 강우 시 유기물 처리효율 분석(Lee and Park, 2017) 등 관련 연구가 이루어졌으나, 연구기간이 운영 초기(2013년~2014년)에 한정되어 있으며, 계절, 유입 부하, 식생 안정화 등 여러 인자가 오염물질 처리효율에 미치는 영향에 대해서는 연구된 바가 없다. 따라서 본 연구에서는 2014년~2020년 기간 동안에 서화천 생태습지의 유입수, 유출수의 수질을 분석하여 호소로 유입되는 오염물질의 제어 방법으로서의 서화천 생태습지의 효율을 분석하였다.

재료 및 방법

1. 연구대상

본 연구의 대상인 서화천 생태습지는 충청북도 옥천군 군북면에 설치되어 운영되고 있으며, 댐 저수지 내 운영되고 있는 국내 습지 중 최대 규모(Choi *et al.*, 2014; Bahn, 2022)로 면적 34,500 m², 평균 수심 1.3 m, 처리용량 18,000 m³ day⁻¹이며, 수리학적 체류시간은 약 2일이다. 유입수는 대부분 옥천하수종말처리장의 처리수이며, 처리장으로부터 1.4 km 길이의 관로를 통해 일일 최대 12,000 m³의 방류수가 습지로 유입된다. 또한 강우 시는 습지 주변 초기 강우 유출수 3,000 m³ day⁻¹을 처리할 수 있으며, 갈수기에는 서화천 하천수 3,000 m³ day⁻¹을 처리하도록 건설되었다(K-water, 2010). 생태습지는 침강지(2,000 m²), 깊은 습지(8,200 m²), 얕은 습지(15,500 m²), 생태침강지(8,800 m²) 등의 단위공정으로 구

(a) Location



(b) Schematic diagram

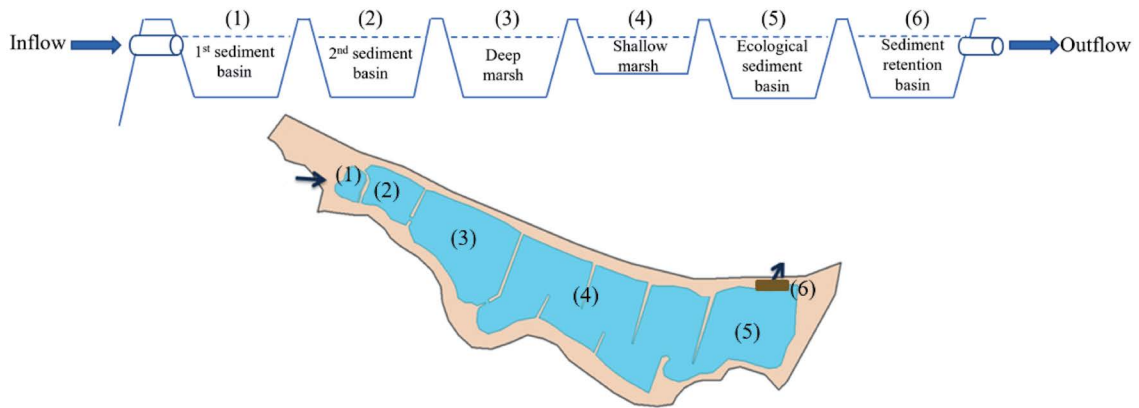


Fig. 1. Geographical location and schematic diagram of study site.

성되어 있으며, 침전 저류지에는 미세여과를 목적으로 다공성 카트리지 필터 70개가 설치되어 있다(Fig. 1).

침강지는 초기 강우 시 유입되는 고형물질과 부유물질과 같은 입자성 물질을 1차적으로 침전·제거하기 위한 시설로 수심은 최대 깊이 2m, 평균 1.5m이다. 깊은 습지의 평균 수심은 1.5m이며, 미생물의 부착 면적을 증가시키기 위하여 연못의 얇은 부분에 수생식물이 식재되어 있다. 얇은 습지는 평균 수심 0.5m로, 갈대 등을 식재하여 입자성 오염물질의 침전, 여과를 통한 제거작용을 유도하며, 식물체 중에서 물에 잠겨 있는 부분의 표면과 근권(rhizosphere)의 미생물 군집에 의한 영양염류 제거도 이루어진다. 생태침강지는 수심 1.5~2.0m의 pond 형태로 전단 공정에서 처리되지 않은 오염물질을 제거하기 위한 공정이다. 생태침강지에 식재된 수생식물은 창포, 갈대, 부들 등이며, 침강지에는 물옥잠과 부

레옥잠을 식재하여 관리하고 있다(Kim and Park, 2020). 서화천 생태습지에는 다공성 카트리지 필터형 시설의 침전저류지가 습지 하단부에 위치해 있으며 전단부 Vortex 스크린 부분의 침전기능과 필터부의 여과기능을 주된 기작으로 한다(K-water, 2010).

2. 시료 채취 및 분석

서화천 생태습지의 수질오염물질 처리효율을 산정하기 위해 2014년 1월부터 2020년 12월까지 유입수 및 유출수를 월 2회 채취 후 수질을 분석하였다. 유입수는 1차 침강지 유입지점에서, 유출수는 습지 하단부인 침전저류지 유출지점에서 각각 채수하였다.

분석항목은 총 14개 항목으로 이 중 수온, pH, 용존산소(DO), 전기전도도(EC)는 휴대용 수질자동계측기(YSI

6600VD, YSI Inc., OH, USA)를 사용하여 현장에서 측정하였다. 생물화학적 산소요구량(BOD), 화학적 산소요구량(COD), 부유물질(SS), 암모니아성 질소(NH₃-N), 질산성 질소(NO₃-N), 용존성 총질소(DTN), 총질소(T-N), 인산염인(PO₄-P), 용존성 총인(DTP), 총인(T-P)의 10개 항목은 수질 오염공정시험기준(MOE, 2016)에 따라 실험실에서 분석하였다.

3. 통계 분석

습지를 통한 오염물질 처리효율 산정은 유입수 및 유출수에서 분석된 각 오염물질의 농도를 바탕으로 산정하였다. 또한, 습지 유입 전후의 각 오염물질 농도에 통계적으로 유의한 차이가 존재하는지 확인하기 위해 Mann Whitney U-test로 분석하였다. Mann Whitney U-test는 그룹 간 차이의 유의성 검정에 활용되는 대표적인 비모수적 통계방법으로 데이터

분포의 정규성, 등분산성 등의 제약을 받지 않는 특성이 있다(Perme and Manevski, 2019). 본 연구의 유입수 및 유출수 오염물질의 농도 데이터의 분포를 분석한 결과 정규성, 등분산성을 충족하지 않아 Mann Whitney U-test를 적용하였으며, 모든 분석은 통계 소프트웨어인 R (version 4.1.1)을 이용하여 수행하였다.

결과 및 고찰

1. 오염물질별 제거효율

유기물질의 지표인 BOD, COD, SS의 평균 제거율은 각각 18.2%, 12.2%, 32.4%로 나타났다(Table 1). 자료의 분포를 고려하여 비모수적 검정인 Mann-Whitney U-test를 이용해 처리 전후의 농도를 비교한 결과, 유입수, 유출수 중 오염

Table 1. Summary statistics of pollutant concentrations in inflow and outflow of the wetland.

Pollutant	Site	Concentration (mg L ⁻¹)			
		Average	Minimum	Median	Maximum
BOD	In	2.2 (1.4)	0.5	1.9	10.2
	Out	1.8 (1.0)	0.4	1.5	8.9
COD	In	4.9 (2.0)	1.7	4.8	15.9
	Out	4.3 (1.5)	1.3	4.2	7.8
SS	In	3.7 (4.1)	0.4	2.5	24.0
	Out	2.5 (2.2)	0.4	2.0	21.6
T-N	In	6.743 (2.106)	2.004	6.762	13.139
	Out	5.676 (2.009)	1.758	5.706	13.257
NH ₃ -N	In	0.639 (1.065)	0.011	0.153	5.187
	Out	0.364 (0.572)	0.003	0.094	2.839
NO ₃ -N	In	3.241 (2.040)	0.359	2.476	8.945
	Out	2.77 (1.889)	0.232	1.980	9.468
T-P	In	0.084 (0.091)	0.017	0.056	0.715
	Out	0.038 (0.029)	0.007	0.029	0.170
PO ₄ -P	In	0.021 (0.045)	ND	0.010	0.334
	Out	0.007 (0.007)	ND	0.005	0.043
pH	In	7.09 (0.51)	6.30	6.99	8.20
	Out	7.34 (0.35)	6.29	7.38	7.96
DO	In	8.94 (1.34)	5.19	8.88	11.36
	Out	10.21 (2.58)	6.11	10.13	16.60

Numbers in parentheses indicate the standard deviation.

Table 2. Comparison of major artificial wetlands for improving water quality in Korea.

Name	Seohwa stream constructed wetland	Juwon stream constructed wetland	Boknae bio-park constructed wetlands	
Location	Okcheon	Daejeon	Boseong	
Target	Daechung Reservoir	Daechung Reservoir	Juam Reservoir	
Sources of pollutants	- Non-point source - Effluent of Okcheon Sewage Treatment Plant	- Non-point source	- Non-point source - Effluent of Boknae Sewage Treatment Plant	
Surface area (m ²)	34,500	10,229	13,655	
Capacity (m ³)	18,000	4,674	7,941	
HRT (day)	2	4.2	7	
Structure	Sedimentation basin, deep marsh, shallow marsh, ecological sediment basin, sediment retention basin	Forebay, 1 st wetland, 2 nd wetland, 3 rd wetland	Sedimentation basin, 1 st marsh, 2 nd marsh, 3 rd marsh, micropool	
Type of vegetation	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Phragmites communis</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Acorus calamus</i> L, <i>Nymphaea tetragona</i>	<i>Acorus calamus</i> L, <i>Nymphaea tetragona</i> , <i>Phragmites communis</i> , Bio-reeds	<i>Phragmites japonica</i> , <i>Phragmites communis</i> , <i>Thypha angustifolia</i> , <i>Zizania latifolia</i> , <i>Nymphaea tetragona</i>	
Study period	Jan. 2014~Dec. 2020	Jan. 2014~Dec. 2014	Jan. 2006~Dec. 2010	
Removal efficiency (%)	BOD	18.2	22.0	- 19.1~37.7
	COD	12.2	-	- 30.1~27.4
	SS	32.4	30.0	- 54.1~64.8
	T-N	15.8	45.0	23.1~47.2
	T-P	54.5	31.0	10.8~56.7

물질의 농도는 통계적으로 유의한 차이가 있음이 확인되었다(95% 신뢰수준; $p < 0.05$). 반면 DO, pH는 각각 1.27 mg L⁻¹, 0.25 증가하였으며, DO와 pH의 상승은 수생식물의 광합성을 통해 이산화탄소는 흡수하고 산소를 생성시킴으로써 pH가 증가하고, 산소가 생성되기 때문에 판단된다(Lee and Sung, 2013). 습지식물은 줄기, 잎을 통해 대기 중의 산소를 흡수하고 근권 및 뿌리 호흡에 사용하고 남은 산소는 주변 토양으로 배출하기 때문에 습지 토양은 호기성 상태가 유지된다(Ko *et al.*, 2010).

영양염류 중 질소 화합물의 평균 처리효율은 T-N 15.8%, NH₃-N 43.0%, NO₃-N 14.5%였다(Table 1). 이러한 효율은 전라남도 보성군과 대전광역시 동구에 설치된 인공습지의 T-N 처리효율인 각각 36.8%, 45.0%와 비교할 때 상대적으로 낮았다(Park *et al.*, 2012; Kim *et al.*, 2015; Table 2). 이는 서화천 생태습지의 주 유입원인 하수처리장 방류수의 특성상 NH₃-N의 농도가 낮고 NO₃-N 농도가 높은 것에 기인

하는 것으로 판단된다(Seong *et al.*, 2013). 인공습지에서 질소화합물의 주요 제거 메커니즘은 수생식물의 근권 내의 미생물에 의한 질산화(nitrification)와 토양의 혐기적 조건에서 탈질화(denitrification), 식물에 의한 흡수, 물리적 반응인 흡착 등으로 알려져 있다(Spieles and Mitsch, 1999; Lee *et al.*, 2009). NH₃-N에 비해 NO₃-N의 제거율이 낮게 나타난 것은 수생식물의 광합성으로 인해 습지가 호기성 상태로 유지됨에 따라 NH₃-N은 질산화를 통해 최종적으로 NO₃-N으로 전환되었으나 무산소 조건에서 일어나는 NO₃-N의 탈질반응은 주로 식생에 의해서만 제한적으로 일어난 결과로 판단된다(Marin *et al.*, 2016; Mandel *et al.*, 2019). 또한 세균에 의한 탈질반응이 원활하게 이루어지기 위해서는 이론적으로 1 g의 NO₃-N당 2.47 g의 methanol에 해당되는 탄소 공급이 필요한데(Bernat and Wojnowska-Baryła, 2007; Sahinkaya *et al.*, 2011; Hang *et al.*, 2016; Pan *et al.*, 2020), 습지의 경우 인위적인 탄소의 공급이 없었기 때문에 상대적으로 NO₃-N의 제

Table 3. Correlation coefficients among the pollutant concentration in inflow.

	BOD	COD	SS	T-N	T-P
BOD	1				
COD	0.539	1			
SS	0.235	0.307	1		
T-N	0.249	0.429	0.133	1	
T-P	0.371	0.405	0.476	0.155	1

거울이 낮게 나타났으며, 전체 T-N 제거율도 낮게 나타난 것으로 판단된다.

생태습지의 주요 제거대상인 인(phosphorus) 화합물의 처리효율은 T-P 54.5%, PO₄-P 64.9%로 질소에 비해 월등히 높은 제거율을 나타냈다(Table 1). 인의 형태에 따른 농도를 분석한 결과, DTP가 차지하는 비율은 유입수와 유출수에서 각각 50.5%, 56.5%로 나타났다. 이를 토대로 입자성 인은 유입수에서 T-P의 약 49.5%를 차지하고, 습지를 통과하면서 약 60.0% 정도 제거되는 것으로 분석되었다. 인은 호기적 조건에서 토양에 흡착되거나 식물의 뿌리를 통한 흡수를 통해 제거되며 주된 기작은 호기성 상태에서 PO₄-P가 Ca²⁺, Al³⁺, Fe³⁺ 등과 결합하여 침전물을 형성하여 제거되는 것으로 알려져 있다(Sundaravadivel and Vigneswaran, 2001).

유입수의 수질 항목 간 상관관계를 분석한 결과 유입수의 SS와 T-P에서 상관관계수가 0.52로 유의미한 상관도(상관분석, $p < 0.05$)를 가졌으며, SS와 T-N의 경우 0.11로 상관성이 없는 것(상관분석, $p > 0.05$)으로 분석되었다(Table 3). DTP와 T-P의 비가 50.5%, DTN과 T-N의 비가 94.5%로 SS의 제거가 T-P의 제거에는 영향을 미치나 T-N의 제거에는 영향을 없는 것으로 판단된다.

2. 계절별 처리효율

수온은 오염물질의 거동, 반응 및 수생식물의 성장 등에 영향을 미치는 핵심적인 인자로 계절에 따라 크게 달라지기 때문에 이를 고려하여 봄(3월~5월), 여름(6월~8월), 가을(9월~11월), 겨울(12월~2월)의 오염물질 제거율을 각각 분석하였다. 유기물과 영양염류의 제거효율은 모두 겨울에 낮아지는 것으로 분석되었다(Table 4). Mann-Whitney U-test를 통해 계절별 유입수 및 유출수 중 농도 차이를 검증한 결과, T-N, T-P는 사계절 모두 통계적으로 유의해 습지가 특히 영양염류 제거에 효과적임을 알 수 있었다(Table 5).

유기물 제거의 대표적인 메커니즘은 부유성 유기물의 침전으로, 습지 내 식물의 성장으로 밀도가 높아지면 바람 및

열에 의한 혼합효과가 감소하고 물질의 수평운동 방해 등으로 체류시간이 길어져 SS의 침전이 증가되는 것으로 알려져 있다(Park *et al.*, 2012). 또한 식물뿌리와 부유물질 사이의 정전기적 작용으로 입자가 뿌리에 부착된 후 식물과 미생물에 의해 분해되는데, 습지 내 식물의 밀도와 물의 흐름에 영향을 받는 것으로 보고되고 있다(Seo *et al.*, 2011). 따라서 봄철에 유기물의 처리율이 상대적으로 낮은 것은 갈대, 꽃창포, 수련 등 습지 내 식물의 생장이 활발히 이루어지지 않고 낮은 수온으로 인해 미생물의 활성이 왕성하지 않은 것에 기인한 것으로 판단된다.

유기물질과 유사하게 영양염류의 제거율도 수온이 높은 여름에 높게 나타났으며, 유기물질보다 상대적으로 높은 제거율을 보였다(Table 4). 특히, T-P의 처리효율이 여름에는 61.6%로 겨울의 44.8%보다 높게 나타났다. PO₄-P의 경우 여름, 가을에 처리효율이 69.6%, 73.6%로 생태습지 내 식생이 성장하면서 처리효율이 증가하고 겨울에는 39.1%로 갈대의 제거, 수생식물의 수거 등으로 처리효율이 감소한 것으로 분석되었다.

3. 유입농도에 따른 처리효율

인공습지의 수질오염물질 제거율은 수온 외에도 습지 구조와 형태, 유입수 농도, 체류시간, 식재 식물의 종류 등에 의해 영향을 받는 것으로 알려져 있다(US EPA, 2000). 이 중 습지의 체원, 식생 관련 인자는 운영기간 동안 변하지 않고 거의 일정하기 때문에 습지의 오염물질 처리에 있어 유입농도가 독립된 변수로 작용할 수 있다. 유입농도에 따른 처리효율을 분석하기 위해 유입수 중 각 오염물질의 농도 분포에 따라 1분위수 미만은 저농도(Low), 1분위수 이상 3분위수 이하의 중간농도(Middle), 3분위수 초과는 고농도(High) 구간으로 구분하였다(Table 6). 각 구간에서의 처리효율을 분석한 결과 유기물질은 대체적으로 유입수 중 농도가 높을수록 처리효율이 높은 경향을 나타내었으며, 영양염류는 전 구간에서 유출농도가 통계적으로 유의하게 낮은 것이 확인되었다(Fig. 2).

BOD의 처리효율 평균값은 Low, Middle, High 구간에서 각각 2.1%, 11.2%, 32.9%로 나타났다. Low 구간에서는 유출수의 농도가 유입수의 농도보다 높은 경우도 빈번하게 확인되었는데, 이는 유입수의 농도가 매우 낮아 습지 내 물의 흐름에 따른 침전물의 재부상으로 인해 발생한 것으로 판단된다. 그러나 Middle 농도 이상에서는 유출수에서 뚜렷한 농도 감소가 확인되어 초기 강우와 같은 고부하 조건에서도 습지가 비점오염물질 제어를 할 수 있음을 보여준다. COD의 경우 각 구간별 처리효율의 평균값은 7.8%, 7.7%, 20.5%

Table 4. Seasonal average and range of pollutant concentrations in inflow and outflow.

Pollutant	Site	Concentration (mg L ⁻¹)			
		Spring	Summer	Fall	Winter
BOD	In	2.3 (0.9~10.2)	2.1 (0.7~5.1)	2.4 (0.7~9.5)	2.0 (0.5~4.5)
	Out	1.8 (0.6~5.2)	1.9 (0.5~4.4)	1.8 (0.4~8.9)	1.7 (0.8~4.7)
COD	In	5.1 (1.7~15.2)	4.9 (1.7~11.1)	4.8 (2.4~15.9)	4.8 (2.0~8.7)
	Out	4.5 (2.2~7.8)	4.3 (1.3~7.2)	3.9 (1.4~7.0)	4.4 (1.8~7.8)
SS	In	2.9 (0.4~8.8)	4.8 (0.4~24.0)	3.9 (0.8~24.0)	2.9 (0.4~9.0)
	Out	2.4 (0.4~5.8)	2.6 (0.4~12.8)	2.3 (0.4~7.2)	2.5 (0.4~21.6)
T-N	In	7.086 (3.405~11.330)	6.104 (2.004~13.011)	6.043 (2.521~9.302)	7.693 (3.694~13.139)
	Out	5.997 (2.714~9.037)	5.103 (1.758~13.257)	5.050 (1.953~8.447)	6.510 (2.682~10.435)
NH ₃ -N	In	0.839 (0.023~3.969)	0.540 (0.012~3.903)	0.301 (0.021~2.413)	0.870 (0.011~5.187)
	Out	0.664 (0.005~2.708)	0.219 (0.003~1.266)	0.101 (0.004~0.441)	0.459 (0.010~2.839)
NO ₃ -N	In	3.383 (0.974~8.526)	2.548 (0.359~6.186)	3.216 (0.472~7.493)	3.637 (1.077~8.945)
	Out	2.919 (0.271~6.999)	2.210 (0.232~5.726)	2.672 (0.432~7.283)	3.250 (0.803~9.468)
T-P	In	0.069 (0.019~0.306)	0.093 (0.017~0.569)	0.107 (0.024~0.715)	0.069 (0.021~0.215)
	Out	0.034 (0.013~0.101)	0.035 (0.009~0.117)	0.045 (0.007~0.170)	0.038 (0.015~0.162)
PO ₄ -P	In	0.015 (ND~0.168)	0.030 (0.002~0.334)	0.028 (ND~0.334)	0.013 (ND~0.076)
	Out	0.006 (ND~0.020)	0.009 (ND~0.043)	0.007 (ND~0.038)	0.008 (ND~0.036)

Numbers in parentheses indicate the range (minimum to maximum) of data.

였으며, High 구간에서 COD 제거효율은 BOD에 비해 약 62.3%로 나타났다.

유입수의 BOD/COD 비율을 분석한 결과 평균 0.47로 전체 자료의 74.6%가 0.3~0.6 범위에 분포하였다. 선행 연구에 따르면 BOD/COD 비율이 0.3~0.6의 범위일 때, 분해과

정을 돕는 미생물의 적응에 시간이 걸리기 때문에 생물학적 제거 프로세스가 상대적으로 느리게 나타나는 것으로 알려져 있다(Abdalla and Hammam, 2014). 이에 따라 서화천 생태습지의 경우 BOD의 유입농도가 매우 낮은 Low 구간을 제외하고는 유기물질의 지표인 BOD, COD 모두 통계적으로

유의하게 감소한 것으로 나타났다(Fig. 2).

SS의 경우 다른 항목에 비해 유입수 농도 등급에 따라 처

Table 5. P-value of Mann-Whitney U-test for inflow and outflow concentrations for each season.

Pollutant	Spring	Summer	Fall	Winter
BOD	0.003**	0.204	0.021*	0.227
COD	0.224	0.134	0.029*	0.388
SS	0.222	0.008**	0.121	0.018*
T-N	0.018*	0.005**	0.018*	0.018*
T-P	<0.001**	<0.001**	<0.001**	<0.001**

*** significant at 95% and 99% confidence level, respectively.

Table 6. Concentration intervals of BOD, COD, SS, T-N, and TP in inflow.

Pollutant	Concentration (mg L ⁻¹)		
	Low	Middle	High
BOD	<1.4	1.4~2.4	>2.4
COD	<3.7	3.7~5.8	>5.8
SS	<1.8	1.8~3.6	>3.6
T-N	<5.134	5.134~7.974	>7.974
T-P	<0.038	0.038~0.087	>0.087

리효율 평가가 크게 나타났는데 1.8 mg L⁻¹ 이하의 Low 구간의 처리효율은 -97.4%로 유출수의 SS가 더 높게 측정되었다(Fig. 2). 또한 이와는 반대로 3.6 mg L⁻¹ 이상의 High 구간에서는 평균 처리효율은 62.5%를 나타냈으며, 최대 96.6%까지 제거된 것으로 나타났다.

영양염류 중 T-N의 경우 Low와 Middle 구간에서 처리효율 평균값은 각각 16.5%, 20.0%로 다른 항목에 비해 유입수 농도 범위에 크게 영향을 받지 않고 일정한 처리효율을 나타내었다(Fig. 2).

유입수의 용존성 질소는 총질소의 94.5%로 나타났다. Kim and Park (2020)에 의하면 용존성 물질의 경우 개방수역보다는 얇은 습지와 같은 식생구역에서, 입자성 물질은 개방수역에서 처리효율이 높아진다. 서화천 생태습지의 경우 침강지, 생태침강지 등의 개방수역이 50% 이상인데, 이와 같은 과도한 개방수역 운영이 낮은 총질소 처리효율에 기여했다고 판단된다.

T-P는 유입수의 농도가 높을수록 처리효율이 상승한 것으로 분석되었다(Fig. 2). 0.038 mg L⁻¹ 이하의 Low 구간에서 처리효율 평균값은 17.6%이지만 High 구간은 68.5%로 처리효율이 Low 구간에 비해 약 3.9배 정도 높게 나타났다. Low, High 구간에서 T-P 중 입자성 인의 비율은 각각 28.0, 49.2%로, 고농도의 T-P 유입 시 입자성 인의 비율이 높아짐에 따라 제거효율이 높아진 것으로 판단된다.

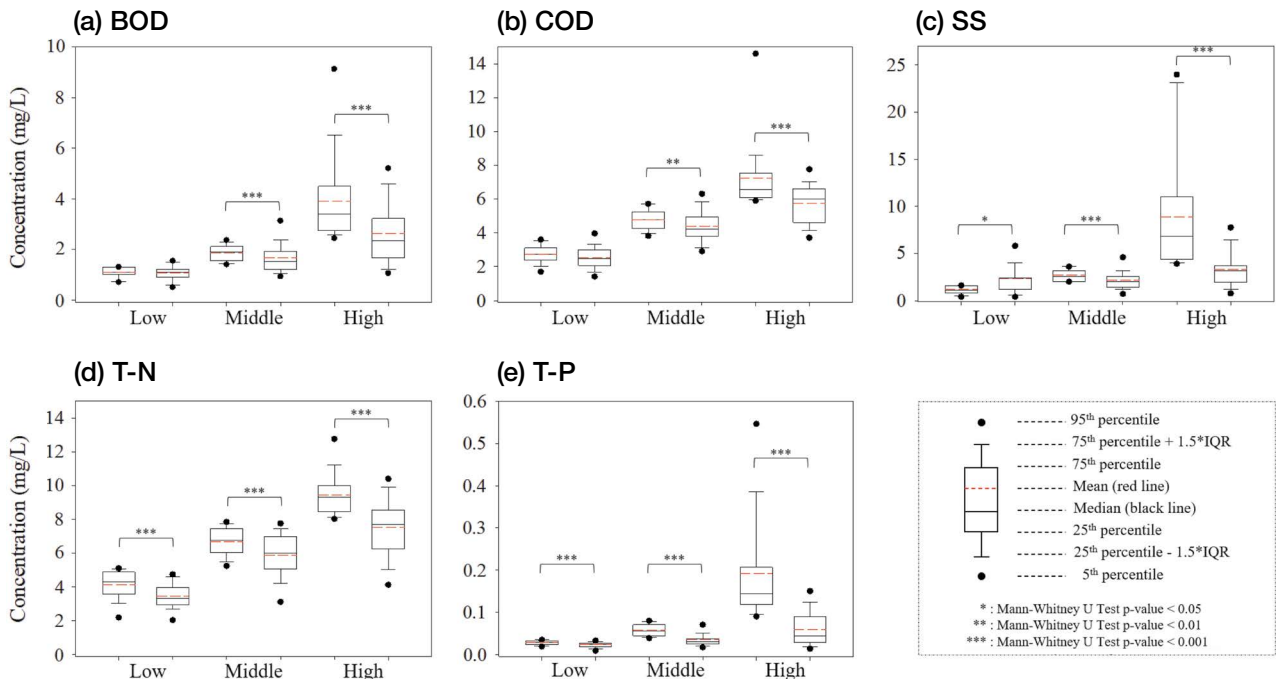


Fig. 2. Boxplot of inflow and outflow concentration of BOD, COD, SS, T-N, and T-P for inflow concentration intervals.

4. 연도별 처리효율 변화

서화천 생태습지를 운영한 2014년 이후부터 2020년까지의 연도별 처리효율은 물질별로 상이한 양상을 나타내었다. 유기물질 지표인 BOD, COD, SS의 경우 생태습지 조성 초기에 처리효율이 높았으며, 처리효율 증감이 비슷한 경향을 보였다(Fig. 3). 이는 수중 유기물질 제거가 주로 침전 및 여과 기전에 의해 이루어짐에 따라(Vymazal, 2005), BOD, COD 처리가 SS 제거에 의해 크게 영향을 받은 것으로 판단된다. 영양염류 중 T-N은 습지 운영기간에 따른 큰 차이가 약 10~20%의 처리효율을 지속적으로 나타냈다. 습지에서 서의 질소는 주로 미생물에 의한 질산화-탈질 기전에 따라 제거되는데, 질산화와 탈질의 제한인자는 각각 산소와 외부 탄소원이다(Ko *et al.*, 2010). 하수처리장 방류수의 경우 C/N ratio와 유기물 농도가 낮아 생물학적 탈질과정의 제한인자로 작용하기 때문에, 옥천하수처리장의 최종방류수가 유입되는 서화천 생태습지에서 생물학적 탈질작용에 의한 T-N 제거효율이 낮은 것으로 판단된다(Bayley *et al.*, 2003; Lee *et al.*, 2009). 반면, T-P는 연도별 처리효율에서 큰 변화를 보였는데, 식생이 급격히 성장하는 초기에는 높은 처리효율을 나타내지만, 식생이 안정화되고, 토양이 포화됨에 따라 처리효율이 감소하는 경향이 확인되었다. 이는 충청남도 당진군에 설치된 인공습지의 장기운영에 따른 수질정화효율 변동과 유사한 결과이다(Son *et al.*, 2011). 인공습지 조성 초기의 깨끗한 토양은 유기물과 인의 함유농도가 매우 낮으므로 유입수의 인과 유기물을 흡착 및 퇴적시키는 능력이 매우 우수한 것으로 알려져 있다(Kim *et al.*, 2006). 그러나 식생이 안정화되고 운영시간이 경과될수록 습지 내 식물체를 제거하지 않을 경우 장기적으로 고사한 식물체에서 영양물질이 용출되어 처리효율은 낮아진다(Fisher and Acreman, 2004). 연구대상 습지의 경우 다른 습지와 다르게 얇은 습지에 식재되어 있는 갈대 등을 뿌리만 남겨 놓은 상태로 매년 가을 제거하여 처리하고 있으며, 영양염류 처리효율 향상을 위해 부레옥잠, 물상추 등 수생식물을 식재 후 제거하고 있다(K-water, 2014). 그러나 수생식물에 흡수되는 인의 대부분이 줄기보다는 뿌리에 저장되며, 침전된 인이 퇴적토에 존재함으로써 뿌리 및 퇴적토가 제거되지 않으므로 인공습지의 운영기간이 길어질수록 인의 제거효율이 낮아진 것으로 판단된다(Kim and Geary, 2001). 유입농도별 처리효율 분석에서 본 것처럼 인의 유입농도가 2014년 0.129 mg L^{-1} 에서 점차적으로 감소하여 2020년 0.037 mg L^{-1} 으로 71% 감소한 것도 주요 원인으로 작용한 것으로 보인다.

운영기간 경과에 따라 중간농도 오염물질의 유입 시 처리효율이 2014년도에는 54.6%, 2015년에는 60.6%였으나

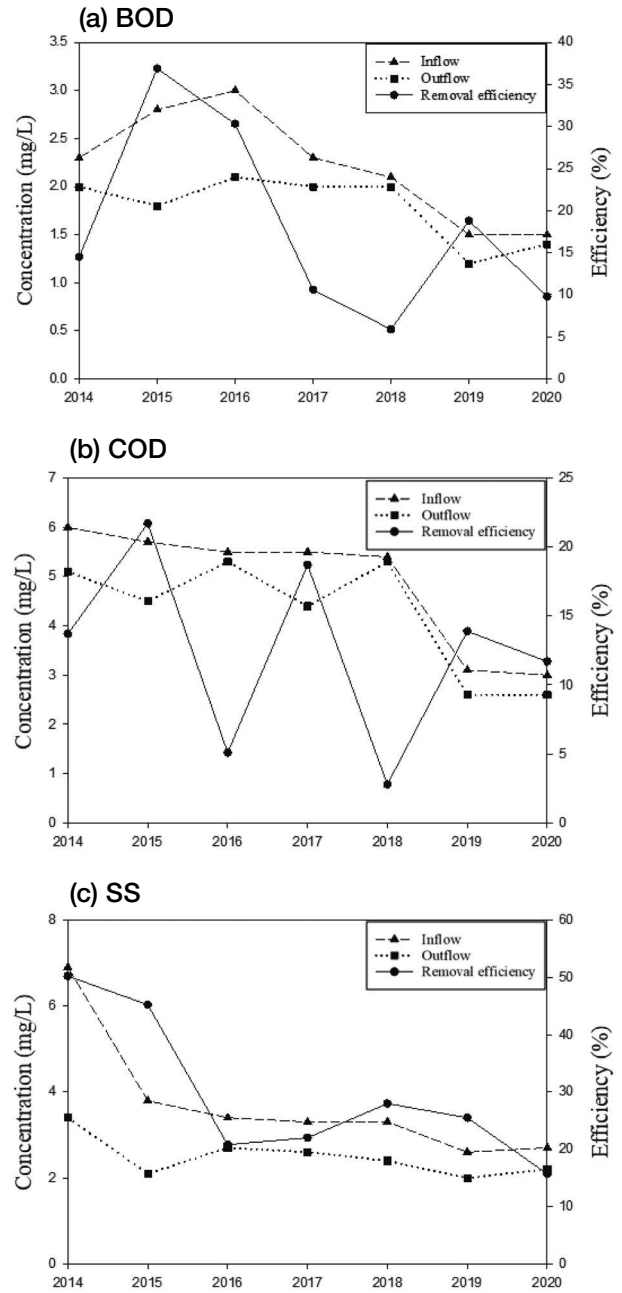


Fig. 3. Long-term trends in the concentration and removal efficiency of BOD, COD, and SS.

2019년에는 18%, 2020년에는 20.8%를 보여 동일 농도에서도 처리효율이 감소한 것으로 분석되었다. 그러나 운영 초기인 2014년과 2015년의 Low 구간 유입이 20.8%인 데 비해 2019년, 2020년에는 각각 50%, 50.8% 비율로 유입되고, 2020년에 High 구간의 유입은 없어 연간 평균 처리효율이 낮아지는 요인으로 작용하였다.

2020년도에 전반적으로 유기물, 영양염류의 처리효율이

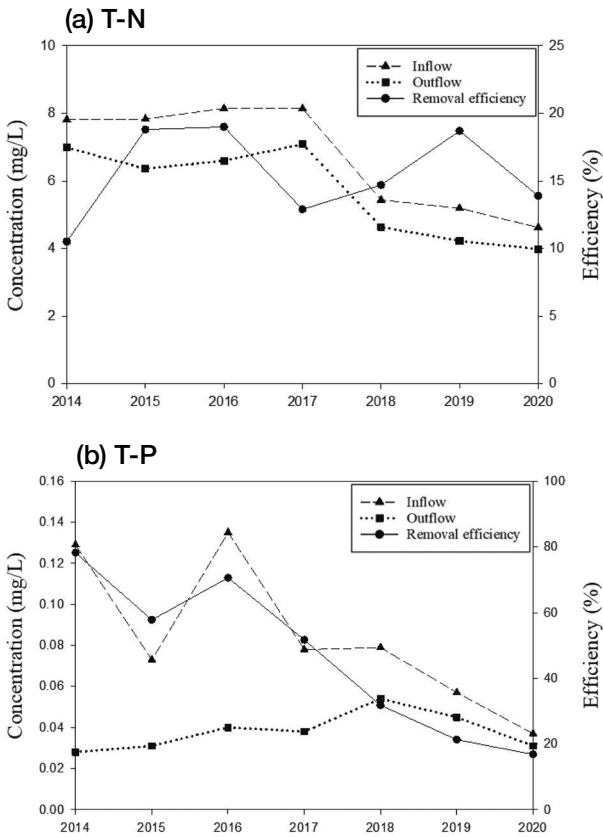


Fig. 4. Long-term trends in the concentration and removal efficiency of T-N and T-P.

전년 대비 감소한 것은 장기 추세에 의한 감소가 아닌 외부 요인에 의한 일시적인 현상으로 추정된다. 2020년도에 강우로 인해 대청호 수위가 올라가면서 서화천 생태습지가 침수되어 생태습지의 처리기능을 원활하게 수행하지 못하였고, 처리능을 회복하는 데에도 많은 시간이 소요되었기 때문이다.

결론

본 연구는 댐 유역 비점오염물질 제어방법으로서 인공습지의 타당성을 평가하기 위해 대청호 유입지천 중 유역면적이 가장 큰 서화천 하류에 조성된 습지의 오염물질 제거 특성을 분석하였다. 유기물질 지표인 BOD, COD, SS는 각각 18.2%, 12.2%, 32.4%의 제거율을 나타내 전반적으로 습지가 오염물질 제어에 효과가 있음을 확인하였다. 부영양화의 주요 원인물질인 영양염류 제거에 있어서는 평균적으로 T-N 15.4%, T-P 44.8%의 제거율이 확인되어 식생을 통해 질소 및 인 화합물이 효과적으로 제거됨을 알 수 있었다. 또한 유

입수 중 오염물질의 농도가 높을수록 처리효율은 증가하여 초기강우와 같은 높은 오염부하조건에서 비점오염원 제어에 유효하게 적용될 수 있음을 확인하였다.

생태습지에서의 오염물질 제거는 느린 유속에 의한 침강, 여과 및 식물, 습지생태계에 기반한 생물학적 원리에 따라 이루어지기 때문에 처리과정에서 2차 오염을 유발하지 않는다. 또한 장치형 시설과 다르게 유지관리에 상대적으로 적은 인력과 비용이 소요되며, 호소의 넓은 유역면적에 적용이 가능하다. 또한 동식물의 서식처를 제공하고, 수변 공간 조성을 통해 경관 개선 등의 생태적 및 환경적 측면의 부가적인 효과를 얻을 수 있는 장점이 있다. 하지만 단위공정에서 오염물질의 처리과정을 인위적으로 통제하기 어렵고, 기상조건과 같은 외부 요인으로 식재한 식물의 생장이 원활하지 못할 경우 처리효율이 낮아지는 한계가 있다.

따라서 향후 다양한 사례 연구를 통해 유입수 중 오염물질 종류와 농도, 식재 식물의 종류와 양 등 운영조건에 따른 처리효율에 대한 분석이 축적된다면, 유역 특성에 맞는 최적의 설계가 이루어질 수 있을 것으로 판단된다. 또한 시간 경과에 따른 오염물질의 처리효율 모니터링을 바탕으로 주기적인 퇴적토 준설, 수생식물의 추가 식재를 실시한다면 습지의 오염물질 제거효율을 높여 호소 부영양화 억제에 있어 효과적인 방법이 될 수 있을 것으로 판단된다.

적요

대청호는 유역에 있는 비점오염원으로부터 유입되는 오염물질로 인해 남조류 과다증식에 기인한 녹조가 빈번하게 발생하고 있다. 이에 녹조 관리 대책 중 하나로 인공습지를 설치하여 호소에 유입되는 오염물질을 저감하고 있다. 본 연구에서는 비점오염원의 관리방법으로 인공습지의 적용 가능성을 평가하기 위해 대청호 상류에 설치된 서화천 생태습지를 대상으로 2014년부터 2020년까지 유입수 및 유출수의 BOD, COD, SS, T-N, T-P 등 오염물질 농도를 분석하였다. 분석 결과 대체적으로 인공습지에서의 처리를 통해 오염물질의 농도가 감소하는 것이 확인되었으며, 특히, 유기물질보다 질소, 인과 같은 영양염류에 있어 높은 처리효율이 확인되었다. 유입수의 오염물질 농도에 따른 처리효율을 구간을 나누어 분석한 결과 대체적으로 고농도에서 처리효율이 높은 경향을 나타내었다. 설치 및 운영 경과에 따른 연도별 인공습지 처리효율을 분석한 결과, T-P에서 큰 변화가 확인되었다. 이는 인공습지 조성 초기에는 식생의 성장에 따라 높은 처리효율을 보였지만, 식생이 안정화되고 습지 퇴적층이 포화됨에 따라 처리효율이 점진적으로 감소한 결과로 판단된다. 본

연구의 결과는 초기 강우 등 높은 농도의 오염물질 유입 및 주기적인 퇴적토 준설 등의 관리가 이루어진다면 인공습지가 유역면적이 넓고, 비점오염원의 영향을 크게 받는 댐 저수지의 부영양화 억제에 유용한 수단이 될 수 있음을 보여준다.

저자정보 박별님(K-water 미래전략실 차장), 조영철(충북대학교 환경공학과 교수)

저자기여도 개념설정: 박별님, 조영철, 조사 및 분석: 박별님, 자료 분석: 박별님, 조영철, 원고 초안작성: 박별님, 원고 교정: 조영철

이해관계 이 논문에는 이해관계 충돌의 여지가 없습니다.

사사 본 연구는 환경부 「폐자원에너지·재활용 전문인력양성사업」의 지원으로 수행되었습니다.

REFERENCES

- Abdalla, K.Z. and G. Hammam. 2014. Correlation between biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand for various wastewater treatment plants in Egypt to obtain the biodegradability indices. *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research* **13**(1): 42-48.
- Bahn, G.-S. 2022. A study on evaluation method for structural suitability of constructed wetlands in dam reservoirs as an ecological water purification system. *Journal of the Korean Institute of Landscape Architecture* **50**(2): 23-40.
- Bayley, M., L. Davison and T.R. Headley. 2003. Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. *Water Science and Technology* **48**(5): 175-182.
- Bernat, K. and I. Wojnowska-Baryła. 2007. Carbon source in aerobic denitrification. *Biochemical Engineering Journal* **36**(2): 116-122.
- Cha, S.B. 2015. Evaluated of Pollutants Removal Efficiency in the Constructed Wetland Connected with Sewage Treatment Plant, Master Thesis Kumoh National Institute of Technology, Korea.
- Cheon, S.-U., J.-A. Lee, J.J. Lee, Y.-B. Yoo, K.-C. Bang and Y.-J. Lee. 2006. Relationship among inflow volume, water quality and algal growth in the Daecheong Lake. *Journal of Korean Society on Water Environment* **22**(2): 342-348.
- Choi, H., M. Jeon and L. Kim. 2020. Effect of cultivation activity in Daecheong Lake flood control site on water quality. *Journal of Wetlands Research* **22**(1): 49-58.
- Choi, J. and Y. Ban. 2007. Improving artificial wetlands for non-point source pollution control. *KEI report WO-06*.
- Choi, K., S.W. Kim, D.S. Kim and Y. Lee. 2014. Operating status and improvement plans of ten wetlands constructed in dam reservoirs in Korea. *Journal of Wetlands Research* **16**(3): 431-440.
- Choi, M., M. Byeon, H. Park, N. Jeon, S. Yoon and D. Kong. 2007. The characteristics of vegetation of hydrophytes and the amount of nutrient removal in artificial vegetation island of Lake Paldang. *Korean Society on Water Environment* **23**(3-3): 474-483.
- Chung, S.W. and H.S. Lee. 2011. Analysis of Microcystis bloom in Daecheong Reservoir using ELCOM-CAEDYM. *Journal of Korean Society on Water Environment* **27**(1): 73-87.
- Demeke, A. 2016. Cyanobacteria blooms and biological control methods. *International Journal of Fauna and Biological Studies* **3**: 32-38.
- Fisher, J. and M. Acreman. 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences* **8**(4): 673-685.
- Gobler, C.J. 2020. Climate change and harmful algal blooms: insights and perspective. *Harmful Algae* **91**: 101731.
- Hang, Q., H. Wang, Z. Chu, B. Ye, C. Li and Z. Hou. 2016. Application of plant carbon source for denitrification by constructed wetland and bioreactor: review of recent development. *Environmental Science and Pollution Research* **23**: 8260-8274.
- Ibelings, B.W., J. Fastner, M. Bormans and P.M. Visser. 2016. Cyanobacterial blooms. Ecology, prevention, mitigation and control: Editorial to a CYANOCOST Special Issue. *Aquatic Ecology* **50**(3): 327-331.
- K-water. 2010. The Basic and Implementation Design of Daecheong Lake Ecological Wetland Development Project.
- K-water. 2014. Annual Operation Report of Sooak-cheon and Annae-cheon constructed wetland in 2013.
- Kang, T.-U. and S.-J. Lee. 2016. A simulation method for reduction facilities of natural type for non-point pollution by the SWMM. *Journal of Hazard Mitigation* **16**(2): 123-131.
- Kim, D.-O. and J.-C. Park. 2020. Cycling of matters in the constructed wetland. *Journal of Environmental Science International* **29**(3): 299-306.
- Kim, H.-C., J.-H. Ham, J.-Y. Han and C.-G. Yoon. 2006. Early stage performance of constructed wetland system for non-point source pollution control. *Korean Journal of Ecology and Environment* **39**(4): 481-488.
- Kim, J., T. Lee and D. Seo. 2017. Algal bloom prediction of the lower Han River, Korea using the EFDC hydrodynamic and water quality model. *Ecological Modelling* **366**: 27-36.
- Kim, S. and P. Geary. 2001. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants. *Water Science and Technology* **44**(11-12): 61-67.
- Kim, T.-H., K.-E. Sung, D.-H. Ha, D.-H. Kim, S.-U. Heo and C.-S. Choi. 2015. Evaluation of treatment efficiencies of pollutants in Daecheong Lake Juwon Stream constructed wetlands. *Journal of Korean Society of Water and Wastewater* **29**(2): 211-222.
- Ko, D.-H., Y.-C. Chung and S.-C. Seo. 2010. Removal mecha-

- nisms for water pollutant in constructed wetlands. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers* **32**(4): 379-392.
- Lee, C.G., T.D. Fletcher and G. Sun. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences* **9**(1): 11-22.
- Lee, G.-J. and K. Sung. 2013. Effects of floating and submerged plants on important water environments of wetland. *Journal of Wetlands Research* **15**(3): 289-300.
- Lee, H. and C. Bae. 2002. Runoff characteristics and strategies for nonpoint source reduction. *Journal of Korean Society on Water Quality* **18**: 569-576.
- Lee, J.E., S.-J. Youn, M. Byeon and S.-J. Yu. 2020. Occurrence of cyanobacteria, actinomycetes, and geosmin in drinking water reservoir in Korea: a case study from an algal bloom in 2012. *Water Supply* **20**(5): 1862-1870.
- Lee, S.-P. and J.-C. Park. 2017. Management of organic matters by constructed treatment wetlands during rainfall events. *Journal of Environmental Science International* **26**(3): 401-410.
- Magdaleno, A., C.G. Vélez, M.T. Wenzel and G. Tell. 2014. Effects of cadmium, copper and zinc on growth of four isolated algae from a highly polluted Argentina river. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **92**(2): 202-207.
- Mandel, A., I. Zekker, M. Jaagura and T. Tenno. 2019. Enhancement of anoxic phosphorus uptake of denitrifying phosphorus removal process by biomass adaption. *International Journal of Environmental Science and Technology* **16**: 5965-5978.
- Marin, J.C.A., A.H. Caravelli and N.E. Zaritzky. 2016. Nitrification and aerobic denitrification in anoxic-aerobic sequencing batch reactor. *Bioresource Technology* **200**: 380-387.
- MOE (Ministry of Environment, Korea). 2016. Standard Methods for Analysis of Water Pollution. Ministry of Environment, Sejong, Republic of Korea.
- O'geen, A., R. Budd, J. Gan, J. Maynard, S. Parikh and R. Dahlgren. 2010. Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. *Advances in Agronomy* **108**: 1-76.
- Oak, J.-H., Y.-S. Keum, M.-S. Hwang and Y.-S. Oh. 2005. New records of marine algae from Korea II. *Algae* **20**(3): 177-181.
- Oh, K.-H. and Y.-C. Cho. 2015. Evaluation of contamination level of the sediments from Chusori and Chudong areas in Daechung Reservoir. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers* **37**(5): 277-284.
- Oh, K.-H., Y.-J. Kim and Y.-C. Cho. 2015. Effects of sediments on the growth of algae at Chusori area in Daechung Reservoir. *Journal of Korean Society on Water Environment* **31**(5): 533-542.
- Özkan, K., E. Jeppesen, M. Søndergaard, T.L. Lauridsen, L. Liboriussen and J.-C. Svenning. 2013. Contrasting roles of water chemistry, lake morphology, land-use, climate and spatial processes in driving phytoplankton richness in the Danish landscape. *Hydrobiologia* **710**(1): 173-187.
- Pan, Z., J. Zhou, Z. Lin, Y. Wang, P. Zhao, J. Zhou, S. Liu and X. He. 2020. Effects of COD/TN ratio on nitrogen removal efficiency, microbial community for high saline wastewater treatment based on heterotrophic nitrification-aerobic denitrification process. *Bioresource Technology* **301**: 122726.
- Park, J.-G. 2005. Water environmental factors and trophic states in Lake Daecheong. *Korean Journal of Ecology and Environment* **38**(3): 382-392.
- Park, J., J. Church, Y. Son, K.-T. Kim and W.H. Lee. 2017. Recent advances in ultrasonic treatment: challenges and field applications for controlling harmful algal blooms (HABs). *Ultrasonics Sonochemistry* **38**: 326-334.
- Park, J.S., K.S. Kim, Y.C. Kim and K.H. Rhee. 2012. Evaluation of treatment efficiencies of water quality for 5 years in constructed wetland to upper region of water source. *Journal of Wetlands Research* **14**(4): 479-488.
- Perme, M.P. and D. Manevski. 2019. Confidence intervals for the Mann-Whitney Test. *Statistical Methods in Medical Research* **28**(12): 3755-3768.
- Phillips, G., O.-P. Pietiläinen, L. Carvalho, A. Solimini, A. Lyche Solheim and A. Cardoso. 2008. Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology* **42**(2): 213-226.
- Sahinkaya, E., N. Dursun, A. Kilic, S. Demirel, S. Uyanik and O. Cinar. 2011. Simultaneous heterotrophic and sulfur-oxidizing autotrophic denitrification process for drinking water treatment: control of sulfate production. *Water Research* **45**(20): 6661-6667.
- Seo, D.-C., M.-R. Park, H.-J. Kim, I.-J. Cho, H.-J. Lee, S.-J. Sung, J.-S. Cho and J.-S. Heo. 2006. Development of sewage treatment apparatus for detached house in agricultural village by natural purification method. *Korean Journal of Environmental Agriculture* **25**(3): 202-210.
- Seo, D.-C., S.-W. Kang, H.-O. Kim, M.-J. Han, B.-J. Lim, J.-H. Park, K.-S. Kim, Y.-J. Lee, I.-W. Choi and J.-S. Heo. 2011. Evaluation of treatment efficiencies of pollutants in Boknae bio-park constructed wetlands. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer* **44**(2): 263-270.
- Seong, J.-U., S.-P. Lee, J.-K. Lee and J.-C. Park. 2013. Effects of Gumi City Sewage Treatment Effluent in the downstream nutrient matter: comparison of daily loading. *Journal of Environmental Science International* **22**(12): 1643-1650.
- Son, Y.-K., C.-G. Yoon, H.-J. Kim and J.-H. Haam. 2011. Variation of water treatment efficiency during long-term operation of constructed wetland. *Journal of The Korean Society of Agricultural Engineers* **53**(6): 121-128.
- Spieles, D.J. and W.J. Mitsch. 1999. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low-and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* **14**(1-2): 77-91.

- Sundaravadivel, M. and S. Vigneswaran. 2001. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmental Science And Technology* **31**(4): 351-409.
- US EPA. 2000. Design Manual; Constructed Wetlands Treatments of Municipal Wastewaters. U.S. EPA 625/R-99/010, Cincinnati, Ohio, pp. 12-20.
- Vilhena, L.C., I. Hillmer and J.R. Imberger. 2010. The role of climate change in the occurrence of algal blooms: Lake Burragorang, Australia. *Limnology and Oceanography* **55**(3): 1188-1200.
- Visser, P.M., J.M. Verspagen, G. Sandrini, L.J. Stal, H.C. Matthijs, T.W. Davis, H.W. Paerl and J. Huisman. 2016. How rising CO₂ and global warming may stimulate harmful cyanobacterial blooms. *Harmful Algae* **54**: 145-159.
- Vymazal, J. 2005. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* **25**(5): 478-490.