



# 농업용 저수지의 점오염원 바이패스 효과 평가를 위한 EFDC 모델의 적용

## Application of EFDC Model to an Agricultural Reservoir for Assessing the Effect of Point Source Bypassing

김동민\* · 박형석\* · 정세웅\*<sup>†</sup>

Kim, Dong Min · Park, Hyung Seok · Chung, Se Woong

### Abstract

Agricultural reservoirs in Korea have been recognized as an emerging resource for recreational and cultural activities for residents. However, most of the reservoirs are eutrophic and showing high level of contamination with nuisance algal bloom and offensive odor during the summer. For better management and restoration of the reservoirs' water quality, scientific modeling approaches could be used to diagnose the problems and evaluate the efficacy of alternative control measures. The objectives of this study were to validate the performance of a three-dimensional (3D) hydrodynamic and water quality model (Environmental Fluid Dynamics Code, EFDC) for a eutrophic agricultural reservoir and assess the effect of bypassing of the effluent from a wastewater treatment plant on the reservoir water quality. The 3D model successfully simulated the temporal variations of water temperature, DO, TOC, nitrogen and phosphorus species and Chl-a observed in 2014 and also captured their spatial heterogeneity in the reservoir. The simulation results indicated that the point source bypassing may reduce the T-N and T-P concentrations of the reservoir by 6.6 ~ 8.2 %, and 1.7 ~ 16.8 %, respectively. The bypassing, however, showed a marginal effect on the control of TOC due to the increased algal biomass associated with the increased water retention time after bypassing as well as the lower TOC level of the effluent compared to the ambient reservoir water.

**Keywords:** Agricultural Reservoir; Eutrophication; Water Quality; EFDC; Point Source Bypass

### 1. 서 론

국내에는 안정적인 관개용수 공급을 위해 농업용 저수지 및 하구 담수호가 약 17,600여개 설치되어 있다(KRCC, 2015a). 그러나 이 중 약 90 % 이상은 설치된 지 30년 이상인 지난 노후 저수지일 뿐 아니라, 높은 수질오염도로 인해 저수지의 정상적인 용수공급 기능이 현저히 저하되어 있는 실정이다(Kim, 2010a; Kim, 2010b). 특히, 우리나라 농업용 저수지의 50 % 이상이 1945년 이전에 준공된 노후화된 시설로써, 농업용수 수질기준 초과율이 44.7 % (평균 COD 농도는 8.3 mg/L)에 달하고 있어 대책 마련이 필요하다(Kim, 2010a). 농업용 저수지는 원래 관개용수 공급 단일목적으로 건설되었으나, 국민 소득과 생활수준이 높아지면서 수변공간을 이용한 여가활동의 증가와 함께 또 다른 잠재적 수요가 창출 되고 있다. 경기발전연구원(GRI, 2012)에서는 도 내 365개 농업용 저수지를

대상으로 수질환경 현황과 관리 실태를 조사하고, 낚시, 산책, 수상활동 등 다양한 저수지 이용을 유도하는 정책 자료를 제시한 바 있다. 강원발전연구원(RIG, 2014)에서도 지역 내 371개의 농업용 저수지의 수환경 특성을 분석하고 지역자원화 방안을 연구한 바 있으며, 저수지를 생태관광, 수상레저, 휴양자원 등으로의 활용은 물론 수상태양광발전, 소수력발전, 생활용수, 산불진화 등 다목적으로 활용 할 것을 제안 하였다.

본 연구의 대상지역인 G저수지는 경기도 용인과 수원지역에 걸쳐 위치하고 있으며, 농업용수 및 공업용수 등으로 사용할 목적으로 1964년에 조성되었으며, 이후 간이상수용수 및 관개용수로 사용되고 있다(Oh and Lee, 1997). 그러나 주변 일대가 주거 및 산업지역으로 개발되면서 농업 생산기반시설의 기능이 감소되었고, 저수지 내 평균 COD농도는 농업용수 수질기준보다 나쁜 수준으로 악화되어 있으며, 해마다 조류의 과잉증식으로 인한 문제가 발생되고 있는 실정이다. 그 결과로써 G저수지는 환경부로부터 중점관리 저수지로 지정되었으며, 정부와 지자체에서는 호내 수질개선을 위한 대책 마련을 위해 다양한 노력을 집중하고 있다. 저수지의 유입 수질을 개선하기 위해 2011년부터 하수관거정비를 추진하였으며, 그 결과 BOD는 11.5 mg/L에서 4.8 mg/L, 총인(T-P)은 1.372 mg/L에서 0.373 mg/L으로 개선된 것으로 평가되었다.

\* Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University

<sup>†</sup> Corresponding author

Tel.: +82-10-4410-2687 Fax: +82-41-272-3370

E-mail: chung@chungbuk.ac.kr

Received: August 11, 2016

Revised: September 27, 2016

Accepted: September 27, 2016

또한 저수지 상류에 위치한 G 하수처리장의 방류수 수질개선을 위해 총인 고도처리 시설을 도입하였다. 그러나 아직 농업용수 수질기준 IV등급 (TOC 6.0 mg/L이하, T-P 0.1 mg/L이하)을 만족하기에는 부족한 실정이다.

농업용 저수지는 물이용 특성상 관개기에 물의 유출이 이루어지고 있어 폐쇄성 수역 특성을 띄며, 오염이 시작되면 외부 오염원을 차단하더라도 수질오염이 당분간 지속되는 특징을 가지고 있다 (Kim et al., 2012). 따라서 농업용 저수지의 실효성 있는 수질개선 대책 수립을 위해서는 수질오염의 원인에 대한 해석이 정확하게 이루어져야 하며, 다양한 수질개선 대책에 대한 정량적 효과 평가가 필요하다. 이러한 목적으로 수질모델은 저수지 수질관리를 위한 분석도구로서 활발하게 활용되고 있으며, 대상 수체에 대하여 적절히 보정을 할 경우, 수질오염의 원인 진단과 다양한 수질개선 대책의 효과평가에 유용하게 활용될 수 있다 (Chapra, 1997). Yun et al. (2014)은 저수지 표층에서의 경험적 모델식 및 TSI 지수를 이용하여 수체의 부영양화특성을 예측한 바 있다. Chung et al. (2004)은 저수지 유역의 오염원자료를 이용하여 EUTRO5와 WASP Builder를 통해 수질을 예측하였으며, Ham and Kim (2012)은 실측자료가 부족한 농업용 저수지의 수질을 모의할 수 있도록 농업용저수지 통합모델을 개발 및 평가하였다. 그동안 수질모델링 기술은 모니터링 기술과 컴퓨터 하드웨어의 발전과 함께 급격하게 발전하여 왔으며, 특히 3차원 수리·수질 연동 모델은 수체에서 시·공간적으로 변하는 오염물질의 농도를 정밀하게 해석할 수 있는 수준으로까지 발전하였다 (Trolle et al., 2014; Chung et al., 2014). Jeon et al. (2011)은 새만금호의 수질예측 모의를 위해 영양염류와 조류, 염도 등의 수질자료를 이용하여 EFDC모델의 적용성을 평가하였으며 실측값의 시계열 변화를 적절히 모의하였다. Jang (2014)은 세종보의 부영양화 및 제어대책 평가를 위해 EFDC 모델을 구축하고 보 운영에 따른 영양 및 지류의 영향 등을 평가하였다. 최근에는 금강에서 조류의 군집별 발생특성을 고려한 모델링 방법을 적용·검정하기 위해 EFDC를 이용한 사례도 있다 (Park, 2015). 그러나, 수질오염이 심각한 국내 농업용 저수지에 대해서는 실측자료의 부족과 자원 부족 등의 이유로 3차원 수리·수질 연동모델을 적용한 연구사례는 매우 드물다.

본 연구의 목적은 수질오염이 심각한 G저수지를 대상으로 3차원 수리·수질 연동 모델인 EFDC를 구축하고, 실측자료를 이용하여 모델을 검정한 후 G저수지의 수질개선 대책으로 제시되고 있는 G 하수처리장 방류수의 바이패스에 따른 수질개선 효과를 정량적으로 평가하는데 있다. 모델은 G저수지의 수평과 수직 방향의 수온과 수질변화를 모두 고려하여 모의하였으며, 상류, 중류, 하류에 위치한 측정망 자료를 이용하여

시·공간적으로 변하는 수질에 대해 모델을 검정하고 대책평가에 적용하였다.

## II. 연구 방법

### 1. 대상지역

연구 대상지역인 G저수지는 용인시 기흥구에 위치하고 있으며 농업용수 공급 및 홍수 조절 등의 목적으로 1964년에 준공되었다. 대상 유역은 용인시의 총 11개 동을 포함하고 있으며 총 유역면적은 53 km<sup>2</sup>, 유효저수량 11,630천 m<sup>3</sup>, 만수면적 2.31 km<sup>2</sup>, 평균수심 5 m (최대수심 11 m)인 대규모 저수지이다. 유입하천으로는 오산천과 지곡천, 공세천 등 3개의 주요 하천이 있다. G저수지 유역은 급격한 지역발전과 인구의 증가에 따라 생활하수가 증가하였으며 이를 해결하기 위해 하수도 정비와 하수종말처리장을 추가 건설하였고, 그 중 하나는 저수지의 상류부에 처리수가 직접 방류 (G. WWTP)되고 있다 (Fig. 1). 호 내에는 3개의 수질측정망이 위치하고 있으며, 경기도 보건환경연구원에서 월 1회 측정하고 있다 (Fig. 1).

### 2. 수리 및 수질 해석 모델

#### 가. 모델 개요

본 연구에서 G저수지의 3차원 수리·수질 해석을 위해 EFDC

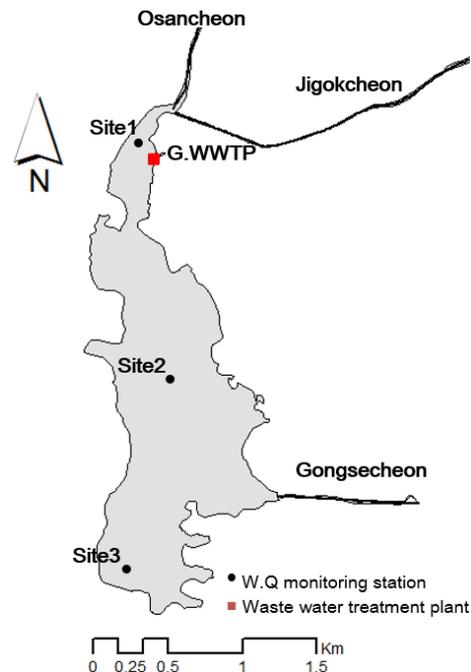


Fig. 1 Layout of G Reservoir and locations of water quality monitoring stations

(Environmental Fluid Dynamics Code) 모델을 선정하였다. 다른 여러 수질모델 중 EFDC를 선정하는 이유는 저수지의 3차원 유동장을 고려하여 G WWTP 방류수의 수질영향을 평가하기 위함이며, 향후 퇴적물에 대한 오염도와 준설의 타당성을 평가하는데 확장 적용할 수 있는 장점이 있기 때문이다. 초기 EFDC 모델은 해양과 하구의 환경수리해석을 위해 VIMS (Virginia Institute of Marine Science)에서 개발되었으며, 체서피크만 (Hamrick, 1994)과 버지니아주의 제임스강에 적용되었다 (Hamrick, 1995). EFDC 모델은 Hydro 버전과 USEPA 1.01 Full 버전으로 구분되며, Hydro 버전은 Box 형태의 수질 모델인 WASP의 수리 모델로 많이 활용 되고, Full 버전은 Hydrodynamics, Water Quality, Sediment Transport, Toxic 등의 모의가 가능하다. 최근에 DSI사에서는 Full 버전을 개선한 EFDC+ 모델을 개발하였으며 새로운 수치격자 구성방법, 모델 해석시간을 단축하기 위한 병렬처리, 입자 추적 모의 기능 등이 추가 되었다. 본 연구에서는 G 저수지의 수온 성층 현상을 고려하여 EFDC+를 적용하였다.

EFDC 모델의 수리해석을 위한 지배 방정식은 시간 평균된 Navier-Stokes 방정식을 사용하며, 수치해석을 위한 격자 구성은 수평 방향으로 직각좌표계 (Cartesian)와 직교곡선좌표계 (Curvilinear)를 선택적으로 사용할 수 있다 (Zhen, 2007). 직교곡선좌표계의 특징은 복잡하고 굽은 하도의 형상을 표현하기 쉬우며 불규칙한 형태의 수체에 적합하다. 또한 주요 흐름을 중심으로 하여 불필요한 격자구성이 없이 최소한의 격자로 지형 표현이 가능하여 효율적으로 수치 해를 구할 수 있고 계산 시간을 줄일 수 있다. 수직방향의 수치 격자는 Sigma stretching ( $\sigma$ ) 좌표계와 Generalized Vertical Coordinate (GVC) 좌표계를 사용할 수 있으며, EFDC+ 모델에는 Sigma-zed (SGZ) 좌표계가 추가되었다.  $\sigma$  좌표계의 특징은 수심에 무관하게 동일한 개수의 층을 설정하여 수심이 급격히 변하는 영역에 대한 수치 오차를 방지 할 수 있다. 그러나 수위 변화에 따라 수층의 두께가 가변하며 수심이 깊은 곳에서 수온 성층과 수질의 급격한 변화를 재현하기 어려운 단점이 있었다. 반면, SGZ 좌표계는 수체의 공간별 수심을 고려하여 다른 개수의 수층으로 격자를 구성할 수 있으며, 기존의  $\sigma$  좌표계의 한계점인 수온성층 해석 성능을 보완하였다 (Craig et al., 2014).

#### 나. 수질모델 특성

EFDC 수질 모델은 CE-QUAL-ICM 모델 (Cercio and Cole, 1994)을 바탕으로 개발되었으며 22개의 수질 상태 변수와 상호 반응에 대해 해석한다. 수질 모델에서 조류는 남조, 규조, 녹조, 대형조류 총 4개의 서로 다른 종을 대상으로 탄소 단위로 모의한다. 유기물 오염지표에 대해서는 WASP과 같이 BOD

로 모의하지 않고, 3개의 서로 다른 성상의 유기탄소 변수 (RPOC, LPOC, DOC)로 세분하여 해석한다. 또한 식물 플랑크톤을 이루는 유기물내의 탄소, 질소, 인의 함유율 설정을 통해 조류가 내포하는 탄소, 질소, 인의 농도를 탄소단위로 계산하며, 총유기탄소 (TOC), 총인 (T-P), 총 질소 (T-N) 모의값에 포함된다. 각 유기탄소, 질소, 인은 난분해성 입자상 (Refractory particulate), 생분해성 입자상 (Labile particulate), 그리고 생분해성 용존상 (Labile dissolved)의 3개 하위 그룹으로 나누어 모의된다. 따라서 모의범위에서 벗어난 난분해성 용존상 유기물 (RDOC)의 오염기여도가 큰 수체에서는 오차의 원인이 될 수 있다.

### 3. 모델 구축

#### 가. 지형자료 구성

수치모델링에서 모의대상 수체의 수치격자 구성은 해석하고자 하는 수체의 지형을 정확하고 상세히 반영해야한다. G 저수지의 EFDC 모델 2차원 수평 수치격자는 한국농어촌공사에서 2016년도에 저수지 내에서 측량한 수심분포도를 제공받아 수치격자 프로그램 (CVLGrid)을 이용하여 구성하였다. 수평방향으로는 직교곡선좌표계를 사용하였으며 횡단 방향 25개 (17.1 ~ 39.4 m), 종단방향 (17.9 ~ 66.6 m) 총 1,528개의 격자를 구성하였고, 수직방향은 SGZ 방식을 적용하여 수심에 따라 최소 2개에서 최대 20개의 수층으로 나누었다. 지형자료의 정확도를 확인하기 위해 수치격자의 직교성을 분석한 결과, -3.4 ~ 11.0의 범위를 보였으며 평균 2.1 정도로 격자구성이 적절하게 이루어진 것으로 판단되었다 (Fig. 2). 또한, 모델 격자에서 계산된 G 저수지의 수위별 저수용량을 실측 자료와 비교하여 Absolute Mean Error (AME), Root Mean Square Error (RMSE)와 Nash-Sutcliffe efficiency (NSE)를

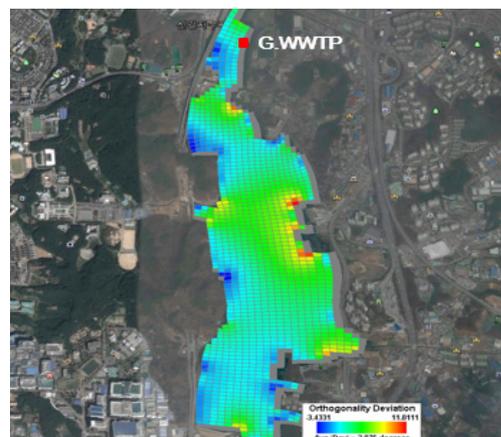


Fig. 2 Numerical grid system of G Reservoir and orthogonality deviation

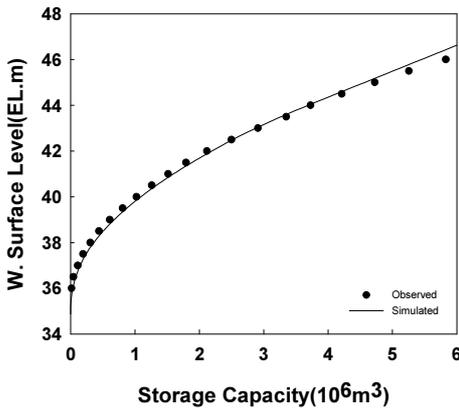


Fig. 3 Comparison of observed and simulated water levels versus storage curves

사용하여 오차와 적합도를 평가하였다. AME는  $0.17 \times 10^6 \text{ m}^3$ , RMSE  $0.24 \times 10^6 \text{ m}^3$ 로 총저수용량 대비 2% 이내의 오차를 보였으며, NSE도 0.999로 매우 높은 신뢰도를 나타냈다(Fig. 3).

나. 초기 조건 구성

모델 구동에 필요한 초기조건은 저수지 수위, 수온, 수체의 수질농도, 퇴적층의 물리적, 이화학적 상태 등으로 나눌 수 있다. 모델의 검정기간은 호 내에 위치한 수질측정망의 실측자료 누락이 적은 2014년 1월부터 12월까지로 하였다. 초기 수위는 모의 시작 시점의 수위인 EL. 45.78 m로 지정하였으며 수온과 수질은 3개 지점의 수질측정망 자료를 사용하여 공간적으로 3개 구역(상류로부터 Site1, Site2, Site3)으로 나누어서 서로 다른 초기 값을 입력하여 주었으며 영역별로 편차가 있어 공간 보간 방법을 사용하는 것도 적합하나 지점경계면에서의 혼합이 단기간 안에 일어나기 때문에 모의과정에서 큰 영향을 주지 않을 것으로 판단되어 초기조건으로 구성하였다. 모델에서는 퇴적층에서 시·공간적으로 일어나는 용출현상을 해석하기 위해 퇴적물 오염물질 용출속도 ( $\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$ )와 SOD (Sediment Oxygen Demand)을 매개변수로 사용한다. 본 연구에서의 퇴적층에 대해서는 퇴적물의 용출 및 SOD 실험결과를 토대로  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ 의 용출속도와 SOD를 입력 자료로 구성하였다(KRCC, 2015b).

다. 경계 조건 구성

경계조건은 유입·유출량, 유입수의 수온과 수질, 기상 등으로 구성되어 있다. G저수지는 유량 미계측 구역이므로 모델링에 필요한 저수지 유입량 자료를 확보하기 어렵다. 따라서 유역 내 가장 근거리에서 위치한 수원기상대에서 측정된 2014년 일별 강수량 자료를 활용하여 강우-유출 해석 모델인

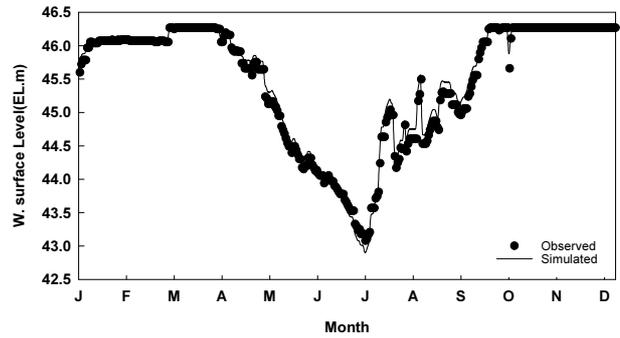


Fig. 4 Comparison of observed and simulated water surface elevations

HEC-HMS에 입력하여 소유역별 유출량을 산정하였으며, 그 결과를 모델의 입력 자료로 활용하였다. 또한 호 내에 위치한 하수처리장인 G WWTP의 일별방류량 자료를 수집하여 유입량으로 입력하였다. 저수지의 유출량은 총 유입량과 일별 저수용량 자료를 바탕으로 물수지 분석을 통해 산정하였다. 본 연구에서 구축된 지형자료와 계산된 유입량과 유출량의 물수지 신뢰도를 평가하기 위해 2014년 G저수지의 일별 수위 측정자료와 모의수위를 비교한 결과, NSE 0.986, AME 0.08 m, RMSE 0.11 m로 높은 신뢰도를 보여 물수지를 적절히 반영한 것으로 판단된다(Fig. 4).

각 지류의 유입수온( $T_w, ^\circ\text{C}$ )은 Jang (2014)이 제안했던 대기 기온( $T_a, ^\circ\text{C}$ )과 유량( $Q, \text{m}^3/\text{s}$ )을 독립변수로 사용하는 다중회귀식(식 (1))을 적용하여 산정하였다.

$$T_w = 4.933 + 0.805 T_a - 0.0063 Q \quad (1)$$

최상류 유입하천의 수질경계 조건은 호 내 최상류 지점에 위치한 측정망의 실측 수질자료를 입력하였다. EFDC 모델에서는 유기탄소, 질소, 인을 용존상과 입자상 그리고 분해성을 고려하여 3가지 형태로 모의하므로, 실측값에서 수질성분의 분율 및 화학양론비를 이용하여 산정하였다. 이때 용존상과 입자상 유기물의 비율은 국내 하천에서 실험을 통해 측정된 DOC와 POC비율 75%와 25%를 적용하고, 생분해성과 난분해성 비율은 각각 37%와 63%로 적용하였다(NIER, 2006). 그리고 유기물 중 탄소, 질소, 인의 화학양론비는 각각 60%, 5%, 0.9%를 사용하였다. 식물성플랑크톤은 남조류, 규조류, 녹조류 3가지 종류로 모의하였으며, 수질 모의에 사용한 주요 매개변수 값들은 Table 1에 제시하였다.

EFDC 모델에 필요한 기상자료는 기온, 풍향, 풍속, 강수량, 증발산량, 상대습도, 대기압력, 일사량, 운량이며 인근 수원 기상대 자료를 수집하여 사용하였다.

**Table 1** The kinetic parameters used for water quality simulations

Parameter		Value
KHN <sub>c</sub>	Half-saturation constant for nitrogen uptake for cyanobacteria, diatoms, greens (g N m <sup>-3</sup> )	0,015
KHN <sub>d</sub>		0,012
KHN <sub>g</sub>		0,01
KHP <sub>c</sub>	Half-saturation constant for phosphorus uptake for cyanobacteria, diatoms, greens (g N m <sup>-3</sup> )	0,0015
KHP <sub>d</sub>		0,0015
KHP <sub>g</sub>		0,005
K <sub>RC</sub>	Minimum dissolution rate of refractory POM (day <sup>-1</sup> )	0,002
K <sub>LC</sub>	Minimum dissolution rate of labile POC (day <sup>-1</sup> )	0,045
K <sub>DC</sub>	Minimum dissolution rate of DOC (day <sup>-1</sup> )	0,05
KHD <sub>NN</sub>	Denitrification half-saturation constant for nitrate (g N m <sup>-3</sup> )	0,5
PM <sub>c</sub>	Maximum growth rate for cyanobacteria, diatoms, greens (1/day)	2,5
PM <sub>d</sub>		2,5
PM <sub>g</sub>		1,7
WSr <sub>p</sub>	Settling velocity for RPOM, LPOM	0,8
WSl <sub>p</sub>		0,8
KPO <sub>4p</sub>	Partition Coefficient for Sorbed/Dissolved PO <sub>4</sub>	0,5

#### 4. 시나리오 구성

그 동안 수질측정망 운영결과에 따르면 G저수지의 BOD, COD, T-N, T-P 농도는 호소 수질환경기준 등급 III~V의 범위이며, 전반적으로 수질오염도가 매우 높은 것으로 조사되었다. G저수지는 농업용수를 공급하기 위한 목적으로 건설되었지만, 최근에는 지역의 친수환경으로 활용하고자 하는 수요가 있어 추가적인 수질개선 대책들이 진행 중이다. 이러한 대책 중에는 장기간 누적된 퇴적물에 대한 준설, 저수지 내로 직접 유입되는 G WWTP 방류수의 바이패스, 인공습지 조성, 수질정화장치 설치 등이 포함된다. 특히, G WWTP 방류수의 경우 COD 농도는 호 내 수질농도에 비해 낮은 편이지만, 방류수의 T-N과 T-P 농도는 저수지 평균 농도에 비해 상당히 높아 중요한 대책으로 고려되고 있다 (Table 2). 따라서 본 연구에서는 3차원 수리·수질 모델을 실측자료로 검증한 후, G저수지의 수질개선을 위한 G WWTP 방류수의 바이패스 대책의 효과를 평가하였다.

#### 5. 모델 평가 방법

모의값과 실측값의 통계적 적합도와 오차의 크기를 평가하기 위한 통계지표로 NSE, AME, RMSE를 사용하였다. NSE는 주로 수문학적 모델의 효율성을 평가하는 지표로서 0과 1

**Table 2** Water quality status of the reservoir and G WWTP effluent

	Year	Site1	Site2	Site3	G WWTP
COD (mg/L)	2013	14,4	14,7	6,7	7,9
	2014	9,4	12,2	9,3	7,7
	2015	9,3	10,2	9,7	4,9
T-N (mg/L)	2013	2,77	2,79	4,7	8,31
	2014	4,03	3,93	6,68	7,66
	2015	3,67	3,84	4,88	6,66
T-P (mg/L)	2013	0,12	0,16	0,28	0,87
	2014	0,11	0,11	0,28	0,51
	2015	0,04	0,05	0,17	0,10

**Table 3** Statistical indices used to evaluate the model accuracy

Statistical index	Equation	Desired value
Nash-Sutcliffe efficiency	$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_o - Q_f)^2}{\sum_{i=1}^N (Q_o - Q_{ave})^2}$	1
Absolute Mean Error	$AME = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N  Q_f - Q_o $	0
Root Mean Square Error	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N [Q_f - Q_o]^2}$	0

\* Q<sub>o</sub>=Observed value, Q<sub>f</sub>=Simulated value, Q<sub>ave</sub>=Average of observed values, N=Number of data

사이의 값을 가지며, 1에 가까울수록 모델은 실측값의 평균값을 사용하는 것보다 높은 효율성을 보이는 것으로 판단한다 (Nash and Sutcliffe, 1970). AME는 절대평균오차로써 실측값과 모의값의 편차를 절대 값을 취해 산술평균한 것이며, RMSE는 실측값과 모의값 편차의 제곱으로부터 평방제곱오차의 제곱근을 구하는 것이다. AME와 RMSE는 모두 오차 크기를 정량적으로 평가하는 지표이며 0에 가까울수록 모델의 성능이 높은 것으로 평가된다 (Table 3).

### III. 결과 및 고찰

#### 1. 수온의 계절적 변동 및 성층화

저수지내의 수온은 대기와의 열 교환, 수직혼합, 수질반응과 조류의 성장속도에 영향을 미치는 중요한 변수로 작용한다. 따라서 수질모델링 과정에서 수온은 수질모의에 앞서 보정되어야 할 항목에 해당한다. G저수지 수온모의 결과의 검증을 위해 2014년 한 해 동안 호 내 3개 지점에서 실측한 표층 수온과 모의결과를 시계열로 비교 하였다 (Fig. 5). 모의 결과

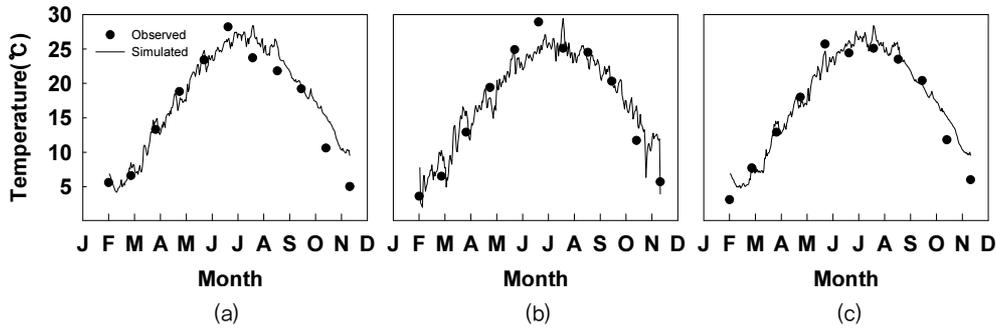


Fig. 5 Comparison of observed and simulated times series of water temperature (a) Site 1, (b) Site 2, and (c) Site 3

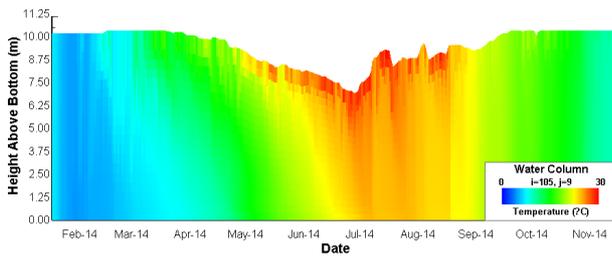


Fig. 6 Simulated time–depth profile of water temperature at 500 m upstream from Dam

는 3 지점 모두에서 수온의 계절적 변동 특성을 잘 모의하였으며, 모의결과의 적합도와 오차에 대한 통계값은 Site1 지점에서 NSE 0.89, AME 2.33 °C, RMSE 2.84 °C, Site2 지점 NSE 0.93, AME 1.84 °C, RMSE 2.25 °C, Site3 지점 NSE 0.88, AME 2.21 °C, RMSE 2.77 °C로 산정되었다. 모델은 수온의 시계열 변동 특성을 88% 이상 설명하였지만, 오차는 다소 크게 나타났다. 오차의 발생은 원거리 기상 측정 자료의 사용, 미세측 유입 유량과 수온에 대한 산정 등이 원인으로 판단되며, 보다 정확한 경계조건 자료를 실측하여 입력자료로 사용한다면 오차를 감소시킬 수 있을 것으로 생각된다.

일반적으로 수심이 깊은 저수지에서는 수심별 수온에 따른 물의 밀도 차에 의해 성층이 발생된다. 성층이 형성되는 기간 동안 표층과 심수층간의 물질교환은 제한적이며, 수질농도의 수직 편차를 야기하는 원인이 되므로 수질 모델링에 있어서 수온성층은 중요한 의미를 가진다. 따라서 댐 지점으로 부터 상류 500 m 지점 (Bottom EL.35.5 m)에서 모의한 연간 수온 프로파일을 이용하여 G저수지 수온성층 형성 유무를 확인하였다 (Fig. 6). 모의 결과, G저수지는 3월 말부터 수온 성층이 형성되기 시작하여 9월까지 지속하였으며, 성층 기간 중에도 강우와 강풍 사상이 있을 때에 수체에서 강한 수직혼합이 발생하는 것으로 모의되었다. 성층 저수지에서 퇴적층 영양염류 및 중금속 용출과 바람에 의한 수직혼합 과정은 저수

지 수질관리 측면에서 매우 중요하게 다루어야 할 기작에 해당하지만, 아쉽게도 금번 연구에서는 저수지 내 수심별 수온 및 수질 측정 자료가 없어 모의 결과를 검증할 수는 없었다.

## 2. 시·공간별 수질변동 모의 결과

가. 용존산소(Dissolved Oxygen), 총 유기탄소(Total Organic Carbon)

호소 내 상류, 중류, 하류 지점에서의 DO와 TOC 농도에 대한 실측값과 모의값을 시계열로 비교하였으며 (Fig. 7), 모의 결과에 대한 NSE, AME, RMSE를 산정하여 Table 3에 제시하였다. 또한 조사 지점별 모의값과 실측값에 대한 기술 통계값과 비모수 Kruskal Wallis 검정 결과를 Tables 5, 6, 7에 각각 제시하였다. 통계처리는 IBM SPSS Statistics를 사용하였으며 정규성 검정을 선행한 결과, 모든 항목에서 귀무가설이 기각되어 비모수 통계기법으로 처리하였다.

실측값을 보면, DO 농도는 조류의 영향 (Fig. 10 참조)으로 상류보다 중·하류에서 높은 값을 보이며, TOC는 공간적 차이는 크지 않았으나 홍수기에 상류에서 변동 폭이 크게 나타나고 있다. 모델은 저수지 내 3지점에서 DO와 TOC 농도의 계절적 변동 특성을 잘 반영하였으며, DO와 TOC에 대한 NSE 값은 각각 0.20 ~ 0.91, 0.39 ~ 0.99로 지점별로 편차가 크게 나타났으며 RMSE 1.61 ~ 4.63 mg/L, AME 1.23 ~ 3.87 mg/L의 오차범위를 보였다 (Table 3). 그러나, 모델은 일부 기간에 DO 농도의 실측값을 과소 산정하는 경향을 보였다. 일반적으로 저수지 내 DO 농도는 대기로부터의 폭기, 퇴적물산소요구량 (SOD), 조류의 광합성과 호흡, 질소성분의 질산화 과정 등 다양한 기작에 의해 변동되며, 하천수 유입과 바람에 의한 수직혼합 등 일시적인 물리적 변화에 반응하여 급변할 수 있다. 실측값과 모의값의 통계적 유의성을 Kruskal Wallis 검정한 결과, TOC는 모든 구간에서 P-value 값이 0.05 이상을 보이면서 두 값들 사이의 유의성을 보인 반면, DO는 Site 3을 제외한 다른 두 지점에서는 유의성이 없었다. 모델은 9월말에

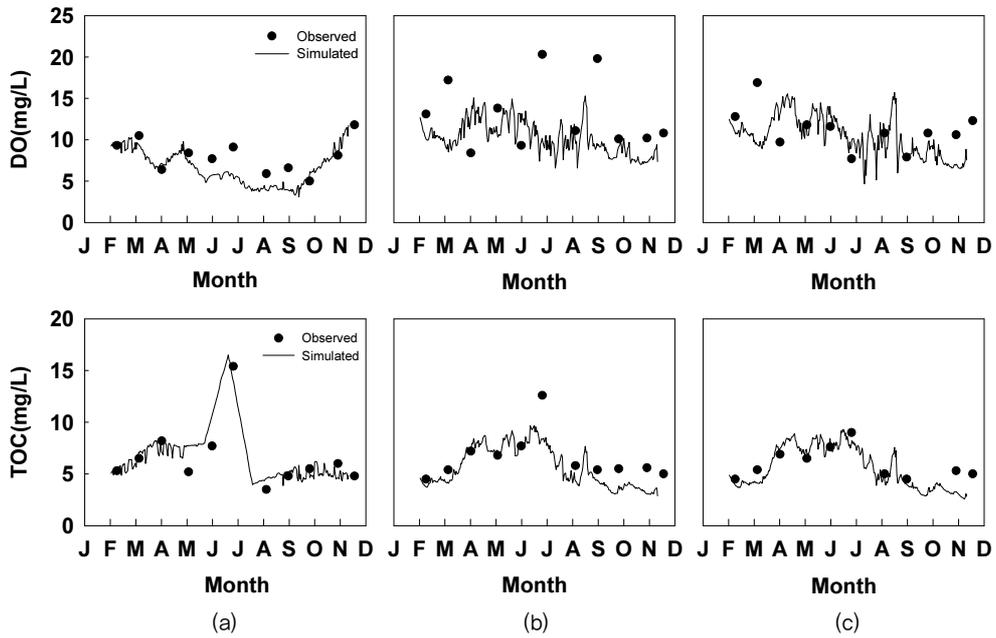


Fig. 7 Comparison of observed and simulated DO and TOC at (a) Site 1, (b) Site 2, and (c) Site 3

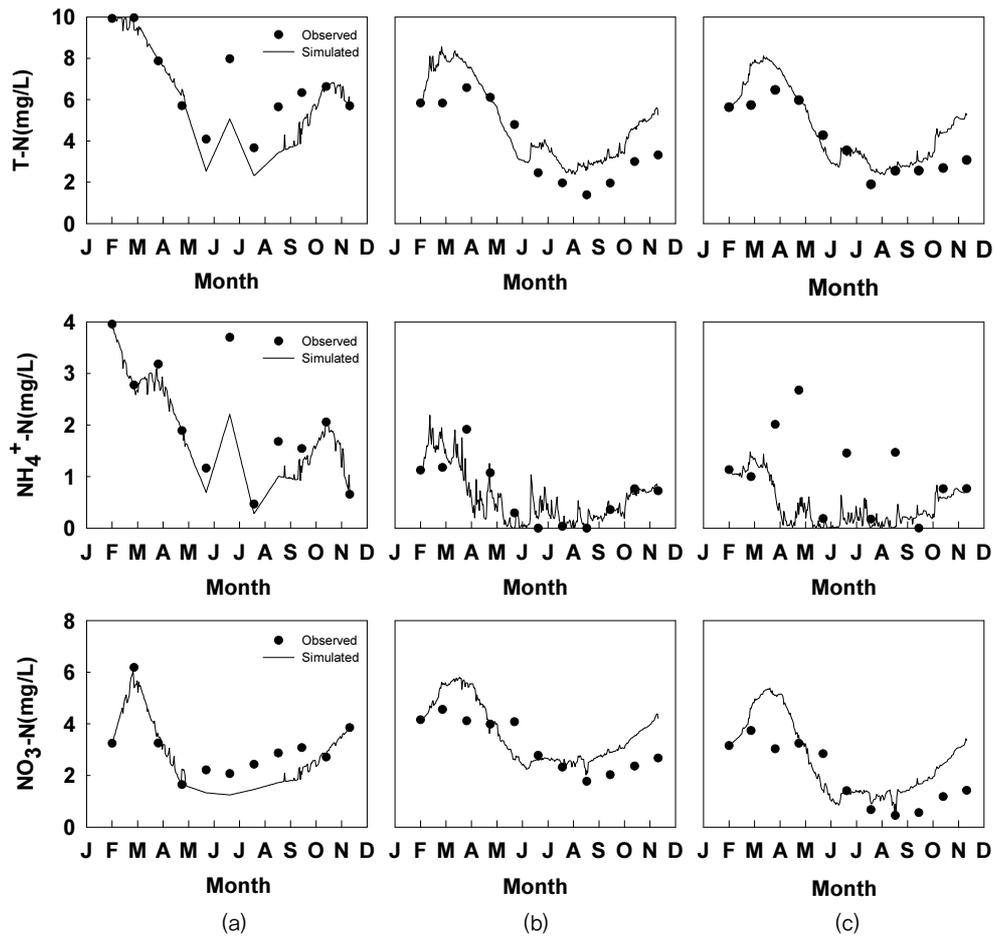


Fig. 8 Comparison of observed and simulated T-N,  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  at (a) Site 1, (b) Site 2, and (c) Site 3

Site 3에서의 관찰된 높은 TOC 실측값 54.6 mg/L(y 축 scale 문제로 Fig. 7에서 제외)를 재현하지는 못하였다. 오차의 원인은 9월말에 Site 3에서 발생한 국부적으로 높은 조류 농도를 재현하지 못한데 있다 (상세설명 Fig. 10c 참조).

나. 영양염류(NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, T-N, PO<sub>4</sub>-P, T-P)

T-N과 NH<sub>4</sub>-N농도는 저수지 상류가 중·하류보다 높은 값을 보였으며, 변동 폭도 크게 나타났다. 모델은 질소 성분별 시간적 공간적 변동 특성을 적절히 모의하였으나, Site 1과 3에서 일부 기간에 질소계열 (T-N NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N)의 실측값을 과소평가하는 경향을 보인다 (Fig. 8). T-N, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N에 대한 모델의 효율성 지표인 NSE 값은 각각, 0.80 ~ 0.97, 0.18 ~ 0.86, 0.76 ~ 0.94로 산정되었으며 상류에서 T-N의

RMSE, AME값이 높은 값을 보인 반면 NH<sub>4</sub>-N는 하류에서 높은 오차범위를 나타내었다. 실측값과 모의값의 통계적 유의성을 검정한 결과 (Tables 5-7), Site 3 지점의 NH<sub>4</sub>-N 항목을 제외한 모든 지점과 항목에서 모의결과의 유의성이 확인되었다. 그러나, 모델은 저수지 하류 Site 3 지점에서 여름철에 높게 나타난 NH<sub>4</sub>-N 농도를 정확히 모의하지 못하였다. 일반적으로 저수지 내 용존 NH<sub>4</sub>-N 농도는 조류의 광합성 과정에서 빠르게 소모되거나 질산화 과정에 의해 NO<sub>3</sub>-N로 산화되어 매우 낮은 값을 보인다. 상류와 중류 두 지점과 대조적으로 Site 3 지점에서 NH<sub>4</sub>-N 농도가 높게 나타난 이유는 수심이 깊은 심층에서의 용존산소 고갈과 퇴적층으로부터의 영양염류 용출과 관계가 있을 것으로 유추되나, 정확한 원인해석을 위해서는 보다 정밀한 실험이 필요하다.

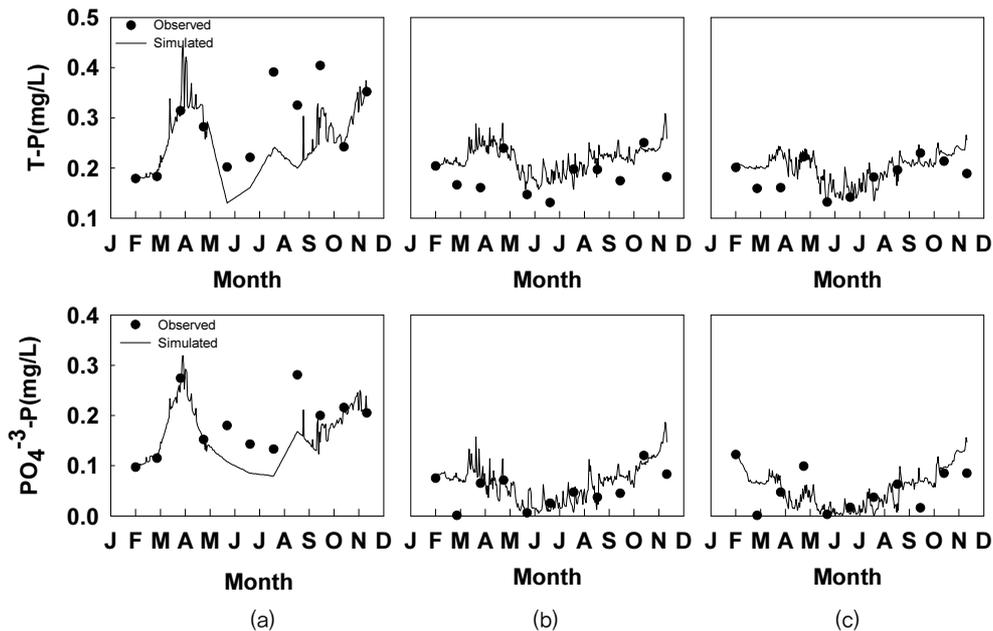


Fig. 9 Comparison of observed and simulated T-P and PO<sub>4</sub>-P at (a) Site 1, (b) Site 2, and (c) Site 3

Table 4 Error statistics between observed and simulated water quality variables.

Site	Index	DO	TOC	T-N	NH <sub>4</sub>	T-P	PO <sub>4</sub>
Site 1	RMSE (mg/L)	1.61	0.66	1.50	0.54	0.08	0.05
	AME (mg/L)	1.23	0.48	1.15	0.34	0.05	0.04
	NSE	0.91	0.99	0.97	0.86	0.47	0.65
Site 2	RMSE (mg/L)	4.63	1.65	1.28	0.41	0.06	0.04
	AME (mg/L)	3.87	1.34	1.09	0.25	0.05	0.02
	NSE	0.49	0.66	0.80	0.32	0.52	0.45
Site 3	RMSE (mg/L)	3.61	15.50	0.96	1.04	0.05	0.04
	AME (mg/L)	2.90	5.72	0.70	0.70	0.03	0.03
	NSE	0.20	0.39	0.85	0.18	0.55	0.60

T-P와 PO<sub>4</sub>-P도 질소와 마찬가지로 저수지 상류가 중·하류보다 높은 값을 보였으며 변동 폭도 크게 나타났으며, 모델은 실측값의 이러한 시·공간적 변동 특성을 대체로 잘 반영하고 있다(Fig. 9). T-P와 PO<sub>4</sub>-P에 대한 모델의 효율성 지표인 NSE 값은 각각, 0.47 ~ 0.55, 0.45 ~ 0.65로 산정되었으며(Table 4), 실측값과 모의값의 통계적 유의성은 Site 2 지점의 T-P 항목을 제외한 모든 지점과 항목에서 Kruskal Wallis test를 통한 P-value > 0.5 이므로 모델의 유의성이 확인되었다(Tables

5-7). 그러나 최상류 지점인 Site 1에서 홍수기 동안 모의값은 실측값을 과소평가하는 경향을 보였는데, 이는 강우 시 유역에서 유입하는 비점오염원의 유출 특성이 모델의 경계조건으로 반영되지 못한 한계로 판단된다.

다. 조류(Chl-a)

상류, 중류, 하류 지점에서의 조류(Chl-a)에 대한 검정 결과에 대한 NSE, AME, RMSE를 비교하였다(Table 8). Chl-a

Table 5 Descriptive statistics and Kruskal Wallis test between observed and simulated results at Site 1

Index	DO (mg/L)		TOC (mg/L)		T-N (mg/L)		NH <sub>4</sub> (mg/L)		T-P (mg/L)		PO <sub>4</sub> (mg/L)	
	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
N	11	303	11	303	11	303	11	303	11	303	11	303
Min	5.00	3.12	3.50	3.88	3.66	2.32	0.47	0.28	0.18	0.13	0.10	0.08
Max	11.8	11.7	15.4	16.5	9.96	9.99	3.95	3.86	0.40	0.44	0.28	0.32
Std	2.04	2.0	3.20	2.85	2.08	2.30	1.17	0.86	0.08	0.06	0.06	0.05
Median	8.10	6.49	5.50	6.01	6.33	5.11	1.89	1.57	0.28	0.23	0.18	0.14
p-value*	0.026		0.05 >		0.05 >		0.05 >		0.05 >		0.05 >	

\*Kruskal Wallis test, H<sub>0</sub>: μ<sub>1</sub> = μ<sub>2</sub>, H<sub>1</sub>: reject H<sub>0</sub> if p-value < 0.05.

Table 6 Descriptive statistics and Kruskal Wallis test between observed and simulated results at Site 2

Index	DO (mg/L)		TOC (mg/L)		T-N (mg/L)		NH <sub>4</sub> (mg/L)		T-P (mg/L)		PO <sub>4</sub> (mg/L)	
	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
N	11	303	11	303	11	303	11	303	11	303	11	303
Min	8.40	6.59	4.50	2.88	1.39	2.39	0.00	0.00	0.04	0.07	0.00	0.00
Max	20.3	15.3	12.6	9.67	6.57	8.57	1.92	2.19	0.19	0.26	0.12	0.19
Std	4.21	1.97	2.24	1.95	1.93	1.89	0.61	0.51	0.05	0.03	0.04	0.04
Median	11.1	10.1	5.60	5.04	3.31	4.18	0.72	0.44	0.10	0.15	0.05	0.07
p-value*	0.022		0.05 >		0.05 >		0.05 >		0.004		0.05 >	

\*Kruskal Wallis test, H<sub>0</sub>: μ<sub>1</sub> = μ<sub>2</sub>, H<sub>1</sub>: reject H<sub>0</sub> if p-value < 0.05.

Table 7 Descriptive statistics and Kruskal Wallis test between observed and simulated results at Site 3

Index	DO (mg/L)		TOC (mg/L)		T-N (mg/L)		NH <sub>4</sub> (mg/L)		T-P (mg/L)		PO <sub>4</sub> (mg/L)	
	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
N	11	303	11	303	11	303	11	303	11	303	11	303
Min	7.70	4.67	4.50	2.57	1.89	2.36	0.00	0.00	0.04	0.04	0.00	0.00
Max	16.9	15.7	9.00	9.27	6.46	8.13	2.67	1.48	0.16	0.21	0.12	0.16
Std	2.51	2.41	1.49	1.98	1.65	1.81	0.82	0.40	0.04	0.04	0.04	0.04
Median	10.8	10.3	5.35	4.18	3.53	4.23	1.00	0.28	0.11	0.13	0.05	0.06
p-value*	0.05 >		0.05 >		0.05 >		0.009		0.05 >		0.05 >	

\*Kruskal Wallis test, H<sub>0</sub>: μ<sub>1</sub> = μ<sub>2</sub>, H<sub>1</sub>: reject H<sub>0</sub> if p-value < 0.05.

모의값과 실측값의 NSE는 0.25에서 0.85의 범위를 보였으며, RMSE 5.81 ~ 494.20 mg/L, AME 4.03 ~ 183.65 mg/L의 오차범위를 나타내었다. 조류 농도가 상대적으로 낮은 최상류 지점에서 가장 높은 적합도를 보인 반면, 높은 하류에서는 낮은 적합도를 보였다. Kruskal Wallis 검정결과, 모델은 대체로 모든 지점에서 조류 발생 농도를 잘 재현하였으며, 실측값과 모의값이 통계적인 유의성을 보였다 (Table 9). 그러나, 모델은 중류 지점에서 8월 2일 (Jday 214)에 측정된 고농도의 Chl-a (340.9 mg/L)를 재현하지 못하였으며, 하류 지점에서

도 9월 27일 (Jday 270)에 출현한 높은 Chl-a 농도 (1,651.4 mg/m<sup>3</sup>)를 재현하지 못하였다 (Fig. 10). 이러한 오차의 원인은 모델링 과정에 반영하지 못한 조류의 생리적 기작과 관련 매개변수의 불확실성에 기인한 것으로 추측된다. 특히, 남조류의 경우 군집을 형성하며 세포 내 기낭을 이용하여 부력 조절을 하는 기능이 있으며, 수온성층이 강하고 표층 난류 혼합이 약한 시기에는 표층에 밀집하여 동일한 바이오매스를 갖더라도 표층에서 높은 농도를 보일 수 있다 (Brookes and Ganf, 2001). 따라서 이러한 시기에 표층에서 채수한 조류의 Chl-a 실측값은 일시적으로 매우 높은 값을 나타낼 수 있으며, EFDC 모델은 이러한 조류의 생리적 현상과 밀집현상을 재현하는데에는 한계가 있다.

Table 8 Error statistics between observed and simulated Chl-a

Site	Index	Chl-a
Site 1	RMSE (mg/m <sup>3</sup> )	5.81
	AME (mg/m <sup>3</sup> )	4.03
	NSE	0.85
Site 2	RMSE (mg/m <sup>3</sup> )	92.42
	AME (mg/m <sup>3</sup> )	58.03
	NSE	0.25
Site 3	RMSE (mg/m <sup>3</sup> )	494.20
	AME (mg/m <sup>3</sup> )	183.65
	NSE	0.28

### 3. 점오염원 바이패스 효과 분석

G저수지의 수질개선을 위한 G WWTP의 방류수 바이패스 대책의 효과를 무대책과 시계열로 비교하여 나타내었다 (Fig. 11). TOC의 경우, 바이패스는 저수지 상류의 농도를 오히려 악화시키는 것으로 나타났으며, 하류에서도 수질개선 효과가 미미하였다. 이는 저수지 내의 TOC 농도가 G WWTP 방류수 농도보다 높기 때문이며, 또한 바이패스에 따른 저수지 물의 체류시간 증가도 원인이 될 수 있다. T-N과 T-P는 지

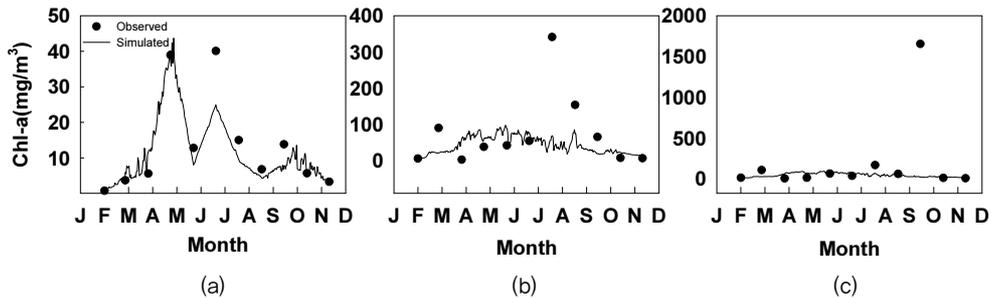


Fig. 10 Comparison of observed and simulated Chl-a at (a) Site 1, (b) Site 2, and (c) Site 3

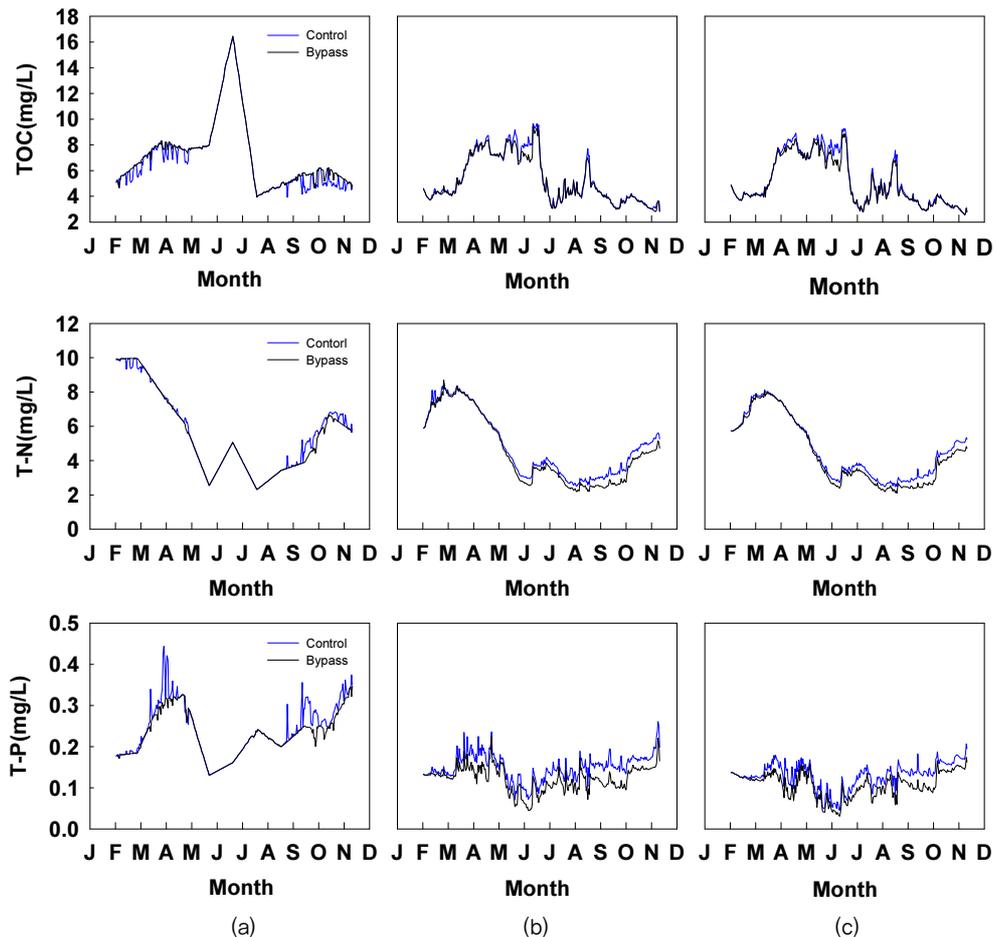
Table 9 Descriptive statistics and Kruskal Wallis test between observed and simulated Chl-a

Index	Chl-a (mg/m <sup>3</sup> )					
	Site 1		Site 2		Site 3	
	Obs	Sim	Obs	Sim	Obs	Sim
N	11	303	11	303	11	303
Min	0.80	0.95	2.40	5.43	1.4	8.97
Max	40.1	43.7	340.9	97.7	1651.4	90.9
Std	13.7	9.11	99.7	23.4	487	24.4
Median	6.80	8.55	41.6	36.5	31.5	36.4
p-value*	0.05 >		0.05 >		0.05 >	

\*Kruskal Wallis test. H<sub>0</sub>: μ<sub>1</sub> = μ<sub>2</sub>, H<sub>i</sub>: reject H<sub>0</sub> if p-value < 0.05.

**Table 10** Effects of bypass on the reduction of TOC, T-N and T-P concentrations in the reservoir

Site	Index	TOC		T-N		T-P	
		Control	Bypass	Control	Bypass	Control	Bypass
Site 1	Median (mg/L)	6,004	6,350	5,149	4,811	0,230	0,226
	Reduction (%)	-5.8		6.6		1.7	
Site 2	Median (mg/L)	4,486	4,400	4,190	3,851	0,149	0,124
	Reduction (%)	1.0		8.1		16.8	
Site 3	Median (mg/L)	4,282	4,198	4,232	3,883	0,133	0,112
	Reduction (%)	2.0		8.2		15.8	



**Fig. 11** Effect of bypass on the control of TOC, T-N and T-P at (a) Site 1, (b) Site 2, and (c) Site 3

점별로 각각 6.6 ~ 8.2 %, 1.7 ~ 16.8 %의 수질개선 효과를 보였으며, 상류보다는 중류와 하류에서 더 큰 효과를 보였다 (Table 10).

G WWTP의 방류수 바이패스가 저수지의 체류시간과 수질에 미치는 영향을 확인하기 위해 바이패스 대책 전과 후의 물의 체류시간과 조류 (Chl-a)농도의 시계열 변화추이를 비교·

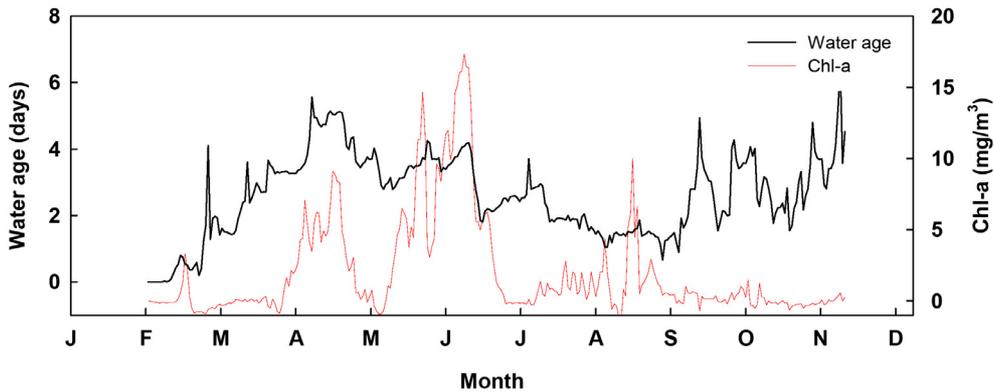


Fig. 12 Variations of the water age and Chl-a differences between after and before bypass at 500 m upstream from Dam

분석하였다(Fig. 12). 비교 지점은 저수지 댐측으로부터 상류 500 m 지점으로 선정 하였다. 모의 기간 동안 바이패스 대책이 적용된 이후 연간 저수지 총유입량 10.7백만 톤 중 11.7% 비율을 차지하는 G WWTP 방류수 유량감소로 인해 저수지의 체류시간은 평균적으로 2.61 day (범위 0.003 ~ 6.44 day) 증가하였으며, 3월부터 강한 증가추세를 보인다. 조류의 성장시기인 봄철부터 여름까지 체류시간의 증가추이를 따라 Chl-a농도 또한 같은 추세를 보이고 있다. 따라서, G저수지는 인과 질소 농도가 충분히 높은 상태이므로 바이패스에 의해 인 농도가 16.8%까지 감소하였음에도 불구하고 체류시간이 증가하면 조류가 성장 할 수 있음을 보여준다. 즉, 여름철 조류성장의 제한요인은 인보다는 수온과 체류시간이 더 큰 영향을 미치는 것으로 판단된다. 9월 이후에는 체류시간의 증가에도 불구하고, 대기 기온의 하강으로 인해 바이패스로 인한 조류 농도는 일어나지 않았다. 모의결과는 저수지 수질은 외부 오염 부하량뿐만 아니라 호 내의 물리·화학·생물학적 과정의 상호작용에 의해 결정되며, 따라서 저수지 수질개선 대책에 대한 효과 평가는 이러한 요인들의 종합적 분석을 기반으로 이루어져야 함을 시사한다.

#### IV. 결 론

본 연구에서는 유기물 오염도가 높은 부영양 농업용 저수지를 대상으로 3차원 수리·수질 연동 모델인 EFDC을 구축하고, 2014년 월간 측정자료를 이용하여 검정한 후 G저수지의 수질개선 대책으로 제시되고 있는 호 내의 하수처리장 방류수의 바이패스 효과를 평가하였다. 본 연구를 통해 도출된 주요 결론은 다음과 같다.

1. 2014년 실측 월간 자료로 모델을 검정한 결과, EFDC 모델

은 저수지 내 상류, 중류, 하류에 위치한 3 지점에서 수온과 수질의 시계열 변동 특성을 성공적으로 모의하였으며, 수질의 공간적인 편차도 적절히 재현하였다.

- 그러나 모델은 수심이 깊은 중·하류부에서 발생한 국부적으로 높은 TOC 및 Chl-a 농도를 재현하지 못하였으며, 하류부에서 여름철에 높게 나타난  $\text{NH}_4\text{-N}$  농도를 정확히 모의하지 못하였다.
- EFDC의 새로운 수직격자인 SGZ는 수온성층 해석이 가능하였으며, 평균수심이 5.0 m 인 G저수지에서도 3월말부터 9월까지 장기간 수온성층이 형성되는 것으로 확인되었다.
- G저수지의 수질개선을 위한 저수지 내 하수처리장 방류수의 바이패스 대책은 저수지 중·하류에서 T-N은 6.6~8.2%, T-P는 1.7~16.8% 정도의 수질개선 효과를 보였으나, TOC에 대해서는 효과가 미미하였다.
- 특히, 수질개선을 위해 바이패스대책을 도입할 경우 저수지 유입유량의 감소로 인해 물의 체류시간이 증가하였으며, 이는 봄과 여름철에 조류 농도가 증가하는 결과를 초래하였다.
- 따라서, 본 연구에서 검토한 점오염원 바이패스 외 다양한 저수지 수질개선 대책에 대한 효과 평가는 호 내 수리, 수질, 생태계에 대한 상호 연동 효과를 면밀히 검토하여 결정되어야 할 것으로 판단된다.

#### 사 사

본 연구는 한국농어촌공사의 “저수지 퇴적물 준설(수질개선)사업 타당성조사 연구”의 연구비지원으로 수행되었으며, 모델구축에 사용된 자료를 제공해 주신 기상청, 국립환경과학원, 한국농어촌공사, 용인시에 감사드립니다.

## REFERENCES

1. Cerco, C. F. and T. M. Cole, 1994. CE-QUAL-ICM: a three-dimensional eutrophication model, version 1.0. User's Guide. US Army Corps of Engineers Waterways Experiments Station, Vicksburgh, MS.
2. Chapra, S., 1997. Surface water quality modeling, NY: McGraw-Hill.
3. Chung, P. G, H. S. Goh, M. H. Hyun, and E. J. Lee, 2004. Water Quality Management using WASP5 & WASP Builder for a Basin of an Agricultural Reservoir. *Journal of Korean Society on Water Quality* 20(5): 422-431 (in Korean).
4. Chung, S. W., J. Imberger, M. R. Hipsey, and H. S. Lee, 2014. The influence of physical and physiological processes on the spatial heterogeneity of *Microcystis* bloom in a stratified reservoir, *Ecological Modelling* 289(2014): 133-149.
5. Craig, P. M., D. H. Chung, N. T. Lam, P. H. Son, and N. X. Tinh, 2014. Sigma-Zed: A Computationally Efficient Approach To Reduce The Horizontal Gradient Error In The EFDC's Vertical Sigma Grid. *ICHD 2014*.
6. Gyeonggi Research Institute (GRI), 2012. Current Status & Policy Issues on Agricultural Water Quality Management in Gyeonggi Province (in Korean).
7. Ham, J. H. and D. H. Kim, 2012. Water quality model on Agricultural reservoir (ARSIM-rev). *Magazine of the Korean Society of Agricultural Engineers* 54(1): 34-41 (in Korean).
8. Hamrick, J. M., 1994. Linking hydrodynamic and biogeochemical transport models for estuarine and coastal waters. In *Estuarine and Coastal Modeling, ASCE*: 591-608.
9. Hamrick, J. M., 1995. Calibration and verification of the VIMS EFDC model of the James River, Virginia. The College of William and Mary, Virginia Institute of Marine Science.
10. Jang, E. J., 2014. Evaluation of Eutrophication and Control Alternatives in Sejong Weir using EFDC Model. Master's thesis, ChungBuk National University (in Korean).
11. Jeon, J. H., S. W. Chung, H. S. Park, and J. R. Jang, 2011. Evaluation of EFDC for the Simulations of Water Quality in Saemangeum Reservoir, *Journal of Korean Society on Water Quality* 27(4): 445-460 (in Korean).
12. Kim, E. S., J. H. Yoon, J. W. Lee, and H. L. Choi, 2012. Analysis of Long-Term Trends in Lake Water Quality Observations. *Journal of Korean Society of Hazard Mitigation* 12: 231 (in Korean).
13. Kim, H. I., 2010a. The Present State and Improvement plan of Water Quality of Agricultural Reservoirs. *Magazine of the Korean Society of Agricultural Engineers* 52(2): 10-22 (in Korean).
14. Kim, I. H., 2010b. Water quality management on Agricultural reservoirs. *Magazine of the Korean Society of Agricultural Engineers* 52(2): 2-9 (in Korean).
15. Korea Rural Community Corporation (KRCC), 2015a. A study on Measure For the Development of a Water Quality Information System for Agricultural Reservoirs (in Korean).
16. Korea Rural Community Corporation (KRCC), 2015b. Development and Optimization of a Hybrid Water Treatment System for Agricultural Water Resources (in Korean)
17. Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe, 1970. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3): 282-290.
18. National Institute of Environmental Research (NIER), 2006. A study on Water Quality Model Parameters of Aquatic Ecosystem at Guem River Basin (in Korean).
19. Oh, J. M. and S. H. Lee, 1997. A Study on the Characteristics of Water Quality of Shin-Hal Reservoir and Tributaries. *Journal of Korean Society On Water Environment* 13(1): 9-16 (in Korean).
20. Park, G. Y., 2015. Modeling the Occurrence of Algal Populations near the Weirs of Geum River. Master's thesis, ChungBuk National University (in Korean).
21. Research Institute for Gangwon (RIG), 2014. Characteristics of Reservoirs in Gangwon Province as Water Environment and a Plan to Turn them into Regional Resources (in Korean).
22. Trolle, D., B. Spigel, D. P. Hamilton, N. Norton, D. Sutherland, D. Plew, and M. G. Allan, 2014. Application of a three-dimensional water quality model as a decision support tool for the management of land-use changes in the catchment of an oligotrophic lake. *Environmental management* 54(3): 479-493.
23. Brookes, J. D. and G. G. Ganf, 2001. Variations in the buoyancy response of *Microcystis aeruginosa* to nitrogen, phosphorus and light. *Journal of plankton research* 23(12): 1399-1411.
24. Yun, Y. J., J. H. Han, and K. G. An, 2014. Influence of Seasonal Monsoon on Trophic State Index (TSI), Empirical Water Quality Model, and Fish Trophic Structures in Dam and Agricultural Reservoirs, *Journal of Environmental Science International* 23(7): 1321-1332 (in Korean).
25. Zhen, G. J., 2007. Hydrodynamics and Water Quality, Modeling Rivers, Lakes, and Estuaries, Wiley-interscience.