

새만금 사업지구의 연안해역에서 부영양화관리를 위한 생태계모델의 적용

2. 오염부하의 정량적 관리

김중구* · 김양수 · 조은일*

군산대학교 토목환경공학부, *제주대학교 환경공학과

Application of Ecosystem Model for Eutrophication Control in Coastal Sea of Saemankeum Area

2. Quantitative Management of Pollutant Loading

Jong-Gu KIM⁺, Yang-Soo KIM and Eun-Il CHO*

School of Civil & Environmental Engineering, Kunsan National University, Kunsan 573-701, Korea

*Environmental Engineering, Cheju National University, Cheju 690-756, Korea

One of the most important factors that cause eutrophication is nutrient materials containing nitrogen and phosphorus which stem from excretion of terrestrial sources and release from sediment. Therefore, to improve water quality, the reduction of these nutrients loads should be indispensable. At this study, the three-dimensional numerical hydrodynamic and ecosystem model, which was developed by Institute for Resources and Environment of Japan, were applied to analyze the processes affecting the eutrophication. The residual currents, which were obtained by integrating the simulated tidal currents over 1 tidal cycle, showed the presence of a typical counterclockwise eddies between Gyewha and Garyuk island. Density driven currents were generated westward at surface and eastward at the bottom in Saemankeum area where the fresh waters are flowing into. The ecosystem model was calibrated with the data surveyed in the field of the study area in annual average. The simulated results were fairly good coincided with the observed values within relative error of 30%. The simulations of DIN and DIP concentrations were performed using ecosystem model under the conditions of 40~100% pollution load reductions from pollution sources. In study area, concentration of DIN and DIP were reduced to 59% and 28% in case of the 80% reduction of the input loads from fresh water respectively. But pollution loads from sediment had hardly affected DIN and DIP concentration. The 95% input load abatement is necessary to meet the DIN and DIP concentration of second grade of ocean water quality criteria.

Key words: Eutrophication, Ecosystem model, Hydrodynamic model, Residual current, Pollutant load, DIN, DIP

서 론

새만금 간척지와 같이 대규모 간척사업으로 기존 간척지를 토지로 변경 이용하는 경우 용수원 확보 측면에서 사업지구내의 수질은 매우 중요하게 취급된다. 특히, 이 지역은 전주·익산시 등의 공업단지를 통과하는 만경강과, 정읍·김제시 등의 농경 지역을 통과하는 동진강으로부터 유입하는 오염물질의 양이 계속 증가하고 있고, 이에 따라 새만금 사업지구 내의 부영양화가 급격히 진행되고 있다.

부영양화 현상이란, 생산성이 낮은 해역에 식물플랑크톤의 증식에 필요한 영양염류가 하천 및 기타 오염원을 통하여 과도하게 유입되어 해역의 영양수준을 증가시키고 적당한 일사 조건하에서 식물플랑크톤이 짧은 시간에 대량으로 번식하여 해양 생태계의 조성과 대사를 질적, 양적으로 변화시키는 것이다 (日本水産學會, 1975). 따라서, 해역이 부영양화되는 것을 방지하기 위해서는 대상해역으로 유입되는 영양염류의 양을 제어하여야 하고, 이미 부영양화되어 있는 경우에는 이를 중영양이나 빈영양해역으로 만

드는 저감기술을 수립할 필요가 있다.

일반적으로 수역의 영양염 함량이 적고 생물 생산이 낮은 해역은 빈영양해역이라 하여 영양단계 구분에서 질소는 $2 \mu\text{g-at/L}$ 이하, 식물플랑크톤은 1 mg/m^3 이하로 규정하고 있으며, 반대로 영양염 함량이 높고 생산성이 높은 해역을 부영양해역이라 하여 질소는 $2\sim 10 \mu\text{g-at/L}$, 식물플랑크톤은 $1\sim 10 \text{ mg/m}^3$ 으로 규정하고 있다 (日本水産學會, 1975).

해역의 부영양화를 관리하는 방법으로 각종 하·폐수의 배출허용농도규제를 통해 오염부하의 감소, 오염된 저질의 준설 및 저질 피복에 의한 용출부하억제, 수중 구조물의 설치를 통한 통기활성, 외해수와의 해수교환을 원활하게 하는 수로건설 및 변경, 그리고 양식장의 양식 밀도를 수역의 환경용량을 고려한 적정 양식밀도의 유지 등을 들 수 있으며, 해역의 규모 및 특성에 따라서 여러 방법들이 공학적 측면에서 고려될 수 있다 (환경처, 1991).

부영양화를 저감하는 기술을 개발하기 위해서는 부영양화를 유발하는 물질의 유입 및 이동에 대한 정밀한 조사가 있어야 하며, 영양염과 식물플랑크톤과의 관계에 관한 생태계의 제인자에 대한 연구를 통하여 이를 제어할 수 있는 대책방안을 밝혀야 한다. 이를 위해서는 생태학적 관련인자의 관계를 포함한 생태계모델의 이용

*Corresponding author: kjg466@kunsan.ac.kr

이 필요하다 하겠다.

생태계모델은 부영양화모델의 일종으로 영양염의 순환을 중심으로 식물플랑크톤, 동물플랑크톤, POC, DOC, DIN, DIP를 고려하고 있으며, 이들 성분에 관계된 많은 생물·화학적 요소와 상호작용에 의한 내부생산, 분해, 침강 및 용출 등에 관한 역학적 과정과 파라메타가 규명되어 있다. 이러한 모델은 연안해역의 생산성 특히 적조발생과 관련된 제과정의 이해와 그들의 제어를 위한 목적으로도 이용 가능하다 (堀江, 1990).

하구역의 수질을 예측하고 평가하기 위해서는 대상해역의 기초적인 조사자료가 필요하며, 특히 동·수역학적 특성과 수질의 변화과정이 복잡하게 이루어진 하구역의 경우 더욱 정확한 수질자료의 획득이 필수적이다. 본 연구에서는 현재 새만금 사업이 진행되고 있는 시점에서 해역의 수질환경을 격월로 일년간 조사하여 모델 입력을 위한 기본 입력자료를 구하였으며, 부영양화 예측을 위한 주요 인자의 하나인 저질 영양염 용출부하를 실험을 통하여 도출하였다 (Kim and Kim, 2002).

그리고 본 연구의 목적인 부영양화관리를 위한 모델 적용을 위하여 먼저 3차원 해수 유동모델을 이용하여 대상해역의 해수유동 특성을 재현하여 조류타원도로써 모델을 보정하고, 생태계 모델을 이용하여 식물플랑크톤 및 영양염의 농도분포를 재현한 후 관측치와 비교분석하여 모델의 적용성을 검토하였다. 또한 해역의 부영양화 관리를 위하여 하천에서의 오염부하 (DIN, DIP)와 저질에서의 용출부하가 해역의 부영양화에 미치는 영향을 정량적으로 평가하였다. 이러한 연구는 장차 새만금 사업이 완료된 후에도 육상부하와 저질부하에 의한 호내 수질관리를 위한 기초적인 자료로도 이용 가능하다.

재료 및 방법

1. 연구대상 지역

새만금 지구는 1991년 11월에 착공하여 2011년 완공예정으로 대규모 간척사업이 진행되고 있는 지역이다. 총 개발면적은 40,100 ha이며, 토지 구성에 28,300 ha (70.6%), 수자원 확보를 위한 담수호 구성에 11,800 ha (29.4%)로 계획되어 있다. 2001년 8월 현재 방조제 총 33 km중 19 km의 물막이공사를 완료하여, 총 65.7%의 진척도를 나타내고 있다.

새만금 사업지구는 전라북도의 주요하천인 만경강과 동진강이 유입되고 있으며, 만경강의 상류는 전주시와 익산시가 위치하고 있어 많은 생활하수가 유입되고 있으며, 주변에 산재한 공단과 축산단지로부터 많은 오염물질들이 유입되고 있다. 또한 만경평야와 김제평야를 통하여 농업배수가 유입되고 있다. 동진강은 상류에 많은 축산단지가 분포하고 있어 축산폐수의 유입이 많은 특징을 지니고 있다.

2. 자료 도출

1) 수질자료

대상해역에 대한 수질조사 Fig. 1에 나타난 1개 정점에서 조사된 자료 (Kim and Kim, 2002)를 이용하였으며, 이들 자료를 바탕으로

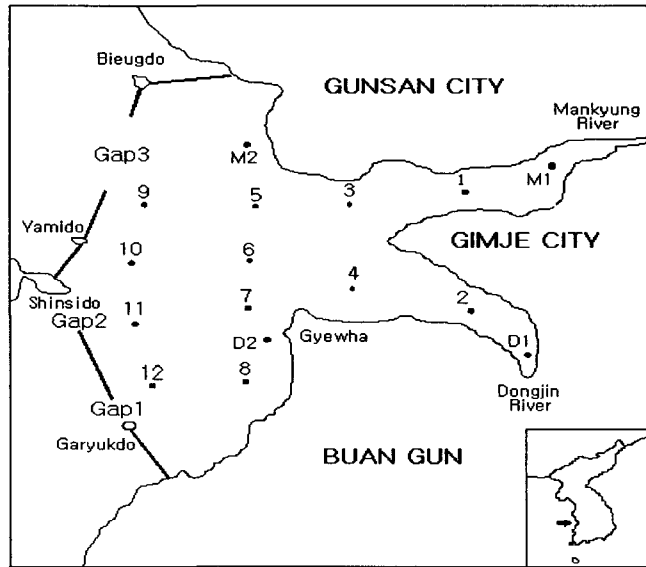


Fig. 1. Location of stations for sampling in the Saemankeum area.

로 경계자료 및 base 농도를 구하였고, 모델 예측결과와 비교분석하였다.

2) 오염부하량 조사

만경강과 동진강으로 유입하는 하천 오염부하량은 전주지방환경관리청에 의해 조사된 연평균 자료를 이용하였다. 그리고 POC와 DOC의 부하는 한국해양연구소 (1993)의 자료를 이용하였다.

3) 저질 영양염 용출부하

전보 (Kim and Kim, 2002)에 나타난 만경강과 동진강 하구 4개 정점에서 측정된 용출자료를 이용하였다.

3. 모델 입력자료

1) 3차원 해수유동 모델

본 연구의 모델 계산 영역은 남북으로 군산시 비응도에서 부안군 변산면까지, 동서로는 만경강·동진강 하구에서 고군산군도까지를 대상해역으로 하였다. 대상해역의 x, y 방향의 격자크기는 새만금 사업지구내의 해안선 굴곡을 충분히 고려할 수 있도록 250 m로 하였으며, 표·저층의 유동 특성을 상세히 재현하고 표층에서 유광층 깊이를 고려하여 3층으로 구분하였다. 계산되는 총격자수는 14,700개 (70×70×3)로 구성하였다 (Fig. 2).

해수유동모델의 입력자료는 Table 1에 제시하였다. 수온과 염분의 계산 영역내 초기치와 외해의 경계치는 실측 자료를 이용하여 각 층별로 일정한 값을 주었다. 각 층에서 수온은 20℃, 염분은 32‰의 값을 적용하였다. 수심자료는 농업기반공사에서 실측한 자료를 사용하였다. Coriolis parameter는 Shin and Yanagi (1999)가 새만금 외해역을 대상으로 적용한 $f=8.55 \times 10^{-5} \text{ sec}^{-1}$ 을 사용하였다. 해저마찰계수는 Tang (1990), Choi (1984a; 1984b), Kim (1995)과 Kim (1999)이 황해와 동중국해를 대상으로 $k=0.0025$ 를 적용하였고, Shin and Yanagi (1999)는 황해와 새만금 유역을 대상으로 $k=0.026$ 를

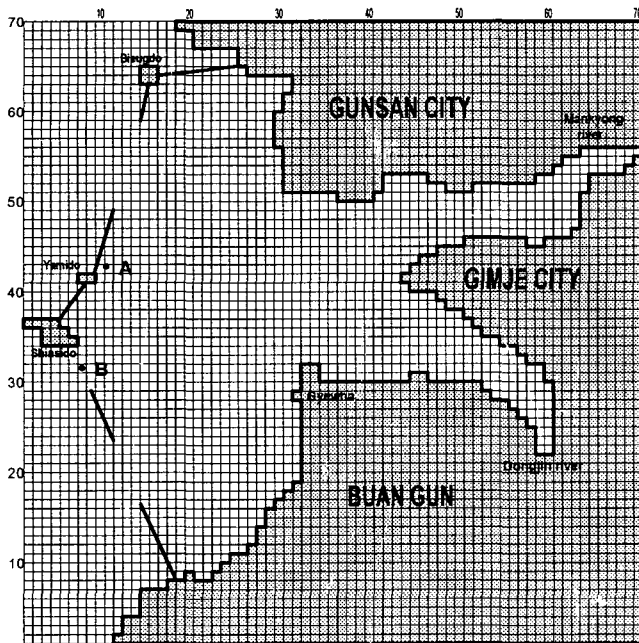


Fig. 2. Finite-difference grid of the three-dimensional model in Saemankeum area.

Table 1. Input data for a hydrodynamic model

Parameters	Input values
Mesh size	$\Delta x = \Delta y = 250$ m
Total mesh	$70 \times 70 \times 3 = 14,700$
Water depth	chart datum + MSL
Time interval	10 sec
Level	1: 0~3 m 2: 3~4 m 3: 4~10 m
Tidal level and degree at open boundary	210~208 cm, 77.0° 208~196 cm, 76.0~77.0° 196~198 cm, 76.0°
Water temperature and salinity at open boundary	level 1, 2, 3: 20°C, 32‰
Coriolis coefficient	$f = 2 \cdot \omega \cdot \sin\phi$
Surface & Internal friction coefficient	0.0013
Bottom friction coefficient	0.0026
Horizontal viscosity coefficient	$5.0E5$ (cm ² /s)
Diffusion coefficient	$5.0E5$ (cm ² /s)
Wind speed	none
Calculation time	40 tidal cycle

적용하였다. 수평확산계수는 전라북도 (1994)에서 실측한 자료가 6.06×10^4 cm²/s이며, Shin and Yanagi (1999)는 5×10^5 cm²/s을 적용하였다. 본 연구에서는 Shin and Yanagi (1999)가 적용한 계수 값을 적용하였다. 연직확산 계수는 1 cm²/s의 값을 적용하였다.

육상의 하천을 통하여 모델 해역으로 유입하는 하천은 만경강과 동진강을 대상으로 하였으며, 농어촌진흥공사 (1998)에서 실측한 유량 자료를 적용하였다. 바람의 영향은 시·공간적으로 불규칙해서 없는 것으로 가정하여 해수유동을 모의하였다. 3차원 해수유동

모델을 이용하여 조석류와 유동이 정상상태에 도달한 마지막 한 조석을 조석주기로 평균해서 잔차류를 모의하였다. 그 결과가 관측치와 어느 정도 일치하는지 알아보기 위해서 관측지점에서 실측된 유향과 유속을 모의한 조류타원도와 상호 비교하여 유동모델을 검증하였다.

2) 생태계 모델

생태계모델의 모델영역은 해수유동모델에 사용된 격자망과 동일하게 구성하였다. 각 층별 수질인자의 초기농도와 경계농도는 대상해역의 실측치를 토대로 공간적인 분포를 고려하여 입력하였다. 생태계 모델의 구성 요소는 Table 2에 나타내었다. 영양염류의 유입원으로 하천을 통한 유입부하와 저질의 유기물 분해에 기인한 영양염 용출부하로 나누어 이들의 오염부하량을 산정하였다.

Table 2. Input data for eutrophication model

Parameter	Input values
Mesh size	$\Delta x = \Delta y = 250$ m
Water depth	chart datum + MSL
Time interval	1,200 sec
Initial condition for compartments	
level	DO (mg/L) COD (mmole/m ³) DIP (mmole/m ³) DIN (mmole/m ³) POC (mg-C/m ³) DOC (mg-C/m ³) PHYTO ZOO
1~3	9.07 1.98 0.691 22.497 400.0 1,400.0 170.5 80
Boundary condition for compartments	
level	DO (mg/L) COD (mmole/m ³) DIP (mmole/m ³) DIN (mmole/m ³) POC (mg-C/m ³) DOC (mg-C/m ³) PHYTO ZOO
A 1	8.57 1.20 0.600 15.000 400 1,400 80.0 30
A 2	8.57 1.10 0.610 14.800 400 1,400 80.0 30
A 3	8.20 1.06 0.620 14.600 400 1,400 60.0 30
B 1	8.54 1.30 0.580 15.000 400 1,400 100.0 50
B 2	8.54 1.25 0.580 14.500 400 1,400 60.0 30
B 3	8.54 1.21 0.600 14.000 400 1,400 30.0 20
C 1	9.23 1.20 0.900 15.000 400 1,400 100.0 50
C 2	9.05 1.18 0.910 14.000 400 1,400 60.0 30
C 3	8.83 1.15 0.940 15.000 400 1,400 30.0 15
Horizontal viscosity coefficient	
$6.5 E5$ (cm ² /s)	
Horizontal diffusion coefficient	
$6.0 E5$ (cm ² /s)	
Vertical diffusion coefficient level	
1~3: 1.0 (cm ² /s)	
Calculation time	
40 tidal cycles	

(1) 하천 유입부하

모델 영역내로 유입되는 육상부하원은 만경강과 동진강의 유출수를 고려하였고, 모델의 구성요소에 대한 영양염의 부하량은 전주지방환경관리청에서 실측한 자료를 이용하였다. 하천수 중의 DIP에 대한 실측자료가 없어, Shin (1996)이 낙동강에서 측정된 DIP/TP=0.34 (연평균)을 적용하였다. POC와 DOC는 한국해양연구소 (1993)에서 실측한 자료를 이용하였다. 대기로부터의 유입부하 등 비점오염부하는 고려하지 않았다 (Table 3).

(2) 저질 영양염 용출 부하

저질로부터 영양염의 용출은 일반적으로 혐기적 조건하에서 일

Table 3. The pollutant loads of rivers flowing into the model region

Name of river	Pollutant loads						
	River flow	COD ¹⁾	DO ¹⁾	DIP ¹⁾	DIN ¹⁾	POC ²⁾	DOC ²⁾
	m ³ /day	(ton/day)	(kg/day)		
Mankyung R.	2.29E+06	25	18	480	15,000	12,000	7,600
Dongjin R.	1.83E+06	11	16	164	4,500	2,000	6,200

어난다는 것은 잘 알려져 있다. 용출에 영향을 미치는 인자로는 온도, pH, 용존산소 등으로 알려져 있으나(細見·順藤, 1984), 본 실험에서는 여름철 환경과 유사한 조건으로 온도를 25±2℃로 조절하여 실험하였고, pH와 용존산소는 제어하지 않았다.

저니에서 P의 용출은 호·혐기성에 크게 영향을 받으며 인산의

형태로 용출되고, N의 용출은 DON 및 NO_x-N으로의 용출은 무시할 수 없으나 저니 간극수중 용존성 총질소의 80~95%를 NH₄⁺-N이 차지하고 있으므로 통상 NH₄⁺-N의 용출량을 조사하여 질소의 용출을 파악한다(何合, 1982).

새만금 지구내 대표지점의 저질 용출실험에서 암모니아질소는 8.95~29.30 mg/m²/d, 인산인은 3.09~7.13 mg/m²/d의 속도로 용출되었다. 본 모델에서는 M1 지점의 용출속도 자료를 적용하였다.

(3) 생물학적 파라메타

모델에 입력되는 파라메타는 기존의 측정된 자료와 문헌조사를 통하여 적절하게 선정하였고, 중요한 입력 인자인 저질 영양염 용출속도는 실내실험을 통하여 산출한 값을 적용하였다. 생태계모델에서 사용되는 파라메타의 기호 및 정의와 사용된 값은 Table 4에 제시하였다.

Table 4. The biological parameters used in an ecosystem model

Symbol	Definition	Unit	Input values	Typical values
α_1	maximum growth rate of phytoplankton at 0°C	day ⁻¹	1.15	0.060~5.650
β_1	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.0633	
α_2	respiration rate of phytoplankton at 0°C	day ⁻¹	0.040	0.030~0.051
β_2	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.0524	0.044~0.0524
α_3	maximum grazing rate of zooplankton at 0°C	day ⁻¹	0.040	0.18
β_3	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.0693	0.058~0.120
α_4	death rate of phytoplankton at 0°C	day ⁻¹	0.010	0.096~0.330
β_4	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.0693	
α_5	natural death rate of zooplankton at 0°C	day ⁻¹	0.010	0.003~0.096
β_5	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.0693	
α_6	mineralization rate of POC at 0°C	day ⁻¹	0.005	0.001~0.237
β_6	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.08	0.041~0.070
α_7	mineralization rate of DOC at 0°C	day ⁻¹	0.013	0.013~0.043
β_7	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.0693	
α_8	oxygen consumption rate of sediment at 0°C	day ⁻¹	1.000	
β_8	temperature coefficient	°C ⁻¹	0.0693	
K_{SP}	half saturation constant for uptake of PO ₄ ³⁻ -P at 0°C	µg-at/L	0.005	0.008~0.530
K_{SN}	half saturation constant for uptake of DIN at 0°C	µg-at/L	0.700	0.300~1.462
I_{opt}	optimum intensity of radiation for photosynthesis	ly/day	0.510	11,800~30,200
I_{max}	maximum intensity of sunlight at sea surface	cal/cm ² ·day	750.0	700
D	length of day	day	0.583	
k_0	dissipation coefficient of light independent of Chl. <i>a</i>	m ⁻¹	1.130	0.170~2.000
γ	constant of dissipation coefficient depending on Chl. <i>a</i>	m ⁻¹ (mg Chl. <i>a</i> /m ³) ⁻¹	0.0179	
k	Ivlev index of zooplankton grazing	(mg C/m ³) ⁻¹	0.01	0.4E-3~25E-3
P^*	function of grazing	mg C/m ³	75.0	40.0~190.0
μ	digestion efficiency of zooplankton	%	70.0	39.0~98.0
λ	total growth efficiency of zooplankton	%	30.0	4.0~50.0
κ	percentage of the quantity decomposed from POC to DOC to the quantity mineralized from POC	%	35.0	21~35
K_{DO}^1	half concentration of DO for mineralization of POC	mg/L	1.00	0.0035~1.000
K_{DO}^2	half concentration of DO for mineralization of DOC	mg/L	1.00	0.0035~1.000
W_P	settling velocity of phytoplankton	m/day	0.100	0.005~0.4
W_{POC}	settling velocity of detritus (POC)	m/day	0.300	0.0~2.0
W_Z^1	maximum upward velocity at night for diurnal perpendicular motion of zooplankton	m/day	1,000	
W_Z^2	maximum downward velocity in the daytime for diurnal perpendicular motion of zooplankton	m/day	1,000	
K_a	reaeration coefficient at sea surface	day ⁻¹	0.25	0.025~0.650
q_P	Ammonia release from sediment	mg/m ² /day	24.29	
q_N	Phosphorus release from sediment	mg/m ² /day	8.95	

식물플랑크톤 성장속도의 온도 의존성을 지수함수로 표현한 대부분의 모델들은 20°C를 기준으로 하고 있으나, Eppley (1972)와 Thomann et al. (1975)은 0°C를 기준으로 하고 있다. Eppley (1972)는 다양한 종에 관한 많은 연구 결과로부터 0°C의 최대성장속도는 0.59/day이라 했는데, 20°C로 환산할 경우 2.09/day가 된다. 한편 Baca and Arnett (1976)는 20°C에서 0.2~8.0/day 범위를 제시하였다. 본 모델에서 최대성장속도는 1.15/day를 적용하였다.

식물플랑크톤과 동물플랑크톤의 사멸속도는 본 모델에서 온도의 함수로 취급하였으나, 불명확한 점이 많고 일반적으로 상수로 취급하고 있다. 식물플랑크톤의 경우 Thomann et al. (1975)은 0.02/day, Jørgensen (1979)은 0.01~0.1/day로 제시하고 있다. 본 모델에서는 식물플랑크톤의 사멸속도로 0.010/day를 적용하였다. 국립수산진흥원 (1997)의 자료 (개체수)에 의하면 하계에 이 지역에서 출현하는 동물플랑크톤 중에서 Copepoda가 차지하는 비율이 가장 높고, Chaetognata가 다음으로 높게 나타났다. Copepoda의 단일 종에 대한 사멸속도로 O'Connor et al. (1973)은 0.075/day, Scavia and Eadie (1976)은 0.05/day로 보고하였다. 본 모델에서는 동물플랑크톤의 사멸속도로 0.010/day를 적용하였다.

Chlorophyll *a* (mg/m³)와 식물플랑크톤의 탄소량 (mgC/m³)에 대한 환산계수는 많은 연구자에 의해서 조사되었는데, 이 계수 값은 계절별로 차이가 있다고 보고되고 있다. C/Chl. *a* 비율을 변화시키는 요인은 빛의 세기, 영양염의 농도, 종조성 및 식물플랑크톤의 크기에 따라 차이가 나는데, 빛의 세기가 작은 상황에서는 Chl. *a*의 함량이 증가하며 (Epply et al., 1973; Fee, 1976), 식물플랑크톤의 세포에서 Chl. *a* 농도와 빛의 세기와는 역상관성이 있다고 하였다 (Brown and Richardson, 1968). 따라서 광이 성장제한 요인이면 C/Chl. *a* 비율은 감소한다 (Laws and Bannister, 1980; Hunter and Laws, 1981). 또한 영양염의 종류와 상관없이 영양염이 결핍될 때 C/Chl. *a* 비율이 증가하는데, 이는 세포 내의 탄소량 증가와 Chl. *a*의 감소 때문이다 (Thomas and Dodson, 1972). C/Chl. *a* 비율은 식물플랑크톤의 크기가 커질수록 증가하는 경향을 가진다 (Takahashi and Bienfang, 1983). Shin and Shin (1989)은 천수만을 대상으로 조사한 C/Chl. *a* 비에서 하계 6월의 평균 측정 값으로 표층의 경우 30을 적용하였고, Kim (1994)은 진해만에서 하계 평균값으로 31을, 마산만에는 15를 적용하였다.

항해를 대상으로는 Kim (1995)과 Kim (1999)이 68을 적용하였다. 본 모델에서는 C/Chl. *a* 비의 연평균 값으로 15를 적용하였다.

결과 및 고찰

1. 해수유동 시뮬레이션

1) 해수유동 재현

해수유동모델을 이용하여 사업지구내의 해수유동을 재현한 결과를 보면, 창조류시 0.9~1.1 m/sec의 유속으로 Gap을 통과하였고, 방조제 안쪽에서 0.2 m/sec 이하로 낮게 나타났다. 낙조류시 하천의 영향으로 1.3~1.5 m/sec로 다소 높게 나타났다.

잔차류의 패턴을 보면, 1층에서는 하구 내측에서 외해로 빠져나가는 형태를 나타내었으며, 계화와 가력도 사이에서 시계방향의 환류가 관측되었다. 또한 담수유입에 의한 밀도류가 나타났는데, 2층 아래에서 그 성분이 약해지면서 반대로 하구쪽으로 향하는 것으로 나타났다. 이러한 결과로 인해, 저층에 침강한 오염물질은 외해로 유출되지 못하고 점차적으로 하구 내만에 축적될 수 있다 (Fig. 3).

해수유동 시뮬레이션의 타당성을 검토하기 위해, 새만금 사업지구내의 조류타원도 실측지점인 Fig. 2의 A, B 지점에서 농어촌진흥공사 (1998)가 관측한 조류타원도와 모델의 계산결과를 비교하였는데, 크기와 방향이 유사하게 나타났다 (Fig. 4).

2. 생태계 시뮬레이션

1) 수질예측

생태계모델을 이용해 재현한 식물플랑크톤, 용존무기인, 용존무기질소, COD의 분포 특성을 살펴보면, 만경강의 영향을 받는 지점이 동진강의 영향을 받는 지점보다 높은 농도를 나타내었다. 특히 계화에서 야미도를 잇는 선의 내만지역은 대부분 해역수질기준 II등급을 초과하였다 (Fig. 5).

2) 생태계모델의 보정

실측치에 대해 계산치가 적합한지를 판단하기 위하여 각 항목별로 단순회귀분석을 실시하여 유사 정도를 검토하였다. 분석결과 실측치와 계산치의 관계정도를 나타내는 상관 계수 *r* (correlation

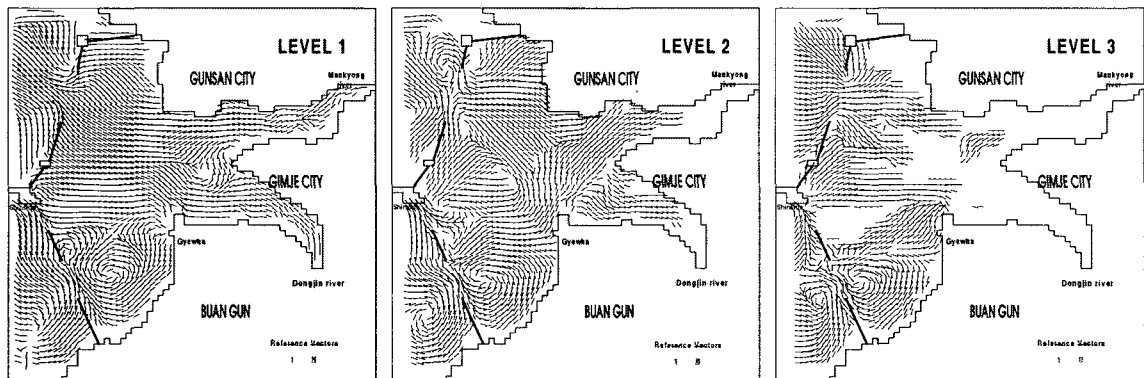
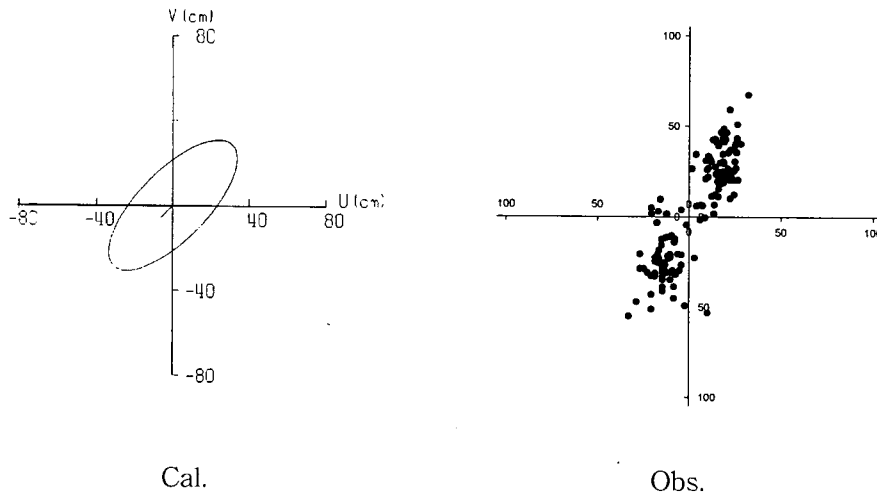
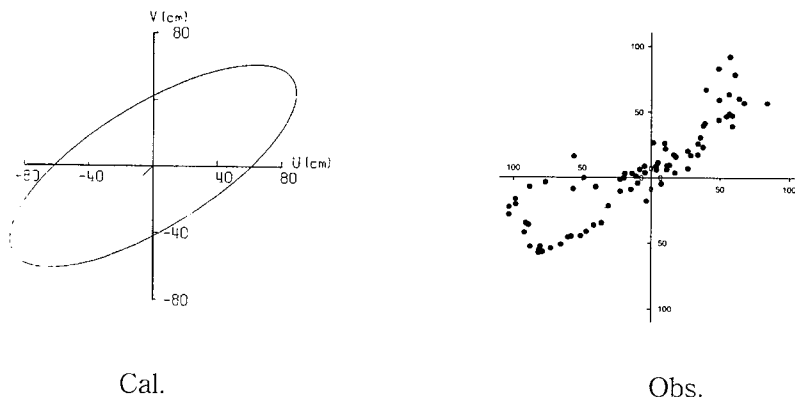


Fig. 3. Computed residual currents at 1st, 2nd, and 3rd level.



(A) Gap 2



(B) Yamido

Fig. 4. Comparison of tidal current ellipses between computed and observed results.

coefficient)은 용존무기인과 용존무기질소는 각각 0.95와 0.97로 상관성이 높게 재현되었으나, 식물플랑크톤과 COD는 각각 0.64, 0.69로 상관성이 다소 떨어지는 것으로 나타났다. 그러나, 만경·동진강 유입 지점에서 큰 오차가 나는 것을 제외하면, 식물플랑크톤과 COD의 상관성은 각각 0.92, 0.87로 외해역에서 재현성이 높은 것으로 나타났다. 실측치와 계산치의 일치성을 나타내는 상대 오차는, 용존무기인과 용존무기 질소는 평균 19.41%, 22.40%를 나타내었다. 식물플랑크톤과 COD는 각각 30.36%와 35.94%를 나타내어 상대적으로 오차가 높게 나타났다. 단순회귀분석과 상대오차에 대한 결과는 Fig. 6에 나타내었다.

3) 오염부하의 정량적 관리

부영양화의 진행속도는 해역에서 유입 및 유출되는 영양염의

농도, 해역의 지형 및 물리학적 특성 등과 같은 환경적 인자와, 수질이나 대기와의 영양염 교환 등의 자연적 인자에 영향을 받는다. 이들 요인 중에서 부영양화의 진행 속도에 가장 큰 영향을 주는 인자는 유입 영양염 농도이다. 그러므로 근본적으로 부영양화 현상을 방지하고 제어하기 위해서는 질소와 인을 제거하여야 한다.

그러나, 대상해역의 부영양화를 적절하게 제어하고 저감하는 기술을 개발하기 위해서는 부영양화를 유발하는 물질의 유입 및 이동하는 양에 대한 정밀한 평가가 있어야 한다. 즉, 수질예측모델을 이용하여 대상해역에서 적절한 관리대책의 효과를 정량적으로 평가하고 적용할 필요가 있다.

따라서 새만금 사업지구에서 부영양화의 발생을 억제하고 효율적으로 해역을 관리하기 위한 대책을 수립하기 위하여, 생태계 모델을 이용하여 적당한 질소와 인의 제거량을 정량적으로 검토하

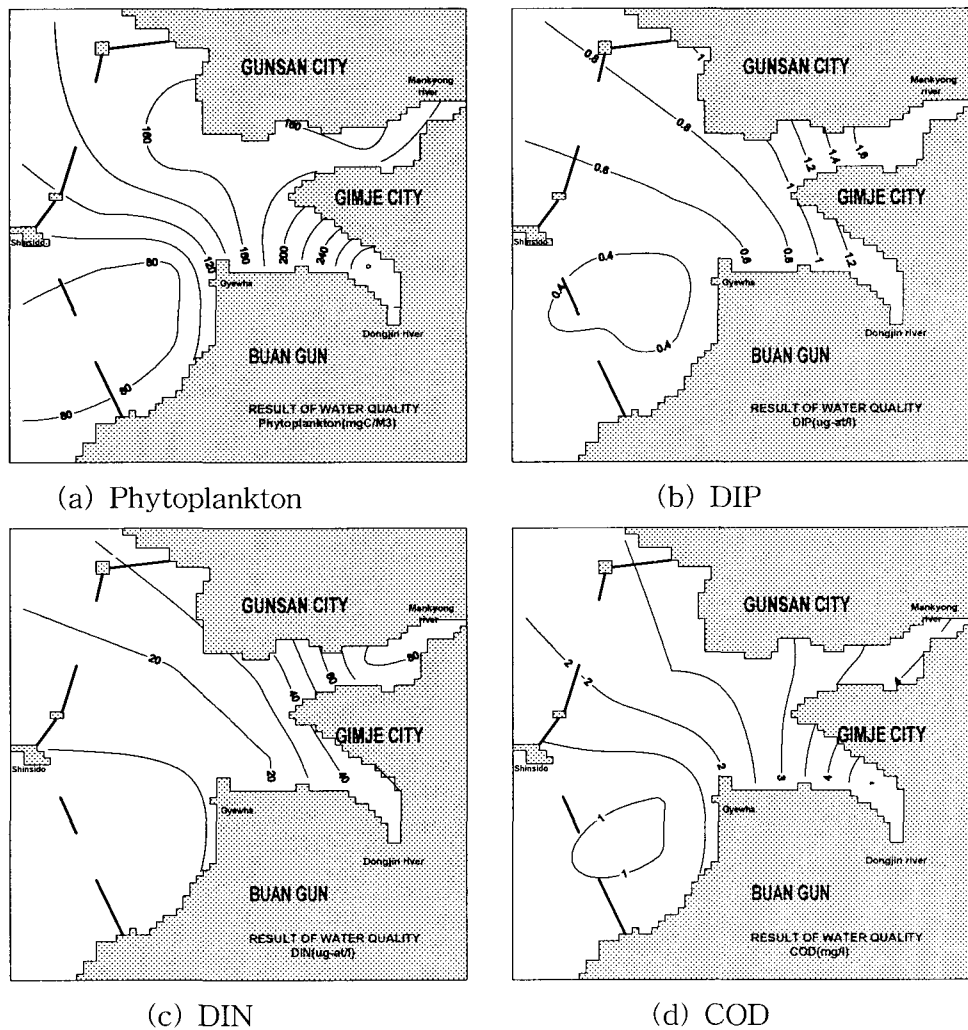


Fig. 5. The distribution of the simulated phytoplankton, DIP, DIN, and COD in Saemankeum area.

고자 한다. 평가방법으로 질소와 인의 주요 공급원인 하천에서의 오염 부하량과, 저질로부터 용출부하에 대하여 일률적으로 40%, 60%, 80%, 100% 감소시켰을 때, 해역에서의 영양염의 농도 분포를 정량적으로 평가하였고, 그 결과를 Fig. 7~8에 나타내었다.

(1) 하천오염부하의 정량적 관리

전체 하천부하중에서 만경강으로부터 유입되는 영양염의 부하량은 질소가 74.5%, 인은 77% 정도를 차지하여, 새만금 사업지구 내에 막대한 영향을 미친다. 만경강의 부하량을 100% 저감시켰을 때, 해역중의 영양염 농도는 질소가 53.76%, 인은 24.6%의 제거 효과를 나타내었다. 동진강의 부하량을 100% 저감시켰을 때, 해역의 질소는 20.3%, 인은 10.5% 정도 제거 효과를 나타내었다. 하천의 전체 오염부하량을 40%, 60%, 80%, 100% 저감시켰을 때, 각 지점에서 영양염 농도의 변화는 Fig. 7에 나타내었다. 오염부하 80% 저감시, 사업지구내에서 질소는 59% 이상, 인은 28% 이상 제거되는 것으로 나타나, 육상 기원물질인 질소의 제거효과가 크게 나타나는 것으로 나타났다. 지점별로는 하천이 유입 되는 St. 1과 St. 12에서 가장 큰 제거효과를 나타내었고, 외해역으로 갈수록

그 효과는 미미하였다.

하천에서 부하량을 95% 정도 저감시켜, 만경강과 동진강에서 유입되는 영양염의 부하량이 용존무기인은 32.2 kg/d, 용존무기질소는 975 kg/d 이하일 때, 전체해역의 영양염 평균 농도는 질소가 6.191 $\mu\text{g-at/L}$, 인은 0.482 $\mu\text{g-at/L}$ 를 나타내, 해양수질기준 II등급 이내로 저감되는 것을 알 수 있었다.

(2) 저질 영양염 용출부하의 정량적 관리

저질의 영양염 용출부하를 단계적으로 40%, 60%, 80%, 100% 저감시켰을 때, 각 지점에서 영양염 농도의 변화는 Fig. 8에 나타내었다. 100% 부하감소시 해역중 질소는 16%, 인은 4.9% 정도 저감되었지만, 저질에서 용출된 부하량의 감소는 모든 지점의 영양염 농도에 거의 영향을 미치지 않는 것으로 조사되었다.

결 론

새만금 지구의 부영양화를 제어하기 위한 수질개선대책을 수

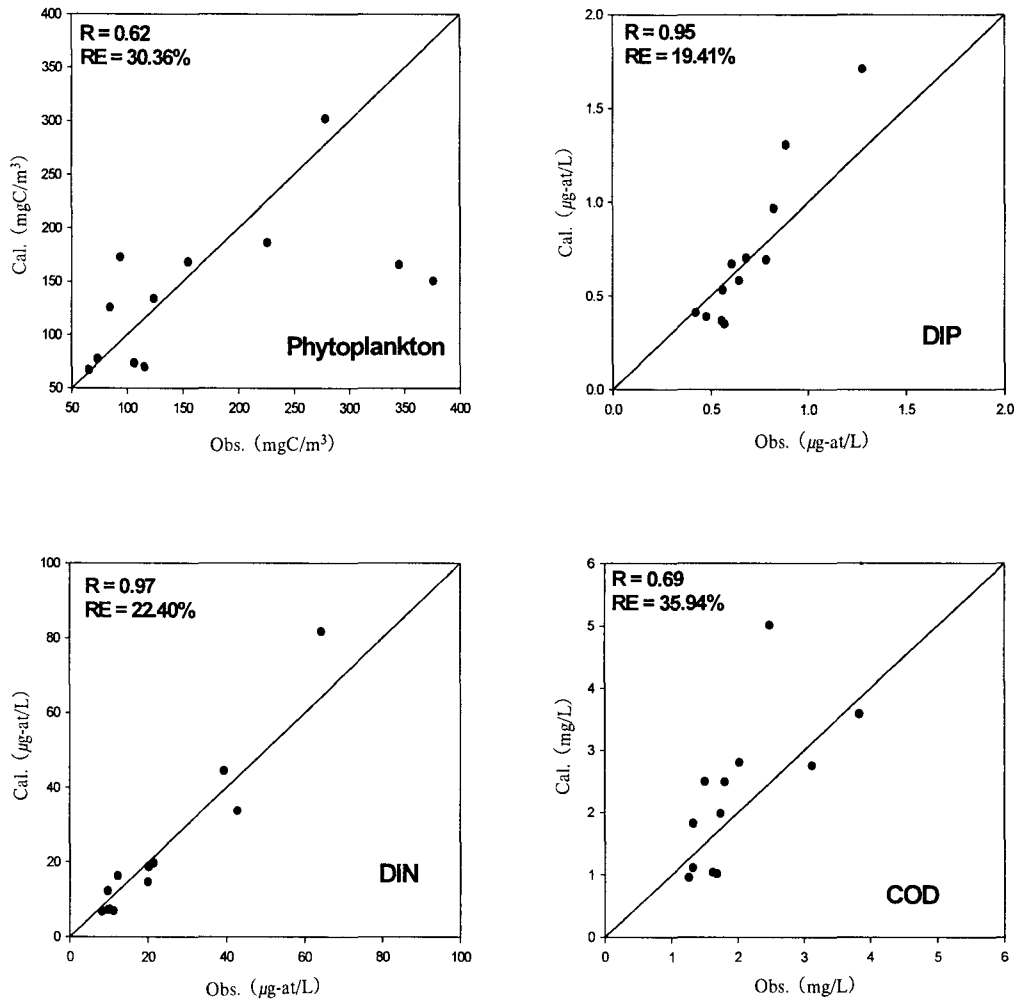


Fig. 6. Comparisons between predicted and observed water quality.

립하기 위하여 해수유동 모델과 생태계모델을 이용하여, 영양염의 연평균 농도분포를 재현하고, 부영양화의 제어 대책으로 하천유입 부하 감소와 저질개선을 통한 용출부하 감소에 따른 영양염의 농도를 정량적으로 평가하여 해역환경관리를 위한 적절한 저감방안을 도출한 결과는 다음과 같다.

1) 새만금 지구에서 부영양화 현상의 주 원인자인 영양염의 연평균 농도 특성은, 용존 무기질소가 1.846~87.939 μg-at/L (평균 21.182 μg-at/L), 용존무기인이 ND~2.013 μg-at/L (평균 0.655 μg-at/L)를 나타내어 해역수질기준 II등급을 초과하였다. 용존무기질소는 만경강하구에서 동진강하구보다 2배 정도 높게 나타났으나, 용존무기인은 크게 차이가 나지 않았다.

2) 새만금 지구의 해수유동 특성을 보면, 방조제 사이를 통해 유입된 해수는 대부분 만경강과 동진강 하구 해역으로 유입하였으며, 방조제 내측에서 환류가 관측되었다. 기존의 실측 자료와 비교했을 때, 대표지점에서 조류타원요소의 방향과 크기는 거의 일치하여, 대상해역의 유동을 잘 재현하였다.

3) 잔차류성분은 계화와 가력도 사이에서 시계방향의 환류가 형성되었다. 저층으로 향할수록 밀도 성분의 약화로 잔차류가 하

구쪽으로 향하면서, 오염물질이 외해로 유출되지 못하고, 점차적으로 하구 내만에 축적되는 것으로 관측되었다.

4) 생태계 모델을 이용하여 용존무기인과 용존무기질소의 실측치와 계산치의 유의성을 나타내는 상관계수는 각각 0.95, 0.97이었고, 실측치와 계산치의 일치성을 나타내는 상대 오차는 평균 19.41%, 22.40%로, 오차범위 30% 이내로 나타나, 재현성은 양호한 것으로 판단되었다.

5) 하천에서 부하량을 95% 정도 저감시켜, 만경강과 동진강에서 유입되는 영양염의 부하량이 용존무기인은 32.2 kg/d, 용존무기질소는 975 kg/d 이하일 때, 전체해역의 영양염 평균 농도는 해역수질기준 II등급 이하로 저감되었다.

사 사

본 논문은 군산대학교 새만금 환경연구센터 (RRC)에서의 연구비 지원으로 수행되었기에 감사드립니다.

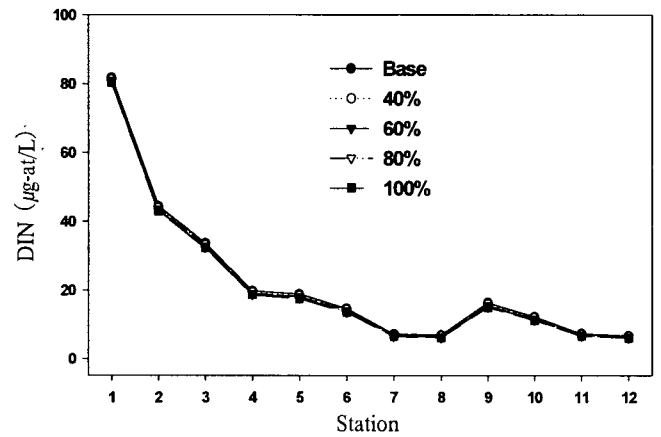
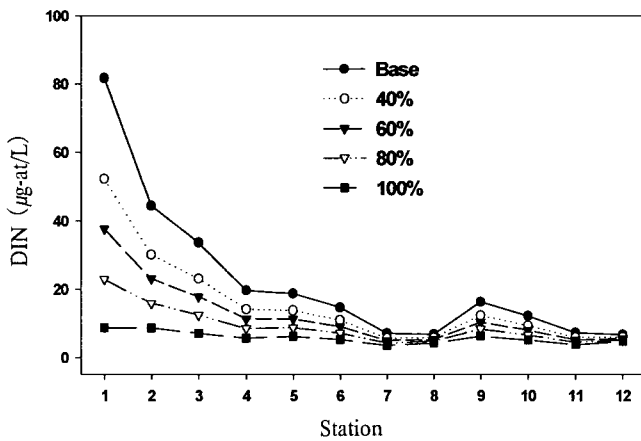
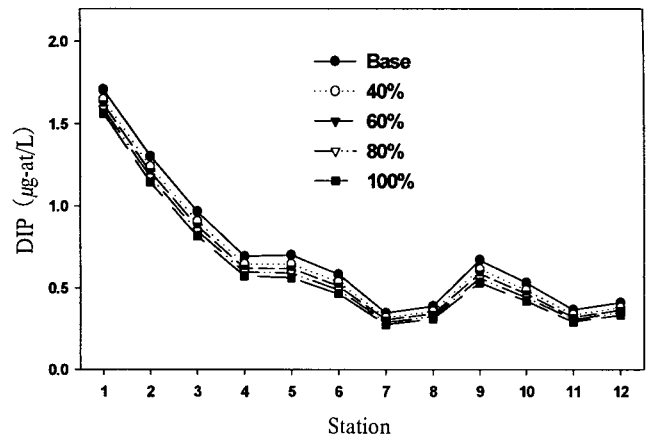
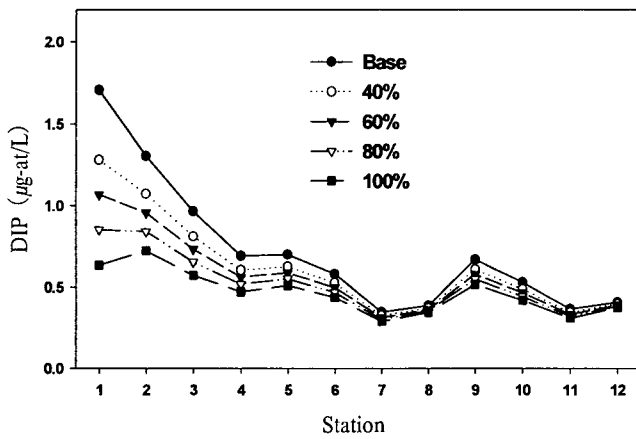


Fig. 7. The predictions of DIP and DIN depending on various nutrient loads reduction from the river under the present condition.

Fig. 8. The predictions of DIP and DIN depending on various sediment flux rate under the present condition.

참 고 문 헌

Baca, R.G. and R.C. Arnett. 1976. A Limnological Model for Eutrophic Lakes and Impoundments. Battelee, Inc., Pacific northwest laboratories, Richland, WA.
 Brown, T.E. and F.L. Richardson. 1968. The effect of growth environment of the physiology of algae by light intensity. *J. Phycol.*, 4, 38~45.
 Choi, B.H. 1984a. A three-dimensional model of the East China Sea. In *Ocean Hydrodynamic of the Japan and East China Seas, Oceanography Series*, 39, T. Ichiye, ed. Elsevier, New York, pp. 209~224.
 Choi, B.H. 1984b. Observed and computed tidal current in the East China Sea. *J. Oceanol. Soc. Kor.*, 20, 56~73.
 Eppley, R.W. 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.*, 70, 1063~1082.
 Eppley, R.W., E.H. Renger, E.L. Venrick and M.M. Mullin. 1973. A study of phytoplankton dynamics and nutrient cycling in the

central gyre of the North Pacific Ocean. *Limnol, Oceanogr.*, 18, 534~551.
 Fee, E.J. 1976. The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the experimental lakes area, northwestern Ontario: Implication for primary production estimates. *Limnol, Oceanogr.*, 21, 767~783.
 Hunter, B.L. and E.A. Laws. 1981. ATP and chlorophyll *a* as estimators of phytoplankton carbon biomass. *Limnol, Oceanogr.*, 26, 944~956.
 Jørgensen, S.E. 1979. *Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters*. International Society for Ecological Modeling.
 Kim, D.M. 1999. The Eutrophication Modeling in the Yellow Sea Using an Ecosystem Model. Ph.D. Thesis, Pukyong National University, 135pp. (in Korean).
 Kim, G.S. 1995. The Estimation of Environmental Capacity in the Yellow Sea Using an Ecosystem Model. Ph.D. Thesis, Nat'l Fisheries Uni. of Busan, 195pp. (in Korean).
 Kim, J.G. 1994. The Eutrophication Modelling for Jinhae Bay in Summer. Ph.D. Thesis, Nat'l Fisheries Uni. of Busan, 130pp. (in Korean).

- Kim, J.G. and Y.S. Kim. 2002. Application of ecosystem model for eutrophication control in coastal sea of Saemankeum area, 1. Characteristics of water quality and nutrients released from sediments. J. Korean Fish. Soc., 35, 348~355.
- Laws, E.A. and T.T. Bannister. 1980. Nutrient and light-limited growth of (*Thalassiosira Fluviatilis*) in continuous culture, with implications for phytoplankton growth in the ocean. Limnol, Oceanogr., 25, 457~473.
- O'Connor, D.J., R.V. Thomann and D.M. Di. Toro. 1973. Water Quality Forecasting and Management. Office of Research and Development U.S. EPA, Corvallis, Oregon.
- Scavia, D. and B.J. Eadie. 1976. The use of measurable coefficients in process formulations - zooplankton grazing. Ecol. Mod., 2, 315~319.
- Shim, J.H. and Y.K. Shin. 1989. Biomass of primary producer in the Chonsu bay - Relationships between phytoplankton, cell number and chlorophyll-. J. Oceanogr. Soc. Korea, 24, 194~205 (in Korean).
- Shin, M.S. and T. Yanagi. 1999. Mitigation for the anti-function of development in caused by Saemangeum reclamation. Proceeding of Korean Soc. Civil Eng., 19(II-3), 317~327.
- Shin, S.K. 1996. Water quality management considering autochthonous BOD in the Nakdong river. Ph.D. Thesis, Nat'l Fisheries Uni. of Busan, 175pp. (in Korean).
- Takahashi, M. and P.K. Bienfang. 1983. Size structure of phytoplankton biomass and photosynthesis in subtropical Hawaiian waters. Mar. Biol., 203~211.
- Tang, Y. 1990. Numerical modeling of the tide-induced residual current in the East China Sea, Collected papers on Kuroshio Investigation Study (I). Beijing China Ocean Press, 33~43 (in Chinese, English abstract).
- Thomann, R.V., D.M. Di Toro, R.P. Winfield and D.J. O'Connor. 1975. Mathematical modeling of phytoplankton in lake Ontario, Part 1, Model development and verification. Manhattan college, Bronx, New York, For US-EPA, Corvallis, Oregon, EPA-600/3-75-005.
- Thomas, W.H. and A.N. Dodson. 1972. On nitrogen deficiency in tropical Pacific Ocean phytoplankton. Limnol, Oceanogr., 17, 515~523.
- 堀江 毅. 1990. 海域の水質・生態系の数値モデル. 土木學會論文集, 第417號, II-13, 21~31.
- 細見正明・順藤陵一. 1984. 低泥からの窒素と燐の溶出について. 國立公害研究所研究報, 51, 195~216.
- 日本水産學會編. 1975. 水圏の富栄養化と水産増養殖, pp. 9~11.
- 何合崇昏. 1982. 低質からの營養鹽類の回歸. 國立公害研究所 調査報告, 第22號, 59~67.
- 국립수산진흥원. 1997. 해양조사연보. 제46권, 495~500.
- 전라북도. 1994. 새만금 종합개발 사업 어업피해 보상 조사연구, II 편 물리해양학적연구. 농림수산부, pp. 114~118.
- 농어촌진흥공사. 1998. '98 새만금지구 수리실험 및 파랑관측 보고서. 농림부, 98-11-10, pp. 16~33.
- 환경처. 1991. 진해만 일원 오염실태 조사 보고서.
- 한국해양연구소. 1993. 황해의 해양오염 조사 및 대책 연구, 해양환경 관리기술 - 1차년도 연차 보고서. 환경처·과학기술처, pp. 115~125.

2002년 2월 6일 접수

2002년 6월 29일 수리