

## 富營養化된 瀨戶內海의 水質管理을 위한 수·저질에 측모델의 적용

李寅鐵<sup>(1)</sup>, 張善德<sup>(2)</sup>, 金鍾圭<sup>(2)</sup>, 浮田正夫<sup>(3)</sup>

### Application to the Water and Sediment Model for the Management of Water Quality in Eutrophicated Seto Inland Sea, Japan

by

In Cheol Lee<sup>(1)</sup>, Sun-duck Chang<sup>(2)</sup>, Jong Kyu Kim<sup>(2)</sup> and Masao Ukita<sup>(3)</sup>

#### 요 약

대표적인 富營養化 海域인 日本의 瀨戶內海를 대상으로 하여 海水·底質間의 溶存 酸素와 營養塩의 授受過程을 표현한 水·底質豫測모델을 開發하여, 海域의 流入 負荷量과 水質의 應答特性, 負荷量削減의 影響解析 및 유입부하량과 수산자원의 관계 해석을 통하여 富營養化 海域의 水質管理方案에 대하여 연구하였다. 負荷에 대응한 수질의 장기예측결과, 負荷量과 水質의 應答特性이 海域에 따라 다르게 나타났다. 適正負荷量의 簡易推算方法으로서 隣接海域의 負荷影響 및 寄與率을 포함한 負荷削減後의 水質豫測에 대한 概算式을 提案하였다. 負荷量 削減效果의 數值 計算結果 磷(P) 뿐만 아니라 窒素(N)의 負荷削減의 影響이 크게 寄與함을 보였다. 流入負荷量과 水産資源의 關係를 수질을 매개로 검토한 바, 瀨戶內海와 같은 부영양화 해역에서는 유입부하량의 증가는 1차생산량의 증가에 반영되지만 2차생산 이후의 轉送효율에는 한도가 있는 것으로 나타났다.

#### Abstract

The management of water quality and fishery resources with a major environmental problem in eutrophic coastal sea is studied. The numerical experiments using the water-sediment quality model (WSQM) were carried out for the management of water quality at the Seto Inland Sea in Japan. The results of long-term water quality simulation showed responses of seawater quality to input loads to vary in different localities. A formula roughly forecasting water quality to estimate the effect of loading abatement was proposed. The simulation for the improvement of seawater quality showed the abatements of nutrient loads such as total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) as well as organic loads such as chemical oxygen demand (COD) to be performed in the eastern Seto Inland Sea from Bisan Seto to Osaka Bay. On the other hand, it is indicated that the increase of loading leads to the increase of primary production, while not straightly to the increase of fish production for the catch of fisheries.

Keywords: water-quality management, loading abatement, primary production

(1) 日本 通商産業省 中國工業技術研究所

(2) 正會員, 釜慶大學校 海洋工學科

(3) 日本 山口大學 工學部

## 1. 서론

富營養化 해역에 있어서의 環境保全을 모색하기 위해서는 해역의 수질 뿐만 아니라, 저질오염 및 수산생물에의 영향을 포함한 종합적인 조사분석이 필요하며, 현장조사와 더불어 수치모델을 이용한 예측수법의 개발이 절실히 요구된다.

陸域으로부터 유입되는 營養塩中에서 특히 수질에 큰 影響을 미치는 것은 질소와 인이며, 이의 거동을 파악하는 것이 富營養化 현상의 규명과 對策 설정을 위한 주요한 연구과제이다. 이와 관련하여 최근, 日本에서는 東京灣, 瀨戶內海에 있어서 COD의 汚染負荷 삭감만으로는 해역의 수질이 개선되지 않는 등의 이유로 COD와 더불어 질소, 인농도에 대한 환경기준의 설정작업이 진행되고 있다(畠田[1993]).

沿岸海域의 水質 및 生態系에 관한 수치모델 연구는 현장의 條件變化에 의한 環境影響 및 환경개선 효과를 예측하는 手段으로써 널리 이용되고 있지만, 從來의 수질예측모델이 COD, DO 농도예측에 중점을 두고 있어, 海域内部에서의 汚染物質의 순환과정에 대해서는 예측목적에 따라 다양한 형태로 개발되어 있다. 内田 등[1994]은 富營養化 海域에 있어서 COD를 비보존성 물질로 설정하여, 陸域으로부터 유입되는 1차 COD와 2차 COD(내부생산 COD)로 구분하여 취급하였다. 이 모델에서는 대상해역의 영양염에 대한 내부생산의 제한인자를 인산염으로 설정하였다. 또한 中田 등[1982]은 해역의 물질순환과정에 있어서 상층을 식물성 플랑크톤의 생산층으로, 저층을 비생산층으로 구분하여, 식물성 플랑크톤의 증식에 대해 질소 및 인산염 중 제한성이 강한 쪽을 제한인자로 설정하여 평가하였다. 그리고 Kishi et al.[1981]과 松梨[1993]는 수질예측에 있어서, 질소-인의 순환과정에 용존산소(DO)의 변화를 첨가한 물질순환모델을 제안하고 있다. 이와 관련하여 김[1994]은 부영양화 해역의 물질순환과정을 고려한 수질오염예측모델을 개발하여 현재만에 적용한 바 있다. 그러나 이상의 수질모델에서는 底泥로부터의 영양염의 용출과정을 일정치로 설정하고 있어, 底泥와 水層간의 물질의 상

호작용에 대해서는 충분하게 고려되어 있지 않다.

海域의 水質은 底泥에 퇴적한 유기물의 분해 과정을 거쳐 재차 영양염으로 溶出하여, 천천히 수중에 작용하게 되므로, 水質과 底質의 평형상태 도달에는 장시간이 요구되며, 이것이 流入負荷量의 削減效果의 시간지연을 일으키는 요인으로 볼 수 있다. 이와 같이 營養塩의 舉動을 파악하기 위해서는 底質이 水質에 미치는 영향을 고려하여야 하며, 이는 최근 주목되고 있는 과제이다.

海域의 底質評價에 있어서는 용존산소, 황화물질, 산화철 등 底泥에서의 현저한 계절변화를 보이는 酸化層의 生成·消滅과 관련한 제과정, 즉 인의 흡탈착·영양염 용출 등의 과정이 수반되며, 특히 인의 거동을 잘 표현하는 것이 중요하다. 이와 관련한 수치모델로서는 堀江 등[1984]과 Ukita et al.[1986]에 의한 저니준설의 효과예측 및 수질의 경년변동예측 등에 적용되었으나, 底泥에서의 질소의 용출과정 및 제물질의 계절변화기구에 대해서는 엄밀하게 고려하지 않았다.

본 연구에서는 日本의 대표적인 富營養化 海域인 瀨戶內海의 水質管理를 위한 예측모델개발의 일환으로, 高次生物段階의 설정 및 질소의 窒酸化·脫窒機構의 도입 등 水·底質間的 溶存酸素와 營養塩의 授受과정을 통한 水質의 季節變化 모델을 구축하였다. 또한, 이 모델을 적용한 海域의 流入負荷量과 水質의 應答特性, 負荷量 削減 影響 解析 및 유입부하량과 수산자원 관계 등을 통하여 富營養化 海域의 水質管理方案에 대하여 연구하였다.

## 2. 水·底質豫測 모델의 內容

### 2.1 流動豫測 모델

瀨戶內海의 조류, 조석간차류의 재현에 있어서는연직방향으로의 정수압분포를 가정하여, Navier-Stokes의 운동방정식 및 연속방정식을 수심방향

으로 평균한 2차원 2층의 차분격자모델을 이용하였다. 그리고 조석간차류의 계산결과로부터, 瀬戸内海(Fig. 1)를 수평적으로 8개 해역, 연직적으로는 상층을 평균수면하 5 m, 하층을 以下水深으로 분할해서, 8-Box 2층의 断面移流量 및 擴散流量을 산정하였다(李 등[1995]).

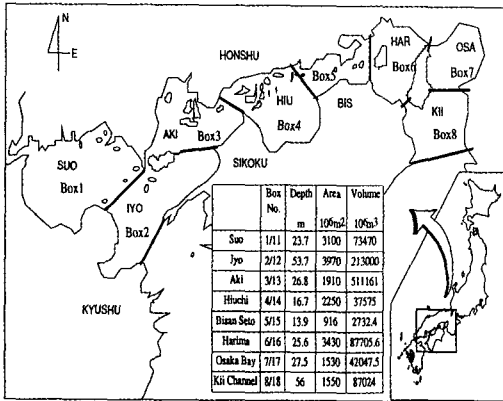


Fig. 1 Division of the eight basins two layer model in the Seto Inland Sea

## 2.2 水·底質豫測 모델

水·底質 모델(WSQM)은 營養塩에 의해 생산된 식물성 플랑크톤이 Detritus로서 底泥에 침강한 후, 底泥表面에서의 酸素消費에 의해 분해되는 도중에 底泥와 水層間에 생기는 營養塩의 接受過程을 정식화함으로써, 水質濃度の 季節變化 再現을 목적으로한 生態系 모델이다.

모델의 형태는 BOX 모델로서, 전술한 8-BOX 2층의 조석간차류의 단면유량을 유동조건으로 하고 있으며, 底泥의 분할은 표층 1 cm, 하층 4 cm의 2층으로 분할하였다.

水·底質모델의 구성은 Fig. 2에 나타난 바와 같이 인(P), 용존산소(DO), 질소(N), 화학적 산소 요구량(COD)으로 구성되어 있으며, P와 DO모델이 중심이 되고 있다. 水層과 底泥중의 P는 有機態 P와 無機態 P(CP)로 대별되며, 이중 有機態 P는 식물성 플랑크톤(FP)과 고차생물(FZ)로 설정하였다. 고차생물은 동물성 플랑크톤의 고차

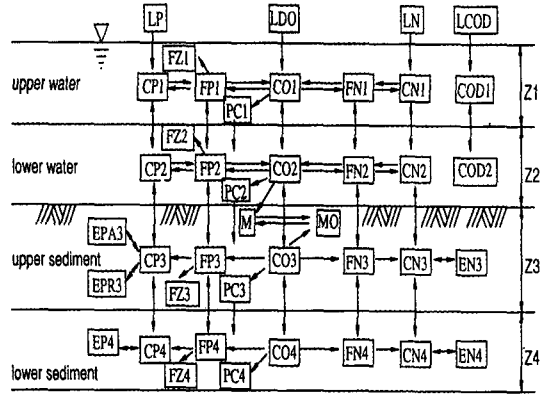


Fig. 2 Schematic view of the WSQM

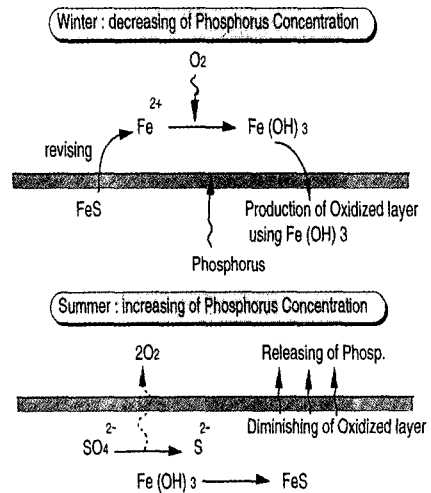


Fig. 3 Diagram of seasonal variation for EPR

의 어류 등도 포함되어 있다. 그리고 底泥表層에서의 吸脫着 P에 대해서는 酸化層(MO)의 생성 및 소멸에 의한 可溶性·不可溶性의 鐵態 P에 반응하는 반응형 흡착태 P(EPR)와, 간극수와 底泥 입자간의 흡착평형을 想定한 吸着態 P(EPA)로 표현하였으며, 하층기에서는 흡착태 P(EP)만을 상정하였다. Fig. 3은 底泥酸化層(MO)의 생성 및 소멸에 의한 EPR의 계절변화를 모식화해서 나타낸 것이다. 또한, COD는 陸由來負荷 및 FP농도로부터 환산해서 구한 1차생산에 의한 COD와

富營養化된 瀨戶內海의 水質管理을 위한 수·저질에측모델의 적용

Table 1 Fundamental equation of the WSQM

Label	Component	value	Unit	Label	Component	value	Unit
CPi	Inorg-P conc. in i-th water layer (i=1,2)	0.01, 0.03	mg/l	KFZ	Increasing rate coefficient of FZ	0.30	1/day
CPj	Inorg-P conc. in j-th sediment layer (j=3,4)	0.2, 2.0	mg/l	KEP	Adsorption/desorption rate coefficient	0.0001	1/sec
FPi	Org-P conc. in i-th water layer	0.03, 0.02	mg/l	KR	Precipitation or dissolving rate coefficient	0.00001	1/sec
FPj	Org-P conc. in j-th sediment layer	10.0, 2.0	mg/l	KMP	Production rate coefficient of 'MO'	0.30	1/day
FZi	Zooplankton-P conc. in i-th water layer	0.0005	mg/l	KMD	Diminishing rate coefficient of 'MO'	0.30	1/day
FZj	Zooplankton-P conc. in j-th sediment layer	0.2, 0.002	mg/l	Ka	Reaeration rate coefficient	191~517	cm/day
COi	Dissolved oxygen conc. in i-th water layer	9.0	mg/l	Kz	Base value of vertical mixing coefficient	0.5~1.5	cm <sup>2</sup> /sec
COj	Dissolved oxygen conc. in j-th sediment layer	0.0, -10.0	mg/l	D	Diffusion coefficient in sediment layer	0.432	cm <sup>2</sup> /day
MO	Oxidized layer density in the upper sediment	200.0	mg/l	Ws	Settling velocity of 'FP'	10~25	cm/day
M	Reduced layer density in the upper sediment	200.0	mg/l	Ws2	Settling velocity of 'PC'	5.0	cm/day
FNi	Org-N conc. in i-th water layer	0.6, 0.4	mg/l	Ws3	Settling velocity of 'FZ'	7.5~30.0	cm/day
CNi	NH4-N conc. in i-th water layer	0.2, 0.4	mg/l	Wm	Sedimentation rate of sediment layer	0.002	cm/day
CNj	NH4-N conc. in j-th sediment layer	2.0, 5.0	mg/l	COsat	Saturated DO concentration	7.0~10.0	mg/l
CNNi	NO3-N conc. in i-th water layer	0.2	mg/l	CP0	Michaelis constant of 'CP' for KP revising	0.01	mg/l
CNNj	NO3-N conc. in j-th sediment layer	0.1	mg/l	CO30	Michaelis constant of 'DO' in Z1	-10.0	mg/l
CODi	Aloctonus COD conc. in i-th water layer	1.0	mg/l	COw	Michaelis constant of 'DO' in Z3	1.0	mg/l
PCi	Detritus COD conc. in i-th water layer	0.0	mg/l	α	Adsorption equivalent constant	0.25	g/ml
PCj	Detritus COD conc. in j-th sediment layer	0.0	mg/l	ω	Volume/weight ratio of interstitial water/dry mud	1.6	ml/g
EPA3	Adsorbed-P conc. in the upper sediment layer	0.8	μg/gdry	β	Activity of oxidized layer for P storing	0.1	
EPR3	Stored-P conc. in the upper sediment layer	9.2	μg/gdry	γ	Porosity of sediment	0.78	
EP4	Adsorbed-P conc. in j-th sediment layer	10.0	μg/gdry	η	Availability of org-N, P for production	0.01	
ENj	Adsorbed-N conc. in j-th sediment layer	8.0, 20.0	μg/gdry	Rdm	Revising factor of D for 'CO' to that for 'CP'	3.0	
KP1	Production rate coefficient of 'FP1'	0.44~5.48	1/day	Rop	Conversion factor Oxygen/P	109.5	
KDi	Decomposition rate coefficient of 'FPi'	0.32~0.66	1/day	Ron	Conversion factor Oxygen/N	15.1	
KDj	Decomposition rate coefficient of 'FPj'	0.001~0.11	1/day	Roc	Conversion factor Oxygen/COD	3.0	
KDB	Decomposition rate coefficient by benthos	0.001	1/day	Rpc	Ratio of 'PC' production to 'FP' production	0.01	
KN0	Denitrification rate coefficient	0.2	1/day	RKD	Revising factor of KDi for 'FP' to that for 'PC'	0.03	
KCN0	Nitrification rate coefficient	0.1	1/day	CRX	Seasonal revising factor of KMP	0.3~1.7	
KDC	Decreasing rate coefficient of COD	0.02	1/day				

table. 1

**Inorganic phosphorus**

dCP1i=Dr·(CP2·CP1)/(0.5·Z·Z1)·PRO1·FP1·KDI·FP1·KDFZ·KDI·FZ1+LPSAZI  
 dCP2i=Dr·(CP1·CP2)/(0.5·Z·Z2)·PRO2·FP2·KDI·FP2·KDFZ·KDI·FZ2+γ·AOA·D·(CP3·CP2)/(0.5·Z2+Z3)·Z2·γ·KDB·FP3·Z3/2+γ·KDFZ·KDB·FZ3·Z3/2  
 dCP3i=Dr·(CP4·CP3)/(0.5·Zm·Z4)·AOA·D·(CP2·CP3)/(0.5·Z2+Z3)·Z3·KDB·FP3·KDFZ·KDB·FZ3·Wm·CP3Z4·(KEPω)·(EPA3·CP3ω)+(KRω)·(EPR3·L3·β·ω·MO)·(CP3/(CP3+CP30))  
 dCP4i=Dr·(CP3·CP4)/(0.5·Zm·Z4)·KDI·FP4·KDFZ·KDI·FZ4+(KEPω)·(EPA4·CP4ω)+Wm·CP3Z4·Wm·CP4Z4

**Phytoplankton phosphorus**

dFP1i=Re·Dr·(FP2·FP1)/(0.5·Z·Z1)·PRO1·FP1·KDI·FP1·KDFZ·KDI·FZ1·W6·FP1Z1  
 dFP2i=Re·Dr·(FP1·FP2)/(0.5·Z·Z2)+PRO2·FP2·KDI·FP2·KDFZ·KDI·FZ2·W6·FP2Z2+W6·FP1Z2  
 dFP3i=Re·W6·FP2Z3·Wm·FP3Z3·KDI·FP3·KDB·FP3  
 dFP4i=Re·Wm·FP3Z4·KDI·FP4·Wm·FP4Z4

**Zooplankton phosphorus**

dFZ1i=KFZ1·FZ1·KDFZ·KDI·FZ1·KG·FZ1·W3·FZ1Z1  
 dFZ2i=KFZ2·FZ2·KDFZ·KDI·FZ2·KG·FZ2·W3·FZ2Z2·W6·FZ2Z2  
 dFZ3i=KDFZ·KDI·FZ3·KDFZ·KDB·FZ3·W3·FZ3Z3  
 dFZ4i=KDFZ·KDI·FZ4·Wm·FZ4Z4·Wm·FZ4Z4

**Sediment absorbed phosphorus**

dEPA3i=KEP·(EPA3·CP3ω)  
 dEPR3i=KR·(EPR3·L3·β·ω·MO)·(CP3/(CP3+CP30))  
 dEPA4i=KEP·(EPA4·CP4ω)

**Dissolved oxygen**

dCO1i=Dr·(CO2·CO1)/(0.5·Z·Z1)+Rep·PRO1·FP1·Rop·KDI·FP1·Roc·KDC·(COD1·0.5)·Roc·RKD·KDI·PCI·Rop·KDFZ·KDI·FZ1+LDOSAZI·KA·(CO1·CO2)/(4.57·KCN1·CN1+3.43·KCN1·CNN1)  
 dCO2i=Dr·(CO1·CO2)/(0.5·Z·Z2)+Rdm·D·(CO3·CO2)/(0.5·Z2+Z3)·Z2+Rep·PRO2·FP2·Rop·KDI·FP2·Roc·KDC·(COD2·0.5)·Roc·RKD·KDI·FZ2·Rop·KDFZ·KDI·FZ2·γ·Rop·KDFZ·KDB·FZ2·Z2Z4.57·KCN2·CN2+3.43·KCN2·CNN2  
 dCO3i=Re·Rdm·D·(CO4·CO3)/(0.5·Zm·Z4)+Rdm·D·(CO2·CO3)/(0.5·Z2+Z3)·Z3+Rep·RO3·FP3·Roc·RKD·KDI·PC3·Rop·KDFZ·KDI·FZ3+57·KCN3·CN3+3.43·KCN3·CNN3  
 dCO4i=Re·Rdm·D·(CO3·CO4)/(0.5·Zm·Z4)+Rep·RO4·KDI·FP4·Roc·RKD·KDI·PC4·Rop·KDFZ·KDI·FZ4+57·KCN4·CN4+3.43·KCN4·CNN4  
 dCODi=Re·MO·MO·CO3(CO3+CO30)+RX·KMP·M·CO2(CO2+COw)  
 dM3i=Re·MO·MO·CO3(CO3+CO30)+RX·KMP·M·CO2(CO2+COw)

**Organic nitrogen**

dFNi=Rep·FNi (i=1~4)

**NH4-nitrogen**

dCN1i=Dr·(CN2·CN1)/(0.5·Z·Z1)·PRO1·Rn1·FN1·KDI·FN1·Rop·KDFZ·KDI·FZ1·KCN1·CN1+0.5·LNSAZI  
 dCN2i=Dr·(CN1·CN2)/(0.5·Z·Z2)+D·(CN3·CN2)/(0.5·Z2+Z3)·Z2·PRO2·Rn2·FN2·KDI·FN2·Rop·KDFZ·KDI·FZ2·γ·KDB·FN3·Z3/2+γ·Rop·KDFZ·KDB·Z3/2·KCN2·CN2  
 dCN3i=Dr·(CN4·CN3)/(0.5·Zm·Z4)+D·(CN2·CN3)/(0.5·Z2+Z3)·Z3·KDI·FN3·Rop·KDFZ·KDI·FZ3·KCN3·CN3+(KEPω)·(EPA3·CN3ω)+Wm·CN3Z3  
 dCN4i=Dr·(CN3·CN4)/(0.5·Zm·Z4)+Rop·KDFZ·KDI·FZ4·KCN4·CN4+(KEPω)·(EPA4·CN4ω)

**NO3-nitrogen**

dCNN1i=Dr·(CNN2·CNN1)/(0.5·Z·Z1)·ROn1·FN1+KCN1·CN1-KN1·CNN1+0.5·LNSAZI  
 dCNN2i=Dr·(CNN1·CNN2)/(0.5·Z·Z2)+D·(CNN3·CNN2)/(0.5·Z2+Z3)·Z2·PRO2·Rn2·FN2·KCN2·CN2·KN2·CNN2  
 dCNN3i=Dr·(CNN4·CNN3)/(0.5·Zm·Z4)+D·(CNN2·CNN3)/(0.5·Z2+Z3)·Z3+KCN3·CN3·KN3·CNN3·Wm·CNN3Z3  
 dCNN4i=Dr·(CNN3·CNN4)/(0.5·Zm·Z4)+Rop·KCN4·CN4·KN4·CNN4+Wm·CNN3Z4·Wm·CNN4Z4

**Sediment absorbed nitrogen**

dEN3i=Re·KEN·(EN3·CN3ω)  
 dEN4i=Re·KEN·(EN4·CN4ω)

**COD**

dCOD1i=KDC·(COD1·0.5)+Dr·(COD2·COD1)/(0.5·Z·Z1)+LCCDSAZI  
 dCOD2i=KDC·(COD2·0.5)+Dr·(COD1·COD2)/(0.5·Z·Z2)  
 TCOD1=COD1+(FP1+0.2·FZ1)·(1+0.9)·PCI  
 TCOD2=COD2+(FP2+0.2·FZ2)·(1+0.9)·PC2

**Detritus (COD)**

dPCIi=PRO1·FP1·Rop·(Rop·Roc)·RKD·KDI·PCI·W2·PCIZ1  
 dPC2i=PRO2·FP2·Rop·(Rop·Roc)·RKD·KDI·PC2·W2·PCIZ2·W2·PC2Z2  
 dPC3i=W2·PC2Z3·RDI·KDI·PC3·Wm·PC3Z3  
 dPC4i=RKD·KDI·PC4+Wm·PC4Z4·Wm·PC4Z4  
 PRO1=KPI·(CN1+γ·FN1)/(COw·CP1+γ·FP1) (a)  
 PRO2=KPI·(CN1+γ·FN1)/(CN1+CN1+γ·FN1) (b) (its value is 1/γ·PC2)  
 LP, LDO, LN, LCO: Input loadings from outside, SA: Surface area, Z: Total depth of water layer (=Z1+Z2)  
 Zm: Total depth of sediment layer (=Z3+Z4)

Detritus와 같은 COD 蓄積項(PC) 등의 합산으로 표현하였다. N에 대하여는 有機態 N(FN)은 P 부터 환산하며, 無機態 N(CN)은  $\text{NH}_4^+$ -N과  $\text{NO}_3^-$ -N으로 구분하였으며, 그의 吸着態 N(EN), 還元層(M)을 설정하였다. 모델의 기초식 및 계산에 이용한 계수는 각각 Table 1과 Table 2와 같다.

한편, 모델의 계산은 Runge-Gutta법을 이용하여 1987년의 수질의 계절변화와 30년간의 수질의 장기예측 계산을 실시하였다. 계산에 이용한 계수는 浮田 등[1991]과 山田[1983]의 연구결과를 참고로 하였으며, 중요한 계수에 대해서는 感度解析에 의한 검토도 아울러 병행하였다.

### 2.3 모델의 強制函數

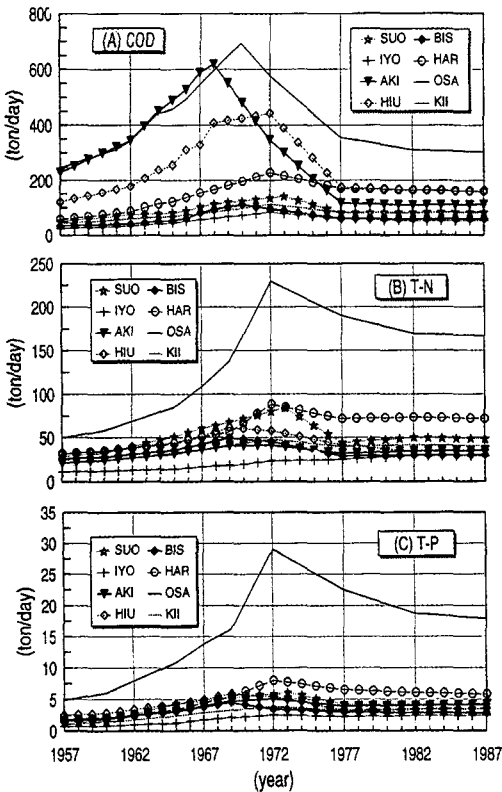


Fig. 4 Annual variation of pollutant loads in Seto Inland Sea

Table 3 Forced functions in the WSQM

(1) Vertical mixing	$Q_z = A \cdot \frac{D_z}{0.5 \cdot (z_u + z_l)}$
(2) Light intensity	$light = 390 + 170 \cdot \sin\left(\frac{2\pi}{365} \cdot (day - 80)\right)$
(3) Water temperature	$T1 = 17.63 + 8.52 \cos\left(\frac{2\pi}{365} \cdot (day - 219)\right)$ $T2 = 16.46 + 7.73 \cos\left(\frac{2\pi}{365} \cdot (day - 222)\right)$
(4) Vertical mixing coefficient	if, $day \leq 74$ $D_z = 1.440 \cdot cdz$ $74 \leq day < 192$ $D_z = \left(1.6 - \frac{(day - 103)^2}{5442.0}\right) \cdot cdz$ $192 \leq day < 266$ $D_z = \left(0.1 + \frac{(day - 207)^2}{3628.0}\right) \cdot cdz$ $266 \leq day < 290$ $D_z = \left(1.440 - \frac{(day - 290)^2}{1158.7}\right) \cdot cdz$ $290 \leq day$ $D_z = 1.440 \cdot cdz$

where,  $Q_z$  : vertical exchange volume [ $\text{cm}^3/\text{sec}$ ]  
 $T1$  : water temperature of upper water [ $^{\circ}\text{C}$ ]  
 $T2$  : water temperature of lower water [ $^{\circ}\text{C}$ ]  
 $light$  : light intensity [lux]  
 $day$  : elapsed time from 1 Jan.  
 $D_z$  : vertical mixing coefficient [ $\text{cm}^2/\text{sec}$ ]  
 $cdz$  : base value of  $D_z$  [ $\text{cm}^2/\text{sec}$ ]  
 $A$  : interface area between upper and lower boxes [ $\text{cm}^2$ ]  
 $Z_u$  ( $Z_l$ ) : depth of upper (lower) box [cm]

모델의 強制函數로서는 Table 3에 나타난 바와 같이 水質濃度의 鉛直混合과 日射條件 및 水溫 등을 설정하였다. 日射條件은 瀬戶內海의 氣象資料를 토대로 調和解析에 의해 얻어진 正현곡선을 조건으로 하였다(東京天文臺[1979]). 그리고 수온에 대해서는 환경청의 관측치를 조화해석한 계절 변화곡선을 이용하였으며, 底泥의 수온은 수층보다 30일 늦게 변화하는 것으로 설정하였다(環境廳[1984~1989]). 한편, 原單位計算에 의한 1957~1987년 (30년간)의 流入負荷量의 計算결과도 입력치로서 이용하였다(李 등[1996]). 그 결과는 Fig. 4에 나타내었다.

## 2.4 계산 및 檢證

### 2.4.1 水·底質의 季節變化

Fig. 5는 瀨戶內海의 8개 海역에 있어서 상층 COD와 하층 DO농도에 대한 계절변화의 계산결과이다. COD농도는 瀨戶內海 전역에서 7월 하순경부터 8월에 걸쳐서 높으며, 가을철에 급격히 감소하는 경향으로, 특히, 大阪灣(OSA), 播磨灘(HAR) 등 瀨戶內海의 동부해역이 서부해역보다 높은 경향을 보였다. 또한, 하층의 DO농도를 보면 8월에 貧酸素의 peak를 보이는 것으로 하계의 DO 농도 감소를 재현하고 있다. 한편, 底泥로부터의 영양염 용출속도를 보면 여름철에 크고 겨울철에 작은 계절변화 특성을 보였으며, N의 용출속도가 P에 비해 대략 4배 정도 큰 값으로 浮田 등[1979]에 의한 조사분석결과와 거의 일치하였다(Fig. 6).

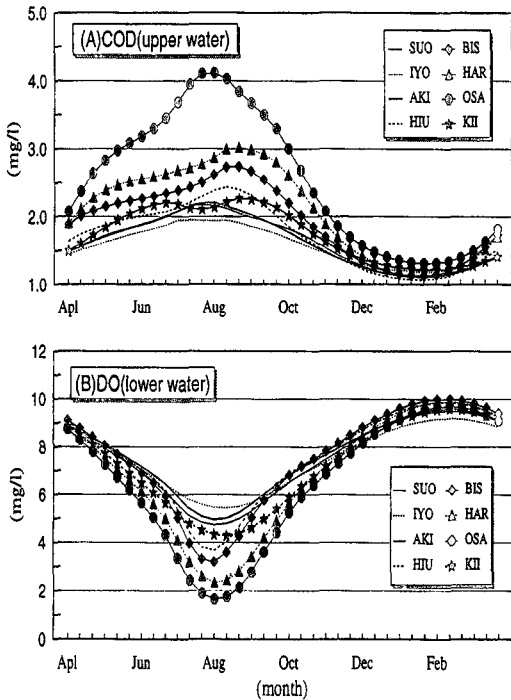


Fig. 5 Computed results of the seasonal variation for water quality

해역별로는 OSA, HAR에서 용출이 크게 나타났고, 周防灘(SUO)와 伊予灘(IYO)에서 적은 값을 나타내었다.

### 2.4.2 年平均 水質濃度の 檢證

水質濃度の 計算 檢證資料로서는 環境廳[1984~1989]과 水産廳[1987]의 COD, DO 및 營養塩(N, P) 농도의 실측치를 바탕으로, 수심별로 체적평균한 年平均濃度を 이용하였으며, 高次生物濃度の 실측치는, 門谷·岡市[1988]의 시산결과를 참

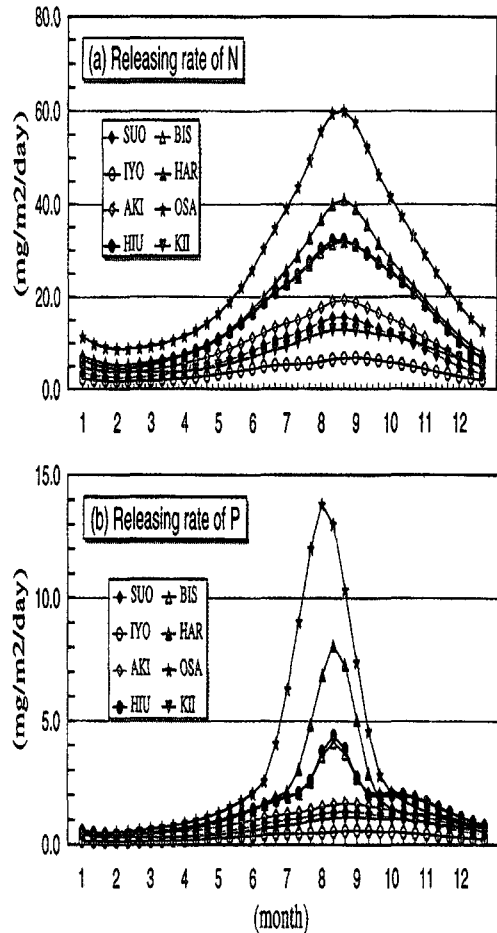


Fig. 6 Seasonal variation of calculated N and P releasing rate from bottom sediment

고로하여 추정하였다. 이에 의하면, 동물성 플랑크톤 P의 비율이 大阪灣에서 1.2%, 播磨灘에서 1.8%로 나타나고 있어, 본 모델에서는 어류를 포함한 것으로 수질(TP)의 2%를 동물성 플랑크톤 P로 설정하여 8개 해역에 일률적으로 적용하였다. 한편, 계산치는 1987년의 H單位濃度を年平均한 것이다. 이상과 같이 구한 年平均實測値와 計算値의 비교결과는 Fig. 7과 같다.

상층의 COD농도는 紀伊水道(KII)를 제외한 해역에서 실측치에 근접한 반면, 하층의 DO농도 계산치는 전해역에 걸쳐 실측치와 일치하는 경향을 나타내었다. 그러나 상층의 FZ농도의 계산결과는 大阪灣, 安芸灘(AKI), 周防灘에서 계산치가 높게 산정되었다.

### 3. 水質管理모델에의 檢討

#### 3.1 水質濃度の 經年變動

1957년부터 1987년까지 每年의 流入負荷量을 계산 입력치로 하여, 水質濃度の 經年變化를 계산하였다. Fig. 8은 上層의 COD와 下層의 DO濃도에 대한 經年變動을 나타내며, 瀬戶內海의 동부가 서부해역에 비하여 상층 COD와 하층 DO농도의 經年變動이 큰 경향을 보였다. 이 결과를 Fig. 4의 負荷量의 經年變動과 겹쳐서 보면, COD 계산치의 변동양상이 負荷量의 peak에 잘 대응하고 있음을 알 수 있다. 流入負荷量의 peak가 나타나는 1972년 전후에, 계산에서도 COD가 peak

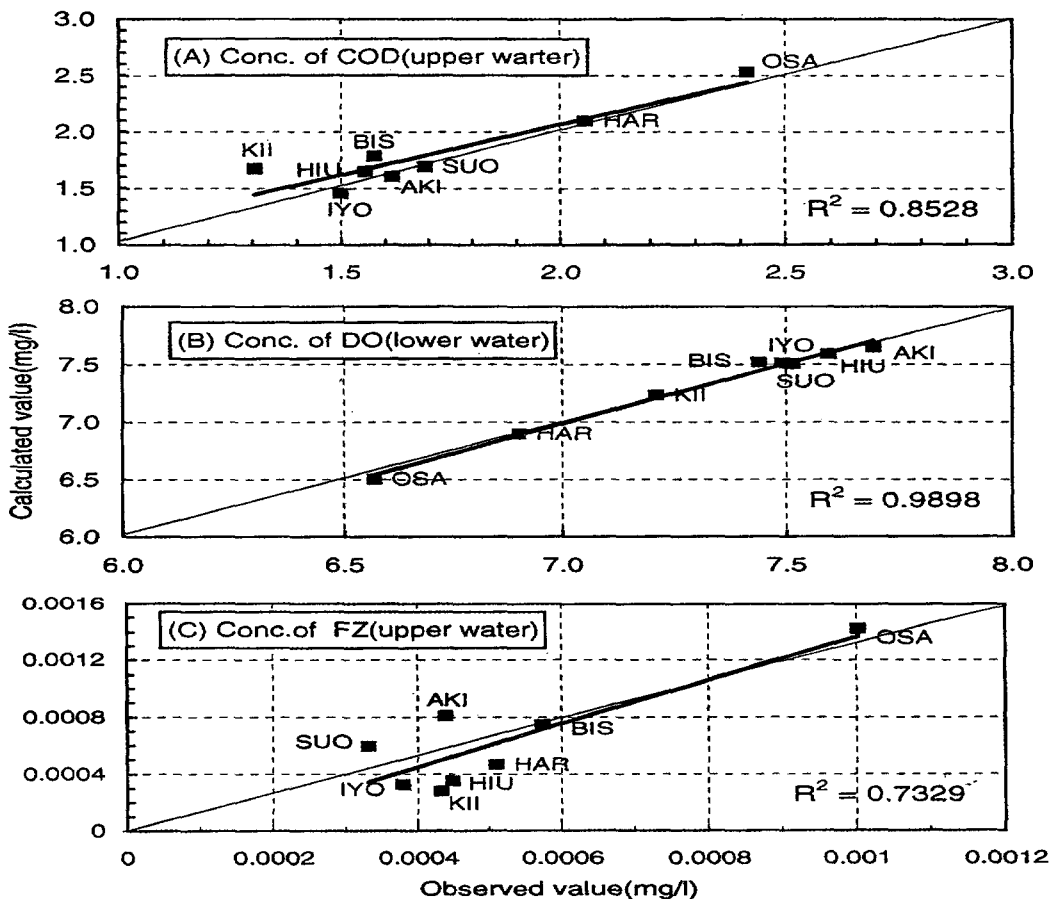


Fig. 7 Verification of calculated water quality

를 나타내었으며, 하층에서의 貧酸素狀態도 최고치에 달한 것으로 보아, 水質惡化가 심각했던 시기로 추측할 수 있다. 또한, 1965~1975년에 걸친 流入負荷量의 감소와 더불어 COD 농도의 감소 및 DO 농도의 상승 등으로 완만하게 수질이 개선되고 있음을 알 수 있다.

### 3.2 流入負荷量과 水質의 應答特性

Fig. 9는 COD, N, P의 經年負荷量과 水質 COD 농도를 연도별로 대응한 결과이다. 그림 중의 COD 농도는 經年計算值의 연평균치를 나타낸다. 周防灘의 경우 COD 부하량이 증가함에 따라, COD 농도는 약 2 ppm에 달하기까지 급격히 악화되었으며, 1972년 이후 부하가 감소하였지만, 수질개선에는 완만한 변화를 보였다. 그리고, 安

芸灘은 1965년부터의 대폭적인 COD 負荷削減이 시행되었음에도 불구하고, 1972년까지 전혀 수질 개선이 보이지 않았다. 이것은 당시의 TP와 TN 負荷의 계속적인 증가에 기인함을 알 수 있는 점으로, 1973년부터의 TP 負荷의 삭감이 실시된 이후 수질이 개선되기 시작하였다. 그러므로, 安芸灘의 수질개선을 위해서는 COD 負荷보다도 TP 負荷의 삭감이 유효함을 알 수 있다. 반면에 播磨灘의 경우는 COD, TP 負荷 어느쪽이든 전형적으로 수질이 개선되어 균형잡힌 負荷削減이 실시되었던 것으로 나타났다. 한편, 大阪灣은 1971년 이후 COD 負荷가 削減되었어도, TP 負荷가 증가함에 따라, 수질개선은 전혀 보이지 않았으며, 오히려 TP 負荷의 증가와 더불어 수질의 계속적인 惡化를 보였다. 따라서, 大阪灣도 安芸灘과 같이 TP 부하의 삭감이 COD 부하삭감보다도 효과적임을 알 수 있다.

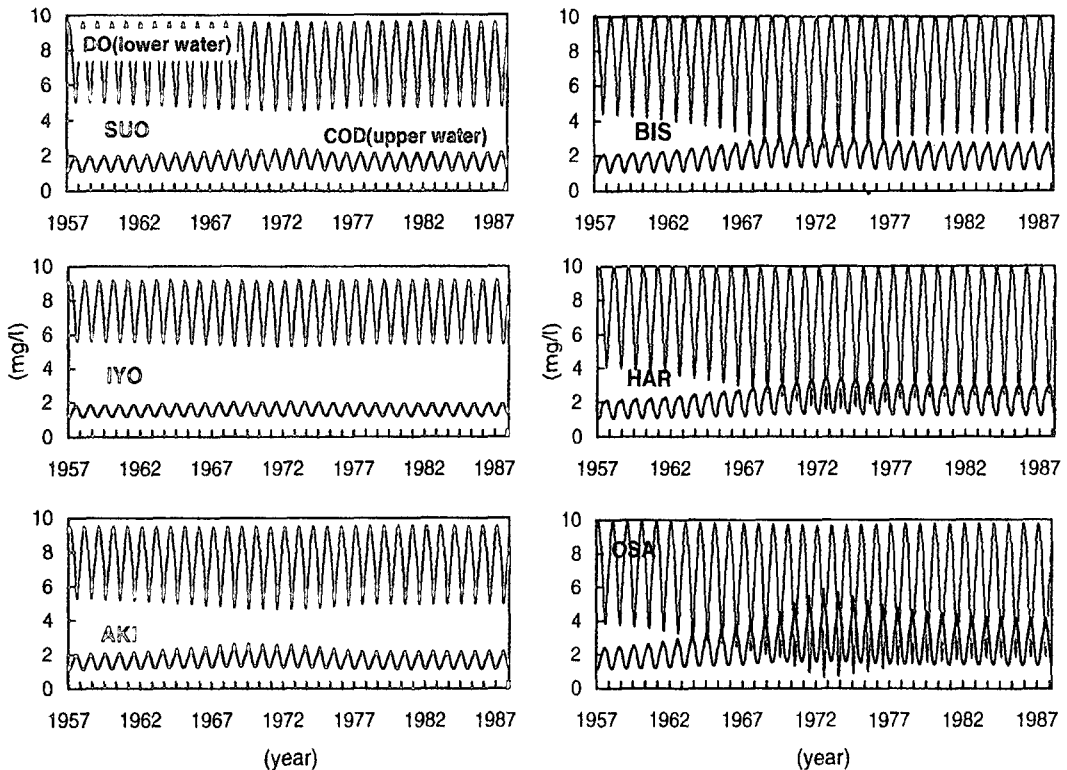


Fig. 8 Computed results of annual variation for COD and DO using the WSQM



이상과 같이 負荷量의 增減은 水質濃度에 반영되지만, 大阪灣 및 安芸灘에서 나타난 바와 같이 COD 負荷를 삭감해도 인의 삭감이 병행되지 않고서는 수질개선이 보이지 않는 것처럼, 각 海域에 따라 負荷에 대한 水質의 對應特性이 다르게 나타났다. 城[1990] 의하면 1970년대 이후 10년간에 걸쳐 瀬戶內海 전역에서 N/P 비율이 5정도 증가했다고 보고하고 있다. 이는 海역별의 특성을 고려한 負荷量 削減 및 環境基準 설정의 중

요성을 지적한 것으로, 負荷削減對策으로서는 COD 負荷 뿐만 아니라 總合의인 부하삭감대책이 필요하다는 것으로 해석할 수 있다.

### 3.3 適正流入負荷量의 檢討

#### 3.3.1 負荷量 削減의 效果

본 모델을 이용하여 瀬戶內海에서 陸域으로부터

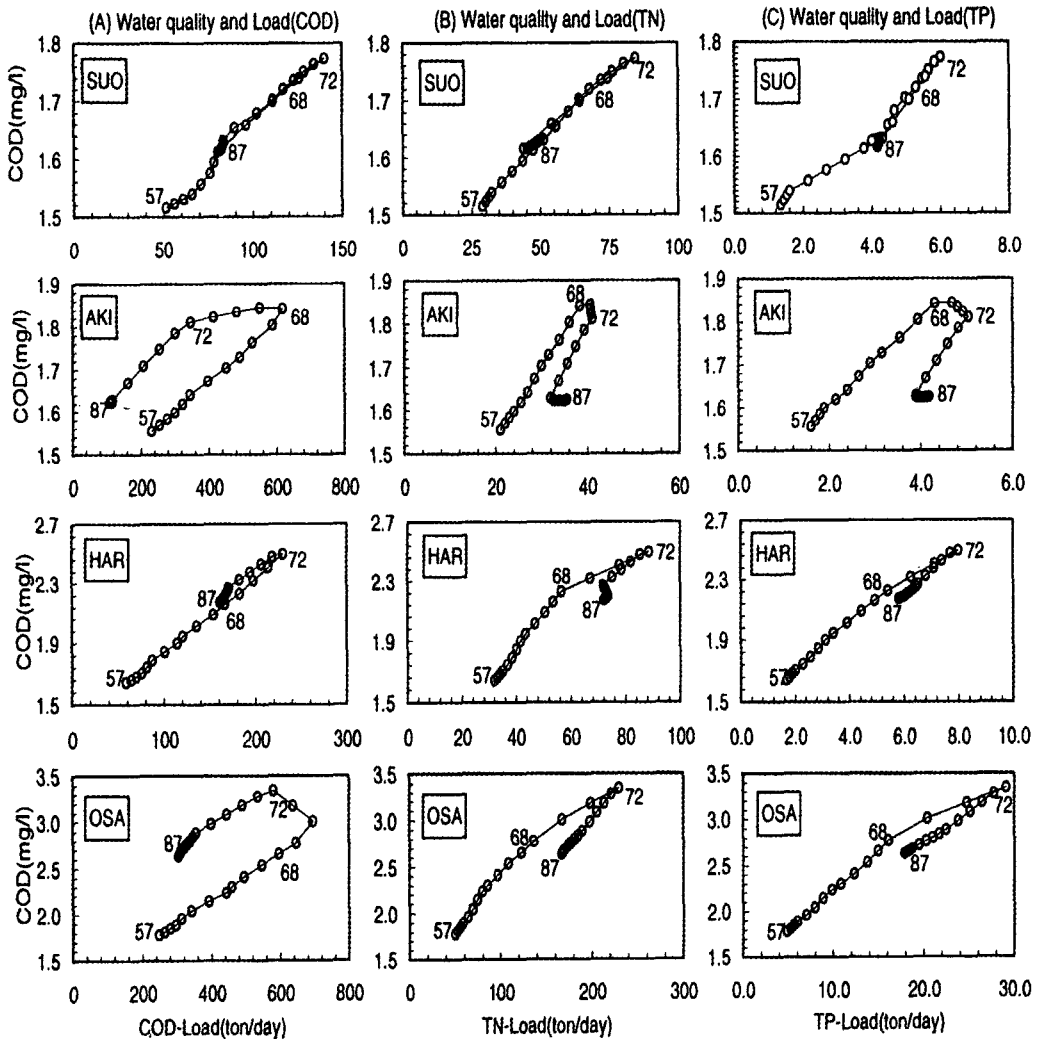


Fig. 9 Response between COD concentration and load of COD, TN, TP in the Seto Inland Sea (in 1957~1987)

流入하는 水負荷量을 각 海역별로 現狀의 50% 및 100% 削減했을 경우와 아울러 COD, TN, TP 부하를 각각 削減했을 경우를 예로하여 구체적인 유입부하량의 削減효과에 대하여 검토하였다. 계산결과중 大阪灣의 상층 COD 농도의 변화를 Fig. 10에 나타내었다. Fig. 10을 보면 COD 부하량 削減만으로는 전혀 효과가 나타나지 않고, 전체적으로 TP 뿐만 아니라 TN 부하削減의 영향이 크게 기여함을 알 수 있다. 또한, 부하량 削減효과가 안정되기까지는 약 2년 정도가 소요 되는 것으로 예측되었다. 한편, 부하량의 50%

削減효과가 100% 削減 및 削減하지 않았을 경우의 평균치로 취급될 수 없으므로, 수질농도와 부하량의 관계에는 비선형적인 요소가 존재함을 알 수 있다.

전술한 바와 같이 부하량削減의 효과는 모델의 입력치인 부하량 데이터를 변경하는 것으로 평가가능하지만, 보다 간단히 부하량의 削減효과를 예측할 수 있는 概算方法에 대하여 다음과 같이 검토하였다.

Table 4는 본 모델을 이용하여 각 海역의 TN, TP 負荷량이 없다고 가정했을 경우의 水質濃度を 基底濃度( $C_0$ )로 하고, 水質의 現狀濃度( $C_p$ )와 기저농도와의 차를 人爲濃度( $C_a$ )로 하여, 이에 대한 각 海역의 寄與率을 산정한 것이다. 水質의 現狀濃度は 環境廳[1984~1989]에 의한 1984~1987년의 4년평균한 TN, TP의 관측점 분포도를 瀨戶內海의 수심, 표고도에 겹쳐서, 해당 농도별로 분포체적을 측정하여 각 海역별의 現狀濃度を 추산하였다. TN을 예를 들면, 周防灘(SUO)의 人爲濃도에 대한 각 海역의 부하기여율은 周防灘 59%, 伊予灘 11%, 安芸灘 12%를 나타내고 있으며, 大阪灣의 負荷는 隣接海域에 미

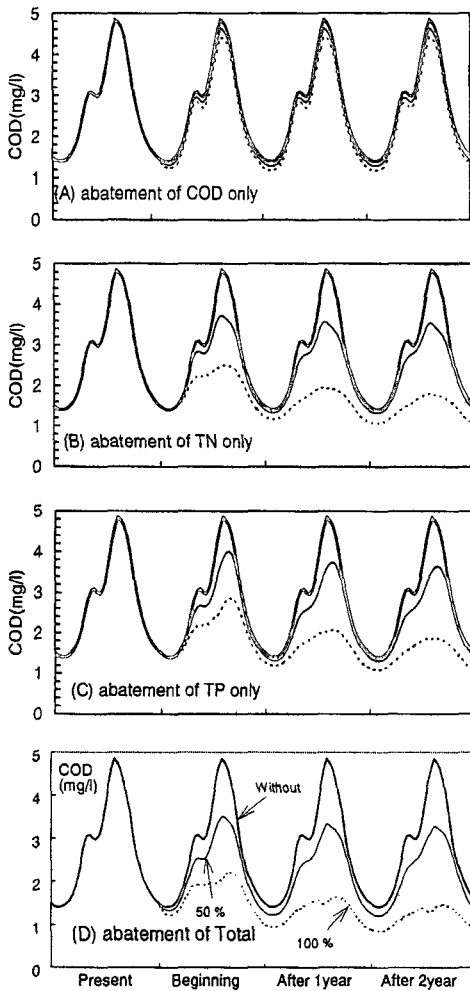


Fig. 10 The effect of loading abatement at the upper layer in Osaka Bay

Table 4 The degree of influence between water quality and arbitrated loads in each BOX

	TN(mg/l)	SUO	IYO	AKI	HIU	BIS	HAR	OSA	KII	
C	$C_p$	0.20	0.17	0.21	0.21	0.30	0.26	0.59	0.25	
	$C_0$	0.11	0.11	0.11	0.11	0.10	0.11	0.11	0.12	
	$C_a$	0.09	0.06	0.10	0.11	0.20	0.15	0.48	0.13	
	$\lambda$	SUO	0.59	0.27	0.10	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00
λ		IYO	0.11	0.18	0.08	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00
		AKI	0.12	0.22	0.33	0.16	0.05	0.02	0.01	0.01
		HIU	0.11	0.19	0.29	0.44	0.12	0.04	0.02	0.03
		BIS	0.03	0.06	0.08	0.14	0.35	0.14	0.05	0.08
		HAR	0.02	0.04	0.06	0.09	0.22	0.38	0.15	0.25
		OSA	0.02	0.03	0.05	0.08	0.20	0.35	0.73	0.48
		KII	0.00	0.01	0.01	0.02	0.04	0.07	0.04	0.15
		TP(mg/l)	SUO	IYO	AKI	HIU	BIS	HAR	OSA	KII
C	$C_p$	0.021	0.019	0.020	0.023	0.025	0.031	0.048	0.029	
	$C_0$	0.019	0.019	0.019	0.018	0.017	0.016	0.016	0.017	
	$C_a$	0.002	0.000	0.002	0.005	0.009	0.015	0.032	0.012	
	λ		SUO	0.54	0.24	0.08	0.04	0.01	0.00	0.00
		IYO	0.10	0.16	0.06	0.03	0.01	0.00	0.00	0.00
		AKI	0.16	0.27	0.37	0.19	0.05	0.02	0.01	0.01
		HIU	0.12	0.18	0.28	0.42	0.12	0.04	0.02	0.03
		BIS	0.03	0.06	0.08	0.14	0.32	0.12	0.04	0.07
		HAR	0.02	0.03	0.05	0.07	0.19	0.31	0.12	0.19
		OSA	0.03	0.05	0.07	0.10	0.27	0.45	0.78	0.58
		KII	0.00	0.01	0.01	0.01	0.03	0.06	0.03	0.12

C : Concentration of water quality.  
λ : Contribution rate with arbitrated concentration.

치는 영향이 큼을 알 수 있다. 이 Table을 이용하면 식(1)에 의해 부하삭감후의 수질농도를 概算할 수 있다.

$$C_b = \sum \{ (1 - \delta) \cdot \lambda_i \} \cdot C_a + C_o \quad (1)$$

여기서,  $C_b$ 는 부하삭감후의 수질농도를,  $\delta$  과  $\lambda_i$  는 각각 해역별의 부하삭감과 부하기여율을,  $C_a$ 는 인위농도를  $C_o$ 는 기저농도를 나타낸다.

### 3.3.2 適正流入負荷量の推算

과거 瀨戶內海에서는, 참돔이나 삼치 등의 고가魚類가 풍부하였으나, 최근에는 이러한 어종이 급격히 감소하거나 어획되지 않는 반면, 멸치나 정어리 등 저가의 浮魚類의 漁獲量이 크게 증가하는 추세이다. 이와 같은 경향은 貧酸素水塊의 발생이 水産資源量 변동의 制約條件으로 되어 있다는 報告에서도 찾아볼 수 있다(李 등[1997]). 이것은 瀨戶內海의 환경기준설정에서, 水質 및 水産資源에 대한 각 해역별의 특성을 고려하여 설정해야 할 필요성을 제시한다. 이와 관련하여

여 氷井[1996]은 瀨戶內海에서 持續的인 水産資源管理를 위해 요청되는 營養塩(N, P)의 環境基準를 提案하였다. 이 자료를 기초로 하면, 瀨戶內海의 각 해역별의 N, P에 대한 目標 水質濃度를 추산할 수 있으며, 轉輸한 수질의 現狀濃度의 추산방법에 의해 각 해역의 目標 水質濃度를 年 평균치로 추산하였다(Fig. 11).

Fig. 11은 瀨戶內海의 N과 P의 目標 水質를 달성하기 위해, 각 해역의 유입부하량을 어느 정도 삭감해야 하는가를 Table 4를 근거로 시산한 적정 유입부하량의 추산결과이지만, 본 모델에서는 수질을 평균농도로 취급하고 있으므로, 沿岸部와 外海部の 目標수질의 차이에 대한 평가는 고려하지 않았다. Fig. 11의 case 1은 부하량삭감의 상한을 30%로 하여 가능한 目標수질에 접근하려고 했을 경우로서, 瀨戶內海 동부에서는 目標치에 달하지 못하고 있다. 한편, case 2는 효율적으로 目標치를 달성할 수 있도록 最適化한 경우로, 備讚瀨戶(BIS)에서 大阪灣(OSA)에 걸쳐서는 TN가 30%~80%, TP가 60%~65%정도까지의 부하삭감이 실시되어야 함을 나타내는 것으로, 目標수질을 달성하기 위해서 상당한 改善努力이 필요함을 알 수 있다.

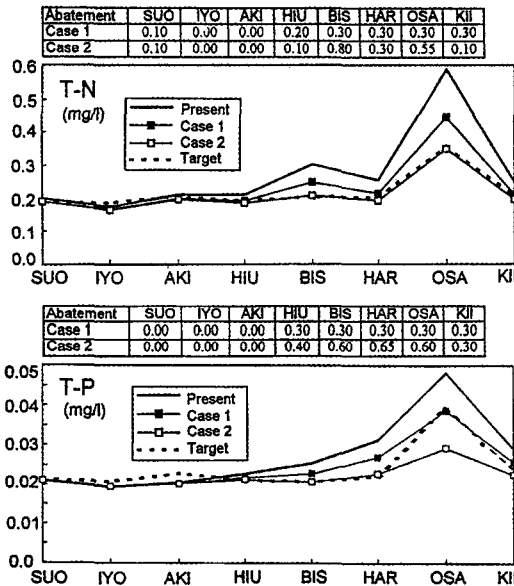


Fig. 11 Comparison between targeted water quality and optimized loading abatement

### 3.4 流入負荷量과 水産資源

수산업에 필요한 해역의 영양상태를 유지하기 위해서는 瀨戶內海 서부해역에서는 부영양화가 필요한 반면 동부해역인 大阪灣과 備讚瀨戶 등의 해역은 다소의 부하량삭감이 필요하다. 그러나 유입부하량과 어획량의 관련성을 알기 위해서는 유입오탁부하량으로부터 어류생산으로의 메카니즘을 파악할 필요가 있다. 이를 위해 본 연구에서는 부하량과 영양염을 통한 플랑크톤의 일차생산 및 어획량과 어업생산에 대해 단계적으로 검토하였다.

유입부하량과 일차생산량의 대응관계는 전절에서 언급한 수질의 장기 수치실험을 이용하여 일차생산량(생산량-분해량)의 경년치를 구하였다. 이 값을 각 해역별의 면적당의 일차생산량으로 환산해서 李 등[1996]이 제시한 유입부하량의 경

년변동과 수 등[1995]에 의한 어획량의 산출결과와 함께 Table 5에 나타내었다. 또한 이의 경년

Table 5 Annual variation of primary production, loads and catchment in Seto Inland Sea (unit: ton/km<sup>2</sup>/year)

그러나 Fig. 13에 나타난 바와 같이 일차생산량은 이차생산인 어획량에 반영되지 않는 경향으로 나타나 어느 정도까지의 일차생산량의 증가는 어획량의 증가에도 연결되지만 그 이상의 일차생산량의 증가는 어획량의 신장에 직접적으로 반영되지 않는 것으로 나타났다.

#### 4. 要約 및 結論

日本の 대표적인 富營養化 海域인 瀬戸内海를 대상으로 水·底質間의 溶存酸素와 營養塩의 接受 과정을 표현한 水·底質豫測모델을 開發하여, 海域의 流入負荷量과 水質의 應答特性, 負荷量削減의 影響解析 및 유입부하량과 수산자원의 관계 해석을 통하여 富營養化 海域의 水質管理方案에 대하여 연구하였다. 연구결과를 요약하면 다음과 같다.

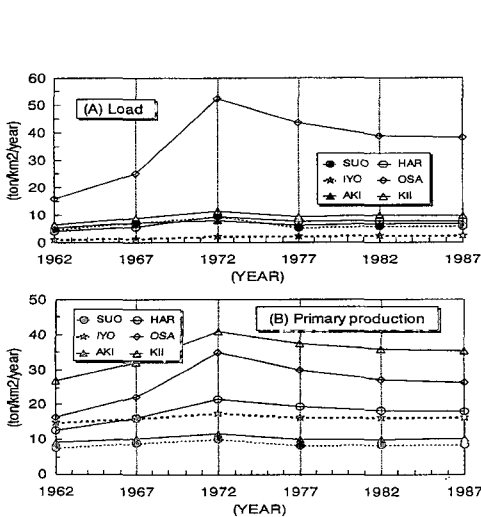


Fig. 12 Correspondence of loads to primary production by total nitrogen (T-N) in Seto Inland Sea

변동은 1967~1987년까지의 5년별의 계산결과를 보면 瀬戸内海 전역에서 전질소(T-N)를 통한 유입부하량과 일차생산량은 정비례 관계를 보였다 (Fig. 12). 즉, 유입부하량이 증가함에 따라 해역별의 일차생산량은 증가하는 경향으로 나타났다.

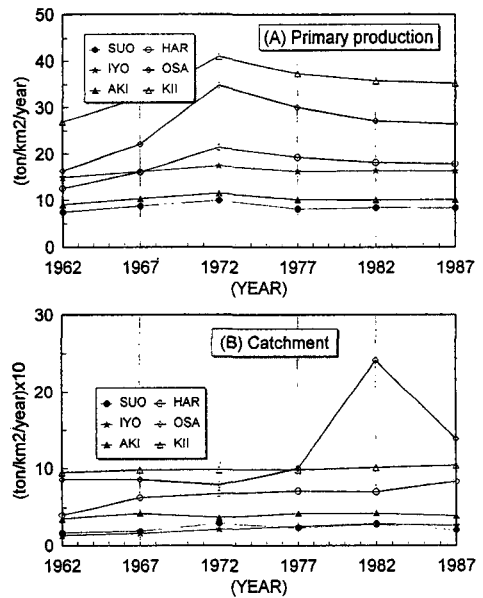


Fig. 13 Correspondence of primary production to catch of fish by total nitrogen (T-N) in Seto Inland Sea

1) 負荷에 대응한 수질의 장기예측결과, 負荷量과 水質의 應答特性이 海域에 따라 다르게 나타났다. 또한, 備讚瀬戸에서 大阪灣에 걸쳐서는 日標水質을 달성하기 위해서 상당한 水質改善 努力이 필요함을 알았다.

2) 適正負荷量の簡易推算方法으로서 隣接海域의 負荷影響 및 寄與率을 포함한 負荷削減後의 水質豫測에 대한 概算式을 提案하였으며, 負荷量削減效果의 數値計算結果 隣(P) 뿐만 아니라 窒素(N)의 負荷削減의 影響이 크게 寄與함을 보였다.

3) 流入負荷量과 水産資源의 關係를 水質을 매개로 검토한 바, 瀨戶内海와 같은 부영양화 해역에서는 유입부하량의 증가는 일차생산량의 증가에 반영되지만 이차생산 이후의 전송효율에는 한도가 있는 것으로 나타났다.

## 후 기

本 研究는 日本生命財團特別研究助成課題 “瀨戶内海에 있어서 有用水産資源의 持續的生産과 環境保全에 관한 學制的 研究” (代表 岡市友利)의 후원을 받아 수행된 것으로, 이에 감사의 마음을 표합니다.

## 參考文獻

[1] 김종구, 1995, 진해만 해역의 하계 부영양화 모델링, 부산수산대학교 대학원 박사학위논문, 1-130.  
 [2] Kishi, M., K. Nakata and K. Ishikawa, 1981, “Sensitive Analysis of a Coastal Marine Ecosystem”, J. Oceanogr. Soc. of Japan Vol.37, 120-134.  
 [3] Ukita, M., H. Nakanishi and Y. Kawai, 1986, “Study on the modelling of the behavior of phosphorus released from sediments”, Ecological Modelling Vol.31, 105-123.  
 [4] 合田 健, 1993, “沿岸海域의 N, P 環境基準”, 水環境學會誌 第16卷 第8号, 1-533.  
 [5] 内田唯史, 浮田正夫, 關根雅彦, 中西 弘, 1994, “富營養化海域의 水質의 非線形性とそのモデルソウク에 關する 研究”, 土木學會論文集 第503卷/II-29, 187-195.  
 [6] 中田喜三郎, 田口弘一, 1982, “生態-流体力學 모델을 이용한 内灣의 富營養化過程에 關する 數值

實驗, その2, 内灣의 生態モデル”, 公害資源研究報告 第11권 第4号, 47-69.

[7] 松梨史郎, 1993, “閉鎖性海域의 窒素·リン·溶存酸素의 豫測モデル”, 海岸工學論文集 第40卷, 1076-1080.  
 [8] 堀江 毅, 細川恭史, 1984, “海域低泥中の營養塩の長期變動豫測について”, 海岸工學論文集 第31卷, 705-709.  
 [9] 李寅鐵, 浮田正夫, 關根雅彦, 藤田健一, 1995, “瀨戶内海における 流量收支と 水質應答特性에 關する 研究”, 環境工學論文集 第32卷, 293-300.  
 [10] 浮田正夫, 山原康嗣, 中西 弘, 1991, “大阪灣에 關하여의 流入負荷量의 推移と 内部生産”, 沿岸海洋研究ノート 第29卷 第1号, 51-59.  
 [11] 山田 久, 1983, “堆積有機物の分解·無機化と營養塩類의 溶出에 關하여의 内灣底泥를 めぐる 物質收支의 動態解明에 關する 研究”, 水産廳, 1-218.  
 [12] 東京天文台編, 1979, “理科年表ね”, 第52冊.  
 [13] 環境廳水質保全局, 1990, “廣域總合水質調査結果”, 1984~1989.  
 [14] 李寅鐵, 浮田正夫, 關根雅彦, 中西 弘, 1995, “瀨戶内海への營養塩類의 流入負荷量解析と 物質收支에 關する 研究”, 海岸工學論文集 第42卷, 1106-1110.  
 [15] 浮田正夫, 河合泰治, 中西 弘, 1979, “富營養化水域의 底質評價의 ための N,P 等分析指標에 關する 研究”, 用水と廢水, Vol.21, No.7, 807-817.  
 [16] 水産廳, 1987, “廣域總合水質調査結果”.  
 [17] 門谷茂, 岡市友利, 1988, “大阪灣, 播磨灘의 C·N·P 循環에 關하여의 플라クトソ의 役割”, 沿岸海洋研究ノート 第25卷 第2号, 158-164.  
 [18] 城 久, 1990, “大阪灣의 開發と 海域環境의 變遷”, 日本海洋學會秋季大會講演要旨集, 329-330.  
 [19] 李寅鐵, 關根雅彦, 浮田正夫, 中西 弘, 1997, “沿岸生態系モデルによる 瀨戶内海의 水産資源量解析에 關する 研究”, 土木學會論文集 No.566/VII-3, 81-93.  
 [20] 水井達樹, 1996, “望ましい漁業, 瀨戶内海의 生物資源と 環境-その將來の ために-(岡市友利編)”, 恒星社厚生閣, 83-105.