

鎭海灣의 貧酸素 水塊 形成에 關한 數值實驗

최우정 · 박청길* · 이석모*

남해수산연구소 충무분소 · *부산수산대학교 환경공학과

Numerical Simulation of the Formation of Oxygen Deficient Water-masses in Jinhae Bay

Woo-Jeung CHOI, Chung-Kill PARK* and Suk-Mo LEE*

*South Sea Fisheries Research Institute Chungmu Laboratory,
Toung young 651-940, Korea*

**Department of Environmental Science and Engineering, National Fisheries University of Pusan,
Pusan 608-737, Korea*

Jinhae Bay once was a productive area of fisheries. It is, however, now notorious for its red tides; and oxygen deficient water-masses extensively develop at present in summer. Therefore the shellfish production of the bay has been decreasing and mass mortality often occurs. Under these circumstances, the three-dimensional numerical hydrodynamic and the material cycle models, which were developed by the Institute for Resources and Environment of Japan, were applied to analyze the processes affecting the oxygen depletion and also to evaluate the environment capacity for the reception of pollutant loads without dissolved oxygen depletion.

In field surveys, oxygen deficient water-masses were formed with concentrations of below 2.0mg/l at the bottom layer in Masan Bay and the western part of Jinhae Bay during the summer.

Current directions, computed by the M_2 constituent, were mainly toward the western part of Jinhae Bay during flood flows and in opposite directions during ebb flows. Tidal currents velocities during the ebb tide were stronger than that of the flood tide. The comparison between the simulated and observed tidal ellipses showed fairly good agreement. The residual currents, which were obtained by averaging the simulated tidal currents over 1 tidal cycle, showed the presence of counterclockwise eddies in the central part of Jinhae Bay. Density driven currents were generated southward at surface and northward at the bottom in Masan Bay and Jindong Bay, where the fresh water of rivers entered.

The material cycle model was calibrated with the data surveyed in the field of the study area from June to July, 1992. The calibrated results are in fairly good agreement with measured values within relative error of 28%. The simulated dissolved oxygen distributions of bottom layer were relatively high with the concentration of $6.0\sim 8.0\text{mg/l}$ at the boundaries, but an oxygen deficient water-masses were formed within the concentration of 2.0mg/l at the inner part of Masan Bay and the western part of Jinhae Bay. The results of sensitivity analyses showed that sediment oxygen demand(SOD) was

one of the most important influence on the formation of oxygen depletion. Therefore, to control the oxygen deficient water-masses and to conserve the coastal environment, it is an effective method to reduce the SOD by improving the polluted sediment.

As the results of simulations, in Masan Bay, oxygen deficient water-masses recovered to 5.0mg/l when the 50% reduction in input COD loads from Masan basin and 70% reduction in SOD was conducted. In the western part of Jinhae Bay, oxygen deficient water-masses recovered to 5.0mg/l when the 95% reduction in SOD and 90% reduction in culturing ground fecal loads was conducted.

緒 論

鎭海灣은 남해안의 동쪽에 위치하고 있으며, 加德水道와 見乃梁 海峽으로 외해와 연결되는 閉鎖性이 강한 내만이다. 수심은 대부분 10~20m 정도 되는 천해로 해안선의 굴곡이 심하고 외양해역과 차단되어 있으므로 태풍 등의 자연재해를 막을 수 있을 뿐 만 아니라, 육지로부터 적절한 영양염의 공급으로 먹이생물이 풍부하여 과거에는 각종 수산생물의 棲息地 및 産卵場으로 최적의 장소였다. 그러나 1960년대 이후 유역내의 급격한 도시화와 臨海工團이 조성되면서 生活下水, 工場廢水 등에 의한 오염부하와 양식생물 배설물에 의한 自體 汚染負荷가 자정능력의 한계를 초과하여 부영양화가 가속화 되고 있다.

이로 인해 수산의 측면에서 가장 문제시 되고 있는 점은 빈번한 적조발생과 貧酸素 水塊의 형성이다. 적조에 관해서는 1961년에 朴 等(1967)이 10월초에 발생한 적조를 과학적으로 조사하여 최초 보고한 이후 해를 거듭할 수록 발생회수가 증가하고 지속기간도 장기화 되고 있으며 수산생물의 피해도 발생하고 있는 실정이며(趙, 1979; 朴 等, 1987), 지금까지 이에 관한 많은 연구가 수행되었다(李 等, 1981; 李, 1984; 金, 1989). 貧酸素 水塊의 경우 1983년에 Hong(1987)이 鎭海灣의 저서생물과 용존산소와의 관계에 대하여 보고하면서 여름철 전해만의 貧酸素 水塊를 언급한 이후 姜 等(1989), 朴 等(1991), Hong *et al.*(1991), 李(1991), 林 等(1992)이 여름철에는 馬山灣이나 鎭海灣 西部海域의 경우 저층수가 貧酸化 또는 無酸化하는 것으로 보고하고 있다.

水塊의 용존산소 결핍은 수산양식의 측면에서 보면 어·패류의 호흡이나 생리작용에 직접적으로 악영향을 미치는 것이고, 또 저서군집의 출현종과 개체수에도 민감하게 작용하는 것으로 보고하고 있으며(Hong, 1987; 林 等 1992), 혐기적 상태에서

저질내 유기물이 분해될 경우 황화수소나 암모니아와 같은 유독성 물질에 의해 慢性的 毒性現象을 나타낼 가능성이 높다. 특히 저층에 형성된 貧酸素 층이 생물이 서식하는 상층으로 湧昇할 경우 직접적인 생물폐사를 초래하는 것으로 알려져 있으므로(柿野, 1986) 鎭海灣의 수산생물 생산성 향상을 위해서는 여름철에 저층 부근에서 형성되는 貧酸素 水塊의 형성방지가 무엇보다도 중요하고 생각된다.

貧酸素 水塊의 개선을 위해 일본의 경우 灣口改良, 曝氣 및 경험적인 방법으로 대상 만의 용존산소 수치해석을 통한 연안어장 관리방안을 보고한 바 있고(中村 等, 1975; 中村 等, 1976; 恒星社厚生閣, 1977), 臧本 等(1991), Kishi *et al.*(1991), Nakada (1992)등은 수치모델 기법을 이용하여 貧酸素의 해소방안이나 연안해역의 생산성 향상방안을 제시한 바 있다. 우리나라에서는 崔 等(1991)이 경험적 방법에 의한 연안해역 관리방안을 보고하였으나, 변수가 다양한 해양에서 용존산소 수치를 해석하는 데는 미비한 점이 많다. 그래서 해수유동과 같은 다양한 변수에 의한 수질변동을 재현하고 어장환경 회복을 위한 오염부하 삭감량의 정량적 해석을 위해서는 제 인자들을 포함한 대상해역의 수치모형 실험이 필요하다.

따라서 본 연구는 鎭海灣 海域에서 발생하는 貧酸素 水塊 형성원인을 究明하고 수질환경 개선대책을 수립하기 위하여 日本 資源環境總合技術研究所에서 개발한(臧木 等, 1991) 3차원 해수유동 모델과 물질순환 모델을 이용하여 鎭海灣의 해수유동장을 3차원으로 해석하고, 하계의 용존산소 농도 분포를 계산하여 재현한 후, 용존산소 분포에 영향을 미치는 주요 오염부하들을 정량적으로 어느 정도 저감하였을 때 貧酸素 現象을 회복할 수 있는지를 시뮬레이션하여 지속적이고 안정적인 수산생물의 생산을 위한 어장환경 관리대책을 마련하고자 한다.

材料 및 方法

1. 모델의 개요

1) 3차원 해수유동 모델

(1) 기본방정식

만내의 유체 흐름은 潮汐, 담수유입 및 바람에 의해 좌우된다. 종래의 유동 시뮬레이션에서는 潮汐만을 고려하는 경우가 많았으나, 해역에 있어서 물질의 순환은 恒流成分에 영향을 많이 받으므로 (Yanagi, 1974) 潮汐流 및 恒流成分을 고려하여 모델화 되었고, 기본 방정식은 다음과 같다.

① 運動方程式

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(u^2) - \frac{\partial}{\partial y}(uv) - \frac{\partial}{\partial z}(uw) + f_0 v - g \frac{\partial \xi}{\partial x} - \frac{g}{\rho} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial x} dz' - \frac{1}{\rho} \frac{\partial Pa}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x}(N_x \frac{\partial u}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(N_y \frac{\partial u}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(N_z \frac{\partial u}{\partial z}) \dots (1.1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uv) - \frac{\partial}{\partial y}(v^2) - \frac{\partial}{\partial z}(vw) + f_0 u - g \frac{\partial \xi}{\partial y} - \frac{g}{\rho} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial y} dz' - \frac{1}{\rho} \frac{\partial Pa}{\partial y} + \frac{\partial}{\partial x}(N_x \frac{\partial v}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(N_y \frac{\partial v}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(N_z \frac{\partial v}{\partial z}) \dots (1.2)$$

② 連續方程式

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \dots (1.3)$$

③ 自由表面式

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x} \left(\int_{-H}^{\xi} u dz \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(\int_{-H}^{\xi} v dz \right) \dots (1.4)$$

④ 熱收支式

$$\frac{\partial T}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uT) - \frac{\partial}{\partial y}(vT) - \frac{\partial}{\partial z}(wT) + \frac{\partial}{\partial x}(k_x \frac{\partial T}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(k_y \frac{\partial T}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(k_z \frac{\partial T}{\partial z}) \dots (1.5)$$

⑤ 鹽素量收支式

$$\frac{\partial Cl}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(u \cdot Cl) - \frac{\partial}{\partial y}(v \cdot Cl) - \frac{\partial}{\partial z}(w \cdot Cl) + \frac{\partial}{\partial x}(K_x \frac{\partial Cl}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_y \frac{\partial Cl}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(K_z \frac{\partial Cl}{\partial z}) \dots (1.6)$$

⑥ 狀態方程式

$$\rho = \rho(Cl, T) \dots (1.7)$$

여기서 u, v, w : X, Y, Z 방향의 유속성분(cm/sec)

ξ : 평균수면에서 자유표면까지의 높이(cm)

H: 평균수면에서 해저까지의 깊이(cm)

ρ : 유체밀도(g/cm^3),

Pa: 대기압($g/cm \cdot sec^2$)

f_0 : 코리올리 인자(sec^{-1}),

T: 수온($^{\circ}C$)

g : 중력가속도(cm/sec^2),

Cl: 염소량($\%$)

N_x, N_y, N_z : x, y, z 방향의 渦動粘性係數(cm^2/sec)

K_x, K_y, K_z : x, y, z 방향의 渦動擴散係數(cm^2/sec)

k_x, k_y, k_z : x, y, z 방향의 溫度擴散係數(cm^2/sec)

위의 식에서 좌표계는 Fig. 1과 같다.

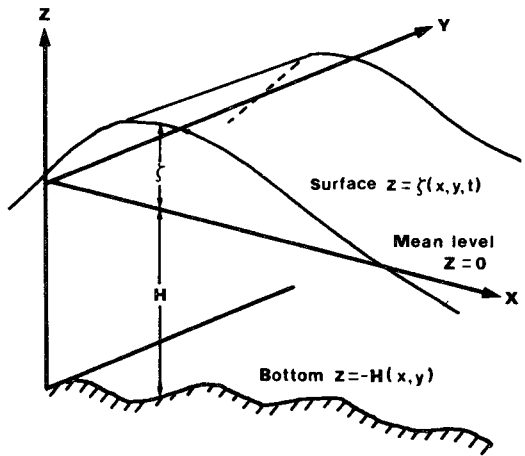


Fig. 1. Coordinate systems in three dimensional model.

(2) 境界조건

육지 境界를 따라 垂直方向의 유속은 없는 것으로 가정하였고, 온도와 염소량은 육지와와의 교환을 고려치 않았다. 자유표면 ξ 는 침입하는 潮汐波의 波動을 正弦函數로 고려하였다. 자유표면의 粘性應力 및 해저의 점성應력은 Bulk공식에 의해 수식화 하였다. 층간의 剪斷應力은 유속에 의한 鉛直剪斷만 表現하고 密度의 鉛直傾度는 고려하지 않은 실험식을 이용하였다.

2) 物質순환 모델

연안 생태계 내 탄소, 질소 및 인의 흐름과 용존 산소와의 관계는 Fig. 2와 같다. 생태계의 구성요소로서 유기태는 식물성플랑크톤, 동물성플랑크톤, 懸濁態非生物有機物(Detritus, POM) 및 溶存態有機物(DOM)의 4개 요소를 고려했다. 또 무기태의 요소로서는 인산염(DIP)과 용존성무기질소(DIN)를 고려하였고, 수질의 구성요소로서 용존산소(DO)와 화학적 산소요구량(COD)의 2개를 정의했다.

본 모델에서는 질소, 인, COD에 대해서는 유입 부하, 境界에서의 회색, 해역내에서 발생하는 내부 생산, 분해, 침강 및 용출 등의 과정을 고려했고

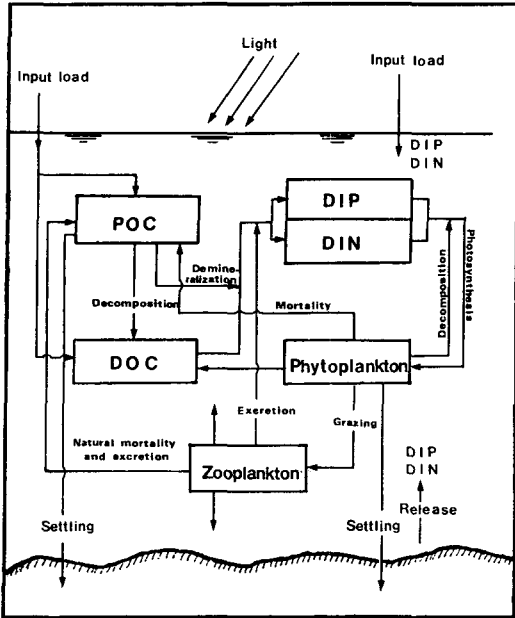


Fig. 2. Schematic for material cycle systems in coastal area.

용존산소에 대해서는 대기와의 교환, 내부생산에 따른 증가, 유기물 분해에 따른 소비, 저질에 의한 소비를 고려했다.

이와같은 과정들을 임의의 지점(x,y,z)에서 현존량 C의 시간변화 방정식으로 나타내면 다음과 같다.

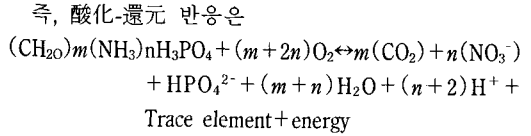
$$\frac{\partial C}{\partial t} = \left\{ -\frac{\partial}{\partial x}(uC) - \frac{\partial}{\partial y}(vC) - \frac{\partial}{\partial z}(wC) \right\} + \left(\frac{\partial}{\partial x}(K_x \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_y \frac{\partial C}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(K_z \frac{\partial C}{\partial z}) \right) + \left(\frac{\partial \beta}{\partial t} \right) \dots \dots \dots (1.8)$$

여기서 u, v, w : x, y, z 방향의 속도성분(cm/sec)
 K_x, K_y, K_z : x, y, z 방향의渦動點性係數(cm²/sec)
 $\left(\frac{\partial \beta}{\partial t} \right)$: 생물·화학적 변화량

式(1.8)에서 생물·화학적 변화량 $\left(\frac{\partial \beta}{\partial t} \right)$ 을 용존산소의 항으로 표현하면 $\frac{dDO}{dt}$ = 광합성 + 재폭기 - (식물성플랑크톤의 호흡 + 동물성플랑크톤의 호흡 + POM의 무기화 + DOM의 무기화 + 저질에 의한 소비) $\dots \dots \dots$ (1.9)

생물과정에 의한 용존산소 변화는 단위시간 당 탄소생산 또는 탄소감소량이 구해지면 이것을 산소생산 또는 산소감소량으로 산출할 수 있다. 유기

물 각 요소의 C:N:P 조성비가 m:n:1(원자비)로 가정할 때 완전 산화를 위해 필요한 산소량을 이론적으로 구할 수 있다.



따라서 TOD : C(比重比) = $\frac{32(m+2n)}{12m}$ 가 되므로

식물성플랑크톤의 C:N:P를 106:16:1로 가정하면 TOD : Cp = 3.47이 된다.

(1) 광합성에 의한 산소공급

식물성플랑크톤의 탄소동화(B₁)는 증식속도, 영양염에 의한 성장제한 효과(μ_1), 광 조건(μ_2) 등이 관여하므로(Epply, 1972; Steel & Baird, 1962)

$B_1 = v_1(T) \cdot \mu_1(DIN, DIP) \cdot \mu_2(I, P) \cdot P$ 로 표현된다.

여기서 v_1 : 식물성플랑크톤 성장속도(day⁻¹),
 T: 온도(°C)
 I: 日射量(ly/day),
 P: 식물성플랑크톤 현존량(mgC/m³)

따라서 광합성에 의한 산소공급량(D₁)은

$D_1 = (TOD : C_p) \cdot B_1(mgO_2/l \cdot day) \dots \dots \dots (1.10)$

(2) 플랑크톤의 호흡에 의한 산소소비

식물성플랑크톤의 호흡에 의한 탄소감소량(B₂)은 $B_2 = v_2(T) \cdot P$ 로 표현할 수 있다.(Di Toro et al., 1971)

여기서 v_2 : 식물성플랑크톤의 호흡속도(day⁻¹),
 T: 온도(°C)
 P: 식물성플랑크톤의 현존량(mgC/m³)

동물성플랑크톤의 경우는(B₃)

$B_3 = (e-g) \cdot v_3(T, P) \cdot Z$

여기서 e: 消化效率(%), g: 總 成長效率(%)
 T: 온도(°C),
 P: 식물성플랑크톤 현존량(mgC/m³)
 v_3 : 攝取速度(mgC/mgC_{zoo} · day),
 Z: 동물성플랑크톤 현존량(mgC/m³)

따라서 식물성 및 동물성플랑크톤의 호흡에 의한 산소소비량 D₂ 및 D₃는

$D_2 + D_3 = (TOD : C_p) \cdot B_2 + [(TOD : C_p) \cdot B_3(mgO_2/l \cdot day) \dots \dots \dots (1.11)$

(3) 유기물의 분해에 따른 산소소비

懸濁態(B₄) 및 溶存態有機物(B₅)의 분해에 따른 탄소감소량은

$B_4 = v_4(T, DO) \cdot POC, B_5 = v_5(T, DO) \cdot DOC$

여기서 v_4 : 粒子態有機物 分解速度(day⁻¹),
 T: 온도(°C)
 v_5 : 溶存態有機物 分解速度(day⁻¹)

따라서 유기물 분해시의 산소소비량은

$$D_4 + D_5 = (TOD : C_p) \cdot B_4 + (TOD : C_p) \cdot B_5 (mgO_2/l \cdot day) \dots\dots\dots (1.12)$$

(4) 저질에 의한 산소소비

저질의 산소소비에는 세균에 의한 해저 퇴적물의 분해나 底棲動物의 호흡, 질소의 산화반응 등 각종 요인이 관계하고 있다. 상세한 기구는 명확치 않으므로 본 모델에서는 다음과 같이 표현했다.

$$D_6 = k_B/H (mgO_2/m^3/day) \dots\dots\dots (1.13)$$

k_B : 단위면적 당 산소소비속도($mgO_2/m^3/day$)

H: 수심(m)

(5) 재폭기

포화 산소량을 DO_s , 재폭기를 K_a 라 하면

$$D_7 = k_a \cdot (DO_s - DO) \dots\dots\dots (1.14)$$

2. 조사방법

1) 현장관측

鎭海灣의 貧酸化 현상을 파악하기 위해 Fig. 3 과 같이 총 18개 지점을 선정하였다. 조사는 1992. 2월~1992. 8월에 5회에 걸쳐 시료를 채취하여 COD는 알칼리성 과망간산 칼륨법, TOC 및 DOC는 TOC Meter(Simadzu 5000)로 분석하였다. 인산염, 암모니아 질소, 아질산 질소, 질산 질소는 Strickland & Parson(1972)법에 의해 비색 정량하였으며, Chlorophyll-a는 SCOR-UNESCO(1966)법에 따라 정량하였다. 용존산소, 수온 및 염분은 수질측정기

(Hydrolab survey II)를 이용하여 층별(0m, 5m, 10m, 15m 및 16m이심)로 현장 관측하였다.

2) 모델의 입력자료 조사

(1) 오염부하량

鎭海灣으로 유입되는 하천의 수는 40여개에 달하며 이들 하천으로 부터의 오염부하량 算定은 李等(1991)에 의해 수행된 바 있으므로 이 자료를 이용하였다. 모델의 입력자료는 각 支川이 유입되는 지역을 크게 6개 小圈域 즉 馬山灣, 行岩灣, 송정만, 진동만, 당항만 및 고희성만으로 유입되는 오염부하량으로 나누어 算定하였고, POC 및 DOC는 주요 하천에 대해 1회 측정하여 算定하였다.

양식생물에 의한 오염부하는 굴과 진주담치가 대부분을 차지함으로 이들 두 품종만을 대상으로 하였다. 오염부하량 算定은 먼저 굴과 진주담치의 總 養殖施設 面積(ha)을 구하고, 養殖面積 1ha 당 20대를 基準으로 하고 1대 당 수하연 수는 142연, 수하연 당 부착기 수는 35개, 부착기 당 개체수는 40개체로 하여 총 개체수를 구한 후 각각의 개체당 배설량으로 부터 전체 오염부하를 算定하였다.

(2) 저질 산소요구량(SOD: Sediment oxygen demands)

마산만(St.7), 진해만 중앙부(St.10), 진해만 서부(St.16)의 3개 지점에서 重力式 Core 채취기를 이용하여 직경 7cm, 높이 50cm의 아크릴 원통에 底質 10cm를 採取, 실험실로 운반하여 상동액은 버리고 유리섬유 여과지(GF/C)로 여과한 해수를 채운 후 은박지로 遮光하여 여름철 수온으로 조절된 恒溫 水槽 내에서 시간의 경과에 따라 용존산소 소비량을 측정하여 SOD를 식(2-1)로 산출하였다(Brown & Delfino, 1980).

$$\text{Sediment uptake rate}(mgO_2/m^2/day) = O_2 \text{ uptake}(mg/l \cdot day) \times \text{water volume}(l) \times s(t) \times \text{surface area}^{-1}(m^2) \dots\dots\dots (2-1)$$

(3) 영양염 용출속도

저질 산소요구량 조사시와 동일한 방법으로 시료를 채취하여 시간의 경과에 따라 인산 인과 암모니아 질소를 측정하여 식(2-2)로 용출량을 산정하여 1일 대응으로 환산, 용출속도를 산출하였다(世見 等, 1984).

$$r(mg/m^2) = \frac{V(C_n - C_0) + \sum_{i=1}^n v(C_{i-1} - C_i)}{A} \dots (2-2)$$

여기서 V: 직상수의 체적(l)

C_n : n회 채수시의 직상수 영양염 농도(mg/l)

C_a : 첨가한 해수의 영양염 농도(mg/l)

n: 채수 회수

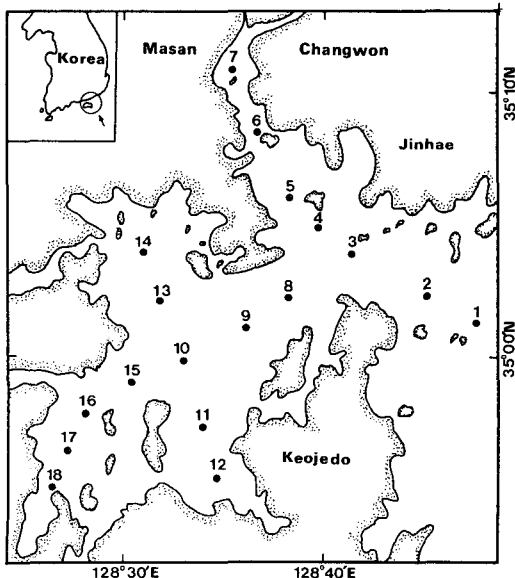


Fig. 3. Location of sampling stations in Jinhae Bay.

v : 1회의 채수량(l)
 A : 직상수와 접한 저질의 면적(m²)

結果 및 考察

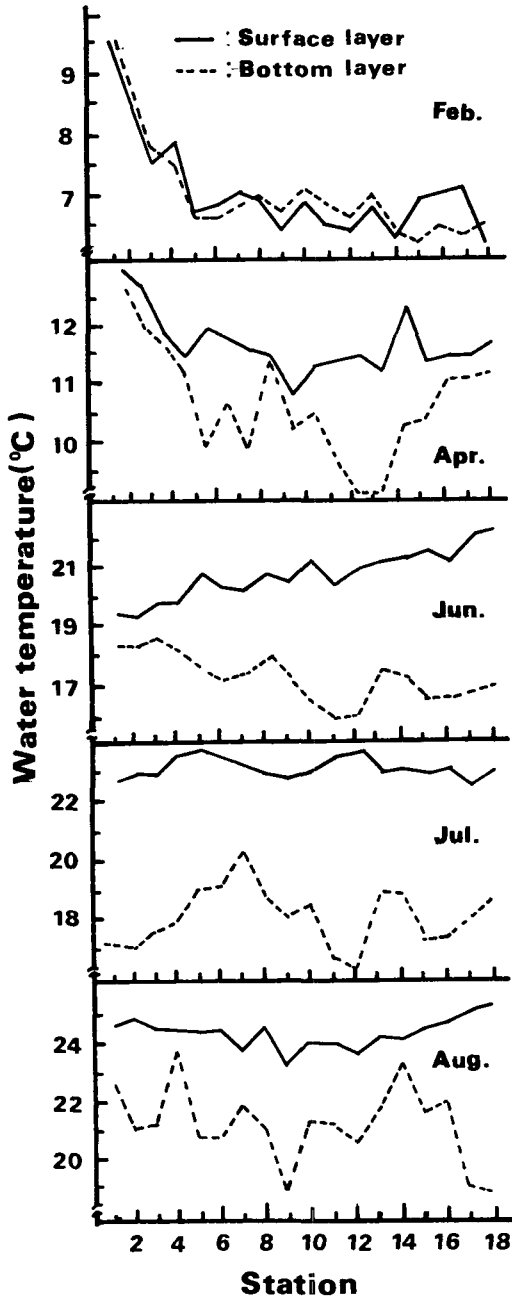


Fig. 4. Water temperature variations of the surface and bottom layers at each station from February to August, 1992.

1. 貧酸素 水塊의 발생상황

조사지역의 월별, 지점별 관측자료 중 표층과 저층의 수온, 염분 및 용존산소의 변화는 Fig. 4~Fig. 6과 같다.

전 조사기간을 통하여 표층수온은 6.2~25.3°C,

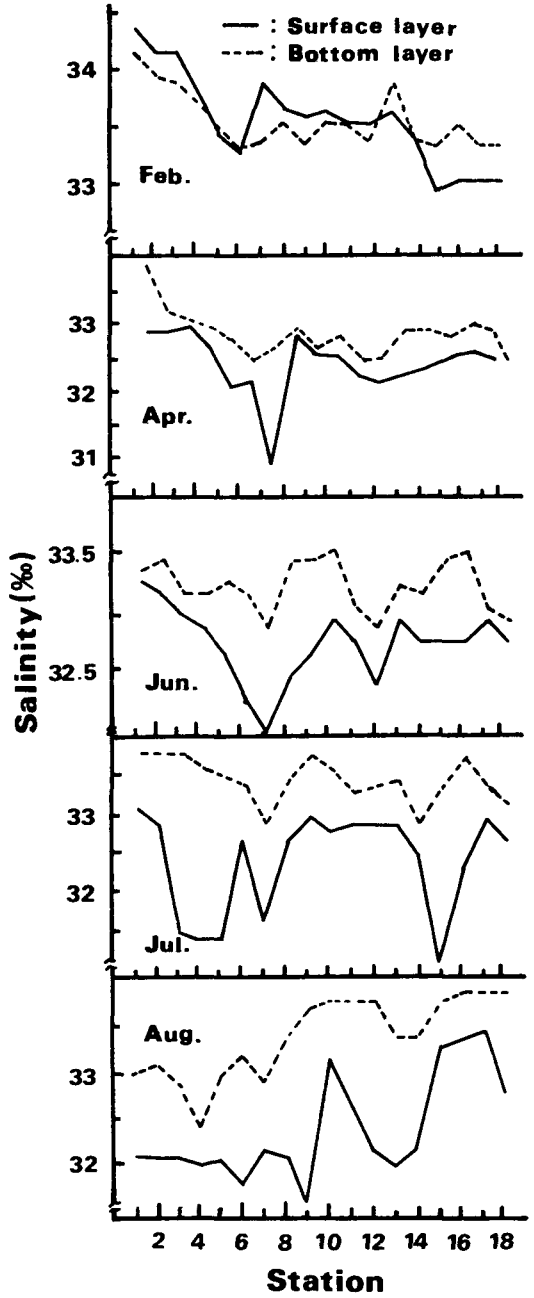


Fig. 5. Salinity variations of the surface and bottom layers at each station from February to August, 1992.

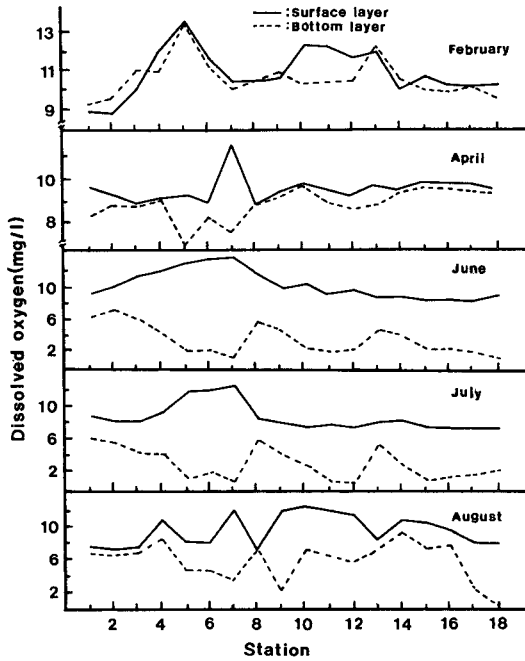


Fig. 6. Dissolved oxygen variations of the surface and bottom layers at each station from February to August, 1992.

저층은 6.2~23.9℃ 범위였다. 2월의 경우 가덕수로 부근에서 9.3℃의 높은 수온분포를 보인 반면, 鎭海灣 西部海域으로 갈수록 낮은 수온분포를 보여 두 지역간의 최고 수온차는 3.1℃에 달했으며, 표·저층간의 수온차는 평균 0.1℃로 적었다. 4월은 조사지점별 차이는 적었으나, 馬山灣과 鎭海灣 西部海域의 조사지점에서 표·저층의 수온차가 2℃에 달해 정체성이 강한 小灣들에서부터 수온성층이 형성되는 것을 볼 수 있었다. 6월로 접어들면서 加德水路 부근의 지점들을 제외한 鎭海灣의 대부분의 해역에서 층간의 수온차가 4℃에 달했으며, 7월에는 鎭海灣의 전역으로 확산되어 층간의 수온차는 평균 5.1℃로 강한 水溫成層이 발달되었고, 8월 관측시에는 성층이 점차 회복되는 경향이였다.

염분은 표층에서 30.9~34.1‰, 저층에서 32.4~34.3‰ 범위였으며, 2월의 경우 수온과 마찬가지로 加德水路 부근에서 높은 염분분포, 鎭海灣 西部海域에서 낮은 염분분포를 보였으나 표·저층의 평균 염분농도는 33.5‰로 균일하였다. 4월에는 馬山灣의 조사지점에서 층간의 염분차는 1.8‰에 달했으며 기타 지점에서는 평균 0.4‰로 뚜렷하지 않았다. 그러나 담수유입량이 많아지는 여름철로

접어들면서 표·저층의 농도차는 6월에 평균 0.5‰, 7월에 평균 1.1‰, 8월에 평균 1.0‰에 달했다.

용존산소는 표층에서 7.34~13.77mg/l, 저층에서 0.80~13.47mg/l였다. 2월의 용존산소 농도는 표층에서 평균 10.94mg/l였고, 저층에서 평균 10.57mg/l로 수층별 차이가 적었다. 4월의 경우 馬山灣의 조사지점에서 표층의 농도가 11.55mg/l로 다른 조사지점에 비해 높은 농도분포였는데 이것은 부유생물의 대량증식에 기인한 것으로 생각되며, 저층에서 7.54mg/l로 타 지점에 비해 낮은 농도분포를 보였으나 貧酸素 現象은 나타나지 않았다. 그러나 6월의 경우에 층별 변화가 뚜렷이 나타나 표층에서 평균 10.25mg/l에 포화도 140%에 달했으며, 馬山灣의 농도분포는 12.0mg/l이상이므로 타지역에 비해 월등히 높았다. 저층에서는 평균 3.46mg/l에 포화도 44%로 저층의 경우 해역II등급 기준인 5.0mg/l(포화도 85% 이상)에 미치지 못하는 낮은 농도분포였으며, 특히 馬山灣이나 鎭海灣 西部海域의 저층 지점들에서는 2.0mg/l 전후의 강한 貧酸素 상태였다. 7월도 6월과 비슷한 용존산소 분포 경향을 보였으나 馬山灣이나 鎭海灣 西部海域에서는 6월에 비해 貧酸素化의 정도가 더욱 강했고, 8월에 전 조사지역에서 다소 회복되는 경향이였다.

鎭海灣에서 貧酸素化가 진행되는 여름철의 평균 용존산소 분포형태를 파악하기 위해 6~7월에 각 지점의 저층에서 관측한 자료를 평균하여 등 농도 분포를 나타내어 보면(Fig. 7) 加德水路와 灣의 중앙부에 이르는 해역에서 4~6mg/l의 농도분포를 보이고 있고, 馬山灣과 양식어장이 밀집되었는 鎭海灣 西部海域의 지점들에서는 2mg/l이하의 貧酸素 現象을 보이고 있는 것을 알 수 있다. 이와 같은 용존산소 분포는 林等(1992)이 1991년에 鎭海灣의 西部海域에서 관측한 2.0mg/l 이하, 포화도 40% 이하와 잘 일치하였다.

한편 李(1991)는 '89~'91년의 3개년 동안 元門灣에서 貧酸素 水塊를 관측한 결과 貧酸素 水塊의 消長은 연도에 따라 차이가 있으며 이와 같은 원인은 기온, 日照時間, 바람, 강우량 및 태풍 등과 같은 기상조건과 관련이 깊다고 보고한 바 있고, Boehlich(1987)는 연안해역의 貧酸素 水塊 形成의 물리적 요인으로 약한 유속과 성층을 제시하였는데, 본 조사에서도 밀도나 수온성층이 강하게 형성되는 지역일수록 낮은 용존산소 분포를 보여 여름철의 成層發達이 鎭海灣 貧酸素化의 중요 요인의 하나로 생각된다.

貧酸素 水塊 形成은 해저가 환원상태로 되어 저

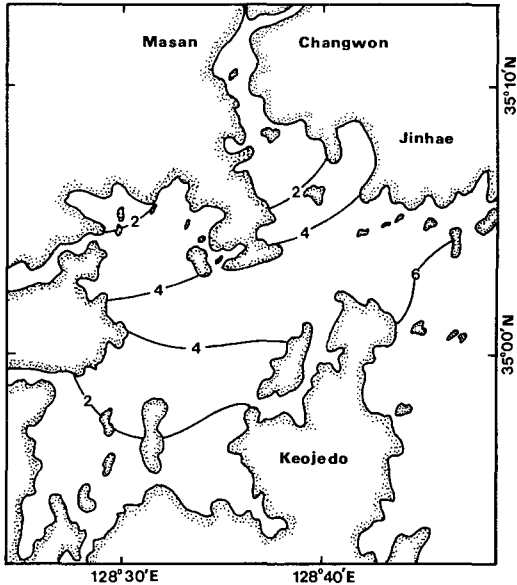


Fig. 7. Mean dissolved oxygen distribution at the bottom layer during the summer.

질에 축적되어 있는 불溶性 磷酸第II鐵이 可溶性 磷酸第I鐵로 녹아 저층수의 인 농도를 급격히 상승시키고(成久等, 1984; 成久, 1989) 저층의 고농도 영양염이 연직혼합에 의해 상층으로 회귀할 경우 계절적 적조발생 해황조건을 제공할 수 있다. 또한 貧酸素 水塊의 용승이 일어날 경우 수산생물의 대량폐사(柿野, 1986; 風呂田, 1988)가 발생하는 것으로 알려져 있으며, 용존산소 농도가 4.3mg/l 이하에서는 방어가 생리적 장애를 받고, 2.2mg/l 이하에서는 底棲性 貝類가 危險함으로(柳, 1989) 鎭海灣 일원의 貧酸素 水塊의 형성 방지가 안정적인 수산양식의 선결 과제로 생각된다.

2. 모델의 입력자료

1) 해수유동 모델

진해만은 가덕수도와 견내량수도를 통하여 해수 교환이 일어나고 있으나 이 등(1980)에 의하면 견내량을 통한 해수교환은 무시될 정도로 보고한 바 있으므로 견내량수도에서는 교환이 일어나지 않는 것으로 가정하여 巨濟島와 加德島를 잇는 선을 開境界로 하였고, 지형을 충분히 고려할 수 있도록 x, y 방향으로 750m 格子로 구분하였다. 저층의 유동 상태를 명확히 파악하기 위해 Table 1과 같이 연직 방향으로 5개 층으로 구분하였으며, Δt 의 채택은 해의 안정조건($\Delta t \leq \sqrt{2/gh} (\Delta S/2)$)을 고려하여

Table 1. Input data for hydrodynamic model

Parameters	Input values
Mesh size	$\Delta x = \Delta y = 750m$
Water depth	Chart datum + MSL
Time interval	20 sec
Level	1 : 0~4m 2 : 4~8m 3 : 8~12m 4 : 12~16m 5 : below 16m
Tidal level at open boundary	53.8~54.4cm(M_2), 32.4cm(S_2)
Coriolis coefficient	$f = 2 \cdot \omega \cdot \sin \phi$
Surface friction coefficient	0.0013
Internal friction coefficient	0.0013
Bottom friction coefficient	0.0025
Horizontal viscosity coefficient	3.0E5(cm^2/sec)
Horizontal diffusion coefficient	3.0E5(cm^2/sec)
Wind speed	0.0(m/sec)
River flow	Refer to(Table 3)
Calculation time	20 cycles

20초로 하였다. 개 경계의 조위는 진해만의 탁월한 조석성분인 M_2 분조를 사용하였고, 실측치와의 점정을 위해 평균대조($M_2 + S_2$) 및 평균소조($M_2 - S_2$)에 대해서도 실험하였다. M_2 분조의 경우 加德島 南端의 振幅과 位相은 各各 53.8cm, 243.7°이고, 巨濟島 南端은 54.4cm, 244.5°을 고려하였다(강 등, 1989). 두 지점사이의 各 格子點에서 振幅과 位相은 補間法에 의해 계산하여 입력하였다.

2) 물질순환 모델

(1) 계산조건

물질순환모델은 해수유동 모델에서 얻어진 유속 및 潮位가 정상상태에 도달한 이후 한 潮汐週期에 대한 평균유속을 구해 물질순환 모델의 기본 유동 자료로 이용하였으며, 600초 간격으로 유동자료를 읽어 주어진 생화학적 조건하에서 용존산소 농도가 평형상태에 도달할 때 까지 계산을 수행하였다. 격자의 구성은 해수유동 모델과 동일하게 하였으며(Table 2), 各 層別 용존 산소, 영양염등의 초기 농도와 開境界에서의 농도는 관측결과를 참고로 적절히 가정하였고, 수평확산계수는 해수유동 모델에 적용된 값을 사용하였다. 연직확산계수는 Nakata(1991)등에 의하면 $1cm^2/sec$ 및 $10cm^2/sec$ 의 값

鎮海灣의 貧酸素 水塊 形成에 關한 數值實驗

Table 2. Input data for material cycle model

Parameters	Input values				
Mesh size	$\delta x = \delta y = 750m$				
Water depth	Chart datum + MSL				
Pollutant loads	Refer to (Table 3)				
Initial concentration	level 1	level 2	level 3	level 4	level 5
DO(mg/l)	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00
COD(mg/l)	2.00	2.00	1.50	1.50	1.50
DIP($\mu g-at/l$)	2.50	2.50	2.50	2.50	2.50
DIN($\mu g-at/l$)	10.00	10.00	10.00	10.00	10.00
Chl.a(mgC/m ³)	500.00	500.00	500.00	500.00	500.00
POC(mgC/m ³)	600.00	600.00	400.00	400.00	400.00
DOC(mgC/m ³)	800.00	800.00	600.00	600.00	600.00
Boundary concentration	level 1	level 2	level 3	level 4	level 5
DO(mg/l)	9.00	9.00	9.00	9.00	9.00
COD(mg/l)	1.50	1.50	1.00	1.00	1.00
DIP($\mu g-at/l$)	2.00	2.00	2.00	2.00	2.00
DIN($\mu g-at/l$)	8.00	8.00	8.00	8.00	8.00
Chl.a(mgC/m ³)	500.00	500.00	500.00	500.00	500.00
POC(mgC/m ³)	300.00	300.00	100.00	100.00	100.00
DOC(mgC/m ³)	400.00	400.00	100.00	100.00	100.00
Horizontal viscosity coefficient	3.0E5(cm ² /sec)				
Horizontal diffusion coefficient	3.0E5(cm ² /sec)				
Vertical diffusion coefficient					
level 1	0.1(cm ² /sec)				
level 2~level 5	0.01(cm ² /sec)				
Total runtime	40 Cycles				

은 완전혼합 조건을 나타내고 0.1cm²/sec는 완전한 혼합조건을 나타내며, 底層 貧酸素 水塊 再現을 위해서는 0.1cm²/sec 보다 적은 값이 적절하다고 하였고, 東京灣에서 0.01cm²/sec를 적용하여 貧酸素 水塊를 再現한 바 있으므로 본 계산에서는 level 1에서 0.1cm²/sec, 기타 level에서는 0.01cm²/sec를 적용하였다.

(2) 유입부하

鎮海灣으로 유입되는 권역별 오염부하량은 Table 3과 같이 鎮海灣 全體 오염부하 중 馬山灣으로 유입되는 부하는 COD 60%, 인산 인 73%, DIN 63%로 대부분을 차지하고 있고 行岩灣의 경우도 인

부하가 전체의 14.6%에 달했다.

(3) 양식생물에 의한 오염부하

鎮海灣 西部海域의 總 漁業權數는 Table 4와 같이 142件에 면적은 987ha로 88%가 굴 養殖이며, 鎮東灣은 67件에 면적은 512.25ha로 67%가 진주담치 양식어장이다.

양식생물에 의한 오염부하에 관해서는 楠木(1977), 荒川等(1971) 및 朴等(1991)등에 의해 많은 연구 결과가 보고된 바 있으나, 楠木 및 朴等の 조사결과에 의하면 굴과 진주담치의 배설물 양은 각각 2.5~233.0(평균: 91.5) mg/ind./day 및 30.4~63.3(평균: 51.7) mg/ind./day 범위로 보고하

Table 3. Range and mean values of pollutant loads discharged into Jinhae Bay during the summer

Parameter	Flowrate	DO	COD	PO ₄ -P	DIN	POC	DOC
Sub-areas	(ton/day)	(kg/day))
Masan Bay	545,600~ 771,000 (658,300)	0.1~ 4.2 (2.2)	17.3~ 29.0 (23.2)	70.3~ 750.0 (410.2)	14,900~ 19,000 (16,950)	7,240	14,200
Hengam Bay	49,400~ 76,340 (62,870)	0.2~ 0.6 (0.4)	1.6~ 2.0 (1.8)	53.9~ 111.0 (82.5)	1,740~ 1,920 (1,830)	720	1,400
Songjung Bay	193,800~ 205,480 (199,640)	1.3~ 1.4 (1.4)	2.0~ 9.2 (5.6)	5.2~ 76.4 (40.8)	1,810~ 2,210 (2,010)	1,754	3,440
Jindong Bay	158,600~ 270,000 (214,300)	1.4~ 2.6 (2.0)	1.1~ 5.6 (3.4)	14.2~ 24.0 (19.1)	3,640~ 3,990 (3,815)	1,570	3,075
Danghang Bay	89,900~ 165,140 (127,520)	1.0~ 1.8 (1.4)	1.1~ 4.3 (2.7)	6.1~ 11.4 (8.8)	754~ 2,580 (1,667)	957	1,876
Gohyun Bay	21,700~ 81,340 (51,520)	0.2~ 0.8 (0.5)	0.6~ 3.4 (2.0)	0.4~ 6.1 (3.4)	480~ 540 (510)	471	924
Sum	1,059,000~ 1,569,300 (1,314,150)	4.2~ 11.4 (7.8)	23.7~ 53.5 (38.6)	150.1~ 978.9 (564.5)	23,324~ 30,240 (26,782)	12,712	24,915

(): Mean

Table 4. Shellfish farm facilities in Jinhae Bay

Species	<i>Crassostrea gigas</i>		<i>Mytilus edulis</i>		Ark shell	
	Number	Area(ha)	Number	Area(ha)	Number	Area(ha)
Western part	125	819.0	11	40.21	6	157.0
Jindong	9	101.7	45	247.95	13	162.6
Eastern part	2	6.2	1	13.1	63	543.2

고 있다.

이와같은 굴과 진주담치의 평균 배설량을 기준으로 하여 수하식 양식에 의한 自體 汚染負荷를 산정하면 鎭海灣 西部海域에서는 하루 평균 306.3톤의 배설물이 생성되며, 鎭東灣의 경우 88톤이 생성되는 것으로 推算된다.

한편 굴 배설물 중 유기탄소 함량은 2.6~20% (楠木, 1977)이고, 排出된 排泄物은 생물에 의해 분해되고 조류에 의해 분산과정을 거치면서 침강하게 되는데 總排泄量의 1.5~33.0% (楠木, 1981)가 바닥에 가라앉는 것으로 밝혀져 있다. 그러므로 排泄物의 30%가 바닥에 침강한다고 가정하고 유기탄소 함량을 15%로 가정하면 수중에 부유하게 되는 유기탄소량은 鎭海灣 西部海域의 경우 32.1 ton/day, 鎭東海域은 9.2 ton/day로 算定된다.

(4) 저질 산소요구량(SOD)

SOD를 측정한 結果는 Table 5와 같이 1401~1571 mgO₂/m²/day 範圍로 鎭海灣 中部地域에서 가장 낮은 값이었고 馬山灣에서 가장 높게 나타났다. 한편 이와 같은 값은 朴等(1991)이 8월에 元門灣 일원해역에서 조사한 농도범위 8-1285 mgO₂/m²/day 보다 높은 값을 보였는데 이것은 조사방법의 차이에 기인한 것으로 생각된다.

(5) 영양염 용출속도

암모니아 질소와 인산 인의 시간에 따른 농도변화는 용존산소 농도가 2mg/l 이하로 떨어지는 1일째 이후부터 직선적으로 증가하는 경향이었고 식(2.2)에 의해 계산된 溶出速度는 각각 52.0mg/m²/day, 10.9mg/m²/day였다. 이와같은 값은 元門灣에서 朴等(1991)이 조사한 17.8mg/m²/day 및 7.1mg/m²

鎭海灣의 貧酸素 水塊 形成에 關한 數值實驗

Table 5. Sediment oxygen demand in each sub-areas of Jinhae Bay

Month	Sub-areas	Oxygen uptake rate($mg/l \cdot hr$)	Correlation coefficient(r)	SOD ($mgO_2/m^2/day$)
June	Masan Bay (St.7)	0.158	-0.98	1517
	Central part (St.10)	0.146	-0.99	1401
	Western part (St.16)	0.154	-0.99	1478

/day 보다 큰 값이었으나 浮田(1982)가 日本 宇部 地先 海域 및 德山灣에서 조사한 N의 溶出速度 $10\sim 300mg/m^2/day$, P의 溶出速度 $0\sim 50mg/m^2/day$ 범위 내의 값이었다.

3. 해수유동과 貧酸素 水塊 시뮬레이션

1) 해수유동의 재현

3차원 해수유동 모델의 現地 適用性을 檢討하기 위해 鎭海灣의 流動場을 재현하였다. 潮位의 패턴

으로 數值的 安定性을 확인한 후 마지막 1潮汐에 대한 성분을 취하였으며, 漲·落潮時 각 Level별 M_2 分潮의 계산결과를 Fig. 8에 나타내었다.

漲潮時 level 1에서 流況 패턴은 加德水路를 통하여 유입되는 해수는 鎭海灣의 主水路를 따라 강하게 북진하다가 잠도부근에 이르러 대부분은 서쪽으로 이동하며, 다시 서쪽의 작은 灣인 鎭東灣, 元門灣, 高현성만으로 유입되고, 일부는 馬山灣으

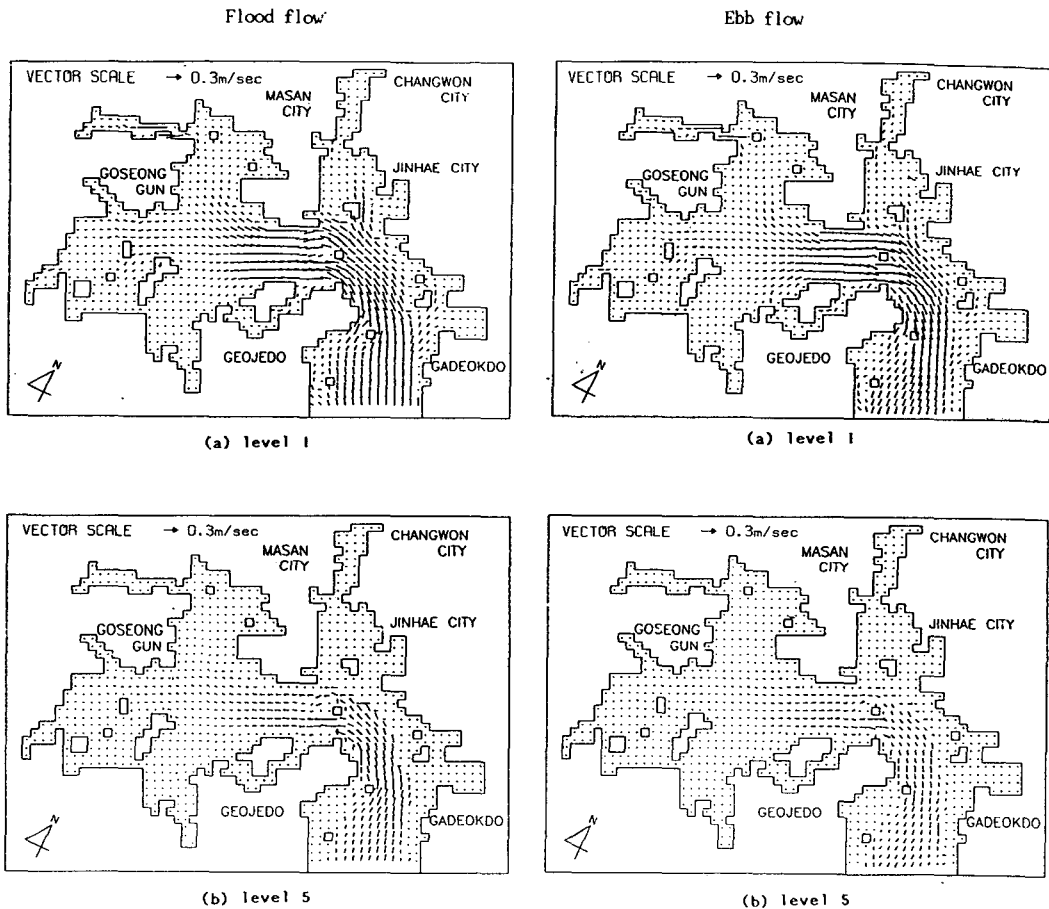


Fig. 8. Computed velocity fields in each level during the flood and ebb flow.

로 유입되는 것을 볼 수 있었다. 最强流速은 47cm/sec로 잠도와 巨濟島 사이의 수로에서 발생하였고, 馬山灣, 鎭東灣, 元門灣 및 고현성만은 5cm/sec 이하의 유속을 나타내었다. 한편 level 5에서는 유속이 현저하게 감소하였고 흐름의 형태도 끝을 따라 움직이는 것을 볼 수 있었다. 落潮時는 漲潮時의 流向 패턴과 반대방향으로 전형적인 往復潮流形態를 나타내고 있었으며 最大流速은 57cm/sec로 漲潮時에 비해 크게 나타났다.

鎭海灣의 恒流는 Fig. 9와 같이 level 1에서는 鎭海灣 西部海域의 중앙부에서 반 시계 방향의 還流가 형성되는 것을 볼 수 있었으며, 淡水 流入量이 많은 馬山灣이나 당항만 입구 부근에서 南向의 뚜렷한 흐름을 볼 수 있었는데 이것은 密度流의 영향으로 생각되며, level 3에서는 level 1과는 反對方向으로 北向의 흐름을 나타내는 것이 특징적이었다.

鎭海灣의 恒流는 대부분 3cm/sec 이하로 流速自

體는 빠르지 않으나 恒流의 흐름형태로 보아 長期的으로 볼 때 馬山灣이나 鎭東灣으로 유입되는 汚染物質은 표층을 따라 서서히 灣 入口 쪽으로 이동하여 침강하고 下層에 도달하면 灣 內側으로 이동하여 內側의 수질을 더욱 악화시킬 수 있는 형태를 보여주고 있으며, 鎭海灣 西部海域에서 발생하는 오염물질은 약한 유속과 反時計方向의 還流에 의해 자체 침강할 가능성이 높은 것으로 推定된다. 수치시뮬레이션 결과의 再現性에 대해서는 특정시각의 流向 패턴과 觀測值와의 비교 및 대표 지점에서 조류타원요소의 計算 結果와 觀測值와의 비교에 의해 평가했다.

지금까지 조사된 鎭海灣의 潮汐 특징은 뚜렷한 반일 주조를 나타내며 漲潮時 流向 패턴은 加德水路로 유입된 해수는 잠도 부근에서 북서진하여 주류는 鎭海灣의 西部海域으로 유입되고, 일부는 馬山灣으로 흐른다. 最强流速은 약 70cm/sec로 잠도와 저도 사이에서 발생하며 落潮時는 反對方向으로

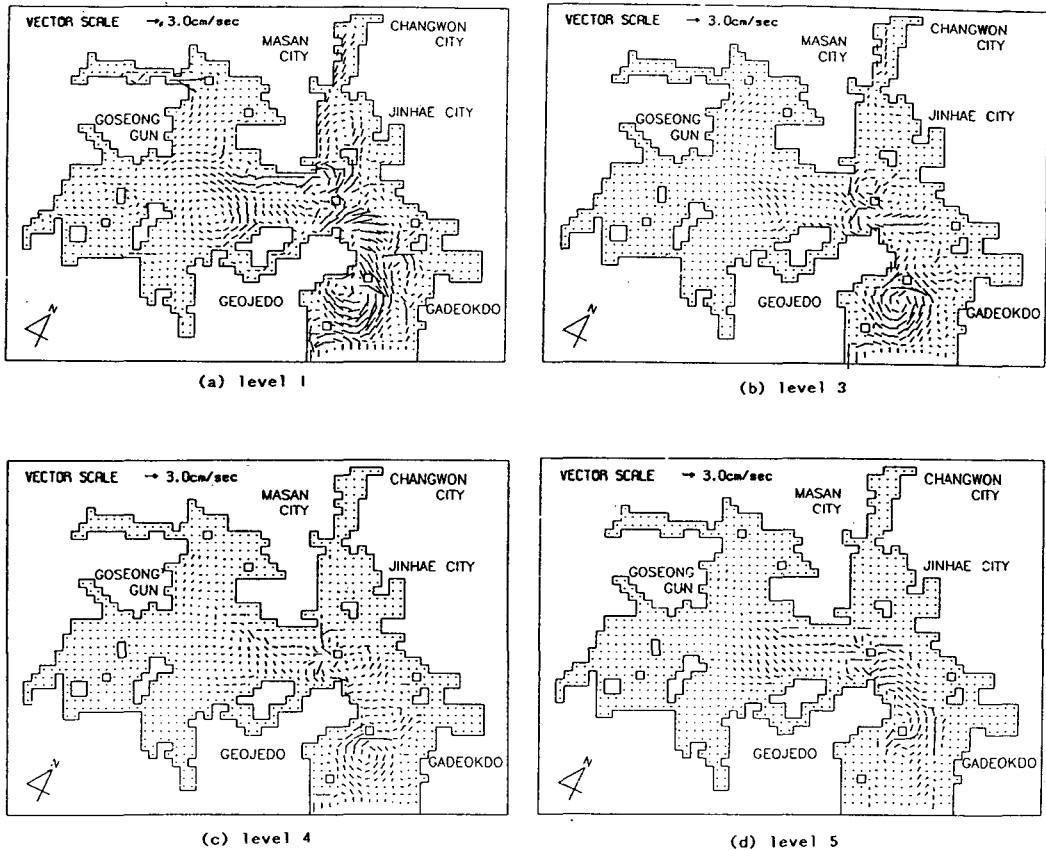


Fig. 9. Computed residual currents with no wind at each level.

流速은 落潮時가 크게 나타난다고 하였는데(강 등, 1989) 이와 같은 결과는 모델에 의해 計算된 결과와도 잘 一致하였다. 또한 張等(1984)이 小潮期에 加德水路와 鎮海灣 中央部에서 실측한 조류타원도와 본 논문에 수록하지는 않았지만 동 지역에서 평균소조(M_2-S_2)의 경계조건으로 실험한 計算結果를 비교하여 볼 때 조류타원의 방향과 유속의 振幅이 거의 일치하는 것으로 나타나 數值計算 結果는 현지 流動狀態를 잘 재현하는 것으로 생각되었다.

恒流 計算結果는 Chang과 Yanagi(1986)가 이차원으로 실험한 결과와 비교해 볼 때 鎮海灣 中央部의 還流形成 부분이 본 實驗 結果가 轉圈도 嚮향으로 다소 이동되어 나타났고 密度流의 영향이 나타나는 馬山灣과 鎮東灣의 흐름형태에서 차이가 있었다.

한편 내만에 있어서 해수유동 특성은 바람에 영향을 많이 받는 것으로 알려져 있으나 본 논문의 연구 목적이 바람에 의한 貧酸素 水塊의 擧動보다는 貧酸素 水塊가 강하게 형성되는 조건 즉 수온 및 밀도성층을 가정하여 貧酸素 水塊를 재현하고 解消方案을 채는 데 있으므로 海水流動에서 바람의 영향은 고려치 않았다.

2) 貧酸素 水塊의 재현

해수유동 모델에 의해 계산된 恒流成分 結果를 이용하여 鎮海灣의 貧酸素 水塊를 재현하였다.

解의 안정성은 鎮海灣 西部海域의 한 지점을 택해 50조석주기의 계산시간 동안 各 level別 용존산소의 변화양상을 살펴 본 결과 30潮汐 이상에서 안정된 수치가 나타남을 확인하였으며, 본 연구에서 계산시간은 40潮汐으로 하였다.

모델의 補正은 鎮海灣의 저층수가 貧酸素化하는 6~7월에 0m, 10m, 15m, 16m以深에서 2회 관측한 平均資料와 level 1, level 3, level 4, level 5에서의 計算結果로 補正하였다. 모델의 入力因子 중 저질 산소요구량과 영양염 용출속도는 實驗室 實驗을 통하여 도출하였고, 그 외 계수 값들은 Table 6과 같이 선정하였다. 文獻調査를 통한 계수 값들은 광범위하므로 용존산소에 영향을 미치는 主要因子에 대한 계수 값 결정은 다음과 같이 하였다.

식물성플랑크톤 성장속도의 온도 의존성을 指數函數로 표현한 대부분의 모델들(Beca et al., 1976; Di Toro et al., 1980)은 20℃를 기준으로 하고 있으나, Thoman等(1975), Eppley(1972)는 0℃를 기준으로 하고 있다. Eppley는 다양한 종과 많은 연구 결과로 부터 성장속도의 온도 의존성을 $\alpha_1 \cdot \exp(\beta_1$

$\cdot T)$ 와 같이 제시하고, 0℃의 最大成長 速度(α_1)를 0.59/day로 계산하였다. 이 값을 20℃로 환산 할 경우 2.09/day가 되는데, 20℃ 기준으로 Qual 2E에서는 1.0~3.0/day로 보고하고 있으므로(EPA, 1985) 0℃에서 식물성플랑크톤의 最大成長 速度를 0.59/day로 적용하였다.

식물성플랑크톤과 동물성플랑크톤의 死滅速度는 본 모델에서 온도의 函數로 취급하였으나 不明確한 점이 많고 일반적으로 常數로 취급하고 있다. 식물성플랑크톤의 경우 Thomann等(1982)은 0.02/day, Scavia等(1976)은 0.03/day, Jorgensen(1976)은 0.01~0.1/day로 제시하고 있으므로 본 모델에서는 0.01/day를 적용하였다. 동물성플랑크톤의 경우 Di Toro等(1971)은 0.075/day, Scavia等(1976)은 Copepods의 단일종에 대해 0.05/day로 보고하였으므로 본 모델에서는 0.05/day를 입력인자로 하였다.

粒子狀有機物の 分解速度는 20℃를 기준으로 宋等(1991)은 0.20~0.23/day 범위로 제시하나 본 모델에서는 分解速度를 $\alpha_6 \cdot \exp(\beta_6 \cdot T)$ 와 같이 溫度依存性으로 표현하므로 0℃에서 最大 分解速度 α_6 는 Ishikawa와 Nishimura(1983)가 大阪灣에서 관측한 자료를 이용하여 算定하여 보았다. 봄철(15℃)에 大阪灣에서 觀測된 平均分解 速度는 0.21/day였고, 여름철(25℃)에는 0.27/day였으므로 α_6 값은 0.15/day가 된다. 그러나 Bansal(1975)은 CBOD의 分解速度를 0.02~3.37/day 범위로 광범위하게 제시하고 있으므로 0.32/day를 入力因子로 하였다.

溶存態 有機物(DOC)의 分解速度 역시 온도의 함수로 표현되며, 海水中 DOC의 分解速度는 20℃에서 0.0017~0.25/day 범위로 변화폭이 넓게 제시되고 있으므로(Jorgensen, 1979) 東京灣에서의 조사결과를 이용하여 0℃에서 分解速度 값을 算定하여 보았다. Ogura(1975)는 6월 및 8월에 東京灣의 DOC 分解速度를 측정된 결과 1차 分解速度常數는 0.07~0.09/day 범위였다. 이 값을 0℃에서의 分解速度로 환산하면 0.024~0.03/day 범위가 되므로 0.02/day를 入力因子로 하였다.

各 觀測地點에서 實測된 용존산소 농도와 計算 값과의 相對誤差는 Fig. 10과 같이 7.46~27.57% 범위로 馬山灣 海域에서 誤差範圍가 크게 나타났는데 이것은 馬山灣의 경우 식물성플랑크톤의 이상 증식이 발생하는 곳이므로 모델에서는 이러한 현상이 잘 재현되지 않은 것으로 推定되며 其他海域에서는 23% 이내의 信賴性을 보였다. 相關係數 r 는 0.85이상으로 좋은 相關性을 나타내었다.

補正된 물질순환 모델을 이용해서 鎮海灣의 貧

Table 6. Typical ranges of reaction coefficients and used ranges for calculation

Variable	Discription	Unit	Typical range of values	Used values	Remarks
α_1	Phytoplankton Maximum growth rate at 0°C	/day	Variables	0.59	Eppley('72)
α_2	Phytoplankton respi ration rate at 0°C	/day	variables	0.01	Jorgensen('79)
α_3	Zooplankton maximum fi- ltration rate at 0°C	$\frac{mgC}{mgCzoo \cdot day}$	0.05~1.2	0.18	EPA('85)
α_4	Phytoplankton mortality rate	/day	0.003~0.17	0.01	Jorgensen('76)
α_5	Zooplankton mortality rate	/day	0.001~0.125	0.054	Scavia et al.('76)
α_6	POC decomposition rate at 0°C	/day	Variables	0.32	Bansal('75)
α_7	DOC decomposition rate at 0°C	/day	Variables	0.02	Ogura('75)
α_8	Sediment release rate for dissolved phosphorous	$mg/m^2/day$	variables	10	Observed
α_9	Sediment release rate for dissolved nitrogen	$mg/m^2/day$	variables	50	Observed
K_a	Reaeration coefficient	/day	variables	0.15	
K_b	Sediment oxygen uptake rate	$mg/m^2/day$	variables	1500	Observed
K_p	Half saturation costants for phosphate phosphorous uptake	$\mu g-at/l$	0.008~0.04	0.01	Jorgensen('79)
K_n	Half saturation constants for ammonium uptake	$\mu g-at/l$	0.15~2.2	0.26	Jorgensen('79)
W_p	Phytoplankton settling velocity	m/day	0.08~17.1	0.173	Jorgensen('79)
W_{loc}	Detritus settling velocity	m/day	0.00~666.0	2.00	Jorgensen('79)
μ	Zooplankton ingestion ef- ficiency		-	0.7	Jorgensen('79)
ν	Zooplankton growth ef- ficiency		0.17~0.45	0.3	Jorgensen('79)

酸素 水塊를 재현한 결과는 Fig. 11과 같다.

level 1에서 용존산소의 분포형태는 加德水路 및 칠천도 북단에 이르는 海域에서 9.0mg/l 이상의 농도분포를 보였고, 鎭海灣 西部海域에서는 8.0mg/l의 농도분포를 보였으나 馬山灣 內側이나 行岩灣과 같이 영양염류의 유입이 많은 곳에서는 식물성플랑크톤의 대량증식으로 12.0mg/l의 높은 농도분포를 보였다. level 3의 경우 加德水路 附近에서는 6.0~8.0mg/l의 분포였고, 만의 서쪽으로 갈수록 減少하여 양식여장이 밀집된 鎭海灣 西部海域은 4.0

mg/l 이하의 농도분포 었으며, 馬山灣의 내측은 2.0mg/l 이하의 貧酸素 狀態였다. level 4에서는 용존산소 농도가 더욱 감소되어 대부분의 鎭海灣 西部海域은 2.0mg/l 以下の 貧酸素 水塊가 形成되었으며, 바닥층인 level 5에서는 만의 中央部까지 확장되었다.

한편 각 level별로 계산된 값 중 현장관측시와 동일하게 각 지점의 저층에 해당하는 level에서의 값들을 이용하여 等濃度分布曲線을 그려보면 Fig. 12와 같이 나타나는데 이와같은 분포형태를 실측

鎮海灣의 貧酸素 水塊 形成에 關한 數值實驗

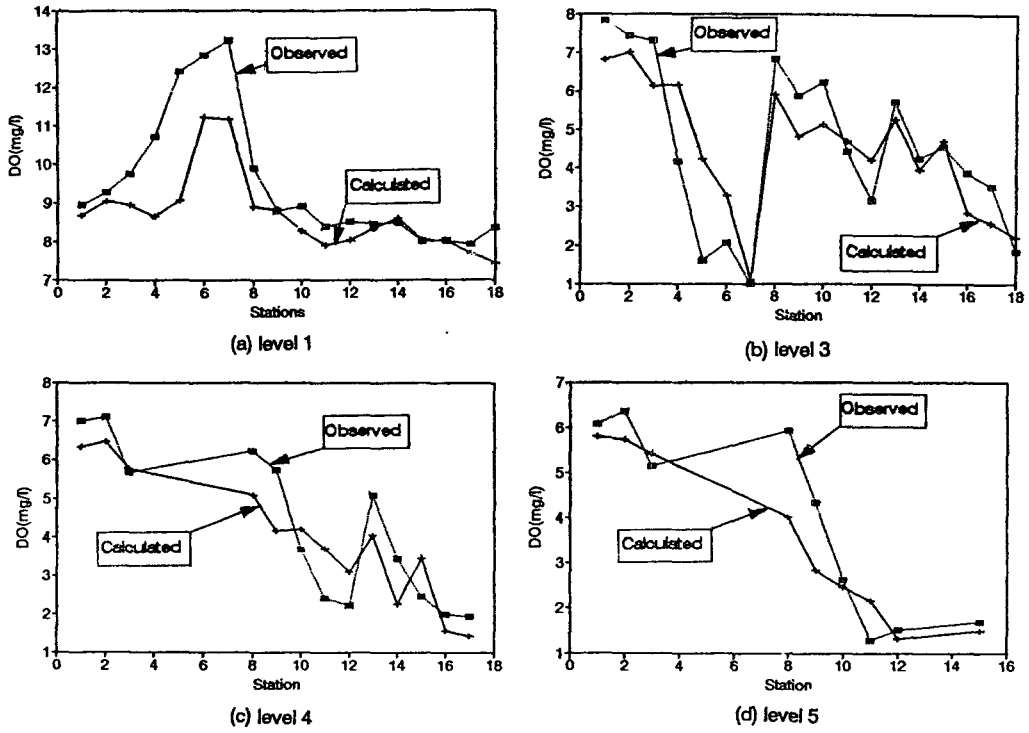


Fig. 10. Comparison between calculated and observed dissolved oxygen at each station during the summer.

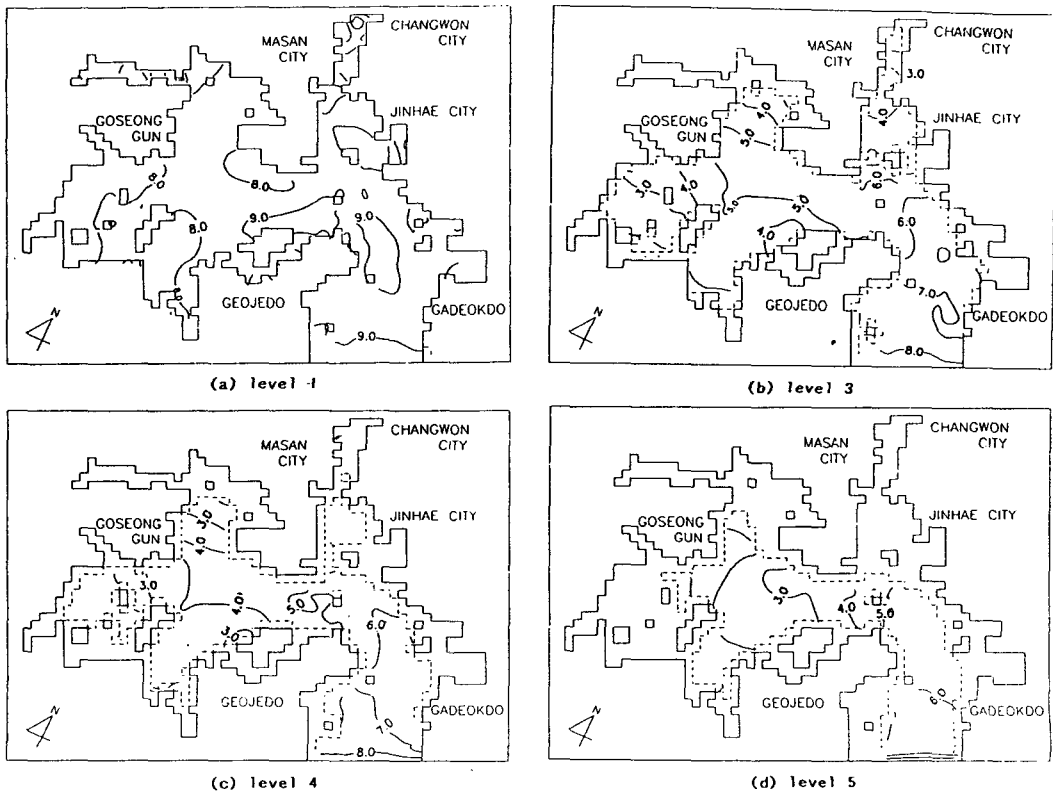


Fig. 11. Simulated dissolved oxygen distributions at each level during the summer. Dotted line denotes the boundary of bottom at each level.

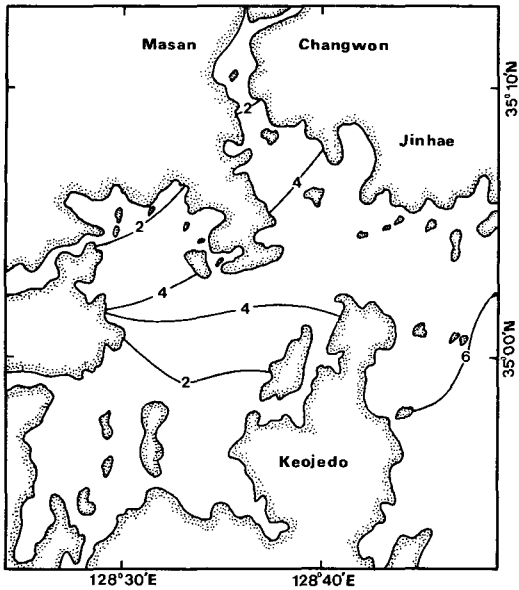


Fig. 12. Simulated dissolved oxygen distributions at bottom level in each station during the summer.

된 등 농도 분포 패턴(Fig. 6)과 비교해 볼 때 馬山灣은 다소의 오차가 있었으나 鎭海灣 中央部나 西部 海域의 경우 여름철의 平均水質을 잘 재현하였다.

4. 용존산소 예측

여름철 鎭海灣의 貧酸素 水塊 形成을 근원적으로 방지하고 효율적인 어장환경 관리대책을 수립하기 위해서는 主 汚染源인 馬山灣으로 유입되는 COD 부하, 양식생물에 의한 오염부하 그리고 SOD가 용존산소에 미치는 영향의 정도를 定量的으로 해석하여 이를 토대로 어장환경 관리방안이 수립되어야 할 것으로 생각되어 시뮬레이션을 통해 용존산소에 미치는 영향을 각각 예측하였다.

馬山灣으로 유입되는 COD 부하를 70~95% 범위로 低減하였을 때 각 지점별 용존산소 변화는 Fig. 13과 같이 COD 부하의 低減에 따라 용존산소의 상승이 발생하는 범위는 馬山灣과 鎭海灣 東部 및 鎭海灣 中央部의 一部 海域이었으며, 改善 程度는 馬山灣 内에서는 뚜렷한 반면 其他 海域에서는 변화폭이 적었다.

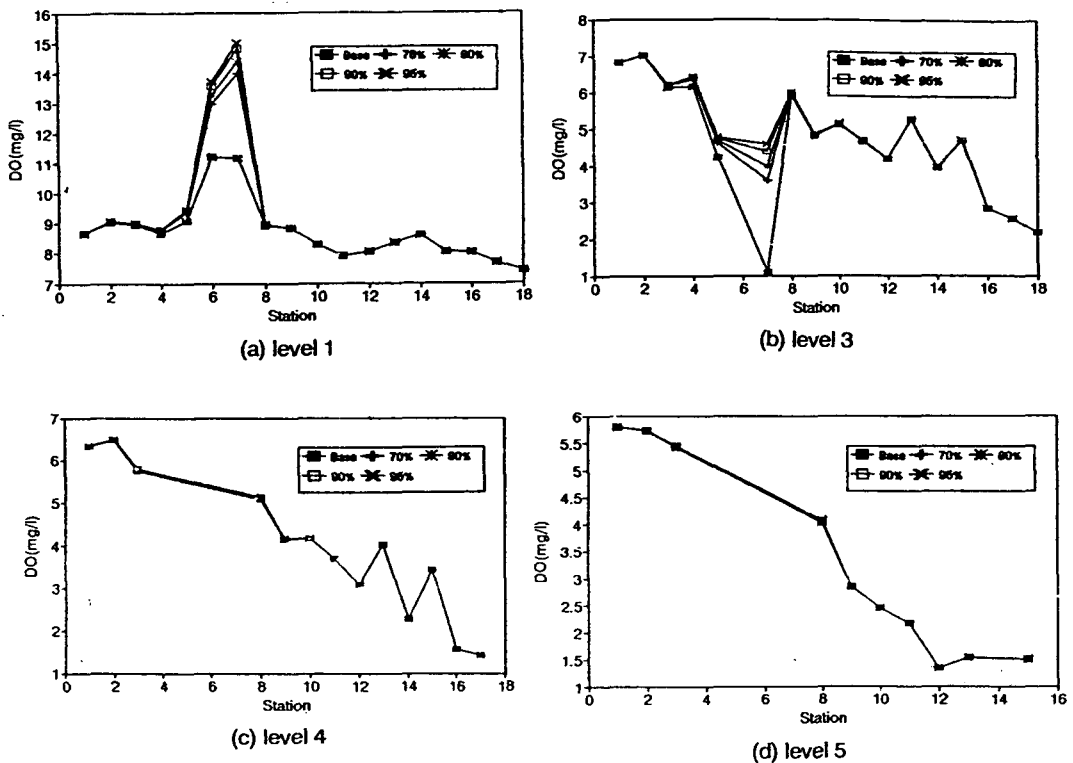


Fig. 13. The predictions of dissolved oxygen depending on various COD load reductions from Masan basin under present conditions.

오염부하를 70%로 低減했을 경우 馬山灣의 저층에 해당하는 level 3의 용존산소 농도는 3.59mg/l로 증가하였고, 95%로 低減에서는 4.60mg/l까지 상승되나 수산생물의 서식에 적합한 5.0mg/l 이상의 용존산소 농도에는 미치지 못하였다.

양식시설물이 집중되어 있고 여름철에 저층이 貧酸素化 하는 鎭海灣 西部海域의 수질개선은 馬山灣으로 유입되는 COD 부하의 低減에 의해 크게 개선되지 않는 것으로 나타나 양식시설물의 배설량을 減少시킴으로서 貧酸素層이 回復될 수 있는지를 살펴보았다. Fig. 14에서 보는 바와 같이 양식생물 배설량을 30~90% 범위로 低減했을 때 鎭海灣 西部海域과 鎭海灣 中央部 一部海域에서 용존산소가 증가하는 것을 볼 수 있었으나 上昇幅이 가장 큰 level 3에서도 1.0mg/l 이하의 개선효과를 나타내었다.

저질 산소요구량(SOD)을 일정비율로 低減할 경우 각 level에서의 용존산소 변화를 Fig. 15에 나타냈다. SOD를 低減함에 따라 전 지점에서 용존산소가 민감하게 반응하는 것을 볼 수 있었고 표층에

비해 저층으로 갈수록 改善幅은 크게 나타났다. 40% 低減할 경우 馬山灣의 저층에 해당하는 level 3에서는 2.1mg/l의 농도분포로 貧酸素 狀態였으나 鎭海灣 西部海域의 level 5에서는 2.8mg/l로 貧酸素가 解消되기 시작하였다. 50% 低減에서 鎭海灣 西部海域은 3.0mg/l이상이므로, 70% 低減에서 馬山灣의 저층이 3.0mg/l로 改善되었다. 90% 低減에서 現地 觀測에서 貧酸素 水塊가 강하게 형성되었던 鎭海灣 西部海域은 4.6mg/l까지 회복되었으나 馬山灣에서는 3.6mg/l의 농도분포를 보였다.

5. 어장환경 관리 방안

鎭海灣의 주요 오염물질이 용존산소에 미치는 영향을 예측한 결과 貧酸素 水塊에 가장 큰 영향을 주는 인자는 SOD였으며 馬山灣의 COD 부하, 양식생물 오염부하 順이었다. 馬山灣 유입 COD 부하의 경우 그 영향이 馬山灣 內에 局限되므로 灣 전체의 수질관리를 위해서는 底質改善이 필요한 것으로 나타났다.

馬山灣과 鎭海灣 西部海域의 貧酸素 水塊 形成

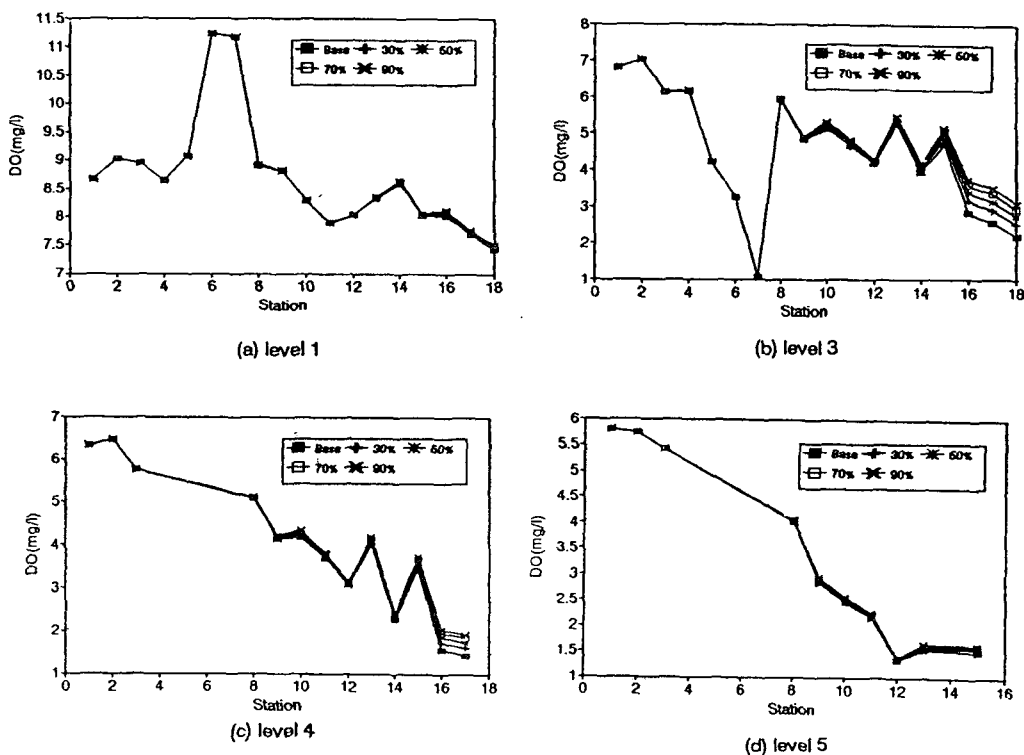


Fig. 14. The predictions of dissolved oxygen depending on various fecal load reductions in the western part of Jinhae Bay under present conditions.

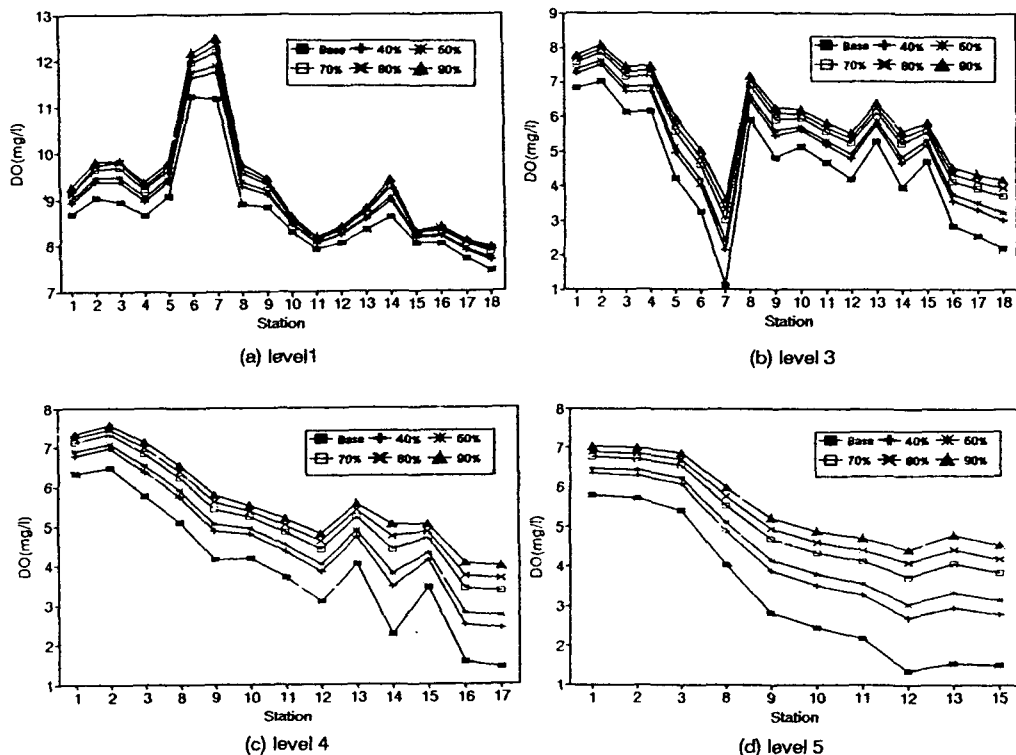


Fig. 15. The predictions of dissolved oxygen depending on various SOD reductions under present conditions.

防止를 위한 효율적인 오염저감 대책으로서 馬山灣의 경우 유입 COD 부하와 SOD를 低減해야 하며, 鎭海灣 西部海域의 경우 SOD가 주가 되어야 함을 알 수 있었다.

이와같은 관점에서 회복시켜야 할 용존산소 농도를 海域II等級基準인 5.0mg/l의 농도를 유지하기 위한 오염부하의 低減率을 시뮬레이션을 통하여 算定하면(Fig. 16) 馬山灣의 경우 유입되는 COD 부하의 低減率을 50%로 하고 SOD 低減率을 70%로 할 경우 馬山灣 저층수의 산소 농도를 5.0mg/l로 유지할 수 있었고, 鎭海灣 西部海域의 경우는 SOD를 95%, 양식생물 오염부하를 90% 低減해야 하는 것으로 예측되었다.

要 約

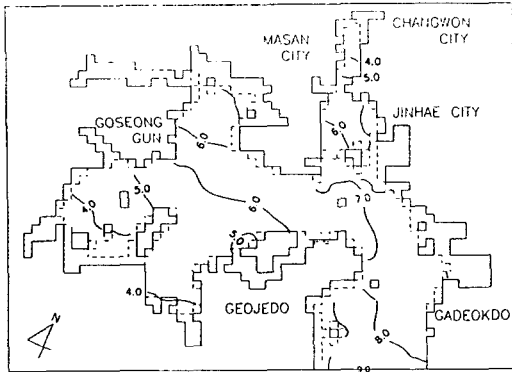
鎭海灣은 貧酸素로 인한 수산생물의 생산성 저하가 현저하다. 본 연구에서는 鎭海灣의 수질환경 개선 및 회복을 위해서 貧酸素 水塊의 形成防止가

무엇보다도 중요하다고 생각되어 해수유동 및 물질순환 모델을 이용하여 貧酸素 水塊 形成狀態를 재현하였고, 주요 오염부하가 용존산소에 미치는 영향의 정도를 예측하여 어장환경 관리방안을 도출한 결과는 다음과 같다.

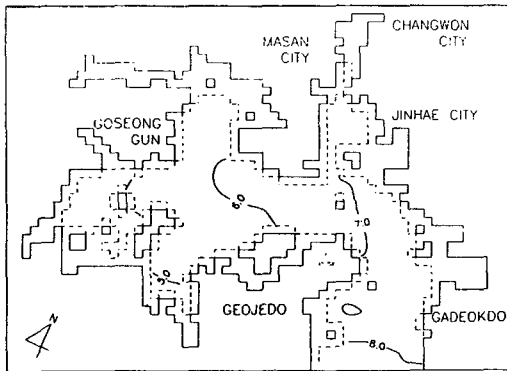
저층의 용존산소 농도분포는 水溫 및 密度成層과 밀접한 관계를 가지고 변동하였고 수온성층이 가장 강했던 6~7월에 양식어장이 밀집된 鎭海灣 西部海域과 馬山灣 海역에서 2.0mg/l이하의 貧酸素 水塊가 形成되었다.

해수유동 모델에 의한 M_2 분조 계산결과 漲潮時 流向의 主流는 加德水路를 통하여 서쪽으로 이동하였고 일부는 馬山灣으로 유입되었으며, 落潮時는 반대방향이었다. 最强流速은 加德水路 부근에서 발생하였고 鎭東灣, 고현성만, 元門灣등의 鎭海灣 西部海域과 馬山灣에서는 5cm/sec이하로 微弱하였다.

恒流는 만 중앙부와 칠천도 사이에서 반시계방향의 還流가 形成되는 것이 특징적이었으며, 馬山灣이나 당황만 입구 부근에서는 표층의 경우 南向의 흐름이 나타났고, 저층에서는 北向의 흐름이 형



(a) Case 1



(b) Case 2

Fig. 16. Dissolved oxygen distributions in the bottom layer of Jinhae Bay. Case 1 represents the 50 % reduction in COD loads from Masan basin and 70% reduction in SOD, and Case 2 the 95% reduction in SOD and 90% reduction of fecal loads from oyster culturing grounds.

성되었다. 물질순환 모델의 補正結果 상관성은 0.85 이상을 보였고 相對誤差는 28% 이하의 범위내에서 여름철의 貧酸素 水塊를 재현하였다.

각종 오염부하가 용존산소에 미치는 영향의 정도와 범위를 시뮬레이션을 통하여 예측한 결과 SOD가 전지역에 걸쳐 가장 큰 영향을 나타내었고, 馬山灣의 유입부하도 용존산소 분포에 큰 영향을 미쳤으나 馬山灣내 局限되어 나타났으며, 양식생물에 의한 부하는 영향도 적었고 鎭海灣 西部海域에 局限되었다. 貧酸素 水塊가 강하게 형성되는 馬山灣과 鎭海灣 西部海域의 貧酸素 水塊 형성방지를 위해 효율적인 오염저감 대책으로서 馬山灣의 경우 유입 COD 부하와 SOD를 저감해야하며, 鎭海灣 西部海域의 경우 SOD가 主가 되어야 함을 알 수

있었다.

회복시켜야 할 용존산소 농도를 海城II等級인 5.0mg/l의 농도를 유지시키기 위해서는 馬山灣의 경우 유입되는 COD 부하를 50%, SOD를 70%로 低減해야 하며, 鎭海灣 西部海域의 경우 SOD를 95%, 양식생물 오염부하를 90%까지 低減해야 되는 것으로 나타났다.

謝 辭

본 연구는 한국과학재단 연구비 지원에 의해 수행된 것으로 재단에 심심한 사의를 표합니다. 또한 연구 과정에서 많은 도움을 주신 국립수산진흥원 박주석 원장님과 이필용 연구관님, 수산청 김민종 과장님 그리고 남해수산연구소 총무분소 박정훈 소장님과 직원 여러분께 감사의 뜻을 표합니다.

參 考 文 獻

- 강시환·김창식·박광순·정태성·이종찬·김상익·박영길. 1989. 沿岸環境 保全技術 開發研究. 海洋研究所 BSPG00083-242-4, 163~238.
- 金鶴均. 1989. 馬山灣의 鞭毛赤潮의 發生과 環境特性. 釜山水產大學校 博士 學位論文, 1~85.
- 박주석·김봉안·박경길·이원재·한상복·이필용·김학균·이석모·김복기·박종수·윤금영·조영조·최희구·강청미·이상근·강창근·안경호·박영철·서재영. 1991. 沿岸 養殖 漁場 環境容量 算定에 關한 研究. 國立水產振興院, 1~139.
- 朴周錫·金鐘斗. 1967. 鎭海灣의 赤潮現象에 關한 研究. 國立水產振興院 研究報告, 1, 65~79.
- 박주석·김봉안·이상석·김학균·박차수·나기환·이상근·이필용·문정용·강청미·박종수·최희구·안경호·박승운. 1987. 韓國沿岸의 赤潮發生과 遷移에 關한 研究. 國立水產振興院 事業報告, 69, 1~163.
- 宋教旭·朴清吉. 1991. 海水中 有機物 分解와 營養鹽 再生의 特性에 關한 研究. 韓水誌, 24(5), 356~361.
- 이광우·남기수·허형택·곽희상·이수형·양동범·홍기훈·김철수·노영재·박필성·김동협·이진환. 1980. 鎭海灣의 赤潮 및 汚染 모니터링 시스템 開發을 위한 基礎研究. 海洋研

- 究所 BSPE 00022-43-7, 1~459.
- 이광우·남기수·허형택·김철수·박필성·곽희상·이수형·양동범·김은수·오재룡·김동협·이진환·한명수. 1981. 鎮海灣의 赤潮 및 汚染 모니터링 시스템 開發을 위한 研究. 海洋 研究所 BSPE 00031-56-7, 1~287.
- 이원찬·권영택·민병윤·손성원·양운진·이호원·한성대·강시환·정태성·강석중·염말구·김학균·노경희. 1991. 진해만 일원 오염 실태 조사 보고서. 환경처, 1~457.
- 李晋煥. 1984. 鎮海灣 植物 Plankton群集의 構造와 動態에 關한 研究. 漢陽大學校 大學院 博士學位論文, 1~111.
- 李弼容. 1991. 元門灣에서 低酸素 水塊의 出現과 季節的 變化. 韓水誌, 26(4), 392~400.
- 林賢植·崔震雨·諸淙吉·李梓學. 1992. 鎮海灣 養殖場 密集海域의 底棲動物 分布. 韓水誌, 25(2), 115~132.
- 張善德·李文沃·金鍾華·朴光淳·金福起·林琦琿. 1984. 鎮海灣 東部海域의 海水流動. 國立水產振興院 研究報告 32, 7~23.
- 趙昌煥. 1979. 1978년 鎮海灣 赤潮와 養殖 굴의 大量斃死. 韓水誌, 12(1), 27~33.
- 崔禹政·羅琪煥·全永烈·朴清吉. 1991. 富營養化 된 北灣의 溶存酸素 收支에 의한 自淨能力. 韓水誌, 24(1), 21~30.
- 楠木 豊. 1977. カキ養殖漁場におはる漁場老化に關する基礎的研究-I. 排せつ物量, 日水誌, 43(2), 163~166.
- 楠木 豊. 1977. カキ養殖漁場におはる漁場老化に關する基礎的研究-I. 有機物含量, 日水誌, 43(2), 167~171.
- 楠木 豊. 1981. カキ養殖漁場におはる漁場老化に關する基礎的研究. 廣水試研報, 11, 36p.
- 柳哲雄. 1989. シソポシウム 貧酸素水塊のまとめ. 沿岸海洋研究 ノート, 26(2), 141~145.
- 浮田正夫. 1982. ねが國におはる窒素・リンの發生源構造と富營養化機構に關する基礎的研究. 125pp.
- 細見正明·順藤陵一. 1984. 底泥からの窒素と磷の溶出について. 國立公害研究所 研報, 51, 195~216.
- 城九·失持進·安部恒之·河合章. 1984. 大阪灣の貧酸素水塊におはる無機營養鹽濃度について. 日水誌, 50(10), 1963~1700.
- 城久. 1989. 大阪灣の貧酸素水塊. 沿岸海洋研究ノート, 26(2), 87~98.
- 柿野純. 1986. 東京灣におはる貝類斃死事例特に貧酸素水の影響について. 水産土木, 23, 41~47.
- 中村充·彩正悟. 1975. 漁場底泥水の DO消費に關する實驗的研究. 農業土木試驗場報告, 13, 207~214.
- 中村充·杉正悟·但馬創·高橋良辛. 1976. 灣におはるDO收支に關する研究. 第23回 沿岸工學論文集, 539~544.
- 藏本 武明·中田喜三郎. 1991. 東京灣におはる流動と底層DO濃度シミュレーション. 沿岸海洋ノート, 28(2), 140~158.
- 風呂田利夫. 1988. 東京灣におはる貧酸素水塊の底生附着動物群集におたえる影響について. 沿岸海洋研究ノート, 25(2), 104~113.
- 荒川好滿·楠木 豊·神丹正昭. 1971. カキ養殖場におはる生物源堆積現狀(Biodeposition)の研究(I)-養殖適正密度について. 貝類學雜誌, 30(3), 113~129.
- 恒星社厚生閣. 1977. 淺海養殖と自家汚染. 日本水産學會篇, 88~118.
- Balzer, W. 1984. Organic matter degradation and biogenic element cycling in a nearshore sediment(Kiel Bight). *Limnol. Oceanogr.*, 29(6), 1231~1246.
- Bansal, M. K. 1975. Deoxygenation in natural streams. *Water Res. Bull.*, 11, 491~504.
- Beca, R.G., R.C. Arnett. 1976. A limnological model for eutrophic lakes and impoundments. Battelle, Inc., Pacific Northwest Laboratories, Richland, Washington.
- Boehlich, M.J. 1987. Three dimensional baroclinic model of the western Baltic. Three-dimensional models of marine and estuarine dynamics, Elsevier Science Publishing Company Inc., 285~304.
- Bowman, G.T. and J.J. Delfino. 1980. Sediment oxygen demand techniques: A review and comparison of laboratory and in situ systems. *Water research*. 14, 491~499.
- Chang, S.D and T. Yanagi. 1986. Water circulation in Chinhae Bay. *Proc. Conf. Oceanogr. Soc. Japan*, 325~326.
- Di Toro, D.M. and W.F. Matystik. 1980. Mathematical models of water quality in large lakes. Part I: Lake Huron and Saginaw Bay model

- development, verification, and simulation. U.S. Environmental Protection Agency, Ecological Research Series. EPA ; 600/3-8-056.
- Di Toro, D.M., D.J. O'Conner and R.V. Thomann. 1971. A dynamic model of phytoplankton population in the Sacramento-san Joaquin delta In: nonequilibrium systems in natural water chemistry, adv. chem. ser. 106. American Chemical Society, Washinton, D. C. 131~180.
- Eppley, R.W. 1972. Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.*, 70, 1063~1082.
- Hong, K.H., K.T. Kim, S.J. Pae, S.H. Kim and S.H. Lee. 1991. Annual cycles of nutrients and dissolved oxygen in a nutrient rich temperate coastal bay, Jinhae Bay, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 15(3), 204~222.
- Hong, J.S. 1987. Summer oxygen defficiency and benthic biomass in the Chinhae Bay system, Korea. *J. Oceanol. Soc. Korea*, 22(4), 246~256.
- Ishkawa, M. and H. Nishimura. 1983. A new method of evaluating the mineralization of particulate and dissolved photoassimilated organic matter. *J. Oceanogr. soc. Japan*, 39, 29~42.
- Jorgensen, S.E. 1979. Handbook of environmental data and ecological parameters. International Society for Ecological Modeling, 1~1162.
- Jorgensen, S.E. 1976. A eutrophication model for a lake. *Ecol. Modeling*, 2, 147~165.
- Kishi, M.J., Y. Iwata, and M. Uchiyama. 1991a. Numerical simulation model for quantitative management of mariculture. *Mar. pollution Bulle.*, 23, 765~767.
- Nakata, T.K. 1991. A model of the formation of oxygen depleted waters in Tokyo Bay. *KAIKOU* 5-2, 1~26.
- Ogura, N. 1975. Futher studies on decomposition of dissolved organic matter in coastal seawater. *Mar. Biol.*, 31, 101~111.
- O'Connor, D.J., J.L. Mancini, and J.R. Guerriero. 1981. Evaluation of factors influencing the temporal variation of dissolved oxygen in the New York Bight, PHASE II. Manhattan College, Bronx, New York.
- Rhoads, D.C. 1974. Organism-sediment relations on the muddy sea floor. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 12, 263~300.
- Scavia, D. and R.A. Park. 1976. Documentation of selected constructs and parameter values in the aquatic model CLEANER. *Ecol. Modeling* 2, 33~58.
- SCOR-UNESCO. 1966. Determination of photosynthetic pigments in seawater. Monographs on oceanographic methodology 1, 11~18, UNESCO, Paris.
- Steele, J.H. & I.E. Baird. 1962. Farther relations Between primary Production, chlorophyll, and particulate carbon. *Limnol. oceanogr.*, 7, 42~47.
- Strickland, J.D.H. and T.R. parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 2nd ed.
- 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 U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. EPA-600/3-75-005.
- Thomann, R.V., and J.J Fitzpatrick. 1982. Calibration and verification of a mathematical model of the eutrophication of the Potomac estuary. For department of environmental services, government of the district of Columbia, Washington, D.C.
- US Environmental Protection Agency. 1985. Rate, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling. U.S. EPA/600/3-85/040. 1~455.
- Yanagi, T. 1974. Contributions. Geophysical Institute, Kyoto University. 14, 1~10.

1994년 4월 4일 접수

1994년 7월 9일 수리