

# 水・底質モデルによる瀬戸内海の水質管理に関する研究

李 寅鉄<sup>1</sup>・浮田正夫<sup>2</sup>・関根雅彦<sup>3</sup>・中西 弘<sup>4</sup>

<sup>1</sup>学生員 工修 山口大学大学院博士後期課程 (〒755 宇部市常盤台2557)

<sup>2</sup>正会員 工博 山口大学教授 工学部社会建設工学科 (〒755 宇部市常盤台2557)

<sup>3</sup>正会員 工博 山口大学助教授 工学部社会建設工学科 (〒755 宇部市常盤台2557)

<sup>4</sup>正会員 工博 大阪工業大学教授 土木工学科 (〒535 大阪市旭区大宮5-16-1)

瀬戸内海を対象として、水・底質の間の溶存酸素と栄養塩の授受による水質の季節変化モデルを作成し、灘ごとの流入負荷と水質の応答特性、負荷削減の影響解析とともに負荷-水質-水産資源の3者の相互関連性から水質管理について検討した。1957年から1987年までの負荷による水質の経年変化を調べ、灘ごとに、負荷量-水質の応答に違いがあることがわかった。また、備讃瀬戸から大阪湾にかけて水質改善努力が必要なことがわかった。負荷削減後の水質予測に対する概算式を提案した。負荷削減効果の影響解析より、リンのみならず窒素の負荷削減の影響が大きいことを示した。負荷と水産資源の関連性を検討より、負荷の増加は一次生産の増加につながるが、2次生産以降のエネルギーの伝達には限度があることを示した。

**Key Words :** *water-sediment quality model, loading abatement, pollutant load, primary production, water quality management*

## 1. まえがき

海域利用の要請が高い沿岸海域と閉鎖性の内湾では、半島や島による遮蔽効果で海水の流れは弱く、また、陸地から大量の汚染物質が流入し、水・底質の汚染が進んでいる。このため、赤潮、富栄養化など海域利用上さまざまな不都合が生じ、海の機能を著しく低下させている。したがって、海域の環境保全を図りつつ、必要に応じ新たな環境を創造していく必要がある。このためには、海域環境の現状を十分考慮した上で環境測定や多分野にわたる分析の蓄積などによる水質、底質、生物相などを把握することが最重要である。

海域の水質や生態系に関する数値モデルはこうして得られた知識、情報をもとに構築され、条件変化による環境影響評価や環境改善効果予測等の一手段として頻りに利用されている。しかしながら、この種の数値モデルははまだ確立されたものはなく、予測目的に応じてさまざまな形態をとっているのが現状である。

従来海域の水質予測モデルは、環境基準であるCODを中心とした、夏季のみの平面分布を求めることに主眼がおかれていた。しかしながら、環境基

準値のCODやDOといった水質目標により海の環境を評価するには限界があり、海洋の生態系の内部機構がどのように変化するかについては必ずしも適切な情報が得られない。最近では、COD負荷のみを削減してもこうした閉鎖性海域の水質が改善されないことから、CODに加えて窒素、リン等についての環境基準が設定され、その類型指定の作業が進められている<sup>1)</sup>。この栄養塩物質の中で特に影響が大きいのが窒素とリンであり、その挙動を把握することが富栄養化対策の1つとして取り上げられる。内田ら<sup>2)</sup>は富栄養化の進んだ海域において、CODを非保存物質として、陸地から流入する1次CODと2次COD(内部生産)に分けて取り扱った。このモデルでは対象海域の栄養塩の内部生産の制限因子がリンであることから、栄養塩としてはリンのみを取り上げている。また、中田ら<sup>3)</sup>は海域上層の生産層と下層の非生産層とに分け、リンを循環物質とした動物、植物プランクトン間の循環を取り扱って、植物プランクトンの一次生産を窒素およびリンのうち制限の強い方を用いて評価した。そして、岸ら<sup>4)</sup>と松梨<sup>5)</sup>は水質の季節的な変化を予測するモデルとして窒素・リンの循環に溶存酸素を加えたモデルを提案している。この結果によれば、水質は空間的に

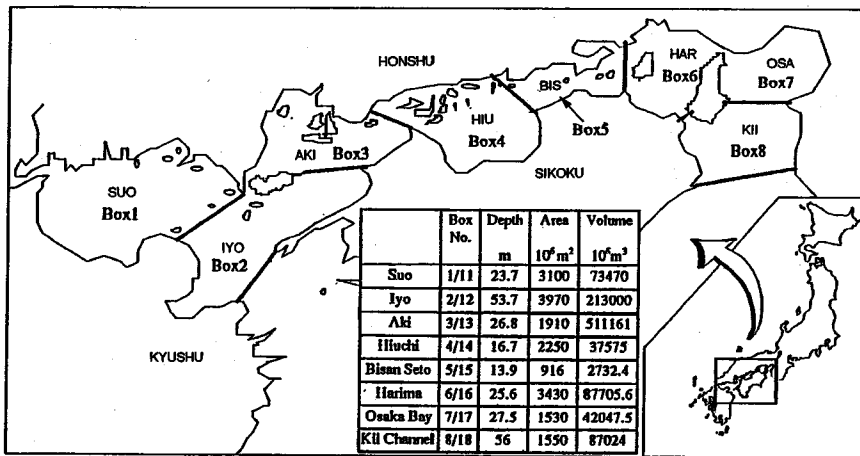


Fig. 1 Division of the eight boxes two layers model in Seto-Inland Sea.

も季節的にも変化し、特に生物の生息にとって重要な溶存酸素は、湾奥下層での季節変化が著しいことを指摘している。しかしながら、これらの報告では、底泥と水層との間の相互作用について十分には考慮されていない。

海域の水質は底泥に堆積した有機物が分解され栄養塩が再び溶出、ゆっくりと水中に作用することにより、負荷量と水質濃度の変化には時間的なずれが存在する。また、水質と底質の平衡にはかなりの時間がかかるため、負荷量削減の効果が時間遅れも生じる。こういった点が近年底泥と水層の作用が注目されているところである。したがって、栄養塩の挙動を考える場合、底質が水質に与える影響を無視することはできない。これに関連して、浮田ら<sup>6)</sup>は富栄養化海域への水・底質予測のためのシミュレーションモデルの原型を提案し、さらに、その応用として大阪湾の水質経年変化を再現することを試みている<sup>7)</sup>。水と底泥の間の物質交換のモデル化においては、とくにリンの挙動をうまく表現することが重要である。すなわち、溶存酸素、硫化物、酸化鉄が関与し、酸化層の消長に伴うリンの吸脱着、溶出の著しい季節変化を表現することが必要である。しかし、このような水と底泥の間の物質交換、特にリンの交換における特徴ある季節変化を表現したモデルは少ない。

一方、環境変化に対する魚介類への影響、海洋生産力の推定などを扱うのであれば、少なくとも対象とする生物まではモデルに組み込まない限り目的を達しない。その場合、各過程を支配する式やパラメータも当然増える。しかし、この種の利用できる情報や精度の質は一般に低いのが現状である。言い換えれば、モデルの形式や取扱いは複雑になっても

モデル全体の精度の上では必ずしも向上ということには直結しない。したがって、パラメータの多い複雑なモデルが必ずしもよりすぐれているとは限らず、富栄養化のメカニズムを反映した簡易で適切なモデルも大局を判断するには有効である。

本研究では、既報のモデル<sup>7)</sup>から高次生物項の導入および硝化・脱窒のメカニズムの導入などの改良を加え、瀬戸内海を対象とした多ボックスの水・底質間の溶存酸素と栄養塩の授受を含めた水質の季節変化モデルを作成した。また、このモデルを用いて、灘ごとの負荷と水質の応答特性、負荷削減の影響解析とともに負荷-水質-水産資源の3者の相互関連性から水質管理について研究を行った。

## 2. 水・底質モデルの内容

### (1) モデルの構成

モデルは流動予測モデルと水・底質予測モデルより成る。しかし、流動および水質について、ともに差分メッシュのモデルによって季節的な変化を計算することは、計算量が膨大となり、現段階では実用的でないため、本モデルでは、流動については差分メッシュモデルを、水質についてはボックスモデルを用いた。また、水質計算時のボックス間の水交換は、潮汐流は渦とみなし、恒流成分が計算の対象となる。恒流成分には、潮汐残差流、密度流、吹送流などが存在するが、本モデルでは、月単位程度の季節変化を再現することを目的としているので、主体をなす潮汐残差流と、河川の流入による流れのみを取り上げる。その際、河川流量には季節変化を考慮した。計算場は陸地からの河川流量と流入負荷量が灘間でかなり異なることと、環境庁<sup>8)</sup>の水深、地形

Table 1 Basic equations of the WSQM.

Inorganic phosphorus	Organic nitrogen
$dCP1/dt = D_z \cdot (CP2 - CP1) / (0.5 \cdot Z \cdot Z1) - PRO1 \cdot FP1 + KD1 \cdot FP1 + KDFZ \cdot KD1 \cdot FZ1 + LP/SA/Z1$	$dFNi/dt = Rnp \cdot FPi \quad (i=1 \sim 4)$
$dCP2/dt = D_z \cdot (CP1 - CP2) / (0.5 \cdot Z \cdot Z2) - PRO2 \cdot FP2 + KD2 \cdot FP2 + KDFZ \cdot KD2 \cdot FZ2 + \gamma \cdot AOA \cdot D \cdot (CP3 - CP2) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z2) + \gamma \cdot KDB \cdot FP3 \cdot Z3/Z2 + \gamma \cdot KDFZ \cdot KDB \cdot FZ3 \cdot Z3/Z2$	<b>NH<sub>4</sub> - nitrogen</b>
$dCP3/dt = D \cdot (CP4 - CP3) / (0.5 \cdot Z_m \cdot Z3) + AOA \cdot D \cdot (CP2 - CP3) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z3) + KD3 \cdot FP3 + KDFZ \cdot KD3 \cdot FZ3 - W_m \cdot CP3/Z3 + (KEP/\omega) \cdot (EPA3 - CP3/\alpha) + (KR/\omega) \cdot (EPR3 - 1.3 \cdot \beta \cdot \omega \cdot MO) \cdot (CP3/(CP3 + CP30))$	$dCN1/dt = D_z \cdot (CN2 - CN1) / (0.5 \cdot Z \cdot Z1) - PRO1 \cdot Rcn1 \cdot FN1 + KD1 \cdot FN1 + Rnp \cdot KDFZ \cdot KD1 \cdot FZ1 - KCN1 \cdot CN1 + 0.5 \cdot LN/SA/Z1$
$dCP4/dt = D \cdot (CP3 - CP4) / (0.5 \cdot Z_m \cdot Z4) + KD4 \cdot FP4 + KDFZ \cdot KD4 \cdot FZ4 + (KEP/\omega) \cdot (EPA4 - CP4/\alpha) + W_m \cdot CP3/Z4 - W_m \cdot CP4/Z4$	$dCN2/dt = D_z \cdot (CN1 - CN2) / (0.5 \cdot Z \cdot Z2) + \gamma \cdot D \cdot (CN3 - CN2) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z2) - PRO2 \cdot Rcn2 \cdot FN2 + KD2 \cdot FN2 + Rnp \cdot KDFZ \cdot KD2 \cdot FZ2 + \gamma \cdot KDB \cdot FN3 \cdot Z3/Z2 + \gamma \cdot Rnp \cdot KDFZ \cdot KDB \cdot Z3/Z2 - KCN2 \cdot CN2$
<b>Phytoplankton phosphorus</b>	$dCN3/dt = D \cdot (CN4 - CN3) / (0.5 \cdot Z3 \cdot Zm) + D \cdot (CN2 - CN3) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z3) + KD3 \cdot FN3 + Rnp \cdot KDFZ \cdot KD3 \cdot FZ3 - KCN3 \cdot CN3 + (KEN/\omega) \cdot (EN3 - CN3/\alpha) - W_m \cdot CN3/Z3$
$dFP1/dt = Rdz \cdot Dz \cdot (FP2 - FP1) / (0.5 \cdot Z \cdot Z1) + PRO1 \cdot FP1 - KD1 \cdot FP1 - KFZ1 \cdot FZ1 - Ws \cdot FP1/Z1$	$dCN4/dt = D \cdot (CN3 - CN4) / (0.5 \cdot Z4 \cdot Zm) + KD4 \cdot FN4 + Rnp \cdot KDFZ \cdot KD4 \cdot FZ4 - KCN4 \cdot CN4 + (KEN/\omega) \cdot (EN4 - CN4/\alpha)$
$dFP2/dt = Rdz \cdot Dz \cdot (FP1 - FP2) / (0.5 \cdot Z \cdot Z2) + PRO2 \cdot FP2 - KD2 \cdot FP2 - KFZ2 \cdot FZ2 - Ws \cdot FP2/Z2 + Ws \cdot FP1/Z2$	<b>NO<sub>3</sub> - nitrogen</b>
$dFP3/dt = Ws \cdot FP2/\gamma \cdot Z3 - Wm \cdot FP3/Z3 - KD3 \cdot FP3 - KDB \cdot FP3$	$dCNN1/dt = D_z \cdot (CNN2 - CNN1) / (0.5 \cdot Z \cdot Z1) - PRO1 \cdot Rcnm1 \cdot FN1 + KCN1 \cdot CN1 - KN1 \cdot CNN1 + 0.5 \cdot LN/SA/Z1$
$dFP4/dt = Wm \cdot FP3/Z4 - KD4 \cdot FP4 - Wm \cdot FP4/Z4$	$dCNN2/dt = D_z \cdot (CNN1 - CNN2) / (0.5 \cdot Z \cdot Z2) + \gamma \cdot D \cdot (CNN3 - CNN2) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z2) - PRO2 \cdot Rcnm2 \cdot FN2 + KCN2 \cdot CN2 - KN2 \cdot CNN2$
<b>Zooplankton phosphorus</b>	$dCNN3/dt = D \cdot (CNN4 - CNN3) / (0.5 \cdot Z3 \cdot Zm) + D \cdot (CNN2 - CNN3) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z3) + KCN3 \cdot CN3 - KN3 \cdot CNN3 - Wm \cdot CN3/Z3$
$dFZ1/dt = KFZ1 \cdot FZ1 - KDFZ \cdot KD1 \cdot FZ1 - KG \cdot FZ1 - Ws3 \cdot FZ1/Z1$	$dCNN4/dt = D \cdot (CNN3 - CNN4) / (0.5 \cdot Z4 \cdot Zm) + KCN4 \cdot CN4 - KN4 \cdot CNN4 + Wm \cdot CNN3/Z4 - Wm \cdot CNN4/Z4$
$dFZ2/dt = KFZ2 \cdot FZ2 - KDFZ \cdot KD2 \cdot FZ2 - KG \cdot FZ2 + Ws3 \cdot FZ1/Z2 - Ws \cdot FZ2/Z2$	<b>Sediment absorbed nitrogen</b>
$dFZ3/dt = -KDFZ \cdot KD3 \cdot FZ3 - KDFZ \cdot KDB \cdot FZ3 + Ws3 \cdot FZ2/\gamma \cdot Z3 - Wm \cdot FZ3/Z3$	$dEN3/dt = -KEN \cdot (EN3 - CN3/\alpha)$
$dFZ4/dt = -KDFZ \cdot KD4 \cdot FZ4 + Wm \cdot FZ3/Z4 - Wm \cdot FZ4/Z4$	$dEN4/dt = -KEN \cdot (EN4 - CN4/\alpha)$
<b>Sediment absorbed phosphorus</b>	<b>COD</b>
$dEPA3/dt = -KEP \cdot (EPA3 - CP3/\alpha)$	$dCOD1/dt = -KDC \cdot (COD1 - 0.5) + Dz \cdot (COD2 - COD1) / (0.5 \cdot Z \cdot Z1) + LCOD/SA/Z1$
$dEPR3/dt = -KR \cdot (EPR3 - 1.3 \cdot \beta \cdot \omega \cdot MO) \cdot (CP3/(CP3 + CP30))$	$dCOD2/dt = -KDC \cdot (COD2 - 0.5) + Dz \cdot (COD1 - COD2) / (0.5 \cdot Z \cdot Z2)$
$dEP4/dt = -KEP \cdot (EP4 - CP4/\alpha)$	$TCOD1 = COD1 + (FP1 + 0.2 \cdot FZ1) \cdot (143/3) + PC1$
<b>Dissolved oxygen</b>	$TCOD2 = COD2 + (FP2 + 0.2 \cdot FZ2) \cdot (143/3) + PC2$
$dCO1/dt = Dz \cdot (CO2 - CO1) / (0.5 \cdot Z \cdot Z1) + Rop \cdot PRO1 \cdot FP1 - Rop \cdot KD1 \cdot FP1 - Roc \cdot KDC \cdot (COD1 - 0.5) - Roc \cdot RKD \cdot KD1 \cdot PC1 - ROP \cdot KDFZ \cdot KD1 \cdot FZ1 + LDO/SA/Z1 - KA \cdot (CO1 - COsat) / Z1 - 4.57 \cdot KCN1 \cdot CN1 + 3.43 \cdot KN1 \cdot CNN1$	<b>Detritus (COD)</b>
$dCO2/dt = Dz \cdot (CO1 - CO2) / (0.5 \cdot Z \cdot Z2) + \gamma \cdot Rdm \cdot D \cdot (CO3 - CO2) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z2) + Rop \cdot PRO2 \cdot FP2 - Rop \cdot KD2 \cdot FP2 - Roc \cdot KDC \cdot (COD2 - 0.5) - Roc \cdot RKD \cdot KD2 \cdot PC2 - Rop \cdot KDFZ \cdot KD2 \cdot FZ2 - \gamma \cdot Rop \cdot KDB \cdot FP3 \cdot Z3/Z2 - \gamma \cdot Rop \cdot KDFZ \cdot KDB \cdot FZ3 \cdot Z3/Z2 - 4.57 \cdot KCN2 \cdot CN2 + 3.43 \cdot KN2 \cdot CNN2$	$dPC1/dt = PRO1 \cdot FP1 \cdot Rpc \cdot (Rop/Roc) - RKD \cdot KD1 \cdot PC1 - Ws2 \cdot PC1/Z1$
$dCO3/dt = Rdm \cdot D \cdot (CO4 - CO3) / (0.5 \cdot Z3 \cdot Zm) + Rdm \cdot D \cdot (CO2 - CO3) / (0.5 \cdot (Z2 + Z3) \cdot Z3) - Rop \cdot KD3 \cdot FP3 - Roc \cdot RKD \cdot KD3 \cdot PC3 - Rop \cdot KDFZ \cdot KD3 \cdot FZ3 - 4.57 \cdot KCN3 \cdot CN3 + 3.43 \cdot KN3 \cdot CNN3$	$dPC2/dt = PRO2 \cdot FP2 \cdot Rpc \cdot (Rop/Roc) - RKD \cdot KD2 \cdot PC2 + Ws2 \cdot PC1/Z2 - Ws2 \cdot PC2/Z2$
$dCO4/dt = Rdm \cdot D \cdot (CO3 - CO4) / (0.5 \cdot Z4 \cdot Zm) - Rop \cdot KD4 \cdot FP4 - Roc \cdot RKD \cdot KD4 \cdot PC4 - Rop \cdot KDFZ \cdot KD4 \cdot FZ4 - 4.57 \cdot KCN4 \cdot CN4 + 3.43 \cdot KN4 \cdot CNN4$	$dPC3/dt = Ws2 \cdot PC2/\gamma \cdot Z3 - RKD \cdot KD3 \cdot PC3 - Wm \cdot PC3/Z3$
$dMO/dt = -KMD \cdot MO \cdot CO3 / (CO3 + CO30) + RX \cdot KMP \cdot M \cdot CO2 / (CO2 + COw)$	$dPC4/dt = -RKD \cdot KD4 \cdot PC4 + Wm \cdot PC3/Z4 - Wm \cdot PC4/Z4$
$dM/dt = -KMD \cdot MO \cdot CO3 / (CO3 + CO30) - RX \cdot KMP \cdot M \cdot CO2 / (CO2 + COw)$	$PRO1 = KP1 \cdot (CP1 + \eta \cdot FP1) / (CP0 + CP1 + \eta \cdot FP1) \quad (a)$
	$PRO1 = KP1 \cdot (CN1 + \eta \cdot FN1) / (CN0 + CN1 + \eta \cdot FN1) \quad (b) \quad (\text{less value adopted})$

LP, LDO, LN, LCOD : Input loadings from outside, SA: Surface area, Z : Total depth of water layer (=Z1+Z2) Zm : Total depth of sediment layer (=Z3+Z4).

及び夏季の T-P の平面分布形状等を考慮して、平面的には、8 分割、鉛直的には、夏季の成層状況を考慮して上層を平均水面下 5m、下層をそれ以深とした。さらに、底泥の分割は表層 1cm、下層 4cm の 2 層とした。計算の対象時期は 1987 年である。

Fig.1 は瀬戸内海のボックス分割とその諸元を示す。

a) 流動予測モデル

本計算に用いた流動モデルは、鉛直方向に静水圧分布を仮定し、ナビエ Stokes の方程式及び連続方程式を水深方向に平均化した 2 次元 2 層の差分形メッシュモデルによる。潮流計算を行った結果から流動の再現性及び流量収支を検討した上で、恒流成分とし、8 Box 2 層の断面移流及び拡散流量を求めた(詳細は文献<sup>9)</sup>参照)。

b) 水・底質予測モデル

水・底質モデル(以下 WSQM( Water-Sediment

Quality Model) という)は、栄養塩から生産されたプランクトンがデトリタスとして底泥に移行し、底泥表面での酸素消費により底泥と水層との間に生じる栄養塩の授受を定式化し、水質濃度の季節変化を再現することを目的とした生態系モデルである。このモデルはこれまでに浮田ら<sup>6), 7)</sup>によって 1 ボックス多層のモデルの原型が提案されているが、今回瀬戸内海の多ボックスモデルに適用するにあたって隣間の流動条件の再現、高次生物項の導入による生態系の拡張、硝化・脱窒メカニズムの導入などの改良を加えた。水・底質モデルの構成は Fig. 2 に示したように P, DO, N, COD のサブモデルであるが、P と DO のモデル化が中心である。水層と底泥中の P は有機態 P と無機態 P (CP) に区別しており、有機態 P は植物プランクトン (FP) と高次生物 (FZ) を想定している。なお、高次生物には動物

Table 2 Initial value of main parameters and coefficients in the WSQM.

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

プランクトンの他、より高次の魚等も含めている。さらに、表層泥においてPの吸脱着特性を表現するため、酸化層(MO)の消長に伴い可溶化、不可溶化する鉄態Pに対応する反応型吸着態P(EPR)と、間隙水と底泥粒子との間の吸着平衡を想定した吸着態P(EPA)に分けている。下層泥においては吸着態P(EP)のみである。これらの消長とEPRの季節変化の模式図をFig. 3に示す。また、CODモデルは陸由来負荷によるもの、FPから換算して求めた一次生産によるものとデトリタスようなCOD蓄積項(PC)との和で表している。Nに関しては、Pモデルと大体同じであり、有機態N(FN)はPから換算して求める。無機態N(CN)はNH<sub>4</sub>-NとNO<sub>3</sub>-Nに分けてある。その他、吸着態N(EN)、還元層(M)を設けている。本モデルの基礎式をTable 1に、計算に用いたパラメータ値をTable 2にそれぞれ示す。計算はルンゲ・クッタ法による。モデルに用いたパラメータは浮田<sup>7)</sup>と山田<sup>10)</sup>を参考にして定めたが、重要な係数については感度解析により検討し若干の変更を行った。

c) モデルの強制関数

モデルの強制関数としては、Table 3に示したように水質濃度の鉛直混合と日射及び水温などを与えた。日射においては、日射による照度効果<sup>11)</sup>と瀬

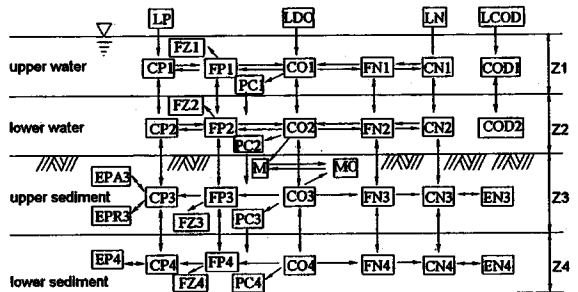


Fig. 2 Schematic view of the WSQM.

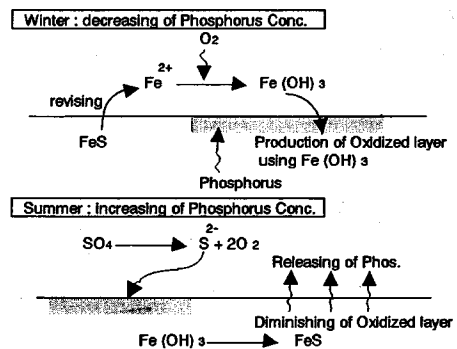


Fig. 3 Diagram of seasonal variation for EPR.

Table 3 Forced functions in the WSQM.

(1) Vertical mixing  

$$Qz = A \cdot \frac{Dz}{0.5 \cdot (z_u + z_l)}$$

(2) Light intensity  

$$light = 390 + 170 \cdot \sin\left(\frac{2\pi}{365} \cdot (day - 80)\right)$$

(3) Water temperature  

$$T1 = 17.63 + 8.52 \cos\left(\frac{2\pi}{365} (day - 219)\right)$$

$$T2 = 16.46 + 7.73 \cos\left(\frac{2\pi}{365} (day - 222)\right)$$

(4) Vertical mixing coefficient  
 if,  $day \leq 74$   $Dz = 1.440 \cdot cdz$   
 $74 \leq day < 192$   $Dz = \left(1.6 - \frac{(day - 103)^2}{5442.0}\right) \cdot cdz$   
 $192 \leq day < 266$   $Dz = \left(0.1 + \frac{(day - 207)^2}{3628.0}\right) \cdot cdz$   
 $266 \leq day < 290$   $Dz = \left(1.440 - \frac{(day - 290)^2}{1158.7}\right) \cdot cdz$   
 $290 \leq day$   $Dz = 1.440 \cdot cdz$   
 where,  $Qz$ : vertical exchange volume [ $cm^3/sec$ ]  
 $T1$ : water temperature of upper water [ $^{\circ}C$ ]  
 $T2$ : water temperature of lower water [ $^{\circ}C$ ]  
 $light$ : light intensity [lux]  
 $day$ : elapsed time from 1 Jan.  
 $Dz$ : vertical mixing coefficient [ $cm^2/sec$ ]  
 $cdz$ : base value of  $Dz$  [ $cm^2/sec$ ]  
 $A$ : interface area between upper and lower boxes [ $cm^2$ ]  
 $z_u$  ( $z_l$ ): depth of upper (lower) box [cm]

戸内海の気象資料<sup>8)</sup>を基にして、調和解析により正弦曲線を得た。水温については環境庁の観測値<sup>12)</sup>を調和解析して季節変化曲線を求めた。なお、底泥の水温は水層より30日遅らせて変化するようにした。また、5年毎の原単位計算により得た1957~1987年(30年間)の流入負荷量の計算結果<sup>13)</sup>も強制関数として与えた(Fig. 4)。

(2) モデルの検証

a) 水質濃度の季節変化

Fig. 5は瀬戸内海の上層のCODと下層のDO濃度の季節変化の計算結果を示しているが、CODの場合、瀬戸内海全域で、7月下旬頃から8月にかけて濃度が高くなり、秋季から大きく下がっている。特に、大阪湾を中心に瀬戸内海の東部海域が西部海域より濃度が高い傾向が見られる。下層のDOについては、8月をピークとした夏場のDO低下がよく再現されている。Fig. 6は比較的水質データの入手しやすい大阪湾<sup>14)</sup>について水質濃度の季節変化の

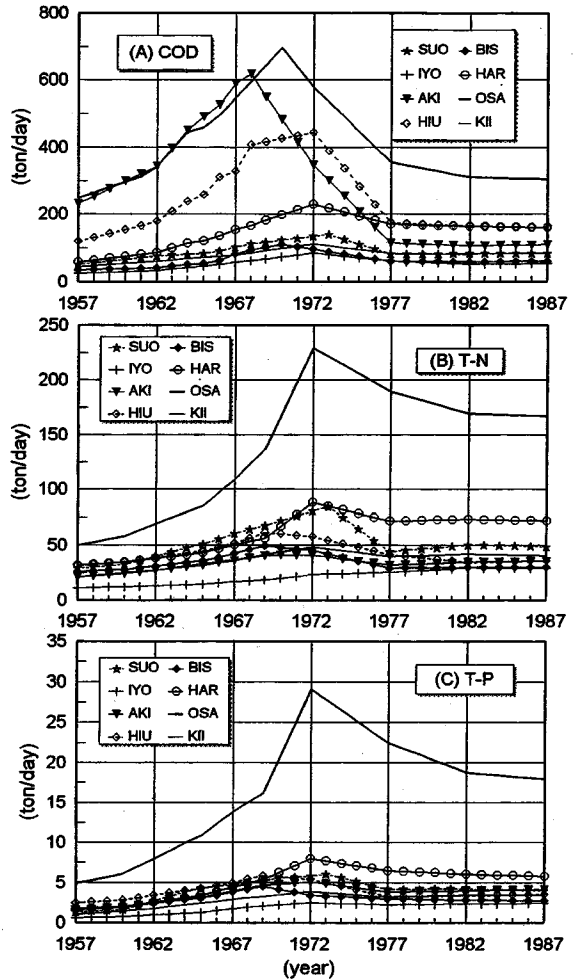


Fig. 4 Annual variation of pollutant loads in Seto-Inland Sea.

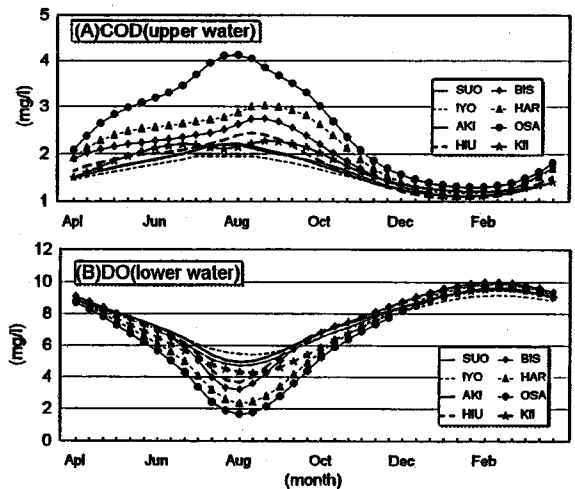


Fig. 5 Computed results of the seasonal variation for water quality in Seto-Inland Sea.

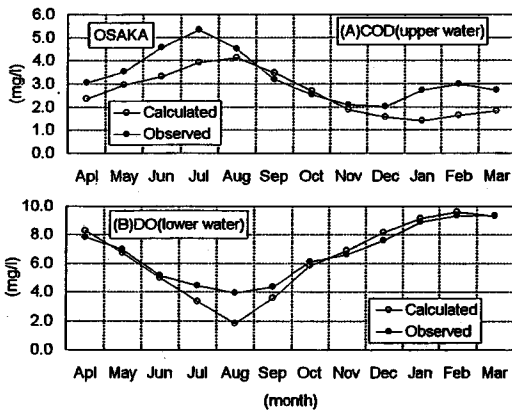


Fig. 6 Comparison between calculated value and observed value of the seasonal variation for COD, DO in Osaka Bay.

再現性について検証した結果を示している。図を見ると、CODについては濃度のピークが実測値より1ヵ月遅れて現れているが、秋口の濃度の減少傾向はほぼ再現できていると思われる。下層のDOについても、8月の貧酸素の最低濃度がやや異なっているが、全体的には、夏場のDO低下や季節変化が再現できている。

#### b) 年平均水質濃度の検証

水質濃度の検証のために必要な、実測に基づく検証用資料としてCOD、DOについては、環境庁<sup>12)</sup>、栄養塩については、水産庁<sup>15)</sup>の資料を用いた。これらは、海域の数ポイントを調査したものである。これらのポイントの水質濃度値に、それぞれ水深による重みを乗じて灘ごとに体積平均する事により、年平均濃度を得た。なお、上記の資料には、高次生物濃度のデータは含まれていない。門谷・岡市ら<sup>16)</sup>によると、大阪湾、播磨灘において、TPのうち、動物プランクトン態Pの占める割合は、大阪湾の場合、1.2%、播磨灘は1.8%としている。これより本モデルでは全灘において、魚を含めたものとしてTPの2%を高次生物態Pとみる。以上のようにして求めた実測値と計算結果の比較をCOD、DO、高次生物態P(FZ)についてFig. 7に示した。計算値は当該年度における毎日計算濃度を年平均したものである。まず、上層のCOD濃度については、図に見られるように、紀伊水道を除いた灘において実測値にほぼ一致している。下層のDO濃度についても全灘においてよく実測値を再現している。上層のFZ濃度の計算結果はおおむね実測値に近いレベルにあるが、大阪湾、安芸灘、周防灘などで計算値が高めとなっている。

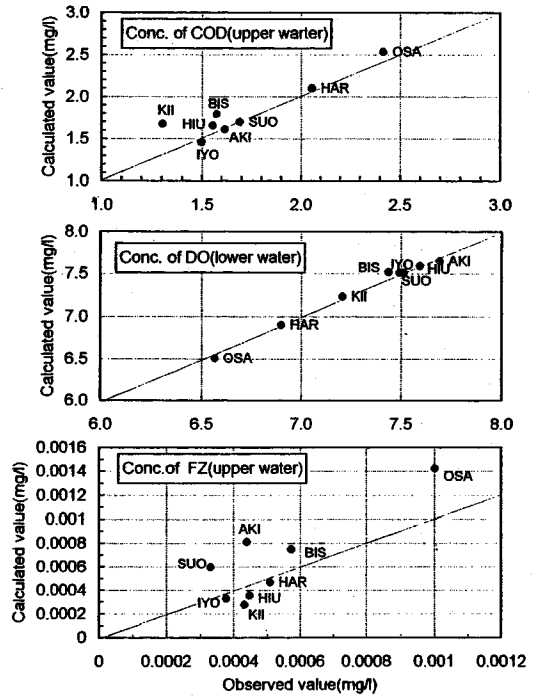


Fig. 7 Verifications of water quality in Seto-Inland Sea.

### 3. モデルによる水質管理の検討

#### (1) 水質濃度の経年変動

1957年から1987年までの毎年の流入負荷量を与えて、この期間の水質濃度の経年変化を算出した。なお、計算開始時の最初の5年間は1957の負荷量を与え続け、初期状態を安定させた。上層のCODと下層のDO濃度についての経年変動計算結果をFig. 8に示す。左右の図を比較して見ると瀬戸内海の東部海域の方が西部海域よりも、上層のCODと下層のDOともに、水質の経年変動が大きい傾向が見られる。これは、Fig. 4に示している負荷量の経年変動と重ねて見ると、計算結果によるCOD、DOともにピークや形状が負荷量によく対応しているのがわかる。流入負荷量がピークとなる1972年前後は、計算においても水質のCODがピーク、下層水が最も貧酸素状態となっており、水質が最も悪い時期といえる。1965~1975年における負荷量の減少は、計算においてもCODの減少や下層のDO濃度の上昇といった水質改善に反映していることが分かる。それ以降の負荷の横ばいないし漸増も計算によく対応している。多くの灘では、CODとTP、TNの負荷量のピークが同じ年にあり、このような灘は計算水質濃度のピークもその年に見られる。し

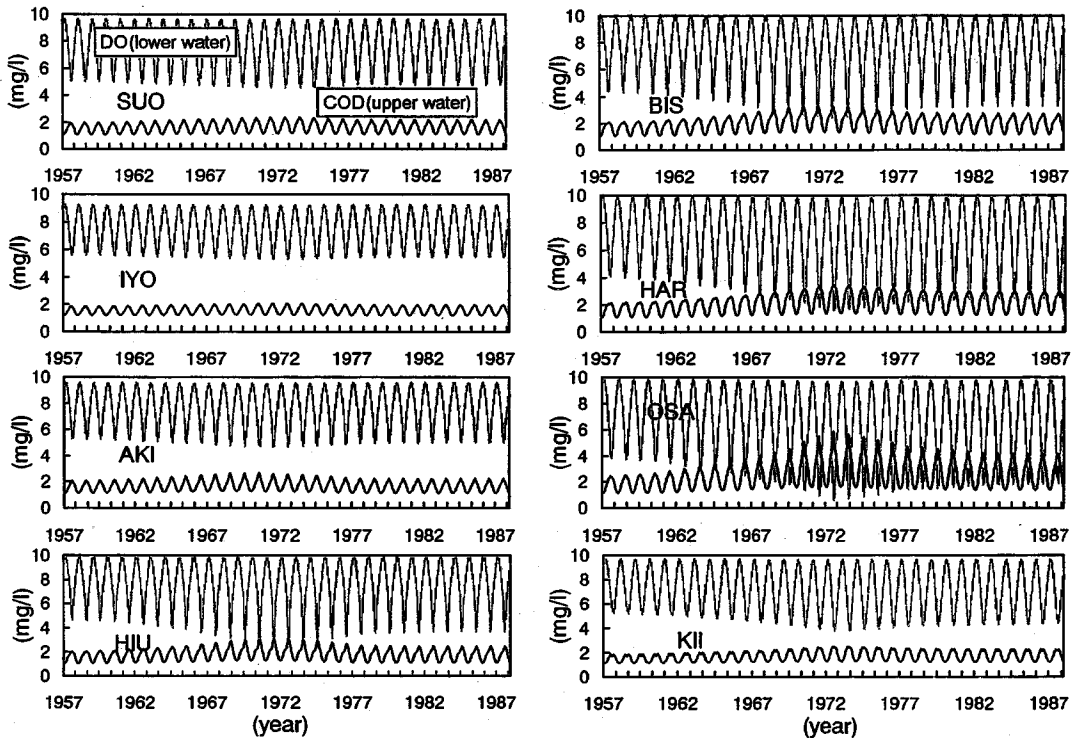


Fig. 8 Computed results of annual variation for COD, DO by using the WSQM.

かし、大阪湾、安芸灘のように負荷量においてCODのピーク時が過ぎても、その後にTP・TNのピークがある灘は、後者のピーク時まで計算水質濃度は悪化し続ける。このように水質に対して、COD負荷の他に、栄養塩の影響が大きいことが分かる。

## (2) 灘別の負荷量と水質濃度との応答特性

Fig. 9はCOD、窒素、リン及びTODの経年負荷量と水質濃度を対応したものを示す。なお、水質濃度は経年計算値の年平均であり、TODの経年負荷量の推定はFig. 4の負荷量データから中西ら<sup>17)</sup>によって提案している次の式(1)により換算したものをを用いた。

$$\text{TOD} = 3 \times \text{COD} + (19.7/2) \times \text{TN} + (143/2) \times \text{TP} \quad (1)$$

図をみると、周防灘はCOD負荷量の上昇に対し、COD濃度は約2ppmになるまでは急激に悪化するが、それ以上は、上昇勾配が小さくなっている。また、1972年以降、負荷が減少しても、水質回復はさらに緩くなっている。よって周防灘は、CODが1.6ppmを越えると、その回復には大幅な負荷削減対策を要するといえる。伊予灘は、負荷の減少が、忠実に、水質改善につながっており、比較的容易に水質改善が可能な海域と言える。安芸灘は、1965年からの急激かつ大幅なCOD負荷削減がなされた

にもかかわらず、1972年までは全く水質が改善されなかった。これは、一方でTPとTN負荷がこの年まで漸増を続けていたのが原因である。1973年からのTP負荷削減がなされると、水質はこれに対応して改善されはじめた。安芸灘の水質改善には、COD負荷よりTP負荷削減のほうが有効であったようである。燧灘は、安芸灘とは逆に、TP負荷削減後もCOD負荷が減らないうちは水質は改善されていない。備讃瀬戸は、1969年のTP負荷削減後も1970年のCOD負荷削減後も水質は改善されず、隣接する燧灘と播磨灘の水質が悪化を続ける1972年まで、同様に悪化している。また、この灘は、負荷が小さいわりには燧灘や播磨灘なみに水質が悪い。これらのことから、備讃瀬戸の水質は、隣接する燧灘、播磨灘との水交換により左右され易いと言える。播磨灘は、COD、TPいずれの負荷についても、線形的に水質が改善されており、バランスのとれた負荷削減がなされているようである。大阪湾は、1971年以降COD負荷が削減されても、一方でTP負荷が上昇していたため、水質が全く改善されておらず、むしろTP負荷の上昇に合わせて、水質が悪化していた。よって、大阪湾も安芸灘同様に、TP負荷の削減の方がCOD負荷削減よりも効果があるようである。紀伊水道は伊予灘同様、比較的水質が良い海域であり、傾向もよく似ていて、負荷に対

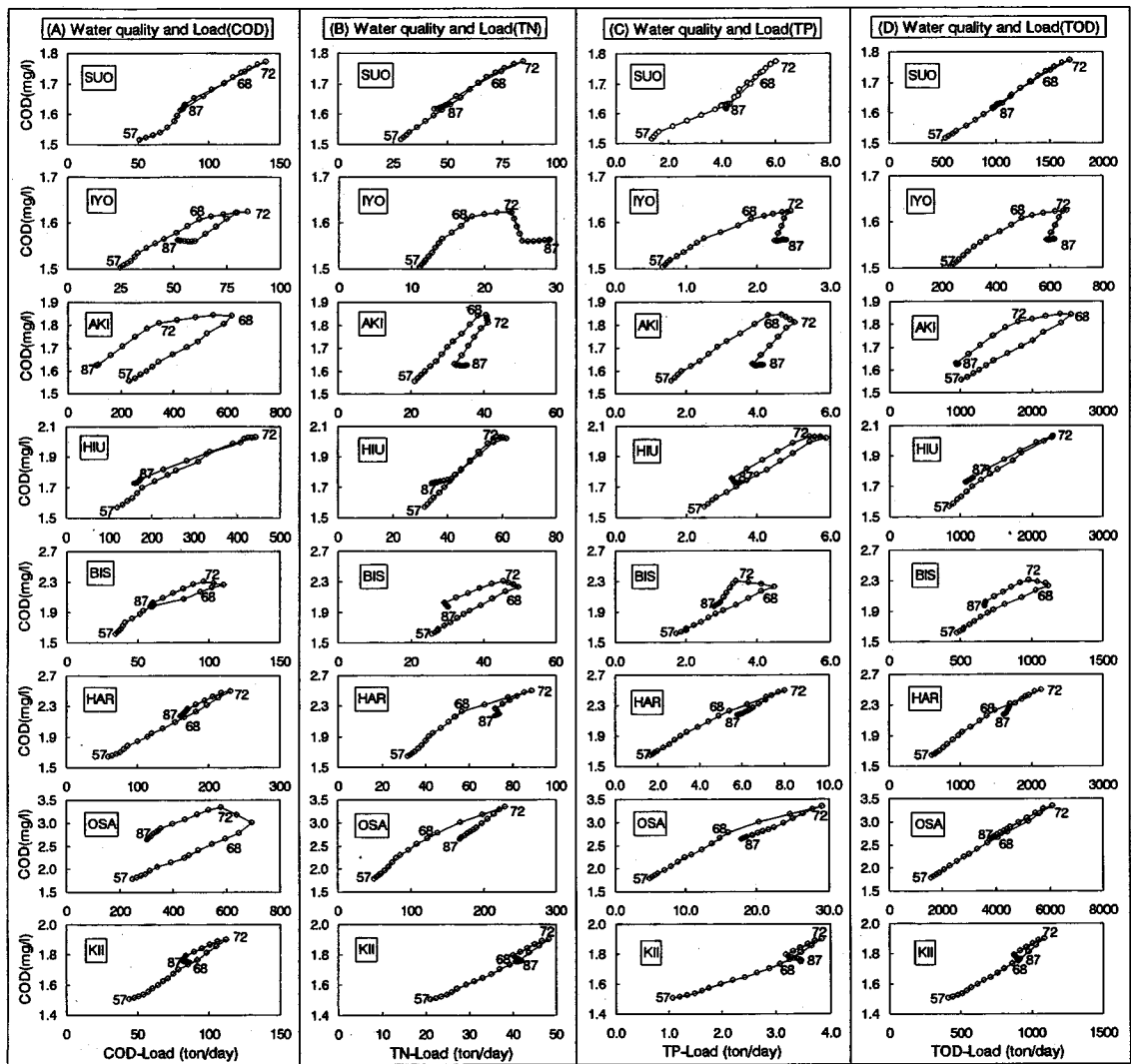


Fig. 9 Response between COD concentration and load of COD, TP, TN and TOD in Seto-Inland Sea(1957 ~ 1987).

して順調に水質が改善されている。

検討結果をまとめると、負荷量の増減は、水質濃度に反映している。しかし、これはCODやPの負荷に左右されるものではない。これは、大阪湾や安芸灘に見られるように、CODを削減しても、リンの削減がない間は水質は改善されないことから明かである。また、灘によっては負荷に対する水質の対応が異なるようである。よって、水質改善のための負荷削減対策には、COD負荷だけでなく総合的な負荷の削減が不可欠である。城<sup>18)</sup>によると1970年代以降の10年間に瀬戸内海全域の年平均値で上層と下層ともにN/P比が5程度増加した報告がある。これは、各灘の特性にあった方法による負荷量の削減や環境基準の設定が大切であることを表わしている。近年、排水中のリンの除去やリンを含む合成洗

剤の使用禁止などにより、海域のリン濃度が抑制されてきている。一方、窒素の除去は技術的に難しく、進んでいない。このために、N/P比を考慮したTODの環境基準の設定も含める必要があると考えられる。

### (3) 適正流入負荷量の検討

#### a) 負荷量削減の効果

モデルによる具体的な陸域負荷量の削減について検討した。瀬戸内海で陸域から流入する負荷量を全域で現状の50%あるいは100%削減した時、さらに窒素、リン、及びCODのそれぞれのみ削減した時の、大阪湾の上層のCOD濃度の計算結果をFig. 10に示す。Fig. 10により、CODのみの負荷量削減の効果はまったく見られず、全体にTPのみなら



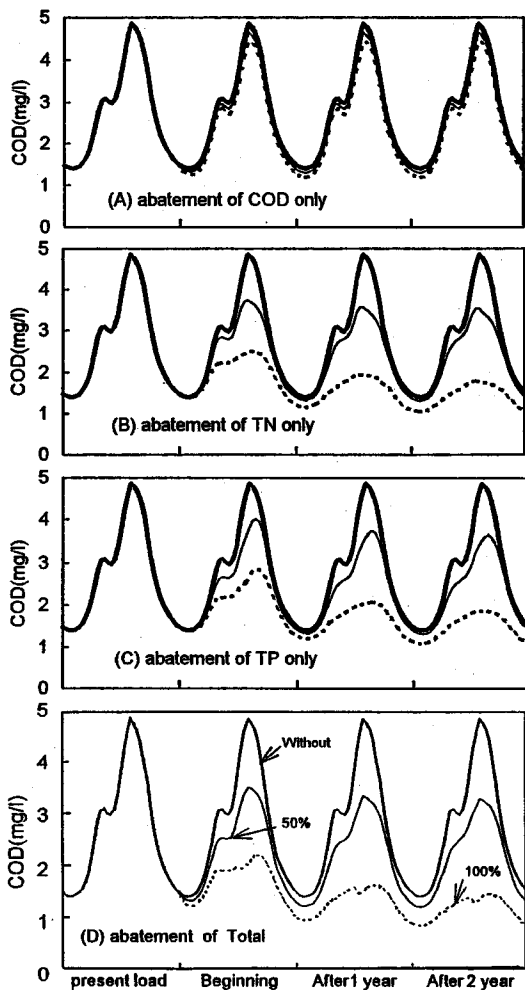


Fig. 10 The effect of loading abatement calculated by using the WSQM at the upper water in Osaka Bay.

ずTNの負荷削減の影響が大きいことがわかる。また、負荷量削減の効果が安定するまでには約2年を要すると考えられる。なお、負荷量を50%削減した結果がかならずしも100%削減と削減なしの平均値をとるわけではないことから、水質濃度と負荷量の関係に非線形性が存在することが示唆される。ただし、現状において、より水質の良好な瀬戸内海西部海域では負荷量と水質濃度はほぼ線形関係と認められた。上述のように、負荷量削減の効果はこのモデルの入力となる負荷量データを変更することにより評価することができるが、ここではより簡単に負荷量削減の効果を概算する方法を示す。Table 4は水・底質モデルを用い、各灘のTNとTPの流入負荷量をすべて0とした場合の水質濃度を基底濃度(C<sub>0</sub>)、水質の現状濃度(C<sub>p</sub>)と基底濃度の差を人為濃度(C<sub>a</sub>)とし、これに対する各灘の寄与率を算定したものである。水質の現状濃度(C<sub>p</sub>)

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 <sub>p</sub>	0.20	0.17	0.21	0.21	0.30	0.26	0.59	0.25
	C <sub>0</sub>	0.11	0.11	0.11	0.11	0.10	0.11	0.11	0.12
	C <sub>a</sub>	0.09	0.06	0.10	0.11	0.20	0.15	0.48	0.13
λ	SUO	0.59	0.27	0.10	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00
	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
C	TP(mg/l)	SUO	IYO	AKI	HIU	BIS	HAR	OSA	KII
	C <sub>p</sub>	0.021	0.019	0.020	0.023	0.025	0.031	0.048	0.029
	C <sub>0</sub>	0.019	0.019	0.019	0.018	0.017	0.016	0.016	0.017
λ	C <sub>a</sub>	0.002	0.000	0.002	0.005	0.009	0.015	0.032	0.012
	SUO	0.54	0.24	0.08	0.04	0.01	0.00	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.

は環境庁<sup>12)</sup>の1984~1987年の4年平均したTN, TPの観測点分布図と、その分布図を瀬戸内海の水深、標高図<sup>8)</sup>に重ね合わせ、その濃度毎の分布面積を測定し各灘の現状濃度とした。TNで見ると、周防灘(SUO)の人為濃度に対する各灘の負荷寄与率は、周防灘59%、伊予灘11%、安芸灘12%である。また、大阪湾の負荷は隣接灘の影響度が大きいことを示している。この表を用いれば、式(2)により負荷削減後の水質濃度を概算することができる。

$$C_b = \sum \{(1 - \delta) \cdot \lambda_i\} \cdot C_a + C_0 \quad (2)$$

ここで、C<sub>b</sub>は負荷削減後の水質濃度、δは灘毎負荷削減率、λ<sub>i</sub>は灘毎負荷寄与率、C<sub>a</sub>は人為濃度C<sub>0</sub>は基底濃度を示す。もちろん、先述したように厳密には負荷量と水質濃度の関係は線形とは言えないので、この表から得られる水質濃度はあくまで目安であり、より正確にはモデルの陸域からの負荷量を変えて直接計算を行う必要がある点には注意しておく必要がある。

#### b) 適正流入負荷量の推算

過去瀬戸内海では、マダイやサワラなどの高価格の魚介類が豊かであったが、近年ではそれらの豊度が低下し、一部が姿を消すなかで、カタクチイワシやマイワシなどの低価格の浮魚類の漁獲割合が高くなった。このような傾向は関根ら<sup>19)</sup>によると海域の貧酸素水塊の発生が水産資源量の制約関数になっているという報告と関連性が見られる。これと関連し

て、永井<sup>20)</sup>は水産の立場からの窒素とリンに関する望ましい環境基準を提案している。Fig. 11は瀬戸内海のリン、窒素の目標水質を達成するために、各灘の流入負荷量をどれだけ削減しなければならないかをTable 4に基づいて試算した適正流入負荷量の推算結果である。水質の目標濃度は永井<sup>20)</sup>の報告を用いて、上述した現状濃度と同様の方法で、各灘の年平均値として算出した。これはFig.11にTargetとして表現されているものである。これらの値をもとにモデルの再現性を評価した。ただし、本モデルは灘平均濃度しか扱えないので、沿岸域と沖合の目標水質の違いといった細かい部分は評価できない。Fig. 11のCase 1は、負荷量削減の上限を30%としてできるだけ目標水質を達成しようとしたものであるが、瀬戸内海東部では目標値を達成できない。Case 2は効率的に目標値を達成できるような最適化した場合である。備讃瀬戸から大阪湾にかけてはTNでは30%~80%、TPでは60%~65%の負荷削減が必要であり、目標水質を達成するためにはかなりの努力が必要なることがわかる。

#### (4) 負荷量と水産資源

上記では水産側から提示された富栄養レベルを達成するためには、西部ではむしろやや富栄養化の方向にシフトしてよいところもあるが、東部では大阪湾、備讃瀬戸などでかなりの負荷削減が必要ということが示されている。しかし、負荷量と漁獲量の関連性を探るためには、負荷量から魚へのメカニズムを把握することが必要である。そのため、負荷量から、餌となるプランクトンの一次生産、そして水揚量へと段階的に検討した。

##### a) 負荷量と一次生産量の対応

まず、上記の長期シミュレーションを用いて、一次生産量(生産量-分解量)の経年値を得た。Fig. 12(B)に、1962年から1987年までの、5年ごとの計算結果を示す。Fig.12によると、瀬戸内海全域で見てもほぼ負荷量と一次生産量は比例しており、ある灘だけが特別に負荷量に対する一次生産の対応の度合いが異なるということはないようである。以上のことから、負荷量が増えれば、どの灘も一次生産は増加する傾向が見られた。

##### b) 一次生産量と漁獲量

負荷量の増加により、一次生産量が増すことは確認されたが、こうして増加した餌によって、魚はどの程度増加するのかを検討した。Fig. 13に上述のモデルによる一次生産の経年計算値と瀬戸内海灘別の漁獲量統計より算出した窒素、リン水揚量<sup>13)</sup>を全灘の比較で表している。図を見ると、1962~1967

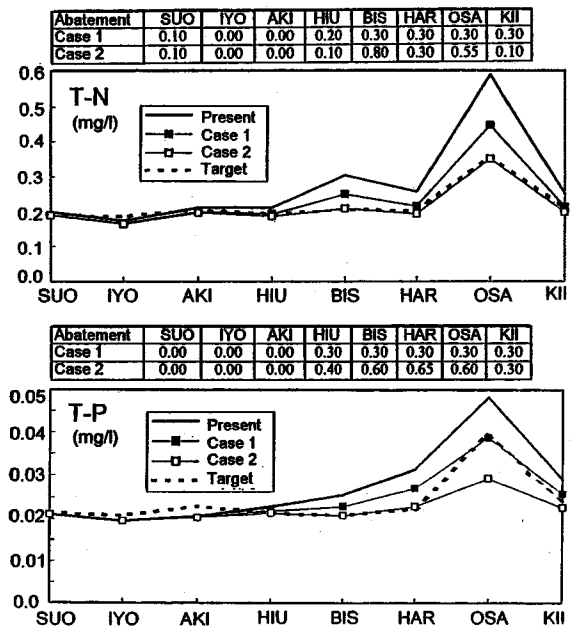


Fig. 11 Comparison between targeted water quality and optimized loading abatement calculated by numerical simulation in Seto-Inland Sea.

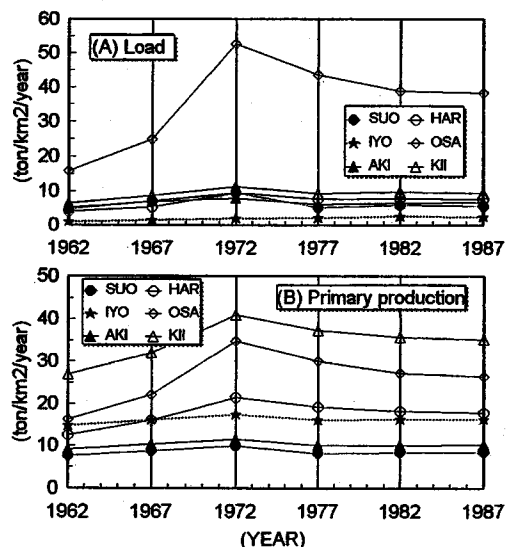


Fig. 12 Correspondence of load and primary production for TN in Seto-Inland Sea.

年にかけては、一次生産量の高い灘が、水揚量も高い傾向を見せている。しかし、一次生産量の最も高い海域である大阪湾に着目すると、1962年から一次生産量のピークとなる1972年にかけての水揚量に上昇は見られない。個別の灘について、一次生産量と水揚量の経年変化を見ると、一次生産量の増加に対する水揚量の増加は、大阪湾については確認さ

れない。安芸灘に関しては、一次生産量の増加時期に水揚げは減少すらしている。燧灘と播磨灘などでは、最初は幾らか水揚げの増加が見られるが、一次生産の増加に比べると、やや緩やかな増加で、しかも、ある時期から、一次生産量の増加に対して、水揚量の伸び悩みが見られる。これらのことから、ある程度までの一次生産量の増加は水揚量の増加につながるが、それ以上一次生産量が増えても水揚量の伸びは期待できないと考えられる。

### c) 負荷量と水産資源の関係

負荷量の増加は一次生産量を増加させているが一次生産量が、そのまま漁獲の増加につながってはいないとの結果を得た。これは、負荷量から一次生産まではエネルギーが伝達するが、ある量を越えると、2次生産以降の伝達に限界を生じるためである。つまり、負荷の増加は、そのまま水揚量の増加につながる訳ではなく、その効果にも限界があると言える。特に大阪湾においては、負荷の増加にともなう水産資源の伸びは期待できない。ある程度の富栄養化は、水産資源の伸びにつながるということは既に知られている<sup>21)</sup>。本研究においても、負荷の増加にともなう幾らかの水揚量の伸びは確認されたが、過剰な負荷は、水質の悪化を招くだけで、水産資源の伸びにはつながらない。瀬戸内海のほとんどの海域は、これ以上の富栄養化による水産資源の伸びは期待できないと言える。

### d) 適正富栄養化レベル

Fig. 14 に灘別の面積当たりの流入窒素負荷と生産金額の関係、同じく水揚負荷との関係を示す。面積あたりの負荷が増大すれば両者とも増加するが、ある程度以上大きくなると、頭打ちになり、とくに生産金額については減少傾向を示す(詳細は文献<sup>15)</sup>参照)。ちなみに水揚げによる負荷の回収率は1987年の播磨灘で窒素11%、リン21%と最大を示している。仮に、この播磨灘の面積負荷を水産業にとっての最適条件とすると、窒素では10トン/km<sup>2</sup>/年あるいは27mg/m<sup>2</sup>/日の面積負荷となる。いずれにしても水産業から見た場合、当然地域的に状況は異なるものの、ほぼ現状に近いレベルが許容されると思われる。また、負荷のみではなく、定量的評価は不十分であるが、藻場、干潟など浅海部の改変が水産業に与える影響も大きい。瀬戸内海における負荷削減は水産面より海水浴や景観など別の面からの要請によることになろう。

## 4. 結 論

本研究では、瀬戸内海を対象として、水・底質モ

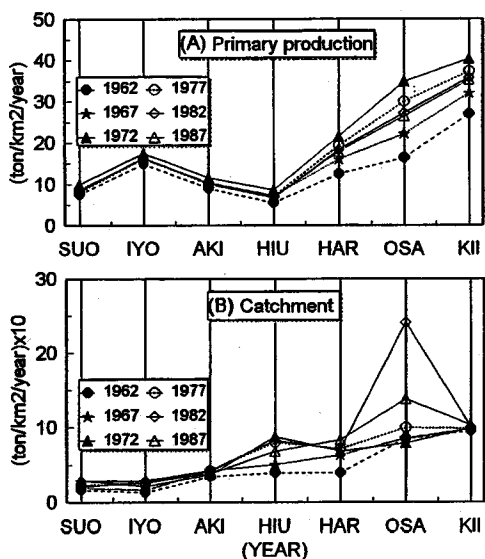


Fig. 13 Correspondence of primary production and catchment for TN in Seto-Inland Sea.

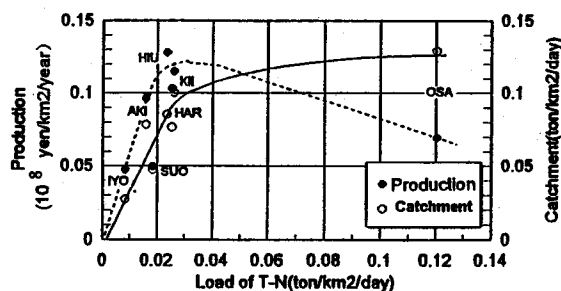


Fig. 14 Correspondence of load, catchment, and production for TN calculated unit per area in each BOX.

デルを用いて、灘ごとの負荷と水質の応答特性、負荷削減の影響解析とともに負荷-水質-水産資源の3者の相互関連性から水質管理について研究を行った。以下に本研究で得られた成果を要約する。

- (1) 水・底質の間の溶存酸素と栄養塩の授受による水質の季節変化モデルを作成した。
- (2) 1957年から1987年までの実際の負荷を与えて、この30年間にわたる長期シミュレーションを行い、水質や一次生産量の経年変化の値を得た。これらから、灘によっては、負荷量-水質の応答に違いがあることが分かった。また、備讃瀬戸から大阪湾にかけて目標水質を達成するためにはかなりの改善努力が必要なことが解った。
- (3) 適正負荷量の推算方法として、隣接海域の影響や寄与率を含む、負荷削減後の水質予測に対する概算式を提案した。
- (4) 負荷量の削減効果の数値計算より、リンのみ

ならず窒素の負荷削減の影響が大きいことを示した。  
 (5) 負荷と水産資源の関連を、水質を介在させて検討し、瀬戸内海では、負荷の増加は一次生産量の増加につながるが、2次生産以降のエネルギーの伝達には限度があることを示した。

#### 参考文献

- 1) 合田 健：沿岸海域のN, P環境基準, 水環境学会誌, Vol.16, No.8, pp.533, 1993.
- 2) 内田唯史, 浮田正夫, 関根雅彦, 中西 弘：富栄養化海域の水質の非線形性とそのモデリングに関する研究, 土木学会論文集, 503/ II -29, pp.187-195, 1994.
- 3) 中田喜三郎, 田口弘一：生態-流体力学モデルを用いた内湾の富栄養化過程に関する数値実験, その2, 内湾の生態モデル, 公害資源研究報告, Vol.11, No.4, pp.47-69, 1982.
- 4) Kishi, M., K. Nakata and K. Ishikawa : Sensitive Analysis of a Coastal Marine Ecosystem, *J. Oceanogr. Soc. of Japan*, Vol.37, pp.120-134, 1981.
- 5) 松梨史郎：閉鎖性海域の窒素・リン・溶存酸素の予測モデル, 海岸工学論文集, 第40巻, pp.1076-1080, 1993.
- 6) 浮田正夫, 中西弘, 河合泰治, 松村和紀：富栄養化水域における底質評価に関する研究, 土木学会論文集, 第357号, pp.235-242, 1985.
- 7) 浮田正夫, 山原康嗣, 中西弘：大阪湾における流入負荷量の推移と内部生産, 沿岸海洋研究ノート, 第29巻, 第1号, pp.51-59, 1991.
- 8) 小坂淳夫：瀬戸内海的环境, 恒星社厚生閣, pp. 342, 1985.
- 9) 李寅鉄, 浮田正夫, 関根雅彦, 藤田健一：瀬戸内海における流量収支と水質応答特性に関する研究, 環境工学論文集, 第32巻, pp. 293-300, 1995.
- 10) 山田 久：堆積有機物の分解・無機化と栄養塩類の溶出について, 内湾底泥をめぐる物質収支の動態解明に関する研究, 水産庁, pp. 218, 1983.
- 11) 奥川光治, 宗宮功：水理モデルによる富栄養化のシミュレーション解析, 土木学会論文集, 第337号, pp. 119-128, 1983.
- 12) 環境庁水質保全局：広域総合水質調査結果, 1984～1989.
- 13) 李寅鉄, 浮田正夫, 関根雅彦, 中西弘：瀬戸内海への栄養塩類の流入負荷解析と物質収支に関する研究, 海岸工学論文集, 第42巻, pp.1106-1110, 1995.
- 14) 大阪府環境局環境保全部：大阪府水質測定結果表, 1972～1989.
- 15) 水産庁：広域総合水質調査結果, 1987.
- 16) 門谷茂, 岡市友利：大阪湾, 播磨灘のC・N・P循環におけるプランクトンの役割, 沿岸海洋研究ノート, 第25巻, 第2号, pp.158-164, 1988.
- 17) 中西弘, 浮田正夫：環境における窒素, リンの収支および水域の受容能力と対策, 日本河川水質年鑑(1982), pp.863-880, 1983.
- 18) 城 久：大阪湾の開発と海域環境の変遷, 日本海洋学会秋季大会講演要旨集, pp.329-330, 1990.
- 19) 関根雅彦, 李寅鉄, 浮田正夫, 今井剛, 楢崎寿晃, 中西弘：瀬戸内海漁場生態系モデルにおける溶存酸素の取り扱い, 環境工学論文集, 第32巻, pp. 301-310, 1995.
- 20) 永井達樹：望ましい漁業, 瀬戸内海の生物資源と環境-その将来のために-(岡市友利編), 恒星社厚生閣, pp. 83-105, 1996.
- 21) 中西 弘：水域の富栄養化にかかる流入負荷とその制御, 瀬戸内海科学, 第1巻(3号), 1990.

(1996. 2. 2 受付)

## STUDY ON THE WATER QUALITY MANAGEMENT IN SETO INLAND SEA BY USING THE WATER AND SEDIMENT QUALITY MODEL

In-cheol LEE, Masao UKITA, Masahiko SEKINE and Hiroshi NAKANISHI

By using the water-sediment quality model (WSQM), the numerical experiments were carried out for the management of water quality in the Seto-Inland Sea. A formula roughly forecasting water quality to estimate the effect of loading abatement was proposed. According to analysis of loading abatement, it was shown that relatively large effort of abatement would be required in the eastern Seto-Inland Sea, from Bisan Seto to Osaka bay, and that not only TP but TN load abatement was also required. On the other hand, it was indicated that the increase of loading lead to increase of the primary production, while not straightly to increase of fish catchment.

# トリハロメタン生成能の汚染負荷解析に関する研究

朱 春黙<sup>1</sup>・浮田 正夫<sup>2</sup>・中西 弘<sup>3</sup>・今井 剛<sup>4</sup>

<sup>1</sup>学生員 大学院生 山口大学大学院 工学研究科 (〒755 山口県宇部市常盤台 2557)

<sup>2</sup>正会員 工博 山口大学教授 工学部社会建設工学科 (〒755 山口県宇部市常盤台 2557)

<sup>3</sup>正会員 工博 大阪工業大学教授 工学部土木工学科 (〒535 大阪市旭区大宮 5-16-1)

<sup>4</sup>正会員 工博 山口大学助手 工学部社会建設工学科 (〒755 山口県宇部市常盤台 2557)

トリハロメタン生成能はトリハロメタン (THM) 発生の原因となる前駆物質量の大小を総括的に表示しうる実用的な指標である。本研究では THM 生成能を COD, BOD, TP のように一種の水質指標とみなし、その前駆物質の汚染源からの発生、排出および公共水域への流達過程を原単位法により定量化する方法を検討した。また、厚東川流域の THM 生成能の汚染負荷解析の実例研究を行い、この水域に流達する THM 前駆物質汚染負荷の約 50% が自然由来であることを明らかにした。さらに本研究では原単位法が THM 前駆物質の流域水質管理においても有効であることを示した。

**Key Words :** trihalomethane (THM), trihalomethane formation potential (THMFP), pollutant load factor, pollutant load analysis, poll fixed-quantity

## 1. 緒言

近年、産業活動や生活様式の高度化により水域の汚濁が進行し、河川、湖沼など水道原水の水質の悪化が懸念されている。水道水に対して様々な問題が提起されている中で、浄水処理における原水中の有機物質と塩素との反応により生成するトリハロメタン (以下 THM と略す) をはじめとする有機ハロゲン化合物質による汚染がその発癌性との関連で社会的問題となっている。平成 5 年 12 月に改正された水道水の水質基準には、健康影響項目として新たに THM の 4 項目の基準値が示されており、水道に利用される公共水域や地下水の水質保全対策の強化が大きな課題となってきた。THM 生成能 (以下 THMFP と略す) は、トリハロメタン発生の原因となる前駆物質量を総括的に表示する指標として、前駆物質量の大小を総括的に表示しうる実用的な指標であり、反応に寄与する塩素処理の条件を一定に設定して、その条件下で生成する総 THM 濃度を THMFP と定義している。

THM の発癌性が指摘されて以来、国内外でのその発生要因と影響因子などに関する研究や浄水処理工程における前駆物質の除去に関する研究が数多く行われてきた<sup>1) - 6)</sup>。浄水処理は主として水中の懸濁性無機物質を物理化学的処理により除去するシステムであるため THM の除去には限界がある。この

ような場合には、その原因物質の発生源対策を含め公共用水域の水質保全対策で解決を図らなければならない。以上のことから THM 前駆物質の汚染機構や経路の解析手法を確立することがその前駆物質の監視・制御等水道水の水質管理において重要な課題となっている。THM 前駆物質は、自然界に由来するフミン酸、フルボ酸などのフミン質と人為的汚染源である工場排水、生活排水などに由来する有機物質である。しかし、THM 前駆物質の環境での挙動、変化などの実態はまだ十分明らかになっていない。THM 前駆物質は、単一の化学物質ではないので、直接定量するのは困難である。しかし、BOD や COD 同様検水を一定の条件で処理した時に生成する THM 量、すなわち THMFP を THM 前駆物質量として取り扱うことは可能であり、人為汚染発生源の THMFP 発生負荷原単位、し尿処理施設など処理プロセスにおける挙動、および排出率など情報が蓄積されつつある。

平成 6 年 5 月に「特定水道利水障害防止のための水道水源水域の水質の保全に関する特別措置法」が実施され、流域管理において THMFP も含む総合的制御手法を確立することは、行政的にも要請が強いものとなっている。本研究では、THMFP を COD, BOD, TN, TP のような水質指標とみなして、その前駆物質の汚染源からの発生、排出、および公共水域

表-1 ECD 測定条件

Col	2% OV-17 on Chro mosorb WAW DMCS 80 ~ 100 mesh 3mmID × 2m (glass)	
Temp	Col	90 °C
	INJ/DET	150 °C
Carrier gas	N <sub>2</sub>	50ml/min
Sample	100 μ l	

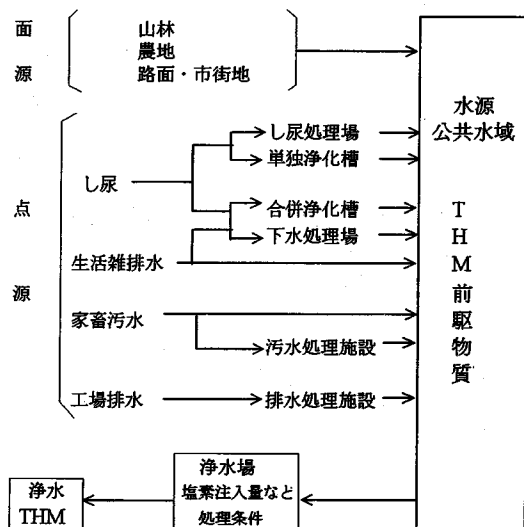


図-1 THM前駆物質の発生源および公共水域への流出過程

への流達過程を原単位法により定量化する手法を検討する。なお、水域における THMFP の変化は、総括的に流達率の形でまとめることとし、流達率の値も年平均値として対象地点間の流達負荷量と排出負荷量との比より計算するものとする。同方法は、マクロな年平均値を対象とする工学的手法であり、THM 前駆物質汚染の原因究明とその対策を立てるための手段を提供するものとする。

## 2. THMFP の分析方法および汚染負荷解析手法

本研究では、THM 前駆物質の発生源および公共水域への流出過程について検討し、解析すべき発生源を特定した。また、THMFP 汚染負荷解析について検討し、その解析手法を決定した。次に、THMFP の負荷原単位について多くの基礎調査文献をもとに整理・解析し、不足部分を筆者らの実測によって補完した。さらに、事例研究として山口県東川流域における発生源ごとの汚染負荷量を算定し、河川の THMFP の実測値から流達負荷量を求め、汚染負荷解析を行った。

### (1) THMFP の分析方法

THMFP の測定は、100ml の試料に 20 °C、24 時間後の残留塩素が 1 ~ 2mg/l になるように次亜塩酸ナトリウム溶液を添加後、0.1N-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> と 0.5N の NaOH 溶液を用いて pH を 7.0 に調整し、20 °C、24 時間後の THM を測定した。THM はヘッドスペース法により、ガスクロマトグラフ (日立製 263-30 形 ECD) に注入し、CHCl<sub>3</sub>, CHCl<sub>2</sub>Br, CHClBr<sub>2</sub>, CHBr<sub>3</sub> を分析した。なお、これら 4 種の化合物を総計して THM 総量を算出し、その測定値を THMFP とした。表-1 に ECD での測定条件を示す。残留塩素の濃度はオトリジン比色法により測定した。紫外外部吸光度 E<sub>260</sub> の測定は、5cm セルを用いて 260nm 波長で行った。その他、COD, TOC, SS, TN, TP の測定方法は、JIS 法に準拠した。

### (2) THM 前駆物質の発生源

塩素処理により THM の生成原因となる有機物質の発生源は水道水源の種類や状況によって異なる。図-1 は THM 前駆物質の発生源および公共水域への流出過程を模式的に示したものである。THM を生成する有機物質の典型はフミン質とされているが、比較的水質の清浄な河川上流部や山間貯水地を水源とする水道では、原水中の有機物質の大部分は自然界から流出する土壌由来の陸生フミン質である。河川下流域から取水している水道では、家庭雑排水や各種事業所排水など人為活動により公共用水域に排出されたフミン質および下水処理や産業排水処理の生物処理水に含まれるフミン質などである。また、塩素処理過程においては、水の pH、水温などの環境要因と塩素注入率、塩素接触時間などの塩素処理条件が影響する。本研究における THMFP の発生源としては、し尿、生活雑排水、家畜排水、工場排水の他、面源として山林、農地、市街地を取り上げた。

### (3) THMFP の汚染負荷解析手法

し尿、生活雑排水、家畜排水の発生源単位は、それぞれ 1 人 1 日、1 頭 1 日当たりなどの発生源単位とし、工場排水については、食品製造業、紙・パルプなどの業種毎に、出荷額あたり、原材料あたりの負荷量としてまとめた。面源の負荷原単位は 1km<sup>2</sup> あたり 1 日あたりの負荷量とした。また、し尿、生活雑排水の排出率は、下水処理場、し尿処理場、し尿浄化槽などの処理施設における除去を考慮し、また、工場排水は、活性汚泥法などによる除去率を考慮し、(1-除去率) の値をもつ。図-2 にその算定手順を示す。なお、THMFP の負荷原単位は、多くの