

河口循環流が夏季の広島湾北部海域の生物生産に与える影響

橋本俊也*¹, 上田亜希子¹, 山本民次¹

Influence of estuarine circulation on the biological production of the northern Hiroshima Bay, Japan, in summer season

Toshiya HASHIMOTO*¹, Akiko UEDA¹ and Tamiji YAMAMOTO¹

An ecosystem model was constructed to evaluate the influence of estuarine circulation process on the biological production in the northern Hiroshima Bay, Japan. In summer season, of the estimated total input DIP (dissolved inorganic phosphate), decomposition of detritus, river discharge of the Ohta river and vertical advection and diffusion from the lower layer, amounted 44%, 12% and 44%, respectively. While, 80% DIP was estimated to be supplied by decomposition process in the lower layer. Total amount of DIP utilized by primary production in the area amounted 8.7-folds of that from the riverine input. Sensitivity analyses revealed that the biological production in northern Hiroshima Bay is most responsible to the variation of the nutrient concentration in the lower layer of neighboring southern area. In the viewpoint of environmental management of northern Hiroshima Bay, it is important to evaluate the influence of the estuarine circulation quantitatively in addition to the influence by land.

Key words: estuarine circulation, ecosystem model, biological production, Hiroshima Bay

はじめに

海域の生物生産性は様々な物理的, 生物的, 化学的過程の支配を受けている. 海水中の溶存物質である栄養塩類だけでなく, 一次生産の主体をなす植物プランクトンも海水流動の影響を受けるので, 海域の物理過程を定量的に評価することは生産性を正しく理解する上で基本的なことである. 一般に, 河口域を含む閉鎖性海域では, 上層で流出し下層から流入するといった海水流動が生じている. チェサピーク湾の高い生産性はこのような海水流動に依存していることが明らかになっている (武岡, 1996). 一方, 地中海では, 海水が上層から流入し下層から流出するといった海水流動が生じており (Miller, 1983), この流れによって底層から表層への有効な栄養塩回帰がなされないため, 地中海は世界でも有数の貧栄養海域となっている (武岡, 1996).

世界の閉鎖性水域の中でも高い生産性を持つ瀬戸内海に位置する広島湾は, その中でも大阪湾に次いで高い生産性

を持つ海域として知られる (橋本ほか, 1997; Fig. 1). 広島湾は, 厳島と西能美島の間的那沙美瀬戸を境に北と南で海況特性が大きく異なることが知られており (橋本ほか, 1994), 北部海域には一級河川である太田川が流入するため, 淡水と海水が混ざり合うことによって生じる密度流が周年にわたり発達している. この密度流は河口循環流と呼ばれ, 下層を通して湾奥へ, そして湾奥上層へと向かう流れを生じている. 山本ほか (2000) は, この河口循環流によって, 流入する河川水量の約7倍もの海水が隣接する南部海域の下層から広島湾北部海域にもたらされており, 結果的にこの海域の海水交換の多くは河口循環流によって行われていると述べている. また, 山本ほか (2000) は, 河川水中と南部海域の栄養塩濃度の違いにより, 河口循環流が海域の浄化と生産性向上 (富栄養化) という両面の作用をもたらすことを示している. このように, 広島湾北部海域の生物生産過程には河口循環流が重要な役割を果たしているものと考えられる.

Hashimoto and Takeoka (1998) は生態系モデルを用いた解析を行い, 広島湾北部海域の低次生産に利用される栄養塩の起源は主に河川由来であると結論づけているが, 彼らが用いたモデルでは南部海域との海水交換を拡散過程のみで与えており, 河口循環流の効果は含まれていない. そのた

2005年8月1日受付, 2005年11月2日受理

¹ 広島大学大学院生物圏科学研究科 Graduate School of Biosphere Science, Hiroshima University, 1-4-4 Kagamiyama, Higashi-Hiroshima, Hiroshima 739-8528, Japan

* thasimt@hiroshima-u.ac.jp

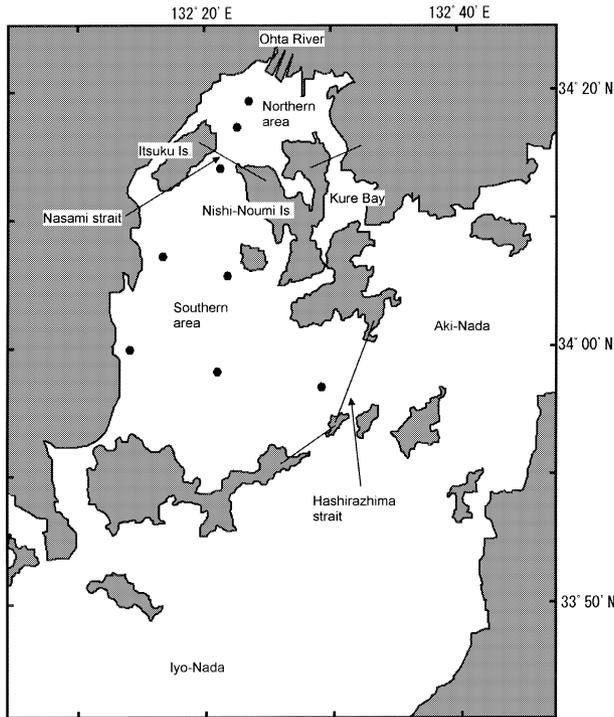


Figure 1. Map of Hiroshima Bay and location of observing stations (●). Solid lines denote the boundary between the areas.

め、彼らのモデルは広島湾北部の生物生産を考える上では不十分であるといえる。本研究では、広島湾北部海域を対象とした生態系モデルを作成し、河口循環流が海域の生物生産性に与える影響について定量的に評価することを試みた。また、河川水流入量、河川水中の栄養塩濃度、境界海域の栄養塩濃度をそれぞれ変化させた場合の感度解析を行い、それぞれの変化が広島湾北部海域の生物生産性に対する寄与の大きさを評価した。

方法 モデル

広島湾が、巖島と西能美島の間的那沙美瀬戸を境に南と北で海況特性が大きく異なる（橋本ほか, 1994）ことを考慮し、本研究では河口循環流の影響が強いと考えられる北部海域を計算対象とし、南部海域を境界領域と設定した（Fig. 1）。北部海域では周年にわたり密度成層が5m付近に形成されることから（山本ほか, 2000）、水深5mで上下に分割した2層ボックスを設定した（Fig. 2）。ボックス間の海水交換は移流と拡散で起こるものとした。広島湾における河口循環流は、河川水流入量が増し、水温躍層が発達する夏季に最も卓越する。そこで本研究では夏季について解析した。

ボックス内での河口循環流による移流は、南部海域下層から流入して北部海域下層から上層へ湧昇し、南部海域上

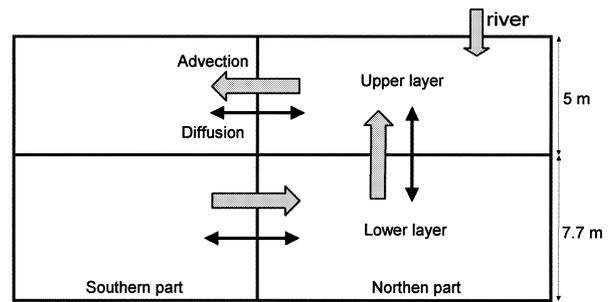


Figure 2. Physical structure of the model.

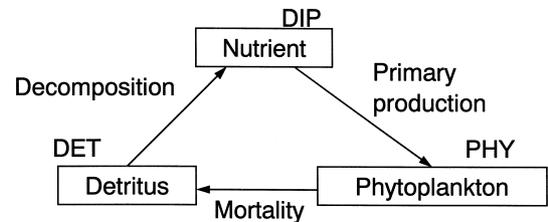


Figure 3. Scheme of the biological components and their cyclic relations.

層へ流出する流れとして与えた（Fig. 2）。河口循環流の流速（ $U \text{ cm sec}^{-1}$ ；下層で発生する南部海域から北部海域に流入する流速）と太田川河川水流入量（ $Q_R \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ ）の関係は以下の式によって表されている（山本ほか, 2000）。

$$U = 4.85 \times \log_{10}(Q_R) - 7.79 \quad (1)$$

なお、本モデルではUに南部海域と北部海域との境界断面の下層の断面積をかけた移流体積量（ $Adv; \text{m}^3 \text{ day}^{-1}$ ）を与えた。

水平拡散係数（ K_h ）、鉛直拡散係数（ K_z ）はともに、塩分を保存物質として塩分収支から求めた。得られた値は K_h 、 K_z それぞれ $200.0 \text{ m}^2 \text{ sec}^{-1}$ 、 $0.3 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ sec}^{-1}$ であった。

1990年代の広島湾北部においてはN:P比は上昇傾向でありRedfield比よりも高いことからリンが基礎生産の制限要因になっている（山本ほか, 1999a; 山本ほか, 2002）ので、本モデルではリンを対象物質として系内の循環を計算した。

モデル内に設定したコンパートメントは、栄養塩（溶解態無機リン；DIP）、植物プランクトン（植物プランクトン態リン；PHY）、デトリタス（デトライト態リン；DET）の3つとし、それぞれ形態変化するものとした（Fig. 3）。栄養塩から植物プランクトンへの形態変化は、植物プランクトンの一次生産過程によるものとした。単位体積あたりの一次生産速度（ P_p ）はPHY、栄養塩濃度、水温、光強度に依存するものとし、栄養塩に関してはミカエリスメンテンの式を適用し、水温、光強度に関しては、それぞれEpply (1972)、Steele (1962)によって示された式を適用した。

$$Pp = V_{\max} \times \frac{DIP}{DIP + K_n} \times \exp(K_T \times T) \times \frac{I}{I_{OPT}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{OPT}}\right) \times PHY \quad (2)$$

ここで、 V_{\max} は最大比栄養塩取り込み速度 (day^{-1})、 K_n は栄養塩取り込みに関する半飽和定数 (mg m^{-3})、 K_T は一次生産の温度依存係数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)、 T は水温 ($^{\circ}\text{C}$)、 I_{OPT} は一次生産の最適光強度 ($\mu\text{E m}^{-2} \text{day}^{-1}$)、 I は水柱平均光強度 ($\mu\text{E m}^{-2} \text{day}^{-1}$)である。

光強度の鉛直分布 $I(Z)$ は次式に従うものとした。

$$I(Z) = 0.5 \times I_0 \times \exp(-K_e \times Z) \quad (3)$$

ここで0.5は全太陽放射中の光合成有効放射を求めるための変換係数 (Parsons *et al.*, 1984)、 I_0 は海表面直下の光強度、 K_e は平均消散係数 (m^{-1})である。 I_0 は理科年表 (国立天文台, 1999)の広島市における全天日射量の日積算量の8月の月別平年値から Kirk (1994)を参考に算出した。

K_e は、以下の式を用いて算出した。

$$K_e = K_w + K_x + K_c \times C \quad (4)$$

ここで、 K_w は海水自身の消散係数 (m^{-1})、 K_x は植物プランクトン態以外の物質による消散係数 (m^{-1})、 K_c はクロロフィル a (Chl. a)あたりの消散係数 ($\text{m}^2 \text{mg chl. } a^{-1}$)、 C は平均 Chl. a 濃度 (mg m^{-3})である。 K_w は 0.027 m^{-1} (Smith and Baker, 1978)、とし、 K_x 、 K_c は橋本・多田 (1997)が広島湾北部海域において見積もった 0.16 m^{-1} 、 $0.034 \text{ m}^2 \text{ mg Chl. } a^{-1}$ とした。計算で求められた上層、下層のそれぞれのPHYから Chl. a を算出し、式 (4)に代入しそれぞれの K_e を算出し、それを式 (3)に代入し、水深5mまでの光量を鉛直平均したものを上層の平均光量、同様に5m以深の鉛直平均光量を下層の平均光量とした。なお、PHYから Chl. a への換算は林ほか (2000)による $\text{PHY}/\text{Chl. } a = 0.73$ を用いて行った。

以上のことから、モデル内の3つのコンポーネントに対する物理・生物的過程を表す基礎式は以下ようになる。

$$\begin{aligned} & V_U \frac{d(\text{DIP}_U)}{dt} \\ &= Rf + \text{Adv} \cdot \text{DIP}_L - \text{Adv} \cdot \text{DIP}_U - K_z \cdot \left(\frac{\text{DIP}_U - \text{DIP}_L}{(H/2)} \right) \cdot Az \\ & \quad - K_h \cdot \left(\frac{\text{DIP}_U - \text{DIP}_{OU}}{L} \right) \cdot Ah_U - Pp_U \cdot V_U + \beta_U \cdot \text{DET}_U \cdot V_U \end{aligned} \quad (5)$$

$$\begin{aligned} & V_U \frac{d(\text{PHY}_U)}{dt} \\ &= \text{Adv} \cdot \text{PHY}_L - \text{Adv} \cdot \text{PHY}_U - K_z \cdot \left(\frac{\text{PHY}_U - \text{PHY}_L}{(H/2)} \right) \cdot Az \\ & \quad - K_h \cdot \left(\frac{\text{PHY}_U - \text{PHY}_{OU}}{L} \right) \cdot Ah_U + Pp_U \cdot V_U \\ & \quad - \gamma_U \cdot \text{PHY}_U \cdot V_U - Wp \cdot \text{PHY}_U \cdot Az \end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned} & V_U \frac{d(\text{DET}_U)}{dt} \\ &= \text{Adv} \cdot \text{DET}_L - \text{Adv} \cdot \text{DET}_U - K_z \cdot \left(\frac{\text{DET}_U - \text{DET}_L}{(H/2)} \right) \cdot Az \\ & \quad - K_h \cdot \left(\frac{\text{DET}_U - \text{DET}_{OU}}{L} \right) \cdot Ah_U + \gamma_U \cdot \text{PHY}_U \cdot V_U \\ & \quad - \beta_U \cdot \text{DET}_U \cdot V_U - Wd \cdot \text{DET}_U \cdot Az \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} & V_L \frac{d(\text{DIP}_L)}{dt} \\ &= Re + \text{Adv} \cdot \text{DIP}_{OL} - \text{Adv} \cdot \text{DIP}_L - K_z \cdot \left(\frac{\text{DIP}_L - \text{DIP}_U}{(H/2)} \right) \cdot Az \\ & \quad - K_h \cdot \left(\frac{\text{DIP}_L - \text{DIP}_{OL}}{L} \right) \cdot Ah_L - Pp_L \cdot V_L + \beta_L \cdot \text{DET}_L \cdot V_L \end{aligned} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} & V_L \frac{d(\text{PHY}_L)}{dt} \\ &= \text{Adv} \cdot \text{PHY}_{OL} - \text{Adv} \cdot \text{PHY}_L - K_z \cdot \left(\frac{\text{PHY}_L - \text{PHY}_U}{(H/2)} \right) \cdot Az \\ & \quad - K_h \cdot \left(\frac{\text{PHY}_L - \text{PHY}_{OL}}{L} \right) \cdot Ah_L + Pp_L \cdot V_L \\ & \quad - \gamma_L \cdot \text{PHY}_L \cdot V_L + Wp \cdot \text{PHY}_U \cdot Az \end{aligned} \quad (9)$$

$$\begin{aligned} & V_L \frac{d(\text{DET}_L)}{dt} \\ &= \text{Adv} \cdot \text{DET}_{OL} - \text{Adv} \cdot \text{DET}_L - K_z \cdot \left(\frac{\text{DET}_L - \text{DET}_U}{(H/2)} \right) \cdot Az \\ & \quad - K_h \cdot \left(\frac{\text{DET}_L - \text{DET}_{OL}}{L} \right) \cdot Ah_L + \gamma_L \cdot \text{PHY}_L \cdot V_L \\ & \quad - \beta_L \cdot \text{DET}_L \cdot V_L + Wd \cdot \text{DET}_U \cdot Az \end{aligned} \quad (10)$$

ここで、 V はボックスの体積、 Rf は河川からのDIP供給量、 Re はDIPの底泥からの溶出量、 γ は植物プランクトンの死亡速度を、 β はデトリタスの分解速度、 Az は上層と下

Table 1. Parameters for the present model.

Parameters	Symbols	Values	Units
Maximum specific nutrient uptake rate by phytoplankton	V_{\max}	1.0	day ⁻¹
Half saturation coefficient for inorganic phosphorus	K_n	3.1	mgP m ⁻³
Optimum light intensity	I_{OPT}	50×10^4	cal m ⁻² day ⁻¹
Temperature coefficient for photosynthetic rate	K_T	0.063	°C ⁻¹
Sinking rate of phytoplankton	W_P	0.6	m day ⁻¹
Sinking rate of detritus	W_D	1.8	m day ⁻¹
Decomposition rate of detritus (upper)	β_U	0.50	day ⁻¹
Decomposition rate of detritus (lower)	β_L	0.40	day ⁻¹
Mortality rate of Phytoplankton (upper)	γ_U	0.45	day ⁻¹
Mortality rate of Phytoplankton (lower)	γ_L	0.35	day ⁻¹

層とのボックス間の断面積, Ahは境界領域とのボックス間の断面積, Hは水深, Lは境界領域との距離をそれぞれ表している. また, 植物プランクトンとデトリタスの沈降速度をそれぞれ W_p , W_d として与えた. 添え字のUは上層, Lは下層を, Oは境界海域(南部)を示す.

植物プランクトンの死亡速度(γ), デトリタスの分解速度(β)は水温に依存することが明らかになっているので(Kawamiya *et al.*, 1995), 上層と下層の水温差を考慮し, それぞれ上層, 下層で異なった値を設定した. 底泥から溶出するDIPフラックス(Re)は山本ほか(1998)から引用した.

モデル内で使用したパラメータの値をTable 1にまとめた. これらのパラメータは, Yanagi and Onitsuka (2000), Kawamiya *et al.* (1995), Parsons *et al.* (1984), Hashimoto and Takeoka (1998)を参考に, 後述する現状再現の計算結果と観測結果が最も良く合致するように, 一般的許容範囲内で調整して決定したものである.

(5)~(10)式を用いてタイムステップ0.1日で, 定常状態となるまで計算を行った.

検証データ

構築したモデルが現状を再現できているかを検証するために, 広島湾において広島大学付属練習船「豊潮丸」を用いて行われてきた観測データを用いた. ただし, 夏季の多雨により塩分成層が発達し成層構造が平年と大きく異なっていた1993年と, 他の実習の都合で観測点が少なかった1994, 1995年の結果を除き, 1991, 1992, 1996, 1997年の4年間の8月に行われた観測で得られたものを用いた. 観測点是对象領域(北部海域)2測点, 境界領域(南部海域)6測点である(Fig. 1). 全測点でCTD(Sea-Bird 9/11 PLUS)による水温, 海中蛍光強度の測定を行った. また, バンドン型採水器を用いて水深0, 5, 10, 20, 海底上2mから海水を採取し, DIP, 懸濁態リン(PP), Chl.aの定量分析を行った. 採取した海水を, 煮沸処理(80°C, 5分間)したメンブランフィルター(Millipore HA, ポアサイズ0.45 μm)で濾過し, 懸濁物と溶存物に分別した. DIPは濾水をモリブデ

ンブルー法(日本海洋学会, 1990)で測定し, 懸濁態リンはフィルターを過塩素酸加圧分解法(1 atm, 150°C, 5 hrs; 角皆・乗木, 1989)で分解後, モリブデンブルー法(Strickland and Parsons, 1972)によって測定した. Chl.aは, 表層から採取した海水をポアサイズ0.45 μm の硝酸セルロースフィルター(Sartorius社製)で吸引濾過後, 90%アセトン水溶液で抽出したものを分光光度計(日立220A)を用いて測定した(Jeffrey and Humphrey, 1975). 定量されたChl.a濃度と蛍光強度から直線回帰式を求め, この式から蛍光強度をChl.a濃度に換算した. PHYは山本ほか(1999b)にならひ, 得られたPPとChl.a濃度の回帰直線の傾きからChl.aに対する比を求め, 元素比をかけたものとした. DETは, PPとPHYの差(PP-PHY)とした. 各データは, 表層と水深5mの平均値を上層の値, 5mから海底(12.7m)までの平均値を下層の値とした.

太田川の淡水供給量は流量年表(建設省河川局, 1993; 1994; 1998; 1999)にある矢口第一流量観測所(河口から14.6km上流)の4年間の8月の平均流量に, それより下流域の流域面積を考慮し1.11を乗じて(山本ほか, 1996)海域に実際に供給される量を見積もった. 太田川は河口域で枝分かれしているため, DIP負荷量の見積もりは, 公共用水域の水質測定結果(広島県, 1992; 1993; 1997; 1998)に記載された測点のうち, 最下流である御幸橋, 仁保橋, 大芝水門の4年間の夏季の平均濃度を用い, これに河川流量を乗じた.

感度解析

河口循環流が北部海域の生産性に与える影響を評価するため, 以下の3つの要因について感度解析を行った.

1. 太田川からの淡水負荷量
2. 太田川河川水中の栄養塩濃度
3. 境界海域である南部海域下層の栄養塩濃度

1では太田川からの淡水負荷量のみが変化し, 河川からのDIP負荷量(Rf)は変化しない. この場合, 河川水流入によって駆動される河口循環流による連行加入量(移流体積

量 Adv) が変化することとなる。これは例えばダムが建設されて河川からの淡水供給量が変化することを想定している。2では流入する河川水中の DIP 濃度のみが変化し、淡水負荷量は一定と仮定した。この場合、太田川からの DIP 負荷量 (Rf) が変化することとなる。これは、周辺地域の人口の増減、下水道整備や汚濁負荷規制などを想定したものである。3は伊予灘や安芸灘という隣接海域との海水交換の影響が強い(橋本ほか, 1994) 広島湾南部海域下層の DIP 濃度 (DIP_{OL}) が変化する場合で、豊後水道を通しての外洋(太平洋)海水の影響を想定したものである。

これら3つのパラメータの変化量は、現状再現で決定した値を基準値とし、対象とする4年間の値の標準偏差σをそれぞれ算出し、基準値から標準偏差を-2.0~2.0σの範囲で0.5σ刻みで変化させた。基準値は Adv, Rf, DIP_{OL}それぞれ $1.63 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$, $0.62 \text{ ton-P day}^{-1}$, 8.4 mg-P m^{-3} , σは Adv, Rf, DIP_{OL}それぞれ $5.89 \times 10^7 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$, $0.37 \text{ ton-P day}^{-1}$, 3.5 mg-P m^{-3} であった。なお、この操作により値がマイナスとなる場合については検討の対象からはずした。

結果

計算の結果、約150日後に定常状態が得られた。Fig. 4に実測値(4年間平均値と標準偏差)と計算結果との比較を示した。上層 DIP, PHY 濃度は他のコンパートメントと比べると実測値と計算結果に差が生じ、4年間平均の実測値よりもかなり低い値となった。しかしながら、上層 DIP, PHY 濃度の標準偏差は大きく、計算結果は標準偏差の範囲内であった。また、上層 DET 濃度の計算結果は4年間平均の実測値よりも低い値となり、標準偏差の範囲外であった。その他の計算結果は実測値と近い値であり、標準偏差範囲内であった。また、海域の生産構造の指標として、生物生産の基礎である植物プランクトンによる一次生産速度を算出した。一次生産速度は Redfield 比により炭素の同化

量に換算した。計算された一次生産速度は、上層、下層でそれぞれ $79.1, 77.9 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 、水柱あたりでは $1,369 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ となった。

考察

実測値と計算結果にはずれが生じていた。特に上層 DIP, PHY 濃度の平均実測値と計算結果のずれは大きい。これらの実測値は、河川川負荷による直接的な影響を受けるため、観測日や時間による変動が大きく、平均的な濃度を実測することが困難である。上層 DIP, PHY の計算結果は実測値の標準偏差の範囲内であり、このずれは許容範囲であると考えられる。また、上層 DET 濃度の計算結果は実測値の標準偏差範囲外であるが、実測値の平均値との差は他の項目とくらべて小さかった。橋本ほか(1997)は¹³C法を用いた一次生産速度の実測を行い、広島湾北部海域、夏季の一次生産速度を $1038 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ と報告している。一次生産速度の計算結果はこれらの実測値より若干高い値となったが、ほぼ現状に近い生産速度を再現できた。以上のことから、本モデルは、再現性に若干の問題があるものの、海域の低次生産を簡略化した生態系モデルによる計算結果であることを考慮すれば、夏季の広島湾北部海域の生物生産構造をほぼ再現できており、以下で述べる物質収支解析や感度解析に用いるには問題ないと判断した。

上層の全 DIP 供給量の内訳は、移流による下層からの供給が29%、鉛直拡散による下層からの供給が16%、上層内のデトリタスによる分解が44%、河川負荷が12%であった。このように、移流と鉛直拡散を合わせた下層からの供給は44%となり、河川負荷を上回っていた。下層からの供給量と河川負荷量の比は3.82であった。林・柳(2001)は、広島湾と同様、河口循環流が発生する大阪湾において、有光層の基礎生産に鉛直的な栄養塩供給が重要であると指摘しており、広島湾北部においても河川負荷よりも、下層からの栄養塩供給が上層の生産性に与える影響が大きいと考えられる。下層での全 DIP 供給量の内訳は、移流・拡散による境界領域からの供給が17%、下層内のデトリタスの分解が78%、底泥からの溶出が5.2%であり、デトリタスの分解によるものが下層での主要な DIP 供給源であった。

DIP 供給量に対する植物プランクトンの取り込み量の比率を調べた結果、上層では99%、下層では69%となった。このように供給された DIP のほとんど全てが一次生産に利用されており、広島湾北部海域は非常に生産効率の高い海域であるといえる。また、水柱全体で一次生産に利用される DIP 量は河川負荷量の8.7倍であった。これは、博多湾(約4倍; 柳・鬼塚, 1999)、大阪湾(約3倍; 林・柳, 2001)と比較しても大きく、広島湾北部海域では河川負荷以外の DIP 供給源(デトリタスの分解、隣接海域からの供給)が重要な役割を果たしていることが明らかになった。

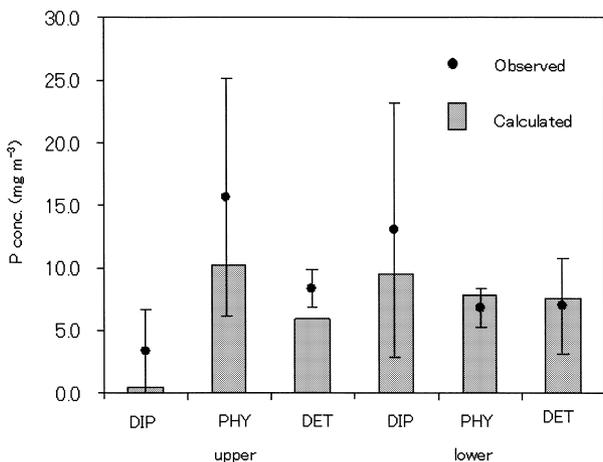


Figure 4. Comparison between observed and calculated concentrations. Vertical bar denotes the standard deviation.

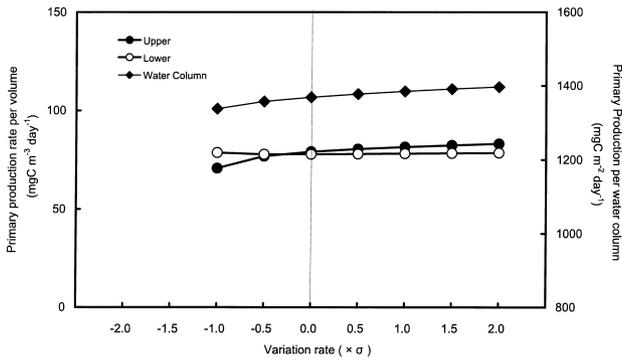


Figure 5. Calculated primary production rates per volume for upper and lower layer and per water column, when the volume of river flow is changed from -1.0σ to 2.0σ .

太田川からの淡水負荷量を基準値から $-1.0 \sim 2.0 \times \sigma$ で変化させた場合、一次生産速度は上層で $70.8 \sim 83.1 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ と変化した、下層ではほとんど変化は見られなかった (Fig. 5). また、水柱あたりの一次生産速度は $1338 \sim 1397 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ と変化した (Fig. 5). このように、淡水負荷量が増加することによる一次生産速度の変化はわずかであった。淡水負荷量が増加した場合、境界領域への移流量増加により、流失量が増加したためPHYは減少していた。しかしながら、鉛直移流量の増加による下層からのDIP供給量が増加したため一次生産速度は一定に保たれていた。一方、下層においては鉛直移流量の増加によりDIP、PHYはともに減少していた。しかしながら、上層のPHYが減少したことにより消散係数が減少しており、結果的に下層の光量を増加させ、一次生産速度の変化はほとんど見られなかった。

太田川の河川中DIP濃度を基準値から $-1.5 \sim 2.0 \times \sigma$ で変化させた場合、一次生産速度は上層で $60.8 \sim 103 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 、下層で $81.2 \sim 73.9 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 、水柱あたりでは $1316 \sim 1446 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ と変化した (Fig. 6). このように河川中DIP濃度が増加するに従って、上層の一次生産速度は増加し、下層の一次生産速度はわずかに減少し、水柱あたりではわずかに増加していた。河川からの直接的なDIP供給によって上層の一次生産速度は大きくなったが、河川中栄養塩濃度が最大 ($2.0 \times \sigma$) の場合でも、全供給量に占める河川からの供給量の割合は20%程度であり、下層からの供給量の占める割合には及ばず、河川負荷量の約2倍が下層から流入していた。一方、下層ではDIP、PHY現存量がともに増加していた。しかしながら、上層の一次生産速度が増加したことにより、上層のPHYが増加し、それに伴い下層の光量が減少し、光制限により下層の一次生産速度はわずかに減少していた。

境界海域下層の栄養塩濃度を $-2.0 \sim 2.0 \times \sigma$ で変化させた場合、一次生産速度は上層で $43.3 \sim 120 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 、下層で $68.7 \sim 73.5 \text{ mgC m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ 、水柱あたりでは $1075 \sim$

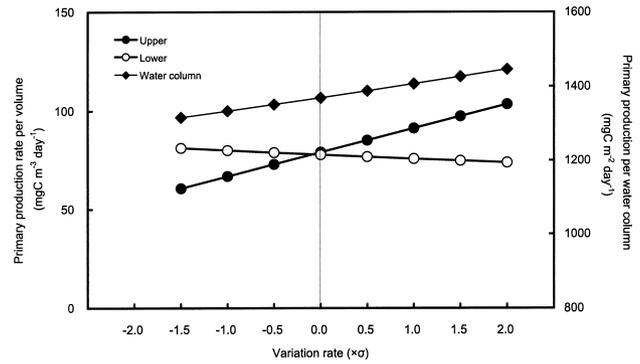


Figure 6. Calculated primary production rates per volume for upper and lower layer and per water column, when the riverine DIP concentration is changed from -1.5σ to 2.0σ .

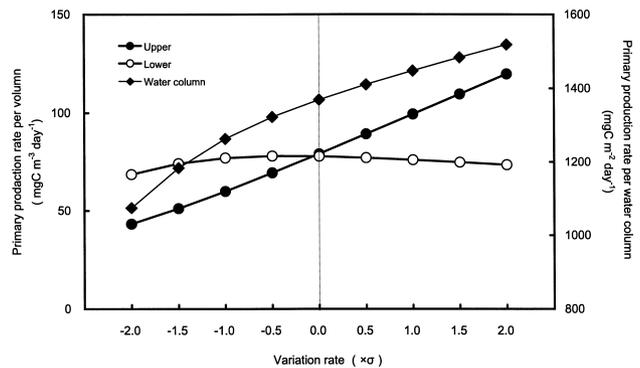


Figure 7. Calculated primary production rates per volume for upper and lower layer and per water column, when DIP concentration in the lower layer of southern area is changed from -2.0σ to 2.0σ .

$1518 \text{ mgC m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ と変化した (Fig. 7). 境界海域下層の栄養塩濃度DIP濃度が増加するに伴い上層では一次生産速度が大きく増加し、結果的に水柱平均で一次生産速度が大きく増加した (Fig. 7). 境界海域下層DIP濃度増加にともなう北部海域上層における生産性向上の原因は、下層からの移流による供給量が増加したことにある。また、全DIP流入量に対する下層からの流入量の占める割合が25%から55%に増加したのに対し、河川負荷量の占める割合は最大でも20%程度であった。下層から流入するDIP量は変化率 2.0σ 時には河川負荷量の7倍となった。一方、境界海域下層の栄養塩濃度DIP濃度が増加するに伴い、下層の一次生産速度は変化率 -0.5σ で極大となった後、減少する結果となった (Fig. 7). 下層におけるDIP、PHYは増加しており、本来であれば生産性の向上が期待できるが、上層においてPHYが多くなり、これにより下層において光制限を引き起こし、下層の一次生産速度の減少をもたらしたものと推測される。

モデル計算の結果、広島湾北部海域の一次生産速度は、河口循環流の作用により、境界海域の下層の栄養塩濃度の

変化に最も敏感に応答していることが明らかになった。これまで河川水は陸域負荷を直接海域へもたすため海域汚染の主な原因とされ、瀬戸内海における富栄養化対策などにおいても主に河川水中の栄養塩削減が対象となってきた。しかし、工業用水や都市用水の需要のために行われた河川水の取水が、河口循環流の鉛直循環を弱め、海域環境の悪化をもたす事例が報告されているように（宇野木，1998），今後、赤潮の発生や海域汚染などの対策を考える上で、河川負荷による直接的影響のみならず、河口循環流に伴う隣接海域の水質環境変化による間接的な影響も考慮していく必要があると思われる。

広島湾南部海域は柱島水道を通しての海水交換により伊予灘の影響を強く受けている（橋本ほか，1994）。伊予灘には太田川のように大量の栄養塩を負荷するような河川はなく、伊予灘は、陸域からの栄養塩負荷よりも豊後水道底層から速吸瀬戸を越えてくる外洋（太平洋）からの栄養塩負荷の影響を受けていることが示唆されている（橋本ほか，1995；松田ほか，1995）。すなわち、閉鎖性が強く、外洋から遠く離れており外洋の影響をほとんど受けないと考えられてきた広島湾北部海域においても、河口循環流による海水交換により、間接的に外洋の影響を受けているといえる。近年、瀬戸内海においては陸域からの栄養塩供給のみならず外洋からの栄養塩供給が重要な役割を果たしていることが指摘されている（武岡・村尾，1997；柳，1997；橋本ほか，2004）。今後は、陸域からの影響のみならず外洋の影響を考えていくことが、広島湾の環境を考えていく上で重要である。

謝 辞

本研究を行うにあたりご協力頂いた広島大学生物圏科学研究科松田 治博士（現広島大学名誉教授）、観測にご協力頂いた郷 秋雄船長を始めとする広島大学生物生産学部附属練習船「豊潮丸」の乗組員の皆様、水質資料の分析に協力頂いた広島大学大学院生物圏科学研究科水圏循環制御論講座の学生諸氏に感謝します。

引用文献

- Eppley, R. W. (1972) Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.*, **70**, 1063–1085.
- 橋本俊也・松田 治・山本民次・米井好美 (1994) 広島湾の海況特性—1989~1993年の変動と平均像—。広島大学生物生産学部紀要, **33**, 9–19.
- 橋本俊也・松田 治・武岡英隆・山本民次・横関恵介 (1995) 豊後水道における高栄養底層水の陸棚湧昇。生物生産学部紀要, **34**, 161–165.
- 橋本俊也・多田邦尚 (1997) 広島湾における海水の光化学的特性。海の研究, **6**, 151–155.
- 橋本俊也・山本民次・多田邦尚・松田 治・永末寿宏 (1997) 瀬戸内海の一次生産と海洋構造。沿岸海洋研究, **35**, 109–114.
- Hashimoto, T. and H. Takeoka (1998) Analysis of primary production in the Seto Inland Sea, Japan, using a simple Ecosystem model. *J.*

- Oceanogr.*, **54**, 123–132.
- 橋本俊也・奥晋太郎・柳 哲雄・林 美鶴 (2004) 瀬戸内海における外洋起源の窒素・リンの重要性。広島大学生物圏科学研究科紀要, **43**, 7–13.
- 林 美鶴・柳 哲雄 (2001) 数値生態系モデルによる大阪湾奥部のリン循環過程の解析。海の研究, **10**, 203–217.
- 広島県 (1992) 平成3年度公共用水域の水質測定結果。643 pp.
- 広島県 (1993) 平成4年度公共用水域の水質測定結果。630 pp.
- 広島県 (1997) 平成8年度公共用水域の水質測定結果。928 pp.
- 広島県 (1998) 平成9年度公共用水域の水質測定結果。928 pp.
- Jeffrey, S. W. and G. F. Humphrey (1975) New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*1 and *c*2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen.*, **167**, 191–194.
- Kawamiya, M., M. J. Kishi, Y. Yamanaka and N. Suginoara (1995) An ecological-physical coupled model applied to station Papa. *J. Oceanogr.*, **51**, 635–664.
- 建設省河川局 (編) (1993) 流量年表平成三年。日本河川協会, 431 pp.
- 建設省河川局 (編) (1994) 流量年表平成四年。日本河川協会, 431 pp.
- 建設省河川局 (編) (1998) 流量年表平成八年。日本河川協会, 431 pp.
- 建設省河川局 (編) (1999) 流量年表平成九年。日本河川協会, 431 pp.
- Kirk, J. T. O. (1994) Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. 2nd ed. Cambridge Univ. Press, Cambridge., 509 pp.
- 国立天文台 (編) (1999) 理科年表。1058 pp.
- 松田 治・山本民次・橋本俊也 (1995) 沿岸フロントと栄養塩の供給機構。沿岸海洋研究, **33**, 9–18.
- Miller, R. A. (1983) The Mediterranean Sea, a physical aspects. Ketchum, B. H. (ed), *Ecosystems of the world*, 26, Estuaries and enclosed seas, Elsevier, Amsterdam, 219–238.
- 日本海洋学会 (1990) 海洋観測指針。気象庁 (編), 東京。428 pp.
- Parsons, T. R., M. Takahashi and B. Hargrave (1984) *Biological Oceanographic Process*. Pergamon Press, 3rd edition.
- Smith, R. C. and K. S. Baker (1978) The bio-optical state of ocean waters and remote sensing. *Limnol. Oceanogr.*, **23**, 247–259.
- Steel, J. H. (1962) Environmental control of photosynthesis in sea. *Limnol. Oceanogr.*, **7**, 137–150.
- Strickland, J. D. and T. R. Parsons (1972) A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd. Canada.*, **122**, 1–172.
- 武岡英隆 (1996) 瀬戸内海と世界の閉鎖性水域の比較。岡市友利, 小森星児, 中西 弘 (編), 瀬戸内海の生物資源と環境, 恒星社厚生閣, 東京, 218–227.
- 武岡英隆・村尾 肇 (1997) 窒素, 燐の流入負荷量の削減に対する水質の応答。沿岸海洋研究, **34**, 183–190.
- 角皆静男・乗木新一郎 (1989) 海洋化学。西村雅吉 (編), 産業図書出版, 東京。252–256.
- 宇野木早苗 (1998) 内湾の鉛直循環流と河川流量の関係。海の研究, **7**, 283–292.
- 山本民次・北村智顕・松田 治 (1996) 瀬戸内海に対する河川流入による淡水, 全窒素および全リンの負荷。広島大学生物生産学部紀要, **35**, 81–104.
- 山本民次・松田 治・橋本俊也・妹背秀和・北村智顕 (1998) 瀬戸内海底泥からの溶存無機窒素およびリン溶出量の見積り。海の研究, **7**, 151–158.
- 山本民次・樽谷賢治・河原睦恵・呉 碩津 (1999a) 有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* (広島株) による溶存態有機リンの利用と排出。広島大学生物生産学部紀要, **38**, 151–159.
- 山本民次・橋本俊也・松田 治・多田邦尚 (1999b) 瀬戸内海における植物プランクトン態 N:P 比とその変動。水産海洋研究, **63**,

- 6-13.
山本民次・芳川 忍・橋本俊也・高杉由夫・松田 治 (2000) 広島湾北部海域におけるエスチュアリー循環過程. 沿岸海洋研究, **37**, 111-118.
- 山本民次・橋本俊也・辻 けい子・松田 治・樽谷賢治 (2002) 1991~2000年の広島湾海水中における親生物元素の時空間変動, 特に植物プランクトン態C:N:P比のレッドフィールド比からの乖離. 沿岸海洋研究, **39**, 163-169.
- 柳 哲雄 (1997) 瀬戸内海の淡水・窒素・リン収支. 海の研究, **6**, 157-161.
- 柳 哲雄・鬼塚 剛 (1999) 博多湾の低次生態系に関する数値モデル. 海の研究, **8**, 245-251.
- Yanagi, T. and G. Onitsuka (2000) Seasonal variation in lower trophic level ecosystem of Hakata Bay, Japan. J. Oceanogr., **56**, 233-243.