

物理・生物的要因の空間特性を考慮した浅海域生態系モデルの構築

重松孝昌*・馬場貴裕**・矢持 進***

潮間帯を含む浅海域の生態系の機能や構造を評価するための生態系モデルを構築している。本論文では、潮位の時間変動からボックス間における潮流速および物質輸送量を正確に計算する手法を提案している。開発された生態系モデルは浮游生態系と底生生態系から成る。計算結果に基づいて、浮游系の状態変数と底生生態系のそれとは、空間における変動の割合が異なることが示されている。また、浮游生態系と底生生態系は密接な関係を有しており、浅海域の生態系の構造を把握するためには、潮間帯に生息する底生生物の生態に関わる情報が不可欠であることが示されている。

1. はじめに

日本の代表的な内湾性閉鎖性海域の沿岸部は、防災・利用の観点から人工化が進み、今日では自然の浅場は少なくなっている。近年、この浅場が沿岸水環境に対して重要な役割を担っていることが認識され始め、劣化した内湾性閉鎖性海域の環境を修復するために、人工的に干潟あるいは浅場を造成する試みが各地で始まっている。このような浅海域の造成にあたっては、求められる効果に関する合意形成がなされた後に、目的に合致した機能を有するようにその構造諸元を決定すべきであるが、潮間帯を含む浅海域生態系の機能や構造を評価・予測する手法が十分に確立されていないのが実情であり、したがって、このような手順を踏んで造成されている人工干潟あるいは浅海域は極めて少ない（今尾ら，2001）。

一方、干潟などの浅海域に関する現地調査は精力的に進められており、その環境構造と水質浄化機能との関係などが徐々に明らかにされつつある。その結果、生物の現存量や多様性が高い水深帯などが見出される（たとえば、矢持ら，2003）など、実用化に向けて有益な情報と思われる知見も散見されるようになってきた。しかし、なぜその水深帯に生物現存量が多いのかなど、浅海域の環境構造の詳細には未解明な点が多い。

このような環境構造を把握するための有力な道具として、生態系モデルが挙げられる。生態系モデルは、物理環境の下に生じる生物・化学的環境を決定論的に解くという手順を踏むものが多く、その歴史は Steele (1974) にまで遡る（生態系モデルの分類等は、大塚ら（2001）を参照されたい）。生態系モデルは、生物活性をどのように定式化するかということに主眼をおいて、湾スケールの環境構造を把握するために構築・利用されてきた面が少なくない。それ故、日本の沿岸域環境の課題の克服に必要なであろうと考えられる、数 100～数 1000 m スケールの比較的小規模な領域の環境構造の把握には、それほど

主眼が置かれていなかったように思われる。特に、潮間帯を厳密に考慮したようなモデルはほとんど見られない（たとえば、Sohma ら，2000，2001）。

本研究は、このような状況に鑑みて、潮間帯を含む浅海域生態系の機能や構造を評価するための生態系モデルを構築し、詳細な環境構造および環境勾配を把握することを目的とするものである。

2. モデルの概要

浅海域の生態系を支配する時間スケールとしては、乱流スケール、波浪周期スケール、潮汐スケール、年変動スケールなど、その幅は非常に広い。本研究では潮汐スケールが浅海域生態系に及ぼす影響について検討することとした。

(1) 物理モデル

生態系モデルを構成する要素（状態変数）は、それらを取り巻く物理的環境要因のもとに、化学的・生物的作用の結果として現存量が変化する。いま、構成要素の現存量濃度を B として表し、物理的環境要因として潮汐流のみを考えることにすると、その現存量の変化は、

$$\frac{\partial B}{\partial t} = -u \frac{\partial B}{\partial x} + B_R \quad \dots\dots\dots (1)$$

で表される。ここに、 B_R は生物・化学反応項、 u は x 方向の流速である。したがって、任意の時刻 $t + \Delta t$ におけるコントロールボリューム（ボックス） i の現存量濃度 $B^{t+\Delta t}$ は

$$B^{t+\Delta t} = \frac{B_i V_i + B_{Ri} \Delta t V_i + T_{Fi}}{V_i^{t+\Delta t}} \quad \dots\dots\dots (2)$$

ここに、 V_i はボックス i の体積、 T_{Fi} は時刻 t から Δt 間にボックス i に流入する構成要素の総物質質量である。本モデルでは、 T_{Fi} は次式で求めている。

$$T_{Fi} = 0.5 \Delta t \{ \overline{h_i} a_i \{ (U_i + |U_i|) B_{i-1}^t + (U_i - |U_i|) B_i^t \} - \overline{h_{i+1}} a_{i+1} \{ (U_{i+1} + |U_{i+1}|) B_i^t + (U_{i+1} - |U_{i+1}|) B_{i+1}^t \} \} \quad \dots\dots\dots (3)$$

ここに、 $\overline{h_i}$ はボックス境界 i における Δt 間の平均水深（図-1 参照）、 a_i は汀線の位置に依存する係数で、汀線

* 正会員 博(工) 大阪市立大学助教授 大学院工学研究科
** 修(工) 大阪ゲームデザイナー学院
*** 正会員 農 博 大阪市立大学教授 大学院工学研究科

表-1 現存量方程式一覧

状態変数	現存量方程式
植物プランクトン (P)	$\frac{dP}{dt} = F_{Pphoto} - F_{Pres} - F_{Psec} - F_{Pdeath} - F_{ZgP} - F_{SFJP}$
動物プランクトン (Z)	$\frac{dZ}{dt} = F_{ZgP} + F_{ZgPOM} + F_{ZgPB} - F_{Zeva} - F_{Zexc} - F_{Zdeath} - F_{SFJZ}$
水中バクテリア (PB)	$\frac{dPB}{dt} = F_{PBgPOM} + F_{PBgDOM} + F_{PBgPNH_4} - F_{PBdec} - F_{PBsmash} - F_{PBdeath} - F_{ZgPB} - F_{SFJPB}$
懸濁態有機物 (POM)	$\frac{dPOM}{dt} = F_{Pdeath} + F_{Zdeath} + F_{Zeva} + F_{PBdeath} - F_{ZgPOM} - F_{PBgPOM} - F_{SFJPOM} - F_{POMsink}$
溶存態有機物 (DOM)	$\frac{dDOM}{dt} = F_{Psec} + F_{PBsmash} + F_{SWsec} - F_{PBgDOM}$
水中アンモニア態窒素 (KNH_4)	$\frac{dPNH_4}{dt} = F_{Pres(PNH_4)} + F_{SWres(PNH_4)} + F_{Zexc(PNH_4)} + F_{PBdec(PNH_4)} + F_{SNH_4elt(PNH_4)} - F_{Pphoto(PNH_4)} - F_{SWphoto(PNH_4)} - F_{PBgPNH_4(PNH_4)} - F_{PNH_4oxd}$
水中硝酸態窒素 (PNO_3)	$\frac{dPNO_3}{dt} = F_{PNH_4oxd} + F_{SNH_4elt(PNO_3)} - F_{Pphoto(PNO_3)} - F_{SWphoto(PNO_3)}$
水中リン酸態リン (PPO_4)	$\frac{dPPO_4}{dt} = F_{SPO_4elt(PPO_4)} + F_{Pres(PPO_4)} + F_{SWres(PPO_4)} + F_{Zexc(PPO_4)} + F_{PBdec(PPO_4)} - F_{Pphoto(PPO_4)} - F_{SWphoto(PPO_4)}$
溶存酸素 (DO)	$\frac{dDO}{dt} = F_{Reaeration} - F_{Pphoto(DO)} + F_{SWphoto(DO)} - F_{Pres(DO)} - F_{SWres(DO)} - F_{Zexc(DO)} - F_{PBdec(DO)} - F_{PBgPOM(DO)} - F_{PBgDOM(DO)} - F_{PNH_4oxd(DO)} - F_{SFexc(DO)} - F_{DFexc(DO)} - F_{BBgSOM(DO)} - F_{BBdec(DO)} - F_{SNH_4oxd(DO)}$
海藻 (SW)	$\frac{dSW}{dt} = F_{SWphoto} - F_{SWres} - F_{SWsec} - F_{SWdeath}$
濾過食者 (SF)	$\frac{dSF}{dt} = F_{SFJPOM} + F_{SFJP} + F_{SFJZ} + F_{SFJPB} - F_{SFexc} - F_{SFeva} - F_{SFdeath}$
堆積物食者 (DF)	$\frac{dDF}{dt} = F_{DFJSOM} - F_{DFBB} - F_{DFexc} - F_{DFeva} - F_{DFdeath}$
底泥バクテリア (BB)	$\frac{dBB}{dt} = F_{BBgSOM} - F_{BBdec} - F_{BBdeath} - F_{DFJBB}$
堆積物 (SOM)	$\frac{dSOM}{dt} = F_{SFeva} + F_{SFdeath} + F_{DFeva} + F_{DFdeath} + F_{SWdeath} + F_{BBdeath} + F_{POMsink(SOM)} - F_{DFJSOM} - F_{BBgSOM}$
底泥アンモニア態窒素 (SNH_4)	$\frac{dSNH_4}{dt} = F_{SFexc(SNH_4)} + F_{DFexc(SNH_4)} + F_{BBdec(SNH_4)} - F_{SNH_4oxd} - F_{SNH_4elt}$
底泥硝酸態窒素 (SNO_3)	$\frac{dSNO_3}{dt} = F_{SNH_4oxd} + F_{SNO_3elt} + F_{SNO_3den}$
底泥リン酸態リン (SPO_4)	$\frac{dSPO_4}{dt} = F_{SFexc(SPO_4)} - F_{DFexc(SPO_4)} - F_{BBdec(SPO_4)} - F_{SPO_4elt}$

表-2 フラックス一覧

【植物プランクトン】 F_{Pphoto} 光合成 F_{Pres} 呼吸 F_{Psec} 分泌 F_{Pdeath} 枯死 【動物プランクトン】 F_{ZgP} 植物プランクトンの摂食 F_{ZgPOM} 懸濁態有機物の摂餌 F_{ZgPB} 水中バクテリアの捕食 F_{Zeva} 排糞 F_{Zexc} 呼吸 F_{Zdeath} 死亡 【水中バクテリア】 F_{PBgPOM} 懸濁態有機物の摂餌 F_{PBgDOM} 溶存態有機物の摂食 F_{PBgPNH_4} 水中アンモニアの摂取 F_{PBdec} 無機化 $F_{PBsmash}$ 生分解 $F_{PBdeath}$ 死亡 【懸濁態有機物】 $F_{POMsink}$ 沈降 【水中アンモニア態窒素】 F_{PNH_4oxd} 硝化 【海藻】 $F_{SWphoto}$ 光合成 F_{SWres} 呼吸 F_{SWsec} 分泌 $F_{SWdeath}$ 枯死	【濾過食者】 F_{SFJP} 植物プランクトンの摂食 F_{SFJZ} 動物プランクトンの捕食 F_{SFJPB} 水中バクテリアの摂食 F_{SFJPOM} 懸濁態有機物の摂食 F_{SFexc} 呼吸 F_{SFeva} 排糞 $F_{SFdeath}$ 死亡 【堆積物食者】 F_{DFgBB} 底泥バクテリアの摂食 F_{DFgSOM} 堆積物の摂食 F_{DFexc} 呼吸 F_{DFeva} 排糞 $F_{DFdeath}$ 死亡 【底泥バクテリア】 F_{BBgSOM} 堆積物の摂取 F_{BBgdec} 無機化 $F_{BBdeath}$ 死亡 【底泥アンモニア態窒素】 F_{SNH_4elt} 溶出 F_{SNH_4oxd} 硝化 【溶存酸素】 $F_{Reaeration}$ 海面からの曝気 【底泥硝酸態窒素】 F_{SNO_3elt} 溶出 【底泥リン酸態リン】 F_{SPO_4elt} 溶出
---	--

植物プランクトンの現存量に最も影響を及ぼすのは光合成の量であり、次いで大きな影響を及ぼしているのは濾過食者による被食であることがわかる。すなわち、浅海域の植物プランクトンの現存量と濾過食者の現存量との間には密接な関係があることが、本モデルにより示されている。このような結果は、三河湾の全面積に対してわ

ずか数%の面積しかない浅場に生息するアサリの摂餌行動が、湾全域の浄化に大きく寄与しているという鈴木(2003)の試算と通ずるところがある。また、光合成フラックスの変動と濾過食者による被食フラックスの変動は、潮汐変動に対して異なる位相を持っていることも興味深い。このような浮游系生物の現存量が潮汐の変動の影響

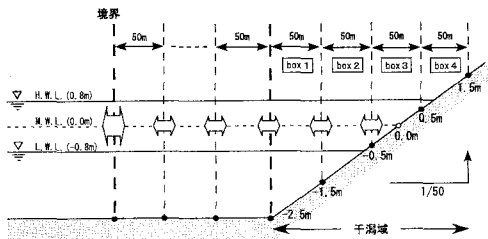


図-3 計算条件

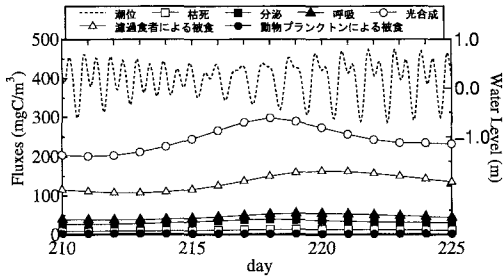


図-4 植物プランクトンの現存量に及ぼす各フラックスの影響

を受けることは、Sohma ら (2000) による同様な数値モデルの検討結果と合致している。

図-5 は、堆積物食者の現存量の計算結果を示したものである。同図に代表されるように、底生系の状態変数の現存量は空間的に分布を有するような計算結果となる。これに対して、浮游系の状態変数の現存量はボックスによって多少の差異は見られるものの、底生系のそのように大きな差異は見られない。一般的に、現地調査の結果もこれと同様の傾向が見られ、底生生物の現存量

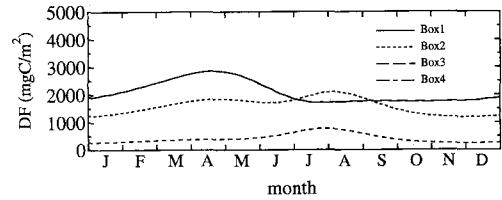


図-5 堆積物食者の現存量

や多様性が空間的に変化することが示されることが多く、これらと底質との関係について議論が及ぶ場合が多い。本モデルは、現段階では、底質の特性について考慮していないが、本モデルのように水底形状および潮汐流を考慮することによって底生生物の空間分布特性が予測できる可能性が示唆されていると言える。

本モデルの大きな特徴は、汀線の時々刻々の変化を計算することができることである。したがって、既存の生態系モデルではほとんど考慮・検討されていなかった潮間帯の生物の生態が系全体に及ぼす影響について検討することができる。前述のように、植物プランクトンの現存量に大きな影響を及ぼすと考えられる濾過食者は、周知のように潮間帯にも多く生息している。そこで、ここでは本モデルを用いて次のような試行実験を行った。

CASE-1: 干出時にも冠水時と同様の摂餌・代謝活性を有する

CASE-2: 干出時には摂餌することなく、代謝量は冠水時と同量とする

CASE-3: 干出時には摂餌することなく、代謝量は冠水時の10%とする

図-6 は、このような条件の下で計算を行ったときの、潮間帯 (Box 3) に生息する濾過食者の現存量を示したものである。多くの既存モデルでは、CASE-1 のような条件で計算を行うことになるが、実際には濾過食者が干出時には摂餌行動をとることはできないので非現実的な条件設定になっている。しかし、計算結果としては図-6 の破線で示すようにそれなりの値が計算されてしまう。CASE-2 は現実的な摂餌行動を考慮して条件設定したものであるが、図-6 の点線でその結果に示すように、現存量は0となってしまう。これは、摂餌による現存量の増

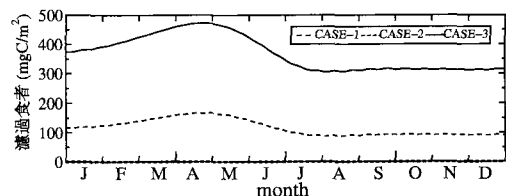


図-6 潮間帯の濾過食者の現存量

表-3 初期条件および境界条件

状態変数	初期値	境界条件	単位
植物プランクトン	200	485	mgC/m ³
動物プランクトン	35	35	mgC/m ³
水中バクテリア	40	40	mgC/m ³
懸濁態有機物	200	354	mgC/m ³
溶解態有機物	1200	1200	mgC/m ³
水中アンモニア態窒素	190	$f(N)$	mgN/m ³
水中硝酸態窒素	190	$f(N)$	mgN/m ³
水中リン酸態リン	30	$f(P)$	mgP/m ³
海藻類	2000	—	mgC/m ³
濾過食者	2000	—	mgC/m ³
堆積物食者	1000	—	mgC/m ³
底泥バクテリア	5000	—	mgC/m ³
堆積物	10000	—	mgC/m ³
底泥アンモニア態窒素	0	—	mgN/m ³
底泥硝酸態窒素	0	—	mgN/m ³
底泥リン酸態リン	0	—	mgP/m ³
溶存酸素	7	$f(DO)$	mgO ₂ /m ³

$$f(N)=119+70\cos[2\pi(\text{day}-9)/365]$$

$$f(P)=15.59+15.5\cos[2\pi(\text{day}-9)/365]$$

$$f(DO)=6.5+1.5\cos[2\pi(\text{day}-78)/365]$$

加量よりも代謝による減少が大きくなるためである。すなわち、摂餌活動を制限された濾過食者は代謝量を自ら抑制しなければ生存できなくなることを示している。さらに、CASE-3に示すように干出時の代謝を抑制して計算を行うと、現存量が増加するという計算結果が得られた。ここで与えた干出時の代謝量は根拠を有する値ではないので、ここで示す現存量の計算結果が定量的に正しいとは言えない。指摘したいことは、浅海域における生態系をよりの確に把握するためには、潮間帯に生息する生物の詳細な生態を調査する必要があるということである。

5. 結 論

本研究は、浅海域の環境構造を把握するための生態系モデルの構築を試みたものである。得られた結論を要約すると以下のようである。

- 1) 比較的狭い海域を検討対象とすることから、潮位の変動に伴う潮汐流の解析方法を示し、潮汐流による正確な物質輸送モデルを構築した。
- 2) 構築した生態系モデルによる計算結果によれば、浮游系の状態変数の空間変化はほとんどないが、底生系のそれは空間的に大きな変化を示すことがわかった。
- 3) 浮游系の状態変数の現存量は、潮汐の変動と関連していることが計算結果よりわかった。
- 4) 本モデルによれば、植物プランクトンの現存量は、光合成量と濾過食者による被食の影響が支配的であることがわかった。
- 5) 潮間帯における濾過食者の摂餌量・代謝量を変えて計算を行うと、その現存量の計算結果は著しく異なる値となった。摂餌・代謝に関する実態と計算結果とを比

較すると、潮間帯における底生生物の生態の詳細に関わる情報が必要不可欠であることがわかった。

謝辞：本研究は、科学研究費補助金（基盤研究（B）：124801671，研究代表者：矢持進）の支援を受けて行われたものである。ここに記して謝意を表する。

参 考 文 献

- 今尾和正・鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・伊藤永徳・渡辺 淳 (2001): 貧酸素化海域における水質浄化機能回復のための浅場造成手法に関する研究, 水産工学, 39, pp. 25-34.
- 大塚耕司・上月康則・重松孝昌 (2001): 沿岸生態系モデルの類型化および特徴抽出, 海と空, 第77巻, 2号, pp. 7-12.
- 海上保安庁水路部 (1992): 日本沿岸潮汐調和定数表, 267 p.
- 重松孝昌 (2003): 生態系モデルによる干潟の機能予測, 「大阪湾のなぎさを語る」シンポジウム講演資料, 干潟・塩性湿地の環境—破壊から再生へ—, pp. 37-41.
- 鈴木輝明 (2003): 極浅海域における環境機能の定量評価手法, 環境アセスメント学会 2003 年度研究発表会要旨集, pp. 125-130.
- 馬場貴裕 (2004): 干潟の浄化機能評価のための生態系モデルの構築とその課題, 大阪市立大学大学院工学研究科修士論文, 56 p.
- 矢持 進・平井 研・藤原俊介 (2003): 富栄養浅海域における生態系の創出—人工干潟現地実験場での生物と窒素収支の変遷—, 海岸工学論文集, 第50巻, pp. 1246-1250.
- Sohma, A., T. Sato and K. Nakata (2000): New Numerical Model Study on Tidal Flat System—Seasonal, Daily and Tidal Variations—, Spill Science Technology Bulletin, Vol. 6, No. 2, pp. 173-185.
- Sohma, A., Y. Sekiguchi, H. Yamada, T. Sato and K. Nakata (2001): A New Coastal Marine Ecosystem Model Study Coupled with Hydrodynamics and Tidal Flat Ecosystem Effect, Marine Pollution Bulletin, Vol. 43, pp. 187-208.
- Steel, J.H. (1974): The Structure of Marine Ecosystems, Harvard Univ. Press, pp. 1-128.