

東京湾における赤潮発生形態の変化

CHANGES IN CHARACTERISTICS OF RED-TIDE IN TOKYO BAY

東 博紀¹・木幡 邦男²

Hironori HIGASHI and Kunio KOHATA

¹正会員 博(工) 独立行政法人国立環境研究所 (〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2)

²正会員 理博 独立行政法人国立環境研究所 (〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2)

We developed a numerical model, which consisted of hydrodynamic and ecosystem parts, to describe changes in dominant species of red-tide phytoplankton in Tokyo Bay. Phosphorus flux from the land to the bay in 1974 was 1.8 times as large as that in 2001, and the mole ratio of Si/P during 1974-2001 rose from 9.7 to 19.5. These are consistent with observed phytoplankton succession that diatom is predominant over nondiatom plankton. We confirmed the model accuracy of hydrodynamic part from agreement between the calculated and the observed results on sea temperature, salinity, and nutrient concentrations. A numerical simulation under the inflow condition of the low Si/P ratio was carried out. The results showed that the growth of the non-diatom plankton increased with the decreasing Si/P ratio.

Key Words : red-tide, diatom plankton, phosphorus, silica, Tokyo Bay

1. 研究目的

21世紀において持続可能な社会を構築するためには自然共生型流域圏の形成が重要である。自然・生態系を保全するとともに、自然が有する水質浄化機能や生物資源などの生態系サービスを最大限活用し、人間活動が周辺環境に及ぼす影響を可能な限り軽減するための研究・技術開発が世界各国で行われている¹⁾。

我が国では近年の急速な都市化によって陸域における汚濁負荷発生量が著しく増加し、湖沼、内湾など各地の閉鎖性水域で富栄養化問題を引き起こしている。赤潮は人間活動による生態系への影響の特に顕著な例として挙げられる。周知のように赤潮は、植物プランクトンが陸域より供給される栄養塩を摂取して大量に増殖する現象であり、水域の有機汚濁を引き起こす原因となっている。また、特定種の著しい増殖が生物資源の減少を招くこともあり、有毒赤潮による魚貝類の死滅、珪藻類の増殖を起因とするノリの不作、増加した鞭毛藻・渦鞭毛藻を捕食するクラゲの大量増殖などの被害が各地で発生している。このような問題の対策を効果的に行い、自然共生型流域圏の形成するためには、陸域より流入した水・負荷物質が水域生態系に及ぼす影響を定量的に評価する必要がある。

東京湾は代表的な閉鎖性水域であり、総量規制によって汚濁負荷量は減少したが、現在も珪藻類、渦鞭毛藻類およびラフィド藻類による赤潮が毎年のように発生している²⁾。これまでに東京湾の水質・生態系およびそのモデル化に関する研究は多数行われている。柳ら³⁾は

東京湾を4つのボックスに分割して水質・生態系モデルを適用し、湾内のリン・窒素循環および植物プランクトンによる影響を定量的に評価している。安間ら⁴⁾は東京湾とその流域における水・物質循環過程をモデル化し、河川および湾内における水質の再現計算を行っている。また、環境省⁵⁾は、渡辺ら⁶⁾が構築した3次元流動・生態系モデルを用い、COD、TN、TP削減時の効果を数値シミュレーションにて検討している。しかし、これらのモデルでは植物プランクトンを1種として扱っているため優占種別に赤潮を評価することができない、赤潮優占種の大半を占める珪藻類の増殖にはSiが必要であるがそれを考慮していない等の問題が残されている。

本研究では、約30年間における東京湾の栄養塩流入および赤潮発生形態の変化を明らかにするとともに、珪藻類と非珪藻類の赤潮を別々に評価しうる3次元流動・水質・生態系評価モデルを構築することを目的とする。まず、河川および下水処理水の流量・水質データをもとに1974、1982、1991、2001年における陸域より流入するCOD、TN、TP、Siの年間負荷量を算定し、東京湾における栄養塩流入量の経年変化と珪藻類・非珪藻類の赤潮発生頻度の関係を明らかにする。次に、東京湾における3次元流動・水質・生態系評価モデルを構築し、1991年の水質・赤潮発生について計算を行い、観測値の再現精度を吟味する。最後に、1991年の気象・河川流量条件のもとで1974年の河川水質および下水処理水量・水質を与えたときの数値シミュレーションを行い、陸域からの汚濁負荷流入量の変化が赤潮発生形態に及ぼす影響を検討する。

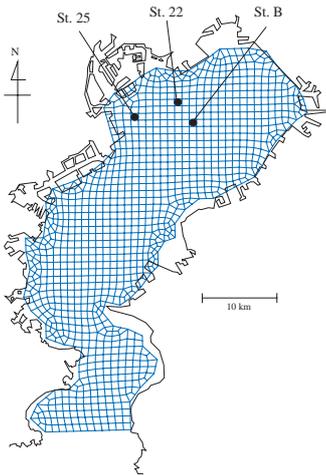


図-1 東京湾の概要と計算メッシュ

2. 東京湾における栄養塩流入量と赤潮発生特性

(1) 陸域からの栄養塩流入量

植物プランクトンの一次生産は、日照・温度の他に、栄養塩量によって制限される。植物プランクトンの必須栄養元素は N, P であり、珪藻類においては Si も必要である。

東京湾の概要を図-1に示す。環境省⁵⁾によると陸域から東京湾に負荷物質が流入する過程は a) 荒川, 中川, 江戸川, 多摩川など主要河川を經由して海域に流入するもの, b) 下水処理施設や事業所より直接海域に流入するもの, c) 主要河川以外の中小河川より海域に流入するもの, d) 雨天時に合流式下水道より越流・海域に流入するもの, e) 大気降下物の5つに大別される。COD, TN, TP については, a) と b) による流入が全体の大部分を占めており, 1999 年度の算定結果ではそれぞれ全体の 76, 86, 82% と報告されている。

本研究では, 流入河川の年間総流量がほぼ等しい 1974, 1982, 1991, 2001 年を対象とし, 荒川, 中川, 江戸川, 隅田川, 多摩川, 鶴見川および下水処理場より東京湾に流入する COD, TN, TP, SiO₂-Si 負荷量を調べた。河川からの負荷流入量 L は, 水質年表⁷⁾に記載されている河口もしくは合流点にもっとも近い観測地点の物質濃度 C に河川流量 Q を乗じて算出した。物質濃度 C には 1974 年 1 月 ~ 1976 年 12 月, 1981 年 4 月 ~ 1984 年 3 月, 1990 年 1 月 ~ 1992 年 12 月, 1999 年 1 月 ~ 2001 年 12 月の観測値を観測日の河川流量で重み付け平均した値を用いた。なお, 1974 年 1 月 ~ 1976 年 12 月については TP 濃度の測定値が記載されていないため, PO₄-P 濃度に 1981 年 4 月 ~ 1984 年 3 月の (TP 濃度)/(PO₄-P 濃度) の各月平均値を乗じたもので代替した。河川流量 Q については, 荒川, 多摩川, 江戸川, 鶴見川については流量年表に記載されている最下流の観測地点の日平均流量に (全流域面積)/(観測地点より上流の流域面積) を乗じた値を用いた。隅田川および中川については, 流量

表-1 東京湾の負荷流入量の変化

	Discharge (km ³ /d)	COD (t/d)	TN (t/d)	TP (t/d)	Si (t/d)	TN/TP (mol/mol)	Si/TP (mol/mol)
1974							
River	0.0311	236	147	19.6	193	16.5	10.9
Sewage	0.0027	57	47	4.5	17	22.8	4.3
Total	0.0338	294	193	24.2	211	17.7	9.7
1982							
River	0.0309	174	121	10.6	190	25.3	19.8
Sewage	0.0035	47	71	5.6	23	28.1	4.5
Total	0.0345	221	193	16.2	213	26.3	14.5
1991							
River	0.0352	163	137	9.1	224	33.1	27.1
Sewage	0.0049	63	83	6.2	32	29.7	5.7
Total	0.0401	226	220	15.3	256	31.8	18.5
2001							
River	0.0321	151	123	6.7	204	40.3	33.5
Sewage	0.0048	62	63	6.6	31	21.3	5.2
Total	0.0369	212	186	13.3	235	30.9	19.5

データが得られなかったため, 多摩川の流量に (隅田川, 中川の流域面積)/(多摩川の流域面積) を乗じたもので代替した。Si 濃度については, 対象河川全てにおいて水質年表に記載されていないため, 次のようにして決定した。1974 年の荒川, 多摩川については小林⁹⁾の計測値を与え, 他の河川は両者の平均値とした。他の年の Si 濃度については, 利根川における 1974 年の小林の計測値と 2004 年の鈴木ら¹⁰⁾のそれがほぼ等しかったため, 1974 年と同じとした。

下水処理施設は処理水量が多く, かつ処理水を東京湾に直接放流する 16 施設を対象とし, 各処理場からの負荷量は下水道統計¹¹⁾および東京都下水道事業年報¹²⁾に記載されている処理水量と水質試験結果より算定した。水質試験結果は, 極力データ収集に努めたが, 1974 年の神奈川県入江崎処理場を除く全処理場の TP, 1982, 1991 年の神奈川県と千葉県下の処理場の TN および TP が入手できなかった。測定値がないものについては 1974 年と 2001 年のデータで内挿補間, それが不可能なものについては最も近い年のデータと同じ値を用いた。Si 濃度については河川濃度と同じ値 (多摩川と荒川の平均値) とした。

このようにして算定した COD, TN, TP, Si 年間流入量を表-1に示す。COD, TN, TP 流入量はいずれの項目も 1974 年が最も多く, 2001 年にはそれぞれ 36, 16, 66% 減少している。とくに 1974 年から 1982 年にかけては, 他の期間と比較して, 負荷量の減少率が大きいことが分かる。1976 年に総量規制が開始されたこと, 下水道普及率が向上したため河川に直接放流される生活排水量が減少したためと考えられる。しかし, 1982 年以降は, TP についてはやや減少傾向にあるが, COD, TN についてはほぼ一定となっている。この傾向は小倉ら¹³⁾も東京湾の水質変化より指摘しており, 流入負荷量が減少しているとはいえないことが分かる。

(2) 栄養塩流入量の変化と赤潮の関係

東京都内湾における赤潮の年発生数は 1950 ~ 60 年に急激に増加し, それ以後については 1970 年代では平均 14 回, 1980 年代では 19 回, 1990 年代では 15 回, 2000 年代では 18 回とほぼ一定に推移している^{2), 14)}。しかし, 優占種別にみると珪藻類の赤潮年発生数は増加, 非珪藻類のそれは減少傾向にあり, 1995 年を除く 1987 年以

表-2 1991年の植物プランクトン調査結果

($\times 10^6$ cells/m³)

	St. 25	St. 22
Apr. 19	<i>Skeletonema costatum</i> (1400) <i>Prorocentrum minimum</i> (134) <i>Heterocaps triquetra</i> (78)	<i>Skeletonema costatum</i> (450) <i>Heterocaps triquetra</i> (208) <i>Ebria tripartita</i> (188)
May 20	<i>Skeletonema costatum</i> (3540) <i>Prorocentrum minimum</i> (2200) <i>Pyramimonas</i> sp. (288)	<i>Prorocentrum minimum</i> (842) <i>Pyramimonas</i> sp. (396) <i>Eutreptiaceae</i> (281)
Jun. 17	<i>Skeletonema costatum</i> (16300) <i>Prorocentrum triestinum</i> (259) <i>Cryptomonadaceae</i> (115)	<i>Skeletonema costatum</i> (6380) <i>Prorocentrum triestinum</i> (310) <i>Cryptomonadaceae</i> (155)
Jul. 9	<i>Prorocentrum minimum</i> (4200) <i>Heterosigma akashio</i> (1610) <i>Prorocentrum triestinum</i> (806)	<i>Heterosigma akashio</i> (2130) <i>Prorocentrum minimum</i> (1760) <i>Euglenaceae</i> (922)
Jul. 12	<i>Skeletonema costatum</i> (806) <i>Cryptomonadaceae</i> (634) <i>Pyramimonas</i> sp. (461)	<i>Prorocentrum triestinum</i> (11300) <i>Heterosigma akashio</i> (5470) <i>Euglenaceae</i> (1120)
Jul. 15	<i>Prorocentrum triestinum</i> (5130) <i>Heterosigma akashio</i> (2190) <i>Cryptomonadaceae</i> (518)	<i>Prorocentrum triestinum</i> (1320) <i>Euglenaceae</i> (422) <i>Cryptomonadaceae</i> (346)
Jul. 19	<i>Prorocentrum triestinum</i> (1500) <i>Skeletonema costatum</i> (499) <i>Heterosigma akashio</i> (245)	<i>Prorocentrum triestinum</i> (778) <i>Skeletonema costatum</i> (599) <i>Cylindrotheca closterium</i> (67)
Jul. 22	<i>Skeletonema costatum</i> (838) <i>Scenedesmus</i> sp. (461) <i>Thalassiosiraceae</i> (197)	<i>Skeletonema costatum</i> (5990) <i>Nitzschia pungens</i> (478) <i>Prorocentrum triestinum</i> (346)
Jul. 25	<i>Skeletonema costatum</i> (14000) <i>Cylindrotheca closterium</i> (504) <i>Nitzschia pungens</i> (248)	<i>Skeletonema costatum</i> (11500) <i>Cylindrotheca closterium</i> (2250) <i>Nitzschia pungens</i> (778)
Jul. 29	<i>Cylindrotheca closterium</i> (5530) <i>Navicula</i> sp. (2190) <i>Chlamydomonadaceae</i> (518)	<i>Cylindrotheca closterium</i> (8470) <i>Pyramimonas</i> sp. (248) <i>Chlamydomonadaceae</i> (173)
Aug. 2	<i>Cylindrotheca closterium</i> (5010) <i>Skeletonema costatum</i> (1160) <i>Thalassiosiraceae</i> (259)	<i>Cylindrotheca closterium</i> (5700) <i>Pyramimonas</i> sp. (864) <i>Gymnodiniales</i> (173)
Aug. 19	<i>Skeletonema costatum</i> (11400) <i>Eucampia zodiacus</i> (1760) <i>Thalassiosiraceae</i> (1730)	<i>Skeletonema costatum</i> (8730) <i>Leptocylindrus danicus</i> (2360) <i>Eucampia zodiacus</i> (2220)
Sep. 17	<i>Nitzschia pungens</i> (118) <i>Leptocylindrus danicus</i> (91) <i>Eutreptiaceae</i> (79)	<i>Nitzschia pungens</i> (485) <i>Leptocylindrus danicus</i> (437) <i>Eutreptiaceae</i> (89)
Nov. 14	<i>Skeletonema costatum</i> (1240) <i>Chaetoceros debile</i> (134) <i>Thalassiosira</i> sp. (86)	<i>Skeletonema costatum</i> (1090) <i>Chaetoceros debile</i> (1140) <i>Thalassiosira</i> sp. (586)

降は珪藻類の赤潮年発生数が非珪藻類のものよりも上回っている。この傾向は小倉ら¹⁵⁾による千葉県側の調査でも報告されている。

Redfield *et al.*¹⁶⁾によると植物プランクトンは C:N:P:Si = 106:16:1:16 (モル比) で構成されている。以後、この構成比を Redfield 比と呼称する。表-1 に流入負荷量の N/P 比および Si/P 比を併示する。N/P 比についてはいずれの年も Redfield 比の 16 を超えており、東京湾の一次生産量は N よりも P が制限要因となることが予想される。1974 年と 1982 年の Si/TP 比は Redfield 比の 16 を下回っている。このことは Si を必要とする珪藻類にとっては P よりも Si が先に制限要因となることを示唆している。Si が最初に欠乏することによって珪藻類の増殖が抑制されると N と P は水域に残るため、Si を必要としない非珪藻類は繁殖しやすくなるといえる。1991 年と 2001 年では 16 を超えており、植物プランクトンが増殖すると Si よりも P が先に少なくなる可能性が高く、珪藻類、非珪藻類ともに増殖が制限される栄養塩環境であるといえる。このことは 1970 年以降における珪藻類による赤潮発生数が増加、非珪藻類のそれが減少傾向の原因になっているものと考えられる。Si の増減が植物プランクトンの増殖に影響を及ぼすことは「シリカ欠損仮説」¹⁷⁾として近年着目されているが、上記の傾向はその仮説を裏付ける結果であるといえる。

表-2 に東京都の調査結果より抜粋した St. 22 と 25 の

1991 年 4~11 月における東京都内湾の植物プランクトンの優占種を示す。なお、同表のプランクトン種名は珪藻類を緑字、鞭毛藻・渦鞭毛藻類を赤字、その他の非珪藻類を黒字で記してある。1991 年は 7 月 9~30 日にかけて東京都内湾全体に広がる大規模な赤潮が発生しているが、優占種は調査毎に異なっており、優占種の交代はかなり頻繁に生じていることが分かる。4~7 月の優占種は珪藻類と非珪藻類が頻繁に入れ替わっているが、8 月以降は全観測地点において珪藻類が優占種となっている。この季節変化は 2003、2004 年にも見られる傾向であり、これについても Si の増減が関与しているといえる。すなわち、夏・秋は梅雨・台風によって河川流量が多くなり、Si が十分に供給されるため珪藻類が増殖しやすいが、春は河川流量が比較的少なく、Si が欠乏して非珪藻類が繁殖しやすいと考えられる。

3. 東京湾の水・物質循環および生態系モデル

(1) モデルの概要

観測結果より明らかになった東京湾の赤潮発生形態の変化を検証するため、数値モデルによる現象の再現を試みた。本モデルは 3 次元非定常の流動モデルと低次生態系モデルで構成されている。両モデルともに鉛直方向に σ 座標系を導入し、 σ 座標系の基礎式を有限要素法で離散化して計算を行う仕組みとなっている。

流動モデルの基礎式については POM (Princeton Ocean Model)¹⁸⁾ と同じであり、連続式、静水圧近似の運動方程式、熱・塩分の移流拡散方程式をモードスプリット法で解くことで 3 次元流動場が求められる。鉛直混合スキームには Mellor¹⁹⁾ のモデル、圧力、密度、水温および塩分の関係には UNESCO の状態方程式²⁰⁾ を採用している。海面の熱・水蒸気フラックスについては近藤²¹⁾ のモデルを用いて算定する。

生態系モデルの基本構成は図-2 の NPZD モデルであり、解析対象とする物質は C, N, P, Si および溶存酸素 (DO) である。植物プランクトンは成長・増殖に Si を必要とする珪藻類 PL と必要としない非珪藻類 PS の 2 種類とし、動物プランクトン ZS, ZL はそれぞれ PS, PL を主に捕食する。N, P, Si についてはそれぞれ懸濁有機態、溶存有機態、無機態の 3 種とし、無機態の N については NH₄, NO₃ を考慮している。各プランクトン・物質輸送の基礎式には図-2 に示してある各過程の関係式をソース・シンク項として与えた 3 次元非定常移流拡散方程式を用いた。ソース・シンク項の一例として式 (1) の植物プランクトンの増殖量 (G_{pp}) が挙げられる。

$$G_{pp} = Vf(T)g(I) \min \left\{ \frac{PO_4}{K_P + PO_4}, \frac{Si}{K_{Si} + Si}, \frac{NO_3}{K_{NO} + NO_3} \exp(-\psi NH_4) + \frac{NH_4}{K_{NH} + NH_4} \right\} \quad (1)$$

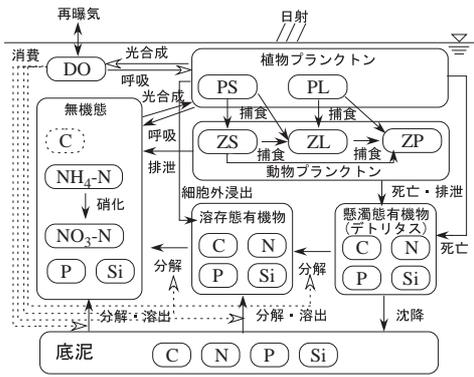


図-2 水質・生態系モデルの構造

表-3 植物プランクトンの増殖に関連するモデル定数

	V (1/d)	K_P (g/m ³)	K_{NH} (g/m ³)	K_{NO} (g/m ³)	K_{Si} (g/m ³)	$C/Chl.-a$ (g/mg)
PL	0.85	0.0078	0.018	0.056	0.28	50
PS	0.60	0.0056	0.008	0.042	0.00	50

ここに、 $V:0$ における最大増殖量 (1/s), $K_P, K_{NH}, K_{NO}, K_{Si}$: $PO_4-P, NH_4-N, NO_3-N, SiO_2-Si$ に関する半飽和定数 (g/m³), ψ : アンモニアによる硝酸摂取の阻害定数 (m³/g), f, g : それぞれ水温 T , 光量 I を変数とする関数 (dimensionless) である。モデルの構造や関係式は NEMURO²²⁾ と概ね同じであるが、本モデルでは C, P および DO を対象に加えたこと、底泥におけるデトリタスの分解・栄養塩溶出および酸素消費量に岸²³⁾ のモデルを用いて算定することが主な相違点である。

(2) 計算条件

四角形要素を用いて 1131 節点, 1049 要素で東京湾のメッシュ分割を行った (図-1)。鉛直方向については海底から海面まで均等に 11 節点, 10 要素で分割した。海底地形については 500m メッシュ水深データ²⁶⁾ を用い, 要素の重心の位置に最も近い水深データを与えた。

計算対象期間は 1991 年 1 月 1 日 ~ 12 月 31 日とし, 初期条件については 1990 年 9 月 1 日 ~ 12 月 31 日の計算を行い, 得られた結果を与えた。境界条件として湾口部の流動には潮位 (主要 16 分潮の調和定数より算定)²⁵⁾ を, 水温・塩分には月別統計値²⁶⁾ を与えた。水質・植物プランクトンについては, 当時の情報が入手できなかったため, 2004 年の月別計測値²⁷⁾ を与えた。風速, 気温, 湿度, 降水量には東京, 横浜, 千葉, 館山気象台の観測値 (気象庁提供) を用いた。海面に到達する短波・長波放射量には ECMWF の再解析データ (ERA40) を適用した。河川および下水処理場からの水・物質流入量は最も近い海岸線の要素の表層に流入するものとした。

本モデルで用いた植物プランクトンの増殖に関連するモデル定数を表-3 に示す。同表のモデル定数は既存の研究^{6), 22), 24)} で採用されている値を参考に決定した。栄養塩が十分にあるときには V が大きい珪藻類が非珪藻類より繁殖しやすいが, Si が欠乏すると珪藻類の増

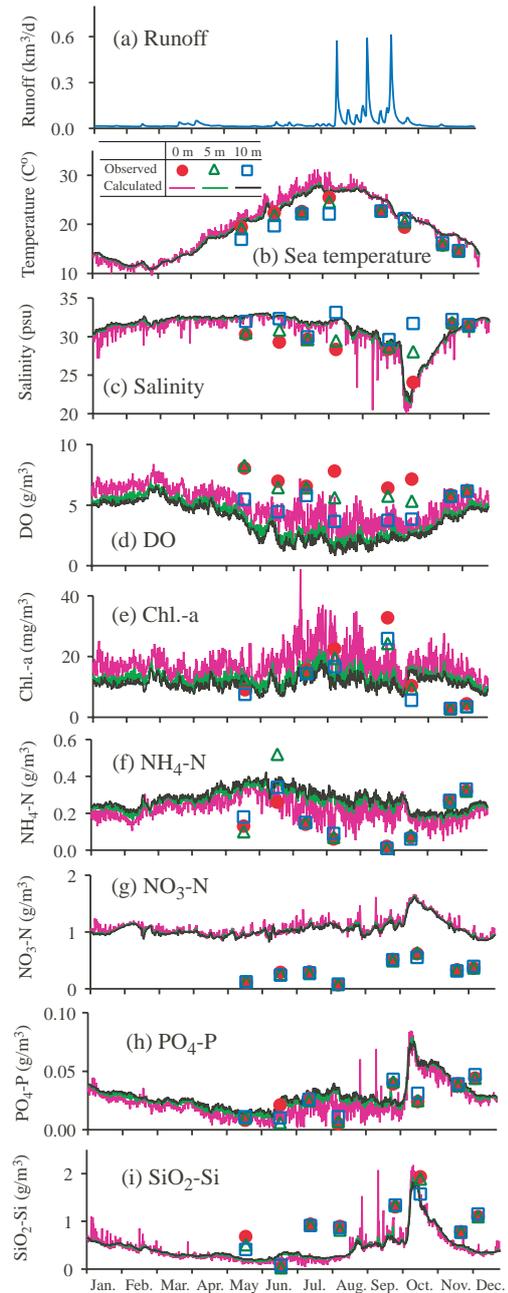


図-3 計算値と観測値の比較 (St.B)

殖が抑制され, Si による制限を受けない非珪藻類が増殖する仕組みとなっている。

4. 流動・水質・生態系シミュレーション

(1) 観測値と計算値の比較

図-3 に (a) 計算条件として与えた河川流量, St.B の表層および深さ 5, 10m における (b) 水温, (c) 塩分濃度, (e) DO, (d) Chl.-a, (f) NH_4-N , (g) NO_3-N , (h) PO_4-P , (i) SiO_2-Si の観測値²⁸⁾ と計算値の比較を示す。

水温を見ると, 計算値は観測値よりやや高めであり, 表層については全体的によく一致している。深さ 5, 10m では 6 ~ 8 月にとくに大きな差が見られ, 鉛直混合が過大に評価されていると考えられる。その傾向は塩分濃

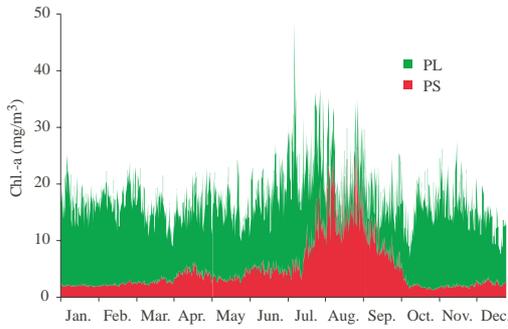


図-4 St. 22における珪藻類(PL)と非珪藻類(PS)のChl.-a計算値の比較

度の計算結果にも顕れており、10月の河川水流入による濃度の鉛直分布がうまく再現できていない。この原因の一つに鉛直混合スキームの限界が考えられるが、今後海面付近のメッシュを細かくするなど詳細に検討する必要がある。

DOについては全体的に過少評価であり、とくに表層において計算値と観測値の差が大きいことが分かる。海面からの酸素の供給量が少なかったためと考えられ、再曝気係数を検討する必要がある。

栄養塩を見ると、NO₃-Nの計算値が観測値の2~3倍と大きく外れているが、他の栄養塩の計算値は観測値の挙動を概ね再現している。その原因については不明であるが、柳ら³⁾の計算結果においても無機態Nの季節変動が再現できないことを考えると、植物プランクトンの吸収、デトリタス分解および硝化の他にモデルで考慮されていない何らかの過程が実現象には存在するのではないかと推察される。これについては今後の課題である。

Chl.-aを見ると、11、12月の計算値は観測値よりもやや過大であるが、全体的には計算値は観測値とよく一致している。また、7月~8月初旬にかけて比較的高いChl.-aが算出されているが、表-2に記載されている赤潮発生期間とよく一致している。

図-4にSt. 22における珪藻類(PL)と非珪藻類(PS)のChl.-a計算値の比較を示す。春にPSの全体に占める割合が増加しはじめる傾向は調査結果と同じであるが、4~6月に優占種となることはなかった。また、PSが8月~9月上旬にかけて優占種となっているが、これは調査結果と一致していない。図-5、6に計算結果においてPLからPS、PSからPLに優占種が変わったときの表層におけるChl.-a計算値の分布を示す。図-5を見ると、PLからPSへの優占種の交代は、主要河川の河口から離れた湾北東部でPSが増殖し、それが湾内の反時計回りの流れによって移動したことによって生じていることが分かる。図-6のPSからPLへの優占種の交代は、主要河川の河口に近い栄養塩が豊富なところで増殖速度が大きいPLがPSを上回ったことによって起こっている。本モデルにおける種交代は湾奥部全体で数十日間

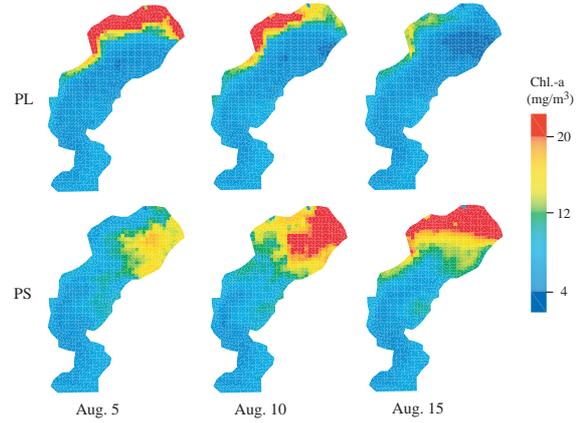


図-5 8月における優占種の交代(PL PS)

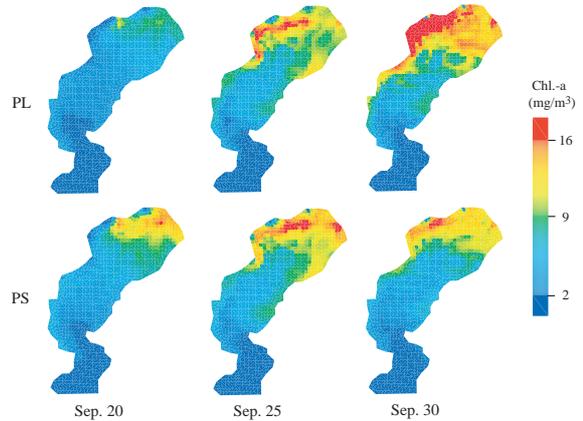


図-6 9月における優占種の交代(PS PL)

をかけて生じており、パラメータ調整のみで表-2に示されているような優占種の頻繁な交代を生じさせることは困難であった。その原因としては、植物・動物プランクトンの沈降や鉛直運動をモデルに考慮していないこと、計算メッシュが十分に細くないため局所的な流動場がうまく表わせていないこと、表-2では同じ珪藻類、非珪藻類においても優占種が交代しているが本モデルではそれぞれ1種としていること等が考えられる。

(2) 陸域からの栄養塩流入量の変化が赤潮発生に及ぼす影響

河川水質および下水処理水量・水質に1974年の値を、気象・河川流量など他の条件は1991年の値を用いて数値シミュレーションを行い、陸域からの流入負荷量(Si/P比)の変化が東京湾の赤潮発生に及ぼす影響を調べた。

図-7にSt. 22における珪藻類と非珪藻類のChl.-a計算値の比較を示す。前述のように、本モデルでは頻繁な優占種の交代が生じないという問題が残されているため、詳細な考察はできないが、図-4と比較するとPSの全体に占める割合が増加していることが明らかになる。人間活動によってP負荷量が増加すれば、Si/P比が小さくなり、非珪藻類による赤潮発生頻度が多くなることが予想される。

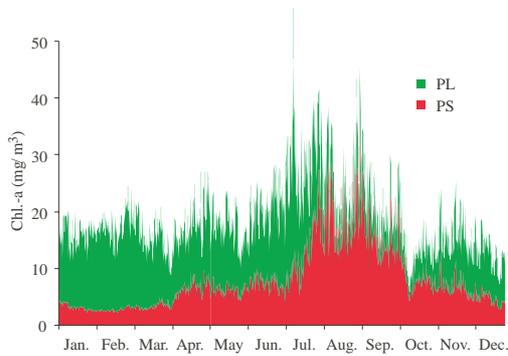


図-7 1974年の河川水質・下水処理状況のときのSt.22における珪藻類(PL)と非珪藻類(PS)のChl.-a計算値の比較

5. 結論

本研究では、東京湾における栄養塩流入量の変化が赤潮発生形態に及ぼす影響を調べるとともに、3次元流動・水質・生態系モデルの構築を行った。得られた結論をまとめると次のとおりである。

- 1974, 1981, 1991, 2001年の東京湾に流入する負荷量を算定したところ、COD, TN, TP流入量はいずれの項目も1974年が最も多く、2001年にはそれぞれ36, 16, 66%減少している。
- 1974, 1981年の東京湾に流入する栄養塩のSi/P比はRedfield比の16を下回っているが、1991, 2001年ではP負荷量の減少によってRedfield比を上回っている。1987年以前に非珪藻類の赤潮発生数が多かったことが「シリカ欠損仮説」によって説明できる。
- 構築した3次元流動・水質・生態系モデルは、水温、塩分濃度、Chl-a, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_2\text{-Si}$ の計算値は観測値を概ね再現したが、夏季の成層、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、植物プランクトンの優占種交代をうまく再現できない点で課題を残した。
- 河川水質および下水処理水量・水質を1974年の値とし、気象・河川流量など他の条件は1991年の値で数値シミュレーションを行ったところ、P負荷量が増加すればSi/P比が小さくなるため、非珪藻類による赤潮発生頻度が多くなることが示された。

謝辞: 本研究を遂行するにあたり、国立環境研究所の原島省博士には小林純博士が1970年代に行った河川水質調査データをご提供頂きました。ここに深く謝意を表します。

参考文献

- UNEP: Marine and Coastal Ecosystems and Human Well-Being: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystems Assessment, UNEP, pp. 1-64, 2006.
- 東京都: 東京都内湾赤潮調査報告書(昭和52・53年度~平成14年度), 東京都環境局自然環境部, 1980-2004.
- 柳 哲雄, 屋良 由美子, 松村 剛, 石丸 隆: 東京湾のリン・窒素循環に関する数値生態系モデル解析, 海の研究,

Vol. 13, No. 1, pp. 61-72, 2004.

- 安間 智之, 小路 剛志, 伊藤 弘之, 藤田 光一: 流域水物質循環モデルを用いた東京湾と流入河川における水質変動再現について, 水工学論文集, 第50巻, pp. 1381-1386, 2006.
- 環境省: 第6次水質総量規制のの在り方について, 中央環境審議会水環境部会 総量規制専門委員会議事次第・資料, <http://www.env.go.jp/water/heisa/6kisei.html>, 2006.
- 渡辺 正孝, 天野 邦彦, 石川 祐二, 木幡 邦男: 秋季の東京湾における風の成層破壊と底層の無酸素水塊の湧昇過程, 土木学会論文集, No. 608/VII-9, pp. 13-29, 1998.
- 国土交通省河川局: 水質年表, 関東建設弘済会, 1974-2002.
- 国土交通省河川局: 流量年表, 日本河川協会, 1974-2002.
- 小林 純: 日本の河川の平均水質とその特徴に関する研究, 農学研究, 第48巻, pp. 63-109, 1960.
- 鈴木 穰, 津森 ジュン, 宮島 潔, 東谷 忠, 山下 尚之: 水環境の評価に関する調査, 平成16年度下水道関係調査研究年次報告書集, pp. 235-242, 2005.
- 日本下水道協会: 下水道統計, 日本下水道協会, 1974-2002.
- 東京都: 東京都下水道事業年報, 東京都下水道局, 1974-2002.
- 小倉 紀雄, 野村 英明, 風呂田 利夫: 東京湾海洋シンポジウム「貧酸素水塊」-その形成過程・挙動・影響そして対策-, 月刊 海洋, Vol. 31, No. 8, pp. 461-469, 1999.
- 山口 征也: 植物プランクトンの一次生産, 月刊 海洋, Vol. 31, No. 8, pp. 470-476, 1999.
- 小倉 久子, 飯村 晃, 清水 明: 東京湾における水質経年変化と赤潮プランクトンの関連について, 千葉県環境研究センター年報, 第3号, pp. 106-107, 2003.
- Redfield, A. C., Ketchum, B. H., and Richards, F. A.: The influence of organisms on the composition of sea water, *The Sea*, Vol. 2, edited by Hill, M. N., Interscience Pub., New York, pp. 26-77, 1963.
- 角皆 静男: 植物プランクトン組成を決定する第一因子としての溶存ケイ素, 北大水産彙報, 第38巻, pp. 286-292, 1987.
- Mellor, G.L.: A three-dimensional, primitive equation, numerical ocean model (users guide), <http://www.aos.princeton.edu/WWWPUBLIC/htdocs.pom/>, 2006.
- Mellor, G.L.: One-dimensional, ocean surface layer modeling: a problem and a solution, *J. Phys. Oceanogr.*, Vol. 31, pp. 790-809, 2001.
- UNESCO: Tenth rep. of the joint panel on oceanographic tables and standards, UNESCO Tech. Pap. in Marine Science, No. 36, UNESCO, Paris, pp. 1-25, 1981.
- 近藤 純正: 水環境の気象学, 朝倉書店, pp. 1-350, 1994.
- PICES: 2000 MODEL workshop report, http://www.pices.int/members/task_teams/MODEL_materials/mws1.html, 2006.
- 岸 道郎: 底泥による酸素消費を考慮した養殖場の数値モデル, 沿岸研究海洋ノート, 第32巻, 第1号, pp. 43-53, 1994.
- 岸 道郎, 池田 三郎, 平野 敏行, 西村 陽: 赤潮生態系の数値モデル, 沿岸研究海洋ノート, 第22巻, 第2号, pp. 109-118, 1985.
- Matsumoto, K., Sato, T., Takanezawa, T., and Ooe, M.: GOTIC2: A Program for Computation of Oceanic Tidal Loading Effect, *J. Geod. Soc. Japan*, Vol. 47, pp. 243-248, 2001.
- JODC: 日本海洋データセンター, <http://www.jodc.go.jp/index-j.html>, 2006.
- 国土技術政策総合研究所: 港湾環境情報, WWW 公開データ, <http://www.nilim.go.jp/>, 2006.
- 国立環境研究所: 東京湾青潮発生海域調査資料, 国立環境研究所, pp. 1-140, 1995.

(2006.9.30 受付)