

# 荒川河口域における潮差変動に伴う Chlorophyll *a* 分布および河川流入負荷量の変動

岡田知也<sup>1</sup>・中山恵介<sup>2</sup>

<sup>1</sup>正会員 博(工) 国土交通省国土技術政策総合研究所 沿岸海洋研究部 海洋環境研究室  
(〒239-0826 神奈川県横須賀市長瀬3-1-1)

E-mail: okada-t92y2@ysk.nilim.go.jp

<sup>2</sup>正会員 博(工) 国土交通省国土技術政策総合研究所 沿岸海洋研究部 海洋環境研究室(同上)

荒川河口域において、潮差変動に伴うChlorophyll *a*分布および流入負荷量の変動に関する検討を行った。河口域のChlorophyll *a*分布は、中潮時には密度フロント前面に集積する様に分布するのに対し、若潮時には塩分躍層の下側に薄く流下方向に長く分布することが観測から明らかになった。この分布の違いは、河口域における一次生産可能領域は極めて限定されること、混合強さの変動に伴ってその領域は変動すること、その生産領域の生産能力は非常に高いことに起因していることが数値解析によって示された。また、本数値モデルによると、河口における流入負荷量は小潮期には大潮期の約2倍であった。このことは、潮差変動に伴って混合強さが変動する河口域は流入負荷量の緩衝域としての機能を有することを示している。

**Key Words:** river mouth, tidal range, mixing type, nutrient load, chlorophyll *a*

## 1. はじめに

宇野木<sup>1)</sup>は「海から川を考える」と言う視点で、川と海を一体とした発想と管理が海洋環境に対して極めて重要であると指摘している。また宇野木<sup>2)</sup>は、内湾の鉛直循環流  $Q$  は河川流量  $R$  に強く依存し、夏季東京湾では、鉛直循環流と河川流量の比 ( $\lambda = Q/R$ ) は  $\lambda = 5.6$ 、鉛直循環流の値は  $2,200 \text{ m}^3/\text{s}$  にも達すると指摘している。一方、松村<sup>3)</sup>は淡水からの栄養塩負荷の内河川負荷の占める割合は  $N : 60.0\%$ 、 $P : 58.1\%$  であると指摘している。このように密接に関連する河川と海を連続的に考える視点は時には重要である。

淡水である河川水と塩水である内湾水の出会う場となる河口域では、一般的に、河口フロント(密度フロント)が形成され、フロント前面部では植物プランクトンの生産力が高い<sup>4)</sup>ことは良く知られている。Fisher *et al.*<sup>5)</sup>は、河口付近では沖合に向かって、turbidity maximum, Chlorophyll *a* maximum, zooplankton maximumと遷移していることをマクロ的に示している。しかしながら、河口域における水平・鉛直方向に密な植物プランクトンや栄養塩の分布の観測事例、

また河口域特有の混合形態(もしくは、強さ)変動に伴うそれら分布の変動に関する観測事例は少ない。河口部の植物プランクトンの時間変動に関する研究は、河川流量変動の視点から雨季と乾季と言った長い時間スケールに関するもの<sup>6), 7), 8), 9)</sup>が主である。一方、河口部の植物プランクトンの空間分布に関する研究は、高濁度の河川水が沿岸部に拡がると有光層の光が遮蔽され沿岸部の一次生産性が減少するという視点から、河川プリュームの水平方向の広がりに関連した河口部沖合い側の比較的広範囲な研究が多い<sup>10), 11), 12), 13), 14), 15)</sup>。このように、Fisher *et al.*<sup>5)</sup>が指摘している現象よりも一回り小さな空間・時間スケール、つまり河口域程度の空間スケールおよび潮差変動程度の時間スケールに対する栄養塩や植物プランクトンの分布変動に関する観測および検討はそれほど精力的には行われていない。

一方、これまでの東京湾の水質評価モデルにおける荒川からの流入負荷の取り扱いの多くは、河川流量に比例するように与えられており、河口部混合強さの影響までは考慮していない。現状の数値計算において河口域の栄養塩動態がそれほど問題とならな

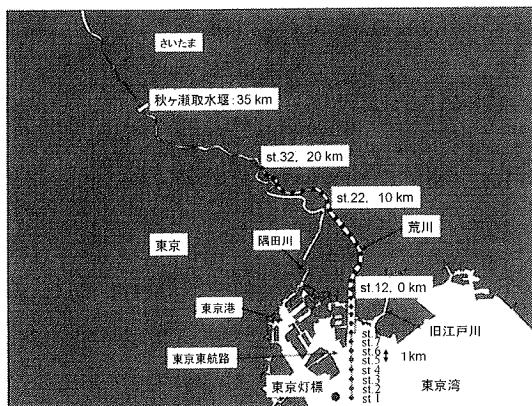


図-1 荒川河口域および下流域の形状および観測地点。●は観測地点を示す。

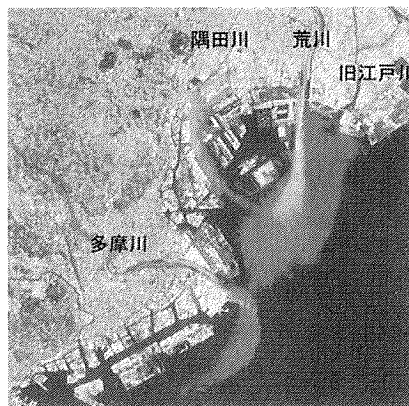


図-2 荒川河口域沿岸における出水時の河川水の流況を捉えた衛星写真(大林・小島<sup>17)</sup>から抜粋)。

いのは、計算対象時間スケールが季節変動等のように潮差変動時間スケールよりも長く時間平均的には全リンおよび全窒素の収支がとりあえず合っていること、また計算対象領域の空間スケールが河口域スケールに対して大きいことが理由として考えられる。したがって、逆に、河口域に隣接し空間スケールが河口域スケール程度の現象、また時間スケールが数日程度の水質変動に対しては河口域の栄養塩動態は無視できないことになる可能性がある。

そこで、本研究では、観測および数値計算を用いて

- ・河口域における潮差変動(混合強き変動)に伴うChlorophyll *a*分布の変動
- ・河口域における潮差変動(混合強き変動)に伴う河川から海域への流入負荷量の変動

に関する知見をまず得ることを目的として調査・検討を実施した。

## 2. 観測地点および観測方法

### (1) 対象河川および観測地点

観測は東京湾湾奥に流入する荒川の河口域および下流域で実施された(図-1参照)。荒川の流域面積は埼玉県および東京都にまたがり2940 km<sup>2</sup>、また流域内人口は920万人に及んでいる<sup>16)</sup>。河口から35 km地点に秋ヶ瀬取水堰があり、堰より下流域は感潮域となっている。また、海域に流入してからの流れ方は、潮汐や流量によって異なるが、平均的には東京湾の西側を直線的に流れ、多摩川や江戸川と較べて比較的単純な流況を示す。荒川の海域での流況の参考例として、出水時の濁水の流況を捉えた衛星写真<sup>17)</sup>を

図-2に示す。

調査範囲は、東京灯標付近(st. 1)から塩分がほぼ0となる河川上流部までとした(図-1参照)。河口における潮差と河口から21 km上流における潮差<sup>18)</sup>は平水時にはほぼ同じであり、また、河床勾配は殆どない。

### (2) 観測方法

観測は河口域の縦断面観測と定点連続観測に大別できる。

#### a) 河口域縦断面観測

調査は2001年7月24日および8月15日に行った。調査は1隻の調査船で実施したため、調査開始から調査終了までおよそ4時間程度かかっている。したがって、後述する縦断面観測結果は、ある潮時のスナップショットではなく、海域(下流)側と上流側ではおよそ1/3周期ずれた潮時の組み合わせである。また、主な測定対象が植物プランクトンであることから、その日の天候を反映しかつ光合成が安定していると考えられる日中の10時から14時の間に調査を行うことを潮時よりも優先した。

調査項目は多項目水質計(アレック電子社製、ACLI183-PDK)を用いた塩分、水温、Chlorophyll *a*(以下Chl-*a*と記述する)、光量子、採水によるリン酸態リン(以下PO<sub>4</sub>-Pと記述する)および植物プランクトン量である。多項目水質計による測定は、測線上を1 km間隔毎に表層から底面まで10 cm間隔で実施した。採水は、現地において多項目水質計によって得られた塩分およびChl-*a*の鉛直分布を参考にして、測線方向に6地点、鉛直方向に3層を基本として行った。塩分躍層が流下方向に変化する地点、Chl-*a*の鉛直方

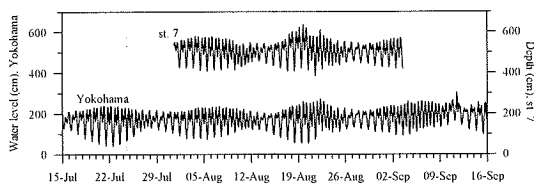


図-3 st. 7における水深変化 (cm) および横浜 (山之内検潮所) における水位変動 (cm)。図中の縦線は縦断面観測時を示す。

向のピークが現れる水深、躍層の上層、下層等を主に採水した。層厚は50 cmを基準として、採水には長さ50 cmのバンドーン採水器を使用した。したがって、例えば、採水層0.75 mの値は、水深50.0 cm～100.0 cmまでの層厚平均値を意味している。

### b) 定点連続観測

定点連続観測は、図-1の河口付近 (st. 7) と東京灯標付近 (st. 1) の2地点において実施した。st. 7における定点観測は2001年8月1日から9月3日まで、東京灯標における定点観測は1999年6月から8月にかけて実施した。st. 7では水深変動 (アレック電子社製, MDS-TD) を10分間隔で、東京灯標では表層1.5 mにおけるChl-a (三洋測器社製, MCL-I) を30分間隔で測定した。

## 3. 観測結果

### (1) 観測実施日前後の概況

st. 7において測定された水深変動と横浜 (山之内検潮所) データ、国土交通省関東地方整備局の水位変動を合わせて図-3に示す。横浜とst. 7のデータが重なっている期間のデータを比較すると、両者の水位変動の大きさおよび位相には顕著な差はない。そこで河口域の潮位データがない期間は横浜の水位変動を代用する。図中の縦線部は河口域縦断面観測が実施された時間帯を示している。潮汐は7月22日、8月4日、19日に大潮となり、7月29日、8月12日、26日に小潮となっている。大潮差は大きい方が210 cm小さい方が120 cm、小潮差は大きい方が80 cm小さい方が20 cmである。大潮差と小潮差の差は100～130 cmあり、日潮不等は60～90 cmに及ぶ。

観測を実施した前後の全天日射量および降水量<sup>19)</sup>を図-4に示す。7月には比較的高い全天日射量を維持し降水量は殆ど無かった。8月になると全天日射量は減少し、8月15日前後で一旦上昇したが、その後台風の影響で低めになった。降水量は8月20日以降に

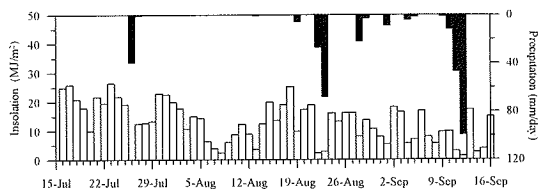


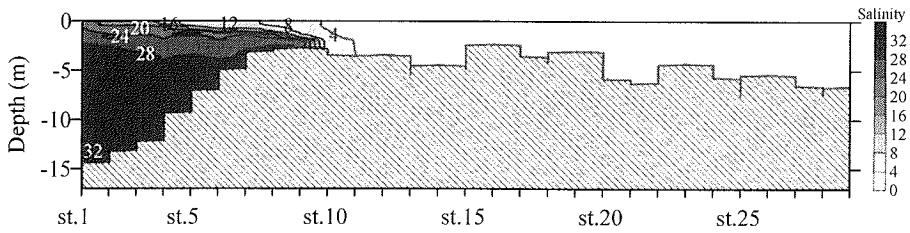
図-4 観測期間前後の全天日射量と降水量

増加した。2001年の夏に関して、7月は高温・少雨で非常に夏らしい夏であったが、8月は一転して曇りの日が続き夏らしさがない夏であった。観測日の7月24日および8月15日は、2001年の夏期の中でもその日以前の降水量が少なく、比較的全日日射量が高い日に相当する。

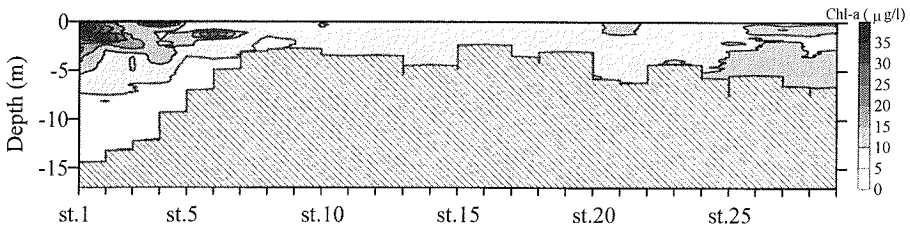
### (2) 塩分およびChl-aの縦断面分布

塩分およびChl-aの7月24日と8月15日に実施した観測結果を図-5, 6に示す。7月24日は大潮から2日後の中潮, 8月15日は小潮から2日後の若潮であった。荒川河口における土肥<sup>18)</sup>の塩分の縦断面観測の結果によると、大潮時の混合形態は強混合形態、小潮時の混合形態は弱混合形態であることが報告されており、荒川河口の混合強さは潮差によって大きく変わると言える。8月15日 (若潮時) の観測結果では、塩分成分層は塩水楔が明確に見える程強くはないが塩水遡上距離は20 km以上に及んでいる。一方、7月24日 (中潮時) の観測では、塩分成分層は河口域で強いものの塩水遡上距離は3 kmで8月15日と比べて短い。この河口域で強い成分層を示す要因は、8月15日の観測においても確認できるst. 2からst. 5の表層部0-2 mに存在する塩分20以下の低塩分水の影響であると考えられる。後節 ((4) 節) で述べるように、この低塩分水は荒川以外からの淡水流入であると推定されている。いずれにしても、今回の観測においても、土肥<sup>18)</sup>の報告と同様に潮差によって混合強さが大きく異なっている。

7月24日のChl-aの分布は、st. 4からst. 5の密度フロント付近および前面のst. 1からst. 3に主に集積している。このChl-aの集積は既往の研究<sup>9), 10)</sup>で指摘されているフロント部において植物プランクトンが高密度になる特徴を良く示している。一方、8月15日のChl-aの分布は7月24日とは異なり、フロント部および躍層の下層に高濃度を示す領域が流下方向に長く存在する。st. 5付近では、表層のChl-aは10 μg/l程度であるにもかかわらず、水深2-3 m付近では、30

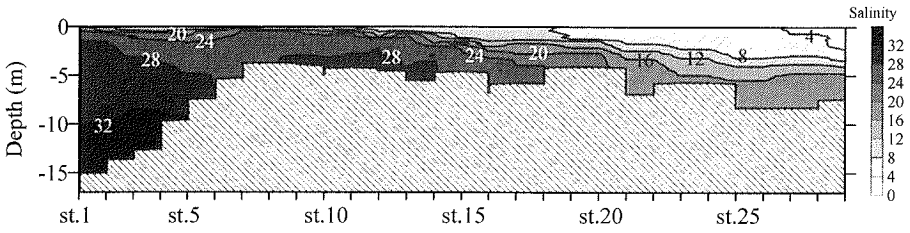


(a) 塩分

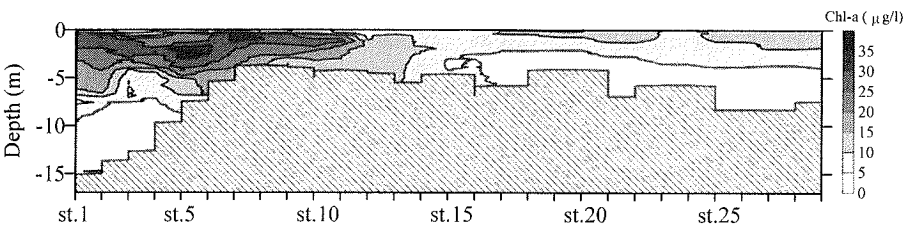


(b) Chl-a

図-5 塩分およびChl-aの縦断面分布。2001年7月24日，大潮から2日後の中潮。観測は上流側から流下方向に行った。st. 5 付近の調査時の潮は上げ潮。



(a) 塩分



(b) Chl-a

図-6 塩分およびChl-aの縦断面分布。2001年8月15日，小潮から2日後の若潮。観測は下流側から上流方向に行った。st. 5 付近の調査時の潮は上げ潮。

μg/l以上の値を示している。このことは、荒川河口域において、海面状況は一見すると赤潮ではないが、中層では赤潮が実は発生している可能性があることを示している。ところで、外洋など透明度が高い水域で

は強光阻害によって表層よりも下層においてChl-aピークが見られることがある。そこで、8月15日のst. 6における光量子の鉛直分布と最適光量の比較を図-7に示す。図中の破線は、東京湾の生態系モデル<sup>20)</sup>で

表-1 表層0-50 cmにおける優占7種の植物プランクトン密度の流下方向変化 (2001年8月15日). (単位: cells/ml)

	st.1	st.3	st.5	st.7	st.11	st.15	st.29
<i>Prorocentrum minimum</i>	219.6	42.1	163.2	138.9	53.5		
<i>Prorocentrum triestinum</i>	337.5	30.4	55.0	32.7	8.6		
<i>Skeletonema costatum</i>	3708.0	966.0	2382.0	2598.0	2850.0	5.6	102.6
<i>Leptocylindrus danicus</i>	456.2	54.6	45.6	66.4	8.6		
<i>Thalassiosira</i> spp.	588.3	7.5	25.2	204.4	33.6		
<i>Chaetoceros</i> spp.	648.0	384.4	476.0	474.7	93.3		18.0
<i>Nitzschia</i> spp.	17760.0	1716.0	3498.0	15396.0	4860.0	11.0	

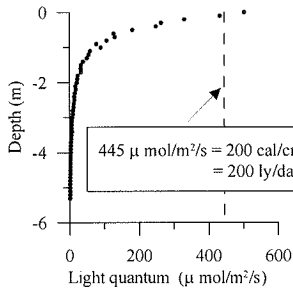


図-7 2001年8月15日のst.6における光量子の鉛直分布. 図中の破線は植物プランクトンの成長に対する最適光量 (200 ly/day) を示す.

用いられている植物プランクトンの光合成に対する最適光量 200 ly/day を光量子の単位に変換 (1 ly = 1 cal/cm², 1 μmol/m²/s = 52 × 10<sup>-7</sup> cal/cm²/s) したものである. 表層 10 cm では最適光量を超えているがそれ以下は最適光量よりも小さい. したがって, 強光阻害は中層に現れたピークの要因ではないと言える.

### (3) 植物プランクトンの種構成

河口域における植物プランクトンの種構成について, 植物プランクトンを海洋性, 淡水性に分類し, その数量の流下方向変化を図-8に示す. 図中のデータは8月15日に実施された観測の表層0-50 cm層のプランクトン密度である. 図-9は対応する0-50 cm層の塩分の変化を示したものである. また海域部における優占7種の植物プランクトン密度の流下方向変化を表-1に示す. 8月15日の観測において, 海洋性の卓越種は *Skeletonema costatum* であり, 主な種名未同定は *Nitzschia* spp. である. 淡水性の植物プランクトンは, 淡水域 (st. 15 - st. 29) において 10<sup>2</sup>-10<sup>3</sup> cells/ml 程度あるが, st. 11 - st. 14 の範囲で塩分が 10 から 15 に急増すると 10 cells/ml 程度に減少する. 対して, 海洋性の植物プランクトンは st. 11 - st. 14 の範囲から急激

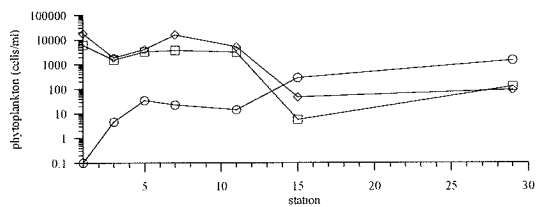


図-8 表層0-50 cmにおける植物プランクトン密度の流下方向変化 (2001年8月15日). ○: 淡水性, □: 海洋性, ◇: 種名未同定

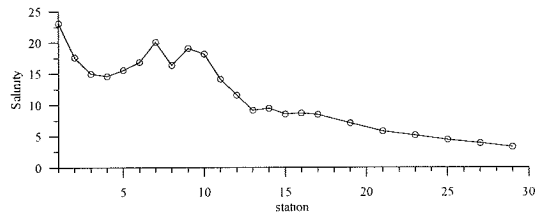


図-9 表層0-50 cmにおける塩分の鉛直方向平均値の流下方向変化 (2001年8月15日).

に増加し始め, st. 11 では 10<sup>3</sup> cells/ml 以上に達する.

### (4) PO<sub>4</sub>-Pの縦断面分布

8月15日に実施された観測の表層0-50 cm層のPO<sub>4</sub>-Pの流下方向の変化を図-10に示す. st. 15 - st. 29の淡水域でPO<sub>4</sub>-Pは0.18 mg/l程度の非常に高い濃度を示している. PO<sub>4</sub>-Pは, 塩分が次第に高くなるst. 7 - st. 15 (図-9参照) で0.05 mg/lまで減少するが, st. 3 - st. 5で再び0.15 mg/lまで増加し, st. 1では0.02 mg/lに減少する.

図-11は表層0-50 cm層の塩分とPO<sub>4</sub>-Pの関係を示したものである. 塩分の増加に伴いPO<sub>4</sub>-Pは単調に

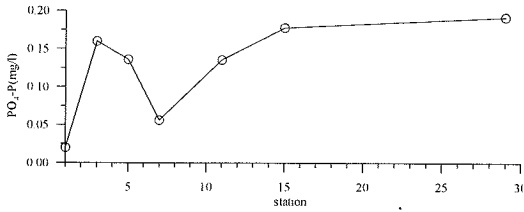


図-10 表層 0 - 50 cm における  $PO_4\text{-P}$  の流下方向の変化 (2001年8月15日).

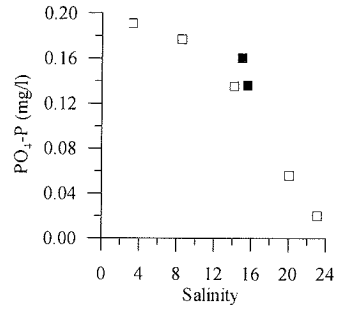


図-11 表層 0 - 50 cm における塩分と  $PO_4\text{-P}$  の関係 (2001年8月15日). □はst. 1, 7, 11, 15および29, ■はst. 3および5を示す.

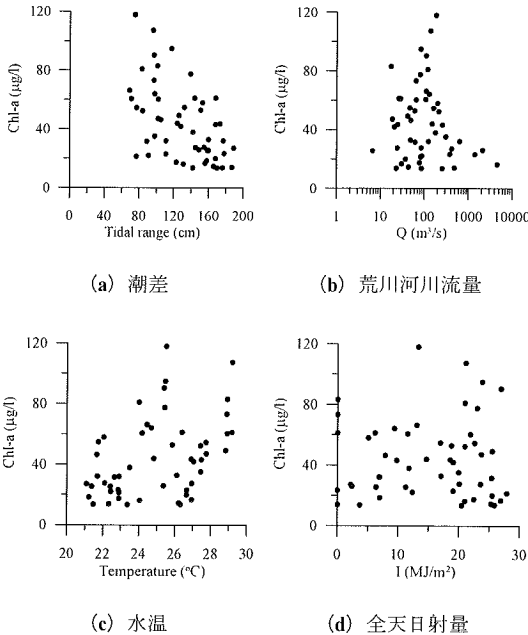


図-12 東京灯標 1.5 m 層における 1 日平均 Chl-*a* と潮差, 荒川河川流量, 水温および全天日射量の関係 (1999年6月から9月).

減少する. 図中において,  $PO_4\text{-P}$  が増加する st. 3 - st. 5 のデータは, 他の地点が示している塩分の増加に伴う  $PO_4\text{-P}$  の減少傾向から外れていない. また, st. 3 - st. 5 は東京港の東側入口である東京東航路に位置し隅田川等の東京港に流入した淡水の通り道であり, st. 10, 12 付近には砂町水処理センター, 葛西処理場があり下水処理排水が流入しており, 加えて旧江戸川水も周辺海域に流入している (図-1 参照). これから, st. 3 - st. 5 付近における  $PO_4\text{-P}$  の増加はこの地点特有の生物・化学的な要因によって増加したのではな

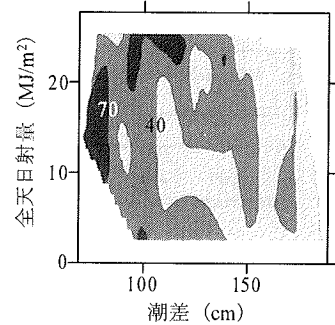


図-13 潮差 (1 日最大水位差) と全天日射量に対する 1 日平均 Chl-*a* ( $\mu\text{g/l}$ ) の分布 (東京灯標, 1999年6月から9月).

く, 荒川と同じ程度の  $PO_4\text{-P}$  濃度を持つ淡水の横流入の影響によると推察される.

#### (5) Chl-*a* と潮差, 河川流量, 水温および全天日射量の関係 (連続観測結果)

一般に, Chl-*a* 濃度は日射量および水温に依存する. また, 対象海域は河口域であるので河川流量も Chl-*a* の制限要因になり得ると考えられる. 加えて, 縦断面観測結果から, 潮差も Chl-*a* の制限要因になり得ると考えられる. そこで, 東京灯標の水深 1.5 m 層においてメモリー式 Chl-*a* 計によって夏期に長期間連続観測された Chl-*a* の 1 日平均値と 1 日最大水位差 (厳密には異なるが便宜的に潮差とする), 荒川河川流量 (秋ヶ瀬取水堰放流量), 水温および全天日射量の間接関係を図-12 (a) ~ (d) に示す.

潮差が 180 cm の場合には Chl-*a* は 20  $\mu\text{g/l}$  程度であるのに対して, 潮差が 60 cm の場合には Chl-*a* は最大で 120  $\mu\text{g/l}$  程度の値を示す. 潮差が大きい場合には Chl-*a* は小さな値を示しているのに対して, 潮差が小

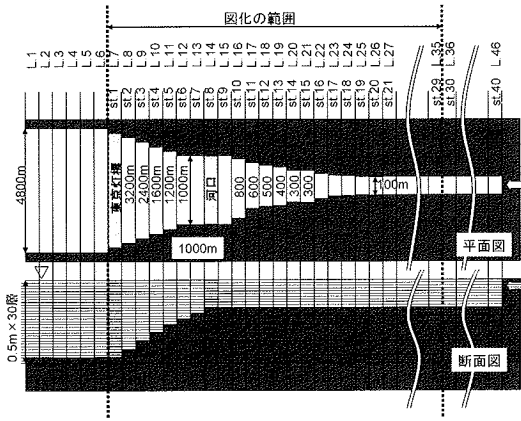


図-14 モデル化された荒川河口部の形状. 海側の境界は東京灯標より6 km 沖合に設けた. 河川上流の境界は秋ヶ瀬取水堰とした.

さい程 Chl-*a* は大きな値になり得る傾向を示している. 河川流量に対しては, 少ない場合も多すぎる場合も Chl-*a* は減少し, 100 m<sup>3</sup>/s 付近でピーク値となる. 水温に関しては, Chl-*a* が 22 °C から 25 °C にかけて増加する関係と 26 °C から 29 °C にかけて増加する関係の 2 つの系統が見られる. しかしながら一方で, Chl-*a* への寄与が比較的大きいと考えられる全天日射量と Chl-*a* の関係は不明瞭である. そこで, 図-13 に全天日射量と潮差の複合的影響を考慮した関係を示す. 潮差が小さく全天日射量大きい場合には高濃度の Chl-*a* が発生し得るものの, 全天日射量が大きくても潮差が大きい場合には高濃度の Chl-*a* は発生しにくいことが判る.

#### 4. モデル計算を用いた検討

前章の縦断面観測から, 河口域の Chl-*a* 分布は中潮時には密度フロント前面に集積し, 若潮時には塩分躍層の下側に薄く流下方向に長く分布することが示された. また東京灯標における連続観測から, 東京灯標付近では潮差が小さい方が Chl-*a* 濃度は高くなり得ることが示された. しかしながら, 前者は空間的には密であるが, 時間的にはスナップショット (疎) であり, 後者は時間的には長期であるが, 空間的には一点の情報である. 両者をもって河口域を時空間に対して普遍的に表現できたとは言い難い. そこで, 本章では数値モデルを用いて時間および空間を補う. そして観測で示された上述の現象が河口域の普遍的な特性であるか否かについてまず検討を行う. 次に, 河口

域に検査面を設けて, その検査面における負荷の出入量を算定し, 負荷流入に対する河口域の機能について考察する.

##### (1) 数値計算方法

荒川河口域を図-14 に示すようにモデル化した. 精度の高い再現計算を試みる場合には, 流下方向の水深変化, 横断面方向の水深の変化, 中川や綾瀬川のような支川および前章で指摘した東京港側および旧江戸川水等からの海域部における淡水の横流入, 日潮不等などを取り入れるべきである. しかしながら, 本計算は前述の観測で得られた潮差と河口域の Chl-*a* の関係を検討するモデル計算と割り切り, モデル地形として横断面方向には一様, 平面的には図-14 で示すような単純化した地形を用いた. 河口から海域にかけての拡がり幅は図-2 で示した出水時の濁水の拡がりを捉えた衛星写真を参考にして決定した. 計算には断面 2 次元計算を用いた.

##### a) 基礎式

潮汐成分は鉛直積分された連続の式から決定されるものとし, 傾圧成分による流速は運動方程式および連続式により決定されるものとする手法<sup>20)</sup>を用いた. 対象水域の水深と比べて潮汐波の水平スケールは十分に長いので潮汐により発生する流速は長波近似しても比較的精度良く再現できるとし, 傾圧成分の流速のみに運動方程式を適用することとしている. 流速成分  $u$  は潮汐成分流速  $u_{tide}$  と傾圧成分流速  $u_{bc}$  を用いて  $u = u_{tide} + u_{bc}$  と表せるものとする. 傾圧成分の運動方程式および連続式は次式で表すことができる. なお, 保存性を高く保ち計算を行うために, 有限体積法に基づく数値計算法が用いられている.

$$\int_A \frac{\partial u_{bc}}{\partial t} dA_z + \int_V (u^2 + u'^2) dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (uw + u'w') dA_z = -g \int_V \left( \frac{1}{\rho_0} \int \rho' dz \right) dy \quad (1)$$

$$\int_A \frac{\partial C}{\partial t} dA_z + \int_V (uC + u'C') dy + \int_A \frac{\partial}{\partial z} (wC + w'C') dA_z = \int_A \frac{dC}{dt} dA_z \quad (2)$$

$$\int_V u dy + \int_A \frac{\partial w}{\partial z} dA_z = 0 \quad (3)$$

$$\int_V \left( \int_A u_{bc} dz \right) dy = 0 \quad (4)$$

ここで,  $x$  軸は海域から河川上流に向かう流軸方向,  $z$  軸は鉛直上向きに正とし,  $u, w$  は  $x, z$  方向流速の

一つのボックスを代表スケールとした空間平均成分 (m/s),  $u'$ ,  $w'$  はその値からの変動成分 (m/s),  $\rho_0$  は鉛直平均海水密度 ( $\text{kg/m}^3$ ),  $\rho'$  は基本場からの偏差 ( $\text{kg/m}^3$ ),  $g$  は重力加速度 ( $\text{m}^2/\text{s}$ ),  $C$  はスカラー量 (塩分, 植物プランクトン量 ( $\text{mgC/m}^3$ ), デトリタス量 ( $\text{mgC/m}^3$ ) および  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度 ( $\mu\text{g-at/l}$ )) を示す. 塩分に対しては式(2)右辺の生産項は0である.),  $\int_{ch}$  は水深積分,  $\int_{cv}$  は横方向積分,  $A_z$  は各層の水域面積である. モデル基礎式の展開の詳細は古川ら<sup>21)</sup>に示されているのでここでは省略する.

### b) 鉛直渦動粘性係数

鉛直渦動粘性係数は定常状態を仮定した成層を考慮した1次元乱流エネルギー式

$$0 = \frac{K_{mv1}}{\text{Pr}_t} N^2 + \frac{K_{mv1}}{2} \left( \frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 - \frac{C_\varepsilon}{l_v} E_v^{3/2} \quad (5)$$

を基に導出した. 上式から渦動粘性係数  $K_{mv1}$  と鉛直渦拡散係数  $K_{mv1}$  は次式で表すことができる.

$$K_{mv1} = C_m E_v^{1/2} l_v \quad (6)$$

$$K_{mv1} = \frac{K_{mv1}}{\text{Pr}_t} \quad (7)$$

$$\text{Pr}_t = \text{Pr} \left( 1 + \frac{0.3 \cdot l_v N^2}{E_v} \right) \quad (8)$$

ここで,  $N$  はプラント・ヴァイサラ振動数,  $l_v$  は鉛直方向の代表スケール,  $\text{Pr}_t$  は乱流プラントル数 (添え字  $t$  は乱流,  $\text{Pr}$  はプラントル数を意味する),  $C_\varepsilon$ ,  $C_m$  はLES定数でありそれぞれ0.845, 0.0865を採用した.

また, 長方形開水路における渦拡散係数<sup>22)</sup>を参考にして, 以下に示す平均流に伴う渦拡散係数  $K_{mv2}$  および渦動粘性係数  $K_{mv2}$  を考慮した.

$$K_{mv2} = 0.068hu = 0.068h|\bar{u}|\sqrt{f} = 0.0035h|\bar{u}| \quad (9)$$

$$K_{mv2} = \text{Pr}_t \cdot K_{mv2} \quad (10)$$

ここで,  $h$  は水深,  $\bar{u}$  は平均水平流速を示し,  $f$  は底面摩擦係数として0.0026を用いている.

これらを用いて, 渦動粘性係数  $K_{mv}$  は

$$K_{mv} = K_{mv1} + K_{mv2} \quad (11)$$

$$K_{mv} = C_m E_v^{1/2} l_v + \text{Pr}_t \cdot 0.0035h|\bar{u}| \quad (12)$$

とした.

### c) 物質循環モデル

モデルは現象を単純化するために植物プランクトン, 溶存態の栄養塩, デトリタスの3つのコンパートメントのみを対象として構築する. その概念図を図-15に示す.

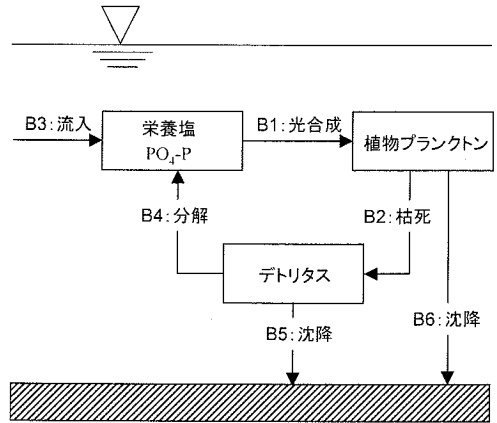


図-15 物質循環モデルの概念図

本モデルを用いて示したい対象は前章で示した密度フロントの海域側もしくは下層に分布する高濃度 Chl- $a$  分布である. これらの植物プランクトンは海洋性の珪藻 *Skeletonema costatum* が卓越種であることが前章によって示されているので, 本モデルでの植物プランクトンは *Skeletonema costatum* のみを対象とする.

Smayda<sup>23)</sup>によれば, 珪藻 *Detonula Confervacea* の成長速度は, 温度依存性があるが中でも温度が一番大きい  $12^\circ\text{C}$  のデータに対して, 塩分5以下で0, 塩分の増加に伴い増加し, 塩分18前後で極大値とり, その後緩やかに減少する塩分依存性があること示している. 本モデルの対象種は同じ珪藻であっても *Detonula Confervacea* ではなく *Skeletonema costatum* であり, 種が異なるので全く同じ塩分依存性を採用できないが, 成長速度に塩分依存性はあるものとした. そこで基本となる植物プランクトンの成長速度は  $\mu = 0.851$  1/day を使い, 塩分依存性に対しては Smayda<sup>23)</sup> と観測結果を参考にし, 成長速度を塩分15以下では0, 塩分20以上は一定値 ( $\mu = 0.851$  1/day), 塩分15から20の間は0と  $\mu$  を直線内挿という塩分依存性を仮定した.

潮汐変動と日射量変動の位相差による影響を除くため, 日射量は昼夜区別なく一定値とした. 各時刻の日射量は8月15日の全天日射量  $19.9 \text{ MJ/m}^2$  を日中時間 ( $\approx 12$  時間) で単純に平均化した値を用いた. つまり本計算は昼夜の区別がない常に昼条件の計算となる. そのため植物プランクトンの成長速度は0.5を乗じた  $\alpha_1 = \mu \times 0.5$  を用いることで1日当りの生産量が倍増する効果を抑えた. また, 光の減衰係数は図-7の曲線に合うように調整し  $\kappa_0 = 0.7$  を採用した. 以



下に植物プランクトンに関する定式化を示す.

$$\frac{d[Phy]}{dt} = B1 - B2 - B6 \quad (13)$$

光合成による増殖: B1

$$B1 = v_1(T) \cdot v_1([Nut]) \cdot v_2(I) \cdot [Phy] \quad (14)$$

$$v_1(T) = \alpha_1 \exp(\beta_1 T) \quad (15)$$

$\alpha_1$  の塩分依存性

$$\begin{aligned} S \leq 15 & : \alpha_1 = 0.0 \\ 15 < S \leq 20 & : \alpha_1 = 0.43(S - 15)/5 \\ S > 20 & : \alpha_1 = 0.43 \end{aligned}$$

$$v_1([Nut]) = \frac{[Nut]}{[Nut] + K_{Nut}} \quad (16)$$

$$v_2(I) = \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) \quad (17)$$

枯死: B2

$$B2 = v_2(T) \cdot [Phy] \quad (18)$$

$$v_2(T) = \alpha_2 \exp(\beta_2 T) \quad (19)$$

沈降: B6

$$B6 = w_{phy} \cdot [Phy] \quad (20)$$

ここで,  $[Phy]$  は植物プランクトン量 ( $\text{mgC}/\text{m}^3$ ),  $T$  は水温 ( $^{\circ}\text{C}$ ),  $\alpha_1, \beta_1$  は  $0^{\circ}\text{C}$  における最大成長速度 ( $\text{day}^{-1}$ ), 温度係数 ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ ),  $S$  は塩分,  $K_{Nut}$  は全無機態栄養塩の摂取に関する半飽和定数,  $I, I_{opt}$  は光強度, 最適光量 ( $\text{ly}/\text{day}$ ),  $\alpha_2, \beta_2$  は  $0^{\circ}\text{C}$  における枯死速度 ( $\text{day}^{-1}$ ), 温度係数 ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ ),  $w_{phy}$  は植物プランクトンの沈降速度 ( $\text{m}/\text{day}$ ) である. 本研究はモデルを簡便化したため動物プランクトンの過程は省いた. そのため, ここでの枯死には, 植物プランクトンを捕食した動物プランクトンの死滅や動物プランクトンの排糞等を陰的に含んだものとし  $\alpha_2 = 0.03$  ( $\text{day}^{-1}$ ) を与えている.

デトリタスに関しては次のような定式化を用いた.

$$\frac{d[Det]}{dt} = B2 - B3 - B5 \quad (21)$$

細菌による分解: B3

$$B3 = \alpha_3 \exp(\beta_3 T) \cdot \frac{DO}{DO_1 + DO} \quad (22)$$

沈降: B5

$$B5 = w_{det} \cdot [Det] \quad (23)$$

ここで,  $[Det]$  はデトリタス量 ( $\text{mgC}/\text{m}^3$ ),  $\alpha_3, \beta_3$  は  $0^{\circ}\text{C}$  における分解速度 ( $\text{day}^{-1}$ ), 温度係数 ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ ),  $DO$  は  $DO$  濃度 ( $\text{mg}/\text{l}$ ),  $DO_1$  は  $DO = DO_1$  のとき分解速度が  $1/2$  の大きさになる半飽和値,  $w_{det}$  はデトリタスの沈降速度 ( $\text{m}/\text{day}$ ) である. 本計算では  $DO$  濃度は計算していないので,  $DO = 6.0$   $\text{mg}/\text{l}$ ,  $DO_1 = 0.5$   $\text{mg}/\text{l}$  の一定値を与えた.

表-2 物質循環モデルに用いたパラメータ値

<b>Phytoplankton</b>		
Potential Growth Rate at $0^{\circ}\text{C}$ ,	$a_1$	( $\text{day}^{-1}$ )
at salinity $\leq 15$		0.0
at $15 < \text{salinity} \leq 20$		$0.43(\text{sal} - 15)/5$
at salinity $> 20$		0.43
Temperature Coefficient,	$\beta_1$	( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ )
Half Saturation for $\text{PO}_4\text{-P}$ ,	$K_p$	0.1 ( $\mu\text{g-at}/\text{l}$ )
Optimum Light Intensity for Photosynthesis,	$I_{opt}$	200 ( $\text{ly}/\text{day}$ )
Extinction Coefficient	$\kappa_p$	0.7 (-)
	$\gamma$	0.179 ( $1/(\text{mgC}/\text{m}^3)$ )
Mortality at $0^{\circ}\text{C}$ ,	$a_2$	0.030 ( $\text{day}^{-1}$ )
Temperature Coefficient,	$\beta_2$	0.0693 ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ )
Sinking Rate,	$w_{phy}$	0.2 ( $\text{m}/\text{day}$ )
[Chl- $a$ :C] Chl- $a$ /C Ratio (by weight)		0.026
<b>Nutrient</b>		
CP,		0.2 ( $\text{mg}/\text{l}$ )
[P:C] P/C Ratio (by weight)		0.025
<b>Detritus</b>		
Decomposition Rate of POM at $0^{\circ}\text{C}$ ,	$a_3$	0.1 ( $\text{day}^{-1}$ )
Temperature Coefficient,	$\beta_3$	0.0693 ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ )
DO concentration,	DO	6.0 ( $\text{mg}/\text{l}$ )
Half Saturation for DO,	$DO_1$	0.5 ( $\text{mg}/\text{l}$ )
Sinking Rate,	$w_{det}$	0.1 ( $\text{m}/\text{day}$ )

$^{\circ}\text{C}$  における分解速度 ( $\text{day}^{-1}$ ), 温度係数 ( $^{\circ}\text{C}^{-1}$ ),  $DO$  は  $DO$  濃度 ( $\text{mg}/\text{l}$ ),  $DO_1$  は  $DO = DO_1$  のとき分解速度が  $1/2$  の大きさになる半飽和値,  $w_{det}$  はデトリタスの沈降速度 ( $\text{m}/\text{day}$ ) である. 本計算では  $DO$  濃度は計算していないので,  $DO = 6.0$   $\text{mg}/\text{l}$ ,  $DO_1 = 0.5$   $\text{mg}/\text{l}$  の一定値を与えた.

溶存態の栄養塩は東京湾の栄養塩律則を考慮し,  $\text{PO}_4\text{-P}$  のみを対象とする.

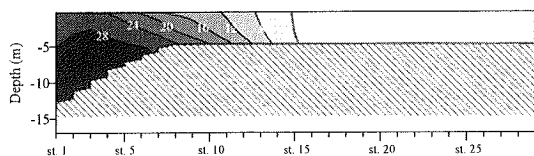
$$\frac{d[Nut]}{dt} = -[P:C] \cdot B1 + [P:C] \cdot B3 + B4 \quad (24)$$

流入負荷: B4

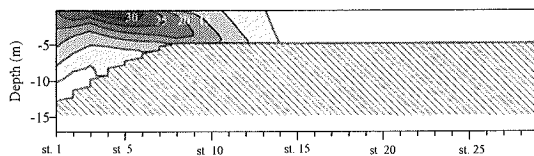
$$B4 = CP_r \cdot Q_r \quad (25)$$

ここで,  $[Nut]$  は栄養塩濃度 ( $\mu\text{g-at}/\text{l}$ ),  $[P:C]$  はリン・炭素元素組成比であり, 植物プランクトンおよびデトリタスともに体組成比として便宜的にレッドフィールド比を仮定した. また,  $CP_r$  は河川の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度 ( $\mu\text{g-at}/\text{l}$ ),  $Q_r$  は日平均の河川流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) である.

上述以外のモデルパラメータ値は東京湾で一般に用いられている値<sup>20)</sup>を参考に設定した. モデルパラメータの一覧を表-2に示す.

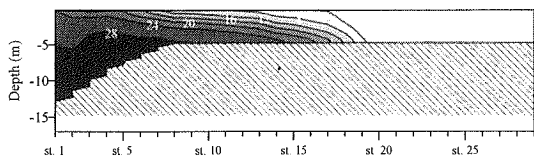


(a) 塩分

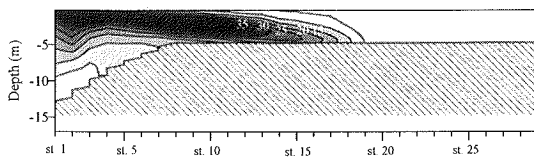


(b) Chl-a (μg/l)

図-16 大潮から2日目の中潮時の上げ潮時における塩分およびChl-aの縦断面分布の計算結果。



(a) 塩分



(b) Chl-a (μg/l)

図-17 小潮から2日後の若潮時の上げ潮時における塩分およびChl-aの縦断面分布の計算結果。

#### d) 計算条件

河川流量は過去の夏季における秋ヶ瀬取水堰放流量、下水処理水および支流からの流入を考慮して40.0 m<sup>3</sup>/sをメッシュの上流端 (L46) から与えた。また、PO<sub>4</sub>-P濃度は図-10を参考にして河川上流端からの流入水にPO<sub>4</sub>-P濃度0.2 mg/lを与えた。

潮差は140 cm (大潮時) と30 cm (小潮時) を15日周期で変化させた。ただし、日潮不等は考慮していない。

また、7月24日および8月15日の風速<sup>18)</sup>はそれぞれ2.4 m/sおよび3.1 m/sであった。本計算では、風は混合強さの変動およびChl-aの分布変動を引き起こす現象の支配要因ではないと仮定し、風の影響は考慮しないことにした。

荒川河口域の密度成層は水温よりも塩分の方が卓越している。また植物プランクトンの成長に対する水温の影響を取り除いた方が混合強さとChl-a分布の関係把握が明確になると考えた。そこで本計算では水温を一定値27℃とした。

初期条件として計算全領域に、植物プランクトンはChl-a濃度で26 μg/l、PO<sub>4</sub>-Pは0.01 mg/l、デトリタスは50.0 mgC/m<sup>3</sup>を与えた。ただし、計算結果は計算開始第15日目当りで潮汐周期および大潮小潮周期を示す擬定常状態に達し、初期条件には依存しないことが確認されている。したがって、後述する時系列に関する計算結果は30日から60日までの大潮小潮の2周期分の結果を示す。

海城側の境界条件は植物プランクトン、PO<sub>4</sub>-P、デトリタス共に勾配 = 0を与えた。塩分に関してのみ、

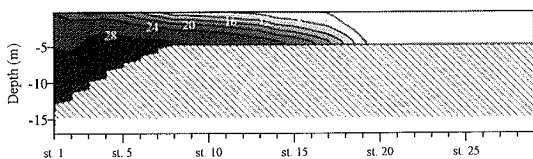
0 - 5 m : 28, 5 - 10 m : 30, 10 - 15 m : 32を与えた。

#### (2) 塩分の縦断面分布の計算結果と観測結果の比較による数値モデルの検証

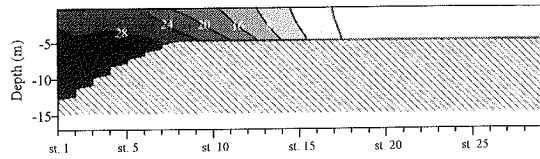
計算結果と観測結果を比較してモデルの検証を行う。観測結果を示した図-5, 6と同じ潮時である大潮から2日後の中潮時における上げ潮時および小潮から2日後の若潮時における上げ潮時の塩分分布およびChl-a分布の計算結果を図-16, 17に示す。

計算結果の混合形態は、中潮から若潮への潮差変化に対して緩混合から弱混合に変化しているものの、前述した観測結果のst. 2からst. 5の表層部の低塩分水層は本計算では再現されておらず、混合形状は完全には一致していない。しかしながら、植物プランクトンの分布に大きな影響を及ぼす塩分16から24の中層での勾配および塩分逆上距離は概ね一致している。また、若潮時に対する塩分16以下のst. 20より上流部の拡がりとは再現できていないが、これは河川域の水深を一律(5 m)と単純化した地形条件が要因と考えられることや、このことが本検討の河口域におけるChl-a分布に及ぼす影響は小さいと考えられることから、その差異は無視した。

一方、Chl-aが高濃度に集積する領域の分布形状の変動はフロント前面からフロント下側に変化しており、観測結果で得られた分布特性の潮差に伴う変動を良く再現している。細部まで見れば、観測結果ではst. 3付近で低濃度領域が現れている等の計算結果では表現されていない不一致点は幾つかあるが、若潮時

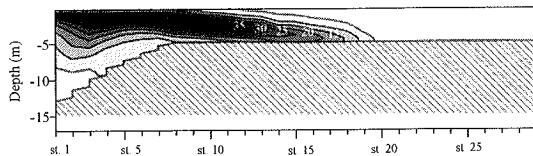


(a) 小潮時

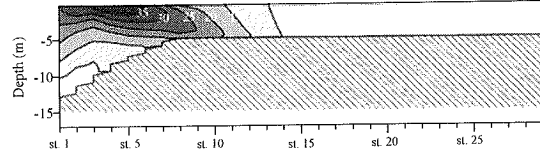


(b) 大潮時

図-18 小潮時（潮差 = 60 cm）および大潮時（潮差 = 140 cm）における満潮時の塩分の縦断面分布の計算結果。

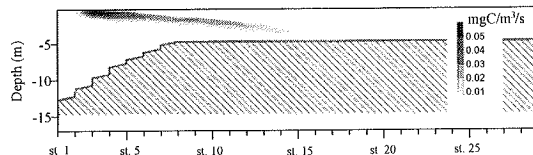


(a) 小潮時

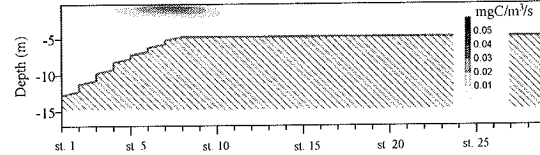


(b) 大潮時

図-19 小潮時（潮差 = 60 cm）および大潮時（潮差 = 140 cm）における満潮時のChl-a (μg/l) の縦断面分布の計算結果。



(a) 小潮時



(b) 大潮時

図-20 小潮時（潮差 = 60 cm）および大潮時（潮差 = 140 cm）における満潮時の一次生産速度の縦断面分布の計算結果。

に対して高濃度Chl-aが水深2-3 mにst. 1からst. 12まで分布する様子等の高濃度Chl-aの分布領域は概ね良好に一致している。

このように、本モデルは荒川以外の淡水の影響や詳細地形等の境界条件を忠実に用いていないため、観測結果で得られた荒川河口域における塩分成層構造の細部に対しては再現できていないところもあるが、高濃度Chl-aの分布はよく一致できている。本モデルの目的は観測結果の再現ではなく、河口域の混合強さの変動に対するChl-aの分布変動に関する特性および河川流入負荷量変動を検討するためのモデル計算という位置付けである。したがって本モデルは、観測結果で得られた荒川河口域における塩分成層構造を必ずしも全て忠実に再現できていなくても、潮差変動に伴うChl-a分布の変動および塩分成層の基本的な特徴の変動を概ね再現できているので十分とした。

### (3) Chl-aおよび一次生産速度の大潮期・小潮期に対する縦断面分布の特徴

小潮および大潮に対する満潮時の塩分およびChl-aの縦断面分布の計算結果を図-18, 19(a), (b)にそれぞれ示す。

小潮時の高濃度Chl-a分布領域は若潮時と同様に塩分躍層下に流下方向に長く分布する。また、大潮時の高濃度Chl-a分布領域は中潮時と同様にフロント前面部に集積する。また当然ではあるが、小潮時よりも大潮時の方がChl-aの鉛直方向の拡散は大きい。大潮時・小潮時ともにChl-aの集積領域は30 μg/l以上の値を示すが、最大値に関しては大潮時は30 μg/l台、小潮時は60 μg/l台であり、小潮時の方が大きい。

高濃度Chl-a分布領域は一次生産速度が大きな領域と関連があると考えられる。そこで、小潮および大潮に対する満潮時の一次生産速度の縦断面分布の計算結果を図-20(a), (b)にそれぞれ示す。本モデルでは、一次生産量は塩分、光量およびPO<sub>4</sub>-P濃度に依存するモデル化をしている。PO<sub>4</sub>-Pは河川のみから供給され

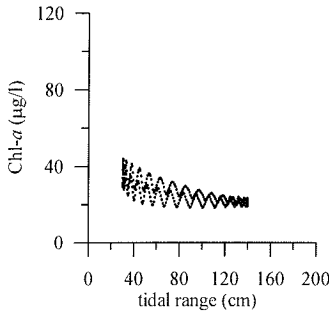


図-21 計算による Chl-a と潮差の関係

ているので、河川水の  $\text{PO}_4\text{-P}$  濃度は高く、河川水に近い方が生産に有利である。しかし一方で、塩分 20 以下では成長速度は抑制されるとしているため、河川水に近い方は不利である。また、光の制限から、生産はおよそ水深 5 m 程度までに抑えられる。このような制限要因のバランスから、それぞれの潮差に対する一次生産速度の分布域は決定されている。

高い生産性は、小潮時に対しては密度界面に沿うように分布し、大潮時に対しては塩分 20 から 24 のフロント表層に集中している。小潮時の一次生産速度の分布は Chl-a 分布と同様に躍層の下側に流下方向に長く延びているものの、その層厚は高々 1 m 程度で極めて薄い。小潮時は平面的には広いが鉛直方向には極めて限定された薄い層で生産が行われている。一方、大潮時の一次生産速度の分布は密度フロント前面に集中し、その生産層は鉛直方向には小潮時よりも多少は厚いものの、水平方向には 2 km 程度に限定されている。高い生産性を示す領域の一次生産速度の大きさは、小潮時には  $0.05 \text{ mgC/m}^3/\text{s}$ 、大潮時には  $0.04 \text{ mgC/m}^3/\text{s}$  程度であり、小潮時の方が大きい。ところで、透明度が 3 m 以下、COD が  $3 \sim 10 \text{ mg/l}$  の様な過栄養域の一次生産量は  $10 \sim 200 \text{ mgC/m}^3/\text{hr}$  ( $0.003 \sim 0.06 \text{ mgC/m}^3/\text{s}$ ) と言われている<sup>25)</sup>。また、山口・柴田<sup>26)</sup>は、東京湾における有機物生産レベルは平常時に  $1 \sim 3 \text{ gC/m}^2/\text{day}$  程度、夏季、特に赤潮の発達期などについては  $10 \text{ gC/m}^2/\text{day}$  前後あるいはそれ以上の生産量がみこまれること、東京湾の生産層は平常時 4 ~ 12 m、赤潮時には 0.5 ~ 2 m にすぎないことを報告している。これから、東京湾における赤潮時の単位体積当りの基礎生産量は  $0.06 \sim 0.23 \text{ mgC/m}^3/\text{s}$  と推定される。本数値計算では全天日射量を日中の 12 時間で平均化したにもかかわらず河口域の一次生産レベルは  $0.05 \text{ mgC/m}^3/\text{s}$  前後であり、東京湾の赤潮時の一次生産に匹敵する程大きいと言える。

以上のように河口域においては、塩分、光および栄

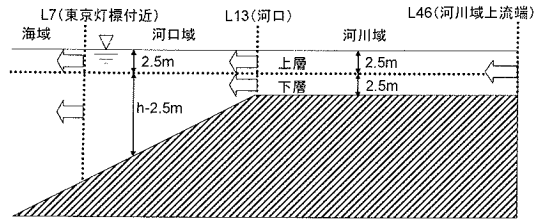


図-22 積分対象領域とフラックス検査面の定義

養塩の制限から一次生産が可能な分布領域は混合形状の変動に伴う塩分成層に応じて極めて限定された領域に分布する。また、その限定された生産領域の生産能力は赤潮時に匹敵する程高い。これらのことが、混合形態の変動に伴って高濃度 Chl-a 分布が大きく変動する要因であると考えられる。

#### (4) 潮差と Chl-a の関係

図-21 は潮差と st. 1 (東京灯標) における表層から 3 層目 (1.0 - 1.5 m 層) の Chl-a の計算で得られた関係を示したものである。図-12 (a) で示した潮差が小さい方が Chl-a は大きくなる特徴は定性的には示されている。前節で示した計算結果でも河口域の Chl-a の値は小潮時の方が大潮時よりも大きな値を示すことは示されている。加えて、st. 1 でのこの特性は、前節の Chl-a 分布の計算結果から Chl-a の集積領域は小潮時には流下方向に長いものに対して大潮時には密度フロント前面の狭い領域に集中し st. 1 (東京灯標 : 河口から 10 km 沖合い) まで Chl-a の集積領域が達することができないことも強く影響していると言える。

一方、定量的に合っていない原因は、観測値は様々な気象条件、河川流量 (流入負荷量) 条件の下でのデータであるのに対して、計算結果は同一の気象条件、河川流量条件を用いていることが挙げられる。例えば、図-12 に示されているように、st. 1 (東京灯標) における Chl-a は水温および河川流量によって大きく異なるにもかかわらず、今回の計算条件は水温 =  $27^\circ\text{C}$ 、 $Q = 40 \text{ m}^3/\text{s}$  で固定であることなどである。

#### 5. 河口域の負荷流入量に対する考察

- (1) 河口域および河川域における Chl-a、 $\text{PO}_4\text{-P}$  および一次生産速度量の水域内総量の時間変化

図-22 に示す河口 (st. 7) から東京灯標付近 (st. 1)

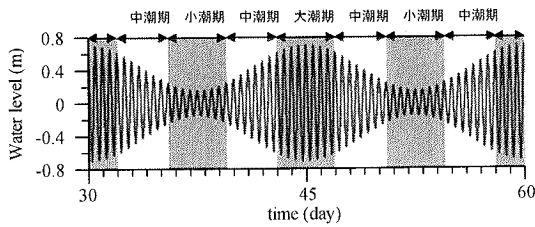


図-23 計算で与えた水位の時間変化

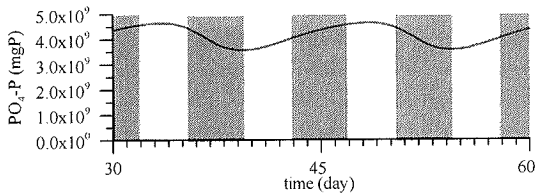


図-25 河川域における $PO_4\text{-P}$ の水域内総量の一潮汐平均値の時間変化

までの水域を河口域，河口（st. 7）から計算領域上流端（L46）までの水域を河川域として各水域に対する各指標の水域内総量の一潮汐積分量を求めた。（st. 1より海側は海域とする。）河口域および河川域の体積はそれぞれ  $142.5 \times 10^6 \text{ m}^3$ ， $36.3 \times 10^6 \text{ m}^3$  である。計算で与えた水位の時間変化を図-23に示す。ここで，便宜的に大潮の前後4日間を大潮期，小潮の前後4日間を小潮期，残りの期間を中潮期と呼ぶこととする。

図-24は河口域におけるChl-aの水域内総量の一潮汐平均値の時間変化を示したものである。河口域のChl-a総量は中潮期に極小となり，小潮期に極大となる。図-19で示された様に小潮期のChl-a濃度は大潮時よりも高く，存在量域が流下方向に長いので，河口域内総量は小潮期に極大になっていると思われる。ただし，極大値は  $9 \times 10^{10} \text{ mgC}$ ，極小値は  $7 \times 10^{10} \text{ mgC}$  であり，その差は極大値の20%程度である。

図-25は河川域における $PO_4\text{-P}$ の水域内総量の一潮汐平均値の時間変化を示したものである。 $PO_4\text{-P}$ の水域内総量は大潮期の後の中潮期に極大値  $4.6 \times 10^9 \text{ mgP}$  をとり，中潮期から小潮期にかけて減少し，小潮期後半で極小値  $3.6 \times 10^9 \text{ mgP}$  をとり，そして中潮期から大潮期にかけて増加する。河川域における $PO_4\text{-P}$ の水域内総量は，平均  $4.1 \times 10^9 \text{ mgP}$  に対して  $\pm 12\%$  変動することになる。このことから， $PO_4\text{-P}$ は小潮期の後の中潮期から大潮期にかけて河川域に水域内総量平均量の12%程度貯留され，貯留された $PO_4\text{-P}$ は大潮期の後の中潮期から小潮期にかけて河川域から

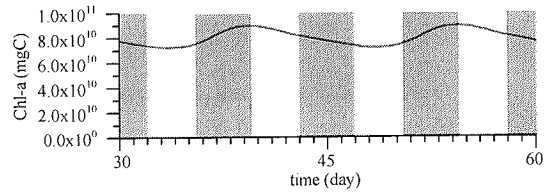


図-24 河口域におけるChl-aの水域内総量の一潮汐平均値の時間変化

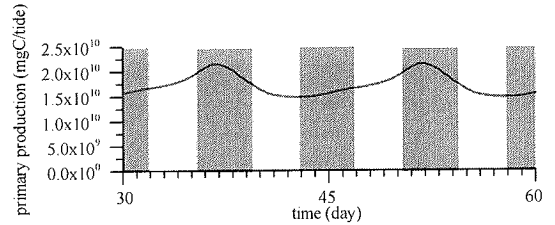


図-26 河口域における一潮汐当りの一次生産量の水域内総量の時間変化

河口域に水域内総量平均量の12%程度排出されると言える。

図-26は河口域における一潮汐当りの一次生産量の水域内総量の時間変化を示したものである。一潮汐当りの一次生産量の水域内総量は小潮期に極大値  $2.1 \times 10^{10} \text{ mgC}$  程度をとり，極大値をとった後に中潮期にかけて減少し大潮期で極小値  $1.5 \times 10^{10} \text{ mgC}$  程度をとり，そして中潮期から小潮期にかけて増大する。河口域における小潮期の一次生産能力は大潮期の1.4倍高いことになる。

## (2) 河口および東京灯標付近におけるChl-aおよび $PO_4\text{-P}$ の流出入量

図-22に示すように，河口ではst. 7を，東京灯標付近ではst. 1を検査面とした。また，河川域の1/2水深である水深2.5m以浅を上層，以深を下層とした。

図-27(a)，(b)は河口におけるChl-aおよび $PO_4\text{-P}$ の一潮汐当りの流出入量の時間変化を示したものである。正の値は河口域から河川域への流入を示し，負の値は河川域から河口域への流出を示す。Chl-aはリン換算し， $PO_4\text{-P}$ と定量的に比較できるようにした。図中の破線は河川域上流端（L46）からの $PO_4\text{-P}$ の供給量を示している。

河口におけるChl-aの流出入量は， $PO_4\text{-P}$ の流出入量と比較して小さく，常に河川域から河口域への流出である。河口における $PO_4\text{-P}$ も常に河川域から河口域への流入であるが，その流入量は時間とともに大

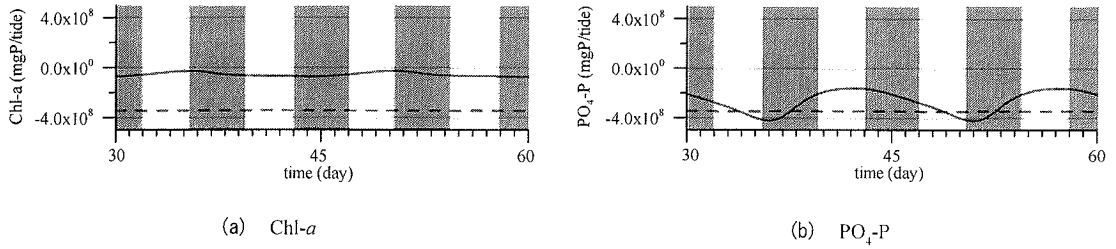


図-27 河口 (L13, st. 7) における Chl-a および  $PO_4\text{-P}$  の一潮汐当りの流出入量. 正が河口域から河川域への流入, 負が河川域から河口域への流入を示す. 図中の破線は河川域上流からの  $PO_4\text{-P}$  流入量を示す.

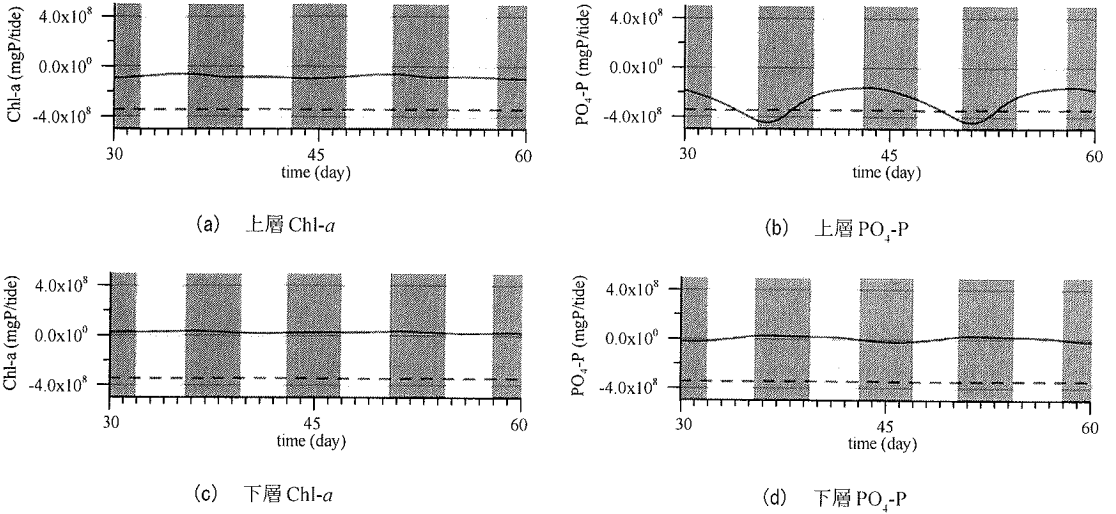


図-28 上層, 下層に分割した河口 (L13, st. 7) における Chl-a および  $PO_4\text{-P}$  の一潮汐当りの流出入量. 正が河口域から河川域への流入, 負が河川域から河口域への流入を示す. 図中の破線は河川域上流からの  $PO_4\text{-P}$  流入量を示す.

大きく変動する. 大潮期前の中潮期に  $PO_4\text{-P}$  流出量は極大となり, 小潮期に  $PO_4\text{-P}$  流出量は極小になる. その変動は河川域上流端からの  $PO_4\text{-P}$  流入量を中心として変動する.

極小値と極大値の差は河川域上流端からの  $PO_4\text{-P}$  の流入量と比較して無視できない程大きい. 河川域上流端からの  $PO_4\text{-P}$  の流入量  $3.5 \times 10^8$  mgP/tide に対して, 極小値は  $2 \times 10^8$  mgP/tide, 極大値は  $4 \times 10^8$  mgP/tide をとる. つまり, 小潮期は上流からの上流端からの  $PO_4\text{-P}$  流入量の 110% 流出に対して, 中潮期から大潮期の変遷期はわずか 60% の流出にすぎない. この河口からの  $PO_4\text{-P}$  の流出変動は図-24 で示した河川域での  $PO_4\text{-P}$  の貯留・排出変動に良く合致する.

図-28 (a) ~ (d) は Chl-a および  $PO_4\text{-P}$  の流出入量を上・下層で分割したものである. 上層における河川域から河口域への  $PO_4\text{-P}$  の流出量は全層分にほぼ匹敵し, 極小値は  $2 \times 10^8$  mgP/tide, 極大値は  $4.5 \times 10^8$  mgP/

tide である. 上層における Chl-a の流出入量は多少の時間変動は認められるが  $1 \times 10^8$  mgP/tide 程度の常に流出である. 下層からの  $PO_4\text{-P}$  の流出入量は  $\pm 10^7$  mgP/tide のオーダーで変動し, Chl-a の流出入量は河口域から河川域に  $10^7$  mgP/tide のオーダーで常に流入する.

図-29 (a), (b) は東京灯標付近における Chl-a および  $PO_4\text{-P}$  の一潮汐当りの流出入量の時間変化を示したものである. 東京灯標付近の流出入量は河口の流出入量と較べて,  $PO_4\text{-P}$  よりも Chl-a の割合の方が大きい. Chl-a は常に河口域から海域への流出するのに対して,  $PO_4\text{-P}$  は海域から河口域に常に流入する. Chl-a の流出は小潮期に極大となり, 大潮期に極小になる. 定性的な特徴は河口における河川域から河口域への  $PO_4\text{-P}$  流入と同じである. しかし, 極値の変動差は河口における  $PO_4\text{-P}$  の流入量の極値の差程は大きくない. 河川域上流端からの  $PO_4\text{-P}$  の流入量  $3.5 \times 10^8$  mgP/

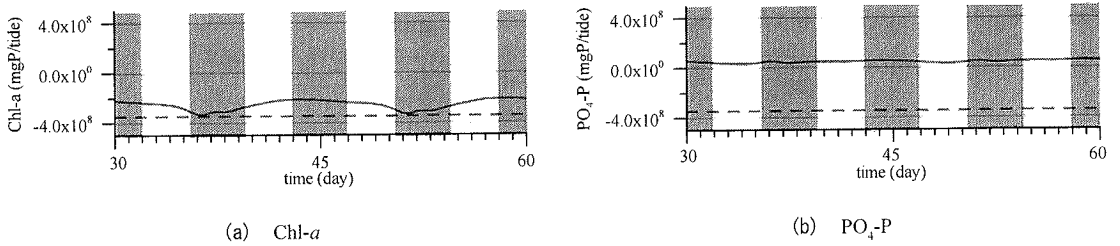


図-29 東京灯標付近 (L7, st. 1) における Chl-a および  $\text{PO}_4\text{-P}$  の一潮汐当りの流出入量。正が海域から河口域への流入、負が河口域から海域への流入を示す。図中の破線は河川域上流からの  $\text{PO}_4\text{-P}$  流入量を示す。30日、45日および60日が大潮。

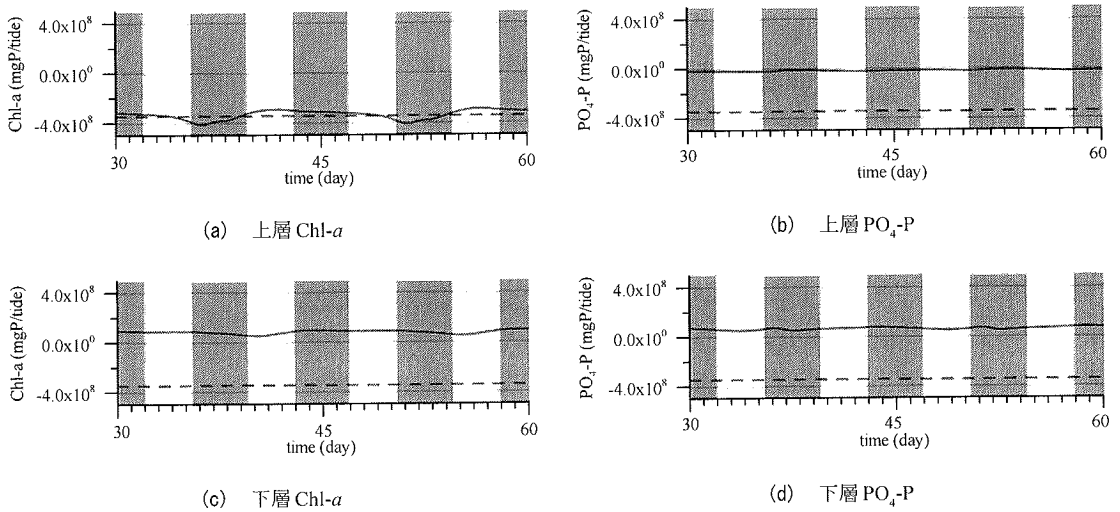


図-30 上層、下層に分割した東京灯標付近 (L7, st. 1) における Chl-a および  $\text{PO}_4\text{-P}$  の一潮汐当りの流出入量。正が海域から河口域への流入、負が河口域から海域への流入を示す。30日、45日および60日が大潮。

tide に対して、Chl-a としての河口域から海域へ流出量の極小値は約  $2 \times 10^8$  mgP/tide、極大値は約  $3.5 \times 10^8$  mgP/tide である。また、海域から河口域への  $\text{PO}_4\text{-P}$  の流入量は  $10^7$  mgP/tide のオーダーである。

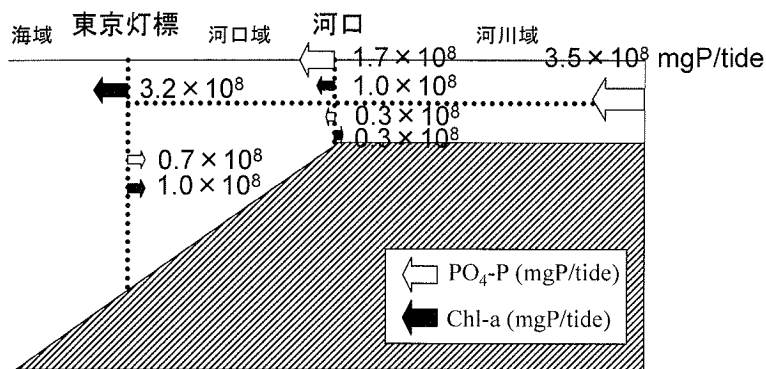
図-30 (a) ~ (d) は東京灯標付近における流出入量を上層・下層で分割したものである。河口域から海域への主要な流出は上層からの Chl-a の流出である。上層からの Chl-a の流出は全層分の流入変動よりも大きく、小潮期に極大となり、大潮期前の中潮期に極小になる。極小値は  $3 \times 10^8$  mgP/tide、極大値は  $4 \times 10^8$  mgP/tide である。一方、下層からの Chl-a は常に流入する。その大きさは  $1 \times 10^8$  mgP/tide である。 $\text{PO}_4\text{-P}$  は下層から  $1 \times 10^8$  mgP/tide の大きさで常に流入する。

以上の関係を図-31 (a), (b) に図示することでまとめる。矢印の向きは流入の向きを示す。また、矢印の大きさは一潮汐当りの流出入量の大小を表し、白色

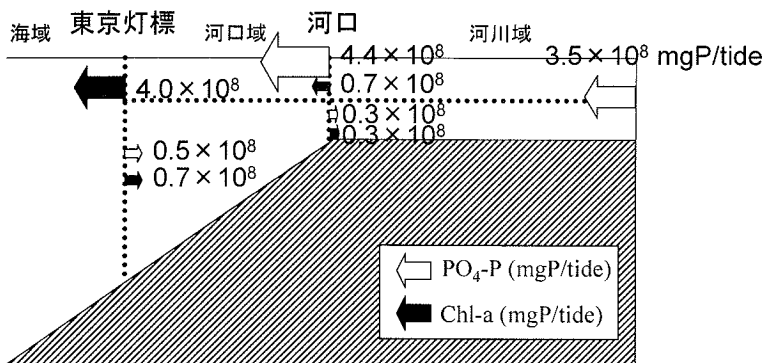
矢印はリン態 ( $\text{PO}_4\text{-P}$ )、黒色矢印はプランクトン態 (Chl-a) を示す。河口域におけるリン態とプランクトン態を合わせた負荷流出は、大潮期には約  $2.7 \times 10^8$  mgP/tide であるのに対して、小潮期は約  $4.5 \times 10^8$  mgP/tide である。小潮期は大潮期の約 2 倍近い負荷量となっている。

## 6. おわりに

夏期の東京湾湾奥の荒川河口域において、潮差 (混合強さ) と Chl-a 分布の関係および河川流入負荷量の関係について観測および数値モデルの両側面からの検討を行った。その結果、潮汐変動によって混合強さが変化する河口域は、小潮期には河川流入負荷を大きく、大潮期には河川流入負荷を小さくするような



(a) 大潮期



(b) 小潮期

図-31 河口および東京灯標付近における断面からのリン態 ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) および植物プランクトン態 ( $\text{Chl-a}$ ) の一潮汐当りの流出入量 (リン換算).

河川流入負荷に対する緩衝機能を有することが明らかとなった。以下に本研究で得られた主要事項を列挙する。

- (1) 小潮期に対して高濃度の  $\text{Chl-a}$  は躍層の下層に流下方向に長く分布し、一方、大潮期に対しては高濃度  $\text{Chl-a}$  は密度フロントの前面に集中するように分布する。
- (2) 河口から 10 km 沖合いの東京灯標付近では、潮差が小さく日射量大きい場合に  $\text{Chl-a}$  濃度は高くなり得るが、潮差が大きい場合には日射量の大きさにかかわらず高濃度の  $\text{Chl-a}$  は発生し難い。
- (3) 河口域においては、塩分、光および栄養塩の制限から、一次生産が可能な分布領域は混合強さの変動に伴う塩分成層の変動に応じて極めて限

定された領域に分布する。また、その限定された生産領域の生産能力は赤潮時に匹敵する程高い。これらのことが、混合強さの変動に伴って高濃度  $\text{Chl-a}$  分布が大きく変動する要因の一つである。

- (4) 潮差によって、河川域から河口域に流入する負荷量は変化する。本モデル計算によると、河口において小潮期は大潮期の約 2 倍の流入負荷量となっている。この差を引き起こす要因の一つは、河川下流域における中潮期から大潮期にかけての栄養塩の貯留効果、および中潮期から小潮期にかけてのその貯留された栄養塩の河口域への排出効果である。

本研究によって、潮汐変動によって混合強さが変化する河口域は、小潮期には河川流入負荷を大きく、大



潮期には河川流入負荷を小さくするような河川流入負荷に対する緩衝機能を有することが示された。しかしながら、その定量的評価はあくまでもモデルで導かれた結果である。今後の課題として、観測を通じた緩衝機能の定量的評価の実施の必要があると考える。

**謝辞:** 本観測の遂行にあたっては、関東地方整備局荒川下流工事事務所の協力を頂いた。また、データのとりまとめにあたり、関東地方整備局京浜港湾工事事務所の潮汐データを用いた。東京都立大学工学研究科横山勝英講師には河口域の観測に関して多くの助言を頂いた。古川恵太海洋環境研究室長および細川恭史沿岸海洋研究部長には研究の遂行に有益な指摘を頂いた。ここに記して深甚なる感謝の意を表します。

#### 参考文献

- 1) 宇野木早苗：海から川を考える，海の研究，Vol. 5，No. 5, 6, pp. 327 - 332, 1996.
- 2) 宇野木早苗：内湾の鉛直循環流量と河川流量の関係，海の研究，Vol. 7，No.5, pp. 283 - 292, 1998.
- 3) 松村 剛：東京湾における栄養塩の収支に関する研究，東京水産大学学位論文，2000.
- 4) 柳 哲雄：潮目の科学，恒星社厚生閣，169p, 1990.
- 5) Fisher, T. R., Harding, L. W., Stanly, D. W. and Ward, L. G.: Phytoplankton, Nutrients, and Turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Hudson Estuaries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 27, pp. 61 - 93, 1988.
- 6) Eyre, B. and Tiwigg, C.: Nutrient Behaviour During Post-flood Recovery of the Richmond River Estuary Northern NSW, Australia, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 44, pp. 311 - 326, 1977.
- 7) Legovic, T., Zutic, V., Grzetic, Z., Cauwet, G., Precali, R. and Vilicic, D.: Eutrophication in the Krka estuary, *Marine Chemistry*, Vol. 46, pp. 203 - 215, 1994.
- 8) Muyllaert, K. and Raine, R.: Import, mortality and accumulation of coastal phytoplankton in a partially mixed estuary (Kinesal harbour, Ireland), *Hydrobiologia*, Vol. 412, pp. 53 - 65, 1990.
- 9) Sin, Y., Wetzel, R. L. and Anderson, I. C.: Spatial and Temporal Characteristics of Nutrient and Phytoplankton Dynamics in the York River Estuary, Virginia: Analyses of Long-term Data, *Estuaries*, Vol. 22, No. 2A, pp. 260 - 275, 1999.
- 10) Ayukai, T. and Wolanski, E.: Importance of Biologically Mediated Removal of Fine Sediment from the Fly River Plume, Papua New Guinea, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 44, pp. 629 - 639, 1997.
- 11) De Seve, M. A.: Diatom Bloom in the tidal freshwater Zone of a Turbid and Shallow Estuary, Rupert Bay (James Bay, Canada), *Hydrobiologia*, Vol. 269/270, pp. 225 - 233, 1993.
- 12) Lohrenz, S. E., Dagg, M. J. and Whitledge, T. E.: Enhanced Primary Production at the Plume/Oceanic Interface of the Mississippi River, *Continental Shelf Research*, Vol. 10, No. 7, pp. 639-664, 1990.
- 13) Robertson, A. I., Daniel, P. A., Dixon, P. and Alongi, D. M.: Pelagic Biological Processes along a Salinity Gradient in the Fly Delta and Adjacent River Pulme (Papua New Guinea), *Continental Shelf Research*, Vol. 13, No. 2/3, pp. 205 - 224, 1993.
- 14) Schuchardt, B. and Schirmer, M.: Phytoplankton Maxima in the Tidal Freshwater Reaches of Two Coastal Plain Estuaries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 32, pp. 187 - 206, 1991.
- 15) Turner, R. E., Rabalais, N. N. and Nan, Z. Z.: Phytoplankton biomass, production and growth limitations on the Huanghe (Yellow River) continental shelf, *Continental Shelf Research*, Vol. 10, No. 6, pp. 545 - 571, 1990.
- 16) 国土交通省荒川上流工事事務所ホームページ，[www.ara.or.jp/arage/](http://www.ara.or.jp/arage/)
- 17) 大林成行，小島尚人：最新実務者のためのリモートセンシング，フジ・テクノシステム，2002.
- 18) 土肥 学，志村光一，布村明彦，山田 正，吉川秀夫：荒川感潮域における水質の縦断分布とその時空間変動特性に関する現地観測，河川技術に関する論文集，第5巻，1999.
- 19) 気象庁編集：気象庁月報.地上気象観測資料CD-ROM.
- 20) 松梨順三郎：環境流体汚染，森北出版，407p, 1993.
- 21) 古川恵太，中山恵介，岡田知也，宮野 仁：環境施策に資する内湾域の総合的な環境把握を目指したMELID-MBモデルの構築，国総研研究報告，第1号，pp. 1 - 16, 2001.
- 22) 椿東一郎：水理学II，森北出版，272p, 1974.
- 23) Smayda, T. J.: Experimental Observations on the Influence of Temperature, Light, and Salinity on Gell Division of the Marine Diatom, *Detonula Confervacea* (Cleve) Gran, *J. Phycol.*, Vol. 5, pp. 150 - 157, 1969.
- 24) 中田喜三郎：生態系モデル-定式化と未知のパラメータの推定法-，*J. Adv. Mar. Tech. Conf.*, Vol. 8, pp. 99 - 138, 1993.
- 25) 吉田陽一：低次生産段階における生物生産の変化，水産学シリーズ1，恒星社厚生閣，1973.
- 26) 山口征矢，柴田佳明：沿岸海洋研究ノート，第16巻，第2号，pp. 106 - 111, 1979.

(2003. 7. 15受付)

VARIATION OF SPATIAL DISTRIBUTION OF CHLOROPHYLL AND  
PHODPHORUS LOAD FROM RIVERS AS MIXING TYPE CHANGES  
IN THE ARAKAWA RIVER ESTUARY, TOKYO

Tomonari OKADA and Keisuke NAKAYAMA

The purpose of this study is to clarify the relationship amongst tidal range, distribution of Chlorophyll *a* and phosphorus flux around the mouth of the Arakawa River. We observed the phytoplankton bloom occurred around the density front during the spring tide when a moderately mixed estuary appeared. Conversely, the phytoplankton bloom occurred thinly under the halocline during the neap tide when a fully stratified estuary appeared. A three-dimensional hydrostatic model was used to better understand the mechanism of the change in Chlorophyll *a* distribution and phosphorus flux due to tidal range. Additionally, the phosphorus flux around the mouth of the river during the neap tide was found to be twice as large as during the spring tide. Therefore, it appears that the mouth of the river where the stratification strength changes with tidal range has a role of buffer against the phosphorus load.