

河口域の水質特性
ー河口域の保全・再生の際に
留意すべき河口域の機能とは？ー

国土交通省国土技術政策総合研究所
海洋環境研究室 主任研究官

岡田 知也

土木学会
水工学委員会・海岸工学委員会
2004年7月

河口域の水質特性

－河口域の保全・再生の際に留意すべき河口域の機能とは？－

Characteristics of Water Quality in Estuary

岡 田 知 也

Tomonari OKADA

1 はじめに

河口域は淡水である河川水と塩水である海水が交わる水域である。このような河川水と海水の交わる水域を広義には汽水域と一般的に呼ぶ。汽水域は塩分が0.5と35の範囲を示す水域を示し (McLusky, 1999), この定義では、東京湾等の河川水が流入する内湾は汽水域に相当する。本稿では、汽水域の中でもさらに淡水供給域に近く、河川と内湾との接合部である水域に着目する。この水域は海外研究ではエスチャリー (河口域) と呼ばれ、場所ではなく塩分を指標を指標とした方が都合が良い研究では汽水域と呼ばれ、また、河川の研究では河川感潮域と呼ばれることが多い。湾の水深が浅くて流入する河川流量が大きい湾では、内湾域までをエスチャリーと呼ぶことが多く、河口域と内湾域、また河口域と河川域の境界はあいまいである。水域の呼び方の定義があいまいであると今後の議論に都合が悪いので、本稿では「河川感潮域から河口フロントまで」を河口域と呼ぶことにする。(これは、あくまでも本稿での「河口域」の定義ある。)

さて、河口域では、単に塩分が変わるだけでなく、同時に淡水生態系と海洋生態系が交わる場でもある。基本的には全く異なるこの二つの生態系が相互乗り入れすることから、河口域はその両者とも異なる特殊な種構成を持つ生態系の場を形成する (杉山, 1999)。また、潮汐、波、風などの異なる時間スケールの外力を受けユニークな変動を示す場でもある (西条・奥田編, 1996)。これらの外力は河口域に年周期、朔望周期、日周期さらには突発的に激しい変動を与え、河口域の特殊な生物生態や水質に強い影響を与える。河口域に生息する生物はこの激しく変動する環境に適応し、またそれらの変動を成長戦略として利用し、特殊な生態系を形成・維持している。

河口域を海域から見ると、河口域は陸域からの栄養の供給口である。エスチャリーは動植物の生産力が世界中で最も高い場所であり (McLusky, 1999), 河口域は良好な漁場になっている場合が多い。そのため、河口域は海域に栄養を与えてくれる恵みの入り口である。しかしながら一方で、流域に多くの人口を抱える河川は大量の負荷を河口域に運ぶため、河口域では赤潮が頻繁に発生し有機物が多量に蓄積する。そのため、都市部の河口域は生物にとって劣悪な環境となってしまうのが現状である。また、河川からの負荷は河口域を通過して内湾域に及び、内湾域に富栄養化をもたらす。つまり、背後に都市を抱える内湾にとって、多くの場合、河川は内湾域に流入する負荷の入り口という側面をもつ。

このように、本来の河口域は特殊であるが豊かな生態系を育める水域であるにもかかわらず、都市部の河口域は生物にとって劣悪な水域になってしまっている。この要因は、先に述べた多量の流入負荷が通過する水域であることが主だと考えられるが、その状況を放置するような諸事情 (人々が近づきにくい場所であること、行政上の管理区分が違うこと、研究分野の境界に位置すること) がさらに状況の悪化に拍車をかけていると考えられる。特に、研究の対象域としては、河川工学では研究の主たる対象は河川上流から河口まで、海岸工学では海洋から河口までである場合が多く、河口域は研究対象の境界条件である場合が多い。後述するように、河口域の生態系は河川・海域接合部を中心とした河川と海の連続性が生み出すものである。物理的な現象は河口を境界条件としても検討可能であるが、生態系やその機能を河川もしくは海域で分けて考えることはその本

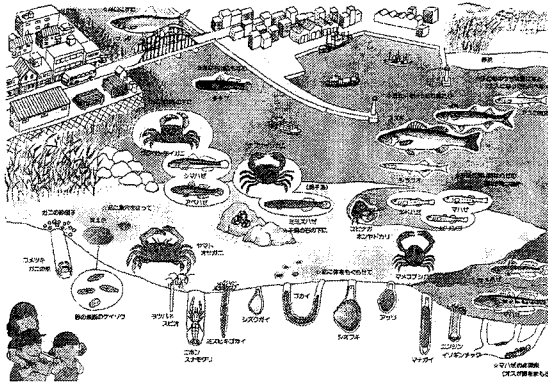


図-1 河口域の一例(東京都, 2001)

質を見落とすことになりがちである。

図-1に河口域の絵の一例を示す。この絵は日本のように比較的小河川が内湾に注ぎ込み、かつ近くに港湾が隣接している典型的な河口域(河口部)の姿の一つである。この絵では、河口部にヨシが生えていたり、河口干潟が形成されていたりして、ベントス(底生生物)や魚が多種多様に生息する豊かな生態系が描かれている。では、現在多く存在する劣悪な環境になってしまった河口域の環境を再生する(土木技術者の発想であるが)には、また、現在でも健全な環境をもつ河口域を保全するためには、どのようなことに留意したら良いのであろうか?。ある自然の場を保全・再生するということは、その場の見かけの形を保全・

再生するだけでなく、その場の持つ機能を保全・再生して初めて意味がある。そのためには、河口域の生態系(水質、生物)のメカニズムおよびその機能を知らなければならない。特に河口域は、他の水域と比較して非定常性が強く、また多様性も高い。そこで本稿では、ある一つの河口域に特化した現象を深く追求するのではなく、河口域が持つ水質・生態に関連する多くの機能を表面的であるが紹介することにする。

2 河口域の水質に影響を及ぼす種々の要因

ここでは、まず、河口域の水質に影響を及ぼす「河口の形状」、「水理的な特徴」および「化学的な特徴」、また河口域に生息する生物の生育要因として「生物学的な特徴」について示す。河口域では、淡水と海水、淡水性生態系と海洋性生態系が交わることで、河口域特有の生物・化学的な動態が生じている。

2.1 河口の形状

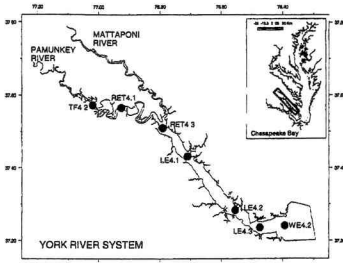
「河口」と一口に言っても、その形状は様々である。図-2(a)~(f)に幾つかの河口(域)の形状を示す。(a)および(f)はリアス式もしくはフィヨルド地形で見られる河口域の形状であり河川から海域にかけて徐々に水域の幅が広がる。特に(a)の場合、河川と海域の境界を明確につけることは困難である。(b)は河口デルタが発達した河口域の形状である。(c)および(d)は都市部に流入する河川の河口域であり、河口部は港湾施設が隣接し、護岸で固められ直線的な形状をしている。そして河床は航路維持や洪水氾濫を防ぐために浚渫されている場合が多い。(e)は河口域に形成された砂州がある形状である。

また、図-1に示したように河川からの堆積物が河口部に堆積し、河口干潟が形成される河口もある。河川の下流である河口部に堆積する土粒子は、岩盤や礫底というよりは、砂もしくはそれ以外の細粒物質である場合が多い。そして、それらの粒子は潮汐によって海から運ばれるものと河川から運ばれるものとがある(西条・奥田編, 1996)。

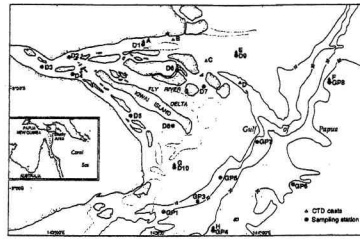
このように、河口の形状は様々である。形状が違えば、当然、流れは大きく異なり、それに伴い水質の分布・変動特性も異なる。したがって、多くの河口域に当てはまる定性的な事項もあるが、各河口域に対して独特な水理的特徴や水質の変動特性も多いことを念頭に置いておくべきである。

2.2 河口域の水理的な特徴

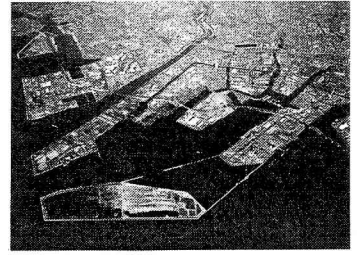
(1) 河口域の混合形態



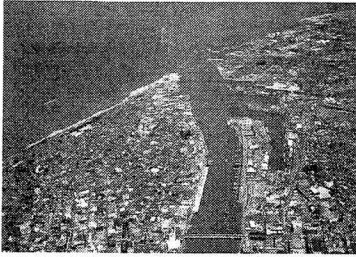
(a) York river の河口域 (Yongsik et al., 1999)



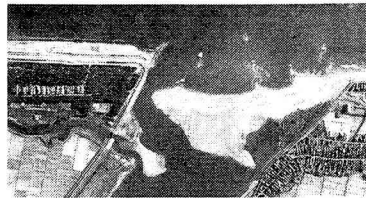
(b) Fly river の河口域 (Robertson et al., 1993)



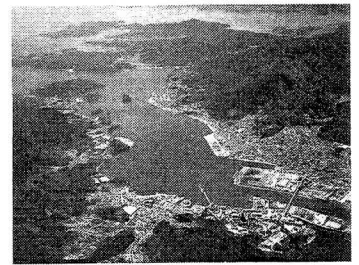
(c) 都市部に注ぐ大小様々な河川の河口域 (大阪湾) (土木学会, 1994)



(d) 信濃川の河口域 (新潟西港) (土木学会, 1994)



(e) 阿武隈川の河口域 (土木学会, 1994)



(f) 盛川の河口域 (大船渡湾) (土木学会, 1994)

図-2 様々な河口域の形状

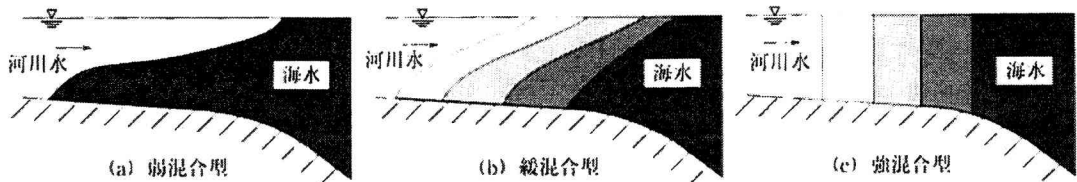


図-3 河口域の混合形態 (土木学会水理委員会, 1999)

河口域では、塩分の鉛直分布および鉛直混合の状態の違いに基づいて弱混合型、緩混合型、強混合型に大別される (図-3)。この混合形態の違いは、主に潮差、河床粗度および河川流量の違いによって現れる。弱混合型は海水と淡水が明瞭な2層を形成するのが特徴である。海水は淡水の下層をくさび状に侵入することから、侵入する海水を塩水くさびと呼ぶ。対して強混合型では、強い鉛直混合によって塩分の鉛直分布が一様化されて、塩分は流下方向のみに分布をもつ。緩混合型は、弱混合型と強混合型の間であり、塩分は鉛直方向および水平方向共に分布をもつ。

図-4 は、国内の90河川の混合形態に対して、表層塩分と底層塩分の比に基づいて弱混合 (0.1以下)、緩混合 (0.1~0.5)、強混合 (0.5以上) の分類を行い、潮位変動量と感潮区間長をパラメータに整理したものである。強混合に近い緩混合形態に対しては、強い緩混合として標記している。強混合形態となる河川の大潮時の潮差は約4mである。大潮時の潮差が3~4mの河川では強い緩混合、1~3mの河川では緩混合、0~1mの河川では弱混合となっている。その割合は、強混合河川は全体の10%以下、安定した弱混合河川は約20%、残る70%余りは弱混合河川という割合になっている (土木学会水理委員会, 1999)。

しかし、同一河川でも、河川流量が小さく潮差の大きい時は強混合型に、河川流量が多く潮差の小さい時は

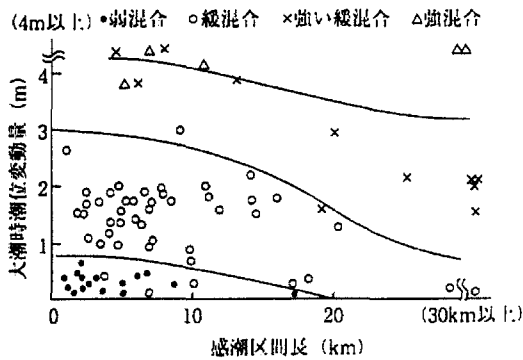


図-4 混合形態の区分 (須賀, 1979)

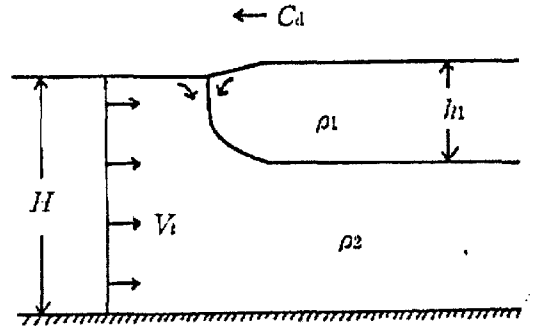


図-5 河口フロントにおける収束 (柳, 1990)

弱混合型に近づく (栗原編, 1988)。そのため、水質や生態系などで数日スケールの変動が重要になる場合にはその時々混合形態の把握が重要となる。なぜなら、後述するように、混合形態によって河口域の水質分布は大きく異なるからである。そのため、月に1度もしくは2月に1度など調査回数が少ない水質調査の実施日には注意が必要である。

(2) 河口フロント

密度が異なる水塊が水平に接すると収束域が形成され、それをフロント (域) と呼ぶ。河口域も例外ではなくフロントが形成され、河口域で形成されるフロントを河口フロント (Estuarine front) と呼ぶ。河口フロントは密度の軽い河川水が密度が重い海水の上を広がる際の先端に形成される (図-5)。河口フロントの先端では、河川水と海水の水位差に起因する二次流によって表面収束流が発生する (柳, 1990)。河口フロントを境界にして、河川側の表層水は河川側からフロントに向かって流れ、フロント部分で下向きの流れとなる。海域側では、その流れにひきづられ海域側からフロント方向に向かう流れが生じることになる。このような収束域では、浮遊系のプランクトンや懸濁物質は集積しやすいことが知られている。

(3) 河口域の交換時間 (フラッシング時間)

内湾の海水交換時間と概念的には同じであるが、河口域の交換時間を簡単に示す指標としてフラッシング時間がしばしば用いられる。幾つかの河口域を比較する際や水質変動の季節変動をおおまかに評価する際には比較的有用な指標である。フラッシング時間 (T) は河川水の流入によって河口域に存在する淡水が入れ替わるのに必要な時間として定義される。これは河口域に流入した河川水の全体積 (Q) を河川流量 (R) で割ることで計算される (Dyer, 1973)。このフラッシング時間は、河川流量の変化によって大分異なった値をとる (Grabemann et al., 1990)。この指標は、河口循環流を考慮していない単純な指標であるため、河口循環流が比較的弱い強混合もしくは強混合に近い緩混合の混合形態の河川に対して適用性が高いと思われる。

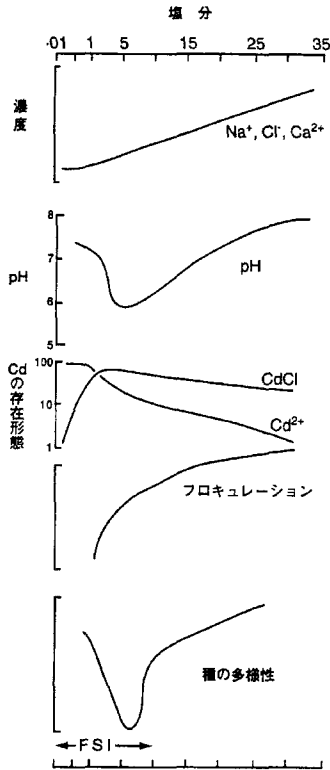
2.3 河口域の化学的な特徴

(1) 沈降過程

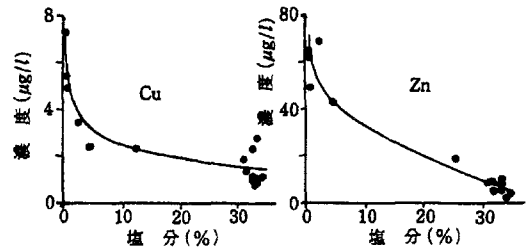
河川から河口域に流入する有機物-粘土鉱物複合体や腐植物質等の懸濁粒子は河川水中にコロイドとして存在している。塩分量の急激な変化はこれらコロイド粒子の表面電化に変化を与え、電解質溶液中で迅速にフロックを形成 (フロキュレーション: 懸濁物が綿状に凝集) させ、凝集・沈降を促進させる (栗原編, 1988)。懸濁粒子の沈降速度 w_s は、重力と沈降に伴う摩擦力の釣り合いで与えられる。重力=摩擦力を式で表すと(1)式の様に表現でき、これを満たす沈降速度 w_s は(2)式で表現される。

表一 河川水および海水中の栄養塩と有機物(夏期)(栗原編, 1988)

場 所	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	SiO ₂	DON	PON	DOC	POC
	mg/l			μg atom/l				mg/l	
河川									
岩手県大槌川	3.7	0.4	24	0.5	234	30	—	2	0.15
東京臨海洗川	30	62	144	16	8	93	73	5.7	1.1
海									
大隅内海	29	0.2	4	0.2	60	27	4	2	0.3
大崎湾	33	0.2	0.2	0.5	2	20	3	2	0.2
東京湾奥海水	—	30	10	2	30	15	45	2-6	0.3
西郷太平洋	0 m	1.9×10 ⁴	0.5	0.0	0.0	4.5	14.4	~1	1.61
28.5°N	4,000 m	1.9×10 ⁴	0.7	35	2.1	151	8.9	<1	0.76
44°N	0 m	—	0.6	12	1.2	23	12	~1	1.7
	4,000 m	—	0.3	32	2.6	155	7.4	<1	0.6



図一6 汽水域における保存性物質と非保存性物質と塩分の関係。塩分1‰以下は対数軸。縦軸の目盛りは物質毎に任意に設定。(McLusky, 1999)



図一7 ライン川河口における溶存CuとZnの変化(栗原編, 1988)。

$$\frac{1}{6} \pi d_s^3 (\rho_s - \rho_w) g = 3 \pi \mu d_s w_s \quad (1)$$

$$w_s = \frac{1}{18 \mu} (\rho_s - \rho_w) g d^2 \quad (2)$$

ここで、 μ : 水の粘性係数、 ρ_s : 粒子の密度、 ρ_w : 水の密度、 d : 粒子の直径、 g : 重力加速度である(西条・奥田編, 1996)。懸濁粒子はフロクを形成する際に周囲水を取り込むので、懸濁粒子の密度は小さくなり、懸濁粒子の沈降速度は小さくなる方向に働く。しかし、フロク形成に伴う直径の増大の効果が2乗で効くため、フロクの形成は懸濁粒子の沈降速度を増大させる方向に一般には働く。

(2) 化学物質の動態

淡水と海水がであうとこで生じる生物化学的動態の大部分は低塩分(1‰以下)で起きることから、FSI (Freshwater-Seawater Interface: 淡水-海水界面) または FBI (Freshwater-Brackishwater Interface: 淡水-汽水界面) が汽水域での生物化学的動態を見る際には重要となる(McLusky, 1999)。図一6は汽水域における保存性物質と非保存性物質と塩分の関係を示したものである。保存性物質としては、ナトリウム、塩素およびカルシウム、非保存性の物質としては、pH、2つの形の溶存カドニウム、有機的フロキュレーションおよび種の多様性を例として示している。ナトリウムおよび塩素のような海域の主要イオンは塩分の増加に伴い線形的に増加している(1‰以下は対数軸であるので曲線に見える)。一方、pHやカドニウムはFSIでピークを持ち、FSIで非線形な変動を示している。特に、pHは多くの化学物質の化学変化に影響を与えるので、pHの非線形

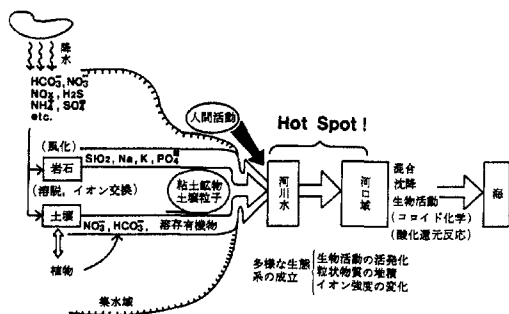


図-8 河川域および河口域における物質動態の模式図(栗原編, 1988)

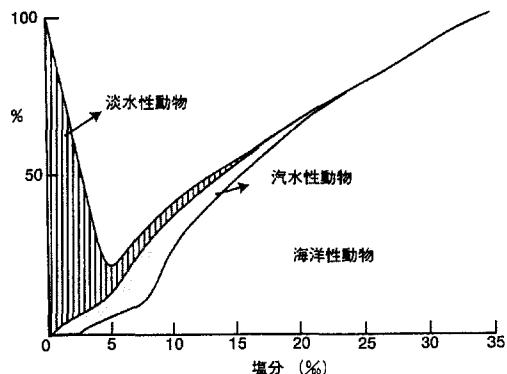


図-9 汽水域における本来の生息場所での種類数に対する100分率 (McLusky, 1999)。

的な変動はpHだけにとどまらず、カドニウムなどの金属性化学物質の動態に影響を及ぼす。このように、海水と淡水の接合部であるFSIでは非線形的な化学的攪乱を生じる物質が存在し、単に濃度の希釈だけによる線形的な変化では説明できないことがある。また、種の多様性もFSIで非線形な変動を示す。この要因に関しては後節で述べる。

表一に日本の幾つかの河川水と海水中に含まれる化学物質の濃度を示す。河川水と海水に含まれる化学組成を比較すると、河川水中には海水の主成分となるCl⁻、いわゆる塩類が少なく、海水中には生物体を構成するNH₄⁺、NO₃⁻、PO₄³⁻、SiO₂、DOC、POC等の窒素、リンおよび炭素の化合物が少ない。塩類は水に溶けやすく河川によって陸域から海に運ばれて蓄積した成分であり、窒素、リンおよび炭素の化合物は主として陸上の生物活動にその起源をもつ。この差の要因の一つとして、植物プランクトンによる取り込みが大きな役割を占めている(栗原編, 1988)。つまり、NH₄⁺、NO₃⁻、PO₄³⁻、SiO₂等は海域に流入すると、植物プランクトンの増殖にすみやかに使われると考えられる。

また、上記の化学物質の他に、人間活動によって排出された重金属や自然活動によって流出した重金属がある。図-7にライン川河口における溶存態のCuおよびZnと塩分の関係を示す。NH₄⁺、NO₃⁻、PO₄³⁻、SiO₂と同様に重金属も海域に流入すると減少する。塩分の増加に伴う重金属濃度の低下が下に凸になっていることから、単なる希釈効果だけでなく、粘土鉱物への吸着、イオン交換、キレート物質やコロイド粒子への生成、または生物による摂取などが強く作用しているものと考えられる(栗原編, 1988)。

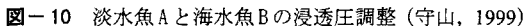
このように、河口域では陸域から運ばれた化学物質が沈降・吸着、一次生産等の生物化学変化が活発であり、激しい物質動態が河口域の特徴である(栗原編, 1988)。図-8にこの河口域の物質動態の概念図を示す。

2.4 河口域の生物の特徴

(1) 河口域の生物種

河口域における生物に対する環境条件として塩分は重要である。生物種を塩分に対する適合性で分類すると、低塩性種(～0.5‰)、真性エスチュアリー種(5～18‰)、広塩性種(5～18‰)、狭塩性種(25‰～)および移動性種に分類される(McLusky, 1999)。また、日本産主要汽水性のベントスの塩分環境に対する分布範囲に関しては堀越・菊池(1976)らに示されている。

エスチュアリーに生息する種に対して、本来の生息場所での種類数に対する100分率で示したものが図-9である。淡水性動物の塩分0‰での生物種を淡水性動物100%、海洋性動物の塩分35‰での生物種を海洋性動物100%とし、各塩分でのそれぞれの存在率を積算している。この曲線はRemaneの曲線と呼ばれる。淡水性動物の種類数は塩分の増加に伴って大きく減少し、塩分5‰以上では10%以下に減少する。海洋性生物の



このように汽水域である河口域に生息する生物の種類数は相対的には少ない。しかしながら、その環境に適応できる生物にとっては豊富な栄養物質を比較的低い競争率で入手できる魅力的な場所である(西条・奥田編, 1996) ため、河口域では少ない種類数の割に生物の個体数は豊富である。生物の種類数が少ないことの要因は、河口域が多量の流入負荷が通過することによって汚染されやすいことや、河口域という水域が淡水域や海域よりも狭いこと等でなく、塩分や水温等の環境因子の変動が激しいことによるストレスが主要因であると考えられている(西条・奥田編, 1996, McLusky, 1999)。

脊椎動物の体液の塩分は海水の約 1/3 であり、淡水魚および海水魚ともに同じである。それ故、淡水魚では周囲水である淡水の方が低張（浸透圧が低い）状態であり、体外から体内に淡水が浸入し体内の水分が増えて水ぶくれになってしまう危険性がある。一方、海水魚では周囲水である海水の方が高張（浸透圧が高い）状態であり、体内から体外に水分が逃げ体内の水分が失われる危険性がある。このような危険性から体内の水分を守るために、淡水魚は水を飲まないようにし、腎臓で体液よりも塩分の低い液体（尿）をつくり、水分を体外に排出している。一方、海水魚は海水を飲み、鰓の細胞で海水よりも塩分の高い体液をつくり、塩分を体外に排出している（図-10）（守山，1999）。多くの魚種にとって稚仔魚の時には、低張液を排出する腎臓も高張液を排出する鰓の細胞も未発達であるため、それらの魚の稚仔魚は周囲水の塩分が体液の塩分に近く（等張）なる環境を選んで生活する（守山，1999）。体液の塩分が約 12 程度（海水の 1/3）であると考えれば、汽水域は稚仔魚にとって適した場所であることがうなづける。そのため、多くの生物は生存競争の中で生き抜く戦略として、稚仔魚時は河口域で生活する。このように汽水域である河口域は生物にとって生理的なメカニズムを維持するのに困難な環境である一方で、この環境に適応できる種に対しては、逆に、海水や淡水中で起きる生存競争からの逃避の場となる（McLusky, 1999, 山下, 2000）。参考として、東京湾で漁獲される魚類の主な産卵場と生育場を図-11に示す。多くの魚類の産卵場所は湾口部であるが、生育場は河口域であることが判る。

The map illustrates the distribution of spawning and breeding grounds for several fish species in Lake Biwa. A legend indicates that stippled areas represent spawning grounds (産卵場) and dashed outlines represent breeding grounds (生育場). Arrows show migration or spawning patterns from various locations towards the upper right portion of the lake.

魚種	産卵場	生育場
スズキ	マナシ	マナシ
メダカ	マナシ	マナシ
コイ	マナシ	マナシ
フナ	マナシ	マナシ
ウツギ	マナシ	マナシ
アサギ	マナシ	マナシ
クニ	マナシ	マナシ

図-11 東京湾の魚類の産卵場所と生育場(山下, 1999).

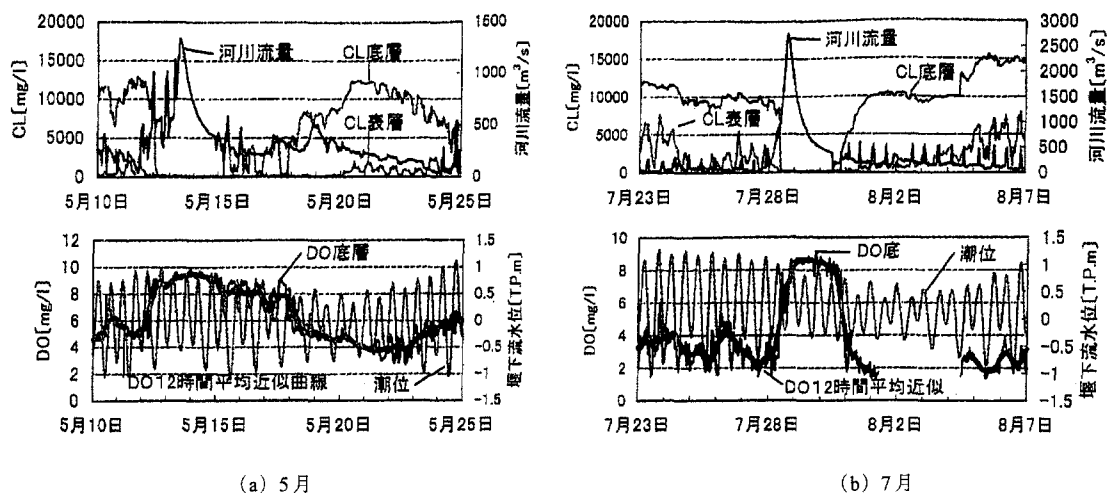


図-12 長良川河口堰下流域（河口から+3 km）における河川流量，底層CL，上層CL，潮位およびDO濃度の時系列変化(a) 5月，(b) 7月。（武田ら，2001）

(3) 河口域における浮遊幼生や動物プランクトンの成長戦略

河口域に生息する生物には，前述した汽水性を成長戦略として生息しているものの他に，塩分の鉛直分布やそれに伴う流れを成長戦略としているものもある．植物プランクトンよりも増殖速度が遅く，河口域で自生しにくい動物プランクトン（4.1 参照）が河口域で自生するための成長戦略として塩分による上下移動がある．

一般に動物プランクトンは昼には下層にいて，夜には表層に移動するという日周上下移動をすることが多いが，河口域の動物プランクトンの中には塩分濃度によって上下移動を調整する種もある．例えば，河口域に生息するアミ類やカニのゾエア幼生は塩分躍層があまり発達しない緩混合型河口域において，上げ潮の時に上方に移動し，下げ潮時には下方へ移動するという潮汐に対応した垂直移動を行う．このことによって，彼らは，上げ潮時には流れに乗って上流へ移動し，下げ潮時には流れの遅い下方へ移動することによって海へ流されないようにしている（栗原編，1988）．また，ヤマトシジミの浮遊幼生は，自身の比重が海水より小さく淡水より大きいことを利用して，塩水くさびに乗って河川の感潮域の先端まで移動し，河川感潮域の全体に定着することを可能にしている（守山，1999，桑原・斎藤，2003）．

3 河口域の水質の時間変動および空間分布

前章において，河口域の水質・生態に及ぼす種々の要因について述べた．本章ではそれらの要因によって河口域の水質がどのような時間スケールで変動するのか，またどのような空間分布となるのかを示す．

3.1 河口域における水質の時間変動 DO 濃度

河口域の水質の代表として，ここではDO濃度に着目する．多量な負荷が流入する河口域では，多くの有機物が堆積し，その有機物の分解過程において酸素が消費される．そのため，底層部は貧酸素状態になり易い．武田ら（2001）は，長良川河口堰の下流においてDO濃度を長期間連続で観測し，貧酸素水塊の形成・消滅について検討している．図-12は河口から+3 km地点の底層における2回（5月および7月）の洪水時の河川流量，底層CL，表層CL，潮位およびDO濃度の時系列変化を示したものである．5月14日および7月28日の洪水時には，底層塩分が低下し表層塩分と同じになり（成層の崩壊），底層DO濃度は急激に増大する．洪水

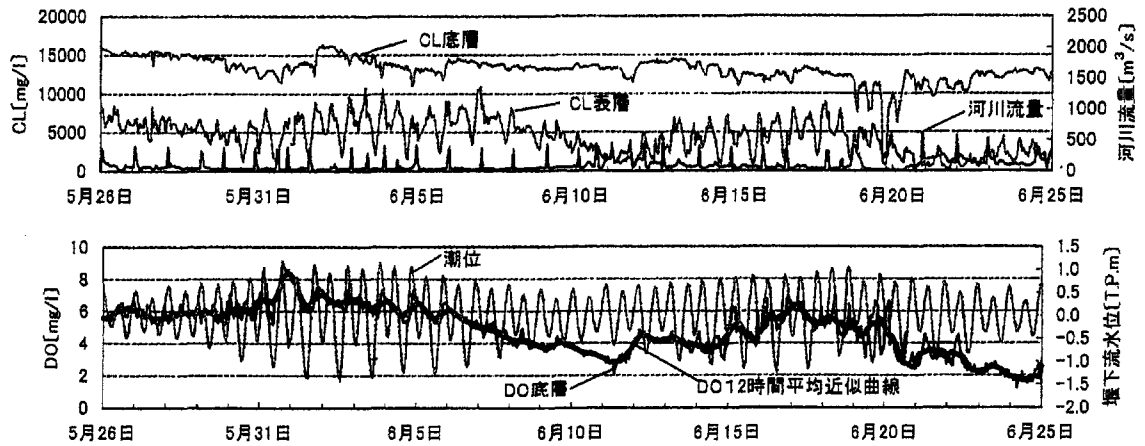


図-13 長良川河口堰下流域（河口から+3 km）における河川流量、底層CL、上層CL、潮位およびDO濃度の時系列変化（5月から6月）。（武田ら，2001）

がおさまり河川流量が低下すると、底層塩分と表層塩分の差が生じ（成層の形成）、DO濃度は低下し始める。底層塩分の増加勾配および底層DO濃度の低下勾配は、大潮の時は緩やかであるが、小潮の時は急である。

図-13は同じく長良川河口堰の下流部の河口から+3 km地点の底層における5月26日から6月25日までの河川流量、底層CL、表層CL、潮位およびDO濃度の時系列変化を示したものである。大潮時には鉛直混合が強くなるため底層塩分は低下しているが、小潮時には鉛直混合が弱まり成層が強くなるため底層塩分は増加している。その水塊構造の変化に合わせて底層のDO濃度は大潮時には増加し、小潮時には減少する。

これから、長良川河口域の底層DO濃度の低下に関して、①洪水後に成層が強くなること、②洪水に関係なく小潮時に塩分成層が発達することの2つの要因が考えられている（武田ら，2001）。このように、河口域の水質の長期変動（ただし季節変動よりは短い）では、①河川流量の変化（洪水の発生）と②潮差変動（朔望周期）の2つの時間スケールは重要であることが判る。

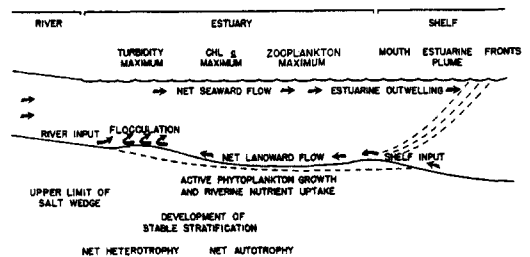


図-14 河川から海までの水質分布の概念（Fisher, 1988）

3.2 河口域における水質の空間分布

(1) 平面分布

河口域では塩分が河川から海域にかけて変化することに伴って水質は特徴的な分布を示す。河口から海までの水質分布を概念的に示すと図-14のようになる。淡水と海水が混合し始める所で濁度最大となり、海側に向かってChl-a（植物プランクトン量）最大、さらに動物プランクトン量最大と続く。淡水と海水が交わる所では、①フロックの形成（Zabawa, 1978）、②2成層の循環流による巻上げの促進（Meade, 1972; Peterson et al., 1975）によって濁度が最大となる。河口域には陸域からの多量の栄養塩が供給されるため、河口域には植物プランクトンの増殖にとって十分な栄養塩が存在する。しかしながら、高濁度水塊が発生する水域では光が遮られるため植物プランクトンの増殖は抑制されChl-aは大きくならない（Pennock, 1985; Flemer, 1970; Cloern et

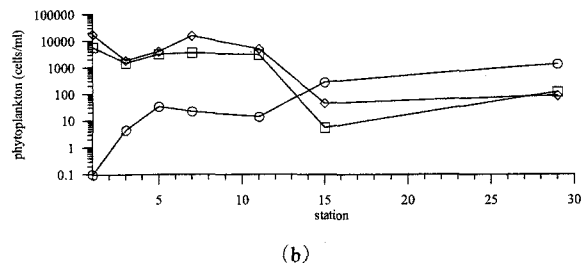
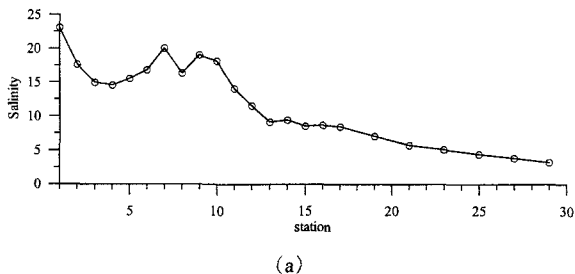


図-15 表層0～50 cmにおける(a)塩分、(b)植物プランクトン密度の流下方向変化 (2001年8月15日)．○：淡水性，□：海洋性，◇：種名未同定 (岡田・中山，2004)

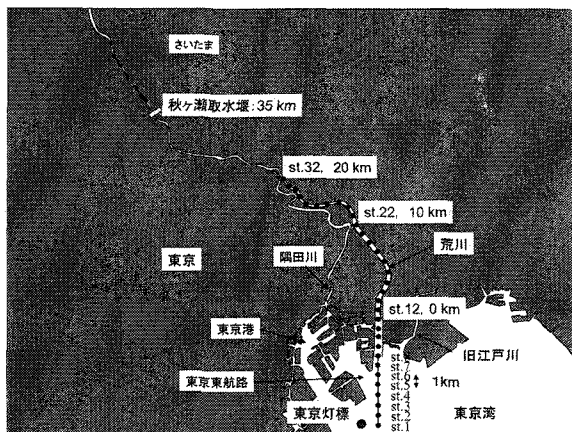


図-16 荒川河口域および下流域の形状および観測地点。
●は観測地点を示す。(岡田・中山，2004)

表-2 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) (岡田・中山，2004)

	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	

al., 1983; Harding et al., 1986) が、高濁度域の下流側の透明度は十分高く、植物プランクトンは活発に増殖し Chl-a が最大となるような水域が形成される (Fisher, 1988)。

このように、河川域における植物プランクトンの高い一次生産および生息の位置は植物プランクトンに与えられる光量に影響され、この光量は高濁度水域の位置に大きな影響を受けることになる。そして、この高濁度水域の位置や高一次生産水域の位置は、概念的には図-14で示したとおりであるが、その時々々の河川流量、堆積物の流出量および個々の河川の混合特性に影響され、必ずしも全ての河口域で同じとは限らない。また同じ河口域でも常に同じとは限らない (Ayukai and Wolanski, 1997)。例えば、Chl-a が最大となる水域が濁度が最大となる水域の上流側に発生する場合もある (Anderson, 1986)。この要因は、①濁度が最大となる水域の上流側の水域が低濁度であること、②濁度が最大となる水域の上流側において他の環境条件が植物プランクトンの成長に適していること、③濁度が最大となる水域の下流側の水域が高濁度の影響で低濁度ではないため成長が妨げられることである (Fisher, 1988)。他の河口域についても多くの観測事例があるので興味のある方は参考にして頂きたい (Amazon 河口域: Milliman and Boyel (1975); Changjiang 河口域: Ning et al. (1988); Huanghe 河口域: Turner et al. (1990); Mississippi 河口域: Lohrenz et al. (1990); Zaire 河口域: Cadée (1978))。

植物プランクトンの増殖および生息の位置には光量だけでなく塩分も重要な因子となる。図-15は荒川河口域における (a) 表層0～50 cmの平均塩分と (b) 表層0～50 cmの植物プランクトン数の分布を示したものである。植物プランクトンは海洋性種と淡水性種に分けている。図-16に荒川河口域における観測地点を示す。各観測地点間隔は1 kmである。河口部はst.8に相当する。また、st.1における優占7種の植物プランクトンの各地点の密度を表-2にまとめた。表層塩分が10以下のst.15より上流側では淡水性の植物プランクトンが優占であるが、表層塩分が15以上になるst.11より下流側では海洋性の植物プランクトンが優占となる。

河口域の水平方向の分布の特徴はその地形的な影響よりも塩分分布に支配されている場合が多い。そのため、

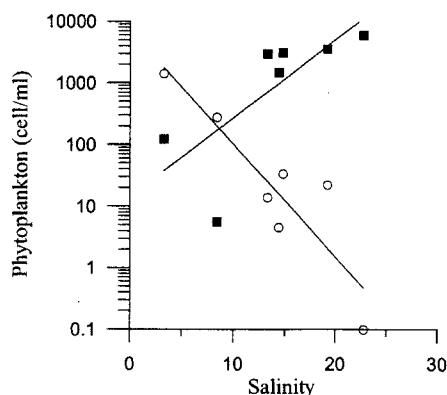


図-17 荒川河口域における塩分と植物プランクトン種の関係 (■: 海洋性植物プランクトン, ○: 淡水性植物プランクトン)。

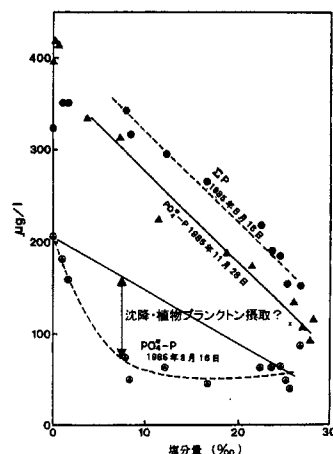


図-18 多摩川下流域における表面水中のリンの混合曲線 (鎌谷, 1986に加筆)。

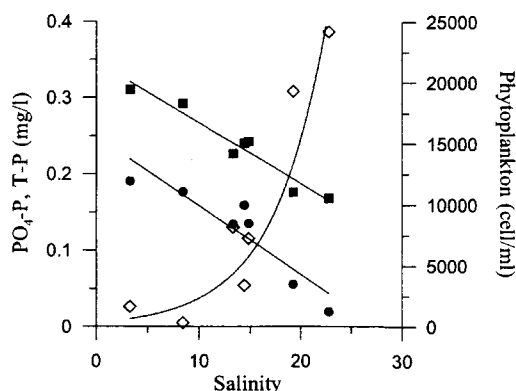


図-19 荒川河口域における塩分とTP, PO_4 -Pおよび植物プランクトン量の関係 (TP: ■, PO_4 -P: ●, 植物プランクトン量: ◇)。

水平方向の分布の特性は距離で整理するよりも塩分で整理した方が河口域の水質分布の特性を示しやすい場合が多い。図-17は荒川河口域における塩分と淡水性植物プランクトンおよび海洋性植物プランクトンの関係を示したものである。塩分の増加に伴い、淡水性の植物プランクトンは指数的に減少し、海洋性の植物プランクトンは指数的に増加している。また、淡水性植物プランクトンと海洋性植物プランクトン数が塩分10付近で逆転していることが明瞭である。

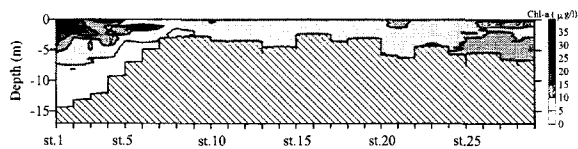
図-18は夏期および冬期における多摩川の河口域に表面水中のリンの混合曲線を示したものである。夏期のT-Pおよび冬期の PO_4 -Pは直線的に減少しているのに対して、夏期の PO_4 -Pは下に凸の形状を示している。

直線的な減少は、濃度が相対的に低い海水による単なる希釈効果であると考えられる。一方、夏期の PO_4 -Pの下に凸な形状は、T-Pは直線的に減少していることおよび冬期は直線的に減少していることから、海域における植物プランクトンによる摂取の影響が大きいと考えられる。

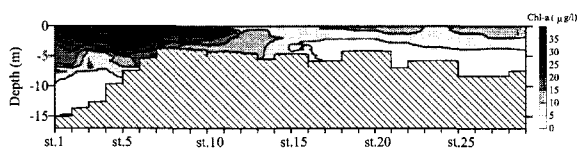
前章のCuおよびZnと塩分の関係でも示した様に、陸域から高濃度の化学物質が低濃度の海域に流入すると、生物化学的な動態を受けて塩分の増加に伴って一般的には下に凸の形状となる。しかしながら、必ずしもそうならない場合もある。その一例を図-19に示す。図-19は荒川河口域における塩分とTP, PO_4 -Pおよび植物プランクトン数の関係を示したものである。荒川河口では、植物プランクトンが大量に生息しているにもかかわらず、TPおよび PO_4 -P共に塩分の増加に伴って直線的に減少している。この要因はまだ明らかにしていないが、河口付近における下水等からの横流入が影響しているものと考えられる。このように、都市化した河口域では、負荷の流入が河川上流側だけでなく、河川下流部における横流入や河口域海域部等幾つもあることが現象を複雑にしている。

(2) 鉛直分布

河口域では異なる密度の水塊が交わるため、強い鉛直混合がない限り塩分および各水質ともに鉛直方向に一

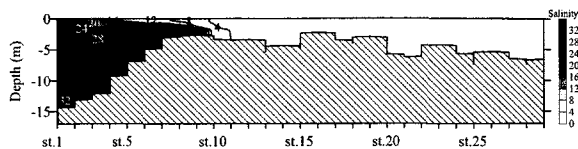


(a)

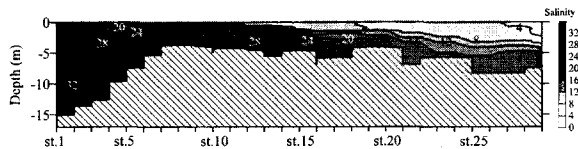


(b)

図-20 荒川河口におけるChl-aの縦断面分布。(a)大潮時、(b)小潮時。(岡田・中山, 2004)

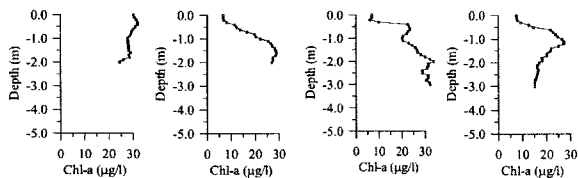
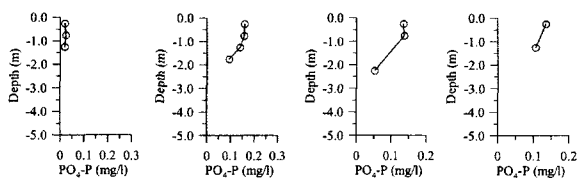
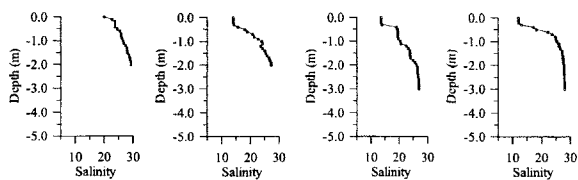


(a)



(b)

図-21 荒川河口における塩分の縦断面分布。(a)大潮時、(b)小潮時。(岡田・中山, 2004)。



(a) st. 1 (b) st. 3 (c) st. 5 (d) st. 11

図-22 荒川河口域における塩分、 PO_4 -PおよびChl-aの鉛直分布(岡田・中山, 2003)

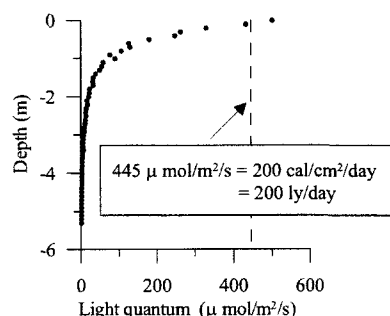


図-23 st. 6における光量子の鉛直分布。図中の破線は植物プランクトンの成長に対する最適光量 (200 ly/day) を示す。(岡田・中山, 2004)

様にならない。図-20 (a), (b) は大潮時（厳密には大潮から2日後の中潮）および小潮時（厳密には小潮から2日後の若潮）における荒川河口域のChl-aの流下方向の縦断面分布を示したものである。また、図-21 (a), (b) はその時の塩分の縦断面分布を示したものである。高濃度のChl-aは、大潮時にはフロントの前面の狭い水域に集積し、小潮時には中層の塩分躍層に沿って流下方向に長く分布している。このようにChl-aの分布は河口域の成層構造に応じてかなり異なった分布をもつ。

小潮時の塩分、 PO_4 -PおよびChl-aの鉛直分布を示したのが図-22である（観測地点は図-16を参照）。st.11では水深1 m付近に明瞭な塩分躍層が存在するが、st.1に向かうにつれてその躍層は徐々に弱まる。比較的強い躍層が形成されているst.3からst.11にかけて、 PO_4 -Pは躍層の上層で高く、下層で低い。植物プランクトン量は栄養塩濃度や光量に支配されるが、高いChl-aは栄養塩が高く光が十分にある表層ではなく、栄養塩濃度が低く比較的光量が弱い躍層の下側でピークをとる様に分布している。これは、この海域の光量と植物プランクトンの最適光量を考えると強光障害の影響は考えにくく（図-23参照）、塩分が支配要因になっているものと考えられる。類似した植物プランクトンの分布は七北田河口域でも観測されている（栗原編, 1988）。ここでは、Chl-aの分布だけでなく、植物プランクトンの種別の鉛直分布が測定されている（図-24）。Cyclotella spp., SkeletonemaおよびMesodinium共に躍層の下層に多く出現する特徴は同じである。そして、種毎によってピークの表れる水深が異なっていることは非常に興味深い。光に対する集積性や最適塩分の違い等が種毎に

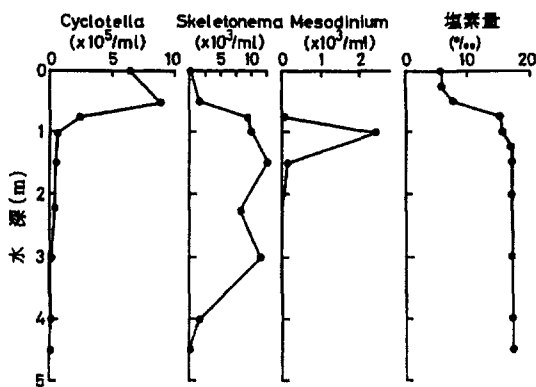


図-24 七北田川河口域におけるプランクトンの垂直分布 (栗原編, 1988)。

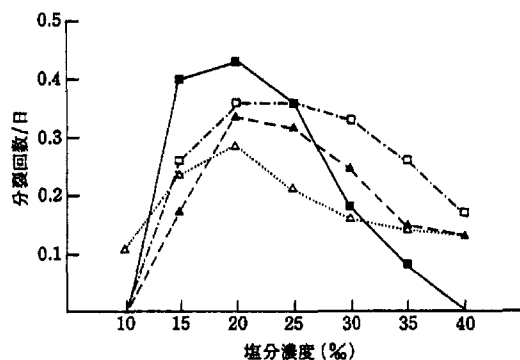


図-25 渦鞭毛藻類ケラチウム属4種の増殖速度と塩分の関係 (栗原編, 1988). △ *Ceratium tripos*; ▲ *Ceratium fusus*; □ *Ceratium furca*; ■ *Ceratium lineatum*

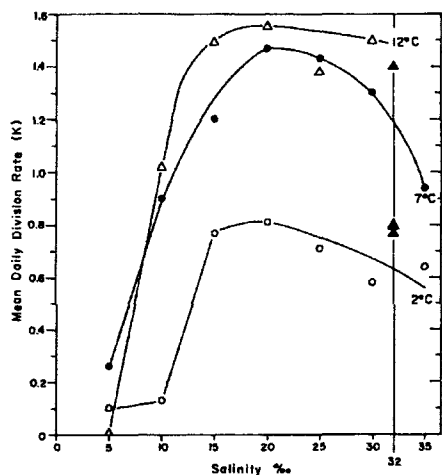


図-26 珪藻 (*Detonula Confervacea*) の成長速度と塩分の関係 (Smayda, 1969)

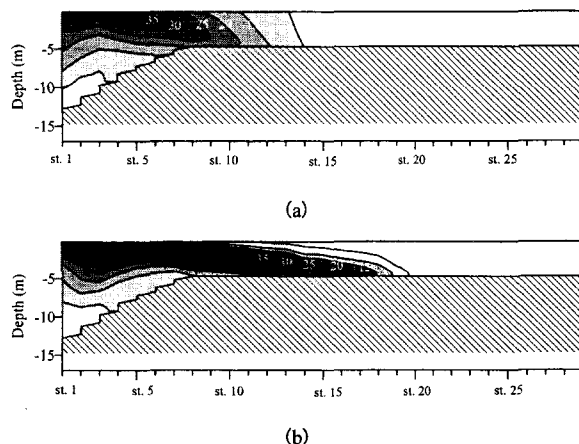


図-27 (a) 大潮時 (潮差 = 140 cm) および (b) 小潮時 (潮差 = 60 cm) における満潮時のChl-aの縦断面分布の計算結果. (岡田・中山, 2004)

違うことが影響しているものと思われる。

図-25, 26は渦鞭毛藻および珪藻の植物プランクトンの増殖速度の塩分依存性をそれぞれ示したものである。汽水域に生息する植物プランクトンでも、低塩分では成長速度が極端に低下する。岡田・中山 (2004) は、この増殖速度の塩分依存性をモデル化して荒川河口域のChl-aの縦断面分布を計算した (図-27)。計算結果のChl-aの分布が観測されたChl-aの分布 (図-20) に比較的良く一致していることから、河口域における植物プランクトンの分布は塩分の分布に強く支配されていると考えられる。

4 河口域における一次生産

沿岸域の重要な水質指標の一つとして植物プランクトン量 (Chl-a) がある。植物プランクトン量は、直接的には赤潮の指標、水中の有機物量の一部として、間接的には物質循環構造を把握する上での主要な構成要素

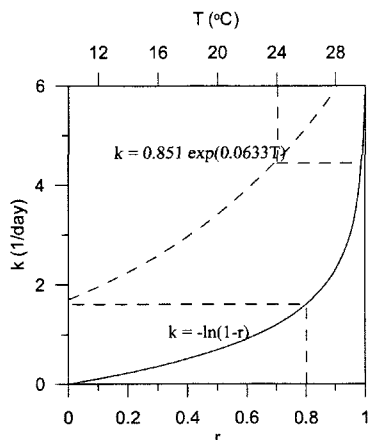


図-28 河口域の交換率 r とその交換率においてプランクトン数が維持できるための増殖速度 k の関係および水温 T と増殖速度 k の関係。

②自身の増殖だけでは維持できず河川や海域からの補充によって維持, ③自身では増殖せず, 河川や海域からの流入のみで維持するものである(栗原編, 1988)。①の自身の増殖のみでプランクトンが河口域に定着できる条件を, 河口域を強混合と仮定して, 河口域の水の交換率とプランクトンの増殖率の関係から検討する。

河口域でのプランクトンの増殖率を k とすると, m 日後のプランクトンの個体数 P_m は

$$P_m = P_0 \cdot e^{k \cdot m} \quad (3)$$

と表すことができる。ここで, P_0 : 個体数の初期値である。また, この個体数 P_m が潮汐および河川流動による水の交換によって減少することを考慮すると

$$P_m = P_0 \cdot e^{k \cdot m} \cdot (1-r)^m \quad (4)$$

と表すことができる。ここで, r : 1日当たりの水の交換率である。個体数が一定に維持されるということは $P_m = P_0$ の関係が成り立つことを意味する。すなわち,

$$1 = e^{k \cdot m} \cdot (1-r)^m \quad (5)$$

$$k = -\ln(1-r) \quad (6)$$

となる。(6)式から, $k = -\ln(1-r)$ の場合には個体数は一定, $k > -\ln(1-r)$ の場合には個体数は増加, $k < -\ln(1-r)$ の場合には個体数は減少し個体数を維持できないことになる。

光合成に対して栄養塩は十分豊富にあり, かつ, 日射は十分にあると仮定すると, 植物プランクトンの増殖速度 k は,

$$k = 0.851 \cdot \exp(0.0693T) \cdot \min \left\{ \frac{N}{K_N + N}, \frac{P}{K_P + P} \right\} \cdot \frac{I}{I_{opt}} \exp \left(1 - \frac{I}{I_{opt}} \right) \quad (7)$$

$$k = 0.851 \cdot \exp(0.0693T) \cdot 1 \cdot 1 \quad (8)$$

の様に水温 T のみで表現できる。図-28に植物プランクトンの増殖速度 k と交換率 r の関係および水温 T の関係を示す。交換率 r が0.8以下の水域の場合, 水温が10℃以上ならば増殖を維持する。また逆に, 水温が24℃以上ならば交換率が0.9でもプランクトンの生息は十分維持可能である。これから, 水温が高く, 日射が十分である夏期においては, 潮汐による水平拡散よりも河川流量による移流の方が卓越するような河口域($r > 1$)を除いては, プランクトンは河口域に十分維持できることになる。因みに, 晴天時の荒川河口の場合, 河川流速が数cm/sに対して, 潮汐による流速は数10cm/sに及び, 潮流による水平混合の方が河川流量による移流よ

として重要な量である。また, 河口域のような汽水域では, 生物である植物プランクトンは特徴的な増殖を示す。そこで, 本章では, その植物プランクトンの分布の基となる一次生産について着目する。

4.1 河口域におけるプランクトンの自生条件

河口域が内湾と大きく違うことの一つとして, 河口域には強い弱い違いがあるものの, 平均的には少なくとも川から海への一方向の流れが存在する。そのため河口域のプランクトンはいずれは海へ押し流される運命にある。河口域でプランクトンが生息し, そして個体数を維持できるかどうかは, 河口域の交換速度とプランクトンの増殖速度の関係で決定される。河口域に生息しているプランクトンをその観点から分類すると次の3つに分類できる。①自身の増殖のみで維持,

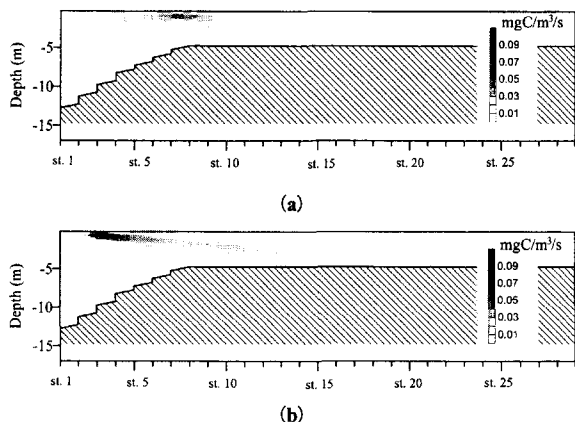


図-29 (a)大潮時(潮差 = 140 cm)および(b)小潮時(潮差 = 60 cm)における満潮時の一次生産量の縦断面分布の計算結果。(岡田・中山, 2004)

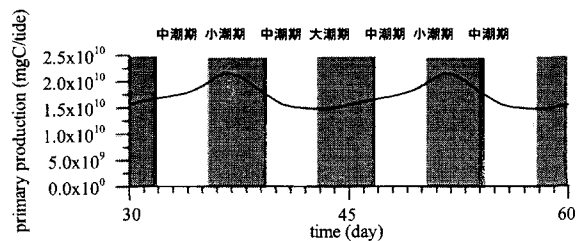


図-30 河口域における一潮汐当りの一次生産量の水域内総量の時間変化。大潮の前後4日を大潮期、小潮の前後4日を小潮期、それ以外を小潮期とした。(岡田・中山, 2004)

りも卓越する。そのため、晴天時の荒川河口域においては、植物プランクトンは容易に自生可能であると考えられる。しかし、洪水時には河川流速が数10 cm/sになり、自生は困難となる。

4.2 河口域の一次生産量

緑色植物が光合成をして有機物を合成することを一次生産と呼び、その光合成生産量を一次生産量と呼ぶ。河口域は、陸域からの栄養塩の供給口であることから、一般に、良い意味(良好な漁場)でも悪い意味(赤潮、有機物堆積)でも一次生産量が高いことが知られている。このような河口域の一次生産量をモデルによって計算する試みは幾つかなされている。例えば、Lohrenz (1990) は定常状態を仮定した光制限モデルを用いてミシシッピ川の河口域の一次生産量を計算した。その結果により、実際に観測された生物量はモデルによって算出された量よりも少ないことを指摘した。そしてこの要因は、塩分の急勾配のような急激な環境変動、例えば金属毒性のような測定されなかった物質による成長抑制、凝集や沈降による損失、プルーム内での短い滞留時間(生物動態が定常状態に達しない)であるとしている。

4.3 河口域の一次生産量の分布と時間変動

岡田・中山(2004)は荒川河口域において、流動の非定常性、植物プランクトンの増殖速度の塩分依存性を考慮して一次生産量を計算した(図-29)。一次生産が活発な領域は、大潮時にはフロント付近のみ、小潮時には塩分躍層直下のみである。このように、河口域では豊富な栄養塩があるにもかかわらず塩分による増殖制限から活発な一次生産の領域はかなり限定されていることが判る。また、その一次生産が活発な領域は、混合形態の変化に伴って、分布位置および範囲が大きく異なっている。しかし、その限定された領域では豊富な栄養塩を活かして非常に高い一次生産量を示している。計算で得られた活発な一次生産を示す領域の一次生産量は $0.05 \text{ mgC/m}^3/\text{s}$ 前後である。対して、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(吉田, 1973)。また、山口・柴田(1979)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見られること、東京湾の生産層は平常時4~12 m、赤潮時には0.5~2 mにすぎないことを示している。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。したがって、河口域の一次生産量は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。ただし、一次生産量の定量的評価に関しては現地観測による詳細な検討および一

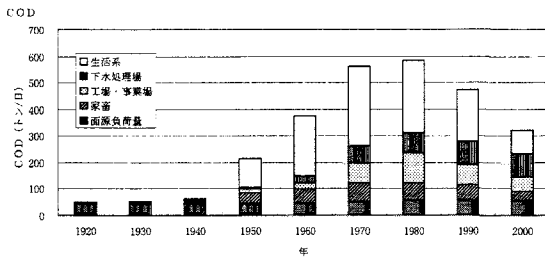


図-31 東京湾における流入負荷の変遷

次生産量の計算に対するモデルの検証が必要であるう。

また、図-30は荒川河口域における一潮汐当りの一次生産量の時間変動を示したものである。ここでの河口域は河口から沖合い7 kmまでの水域としている。河口域における一次生産量は小潮期に最大となり、大潮期に向けて減少し、小潮期に向けて再び増加する様な朔望周期の変動を示す。これは、図-29で示したように成層構造の変化によって一次生産が活発になる領域の大きさが変化するためと考えられる。

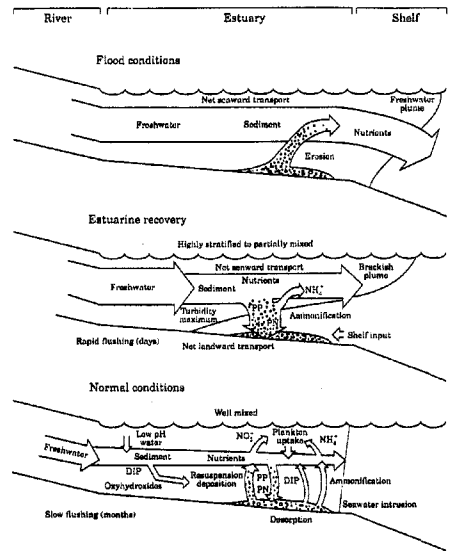


図-32 リッチモンド川における河口域における有機物の堆積・流出の年サイクルの概念図 (Eyre, 1997)

5 河口域から内湾域への流入負荷

河川は内湾や沿岸に陸域からの栄養を運ぶ役割をし、河口域はその栄養の入り口となる。そこで、本章では、河口域を通過する流入負荷の内湾域への流出特性について示す。ここでの流入負荷の時間変動は、前章の水質(DO濃度)の時間変動で示した、洪水時と朔望周期に着目する。

5.1 流入負荷の供給口

流域に多くの人口を抱える河川の河川水が内湾に注ぐ場合、その河川水は多量の負荷を内湾域にもたらす。この流入負荷を発生原別に分割すると生活系、下水処理場、工場・事業場、畜産系および面原負荷に分けることができる。図-31は流入負荷の変遷の一例として東京湾に流入する負荷の変遷を発生原別に示したものである。東京湾に流入する負荷量は1980年代がピークであったが、その後の工場排水の排水規制、下水道整備および住民意識の向上によって負荷量は減少している。負荷原別の割合でみると、現在では、生活系および下水処理場が全体の負荷量の約6割近くを占めている。図中の負荷原の中で工場・事業場の排水を除くとその殆どは河口域を通じて海域に注がれていると考えられる(一部の下水処理場は直接海域へ排水)。そのため、内湾の水環境を検討する際には河口域は重要な境界条件であり、河口域からの負荷の流出特性、例えば、種々の時間スケールの時間変動特性および有機物なのか無機物なのか等の流出形態の特性を把握することが重要となる。当然、河口域自体の水環境を考える上でもそれらの特性把握は重要となる。

5.2 流入負荷量の変動 洪水時

河口域から排出される負荷量は河川流量の変化に伴って大きく変動する。河口域における、堆積物の排出から懸濁物質が沈降し底面に再堆積するまでの一連の流れを図-32に示す。この概念図はリッチモンド川河口

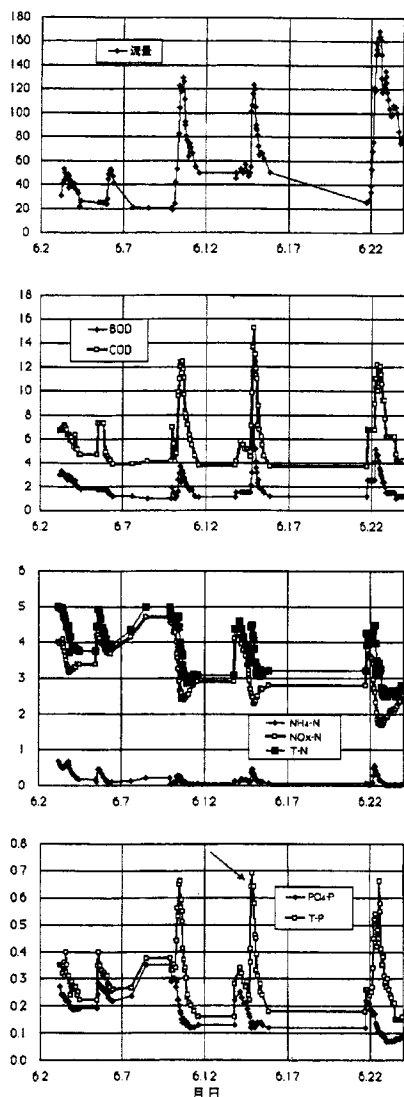


図-33 多摩川における雨天時の流量および各水質(BOD, COD, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_x\text{-N}$, T-N, $\text{PO}_4\text{-P}$, T-P)の変化 (1998) (和波, 2003)

れ底層部は貧酸素化状態となる。貧酸素化によって栄養塩の回帰(溶出)が促され、溶存態の栄養塩濃度は高濃度を維持することになる。フラッシング時間が小さいこともあり、河口域では植物プランクトンが自生し易く、大量に増殖し、その死骸は有機物として沈降し、さらに貧酸素化を促すことになる。そして、洪水時になるとこれまでの一連の過程で蓄積された堆積物がまとめて排出されることになる。

日本では、雨季と乾季が明瞭ではないこと、また、洪水と洪水の間隔が短いことから、ここまで大きな変動は無いが、夏期の洪水時と晴天時では類似した状況が発生していると考えられる。また、このような河床の底面部に堆積した堆積物だけでなく、河口堰や取水堰のような人為的な構造物によって流れを堰き止められた水域はフラッシング時間が非常に長い状況に相当し、その水域に蓄積された堆積物が洪水時の放水によって排出される影響は無視できないと考えられる。

さらに、降雨時には、河川部および河口部に蓄積された堆積物の流出だけでなく、陸域の排水管や屋根、道路に溜まった負荷がまとめて流出される(ファーストフラッシュ)。そのため雨天時初期の流入負荷は非常に

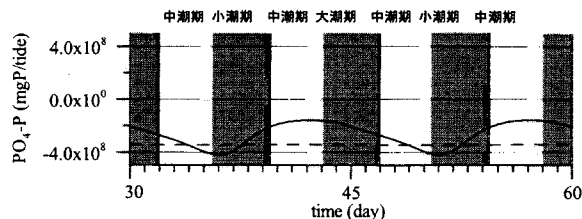


図-34 荒川河口部から海域へ流出する $\text{PO}_4\text{-P}$ の潮差に伴う変動の計算結果。流入負荷は負の値が河川域から海域への負荷の方向を示す。破線は河川上流端で与えられた $\text{PO}_4\text{-P}$ 。(岡田・中山, 2004)

域における典型的な年変動を示したものである。リッチモンド川が位置する地域は雨季と乾季の差が明瞭であり、雨季の流量は約 $50 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{day}$ であり乾季の流量はほぼ $0 \text{ m}^3/\text{day}$ であることから、洪水時と平常時の違いを明瞭にするのに都合が良い。

洪水時には底面に堆積した有機物等の堆積物は侵食されて海域に押し流される。その後、河川流量が減少し、フラッシング時間が数日程度になると、水塊構造としては成層が形成される。このような状態では、河川から流入する栄養塩は、一部は懸濁態の粒子として沈降し河口域に堆積し、一部は溶存態として海域に排出される。成層の下層では河口循環流が形成されて、海域から河川側へ向かう流れが発生し堆積物は海域へ排出し難い構造となる。また、塩水くさびの先端には、懸濁物が集積し高濁度な水塊が現れる(Turbidity maximum)。河川流量がさらに減少し、フラッシング時間が数ヶ月程度になると、河口域の水塊構造は強混合型になり、河口域から海域へほとんど負荷の流出が行われない。このような状態で、さらに栄養塩が懸濁態粒子として沈降すると、底層部の河口循環流が弱いことも手伝い、堆積物を分解するために酸素が消費さ

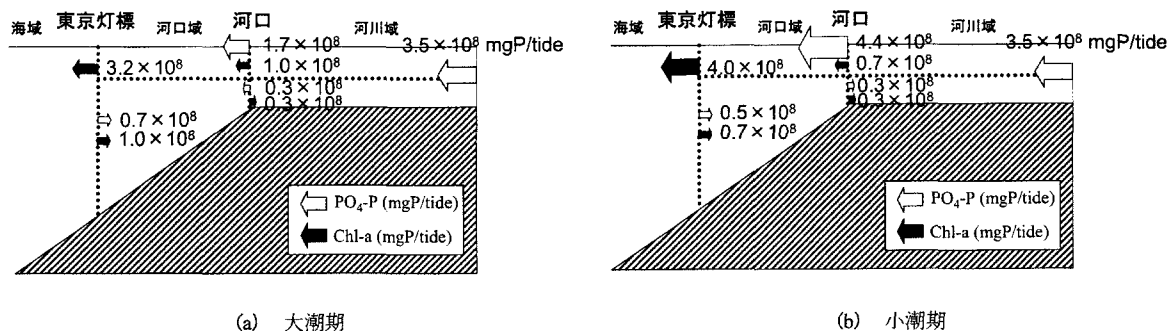


図-35 河口および東京灯標付近における断面からのリン態 ($\text{PO}_4\text{-P}$) および植物プランクトン態 (Chl-a) の一潮汐当りの流出入量 (リン換算)。(岡田・中山, 2004)

高くなる (図-33)。雨天時の BOD や COD は晴天時の約 3～4 倍になる。また、窒素は 1.5 倍、リンは 3 倍となる。このように、流量が増すことによる希釈効果によって濃度が下がるよりも、逆に、雨天時には濃度が上がる傾向がある。

5.3 流入負荷量の変動 朔望周期

岡田・中山 (2002) は潮差変動によって混合強さが変動する荒川河口域において、河川上流部から定常的に負荷を与えた場合の河口部での $\text{PO}_4\text{-P}$ の流出フラックスの時系列変動を計算した (図-34)。図中において $\text{PO}_4\text{-P}$ のフラックスは海域方向をマイナスとしている。また、図中の破線は河川上流端から与えた $\text{PO}_4\text{-P}$ の流入量である。河口域から流出する $\text{PO}_4\text{-P}$ の時間積分量が河川上流端で与えられた $\text{PO}_4\text{-P}$ の積分量よりも小さいのは、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の一部が植物プランクトンとデトリタスの形態で流出しているためである。河口部における海域への流入負荷は小潮期に最大となり、その値は河川上流で与えられた負荷よりも大きい。また、大潮期の直前の中潮期に最小となり、その値は河川上流で与えられた負荷よりも小さい。このことから潮差変動に伴って混合強さが変動する河口域には、中潮期から大潮期にかけて流入負荷を一部蓄積し、小潮期には蓄積した負荷を排出する機構があることが判る。図-35 はこの大潮期と小潮期の違いを図化したものである。なお、このモデル化では、懸濁態物質のフロック形成による沈降過程は取り入れていない。この沈降・堆積の過程を考慮すると、さらに大きな違いが生じる可能性があると思われる。

5.4 流入負荷量の緩衝領域

このように、河口域は河川流入量や潮差変動によって混合形態や混合強さが変わり、負荷の排出・蓄積過程が異なることによって、河口域から海域へ流出する負荷量に変化する。海域から見れば、流入負荷量に変化することになる。このようなことから、河口域は流入負荷量の緩衝領域であると考えられる。内湾水質を検討する際には、この緩衝機能による時間変動の考慮が必要な場合もある。例えば、海域によっては河口域の調査を毎月一回大潮期に実施した場合は河川からの負荷を過小評価してしまう場合も生じる。また、内湾のモデル計算においては、流入負荷を一定濃度で与えることは、洪水の影響や潮差周期変動を反映せず、一定濃度の与え方によっては負荷量を過小評価 (もしくは過大評価) することになる。

6 おわりに

これまで、河口域の水質の時間変動特性および空間分布特性を示すと共に、そのような変動・分布特性を促

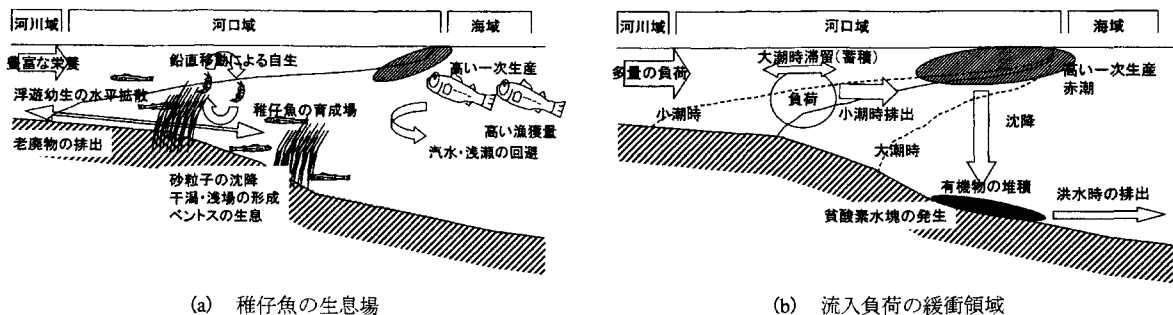


図-36 河口域の生態系からみた機能と内湾域の水質からみた機能

す河口域の要因、またそれが持つ生物に対する機能、内湾域に及ぼす機能について示してきた。水質を把握するということは、その場の現状を知るという目的もあるが、それから、その場の機能を理解するという側面もある。ある場の環境を保全・再生するためには、その場の機能をいかにして保全・再生するかにつきて考える。また、内湾水質の境界条件としてみなす場合には、どの機能をモデル化するか取捨選択しなければならない。そこで、河口域の機能に関連した事柄について、図-36に概念図で示すと共に、キーワードで再整理する。

(a) 稚仔魚の生息場

汽水、豊富な栄養、絶え間ない流動（老廃物の除去）、河口循環流による浮遊幼生の水平移動、砂粒子の沈降、干潟・浅場の形成（ベントスの生息）、高い一次生産

(b) 流入負荷の緩衝領域

大量の流入負荷、高い一次生産（赤潮）、有機物の沈降、有機物の堆積、洪水時の堆積物の排出、有機物の沈降、潮差変動による混合強さ・形態の変化、負荷排出量の朔望周期の変動（大潮時に蓄積、小潮時に排出）

7 付：河口域の保全・再生事業の取り組み事例

河口域の保全・再生事業の事例としては、江戸川（東京湾）河口域の三枚州、大和川（大阪湾）河口域の堺泉北港人工干潟、八幡川（広島湾）河口域の五日市人工干潟がその一例です。これらの事業の取り組み関する詳細については講演時に紹介したいと思います。

参考文献

- Ayukai, T and Wolanski, E (1997); Importance of Biologically Mediated Removal of Fine Sediments from the Fly River Plume, Papua New Guinea, Estuarine, Coastal and Shelf Science, 44, pp. 629 - 639.
- Cadee G. C. (1978): Primary production and Chlorophyll in the Zaire river, estuary and plume, Netherlands Journal of Sea Research, 12, 368-381.
- Cloern, J. E., Alpine, A. E., Cole, B. E., Wong, R. L. J., Arthus, J. F. and Ball, M. D. (1983): River discharge controls phytoplankton dynamics in the Northern San Francisco Bay estuary, Estuarine, Coastal and Marine Science, 16, 415-429.
- Dyer, K. R. (1973): Estuaries: A physical introduction John Wiley, London, 140P.
- Fisher, T. R., Harding, Jr. L. W., Stanley, D. W. and Ward, L. G. (1988): Phytoplankton, Nutrients, and Turbidity in the Chesapeake,

- Delaware, and Hudson Estuaries, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 27, 61-93.
- Flemer, D. A. (1970): Primary production in the Chesapeake Bay, *Chesapeake Science*, 11, 117-129.
- Grabemann, I., Kuhle, H., Kunnze, B., Muller, A. and Neumann, L. J. R. (1990): Studies on the distribution of oxygen and nutrients in the Weser Estuary, *Estuarine Water Quality Management*, Springer-Verlag, Berlin, pp.341-344.
- Hansen, D.V. and Rattray, M. (1977): New dimensions in estuary classification, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 11, pp.319-326.
- Harding, L. W., Meeson, B. W. and Fisher, T. R. (1986): Phytoplankton production in two East Coast estuaries: photosynthesis-light functions and patterns of carbon assimilation in Chesapeake and Delaware Bays, *Estuarine, Coastal and Marine Science* 23, 773-806.
- Ketchum, B. H. (1954): Relation between circulation and planktonic populations in estuaries. *Ecology*, 35, 191-200.
- McLusky, D.S. (中田喜三郎訳) (1999): エスチャリーの生態学, 生物研究社, 246P.
- Meade, R. H. (1972): Transport and deposition of sediments in estuaries, *Geological Society of America Memoir* 133.
- Peterson, D. H., Conomos, T. J., Broenkow, W. W. and Doherty, P. C. (1975): Location of the non-tidal current null zone in Northern San Francisco Bay, *Estuarine, Coastal and Marine Science* 3, 1-11.
- Pennock, J. R. (1985): Chlorophyll distributions in the Delaware estuary: regulation by light-limitation, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21, 711-725.
- Robertson, A. I., Daniel, P. A., Dixon, P. and Alongi, D. M. (1993): Pelagic biological processes along a salinity gradient in the Fly delta and adjacent river plume (Papua New Guinea), *Continental Shelf Research*, 13, 2/3, 205-224.
- Sin, Y., Wetzel, R. L. and Anderson, I. C. (1999): Spatial and Temporal Characteristics of Nutrient and Phytoplankton Dynamics in the York River Estuary, Virginia: Analyses of Long-term Data, *Estuaries*, 22, 2A, 260-275.
- Zabawa, C. F. (1978): Microstructure of agglomerated suspended sediments in the northern Chesapeake Bay estuary, *Science*, 202, 49-51.
- 岡田知也, 中山恵介 (2003): 荒川河口域における混合形態に伴う Chlorophyll a 動態と海域への流入負荷量変動, 国総研資料, No.87.
- 岡田知也, 中山恵介 (2004): 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, 土木学会論文集, No.754/II-66, 33-50.
- 鎌谷明善 (1986): 環境科学研究報告集, B-284-R14-3, 54-73.
- 木村 尚 (1999): 汽水域の重要性, 第一回汽水域セミナー, 汽水域セミナー実行委員会, 95-98.
- 栗原 康編 (1988): 河口・沿岸域の生態とエコテクノロジー, 東海大学出版, 335p.
- 桑原久実, 齋藤 肇 (2003): 下流酒沼川におけるヤマトシジミ浮遊幼生の挙動特性, 海岸工学論文集, 50, 1106-1110.
- 西条八束, 奥田節夫編 (1996): 河川感潮域, 名古屋大学出版会, 248P.
- 須賀堯三 (1979): 感潮河川における塩水くさびの水理に関する基礎的研究, 土木研究所資料, 1537.
- 杉山恵一 (1999): 汽水域の重要性, 第一回汽水域セミナー, 汽水域セミナー実行委員会, 62-63.
- 武田 誠, 松尾直規, 酒井孝典, 吉戸嘉浩 (2001): 長良川河口堰下流域の流動特性と DO 変動に関する研究, 海岸工学論文集, 48, 426-430.
- 東京都環境局環境評価部広域監視課 (2001): 東京都内湾の水循環, 環境資料, 133, 48P.
- 土木学会海岸工学委員会 (1994): 日本の海岸とみなと第2集, 社団法人土木学会, 218P.
- 土木学会水理委員会 (1999): 水理公式集, 丸善, 713P.
- 堀越増典, 菊池泰二 (1976): 第II編ベントス, 海洋科学基礎講座5 海藻・ベントス, 東海大学出版会.
- 守山 弘 (1999): 環境的特長に基づく汽水域の整理, 第一回汽水域セミナー, 汽水域セミナー実行委員会, 75-82.
- 柳 哲雄 (1990): 潮目の科学, 恒星社厚生閣, 169P.
- 山口征矢・柴田佳明 (1979): 沿岸海洋研究ノート, 16, No.2, 106-111.
- 山下金蔵 (1999): 汽水域は魚のふるさと, 第一回汽水域セミナー, 汽水域セミナー実行委員会, 83-84.
- 山下金蔵 (2000): 「江戸前の海」と「三浦の海」, 第二回汽水域セミナー, 汽水域セミナー実行委員会, 104-107.
- 吉田陽一 (1973): 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.
- 和波一夫 (2003): 雨天がもたらす川の汚濁とその原因, 水情報, 23, No.5, 13-17.