

沿岸の水質変化と浄化手法

Change of Coastal Water Quality and its Purification

細川恭史

Yasushi HOSOKAWA

1. はじめに

岸に近い沿岸では、外洋とは異なり次のような特徴がある^{1, 2)}。

- ①陸からの負荷を直接受ける。淡水流入負荷は、外海水との混合につれ沿岸での塩分・水温を徐々に変化させる。また、淡水に含まれる汚濁物も、沿岸で混合する。
- ②水深が浅く、沖に向かって水深が徐々に深くなる。水容積に比べて、大気と接している水面積が大きい。また、水と接している底部や側壁の表面積も大きい。特に、砂浜や岩礁などがあると表面積は著しく大きい。
- ③また水深が浅いことにより、日射や大気とのガスの交換量などが水容積に比して大きく、水温や塩分の変化等も大きい。
- ④砕波や潮汐の作用により、水域の混合・じょう乱が大きい。水際部では、大気と海水と交互に曝される表面ができる。

こうして、沿岸では様々な環境要素について、沖合いに向かって変化する環境勾配が出来る。その結果、生物の生息にとっては、

- ⑤外洋とは異なり、多様な生物が各々の生存に必要な条件を満足する場所を見つけることが出来、種の多様性と系の安定性がみられることになる。
- ⑥高濃度の負荷が流入する河口部では、河口部での流速の低減と水深の浅さことから、負荷に応じて生物の高濃度な生息が可能となる。
- ⑦特に、個体の増殖速度が遅い付着微生物は、流れに曝されると容易に洗い流されるが、付着基盤があるので密集して生息できる。水体積に比して付着基盤表面積の大きな沿岸部は、付着生物の作用も、沖合いに比べて大きい。同様に、貝などの底生生物の役割も外洋に比べて大きい。

さらに、淡水湖沼の沿岸とは異なり、海域沿岸では塩分の化学作用により、

- ⑧流入粒子が凝集作用を受け大きなフロックを作り易く、沈降が促進され易い。フロックには、重金属や有機塩素化合物などが吸着され易く、共に沈降することになる。
 - ⑨塩分の緩衝作用により、急激なpH変動や炭酸塩濃度の変化が起こりにくい。
- 等の特徴も見られる。

沿岸部では、物理的な特徴に支えられ、活発な生物学的化学的作用がみられることになる。水質も大きく変化する事となる。恵まれた日射量・水温・栄養濃度に起因する生物増殖や、水深の浅さや塩分に起因する粒子の沈降堆積の作用は、溶解塩や粒状物の水塊からの除去を意味する。生物体や堆積底泥は、汚濁物を局所的・一時的に高濃度に濃縮した場所となる。高濃度域への濃縮・貯留のおかげで、沖合いへの急激な負荷が和らげられていることとなる。貯留物は、①多様な生物により生態系の連鎖の中で利用され合成・消費され、②堆積し埋め殺され、または③徐々に外海に流出する。従って、沿岸域は高い生物生産力を示している。もっとも、過大な流入負荷は、沿岸高濃度域での環境劣化をしばしば招くことになる。沿岸での溶解物・懸濁物の運搬については水理過程が大きな働きをする。流れや拡散の現象については今回の研修会の中ですでに詳しく紹介されている。本論では、沿岸域での水理過程以外の水質変化機構を概観し、機構の理解とモデルを紹介すると共に、モデル化により工学的にどんな考察が可能かについて2、3の例を示し、浄化手法検討

の手がかりとしたい。

2、水質変化の機構

2. 1 酸素の溶解

沿岸に生息するほとんどの生物は生息のために酸素を必要としている。また、有機物の分解にとっても酸素の補給は重要である。酸素が大気中から水中へと溶解する機構については、すでに1989年度の本研修会の中に詳細な解説³⁾がある。二境膜理論に沿って概略をまとめると、次のようになる。

大気中のガスは、そのガスの分圧に応じて水中にとけ込み、水中濃度と平衡に達しようとする。水中溶存濃度がガスの分圧に見合う平衡濃度(飽和濃度)に未だ達していないことに起因して、大気からの溶解が起こる。異相(気相と液相)間で濃度平衡を保とうとする物質移動と言え、飽和濃度(C_s)と現存濃度(C)との差を起動力とする拡散過程と考えられる。

$$dC/dt = k_2 * (C_s - C) \quad (1)$$

または、単位面積当りの移動フラックス(N)で表せば、

$$N = V/A * (dC/dt) = KL * (C_s - C) \quad (2)。$$

ここで、 k_2 は溶解の速さを表す比例係数で、再曝気係数とよばれる。水深差によらず、表面での移動を考えるには式(2)の方が便利である。 V は水体積、 A は表面積であり、 KL はガスの移動係数と呼ばれ(長さ/時間)の次元を持つ。再曝気係数またはガスの移動係数がどんな条件に影響されるのかは、ガスの溶解の機構から検討される。

通常、大気内の構成ガスの分圧は混合作用で均一であり、水中溶存濃度も同様に均一である。水面で大きな濃度差が生じていることになる。そこで、大気と接する水面の至極近くに、大気側水側の双方に薄い境界膜が仮定される。図-1に示すように、大気側境界膜は大気本体と水面とに挟まれており、境界膜の大気本体側では大気中の分圧(C_G)と等しく、水面側では溶入の結果、水側の濃度に見合う分圧(C_{SG})にまで減少している。大気境界膜中では、大気本体とは異なり圧力勾配が生じている。一方、水側の境界膜は、水域本体と水面とに挟まれている。境界膜の水域本体側では水域本体内の溶存濃度(C_L)に等しく、水面側では大気境界膜の水面側分圧に見合う溶存濃度(C_{SL})まで高くなっている。水面で両境界膜が接しているわけだが、接触面では局所的に分圧と溶解濃度とが釣りあっている。これが二境膜モデルである。ここで、①接触面での分圧と溶解濃度の釣り合いに対し、分圧を溶解濃度に変換するヘンリーの法則を適用する。また、②大気側境界膜内の濃度勾配(分圧勾配)による溶解フラックスと水側境界膜内の濃度勾配による溶入フラックスの釣り合いが成立する。さらに、③大気境界膜内では、ガスは大気中の分子拡散係数によって移動し、水境界膜内では水中の分子拡散係数によって移動する。等の条件を与えると、両境界膜の接触面での濃度などを消去でき、結局境界膜の厚さと分子拡散係数との比が、ガスの KL 値、つまり溶解フラックスを左右することになる。更に、酸素のように難溶解性のガスでは主に液側の境界膜の通り易さによって溶解速度が決ってくることが示される。境界膜の厚さ δ は、水表面での水理構造によって変化し、乱れた水面ほど同じ濃度差でも溶解速度が速いことが知られている。溶解のプロセスを説明する二境膜モデルは、ガスの移動方向に対して何の制約も含んでいない。水中に過剰に含まれているガスが大気に逃げる揮発の速さも、同じ式で表せることになる。溶解か揮発かは、平衡濃度よりも溶存濃度が小さいか大きいかで決ってくる。

ガス移動係数は、分子拡散係数に影響をあたえる水温や水質・膜厚に影響する水表面での水理特性によって左右され、さらに、波動などによる大気と水との接触面積の増加によっても溶存濃度の上昇速度が左右される。水温の影響は、常温付近では次式で表され、 Θ を温度係数と呼ぶ。通常1.02程度の値となる⁴⁾。

$$k_{2,T} = k_{2,T_0} * \Theta^{(T-T_0)} \quad (3)。$$

塩分濃度の影響は、余りよく知られてはいない。筆者らの簡単な実験⁵⁾では、海域の塩分程度までは淡水と

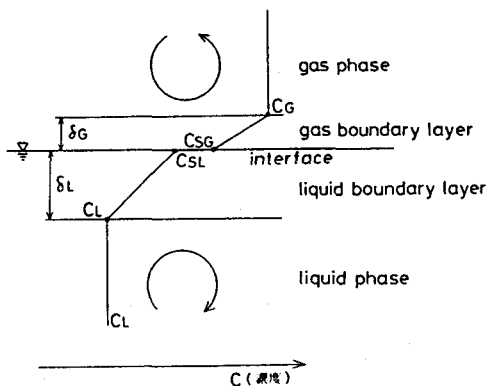


図-1 二膜モデル

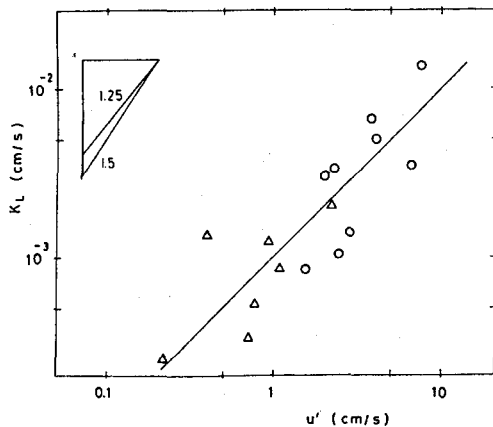


図-2 表層乱れと K_L

殆ど変わりの無い値が得られている。水理特性の影響はやや複雑である。開水路流れとして扱える河川に対しては、水深・平均流速・河床勾配などの関数として半理論的な指数式がいくつか提案されている^{3, 6, 7)}。沿岸では、表層の流速分布が必ずしも底面摩擦だけで決ってくるわけではなく、河川に対して提案されている式が当てはまるかどうかは疑問である。村上ら³⁾は、水面波動によって再曝気係数がどう変化するか水路実験を重ねいくつかの関係式を得ている。また、砕波による酸素溶解の実験などからも関係式を導いている。筆者ら⁸⁾は、いくつかの護岸構造物に波が作用した時の再曝気係数を実験により測定し、消波により反射率の低い構造物ほど大きな値となることを示した。さらに、再曝気係数は、消波や流れによるエネルギーの逸散と関係し、または、図-2に示すように表面付近の乱れの大きさに関係していることを、比較的穏やかな一定水深での実験によっても示した⁹⁾。自然水の水流表面での K_L 値は、 $10^{-2} - 10^{-3} \text{ cm/s}$ のオーダーであることが多い。

2.2 炭酸ガスの溶解

酸素の溶解についての考察結果は、他の難溶性性ガスの溶解や揮発に対しても適用できる。ガスによって、分子拡散係数が違う、ヘンリー定数が違うなどの物性の違いを考慮すれば、溶解や揮発は、基本的には式(1)または(2)で扱える。大気中に殆ど存在しないガスでは、大気分圧がゼロと見なせ、飽和溶存濃度がゼロとなる。その場合には、式(1)中の C_S がゼロとなり、水中の溶存濃度に比例して揮発が起こることとなる。易溶性のガスでは、大気側の境膜も溶解速度に影響を及ぼすため、水面上の風などの影響も考慮する必要が出てくる。難溶性ガスとして窒素ガス・炭酸ガス(二酸化炭素)など、易溶性ガスとして運河部で悪臭の原因となっているアンモニア・農薬・有機塩素化合物などがある。

地球の大気中には、乾燥大気中に体積で約0.03% (分圧で0.0003気圧、大気中総量で 240×10^{10} トン)の炭酸ガス(CO_2)が含まれている。大気中の炭酸ガス量を基準にすると、地球上では、堆積物に30000倍、陸上に1.2倍、海洋中に60倍の量が分布しているとされている¹⁰⁾。大気分圧に対する平衡溶解濃度は、 0.4 mg/l (10^{-5} モル/l)である。水中の分子拡散係数は酸素、炭酸ガスともに $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ のオーダーである。天然水水面での炭酸ガスの K_L 値(移動係数)は、酸素に対する値とよく似た値の $10^{-3} - 10^{-2} \text{ cm/s}$ 程度としてよいであろう¹¹⁾。

すると、平衡濃度と移動係数の積で表す交換速度は、約 $140 - 1400 \text{ g/m}^2 \text{ year}$ となる。地球上の海洋の表面積は、 $4 \times 10^8 \text{ km}^2$ だから、 $6 - 60 \times 10^{10} \text{ トン/year}$ の炭酸ガスが海面を横切って出入りしていることになる。此の値は出入り量を示している。地上面積当りの大気中の炭酸ガス $5 \times 10^3 \text{ g}$

／ m^2 の全量が海洋に入り海水中の含有炭酸ガスが大気に出て入れ替わる時間（平均滞留時間）が、4－36年になる。海洋学の知見では、海洋表面の炭酸ガス濃度は海域分布があり平衡濃度を越えた海域もあることが知られており、海面出入り量として年 $10-40 \times 10^{10}$ トン、平均滞留時間として7年との値¹⁰⁾が使われている。但し、大気中の濃度上昇に対し何日後に炭酸ガスの海洋中の存在量がどれだけ溶解により増えたか、と言う正味の移行量は示していない。

沿岸では、砕波などにより活発なガス交換が行われている。溶解した炭酸ガスは、炭酸塩・重炭酸塩等と化学平衡関係を保ちながらも植物プランクトンに吸収され有機体に合成される。生産有機物は一部は分解を受け無機の炭酸ガスに戻るものの、浅い底泥に沈積し堆積物炭素として閉じ込められたり、未分解のまま外洋に流出したりすることとなる。東京湾（ 1500 km^2 ）の底泥の堆積速度は、平均年 $1 \times 10^3 \text{ g/m}^2$ 程度¹²⁾であり、泥内の炭素含有率を3%とすれば $30 \text{ g/m}^2 \text{ year}$ の炭素（炭酸ガスに換算して年に約 2×10^5 トン、 $100 \text{ g/m}^2 \text{ year}$ ）が沈積していることになる。

2. 3 有機物分解と酸素消費

内湾では夏期の成層が発達すると、底層部が貧酸素の水塊となることがある。アオシオ、ニガシオ等と呼ばれ、底層部に生息する魚や貝類の弊死を招くこともある。これは、成層によって酸素の底層への供給が制限されたことと共に、底層に沈積した有機物の分解による酸素の消費が大きな原因になっているとされている。十分な酸素と共に置かれた有機物は、海水中の微生物の作用で分解され無機化する。分解無機化の際に酸素を消費する。酸素が殆ど無くなると、酸素欠乏下でも活性を維持できる微生物が有機物を分解するようになる。前者の分解を好気分解と呼び後者を嫌気分解と呼ぶ。

有機物の分解により濃度がどう変化するか調べてみる。図-3は、海水に溶かした有機物が分解の結果どう濃度減少して行くのか時間と共に追跡した実験結果¹⁾である。高濃度時には速く減少していることが解る。濃度（L）の対数を時間（t）に対してプロットするとほぼ直線になることから、沿岸海水中でも有機物の分解は次式で表されることが解る。

$$dL/dt = -k_1 * L \quad (4)$$

または、初期濃度を L_0 とすると上式は、

$$\ln(L/L_0) = -k_1 * t \quad (5)$$

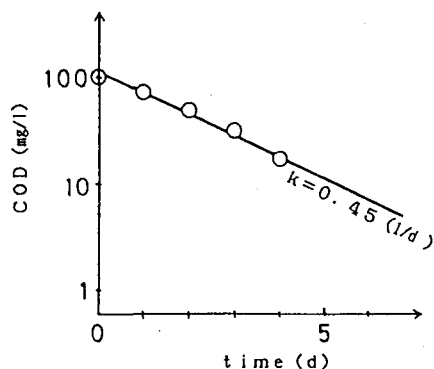


図-3 分解による濃度減少

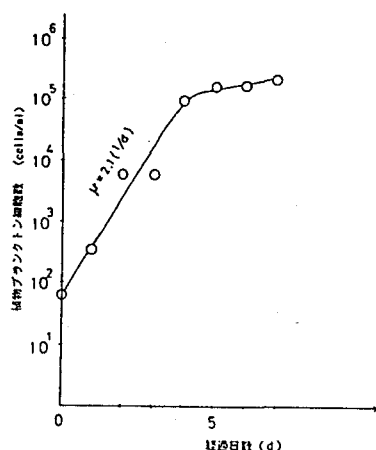


図-4 藻の増殖

となる。濃度の変化率が濃度の一次に比例する式(4)の様な反応形式を、1次反応式と呼ぶ。比例係数(k_1)は、反応速度係数(此の例では分解速度係数)とよび、おもに水温の関数となる。好気分解には、酸素、微生物、有機物の三者が反応に必須である。必須三者のなかでも相対的に酸素が不足している時や、分解微生物の種が交代したり活性が制限されている時などは、同じ水温でも必ずしも同じ k_1 値ではなくなる。

有機物(L)の好気分解につれて、水中の溶存酸素(C)が消費される。有機物の単位量当りの酸素の消費量(収率Y)が解れば、上式から容易に酸素の消費速度が求められる。生物化学的酸素要求量(BOD)は、酸素消費量の大小で有機物量を測っており、有機物の減少量がそのまま酸素消費量となる。海域ではCODを測定することが多いが、CODの減少量は、そのまま水中の酸素消費量とはならない¹²⁾。有機物の分解による酸素消費速度は次式となる。

$$dC/dt = Y * (-k_1 * L) \quad (6)$$

2. 4 植物プランクトンの1次生産

沿岸海域に放出された窒素・燐などの栄養塩類は、海中の植物プランクトンに取り込まれ、豊富な日照と適度な水温に支えられ自己増殖に利用される。植物プランクトンの増殖が急激に進行すると赤潮と呼ばれる高濃度な分布となる。植物プランクトンの光合成活動による増殖は、有機物を作り出すので有機物生産とか一次生産とよばれる。増殖に必要な主な無機栄養塩は、窒素・燐・炭素である。珪素等やさらに微量のビタミン類などを必要とするプランクトンもある。これらの栄養塩は、ある一定の比率で吸収され合成される。この比率に対して相対的に不足している栄養塩を増殖に対する制限栄養塩と呼ぶ。生産される有機物量や生産速度は、他の栄養塩がいくら豊富にあっても、制限栄養塩の濃度によって左右されることになる(リービッヒの最小律)。制限栄養塩の濃度をNとすると、植物プランクトン(P)の増殖速度、すなわち有機物(L)の生産速度は、次式で表せる¹³⁾。

$$dP/dt = \mu * N / (K_N + N) \quad (7)$$

ここで、 μ は栄養塩の条件がよいときの最大増殖速度、 K_N は最大増殖速度の半分の速度を与える制限栄養塩濃度である。最大増殖速度は、水域の温度や日射の関数である。 K_N は、半飽和値を与えるパラメーターであることから、半飽和定数とかミカエリス・メンテン定数などと呼ばれている。上式の、右辺の分数部分は飽和値を持つ変化に対してよく当てはめられる関数形であり、Monod式と呼ばれる。Monod型のモデルでは、半飽和定数よりもかなり小さい状態変数に対しては一次反応式と似た関係を与え、半飽和定数よりもかなり大きな状態変数に対しては、状態変数に依存しない一定値を与える。生物の増殖などの活動は、制限要因がなくなったからといって活動が無限に大きくなることは少ない。ビンの中に栄養塩と少量の植物プランクトンを入れ光を当てると、図-4のように増殖する。栄養塩が利用尽くされ濃度が減少すると、増殖が頭打ちとなる。頭打ちの活動には、Monod式他、人口の伸びなどによく当てはめられるロジスティック式などがある。

沿岸で豊富にみられ、水中の有機物生産を担う主要なプランクトンは珪藻類である。赤潮プランクトンは、栄養要求も複雑でビタミンや鉄なども必要とすることが多い。増殖速度も大き

表-1 珪藻の μ と K_N

藻種	最大増殖速度(1/day)	半飽和値($\mu\text{g/l}$)	
		$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{NH}_4\text{-N}$
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	1.45-2.20	0.8-1.1	-----
<i>Chaetoceros gracilis</i>	2.4	3.7	7.
<i>Chaetoceros socialis</i>	1.53-2.13	0.4-1.1	-----
<i>Nitzschia closterium</i>	0.7-1.8	-----	-----
<i>Skeletonema costatum</i>	1.3	-----	-----
	1.5-5.	0.2-1.2	7-18

く爆発的に増加するが、高密度状態が夏中存続するわけでもない。沿岸での夏の平均的有機物生産は、珪藻類で代表させることが多い。沿岸珪藻数種につき、最大増殖速度、半飽和値の測定例¹⁴⁾を、表-1に示す。

沿岸の海域では日照の強さが水深方向に減少し、また時間と共に刻々と変化する。水深方向に対しては、水中での光の消散係数を用いて光エネルギーの平均的な強さが求められる。時間的には、昼間を一定照度とみなしたり正弦的な変化と仮定することで、日当りの平均値を求める手法がよく用いられている。個々のプランクトンの生理特性の解析には、環境条件について詳しく与える必要もあるが、水質の季節変動に対してはこの近似で十分であることが確かめられている^{13, 15, 16)}。

増殖したプランクトンは、やがて栄養塩を吸収し尽くし、あるいは自己の濃度により光が遮られ十分な照度が確保できなくなり、分解・消滅し始める。分解は、活性の落ちたプランクトンにバクテリアがアタックするなどして起こり、分解過程は式(4)の形の一次反応式で表せる。式(4)のLをPに置き換えればよく、バクテリアの活性(主に水温)やプランクトンの特性(年齢、藻種)によって分解速度定数(D)の値が左右される。

$$dP/dt = -D * P \quad (8)$$

2. 5 動物プランクトンや貝類の捕食

増殖した植物プランクトンは、分解による他共存する動物プランクトンの捕食によってもその数を減らす。動物プランクトンは、海水中の有機物(餌)を摂取することにより生息する。有機物の摂取方法は、動物プランクトンの種により様々であるが、①水を髭によりかき寄せ口のなかに流れを作り、フィルターの働きを持つ器官で粒状の有機物を濾し分けて摂取する濾過捕食性のもの、②有機物の粒に直接かみつき摂取する捕獲捕食性のものなどに分けられる。海水中の有機物濃度の変動に影響を与える動物プランクトンは、濾過食性のものが多い¹⁵⁾とされている。砂層から水管を延ばし、直上水中の有機粒子を摂食するアサリ等の貝類や、ぜん動運動により海水を汲み入れ含有粒子を食するゴカイの仲間なども、濾過食性と見なせる。

濾過食性の摂取機構は、どうモデル化されるのか見てみる。動物一匹当たり時間当りの濾し分け餌量は、作り出す流れの大きさと水中餌粒子濃度(ここではプランクトン濃度)との積となる。水塊内の餌濃度の変化は、水塊内の動物濃度(Z)にも比例し、結局、捕食による植物プランクトンの変化速度は次式のように示せる¹³⁾。

$$dP/dt = C_0 * P * Z \quad (9)$$

ここで、Zは動物の濃度である。この式の比例定数 C_0 は、動物一匹当たり時間当りの濾過水体积の次元を持ち、濾過速度とも呼ばれる。沿岸での、動物プランクトンの植物プランクトン摂取には多くこの式が使われている。濾過速度は餌の濃度や水温(動物の運動に影響し消費エネルギーを左右する)に依存している他、捕食者の捕食の履歴、成長の段階、体重などでその時点の餌の要求量が変わり、濾過速度が変化する。また、餌の性状の関数となることも多く、餌粒子のサイズや質に対しての選択性があることもある。また、貝やゴカイ等は、水温の他に特に溶存酸素濃度によっても活性や濾過速度を変えるようである。摂食された有機物の中1-2割は、消化吸収されずふんとして再び水中へ排泄される。

2. 6 粒子の沈降

水中の粒状有機物は、比重差によって沈降し底面上に堆積する。沈降速度は、粒子の大きさと比重に依存している。沿岸にみられる有機物粒子は、ストークス式に従うとして扱うことが多い。沈降速度は、海水と粒子の比重差、および粒子径の2乗に比例する。

有機物粒子の内、植物プランクトンは細胞内に水分を有していたり、種によっては細胞内気泡を有するものがある。周辺海水との比重差が小さいため、太陽光の届く表層に浮遊できる。その遺骸などはデトリタス

などと呼ばれ、やはり粒子内外に海水をまわりつけて運動するため、海水との比重差が小さい。水質として重要な有機微細粒子の沈降速度は、一般に極めて小さい。小さい沈降速度の測定はむずかしく、長い沈降筒を用いたり、多数の沈降筒を用い上澄み残量の経時変化を測定するなどの工夫¹⁷⁾が必要になる。一度動物の体内を通過し、ふんとして排泄されると比重・粒径とも大きくなり、沈降速度は著しく大きくなる¹⁸⁾。水深の大きな外洋では、深海への有機物輸送にとってふん粒の役割が大きい。内湾水質予測の際に用いられる有機物の沈降速度は表-2に示すようにかなりばらついている。

成層などで沿岸の鉛直混合が制約されていず、鉛直混合が沈降速度に対して大きい場合、粒子の沈降による濃度変化は次のように表せる。

$$dL/dt = -w_s / h * L \quad (10)$$

ここで、 w_s は沈降速度、 h は水深である。沈降速度を水深で除した数 (w_s / h) は (1/時間) の次元を持ち、式 (4) 等の一次反応式中の分解速度定数と同じ働きをすることになる。一旦沈降し堆積した有機物が再び舞い上がらなければ、水深の浅い海域では (w_s / h) が大きくなり、沈降の作用が水質濃度に大きく寄与することになる。

2. 7 底泥からの溶出

富栄養化した内湾で、円筒パイプを用い底泥を乱さないように円柱状に取り出す。静穏な沿岸では、底泥は沈積した微細な有機粒子から構成されていることが多い。植物プランクトンの有機物生産の大きな沿岸では、堆積有機物も大きくなる。この円柱状の底泥に海水を少し載せて静置すると、上載海水中の栄養塩濃度や有機物濃度が増加し、溶存酸素が減少することが観察される。底泥層から海水への物質の移動が行われたことが分かる。底泥中に含まれている間隙水を、各深さ (z) 毎に採取し間隙水内の含有濃度 (C^*) を調べると、表層での間隙水濃度が高いほど溶出速度が早いことが確かめられる¹⁹⁾。底泥から海水への溶解性物質の移動は、間隙水を經由しての拡散過程として扱える。単位時間当り単位面積当りの溶出フラックス (N) は、次式のようになる。

$$N = Dz (dC^* / dz) \quad (11)$$

ここでの拡散係数 (Dz) は、間隙水内の物質の移動のしやすさを表すことになる。湖沼底泥からの溶出には水中の分子拡散係数が用いられることが多い²⁰⁾。底泥の含水率や間隙を通り抜けるときの屈曲を考慮し、拡散に効いてくる(濃度勾配を決める)距離が与えられる。沿岸底泥に対しては、分子拡散係数より一桁近く大きな拡散係数でないと溶出速度が合わないことも多い¹⁹⁾。これは、①海底近傍の水の動きを間隙水も感じること、②海底表面ではゴカイ等の底生生物の活動が活発で、生物的な混合攪乱(バイオターベーション)が表層で無視できなくなること、等による。

間隙水中の拡散過程は、溶解物と底泥粒子との相互作用があると少し複雑になる。2週間ほどの静置により、海水に溶出してきた栄養塩の総量を調べると、当初間隙水中に存在していた量よりも大きな量となることがある。特に、高い温度条件下で目だつようになる。これは、溶出実験期間中も、底

表-2 粒子の沈降速度

対 象	研究者 (年)	沈降速度
植物プランクトン		(m/d)
藻 (algae)	Imboden (1974)	0.1 ~ 0.4
植物プランクトン	Smayda (1970)	0 ~ 30
珪藻		
Nitzschia seriata	Smayda (1965)	0.26 ~ 0.5
Skeletonema costatum	Smayda (1966)	0.31 ~ 1.35
Thalassiosira nana	Smayda (1965)	0.10 ~ 0.28
死細胞	Smayda (1970)	< 1 ~ 500
動物プランクトン		
コペポダ類	Gardner (1933)	36 ~ 720
デトライタス		
デトライタス	U.S. Army (1975)	0 ~ 2
糞 粒	Smayda (1971)	72 ~ 210
糞 粒	Turner (1977)	550 ~ 860
糞 粒	Fowlerら (1972)	53 ~ 411
けん濁物質		
新生けん濁物	Burns ら (1980)	
1 ~ 10 μ m		0.24
10 ~ 64 μ m		1.54
64 ~ μ m		2.32
平均		0.6
夏期三陸沖けん濁物	西沢 ら (1981)	1
栄養物質循環モデル		
P 循環シミュレーション 二建 (東京湾2層)		0.57 ~ 0.77
P, N 循環シミュレーション 津野 ら (1979) (霞ヶ浦1層)		0 ~ 0.05

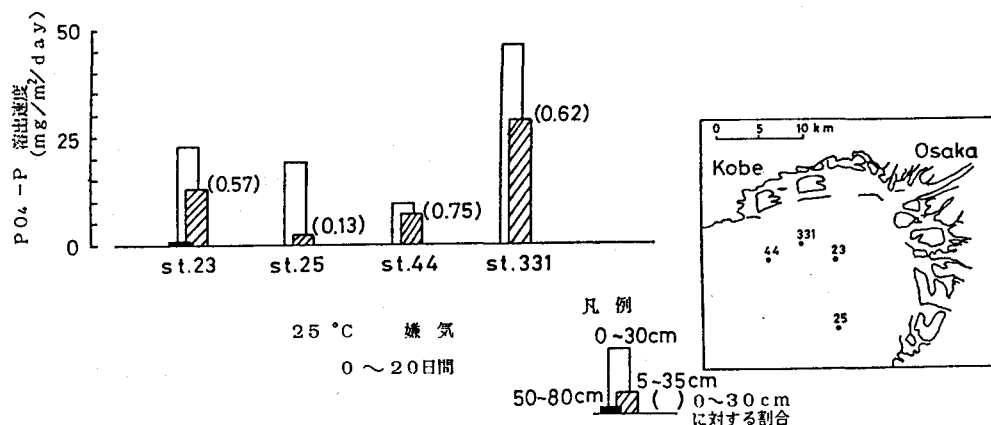


図-5 大阪湾奥底泥の PO_4-P 溶出速度

泥粒子から間隙水中へ溶解性の栄養塩が供給されていることを意味する。不溶性有機物が底泥微生物の作用で分解され、溶解性の無機栄養塩（もしくは可溶の分解途中物）となっているためだと思われる。深さ毎に底泥を密封し、間隙水中への供給量を調べると、表層に近いほど供給速度が大きい傾向がつかめる。堆積したばかりの表層泥は、①分解作用をあまり受けていないので有機物を高濃度に含んでいる、②分解しやすいものも多く、分解速度も早い、からである。有機質に富む富栄養化海域底泥の酸素消費には、有機物の分解に用いられるものと、嫌気生成物の消費に用いられるものがある。底泥中の物質の移動は小さく、局所的な濃度不均一も起こる。底泥内には酸素の供給がおそく、ごく表層を除いて容易に嫌気化し易い。嫌気層では嫌気分解の結果硫化物などが生成され、嫌気生成物は酸素に触れると急速な化学反応によりこれを消費する。また、栄養塩の中でも燐は、好気的な環境の中で底泥粒子に吸着される化学的性質がある。吸着された燐は、嫌氣的雰囲気になると急に可溶化することになる。底層海水が貧酸素化すると、底泥表層も嫌気化し生成硫化物などで表層の色が黒くなる。こうした嫌気底泥では、燐の溶出速度が急増する²¹⁾。底泥粒子と間隙水との間の相互作用のモデル化は、拡散にあずかるC・そのものが各深さで増減するとしたものが多い²²⁾。各パラメーター値は、上述の実験等により求められる。

底泥からの溶出は、底泥表層の条件で大きく左右される。やや古いが、図-5に大阪湾奥の燐の溶出速度分布を示す²²⁾。表層の30cm、表層から5cm除去した次の30cm、表層50cmを除去した深部の30cmの3つの深さの底泥サンプルについて、嫌気条件で測定している。表層泥を除去すると溶出が減る傾向がみられる。

2. 8 水質変化プロセスの相互作用

1) 酸素垂下曲線

水中に有機物が流入したときには、有機物の分解にしたがって酸素が消費され、酸素濃度の減少につれて大気より酸素が溶解してくる。実際の沿岸海域では、水の流れに乗って有機物も酸素も移動し拡散する。ここでは、流れや拡散を考慮せずに、水質変化のプロセスの相互作用についてモデルでの解析を試みる。酸素の減少と溶入、有機物の分解は、上記の式(1、4、6)を連立して解くこととなる。解析解は、Streeter-Phelpsによって示され、次式となる^{4, 6)}。

$$L = L_0 * \exp(-k_1 * t) \quad (12)$$

$$C_s - C = \{ Y * L_0 / (k_2 - k_1) \} * \{ \exp(-k_1 * t) - \exp(-k_2 * t) \}$$

$$+ (C_s - C_0) * \exp(-k_2 * t) \quad (13)$$

有機物の混入後時間とともに有機物濃度は減少する。酸素濃度は一時減少後有機物濃度の減少による消費速度の減少と溶解速度の上昇とから再び濃度を回復させる。酸素濃度の極小値が存在し、解析解の変曲点を求めれば、極小値は次式で表せる。

$$C_{min} = C_s - Y L_0 * (k_1 / k_2) * \exp(-k_1 * t_{min}) \quad (14)$$

$$t_{min} = 1 / \{k_1 * (F - 1)\} * \ln [F \{1 - (F - 1) (C_s - C_0) / L_0\}] \quad (15)$$

$$F = k_2 / k_1 \quad (16)$$

極小値 (C_{min}) を一定濃度以上に保ち、水塊の生物の存在を保証しようとするときには、流入有機物濃度 L_0 を減らす、分解速度 k_1 を減らす、再曝気係数 k_2 を増やす、等の対策が効果的であることが示される。F は、自浄係数と呼ばれている係数である。

2) 捕食-被食の関係

植物プランクトンと動物プランクトンとが共存している時、それぞれのプランクトンの数(個体数)はどう変動するだろうか。植物プランクトン(P)は、光合成により増殖し、動物プランクトンに補食される。一方動物プランクトン(Z)は、補食により増殖し、死亡により減少する。動物プランクトンの増殖は、有機物と酸素の関係(式(6))の類推から、補食した有機物が動物プランクトン体になるとして定式化できるだろう。式(17)と式(18)とを連立させたものが、Lotka-Volterraモデル²³⁾である。

$$dP/dt = k_p * P - C_0 * Z * P \quad (17)$$

$$dZ/dt = C_0 * P * Z - k_2 * Z \quad (18)$$

このモデルは、プランクトンに限らず、食う一食われるの関係にある生物間の個体数変動解析に参照されている。定常解は次のようになる。

$$\hat{P} = k_2 / C_0 \quad (19)$$

$$\hat{Z} = k_p / C_0 \quad (20)$$

定常解を見ると、植物の安定した個体数は、動物の死滅速度によっても左右されることが示されている。一般解は、定常解の周りを振動する。定常解近傍での振動は周期 $T = 2\pi / \sqrt{(k_p * k_2)}$ で表される。

内湾では、夏期に植物プランクトンが高濃度に発生する。この時、水塊の一部を大きなプラスチック袋で分離して中の様子を観測する²⁴⁾と、植物プランクトンの減少は動物プランクトンの補食よりも、沈降や死滅分解によるところが大きいことが多い。これは、動物プランクトンが、「餌が多いからといって急に個体数を増やしたり個体の大きさを大きくはできない」ため²⁵⁾である。つまり、動物プランクトンの増殖の時間スケール(産卵から次世代を抱卵するまでの成長期間は数カ月以上掛かることが多い)は、植物プランクトンの濃度の急激な増加と減少に較べて、かなり永いことが多い。赤潮対策として赤潮プランクトンを食う天敵の利用を考えるなら、別の場所での培養の必要と早期に十分な個体を赤潮区域に導入させる必要とがあることが予想される。

3) 富栄養化モデルの解析解

沿岸の富栄養化は、栄養塩の過剰な流入による植物プランクトンの増殖と、これの分解による栄養塩の海水への再回帰によって特徴づけられる。単純化されたシステムを考えることによって、富栄養化現象の特性を考えてみる。水域内の栄養塩の姿を、溶解性の無機塩 C_i と粒状の有機体 C_o との二つからなっているとする。無機塩濃度も、有機体濃度も同じ栄養塩濃度（窒素・磷など）で表示することとする。

外からの流入も流出も無いときは、系の水質変動の特性は、無機塩の光合成による有機化速度と、有機塩の分解による無機化速度との比較になる。式(4)と(7)との和が有機塩の変化率をあらわす。分解速度 k_i が大きければやがて全ての栄養塩は無機の状態になり、合成速度 μ が大きければ有機の状態になる。

淡水の流入があり、対象海域の水体積 V のうち β の割合が単位時間に外海へと押し出されるとする。流入淡水は無機塩のみ ($\ln C_i$) の濃度で含んでいるとする。有機塩 C_o ・無機塩 C_i の変化式は次式のように表され、容易に定常解 $\hat{C}_o'$ 、 $\hat{C}_i'$ が求められる²⁶⁾。

$$dC_o/dt = \{-\beta - k_i + \mu * C_i / (K_N + C_i)\} * C_o \quad (21)$$

$$dC_i/dt = \{k_i - \mu * C_i / (K_N + C_i)\} * C_o + \beta * (\ln C_i - C_i) \quad (22)$$

$$\hat{C}_o' = \ln C_i - \hat{C}_i' \quad (23)$$

$$\hat{C}_i' = K_N * (k_i + \beta) / \{\mu - (k_i + \beta)\} \quad (24)$$

$$= \ln C_i \quad (\text{ウオッシュアウト時}) \quad (25)$$

流入による新たな栄養塩供給がなければ ($\ln C_i = 0$)、やがて全ての栄養塩は外海に流れ出、定常解はゼロとなる。増殖速度 μ が大きいと、無機塩の定常解 (式(24)) は速度パラメーターと半飽和濃度のみで決り、流入負荷に左右されない。こうした場合、流入負荷が増えれば増えた濃度分だけ有機体の濃度 $\hat{C}_o'$ が上昇してしまうことになる。海水の押し出しの速度 β は、見かけ上分解速度 k_i を大きくするように働く。流入濃度が小さいときや押し出しの速度が増殖速度より大きいと ($\mu < k_i + \beta$)、有機物は系内から洗い出されて (ウオッシュアウト) 無機塩しか存在できなくなる²⁷⁾。付着生物の μ は比較的小さいが、付着しているため速い流れでも洗い流されずに生息できる。

沈降過程などを組み込み、また海域をいくつかに分けるなどシステムをやや複雑にしてもこうした特徴はさほど大きくは変わらない²⁸⁾。沿岸の富栄養化のプロセスは、地域や季節毎に速度のパラメーター値が大きく異なる可能性があり、定量的な評価に際しては充分な観測調査が必要なのは言うまでもない²⁸⁾。また、得られたパラメーター値を与えれば現実の水質変化が再現できるかどうかの確認が、モデルの妥当性検討にとって重要である¹⁸⁾。

3. ケーススタディー

3.1 大阪湾湾奥部の富栄養化

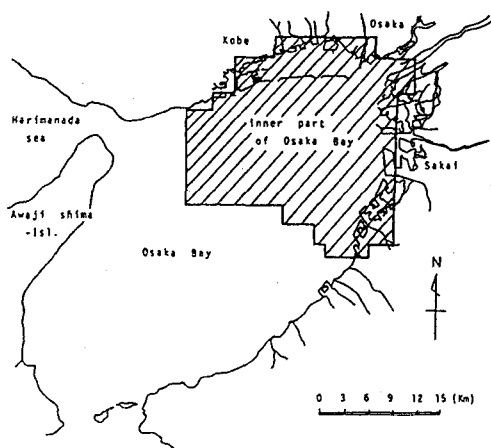
前章の解析解による検討を、大阪湾湾奥部に適用してみる²⁶⁾。単純化されたモデルであるので、数値の適合性については誤差が多い。夏期の大阪湾は、成層が発達している。また底泥からの溶出も活発である。そこで、前章の、無機塩 C_i と有機粒子 C_o とを、海域表層 (有光層 p) と底層 (無光層 a) についてそれぞれ考えることとした。有機粒子への合成は有光層でのみ行われ、底泥からの溶出は底層に無機栄養塩として負荷されることとする。やや非現実的だが、外海水との交換や陸からの淡水流入は、全て表層でのみ起きているとした。流入負荷は、無機栄養塩の形で与え、負荷フラックスを海水交換を考慮した水量で除して見

表-3 大阪湾の対象区域の大きさ

項目	記号	大きさ等	単位	
体積	有光層	Vp	4×10^9	m^3
	無光層	Va	2.5×10^9	m^3
表面積		A	4×10^8	m^2
平均水深	有光層	hp	10.0	m
	無光層	ha	6.3	m
平均潮振幅	M2		.3	m
		βVp	0.25×10^9	m^3/d
磷負荷	淡水流量	Q	0.036×10^9	m^3/d
	流入負荷	W	14.4×10^9	mg/d
	溶出負荷	R	12.1×10^9	mg/d
鉛直混合	拡散係数		2.16	m^2/d
平均無機態磷濃度				
	有光層	Cip	0.04	mg/l
	無光層	Cia	0.15	mg/l

表-4 速度係数パラメーター値

項目	記号	速度値等
有機物生産	μ	0.4 /d
	K_N	0.03 mg/l
有機物分解	k_1	0.01 /d
沈降速度	ws	0.4 m/d
鉛直混合率	Ez	0.0418 /d
見かけの交換率	β	0.047 /d
見かけの流入濃度	inCi	0.076 mg/l



かけの流入濃度 (inCi) として与えることとする。各層毎の栄養塩の変化は次の4式で与えられる。

$$\begin{aligned} dC_{op} / dt = & Ez (C_{oa} - C_{op}) / V_p \\ & + \{-\beta - k_1 - ws/hp + \mu * C_{ip} / (K_N + C_{ip})\} * C_{op} \end{aligned} \quad (26)$$

$$\begin{aligned} dC_{ip} / dt = & Ez (C_{ia} - C_{ip}) / V_p + \beta * (inCi - C_{ip}) \\ & + \{k_1 - \mu * C_{ip} / (K_N + C_{ip})\} * C_{op} \end{aligned} \quad (27)$$

$$\begin{aligned} dC_{oa} / dt = & -Ez (C_{oa} - C_{op}) / V_a + (ws/hp) C_{op} \\ & - (ws/ha + k_1) C_{oa} \end{aligned} \quad (28)$$

$$dC_{ia} / dt = -Ez (C_{ia} - C_{ip}) / V_a + k_1 C_{oa} + R/ha \quad (29)$$

定常解は前章同様に求めることができる。

いま、磷を制限栄養塩として選び、大阪湾の湾奥 $6.6 \times 10^9 \text{ m}^3$ の海域について此のモデルの解析解を当てはめてみる。地理的な大きさや、周辺の条件を表-3に、速度パラメーター値を表-4に、それぞれ示す値を用いるとする。これらの値は、一部は筆者らの観測データであり、一部は既往文献などから算定したものである。これらの値から求めた定常解を図-6に示す。図中のマス内の数値が磷で表した各々の濃度 (mg/l)、カッコ内が対象海域での磷の存在量 (トン) である。矢印で示した値が、定常時の形態間の一日当りの変化量 (トン/日) である。

表層無機塩は、観測値に比べ1/4程度小さいが、底層濃度はほぼ観測値に近い。有機体の濃度は、表層で2倍近く大きく、此のモデルでは、表層の有機合成が進みすぎているらしい。実験室での測定値が、1ボックス定常解モデルのパラメーター値としては、直接には利用できないようである。

定常解が解析的に求まっていると、各パラメーターの解への感度が容易に求められる。表-4の値を基準

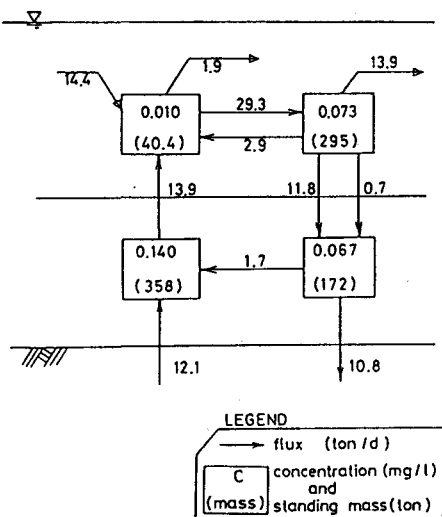


図-6 Pの物質収支図

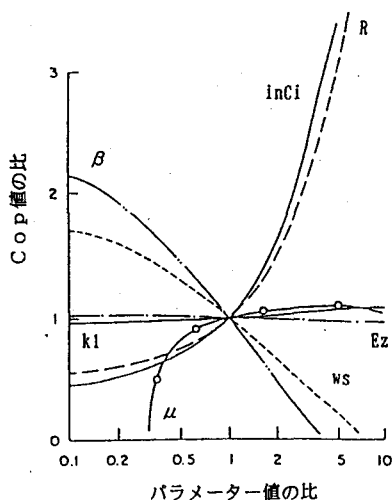


図-7 定常モデルの感度解析(パラメーター値-Cop)

に、此の値に対して2、3、・・・倍の値を与えたときの定常解C o p' の増加割合をプロットすると、図一7のようになる²⁹⁾。海水の交換 β 、流入負荷、溶出負荷R、沈降速度Ws等のパラメーターが表層有機濃度を大きく左右させることがわかる。やや小さな μ の領域では、これも感度が高くなる。湾奥表層の夏期の有機物生産は、海水交換、栄養塩負荷、プランクトン光合成速度などが大きく効いているようである。

3. 2 東京湾岸の汀線形式の内湾水質への影響

東京湾の湾岸汀線は、総延長の内7割程度が人工の護岸となっている。汀線形式の違いが内湾水質にどのような影響を与えるのか数値計算上で検討してみた例³⁰⁾を紹介する。

東京湾内の各種の汀線形式毎に、底生生物の生息密度の分布を調べ、卓越して生息する種について種毎に濾過速度を実験的に求めた調査がある。調査結果によれば、イガイの濾過速度が大きく生息密度も大きいようである。種毎の濾過速度算定結果を表一5に示す。湾内の地域毎に実測生息密度を与え、汀線形式毎に、汀線長さ1 m 当りの場所の有している濾過速度が算定できる。結果を表一6に示す。生息密度の測定時期が、内湾アオシオの影響が残っていた時期だったようで、湾奥部の砂浜でかなり小さい生息密度であった。此の影響が、表一6には表れているようである。

此の調査結果を用いて、堀江³⁰⁾は次のような数値計算を行っている。まず、調査結果図より湾岸の全汀線の汀線形式を与える。湾内濃度の数値計算の各ステップ毎に、汀線形式毎の濾過速度を適用し、水質の浄化量を計算し、負の負荷としてそのメッシュに与える。こうして、現況の水質分布の再現計算を2層モデルでCODについて行う。次いで、湾岸全汀線を砂浜にしたと仮定し、同様の手法で湾内分布を計算する。上層の結果を現況再現結果と比較し、各位置での濃度差をプロットしたものが、図一8である。

図を見ると、汀線形式が直立護岸から砂浜へと変わった場所(品川、川崎など)の地先で大きく水質が改

表一5 底生生物の濾過速度実験値

底生生物種 (サイズ)	速度 SSに対する 摂取速度 ($\mu\text{g}/\text{ind}/\text{min}$)	SSに対する 排泄率 (-)	CODに対する 摂取速度 ($\mu\text{g}/\text{ind}/\text{min}$)	CODに対 する排泄率 (-)	濾過速度 ($\text{ml}/\text{ind}/\text{h}$)	濾過速度 文献値 ($\text{ml}/\text{ind}/\text{h}$)
イワフジツボ (1 mg)	0.4 ~ 0.8	0.2 ~ 0.3	0.1 ~ 0.2	0.2 ~ 0.3	3 ~ 5	2 ~ 15
ムラサキイガイ (殻長30~55mm)	13 ~ 35	0.2 ~ 0.5	5 ~ 22	0.1	80 ~ 210	500 370 600 ~ 3,000
ホトトギスガイ	17 ~ 48	0.2 ~ 0.1	2.1 ~ 2.2	0.2	100 ~ 290	-
アサリ(殻長 30~40mm)	16 ~ 170	~ 0.3	5 ~ 19 ~ 124	0.1	100 ~ 1,000	600 ~ 1,500

投与海水: SS 10.5 mg/l COD 3 mg/l

排泄率は、摂取量に対する排泄量の比。

表一6 内湾汀線形式別の見かけの濾過速度 (単位: $\text{m}^3/\text{m}/\text{d}$)

地区・夏期水質 汀線型式	内 湾 部 COD 5 ~ 2 mg/l	内 湾 湾 口 部 COD 3 ~ 2 mg/l
直 立 護 岸	750	15
消 波 護 岸	2,900	36
石 積 護 岸	1,000	不明
干 潟	(200)	4,000
砂 浜	800	800

干潟, 砂浜は沖合 400 m までを影響範囲とした。

善され、改善の幅（負の値の絶対値）は湾奥ほど大きい傾向が読み取れる。また、その効果は、沖合いにまで及んでいることが解る。堀江はさらに、全護岸を直立堤にした場合についても比較を行っている。

高濃度に汚染された湾奥ほど、影響が大きくなるのは、式（４）等の一次反応式特有の傾向である。有機物の分解、沈降、生物濾過等の浄化のプロセスが一次反応式でほぼ表現できるのなら、濃度の濃い場所での対策が効率的であるということになる。また、陸上とは異なり、海上では海浜や干潟などの広い場所が比較的容易に確保できるため、面積当りの効率が多少劣っていても浄化の寄与が大きいことも起こり得る。陸と接する水際線部での工夫が重要になってくる。

3. 3 東京湾内のTBT濃度

船底や漁網への甲殻類等の付着防止塗料として用いられている有機錫の一種に、TBT（トリブチルスズ化合物）という物質がある。近年牡蠣の奇形との関係が問題視され、その毒性が話題となっている。船底に塗られたTBTは、弱アルカリ性海水に接すると溶解しトリブチルスズイオンを放出する。トリブチルスズイオンは海水中の陰イオンと結合し、塩化トリブチルスズ等となる。1984-87年に東京湾金沢八景沖、大井沖、富津沖などでTBTC1（塩化TBT）として $0.01-0.08 \mu\text{g}/\text{l}$ の濃度が報告³¹⁾されている。汚染のレベルに経時的な変動は明かでなく、84年時点で既に現在の汚染レベルに達していたようである。1988年7月の日本海難防止協会の調査³²⁾では、図-9に示す様に、上層水中にTBTC1として $0.01-0.07 \mu\text{g}/\text{l}$ 、底層水中に $0.00-0.07 \mu\text{g}/\text{l}$ の観測値を得ている。特に横浜港内で高い値となっている。今後の濃度の推移に大に関心が持たれている。

濃度の観測値やTBTの物性などの情報は、未だ限られている。負しいながらも入手可能な資料を用いて、東京湾内の平均的なTBT濃度がどう決まっているのか推測した例³²⁾がある。負荷源としては、船底塗料以外にも可能性は考えられるが、とりあえず湾内通行船舶の船底からの溶出のみを考える。溶出したTBTの挙動のプロセスとして、紫外線による分解、微生物による分解、懸濁物質への吸着と懸濁物質の沈降、底泥への吸着を考える。対象海域は、東京湾の富津-観音崎以北 960 km^2 （平均水深20m）とする。外海中のTBT濃度は不明であるが、ここでは湾内濃度よりずっと低いと見なしゼロとする。

各プロセスの基礎式とパラメーターを考える。

船底からの溶出は、塗装厚が充分あれば、船底の面積と単位面積当りの溶出フラックスの積で求められる。東京湾内の航行船舶の船底総面積は、航行隻数と一隻当りの代表船底面積との積で推定される。レーダーによる湾内航行量の調査³³⁾では、100-500トン級を中心に日1700隻が航行していることになる。500トン級の船底面積はほぼ 600 m^2 程度である。TBTの溶出フラックスは、運輸省船舶技術研究所で実験的に調べられている³⁴⁾。測定が難しくデータはバラつくものの、航行中はTBTC1として $5-10 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$ 、静止時にはその約 $1/2$ の速度で溶出するようである。防汚効果の維持のためには、TBTC1として $3 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{day}$ 程度の溶出が必要とされている。結局、一日当りの溶出負荷量（w）は $50-100 \times 10^3 \text{ g}$ となる。

太陽光を受けると、1-10日で濃度が半減すると考えられる³⁵⁾。一日に7-50%ずつ分解されることになる。但し、分解にあずかる太陽光は、水深1m以上には届かないようである。鉛直方向に平均化した濃度に対しての光分解速度定数は、 $k_1=0.07-0.5$ の $1/20$ となる。

大阪湾での微生物による分解の実験³⁶⁾では、20℃暗条件で半減期13日（ $0.05/\text{day}$ ）の値が報告されているほか、13-5日（ $k_2=0.05-0.13/\text{day}$ ）などの値が多い。また、底泥中での現象については、70-120日（ $0.0058-0.01/\text{day}$ ）の半減期の報告がある。

TBTの懸濁物への分配係数（平衡時の粒子吸着濃度/水中濃度の比）³⁷⁾は、 $\Pi=-4 \times 10^3 (1/\text{kg})$ である。湾内の平均的な懸濁濃度を $\text{SS } 10 \text{ mg}/\text{l}$ とすると、水中TBT濃度の-4%が吸着される。吸着粒子の沈降速度は、粒子の性状や由来によって大きく変わるが、プランクトンやデトリタスで $w_s=1$

m/dayのオーダーである。

底泥への吸着は、底泥が既に吸着平衡に達していれば、水中濃度の増加分についてだけ起こる。沈降し、新たに底質を作る粒子が、沈降途中に既に吸着平衡に達していれば見かけ上底質への吸着はない。底質への吸着は、懸濁物への吸着沈降過程の未平衡部分がゆっくりと生起するプロセスとも見れる。懸濁物への吸着平衡を考えることで底泥の吸着を配慮したこととする。ちなみに、10 mg/lのSSが1 m/dayで沈降すると一年で約1 cm弱の堆積厚となる。

東京湾の流入栄養塩の湾内滞留時間は、沈降溶出過程も含めて40日程度¹²⁾と言われている。沿岸からの淡水流入量は、 $2.4 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{day}$ 程度³⁸⁾であり、淡水流入による平均滞留時間は800日となる。潮汐作用が卓越していることになる。潮汐作用による内湾水の外海水との海水交換率は、湾口での実測で上げ潮海水の約5-10%程度とされている。潮位差2 mとすると、 $1-2 \times 10^8 \text{ m}^3$ が一潮汐(半日)で入れ替わる。湾内体積を滞留時間40日で単純に割ると、 $q = 5 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{day}$ となる。

以上のプロセスから、濃度の変化式を書くと次式のようになる。

$$\begin{aligned} dC/dt = w/V & - k_1/20 * C & - k_2 * C \\ & - \Pi * SS * 10^{-6} * w_s / 20 * C & - q/V * C \end{aligned} \quad (30)$$

各々のプロセスの値を求めると、

$$\begin{aligned} w/V & = 2-5 \times 10^{-6} \text{ g/m}^3/\text{day} \\ k_1/20 & = 3-25 \times 10^{-3} \text{ /day} \\ k_2 & = 50-130 \times 10^{-3} \text{ /day} \\ \Pi * SS * 10^{-6} * w_s / 20 & = -2 \times 10^{-3} \text{ /day} \\ q/V & = 10-25 \times 10^{-3} \text{ /day} \end{aligned}$$

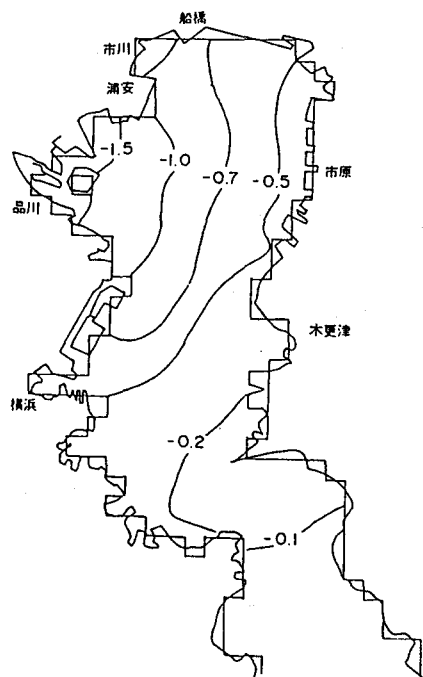
等となり、減少項の中では微生物分解の作用が大きいが予想される。平衡濃度は、TBTC1として0.01-0.1 $\mu\text{g/l}$ 程度となる。さまざまの大胆な過程にも拘らず、オーダーとしては実測値とよく似ている。各プロセスの変化速度見積がほぼ妥当なら、船舶からの負荷と水中での微生物分解とが、水中濃度を大きく規定しているらしいことがわかる。

光分解や沈降過程は、やや小さな寄与となっている。しかし、此のプロセスの各パラメーター値が大きくなる季節(降雨後の濁水流出期・鉛直循環期)や場所(水面表層や河口浅海域)での解析では寄与が卓越する可能性もある。また、局所的な分布の検討には、湾内を均一濃度とした単純な解析では間に合わない。各パラメーター値の更なる検討と測定とが必要になる。特に、船舶からの負荷と微生物分解とは、今後の詳しい検討が望まれる課題であることが言える。

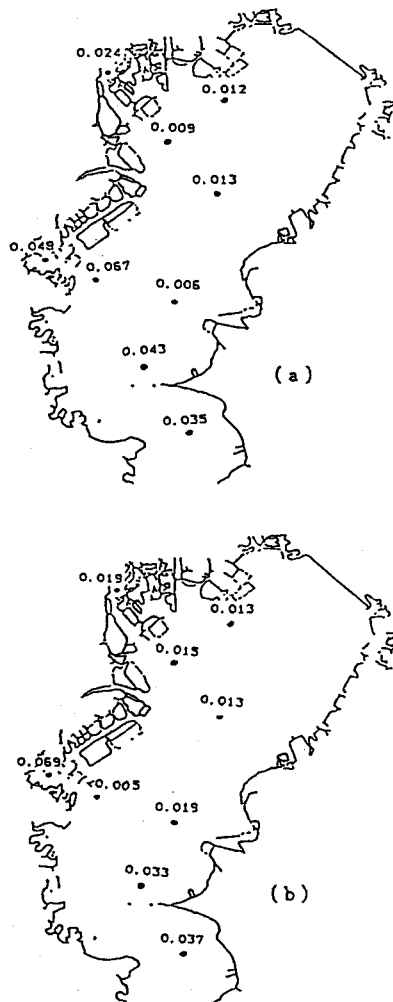
4、おわりに

沿岸部の地形や作用外力の特徴から、水質変化をもたらす素過程の特徴をやや単純化して示した。モデル化された素過程を組み込み物質収支をとることが、沿岸部の水質変化の解析に必要で有力であることを示した。多くの水質変動素過程が、一次反応型の特徴を持っていることを指摘し、沿岸水質の浄化には、負荷源に近い場所での処置が大事であることを述べた。水理的な作用によるものを除くと、①有機物の無機化・栄養塩の貝個体への変換等の安定で無害な形態への変換、②水および密接な関係のある底泥表層からの汚染物の除去、等が浄化の主なプロセスであろう。また、浄化のプロセスを旨く作動させるため、浄化を担う生物活動を保証し支援するための条件づくり(酸素の供給や生物生息の場所造り)も大事である。本論では、具体的な対策工法³⁸⁾についてまでは未だ示していない。個別の沿岸での水質変化機構の観察と理解が、さらに必要であると思われる。

現在、水理学の知識を持った水工技術者と、沿岸生態学や生物学・水産学の研究者との議論・交流が強く求められています。流れや拡散等の物理現象と結び付けて水質変化を考えることが、特に沿岸では重要なことと思います。物理現象の記述には数式が便利であります。一方の水質変化に対しての数式化・モデル化の現状と限界について、考え方が把握できるようにまとめようと試みました。生物・化学的なプロセスは、単純なモデル化にはなかなか馴染まない部分も多くありますし、パラメーターの値は場所により状況によりかなり変化します。また、有機物や栄養塩の対策という面ではやや能率が落ちるにしても、沿岸での豊富な生物の生息にとって大事な機構や場所については充分には解っておらずモデル化の試みもない分野もあります。ここで示した考え方が、単純化の余り現実離れしてしまったり、沿岸の機構にふさわしくない部分を含んでいるとしたら、それは筆者の浅学のせいであります。拙論が、水工技術者の水質理解の一助となり、周辺分野への橋渡しの糸口となれば、望外の喜びです。



図一八 東京湾岸の全汀線を砂浜とした場合の上層CODの変化 (単位: mg/l)



図一九 東京湾内TBTCI濃度 a上層、b下層 ($\mu\text{g/l}$)

参考文献

- 1) 細川恭史：水質環境改善のための生態活動の利用について、昭和63年度港研講演会講演集、1-40 (1988)
- 2) 細川恭史ら：沿岸部干潟におけるヨシ原の機能とヨシを利用した汚濁の浄化の可能性について、第15回環境問題シンポジウム講演論文集、54-59、(1987)
- 3) 村上仁士：ウォーターフロントの環境問題、第25回水工学に関する夏期研修会講義集Bコース、(1989)
- 4) 宗宮 功編著：自然の浄化機構、技報堂出版、(1990)
- 5) 細川恭史ら：平面水槽を用いた曝気、散気管の効率比較実験、港湾技研資料No. 437、(1982)
- 6) 合田健著編：水質工学(基礎編)(応用編)、丸善、(1975, 1976)
- 7) 細川恭史：ガストレーサー法による小河川の再曝気係数の実測、第14回環境問題シンポジウム講演論文集、46-52、(1986)
- 8) 堀江 毅ら：構造物によるエアレーション効果比較模型実験、港湾技研資料No. 573、(1987)
- 9) 細川恭史ら：攪はん槽での水表面からの酸素溶解実験、港湾技研資料No. 657、(1989)
- 10) 堀部純男ら：海洋科学基礎講座10・海水の化学、東海大学出版会、208-215、(1970)
- 11) スタムら：一般水質化学、安部・半谷訳、上148-149、共立出版、(1974)
- 12) 日本海洋学会沿岸海洋研究部会編：日本全国沿岸海洋誌、東海大学出版会、335-387、(1985)
- 13) パーソンズら：生物海洋学、市村俊英訳、三省堂、(1974)
- 14) Jørgensen, S.E. Ed.: Handbook of Environmental Data and Ecological Parameters, Pergamon Press, (1979)
- 15) DiToro, D.M. et., al.: Phytoplankton-Zooplankton-Nutrient Interaction Model for Western Lake Erie, in SYSTEMS ANALYSIS AND SIMULATION IN ECOLOGY Vol.3, Academic Press, 423-474, (1975)
- 16) Thomann, R.V.: Systems Analysis and Water Quality Management, McGraw-Hill, (1972)
- 17) 細川恭史ら：沿岸域における懸濁粒子の沈降速度測定法について、港湾技研資料No. 433、(1982)
- 18) 細川恭史ら：内湾における有機微細粒子の沈降速度の実測、第35回海岸工学、372-376 (1988)
- 19) 細川恭史ら：沿岸底泥からの栄養塩の溶出過程のモデル化、第29回海岸工学、570-574、(1982)
- 20) 細身正明ら：底泥からの窒素の溶出について、衛生工学研究論文集、第19巻、100-107、(1983)
- 21) 細川恭史ら：栄養塩溶出速度の温度・DO依存性について、港湾技研資料No. 405、(1981)
- 22) 堀江 毅ら：海域底泥中のリンの挙動モデルについて、港湾技術研究所報告23-2、49-74、(1984)
- 23) E. C. ピーラー：数理生態学、産業図書、南雲仁一監訳、(1969)
- 24) 細川恭史ら：マイクロコスムとセジメントトラップとを用いた沿岸域での浮遊粒子挙動の観測、港湾技術研究所報告26-2、297-368、(1987)
- 25) 城 久：大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産に及ぼす影響について、大阪府水産試験場研究報告、第7号 (1986)
- 26) Hosokawa, Y. et., al.: Water Quality Improvement by Retardation of Nutrient Release -Estimation and Analysis by a Simplified Model-, Management of Bottom Sediments Containing Toxic Substances, US Army Corps of Engineers, 82-106, (1982)
- 27) 合葉修一ら：生物化学工学、東京大学出版会、永谷正治訳、(1973)
- 28) Schoor, J.J. et., al.: A Steady State Eutrophication Model for Lakes, Water Research, Vol.14, 1651-1665, (1980)
- 29) 細川恭史：沿岸域物質循環ボックスモデルによるパラメーターの感度解析、第16回水質汚濁学会講演集、268-269、(1982)
- 30) 堀江 毅：海域の物質循環過程のモデル化と浄化効果の予測手法について、港湾技術研究所報告26-4、57-123、(1987)
- 31) 竹内正博ら：ビス(トリブチルスズ)オキシド(TBTO)による魚介類の汚染実態について(第IV報)東京湾海水中のトリブチルスズ及びジブチルスズ化合物のモニタリング、東京都衛研年報39号、93-96 (1988)
- 32) 日本海難防止協会：海上流入物質の海洋生態系に及ぼす影響の調査研究、平成元年度海洋汚染防止の調査研究事業報告書、(1990)
- 33) 奥山育英ら：東京湾における海上交通、港湾技研資料、No. 583、(1987)
- 34) 内藤正一ら：船底汚塗料の海洋への溶出に関する研究、第1、2報、第51回船舶技術研究所研究発表会(1988)
- 35) 渡辺信久ら：有機すず化合物の環境動態における表面ミクロ層について、環境科学シンポジウム講演要旨集、環境科学会、129 (1988)
- 36) Hattori, Y. et. al.: Degradation of Tributyltin and Dibutyltin Compounds in Environmental Waters, Water Science and Technology, Vol.20, No.617, 71-76, (1988)
- 37) 北野 大：有機スズ化合物の環境中での運命、水質汚濁研究、10巻-12号、713-718、(1987)
- 38) シーブルー・テクノロジー研究委員会：快適な海域環境の創造に向けて シーブルー計画、(1989)