

(2) 播磨灘の水環境の動態に関する研究

大阪大学工学部 盛 岡 通
京都市下水道局 ○野 村 克 己

1. はじめに

慢性化した海洋の富栄養現象は陸上活動と密接な関係を持ちながらも、必ずしも一対一の対応を示していない。海水流動現象、海洋生態、底泥と水質との関係、あるいは陸上活動と汚濁発生量・流達量との関係など、個々の現象・過程については研究が重ねられつつあるが、これらを全体としてまとめてゆくアプローチはまだほとんどなされていない。同時に、マクロな解析を通して相互の関連性を見つけていくことが必要と考える。著者らは播磨灘を例に陸上活動と海洋の水質汚濁について解析を試みたので報告をする。

2. 播磨灘の汚濁の調査結果

1) 地理条件と漁業

播磨灘は東西80 km、南北50 km程度の

海域で、瀬戸内海東部に位置し、明石海峡、鳴門海峡、備讃瀬戸を通して、それぞれ大阪湾、紀伊灘、燧灘と隣接している。この灘は大規模な赤潮が1972年夏に発生しているように、富栄養化が進んでいる。

図-1は播磨灘での漁獲を兵庫県側に限ってまとめたものであるが、高級魚のマダイ、サワラなどは減少し、総漁獲量の増加はほとんど低級魚のイカナゴによるものであることがわかる。マダイなどはベントス食性魚であり、イカナゴはプランクトン食性魚であることから、富栄養化と底質の汚濁の進行が一方ではエサになるベントスを減少させ、他方でプランクトンを増加させて水産資源量に影響を与えていると考えられる。

また、総漁獲量の増加は必ずしも漁場環境が良くなっていることを意味するものではなく、従来通りの漁法では漁獲減はまぬがれないためにやむなく漁船馬力を拡大し、採算ベースにのせるために長時間操業するといった、漁獲努力の増加にたよっている。表-1はこの間の推移をあ

きらかに示している。それらの背景として、魚類にとって重要なアマモ場は1965年以前は2027haあったものが1965年で1164ha、そして1971年には363haに激減している。¹⁾

2) 水質と底質の状況

現況を把握するために、1975年8月7日～10日、灘中の40地点から上層水、底泥を、10地点から柱状底泥を採取し、リン、クロロフィル量を中心に分析をおこなった。採水は北原式中層採水器で200mlをポリビンに入れ、冷暗所に保存後、当日中に0.45μのミリポアフィルターで炭酸マグネシウム懸濁水1mlと共に濾過、捕集されたものを試料とみなした。採泥はエックマンバージ型採泥器でおこない、泥深3cmまでの表層泥を分取（一部ドレッジ型採泥器で採取）し、柱状採泥器で柱状泥を採取した。各々の試料は実験室に持ち帰ったのち分析に供した。

3) 分析方法

クロロフィルは90% v/vアセトン抽出液について、けい光光度計により測定した。本法において、フェオフィチンaの固有けい光量は純粋抽出試料から、またacid factor（クロロフィルaからフェオフィチンaへの酸添加前後のけい光光度減少係数=f）は、分光光度計による算出式との対比から、

$$f = \left(\frac{F_o}{F_a} - 1 \right) \times \frac{0.7 \times 665_a}{(665_o - 665_a)} + 1 \quad \dots\dots\dots (1)$$

により求めた。ここに F_o 、 F_a ならびに 665_o 、 665_a は同一試料における酸添加前後のそれぞれのけい光度（F）と665nmでの吸光度である。これにより $f = 5.2$ を得た。底泥中のリンは乾燥泥を酸分解し、正リン酸を測定した。

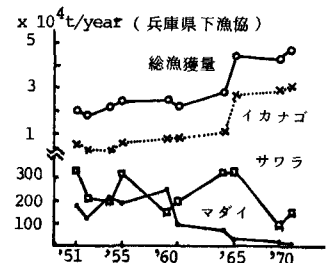


図-1 播磨灘での漁獲の経年変化

表-1 漁船構造の変化

	'55	'60	'65	'70
平均馬力数	6.4	7.9	10.4	14.1
5トン以上 動力船の割合	5	74	96	99
	%			

4) 分析結果

図-2は海水上層水中のクロロフィルaの分布を示す。これによると播磨灘の北部に高濃度域が存在し、北岸の河川、工場から流入した栄養塩類が沿岸部で急速に植物プランクトン中にとりこまれているのがわかる。そして高濃度域が南に向ってはり出しており、溶存無機栄養塩やプランクトンの流動する方向を暗示している。一方、図-3は底泥中のフェオ色素の濃度分布を示す。フェオ色素はクロロフィルaからマグネシウムがとれて分解したフェオフィチンa等を指し、フェオ色素の分布は植物プランクトンの死骸の蓄積する場所と考えられる。これによれば北部底泥だけでなく、灘中央部に高濃度に蓄積していることがわかる。この蓄積状態は図-4、図-5にもあらわれており、各項目の相関は図-6に示すように高い。したがって汚濁物が灘中央部に蓄積しやすい特性を播磨灘がもっているといえる。図-7は第5管区海上保安本部によってまとめられた表層流の恒流パターンである。灘北部の水塊が南側へ移動し、環流をつくっている様子がうかがえる。汚濁物はこの恒流によって北部からしだいに南部へ流れていくと推測できる。しかし、底質の汚濁を考える上では中、底層をも含めた海水流動の状況に関するデータの蓄積が望まれる。

柱状底泥の試料について、その鉛直方向の濃度分布の例を図-8に示す。有機炭素、有機窒素、全リンについても深さと共に幾分減少の傾向はみられるが、顕著ではない。しかしフェオ色素は深さ7cm程度堆積する間に濃度が急激に低下し、以後はほとんど変わらない。分解の速度は、フェオ色素>有機窒素、>有機炭素、のようにみうけられる。全リンは採泥地点により異なるようである。有機物は堆積している間に易分解性のものはほとんど分解され、難分解性物質は長期間堆積されて地質年代的分解過程を受ける。泥深の浅い部分ではいくつかの地点で鉛直濃度分布にかなりの乱れがあり、単に生物化学的要因だけでなく、近年盛んになってきた小型底曳網漁業の影響とも考えられる。

いずれにせよ、表層泥は過去の汚濁物が蓄積し、時間おくれをとまう酸素消費、分解再溶出をおこなうので、長期にわたって上部の水質と関連をもち続ける。

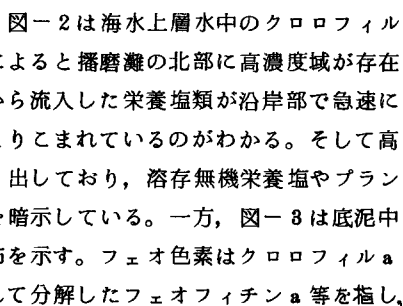


図-2 水中のクロロフィルaの濃度分布

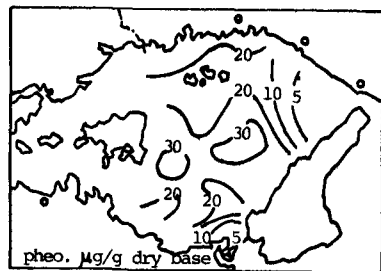


図-3 底泥のフェオ色素の濃度分布

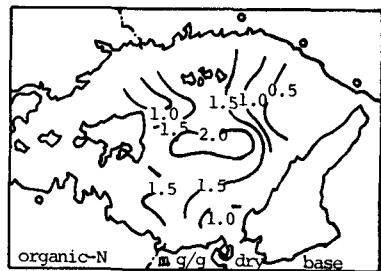


図-4 底泥の有機窒素の濃度分布²⁾

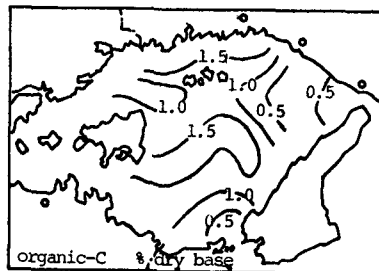


図-5 底泥の有機炭素の濃度分布²⁾

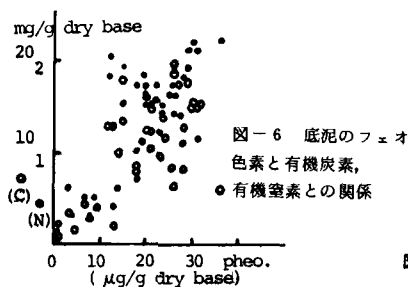


図-6 底泥のフェオ色素と有機炭素、有機窒素との関係

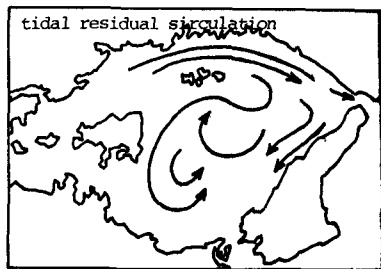


図-7 播磨灘での恒流による循環流 (pheo.) 20 µg/g (org.-C) 2 % (org.-N) 2 mg/g (total P) 0.4 mg/g

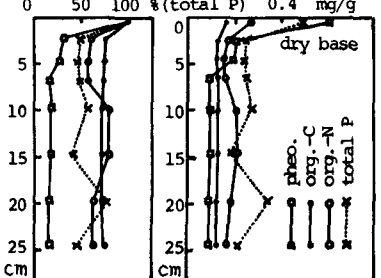


図-8 底泥のフェオ色素と有機物の垂直分布

3. 陸上活動の経年変化

播磨灘の水質に影響を与えてきた陸上活動を1955年から経年的にまとめた。

1) 関連流域 岡山、兵庫両県下の大河川が広い集水域をもっており(約8700km²)、香川、徳島両県下の流域を含めると約9700km²である。

2) 流域人口 1955年には約260万人だったのが、1972年には310万人にまで増加している。

3) 発生負荷 各年度ごとのN、P発生負荷量については、し尿1人あたりN-3.14kg/年、P-0.40kg/年としており、雑排水は表-2の値を与えて計算した。施肥量は各年度ごとの各県の肥料入荷量に保証成分を乗じ、県全域に対する灘流域の米麦耕作面積の割合に応じて比例配分し、流亡量はこの施肥量に流亡率N-30%、畑についてP-3%、田についてP-5%を乗じた。畜産廃水は集団飼育による豚について一頭あたりN-14.6kg/年、P-9.12kg/年を乗じた。

牛は従来からいわれているように発生負荷としての影響は少ないと考えて省略した。臨海部企業による負荷は、1972、1973年におこなわれた環境庁実測にもとづき、負荷量の多い企業については生産額あたりのN、P排出原単位(N、Pkg/百万円/年)を求め、その工場の過去の生産実績にスライドさせて決定した。これらの結果を表-3に示す。

臨海部企業によるN発生負荷が急増していること、P発生負荷に占める雑排水の割合が大きいたことがわかる。また畜産廃水(豚)は影響は小さいが急増している。灘へ直接に放流している臨海部企業からの負荷を除いて、発生負荷量はN-26.4×10³t/年、P-6.25×10³t/年程度になる。

4) 発生負荷と流達率 環境庁による5回の河川実測によれば、河口部に流達している汚濁物量はN-5.6×10³t/年、P-0.26×10³t/年程度である。実測が信頼できるとし、臨海部企業以外の発生負荷は最終的には河口部に達すると考えると、流達率はN-21%、P-4%の水準である。小規模な流域ではN、Pの流達率は高い値を示すことが報告⁸⁾されているが、播磨灘の関連流域は広くて、農村域を含み、土壌や河川底泥への蓄積や自浄作用の効果が流下する過程で積算されることを考慮すると、雨天時の汚濁流出の影響を加えても、N、Pの年間平均レベルの流達率が低くなることは十分にありうる。流達率を低い値に保つ構造が陸上にあることが、近年まで発生負荷の増加にすぐに対応して播磨灘の富栄養化が進行しなかった背景としてあるだろう。一方で臨海部企業の急激な生産拡大が灘の富栄養化に直接に影響を与えている。しかし、今後流域が都市化するにしたがい、河川や水路の改修のため池の廃止などにより、内陸部で流達率を低く抑えてきた構造が汚濁物を下流へ排除する方向に転換したり、新たな陸上活動の増分によって灘への流入負荷量が現在以上に増加する恐れが十分にある。

4. 発生負荷量と海域水質の量的関係

発生負荷量の総量規制などの管理計画は、海域水質との量的関係が見いだされることによって、より具体性を増す。しかし我々が過去の水質、底質の状況を知る方法はきわめて限定されている。過去において栄養塩類が測定されていたのは、現在のような富栄養化による汚染と関連したものというより、水産資源のエサとしての海洋の一次生産力を調査したのが目的で、「イワシ資源調査」の測定項目にN、Pが入っているに

表-2 1人あたり
雑排水原単位

	N	P
	kg/人	kg/人
'55	0.91	.15
'60	0.91	.15
'65	0.99	.23
'70	1.10	.37
'72	1.10	.37

表-3 発生負荷量の経年変化

		人口 万人		肥料 し尿	畜産 流亡量	豚万頭	小計	工業 臨海	合計
		実数	雑排水						
'55	実数	260				0.8			
	N	8.1	6.5	6.1	0.1	21	1.3	22	
	P	1.0	1.0	0.32	0.07	2.4	0.21	2.6	
'60	実数	260				2.0			
	N	8.3	6.5	6.1	0.3	25	2.4	28	
	P	1.1	1.0	0.32	0.2	2.6	0.28	2.9	
'65	実数	270				4.0			
	N	8.3	7.2	5.4	0.6	22	3.9	25	
	P	1.1	1.7	0.26	0.4	3.5	0.47	3.9	
'70	実数	280				13.0			
	N	8.7	8.5	5.3	1.9	25	7.4	32	
	P	1.1	3.2	0.30	1.2	5.8	0.84	6.6	
'72	実数	310				12.0			
	N	9.8	9.4	5.3	1.9	26	12.0	38	
	P	1.3	3.5	0.35	1.1	6.3	1.0	7.3	

(N,P; 10³ t/year)

すぎない。しかも全項目がつねに測定されているのではなく、実測時期も断続的である。したがって他海域の現状との比較や漁民、住民の証言、断片的に残された調査研究資料をもとに何らかの量的関係を推測するほかはない。

ここでは、汚濁物は海水とともに移動すると考えて、海水流動のマクロなパターンを決定し、発生負荷量と海域の水質との対応を通じて有機性汚濁における蓄積の効果をみる。

1) 海水流動のパターンの決定 塩素イオンは海水中の保存性物質であり、しかも陸水の濃度は海水に較べて無視できるので、各海域の塩素イオン濃度を一定に保つ流動パターンを見いだす。図-9のように体積 V_1 , V_2 , 塩素イオン濃度 C_1 , C_2 , の播磨灘、大阪湾が、明石海峡、鳴門海峡、紀淡海峡、備讃瀬戸を通して、隣接海域と海水交換をおこなっている。塩素イオンのつりあいを示す式は、

$$0 = V_1 \cdot \frac{dC_1}{dt} = T_0 + T_1 + T_4 \dots\dots\dots (2)$$

$$0 = V_2 \cdot \frac{dC_2}{dt} = -T_0 + T_2 \dots\dots\dots (3)$$

で、ここに、 T_n ($n = 0, 1, 2, 4$) は明石海峡、鳴門海峡、紀淡海峡、備讃瀬戸を通して輸送される塩素イオン量である。

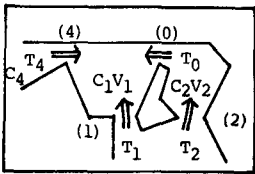


図-9 塩素イオン量の輸送図

< T_n の取り扱い > 海峡をはさんで塩素イオン量が輸送されるのは、一潮時に海峡を出入りする水塊 (q) の混合によるものと、一潮時を平均して一方向に流れる移流 (q_{over}) によるものの2とおりがある。ここでは次の①、②、③のプロセスを経て、式(8)で示される量の塩素イオンが輸送されるというモデルを採用する。

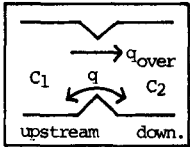


図-10 海水交換の模式図

① 図-10の海峡で、移流に関して上流側の水塊がその一定割合 R が濃度 C_2 の海水と交換される。

② 水塊は潮汐によって上流側へ戻ろうとするが、この時全量が戻らずに q_{over} が下流側にとり残され、上流側へは q が平均濃度 C_{in} で戻ってゆく。すなわち、つぎの塩素イオン量が戻る。

$$q \cdot C_{in} = q \cdot R \cdot C_1 + q(1-R)C_{out} \dots\dots\dots (4)$$

③ 上流側へ来た水塊の一定割合 R が濃度 C_1 の海水と交換される。そして下流側へ移動する時にさらに濃度 C_1 の海水 q_{over} を引き込み、混合されて $q + q_{over}$ の水塊が平均濃度 C_{out} で流出する。

$$q \cdot R \cdot C_1 + q(1-R)C_{in} + q_{over} \cdot C_1 = (q + q_{over})C_{out} \dots\dots\dots (5)$$

だけの移動が生じ、結局、差引き上流側から下流側へ輸送された塩素量 T は

$$T = (q + q_{over})C_{out} - q \cdot C_{in} \dots\dots\dots (6)$$

である。式(4)、(5)、(6)より C_{out} , C_{in} を消去し、

$$\eta = q_{over} / q \dots\dots\dots (7)$$

とにおいて整理すると

$$T = \frac{q}{(\eta + 2R - R^2)} \{ (\eta + R)^2 \cdot C_1 - R^2 \cdot (1 + \eta) C_2 \} \dots\dots\dots (8)$$

が得られる。 q は半潮時(6.2時間)に海峡を通過した流量、 C は平均塩素イオン濃度で実測は比較的容易であるが、 R , q_{over} の実測は困難である。 $q_{over} \cdot n$ ($n = 0, 1, 2, 4$) のうち2つが決まれば、残り2つは水収支から求められるので、 $\eta_0 = q_{over} \cdot 0 / q_0$, $\eta_4 = q_{over} \cdot 4 / q_4$ ならびに R をパラメータとして、 C_1 , C_2 を満足する R , η_0 , η_4 の関係を表現すると図-11のようになる。 R は海峡部での交換の程度、 η は移流の割合をあらわし、いずれも海峡の特性に関する重要な指標である。各海峡の移流方向の違いによって、 R を共通としたときの η_0 , η_4 の曲線群ができる。 η が1に近い大きな値をとる場合は海峡部における片潮時の通過流量が流入時と流出時で大きく異なる。

播磨灘、大阪湾に接続する各海峡ではそのような現象はなく、 η は1よりもはるかに小さい値であると考えられる。 R が0.09前後と0.20前後に η_0 と η_4 が共に0.5以下となり、この付近が妥当な解と考えられる。計算に使用した各海域の塩素イオン濃度（環境庁実測を参考）は例年に較べてやや低い値のようであり、詳細はなお検討中である

2) 富栄養物質の流入負荷と蓄積の効果

以上で決定した海水流動のパターンによって富栄養物質も運ばれると考えて、まず $R=0.20$ 、備讃瀬戸、明石海峡での移流量 q_{over} をいずれも $5 \times 10^{10} \text{ m}^3/\text{年}$ （東流、 $\eta_0=0.10$ 、 $\eta_4=0.18$ ）としたときの灘の発生負荷量との対応を検討する。

1951年の表層中リン酸イオン濃度分布を参考に播磨灘大阪湾のリン量（懸濁態も含めて）の経年変化をモデルによりシミュレートした。物質収支式は、

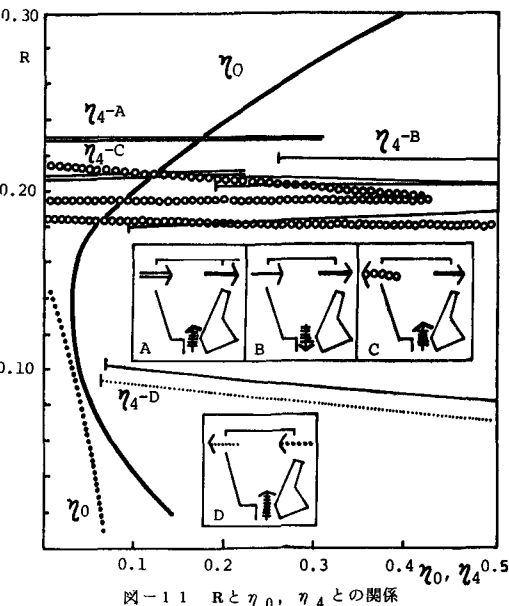


図-11 Rと η_0 、 η_4 との関係

$$V_1 \cdot \frac{dC}{dt} = (L_a + \alpha \cdot L_b + \sum T) (1 - \beta) \dots\dots\dots (9)$$

$$V_2 \cdot \frac{dC}{dt} = (L_o + \sum T) (1 - \beta) \dots\dots\dots (10)$$

で表現される。ここに、 L_a 、 L_b は播磨灘臨海部企業排出負荷、同企業以外の負荷を、 $\sum T$ は海水交換による物質移動量を意味し、 α 、 β は陸上負荷の流達率、底泥沈降率であり、 C_1 、 C_2 は海域のリン濃度である。大阪湾へ流入する負荷 L_o は過去の経過にあわせて、当初より3倍程度に増加するトレンドを与えた。図-12をみると、入力データとして与えた紀伊灘のリン濃度よりも内海の方が高くなっており、陸上、海域底泥への多量のリンの蓄積を推測させる。

R 、 η_0 、 η_4 は海水流動のパターンをあらわす物理条件であるから大規模な工事が無い限り変化はないが、 α 、 β は陸水系の状態や底質と上層水との関係の変化に大きく影響される。

5. 海域の閉鎖性と蓄積度について

汚濁物が公共用水域に流入した場合、その水域が内湾的傾向が強い程汚濁が進むことは一般に知られている。また瀬戸内海臨時措置法では新規開発工事の許可判定条件の1つとして「滞留度」を設定しているが、汚濁物の種類、存在形態によって水質、底質の各々の閉鎖性の概念がありうるだろうし、さらに生物学的条件を通して漁場の分布も閉鎖性に関与する。それらに見あった公共用水域の容量概念が存在し、陸上活動にある種の限界条件が想定される。

海域のもっとも簡略な汚濁物収支式を再記するとつぎのようである。

$$V (dC/dt) = L + T_{in} - T_{out} - G \dots\dots\dots (11)$$

ここに L 、 T_{in} 、 T_{out} 、 G はそれぞれ陸上活動流入負荷、隣接海域からの流入汚濁量、別の海域へ流出する汚濁量、底泥沈降量を意味する。これを時間軸でとらえるか空間軸でとらえるかによって具体的な内容は異ってくる。塩素イオンなどの保存性物質の応答を明快に示す「滞留度」は時間軸上で解を求めたものであり、また複数の沿岸流域と海域との関係を示す「影響度マトリックス」は式(11)の左辺をゼロと

表-4 計算条件

海水混合係数	0.20
東向平均流量	$25 \times 10^{10} \text{ m}^3/\text{year}$
流達率	0.04
底泥沈降率	0.90

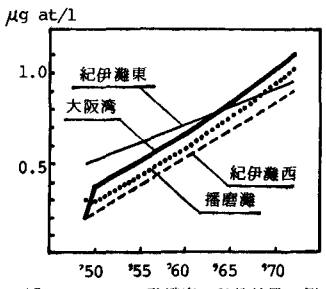


図-12 リン酸濃度の計算結果の例

において連立式を空間軸上で解いたものと考えられる。海域の水質管理にあたって、式(11)の各項の値の比較は基礎的な事項であるが、水質観測が環境基準の満足度を形式的に知るためにおこなわれているために十分な資料が得られないことも多い。表-5はマトリックスの行の項を基準として列の項の値の比を求めたとき、その値の大きい海域の特性と水質管理の留意点をまとめたものである。海水流動を一括して($\sum T_{in} - \sum T_{out}$)に対するGの比を示したのが海域の底泥への蓄積度 β に相当する。

図-12で示したように域内水質が開放部分の境界条件を変化させる形をとるが、さらに海峡外部の水質変化や湾奥の停滞性水域の水質分布を考慮して潮汐による水質混合の度合いを表現するには、潮目などによる仮想的な水域の分割をおこない、完全混合その連結数をパラメータとすることも可能である。陸上活動や埋立の短期的な影響評価には染料流しによる水平拡散係数Eの測定と固定連続源拡散式が必要であるように、長期的な水質管理の流動面での解析にあたっては、対象水域と外部との交換を示すRや強い潮汐流を並岸流とする凹型水域の速度シアに関係する交換係数K(たとえば、 $q = K \cdot \bar{u}$ の表現)の値を水域ごとに類別化することが必要と考えている。これにもまして、計算結果からみると播磨灘は外部との流入のなかで大阪湾からの汚濁負荷の流入が最近まで卓越しており、結果的に生物活動を媒介とする底泥への栄養塩類の蓄積のみが水域の汚濁物濃度の上昇に抗してきている。溶出と沈降の時間的積分項の監視が水質管理に不可欠と考えており、現在、若干の準備的な試みをおこなっている。

一方、陸上活動から海域流入までの過程をみると、発生負荷の絶対量(前述の L_a や L_b)をどう管理するかという課題に加え、流達率 α に一括した流出過程が問題の対象となる。陸上活動においても個々が物質循環をもちながらより高次の環境システムに結合している。活動の循環速度への影響は、加速、時間おくれ現象をとともう減速のほか、システムの部分崩壊につながる経路の短絡としてあらわれる。

まず、汚濁発生を検討では、播磨灘程度の広がりをもつ水域の長期的変化に対しては、少なくとも空間指標(用途別土地面積など)、基礎活動指標(人口/面積)、生産生活効率指数(生産量/人口)、廃物排出指標(一次廃物/生産量)、処理技術指標(放出量/一次廃物量)の地域別数表を経年的に用意し、それらの相乗積として空間的排出構造をみる必要がある。それらの過去のトレンドと将来計画による見とおしから、汚濁量削減の合理性を高めることが可能となろう。たとえば、単位収獲量あたり施肥量の増加、家庭用水量あたりの洗剤使用量の増加、海岸延長あたりの臨海部企業の敷地面積の増加などが大きい値として目立ち、汚濁発生源ごとに伸び率の著しい指標が異なることに注目すべきである。

排出量は主として3つの段階を経て海域に流入する。それは土壌、側溝・小水路網、ならびに河川が関与する段階である。これらを通じた総括的な流達率は、表面負荷、側溝・小水路の汚泥、河川底質のそれぞれの蓄積量の上昇にともない増加しつつあると考えられ、システムの非正常性をあらわす U_s の値でみると、とりわけ内陸部の側溝・小水路網の段階でまだまだ低くて0.5を下回っているものと推定される。

6. 謝辞

表-5 収支式の各項の値の相対比較

本研究に御協力を頂いた漁民調査団、瀬戸内海汚染総合調査団、大阪大学環境工学科の皆様へ深く感謝いたします。大阪大学の末石教授の御指導を頂いたことを記し、深く感謝する。

- 1) 南西海区水産研究所：瀬戸内海の藻場、1974
- 2) 瀬戸内海汚染総合調査団
- 3) 浮田、中西：小河川におけるN、P流達率に関する

小	大	$L + T_{in}$		T_{out}	G	$\frac{dG}{dt}$
		L	T_{in}			
$L + T_{in}$	L		隣接域からの影響強い。隣接海域浄化促進が有効。	隣接域へ汚濁源としての影響大きい汚濁源としての調査必要。	蓄積効果が大きい流入汚濁の十分な管理、底泥の分解再溶出の監視。	水質の汚濁が激しい。底泥への蓄積能力、底泥分解特性、隣接海域への拡散能力の把握。
	T_{in}	汚濁流達と海域特性の関連検討				
$T_{out} + G$	T_{out}	流域の陸上活動の管理が水質の浄化に直接影響する。	隣接域の浄化をまづおこなうこと	隣接域の監視、隣接域の汚濁が進むと、拡散の効果は全く無くなる。	蓄積性汚濁が進行しやすい。底質安定化、しゅんせつなどの施策が有効	隣接海へ拡散しにくく、閉鎖的である。汚濁流入削減とともに、交換能力を高める。
	G					
$v \frac{dC}{dt}$		汚濁流入が水質に影響しにくい。底泥、隣接域への影響の検討を要する			底質状態の悪化を避け、その限界容量を把握する。	