

運輸省港湾技術研究所

港湾技術研究所 報告

REPORT OF
THE PORT AND HARBOUR RESEARCH
INSTITUTE

MINISTRY OF TRANSPORT

VOL. 26 NO. 4 DEC. 1987

NAGASE, YOKOSUKA, JAPAN



港湾技術研究所報告 (REPORT OF P.H.R.I.)

第26巻 第4号 (Vol. 26, No. 4), 1987年12月 (Dec. 1987)

目 次 (CONTENTS)

1. ベイズ型モデルを用いた方向スペクトルの推定
一入・反射波共存場を対象として一……………橋本典明・小舟浩治…… 3
(Estimation of Directional Spectra from a Bayesian Approach in
Incident and Reflected Wave Field
…………… Noriaki HASHIMOTO and Koji KOBUNE)
2. 逆流中での風波の発達特性……………鶴谷広一・中野 晋・柳嶋慎一・松延嘉國…… 35
(Development of Wind Waves Generated on Adverse Current
……………Hiroichi TSURUYA, Susumu NAKANO,
Shin-ichi YANAGISHIMA and Yoshikuni MATSUNOBU)
3. 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……………堀江 毅…… 57
(Nutrient Cycle Model and Its Application to the Prediction of
Seawater and Sediment Improvement …………… Takeshi HORIE)
4. 海底地盤の波浪による液状化および高密度化……………善 功企・山崎浩之・渡辺 篤… 125
(Wave-induced Liquefaction and Densification in Seabed
…………… Kouki ZEN, Hiroyuki YAMAZAKI and Atsushi WATANABE)

3. 海域の物質循環過程のモデル化と 浄化対策効果の予測手法について

堀 江 毅*

要 旨

内湾の汚濁海域における富栄養化防止対策として、海底に堆積した汚泥の除去や海底砂を用いた堆積汚泥の被覆などによる底質浄化、人工海浜や人工干潟の造成、港湾・海岸構造物の構造型式とそれらの配置、清澄水の導水、曝気の促進、生物による天然の浄化効果の助長方策などについての検討が行われている。

本文は、こうした各種浄化対策による海域の水質底質改善効果を数値シミュレーションによって予測するための手法についてとりまとめたものである。

おもな内容は、わが国の主要な内湾における水質・底質の現状分析、海域の富栄養化に関連する素過程の捉え方、モデル化、予測手法、および、これを用いたシミュレーションの結果である。

本研究において、汚濁海域における水質・底質支配要因の現地実測資料による確認、および、解析モデル、数値モデルによる解析法とそれらを用いた解析の妥当性が確認された。また、流入負荷削減、溶出削減、導水などの浄化対策に対する数値シミュレーションでは、それらの効果の大きいことが予測されたが、効果と工費・維持費を考慮して効率的な区域、規模、方法を見出す必要があることが明らかとなった。さらに、各種汀線型式における生物戸過やエアレーション・移流混合作用による浄化能力は大きく、これを最大限に活用して港湾構造物の構造型式と配置を構造物本来の機能の向上とともに考えていくのが有利であることが示された。

* 海洋水理部 海水浄化研究室長

3. Nutrient Cycle Model and Its Application to the Prediction of Seawater and Sediment Improvement

Takeshi HORIE*

Synopsis

For the protection against the eutrophication in polluted inner bays, seawater and sediment improvement effects are investigated as to the capping with clean materials, or the dredging of sediments, the construction of artificial beach or lagoon, the functional designing of port-and-harbour or coastal structures or their laying out, the discharging of fresh water, the applying of aeration, the supporting of biological filtration activities, etc.

This paper treats the examples to predict and estimate the effect of such improvement works, with the aid of numerical models.

The outstanding properties of seawater and sediment qualities in main polluted bays of Japan are discussed, for the easy understanding of fundamental processes related with the marine eutrophication, and a simple analytical model is introduced.

The basic hypothesis of the nutrient cycle model and its structure are explained.

Through this investigation, the controlling factors to the seawater and sediment qualities in polluted seas are selected on the basis of the observed data in the field.

A series of numerical simulations prove that such improvement works as effluent-cut-off, release-cut-off, and fresh water discharge are very effective to polluted seawater and sediments. However, the optimum area and volume of the works should be decided with the most careful consideration, because of a huge amount of construction and maintenance costs. For the reason that the biological filtration by sea animals, and aeration, mixing and advection by coastal structures are also effective to the polluted seawater, the above additional effects should be taken into account on designing coastal structures.

* Chief of Purification Hydraulics Laboratory, Marine Hydrodynamics Division.

目 次

要 旨	57
1. はじめに	61
2. 海域の水質と底質	61
2.1 わが国のおもな内湾の水質・底質と自然条件	61
2.2 水質底質との関連要因	86
3. 簡単なボックスモデルによる内湾の水質解析	87
3.1 モデルの構築	87
3.2 東京湾の水質再現計算とパラメータの感度解析	89
4. 水質底質支配要因のモデルへの取り込み	90
4.1 モデルの役割	90
4.2 予測モデルの特徴	91
4.3 物質循環モデル組み立てに際する設定条件	91
4.4 水質底質支配要因の変動と時空間スケール	92
5. 主要過程の取り扱いとその測定	96
5.1 生 産	96
5.2 分 解	99
5.3 沈 降	100
5.4 溶 出	102
6. 汚染海域の浄化対策効果予測のためのシミュレーションモデル	104
6.1 海水系のシミュレーションモデル	104
6.2 底泥系のシミュレーションモデル	106
7. 各種海域浄化対策の効果予測とその評価	112
7.1 各種海域浄化対策による水質改善効果	112
7.2 各浄化工法の比較	120
8. ま と め	122
参 考 文 献	123

1. はじめに

環境白書(62年版)¹⁾によれば、わが国の海域における水質汚濁の進行は一時の加速度を減じている。しかし、海域における化学的酸素要求量(以降 COD という)の環境基準達成率²⁾は、全国平均で依然 80% 程度であり、東京湾では約 60%、伊勢湾では約 50% と低い。瀬戸内海全域としてはほぼ全国平均であるが、海域別に見ると全国平均を下まわるところがかなりあるものと思われる。これらの海域は、いずれにおいても程度の差はあれ、地形的には沿岸海域の閉鎖域であり、外海水との交換は悪く、また、これらの海域背後には大都市や大きな流入河川がある。河川からもたらされる汚染物質、および都市域からの工業排水や生活排水が大量に流入している。

一方、これらの海域は、物資の輸送のみならず、水産資源、レクリエーションなどの多目的な空間利用の場を提供しており、それらの利用目的に応じた海域の環境が維持されなくてはならない。

運輸省港湾局においては、わが国のおもな汚染海域に対して、水質の改善を目指した浄化対策について調査を継続的に実施している。こうした調査を通じて当該海域の水質、底質、生物の実態を把握するとともに、汚染海域の底質処理を中心とした対策による浄化効果の検討を行っている。

浄化効果の検討に際しては、現地海域において底質浄化事業の試験区域を設定し、堆積汚泥の浚渫、または汚染されていない土砂による被覆などを行った場合の水質、底質の浄化効果、生物相の回復効果が測定されている。また、実験室においても、堆積汚泥の溶出速度、溶存酸素消費速度、汚泥の被覆効果その他の室内実験が行われている。一方、これらの調査資料をもとに数値モデルにより、本事業に対する広域的長期的効果を予測検討している。このような背景のもとでこれまでに、底質処理による水質改善予測のための物質循環モデル、および、底質変化と溶出変化を予測するための溶出モデルを開発し、それらの適用性について検討している^{3),4)}。

本文においては、わが国のおもな汚濁海域の現状を把握するとともに、こうしたモデルを基本として、汚染海域の浄化効果予測するための手法をとりまとめたものである。

本文 2. においては、まず、わが国の内湾における水質・底質の汚染状況と汚染の機構を把握し、浄化対策の

必要性を探るため、代表 5 海域を取り上げ、それらの海域の特性を既往資料をもとにとりまとめ、モデル解析への手掛かりとすることを試みた。3. においては、数値モデルにとりかかる前に、簡単な解析解モデルを構築し、内湾域の水質汚濁過程を定式化して、内湾水質の定性的な表現、および、東京湾をモデル海域とした素過程相互の感度解析を行い、浄化対策の可能性の確認を試みた。4. においては、水質底質の複雑な決定要素・過程を数値モデルに組み込むに際して、数値モデルに課せられた役割、モデルの特徴、モデル構築に際する設定条件、対象とする現象の時空間平均の取り扱い等について述べた。また、5. においては、数値モデルの構築において重要な作業となる主要過程、つまり、生産、分解、沈降、溶出等の取り扱いおよびそれらの定式化のための測定法について解説し、主として代表 5 海域でこれまでに得られている測得値をとりまとめた。6. においては、浄化効果予測のための数値シミュレーションモデルを海水系のモデル、底泥系のモデルについて解説し、東京湾を事例にして水質、底質、溶出速度等の再現性の確認を行い、これらモデルの妥当性、適用性について述べた。さらに、7. においては、海水系のモデルを用い、東京湾を事例として、各種海域浄化対策等の効果予測シミュレーションと各工法間の比較を行った。最後に、8. において、以上の結果をとりまとめるとともに、物質循環過程のモデル化に対する今後の取り組み方についての課題を述べた。

2. 海域の水質と底質

2.1 わが国のおもな内湾の水質・底質と自然条件

わが国の内湾における水質汚濁状況を把握し、その機構を解明するための基礎資料とするため、代表的な水質汚濁海域としてつぎの 5 海域、すなわち、東京湾、三河湾、大阪湾、広島湾、および周防灘をとりあげ、これら水域の水質、底質、およびこれらをとりまく自然環境の特徴についてとりまとめた。

(1) 大阪湾⁵⁾

大阪湾は、瀬戸内海東部に位置し、面積約 1,400km²、平均水深約 27 m で楕円形状をなし、西は明石海峡を経て播磨灘に、南は紀淡海峡を経て紀伊水道に連なっている。両海峡では 1~2 時間の潮せき(汐)位相差があり、湾内潮流はこの影響を受けている。湾奥部では 5 cm/s 以下の流れであり、湾中部で 5~25 cm/s、両海峡近傍では 100~400 cm/s 程度となる。湾内恒流は、この潮流および淀川等からの河川流の影響を受けて湾奥部から湾東海岸線沿いに南下する流れ、および北海岸沿いに

*環境基準達成率 = $\frac{\text{環境基準達成水域数}}{\text{環境基準あてはめ水域数}} \times 100(\%)$

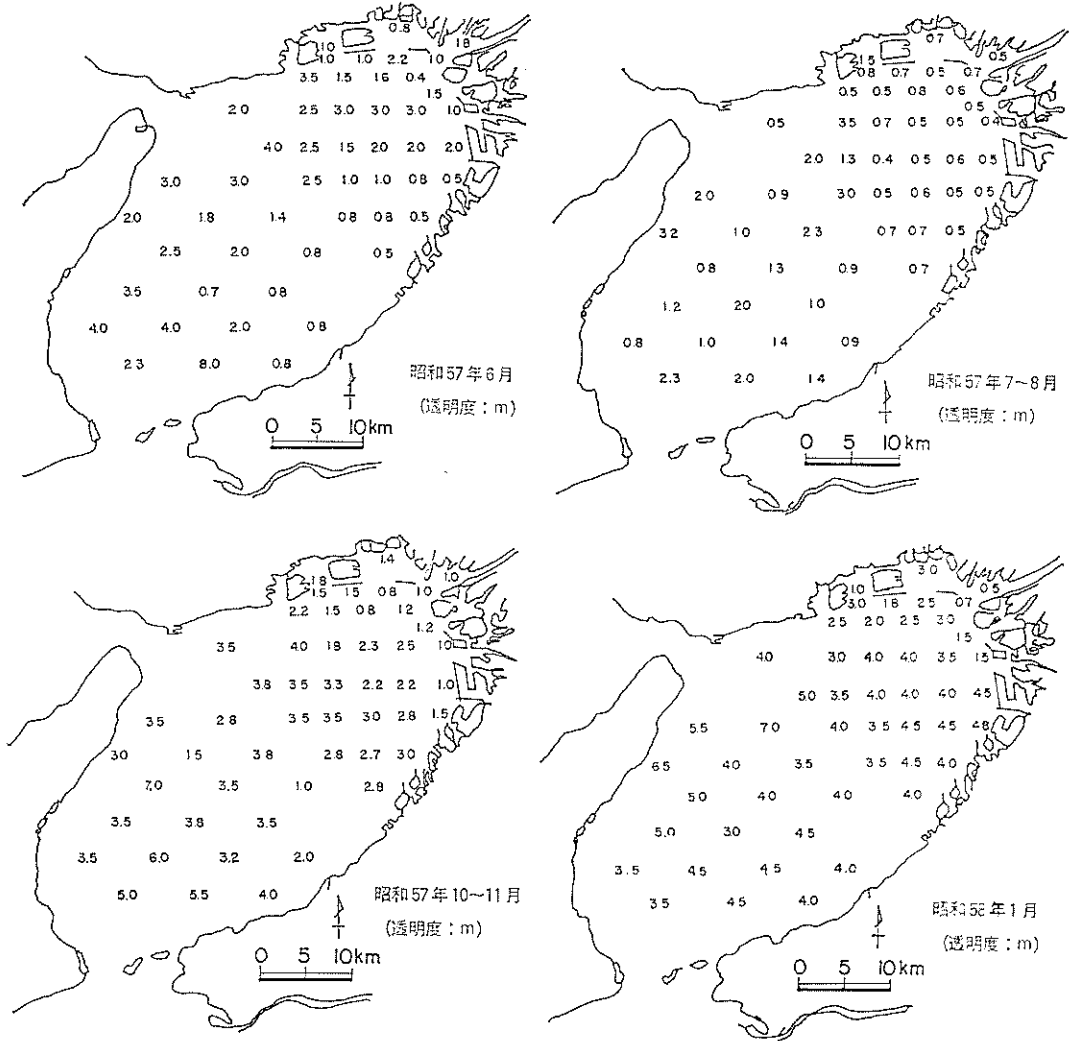


図-1 大阪湾の透明度 (昭和57年度大阪湾全域汚染実態調査)⁵⁾

西方に向かう流れがあり、同湾西部には時計回りの環流を形成しているのが特徴的である。このような潮流と恒流の特性が湾内の水質分布を決定する重要な要因となっている。

湾内に流入する年平均流量は、6,000万m³/日であり、このうち大部分は淀川、およびその水系が占めている。COD および全リン（以降 T-P という）の負荷はそれぞれ、約285t/日、30t/日である。流入負荷の8割以上は湾奥の大阪、神戸地区に集中しており、湾内汚染物質のおもな発生源となっている。水質を知る上で透明度は最もわかりやすい有効な指標の一つである。1982年度に第三港湾建設局が大阪湾で行った調査⁵⁾の中から透明度の季節変化を取り出したものが図-1である。同湾の北

東部湾奥海域に注目すると、冬期では一部海岸線近傍を除き透明度3~4mであるのに対し、夏期ではほぼ0.5~1.0mと低下する。春期、秋期の透明度は夏期と冬期のほぼ中間にあたる。夏期に透明度が低下する一因は、湾奥表層での内部生産の促進による植物プランクトンの増加である。このことは、図-2に示した同上調査によるクロロフィルaの分布からも容易に推定することができる。すなわち、図-2において、クロロフィルaは夏期に湾奥部で数十μg/lに達するのに対し、冬期では全域1.0μg/l以下に下がり、植物プランクトンの現存量が夏と冬とで大きく異なっている。海水中での内部生産を支配する要因としては、日照、栄養塩、植物プランクトン量などが考えられる。

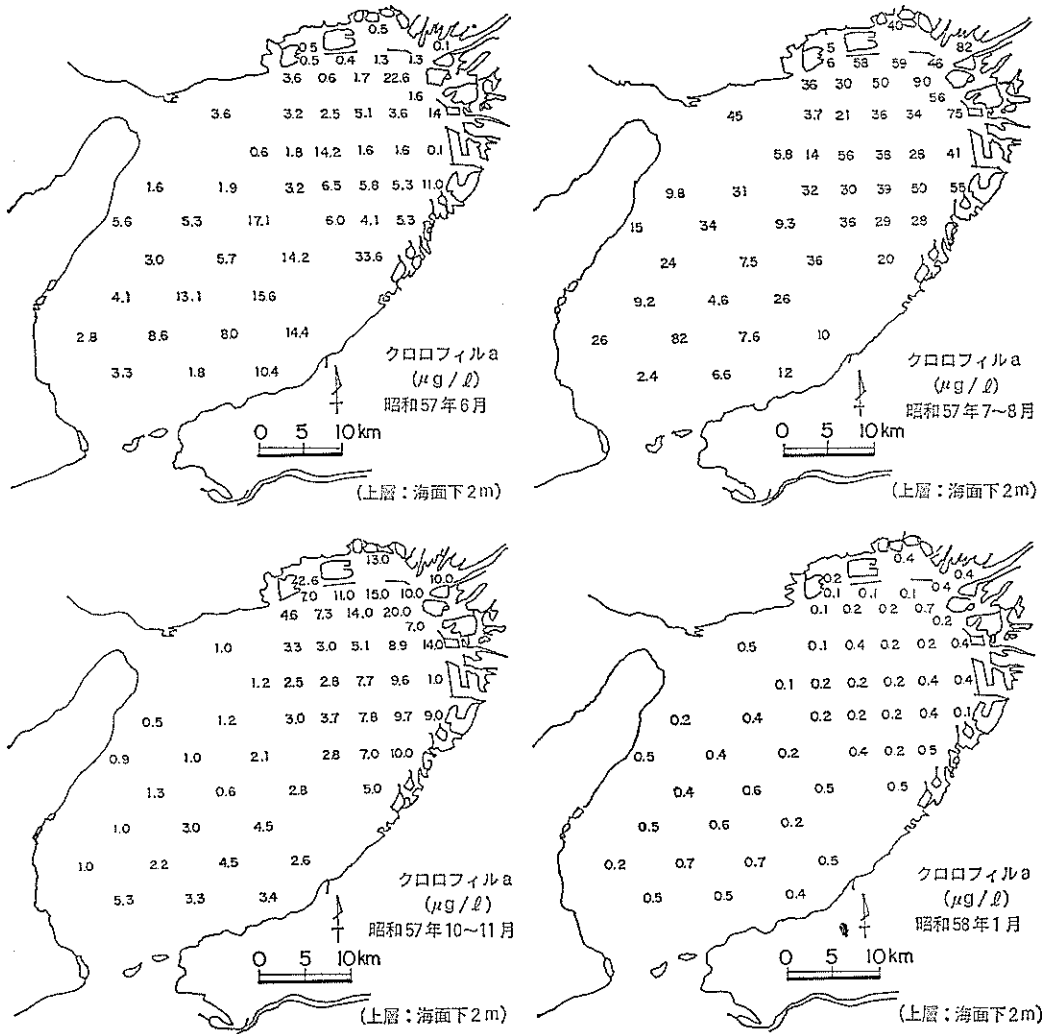


図-2 大阪湾のクロロフィル a⁵⁾

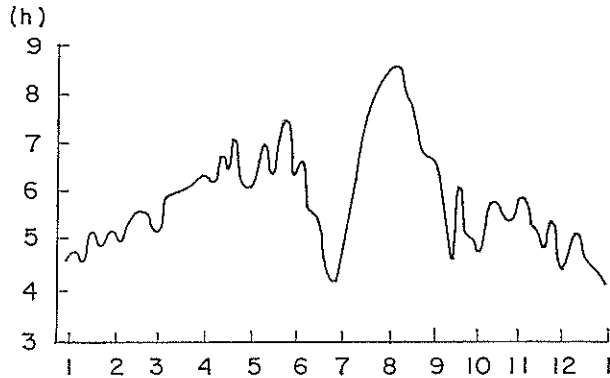


図-3 瀬戸内海の日照時間⁵⁾

堀江 毅

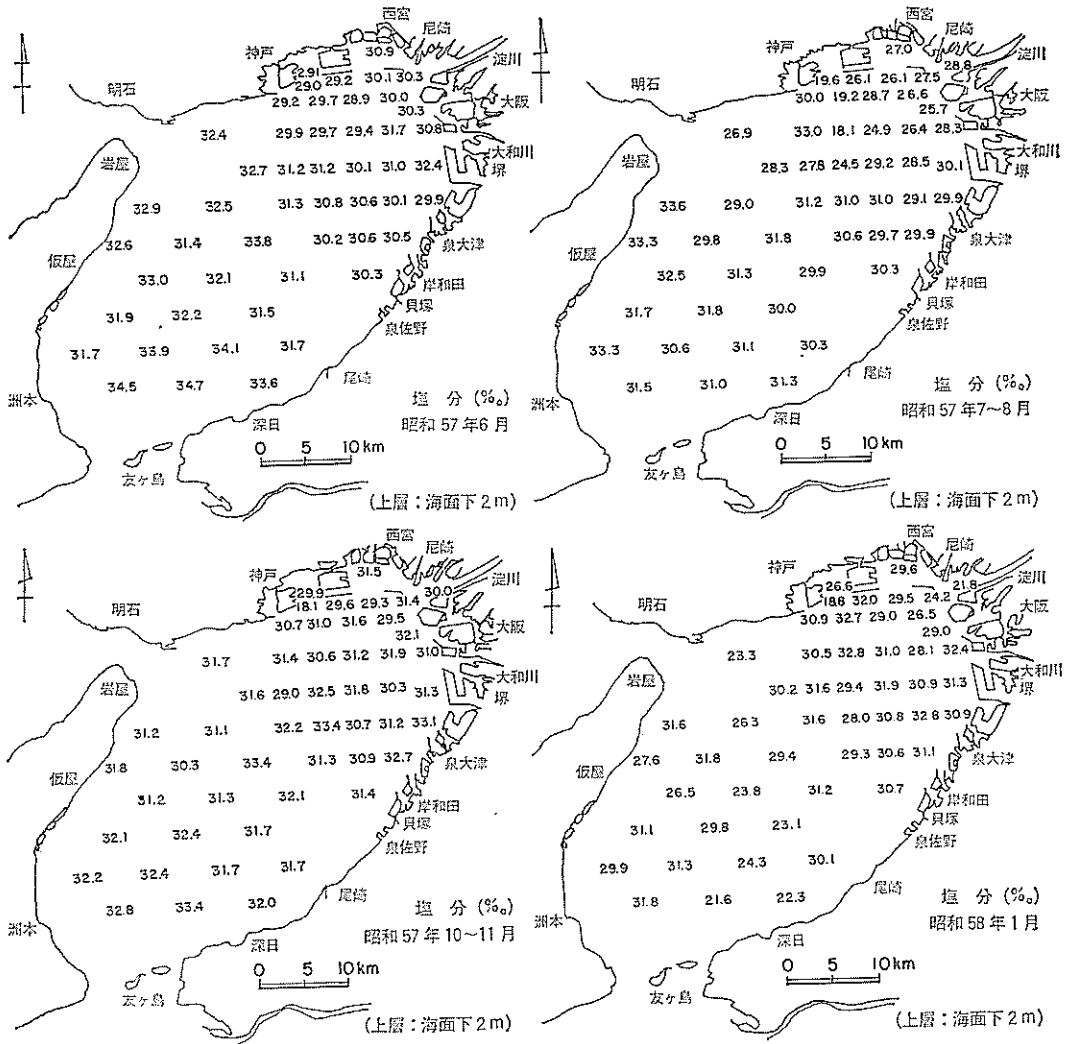


図-4 大阪湾の塩分⁵⁾

まず、瀬戸内海の日照時間は年間 2,100~2,200 時間程度であり、これを半月別日照時間の季節変化として示すと図-3 のようになる。図-3 によると、日照時間は 8 月が最大で、最小の 1 月に比し約 2 倍である。

陸域からの流入負荷は、淀川と、大阪および神戸などの湾奥部において大きく、特に夏期において増大するであろうことは 図-4 に示した塩分分布より推定できる。

同図において、塩分分布は出水時の夏期において湾奥部で低下している。

陸域からの栄養塩負荷に加え、もう一方からの栄養塩供給源と考えられる底質については、図-5 にそれらのおもなものが示されている。底質は水質に比べて季節変

化は小さく、かつ、場所的な分布の偏も小さいようである。しかし、図-6 に示されるように、溶出速度に大きな影響力をもつ底泥直上の溶存酸素（以降 DO という）は、夏期において湾奥部では 2 mg/l 以下の貧酸素状態となり、この時期には底泥から栄養塩がかなり海水中に放出されているものと推定される。なお、図-6 の分布は、1975~1982年の浅海定線調査結果から、冷夏といわれた 1980 年および 1982 年のデータを除いた平均から得たものである。

また、水温は、内部生産速度、分解速度、溶出速度などほとんどすべての生物活動や化学反応を支配し、かつ季節変動が著しい。図-7 に示されるように、湾奥部で

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

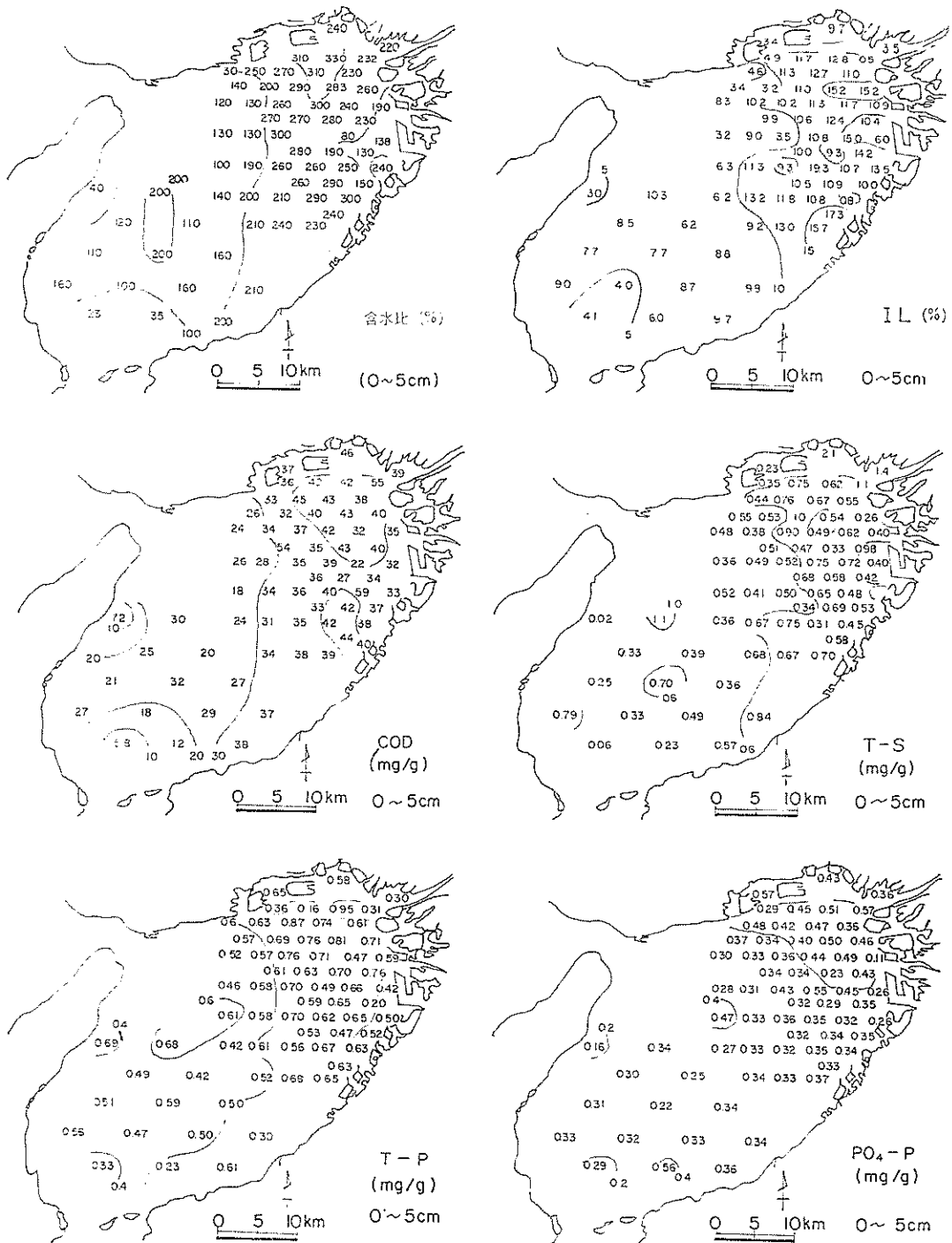


図-5 大阪湾の底質⁵⁾

堀江 毅

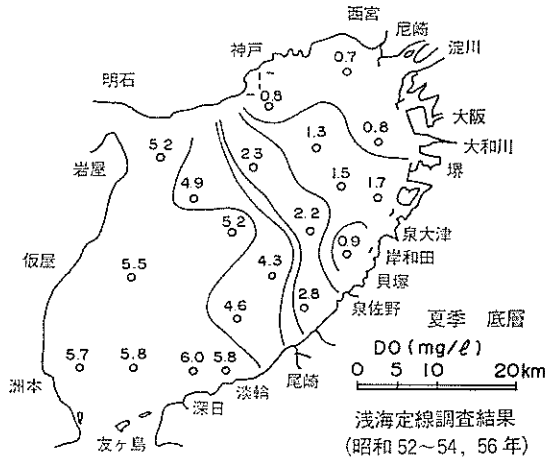


図-6 大阪湾の底泥直上の DO

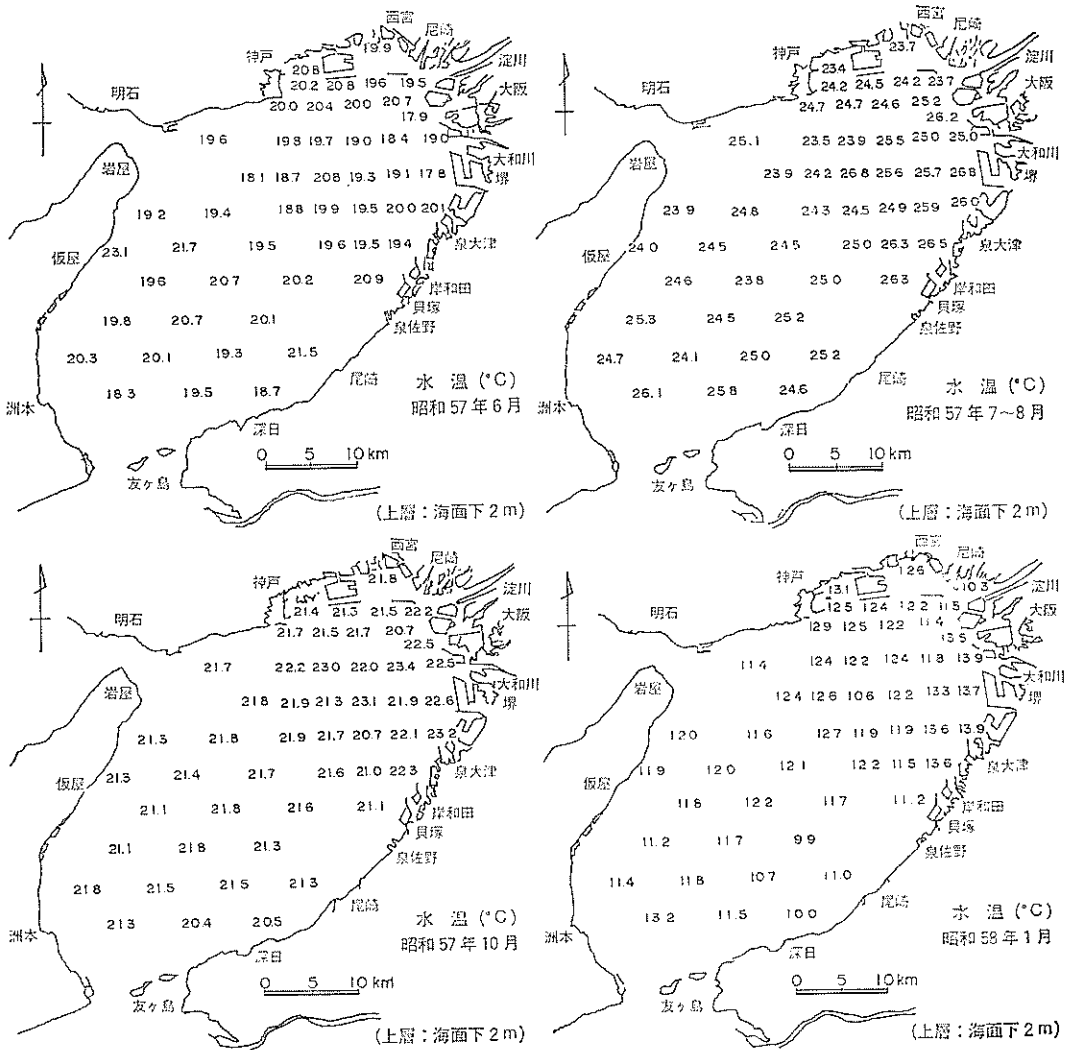


図-7 大阪湾の水温⁷⁾

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

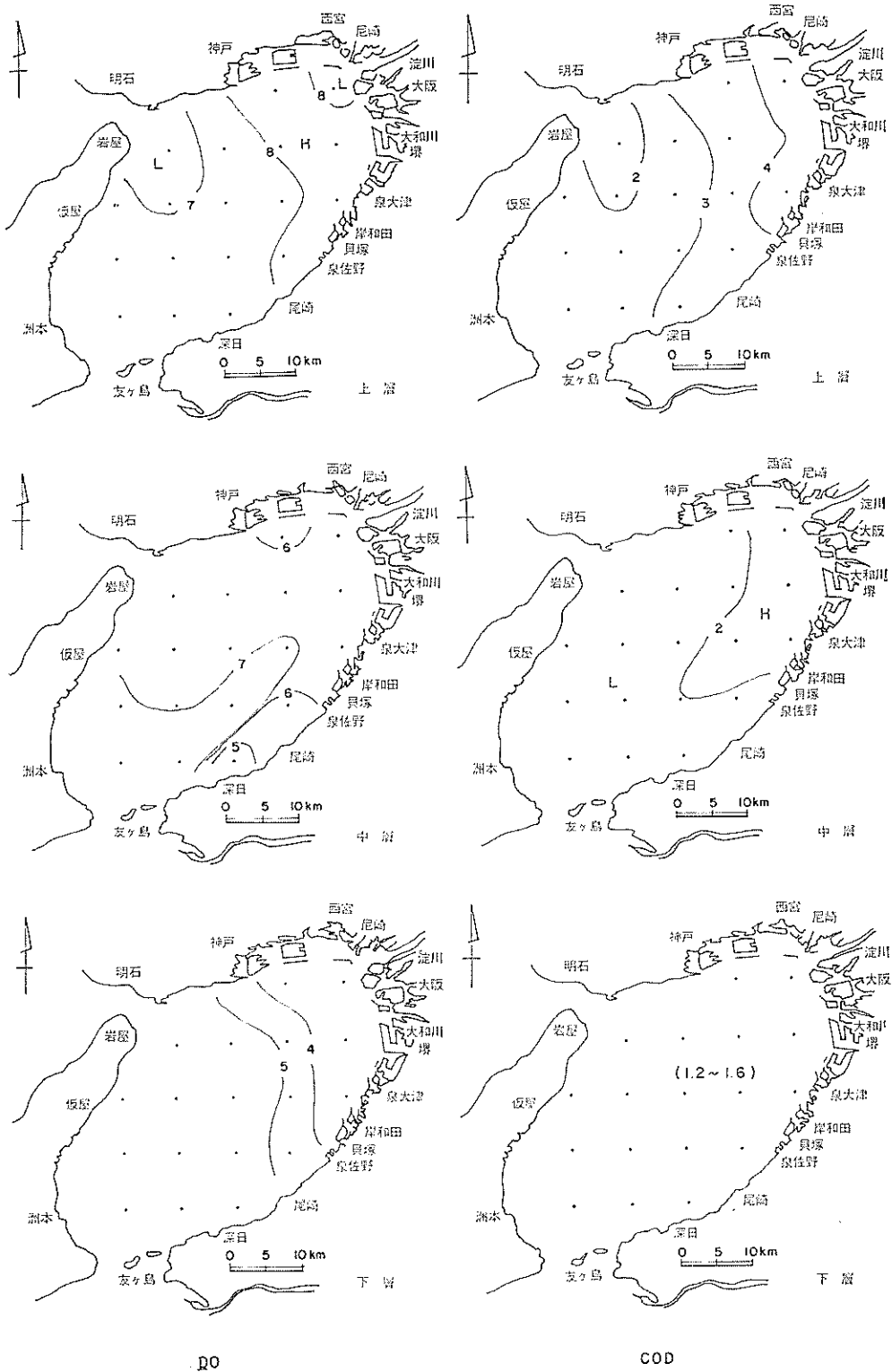


図-8(1) 大阪湾の夏場の平均水質 (単位: mg/l)

堀江 毅

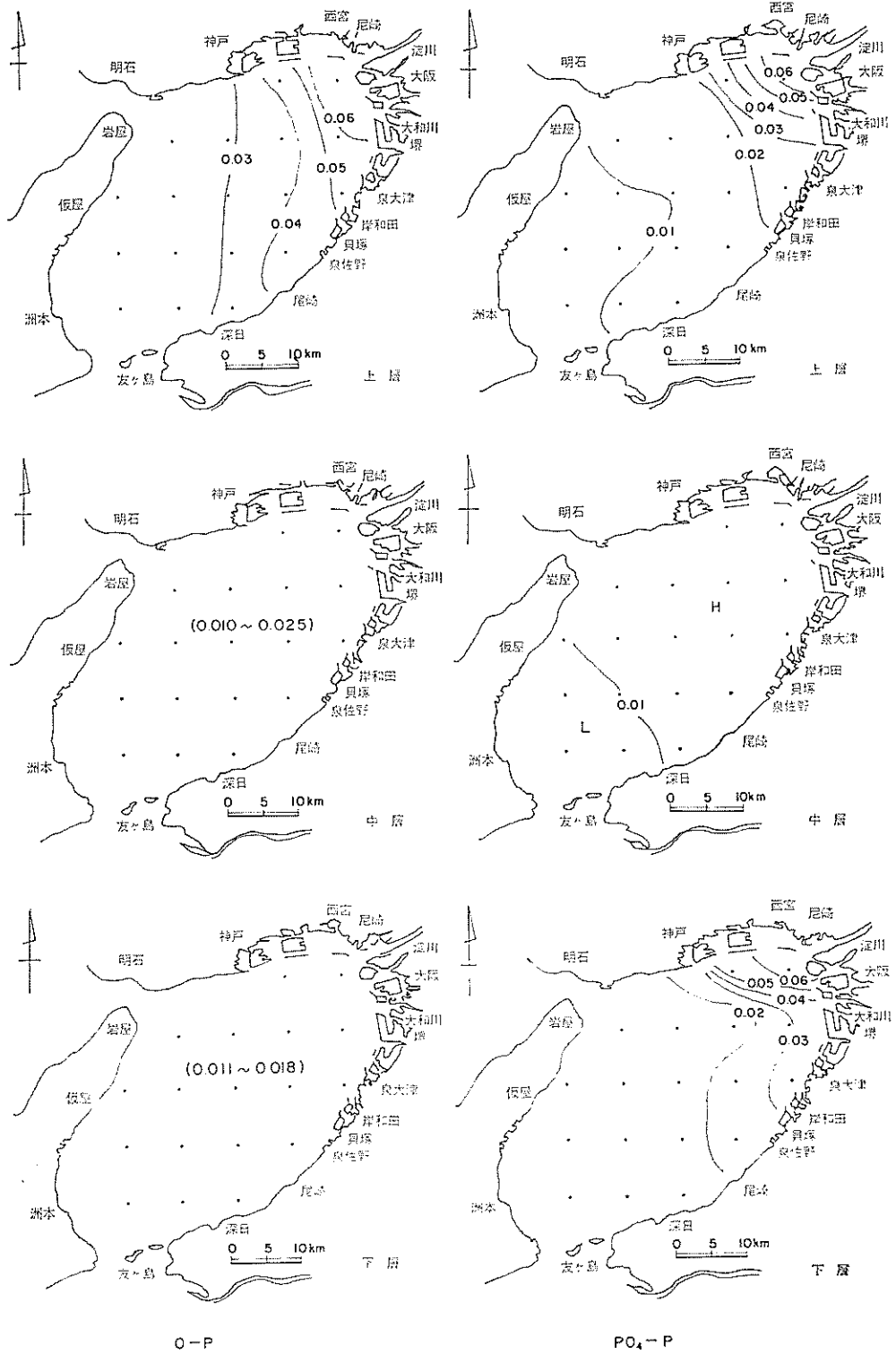


図-8(2) 大阪湾の夏場の平均水質 (単位: mg/l)

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

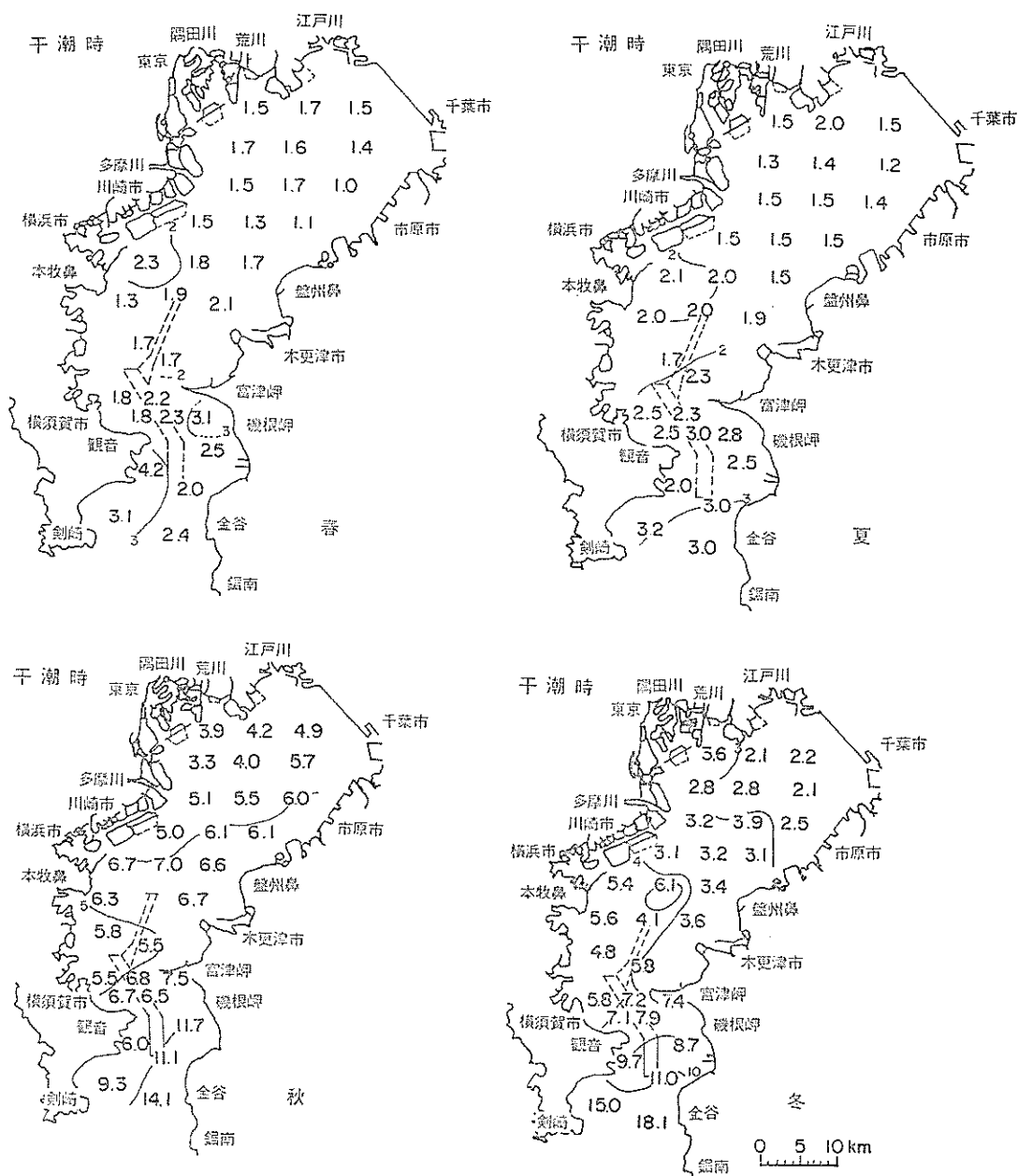


図-9 東京湾の透明度 (単位 : m)

は夏期に、25~27℃程度まで上昇するのに対し、冬期では11~12℃となり、その差は15℃前後である。

つぎに、以後本解析で取り扱うこととなる水質項目、つまり、栄養塩(4.3で後述する理由によりリンに限定する)、DO および COD の分布特性について述べる。これらの水質項目は、大阪府や兵庫県で定期的を実施さ

れている公共用水域水質測定調査、浅海定線調査のほか、いくつかの機関でも実施されている成果を利用することができる。しかし、これらの測定時期、測定密度、測定層は通常の場合、互いに異なっている。そこで、上、中、下層の夏場の平均的な水質分布特性を示すため、1977~1981年の公共用水域水質測定結果のうち、毎

堀江 毅

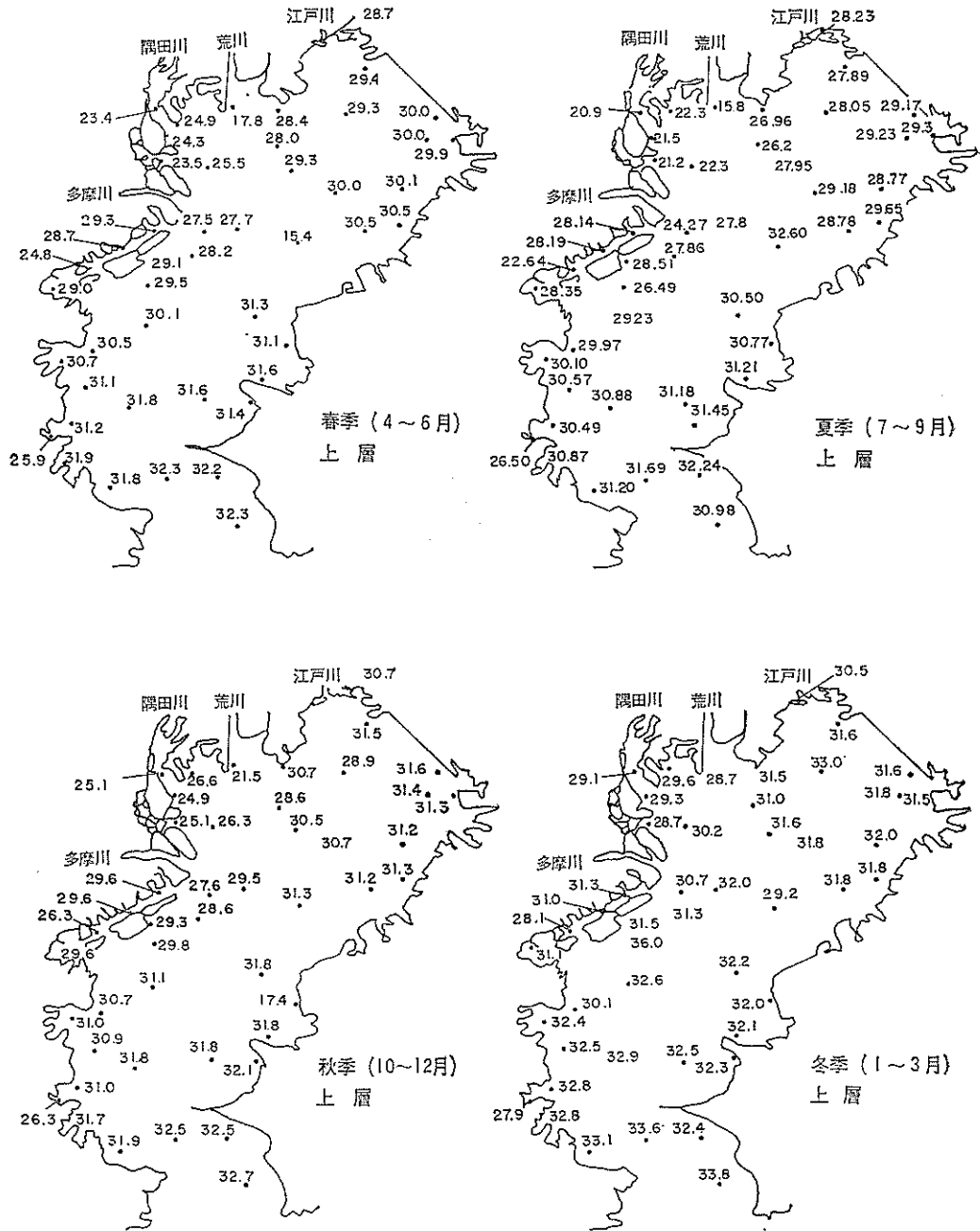


図-10 東京湾の塩分 (単位: %)

年度7, 8, 9月の測定値計15回分, 1977~1982年度の浅海定線調査の夏場の測定値計6回分, 1981~1983年度の広域汚染実態調査の測定値計4回分について, 測定層の補正, 測定密度の補正, および測定回数補正を行った。

層厚については, 上層は海面から海面下5m, 中層は海面下5mから同10mまで, 下層は海面下10mから海底までとした。このようにして求められた大阪湾の夏場の上, 中, 下層における平均水質を示したものが図-8である。上層の有機態リン (以降 O-P という) リン酸

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

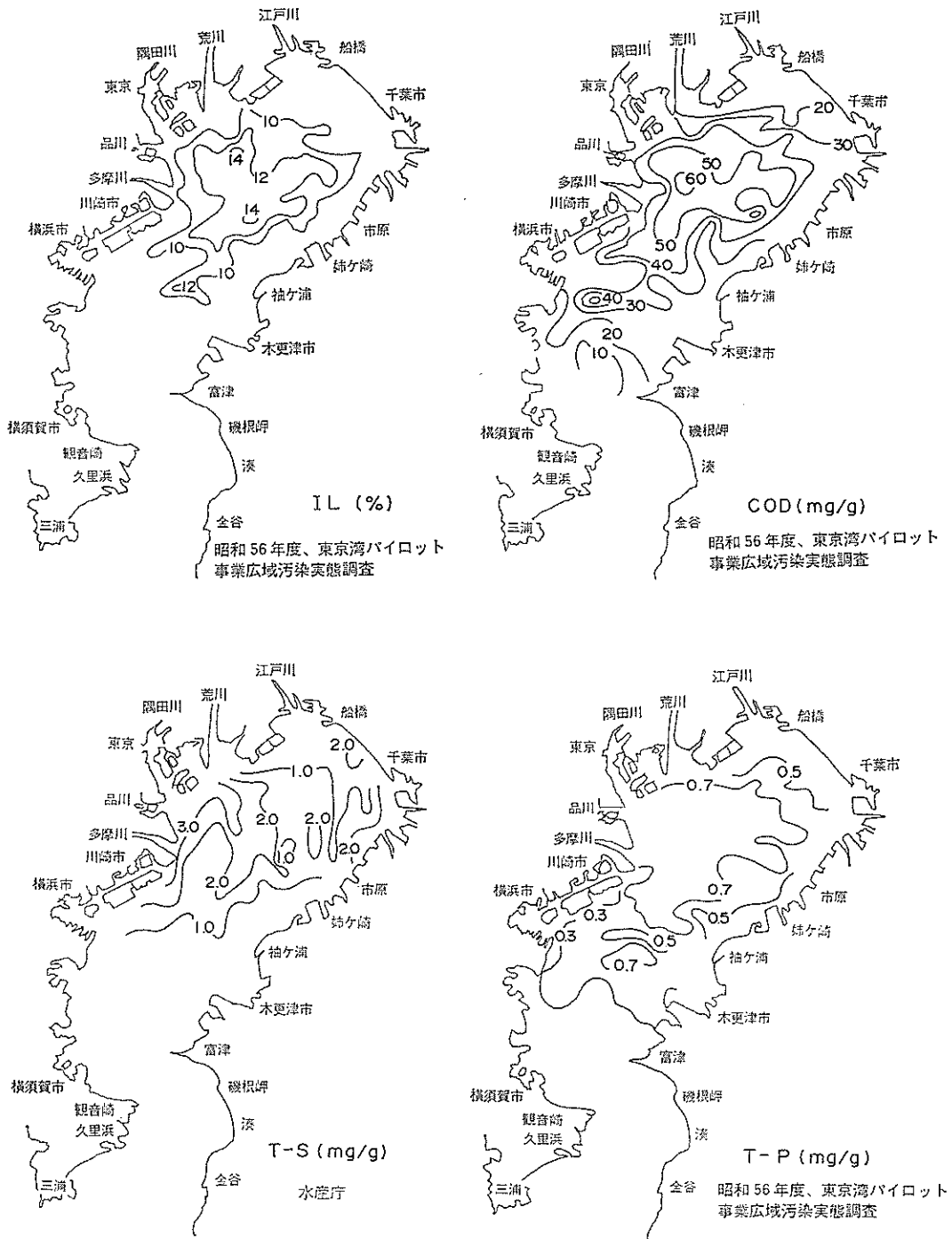


図-11 東京湾の底質

態リン（以降 PO_4-P という）、COD はいずれも湾奥で高く、明石海峡、友が島水道方向に拡散しているのが明りょうである。下層の PO_4-P は上層と同一レベルにあり、湾奥では 0.06 mg/l 以上となって、底泥からの溶出が効いているものと思われる。

(2) 東京湾

東京湾（ここでは富津岬—観音崎以北とする）は、面積約 $1,000\text{ km}^2$ 、平均水深約 18 m で、南側が浦賀水道を経て太平洋に連なる典型的な閉鎖性内湾である。

湾内に流入するおもな河川は 鶴見川、多摩川、隅田川、荒川、江戸川で、これら5河川の総流量は約 $2,600\text{ 万 m}^3/\text{日}$ となり、湾内流入流量の約60%を占めている。

浦賀水道から東京湾に侵入する潮せきは侵入距離に応じて振幅を増し、湾奥では約1.5倍となり、位相は約20分遅れる。

潮流は、湾口付近の第二海堡付近が最も早く 100 cm/s を越えるが、湾中央部から湾奥部にかけて徐々に減少する。

湾内恒流は、川崎—盤州鼻を結ぶ線以北と以南にそれぞれ環流があり、川崎、本牧、三浦半島沿いには南下流がある。また、富津岬—観音崎を結ぶ湾口断面では房総半島側下層部より流入、三浦半島側上層部より流出の傾向が観測されている。

湾内透明度の測定例（第二港湾建設局、1979）が図-9に示されている。この結果によると、春、夏で $1\sim 2\text{ m}$ であるのに対し、冬は $2\sim 5\text{ m}$ 、秋は $4\sim 7\text{ m}$ となっている。全般的に、盤州鼻—川崎を結ぶ線より北側の透明度は低い。

1951年から1980年の間の東京と横浜における月間日照時間は6月、9月が短く $130\sim 150$ 時間、5月、8月が長く約 200 時間程度である。

さらに、1977年から1981年の間に測定された公共用水域水質測定結果による上層（海面下 0.5 m 層）の平均塩分分布が図-10に示されている。図-10によると、夏期は相対的に低く、湾奥の荒川、隅田川、多摩川河口付近では $15\sim 20\%$ となり、これらの河川からの淡水流入が多いものと推定される。これに対し、冬期の塩分は相対的に高く、湾奥河口部での塩分は 29% で夏期に比べると非常に高いことがわかる。

1970年には COD 負荷量 $1,200\text{ t/日}$ 、T-P 負荷量 45 t/日 とも報告されている（環境庁、1977）。その後の規制の強化、負荷総量の減少のため、1980年では COD 約 300 t/日 、T-P 約 20 t/日 と算定されている。1981年の広域汚染実態調査結果（第二港湾建設局）から、底泥表層 $0\sim 10\text{ cm}$ の強熱減量（以降 IL という）、COD、全イ

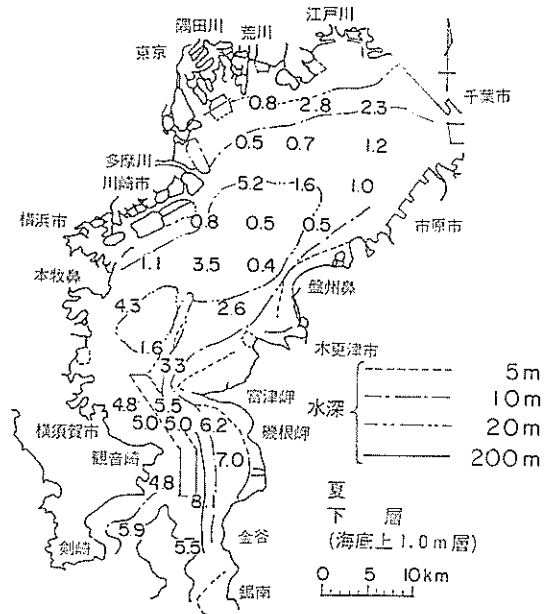


図-12 東京湾の底層 DO (単位: mg/l)

オウ（以降 T-S という）、T-P を示したものが図-11である。これらいずれの項目も、多摩川、荒川、隅田川の河口部前面をとり囲んだ湾内北西部域をを中心として周囲に広く堆積していることがわかる。

底泥からの溶出に関係の深い夏場の底層の DO 分布の一例として、図-12 に示すような実測結果が得られている（第二港湾建設局、1979）。この結果によると、海底上 1 m 層での DO は、図-11 に示された各底質項目の高濃度分布領域とほぼ一致して、 2 mg/l 以下となっている。

湾内水温については、1977年～1981年の公共用水域水質測定結果より総合すると、表層（海面下 0.5 m 層）での分布は、夏期全域ほぼ $24\sim 26^\circ\text{C}$ 、冬期 $8\sim 10^\circ\text{C}$ となっており、大阪湾同様、 15°C 以上の季節変化が見られる。

また、湾内の COD、栄養塩および DO の夏期（7、8、9月）の層別平均濃度の分布を 1977～1981年の公共用水域水質測定結果より整理すると、図-13 のようになる。ここに、上層は海面より海面下 5 m 、中層は海面下 5 m より同 10 m 、下層はそれ以深の層である。これらの結果によると、各項目とも湾奥の荒川、隅田川、多摩川河口前面を中心にして、湾内に拡散する等濃度線が支配的である。大阪湾と対比すると、COD は $1\sim 2\text{ mg/l}$ 程度高く、O-P、 PO_4-P はともに2倍程度となっている。

(3) 三河湾

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

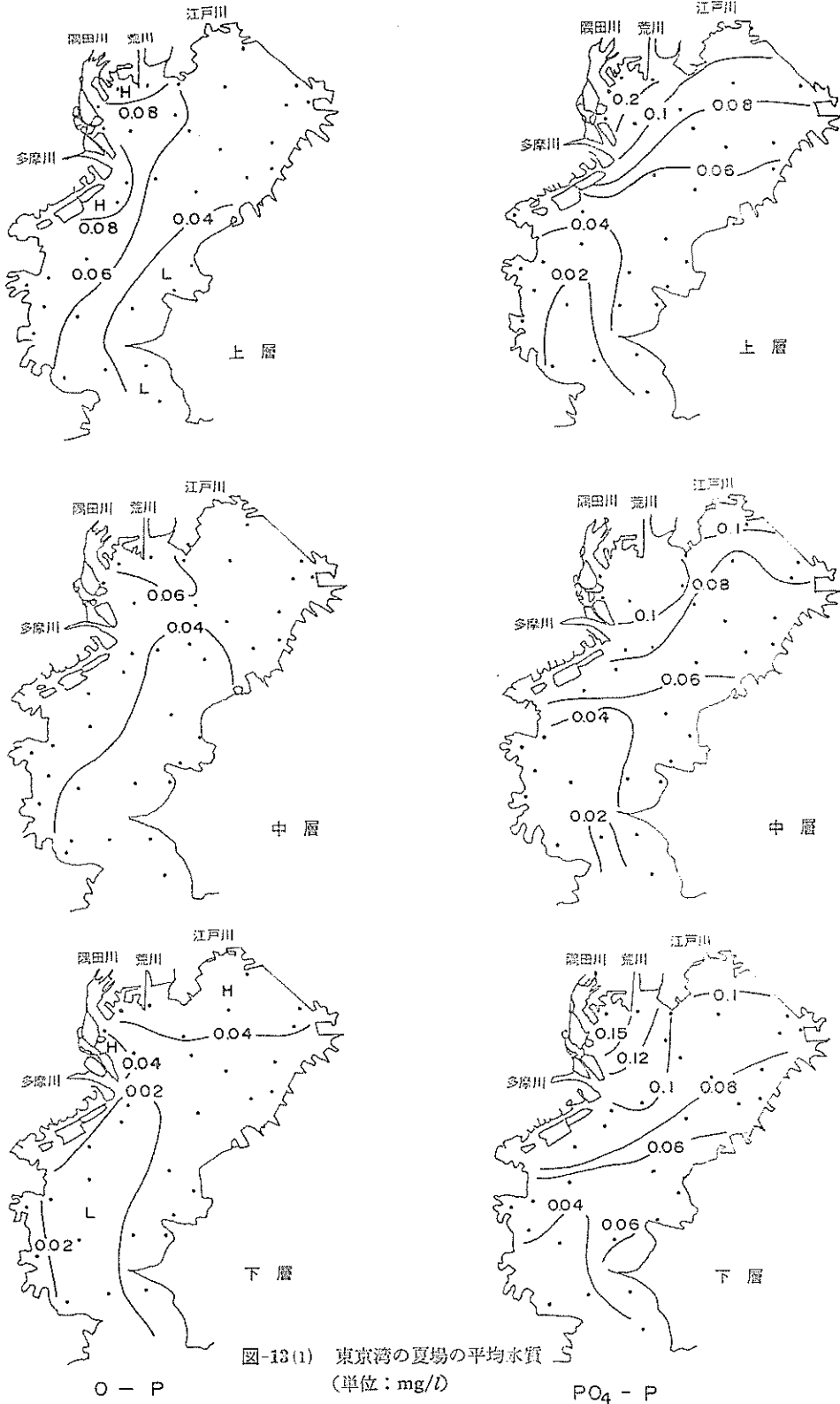


図-13(1) 東京湾の夏場の平均水質
(単位: mg/D)

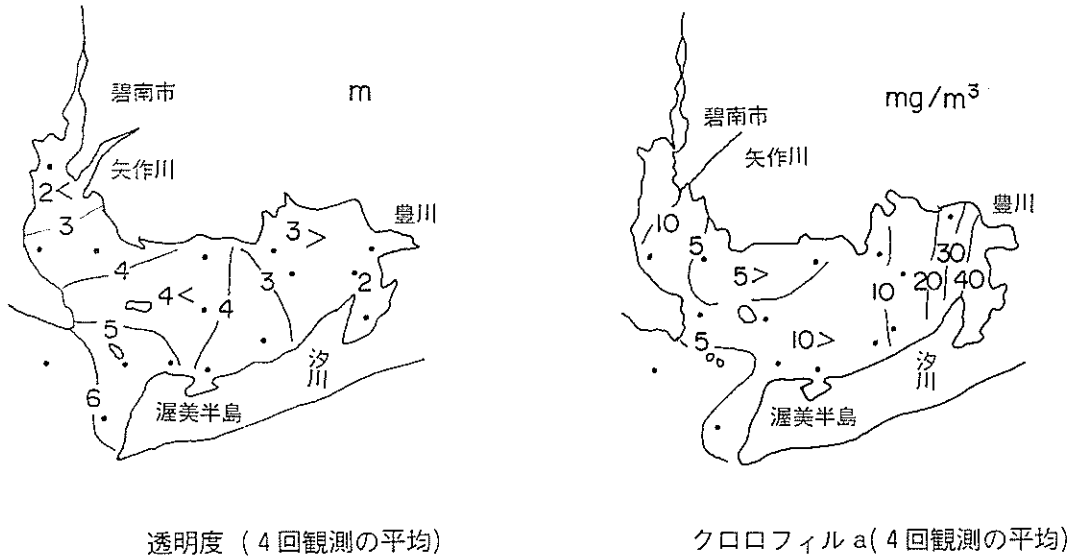


図-14 三河湾の透明度とクロロフィルa

三河湾の水域面積は 510 km² (東西約 35 km, 南北約 30 km) である。平均水深は 9 m と浅く, 中山水道, 師崎水道を経て伊勢湾に連なっている。

湾内の潮流は半日周潮流が卓越しており, その流速は湾中央部で最大 15~20 cm/s 程度である。

湾内に流入するおもな河川は, 矢作川, 豊川, 塩田川, 境川などであり, 総流入量は約 1,200 万 m³/日である。

流入負荷は, 境川, 矢作川, 豊川等が比較的大きく, COD については湾内総計で約 50t/日, T-P については約 4t/日程度と推定されている。

1973 年から 1974 年にわたり 4 回測定された透明度とクロロフィル a の平均値を示したものが図-14 である。透明度が下がる渥美湾湾奥と衣浦湾湾奥ではクロロフィル a 量も大きいことがわかる。

1982 年 9 月の第五港湾建設局による広域汚染実態調査では三河湾の底質について次のような結果が得られている。すなわち, 底泥表層 5 cm 厚の IL は, 佐久島より内側の渥美湾で大概 10~14% となっている。同じく表層泥 5 cm 厚の COD は渥美湾で 20mg/g, 衣浦湾で 30mg/g が分布している。T-P は, 0.07~0.7 mg/g の範囲で, 平均値は 0.42 mg/g であり, 衣浦湾湾奥と, 渥美湾中央部および同北側がやや高いようである。また, PO₄-P は, いずれも 0.01 mg/g 以下で低い。

水質 4 項目 (DO, COD, O-P, PO₄-P) の夏場の平均的な平面分布については, 1978~1982 年の公共用水域

水質測定結果および浅海定線測定結果をもとに整理することができる。

まず, DO の上層 (海面から海面下 5 m の層) については, 公共用水域水質測定の海面下 0.5 m と同 5 m の結果, および浅海定線調査の海面下 0 m および同 5 m の結果を平均して決めた。DO の中層 (海面下 5 m から同 10 m の層) については, 浅海定線調査の 5 m, 10 m 層の測定値の平均より求めた。DO の下層については, 浅海定線調査の海面下 10 m, 同 20 m および海底上 1 m 層の測定値の平均より求めた。

COD の上層については, 公共用水域水質測定の 0.5 m と 5 m 層の平均より求めた。COD の中層については, 公共用水域水質測定の 5 m 層の値をとった。COD の下層については, 測定値がないため中層と同じとした。

O-P の上層については測定値が 0.5 m 層のみである。このため, O-P の鉛直分布は COD のそれと同形であると仮定し,

$$SF = \frac{\text{COD の 0.5 m} \sim \text{5 m 層の平均濃度} \dots (1)}{\text{COD の 0.5 m 層の濃度}}$$

より, 公共用水域水質測定結果の 0.5 m 層の値に 0.83 を乗じて求めた。O-P の中層についても, 測定層が公共用水域水質測定の 0.5 m 層のみであるため, O-P 上層と同じ手法により, これに補正係数 (SF) 0.67 を乗じて求めた。O-P の下層については中層と同じとした。

PO₄-P の上層については, 浅海定線測定 0 m, 5

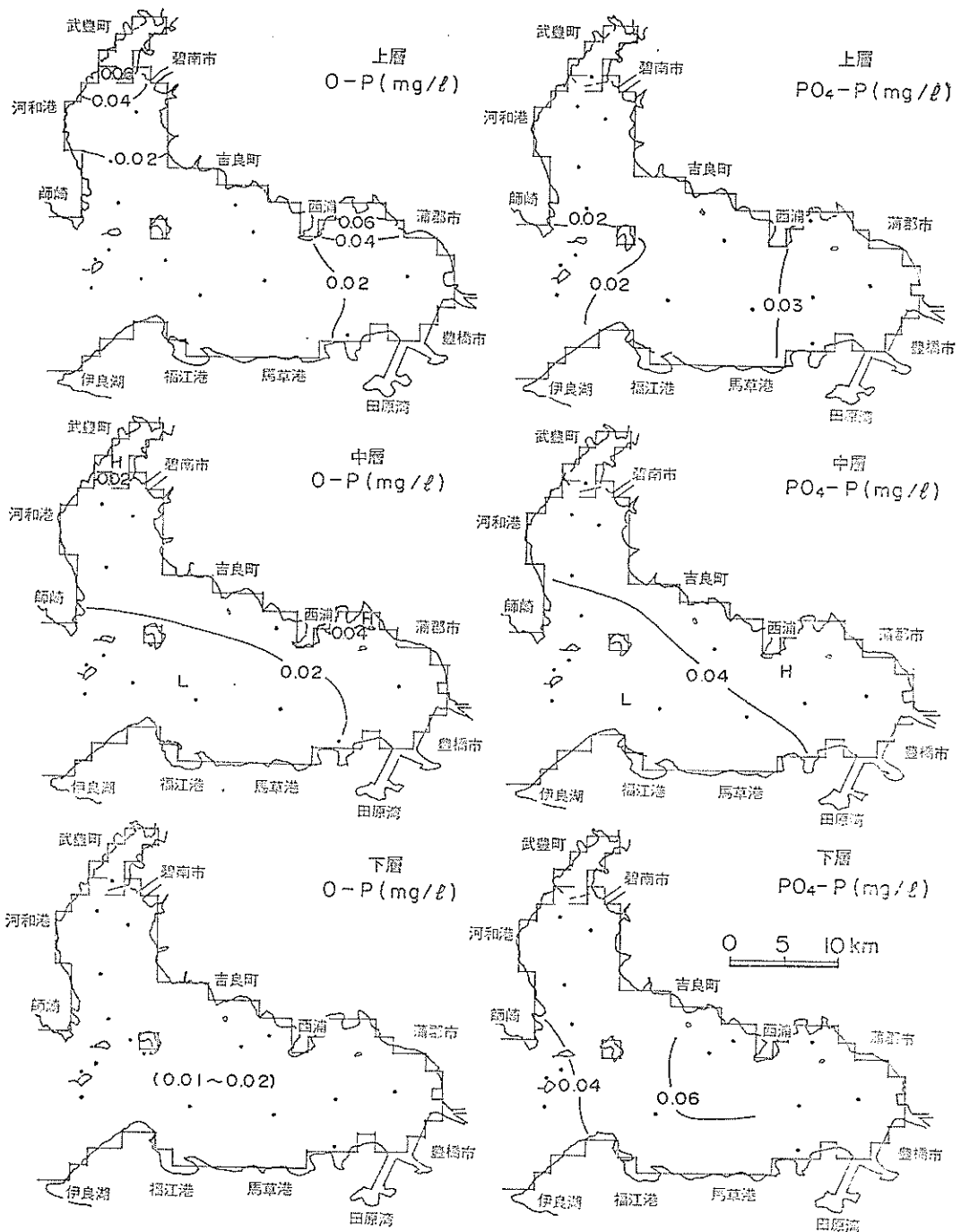


図-15(1) 三河湾の夏場の平均水質

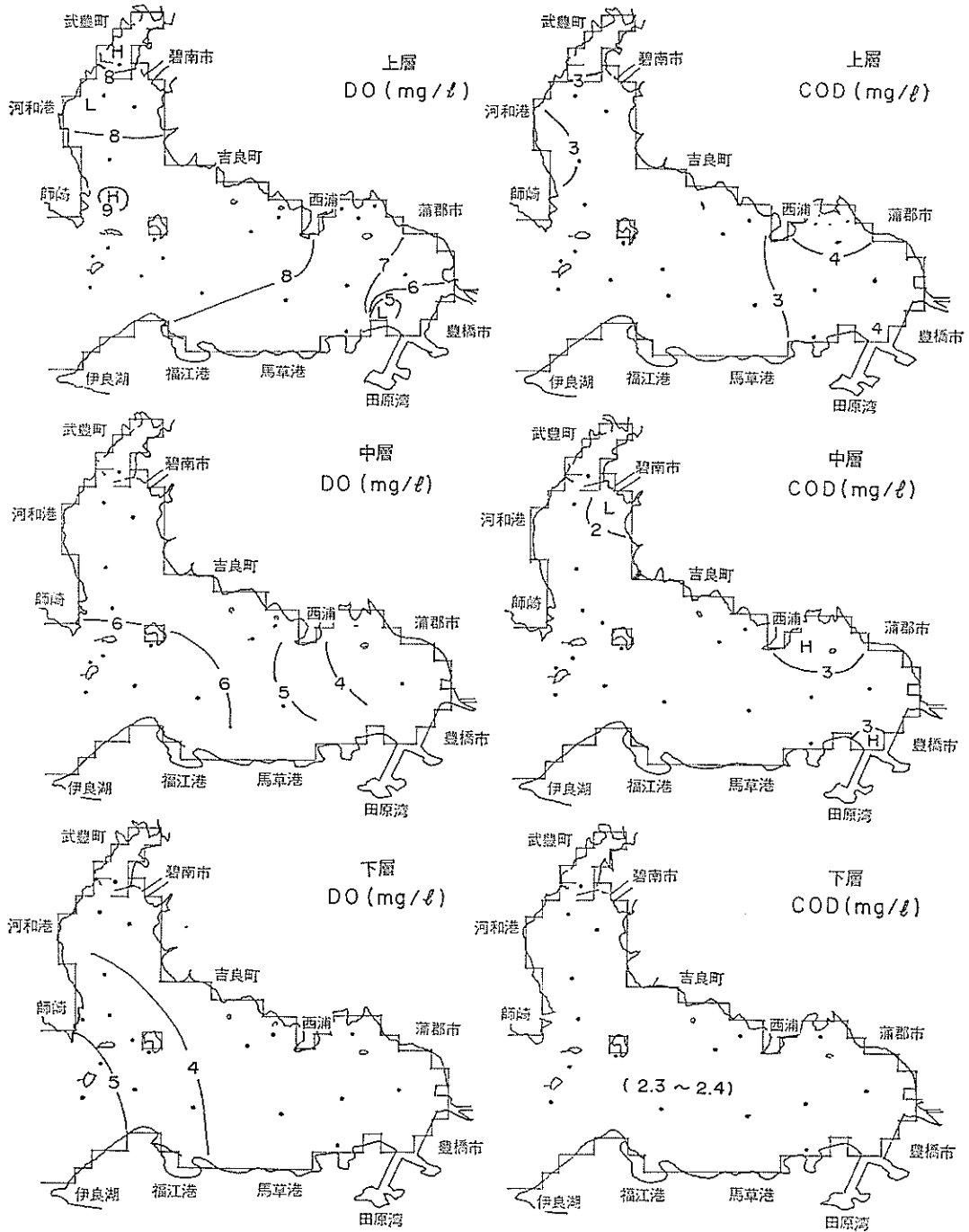


図-15(2) 三河湾の夏場の平均水質

m層の平均より求めた。PO₄-P の中層については、浅海定線測定 の 5 m と 10 m 層の平均より求めた。PO₄-P 下層については、浅海定線測定 の 10 m, 20 m, 海底上 1 m 層の平均より求めた。

このような手順を経て作成された DO, COD, O-P, PO₄-P の夏場の分布を 図-15 に示した。図-15 によると、COD, O-P, PO₄-P は、衣浦湾湾奥および蒲郡周辺に高濃度域がみられる。平均的には東京湾、大阪湾と同程度の濃度レベルである。

(4) 広島湾

ここでは、広島湾を、図-16 に示すように、音戸瀬戸、早瀬瀬戸、柱島瀬戸、諸島水道、屋代島および大島瀬戸により囲まれる水域とする。

水域面積は約 1,000 km²、平均水深は約 25 m である。宮島、能美島、倉橋島、屋代島をはじめ数十の島がある。

広島湾には、湾奥から太田川、西側から小瀬川、錦川などをはじめ総計約 1,100 万 m³/日の淡水流入量がある。

湾内流入負荷は、COD 総計約 70 t/日、T-P 総計約 3 t/日である。大竹地区、広島地区、呉地区の順に多く、これら 3 地区で約 8 割を占めている。

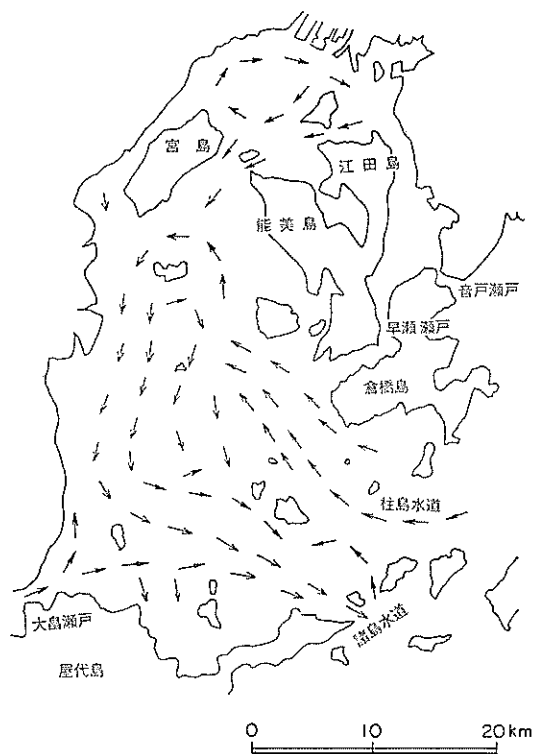


図-16 広島湾の地形と恒流パターン

湾内の流れは半日周潮流が卓越している。上げ潮時は柱島水道および大島瀬戸から流入し、宮島を通過して広島湾奥に入り、呉湾から早瀬瀬戸を通過する時計回りの流れとなる。下げ潮時は呉湾から湾奥部、宮島を経由して大島瀬戸、諸島水道、柱島水道より流出する。

恒流は、柱島水道より流入し、湾奥部で反時計回りに流れて諸島水道より流出する流れと、湾奥部似島のまわりを時計回りに回る流れとがある。

1982~1983年に実施された広島湾広域汚染実態調査によると、透明度は、11月、1月は全域ほぼ 7 m 以上である。しかし、6月、8月の調査結果によると、呉湾内および宮島—能美島より北側の湾奥部では 5 m 以下となり、8月では湾奥部で 2 m 程度となる。

同時期に測定された表層のクロロフィル a 量は、透明度の分布と呼応して、6月、8月の湾奥部で高く 3~9 μg/l となっている。これに対して、11月、2月の結果では全般的に低く、1 μg/l 前後である。

さらに、同時期の塩分分布は 11月、2月では全地域ほぼ 31~32‰ であるのに対し、8月では湾奥部で 30‰ 以下となり、宮島以北で 25‰ の低塩分領域も測定されている。

底泥表層（底泥表面から泥面下 5 cm 層）の底質は図-17 のように得られている（広島湾広域汚染実態調査、1977）。

図-17 によると、IL は、全般的に 10% 前後であり、大阪湾、東京湾、三河湾、周防灘などの底質と同レベルである。

底質 COD は、全域 30 mg/g 以上で比較的高く、湾奥太田川河口域および呉湾南部領域では 50 mg/g にも達している。

硫化物については、太田川河口域および呉湾において 0.50 mg/g 以上を示す領域がみられる。

底質 T-P は、全域的に高く 0.60 mg/g 以上でほぼ一様に分布している。

夏場の水質 4 項目については、既往データより上、中、下層の水平分布を以下のようにして求めた。

既往データとして、1982年に第三港湾建設局が実施した全域汚染実態調査、1982年の貧酸素水塊追跡調査、および 1977~1981年の公共用水域水質測定結果を利用した。得られた結果を示したものが図-18である。底質と同様、水質の水平分布は場所的にそれほど顕著でなく、一様に分布している。

(5) 周防灘

ここでは周防灘を山口県室津半島と大分県国東半島を結ぶ線、および福岡県企救半島とによって囲まれた面積

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について



図-17 広島湾の底質（8月採取，表層0～5 cm）

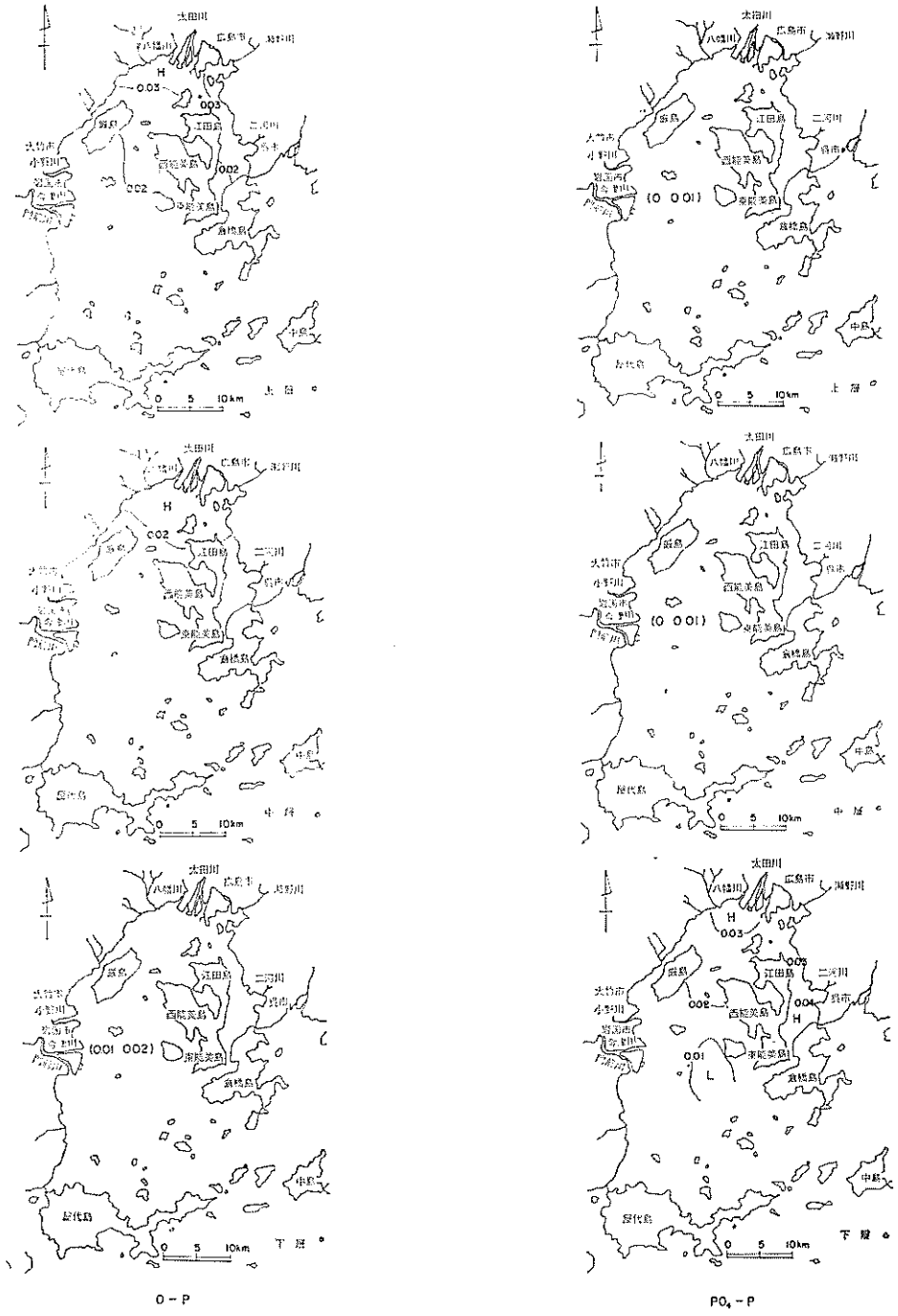


図-18(1) 広島湾の夏場の平均水質 (単位: mg/l)

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

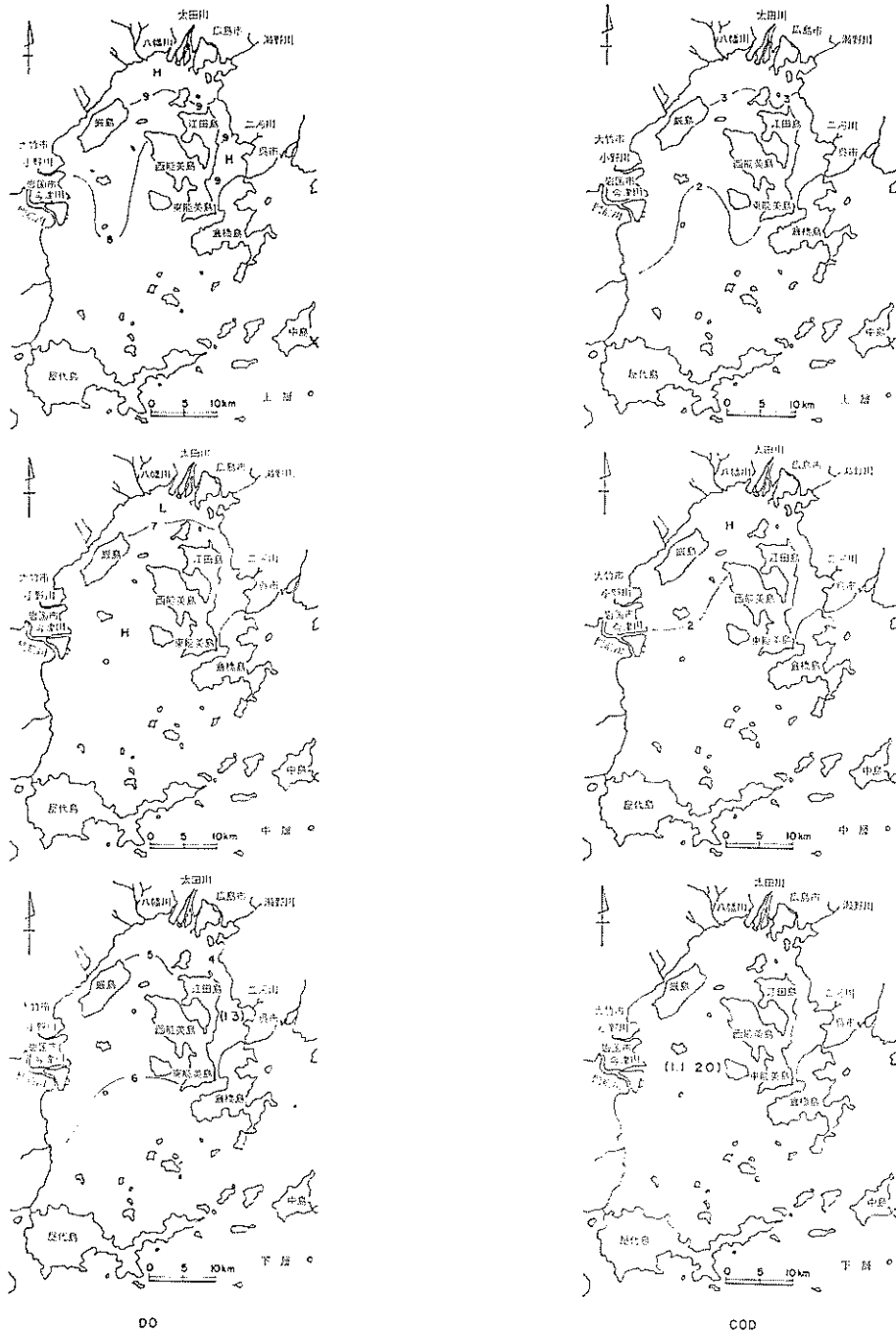


図-18(2) 広島湾の夏場の平均水質 (単位: mg/L)

約 3,000 km² の水域として扱う。

海底地形は、山口県側の東部や大分県の国東半島側において海岸線から急激に深くなっている。一方、山口県西部、大分県西部および福岡県全般においては緩やかな勾配となっている。

平均水深は 24m であり、周防灘全面積の約 8 割は水深 20m 以浅である。

当海域の潮せきは M₂ 分潮が最も卓越し、次いで S₂ 分潮の順となっている。これら分潮の振幅は西から東に

向かって小さくなる。潮せきは、海域内ではほぼ同時に高・低潮となるが、関門海峡では約 1 時間を要して通過する。

潮流は、潮せきの変化に呼応して半日周潮流が卓越している。宇部港の潮せきを基準とすると、潮流は上げ潮時に西向き、下げ潮時に東向きとなっている。海域中央部で流速は高・低潮位後約 3 時間で最強となるが、早鞆瀬戸～姫島(国東半島沖)では約 2.5 時間の位相差があり、早鞆瀬戸の方が遅れる。

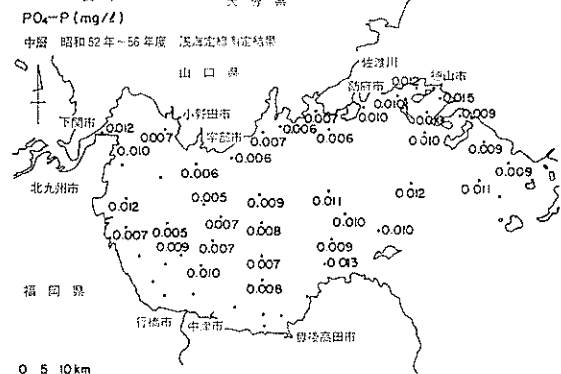
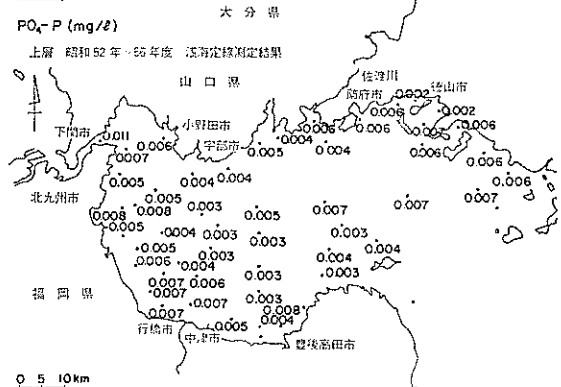
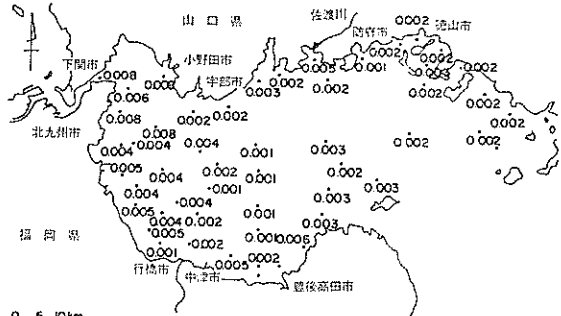
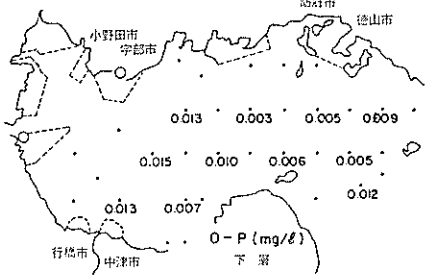
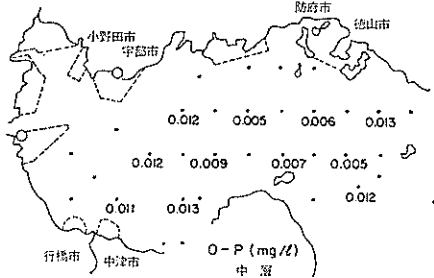
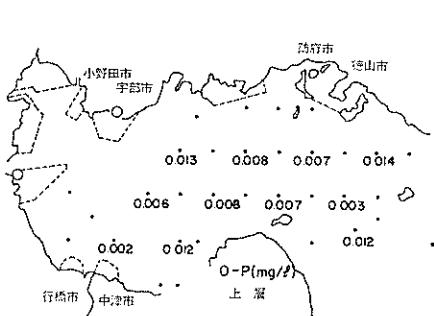


図-19(1) 周防灘の夏場の平均水質

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

当海域南部においては和開ヶ崎～豊後高田に至る前面海域には時計回りの環流が形成されている。国東半島北岸沿いは東向きに恒流が見られる。恒流の流速は最大で25 cm/s 程度であり、伊予灘西部においては15～25 cm/s で国東半島東岸沿いを南下している。周防灘北部では5～10 cm/s 程度で西～南向きに流れている。

周防灘は佐波川（山口県）、山国川（大分県）の一級河川の他、約40の河川より、約 1,600万 m³/日の淡水が流入している。また、流入負荷は、COD で約 25t/日、

T-P で約 10t/日と見積もられている。

透明度は、関門、小野田、宇部、豊後高田および豊前付近を除くと、年間を通じほぼ5 m以上である。周防灘中央部では、5～6月にやや透明度が低下し、夏期には回復する。しかし、10月～1月には幾分低下するようである。クロロフィルaは全域概して低く、大部分の領域では5 μg/l 以下であり、10μg/l を越えるのは小野田、防府の限られた領域である。季節変化もそれほど顕著でない。一般に、大分・福岡県側よりも山口県側において



図-19(2) 周防灘の夏場の平均水質

高い。

周防灘の底質は泥分が多く、大半は泥分率 70% 以上となっている。粒度は北部海域に比べて南部海域が細かく、泥分率 90% 以上の底質が広範囲に堆積している。

底質の IL は、国東半島—小野田を結ぶ線以西の海域一帯は 10% 以上であり、有機分の多いことが予想される。底質 COD についても、同領域で 10mg/g 以上となり、豊前沖では 20mg/g 以上となっている。底質の T-S は全域的には 0.1mg/g 前後であるが、荻田—豊前にわたっての前面海域では 0.30mg/g の堆積もみられる。また、底質 T-P は全域的に 0.50~0.70 mg/g の範囲にあり、大阪湾の底質 T-P 含有量と大差ない。

底層水の DO は 5月~10月の間に 5 mg/l 以下となり、8月、9月には豊前前面および豊後前面の一部海域で 2 mg/l 領域が現れる。

次に、海水表層の水温は、いずれの領域も 8月に最高、2月に最低となる。底層の最高水温は 9~10月に現れる。水温の水平分布は、表層では 11月から 2月までの間は東部海域が高く、西部、特に海岸線付近で低い。この時期には表・底層間の水温差が小さく、底層の水温は、東部で高く、西部で低い。4月頃には水温の地域差、層間差が共に小さくなる。5月から 9月には西部海域が東部海域より高くなる。

塩分の水平分布は、一般に、東部海域で高く、西部海域で低い。

海水中の O-P, COD の分布は、1977~1981年に実施された公共用水域水質測定調査結果および第四港湾建設局による調査結果を、 $PO_4\text{-P}$ は、同じく 1977~1981年に実施されている公共用水域水質測定調査結果、浅海定線調査結果、および第四港湾建設局による調査結果を、さらに、DO については、1977~1981年に実施された公共用水域水質測定調査結果と浅海定線調査結果とを用いて時・空間平均を施し、夏期の平均水質として図-19 に示されるような結果を得ている。ここでの層厚も他海域の例と同じく、上層厚 5 m, 中層厚 5 m である。図-19 によると、COD は全層とも 2 mg/l 以下で極めて低い。さらに、O-P, $PO_4\text{-P}$ ともこれらの値は他海域に比べて小さく、場所的にもほぼ均一に分布しているといえる。

(6) 5 海域のおもな特徴

以上述べた 5 海域のおもな特徴を対比すると表-1 のようになる。対象とした領域は 500~3,000km² で、平均水深は 9~27m である。これら 5 海域のうちでは三河湾が最も小さくかつ浅い。地形的には、東京湾と三河湾は開口部が 1 面であるのに対し、大阪湾と周防灘では東

西または南北の 2 面で周辺海域と接している。これに対し広島湾は大小の島が点在し、海岸線の形状は複雑である。

各海域に流入する淡水流入量は 1,000~6,000万m³/日であり、大阪湾、東京湾では比較的大である。淡水流入量に対する水容積の比でも、大阪湾、東京湾は他の 3 海域より大きく、外海水との交換に効いているものと考えられる。

COD とリンの流入負荷量についても東京湾と大阪湾が他の海域と比べて圧倒的に大きく、両海域ではほぼ同程度である。

一方、COD 総溶出量は、海域面積の大きさにも依存し、周防灘がとくに大きく、次いで大阪湾、東京湾の順となる。これを単位面積当たりに換算すると、周防灘で 0.15 g/m²/日、東京湾、大阪湾、三河湾で 0.1 g/m²/日弱、広島湾で 0.04 g/m²/日程度となる。 $PO_4\text{-P}$ 総溶出量では、大阪湾、広島湾が約 13 t/日 で大きい。単位面積換算では、広島湾と大阪湾の約 0.01 g/m²/日 が大きく、周防灘では 0.03 g/m²/日程度で小さい。COD について、溶出量（内部負荷）と流入負荷（外部負荷）との比をみると、周防灘が圧倒的に大で約 10 となり、他の海域では 0.34~0.86 の範囲にある。つまり、周防灘では内部負荷が外部負荷を圧倒しており、他の 4 海域では内部負荷は外部負荷の 1/3~1 である。一方、リンにおける内部負荷の外部負荷に対する比では、周防灘、広島灘がそれぞれ 8.8, 4.3 で大きいのに対し、三河湾、大阪湾、東京湾では 1 以下で、外部負荷のほうが内部負荷より大きい。

水質 4 項目 COD, O-P, DO の海域ごとの平均濃度は数値シミュレーション結果から算出している。この結果によると、周防灘の COD は 1 mg/l 以下、大阪湾の COD は 1.8 mg/l と小さくなっている。これら 2 海域については、海水循環が比較的良好、水深が大のため、希釈効果が効いていることによるものと考えられる。この理由から、閉鎖型の強い東京湾、三河湾の COD はそれぞれ 4.3 mg/l, 3.2 mg/l と高くなっている。一方、リンについては $PO_4\text{-P}$, O-P とも、周防灘の O-P 0.06 mg/l を除きほぼ一様で 0.02~0.05 mg/l となっている。

水質 4 項目の海域内現存量についても数値シミュレーション結果より算出している。各海域とも、内部生産による COD, O-P, DO の割合は大きい。COD について内部生産速度と流入負荷との比をみると、大阪湾で 14, 東京湾で 24, 三河、広島湾で 34~36, 周防灘では 52 となっている。

表-1 5 海域の主な特徴

海 域		東 京 湾	三 河 湾	大 阪 湾	広 島 湾	周 防 灘
範 囲 (領域)		富津—観音崎以北	中山水道以东	明石以东 紀淡海峡以北	音戸, 早瀬, 柱島瀬戸, 諸 島水道, 屋代 島, 大島瀬戸	室津—国東— 企救以西
面 積 (km ²)		1,000	510	1,400	1,000	3,000
水 容 積 (m ³)		180億	46億	380億	250億	720億
平 均 水 深 (m)		18	9	27	25	24
地 形 的 特 徴 (閉鎖性)		浦賀水道で太 平洋に連なる	中山, 師崎水 道を経て伊勢 湾に連なる	明石海峡で播 磨灘と, 紀淡 海峡で紀伊水 道と連なる	大小数十の島 が点在する複 雑な地形をし ている	関門海峡で響 灘と, 南東部 で伊予灘と連 なる
流入河川	主 な 河 川	鶴見川, 多摩 川, 隅田川, 荒川, 江戸川 など	矢作川, 豊川, 塩川, 境川な ど	淀川, 大和川, など	太田川, 小瀬 川, 錦川など	佐波川, 山国 川など
	総流入量 (万 m ³ /日)	2,600	1,200	6,000	1,100	1,600
流 入 負 荷 量	COD (t/日)	285	50	285	70	50
	T-P (t/日)	22	4	30	3	1.1
溶 出 量	PO ₄ -P (t/日)	6.3	3.3	13.7	13	9.7
	COD (t/日)	96	43	131	42	477
平均水質	COD (mg/l)	4.3	3.2	1.8	2.1	0.8
	PO ₄ -P (mg/l)	0.05	0.05	0.02	0.02	0.03
	O-P (mg/l)	0.05	0.03	0.02	0.02	0.006
	DO (mg/l)	13.3	9.2	7.2	6.9	6.5
現 存 量	COD (t)	77,900	15,000	67,000	54,000	56,000
	PO ₄ -P (t)	890	220	790	500	1,900
	O-P (t)	950	140	860	490	455
	DO (t)	240,000	42,000	270,000	170,000	470,000
高濃度 COD 底質堆積領域		湾奥羽田沖	吉良地先 衣浦湾	湾奥東北部	広島湾湾奥部 呉湾	豊前, 荊田, 北九州, 宇部 地先
淡水流量/水容積 (日)		0.014	0.003	0.016	0.004	0.022
COD 溶出量/流入負荷		0.34	0.86	0.46	0.60	9.5
COD 内部生産速度/流入負荷		24	36	14	34	52

以上、表-1 での水質 4 項目の濃度、現存量および内部生産速度等は数値シミュレーションに基づく計算値であり、各海域ごとの全対象領域全層平均値または積分値である。これらを算出した各値は、それらの予測の信頼性の問題の他に、こうした平均化によってより重要な情報が打ち消されている面があることに留意する必要がある。たとえば、湾奥部の高濃度汚染域は面積は小さくても浄化対象領域として取り上げられるべきである。したがって、水質等の改善を考える場合には、こうした水質項目の空間的な分布特性が重要である。

2.2 水質底質との関連要因

(1) 一般的要因

2.1 で述べた 5 海域の水質底質および環境条件から明らかなように、海域の水質・底質を決定するおもな要因として

- ①陸域からの流入負荷（外部負荷）
- ②海底の堆積汚泥からの溶出（内部負荷）
- ③植物プランクトン増殖等による内部生産
- ④海域内滞留時間
- ⑤生物活動

などをあげることができる。これらの要因の相互の関連を簡単に模式的に 図-20 のように示すことができる。

まず、①の陸域からの有機物・栄養塩類の流入負荷は海域における水質底質を決定する最も大きな要因である。この流入負荷量の大きさは、主要な発生源の積上げから直接推定するほか、流入点での水質・流量測定から求めることができる。また、降雨量、流入点での塩分分布の希釈状況からも負荷量の大小を間接的に知ることが

できる。

陸域からの流入負荷の多くが河川を通じてもたらされるとすれば、陸域の降水量も流入負荷の大小を知る目安となる。主要な汚染流域として 2.1 で検討した 5 海域の例においてはいずれも 6 月の梅雨期と 9 月の台風期に降水量が多く、この時期の流入負荷の増加が予想される。特に、梅雨期の降雨は秋、冬、から春にわたって陸上に蓄積されていた汚濁物質が一度に河川水とともに海水中に運ばれ、6 月頃の植物プランクトンの異常増殖に関連するとも考えられるが、現在のところその確証はない。通常、夏から秋にかけての内部生産の増殖は、流入負荷の増加はもちろんのこと、後述するその他の要因の相乗効果と思われる。

つぎに、②の底泥からの有機物・栄養塩の流出については、底泥の T-P、O-P、COD、T-S、底泥直上の DO などの分布状況から推定することが可能である。この底質は、海水流れまたはその他の外力によって周辺から運ばれて堆積するのが支配的か、あるいは、上層での分解残留物が沈降して堆積するのが支配的かについてはまだ明らかな段階ではなく、実際はそれら双方の作用により堆積しているものと思われる。溶出のポテンシャルは前述底質から推定することができるが、溶出は泥温と底泥直上の DO の依存性が大きく、これらの一定条件が満たされないと溶出は小さい。底層 DO の減少する夏場は水温、泥温が上がり溶出は増大する。

③の植物プランクトンの増殖は、クロロフィル a、透明度、DO などから推定される。植物プランクトンの増殖は海域の生産力を表す基本であり、動物プランクトン

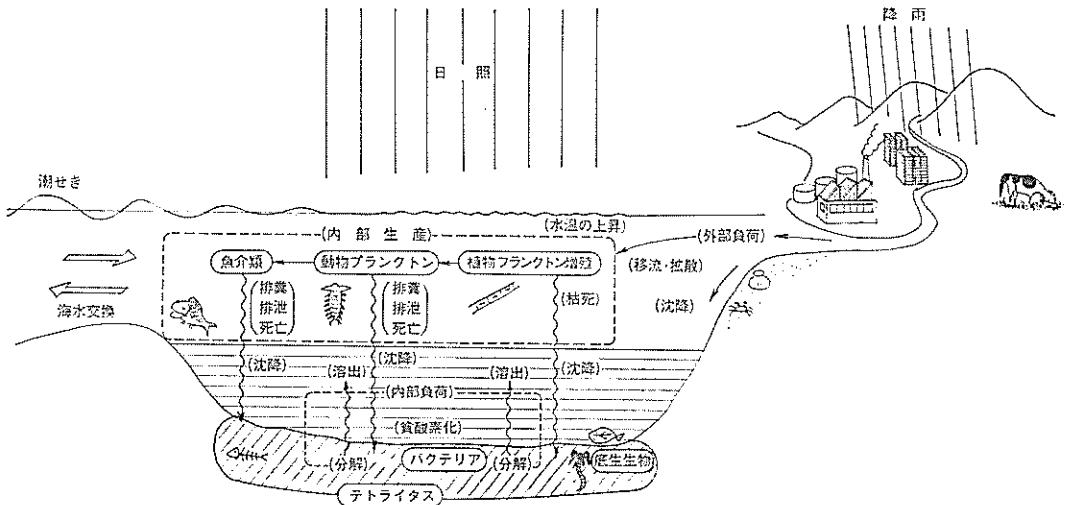


図-20 水質底質の関連要因

より高次の生物にとって重要である。しかし、適量を超える植物プランクトンの増殖は、水中の懸濁物の増加、水中照度の減少、底泥への堆積、底層の貧酸素化、溶出の促進などの原因となり、水質、底質環境上好ましくない現象を誘発する。

④の海域内の物質の滞留時間も水質底質を決定する重要な要因である。高濃度の物質が海水に流入しても滞留時間が短く外海への流出が早ければ水質・底質の汚濁は進行しない。海域の滞留時間は、地形の閉鎖性、流入河川水量、潮せき、潮流の大きさ、海域での物質の混合・希釈・拡散などの強さ、風、外海水との交換流量などによって決まる。物質の混合・希釈・移流・拡散などの強さは、海域内の潮流恒流の大きさ、方向、パターンなどからある程度推定可能である。

⑤の生物活動の水質・底質に対する関係を見落とすことはできない。水中および底泥中の有機物はバクテリアによる分解を受ける。プランクトン、ベントス、魚などの呼吸、細胞外分泌、枯死、摂じ(餌)、排泄、排糞などは海域内の物質循環の重要な過程である。しかし、これらの過程と水質底質との係わりについては十分に解明されていない。

(2) 夏場における海域の水質底質

一般に、内湾域の水質、底質は夏場に最も悪くなる。その最大の原因は、太陽高度が高く、晴天日数が続くことに帰着することができる。日照の増加は、直接、植物プランクトンの光合成に対する光エネルギーとなるばかりでなく、水温、泥温を上昇させる。海域表層の海水は温められて軽くなり、上・下層の海水混合が難しくなる。上層水は温められ、内部生産が進む。一方、底泥では、泥温の上昇とともに底泥内の有機物の好氣的分解が進むけれども、分解に必要な DO の上層からの補給が弱められ、底層水、底泥は還元状態となって嫌氣的分解が促進されるようになる。硫酸イオンは還元され、亜硫酸ガスや硫化物が発生する。安定な有機物も還元状態のもとではリンが間隙水中に遊離しやすくなる。いわゆる有機物・栄養塩の溶出が促進される。

温度の上昇は、水中のみでなく、陸上で生物の活動、生産活動が活発となり、陸上からもたらされる外部負荷も夏期には増大する。一般に、温度の上昇は、10℃程度でプランクトン増殖、物質などの分解など生物、化学反応を2倍程度高めることとなり、諸反応の速度は夏冬で大きく異なる。

また、夏期の降雨は、陸上で高濃度となった有機物質を含む河川水を一度に海域に流出させるフラッシュ効果となって外部負荷を増大させることとなる。

さらに、秋口に吹く陸風は湾奥表層水を流出させる一方、その補流として下層から流入する底層の貧酸素水を急激に上層に移送させることになり、青潮などを誘発する原因になっているといわれている。

以上のように、海域における水質・底質は夏場において種々の不都合な条件となり環境上好ましくなくなる傾向がある。本研究においては、夏場の水質・底質を主体に検討する。

3. 簡単なボックスモデルによる内湾の水質解析

3.1 モデルの構築

2. で述べたように、内湾の水質は、地形、流れ、流入負荷、水温、日照、降雨、底質、生物活動などと密接な関係にあることがわかる。

いま、簡単のため、図-21 のような仮想の内湾水域を考え、

- ①水域内部の水質は単一物質で代表でき、その物質は内部で完全混合し、均一とみなせる
- ②外海水とは湾口を通じて交換する
- ③外海水の水質は内部の水質に支配されず一定である
- ④底泥からの溶出は水域面積に比例し、単位面積当たりの溶出速度は固有の値をもつ
- ⑤物質の沈降量は水域面積と物質濃度に比例する
- ⑥物質の分解は水域内の水量および物質濃度に比例する
- ⑦物質の生産(内部生産)は水域内の水量と物質濃度に比例し他の影響を受けない

のような仮定のもとで、内部水の水質(代表1項目)と流入負荷、交換水量、内部生産、沈降、分解、溶出など

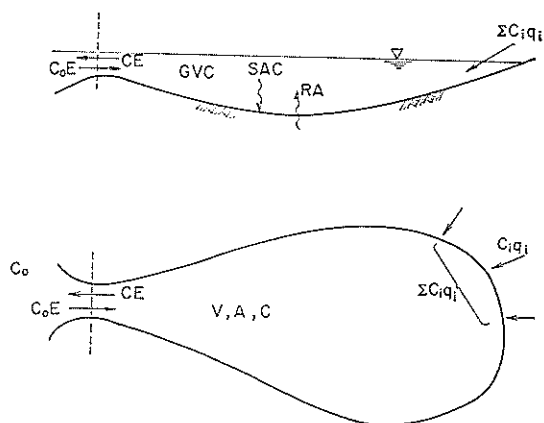


図-21 1ボックス解析モデル

の関係を近似的につぎのように表すことができる。

$$\frac{d(cV)}{dt} = -(\Sigma q_i + E + BV + AS)c + \Sigma q_i c_i + c_0 E + RA + VG \dots\dots(2)$$

すなわち、

$$\frac{dc}{dt} = -\frac{\Sigma q_i + E + BV + AS - VG}{V} c + \frac{\Sigma q_i c_i + c_0 E + RA}{V} \dots\dots(3)$$

ここに、 c : $t = t$ における水域内物質濃度、 q_i : 水域内への流入量、 c_i : 流入河川 i の物質濃度、 E : 外海水の単位時間当たりの交流量、 B : 分解速度、 S : 物質の沈降速度、 A : 水域の面積、 V : 水域の水容積、 G : 生産速度、 R : 底泥よりの単位時間当たりの溶出速度、 c_0 : 外海水濃度、である。式(3)を、

初期条件：

$$c = c^I (t = 0) \dots\dots(4)$$

(4)とともに解けば、

$$c = \frac{\Sigma q_i c_i + c_0 E + RA}{\Sigma q_i + E + BV + AS - GV} + \left(c^I - \frac{\Sigma q_i c_i + c_0 E + RA}{\Sigma q_i + E + BV + AS - GV} \right) \times \exp\left(-\frac{\Sigma q_i + E + BV + AS - GV}{V} \cdot t \right) \dots\dots(5)$$

が得られる。

式(3)中の流入項以下の各パラメータが一定であれば、式(3)は定常解 (c^∞) を有し、右辺=0から、

$$c^\infty = \frac{\Sigma q_i c_i + c_0 E + RA}{\Sigma q_i + E + BV + AS - GV} \dots\dots(6)$$

となる。式(6)は、式(5)において $t \rightarrow \infty$ としたときの解と一致する。

定常解の式(6)の解はつぎのような特性をもっている。

最も簡単な例として、保存性物質の場合、すなわち、 $R=B=S=G=0$ の場合を考えると、式(6)は淡水流入量 Σq_i と交流量 E の大小関係より次の3つの解が得られる。

$$c^\infty = \begin{cases} c_0 & (\text{外海水濃度})(\Sigma q_i \ll E \text{ の場合}) \\ \frac{\Sigma q_i c_i + c_0 E}{\Sigma q_i + E} & \left(\begin{array}{l} \text{流入水と} \\ \text{外海水との} \\ \text{平均濃度} \end{array} \right) (\Sigma q_i \approx E \text{ の場合}) \\ \frac{\Sigma q_i c_i}{\Sigma q_i} & (\text{流入水濃度})(\Sigma q_i \gg E \text{ の場合}) \end{cases} \dots\dots(7)$$

一方、生産、(G)、分解(B)、沈降(S)、溶出(R)をとり入れた非保存性物質の場合は、水域内の定常解濃度は式(6)で表され、生産(G)の増大は c を上げる方向に、また、分解(B)、沈降(S)、溶出(R)は c を下げる方向に、それぞれ作用していることがわかる。

式(6)で述べた定常解に対し、右辺の各パラメータが変化する場合の水域内の物質濃度の時間変化は、既述の式(5)によって示される。

式(5)において、右辺のパラメータに変化が生じる時点の時間を $t = 0$ とすれば、式(6)で与えられる c^∞ と同様にして

$$c^I = \frac{\Sigma q_i^I c_i^I + c_0 E^I + R^I A}{\Sigma q_i^I + E^I + B^I V + AS^I - G^I V} \dots\dots(8)$$

が得られる。ここに、パラメータの肩字 I は $t = 0$ における値である。

したがって、式(6)、式(8)を用いると、式(5)は、

$$c - c^\infty = (c^I - c^\infty) \times \exp\left(-\frac{\Sigma q_i + E + BV + AS - GV}{V} \cdot t \right) \dots\dots(9)$$

となり、 $0 < t < \infty$ においては、 c は指数的に減少(または増加)する。

式(5)における c の時間変化と右辺の各パラメータとの関係を傾向的に図-22のように示すことができる。

また、式(9)より、平均滞留時間(または交換日数) τ は、

$$\tau = \frac{1}{c^I - c^\infty} \int_0^\infty (c - c^\infty) dt$$

すなわち、

$$\tau = \frac{V}{\Sigma q_i + E + BV + AS - GV} \dots\dots(10)$$

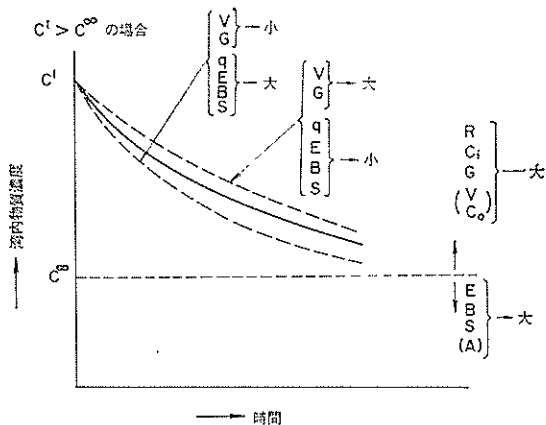


図-22 水域内物質濃度とパラメータ(解析解モデル)

として、さらに、交換率 r は、

$$r = \frac{1}{\tau} = \frac{\Sigma q_i + E + BV + AS - GV}{V} \dots\dots\dots(11)$$

として、それぞれ算出される。

式(9)より明らかなように、水域内の物質濃度は、流入負荷、外海水濃度、溶出速度、内部生産速度の増大に従って増加し、淡水流入流量、分解速度、沈降速度の増大に従って減少することが明らかである。また、水域内の容積が淡水流入流量、外海水交換量、分解速度、沈降速度等に比して大きいほど、水域内の滞留日数は大きくなり、逆に、交換率はそれに応じて小さくなるが示されている。

3.2 東京湾の水質再現計算とパラメータの感度解析

(1) 東京湾の水質再現計算

東京湾規模の内湾をモデル海域として、式(3)に現れる各パラメータを次のように設定した。

内湾の全水量	$V=1.5 \times 10^{10} \text{m}^3$
内湾の面積	$A=9.04 \times 10^6 \text{m}^2$
内湾への流入総流量	$\Sigma q_i=2.38 \times 10^7 \text{m}^3/\text{日}$
COD 流入負荷総量	$\Sigma q_i c_i=2.78 \times 10^8 \text{t}/\text{日}$
湾口断面における交流量	$E=1.62 \times 10^8 \text{m}^3/\text{日}$
底泥からの COD 溶出速度	$R=0.12 \text{g}/\text{m}^2/\text{日}$
COD の内部生産速度	$G=0.032 \text{ 1}/\text{日}$
COD の沈降速度	$S=0.10 \text{ m}/\text{日}$
COD の分解速度	$B=0.025 \text{ 1}/\text{日}$
外海水濃度	$c_0=2.5 \text{ g}/\text{m}^3$

(= mg/l)

なお、上記各数値のうち、 V 、 A 、 Σq_i 、 $\Sigma q_i c_i$ 、 R および c_0 については実測値に基づき、また、 E 、 G 、 S 、 B については、別途行った三次元物質循環モデルによる数値シミュレーションより得られた夏場の東京湾内の物質フラックスの収支を考慮して適宜設定した。

これらの値を式(8)に代入することにより、定常状態での内湾の平均 COD 濃度 C^f は、

$$c^f = 4.6 \text{ g}/\text{m}^3 (= \text{mg}/\text{l})$$

として求められる。

また、式(10)および式(11)より、湾内滞留日数 τ 、および r 交換率として、

$$\tau = 88 \text{ 日}$$

$$r = \frac{1}{88} = 0.011 \text{ 1}/\text{日}$$

がそれぞれ得られる。

本試算により求められる湾内 COD 濃度 (c^f) 4.6mg/l は夏場の実測値 (図-13、既述) の平均値として妥当と考えられる。また、式(11)で定義される滞留日数は、宇野木⁶⁾が塩分分布より求めた滞留時間 0.6~3.5か月の範囲にあるけれども、夏場の値としては過大傾向にあると思われる。

(2) パラメータの感度解析

式(8)、式(10)、および、式(11)で定義される COD 定常濃度、滞留日数、および、交換率に対する流入負荷 ($\Sigma q_i c_i$)、沈降 (S)、溶出 (R)、および交換率 (E) の感度解析を前節(1)で与えた各パラメータの濃度をもとに行った結果を図-23に示す。図-23(1)において、縦軸は前項

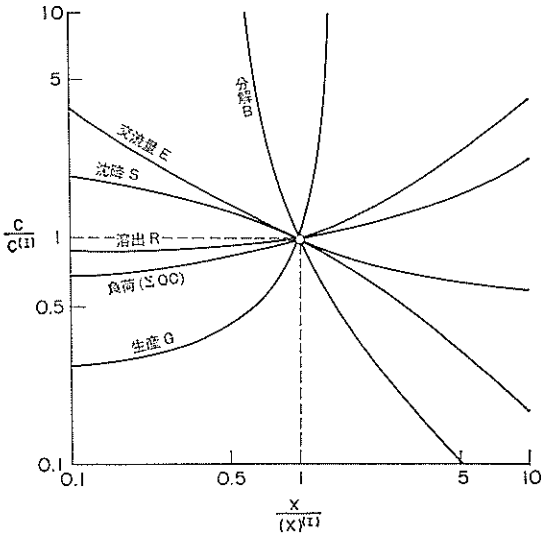


図-23(1) パラメータの感度解析 (解析解モデル) 水域内物質濃度~パラメータ

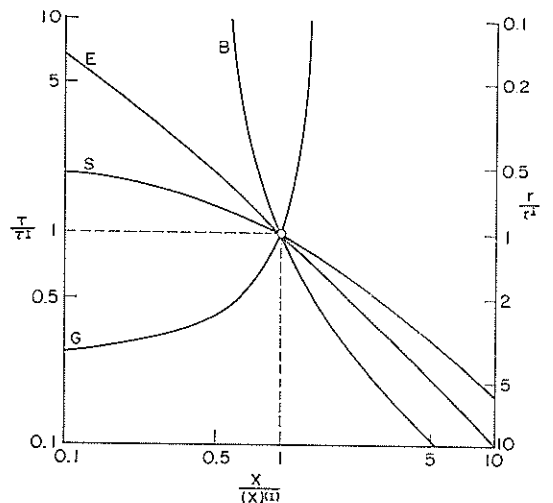


図-23(2) 平均滞留時間~パラメータ

(1)で与えた基本値における湾内平均濃度 c^I を基準とした相対濃度であり、横軸は同図中に示された基本値に対する相対値である。これらの解析結果によると、分解速度(B)、交流量(E)、沈降速度(S)の増大、および溶出速度(R)、流入負荷量(Σq_{ic})、生産速度(G)の減少が、ともに内湾の COD 値を低下させる方向に作用することがわかる。滞留日数についても COD 濃度と同じ傾向であることがわかる。ただし、本解析法では、流入負荷や溶出速度は滞留日数に関係しない結果となっている。

各パラメータの感度の強さに着目すると、分解速度(B)、交流量(E)、沈降速度(S)、生産速度(G)などは比較的強く、溶出速度(R)や流入負荷(Σq_c)については期待に反して弱い。この原因は、前節(1)で設定した基本値のほか、本解析を組み立てている基本仮定に依存していることはいままでもない。すなわち、本解析において図-23に示された各パラメータは互いに独立であると仮定しているが、現実には、溶出や流入負荷の減少は生産速度を減少させるとともに、沈降や分解速度にも影響を及ぼす。また、溶出速度そのものも他のパラメータの影響を受けることに留意する必要がある。

以上、各パラメータの感度解析の結果から、湾内水質(COD)は、流入負荷、生産、分解、溶出、交流量のいずれとも深い関係のあることがわかった。これらの各パラメータのうち、分解速度と沈降速度については、人為的な制御が他のパラメータより困難である。一方、流入負荷、生産、溶出、および海水交流量については、これらの諸量を適当に制御することにより湾内水質を改善する可能性のあることが予想される。

なお、考え得る各浄化対策による水質底質改善効果についてのより詳細な検討については3.1で述べたモデルでは十分な対応ができないため、これらに関しては、後述の物質循環モデルにより、負荷量削減のケース、外海水との交換促進のケース、堆積汚泥の浚渫または被覆による内部生産抑制のケース等についてそれぞれの水質改善効果の検討を行うこととする。

4. 水質底質支配要因のモデルへの取り込み

4.1 モデルの役割

海域の水質改善策として、底質の強汚染区域を対象とした底質浄化事業の他、砂浜、干潟、直立護岸、消波ブロックなどの浄化能力の助長方策、水生植物の栄養塩吸収や汜過作用を利用したいわゆるリビングフィルター作用の利用などが検討されている⁷⁾。こうした水質浄化事業を実現するためには、事業実施によりもたらされる水質底質の改善効果とその持続性、周辺の生物生態への波

及効果が明らかにされなくてはならない。このためには、対象となる内湾に対して、浄化工法を必要とする区域、規模、処理泥厚の大きさなどをどのように設定するのが最も効果的であるかを判定する必要がある。

このような効果の判定には、海水中および底質の栄養塩、COD、DO 等が有力な指標となる。

浄化効果予測あるいは工法開発に関連した予測を行うための手段としては、実験室で試験する方法、現地海域で試験する方法、数値モデルによる方法などがある。

海域での有機性物質による汚濁現象を支配するおもな過程を個々に実験室に持ち込んでそれぞれの特性を明らかにすることは重要である。実際、植物プランクトンの増殖に関する照度・温度・栄養塩依存、および有機物の分解速度などの定式化に際しては、人為的に制御された条件下でそれらの特性を調べる。底泥による酸素消費速度、栄養塩の吸脱着なども温度、DO 条件を制御したもとのでそれらの特性を調べることができる。しかし、通常、実験室内の試験器では小規模でかつ人為的な制御下にあるため、その中で起こる現象は実海域での現象との対応という点で不明瞭な点が残されている。特に、生物が関与する現象に対して、束縛された容器内での生物活性は実海域でのそれとは異なるし、複雑な生物間相互の作用も実験室では取り扱い難い。

一方、実海域における試験は、自然の条件下で実スケールで行うものであり、沈降速度、舞い上がり、生産速度、溶出速度などの測定を行うことができる。海域の一部領域において浚渫や覆砂を行い、溶出速度、底質間隙水の水質分布、生物の付着状況などを測定するのも実海域試験である。これらの試験で得られる結果は実態のものであるが、個々に条件が異なるため、一般的特性を記述するためには多くの試料が必要である。したがって、実海域試験は条件制御のしやすさからいえば規模が大き過ぎ、それを実施する上での扱いや、経費の面からの制約は大きい。それゆえ、実現象を把握するためには、実験室試験と実海域試験とを併用して互いに両者の補完を行う必要がある。しかし、いずれによっても、生物活動や化学反応が関係する現象については供試体の大小に係わらず依然として元のままの時間スケールで起こり、時間縮尺を人為的に任意に引き伸ばしたり縮めたりすることはできない。たとえば、小さな試験管の中でのプランクトン活動を自由に制御できないし、実海域試験で浚渫による溶出削減の長期的効果をその場で予測することもできない。

数値モデルはこうした両者の問題点を補うものとして大きな役割が課せられている。しかし、この数値モデル

も実験室で行う方法、実海域で行う方法と独立して存在するものでなく、双方より得られた情報を元にして組み立てられるものである。モデルの精度は、これを組み立てるもととなる実験室試験や実海域試験の成果いかに依存している。

4.2 予測モデルの特徴

このような訳で、数値モデルは実海域試験または実験室試験で得られる情報を元にして構築される。しかし、実海域で起こっているすべての過程が数値モデルに含まれている訳ではもちろんなく、予測の内容に応じて適宜簡略化された現象のみをとり込んでいる。

生物体が関与する有機物の生成、分解を扱うものには大きく分けて生態系モデルと物質循環モデルとがある。

生態系モデルは、生物体の個々の種類別個体数にまで着目してモデル化する。すなわち、無機態栄養塩、植物プランクトン、動物プランクトン、デトライタスなどの相互関係をモデルに組み込み、これらの過程の中で窒素、リンなどの組成比の変動を考慮して現存量を求める。したがって、取り扱い変数の個数が増えると、それら相互の変化を決定する反応速度の個数も増大する。中でも、動物プランクトンやデトライタスに関する反応速度は測定が困難でその実態が把握しにくい。それゆえ、上述のような素過程があいまいなまま複雑なモデルを組み立てても、出来上がったモデルの精度を必ずしも高めることにはならない。

一方、物質循環モデルでは、上述のように個々の生物体には着目せず、生物体と非生物体とを一括して無機態物質と有機態物質とに分け、これら相互の物質循環を取り扱う。このようにすると、無機態と有機態との間の反応が生産と分解という単純な過程として捉えられるため、モデルが簡単となり取り扱いが容易となる利点がある。

生態系モデルによって生物体の細かい過程まで再現し水質、底質、生物体の相互関係を解析するのが理想であるが、必要以上に細部の機構を取り込んでも全体の物質循環を精度良く把握できるとは限らない。それよりは、物質循環モデルのようにモデルをより単純化して底質処理によって変化する過程を精度よく捉えることが本課題からいって現段階ではより確実である。このため、モデルの構築に当たっては、予測の目的に耐え得ること、および、精度的には種々の入力あるいは予測対象に見合ったものが出力されることを要件とした。

このような理由から、底質浄化効果評価のための予測モデルとしては物質循環モデルをとりあげ、その開発とこれにより予測される浄化効果について比較し、その適

用限界を検討した。次に、このモデルの構築に際してとりあげた基本的な考え方、条件の設定法について述べる。

4.3 物質循環モデル組み立てに際する設定条件

(1) 水質底質の現況把握

海域における水質および海水の流れは場所的・時間的にたえず変化している。これらの変化には、ランダムに変化するものから、生物体の生産・呼吸に関係する日周変動的なもの、潮汐流に関係する半月周変動的なもの、あるいは、気温・水温が関係しある程度それらの変化を予測し得る年周変動的なもの、さらには、台風、異常波浪、津波などのように突発的不定期的に起こり、その時期・規模を予測し難いものなどがある。特に、異常気象によって海水層の混合・成層破壊、生物相の急変が起こり、それにより内湾の水質および生物生態に大きな影響を及ぼすことは稀ではない。しかし、一般的には、ある事象を予測するとき、ある程度長い時間、広がりをもった平均量としての予測は可能であっても、局所的突発的な事象を十分な精度で予測または再現することは不可能といってよい。このような理由から、取り扱い範囲は、東京湾、大阪湾、三河湾といったように、ある程度閉塞された一つの水域とみなせる領域を対象とする。時間的には日周変動以上の大きな時間的変化パターンをとり込んだ現象を対象としている。このような考え方の妥当性については4.4にて述べる。

(2) シミュレーションの再現目標値の設定

変動する水質の一般的特性を把握するためにはできるだけ長期にわたる多くの観測資料が必要である。しかし、このような観測には多くの時間と経費を要するため、既存の資料はできるだけ活用する。

海域の水質について定期的に観測しているものとして公共用水域水質測定調査がある。これは、地方自治体の環境保全部局が実施しているもので、1971年以降より毎月1回を原則とし、上層（海面下2mまで、中には中層、底層も含む）の水質のうち、DO、COD、油分、大腸菌類、カドミウム、シアン、O-P、鉛、六価クロム、ヒ素、全水銀、アルキル水銀、PCBが測定されている。

一方、地方自治体の水産関連部局によって浅海域定線水質調査が定期的実施されている。ここでも海面表層（中には中層、海底上1m付近も含む）における水温、塩分、DO、リン、COD、その他を測定している。これらの調査は実施主体や実施目的が異なることから、測点、測定層、測定時期、分析法などが必ずしも一致しない。したがって、これらのデータを利用する際には、データの取捨選択、および適当な時・空間平均を施す必要

がある。

例えば、大阪湾の O-P の測定例で示すと、公共用水域水質調査では、毎月湾内 21 定点の上層(0.5~2 m層)で、また、浅海定線調査では 3 か月ごとに異なる 20 定点の上層(海面下 0 m 付近)と底層(B+1 m)で測定している。さらに第三港湾建設局では 10 km 格子点上の上層(2 m層)、中層、下層および底上 2 m にて各季ごと 1 回ずつの測定をしている。これら 3 機関による 5 か年分のデータから夏期の平均的な O-P 濃度の分布を定めるため 7, 8, 9 月分の結果のみを抽出し、まず上層 2 m 層内での鉛直分布を考慮して補正する。次に、それぞれの測点における値を内・外挿法により 10 km 格子上の値に直す。さらに、こうして得られた濃度値をデータの測定回数による重みづけを行って重ね合わせ、所定の層厚をもつ上・中・下層の平均的な O-P 濃度分布を算出する。

PO₄-P, COD, DO などについても同様の処理を行って同湾内の水質の夏季の平均的な水質分布が得られ、これらをシミュレーションの再現目標値とすることができる。

(3) リン支配の物質循環

海域の有機物による汚濁を支配する栄養塩としては、リン、窒素が主役である。所定の生物体においてはリンと窒素の比は一定に保たれているけれども、生物の種類や发育段階においてもこの比は変わるため、物質循環はリン、窒素の双方により支配される。したがって、モデル化においても、リン、窒素の両方を取扱うことが望ましいが、モデル構造が複雑となる。東京湾、大阪湾などではリンが物質循環の制限因子になっているらしいこと、および窒素に見られる脱窒がリンにはないことからリンのみをとりあげた物質循環過程を考える。

海域の海水系の物質循環モデルの構築に当たり、つぎ

のような仮説を設定している²⁾。すなわち、i) 物質の循環を PO₄-P~O-P 間の生成と分解して捉え、基礎生産に見合う DO と COD を増加させる。ii) 水質指標には COD, O-P, PO₄-P および DO を取り扱う、iii) 生産は有光層でのみ起きる、iv) COD, DO リンは生産、分解、溶出、沈降などの過程を通して変化させる、v) 海域の流れによる移流と拡散を作用させる、などである。

また、底泥系内の物質循環モデルでは、vi) 海水より沈積する O-P および底泥内 O-P は分解して PO₄-P を生成する、vii) この生成 PO₄-P は一定の分配率で間隙水中と底泥粒子に供給される、viii) 間隙水 PO₄-P, O-P は底泥内で吸脱着、分解、拡散、生物攪乱を受けて移動する、ix) PO₄-P の溶出は底泥内間隙水から直上水への拡散により生ずる、等の仮説を設定している³⁾。

4.4 水質底質支配要因の変動と時空間スケール

(1) パラメータ変動量と時間スケールの整理

2. で述べたとおり、海域の水質は、地形、流入負荷、水温、日照、潮流、流れ、降雨、プランクトン等の生物活動、海水の成層と混合状況、溶存酸素、底質、等と密接な関係がある。これらの諸量は、秒、分単位の細かい時間変化から、表-2 に示されるように、日、週、月、季節、さらには数年以上に及ぶ大きな時間スケールで変動する物理的、化学的、および生物学的な過程によって支配されている。したがって、水質の問題を取り扱う際、上述のように短期的あるいは長期的に変動する水質支配要因をどの程度詳細に取り込み、かつ時間的にどの程度まで過去にさかのぼるのが妥当であるのかしばしば問題となる。大小の時間スケールで変動するこれら諸量を過去から現時点まで詳細にたどることは不可能に近く、これに耐え得るモデルもないといってよい。このため、水質予測の際には、その目的に応じて、流れ、水温、日照、DO、沈降量などの日変動、月変動、あるい

表-2 水質底質支配要因の変動時間スケール

時間スケール	水質・底質に影響を及ぼす要因
日	潮せき、日照、水温 生産、プランクトン鉛直運動、DO 鉛直分布
月、季節	潮せき、日照、水、DO 分布、雨量、淡水流入量 流入負荷、溶出速度、分解速度 プランクトン種の季節変化
年またはそれ以上	底質、溶出速度、沈降量 流入負荷 DO 分布 地形 プランクトン種の経年変化 魚介類の種の経年変化

は経年変動は大小種々の時間スケールで平均化して取り扱われている。こうした平均化操作の妥当性を調べるため、2, 3の例について試算した結果を以下に述べる。

(2) 日周変動の平均化

日周変動の主因は地球自転に基づく昼夜のくり返しであり、潮せきの干満、照度の明暗、水温の日周変動に依存するところが大きい。

潮せきの干満は、潮流の往復流、残差流を伴い、物質の移流・拡散を支配する。いま、半日周潮流で最大流速が u_{max} の場合を考えると、1/2 周期間 ($T/2$ 時間) の平均流速 u_m は、

$$u_m = \frac{2}{T} \int_0^{T/2} u_{max} \cdot \sin \frac{2\pi}{T} t \cdot dt = \frac{2}{\pi} u_{max} \dots\dots(12)$$

となる。 $u_{max}=0.20$ m/s の場合を考えると、1/2 周期の間に約 2,600m 移流することとなる。したがって、内湾を1ボックスとし、流れの影響を考慮しない場合、あるいは、計算の格子(または要素)の大きさが2~3km よりもかなり大きい場合には周期平均の流れ u_m を用いることができようが、計算の空間スケールをそれより細かいスケールで取り扱う場合には u_m を流れのデータとして用いることは適切でない。

次に、水温は、海水の密度、水中の光合成速度、有機物の分解速度、溶出速度、水中生物の活動、その他ほとんどの物理・化学・生物学的反応と密接な関係にある。したがって、水温の日周変動に伴い、これらの反応も日周変動をしている。

たとえば、植物プランクトンの増殖速度 (G) は、水温 (T)、水中照度 (I)、 PO_4-P 濃度 (c_P) などの関数として次式のように表される。

$$G = k \cdot \exp \{a(T-b)\} \times \frac{I}{k_I + I} \times \frac{c_P}{k_P + c_P} \dots\dots(13)$$

ここに、 k, a, b, k_I および k_P は定数である。式(13)の水中照度 (I) は、現実には、天候、昼夜の時間帯、深度、水質等により時々刻々変化している。水中照度に限って言えば、図-24 は大阪湾湾奥の一点における実測値を示したものであり、時間的、層別に照度は大きく変化している。この照度は、水質分布の影響も加わって場所的にも変化するため、シミュレーションにおいては、空間的にはもちろんのこと、時間的にも平均化を行って用いている。水質・プランクトンの日周変動を調べる場合を除けば、通常、明暗の照度を時間に応じて変化させることは行わず、照度に関しては一定値を用いている。このようにした場合、照度に日周変動を与えた場合

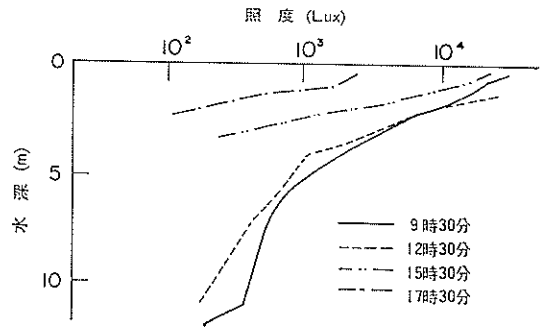


図-24 水中照度の時間変化

に比しどの程度の差違が水質分布に現れるかは注目に値する。このため、いま、生産速度の日周変動を正弦関数(ただし夜間は零とする)に置き換えて得られる水質分布と、日平均の一定値により得られるものとの対比を行ってみた。すなわち、日平均生産速度 G (1/日)、正弦関数で与えたときの昼間の生産速度を $G' \sin(2\pi t/T)$ ($T: 24$ 時間) として、これらの時間積分値を等しくするような G' をつぎのようにして決定した⁹⁾。

$$G = \frac{1}{T} \int_0^T G' \sin\left(\frac{2\pi}{T} t\right) dt \dots\dots(14)$$

より、

$$G' = G\pi \dots\dots(15)$$

したがって、 $n\pi < t < \{n+(1/2)\}T$ ($n=0, 1, \dots$) に対しては $G\pi \sin(2\pi t/T)$ なる生産速度を、さらに、 $\{n+(1/2)\}T < t < (n+1)T$ ($n=0, 1, \dots$) に対しては生産速度を0として計算を行った。対象領域を大阪湾とし、水平格子は $4\text{ km} \times 4\text{ km}$ 、鉛直的には2層で、上層厚を10とした。O-P や COD の分解速度、溶出速度等のように水温または溶存酸素に依存するパラメータについては、7, 8, 9月の平均値より定まる定数を与えた。物質循環モデル²⁾により、タイムステップ18分で12時間周期をもつ潮せき流れの場で60潮せき分の非常計算を行った。こうして得られたO-Pの上層分布を、夏場の平均的パラメータで決まる一定生産速度を与えて求めた結果と比較したものが図-25である。図-25によると、生産速度を一定にした場合と、日周変動を与えた場合とにおいてほとんど有意な差は生じないことがわかる。COD PO_4-P 溶存酸素についても同様のことがいえる。

(3) 年周変化の平均化

O-P, COD の分解速度、DO 消費速度、 PO_4-P , COD の溶出速度などは水温と密接な関係にあり、日周変動を繰り返しつつ季節的にも変化をしている。そこで、同じ

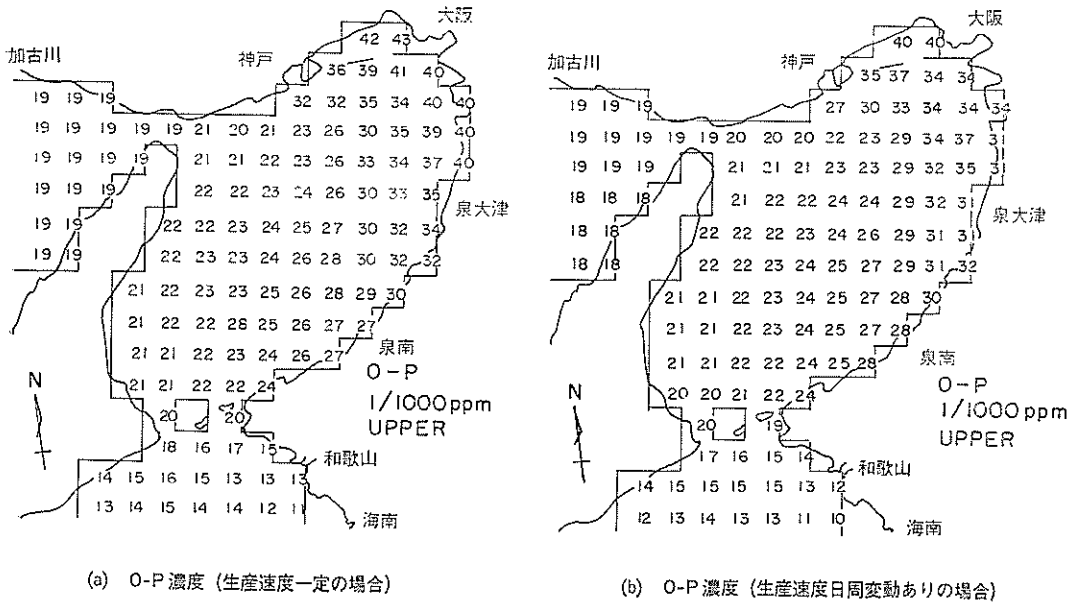


図-25 生産速度の平均化効果

大阪湾に対し、1980、1981、1982年の、7、8、9月の上層10mの平均水温より定まる上記パラメータを固定して得られる水温分布と、3か年の各月平均をタイムステップごとにスムージングして上記パラメータに周年変化を与えた場合の計算を行った。数値モデルは後述6.1の3層モデル(上層厚5m、中層厚5m)によった。パラメータを固定したケースでは120潮汐で各水質ともほぼ一定となった。パラメータに周年変化を与えたケースについては3か年分の計算を行った。こうして得られた結果のうち、パラメータに周年変化を与えて得られた水質から湾奥部の一点における上層のO-P値について示したものが図-26である。各層とも夏場で高く冬場で低い周年変化が計算されている。他の項目についても同様の結果が得られている。これらの結果を第3年目の7、8、9月の計算値について平均して得られる上層O-P

の平面分布と、先の7、8、9月の平均水温から与えられる各パラメータを固定して得られる上層の平面分布とを対比したものが図-27である。同図から明らかなように、両者の間にはほとんど有意な差はない。したがって、たとえば、夏場の水質分布を計算する場合には、パラメータに周年変化を与えて長時間の計算しなくても、夏場の平均的な固定パラメータによって十分計算可能であることが示される。

(4) 溶出速度と長期変動

溶出に関する底泥層は過去100年にも及ぶ長期間のうち形成されたもので、その生成過程まで忠実にさかのぼってシミュレーションするためには、O-Pの沈降速度やDOに関する経年変化値が必要となる。既往データからこれらの値を正確に知ることは不可能である。大阪湾の水質について神戸海洋気象台により、1934、1952、

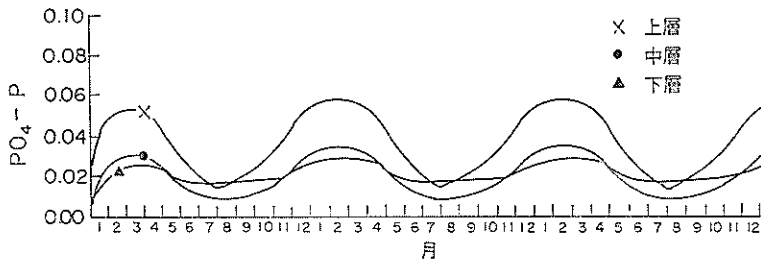
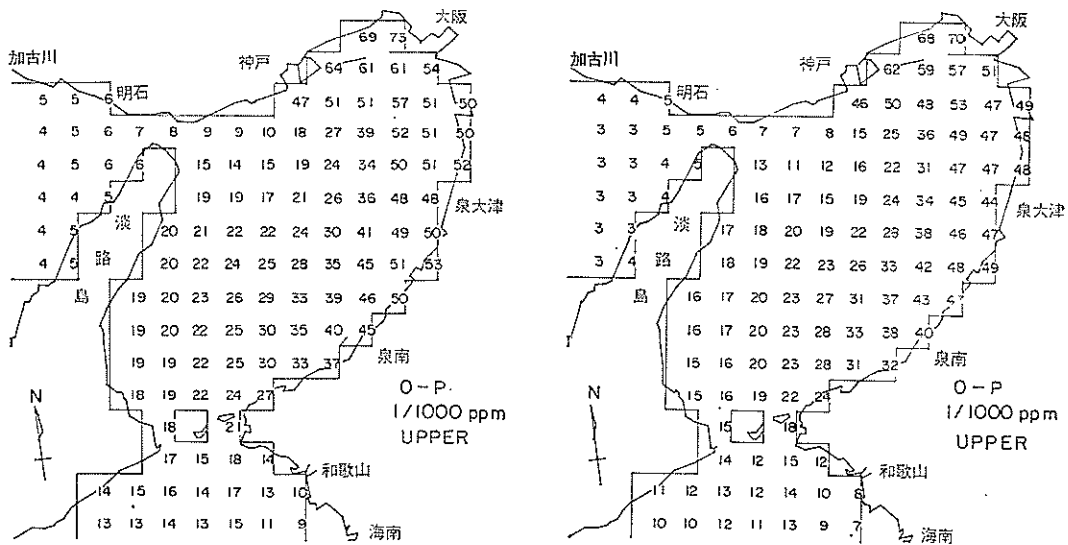


図-26 湾奥上層の PO₄-P (単位: mg/l)



(a) O-P 平面分布、上層
(夏場の平均的パラメータで計算)

(b) O-P 平面分布、上層
(周年変化のパラメータ、結果の夏場平均値)

図-27 パラメータの季節平均化効果

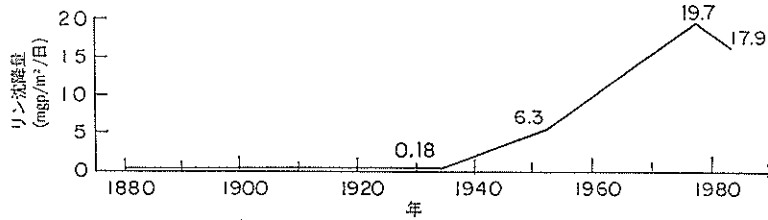


図-28 O-P 沈降量の推移

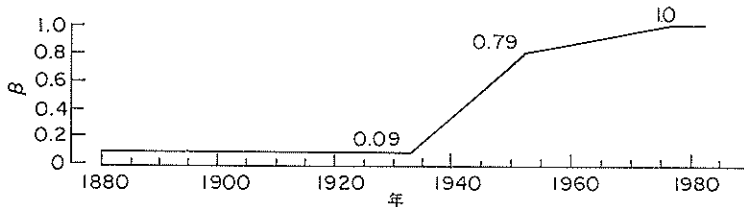


図-29 DO 減少係数の推移

1977 および、1983年について下層 O-P、DO 濃度分布が測定されている。これらの数少ないデータを手がかりに、海水中から底泥に負荷される O-P 沈降量は下層 O-P 濃度に比例するとして過去 100年間の推移を図-28 のように推定した。同様に、DO については、次式で示される DO 減少係数 β を DO 飽和度に関する既往データをもとに図-29 のように推定して与えた。

$$DO = DO1 - (DO1 - DO2) \times \beta \quad \dots\dots\dots(16)$$

ここに、DO1：塩分 31.6% で与えられた水温での飽和酸素濃度、DO2：実測 DO である。DO1 および DO2 については実測値をもとに季節変化パターンを設定し、年周変化を繰り返し与えた。一方、上述の計算に対して、O-P 沈降速度、DO とともに経年変化を考慮せず、

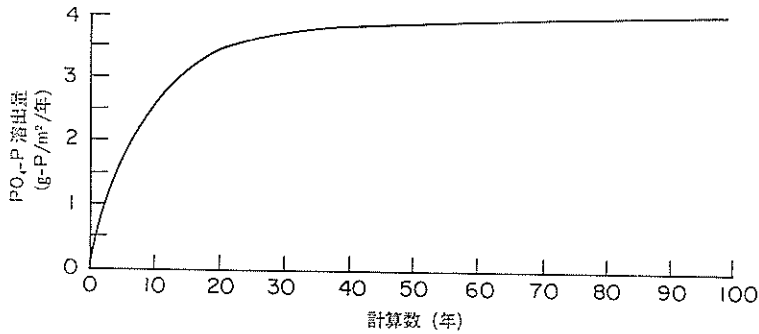


図-30(1) 年周変化のくり返しにより求められた $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度

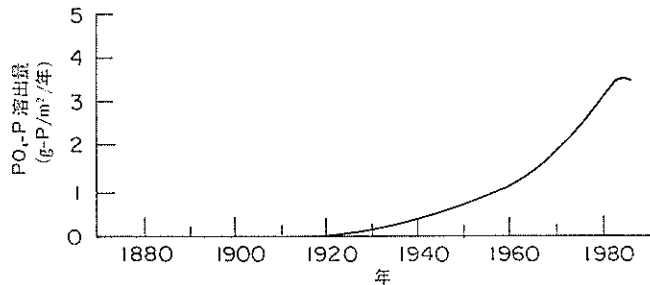


図-30(2) 経年変化を考慮して求められた $\text{PO}_4\text{-P}$ 溶出速度

現状値の季節変動パターンのみを繰り返し与えて各濃度が安定するまでのシミュレーションを別途行った。

このようにして得られた年間溶出量を時間に対してプロットすると図-30のようになる。図-30(2)はO-P沈降速度およびにDO経年変化を与えたケースである。年間溶出速度は図-28のO-P沈降速度にほぼ呼応して増加しており、1970年以降は急上昇して1982~1983年にほぼ $4\text{ g/m}^2/\text{年}$ となっている。一方、図-30(1)では、1983年の大阪湾における沈降物現地試験より算定したO-P沈降速度 $1.9\text{ mg/m}^2/\text{日}$ に対し⁹⁾、前述の物質循環モデルによる通年計算より算定された下層O-Pの年周変化パターンを重ねて与えた。DOについては上述のDO2を年周変化として繰り返し与えた。この結果、 $\text{PO}_4\text{-P}$ の年間溶出速度は同図に示すように計算開始後約40年でほぼ一定値に近づき、その大きさは $4.04\text{ mg-P/m}^2/\text{日}$ が得られた。この値は図-30(2)の最終年近傍での値ともよく一致しており、数十年オーダーの長期間にわたる過程でも過去のO-P沈降量やDOといったような経年変化の経歴をそれほど忠実に追跡しなくても現況溶出速度を再現し得ることがわかる。

以上、水質または溶出速度の計算において、周日変動とその平均値、周年変動とその平均値、および、さらに大きな経年変化と簡略的な取り扱いによる相互の差違について水質および溶出が算出できる特定のモデルにより検討した。これらの結果より導かれた推論は用いたモデルに依存するところが大きいと考えられるが、シミュレーションの目的に応じ、時間的に複雑に変動する諸量に対し適当な時間スケールで平均化して取り扱えば解析が容易になるばかりでなく、精度的にも実用上ほとんど差し支えないことが明らかとなった。

5. 主要過程の取り扱いとその測定

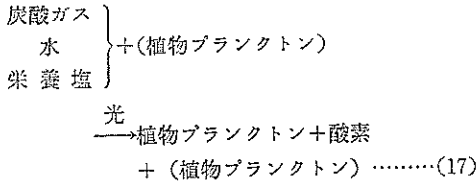
5.1 生産

(1) O-Pの生産速度

海域における有機物の増加は、陸域からの負荷、他海域からの流入、海域に堆積した汚泥からの溶出に加え、植物プランクトンの増殖による内部の生産によるところが大きい。この生産は、水中照度、水温、栄養塩濃度、プランクトン種等に依存する。したがって、天候、太陽高度、昼夜の長さ、海面からの深さ、透明度、流れの大

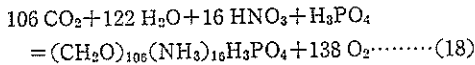
きさ、流入負荷量、分解の強さなどとも必然的に強い関係にあるものと思われる。こうした複雑な過程をモデルに組み込むに際しては、4. で述べたように、リンを指標とする物質循環に着目する。ここで取り扱う“生産”はそれらの中でも主要な過程の一つである。

植物プランクトンの生産に關与する物質の反応は光合成としてよく知られているように、



と表される。ここで、光は生産に必要なエネルギーであり、(植物プランクトン) は生産に關与する植物プランクトンである。

式(17)の關係は化学式で次のように表されている。



したがって、植物プランクトンの表示には、重量(乾重、湿重)、クロロフィル a、有機炭素、有機態窒素、O-P、酸素発生量、懸濁態 COD などによって行われる。本文では、4.2 の仮定から植物プランクトン量を O-P にて表すこととする。

植物プランクトン中の O-P 量の生産過程の基本型はつぎのように表される。

$$\frac{d(OP)}{dt} = G \cdot OP \dots\dots(19)$$

$$G = \mu_{\max} \cdot f_I \cdot f_T \cdot f_N$$

ここに、OP: 植物プランクトン態の O-P 濃度、G: 生産速度、 μ_{\max} : 最大比増殖速度、 f_I : 照度に依存する係数、 f_T : 水温に依存する係数、 f_N : 栄養塩に依存する係数、である。また、 μ_{\max} は、の $f_I = f_T = f_N = 1$ とときの最大増殖速度を表す。

f_I は、しばしば、ミハエリス・メンテン型のモノド式

$$f_I = f_I' \cdot \frac{I}{k_I + I} \dots\dots(20)$$

k_I : 半飽和定数、 f_I' : 定数

または、最適照度型の式:

$$f_I = f_I' \cdot \frac{I}{I_{\text{opt}}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I}{I_{\text{opt}}}\right) \dots\dots(21)$$

I_{opt} : 最適照度

などの型として表される。

f_T は指数型の式:

$$f_T = ae^{bT} \text{ (または } ae^{b(T-a)}) \dots\dots(22)$$

で表されることが多い。

さらに、 f_N は、前述のモノド式による表現が多い。

$$f_N = \Pi f_N' \cdot \frac{M_j}{k_j + M_j} \dots\dots(23)$$

ここに、 M_j : 栄養塩 j の濃度、 k_j : 栄養塩 j の半飽和定数、 Π : 積、 f_N' : 定数である。式(23)において、 $i = 1$ 、つまり、単一物質(たとえば $\text{PO}_4\text{-P}$) の場合には、

$$f_N = f_N' \cdot \frac{IP}{k_{IP} + IP} \dots\dots(24)$$

k_{IP} : $\text{PO}_4\text{-P}$ の半飽和定数

となる。

植物プランクトンの生産速度を求めるための測定項目としては、植物プランクトンを構成する物質(藻類量、クロロフィル量、O-P、ほか、前述)の変化速度を求める方法と、植物プランクトンの生産の際に取り込まれる CO_2 、I-P、または、放出される DO などがある。

生産速度の測定には、大別して直接現場海域において行う現場法と、室内培養法とがある。現場法は、実態を測定するもので望ましいけれども、測定上の制約がある。これに対し、室内培養法では、照度、水温、栄養塩依存などを制御した条件下で行えるため、定式化には有利である。

室内培養法は、恒温槽に試料水を入れ特定の藻類を用いて、照度、温度、栄養塩濃度などを制御して行う AGP 試験法である¹¹⁾。

AGP 試験では、ミリポアフィルター(口径 $1 \mu\text{m}$) で吸引ろ過したる液に藻類(優先的に出現するもの、*Skeletonema costatum* を用いる例が多い)を接種し、所定の温度(例えば 8, 18, 28°C)、所定の照度(たとえば 1,000, 4,000, 10,000 lux)、所定の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度(たとえば現場海水の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度、同濃度の 2 倍、同濃度の 4 倍)などの条件下で 10 日間程度の培養試験を行い、この間の T-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、細胞数、クロロフィル a、COD などを測定する。

いま、上述の試験から、たとえば温度、栄養塩濃度を一定とし、照度を変化させたときの植物プランクトン態 O-P 生産速度が式(22) の形で表されるとする。

$$f_I = f_I' \cdot \frac{I}{k_I + I} \dots\dots(25)$$

式(25) の逆数をとって変形すると

表-3 生産速度測定例

対象海域	生産速度定数または関数形 (1/日)	現場室内	試験装置等	照 度	温 度	栄養塩濃度	文献出典
東京湾	$G = 4.75 \times 1.07^{T-18}$ $\times \frac{I}{37800 + I} \times \frac{IP}{0.095 \times IP}$	室内	AGP 試験	1,000 4,000 10,000lux	8, 18, 28°C	PO ₄ -P 3 濃度	二建 (8193)
大阪湾	$G = 0.46 \exp\{0.17(T-18)\}$ $\times \frac{I}{2100 + I} \times \frac{IP}{0.027 + IP}$	同上	同上	同上	18, 28°C	PO ₄ -P 0.06, 0.08 0.1 mg/l	三建 (1981)
大阪湾 (3点)	0.2~7.5 (g-O ₂ /m ² /日) (S55.9~10実施)	現場	明・ 暗ビン				三建 (1981)
広島湾	$G = 0.37 \exp\{0.053(T-18)\}$ $\times \frac{I}{1800 + I} \times \frac{IP}{0.027 + IP}$	室内	AGP 試験	1,000 4,000 10,000lux	18, 28°C	PO ₄ -P 0.12~0.284 mg/l 4 濃度	三建 (1981)
燧 灘 (1点)	O-P 0.017 COD 0.205	同上	同上				環境庁 (1986)
伊予灘 (1点)	O-P 0.160 COD 0.237	同上	同上				同上
三河灘	$G = (0.129 \sim 0.725)$ $\times \exp\{(0.038 \sim 0.132)(T-15)\}$ $\times \frac{I}{(509 \sim 2440) + I}$ $\times \frac{IP}{(0.014 \sim 0.126) + IP}$	同上	同上				五建 (1984)
周防灘	O-P 0.236	同上	同上				四建 (1983)

$$\frac{1}{f_I} = \frac{1}{f'_I} + \frac{k_I}{f'_I} \cdot \frac{1}{I} \dots\dots\dots(26)$$

となる。したがって、式(25)の f'_I , k_I は $1/f_I$ と $1/I$ をプロットして得られる回帰直線の切片と傾きとから求めることができる。式(24)中の k_{IP} についても同様である。

また、 f_T については、式(22)のように温度との関係が指数型で表されるとすると、同式の対数をとることにより、

$$\ln f_I = \ln a + bT \dots\dots\dots(27)$$

となる。したがって、照度、栄養塩濃度を一定とし、水温を変化させて行った AGP 試験結果のうちから、半対数グラフの横軸に水温 T 、縦軸に bT をとってプロットしてできる回帰直線の傾きから b を求めることができる。

このようにして求められる k_I , k_{IP} , b を用い、改め

て、

$$\mu \sim e^{bT} \cdot \frac{I}{k_I + I} \cdot \frac{IP}{k_{IP} + IP} \dots\dots\dots(27)$$

をプロットして得られる回帰直線の傾きから式(19)の μ_{max} を求めることができる。

このような手順により得られた生産速度(定数)のおもなものをまとめると表-3 のようになる。

(2) COD の生産速度

6.1 で取り扱う物質循環モデルにおいては、COD についても物質収支計算を行う。この際、COD の生産速度は前述の AGP 試験において藻類の増殖能が最も高いクロロフィル a が最大値を示す時点の COD 増加率と O-P 増加率の比：

$$\beta = \frac{\Delta \text{COD}/\text{COD}}{\Delta \text{OP}/\text{OP}} \dots\dots\dots(28)$$

を各実験ケースについて求め、これらの平均値から算出する。

表-4 AGP 試験から求めた COD/O-P 比

測点	ケース No.	条 件			$\Delta\text{COD}/\Delta\text{O-P}$ $\Delta\text{COD}:\text{COD}$ 増加量 $\Delta\text{O-P}:\text{OP}$ 増加量
		水 温 ($^{\circ}\text{C}$)	照 度 (lux)	$\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 (現場濃度 $\times 2$ 倍)	
1	1	8	4,000	2	—
	2	18	4,000	2	68
	3 A	28	4,000	2	62
	3 B	28	4,000	1	138
	4	18	1,000	2	67
	5	18	10,000	2	60
	6	18	4,000	1	74
2	7	18	4,000	4	45
	1	8	4,000	2	—
	2	18	4,000	2	82
	3 A	28	4,000	2	113
	3 B	28	4,000	1	(500)
	4	18	1,000	2	—
	5	18	10,000	2	108
6	18	4,000	1	91	
平 均				4	81

(注) 1. 一で示したケースは増殖がはっきりみられなかった。
2. 平均は St. 2 のケース 3B を除いて求めた。

東京湾、三河湾、大阪湾、周防灘において COD/O-P 比は表-4 のように求められている。

(3) DO 生産速度

植物プランクトンの増殖により生成される DO については、前述の式(18)より、

$$r = \frac{138\text{O}_2}{\text{P}} = \frac{138 \times 32}{30.97} = 143$$

として扱うことができる。

5.2 分 解

分解とは、生物的部分に存在する有機物が代謝過程を通じて非生物的部分に回帰する過程をいう。植物プランクトンの枯死・細胞外分泌、動物プランクトンの死亡・排泄・排糞、さらに、これらより生じた非生物体の無機化などがこれに相当する。

本文で扱う物質循環モデルにおける分解過程は、途中

段階での過程を総括し、懸濁態有機物から溶存態無機物への分解として捉える。

分解速度 B は次式により定義される。

$$\frac{dM}{dt} = -B \cdot M \dots\dots\dots(29)$$

M : 有機物濃度

式 (29) を t について積分すると

$$M = M_0 \cdot e^{-Bt} \dots\dots\dots(30)$$

M_0 : $t = 0$ のときの有機物濃度, t : 時間

が得られる。

分解速度の測定法においても、現場法と室内試験法とがある。現場法では、有機物の分解の際消費される DO を測定し、移流・拡散を考慮した数値モデルを適用して分解速度を算定する。内湾の水塊が不安定なところでは適用が難しい。

表-5 O-P, O-N, T-P, COD の分解

対象海域	項目	分解速度定数または関数形 (1/日)	備 考	文献出典
東京湾	COD	0.084(上層), 0.032(下層)	52.9 測定	二 建 (1978)
	O-N	0.065(上層), 0.139(下層) }水中		
	O-P	0.014(上層), 0.008(下層)		
東京湾 (6地点)	T-P	$B = 1.13 \exp \{1.04(T-18)\}$ 底泥	0, 5, 10, 20日目に測定 褐色ビン内密封 恒温室内静置 8, 18, 28°C, 底 面下40cm層泥	二 建 (1983)
	O-P	$B = (0.024 \sim 0.061) \exp (0.036 \sim 0.154) T$ }水中		
	COD	$B = (2.6 \sim 5.8) \exp \{0.018 \sim 0.116\} T$ }		
大阪湾	O-P	$B = 0.006 \exp \{0.16(T-18)\}$ (上層)	8, 18, 28°C	三 建 (1981)
		$B = 0.010 \exp \{0.13(T-18)\}$ (下層)		
	COD	$B = 0.008 \exp \{0.089(T-18)\}$ (上層)		
		$B = 0.004 \exp \{0.004(T-18)\}$ (下層)		
広島湾	T-P	$B = 0.33 \exp \{0.080(T-18)\}$ (0~5 cm層)	}	}
		$B = 0.14 \exp \{0.058(T-18)\}$ (5~10 cm層)		
	O-P	$B = 0.005 \exp \{0.16(T-18)\}$ (上層)		
伊予湾	O-P	$B = 0.010 \exp \{0.13(T-18)\}$ (下層)	}	}
	COD	$B = 0.008 \exp \{0.075(T-18)\}$ (上層)		
		$B = 0.013 \exp \{0.061(T-18)\}$ (下層)		
三河湾	O-P	$B = 0.24 \exp \{0.049(T-18)\}$ (0~5 cm層)底泥	58測定	環 境 庁 (1986)
	COD	0.026(上層), — (下層) }水中		
	O-P	0.092(上層), 0.008(下層) }		
周防湾 (2地点)	COD	— (上層), 0.019(下層) }水中	}	同 上
	O-P	0.037(上層), 0.052(下層) }		
	COD	$B = (0.014 \sim 0.040) \exp \{(0.011 \sim 0.109)(T-15)\}$ (上層)		
三河湾	O-P	$B = (0.011 \sim 0.022) \exp \{(0.029 \sim 0.161)(T-15)\}$ (下層)	}	五 建 (1984)
	O-P	$B = (0.022 \sim 0.06) \exp \{(0.045 \sim 0.107)(T-15)\}$ (上層)		
	O-P	$B = (0.031 \sim 0.060) \exp \{(0.024 \sim 0.074)(T-15)\}$ (下層)		
周防湾 (2地点)	COD	0.026(上層), 0.0006(下層)	}	四 建 (1983)
	O-P	0.0214(上層), 0.0272(下層)		

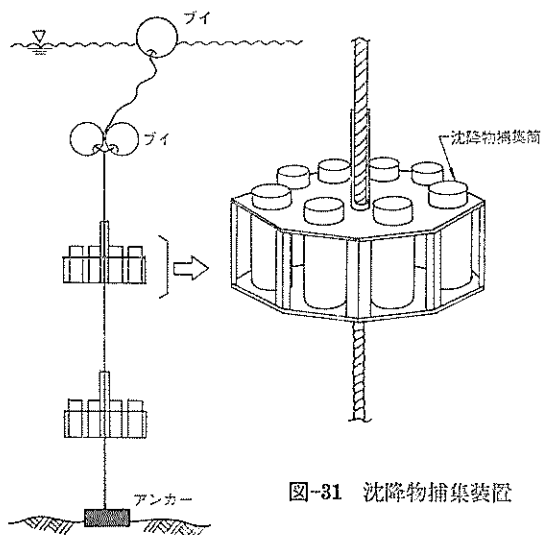


図-31 沈降物捕集装置

室内試験法では、有機物を含む試水を褐色ビンに取り、嫌気状態を保つように密閉し、所定の温度（たとえば8, 18, 28°C）で20日間静置し、0, 5, 10, 20日目に試水（底泥の場合は遠心分離などによる抽出水）のPO₄-P, T-P, CODを測定する。これらの測定値をln M-tの半対数グラフにプロットすれば、その回帰線の傾きから分解速度Bを求めることができる。

水中のO-PおよびCODの分解速度測定の一例を示したものが表-5である。

5.3 沈 降

海域における微細懸濁物は、陸域からの流入物質、海域で生産された植物プランクトン等の生物およびデトライタス、栄養塩を吸着した土粒子類等に由来し、水中で分解しつつ沈殿し、その残さが海底に堆積する。

表-6 沈降速度測定例

対象海域	項目	沈降速度 (m/日)	測定層	測定時期	沈降物捕集装置等	文献出典
東京湾	COD	1.84~0.06	3層	S52~54	ポリビン 口面積 15.2cm ²	二 建 (1978)
湾奥2地点	T-P	1.43~0.14				
東京湾	COD	0.01~1.52	3層	52~53	広ロビン	二 建 (1983)
	O-P	0~2.59				
大阪湾	COD	0.33	底上7m	54.12	2 l 塩ビ管	三 建
		0.47	底上3m	59.9	口径 10cm	
		0.59	底上1m		高さ 25cm	
	O-P	0.26	底上7m			
		0.52	底上3m			
		0.97	底上1m			
播磨灘	COD	2.2	中層	56.9	同上装置	三 建 (1982)
		4.4	下層		海面下10m, 25m	
	T-P	1.9	中層		に設置	
		4.0	下層		48時間放置	
広島湾 (中央部地1点)	COD	0.54	底上7m	56.9	同上装置	三 建 (1981)
		0.59	底上3m			
		0.58	底上1m			
	O-P	1.51	底上7m			
		1.61	底上3m			
		2.63	底上1m			
燧灘	COD	0.004	海面下10m			環境庁 (1986)
		1.4	海底上3m			
	O-P	0.009	海面下10m			
		1.1	海底上3m			
三河湾 (3地点)	COD	0.04~0.31	上層	58.9	同上装置	五 建 (1984)
		0.39~0.53	下層			
	T-P	0.063~0.51	上層			
		0.33~1.7	下層			
周防灘	COD	0.027~0.4	水深の1/2	58.7	広ロビン	四 建 (1983)
		0.069~11.6	底上4m		口径 15cm	
		0.55~22.9	底上1m		高さ 30cm	
	T-P	0.005~0.13	水深の1/2		塩ビ管	
		0.04~1.38	底上4m			
		0.22~3.2	底上1m			

このような沈降現象は、沈降物の粒径、海域の流れや乱れ、海水の比重、成層状態などによる影響が大きい。

懸濁物質の沈降速度の測定についても、室内試験法と現場法とがある。

室内試験法は、採水した試料を実験室内に持ち込んで懸濁濃度、温度等を一定条件に保ち、多くは静水状態で測定する。繰り返し試験が容易であり、土質試験法(JIS A 1204)を準用したり、沈降筒内の残留濃度などから求めることができる¹²⁾。しかし、実験室においては

小規模な静水状態での沈降筒内で行うため、実海域の流れ、乱れの中で分解を伴う有機物の沈降特性を把握するには条件が異なり過ぎる。したがって、実海域で起こっている沈降現象を捉えるためにはできるだけ自然に近い条件で測定する必要がある。

現場海域でよく用いられるのは、図-31に示すような広ロビン(φ10cm, h30cm程度)およびその架台、ブイ、アンカーなどをワイヤーロープで連結した沈降物捕集装置である。この装置を所定の場所、層に固定し、一

昼夜程度の間に広口ビンに捕集される沈降物を採取後、沈降量、捕集時間などから沈降フラックス、沈降速度を次式により求める。

$$w = \frac{F}{c_0} = \frac{R - c_0 V}{ATc_0} \dots\dots\dots(31)$$

ここに、 F ：沈降フラックス、 c_0 ：周囲水水質、 T ：捕集時間、 V ：捕集ビン容積、 A ：捕集ビン口断面積である。

式(31)による沈降物捕集法では、底層付近では底層からの舞い上がり分も捕集されるため、この舞い上がり分に対する適当な補正が必要である⁹⁾。

O-P および COD について実測された沈降速度の例を表-6に示した。

5.4 溶出

海域で生産されたプランクトンや生物の排泄物・死骸等は徐々に海域に沈降する。その一部は途中で分解するけれども、多くは海底に堆積する。このとき、河川等を通じて流入した有機物も同時に堆積し、底泥の表層に蓄積される。蓄積された有機物は、バクテリアによる分解や底生生物による摂餌を受ける。底泥中での分解は水中とは異なり、酸素の供給が十分でなく、通常の好気性細菌と共に嫌気性細菌による分解が行われる。これらの分解や底生生物による摂餌・排泄に伴い、底泥粒子中に存在する、あるいは、粒子表面に吸着している有機物や栄養塩の一部が底泥間隙水中に溶解もしくは脱離してくる。このため、間隙水中には高濃度の有機物や窒素・リンなどの栄養塩が蓄積される。間隙水中のこうした高濃度の有機物、栄養塩は、直上水との間の濃度勾配による拡散によって上層の海水中に移行する。これがいわゆる溶出である。河川等から流入する外部負荷に対し、溶出は、海域底泥から海水中に放出される内部負荷として、海域の水質・底質を決定する重要な要因と考えられる。

底泥からの溶出速度、すなわち、単位面積、単位時間当たりの溶出量は次式により表される。

$$R = \frac{dc}{dt} \cdot \frac{V}{A} \dots\dots\dots(32)$$

ここに、 R ：溶出速度 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{日}$)、 c ：直上水濃度 (mg/m^3)、 V ：直上水容積 (m^3)、 t ：時間 (日)、 A ：底泥の表面積 (m^2) である。

溶出速度の測定法についても、現場法と室内試験法とがある。

現場法では、所定の大きさのふた付き円筒(底無し、 $\phi 50\text{cm}$ 、 $h 50\sim 100\text{cm}$ 程度)を側壁 $15\sim 50\text{cm}$ 程度埋め込んで現地海底表面に固定し、円筒上部に取り付けた採

水用パイプを通じて海面から所定の時間に採水を行って分析する。採水による円筒内の水容積減少を補償するため筒内に風船を設け、採水量に応じて外海水を風船内に流入させるなどのくふうがされている。現場法は、試験時に水温の調整をする必要がなく、溶出面積も円筒断面を大きくすることにより十分広げることができる。しかし、後述するように、溶出速度は DO との関係が強いにもかかわらず、実験中にこれを制御することが極めて困難であるのが欠点である。

一方、溶出試験の対象となる有機物もしくは栄養塩が底泥中に十分存在し、底泥直上水の有機物や栄養塩の濃度が底泥間隙水中のそれらの濃度に比して十分低ければ、底泥と直上水の一部を現場より隔離し、直上水の対象物質濃度を測定することによって溶出速度を測定することができると思われる。

室内試験用の底泥採取にはしばしばコアサンプラーが用いられる。コアサンプルの大きさは、 $\phi 4\sim 20\text{cm}$ 程度の場合が多い。またコアの長さは溶出に関与する泥深以上が必要である。一般にこの深さは底泥表面より数 10cm のオーダーとされている。

港湾建設局でよく採用しているコアサンプラーは、 $\phi 20\text{cm}$ 、長さ 100cm のアクリルパイプで、上下はゴムパッキン付きのふたがある。採泥に際しては潜水夫が直接現地海域で潜水してこのパイプを鉛直に静かに底泥に差し込み、ふたをした後現地海水と共に引き上げて実験室冷暗所に持ち込む。採泥試料はできるだけ速やかに溶出試験に供する。

室内溶出試験は、現地より採泥したコアサンプルをサンプラーとともにそのまま実験に供する例が多い。

溶出試験に用いる直上水は、採泥時に同時に採泥した直上水をそのまま用いる場合と、別に採水した海水と取り替える場合とがある。後者は、サンプルの選搬、保存中の直上水の濃度上昇、DO 減少などによる変化に備えるものである。

後述するように、溶出試験は温度と DO の制御が重要である。このため、試験は恒温室または恒温水槽中(たとえば $8, 18, 28^\circ\text{C}$ など)で、DO については空気/窒素ガスなどを用いて所定の DO 濃度(例えば、 $0, 2, 4, 6\text{mg}/\text{l}$ など)条件のもとで行う。

採水頻度は溶出の強さや直上水量、泥面積などを考慮し、半日から数日間隔で $10\sim 20$ 日間程度行う例が多いようである。分析は、DO、COD、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) などの項目について行う。

底泥からの溶出は、温度と DO に対する依存性が大きい。温度の影響を指数関数として表すことができると

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

表-7 溶出速度測定例

対象海域	項目	溶出速度 (mg/m ² /日)	測定時期	現場室内溶出試験筒	DO条件	温度条件	備考	文献出典
東京湾 (江戸・荒川 河口湾中央)	COD	110~308	51.11採泥	室内	飽和	5℃	海底面 下 30cm の泥	環境庁 (1977)
	PO ₄ -P	13.3~57.3	10日間測定	φ20cm, l 100cm	嫌気	20℃		
東京湾 (11地点)	COD	77~276	51.9~ 52.1採泥	同上		20℃	同上	二 建 (1977)
	PO ₄ -P	3~39	7日間測定					
東京湾 (湾奥2地点)	COD	32	53.9~11 採泥	同上	3.2~ 0.6mg/l	20~ 22℃	同上	環境庁 (1987)
東京湾 (湾奥3地点)	COD	54.4~15.2	55.10採泥	同上	好気	20℃	同上	環境庁 (1980)
	PO ₄ -P	7.59~1.89	20日間測定		嫌気	25℃		
東京湾	PO ₄ -P	R=18.8-1.84・DO	20日間測定		0, 2, 4, 6 mg/l	8, 18, 28℃	同上	二 建 (1983)
東京湾	COD	24.2~71.8	同上	同上	現場条件		同上	二 建 (1986)
	PO ₄ -P	2.69~47.5		同上				
大阪湾	PO ₄ -P	R=[40-6・DO]×(1.09) ^{T-28} , 0≤DO≤5mg/l		同上	0, 2, 4, 8mg/l	7.8~ 28.8℃		三 建 (1981)
	PO ₄ -P	R=10×(1.09) ^{T-28} , DO>5mg/l R=7×(1.09) ^{T-28} , 0<DO≤5 mg/l R=[7-2×(DO-2)] ×(1.09) ^{T-28} , 2<DO≤5mg/l R=1×(1.09) ^{T-28} , DO>5mg/l		同上	同上	7.3~ 29℃		三 建 (1981)
広島湾	COD	140~410		現地 φ 50cm l 150cm				三 建 (1983)
	PO ₄ -P	6~13						
燧 灘 (1地点)	COD	7.68(現場 DO維持), 54.5(嫌気)		室内	現場 DO			環境庁 (1986)
	PO ₄ -P	3.37(同上), 10.3(同上)			嫌気			
三河湾	COD	R=(26.9~471)×(1.09) ^{T-25}						五 建 (1984)
	PO ₄ -P	R=(3.36~17.0)×(1.04) ^{T-25}						
周防灘	COD	148	57.5		嫌気			四 建 (1983)
		86.1	57.8		嫌気			
		77.1	57.8		好気			
		19.9	57.11		嫌気			
		40.5	57.11		好気			
		4.26	57.5		嫌気			
		2.07	57.8		嫌気			
		5.91	57.8		好気			
		7.80	57.11		嫌気			
		1.45	57.11		好気			

すると、次式のようになる。

$$R = R_{18} \theta^{T-18} \dots\dots\dots(33)$$

ここに、T: 温度 (℃), R₁₈: T=18℃ のときの溶出速度 (mg/m²/日), θ: 温度補正係数である。

一方、溶出速度は DO 減少と共に増大し、次式のよう直線関係が得られている¹⁴⁾。

$$R = a - b \cdot DO \dots\dots\dots(34)$$

ここに、a, b: 定数である。

なお、室内溶出試験においては、試験中の直上水の水質変化を知るため、普通、コアサンプルを含まない試験を同時に行う。

表-7 は、室内溶出試験による測定例を示したものである。

6. 汚染海域の浄化対策効果予測のためのシミュレーションモデル

6.1 海水系のシミュレーションモデル

(1) 計算式

4.3 で述べた仮定のもとに、O-P, PO₄-P, COD, DO (これらを M として表す) の時間変化は 3 層レベルモデルに対してつぎのような微分方程式で表すことができる。

$$\begin{aligned} \frac{\partial M_i D_i}{\partial t} = & -\frac{\partial}{\partial x}(M_i u_i D_i) - \frac{\partial}{\partial y}(M_i v_i D_i) \\ & + \frac{\partial}{\partial x}(K \cdot D_i \cdot \frac{\partial M_i}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K \cdot D_i \cdot \frac{\partial M_i}{\partial y}) \\ & + T_{VA} + T_{VD} + T_G + T_B + T_S \\ & + T_R + T_L + T_C + T_E \dots \dots \dots (35) \end{aligned}$$

ここに、T_{VA}:鉛直移流項, T_{VD}:鉛直拡散項, T_G:生産項, T_B:分解項, T_S:沈降項, T_R:溶出項, T_L:流入負荷項, T_C:底泥による消費項, T_E:大気との交換項, M_i:第 i 層における O-P, PO₄-P, COD, DO のいずれかの物質濃度, D_i:第 i 層の層厚, t:時間, (x, y):直交直線座標系の水平 2 軸, (u_i, v_i):第 i 層の x および y 方向の流速成分(i = 1, 2, 3)である。

表-8 海水系モデルの各項

		1 層 (上層)	2 層 (中層)	3 層 (下層)
O-P	T _{VA}	w _{3/2} ・OP*	-w _{3/2} ・OP*+w _{5/2} ・OP**	-w _{5/2} ・OP**
	T _{VD}	-K _z (OP ₁ -OP ₂)	K _z (OP ₁ -OP ₂)-K _z (OP ₂ -OP ₃)	K _z (OP ₂ -OP ₃)
	T _G	G・OP ₁ ・D ₁	G・OP ₂ ・D ₂	0
	T _B	-B ₁ ^P ・OP ₁ ・D ₁	-B ₂ ^P ・OP ₂ ・D ₂	-B ₃ ^P ・OP ₃ ・D ₃
	T _S	-S ₁ ^P ・OP ₁	S ₁ ^P ・OP ₂ -S ₂ ^P ・OP ₂	S ₂ ^P ・OP ₂ -S ₃ ^P ・OP ₃
	T _L	L _{OP}	0	0
	T _R , T _C , T _E	0	0	0
PO ₄ -P	T _{VA}	w _{3/2} ・IP*	-w _{3/2} ・IP*+w _{5/2} ・IP**	-w _{5/2} ・IP**
	T _{VD}	-K _z (IP ₁ -IP ₂)	K _z (IP ₁ -IP ₂)-K _z (IP ₂ -IP ₃)	K _z (IP ₂ -IP ₃)
	T _G	-G・OP ₁ D ₁	-G・OP ₂ ・D ₂	0
	T _B	B ₁ ^P ・OP ₁ D ₁	B ₂ ^P ・OP ₂ ・D ₂	B ₃ ^P ・OP ₃ ・D ₃
	T _R	0	0	R _{IP}
	T _L	L _{IP}	0	0
	T _S , T _C , T _E	0	0	0
COD	T _{VA}	w _{3/2} ・COD*	-w _{3/2} ・COD*+w _{5/2} ・COD**	-w _{5/2} ・COD**
	T _{VD}	-K _z (OP ₁ -OP ₂)	K _z (OP ₁ -OP ₂)-K _z (OP ₂ -OP ₃)	K _z (OP ₂ -OP ₃)
	T _G	β・G・OP ₁ ・D ₁	β・G・OP ₂ ・D ₂	0
	T _B	-B ₁ ^G ・COD ₁ ・D ₁	-B ₂ ^G ・COD ₂ ・D ₂	-B ₃ ^G ・COD ₃ ・D ₃
	T _S	-S ₁ ^G ・COD ₁	S ₁ ^G ・COD ₁ -S ₂ ^G ・COD ₂	S ₂ ^G ・COD ₂ -S ₃ ^G ・COD ₃
	T _R	0	0	R _{COD}
	T _L , T _C , T _E	L _{COD}	0	0
DO	T _{VA}	w _{3/2} ・DO*	-w _{3/2} ・DO*+w _{5/2} ・DO**	-w _{5/2} ・DO**
	T _{VD}	-K _z (DO ₁ -DO ₂)	K _z (DO ₁ -DO ₂)-K _z (DO ₂ -DO ₃)	K _z (DO ₂ -DO ₃)
	T _G	γ・G・OP ₁ ・D ₁	γ・G・OP ₂ ・D ₂	0
	T _B	B ₁ ^O ・COD ₁ ・D ₁	-B ₂ ^O ・COD ₂ ・D ₂	-B ₃ ^O ・COD ₃ ・D ₃
	T _C	0	0	DB
	T _E	A(HOWA-DO ₁)	0	0
	T _S , T _R , T _I	0	0	0

式 (35) 中の T_{VA} , T_{VD} , T_G , T_B , T_S , T_R , T_L , T_C および T_E は表-8 で示されるように定式化した。

ここに, $w_{3/2}$, $w_{5/2}$: 第1~2層間および第2~3層間の鉛直流速, OP_i : 第*i*層の O-P 濃度, IP_i : 第*i*層の PO_4 -P 濃度, COD_i : 第*i*層の COD 濃度, DO_i : 第*i*層の DO 濃度, K : 水平拡散係数, K_z : 鉛直混合係数, G : 生産速度, B_i^O : 第*i*層の COD 分解速度, B_i^P : 第*i*層の分解による酸素消費速度, S_i^P : 第*i*層の O-P 沈降速度, S_i^O : 第*i*層の COD 沈降速度, R_{IP} : PO_4 -P の溶出速度, R_{COD} : COD の溶出速度, L_{OP} : O-P の流入負荷, L_{IP} : リンの流入負荷量, L_{COD} : CODの流入負荷量, A : 再曝気係数, $HOWA$: 酸素飽和濃度, DB : 底泥の酸素消費速度, β : COD 換算係数, γ : DO 換算係数である。さらに,

$$w_{3/2} \geq 0 \text{ のとき,}$$

$$OP^* = OP_2, IP^* = IP_2, COD^* = COD_2, DO^* = DO_2$$

$$w_{3/2} < 0 \text{ のとき,}$$

$$OP^* = OP_1, IP^* = IP_1, COD^* = COD_1, DO^* = DO_1$$

$$w_{5/2} \geq 0 \text{ のとき,}$$

$$OP^{**} = OP_3, IP^{**} = IP_3, COD^{**} = COD_3,$$

$$DO^{**} = DO_3$$

$$w_{5/2} > 0 \text{ のとき,}$$

$$OP^{**} = OP_2, IP^{**} = IP_2, COD^{**} = COD_2,$$

$$D^{**} = D_2$$

である。

以上, 式 (35) の型で表される各項目各層の式を陽形式で差分化して, OP_i , IP_i , COD_i および DO_i ($i = 1, 2, 3$) を時間ステップごとに求めていく。

(2) 東京湾水質再現計算結果

式 (35) の型で表される物質循環モデルを東京湾に適用して各水質項目の再現性を確認した。

計算領域は図-32に示される剣崎一館山以北の東京湾内で, 2 km 格子単位で3層(上層5 m, 中層5 m)に分割した。

まず, 物質の移流を決定する流れについては, 物質循環モデルと同じ3層モデルを用い, これに境界において平均潮 (M_2 分潮, 振幅 36cm, 周期 12 時間) を, さらに沿岸 40 地点から淡水流量総計 $2.4765 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{日}$ を与え, 時間ステップ 180 秒で 8 周期計算して得られた最終周期の 12 時間分の結果を繰り返し用いることとした。

次に, 本モデルで扱っている水質 4 項目(O-P, PO_4 -P, COD, DO) の再現目標値には, 前述の図-13に示される夏期の平均水質を用いた。

陸域からの流入負荷としては, 1980年夏場(7, 8, 9月)のデータをもとに, 28の河川流入負荷と, 16に

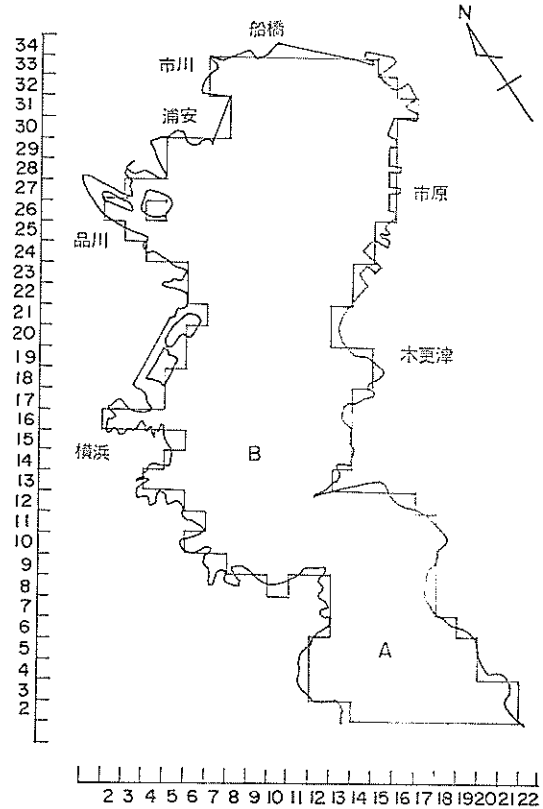


図-32 東京湾の計算領域

分割された各ブロックからの直接流入負荷を合計 COD 284.416 t/日, PO_4 -P 8.584 t/日, O-P 7.010 t/日を与えた。

底泥からの PO_4 -P および COD の溶出は, 採泥試料の温度, DO 制御下で行われた溶出試験により求められた関数形に現場の泥質, 温度, DO を当てはめて得られる分布を与えた。この結果, PO_4 -P については $65 \sim 0 \text{ mg/m}^2/\text{日}$, COD については $350 \sim 0 \text{ mg/m}^2/\text{日}$ の値を計算領域内に与え, 時間的には不変とした。

このほか, 式 (35) 中に現れる各パラメーターについては, 主として採水採泥試料の室内実験により求められた値およびマイクロゾム試験結果などをもとに設定した。水質シミュレーションの再現性を高めるため, 不確定性の高いパラメータから適宜調整した。表-9はこのような手続を取った後の最終的な結果を示したものである。表-9において, 生産速度(G)は, 珪藻スケルトネマによる AGP 試験結果を用いた。分解速度(B^P , B^O)および沈降速度(S^P , S^O)は当初実験室または現地試験により求められた値に対して若干調整した。

表-9 東京湾水質計算のための各パラメータ値

係 数		設 定 値
生産速度定数 (G_0)(1/日)		$1.035 \times \frac{IP}{0.095+IP}$
分解速度定数 (1/日)	O-P (B^P)	上層 0.21
		中層 0.04
		下層 0.04
	COD (B^C)	上層 0.05
		中層 0.05
		下層 0.05
沈降速度 (m/日)	O-P (S^P)	上層 0.03
		中層 0.03
		下層 0.028
	COD (S^C)	上層 0.72, 0.24 (湾口部)
		中層 0.72, 0.27 (湾口部)
		下層 0.81, 0.27 (湾口部)
分解による DO 消費速度 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{日}$)(B^O)	上層 0.08	
	中層 0.08	
	下層 0.08	
底泥の DO 消費速度 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{日}$)		COD 溶出速度の10倍
換算係数 COD/OP(β)		81
COD/DO(γ)		143
再曝気係数 (1/日)(A)		0.5
DO 飽和濃度 (mg/l) (HOWA)		7.23
水平拡散係数 (cm^2/s)(K)		3×10^8
鉛直混合係数 (cm/s)(K_z)		0
初期値 (mg/l)	上層	0.038
	中層	0.028
	下層	0.018
	O-P	0.026
	I-P	0.029
COD		3.25
DO		7.80
境界条件		OP, COD (希釈係数 0.99) I-P(希釈係数 0.999) DO(固定)

COD 換算係数 (β) は、AGP 試験においてクロロフィル a が最大値を示す時の COD 増加量と O-P 増加量の比より求めた。また、DO 換算係数 (γ) は、5.1 でのべた Stumrn の式より得た¹⁰⁾。

再曝気係数 (A) については明らかでなく、いくつか

の試算の結果、最終的には 0.5 1/日とやや大き目の値をとることとした。

水平拡散係数 (K) についても、試算の結果 $3 \times 10^8 \text{ cm}^2/\text{s}$ を全域一律に与えた。なお、鉛直拡散係数 (K_z) は、鉛直移流との対比から無視してよく、零として扱うこととした。計算の開始に際して、水質の初期値を各項目別、層別に適宜与え、タイムステップ 24分にして 120 周期 (すなわち 1,440 時間) 相当分計算し、各水質項目がほぼ安定な周期変動の繰り返しになることを確認して打ち切った。

このようにして求められた最終周期の O-P, COD, $\text{PO}_4\text{-P}$ および DO に対する上層の平面分布を示したものが図-33 である。図-33 に対応する現況水質分布は先に示した図-18 である。まず、上層 O-P について対比すると、湾奥の市川地先は計算値がやや低いほかは全体的によく適合している。つぎに、上層 COD については、 $6 \text{ mg}/\text{l}$, $4 \text{ mg}/\text{l}$ の等濃度線は計算値、実測値ともに同一パターンを示している。一方、上層 $\text{PO}_4\text{-P}$ は湾口部において計算値の方がやや高めとなっている。さらに、上層 DO については、計算値の方が相対的に 1~2 mg/l 程度高い結果となっている。全般的にみて上記水質 4 項目とも、物質循環モデルによるシミュレーションによりほぼ満足のいく程度に再現されているといえる。

なお、以後の比較資料のため、東京湾内部 (全計算領域内) の物質の現存量と物質フラックスを計算結果より求め、図-34 のようにまとめた。図-34 において、長方形で囲まれた各項目は同湾の上層、中層および下層の全現存量 (単位: t) を、さらに、各矢線は、それぞれ、生産、分解、沈降、溶出、消費、混合 (移流と拡散を含む)、および境界における移流・拡散のフラックス (単位: t/日) を示したものである。

6.2 底泥系のシミュレーションモデル

(1) 計算式

4.3 で述べた過程のもとに、底泥第 n 層の O-P, 無機態リン (以降 I-P という)、間隙水 $\text{PO}_4\text{-P}$ の各濃度の時間変化は次式のように表すことができる³⁾。

第 n 層:

$$\begin{aligned}
 OP_n^{t+1} = & OP_n^t + \left[-r_n^t + \frac{DS}{(H_{n-1} + H_n)/2} \right. \\
 & \times (OP_{n-1}^t - OP_n^t) + \frac{DSL}{H_n} \times \\
 & \left. \left\{ \frac{OP_{n+1}^t - OP_n^t}{(H_{n+1} + H_n)/2} - \frac{OP_n^t - OP_{n-1}^t}{(H_n + H_{n-1})/2} \right\} \right] \Delta t
 \end{aligned}
 \tag{36}$$

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

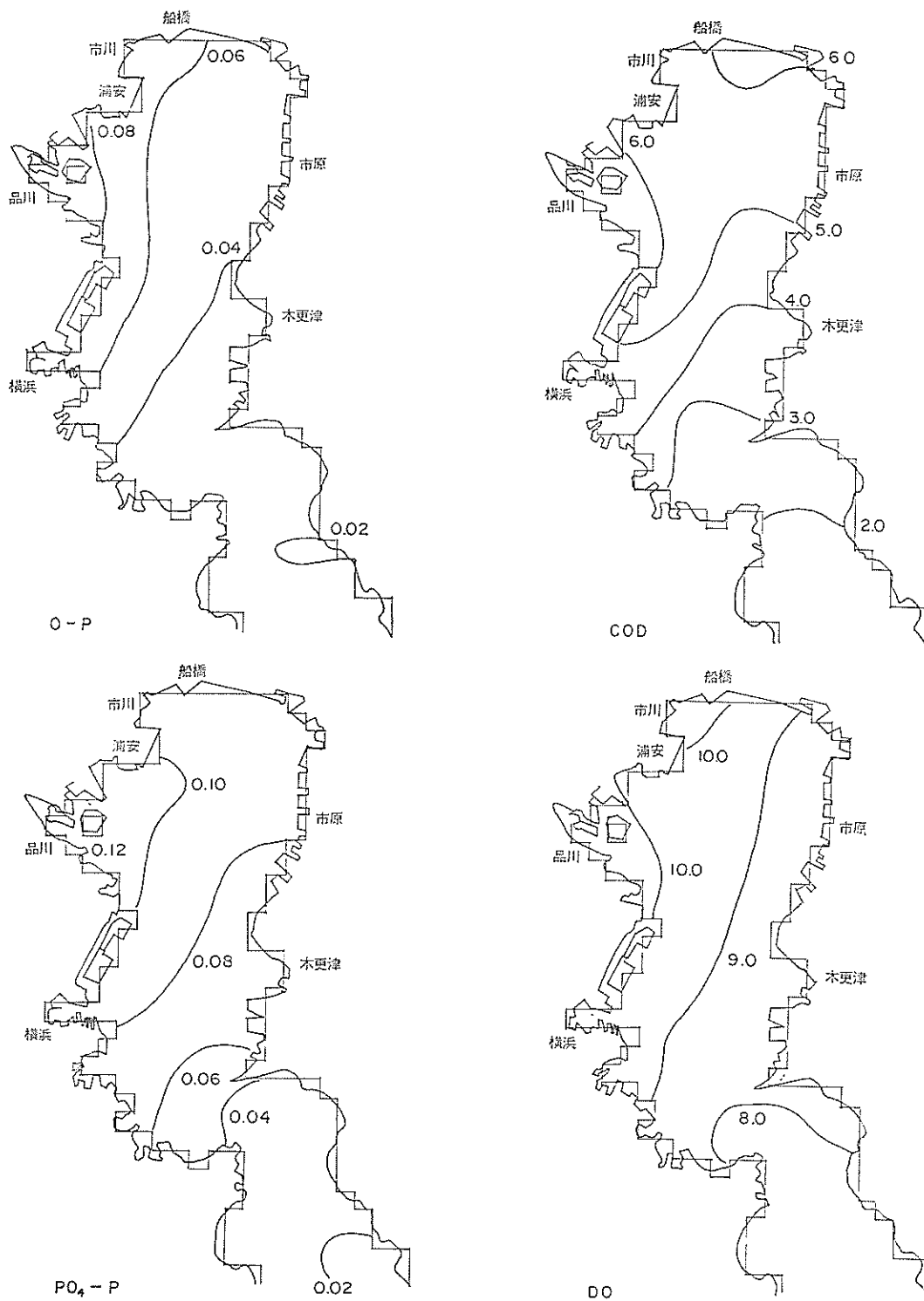


図-33 東京湾の水質再現計算結果 (単位: mg/l)

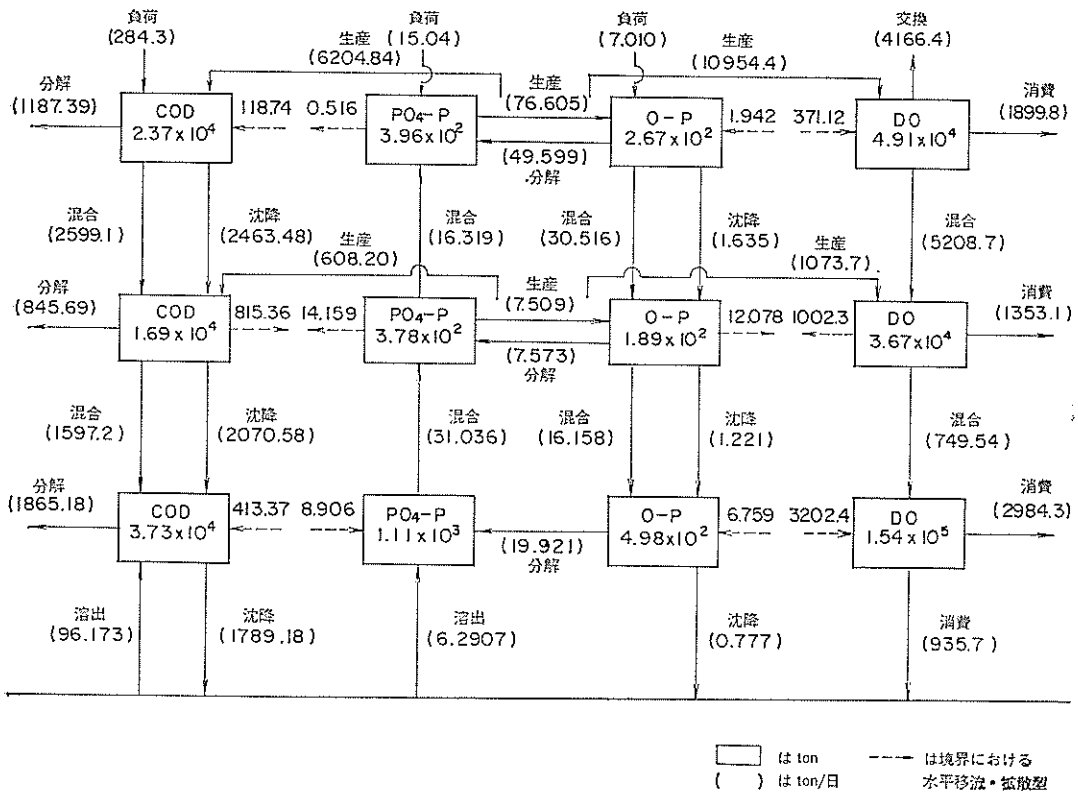


図-34 物質の現存量とフラックス (現況計算)

$$\begin{aligned}
 IP_n^{t+1} &= IP_n^t + \left[\frac{1}{1 + \frac{1}{\phi_n \alpha_n^t}} \times r_n^t + q^t + DS \right. \\
 &\times \frac{IP_n^t - IP_{n-1}^t}{(H_n + H_{n-1})/2} + \frac{DSL}{H_n} \\
 &\times \left. \left\{ \frac{IP_{n+1}^t - IP_n^t}{(H_{n+1} + H_n)/2} - \frac{IP_n^t - IP_{n-1}^t}{(H_n + H_{n-1})/2} \right\} \right] Dt \dots\dots(37)
 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 c_{*n}^{t+1} &= c_{*n}^t + \left[\frac{1}{1 + \frac{1}{\phi_n \alpha_n^t}} \times \frac{1}{\phi_n} \times r_n^t - \frac{1}{\phi_n} \right. \\
 &\times q_n^t + \left\{ \phi_n' \times D \times \frac{c_{*n-1}^t - c_{*n}^t}{(H_{n-1} + H_n)/2} \right. \\
 &+ \left. \left. \phi_{n+1}' \times D \times \frac{c_{*n+1}^t - c_{*n}^t}{(H_{n+1} + H_n)/2} \right\} \right. \\
 &\times \left. \frac{1}{H_n} \right] Dt \dots\dots(38)
 \end{aligned}$$

第一層:

$$\begin{aligned}
 c_{*1}^{t+1} &= c_{*1}^t + \left[\frac{1}{1 + \frac{1}{\phi_1 \alpha_1^t}} \times \frac{1}{\phi_1} \times r_1^t - \frac{1}{\phi_1} \right. \\
 &\times q_1^t + \left\{ \phi_1' \times D \times \frac{c_w^t - c_{*1}^t}{H_1/2} + \phi_1' \right. \\
 &\times \left. \left. D \times \frac{c_{*2}^t - c_{*1}^t}{(H_1 + H_2)/2} \right\} \times \frac{1}{H_1} \right] Dt \dots\dots(39)
 \end{aligned}$$

海水最下層:

$$c_w^{t+1} = \left(c_w^t + \frac{1}{1000} R^t \Delta t \right) \times 0.95 \dots\dots(40)$$

ここに、OP: O-P 濃度 (mg/g), IP: I-P 濃度 (mg/g), c_* : 間隙水 PO₄-P 濃度 (mg/l), c_w : 直上水 PO₄-P 濃度 (mg/l), r : O-P 分解速度 (mg/g/日), DS : O-P 堆積速度 (1/日), DSL : 攪乱係数 (m²/日), D : PO₄-P 拡散係数 (m²/日), ϕ : 乾泥間隙水比 (g/l), ϕ' : 間隙率, α : 分配係数 (g/l), H : 層厚, であり, 各パラメータの脚字は層を, 肩字は時間を, それぞれ表す。

なお, 式 (39) の右辺第 4 項:

季節的には、1～3月には他の時期に比して低く、4～6月、および10～12月でやや高く、夏場の7～9月はそれらの中位にある。

海面下5mにおける捕集沈降量から算出した堆積速度は1.5～11.8cm/年で平均5.1cm/年である。松本による²¹⁰Pbの鉛直分布から計算されるSS沈降速度は東京燈標付近で0.5g/cm²/年である。したがって、東京燈標付近の60cm深のデータから含泥率0.368、単位体積重量1.30g/cm³を用いて堆積速度H(cm/年)を次式により計算する。

$$H = S' \times \frac{1}{\text{含泥率}} \times \frac{1}{\text{単位体積重量}} \dots\dots\dots(42)$$

ここに、S'：²¹⁰Pbより求めた堆積速度(g/cm²/年)である。

攪乱係数DSLについては、底生物により、底泥15cm層が4年間で完全に混合されると仮定し、次式により求めた。

$$T = DSL \times c_{SS} \times \frac{1}{L} \dots\dots\dots(43)$$

ここに、DSL：攪乱係数(m²/日)、T：攪乱によるSS移動量(g-SS/m²/日)、c_{SS}：度濃(g/m³)、L：移動距離(m)である。

式(43)より、DSL=3.4×10⁻⁶m²/日となる。

含水率wおよび単位体積重量V_dの鉛直分布は現地デ

ータをもとにそれぞれ次式により求めた。

$$w = 1 - 0.155 \times z^{0.158} \dots\dots\dots(44)$$

$$V_d = 1.03 + 0.0582 \times z^{0.283} \dots\dots\dots(45)$$

ここに、w：含水率、z：泥深(cm)、V_d：単位体積重量(g/cm³)である。

乾泥間隙水比φ(1/g)および間隙率φ'は次式により与えた。

$$\phi = \frac{w/1.03}{1-w} \times \frac{1}{1000} \dots\dots\dots(46)$$

$$\phi' = \frac{w/1.03}{V_d} \dots\dots\dots(47)$$

計算の対象とした底泥層厚は60cmで、このうち泥表面より15cmは前述の攪乱を受ける層とし、層の分割を図-38のようにした。

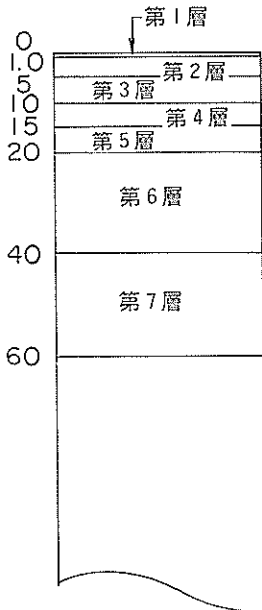
PO₄-P生成速度rについては、在来泥による生成速度r_Sに加え、底泥表層については新生堆積物からの生成速度r_Fを次式により与えた。

$$r_S = 0.0016 \times (OP/SS - 0.08) \times 1.04^{T-25} \quad (0.4 \sim 5 \text{ cm層})$$

$$r_S = 0.0014 \times (OP/SS - 0.13) \times 1.04^{T-25} \quad (5 \sim 10 \text{ cm層})$$

$$r_S = 0.00035 \times (OP/SS - 0.14) \times 1.04^{T-25} \quad (10 \text{ cm以深})$$

堆積厚 (cm)



堆積年数

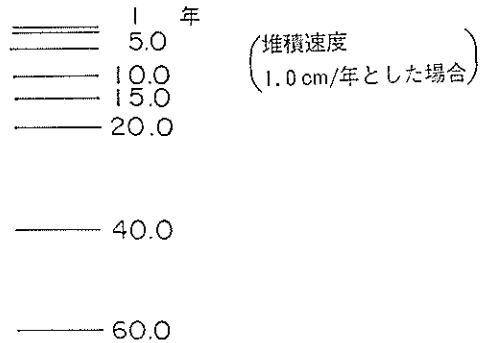


図-38 層の分割

$$r_P = 0.0066 \times (OP/SS - 0.37) 1.05^{T-25} \dots\dots(48)$$

ここに、 OP/SS ：沈降物 1g 当たりの O-P 量 (mg-P/g-SS), T ：温度 (°C) である。

O-P の分解で生成した PO_4 -P の泥粒子および間隙水への分配係数 $\alpha (=c^*/IP)$ は、つぎの大阪泥のデータを用いた。

$$\alpha = \begin{cases} 11.5 \times 0.748^{DO} \times 1.02^{T-20} & (0 \sim 5 \text{ cm 層}) \\ 6.1 & (5 \text{ cm 層以深}) \end{cases} \dots\dots(49)$$

ここに、 DO ：底層水 DO (mg/l), T ：水温 (°C) である。

吸着速度 q (mg/g/日) は次式により与えた。

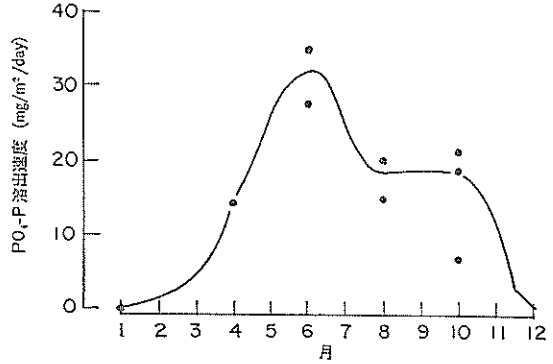
$$q = \frac{\frac{c^*}{\alpha} - IP}{1 + \frac{1}{\phi\alpha}} \dots\dots(50)$$

式 (41) で表される溶出速度式中の拡散係数 D (m^2 /日) は室内溶出試験によるデータをもとにして次の形で与えた。

$$D = 1.3 \times 10^{-4} \times 1.03^{T-25} \dots\dots(51)$$

つぎに、年間溶出量 6 g/m^2 , SS 沈速度 14 g/m^2 /日 (1 cm/年に相当) から沈降物中の P 含有量を設定すると 2.1 mg/g となり、海底への P 供給速度は 29.4 mg/m^2 /日となる。海底への P 供給速度の季節変化は下層水の O-P 濃度に一定の沈降速度を与えることにより設定した。

また、生成速度、分配係数、拡散速度を律する水温 T



(昭和 57. 58 年度 汚泥除去効果現地追跡調査)

図-39 東京湾の水周年周変化 (入力値)

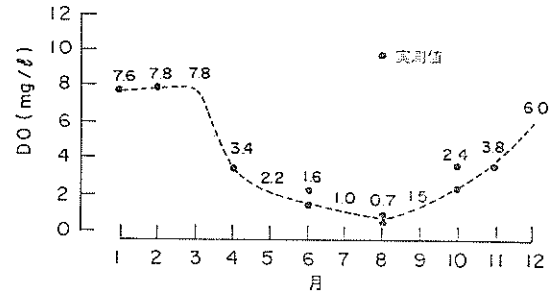


図-40 東京湾の DO 周年周変化 (入力値)

(°C), DO (mg/l) はそれぞれ 図-39, 図-40 に示す実測データを与えた。

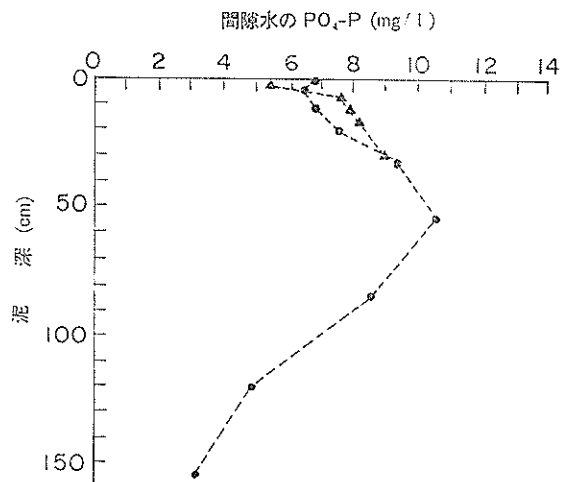
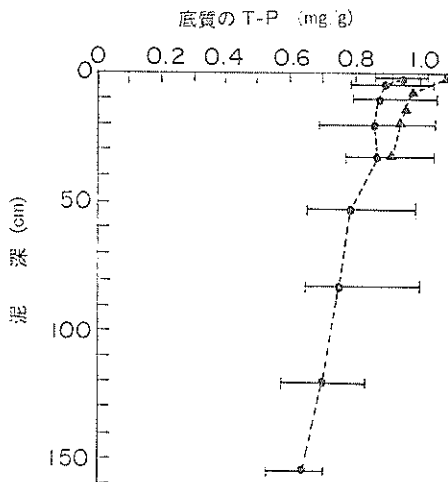


図-41 (1) 計算値と実測値

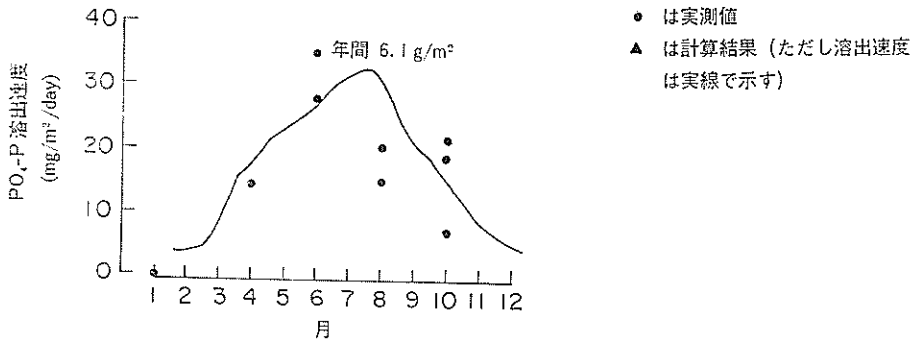


図-41 (2) 計算値と実測値

以上の諸係数により、底泥の初期リン含有量を0として、式(36)~(40)による計算を $\Delta t = 0.1$ 日にて100年分を行った。

こうして得られた結果について、底質 T-P、間隙水 PO_4-P および PO_4-P 溶出速度を実測値とともに示したものが図-41である。図-41の結果によると、いずれも現況値をほぼ満足のいく程度に再現し得ている。

7. 各種海域浄化対策の効果予測とその評価

7.1 各種海域浄化対策による水質改善効果

内湾域における COD や O-P などの水質分布は 6.1 で述べたような物質循環モデルでほぼ再現できることを示した。この事実から、東京湾の有機性汚濁機構は、平均潮 (M_2 分潮) および年平均の河川流入で決まる湾内流動場において、陸域からの流入負荷、湾内での内部生産、分解、沈降、底泥からの溶出などを考慮した過程で説明できることが明らかとなった。

つぎに、このような海域における海水浄化工法を考える前段階として、東京湾をモデル海域とし、陸域からの流入負荷削減、底泥からの溶出削減、河川水による希釈と循環促進および汀線の形式(砂浜、干潟、直立堤、消波ブロック積堤)による浄化効果をシミュレーションにより検討した。

以下においてそれらの結果を述べる。

(1) 流入負荷による東京湾水質への寄与

1980年夏を対象に算出された東京湾への河川流入負荷および直接流入負荷の総量は、2.でも述べたように、COD 284.316 t/日、 PO_4-P 11.923 t/日、O-P 7.010 t/日である。これらの負荷による東京湾水質への寄与を調べるため、それぞれの負荷量を現況の2/3にした場合、1/3にした場合、および0とした場合について6.1に述べたモデルによるシミュレーションを行った。これらの

結果を上層 COD 値でみると、2/3 負荷量の場合、湾奥では 2 mg/l 以上、湾央で 1.8 mg/l 程度、湾口で 0.6 mg/l 程度低下する。つぎに、1/3 負荷量の場合、湾奥では 3.7 mg/l、湾央で 3.2 mg/l、湾口で 0.8 mg/l 程

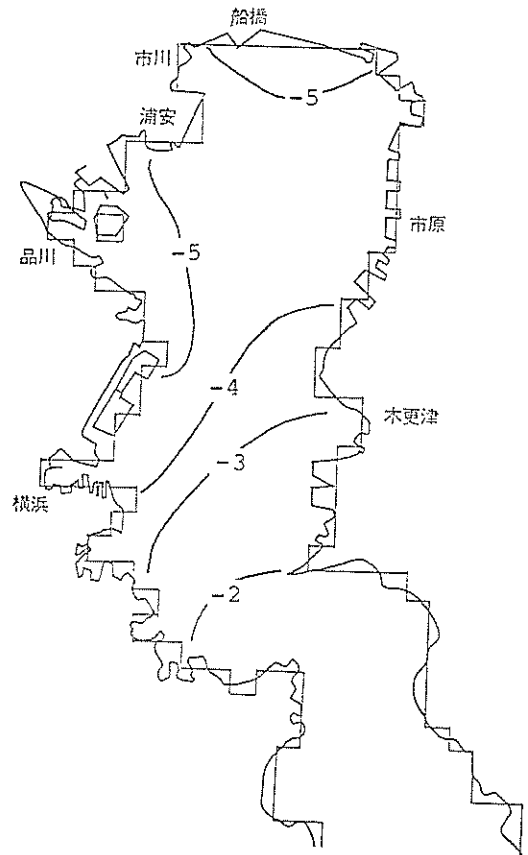


図-42 負荷量0とした場合の上層 COD 変化 (単位: mg/l)

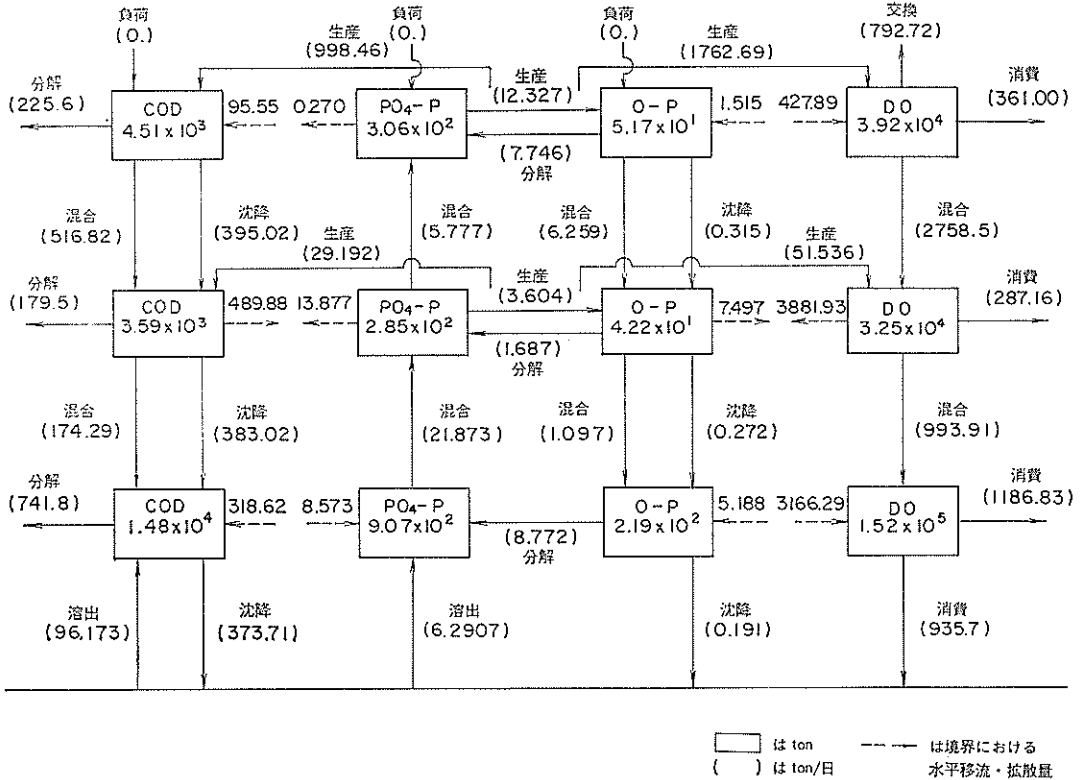


図-43 物質の現存量とフラックス（外部負荷0のケース）

度それぞれ低下する。さらに、負荷量が0となると、上層 COD は湾奥で 5 mg/l、湾央で 4 mg/l、湾口で 0.8 mg/l 程度低下する。これらの結果によると、流入負荷の湾内水質に対する影響は極めて大きく、陸域からの流入負荷を削減することの重要性は明白である。なお図-42 は負荷量の場合について上層 COD 値の分布を、さらに、図-43 は同ケースのシミュレーションから東京湾全体の COD、O-P、PO₄-P、DO の現存量および物質間のフラックスを示したものである。

(2) 底泥からの溶出による東京湾水質への寄与

東京湾内では、COD 含有量 30 mg/g 乾泥以上の表層汚泥が 100 km² 程度の範囲にわたって堆積しており、湾内全体で底泥からの COD 溶出量および PO₄-P 溶出量はそれぞれ 96.173 t/日、6.2907 t/日と見積もられる。これらを流入負荷総量と比較すると、COD は約 1/3、PO₄-P は約 1/2 に相当する。本節では、COD と PO₄-P の底泥からの溶出量を計算領域全域において零と仮定して計算を行った。このようにして得られた水質分布のうち、上層 COD を現況条件と対比すると、湾奥

では 2 mg/l 以上、湾央で 1 mg/l、湾口で 0.5 mg/l 程度の低下が認められた。これは、前述(1)で示した流入負荷量 2/3 のケースと同程度の効果となり、湾口についてはさらに効果が大きくなる結果となった。このことは、底泥からの溶出は、流入負荷と同様、直接的、あるいは内部生産過程を通じて間接的に COD や O-P の増大に効いていることが確認される。なお、図-44 は溶出量 0 の場合についての上層 COD 値の分布を、さらに図-45 は同ケースのシミュレーションから東京湾全域における各物質の現存量と物質間のフラックスを示したものである。

(3) 淡水の導水による希釈拡散効果

内湾における水質は、上述の流入負荷や溶出に加え、流れによる移流・希釈・拡散の効果も大きいと考えられる。

いま、東京湾を富津一観音崎より内側で見ると、湾内水量 1.5 × 10¹⁰ m³ に対し、淡水流入量は約 2.4 × 10⁷ m³/日である。淡水流入量の湾内水量に対する比を計算すると、淡水流入による湾内水の交換日数は 600 日余と

堀江 敷

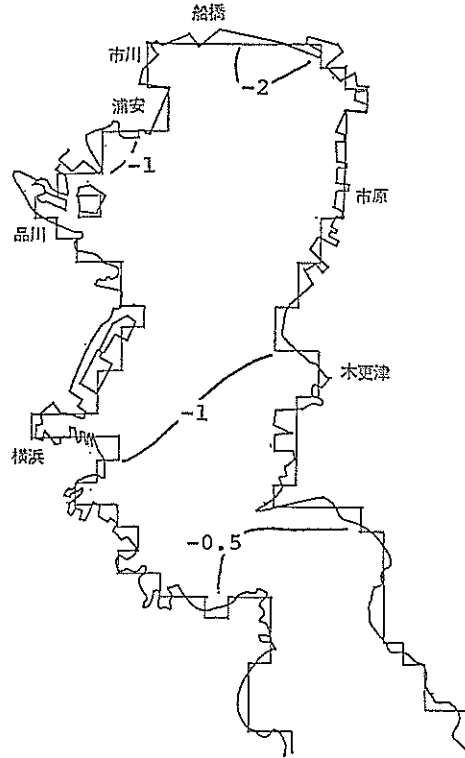


図-44 溶出量0とした場合の上層 COD 変化 (単位: mg/l)

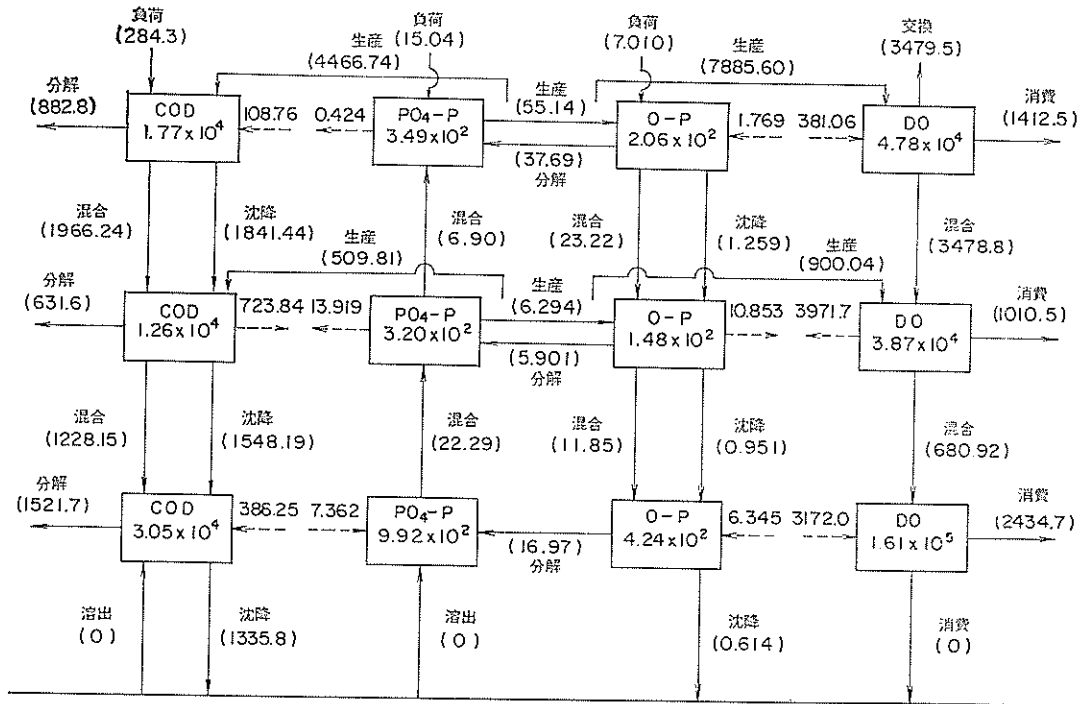


図-45 物質の現存量とフラックス (溶出0のケース)

□ は ton
 () は ton/日
 --- は境界における
 水平移流・拡散量

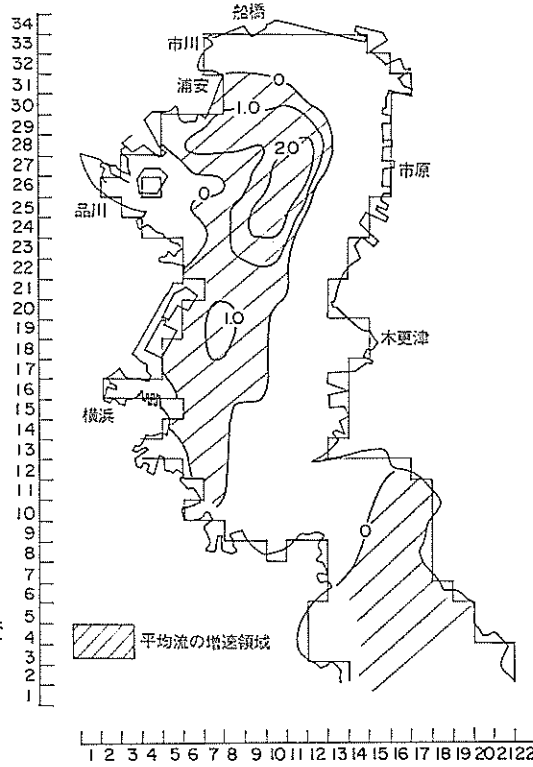
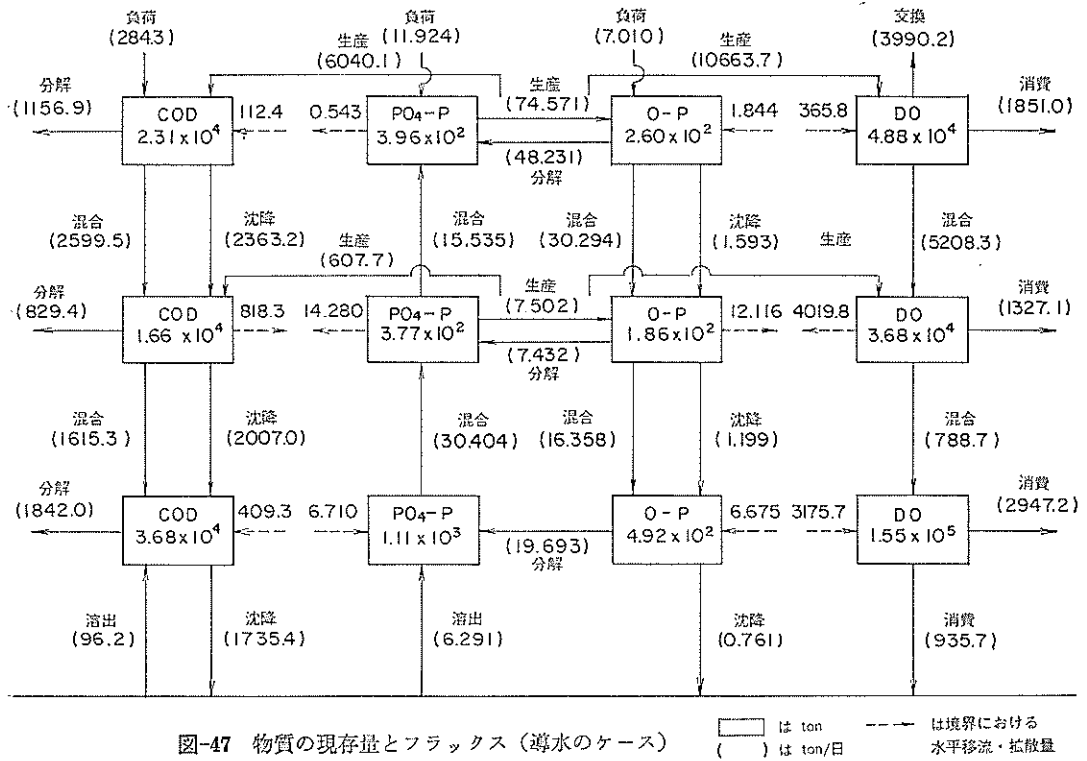


図-46 導水による湾内平均流の変化 (単位: cm/s)



なる。しかし、実際には、湾口での海水交換とその他 3.1 で述べた各要素により交換日数はこれよりかなり小さくなる。ここでは、湾内に流入している最も大きい淡水流入点（荒川・中川）に着目し、そこでの流入量を2倍にすることにより生ずる湾内流および水質変化を調べることにした。荒川・中川の淡水流入量は合わせて $6.87 \times 10^6 \text{m}^3/\text{日}$ で最大であり、これは湾内総流入量の約 30% に相当する。図-46 はこのようにして求めた流れの計算から上層水平流の1潮汐平均流速と現況（淡水流入量は現況のまま）のそれとの差を示したものである。図-46によると、両河川河口より 10 km 範囲には $2 \text{cm/s} \sim 0.5 \text{cm/s}$ 前後の、そして、東京・神奈川寄りでも $1 \sim 0.5 \text{cm/s} \sim 0.5 \text{cm/s}$ 程度の増速が見られる。一方、湾奥千葉寄りでは $0.5 \sim 0.1 \text{cm/s}$ の減速領域がみとめられる。中・下層においては現況時に比し流速変化は上層の場合よりも小さくなっている。下層では微少なが一様に増速の傾向が見られる。

つぎに、このような流れの条件のもとで、流入負荷量は変えずに、先の物質循環モデルによる水質計算を行っ

た。この結果、上層 COD は両河口から横浜寄りで現況に比し $0.6 \sim 0.1 \text{mg/l}$ （河口では 1mg/l 以上）の減少領域が見られ、平均流の増速領域とほぼ一致した。一方、平均流の減少する湾奥千葉寄りでは逆に $0.1 \sim 0.3 \text{mg/l}$ の増大が見られた。これらの結果から、導水により、流れが減速する一部領域においては COD 濃度は上昇するけれども、大部分の領域において流れは増速し、COD 濃度は低下することが明らかとなった。図-47 は本計算ケースにおける湾内物質の現存量および各物質のフラックスを示したものである。

(4) 自然海岸および海岸構造物の浄化効果

海岸線は、通常、岩礁、砂浜、干潟などの自然型式のもの、直立護岸、石積護岸、異型ブロックによる消波護岸などの人工構造物型式のものから成立っている。

図-48 は東京湾の海岸線を直立護岸、消波護岸、石積護岸、干潟、砂浜の区分でもって示したものである。運輸省第二港湾建設局では上のような各海岸線型式における懸濁態有機物の生物群集による摂食効果、生物群構造によるトラップ効果、砂層によるトラップ効果、微生物

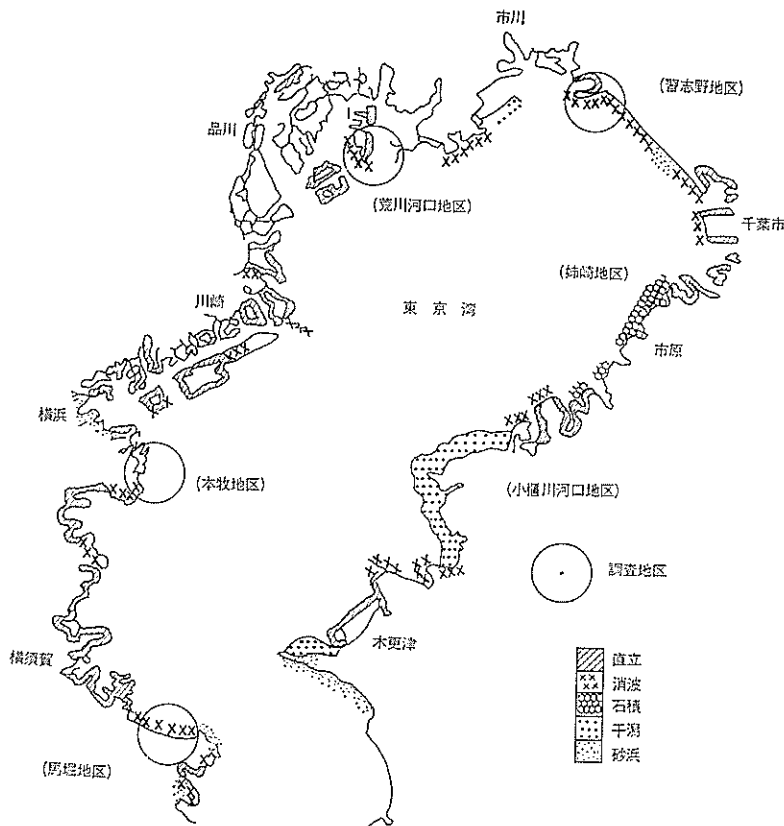


図-48 東京湾の汀線型式

表-10 各汀線型式による有機けん濁物浄化量
(第二港湾建設による)

汀線型式 地区(固有) 水域	消波護岸		直立護岸	石積護岸	干潟	砂浜
	習志野地区 (%)	本牧地区 (%)	本牧地区 (%)	姉崎地区 (%)	河口干潟 (%)	八景海浜 (%)
浄化要因						
生物消費 (kg/日)*1	66.240 (98.91)	21.990 (97.94)	3.315 (87.51)	7.916 (98.30)	8.667 (90.73)	5.726 (81.14)
砂層トラップ (kg/—)	(0)	(0)	(0)	(0)	0.177 (1.42)	0.624 (7.73)
生物群集構造トラ ップ (kg/日)	0.24 (0.04)	0.011 (0.01)	0.0006 (0.01)	0.013 (0.16)	(0)	(0)
微生物分解 (kg/日)	1.87×10^{-3} (0.002)	0.072×10^{-3} (0.32)	0.704×10^{-3} (15.67)	0.040×10^{-3} (0.000)	2.387×10^{-3} (20.00)	1.013×10^{-3} (12.55)
沈降 (kg/日)	0.702 (1.05)	0.702 (3.08)	0.472 (10.51)	0.124 (1.54)	0.074 (5.91)	0.706 (8.75)
合計 (kg/日)	66.967 (100.00)	22.703 (100.00)	3.788 (100.00)	8.053 (100.00)	9.552 (100.00)	7.057 (100.00)

による分解効果, 沈降効果に着目した現地調査および室内試験から汀線部水域における浄化作用の検討を行っている。この実験では, 湾内の各海岸線型式の代表4地区を選定して, 構造物および周辺の底質に生息する付着生物調査を行うと同時に, 湾内に優先的に生息するムラサキイガイ, ホトトギスガイ, イワフジツボ, アサリ等を用いて, SS, COD, 懸濁態有機炭素(以降 POC という), 懸濁態有機窒素(以降 PON という)の摂じ速度, 排泄速度の測定, その他を行っている。この調査から, 汀線 1m 当たりの各汀線型式による有機懸濁物浄化量が表-10 のように得られている。表-10 によると, いずれの汀線型式においても生物消費による浄化量が 90% 前後と圧倒的に大きくなっている。このことから, 汀線部では沍過食生物による有機物の摂じ効果が大部分であり, 生物消費だけを考慮して汀線部の浄化能を定量化してもよいと考えられる。この調査においては, さらに, 各汀線型式の影響範囲を考慮し, 夏期, 冬期, 年平均の各汀線型式毎の水質浄化原単位表が作成されている。これらの原単位から, 夏期の COD 浄化原単位を抽出したものが表-11 である。

表-11 を利用して東京湾の現況汀線型式(図-46)による浄化量, および全汀線域を直立護岸とした場合, さらに, 全汀線を砂浜とした場合についての浄化効果予測シミュレーションを行った。各汀線型式の長さ, または面積は図-46の結果を読み取って東京湾全域の現況値を次のように決めた。

表-11 各汀線型式の COD 浄化原単位

汀線型式	湾奥	湾中央	湾口
直立護岸 (kg/m/SS)	0.1002	0.4755	0.0094
消波護岸 (kg/m/SS)	0.5421	1.8386	0.0229
石積護岸 (kg/m/SS)	0.6439		
干潟 (kg/m ² /SS)	0.0024	0.0003	0.0067
砂浜 (kg/m ² /SS)	0.0013		

直立護岸 $2.68 \times 10^6 \text{m}$
消波護岸 $3.37 \times 10^4 \text{m}$
石積護岸 $4.34 \times 10^4 \text{m}$
干潟 $2.14 \times 10^7 \text{m}^2$
砂浜 $1.09 \times 10^7 \text{m}^2$

表-11 の浄化原単位の算出に必要な SS は, 東京湾湾奥部の東京都公共用水域水質測定 1978 年から 1982 年の 7~8 月の COD と SS の結果をプロットして得られた関係式

$$SS/COD = 1.584 \dots\dots\dots (52)$$

より算出した(図-49)。式(52)中の COD 値としては, シミュレーションにおける各時間ステップの値を用

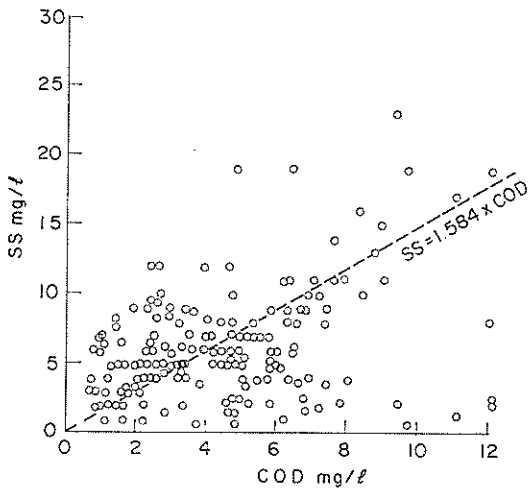


図-49 SS/COD (実測)

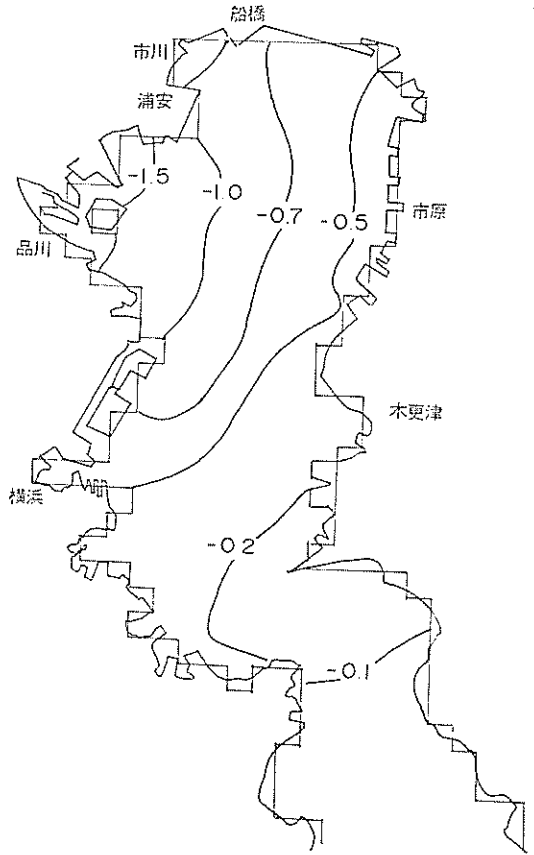


図-51 全汀線砂浜とした場合の上層 COD 変化 (単位: mg/l)

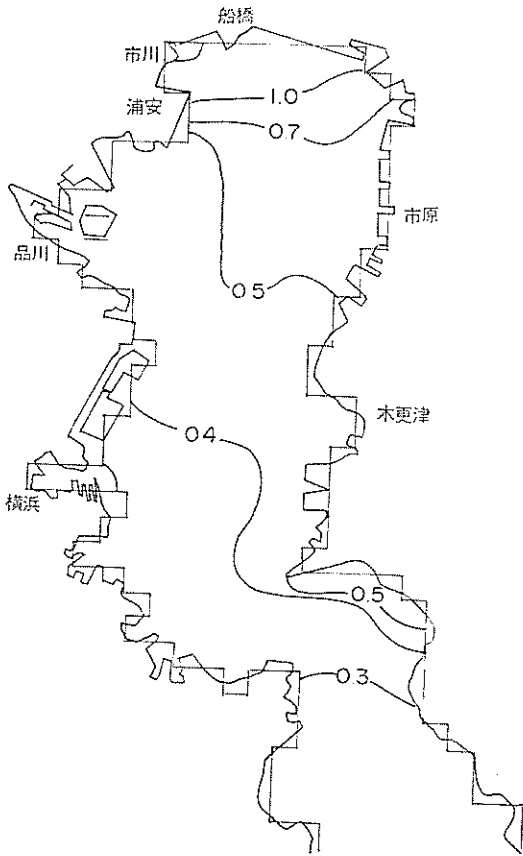


図-50 全汀線直立護岸とした場合の上層 COD 変化 (単位: mg/l)

いた。

このようにして算出される時間ステップごとの COD 浄化量、O-P 浄化量 (O-P 浄化量は COD/OP 比 (= 81) を用いて COD 浄化量より換算) を負の負荷量として 6.1 で述べた物質循環モデルに入力し、水質分布のシミュレーションを行った。

つぎに、湾内全汀線域を直立護岸とした場合の水質分布を計算し、先の現況汀線型式による水質分布計算値を差し引いた。このようにして求められた結果のうちから上層 COD 値を示したものが図-50である。図-50によると、東京湾全汀線を直立護岸とすることにより、現況汀線型式での濃度に比べ、湾奥では 1.2 mg/l、湾央では 0.4~0.5 mg/l、港口で 0.4 mg/l 程度いずれも高くなり、汀線での浄化効果は現況よりも減少することが予想される。

同様に、湾内全汀線域を砂浜と仮定した場合についても水質分布を計算し、先の現況汀線型式による水質分布

海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について

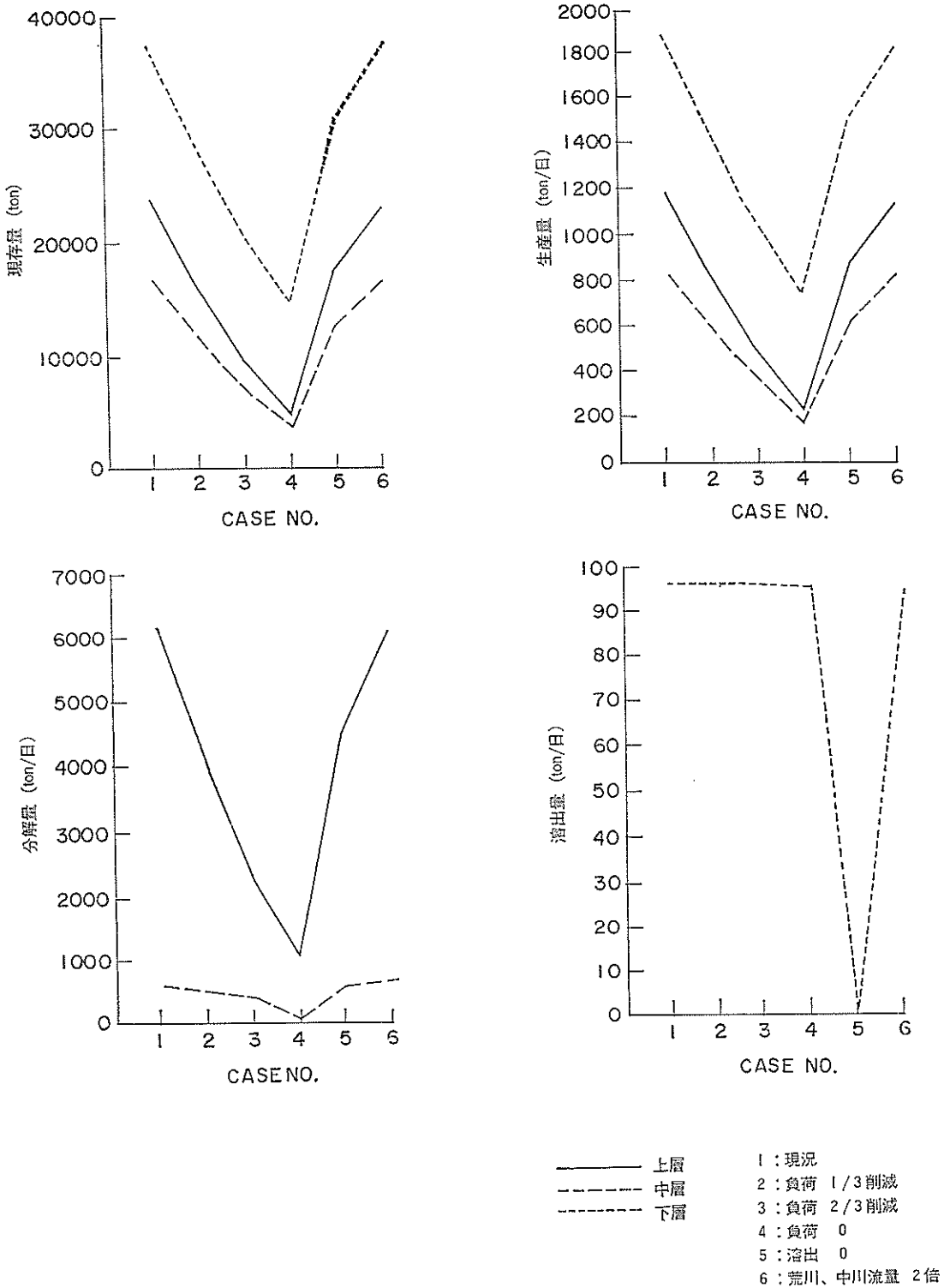


図-52 浄化工法による変化の比較

計算値を差し引いた。この場合、汀線からの影響範囲は沖側 400 m とした。図-51 はこうして求められた上層の COD 分布を示したものである。図-51 によると、東京湾全汀線を砂浜とすることにより、現況汀線型の場合に比べ、湾奥、湾央で 0.8 mg/l、湾口で 0.1 mg/l、東京港前面では 1.4 mg/l 程度改善されることが予想される。

7.2 各浄化工法の比較

7.1 においては、東京湾の有機性汚濁の対策に関連し流入負荷の削減、溶出の抑制、淡水の導水、および各種汀線型式の浄化機能について物質循環モデルによるシミュレーションにより個々に検討した。検討した各浄化工法は目的、方法、実現のための技術的問題点、経費などがすべて異なるため、それらの効果と同じ視点から比較することは妥当でない。たとえば、負荷量削減、溶出抑制、導水は浄化を主目的とするのに対し、汀線型式による生物消費は自然海浜、干潟や構造物の本来機能に対する付加機能を期待するものである。したがって、浄化効果や経費の比較においてもこのことを考慮する必要がある。

まず、負荷量削減、溶出制御、導水について、東京湾全域の上、中、下層別に COD の現存量、生産量、分解、および溶出を現況でのそれらと共に対比したものが図-52 である。図-52 によると、溶出量を除くどの量も負荷量削減による効果は大であり、負荷量削減の重要性が一見して明らかである。負荷量削減によっては溶出量が変化しない結果となっている。しかし、これは今回適用した物質循環モデルにおいて、実際には底泥における沈降量や分解量の減少に伴って間接的に溶出量も小さくなるであろうところの効果モデルに取り込んでいないことに起因するものと考えられる。

図-52 の結果から、溶出量を全域 0 とした場合の湾内各層の現存量、生産量の減少量は、現況負荷を 2/3 にした場合のそれらとほぼ等しくなることが読み取れる。しかし、底泥からの溶出は湾内一様強度ではなく東京湾では羽田沖周辺の一部海域で特に大きい。したがって、溶出削減による水質改善効率を高めるためには、底泥の泥質や溶出速度の大きさを考えて底泥の処理区域を設定する必要がある。

荒川・中川の淡水流入を倍増した導水法では、湾全域的には現存量、生産量、分解量、溶出量を下げる方向にはたらくけれども、流れの減速する一部領域では物質の濃度が現状よりも高くなることもある。導水工法では水源の確保、水の輸送法が課題となろう。

一方、汀線部の砂浜、干潟、石積護岸、消波護岸、直

立護岸周辺の生物消費による浄化機能は大きく、汀線部周辺のみならず湾内全域に及んでいることが先のシミュレーションにより明らかとなった。ここでは、付着生物による懸濁態有機物の摂じを期待することから、付着生物の生活空間としての環境条件が整っている必要があり、さらに、SS 濃度はある程度高い方が浄化効果は大きい。生物の生活空間の供与という意味からは、直立護岸よりも石積護岸の方が望ましく、砂浜や干潟はさらに望ましいといえる。

また、汚染海域の浄化を有機物質のみでなく DO の面から検討することが重要である。富栄養化の進んだ夏場の閉鎖性海域の上層では内部生産による十分な DO があっても、成層化のため鉛直混合が弱くと下層では貧酸素または無酸素状態となって、底魚・底生生物の生息に係わる富栄養化現象が加速され赤潮、青潮が多発するようになる。このため下層への酸素供給を行って DO を回復する必要がある。海岸・港湾構造物によるエアレーション能は、海面を通じての酸素溶入速度に加え、取り込んだ DO を上層から下層に、さらに、構造物前面から沖方向にいかにも速く遠くへ移動させ得るかという観点から評価するとよい。砕波による再曝気係数は高く速度は大である。これに対して構造物はある程度水深の大きい場所に設置されるため、再曝気係数は小さくなるが、溶入時間は長く継続する。構造物間での再曝気係数は、水理模型実験による別途検討によると、直立型よりも消波型が、壁型よりもスリット型が、直立面型よりも曲面型の方が大きい。また、鉛直混合作用、水平移流作用も直立型よりはスリット型の方が優れていることがわかっている¹⁴⁾。

以上、これまでに検討した各浄化工法について相互に定量的な評価を行うことは難しいため、各工法の方法、技術的課題、効果、経費などについて定性的な対比を行った。表-12 はその結果を要約したものである。

各浄化工法の検討においては、負荷量 0、溶出量 0、最大淡水流入量の倍増導水、あるいは汀線全域砂浜化など、実現性を度外視した条件設定により行った。これは、これらの条件の実現を目指した訳ではなく、浄化効果のポテンシャルを知る目的で実施したものである。特に、浄化そのものを目的とする負荷量削減、溶出制御、導水はいずれも実現のための技術的課題や経費が大きく、浄化効果を考えながら部分的段階的に実施していくことになろう。このためには、実現可能な規模の浄化工法についていくつかの代替案を設定し、適当な予測手段により最も効率的な区域、規模、方法を見つけることが重要となろう。

表-12 各浄化工法の対比

浄化工法	方法	技術的課題	効果		経費		維持費
			影響範囲	直接的効果	持続性	工費	
負荷削減	二次処理, 三次処理の徹底	効率的処理技術の開発	広い (◎)	大きい (◎)	高い (○)	処理場等の建設費が必要(○)	ランニングコストが必要(△)
溶出量削減	ヘドロ汚染覆砂 トレントリ工法	薄層汚染技術の開発 二次汚濁防止技術の開発 汚染土砂処理技術の開発	閉鎖性の海域において効果が大である(◎)	溶出を直接制御するため効果は大であるが、負荷削減に比べる効果は小(○)	新たな堆積物により効果は減衰する(○)	浚渫や覆砂の規模が大きくなる と工費は大となる(△)	ランニングコストのものは不要(◎)
水導(サーキュレーション)	外海水のバイブライ ン導水 貯水池からの放流 ショットカット	水源の確保 送水方法	流れの増速領域では効果的(○)	海水交換が促進される場合は効果的(◎)	高い (◎)	送水施設, ショットカットなどの工費が必要(○)	送水方式によってはランニングコストが必要(△)
構造物の(利用)の(有線型式)	附着生物のろ過作用 底生生物	本来機能に対する 新たな機能の付加	海岸線のべルト領域(○)	生物ろ過による効果が大きい(○)	高い (◎)	構造物の本来機能に対する付加機能とすることができる(◎)	不要(◎)
エアレーション	人工ばっ気法	安価なエネルギー源の確保	散気管近傍の狭領域に限られる(△)	ばっ気効果, 鉛直混合効果(△)	連続して散気しない と効果は小さい(△)	散気装置が必要(◎)	散気のためのエネルギー(電力)を多量に必要とする(△)
	構造物利用	海域利用目的に促した構造物の型式及び配置	海岸線のべルト領域(○)	消波効果の大きい構造物はばっ気効果も大きい(○)	高い (○)	構造物の本来機能に対する付加機能とすることができる(◎)	不要(◎)

注) ◎ 安価, 良好, または大した問題なし ○ 中位 △ 高価, または問題あり

さらに、浄化効果の継続性の評価も重要である。負荷量削減や導水は初期投資は比較的小さくても効果を継続するためのランニングコストを要する。溶出制御は初期投資が大きくてもランニングコストは不要である。しかし、新たな堆積物などによりその効果は長期的には減少すると考えられるので、この点についてはさらに十分検討しておく必要がある。

浄化そのものを主目的とする工法に対し、各種汀線型式による生物沔過やエアレーション・移流混合作用を利用する方は経費節約の面で極めて有利であるばかりでなく、天然の浄化能力を利用するため副作用が無く、浄化効果は大きい。各種の浄化工法を適用するに当たり、関門の一つになっている低廉化については、こうした天然の浄化能力を最大限に活用し、港湾・海岸構造物、埋立、航路掘削等の本来目的と、浄化目的とを協調させた形で検討してみることも一つの解決への道となろう。また、植物の沔過作用を利用するリビングフィルターの適用や、ヘドロの処理・有効利用、薄層浚渫などの新しい技術の開発も有力な解決策となろう。

8. まとめ

以上、わが国のおもな汚濁海域の現状分析、ならびに、海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について述べた。それらの内容を要約するとつぎのとおりである。

- i) わが国のおもな水質汚濁海域における水質、底質、および自然環境の調査結果によると、水質底質分布とこれらを決定づける要因との間には相互に類似の特徴を見ることができる。
- ii) 汚濁海域の水質底質を決定する要因として、陸域からの流入負荷、海底の堆積汚泥からの溶出、植物プランクトン増殖による内部生産、海域内滞留時間などを無視することはできない。
- iii) 汚濁海域における水質底質は、夏場の水温上昇、生物活動の活発化などにより有機汚濁が進行する。したがって、夏場の水質底質を対象とする浄化対策を考えるとよい。
- iv) 内部生産、沈降、分解、溶出、交換、外部負荷などを取り入れた簡単な1ボックスの解析モデルによって海域の平均的な水質や滞留時間などの予測は可能であり、汚染海域の浄化対策の可能性をつかむことができる。しかし、さらに詳細な検討については数値シミュレーションが必要である。
- v) 汚染海域の浄化対策による水質底質浄化効果を予測する手段として数値モデルは欠くことができない。

い。

- vi) 海域における物質循環を生物体と非生物体とに分け、これら相互の関係を生産と分解とで捉える物質循環モデルは取り扱いが実易であり実用的である。
- vii) シミュレーションによる水質再現目標値は、既往の調査成果をできるだけ活用し、これらに適切な時空間平均を施して、数値モデルの精度に合わせる必要がある。
- viii) 物質循環過程の追跡においては、リンが物質循環の制限因子であることから、リンによる物質循環過程を中心とした数値モデルを構築することができる。
- ix) 水質底質のシミュレーションにおいて、生産速度の日周変動を平均化して計算してもその影響はほとんどない。分解、DO消費、溶出速度の季節変動の平均化についても同様である。また、DOの経年変化は過去にさかのぼって与えなくても現状値によって底泥からの溶出速度の再現をはかることが可能である。
- x) 物質循環モデルの重要な過程である生産、分解、溶出についての定式化は、照度、温度、DO条件などが自由に制御できる室内試験の結果を利用する。ただし、沈降については室内での条件設定が困難のため、沈降物捕集筒を用いた現場法により行うほうがよい。
- xi) 物質循環シミュレーションによって、東京湾の夏場の平均的な水質COD、O-P、DOおよび底泥のT-P、間隙水 PO_4 -Pおよび PO_4 -P溶出速度を満足のいく程度に再現できる。
- xii) 浄化を目的とする外部負荷削減、溶出制御、導水は直接的であり、効果は大である。しかし、実現のための技術課題がいくつか残されており、工費も高い。したがって、浄化効果と工費、維持費を考慮して効率的な区域、規模、方法を見つける必要がある。
- xiii) 各種汀線型式における生物沔過やエアレーション・移流混合作用による浄化能は大きく、これを最大限に活用して、港湾構造物等の型式と配置を施設本来の機能の向上と共に考えていくのが有利である。

以上、本文においては、物質循環モデルにより、各種浄化工法に対する効果予測例とそれらの評価を行った。内湾水の水質改善方を策定するためには、浄化対象となる水域内の水質がどのレベルに達すれば対策を講ずる

べきか、また、改善によって最終的に当該水域の水質をどの程度にまで改善するか、さらに時間的にどれほどの速度でもって目標水質を達成するかなどの難しい課題が残されている。

これらの問題を解決するためには、対象海域の望ましい水域利用とそのための海域環境をどのように創造し維持していくべきかにかかっている。これまでは浄化効果を水質、底質と植物プランクトン相当量とにより判定してきたが、さらに、動物プランクトン、浮魚、底生生物、水生植物等の生物過程の活動をも考慮することがより進んだ効果予測、判定法となってくる。すなわち、水質・底質等の改善により生物種、個体数などの生物相がどこまで回復するか、利用価値の高い水産資源の増加がどこまで見込まれるかも効果判定の評価に入れる必要が生じてくる。

このためには、これまで扱ってきたモデルに加えて、上述のような生物過程を取り込み、海水系と底泥系とを一体化したモデルでより精度高いモデルへ改良していく必要がある。

最後に、本研究で用いた数値モデルは、運輸省港湾局が行った一連の底質浄化調査の成果に負うところが大きい。本研究の実施に当たっては、港湾局環境整備課、第二～第五港湾建設局より多大の協力と資料の提供を受けた。さらに、シミュレーション手法の開発については東京都立大学工学部堀口孝男教授、山口大学工学部中西弘教授、同浮田正夫助教授、大阪大学工学部盛岡通助教授、大阪府水産試験所城久主任研究員の皆様から懇切な指導と貴重な助言を頂いた。ここに、以上の皆様に厚く御礼申し上げます。

(1987年7月9日受付)

参 考 文 献

- 1) 環境庁編：昭和61年度環境白書，大蔵省印刷局発行 昭和62年5月
- 2) 堀江 毅・細川恭史：海域における物質循環モデルの水質支配要因について，港湾技術研究所報告，Vol.22, No. 3, 1983.9, pp.159-205.
- 3) HORIE, T and Y. HOSOKAWA: Mathematical model for the prediction of phosphorus release, *Report of the Port and Harbour Research Institute*, Vol. 24, No. 1, 1985.3, pp.43-68.
- 4) 堀江 毅：内湾における水質の分布とその予測—大阪湾を事例として—，昭和60年度港湾技術研究所講演会講演集，1985.12, pp.59~118.
- 5) 運輸省第三港湾建設局：昭和57年度大阪湾全域汚染実態調査報告書，1983.3.
- 6) 宇野木早苗・岸野元彰：東京湾の平均的海況と海水交流，*Technical Report of the Physical Oceanography Laboratory, The Institute of Physical and Chemical Research*, No. 1, 1977.3, 89p.
- 7) 堀江 毅・細川恭史・三好英一・関根好幸：植物体(≡シ)による浄化能力の検討，港湾技研資料 No. 591, 1987.6, 18 p.
- 8) 堀江 毅：水質予測計算における変動量の時間平均スケールについて，第13回環境問題シンポジウム講演会論文集，1985.8, pp.59~65.
- 9) 堀江 毅・三好英一・関根好幸・宮原祐二：微細有機懸濁物の沈降特性について，第33回海岸工学講演会論文集，1986.11, pp.337~341.
- 10) Stumm, W., Leckie, J. O.: Phosphate exchange with sediments, It's role in the productivity of surface waves, *Proc. of the 5th International Water Pollution Research Conference III*~26/1~15, 1971, Pergamon Press LTD.
- 11) 堀江 毅・細川恭史・三好英一：海水の AGP 試験とその応用，港湾技術研究所報告，Vol. 17, No. 2, 1987.6, pp. 49~80.
- 12) 細川恭史・堀江毅・三好英一・加藤道康：沿岸におけるけん濁粒子の沈降速度測定法について—数種の測定法の比較，港湾技研資料，No. 433, 1982.9, 26 p.
- 13) 細川恭史・三好英一・堀江 毅：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, 1981.12, 39 p.
- 14) 堀江 毅・細川恭史・三好英一・関根好幸：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, 1987.3.