

[特 集]

大阪湾における汚濁負荷量の総量規制施策が 水質保全に与えた効果の科学的評価

中辻啓二¹・韓 銅珍²・山根伸之³

¹正会員 工博 大阪大学大学院教授 工学研究科土木工学専攻 (〒565-0871 吹田市山田丘2-1)
E-mail: nakatsuj@civil.eng.osaka-u.ac.jp

²正会員 博士(工) (株)ハイドロソフト技術研究所 (〒542-0082 大阪市中央区島之内 1-17-16)
E-mail: han@hydro-soft.com

³正会員 博士(工) (株)建設技術研究所大阪支社 (〒540-0008 大阪市中央区大手前1-2-15)
E-mail: n-yamane@osaka.ctie.co.jp

1960年1970年代の日本の急激な経済成長にともなって、水環境問題は全国的規模で深刻な状況に陥った。これに対して陸域から流入する有機汚濁量を制限する総量規制施策が実施された。COD (化学的酸素要求量) が指標として採用され、削減対象になっている。本研究では低次生態系水質予測モデルを適用し、大阪湾における削減・規制施策が水質保全に及ぼす影響を1950年から2020年に亘って予測した。結論から言えば、総量規制の対象項目にCODのみならず、窒素もリンも付け加えるべきである。その理由は、窒素やリンはCODの内部生産に直接的に係わるからである。この種の排水規制施策と富栄養化対策、ならびに環境を再生する施策をあわせながら、政策を展開することが好ましい。

Key Words : *water pollution, area-wide total pollutant load control, eutrophication, enclosed coastal seas, 3D water quality and sediment model, numerical prediction, field survey, Osaka Bay*

1. はじめに

戦後の工業発展と経済および生活様式の高度化を最優先した我が国の国土開発は、経済復興をわずかに四半世紀で成し遂げた。しかしながら、経済成長で物質的な豊かさを手にいれることができた一方で、貨幣では測ることのできない多様な価値を失った。そのなかの一つが沿岸域の海域環境の劣悪化であり、生態系の破壊、自然海岸の減少、等があげられる。瀬戸内海や大阪湾では石油コンビナートや重化学工業の立地のために、多くの浅海域が埋め立てられ、工場排水や生活排水の流入により水質汚濁は進行した。また、赤潮の発生頻度が急激に増加した。1960年に年18回であったのが、1970年に79回になり、1978年には299回に達した。水質汚濁が異常な速さで進行したことを示している。

1972年に播磨灘に発生した大規模な赤潮により魚

本論文は海岸工学論文集に掲載された中辻ら¹⁾と韓ら²⁾を基礎に、汚濁負荷量の総量規制や富栄養化対策の水質保全に対する効果を総合的、科学的に評価したものである。

類養殖を絶滅する事態が生じた。このことを契機に、瀬戸内海の水環境保全対策が強く要請され、汚濁負荷量の削減、埋め立て免許の規制等を盛り込んだ「瀬戸内海環境保全臨時措置法」が1973年に制定された。1978年に措置法は改正され、CODの総量規制、リンの削減指導を取り入れて「瀬戸内海環境保全特別措置法」として恒久法となった。この法律に基づき、1979年を基準年度として、その後5年毎の目標を決めた削減指導が実施された。1995年の第4次総量規制から富栄養化対策として窒素・リンの規制も始まっている。

人間活動に起因する環境への汚濁負荷量の減少によって、瀬戸内海は一時期の水質汚濁の危機的な状況から脱したものと考えられる。しかしながら、近年においても赤潮の発生回数は100回を超え、環境基準の達成率は横ばい状況にある。水質改善は一向に芳しくない。このような状況に対して、規制強化のたび毎に「それまでの対策と効果についての評価」を明確にすると同時に、赤潮の発生に関係する過栄養化のメカニズムを解明する要望が産業界からでている。しかしながら、その解明は未解決のまま

現在に至っている。

目を東南アジアに転じれば、20世紀末の世界の経済を支え続けてきたのは、先進国ではなくアジアの目覚ましい経済成長にあると言われている。それは21世紀も継続すると予測されている。発展途上にあるアジアの各国が日本がたどったと同じ経済開発を続けるならば、21世紀において環境破壊を加速する要因となり、環境の劣悪化や自然破壊が生じることが容易に予想される。それは中国の渤海や香港の例³⁾を見れば明らかである。先進国の失敗例は踏襲されこそすれ、教訓とはなり得ない。経済あつての環境であることは周知のことである。20世紀後半に我が国が経験した「水質汚濁の進行とその回復」の過程は稀有な事例である。その実態を科学的評価としてまとめることの意義は発展途上のアジア各国にとっても大きい。

本研究は、大阪湾の沿岸海域環境の変遷とそれに強く関与した沿岸陸域の社会・経済活動との関連性、とくに汚濁負荷量の削減・規制と富栄養化対策について、それらの効果を科学的に評価することを目的にする。用いた予測モデルの特長は、沿岸域の一次生産に係る低次生態系の水質循環と底泥域からの栄養塩の溶出機構の2点である。1950年から2020年に及ぶ長期間の水質と底質の変化を陸域の社会・経済データを収集して得られた汚濁負荷量の変化との関連で予測した。栄養塩の観測データは大阪府水産試験場によって実施されている浅海定線調査⁴⁾のデータ(1973~1997)および公共水域水質測定結果⁵⁾のデータ(1984~1997)を用いた。これらのデータは予測モデルの検証用に採用するとともに、汚濁負荷量の削減効果の評価にも用いる。

2. 大阪湾の水質変化の長期予測は可能か?

(1) 考え方

堀江⁶⁾は同じような試みを東京湾で行っている。1936年と1993年の地形を用いて、干潟や藻場の水質浄化への有効性を、また、陸域からの負荷量の変化が水質にどのような影響を及ぼしているかを、数値実験で考察した。この研究は数値実験ならではの研究であり、非常に優れた興味深いものである。惜しむらくは、時間・空間特性を固定しているために、数値解が境界条件によって決まることである。予測シミュレーションでは現在から将来を予測することも可能であるし、現在から過去に遡って流動・水質の時間変化を推測することも可能である。また、前者はプロジェクトを新たに計画された時に実施する

環境影響事前評価(アセスメント)に相当することから考えると、後者はさしずめ環境影響事後評価といえる。

閉鎖性内湾は4つの境界を通して外力の影響を受け、またフラックスとして物質や水質の交換を行っている。境界別に関与する諸量をまとめると、以下のようなになる。それはそのままシミュレーションの境界条件となる。

- ・海表面：熱・運動量フラックス(日射量, 雲量, 水蒸気圧, 気温, 風)
- ・海底面：溶出フラックス(溶出速度, 沈降速度, 水温)
- ・陸域：負荷量フラックス(河川流量, 水温, 塩分, 栄養塩)
- ・海域：運動量・負荷量フラックス(水位, 塩分, 栄養塩, その他)

これらの境界条件の取り扱いで困難なものは、底泥からの溶出速度と陸域からの各種栄養塩フラックスの算定である。底泥に含まれる物質や水質の生物的・化学的反応は水温の影響を強く受ける。その結果、夏季と冬季では反応速度等が大きく異なる。水質の長期予測を行なうには、春夏秋冬の季節変動を考慮した1年を通しての計算が必須である。また、後者に関しては陸域から流入する栄養塩の負荷量を算出するために、対象海域に流入する都道府県の統計表から長期間の社会・経済に関わる統計を収集して、解析する必要がある。本研究では城⁷⁾が用いた原単位法により汚濁負荷量を算出する。

(2) 予測の進め方

本研究では二つのシミュレーション例を示す。一つは、堀江・細川⁸⁾と同様に年月を指定した地形と汚濁負荷量の下で、両者が大阪湾の水質に及ぼす影響を定量的に把握することである。いま一つは、1950年の流速や水質分布を初期条件として設定し、地形変化と汚濁負荷量の変化を境界条件として時間発展させて、2020年までの長期間の水質・底質の変化を予測することである。

(3) 水質予測モデルの基本設計

a) 対象とする水質汚濁

大阪湾の富栄養化現象を検討するにあたって、富栄養化によってもたらされる様々な環境への影響を解明する必要がある。例えば、人間の親水活動を阻害する透明度の低下、湾内の生物生息や漁業生産を阻害する赤潮の発生や底層の貧酸素化の問題がある。なかでも、透明度の低下については、大阪湾沿岸域ではプランクトンの異常増殖(過栄養化)とその原

因となる窒素、リンなどの栄養塩収支の不均衡が大きな要因である。

b) 対象範囲と空間的精度

大阪湾は明石海峡と紀淡海峡によって播磨灘、紀伊水道と結ばれている。大阪湾の水質は両海峡を經由した外海との海水交換や物質交換もひとつの大きな支配要因である。さいわい、強い潮流に支配された海峡の海水交換、物質交換形態は周辺水域の中では比較的単純であり、モデルの境界部を海峡の外側に設定するのは妥当であろう。また、既往の大阪湾の流動解析(中辻⁹⁾, Nakatsuji・Fujiwara¹⁰⁾を参考にすれば、両海峡部を含む大阪湾全体をモデル対象水域とすることで、大阪湾内で水質悪化が著しい東部成層海域や西部の強混合海域の流動・密度構造の再現は十分可能である。

モデルの空間分割精度については、水平方向に2 km格子に分割したモデルで湾内の様々な環流構造や密度構造の再現が可能であることを、中辻¹¹⁾は報告している。一方、鉛直方向の空間分割にあたっては、とくに、20m等深線より浅い湾奥海域の密度・水質の鉛直分布を精度良く再現する必要がある。このため、鉛直方向の空間分割精度を高める必要がある。大阪湾の流動構造に支配的なエスチュアリー循環を再現するために、従来実施してきたのと同様に水深30mまでは2 m間隔で分割した。

c) 水質予測の対象期間

本研究で水質予測の対象とする透明度の低下、富栄養化や貧酸素化の問題は、生物・化学的反応を含むものである。それらは水温や塩分の関数である。つまり、長期の水質予測には季節変動を取り込めるモデルでなければならない。ただし、これを実行するとすれば、演算時間が非常に大きくなる。

これに対して、大阪湾で夏季や冬季において長年にわたり観測された平均的な水質を再現する水質予測もある。予測の目的に応じて、どちらかを選択することになる。

d) 水質予測モデルの構成

構築する大阪湾の水質予測モデルの必要条件は、大阪湾の3次元流動構造・密度構造を精度良く再現し、且つその流体力学的に裏付けされた物質輸送場での生物・化学的な変化過程の模擬である。このため、水質予測モデルは「流動モデル」と「低次生態系水質・底質モデル」から構成される。

e) 流動モデル

流動・密度場の計算はこれまで中辻¹¹⁾が大阪湾で用いてきた3次元バロクリニック流れの数値モデルODEM (Osaka Daigaku Estuarine Model) を用いる。流動数値モデルは連続方程式、運動方程式、水温・

塩分の拡散方程式、海水面での熱収支式および密度の状態方程式で構成される。水平方向の渦動粘性係数ならびに渦動拡散係数にはSGS粘性係数を用い、粘性係数の時空間変化を考慮している。鉛直方向の渦動粘性係数、渦動拡散係数はリチャードソン数の関数とし、成層状況の違いによる鉛直方向輸送量の時空間変化を考慮する。

f) 水質・底質モデル

水質の長期予測に際しては、海水からの底泥への有機態デトリタスの沈降、底泥からの無機態栄養塩の溶出等の水質と底質の相互作用が重要である。海底面の海水域(pelagic zone)と底泥域(benthic zone)との間で生じる水質・物質交換を考慮した水質・底質モデルが必要である。

・海水域 (Pelagic Zone)

水質モデルは窒素、リン、COD、溶存酸素の生物化学的な変化過程をモデル化した。(山根¹²⁾ 参照) 物質の輸送・拡散には流動モデルで求めた流速3方向成分と渦拡散係数を用いた。計算対象とする物質形態は、生物体有機物を代表する植物プランクトン量としてクロロフィルa (Chl-a)、栄養塩として無機態窒素(I-N)、無機態リン(I-P)、非生物体の有機物としての窒素(NL-O-

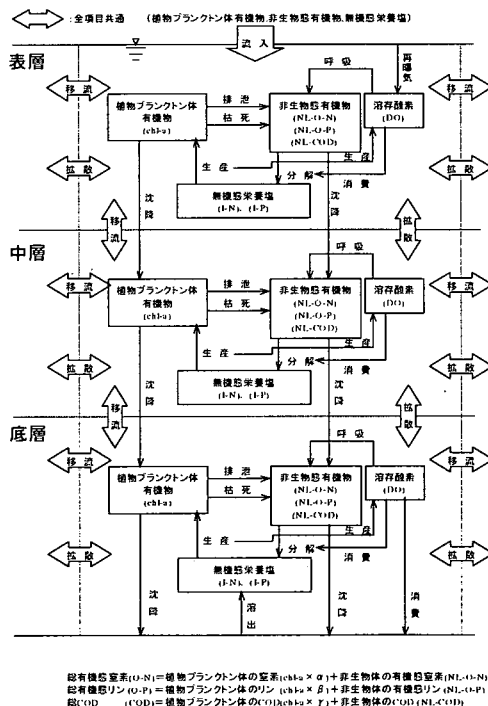


図-1 水質モデルの物質循環模式図(リン・窒素)

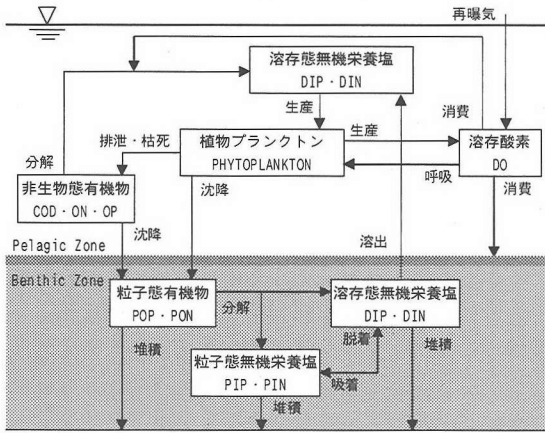


図-2 底質モデルの模式図

N), 有機態リン (NL-O-P), COD (NL-COD), さらに溶存酸素 (DO) を設定する. 非生物体有機物はデトリタス態と溶存態の有機物の総称としている.

海域内の物質収支は, 海域外との収支 (例えば, 陸域からの負荷流入と外海との負荷交換等), 海域内での内部変化 (物理学的過程を示せば, 移流と拡散, 等) により異なる場合もある. これらの状態変数, 水深方向各層の関係を整理すると, 図-1となる. 表層, 中層, 底層と3層構造を表示しているが, その場の特性により中層が増えて, 多層構造になるのはいうまでもない.

・底泥域 (Benthic Zone)

底質モデルでは, 底泥における有機物のバクテリアによる分解・無機化, および間隙水中の無機物の直上水への拡散過程を図-2のようにモデル化している (韓¹³⁾ 参照). 底質モデルでの物質形態としては, 底泥内の有機態窒素・リン (O-N, O-P), 無機態窒素・リン (I-N, I-P), 間隙水中の無機態窒素・リン (I-N, I-P) を設定した.

3. 大阪湾の開発に伴う埋立造成と流入汚濁負荷量の経年変化

1. で述べたように, 戦後50年間の前半, とりわけ1960~70年代は, 経済・社会的な面では工業化と都市化の驚異的な経済成長の時代であった. しかし, 環境面から見れば, 水質汚濁の蔓延化, 生態系の破壊, 自然の消失の時代であった. その後半の25年間は「瀬戸内海環境保全特別措置法」(以下「瀬戸内法」と称する)に見られるように, 規制型水質

保全行政が試行された時代であった. 同法では原則的には50ha以上の埋立は許可制であるが, 廃棄物の処理場として, あるいは環境改善への寄与が認められる事業については埋立開発が認められてきた. 現在でも関西国際空港島2期事業(約530ha), 神戸空港島(約270ha), 六甲アイランド沖(約330ha), 大阪港新島(約300ha)などが施工および計画中である. 埋立開発による環境への影響は, 地形改変による周辺の流動場の変化, とくに停滞水域の拡大とともに, 浅海域での砂浜, 干潟や藻場の消失による生物生態環境への悪影響があげられる.

このような沿岸域の社会環境の変化は人口の増加や産業の発展をもたらし, 結果として, 陸域から大量の汚濁物質を負荷することになる. 城¹⁴⁾は1955年から1982年に至る28年間の社会・経済の統計から汚濁負荷量の算定を原単位法によって行っている. 本研究では1920年から1995年までの75年間の汚濁負荷量の算定を行った.

対象項目はBOD, COD, SS, P (リン), N (窒素)である. 排出源として生活排水, 産業排水, 家畜排水, 農地排水を考え, 各排出源別に負荷量を算定した. 対象区域は大阪府全域とした. 但し, 大阪湾には大阪府以外の府県からも河川を通じて流入する. 例えば, 兵庫県12市町村からの負荷が大阪湾全域の排出負荷量に対する寄与率は, 城¹⁴⁾によれば, 1971年の時点でCODとNは23%, Pは25.4%であった. この地域における人口動態や産業構造に特筆される変化が生じているとは考えられない. 本研究では, 湾全体の排出負荷量が必要な場合は, 1971年の寄与率を用いることにした. 因みに今回の算定値は大阪府域からの流入負荷のみを対象としたものである. よって, この値に兵庫県側からの寄与を配慮して大阪湾への流入負荷量を算出すると, COD, N, Pの値はそれぞれ 376.6, 219.1, 14.0 t/日となる. 運輸省第三建設局による値¹⁵⁾ 356.9, 201.0, 15.8 t/日と比較してCODとNについては, 今回の算定値が高くなっており, Pについては低くなっている. しかし, その差は十分許容範囲内であり, 本算定結果は妥当であるといえる.

フレームとして, 人口, 家畜飼育頭数, 化学肥料使用量, 工業出荷額等を, 大阪府統計資料, 大阪府統計年鑑等より調査し, 対象項目別の原単位を設定して負荷量に変換した.

図-3にCOD, P, Nの流入負荷量の経年変化を排出源別の内訳も含めて示す. COD負荷量は1920年には57 t/日であったのが, 1935年には117 t/日と2倍強に増加し, 戦前のピーク値を示す. 戦後は1955年から60年代にかけて, 負荷量は急激な

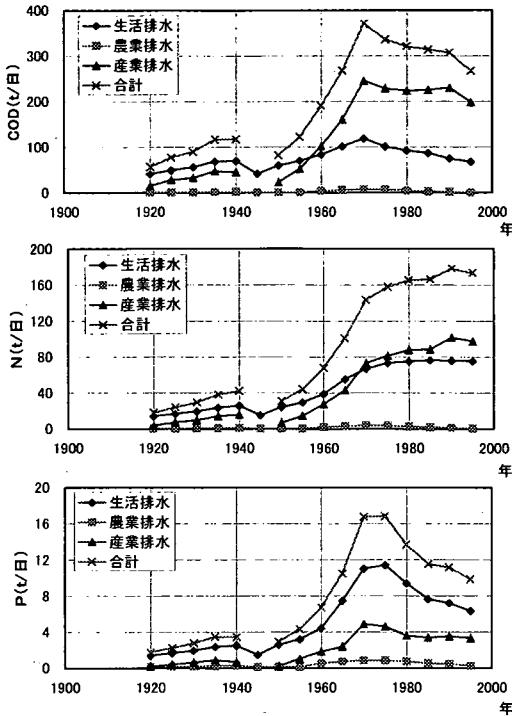


図-3 COD、PとNの流入負荷量の経年変化

増加をみせる。これは産業系負荷量が高度経済成長により急激に増加したことに関連している。COD負荷量は1970年に最大値約 370 t/日に達する。このときの産業排水量は生活排水量の約2倍である。しかしながら、COD負荷量は1970年代に入ってから減少傾向となる。下水道の普及、除去率の増加、工業出荷額の増加率の停滞といったことが、汚濁負荷量の減少した原因であると考えられる。そのなかでも最も直接的な原因は、瀬戸内法による総量規制による負荷量の削減であることはいままでのない。

つぎに、Pの流入負荷量の経年変化を考える。Pの負荷量は戦前では1935年に最大となり、その値は3.46 t/日であった。このときの生活排水量は2.35 t/日、産業排水量は0.89 t/日である。1955年以降は高度経済成長によってPの負荷量は急激に増大し、1970年にピーク値 16.74 t/日に至る。Pが他項目と異なる点は、COD、Nが高度成長による産業排水量の急激な増大の影響を受けたのに対して、Pは産業排水量を上回る生活排水量の急激な増大の影響を受けていることである。瀬戸内法ではPの負荷量の抑制を謳われていたが、総量規制を実施するまで拘束してはいない。1975年以降に見られるPの流入負荷量の減少は、主婦連の無リン洗剤運動と下水道の整備が有効に働いたおかげである。現在は1965年

の水準まで回復している。

最後に、Nの負荷量は1920年には17.8 t/日であったのが、1935年には40.0t/日と2倍強に増加している。生活排水量と産業排水量はそれぞれ23.5t/日、73.1t/日である。産業排水量が3倍程度勝っている。戦後は1950年代後半から1970年にかけて総量は急激に増加する。CODやPの負荷量と異なる点は、生活排水量と産業排水量がほぼ同程度の貢献をしていることと、1970年以降もNの負荷量は一様に増加を続けていて、その原因は産業排水によることである。瀬戸内法ではNの対応策を何ら講じなかったことと、下水処理場におけるNの処理形態に基本的な変化がなかったために、図に示されるような結果になったと考えられる。同類の栄養塩負荷の規制でありながら、結果として三者3様の経年変化をもたらす行政指導であった。研究者の立場から観れば、COD、PとNの取り扱いが異なったことは大阪湾の水質に及ぼす影響も異なり、貴重な生の観測データである。

なお、陸域からの汚濁負荷量は上述した特定汚濁源以外に非特定汚濁源（面源ともいわれる）がある。都市域あるいは流域で堆積した汚濁物質が降雨の初期流出で海域に直接流入する現象が非特定汚濁源の一例である。その実態はまだ明白でないことから、その負荷量を正確に算定することは難しい。特定汚濁源対策が進めば進むほど、非特定汚濁源の重要性が増してくることになる。現時点では正確に定量化できないことから、非特定汚濁源からの汚濁負荷量は本研究では考慮しないことにした。

また、陸域からの栄養塩は溶存態と懸濁態で流入する。現状では懸濁態成分の流入量やその変動を定量的に算定することが極めて困難であることと、懸濁態が溶存態と比較して量的に少ないことから、懸濁態成分の流入は本研究では勘案しない。

4. シミュレーション例 (1) 事後環境影響評価：汚濁負荷量と地形改変の影響

(1) 水質予測実験のねらい

観測データのある4カ年の地形と、前章で算定した流入負荷量を与えた数値実験を実施し、沿岸域の開発が水質変化に及ぼす影響を定量的に評価する。外海境界の水質は1983年～1992年の浅海定線調査の値を用いた。また、水質の汚濁状態を検討することから、成層の発達する夏季を対象にする。対象年次別の特徴は以下のようである。

・1935年；戦前において流入汚濁負荷量が最大に

なった年

- ・1965年：高度経済成長期で流入汚濁負荷量の上昇率が最大になった年
- ・1970年：経済成長がピークを迎え、流入汚濁負荷量も最大になった年
- ・1990年：現況

(2) 計算領域と計算内容

計算領域は図-4に示す大阪湾を中心とした64km四方を対象としている。水域分割は水平方向に1km間隔、鉛直方向には湾内の流動と密度構造を正確に表現するために、表層から2m×15層、4m、6m、10m×2層の19層とした。海底面の溶出速度や酸素消費速度は底泥の堆積状況により大きく変化する。大阪湾フェニックス事業での検討資料をもとに、海底部を4分割してそれぞれに一定値を与えた。数値モデルの概要、計算の諸条件、ならびに観測データとの比較による検証は、中辻ら¹⁾と山根ら^{16),17)}に詳しく書かれているので、参照されたい。

(3) 計算条件

大阪湾の地形は戦後の埋立てによって大きく変化した。1935年には現存する大阪湾の主だった埋立はまだ見られない。1965年、1970年になると大阪側の主要な埋立は既に存在する。しかし、神戸沖にはまだ人工島は見られず、防波堤も神戸沖に一部が存在するのみであった。現況(1990年)にはポートアイランド、六甲アイランド、関西国際空港といった人工島や防波堤が存在する。すなわち、神戸沖の埋立ては1969年～1973年間に、また大阪側では1978,1979年と1987年から1989年に集中している。

表-1 大阪湾における流入汚濁負荷量 (t/日)

対象年	COD	T-N	T-P
1935	143.7	46.7	4.3
1965	328.7	123.9	13.2
1970	455.5	176.4	21.0
1990	376.6	219.1	14.4

流入汚濁負荷量は前章で算定した値に基づいて設定する。各年度における大阪湾への流入負荷量を表-1に示す。CODとT-Pは1970年に最大値となり、その後減少している。T-Nは近年まで増加を続けている。その他のクロロフィルa、溶存酸素、河川流量は現況と同様とした。総流入汚濁負荷量の各河川への配分は河川別負荷量比で配分した。すなわち、流入負荷量は各河川の水量に各流入水質濃度を乗じて夏季・冬季別に与えた。流入水量は流動計算の河口流量を用い、淀川と大和川についてのみ夏季と冬季で異なる値を与えた。また、海域境界での水質濃度は各年の実測値を与えた。

(4) 戦前・戦後における大阪湾の残差流の比較

1935年地形と1990年地形とにおける残差流系と1潮汐間積分した密度場を比較した結果を図-5に示す。平面図は海表面から3m水深、断面図はA-A断面である。密度場の違いはほとんどないが、残差流ベクトルは異なっている。西宮沖環流は1935年地形においても存在しているのが明瞭に分かる。その中心位置は1990年地形より2kmほど北に移動して、神戸の元の海岸線まで広がっている。現在の六甲アイランドから東側は東向きの流れ、西側では西向き

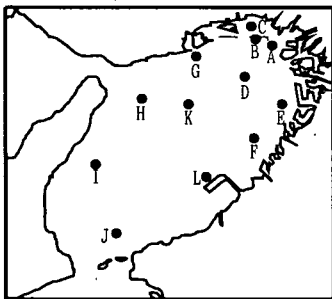


図-4 計算領域と観測点の代表位置分布

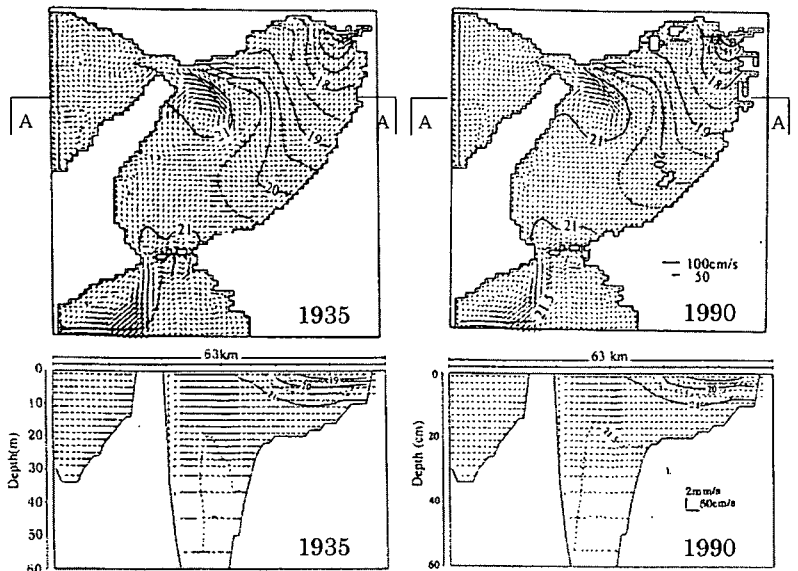


図-5 1935年地形と1990年地形での残差流系と1潮汐間積分した密度分布(上図:水面下3mの水平分布、下図:A-A断面)

の流れを形成している。また、下層ではエスチュアリー循環に伴う東向きの流れが一様に形成されている。大阪港から堺港周辺においても、表層は南流、下層は東流である。防波堤や港湾施設のない1935年地形ではエスチュアリー循環や西宮沖環流は単純な流動形態をとる。

図-6は一潮汐間の最大流速と最小流速の比較を示す。横軸のアルファベットは図-4に示す観測の代表位置を示している。湾奥海域全域、とくに西宮防波堤沖のB、防波堤内C、神戸沖Gにおいて、現況(1990年)の流速が減少している。埋立てや防波堤の建設によって沿岸域だけでなく、湾奥海域全域の流動が停滞しているのが分かる。他方、20m水深線に沿って南北方向に発達している潮汐フロントより西部の湾奥海域では、H、L、J位置で見られるように流速はわずかながら増加傾向にあり、沿岸域の開発が大阪湾全域の流動に影響を及ぼしている。

(5) 過去の水質の再現計算

図-7は1935年、1965年、1970年と1990年の夏季の表層CODとT-Pの平面分布を示す。4(1)でも述べたように水質の汚濁状態を検討するので、成層の発達した夏季のデータを比較する。1935年にはCODが5mg/L以上の汚濁水域は、西宮から大阪港の湾奥部と神戸の沿岸域のみである。1965年になると、汚濁水域はやや南方に広がる。また、神戸沖に建設された防波堤の背後において汚濁水域が出現している。陸域からの流入負荷量が最大となる1970年には、汚濁水域は南方に拡大し、大和川河口部まで達する。1990年になると陸域からの流入負荷量は

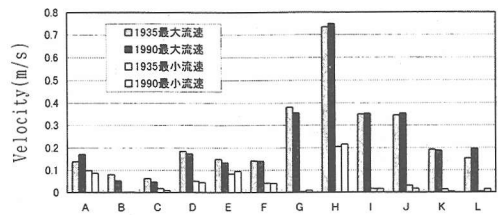


図-6 代表位置における最大流速と最小流速の比較

減少する。しかしながら、汚濁水域はさらに南方に拡大し、大阪市沿岸部がほぼ完全に汚濁水域となる。これに対して、西側の神戸沖は汚濁水域が後退しているものの、防波堤や六甲アイランド、ポートアイランドの背後水域は汚濁水域になっている。水質が防波堤を挟んで異なっている。汚濁水域は年代を経るごとに神戸沖、堺沖に広がっている。また、5mg/L以下の水域は各年度で変動はなく、西部海域での水質変動は見られない。

表層T-Pに着目すれば、0.1mg/L以上の汚濁水域は1935年には湾奥の沿岸に少し見られるだけである。1965年になると、陸域からの流入負荷量が3倍になったことが原因で、汚濁水域は西宮から大阪港の湾奥水域に一気に拡大している。神戸沖の防波堤背後も汚濁されている。陸域からの流入負荷が最大となった1970年には、汚濁水域の南縁は堺沖まで拡大する。西側には神戸の岸沿いを除いて1965年時とほとんど違いはない。1990年になると、陸域からの流入負荷量がほぼ1965年並にまで減少したこともあり、汚濁水域は縮小している。その大きさは1965年よりも小さくなっている。それに代わって、防波堤

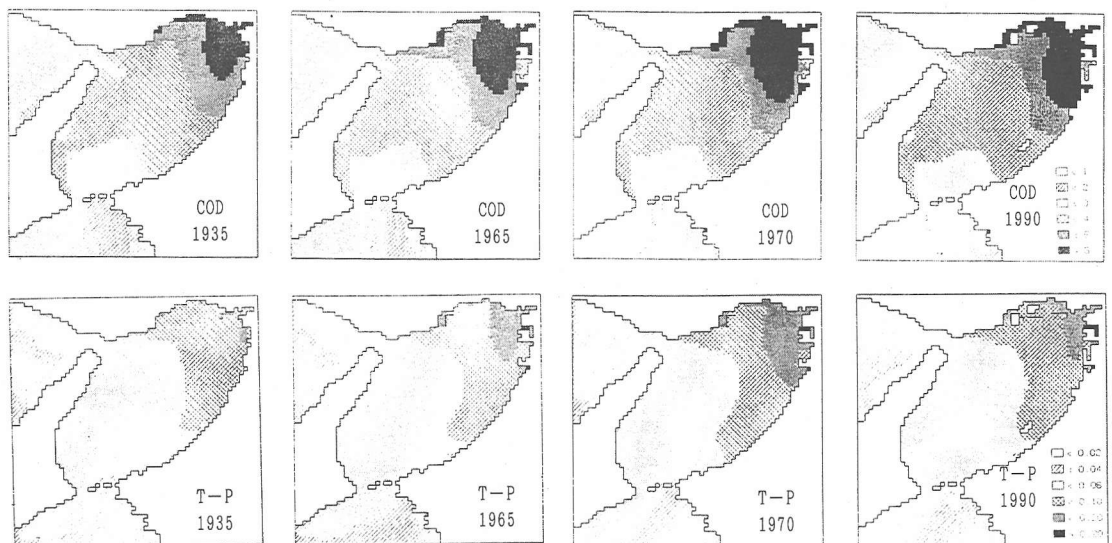


図-7 夏季の表層CODとT-Pの水平分布の経年変化

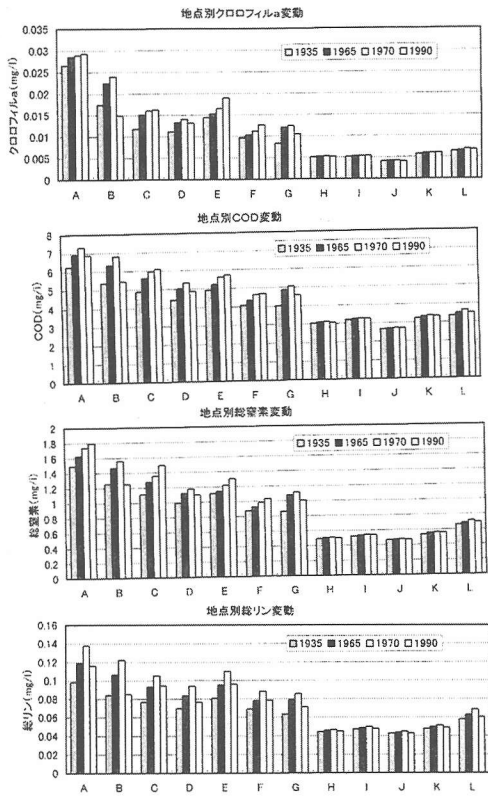


図-8 代表地点における年次別の夏季表層水質の比較

内や埋立背後地に汚濁域が存在するようになる。1965年には沖へ流出していた陸域からの栄養塩類が、埋立等によりトラップされているためと考えられる。T-Pについても、西部海域では各年度ともほとんど変化はない。潮汐フロント上には各年度ともに0.06mg/Lの等値線が存在している。

図-8は代表地点における年次別の夏季の表層水質(Chl-a, COD, T-N, T-P)を示す。COD流入負荷量の影響は淀川河口Aで最もよく現れている。特徴的な変動を示すのがB地点とC地点である。防波堤のすぐ外の湾奥海域Bでは、CODは1970年に最大値となり、1990年には減少する。流入負荷が3倍程度大きいにもかかわらず、1990年の値が1935年と同様な値まで減少しているのは興味深い。これに対して、防波堤内Cでは流入負荷の減少にもかかわらず1990年の値が1970年の値を上回っている。これは防波堤の存在によって流入した栄養塩がトラップされているためであろう。このことはChl-aの防波堤内での増加よりも明らかである。クロロフィルaとCODはほぼ等しい変動傾向を示す。潮汐フロントから西部海域の代表点H~Kについては全ての項目でほぼ変動はなかった。西部海域は戦前よ

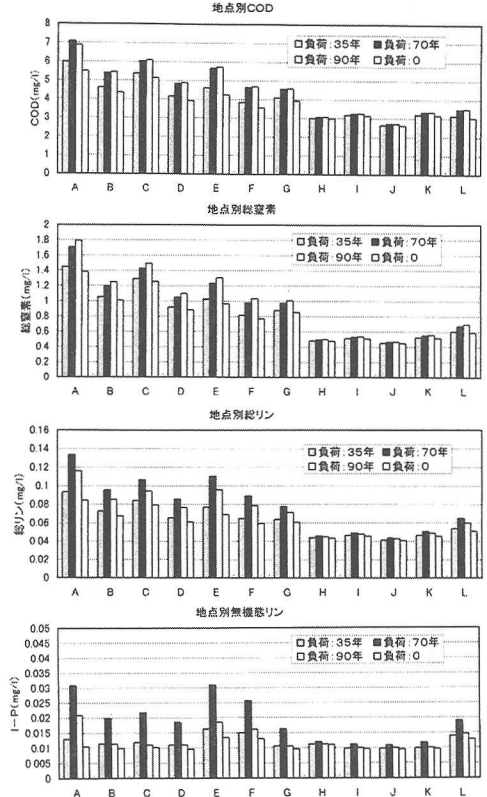


図-9 流入負荷を変化させた場合の夏季表層水質の比較

り水質はほとんど変化していないといえる。

(6) 水質の時間変化に対する影響要因の分析

a) 陸域からの流入負荷量の影響

陸域からの負荷の影響を調べるために、同一地形で流入負荷のみを変化させた計算を行った。それぞれの計算は1935年、1970年、1990年の流入負荷量を与えた。それに加えて、流入負荷の無い場合の計算も行った。その他の外部境界条件は現況計算と同様である。

図-9は代表地点におけるCOD, T-P, I-P, T-Nの比較を示す。各水質項目とも流入負荷量の時間変化に連動して変化している。COD, T-N, T-Pについては、流入負荷量が1935年から1970年にかけて3~5倍になっているにもかかわらず、水質は各時点において2割程度しか増加していない。陸域負荷の水質分布への影響は小さいと考えられる。これに対して、I-Pは流入負荷の変化に対して、水質も2倍程度になるなど、流入負荷の影響を強く受けている。図には示さないが、I-Nも同様の傾向を示している。これらの変動傾向は山根ら¹⁸⁾が示した大阪湾の長期観測データの示す傾向とも一致し

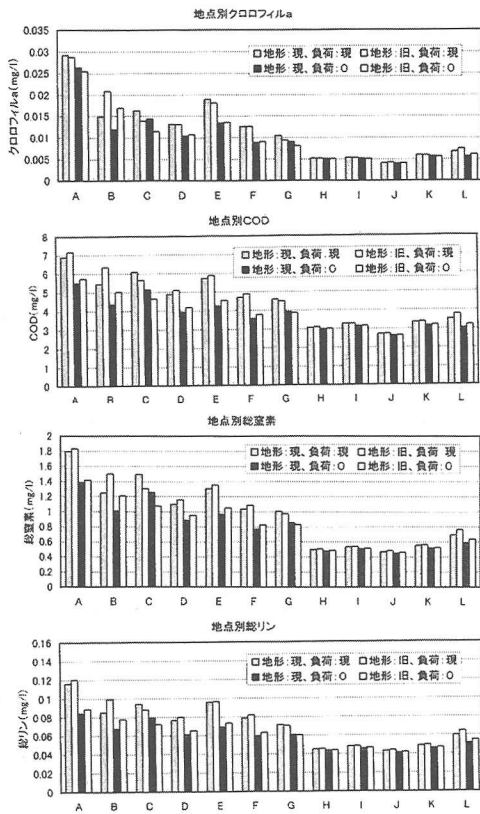


図-10 沿岸地形を変化した場合の表層水質の比較

ている。

CODに関してその傾向を示すと、1990年には陸域負荷が少なくなったにもかかわらず、その値が1970年よりも大きい地点が多い。また、地形も考慮した計算では、地点BやDでは1970年が1990年を上回っていたが、本計算では1990年の方が大きい。これらの計算結果は、湾奥海域では地形改変による影響が大きいことを間接的に示唆している。I-Pは1935年が1990年を上回る地点が多い。これは1990年の方がプランクトンの量が増加しているため、陸域負荷が増えてもそれ以上に摂取されていると推測できる。

つぎに、負荷量を0にした計算結果と比較してみよう。CODは負荷量を0にした計算においても、湾奥から東部沿岸へかけての海域で値が大きくなっている。これはChl-aの影響を受けたもので、植物プランクトンによる生物体のCODが多くを占めていると考えられる。同様のことがT-PやT-Nに関してもいえる。また、I-Pは流入負荷が0の計算では湾奥部では西部海域と同様の値を示している。このことから、I-Pの濃度レベルに貢献している

のは底泥からの溶出よりも外海からの負荷であると推定できる。

b) 沿岸地形の改変による影響

地形改変の影響を調べるためにつぎの計算を行った。まず、現況(1990年)の流入負荷で地形を1990年と1935年のもので計算を行った。さらに、流入負荷を0にして同様に1990年と1935年の地形で計算を行った。湾内代表地点における表層でのChl-a、COD、T-N、T-Pの比較を図-10に示す。

いずれの水質分布も地形改変の影響を強く受けている。これはChl-aの影響によるものである。また、湾奥域のBや防波堤内のCで地形改変による水質の変動幅が他に比べて大きい。これらの水域は地形改変が最も大規模に行われた水域である。

地点別で見ると、防波堤内のCと神戸沖のGで現況地点の方の値が大きくなっている。この原因は、流入負荷が防波堤や埋立地でトラップされていること、また、停滞性の水域が形成されて海水交換が悪くなっていることにある。逆に、その他の地点では1935年地形の場合の値が大きくなっている。戦前地形では西宮沖環流が北部沿岸までも含んでいる。現況地形では防波堤や埋立地でトラップされていた汚染された水塊が、沿岸水域から湾奥海域に運ばれてきたことによる。流入負荷を0にした計算結果にも同様の傾向が見られる。潮汐フロントより西方の海域では地形改変による水質の変化はほとんどない。

5. シミュレーション例(II) 事後環境影響評価：総量規制の及ぼす影響

(1) 水質・底質数値実験の狙い

瀬戸内法の施行により、瀬戸内海・大阪湾では1979年の第1次総量規制の実施以降、5年毎の目標年次を定めたCODの総量規制の導入、リンの削減対策が取り入れられてきた。それらは主として工場・事業所からの排水であり、下水道の整備や生活排水対策であった。これらの対策によって汚濁負荷量が減少したのは図-3に示したとおりである。また、水質もこの政策により1970年代と比べて著しく改善されたのも事実である。中辻ら¹⁾が流入汚濁負荷量と湾奥海域で観測された表層水質の時間変化を調べた結果、両者の時間変化のパターンが相似していることを確認した。とりわけT-Pの場合は4、5年の時間遅れが明瞭に認められるという興味深い結果を得た。総量規制政策が水質改善に貢献していると推定できる。

そこで、流入負荷量の規制・削減が水質・底質に

及ぼす影響の評価を通して、総量規制政策の効果を検討するために、1950年の水質および底質を初期状態として与え、各年毎の流入負荷量を境界条件にして1999年までの49年間の水質および底質の長期変化の予測実験を行った。

事後評価①の計算では、下水道整備や総量規制政策を通して流入負荷量を制御した場合であり、1975年から1999年までの負荷量は大阪府の実績値を与えた。事後評価②の計算では、総量規制が実施されなかった場合であり、原単位法によって得られた図-3の流入負荷量を与えた計算を実行した。つまり、①の事後評価計算は、数値モデルが水質の変動を予測できるか否かの検証実験であるとともに、事後評価計算の②と①との差は流入負荷量の削減政策が水質改善に及ぼす効果の定量的評価となる。

(2) 数値実験の概要

非定常3次元バロクリック流れの計算では時間間隔30秒で繰返し計算をすることを強いらられる。拡散計算においても、時間間隔は30分である。その計算を49年間実施する。したがって、計算空間格子の数は可能な限り少なくすることが要求される。従来研究成果から判断すれば、大阪湾の特徴的な流れと水質・物質輸送に直接的に関与する残差流の再現が、モデル化の必要条件である。予備計算において水平方向の間隔を2kmにした場合においても、大阪湾の流れや残差流がよく再現されることが確認できた。そこで、本数値計算では水平分解能を2kmとした。

計算領域は図-11に示す大阪湾を中心とした64km四方を対象としている。海水域の流動・生態系水質の計算では、水平方向に2km格子間隔、鉛直方向に表層から2m×10層、10m、15m×2層の13層とした。また、底泥域水質・物質モデルの適用を図り、大阪湾の流動密度構造をもとに海底部を18の領域(図-11参照)に分割した。泥深100cmまでの地層を8層

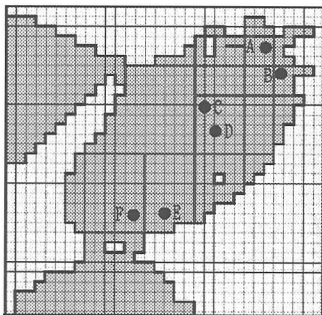


図-11 計算領域、底質モデルの分割領域と観測点の位置

に分割した。長期間の水質・底質の予測計算において流動・拡散や水温分布の季節変化が必要であるこ

表-2 季節ごとの流動・水質底質モデルの境界条件

境界条件		春季	夏季	秋季	冬季
海面境界	気温 °C	16.3	26.7	15.2	5.5
	雲量	6.2	6.3	5.4	5.8
	風速 m/s	3.2	3.0	3.2	3.2
	水蒸気圧 hPa	12.2	25.8	12.1	5.8
	日射量 W/m ²	184.6	193.4	109.0	96.6
陸側境界	流入量	淀川 273.8 大和川 23.8	367.9	165.7	142.1
	流入水温 °C	18.0	28.9	18.0	7.0
	流入塩分 psu	21.5	20.0	21.5	23.0
	潮位変動	M2平均潮			
海面境界	水温 °C	13.0	22.0	22.0	11.0
	塩分 psu	32.0	32.0	32.0	32.0
	水質・底質モデル	COD	明2.0 紀1.5	明2.6 紀1.9	明2.0 紀1.5
T-N		0.36	0.38	0.36	0.34
T-P		0.034	0.039	0.034	0.029
ケロフィール		0.004	0.005	0.004	0.005
DO		8.6	8.1	8.5	9.0
mg/l		0.36	0.38	0.36	0.34
mg/l		0.034	0.031	0.030	0.029
mg/l		0.004	0.005	0.004	0.005
mg/l		8.6	8.8	8.5	9.0
mg/l		8.6	8.8	8.5	9.0

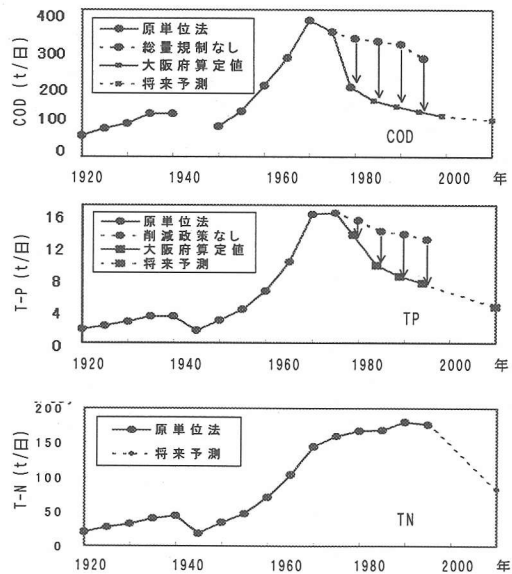


図-12 大阪湾へ流入するCOD, PとNの負荷量

とから、表-2に示す季節毎の代表値を用いて定常計算を行った。それらの結果を時間・空間的に内挿して、各計算格子点での1年間の変動時系列を求めた。なお、海域境界条件は年間を通して半日周潮 M_2 の潮汐変動を採用している。数値計算の詳細ならびに観測値との比較による検証は、既報(韓²⁾と丸谷ら¹⁹⁾で検討しているので参照されたい。

(3) 計算条件

図-12は大阪府の陸域から大阪湾に流入するCOD, P, Nの経年変化を示す。図中の●印は総量規制を実施しなかった場合の原単位法による算定値である。一方、■印は積み上げ法による大阪府の算定値である。原単位法は前述のとおりであり、長期の算定に適している。積み上げ法²⁰⁾は対象発生源を面源と点源に分け、フレームを25種類と細かく設定しており、総量規制も考慮できる算定法である。よって、1979年から1999年期間の両者の差(図中の細い矢印)がCODの規制とPの削減政策による削減量となる。1999年以降の点線はCOD, NとPの削減目標値を示す。

(4) 計算結果

a) 代表地点における水質の経年変化

図-13～図-15は表層中のCOD, T-PとT-N濃度の経年変化を示す。計算値と実測値は各年の夏季のデータを用いた。検証が目的であるので、対象地

点として各々現地観測データの揃っている観測点を採用した。なお、CODとT-Pは図-11に示す観測の対象点A, B, C, Fにおいて、T-Nは観測点B, C, D, Eにおいて比較を行った。実測値は浅海定線調査のデータ(1973年-1997年)および公共用水域データ(1984年-1997年)を用いた。なお、同図中の破線は浅海定線調査データの3年移動平均値を示す。計算値は実線で示す。

湾奥地点A, BでのCODの計算値は1950年から急激に増加し、1970年～1973年の期間にピークに達し、その後、減少している。CODの減少率はとくに1977年から1980年にかけて大きい。1973年の瀬戸内法による総量規制の効果が現れていることは明白である。実測値は8月に測定したデータを掲載しただけであるから、ばらつきがあるのは仕方がない。浅海定線調査と公共用水域調査との間でも、相当な相違が認められる。3年移動平均したCODの経年変化等も配慮して考察すると、1975年から1997の約20年間の長期的な傾向として、COD濃度はおよそ10mg/Lから6.5mg/L程度にまで減少している。実測値と計算値とを比較すると、絶対値の差はあるものの、COD濃度のピーク値や増減傾向は長期間に亘ってよく再現されている。この傾向は観測点Cにおいても同様である。このことは、総量規制による効果が顕著に現れたことを示す。

T-Pの1975年から1997年まで約20年間の実測値の特徴は、約0.18から0.11mg/L程度の減少傾向である。一方、計算結果は1970年に濃度がピークに至り、

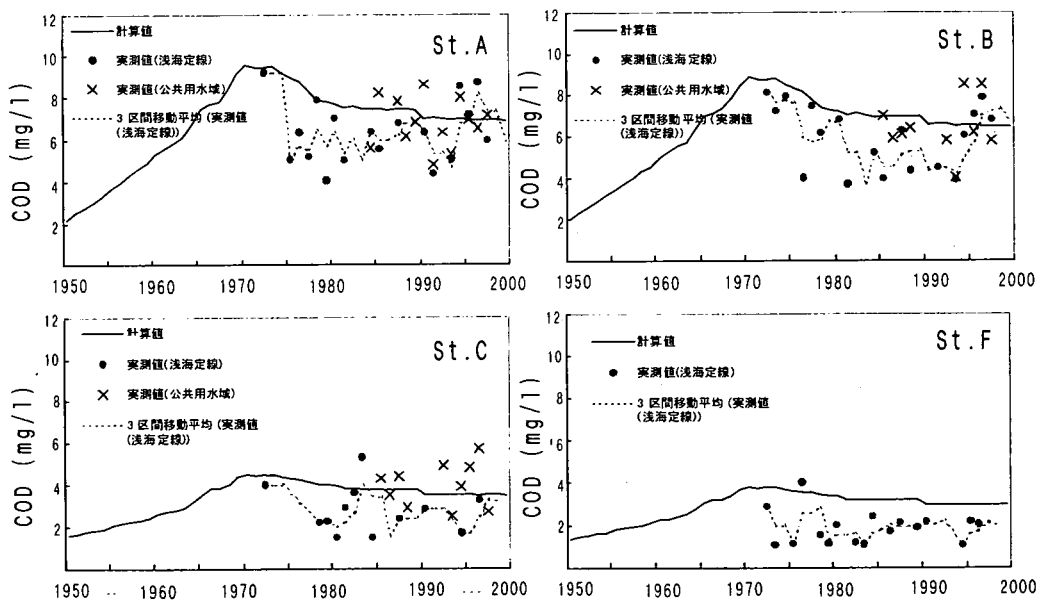


図-13 代表地点におけるCOD濃度の経年変化

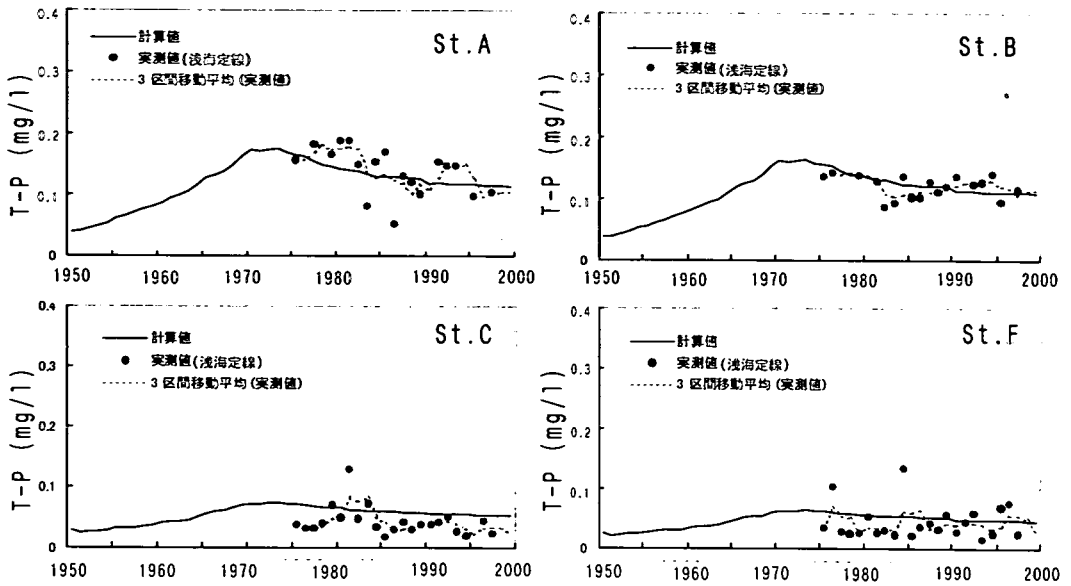


図-14 代表地点における T-P 濃度の経年変化

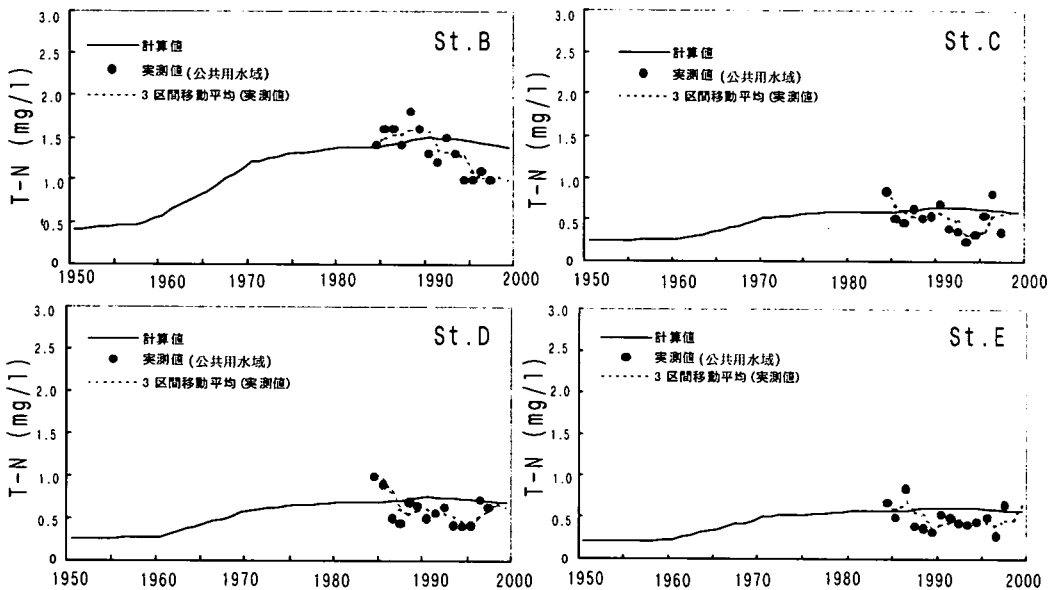


図-15 代表地点における T-N 濃度の経年変化

その後徐々に減少傾向にある。湾奥や沿岸域では T-P の数値予測結果は散乱している実測値の平均値を通るように変動している。湾中央および湾口部においても、実測値は1975年から1997年まで大きな変化は見られず、横ばい状態にある。また、計算値と実測値との差は0.01mg/L程度である。大阪湾全域を対象とした場合、適用したモデルは実測値を良好に再現していると判断できる。

T-Nは瀬戸内法の対象外になったために、1975年以降の T-N の増加率は少し低下したものの、毎年増加傾向にある。この結果を反映して計算値は1965年から1975年にかけて大きく増加し、1975年以降も1990年まで徐々に増加し続けている。なお、実測値は14年間のデータしかないので、計算値との比較は無理であるが、計算値が増加傾向あるいは停滞傾向にあるのに対して、実測値は観測点Bでは減少

傾向、他の3点ではでは停滞傾向にあるとも言える。
 b) 流入負荷量削減政策の定量的評価

図-16は1999年夏季における表層（水面下1 m）でのCOD, T-P, T-Nの水平分布を示す。計算結果の検証データは公共水域水質調査で観測された大阪湾東部海域25地点での1988年から10年間の春夏秋冬それぞれの平均値である。本論文の主旨はモデルの検討ではないこと、紙数の制限で図には示さないが、1999年の夏季の計算値は各水質項目全ての観測値を概ね再現していることが確認された。ただし、神戸港や西宮港の防波堤内の埋立て残存水域内のChl-aの再現性は冬季を除いて良くない。流れの停滞性が強く、陸域からの負荷流入の影響を直接受ける海域であるからであろう。詳細は韓¹³⁾に詳しく記述してあるので参照されたい。

観測結果の概要を述べると、夏季のCOD分布は堺・泉北海域で6mg/L以上、神戸港から泉北沖に至る湾奥海域で5mg/L以上の高い濃度となっている。3.5mg/Lの等値線が潮汐フロントに沿って南北に伸びている。このCOD分布がChl-aの水平分布と計算、観測ともによく一致していることから、海域での内部生産に起因するCODの占める比率が高いと考えられる。一方、表層T-PとT-Nは良く似た分

布を示しており、淀川河口沖を中心に神戸港から大和川河口までの湾奥海域でそれぞれ120~90 μ g/L, 1.4~1.0mg/Lと高い値を示している。フロントに沿っても60 μ g/L, 0.6mg/Lと高く、湾全体が高濃度である。以上の観測結果と図-16の計算の予測水質分布とを比較すれば、適用した水質・底質予測モデルの妥当性を確認できたといえる。

図-17はCODの総量規制とPの削減対策が実施されなかった事後評価②の計算結果から実施された事後評価①の計算結果を差し引いた濃度差 Δ COD, Δ T-P, Δ T-Nの水平分布を示す。つまり、総量規制が水質の改善に及ぼす累積効果を定量的に評価したものである。同図より Δ T-Nを除いて負荷量規制の効果が大阪湾奥部で顕著であることが分かる。Nは規制の対象とならず、削減する努力が払われなかったことから、湾奥でわずか0.001mg/Lしか濃度が減っていないのは、当然の結果である。

Δ COD濃度は湾奥の広範な海域で0.8~0.6mg/L程度減少し、湾中央部では0.4~0.2mg/L程度減少している。それらの値は平均値に対してそれぞれ13~12%, 10~6%に対応している。COD負荷量の削減効果が全域で10%程度でしかないことが分かる。 Δ T-Pにおいても湾奥で25~20 μ g/L、湾中央部では

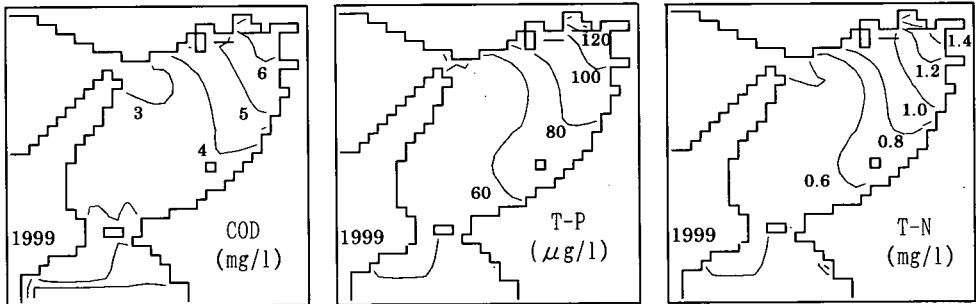


図-16 1999年夏の表層のCOD, T-PおよびT-Nの水平分布

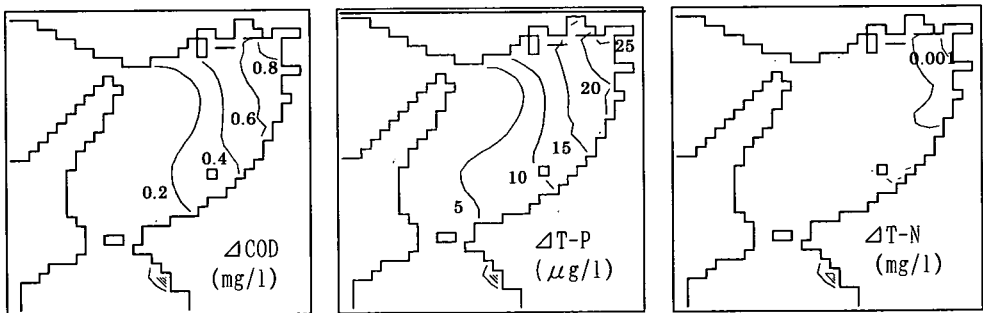


図-17 COD総量規制とP削減対策による水質の改善効果（図中の数値は低減量を示す）

15~5 $\mu\text{g/L}$ の減少が見られる。平均値との比率はそれぞれ21~20%, 19~8%である。 $\Delta\text{T-P}$ の削減効果はCODのそれと比較して勝っている。

図-18は代表4地点(図-11参照)における濃度差 ΔCOD と $\Delta\text{T-P}$ の経年変化を示す。陸域からの流入負荷を削減した効果は湾奥の地点A, Bの経年変化に顕著に現れているのに対して, 湾央地点C, Dではその効果はわずかしかない。

地点Aでの ΔCOD の値は総量規制の始まった1980年から急激に増大し, 1984年には0.7 mg/L に達する。その後も濃度差は緩やかに増大するが, 1989年の0.80 mg/L を最大値に減少する。一方, 湾奥地点の $\Delta\text{T-P}$ は1989年まで一様に増加し。その後も増加率は減少するものの, 増加傾向は継続している。1998年の湾奥での ΔCOD と $\Delta\text{T-P}$ の値はそれぞれ0.8 mg/L , 28 $\mu\text{g/L}$ である。図-16の平均濃度値を基準にすれば, ΔCOD は13%, $\Delta\text{T-P}$ は28%となる。

両図で興味深い点は, CODとT-Pの水質改善の経年変化に大きな相違が観察されたことである。総量規制の実施により, CODの水質改善は1980年から1984年までの期間に顕著に見られるが, その後はほとんど横ばい状態である。一方, T-Pは削減指導の始まった1979年以降直ぐには変化は見られないが, 1983年頃から増加し始め, 水質改善は現在も進行していると判断できる。

大阪府域からの汚濁負荷量の経年変化を図-12から読みとると, 1950年に81.9 t/日 であったCODが, 高度経済成長で人口増加と工業出荷額の増加によって1970年に最大値370.9 t/日 に達した。都市の健全な発達を図ることを目的に, 1958年に下水道法が制定された。これに伴い, 1950年から1970年にかけて下水道の整備は大阪市内で17.1%から62.2%へ, また。大阪府下でも0.0%から19.8%へと飛躍的に進んだ。下水道法は都市の健全な発達を目的としたものではなかったが, 結果として負荷量の削減に果たした役割は大きい。

第1次総量規制の目標年1984年におけるCODとT-Pの負荷量はそれぞれ190 t/日 , 14.1 t/日 である。1970年の最大値370.9 t/日 , 16.8 t/日 と比較すると, 削減量は33%, 16%に相当する。また, 実施年1979年の負荷量を基準にすると, それぞれ41%, 11%の削減となる。第一次総量規制でCOD負荷量を5年間で半減する目標が提示され, それが実行されたことになる。その結果が図-18である。CODに関して言及すれば, 水質改善効果は0.8 mg/L 程度しかない。乱暴に言えば, 負荷量を33%削減しても, CO

D濃度は13%しか改善されなかったことを示している。この原因は, 富栄養化による内部生産の増大によって海域でつくられる有機汚濁物量が増大していることにある。大阪湾の有機物のなかで内部生産有機物の占める割合は, 浮田ら²⁰⁾によれば30~50%, 星加ら²¹⁾によれば夏季で85%以上, 冬季で80%以上と報告されている。この割合から判断すれば, 13%のCOD濃度の減少は納得できる値であろう。

一方, 湾央での値はそれぞれ0.1 mg/L , 5 $\mu\text{g/L}$ である。この海域での水質に及ぼす総量規制の効果は非常に少ない。

第2章でも述べたように, 海域の水質を考える上で, 陸域からの汚濁負荷量とともに底泥からの溶出量が重要である。総量規制が底泥に及ぼす効果の一例を図-19に示す。ここでは底泥の間隙水中の溶存

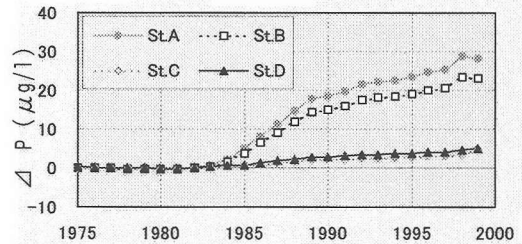
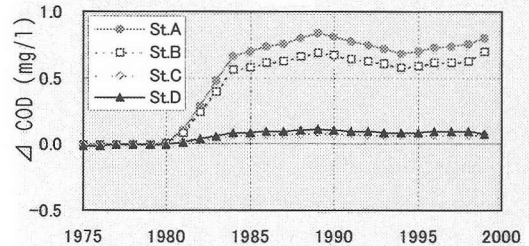


図-18 規制政策によるCODとT-Pの改善効果

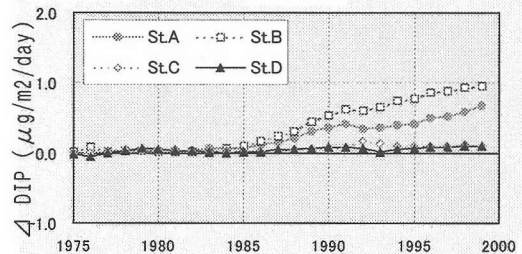


図-19 規制政策によるDIP溶出速度の経年変化

無機態リン(DIP)の溶出速度の経年変化を考える。底泥からのリンの溶出は直上水のリン濃度と間

隙水中のリン濃度との差による拡散現象である。したがって、DIPの溶出速度が正值であることは、総量規制による直上水のリン濃度の減少がDIP速度の増加を惹起しているものと考えられる。

同図より、湾奥の観測点A、Bにおける溶出速度差の経年変化は、1992年に少し減少するものの、一様に増加する傾向にある。1999年における湾奥での溶出速度の増分は0.95 mg/m²/日である。大阪湾における溶出速度の実測値が夏季で30mg/m²/日、冬季で5mg/m²/日であることを勘案すれば、湾奥での増は有意な値である。海水の水質の改善が進むにつれて、底泥からの溶出負荷の重要性も増してくる。汚濁負荷量の規制・削減効果は、今まで水質でのみ述べられてきたが、底泥モデルを含んだ水質・底質モデルを適用することにより、負荷量削減の影響が底泥にも現れていることが明らかとなった。

6. シミュレーション例 (III) 近未来の大阪湾の事前環境影響評価

(1) COD, P, N の総量規制の効果

大阪府が計画している「2010年までに下水道の高度処理の整備が整い、流入負荷量の削減が実施された」時の水質の変化を水質・底質予測モデルを用いた数値実験から予測してみよう。数値実験の内容は第5章に倣うこととするが、総量規制の対象となる負荷量は2001年の第5次総量規制以降CODにP、Nおよびその化合物も加わり、富栄養化防止のための栄養塩負荷の削減も行われることになった。2010年までの10年間の削減方針は既に定まっており、CODは2000年の流入負荷量112t/dayを2010年までに90%に削減する。同様に、Pは7.01t/dayを67%に、Nは189.6t/dayを57%に削減するよう決められている。それらの時間変化は図-12の破線で示すとおり

である。なお、残りの10年間は2010年の負荷量を一定値として与えて削減の効果と比較した。

1999年から2020年にかけて総量規制が計画通り実施された場合の水質の予測結果を図-20,21に示す。夏季の表層(水面下1m)における濃度差 Δ COD、 Δ T-P、 Δ T-Nを示しているが、濃度差 Δ の定義は2000年夏季の予測値から任意時間の濃度を差し引いた値である。つまり、1999年夏季の計算値を基準値として、水質が総量規制でどのように変化したかを表している。図-17-19は同じ初期条件で総量規制がなされたか、なされなかったかの境界条件の下で予報した事後評価①と②の結果の差 Δ である。その差 Δ と本章での差 Δ とは定義が異なる。

2010年夏季における大阪湾の Δ COD濃度の平面分布を見ると、流入負荷量の削減により湾奥で0.6~0.8mg/L、湾央で0.4mg/Lの減少が予想される。等値線の分布は図-17に示した1999年までのそれと相似である。しかしながら、COD負荷量の削減はわずか10t/日(2000年負荷量の10%に対応)であることを勘案すると、水質改善の効果は非常に大きい。

Δ T-Pは高度処理の導入に伴う流入負荷の削減量が大きく、2010年においては現況より30%程度の削減が見込まれている。その結果、 Δ T-P濃度も、湾奥で0.01~0.014 mg/L程度となり、13%の水質改善が予想される。一方、 Δ T-Nの濃度分布は湾奥沿岸部で1.2mg/L、湾央部で0.7mg/Lとなり、流入負荷量の削減により20%程度の水質改善が予想される。

図-21は湾奥B、湾央C、西部海域Fの代表3地点において1999年からの富栄養化対策による水質および底質の改善効果を示している。数値は1999年濃度と2010年濃度間の差である。比較を行った項目は水質3項目に加えて、底質O-P、O-N、I-Pである。図-21と図-17との大きな違いは大阪湾全域で改善効果が認められることである。両者の違いは、

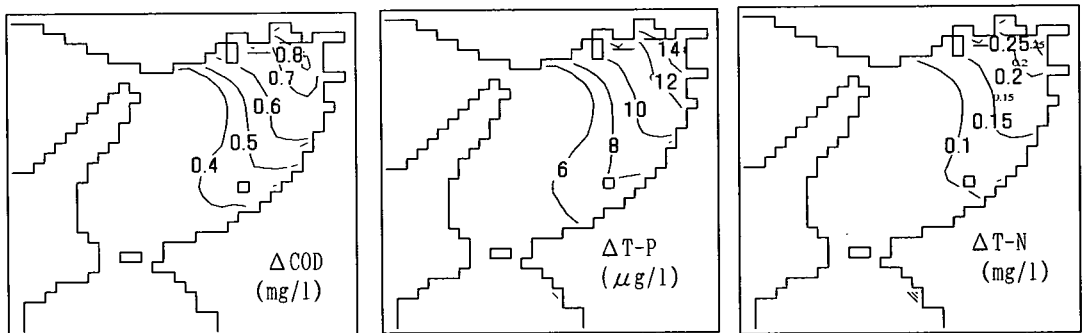


図-20 計画中の総量規制が実施された場合の表層COD、T-PおよびT-Nに及ぼす水質改善効果(2000年夏季)

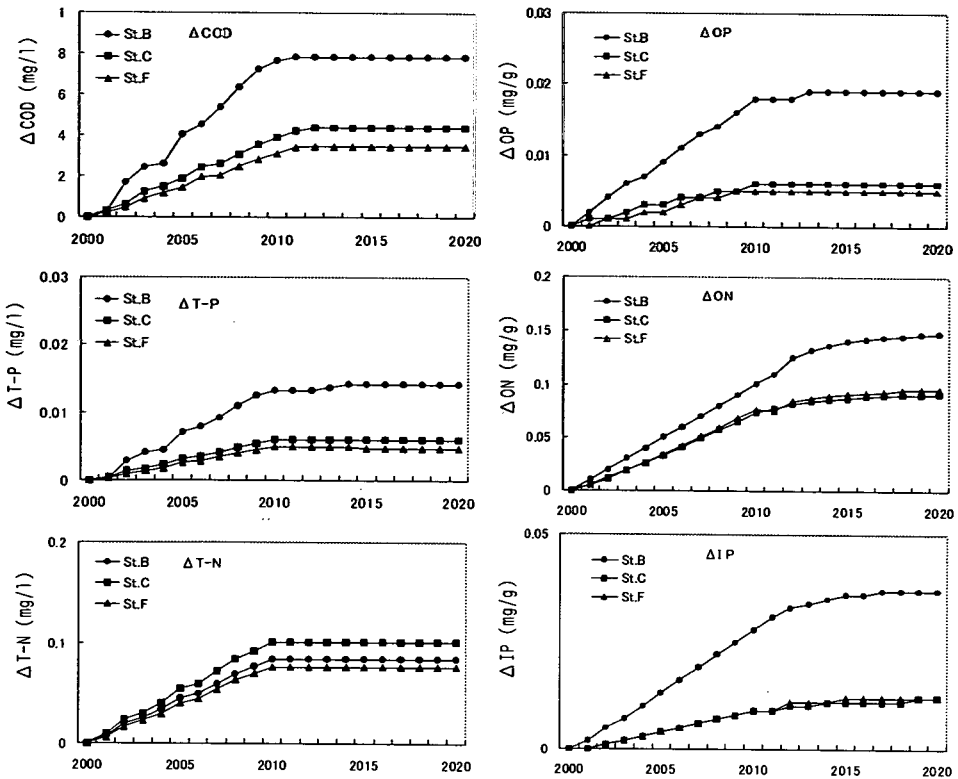


図-21 総量規制による水質および底質の改善効果の経年変化 (図中の値は低減量を表す)

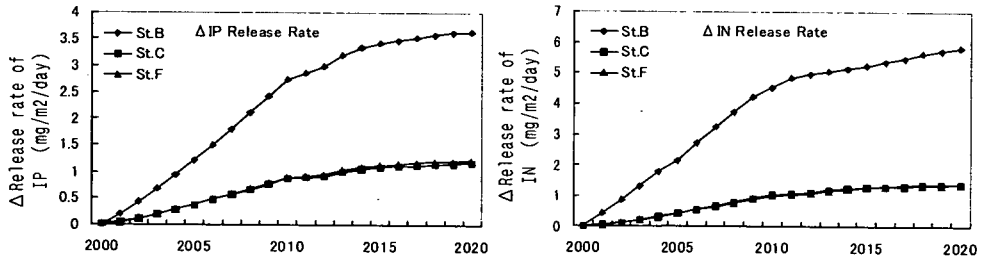


図-22 富栄養化対策によるI-PとI-Nの溶出速度の経年変化

総量規制の対象が窒素・リンの富栄養化に関わる栄養塩にも拡大されたことによるものである。この傾向は $\Delta T-N$ の変化に顕著である。COD総量規制、P削減指導の結果を示す図-18では、改善効果は湾奥海域に限定されていた。代表3地点の水質はCOD、T-Pともに2010年まで回復が予想される。底質についても同様の傾向が予想される。しかし、2010年以降の水質変化はほぼ横ばいとなっているのに対して、底質は僅かながら改善傾向が認められる。

(2) 底泥からの栄養塩の溶出

図-22は代表3地点における底泥からのリンと窒素の溶出速度の経年変化を示している。底泥中のD I-P溶出速度に関しても、底質と同様の傾向が見られる。2010年には湾奥での溶出速度は2.83 mg/m²/日、湾央では0.8mg/m²/日となる。大阪湾での水深10mまでの海域面積120㊦、10m~20mまでの海域面積55㊦とをそれぞれB、C地点が代表すると仮定すると、2010年夏季における底泥からの溶出量を見積もることが可能となる。富栄養化対策の

結果、底泥からの無機態リンの溶出量は1日あたり約0.78トンになる。当面の海水の水質改善から見れば、改善効率の低下を意味するものの、超長期の時間尺度から見れば、劣悪化した環境にある海底地質の改善は生態系等を考えるうえで重要であろう。このことは、陸域から流入する負荷量に対して海水の水質は鋭敏に反応するが、底質の方は栄養塩の沈降・堆積から始まる複雑な化学的・生物的影響を受けて時間の遅れも作用するものと推察される。

また、底泥中のD I N溶出速度に関しても同様の傾向が見られ、2010年には湾奥では5 mg/m²/日、湾央では1 mg/m²/日の溶出速度となる。溶出量の試算をすると、1日あたり約1.52トンとなる。

大阪湾の水質および底質は2010年までの負荷量の削減により改善されるものの、大阪湾の水質は依然として良くないことが予想される。水産環境水質基準では、「連続長期にわたる赤潮を発生させないための基準」として、D I P < 0.015 ppm, D I N < 0.1 ppmが定められている。2010年における大阪湾の水質はこの基準を数倍も超えるものと見込まれる。したがって、さらに負荷量を減らす必要があるが、陸域からの負荷量の削減は、既に総量規制や窒素とリンの高次処理などが行われており、これ以上の定期的な削減は期待できない状況である。更なる、水質改善のためには、陸域からの負荷量の削減のみではなく、底泥の浚渫や覆砂などにより、底質の改善と底泥からの栄養塩の溶出を抑える必要があると考えられる。

7. 結論

本研究では、大阪湾の沿岸海域環境の変遷とその原因である沿岸陸域の社会・経済活動との関連性を、陸域からの汚濁負荷量の変化から歴史的に考察した。また、瀬戸内海環境保全特別措置法のもとに実施された汚濁負荷量の削減・規制政策ならびに富栄養対策について、その効果の科学的評価を試みた。用いた手法は沿岸域の水質を70年の長期にわたって予測可能な水質・底質予測数値モデルである。浅海定線調査および公共水域水質測定の見測データを用いた環境事後評価を行い、数値モデルの精度の検証を行うとともに、汚濁負荷量の総量規制の効果を定量的に評価した。また、第5次総量規制に盛り込まれた富栄養化対策の影響事前評価を行った。

以下に、本研究で得られた主要な結果をまとめて示す。

(1) 大阪湾に流入する汚濁負荷量の算定を1920年

から1995年までの75年間の社会・経済の統計から原単位法を用いて行った。対象項目はCOD, リン(P), 窒素(N), BOD, SSである。CODおよびT-Pの負荷量は1960年中旬から急激に増加して1975年にピークに達した後、減少する傾向を示した。戦後の経済復興と近代経済大国への社会変貌が汚濁負荷量の推移に色濃く現れているが、特徴的なことは、総量規制の対象はCODのみであり、Pは削減指導、Nは対象外であった。その結果、Nの負荷量は1979年以降も増加傾向にある。

(2) シミュレーション例(I)では、汚濁負荷量が特徴的な様相を示す対象年を設定して、流入汚濁負荷量の変化ならびに埋立て等による沿岸地形の改変が大阪湾の沿岸環境に及ぼす影響を定量的に評価した。

(3) シミュレーション例(II)では、算定した汚濁負荷量の時間変化を境界条件として与え、1950年から1999年までの49年間の水質・底質の長期予測計算を行った。代表地点での観測データとの比較検証から、適用した数値モデルの精度を確認するとともに、海水の水質変化と汚濁負荷量との関連について考察した。

(4) また、CODの総量規制ならびにPの削減指導の下に、人為的に制御された汚濁負荷量の境界条件を設定した計算も実施し、両者の差から削減・規制政策の水質改善に対する効果を定量的に評価した。陸域からのCOD負荷量のみを最大時の40%に削減しても、水質の改善は13%程度であることが判明した。大阪湾は富栄養化が進行しており、有機物のなかで内部生産の占める割合が高い場合には、CODの削減だけでは水質改善の効果が期待できない。

(5) シミュレーション例(III)では、CODに加えてPとNも削減の対象とした第5次総量規制(2000年から2010年)の環境影響事前評価を実施した。水質・底質ともに改善効率が良く、富栄養化対策の重要性が理解できる。また、底泥からのPおよびNの負荷は一日当たりそれぞれ0.78トン、1.52トンと算定された。

(6) 大阪湾の水質および底質は、2010年までの負荷量の削減政策により改善されるものの、大阪湾の水質は依然として悪い状態であることが明らかとなった。更なる、水質改善のためには陸域からの負荷量の削減のみではなく、底泥の浚渫や覆砂などにより、底質の改善と底泥からの栄養塩の溶出を抑える必要があることを示唆した。

(7) 本研究で欠如している点は、非点源汚濁負荷量の評価と懸濁態物質の取り扱いである。都市域あるいは流域に堆積した汚濁物質が降雨の初期流出で

海域に直接流入する現象が非特定汚染源の一例である。その実態が明白でないことから、負荷量を正確に算定することは難しい。懸濁態成分の流入量やその動態も同程度の理解である。したがって、本研究では陸域からの汚濁負荷量を溶存態の特定汚濁源からの負荷量に限定せざるを得なかった。より正確なモデリングを行うためには、都市域や流域における潜在的な負荷量の算出、都市域内の汚濁物質の堆積状況、さらに降雨時の物質輸送過程のモデル化が必要である。

謝辞：本研究は平成11～13年度文部科学省科学研究費補助金基盤研究（A）「沿岸生態系における浅海堆積物の循環特性に関する研究」（研究代表者：中辻啓二，課題番号11305036）および平成14～16年度文部科学省科学研究費補助金基盤研究（A）「閉鎖性海域の統合型水環境管理システムの開発—大阪湾研究の中国渤海への展開」（研究代表者：中辻啓二，課題番号14205073）の補助を受けて実施されたものである。記して関係各位に謝意を表す。

参考文献

- 1) 中辻啓二，寺口貴康，山根伸之：近年70年の大阪湾水質の時間と環境事後評価の試み，海岸工学論文集，45巻，pp.1011-1015，1988.
- 2) 韓銅珍，丸谷尊彦，中辻啓二：閉鎖性内湾における水質・底質モデルの構築とその検証，海岸工学論文集，47巻，pp.1091-1095，2000.
- 3) Second International Workshop on Coastal Eutrophication: Proceedings, Tianjin University, China, Nov. 21-24, 2002.
- 4) 大阪府水産試験場浅海定線調査：大阪府水産試験場事業報告，1973-1997.
- 5) 大阪府環境保健部環境局水質課：水質汚濁算定業務報告書，1984-1997.
- 6) 堀江毅：東京湾モデルで考える，「東京湾」小倉紀雄編，恒星社厚生閣，pp.139-153，1993.
- 7) 城久：大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産に及ぼす影響について，大阪府水産試験場報告，7巻，pp.28-38，1989.
- 8) 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，22巻，pp.159-205，1983.
- 9) 中辻啓二：大阪湾における残差流系と物質輸送，土木学会水理委員会水工学シリーズ94-A-9，28pp，1994.
- 10) Nakatsuji, K. and Fujiwara, T. : Residual baroclinic circulations in semi-enclosed coastal seas, J. Hydraulic Engineering, ASCE, Vol.123, No.4, pp.362-373, 1997.
- 11) 城久：大阪湾の開発と海域環境の変遷，沿岸海洋研究ノート，29巻，1号，pp.3-12，1991.
- 12) 山根伸之：大阪湾の流動構造と生態系を考慮した水質予測モデルに関する研究，大阪大学大学院工学研究科博士論文，1998.
- 13) 韓銅珍：底泥からの栄養塩の溶出機構を考慮した閉鎖性海域の水質・底質予測モデルに関する研究，大阪大学大学院工学研究科博士論文，2001.
- 14) 中辻啓二：海洋；閉鎖性海域（環境数値流体力学講座2），数値流体力学，4巻，4号，pp.306-332，1996.
- 15) 運輸省第三港湾建設局：大阪湾環境図説—大阪湾総合環境評価調査，1997.
- 16) 山根伸之，寺口貴康，中辻啓二，村岡浩爾：大阪湾における水質の季節変動に関する数値実験，水工学論文集，42巻，pp.739-744，1998.
- 17) 山根伸之，寺口貴康，中辻啓二：閉鎖性内湾の貧酸素水塊の形成機構に関する研究，海岸工学論文集，45巻，pp.961-965，1998.
- 18) 山根伸之，寺口貴康，中辻啓二，村岡浩爾：長期観測データのクラスター分析による大阪湾の水質分布特性，海岸工学論文集，44巻，pp.1106-1110，1997.
- 19) 丸谷尊彦，韓銅珍，中辻啓二：大阪湾における水質の長期予測計算，海岸工学論文集 47巻，pp.1051-1055，2000.
- 20) 大阪府環境保健部環境局水質課(1998)：水質汚濁負荷量算定業務 報告書.
- 21) 浮田正夫，山原康嗣，中西弘：大阪湾における流入負荷量の推移と内部生産，沿岸海洋研究ノート，29巻，1号，pp.51-59，1991.
- 22) 星加章，谷本照巳，三島康史：大阪湾における富栄養化と内部生産有機物，水環境学会誌，21巻，pp.765-771，1998.

(2003.2.5 受付)

WATER POLLUTION AND RESTORATION IN OSAKA BAY; HISTORICAL REVIEW AND SCIENTIFIC
EVALUATION OF POLICIES OF AREA-WIDE TOTAL POLLUTANT LOAD CONTROL

Keiji NAKATSUJI, Donjin HAN and Nobuyuki YAMANE

During the period from 1960s to mid-1970s, problems of water pollution became more widely and severe with rapid economic growth in Japan. A system of Area-wide Total Pollutant Load Control has been established to restrict the quantity of organic pollutants discharged from land areas. COD was used as an indicator and reduction target. In the present study, an aquatic ecosystem model was applied to evaluate the effects of such control on the water quality conservation in Osaka Bay from 1950 to 2020. The results suggest that the load control should be expanded to include not only COD but nitrogen and phosphorus as well, because both nutrients cause internal production of COD.