

港湾技研資料

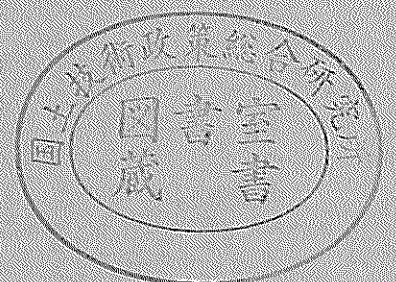
TECHNICAL NOTE OF
THE PORT AND HARBOUR RESEARCH INSTITUTE
MINISTRY OF TRANSPORT, JAPAN

No. 900 June 1998

閉鎖性内湾域の海水浄化に係わる水理・水質環境に関する研究

村上和男

運輸省港湾技術研究所



目 次

要旨	2
1. 序論	4
1.1 研究の目的・背景	4
1.2 研究の概要	4
2. 閉鎖性内湾域における水質環境の把握とその予測手法	6
2.1 まえがき	6
2.2 閉鎖性内湾域の閉鎖度	7
2.3 閉鎖性内湾域の潮流と開放性沿岸域の潮流	9
2.4 閉鎖性内湾域の恒流	11
2.5 閉鎖性内湾域の水質	18
2.6 水理模型による流れと物質拡散の予測	31
2.7 数値模型による水質の予測	38
2.8 まとめ	47
記号表	48
参考文献	49
3. 閉鎖性内湾域の海水交換	52
3.1 まえがき	52
3.2 流れによる物質輸送と海水交換	53
3.3 模型実験による海水交換の検討	58
3.4 一方向流による海水交換の促進	60
3.5 防波堤形状による水平循環流の形成と海水交換の促進	70
3.6 水平・鉛直循環流と海水交換	81
3.7 まとめ	87
記号表	87
参考文献	89
4. 閉鎖性内湾域における貧酸素水塊の形成	91
4.1 まえがき	91
4.2 大船渡湾の水質・底質	91
4.3 鉛直一次元モデルによる水温成層・貧酸素水塊の形成	95
4.4 まとめ	107
記号表	109
参考文献	109
5. 底質浄化による水質浄化	111
5.1 まえがき	111
5.2 閉鎖性内湾域の水質と底質	111
5.3 底質改善工法の原理	113
5.4 三河湾における底質浄化による水質浄化の現場実験	120
5.5 覆砂による水質改善効果の数値計算モデルによる検討	131
5.6 まとめ	138
記号表	139
参考文献	139
6. 結論	141

Study on Hydraulics and Water Quality Environments in Enclosed Coastal Seas and Its Improvement Techniques

Kazuo Murakami *

Synopsis

Water quality in enclosed coastal seas is contaminated because of a large amount of wasted loads and a small water exchange between contaminated bay water and fresh ocean water. In order to improve the water quality, several measures such as the enhancement of the water exchange, the improvement of sediment quality, etc. are considered in this paper.

Concerning about water exchange, following conclusions are obtained by physical model experiments. One-way flow generated by the layout of breakwaters or by gate operation in new excavate channel has a large effect on water exchange. The influence of the breakwaters on water exchange has two aspects. The existence of the breakwaters enhances water exchange because horizontal circulation flow is generated behind the breakwater, but reduces the water exchange because the vertical circulation flow is suppressed by the breakwaters.

Concerning about anoxic water body, following conclusions are obtained by vertically one dimensional mathematical model. Anoxic water body in Ofunato Bay is generated by mainly the small vertical diffusivity caused by vertical temperature difference. Enhanced water exchange between bottom water and ocean water has a large effect to improve the concentration of DO in bottom water.

Concerning about the improvement of sediment quality, following conclusions are obtained by the field experimental studies in Mikawa Bay. The nutrient release rate is reduced by the dredging and the sand capping of contaminated sediments. The improvement of sediment quality by sand capping has the almost same effect as the reduction of discharged loads from surrounding areas on water quality improvement.

Keywords: Enclosed Coastal Seas, Water Exchange, Circulation,
Anoxic Water, Sediment Quality Improvement, Sand Capping

* Former Director of the Special Research (Port and Harbour Bureau)

1-1-3 Nagase, Yokosuka 239-0826, JAPAN

Phone : 0468-44-5018 Fax : 0468-44-6243

閉鎖性内湾域の海水浄化に係わる水理・水質環境に関する研究

村上 和 男*

要 旨

閉鎖性内湾域は、海域が静穏なこともあり高度に利用されている。また我が国の大都市は内湾域に隣接していることが多い。そのため、周辺から大量の汚染物質が海域に流入するとともに、湾口部が狭いために海水交換が小さく、湾内に汚染物質が蓄積し、内湾域の水質は富栄養化の状態となっている。

本論文はこの問題を解決するために、閉鎖性内湾域の海域浄化の方法として、海水交換の促進、貧酸素水塊の解消、および底質浄化による栄養塩の削減等の水質改善方法について述べている。

海水交換に関しては交換のメカニズムを整理するとともに、一方向流と水平循環流の海水交換に及ぼす効果を示し、有効的な海水交換促進の方法を提案している。また、湾口部に設置された防波堤の海水交換に及ぼす影響は、水平循環流を形成して海水交換を促進する効果を持つが、鉛直循環流による海水交換を阻害する可能性もあることを示した。

貧酸素水塊の形成に関しては、大船渡湾の場合、夏期の上下層の水溫成層による小さな鉛直混合の影響が大きいことが示された。また、熱交換を考慮した鉛直次元モデルにより水溫成層の形成と破壊、貧酸素水塊の形成と回復の過程を再現した。更に、海水交換の促進や負荷量の削減が貧酸素水塊の回復に有効であることが感度解析より示された。

底質浄化による底泥からの栄養塩の溶出削減に関しては、室内実験により浚渫と覆砂による溶出量の削減率を求めるとともに、三河湾での現場実験により汚染されていない砂での覆砂が底質改善、および水質改善に有効であることを示した。

キーワード：閉鎖性内湾域、海水交換、循環流、貧酸素水塊、底質浄化、覆砂

* 前特別研究官（環境担当）（現運輸省港湾局）

〒239-0826 横須賀市長瀬3-1-1 Phone:0468-44-5018 Fax:0468-44-6243

1. 序論

1.1 研究の目的・背景

1992年にブラジルのリオデジャネイロにおいて、「開発と環境に関する国連会議」、いわゆる地球サミットが開かれた。これは、世界の間活動による汚染の規模が地球規模に大きくなり、それらの解決も地球規模に考慮する必要性からの地球環境問題化していることに対する、世界の首脳会議であった。このサミットにおいて、「持続可能な開発と環境保全」の理念が高々と打ち上げられた。

このような世界的な地球環境問題の高まりに即して、我が国では環境基本法が制定され、また運輸省港湾局においても新たな港湾環境政策「エコポート」が発表され、海域環境を考慮した開発が模索され始めている。

東京湾、大阪湾のような内湾域は経済的にも社会的にも非常に重要な地域である。特に我が国のように、海運が重要な輸送手段であった場合には、都市・集落が海の近辺に発達してきた。特に内湾域は、その静穏さから海運、漁業等に多角的に利用されてきた。このような歴史的な背景もあって、東京、大阪、名古屋等の大都市は東京湾、大阪湾、伊勢湾等の内湾域の背後圏として発達してきた。また我が国の産業構造が、原材料を海外から輸入して製品化し、それを海外に輸出するという加工貿易を基本に行ってきたことから、工場地帯も臨海部に建設され、またその輸送機能としての港湾の建設も内湾域に多く開発されてきた。

このように多面的に利用されてきた内湾域であるために、その背後圏からの産業排水、都市下水等からの多量の汚染物質が内湾域に流入するようになった。以前は、海は広いもの、大きいものという暗黙の概念があり、すべてのものを洗い流してくれるという考えから、汚いものは海に流すという廃水処理を行ってきた。しかし、閉鎖性内湾域はその海域の地形特性から、開口部が狭く、湾内水と外海水との水の交換があまり大きくない。そのために、背後圏から湾内に流入する汚染物質の負荷量の大きさが、海水交換や海水自身の持つ自浄作用による処理能力を超えるようになってきた。そのために内湾域での汚染物質のバランスが崩れて、海水中に余った汚染物質は海底に堆積、あるいは湾奥部の澱み域に滞留するようになり、湾内での汚染が深刻な社会問題となってきた。

我が国の水質汚染問題は、初期の段階は水俣の有機水銀汚染や神通川のカドミウム汚染等に代表されるように有害な重金属汚染が主であった。これらの重金属汚染は、厳しい排出規制や社会的な非難から、近年は殆どなくな

ってきている。近年問題となっている水質汚染は、栄養過多から生じる富栄養化である。植物、動物の生育にとって窒素、燐等の栄養塩はなくてはならない物質である。海域においても海藻の生育、魚の餌にとって栄養塩の存在は必要である。問題は、この栄養塩が多すぎることである。そのために、植物プランクトンが大増殖し、赤潮を起し、その死骸が水中の酸素を消費して貧酸素水塊を形成し、青潮の原因となる。閉鎖性内湾域は海水交換量が小さいために周辺から流入した栄養塩が滞留する傾向にあり、そのために富栄養化の状態になり易い。

同様の問題は、大都市に隣接した内湾域のみならず、地方でも湾口部の狭い内湾域では起こっている。これは、その海域の周辺からの汚染物質の負荷量による場合もあるが、海域が静穏なためにいろんな形での養殖漁業が行われており、過剰な餌の与えによる汚染等の問題がある。

また、我が国は津波や高潮等の自然災害の多い国である。そのために、湾口部に津波防波堤が建設され、あるいは計画されている海域がある。このような津波防波堤は、湾口部を構造物によって狭くし、津波の波高を下げ、被害を小さくしようとするものである。しかし、湾口部を狭くすることによってその海域は閉鎖性になり、海水交換が小さくなるとともに、静穏度海域の利用による汚染物質の負荷量の増加から、水質が悪化している例もある。

以上みてきたように、閉鎖性内湾域は富栄養化汚染等によって汚染されていることが多い。しかしながら、我が国の産業構造、経済構造等の関係もあって依然として、多くの開発計画が提案されている。例えば、関西新空港は大阪湾内に建設され、中部新空港が伊勢湾に計画されている等、多くの埋立計画、開発計画が東京湾、大阪湾、伊勢湾のような内湾域に提案されている。また、津波の被害等を軽減するために、各地に津波防波堤の建設案が検討されている。

1.2 研究の概要

本研究では、前節で述べた観点から、閉鎖性内湾域の水質の現状と問題点およびその解決法を図-1.1のように考える。すなわち、閉鎖性内湾域の水質汚染は汚染物質の負荷が多いことと、浄化のための海水交換が小さいために、海域に汚染物質が蓄積した結果である。その結果、プランクトンを異常増殖による赤潮や、底層での貧酸素水塊の形成あるいは青潮の発生へとつながる。

本研究では、これらの特性を把握するために内湾域の流れと水質について述べるとともに、閉鎖性内湾域の海域浄化の観点からの海水交換の促進、負荷量削減の観点

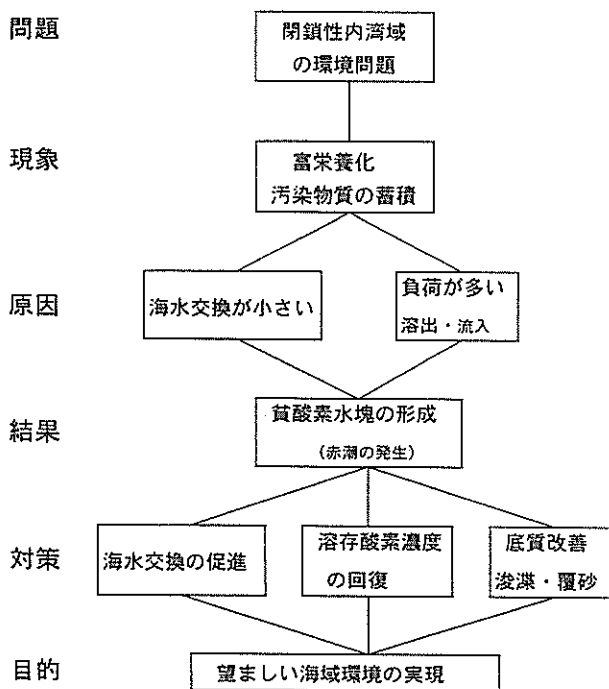


図-1.1 本論文の構成と考え方のフロー

から底質浄化について述べる。また、生物にとって最も悪影響を与える貧酸素水塊の解消のための方策を検討する。これらの検討を通して、海域環境を考慮した持続可能な内湾域の開発等について議論する。

本論文の構成は、まず2章で閉鎖性内湾域の水質環境の把握とその予測法について述べている。閉鎖性内湾域の水質環境を考慮する際に、その海域の流れによる輸送、拡散、希釈が重要である。そこで、内湾域の流れの特性、水質の特性を東京湾、大阪湾での現地観測結果を紹介しながら述べている。また、閉鎖性内湾域における環境影響評価、あるいは水質改善施策の検討のための、水理模型や数値模型による水質予測手法について、その概説および考え方を述べる。

3章では閉鎖性内湾域の海水交換について述べている。閉鎖性内湾域で水質が汚染されているのは、その海域に多量の汚染物質が負荷されていることにもよるが、海水交換が小さいこともその大きな原因の一つである。ここでは主として水理模型実験により、海水交換の考え方、海水交換のメカニズムを述べながら、海水交換促進の方法について述べている。

4章では、閉鎖性内湾域の大船渡湾の水質と貧酸素水塊の形成について述べている。同湾では、津波の被害を防止するために、人為的に海域を閉鎖性に行っている。そのために海水交換が小さくなり、貧酸素水塊の形成や富栄養化現象が発生している。ここでは、海域に生息する

生物にとって最も重要な溶存酸素に焦点を絞り、貧酸素水塊の形成のメカニズムについて簡単なモデルで考察している。また、水質改善施策の検討を実施している。

5章では、底質浄化による水質浄化の現地実験について述べている。閉鎖性内湾域では海底にヘドロが堆積しており、そこから栄養塩が溶出することが知られている。この栄養塩の溶出が内湾域の汚染負荷の一つになっている。このために、周辺からの汚染負荷量がかなり減少しているのに、湾内の水質改善があまり進んでいないという現状がある。ここでは、覆砂・浚渫による底泥からの栄養塩の溶出を削減するための現場実験を行い、溶出量の削減、底質の改善効果、および覆砂・浚渫による水質改善効果に関する検討を行っている。

最後に6章でまとめという構成になっている。

2. 閉鎖性内湾域における水質環境の把握とその予測手法

2.1 まえがき

閉鎖性内湾域とは、周囲を陸岸等に囲まれた比較的狭い開口部をもつ海域をいう。閉鎖性の強い内湾域は外海からの波の侵入が少なく、比較的静穏な海域であることが多い。このような環境を持つ海域は、水産業のみならず、海運、レクリエーションにも有効に活用され、多目的に利用されている。我国の代表的な内湾域を考えてみると、そこでは古くから港が発達し、漁業、海運業に利用されてきた。最近のウォーターフロント開発においても、内湾域の沿岸部での開発が主であり、静穏海域を持つ内湾域は経済的にも人間生活においても重要な領域である。利用価値の高い海域の沿岸部には、古くから都市が発達してきた。

表-2.1に東京湾、大阪湾、伊勢湾の自然条件、社会条件等の概略を示す。我国の三大都市圏の関東圏、近畿圏、中部圏は、そこに隣接する東京湾、大阪湾、伊勢湾の背後圏として発達した都市である。特に、戦後の我国の経済構造が、海外から価格の安い原材料を輸入し、それを製品化して再び海外に輸出するという加工貿易であったため、臨海部の開発が盛んに行われた。京浜工業地帯、阪神工業地帯、および中京工業地帯は、このような臨海部での開発および内湾域での内航・外航航路の利用と大きな背後圏をバックに発達したものである。

このように高度に利用された閉鎖性内湾域の水質は汚

染されていることが多い。この原因としては、①：周辺からの汚染負荷が多いこと、②：湾口部が狭いので、外海との海水交換が小さい、の2つが主として考えられる。

図-2.1に内湾域の水質環境の模式図を示す。内湾域の水質汚染の根本原因は、陸域からの汚染物質の負荷である。これが、潮流等の流れによって運ばれながら乱れによって拡散し、海底に沈降・堆積するか湾口部における海水交換によって海洋に流出する過程を経る。この際に、この栄養塩を利用して植物プランクトンの増殖や種々の自浄作用等のプロセスが、海域の水質環境に関与する。内湾域の水質は、この陸域からの負荷と海水交換や酸化や沈降のような自浄作用とのバランスから決定される。

表-2.1 東京湾、大阪湾、伊勢湾の自然条件・社会条件

	東京湾	大阪湾	伊勢湾
緯度・経度	北緯 35.5° 東経 139.8°	北緯 34.6° 東経 135.2°	北緯 34.8° 東経 136.8°
大きさ	南北50km 東西25km	南北60km 東西30km	南北60km 東西30km
面積	960 km ²	1400 km ²	1740 km ²
平均水深	15.8 m	28 m	19.5 m
容積	1.5x10 ¹⁰ m ³	4.18x10 ¹⁰ m ³	3.39x10 ¹⁰ m ³
湾口幅	7.3 km	8.8 km	11.4 km
湾口平均水深	32.6 m	58.0 m	41.0 m
背後圏の人口	2500 万人	1500 万人	1000 万人
負荷量	COD: 286 t/day T-N: 320 T-P: 26 (環境庁, 1995)	COD: 286 t/day T-N: 206 T-P: 14.4 (環境庁, 1995)	COD: 246 t/d T-N: 124 T-P: 12.4 (環境庁, 1995)
河川流量	317 m ³ /s	279 m ³ /s	595 m ³ /s
背後圏	東京, 神奈川 千葉, 埼玉	大阪, 兵庫 京都	愛知, 三重 岐阜

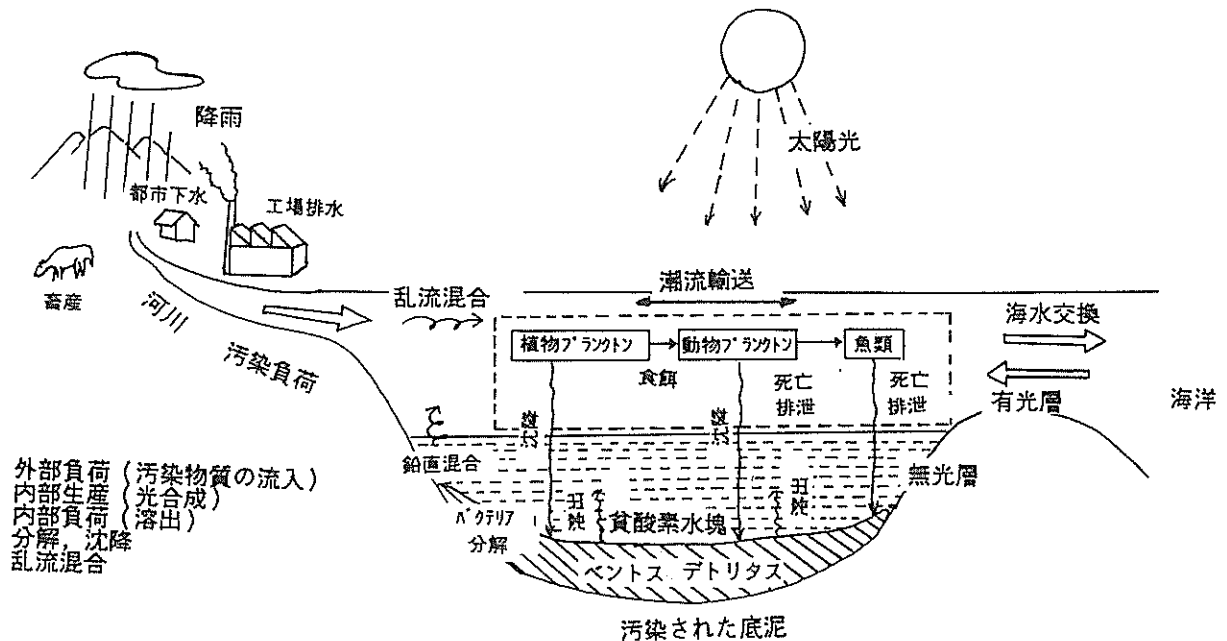


図-2.1 内湾域の水質環境の模式図と汚染物質の循環図

すなわち、湾内に流入する汚染負荷量が、海水交換によって外海に流出する量と自然の浄化能力を越えると汚染物質は湾内に蓄積し、それが海底に堆積するという過程をたどる。したがって、基本的には上述の2つの理由が閉鎖性内湾域の水質汚染の原因であると考えることができる。

本章では、上述のような閉鎖性内湾域の水質環境を把握するために、まず、2.2において、閉鎖性内湾域の地形特性と閉鎖度について述べ、2.3において、沿岸域の流れの特性について述べている。また、2.4において、物質を輸送する流れの成分の内、大きな役割を果たす恒流の特性について、潮流観測結果を用いて述べている。次に、2.5において、以上のような地形特性、流れの特性を持った閉鎖性内湾域の水質環境について、東京湾、大阪湾の水質調査結果を用いて述べ、水質データの解析法についても論じている。続いて、閉鎖性内湾域の水質

に関する環境影響評価や水質改善施策の検討手段として、2.6に、水理模型実験による流れと物質拡散の予測法、また2.7において、数値模型による水質予測手法の概説とその考え方を述べている。最後に、2.8でまとめという構成になっている。

2.2 閉鎖性内湾域の閉鎖度

図-2.2に我国の代表的な閉鎖性内湾域を示す。北から、陸奥湾、東京湾、伊勢湾・三河湾、大阪湾、瀬戸内海、有明海、鹿児島湾である。この中で、特に大都市を背後圏に持つ東京湾、大阪湾、伊勢湾・三河湾の水質汚染がひどいといわれている。どの海域も開口部が狭い特徴を持っている。このように湾口部が狭い海域を閉鎖性内湾域と呼ばれる。海域の閉鎖性の程度を表す指標として、村上(1985)は次式のような閉鎖度指数を提案している。

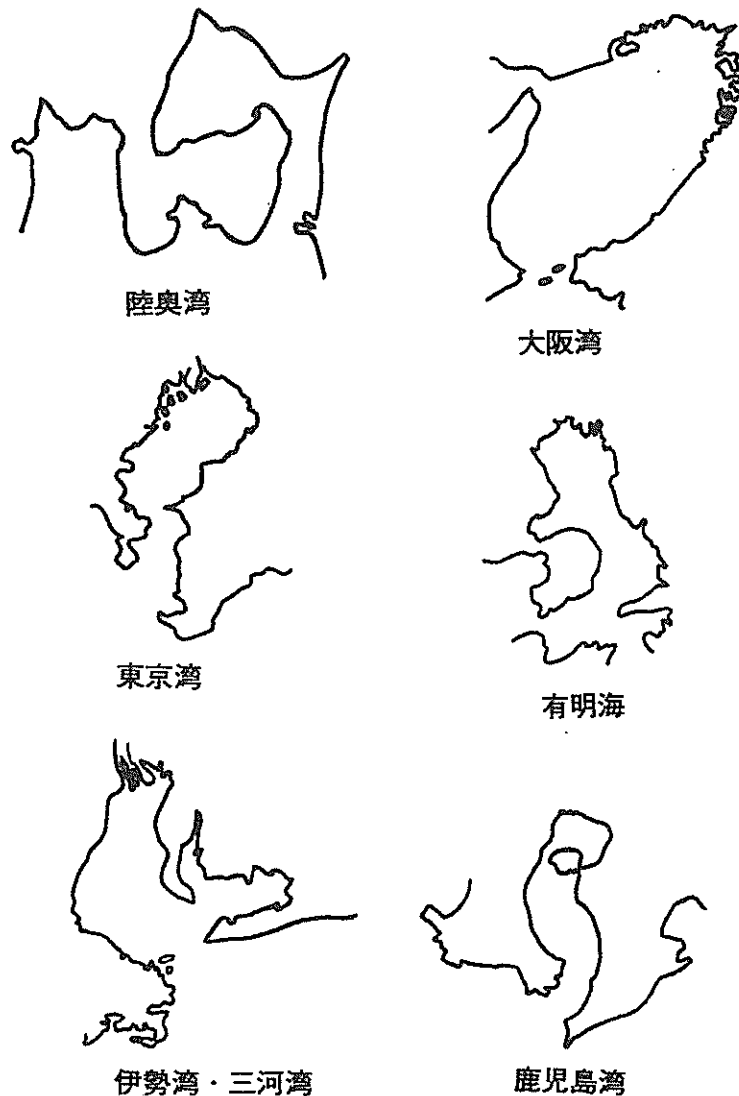


図-2.2 我国の代表的な閉鎖性内湾域

$$\text{閉鎖度指数 (E. I.)} = \frac{\sqrt{S \cdot D_1}}{W \cdot D_2} \dots\dots(2.1)$$

ここに、

- S : 湾の面積、
- D₁ : 湾内の平均水深、
- W : 湾口部の幅、
- D₂ : 湾口部の平均水深

である。この指標は湾内の水容積、湾口の断面積等の地形条件によってのみ規定されており、海水のタイダルプリズムに関連する潮位振幅等の流れの条件が考慮されていない問題点は残るが、海域の閉鎖度を簡易的に表す指標とはなりうる。村上によればこの閉鎖度指数が2以上の場合には閉鎖性海域に、1以下の場合には開放性海域に、また1~2の場合には半閉鎖性水域に分類されるとしている。

表-2.2(a)、(b)に我国及び海外の代表的な内湾域の閉鎖度指数を式(2.1)によって求めたものを示す。なお、表中の括弧内の数値は湾口防波堤の建設により、閉鎖度指数が変化した海域の防波堤建設以前の値を示している。地形的要因のみによって規定された指標ではあるが、水質汚染が問題となっている東京湾、大阪湾の閉鎖度指数が2.3前後の値を示し、ほぼ妥当な分類となっている。しかし、水質汚染が進んでいると思われる三河湾での閉鎖度指数が1.3となっていることを考えると、さらに他の要因も考慮する必要があるであろう。

海水交換は、湾外に流出した湾内水がきれいな外海水と交換して湾内の再び戻る現象であるから、湾内と湾外を出入りする入退潮流が重要な役割を果たす。入退潮流量は、その海域の潮汐による潮流、海流、密度流、吹送流等の流れによって規定される。したがって、海水交換は湾内、湾外の流況、特に湾口部での流況が重要となる。

潮汐による入退潮流(タイダルプリズム)は、湾口部の地形条件には関係なく、干潮から満潮までの潮位差に内湾域の面積を掛けた容積によって規定される。この容積の海水が潮流によって外海域から内湾域に流入する。したがって、内湾域の面積の大きい、また干潮差の大きい海域でのタイダルプリズムは大きい。

一方、海流・密度流・吹送流等の流れは湾口部において水平循環流あるいは鉛直循環流となることが多い。このような循環流は、湾口部を出入りする入退潮流ではあるが、ある断面で流入、他の断面での流出を同時に行うことが多いので湾内の潮位を大きく変化させない。水平循環流、鉛直循環流ともその流れが大きいほど入退潮流量は大きい。このような循環流は、湾口部の地形条件が大きく影響する。こういった意味で、潮汐によるタイダルプリズムとは大きく異なる現象である。このような海流、密度流、吹送流等による水平・鉛直循環流による海水交換は湾口部の断面積に大きく影響を受ける。

以下に、閉鎖性内湾域の流況特性、恒流特性、水質特性について述べる。

表-2.2(a) 我国の代表的な内湾域の閉鎖度指数

類型	流況	湾名	面積	水深	湾口幅	水深	E. I.
閉鎖性海域 E. I. > 2.0	潮流が卓越	錦江湾	250 km ²	136 m	2.1km	33 m	31.0
		大村湾	320	14.8	0.33	32.2	24.9
		大船渡湾	7.9	14.9	0.2	16	13.1
		釜石湾	8.93	30	0.3	19	15.7
		鹿児島湾	1130	100	10	70	4.8
		須崎湾	3.3	10	0.3	15	4.0
		有明海	1700	20	4.4	50	3.7
		東京湾	960	15.8	7.3	32.6	2.1
		大阪湾	1400	28	8.8	58	2.1
		陸奥湾	1720	32.6	10.5	62.7	2.1
		三河湾	604	9.2	9.0	19	1.3
		伊勢湾	1740	19.5	11.4	41	1.7
		博多湾 (大船渡湾)	125 (7.9)	12 (14.9)	5.4 (0.8)	15 (35)	1.7 (1.5)
半閉鎖性海域 2.0 > E. I. > 0.8	海流と潮流	噴火湾	2270	59	29.7	63.1	1.5
		別府湾	430	35.8	27	46.2	0.6
		(釜石湾) (須崎湾)	(8.93) (3.3)	(30) (10)	(2.3) (1.6)	(42) (15)	(0.9) (0.8)
開放性海域 0.8 > E. I.	海流が卓越	志布志湾	400	35	20	70	0.5
		駿河湾	2300	880	56	1000	0.8
		秋田湾	800	30	50	50	0.3

注：()内数字は津波防波堤建設前の値

表-2.2(b) 海外の閉鎖性内湾の閉鎖度指数

類型	湾名	国名	面積 km ²	水深	湾口幅	水深	E. I.
閉鎖性海域	San Francisco Bay	アメリカ	1240	6.1 m	1.8 km	40 m	3.0
	Chesapeake Bay	アメリカ	11400	8.1	22 km	10 m	3.9
	Guanabara Bay	ブラジル	337	10	1.8 km	25 m	4.1

2.3 閉鎖性内湾域の潮流と開放性沿岸域の潮流

海域の流れで代表的なものとして潮流、密度流、吹送流がある。潮流とは、地球、月、太陽の天体運動において、これらの万有引力と遠心力の差に起因する起潮力によって起こされる海面の昇降運動に基づく海水の水平運動である。密度流とは、海水の密度差に起因する圧力勾配より発生する流れである。海水の密度は水温、塩分により決定される。一般的に、水温が高いと密度は小さく、また塩分が高いと密度は大きい。また吹送流とは、風の接線応力が海面に働くことにより起こされる流れである。

閉鎖性内湾域では潮流が最も卓越した流れとなる。例えば大阪湾の潮汐は、一日2回の満潮と干潮を規則正しく繰り返している。この規則正しい海面の昇降運動は、湾口部からの海水の流入・流出によってもたらされる。したがって、干潮時から満潮時にかけて湾口部から流入する海水量は、ほぼ湾内の面積に潮位変動を掛けた量に等しい。この潮位変動は地球、月等の天体運動に基づくことから規則的であり、したがって潮流も非常に規則的に運動する。図-2.3に示すのは大阪湾の泉南沖において実施した潮流観測のベクトル図の連続記録と同時刻に観測された潮位の記録である(村上他, 1982)。潮の干満にともなって、約12時間の周期で上げ潮時には北流、下げ潮時には南流を規則的に繰り返している様子がわかる。

以上述べたように、潮流の特性は周辺海域の潮位の特性に大きく依存する。表-2.3に示すのは、我国周辺海域の潮汐の主要四分潮の調和定数である。太平洋側の潮位変動は比較的大きく、 M_2 潮で30cm~60cmの振幅となっている。特に瀬戸内海と有明海の潮位振幅は大きく、 M_2 潮で1m以上の振幅を示している。なお有明海は日本一潮位変動が大きいところで、 M_2 潮で121.6cm、 S_2 潮で51.3(約4.5mのタイダルレンジ)となっている。これに対して日本海側の潮位変動は非常に小さく、 M_2 潮で4~6cmの振幅を示しているに過ぎない。

このような潮位変動と湾の形状が内湾域の流れの特性を決定する。表-2.4に示すのは、このような流れの特性の分類を3つに分類したものである(村上・森川, 1983)。カテゴリーIは潮汐が大きくて湾口部が狭い海

域、カテゴリーIIは潮汐が大きくて湾口部が広い海域、カテゴリーIIIは潮汐が小さくて湾口部が広い海域である。その他のカテゴリーも考えられるが、流れの特性を分類するには上記3つのカテゴリーが代表的であると思われる。

東京湾や大阪湾のように太平洋側に位置し、湾口部が狭い閉鎖性内湾域はカテゴリーIに属する。図-2.4(a)、(b)に、大阪湾における潮流観測の結果を示す(運輸省三建, 1980)。(a)は上げ潮時(明石海峡西流最強時)の潮流図を、(b)は下げ潮時(明石海峡東流最強時)の潮流図を示す。湾内の潮流は図-2.3に示したように規則的であり、上げ潮時には紀伊水道から流入して播磨灘に流出し、下げ潮時にはその逆のパターンとなっている。

湾口幅が広くなると、潮流の特性も異なってくる。太平洋側の多くの湾はカテゴリーIIに属す。例えば志布志湾は、潮位振幅はかなり大きいので規則的な潮流成分もみられるが、湾口部が広いために沖を流れる黒潮等の海流の影響が湾内の流況にみられる。カテゴリーIIの流況パターンとして、志布志湾の潮流観測の結果から潮流による振動流成分を図-2.5(a)に、海流の影響とみられる平均流成分を図-2.5(b)に示す。振動流成分は3~6cm/sであるのに対し平均流成分は10cm/s前後の流速となっており、振動流成分よりも平均流成分の方が大きな流速となっている。

次にカテゴリーIIIについて述べる。図-2.6に示すのは秋田湾の流況である。秋田湾で実施された流況観測から、代表的な3パターンを示している。このような流況パターンは日本海を流れる対馬暖流の分枝流によって決定される。秋田湾の潮位振幅は非常に小さいので、流速結果から調分解によって潮流成分を取り出すことはあまり意味が無い。スペクトル解析等によって流れの卓越周期を求めれば、その海域の流れの主要因が推定可能となる。ただしスペクトル解析は、潮流成分の中、周期の微妙に異なる分潮の分離はできない。

以上のように、湾内の流れの特性は外力となる潮位の特性と湾口部の面積等の地形形状、および周辺海域の流れによって支配される。

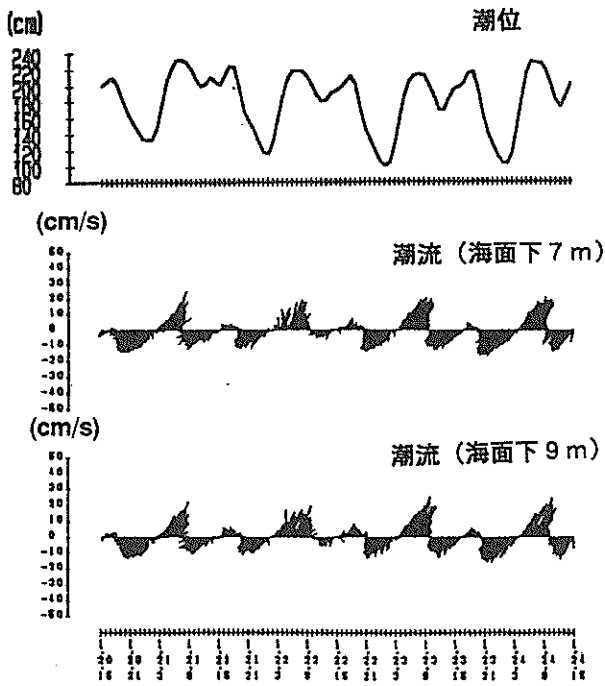


図-2.3 大阪湾泉南沖の潮位と潮流観測のベクトル図の連続記録
(上：潮位，中：海面下7m，下：海面下9m)

表-2.3 我国周辺海域の潮汐の主要四分潮の調和定数

地点	M ₂ 潮 (cm)	S ₂ 潮 (cm)	K ₁ 潮 (cm)	O ₁ 潮 (cm)
釧路(北海道東部)	28.5	12.7	24.8	17.6
室蘭(北海道南部)	36.7	17.3	26.0	21.0
青森(陸奥湾)	18.9	8.4	5.6	3.7
宮古(東北太平洋岸)	29.6	13.5	23.8	19.2
小名浜(東北南部)	29.8	13.8	21.3	16.8
東京(東京湾)	50.9	24.7	24.9	20.0
名古屋(伊勢湾)	65.5	30.9	24.3	18.3
大阪(大阪湾)	30.6	17.3	26.0	19.5
広島(瀬戸内海西部)	102.0	41.9	31.2	22.5
高松(瀬戸内海東部)	63.7	20.4	31.1	20.6
高知(四国南部)	49.2	20.3	21.6	15.6
門司(九州北部)	71.8	32.0	17.2	14.3
油津(九州東部)	52.7	23.0	22.5	17.5
鹿児島(九州南部)	77.6	33.5	24.6	19.1
三角(有明海)	121.6	51.3	26.9	20.7
博多(九州北岸)	54.8	26.0	15.1	14.0
萩(山陰西部)	16.0	8.0	9.0	11.0
境(山陰東部)	3.5	1.1	3.4	3.5
輪島(能登半島)	6.0	2.1	5.2	5.2
新潟(日本海中部)	5.0	2.0	5.0	4.0
秋田(東北日本海岸)	5.0	2.0	5.0	5.0
小樽(北海道西岸)	4.0	2.0	5.0	5.0

表-2.4 流れの特性のカテゴリー

カテゴリーⅠ	カテゴリーⅡ	カテゴリーⅢ
大阪湾	志布志湾	秋田湾
潮汐：大きい 湾口部：狭い	潮汐：大きい 湾口部：広い	潮汐：小さい 湾口部：広い
潮流が卓越している。	潮流と海流の影響が あい半ばしている。	海流の影響が卓越している。
図-2.4参照	図-2.5参照	図-2.6参照

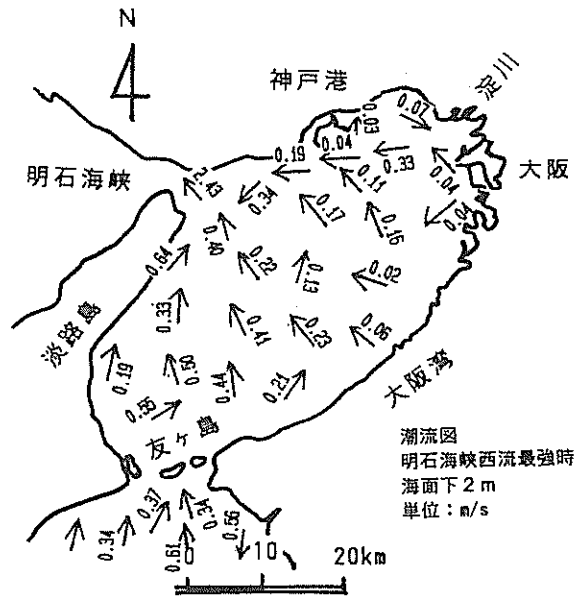


図-2.4(a) 大阪湾の潮流観測結果
(上げ潮時：平均大潮時)

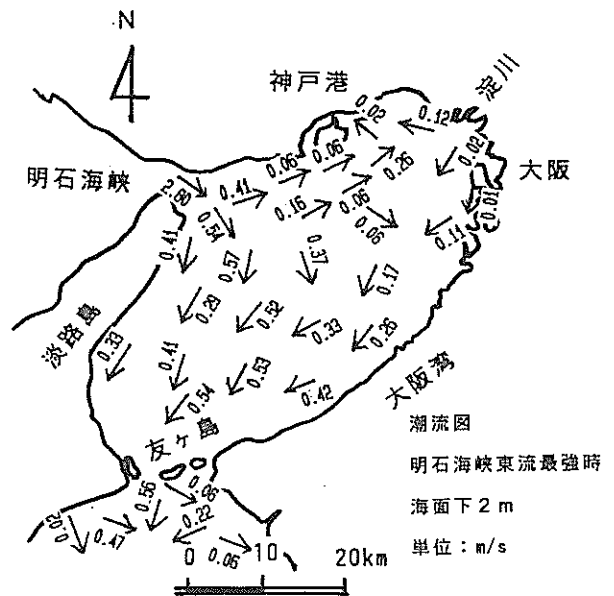


図-2.4(b) 大阪湾の潮流観測結果
(下げ潮時：平均大潮時)

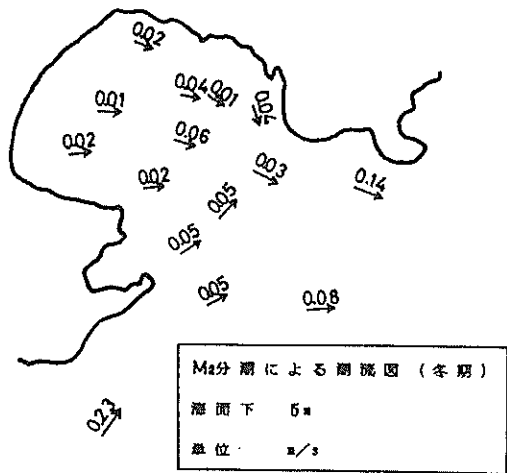


図-2.5(a) 志布志湾の潮流観測結果
(振動流成分：下げ潮時)

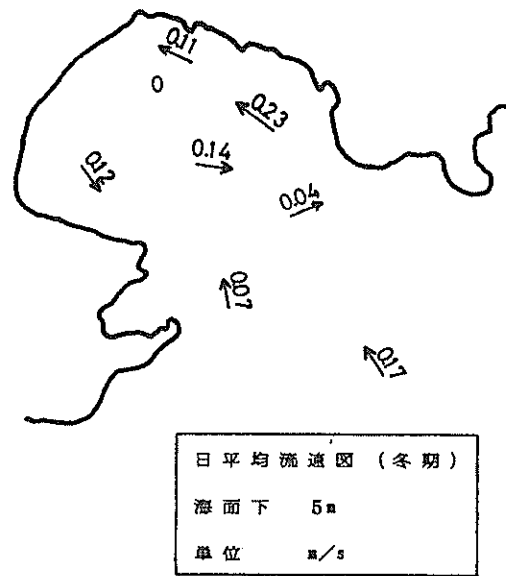


図-2.5(b) 志布志湾の潮流観測結果
(平均流成分)

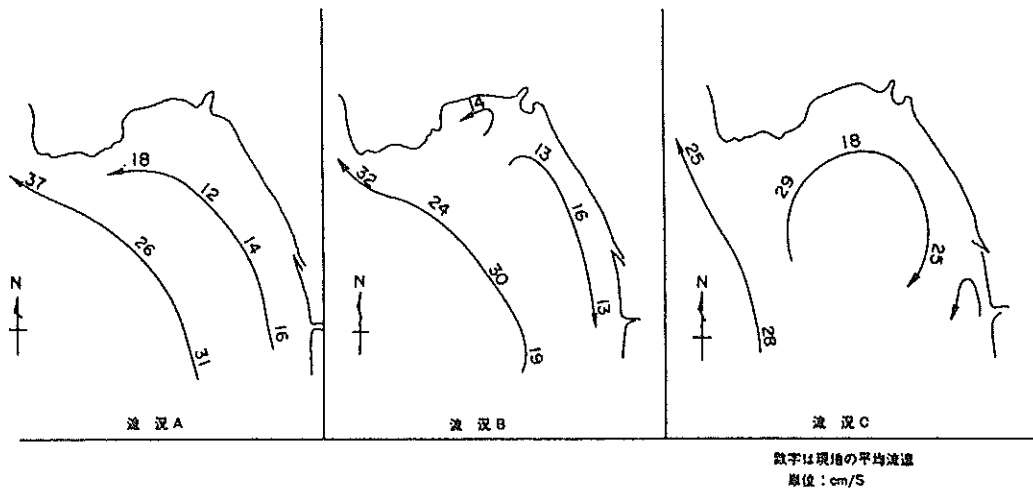


図-2.6 秋田湾の流況パターン (観測結果より分類, 単位: cm/s)

2.4 閉鎖性内湾域の恒流

2.4.1 閉鎖性内湾域の恒流

物質輸送に一方向流成分の寄与が大きいことが知られている (Fischer, 1972, 又は宇野木, 1980)。また、湾内に流入した汚染物質の移動の方向は平均流によって決められる。その意味で、閉鎖性内湾域における恒流の海水交換および水質に及ぼす影響は大きいものと考えられる。

恒流とは本来時間的には変化しない流れ、すなわち潮流の調和分解において定数項で表される流れを恒流と定義されている。しかし調和分解の定数項は、解析に用い

たデータの長さによっても変化するし、また解析期間によっても変化する。したがって、ここでは半日や1日周期の潮流成分よりも周期の長い成分も恒流の一部として取り扱うことにする。

恒流の生成要因としては、主要なものとして潮流の非線形性に基づく潮汐残差流、風の接線応力による吹送流、密度差に基づく密度流がある。

潮汐残差流は、半島や防波堤の背後に形成される循環流に典型的にみられるように、地形性による恒流成分である。大阪湾の恒流は時計周りの循環流が卓越しているといわれている。これは、流れの速い紀淡海峡と明石海峡からの流れの向きと大阪湾の地形形状によるものであ

る。図-2.7に示すのは、数値計算（金子他，1975）より求められた大阪湾の恒流のパターンである。流れの外力条件としては紀伊水道と播磨灘での潮位変動を与えている。したがって、ここで示された恒流は潮汐残差流によって起こされたものと考えることができる。このパターンは、図-2.8に示す現地の潮流観測で得られた恒流の分布（運輸省三建，1980）とほぼ一致する。したがって、大阪湾の恒流は潮汐残差流が卓越すると云える。

これに対して、東京湾の場合は風による恒流成分が卓越していると云われている。図-2.9、2.10に示すのは東京湾の夏期と冬期の平均流の現地観測結果（運輸省二建，1976～1980）である。冬期には時計廻りの循環流が卓越し、夏期には明確ではないが反時計廻りの循環流となっている。これは、水深の浅い方が風の影響を受けやすいことと、夏期の南風、冬期の北風という季節の卓越風と東京湾の水深分布によって説明できる（長島，1982）。しかし、夏期の風の特性は冬期ほど明確でないので、明確な反時計廻りの循環流は得られにくい。そこで、風の変動特性と平均流の変動特性を詳細に見ると、南向きの風が卓越した場合には反時計廻りの循環流が形成することが現地潮流観測（村上他，1988）より得られている。但し、富津岬の背後は季節に拘らず西向きの恒流となっており（村上他，1988、及び運輸省二建，1976～1980）、これは潮汐残差流の影響であると思われる。池田らの数値計算（1981）によると、東京湾における潮汐残差流の影響は富津岬背後の海域でのみ大きく、他の海域では小さいという結果が示されている。

沿岸域における水塊の密度差は、河川からの淡水流入による塩分濃度差より生じる密度差と、海水の温度差より生じる密度差がある。この密度差から生じる圧力勾配は密度流を発生させる。この密度流も湾内の恒流に大きな影響を与える。特に河川が流出する河口域での密度流の役割は大きい。河川からの淡水流入による密度流は、河川においては塩水楔として知られる現象であり、軽い流体が上層から流出し、重い流体が下層を上流に流入するという恒流パターンをとる。同様な現象が東京湾の湾口部においても存在し、上げ潮、下げ潮という往復流が卓越する中で、平均的にみると上層流出、下層流入の鉛直循環流が恒流パターンとして見られる。

夏期の温度躍層の形成は、上層に水温の高い、すなわち密度の小さい水塊が、また下層には水温の低い、すなわち密度の大きい水塊の分布となる。この水塊分布は密度的に安定な状態にあり、鉛直混合が非常にしにくい状態となる。そのため、風による吹送流は上層のみに作用し、下層はその補償流として逆向きに流れる場合が多い。

このように、温度躍層期には上層と下層では流れの状況は大きく異なっている。このように、恒流は上下層での大きく異なる場合がある。

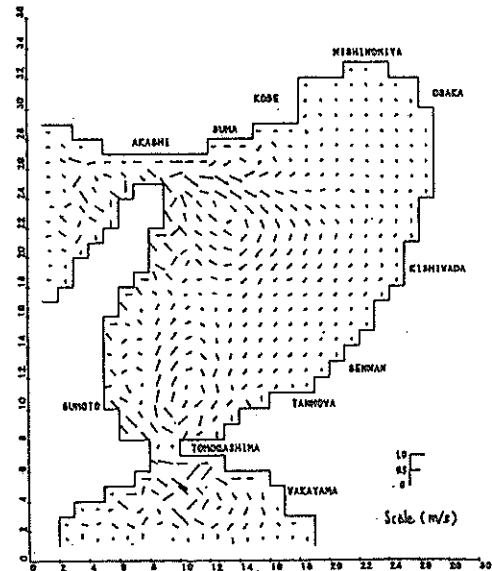


図-2.7 数値計算による潮汐残差流の算定結果（大阪湾、1潮汐間の平均値）

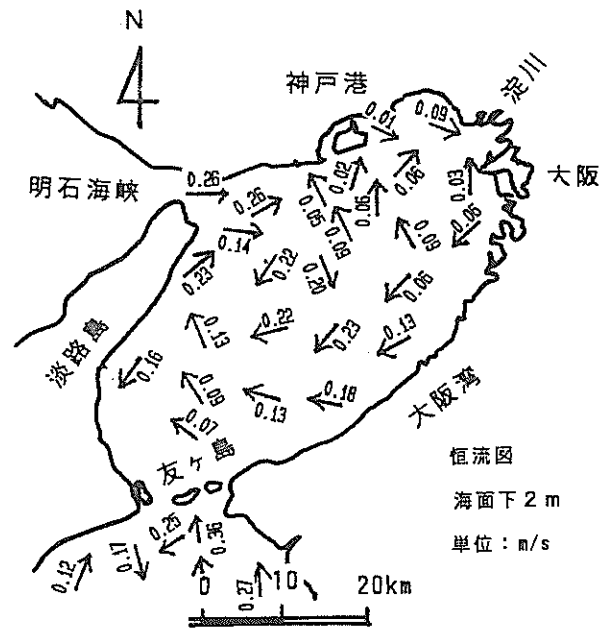


図-2.8 潮流の現地観測による恒流のパターン（大阪湾；運輸省三建）

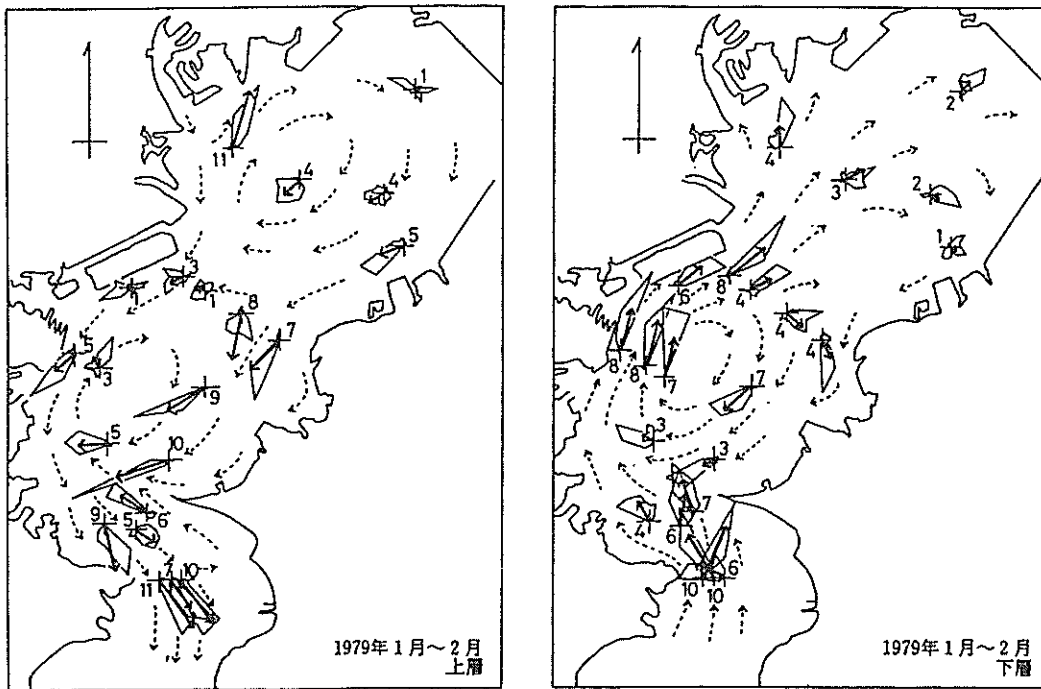


図-2.9 東京湾の恒流の現地観測結果（冬期，左：上層，右：下層，運輸省二建）
 太い実線は1カ月の平均（単位：cm/s），細かい実線は恒流（25時間移動平均）
 の流向の頻度分布，点線は想定される平均流の環流パターン

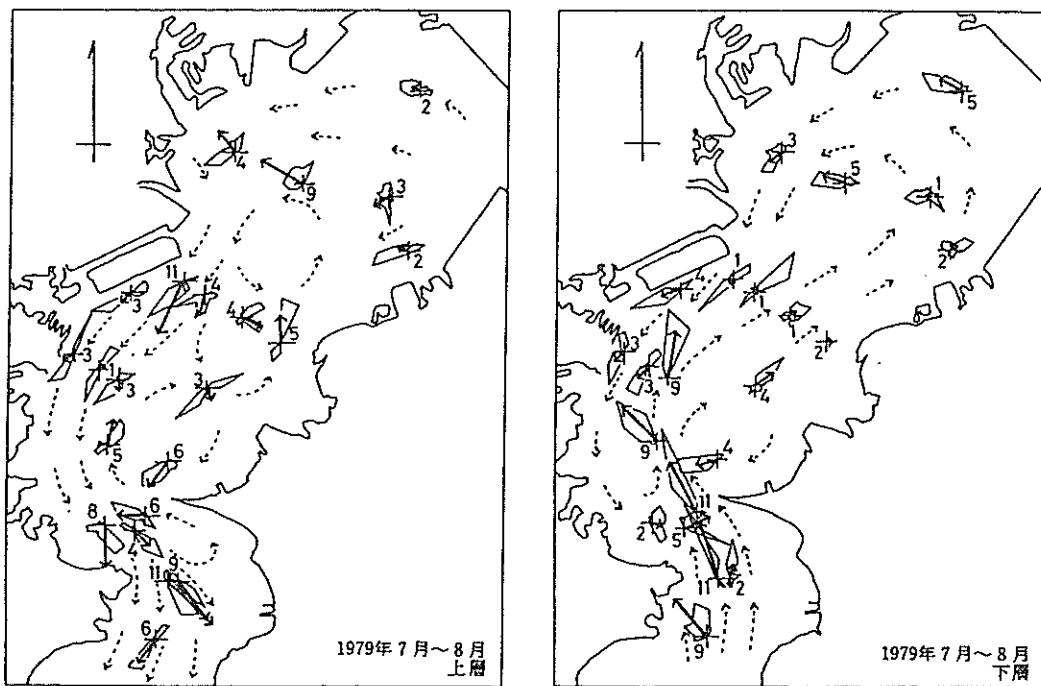


図-2.10 東京湾の恒流の現地観測結果（夏期，左：上層，右：下層，運輸省二建）
 太い実線は1カ月の平均（単位：cm/s），細かい実線は恒流（25時間移動平均）
 の流向の頻度分布，点線は想定される平均流の環流パターン

2.4.2 平均流の変動の観測

恒流とは、変化しない流れを意味する言葉であるが、実際的には潮流の調和分解結果の定数項成分を指す。したがって、データの観測期間によって定数項成分の大きさも変化する。ここでは、この恒流成分を平均流と呼んで、この平均流の変動についての検討を行う。

大阪湾の泉南沖で、4年間にわたる長期の潮流観測を実施した(村上他, 1981, 1982)。潮流観測において、このような潮流の長期間の連続観測はあまり例がない。

図-2.11に示すのは、潮流の長期観測より得られた泉南沖の1年間の平均流速と淀川の年平均流量との関係を示したものである。前述したように、大阪湾の恒流は潮汐差流による時計回りの循環流となっているが、その大きさは湾内に流入する淡水流量に比例した結果となっている。

次に、季節ごとの平均流の変動について示す。図-2.12に示すのは、1978年～1981年の泉南沖の潮流と風、及び淀川の流量の3ヶ月間の平均値の変化である。風は冬期に西風、また夏期に南風が卓越し、各年度でよく似た季節変動を示している。しかし、平均流は風向きとは関係なく、表層においては、春から夏にかけては比較的大きな南向きの流れとなっており、また底層においても冬期は南向きの流れが卓越しているが、夏期には北向き、あるいは弱い南向きの流れとなっている。この原因は、春期から夏期にかけての淡水流入と海域の成層化による上層流出、下層流入の影響が恒流に表れたものと考えら

れる。

なお、潮汐差流による平均流の季節変化は、泉南沖で実施された潮位の調和分解の結果(村上, 1981)から、図-2.13に示すように、 M_2 潮、 S_2 潮の振幅があまり変化しないことより、小さいものと判断される。

これまでは、年平均及び3ヶ月平均という長期の平均流の変動をみてきた。次に、日単位の比較的短期の平均流の変動について述べる。図-2.14に示すのは大阪湾泉南沖(水深19m)で実施された潮流の長期観測の結果

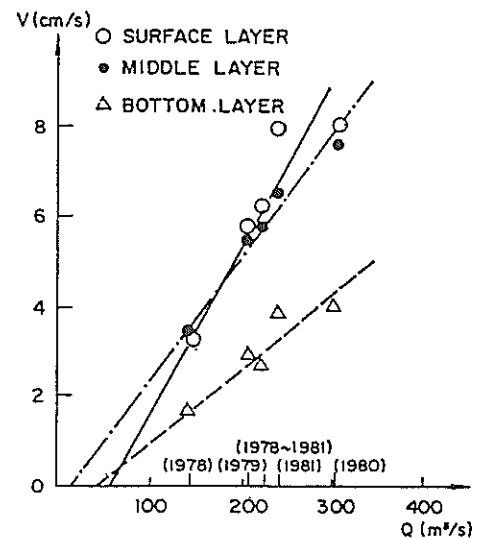


図-2.11 大阪湾泉南沖の恒流(年平均流速)と淀川の年平均流量

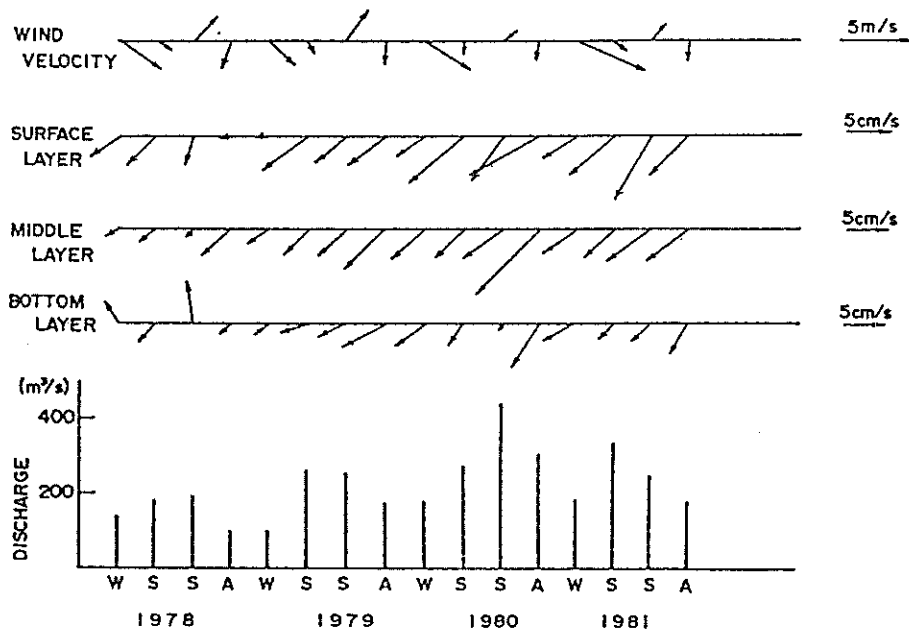


図-2.12 大阪湾泉南沖の恒流(3ヶ月平均)の季節別変動

から、表層（海面下3m）、中層（海面下9m）、下層（海底上2m）の潮流の25時間移動平均と風の24時間移動平均の結果を示したものである。ここでの移動平均操作は、流れの潮流成分あるいは風の日周成分を取り除くことを意味する。風の24時間移動平均値が北向きを示す時期に、潮流の25時間移動平均値が北流となっており、非常によい対応を示している。また、図中の計算値は24時間移動平均風を説明変数に25時間移動平均流の変動を目的関数にして重回帰分析で求めたもので、この結果は観測地の25時間移動平均流と良い対応を示している。このことは、25時間移動平均流の変動は24時間移動平均風でかなりの部分を説明できることを示している。このことより、1日平均の平均流の変動には風の影響が相当見られることがわかる。

以上のことから、大阪湾の恒流はおおまかには時計回りの潮汐残差流が卓越している。しかし、その大きさ等の変動には、比較的長い季節的な変動には温度差や塩分濃度差による密度流の影響が、また比較的短い周期の日単位の変動には風の影響が強いことが分かる。

ただし、風の流れに及ぼす影響は、その地点の水深や地形によって異なる。この点に関しては、複数の地点で観測が実施された東京湾の結果（森川・村上，1986）より示す。東京湾においても、図-2.15に示す10地点で潮流観測を実施した。その結果から、平均風速（24時間移動平均値）と平均流（25時間移動平均値）との相関を求め、湾内の測点の位置および測定深度と風の作用との関係を調べた。測点5、10（図-2.15参照）の平均風（ W_x 、 W_y ）と平均流（ u 、 v ）との相互相関を図-2.16～図-2.17に示す。湾中央部の測点5では表層で風と正の相関を示し、中層・底層では負の相関を示している。これに対し、湾奥の測点10では上下層とも負の相関を示している。この結果は、水深の比較的深い湾中央部（水深19m）では風の影響が表層の平均流に及ぼし、水深の浅い湾奥（水深9m）では、上下層が混合されて、風の影響が上下層に及んでいるものと判断される。湾奥で負の相関を示しているのは、東京湾内に風によって起こされた循環流の方向が風向とは逆方向であることを示している。

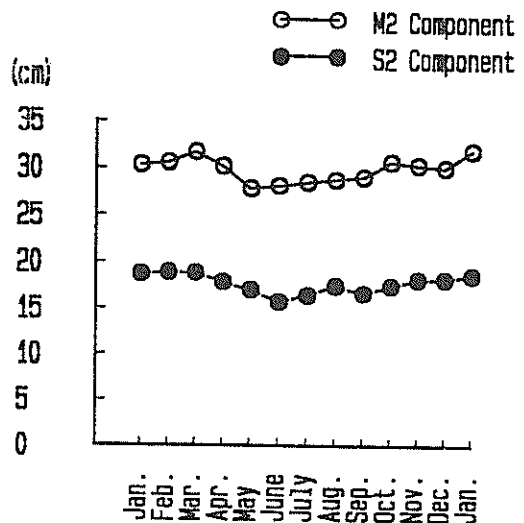


図-2.13 大阪湾泉南沖の潮位の調和定数（ M_2 と S_2 の振幅）の月別変化

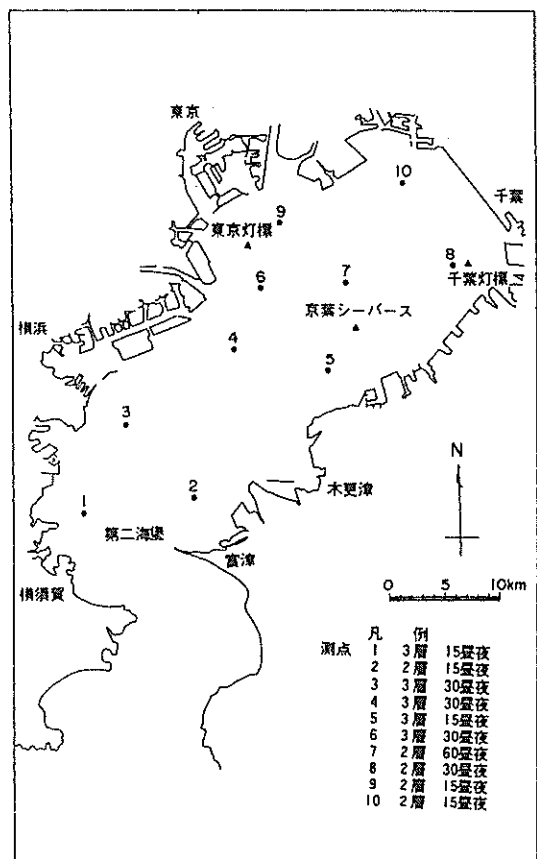


図-2.15 東京湾の潮流測定地点

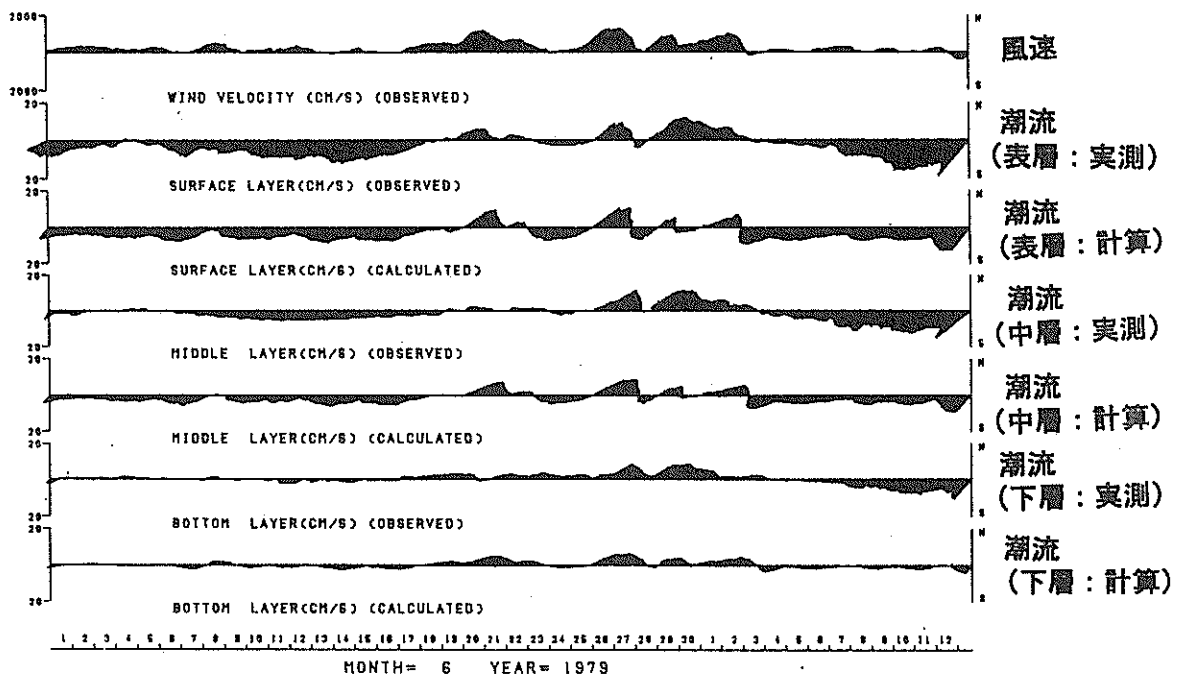


図-2.14 大阪湾泉南沖の潮流の平均的な流れ (25時間移動平均値) の変動と平均的な風速 (24時間移動平均値) との関係
(表層: 海面下3m, 中層: 海面下9m, 下層: 海底上2m)

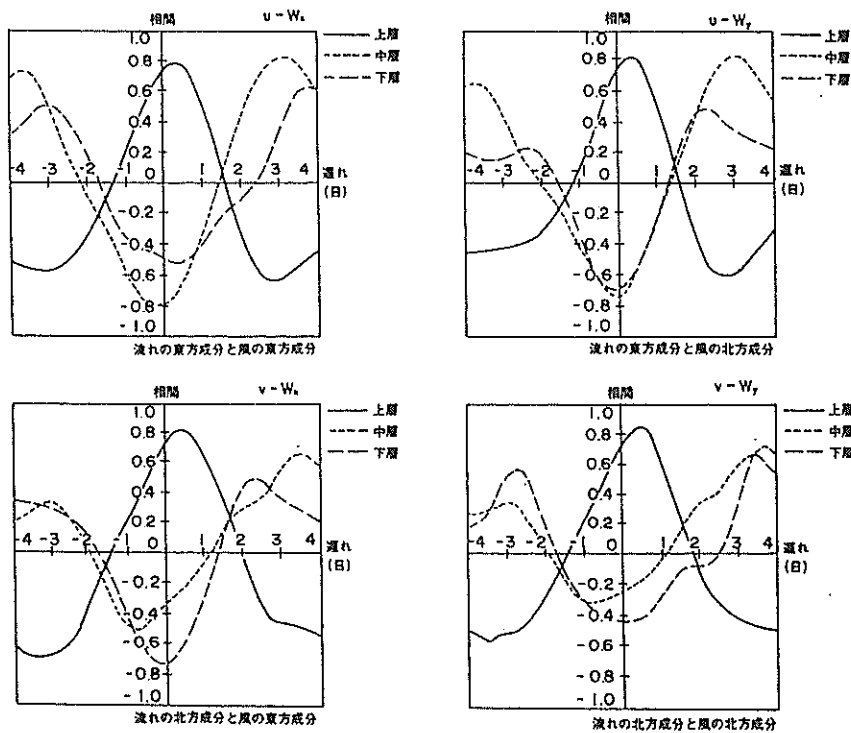


図-2.16 平均流と平均風の相互相関 (東京湾: 測点5, 図-2.15参照)

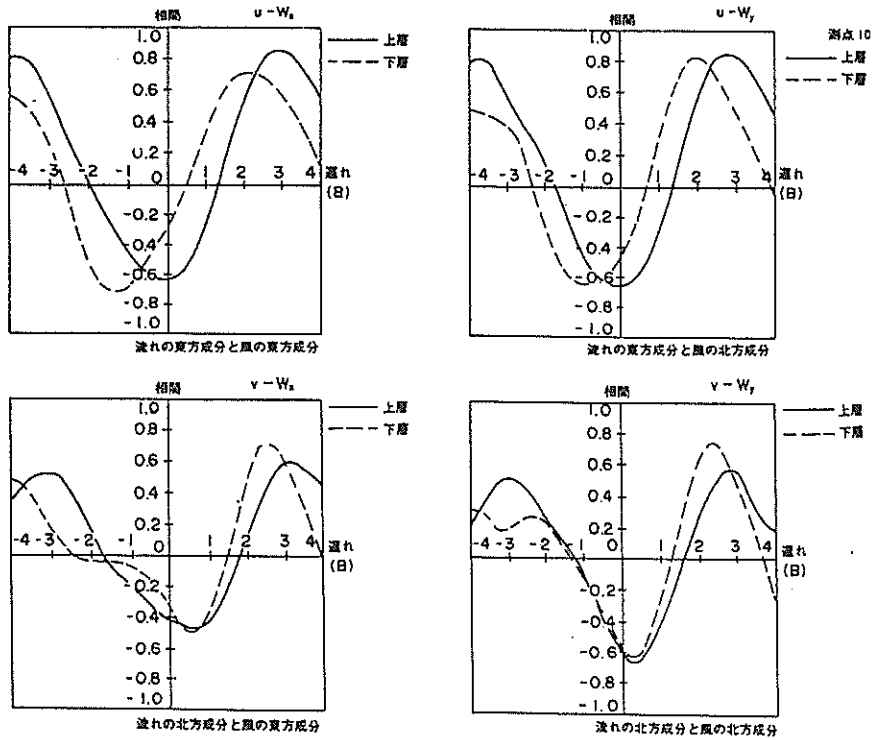


図-2.17 平均流と平均風の相互相関 (東京湾：測点10, 図-2.15参照)

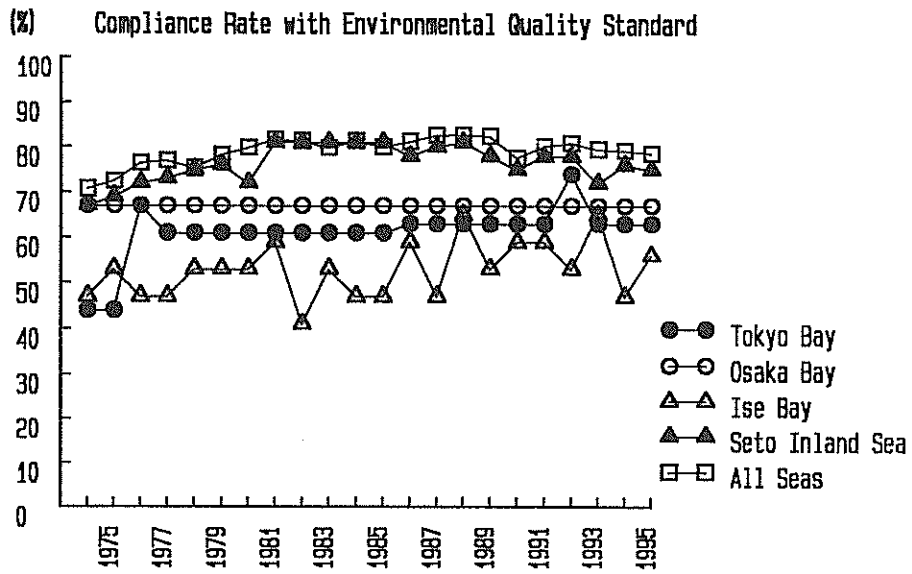


図-2.18 代表的な内湾域の水質基準の達成率 (環境庁)

2.5 閉鎖性内湾域の水質

2.5.1 閉鎖性内湾域の水質の概説

東京湾、大阪湾のような閉鎖性内湾域の水質は汚染されている。水質汚染の問題には、有害物質の汚染と有機物による汚染とがある。環境庁の規定する水質基準も、有害物質に係わる人の健康にかかわる環境基準と有機物による汚染にかかわる生活環境にかかわる環境基準とがある。水俣の有機水銀や神通川のカドミウム汚染のように、重金属等の有害物質による汚染の問題が叫ばれた時代もあったが、我国においては最近では有害物質の問題はほとんど解決されており、現在の水質汚染は富栄養化による有機物の汚染が最も大きな問題となっている。

有機物による汚染の程度は、この有機物を酸化するのに必要な酸素量で示される。水中の有機物を好気性の微生物によって生物化学的酸化分解した際に消費される酸素量がBOD（生物化学的酸素要求量、Biochemical Oxygen Demand）であり、重クロム酸カリのような酸化剤によって化学的に酸化分解した際に消費される酸素量がCOD（化学的酸素要求量：Chemical Oxygen Demand）である。CODは海域の有機物汚染の程度を表す指標として一般的に用いられており、海域における生活環境にかかわる環境基準としても表-2.5に示すように、A類型2 mg/l以下、B類型3 mg/l以下、C類型8 mg/l以下と規定されている。

図-2.18に示すのはこの水質基準の達成率を海域別に示したものである（環境庁編，1997）。東京湾、大阪湾、伊勢湾のような3大湾については達成率はあまり高いといえないが、全国的には80%近い値を示し、ほぼ満足できる達成率が得られている。しかし、海域を個別にみるとまだまだ水質汚染の現状はよくないという評価が一般的である。これは、C類型の基準がCOD値8 mg/l以下と緩いために、どの観測点でもかなり水質は汚染されているのに環境基準を満たしているという結果、すなわち

環境基準を達成していても海域の水質は汚染されているといった状態からくるものである。

このような現状について、東京湾と大阪湾に流入するCODの負荷量から見てみる。図-2.19に示すのは、東京湾、大阪湾に流入するCOD汚染負荷量の変遷（小倉紀男編，1993，他）である。CODの負荷量は、1960年代後半から70年代前半にかけての高度経済成長期にピークを示している。これは、高度経済成長期に臨海部に建設された工業地帯及び都市に集中した人々からの大量の産業排水及び都市下水が無処理で海域に流出されたためである。1970年の環境庁の発足以後、種々の排水規制がなされ、特に東京湾に流入するCODの負荷量を見ると、1960年代後半の1400ton/dayから最近の286ton/dayまで減少している。このように、CODの負荷量に関してはかなりの量の削減がなされてきた。

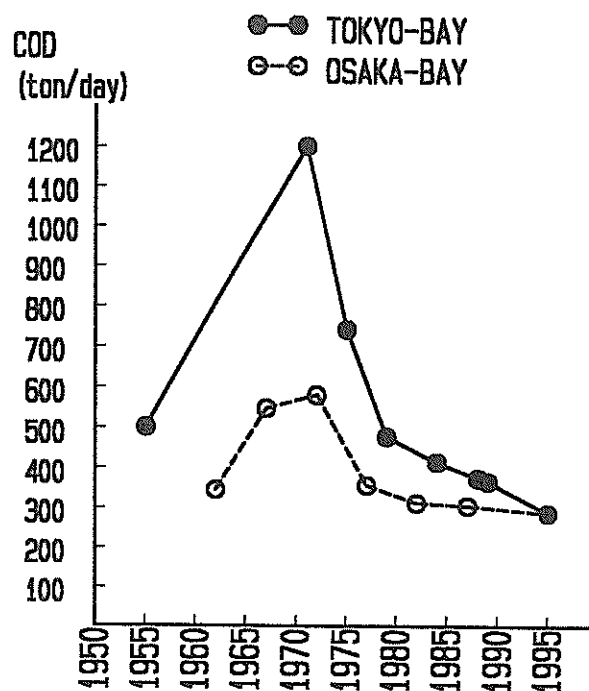


図-2.19 東京湾、大阪湾に流入する総COD量の変遷

表-2.5 海域の生活環境に係わる水質基準の類型指定

項目 類型	利用目的の 適応性	基 準 値				該 当 水 域
		水素イオン 濃度 pH	化学的酸 素要求量 COD	溶存 酸素量 DO	大腸菌 群数	
A	水産1級、水浴 及びB以下の欄 に掲げるもの	7.8以上 8.3以下	2 ppm 以下	7.5 ppm 以上	1000MPN /100ml 以下	別に閣議決定に より水域類型毎 に指定する水域
B	水産2級、工業 用水及びCの欄 に掲げるもの	7.8以上 8.3以下	3 ppm 以下	5 ppm 以上	-	
C	環境保全	7.0以上 8.3以下	8 ppm 以下	2 ppm 以上	-	

図-2.20に示すのは、東京湾の透明度の年平均濃度分布である（環境庁、1990）。(a)が戦後まもなくの分布を、(b)が高度経済成長が最盛期の頃の分布を、(c)が排出の総量規制等による環境保全の成果後の分布である。また、図-2.21に示すのが、東京湾のCOD濃度の変化である。(a)が高度経済成長後期の、(b)が総量規制後の分布である。

東京湾の水質は、戦後まもなくの時期は産業も荒廃し

ており、周辺からの汚染負荷量が小さいことから、透明度で5m以上と非常に良好であった。経済の高度成長期には、海は広大で全てを流してくれるものとの期待から周辺からの汚染負荷を規制する法律もなく、非常に多くの汚濁物質が垂れ流しの状態で東京湾に流入していた。当時の水質は、CODで5mg/l以上となり、また透明度も1m以下の状態になった。1970年代に入り、全国で発生する公害への反省から数多くの水質規制の法律も制定され

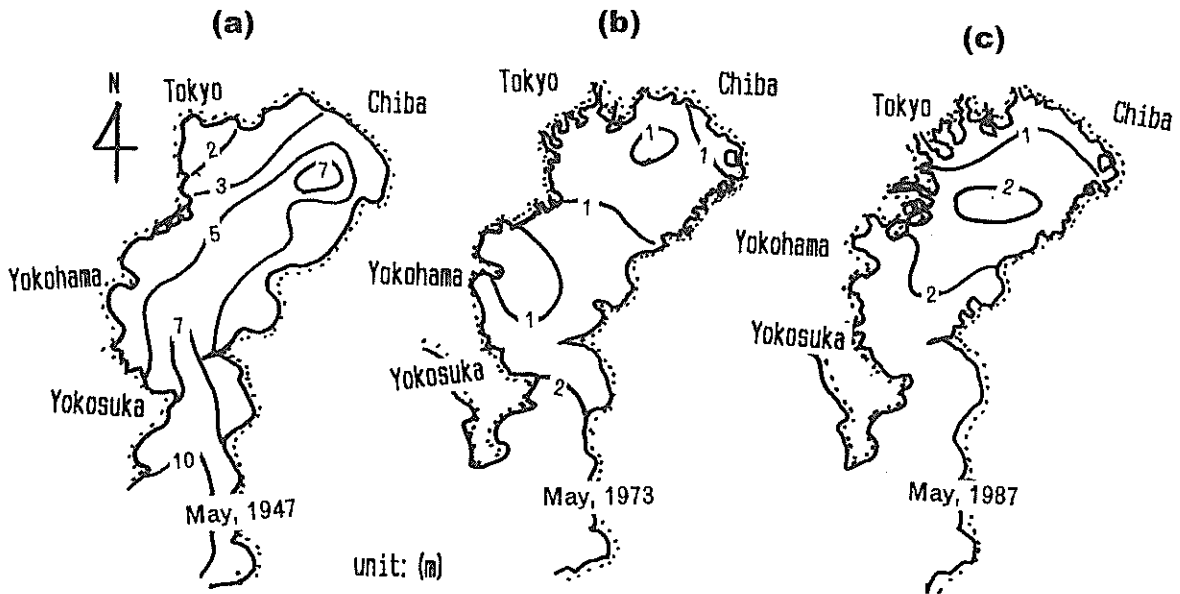


図-2.20 東京湾の透明度の平面分布の変遷 (a : 1947年, b : 1972年, c : 1987年)

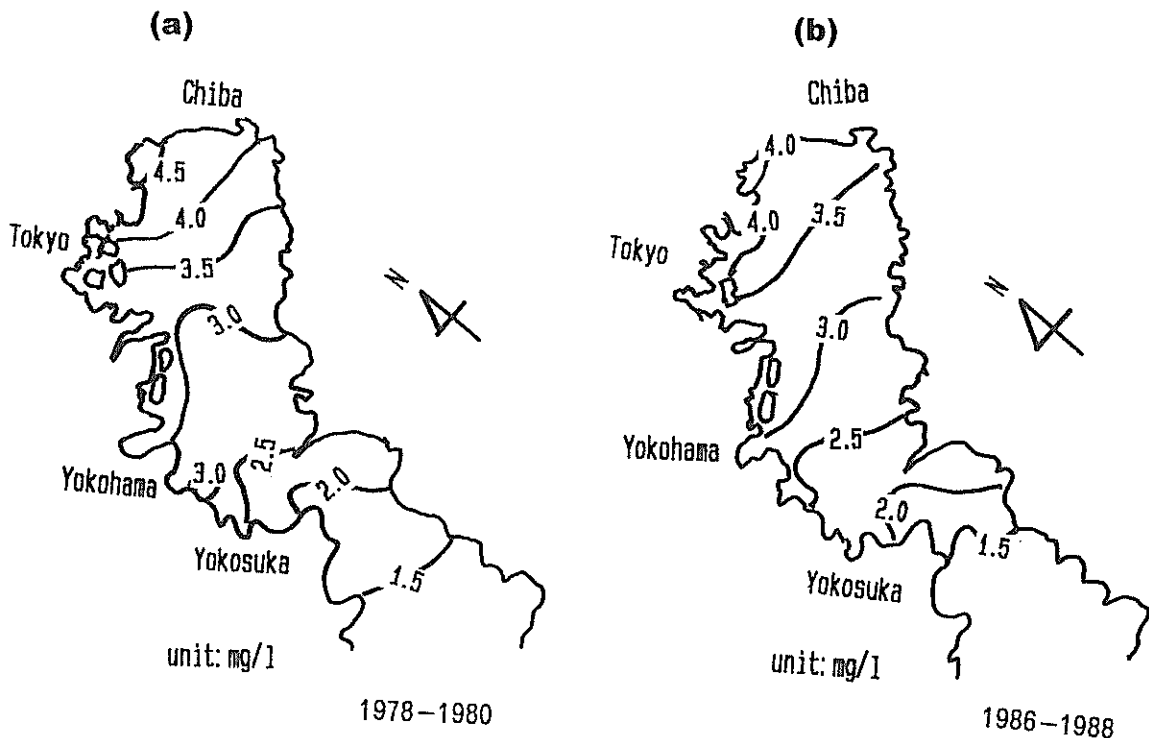


図-2.21 東京湾のCOD濃度分布の変遷 (a : 1978-1980年, b : 1986-1988年)

れた。このため、東京湾に流入する汚染物質もある程度減少し湾内の水質も幾分改善されてきた。CODで云えば、0.5~1 mg/l程度の減少が見られ、透明度も2m程度に改善された。しかし、夏期の東京湾の奥部の水質は恒常的に赤潮が発生して茶色に変色しており、よい水質になったとはとても云える状態ではない。

海域の水質をこれまでCODという水質指標で述べてきた。これは、海水の有機物による汚染を示すよい指標であった。しかし、COD負荷の削減量に対して湾内の水質改善の程度があまり大きくないことなど、水質改善のための施策、あるいは水質指標としては若干の問題点が残った。

湾内の水質を考える場合、湾内の有機物は湾内の栄養塩を利用して光合成により内部生産されるものが大きい。したがって湾内の水質を議論する場合、CODの負荷も重要であるが、植物プランクトンの増殖に必要な窒素、磷等の栄養塩の負荷量も重要である。

図-2.22 (a), (b)に示すのは東京湾の窒素の負荷量の変遷(川島, 1996), および大阪湾の窒素と磷の負荷量の変遷(城, 1991, 他)である。CODの負荷が1970年以降急激に減少しているのに対し、磷については有機磷性の洗剤の使用の減少により、負荷量はピーク時よりは若干減少しているが、窒素については、東京湾では若干減少しているが、大阪湾では依然として増加傾向にある。これが、海域の水質の改善を遅らしている原因の一つであると考えられる。これは、内湾域の水質汚染が富栄養化によるものが主であるので、汚染物質の負荷量に占める栄養塩の負荷量を減少させる必要があることを示している。しかし、栄養塩の負荷の削減は、窒素・磷等の栄養塩が人間の生活活動や農業生産に深く関与していることから容易なことではない。図-2.22 (b)からもわかるように、高度経済成長以前の1955年には総窒素・総磷の大阪湾への負荷量は、それぞれ約40ton/day, 4ton/dayであったのに対し、高度経済成長後の1995年には、総窒素・総磷とも206 ton/day, 14.4 ton/dayへと大幅に増加している。これには我々の生活様式の変化等、種々の原因が考えられるが、海外からの食料、化学肥料、飼料等の輸入の増加も原因の一つであると考えられる(川島, 1966)。

このように、経済の高度成長にともなって東京湾や大阪湾等の大都市近傍の内湾域への栄養塩の負荷量が大きく増加しているのは事実である。ただし、磷のように合成洗剤の使用を制限したことによってある程度負荷量が減少したことは、我々の生活様式を変換することによって栄養塩の負荷を削減できる可能性を示唆しているもの

と考えられる。

窒素、磷等の栄養塩は植物や動物の生育に必要な欠くべからずのもので、水産業や海域の生物の生息にとって非常に重要な物質である。しかし、東京湾や大阪湾のような大都市近傍の閉鎖性内湾域では周辺からの栄養塩の負荷が多量である上に、内湾水と外海水との海水交換が小さいために、湾内に栄養塩濃度が過剰に滞留して富栄養化の状態となる。

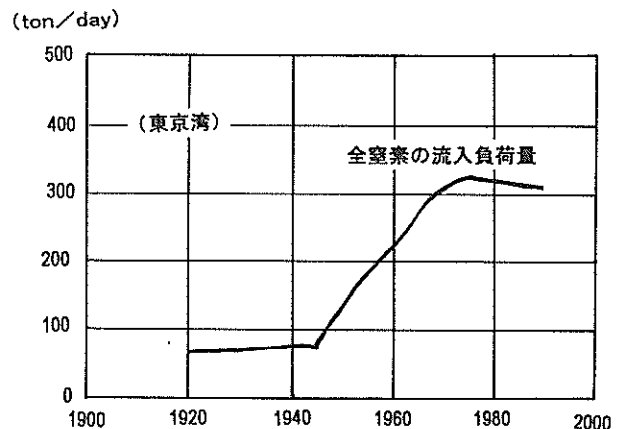


図-2.22 (a) 東京湾に流入する総窒素 (T-N) の変遷

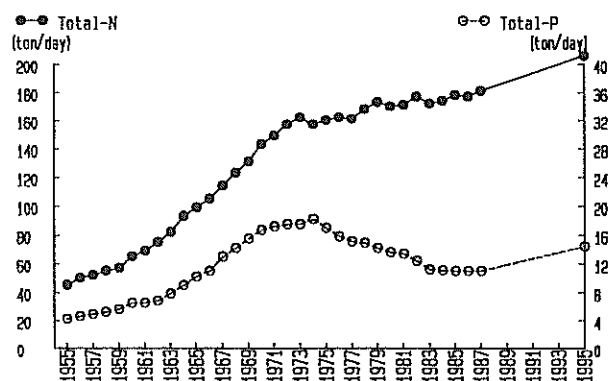


図-2.22 (b) 大阪湾に流入する総窒素 (T-N), 総磷 (T-P) の変遷

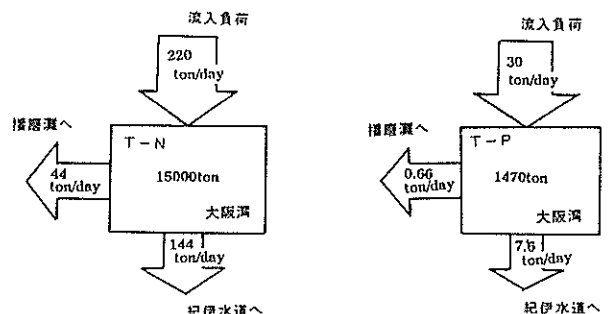


図-2.23 大阪湾の栄養塩 (T-N, T-P) の収支 (柳らより, 1985)

表-2.6 海域の栄養塩濃度の水質基準の類型指定

(a) 窒素と磷の環境基準値 (基準値は年平均値)

類型	利用目的	環境基準値	
		全窒素	全磷
1	自然環境保全 (自然探勝等ができる)	0.2 mg/ℓ 以下	0.02 mg/ℓ 以下
2	水産1種 (多様な水産生物がバランスよく安定して漁獲できる), 水浴	0.3 mg/ℓ 以下	0.03 mg/ℓ 以下
3	水産2種 (魚類を中心とした水産生物が多獲できる)	0.6 mg/ℓ 以下	0.05 mg/ℓ 以下
4	水産3種 (汚濁に強い特定の水産生物が漁獲出来る), 工業用水及び生物生息環境保全 (年間を通じ底生生物が生息できる限度)	1.0 mg/ℓ 以下	0.09 mg/ℓ 以下

(b) 排水基準値

窒素含有物	最大値 120 mg/ℓ (日平均値 60 mg/ℓ)
磷含有物	最大値 16 mg/ℓ (日平均値 8 mg/ℓ)

*1日当りの平均的な排出量の量が
50 m³以上の事業場に適用される。

柳ら(1985)によれば, 大阪湾での栄養塩の収支は図-2.23に示すように算定されている。総窒素に関しては, 大阪湾内に流入するのが220ton/dayで, また海水交換により大阪湾から紀伊水道に144ton/day, 播磨灘に44ton/dayが流出している。総磷についても, 30ton/dayが大阪湾内に流入し, 7.6ton/day, 0.66ton/dayがそれぞれ紀伊水道, 播磨灘に流出している。この算定結果によると, 総窒素, 総磷とも大阪湾では流入量が流出量を上回っており, 栄養塩は湾内あるいは海底に蓄積していることになる。このようにして海域に栄養塩は蓄積して富栄養化は進行する。

富栄養化された海域では, プランクトンが異常に繁殖して赤潮を引き起こしたり, また海底に堆積したプランクトンの死骸が底層の酸素を消費して貧酸素水塊の形成, 青潮を引き起こす。このように, 栄養塩は内湾域に過剰に存在することが問題となる。したがって, 最近では海域の水質を保全するためにはCODの基準とともに栄養塩濃度の基準も必要であるとして, 新たな環境基準が表-2.6に示すように追加されている。また, 最近では生物の生息環境の観点から, 溶存酸素濃度が低くならない, すなわち貧酸素水塊を形成しないことが湾内の水質を考える上で重要な要素となっている。

2.5.2 東京湾の湾口付近における水質調査

閉鎖性内湾域の水質の現状を把握する目的で, 東京湾

の湾口付近において月1回の頻度で3年間にわたって水質調査を実施した(村上他, 1983, 1984)。水質と一言でいっても表-2.7に示すように, 非常に多くの項目がある。ここでは, 水質分析の専門家ではない筆者らが比較的簡易に測定でき, かつ水質を説明するに重要と思われる項目についての測定を実施した。表-2.8に, 本調査で実施した水質の調査項目を示す。また, 図-2.24に水質の測定点の位置を示す。観音崎と富津岬を湾口とすれば, 測点1~3は湾外, 測点4~6が湾口, 測点7~9が湾内に位置する測点である。

図-2.25~図-2.30に, 代表的な水質項目の夏期と冬期の水質測定結果を示す。これらの結果から, 内湾域の水質の特性として以下のように簡単にまとめられる。

湾口付近の水温は図-2.25(a), (b)に示すように, 夏期には上下層間で水温差があり, 表層で高く底層で低い分布となっている。また, 湾内の水温は湾外の水温に比べて高い値を示す。これに対して冬期の湾口付近の水温は, 上下層であまり差はなく, 表層の方が幾分低い。また, 外海水温に比べると湾内水温は2~3℃低い。これは, 湾内の方が外海に比べて水深が浅いので, 温まりやすく冷えやすいためである。また, 夏期に上層間に大きな水温差ができるのは, 表層で温められた水塊の密度が小さいので湾内の水塊は密度的に安定になり, 上下層間の鉛直混合が小さくなって, 温度躍層が形成されやすいためである。

表-2.7 主要な水質指標

水質項目	
日射量 (insolation flux)	
気温 (atmospheric temperature)	
風向・風速 (wind direction and velocity)	
波高 (wave height)	
水温 (water temperature)	
塩分 (salinity)	
水素イオン濃度 (exponent of hydrogen concentration)	
溶存酸素 (dissolved oxygen)	
水中照度 (illumination)	
濁度 (turbidity)	
懸濁物 (suspended solid)	
クロロフィル-a (chlorophyll-a)	
総有機物炭素 (total organic carbon)	
溶存有機物 (dissolved organic materials)	
総磷 (total phosphorus)	
有機態磷 (organic phosphorus)	
無機態磷 (inorganic phosphorus)	
総窒素 (total nitrogen)	
硝酸態窒素 (nitrate nitrogen)	
亜硝酸態窒素 (nitrite nitrogen)	
アンモニア態窒素 (ammonia nitrogen)	
有機態窒素 (organic nitrogen)	
珪酸 (sillicic acid)	
化学的酸素要求量 (chemical oxygen demand)	
生物化学的酸素要求量 (biochemical oxygen demand)	
透明度 (transparency)	
色度 (chromatality)	
酸化還元電位 (oxydation reduction potential)	

表-2.8 東京湾の調査で測定された水質項目

項目	水質調査法
1. 気温	棒状水銀温度計
2. 水温	サーミスター温度計 (EIL Type MC5/2)
3. 塩分	電気伝導度式塩分計 (EIL Type MC5/2)
4. 溶存酸素	隔膜電極式 (YSI Model 57) ウィンクラー・アジ化ナトリウム法 (JIS K0102)
5. 透明度	透明度板 (白色板)
6. 照度	水中放射照度計 (融合社2501-A)
7. 浮遊物質	採水後 JIS に基づき濾過
8. 流向・流速	流向・流速計 (鶴見精機 TSV-2)
9. 風向・風速	ピラム風速計 (現場型風速計)
10. 水色	フォーレル・ユレ水色標準器
11. 色名	日本色研 色名帖
12. COD	採水後 100℃ による過マンガン酸カリウムによる 酸素消費量 (JIS K0102)
13. 濁度	透過式濁度計 (協和商工 TBM-II)

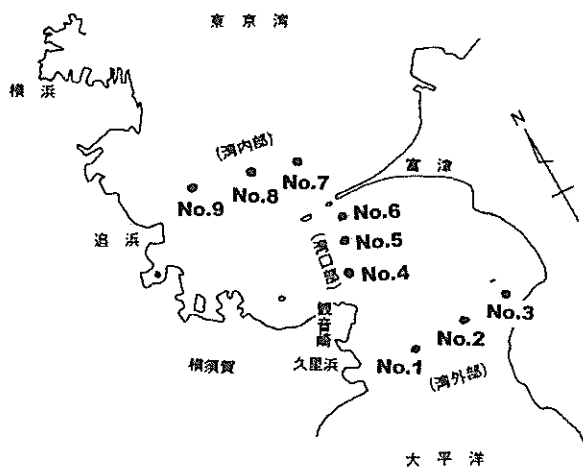


図-2.24 東京湾口付近での水質調査地点

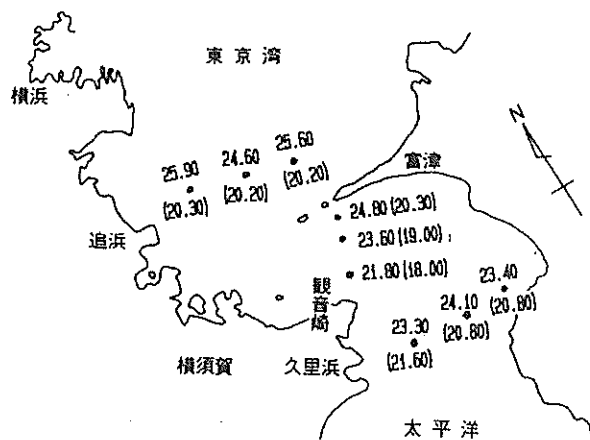


図-2.25(a) 東京湾口付近の夏期の水温分布
(表層: 括弧内の数値は20m層, 単位: °C)

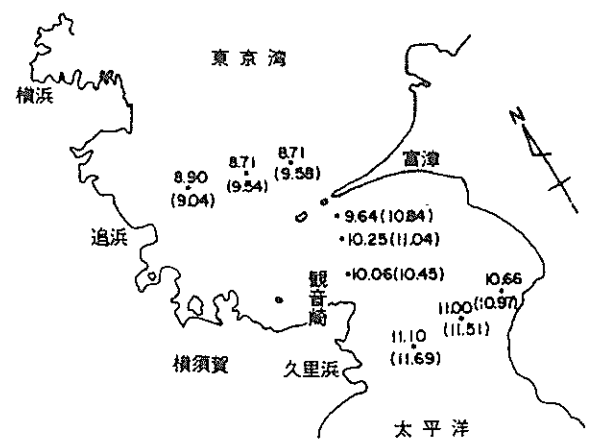


図-2.25(b) 東京湾口付近の冬期の水温分布
(表層: 括弧内の数値は20m層, 単位: °C)

次に、図-2.26(a), (b)に湾口付近の塩分分布を示す。夏期の塩分は、表層で低く底層で高い分布となっている。これは、湾口付近の水塊が密度的に安定であるために、密度の高い外海水が底層に侵入した結果である。冬期になると鉛直混合が盛んで、上下層間での塩分差はほとんどない結果となっている。湾内には幾つかの河川流入点があるために、夏期・冬期とも湾内水の方が外海水よりは塩分は小さい。海水の密度は水温と塩分によって決定される。図-2.27に示すのは、水温と塩分より算定された密度の鉛直構造の月別変化(測点No.4の結果)である。密度のコンターが縦に分布している場合は上下層間に密度差がないことを、横に分布している場合は密度差があることを意味している。4月~10月に密度差があり、11月~3月に密度差がない密度の鉛直構造をしている。

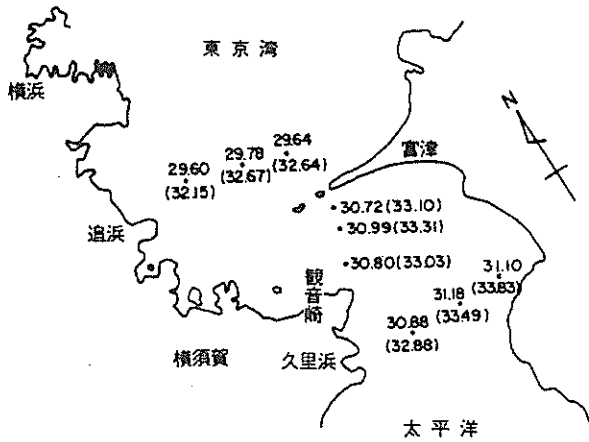


図-2.26(a) 東京湾口付近の夏期の塩分分布
(表層：括弧内の数値は20m層, 単位：ppt)



図-2.26(b) 東京湾口付近の冬期の塩分分布
(表層：括弧内の数値は20m層, 単位：ppt)

次に、図-2.28(a), (b)の溶存酸素(DO)について述べる。冬期は、上下層で高いDO濃度となっているが、夏期は表層で高く下層で低い分布となっている。これは、水温・塩分の分布から、冬期は鉛直混合が活発で大気中

の酸素が容易に海底まで混合されるのに対し、夏期は表層では生物活動が活発で、光合成によって多量の酸素が生成されるが、この酸素は底層にまでは供給されないためである。また、表層で大量に生産された植物プランクトンは底層に沈降して分解される。この時に酸素は消費されるので、底層のDO濃度は低くなった結果であると思われる。湾奥では、この現象が貧酸素水塊を形成し、青潮の原因となる。

以上みてきたように、夏期には生物活動が活発で湾内の水質は悪化するが、冬期は生物活動が不活発になるので水質は幾分改善される。このような水質の特性が、湾口付近の透明度やCODの測定結果にも現れる。図-2.29(a), (b)に示す透明度は夏期に低く2~3m前後、冬期に高く4~9mの結果となっている。また、図-2.30(a), (b)のCODの結果をみると夏期に3mg/l前後の、冬期に2.2mg/lの濃度となっている。この海域は類型指定ではA類型であるので、湾口付近の水質は冬期でも基準を満たしていないことになる。

以上の東京湾口付近の水質調査結果から、代表的な水質項目間の相関を図-2.31~図-2.33に示す。これより、東京湾でのCODと濁度との関係、透明度と濁度との関係、および濁度と消散係数の関係は以下のように与えられる。

透明度とCODとの関係

$$\text{COD (mg/l)} = \frac{7}{\text{透明度 (m)}} \quad \dots\dots(2.2)$$

透明度と濁度との関係

$$\text{濁度 (mg/l)} = \frac{12.5}{\text{透明度 (m)}} \quad \dots\dots(2.3)$$

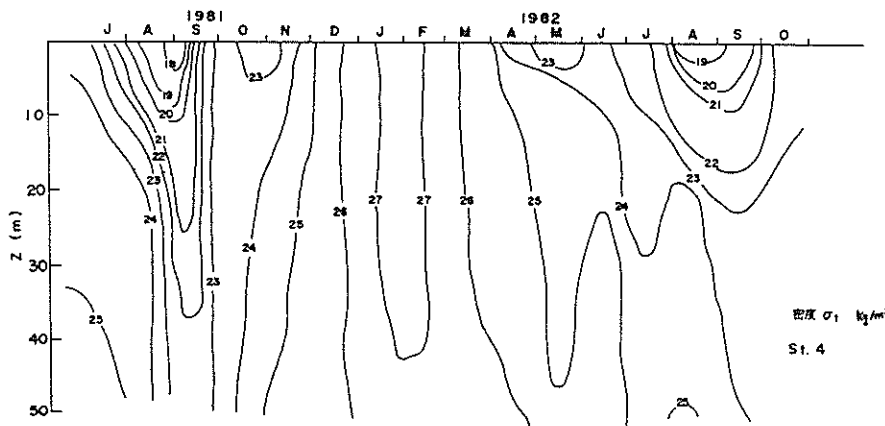


図-2.27 東京湾口の密度の鉛直構造の月別変化 (σ_t : mg/m^3)

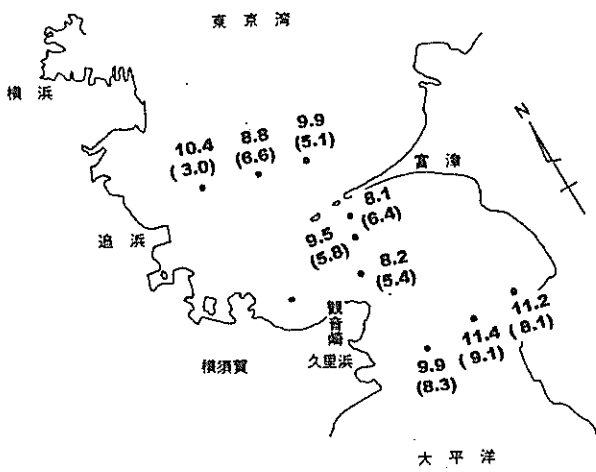


図-2.28(a) 東京湾口付近の夏期の溶存酸素濃度分布
(表層：括弧内の数値は底層，単位：mg/l)

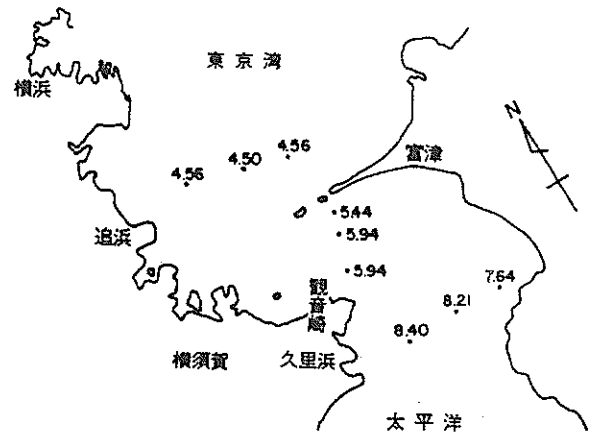


図-2.29(b) 東京湾口付近の冬期の透明度の分布

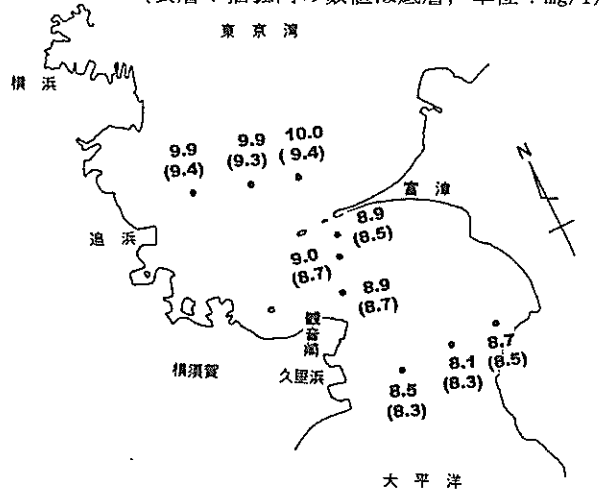


図-2.28(b) 東京湾口付近の冬期の溶存酸素濃度分布
(表層：括弧内の数値は底層，単位：mg/l)

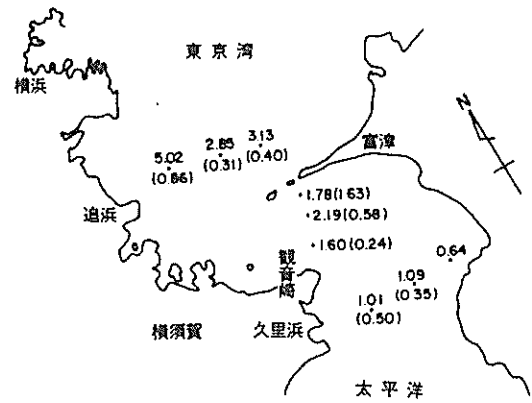


図-2.30(a) 東京湾口付近の夏期のCODの分布
(単位：mg/l)

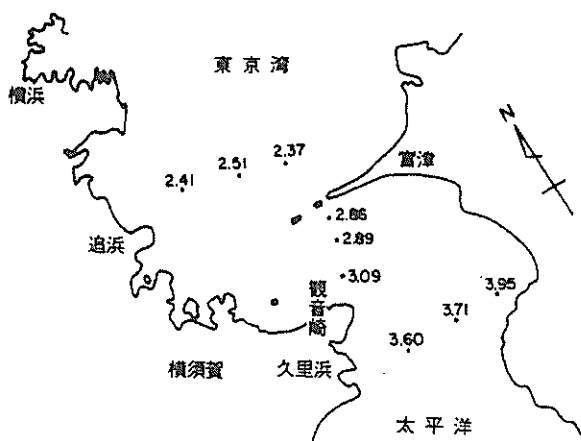


図-2.29(a) 東京湾口付近の夏期の透明度の分布

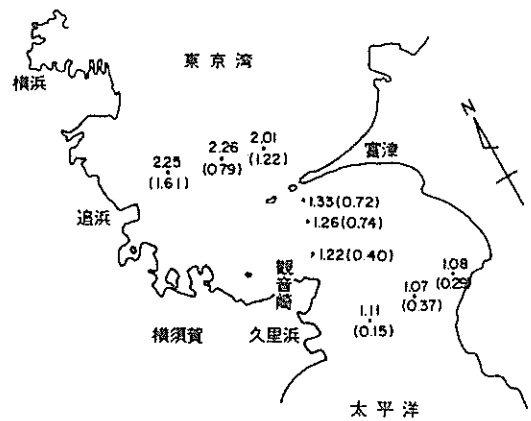


図-2.30(b) 東京湾口付近の冬期のCODの分布
(単位：mg/l)

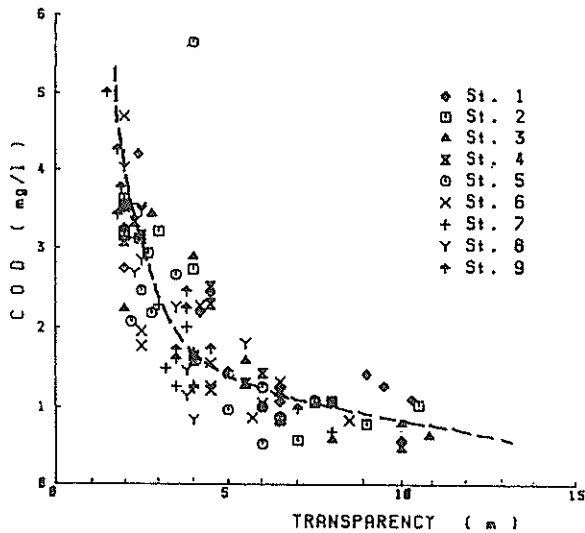


図-2.31 CODと透明度の相関図（東京湾）

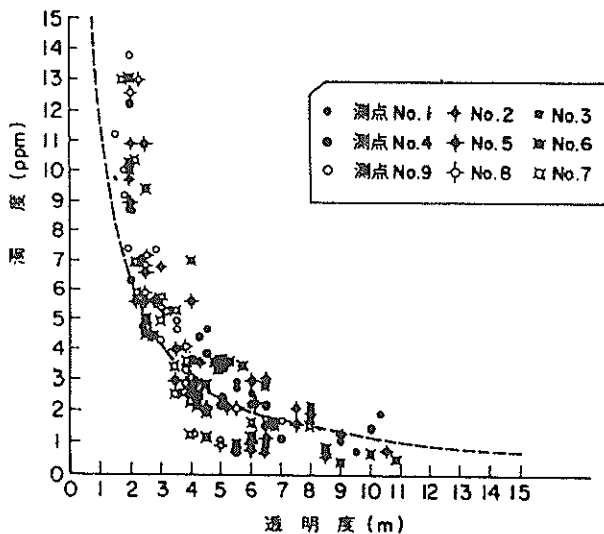


図-2.32 透明度と濁度の相関図（東京湾）

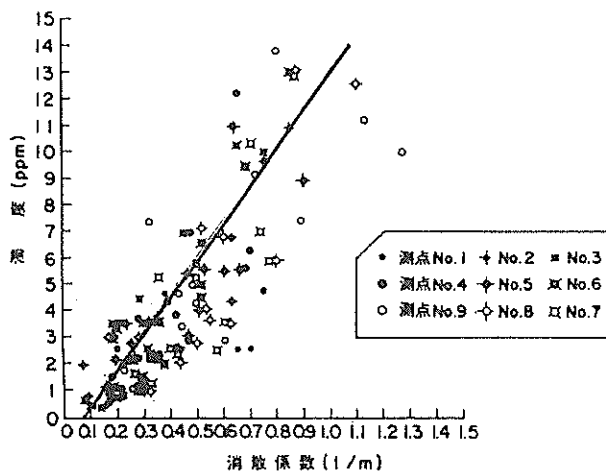


図-2.33 濁度と消散係数の相関図（東京湾）

濁度と消散係数の関係

$$\text{消散係数 (1/m)} = 0.06 + 0.072 \cdot \text{濁度 (mg/l)} \dots\dots (2.4)$$

2.5.3 西宮沖における自動観測による水質の連続観測

水質の測定は、一般的には調査船による採水あるいは計測器による測定が実施される。そのために、月に1回あるいは季節毎の年4回の頻度での観測事例が多い。しかし、水質の測定結果をみると測定毎にかなりの変動を示し、単発的な測定結果では時間的・空間的な代表性に問題が残る。このような問題点を克服するためには長期間の連続観測を行う必要がある。海上での連続観測を実行するためには、ブイやタワー等の観測施設による水質の自動観測が必要となる。

運輸省第三港湾建設局は、赤潮に関して重要な水質項目についての自動観測機器の開発の調査を行い、筆者もこの調査に参加した(運輸省第三港湾建設局, 1984, 1985, 1986)。大阪湾の西宮沖で実施した水質自動観測の測定結果の一例を図-2.34に示す。1985年の7月10日～8月17日の約40日間の水質の連続自動観測を、表層と海面下4m層の2点で実施している。測定項目は、水温(TEMP)、塩分(SAL)、pH、溶存酸素(DO)、濁度(SS)、COD、TP、クロロフィル-a(chl-a)、アンモニア態窒素(NH₄-N)、硝酸態窒素(NO₃-N)、磷酸態リン(PO₄-P)、珪酸(SiO₂)の12項目である。図中の矢印は計測器の点検者が赤潮が発生している期間と認めた範囲を示している。植物プランクトン量の指標となるクロロフィルa量は蛍光強度で測定した結果である。

図-2.35に示すのは、水質自動観測機器により連続観測された記録から、赤潮発生時の水質指標の挙動を示したものである。この図から、クロロフィル-aが増大するときにはアンモニアとリン酸の濃度が低く、その12～24時間前にそれらの濃度のピーク値を示していることがわかる。この結果から、リン酸及びアンモニア等の栄養塩濃度が赤潮の前兆となることが予想される。村上(1987)はこのデータを用いて、リン酸、アンモニア、及び水温、塩分を説明変数として、クロロフィル-aを目的変数とした重回帰分析による赤潮予測を試みている。

これらの測定結果から、それぞれの水質項目の分布特性の検討を行った(村上, 1987)。図-2.36に示すのは水温と蛍光強度の測定結果のヒストグラムである。図中のSが歪み度(skewness)、kが尖り度(kurtosis)である。上の図が原データののままの表層の水温と表層の

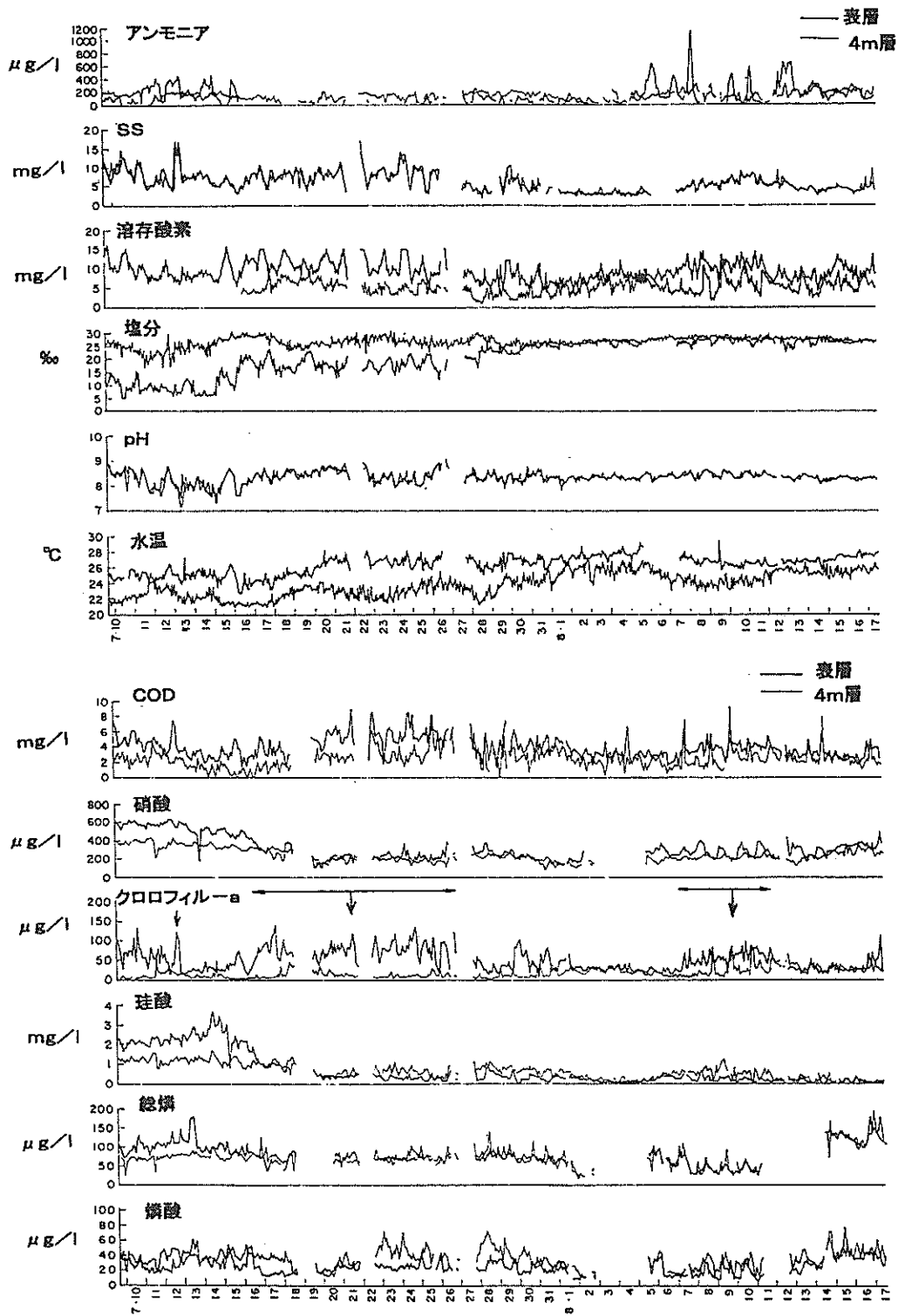


図-2.34 西宮沖での水質自動観測結果の一例 (1985年7月10-8月17日)

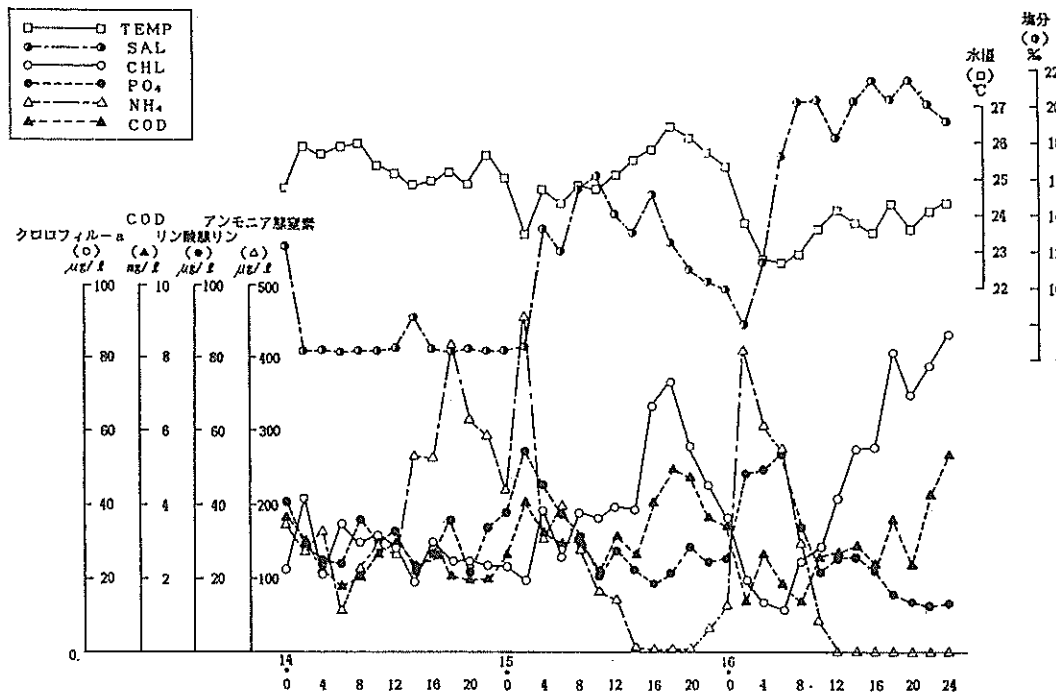


図-2.35 赤潮発生時の水質指標の挙動 (1985・7・14 - 7・17)

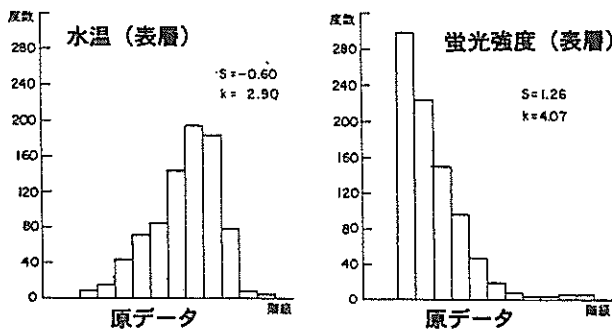
表-2.9 各水質項目の分布特性

水質項目	分布特性
水 温	原データ
塩 分	原データ
pH	原データ
DO	対数変換
SS	対数変換
COD	ルート変換
クロロフィル a	対数変換
磷酸態磷	原データ
総 磷	対数変換
アンモニア	ルート変換
硝 酸	ルート変換
珪 酸	ルート変換
光束透過率	原データ

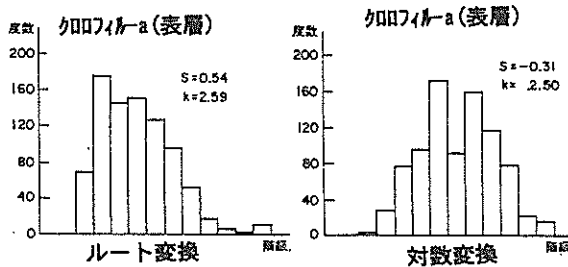
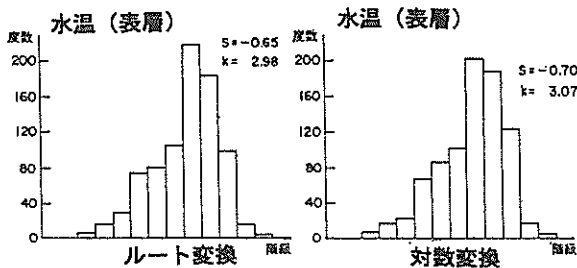
クロロフィル a のヒストグラムであり、中の図が表層水温のデータをルート変換および対数変換したもの、下の図が表層のクロロフィル a のデータをルート変換および対数変換したものである。水温に関しては、これらの変数変換による分布特性への変化はみられず、どのデータに対してもほぼ正規分布に近い分布を示すのに対し、クロロフィル a の場合には対数変換を施した場合が最も正規分布に近い分布となった。

他の水質項目に対しても歪み度と尖り度を求め、原データ、ルート変換データ、あるいは対数変換データの中でどれが最も正規分布に近いかを求めた結果を表-2.9に示す。これらの結果から、水温、塩分等の自然的因子に関する項目は原データのままで、プランクトンの増殖や赤潮のような突発性の現象を示す項目が対数変換を施した場合、栄養塩濃度に関する項目がルート変換を施した場合に正規分布に近くなることがわかった。

以上、ここでは水質の1測点での連続観測の結果、9測点での1ヶ月に1回の頻度での観測結果を示しながら、内湾域の水質の現状の概説と水質観測結果のデータの特徴について述べた。水質調査は、一般的には年4回の観測が行われているが、それらの観測結果の理解には、水質の連続観測結果のように、水質は時々刻々変化していることを頭の片隅に入れておく必要があるものと思われる。



左：60年度データ 水温表層 右：60年度データ クロロフィル-a 表層



上：60年度データ 水温表層
下：60年度データ クロロフィル-a 表層

図-2.36 水温と蛍光強度のヒストグラム

2.5.4 水質データの解析

水質には表-2.7に示したように数多くの測定項目があり、それぞれの項目にはそれぞれの意味がある。それでは、水が汚染されているというのはどういう状態を指すのであろうか。このような多くの水質項目によって水の汚染度を表す場合には、多変量解析が適切な解析手法となる。ここで、多変量解析の内から水質解析によく用いられる主成分分析・クラスター分析による水質解析の事例について述べる。

大阪湾(村上・森川, 1984)で実施された水質データについて多変量解析である主成分分析とクラスター分析による解析について述べる。主成分分析とは、互いに相関のある多種類の特性値を持つ情報を、互いに無相関な少数個の総合特性値に要約するものである。また、クラスター分析とは、対象(個体)に関する複数個の計測値

を基礎に、対象を分類する手法である。

前述したように、水質には数多くの測定項目(特性値)が存在する。いま、 p 種類の水質項目について n 回の水質調査がなされたとする。したがって、数学的には n 個の対象の各々について p 次元のベクトル量が測定されたと言える。通常、これらの p 個の特性値には何らかの相関があるので、個々の特性値について n 個のサンプルを解析するのは、それらの共通要素に関しては重複した解析になってしまう。そこで主成分分析では、この p 個の重み付き平均と考えられる m 個の総合特性値によって表すことを考える。 m 個の総合特性値は、下記の条件を満たすようにして式(2.5)によって表される。

$$Z_k = \sum_{i=1}^p l_{ki} X_i \quad (k=1, 2, \dots, m) \quad \dots (2.5)$$

ここで、係数は

$$\sum_{i=1}^p l_{ki} = 1 \quad (k=1, 2, \dots, m) \quad \dots (2.6)$$

の制約条件がある。ここで条件とは、以下に示すものである。

- (1) 第一主成分 Z_1 の係数 $\{l_{1i}\}$ は式(2.6)の条件のもとで Z_1 の分散が最大になるように定める。
- (2) 第二主成分 Z_2 の係数 $\{l_{2i}\}$ は式(2.6)を満足し、かつ Z_2 が Z_1 と無相関になるという条件のもとで、 Z_2 の分散が最大になるように定める。
- (3) 以下同様にして、第 k 主成分 Z_k の係数 $\{l_{ki}\}$ を求める。

実際には、変数 X_i の分散・共分散行列(または相関行列)の固有値 λ_i を求め、大きい順に並べることによって、各主成分の分散の総分散に対する割合(寄与率)を求めることができる。例えば、主成分 Z_k の分散の寄与率、および m 個の主成分の累積寄与率は、

$$\text{寄与率} = \frac{\lambda_k}{p} \quad \dots (2.7)$$

$$\text{累積寄与率} = \sum_{i=1}^k \frac{\lambda_i}{p} \quad \dots (2.8)$$

となる。以上のように主成分分析においては、幾つかの特性値を持つデータに対して、互いに独立でかつ分散ができるだけ大きくなるような主成分に集約し、その主成分の持つ情報を効率的に集約する方法といえる。

前節で述べた西宮沖の水質調査結果に主成分分析を適

用する(平山・村上, 1987, Murakami & Hirayama, 1987)。
 まず表-2.10に水質項目間の相関を示す。上三角半分が表層のデータ間の相関係数で、下三角半分が表面下4m層のデータ間の相関係数である。赤潮指標となるクロフィル-aについてみると、表層のデータに関しては、水温、塩分、DO、SS、CODと正の相関が高く、栄養塩類のP、N、Siと負の相関が高い。これに対して4m層では、塩分との相関が逆相関となっており、またpH、CODとの相関が低い値となっており、表層とはかなり異なった相関関係となっている。

このデータを用いて主成分分析を行う場合、各々の水質項目は測定単位が異なっていること、および前節で述べたように、分布形も異なっており、それぞれの水質項目の主成分分析に及ぼす影響が異なる。そこでここでは、一つの水質項目に解析結果が支配されないように、それぞれの水質項目に対して正規分布に近づくように表-2.9に示すようなデータ変換を施し、平均値0、分散1に標準化した相関行列から主成分分析を実施した。

主成分分析の結果から、主成分の寄与率を表-2.11に、因子負荷量を表-2.12示す。図-2.37は因子負荷量をプロットしたものである。表層の第一主成分は、クロロフィル-a (CH)、DO、COD (CO)、pHと正の相関が高く、珪酸 (SI)、硝酸 (NO)、磷酸 (PO)と負の相関が高いことから、植物プランクトンによる赤潮に関する総合特性値を表すものと思われる。また、表層の第二主成分は、濁度 (SS)と正の相関が高く、塩分 (SA)と負の相関が高いことから、河川起源の水塊を表す特性値であると思われる。4m層に関しては、第一主成分は表層と同様に、植物プランクトンによる赤潮に

関する総合特性値を表すものと思われる。また、第二主成分は、塩分を除いて表層での第二主成分と類似(符号は逆)しており、濁りを示す特性値であると思われる。表-2.11によると、表層における各々の主成分の寄与率は、第一主成分が40%、第二主成分が25%であり、2つの主成分によって表層の水質の65%を説明していることになる。

以上の結果から、西宮沖での水質の連続観測より得られたデータからは、この海域の海水は、表層および4m層では海水中に含まれる植物プランクトン等の有機物の量が多いときに汚れていると解釈される。また、河川起源の水塊を表す特性値は、淡水の比重は軽いので、表層には表れるが、4m層には表れていないという結果が示された。

このように主成分分析は、各水質項目の指標値によって表すのではなく、水の汚れあるいは水質を第一主成分のような総合特性値によって表し、この特性値が各々の水質項目との相関を求める方法である。

次にクラスター分析について述べる。クラスター分析とは、数多くの変数の中からその特性値の似たもの同士を集める手法で、それぞれの水質項目がどんな関係にあるかを示す、数値分類法の一つである。クラスター分析における変数の類似度の指標として幾つかあるが、ここでは個体間の距離をユークリッド距離によって定義した樹形図を図-2.38示す。表層および4m層とも、アンモニア、磷酸、硝酸、珪酸のような栄養塩のクラスターと、クロロフィル-a、DO、pH、COD、SSのような植物プランクトンの存在を示すクラスターに分類されている。水温は、植物プランクトンのクラスターに分類さ

表-2.10 水質項目間の相関係数(西宮沖, 上三角:表層, 下三角:4m層)

	水温	pH	塩分	溶存 酸素	浮遊 物質	アンモニア 態窒素	COD	磷酸態 リン	全リン	珪酸	クロフィル -a	硝酸態 窒素
	TEMP	PH	SAL	DO	SS	NH4-N	COD	PO4-P	TP	SiO2	chl-a	NO3-N
TEMP	*	0.51	0.16	0.37	0.42	-0.47.	0.75	-0.24	-0.10	-0.62	0.54	-0.56
PH	0.08	*	0.44	0.61	0.24	-0.67	0.52	-0.64	-0.44	-0.48	0.64	-0.56
SAL	-0.83	-0.14	*	0.38	-0.15	-0.71	0.44	-0.55	-0.62	-0.77	0.60	-0.77
DO	0.30	0.33	-0.46	*	0.46	-0.70	0.43	-0.67	-0.38	-0.37	0.75	-0.50
SS	0.00	0.16	0.04	0.02	*	-0.22	0.33	-0.13	0.13	-0.17	0.46	-0.27
NH4-N	-0.27	-0.02	0.33	-0.61	-0.05	*	-0.56	0.81	0.64	0.75	-0.89	0.74
COD	0.55	0.16	-0.38	0.15	0.05	-0.02	*	-0.25	-0.24	-0.72	0.58	-0.71
PO4-P	-0.28	-0.29	0.52	-0.75	-0.01	0.62	-0.05	*	0.70	0.46	-0.76	0.52
TP	-0.38	-0.20	0.30	-0.26	0.11	0.09	-0.41	0.10	*	0.53	-0.53	0.56
SiO2	-0.75	-0.12	0.54	-0.29	0.11	0.22	0.61	0.13	0.38	*	-0.73	0.89
chl-a	0.44	0.07	-0.60	0.72	-0.11	-0.57	0.15	-0.61	-0.20	-0.31	*	-0.73
NO3-N	-0.71	0.00	0.39	-0.09	-0.11	0.12	-0.70	-0.13	0.45	0.81	-0.13	*

表-2.11 各主成分の寄与率 (西宮沖のデータ: 表層)

主成分	固有値	寄与率 (%)	累積寄与率 (%)
1	4,801	40.0	40.0
2	3,000	25.0	65.0
3	1,320	11.0	76.0
4	0,678	5.6	81.6
5	0,558	4.7	86.3
6	0,480	4.0	90.3
7	0,368	3.1	93.4
8	0,280	2.3	95.7
9	0,215	1.8	97.5
10	0,131	1.1	98.6
11	0,115	1.0	99.6
12	0,055	0.4	100.0

表-2.12 各主成分の因子負荷量

(西宮沖のデータ: 表層)

主成分	1	2	3
TE 水温	0.590	-0.448	0.483
PH pH	0.754	0.108	0.098
SA 塩分	0.498	-0.782	0.019
DO 溶存酸素	0.540	0.542	0.136
SS 浮遊物質	0.210	0.848	0.170
NH アンモニア態窒素	-0.773	-0.291	0.168
CO COD	0.556	0.376	0.399
PO 磷酸態リン	-0.739	-0.185	0.559
TP 全リン	-0.584	0.191	0.652
SI 珪酸	-0.629	0.648	-0.300
CH クロロフィル a	0.740	0.509	0.102
NO 硝酸態窒素	-0.752	0.433	0.053

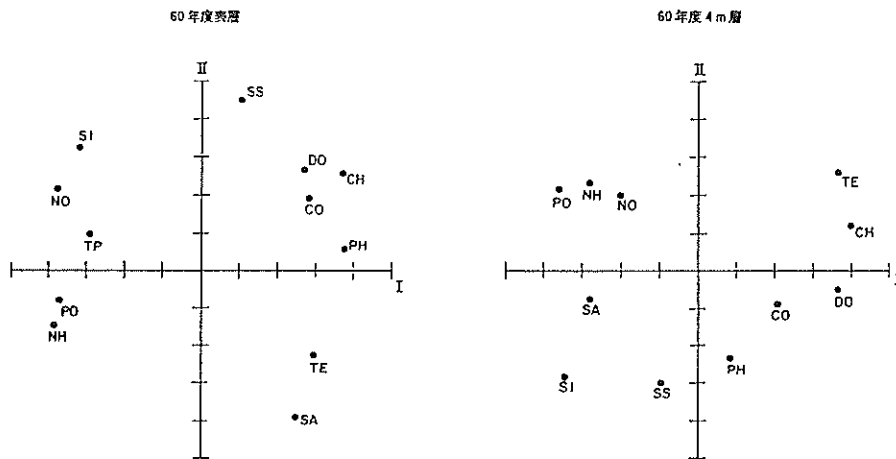


図-2.37 因子負荷量のプロット (左: 表層, 右: 4m層)

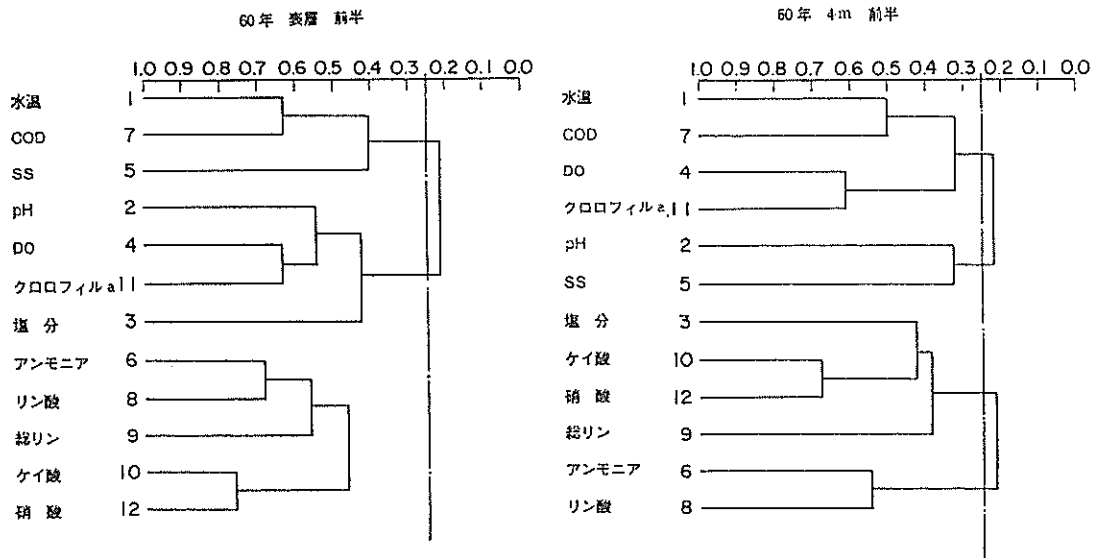


図-2.38 クラスタ分析結果 (左: 表層, 右: 4m層)

れるが、塩分は、表層では植物プランクトンのクラスターに分類され、4m層では栄養塩のクラスターに分類されている。ここでの結果は、表層と4m層という比較的近い層でのクラスター分類であったので、塩分以外の水質項目に関しては測定層による相違はみられなかった。底層での測定値、あるいは季節が異なった測定値があれば、また異なったクラスターに分類されるものと思われる。

2.6 水理模型による流れと物質拡散の予測

前節で、実海域の流れと水質調査の結果、およびその解析結果を述べて、閉鎖性内湾域の水質環境の把握法について述べた。本節では、埋立等の開発にともなう環境アセスメントに必要な水質環境の予測法について述べる。

内湾域は、古くから多くの目的に利用されてきた。我が国の大都市の大半は、内湾域の周辺に位置している。このため、周辺から流入する汚染物質の負荷が多いのも、内湾域の特徴の一つとなっている。また、大都市近郊の内湾域では、埋立等の開発も盛んに行われてきた。

このように汚染されやすい内湾域に埋立や防波堤等の港湾構造物を建設する場合に、周辺海域の水質環境に悪影響を及ぼさないように、構造物による周辺海域への流れおよび水質環境への影響を予測する必要がある。

水質環境を予測する手法として、水理模型実験と数値シミュレーションが最も一般的に用いられている。本節では、まず、水理模型実験による流れと物質拡散の予測手法について述べる。

埋立等の造成による地形変化によって引き起こされる流れの変化を予測する手法として、水理模型実験が古くから利用されてきた。水理模型実験とは、水を使って現地の現象をシミュレートする方法である。模型を使って現地の現象をシミュレートする場合、模型内に現地の現象を再現する必要がある。これは模型実験の相似則と呼ばれるもので、古くから水理模型実験において確立された概念である。

流れと物質拡散の水理模型実験の相似則が成立するためには、現地の現象の支配方程式が模型内にも成立すればよい(村上, 1996)。すなわち、

$$(\text{支配方程式})_{\text{現地}} = (\text{支配方程式})_{\text{模型}} \dots \dots (2.9)$$

が成立すればよい。現地における潮流の支配方程式は、

(連続の式)

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \dots \dots (2.10)$$

(運動方程式)

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} \\ = f v - g \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \frac{g h}{\rho_0} \frac{\partial \rho}{\partial x} \\ + \nu_H \left\{ \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right\} + \nu_V \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \\ \dots \dots (2.11) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} \\ = -f u - g \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \frac{g h}{\rho_0} \frac{\partial \rho}{\partial y} \\ + \nu_H \left\{ \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right\} + \nu_V \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \\ \dots \dots (2.12) \end{aligned}$$

$$\frac{\partial P}{\partial z} = -\rho g \dots \dots (2.13)$$

(拡散方程式)

$$\begin{aligned} \frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} \\ = K_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + S L \\ \dots \dots (2.14) \end{aligned}$$

で与えられる。ここに、

- u, v, w : それぞれ x, y, z 方向の流速,
- ζ : 水位,
- g : 重力加速度,
- c : 物質の濃度,
- t : 時間,
- x, y, z : デカルト座標系,
- K_x, K_y, K_z : 乱流拡散係数,
- ρ : 海水の密度,
- ρ₀ : 海水の平均密度,
- f : コリオリ係数,
- ν_H : 水平渦動粘性係数,
- ν_V : 鉛直渦動粘性係数,
- h : 水深,
- P : 圧力,

SL : 負荷・分解等の物質の増減項,
 である。現象は3次元である。水理模型においても、同じ支配方程式が成立すればよいことになる。しかし、水理模型においてこれらの現象をすべて成立させることはできない。何故ならば、縮尺模型を用いた場合には、ある現象を現地に合わせれば、他の現象が合わなくなってしまう。そこで、潮流の水理模型においては平均流を再現することが最も重要であることから、平均流に関する支配方程式を考慮している。潮流の水理模型実験においては、現地での流れは圧力勾配による現象が卓越しているのでFroudeの相似則が一般的に用いられる。潮流現象を考慮する場合、水平スケールは鉛直スケールに比べて大きいので縦横の縮尺比を変化させた歪み模型を用い、水平方向の平均流速の再現を考慮するものとして、現象を2次元（水深方向に平均化された平面2次元）で考えることにする。

鉛直方向に平均化された2次元の潮流の支配方程式は、

(連続の式)

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\partial \bar{u}(\zeta+h)}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}(\zeta+h)}{\partial y} = 0 \quad \dots\dots\dots (2.15)$$

(運動方程式)

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} = & f \bar{v} - g \frac{\partial \zeta}{\partial x} \\ & - \frac{g h}{\rho_0} \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial x} + A_H \left\{ \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{u}}{\partial y^2} \right\} \\ & + \frac{\tau_x^s - \tau_x^b}{\rho(\zeta+h)} \quad \dots\dots\dots (2.16) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} = & - f \bar{u} - g \frac{\partial \zeta}{\partial y} \\ & - \frac{g h}{\rho_0} \frac{\partial \bar{\rho}}{\partial y} + A_H \left\{ \frac{\partial^2 \bar{v}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \bar{v}}{\partial y^2} \right\} \\ & + \frac{\tau_y^s - \tau_y^b}{\rho(\zeta+h)} \quad \dots\dots\dots (2.17) \end{aligned}$$

で与えられる。ここに、

- \bar{u}, \bar{v} : それぞれ x, y 方向の水深方向に平均化された流速,
- $\bar{\rho}$: 水深方向に平均された海水の密度,
- τ_y^s, τ_x^s : それぞれ x, y 方向の表面接線応力,

- τ_x^b, τ_y^b : それぞれ x, y 方向の底面摩擦応力,
- A_H : 水深方向に平均化された水平渦動粘性係数

である。支配方程式(2.15)~(2.17)が水理模型においても成立するように、模型の縮尺、あるいは底面摩擦等を設定する。まず、流れに関して言えば、Froudeの相似則を適用すると、各々の変数の縮率は以下のような関係式によって表される。

$$\begin{aligned} \left(\frac{L}{VT}\right)_r = 1, \left(\frac{FL}{V}\right)_r = 1, \left(\frac{H}{V^2}\right)_r = 1, \\ \left(\frac{\tau L}{HV^2}\right)_r = 1 \quad \dots\dots\dots (2.18) \end{aligned}$$

以上の関係式より、

$$V_r = H_r^{1/2}, \quad \dots\dots\dots (2.19)$$

$$T_r = L_r H_r^{-1/2}, \quad \dots\dots\dots (2.20)$$

$$F_r = T_r^{-1}, \quad \dots\dots\dots (2.21)$$

$$\tau_r = H_r V_r^2 / L_r \quad \dots\dots\dots (2.22)$$

が得られる。底面摩擦の項を、マンシングの粗度係数を用いて表すと、

$$n_r = H_r^{2/3} L_r^{-1/2} \quad \dots\dots\dots (2.23)$$

となる。ここに、

- L_r : 水平長さの縮率,
- H_r : 鉛直長さの縮率,
- V_r : 水平流速の縮率,
- T_r : 時間の縮率,
- τ_r : 底面摩擦力の縮率,
- n_r : マンシングの粗度係数の縮率,
- F_r : コリオリ係数の縮率,

である。なお、重力加速度に関する縮率 G_r , および海水の密度に関する縮率 ρ_r は、どちらも1.0としている。

表-2.13 大阪湾の水理模型の縮率 (フルード則)

		縮率	原型	模型
水平縮尺	L_r	1/2000	40km	20m
鉛直縮尺	H_r	1/160	40m	25cm
時間縮尺	T_r	1/160	12h25m	4m43s
流速縮尺	V_r	1/12.6	30cm/s	2.4cm/s
流量縮尺	Q_r	1/4x10 ⁶	10m ³ /s	2.5cm ³ /s
粗度係数	n_r	1/0.66	0.025	0.038

表-2.14 我が国および諸外国で実施された水理模型実験の模型の縮尺

国名	対象海域	模型縮尺		歪	実施機関
		水平	鉛直		
スウェーデン	フォースマーク	350	50	7*	国立電力水理研
イギリス	モアカク湾	1,000	100	10*	国立水理研究所
ドイツ	エルベ河口	800	100	8	国立水理研究所
ドイツ	ハンブルグ港	500	100	5	ハノーバー大
ドイツ	ウェザー港	300	100	3	ハノーバー大
フランス	英仏海峡	50,000	500	100	グルノーブル大
オランダ	ラインデルタ	300	100	3	デルフト研究所
オランダ	ライン河口	640	64	10	デルフト研究所
アメリカ	ニューヨーク港	1,000	100	10*	WES研究所
アメリカ	デラウェア湾	1,000	100	10*	WES研究所
アメリカ	サンフランシスコ湾	1,000	100	10*	陸軍工兵隊
日本	関門海峡	350	60	5.8	港湾技術研究所
日本	東京湾	2,000	100	20	公害資源研究所
日本	瀬戸内海	2,000	160	12*	中国工試
日本	伊勢湾	2,000	160	12*	運輸省第5港湾
日本	大阪湾	2,000	160	12*	港湾技術研究所
日本	鹿児島湾	1,200	200	6*	港湾技術研究所
日本	須崎港	350	70	5	港湾技術研究所
日本	バリト河口	1,000	100	10*	(株)テトラ

これらの縮率を大阪湾の水理模型にあてはめると表-2.13のようになる。表-2.14に、我が国および諸外国で実施された水理模型実験の模型の縮尺を示す。この表によると、水平縮尺は1/300~1/50,000、鉛直縮尺は1/50、1/500で、歪み率は3~10となっている。

以下に、大阪湾の水理模型実験の結果を示す(金子他, 1973)。図-2.39~図-2.41が潮流実験の結果で、図-2.39が上げ潮時の流速、図-2.40が下げ潮時の流速、図-2.41が干潮時のフロートの位置の10潮汐間の軌跡より求めた平均流(恒流)の結果である。

現地の潮流観測結果に関しては、図-2.4(a),(b)および図-2.8に、運輸省第三港湾建設局(1980)が実施したものを示した。これらの図より、水理模型実験結果にも、上げ潮時には友が島水道から明石海峡に向かう流れ、下げ潮時には明石海峡から友が島水道に向かう流れが得られ、また時計廻りの恒流が得られていることから、平面2次元の潮流の支配方程式で考慮した相似則によって平均的な流れはほぼ満足できる結果を得ているものと考えられる。

物質拡散に関する相似則の考え方は潮流の場合とは異なる。流れは2次元で近似できても、物質濃度は水深方向の平均値のみでは近似できず、鉛直方向の分布を考慮する必要がある。また鉛直拡散の大きさが水平方向の拡散にも影響を及ぼすので、3次元で考える必要がある。

(拡散方程式)

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} = K_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + S L \dots (2.24)$$

樋口(1970)は、内湾域の拡散現象において水平方向の乱流拡散が最も卓越する要因として、以下のような関係式を提案している。樋口によると、式(2.24)の支配方程式が原型と模型において成立するものとして、水平拡散係数の縮率を求め、その縮率が乱れのスケールの4/3乗に比例するものとして

$$K_{hr} = (L^2/T)_r = L_r^{4/3} \dots (2.25)$$

が得られる。ここで、 K_{hr} :水平拡散係数の縮尺である。この関係式より、

$$T_r = L_r^{2/3}, \quad V_r = L_r^{1/3}, \\ H_r = L_r^{2/3}, \quad n_r = L_r^{-1/3} \dots (2.26)$$

ここで、鉛直縮尺は水平縮尺の関数となっている。このことは、時間縮尺 T_r 、速度の縮尺 V_r 、粗度係数の縮尺 n_r 等は水平縮尺 L_r のみの関数で表されており、潮流の相似則に関しては水平縮尺と鉛直縮尺が独立に与えられたのに対し、拡散の相似則に関しては水平縮尺によって

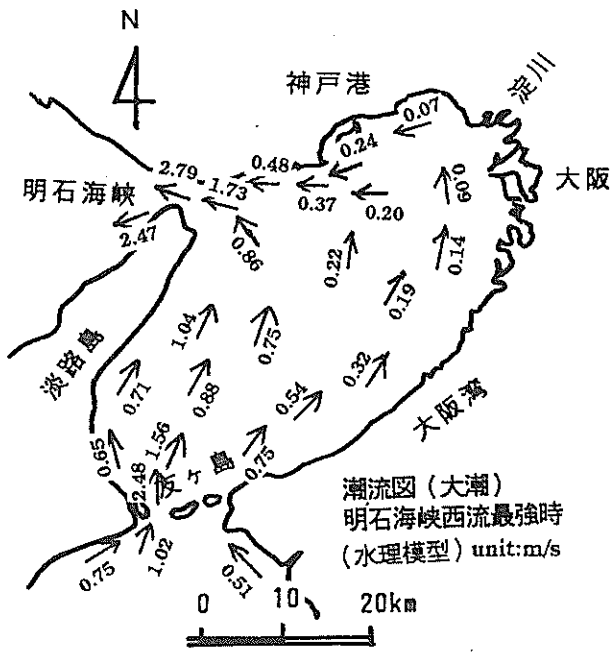


図-2.39 潮流の模型実験結果
(大阪湾：上げ潮時の流速)

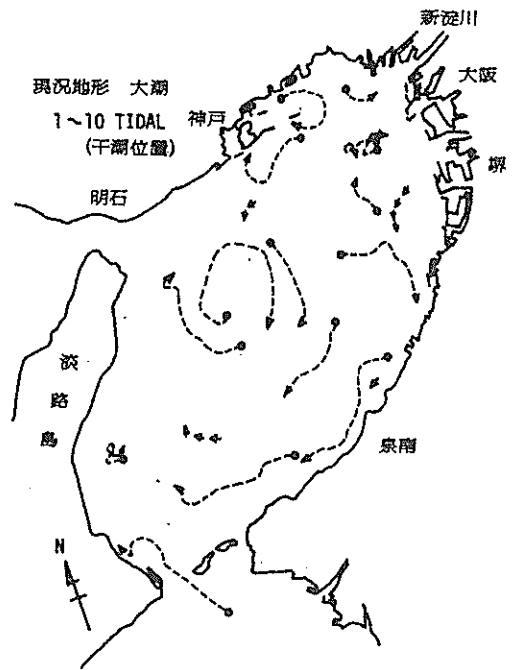


図-2.41 潮流の模型実験結果(恒流図,
大阪湾：10潮汐間のフロートの軌跡)

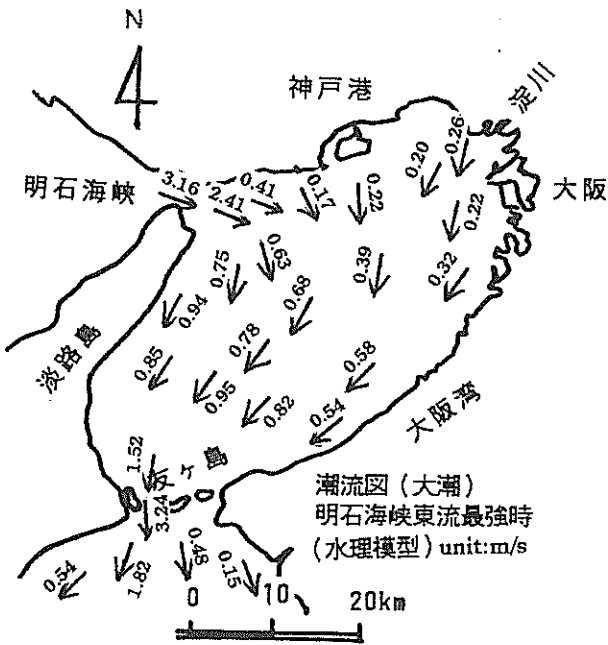


図-2.40 潮流の模型実験結果
(大阪湾：下げ潮時の流速)

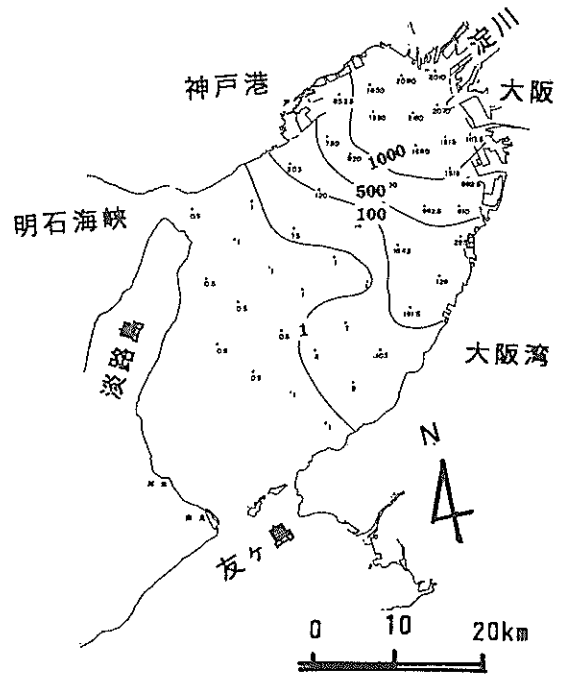


図-2.42 大阪湾の染料拡散実験結果(模型：染料濃度)

ここで、 x_i 、 y_i は測点*i*での1回目と2回目の染料濃度である。上付きのSuffixは、繰り返し再現係数*r*を求める際の変数 x_i 、 y_i の取り方で、 $j=1$ はそのままの濃度値(ppb)を、 $j=2$ は濃度の平方根値($x_i^{(2)} = \sqrt{x_i^{(1)}}$)を、 $j=3$ は濃度の自然対数値($x_i^{(3)} = \log_{10} x_i^{(1)}$)を変数とした場合を示す。

このようにして求めた繰り返し再現係数の結果を表-2.15に示す。2つの地形条件で、同一条件で3回(Case-1~Case-5)、あるいは2回(Case-6~Case-10)行った

結果の繰り返し再現性を調べたものである。この表の最右欄の○印は、実験時の観察から繰り返し再現性が良好であると判断されたケースを示している。各測点の濃度値が数千ppbから数ppbまでの広範囲にわたるので、 $r^{(1)}$ は濃度の高い測点の結果に左右される。また、対数値を用いた $r^{(3)}$ は濃度の低い測点の結果に左右される。したがって、繰り返し再現性を表す指標としては、中間的な平方根を用いた $r^{(2)}$ が3つのうちでは最も適切である。この表から、Case-3のI-IIIを除いて、

表-2.15 拡散に関する水理模型実験の繰り返し再現係数

ケース番号	地形	染料投入点	比較	$r^{(1)}$	$r^{(2)}$	$r^{(3)}$	再現性
Case-1	A	大阪港	I-II	0.980	0.978	0.944	○
			I-III	0.983	0.980	0.954	○
			II-III	0.990	0.987	0.969	○
Case-2	A	淀川河口	I-II	0.993	0.990	0.986	○
			I-III	0.978	0.989	0.986	○
			II-III	0.976	0.982	0.983	○
Case-3	A	西宮	I-II	0.953	0.964	0.969	○
			I-III	0.856	0.932	0.945	○
			II-III	0.922	0.960	0.960	○
Case-4	A	堺~ 大和川	I-II	0.993	0.987	0.961	○
			I-III	0.959	0.948	0.932	
			II-III	0.961	0.942	0.935	
Case-5	A	上記の 4カ所	I-II	0.954	0.974	0.969	○
			I-III	0.928	0.962	0.965	○
			II-III	0.938	0.969	0.969	○
Case-6	B	大阪港	I-II	0.927	0.945	0.948	
Case-7	B	淀川河口	I-II	0.968	0.922	0.768	
Case-8	B	西宮	I-II	0.990	0.984	0.966	○
Case-9	B	堺~大和川	I-II	0.978	0.983	0.985	○
Case-10	B	4地点	I-II	0.850	0.897	0.923	

注) I-IIとは、1回目と2回目の実験の比較を意味する。

2つの地形条件で、同一条件で3回(Case-1~Case-5)、2回(Case-6~Case-10)行った結果の繰り返し再現性を調べたものである。

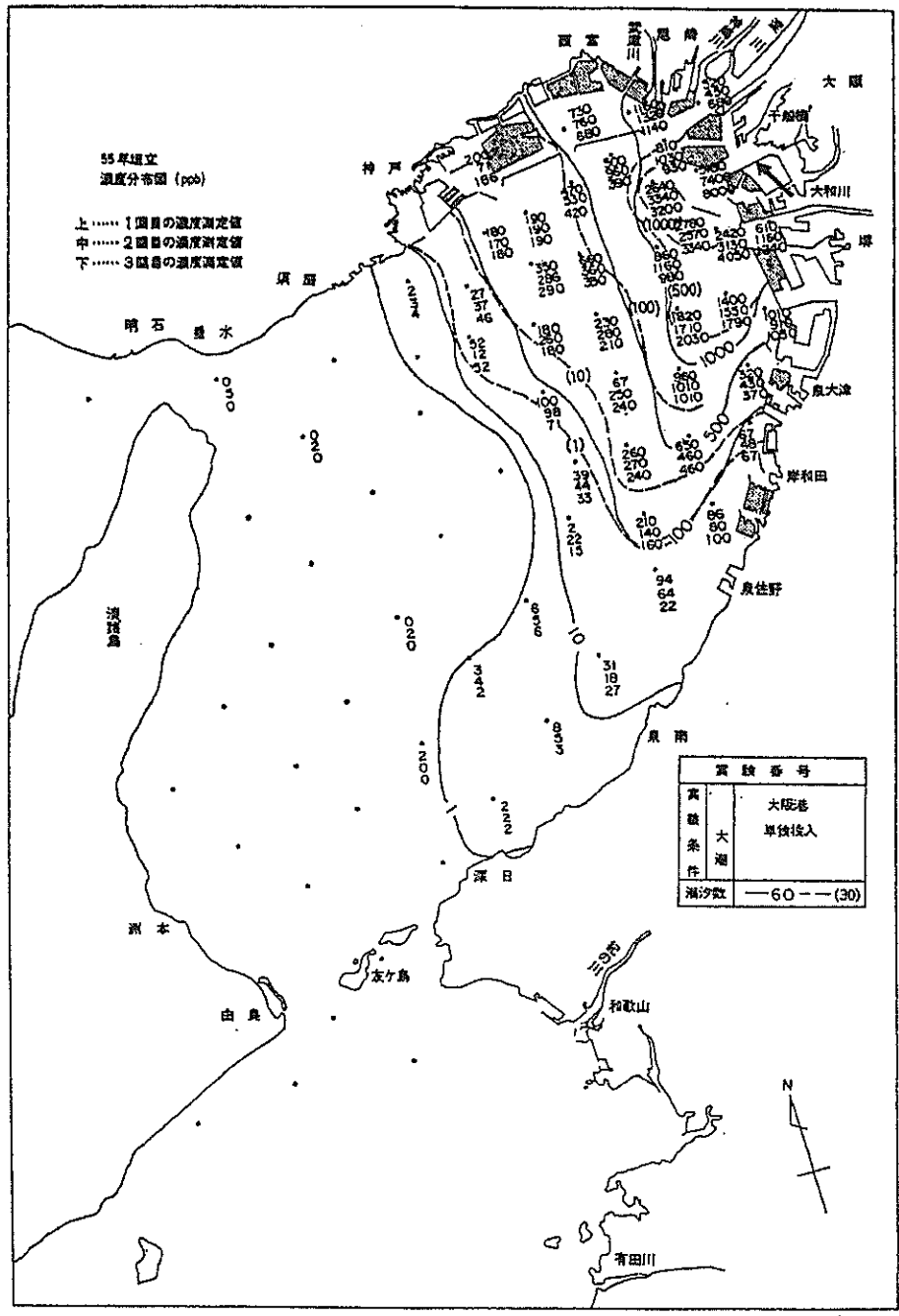


図-2.44 拡散の水理模型実験の繰り返し再現性に検討結果

$r^{(2)}$ が0.96以上あれば、繰り返し再現性は良好であると判断された。これより、拡散実験の繰り返し再現性の指標として、濃度値の平方根を用いた相関係数 $r^{(2)}$ の値が0.96以上であることを必要とする。なお、図-2.44に示した結果(表-2.15のケース1)の繰り返し再現係数 $r^{(2)}$ は0.978~0.987と非常に高い値を示している。

なお、拡散実験の繰り返し再現性をよくするためには、実験条件が同じになるようにコントロールする必要がある。特に、夏期の実験室内は非常に高温になり、模型内

の表層水が暖められて水槽内に密度差が生じる可能性があり、この密度差による密度流の発生に対する実験条件をコントロールすることは非常に難しい。密度条件をコントロールするためには、空調設備による大型の実験室内の気温と水槽内の水温コントロールを行うか、あるいは気温の高い夏場の実験を避ける配慮が必要となる。

以上の考察から、潮流・拡散水理模型実験は、与えられた地形条件に対する平均的な流れ、平均的な物質拡散の変化を求めるのに適している。また、次節で述べる数

値計算に比較して、水理模型は地形が詳細に表現でき、また扱っている現象は歪み模型ではあるが3次元であり、かつ実際の水を用いているという有利さを持っている。数値計算万能の昨今においても、模型実験結果は複雑な現象や複雑な地形の計算結果の検証としても用いることができる。水理模型実験と数値計算は、お互いに協力関係にあるものと思われる。

2.7 数値模型による水質の予測

内湾域の水質環境を予測する場合、水質モデルによる数値計算がよく用いられる。最近、海域の水質予測に、生物の生息を考慮した生態系モデルの開発が盛んに行われている(例えば、Kremer & Nixon, 1978, 又は、Baretta & Ruardij, 1988)。

水質モデルには、現象の簡単なものから複雑なものまで、幾つかの段階のものがある。内湾域の水質には多くの要因が関与する。数値モデルにおいても、これらの要因を総て考慮してモデルを作成することが望ましいと考えられる。しかし、要因の内のいくつかは、その要因の

水質への関与のメカニズムが明らかでない、あるいはあまり重要でないということが考えられる。したがって、あまり多くの要因をモデルに組み込むとモデルが複雑になり、モデルの中味がわかりにくくなるとともに、現象の誤った理解をする可能性がある。このために、水質モデルは現象の単純化を行い、水質に寄与するメカニズムを理解しやすくしたいいくつかの段階でのモデルがある。

ここでは、海域の環境基準を規定するCOD、およびCODの増減に関与する有機・無機の栄養塩(窒素と磷)、さらに溶存酸素で構成される物質循環モデルについて述べる。

2.7.1 物質循環モデルの概説

内湾域での汚染物質の流れは図-2.1に示した。この流れを模式的に示すと図-2.45のようになる。海水中のCODを構成する有機物は、太陽エネルギーおよび海水中の窒素や磷等の無機栄養塩類を用いて光合成を行い、植物プランクトン等の有機物を生産する。生成された有機物は流れや乱れ等の物理作用を受けながら拡散すると

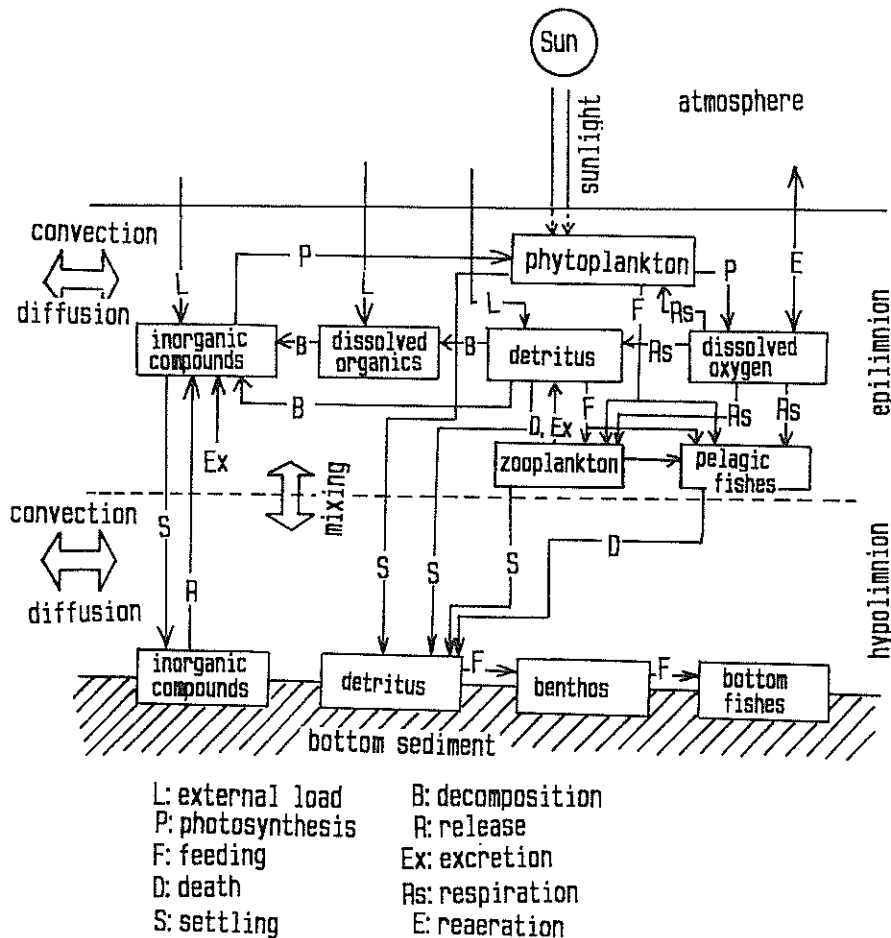


図-2.45 物質循環モデルの概念図

ともに、動物プランクトンに食べられたり海水中の酸素により酸化されて再び無機栄養塩となる。また、植物プランクトンや動物プランクトンの死骸に含まれて海底に堆積し、汚染された底泥を構成するものもある。さらに、海底に堆積したものが溶出して再び海水中に無機栄養塩として復帰する場合もある。

このような栄養塩の流れが栄養塩循環と呼ばれるものである。この栄養塩の循環において、光合成によって生成される酸素は栄養塩の分解に消費され、また還元状態では底泥からの栄養塩が多量に溶出する等、非常に重要な役割を果たす。

図-2.45に示したものは、窒素・磷等の栄養塩の物質循環モデルである。物質循環モデルの基本式は、前節で述べた物質保存則（拡散方程式(2.14)）であり、コントロール・ボリューム内の栄養塩等の物質質量の変化を、移流項・拡散項による物質輸送量の差、および生産・分解・負荷・沈降等の増減項による物質質量の差によって表すことができる。

植物プランクトンが増殖する場合、海水中の窒素・磷等の栄養塩を取り込んで増殖するわけであるが、その増殖速度は、最も不足する栄養塩に規定される。したがって、海水中で磷が最も不足する場合には、磷が制限因子となる。磷を制限因子とした栄養塩の物質循環モデルの基本方程式を以下に示す。また、窒素を制限因子にした場合の基礎方程式も同様に表すことができる。

(有機態磷)

最上層（第1層）

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{OP_1 D_1\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{OP_1 u_1 D_1\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{OP_1 v_1 D_1\} + w_{3/2} OP_1^* \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_1 \frac{\partial OP_1}{\partial x}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_1 \frac{\partial OP_1}{\partial y}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{z1} D_1 \frac{\partial OP_1}{\partial z}\} \\ & + G_1 \cdot OP_1 \cdot D_1 - B_1^{OP} \cdot OP_1 \cdot D_1 \\ & - W_1 \cdot OP_1 + L_1^{OP} \cdot D_1 \dots\dots (2.28) \end{aligned}$$

中間層（第I層）

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{OP_I D_I\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{OP_I u_I D_I\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{OP_I v_I D_I\} - w_{I-1/2} OP_I^{**} \\ & + w_{I+1/2} OP_I^* + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_I \frac{\partial OP_I}{\partial x}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_I \frac{\partial OP_I}{\partial y}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{zI} D_I \frac{\partial OP_I}{\partial z}\} + G_I \cdot OP_I \cdot D_I \\ & - B_I^{OP} \cdot OP_I \cdot D_I + W_I \cdot OP_{I-1} \\ & - W_I \cdot OP_I + L_I^{OP} \cdot D_I \dots\dots (2.29) \end{aligned}$$

最下層（第L層）

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{OP_L D_L\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{OP_L u_L D_L\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{OP_L v_L D_L\} - w_{L-1/2} OP_L^{**} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_L \frac{\partial OP_L}{\partial x}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_L \frac{\partial OP_L}{\partial y}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{zL} D_L \frac{\partial OP_L}{\partial z}\} \\ & - B_L^{OP} \cdot OP_L \cdot D_L + W_L \cdot OP_{L-1} \\ & - W_L \cdot OP_L + L_L^{OP} \cdot D_L \dots\dots (2.30) \end{aligned}$$

(無機態磷)

最上層（第1層）

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{IP_1 D_1\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{IP_1 u_1 D_1\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{IP_1 v_1 D_1\} + w_{3/2} IP_1^* \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_1 \frac{\partial IP_1}{\partial x}\} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
& + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_1 \frac{\partial I P_1}{\partial y}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{z1} D_1 \frac{\partial I P_1}{\partial z}\} - G_1 \cdot O P_1 \cdot D_1 \\
& + B_1^{OP} \cdot O P_1 \cdot D_1 + L_1^{IP} \cdot D_1 \\
& \dots\dots(2.31)
\end{aligned}$$

中間層 (第I層)

$$\begin{aligned}
\frac{\partial \{I P_1 D_1\}}{\partial t} & = - \frac{\partial}{\partial x} \{I P_1 u_1 D_1\} \\
& - \frac{\partial}{\partial y} \{I P_1 v_1 D_1\} - w_{1-1/2} I P_1^{**} \\
& + w_{1+1/2} I P_1^* + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_1 \frac{\partial I P_1}{\partial x}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_1 \frac{\partial I P_1}{\partial y}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{z1} D_1 \frac{\partial I P_1}{\partial z}\} - G_1 \cdot O P_1 \cdot D_1 \\
& + B_1^{OP} \cdot O P_1 \cdot D_1 + L_1^{IP} \cdot D_1 \\
& \dots\dots(2.32)
\end{aligned}$$

最下層 (第L層)

$$\begin{aligned}
\frac{\partial \{I P_L D_L\}}{\partial t} & = - \frac{\partial}{\partial x} \{I P_L u_L D_L\} \\
& - \frac{\partial}{\partial y} \{I P_L v_L D_L\} - w_{L-1/2} I P_L^{**} \\
& + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_L \frac{\partial I P_L}{\partial x}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_L \frac{\partial I P_L}{\partial y}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{zL} D_L \frac{\partial I P_L}{\partial z}\} \\
& + B_L^{OP} \cdot O P_L \cdot D_L + R^{IP} + L_L^{IP} \cdot D_L \\
& \dots\dots(2.33)
\end{aligned}$$

(COD)

最上層 (第I層)

$$\begin{aligned}
\frac{\partial \{COD_1 D_1\}}{\partial t} & = - \frac{\partial}{\partial x} \{COD_1 u_1 D_1\} \\
& - \frac{\partial}{\partial y} \{COD_1 v_1 D_1\} + w_{3/2} COD_1^* \\
& + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_1 \frac{\partial COD_1}{\partial x}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_1 \frac{\partial COD_1}{\partial y}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{z1} D_1 \frac{\partial COD_1}{\partial z}\} \\
& + \beta \cdot G_1 \cdot O P_1 \cdot D_1 \\
& + B_1^{COD} \cdot COD_1 \cdot D_1 \\
& - W_1 \cdot COD_1 + L_1^{COD} \cdot D_1 \dots\dots(2.34)
\end{aligned}$$

中間層 (第I層)

$$\begin{aligned}
\frac{\partial \{COD_1 D_1\}}{\partial t} & = - \frac{\partial}{\partial x} \{COD_1 u_1 D_1\} \\
& - \frac{\partial}{\partial y} \{COD_1 v_1 D_1\} - w_{1-1/2} COD_1^{**} \\
& + w_{1+1/2} COD_1^* \\
& + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_1 \frac{\partial COD_1}{\partial x}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_1 \frac{\partial COD_1}{\partial y}\} \\
& + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{z1} D_1 \frac{\partial COD_1}{\partial z}\} \\
& + \beta \cdot G_1 \cdot O P_1 \cdot D_1 \\
& - B_1^{COD} \cdot COD_1 \cdot D_1 \\
& + W_1 \cdot COD_{1-1} - W_1 \cdot COD_1 \\
& + L_1^{COD} \cdot D_1 \dots\dots(2.35)
\end{aligned}$$

最下層 (第L層)

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{COD_L D_L\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{COD_L u_L D_L\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{COD_L v_L D_L\} \\ & - w_{L-1/2} COD_L^* + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_L \frac{\partial COD_L}{\partial x}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_L \frac{\partial COD_L}{\partial y}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{zL} D_L \frac{\partial COD_L}{\partial z}\} \\ & - B_L^{COD} \cdot COD_L \cdot D_L + W_L \cdot COD_{L-1} \\ & - W_L \cdot COD_L + R^{COD} + L_L^{COD} \cdot D_L \\ & \dots\dots (2.36) \end{aligned}$$

(DO)

最上層 (第1層)

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{DO_1 D_1\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{DO_1 u_1 D_1\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{DO_1 v_1 D_1\} + w_{3/2} DO_1^* \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_1 \frac{\partial DO_1}{\partial x}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_1 \frac{\partial DO_1}{\partial y}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{z1} D_1 \frac{\partial DO_1}{\partial z}\} \\ & + \gamma \cdot G_1 \cdot OP_1 \cdot D_1 \\ & - \gamma \cdot B_1^{OP} \cdot OP_1 \cdot D_1 + k (H_{s,1} - DO_1) \\ & \dots\dots (2.37) \end{aligned}$$

中間層 (第I層)

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{DO_I D_I\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{DO_I u_I D_I\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{DO_I v_I D_I\} - w_{I-1/2} DO_I^{**} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & + w_{I+1/2} DO_I^* + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_I \frac{\partial DO_I}{\partial x}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_I \frac{\partial DO_I}{\partial y}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{zI} D_I \frac{\partial DO_I}{\partial z}\} \\ & + \gamma \cdot G_I \cdot OP_I \cdot D_I \\ & - \gamma \cdot B_I^{OP} \cdot OP_I \cdot D_I \quad \dots\dots (2.38) \end{aligned}$$

最下層 (第L層)

$$\begin{aligned} \frac{\partial \{DO_L D_L\}}{\partial t} = & - \frac{\partial}{\partial x} \{DO_L u_L D_L\} \\ & - \frac{\partial}{\partial y} \{DO_L v_L D_L\} - w_{L-1/2} DO_L^{**} \\ & + \frac{\partial}{\partial x} \{K_h D_L \frac{\partial DO_L}{\partial x}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial y} \{K_h D_L \frac{\partial DO_L}{\partial y}\} \\ & + \frac{\partial}{\partial z} \{K_{zL} D_L \frac{\partial DO_L}{\partial z}\} \\ & - \gamma \cdot B_L^{OP} \cdot OP_L \cdot D_L - D_{SED} \dots\dots (2.39) \end{aligned}$$

ここに,

- t : 時間,
- x, y : 水平方向の直交座標系,
- u_i, v_i : 第i層のx, y成分の流速,
- w_{i+1/2} : 第i層と第i+1層間の鉛直流速,
- D_i : 第i層の層厚,
- OP_i : 第i層の有機態磷濃度,
- IP_i : 第i層の無機態磷濃度,
- COD_i : 第i層のCOD濃度,
- DO_i : 第i層のDO濃度,
- K_h : 水平方向の拡散係数,
- K_{zI} : 第i層の鉛直方向の拡散係数,
- G_i : 第i層の生産速度,
- B_i^{OP} : OPの分解速度,
- B_i^{COD} : CODの分解速度,
- W_i : 懸濁物質の沈降速度,
- R^{IP}, R^{COD} : 無機磷の溶出速度およびCODの溶出速度,

L^{IP} , L^{OP} : 無機燐および有機燐の流入負荷量,
 L^{COD} : CODの流入負荷量,
 k : 再曝気係数,
 H_{O_2} : 酸素飽和濃度,
 D_{SED} : 底泥の酸素消費速度,
 β : COD-OP換算係数,
 γ : DO-OP換算係数,

である。上に述べた基本方程式は、移流項、拡散項、および増減項（生産、分解、負荷、溶出等）より構成された物質保存則が基本となっている。なお式(2.28)～式(2.39)において、サフィックスの * は I 層と I+1 層の平均値を、** は I 層と I-1 層の平均値を意味する。

このように海域の水質を数値モデルで計算するためには、多くの変数、多くの諸係数の値を求める必要がある。ここに述べたのは、その中で燐の物質循環に限定したもので、かなりの単純化がなされたものである。

2.7.2 鉛直一次元の物質循環モデル

閉鎖性内湾域において、底層での貧酸素水塊の形成は、水質における重要な問題の一つである。水中の溶存酸素の増減は、有光層での植物プランクトンの光合成による生産や、海表面における大気からの曝気、および表層から底層までの全域における植物・動物プランクトンの呼吸や有機物の分解に用いられる消費等、上記の物質循環モデルによって表すことが出来る。

貧酸素水塊は、夏期の密度的に安定な時期、すなわち鉛直方向の拡散が小さい時に形成される。これは、表層での曝気や光合成により生産された酸素が、鉛直方向に輸送されないためである。そのために、鉛直方向の溶存酸素の輸送・拡散を重要視した鉛直一次元モデルによる解析がよく用いられる(村上・長坂, 1996)。

鉛直一次元モデルは、前節で述べた3次元の物質循環モデルの支配方程式(2.28)～式(2.39)を、平面的に積分したもので、以下のように表される。

(有機態燐)

第1層

$$\begin{aligned}
 V_1 \frac{\partial OP_1}{\partial t} &= S_1 K_{z1} \frac{\partial^2 OP_1}{\partial z^2} \\
 &+ \alpha_1 Q_1 (OP_1 - OP_{O1}) \\
 &+ G_1 \cdot OP_1 \cdot V_1 - B_1^{OP} \cdot OP \cdot V_1 \\
 &- W_f \cdot OP_1 \cdot S_1 + L_1^{OP} \cdot V_1 \dots (2.40)
 \end{aligned}$$

第L層

$$\begin{aligned}
 V_L \frac{\partial OP_L}{\partial t} &= S_L K_{zL} \frac{\partial^2 OP_L}{\partial z^2} \\
 &+ \alpha_L Q_L (OP_L - OP_{OL}) \\
 &- B_L^{OP} \cdot OP_L \cdot V_L + W_f \cdot OP_{L-1} \cdot S_{L-1} \\
 &- W_f \cdot OP_L \cdot S_L + L_L^{OP} \cdot V_L \dots (2.41)
 \end{aligned}$$

(無機態燐)

第1層

$$\begin{aligned}
 V_1 \frac{\partial IP_1}{\partial t} &= S_1 K_{z1} \frac{\partial^2 IP_1}{\partial z^2} \\
 &+ \alpha_1 Q_1 (IP_1 - IP_{O1}) \\
 &- G_1 \cdot OP_1 \cdot V_1 + B_1^{OP} \cdot OP_1 \cdot V_1 \\
 &+ L_1^{IP} \cdot V_1 \dots (2.42)
 \end{aligned}$$

第L層

$$\begin{aligned}
 V_L \frac{\partial IP_L}{\partial t} &= S_L K_{zL} \frac{\partial^2 IP_L}{\partial z^2} \\
 &+ \alpha_L Q_L (IP_L - IP_{OL}) \\
 &+ B_L^{OP} \cdot OP_L \cdot V_L + S_L \cdot R^{IP} \\
 &+ L_L^{IP} \cdot V_L \dots (2.43)
 \end{aligned}$$

(DO)

第1層

$$\begin{aligned}
 V_1 \frac{\partial DO_1}{\partial t} &= S_1 K_{z1} \frac{\partial^2 DO_1}{\partial z^2} \\
 &+ \alpha_1 Q_1 (DO_1 - DO_{O1}) \\
 &+ \gamma \cdot G_1 \cdot OP_1 \cdot V_1 \\
 &- \gamma \cdot B_1^{OP} \cdot OP_1 \cdot V_1 \\
 &+ S_1 \cdot k \cdot (H_{O_2} - DO_1) \dots (2.44)
 \end{aligned}$$

第L層

$$\begin{aligned}
 V_L \frac{\partial DO_L}{\partial t} &= S_L K_{zL} \frac{\partial^2 DO_L}{\partial z^2} \\
 &+ \alpha_L Q_L (DO_L - DO_{OL}) \\
 &- \gamma \cdot B_L^{OP} \cdot OP_L \cdot V_L - S_L \cdot D_{SED} \\
 &\dots (2.45)
 \end{aligned}$$

ここで、

- OP_{oL} : 第L層の外海での有機態栄養塩濃度,
- IP_{oL} : 第L層の外海での無機態栄養塩濃度,
- DO_{oL} : 第L層の外海での溶存酸素濃度,
- S_L : 第L層のボックスの面積,
- V_L : 第L層のボックスの体積,
- α_L : 第L層の外海との海水交換率,

である。

2.7.3 物質循環モデルにおける条件設定

物質循環モデルにおける基本式 (式(2.28)~式(2.39))の移流項, 拡散項, および増減項の条件設定, 諸係数について以下に述べる。

(a) 移流項

移流項は, 物質循環モデルにおいて, 水の流れによって物質が運ばれる項を表している。基本方程式に含まれる水平流速 (u, v), および鉛直流速 (w) は与える必要がある。一般的には, 流体の運動方程式と連続式から構成される支配方程式を数値的に求める潮流計算結果が用いられる。しかし, ボックスモデルのように, 潮の干満による海水の流入・流出のような流体の連続式のみを考慮する場合もある。

潮流の計算手法に関しては研究の歴史は長く, 数多くの論文が発表されている (例えば, Dronker, 1969, Lee ndertse, 1973, 1975)。筆者らも, 多層レベルモデル (Tsuruya & Murakami, 1990), およびσ座標系 (村上・清水, 1994) を用いて, 3次元の潮流計算を実施している。

5章の三河湾の計算では, 多層のレベルモデルによる流れの計算結果を用いている。また, 4章の大船渡湾の場合は, 湾全域を1つの領域と考慮して, 深さ方向に分割したボックスモデルを用い, タイダルプリズムによる海水の出入りを考慮している。

(b) 拡散項

拡散項は, 流速と物質濃度の積によって表される輸送項の中で, 時々刻々変化する流速と物質濃度をアンサンブル平均することによって生じる付加項を表し, 例えば x-方向に関して言えば, 以下のように流れの乱れによって表すことができる。

$$\overline{uc} = \overline{u} \cdot \overline{c} + \overline{u'c'} \quad \dots\dots (2.46)$$

$$\overline{u'c'} = -K \frac{\partial \overline{c}}{\partial x} \quad \dots\dots (2.47)$$

ここに、

- u : 流速 (u = $\overline{u} + u'$),
- \overline{u} : 流速の平均値成分,
- u' : 流速の変動成分,
- c : 濃度 (c = $\overline{c} + c'$),
- \overline{c} : 濃度の平均値成分,
- c' : 濃度の変動成分,
- $\overline{u'c'}$: 乱れによる輸送項,
- K : 乱流拡散係数,

である。

乱流拡散係数の大きさは, 流速と濃度のアンサンブル平均の取り方によって変化する。例えば, 拡散方程式の移流項の流速に潮流成分を用い, それより小さいスケールの変動を乱れ成分とした場合と, 恒流を移流項の流速に用い, 潮流成分は乱れとみなした場合の拡散係数の大きさはオーダーで異なる (村上・森川, 1983)。

まず, 水平方向の拡散係数について述べる。水平方向の乱流拡散係数は, 一様乱流中では乱れの渦のスケールの4/3乗則にしたがうことが知られ, 考えている現象のスケールによって変化する。

水質の数値計算における拡散係数の与え方は, 移流項における流れのアンサンブル平均のスケールによって変化する。例えば, 潮流成分を移流項として表現した場合には, 格子の大きさが流れのアンサンブル平均の代表スケールとなり, 乱流拡散係数は次式で示すように格子の大きさ (ΔS) の関数で与えられる (堀江他, 1976)。

$$K_T = \alpha (\Delta S)^{4/3} \quad \dots\dots (2.48)$$

ここに、

- K_T : 潮流を移流とみなした場合の水平拡散係数,
- ΔS : 計算の格子間隔,
- α : 経験定数,

である。また, 潮流成分を乱れとみなし, 恒流成分を移流で表した場合は, 潮流による往復流を大きな渦と考慮して拡散係数を次式のように与える必要がある (堀江, 1980)。

$$K_L = \beta \Delta S \sqrt{\left\{ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (u_i - \overline{u})^2 \right\}} + K_0 \quad \dots\dots (2.49)$$

ここに、

- K_L : 潮流を乱れとみなした場合の拡散係数,
- u_i : 時刻 i における流速,
- \overline{u} : 1 潮汐間の平均流速,
- β : 経験的係数,
- n : 1 潮汐間の潮流のデータ数,

K_0 : 水平方向の渦動拡散係数,
である。

次に、鉛直方向の拡散係数について述べる。鉛直拡散係数は、鉛直方向の乱れエネルギーが密度の鉛直分布に基づく浮力の影響を受けるために、鉛直方向の密度勾配の関数となり、一般的には Richardson 数の関数として以下のように与えられる。

$$K_z = K_{z0} f(R_i) \quad \dots\dots\dots (2.50)$$

ここに、

- K_z : 鉛直拡散係数,
- K_{z0} : 中立状態での鉛直拡散係数,
- R_i : Richardson数,
- $f(R_i)$: 関数形,

である。Richardson 数は次式によって表されるように、鉛直方向の密度勾配と乱れのエネルギーを表す速度勾配の関数である。

$$R_i = \frac{g \left(\frac{\partial \rho}{\partial z} \right)}{\rho \nu_z \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2} \quad \dots\dots\dots (2.51)$$

ここに、 ρ : 海水の密度、 ν_z : 鉛直渦動粘性係数、 u : 水平流速である。鉛直拡散係数に Richardson 数 R_i を考慮した関数形が幾つか提案されているが、最もよく用いられている式に Munk & Anderson (1948) の式がある。

$$K_z = K_{z0} (1 + 3.33 R_i)^{-\frac{3}{2}} \quad \dots\dots\dots (2.52)$$

海水の密度を決めるのは、水温と塩分である。夏期は表層の水温が温められるために、表層で温かく底層で冷たいという水温躍層が発達し、海水は密度的に安定となつて、鉛直拡散係数は極端に小さくなる。

(c) 増減項

内湾域の COD 濃度は、夏期に高く冬期に低い値を示す。これは、夏期に生物活動が活発で有機物が増加するのに対し、冬期は生物活動が不活発となるためである。このような植物プランクトンの生産や有機物の分解、あるいは周辺からの負荷、海底への沈降等の項目は物質循環モデルの増減項として表される。以下に、物質循環モデルの増減項について述べる。

(i) : 生産速度 (G)

植物プランクトンは、光合成の作用を受けて無機栄養塩から有機栄養塩へと変換され、増殖される。したがって、有機物の増殖は植物プランクトンの増殖によって表

すことができる。植物プランクトンの増殖速度は一般に光の強さ、水温、および栄養塩濃度の関数によって表され、次のように表される。

$$\frac{dP}{dt} = GP = G_{max} f(I) f(T) f(N) P \quad \dots\dots\dots (2.53)$$

ここで、

- P : 植物プランクトン量,
- G : 植物プランクトンの増殖速度,
- G_{max} : 植物プランクトンの最大増殖速度,
- $f(I)$: 光の強さ(I)の関数,
- $f(T)$: 水温(T)の関数,
- $f(N)$: 栄養塩濃度(N)の関数,

である。植物プランクトンの光合成には太陽光が必要であり、その大きさは光の強さの関数 $f(I)$ で表される。水中での光の強度はその海水中に含まれる浮遊物によって減衰し、その強さは Lambert-Beer の法則にしたがう。

$$f(I_z) = \frac{I_z}{I_{OPT}} \cdot \exp \left\{ 1 - \frac{I_z}{I_{OPT}} \right\} \quad \dots\dots\dots (2.54)$$

$$I_z = I_0 \cdot \exp \{-k_1 z\} \quad \dots\dots\dots (2.55)$$

ここに、

- I_{OPT} : 植物プランクトンの増殖に対する光の最適強度,
- I_z : 深度 z での光の強度,
- I_0 : 海面における光の強度,
- k_1 : 光の消散係数,
- z : 深度 (海面からの深さ),

である。植物プランクトンの細胞分裂は温度の関数 $f(T)$ として表され、

$$f(T) = \exp \{\beta_1 T\} \quad \dots\dots\dots (2.56)$$

となる。ここで、 β_1 : 増殖速度に関する比例定数である。特に β_1 は水温が 10°C 上昇した場合に増加する増殖速度 Q_{10} に関するものである。例えば、水温が 10°C 上昇した場合に増殖速度が 2 倍に増加した場合は、 $\beta_1 = \ln\{2\}/10 = 0.0693$ で与えられる。

栄養塩濃度の増殖速度に関する関数形に関しては、Monod の関数形が一般に用いられる。Monod の関数形とは

$$f(N) = \frac{N}{K_N + N} \quad \dots\dots\dots (2.57)$$

の形で表される。ここに、 K_N :半飽和定数 ($f(N) = 0.5$ になる N 濃度)である。この関数形は、栄養塩濃度が K_N に比して小さい場合には N の濃度に比例し、 K_N に比して大きい場合には1.0に漸近する関数である。栄養塩濃度に関しては窒素(N)、磷(P)、珪素(Si)等が重要な要素であるが、これらの中で植物プランクトンが増殖する場合に、最も不足する栄養塩濃度(制限因子)が植物の成長を規定する。これをLiebigの最小律と呼ぶ(Odum, 1971)。したがって、

$$f(N) = \min \left\{ \frac{N_1}{K_{N1} + N_1}, \frac{P_1}{K_{P1} + P_1}, \frac{S_1}{K_{S1} + S_1} \right\} \dots\dots\dots(2.58)$$

で与えられる。

HydroQual(1995)によると、海水中の無機態の窒素と無機態の磷の比(D I N/D I P)が、7.2以上の場合には磷が制限因子となり、7.2以下の場合には窒素が制限因子とならしている。また、Cerco and Cole(1994)によると、一般的には淡水域では磷制限の場合が多く、海水域では窒素制限の場合が多いとしている。ただし、その海域に生息しているプランクトンや藻類の種類によっても異なり、簡単ではないようだ。

生産速度の算定は、一般的には実験室によるAGP(Algal Gross Potential)試験によって、栄養塩や温度、照度に対する関数形を求める。

5章で述べる三河湾の場合は、湾内に流入する負荷量(全窒素 35.3ton/day, 全磷 3.7ton/day: N/P=9.54), および湾内の水質分布(全窒素 0.3~0.6 mg/l, 全磷 0.03~0.06mg/l: N/P=10)から、磷が制限因子であると考えられる。そして、藻類(Skeletonema Costatum)の培養試験を温度の条件(5, 15, 25°C), 照度の条件(1000, 4000, 10000 Lux), 栄養塩濃度の条件(現場海水に無機態の窒素1mg/l, 無機態の磷0.1, 0.3mg/lを添加)をそれぞれ変えて行い(運輸省第五港湾建設局, 1984, 1985), 表-2.16に示す結果を得ている。

4章で述べる大船渡湾の場合は、水質測定結果(図-4.24参照)からD I P/D I N比は7.2以下であり、また、底泥から多量の磷が海水中に溶出している(表-4.4参照)ことから窒素が制限因子であると考えられる。

(ii): 分解速度(B)

植物プランクトンは枯死、プランクトン自身の呼吸、あるいは微生物の作用を受けて分解される。この分解作用により、有機態の栄養塩は無機態に変換される。この有機物の分解速度 B_i^{OP} はプランクトンや微生物の温度

依存性から、

$$B_i^{OP} = \alpha_2 \cdot \exp \{ \beta_2 T \} \dots\dots\dots(2.59)$$

で与えられる。ここに、 α_2, β_2 :分解速度に関する比例定数である。

分解速度の測定は、試水を褐色の瓶に入れ恒温室内暗所に静置して時間の経過とともにCODや栄養塩濃度の測定を行って求める。上記の関数形を求めるために、静置する温度条件を変えて、分解速度を算定する。

三河湾の場合、温度条件を5, 15, 25°Cと変化させて室内実験を行い、分解速度の関数形の結果を表-2.16(運輸省第五港湾建設局, 1984, 1985)のように得ている。

(iii): 沈降速度(W_i)

植物プランクトン等の粒状態の有機物は自分の重さで沈降し、海底に堆積する。このようにして海底に堆積したものがヘドロである。このようなプランクトンの沈降速度は、セディメント・トラップによる種々の測定結果がある。ここでは、

$$W_i = \text{Constant} \dots\dots\dots(2.60)$$

と一定値とした。ここに、 W_i は有機物の沈降速度である。

三河湾の場合の、湾中央部においてセディメント・トラップによる堆積物の捕集を行い、表-2.16に示す結果を得ている。底層では、かなり大きい値が得られており、底泥の巻き上がりの影響がみられる。

(iv): 無機栄養塩の溶出速度

汚染された底泥から多量の栄養塩が溶出する。この溶出量は、5章で詳しく述べるように、直上水の水温とDO濃度、及び底質の汚染度の影響を受ける。したがって底泥からの栄養塩の溶出速度に関しては、

$$R^{IP} = \alpha_3 \cdot \exp \{ \beta_3 (T - 18) \} \cdot \frac{(H_{owa} - DO)}{H_{owa}} \cdot C_{BED} \dots\dots\dots(2.61)$$

で表される。ここに、 α_3, β_3 :溶出速度に関する比例定数、 C_{BED} :底質の栄養塩濃度である。

無機栄養塩の溶出速度の関数形を求めるために、柱状泥を恒温室内暗所に静置し、直上水の水温条件(5, 15, 25°C), DO濃度条件(0, 2, 4, 8mg/l)を変えて室内溶出試験を行っている。その結果から、表-2.16に示す結果を得ている。

(v): 流入負荷量

表-2.16 物質循環モデルにおける計算の諸係数の設定 (三河湾の例)

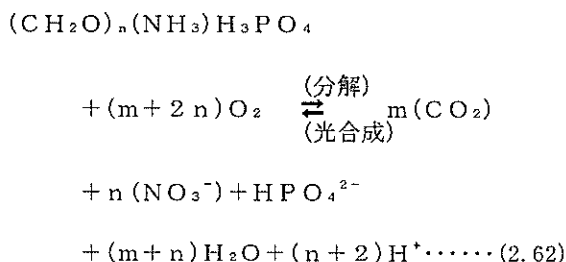
項目		関数形	記号	諸係数の値	
				上層	下層
生産	O-P生産速度 (1/day)	G = G _{max} x 式(2.54) x 式(2.56) x 式(2.57)	G _{max}	0.129 ~ 0.725 (1/day)	
			K _N	0.014 ~ 0.126 (mg/l)	
			I _{OPT}	509 ~ 2440 (Lux)	
			β ₁	0.038 ~ 0.132 (1/°C)	
分解	COD分解速度	式(2.59) (1/day) (1/°C)	α ₂	0.014~0.040	0.011~0.022
			β ₂	0.011~0.109	0.029~0.161
	O-P分解速度	式(2.59) (1/day) (1/°C)	α ₂	0.022~0.060	0.031~0.060
			β ₂	0.045~0.107	0.024~0.074
沈降	COD沈降速度	式(2.60) (m/day)	W _f	0.007~0.31	0.38~2.7
	O-P沈降速度	式(2.60) (m/day)	W _f	0.054~0.51	0.32~1.7
溶出	COD溶出速度	式(2.61) (mg/m ² /day) (1/°C)	α ₃	209 ~ 471	
			β ₃	1.06 ~ 1.15	
	O-P溶出速度	式(2.61) (mg/m ² /day) (1/°C)	α ₃	10.9 ~ 17.0	
			β ₃	1.01 ~ 1.03	
酸素消費	水中酸素消費	式(2.59) (mg/m ² /day) x γ (1/°C)	α ₂ ' β ₂ '	0.010~0.060 0.034~0.137	0.012~0.060 0.036~0.139
	底泥酸素消費	式(5.68) (mg/m ² /day) (1/°C)	α ₅ β ₅	345 ~ 662 0.052 ~ 0.097	
曝気	再曝気係数	式(2.64) (1/day)	k	0.5	

閉鎖性内湾域の水質汚染は、湾口部での海水交換が小さいこともその要因の一つではあるが、周辺からの汚染負荷量が最も重要な原因である。この汚染負荷量よりも、自浄作用や海水交換能力が小さい場合に汚染物質が湾内に蓄積して富栄養化となる。

流入負荷量の算定は河川等での汚染負荷源における実測値によるのが一般的であるが、農地や家畜等からの非点源負荷量も大きいことから、各生産量に対する原単位法(杉木, 1974)による負荷量の算定もよく用いられる。(vi) : 溶存酸素

海水中の溶存酸素はプランクトンの光合成によって生成され、有機物の分解によって消費される。また、底泥からの栄養塩の溶出においても直上水の溶存酸素濃度の関数となる。このように、湾内の物質循環に溶存酸素の影響は大きい。

有機物と無機物との酸化還元反応は



で表される。ここに、m, nは有機物中のC:N:Pの元素組成比をm:n:1として表した比率である。したがって、海水中の無機栄養塩の光合成による溶存酸素比率は

$$\text{TOC} : \text{C} = \frac{32(m+2n)}{12m}$$

$$\text{TOD} : \text{N} = \frac{32(m+2n)}{14n}$$

$$\text{TOD} : \text{P} = \frac{32(m+2n)}{31}$$

となる。植物プランクトンの体組成比としてレッドフィールド比(C:N:P=106:16:1)が一般的に用いられている。したがって、ここでは(m+2n)個の酸素を消費して、m個の炭素、n個の窒素、及び1個の燐が有機物から無機物に酸化されるものと考えることができる。これらの酸素消費量あるいは酸素生成量は前述の光合成速度及び分解速度に依存する。

次に、底泥での酸素消費について考察する。海底に堆積した汚染された底泥には多くの有機物が含まれており、その底泥が海水中に再び溶出してきて内部負荷となる。この際に多くの溶存酸素を消費する。この酸素消費速度

に関しては、溶出量と同様に

$$D_{SED} = \alpha_4 \cdot \exp(\beta_4(T-18)) \cdot \frac{DO}{H_{O_2a}} \cdot C_{BED} \dots\dots\dots(2.63)$$

と表すことができる。ここに、 α_4 、 β_4 ：底泥による酸素消費速度に関する比例定数である。

また、海水中の酸素に関しては大気中の酸素との移動が海面を通して行われる。その速度は、

$$DO_s = k \cdot (H_{O_2a} - DO) \dots\dots\dots(2.64)$$

で与えられる。ここに、 k ：再曝気係数である。

分解による溶存酸素の消費速度の算定は、海水中の場合は、前述の②の分解速度の算定の室内実験の際にDO濃度も同時に測定して行っている。また、底泥による酸素消費速度の算定は、柱状泥上の直上水のDO濃度の変化から行っている。関数形を求めるために、直上水の水温を5、15、25℃と変化させて、DO消費速度の室内実験を行っている。これらをまとめると表-2.16に示すようになる。

2.8 まとめ

閉鎖性内湾域の水質は一般に汚染されている。その主な原因は、湾口部が狭いために海水交換が小さく、湾内に流入した汚染物質が蓄積した結果である。このような閉鎖性内湾域の水質環境を改善するため、あるいは開発に基づく環境アセスメント、環境創造等の行為を行うためには、まず対象海域の汚染物質の分布と、汚染物質の輸送、および海域の水質汚染の原因等を把握する必要がある。そのために本章では、閉鎖性内湾域である東京湾、大阪湾において流れの調査、水質の調査を実施し、沿岸域の流れと水質に関する特性、及びそれらの調査方法、データの解析手法について述べた。つづいて、水質環境に関する環境影響評価の手段としての、水理模型と数値模型による水質の予測手法および考え方について述べた。本章での要点をまとめると以下の通りとなる。

まず、実海域の流れの調査結果、水質の調査結果から以下の結果が得られた。

- 1) 沿岸域の流れの特性は、大別すると表-2.4のように3つのカテゴリーに分類される。閉鎖性内湾域の流れの特性はカテゴリーIに属し、潮の干満による潮汐流が卓越し、規則正しく上げ潮・下げ潮を繰り返す。
- 2) 大阪湾の恒流は潮汐残差流が支配的であり、東京湾

の恒流は風の作用が支配的である。恒流の大きさは時間的に変動しており、年変化、季節変化等の長期的な変動には淡水流入量の影響が、また比較的短期的な日平均等の変動には風の影響が大きい。

- 3) 東京湾口部の水質分布の季節特性が示された。閉鎖性内湾域の水質は、春期から夏期にかけて成層が発達し、底層部に貧酸素水塊が形成され、水質が悪化する。秋期から冬期にかけて水塊は混合され水質は良くなる。
- 4) 水質を表す指標は数多く、それぞれの分布特性を持っている。代表的な水質項目の分布特性としては、水温や塩分のような自然因子に関係する項目は原データで正規分布特性を示し、赤潮のような突発性の現象を示す項目(例えば、クロロフィル-a)は対数正規分布特性を示す。
- 5) 水の汚れを表す指標として、主成分分析の第一主成分がその特性を表すのに有効である。西宮沖の水質測定結果から、表層では植物プランクトンによる赤潮を表す主成分が卓越している。また、海面下4m層でも、赤潮を示す特性値が卓越しているが、低塩分等の河川起源の水塊を表す特性が表層に比べて弱くなっている。

次に、水理模型に関しては以下の結果が得られた。

- 6) Froudeの相似則を用いた水理模型実験は、現地の平均的な流れ、および湾内のCOD等の汚染物質の拡がりのパターンは再現可能である。
- 7) 物質拡散の水理模型実験における繰り返し再現性の求め方を提案した(式(2.27))。拡散実験の繰り返し再現性として、濃度値の平方根を用いた相関係数 $r^{(2)}$ の値が0.96以上である必要がある。なお、埋立地等による流れや物質拡散の変化を予測する場合には、実験結果の繰り返し再現性に注意する必要がある。模型内に温度差が生じやすい夏場の実験は避ける必要がある。最後に、数値模型に関しては以下の成果が得られた。
- 8) 水質予測手法として、栄養塩の物質循環モデルによる数値計算手法の考え方、およびその諸係数の与え方を整理した。

記号表

A_H	: 水深方向に平均化された水平渦動粘性係数 (cm^2/s),	K_L	: 潮流を乱れとみなした場合の拡散係数 (cm^2/s),
BOD	: 生物化学的酸素要求量 (mg/l),	K_x, K_y, K_z	: それぞれ x, y, z 方向の乱流拡散係数 (cm^2/s),
B_i^{OP}	: OP の分解速度 ($1/\text{day}$),	K_o	: 水平方向の渦動拡散係数 (cm^2/s),
B_i^{COD}	: COD の分解速度 ($1/\text{day}$),	K_h	: 水平方向の拡散係数 (cm^2/s),
c	: 物質の濃度,	K_{hr}	: 水平乱流拡散係数の縮率,
\bar{c}	: 濃度の平均値成分,	K_{zi}	: 第 i 層の鉛直方向の拡散係数 (cm^2/s),
c'	: 濃度の変動成分,	K_{zo}	: 中立状態での鉛直拡散係数 (cm^2/s),
COD	: 化学的酸素要求量 (mg/l),	K_N	: 半飽和定数 ($f(N)=0.5$ になる N 濃度),
COD_i	: 第 i 層の COD 濃度 (mg/l),	l_{ki}	: 主成分分析における第 k 主成分の係数,
C_{BED}	: 底質の栄養塩濃度 (mg/g),	L	: 代表長さ (m),
D_1	: 湾内の平均水深 (m),	L_r	: 水平長さの縮率,
D_2	: 湾口部の平均水深 (m),	L^{IP}, L^{OP}	: 無機磷および有機磷の流入負荷量 (kg/day),
D_i	: 第 i 層の層厚 (m),	L^{COD}	: COD の流入負荷量 (ton/day),
DO	: 溶存酸素 (mg/l),	m	: 主成分分析における総合特性値の数,
DO_i	: 第 i 層の溶存酸素濃度 (mg/l),	n	: 1 潮汐間の潮流のデータ数,
DO_{oi}	: 第 i 層の外海での溶存酸素濃度 (mg/l),	n_r	: マニングの粗度係数の縮率,
D_{SED}	: 底泥の酸素消費速度 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$),	N	: 染料濃度の測点数,
E. I.	: 閉鎖度指数,	OP_i	: 第 i 層の有機態磷濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$),
f	: コリオリ係数 ($1/\text{s}$),	OP_{oi}	: 第 i 層の外海での有機態栄養塩濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$),
$f(I)$: 光の強さ (I) の関数,	p	: 主成分分析における変数の数,
$f(T)$: 水温 (T) の関数,	P	: 圧力 ($\text{kg重}/\text{m}^2$),
$f(N)$: 栄養塩濃度 (N) の関数,	P	: 植物プランクトン量 ($\mu\text{g}/\text{l}$),
F_r	: コリオリ係数の縮率,	$r^{(j)}$: 繰り返し再現係数, ($j=1$: 原データ, $j=2$: ルート変換, $j=3$: 対数変換)
F_d	: 密度フルード数,	R^{IP}, R^{COD}	: 無機磷の溶出速度および COD の溶出速度,
g	: 重力加速度 (m/s^2),	R_i	: Richardson 数,
G	: 植物プランクトンの増殖速度 ($1/\text{day}$),	S	: 湾の面積 (km^2),
G_{max}	: 植物プランクトンの最大増殖速度 ($1/\text{day}$),	S_i	: 第 i 層のボックスの面積 (m^2),
G_i	: 第 i 層の生産速度 ($1/\text{day}$),	t	: 時間 (s),
h	: 水深 (m),	T_r	: 時間の縮率,
H_r	: 鉛直長さの縮率,	u	: 流速 ($u = \bar{u} + u'$) (cm/s),
H_{owa}	: 酸素飽和濃度 (mg/l),	\bar{u}	: 流速の平均値成分 (cm/s),
IP_i	: 第 i 層の無機態磷濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$),	u'	: 流速の変動成分 (cm/s),
IP_{oi}	: 第 i 層の外海での無機態栄養塩濃度 ($\mu\text{g}/\text{l}$),	$\overline{u'c'}$: 乱れによる輸送項 (cm/s),
I_{OPT}	: 植物プランクトンの増殖に対する光の最適強度 (lux),	u, v	: それぞれ x, y 方向の流速 (cm/s),
I_z	: 深度 z での光の強度 (lux),	\bar{u}, \bar{v}	: それぞれ x, y 方向の水深方向に平均化された流速 (cm/s),
I_o	: 海面における光の強度 (lux),	u_i, v_i	: 第 i 層の x, y 成分の流速 (cm/s),
k_i	: 光の消散係数 ($1/\text{m}$),	u_i	: 時刻 i における流速 (cm/s),
k	: 再曝気係数 ($1/\text{day}$),	\bar{u}	: 1 潮汐間の平均流速 (cm/s),
K	: 拡散係数 (cm^2/s),	V_r	: 水平流速の縮率,
K_T	: 潮流を移流とみなした場合の水平拡散係数 (cm^2/s),	V_i	: 第 i 層のボックスの体積 (m^3),

W : 湾口部の幅 (m),
 w : 鉛直流速 (cm/s),
 $w_{i+1/2}$: 第 i 層と第 $i+1$ 層間の鉛直流速 (cm/s),
 W_i : 懸濁物質の沈降速度 (m/day),
 x, y, z : デカルト座標系,
 x_i, y_i : 測点 i での 1 回目, 2 回目の染料濃度 (ppm),
 X_i : 主成分分析における変数,
 Z_{ki} : 主成分分析における第 k 主成分の特性値,
 z : 深度 (海面からの深さ) (m),
 α_i : 第 i 層の外海との海水交換率,
 α : 拡散係数に関する経験定数 (式 (2.48)),
 α_1, β_1 : 増殖速度に関する比例定数 (1/day),
 α_2, β_2 : 分解速度に関する比例定数 (1/day),
 α_3, β_3 : 溶出速度に関する比例定数 (1/day),
 α_4, β_4 : 底泥による酸素消費速度に関する比例定数 (1/day),
 β : 拡散係数に関する経験定数 (式 (2.49)),
 β : COD-OP 換算係数,
 γ : DO-OP 換算係数,
 λ_k : 主成分分析における第 k 番目の固有値,
 ζ : 平均海面からの水位 (m),
 ρ : 海水の密度 (g/cm^3),
 ρ_0 : 海水の平均密度 (g/cm^3),
 $\bar{\rho}$: 水深方向に平均化された海水の密度 (g/cm^3),
 ν_H : 水平渦動粘性係数 (cm^2/s),
 ν_z : 鉛直渦動粘性係数 (cm^2/s),
 τ_r : 底面摩擦力の縮率,
 τ_x^S, τ_y^S : 風による表面接線応力 (g/cm/s^2),
 τ_x^B, τ_y^B : 海底面での摩擦応力 (g/cm/s^2),
 ΔS : 計算の格子間隔 (m),

参考文献

- 池田晃三・松山優治・辻 正明 (1981) : 東京湾内の流動に及ぼす風の効果, 海と空, 第57巻1号, pp. 31-40.
 城 久 (1991) : 大阪湾の開発と海域環境の変遷, 沿岸海洋研究ノート, 第29巻, 第1号, pp. 3-12.
 宇野木早苗 (1980) : 海水交換とその素過程について, 沿岸海洋研究ノート, Vol. 17, No. 2, pp. 89-98.
 運輸省第三港湾建設局関西国際空港調査室 (1980) : 大阪湾南部海岸性状調査報告書, 814p.
 運輸省第二港湾建設局 (1976~1980) : 東京湾海洋構造調査報告書, 第1報~第5報.
 運輸省第三港湾建設局神戸機械整備事務所 (1984~1986) : 昭和58~60年度水質自動観測装置開発に関する調査研究報告書, 第1報~第3報.
 運輸省第五港湾建設局 (1984) : 三河湾水質改善予測調査報告書, 昭和59年3月, p. 171.
 運輸省第五港湾建設局 (1985) : 三河湾底質浄化実施設計調査, 中間報告書, 昭和60年3月, p. 167.
 小倉紀雄編 (1993) : 東京湾-100年の環境変遷-1, 恒星社厚生閣, p. 160.
 金子安雄・堀江 毅・村上和男・上野信行・久保正則 (1973) : 大阪湾の潮流と物質拡散に関する模型実験, 港湾技術研究所報告, 第12巻, 第3号, pp. 99-201.
 金子安雄・堀江 毅・村上和男 (1975) : ADI法による潮流と汚染拡散の数値計算, 港湾技術研究所報告, 第14巻, 第1号, pp. 1-61.
 金子安雄・堀江 毅・村上和男 (1976) : 水理模型による汚染拡散実験-繰り返し性と重ね合わせについて-, 第20回水理講演会論文集, pp. 147-152.
 川島博之 (1996) : 東京湾とその流域における窒素収支の歴史的変遷, 沿岸海洋研究, 第33巻第2号, pp. 147-155.
 環境庁水質保全局 (1990) : かけがえのない東京湾を次世代に引き継ぐために, 東京湾水域環境懇談会中間報告, 70p.
 環境庁編 (1997) : 平成9年度版環境白書, 大蔵省印刷局, pp. 387-402.
 国土庁編 (1992) : 平成2年度版首都圏白書, 大蔵省印刷局.
 杉木昭典 (1974) : 水質汚濁-現象と防止対策, 技報堂, pp. 125-158.
 長島秀樹 (1982) : 傾いた底を持つ水道の吹送流, 理化学研究所報告, 第58巻, 第2号, pp. 23-27.
 樋口明生・杉本隆成 (1970) : 潮流による拡散の水理模型実験について (IV), 京大防災研年報, 第13号, B,

- PP. 457-470.
- 平山 勇・村上和男(1987) : 多変量解析法による水質データの解析と赤潮予測について, 第34回海岸工学講演会論文集, pp. 685-689.
- 堀江 毅・村上和男・細川恭史・亀山 豊(1976) : 潮流計算における境界等の取り扱い—特にADI法による検討—, 港湾技術研究所報告 第15巻, 第2号, pp. 251-287.
- 堀江 毅(1980) : 沿岸海域の水の流れと物質の拡散に関する水理学的研究, 港湾技研資料, No. 360, 222p.
- 村上彰男(1985) : 閉鎖性水域の生態系におけるN、Pの循環, 私的座談会討議資料
- 村上和男(1981) : 最小自乗法による潮汐・潮流の調分解とその精度, 港湾技研資料, No. 369, 38p.
- 村上和男・森川雅行・坂口達也(1981) : 恒流に及ぼす風と淡水流入量の影響 — 泉南沖データ (1978-1981) による検討, 港湾技術研究所報告, 第21巻3号, pp. 3-39.
- 村上和男・森川雅行・坂口達也・早川典生(1982) : 大阪湾潮流観測データの解析, 第29回海岸工学講演会論文集, pp. 624-628.
- 村上和男・森川雅行(1983) : 超音波流速計による潮流観測と水平・鉛直拡散係数の算定, 港湾技術研究所報告, Vol. 22, No. 2, pp. 175-211.
- 村上和男・森川雅行(1983) : 沿岸域の潮流について, 昭和58年度港湾技術研究所講演会講演集, pp. 27-70.
- 村上和男・堀江 毅・森川雅行・細川恭史・和泉田芳和・三好英一・佐藤英治・加藤道康(1983) : 東京湾口における水質汚染実態調査—その1—, 港湾技研資料, No. 455, 73p.
- 村上和男・堀江 毅・森川雅行・三好英一・白井正生・佐藤英治・加藤道康(1984) : 東京湾口における水質汚染実態調査—その2—, 港湾技研資料, No. 507, 96p.
- 村上和男・森川雅行(1984) : 多変量解析法による海域の水質データの検討, 港湾技研資料, No. 479, 38p.
- 村上和男(1987) : 水質自動観測データの解析と赤潮予測への応用, 港湾技術研究所報告, 第26巻, 第2号, pp. 213-252.
- 村上和男・森川雅行(1988) : 東京湾の長周期流れの特性について, 沿岸海洋研究ノート, 第25巻, 第2号, pp. 146-155.
- 村上和男・清水勝義(1994) : σ -座標系による3次元の潮流計算, 海岸工学論文集, 第41巻, pp. 271-275.
- 村上和男(1996) : 特集: 相似則, 5. 1 潮流・流況, 潮流と拡散に関する相似則
- 日本造船学会誌, No. 801, pp. 182-186.
- 村上和男・長坂 猛(1996) : 熱交換を考慮した鉛直一次元モデルによる貧酸素水塊の形成, 海岸工学論文集, 第43巻, pp. 1126-1130.
- 森川雅行・村上和男(1986) : 東京湾における長周期流れの変動特性—現地データ (1983年9月) による検討—, 港湾技研資料, No. 550, 50p.
- 柳 哲雄・柴木秀之・武岡秀隆(1985) : 播磨灘・大阪湾の塩分, 窒素, リン収支, 沿岸海洋研究ノート, 第22巻, 第2号, pp. 159-164.
- Baretta J. and P. Ruardij(1988) : Tidal flat estuaries—Simulation and analysis of the Ems Estuary, Springer-Verlag, 353p.
- Cerco and Cole(1994) : Three-dimensional eutrophication model of Chesapeake Bay, Vol.1, Main Report, Technical Report EL-94-4, EPA and WES, 638p.
- Dronkers, J. J. (1964) : Tidal computations in rivers, coastal areas, and seas., Jour. of Hydraulics Div., ASCE, Vol.95, No. HY 1, pp.27-29.
- Fischer, H. B. and E. R. Holley(1971) : Analysis of the use of distorted hydraulic model for dispersion studies, Water Resources Research, Vol. 7, No. 1., pp. 46-51.
- Fischer, H. B.(1972) : Mass transport mechanisms in stratified estuaries, Journal of Fluid Mechanics, Vol. 53, pp. 671-687.
- Fischer, H. B. (1973) : Longitudinal dispersion and turbulent mixing in open channel flow, Annual Review of Fluid Mechanics, Vol. 5, pp. 59-78.
- HydroQual(1995) : A water quality model for Massachusetts and Cape Cod Bays —, Calibration of the bays eutrophication model, Technical Report No. 95-8, Massachusetts Water Resources Authority, 488p.
- Kremer, J. N. and S. W. Nixon(1978) : A coastal marine ecosystem — Simulation and analysis, Springer, 217p.
- Leendertse, J. J., R. C. Alexander and S. K. Liu (1973) : A three-dimensional model for estuarine and coastal seas, Vol.1, Principles of Computation, The Rand Corporation, R-1417-OWRR, pp. 1-122.
- Leendertse, J. J., S. K. Liu, R. C. Alexander and A. B. Nelson(1975) : A three-dimensional model

for estuarine and coastal seas, Vol.2, Aspect of computation, The Rand Corporation, R-1764-OWRT, pp.1-122.

Munk, W. H. and E. R. Anderson(1948): Notes on a theory of thermocline, Journal of Marine Research, Vol. 7, No. 3, pp.276-295.

Murakami, K., and I. Hirayama(1987) : Multivariate analysis of water quality at red-tide in coastal region, Specialized Conf. on Coastal and Estuarine Pollution, Fukuoka, pp.88-95.

Stroband, H. J. and N. J. van Wijngaarden: Modelling of the Oosterschelde Estuary by a hydraulic model and mathematical model, Proc. 17th IAHR Congress, Baden-Baden, A-109, pp. 271-278 , 1977.

Tsuruya, H., Murakami, K. and Irie, I. (1990): Mathematical Modeling of Mud Transport in Ports with a Multi-Layered Model, Report of Port & Harbour Research Institute, Vol.29, No.1, pp.3-51.

3. 閉鎖性内湾域の海水交換

3.1 まえがき

閉鎖性内湾域とは、湾口幅が狭くて湾内水と外海水の交換量が小さい海域を言う。一般的に、閉鎖性内湾域の水質は汚染されていることが多い。内湾域の水質を考えた場合、その海域に流入する汚染負荷量の値が海水交換や酸化による自浄作用の量を超えると、その海域内に汚染物質が蓄積することになる。閉鎖性内湾域の水質汚染は、周辺からの汚染物質の負荷量に比べて海水交換量が小さいために、その水域に汚染物質が蓄積しやすいのが原因と考えられる。特に、湾口部が狭い閉鎖性内湾域の水質が一般に汚染されていることを考えると、海水交換の湾内の水質に及ぼす影響は大きいものと考えられる。

いま考えやすくするための一つの試算として、図-3.1に示す幅20km、長さ30kmの湾を考える。この湾の湾奥(領域1)に300ton/dayの汚染負荷があるとし、潮汐は12時間の周期で干満差は1mとし、海水交換は潮位変化に基づく海水のタイダルプリズム(海水の流量)によるものとする。2潮汐間(約1日)で入退潮するタイダルプリズムは、領域1と2の間で $6.0 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{day}$ 、領域2と外海との間では $1.2 \times 10^9 \text{ m}^3/\text{day}$ となる。このタイダルプリズムに海水交換率をかけると、潮汐によって入れ換わる海水量となり、さらにこれに汚染物質の濃度差をかけると、系外に輸送される物質質量となる。この系外に輸送される汚染物質の量が湾内に流入する汚染物質の負荷量と同等量、すなわち領域1から2、および領域2から外海への汚染物質の輸送量が300ton/dayになれば、湾内の汚染物質の濃度は定常状態となる。

いま、汚染物質はそれぞれの領域で完全混合すると仮定して交換率の影響を考えてみよう。まず、(a)は外海

と領域2との交換率が10%、領域2と領域1との交換率も10%とした場合について考える。汚染物質の濃度が定常状態になるためには、濃度差 \times タイダルプリズム \times 海水交換率=負荷量より、領域1と2の濃度差が5ppm、領域2と外海との濃度差が2.5ppm必要である。したがって、外海濃度を0ppmとした場合、湾奥部の領域1の濃度は7.5ppm、湾口部の領域2の濃度は2.5ppmとなる。次に(b)として、それぞれの交換率を15%とした場合について考える。前と同様に定常状態を考えて領域1と領域2の汚染物質の平均濃度を求めると、領域1で5.0ppm、領域2で1.67ppmとなる。海水交換率を5%(1.5倍に)増加させることによって、湾内の汚染物質の濃度が2/3に減少している。これは汚染物質の負荷量を2/3に削減した場合と同等の効果である。

以上述べたように、閉鎖性内湾域における海域間の海水交換率の増加は、湾内の汚染物質の平均濃度の減少を意味し、海水交換は湾内の水質を決める重要な要因の一つであることがわかる。

本章では、まず3.2で海水交換のメカニズムを述べ、海水の交換効率を表す量として海水交換率、平均滞留時間について概説する。

ついで3.3に、水理模型および数値計算による海水交換の検討法について述べている。更に3.4では、水理模型実験により、湾内に一方向流を助長することによる海水交換促進の効果が大きいことを示している。また、水理模型実験結果の解析から、実験を行うこと無しに一方向流による海水交換促進の大きさの推定法を示している。

3.5では、比較的浅い海域の港湾での海水交換における水平循環流の重要性を示し、港湾の海水交換を促進するために、港口部の形状と水平循環流の形成・海水交換の大きさについて述べている。更に3.6では、比較的水

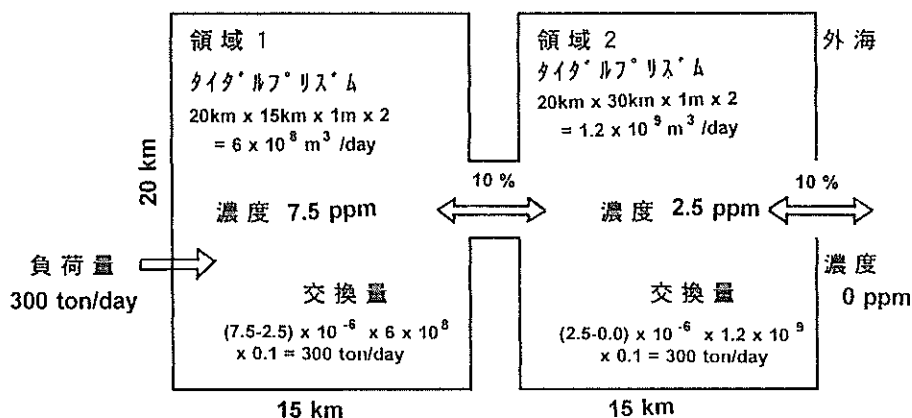


図-3.1 海水交換と湾内の水質

深の大きい海域での海水交換における鉛直循環流の重要性について述べ、密度流を考慮した水理模型実験により、津波防波堤の海水交換に及ぼす影響を述べている。

最後に、3.7でまとめとなっている。

3.2 流れによる物質輸送と海水交換

3.2.1 流れによる物質輸送

海水交換とは、湾口から流出した湾内水の水塊が外海水と混合し再び湾内に戻る、および湾外から流入した水塊が湾内水と混合して再び湾外に出ていく現象である。湾内外の海水に含まれる物質の濃度が異なれば、海水交換は湾口断面での物質量の収支より算定できる。

ここで、流れによる物質輸送に関する考察を加える。いま、湾口断面を1潮汐間に通過する物質量をMとした場合、

$$M = \sum_{j=1}^L \sum_{i=1}^N (u_{i,j} C_{i,j} a_j) \Delta t \quad \dots\dots\dots (3.1)$$

で与えられる。ここに、 $u_{i,j}$ は時刻*i*、断面*j*での流速、 $C_{i,j}$ は時刻*i*、断面*j*での濃度、 a_j は断面*j*の断面積である。 $\sum_{i=1}^N$ は1潮汐間の、また*j*=1~*L*は湾口断面全体の総和を表す。この輸送量を、単位時間当りの輸送量に直すと、

$$m = A \langle \overline{u C} \rangle \quad \dots\dots\dots (3.2)$$

で表される。ここに、 $\langle \rangle$ は1潮汐間の平均を、 $\overline{}$ は断面平均を意味する。また、*A*は湾口部の断面積である。

Fischer(1972)によると、湾口断面を通過する正味の物質量は、湾口部の流れの成分に分割して以下のように表すことができる。

まず、湾口断面での流速成分は、

$$u = u_a + u_c + u_s + u' \quad \dots\dots\dots (3.3)$$

と4つの成分に分割できる。ここに、 $u_a = \langle \overline{u} \rangle$ 、 $u_c = \overline{u} - u_a$ 、 $u_s = \langle u \rangle - u_a$ 、 $u' = u - (u_a + u_c + u_s)$ である。すなわち、 u_a は断面全体での1潮汐間の平均流(断面平均恒流)、 u_c は断面平均の潮流成分、 u_s は恒流成分(1潮汐平均値)の断面平均恒流からの偏差、 u' は以上述べた成分の残差(乱れ成分)である。

濃度に関しても同様に書き表すことができる。

$$C = C_a + C_c + C_s + C' \quad \dots\dots\dots (3.4)$$

ここに、 $C_a = \langle \overline{C} \rangle$ 、 $C_c = \overline{C} - C_a$ 、 $C_s = \langle C \rangle - C_a$ 、 $C' = C - (C_a + C_c + C_s)$ である。

式(3.3)と式(3.4)を式(3.2)に代入すると、1潮汐間の平均として、単位時間当たり湾口断面を通過する正味の物質量の値は

$$m = A \langle \overline{u C} \rangle = Q_i C_a + A \{ \langle u_c C_c \rangle + \overline{u_s C_s} + \langle u' C' \rangle \} \quad \dots\dots\dots (3.5)$$

で表される。ここに、 Q_i は周辺から湾内に流入する流量で、同じ量が湾口から出ていくので $\langle \overline{u} A \rangle$ で表される。ここで更に恒流の断面平均恒流からの偏差および1潮汐間平均濃度の断面平均濃度からの偏差 u_s 、 C_s を、水深方向に平均化された水平成分の偏差($u_{s,h}$ 、 $C_{s,h}$)、およびそれとの差によって表される鉛直成分の偏差($u_{s,v}$ 、 $C_{s,v}$)に分割すると、

$$u_s = u_{s,h} + u_{s,v} \quad \dots\dots\dots (3.6)$$

$$C_s = C_{s,h} + C_{s,v} \quad \dots\dots\dots (3.7)$$

となる。断面全体で平均すると、恒流の断面平均恒流からの偏差による物質輸送量は、

$$\overline{u_s C_s} = \overline{u_{s,h} C_{s,h}} + \overline{u_{s,v} C_{s,v}} \quad \dots\dots\dots (3.8)$$

に分解される。この式の右辺第1項が恒流の水平成分の偏差(水平循環流)による物質輸送量、第2項が恒流の鉛直成分の偏差(鉛直循環流)による物質輸送量である。以上をまとめると、

$$m = Q_i C_a + A \overline{u_{s,h} C_{s,h}} + A \overline{u_{s,v} C_{s,v}} + A \langle u_c C_c \rangle + A \langle u' C' \rangle \quad \dots\dots\dots (3.9)$$

① ② ③ ④ ⑤

となる。ここに、①は河川水の流入等による恒流の一方向成分による輸送量、②は恒流の水平成分の偏差(水平循環流)による輸送量、③は恒流の鉛直成分の偏差(鉛直循環流)による輸送量、④は潮流と濃度の位相差に基づく輸送量、⑤は潮流の乱れによる輸送量である。以上のような流れ成分の分解から、恒流成分、潮流成分による物質の輸送量が算定できる。

式(3.9)で分解された各々の成分による物質輸送は、それぞれ図-3.2に示す海水交換のメカニズムを表すものと考えることができる。(a)は一方向流の物質輸送による交換(①)を示し、(b)は水平循環流による交換(②)を、(c)は鉛直循環流による交換(③)を示している。また、(d)は潮流による往復流に基づく交換(④)を、(e)は潮流の乱れによる乱流拡散による交換(⑤)を示している。

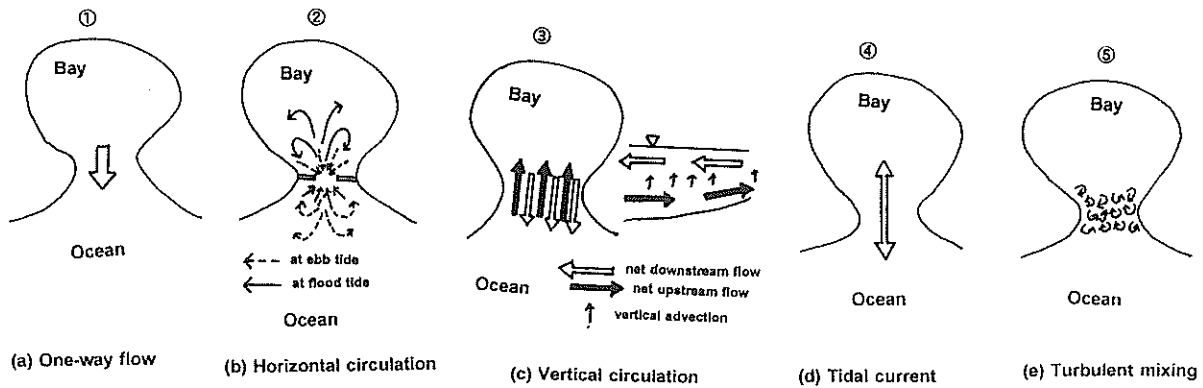


図-3.2 海水交換のメカニズム

((a) : 一方向流, (b) : 水平循環流, (c) : 鉛直循環流, (d) : 潮流, (e) : 乱流混合)

Dyerら(1974)の実測, 宇野木ら(1980)の実測によれば, ②, ③の恒流の水平成分の偏差, および鉛直成分の偏差による輸送量が大きいことが示されている。

3.2.2 海水交換を表現する諸量とその推定法

海水交換とは, 内湾域の水塊と外海域の水塊が入れ換わる現象である。海水交換が大きい場合には, 内湾域の水質は汚染されていないことが多い。これは, 内湾域に汚染物質が流入しても, 海水交換によって外へ運び出されることによるもので, この交換現象を的確に評価することは重要である。海水交換を評価するための従来より使用されてきた代表的な値として, 海水交換率と平均滞留時間とがある。

ここで, 海水交換の議論に用いる領域について定義しておく。湾内とは, 湾口部より内側の領域, 湾外は湾口部より外側の領域を意味する。また湾外ではあるが, 湾内の影響を受けない沖合いの領域を外海と定義する。

(a) 海水交換率

海水交換率に関する研究はかなり以前から行われている。有名なものとして, サンフランシスコ湾での海水交換率(Tidal Exchange Ratio)を求めたParkerら(1972)の研究がある。サンフランシスコ湾は図-3.3(T. J. Conomos et al., 1985)に示すように湾口部が非常に狭く, 閉鎖性の強い内湾である。式(2.1)の閉鎖度指数を求めると3.1であり, 大きい閉鎖度となっている。Parkerらは, サンフランシスコ湾の湾口部のGolden Gateにおいて塩分と流速の連続観測を行い, 次のように海水交換率を定義した。

概念図-3.4を使いながら, 流量及び塩分の連続に注目したParkerらの議論を以下に示す。同図において, Q_{Fi} , S_{Fi} は上げ潮時の時刻 i に通過する流量と塩分濃度,

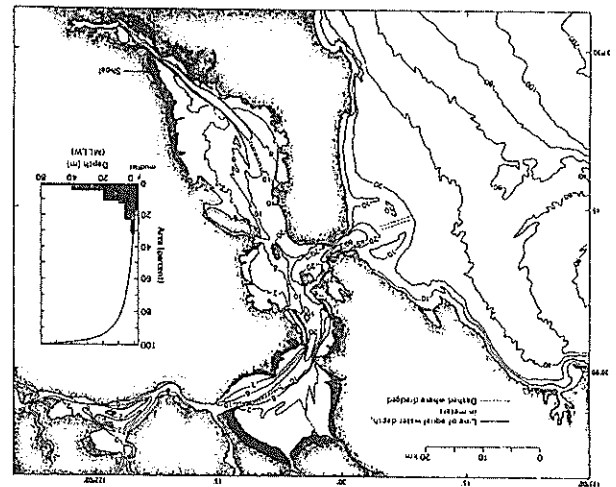


図-3.3 San-Francisco 湾 (Conomos, et al, 1985より)

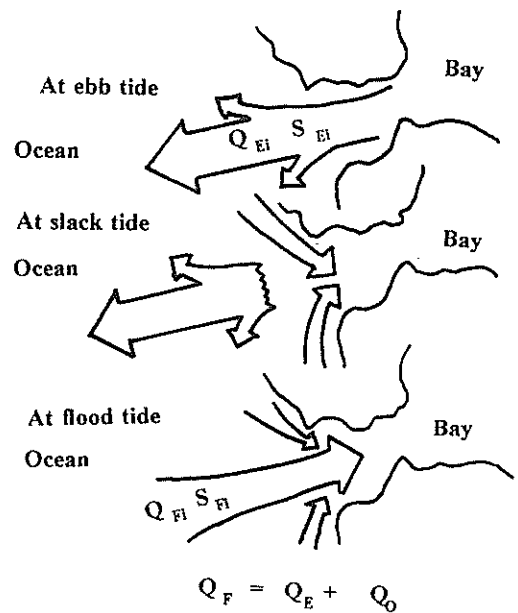


図-3.4 Parker et al. による海水交換率の概念

Q_{Ei} , S_{Ei} は下げ潮時の時刻 i に通過する流量と塩分濃度である。上げ潮時に湾外から湾内に流入する総流量（タイダルプリズム）および総塩分量は、下げ潮時に湾内から湾外に出たものが再び戻るものと外海の新しいものとの和として、

$$Q_F = Q_E + Q_0 \quad \dots\dots\dots (3.10)$$

$$Q_F \bar{S}_F = Q_E \bar{S}_E + Q_0 S_0 \quad \dots\dots\dots (3.11)$$

で表される。ここに、 Q_F , \bar{S}_F は上げ潮時に湾外から湾内に流入する水塊の総流量（タイダルプリズム）および平均塩分濃度、 Q_E , \bar{S}_E は下げ潮時に湾内から湾外に流出した湾内水が次の上げ潮時に再び湾内に流入する水塊の総流量、及び下げ潮時に流出する水塊の平均塩分濃度、 Q_0 , S_0 は上げ潮時に流入する水塊の中に含まれる外海水の総流量および塩分濃度である。ここで、Parkerらは海水交換率を次式で定義した。

$$\alpha = \frac{Q_0}{Q_F} \quad \dots\dots\dots (3.12)$$

ようするに、海水交換率 α は上げ潮時に湾外から湾内に入る水塊の量 (Q_F) に含まれる外海水 (Q_0) の割合である。

海水交換率の求め方にはいろいろな考え方（例えば、柏井, 1984）が提案されているが、Parkerらの考え方は、塩分を指標にして、下げ潮時に湾外に流出した水塊が湾口から十分離れた場所に存在し、塩分一定である外海水とどの程度交換したのかを示したもので、比較的考えやすい交換率の定義となっている。ここでの海水交換率は、湾内水と外海水の交換を定義したもので、湾内水と湾外水との交換率を定義したものではないことに注意を要する。何故ならば、湾口近傍にある湾外水は外海水と湾内水との混合したものであるからである。

この方法による海水交換率の測定結果例としては、Parkerらによる San-Francisco 湾の 17%~32% と松本ら (1974) による東京湾の 8%~10% がある。これらの測定例によると、湾口での潮流による海水交換率の大きさは潮位振幅に比例していると報告されている。

(b) 平均滞留時間

海水交換を表す他の概念として、平均滞留時間 (Takeoka, 1984, Bolin & Rhode, 1973) という考え方がある。図-3.5において、x印で示された水塊はこの海域に τ 時間前に流入しているので、この水塊の年齢は τ であると考えられる。この水塊が ζ 後に海域から流出したとすると、x印の水塊の滞留時間は $\tau + \zeta$ となる。このように

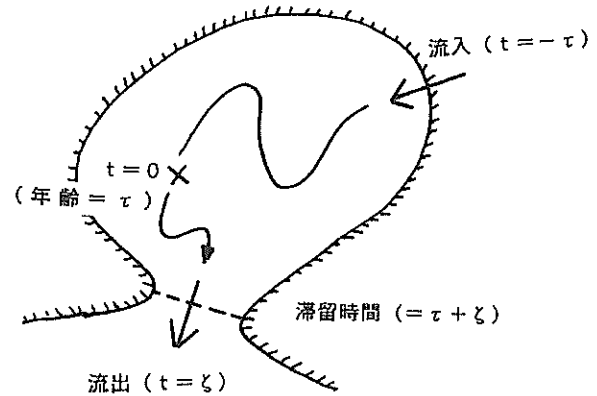


図-3.5 平均滞留時間の概念図

して定義された滞留時間の、海域全体の水塊に対する平均を平均滞留時間と呼ぶ。

いま、 $t=0$, $t=\tau$, および $t=\tau + \Delta\tau$ の時にある海域に存在する物質量を R_0 , $R(\tau)$, $R(\tau + \Delta\tau)$ とすると、 $R(\tau) - R(\tau + \Delta\tau)$ の物質量が時刻 τ で $\Delta\tau$ の期間に流出したことになる。この期間に流出した物質の海域での滞留時間を τ とする。この考え方によると、滞留時間が τ の物質量の初期値 R_0 に対する割合は

$$\begin{aligned} & \frac{R(\tau) - R(\tau + \Delta\tau)}{R_0} \\ &= - \frac{1}{R_0} \frac{dR(\tau)}{d\tau} \Delta\tau \quad \dots\dots\dots (3.13) \end{aligned}$$

で表される。したがって、水塊全体の平均的な滞留時間は $\Delta\tau$ を微小量として積分の形で表すと、

$$\begin{aligned} \tau_r &= \int_0^\infty \tau \left\{ - \frac{1}{R_0} \frac{dR(\tau)}{d\tau} \right\} d\tau \\ &= - \tau \frac{R(\tau)}{R_0} \Big|_0^\infty + \int_0^\infty \frac{R(\tau)}{R_0} d\tau \\ &= \int_0^\infty \frac{R(\tau)}{R_0} d\tau \quad \dots\dots\dots (3.14) \end{aligned}$$

となる。 $R(\tau)/R_0 = r(\tau)$ と置くと平均滞留時間 τ_r は、

$$\tau_r = \int_0^\infty r(\tau) d\tau \quad \dots\dots\dots (3.15)$$

で表される。いま、 $r(\tau)$ を残余関数と呼ぶ。

ここで、湾口部での海水の交換現象としての海水交換率の定義と湾内全体の海水の平均滞留時間との関係を検討する。いま、湾内の海水の体積を V , タイダルプリズ

μの体積をQ, 初期状態の湾内の物質量をR₀, 初期状態の物質の濃度をC₀(=R₀/V)とする。平均滞留時間の算定のように初期状態の湾内の物質量R₀の変化を考える。この物質が、時刻tからt+Δtの1潮汐間にαの海水交換率によって外海水(C=0)と置き換わると仮定すると、湾内に残存している物質量的変化は

$$R(t) - R(t + \Delta t) = \alpha Q C(t) \quad \dots\dots\dots (3.16)$$

で表される。この時の湾内の1潮汐間(Δt=1)での物質濃度の変化は、式(3.16)の両辺を湾全体の容積Vで割ると、

$$\begin{aligned} \frac{R(t) - R(t + \Delta t)}{V} &= C(t) - C(t + \Delta t) \\ &= \frac{\alpha Q C(t)}{V} \quad \dots\dots\dots (3.17) \end{aligned}$$

で表される。式(3.17)を微分方程式で表すと、

$$\frac{1}{V} \frac{dR(t)}{dt} = \frac{dC}{dt} = -\alpha' C \quad \dots\dots\dots (3.18)$$

$$\alpha' = \alpha \frac{Q}{V \cdot \Delta t} \quad \dots\dots\dots (3.19)$$

となる。ここに、V:湾内の海水の容積, Q:1潮汐当たりのタイダルプリズム, α:海水のタイダルプリズムに対する海水交換率, α':湾内に存在する全物質量に対し、1潮汐当たりに流出していく物質量の割合である。

式(3.18)の微分方程式を解くと、

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp\{-\alpha' t\} \quad \dots\dots\dots (3.20)$$

となり、湾内の物質量は指数関数の減少関数として表すことができる。これは、式(3.15)の残余関数r(t)がexp{-α't}で表されることを意味している。この残余関数を式(3.15)に代入すると、平均滞留時間として

$$\tau_r = \frac{1}{\alpha'} \quad \dots\dots\dots (3.21)$$

で与えられる。

東京湾の水が何ヵ月で入れ替わるかという場合にはこの平均滞留時間が用いられて、宇野木(1993)によると、東京湾の平均滞留時間は1.6ヵ月、伊勢・三河湾で0.7ヵ月という結果が報告されている。

Parkerらの海水交換率は、湾口断面での物質量の流出量、流入量から得られる海水交換であるのに対し、平均滞留時間の考え方は領域全体の物質量の残存率から海水交換の現象を捉えている。

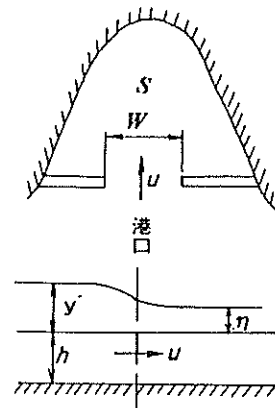
3.2.3 タイダルプリズムと湾口幅

Parkerら(1972)の海水交換率の定義は、潮汐によるタイダルプリズムに含まれる外海水の割合として定義されている。そのために用語もTidal exchange ratioと定義している。しかし、このタイダルプリズムの体積は湾内の面積と潮位差の積によって規定されるもので、湾口幅にはあまり大きな影響を受けない。この点について若干の考察を行う。

湾口部断面積の変化による湾内の潮位振幅の大きさは、後述の模型実験の結果にも示されるように、新しい水路を開削した場合(鹿児島湾の模型実験)、あるいは湾口に津波防波堤を建設した場合(須崎港の模型実験)の湾奥部の潮位振幅の大きさには殆ど影響なかった。また現地の釜石港の潮位変化の実測記録においても、津波防波堤の建設に伴う港内の潮位変化は殆どみられていない。このような湾口部の断面積の減少による波の振幅への影響は、流入方式による簡単な式からも考察可能である(谷本他, 1983)。

流入方式とは、湾外の緩慢な水位変動に伴う湾内の水位変化を、湾内外の水位差に基づく流入量に応じて様に上昇又は降下するとして求めるものである。図-3.6に流入方式の概念図を示す。いま、湾外の潮位変動yと湾内の潮位変動ηを以下のように与える。

$$\begin{aligned} y &= a \cdot \sin(2\pi/T \cdot t) \\ &= a \cdot \sin(\omega t) \quad \dots\dots\dots (3.22) \end{aligned}$$



- α : 港外水位振幅
- λ : 港内水位振幅比
- T : 周期
- S : 港内面積
- W : 湾口幅
- h : 港内水深
- C : 抵抗係数

図-3.6 流入方式の概念図

$$\eta = a \lambda \cdot \sin\{2\pi/T(t - \tau)\}$$

$$= a \lambda \cdot \sin\{\omega(t - \tau)\} \quad \dots\dots\dots(3.23)$$

ここに、 a ：潮位変動の振幅、 λ ：波高の減衰比、 T ：周期、 ω ：角振動数(= $2\pi/T$)、 τ ：位相の遅れ時間、 t ：時間である。

防波堤開口部での流速は、防波堤内外の水位差によって、

$$u = C\sqrt{2g(y - \eta)} \quad \dots\dots\dots(3.24)$$

で与えられる。また、防波堤内の水位変化は、

$$S \frac{d\eta}{dt} = uW \left(h + \frac{y + \eta}{2} \right) \equiv uA, \dots\dots(3.25)$$

で表される。ここに、 S ：湾内の面積、 u ：湾口部での流速、 W ：湾口部の幅、 h ：湾口部の水深、 A ：湾口部断面積、 C ：湾口部での入り口損失($K_{.n}$)、出口損失($K_{.s}$)等による抵抗係数 ($C = 1/\sqrt{(K_{.n} + K_{.s})}$)である。

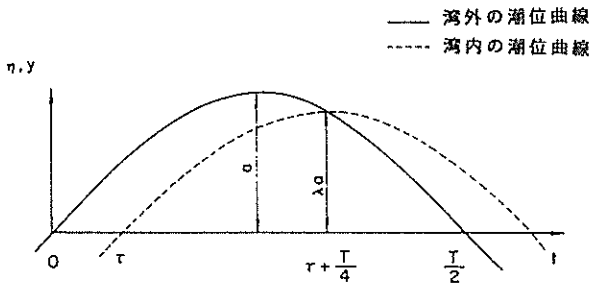


図-3.7 湾内外の潮位変化の設定

いま、湾内外での水位変動を図-3.7のように設定すると、 $t = \tau$ の時、すなわち湾内の水位がゼロの時に、

$$\eta = 0 \quad \dots\dots\dots(3.26)$$

$$\frac{d\eta}{dt} = \omega a \lambda \quad \dots\dots\dots(3.27)$$

$$y = a \cdot \sin(\omega \tau) \quad \dots\dots\dots(3.28)$$

また、 $t = \tau + T/4$ の時、すなわち湾内の水位が最大の時に、

$$\frac{d\eta}{dt} = 0 \quad \dots\dots\dots(3.29)$$

$$a \lambda = a \cdot \sin\left\{\omega\left(\tau + \frac{T}{4}\right)\right\}$$

$$= a \cdot \cos(\omega \tau) \quad \dots\dots\dots(3.30)$$

で表される。式(3.26)～式(3.30)を解くことにより、波高の減衰比 λ は、

$$\lambda = \left\{ \frac{-1 + \sqrt{1 + 4a^2(E_0\omega)^4}}{2a^2(E_0\omega)^4} \right\}^{1/2} \quad \dots\dots(3.31)$$

となる。この式において、

$$E_0 = \frac{S}{\sqrt{2gCA}} \quad \dots\dots\dots(3.32)$$

である。

これらの式によって表された波高減衰比 λ の値は、一例として図-3.8のように与えられる。この図は、振幅10mと4mの津波と、振幅1mの潮汐を想定して、各々の波の周期に対する振幅の減衰比 λ の値を示したものである。ここにおいて、式(3.32)の E_0 は大船渡湾を想定して671($s/m^{1/2}$) ($S : 7.89 \text{ km}^2$, $A : 3240 \text{ m}^2$, $C : 0.82$, $g : 9.8 \text{ m/s}^2$)を与えている。この図から考えると、閉塞率89%の大船渡湾の湾口防波堤は周期10分～1時間程度の津波に対しては振幅の減衰効果はあるが、周期12時間の潮汐に関しては振幅の減衰効果はほとんどないことがわかる。

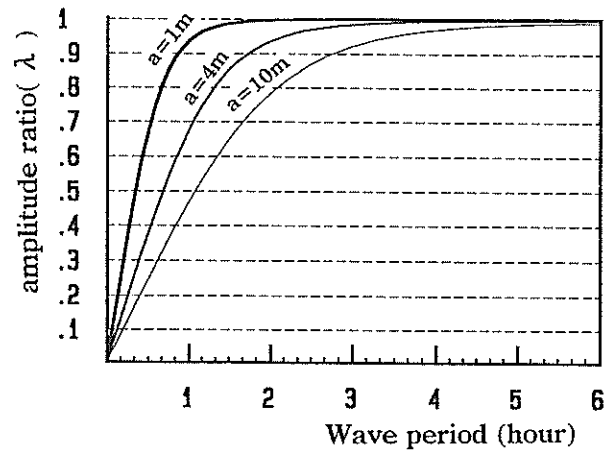


図-3.8 波の周期、波高、開口部断面積に対する振幅の減衰比

また、周期12時間、潮位振幅1mの潮汐に関して云えば、大船渡湾の潮位が1%減衰する($\lambda = 0.99$)ためには、式(3.31)より $E_0\omega = 0.381 \text{ (m}^{-1/2}\text{)}$ が得られ、この結果を式(3.32)に代入すると、湾内の面積と湾口部の面積比 S/A は9510となることより(大船渡湾の場合 $S/A = 2438$)、湾口部の面積を更に1/4に縮小する必要がある。

表-3.1に、周期12時間、潮位振幅1mの場合の式(3.31)で求めた湾内の潮位振幅の減衰率を示す。本論文で扱っている鹿児島湾、大船渡湾、及び須崎港の場合は下3桁の精度で1.000になっている。

表-3.1 湾口幅と内湾と外海の潮位振幅比 (周期12時間, 振幅1m, $C=0.82$, $g=9.8\text{ m/s}^2$)

湾名:	地形条件	湾の面積	開口部面積	比率	E_0	a	ω	振幅比 (λ)
		S (km ²)	A (10 ³ m ²)	S/A	sm ^{-1/2}	m	10 ⁻⁴ /s	
大船渡湾	津波防波堤設置前	7.9	28.0	282	77	1.0	1.454	1.0000
	津波防波堤設置後	7.9	3.2	2469	680	1.0	1.454	1.0000
鹿児島湾	旧瀬戸水道開削前	250	69.3	3608	994	1.0	1.454	0.9998
	旧瀬戸水道開削後	250	81.3	3075	847	1.0	1.454	0.9999
須崎港	津波防波堤設置前	3.3	17.3	194	53	1.0	1.454	1.0000
	津波防波堤設置後	3.3	5.1	647	178	1.0	1.454	1.0000

注) 振幅1m, 12時間周期の成分の振幅が1%減衰するためには, $S/A=9510$ である必要がある。
これを大船渡湾に適用すると, 開口部の断面積は830m²となる。

以上のように津波防波堤による湾口断面積の減少によつては, 潮汐の干満によるタイダルプリズムの流量が変化しないこと, すなわち, 津波防波堤による開口部の面積の減少によつて, 開口部での流速が増加していることを意味している。

以上の考察から, 一般に建設されている津波防波堤や高潮防波堤のような開口幅の場合には, 津波や高潮の振幅を減少させるが, 湾内の潮位振幅は変化させないと結論できる。

3.3 模型実験による海水交換の検討

前節では, 海水交換を考える上で, 湾口断面での物質量の流出量, 流入量から算定される海水交換率と, 領域全体の物質量の残存率から算定される平均滞留時間について述べた。

現地での, 塩分の濃度分布が周期的に定常の場合の海水交換を考える場合は, Parkerらの方法による海水交換率の算定が適している。しかし, 時間的に湾内水の残余関数から算定される平均滞留時間の算定は, 湾内水の初期条件が設定しやすい水理模型実験や数値計算においてよく利用される。

本節では, 模型実験 (主として水理模型実験) による海水交換の検討法について述べる。

3.3.1 水理模型による海水交換実験

現地での湾内水と湾外水の識別には, 一般には塩分をトレーサーにして行われている。現地の塩分の分布は, 潮位振幅や淡水流入の大きさ等によっては変動しうるが, 長期的には周期的な定常状態 (潮汐周期にしたがつて, 同じ流れや同じ濃度分布を繰り返す) にあるとみなせる。

これに対して水理模型実験では, 染料や浮子が湾内水のトレーサーとして用いられる。このトレーサーの湾内における物質量的変化により海水交換現象が検討可能と

なる。しかしながら, 水理模型実験の場合は実験装置や実験時間の制約から, 濃度分布に関しては周期的な定常状態を再現することは困難である。また境界条件の制約から, 湾外での希釈条件の再現も非常に難しい。したがって, 水理模型実験は, ある初期条件からの過渡状態でのトレーサーの分布による海水交換現象の把握となるざるをえない。

筆者らも構造物の海水交換に及ぼす影響を把握するために, 水理模型実験による海水交換の実験を, 染料をトレーサーにして行っている (堀江他, 1977, 村上他, 1986)。図-3.9に染料を用いた場合の海水交換実験の実験手順を示す。初期条件としては湾内と湾外を遮蔽板で分離し, 湾内水に染料を投入して均一濃度になるように攪拌する。第二段階は, 模型内に潮汐を発生させるとともに遮蔽板を取り除いて湾内水と湾外水の交換を開始させる。時間の経過とともに湾内水と湾外水の交換の程度を染料の濃度分布を求めて算定する。したがって, この方法は平均滞留時間を求める方法である。

染料をトレーサーとした水理模型実験での実験手法の問題点は, 初期状態での流れが静止しており, 実験開始とともに潮流が発生するという点なので, 流れの条件が周期的に定常になっていないことである。なお模型内の流れの測定結果から, 実験開始後2~3潮汐目には, ほぼ周期的に定常状態とみなせる流れが得られている。

これに対してフロートの交換によるラグランジェ流の流体粒子の追跡による海水交換率の測定実験法 (上嶋他, 1984) がある。この場合は, フロートが湾内水の水塊のトレーサーである。図-3.10に示したのが, 上嶋らが実施したフロートを用いた海水交換実験の結果である。初期条件としてフロートを湾内に均一に配置させることにより, フロートを湾内水の一定量の水塊を代表させる。これより, 図中に示すフロートの数が, 湾内水の容積を表すことになる。フロートを用いた実験の場合は, 流れ

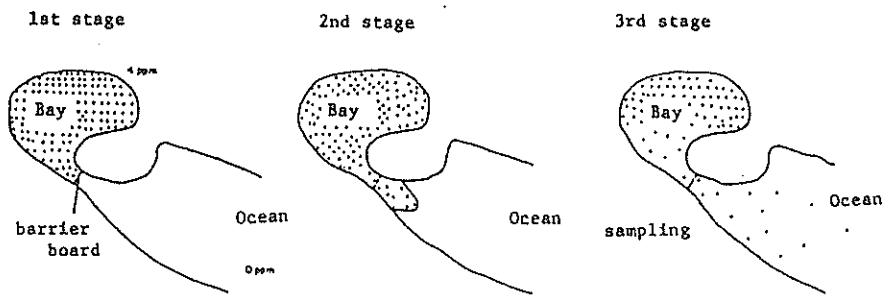


図-3.9 水理模型による海水交換実験の手順



図-3.10 浮子追跡による海水交換の考え方

の中にあってもフロートの位置を磁石等によって固定できるので、模型内の流れを十分に発達させ、周期的に定常な流れが得られた状態で湾内水と外海水の識別が可能となるような実験が開始可能である。しかし、表面に浮いた浮き、あるいは上嶋らのように比重0.95のボールであっても水より軽いフロートは最終的には表面に存在し、表面が収束状態にあれば集積し、発散状態にあれば拡散するという性質を持っている。特に、地形変化の大きい所では比較的強い鉛直流が存在し、上昇流のある所では表面は発散状態にあり、また下降流のある所では表面は収束状態にある。このような上昇流、下降流は、水塊と異なる比重を持ったフロートや浮きでは追跡でき

ない。この意味で、フロートは厳密には水塊を代表しない。このように模型内の流れは三次元構造を持っており、表層において収束・発散が生じているような場合には、表層に浮いているフロートの数によって水塊の容積を代表させるには若干の問題点が残る。しかしながら、上嶋らの報告によると染料を用いた実験結果とほぼ類似な結果を得ているので、海水交換の定性的な議論には問題ないものと考えられる。

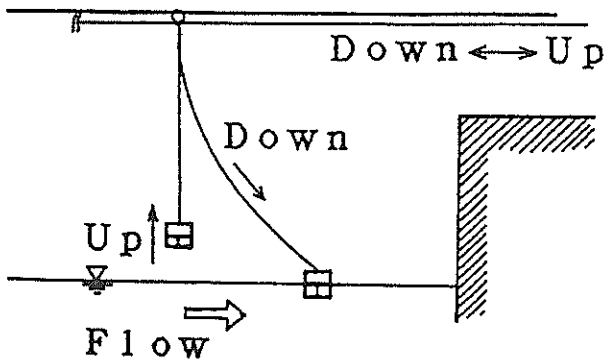
以上述べたように、染料やフロートをトレーサーにした水理模型による海水交換実験は、過渡状態での流れや濃度分布、およびトレーサーの水塊の代表性等において、現地の現象とは若干異なった状態での平均滞留時間の算定となる。そうした意味で、水理模型による海水交換実験は平均滞留時間の算定法に準じた手法であるといえる。

3.3.2 水理模型内の流れの測定

海水交換の大きさを左右するのは、湾内外の流況である。したがって、模型内の流速を精度よく測定することは、海水交換の大きさの把握および海水交換のメカニズムを理解する上で重要なことである。

流れの測定は、模型面全域の流向・流速を測定する場合にはフロートの動きによる測定が、また湾口部にように比較的流れの強いところでは超音波流速計等の流速計による測定が一般的である。

表面を浮遊するフロートによる流速測定は流れが弱い場合でも可能であり、かつ平面的に数多くの測点での同時測定が可能である。しかし、フロートの位置は時間の経過にともなって変動し、流速の測定はフロートの存在する位置での測定となるので、同一地点での流向・流速の他の実験ケースとの比較は平均操作や内挿等の手法を使わざるを得ない。このため、同一地点での流速の経時変化を求める場合や、流向・流速が大きく変化する領域での他の実験ケースとの比較が難しいという欠点を持つ。



フロートによる流速測定の方法

図-3.11 フロートの投入方法 (Up: フロートを引き上げる。Down: フロートを下げ、流れにまかせる)

この欠点を補うために、ここでは以下の実験手法を用いた(村上他, 1993)。図-3.11に示すように、各々のフロートに糸をつけ、このフロートのある特定の位置から投入し、ある時間間隔でこれらのフロートを回収して、再び同じ位置から投入するという手法を採った。この手法は、フロート投入時および回収時に若干水面を乱すという欠点を持つが、常に同一地点での測定が可能であり、かつ模型面全体での粗・密の生じない分布の測定が可能であるという長所を持つ。

次に、比較的流速が強く、流向・流速が変化するような場所での流速測定は、流速計の位置を固定した係留系による測定が行われる。2次元あるいは3次元の超音波流速計、電磁流速計がよく用いられる。著者は、湾口部の流速測定を2次元の超音波流速計による連続観測を実施し、同一地点での他のケースの流速との比較を行っている。

3.3.3 数値計算による海水交換の検討

水理模型実験の他に数値計算による海水交換の研究方法がある。Imasato et al. (1980)は流れによって輸送される浮子の動きを数値計算により追跡し、その結果から海水交換現象の解析を行っている。また、Murakami et al. (1994)は物質濃度の拡散計算より湾内水の残余関数を求めており、水理模型実験と同様の考え方で海水交換の検討を行っている。

Imasato et al. の数値計算による海水交換の検討は、数値計算によって得られた流れの場において、湾内水と湾外水の肩書きを持ったフロートが流れによってその平均的な位置を移動し、乱数を発生させてフロートの位置を変動させることにより拡散させ、各々のフロートの交換量を求めるものである。したがって、各々のフロート

がそれぞれ湾内水、湾外水の水塊の体積を代表している。

Murakami et al. の数値計算による海水交換の検討は、Imasato et al. と同様に数値計算によって得られた流れの場において、湾内水あるいは湾外水の物質濃度を初期条件として与え、その物質濃度の変化から湾内での物質の残余関数を求め、平均滞留時間の算定を行っている。

数値計算による海水交換の検討法は、基本的には水理模型実験によるものと同じである。

3.4 一方向流による海水交換の促進

3.2において流れによる物質輸送について述べた。式(3.9)で表されるように、単位時間当たり輸送される物質量は、①恒流の一方向成分による輸送量、②恒流の水平成分の偏差(水平循環流)による輸送量、③恒流の鉛直成分の偏差(鉛直循環流)による輸送量、④潮流と濃度の位相差に基づく輸送量、⑤潮流の乱れによる輸送量、に分割される。物質輸送において恒流が重要な役割をもつのであるが、そのなかでも、最も典型的なものは一方向流である。したがって、湾内に一方向流を助長するような工夫を施すと、①の恒流の一方向成分による輸送量を助長して、海水交換は促進されるのである。

3.4.1 水理模型実験とその結果の概要

ここで、鹿児島湾の水理模型を使った海水交換実験について述べる。図-3.12は鹿児島湾の地形図である。鹿児島湾は東西20km、南北75kmの細長い湾である。この湾は桜島により、桜島より奥の湾奥部と外の湾中央部とに分断されている。桜島は古くは旧瀬戸水道によって東の

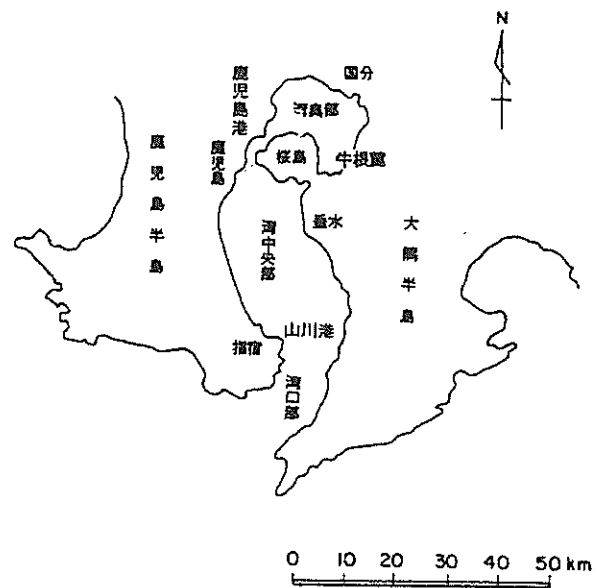


図-3.12 鹿児島湾の地形図

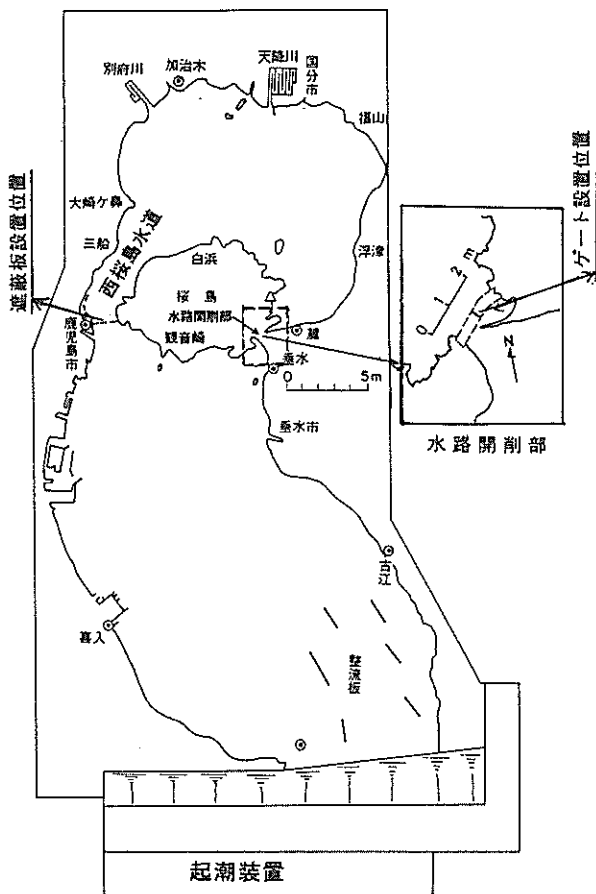


図-3.13 鹿児島湾の水理模型と水路開削部

表-3.2 鹿児島湾の水理模型における実験ケース

ケース	実験条件	
A	水路開削なし	Present
B	水路開削, ゲート上下潮開	Ebb & Flood
C	水路開削, ゲート上げ潮開, 下げ潮閉	Flood Only
D	水路開削, ゲート上げ潮閉, 下げ潮開	Ebb Only

表-3.3 鹿児島湾模型の湾奥部の潮位振幅 (実験結果)

実験ケース	鹿児島港	加治木	麓
A : Present	11.4 mm	11.6 mm	12.0 mm
B : Ebb & Flood	11.3	11.7	11.5
C : Flood Only	11.8	11.6	11.8
D : Ebb Only	11.7	11.5	11.8

大隅半島とは離れた島であった。しかし1914年の大噴火により溶岩が流れ込み大隅半島とは陸続きになった。しかし鹿児島半島との間は開いており、ここは長さ約7km、幅約2km、水深約40mの狭い西桜島水道となっている。このため、湾奥部の海水交換が悪く、時として水質が問題となる場所である。

この陸続きになった旧瀬戸水道の部分に水路を開削し、どの程度海水交換が促進されるかについての検討を水理模型実験で行った(村上他, 1986)。図-3.13は鹿児島湾の水理模型の概観図である。水平縮尺1/1200、鉛直縮尺1/200の歪模型である。拡散実験に関する相似則に関しては、2章で述べたように種々の議論(例えば、樋口他, 1970, Stroband et al., 1977)があるが、ここではFroudeの相似則にしたがっている。図中の拡大部に示すように、桜島東部の地点に水路(長さ2km、幅400m、深さ30m)を開削し、表-3.2に示す4つのケースの実験を行った。①:水路を開削しない場合(Case-A:Present), ②:水路を開削するがゲート操作無し、すなわち上げ潮・下げ潮とも潮流は通過する(Case-B:Ebb & Flood), ③:水路開削部においてゲートを操作し、上げ潮時のみ潮流が通過する(Case-C:Flood Only), ④:水路開削部においてゲートを操作し、下げ潮時のみ潮流が通過する(Case-D:Ebb Only)の4ケースである。

外力条件としては、大潮($M_2 + S_2$)と平均潮(M_2)の2つの条件についての振幅の正弦波を連続的に与えた。湾奥部での鹿児島港、加治木、麓で測定した大潮時の潮位振幅の結果を表-3.3に示す。4つのケースによる潮位振幅の差は1mm以下で、殆ど測定精度以下である。この結果から、旧瀬戸水道を開削した場合としない場合、あるいはゲートを操作した場合でも湾奥部の潮位振幅はほとんど変化しないことを示している。湾奥部の潮位振幅が変化しないということは、干潮から満潮の上げ潮時に湾中央から湾奥部に流入する水塊の容量はどのケースもほとんど同じであることを意味している。

次に、湾奥と湾中央を結ぶ海峡部の西桜島水道と水路開削部での流速測定結果を図-3.14(a)~(d)に示す。水道部の流速測定は、超音波流速計によって行っている。図-3.15に、両水道部の断面流速の測定位置を示す。ここでは代表的な測点として、西桜島水道の測点7と9、および水路開削部の測点11の結果を以下に示す。

(a)は現況ケースなので開削部での流速値はない。西桜島水道の測点7と9の流速は、最大で0.5m/s程度の値を示している。

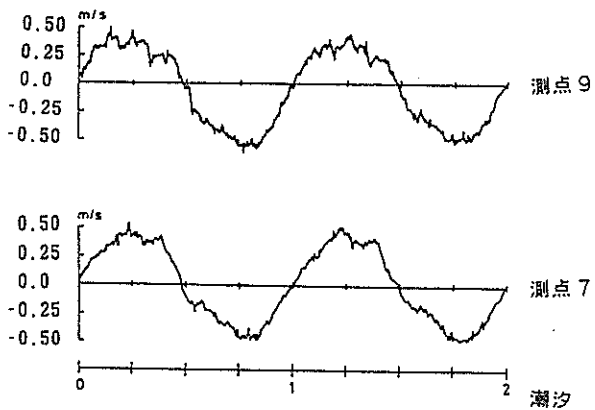


図-3.14(a) 潮流曲線（鹿児島湾水理模型，水路無し）
 測点7と9：西桜島水道，測点11：開削した水路 正：上げ潮，負：下げ潮

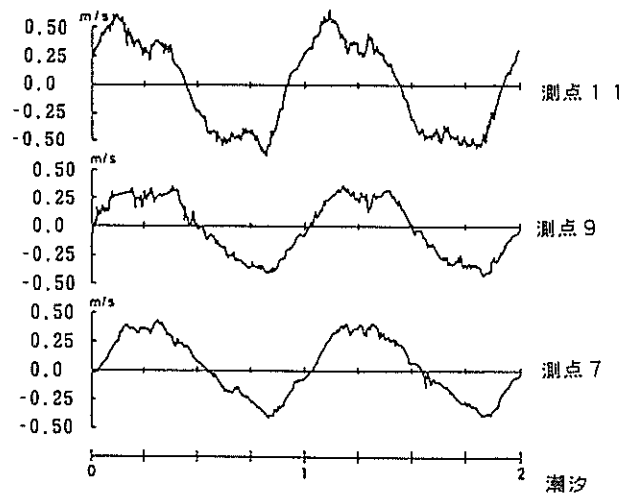


図-3.14(b) 潮流曲線（鹿児島湾水理模型，水路有り，ゲート操作無し）
 測点7と9：西桜島水道，測点11：開削した水路 正：上げ潮，負：下げ潮

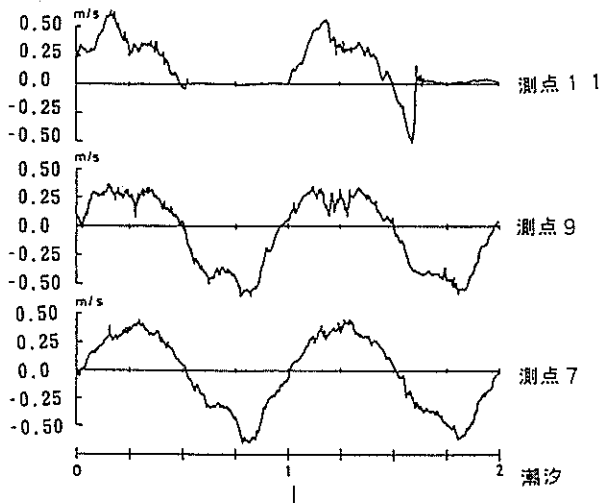


図-3.14(c) 潮流曲線（鹿児島湾水理模型，水路有り，上げ潮通過）
 測点7と9：西桜島水道，測点11：開削した水路 正：上げ潮，負：下げ潮

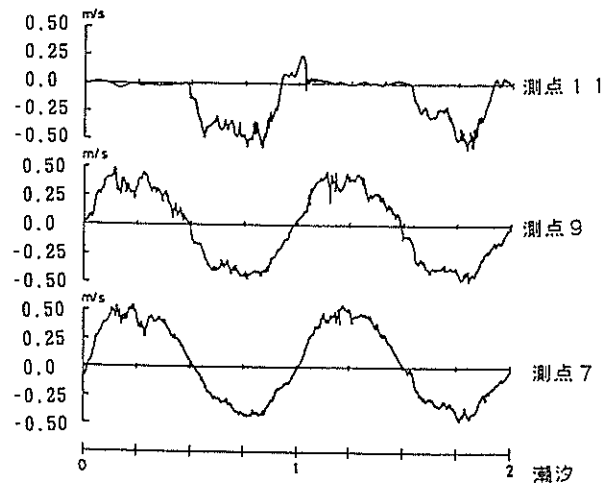


図-3.14(d) 潮流曲線（鹿児島湾水理模型，水路有り，下げ潮通過）
 測点7と9：西桜島水道，測点11：開削した水路 正：上げ潮，負：下げ潮

表-3.4 西桜島水道での潮流の調和定数の断面平均値および西桜島水道の通過流量の推定値
(水理模型実験結果：流速，流量は現地換算値)

実験ケース	潮 汐	恒流	日周潮	半日周潮	1/4日周潮	通過流量 x10 ⁸ m ³
		(cm/s)	(cm/s)	(cm/s)	(cm/s)	
A : Present	大潮	-0.2	0.8	43.4	3.7	5.48
	平均潮	-1.0	0.4	30.9	3.6	3.90
B : Ebb & Flood	大潮	0.6	0.5	34.2	4.0	4.32
	平均潮	0.6	0.6	24.5	2.8	3.10
C : Flood Only	大潮	-5.0	0.7	41.2	5.3	5.20
	平均潮	-4.8	0.9	29.4	4.3	3.71
D : Ebb Only	大潮	3.5	1.2	42.2	3.9	5.33
	平均潮	2.1	1.4	29.3	3.8	3.70

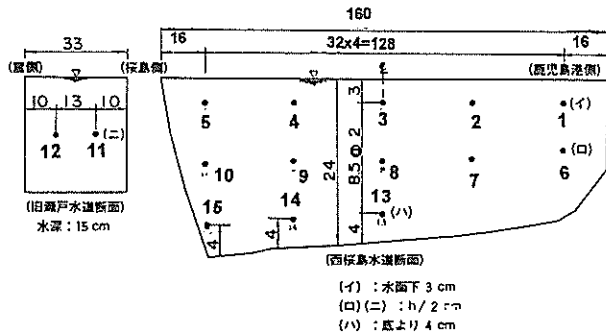


図-3.15 西桜島水道と水路開削部の流速測定断面の位置

(b)は水路を開削した場合でゲート操作がない場合である。水路開削部の測点11での流速は、最大で0.7m/s前後の値となっている。西桜島水道の流速は、最大で0.35m/s程度の値となっており、現況ケースに比べて小さくなっている。測点11の水路開削部と測点7、9の西桜島水道部では上げ潮、下げ潮の変動にほとんど位相差がない。

(c)は水路開削部において上げ潮時のみ流れを通過させた場合である。西桜島水道での潮流は基本的には往復流となっているが、上げ潮時の最大流速は0.3~0.35m/sであり、また下げ潮時には0.6m/s程度の流速となっている。このように、水路開削部で上げ潮時のみ通過させた場合には、西桜島水道では下げ潮時の流速が若干大きくなり、往復流に一方向流が重なった流れとなる。

(d)は水路開削部において下げ潮時のみ流れを通過通過させた場合である。西桜島水道においては、上げ潮時の流速が下げ潮時の流速に比べて若干大きい値を示している。

以上の(a)~(d)の流速測定結果から、西桜島水道の断面平均流速を求めて調和分解した結果を表-3.4に示す。大潮時の結果をみると、現況ケースの半日周潮成分の振幅は0.41~0.43 m/s であるのに対し、上下潮通過の場

合は0.34 m/s と小さくなっている。これは、これまで西桜島水道を通過していた水塊の一部が水路開削部にまわった結果である。また、上げ潮時のみ通過、および下げ潮時のみ通過のケースの半日周潮成分の振幅は現況ケースと殆ど同じであり、水路開削部のゲート操作による影響は、西桜島水道の恒流の変化となって表れている。このことより、ゲート操作によって一方向流が形成されたことがわかる。

また同表には、半日周潮成分流による西桜島水道の通過流量の推定値 (=半日周潮成分流 x 潮汐周期 x 断面積 / π) の結果を示す。流速測定断面の断面積 (8.82 x 10⁴m²)、および表-3.4の調和分解の結果を代入すると、現況ケースの通過流量は 5.48x10⁸(m³)、また上下潮通過のケースは 4.32 x 10⁸(m³)となる。

このような以上の4つのケースに対応した、湾奥部の恒流のパターンを図-3.16(a)~(d)に示す。水面にフロートを浮かべ、最干潮時のフロートの位置を数潮汐間にわたって追跡した結果で、ラグランジェ流に求めた恒流のパターンとみなすことができる。(a)の現況、及び(b)の上下潮通過の場合と比較して、(c)の上げ潮時通過の場合には反時計回りの循環流が強くなり、また(d)の下げ潮時通過の場合に時計回りの循環流の大きくなることを読みとれる。

以上の結果より、旧瀬戸水道部に水路を開削し、ゲートの開閉によって上げ潮時のみ通過、あるいは下げ潮時のみ通過の操作を施せば、模型内に一方向流が形成されることが示された。

次に、このような流況が海水交換に及ぼす影響を調べるため、図-3.9に示す手法での海水交換実験を実施した。初期条件として、遮蔽板を西桜島水道部と水路開削部(図-3.13の破線で示す位置)に設置し、それより奥の海域の初期濃度を4 ppmに設定し、実験開始後30潮汐目の濃度分布を図-3.17(a)~(d)に示す。ケース(c),(d)において、等濃度線が湾奥部に張り出しており、湾奥部

の循環流の強いケースでの染料の拡がりの大きいことが分かる。海水交換実験の結果から湾奥部の染料の平均濃度の減少の時間的変化を示したのが図-3.18である。△印の上げ潮時通過と□印の下げ潮時通過のケースでの湾奥部の染料の平均濃度の低減速度の大きいことが示されている。また●印の現況と○印の上下潮通過のケ

ースでの低減速度は小さく、ほとんど同じ速度を示している。このことから、湾奥部の循環流の海水交換に及ぼす効果の大きいこと、及び水路の開削による海水交換への効果は、ゲート操作無しではあまり大きくないことが示されている。



図-3.16(a) 湾奥部の恒流のパターン
(鹿児島湾模型, 水路無し)



図-3.16(b) 湾奥部の恒流のパターン
(鹿児島湾模型, 水路有り, 上下潮通過)



図-3.16(c) 湾奥部の恒流のパターン
(鹿児島湾模型, 水路有り, 上げ潮通過)



図-3.16(d) 湾奥部の恒流のパターン
(鹿児島湾模型, 水路有り, 下げ潮通過)

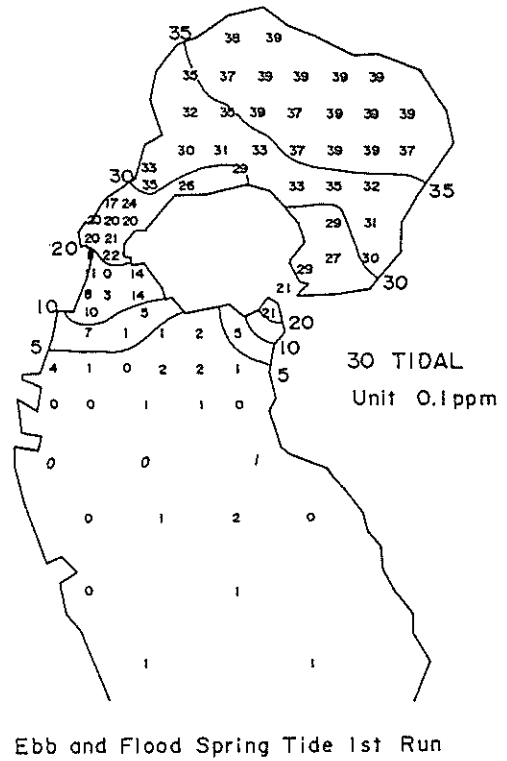
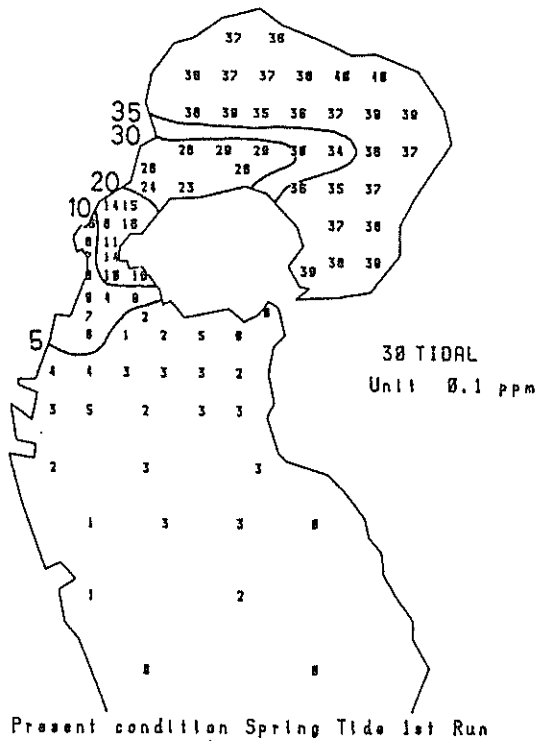


図-3.17(a) 染料濃度の平面分布 (鹿児島湾水理模型, 水路無し, 30潮汐目, 単位: 0.1ppm)

図-3.17(b) 染料濃度の平面分布 (鹿児島湾水理模型, 水路有り, 30潮汐目, 上下潮通過, 単位: 0.1ppm)

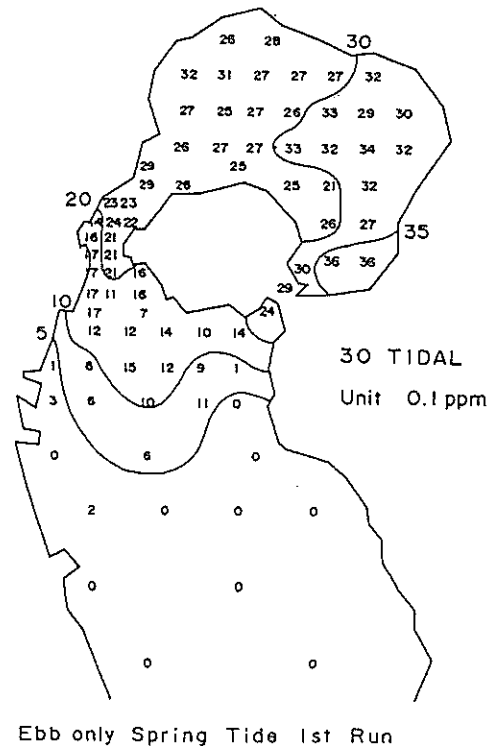
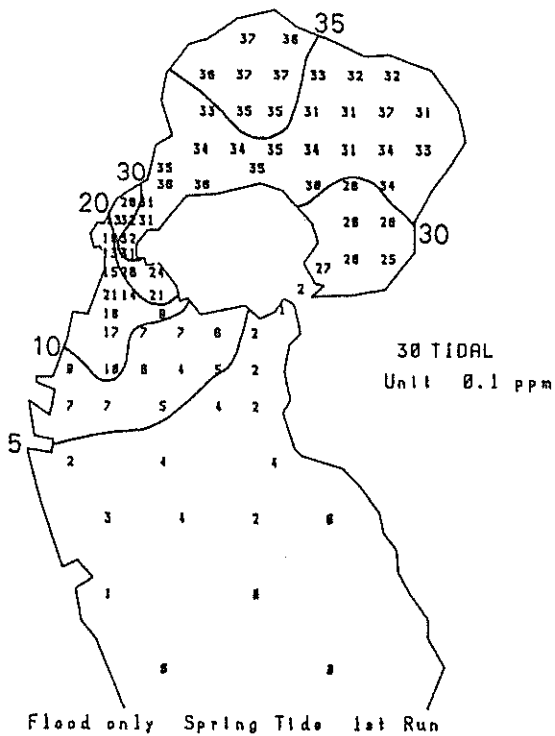


図-3.17(c) 染料濃度の平面分布 (鹿児島湾水理模型, 水路有り, 30潮汐目, 上げ潮通過, 単位: 0.1ppm)

図-3.17(d) 染料濃度の平面分布 (鹿児島湾水理模型, 水路有り, 30潮汐目, 下げ潮通過, 単位: 0.1ppm)

この実験結果は、閉鎖性内湾域の海水交換を促進するためには、新しく水路を開削する工法がよく提案されるが、水路開削部の流れが往復流で、かつ主要な流れとの位相差がない場合には海水交換促進効果は小さく、何らかの工夫により一方向流を発生させる必要性があることを示している。なおここでの議論は、湾奥部の平均濃度についてであり、同じ湾奥部にあっても局所的には水路開削により濃度が大きく減少する領域は存在する。たとえば、図-3.17(a)と(b)の比較から判る通り、開削された水路の湾奥部の開口部付近でこの効果が著しい。

3.4.2 水理実験からの海水交換率および平均滞留時間の算定

上述の実験結果に基づいて、海水交換率および平均滞留時間について考察する。式(3.16)では、海水交換によって置き換えられた外海水の中には湾内水が含まれていないと仮定して湾内物質の減少が求められている。この仮定は、水理模型実験や数値計算では開始直後の初期の状態では成立するが、湾内水と湾外水の交換を続けると、湾口近傍の海水は湾内水と外海水との混合水となり、海水交換によって置き換えられる水塊に含まれる湾内水の割合が、徐々に増加することになる。このとき、1潮汐間の海水のタイダルリズムによる物質の交換は、

$$R(t) - R(t+1) = \alpha Q (C(t) - C_{out}(t)) \dots (3.34)$$

となる。ここに、 C : 湾内水の物質濃度、 C_{out} : 湾外から湾内に流入する海水の中で、海水交換によって置き換えられる水塊の物質濃度である。 C_{out} は時間とともに変化するので、式(3.34)の解は式(3.20)のような簡単な指数関数とはならない。

一方、水理実験より濃度の低減が図-3.18のように求められており、これは残余関数とみなして良く、その形状から、

$$\frac{C(t)}{C_0} = \exp\{-\beta' t^P\} \dots (3.35)$$

のように近似できる。この残余関数を片対数グラフで書き直したものが図-3.19であり、それを近似したときの β' および P の値を表-3.5に示す。 P の値は $0 < P < 1$ であり、この残余関数は、式(3.20)に比べて、時間の経過につれて濃度の低減が緩やかになることを示している。この理由は、時間の経過とともに湾口近傍の海水に含まれる湾内水の濃度が上昇し、湾外に流出した湾内水が再び湾内に戻る割合が増加することを反映している。

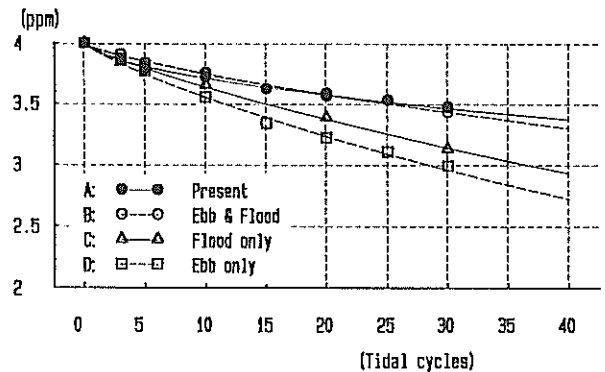


図-3.18 湾奥部の染料の平均濃度の減少曲線の比較 (● : Present, ○ : Ebb & Flood, △ : Flood Only, □ : Ebb Only)

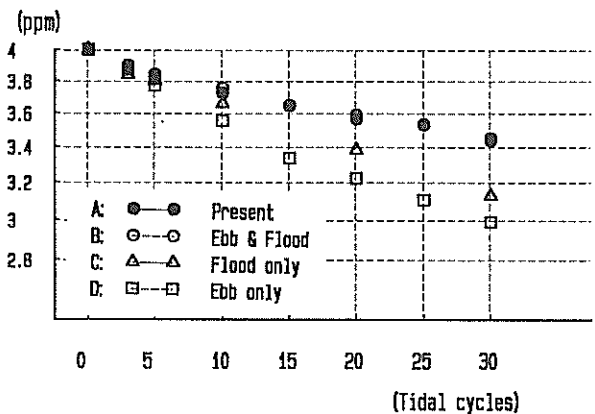


図-3.19 片対数グラフによる湾奥部の染料の平均濃度の減少曲線の比較 (● : Present, ○ : Ebb & Flood, △ : Flood Only, □ : Ebb Only)

表-3.5 残余関数の係数と平均滞留時間 (鹿児島湾模型)

実験ケース	$\beta' \times 10^{-2}$	P	滞留時間 日
	1/潮汐		
A : Present	1.550	0.66	348
B : Ebb & Flood	1.100	0.77	195
C : Flood Only	1.300	0.86	81
D : Ebb Only	1.675	0.85	64

さて、このように求められた残余関数を使って平均滞留時間を計算すると、表-3.5の最右欄のようになる。開削水路でゲート操作を行うことにより、平均滞留時間が現況ケースの348日や上下潮通過の195日から、上げ潮時通過のケースの81日、下げ潮時通過の64日へと大幅に減少していることがわかる。この平均滞留時間の結果

を式(3.21), 式(3.19)に代入し, $V=3.4 \times 10^{10} \text{ m}^3$, $Q=5.8 \times 10^9 \text{ m}^3$ であることを考慮すると, 1潮汐間の海水交換率は現況ケースの7.7%, 上下潮通過の16%から上げ潮時通過の37%, 下げ潮時通過の46%へと大きく増加したことに相当する。

現況ケースと上下潮通過のケースの平均滞留時間に大きな差がでたことについて考察する。図-3.18の湾奥部の染料の平均濃度の減少曲線を見ると, 現況ケースと上下潮通過のケースでは, 両者の値に大きな差があるわけではない。しかし, 表-3.5に示した結果を見ると β' と P の値にかなりの差が見られる。特に, 現況ケースの P の値は 0.66であり, 上下潮通過のケースの 0.77に比べてかなり小さい。この原因は, 実験開始後 5~10潮汐後では現況ケースの方が湾奥部の染料の平均濃度が低いのにに対し, 30潮汐後では上下潮通過のケースの方が低くなっているためである。式(3.15)による平均滞留時間の算定は, 図-3.18に示す残余関数の無限潮汐後までの積分結果であるので, 現況ケースと上下潮通過のケースの湾奥部の染料の平均濃度は 0~30潮汐後までは大きな差はみられないが, 30潮汐後の平均濃度の値に差が生じることが予想され, P の値が小さい現況ケースの平均滞留時間の値が大きくなったものである。

この P の値は, 一度湾外に出た水塊が再び戻る場合に, その水塊に含まれる湾内水の割合によって変化しうる量で, 湾外の流れおよび外海の境界の取り扱いに大きく依存する。本実験では, 外海での海流や境界での希釈等は考慮していないので, 長時間の実験結果には若干の問題点が残る。そこで湾口部での海水交換量を再び湾内に戻る染料の影響が小さい, 初期状態~10潮汐目の水理模型実験結果から, 染料が再び湾内に戻らないと仮定して, 海水交換率を算定した。図-3.18に示した結果を式(3.20)で近似し, 10潮汐目 ($t=10$) の濃度を算定すると, $C(10)/C_0$ の値は現況のケースで 0.932, 上げ潮時通過のケースで 0.910となる。この値を式(3.20)に代入して α' を求め, この α' を式(3.19)に代入することにより, 1潮汐間の潮汐によるタイダルプリズムに対する海水交換率 α を求めることができる。こうして求めた海水交換率 α は, 現況ケースで 41.3%であったのに対し, 上げ潮時通過の場合は 55.3%に増加したことに相当する。

この結果を用いて, 開削水路でのゲート操作により生成された一方向流成分の海水交換に及ぼす効果を検討する。西桜島水道を通過する流れは, 上げ潮時通過の場合, 往復流成分(流量 Q_1) と一方向流成分 (Q_2) の重ね合わせと考えることができる。湾内の物質量の交換を潮汐による往復流成分 Q_1 と一方向成分 Q_2 に分割した場合,

以下のように考えることができる。

$$\begin{aligned} R(t) - R(t+1) &= (\alpha_1 Q_1 + \alpha_2 Q_2) C(t) \\ &= \alpha^* (Q_1 + Q_2) C(t) \quad \dots (3.36) \end{aligned}$$

ここに, α_1 は往復流成分(西桜島水道部でのタイダルプリズム)の海水交換率, α_2 は一方向流成分(水路開削部でのタイダルプリズム)の海水交換率, α^* は全体の海水交換率(55.3%)である。図-3.14に示した潮流の断面測定結果から, Q_1 は $4.32 \times 10^8 \text{ m}^3$, Q_2 は $1.25 \times 10^8 \text{ m}^3$ と算定できる。また α_1 は水路無しの場合と同じであると仮定すると 41.3%となるので, これらの値を式(3.36)に代入すると, 一方向流成分の海水交換率 α_2 は上げ潮通過の場合 104%となる。この値はほぼ 100% の値であり, 非常に大きな交換率となっている。このことは, ゲート操作による一方向流での海水交換率は 100%, すなわち全部が交換すると考えることができる。このように, 一方向流成分は海水交換に与える寄与が大きく, 海水交換促進にとって非常に重要な流れである。

3.4.3 水路開削による海水交換促進効果の推定法

海水交換の水理模型実験により, ゲート操作による一方向流の海水交換率が 100% とみなしても良いことが確かめられた。このことは, 水路開削部を通過する流量を求めることができれば海水交換に及ぼす効果を算定できることを意味している。水路開削部の通過流量は, 水路部両端の水位差, すなわち湾内外の潮位変化より算定が可能である。ここで, 現地における水路開削の海水交換に及ぼす効果を, 水理模型実験の結果を用いて検証し, 次に, 水理模型実験によらずに求める方法について検討する。

まず, 原型と模型の湾内における潮位変化の再現性について考察する。水理模型実験の潮流実験に関する相似則は, 慣性力と重力の比率を一定に保つ Froude の相似則によって規定されている。水理模型実験による大潮期, 平均潮期, 小潮期の潮位の振幅と位相差の結果を表-3.6に示す。また表-3.7には鹿児島湾内で実施されている検潮記録から, M_2 潮と S_2 潮の潮汐の調和定数を示す(海上保安庁, 1992)。水理模型における潮位の測定点および現地の検潮所の位置を図-3.20に示す。表-3.6~3.7から, 水理実験で得られた大潮期の山川港を起点とした潮位の増幅率と位相差, 及び現地の潮位観測より得られた大潮期の振幅の増幅率と M_2 潮の位相差を図-3.21(a), (b)に示す。現地の潮位記録は, それぞれ観測時期, 観測期間が異なること, また模型実験は, 潮位振幅が僅か 1cm のデータの解析結果であるので, それぞれの厳密な

表-3.6 水理模型実験による各測定点の潮位の振幅と位相差（調和分解結果）

模型 cm, 度	古 江		貴 入		鹿 児 島		国 分		麓		垂 水	
	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角
大潮	108.2	179.5	109.6	179.6	109.1	175.2	109.9	182.6	113.0	183.3	109.0	179.9
平均潮	77.1	177.3	76.6	175.9	78.9	175.2	75.9	179.1	79.5	179.9	73.8	175.3
小 潮	39.5	185.2	40.4	185.0	42.7	177.5	41.1	189.7	42.6	189.7	40.3	186.0

表-3.7 鹿児島湾の各検潮所での潮位の調和定数（原型：M₂潮，S₂潮）

原型 cm, 度	山 川		貴 入		鹿 児 島		国 山		麓		垂 水	
	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角	振幅	遅角
大潮	108.4		109.5		111.1		115.2		116.0		109.3	
M ₂ 潮	76.5	205.4	76.1	205.5	77.6	205.5	80.2	206.6	81.0	206.0	76.0	205.5
S ₂ 潮	31.9	233.7	33.4	230.5	33.5	231.6	35.0	234.1	35.0	232.0	33.3	233.0

日本沿岸潮汐調和定数表（平成4年2月，海上保安庁より）

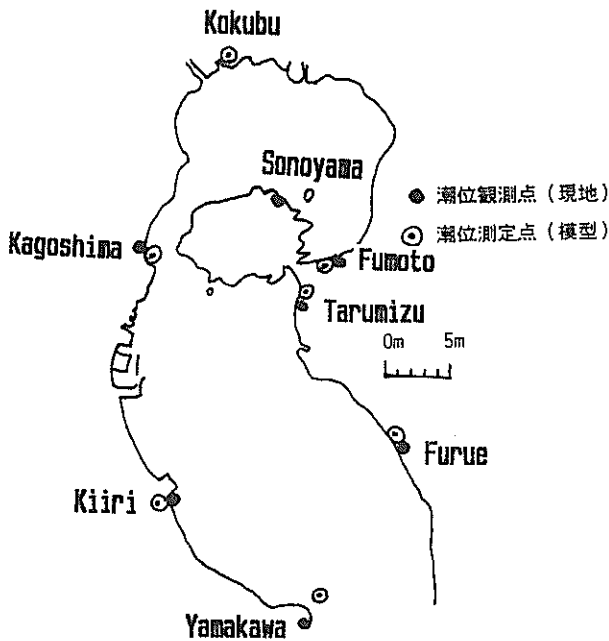


図-3.20 鹿児島湾の潮位測定点（●：現地，○：模型）

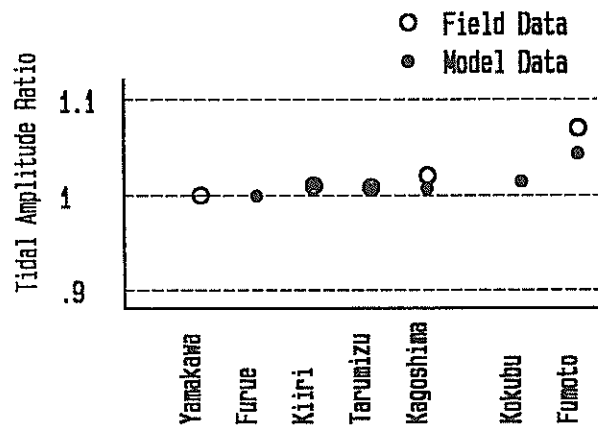


図-3.21 (a) 大潮期の潮位振幅の増幅率（○：原型，●：模型）

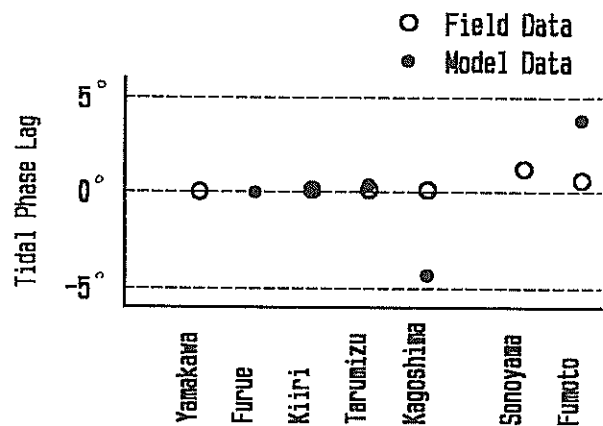


図-3.21 (b) 大潮期の潮汐の位相の遅れ（○：原型，●：模型）

比較に困難が伴う。しかし水理模型実験結果と現地データとの比較は、位相差に関しては問題点が残るが、湾全体の潮位の振幅をほぼ再現しているものとみなせる。この模型における潮位の分布から水路開削部の流量が算定できれば、水理模型実験を実施しなくとも、現地の潮位変化を測定することにより現地の海水交換に及ぼす効果を算定できるものと考えられる。

水路開削部の両端に位置する籠と垂水の水位差から、水路開削部の通過流量を求める方法を検討する。水路両端部の水位差及び水路開削部の流量は、水路開削部の流速および種々の損失水頭を考慮して

$$\eta_{ii} - \eta_{ii} = \frac{L}{g} \frac{d u_i}{d t} + (K_{en} + K_{ex} + K_{cu} + \frac{2 g n^2 L}{R_i^{4/3}}) \frac{|u_i|}{2 g} \quad \dots (3.37)$$

$$q_i = u_i H_i W_i \quad \dots (3.38)$$

で表される(田中他, 1990)。

- ここに、 q_i : 時刻 i に水路開削断面を通過する流量,
 u_i : 時刻 i に水路開削断面を通過する流速,
 H_i : 時刻 i の水路開削部の水深,
 W_i : 時刻 i の水路開削部の水路幅(一定),
 n : マニングの粗度係数,
 R_i : 時刻 i の水路開削断面の径深(=面積/潤辺),
 η_{ii}, η_{ii} : 時刻 i の測点 I (垂水), 測点 II (籠) での潮位,
 L : 開削水路の距離,
 K_{en} : 入り口損失係数,
 K_{ex} : 出口損失係数,
 K_{cu} : 曲がりの損失係数,
 t : 時間

である。ここで籠と垂水間の水位差の算定は、水路が開削されていない状態での表-3.6の水理実験結果の大潮時の潮位振幅と位相差を用いた。この水位差を式(3.37)に代入して水路開削部の流速 u_i を求めることとする。水路開削部の規模は、 $L=2000\text{m}$, $H=30\text{m}$, $W=400\text{m}$ である。模型はフルードの相似則にしたがって作成されており、計算に必要な諸元は表-3.8のようにになっている。

表-3.8 Froude則による水路開削部の諸元

諸元	原型	模型
水路開削部長さ	$L=2000\text{m}$	$L'=L/1200=1.67\text{m}$
水路開削部幅	$W=400\text{m}$	$W'=W/1200=33\text{cm}$
水路開削部水深	$H=30\text{m}$	$H'=H/200=15\text{cm}$
水路開削部の径深	$R = \frac{W \cdot H}{W + 2H} = 26.1\text{m}$	$R' = \frac{W' \cdot H'}{W' + 2H'} = 7.9\text{cm}$
Manning's n	$n=0.035$	$n'=n/0.99=0.035$
両端部の水位差	$(\eta_{ii} - \eta_{ii})$	$(\eta_{ii} - \eta_{ii})/200$

なお、水理模型の径深 R' が原型の径深の約1/330の値となっており、鉛直縮尺の1/200より浅い値となっているのは、歪み模型による水路開削部の壁の影響が出ている結果である。

式(3.37)の計算において、 $g=9.8\text{m/s}^2$, $K_{en}=0.5$, $K_{ex}=1.0$, $K_{cu}=0.0$ を用い、流速 u_i を Runge Kutta-Gill 法より求めた。まず、式(3.37), (3.38)による流量の算定が妥当か否かの検証を水理模型実験結果を用いて行った。水理模型スケールでの水路開削部の流速の計算結果(値は現地スケールに換算)を図-3.22の上半分を示す。計算は2潮汐間行っている。図中には水路部の流速(u_i :太い実線)とともに、水路両端部近傍の籠(η_{ii} :細い破線)と垂水(η_{ii} :細い実線)の潮位変化を合わせ示す。水理模型での水路開削部の流速は、70cm/s弱の値が得られている。この結果は同図の下半分を示した水理模型実験の結果と比較すると、若干大きめではあるが、ほぼ等しい結果が得られている。この計算結果より、上げ潮時に水路開削部から湾内に流入する流量は $1.26 \times 10^6 \text{m}^3$ と算定され、水理模型実験より得られた $1.00 \times 10^6 \text{m}^3$ と比較的近い値を示している。

同様の方式で、現地スケールでの水路開削部の流速を求めると図-3.23となる。また、水路開削部から流入する海水の流量は $1.38 \times 10^6 \text{m}^3$ となる。現地スケールの通過流量は、水理模型スケールの結果より10%程度大きくなっている。これは式(3.37)の流速の計算において、水路開削部の断面の縦横比が現地スケールで $W/H=13.3$ であるのに対し、模型では歪んでいるために $W/H=2.2$ と大幅に異なっており、模型の径深が鉛直縮尺の1/200より小さくなるからである。

現地スケールでの水路開削部を通過する海水の流量は、以上の手順によって、その両端部での潮位観測による水位差と開削部の断面形状より推定が可能となった。これより、現地での水路開削とゲート操作による一方向流の海水交換に及ぼす効果を、水理模型実験を行うこと無しで推定することが可能である。

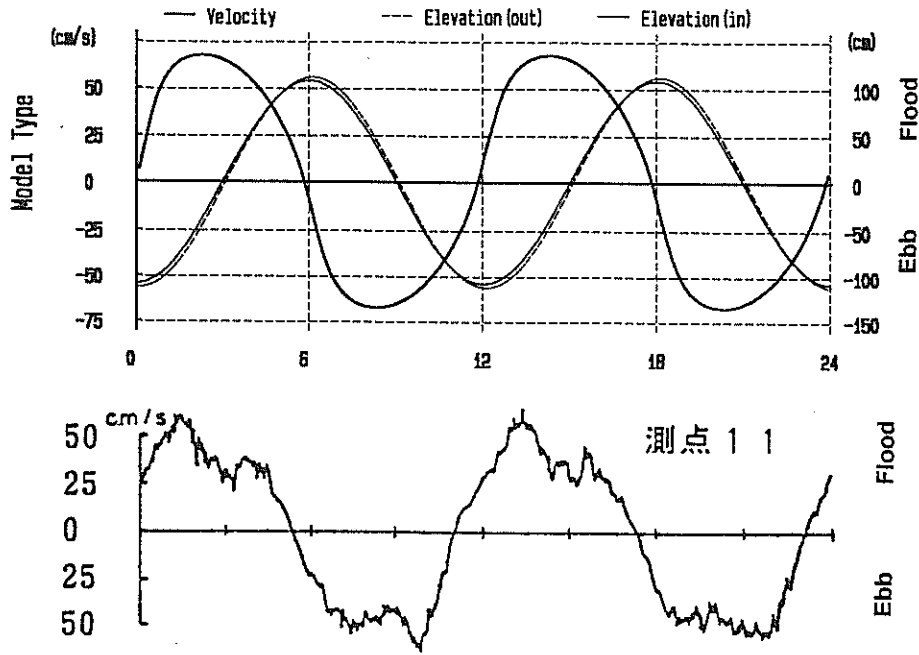


図-3.22 垂水と麓の水位変化と水路開削部の流速（模型）
（上：計算結果，下：模型実験結果）

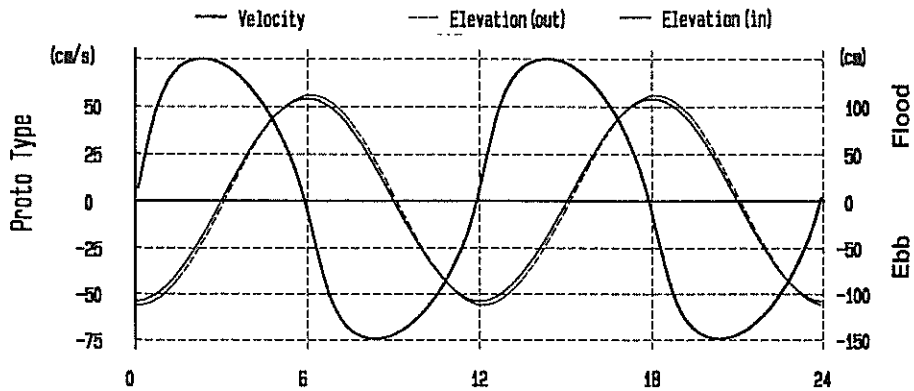


図-3.23 垂水と麓の水位変化と水路開削部の流速（原型：計算結果）

3.5 防波堤形状による水平循環流の形成と海水交換の促進

3.2に、恒流の水平成分の偏差（水平循環流）による物質輸送について述べた。本節では、港湾における防波堤の形状による水平循環流の形成、およびその海水交換の促進に及ぼす効果について考察する。

海水交換に関する水理模型実験の報告例として、松山港（樋口他，1977），名瀬港（中野他，1982）の透過式防波堤の海水交換に及ぼす検討結果がある。これらの報告によると、透過式防波堤の海水交換に及ぼす影響は、松山港においては海水交換を促進させるが、名瀬港においては海水交換が小さくなるという結果が得られている。

この結果の違いは、港内の流れの違いに起因する。松山港の場合は、港外を瀬戸内海の強い潮流が岸に対して平行に流れているために、港内ではこの強い潮流に起因する水平循環流が形成されている。この水平循環流が、非透過堤の場合には遮られていたのに対し、透過堤の場合は水平循環流により水塊が透過部から流出して海水交換を促進したことが分かる。これに対して名瀬港の場合は流れの主要因が潮の干満による潮流であるために、透過堤の場合は開口部の流速が非透過堤の場合に比べて小さくなり、防波堤背後にできる水平循環流が小さくなって海水交換が小さくなるものと解釈される。

港湾における防波堤は、周辺から押し寄せる波の侵入を防ぎ、港内での波高を減衰させる働きを持つ。したが

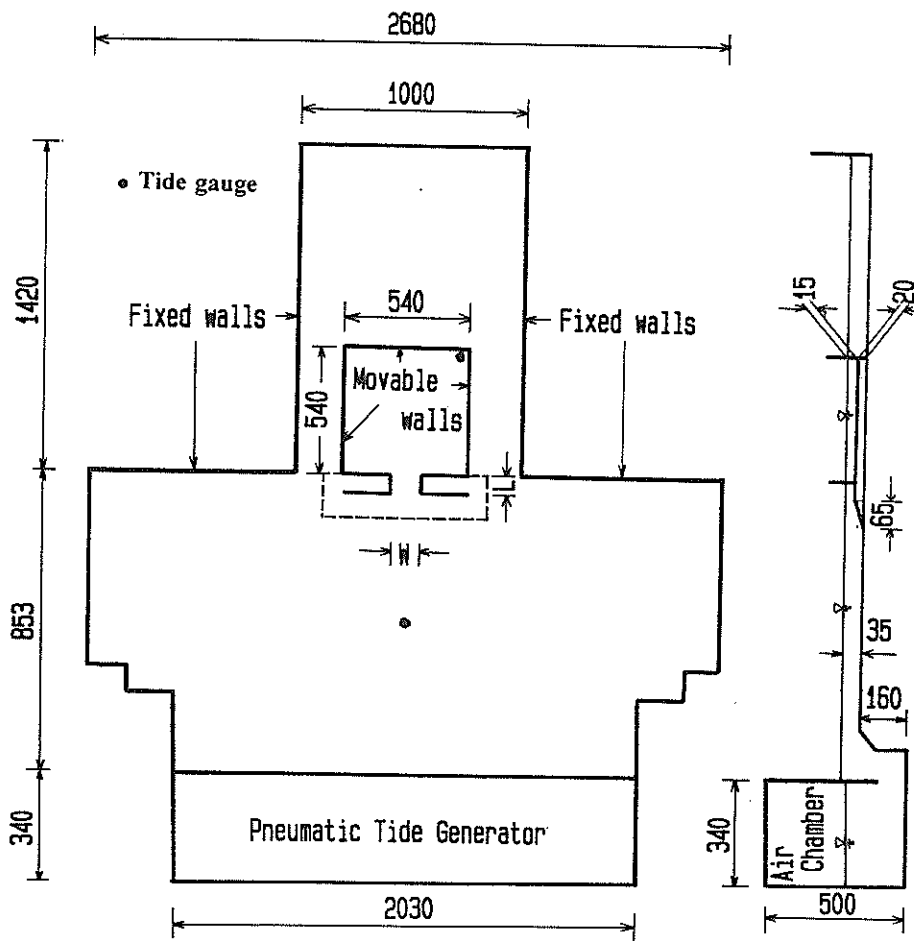


図-3.24 矩形湾の水理模型 (●: 水位測定点)
(左: 平面図, 右: 側面図)

って、防波堤によって囲まれた港内は比較的閉鎖度が高くなる。この港湾の機能を保ちつつ港内の水質を悪化させないためには、防波堤を適切に配置することによって、波の波高を減衰させるとともに防波堤に囲まれた港内の流れを海水交換を促進させることが望ましい。このような観点から、防波堤の配置と港内の海水交換に係わる水理模型実験を実施した(Murakami, 1993, 村上他, 1993)。

3.5.1 水理実験による潮汐残差流と海水交換

この実験においては、港湾の防波堤がある比較的水深の浅い海域を対象として、港外における海流の影響、および密度流等の鉛直循環流の影響を考慮せず、同程度の閉鎖度の領域で如何に水平循環流を有効に発生させるかを主眼に検討している。

実験は、簡単のために図-3.24に示すような縦5.4m (L_x)、横5.4m (L_y)、水深15cm (H)の矩形湾で行った。実験ケースは、表-3.9に示すような7つのケースで行った。

各々のケースの湾の形状を図-3.25に示す。港口部の幅 (W)、港口部の長さ (L)、港口部の位置、港口部の数、及び港口部の形状をそれぞれ変えている。潮位振幅は、各々のケースについて 0.5cm, 1.0cm, および 3.0cm についての実験を実施している。潮位の測定は、図-3.24の黒丸で示す2点(港内と港外)で行った。また、港内の流況測定はフロートの位置を一定間隔に写真撮影を行い、画像処理によって行った。海水交換実験は、初期条件として港内水に染料を混合させて、時間の経過とともに港内の染料濃度の残存率(残余関数)を測定することにより行った。

以下に、各々の実験ケースについての潮汐残差流と染料濃度の減衰曲線の結果を示す。ここでは、振幅1cmの場合についての結果を主に示す。なお、潮汐残差流とは1潮汐間を8回に分割したフロートによる流向・流速の測定結果の平均値である。また、港内での潮位の測定結果から、各々の実験ケースにおける潮位振幅は港外の

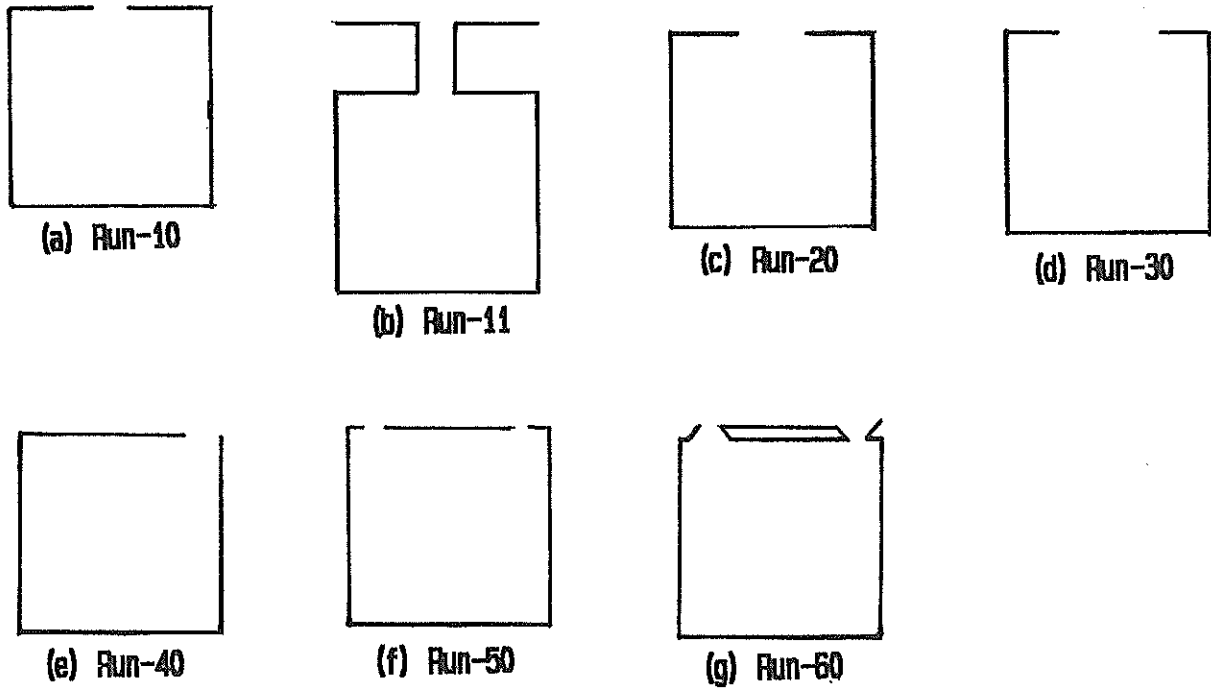


図-3.25 防波堤の港口部の形状

表-3.9 矩形湾における実験条件

実験番号		開口部 条件	開口部の形状		振幅 (cm)
			幅 (cm)	長 (cm)	
(a)	Run-10	中央部	90	0	0.5
		1ヶ所			1.0
(b)	Run-11	中央部	90	180	0.5
		1ヶ所			1.0
(c)	Run-20	中央部	180	0	0.5
		1ヶ所			1.0
(d)	Run-30	中央部	270	0	0.5
		1ヶ所			1.0
(e)	Run-40	右端	90	0	0.5
		1ヶ所			1.0
(f)	Run-50	両端	45x2	0	0.5
		2ヶ所			1.0
(g)	Run-60	両端	45x2	導流堤	0.5
		2ヶ所			1.0
					3.0

潮位振幅とほとんど同じであり、3.2.3の検討結果からも、各実験ケースごとのタイダルプリズムの流量は同じであるとみなすことができる。

(a) 港口幅の効果

他の条件は同じであるが、港口部の幅長を変えた場合

の海水交換に与える影響を検討する。図-3.26はRun-10 (形状、図-3.25(a)) の潮汐残差流と染料濃度の減衰曲線を示す。図-3.27はRun-30 (形状、図-3.25(d)) の潮汐残差流と染料濃度の減衰曲線を示す。どちらも潮位振幅は港外の測点において1.0cmである。Run-30の場合は、港口部の幅がRun-10に比べて3倍となっている。これらの図を比較すると、Run-10の方が潮汐残差流による渦の大きさが大きく、潮汐残差流は港奥部まで到達している。また港内水の染料の平均濃度の減少速度は、Run-10の方が大きいことが分かる。これは、3.1で述べた水平循環流の海水交換に及ぼす効果である。与えた潮位振幅が同じであるので、港口幅にかかわらずタイダルプリズムの流量は同じであり、Run-10の方が港口部が狭いので、港口部での流速はRun-10の方がRun-30に比べて3倍速くなる。その結果、Run-10の場合、防波堤背後に循環流が形成されたために、海水交換が大きくなったのである。

(b) 港口部水路長の効果

次に、港口部の水路長(L)の違いによる海水交換の相違について検討する。Run-11 (形状、図-3.25(b)) の潮位振幅1cmの場合の潮汐残差流と染料濃度の減衰曲線の結果を図-3.28に示す。潮汐残差流による渦の大きさはRun-10に比べて小さく、また港内の平均濃度の減少速度もRun-10に比べて遅い。タイダルプリズムが同じであり、かつ港口部の幅(W=90)も同じであるから、港内に流入する速度は平均的には同じである。

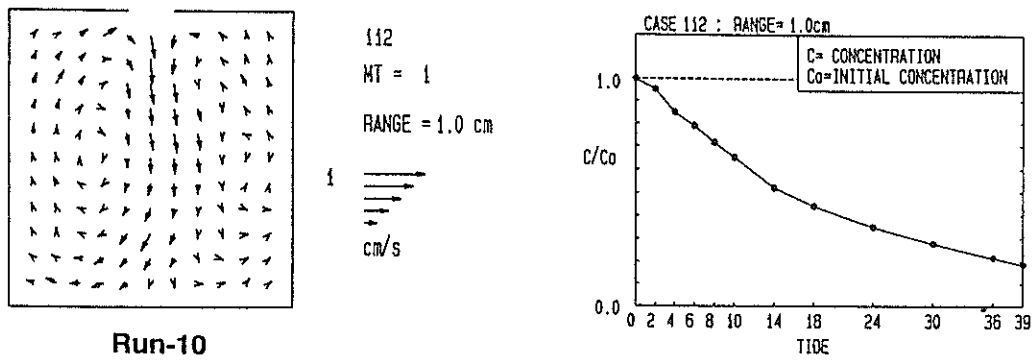


図-3.26 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-10，振幅＝1 cm）

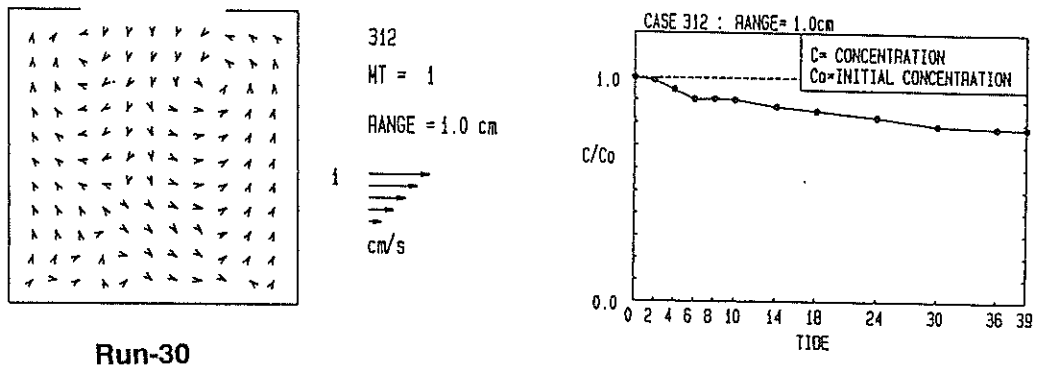


図-3.27 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-30，振幅＝1 cm）

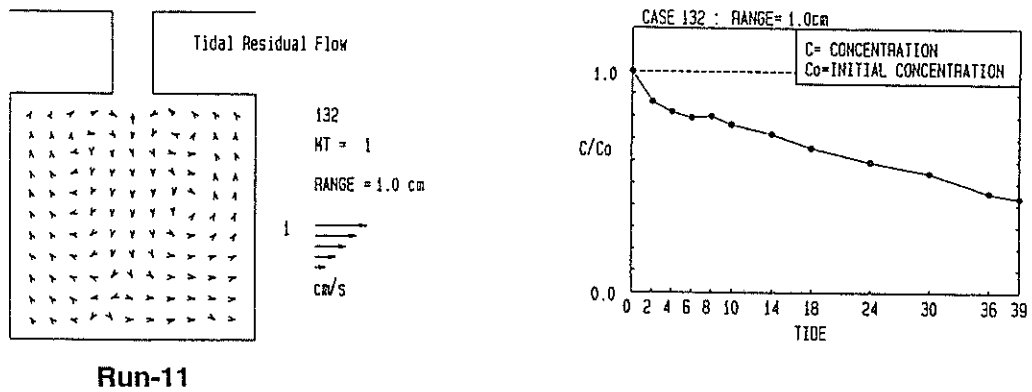


図-3.28 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-11，振幅＝1 cm）

しかし Run-11の場合、港口の水路部において流れが壁の抵抗を受けるので、港口部中央の流速に比べて港口部両端の流速が遅くなる。このために、港内に流入する際の急拡部での港口両端部の流速と港内の流速との差が Run-10に比べて小さくなり、港口部で形成される渦の大きさが小さくなる。図-3.29に示すのは、Run-10とRun-11の上げ潮時の潮流の平面分布である。Run-10の方が左右両端から中央部に集まる流れとなっており、Run-11と比較して、湾口部から湾奥部への流れ及び渦の大きさが大きくなっている。Run-11の渦の大きさが小さくなったことは、Run-11の潮汐残差流がRun-10に比べて小さくなったことを意味する。このことから、港口部の形状を工夫して渦を発達させるような形状にすることが、港内の水平循環流を生成して海水交換を促進することがわかる。

(c) 港口部の位置の効果

次に示すのは、港口部の形状は同じであるが、その位置を変えた場合の海水交換に及ぼす効果について述べる。Run-10の場合は港口部が中心に位置しているのに対し、Run-40は右端（形状、図-3.25(e)）に位置している。このケースの潮位振幅1cmの場合の実験結果を図-3.30に示す。潮汐残差流はRun-10のケースと同程度の流速で港奥部まで到達しており、かなり大きい流れとなっている。港内の染料の平均濃度の減少速度はRun-10の場合と大差無く、港口部の位置による海水交換への効果はみられなかった。これらの結果から、港外の流れの影響を考慮しない場合には、港内に入るときの渦の形成は港口部の形状が重要で、その位置はあまり寄与しない。

(d) 港口部の数の効果

次に、港口部の数を2つにし、港口幅を半分にしたRun-50（形状、図-3.25(f)）の結果を図-3.31に示す。港口部が複数になったために潮汐残差流の流況が複雑になってはいるが、港内全体にある水平循環流の規模が若干小さめになったこと、および港内の染料平均濃度の減少速度も若干小さくなっていることから、港内全体の海水交換は減少したと思われる。しかし、潮位振幅0.5cm、3.0cmの平均滞留時間（表-3.10参照）の結果をみると、Run-10およびRun-40の結果と大差なく、全体の港口幅が同じであれば、港口部の数はあまり寄与しない。

(e) 港口部の形状の効果

このような開口部の形状に対し、図-3.25(g)に示すような港口部の形状を考える。これは、防波堤の配置から流出と流入で損失係数が違っており、右端にある港口部

は入りやすく出にくい形状をしており、左端にあるのは入りにくく出やすい形状となっている。このような港口形状のRun-60の結果を図-3.32に示す。潮汐残差流の流速の大きさはRun-50の結果と大差無いが、Run-60の場合は弱いながらも港内全体に時計回りの循環流が形成されて、右端の港口部から流入し、左端の港口部から流出するという一方向流が形成されている。したがって、港内の染料平均濃度もかなり速く減少している。

(f) 潮位振幅と海水交換

これまで、潮位振幅1cmの実験結果による海水交換の特徴を述べた。実験は、表-3.9に示すように、どのケースに関しても0.5cm、1cm、および3cmの振幅に対して行っており、ここで、潮位振幅と海水交換の大きさについて考察する。図-3.33、図-3.34にRun-10の場合の潮位振幅0.5cm、3.0cmの結果を示す。潮位振幅が増すにつれて潮汐残差流の流速および渦の大きさが増大し、港内の平均濃度の減少速度が速くなっている。このことは、図-3.35、図-3.36に示すRun-30のケースでも同様である。ただし、潮汐残差流の流速は潮位振幅が増すにつれて増加するが、水平循環流の規模は港内の大きさに制限される。

(g) 潮汐残差流による渦の大きさと港内の規模

次に、潮汐残差流による渦の大きさと海水交換との関係について述べる。潮位振幅が増大すると海水交換が大きくなることを述べた。また、潮位振幅3cmの場合でもRun-30の潮汐残差流による渦の大きさは、図-3.36に示すようにRun-10の場合に比べて小さい。また、海水交換もRun-30の場合はRun-10の場合より小さく、(a)で述べた湾口幅の効果も同様に得られている。しかし、図-3.37、図-3.38に示すRun-11の潮位振幅0.5cm、3cmの場合の結果から、振幅3cmの場合はRun-10の場合と比較して港内の平均濃度の減少速度は変わらず、(b)の港口部水路長の効果はみられない。この理由は、潮汐残差流による渦の大きさが港内の規模によって制限されており、Run-11の場合はその渦が港奥部まで達しているのに対してRun-10の場合とほぼ同程度の海水交換を示しているのに対し、Run-30の場合にはまだ港奥部に達していないので、Run-10の方が大きい海水交換を示しているものと考えられる。言い換えれば、潮汐残差流による渦の大きさは、港内の規模と同程度にすると海水交換に効果的であるといえる。なお、この渦の規模と海水交換に関しては次節で考察する。

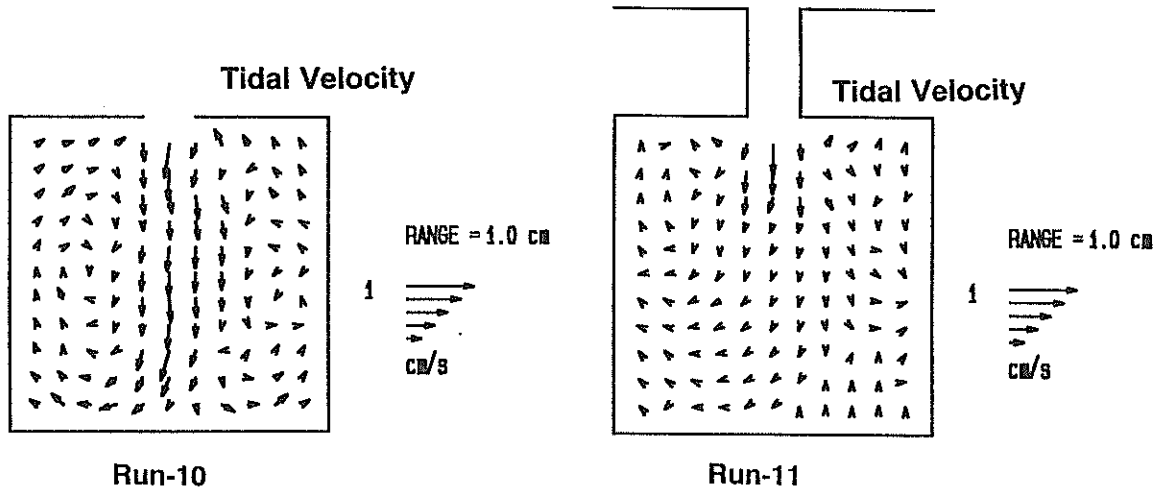


図-3.29 上げ潮最強時の潮流の平面分布の比較 (左: Run-10, 右: Run-11)

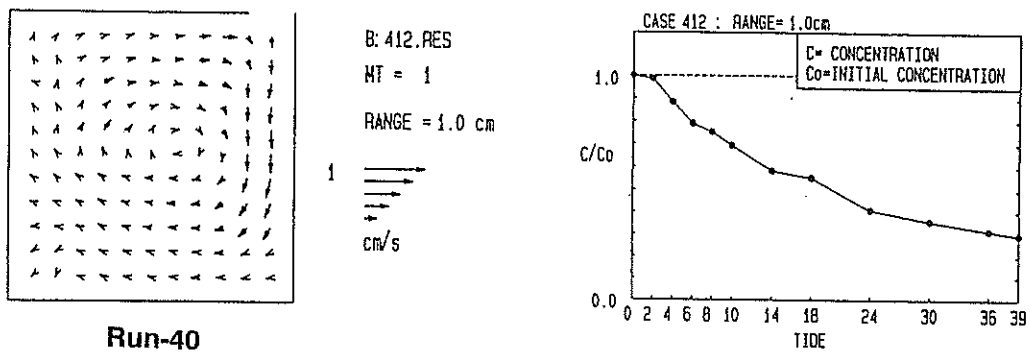


図-3.30 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線 (矩形湾: Run-40, 振幅 = 1 cm)

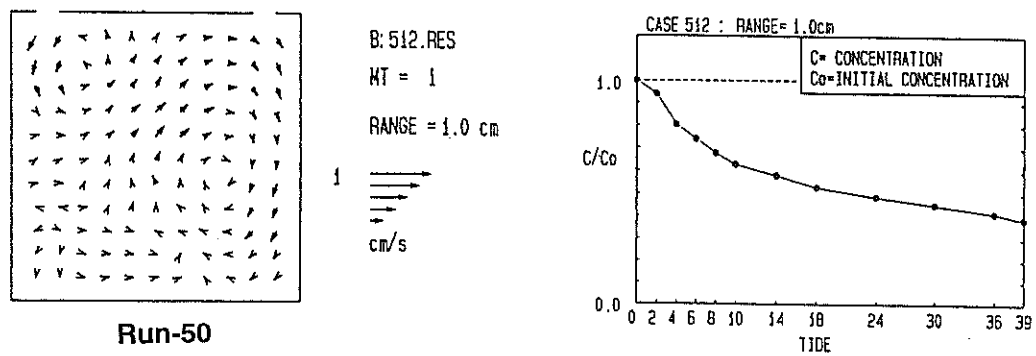


図-3.31 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線 (矩形湾: Run-50, 振幅 = 1 cm)

表-3.10 矩形湾における潮汐残差流エネルギー (E_R), 循環 (L_R),
平均滞留時間 (τ_d), および, $(R/W)^2$, (R'/W) と潮汐残差流のタイプ

実験番号	振幅 (cm)	L_R cm^2/s	E_R cm^2/s^2	τ_d 潮汐	R/W	$(R/W)^2$	R'/W	L/W	潮汐残差流 のタイプ	
(a)	Run-10	0.5	37	1.7	38.6	0.87	0.76	0.20	0.0	Type II
		1.0	477	214	11.9	1.24	1.53	0.40	0.0	Type I
		3.0	2132	4735	4.1	2.14	4.58	1.20	0.0	Type I
(b)	Run-11	0.5	24	1.0	340	0.87	0.76	0.20	2.0	Type II
		1.0	126	19.2	36.7	1.24	1.53	0.40	2.0	Type II
		3.0	1305	1633	3.6	2.14	4.58	1.20	2.0	Type I
(c)	Run-20	0.5	94	2.5	165	0.44	0.19	0.10	0.0	Type II
		1.0	102	3.4	62	0.62	0.38	0.20	0.0	Type II
		3.0	1187	1267	10.6	1.07	1.15	0.60	0.0	Type I
(d)	Run-30	0.5	25	0.7	170	0.29	0.08	0.07	0.0	Type II
		1.0	67	2.8	206	0.41	0.17	0.13	0.0	Type II
		3.0	271	133	26.0	0.71	0.51	0.40	0.0	Type II
(e)	Run-40	0.5	46	2.8	66.6	0.87	0.76	0.20	0.0	Type II
		1.0	332	158	14.9	1.24	1.53	0.40	0.0	Type I
		3.0	2210	6806	3.2	2.14	4.58	1.20	0.0	Type I
(f)	Run-50	0.5	32	2.4	23.1	0.87	0.76	0.20	0.0	Type II
		1.0	315	126	27.7	1.24	1.53	0.40	0.0	Type II
		3.0	1460	2288	3.2	2.14	4.58	1.20	0.0	Type I
(g)	Run-60	0.5	27.7	1.2	47.4	0.87	0.76	0.20	1.0	Type II
		1.0	185	49	10.3	1.24	1.53	0.40	1.0	Type II
		3.0	420	185	5.0	2.14	4.58	1.20	1.0	Type I

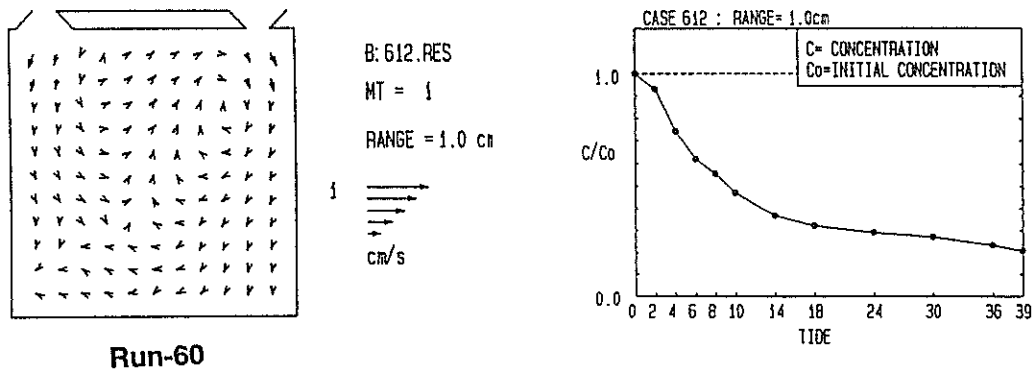


図-3.32 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線 (矩形湾: Run-60, 振幅 = 1 cm)

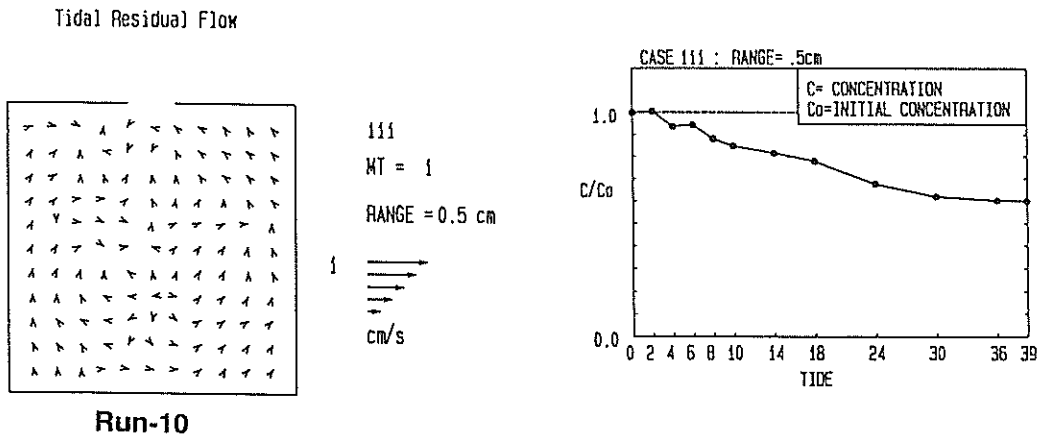


図-3.33 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-10，振幅=0.5cm）

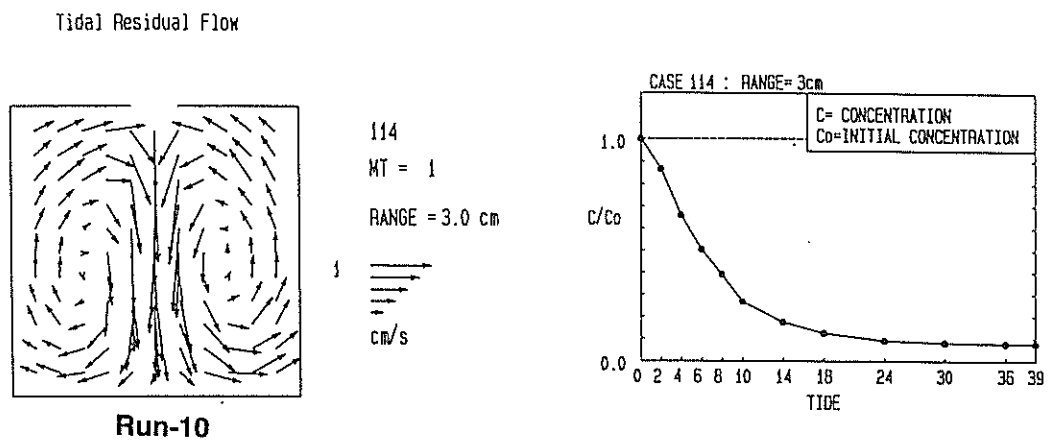


図-3.34 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-10，振幅=3cm）

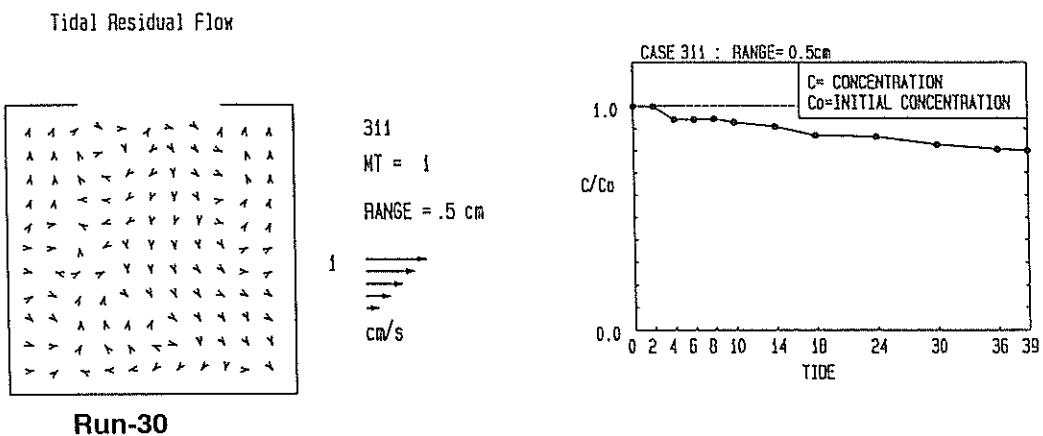
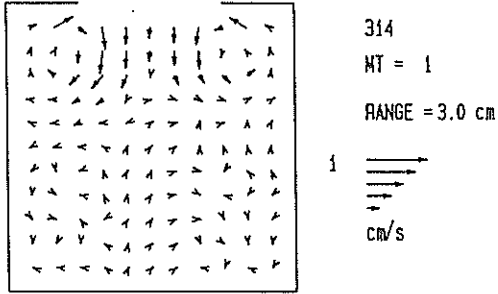


図-3.35 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-30，振幅=0.5cm）

Tidal Residual Flow



Run-30

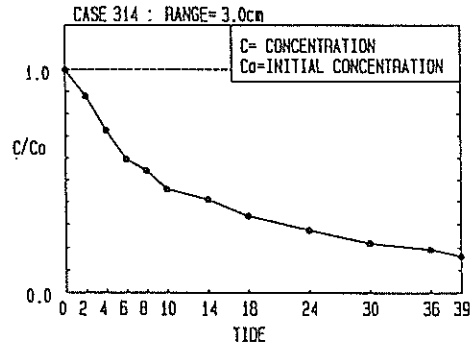
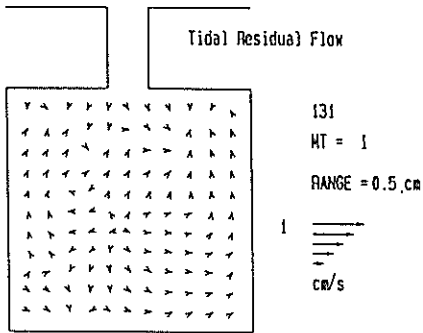


図-3.36 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-30，振幅＝3 cm）



Run-11

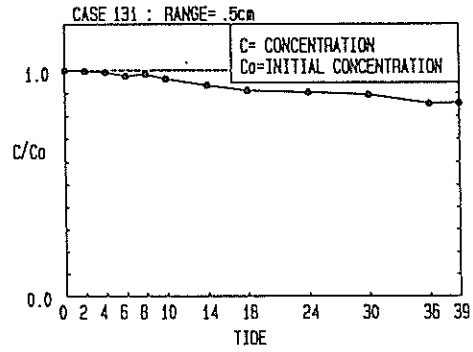
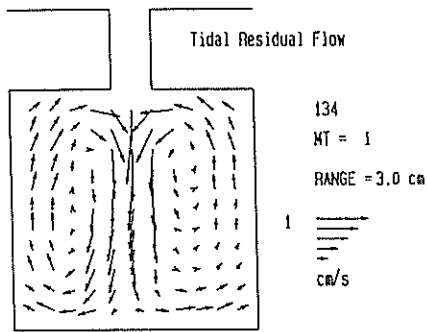


図-3.37 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-11，振幅＝0.5 cm）



Run-11

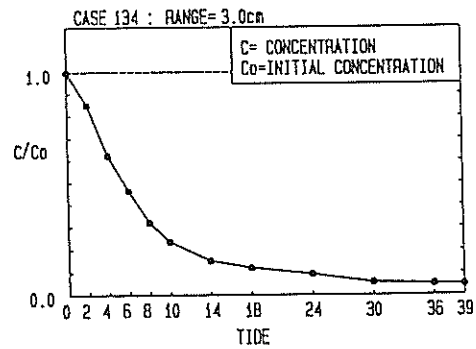


図-3.38 潮汐残差流と染料の平均濃度の低減曲線（矩形湾：Run-11，振幅＝3 cm）

3.5.2 潮汐残差流エネルギーおよび循環の大きさと平均滞留時間

以上の結果から、防波堤の配置による港口部の形状と潮汐残差流の流速、渦度の大きさ、海水交換の大きさに関して考察を加える。図-3.26～図-3.38に示した実験結果から、各々のケースの平均滞留時間、潮汐残差流エネルギー、および閉鎖域内の渦度の絶対値の和による循環の値を表-3.10に示す。平均滞留時間、潮汐残差流エネルギー、循環は次式によって定義される量である。

$$\tau_r = \int_0^{\infty} r(t) dt \quad \dots\dots\dots (3.39)$$

$$E_R = \frac{1}{2} \Sigma (U_R^2 + V_R^2) \quad \dots\dots\dots (3.40)$$

$$L_R = \Sigma \left(\left| \frac{\partial V_R}{\partial x} - \frac{\partial U_R}{\partial y} \right| \right) \Delta S \quad \dots\dots\dots (3.41)$$

ここに、 $r(t)$ ：物質の港内における残存率（残余関数）、 U_R, V_R ：それぞれ潮汐残差流の x 方向、 y 方向の流速、 ΔS ：領域の面積、 E_R ：潮汐残差流エネルギー、 L_R ：循環である。また、 Σ は閉鎖域内全体の総和を意味する。

まず、港内の潮汐残差流エネルギーと循環との相関を図-3.39に示す。非常に相関が強いことが分かる。この循環 L_R は、防波堤の開口部によって形成された渦度が港内に輸送されたものと考えられることから、港口部の形状と潮汐残差流の流速の大きさに密接な関係にあることが分かる。Run-10とRun-40の場合の循環が大きく、また潮汐残差流速が大きい結果となっている。

次に、循環の大きさと平均滞留時間との関係を図-3.40に、潮汐残差流エネルギーと平均滞留時間との関係を図-3.41に示す。どちらのグラフも右下がりになっていることから、循環が大きい、あるいは潮汐残差流エネルギーが大きいと平均滞留時間は小さい（すなわち海水交換率が大きい）ことを示している。

表-3.10および図-3.40より、Run-30, Run-20の港口幅が広い場合は、Run-10の場合と比較して、潮位振幅にかかわらず循環が小さくて平均滞留時間が大きい結果となっている。しかしRun-11の場合は、潮位振幅が小さい場合には循環は小さく平均滞留時間が大きい結果であるのに対し、振幅が3cmの場合には、Run-10の振幅3cmの場合と同程度に、循環は大きく平均滞留時間は小さい結果となっている。図-3.41の潮汐残差流エネルギーについても循環と同様のことがいえる。このような結果は、湾

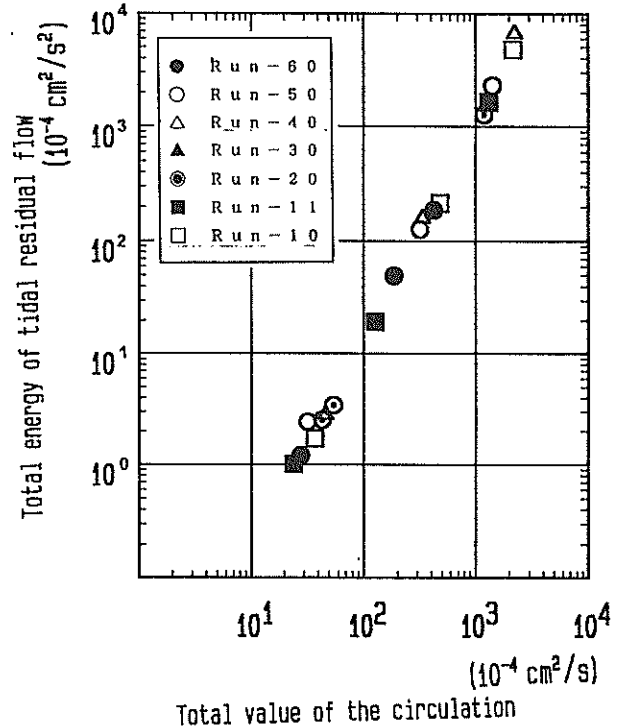


図-3.39 潮汐残差流エネルギー (E_R) と循環 (L_R) との関係

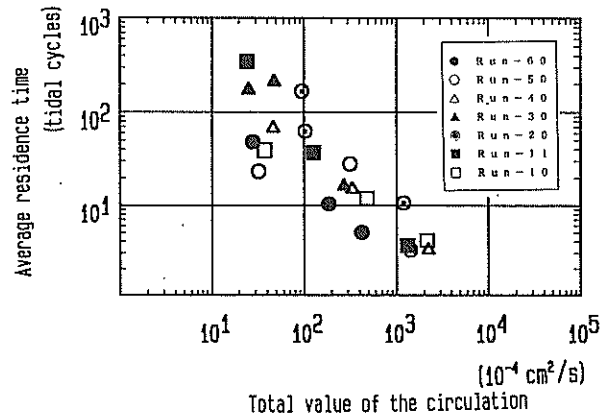


図-3.40 循環 (L_R) と平均滞留時間 (τ_r) との関係

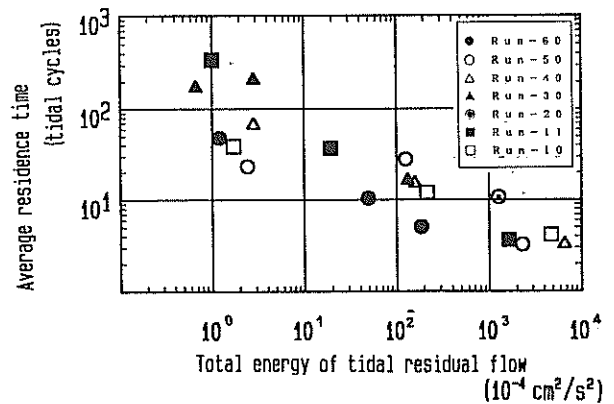


図-3.41 潮汐残差流エネルギー (E_R) と平均滞留時間 (τ_r) との関係

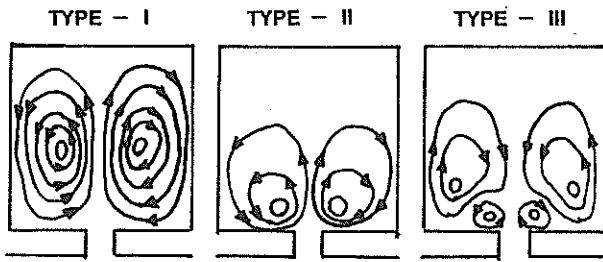


図-3.42 潮汐残差流のパターン分類 (Kashiwai, 1984)

口部で形成される渦により生成された潮汐残差流による渦の規模が大きいほど海水交換が大きくなるが、その渦が港の奥部まで発達すると、Run-10の場合とほぼ同程度の平均滞留時間となっていることを意味している。したがって、水平循環流のスケールが港内の規模に発達したときが一番効率的な海水交換率となっており、港内の水平循環流のスケールと港内の規模が海水交換の大きさに関与するものと思われる。

Kashiwai (1984)はこの海水交換のメカニズムを湾口幅(W)、水路長(L)、およびタイダルプリズムの容積に等価な半径(R)を用いて、 L/W 、 $(R/W)^2$ で整理している。

$$R = \sqrt{2 S \eta / \pi H} \quad \dots\dots\dots (3.42)$$

ここに、S: 湾の面積、H: 湾の水深、 η : 潮位振幅である。

Kashiwaiによると、湾内の潮汐残差流は図-3.42にみられるように3つのパターンに分類され、図-3.43に示すように $(R/W)^2$ が2.14を越えると湾内の潮汐残差流はタイプIに分類され、 $(R/W)^2$ が2.14以下の場合には (L/W) の大きさにより潮汐残差流はタイプIIとタイプIIIに分類されるとしている。このことは、ある閉鎖域においてある程度以上の流入流速があれば潮汐残差流のパターンはタイプIになり、海水交換率の大きさは潮の干満によるタイダルプリズム量により左右され、湾口部の形状 (L/W) には左右されないことを意味している。ここで、タイプIの潮汐残差流は、水平循環流のスケールが港内の規模に発達したことを意味している。

本実験ケースにおける (R/W) 、 $(R/W)^2$ 、 (L/W) 、及び潮汐残差流のタイプを表-3.10に示す。また、図-3.44は、平均滞留時間をKashiwaiの指標 $(R/W)^2$ で整理したものである。なお、湾口部が2つある場合は、湾口幅Wおよび式(3.42)のSをどちらも1/2に仮定して算定している。実験結果より分類された潮汐残差流のタイプを、それぞ

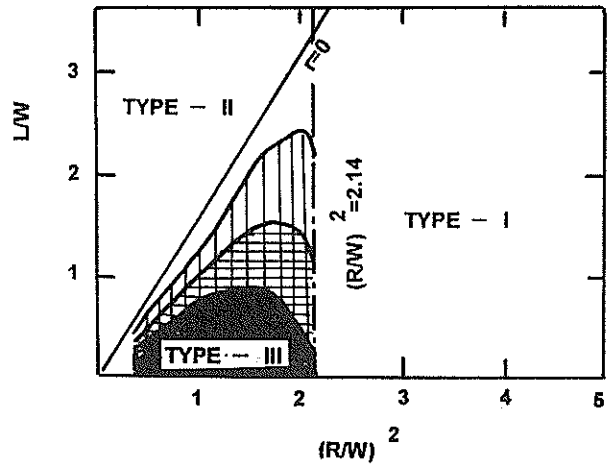


図-3.43 潮汐残差流のパターンと (L/W) 、 $(R/W)^2$ との関係 (Kashiwai, 1984)

れ破線で囲んでいる。この図より、 $(R/W)^2$ が2.14より小さい範囲の結果では、Run-20、Run-30の湾口幅が広いケースの平均滞留時間が他のケースに比べて小さく、また、大きい範囲では、Run-50、Run-60の湾口部が2つのケースの $(R/W)^2$ の値が2倍なのに、他のケースとほとんど同じ平均滞留時間となっていることがわかる。これらの結果は、Kashiwaiの指標 $(R/W)^2$ がタイダルプリズム量を港内の形状に係わらず円筒形で近似したためであると考えられる。

そこで、Kashiwaiの指標の代わりに、タイダルプリズム量を港内の奥行きを考慮した直方体で近似し、以下のような指標を考える。

$$R' = \frac{S \eta}{H L x} \quad \dots\dots\dots (3.43)$$

ここで、 R' はタイダルプリズムの容積に等価な湾内幅、 Lx は港内の奥行き長さである。この R' を湾口幅Wで除した無次元湾口幅 (R'/W) で整理した平均滞留時間の結果を図-3.45に示す。実験結果はバラツキが大きいですが、湾口幅が広いケース、および湾口部が2つあるケースのどちらも他のケースと同様の指標で表せる。この図の方が、潮汐残差流のタイプ分けの分類が明確に分かれている。

この結果から、湾口幅の面積および港内の奥行き長さが同じであれば、湾口部の位置および数は海水交換にあまり寄与しない、またRun-11のように、潮汐残差流の渦の大きさが小さい場合(タイプII)には水路長Lの影響を受けるが、渦の大きさが港内の奥行き長さ Lx に達す

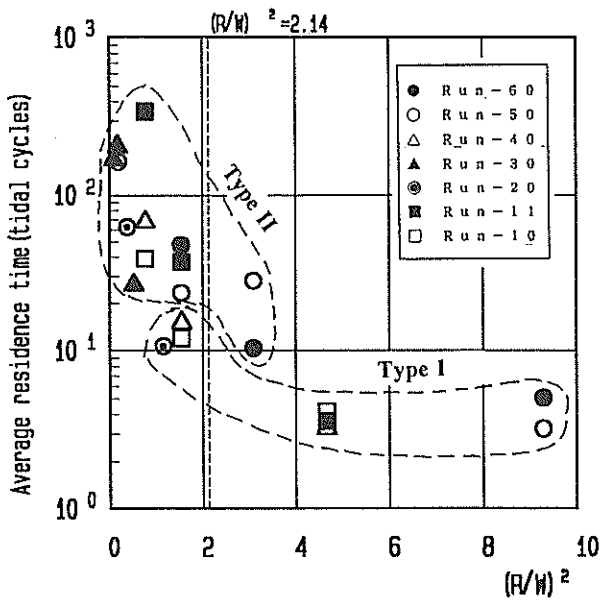


図-3.44 平均滞留時間と $(R/W)^2$ との関係

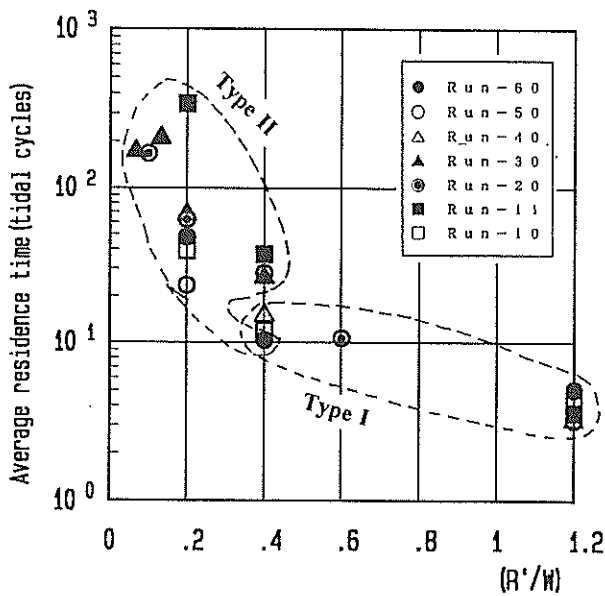


図-3.45 平均滞留時間と (R'/W) との関係

る(タイプI)と、Run-10と同じ平均滞留時間となることが示された。このことより、海水交換の大きさには、潮汐残差流の渦の大きさと港内の奥行き長さが関係することが示された。なお、ここでの指標RおよびR'はタイダルプリズムの容積に対しての等価な半径あるいは等価な湾内幅を意味しているため、図-3.45の関係が有効であるためには、湾口幅Wはタイダルプリズムの容積を変化させない程度の大きさが必要である。

また、本実験からは、Kashiwaiの指摘している L/W の値による循環流の回転方向の差はみられず、ほとんど

タイプIIの潮汐残差流となっており、タイプIIとタイプIIIの分類はできなかった。

なお、Run-60の場合は、循環の値は他のケースに比較してあまり大きくないが、平均滞留時間は小さい値を示している。これは、湾口形状を工夫することによって生じた一方向流の海水交換に及ぼす寄与の大きいことを示している。また、Run-60は湾口部での形状が徐々に狭くなっているため、Run-10の場合に比べると水路における整流作用として働いており、そのために湾口部での渦の形成が弱くなり循環が小さくなってしまったものと思われる。したがって、海水交換の促進を効果的に行うためには循環の値を弱めずに一方向流を発生させる工夫が必要である。

3.6 水平・鉛直循環流と海水交換

前節までの結果から防波堤の湾口幅の海水交換に及ぼす影響をみると、潮位振幅が同じ場合、湾口幅が狭いほど湾口部での流速が速くなり、防波堤背後に大きな水平循環流が形成されて海水交換が大きくなる結果が得られている。水深が比較的浅くて鉛直方向の循環流が無い場合には、このような水平循環流による海水交換促進の効果が卓越する。

しかし、閉鎖性内湾域の水質は汚染されていることが多い。これは、湾口部が狭いために海水交換が小さいということが、閉鎖性内湾域の水質汚染の最も大きな原因であると考えられている。特に、水深が深く密度流や吹送流等による鉛直循環流が存在するような海域においては、湾口幅が狭いほど鉛直循環流による海水交換が小さいものと考えられる。このように、海水交換現象を考える場合には、周辺海域の流れをよく把握し、式(3.9)に示した流れによる物質輸送のどの成分が重要であるかを把握する必要がある。

ここで、水平循環流と鉛直循環流を考慮できる水理実験を、須崎港の水理模型を用いて行った(村上・白井, 1988, および Murakami, 1992)。須崎港は高知県の中中央部に位置し、過去に数度、津波の被害を受けており、この対策のために、湾口部に津波防波堤の建設を計画し、現在建設中である。このような津波防波堤は、チリ地震津波の被害を受けた大船渡では既に建設されており、また釜石や久慈等の各地で建設されつつある。しかし、湾口部への津波防波堤建設のために湾内の閉鎖度が高まり、湾内の水質の悪化が懸念されており、防災と環境の両方を考慮した検討が必要となる。

表-3.11に須崎港の水理実験のケースを示す。従来と同様、淡水のみを使用したケース(a)、(b)は津波防波堤

表-3.11 海水交換メカニズムにおける実験ケース
(須崎港模型)

実験ケース	実験水	密度差	防波堤
(a)	淡水	なし	なし
(b)	淡水	なし	有り
(c)	海水	有り	なし
(d)	海水	有り	有り

の有無による水平循環流効果を把握する実験である。これに対し、ケース(c), (d)は密度差のある海水を使った実験で、津波防波堤の有無による鉛直循環流効果を把握するものである。

密度流を考慮した水理模型実験は非常に難しく、一次元水路での実験はともかく、平面水槽での研究例はあまりなく、模型実験の相似則も確立していない。一例としてHarleman(1971)の考え方を紹介する。塩水楔の密度界面の勾配を規定する係数 ($f_i L/H$) と密度フルード数 ($U/\sqrt{g \Delta \rho / \rho \cdot H}$) を原型と模型で一致させ、

$$(f_i)_r = H_r / L_r \quad \dots\dots\dots (3.44)$$

$$(U)_r = (\sqrt{g \Delta \rho / \rho \cdot H})_r \quad \dots\dots\dots (3.45)$$

とする。ここに、 f_i : 界面摩擦抵抗係数、 L : 水平長さ、 H : 鉛直長さ、 U : 水平流速、 $\Delta \rho$: 上下層の海水の密度差、 ρ : 海水密度、 g : 重力加速度である。

フルードの相似則を適用すると、

$$\left(\frac{\Delta \rho}{\rho} \right)_r = 1 \quad \dots\dots\dots (3.46)$$

が得られ、密度差に関しては原型と模型では同じ比率となる。

また、界面摩擦抵抗係数に関しては、近似的に Blasius の公式を用いると、

$$f_i = \frac{0.316}{R_r^{1/4}} \quad \dots\dots\dots (3.47)$$

で表される。ここに、 R_r : レイノルズ数である。 $(R_r)_r = H_r^{3/2}$ より、

$$(f_i)_r = \frac{1}{H_r^{3/8}} \quad \dots\dots\dots (3.48)$$

となり、これを式(3.44)に代入すると、

$$H_r = L_r^{8/11} \quad \dots\dots\dots (3.48)$$

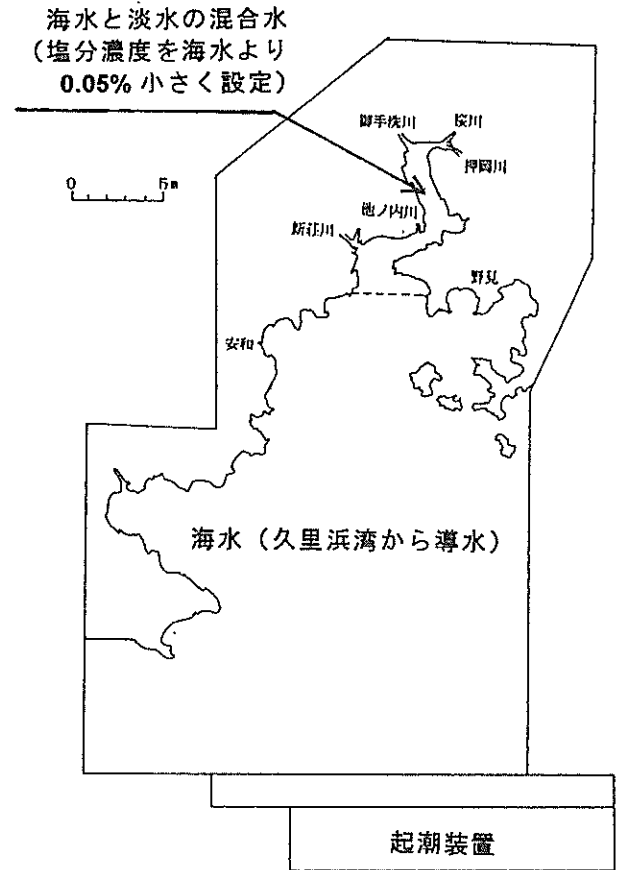


図-3.46 須崎港の水理模型

という関係式が得られる。ここでは、この関係式を適用して、水平縮尺1/350、鉛直縮尺1/70の歪み模型による海水交換実験を実施した。

図-3.46に須崎港水理模型の概観を示す。初期条件として、湾内水のトレーサーとして染料を投入し、完全に混合した。また、ケース(c), (d)においては湾内水の一部の海水を淡水に置き換えて攪拌し、湾内外での物質濃度を違えるのみでなく、湾内水の塩分濃度を外海水の塩分濃度よりも0.05%小さくなるように設定した。

図-3.47, 図-3.48に示すのは、密度流を考慮しない実験で津波防波堤の無しのケースと有りのケースのプロットの軌跡を示したものである。また、表-3.12に示すのは超音波流速計により測定した津波防波堤の開口部の位置での流速の最大値を示したものである。これらの結果から、津波防波堤有りの場合の防波堤開口部での流速が速くなり、その背後に循環流が形成されていることが読みとれる。これは、表-3.1の結果から分かるように、干



図-3.47 須崎港の水理模型の流況図
(密度流無し, 防波堤無し)



図-3.48 須崎港の水理模型の流況図
(密度流無し, 防波堤有り)

潮から満潮にかけて湾外から湾内に流入する水塊の容積が防波堤の有無によってはそう変化しないことから、防波堤有りの場合は開口部の断面積の大きさに逆比例して流速が増加した結果であると判断される。

図-3.49に示すのは、防波堤有無の効果を密度差を考慮せず、水平循環流のみを考慮して行った実験ケース(a), (b)での湾内の平均濃度の低減曲線である。防波堤有りのケースの方が防波堤無しのケースよりの濃度の減少速度が大きい。これは、防波堤背後に形成された水平循環流が海水交換を促進させていることを示している。

この防波堤背後の水平循環流による海水交換促進のメカニズムは、Fischer et al. (1979)によると、図-3.50に示す模式図で、水塊は上げ潮時には噴流で湾内に流入し、

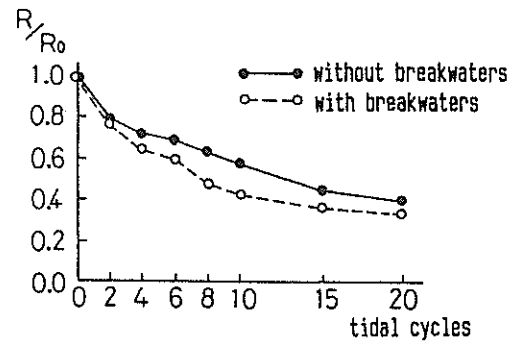


図-3.49 密度流無しの場合の湾内の平均濃度の低減曲線の比較
(● : 防波堤無し, ○ : 防波堤有り)

表-3.12 防波堤開口部の最大流速

実験ケース	密度差	防波堤	上げ潮時	下げ潮時
(a)	なし	なし	1.6 (cm/s)	0.8 (cm/s)
(b)	なし	有り	10.5	8.9
(c)	有り	なし	2.9	2.8
(d)	有り	有り	6.0	13.8

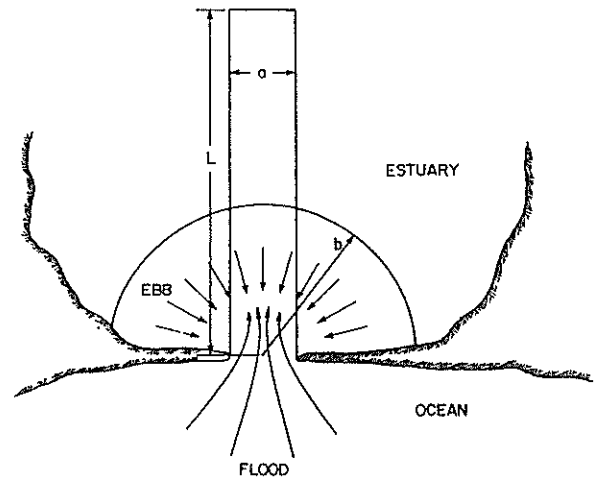


図-3.50 水平循環流による海水交換の模式図 (Fischer et al. (1979))

下げ潮時にはポテンシャル流で湾内から流出する流れのパターンの差から説明されている。この水平循環流による海水交換は、3.4の港口幅の影響のところで述べたように、防波堤開口部の幅が狭い方が開口部を通過する流れが強くなり、開口部で生成された渦により潮汐残差流の流速・規模が大きくなって促進されることが示された。

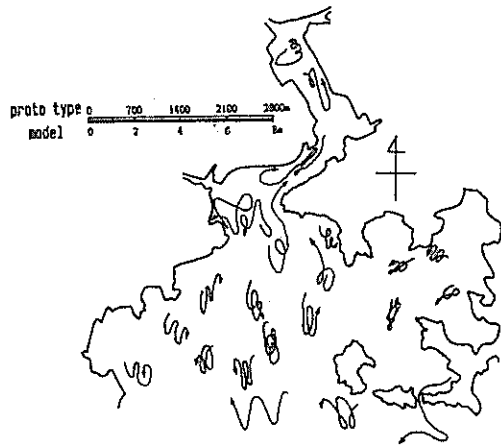


図-3.51 須崎港の水力模型の流況図
(密度流有り, 防波堤無し)

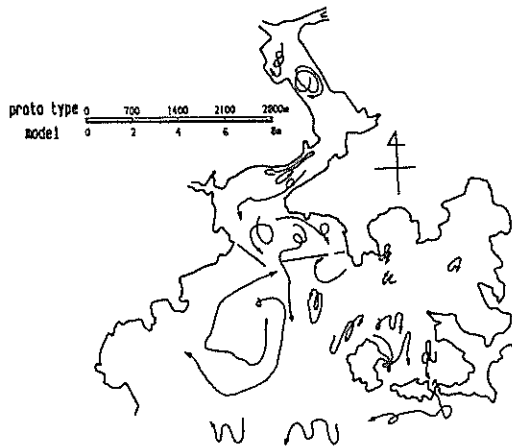


図-3.52 須崎港の水力模型の流況図
(密度流有り, 防波堤有り)

この水平循環流による海水交換のみを考えると、開口部が狭いほど、言い換えれば閉鎖度が高いほど海水交換が大きいことになる。このことは、東京湾や大船渡湾のような閉鎖性海域の水質が汚染されている現状とは異なる。実際の閉鎖性海域の水質とは異なる結果になったのは、鉛直循環流による海水交換への寄与を無視していたことによるものと思われる。河川からの淡水流入がなく、かつ水深が浅い海域の場合の海水交換は、上下層の密度差があまりないので鉛直循環流の効果を考慮しなくともよいが、東京湾や大船渡湾のように水深が深い場合、あるいは須崎港のように河川からの淡水流入がある場合には密度差による鉛直循環流の効果を考慮する必要がある。

そこで、海水を用いて密度流による鉛直循環流を考慮した海水交換実験を行った。図-3.51～図-3.52に示すの

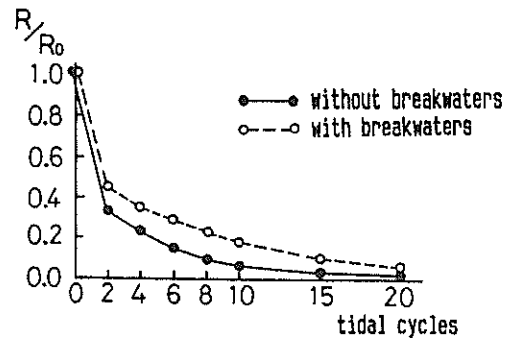


図-3.53 密度流有りの場合の湾内の平均濃度の低減曲線の比較 (●: 防波堤無し, ○: 防波堤有り)

は、密度流を考慮した場合の実験による湾内のフロートの軌跡の津波防波堤有り無しの比較を示したものである。フロートの軌跡は、密度流がない場合と比較して表面流は流出傾向であるが、防波堤背後の水平循環流が形成されるという傾向は類似している。また湾内の染料の平均濃度は、密度流を考慮した場合(図-3.53)は考慮しない場合(図-3.49)に比べて平均濃度の低減速度が大きく、鉛直循環流が海水交換に大きく寄与していることが分かる。またこの図から、津波防波堤有りのケースの方が無しのケースよりも平均濃度の低減速度が小さいことが示されている。これは、密度流を考慮しない場合の結果とは逆の結果である。

以上の実験結果から、湾口部に設置された津波防波堤の海水交換への影響は、水平循環流のみを考慮した場合には海水交換を促進する効果があると判定される。ところが、水深の深いところに設置される津波防波堤は密度流効果を見逃すことは実状にあわず、こうして生じる鉛直循環流を取り入れると、津波防波堤が海水交換を阻害する働きを持つことが示された。この現象をどのように解釈するのかを図-3.2の海水交換のメカニズムとここでの実験結果を用いて行うと以下ようになる。

まず、図-3.49、図-3.53に示した染料濃度の低減曲線を式(3.35)で近似した結果を図-3.54に、および残余関数の係数および平均滞留時間を表-3.13に示す。ここで示した実験結果は、初期条件として流れは停止状態で密

表-3.13 残余関数の係数と平均滞留時間(須崎港模型)
(0～20潮汐目の実験結果)

実験ケース	β'	P	滞留時間
(a)	0.125	0.67	14.7(日)
(b)	0.195	0.61	10.7
(c)	0.730	0.54	1.6
(d)	0.520	0.51	3.5

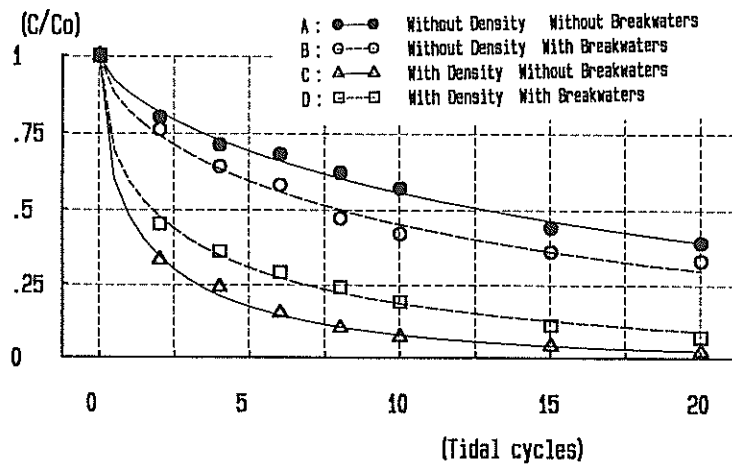


図-3.54 湾内の平均濃度の低減と式(3.35)による近似曲線 (須崎港水理模型実験, 0~20 潮汐)

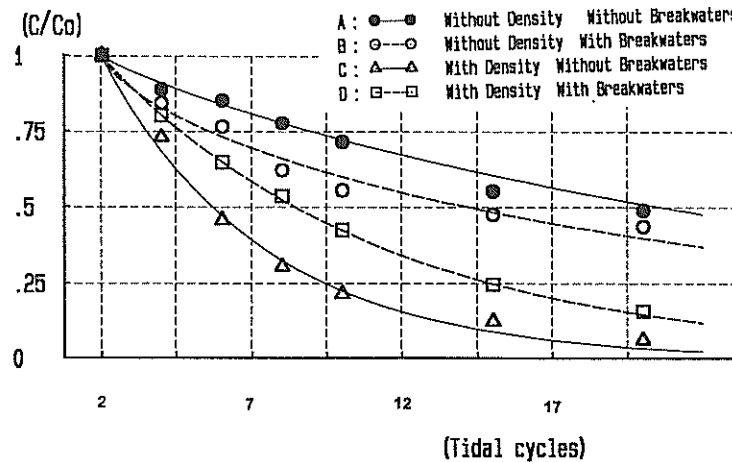


図-3.55 湾内の平均濃度の低減と式(3.35)による近似曲線 (須崎港水理模型実験, 2~20 潮汐)

表-3.14 残余関数の係数と平均滞留時間 (須崎港模型)
(2~20 潮汐目の実験結果)

実験ケース	β'	P	滞留時間
(a)	0.050	0.90	14.7(日)
(b)	0.115	0.72	12.4
(c)	0.190	0.99	2.7
(d)	0.110	0.99	4.7

度分布は湾内水と外海水が遮蔽板を境に急激に変化しているため、実験開始直後の湾内水の濃度の減少の程度が大きすぎる。そこで、残余関数としての湾内水の平均濃度の初期値を2潮汐目の結果にしたものが、図-3.55と表-3.14である。

これらの結果から、海水交換に及ぼす湾口幅の縮小の水平循環流、鉛直循環流の影響を定量的に推定するため、

次のような仮定に基づいた解析を行う。まず、密度流無しで防波堤無しの海水交換を図-3.2(d), (e)の潮流による往復流、および乱流拡散による海水交換と仮定する。次に、密度流無しで防波堤有りのケースは、(d), (e)の潮流による往復流、および乱流拡散に加えて(b)の水平循環流による海水交換が加わると仮定する。この時に、乱流拡散による海水交換は開口部の断面積に比例すると仮定する。さらに、密度流を考慮した場合には(c)の鉛直循環流による海水交換が加わるものと仮定する。また、鉛直循環流による海水交換も同様に開口部の断面積に比例すると仮定する。乱流拡散と鉛直循環流による海水交換を開口部の断面積に比例すると仮定したのは、図-3.2(c), (d), (e)にみられるように、これらの作用は断面全域にわたっており、単位面積当たりの海水交換への寄与が同じ、すなわち湾全体の海水交換に及ぼす寄与は開

口部の断面積に比例すると考えたものである。

以上のような仮定をおくとケース1～4での1潮汐間の海水交換量は以下のように表現される。

$$q_1 = \alpha Q \quad \dots\dots\dots(3.50)$$

$$q_2 = \alpha Q \left(\frac{a}{A} \right) + \beta Q \quad \dots\dots\dots(3.51)$$

$$q_3 = \alpha Q + \gamma Q \quad \dots\dots\dots(3.52)$$

$$q_4 = \alpha Q \left(\frac{a}{A} \right) + \beta Q + \gamma \left(\frac{a}{A} \right) Q \quad \dots\dots\dots(3.53)$$

ここに、 $q_1 \sim q_4$ は各実験ケースでの1潮汐間の海水交換量、 Q は1潮汐間でのタイダルプリズムによる海水の流量、 α は潮流による往復流、および乱流拡散による海水交換率、 β は水平循環流による海水交換率、 γ は鉛直循環流による海水交換率、 A ：防波堤が無い場合の開口部の断面積、 a ：防波堤がある場合の開口部の断面積である。須崎港の津波防波堤設置位置の面積比(a/A)は約0.25である。

この仮定を、2潮汐目の湾内の平均濃度を湾内水の初期濃度と仮定した図-3.55の実験結果に適用する。表-3.14に示すケース(a)の平均滞留時間と式(3.21)、式(3.19)より乱流拡散による海水交換率 $\alpha=0.42$ が求められる。すなわち、

$$\frac{q_1}{Q} = \alpha = 0.42 \quad \dots\dots\dots(3.54)$$

となる。同様にケース(b)の実験結果と式(3.19)および式(3.21)より、水平循環流による海水交換率を考慮した場合の海水交換率が求められ、その値と $\alpha=0.42$ 、 $a/A=0.25$ を式(3.51)に代入すると $\beta=0.43$ が算定される。

$$\frac{q_2}{Q} = \alpha \left(\frac{a}{A} \right) + \beta = 0.53 \quad \dots\dots\dots(3.55)$$

以下同様に、ケース(c)の実験結果に対して

$$\frac{q_3}{Q} = \alpha + \gamma = 1.48 \quad \dots\dots\dots(3.56)$$

より、 $\gamma=1.06$ が得られる。以上の α 、 β 、 γ の値を式(3.53)に代入すると、

$$\frac{q_4}{Q} = \alpha \left(\frac{a}{A} \right) + \beta + \gamma \left(\frac{a}{A} \right) = 0.81 \quad \dots\dots\dots(3.57)$$

となる。この値は、ケース(d)の実験結果から得られる交換率1.00より若干小さい。この差は、実験結果の誤差あるいは開口部の面積比に海水交換率が比例するという仮定の不備から生じたものと思われる。鉛直循環流は比較的水深の深い海域で生じやすいことを考えると、水深の深い部分を開口部としている須崎港の場合は、鉛直循環流の面積比の寄与としては a/A より大きな値を考慮する必要があると思われる。

ここでの仮定は非常に粗いものである。また、実験方法も初期条件として湾内水の密度が一定で、開口部において急激に変化するという分布なので実験開始直後の交換が非常に大きく実際の現象とはかなりかけ離れた条件となっている。しかし、ここで述べたことは津波防波堤の海水交換に及ぼす寄与として、水平循環流を誘起して促進する効果と鉛直循環流の海水交換の促進効果に対する阻害原因の定性的な説明の一つの検証になるものと考えられる。

内湾域の海水交換の大きさは周辺の流れの構造によって決まる現象である。津波防波堤の海水交換に及ぼす影響も、周辺海域の流れの特性によって変化するものであり、一概にはいえない。しかし、一般に開口部の狭い閉鎖性内湾域の水質が汚染されていることを考えると、吹送流や密度流による鉛直循環流による海水交換を考慮する必要があるであろう。

鉛直循環流に関して言えば、上下層の密度差がつきやすい水深の深い海域の方が生じやすい。津波防波堤の場合、津波の波高を減少させるためには内湾域の面積を大きくとる必要があり、かつ開口部の面積を小さくする必要がある。このために、大船渡湾のように水深の比較深い地点に津波防波堤を建設し、その開口部はマウンドによって断面積をせばめていることが多い。このマウンドの存在は底層から流入する流れを阻止するために、鉛直循環流を阻害する。津波波高の減衰という防災の観点と海水交換という環境保全の観点をどちらも満足させるためには、底層から流入する流れを阻害しない断面構造の工夫が必要である。

また水平循環流においても、ここでは潮汐残差流による水平循環流のみを考慮している。しかし海流による水平循環流の影響も、潮汐残差流のものとは効果は異なると思われる。このような水平循環流を阻害しないような防波堤の平面配置を考慮する必要があるであろう。

以上述べたように、閉鎖性内湾域の海水交換現象を検討する際には、周辺海域の流況を把握する必要がある。特に、物質輸送の効果が大きい一方向流や水平・鉛直循環流の成因・大きさを把握し、それらの成分の海水交換

に及ぼす効果をよく把握する必要がある。一般的に、湾口部が狭い内湾域の水質が汚染されていることが多いのは、湾口部での海流や密度流・吹送流によって起こされる水平・鉛直循環流が、狭い湾口によって制限されるためであると考えられる。

3.7 まとめ

閉鎖性内湾域の水質汚染の原因の一つとして、湾口幅が狭いため海水交換が小さいことがあげられる。本章では、海水交換の主な機構が5つに分類されることを明確にした後、そのうちの二つ、すなわち一方向流および水平循環流を促進して海水交換を人工的に促進する方法について考察した。

まず、鹿児島湾の例のような水路開削の効果については次の結果が得られた。

1) 湾奥部に新しく水路を開削した場合、水路近辺など局部的には海水交換の改善は図られるが、湾奥部全体としては大きな変化は生じない。これは、水路開削が湾全体のタイダルプリズムを変えるほどの効果がないからである。

2) 水路にゲートを設置し、その操作により一方向流が発生するように整流すれば、海水交換は促進される。こうして生じた一方向流の海水交換率は100%と考えてよいことが示された。

3) 水路開削やゲート操作による海水交換促進効果は、水路両端での潮位を把握することにより、式(3.37)に基づいて十分精度良く算定できる。

ついで、港口に設けられる防波堤の効果について、次の結果が得られた。

4) 防波堤背後の水平循環流は、港口部での渦度が潮汐によって港内へ輸送されるために生じる。この水平循環流(潮汐残差流)の大きさと海水交換の大きさは良い相関を示す。すなわち、水平循環流が大きいほど、平均滞留時間は短くなる。

5) 平均滞留時間は無次元港口幅(式(3.43)で定義された R')が小さいほど長くなる。平均滞留時間は、水平循環流のスケールが港内の奥行き長さ(L_x)よりも短い場合(タイプII)には、港口長(L)に影響されるが、長い場合(タイプI)には、無次元港口幅により、異なる港口形状の場合も統一的に表現できる。

6) 水平循環流の平面的スケールが港内水面積の大きさと同程度になると、海水交換が大きくなる。

7) 以上のように、水平循環流を促進するように設計することはできるが、その設置位置によっては逆効果とな

ることもあるので注意が必要である。すなわち、設置水深が浅くその場所で密度流効果が無い場合には、上記の議論が適用できる。しかし、設置位置の水深が大きく、鉛直方向に密度差があり、鉛直循環流がある場合には、防波堤はこれを障害し、海水交換を抑制するからである。

記号表

a	: 湾外の潮位の振幅 (m),
a	: 津波防波堤設置後の湾口部の断面積 (m^2),
a_j	: 湾口部の断面 j の断面積 (m^2),
A	: 湾口部の断面積 (m^2),
A	: 津波防波堤がない場合の湾口部の断面積 (m^2),
C	: 湾口部での入り口・出口損失による抵抗係数 ($= 1/\sqrt{K_{in}+K_{ex}}=0.82$),
C	: 物質の濃度 (mg/l),
C_{out}	: 外海水の物質の濃度 (mg/l),
$C_{i,j}$: 時刻 i , 断面 j での物質の濃度 (mg/l),
C_a	: 断面平均濃度の1潮汐間平均値 (mg/l),
C_c	: 断面平均濃度 (mg/l),
C_d	: 濃度の1潮汐平均値の断面平均値からの偏差 (mg/l),
C_{hd}	: 濃度の1潮汐平均値の断面平均値からの水平成分の偏差 (mg/l),
C_{vd}	: 濃度の1潮汐平均値の断面平均値からの鉛直成分の偏差 (mg/l),
C'	: 濃度の乱れ成分 (mg/l),
C_0	: 湾内水の物質の初期濃度 ($= R_0/V$) (mg/l),
E_0	: $S/\sqrt{2gCA}$ ($s/cm^{1/2}$),
E_R	: 潮汐残差流エネルギー (cm^2/s^2),
f_i	: 界面抵抗係数,
$(f_i)_r$: 界面抵抗係数の模型縮尺比,
g	: 重力加速度 (m/s^2),
H	: 湾の水深 (m),
H	: 鉛直方向の代表長さ (m),
H_i	: 時刻 i の水路開削部の水深 (m),
H_r	: 鉛直方向の代表長さの模型縮尺比,
K_{in}	: 入り口損失係数,
K_{ex}	: 出口損失係数,
K_{cu}	: 曲がりの損失係数,
L	: 港口部の水路長 (m),
L	: 開削水路の距離 (m),
L	: 水平方向の代表長さ (m),
L_r	: 水平方向の代表長さの模型縮尺比,

- (1/潮汐),
 β' : 残余関数における定数 (式(3.35))
 (1/潮汐),
 α_1 : 振動流成分の海水交換率,
 α_2 : 一方向流成分の海水交換率 ($\approx 100\%$),
 α^* : 全体の海水交換率,
 β : 水平循環流による海水交換率,
 γ : 鉛直循環流による海水交換率,
 ω : 角振動数 ($= 2\pi/T$),
 ρ : 海水の密度 (g/cm^3),
 $\Delta\rho$: 上下層の海水の密度差 (g/cm^3)

参考文献

- 上嶋英機・橋本英資・山崎宗広・宝田盛康(1984): 瀬戸内海の海水交換機構—ラグランジェ的手法による水理模型実験—, 第31回海岸工学講演会論文集, pp.665-669.
- 宇野木早苗(1980): 海水交換とその素過程について, 沿岸海洋研究ノート, Vol.17, Vol.2, pp.89-98.
- 宇野木早苗(1993): 沿岸の海洋物理学, 東海大出版会, 672p.
- 海上保安庁(1992): 日本沿岸潮汐調和定数表, 書誌第742号, 平成4年2月刊行, 267p.
- 柏井 誠(1984): 海水交換概念と海水交換率, 日本海洋学会誌, Vol.40, No.2, pp.135-147.
- 田中 仁・伊藤俊夫・首藤伸夫(1990): 七北田川における河口地形変化と水理特性, 海岸工学論文集, 第37巻, pp.334-338.
- 谷本勝利・高山知司・村上和男・村田 繁・鶴谷広一・高橋重雄・森川雅行・吉本靖俊・中野 晋・平石哲也(1983): 1983年日本海中部地震津波の実態と2, 3の考察, 港湾技研資料, No.470, pp.212-223.
- 中野拓治・岩上淳一・溝内俊一・入尾野幸雄(1982): 名瀬港における潮流実験—防波堤計画の比較検討—, 第29回海岸工学講演会論文集, pp.629-632.
- 樋口明生・杉本隆成(1970): 潮流による拡散の水理模型実験について(IV), 京大防災研年報, 第13号, B-2, pp.457-470.
- 樋口明生・武岡英隆・北川吉男(1977): 松山湾における潮流の水理模型実験, 京大防災研年報, 第20号, B-2, pp.541-551.
- 堀江 毅・村上和男・亀山 豊・入尾野幸雄(1977): 東京湾の海水交換に関する水理模型実験, 港湾技術研究所報告, Vol.16, No.3, pp.69-99.
- 松本輝寿・金子安雄・寺尾 健・川島 毅(1974): 海水交換に関する現地観測, 第21回海岸工学講演会論文集, pp.291-296.
- 村上和男・森川雅行・白井正生・佐藤英治(1986): 強制循環流による海水交換促進の水理模型実験—鹿児島湾模型による検討—, 港湾技研資料, No.544, 31p.
- 村上和男(1983): 検潮井戸の津波に対する応答, 港湾技研資料, No.470, 1983年日本海中部地震津波の実態と二・三の考察, 谷本他9名, pp.217-223.
- 村上和男・白井正生(1988): 密度流を考慮した海水交換に関する水理模型実験, 港湾技研資料, NO.625, 29p.
- 村上和男・菅沼史典・宮崎啓司・山田邦明・清水勝義(1993): 潮汐エネルギーを利用した海水交換促進に関する水理模型実験, 水工学論文集, 第37巻, pp.411-418.
- Bolin, B. and H. Rohde(1973): A note on the concepts of age distribution and transit time in natural reservoirs, Tellus, Vol.25, No.1, pp.58-62.
- Conomos, T.J., R.E. Smith and J.W. Gartner(1985): Environmental setting of San Francisco Bay, Developments in Hydrobiology, 30, edited by Cloern, L.E. and F.H. Nichols, pp.1-12.
- Dyer, K. R.(1974): The salt balance in stratified estuaries, Estuarine Coastal Marine Science, Vol.2, pp.273-281.
- Fischer, H. B(1972): Mass transport mechanisms in stratified estuaries, Journal of Fluid Mechanics, Vol.53, pp.671-687.
- Fischer, et al.(1979): Mixing in inland and coastal waters, Academic Press, 239p.
- Harleman, D. R. F(1971): Physical hydraulic models, Estuarine Modelling -An Assessment-, Water Pollution Control Research Series, 16070, EPA, pp.215-254.
- Imasato, T., T. Awaji, and H. Kunishi(1980): Tidal exchange through Naruto, Akashi and Kitan Straits, Jour. of the Oceanographical Society of Japan, Vol.36, pp.151-162.
- Kashiwai, M.(1984): Tidal residual circulation produced by a tidal vortex, Part 1 Life-history of a tidal vortex, Part 2 Vorticity balance and kinetic energy, Journal of the Oceanographical Society of Japan, Vol.40, pp.279-294, pp.437-444.
- Murakami, K.(1992): Tidal exchange mechanism in enclosed regions, Proc.2nd Int'l Conf. on

- Hydraulic and Environmental Modelling of Coastal, Estuarine and River Waters, Vol. 1, pp. 111-120.
- Murakami K. (1993): Water exchange in enclosed coastal seas, Report of the Port and Harbour Research Institute, Vol. 31, No. 5, pp. 103-132.
- Murakami, K., K. Shimizu and K. Yamada (1994) : Water exchange mechanisms in enclosed coastal seas influenced by marine structures, HYDRO-PORT '94, Yokosuka, pp. 921-940.
- Parker, D. S., D. P. Norris and A. W. Nelson (1972) : Tidal exchange at Golden Gate, Proc. of ASCE, Vol. 98, SA2, pp. 305-323.
- Stroband, H. J. and N. J. van Wijngaarden (1977) : Modelling of the Oosterschelde Estuary by a hydraulic model and mathematical model, Proc. 17th IAHR Congress, Baden-Baden, A-109, pp. 271-278.
- Takeoka, H. (1984) : Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea, Continental Shelf Research, Vol. 3, No. 3, pp. 311-326.

4. 閉鎖性内湾域における貧酸素水塊の形成

4.1 まえがき

我が国は、地震や津波、高潮等の自然災害の多い国である。特に沿岸部においては、地震による津波と台風による高潮に対して十分な備えが必要となる。表-4.1に示すのは、戦後我が国が被害を受けた津波と高潮による死

表-4.1 戦後における我が国の主要な高潮被害・津波被害

	災害名	年	死者(行方不明)
津波	南海津波	1946	1330(102)人
	チリ津波	1960	119(20)
	日本海中部	1983	100
	北海道南西沖	1993	201(29)
高潮	室戸台風	1934	2866(200)
	伊勢湾台風	1956	4759(282)
	第二室戸台風	1961	194(8)

者(行方不明者)の数である。多くの生命がこれらの災害によって失われている。この災害から人命を守るために、いくつかの湾口部に津波防波堤や高潮防波堤が建設されている。建設完了のものとして、チリ地震津波の被害を受けた大船渡の津波防波堤、また建設中のものとして釜石の津波防波堤、久慈の津波防波堤等がある(図-4.1参照)。また第3章で述べた須崎港においても、現在津波防波堤が建設中である。

これまで、閉鎖性内湾域の水質の現状とそれに対する水質の予測法、および内湾域の閉鎖度と海水交換について述べてきた。一般的には、湾口部が狭い海域は閉鎖性が強いと考えられ、その海域の水質は汚染されていることが多い。しかし、津波や高潮災害から海岸線を守るために、湾口部に防波堤を建設して、人為的に閉鎖度を強くせざるを得ないことがある。

津波防波堤は、津波の波高を減衰させるために開口部の断面積を減少させる。例えば、大船渡湾の場合は、津波防波堤によって約11%に湾口部の断面積は減少している。大船渡湾の湾口部の水深は約35mと深いので、湾内の水塊は上下層で水温差が発生し、鉛直循環流が形成されやすい海域となっている。このため、湾内の閉鎖度が高まると海水交換量が減少することになり、湾内の水質の悪化が懸念される。

このような防災と環境保全の観点から、本章では4.2において、大船渡湾の水質の変遷について述べ、湾口防波堤の湾内の水質に及ぼす影響を考察している。また4.3において、大船渡湾の底層部に毎夏現れる貧酸素水塊

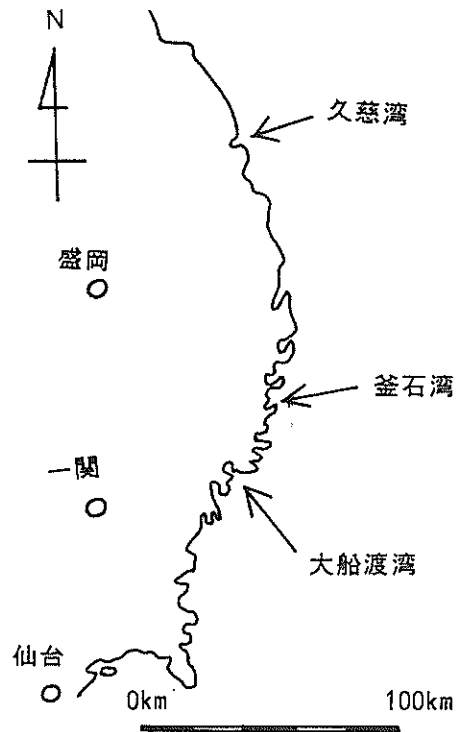


図-4.1 三陸海岸と大船渡湾、釜石湾及び久慈湾の位置

の形成・消滅メカニズムを鉛直一次元モデルにより解析し、閉鎖海域の水質浄化についての検討結果を述べている。そして、4.4でまとめという構成である。

4.2 大船渡湾の水質・底質

大船渡湾は昭和35年(1960)のチリ地震津波によって、死者119名(行方不明者20名)の大被害を被った。チリという地球の反対側での地震による津波の伝搬による災害であり、津波防災の重要性が叫ばれた。このような津波に対する防災として、運輸省は湾口部に津波防波堤を建設した。

大船渡湾は、岩手県南部の太平洋側に位置し、周囲は丘陵地と山岳地になっており、急峻な山地が海岸線まで迫っており、典型的なリアス式海岸を形づくっている。図-4.2に、大船渡湾の地形を、また表-4.2に、大船渡湾の自然条件等を示す。この図に示すように約1kmの狭い湾口部を有し、奥行約6km、幅約2km、湾内水面積は7.89km²の細長い形状の湾である。このため津波のエネルギーが収斂しやすく、大船渡湾は1960年のチリ地震津波の際に大きな被害を受けたように、過去何度となく津波の被害を蒙っている地域である。このような災害から湾内を守るために、1963年~1967年の4ヶ年をかけて湾口部に津波防波堤が建設された。湾口防波堤の断面図を

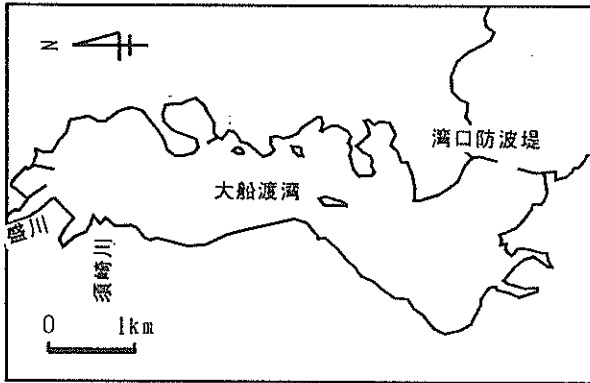


図-4.2 大船渡湾の地形と津波防波堤の位置図

表-4.2 大船渡湾の自然条件，社会条件，及び流入する汚染負荷量 (括弧内の数値は津波防波堤建設前の値)

大船渡湾	
緯度・経度	北緯 39° 東経 141° 45'
大きさ	南北 6km 東西 2km
面積	7.89 km ²
平均水深	16.2 m
容積	1.2x10 ⁸ m ³
湾口幅	200 m(736m)
湾口平均水深	16.2 m(35m)
背後圏の人口	3.4 万人
負荷量	COD: 1.01 t/day T-N: 393 kg/day T-P: 37.4 kg/day (大船渡市, 1996)
河川流量	2.6 m ³ /s
背後圏	大船渡市

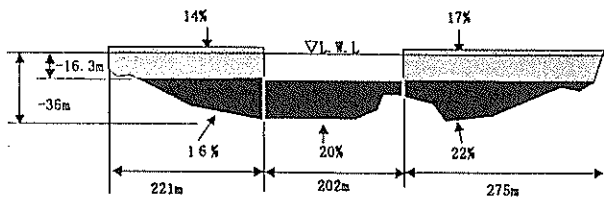


図-4.3 大船渡湾の津波防波堤の断面図と断面閉塞率

図-4.3に示す。黒塗りのマウンド部と網掛けのケーソン部とから構成されている。図中の数字(%)は、各断面の湾口部断面積に占める割合を示しており、全体として89%の断面閉塞率となっている。この結果、大船渡湾の閉鎖度指数は表-2.2(a)にみるように、1.4から13.1に大

きくなった。

湾内の閉鎖度が強まったことから、海水交換率の減少、および湾内の水質悪化が懸念される。図-4.4に示すのは大船渡湾の透明度の津波防波堤建設前と建設後の比較を示したものである(運輸省第二港湾建設局, 1982)。図中の測点の位置は図-4.5に示す湾奥、湾中央、および湾外の3測点である。白色で示したものが建設前(1962~1965年の平均値)、黒色で示したものが建設後(1969~1973年の平均値)の各月の透明度である。5月~10月にかけての黒三角、黒四角で表した値が小さく、湾奥・湾中央の夏期の透明度が津波防波堤の建設後に低下したようすが読みとれる。

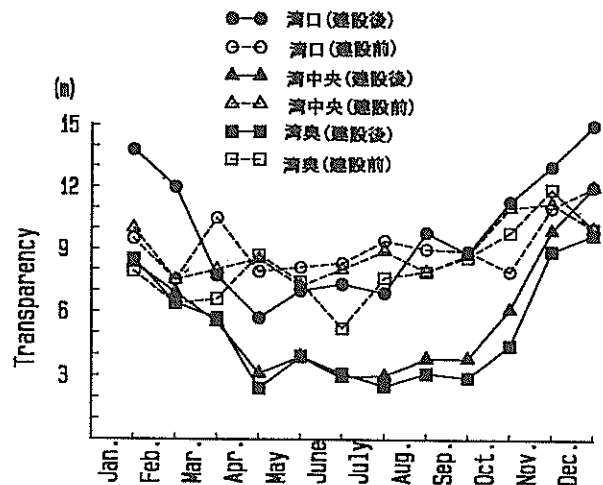


図-4.4 大船渡湾の津波防波堤建設前後の透明度の比較

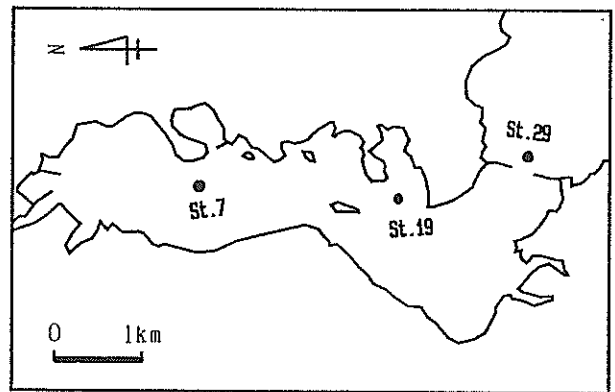


図-4.5 水質観測地点 (湾奥: St.7, 湾中央: St.19, 湾口: St.29)

また、図-4.6には津波防波堤建設前後の表層における溶存酸素濃度の年最大値、底層における年最小値を示す。津波防波堤建設後の湾内の溶存酸素飽和度をみると、表層では過飽和となっており、植物プランクトン等による光合成活動が活発に行われているが、底層では有機物の

分解により低酸素濃度となっている。これらの結果は、大船渡湾は津波防波堤の建設後に湾内が富栄養化されたことを意味している。

富栄養化の原因は、湾内に流入する汚濁負荷量の増加が第一に考えられるが、養殖漁業による過剰な給餌、津波防波堤による海水交換率の減少も大きな要因の一つであろう（宮沢・早川，1994）と思われる。

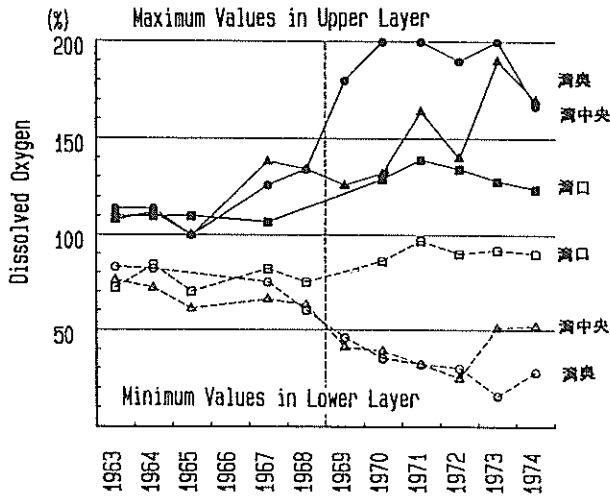


図-4.6 大船渡湾の津波防波堤建設前後の溶存酸素飽和度の比較

図-4.7、図-4.8に示すのは、1962年～1970年の湾口防波堤建設時に測定した水温の上層と下層の水温差、および湾奥部と湾口部の水温差を示したものである（運輸省第二港湾建設局，1982）。これらの図から、津波防波堤建設工事の最後の南防波堤の建設が開始された1966年頃から湾奥部(St. 7)の夏期における上下の水温差が6℃から8～10℃へと拡大し、また、湾奥部(St. 7)と湾口部(St. 29)との水温差から、水温は表層では湾奥の方が高く、底層では湾奥の方が低いという傾向が拡大している様子が分かる。これは、図-4.3の湾口断面図からもわかるように、津波防波堤による開口部断面の縮小、およびマウンドによる底層部の流動が小さくなって、底層水の海水交換が小さくなったため、および上下層間の鉛直混合が小さくなって、表層からの熱の供給が小さくなったためと思われる。

以上述べた、湾内における透明度の低下、貧酸素水塊の形成、上下層の大きな水温差、あるいは湾内外の水温差の傾向は現在でも依然としてみられる現象である。

次に、水質について述べる。CODの濃度分布を図-4.9に、栄養塩(T-N, T-P)の濃度分布を図-4.10(a), (b)に示す（大船渡市，1995）。大船渡湾の水質の現状は、夏期のCODの濃度分布に関していえば 0.7～2.2mg/lの

範囲内で、2mg/l以下のA類型の水質基準を超えている点もあるが、そう高い値を示している訳ではない。これに対し夏期の栄養塩濃度は、窒素で0.47～1.5mg/l、磷で0.016～0.065mg/lとなっており、かなり高い濃度を示している。この値は、近年3大湾で指定された栄養塩濃度の環境基準II類型の基準値（水産I種：窒素で0.3mg/l以下、磷で0.03mg/l以下）を満たしていない。

水質調査結果から、大船渡湾は富栄養化状態であることがわかる。この栄養塩濃度の高い状態が、夏期の表層での植物プランクトンの増殖、底層での貧酸素水塊の形成の主原因となっている。表-4.3に示すのは、大船渡湾と三大湾（東京湾、大阪湾、伊勢湾）のCOD、及び栄

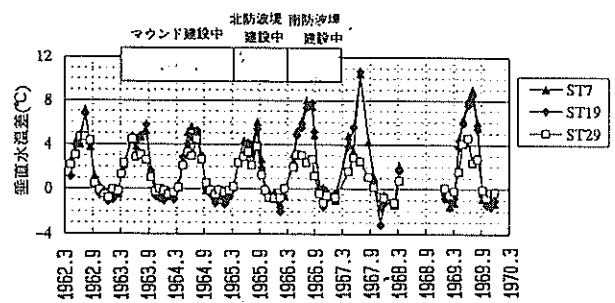


図-4.7 大船渡湾の表層と底層の水温差の変化

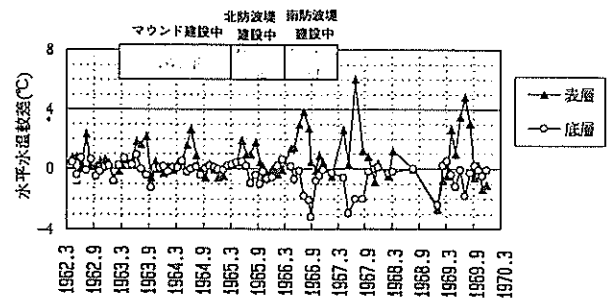


図-4.8 大船渡湾の湾奥部と湾口部の水温差の変化 (St. 7—St. 29)

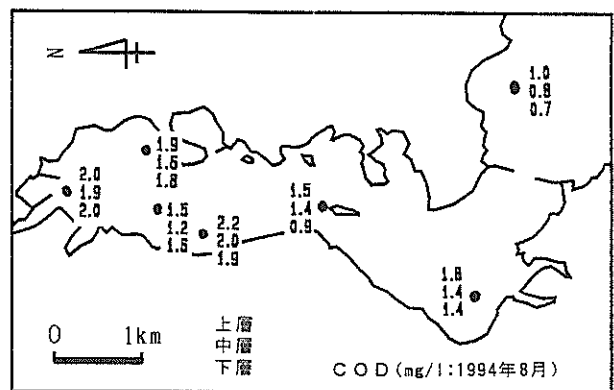


図-4.9 大船渡湾のCODの濃度分布（1994年8月）

表-4.3 大船渡湾と3大湾の単位体積当たりの汚染負荷量

湾名	容積	単位		COD	T-N	T-P
		負荷量 (ton/day)	ton/day/km ³			
大船渡湾	0.12 km ³	負荷量 (ton/day)	1.01	0.393	0.0374	
		ton/day/km ³	8.4	3.3	0.31	
東京湾	17.9	負荷量 (ton/day)	286	320	26.0	
		ton/day/km ³	16.0	17.9	1.45	
大阪湾	41.8	負荷量 (ton/day)	286	206	14.4	
		ton/day/km ³	6.8	4.9	0.34	
伊勢湾	33.9	負荷量 (ton/day)	246	124	12.4	
		ton/day/km ³	7.3	3.7	0.37	

表-4.4 底泥からの栄養塩の溶出速度と湾全体からの溶出量 (大船渡湾 : mg/m²/day)

項目 (嫌気条件)	常温 (20℃)				低温 (4℃)			
	測点A	測点B	平均値	湾全体	測点A	測点B	平均値	湾全体
	mg/m ² /day			kg/day	mg/m ² /day			kg/day
COD	177	157	167	1,318	150	79.5	115	907
T-N	47.9	63.5	55.7	439	37.6	23.0	30.3	239
T-P	42.9	29.8	36.4	287	17.3	6.5	11.9	94

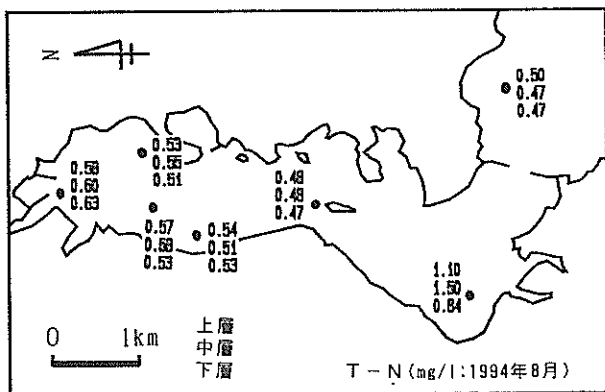


図-4.10(a) 大船渡湾の総窒素 (T-N) の濃度分布 (1994年8月)

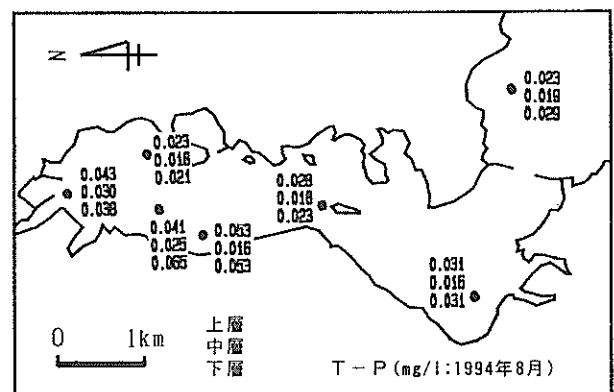


図-4.10(b) 大船渡湾の総燐 (T-P) の濃度分布 (1994年8月)

養塩 (全窒素, 全燐) の負荷量を湾内の体積で割った単位体積あたりの負荷量である。この表より, 大船渡湾の汚染負荷量は, 単位体積あたりに換算すると, CODで8.4, T-Nで3.3, T-Pで0.31(単位: ton/day/km³)であり, 大阪湾や伊勢湾のそれに匹敵することがわかる。以上のことから, 大船渡湾の富栄養化の原因は, 周辺からのCOD, あるいは栄養塩の負荷量が大きいため, および外海水との海水交換が小さいためと考えられる。なお, 大船渡市では1990年からCODの流入負荷量を, 1987年時点の総量の20%を削減する目標を立てて種々の水質改善施策を行ったが, その目標は達成されていないようである。

次に, 大船渡湾の底質の調査結果を示す。図-4.11に示すのは, 大船渡湾の底質CODの分布である。湾全域

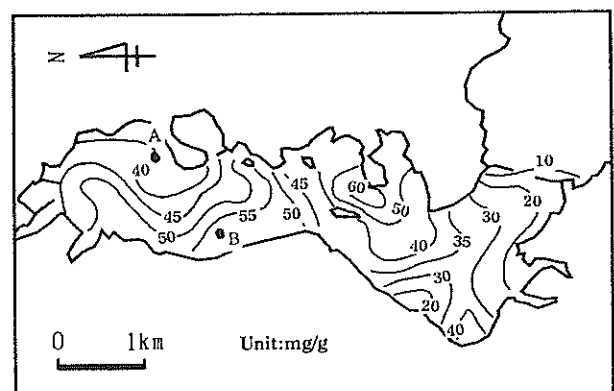


図-4.11 大船渡湾の底質COD分布 (mg/g 乾泥)

で, 20~60mg/gの値を示しており, かなり汚染されているものと考えられる。特に, 湾奥部から湾中央にか

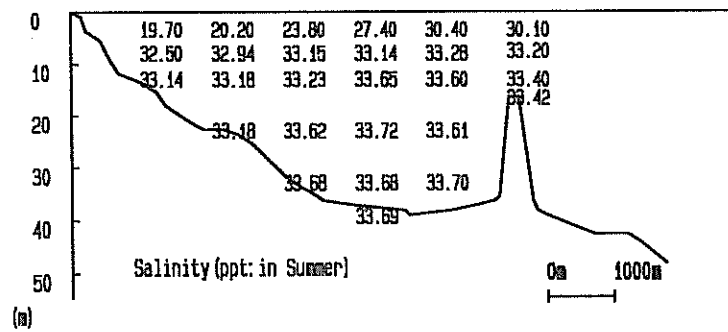


図-4.12(a) 大船渡湾の夏期の水温分布

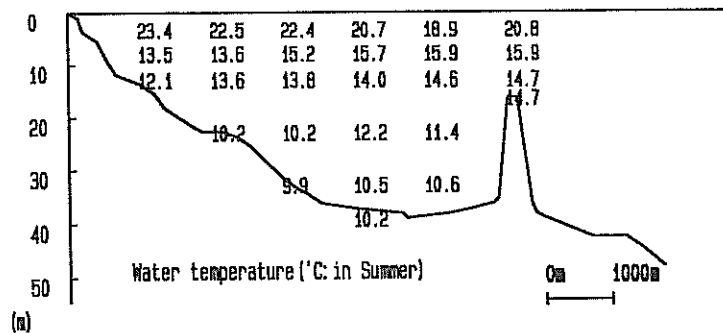


図-4.12(b) 大船渡湾の夏期の塩分分布

けての底質COD値が高い。

この汚染された底泥からのCODおよび栄養塩の溶出速度は、湾奥の測点A、B（図-4.11参照）から採取された底泥からの溶出の室内実験によって、表-4.4に示すように得られている（大船渡市，1995）。溶出実験条件は、夏期の貧酸素の状態を想定して、還元状態（DO = 0 ppm）で、室温（20℃）、および冷温（4℃）での実験を実施している。この2点の平均値に湾の面積を掛けた値は、CODで907~1318 kg/day、T-Nで239~439 kg/day、T-Pで94~287kg/dayである。測点A、Bが湾奥部に位置するので、この2点で湾全体の底泥からの溶出量を算定することは若干過大評価ではあると思われるが、底泥からの溶出負荷量は、CODとT-Nに関しては、ほぼ流入負荷量に匹敵し、T-Pに関しては、流入負荷量よりも大きい値となっている。この、底泥からの栄養塩の溶出が、湾内の富栄養化の原因の一つである。

4.3 鉛直一次元モデルによる水温成層・貧酸素水塊の形成

夏期の閉鎖性水域の底層部に、貧酸素水塊が形成されることはよく知られている。東京湾においても毎年のように湾奥部に貧酸素水塊が形成され、これが湧昇流に伴って沿岸部に近づき、青潮となって周辺の漁業に悪影響

を与えている。

このように夏期に貧酸素水塊が形成されるのは、以下のような要因が考えられる。一つは、夏期は生物活動が盛んになり、植物プランクトンおよびそれを餌とした動物プランクトンの増殖が行われ、各地で赤潮を発生させる。増殖された植物・動物プランクトンの死骸は沈降して底層に輸送され、海底に堆積される。底層においては光は到達しないので光合成は行われず、プランクトンの呼吸、プランクトンの死骸等の分解による酸素の消費、および既に海底に堆積したヘドロによる底層水中の溶存酸素を消費等することにより、貧酸素水塊が形成される。

他の一つの大きな要因として、夏期に水塊の鉛直混合の小さくなるのが考えられる。夏期は太陽エネルギーにより表層の水塊が温められて高温となる。このために、表層の水塊の密度は中層・底層の水塊の密度よりも軽くなり、密度的に安定の状態となる。したがって、空気中から供給された酸素、および表層での植物プランクトンの光合成によって生成される酸素が底層に供給されにくくなること、さらに底層の溶存酸素濃度の低い水塊と、表層の水塊との混合が小さいことから、底層水の溶存酸素濃度が回復しないこと等がある。

ここでは、大船渡湾を対象にして、鉛直一次元モデルによる水温成層の形成、貧酸素水塊の形成のメカニズムに関する検討を実施した。そして、周辺からの汚染負荷

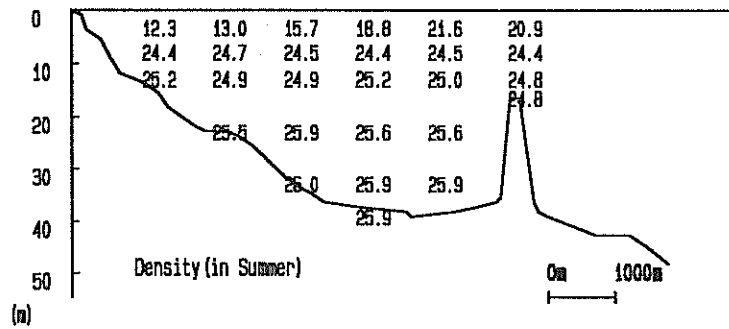


図-4.13 大船渡湾の夏期の密度分布 (σ_t)

量及び海水交換の大きさ等の湾内の水質汚染・貧酸素水塊の形成にどのような影響を及ぼすかについての検討を行った(村上・長坂, 1996)。

4.3.1 鉛直一次元モデルによる温度成層の形成・消滅

図-4.12(a), (b)に示すのは大船渡湾の夏期の水温, 塩分の鉛直分布である(運輸省第二港湾建設局, 1982)。表層の水温が20°Cを超えているのに対し, 底層では10°Cと非常に冷たいままで, 夏期の大船渡湾は, 極端な温度成層が形成されている。また, 塩分についても表層で低く底層で高い, 塩分層が形成されている。

図-4.12(a)に示されたような夏期の底層水の低水温化は, 基本的には表層からの熱の供給が, 鉛直混合が小さいために底層まで供給されないためであるが, 津波防波堤のマウンド部によって湾口部の底層部が遮断されたことによる底層水の海水交換の減少も原因の一つであると考えることができる。

海水の密度は, 一般に水温と塩分の関数によって以下のように与えられる。

$$\rho = \rho_0(T, S) \quad \dots (4.1)$$

ここに, ρ : 海水の密度, S : 海水の塩分, T : 海水の温度である。図-4.12(a), (b)に示した水温, 塩分より計算される夏期の密度分布を図-4.13に示す。表層で軽く底層で重い, 密度的に非常に安定な鉛直分布となっている。

夏期の躍層での上下層間の密度差の形成の要因は上下層間の水温差と塩分濃度差であるが, 大船渡湾の場合, 表層から10m層までは水温と塩分の両方が関係するが, 10m以深では水温差の方が密度差への寄与は大きく, 水温が水塊構造を決める最も重要な要因となっている。

この上下層間の温度差の形成は, 夏期における太陽エネルギー等の熱エネルギーの海水中への入射による。図

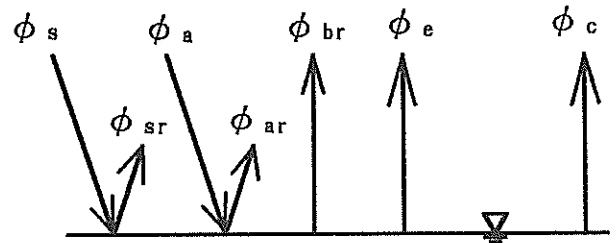


図-4.14 大気と海水との熱エネルギー収支の模式図

図-4.14に大気と海水との熱エネルギーのやりとりの模式図を示す。大気中から海水中への海面を通しての熱エネルギーの収支は, 図中に示されるように式(4.2)によって表される(Harleman, 1979)。

$$\phi_n = \phi_{sn} + \phi_{an} - \phi_{br} - \phi_e + \phi_c \quad \dots (4.2)$$

$$\phi_{sn} = 0.94 \phi_{sc} (1 - 0.65 C^2) \quad \dots (4.3)$$

$$\phi_{an} = 1.16 \times 10^{-12} (460 + T_a)^5 (1 + 0.17 C^2) \quad \dots (4.4)$$

$$\phi_{br} = 4.0 \times 10^{-8} (T_s + 460)^4 \quad \dots (4.5)$$

$$\phi_e = 17 W_s (e_s - e_a) \quad \dots (4.6)$$

$$\phi_c = R \phi_a = C_1 \left| \frac{T_s - T_a}{e_s - e_a} \right| \quad \dots (4.7)$$

である。ここに,

- ϕ_n : 大気中から海水中への正味の熱エネルギー収支,
- ϕ_{sn} : 太陽からの短波の正味のエネルギーの入射量,
- ϕ_{an} : 大気からの長波の正味のエネルギーの入射量,
- ϕ_{br} : 水中から大気中への長波のエネルギー放射量,
- ϕ_e : 蒸発によるエネルギー放射量,
- ϕ_c : 熱伝導によるエネルギー入射(放射)量,
- ϕ_{sc} : 快晴時(雲量0)の太陽からの短波エネルギー,

- C : 雲量,
- T_a : 大気温度,
- T_s : 海面温度,
- T_z : 高さ z での気温,
- W_s : 風速,
- e_s : 飽和蒸気圧,
- e_z : 高さ z での大気の蒸気圧,
- R : ボーエン比 (Bowen Ratio)

である。なお、ここで用いている単位は (BTU/ft²/day) である。これを cgs 単位系に換算すると、

$$1.0 (\text{BTU}/\text{ft}^2/\text{day}) = 0.2712 (\text{cal}/\text{cm}^2/\text{day}) \\ = 0.2712 \text{Ly}/\text{day} \quad \dots\dots (4.8)$$

である。

大気と海水との熱収支に関するモデルとして、鉛直一次元モデルがよく用いられる。これは、大気中と海水中の熱収支が海面全体を通して行われること、および図-4.12(a)にみられるように、夏期の水温分布は鉛直方向の変化が大きく、水平方向の変化は小さいためである。

鉛直一次元モデルは、水平方向の移流があまり大きくない閉鎖性の内湾域で、鉛直方向の変化が大きい場合に有効である。熱に関する鉛直一次元モデルの支配方程式は、以下のように表せる。

第 1 層

$$V_1 \frac{\partial T_1}{\partial t} = \frac{\phi_n S}{\rho C_p} + S_1 K_{z,1} \frac{\partial^2 T_1}{\partial z^2} \\ + \alpha_1 Q_1 (T_1 - T_{o,1}) \quad \dots\dots (4.9)$$

第 i 層

$$V_i \frac{\partial T_i}{\partial t} = S_i K_{z,i} \frac{\partial^2 T_i}{\partial z^2} \\ + \alpha_i Q_i (T_i - T_{o,i}) \quad \dots\dots (4.10)$$

- ここに、T_i : 第 i 層の水温,
- V_i : 第 i 層の容積,
- S_i : 第 i 層の面積,
- K_{z,i} : 第 i 層の鉛直拡散係数,
- Q_i : 第 i 層での入退潮量,
- α_i : 第 i 層の湾外水との海水交換率,
- T_{o,i} : 第 i 層の湾外水の水温,
- C_p : 水の比熱,
- t : 時間,
- z : 鉛直座標,

である。

快晴時 (雲量ゼロ) の太陽光からの短波エネルギーは、季節・時期とその地点の緯度によって算定が可能である。その算定図を図-4.15に示す (Hamon et al., 1954)。この図の使い方は、例えば北緯40°の地点での2月21日の日射エネルギーは、約420 Ly/dayのように求められる。この図から、岩手県の大船渡の快晴時の太陽光からの短波エネルギーは表-4.5のように与えられる。

表-4.5 大船渡地方の快晴時の日射エネルギー (Langley/day)

月	上旬	中旬	下旬
Jan.	250	270	295
Feb.	330	370	420
Mar.	445	485	530
Apr.	580	620	650
May	680	705	720
June	725	735	735
July	735	725	710
Aug.	680	665	630
Sep.	600	560	525
Oct.	475	440	400
Nov.	360	325	290
Dec.	275	260	245

鉛直一次元モデルを大船渡湾に適用した (村上・長坂, 1996)。式(4.2)~式(4.7)を算定するために、周辺地域の気象データ (気温, 湿度, 風速, 雲量, 雨量) を収集した。これらの気象データの中から1993年のデータを式(4.3)~式(4.7)に代入した結果を図-4.16に示す。図中には、式(4.2)の右辺の第1項から第5項までの結果、および正味の熱エネルギー収支の結果が示されている。この図より、正味の熱エネルギー収支は、1月~3月まではマイナス、4月から10月がプラス、10月から12月がマイナスの結果となっている。なお、ここに示した結果は、後述のケース I の海水交換率20%の場合の結果より算定されたものである。

表-4.2に示した諸元、および式(4.2)で求められた正味の熱エネルギーを用いて、大船渡湾の水温の鉛直分布の計算を実施した。鉛直一次元モデルにおける第1層に入放射された熱エネルギーは、第1層において完全混合され、鉛直拡散によって下層に伝達されると仮定した。この鉛直拡散によって輸送される熱量が式(4.9)の右辺第2項である。

湾口での湾外水との海水交換は、式(4.9)の右辺第3項によって考慮する。湾内と湾外の間を入退潮するタイ

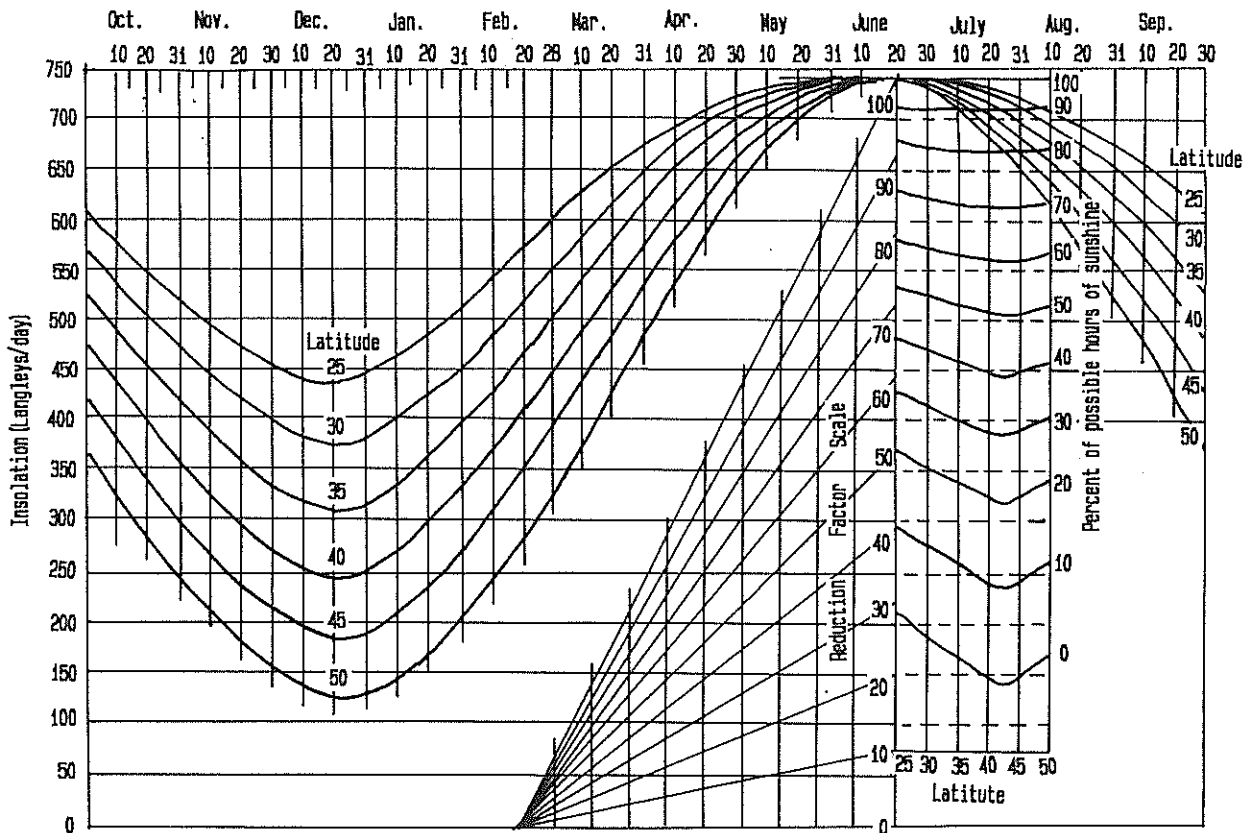


図-4.15 快晴時の短波エネルギーの算定図 (Hamon et al., 1954)

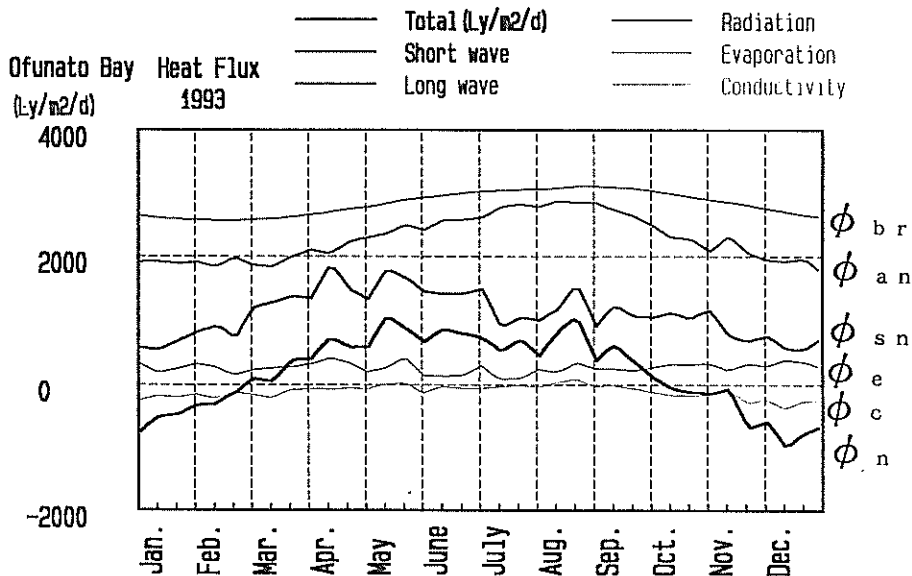


図-4.16 大船渡湾の海面での熱収支 (ケース-1 : $\alpha = 20\%$)

ダルプリズム Q_T は、干満の水位差より、次式によって表される (村上, 1983)。

$$Q_T = S (\zeta_H - \zeta_L) = \sum_{i=1}^N Q_i \quad \dots\dots(4.11)$$

ここに、 Q_T : タイダルプリズム、 Q_i : 第 i 層での入退潮量、 S : 内湾域の面積、 ζ_H : 満潮での湾内の平均水位、 ζ_L : 干潮での湾内の平均水位である。大船渡湾のこの入退潮量については、湾口防波堤の断面積の割合を表-4.6のように仮定した。なおこの表で、マウンド有

表-4.6 大船渡湾の湾口部の各層の断面積
(開口部のマウンドが有る場合と無い場合)

	マウンド有	マウンド無
第1層	50%	40%
第2層	35%	30%
第3層	12%	23%
第4層	3%	7%

りは現状の開口部の断面積の割合を、マウンド無しは現状の開口部のマウンドを撤去した場合の断面積の割合を示したものである。

鉛直拡散係数は、Richardson数の関数としてMunk and Anderson(1948)の式を用い、

$$K_{zo} = 5.0 \text{ cm}^2/\text{s} \quad (\text{混合期}) \quad \dots\dots\dots (4.12)$$

$$K_z = 2.0 \cdot (1 + 3.33 R_i)^{-3/2} \quad (\text{成層期}) \quad \dots\dots\dots (4.13)$$

で算定された値を用いた。ここで、 R_i は式(2.51)で定義されたRichardson数である。なお、海水の密度は水温の関数として、

$$\rho(T) = 1.02785 - 0.00022 \cdot (T - 10) \quad \dots\dots\dots (4.14)$$

で算定した。ここで、 ρ ：海水の密度(g/cm^3)、 T ：水温($^{\circ}\text{C}$)である。なお、各層の乱れ運動エネルギーは表-4.7に示すように仮定した。このようにして、計算より求められた水温による密度勾配と仮定された乱れ運動エネルギーより算定された鉛直拡散係数の結果を図-4.17に示す。

図-4.18の実線によって示すのは湾口での海水交換率 α_1 を20%に仮定した場合、鉛直次元モデルで計算された1993年の1年間の水温の第1層～第4層の計算結果である。図-4.16に示された正味の熱エネルギーがマイナスである1～2月は水温が低く、下層よりも上層の方が若干水温が低い鉛直分布となっている。各層の水温は、正味の熱エネルギーがプラスに転じる3月頃から上昇し始め、それとともに上層の水温と下層の水温とで温度差が生じ始める。上層の水温が最も高い8月には、第1層で19～20 $^{\circ}\text{C}$ 、第4層で13～14 $^{\circ}\text{C}$ となっており、上下層で約6 $^{\circ}\text{C}$ の水温差が生じている。9月になると気温が下降するために第1層の水温は下降し始めるが、第4層の水温は依然徐々に上昇気味である。10月の中旬から後半にかけて上下層の水温が逆転し、それ以降は各層の水温は低下し始める。上下層の水温が逆転すると密度的に不安

表-4.7 大船渡湾の物質循環モデルの計算条件

計算条件	記号	大船渡湾の係数
生産速度	μ_{max} α_1, β_1 K_{IN}	1.4/day 0.385/day, 0.053 0.3mg/l
消費速度	α_2 β_2	0.2/day 0.08(T-18)
最適照度	I_{opt}	190 ly/day
光消散係数	k_1	0.06+0.072・濁度(1.5)
沈降速度	W_f	1/15・有機態窒素
溶出速度	R_{DIN}	55.7mg/m ² /day(嫌気)
底泥の 酸素消費	α_5 β_5	480 mg/m ² /day 0.046(T-18)
負荷量 負荷量	L_{PON} L_{DIN}	393 kg/day (T-N) 有機 61%, 無機 39%
鉛直拡散 係数	K_z	混合期: 5 cm ² /s 成層期: 式(5.13)
乱れの運動 エネルギー	(du/dz) (cm/s/m)	1層: 1.0, 2層: 0.5 3層: 0.3, 4層: 0.2
湾外水の 水温($^{\circ}\text{C}$)	T_{o1}	上層: 14+6cos($\omega(t-8)$) 下層: 13+4cos($\omega(t-9)$)
湾外水の 水質	DO_{o1} PON_{o1} DIN_{o1}	上層: 7.0, 下層: 6.5 上層: 0.15, 下層: 0.05 上層: 0.20, 下層: 0.20
再曝気係数	k	0.5 (1/day)

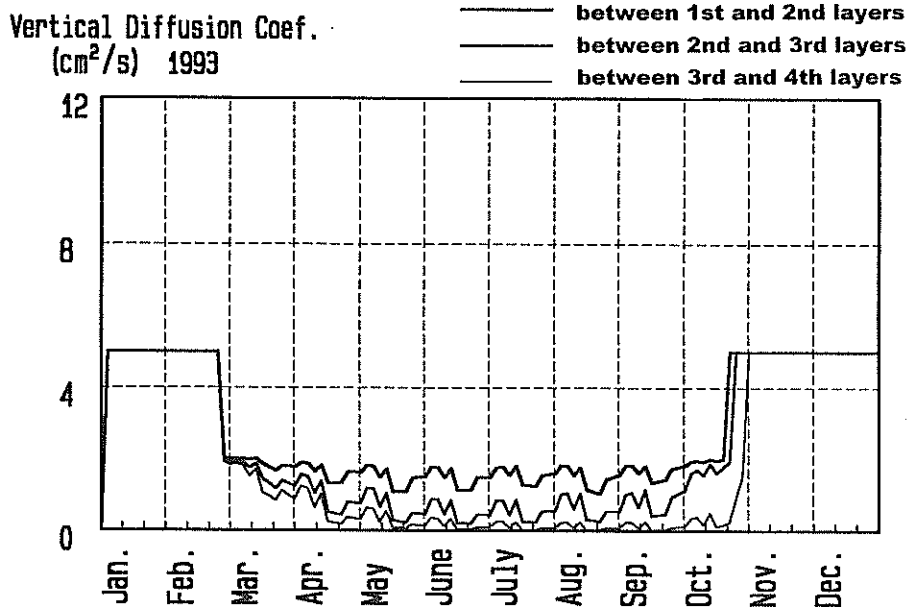


図-4.17 鉛直一次元モデルによる鉛直拡散係数の計算結果
(ケース-1 : $\alpha = 20\%$)

定になるので鉛直混合が強くなり (鉛直拡散係数 $K_{z0} = 5.0 \text{ cm}^2/\text{s}$) , 上下層の温度差は消滅する。

図-4.19に示すのは、大船渡湾の湾中央部で1993年5月～10月に、月2回の頻度で5m深間隔で実施された現地観測結果の水温の鉛直分布 (マリンリフター, 1994) である。表層水温は8月～9月に最高値を示し、9月中旬から低下し始めるのに対し、底層の水温は10月に最高値を示している。この測定結果の各層の平均値を、上述の図-4.18に黒丸、白四角等によってプロットした。水温の上昇の時期が、数値計算の方が若干早い傾向を示しているが、上下層の水温差が8月で約6℃、10月の後半に上下層の水温が急激に均一化されるという傾向は現地観測にもみられた。以上のことより、鉛直一次元モデルによる水温の鉛直分布の計算結果は、夏期における水塊の成層状態と底層水の低温化、冬期の水塊の混合状態になるという現象をよく再現できているものと思われる。

4.3.2 鉛直一次元モデルによる貧酸素水塊の形成・消滅

次に、溶存酸素の計算結果について述べる。図-4.19に示すような水温成層の形成は、夏期の底層での貧酸素水塊の形成の原因の一つとなる。ここで、前述の水温の鉛直分布より求められる密度分布から算定される鉛直拡散係数を用いて、鉛直一次元の物質循環モデルを用いて、大船渡湾の底層に形成される貧酸素水塊、およびその消

滅に関する計算を行った。海水中の溶存酸素の収支の基礎方程式は、2章で既に述べた。大船渡湾の場合、表-4.4に示した燐の溶出速度が大きいため、窒素が制限因子であると考えられ、窒素の循環モデルによる溶存酸素収支を考慮した。ここでは、溶存酸素収支の鉛直一次元モデルによる基本式についてのみ再掲する。

(DO)

第1層

$$\begin{aligned}
 V_1 \frac{\partial DO_1}{\partial t} = & S_1 K_{z1} \frac{\partial^2 DO_1}{\partial z^2} \\
 & + \alpha_1 Q_1 (DO_1 - DO_{o1}) \\
 & + \gamma \cdot G_1 \cdot ON_1 \cdot V_1 - \gamma \cdot B_1^{OP} \cdot ON_1 \cdot V_1 \\
 & + S_1 \cdot k \cdot (H_{ws} - DO_1) \quad \dots\dots (4.15)
 \end{aligned}$$

第L層

$$\begin{aligned}
 V_L \frac{\partial DO_L}{\partial t} = & S_L K_{zL} \frac{\partial^2 DO_L}{\partial z^2} \\
 & + \alpha_L Q_L (DO_L - DO_{oL}) \\
 & - \gamma \cdot B_L^{OP} \cdot ON_L \cdot V_L - S_L \cdot D_{SED} \quad \dots\dots (4.16)
 \end{aligned}$$

Ofunato Bay
 Case-11: 20%: PP=1.0: TJ=1: M=1.0
 Water Temperature
 1993

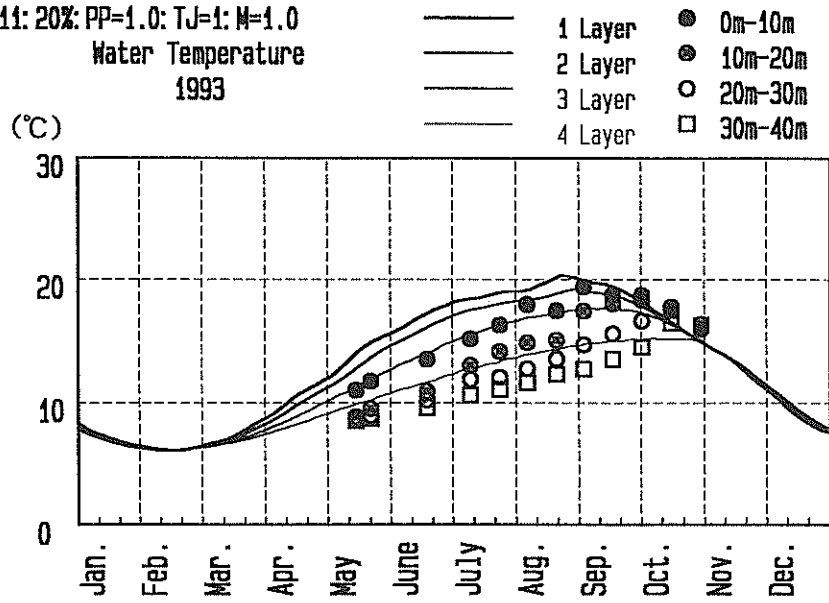


図-4.18 鉛直 1 次元モデルによる大船渡湾の水温の計算結果
 (ケース-1 : $\alpha = 20\%$)
 (実線 : 計算値, 符号 : 観測値)

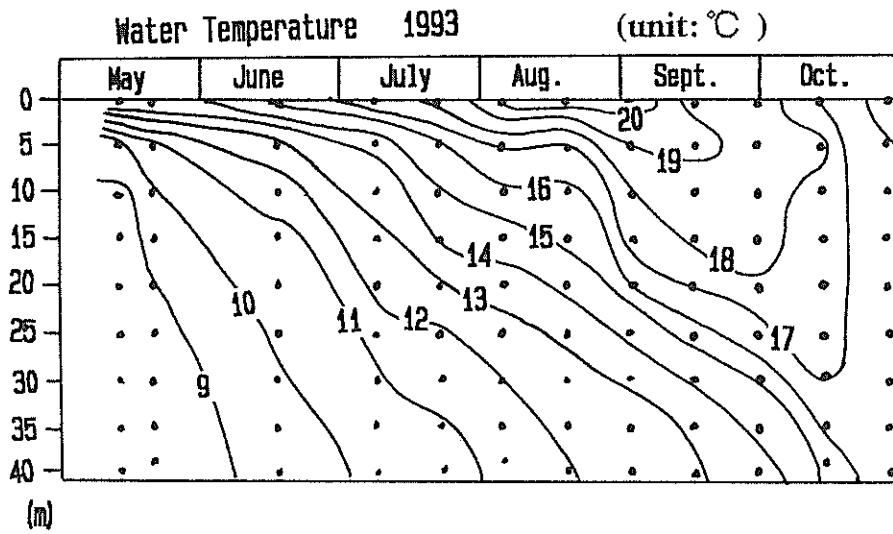


図-4.19 現地観測より得られた大船渡湾の
 水温の鉛直分布

ここに, t : 時間,
 ON_L : 第L層の有機態窒素濃度,
 DO_L : 第L層のDO濃度,
 DO_{oL} : 第L層の湾外水のDO濃度,
 K_{zL} : 第L層の鉛直方向の拡散係数,
 G_L : 第L層の生産速度,
 B_L^{OP} : 有機物の分解速度,
 k : 再曝気係数,
 H_{o_w} : 酸素飽和濃度,
 D_{SED} : 底泥の酸素消費速度,
 γ : DO-OP換算係数,
 S_L : 第L層のボックスの面積,
 V_L : 第L層のボックスの体積,
 α_L : 第L層の湾外水との海水交換率,

である。

ここで用いた関数形および諸係数, および計算条件を表-4.7に示す。湾内に流入する汚染負荷量, 底泥からの栄養塩の溶出量は表-4.3, 表-4.4に示す大船渡市の調査結果(大船渡市, 1994)を用いた。また, 光の消散係数に関しては, 筆者らが東京湾で実施した濁度と消散係数との関係(図-2.33参照)を用いた(村上他, 1984)。その他の関数形, 諸係数に関しては, 過去の文献(水産資源保護協会, 1989, 古川・細川, 1994, Yanagi et al., 1995, Horie, 1987)等を参考にして与えた。湾外水の水質の境界条件は, 過去の津波防波堤の外側での測定結果を参考に, 上下層の水温の年変化を正弦振動で, またDOと有機, 無機の窒素濃度は一定値で与えた。

表-4.7に示した計算条件による大船渡湾のDOの第1層~第4層の計算結果を, 実線によって図-4.20に示す。第1層では季節を問わず殆ど飽和溶存酸素濃度に近い値を示しているが, 第2~4層にかけては, 上下層の水温差が付き始める3月頃から第1層との濃度差が付き始める。これは, 第1層で光合成によって生産された酸素の2層以下への輸送が, 鉛直混合の低下により, 減少したためである。このため, 最下層の第4層では夏から秋にかけて非常に低いDO値となっている。そして, 10月の後半から急激に底層の酸素濃度が回復している。この底層でのDO濃度の回復時期は図-4.18の水温分布において, 底層の水温が上層よりも高くなる時期に一致している。これは水温分布が逆転することにより密度分布が不安定になり, 鉛直混合が強くなった結果によるものである。

図-4.21に示すのは, 大船渡湾の湾中央部で, 水温と同時に5m深間隔で実施された現地観測結果のDOの鉛

直分布(マリンリフター, 1994)である。DOについても, 各層の平均値を, 上述の図-4.20に黒丸, 白四角等によってプロットした。鉛直一次元モデルによるDOの計算結果を, 現地観測結果と比較すると, 第1層での高濃度, 9月から10月の中旬にかけての第4層での貧酸素水塊の形成等, 非常に類似した結果を示している。また, 春先の低酸素水塊の形成時期は計算の方が実測結果より早い, 9月に最も低い溶存酸素濃度となった第4層の貧酸素水塊が10月に一挙に消滅するという現象は, 計算結果と観測結果の両方にみられ, 類似した挙動を示している。

計算結果における3~4層のDOが3月~4月に低下し始めるのに対し, 観測結果は6月頃から低下し始める。その相違は, 徐々に水温の上下差が表れ始める春先の鉛直拡散係数の与え方が, 流速や風による乱れを正確に考慮していないために水塊構造が早く安定期に入ってしまうためであると思われる。この点に関する改善は, 潮流や波等の物理条件をモデルに組み込む必要があるであろう。しかし, 夏期から秋期にかけての安定期から混合期への移行は精度よく再現されている。

次に, 栄養塩濃度の計算結果と現地測定結果の比較を行う。図-4.22, 図-4.23には各層の有機態窒素濃度, および無機態窒素濃度の計算結果を示す。これらの結果をみると, 夏期における有機態窒素は, 上層では植物プランクトンの増殖により増加, 底層では有機物の分解により減少, また無機態窒素は逆に, 上層では植物プランクトンの増殖に利用され減少, 底層では有機物の分解により増加のパターンがみられる。このパターンは, 大阪湾の西宮沖での赤潮時の栄養塩の挙動(村上, 1987)と一致する。

底層での溶存酸素濃度がもっとも低い8月, 9月の栄養塩濃度は, 表層では有機態窒素濃度 $300 \mu\text{g/l}$, 無機態窒素濃度 $170\sim 180 \mu\text{g/l}$, 全窒素で $470\sim 480 \mu\text{g/l}$, 底層では有機態窒素濃度 $10 \mu\text{g/l}$, 無機態窒素濃度 $680\sim 760 \mu\text{g/l}$, 全窒素で $690\sim 770 \mu\text{g/l}$ であった。この結果は, 全窒素濃度に関しては, 図-4.10(a)に示した結果と大まかに一致する。

図-4.24(a), (b)に, 溶存態無機態窒素(DIN)および溶存態無機態リン(DIP)の現地観測の結果(マリンリフター, 1994)を示す。夏期の底層で無機栄養塩濃度が高いことは, 計算結果, および現地測定結果ともにみられ, 類似した結果となっている。ただし, 無機態窒素濃度の現地測定結果は高くとも $280 \mu\text{g/l}$ ($20 \mu\text{mol N/l}$)であり, 計算結果よりかなり小さい。また, 図-4.10の全窒素の濃度と比較しても, かなり小さい。この相違に

Case-11: 20%: PP=1.0: Tj=1: M=1.0
 Ofunato Bay Dissolved Oxygen
 (mg/l) 1993

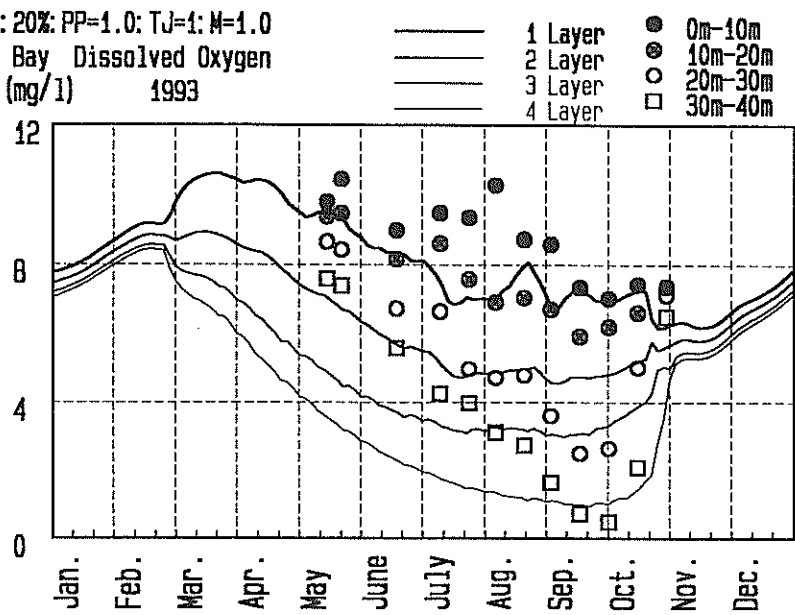


図-4.20 鉛直1次元モデルによる大船渡湾のDOの計算結果
 (ケース-1 : $\alpha = 20\%$)
 (実線 : 計算値, 符号 : 観測値)

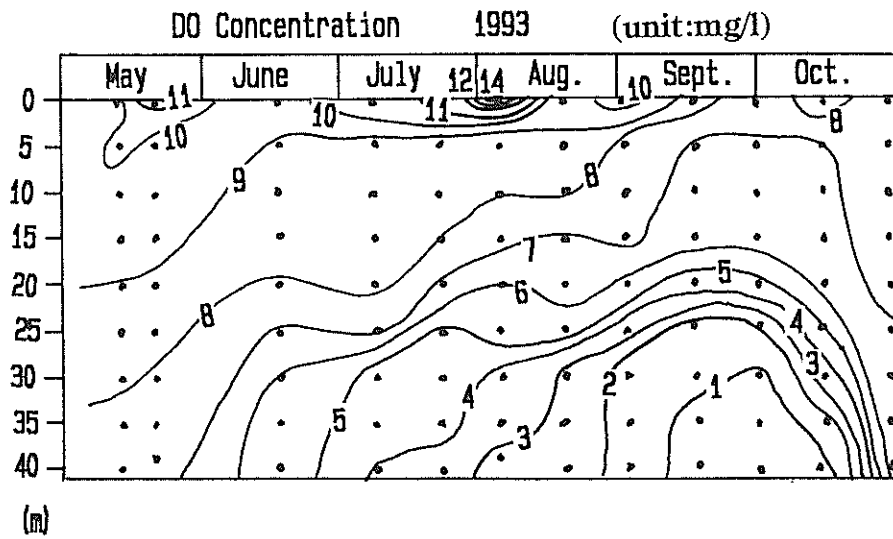


図-4.21 現地観測より得られた大船渡湾のDOの鉛直分布

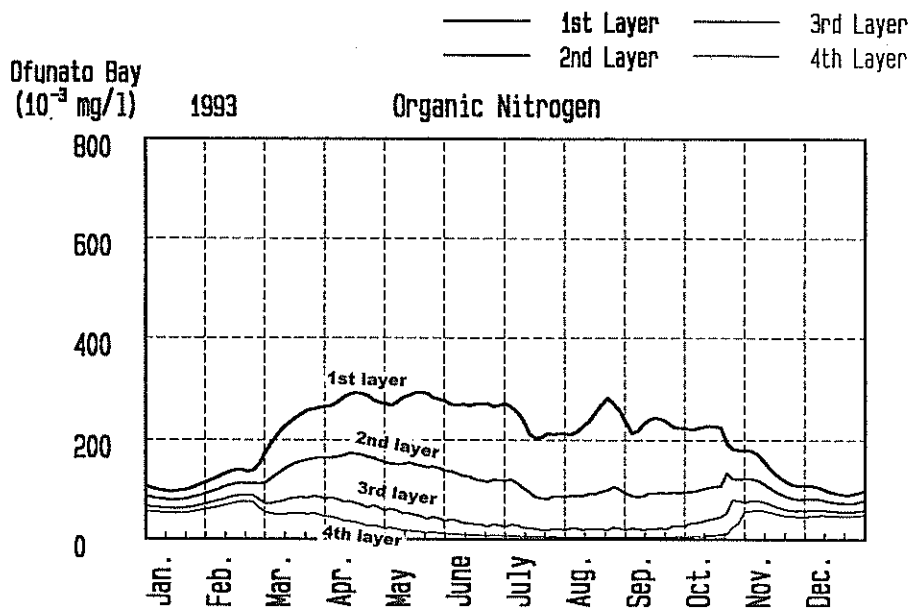


図-4.22 鉛直一次元モデルによる有機態窒素 (PON) の計算結果
(ケース-1 : $\alpha = 20\%$)

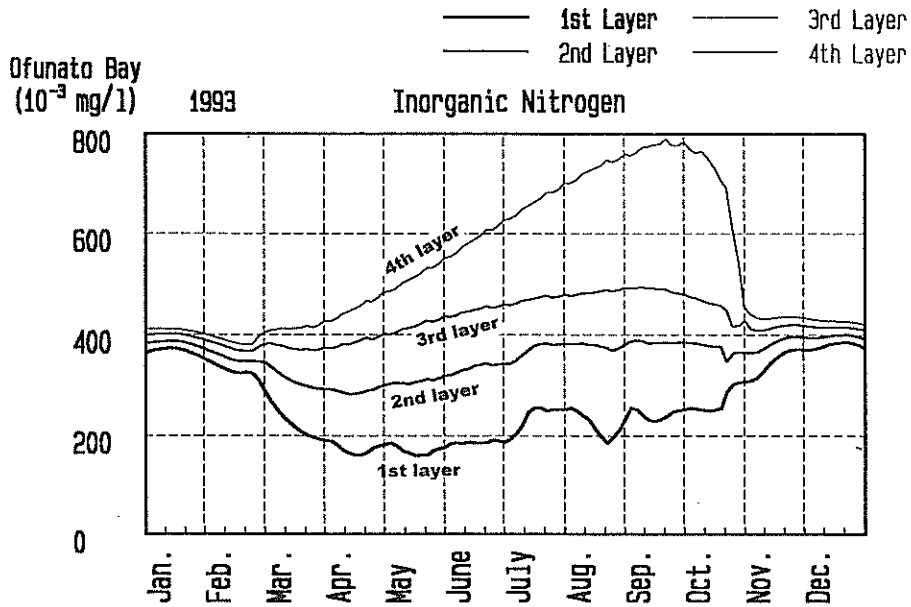


図-4.23 鉛直一次元モデルによる無機態窒素 (DIN) の計算結果
(ケース-1 : $\alpha = 20\%$)

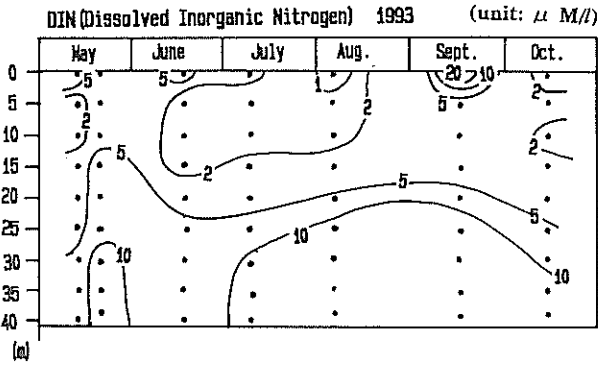


図-4.24 (a) 有機態窒素の現地観測結果
(マリシリフター, 1994)

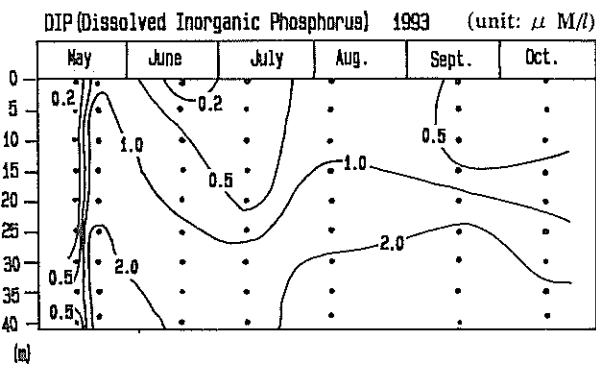


図-4.24 (b) 無機態リンの現地観測結果
(マリシリフター, 1994)

関しては明らかではない。

著者らは、成層破壊期の1996年10月に大船渡湾の中央部、水深約30mの地点において水温、DO濃度の連続観測を実施した(長坂他, 1997)。その結果を、図-4.25に示す。同図には、大船渡の測候所で測定された気温および風の結果もあわせ示す。観測開始日の10月3日の大船渡湾は、海面下17mと27mの間には温度差が約2℃あり、また海面下27mの地点のDO濃度が1~2mg/lであることから、まだ成層化の状態であり、底層部の水塊は貧酸素の状態である。これに対して1ヶ月後の観測終了時には、海面下17mと27mの間には温度差がほとんどなく、また底層部のDO濃度も7mg/lに回復している。この1ヶ月間に成層が破壊され、底層部に酸素が輸送されたことを意味している。

この現象を、前述の鉛直一次元モデルで再現した結果を、水温に関しては図-4.26に、DO濃度に関しては図-4.27に示す。計算は、一日単位であり、また潮汐による干満や流れの影響を考慮していないので、潮汐周期による振動等の細かい挙動は再現できていないが、上下層の水温差の解消、底層部の溶存酸素濃度の回復等の現象の傾向は一致している。ただし、現地観測結果は、10月10

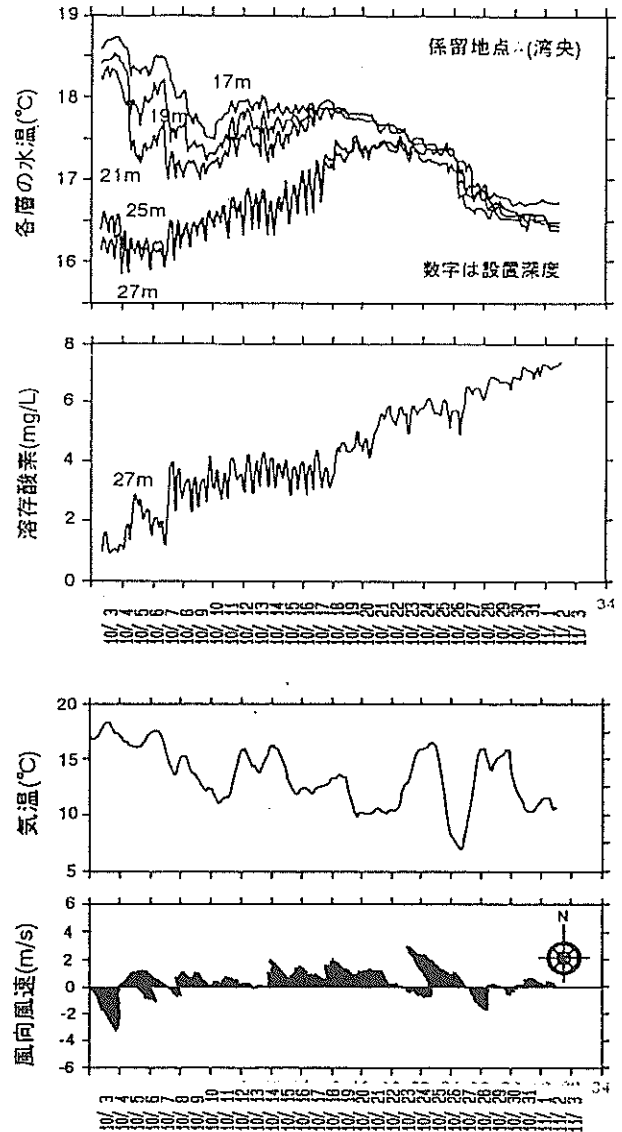


図-4.25 大船渡湾における成層破壊期の観測結果
(1996年10月)
(水質：湾中央部、水深30mの地点、気象：大船渡測候所)

日前後、10月27日の気温の低下が水温の低下となって表れているが、計算結果は入力データが日平均値を用いていることもあり、水温の変化が気温の変化に敏感に反応していない結果となっている。

以上みたように、非常に簡単な鉛直一次元の物質循環モデルでの計算結果ではあるが、太陽からの入射エネルギーによる熱交換を考慮することにより、夏期の底層の低水温化、貧酸素水塊の形成、栄養塩濃度の挙動等が再現できた。これは、大船渡湾の底層水の貧酸素水塊の形成に、水温の鉛直分布に起因する鉛直混合の大きさが大きく関与することが示された。

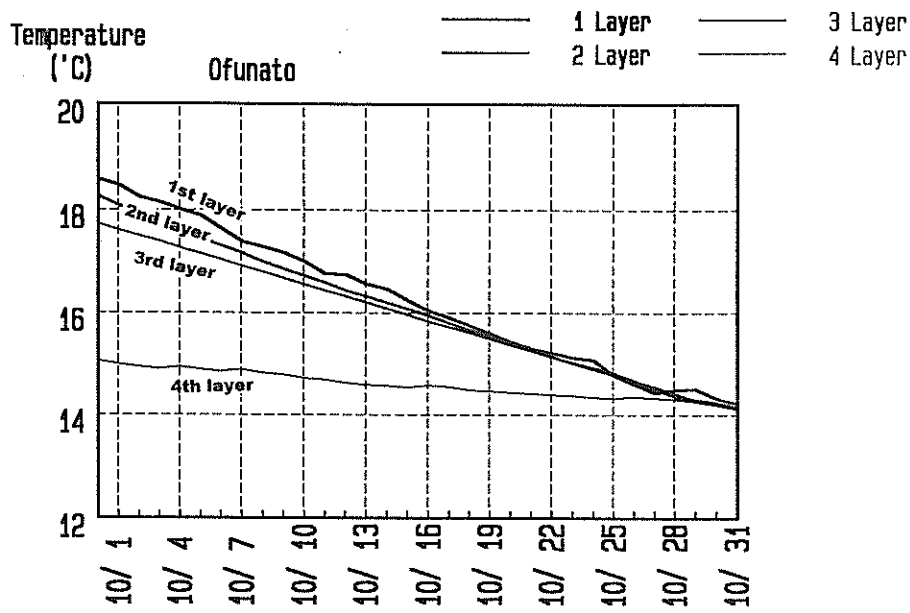


図-4.26 鉛直一次元モデルによる成層破壊期の計算結果 (水温, 1996年10月)

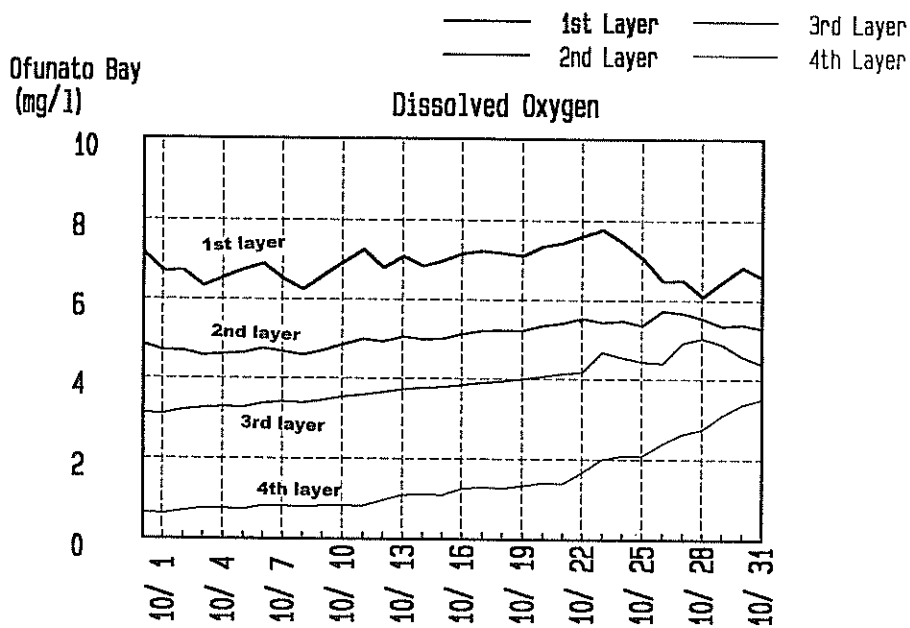


図-4.27 鉛直一次元モデルによる成層破壊期の計算結果 (DO, 1996年10月)

4.3.3 水質改善の感度解析

次に、大船渡湾の低水温化、貧酸素化された底層水の水質改善の施策を検討するために表-4.8に示す条件での感度解析を行った。ここで行った感度解析は、湾口での海水交換率の大きさを15~50%に変化させた場合 (Case-1)、外海の表層水を湾内の底層に導入した場合、その導水流量を変化させた場合 (Case-2)、覆砂や浚渫を想定して、底泥からの栄養塩の溶出量の大きさを現状の0.01~10に変化させた場合 (Case-3)、湾内の富栄養化の根本原因である汚染物質の流入負荷量の大きさを0~5倍に変化させた場合 (Case-4)、湾内の成層を破壊するエアレーションを想定して、鉛直混合の大きさ (式(2.51)の $\partial u / \partial z$) を0.5~2.5倍に変化させた場合 (Case-5)、および湾口防波堤開口部のマウンドを撤去した場合 (湾口部の各層の断面積の比率を表-4.6の右欄) の海水交換率の大きさを15~50%に変化させた場合 (Case-6) の6ケースである。

表-4.8 感度解析による計算条件 (大船渡湾)

番号	計算条件
Case-1	海水交換率 15, 20, 30, 40, 50 (%)
Case-2	海水導入 0, 10, 20, 30, 50 (m ³ /s)
Case-3	溶出速度 現状, 2, 0.5, 0.1, 0.01 (倍)
Case-4	負荷量 現状, 2, 5, 0.5, 0.0 (倍)
Case-5	鉛直混合 1, 1.3, 2, 2.5, 1/2 (倍)
Case-6	湾口断面 マウンド無し (海水交換率は Case-1 と同じ)

感度解析の結果から、上下層の水温差の最大値の結果を図-4.28に示す。Case-2の外海水の導入、およびCase-5の鉛直拡散の促進が上下層の水温差を小さくするのに大きな効果を持つことが示された。また、海水交換の促進は上下層の水温差を若干小さくすること、底質改善および負荷量の削減は上下層の水温差には全然効果が無いことが示された。

次に、第4層の溶存酸素濃度の感度解析の結果を図-4.29に示す。この図より、底層水の溶存酸素を増加させるためには、Case-1の海水交換の促進、Case-2の外海水の導入、Case-3の栄養塩の溶出量の削減、Case-4の汚染負荷量の削減、Case-5の鉛直拡散の促進など、ここで検討した総ての方法が効果があることが示された。また、Case-6の結果も、同じ海水交換率のCase-1の結果と比較するとDO濃度は増加しており、津波防波堤のマウンド部の撤去も海水交換を促進させ、底層水の溶存酸素を増加させる効果があることが示された。

以上、大船渡湾の水質浄化を考えた場合、外海水の導

入や海水交換の促進による水質浄化効果が大きいこと、および富栄養化が進行すると底層水は無酸素状態になること等が示され、水質改善施策として、海水交換の促進、鉛直混合の促進とともに、底質改善による栄養塩の溶出量の削減、下水処理場の整備等による汚染負荷量の削減等の施策を複合的に行う必要があることが示唆される。なお、底質改善や負荷量の削減は、底層水の低水温化現象はそのままであるが、貧酸素水塊の形成に対する対策としては有効であることを示している。このことから、大船渡湾の水質環境問題における底層水の低水温化は、貧酸素水塊の形成の一要因であるが、水質汚染の主要因ではなく、水質改善施策としては、栄養塩の外部負荷、および内部負荷の削減が重要であることを示している。

4.4 まとめ

本章では、津波防波堤によって湾口が自然状態の11%と著しく狭められた大船渡湾を対象に、湾内の水質の変化を調査し、その原因を解明した後、水質改善工法の効果について検討した。

まず、現地資料から、津波防波堤建設の影響として、次の事実が判明した。

- 1) 湾奥・湾中央の夏期の透明度が低下した。
- 2) 湾内での夏期における上下層の水温差が増大した。
- 3) 湾内の富栄養化が進んだ。底泥からの栄養塩の溶出量は、流入負荷量に比べて大きい。

これは、養殖漁業における過剰な給餌、津波防波堤による海水交換の悪化が主要な原因である。

次に、大船渡湾の全水深を4層に分割し、大気との熱収支を考慮し、鉛直方向の混合はリチャードソン数の関数を用いた鉛直一次元モデルを用いて、水温とDOに関する数値計算を実施した。こうした鉛直一次元モデルにより、次に示す結果を得た。

- 4) 大船渡湾における春季から夏期にかけての成層化の形成、10月後半から冬期の上下混合という特徴を持つ水温変化を精度良く再現できた。
- 5) 夏期における底層水の低温化、貧酸素化は、成層化による結果である。また、10月の後半からの底層水におけるDO濃度の回復は、水温逆転による上下層水の混合の結果であり、数値モデルによりこれを良く再現できた。
- 6) 大船渡湾で問題視されている底層での貧酸素水塊の形成は、水温の鉛直分布に起因する弱い鉛直混合に主な原因がある。

水質改善工法についての感度解析による検討では、次の結果が得られた。

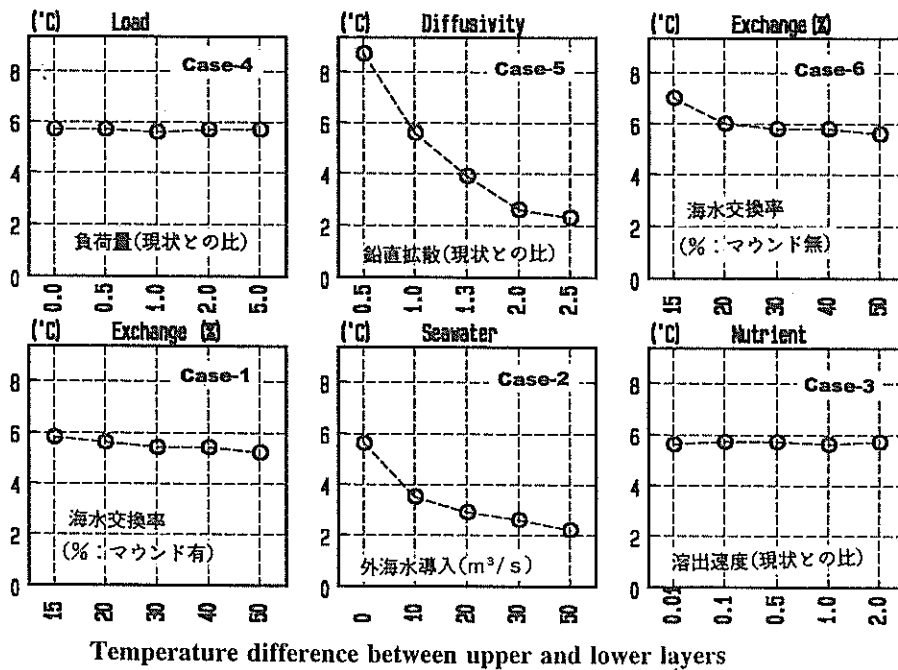


図-4.28 上下層の水温差の感度解析結果
 (上左：負荷量，上中：鉛直混合，上右：湾口部形状と海水交換)
 (下左：海水交換率，下中：外海水導入量，下右：溶出量)

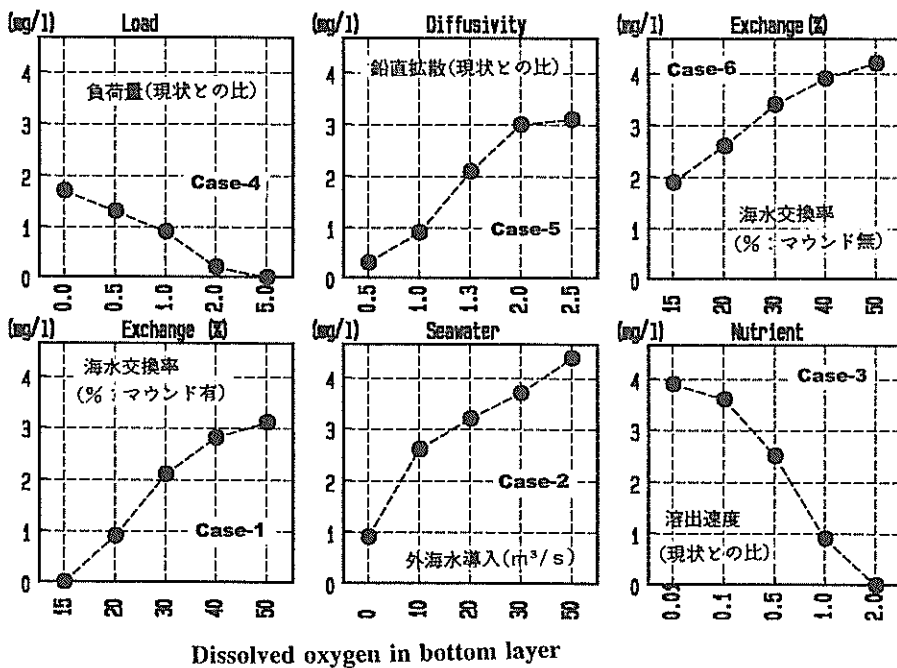


図-4.29 底層のDO濃度の感度解析結果
 (上左：負荷量，上中：鉛直混合，上右：湾口部形状と海水交換)
 (下左：海水交換率，下中：外海水導入量，下右：溶出量)

- 7) 外海表層水を湾内底層に導入すること、およびエアレーションで鉛直混合を促進することは、水温差の解消、DO濃度の改善に効果がある。
- 8) 湾口防波堤開口部のマウンドの撤去して海水交換を促進すると、水温差の解消は僅かではあるが、DO濃度はかなり改善する。
- 9) 浚渫あるいは覆砂による底泥からの栄養塩の溶出削減および流入負荷量の抑制は、水温差解消には役立たないが、DO濃度の改善には有効である。
- 10) 以上を組み合わせた対策が求められるが、最も重要なことは、栄養塩の外部負荷・内部負荷を削減して、富栄養化を改善することである。

記号表

B_i^{OP}	: 有機物の分解速度 (1/day),
C	: 雲量,
C_p	: 水の比熱,
DO_i	: 第 i 層のDO濃度 (mg/l),
DO_{oi}	: 第 i 層の湾外水のDO濃度 (mg/l),
D_{SED}	: 底泥の酸素消費速度 (mg/m ² /day),
e_s	: 飽和蒸気圧,
e_z	: 高さ z での大気蒸気圧,
G_i	: 第 i 層の生産速度 (1/day),
H_{O_2}	: 酸素飽和濃度 (mg/l),
k	: 再曝気係数,
k_i	: 消散係数 (1/m),
K_0	: 混合期の鉛直拡散係数 (cm ² /s),
K_z	: 成層期の鉛直拡散係数 (cm ² /s),
K_{zi}	: 第 i 層の鉛直拡散係数 (cm ² /s),
ON_i	: 第 i 層の有機態窒素濃度 (mg/l),
Q_i	: 第 i 層での入退潮量 (m ³),
Q_T	: タイダルプリズム (m ³),
R	: ボーエン比 (Bowen Ratio)
R_i	: Richardson数,
S	: 海水の塩分 (ppt),
S	: 内湾域の面積 (km ²),
S_i	: 第 i 層のボックスの面積 (km ²),
t	: 時間 (s),
T	: 海水の温度 (°C),
T_i	: 第 i 層の水温 (°C),
T_{oi}	: 第 i 層の湾外水の水温 (°C),
T_a	: 大気温度,
T_s	: 海面温度,
T_z	: 高さ z での気温,
V_i	: 第 i 層のボックスの体積 (km ³),

W_z	: 風速 (m/s),
z	: 鉛直座標,
α_i	: 第 i 層の湾外水との海水交換率,
γ	: DO-OP換算係数,
ζ_H	: 満潮での湾内の平均水位,
ζ_L	: 干潮での湾内の平均水位,
ρ	: 海水の密度,
ϕ_n	: 大気中から海水中への正味の熱エネルギー収支,
ϕ_{sn}	: 太陽からの短波の正味のエネルギーの入射量,
ϕ_{ln}	: 大気からの長波の正味のエネルギーの入射量,
ϕ_{br}	: 水中から大気中への長波のエネルギー放射量,
ϕ_e	: 蒸発によるエネルギー放射量,
ϕ_c	: 熱伝導によるエネルギー入射 (放射) 量,
ϕ_{so}	: 快晴時 (雲量 0) の太陽からの短波エネルギー,

参考文献

- 運輸省第二港湾建設局海域整備課(1982): 閉鎖型湾環境特性調査報告書, 403p.
- 運輸省第二港湾建設局釜石港工事事務所(1995): 平成6年度釜石港環境評価調査報告書, (財)沿岸開発技術研究センター.
- 大船渡市(1995): 大船渡湾関連水質等調査業務報告書
- 気象庁(1994, 1995): 1993年度版気象月報, 1994年度版気象月報.
- 水産資源保護協会(1989): 漁場環境容量策定事業報告書, 第1分冊, 1003p.
- 長坂 猛・鶴谷広一・村上和男・浅井 正・西守男雄(1997): 大船渡湾の成層と貧酸素水塊に関する現地観測, 海岸工学論文集, 第44巻, pp. 1066-1070.
- 古川恵太・細川恭史(1994): 物質循環モデルの構築と3次元計算の計算事例, 港研報告, 第33巻, 第3号, pp. 27-56.
- マリニリフター実験事業検討委員会(1994): 平成5年度「マリニリフター」実験総合報告書, 126p.
- 宮沢公明・早川康博(1994): 大規模構造物と環境収容力—人工構造物(大船渡湾湾口防波堤)が湾内に及ぼす影響—, 沿岸海洋研究ノート, 第32巻 第1号, pp. 29-38.
- 村上和男(1983): 検潮井戸の津波に対する応答, 港湾技研資料, No. 470, ”1983年日本海中部地震津波の実態

- と二・三の考察, 谷本他”, pp. 217-223.
- 村上和男・堀江 毅・森川雅行・三好英一・白井正生・佐藤英治・加藤道康(1984):東京湾口における水質汚染実態調査—その2—, 港湾技研資料, No. 507, 96p.
- 村上和男(1987):水質自動観測データの解析と赤潮予測への応用, 港湾技術研究所報告, 第26巻, 第2号, pp. 213-252.
- 村上和男・長坂 猛(1996):熱交換を考慮した鉛直一次元モデルによる貧酸素水塊の形成, 海岸工学論文集, 第43巻, pp. 1126-1130.
- Harleman, D. R. F. (1979):Surface heat transfer, MIT Lecture Note, No. II, 32p.
- Hamon, R. W., L. L. Weiss and W. T. Wilson(1954): Insolation as an empirical function of daily sunshine duration, Monthly Weather Review, Vol. 82, No. 6.
- Horie, T. (1987):Modeling of ecosystem and water quality in seas, Report of Port & Harbour Research Institute, Vol. 26, No. 5, pp. 175-214.
- Sheng, Y. P. (1983):Mathematical modeling of three-dimensional coastal currents and sediment disposal, Vol 1, Technical Report CERC-83-2, CERC, U. S. Army Engineer Waterways Experimental Station, pp. 41-42.
- Munk, W. H. and E. R. Anderson(1948):Notes on a theory of thermocline, Journal of Marine Research, Vol. 7, No. 3, pp. 276-295.
- Yanagi, T., T. Yamamoto, Y. Koizumi, T. Ikeda, M. Kamazono, and H. Tamori(1995):A numerical simulation of red tide formation, Journal of Marine Systems, Vol. 6, pp. 269-285.

5. 底質浄化による水質浄化

5.1 まえがき

汚染された海域の海底に堆積した底泥（ヘドロ）から、多量の栄養塩が海水中に溶出する。これが、閉鎖性内湾域の水質汚濁の要因の一つになっている。富栄養化された海域の水質を改善するためには、周囲からの負荷を削減するとともに、底質改善を行って、底泥からの溶出による負荷を削減する必要がある。

本章は、三河湾を研究の対象海域にして、浚渫および覆砂による底質改善の検討結果を述べたものである。本章の構成は、5.2に閉鎖性内湾域の水質と底質の汚染、特に汚染された底泥からの栄養塩の溶出量と他の負荷量との比較を行い、底泥からの溶出量がかなり大きいことを示している。次に5.3で、室内実験により、底泥からの栄養塩の溶出量と底質あるいは直上水の水質との関係を調べ、底質改善工法としての浚渫・覆砂による栄養塩の溶出削減の検討結果を述べている。

5.4では、三河湾で実施された浚渫と覆砂の試験工事にともなう試験区域と原地盤域の底質、および底生生物の調査結果に基づいて、浚渫と覆砂による底質と底生生物の生息環境の改善効果について述べている。また5.5では、これらの底質改善が水質に及ぼす影響を数値計算によって推定し、湾全域で底質改善を行えば、かなりの水質改善が期待できる結果を得ている。最後に、5.6でまとめの構成となっている。

5.2 閉鎖性内湾域の水質と底質

5.2.1 内湾域の水質と汚染負荷

内湾域の水質は図-2.1に示したように、①：陸域からの汚染物質の流入（外部負荷）、②：底泥からの栄養塩の溶出（内部負荷）、③：光合成等による植物プランクトンの増殖（内部生産）、④：有機物の分解や沈降・堆積等による減少（自浄作用）、⑤：移流・拡散、海水交換等による希釈（交換）等の作用が複雑に関係して決定される。

汚染された内湾域の水質を浄化する方法が数多く提案されている。水質浄化の基本的な方法は負荷量を減少させるか、あるいは浄化能力を向上させるものである。表-5.1に、これまでに提案されている水質浄化工法の分類を示す（丸山・鬼塚、1993）。負荷量を減少させるものとして、排水規制と下水処理による外部負荷の削減と底質浄化による内部負荷の削減が主なものとして挙げられる。また、浄化能力を向上させるものとして、エアレーションやリビングフィルター等が挙げられる。前章で述べた海水交換促進工法も浄化能力の向上の有力な手段の一つである。

2章に（図-2.18、図-2.19、図-2.22参照）、東京湾や大阪湾の水質基準の達成率の変遷や同湾に流入するCODと栄養塩の負荷量の経年変化を示した。汚染負荷量の減少につれて湾内の水質は徐々に改善されてはきているが、CODの負荷量が1/2～1/3程度に減少している

表-5.1 水質浄化工法の特徴

水質浄化法	工法	特 徴
負荷量削減	排出規制	法規制により負荷量の削減
	排水処理場	沈殿処理等による負荷量の削減
	土地利用等	森等の樹木により土砂流出の削減
栄養塩の溶出量の削減	浚渫	汚染された底泥の除去
	覆砂	砂を被覆して栄養塩の溶出を削減
	薬剤散布	化学変化により栄養塩の溶出を削減
海水交換の促進	導水	外海水を導入して希釈する
	地形変形	流れを変えて交換を促進する
	拡散促進	濃度を基準以下に下げる
エアレーション	空気を送る	対流を発生させて貧酸素水塊の回復
	碎波等	碎波による空気（酸素）の巻き込み
リビングフィルター	葦、菰木	葦等の植物による栄養塩の吸収
	藻場、干潟	藻、海草、干潟の底生動物による栄養塩の吸収、SSの除去
微生物の活用	礫間接触	礫等に付着した微生物による
	汚泥処理	微生物を用いて汚泥の有機物を分解
拡散防止	オイルフェンス	流出油の拡散防止
	汚濁防止膜	土砂による濁りの拡散防止

割には水質は改善されていない。これは、CODのような有機物の汚染負荷量はかなりの減少を示しているが、湾内の有機物の内部生産の基となる窒素(N)、磷(P)等の栄養塩の負荷量があまり減少していないこと、及び、底泥からの栄養塩の溶出による内部負荷が減少していないことによるものと思われる。

以下に、内湾域の水質改善の一施策として、底質の改善による内部負荷の削減について述べる。

5.2.2 底泥からの汚染負荷

閉鎖性内湾域の海底にはかなりのヘドロが堆積している。これらは、湾内に流入した栄養塩を利用して増殖されたプランクトンの死骸が、長い時間かかって海底に堆積したものである。すなわち、閉鎖性の内湾域に流入した汚染物質が、一度プランクトンの形態を取り、改めて形を変えて湾内に蓄積したものである。これらの新生堆積物には多くの有機物が含まれている。

底泥の汚染度を表す指標として底質CODがある。これは、乾重量1gの底泥を過マンガン酸カリウムを用いて化学的に酸化する場合に必要な酸素量(細川・三好, 1981)で表したもので、有機物が多い底質の場合、大きな値となる。水産用水基準として、20mg/g以上の底質CODの場合は、汚染された底質であると考えられている。図-5.1、図-5.2に示すのは、東京湾、三河湾の底質CODの平面分布である(運輸省港湾局, 1985)。どちらも湾内全域において20mg/gを越えており、底質間隙水中に溶解する。このため、底泥の間隙水中には高濃度の有機物や窒素・磷等の栄養塩が蓄積される。この間隙水中の有機物や栄養塩が物理的な混合や拡散によって底泥の直上水に輸送される。これが底泥からの溶出である。

溶出により底泥から上層水への有機物や栄養塩の輸送は、内部負荷と呼ばれる。港湾局の大まかな試算によると、我国の代表的な内湾域での外部負荷、内部負荷、河川流量等の大きさは表-5.2に示されている(堀江, 1987)。表-5.2によると、底泥からのCOD及び PO_4-P の溶出量の大きさは、CODの場合で陸域からの汚濁負荷に比べて、東京湾で34%、大阪湾で46%、三河湾で86%、 PO_4-P の場合で、東京湾で29%、大阪湾で46%、三河湾で約83%の値を示している。また、広島湾では PO_4-P の溶出量が外部負荷よりも大きい

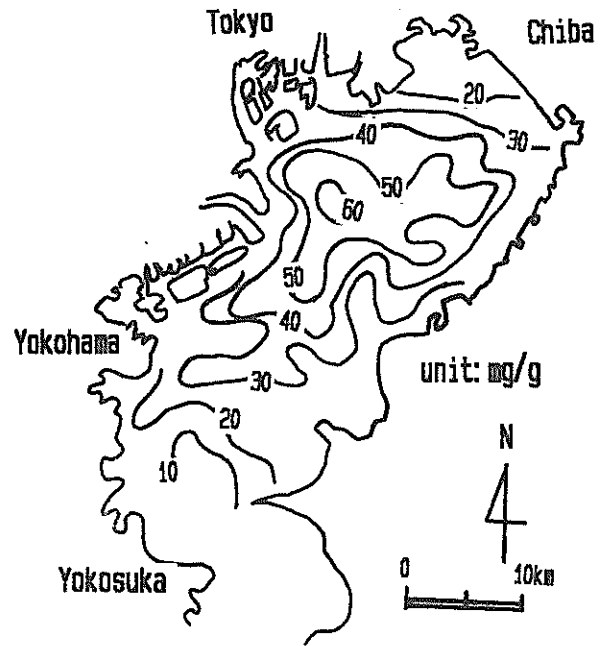


図-5.1 東京湾の底質CODの平面分布
(単位: mg/g 乾泥)

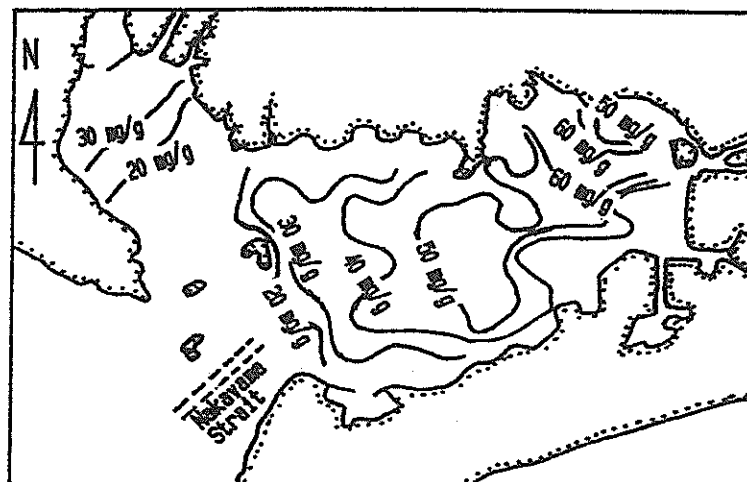


図-5.2 三河湾の底質CODの平面分布 (単位: mg/g 乾泥)

表-5.2 我が国の主要な内湾の諸元と汚染物質の負荷量，溶出量

No		東京湾	大阪湾	三河湾	広島湾	
1	面積 (km ²)	1000	1400	510	1000	
2	容積 (10 ⁹ m ³)	18	38	4.6	25	
3	平均水深 (m)	18	27	9.2	25	
4	河川流量 (10 ⁶ m ³ /day)	26	60	12	11	
5	汚染負荷 (ton/day)	COD	285	285	50	70
		TP	22	30	3.8	3
6	溶出負荷 (ton/day)	COD	96	131	43	42
		PO ₄ P	6.3	13.7	3.3	13
7	容積/河川流量 (No. 2/No. 4)	692	633	383	2270	
8	COD : 汚染負荷比 No. 6/No. 5	34 %	46 %	86 %	60 %	
9	PO ₄ P : 汚染負荷比 No. 6/No. 5	29 %	46 %	83 %	430 %	

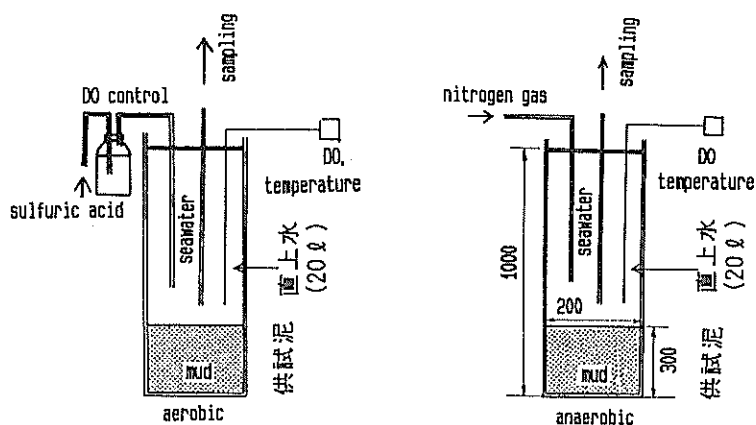


図-5.3 室内溶出試験の方法 (左：好気条件，右：嫌気条件)

値となっている。長期的な物質循環の観点から考慮すると、沈降物より生成された底泥からの内部負荷が外部負荷より大きいという結果はあり得ないが、溶出は過去の汚染物質の蓄積の結果であり、溶出量が大きいということは現在の広島湾はそれほど底質が汚染されていることを意味している。この表から、東京湾、大阪湾、三河湾の底泥からの栄養塩の溶出量は、陸域からの負荷量の29%~83%の大きさに相当すると試算されている。以上のことから、汚染された底泥からの溶出による汚染物質の内部負荷は、湾内の水質に対して無視できないものである。

5.3 底質改善工法の原理

5.3.1 底泥からの栄養塩溶出速度

前節で、汚染された底泥からの栄養塩の溶出による内部負荷が、かなり大きいことを示した。ここで、底質を改善するとどの程度溶出量が削減するかの検討を行うために、汚染された底泥からどのような条件でどの程度栄養塩が溶出するのかを室内実験により確かめた(運輸省港湾局, 1985)。図-5.3に室内溶出実験装置の概略を示す。直径20cm、高さ1mの円筒状の容器に、現場から採取した底泥を30cmの厚さに敷き、底泥上にある円筒

内の海水（直上水）の水質を時間的に測定して、直上水に含まれる栄養塩濃度の測定結果から溶出量および溶出速度を算定する方法である。図-5.3の左図が好氣的条件による、また右図が嫌氣的条件による溶出試験である。直上水中に含まれる溶存酸素濃度をコントロールするために、好氣的条件の場合は希硫酸液を、嫌氣的条件の場合は窒素ガスを注入している。

栄養塩や有機物の溶出速度は、図-5.3に示す円筒状容器内の底泥の直上水に含まれる栄養塩や有機物の濃度の変化から、次式によって求めることができる。

$$r = \frac{V d c}{S d t} = \frac{d M}{S d t} \quad \dots\dots\dots (5.1)$$

ここに、 r ：溶出速度 ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$)、 V ：直上水の海水の容積 (m^3 , $V=0.1 \times 0.1 \times \pi \times 0.7 = 2.20 \times 10^{-2} \text{m}^3$)、 S ：底泥の面積 (m^2 , $S=0.1 \times 0.1 \times \pi = 3.14 \times 10^{-2} \text{m}^2$)、 c ：直上水の栄養塩あるいは有機物の濃度 (mg/l)、 M ：直上水への栄養塩あるいは有機物の溶出量 (g)、 t ：時間 (day)、である。濃度 c の測定は、試験容器内の直上水を採水（容積 v_i ）して測定する。 i 回目の測定における直上水の濃度 c_i 、採水量を v_i とした場合、 n 回目の採水日までの総溶出量は

$$M_n = \sum_{i=1}^n \{ (V_0 - \sum_{i=1}^n v_{i-1}) (c_i - c_{i-1}) \} \quad \dots\dots (5.2)$$

で与えられる。ここに、 M_n ： n 回目の採水日までの溶出量 (g)、 V_0 ：直上水の初期の容積 (m^3)、 v_i ： i 回目の採水量 (l)、 c_i ： i 回目の採水した海水の濃度 (mg/l)、である。

溶出実験は、東京湾において図-5.4に示す地点で採取した底泥を使用した。各採泥地点での表層泥の底質は表-5.3に示すとおりである。湾奥部に位置するSt.1とSt.8での底質のCOD及びT-Nの値が大きく、湾奥部ほど

表-5.3 採泥点での底質（東京湾）

測点番号	st.1	st.2	st.8	st.20
含水比 (%)	400	170	470	175
COD (mg/g)	58	27	57	27
T-P (mg/g)	0.87	0.73	0.56	0.42
T-N (mg/g)	3.9	2.0	3.9	2.5
硫化物 (mg/g)	3.6	—	1.8	0.7

底質が汚染されている結果となっている。しかし、T-Pに関してはSt.1とSt.2で大きく、COD、T-Nとは異なった分布となっている。室内溶出試験における直上水の水温や泥温の管理は、実験装置全体を恒温室に入れて置くことにより行った。直上水の栄養塩濃度の測定は、初期状態、3日後、5日後、7日後、10日後、および20日後の計6回実施した。

図-5.5(a), (b)に示すのは、室内溶出試験結果の一例として東京湾のSt.2（図-5.4参照）における直上水のCOD、 $\text{PO}_4\text{-P}$ および $\text{NH}_4\text{-N}$ の実験開始後から20日目までの濃度変化である。図-5.5(a)がDOを0.1~0.3 mg/l の嫌気条件に固定し、水温条件を変化させた場合の濃度変化であり、図-5.5(b)が水温を20°Cに固定し、DO条件を変化させた場合の濃度変化である。この結果を式(5.1)、式(5.2)に代入して、有機物及び栄養塩の溶出速度と直上水の水温およびDO濃度との関係を求めた結果を以下に示す。

図-5.6(a)~(c)に示すのは、水温を20°Cに固定し直上水のDO濃度を変化させた場合の、COD、窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)および燐($\text{PO}_4\text{-P}$)の溶出速度である。図中の三角印あるいは丸印は底泥の採取地点に対応している。溶出速度の算定結果はかなりばらついているが、CODと燐の溶出に関しては、DO濃度が低い場合に高い溶出速度を示す傾向が見られる。しかし窒素の溶出速度に関しては

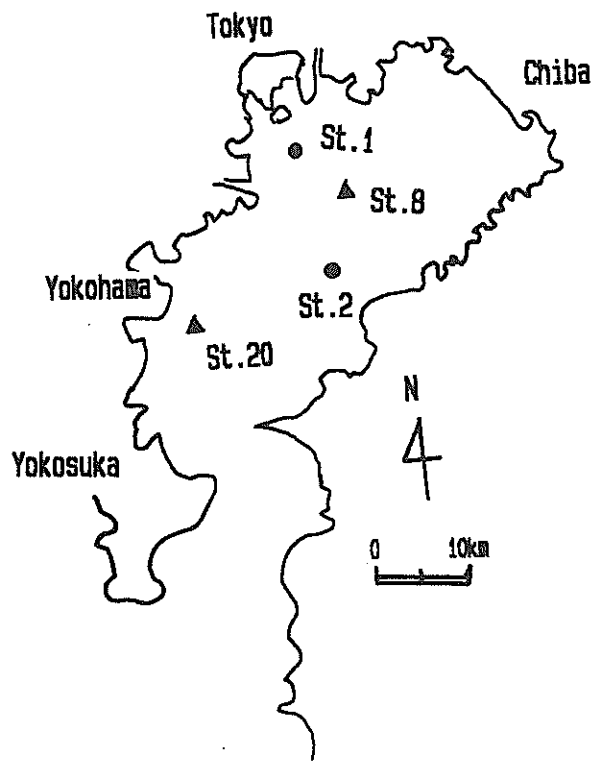


図-5.4 溶出試験試料の採泥地点（東京湾）

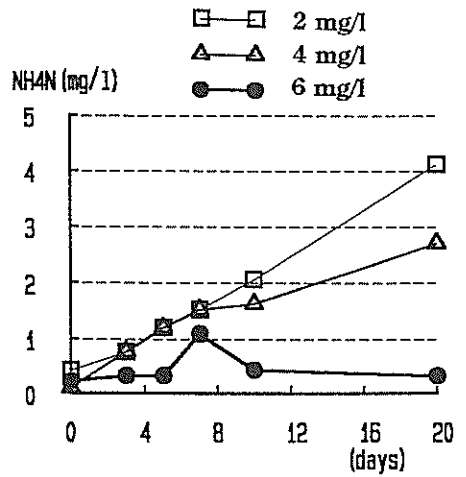
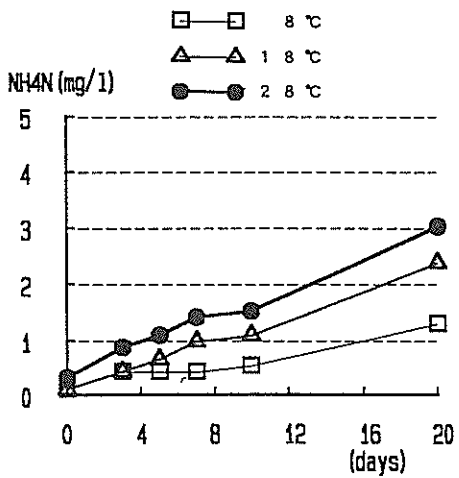
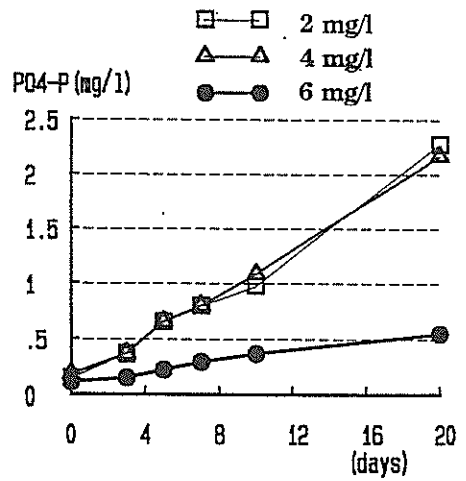
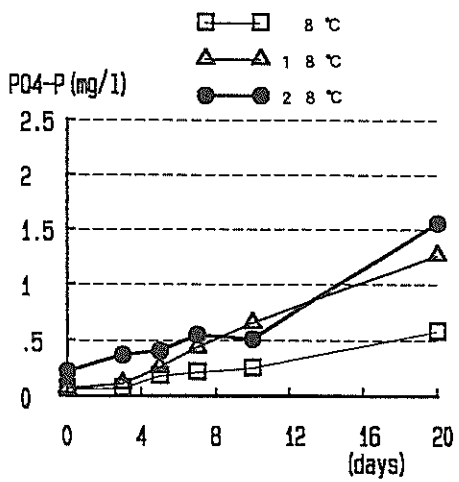
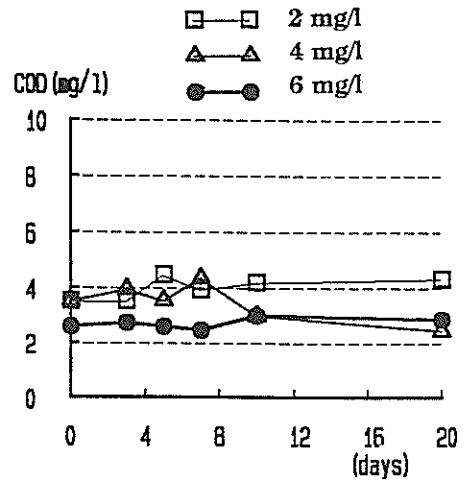
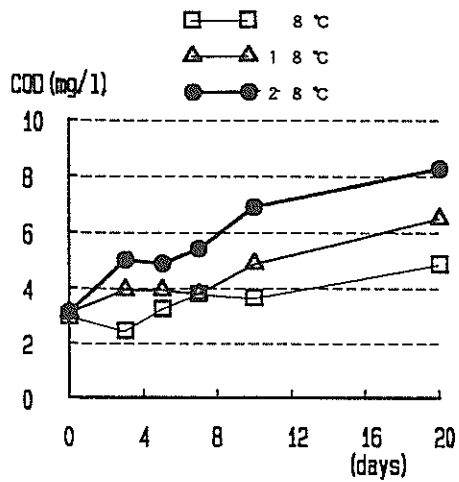


図-5.5(a) 東京湾 (S t. 2) の底泥の室内溶出試験結果 (嫌気条件)
(上: COD, 中: PO₄-P, 下: NH₄-N)

図-5.5(b) 東京湾 (S t. 2) の底泥の室内溶出試験結果 (水温 = 20°C)
(上: COD, 中: PO₄-P, 下: NH₄-N)

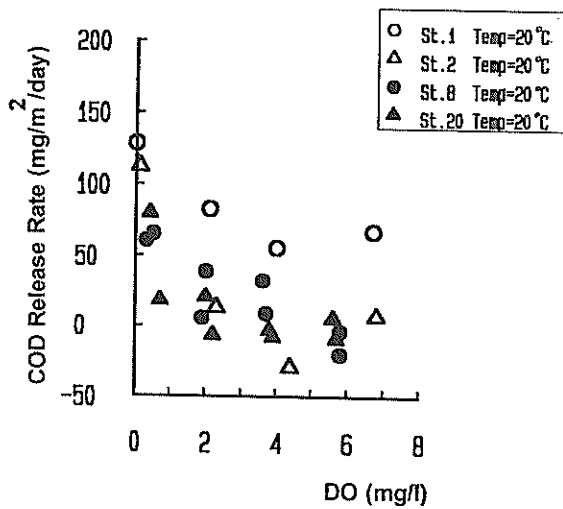


図-5.6(a) CODの溶出速度と直上水のDOとの関係 (水温20°C)

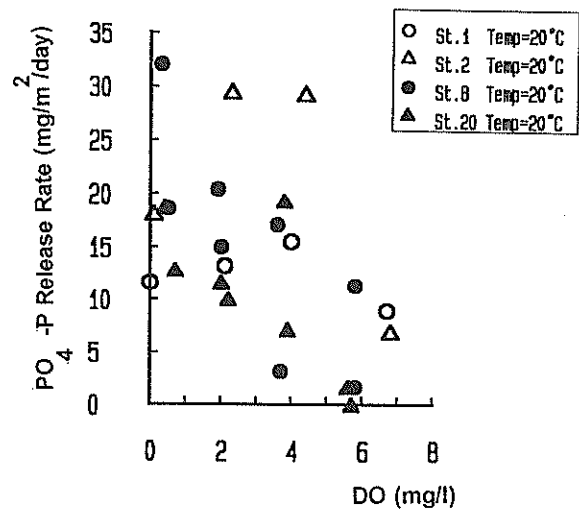


図-5.6(c) 燐 (PO₄-P) の溶出速度と直上水のDOとの関係 (水温20°C)

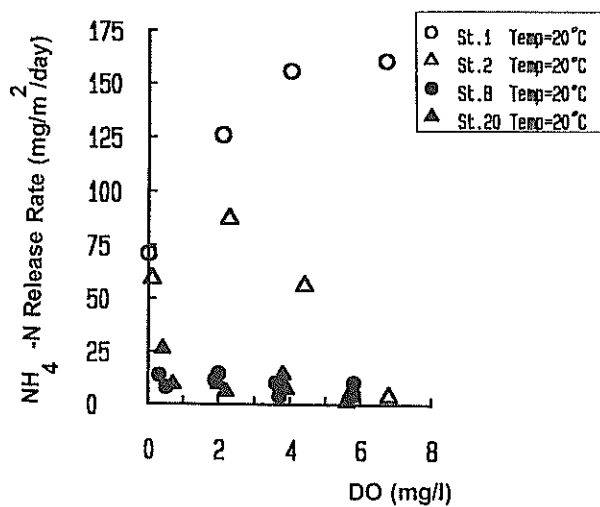


図-5.6(b) 窒素 (NH₄-N) の溶出速度と直上水のDOとの関係 (水温20°C)

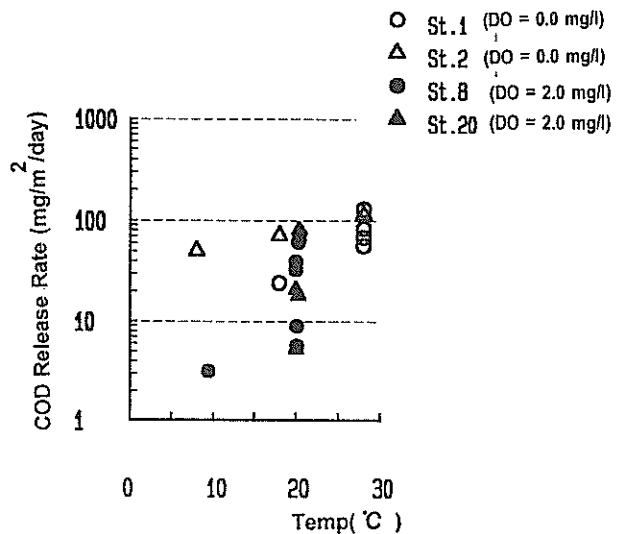


図-5.7(a) CODの溶出速度と直上水の水温との関係 (○: St.1, △: St.2, ●: St.8, ▲: St.20)

St.1, St.2での溶出速度が大きい結果が得られているが、直上水の窒素濃度の測定結果のバラツキが大きく、明確なDO依存性はみられなかった。

なお、溶出速度と表-5.3に示した底質との関係は、CODの溶出に関しては底質CODの大きい湾奥のSt.1とSt.8からの溶出速度が大きい傾向は見られる。しかし燐の溶出に関しては、比較的湾口部に近いSt.20での溶出速度が小さい傾向が見られるが、底質T-P濃度との関係はそう明確ではなかった。また窒素の溶出に関してはデータのバラツキが大きく、底質との関係は把握できな

かった。

次に、図-5.7(a)~(c)に栄養塩の溶出速度の温度依存性の結果を示す。DO濃度を0mg/l近傍(○, △)と2mg/l近傍(●, ▲)に固定してある。DOの設定濃度が測点によって異なっているが、どちらの実験条件においても嫌気条件と考えられ、COD、窒素、燐とも水温が高いほど溶出速度が大きい結果となっている。この結果は、水温が高いほど有機物を分解する細菌の活動が活発になるためと思われる。

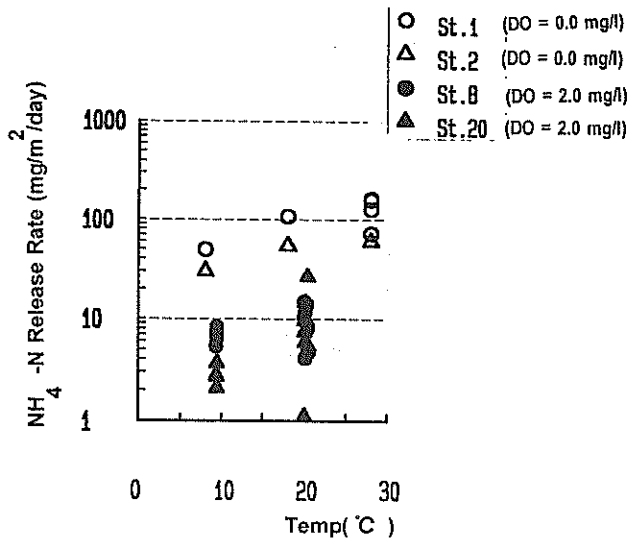


図-5.7(b) 窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) の溶出速度と直上水の水温との関係
(○ : St. 1, △ : St. 2, ● : St. 8, ▲ : St. 20)

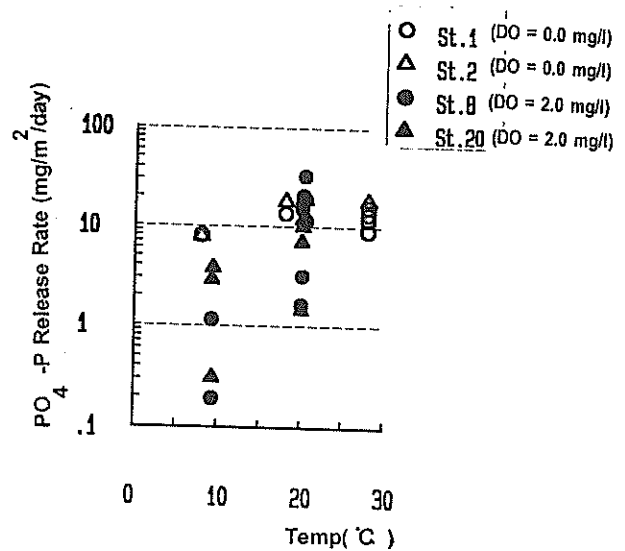


図-5.7(c) 磷 ($\text{PO}_4\text{-P}$) の溶出速度と直上水の水温との関係
(○ : St. 1, △ : St. 2, ● : St. 8, ▲ : St. 20)

5.3.2 浚渫および覆砂による溶出量削減に関する室内実験

底泥からの栄養塩の溶出を削減する方法として、底泥そのものを海底から取り去る浚渫工法と、底泥の表面をきれいな砂で覆いをする覆砂工法とがある。

浚渫工法は、海底に堆積している汚染された底泥を取り去るもので、汚染源を絶つ意味では基本的な解決方法であり、いくつかの実施例がある（例えば洞海湾、小池、1975）。また覆砂工法は、きれいな砂によって汚染された底泥を覆い隠し栄養塩の溶出を減少させる方法であり、覆砂材料が汚染されていない砂であれば、30cm~50cmの厚さで覆砂すれば、そこからはかなりの栄養塩の溶出が削減されることが確かめられている（運輸省第二港湾建設局、1978、あるいは香川・徳増、1993）。

東京湾や三河湾のような閉鎖性の海域では、有機物を多く含んだ底泥がかなり長期間にわたって海底に堆積し、数十メートルというかなりの厚さに達している。この底泥を広範囲にすべて浚渫することは不可能である。そこで、どの程度の厚さの底泥を浚渫すればよいのかを求めするために、運輸省第二港湾建設局は底泥の浚渫厚さと溶出量に関する検討を東京湾の底泥を用いて室内実験により行った（運輸省第二港湾建設局、1983）。また、筆者らは三河湾の底泥を用いて、覆砂および浚渫による底質浄化の栄養塩の溶出量削減に関する室内実験を行った（堀江他、1996、または、Murakami et al., 1996）。

まず、東京湾の底泥の浚渫厚さと溶出量との関係の実

験結果を示す。図-5.8(a)~(c)は、柱状採泥された東京湾（図-5.4の St. 1）の表層泥、50cm、100cm、および150cm厚除去泥からのCOD、磷、窒素の溶出速度を求めたものである。実験条件は、水温20°C、DOは0.0~0.5 mg/lの嫌気条件である。この図から、栄養塩等の表層泥からの溶出が大きいことがわかる。また、表層から50cm厚さの底泥を除去した場合と、100cm以深の底泥からの場合では、100cm以深の底泥からの方が溶出速度が小さいことが認められる。

次に、上述の St. 1 近傍で採取された底泥の深さ方向の底質の鉛直分布を図-5.9に示す。上から、底質COD、TN、TPの乾泥1g当たりの含有量である。COD及びTNの含有量は、表層泥から30cm深までは高く、30cm深~70cm深にかけて減少し、70cm深~でほぼ一定の値となっている。TPについても同様の傾向はみられるが、他の項目に比べて減少の程度は小さい。これらの結果から、底質と溶出速度とは必ずしも一対一に対応しないが、同様の傾向は得られており、表層から50cm深までの底泥の汚染度が高く、また溶出速度も大きいことを示し、東京湾の St. 1 近傍に関して言えば、表層泥付近を50cm程度の薄い層厚で浚渫すれば、浚渫土量に比して溶出量削減の効果が大きくなるものと思われる。

次に、三河湾の底泥による覆砂と浚渫の溶出量削減の比較実験結果を示す（堀江他、1996）。三河湾の底泥標本の採取は、図-5.10の浚渫試験工事地点近傍で柱状採泥を行い、図-5.11に示す条件での溶出実験を実施し

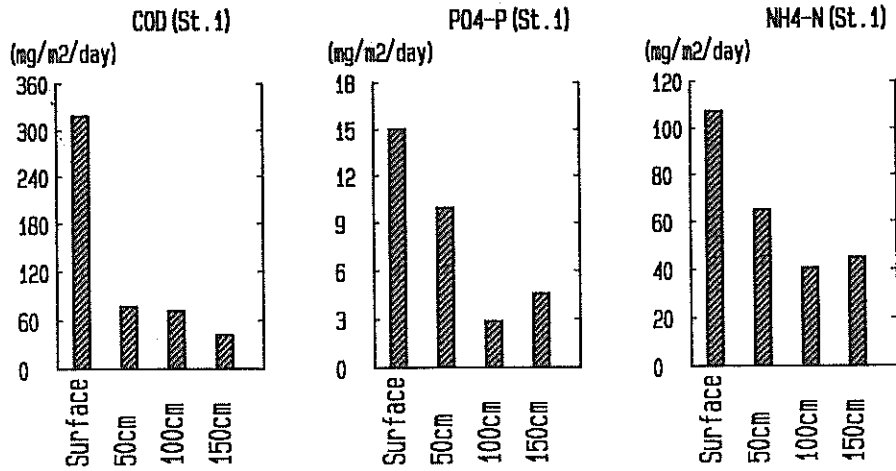


図-5.8 COD, 燐, および窒素の溶出速度と底泥の深さとの関係
(a) : COD, (b) : 燐 (PO₄-P), (c) : 窒素 (NH₄-N)

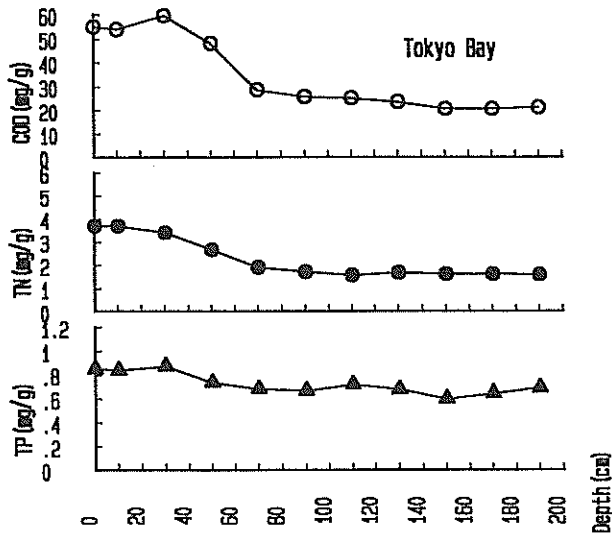


図-5.9 東京湾の底質 (COD, TN, TP) の深さ方向の分布

た。(a)が原地盤からの溶出を, (b)が原地盤を30cm厚で浚渫した場合, (c)が原地盤を60cm厚で浚渫した場合, (d)が原地盤を海砂で30cm厚に覆砂した場合, (e)が原地盤を海砂で60cm厚に覆砂した場合である。覆砂に用いた海砂は三河湾の湾口部の中山水道 (図-5.10参照) で採取されたものである。表-5.4に覆砂材に用いた海砂の分析結果を示す。砂分98%, 底質CODは0.8mg/gと非常に小さく, 有機物をほとんど含んでいない良質の砂である。

以上の実験条件での窒素と燐の溶出速度の原地盤からの溶出速度との比較を図-5.12に示す。なお, 図中の数字は原地盤からの溶出速度の値を示す。底泥を30cm~60

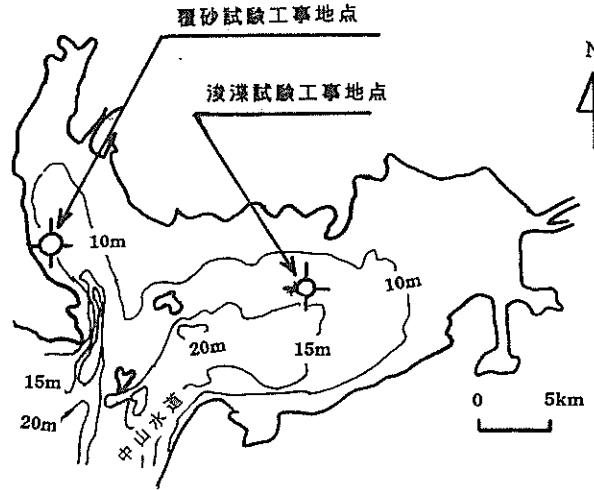


図-5.10 三河湾での浚渫・覆砂の試験工事位置

表-5.4 中山水道からの覆砂材の底質調査結果

項目	単位	測定値	
単位体積重量	g/cm ³	1.91	
含水比	%	29.2	
COD	mg/g	0.8	
T-S	mg/g	< 0.01	
T-N	mg/g	0.088	
NH ₄ -N	mg/g	0.001	
T-P	mg/g	0.178	
粒度組成	礫分 >200 μ	%	1
	砂分 74-200 μ	%	98
	シルト分 5-74 μ	%	0.5
	粘土分 <5 μ	%	0.5

cmの厚さで浚渫した場合は, 燐で36%~15%, 窒素で66%~44%に溶出量が削減されている。また, きれいな砂を30cm~60cm底泥上に覆砂した場合は燐で12%~8%に, 窒素で20%~10%に溶出量が削減されている。

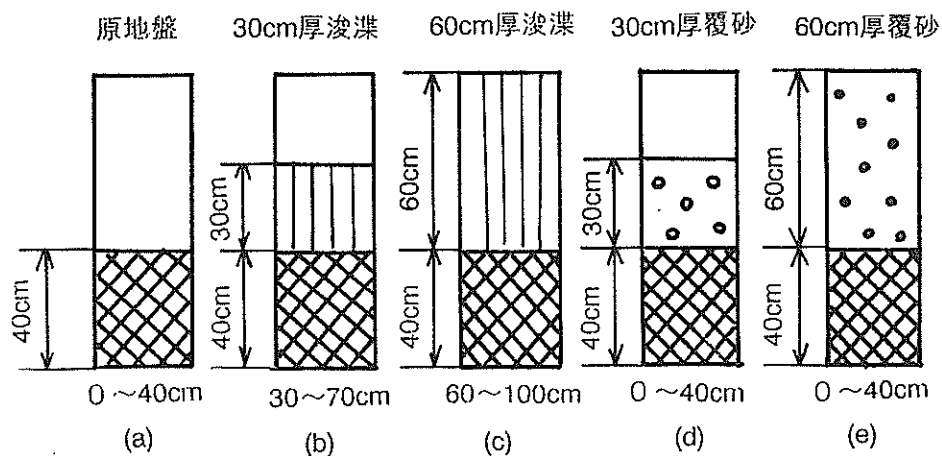


図-5.11 溶出室内試験の実験条件

(a : 原地盤, b : 30cm浚渫, c : 60cm浚渫, d : 30cm覆砂, e : 60cm覆砂)

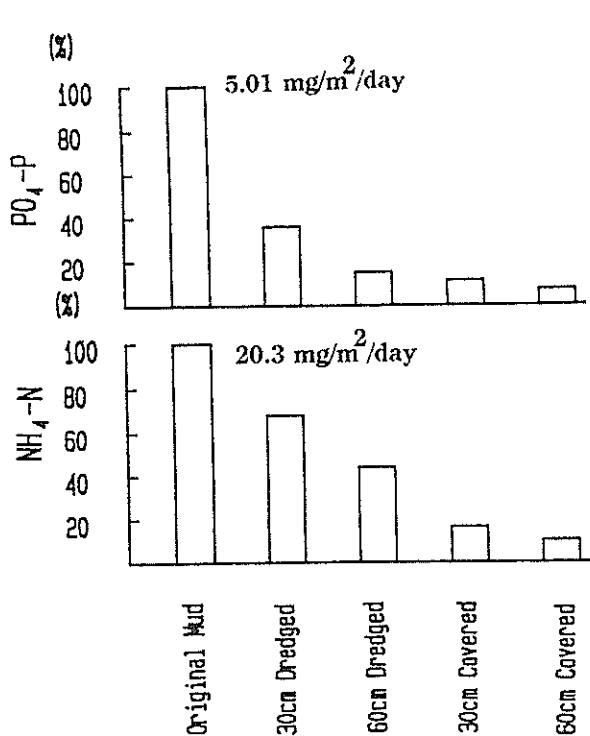


図-5.12 浚渫と覆砂による窒素・磷の溶出削減割合 (室内試験)

なお、図-5.13に三河湾中央部の底質COD、T-N、T-Pの深さ方向の分布を示す。汚染度の高い底泥は、表層から12cm深までの底泥であり、図-5.9の東京湾の場合と比較すると、三河湾の底泥の方が汚染度が低く、また堆積厚さも小さいことが示された。

図-5.12に示した溶出速度の比較において、浚渫の場合は汚染された底泥の底質・堆積厚さにより変化し、ま

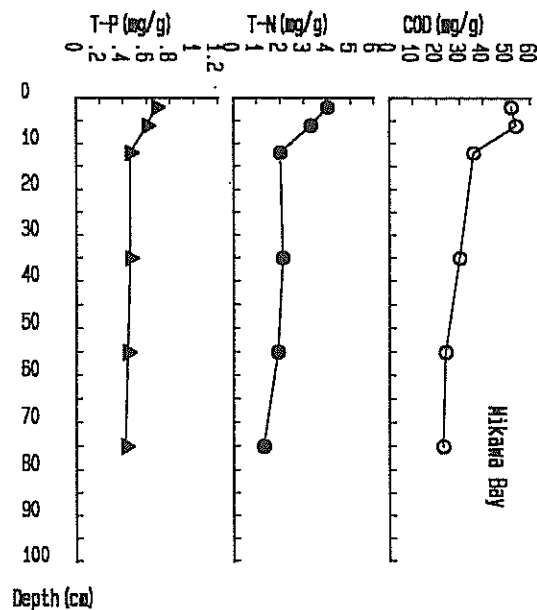


図-5.13 三河湾の底質 (COD, TN, TP) の深さ方向の分布

た覆砂の場合は覆砂材の底質により変化する可能性があるから一概には結論できないが、きれいな砂を覆砂材にした場合は覆砂の方が浚渫よりも溶出量の削減効果は大きいことが示された。なお、室内実験での溶出量は、水温25℃、嫌気状態の実験条件での結果である。この結果から、底泥からの栄養塩の溶出は海底面近傍の浮泥からのものが大きく、60cm程度浚渫すると溶出量は半減することがわかる。また覆砂に関しては、60cm厚さの方が溶出量削減効果は大きい、薄い30cm厚の覆砂でもかなりの削減効果が認められた。

ここでは覆砂材としてきれいな砂を対象に検討しているが、その他石灰散布(西村・関, 1983)やアルミニウム塩(環境庁国立公害研, 1984)等の散布も検討されている。これらの覆砂材に関しても、底泥からの燐の溶出を削減するという基本的な方針は同じである。しかし、石灰等覆砂材の生物環境、漁場環境に与える影響等の問題があり、ここではそれらに最も悪影響の少ないと思われる、かつもともと海にあった砂を利用する覆砂工法についてのみ検討することにした。

5.4 三河湾における底質浄化による水質浄化の現場実験

三河湾は図-5.10に示すように、東西約30 km、南北約20 km、面積604 km²の内湾である。平均水深は9.2 mで、東京湾や伊勢湾に比べると浅い。湾口部の幅は約9 kmで、中山水道と師崎水道により伊勢湾に通じ、さらに幅12 kmの伊良湖水道により太平洋に通じている。三河湾は、表-2.2(a)に示す閉鎖度指数は1.3と極端に大きいというわけではないが、湾口部が伊勢湾の湾内に位置していることから湾内水と外海水との海水交換は小さく、閉鎖性の強い内湾域と考えることができる。

図-5.14に、三河湾に流入するCOD負荷量の変遷を示す。三河湾の汚染負荷量は、図-2.23に示した東京湾、大阪湾に比べるとかなり小さい。しかし、負荷量がそう大きくないにも拘らず富栄養化されているのは、水深が浅いことと湾口部が内湾の伊勢湾に通じており、外海水との交換量が小さいことによるものと考えられる。また、東京湾と大阪湾のCOD負荷量は、1970当年から比べるとかなり減少しているのに対し、三河湾の負荷量はあまり減少していない。これは、負荷源が生活排水や畜産等からのものが多く、工場等からの排水に比べて削減しにくいことによるものと思われる。

三河湾の夏期の表層のCODの平面分布、及び湾全域の平均値の変遷を図-5.15、図-5.16に示す。湾奥で4mg/l以上の値を示し、湾全体の平均でも3mg/l前後の値が継続しており、依然として汚染された状態が続いている。また夏期のDOの分布をみると、図-5.17に示すように、表層では6mg/l以上の高い値を示すが、底層では3mg/l以下の値を示す海域も多く、多くの海域で貧酸素水塊の形成がみられる。このため、夏期には多くの赤潮が発生し、海底には汚染された底泥が堆積している。

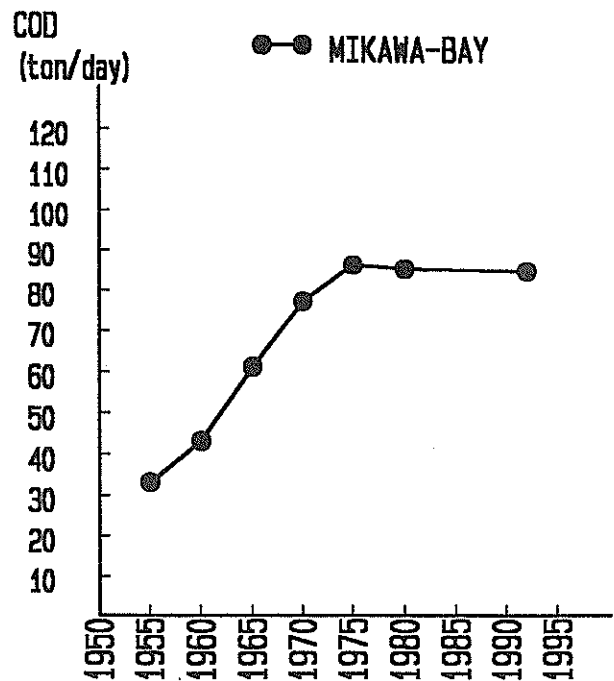


図-5.14 三河湾に流入するCOD負荷量の変遷

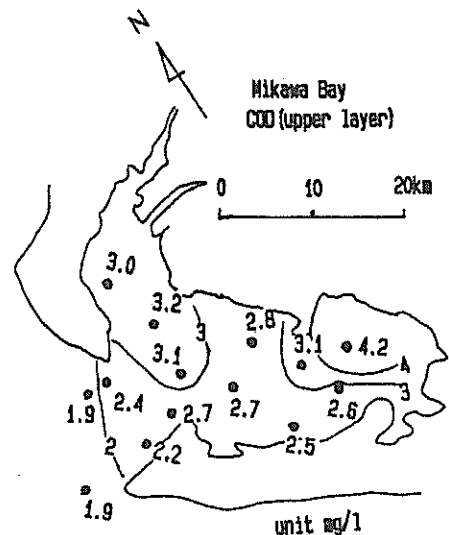


図-5.15 三河湾のCODの平面分布(夏期の平均値, 単位: mg/l)

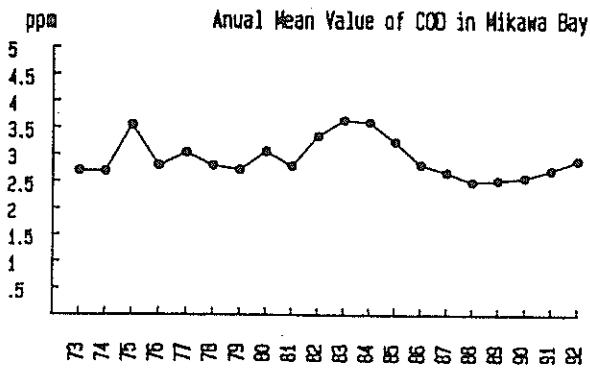


図-5.16 三河湾のCOD濃度
(湾内上層の年平均値)の変遷

5.4.1 三河湾の底質からのCODおよび栄養塩の溶出試験

汚染された底泥からの栄養塩の溶出を削減し、海域の水質環境を改善するための現地試験を、運輸省港湾局、運輸省第五港湾建設局の協力のもとに、三河湾において実施した(運輸省港湾局, 1985, および堀江他, 1996)。実施内容は、湾中央部で浚渫工法による底質浄化の試験、及び湾西部で覆砂工法による底質浄化の試験である。

三河湾の底質CODの分布を図-5.2に示した。湾全域にわたって20mg/g~60mg/gとなっており、三河湾の底質は全域で汚染されているものと見なされる。このように汚染された底泥からのCODおよび栄養塩の溶出量の

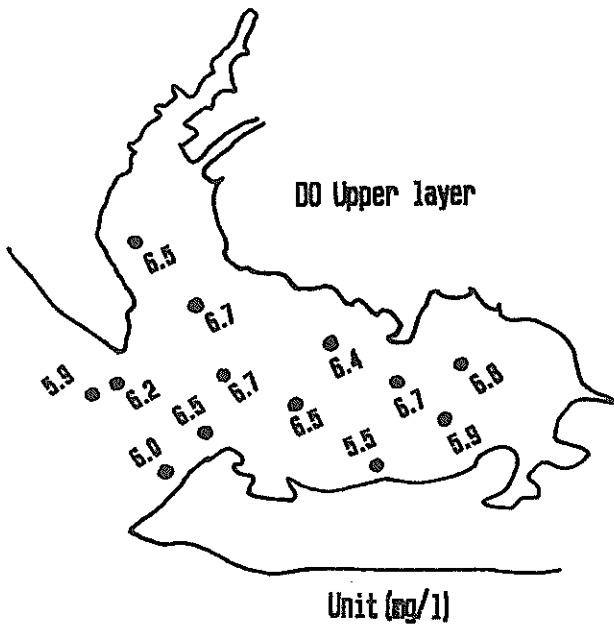


図-5.17(a) 三河湾のDOの平面分布
(夏期, 表層, 単位: mg/l)

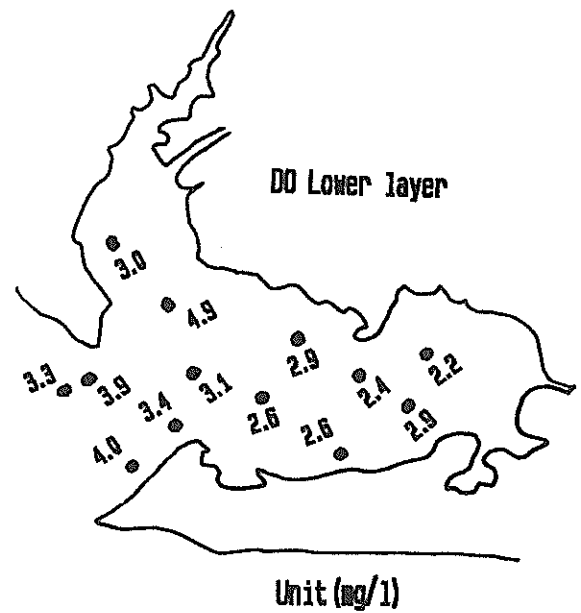


図-5.17(b) 三河湾のDOの平面分布
(夏期, 底層, 単位: mg/l)

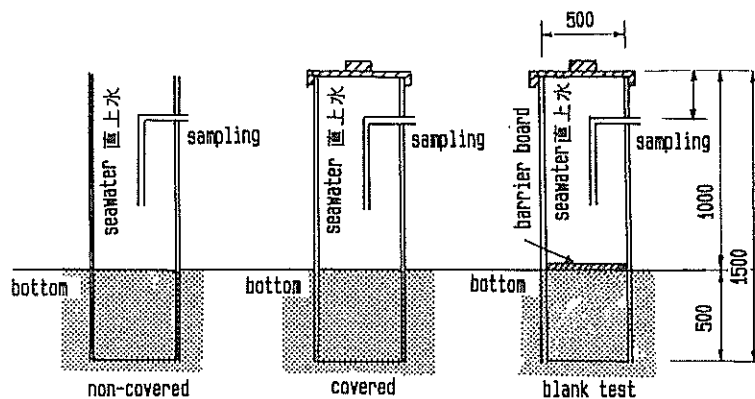


図-5.18 現場溶出試験法(左:開放式(蓋無し), 中:密閉式(蓋有り), 右:ブランク)

算定を現場溶出試験により行った。現場溶出試験とは、海底から底泥を採取することなしに現地での溶出量、溶出速度を測定するものである。図-5.18に現場溶出試験法を示す。現場海域の海底に直径50cm、高さ1.5mの筒を埋めて、直上水の水質を定期的に測定して溶出量を算定する方法である。1測点の一つは底泥からの溶出と上層からの沈降物の影響を取り除くために蓋と遮蔽板を用いたブランク試験（右）、一つは沈降物の影響を取り除くために蓋をした密閉式（中）、さらに開放式（左）の合計3つの円筒を埋めた。底泥からの溶出量の算定は、密閉式とブランク試験との差より算定した。

図-5.19に示すのは、現場溶出試験の密閉式とブランク試験の円筒内のCODとPO₄-Pの濃度の経時変化の一例である。測定点および測定時期は、図-5.10の浚渫試験区域の近傍で、夏期の測定結果である。黒丸で示したブランク試験の水質は殆ど変化していないのに対し、白丸の密閉式の水質濃度は上昇傾向にある。このようにして求めた濃度の経時変化から、式(5.1)、式(5.2)に代入して、CODおよび栄養塩の溶出速度を算定した。

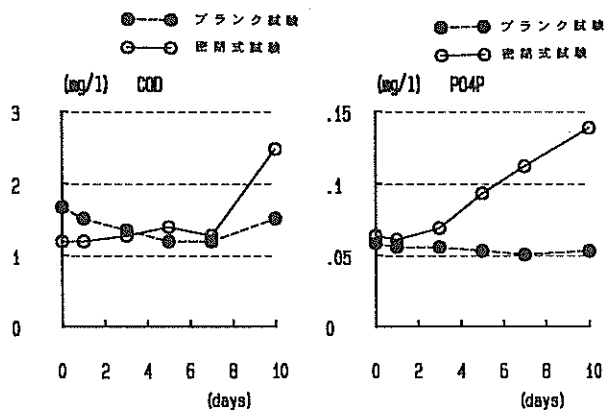


図-5.19 現場溶出試験結果
(左：COD，右：PO₄-P)

以上のような現場溶出試験を、春、夏、秋の季節毎に7つの測点で実施した。図-5.20に示すのは、夏期の現場溶出試験より求めた三河湾内の底泥からの磷とCODの溶出速度の測定結果である。磷の溶出速度は7~17mg/m²/dayと測点による差はそう大きくなかったが、CODに関しては23~392mg/m²/dayと湾中央部の測点での溶出量が大きいという結果となった。これらの結果から、各々の領域の溶出速度に面積を掛けることによって、夏場における三河湾全域からの汚染物質の溶出負荷量は磷が5.5ton/day、CODが70ton/dayとして算定される。

底泥からの溶出量の測定法は、前節の室内溶出試験法

とここでの現場溶出試験法とがある。室内溶出試験法の場合には、直上水の水温やDO等の条件を変えながら溶出速度を測定できるという利点を持つが、標本採取や運搬の際に底質の条件が変化するという可能性がある。これに対して現場溶出試験法は、その地点での乱さない試料による溶出量が測定できるという利点を持つが、溶出速度の大きさは水温やDO等の測定条件によって変化し、また水温やDOは海域の気象・海象条件によって変化するので、実験条件をコントロールすることが非常に難しいという欠点を有している。なお、図-5.19に示した現場溶出試験の時の水温とDOの条件は、水温は約26°Cで実験期間中あまり変化していないが、試験円筒内のDOは消費されて、実験開始時の2ppmから開始後10日の0.6ppm以下へと減少しており、嫌気条件下での溶出試験結果となっている。

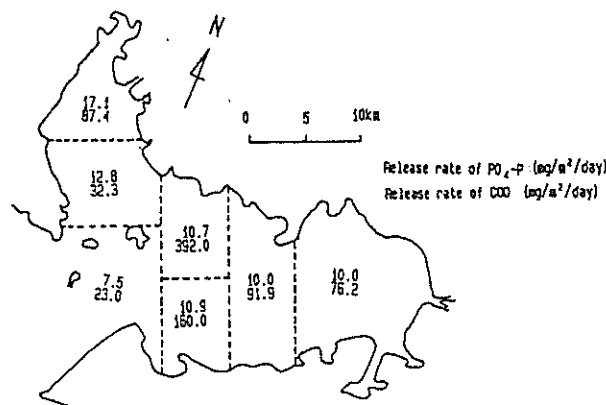


図-5.20 三河湾での磷とCODの溶出速度(現場試験)

5.4.2 浚渫工法に関する現地実験

以上のような検討を踏まえて、運輸省第五港湾建設局は浚渫工法に関する現場実験を三河湾の図-5.10に示す位置で行った。浚渫は、縦横80m x 80mの範囲を60cmの厚さ(区域A)、および縦横100m x 100mの範囲を30cmの厚さ(区域B)で行った。浚渫はポンプ式汚泥浚渫船で行った。浚渫工事の概要を表-5.5に示す。

このような浚渫による底質浄化の効果、およびその持続性についての追跡調査を、著者らは第五港湾建設局と共同で実施した(港湾局, 1985)。追跡調査項目としては、底質のCODおよび窒素、磷の濃度、間隙水のCODおよび窒素、磷の濃度、さらに底生生物の個体数と種類数である。

底質浄化の効果の持続性の調査において底生動物の調査を実施したのは以下の理由による。北森(1975)によると、海底に生息するベントスの種類、特にベントス

表-5.5 浚渫試験工事の概要

海域	三河湾中央部
浚渫工事地点	図-5.10参照
工事地点の水深	基本水準面下14m
浚渫工事期間	区域A(1980/7), 区域B(1981/7)
浚渫工事範囲	区域A: 1.0ha(80mx80m) 区域B: 1.0ha(100mx100m)
浚渫深さ	区域A: 60cm(1980) 区域B: 30cm(1981)
トレンチ	区域A: 幅10m, 深さ1.6m 区域B: トレンチ無し
浚渫工法	ポンプ浚渫船

の個体数と種類数は、底質の汚染度によって図-5.21のように変化するといわれている。この図によると、汚染に弱い甲殻類は汚染の進行とともに減少し、逆に汚染に強い多毛類が増加する。しかし、さらに汚染が進むと多毛類も生息できなくなり無生物域となる。また、底泥の汚染が過度になるとベントスの種類数が減少して、汚染に強いある特定の生物種が卓越する均質な生物相となる。

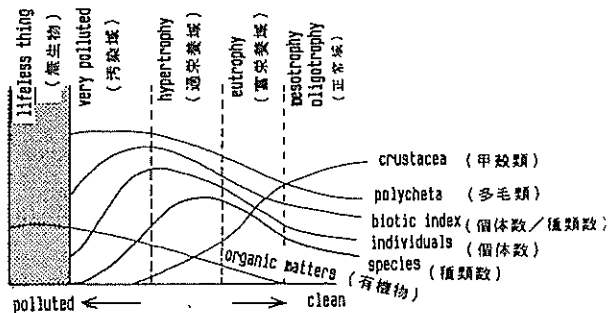


図-5.21 底生生物の多様性と汚染度 (北森, 1975)

底生生物の種類数の増加は海底に棲む生物の多様性を増加させ、多様性の増加は底生生物の生息環境の改善を意味し、ひいては海域環境の改善につながるものと判断される。

なお水生生物においても、Odum(1971)の教科書によれば、河口域の珪藻の種構造を調べたPatrickの結果より、汚染されていない海域の生息生物の多様性は汚染された海域の多様性よりも一般的に大きいということが述べられている。

底生生物の多様性を示す指標として、多様度指数がある。多様性が大きいということは、生息生物の種類数が多く、かつその生物の個体数が特定の種類に偏らないことを意味している。生物の多様性を示す指標は幾つか提案されているが、ここでは、底生生物の総種類数と総個体数から求められるMargaref(1957)の多様度指数を算定した。

$$d = \frac{(S - 1)}{\log_e N} \dots\dots\dots(5.3)$$

ここに、S:総種類数、N:総個体数、d:Margarefの多様度指数である。

以下に、浚渫施工域と無施工域での底質の追跡調査結果を示す。図-5.22(a)~(c)に示すのは、試験浚渫後の施工域と無施工域の表層泥の底質のCOD、T-NおよびT-Pの変化を示したものである。黒丸で示した無施工域の底質に比べて白丸で示した60cm厚の浚渫域、および白三角で示した30cm厚の浚渫域の底質は、浚渫後数年間は低い値を示しており、まだ改善効果が認められる結果となっている。また、60cm厚で浚渫した場合の白丸よりも、1年後に30cm厚で浚渫した白三角の方が小さい値を示している。薄い層厚での浚渫の方が底質改善が大きい理由に関しては、浚渫場所の違いによる底質の差、あるいは周囲の浮泥が浚渫域に流れ込んだ影響等が考えられるが、この現場実験においては明確にはできなかった。

次に、図-5.23(a),(b)に無施工域と60cm厚および30cm厚の浚渫域でのマクロベントスの平均種類数、および平均個体数を示す。平均的にみて、種類数、個体数とも無施工域に比べて浚渫域の方が多くなることがわかる。この結果から式(5.3)より算定されるMargarefの多様度指数の結果を図-5.24に示す。多様度指数の大きさは、測定時期によって大小の逆転は若干生じているが、全体的に見れば、浚渫域の方が無施工域よりも大きい値を示している。この結果より、浚渫域の方が無施工域より底生生物の生息環境が良いことを示している。また60cmと30cmの浚渫層厚の差に関しては、多様度指数においても明確な差は得られなかった。

以上のことから、汚染された底泥を浚渫すると、底質COD等の底質は改善され、また底生生物の生息環境も改善されることが示された。

浚渫工法に関する大きな問題点は、浚渫した汚染された土砂をどのように処分するか、あるいは浚渫時に汚染された底泥が拡散して周辺環境に影響を及ぼすこと等が大きな問題となることが挙げられる。前者の問題に関しては、埋立土として利用する、人工干潟として利用する、海洋に投棄する方法等が考えられる。しかし、浚渫土は有機物を多く含んだヘドロであり、埋立土にはあまり適さない。また有害物質を含んでいる場合には海洋投棄も海洋汚染の原因となり、周辺環境への影響の検討が必要となる。また後者に関しては、浚渫土は粒径が非常に細かく容易に浮遊し拡散する。これが、赤潮の原因と

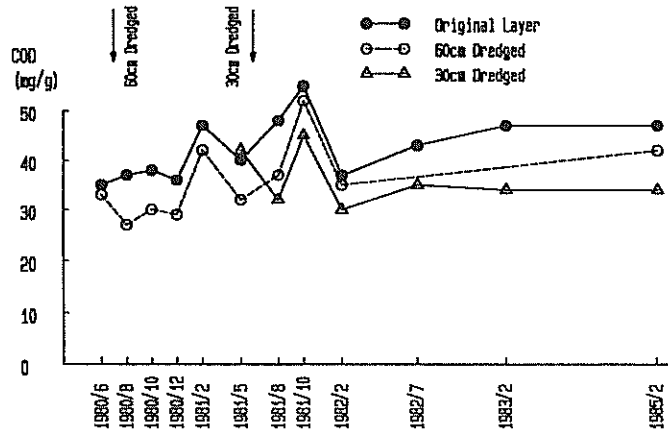


図-5.22(a) 無施工域と浚渫域の底質CODの変化
 (●: 無施工域, ○: 60cm浚渫域, △: 30cm浚渫域)

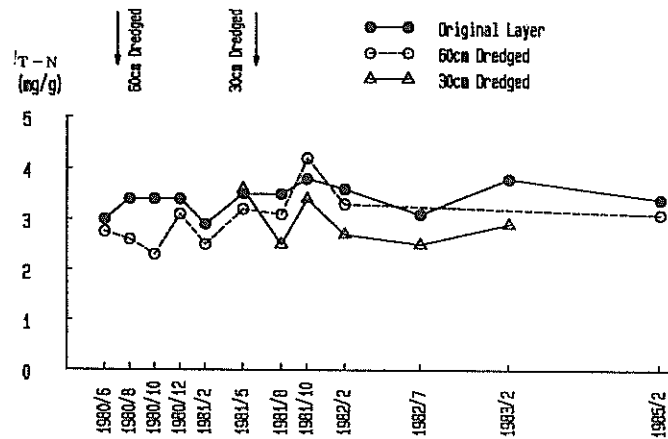


図-5.22(b) 無施工域と浚渫域の底質T-Nの変化
 (●: 無施工域, ○: 60cm浚渫域, △: 30cm浚渫域)

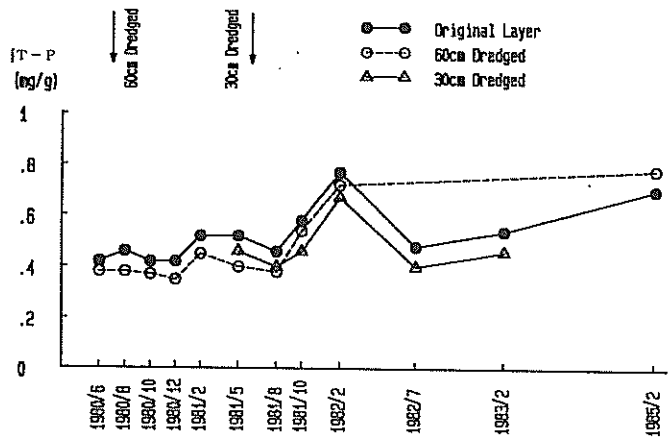


図-5.22(c) 無施工域と浚渫域の底質T-Pの変化
 (●: 無施工域, ○: 60cm浚渫域, △: 30cm浚渫域)

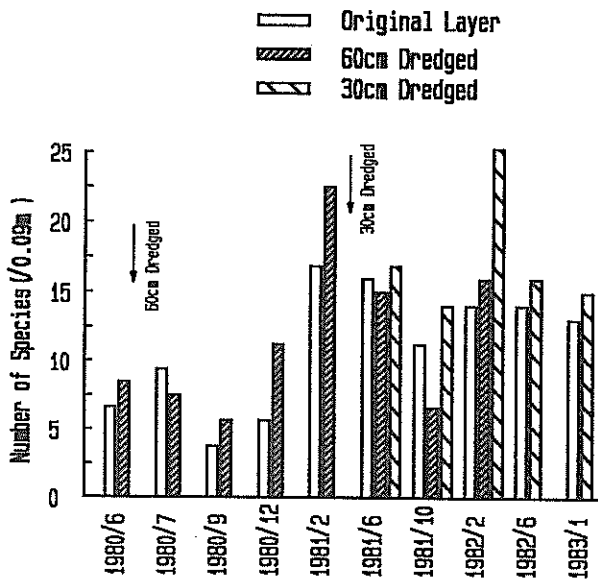


図-5.23(a) 浚渫域と無施工域でのマクロベントスの平均種類数

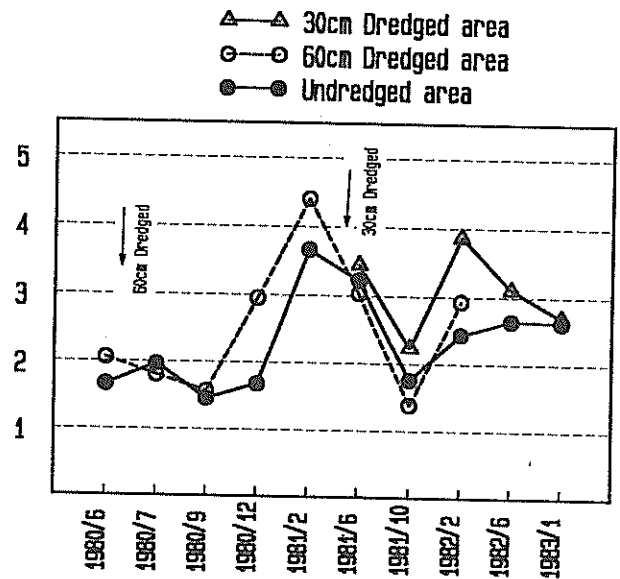


図-5.24 無施工域と浚渫域の底生生物の多様度指数(Margaref)の比較
(●: 無施工域, ○: 60cm浚渫域, △: 30cm浚渫域)

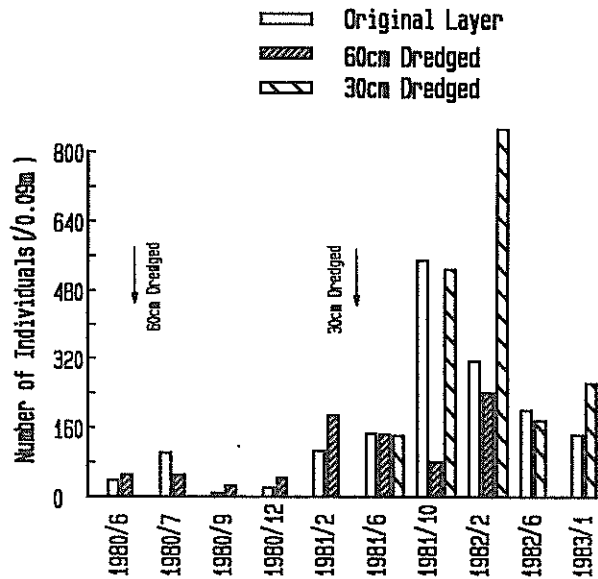


図-5.23(b) 浚渫域と無施工域でのマクロベントスの平均個体数

なったり周辺の水産業に悪影響を与える可能性があり、濁りの拡散を極力抑える必要がある。このため、できる限り少ない浚渫で最大の効果を得るための薄層浚渫や濁りの発生が少ない浚渫工法の開発も同時に進められている。なお、浚渫工事ともなう濁りの拡散は、工事区域から100~150m離れた地点で濁度の10~20mg/lの上昇が認められた。特に、海底面から1~3m近傍での濁度

の上昇が顕著であった。

5.4.3 覆砂工法に関する現地実験

汚染された底泥の上にきれいな砂を敷き、底泥からの栄養塩の溶出を削減するのが覆砂工法である。図-5.25、図-5.26に覆砂工法のイメージ図を示す(Inoue et al., 1996)。図-5.25が汚染された底泥から多量の栄養塩が溶出している状況である。この栄養塩のために、表層では赤潮が頻発し、底層では貧酸素水塊が形成されやすくなる。このように汚染された底泥を図-5.26のように、表面を汚染されていない砂で覆うと底泥からの栄養塩の溶出が削減されることが室内実験で確かめられている。

覆砂工法の現場実験を、同じく三河湾西部の海域(図-5.10参照)において第五港湾建設局と共同で実施した。100m×150mの範囲を50cmの厚さで覆砂した。覆砂材に用いた砂は室内での溶出試験に用いたものと同様に、三河湾の湾口部の中山水道の浚渫より得られたものがある。覆砂工事の概要を表-5.6に示す。海底に砂を撒く際に発生する濁りを抑えるためにアンローダーバージを用いて、注意深く50cmの覆砂厚になるように砂撒きを行っている。

浚渫工法の場合と同様に、水質、底質、間隙水の水質、及び底生生物調査による底質浄化効果の持続性の追跡調査を実施した(村上他, 1998)。水質改善効果に関しては、覆砂域の面積は三河湾の面積に比較して微小であり、また海水は潮流によって流動しているので水質調査結果からは確認不可能であるのでここでは省略する。

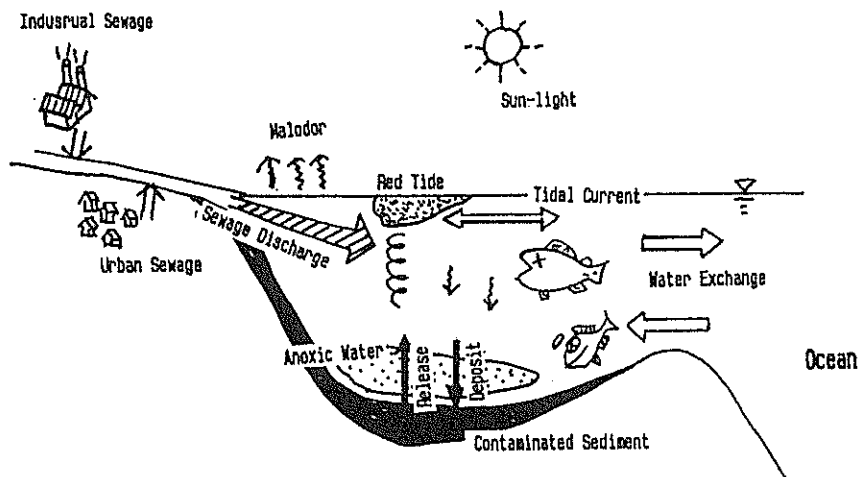


図-5.25 底質が汚染された状態の海域環境のイメージ

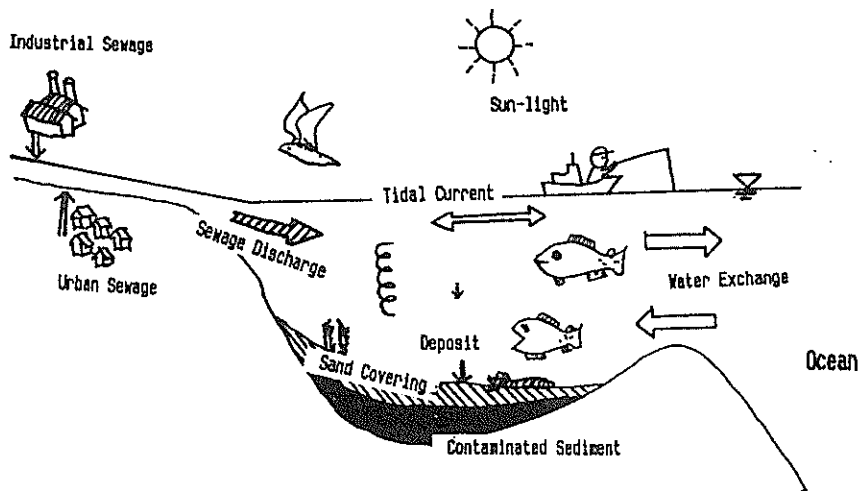


図-5.26 覆砂による底質浄化の海域環境改善のイメージ図

表-5.6 覆砂試験工事の概要

海域	三河湾河和港沖
覆砂工事地点	図-5.10参照
工事地点の水深	基本水準面下5m
覆砂工事時期	1987/6
覆砂工事範囲	1.5ha (100m×150m)
覆砂の厚さ	50cm
覆砂材	中山水道の浚渫砂
覆砂材の粒度組成	表-5.4参照
覆砂工法	アンローダーバージ

まず、覆砂施工域内と無施工域内の表層泥の底質のCOD、T-NおよびT-Pの測定結果を図-5.27(a)~(c)に示す。覆砂後2年間ほどの項目に対しても無施工域の数値が高い値となっており、覆砂による底質浄化の効果が示されている。ただし、その後は時間の経過とともに覆砂による効果は減少し、覆砂域のCODに関しては小さい値を維持しているが、T-N、T-Pの値は無施工

域を上回る場合も生じる。

覆砂後の底質の変化を詳細にみるために、深さ方向の分布を図-5.28(a)~(c)に示す。測定項目は、底質COD、総窒素(T-N)、総磷(T-P)である。白丸で示した覆砂実施前(1987年5月測定)の底泥表層での底質COD、および栄養塩濃度は非常に高い値を示している。覆砂後の覆砂層内の底質CODおよび栄養塩濃度は、表層で若干上昇の傾向がみられるが、全体としてはかなり小さい値を維持している。このことは、覆砂層と原地盤層との攪乱や混合はみられず、表層泥を除いては覆砂材としての底質を保持していることがわかる。

次に、覆砂層と原地盤層内の間隙水中の磷濃度の比較を図-5.29に示す。間隙水の栄養塩濃度は底泥からの溶出量の大きさを表しており、白丸で示された覆砂工事前(1987年5月測定)の原地盤での海底面近傍での

PO₄-P 濃度が覆砂後に大きく減少しており、特に覆砂層内の間隙水中の PO₄-P 濃度の小さいことが示されており、覆砂による PO₄-P の溶出量の削減が間隙水中の濃度測定からも確かめられた。

次に、覆砂施工域と無施工域での底生生物の調査結果を示す。図-5.30、図-5.31に示すのは、覆砂域と無施工域での底生生物の個体数と種類数の比較である。図中の矢印が覆砂工事を行った時期を示す。その後、年1回の頻度で覆砂域と無施工域の底生生物の個体数と種類数の調査を実施した。これらの図から、底生生物の個体数に関しては、覆砂域の方が多い年、あるいは逆に少ない年があり、傾向は一定していない。これに対し、種類数に

関しては、覆砂域の方が常に大きな値となっており、覆砂工事が底生生物の多様性を増加せしめた結果を示している。

また図-5.32は、覆砂域と無施工域に生息する底生生物の内、汚染に強い底生生物個体数の底生生物全個体数に占める割合を示したものである。覆砂域において、明らかに汚染種の占める割合が低下していることが、図より読みとれる。底生生物には、汚染された海域に棲むもの、比較的きれいな海域に棲むもの等がある。汚染に強い底生生物としては、ヨツバネスピオ、シズクガイ、ハナオカカギゴカイ、ホトトギスガイ等がある。また、汚染に弱い底生生物としては、クルマエビ等の甲殻類等が

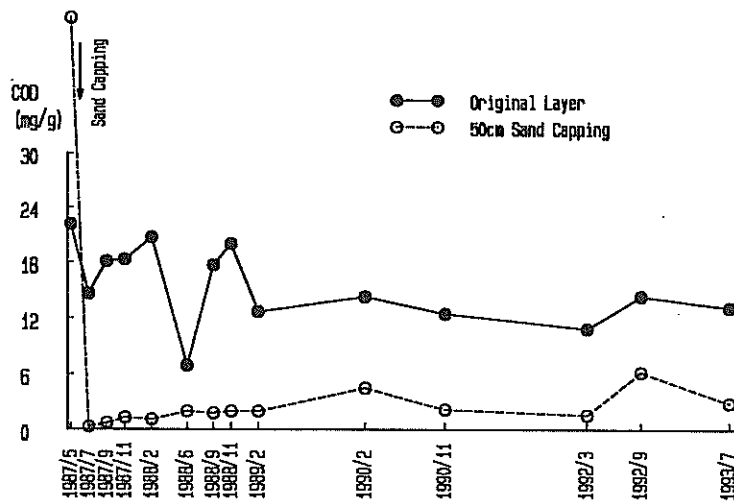


図-5.27(a) 覆砂域と無施工域の表層泥の底質CODの追跡調査 (○: 覆砂域 (50cm), ●: 無施工域)

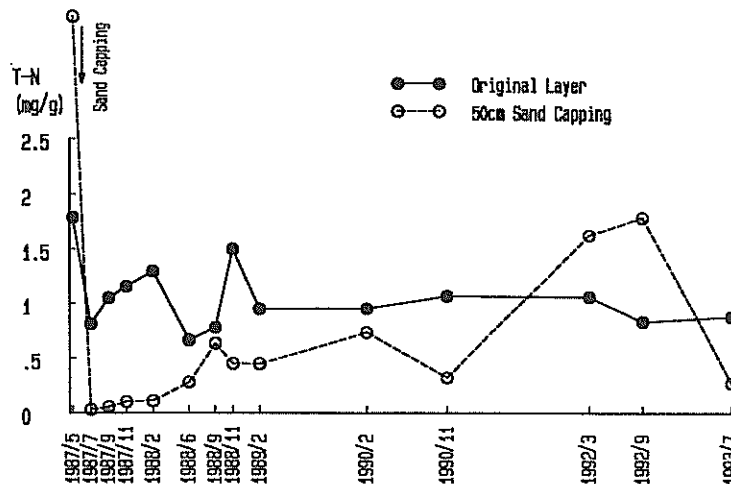


図-5.27(b) 覆砂域と無施工域の表層泥の底質T-Nの追跡調査 (○: 覆砂域 (50cm), ●: 無施工域)

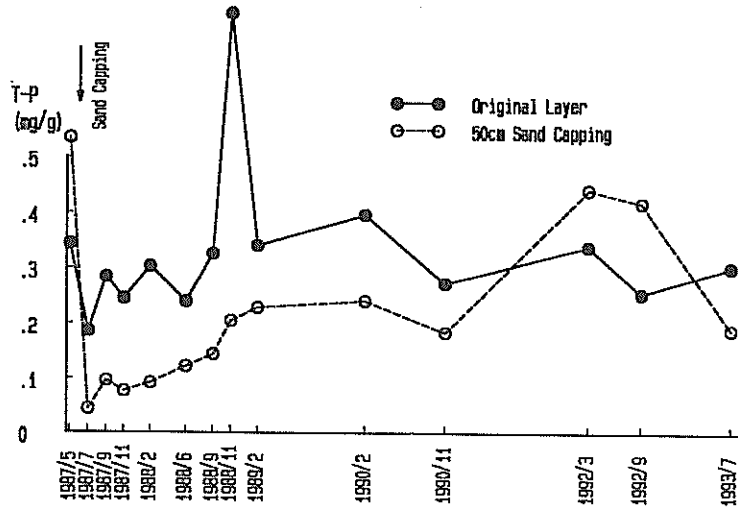


図-5.27(c) 覆砂域と無施工域の表層泥の底質 T-P の追跡調査 (○: 覆砂域 (50cm), ●: 無施工域)

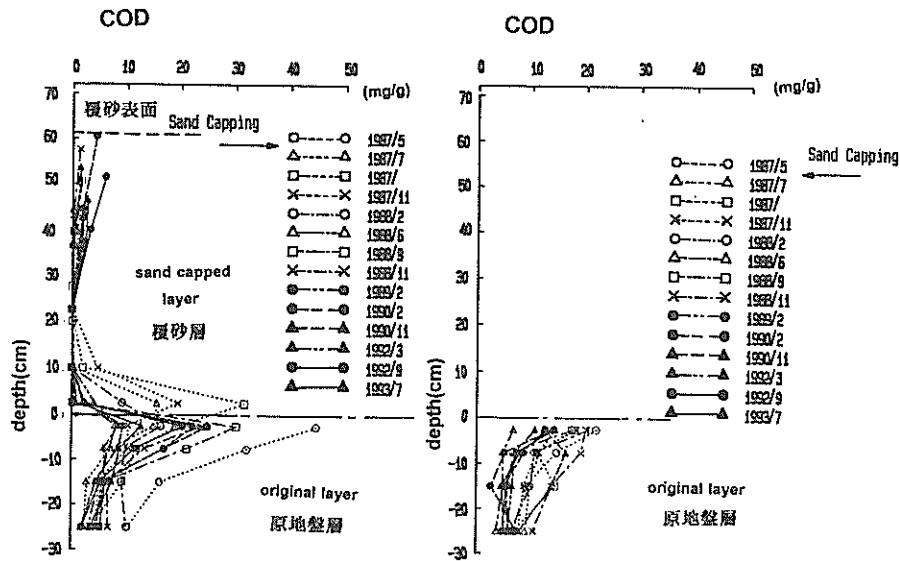


図-5.28(a) 覆砂域内と無施工域内の底質 COD の測定結果 (左: 覆砂域, 右: 無施工域)

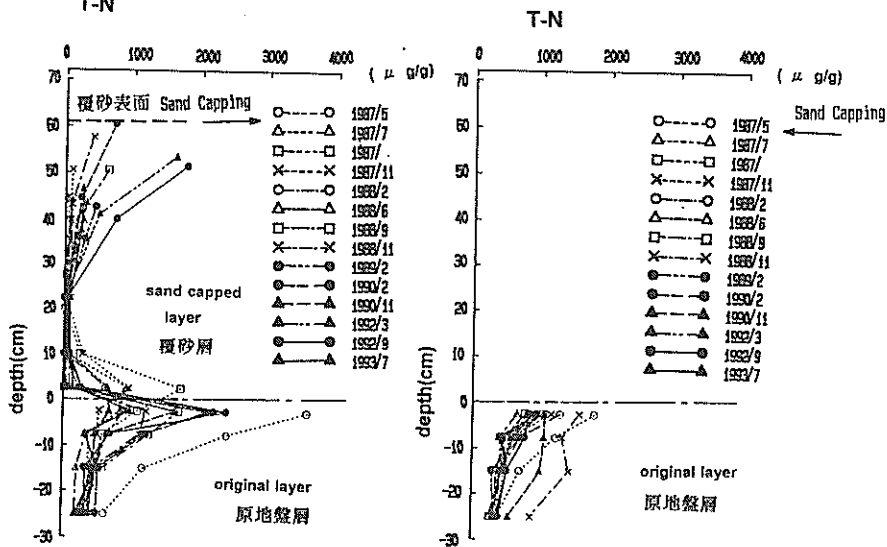


図-5.28(b) 覆砂域内と無施工域内の底質 T-N の測定結果 (左: 覆砂域, 右: 無施工域)

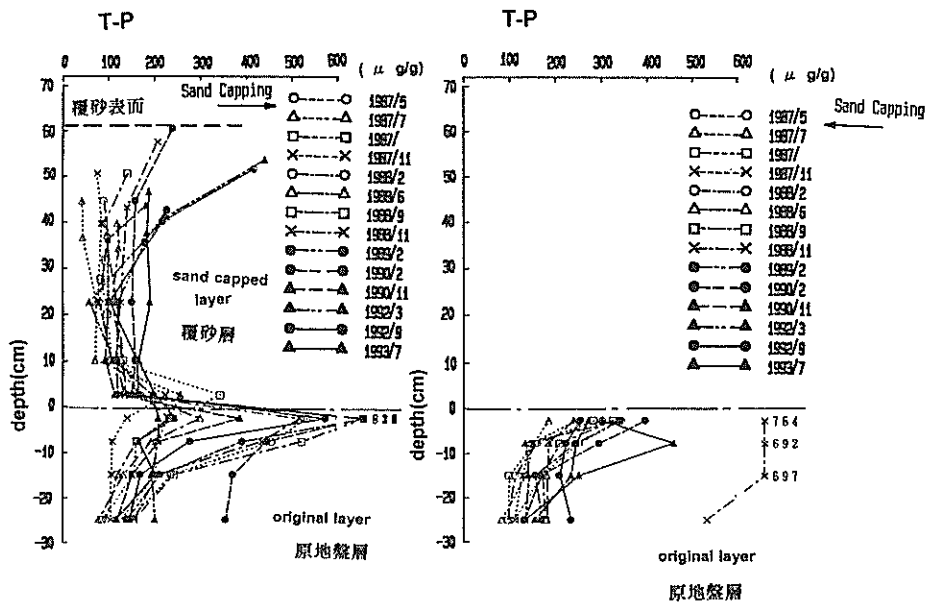


図-5.28 (c) 覆砂域内と無施工域内の底質T-Pの測定結果 (左: 覆砂域, 右: 無施工域)

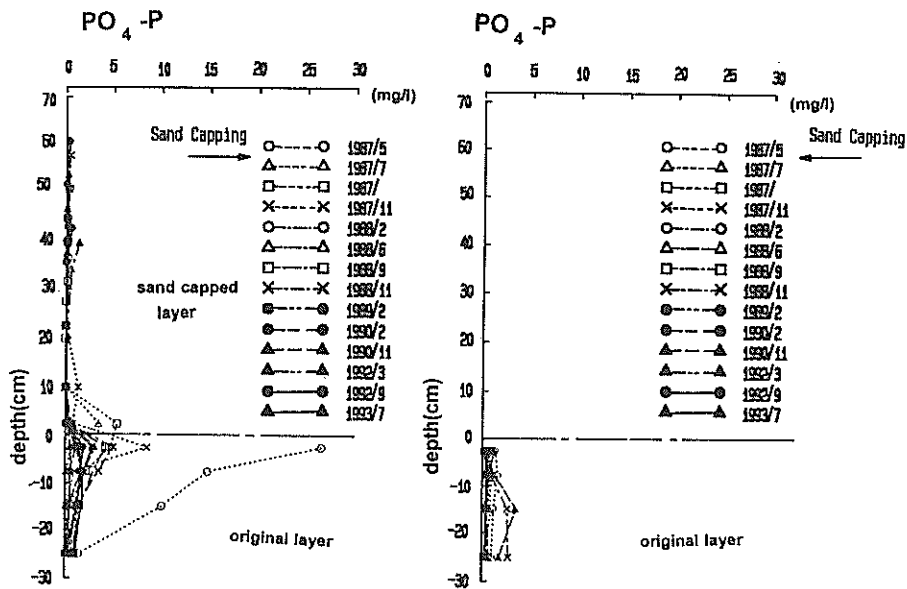


図-5.29 無施工域と覆砂域の間隙水の磷(PO₄-P)濃度の分布 (左: 覆砂域, 右: 無施工域)

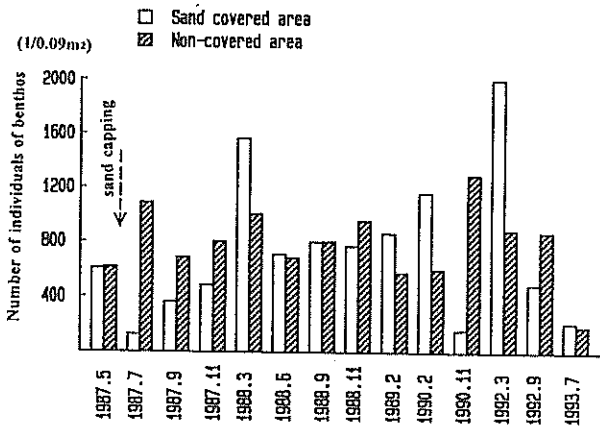


図-5.30 無施工域と覆砂域の底生生物の
個体数の比較

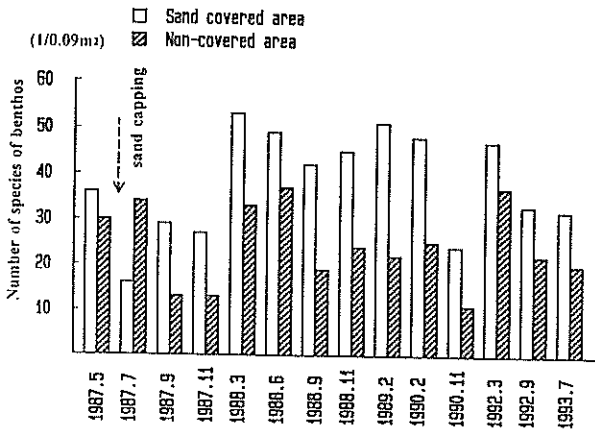


図-5.31 無施工域と覆砂域の底生生物の
種類数の比較

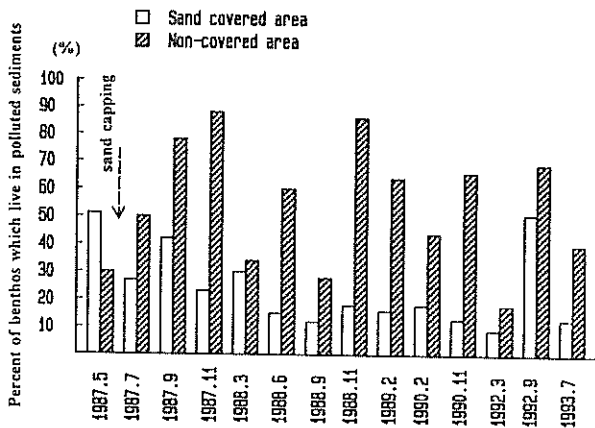


図-5.32 無施工域と覆砂域の底生生物の
汚染種の割合

ある。

浚渫の場合と同様に、図-5.30、図-5.31の結果から、底生生物の多様度指数を求めた。その結果を図-5.33に示す。実線が覆砂域内の、破線が無施工域の底生生物の多様度指数を示す。明らかに覆砂域内の多様度指数の方が大きい。覆砂域が底生生物の生息条件として改善されており、6年経過後もその効果は持続されている。このように、これらの底生生物が海底に棲息することにより、海底に溜った底泥の有機物を分解し底質浄化の役割を果たすことが期待される。

ただし、覆砂工法に問題点がない訳ではない。すなわち、大量の汚染されていない砂を如何に廉価で調達するか、汚染された底泥が再び海底面に露出しないか等である。前者に関しては、近隣での浚渫工事で発生した砂が転用できることが望ましい。砂を購入あるいは遠くから輸送する場合には経済的な問題が発生する。また後者に関しては、流れや底網等による海底土の攪乱によって閉じ込められた底泥が再び海底面に露出すると栄養塩の溶出量は抑えられない。そのため、50cm程度の厚さの砂蔕を均一に行う必要がある。また、比重の軽い浮泥の上に比重の重い砂を被せることから、砂が下に沈み込むことも懸念され、これについても今後検討を加える必要があるであろう。

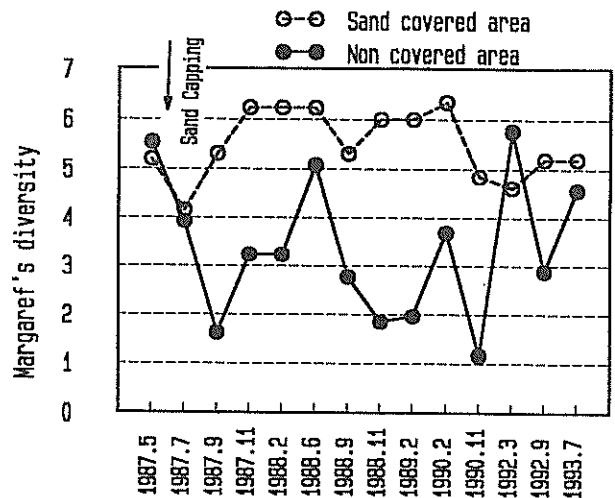


図-5.33 無施工域と覆砂域の底生生物の多様度指数
(Margaref) の比較
(○: 覆砂域, ●: 無施工域)

5.5 覆砂による水質改善効果の数値計算モデルによる検討

5.5.1 数値モデルの概略

覆砂によって海底の底質が改善されることにより、底泥からの栄養塩の溶出量は減少し、海底に棲息する底魚・マクロベントスの増殖による有機物の分解量の増加等によって、湾内の水質は浄化されるものと考えられる。しかし、ここで実施された現場実験では三河湾全体の面積に比べて非常に狭いこと、また海水は潮流等によって移動しており、覆砂域の海水の浄化作用を現地で確かめるのは困難である。そこで、このような覆砂事業が湾内の水質をどの程度浄化するのかを確かめるために数値シミュレーションを実施した。

水質モデルの詳細に関しては2章で述べた。ここでは数値モデルの概略について記す。三河湾の場合は、磷を制限因子とした栄養塩の循環モデルを用いた。そのモデルの概要を図-5.34に示す。モデルの要素として、有機

磷 (OP), 無機磷 (IP) の栄養塩濃度に溶存酸素濃度 (DO), 水質基準としてのCODを考慮している。三河湾を上・中・下の3層に分割し、有機磷, 無機磷, 溶存酸素, CODそれぞれの質量保存則の概略を記すと、以下のようになる。

有機磷 (1~3層)

$$\frac{\partial (OP)}{\partial t} = \pm(\text{移流}) \pm(\text{拡散}) \pm(\text{鉛直混合}) + (\text{沈降})^* - (\text{沈降})_- + (\text{生産}) - (\text{分解}) + (\text{流入負荷}) \dots (5.4)$$

無機磷 (1~3層)

$$\frac{\partial (IP)}{\partial t} = \pm(\text{移流}) \pm(\text{拡散}) \pm(\text{鉛直混合}) - (\text{生産}) + (\text{分解}) + (\text{流入負荷}) + (\text{溶出})^{**} \dots (5.5)$$

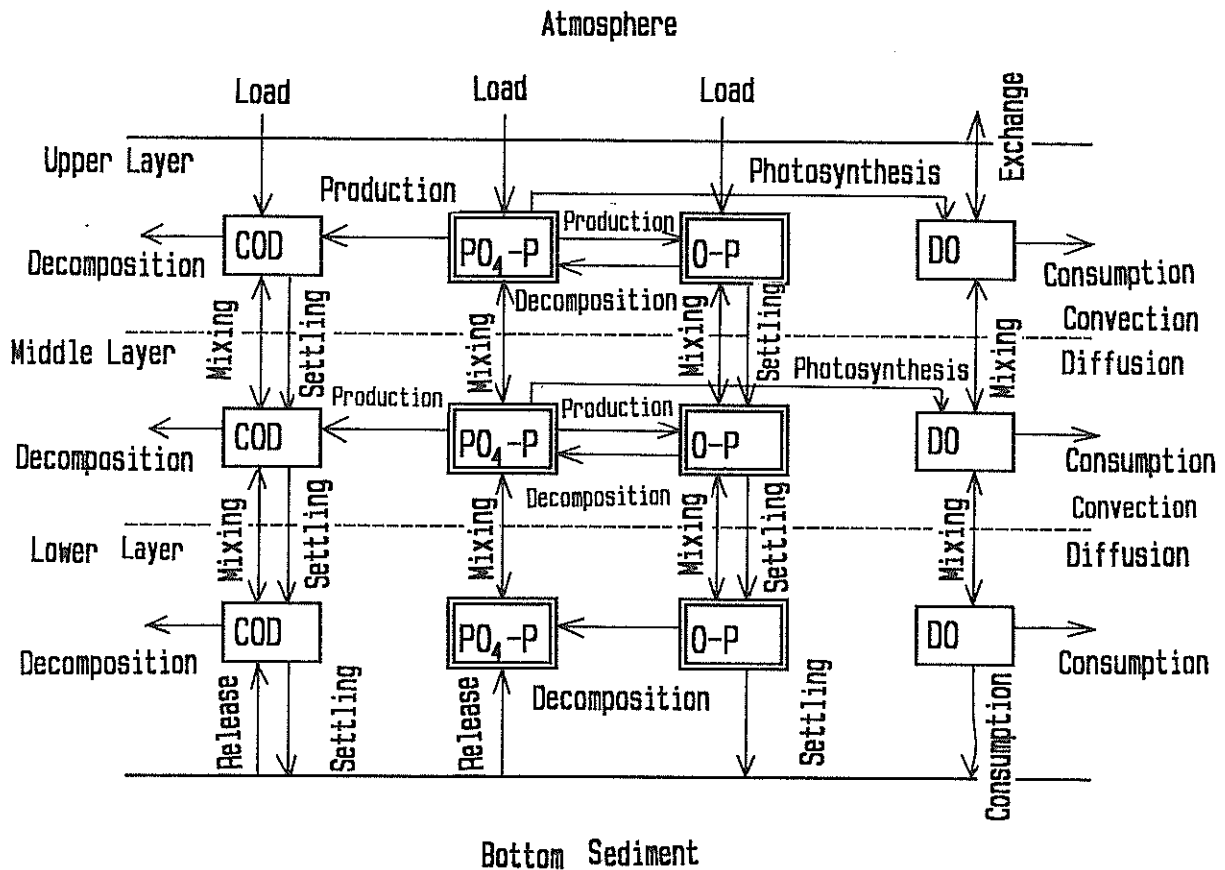


図-5.34 栄養塩循環モデルの概念図

COD (1~3層)

$$\frac{\partial (\text{COD})}{\partial t} = \pm (\text{移流}) \pm (\text{拡散}) \pm (\text{鉛直混合})$$

$$+ (\text{沈降})^* - (\text{沈降})_- + (\text{生産}) - (\text{分解})$$

$$+ (\text{流入負荷}) + (\text{溶出})^{**} \dots\dots (5.6)$$

DO (1~3層)

$$\frac{\partial (\text{DO})}{\partial t} = \pm (\text{移流}) \pm (\text{拡散}) \pm (\text{鉛直混合})$$

$$+ (\text{生産}) - (\text{分解}) \pm (\text{大気との交換})^{***}$$

$$- (\text{底泥消費})^{**} \dots\dots (5.7)$$

ここに、*は表層では考慮しない項、**は底層でのみ考慮する項、***は表層でのみ考慮する項を意味している。

これらの式において、移流・拡散には水平流速と水平拡散係数を、鉛直混合には鉛直流速と鉛直拡散係数を、沈降には浮遊物の沈降速度を、生産には光合成による植物プランクトンの合成、それにとまう磷の無機態から有機態への移行、CODの上昇、DOの生成、有機物の分解にとまう磷の有機態から無機態への移行、CODの浄化、DOの消費、底泥によるDOの消費、底泥からの無機磷、CODの溶出等を考慮した栄養塩循環モデルとなっている。底層での有機物の沈降が新生堆積物となって、新たに底泥を形成する。この新生堆積物から栄養塩が溶出して、再び海水中に存在し、湾内の富栄養化の原因となる。これらの循環プロセスに伴う栄養塩の流れのの大きさや係数の値は、2章に示したように、現場実験や室内実験で求める必要がある。また移流項に関しては、3次元の流れの数値計算によって求める必要がある。

5.5.2 数値モデルによる水質改善効果の検討

ここでは3つのケースを想定して計算を実行した。それぞれに対する計算条件を表-5.7に示す。まず第一は現況ケースで、周辺からの汚染物質の負荷と底泥からのC

表-5.7 計算ケースと負荷条件

	計算ケース	負荷条件	溶出条件
I	現状の条件	表-5.9の負荷	図-5.19の溶出量
II	全域覆砂の条件	表-5.9の負荷	溶出全域無し
III	負荷量ゼロの条件	負荷全域無し	図-5.19の溶出量

OD及び栄養塩の溶出速度を現状のままとする。次の二つは、極端な仮定に基づいた計算である。すなわち、第二は溶出量カットと云うべきもので、周辺からの負荷量を現状のままとした上で、三河湾全域を良質の砂で覆砂したため、底泥からの溶出が全くないとするものである。これとは対照的なのが第3のケースで、負荷量カットと云うべきものである。この計算では、底泥からのCOD、磷の溶出は現状のままとして、周辺からの汚染負荷が何もないと想定する。ここでは、水質への効果を把握するために、溶出量ゼロおよび負荷量ゼロという極端な仮定を想定した。

三河湾の水質に関する数値シミュレーションにおいて用いた種々の係数を表-5.8に示す。また、周辺からの負荷量に関しては図-5.35に負荷点の位置を、表-5.9にそ

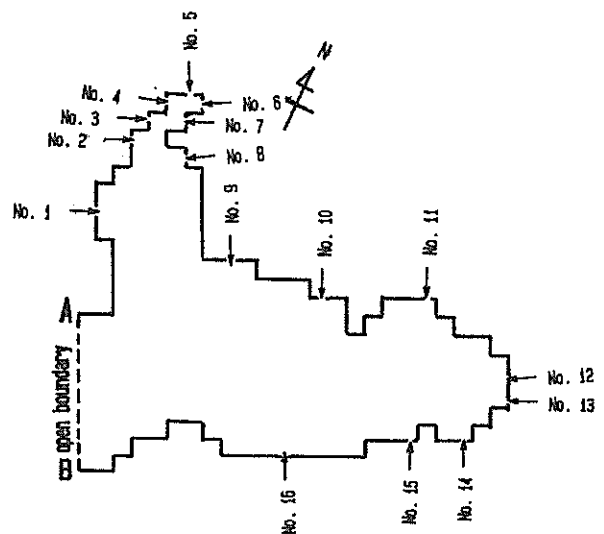


図-5.35 汚染負荷点の位置 (表-5.9参照)

の大きさを示し、底泥からのCODと磷の溶出速度の関しては図-5.20に示した値を用いた。ここに示した計算条件の値は、室内実験や現場での調査等によって求めたもので、表-2.16に示した結果(運輸省第五港湾建設局、1984)を基に決めたものである。海水の水温は溶出の大きい夏期に設定している。また、生産速度、分解速度等は夏期の水温・照度を考慮して設定している。

ここでは、3層のレベルモデルによる計算を実行している。なお、流れの計算は4潮汐間行い、その4潮汐目(36~48時間)の結果を用いて水質の計算を120潮汐間実施した。

現況ケースの計算結果について、上中下各層内におけるCOD濃度の測定結果(図-5.15再掲)を示す。計算結果のCODの平面分布を図-5.36に示す。図-5.37に現地の

表-5.8 数値計算における計算条件と諸係数

諸元	計算条件	
タイムステップ (秒)	流れ: 360秒, 水質: 1080 秒	
計算時間 (潮汐数)	流れ: 4潮汐, 水質: 120 潮汐	
流入負荷量	表-5.9参照	
境界条件	希釈係数0.99, DOは1.0	
境界潮位 (振幅, 位相)	A点: 55cm, 4° B点: 53cm, 0° (図-5.35)	
初期値 (mg/l)	O-P: 0.03 - 0.036 mg/l PO ₄ -P, DO, COD は 0.0mg/l	
沈降速度 (m/day)	O-P	0.49 - 0.71
	COD	0.51 - 1.12
分解速度 (1/day)	O-P	0.092 - 0.125
	COD	0.045 - 0.072
分解によるDO消費 (1/day)	上層	0.131
	中層	0.116
	下層	0.100
底泥のDO消費	全域 2000mg/m ² /day	
再曝気係数 (1/day)	0.5	
DO飽和濃度 (mg/l)	7.36	
生産速度定数: μ_0 (1/day)	上層	0.552 - 0.581
	中層	0.281 - 0.403
	下層	湾奥, 湾央 0.0, 湾口 0.187
半飽和定数 (k_N : mg/l)	0.027	
溶出速度 (mg/m ² /day)	COD, 磷とも図-5.20参照	
海水温	上層	24.9 °C
	中層	23.3 °C
	下層	21.9 °C

COD濃度の測定結果 (図-5.15) を示す。計算結果および現地測定結果とも、湾奥では3~4mg/l, 湾央では2~3mg/l, 湾口で2mg/l前後の濃度を示している。このことより、図-5.36の計算結果は図-5.37の測定結果を数値モデルによってほぼ再現できたものと考えられる。

次に極端な仮定の一例である溶出量カットに対する結果を図-5.38に示す。底層において有機物は沈降し新生堆積物を生成しているが、ここでは新生堆積物からの溶出は無視した計算を行っている。この計算結果のCOD値は現況ケースと比較して上層で2ppm, 下層で1~2ppmとかなり減少しており、汚染した底泥からの栄養塩の溶出を完全に削減すればかなりの水質改善効果が得られることがわかる。

同様に、負荷量カットに対する計算結果を図-5.39に示す。このケースのCOD値も上層で2ppm, 下層で1~2ppmとかなり減少しており、負荷量削減による水質改善効果も大きいことが示されている。

以上の計算結果から、栄養塩としての磷の物質循環の

流れを求めた結果をCODと共に表したのが図-5.40, 図-5.41, 図-5.42であり、それぞれ、現況, 溶出量カット, 負荷量カットに対応している。現況ケースの場合、底泥から海水に溶出するCODの量は70.0ton/day, 磷の量は5.5ton/dayであり、これは周辺からのCODの負荷量50.0ton/day, 磷の負荷量の3.8ton/dayに比べて約150%と大きい値となっている。この約150%に相当する量をカットした溶出量カットのケースでは、三河湾のCODの平均濃度が3.3mg/lから1.1mg/lに減少し、約70%の削減効果となった。また、負荷量をカットした場合のCODの平均濃度は0.96mg/lであり、溶出量カットの場合とほぼ同等の結果となった。

以上のことから、底質改善による溶出量削減は周辺からの負荷量の削減と同様、水質改善にとって重要な方策の一つであることが分かる。なお、湾全域の平均濃度が溶出量カット(70ton/day)のケースよりも負荷量カット(50ton/day)のケースの方が低くなったのは、底泥からの溶出は底層に負荷され、周辺からの負荷は表層に負荷

表-5.9 淡水流入量, CODとT-Pの負荷量
(図-5.35参照)

負荷点 (図-5.34)	淡水流入量 1000m ³ /day	COD ton/day	T-P ton/day
No.1	13	1.94	0.050
No.2	0	0.43	0.023
No.3	209	1.96	0.022
No.4	0	0.01	0.000
No.5	0	4.38	0.270
No.6	2596	12.74	1.141
No.7	0	0.13	0.006
No.8	4360	6.36	0.459
No.9	524	1.91	0.212
No.10	3	0.27	0.014
No.11	39	4.32	0.144
No.12	0	2.09	0.130
No.13	3325	5.66	0.411
No.14	302	5.18	0.560
No.15	2	0.03	0.002
No.16	29	2.48	0.268
合計	11402	49.89	3.712

注) O-P, I-P負荷はT-Pを0.61対
0.39の割合で分割した。

されるという計算条件の違いと、表層での光合成による生産と底層での消費という物質循環の特性の違いによる結果である。

このように、溶出量カットおよび負荷量カットの水質改善への効果はモデル計算により算定されたが、これは極端な仮定の下での結果であることを忘れてはならない。現実には、図-5.12に示したように、室内実験においてきれいな砂で覆砂をした場合でも原地盤からの溶出が10%程度あること、また図-5.40～図-5.42に示すように現状でも仮定のケースでも海域から海底へかなりの量の沈降が常に生じており、覆砂の効果の持続性を考慮に入れると、この新生堆積物からの栄養塩の溶出も将来的には考慮する必要がある、ここで行った想定条件下での計算結果のような水質改善効果は得られない筈である。

しかしここでは、覆砂の効果と周辺からの負荷量の効果とを、単純な条件下で比較してみたものである。これに加え、計算には考慮されていない効果を期待することもできる。すなわち、汚染されていない砂で底質を改善することは、そこに棲む底生生物の種類数を増加させ、ベントスの生態系を多様性のある豊かなものに改善するとともに、その結果として、海域の水質を改善する効果がある。特に底質の改善は海底近傍での溶存酸素の消費量を減少させ、底層での貧酸素水塊の形成を防止するこ

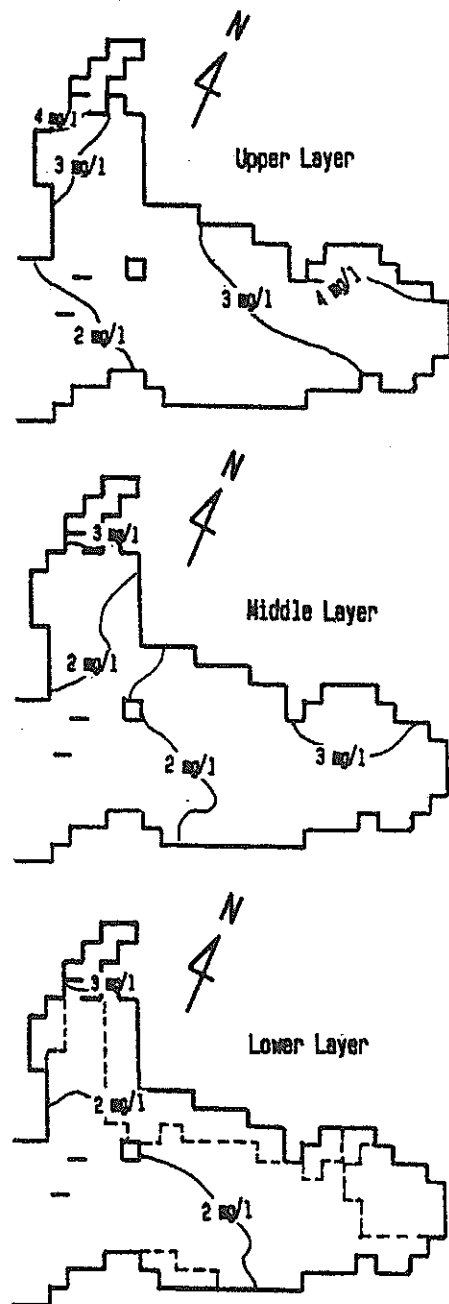


図-5.36 COD分布の計算結果(現況条件)

とにより、底生生物の棲息を助長することが考えられ、青潮等の漁業被害も減少するものと思われる。

5.5.3 底質浄化の効果の持続性

海底の底泥からの栄養塩の溶出を削減するためには、浚渫・覆砂ともに効果のある事が明らかになった。しかし、このような底質浄化工法においては、効果の持続性という共通の問題がある。

効果の持続性の検討に関しては、覆砂や浚渫により底

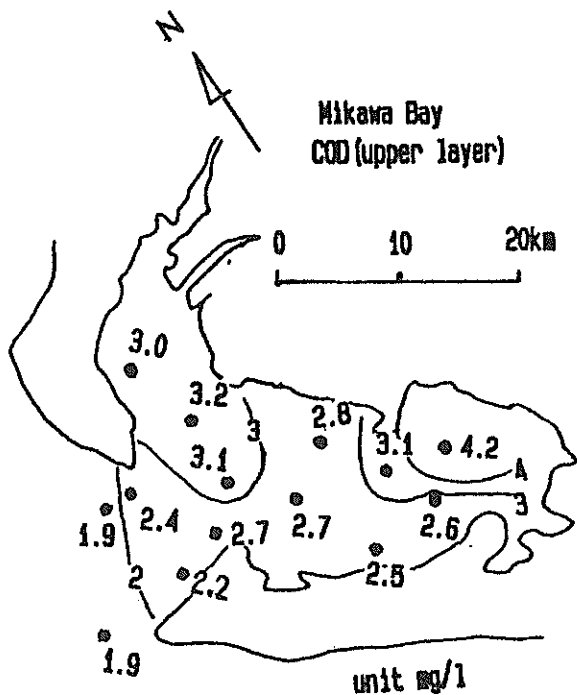


図-5.37 三河湾のCODの平面分布
(図-5.15再掲) 夏期の平均値, 単位: mg/l)

質改善された新しい底質からの溶出と, 新たに海底に堆積した新生堆積物からの溶出を考慮する必要がある. Horie & Hosokawa(1985)は, この検討を数値モデルで行った. 彼らのモデルは, 底泥をいくつかの薄い層, 及び新生堆積物に分割し, それぞれの層での溶出, 吸着, 分解, 拡散等を求めて, 無機態燐の溶出量の算定を行うものである. モデルの底泥の構成としては, 溶出量の非常に大きい新生堆積物, 溶出量の比較的大きい表層から15cm深までの底泥, 溶出量の比較的小さい15cm以深の底泥とおり, 新生堆積物や底泥からの無機燐の生成速度や, 生成された無機燐の底泥粒子と間隙水への吸着平衡より間隙水中に含まれる無機燐の濃度は, 以下に示すように水温, 底質, およびDO濃度の関数として与えている.

$$r_F = 0.017 \times (OP/SS - 0.016) \times 1.05^{T-25}$$

(新生堆積物) (5.8)

$$r_S = 0.0016 \times (OP/SS - 0.08) \times 1.06^{T-25}$$

(0~5cm深泥) (5.9)

$$r_S = 0.0014 \times (OP/SS - 0.13) \times 1.06^{T-25}$$

(5~10cm深泥) (5.10)

$$r_S = 0.00035 \times (OP/SS - 0.14) \times 1.06^{T-25}$$

(10cm以深泥) (5.11)

$$C_* = 11.5 \times 0.0748^{DO} \times 1.02^{T-20} \times IP$$

..... (5.12)

ここに, r_F : 新生堆積物からの無機態燐の生成量
($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$),

r_S : 既存堆積物からの無機態燐の生成量
($\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$),

OP/SS: 泥1gあたりに含まれる有機態燐量(mg/g),

T: 底層水の水温 ($^{\circ}\text{C}$),

C_* : 間隙水中の無機態燐の濃度 (mg/l),

DO: 底層水の溶存酸素濃度(mg/l),

IP: 底泥中に含まれる交換態の無機態燐量
(mg/g)

である. このモデルを用いて, 大阪湾の西宮の底泥を50cm厚で浚渫を行った場合の燐の溶出量の算定を行った結果を図-5.43に示す. 底泥からの無機態燐の生成量や間隙水中の無機燐の濃度が水温とDO濃度の関数で表されるために, 無機態燐の溶出速度は夏期に高く冬期に低い大きな季節変動がみられる. この結果から, 浚渫直後は既存堆積物からの無機態燐の生成量が減少するために溶出速度は減少するが, 時間の経過とともに新生堆積物が新たに生成されて徐々に溶出速度が大きくなるという様子が得られている. また, 浚渫による無機態燐の溶出量の削減効果は, 浚渫直後は約70%と大きい, 20年後には50%, 50年後には20%へと減少している. また, 効果の減少の最も大きな要因は, 新生堆積物からの溶出の影響であると述べられている.

Horieらの検討結果にも述べられているように, 海底には常に新生堆積物が沈降しており, これが新たなヘドロを形成する. このヘドロからの栄養塩の溶出量が大きくなると, 浚渫や覆砂による底質改善の効果が半減することになる. 底質改善の効果を持続させるためには, 湾内の富栄養化現象を解消する必要がある.

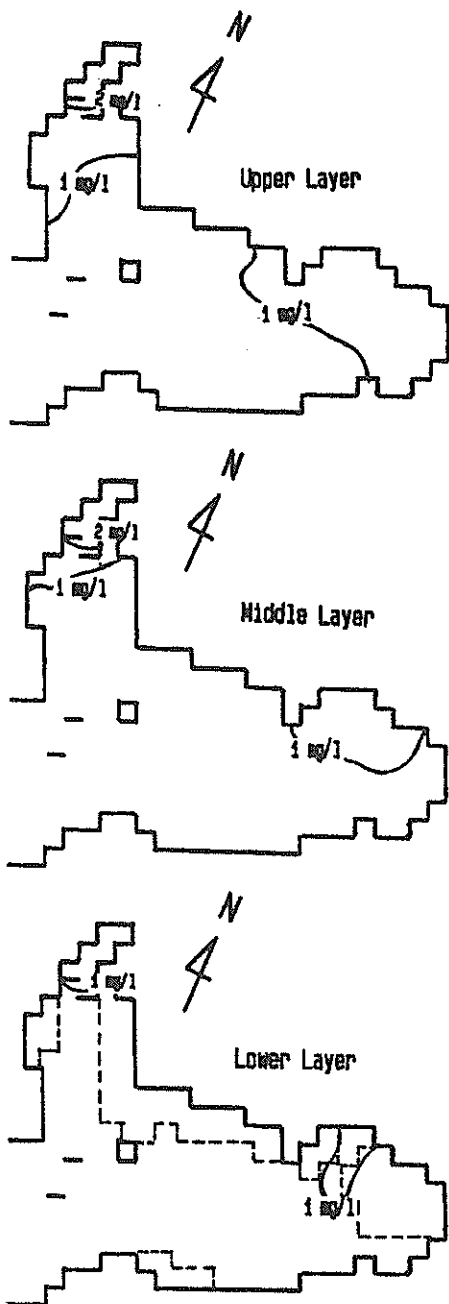


図-5.38 COD分布の計算結果
(溶出量カットの条件)

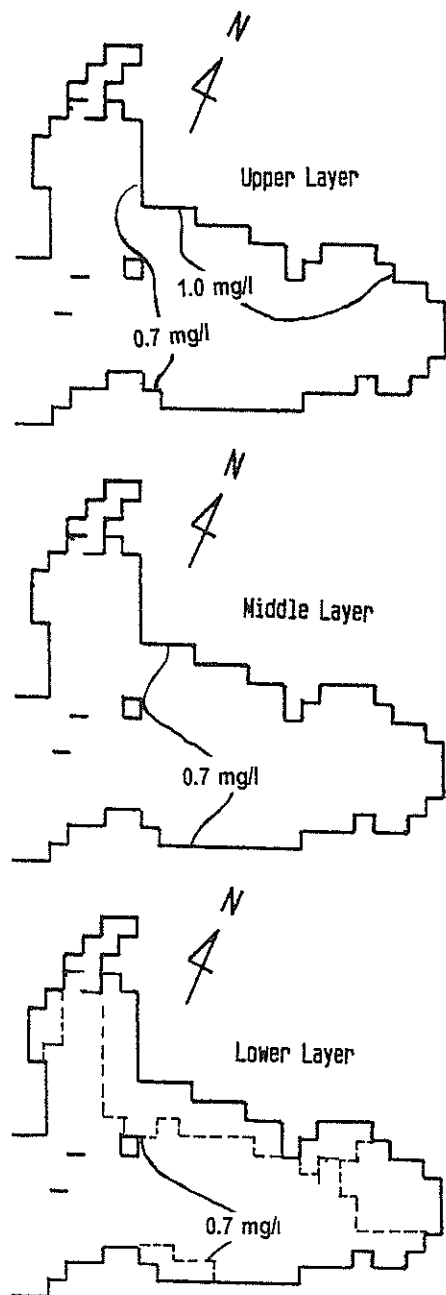


図-5.39 COD分布の計算結果
(負荷量カットの条件)

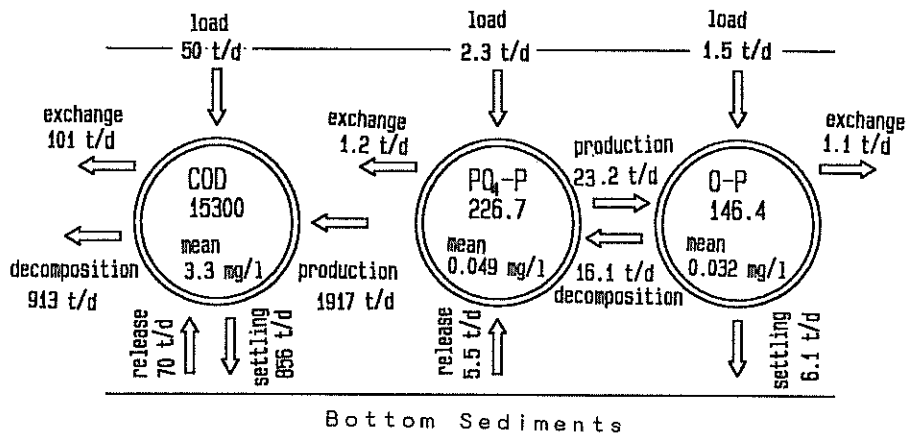


図-5.40 湾内全体のCODと磷の流れ（現況条件）

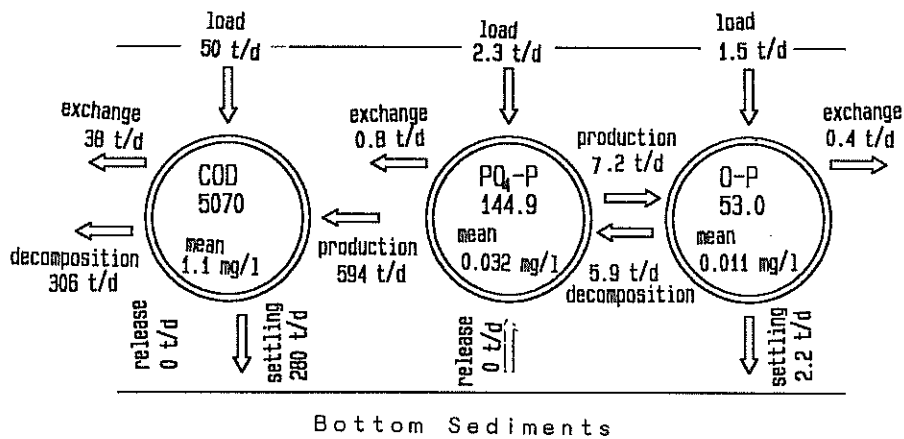


図-5.41 湾内全体のCODと磷の流れ（溶出量カットの条件）

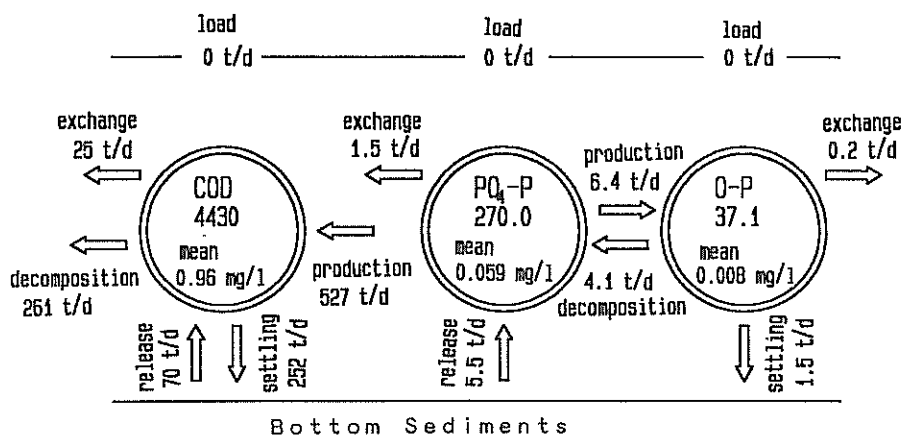


図-5.42 湾内全体のCODと磷の流れ（負荷量カットの条件）

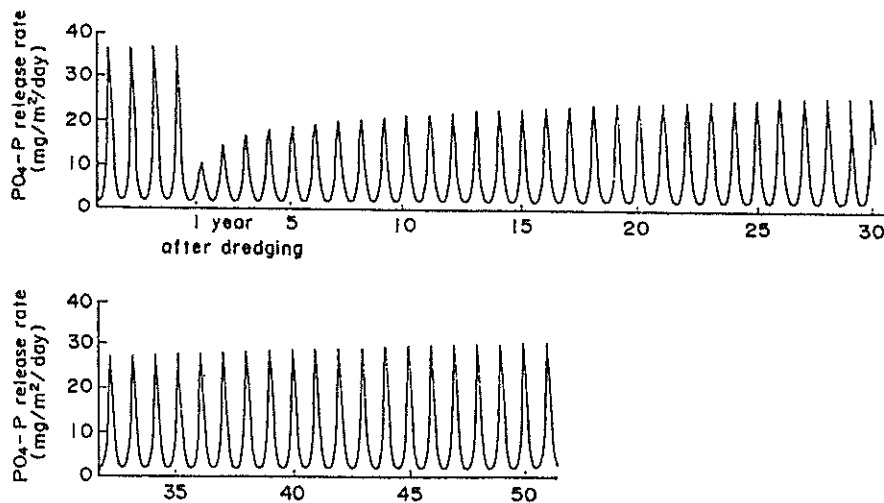


図-5.43 溶出速度と浚渫効果の持続性 (Horie and Hosokawa, 1985)

5.6 まとめ

内湾域の水質改善に当たっては、周辺から流入する外部負荷の削減にあわせ、内部負荷の削減を行う必要がある。内部負荷の主たる供給源は、元々周辺から流入した栄養塩の光合成により生産された有機物が底泥として堆積しており、この底泥から栄養塩が溶出することである。この供給を遮断する工法として、浚渫により原因を排除する方法と、覆砂により原因を遠ざける方法の二つを選び考察を行った。

まず、東京湾、大阪湾から採取された標本について、溶出機構、および浚渫工法・覆砂工法の効果について基本的な室内溶出実験を行い、また三河湾において現場溶出実験を行った結果は次の通りである。

- 1) 底泥からのCODおよび栄養塩の溶出速度は、底泥直上の水温、DO濃度と関連する。この水温が高く、DO濃度が小さいほど栄養塩の溶出速度は大きい。
- 2) 東京湾の底泥標本では、表層から50cmまでの汚染度が高く、栄養塩の溶出速度も大きい。厚さ50cm程度の浚渫が最も効率的である。
- 3) 三河湾での浚渫効果は次の通りと推定された。
30cm浚渫の場合、磷で64%、窒素で34%、底泥からの溶出量が削減される。60cm浚渫の場合、磷で85%、窒素で56%、削減される。
- 4) 三河湾での覆砂効果は次の通りと推定された。
30cm覆砂の場合、磷で88%、窒素で80%、底泥からの溶出量が削減される。60cm覆砂の場合、磷で92%、窒素で90%、削減される。
- 5) このように、きれいな砂を材料に使った覆砂工法は、

浚渫工法に比べて溶出量削減効果大きい。

次に、三河湾を主な対象として、現場浚渫実験および現場覆砂実験を行った。浚渫実験は80m×80mの広さを60cm浚渫、100m×100mを30cm浚渫の2例、覆砂実験は100m×150mの範囲を50cm覆砂したものである。得られた主要な結果は次の通りである。

- 6) 底質のCOD、T-P、T-Nの濃度は、浚渫・覆砂を施工後、4年間は無施工域（原地盤域）に比べて低く保たれていた。
 - 7) 底生生物の種類数、多様度指数は、浚渫・覆砂の施工域で増加し、無施工域に比べて改善された。この底質改善効果は6年間は持続していることが確かめられた。
 - 8) 覆砂層内間隙水の栄養塩濃度は原地盤の栄養塩濃度に比べると小さい。覆砂層内への、その下部に位置する原地盤層底泥からの栄養塩の浸み出しは小さい。
 - 9) 覆砂層内の底質のCOD、T-P、T-Nの鉛直分布をみると、表層で濃度が大きい。これは、周辺からの浮泥の流入や新生堆積物の影響であると考えられる。最後に、現況を再現できる数値モデルを構築した後、溶出量全量カット、流入負荷量全量カットの水質への効果を算定した。その結果、
 - 10) 底泥からの溶出量を覆砂により完全にゼロとする効果と、周辺からの流入負荷を完全にゼロとする効果とは、三河湾の場合ほぼ同等の効果を有することが判明した。
- なお、本章は、港湾技術研究所、運輸省港湾局、運輸省港湾建設局が実施した「底質浄化技術の開発ワーキンググループ」の研究成果（運輸省港湾局、1985）を、事

務局であった筆者が、了解を得た後、新たに解析して得られた結果、およびその後、運輸省第五港湾建設局と港湾技術研究所とが筆者の指導の下で共同で実施した、三河湾覆砂試験工事の追跡調査結果のデータを取りまとめたものである。

記号表

- c : 直上水の有機物あるいは栄養塩の濃度 (mg/l),
 c_i : i 回目の採水された海水の有機物あるいは栄養塩の濃度 (mg/l),
 COD : 化学的酸素要求量 (mg/l),
 C* : 間隙水中の無機態磷の濃度 (mg/l),
 d : Margaref の多様度指数,
 DO : 溶存酸素濃度 (mg/l),
 IP : 無機態磷濃度 (mg/l),
 IP : 底泥中に含まれる交換態の無機態磷量 (mg/g),
 M : 直上水への栄養塩あるいは有機物の溶出量 (g),
 M_n : n 回目の採水日までの有機物あるいは栄養塩の総溶出量 (g/m²),
 n : 溶出試験器直上水の海水の採水の回数,
 N : 底生物の総個体数,
 NH₄-N : アンモニア態窒素,
 OP : 有機態磷濃度 (mg/l),
 OP/SS : 泥 1 g 当たりに含まれる有機態磷量 (mg/g),
 PO₄-P : 磷酸態リン,
 r : 溶出速度 (mg/m²/day),
 r_F : 新生堆積物からの無機態磷の生成量 (mg/m²/day),
 r_S : 既存堆積物からの無機態磷の生成量 (mg/m²/day),
 S : 底泥の面積 (m²),
 S : 底生物の総種類数,
 t : 時間 (day),
 T : 底層水の水温 (°C),
 T-N : 全窒素,
 T-P : 全磷,
 V : 溶出試験器直上水の海水の容積 (m³),
 V₀ : 直上水の有機物あるいは栄養塩の初期容積 (m³),
 v_i : i 回目の採水量 (l),

参考文献

- 運輸省第五港湾建設局 (1984) : 三河湾水質改善予測調査報告書, 昭和59年3月, p. 171.
 運輸省第二港湾建設局 (1978) : 東京湾底質浄化調査報告書—要約版, 198 p.
 運輸省第二港湾建設局 (1983) : 底質浄化中間報告書作成業務報告書, 昭和58年3月, p. 154.
 運輸省港湾局 (1985) : 底質浄化技術の開発ワーキンググループ報告書, 552p.
 香川尚徳・徳増 実 (1983) : 海底泥の被覆による栄養塩溶出防止効果—室内モデル実験—, 水質汚濁研究, 第6巻, 第5号, pp. 319-326.
 環境庁国立公害研究所 (1984) : 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (Ⅲ), 霞ヶ浦高浜入りにおける隔離水界を利用した富栄養化防止手法の実験的研究, pp. 45-58.
 北森良之介 (1975) : 環境指標としての生物指標 (2) —指標生物を中心に—環境と生物指標 2 —水界編— 共立出版, pp. 265-273.
 小池 力 (1976) : 北九州港の汚泥処理技術, 日本港湾協会技術要報, 第77巻, pp. 59-67.
 西村昭史・関 政夫 (1983) : 養殖漁場改良における石灰の作用, 日本水産学会誌, 第49巻3号, 353-358.
 細川恭史・三好英一 (1981) : 底質COD測定法の検討, 港湾技研資料, No. 368, 28p.
 堀江 毅 (1987) : 海域の物質循環過程のモデル化と浄化効果の予測手法について, 港研報告, 第26巻4号, pp. 57-123.
 堀江 毅・井上聰史・村上和男・細川恭史 (1996) : 三河湾での覆砂による底質浄化の環境に及ぼす効果の現地実験, 土木学会論文集, No. 533/II-34, pp. 225-235.
 丸山俊朗・鬼塚正光 (1993) : 水域浄化法 (主として直接的方法) の解説, 沿岸域および海洋の環境保全・改善利用と技術に関する調査研究報告書, 国際海洋科学技術協会, pp. 109-125.
 村上和男・細川恭史・高野誠紀 (1998) : 三河湾の覆砂による底質改善効果に関する追跡調査, 沿岸海洋研究, Horie, T. and Y. Hosokawa (1985) : Mathematical model for the prediction of Phosphorus release, Report of PHRI, Vol. 24, No. 1, pp. 43-68.
 Inoue, S., T. Horie, K. Murakami, Y. Hosokawa, S. Sato, and Y. Sega (1994) : Sand covering for improving quality of bottom sediments in Japanese harbors, HYDRO PORT' 94, Yokosuka, Japan, pp. 907-919.

Margalef, D. R. (1957) : Information theory in ecology, Mem. Real Acad. Cienc. Arts, Vol.32, pp.373-449.

Murakami, K., Y. Hosokawa, and T. Horie (1996): Field experiments on improving of bottom sediments quality by sand capping in Mikawa Bay, Clean Sea '96 in Toyohashi, pp.122-134.

Odum, E. P. (1971) : Fundamentals of ecology, Third Ed., W.B. Saunders, p.151.

6. 結論

これまで、閉鎖性内湾域の水質環境問題について論じた。現在問題となっている閉鎖性内湾域の水質環境問題は富栄養化汚染である。要するに、窒素、リン等の栄養塩濃度が高すぎるものが問題である。栄養塩としての窒素、リンは生物の成長にとっては不可欠のものであり、そのものの存在は水質環境にとっても悪いものではない。しかし近年の生活様式の変化、化学肥料の大量散布、その他畜産業の発達、海外からの大量の栄養塩を含んだ物質の輸入等から、海域に流出する栄養塩の量が増加している。閉鎖性内湾域は、湾口部が狭いために海水交換率が小さく、湾口から外洋に出ていく栄養塩量が少ない。そのために、湾内に流出した栄養塩は湾内の海水中や海底に蓄積していく。このために、本来は望ましいと考えられているプランクトンや藻類の増殖が大きすぎて、赤潮を引き起こす原因となっている。

したがって、内湾域の水質環境問題を考える際には、その海域に流入する栄養塩の大きさと、自然の浄化能力や海水交換による希釈による大きさから、湾内に栄養塩が蓄積しないようにする必要がある。

水質浄化対策としては、湾内に流入する負荷量を削減することを必要条件として、浄化能力の向上としての干潟・浅場の造成、海水交換の促進等があげられる。本論文では、閉鎖性内湾域の水質環境問題における浄化対策として、海水交換の促進、底質改善による栄養塩の溶出削減、および底層水の貧酸素水塊の溶存酸素濃度の回復を取り上げて論じた。現場に直結した国立の研究機関の研究として、閉鎖性内湾域の水質問題を考える上での特徴的な現象を取り上げて論じたものである。本論文の結論をまとめると、以下のようになる。

まず2章では、対象海域の流れと水質の実態把握の方法と解析法について述べた。流れに関しては、対象海域の地形特性と流れ特性を3つのカテゴリーに分け、閉鎖性内湾域の流れの特性と特徴づけた。また、汚染物質の輸送に寄与する平均流の特性と、その成因について整理した。また、水質に関しては、閉鎖性内湾域の水質の特性を示すとともに、数多くある水質項目の特徴、各々の水質項目間の関連、データ解析の方法等について整理した。以上のことから、閉鎖性内湾域の流れと水質によって表される水質環境を把握することができる。このような閉鎖性内湾域の水質環境に対して、種々の水質改善施策や、埋立や防波堤等の港湾構造物の建設に対する環境影響評価が実施される。水質の予測手法として、水理模型実験と数値模型による計算が最も一般的に用いられる。

2章の後半において、この2つの手法の考え方や、その方法について整理した。

3章において、閉鎖性内湾域における最大の問題点としての、海水交換について述べた。閉鎖性内湾域とは、湾口部が狭い海域の総称であり、水質環境の問題点としては、海水交換が小さいために、栄養塩が湾内に蓄積して、富栄養化の状態となることである。そこで、水平循環流や鉛直循環流が、海水交換の大きさに寄与することから、湾内の流れの特性を正確に把握する必要性についても論じた。そして、水路開削部のゲートによる一方向流の発生、あるいは防波堤の配置による水平循環流の拡大による海水交換の促進の有効性について示した。また、一方向流の海水交換に及ぼす寄与は一方向流の流量に対して100%であることが求められ、水理模型実験によらないで、水路開削による海水交換率の大きさが計算できることを示した。更に、海水交換の大きさと潮汐残差流の渦のスケールとの関係を示し、渦の大きさが港内の奥行き規模に達すると海水交換に有効であることを示した。

ただし、水深が深い海域では鉛直方向の密度分布に起因する鉛直循環流が発生しやすいのであるが、湾口に設置された津波防波堤はこの鉛直循環流を制限し、海水交換を小さくすることも示した。

次に4章において、閉鎖性内湾域の水質環境における大きな問題として、大船渡湾の底層水の貧酸素水塊について述べた。大気との熱交換を考慮した鉛直一元モデルを用いて、大船渡湾の底層水の低水温化と貧酸素水塊の形成、およびその消滅のメカニズムを明らかにした。これより、大船渡湾の底層水の貧酸素水塊の形成は、上下層の水温差による鉛直混合の弱小化が最も大きな原因であることが示された。また、同じモデルを用いて、溶存酸素濃度の回復に関する感度解析より、海水交換の促進、外海水の導入、底質改善のほか、鉛直混合の促進、および負荷量の削減等の水質改善施策の検討を行い、各々の施策の有効性を示した。この結果、大船渡湾の水質改善は負荷量や溶出量の削減により富栄養化を改善するとともに、種々の施策を総合的に組み合わせて行うことが重要であることを示した。

最後に5章において、閉鎖性内湾域の富栄養化の原因の一つである、汚染された底泥からの栄養塩の溶出削減について述べた。港湾局および港湾建設局との共同で、三河湾を研究対象として、室内実験や現場実験を通して、覆砂や浚渫による栄養塩の溶出量の削減効果を求めた。また、覆砂と浚渫の現地実験を実施し、現地における底質改善の効果とその持続性について、底質と底生生物の

追跡調査から、試験工事後6年間は効果が持続していることが確かめられた。このような底質改善の水質環境に及ぼす効果の検討を数値計算で実施し、底質改善による効果は、負荷量削減による効果とほぼ同等であり、閉鎖性海域の水質改善における底質改善の重要性を確かめた。

以上、閉鎖性内湾域の水質環境問題として典型的な、海水交換、底質からの栄養塩の溶出、底層部における貧酸素水塊の形成、を取り上げて、多方面からの考察を加えた。

しかし、海域の環境を考える場合には、そこに生息する生物にとっての環境も重要である。最近、生物の生態系を考慮した環境配慮が望まれており、海域の環境問題を論じる際には生物学・生態学からの検討も重要なファクターになってきている。最近では、海岸構造物に付着する生物の特性や、干潟や浅場に生息する生物の特性等の研究も盛んに行われるようになってきている。このような生物の生息条件に、流れ等の物理的な要因、水質等の化学的な要因が複雑に関与している。そういった意味で、環境問題は総合的な学問であり、学際的な協力が必要であると思われる。

また、近年の地球環境問題を考えた場合、環境問題の地球規模化、地球資源の有限化等、環境問題は、人それぞれの考え方、生き方についても再考する必要がある問題となっている。人間にとっての快適な環境は、地球にすむ他の生物にとっての快適な環境とは異なることが多い。ブラジルのリオで宣言された「持続可能な開発と環境保全」の理念も、注意深い考察が必要である。

最後に、本論文のとりまとめに当たり指導教官として終始熱心にご指導、ご鞭撻をいただきました東北大学工学研究科土木工学専攻の澤本正樹教授に深く感謝の意を表します。また、本論文の審査において貴重なご教示をいただきました東北大学工学研究科土木工学専攻の須藤隆一教授並びに東北大学工学研究科土木工学専攻の田中仁教授に厚く御礼申し上げます。

本研究を行うに際し、終始一貫して数多くのご助言をいただきました元東北大学工学部付属災害制御研究センターの首藤伸夫教授に深く感謝の意を表します。また、筆者が港湾技術研究所に入所以来ご指導いただいた神戸大学工学部堀江毅教授、港湾技術研究所における同僚として、数々のご助言を頂いた海水浄化研究室細川恭史室長に深く感謝いたします。

本研究は、閉鎖性内湾域の水質環境問題を論じており、多数の現地調査、多くの模型実験や室内実験のデータを用いている。港湾技術研究所旧海洋水理部海水汚染水理

研究室、旧海域環境研究室、および海洋環境部海域環境研究室の諸氏、港湾局、港湾建設局の諸氏には多大の助力を得ており、ここで深く感謝致します。

(1998年3月31日受付)

港湾技研資料 No.900

1998.6

編集兼発行人 運輸省港湾技術研究所

発行所 運輸省港湾技術研究所
横須賀市長瀬3丁目1番1号

印刷所 有限会社つばさ印刷技研

Published by the Port and Harbour Research Institute
Nagase, Yokosuka, Japan

Copyright ©(1998)by P.H.R.I.

All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P.H.R.I.

この資料は、港湾技術研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって、本資料の全部又は一部の転載、複写は、港湾技術研究所長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。