

透過性石積み堤水質浄化システムの 水質浄化特性と浄化効果の研究

和田安彦¹・三浦浩之²

¹正会員 工博 関西大学教授 工学部土木工学科 (〒564 大阪府吹田市山手町3-3-35)

²正会員 関西大学助手 工学部土木工学科 (〒564 大阪府吹田市山手町3-3-35)

透過性石積み堤と内水域から成る沿岸海域浄化システムの汚濁物質除去過程を現地調査結果から明らかにし、その汚濁物質除去過程を生物による分解除去係数と物理的除去係数を用いてモデル化した。また、これらの汚濁負荷除去係数への水温、水質及び石積み堤透過流速の影響について検討し、係数値同定とシミュレーションモデル構築において考慮した。さらに、物質循環モデルに浄化システムを組み込み、汚濁の著しい大阪湾を事例に、本浄化システムの水質改善効果を予測した。これより閉鎖性の港湾の一部に本浄化システムを設置することで、港湾内の水質を改善できることを明らかにした。

Key Words : permeable breakwater, rubble-mound seashore, purifying water quality, water quality simulation

1. はじめに

後背地に大きな汚染源を有する内海、内湾などの閉鎖性海域は、流入する汚濁物質が大きい上に、外海水との交換が行われにくいという地形的特性を持っているため、汚濁物質が蓄積しやすく、周辺海域の水質、底質の悪化を招いている。また、そのような閉鎖性海域では、窒素、リンなどを含む物質が流入し、藻類その他の水生生物が増殖繁茂することに伴い、その水質が累進的に悪化するという、いわゆる富栄養化の進行が見られ、今日もなお多くの水域において赤潮、青潮、海水の貧酸素化、その他の水質悪化に伴う弊害が発生している。

これらの汚染は、陸域からの汚染流入負荷だけでなく、海域の地形、水深、外海との閉鎖性、底泥による酸素消費、溶出、生物活動などと深い関わりがある。

一方で、今日の沿岸域の水質保全は、快適な水環境を創造し高度なウォーターフロント利用を行うこと、あるいは生物生産、工業利用など様々な面から重要視されており、海域の水質改善のための対策も講じられている¹⁾。

このような背景のもとで最近、沿岸域環境の改善・保全手法として着目されているのが自然浄化作用を有効

利用する浄化システムである。その代表的なものが礫間接触酸化法を利用した水質浄化技術である。この礫間接触酸化法は、礫の表面ないしは礫間隙に棲息する微生物による浄化、および礫との接触沈殿などの物理浄化によって、水中の無機性および有機性の懸濁固形物、ないしは溶解性汚濁物を除去する手法であり、広域浄化や経済性にも優れていることで知られている²⁾。最近では実海域に礫間接触酸化法を利用した浄化堤を築造し、現地での調査結果からその浄化堤における水質浄化の特性や性能について明らかにしようとする研究^{3)~10)}が行われている。

筆者らも礫により構成された透過性石積み堤で囲まれた静穏浄化水域をとりあげ、汚濁水域を汚濁状況の異なる河川域、河口域、沿岸域に区分し、それぞれの水域での水質浄化システムの適用方法や効果の検討を行ってきた^{11)~13)}。

本研究では、筆者らのこれまでの研究成果を踏まえ、礫間接触酸化法を利用した透過性石積み堤とこれにより形成される内水域を合わせた水質浄化システムの浄化過程と浄化性能を実海域における調査結果より定量評価した。そして、水質浄化予測シミュレーションモ

ルの構築と、モデルにおいて浄化システムの水質浄化性能を表す反応速度定数に影響を及ぼす因子の検討を行った。また、沿岸域の親水活動を促す目的で、閉鎖性が高く、水質汚濁の進行した水域沿岸に各浄化施設を設置する場合の水質改善効果をシミュレーションにより予測した。さらに、以上の検討結果を踏まえて、自然の浄化作用を活用する沿岸海域水質浄化方策について考察した。なお、透過性石積み堤の海岸工学的な検討は多くの研究が行われているため^{14)~18)}、今回は石積み堤の水質浄化面のみについて検討した。

2. 透過性石積み堤浄化システムにおける海水浄化

(1) 透過性石積み堤浄化システム

透過性石積み堤浄化システムは、多空隙を有する碎破堤によって囲まれた水域（内水域）を設け、石積み堤に形成される自然生態系の水質浄化機能と、静穏化された内水域における水質浄化機能により、清澄な内水域と沿岸水域を創造できる施設である^{5) 11)}。石積み堤では海水が堤体内を潮汐の干満作用と波動により透過し、その際に堤体を構成する礫や石の表面に付着形成された微生物膜や生息する藻類、微小水生動物等により汚濁物質が生物ろ過される。

この水質浄化システムによって、海洋の透明度、臭気、濁度が改善でき、有機物や栄養塩類濃度を低下できる。さらに、波浪や潮汐のエネルギーを堤体で吸収するため、海面の静穏な水域を形成できる。

これより、内水域は海水浴場や海洋牧場、浮体構造の空港としての利用が期待されている。

(2) 対象浄化システムの概要

大阪湾岸にある透過性浄化堤が調査対象である。この透過性浄化堤の断面形状は台形であり、堤体の幅は水面位置で 24.96m、高さは 11.9m（敷砂部除く）、大阪湾基準水面(O.P.)から天端までの高さは 5.4m である（図-1）。外海側は消波ブロックで覆われており、下部は捨て石を積み上げたものである。調査した透過性浄化堤は図-2 に示すように長さ約 600m にわたって設置されており、形成された内水域の奥行きは平均約 600m である。

(3) 調査概要

a) 満ち潮時と引き潮時の水質調査

満ち潮時と引き潮時に海水の堤体透過による水質変化を調査した。同時に内水域と外水域の水位変化も観測

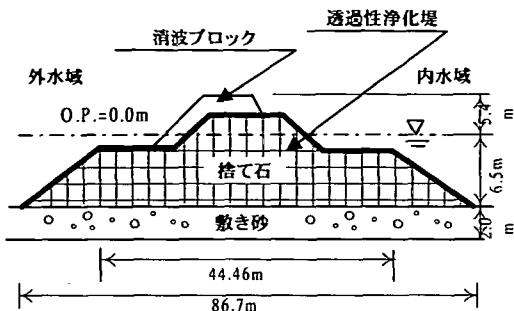
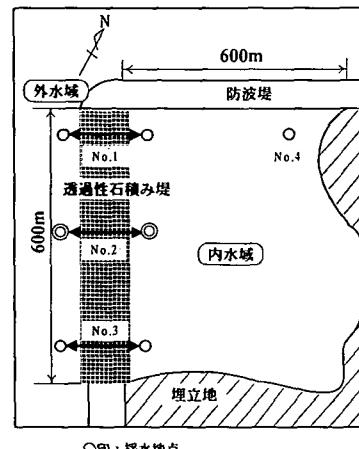


図-1 透過性石積み浄化堤の断面



○印：採水地点
(ただし、◎印：連続水質調査の採水地点)

図-2 透過性石積み浄化堤設置状況と内水域

した。調査は対象海域の水質が悪化する春から夏にかけて計 4 回（5月、6月、8月、9月）実施した。

調査地点は図-2 に示す浄化堤横断方向 3 測線（No.1 ~No.3）× 2（内水域、外水域）= 6 地点である。これら測点は海水の透過状況を考慮して設定した。すなわち、現場での目視による流況観測より、明らかに海水の透過・流入出が生じている地点を選定した。

外水域・内水域の水位を堤体の基準面から測定し、外水域水位の方が内水域水位よりも高い時を満ち潮時、低い時を引き潮時とした。

採水は採水ボトルを用いて浄化堤水際の水面直下 30cm で行った。

b) 満ち潮時の連続水質調査

満ち潮時の堤体透過による海水中の汚濁物質の除去過程を検討するため、満ち潮時に連続水質調査を行った。満ち潮時において内水域と外水域それぞれにおける水位変化と水質変化を 30 分間隔で測定した。調査は a) の調査後に 2 回（10月、11月）実施した。

表-1 海水の堤体透過による水質変化(COD) (単位: mg/l)

調査 No.	外水域	内水域	透過による濃度低下
1	引き潮時	4.1	4.3
	満ち潮時	7.2	3.0
2	引き潮時	8.5	7.5
	満ち潮時	7.8	5.1
3	引き潮時	10.8	6.9
	満ち潮時	12.4	5.7
4	引き潮時	10.3	8.9
	満ち潮時	9.1	4.3
			4.8

表-2 堤体透過による濃度低下 (単位: mg/l)

水質項目	第1回調査	第2回調査	平均値
COD	1.8~2.7	0.3~1.5	1.3
T-N	0.10~0.33	0.12~0.58	0.24
T-P	0.004~0.013	未測定	0.006
SS	2~25	2~54	14

表-3 海水の堤体透過による濃度低下率 (平均値)

透過前	透過後	低下量	濃度低下率
COD	5.1 mg/l	2.6 mg/l	2.5 mg/l 47 %
SS	44 mg/l	22 mg/l	22 mg/l 49 %
T-N	1.7 mg/l	1.3 mg/l	0.4 mg/l 22 %
T-P	0.79 mg/l	0.54 mg/l	0.25 mg/l 32 %

(5~9月の調査データが対象)

調査地点は透過性石積み堤横断面方向に1測線(外水域と内水域それぞれ1地点)である(図-2中○印)。この調査地点は、上述の調査と同様に、現場の流況観測より、堤体を透過した海水の流入出が生じている地点である。水位は堤体の基準面から測定した。採水は堤体透過後の海水を、採水ボトルを用いて浄化堤水際の水面直下30cmで行った。

(4) 堤体透過による水質変化

a) 満ち潮時と引き潮時の水質変化状況

水質変化をCODについて表-1に示す(表中の数値は3測点の平均値)。満ち潮時には堤体透過によって濃度が大きく低下している。この低下傾向は他の水質項目においても同様である。

一方、引き潮時には堤体透過による濃度低下が見られなかった。これは、内水域の水質が外水域に比較して良好であること、また、外水域では堤体を透過した海水が波浪等によりすぐに他の海水と混合するため、厳密に堤体透過後の海水を採取できなかつたことが原因である。

b) 堤体透過による水質変化

満ち潮時の堤体透過前後の水質変化を図-3に示す。堤体透過により水質が良好になっている。各調査における堤体透過による濃度低下は表-2に示すものであり、各水質項目共に堤体透過により濃度が低下している。

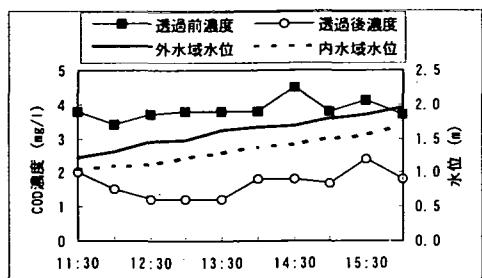


図-3 堤体透過による水質変化[満ち潮時]

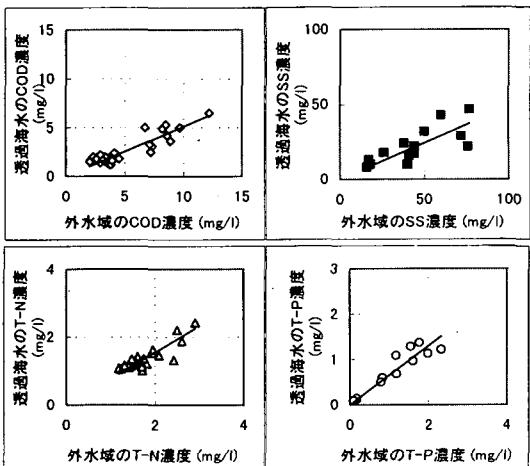


図-4 外水域水質と透過海水水質の関係

(5) 濃度低下率

全調査データを用いて、満ち潮時の外水域水質と堤体透過海水水質の関係を検討した結果を図-4に示す。透過海水水質は外水域水質と比例関係にある。

そこで、満ち潮時の堤体透過による濃度低下率を次式により求めた。

$$\text{濃度低下率}(\%) = \frac{\text{堤体透過による濃度低下量(mg/l)}}{\text{堤体透過前の濃度(mg/l)}}$$

対象海域の水質が悪化する春から夏にかけての計4回の調査の平均濃度低下率を表-3に示す。濃度低下率はCOD, SSでは50%弱、T-N, T-Pでも20~30%であり、透過性石積み堤を透過することによって、海水中の汚濁物質が除去され、水質が改善されている。

(6) 濃度低下量と水温との関係

外水域の水温と濃度低下量の関係を図-5に示す。水温が高い方が濃度低下量が大きくなる傾向は見られるが、水温と濃度低下量の間には明確な関係は見られ

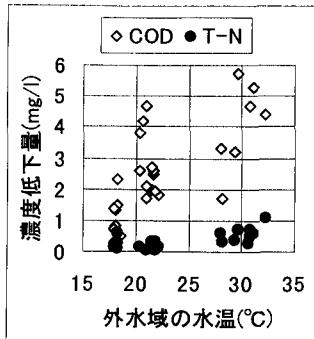


図-5 外水域の水温と濃度低下量の関係(COD,T-N)

なかつた。これは、濃度低下量がその時の外水域水質の影響を受けることに加えて、堤体透過による汚濁物質浄化では、物理的な作用の方が生物的な作用（水温の影響を受ける）よりも大きいことによる。

3. 透過性石積み堤浄化システムの汚濁物質除去過程のモデル化

調査結果より、透過性石積み堤を海水が透過する際に、海水中の汚濁物質の除去が行われていること、透過性石積み堤により形成される内水域の水質は外水域よりも良好であることが明らかとなった。そこで、透過性石積み堤とこれにより形成された内水域による汚濁物質除去過程を、調査結果を踏まえてモデル化した。

(1) 堤体透過時の汚濁物質除去過程のモデル化

堤体透過時の汚濁物質の除去は、石積み透過堤内に生息する各種生物による分解と、堤体を構成している微小土粒子内を海水が透過することによる物理的なトラップにより行われていると考えた。

a) 生物的分解による汚濁物質除去

堤体内を透過した海水中の汚濁負荷量は、透過性石積み堤内に生息する主に微生物の生物的分解作用を受けて減少していると考える。そこで、一般的な生物分解速度式²⁹⁾を用いて堤体透過による汚濁物質除去過程を表現する。

$$L_b = L_0 \cdot \exp(-k_2 \cdot t_{in}) \quad (1)$$

ここで、 k_2 は生物分解による汚濁負荷除去係数(1/hr), L_0 は堤体を透過する汚濁負荷量(kg/hr), L_b は堤体透過後の汚濁負荷量(kg/hr), t_{in} は海水が透過性石積み堤を透過するのに要する時間(hr)である。

透過時間 t_{in} は、石積み堤を透過する海水の流速から算出した。まず、単位時間 Δt の間に単位幅当たりの堤体

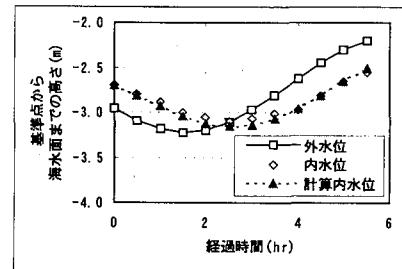


図-6 同定した透過係数による内水位の推定結果

内を透過する海水量を透過水量 ΔQ (m³/m/hr)を次式で求めた。

$$\Delta Q = \Delta H i \cdot \ell w \quad (2)$$

ここで、 $\Delta H i$ は内水域の単位時間当たり水位変化(m/hr), ℓw は内水域の平均奥行き長(m)である。

次に、この透過水量 ΔQ が次のダルシー則に従うとした。

$$\Delta Q = k_i \cdot \Delta H \quad (3)$$

ここで、 k_i は透過係数(m³/hr/m), ΔH は内水域と外水域の水位差(m)である。透過係数はダルシー則の浸透係数にあたり、ここでは外水域と内水域の水位差が単位深さであるときに単位時間・単位幅当たりの堤体内を透過する海水量を意味している。

これより、透過係数 k_i は、式(4)で算出できる。

$$k_i = \Delta Q / \Delta H \quad (4)$$

なお、透過係数算出において、外水域水位は実測値をもとに式(5)により与えた。

$$z = 0.43 \sin\left(\frac{\pi \cdot t}{12}\right) - 0.44\pi - 1.3 \quad (5)$$

ここで、 z は外水位(T.P.m), t は調査開始時刻からの時間(hr)である。

全調査結果(満ち潮・引き潮時調査4回、満ち潮時連続調査2回)を用いて透過係数の同定を行った。これより透過係数の平均値は0.220(m³/Δt/m)となった。図-6に同定した平均透過係数により推定した内水位変動を示す。内水位の変動をほぼ再現できている。

海水は堤体を構成する礫の隙間を透過している。そこで、堤体断面の隙間の合計値を透過断面積 A_t (m²)として、次式で算出した。

$$A_t = A_c \cdot \gamma \quad (6)$$

ここで、 A_c は水面下の堤体礫部断面積(m²), γ は礫部の空隙率である。

次に、この透過断面積 A_t と透過水量 ΔQ から、透過流速 v_t (m/Δt)を求めた。

$$v_t = \Delta Q / A_t \quad (7)$$

これより、透過時間は次式で算出できる。

$$t_{in} = Wt/vt \quad (8)$$

ここで、 Wt は海水透過位置の石積み堤の幅(m)である。なお、調査対象の石積み堤の海水透過位置の平均空隙率は、この部分が主として割石と砂で構成されていること、水みちが形成されていることから、0.3とした。

b) 物理的トラップによる汚濁物質除去

透過性石積み堤を海水が透過する際、物理的なトラップによる汚濁負荷除去は、SSおよび濁度成分に対して作用すると考えられる。したがって、透過性石積み堤の物理的トラップによる浄化の効果は、懸濁性成分に対して大きいといえる。

ここで、物理的トラップによる汚濁負荷除去量 L_t を次式で算出する。

$$L_t = k_3 \cdot L_o \quad (9)$$

ここで、 k_3 は物理的トラップによる汚濁負荷除去係数(単位)である。

(2) 内水域における汚濁物質除去過程のモデル化

上述した汚濁物質の除去に関する要素は、透過性石積み堤を介した浄化機構である。透過性石積み堤と内水域による海水浄化システムでは、これらに加えて、透過性石積み堤により形成される内水域における汚濁物質除去過程がある。すなわち、内水域における海水中で生物的部分に存在する有機物が、代謝過程を通じて非生物的部分に回帰する過程、つまり分解作用による汚濁物質除去である。植物プランクトンの枯死・細胞外分泌、動物プランクトンの死亡・排泄、また、これらによる非生物体の無機化などがこれに相当する¹⁹⁾。

海水中の汚濁負荷量 L_o (kg)のうち単位時間 Δt (hr)の間に内部分解作用によって除去される汚濁負荷量 L_d (kg)は次式で算出する。

$$L_d = L_o \cdot [1 - \exp(-k_4 \cdot \Delta t)] \quad (10)$$

ここで、 k_4 は内水域における汚濁負荷分解係数(1/hr)である。

4. 透過性石積み堤浄化システム汚濁物質除去モデルの汚濁物質除去係数の同定

透過性石積み堤と内水域による海水浄化システムの汚濁物質除去モデルの汚濁物質除去係数を同定するため、調査時の諸条件と汚濁物質除去の関係を検討した。

(1) 透過流速と汚濁物質除去量

礫間生物膜法による汚濁物質除去過程を一次反応式

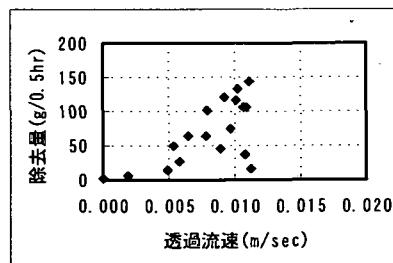


図-7 石積み堤透過流速と COD 除去量との関係

で表した場合の反応速度定数は、断面平均流速が大きいほど大きくなること、また、流速が大きいほど一定滞留時間での汚濁物質除去率が大きくなることが報告されている²⁰⁾。そこで、石積み堤の透過流速 vt と透過時の汚濁物質除去量との関係を検討した。

図-7は満ち潮時の連続調査における石積み堤透過流速と COD 除去量との関係を表したものである。これより、若干のばらつきはあるものの、流速が大きい方が汚濁物質除去量が増える特性があることが確認できた。一般に、生物膜接触距離が一定の場合には、流速が小さい方が汚濁物質除去率は大きくなる。これから考察すると、流速の大きい方が、単位時間当たりに透過性石積み堤を透過する汚濁物質量が増えることが、結果的に汚濁物質除去量を増やすことにつながっているといえる。すなわち、透過性石積み堤における汚濁物質除去過程が生物的な過程と物理的な過程により構成されていることを示している。

(2) 透過性石積み堤の汚濁負荷除去係数

a) 物理的トラップによる汚濁負荷除去係数

物理的トラップによる汚濁負荷除去係数は、SS の除去が主として物理的トラップによるものであると考え、調査における平均の SS 濃度低下率を用いて

$$k_3=0.49$$

とした。

また、SS 以外の汚濁物質は、懸濁性のものと溶解性のものに分け、懸濁性のものだけがこの物理的トラップにより除去されるとした。懸濁性のものと溶解性のものの比率は、調査海域で測定できなかったため、調査海域近傍の沿岸海域で筆者らが調査した結果（未公表）から、次のように設定した。

$$\text{COD : P-COD : D-COD} = 1 : 2.3$$

$$\text{T-N : P-TN : D-TN} = 1 : 2.1$$

$$\text{T-P : P-TP : D-TP} = 1 : 2.8$$

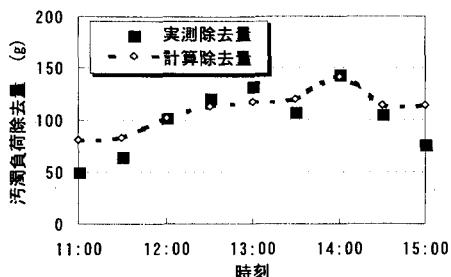


図-8 汚濁負荷除去係数の同定(COD)

表-4 内水域の水質経時変化

水質項目	調査No.	水質値(mg/l)		経過時間(hr)	汚濁負荷分解係数(1/hr)
		満ち潮時	引き潮時		
COD	1	4.2	4.1	3	0.030
	2	8.3	8.1	4	0.022
	3	8.4	7.6	4	0.042
	4	7.8	7.3	4	0.033
T-N	1	2.1	2.1	3	0.012
	2	3.6	3.7	4	0.0092
	3	2.0	2.0	4	0.0080
	4	0.93	0.96	4	0.0089
T-P	1	0.48	0.41	3	0.073
	2	1.2	0.95	4	0.075
	3	0.44	0.35	4	0.074
	4	0.078	0.065	4	0.062

b) 生物分解による汚濁負荷除去係数

生物分解による汚濁負荷除去係数 k_2 は、満ち潮時の連続調査における透過後の海水の水質値を再現できるように設定した。計算では、まず、対象汚濁物質を懸濁性と溶解性に上に示した比率により分け、懸濁性汚濁物質は物理的トラップのみにより除去され、溶解性汚濁物質は生物分解により除去されるとして、それぞれの汚濁除去量を求める。そして、これらの和が、調査結果より算出した透過性石積み堤透過による汚濁物質除去量に一致するよう生物分解による汚濁負荷除去係数を同定した。同定結果の一例を図-8に示す。

これより、汚濁負荷除去係数は次の値となった。

$$\begin{aligned} D-COD & \quad k_2 = 0.23 \text{ (1/hr)} \\ D-TN & \quad k_2 = 0.26 \text{ (1/hr)} \\ D-TP & \quad k_2 = 0.19 \text{ (1/hr)} \end{aligned}$$

(3) 内水域の汚濁負荷分解係数

内水域水質の経時変化から、内水域の汚濁負荷分解係数 k_4 を同定した。すなわち、図-2に示した調査地点No.4において満ち潮時と引き潮時に採水・水質分析を行い、得られた水質経時変化（表-4）と内水域存在水量から汚濁負荷分解除去量を算出して、式(10)を用いて分解係数 k_4 を同定した。なお、同定に当たっては、堀江らが行

表-5 内水域水質変動シミュレーション条件

内水域の規模	600m×600m, 平均水深 6.5m
外水域潮位振幅	0.86 m
外水域 COD 濃度	3.8 mg/l
内水域初期 COD 濃度	3.8 mg/l
計算時間間隔	0.5 hr

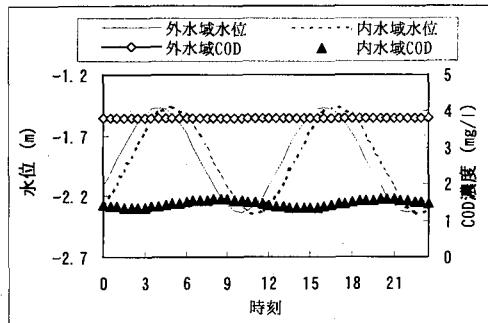


図-9 内水域水質シミュレーション結果(COD)

った研究²¹⁾における分解速度定数値も参考とした。これより、次の値が得られた。

$$COD \quad k_4 = 0.032 \text{ (1/hr)}$$

$$T-N \quad k_4 = 0.0095 \text{ (1/hr)}$$

$$T-P \quad k_4 = 0.072 \text{ (1/hr)}$$

(4) 内水域水質予測シミュレーション

以上の手順で同定した各係数値を用いて、透過性石積み堤浄化システム汚濁物質除去モデルにより、内水域の水質変化をシミュレーションした。

シミュレーションは COD について行った。シミュレーション条件を表-5に、内水域水質シミュレーション結果を図-9に示す。図には水質変動が収束した計算開始時から 10 日目の内水域水質値を、そのときの外水域および内水域の水位変動とともに示している。

外水域の COD 濃度が 3.8mg/l であるのに対して、内水域の COD 濃度は 1.3~1.5mg/l 程度であり、内水域の濃度の方が 2mg/l 以上低くなっている。各調査時の内水域、外水域の濃度差は 2~4mg/l 程度と大きかったが、この時の外水域の COD 濃度が 7~12mg/l と高かったことを考慮すると、同定した係数値および構築したモデルは妥当であると思われる。

5. 水質浄化施設による水質改善効果

ここでは、内湾化の進行が周辺海域に及ぼす影響を知り、閉鎖性海域に水質浄化施設を設置することにより得られる水質改善効果を予測するため、ADI 法による潮

流と汚染拡散の計算法を大阪・堺泉北港地区に適用し、二次元二層モデルによる潮流解析と、富栄養化モデルによる水質浄化解析を行った。

(1) 潮流解析

二次元二層モデルは温度躍層が発達した海域の潮流シミュレーションに利用される。本モデルは海域を水温差による密度躍層が存在するとみられる厚さの位置に内部境界面を設け、これによって上層と下層を分割し、上層と下層各々の流動の平均的な特性を計算するものである^{22),23)}。

上層：

$$\frac{\partial u h}{\partial t} = - \frac{\partial u^2 h}{\partial x} - \frac{\partial u v h}{\partial y} + f v h - g h \frac{\partial \zeta}{\partial x} - \gamma_i^2 (u - u') \sqrt{(u - u')^2 + (v - v')^2} \quad (11)$$

$$\frac{\partial v h}{\partial t} = - \frac{\partial u v h}{\partial x} - \frac{\partial v^2 h}{\partial y} - f u h - g h \frac{\partial \zeta}{\partial y} - \gamma_i^2 (v - v') \sqrt{(u - u')^2 + (v - v')^2} \quad (12)$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x} (u h + u' h') - \frac{\partial}{\partial y} (v h + v' h') \quad (13)$$

下層：

$$\begin{aligned} \frac{\partial u' h'}{\partial t} &= - \frac{\partial u'^2 h'}{\partial x} - \frac{\partial u' v' h'}{\partial y} + f v' h' \\ &- g h' \frac{\partial \zeta}{\partial x} + \Delta \rho g h' \frac{\partial \eta}{\partial x} \\ &+ \gamma_i^2 (u - u') \sqrt{(u - u')^2 + (v - v')^2} \\ &- \gamma_b^2 u' \sqrt{u'^2 + v'^2} \end{aligned} \quad (14)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial v' h'}{\partial t} &= - \frac{\partial u' v' h'}{\partial x} - \frac{\partial v'^2 h'}{\partial y} - f u' h' \\ &- g h' \frac{\partial \zeta}{\partial y} + \Delta \rho g h' \frac{\partial \eta}{\partial y} \\ &+ \gamma_i^2 (v - v') \sqrt{(u - u')^2 + (v - v')^2} \\ &- \gamma_b^2 v' \sqrt{u'^2 + v'^2} \end{aligned} \quad (15)$$

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial u' h'}{\partial x} + \frac{\partial v' h'}{\partial y} \quad (16)$$

ここで、 u は上層の平均流速（ x 方向）(cm/sec), v は上層の平均流速(cm/sec), 変数名に“”を付したものはそれぞれの下層に対する変数名である（例えば、 u' は下層の x 方向平均流速を表している。）。さらに、 ζ は平均海面からの海面の高さ（海面の変位）(cm), η は内部境界面の平均位置からの高さ（内部境界面の変位）, H は

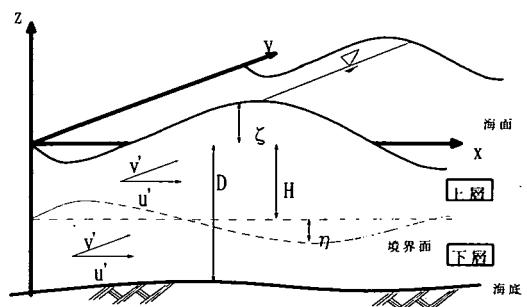


図-10 二次元二層モデルの座標系

上層の平均厚さ(cm), h は上層の厚さ ($H + \zeta + \eta$) (cm), h' は下層の厚さ ($D - H - \eta$) (cm), D は水深(cm), γ_i^2 は内部境界面での上層と下層の摩擦係数, γ_b^2 は海底摩擦係数, f はコリオリの係数 ($f = 2\omega \sin \psi$) (1/sec), $\Delta \rho$ は上層と下層の密度差(g/cm³)である。

二次元二層モデルの差分にはADI法^{22),23)}を用いた。二次元二層モデルの座標系を図-10に示す。

境界は次のように取り扱った。

- ① 左端閉境界(i-1) 点の場合で、流速V(i) の計算を行う場合、V(i+1)とV(i-1)の差が計算となるため、V(i-1)=V(i+1)とした。
- ② 右端閉境界(i+1) 点の場合は、左端閉境界の場合と同様に、V(i+1)=V(i-1)とした。
- ③ 開境界は強制水位を与えていため、左端閉境界(i-1)点では、
水位E(i)=E(i-1)
流速V(i)=V(i-1)
(開境界に直交する方向の流速)
- ④ 開境界上の境界に沿う方向の流速は0とする。
- ⑤ 右端開境界(i+1) 点では、水位については特に措置は施さないこととし、流速は左端開境界の場合と同様とした。また、河川流入を取り扱う方法して、河川流入点から流量のみを連続方程式に加える手法を用いた。

(2) 水質浄化解析

水質浄化施設設置地点の沿岸海域における拡散解析では、海域の富栄養化シミュレーションのために考案された富栄養化モデル^{19),21),24)}を用いた。このモデルは、富栄養化物質について次の5項目の量を定量化することで作成することができる。

- ・陸域からの流入量
- ・底泥からの溶出量

- ・光合成に伴う同化吸収量
- ・有機物の分解量
- ・有機物の沈殿量

この富栄養化モデルは、生産を行う有光層と分解を行う無光層の二層モデルとしている。さらに、単一物質の拡散モデルではなく、COD、有機栄養塩、無機栄養塩（植物プランクトンの利用可能な栄養塩）の複数物質の拡散として取り扱い、各拡散方程式に物質循環過程をマクロ的に表現できるように、生産項、分解項、沈殿項、溶出項を加えている。

本論文では中西・浮田らの用いた二次元二層の拡散方程式²⁹⁾を用い、その差分には、潮流解析同様、ADI法を用いた。

境界の取り扱いは、以下のように行った。

- 閉境界では界を通じての物質収支 = 0 として、濃度設定を行った。
- 開境界では、[境界外地点の濃度 = 境界上の計算点の濃度]として計算を行った。

また、河川からの流入負荷量は、流入位置での上層の汚濁物質濃度から汚濁物質負荷量を算出し、これに河川からの流入負荷量を足し合わせた後、濃度に換算する方法により取り扱った。

なお、このモデルによる解析は沿岸海域（外水域）が対象であり、内水域は4章で述べたモデルにより解析する。

(3) 解析対象海域とその現状

対象海域は、大和川によって継続的に汚濁物質が流入し、沿岸海域の背後に存在する都市部の発生負荷が海域の水質汚濁に影響を及ぼしていると考えられる大阪湾・堺泉北港周辺海域とした。堺泉北港は特定重要港湾で、ガス、電気、石油などの供給基地を中心とした臨海工業地帯である。対象海域は大阪湾奥部に位置し、埋め立てにより内湾化が進行している。水深は3~25m程度であり、水深が10m未満のところでは船舶の航行を安全にするため、港から沖合いの航路部まで海底が掘り下げられている。このため海底地形は複雑である²⁹⁾。

対象海域に流入する主な河川には大和川（年平均流量18.44m³/sec）があり、河口部の水質はBOD 10.3mg/l、COD 10.9mg/lと悪く、大和川からの汚濁物質の供給により周辺海域、特に内湾部での汚染が著しい。なお、大和川下流部は環境基準によりD類型（BOD基準値：8mg/l以下）に指定されている^{29),27)}。

対象海域での潮流の特徴は次のものである。

- 上げ潮時には、紀淡海峡から明石海峡の方向（南

側から北西側）へ流れ、下げ潮時にはその逆の方向（北西側から南側）に流れている。これは、上層とも同じである。

- 最大流速は、対象海域全体でみると、上層では20~25cm/sec、下層では15~20cm/secである。
- 航路の存在などにより海底の地形が複雑なため、下層の流れは、上層とは異なる。

また、対象海域での水質の現状は次のようにある。

- 各水質項目ともその濃度は大和川河口部が最も高く、冲合いへ向かって次第に低くなっている。
- 大和川河口部でのCOD濃度は、

上層：4.0 ~ 4.5 mg/l

下層：3.5 ~ 4.0 mg/l

であり、周辺海域全体では、

上層：2.6 ~ 4.8 mg/l (平均4.1 mg/l)

下層：2.0 ~ 3.3 mg/l (平均2.6 mg/l)

である²⁹⁾。

(4) 現況水質再現シミュレーション

水質浄化解析では、計算対象領域、座標、格子間隔、水深については潮流計算と同一とし、格子点の流速、水位を潮流計算結果より読み込み解析を行った。用いる流速、水位データは潮流計算結果での安定したと思われる6潮汐目の1潮汐分のデータである。

なお、本計算では次の事項を考慮した。

- 拡散係数については、堀江らが行った実験²⁹⁾による値を参考に、全域一定として用いた。
- 初期濃度については、対象海域での4月~10月の実測値を平均し、全域一定濃度（濃度値については入力条件の表中に記述）として用いた。

また、拡散方程式中の各物質循環過程に関する諸係数値については堀江らの研究での値を参考にした。設定値は海域全体の濃度分布がほぼ測定値に近くなるように設定したものであり、一部、参考値との差が大きいものがある。これに関しては、東京湾等の他の海域での値と比較しても大きな隔たりのない範囲で設定した。このため、対象海域での現況水質の再現に問題はないと考えられる。

以上の手順により設定した係数値等を表-6に、現況の対象海域の水質再現シミュレーションを行った結果を図-11に示す。

(5) 透過性石積み堤浄化システムによる水質改善効果予測シミュレーション

透過性石積み堤を図-12に示した位置に、総延長 2.0

表-6 入力諸元（水質浄化計算）

諸元	採用値
計算対象領域	図-11参照
格子間隔	250 m
上層(有光層)厚	5 m
計算時間間隔	5分 (300秒)
潮流及び潮流	潮流計算で得たデータを利用
拡散係数K	上層: $1.3 \times 10^5 \text{ cm}^2/\text{sec}$ 下層: $1.0 \times 10^5 \text{ cm}^2/\text{sec}$
上下層間の交換係数 Kz	1.0×10^{-5}
初期COD濃度	上層: 4.1 mg/l 下層: 2.6 mg/l
初期有機栄養塩濃度	上層: 0.10 mg/l 下層: 0.10 mg/l
初期無機栄養塩濃度	上層: 0.01 mg/l 下層: 0.01 mg/l
植物プランクトン光合成速度 α	0.35 (1/day)
有機栄養塩分解速度 β	上層: 0.02 (1/day) 下層: 0.01 (1/day)
単位濃度、単位時間当たりの沈降量 γ	0.7
底泥よりの有機栄養塩溶出量 B_0	0 mg/m ² /day
底泥よりの無機栄養塩溶出量 B_1	5 mg/m ² /day
底泥よりのCOD溶出量 S_B	60 mg/m ² /day
栄養塩濃度とCOD濃度との植物プランクトン組成比 a	63.3
COD分解係数 K_1	上層: 0.01 (1/day) 下層: 0.01 (1/day)
CODの沈降あるいは吸着による減少係数 K_3	上層: 0.01 (1/day) 下層: 0.01 (1/day)
陸からの有機栄養塩供給量 L_{NO}	193 kg/day
陸からの無機栄養塩供給量 L_N	659 kg/day
陸からのCOD供給量 L_s	17,500 kg/day

表-7 水質浄化シミュレーション条件

諸元	設定値
透過係数 k_1	$0.22 \text{ m}^3/\text{sec}/\text{m}$
堤体透過時の生物分解による汚濁負荷除去係数 k_2	$0.23 (1/\text{hr})$
堤体透過時の物理的トラップによる汚濁負荷除去係数 k_3	0.49
内水域の汚濁負荷分解係数 k_4	0.032 (1/hr)
浄化システムの設置数	2 エリア
透過性石積み浄化堤の規模	$L=1,000\text{m}$, 幅, 構造等は調査した浄化堤と同じ
内水域の規模	1,000m × 500m, 平均水深 10m
内水域の初期COD濃度	外水域の上層と同じ濃度とした 4.1 mg/l

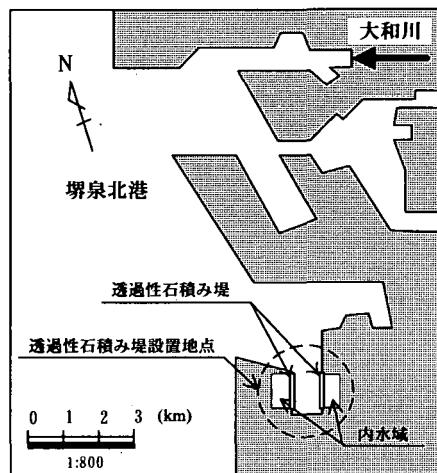


図-12 対象海域と浄化施設設置地点

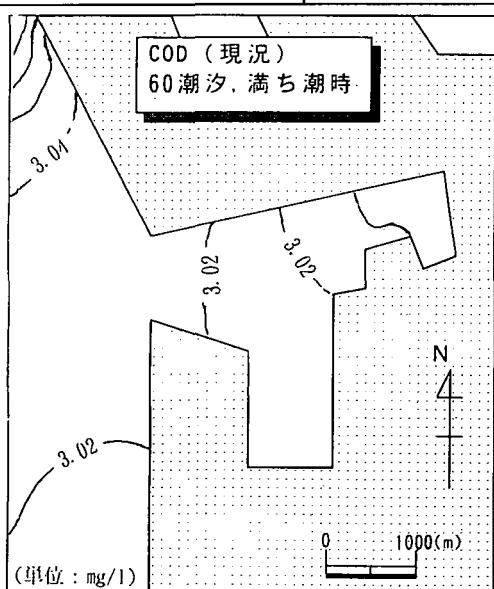


図-11 現況の内湾水域水質の再現シミュレーション結果

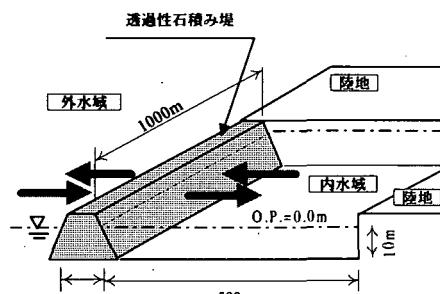


図-13 設置する浄化システムの概念図



図-14 モデルの相互関連概念図

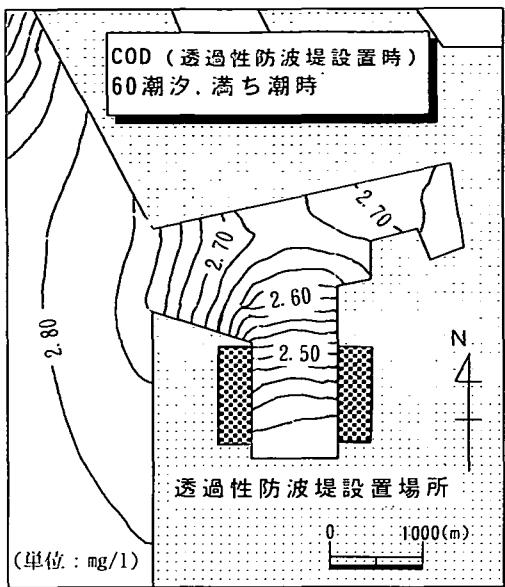


図-15 水質浄化シミュレーション結果

kmにわたって設置することを想定し、沿岸海域の水質予測シミュレーションを行った。浄化システムは水質汚濁の著しい内湾奥部に位置する閉鎖性の高い港湾を取り囲む形状に設置する。設置する浄化システムの規模等とシミュレーション条件を表-7に、設置する浄化システムの概要を図-13に示す。

シミュレーションは外水域、透過性石積み浄化堤、内水域それぞれで、図-14に示すモデルを相互に関連させて実施した。計算開始から60潮汐目まで計算を繰り返し行った。60潮汐目の濃度センター図(COD)を図-15に示す。

浄化システムを港湾部を取り囲む形で設置したことにより、港湾内の水質を改善できており、CODでは現況では3.0mg/l程度の濃度にあるものが2.5mg/l以下にまで低下している。また、浄化システムを設置した港湾部だけでなく、その周辺海域の水質も改善できている。これは港湾部の水質が周辺海域よりも清澄なため、これが拡散して、周辺海域の水質を改善したものである。

また、透過性石積み堤内側の内水域の水質はCODで1.5mg/lと非常に清澄になることがシミュレーション結果より示され、各種の海洋性レクリエーションの場としての利用が十分可能な水質レベルとなっている。

(6) 透過性石積み堤浄化システムを活用する沿岸海域 水質管理

このように、今回検討した透過性石積み堤と内水域に

よる浄化システムは、汚濁の進行した内湾奥の港湾海域の水質改善に有効な手段であり、さらにその周辺海域の水質改善にまで効果があると予想できた。一方、内水域は外水域の水質よりもさらに改善されるため、親水活動を伴うような海洋性レクリエーションを行う場を提供できる可能性がある。

実際に、本浄化システムを整備する場合には、港湾機能との両立、石積み堤の規模と内水域の規模等、検討すべき事項が残されているが、親水性に富む沿岸環境を創造する場合にはかなり有効な手段であると評価できる。

本浄化システムにより形成される内水域は、水質が良好なだけでなく、波浪の影響を受けない静穏な水域となることから、大都市圏周辺の汚濁の進行した沿岸域に整備することにより、市民に身近な場所に海と接することのできる空間を提供でき、青少年の教育活動の場としても活用できると考えられる。

6. 結言

本研究では、最近活発に研究が行われている海域における水質浄化施設の中の、透過性石積み堤とこれにより形成される内水域による沿岸海域水質浄化システムを取りあげ、その汚濁物質除去過程とその特性を実海域での調査結果から検討した。さらに、本浄化システムの沿岸海域水質浄化効果を大阪湾の中でも汚濁の著しい大和川河口周辺の内湾部を対象に水質シミュレーションにより明らかにした。

実施設における調査結果より、透過性石積み堤を海水が透過する際の汚濁物質除去効果は高く、平均して透過前の水質値の1/2~1/5にまで改善できることが明らかになった。また、この石積み堤における汚濁物質除去は水温に比例して多くなるが、必ずしも一義的な関係ではなく、水温に影響されない汚濁物質除去過程もあることが判明した。さらに、石積み堤を透過する流速が早い方が汚濁物質除去量が増える傾向のあることも把握した。これより、石積み堤の汚濁物質除去過程を物理的なトラップによるものと生物分解によるものから構成されると考え、それぞれの汚濁負荷除去係数を求めた。

さらに、石積み堤の内側に形成される内水域においても汚濁物質除去が行われていることが明らかになったため、この汚濁物質除去過程も内水域汚濁負荷分解係数を用いて表した。

そして、これらの解析・検討結果を踏まえて、汚濁の進行した内湾奥部の港湾の水質改善に、本浄化システムを適用した場合の効果を、二次元二層の潮流解析モデル

と富栄養化モデルによりシミュレーション解析した。その結果、本浄化システムは設置した港湾海域の水質改善だけでなく、周辺海域の水質改善にまで効果を發揮すること、内水域の水質は水質が改善された港湾海域よりも更に良好で、十分海洋性レクリエーションの場として利用可能なレベルにあることを明らかにした。

謝辞：最後に、本研究の遂行に当たり、種々の面からお世話をなった方々に心からの謝辞を申し上げます。また、調査・プログラムの作成・解析に当たっては関西大学大学院宮本直也君を初め研究室学生諸君の協力を得た。記して感謝の意を表します。なお、本研究の一部は関西大学工業技術研究所エコテクノロジー研究会の支援を得た。ここに謝意を表します。

参考文献

- 1) シープルー・テクノロジー研究委員会：シープルー計画, 1989.
- 2) 田中裕作, 他: 磯間接触酸化法を利用した海水浄化施設, 土木学会誌, Vol.78, No.12, pp.14-17, 1993.
- 3) 坂口芳輝, 他: 人工海浜による海域浄化システムの構造と浄化能について, 土木学会第49回年次学術講演会概要集ⅡB, pp.1274-1275, 1994.
- 4) 坂口芳輝, 他: 人工磯浜の有機物分解能に関する一知見, 土木学会第50回年次学術講演会概要集ⅡB, pp.1264-1265, 1995.
- 5) 辻博和, 他: 石積み浄化堤による海水浄化工法の開発-その1: 実海域の石積み浄化堤実証施設の概要-, 土木学会第49回年次学術講演会概要集ⅡB, pp.1276-1277, 1994.
- 6) 喜田大三, 他: 石積み浄化堤による海水浄化工法の開発-その2: 浄化堤実証施設における水質浄化特性-, 土木学会第49回年次学術講演会概要集ⅡB, pp.1278-1279, 1994.
- 7) 串間正敏, 他: 石積み浄化堤による海水浄化工法の開発-その3: 浄化堤実証施設における生物相と水質浄化能-, 土木学会第49回年次学術講演会概要集ⅡB, pp.1272-1273, 1994.
- 8) 増井直樹, 他: 石積み浄化堤による海水浄化工法の開発-その4: 浄化堤実証施設における流況特性-, 土木学会第49回年次学術講演会概要集ⅡB, pp.1280-1281, 1994.
- 9) 宮岡修二, 他: 石積み浄化堤による海水浄化工法の開発-その5: 内水域の奥行きを考えた水質浄化性能に関する現地調査-, 土木学会第50回年次学術講演会概要集ⅡB, pp.1258-1259, 1995.
- 10) 赤井一昭, 上田伸三, 和田安彦: 汚濁水域の浄化システム, 環境システム研究, Vol.17, pp.100-106, 1989.
- 11) 土木学会関西支部共同研究グループ「海洋のウツロによるヘドロの浄化」1989.
- 12) 赤井一昭, 上田伸三, 和田安彦, 高木伸雄: 人工環礁(海洋の空)を利用して水産協調型海洋構造物, '89日本沿岸海域会議研究討論会講演概要集, No.2, pp.71-72, 1989.
- 13) 森 政次: 空港島の魚礁効果, 日本海洋学会秋季大会講演要旨集, pp.355-356, 1990.
- 14) M.R.A. van Gent : Porous flow through rubble-mound material, *J. Waterway, port, coastal and ocean eng.*, pp.176-181, 1995.
- 15) Hajime Mase, Masanobu Sakamoto and Tetsuo Sakai : Neural network for stability analysis of rubble-mound breakwaters, *J. Waterway, port, coastal and ocean eng.*, pp.294-299, 1995.
- 16) Cesar Vidal, Miguel A. Losada and Etienne P.D. Mansard : Stability of low-crested rubble-mound breakwater heads, *J. Waterway, port, coastal and ocean eng.*, pp.114-122, 1995.
- 17) Cesar Vidal, Miguel A. Losada and Etienne P.D. Mansard : Suitable wave-height parameter for characterizing breakwater stability, *J. Waterway, port, coastal and ocean eng.*, pp.88-97, 1995.
- 18) Xiping Yu : Diffraction of water waves by porous breakwaters, *J. Waterway, port, coastal and ocean eng.*, pp.275-282, 1995.
- 19) 堀江 賢: 海域の物質循環過程のモデル化と浄化対策効果の予測手法について, 港湾技術研究所報告, Vol.26, No.4, pp.57-123, 1987-12.
- 20) 小田一紀, 貫上佳則, 他: 磯間生物膜法による海水浄化効果に及ぼす流速の影響, 土木学会第48回年次学術講演会, II-465, pp.1026-1027, 1993.
- 21) 堀江 賢, 細川恭史: 海域における物質循環モデルの水質支配要因について, 港湾技術研究所報告, Vol.22, No.3, pp.159-205, 1983-9.
- 22) 金子安雄, 堀江 賢, 村上和夫: ADI 法による潮流汚染拡散の数値計算—大阪湾に適用した場合について-, 港湾技術研究所報告, Vol.14, No.1, pp.3-61, 1975-3.
- 23) 堀江 賢, 他: 潮流計算における境界などの取り扱い—特に ADI 法による検討-, 港湾技術研究所報告, Vol.15, No.2, pp.251-287, 1976-6.
- 24) 堀江 賢, 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, 港湾技術資料, No.360, pp.1-222, 1980-12.
- 25) 大阪府港湾局: リーフレット「堺泉北港・阪南港」, 1990-3.
- 26) 建設省河川局監修: 日本河川水質年鑑, 社団法人日本河川協会, 1990.
- 27) 環境庁: 環境白書—平成7年度版—
- 28) 合葉修一, 永井史郎著, 生物化学工学—反応速度論—, 科学技術社, 256p. 1995.

EFFECT OF RUBBLE-MOUND BREAKWATER FOR PURIFYING COASTAL SEAWATER

Yasuhiko WADA and Hiroyuki MIURA

Now, our aim in the coastal reconstructing must be the creation of ecological surroundings in the coastal area. The seawater purifying facilities that utilize oxidizing microbes in rock bed are expected to create ecological surroundings in the seashore. At first, we investigated changes in the water quality in the coastal sea with the rubble-mound breakwater. And we built a simulation model for estimation of purifying performance of each seawater purifying facility. Secondly, we estimated the effect of purifying seawater in the closed and polluted sea with the seawater purifying facility by our simulation. From the results of simulation, we concluded that these facilities could purify polluted seawater and that, particularly, seawater purified by the rubble-mound breakwater could create water front area for marine recreation.