

沿岸局所水域の浄化を目的とした石積堤の最適諸元

小田一紀* ・貫上佳則** ・重松孝昌***
 真栄平宣之**** ・網 潔之***** ・倉田克彦*****

1. 緒 言

礫間接触酸化法は、著者らの一連の室内水槽実験（小田ら、1990, 1991, 1992, 1993）およびシーブルーテクノロジ-工法研究会（以後、S. B. T.研究会と略記する）による臨海部での大型水槽実験（西原ら、1992；毛利ら、1992, 1993）などによってその海水浄化特性についてはほぼ全容が明らかになり、有機懸濁態物質（P-COD, P-N, P-P など）を中心とする汚濁物質の除去に優れた機能を発揮することが確認された。礫層に抑留されたこれらの有機懸濁態物質は微生物を含む様々な付着生物（ベントス）によって摂食分解されると考えられる。今後は、それらの生物による分解過程や分解速度について更に研究を進める必要がある。また、礫層を透過した溶存態物質（D-COD, D-N, D-P など）による有機懸濁態物質の再生産（内部生産）に対する対策を講ずることも本手法を実用化する上で重要な検討課題である。更に、実海域に本手法を適用する場合の石積堤の配置形状や規模およびそれらと水域浄化効果との関係を把握しておくことも重要な課題となる。

本論文では、これまでの実験結果に基づいて著者らが定式・定量化した礫間接触酸化法の海水浄化特性を実海域想定石積堤に適用し、これによって閉鎖された沿岸局所水域（内水域）の潮汐による浄化過程をFEMによって数値計算し、沿岸局所水域の浄化構造物として必要な石積堤の配置形状や規模と浄化効果との間の定量的関係を明らかにする。

また、S. B. T.研究会の研究成果の一つである、面積負荷と除去速度との関係に基づいて浄化効果を概算する水質予測法（以後、簡易計算法と称する）を示し、その妥当性を前述のFEMによる計算結果と比較することによって検討する。

2. 数値シミュレーション

2.1 数値シミュレーションの方法

a) 石積堤の配置形状

石積堤の配置形状は、図-1(a), (b) に示すように直線状海岸に設けられた掘込型局所水域（以後、内水域と称する）の入口の全幅にわたって一様幅（以後、透過する海水の流れ方向の堤体寸法を堤体幅と称する）の石積堤を設置した場合のCASE-Aと、水域の両端部に石積堤を設けた場合のCASE-Bを設定する。CASE-Bにおける両端の水路幅は25mと一定にする。また、両CASEとも内水域の幅（沿岸方向） B は200mとする。

内水域の奥行き長さ L の浄化効果に及ぼす影響を調べるため、両CASEとも $L=100$ mおよび200m、また同様に堤体幅 b を、CASE-Aについては、5, 15および25mに、CASE-Bは12.5, 25, 100mに変える。

b) 問題の設定と計算方法

図-1(a), (b) に示した掘込型内水域の海水が潮汐作用によって石積堤を出入りすることによって浄化される過程を数値シミュレーションによって計算する。潮流と物質拡散の数値モデルとして平面2次元1層モデルを用

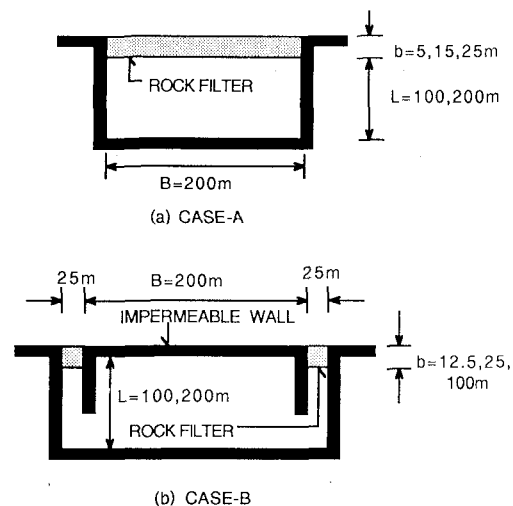


図-1 石積堤の配置形状

* 正会員 工博 大阪市立大学教授 工学部土木工学科

** 正会員 工博 大阪市立大学助手 工学部土木工学科

*** 正会員 工修 大阪市立大学助手 工学部土木工学科

**** 学生会員 大阪市立大学大学院 工学研究科

***** 工修 大阪市港務局

***** 正会員 工博 東洋建設(株) 総合技術研究所

い、数値スキームとして FEM, 計算アルゴリズムとして 2 段階陽的 Lax-Wendroff 法を採用した。潮流の運動方程式, 連続方程式, 物質の拡散方程式は著者らが以前用いたもの(小田ら, 1990)と同じであるのでここでの記述は省略する。

c) 計算条件と諸定数

計算領域は内水域を中心として海岸に平行に 6.4 km, 沖合いに 3.2 km の大きさに設定する。平均水深は, 海岸線で 3.0 m, 3.2 km 沖合いで 35 m, 海底勾配は 1/100, 内水域の平均水深は一様で, 3.0 m とする。

外水域の物質のバックグラウンド濃度として, COD, SS は 10 mg/l, DO は 7 mg/l に設定する。また, 難除去性物質濃度(または難分解性物質濃度)として COD については $L_a=2.5 \text{ mg/l}$, SS については $L_a=1.5 \text{ mg/l}$ と設定する。

石積堤の浄化効果を表す除去速度定数 k_r としては著者らの小型円筒縦型水槽を用いた長期間の連続負荷実験と S. B. T. 研究会の大型水槽を用いた同様の連続負荷実験に基づいて礫粒径と断面平均流速の影響を考慮した長期除去速度定数の経験式(小田ら, 1993)を採用し, COD に対しては式 (1), SS に対しては式 (2) を適用する。

$COD: k_r = 0.007(a \cdot u)^{0.50} \dots\dots\dots (1)$

$SS: k_r = 0.008(a \cdot u)^{0.69} \dots\dots\dots (2)$

ここに, k_r : 石積堤の長期除去速度定数 (h^{-1}), a : 石層比表面積(単位体積当たりの石表面積) (m^2/m^3), u : 空隙率を考慮した石積堤の断面平均流速 (m/h)。

石積堤の酸素消費速度定数 k_0 については S. B. T. 研究会の実験結果に基づいて著者らが導いた経験式(小田ら, 1993)である式 (3) を用いる。

$k_0 = 0.07(a \cdot u)^{0.45} \dots\dots\dots (3)$

ここに, k_0 : 石積堤の酸素消費速度定数 (hr^{-1})。

なお, これらの式における石層の比表面積(石層単位体積当たりの石表面積)は種々の代表粒径の石群に対して著者らが測定して得た式 (4) (小田ら, 1993)によ

て求める。

$a = 6130d_r^{-1} \dots\dots\dots (4)$

ここに, d_r : 石群の代表粒径 (mm)。

海面よりの曝気効果は, 石積堤を除く全水域で再曝気係数の値を $K=0.05 \text{ day}^{-1}$ に設定することによって考慮する。

その他の計算条件は既発表の著者らの論文(小田ら, 1990)を参照されたい。

2.2 計算結果

a) 石積堤の配置形状の影響

図-2(a), (b) は数値シミュレーションによって得られた $b=25 \text{ m}$, $L=100 \text{ m}$ のときの内水域における COD および SS の平均濃度の経時変化を表したものである。これらの図によれば, CASE-A の場合は COD も SS も 1 潮汐時間程度の短時間で内水域の濃度は一定になるが, CASE-B の場合は何れも 4 潮汐時間程度で一定濃度になり, 内水域への流入幅の狭い CASE-B の方が定常状態に達するまでにより長い時間を要することがわかる。しかし, 定常に達したときの平均濃度(以後, 定常濃度と称する)は CASE-A, CASE-B とほぼ等しいことがわかる。ただし, COD 濃度については流入幅の狭い CASE-B の方が極僅かに高い濃度になる傾向にある。

また, 図-3(a), (b) に示すように $L=200 \text{ m}$ (堤体幅は $L=100 \text{ m}$ のときと同じで, $b=25 \text{ m}$) と内水域の奥行き長さが大きくなって両 CASE における定常濃度がほぼ等しくなることは変わらないが, 定常に達するまでの時間は流入幅の狭い CASE-B の方が一層長くなることわかる。このような CASE-A と CASE-B の内水域における平均濃度の経時変化の相違傾向は堤体幅が変わっても同様であることが確認された。

以上のことから, 石積堤の堤体幅が一定の場合は, 石積堤の配置形状の違い(流入幅の違い)による浄化効果の差はほとんど認められないと言える。

b) 内水域の奥行き長さ L の影響

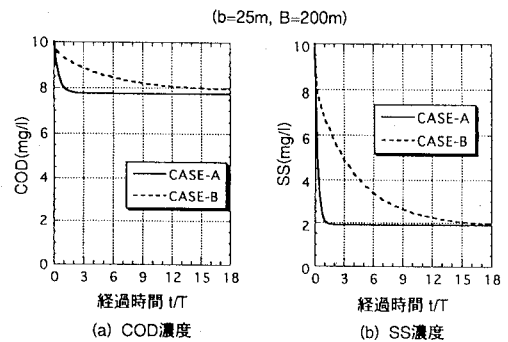
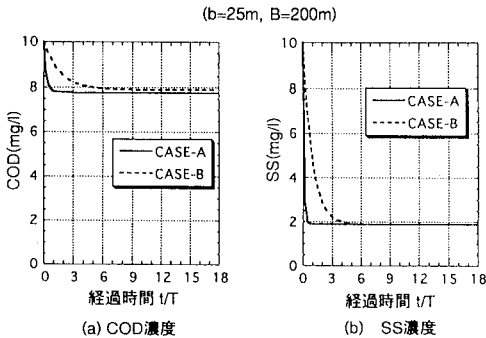


図-2 L=100 m の場合の内水域における物質濃度の経時変化

図-3 L=200 m の場合の内水域における物質濃度の経時変化

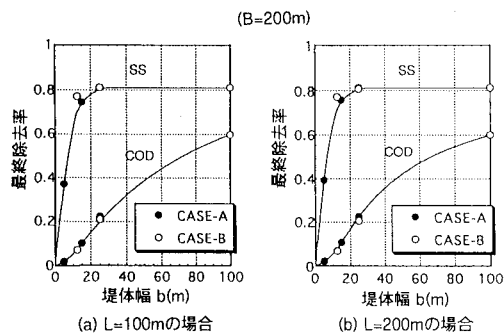


図-4 石積堤のCODとSSに関する最終除去率と堤体幅の関係

既に示した図-2と図-3からわかるように、CASE-Aの場合でも、CASE-Bの場合でも、内水域の奥行き長さを大きくすると、内水域の濃度が定常に達するまでの時間は長くなるが、定常濃度は奥行き長さに無関係に同じ値になる。このことは、内水域の大きさがある範囲内にあれば、定常状態における内水域の物質濃度は内水域の大きさに関係なく石積堤の規模諸元のみ支配されることを示唆している。

c) 石積堤の堤体幅 b の影響

図-4はFEM計算によって得られたCODとSSに関する石積堤の最終除去率(=1-定常濃度/バックグラウンド濃度)と堤体幅の関係をCASE-AおよびCASE-Bについて表している。同図(a)は内水域の奥行き長さ $L=100$ mの場合、同図(b)は $L=200$ mの場合である。これらの図から以下のことが言える。

i) CODに関する石積堤の最終除去率は堤体幅の増大とともに漸増し、 $b=100$ mのときは60%に達する。ii) SSに関しては、堤体幅の増大とともに最終除去率は急激に増大するが、 $b=25$ m程度でほぼ80%の最大値に達し、それ以上の除去効果は得られない。iii) 石積堤の最終除去率と堤体幅の関係にはCASE-A、CASE-Bによる差(堤体の配置形状による差)および内水域の奥行き長さによる差はほとんど見られない。

一方、石積堤内では抑留物質を生物分解するのに海水中の溶存酸素を消費するので内水域の平均溶存酸素濃度は外水域のバックグラウンド濃度(7 mg/lと設定)より低下する。図-5(a)、(b)は、FEM計算 $L=100$ mおよび $L=200$ mの場合の定常状態における内水域の平均DO濃度と堤体幅の関係を表している。これらの図で注目すべきことは、内水域のDO濃度は、堤体幅の増大とともに急速に低下し、堤体幅が25 m程度以上になると内水域は無酸素状態に近くなり、生物生息はほとんど不可能になることである。 $b=12.5$ mでも3 mg/l程度にまで減少し、好気性生物の健全な生態活動の限界状態にな

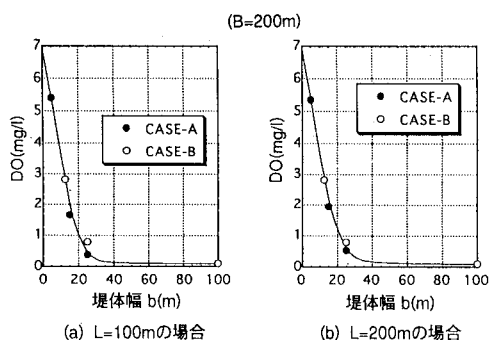


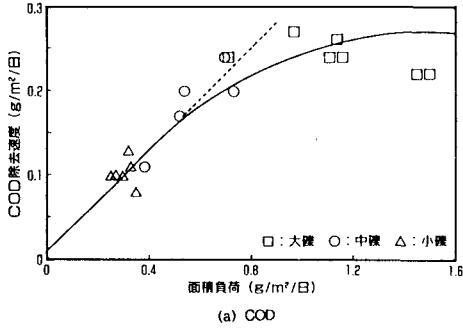
図-5 内水域の定常状態における平均DO濃度と堤体幅の関係

ると考えられる。FEM計算では水面からの僅かな再曝気しか考慮していないが、実際は石積堤の沖側法面上での波作用による再曝気効果が期待できるので図-5の計算結果よりDO濃度は高くなると考えられるが、それでも生態活動の保全から判断して堤体幅は10~12.5 m以下が望ましいと言える。

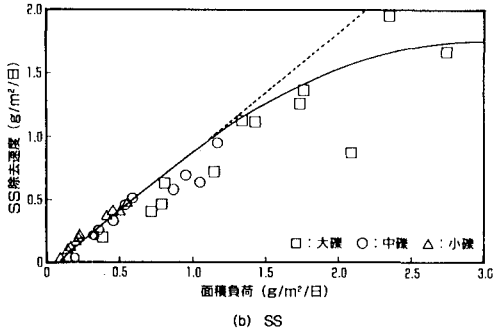
3. 石積堤の最適諸元

以上の数値シミュレーションによる計算結果を総合的に検討すると、掘込型水域の場合は定常状態に達したときの内水域の浄化効果に関して石積堤の配置形状や沿岸方向における石積堤の設置長さはほとんど無関係であり、それを支配するものは海水の透過方向における石積堤の長さ、すなわち堤体幅 b であると言える。その場合、浄化効果(石積堤の物質除去率)と内水域のDO濃度(生物生息可能条件)とは一般に相反関係にあり、その点を考慮して最適な石積堤の堤体幅を決定する必要がある。漁業生物の餌となる底層の多毛類の生息に必要なDO濃度レベルが2~3 ml/l (2.8~4.2 mg/l)であることから、健全な内湾生態系の一つの目安として夏期の底層のDO濃度レベルを2 ml/l (2.8 mg/l)以上とすることが提案されている(平野, 1992)。この提案に準拠すれば、内水域の平均DO濃度としては3~4 mg/l程度以上は必要であると考えられる。

DO > 3~4 mg/lの条件を満たすには、図-5によれば、堤体幅は10~12.5 m以下が望ましいと言える。 $b=10$ ~12.5 mとした場合、石積堤の最終除去率は、図-4よりCODに対して7~10%程度、SSに対しては60~75%程度となり、有機懸濁態物質はかなり除去されるが、単なる石積堤の除去機能のみに依存する限りCODの除去はあまり期待できないと言える。



(a) COD



(b) SS

図-6 S. B. T.研究会によって得られた面積負荷と除去速度の関係 (シーブルーテクノロジー工法研究会, 1993)

4. 簡易計算法による内水域の水質予測

4.1 簡易計算法

S. B. T.研究会の研究成果の一つである図-6(a), (b)に示す面積負荷と除去速度との関係を基本的に採用し, 以下のような手順で内水域の平均物質濃度を近似的に予測する方法をここでは簡易計算法と呼ぶことにする。問題を2次的に考え, 関係する石積み浄化システムの物理諸元を図-7のように定義する。また, 石積堤を挟んで内水域と外水域の水位差および水位の位相差は生じないと仮定する。

(i) 図-8に示すような干潮から満潮までの1回の上げ潮で石積堤の単位長さ当たりを透過して内水域に流入する海水の総量Qは

$$Q = Ld \quad (\text{m}^3/\text{m}) \quad \dots\dots\dots (5)$$

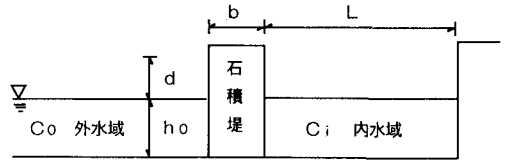
ここに, L: 内水域の奥行き長さ (m), d: 潮差 (m)。

したがって, 1回の上げ潮で単位長さ当たりの石積堤に負荷される汚濁物質の総負荷量Hは

$$H = QC_0 = LdC_0 \quad (\text{g}/\text{m}) \quad \dots\dots\dots (6)$$

ここに, C₀: 外水域 (バックグラウンド) の物質濃度 (g/m³)。

(ii) 1回の上げ潮で海水が触れて通る石積堤の体積Vは水位が時間とともに変化することを考慮して平均的に扱おう



- d: 潮位差 (m)
- b: 堤体幅 (m)
- C₀: 外水域 (バックグラウンド) の物質濃度 (mg/l)
- C_i: 内水域の物質濃度 (mg/l)
- L: 内水域の奥行き長さ (m)

図-7 石積み浄化システムの物理諸元の定義

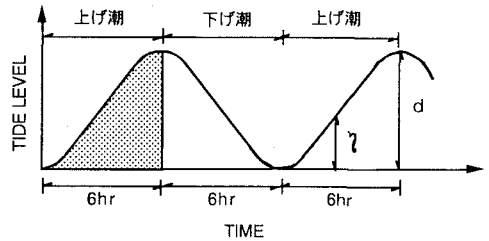


図-8 潮位の時間変化

$$V = \frac{1}{T/2} \int_0^{T/2} b(h_0 + \eta) dt = b(h_0 + d/2) \quad \dots\dots\dots (7)$$

ここに, h₀: 干潮面下の内水域水深 (m), η = d/2[1 - cos(2π/T)t]: 潮位変動量 (m), T: 潮汐周期。

石積堤の比表面積をaとすると海水が接触する石の総表面積Aは

$$A = aV = ab(h_0 + d/2) \quad (\text{m}^2/\text{m}) \quad \dots\dots\dots (8)$$

したがって面積負荷Mは, 1回の上げ潮 (6時間=1/4日)に面積Aの石表面に総量Hの物質が負荷されるので

$$M = \frac{4H}{A} = \frac{4LdC_0}{ab(h_0 + d/2)} \quad (\text{g}/\text{m}^2/\text{day}) \quad \dots\dots\dots (9)$$

(iii) 図-6を用いて, 式(9)で計算した面積負荷に対するCODおよびSSの除去速度r (g/m²/day)を求め, 1回の上げ潮(1/4日)で単位長さ当たりの石積堤による物質除去量Rを式(10)で算定する。

$$R = \frac{Ar}{4} = \frac{rab(h_0 + d/2)}{4} \quad (\text{g}/\text{m}) \quad \dots\dots\dots (10)$$

(iv) 以上の計算によって, 1回の上げ潮で単位幅当たりの石積堤によって除去される物質の除去率γは

$$\gamma = \frac{R}{H} \quad \dots\dots\dots (11)$$

また, 残存率は

$$\beta = 1 - \gamma \quad \dots\dots\dots (12)$$

したがって, 1回目の上げ潮終了時における内水域の平均物質濃度C₀₁は

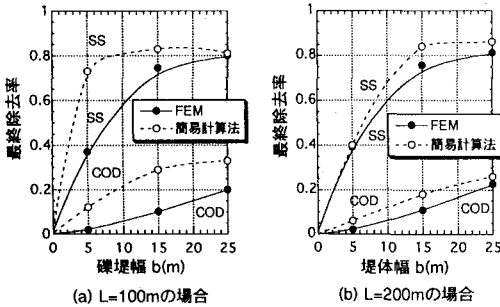


図9 最終除去率に関する簡易計算法とFEMの計算結果の比較

$$C_{in} = \frac{C_0 Q_0 + \beta C_0 Q}{Q_0 + Q} = C_0 q + \beta C_0 (1 - q) \dots\dots\dots (13)$$

ここに、 Q_0 : 干潮面下の内水域・単位幅当たりの海水量 (m^3/m), $q = Q_0 / (Q_0 + Q)$.

以上のことを繰り返していくと、 n 回目の上げ潮終了時の内水域の平均物質濃度 C_m は

$$C_m = C_0 q^n + \beta C_0 (1 - q^n) = \beta C_0 + (1 - \beta) C_0 q^n \dots\dots\dots (14)$$

式 (14) から定常状態に達したときの内水域の平均物質濃度 C_i は式 (15) で求められる。

$$C_i = \lim_{n \rightarrow \infty} C_m = \beta C_0 \dots\dots\dots (15)$$

4.1 簡易計算法とFEMの計算結果の比較

図9(a), (b)はそれぞれ $L=100m$ の場合および $L=200m$ の場合の石積堤の最終除去率について、前述の簡易計算法とFEMによる計算結果の比較を示している。これらの図によると、内水域の奥行き長さが小さい $L=100m$ の場合は、 $b=25m$ のときのSS除去率を除いて簡易計算法による計算結果はFEMによるそれよりかなり大きめの値を与えている。しかし、堤体幅が25mより更に大きくなるとFEMによる計算結果に近づいていく傾向が見られる。一方、 $L=200m$ の場合も、簡易計算法による結果はFEMによるそれより全般に少し大きめの値を与えているが、 $L=100m$ の場合に比べFEMとの一致度はかなり良くなっており、内水域の奥行き長さが大きくなるに伴って簡易計算法の有用性が高まっていく傾向が見られる。

5. 結 論

本研究で得られた知見をまとめると以下のごとくである。

(1) 石積堤で閉鎖された掘込型局所水域の浄化過程は、海水の流入幅が狭いほど、また内水域の奥行き長さが大きくなるほど定常状態になるまでの時間が長くなるが、定常状態における内水域の物質濃度はそれら(配置形状と内水域の奥行き長さ)にほとんど関係なく、海水の透過方向における堤体幅のみに依存する。

(2) 石積堤の最終除去率(内水域における物質の定常濃度)は、CODについては堤体幅の増大とともに漸増するが、SSについては堤体幅の増大とともに急激に増大し、 $b > 25m$ 程度になるとほぼ一定になる。

(3) 一方、内水域の定常状態におけるDO濃度は堤体幅の増大とともに急激に低下し、 $b=12.5m$ のときは $3mg/l$ 程度にまで減少する。

(4) 健全な生態系環境を維持するための目安として $DO > 3 \sim 4mg/l$ の条件を採用すると、沿岸局所水域の海水浄化を目的とする石積堤の最適な堤体幅として $b=10 \sim 12.5m$ 以下が望ましい。

(5) 本論文で提示した内水域の水質を予測する簡易計算法は、内水域の奥行き長さが、 $L > 200m$ であれば浄化効果を概算する方法として有用である。

最後に、本研究の一部は文部省科学研究費一般研究(B)(代表者:小田一紀, No.03452215)の補助を受けた。ここに記して深甚なる謝意を表する。

参 考 文 献

小田一紀・岡本良治・大屋博史・倉田克彦(1990): 海水浄化への生物膜法の応用に関する基礎的研究, 海岸工学論文集, 第37巻, pp. 838-842.
 小田一紀・大屋博史・斎藤美香・倉田克彦(1991): 生物膜の海水浄化効果に関する水槽実験—冬季海水を対象として—, 海岸工学論文集, 第38巻, pp. 871-875.
 小田一紀・貫上佳則・重松孝昌・網 潔之・倉田克彦(1992): 礫間生物膜の海水浄化効果と現地へのその応用に関する研究, 海岸工学論文集, 第39巻, pp. 991-995.
 小田一紀・貫上佳則・重松孝昌・倉田克彦・網 潔之・斎藤 満・西田恭子(1993): 礫間接触浄化構造物の海水浄化特性とそれによる沿岸局所水域の浄化過程の研究, 海岸工学論文集, 第40巻, pp. 966-970.
 シーブルーテクノロジー工法研究会編(1993): 礫間接触酸化施設, 14 p.
 西原 潔・浜端英男・北島真人・伊藤辰也・細川恭史(1992): 礫間接触水路による内湾水の浄化実験, 土木学会第47回年次学術講演会概要集, 第II部門, pp. 902-903.
 毛利光男・青木松男・丹羽天明(1992): 礫間接触浄化法による汚濁海水の浄化(その1)—汚濁海水の浄化特性と性能について—, 清水建設研究報告, 第55号, pp. 87-97.
 毛利光男・丹羽天明(1993): 礫間接触浄化法による汚濁海水の浄化(その2)—付着生物相と礫層内の抑留, 剝離について—, 清水建設研究報告, 第57号, pp. 81-89.
 平野敏行編(1992): 漁場環境容量, 恒星社恒星閣, 120 p.