

7. 沿岸植生の海岸侵食制御機能と底質捕捉効果について

COASTAL VEGETATIONS : ITS FUNCTIONS OF SHORELINE PROTECTION AND SEDIMENT DEPOSITION

浅野敏之* 松元涼子** 菊池誠治***

Toshiyuki ASANO, Ryoko MATSUMOTO, Seiji KIKUCHI

ABSTRACT ; Recently, it has been widely recognized that coastal vegetations may have great value in supporting fisheries, protecting from wave attack, stabilizing the sea bed and maintaining good scenery. Hydrodynamic factors play a major role in the functions of water quality, biochemical process and ecosystems. However, the studies on physical process of wave deformation, sediment movement and bathymetric development are few and far behind compared to those on the hydrodynamic roles of riverine vegetations. This paper discusses the recent developments of hydrodynamic models of coastal vegetations focusing on their functions of wave deformation and sea-bed stabilization.

KEYWORDS: Coastal vegetations, Wave damping, Sediment deposition, Hydraulic modeling

1. はじめに

海藻・ヨシ・マングローブなどの沿岸植生は、魚や海岸小動物への棲みかの提供・背後地の侵食に対する緩衝作用・底質の捕捉・漂砂の遮断作用・水質の浄化作用・野鳥の襲来を含めた景観効果など様々な環境上の長所を有している。こうした沿岸植生が生態系に及ぼす機能については例えば栗原(1988)の成書にまとめられている。また、生態系のみならず広く沿岸環境に及ぼす影響については、地球温暖化に伴う海面上昇が沿岸植生に及ぼすインパクトを調査した、土木学会海岸工学委員会地球環境問題研究小委員会の報告(1994)がある。

沿岸植生の持つ機能を物理機能に限定すると、風波や航跡波などの波浪を減衰させ、後背地の海岸を保全する機能、波浪の減衰により静穏域を形成し群落下に底泥を堆積させる機能が挙げられる。こうした沿岸植生の持つ波高減衰機能や底質捕捉機能は、従来の突堤や離岸堤などのハードな構造物と異なり、周辺海岸の侵食を招いたり構造物周辺に洗掘を引き起こすことがない。また沿岸植生の繁茂場を保存あるいは新たに造成することは、同時に上述の環境面・景観面の利点を有することになる。

* 鹿児島大学 工学部 海洋土木工学科 Department of Ocean Civil Engineering, Kagoshima Univ.

** コースタルテクノ Coastal Techno. Co Ltd.

*** 伸紀 Sinki Co. Ltd.

こうした点に着目し、最近、ポリプロピレンなどの素材を用いた人工海藻が製作され、ソフトな防波装置、消波装置として試用実験や現地適用が行われている（例えば、Rogers:1986）。また、人工海藻を海中構造物の前面に設置して海底洗掘の対策工法に用いたり（菅原・入江：1992）、海底砂の捕捉・海底断面の安定に利用したり（Price et al.:1968, 菅原・入江:1990）、流れの静穏域を形成して魚礁効果を目指した研究（青田ら:2002, 阿部ら 2003）などが報告されている。一方、エスチュアリー沿岸の侵食防御のために天然の沿岸植生(cordgrass)を移植・造成した研究も報告されている（Broome et al.:1992）。

河岸やその周辺の植生群落は、河川の水辺環境に対して、沿岸植生と同様に重要な役割を果たす。その一方で、河道内の植生群落は洪水の疎通障害をもたらすために、治水面で重大な影響を与える。したがって、河川工学の分野では植生の流体抵抗に関する研究が活発に行われてきており、既に河道内の植生群落が治水上に与える影響に関する定量的評価手法は、河川管理の実務面に供しうるガイドラインの形で公表されている（建設省河川局治水課:1994）。

これに比較して、沿岸植生が波浪や流れに及ぼす影響については、波が植生群落に直角に入射するときの波高減衰を1次元的に考察したものや、その条件下での植生に作用する波力の算定に関するものがほとんどであろう（例えば林ら:2002）。側岸に植生が繁茂する水路に波が侵入するような平面的な波浪変形についてはほとんど研究がなされていない。また、沿岸植生による底泥堆積機能と地形変化機構に関する研究も少ない。

本論文では、沿岸域植生が有する海岸侵食制御機能と底質捕捉効果について、著者らが行ってきた研究を中心に、研究の進展の現状と今後の課題を述べる。

2. 沿岸植生群落の流体抵抗による波高減衰の理論

最も簡単なモデルは、図-1 に示すように半無限の植生繁茂域に線形長波が侵入する場合である。沿岸植生群落に作用する波の力の反作用として、流体運動は植生群落から受ける付加応力 F を考慮すると、 x 方向の運動方程式は次式となる。

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{F}{\rho}, \quad F = \rho \frac{C_D}{2} N d_0 u |u| \quad (1)$$

ここに、 ρ は水の密度、 C_D は植生の抗力係数、 d_0 は植生の径、 η は水位、 N は単位面積当りの植生本数（植生密度）である。線形解を得るために、流体抵抗項をフーリエ級数の初項で置き換え、準線形化する。

$$\frac{F}{\rho} = \frac{1}{2} C_D d_0 N u |u| = \frac{4}{3\pi} C_D d_0 N \hat{u} u = Du \quad (2)$$

$$(1), (2) \text{式と連続式} \quad \frac{\partial \eta}{\partial t} = -h \frac{\partial u}{\partial x} \quad (3) \quad \text{より、最終的に次式が得られる。}$$

$$\frac{\partial^2 \eta}{\partial t^2} + D \frac{\partial \eta}{\partial t} = gh \frac{\partial^2 \eta}{\partial x^2} \quad (4)$$

水位変動 η を次式のような正弦波

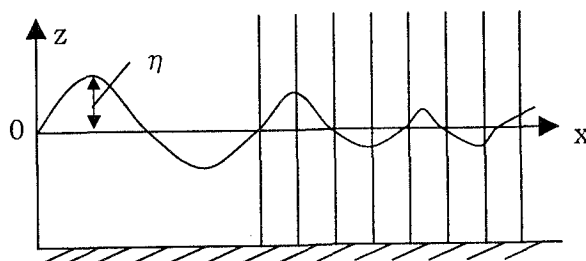


図-1 植生群落場の波の1次元モデル

$$\eta = A_0 \exp(-k_i x) \cos(k_r x - \sigma t) \quad (5)$$

与えらと (A_0 は入射波の振幅、 σ は周波数)、
波高減衰率 k_i は (Dean-Dalrymple, 1991),

$$k_i = \frac{\sigma}{\sqrt{2gh}} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{D}{\sigma}\right)^2} - 1 \right]^{1/2} \approx \frac{\sigma}{\sqrt{gh}} \left(\frac{D}{\sigma} \right) \quad (6)$$

となる。浅海波の場合は、準線形化操作にあたっては位相平均に鉛直方向平均を加味する必要がある。すなわち、

$$D = \frac{1}{2} C_D b_0 N \frac{\int_{-h}^0 u^3 dz}{\int_{-h}^0 u^2 dz} \quad (7)$$

この最も単純な解を出発点として、植生・地形・波浪条件が複雑な場合の、波高減衰の理論を展開することができる。図-2 は海藻や葦などの可撓性の植生の場合を図示したものであり、一方、図-3 はマングローブのような植生を想定したものである。

植生の揺動を考慮した場合の流体抵抗 F は、相対速度 u_r を用いて、(2)式を修正した次式で表される。

$$F = \frac{C_D}{2} \rho d_0 N(z) u_r |u_r| \quad (8)$$

ここに、単位面積当りの植生本数 $N(z)$ は、図-3 のようなマングローブ樹木の場合は、底面からの高さ z とともに支持根の本数や直径が変化するため z の関数となる。この関係はマングローブの樹種や樹木の年数、生育場所によって異なると考えられる (佐藤：1992)。 (8)式中の $u_r = u - u_{sw}$ は水粒子速度 u と植生の揺動速度 u_{sw} との相対速度である。

図-2 の場合は植生群落が没水する場合を想定しており、植生が繁茂する下層領域 $z = -(h+d) \sim -h$ と植生のない上層領域 $z = -h \sim 0$ の2層にわけて理論を展開した。この場合は、植生が曲げ剛性と浮力を復元力として波による流体運動に応答すると考える。浅野ら(1991)は、1本の植生葉状帯の運動を柱体の横振動でモデル化し、波運動の下での植生の揺動速度 u_{sw} の第1次近似値を求めた。揺動が無いとした場合の波による水粒子速度 u と上記の u_{sw} から相対速度 u_r を求め、流体抵抗項を再計算して u 、 u_{sw} の繰り返し計算を行い、収束解を求めることにより植生の揺動効果を含めた波高減衰の理論を構築し

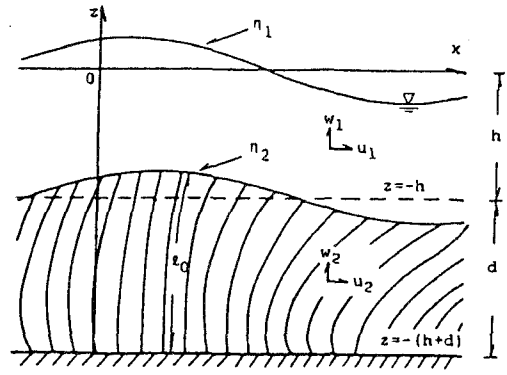


図-2 可撓性植生群落のモデル

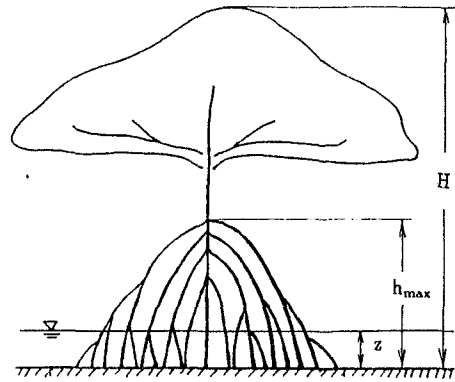


図-3 マングローブ支持根のモデル

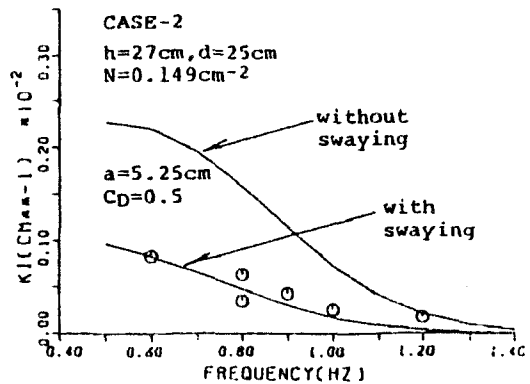


図-4 波高減衰率に関する実験値とモデルによる計算値の比較

た. 図-4 は, 没水状態の植生が揺動する場合の波高減衰率 k_i について, 実験値とモデルによる理論値を比較したものである. 揺動を考慮することによって, 妥当な抗力係数の設定の下に理論値は実験結果を良く再現することがわかる.

3. 側岸に植生が繁茂する場合の波高減衰

図-5 に示すように, 一定水深 h を有する水平床の直線水路で, 側岸 $y=0 \sim B_v$ の範囲で植生が繁茂する水路を考える. 静水面上の水平方向に x 軸, 側岸から水路横断方向に y 軸, 静水面を原点として鉛直上方に z 軸をとり, 半無限の植生繁茂域に線形長波が侵入する場合を考える.

植生繁茂域内の低流速域と水路中央部の高流速域の運動量交換は, 流速勾配に比例する拡散項で表現する. 基礎式は, 次式のような非定常緩勾配方程式で与えられる.

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{1}{n} \frac{\partial}{\partial x} (nM) + \frac{1}{n} \frac{\partial}{\partial y} (nN) = 0 \quad (9)$$

$$\frac{\partial M}{\partial t} + c^2 \frac{\partial \eta}{\partial x} = -\frac{1}{2} (f_b + f_v) |Q| M / h^2 + A_H \left(\frac{\partial^2 M}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 M}{\partial y^2} \right) \quad (10)$$

$$\frac{\partial N}{\partial t} + c^2 \frac{\partial \eta}{\partial y} = -\frac{1}{2} (f_b + f_v) |Q| N / h^2 + A_H \left(\frac{\partial^2 N}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 N}{\partial y^2} \right) \quad (11)$$

ここに, n は群速度係数, M , N はそれぞれ x , y 方向の線流量, $Q = \sqrt{M^2 + N^2}$, A_H は水平拡散係数であり, ここでは簡単に $A_H = 0.05 \Delta x^{4/3}$ を基準値として与えた. f_b は底面摩擦係数, f_v は植生による抗力抵抗係数であり, 次式で与えられる.

$$f_v = C_D \int_{-h}^0 N(z) dz \quad (12)$$

数値計算は, M , N と η をスタッガード格子状にとり, 時間差分には leap-frog 法とした. 図-6 に波浪伝播状況のスナップショットを示す.

上述の式(9)~(11)を基礎方程式とした数値計算では, 任意の地形形状, 植生条件に対しても解を得ることができるが, 多数のパラメーターの中での特定の条件下による結果であって, 解の直示性には解析解の方が優れている. そこで, 解析領域を水路中央 ($B_v < y < B - B_v$) と植生繁茂域 ($0 < y < B_v$) に分け, 境界 $y = B_v$ で植生繁茂域内の低速水塊と水路部の高速水塊との間の運動量交換を考慮することによって, 準2次元的な波高減衰の理論を導いた. それぞれの領域での流路方向水平流速を u_1 , u_2 とすると, 基礎式は次式となる.

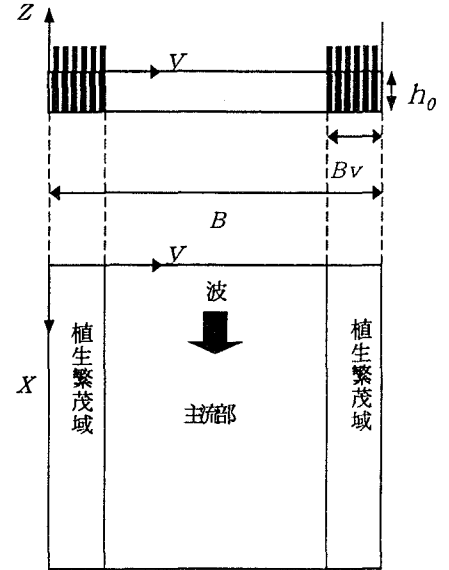


図-5 側岸に植生を有する水路のモデル

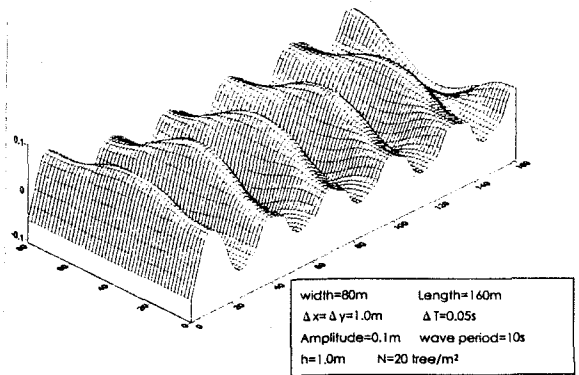


図-6 波浪伝播状況

$$\frac{\partial u_1}{\partial t} = -g \frac{\partial \eta_1}{\partial x} - \frac{f_{b,1}}{2h} u_1 |u_1| - \frac{f_m}{h} (u_1 - u_2) |u_1 - u_2| \quad (13)$$

$$\frac{\partial u_2}{\partial t} = -g \frac{\partial \eta_2}{\partial x} - \frac{f_{b,2}}{2h} u_2 |u_2| + \frac{f_m}{h} (u_1 - u_2) |u_1 - u_2| - \frac{C_D}{2} N d_0 u_2 |u_2| \quad (14)$$

上式中の運動量交換係数 f_m は、複断面河道における低水路の流れと高水敷上の流れの相互干渉に基づく流水抵抗を表す（福岡・藤田：1989）。

線形の範囲で解を求めるために、流速の2乗に比例する項を準線形化する。すなわち(2)式と同様に、底面摩擦力は $B_i u_i$ ($i=1,2$)、植生による抗力は $D u_2$ 、(13),(14)式の右辺第3項の水路中央部と植生繁茂域前面の運動量交換によって生じるせん断応力は、

$$\frac{f_m}{h} u_r |u_r| = M_i u_i \quad (i=1,2) \quad (15)$$

と表す (u_r は相対速度、 $u_r = u_1 - u_2$)。 (15)式の両辺の2乗誤差 $\bar{E}^2$ を最小にする条件 $\partial \bar{E}^2 / \partial M_i = 0$ より、係数 M_i を

$$M_i = \frac{f_m}{h} \frac{u_r |u_r| u_i}{u_i^2} \quad (16)$$

で求めることができる。ここに上線は一周平均を表す。正弦波形変動を仮定すると、

$$M_i = \frac{8}{3\pi} \frac{f_m}{h} \frac{\hat{u}_r^2}{\hat{u}_i} \quad (i=1,2) \quad (17)$$

となる。

以上より、(13),(14)式は次式に変形され、

$$\frac{\partial u_1}{\partial t} = -g \frac{\partial \eta_1}{\partial x} - E_1 u_1, \quad (E_1 = B_1 + M_1) \quad (18)$$

$$\frac{\partial u_2}{\partial t} = -g \frac{\partial \eta_2}{\partial x} - E_2 u_2, \quad (E_2 = B_2 - M_2 + D) \quad (19)$$

(6)式に対応する解析解を求めることができる（浅野ら：2003）。

図-7 に数値モデルと解析モデルの波高減衰の比較を示す。パラメータは植生密度 N である。上図は伝播長 140m の区間を、下図は 800m の区間を示したものである。解析解は、干渉項の計算を含むとは言え指数減衰で表されるのに対し、数値解の結果では波の伝播過程で水路中央部の波高が、植生繁茂部よりいったん小さくなってまた復元するという、水路横断方向の振動が認められた。

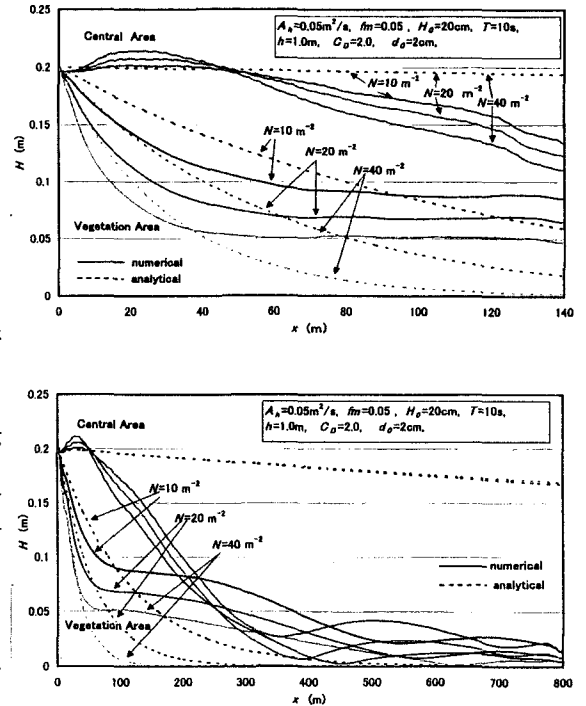


図-7 波高減衰に関する数値解と解析解の比較

4. 沿岸植生の持つ底質捕捉機構について

移動床水路の横断面形状は、流体運動と底質材料との相互作用によって決定される。河川工学の分野では動的安定河床形状について多くの研究がなされている（例えば Parker:1978）。また、泉・池田(1989)は、側岸部の植生が存在するときの河道の動的安定形状を議論している。しかし、沿岸域水

路を対象としたこの方面の研究は少ない。

エスチュアリー沿岸に沿って形成されるマングローブ群落(*riverine forest type*)では、水路(*creek*)に沿ってマングローブの繁茂する低湿地(*swamp*)が存在する。こうした領域では、対象とする流体運動は潮汐による入退潮であって、上げ潮で *creek* を遡ってきた水塊は土手を越えて *swamp* 内に氾濫し、下げ潮時には *swamp* 内に広範に浸水した水塊が *creek* に流入する。松田(1997)は、こうした特異な水理特性を持つマングローブ水域の物質分散特性を議論している。沿岸域植生繁茂水域に特徴的な性質の1つは、底泥の形成は落葉・落枝が腐土化したもので支配されることである。したがって、従来の海岸工学・河川工学で扱うような底質輸送機構・地形変化機構では必ずしも議論できない部分がある。

筆者らは、マレーシア半島東岸のマングローブ湿地帯において、底質を採取し底質堆積量を測定した(Saad et al.1998)。その結果、測定対象領域の平均値として1.06cm/year が得られた。これは、世界各地で現地観測されたマングローブ湿地・塩性湿地の底質堆積量の既往報告結果(表-1)の範囲内にある。地球温暖化による海面上昇の生物形成海岸に対するインパクトを評価する上で、こうした底質堆積速度の観測は重要である。また底質特性の空間分布として、底質堆積量はマングローブ繁茂域前面からの距離とともに減少し(図-8)、平均粒径は細くなり、粒径の標準偏差は小さくなることがわかった。

5. まとめ

沿岸植生繁茂域の水理特性・地形変化特性は、地形・流況のみならず沿岸植生の種類によっても個々に異なり、一般的に説明することは難しい。よって、各種の沿岸植生の繁茂域に対して信頼できる現地観測データの集積が重要となる。植生繁茂水域での底質移動・地形変化を一般的に記述するモデルの確立には、樹木群の抗力抵抗を考慮した流体運動のモデルに底質濃度の拡散方程式を組み合わせる従来の方法に、生物形成海岸特有の自己土地造成能力も考慮する必要がある。

表-1 マングローブ水域・塩性湿地における底質堆積速度に関する既往の観測結果

Study	Method	Accretion Rate (cm/yr)	Location
Chapman and Ronaldson (1958)	Brick-dust marker	0.1	New Zealand Salt marsh
Bird (1971)	Stakes	0.8	<i>Avicennia</i> forest Southern Australia
Harrison and Bloom (1977)	Artificial marker horizon	0.2~0.5	Connecticut, <i>S. patens</i> marsh
Armentano and Woodwell (1975)	²¹⁰ Pb	0.47~0.63	Long Island, NY, Flax pond, <i>S. alterniflora</i>
Spenceley (1977, 1982)	Grids of Stakes	-1.1~0.46	<i>Avicennia</i> North Eastern Australia
DeLaune et al. (1978)	¹³⁷ Cs	1.35	Barataria Basin, LA
Stevenson et al. (1985)	²¹⁰ Pb	0.17~0.36	Chesapeake Bay
Oenema and DeLaune (1988)	¹³⁷ Cs	1.0	Rattekaai, salt marsh
Lynch et al. (1989)	²¹⁰ Pb and ¹³⁷ Cs isotopes	1.5	St. Annaland, salt masrh
Woodroffe (1990)	Radiocarbon	0.3	Mexico, mangrove
French and Spencer (1993)	Artificial marker horizon	0.6	Northern Australia mangrove Norfolk, U. K
Leonard et al. (1995)	Sediment traps	0.12~0.76	West-central FL. <i>J. roemerianus</i> (Cedar Creek)
This study	Artificial marker horizon	0.64~1.46	East coast of Peninsular Malaysia mangrove

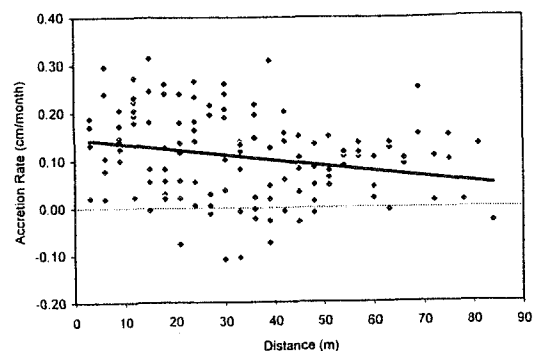


図-8 底質堆積量とマングローブエッジからの距離の関係

参考文献：

- 青田徹・綿貫啓ら(2002)：浮泥の堆積の多い海域における人工海藻に着生した生物，水産工学会論文集
- 阿部文彦・菊池誠治・山岡耕作(2003)：アマモ擬似型海藻付着基盤に蛸集するマダイ稚魚の生態，日本水産学会大会，pp.116.
- 浅野敏之・出口浩ら(1991)：揺動する海藻群落上を伝播する波の特性，海岸工学論文集，第 38 巻，pp.26-30.
- 浅野敏之・松元涼子・菊池誠治(2003)：側岸に沿岸植生が繁茂する水路内を伝播する波の変形特性，海岸工学論文集，第 50 巻（投稿中）
- 浅野敏之・園田勝徳・S. Saad・M. Lokman Husain(2000)：周辺低湿地への氾濫を有するマングローブ感潮入江の流動特性，海岸工学論文集，第 48 巻，pp.1221-1225.
- 泉典洋・池田駿介(1989)：側岸に樹木を有する直線礫床河川の安定横断形状，土木学会論文集，第 411 号，II-12，pp.151-160.
- 栗原康・編著(1988)：河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー，東海大学出版会，「第 3 章 3. 塩性湿地」，「第 3 章 5. 藻場」，pp.142-149, pp.161-171, 335p.
- 建設省河川局治水課(1994)：河道内の樹木の伐採・植樹のためのガイドライン（案），山海堂，144p.
- 佐藤一紘(1992)：マングローブ林、日本の海岸林，ソフトサイエンス社，513p., pp.226-237.
- 菅原一晃・入江功(1992)：波による堤体前面の洗掘，海岸侵食に対する人工海藻の防止効果，海岸工学論文集，第 39 巻，pp.461-465.
- 菅原一晃・入江功(1990)：人工海藻による底質移動の制御効果に関する模型実験，港湾技研資料，No.692, 48p.
- 土木学会海岸工学委員会地球環境小委員会(1994)：地球温暖化の沿岸影響，第 II 編，「第 2 章 2.2 自然沿岸域における生態系の構造と機能」，pp.48-57, 221p.
- 林健二郎・高橋祐・重村利幸(2002)：湖岸や海岸に生育している水辺植生に作用する波力と消波機能の評価法に関する研究，海岸工学論文集，第 49 巻，pp.721-725.
- 福岡捷二・藤田光一(1989)：複断面河道の抵抗予測と河道計画への応用，土木学会論文集，第 411 巻，II-12，pp.63-72.
- 松田義弘(1997)：マングローブ水域の物理過程と環境形成，黒船出版，196p.
- Broome, S., S. M. Rogers and E.D. Seneca (1992)：Shoreline erosion control using marsh vegetation and low-cost structures, Sea Grant Pub. of U.S. Envir. Protection Agency and Univ. North Carolina, 20p.
- Dean R. G. and R. A. Dalrymple(1991)：Long waves with bottom friction, Water Wave Mechanics for Engineers and Scientists, World Scientific, 353p., pp.146-154.
- Parker, G.(1978)：Self-formed straight rivers with equilibrium banks and mobile bed, J. Fluid Mech., Vol.89, No.1, pp.127-146.
- Price, W.A., Tomlinson, K.W. and J.N. Hunt(1968)：The effect of artificial seaweed in promoting the build-up of beaches, Proc. of 11th I.C.C.E., pp.570-578.
- Rogers, S.(1986)：Artificial Seaweed for Shoreline Erosion Control, Working Papers86-4, North Carolina State Univ., 18p.
- Shahbudin Saad, 浅野敏之, M. Lokman Husain(1998)：潮流と降雨によって流送されるマングローブ湿地帯の底質の堆積特性，海岸工学論文集，第 45 巻，pp.1246-1250.