

水工学シリーズ 05-B-5

植生群落場の流動特性と環境形成

鹿児島大学工学部 海洋土木工学科 教授

浅野 敏之

土木学会

水工学委員会・海岸工学委員会

2005 年 8 月

植生群落場の流動特性と環境形成

Hydrodynamics in Vegetated Coastal Regions and Their Impacts on Surrounding Environment

浅野 敏之
Toshiyuki ASANO

1. はじめに

近年の環境問題への関心の高まりから、海岸や湖岸の植生群落が有する多様な価値に注目が集まっている。海藻・ヨシ・マングローブなどの植生群落の持つ環境上の機能として次のものが挙げられる。

- * 野鳥の襲来を含めた自然景観の形成
- * 水質の浄化作用
- * 魚や海岸小動物への棲息場の提供
- * 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

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。沿岸植生の物理的機能に限れば、風波や航跡波などの波浪を減衰させる機能、それによって背後地の海岸を保全する機能、静穏域の形成により群落下に底泥を堆積させる機能などが挙げられる。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、上述の環境・景観面で便益を得るとともに、従来のハードな海岸構造物とは異なり周辺海岸の侵食や構造物周辺の洗掘を引き起こすことがない。

河川工学の分野では、身近な自然とのふれあいの場としての整備を行う観点から、河道内高水敷上の樹木・草本の伐採制限や植樹を行っている。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、洪水時における樹木の挙動、これに対する粗度係数の関係、河道流下能力の評価について、多くの研究がなされている。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）。

河川工学における植生水理学の研究が、治水安全性の確保という大命題と直結するために焦点が絞られ、一部では実用レベルまで確立されているのに比較して、海岸工学における植生水理学の研究は、焦点が絞り込まれず体系化された状態にはほど遠い。この理由として、沿岸植生ならびにその環境条件が多種・多様であること、現象が少なくとも平面2次元的であること、解明すべき目的が分散していることが挙げられる。これまでの研究は、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（例えば浅野ら, 1988, Massel et al., 1999）、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る（例えば長谷川, 1999, 林ら, 2002）。

さて、昨年末のスマトラ沖大津波では、マングローブ林が密生している海岸の背後では被害

が軽減されたという報告がある (Selvam, 2005). マングローブ林が津波減災効果を持つのかは、アジア諸国が稀にしか発生しない災害に対して多額の防災構造物を建設することが必ずしも容易でないことを考えると、きわめて重要な課題と考えられる。しかし、現在の植生水理学の知識でこの問題にどの程度信頼できる定量的回答を与えうるのであろうか。

本稿は、かかる問題意識の下で、現時点での海岸工学の分野における植生水理学の現状をまとめ、今後進展すべき研究の展望を述べたものである。

2. 河川における植生水理

河川内の水辺林や河畔植生は洪水による倒伏を受ける一方で、植生の流体抵抗によって河道の流下能力や河道断面特性に影響を与えている。こうした河川と植生群落の相互作用は、夏期・冬季の植生繁茂状況の影響を受けて季節変動するものと考えられる。高水敷上に繁茂する植生の粗度係数を洪水時の水深と植生高の比の関数として算定する図表は水理公式集(1999)にも示されている。植生群落内の流れは低流速域を形成し、群落内外で顕著な流速差が生じることにより、境界部分で発生するせん断力による抵抗が加わる (福岡・藤田・新井田, 1992)。

本稿の目的は、海岸工学における植生群落の水理について記述することにある。河川工学におけるこの課題のレビューは例えば辻本(1991)や福岡(2005)を参照されたい。ただし、海岸工学での沿岸植生の水理機能・環境機能を考える上で、河川工学の研究成果を踏まえておくことは重要である。河川工学の植生水理学の知見で海岸工学にも有用と思われるポイントは下記のように要約される。

- * 植生群落は流れによって撓み、倒伏する。

そのために流体抵抗は直立状態から変化する (福岡ら, 2003)。倒伏すると流体抵抗の減少から水位が低下するので、倒伏を促進させる管理手法も考えられる (島谷ら, 2003)。

- * 洪水の発生と植生群落の消長は河床変動も介在して動的に応答する。

すなわち、洪水による植生の流出—新たな河床の形成—先駆的に繁茂する植物による流速低減と表層土層の堆積—安定的に繁茂する密生植生域の形成、といったサイクルを形成する (藤田・李ら, 2003)。

- * 植生群落の植物としての活性度は季節変動し、それを反映して流体抵抗も季節変動する。

河道植生の季節変化による河道水位への影響については大規模野外実験が行われている。(自然共生センター, 2001)。

- * 植生群落は流れの滞流域を形成し、そこでの底質移動を規定する。

ヨシなどの植生で覆われた河岸は地下茎などが土を保持するため、植生群落は自然の河岸保護工として作用している。河川植生の機能を生かした水際管理を行うためには、自然河岸の侵食抵抗の研究も必要である (福岡・福田ら, 2003)。河岸に植生が存在する河道の安定横断河床形状については、泉・池田(1989)の理論的研究があり、実河川の測定値との比較から植生群落の効果を検討している。

3. 塩性湿地・湖岸の植生に関わる水理

(1) 塩性湿地・湖岸の植生群落の環境上の意義とこれまでの研究

河口域など潮汐変動とともに海水・汽水が流入・流出を繰り返すところで、植物が生育する湿地を塩性湿地と呼ぶ。生物の多様性に関する協定やラムサール条約などにも見られるように、国内・国外を通じて湿地の役割が見直されている。こうした湿地を構成する植物はヨシ、マコモ、ガマなどの抽水植物である。こうした抽水植物群落のある水辺の風景は、古くは日本国の美称として「豊葦原の国」と呼び、古今の和歌・詩にたびたび詠われていることからわかるように、特に日本人の審美に合うようである。

塩性湿地や湖岸の植生群落は波を減衰させ、底泥を堆積させるので、この水理機能を利用すれば護岸などの人工構造物を用いなくとも背後地の保全に役立たせることができる。このような抽水植物群落を利用した自然な形の湖岸の保全工法は、琵琶湖（宇多ら，1994）、諏訪湖（林ら，1999）などで試みられている。また、人工の浮体の上に水生植物を植栽した人工浮島も生物棲息空間の創造や景観改善とともに、背後地の湖岸植生の保全に有効であり、霞ヶ浦で試験適用がなされている（中村ら，2001）。

沿岸植生は波浪による流体力が大きい場所、底質移動が顕著な場所では生育できない。したがって、抽水植物群落の復元のためには、生態学的な知見のみならず、波浪や土砂移動などの物理環境条件を考慮し、植生繁茂の適地であることを調査しておく必要がある。さらに植生は生物体であるがために、気温、水温、風、波浪などの環境条件の変動とともに水理機能が変動することも注意が必要である。Morris ら(2002)は湖畔植生の密度や多様性と、外力としての湖面の貯水位や波の作用との関係を調べており、この結果から河岸の稀少植生の長期的な保全管理について議論している。

このように植生群落と来襲波浪の関係については、植生の繁茂密度と外力波浪の双方についての季節変動を含めて相互作用を解明する必要がある。Keddy (1982) は、カナダ・オンタリオ州の Axe Lake で季節変動する風波の特性と湖岸の植生繁茂状況や植生群落場の底質特性を調査した。現地は冬季に結氷し、融氷される5月の時点では植生群落が存在しないために波による底質移動が大きいこと、植生は6月以降に成長するが、幼生時に受ける風浪によって植生の生存が決定されること、植生種間の競合と風浪に対する耐性の違いから、風浪と植生繁茂の相関関係は種によって大きく異なることなどを報告している。

以下では、湖岸の人工化が著しいためにヨシの苗を移植して再自然化を進めている宍道湖と、同じ島根県にある自然湖岸が多く残されている神西湖で、湖岸植生の繁茂と来襲波浪の関係をその季節変動を含めて考察した結果を報

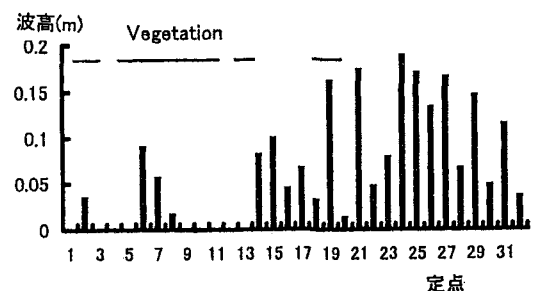


図1 西風の場合の波高分布と植生の繁茂状況の関係

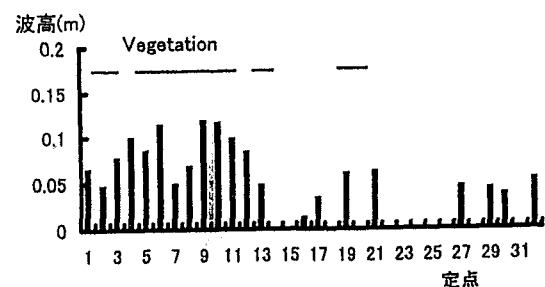


図2 東風の場合の波高分布と植生の繁茂状況の関係

告する（浅野・西村・原口，2005）

（2）宍道湖における調査・検討

宍道湖は、面積 79.2km²、湖岸延長約 45km を持ち、平均水深 4.5m の盆状の水底地形を持った汽水湖である。古くから湖岸の改変がなされ湖岸総延長に占める人工湖岸の比率は 74.2% と高い。植生湖岸の繁茂域は減少しており、ヨシを卓越種とする植生湖岸は、斐伊川河口部に位置する西岸と南岸部分に残されている。

松江市における 10 年間の月平均風速・風向データから卓越風向、平均風速を抽出し、卓越風向に対応する宍道湖の吹送距離を読みとって浅海域の有義波を推算した。さらに浅水変形と屈折の計算を行い、湖岸に来襲する波高分布を求めた。

図-1 は、冬季の卓越風向である西風による湖岸に沿った波高分布と植生の繁茂状況を比較したものである。地点番号 No.1~15 は風上側で、波が打ち寄せない側となるが、図中に Vegetation と記した横線が示すように、その範囲には植生が繁茂している。また、No.18~20 は風下側になるが、屈折計算で得られた波向き線の広がりからこの領域は湖岸の遮蔽領域となっており波高は小さい。この静穏域も植生の繁茂域となっていることがわかる。一方、図-2 は夏季の卓越風向である東風の結果であり、植生が繁茂する側が風下側となって波浪が来襲する側と一致するが、卓越風向が東向きとなる期間は 3 ヶ月程度と短かく波高も小さいため、風浪によって植生の繁茂が影響を受けることは少ないと考えられる。

（3）神西湖における調査・検討

神西湖は島根半島の最西に位置する、面積 1.35km²、平均水深 1.5m、平均塩分濃度 1.50% の汽水湖で、湖岸はほぼ自然湖岸のまま残され、全体で約 6ha のヨシ湿地が繁茂している。秋葉・細見(1997)は、湖岸の 4 地点で繁茂するヨシの現存量の季節変動を調査した（図-3）。4 月~5 月にヨシの現存量はほぼ最小値となること、6 月のヨシの出芽時期とともに現存量は増加を始めること、8 月から 10 月にかけて最大値を示すとともに、ヨシの穂が出

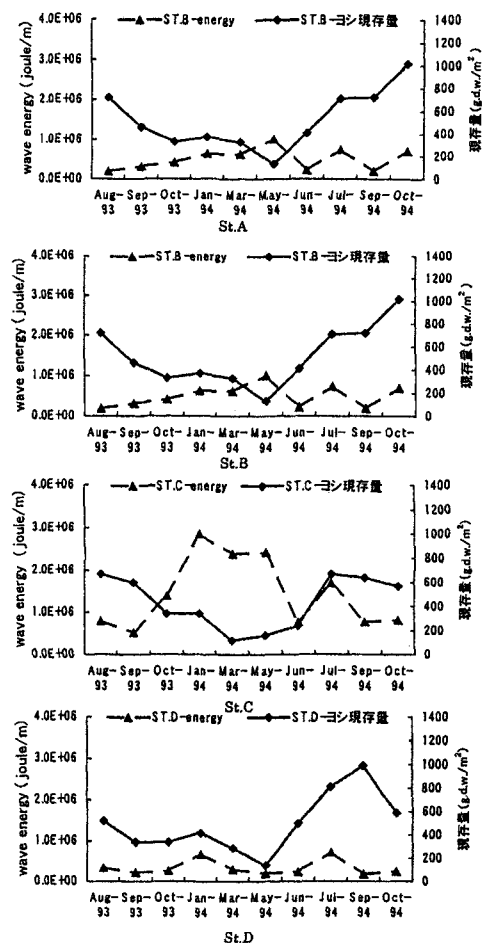


図-3 秋葉ら(1997)が測定したヨシの乾燥重量と来襲波エネルギーとの関係

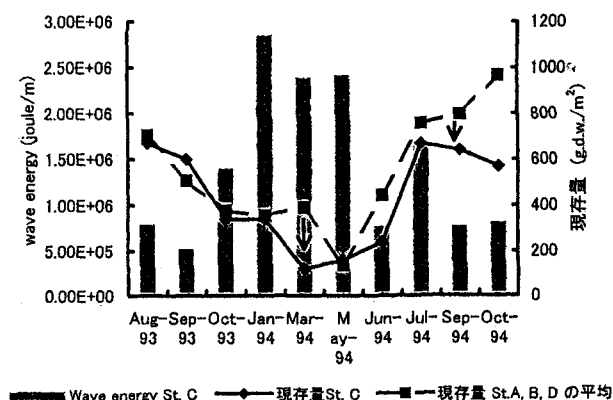


図-4 St.C での来襲波のエネルギーとヨシの現存量との関係（浅野ら，2005）

尽くして枯れていく 10 月以降に現存量が減少すること、などが認められる。

この秋葉・細見によるヨシの現存量の調査結果を基に、湖岸に来襲する波浪の関係を調べた。風波の推算には、出雲市における月平均風速・風向データを用いて、湖岸上の各点に来襲する波の波高分布を推算した。4 つのヨシ現存量の測定地点において、月平均の来襲波のエネルギー E_w を計算し、図-3 中にプロットした。図の結果より、St. A や St. C では来襲波エネルギーの大きい期間でヨシ現存量の減少傾向が見られるが、来襲波浪の小さい St. B や St. D では両者の関係は明確ではない。単純に月別の両者の関係を対応させただけでは、明確な特性が見いだせない。そこで、西からの卓越波向の風浪を直接受ける観測点 St. C のヨシ現存量と、St. C 以外の来襲波浪の小さい 3 測定点の平均のヨシ現存量の季節変動を分けて表示した（図-4）。図中には St. C における来襲波エネルギーを棒グラフで示した。来襲波は 1 月～5 月で大きく、7 月でも小さなピークがある。来襲波浪の大きい月の直後では St. C のヨシ現存量は他の 3 測定点の現存量より低下していること（図の矢印）がわかる。すなわち、現存量の季節変動の基盤は植生体としての活性度の季節変動であって、来襲波浪の影響は卓越波向きの風浪を直接受ける調査地点で、その季節変動に重なる形で現れる。

来襲波の増大が植生の現存量の減少につながる力学的要因については、この他に植生体に作用する波力・風による流体力が植生の土壌を把持する力を上回ること（林ら，2001）、波による底面付近の流れによって地盤土壌が流失すること（中村ら，2001）等が考えられる。なお、植生の繁茂には、物理環境のみならず塩分濃度・栄養塩濃度の化学環境や生物学・生態学的な特性に支配されるが、これらについては本稿の検討の対象外とする。

4. マングローブ林の流体抵抗と津波防潮林としての応用

（1）マングローブ林の環境上の意義とこれまでの研究

マングローブ域は、世界の森林資源・水産資源の生産の場であるのみならず、世界の自然環境の形成に、陸地の保全に大きな役割を演じている。最新の ISME(International Society of Mangrove Ecosystems)と ITTO(International Tropical Timber Organization)による調査結果によれば、世界のマングローブ林は地球全体で 1800 万 ha の面積を持ち、そのうちの 40% はアジアにある(ISME, 1997)。沿岸域を生活の場とする住民によるマングローブ林の伐採・エビ等の養殖池への転用などにより、その植生面積は減少しつつあり、タイでは 1961 年～1986 年の 25 年間に植生面積が半減した。マングローブの研究は、林学や生物学・自然地理学の分野で行われてきたが、近年、開発からの環境保全やアジア各国との国際協力を目的として活発に研究がなされるようになった。

松田(1997)は、マングローブ水域の海水流動をはじめとする物理過程が、そこでの生態系の形成、生物・化学過程を支配するとの観点から、狭小入江(creek)と氾濫原(swamp)に流入する潮汐流の特性やマングローブの支持根による流体抵抗などについて広範な研究を行った。松田は、従来の水理学・海岸工学が欧米・日本など温帯域に位置する国で発達したため、亜熱帯・熱帯に分布するマングローブ水域の物理環境が従来の知見の範囲外にあることを指摘した。その後、海岸工学の分野でマングローブ水域の流動についての研究も数多く報告されている（中辻ら，1994，浅野ら，1995，2001）。最近、赤松ら(2002,2004)は、マングローブ水域における溶存態の有機物・栄養塩の挙動を数値シミュレーションと現地観測によって検討し、物理過程のみならず生物・化学過程をも包んだ物質循環の観点からマングローブ生態系の仕組みを解明しようとしている。また、二瓶ら(2001,2002)は、石垣島吹通川マングローブ水域において、

creek と swamp 内の流動特性, 温熱・水質環境に関する多点同時集中観測を実施し, 現地の潮汐や平面地形形状に起因して形成される流動パターン・熱輸送・物質輸送をそれらの相互関係と併せて議論している。

(2) マングローブ樹木の流体抵抗

津波に対する流体抵抗を評価する上で必要な, マングローブの樹高, 幹径, 支持根の形状, 枝葉の分布密度などは, マングローブの樹種, 樹齡, 環境条件など多くの因子によって決定される。

Mazda et al(1997)は, 西表島仲間川とオーストラリア Hinchinbrook 島 Coral Creek で, 検査面 V

内にあるマングローブの支柱根・気根・膝根・幹部の全体の流れへの投影面積 A_M とその占有体積 V_M を測定した(図・5)。 A_M/V はマングローブの抗力抵抗に, V_M/V はマングローブ林に

作用する慣性力の反力としての抵抗に直接関係する。すなわち, 植生群落による流体抵抗 F_M は次式で表される。

$$\begin{aligned} F_M / \rho &= \frac{1}{2} C_D \int_0^h \frac{A_M}{V} u |u| dz + C_M \int_0^h \frac{V_M}{V} \frac{\partial u}{\partial t} dz \\ &= \frac{1}{2} C_D \frac{Q |Q|}{h^2} \int_0^h \frac{A_M}{V} dz + C_M \frac{1}{h} \frac{\partial Q}{\partial t} \int_0^h \frac{V_M}{V} dz \end{aligned} \quad (1)$$

ここに, ρ は水の密度, h は水深, u は水平方向流速, C_D は植生の抗力係数, C_M は慣性力係数, Q は線流量 ($Q = uh$) である。最終項の変形は, 周期の長い波では流速は鉛直方向に一様分布とみなせるため, 積分領域より外に出したものである。

図・6, 図・7 は, Mazda et al.(1997)の測定結果を片対数紙上に整理したものである。

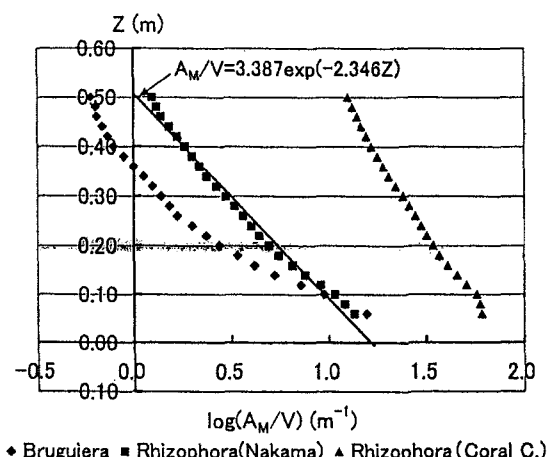


図-6 Mazda et al.(1997)の測定結果に基づくマングローブ樹の投影面積の鉛直分布

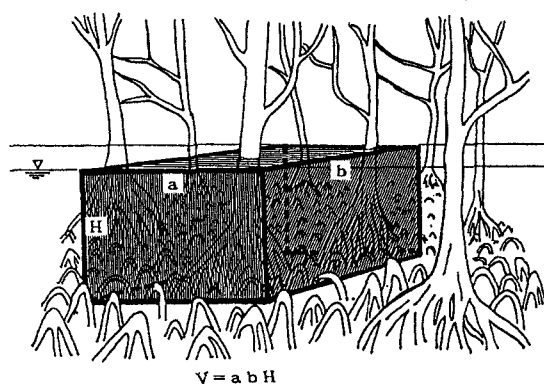


図-5 検査面中のマングローブ樹の投影面積・占有面積の測定図
(Mazda et al.1997)

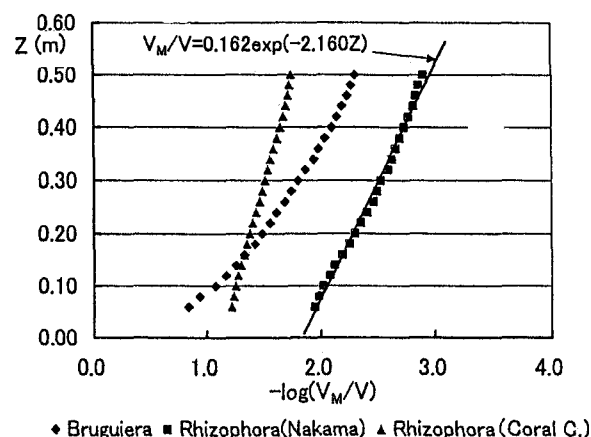
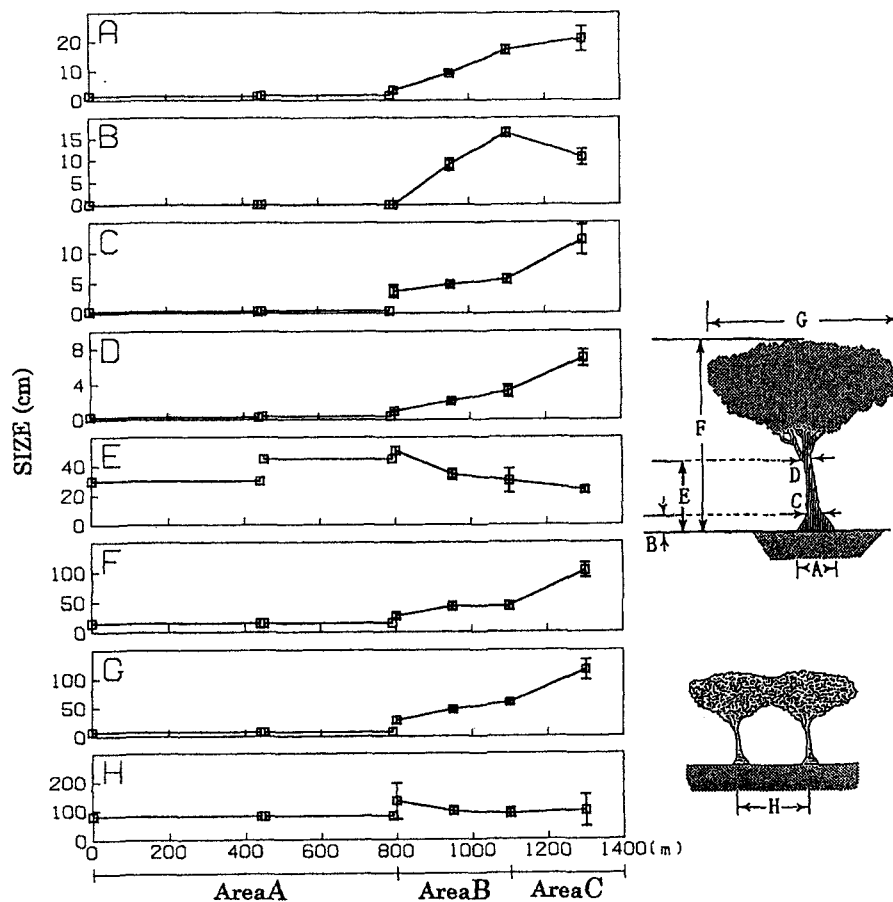


図-7 Mazda et al.(1997)の測定結果に基づくマングローブ樹の占有体積の鉛直分布

A_M/V , V_M/V は底泥面からの高さ z の関数であり、その鉛直分布の特性はマングローブの樹種・樹齢・場所・環境条件によって変化するものと考えられる。しかしマングローブ林の流体抵抗の定量的評価のために、ここでは数式表示を試みた。図・6、図・7の直線と関数式は、Mazda et al.による仲間川のヤエヤマヒルギ(Rhizophora)林の観測結果に基づいて算出した回帰式である。この A_M/V , V_M/V に関する回帰式を式(1)に用いれば流体抵抗が計算できる。ただし、この時の支持根群の最高分岐高さ h_{max} は 50cm 程度であり、ここでの回帰式は樹高の高い Rhizophora にも適用できるような普遍表示式ではない。

Sato(1992)は、西表島・石垣島・宮古島で Rhizophora の樹高 H 、胸高幹径 D_{BH} 、樹木あたりの支持根本数 n 、最高分岐高さ h_{max} などを測定し、その結果から各特性量間の関係を示す回帰式を提案している。Sato の表示式も Rhizophora に一般的に適用できるかは疑問である。また、こうしたマングローブ形状は同じ樹種、同じ観測サイトであっても、空間的にも変化する。これはマングローブエッジ（繁茂域の海側端）からの距離によって塩分濃度や底泥の粒度が変化するためで、またエッジ近くには若い樹種が成長し始めることにもよる。図・8は、Mazda-Magi ら(1997)がベトナム・Tong King デルタのメヒルギ(Kandelia candel)植林地において、樹木の各種特性量を測定した結果を示したものである。横軸は、マングローブエッジからの距離を示しており、Area-A は樹齢半年の若木が、Area-B は樹齢 2~3 年、area-C は樹齢 5~6 年のものが繁茂している。図から幹径、樹高、樹冠幅、樹木間隔などの空間的変化を読み取ることができる。



図・8 マングローブエッジからの距離に伴うマングローブ樹の特性長の変化(Mazda, Magi ら,1997)

(3) 津波防潮林への応用

最近、海岸林・防潮林の津波に対する軽減効果が注目を集め、いくつかの研究成果が報告されている(例えば首藤, 1985)。こうした樹木群は、ふだんは沿岸の環境・景観に対して寄与するから、津波来襲時に有意な軽減効果を持つとすれば環境・防災の両面に役立つわけで、たいへん望ましいことである。

マングローブ群落による流体抵抗の評価式については既に式(1)で示した。これを使えばマングローブによる津波軽減効果は原理的には計算できる(浅野・馬場, 2005)。そのためには、マングローブの樹種・樹齢・環境条件によって変化する形状特性・分布特性を普遍性のある形で明らかにする必要がある。流体抵抗に関与する特性量としては、マングローブ樹の立木密度 N_v 、幹径 D 、樹高 H 、樹高に対する枝下高の比である枝下率などが挙げられる。枝下率は低い方が樹冠部が厚くなり、がっちりした樹形となる。樹冠部の枝や葉も流体抵抗に大きく寄与するが、逆に倒伏の危険も増加するため、この方面の検討も必要である。抗力係数 C_d には周辺樹木の近接効果も影響する。さらに、津波の大きな流体力でマングローブ林が倒伏するかどうかは樹木としての強度の情報が必要である。

さて、マングローブに限らず樹木群落の立木密度・幹径・樹高などの特性量は、独立な変量ではなく相互に関連し合っている。密度が多すぎると小さな個体ばかりしか育たないが、間引きをすると大きな個体となることは草本・木本を問わず広く認められることである。図-9はアカマツの立木密度と平均直径の関係を示したものである。密度を高くして植えた人工群落では、成長とともに樹木間の競争が起こり、自然間引きが発生する。純群落における樹木の平均個体重 w と最大密度 $\rho_{\max}$ の間には

$$w \rho_{\max}^{3/2} = \text{const} \quad (2)$$

という $3/2$ 乗則が樹種を問わず広く成立する(依田, 1971)。図-10は式(2)の $3/2$ 乗則を表す最大密度曲線と、成長とともにそれに至る間引きの経路を示したものである。津波防潮林を設計するためには、この特性を踏まえて適切な間伐を行い、目的にあった林木を得る事を考えなければならない。

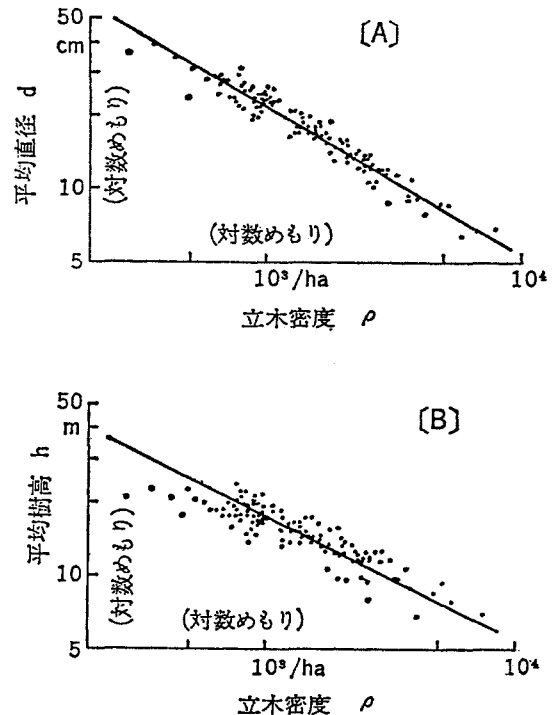


図-9 アカマツ天然林の平均直径 d および平均樹高 h と、立木密度の関係についての、自然間引きの経過に伴う変化(依田, 1971より)

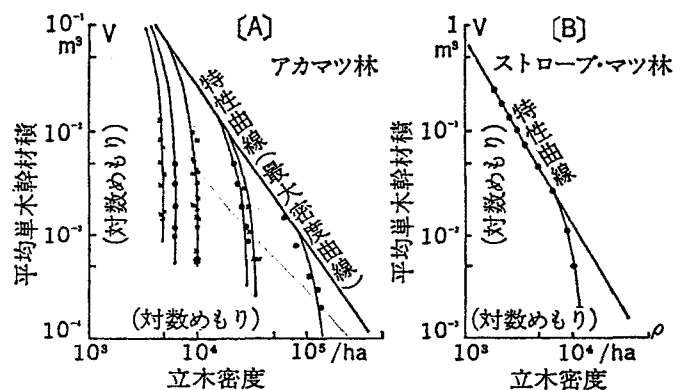


図-10 自然間引きの $3/2$ 乗則を表す特性曲線と成長とともにそれに至る間引きの経緯(依田, 1971)

樹木群落の樹高・幹径・立木密度・葉や枝の割合などは時間（樹齢）の関数でもあり、津波防潮林としての機能も時間の関数となる。所定の機能を保持するための間伐による密度管理はまだ研究がなされていない。

小田(1992)は、防潮林としての海岸クロマツ林の物質生産・林況・密度管理・更新などについて、自らの調査データに基づいた考察を展開している。ただし、この場合の防潮林とは強風・高波時の飛砂防備・防風・潮害防備の保安林を想定しており、津波対策の防潮林ではない。潮害防備保安林と津波防潮林とは機能・効果は共通する部分は多いが、前述の樹冠部の発達などが津波防潮林としての機能に有効であるかは検討の余地がある。

防潮林など植生による津波の減衰効果についての研究は最近活発に行われているが(原田ら,2000, 今井ら 2003, 松富ら,2004), 津波流体力の作用下においても植生は安定に直立していることを仮定している。植生の揺動を組み込んだ研究もあるが(今井ら, 2004), 植生の倒伏までは考慮されていない。今回のような巨大津波の作用下にあっては、沿岸の植生は一部あるいは全部がなぎ倒されており、植生がどの範囲まで倒伏するか、また、倒伏を考慮しての津波減衰率の評価が重要な課題となる。

津波流体力に対して倒伏することがない幹径の評価には、図-11 に示す河道内樹木の洪水に対する倒伏試験のデータが参考となろう（建設省河川局治水課, 1994）。ここでは、樹木の河道断面の洪水流に対する通水能を評価するために樹木の引倒し試験を実施し、次式のような樹木の倒伏限界モーメント M_c と樹木の胸高直径 D_{BH} の概略的な関係を得ている。

$$M_c = \alpha D_{BH}^{2.0} \quad (3)$$

ここに、 D_{BH} は樹木の胸高直径、 α は樹種に固有の定数である。浅野・馬場(2005)は、津波の流体力によってマングローブ樹木の底面まわりに作用するモーメントが、式(3)の限界条件を超えたときに倒伏するとして津波波高の減衰計算を示している。

(4) マングローブ林の自然土地造成機能

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、底泥が落葉・落枝が腐土化したもので形成

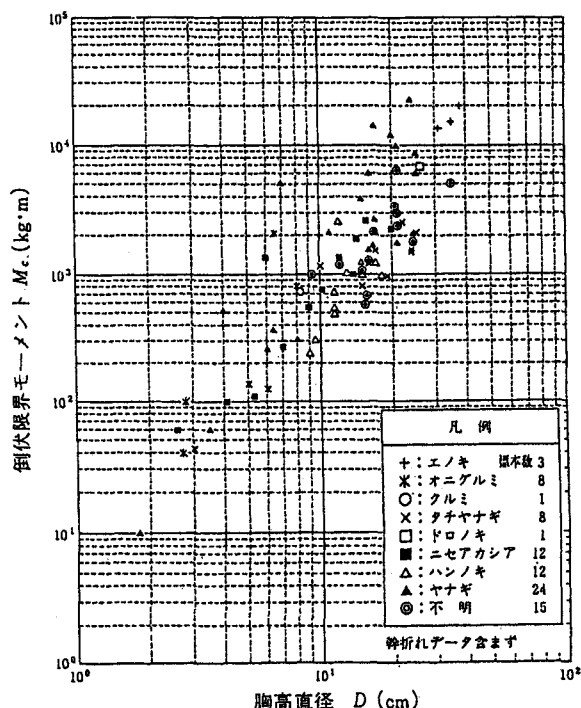


図-11 樹木の倒伏限界モーメントと樹木直径の関係（建設省河川局, 1994）

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。Furukawa et al.(1997)は、オーストラリア Cairns の Middle Creek で、粘着性底質や有機炭素の輸送についての現地観測を行い、その結果をマングローブ支持根群内の流れの数値解析結果と関連づけて報告している。その中で、浮遊底質粒子のマングローブ林内での捕捉機構や底質堆積高について、また泥質のフロッキュレーションによる選択的捕捉などが議論されている。

Saad et al.(1998)は、マレーシア半島東岸のマングローブ湿地帯において、底質の採取と底質堆積量の測定を行った。その結果、測定対象領域の底質堆積速度の平均値として 1.06cm/year が得られた。この値は、世界各地で現地観測されたマングローブ湿地・塩性湿地の既往報告結果の範囲内にある(表-1)。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については、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、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。

表-1 塩性湿地・マングローブ湿地で測定された底質堆積速度 (Saad et al., 1998)

Study	Method	Accretion Rate (cm/yr)	Location
Chapman & Ronaldson (1958)	Brick-dust marker	0.1	New Zealand Salt Marsh
Bird (1971)	Stake	0.8	<i>Avicennia</i> forest Southern Australia
Harrison & Bloom (1977)	Artificial marker Horizon	0.2 - 0.5	Connecticut <i>S. patens</i> marsh
Armentano & Woodwell (1975)	²¹⁰ Pb	0.47 - 0.63	Long Island, NY Flax pond, <i>S. alterniflora</i>
Spenceley (1977, 1982)	Grids of Stakes	0.46	<i>Avicennia</i> North Earth Australia
DeLaune et al. (1978)	¹³⁷ Cs	1.35 0.75	Barataria Basin LA
Stevenson et al. (1985)	²¹⁰ Pb	0.17 - 0.36	Chesapeake Bay
Onema & DeLaune (1988)	¹³⁷ Cs	1.0 1.5	Rattekaai, salt marsh St. Annaland, salt marsh
Lynch et al. (1989)	²¹⁰ Pb and ¹³⁷ Cs isotopes	0.3	Mexico, mangrove
Woodroffe (1990)	Radiocarbon	0.6	Northern Australia mangrove
French & Spencer (1993)	Artificial marker Horizon	0.56	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

5. 海藻群落場の水理環境とその利用

わが国の養殖海藻は世界海藻生産の 40%を生産するとされる(中谷, 1986)。海藻は直接人間の食用となるとともに、藻場自体が良い漁場となり、有用底生動物の棲みかとなる。さらに水質浄化や底質の安定化などの環境形成の面でも重要な役割を担っている。藻場の構成種は光量により、また底質・水質などの環境条件によって異なる。海底に岩盤や岩のある外海にはアラメ・カジメの大型海藻やホンダワラ類が、砂地や砂泥地の内海にはアマモの海草原が広がる。藻場の生育環境・生態的特性については小河(1988)を参照されたい。

地元水産業との協調を図りつつ港湾・海岸事業を行うためには、海藻群落の保全や移植、新規造成の必要が生じることも、この課題の大きなポイントである。丸山ら(1987)はアマモ場の成立条件は底質の安定が重要であることを、川崎ら(1990)はアマモ場の生育条件として砂の動きと水中光量が重要な要因であることを示し、シールズ数や光量で造成適地を提案している。中瀬ら(1992)は、海浜変形予測計算に用いられている平面波動場・海浜流場・地形変化の数値シミュレーションを実施し、現地のアマモ場の分布範囲は底質の移動状況がシートフロー状態にならない範囲に分布していることを明らかにしている。

3章の塩性湿地の植生(ヨシ)では植生活性と外力である波の季節変動特性の関係を述べたが、海藻・海草も種子・幼生状態があり、その活性や外力に対する抵抗は季節変動する。アマモの種子が発芽するには嫌気状態下に置かれることが必要で、そのためには種子が海底面下に埋没しなければならない。島谷ら(2004)は、アマモの種子の埋没機構について水理実験により検討し、種子と底質粒子の粒径を与えることにより種子埋没条件の範囲が定められるとしている。また島谷ら(2003)は、アマモ種子が発芽し春先にかけて伸張したばかりの実生株を用いて水理実験を行い、波を作用させた時の実生株の生存条件を調べている。

海藻群落場周辺の流体運動や底質浮遊のメカニズムを解明するためには、自然の海藻よりプラスチックなど様々な材質の人工海藻を用いた方が便利である。人工海藻を用いて群落場周辺の渦や乱れ・底質輸送などを測定した研究は、かなりなされており、最近ではP T V画像解析による辻本ら(2003)やADVによる乱流計測を行った太田・小林(2004)などの研究がある。

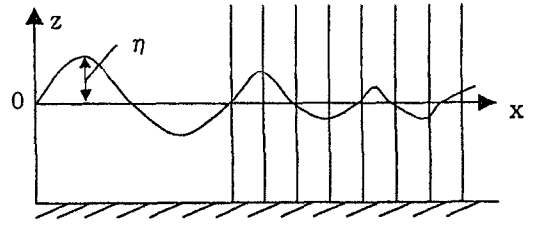
人工海藻は、ソフトな防波装置、消波装置としても考案されており、試用実験や現地適用が行われている(例えば、Rogers:1986)。また、人工海藻を海中構造物の前面に設置して海底洗掘の対策工法に用いた研究(菅原・入江:1992)、海底砂の捕捉・海底断面の安定に利用した研究(Price et al.:1968, 菅原・入江:1990)、流れの静穏域を形成して魚礁効果を目指した研究(青田ら:2002, 阿部ら 2003)などが報告されている。一方、エスチュアリー沿岸の侵食防御のために天然の沿岸植生(cordgrass)を移植・造成した研究も報告されている(Broome et al.:1992)。

6. 沿岸植生群落の流体抵抗による波高減衰の理論

(1) 解析モデル

これまでの章では沿岸植生に関わる具体的諸問題を先に紹介したが、現象の記述に対してもっとも基本となるのは植生群落による波や流れの減衰の評価である。底質移動や地形変化の特性もこれを通じて評価される。本章では、現在に至るまでの植生群落による波高減衰の理論をまとめておく。

最も簡単なモデルは、図・12 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。植生葉状体として剛な円柱形状を仮定する。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。



図・12 植生群落による一次元波高減衰モデル

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{F}{\rho}, \quad (4)$$

$$F = \rho \frac{C_D}{2} d_0 N u |u|$$

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。

$$\frac{F}{\rho} = \frac{1}{2} C_D d_0 N u |u| = \frac{4}{3\pi} C_D d_0 N \hat{u} u = Du \quad (5)$$

式(4)、(5)式と連続式

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} = -h \frac{\partial u}{\partial x} \quad (6)$$

より、最終的に次式が得られる。

$$\frac{\partial^2 \eta}{\partial t^2} + D \frac{\partial \eta}{\partial t} = gh \frac{\partial^2 \eta}{\partial x^2} \quad (7)$$

水位変動 η を次式のような正弦波

$$\eta = A_0 \exp(-k_i x) \cos(k_r x - \sigma t) \quad (8)$$

で与えると（ A_0 は入射波の振幅、 σ は周波数）、波高減衰率 k_i は

$$k_i = \frac{\sigma}{\sqrt{2gh}} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{D}{\sigma}\right)^2} - 1 \right]^{1/2} \approx \frac{\sigma}{\sqrt{gh}} \left(\frac{D}{\sigma} \right) \quad (9)$$

となる(Dean-Dalrymple, 1991)。最終項は D/σ が十分小さい場合の近似式である。最終項から、波高減衰率 k_i は式(5)で表される流体抵抗の係数項 D に比例し水深の $1/2$ 乗に反比例すること、波の周波数には無関係であることがわかる。

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。式(5)の第2項と第4項の2乗誤差 $\bar{E}_r^2 = ((1/2)C_D d_0 N u |u| - Du)^2$ を最小にする条件より D は次式で求まる。

$$D = \frac{1}{2} C_D b_0 N \frac{\int_{-h}^0 u^2 |u| dz}{\int_{-h}^0 u^2 dz} \quad (10)$$

式(9)で与えられる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-13 は海藻やヨシなどの可撓性植生のモデルであり、一方、図-14 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、水粒子速度 u と植生の揺動速度 u_{sw} との相対速度 $u_r = u - u_{sw}$ を用いて、式(5)を修正した次式で表される。

$$F = \frac{\rho}{2} C_D d_0 N(z) u_r |u_r| \quad (11)$$

ここに、単位面積当りの植生本数 $N(z)$ は、図-14 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。

図-13 の場合は植生群落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(浅野ら, 1991)。密度 ρ_{sw} 、幅 b 、厚さ $\hat{t}$ 、曲げ剛性 EI 、減衰定数 C_1 を持つ葉状体が、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。1本の植生葉状帯の運動は次式に示す柱体の横振動で記述できるとし、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。

$$\begin{aligned} \rho_{sw} b \hat{t} \ddot{\xi} + C_1 \dot{\xi} + EI \xi_{zzzz} = & \frac{1}{2} \rho C_D b |u - \dot{\xi}| (u - \dot{\xi}) \\ & + \rho (C_M - 1) b \hat{t} (\dot{u} - \ddot{\xi}) + \rho b \hat{t} \dot{u} - (\rho - \rho_{sw}) g b \hat{t} \xi_z \end{aligned} \quad (12)$$

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

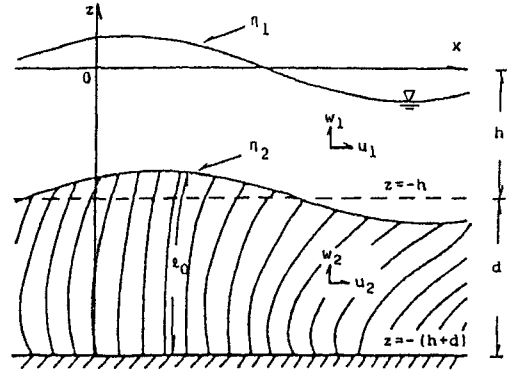


図-13 可撓性植生群落のモデル

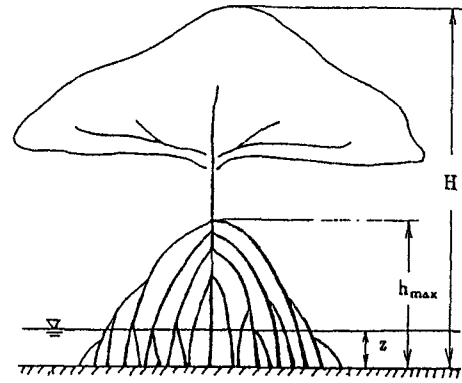


図-14 マングローブ支持根のモデル

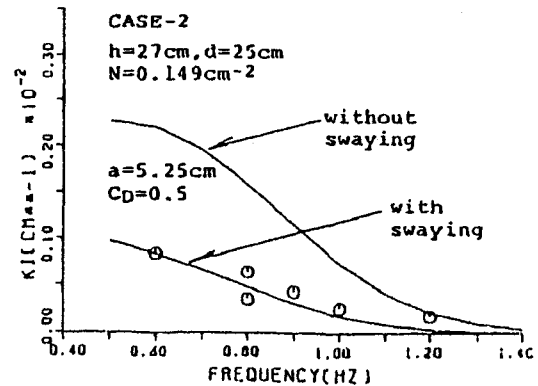


図-15 波高減衰率に関する実験値とモデルによる計算値の比較

果を含めた波高減衰の理論を構築した。図-15 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。

1次元から2次元への植生群落による波高減衰問題の展開として、側岸に植生が繁茂する水路内を伝搬する波の平面2次元的な減衰を考察した（浅野ら，2003）。そこでは、群落のある側岸領域と群落のない水路中央部との運動量交換に着目して波高減衰を記述する解析モデルを提案している。図-16 に示すように、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。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。

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

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

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ものである（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。すなわち式(5)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 $D u_2$ 、式(13)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、

$$\frac{f_m}{h} u_r |u_r| = M_i u_i \quad (i=1,2) \quad (14)$$

と表す（ u_r は相対速度， $u_r = u_1 - u_2$ ）。式(14)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

$$M_i = \frac{f_m}{h} \frac{\overline{u_r |u_r| u_i}}{\overline{u_i^2}} \quad (15)$$

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、

$$M_i = \frac{8}{3\pi} \frac{f_m}{h} \frac{\hat{u}_r^2}{\hat{u}_i} \quad (i=1,2) \quad (16)$$

となる。

以上より、式(13)は次式に変形され、

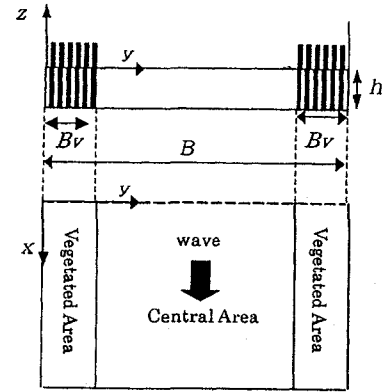


図-16 側岸に植生が繁茂する水路のモデル

$$\begin{aligned}\frac{\partial u_1}{\partial t} &= -g \frac{\partial \eta_1}{\partial x} - E_1 u_1, \quad (E_1 = B_1 + M_1) \\ \frac{\partial u_2}{\partial t} &= -g \frac{\partial \eta_2}{\partial x} - E_2 u_2, \quad (E_2 = B_2 - M_2 + D)\end{aligned}\quad (17)$$

式(9)に対応する解析解を求めることができる(浅野ら:2003)。

図-17に波高減衰に関するこの解析モデルと次節の式(18)~(20)に基づく数値計算結果の比較を示す。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結果となっている。

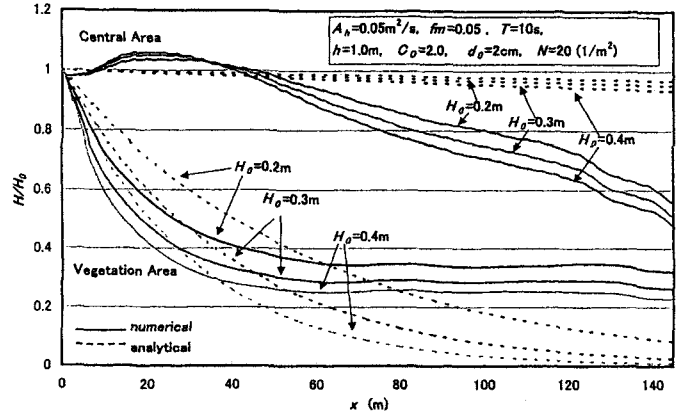


図-17 波高減衰に関する数値解と解析解の比較

(2) 数値モデル

数値解析によれば任意の地形条件、植生条件でも解を得ることができる。マングローブ河口域での流動計算は Wolanski et al., (1990) や 中辻ら(1994)によって行われているが、その基礎式は通常の沿岸域の2次元流動計算に用いる式と基本的に同じである。植生による流体抵抗や植生繁茂域内と水路中央の運動量拡散をどのように表現するかが課題となる。

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial M}{\partial x} + \frac{\partial N}{\partial y} = 0 \quad (18)$$

$$\frac{\partial M}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{M^2}{h} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{MN}{h} \right) + c^2 \frac{\partial \eta}{\partial x} = -\frac{1}{2} (f_b + f_v) |Q| M / h^2 + A_h \left(\frac{\partial^2 M}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 M}{\partial y^2} \right) \quad (19)$$

$$\frac{\partial N}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{MN}{h} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{N^2}{h} \right) + c^2 \frac{\partial \eta}{\partial y} = -\frac{1}{2} (f_b + f_v) |Q| N / h^2 + A_h \left(\frac{\partial^2 N}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 N}{\partial y^2} \right) \quad (20)$$

ここに、 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る。

また、 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。

$$f_v = C_D \int_h^0 N(z) d_0 dz \quad (21)$$

水平拡散項は乱流粘性(Reynolds stress)に起因するもので、前述のように A_h を導入する方法と、渦動粘性係数 ν_T を摩擦速度 u_* と代表長さとしての水深の積で $\nu_T = C u_* h$ (C は定数)で表す方法が多く用いられる(Fischer et al. 1979)。これらは、いずれにせよ物理的根拠は乏しく経験的定数のあてはめとなる。さらに乱流成分の平均流成分への寄与を高精度に評価するためには、時間平均手法では $k-\varepsilon$ モデル等が、空間平均手法では LES モデルが開発されていること

は周知の通りである。伊福ら(1994, 1995)は、LES によって人工海藻周辺の流れと漂砂運動を数値解析している。マングローブ水域は、幅が狭く複雑に屈曲し分岐する creek と水深の浅い swamp で構成され、こうした複雑な平面形状を持つ水域での計算は工夫が必要となる。Wolanski(1985)は、swamp 内は死水域に近くそこでの流体運動は無視できるとして、swamp 上への溢水と creek への流入のみを連続式で考慮し、運動方程式は creek 内でのみ考慮するという 1 次元非定常流の解析を示した。Nakatsuji-Ooya-Shiono(1996)は、蛇行する creek の地形形状を正確に再現するため、基礎方程式を共形変換によって曲線座標形へ変換した解析法を示した。二瓶ら(2002)は、水平スケールが大きく異なる creek と swamp の地形的特徴を合理的に表現するため、3 段階の格子幅を組み合わせたネスティング計算法を報告した。

7. おわりに ー植生水理学の発展にむけてー

本稿では、植生群落と波・流れの相互作用を力学的に検討したこれまでの研究を、筆者の研究を中心に紹介した。特に、生物体としての植生群落の特性、すなわち生体活性の季節変動や植生体密度の自律形成といった点を重視して記述した。一方、生物的な側面のまったく無い人工海藻による波高減衰や群杭の水制機能などの研究紹介は省略した。こうした理由は、力学だけの世界にクローズした学問領域から、生物・生態環境をも研究対象として取り込むことが、将来の水理学・海岸工学の研究展開に必須と考えるからである。

楠田(2003)は、「環境に関わる水理学の研究展望」で、植生の生育条件と関連づけた植生と流れとの相互作用の解明を、他分野との研究の連携が必要な将来の検討課題の 1 つに挙げている。植物学・水産学・林学・生態学等との連携を考えていかなければならないが、工学として必要とするのは、個別的・分析的な知見よりも普遍的・総合的な知見である。他分野からの連携を期待するだけでなく、こちらから成果を積極的に発信し問題意識を問うかけることが必要と思われる。

[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蟬集するマダイ稚魚の生態，日本水産学会大会，pp.116.
- 赤松良久・池田駿介(2004)：マングローブ水域における物質循環，土木学会論文集，No.768，II-68，pp.193-208.
- 赤松良久・池田駿介・中嶋洋平・戸田祐嗣(2002)：現地観測に基づくマングローブ水域における有機物・栄養塩輸送に関する研究，大潮期に着目して一，土木学会論文集，No.698，II-58，pp.69-80.
- 秋葉道宏，細見正明(1977)：神西湖沿岸湿地におけるヨシの分布，一ヨシの現存量と環境因子の関係一，汽水湖研究，Vol.4，pp.7-10.
- 浅野敏之・筒井勝治・酒井哲郎(1988)：海藻が繁茂する場の波高減衰の特性，第 35 回海岸工学講演会論文集，pp.138-142.
- 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・瀬戸口喜祥(1995): 狭小水路と氾濫原で構成されるマングローブ感潮入り江の流動特性, 海岸工学論文集, 第 42 巻, pp.401-405.
- 浅野敏之・園田勝徳・S. Saad・M. Lokman Husain(2001): 周辺低湿地への氾濫を有するマングローブ感潮入り江の流動特性, 海岸工学論文集, 第 48 巻, pp.1221-1225.
- 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, 56-60.
- 浅野敏之・馬場繁幸(2005): マングローブ林の津波軽減効果に関する考察, 第 13 回地球環境シンポジウム講演論文集, (印刷中).
- 浅野敏之・西村規宏・原口征士(2005): 湖岸植生の繁茂状況と来襲波浪の関係, 海岸工学論文集, 第 52 巻, (印刷中).
- 伊福誠・岩田充浩・米沢泰雄・坂田則彦(1994): 人工海藻周辺の流れと漂砂, 海岸工学論文集, 第 41 巻, pp.566-570.
- 伊福誠・岩田充浩・小田一紀(1995): 人工海藻周辺の流れと漂砂, 一-LES と porous body model による解析一, 海岸工学論文集, 第 42 巻, pp.461-465.
- 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.
- 今井健太郎・松富英夫・高橋智幸(2003): 津波氾濫流の植生に作用する各種流体力, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp.276-280.
- 今井健太郎・松富英夫・高橋智幸(2004): 津波氾濫流れによる植生の揺動とその流体力特性, 海岸工学論文集, 第 51 巻, pp.306-310.
- 宇多高明, 吉田隆昌, 西島照毅, 富士川洋一(1994): 植生を利用した湖浜保全に関する一考察, 琵琶湖を例として一, 海岸工学論文集, 第 41 巻, pp. 1111-1115.
- 太田隆夫・小林信久(2004): 波・流れ共存場における人工海藻の水理特性, 海岸工学論文集, 第 51 巻, pp. 666-670.
- 小田隆則(1992): 保育・密度管理・更新技術, 日本の海岸林, ソフトサイエンス社, 513p., pp.395-408.
- 小河久朗(1988): 藻場, 「河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー」(栗原康編), 東海大学出版会, pp.161-172, 335p.
- 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.
- 川崎保夫・石川雄介・丸山康樹(1990): アマモ場造成の適地選定法, 沿岸海洋研究ノート, 第 27 巻, 第 2 号, pp.136-145.
- 楠田哲也(2003): 環境に関わる水理学の研究展望, 土木学会論文集, No. 747, II-65, pp. 1-14.
- 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.
- 坂本巖(1992): 宍道湖のヤマトシジミの生息地としての湖岸ヨシ帯, 汽水湖研究, Vol. 2, pp. 1-7.
- 島谷幸宏・高橋智・泊耕一ら(2003): ヨシ原現地通水実験結果の六角川河道計画への適用, 河川技術論文集, 第 9 巻, pp.395-398.
- 島谷学・河本武・中瀬浩太・月館真理雄(2003): アマモ実生株の生存条件に関する研究, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp.1096-1100.
- 島谷学・谷口亮・岩本裕之(2004): 底質諸元および入射波浪の相違がアマモ種子の埋没条件に与える影響について, 海岸工学論文集, 第 51 巻, pp.1036-1040.
- 鈴木孝男・武田哲・栗原康(1988): 塩性湿地, 「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, pp.142-149, 335p.
- 自然共生研究センター(2001): 自然共生研究センター平成 13 年度研究報告書,
http://www.pwri.go.jp/team/kyousei/jpn/kenkyu/m3_h11_02.htm
- 首藤伸夫(1985): 防潮林の津波に対する効果と限界, 第 32 回海岸工学講演会論文集, pp.465-469.
- 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.
- 鈴木孝男ら(1988): 塩性湿地, 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, 栗原康編, 第 3 章
3, pp. 142-149.
- 水理公式集 平成 11 年度版(1999): 河道の表面状態と粗度, 第 2 編河川編, 土木学会, 713p., p.90.
- 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.
- 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.
- 辻本哲郎(1991): 植生を伴う流れの水理, 水工学シリーズ, 91-A-5.
- 辻本剛三・山田浩之・柿木哲哉・日下部重幸(2003): 画像計測による海草周辺の水理特性に関する実験的
研究, 海岸工学論文集, 第 50 巻, pp.1091-1095.
- 中瀬浩太・田中裕一・檜山博昭(1992): 海浜変形予測手法を用いたアマモ場成立条件に関する研究, 海岸
工学論文集, 第 39 巻, pp.1006-1010.
- 中谷茂(1986): わが国藻場造成の展望, 沿岸海洋研究ノート, 第 24 巻, 第 1 号, pp.40-52.
- 中辻啓二・伊藤渉・村岡浩爾・R. A. Falconer(1994): 熱帯性マングローブ河口の水理特性, 海岸工学論
文集, 第 41 巻, pp.1126-1130.
- 中村圭吾, 門倉伸行, 宗像義之, 島谷幸宏, 宇多高明 (1999): 消波浮島による湖岸植生帯の復元に関す
る研究, 環境システム研究, Vol. 27, pp. 305-314.
- 中村圭吾他 (2001): Relation between littoral zone vegetation and wave action in Lake Shinji,
第 9 回世界湖沼会議発表文集, pp. 569~572.
- 二瓶泰雄・灘岡和夫他(2001): マングローブ水域における流動・熱・水質環境特性に関する現地観測, 海
岸工学論文集, 第 48 巻, pp. 1211-1215.
- 二瓶泰雄・青木康哲他(2002): 多点連続観測に基づくマングローブ・エスチュアリーにおける流れと物質
輸送特性, 海岸工学論文集, 第 49 巻, pp. 1201-1205.
- 二瓶泰雄・佐藤慶太ら(2002): ネスティング計算法を用いた吹通川マングローブ水域における高解像度流
動シミュレーション, 海岸工学論文集, 第 49 巻, pp. 416-420.
- 長谷川寛(1999): 藻場基盤に作用する海藻経由の波力について, 土木学会論文集, No. 621, II-47,
pp. 153-165.
- 林健二郎, 木村保夫他(1999): 湖沼における植生護岸の形成とその効果, 海岸工学論文集, 第 46 巻,
pp. 1116-1120.
- 林健二郎・藤井優宏・重村利幸・萩原運弘(2001): 水辺植生に作用する波力と消波機能に関する研究, 海
岸工学論文集, 第 48 巻, pp. 891-895.
- 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.
- 原田賢治・油屋貴子・Latief Hamzah・今村文彦(2000): 防潮林の津波に対する減衰効果の検討, 海岸工
学論文集, 第 47 巻, pp.366-370.
- 藤田光一・李参熙・渡辺敏ら(2003): 扇状地礫床河道における安定植生域消長の機構とシミュレーショ

- ン, 土木学会論文集, No.747, II-65, pp.41-60.
- 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.
- 福岡捷二・藤田光一・新井田浩(1992): 樹木群を有する河道の洪水位予測, 土木学会論文集, No.447, II-19, pp.17-24.
- 福岡捷二・島谷幸宏ら(2003): 水流による高水敷上のヨシ原の倒伏・変形と粗度係数に関する現地実験, 河川技術論文集, Vol.9, pp.395-398.
- 福岡捷二・福田朝生ら(2003): ヨシを用いた水際保護の研究, 水工学論文集, 第 47 巻, pp.997-1002.
- 福岡捷二(2005): 河道水際設計のための水理学, 洪水の水理と河道の設計法, 第 5 章, 森北出版, 436p., pp.328-393.
- 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.
- 松富英夫・大沼康太郎・今井健太(2004): 植生域氾濫流の基礎式と植生樹幹部の相似則, 海岸工学論文集, 第 51 巻, pp.301-305.
- 丸山康樹・五十嵐由雄・石川雄介(1987): アマモ場適地選定手法, 第 34 回海岸工学講演会論文集, pp.227-231.
- 森脇晋平ら(2003): 漁場環境保全対策事業, 平成 13 年度島根県内水面水産試験場事業報告, pp. 148-166.
- 依田恭二(1971): 森林の生態学, 築地書館, 331p.
- Armentano, T. V. and G. M. Woodwell (1975): Sedimentation rate in a Long Island marsh determined by ^{210}Pb dating, *Limnology and Oceanography*, Vol.20, pp.452-456.
- Bird, E.C.F. (1971): Mangroves as land-builders, *Victorian Naturalist*, Vol.88, pp.189-197.
- 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.
- Chapman, V. J. and J. W. Ronaldson (1958): The mangrove and salt marsh flats of the Auckland Isthmus., New Zealand, *Bulletin Dep. of Scientific and Industrial Research*, Vol.125, p.75.
- 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.
- DeLaune, R. D., W.H. Patrick and R. J. Buresh (1978): Sedimentation rates determined by ^{137}Cs dating in a rapidly accreting salt marsh, *Nature*, Vol.275, pp.532-533.
- Fischer, H. B., List, E. J., Koh, R.C. Y. and Imberger, J. (1979): Mixing in inland and coastal waters, Academic Press, New York, 484p.
- French, J. R. and T. Spenser (1993): Dynamics of sedimentation in a tide dominated backbarrier salt marsh, Norfolk, UK, *Marine Geology*, Vol.110, pp.315-331.
- Furukawa, K., E. Wolanski and H. Mueller (1997): Currents and sediment transport in mangrove forests, *Coastal and Shelf Science*, Vol.44, pp.301-310.
- Harrison, E. Z. and A. L. Bloom (1977): Sedimentation rates on tidal salt marshes in Connecticut, *J. of Sedimentary Petrology*, Vol. 47, pp.1484-1490.
- International Society for Mangrove Ecosystems, and International Tropical Timber Organization(1997): *World Mangrove Atlas*, 178p.
- Leonard A. L., C. A. Hine and E M. Luther (1995): Surficial sedimentation transport and deposition processes in a *Juncus roemerianus* Marsh, West Central Florida, *J. of Coastal Research*, Vol.11, pp.322-336.
- Lynch, J. C., et al. (1989): Recent accretion in mangrove ecosystem based on ^{137}Cs and ^{210}Pb , *Estuaries*, Vol.12, pp.264-299.

- Morris, P.A., N. M. Hill, E.G. Reekie and H. L. Hewlin (2002): Lakeshore diversity and rarity relationships along interacting disturbance gradients: catchment area, wave action and depth, *Biological Conservation*, Vol. 106, pp.79-90.
- Keddy, P. A. (1982): Quantifying within-lake gradients of wave energy: Interrelationships of wave energy, substrate particle size and shoreline plants in Axe Lake, Ontario, *Aquatic Botany*, Vol.14, pp.41-58.
- Massel, S. R., K. Furukawa and R. M. Brinkman (1999): Surface wave propagation in mangrove forests, *Fluid Dynamic Research*, Vol.24, pp.219-249.
- Mazda, Y., E. Wolanski, B. King, A. Sase, D. Ohtsuka and M. Magi (1997): Drag force due to vegetation in mangrove swamps, *Mangrove and Salt Marshes*, Vol. 1, pp.193-199.
- Mazda, Y., M. Magi, M. Kogo and N. Hong (1997): Mangrove as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam, *Mangrove and Salt Marshes*, Vol.1, pp.127-135.
- Morris, P.A., N. M. Hill, E.G. Reekie and H. L. Hewlin (2002): Lakeshore diversity and rarity relationships along interacting disturbance gradients: catchment area, wave action and depth, *Biological Conservation*, Vol. 106, pp.79-90.
- Nakatsuji, K., Y. Ooya and K. Shiono (1996) : Boundary-fitted curvature transformation for applying to meandering creeks in mangrove estuaries, *Flow Modeling and Turbulence Measurements*, Balkema Pub., pp.623-630.
- Ocenema, O. and R. D. DeLaune(1988) : Accretion rates in salt marshes in the Eastern Scheldt, South-West Netherland, *Estuarine and Coastal and Shelf Science*, Vol.26, pp.379-394.
- 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 Papers*86-4, North Carolina State Univ., 18p.
- Sato, K. (1981): Studies on the protective functions of the mangrove forest and erosion and destruction (III), On the numerical distribution of the prop roots of *Rhizophora stylosa* tree in Okinawa, *The Sub-Tropical Forest*, Vol.3, pp.40-59.
- Selvam, V. (2005): Impact assessment for mangrove and shelterbelt plantations by Tsunami for Tamil Nadu forestry project, *M.S. Swaminathan Research Foundation*, 29p.
- Spenceley, A. P. (1977) : The role of pneumatophores in sedimentary processes, *Marine Geology*, Vol.24, pp.31-37.
- Stevenson, J. C., M. S. Kearney, and E. C. Pendleton (1985) : Sedimentation and erosion in a Chesapeake Bay brakish marsh system, *Marine Geology*, Vol.67, pp.213-235.
- Wolanski, E., Y. Mazda, B. King and S. Gay (1990): Dynamics, flushing and trapping in Hinchinbrook channel, a giant mangrove swamp, Australia, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 31, pp.555-579.
- Wolanski, E.(1985): Numerical modeling of flows in a tidal creek-mangrove swamp system, *21 st IAHR Congress*, Melbourne, Australia, pp.19-23.
- Woodroffe, C. D. (1990): The impact of sea level rise on mangrove shorelines, *Progress in Physical Geography*, Vol.14, pp.483-520.