

マングローブ林による波浪減衰効果の実験・数値的検討

柳澤英明*・横木裕宗**・三村信男***

近年、東南アジア諸国の沿岸部ではマングローブ植林が、経済的に安価で、自然環境にも適した減災対策として実施されている。本研究では、マングローブ植林の防波効果を定量的に明らかにすることを目的とし、模型実験および数値計算から波浪減衰を算定した。その結果、植生の枝葉部分は短周期の波を大きく減衰させることが、実験より明らかとなった。またマングローブ林を抵抗としてモデル化した数値計算で植林幅、密度と透過率を検討し、植林密度が1本/m²のときには岸沖幅100 m 程度の植林で、70%以上の波高が削減できることが分かった。また、マングローブ林周辺の平面波浪場を解析し、マングローブ林背後での回折の効果を確認した。

1. はじめに

熱帯・亜熱帯地域の沿岸域に分布するマングローブ林は、防災機能を持つ自然植生として、海岸災害に対して脆弱な地域で注目を集めている。マングローブ林は、人工構造物と比べて建設・管理費用などが安価であり、養殖や狩猟の場を提供する二次的な効果も大きい。そのため、自然環境を利用した防災対策として東南アジア諸国で積極的に植林されている。しかし、マングローブ林による高波などの波浪減衰効果は、松田(1997)や Massel ら(1999)などの研究があるものの、実際行われている植林に対して防災機能を定量的に評価するまでには至っていない。本研究では、実験および数値計算を行って、マングローブ林による防災機能としての波浪減衰効果特性を定量的に評価し、安全性を確保しつつ効率的な植林を行うための指針を示すことを目的とした。

2. 水理実験と数値モデル

(1) 実験水槽と模型

実験に用いた水路は図-1 に示すような全長10 m、幅0.4 m、高さ0.8 m の断面二次元造波水槽で、造波板から2.67 m と7.45 m にそれぞれ1/4.5、1/7の斜面が取り付けられている。後方には消波材を設置した。マングローブ林の模型として直径6 mm の円柱を使った円柱模型(図-2) とヘチマロンで枝葉部分を表現した植生模型(図-3) を作成した。円柱模型を用いた実験では植生密度による影響を検討するため578本/m²~2487本/m²で配列し、植生模型では156本/m²、枝葉部分の空隙率を0.97とした(表-1)。配列は千鳥配置とし、配列密度は現地での植林密度(約0.1~1 本/m²程度)とフルード則を用いて決めた。模型の岸沖幅は1 m、模型位置の水

深は10 cm、入射波条件は周期0.75~1.46 s、波高3~4 cm とし、碎波しない条件で、それぞれの模型に対し20ケース、合計97ケースを実験し結果を解析した。

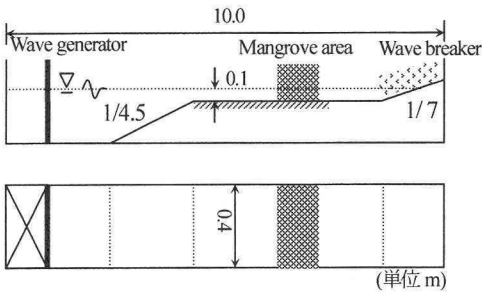


図-1 実験水槽の概略

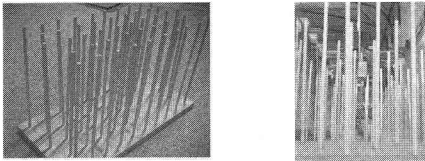


図-2 円柱模型

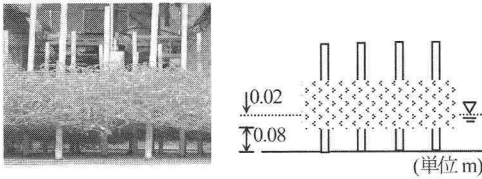


図-3 植生模型

表-1 模型の形状・配列諸元

	樹幹部密度(本/m ²)	枝葉部投影面積比	岸沖幅(m)
円柱模型	578	0.466	1
	1078		
	1878		
	2487		
植生模型	156	0.466	

* 学生会員 修(工) 東北大学大学院工学研究科土木工学専攻
** 正 会 員 博(工) 茨城大学助教授広域水圏環境科学教育研究センター
*** 正 会 員 工博 茨城大学教授広域水圏環境科学教育研究センター

(2) 実験結果

実験結果を、透過率と入射波高の関係で整理を行い、図-4, 5 に円柱模型(密度578本/m², 2478本/m²), 図-6 に植生模型を用いた場合の結果を示す。どの条件においても透過率が波高に依存していることが分かる。また図-4 と図-5 の比較では、入射波高 5 cm の時に図-4 で 0.65 程度だった透過率が図-5 では 0.4 以下となり密度が大きくなることで減衰が大きくなることが分かる。

一方、透過率と周期の関係では、円柱模型ではどの植生密度においても、透過率は周期が変化してもあまり変化しなかったが、植生模型では短周期の波で透過率が減少する結果となった。これは、植生模型と円柱模型の構造上の違いが影響していると考えられる。波による水粒子の運動は楕円軌道を示し、周期が変化すると長径と短径の比が変化する。特に、植生模型の場合には、枝葉が加わっていることにより、円柱模型よりも鉛直方向の運

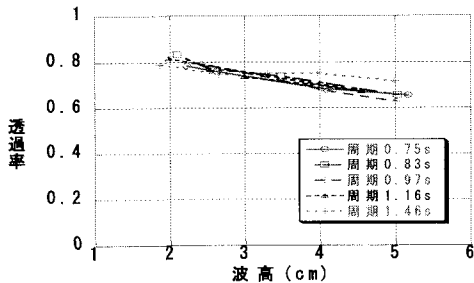


図-4 波高と透過率(円柱模型: 植生密度578本/m²)

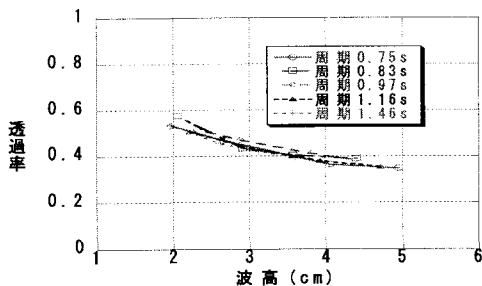


図-5 波高と透過率(円柱模型: 植生密度2478本/m²)

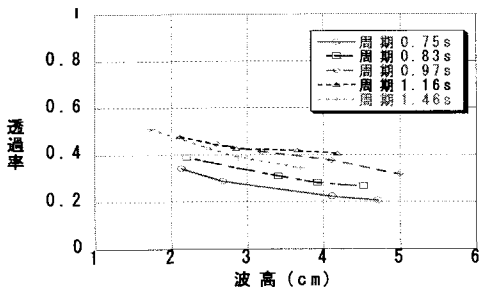


図-6 波高と透過率(植生模型)

動に対する抵抗が増大すると考えられ、一方、周期の短い場合には鉛直方向の水粒子の運動が相対的に大きくなることから、枝葉部分で抵抗が大きくなり、図-6 のように周期による変化が発生したと考えられる。

(3) 数値計算手法

次に数値計算を用いて、マングローブ林による波浪減衰効果を検討した。抵抗は原田ら(2003)などにならない Morison 式を用いて水平抗力項として表現し、以下に示すように Boussinesq 方程式に組み込んだ。今回は実験装置における斜面勾配及び水深に対応できるように補正係数 $B=15$ を持つ形を利用した (Dingemans, 1997)。

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial p}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial P}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{P}{D} \right) + gD \frac{\partial S}{\partial x} - Bgh^2 \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(h \frac{\partial S}{\partial x} \right) \right] \\ - h^2 \frac{\partial}{\partial t} \left[\left(\frac{1}{2} + B \right) \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial P}{\partial x} \right) - \frac{1}{6} h \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{P}{h} \right) \right) \right] \quad (2) \\ = C_D \frac{N'A}{2} \frac{P}{D} \frac{P}{D} + C_M N' V \frac{d}{dt} \left(\frac{P}{D} \right) \end{aligned}$$

ここで x は距離、 t は時間、 P は線流量、 S は水面変動、 h は水深、 D は全水深 ($D=h+S$)、 g は重力加速度で、式(2)の右辺がマングローブの抵抗項となり d は幹部直径、 C_D は抗力係数、 C_M は慣性力係数、 A 、 V は植生一本分の幹枝葉を含めた投影面積、体積、 N' は単位面積当たりの本数である。

慣性力係数に関しては、Karim ら(2004)の検討例や、本計算モデルでパラメータを変え慣性力を検討した結果、波浪減衰への影響は小さいことを確認したことから、本研究では既往の研究を参考に慣性力係数を2.0とし詳しい検討は行わないこととした。

(4) 抗力係数の算定

一方、本研究対象であるマングローブ林のような透過構造物内での波浪減衰では、抗力の推定が非常に重要となるので (Karim ら, 2004)、抗力係数について検討を行った。抗力係数の算定には、数値計算で、透過率と波形勾配の関係を、抗力係数を変えて求めておき、それを実験値と重ね合わせて最も一致の良いときの抗力係数を、その条件での抗力係数とした。

植生密度578本/m²、2478本/m²での結果について KC 数(周期 × 円柱前面流速/円柱直径)を横軸にとったものを図-7, 8 示す。ほぼ $C_D=2.0 \sim 3.5$ 程度で分布しており、その他のグラフに関しても KC 数による変化は少ない。それぞれの植生密度ごとの平均値を出すと小さい方から、 $C_D=2.51, 2.62, 2.5, 2.88$ となった。最も植生密度の大きい2478本/m²では少し高くなり、密度によって大きくなる傾向が見えるが、算定された抗力係数のばらつきから考えると大きな差ではないといえる。全体の

平均を取ると、 $C_D=2.63$ となった。

次に植生モデルでの抗力係数の検討を行った。図-9に植生モデルにおける抗力係数(平均値)の周期ごとの変化を示す。比較のため円柱モデルでの抗力係数も同時に示している。この図から、周期が短い場合には抗力係数は大きく、周期が長くなるにつれて徐々に小さくなっていることが分かる。これは本研究の実験結果の考察より、植生モデルの鉛直方向の水粒子運動の減衰効果が反映していると考えられる。この結果、周期0.825 s以下では、植生モデルの方が円柱モデルに比べ非常に大きい、周期0.97 sからはほぼ円柱モデルと同程度の抗力係数となったと考え

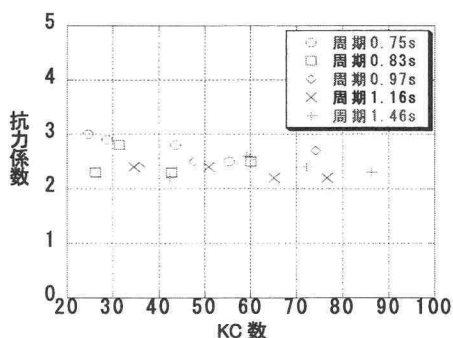


図-7 KC数と抗力係数(円柱模型：植生密度578本/m²)

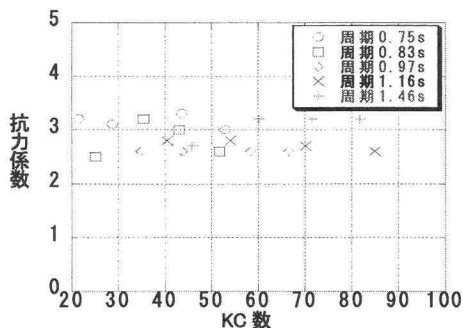


図-8 KC数と抗力係数(円柱模型：植生密度2487本/m²)

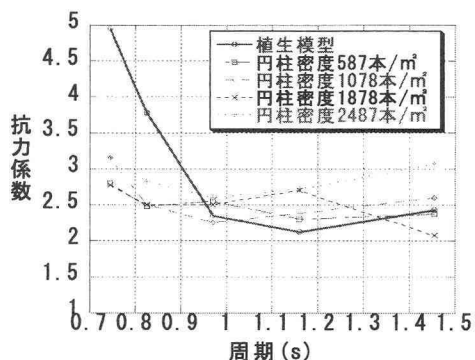


図-9 植生モデルと円柱モデルの比較

られる。このことから、本研究条件の範囲では周期0.97 s以上では鉛直方向の流速の影響は少なくなり、ほぼ円柱と同様に扱えると仮定した。

3. 現地スケールでの計算

(1) モデル地形によるマングローブ林の波浪減衰効果

式(2)より、マングローブ林の抵抗を表すパラメータは、抗力係数 C_D 、マングローブ林の投影面積 A 、体積 V 、植生密度 N' である。投影面積はベトナムでのマングローブ植林活動を行なっているNGOのActmangより提供をうけた*Sonneratia sp*のデジタル画像(図-10)を利用し推定した。この結果、全体の面積に対する占有率は平均で0.5程度となり、原田ら(2003)の防潮林の調査結果と同程度であった。本研究ではこの値を利用し計算を行なった。

抗力係数については、実験から植生としての範囲では密度の影響は小さいことが確認され、また鉛直方向の流速の影響も周期が大きくなることによって小さくなることを示した。現地スケールでの周期は8~13 sであることから、実験より得られた周期から仮定すると十分鉛直方向の抵抗を無視できる。また、現地スケールでは周期10 sの場合、波長は約53 m、幹直径0.1 mであり波長は幹直径に対して相対的に非常に長い。本研究では既往の研究を参考に抗力係数は1.1とした。植生本数および、枝葉部までの平均高さは、図-10と同様の場所で現地調査を行なっている松田(1997)を参考に決めた。

地形条件を図-11のように設定し、マングローブ林の植生密度を0.08本/m²、沖波波高を1 mとしたときの、マングローブ林の幅を0 m, 100 m, 200 m, 300 mと変化した場合の計算結果を図-12に示す。この図からマングローブの幅が大きくなっていくにつれて、減衰が少なくなっていくことが分かる。これは実験同様、波高によって減衰量が変化していくためと考えられる。また、表-2には同条件で入射波高を変えた結果を示した。この地域では、比較的植生密度が薄い状態で植林されている

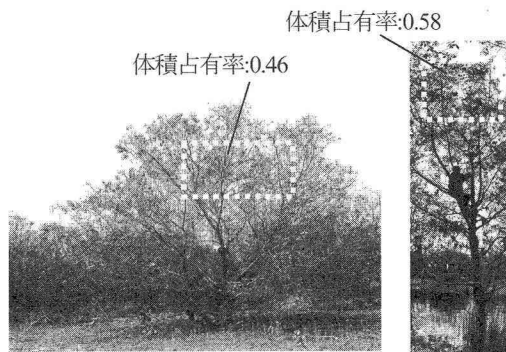


図-10 面積占有率の推定 (Actmang 撮影)

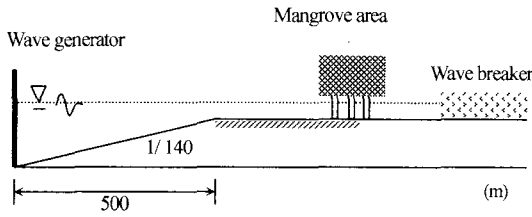


図-11 モデル地形

るが、マングロープを300 m 設置することで、1 m の波高で入射した波は約54 cm にまで減衰する結果を得た。また、植生密度を変化させた結果、マングロープ林が岸沖幅100 m で植林されていた場合、植生密度が1 本/m²であれば70%以上の波高減衰が見込めることが分かった

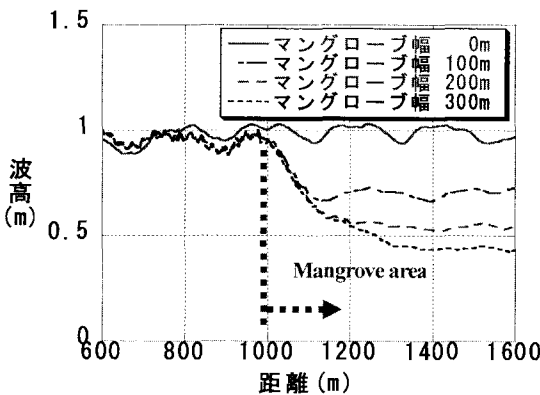


図-12 現地スケール計算

表-2 現地スケール計算結果の整理
(植生密度0.08本/m²)

波高(m)	マングロープ幅(m)	波高減衰率
0.5 m	100 m	0.15
	200 m	0.28
	300 m	0.37
1 m	100 m	0.26
	200 m	0.43
	300 m	0.54
1.5 m	100 m	0.35
	200 m	0.53
	300 m	0.64

表-3 植生密度マングロープ幅による波浪減衰効果
(マングロープ幅100 m)

波高(m)	植生密度(本/m ²)	波高減衰率
0.5 m	0.1	0.19
	0.5	0.55
	1.0	0.71
1 m	0.1	0.32
	0.5	0.7
	1.0	0.81
1.5 m	0.1	0.42
	0.5	0.78
	1.0	0.87

(表-3).

(2) マングロープ林周辺の平面二次元波浪場の計算

マングロープ林の機能には、波浪を減衰させるとともに土砂のトラップ効果や侵食防止効果がある。それらの機能を明らかにしていくには、まずはマングロープ林周辺の波浪場特性を把握する必要がある。そこで本計算モデルを平面二次元波浪計算へ拡張し、マングロープ林を植林した場合の波浪変形の状況を検討した。モデル地形は図-13 のように設定した。本研究では入射条件に線形波を仮定しているため、斜面を設置し深い部分からの入射を行なった。岸側および側面境界にはエネルギー吸収帯を設置している。計算領域中央に植生密度0.5本/m²、岸沖幅100 m、沿岸幅250 m、枝葉部面積占有率0.5のマングロープ林を設置し計算を行った。

図-14(上)は平面図でマングロープ林の設置位置は図中斜線部にある、等高線は波高分布を表す。図-14(下)はY=800 mでの岸沖方向の断面図である。マングロープ林があることによって波高が減衰しマングロープ林の効果が確認できる。しかし、マングロープ背後両端部では波の回折のため中心部分より入射波に対し20%程度小さくなってしまっている。また、X=1400 m 付近では波高が局所的に大きくなっている。ただ、波高が大きくなる場所はマングロープ設置位置よりも、十分後方であり、またマングロープ沿岸方向幅が大きいたときには問題はないといえる(図-15)。マングロープ背後 X=1400 m 付近での波高増加については、流速分布を確認したところ流速方向が集まる部分と波高が大きくなる部分が一致していたことから波向が変化し、特に波向きが交差する部分で重ね合わされ、波高が大きくなったといえる(図-16)。

回折による波向きの変化及び、波高減衰は離岸堤を設置した場合と同様、マングロープ背後ではトンボロのような地形を形成し、侵食防止に効果を発揮することが期待できる。またマングロープは透過性があり、離岸堤などに比べ低反射で一般的に離岸堤前面に起こるような侵食は少ない。有効な波浪減衰を得るためには、ある程度

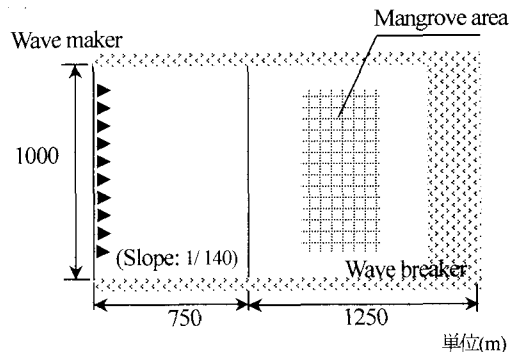


図-13 モデル地形

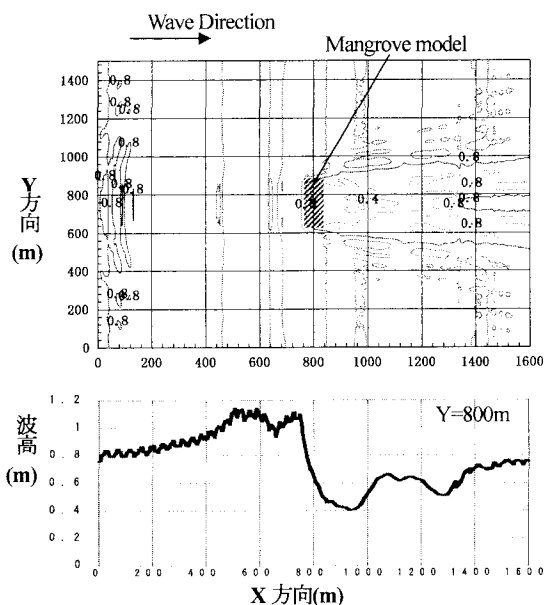


図-14 平面二次元波浪場での計算(マングローブ沿岸幅250m)

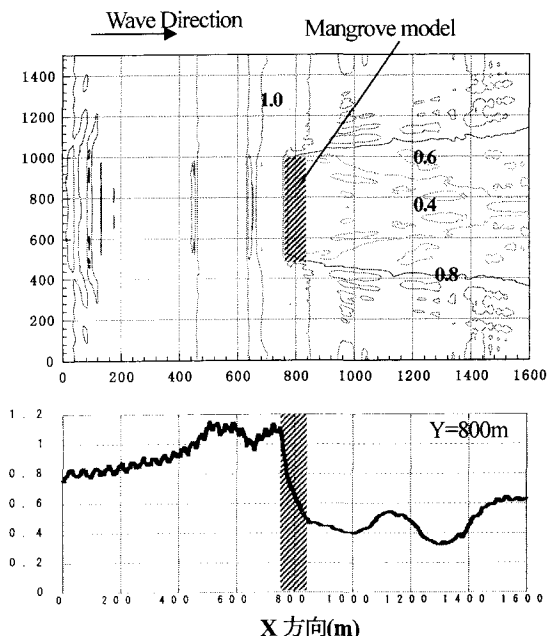


図-15 平面二次元波浪場での計算(マングローブ沿岸幅500m)

広い範囲での植林が必要ではあるが、マングローブは水質や生物の環境にも適しており、天然の防波堤として侵食防止対策の有効な手段になりうるといえる。

4. 結 論

模型実験及び、数値計算からマングローブ林による波浪減衰特性を明らかにした。本研究の成果を以下に示す。

- (1) 模型実験より、マングローブ林による透過率は波高に大きく依存する結果となった。
- (2) 鉛直方向に抵抗を持つ植生模型では、円柱模型よりも短周期の波浪を大きく減衰させる結果となり、枝葉部分には短周期に対するフィルター効果があることがわかった。ただし、本研究の実験範囲では周期0.97s以上で周期ごとの変化は小さくなり、また抗力係数においても円柱と同程度で扱えることが分かった。
- (3) 現地スケールでの計算からマングローブ林による波浪減衰効果の評価を行い、例えば、植林密度が1本/m²の時に、岸沖幅100m程度の植林で、70%以上の波高が削減できることが分かった。
- (4) 平面計算では、マングローブ背後で回折効果が確認された。また波向きが交差する部分では大きな波高が算定されたが、マングローブ設置位置よりも十分後方であり、また沿岸方向に幅があるときには影響は小さくなることが分かった。

今後は、現地における土地利用など、状況に合わせた実用的な植林方法や範囲などの検討が必要となってくる。また、計算モデルにおいては、現地の状況を再現するた

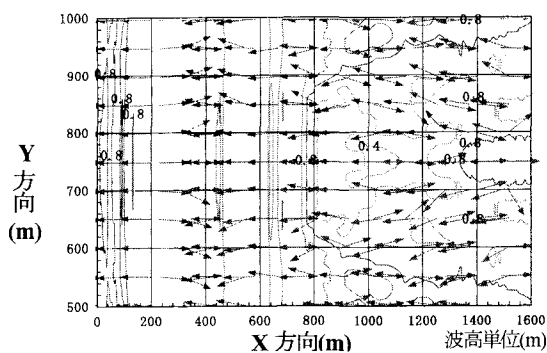


図-16 波高分布と流速分布の比較(マングローブ沿岸幅100m)

め碎波モデル等の結合も検討していかなければならない。

参 考 文 献

- 原田賢治, 今村文彦(2003): 防潮林による津波減衰効果の評価と減災のための利用可能性, 海岸工学論文集, 第50巻, pp. 341-345.
- 松田義弘(1997): マングローブ水域の物理仮定と環境形成, 黒船出版, pp. 84-89, pp. 179-195.
- Dingemans, M. W. (1997): Water wave propagation over uneven bottoms Part2- nonlinear water wave propagation, world Scientific, pp. 473-687.
- Karim, M. F., K. Tanimoto and D. Hieu(2004): Simulation of wave transformation in vertical permeable structure, International Journal of Offshore and Polar Engineering, Vol. 14, No. 2, pp. 89-97.
- Massel, S.R., K. Furukawa, R. M. Brinkman(1999): Surface wave propagation in mangrove forests, Fluid Dynamics Research Vol. 24, pp. 219-249.