〈論 文〉

海水の透明度変化がアマモ場面積の消長に及ぼす影響 —広島県沿岸域におけるケーススタディー—

玉 置 仁* 西 嶋 渉* 富 永 春 江**
寺 脇 利 信*** 岩 瀬 晃 盛* 岡 田 光 正*

The Effect of Transparency on the Change in Eelgrass Bed Area in the Coastal Area of the Hiroshima Prefecture

Hitoshi TAMAKI*, Wataru NISHIJIMA*, Harue TOMINAGA**,
Toshinobu TERAOKA***, Kosei IWASE* and Mitsumasa OKADA*

* Graduate School of Engineering, Hiroshima University, 1-4-1 Kagamiyama, Higashi-Hiroshima 739-8527, Japan

** Merocean Environment Inc. 1334-5 Riemon, Ohikawa, Shitagun, Shizuoka 421-0212, Japan

*** Fisheries Research Agency, National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima, 739-0452, Japan

Abstract

The objective of this study is to evaluate the effect of transparency on the change in eelgrass (*Zostera marina* L.) bed area in eutrophic coastal zone of the Hiroshima Prefecture between 1976-77 and 1999.

Eelgrass in the coastal areas where high deposition on leaves and steep slope ($>5/100$) were observed tended to colonize shallower zone than other coastal areas (29 sites: Denmark, Netherlands, USA and Japan) under the same lighting condition. In addition to transparency, deposition on leaves and steep slope seemed to limit the eelgrass distributions there.

Losses of some eelgrass habitats occurred even though transparency was same or increased, and at a few sites eelgrass bed increased without change in transparency. Thus, the transparency is not always responsible for the change in eelgrass bed. Although there were sites where the bed area changed in proportion to the change in transparency, the maximum depth limit was shallower than that estimated from transparency, or eelgrass habitat in shallow area disappeared significantly by other factors such as slope, deposition on leaves and burial.

Key words: eelgrass bed area, maximum depth limit, transparency, light attenuation coefficient, *Zostera marina* L.

1. はじめに

アマモ *Zostera marina* L. は、陸上の高等植物と同様に花を咲かせ種子をつくって繁殖する顕花植物で、世界中で50種ほど知られる海草の一種である¹⁾。日本沿岸では、北海道から九州にかけての内海・内湾の砂泥域にアマモの群落が形成され、アマモ場と呼ばれている²⁾。アマモ場は魚類の摂食・産卵・幼稚仔魚の保育・育成の場や、他の海洋生物にとっての生活・生産活動の場となっている³⁾。しかしながら、近年の埋立や水質悪化等の環境劣化によりアマモ場が衰退し、大きな問題となっている⁴⁾。

海域の透明度の低下に伴う水中光量の減少は、沖側のアマモの生育を制限し、アマモの生育下限水深を減少させる⁵⁻⁸⁾。海域の富栄養化に伴う植物プランクトン等や水質汚濁に伴う水中の懸濁物質の増加は、透明度を低下さ

せ、アマモの生育下限水深の減少をもたらす^{9,10)}。このように、透明度の低下はアマモ場面積減少の主要因として考えられている¹¹⁾。しかしながら透明度の低下以外にも、アマモ葉上に堆積した浮泥^{12,13)}や着生植物^{14,15)}による遮光、他の海藻との競争¹⁶⁾や流動条件に伴う草体の流失¹⁷⁾、wasting disease¹⁸⁾などもアマモの生育を阻害し、アマモ場の減少につながる。また、透明度の低下がアマモ場面積減少の主要因であるといわれながらも、実際には僅かな報告例¹⁹⁾があるだけで、その実状は必ずしも明らかとなっていない。

そこで本研究では航空写真撮影を用いて、広島県沿岸域における1976年と1999年のアマモ場面積を比較した。そしてアマモ場面積が増加もしくは減少した海域で、透明度の変化がアマモ場面積の増減に与える影響に検討を加えた。また、広島県沿岸域と他の海域 (Denmark,

* 広島大学大学院工学研究科 〒739-8527 東広島市鏡山1-4-1

** 国土環境(株)環境創造研究所 〒421-0212 静岡県志太郡大井町利衛門1334-5

*** 独立行政法人水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所 〒739-0452 広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5

Netherlands, USA, Japan)において、透明度変化とアマモの生育下限水深増減との関係を比較した。そして広島県沿岸域と他の海域における透明度変化に伴うアマモ生育下限水深の変化傾向の違いから、広島県沿岸域のアマモ場面積増減に及ぼす透明度の影響に検討を加えた。

2. 調査および実験方法

2.1 アマモ場面積調査地点の選定

広島県沿岸域で埋立・干拓が行われていないアマモ場を広島県藻場干潟台帳²⁰⁾および聞き取り調査により選定した(Fig. 1)。広島県藻場干潟台帳では、1976-77年の5-7月と1991年11月-1992年3月における広島県沿岸域のアマモの分布域とその面積(1976-77年:977箇所, 1991-92年:1,001箇所)が航空写真判読と潜水観察により報告されている²⁰⁾。広島県藻場干潟台帳以外にも広島県沿岸域のアマモ場面積に関する報告があるが^{11,19,21)}、これらは主に陸上、あるいは船上観察に基づいて面積を算出している。陸上、あるいは船上からは、アマモ場全域を一望できないために、それらの観察から算出されたアマモ場面積には精密さに欠けることが指摘されており^{11,21)}、本研究では用いなかった。

広島県沿岸域においては、安芸灘のアマモ場消失が著しく、1992年には1976年の藻場面積の約4/5にあたるアマモ場が減少したと広島県藻場干潟台帳では報告されている²⁰⁾。このことからアマモ場面積が減少したと推定される地点を安芸灘から選定した(St.1-St.4)。St.1とSt.2は、1976年から1992年の間で、アマモ場面積が50%以下に減少したと報告されている地点である。St.3とSt.4は両年の間で、アマモ場面積が減少したものの、50%以上が残存した地点である。一方、その期間にアマモ場面積が増加したとされた16地点²⁰⁾のうち、現地観察と漁業関係者からの聞き取り調査により、アマモ場が増加したと推察されたSt.5-St.8を調査地点とした。

2.2 アマモ場面積の測定

アマモ場面積には季節的に消長する場合があることが知られている²²⁾。一般的に繁茂期のアマモ場面積は、衰退期に比べて大きいことが知られている。本研究では、季節的消長の影響をなくすため、水産上有用な魚種の多くが利用する繁茂期(4-8月)²³⁾を対象として経年的な調査を行った。また、過去のアマモ場面積の算出には繁茂期のデータが掲載されている1976-77年の広島県藻場干潟台帳²⁰⁾を用いた。

1999年の繁茂期(6月)に、St.1-St.6のアマモ場面積を測定した。St.7-St.8に関しては、1999年の繁茂期のデータが得られなかったため、同年の衰退期(12月)にその面積を測定した。1976-77年の繁茂期と1999年の衰退期におけるアマモ場面積の比較では、その分布面積の季節的消長の影響が問題となる。アマモ場の分布域は繁茂期に比べて衰退期では多少縮小することが報告されている²²⁾。従って1999年における衰退期のアマモ場面積が1976年の繁茂期と比較して増加していた場合には、1999年の繁茂期においても、アマモ場面積は1976年と比較して増加していたと判断した。

調査地点のアマモ場面積を、ヘリコプターを用いて、高度2,000ftから写真撮影した(カメラ:PENTAX645 N×2台, レンズ:75mm(標準), 35mm(広角), フィルム:FUJICOLOR REALA ACE120(ISO100))。写真からアマモ場の位置を地図に投影し、プランメーター(TAMAYA, PLANI×5000)によりアマモ場面積を求めた。本手法においては、アマモ分布域が5m×5mに満たないものは検出不可能である。

2.3 アマモ場面積と透明度との関係

1976年-1999年におけるSt.1-St.8の透明度を広島県の公共用水域の水質測定結果(1976-1999)²⁴⁾から求めた。透明度には、アマモ場の繁茂期にあたる4-8月の平均値を用いた。また、アマモ場面積の調査時期である1976-77年と1999年との間の透明度に有意な差があるかどうかを

Fig. 1 Study sites of the eelgrass beds in the coastal area of the Hiroshima Prefecture.

明らかにするため、2つの母平均の差の検定²⁵⁾を行った。

2.4 アマモの生育下限水深と消散係数との関係

1999年の6-8月に、1.0m-6.0mの範囲で透明度が異なるアマモ場 (St. 1, St. 9-St. 15) において、アマモの生育下限水深とアマモ場内の透明度および消散係数を測定した。St. 5とSt. 6では、アマモの生育下限水深と消散係数を測定した。アマモの生育下限水深 (D. L. 基準) は潜水により実測し、透明度は Secchi 円板を用いて測定した。また、海面直下からアマモの生育下限水深までの光量子量を測定した (LI-193SA 光量子センサー, 米国ライカー社製)。調査地点*i*における海面直下からアマモの生育下限水深 (D_i) までの下方向放射照度に基づく、消散係数 (K_i) を次式により算出した²⁶⁾。

$$K_i = -\frac{1}{D_i} \times \ln \frac{I_{di}}{I_{0i}} \quad (1)$$

K_i : アマモの生育下限 (D_i) における平均消散係数 (m^{-1})

D_i : アマモの生育下限水深 (m)

I_{di} : 水深 D_i の光量子量 ($\mu mol \text{ quanta } m^{-2} s^{-1}$)

I_{0i} : 海面直下の光量子量 ($\mu mol \text{ quanta } m^{-2} s^{-1}$)

潜水調査を行わなかった St. 2-St. 4, St. 7-St. 8 のアマモの生育下限水深は、同年6月に撮影した航空写真と海図²⁷⁾から推定した。また、1976-77年における St. 1-St. 8 のアマモの生育下限水深は、広島県藻場干潟台帳²⁰⁾と海図²⁷⁾から推定した。St. 1, St. 5, St. 6を対象として、1999年の海図と航空写真から推定したアマモの生育下限水深とその実測値とを比較したところ、各地点ともに両者の差が+0.2m から-0.1m 範囲内であった。この誤差範囲を考慮すれば、海図と航空写真、もしくは広島県藻場干潟台帳から求めたアマモの生育下限水深のデータを用いることは妥当であると判断した。

一方、実測値のない1976-77年の St. 1-St. 8 及び1999年の St. 2-St. 4, St. 7-St. 8 における消散係数は、1999年に測定した St. 1, St. 9-St. 15 の消散係数と透明度との積の平均値 (n_{ave}) を透明度²⁴⁾で除することにより求めた (式2)²⁶⁾。

$$K_i = \frac{n_{ave}}{SD_i} \quad (2)$$

n_{ave} : 消散係数と透明度の積の平均値

SD_i : 調査地点*i*における透明度 (m)

ここで、 n_{ave} は式3のように定義される。

$$n_{ave} = \frac{\sum_{i=1}^N K_i SD_i}{N} \quad (3)$$

3. 結果および考察

文末に各調査地点のアマモ場面積、アマモの生育下限水深、透明度、消散係数の値を示した (Appendix 1)。

3.1 アマモの生育下限水深に及ぼす消散係数の影響

Fig. 2 に広島県沿岸域における1976-77年と1999年のアマモの生育下限水深と消散係数との関係を示す。同時に Duarte が世界各地 (Denmark, Netherlands, USA, Japan) のアマモ場 (29箇所) の生育下限水深と消散係数との関係から求めた回帰式 ($\log D = 0.27 - 0.84 \log K$)²⁸⁾を示す。消散係数の増加に伴い、アマモの生育下限水深は減少する傾向を示したが、広島県沿岸域におけるアマ

Fig. 2 Relationships between maximum depth limit of eelgrass and light attenuation coefficient in the coastal area of Hiroshima Prefecture.

D. R., Duarte's equation²⁸⁾; $H_{1976-77}$, St. 1-St. 6 and St. 8 in 1976 and 1977; $H_{no \text{ dep.}}$, St. 2, St. 3, St. 5, St. 8, St. 12, St. 13 and St. 15 in which few deposition on eelgrass leaves were noted with gentle slope ($<5/100$) in 1999; $H_{dep.}$, St. 1, St. 4, St. 7, St. 9-St. 11 and St. 14 in which significant deposition were noted in 1999; St. 6 in 1999, steep slope ($5/100-9/100$) were noted.

モの生育下限水深は、総じて Duarte の報告した回帰式より小さかった。

そこで消散係数とアマモの生育下限水深との関係について、(1) Duarte の報告海域 (D. R.), (2) St. 7 を除く 1976-77年の広島県沿岸域 ($H_{1976-77}$), そして1999年の広島県沿岸域を、(3)付着物 (浮泥・着生植物) がアマモ葉上にほとんど認められず、 $5/100$ 以下の緩やかな勾配を示した地点 ($H_{no \text{ dep.}}$) と、(4)それ以外、すなわち、アマモ葉上に多量な付着物が認められた地点 ($H_{dep.}$), 及び急な地形勾配 ($5/100-9/100$) が認められた St. 6 とに分けて各データ群間での回帰直線の差の検定 (傾きと切片)²⁵⁾を行った。

1976-77年の St. 7 を $H_{1976-77}$ の回帰直線から外したのは、正規確率紙による外れ値の検定²⁵⁾の結果、St. 7 は同年の広島県沿岸域における他の地点から明らかに外れていたためである。また、1999年の広島県沿岸域を $H_{no \text{ dep.}}$ と $H_{dep.} + St. 6$ に分けたのは、葉上の付着物の存在は、葉上に到達する光を減少させること¹²⁻¹⁵⁾、また急な地形勾配は流動条件を変化させて、アマモの生育を阻害する場合があることによる^{29,30)}。 $H_{no \text{ dep.}}$ には、St. 2, St. 3, St. 5, St. 8, St. 12, St. 13, St. 15 が含まれ、 $H_{dep.}$ には、St. 1, St. 4, St. 7, St. 9-St. 11, St. 14 が含まれる。

D. R.と $H_{1976-77}$ の間には、消散係数とアマモの生育下限水深から求めた回帰直線の傾きと切片に有意な差は認められなかった (有意水準 5%)。同様に、D. R.と $H_{no \text{ dep.}}$ の間にも、傾きと切片ともに差が認められなかった (有意水準 5%)。これらのことから、 $H_{1976-77}$ と、葉上の付着物が少なく、勾配が緩やかな $H_{no \text{ dep.}}$ では、アマモの生育下限水深に及ぼす消散係数の影響が、Duarte が報告した世界各地のアマモ場²⁸⁾と同一と見なしてよいことがわかった。

一方、 $H_{dep.} + St. 6$ では、傾きについては D. R.との間に有意な差は認められなかったが、その切片は小さかった (有意水準 5%)。このことから、 $H_{dep.}$ では葉上の付着

物によって、St. 6 では急な地形勾配によって、消散係数が同じにもかかわらず、D. R. に比べてアマモの生育下限水深が小さくなったと推定された。つまりこれらの地点では、消散係数に加えて葉上の付着物や急な地形勾配が、アマモの生育下限水深を制限していると推定された。

3.2 アマモ場面積と透明度の経年変化

1976-77年から1999年にかけて、アマモ場面積の増減が推定された St. 1-St. 8 において、アマモ場面積増減と透明度の経年変化を検討した。Fig. 3 に St. 1-St. 8 における1999年のアマモ場面積の1976-77年に対する割合を示す。St. 1-St. 5 ではアマモ場面積は減少し、St. 6-St. 8 では増加した。

Fig. 4 にアマモ場面積が減少した St. 1-St. 5 における1976-1999年にかけての透明度（4-8月の平均値）の経年変化を示す。1976-77年と1999年の間で、St. 1-St. 3 の透明度は減少し、St. 4 では、ほとんど変化せず、St. 5 では、透明度は増加していた（有意水準5%）。

一方、Fig. 5 にアマモ場面積が増加した St. 6-St. 8 における1976-1998年にかけての透明度（4-8月の平均値）の経年変化を示す。アマモ場面積が増加した St. 6 では、透明度も増加していた。しかしながら St. 7 と St. 8 では、有意水準5%においても、両期間の透明度に差が認められなかった。

以上の結果から、アマモ場面積と透明度の両者が増加、もしくは両者が減少した地点は全8地点の調査地の内、St. 1-St. 3, St. 6 の4箇所であった。しかしながら St. 1 と St. 6 は、Fig. 2 で示したように、透明度に加えて葉上の付着物と急な地形勾配が、アマモの生育下限水深を小さくしたと推定される地点（ $H_{dep.} + St. 6.$ ）である。これらの場所では、透明度以外に葉上の付着物や地形勾配がアマモの生育下限水深に影響を及ぼしており、透明度の変化だけでアマモ場面積増減を説明できないと考えられた。また St. 4, St. 7, St. 8 のように透明度が変化しなかったにも関わらず、アマモ場面積が増減する地点があると同時に、St. 5 のように透明度が増加したにも関わらず、アマモ場面積が減少した地点があることも分かった。これらの地点では、アマモ場面積の増減を透明度のみでは評価できないことが分かった。

1976-77年から1999年の間に、St. 4 と St. 5 の近接した場所（100m以内）に離岸堤と埋立地とが建設された²⁰⁾。Short ら³¹⁾は防波堤建設に伴う流動条件の変化が、その地先に生息する海草の生育に悪影響を及ぼす可能性を指摘している。特に離岸堤が建設された $H_{dep.}$ にあたる St. 4 のアマモの葉上には、着生植物が多量に集積していたことから、流動条件の静穏化に起因する着生植物の集積がアマモの生育を阻害したと推定された。これらのことから St. 4 と St. 5 では、建設に伴う流動条件の変化がアマモ場面積を減少させたと推定された。

1976-77年の St. 7 と St. 8 におけるアマモ場面積が、1999年に比べて小さかった原因は不明だが、両年のアマモの生育下限水深に差が見られなかったことから（Appendix 1）、その可能性として、アマモが水平方向（同水深、若しくは浅海側）に生長し、拡大したと考えられた。Olsen ら³²⁾はアマモが水平方向に $0-45\text{cm}\cdot\text{yr}^{-1}$ で拡大すると指摘している。

透明度変化とアマモ場面積の増減が一致した St. 1

Fig. 3 Relative eelgrass bed area in 1999 to that in 1976-77.

Fig. 4 Historical changes in transparency at eelgrass beds (St. 1-St. 5) where the decrease in the area were reported.

Fig. 5 Historical changes in transparency at eelgrass beds (St. 6-St. 8) where the increase in the area were reported.

St. 3 と St. 6 において、透明度から推定されるアマモの生育下限水深 ($D_{SDi(1999)}$) と実際のアマモの生育下限水深 ($D_{i(1999)}$) を比較した。透明度に加えて、葉上の付着物や地形勾配がアマモの生育下限水深を制限していると考えられた St. 1 と St. 6 では、その是非を確認するため、 $D_{SDi(1999)}$ と $D_{i(1999)}$ を比較した。Dennison ら⁶⁾はアマモの生育に必要な相対光量が経年的にほぼ一定であると報告している。そこでアマモの生育に必要な光量を1976-77年の相対光量 ($\frac{I_{di}}{I_{oi}} = e^{-K_i \times D_i}$) と仮定し、1999年の透明度 (SD_i) と n_{ave} を用いて、1999年におけるアマモの生育下限水深の推定値 ($D_{SDi(1999)}$) を求めた (式4)。

$$D_{SDi(1999)} = -\frac{1}{n_{ave}/SD_i} \times \ln \frac{I_{di}}{I_{oi}} \quad (4)$$

Fig. 6 に1976-77年と1999年のアマモの生育下限水深 ($D_{i(1976-77)}$ と $D_{i(1999)}$), 及び透明度から推定されたアマモの生育下限水深 ($D_{SDi(1999)}$) を示す。St. 1-St. 3 では、実際のアマモの生育下限水深は減少していた。一方, St. 6 では, $D_{i(1976-77)}$ と $D_{i(1999)}$ はほとんど同じであった。

St. 2 と St. 3 では, アマモの生育下限水深 ($D_{i(1999)}$) と透明度により推定された生育水深 ($D_{SDi(1999)}$) との間にほとんど差がなく, アマモの生育下限水深の変化が, 透明度の変化から説明できた。しかし, St. 1 と St. 6 では, $D_{SDi(1999)}$ よりも浅場にアマモが分布しており, アマモ場面積の増減を透明度に伴うその生育下限水深の変化では評価できないことが確認された。

3.3 透明度に伴うアマモの生育下限水深の変化がアマモ場面積に及ぼす影響

透明度がアマモ生育下限水深の減少をもたらした St. 2 と St. 3 を対象にして, アマモ場面積の変化に及ぼす透明度の影響を検討した。1976-77年から1999年にかけて, 透明度の変化のみによってアマモ場面積が減少したと仮定すると, 1976-77年のアマモ場面積から生育下限水深の減少により消失したアマモ場面積を差し引くと, 1999年のアマモ場面積の予測値 ($Area_E$) が得られる。Fig. 7 に1999年の実際のアマモ場面積 ($Area_A$) に対する生育下限水深の減少から推定されたアマモ場面積予測値 ($Area_E$) の割合を示す。 $Area_A$ は, St. 2 では $Area_E$ の48%, St. 3 では79%であった。このことから, St. 2 では透明度に伴うアマモの生育下限水深の変化のみでは, アマモ場面積の減少を評価できないことがわかった。一方, St. 3 では $Area_A$ と $Area_E$ に20%程度の差はあるものの, 比較的良好一致が認められたことから, 主に透明度の低下によって, アマモ場面積が減少したと推定された。

Fig. 8 に1976-77年と1999年の St. 2 のアマモの分布域を示す。アマモの生育下限水深の減少により消失した沖側のアマモ場 (E_D) に加え, 浅場のアマモ場 (E_S) も著しく減少していた。1976-77年にアマモが分布していた浅場には, 多量の泥の堆積が見られたことから, 泥による埋没によってアマモ場が消失したと考えられた。寺脇ら³³⁾は, アマモの栄養株の埋没深度が平均葉条長の20%以上になると, アマモが枯死することを指摘している。これらのことから, St. 2 では透明度の低下に加えて浅場での泥の集積が, アマモ場の消失を招いたと考えられた。

以上のことから, 本調査地点のほとんどのアマモ場で, その面積変化を透明度のみで評価することは困難であった。

4. ま と め

アマモの分布域の増減に及ぼす透明度の影響を明らかにするため, 広島県沿岸域の埋立・干拓以外の原因で面積が増減したアマモ場を対象として, 1976-77年から1999年のアマモ場面積増減と透明度との関係を検討した。本研究から得られた主な結論を以下に示す。

1) アマモ葉上に付着物がほとんど認められず, 穏やかな地形勾配の場所では, アマモの生育下限水深に及ぼす消散係数の影響が, Duarte が報告した世界各地 (Denmark, Netherlands, USA, Japan) のアマモ場²⁸⁾と同一と見なしてよいことがわかった。一方, 多量の付着物がアマモ葉上に認められた地点, および急な地形勾配が

Fig. 6 Maximum depth limit of eelgrass in the coastal area of Hiroshima Prefecture in 1976-77 ($D_{i(1976-77)}$) and 1999 ($D_{i(1999)}$) and those in 1999 estimated from transparency, $D_{SDi(1999)}$.

Fig. 7 Relative eelgrass bed area estimated from maximum depth limit of eelgrass in 1999 ($Area_E$) to actual eelgrass bed area in 1999 ($Area_A$).

Fig. 8 Change in the distribution of eelgrass bed in St. 2 between 1976-77 and 1999. The decline of eelgrass bed due to the change in the maximum depth limit corresponds to E_D . The shallow area, E_S , is also the area where eelgrass bed disappeared.

認められた場所では, 水中の消散係数が同じにもかかわらず, Duarte に報告されている海域²⁸⁾に比べて, アマモの生育下限水深が小さかった。つまりこれらの地点では, 消散係数に加えて葉上の付着物や急な地形勾配も, アマモの生育下限水深を制限していると推定された。

2) 透明度が増加, もしくは変化していないにも関わらず, アマモ場面積が減少した場所があった。また透明度が変化していないにも関わらず, アマモ場面積が増加した場所もあった。一方, 透明度の増加もしくは減少に

ともなってアマモ場面積が増加、もしくは減少が認められた場所もあったが、一箇所の藻場を除いて、アマモ場面積の増減を透明度のみで評価することが困難であることが分かった。

謝 辞

本調査にあたり、ご協力いただいた国土環境株式会の山本一生氏、高野澤均氏、広島大学大学院工学研究科物質化学システム専攻の小瀬知洋氏、徳岡誠人氏（現日本ミクニヤ株式会社）に厚く御礼申し上げます。本稿へのご助言を戴いた広島大学大学院工学研究科物質化学システム専攻助教授滝本和人博士、同大学助手向井徹雄博士に厚く御礼申し上げます。

（原稿受付 2001年8月17日）

（原稿受理 2001年12月26日）

参 考 文 献

- den Hartog, C. (1970) The seagrass of the world, pp.42-97, NORTH-HOLLAND PUBLISHING COMPANY, London.
- 栗原康編 (1988) 河口・沿岸域の生態学とエコテクノロジー, pp.161-172, 東海大学出版会, 東京.
- 大野正夫編 (1996) 21世紀の海藻資源, pp.17-30, 緑書房, 東京.
- 徳田廣, 大野正夫, 小河久朗 (1987) 水産養殖学講座10 海藻資源養殖学, pp.230-246, 緑書房, 東京.
- Dennison, W.C. and Alberte, R.S. (1985) Role of daily period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass), *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **25**, 51-61.
- Dennison, W.C., Orth, R.J., Moore, K.A., Stevenson, J.C., Carter V., Kollar, S., Bergstrom, P.W. and Batiuk, R.A. (1993) Assessing water quality with submersed aquatic vegetation, *Bio Science*, **43**, 86-94.
- Zimmerman, R.C., Pasini, A.C. and Alberte, R.S. (1994) Modeling daily production of aquatic macrophytes from irradiance measurements: a comparative analysis, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **114**, 185-196.
- Zimmerman, R.C., Reguzzoni, J.L. and Alberte, R.S. (1995) Eelgrass (*Zostera marina* L.) transplants in San Francisco Bay: Role of light availability on metabolism, growth and survival, *Aquat. Bot.*, **51**, 67-86.
- Olesen, B. (1996) Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **134**, 187-194.
- Zharova, N., Sfriso, A., Voinov, A. and Pavoni, B. (2001) A simulation model for the annual fluctuation of *Zostera marina* biomass in the Venice lagoon, *Aquat. Bot.*, **70**, 135-150.
- 環境庁編 (1994) 日本の干潟、藻場、サンゴ礁の現状 第2巻 藻場, pp.1-19, 財団法人海中公園センター, 東京.
- 玉置仁, 西嶋涉, 新井章吾, 寺脇利信, 岡田光正 (1999) アマモ生育に及ぼす葉上堆積浮泥の影響, 水環境学会誌, **22**, 663-667.
- 平岡喜代典, 後藤義雄, 寺脇利信, 岡田光正 (2001) 自然的要因によるアマモ場の消滅—氾濫河川からの浮泥供給による消滅事例の解析—, 水環境学会誌, **24**, 153-158.
- Silberstein, K., Chiffings, A.W. and McComb, A.J. (1986) The loss of seagrass in Cockburn Sound, Western Australia. III. The effect of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook. F., *Aquat. Bot.*, **24**, 355-371.
- Moore, K.A. and Wetzel, R.L. (2000) Seasonal variations in eelgrass (*Zostera marina* L.) responses to nutrient enrichment and reduced light availability in experimental ecosystems, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **244**, 1-28.
- Short, F.T. and Burdick, D.M. (1995) Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*, *Limnol. Oceanogr.*, **40**, 740-749.
- 飯塚貞二, 山田貞夫 (1988) アマモ苗の流失に及ぼす流速の影響, 電力中央研究所報告, **U87513**, 1-18.
- Short, F.T., Ibelings, B.W. and Hartog, C.D. (1988) Comparison of a current eelgrass disease to the wasting disease in the 1930s, *Aquat. Bot.*, **30**, 295-304.
- Komatsu, T. (1997) Long-term change in the *Zostera* bed area in the Seto Inland Sea (Japan), especially along the coast of the Okayama Prefecture, *Oceanologia Acta.*, **20**, 209-216.
- 広島県 (1996) 広島県藻場干潟台帳 その1-3, pp.1-423, 広島県.
- 南西海区水産研究所 (1988) 瀬戸内海の藻場 (昭和46年, 52年), pp.1-125, 広島県.
- 福田富男, 安家重材 (1980) 天然モ場におけるアマモの分布と消長, 岡山水試事報, 147-152.
- 水産中央水産研究所 (1997) 藻場の機能, pp.82-110, 東京.
- 広島県 (1976-1999) 公共用水域の水質測定結果 1976-1999, 広島県.
- 石村貞夫 (1993) すぐわかる統計解析, pp.138-179, 東京図書株式会社, 東京.
- 日本海洋学会編 (1979) 海洋環境調査法, pp.114-146, 恒星社厚生閣, 東京.
- 海上保安庁編 (1987) 海底地形図, 6386¹, 6386³, 東京.
- Duarte C.M. (1991) Seagrass depth limits, *Aquat. Bot.*, **40**, 363-377.
- Rea E.R. et al. (1998) The relative effects of water depth, fetch and other physical factors on the development of macrophytes in a small southeastern US pond, *Aquat. Bot.*, **61**, 289-299.
- 堀川清司 (1991) 海岸工学, 東京大学出版会, 東京.
- Kopp, B.S. and Short, F.T. (2001) Status report for New Bedford Harbor Eelgrass Habitat Restoration Project, 1998-2001 New Bedford Harbor Trustee Council, one Blackburn Drive Gloucester, MA. 63p. In press.
- Olsen, B. et al. (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*, *Mar. Eco. Pro. Ser.*, **106**, 147-156.
- 寺脇利信, 飯塚貞二 (1985) 電源立地の藻場造成技術の開発 第2報 アマモの生育に及ぼす移植条件の影響, 電力中央研究所報告, **U485013**, 1-28.

APPENDIX 1

Area, maximum depth limit, transparency and light attenuation coefficient for eelgrass bed studied.

Year: 1976-77				
Site	Eelgrass bed area (ha)	Maximum depth limit of eelgrass (m)	Transparency (m)	Light attenuation coefficient (m ⁻¹)
St. 1	12.26 ⁽²⁾	3 [*]	6.2 ⁽²⁾	0.21 ^{**}
St. 2	65.36 ⁽²⁾	7.5 [*]	5.8 ⁽²⁾	0.20 ^{**}
St. 3	3.43 ⁽²⁾	4.6 [*]	6.5 ⁽²⁾	0.17 ^{**}
St. 4	5.63 ⁽²⁾	5 [*]	3.6 ⁽²⁾	0.31 ^{**}
St. 5	0.29 ⁽²⁾	2 [*]	2.9 ⁽²⁾	0.39 ^{**}
St. 6	0.42 ⁽²⁾	3 [*]	5.5 ⁽²⁾	0.21 ^{**}
St. 7	0.27 ⁽²⁾	1 [*]	1.8 ⁽²⁾	0.63 ^{**}
St. 8	4.36 ⁽²⁾	4 [*]	4.2 ⁽²⁾	0.27 ^{**}
Year: 1999				
St. 1	0.06	0.4	4.9	0.52
St. 2	33.37	4.6	3.5 ⁽²⁾	0.32 ^{**}
St. 3	2.49	3.5 [*]	4.9 ⁽²⁾	0.23 ^{**}
St. 4	0.73	1 [*]	3.6 ⁽²⁾	0.31 ^{**}
St. 5	0.25	3.1	5.1 ⁽²⁾	0.41
St. 6	0.51	3.2	9 ⁽²⁾	0.53
St. 7	0.64	1 [*]	2.5 ⁽²⁾	0.46 ^{**}
St. 8	13.59	4 [*]	4 ⁽²⁾	0.28 ^{**}
St. 9		0.7	1.6	0.53
St. 10		0.3	1.3	0.76
St. 11		1.9	5.4	0.18
St. 12		5	6.0	0.17
St. 13		3	5.0	0.16
St. 14		1	1.0	0.83
St. 15		2	3.0	0.36

* maximum depth limits were estimated from photograph and charts.

** light attenuation coefficients were calculated by equation (2).