

## マダイ稚魚を中心とした海洋生物による 海藻生育用基盤礁の利用

阿部 文彦

愛媛大学大学院連合農学研究科 〒790-8566 松山市樽味3-5-7

Studies on the use of eelgrass-shaped substrate reef by the juvenile red sea bream,  
*Pagrus major*, and other organisms

Fumihiko Abe

United Graduate School of Agricultural Science, Ehime University, 3-5-7 Tarumi, Ehime 790-8566, Japan

E-mail: abefum1978@yahoo.co.jp

**Abstract:** The eelgrass-shaped substrate reef was set up on the sandy bottom of 7 m in depth in Morode Cove at Ainan Town, Ehime Prefecture. I tried to make an overall evaluation on the eelgrass-shaped substrate reef as a fish-gathering gear by comparing the member of marine organisms, mainly juvenile red sea bream, *Pagrus major*, found around the reef and its surrounding area from May, 2000 to September, 2004. The eelgrass-shaped substrate reef (2 × 2 m) has seven different configurations: green, long, and thick (Zone 1); green, short, and thick (Zone 2); white, short, and thin (Zones 3 and 8 (1 × 2 m)); green, short, and thin (Zones 4 and 6); green, long, and thin (Zone 5); green, long, and thick with an unplanted area in the middle (Zone 7). Twenty-seven species of algae were observed on the eelgrass-shaped substrate during observation period. Differences in growth condition of algae were found among the 8 units of the eelgrass-shaped substrate zone. Maximum growth of algae was gained at the upper edge of the blade of the thin type. During 1 year after the set of eelgrass-shaped substrate reef, the number of fish species observed within the eelgrass-shaped substrate zones was 90, and this value was higher than that of the surrounding environments (seagrass area; 55 species and sandy bottom area; 22 species). The structure of Zone 1 (long, thick, green and disperse arrangement) showed

the highest effect on assembling fishes. Higher density of the juveniles of the red sea bream could be observed around the substrate area. Important food items for the juveniles in the experimental site changed from Tanaidacea to Caprellidea with growth. Gammaridea was taken as a comparatively important food item throughout the juvenile stage. I examined the territory of juvenile red sea bream to analyze the relationships between fish density and territory size at the experimental site. The density showed the highest value in 2001 (0.201 individuals/m<sup>2</sup>), the lowest one in 2002 (0.051 individuals/m<sup>2</sup>) and the intermediate one in 2003 (0.096 individuals/m<sup>2</sup>). At the time of high density in 2001, the mean value of the territory sizes in each size class increased up to 8 cm size class, but after that it did not show any clear increase and became nearly constant at c. 6.4 m<sup>2</sup>. At the time of intermediate density found in 2003, that value increased up to 9 cm size class, but after that it became nearly constant at the level of c. 15 m<sup>2</sup>. At the time of low density found in 2002, that value increased with growth, and it became c. 50 m<sup>2</sup> at the stage of 14 cm size class. These results suggest that the territory size of juvenile red sea bream is clearly correlated with the individual density, and the size became smaller at the time of high density and vice versa.

**Key words:** Eelgrass-shaped substrates, Algal growth, Fishes, Juvenile red sea bream, individual density, Territory size

## 緒 言

マダイ *Pagrus major* は、体形や体色、その味が日本人に大変好まれ、様々な慶びごとや祭りごと、進物に用いられる魚である。そのため、マダイはわが国の沿岸漁業における重要な水産資源の一つであり、その需要の高さから様々な研究がなされてきており、中でも稚魚期の知見は数多く見られる；接岸から着底（森, 1980）、生息場所（花淵, 1980；首藤ら, 1983）、食性（大森, 1980；木曾, 1980）、食物量との関係（今林ら, 1977a）、日周期性（畔田ら, 1980a）、分布と成長（畔田ら, 80b）、他魚種との関係（今林ら, 1975, 1977b；東ら, 1983；大森, 1984）。現在、これらの研究成果をふまえ、マダイ資源量の維持、増大を目的にマダイ種苗の放流も日本各地で行われており、2002年では年間27000トンが漁獲され（チダイ *Evynnis japonica* などその他のタイ科含む）、海面養殖でも年間72000トンが生産されている（農林統計協会, 2004）。

マダイの種苗放流は、その成果を向上させるために、効果的な放流場所についての研究が行われてきた。温帯から熱帯にかけての河口域や沿岸の水深の浅い穏やかな砂底域に生育するアマモ *Zostera marina* をはじめとする海草群落は、多くの魚類の種や個体、その他の生物を維持し、また多くの稚魚にその生育場を供給し（布施, 1962a, b, 1981；Adams, 1976；東, 1981；水島, 1981；金城, 1986；小嶋, 1993；Connolly, 1994；Horinouchi & Sano, 2000；Schofield, 2003）、天然マダイ稚魚もアマモ群落に定着・成長することが報告されている（森, 1980；花淵, 1980；小嶋, 1981）。溝上・高場（1982）は、小型のマダイ種苗はアマモ場に放流すると、最も効果的であることを示した。また、天然海域に放流するだけでなく、人工の保育魚礁を海中に設置し、そこにマダイ種苗を放流し、天然環境に慣れるまでの隠れ場、さらには好適な生息場として利用させ、マダイ資源を増大させることを目的とした試みも行われてきた（新井ら, 1981；椎原・野村, 1986；日高, 1986；山岡ら, 1992；木元, 1995；高場, 1995；澤ら, 2000；工藤ら, 2002）。澤ら（2000）、工藤ら（2002）は、2種類の人工生息場所を海底に設置した結果、20 mm台のマ

ダイ稚魚で2種類の人工生息場所間で蟻集効果に差が見られたことを示した。これらの結果から、着底直後のマダイ稚魚にとって保育魚礁の存在が重要であることがわかる。

放流が行われる海域には、多様な種が生息し、生息地の価値も均一ではない。従って、マダイ種苗の放流効果をさらに高めるためには、放流場所だけではなく、天然海域におけるマダイ稚魚の生態を詳細に理解することが必要である。1990年代に入ると、潜水器具を使用した直接観察を行うことにより、これまで詳しい知見の全くなかったマダイ稚魚の生態面の研究が行われるようになった。山岡ら（1991）は、漁港内に放流したマダイ種苗の行動観察を行った結果、行動様式としてなわばり型、なわばり類似型、自由遊泳型が認められ、なわばり型の個体は他個体に対し攻撃を加え、食物を得るために一定の面積を防衛し、なわばりを形成することを初めて明らかにした。山田ら（1992）は、放流されたマダイ種苗に、単独散在型、群れ、群がりの3つの存在様式を確認し、単独存在型個体が他個体に対し排他的な行動を示すことを示した。工藤・山岡（1998）は、天然環境において天然のマダイ稚魚、さらにはチダイ稚魚も明らかな採食なわばりを形成することを示し、工藤ら（1999）は、天然マダイ稚魚と放流されたマダイ種苗の分布と行動を比較した。Kudoh & Yamaoka（2004）は、マダイおよびチダイ稚魚のなわばりにおける同種および他種との関係について詳述した。これらの一連の研究により、マダイ稚魚の行動生態に関する知見についてはかなり蓄積された。しかし、これらの研究のほとんどは、着底後や放流直後のある一時期のみの観察であり、マダイ稚魚の形成するなわばりが、どのように形成・維持されているのかを長期間にわたり詳細に扱った研究はみられない。

動物がなわばり制をもつことの重要な帰結のひとつとして、個体数の調節、厳密にはなわばりを持つ個体数の調節が知られる（Begon *et al.*, 2003）。この情報はマダイ種苗放流に関して重要で、その海域にどの程度の個体が生息することができるかという環境収容力の問題に関わる。しかし、環境収容力に関係する個体数密度となわばり面積の関係については、山岡ら（1991）がマダイ種苗のなわばり類似型個体の防衛域面積が個体数密度に影響を受けることを半人工環境下で示しているのみで、天然マダイ稚魚については明らかになっていない。

そこで本研究では、アマモをモデルとした構

造をもつアマモ類似型海藻生育用基盤礁 (Abe *et al.*, 2004) を天然海域に設置し, 以下の3点について明らかにすることを目的とした。

I. 基盤礁が魚類を蛸集させる漁礁としての効果について魚類群集学的視点から明らかにし, さらに海藻の生育用基盤としての能力についても論じる。

II. マダイ稚魚の基盤礁への蛸集状況について, 周辺の天然環境と比較することで漁礁効果を明らかにする。また, 基盤礁がマダイ稚魚を蛸集・定住させる要因の1つとして, 基盤礁が存在することにより, どのような食物環境が作り出されるのかについて, プランクトンやベントスについて周辺の食物環境と比較調査を行う。そのうえで, マダイ稚魚が基盤礁の周辺で, どのような食物を選択し, 成長していくかを論じる。また, 礁の構造についても複数のタイプを用意し, どのような構造がマダイ稚魚の蛸集・成育に適当であるか検討し, 基盤礁のマダイ稚魚の成育場としての評価を行う。それらを総合し, アマモ類似型海藻生育用基盤の「マダイ稚魚に対する漁礁効果」の評価を行う。

III. 基盤礁に蛸集し, その周辺域に生息する天然マダイ稚魚について, その個体数変化を長期間にわたり調査し, 行動生態について個体レベルで観察することにより, 環境収容力の理解につながる個体数密度となわばりサイズの関係を論ずる。

## I. アマモ類似型海藻生育用基盤礁の漁礁としての評価

ここでは, アマモ類似型海藻生育用基盤礁の漁礁としての評価を行うことを目的とする。第一に, アマモ類似型海藻生育用基盤に付着・生育する海藻量について調査した。次に, 基盤礁

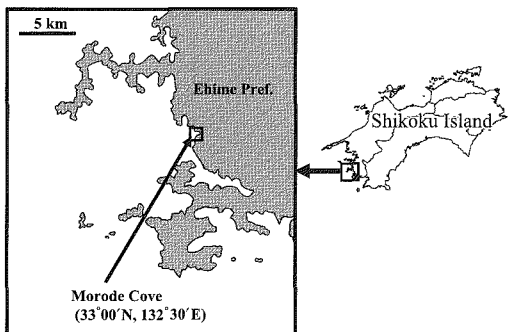


Fig. 1. Map showing location of Morode Cove.

に出現・蛸集する魚類について調査し, 周辺環境との比較を行い, 漁礁効果について明らかにした。また, 基盤礁の構造による魚類の蛸集効果の違いについても着目し, 漁礁効果の高い構造についても検討を行った。

## 1. 方法

### 1) 研究期間・場所

2000年5月から2004年9月にかけて, 野外調査を愛媛県南宇和郡愛南町御荘室手湾 (33°00'N, 132°30'E) にて行った (Fig. 1)。本湾は県南西部に位置し, 北西風の吹く冬季と台風の通過時以外に荒れることの少ない比較的穏やかな, 豊後水道に面する湾口500 mの開放的な湾である。調査期間中の水温は15.2℃ (2003年2月) から29.9℃ (2001年8月) の範囲であり, その平均は22.8℃であった (Fig. 2)。

本湾の沿岸部には様々な大きさ (直径約10-150 cm) からなる転石域が存在し, 沖合に向けては緩やかな傾斜を持つ砂地が広がっている。また, 湾中央の水深3-5mには, コアマモ *Zostera japonica* の群落が大きいもので7-8 m四方, 小さいもので2 m四方と様々な面積で生育し, それがパッチ状に存在する。1月から6月頃には転石や調査用に設置されたクレモナロープなどにホンダワラ科やフクロノリなどの褐藻類, オゴノリ科やツカサアミなどの紅藻類が繁茂した。本湾は黒潮の影響を受けており, ここで観察される魚類の約60%が熱帯サンゴ礁から南日本にかけて分布する南方系魚類である (坂井ら, 1994)。野外調査は全てSCUBAを用いて行った。

### 2) アマモ類似型海藻生育用基盤

本研究で用いた海藻生育用基盤は, 環境ホルモンのダイオキシン等を含まないポリオレフィン

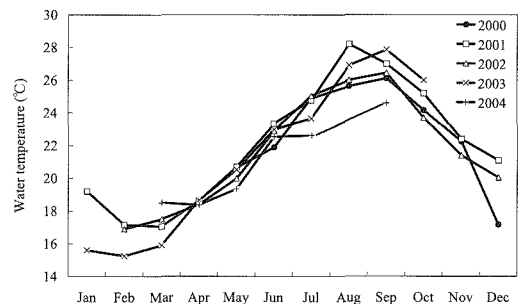


Fig. 2. Seasonal change in water temperature at Morode Cove from 2000 to 2004.

ン素材の幅13 mm, 厚さ約1 mmのテープ状のもので, 浮力があり水中に設置すると垂直に立った状態になる。また柔軟性があるため波浪や潮流に対しては, 自然に流れを受け定位する。海藻生育用基盤の各ユニットは, その幅が13cmである点は共通するが, 長さや密度, 色にそれぞれ2パターンの違いがある。長さは1m (長)と0.4m (短), 密度は各ユニットあたり20本 (密)と5本 (疎), 色は緑と白である。これらのパターンの組み合わせにより, ユニットの (長・密・緑), (長・疎・緑), (短・密・緑), (短・疎・緑), (短・疎・白) の5種類を準備した (Fig. 3)。このユニットを種類ごとに, 2×2mの鉄製枠 (1枠: 15cm四方) に, 分散配置 (56ユニット) と中抜き配置 (58ユニット) ではめ

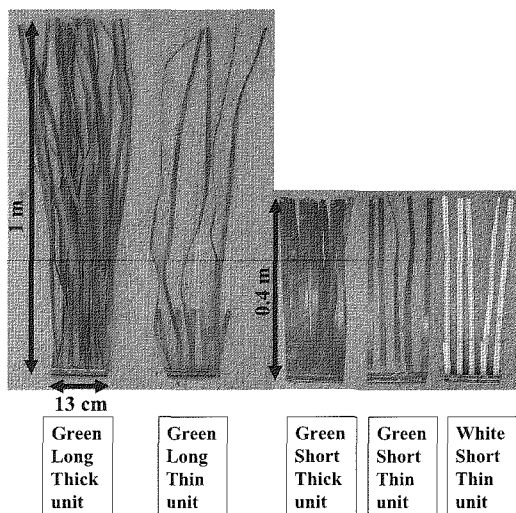


Fig. 3. Five kinds of eelgrass-shaped substrate units.

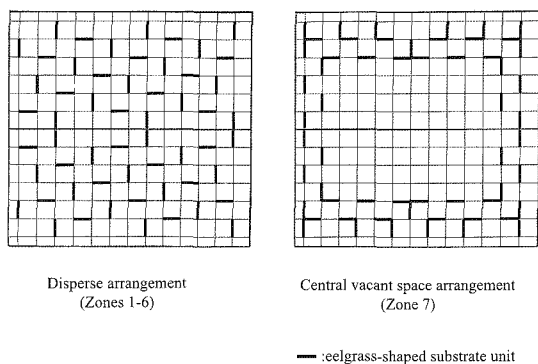


Fig. 4. Diagram of eelgrass-shaped substrate unit arrangement on an iron lattice (2×2 m). Disperse arrangement was made on Zone 1 to 6, central vacant space arrangement was on Zone 7.

込んだ (Fig. 4)。ユニットの種類とその配置方法により, 以下の8つの基盤礁 (Eelgrass-shaped substrate zone; Zone 1-8) を作成した。

- Zone 1 : {(長・密・緑), 分散配置}
- Zone 2 : {(短・密・緑), 分散配置}
- Zone 3 : {(短・疎・白), 分散配置}
- Zone 4 : {(短・疎・緑), 分散配置}
- Zone 5 : {(長・疎・緑), 分散配置}
- Zone 6 : {(短・疎・緑), 分散配置}
- Zone 7 : {(長・密・緑), 中抜き配置}
- Zone 8 : {(短・疎・白), 分散配置 (1×2 m)}

Zone 4 と Zone 6 の構造は全く同じである。また, Zone 8 は他の基盤礁の半分の大きさである。ユニットを配置した基盤礁は, チェーンに固定し, 2000年7月14日に, 水深約7mの一様な砂底域に配置した (Figs. 5, 6)。チェーンには重さ25kgのアンカーを両端に取り付け海底に完全に固定した。ただし, 基盤礁Zone 8は2002年5月1日に増設した。

### 3) 海藻生育用基盤に生育する海藻

設置した海藻生育用基盤に付着, 生育する海藻がみられ, それらの採集を行った。採集は全26回で, 採集日は, 2001年2月24日, 4月27日, 6月2日, 7月10日, 8月4日, 8月26日, 10月3日, 12月1日, 2002年4月29日, 5月30日, 7月1日, 7月27日, 8月26日, 10月30日, 12月8日, 2003年2月2日, 3月19日, 4月29日, 5月30日, 6月29日, 7月29日, 9月8日, 2004年4月28日, 5月27日, 7月2日, 7月27日であった。採集方法は, 各基盤礁の外周部から毎回ランダムに1ユニットを選び, そのユニットに付着していた海藻を全て手で採取し, ユニパックに入れ陸上に持ち帰った (Fig. 7)。ただし, 基盤礁Zone 4は2002年から, 後に増設したZone 8は2002年7

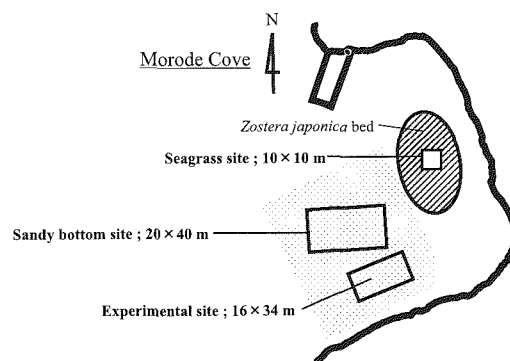


Fig. 5. Morode Cove and study sites.

月27日から採集を行った。持ち帰った海藻はよく水気をふき取り、その重量を測定した。

基盤礁内でのユニットの配置位置およびユニット内での位置における海藻の生育量を明らかにするために、2001年7月10日に海藻の採集場所を次のように細分化し、採集した海藻の重量を比較した (Fig. 7)。

- ①基盤礁 (2×2m) におけるユニット配置位置の、中心部 (central) と外周部 (peripheral)
- ②外周部のユニット内において、内部 (plane) と縁 (edge)
- ③外周部のユニット内の高さにおいて、短ユニットの場合は20cmずつで区切り上 (top) と下 (bottom)

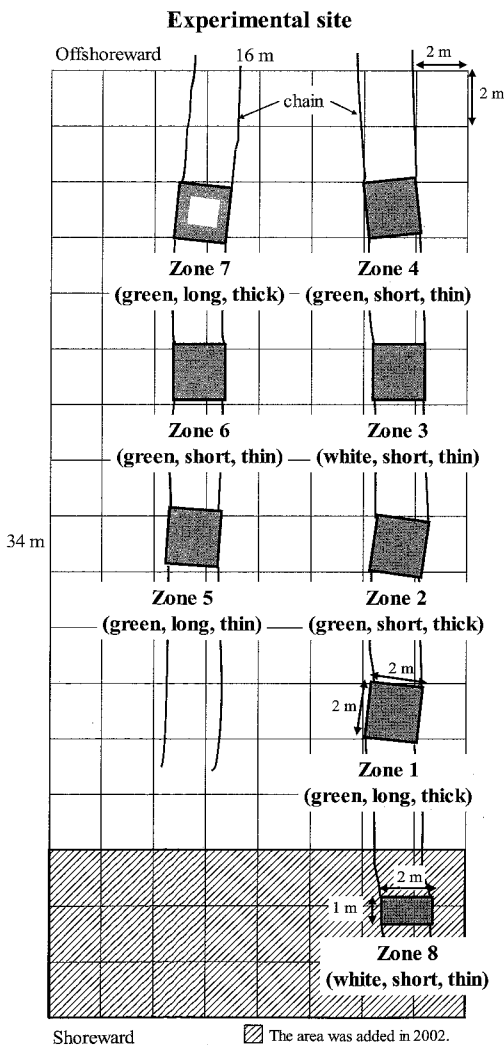


Fig. 6. Overview of experimental site including eelgrass-shaped substrate reefs (Zones). Shaded area was added to the experimental site from 2002 and total area became 544 m<sup>2</sup> (16 × 34 m).

(bottom), 長ユニットの場合は33cmずつで区切り上 (top) と中 (middle) と下 (bottom)

さらに、ユニットの長短の違いを補正するために、外周部のユニットにおいて、ユニット10cmあたりの海藻重量を求め比較を行った。

#### 4) 基盤礁と周辺環境の魚類相

##### (1) 設置後1ヶ月間の魚類の蝸集状況

基盤礁に蝸集・出現する魚類について、2000年7月15日 (基盤礁設置の翌日) から8月20日までの約1ヶ月間、3 - 7日に一回の頻度でセンサスを行った。センサス方法は1つの基盤礁につき5分間の目視観察を行い (全10回)、各基盤礁 (2×2m) 内に存在する魚種とその個体数を記録した。多数の群れで出現した魚類については10もしくは20個体ずつ計数し記録した。

##### (2) 基盤礁と周辺環境の魚類相

基盤礁 (Zone 1-7) に出現・蝸集する魚類について、基盤礁設置直後の2000年7月15日から2001年7月19日までの1年間センサス調査を大潮ごとに行った。ただし、2000年12月から2001年3月までは月末1回ずつのセンサスを行った。また、基盤礁との比較のために、2000年8月から湾内のコアモ群落域に4つの調査区 (2×2m)、砂底域に3つの調査区 (2×2m) を設置し、

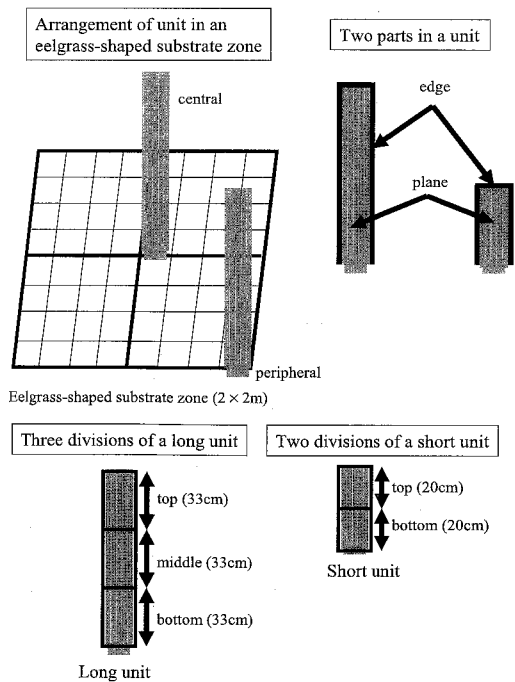


Fig. 7. Definition of setting place of units and sites for algal sampling from each unit.

基盤礁での調査にあわせてセンサスを行った。センサス調査の回数は、基盤礁は22回、コアマモ群落域・砂底域で21回であった。

センサスの方法は各場所(2×2m)につき5分間の目視観察を行い、出現した魚種およびその個体数を記録した。多数の群れで出現した魚類については10もしくは20個体ずつ計数し記録した。

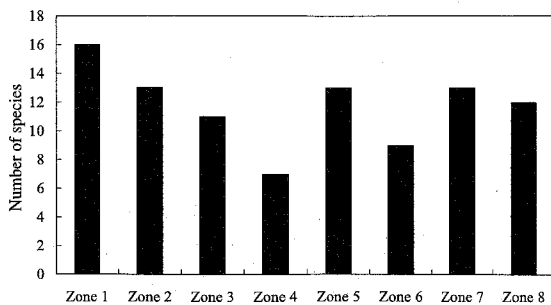
## 2. 結 果

### 1) 海藻生育用基盤に生育する海藻

2001年2月24日から2004年7月27日の期間で採集された海藻は、緑藻2科2種、褐藻2科4種、紅藻13科21種の全27種であった(Table 1)。各基盤礁でみられた海藻の種数は、Zone1が最も

**Table 1.** List of algal taxa, observed on the eelgrass-shaped substrate 24 February, 2001 to 27 July, 2004

Class	Family	Species
Chlorophyta	Caulerpaceae	<i>Caulerpa racemosa</i>
	Codiaceae	<i>Codium divaricatum</i>
Phaeophyta	Dictyotaceae	<i>Dictyota</i> sp.
		<i>Padina arborescens</i>
	Sargassaceae	<i>Sargassum piluliferum</i> <i>Sargassum</i> sp.
Rhodophyta	Bangiaceae	<i>Bangiaceae</i> sp.
	Helminthocladaceae	<i>Trichogloea requienii</i>
	Chaetangiaceae	<i>Scinaia japonica</i> <i>Galaxaura falcata</i>
	Bonnemaisoniaceae	<i>Asparagopsis taxiformis</i>
	Gelidiaceae	<i>Gelidium</i> sp.
	Corallinaceae	<i>Jania decussato-dichotoma</i>
	Cryptonemiaceae	<i>Grateloupia filicina</i> <i>Grateloupia sparsa</i>
	Kallymeniaceae	<i>Kallymenia perforata</i> <i>Collophyllis firma</i>
	Solieriaceae	<i>Meristotheca populosa</i>
	Hypneaceae	<i>Hypnea saidana</i> <i>Hypnea</i> sp.
	Gracilariaceae	<i>Gracilaria textorii</i> <i>Gracilaria incurvata</i> <i>Gracilariopsis chorda</i> <i>Gracilariaceae</i> sp.
	Rhodymeniaceae	<i>Lomentaria hakodatensis</i>
Champiaceae	<i>Champia parvula</i>	



**Fig. 8.** Total number of algal species observed in the eight eelgrass-shaped substrate zones for about three year from 24 February, 2001 to 27 July, 2004.

多い16種、次いでZone2, Zone5, Zone7の13種でZone4が最も少ない7種であった(Fig. 8)。

次に、海藻量の季節変動についてみると、いずれの年、いずれの基盤礁においても12月以降から海藻の生育がはじまり、4月末もしくは5月末の調査で付着・生育する海藻の量がピークに達した(Fig. 9)。次に、基盤礁の構造の違いによる海藻の生育量を比較するために、海藻量がピークとなる各年の4月末の海藻量を基盤礁間で比較した(Fig. 10)。2001年4月27日ではZone2の海藻量が22gと他の基盤礁に比べ顕著に少なかった(Fig. 10a)。2002年4月29日では密構造であるZone1(258g), Zone2(163g), Zone7(151g)の海藻量が他の基盤礁より少なかった(Fig. 10b)。2003年4月29日も前年と同様で、Zone1(228g), Zone2(138g), Zone7(122g)の海藻量が他の基盤礁より少なかった(Fig. 10c)。2004年4月28日では、Zone2(49g), Zone7(83g)の海藻量が少なく、Zone5の海藻量が965gと他の基盤礁より多かった(Fig. 10d)。海藻量について、基盤礁間で統計学的に比較を行った結果、基盤礁間に有意差が認められ(One-way ANOVA;  $F=4.825$ ,  $P<0.001$ )、Zone2の海藻量はZone7を除く他の基盤礁よりも有意に少なく、Zone7の海藻量はZones3, 4, 5, 6(疎構造の基盤礁)よりも有意に少なかった(Fisher's PLSD)。

2001年7月10日に行った基盤礁内でのユニットの配置位置と、ユニット内の位置における海藻の生育量との関係の結果をFig. 11に示した。ユニットの設置位置(中心部-外周部)で海藻量を比較すると、Zone2では中心部2g, 外周部26g, Zone3では中心部105g, 外周部159g, Zone5では中心部344g, 外周部388g, Zone6では中心部56g, 外周部320gで、Zone1(中心部185g, 外周部118g)以外の基盤礁において外周部ユニットの海藻量が多かった(Fig. 11a)。

ユニットの内部と縁の海藻量を比較すると、Zone1では内部185g, 縁118g, Zone2では内部9g, 縁17g, Zone3では内部30g, 縁129g, Zone5では内部123g, 縁266g, Zone6では内部69g, 縁251g, Zone7では内部5g, 縁94gと、Zone1以外でユニットの縁に海藻が多く繁茂した(Fig. 11b)。

ユニット内の高さ位置に関して海藻量を比較すると、長ユニットの場合、Zone1では上67g, 中44g, 下8g, Zone5では上181g, 中179g, 下28g, Zone7では上84g, 中8g, 下8g, 短ユニットの場合、Zone2では上24g, 下2g, Zone3では

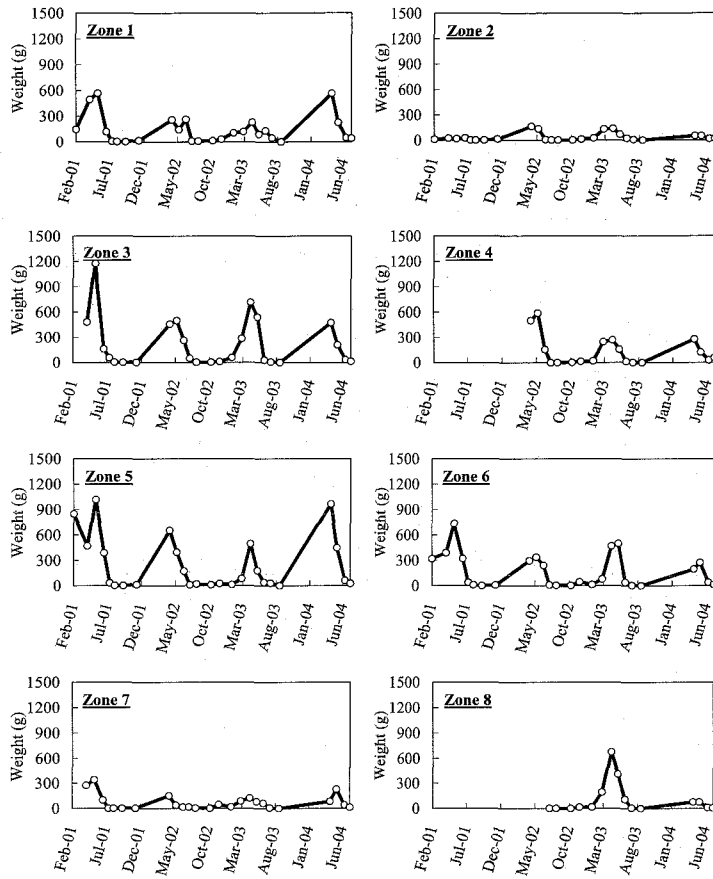


Fig. 9. Seasonal changes in algal weight in eight eelgrass-shaped substrate zones.

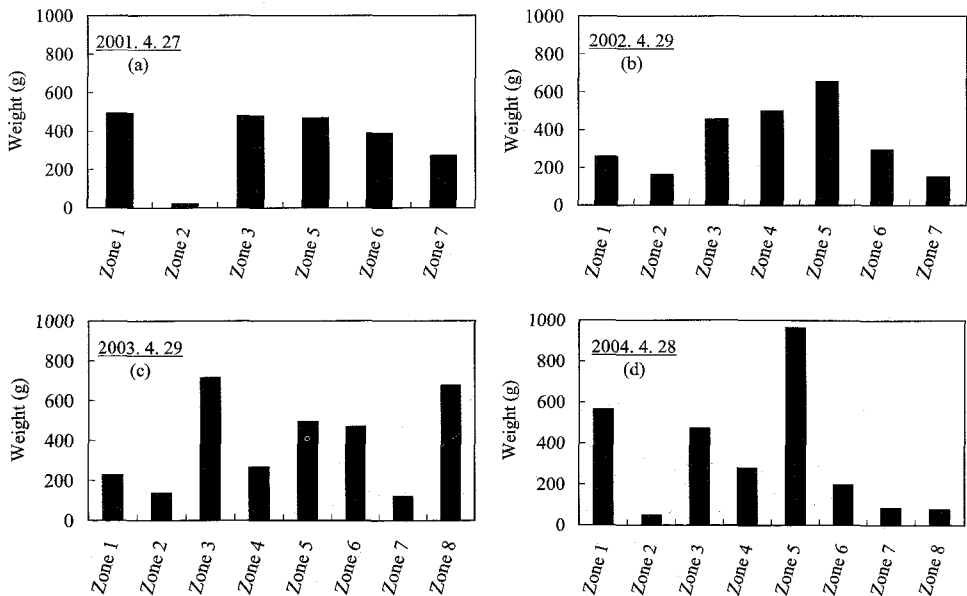


Fig. 10. Comparison with algal weight at late April in each year (a-d).

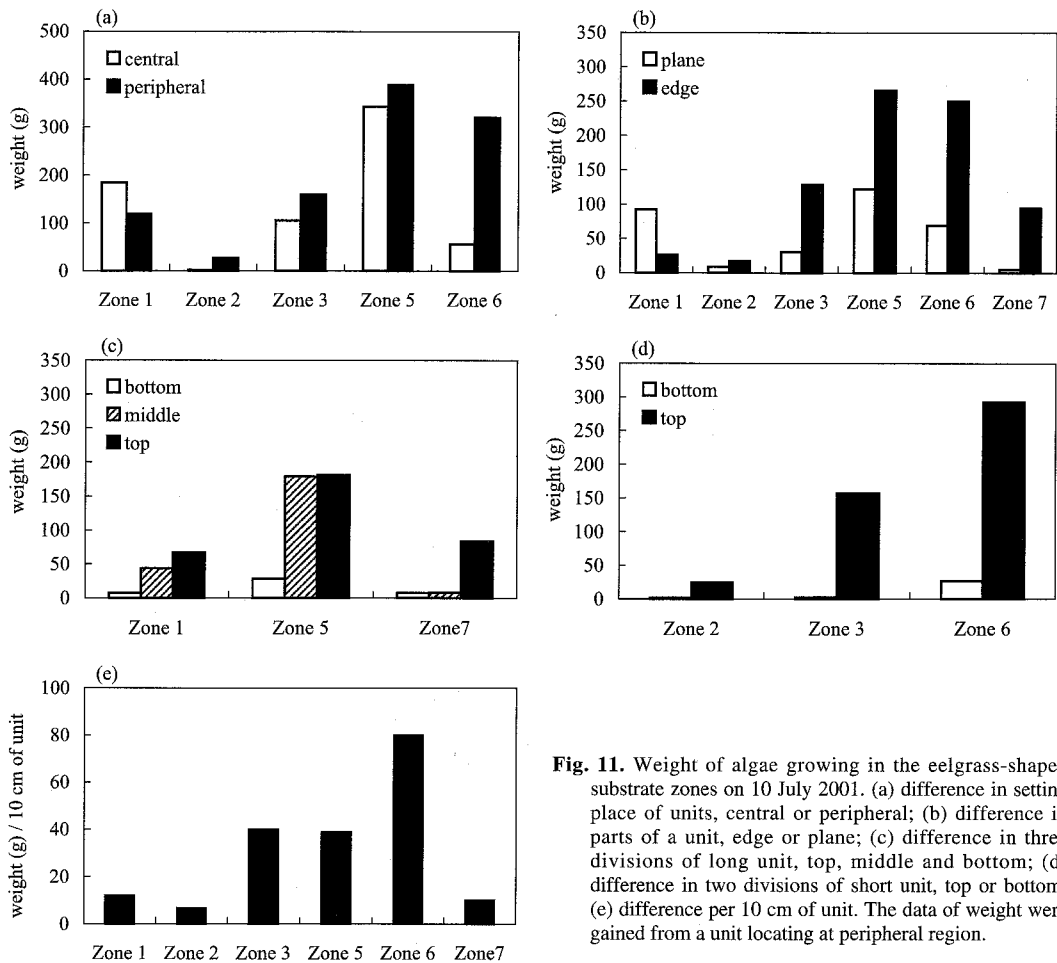


Fig. 11. Weight of algae growing in the eelgrass-shaped substrate zones on 10 July 2001. (a) difference in setting place of units, central or peripheral; (b) difference in parts of a unit, edge or plane; (c) difference in three divisions of long unit, top, middle and bottom; (d) difference in two divisions of short unit, top or bottom; (e) difference per 10 cm of unit. The data of weight were gained from a unit locating at peripheral region.

上 157g, 下 2g, Zone6では上 293g, 下 27gであり, ユニットの上の位置の海藻量が多かった (Fig. 11c, d).

ユニット 10cmあたりの海藻量を比較すると, 疎タイプである Zone3 (40g), Zone5 (39g), Zone6 (80g) の海藻量が密タイプの Zone1, 2, 7よりも多かった (Fig. 11e).

以上の結果を総合すると, 海藻の生育量が多も多い部位は, 基盤礁の外周部に取り付けられたユニットの上の縁であることがわかった。また, ユニットの密度では, 疎タイプの方が密タイプよりも海藻の生育量が多い傾向がみられた。

## 2) 基盤礁と周辺環境の魚類相

### (1) 設置後1ヶ月間の魚類の蝸集状況

基盤礁設置直後7月15日から8月20日までの Zone 1-7における平均種数と平均個体数の経時変化を調べた (Fig. 12)。7月15日における平均

種数, 個体数はそれぞれ,  $7.3 \pm 2.1$ 種 (Mean  $\pm$  SD),  $9.9 \pm 3.0$ 個体であった。その後, 時間とともに種数, 個体数とも徐々に増加していった。1ヵ月後の8月20日における平均種数と個体数は

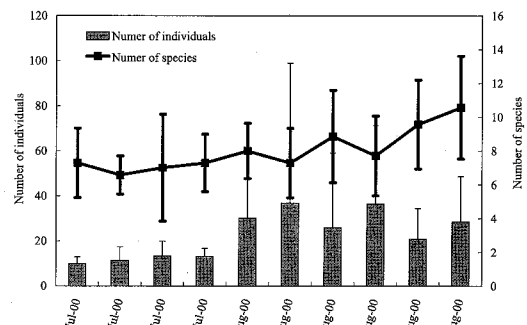


Fig. 12. Mean number of species and fish individuals observed in seven eelgrass-shaped substrate zones during first month after setting (15 July to 20 August, 2000).



それぞれ、 $10.6 \pm 3.0$ 種、 $28.6 \pm 20.1$ 個体であった。設置直後と約1ヶ月後について比較すると、1ヶ月後には種数は約1.5倍、個体数は約2.9倍となり、設置直後よりも有意に多くの魚類が蛸集していた（種数Paired *t*-test;  $t=-2.969$ ,  $df=6$ ,  $P<0.05$ , 個体数Paired *t*-test;  $t=-2.520$ ,  $df=6$ ,  $P<0.05$ ）。

設置後1日目（7月15日）から出現した魚類は、クロイシモチ *Apogon niger*, クロサギ *Gerres equulus*, マダイ *Pagrus major*, チダイ *Eynniss japonica*, カミナリベラ *Stethojulis interrupta terina*, ニジギンボ *Petrosciartes breviceps*, アミメハギ *Rudarius ercodes*, カワハギ *Stephanolepis cirrifer* などであった。設置後4日目（7月18日）から出現した魚類は、キンセンイシモチ *Apogon properuptus*, イトフエフキ *Lethrinus genivittatus*, アカササノハベラ *Pseudolabrus eoethinus*, ホンベラ *Halichoeres tenuispinnis* などであった。設置後18日目（8月1日）から出現した魚種は、ゴンズイ *Plotosus lineatus*, サツマカサゴ *Scorpaenopsis neglecta*, ハマフエフキ *Lethrinus nebulosus* などであった。

### (2) 基盤礁区と周辺環境の魚類相

2000年7月15日から2001年7月19日の期間でみられた魚類の種数は、基盤礁で35科90種（未同定13種含む）、コアママ群落域で25科55種（未同定14種含む）、砂底域で15科22種であった（Table 2）。出現頻度が高く一般的にみられた魚類として、基盤礁ではカミナリベラ、キンセンイシモチ、クロイシモチ、ニジギンボ、コアママ群落域ではヒメハゼ *Favonigobius gymnauchen*, アミメハギ, タテヤマベラ *Cymolutes torquatus*, 砂底域ではクロサギ, チダイであった（Table 2）。マダイおよびカワハギは3環境に共通して高い割合で出現した。

未同定の種を除き、魚種の重複についてみると、基盤礁でのみ観察された魚類は46種にのぼった（Fig. 13）。一方、コアママ群落域、砂底域のみでみられた魚類はそれぞれ11種、3種であった。3環境で共通にみられた魚類は12種であった。3環境でみられた魚類群集構造について Pianka の類似度指数  $\alpha$  (1973) で類似性をみた（Table 3）。 $\alpha$  の値は0 - 1の間をとり、1に近づくほど群集構造の類似度が高いとされる。その結果、 $\alpha$  はいずれの環境間においても0.056 - 0.176と低い値であり、3環境間の群集構造の類似度は低かった。

基盤礁でみられる種数は2001年4月から7月

にかけ増加した（Fig. 14）。また、基盤礁では2001年4月にドロメ *Chaenogobius gulosus*, サビハゼ *Sagamia geneionema* の稚魚の加入のために、平均個体数の劇的な増加がみられた（Fig. 14）。3環境でみられた魚類の平均種数および個体数には有意な差が認められ、基盤礁における種数、個体数がコアママ群落域や砂底域よりも有意に多かった（One-way ANOVA; 種数  $F=94.92$ ,  $P<0.0001$ , 個体数  $F=15.10$ ,  $P<0.0001$ , Scheffe test）。

基盤礁の設置直後2000年7月15日とその約1年後の2001年7月19日の7基盤礁における平均種数・個体数を比較した。その結果、2001年7月19日（ $17.1 \pm 5.6$ 種、 $38.4 \pm 13.4$ 個体）の方が2000年7月15日（ $7.3 \pm 2.1$ 種、 $9.9 \pm 2.8$ 個体）により種数、個体数ともに有意に増加していた（Paired *t*-test; 種数  $t=-5.811$ ,  $df=6$ ,  $P<0.05$ , 個体数  $t=-5.983$ ,  $df=6$ ,  $P<0.05$ ）。

3環境における多様度指数（Shannon-Wiener's diversity index,  $H'$ : 伊藤ら, 1992）を比較した（Fig. 15）。基盤礁の多様度指数は2001年4月から5月にかけてドロメ, サビハゼの稚魚が大量に加入してくるとき低くなった。しかし、基盤礁における多様度指数はコアママ群落域、砂底域よりも有意に高かった（ANOVA;  $F=29.76$ ,  $P<0.0001$ , Scheffe test）。コアママ群落域の多様度は3環境の中では中位であった。

### 3) 基盤礁の構造と蛸集する魚類の関係

調査期間中に基盤礁Zone1-7に出現した魚類の種数および合計個体数をZone間で比較した（Fig. 16）。種数についてみると、Zone1で最多の61種がみられた。次いで、多くの種数がみられたのはZone4で52種であった。Zone2は最も少ない34種が観察された。1回の観察でみられた平均魚種数は、Zone1が他の6基盤礁よりも有意に多かった（One-way ANOVA;  $F=13.10$ ,  $P<0.001$ , Scheffe test）。個体数についてみると、Zone1でみられた1371個体が最多で、Zone2が最少の441個体であった。1回の観察でみられた平均個体数は基盤礁間で有意差が認められ、Zone2がZone1, 7よりも有意に少なかった（One-way ANOVA;  $F=5.34$ ,  $P<0.001$ , Scheffe test）。また、個体数を劇的に増加させる大きな群れを形成し出現した魚類4種（ゴンズイ, マアジ, ドロメ, サビハゼ）の個体数を全個体数から除き解析した結果においてもZone1は633個体を示し、その他の基盤礁が約300 - 400個体であったにもかかわらず、総合的にみると多くの魚類が蛸集し

**Table 2.** Species composition and rate per occurrence in observation time and each species number of individuals per total individuals at three environments

Family	species	Eelgrass-shaped substrate zones		Natural seagrass area		Sandy bottom area	
		occurrence	individual %	occurrence	individual %	occurrence	individual %
Ophichthidae	<i>Pisodonophis zophistius</i>			4.8		0.2	
Plotosidae	<i>Plotosus lineatus</i>	27.3	5.3			4.8	54.1
Synodontidae	<i>Trachinocephalus myops</i>			4.8		0.2	0.9
	<i>Saurida undosquamis</i>	4.5	0.0	4.8		0.2	
Monocentridae	<i>Monocentris japonica</i>	4.5	0.0				
Fistulariidae	<i>Fistularia commersonii</i>	40.9	0.4	23.8		2.1	0.5
Syngnathidae	<i>Syngnathus schlegelii</i>	13.6	0.0	23.8		1.6	
	<i>Corythoichthys haematopterus</i>	9.1	0.1				
	<i>Halicampus boothae</i>	9.1	0.0				
	<i>Acentronura (Acentronura) gracilissima</i>			4.8		0.2	
	<i>Hippocampus kelloggi</i>	4.5	0.0				
Mugilomorpha	<i>Mugil cephalus cephalus</i>	22.7	0.2	4.8		0.2	
Scorpaenidae	<i>Pterois voltans</i>	13.6	0.0	4.8		0.2	0.9
	<i>Pterois lunulata</i>			4.8		0.2	
	<i>Upeneus tragula</i>	45.5	0.2	4.8		0.2	
	<i>Sebastes marmoratus</i>	45.5	0.5				
	<i>Sebastes inermis</i>	27.3	0.1				
Tetraogidae	<i>Ablays taenianotus</i>			9.5		0.5	
	<i>Hypodytes rubripinnis</i>	4.5	0.0	9.5		0.7	
Triglidae	<i>Triglidae sp.</i>			4.8		0.2	
Platycephalidae	<i>Thysanophrys celebica</i>	22.7	0.1				
	<i>Platycephalidae sp.</i>			4.8		0.2	
Apogonidae	<i>Apogon semilineatus</i>	4.5	0.0				
	<i>Apogon properuptus</i>	95.5	1.1				
	<i>Apogon doederleini</i>	18.2	0.3				
	<i>Apogon endekataenia</i>	18.2	0.2				
	<i>Apogon niger</i>	95.5	6.1	4.8		1.4	
	<i>Apogon notatus</i>	22.7	0.3				
	<i>Apogonidae sp.</i>	4.5	0.1				
	<i>Apogonidae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Apogonidae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Apogonidae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Apogonidae sp.</i>	4.5	0.0	4.8		0.7	
Scombroptidae	<i>Scombroptus boops</i>	22.7	0.8				
Carangidae	<i>Seriolina nigrofasciatus</i>			4.8		0.2	0.5
	<i>Seriola dumerili</i>	4.5	0.0				
	<i>Trachurus japonicus</i>	4.5	3.7				
	<i>Kaiwarinus equula</i>	18.2	0.1				
Lutjanidae	<i>Lutjanus bengalensis</i>			4.8		0.2	
Gerreidae	<i>Gerrus filamentosus</i>			4.8		0.7	
	<i>Gerrus equalis</i>	59.1	0.8	4.8		0.2	
Haemulidae	<i>Diagramma pictum</i>	18.2	0.1	4.8		0.2	9.9
Sparidae	<i>Acanthopagrus schlegelii</i>	4.5	0.0	9.5		0.9	
	<i>Sparus sarba</i>	9.1	0.1				
	<i>Eynnys japonica</i>	18.2	0.2	9.5		4.8	1.8
Lethrinidae	<i>Pagrus major</i>	86.4	1.7	52.4		29.5	33.3
	<i>Lethrinus genivittatus</i>	40.9	1.0	23.8		3.2	4.8
	<i>Lethrinus nebulosus</i>	50	0.5				
Mullidae	<i>Upeneus tragula</i>	40.9	0.2	33.3		3.4	9.5
	<i>Upeneus japonicus</i>	22.7	0.2	19.0		3.7	14.3
	<i>Parupeneus barberinus</i>	4.5	0.0	14.3		0.7	2.3
	<i>Parupeneus multifasciatus</i>			4.8		0.2	
	<i>Parupeneus indicus</i>			9.5		0.9	
	<i>Parupeneus heptacanthus</i>	9.1	0.0	19.0		2.3	4.8
	<i>Parupeneus chrysopleuron</i>			28.6		6.9	4.8
	<i>Parupeneus sp.</i>	68.2	0.5				
Chaetodontidae	<i>Heniochus acuminatus</i>	22.7	0.1				
	<i>Heniochus diphreutes</i>	13.6	0.2				
	<i>Chaetodontoplus septentrionalis</i>	4.5	0.0				
Pomacanthidae	<i>Chromis notata notata</i>	4.5	0.0				
Pomacentridae	<i>Pomacentrus coelestis</i>	9.1	0.0				
Microcanthidae	<i>Microcanthus strigatus</i>	13.6	0.1				
Girellidae	<i>Girella punctata</i>	4.5	0.0				
Labridae	<i>Pteragogus flagellifer</i>	77.3	1.2				
	<i>Pseudolabrus coethinus</i>	72.7	2.1				
	<i>Pseudolabrus rubiginosus</i>	22.7	0.1				
	<i>Stethojulis interrupta terima</i>	100	2.6				
	<i>Halichoeres tenuispinnis</i>	50	0.7	4.8		0.5	
	<i>Cymolutes torquatus</i>			38.1		2.1	
	<i>Cheilinus bimaculatus</i>	59.1	0.4				
	<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0				
	<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0	4.8		0.2	
<i>Labridae sp.</i>	4.5	0.0	4.8		0.2		
Scaridae	<i>Calotomus japonicus</i>	36.4	0.3	4.8		0.5	
	<i>Scarus ovisfrons</i>	36.4	0.6				
	<i>Scaridae sp.</i>	4.5	0.1				
Pinguipedidae	<i>Parapercis snyderi</i>	72.7	0.7	4.8		0.2	
	<i>Parapercis pulchella</i>						
	<i>Parapercis sexfasciata</i>	13.6	0.0				
Bleniidae	<i>Parablennius yatabei</i>	4.5	0.0				
	<i>Petroscirtes breviceps</i>	86.4	0.9				

Table 2. Continued

Callionymidae	<i>Pseudocallionichthys variegatus</i>					9.5	0.9
	<i>Repomucenus richardsonii</i>	9.1	0.0	4.8	0.2	14.3	1.4
	Callionymidae sp.			4.8	0.5		
	Callionymidae sp.			4.8	0.5		
	Callionymidae sp.			9.5	0.2		
Gobiidae	<i>Chasmichthys gulosus</i>	27.3	52.0				
	<i>Sagamia genionema</i>	36.4	2.8	19.0	2.7	4.8	2.7
	<i>Pterogobius zonoleucus</i>	22.7	0.8				
	<i>Istigobius campbelli</i>	72.7	0.6				
	<i>Istigobius decoratus</i>			4.8	0.2		
	<i>Tomiyamichthys oni</i>	4.5	0.0			4.8	0.5
	<i>Amblyeleotris japonica</i>	36.4	0.1			4.8	0.5
	<i>Favonigobius gymnauchen</i>	9.1	0.0	57.1	13.3		
	Gobiidae sp.	4.5	0.0				
	Gobiidae sp.	4.5	0.0				
	Gobiidae sp.			4.8	0.2		
Siganidae	<i>Siganus fuscescens</i>	13.6	0.2				
Acanthuridae	<i>Naso annulatus</i>	4.5	0.0				
Paralichthyidae	<i>Tarphops oligolepis</i>					4.8	0.5
	Paralichthyidae sp.			4.8	0.2		
	Paralichthyidae sp.			4.8	0.2		
	Paralichthyidae sp.			4.8	0.2		
Bothidae	<i>Engyprosonon grandisquama</i>	4.5	0.0			14.3	1.4
Monacanthidae	<i>Rudarius ercodes</i>	68.2	1.8	42.9	5.5		
	<i>Thamnaconus modestus</i>	13.6	0.1				
	<i>Stephanolepis cirrhifer</i>	100	5.3	47.6	4.1	28.6	5.9
	<i>Paramonacanthus japonicus</i>	18.2	0.1	4.8	0.2		
	<i>Lactoria cornuta</i>			4.8	0.2		
Ostraciidae	<i>Ostracion immaculatus</i>	22.7	0.1				
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rivulata</i>	40.9	0.3	4.8	0.2		
	<i>Takifugu poecilnotus</i>	4.5	0.0				
	<i>Takifugu niphobies</i>	4.5	0.0				
	<i>Diodon holocanthus</i>	9.1	0.0				

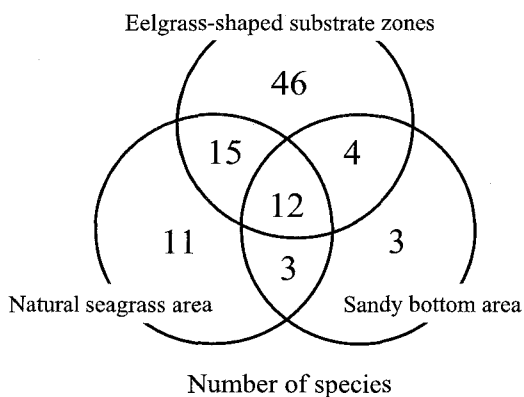


Fig. 13. Overlapping of identifiable number of species among the three environments.

Table 3. Pianka's similarity index ( $\alpha$ ) of community structure among three environments

	Natural seagrass area	Sandy bottom area
Eelgrass-shaped substrate zones	0.056	0.117
Natural seagrass area	-	0.176
Sandy bottom area	-	-

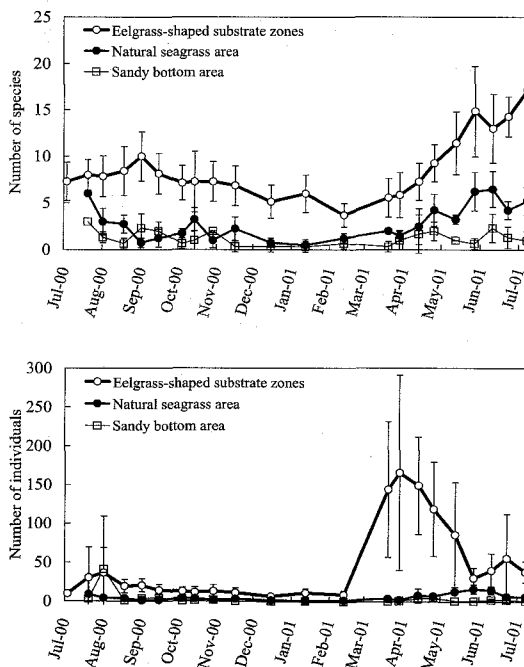


Fig. 14. Mean number of species (top) and individuals (bottom) observed in the three environments from July 2000 to July 2001. Bar indicates standard deviation.

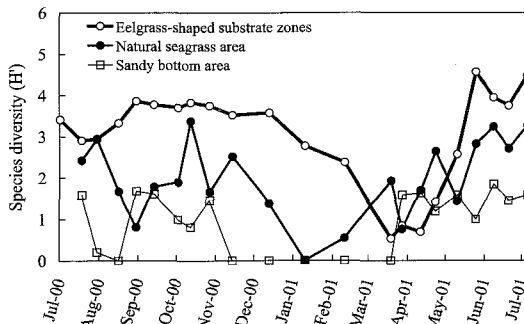


Fig. 15. Seasonal changes in species diversity ( $H'$ ) in the three environments.

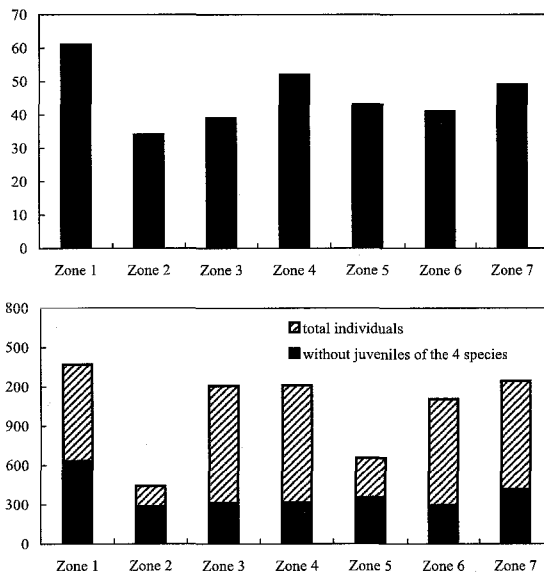


Fig. 16. Total number of species (top) and individuals (bottom) observed in the seven eelgrass-shaped substrate zones for about one year from 15 July, 2000 to 19 July, 2001. The numbers of individuals do not include those of the 4 species (*Plotosus lineatus*, *Trachurus japonicus*, *Chasmichthys gulosus*, and *Sagamia geneionema*) which show, especially in juvenile stage, large aggregations.

Table 4. Similarity of community structure among seven zones using Pianka's similarity index  $\alpha$

Zone	2	3	4	5	6	7
1	0.667	0.942	0.957	0.931	0.943	0.972
2	-	0.438	0.492	0.541	0.440	0.575
3	-	-	0.997	0.931	0.948	0.977
4	-	-	-	0.930	0.946	0.985
5	-	-	-	-	0.896	0.953
6	-	-	-	-	-	0.930
7	-	-	-	-	-	-

たことがわかった (Fig. 16).

基盤礁間の魚類群集構造の類似性について Pianka の類似度指数  $\alpha$  を用いて表した (Table 4). Zone 1, 3, 4, 5, 6, 7 の間での  $\alpha$  の値は 0.896-0.977 と高くなり, これらの区の群集構造は類似していた. しかし, Zone 2 の魚類群集のみ, 他の基盤礁区の群集との類似性が低かった ( $\alpha$ ; 0.440-0.667).

### 3. 考 察

#### 1) 海藻生育用基盤の海藻基盤としての能力

ガラモ場, アマモ場をはじめとする藻場は, 有用魚介類を含む沿岸性水族の生産に関係し, 資源という観点から重要な意義を有する区域である (布施, 1962a, b; 東, 1981; 水島, 1981; 金城, 1986; 小嶋, 1993; Connolly, 1994). その藻場は, 1970年代から20年間で約1万ヘクタール減少し, 1990年代には約20万ヘクタールになった (寺脇, 1996). この藻場の減少は「磯焼け」と呼ばれ, 近年の沿岸埋め立てや排水の流入, 温暖化などにより, 海水の透明度低下, 泥の堆積, 富栄養化, 水温の上昇がおり, 海藻の生育環境の悪化やウニなどの植食動物の摂食圧の高さ, 無節サンゴモによる着生阻害などが原因といわれている (谷口・長谷川, 1999).

磯焼けに対して, 環境保全と水産資源保護の見地から藻場造成の研究が行われてきた (谷口, 1982; 吉川, 1985, 1986, 1987; 芹沢, 1995). これらの研究では, コンクリートブロックを海藻の付着基盤とし, 藻場造成の成果を収めている. 本研究では, ポリオレフィンという全く異なる素材に対し, 多くの海藻が付着, 生育することが確認された. 海藻の種数についてみると, 芹沢 (1995) では19種が観察されたのに対し, 本研究では27種を記録し, アマモ類似型海藻生育用基盤で多くの種類の海藻を生育させることが可能であると考えられた.

#### 2) 海藻生育用基盤の構造と海藻量の関係

ユニットの配置位置, そのタイプおよびユニット内の部位により, 海藻生育量に違いがみられた. 海藻生育量が多かったのは, 基盤礁の外周部に設置した疎タイプのユニットの上の縁であった. 逆に海藻が少なかった場所は, 基盤礁の中心部に設置した密タイプのユニットの下の内部であった. このような海藻の生育結果になった要因について考察する.

1つ目に, 基盤礁の中心部より外周部に設置

したユニットに海藻の生育量が多いのは、海中を漂う海藻の胞子が中心部より外周部に直接当たり、付着しやすいためかもしれない。一方、中心部では、外周部のユニットが潮流を受け止めることにより胞子が中心部まで到達しにくいいため、海藻量が少ないのかもしれない。2つ目に、密タイプより疎タイプのユニットに海藻が多いのは、海藻生育用基盤上における藻体の固定方法にあるかもしれない。海藻はその基部を基盤の縁にはさみこむようにすることで藻体を固定していた (Fig. 17)。そのような固定方法のために縁で海藻は多くなり、またbladeどうしに隙間が開いている疎タイプのユニットは縁の部分が多く、海藻が多く生育したと考えられる。密タイプのユニットではbladeどうしが接するため、海藻の生育スペースが少なく海藻量も少なくなったと推察される。3つ目に、ユニットの上の部位で海藻生育量が多いのは、上部において海藻生育に適した光量があることが考えられる。さらに、ユニット下部は波浪により砂をかぶることも多いため海藻の生育が阻害されやすいのかもしれない。

本研究の結果を総合すると、海藻を生育させるのに適した海藻生育用基盤は疎タイプであり、そのユニットを基盤礁の外周部に設置することで、ユニットの縁の上部に対し海藻の生育量は多くなると考えられた。

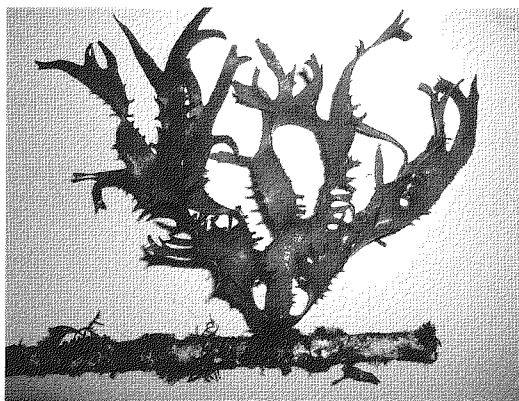


Fig. 17. The way of algal attachment to eelgrass-shaped substrate.

### 3) 基盤礁の設置効果

基盤礁の設置から1ヶ月後には、海藻は付着・生育していないにもかかわらず、設置直後の種数で約1.5倍、個体数で約2.9倍の魚類が蝟集した (Fig. 12)。このことから、基盤礁のもつ魚類蝟集能力の即効性が明らかとなった。魚類

をすばやく蝟集させる同様な結果が、様々な素材を魚礁として沈めた紅海での実験で報告されている (Golani & Diamant, 1999)。

### 4) 基盤礁と周辺環境の魚類群集構造の比較

基盤礁は、その設置から1年以内にユニット上に多くの海藻が生育するのが確認された。基盤礁の構造は、それ自体の構造とともに海藻が生育することにより複雑性がより高くなると考えられる。このように、海藻が生育し構造がさらに複雑化していく基盤礁とコアモ群落域および砂底域の種数および個体数を比較すると、基盤礁には有意に多くの種数、個体数の魚類が蝟集し多様性の高い礁になることが明らかとなった (Fig. 14)。魚礁における魚類群集の多様性は、周辺環境より高いという、本研究と同様な結果が知られている (Fujita *et al.*, 1996)。また、基盤礁における魚類群集構造はコアモ群落域、砂底域との類似性は低かった。これらの結果より、基盤礁は周辺環境よりも数多くの魚類を蝟集させ、成育場を提供し、多様性の高い魚類群集構造を作り出し、魚礁として高い能力を有すると考えられた。

### 5) 基盤礁の構造と蝟集効果の関係

本研究では6構造の基盤礁が実験に使われ、基盤礁の構造の違いにより、魚類の蝟集効果に違いが見られた。2000年7月15日から2001年7月19日までの期間でそれぞれの基盤礁に出現した魚類の種数、合計個体数は、ともにZone1 (長・密・緑、分散配置) が最も多かった (Fig. 16)。Zone2 (短・密・緑、分散配置) は種数、個体数ともに最も少なかった。また、個体数については、季節的に大量に加入してくるドロメ、サビハゼと偶発的なゴンズイやマアジの群れを除いて基盤礁間で比較した場合においても、Zone1の個体数は他の基盤礁より多かった。これらの結果から、一般的に魚類を蝟集させる効果が最もある基盤礁の構造は、Zone1の (長・密・緑、分散配置) であると考えられた。

次に、魚類群集構造の類似性について、基盤礁間で比較すると、Zone2の群集構造の類似度は他の基盤礁間よりも低かった (Table 4)。これは、Zone2の魚類群集構造は、他の基盤礁と同じような群集構造を保てないほど、蝟集する種数や個体数が少なかったために、他と比べて類似度の低い魚類群集構造になったと考えられる。

Horinouchi & Sano (1999), Horinouchi *et al.* (1999), Horinouchi & Sano (2001) は、生息地

の構造の複雑さが魚類の個体数へどのように影響するのかについて、アマモ群落の高さと密度を操作することにより調べた。Horinouchi & Sano (1999)によると、ハゼ科チャガラ、ドロメ、ニクハゼの幼魚は、アマモの密度についてみると、アマモの葉体の隙間に住むため、密度がより疎の場所に多い傾向がみられた。また、高さについてみると、アマモの高さが低い場所と高い場所の境界に多かった。以上から、これらのハゼ科幼魚3種は、アマモ群落内の微生物場所の中でも、体を最も定位置させやすい場所に大きな群れを形成するとされた。一方、Horinouchi *et al.* (1999)では、アミメハギは生息地内に高密度で分布するときは、生息場所をめぐる種内競争が発生し、多くの個体を維持できると考えられる複雑な構造（長、密）に多く分布し、スジハゼはアマモ群落下の底質に存在する底性の食物に対し蝟集しているため、アマモの高さや密度に影響なく分布した。スジハゼの分布パターンはアマモの密度や高さよりも、餌量などにより決定される（Horinouchi & Sano, 2001）。また、ハゼ科2種（*Microgobius gulosus*, *Gobiosoma robustum*）の生息地は、2種間の競争の結果により決定され、また捕食者の存在によっても生息地選択が変更される（Schofield, 2003）。これらの報告を総合すると、魚種によって求める生息地は多種多様であり、魚種間の関係も存在することから、魚種毎に最適な構造も多種多様になる。そのため、ある構造の生息地が魚類全般に最適であるということは難しい。

本研究においては、Zone1（長・密・緑、分散配置）において多くの魚類が見られ、一般的な魚類蝟集能力は最も高いと考えられるが、全ての魚種にZone1の構造が最適であるのかはわからない。また、Zone5（長・疎・緑、分散配置）では海藻の生育量が多かったが、出現した魚類の種数、個体数が多かったわけではない。これらのことから、漁礁の構造研究は対象とする魚種ごとに最適な構造を探索していく必要があると考えられる。

本研究では、次章でマダイ稚魚をとりあげ、基盤礁に対する蝟集とその効果について述べるが、その他の魚種については不明である。基盤礁に出現する魚類が何を求め蝟集しているのかは、成長段階、生活様式、行動パターン、種内・種間関係、食性、捕食・被食の食物網などの生態について、魚種ごとに細かい調査をすることにより明らかとなるだろう。今後、その上で基盤礁との関わりについて、より深い考察が

与えられるものと考えられる。

## II. アマモ類似型海藻生育用基盤礁のマダイ稚魚に対する漁礁効果

本章では、アマモ類似型海藻生育用基盤礁のマダイ稚魚に対する漁礁効果を明らかにすることを目的とした。はじめに、基盤礁に対するマダイ稚魚の蝟集が認められるのかを、その周辺の天然環境と比較を行い明らかにする。次に、着底から逸散までの期間に、マダイ稚魚が基盤礁をどのように利用するのか、利用する食物に着目し、マダイ稚魚にとっての基盤礁の価値を評価した。また、基盤礁の構造による効果の違いについても調査し、漁礁効果の高い構造についても検討した。

### 1. 方 法

#### 1) 調査区

調査区として室手湾内に以下の3区を設置した（Fig. 5）。

①実験区（Experimental site）；水深約7mの砂底域に設置したアマモ類似型海藻生育用基盤礁を内部に含む調査区である。その面積は、2000 - 2001年の調査では、Zone1 - 7を含む16 × 28m（448m<sup>2</sup>）、2002 - 2003年はZone1 - 8を含む16 × 34m（544m<sup>2</sup>）であった。

②砂底区（Sandy bottom site）；水深約7mの砂底域に設置した調査区。実験区の隣に位置し、その面積は、2000 - 2002年の調査では20 × 40m（800m<sup>2</sup>）、2003年はそれまでの半分を用い20 × 20m（400m<sup>2</sup>）であった。

③コアマモ区（Seagrass site）；水深約4mにひろがるコアマモ群落を内部に含む調査区。コアマモ区の調査は2001年から開始し、その面積は、2001年の調査では10 × 10m（100m<sup>2</sup>）、2002年は10 × 20m（200m<sup>2</sup>）、2003年は10 × 10m（100m<sup>2</sup>）であった。

各調査区は、基点となる位置に鉄くいを打ち込み、ロープを結び、最小区画が2 × 2mになるようなコドラートを作成した。実験区において、冬季から春季にかけて、区画分けのためのロープ上に海藻が生育することや、区内に流入してくるちぎれた海藻があったが、それらの影響をなくすため随時それらの海藻は除去した。

2) 3調査区におけるマダイ稚魚の個体数密度・体長クラス

3調査区において出現するマダイ稚魚の個体数密度、体長の推移の把握および区間比較を行うために、センサス調査を行った。実験区では2000年8月22日から2003年10月4日までの期間に全79回、砂底区では2000年6月1日から2003年10月4日まで全81回、コアモモ区では2001年4月21日から2003年10月4日まで全64回マダイ稚魚のセンサスを行った。センサスでは、観察されたマダイ稚魚のサイズ（全長）とその個体数を耐水紙に記録した。マダイ稚魚のサイズは目測で1cm単位の体長クラスに分け、例えば、1cm未満を0cmクラス、1cm以上2cm未満を1cmクラスのように呼んだ。そして、3区間で個体数密度および体長クラスを比較した。個体数密度の比較を行うにあたっては、以下の3点で比較を行った。

- ①各調査年（1年間）を通じた個体数密度
- ②着底時期（3月末～6月上旬）における個体数密度
- ③逸散時期（7月下旬～その年の調査終了時まで）における個体数密度

体長クラスの比較は、各調査年（1年間）を通じた値で3区間比較を行った。

3) 基盤礁に対するマダイ稚魚の蜻集状況

基盤礁からの距離とマダイ稚魚の分布について2001年6月10日、17日、24日、7月1日、17日、22日に調査を行った。調査は基盤礁から実験区の外側に向け2mごとに印をつけた16mのロープを設置し、ロープの左右2m内に出現したマダイ稚魚の個体数を2m単位（基盤礁から2m、4m、6m以下16mまで）でラインセンサスを行った (Fig. 18)。

次に、実験区内でのマダイ稚魚の分布についてみるために、実験区を以下の2つのエリアに分類し (Fig. 19)、センサス時にマダイ稚魚がどちらのエリアに存在したかを記録し、エリア間で個体数密度の比較を行った。

- ①基盤礁エリア（Substrate area）：基盤礁とその周囲にある8つの最小区画をあわせた6×6mの範囲の場所（36m<sup>2</sup>/Area）。Zone1の基盤礁エリアはArea1、Zone2はArea2と呼び、以下Zone8のArea8までとした。
- ②砂底エリア（Sandy bottom area）：基盤礁エリアに属さない場所。

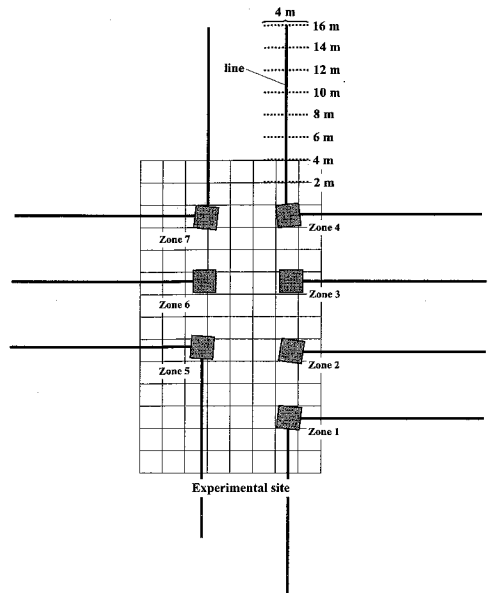


Fig. 18. Census line from eelgrass-shaped substrate zone to outside of experimental site.

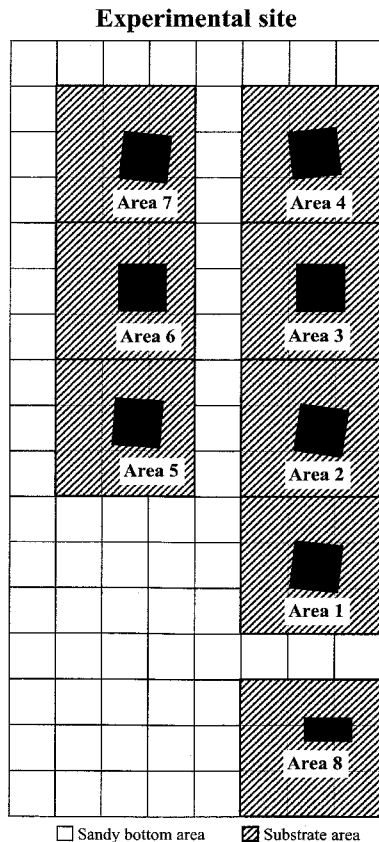


Fig. 19. Substrate area and sandy bottom area in experimental site.

#### 4) 実験区におけるマダイ稚魚の利用場所

マダイ稚魚が、成長に伴い、実験区内でどのような場所を選択するのか調査した。方法は、2001年3-7月に実験区においてセンサスを行った際、観察されたマダイ稚魚の体長クラスと、その個体が存在した場所を記録した。観察されたマダイ稚魚の存在場所として、以下の3つを定義した。

- ①基盤礁 (Eelgrass-shaped substrate) : 観察個体の半径0.5 m以内に基盤礁が見られた場合、基盤礁に存在する個体とした。
- ②海藻 (algae) : 実験区内にちぎれて流入してくる海藻の半径0.5 m以内で観察された個体は、海藻に存在する個体とした。
- ③砂底 (sandy bottom) : 観察個体の半径0.5 m以内に基盤礁や海藻が見られなかった場合、砂底に存在する個体とした。

#### 5) 基盤礁構造の違いによる蛸集効果

どのような構造をもつ基盤礁が、マダイ稚魚に対し高い蛸集効果を持つのかについて明らかにするために、Area1-7においてセンサス当りの平均観察個体数を調べ、Area間で比較を行った。

#### 6) 基盤礁とその周辺における餌生物環境

実験区内の基盤礁とその周辺環境において、プランクトン、ベントスおよび海藻生育用基盤に対する付着生物を採集し、その分類群ごとの数量を調べるとともに、採集場所間の比較を行った。

採集は2004年4月28日(4月末)、5月26日(5月末)、6月30日(6月末)に行った。プランクトンの採集場所は、各基盤礁 (Zone1-8)、実験区内砂底域 (基盤礁から3m離れた砂底域)、砂底域 (基盤礁から約30m離れた砂底域)、コアマモ群落域の全11地点である。ベントスの採集場所もプランクトンと同じであるが、5月26日(5月末)、6月30日(6月末)に関しては基盤礁から1m離れた砂底域でも採集を行った。付着生物の採集はZone1-8で行った。以下にそれぞれの詳しい採集方法を述べる。

プランクトン採集は、口径10×30cmのプランクトンネット (目合い315 $\mu$ m) を用いた。基盤礁において採集する際は、プランクトンネットの下端が海藻生育用基盤の上端をかすめるように両手で保持し、2×2mの基盤礁上を1往復半 (6m) にわたり曳いた。実験区内砂底域および砂底域において採集する際は、海底から約

50cmの高さを海底と平行になるように、2×2mの砂底上を6m (1往復半) にわたり曳いた。コアマモ群落域において採集する際は、プランクトンネットの下端がコアマモの上端をかすめるように保持し、2×2mのコアマモ群落域上を6m (1往復半) にわたり曳いた。採集した試料は、5%ホルマリン溶液で固定後、実体顕微鏡で分類群ごとに計数し、1リットルあたりの個体数に換算した。

ベントスは、サンプル瓶 (500ml, 直径8.5cm) の開口部を下にして、砂中に約5cmゆっくりとねじ込み採集した。基盤礁における採集は、礁 (2×2m) の中心部から採集を行った。試料はホルマリン溶液で固定後、0.7%KOH液を加えたローズベンガルで染色し、実体顕微鏡下で分類群ごとに計数した。それを、1000cm<sup>3</sup> (10×10×10cm) あたりの個体数に換算した。

付着生物は、海藻生育用基盤ユニットの最も外側の一本 (blade) を海藻も付着したままユニッパックで静かに根元まで被い、bladeの根元からはさみで切り取り、ユニッパックを閉じ陸上に持ち帰ることで採集した。その後、淡水を張ったバケツ内でbladeを10分程つけたままにし、付着生物をbladeから分離した。bladeから分離した付着生物は、バケツの水を濾過することで集め取った。また、bladeから離れずに残っている付着生物についてもピンセットを用いて可能な限り採集した。集まった付着生物はスクリー管に移し、5%ホルマリンで固定後、ローズベンガルを用い染色し、分類・計数を行った。

出現したプランクトン、ベントスおよび付着生物は、権野 (1969)、千原・村野 (1997) を参考に網レベルで同定した。カイアシ亜綱、軟甲綱については目レベルまで同定した (Table 5)。

#### 7) マダイ稚魚の食物

実験区のマダイ稚魚の食物について知見を得るために、マダイ稚魚を捕獲し胃内容物の同定を行った。また比較のために砂底域、コアマモ群落域からもマダイ稚魚を捕獲し胃内容物を同定した。捕獲するマダイ稚魚は、その存在様式を工藤・山岡 (1998) に従い、単独型個体 (solitary individual) とした。マダイ稚魚のサンプリングは、2004年4月28日 (4月末)、5月26日 (5月末)、6月30日 (6月末) の16:30-18:30の時間帯で、刺し網を用い3生息地から以下の個体数を採集した。

4月28日 {実験区23個体, 砂底域23個体, コアマモ群落域23個体}



Table 5. List of plankton, benthos and adhered organism

Phylum	Class	Order	Suborder	Family
Mollusca	Polyplacophora			
	Gastropoda			
	Scaphopoda			
	Bivalvia			
Aschelminthes	Cephalopoda			
	Nematoda			
Annelida	Polychaeta			
	Echiuroidea			
Crustacea	Branchiopoda	Cladocera		
			Ostracoda	
	Copepoda		Calanoida	
			Cyclopoida	
			Harpacticoida	
			Balanomorpha	
	Cirripedia		Mysidacea	
	Malacostraca		Cumacea	
			Tanaidacea	
			Isopoda	
			Amphipoda	
			Decapoda	
			Gammaridea	
		Caprellidea		
		Dendrobranchiata	Luciferidae	
		Pleocyemata		
		Anomura		
		Brachyura		
Chaetognatha	Hoplacarida	Stomatopoda		
	Sagittioidea			
Echinodermata	Ophiuroidea			
	Echinoidea			
	Holothuroidea			
Tunicata	Myosomata	Doliolida		

5月26日 {実験区23個体, 砂底域21個体, コアマモ群落域21個体}

6月30日 {実験区16個体, 砂底域20個体, コアマモ群落域20個体}

生息地ごとの採集した総個体数は, 実験区62個体, 砂底域64個体, コアマモ群落域64個体であった。

捕獲後は, 速やかに腹腔内に原液ホルマリンを注入し, 魚体は10%ホルマリンで固定した。サンプルは生息地ごとに, 全長, 標準体長, 体重を測定し, 肥満度 (condition factor: K) を求めた。

$$K = \text{体重 (g)} / [\text{全長 (cm)}]^3 \times 1000$$

その後, 開腹し, 胃・肝臓を取り出しそれぞれの重量を測定し, 胃内容物の同定を実体顕微鏡下で行った。胃内容物は, 椎野 (1969), 千原・村野 (1997) を参考に同定した (Table 5)。胃内容物の解析には個体数法, 点数法, 出現頻度法の3方法を用いた。

①個体数法; 胃内から各食品目が何個体出現するか計数し, それが出現した全個体数に占める割合として表したものである。食物の数量的な情報を得ることができるが, 食物となる品目一個体が占める割合が小さい場合もあり, 高い割合で占めていても必ずしも栄養源として主要な食物でない場合もある。

②点数法; 胃内で各食品目がどの程度の容積を占めていたかを割合として表したものである。食品目の大きさを加味するので, 主な栄養源となっている品目を推測できる。本分析法では,

はじめに各個体の胃の充満度を0充 (空胃)・1/4充・1/2充・3/4充・1充 (完全充満) のいずれか判定したのち, それに対応した仮のTotal Pointをそれぞれに0・4・8・12・16点と与えた。その後, 取り出した胃内容物から出てきた食品目ごとの容積に応じて0・1・2・4・8・16点のPointを与えた。食品目ごとのPointの合計を真のTotal Pointとした。点数法による分析は, 各食品目のPointを真のTotal Pointで割った割合で表したものである。

③出現頻度法; 全観察個体中, 何個体からその食品目が出現したかを割合として表したものである。その食品目の一般性を見ることができる。

以上の3解析方法であらわされた胃内容物の結果を1つにまとめるために, 重要度指数 (Index of Relative Importance; IRI) (Pianka, 1971) を用い, 各食品目の重要度を求めた。

$$IRI = (\%N + \%P) \times \%F$$

[%N: 個体数法%, %P: 点数法%, %F: 出現頻度法%]

## 2. 結 果

### 1) 3調査区におけるマダイ稚魚の個体数密度・体長クラス

マダイ稚魚の個体数密度および平均体長クラスの推移を, 3調査区 (実験区, 砂底区, コアマモ区) ごとに以下に示した。また, 各年の4-8月の上旬と下旬から観察日一日分のデータを取り出し, 各調査日におけるマダイ稚魚の体長クラス分布を調べた。

#### (1) 実験区

基盤礁設置 (2000年7月14日) から1ヵ月後の2000年8月22日 (調査開始日) には, 実験区において0.03個体/m<sup>2</sup> (12個体) の個体数密度で観察され, その平均体長クラスは9.8 ± 1.0cm (Mean ± SD) であった (Figs. 20a, 21a)。その後, 同様な個体数密度で推移したが, 10月25日に0.004個体/m<sup>2</sup> (平均体長クラス10.0 ± 1.4cm) に低下した。しかし, 12月28日には, 個体数密度は0.01個体/m<sup>2</sup>, 11.3 ± 0.8cmを再度増加した。

2001年1月23日から2月26日にはマダイ稚魚は全く観察されなかったが, 4月1日に体長1cmクラスの新規加入個体が0.03個体/m<sup>2</sup>の個体数密度で観察され, 着底が始まった (Figs. 20b, 22)。その後, 個体数密度は増加し5月8日に2001年

の最高個体数密度0.20個体/m<sup>2</sup>（平均体長クラス3.4 ± 1.1cm）を示した（Figs. 20b, 21b）。その後は、個体数密度が低下し、体長クラスが大型化した。7月8日には8cmクラスが62.9%を占め、0.08個体/m<sup>2</sup>（平均体長クラス7.9 ± 0.6cm）となった。その後、9月30日まで同様な個体数密度で推移したが、構成するサイズクラスは大型化（10.9 ± 1.5cm）した。10月に入ると個体数密度は低下し、10月31日の13cmクラスの1個体を最後に実験区から消失した。

2002年は、4月10日に平均体長クラス1.1 ± 0.4cm（1cmクラス割合；87.5%）のマダイ稚魚が0.02個体/m<sup>2</sup>の個体数密度で観察された（Figs. 20c, 21c, 23）。その後、5月10日に2002年の最高個体数密度0.05個体/m<sup>2</sup>（1.8 ± 1.6cm）を示した。その後、0.01 - 0.03個体/m<sup>2</sup>で年末まで推移、滞留した。体長クラスに関しては、季節が進むにつれ大型化する傾向がみられた（7月1日；8.3 ± 1.0cm, 8月12日；9.7 ± 1.1cm, 9月1日；10.5 ± 1.1cm, 10月6日；12.7 ± 0.8cm, 12月8日；13.0 ± 0.8cm. Figs. 21c, 23）。

2003年は、3月19日に1.0 ± 0.0cm（全て1cmクラス）のマダイ稚魚が0.01個体/m<sup>2</sup>で観察された（Figs. 20d, 21d, 24）。5月27日に2003年の最高個体数密度0.10個体/m<sup>2</sup>（4.3 ± 1.3cm）を示した。その後、6月16日は0.07個体/m<sup>2</sup>（6.4 ± 1.0cm；6cmクラス39.5%、7cmクラス36.4%）、

7月17日は0.05個体/m<sup>2</sup>（8.3 ± 0.9cm；8cmクラス46.2%）と同様な個体数密度での推移と体長クラスの大型化が進んだ（Figs. 20d, 21d, 24）。8月26日には0.02個体/m<sup>2</sup>（10.5 ± 1.1cm）と個体数密度は低下した。

## (2) 砂底区

2000年の調査開始時（6月15日）には、個体数密度は0.11個体/m<sup>2</sup>でその平均体長クラスは4.3 ± 1.3cmあった（Figs. 20a, 21a）。実験区に基盤礁を設置した翌日の7月15日には0.04個体/m<sup>2</sup>（平均体長クラス7.3 ± 1.7cm）となった。8月以降は、0.01個体/m<sup>2</sup>以下でしか観察されなかった。10月25日の2個体（0.003個体/m<sup>2</sup>、12.5 ± 1.4cm）を最後に砂底区から完全に消失した。

2001年は、4月1日に新規加入個体が0.12個体/m<sup>2</sup>（1.1 ± 0.2cm；1cmクラス94.8%）で観察され、着底が始まった（Figs. 20b, 21b, 25）。4月24日には2001年における個体数密度の最高値の0.24個体/m<sup>2</sup>を示した。その後は2000年と同様に、個体数密度の低下と構成するサイズクラスの増大が始まった。6月18日には0.10個体/m<sup>2</sup>（7.0 ± 1.2cm；8cmクラス40.0%、7cmクラス26.3%）となった。9月30日に15cmクラスの1個体（0.001個体/m<sup>2</sup>）が観察された後は、砂底区からマダイ稚魚は消失した。

2002年は4月10日に平均体長クラス1.6 ±

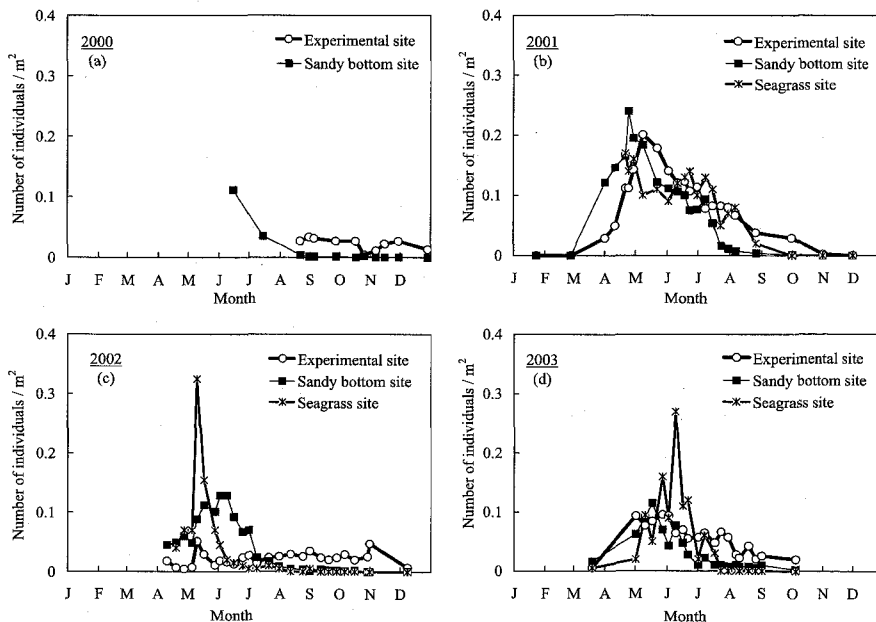


Fig. 20. Monthly changes in density of juvenile red sea bream found in the three sites in each year (a-d).

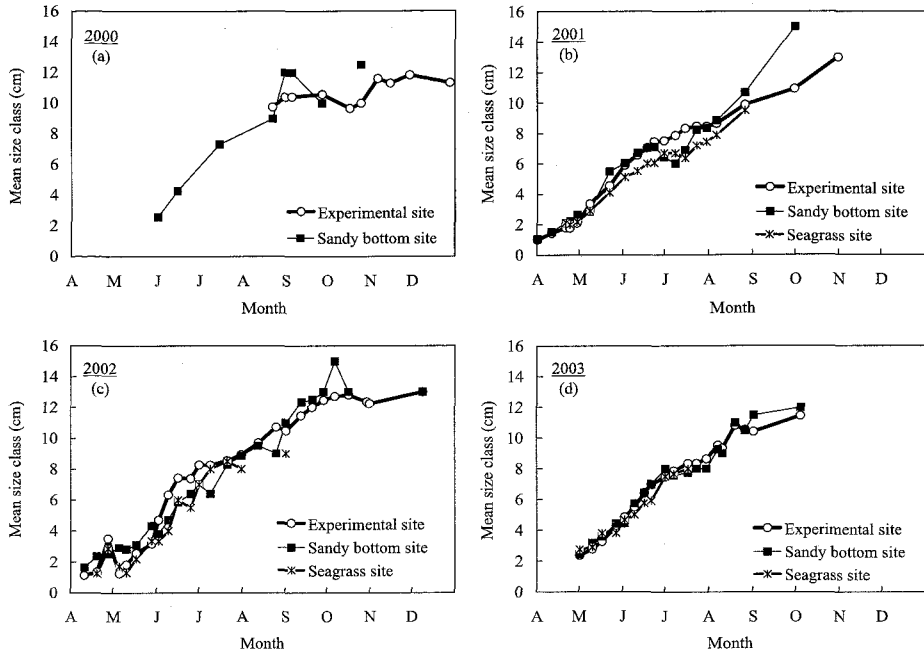


Fig. 21. Monthly changes in mean size class (cm) of juvenile red sea bream found in the three sites in each year (a-d).

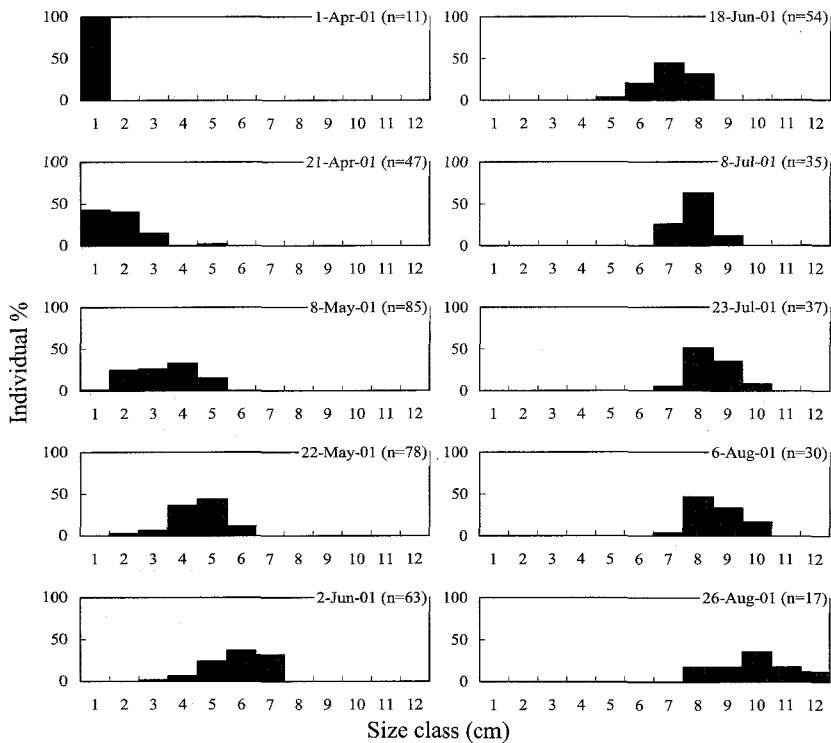


Fig. 22. Size distribution of juvenile red sea bream at experimental site in each month, 2001.

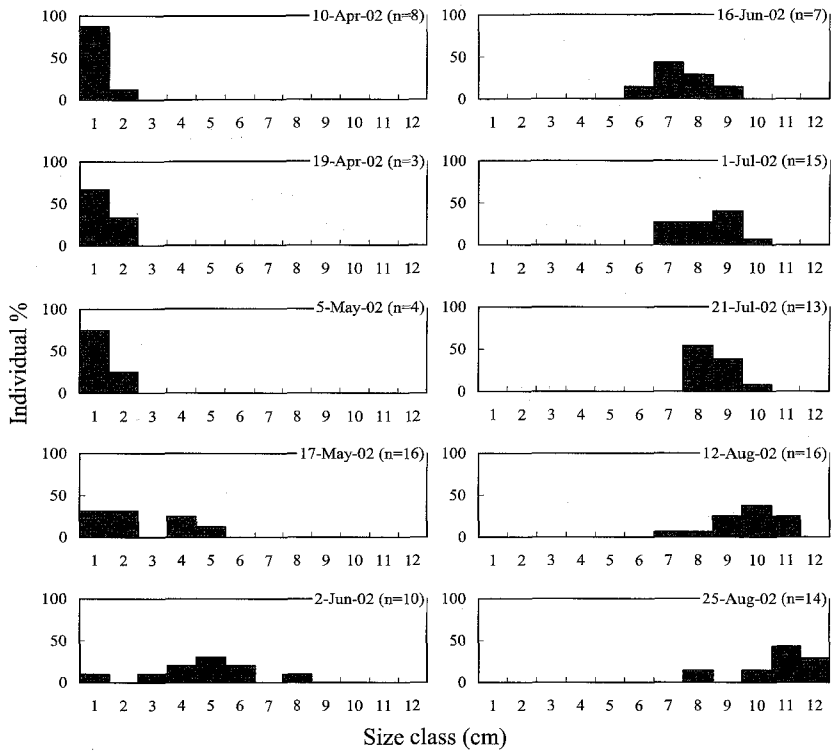


Fig. 23. Size distribution of juvenile red sea bream at experimental site in each month, 2002.

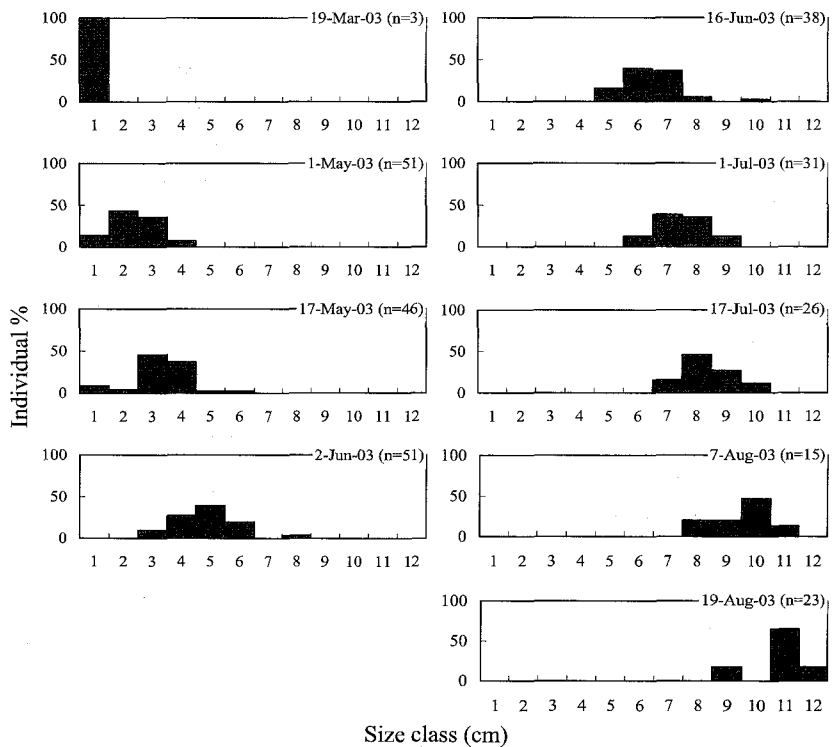


Fig. 24. Size distribution of juvenile red sea bream at experimental site in each month, 2003.

0.7cm (1cmクラス47.2%, 2cmクラス41.7%)のマダイ稚魚が $0.01$ 個体/ $m^2$ の個体数密度で観察された (Figs. 20c, 21c, 26). 6月2日, 6月9日に2002年の個体数密度の最高値である $0.13$ 個体/ $m^2$ でマダイ稚魚が観察された. 6月2日の平均体長クラスは $3.8 \pm 1.4$ cm (5cmクラス28.4%, 3cmクラス21.4%)であった. 7月1日には個体数密度 $0.03$ 個体/ $m^2$  ( $7.0 \pm 2.0$ cm; 8cmクラス44.6%)と低い値となった. 8月25日以降は $0.01$ 個体/ $m^2$ 以下の低い個体数密度で推移し, 10月16日の $0.003$ 個体/ $m^2$  ( $13.0 \pm 0.0$ cm)を最後に砂底区から消失した.

2003年は3月19日に $0.02$ 個体/ $m^2$  ( $1.0 \pm 0.0$ cm; 1cmクラス100%)の個体数密度で観察された (Figs. 20d, 21d, 27). 5月17日に2003年の個体数密度の最高値 $0.12$ 個体/ $m^2$  ( $3.6 \pm 0.9$ cm; 4cmクラス52.2%, 3cmクラス23.9%)を記録した. 7月7日に $0.02$ 個体/ $m^2$  ( $7.6 \pm 0.7$ cm)で観察された以降は,  $0.01$ 個体/ $m^2$ 以下でしか観察されなかった.

### (3) コアマモ区

2001年の調査開始時(4月21日)に調査期間中の最高の $0.17$ 個体/ $m^2$  ( $2.1 \pm 0.7$ cm)が観察され

た (Figs. 20b, 21b). 4月21日の体長クラス分布は2cmクラスが52.9%を占めた (Fig.28). その後, 個体数密度は多少の増減はあるものの低下傾向を示した. 一方, サイズクラス構成は, マダイの成長に伴い大型化した. 7月23日は $0.05$ 個体/ $m^2$  ( $7.2 \pm 0.8$ cm; 7cmクラス40.0%, 8cmクラス40.0%)となり, 8月26日の $0.02$ 個体/ $m^2$  ( $9.5 \pm 0.7$ cm; 9cmクラス50.0%, 10cmクラス50.0%)を最後に観察されなくなった (Figs. 20b, 21b, 28).

2002年は, 4月19日に $0.04$ 個体/ $m^2$  ( $1.3 \pm 0.5$ cm; 1cmクラス75.0%, 2cmクラス25.0%)の個体数密度で観察された (Figs.20c, 21c, 29). 5月10日に個体数密度の最高値 $0.33$ 個体/ $m^2$  ( $1.3 \pm 0.7$ cm)を記録した. しかし, その後個体数密度は急激に減少し, 6月16日には $0.02$ 個体/ $m^2$  ( $6.0 \pm 1.0$ cm; 5cmクラス33.3%, 6cmクラス33.3%)となった. その後, 低い個体数密度と体長クラスの大型化の傾向で推移し, 9月1日の9cmクラスの1個体 ( $0.01$ 個体/ $m^2$ )を最後にコアマモ区から消失した. 本年のコアマモ区においては10cmクラス以上のマダイ稚魚は観察されなかった (Fig. 29).

2003年は, 3月19日に1cmクラス1個体 ( $0.01$

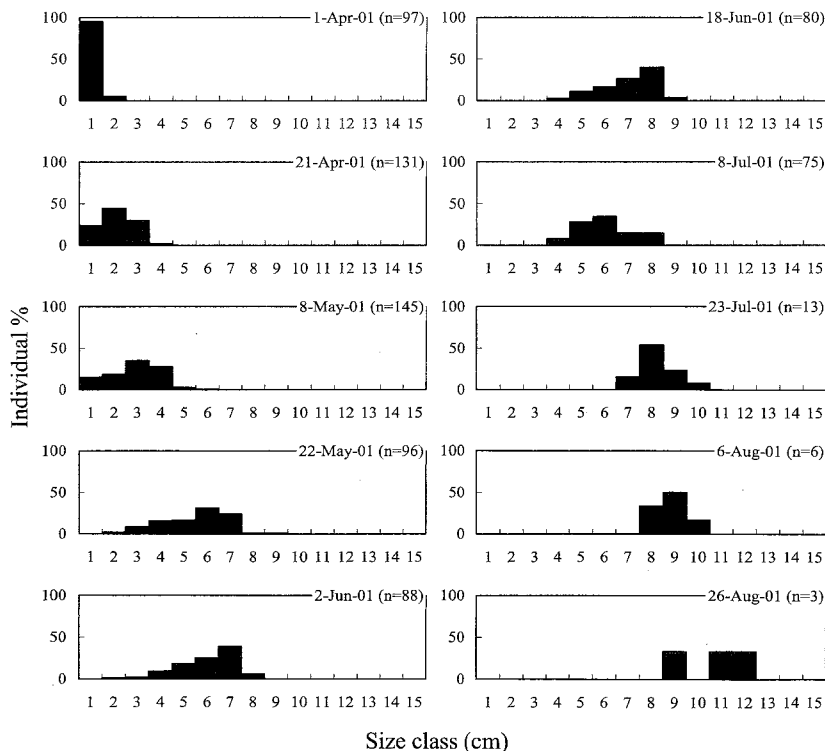


Fig. 25. Size distribution of juvenile red sea bream at sandy bottom site in each month, 2001.

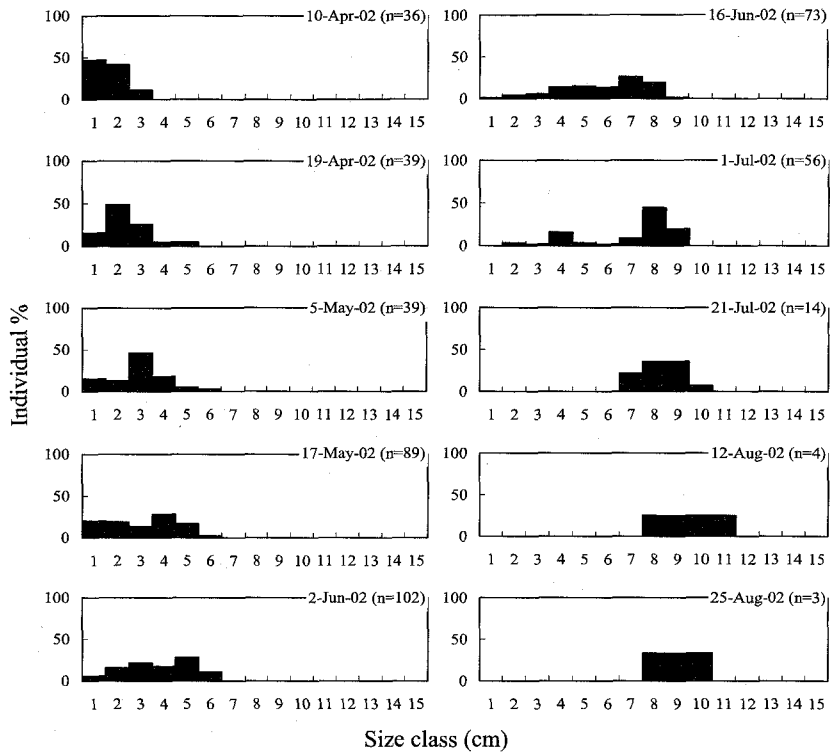


Fig. 26. Size distribution of juvenile red sea bream at sandy bottom site in each month, 2002.

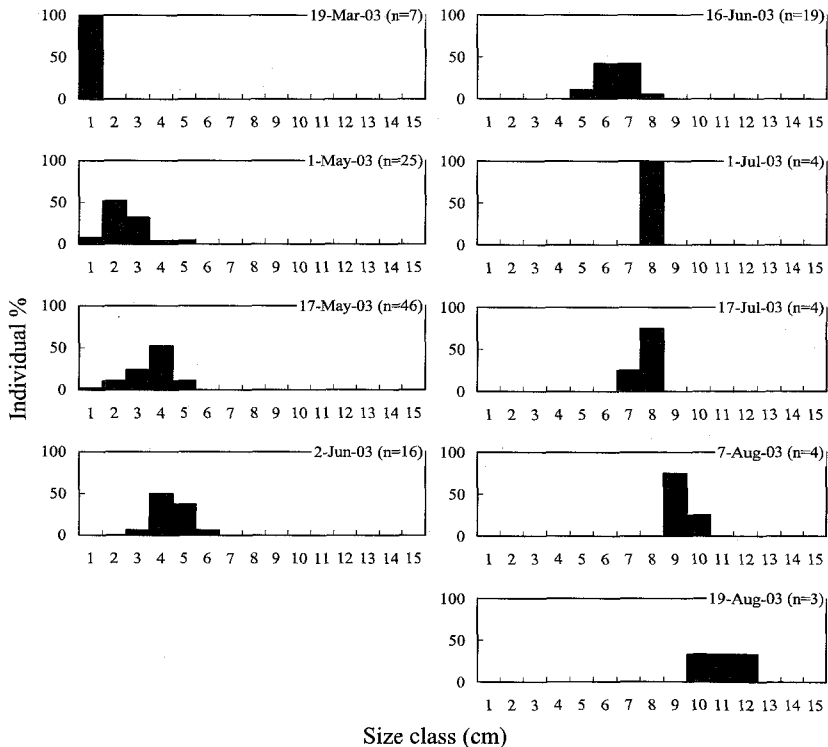


Fig. 27. Size distribution of juvenile red sea bream at sandy bottom site in each month, 2003.

個体/m<sup>2</sup>)を記録した (Figs. 20d, 21d, 30). その後、個体数密度は増加し6月9日に2003年の最高値である0.27個体/m<sup>2</sup> (5.0 ± 0.8cm)を示した。しかし、7月17日の0.03個体/m<sup>2</sup> (8.0 ± 0.0cm; 8cmクラス100%)を最後にコアモモ区から消失した。本年のコアモモ区においても10cmクラス以上のマダイ稚魚は観察されなかった (Fig. 30).

#### (4) マダイ稚魚の個体数密度・体長クラスの3区間の統計的比較

コアモモ区において調査を行っていないため、本年は実験区と砂底区で比較を行った。

##### 2000年

個体数密度：逸散期における個体数密度 (8月22日～12月28日)は実験区と砂底区の間で有意差が認められ、実験区の個体数密度が砂底区よりも有意に高かった (Fig. 20a, Paired *t*-test; *t*=7.078, *df*=9, *P*<0.0001).

体長クラス：統計学的比較は、観察例数の少なさのために行わなかった。

##### 2001年

個体数密度：1年を通じた個体数密度；3区間で

有意差は認められなかった (Fig. 20b, One-way ANOVA; *F*=0.841, *P*>0.05). 着底時期における個体数密度 (4月21日～6月11日)は3区間で有意差は認められなかった (Fig. 20b, One-way ANOVA; *F*=1.239, *P*>0.05). 逸散期における個体数密度 (7月23日～11月30日), 3区間で有意差が認められ、砂底区の個体数密度が他の2区 (実験区, コアモモ区) より有意に低かった (Fig. 20b, One-way ANOVA; *F*=7.454, *P*<0.01, Fisher's PLSD).

体長クラス：3区間で有意差が認められ、コアモモ区のマダイ稚魚が他の2区 (実験区, 砂底区) よりも有意に小型であった (Fig. 21b, One-way ANOVA; *F*=0.841, *P*<0.001, Fisher's PLSD).

##### 2002年

個体数密度：1年を通じた個体数密度；3区間で有意差は認められなかった (Fig. 20c, One-way ANOVA; *F*=1.213, *P*>0.05). 着底時期における個体数密度 (4月19日～6月9日)は3区間で有意差が認められ、実験区の個体数密度が他の2区 (砂底区, コアモモ区) より有意に低かった (Fig. 20c, One-way ANOVA; *F*=4.877, *P*<0.05, Fisher's PLSD). 逸散期における個体数密度 (7

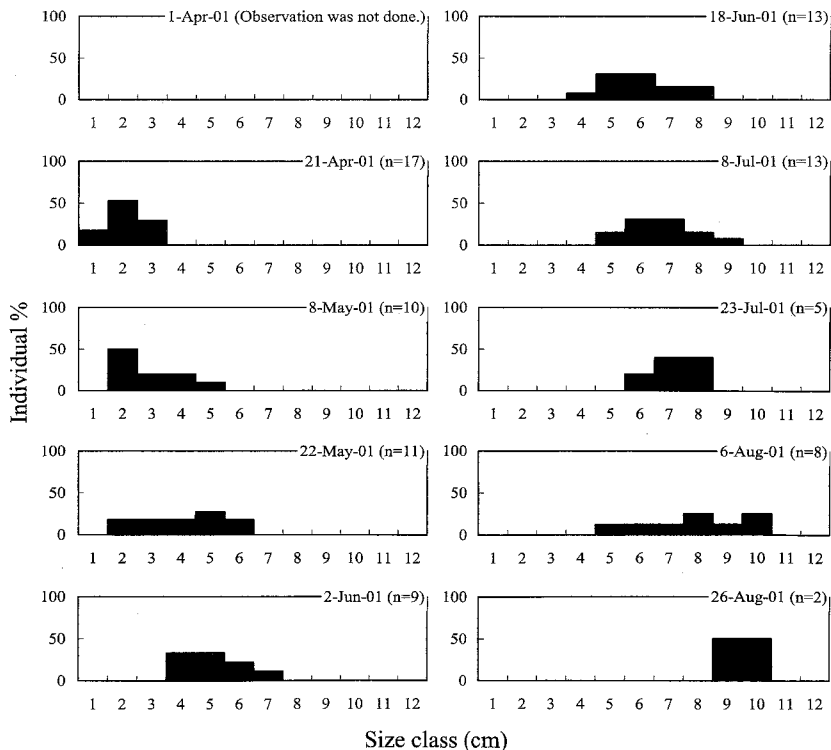


Fig. 28. Size distribution of juvenile red sea bream at seagrass site in each month, 2001.

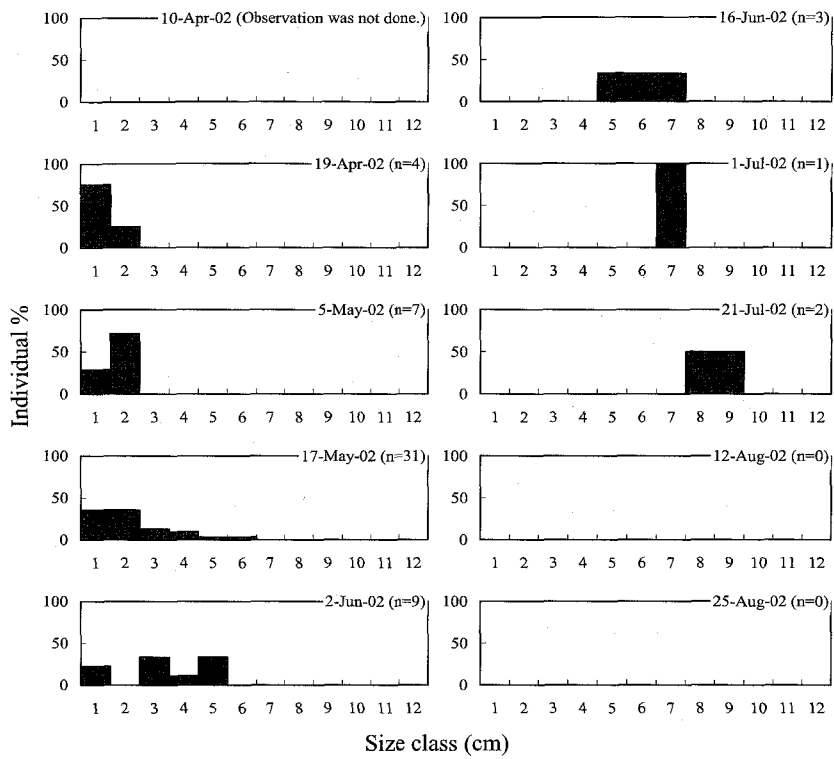


Fig. 29. Size distribution of juvenile red sea bream at seagrass site in each month, 2002.

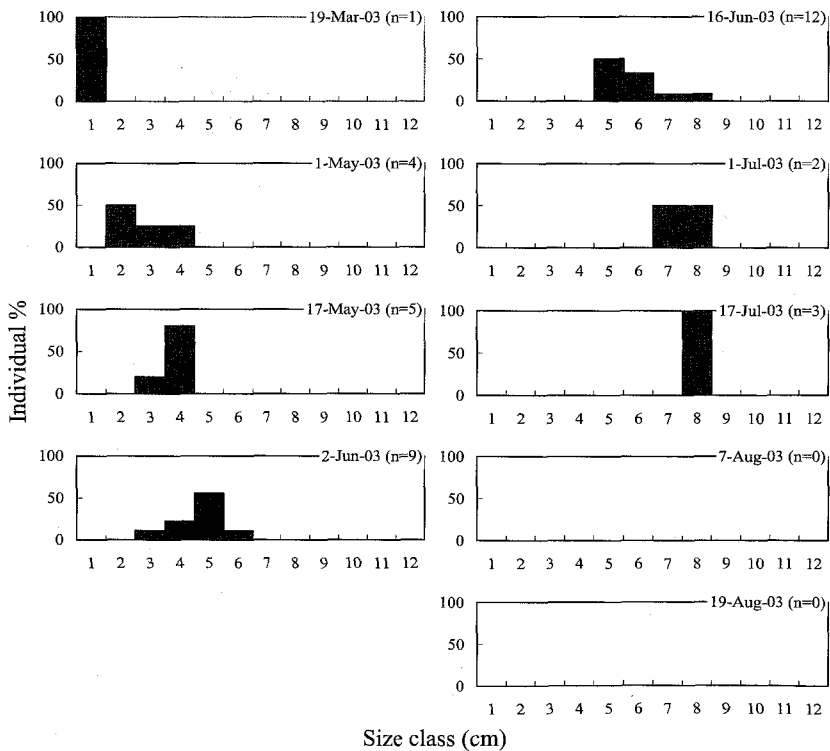


Fig. 30. Size distribution of juvenile red sea bream at seagrass site in each month, 2003.



月21日～12月8日)は3区間で有意差が認められ、実験区の個体数密度が他の2区(砂底区, コアマモ区)より有意に高かった(Fig. 20c, One-way ANOVA;  $F=65.967$ ,  $P<0.0001$ , Fisher's PLSD).

体長クラス: 3区間で有意差が認められ, コアマモ区のマダイ稚魚が実験区よりも有意に小型であった(Fig. 21c, One-way ANOVA;  $F=4.343$ ,  $P<0.05$ , Fisher's PLSD).

2003年

個体数密度: 1年を通じた個体数密度; 3区間で有意差は認められなかった(Fig. 20d, One-way ANOVA;  $F=2.060$ ,  $P>0.05$ ). 着底時期における個体数密度(3月19日～6月9日)は3区間で有意差は認められなかった(Fig. 20d, One-way ANOVA;  $F=0.670$ ,  $P>0.05$ ). 逸散期における個体数密度(7月23日～10月4日)は3区間で有意差が認められ, 実験区の個体数密度が他の2区(砂底区, コアマモ区)より有意に高かった(Fig. 20d, One-way ANOVA;  $F=26.711$ ,  $P<0.0001$ , Fisher's PLSD).

体長クラス: 3区間で有意差は認められなかった(Fig. 21d, One-way ANOVA;  $F=2.085$ ,  $P>0.05$ ).

最後に, マダイ稚魚の個体数密度および体長クラスを, 2001～2003年の期間を通して比較した。

個体数密度: 3区間で有意差は認められなかった(Fig. 20, One-way ANOVA;  $F=0.374$ ,  $P>0.05$ ). 体長クラス: 3区間で有意差が認められ, コアマモ区のマダイ稚魚が実験区, 砂底区よりも有意に小型であった(Fig. 21, One-way ANOVA;  $F=16.171$ ,  $P<0.0001$ , Fisher's PLSD).

## 2) 基盤礁に対するマダイ稚魚の蟄集状況

基盤礁からの距離別にマダイ稚魚の個体数密度を調べた結果, 基盤礁に近い場所ほど個体数密度は高く, 基盤礁から2 mでは最高値の $0.16 \pm 0.04$ 個体/ $m^2$  (Mean  $\pm$  SD)を示した(Fig. 31). 基盤礁から6 mまでは, 距離が離れるにつれ出現する個体数は減少した(4 m;  $0.09 \pm 0.05$ 個体/ $m^2$ , 6 m;  $0.05 \pm 0.03$ 個体/ $m^2$ ). 6-12 mまでは約 $0.05$ 個体/ $m^2$ で一定になった。しかし, 14 mでは $0.11 \pm 0.06$ 個体/ $m^2$ , 16 mでは $0.07 \pm 0.04$ 個体/ $m^2$ と個体数密度は増加した。

実験区内の基盤礁エリアおよび砂底エリアにおける個体数密度を比較した(Fig. 32)。基盤礁を設置した2000年では, 8月22日(基盤礁エリア;  $0.036$ 個体/ $m^2$ , 砂底エリア;  $0.015$ 個体/ $m^2$ )

から12月28日(基盤礁エリア;  $0.016$ 個体/ $m^2$ , 砂底エリア;  $0.010$ 個体/ $m^2$ )まで常に基盤礁エリアで個体数密度が有意に高く(Paired  $t$ -test;  $t=4.312$ ,  $df=9$ ,  $P<0.01$ ), マダイ稚魚は基盤礁エリアに蟄集していた。

2001年では, 新規加入個体の着底後の4月11日から5月8日では, 砂底エリアの個体数密度が $0.071$ - $0.250$ 個体/ $m^2$ で, 基盤礁エリア( $0.032$ - $0.163$ 個体/ $m^2$ )より多くのマダイ稚魚が観察された。しかし, 5月22日以降は7月15日, 9月30日を除き, 基盤礁エリアの個体数密度が砂底エリアより高かった。しかし, 統計学的に基盤礁エリアと砂底エリアの個体数密度に有意差は認められなかった(Paired  $t$ -test;  $t=0.161$ ,  $df=22$ ,  $P>0.05$ )。

2002年は, 4月10日, 19日の基盤礁エリアにおいてマダイ稚魚は全く観察されなかったが, 砂底エリアでの個体数密度が $0.041$ ,  $0.015$ 個体/ $m^2$ であった。しかし, 6月16日(基盤礁エリア;  $0.021$ 個体/ $m^2$ , 砂底エリア;  $0.004$ 個体/ $m^2$ )以降12月8日(基盤礁エリア;  $0.010$ 個体/ $m^2$ ,

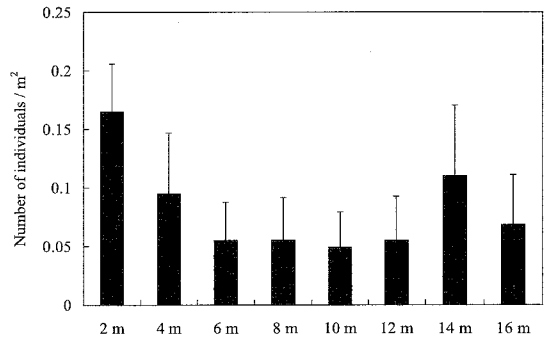


Fig. 31. Mean number of individuals of juvenile red sea bream by distance from eelgrass-shaped substrate zone. Bar indicates standard deviation.

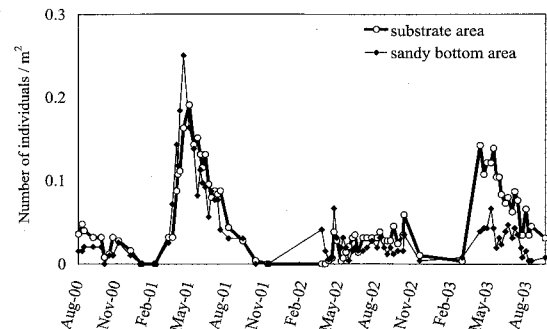


Fig. 32. Seasonal change of density of juvenile red sea bream at each area from August 2000 to October 2003.

砂底エリア；0.004個体/m<sup>2</sup>)まで、基盤礁エリアの方が砂底エリアより個体数密度が高かった。しかし、本年も基盤礁エリアと砂底エリアの個体数密度に有意差は認められなかった (Paired *t*-test; *t*=0.972, *df*=25, *P*>0.05)

2003年では、3月19日でのみ砂底エリア (0.008個体/m<sup>2</sup>) の個体数密度が基盤礁エリア (0.003個体/m<sup>2</sup>) より高かった。しかし、その後5月1日から10月4日まで常に基盤礁エリアの個体数密度が砂底エリアより高く、有意差が認められた (Paired *t*-test; *t*=7.889, *df*=19, *P*<0.0001)。

調査期間を通じて、基盤礁エリアと砂底エリアの個体数密度を比較した場合、基盤礁エリアでマダイ稚魚が砂底エリアよりも有意に高い個体数密度でみられた (Paired *t*-test; *t*=4.224, *df*=78, *P*<0.0001)。

### 3) 実験区におけるマダイ稚魚の利用場所

実験区においてマダイ稚魚の多くは砂底に存在した (Fig. 33)。しかし、体長クラスごとにみると、成長に伴い基盤礁を利用する個体の割合が変化した。1 - 3cmクラスのマダイ稚魚は基盤礁を利用する個体の割合は低く (1.6 - 6.5%)、海藻を利用する個体の割合が比較的高かった (1cmクラス44.0%, 2cmクラス15.6%)。3cmクラス以上は海藻で観察されることはなかった。それ以上の体長クラスの個体になると、6cmクラスでは基盤礁を利用する個体の割合が14.5%, 7cmクラスでは16.2%, 8cmクラスでは21.2%, 9cmクラスでは25.0%と上昇し、大型になるほど基盤礁を利用する傾向がみられた。

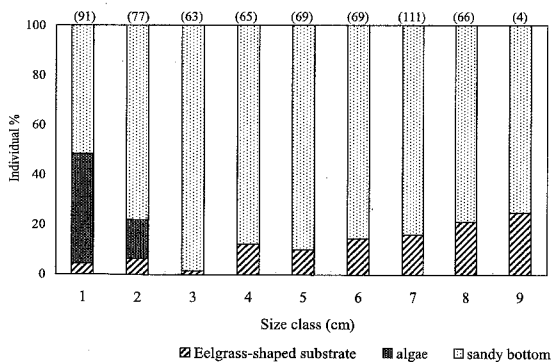


Fig. 33. Change with growth in rates of habitat use by juvenile red sea bream at experimental site. Number of individuals observed is in parenthesis.

### 4) 蛸集効果の高い基盤礁構造

基盤礁の構造の違いによる蛸集効果の差につ

いて、観察されたマダイ稚魚の個体数をArea間で比較した (Fig. 34)。2000年では、Area3で観察されたマダイ稚魚の平均個体数が1.4 ± 1.5個体/Areaで最も多く、Area5で観察されたマダイ稚魚の平均個体数が0.3 ± 0.7個体/Areaと最も少なかったが、Area間で平均個体数に有意差は認められなかった (One-way ANOVA; *F*=1.221, *P*>0.05, Fig. 34a)。

2001年は、Area4でみられたマダイ稚魚 (4.8 ± 4.4個体/Area) は、他のArea (Area1, 2, 3, 5, 6, 7) よりも有意に多かった (One-way ANOVA; *F*=6.725, *P*<0.0001, Fisher's PLSD, Fig. 34b)。また、Area5の平均個体数 (3.5 ± 2.9個体/Area) はArea2, 6, 7よりも有意に多かった (Fisher's PLSD, Fig. 34b)。

2002年は、各Areaともマダイ稚魚は少なく、最多のArea 3で1.0 ± 1.4個体/Area、最少のArea 6で0.6 ± 0.9個体/Areaであった (Fig. 34c)。2002年の平均個体数はArea間で有意差は認められなかった (One-way ANOVA; *F*=0.406, *P*>0.05)。

2003年は、Area3で最多の5.0 ± 4.4個体/Areaが示され、その値は他のどのArea (Area1, 2, 4, 5, 6, 7) よりも有意に高かった (One-way ANOVA; *F*=5.363, *P*<0.0001, Fisher's PLSD, Fig. 34d)。

調査期間を通してみると、Area3, 4で観察されたマダイ稚魚の平均個体数が最も多く、それぞれ2.6 ± 3.1, 2.6 ± 3.2個体/Areaであった (Fig. 35)。それに対し、Area1, 2, 5, 6, 7の平均個体数は1.5 - 1.9個体/Areaと少なかった。統計学的にみると、Area3 (短・疎・白・分散配置)、Area4 (短・疎・緑・分散配置) でみられたマダイ稚魚個体数は、Areas1, 2, 5, 6, 7に比べると有意に高い値であった (One-way ANOVA; *F*=6.051, *P*<0.0001, Fisher's PLSD)。

### 5) 基盤礁とその周辺における餌生物環境

#### (1) プランクトン

4月28日 (4月末) に採集された分類群はカラヌス目であり、採集数が多かったのはZone2 (19.3個体/l)、Zone8 (18.0個体/l) であった (Table 6)。カラヌス目以外の分類群に関しては、いずれの採集場所においても0.1個体/l未満で少なかった。総個体数でもみてZone2 (19.5個体/l)、Zone8 (18.5個体/l) が他の採集場所よりも多かった。

5月26日 (5月末) には、コアマモ群落域でカラヌス目が33.8個体/l採集された (Table 6)。カラヌス目以外の分類群は、すべて1個体/l未満の

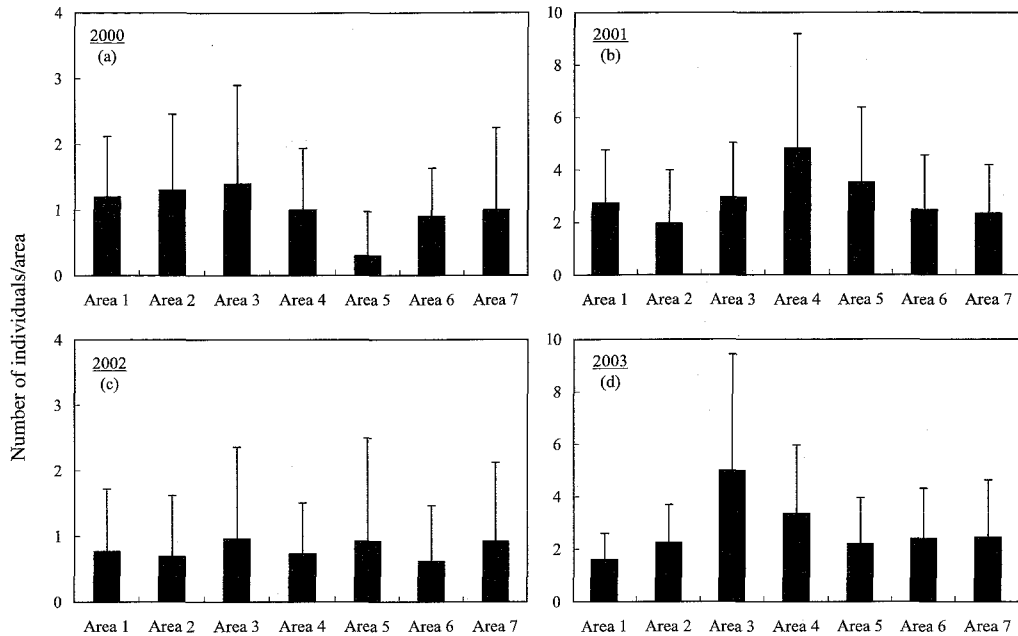


Fig. 34. Mean number of individuals of juvenile red sea bream observed in the seven eelgrass-shaped substrate zones in each year (a-d). Bar indicates standard deviation.

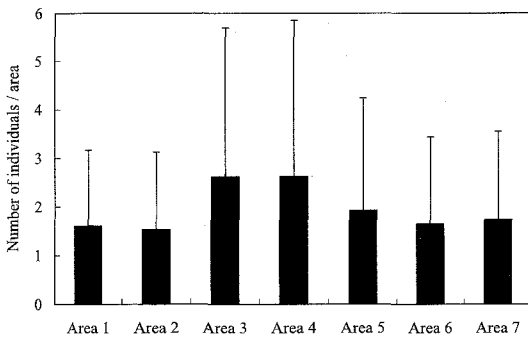


Fig. 35. Mean number of individuals of juvenile red sea bream observed in the seven eelgrass-shaped substrate zones from August 2000 to October 2003. Bar indicates standard deviation.

低い値でしか採集されなかった。総個体数で見ると、コアモ群落域が35.3個体/lと他の採集場所よりも多かった。

6月30日(6月末)は、すべての採集場所でカラヌス目が前回に比べ多く採集された(Table 6)。最も多く採集されたのはZone1の428.3個体/lであり、次いでZone7の325.2個体/lが多かった。Zone2(285.3個体/l)やZone5(274.1個体/l)も多くのカラヌス目が採集された。また、砂底域(8.6個体/l)よりも、実験区内砂底域(125.6個体/l)の方が多くのカラヌス目が採集された。本

採集日もカラヌス目以外の分類群の採集個体数は、0.1個体/l未満と少なかった。総個体数で見ると、砂底域、コアモ群落域以外の採集場所(各基盤礁Zones1-8、実験区内砂底域)では、100個体/l以上のプランクトンが得られた。

## (2) ベントス

4月28日(4月末)に多かった分類群は腹足綱であった(Table 7)。最も多くの腹足綱がみられたのはZone3であり、その値は2428.6個体/1000cm<sup>3</sup>であった。次に多かったのはZone8と実験区内砂底域で、ともに2000.0個体/1000cm<sup>3</sup>であった。他に相対的に多くみられた分類群は、二枚貝綱、多毛綱であり、各採集場所において50-300個体/1000cm<sup>3</sup>が採集された。総個体数で見ると、Zone8の2809.5個体/1000cm<sup>3</sup>が最多であった。コアモ群落域は476.2個体/1000cm<sup>3</sup>で得られたベントスは最も少なかった。

5月26日(5月末)も前月同様腹足綱が多くみられた(Table 7)。Zone4では最多の2809.5個体/1000cm<sup>3</sup>の腹足綱がみられた。Zone4では多毛綱も多く190.5個体/1000cm<sup>3</sup>が得られた。総個体数で見ると、Zone4が最も多い3476.2個体/1000cm<sup>3</sup>であった。基盤礁から1m離れた砂底域では2904.8個体/1000cm<sup>3</sup>、実験区内砂底域では1761.9個体/1000cm<sup>3</sup>、砂底域では1476.2個体/

Table 6. Number of plankton (/ liter) at each eelgrass-shaped substrate zones and around environments

28-Apr-04												
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8	Sandy bottom (Exp. Site)	Sandy bottom area	Seagrass area	
Gastropoda	0.03	0.1			0.1	0.03	0.03	0.1		0.03		
Ostracoda		0.03	0.03		0.1	0.1	0.03	0.1		0.03	0.03	
Calanoida	0.2	19.3	0.3	3.6	3.3	0.1	0.1	18.0	0.1	0.2		
Cyplopoida	0.03					0.03						
Mysidacea				0.03	0.03							
Tanaidacea		0.1		0.03	0.03						0.03	
Gammaridea		0.03									0.1	
Pleocyemata		0.03										
Sagittoidea							0.03					
Number of individuals	0.3	19.5	0.3	3.6	3.5	0.3	0.1	18.2	0.1	0.2	0.1	
26-May-04												
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8	Sandy bottom (Exp. Site)	Sandy bottom area	Seagrass area	
Gastropoda	0.03	0.03		0.03	0.03	0.1					0.7	
Ostracoda	0.03					0.03		0.03				
Calanoida	0.7	1.8	0.6	0.5	1.3	0.1	0.1	0.4	0.1	0.1	33.8	
Cyplopoida			0.1	0.1				0.03			0.4	
Harpacticoida						0.03					0.03	
Balanomorpha	0.1	0.1	0.03	0.03	0.03	0.1	0.1		0.03			
Mysidacea											0.03	
Tanaidacea	0.03											
Gammaridea									0.03		0.1	
Pleocyemata	0.03										0.2	
Sagittoidea	0.2	0.1				0.03	0.1	0.3				
egg	0.03							0.1				
Number of individuals	1.1	1.9	0.7	0.6	1.4	0.3	0.3	0.7	0.1	0.1	35.3	
30-Jun-04												
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8	Sandy bottom (Exp. Site)	Sandy bottom area	Seagrass area	
Gastropoda			0.05								0.03	
Ostracoda						0.1		0.05			0.1	
Calanoida	428.3	285.3	125.9	107.3	274.1	165.6	325.2	271.0	125.6	8.6	17.2	
Cyplopoida			0.1	0.4	0.1	0.3	0.3	0.4	0.2			
Harpacticoida											0.1	
Balanomorpha					0.1	0.1		0.05	0.05	0.03		
Mysidacea							0.1					
Tanaidacea	0.05										0.03	
Gammaridea	0.05		0.1					0.05			0.03	
Pleocyemata	0.05										0.03	
Sagittoidea		0.05					0.05					
Number of individuals	428.4	285.4	126.2	107.7	274.4	166.1	325.7	271.4	125.8	8.6	17.5	

Table 7. Number of benthos (/1000 cm3) at each eelgrass-shaped substrate zones and around environments

28-Apr-04													
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8	Sandy bottom (-1m)	Sandy bottom (Exp. Site)	Sandy bottom area	Seagrass area	
Gastropoda	1333.3	1095.2	2428.6	1714.3	1476.2	1095.2	1666.7	2000.0	-	2000.0	1000.0	95.2	
Bivalvia	47.6	142.9	47.6	95.2	190.5	381.0	95.2	95.2	-	95.2	190.5	47.6	
Nematoda	95.2	47.6	47.6	47.6	47.6	47.6	-	-	-	-	95.2	95.2	
Polychaeta	238.1	190.5	142.9	285.7	142.9	142.9	95.2	285.7	-	285.7	47.6	95.2	
Ostracoda		95.2							-				
Harpacticoida				47.6					-		142.9	47.6	
Balanomorpha					47.6				-				
Tanaidacea									-		47.6		
Gammaridea	47.6				47.6				-		47.6		
Brachyura									-				
Echinoidea					47.6				-				
unidentified								428.6	-			95.2	
Number of individuals	1761.9	1571.4	2619.0	2190.5	2000.0	1666.7	1857.1	2809.5		2381.0	1571.4	476.2	
26-May-04													
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8	Sandy bottom (-1m)	Sandy bottom (Exp. Site)	Sandy bottom area	Seagrass area	
Gastropoda	1857.1	2238.1	2142.9	2809.5	1619.0	2142.9	1238.1	1238.1	2476.2	1428.6	1095.2		
Bivalvia		190.5	142.9	142.9	47.6	142.9	47.6	47.6	95.2		95.2		
Nematoda				47.6	47.6				95.2	47.6		47.6	
Polychaeta	47.6	47.6	47.6	190.5	142.9	142.9	95.2	142.9		142.9	47.6	95.2	
Ostracoda					47.6								
Balanomorpha	47.6			47.6									
Isopoda							47.6			95.2			
Gammaridea				47.6	47.6			95.2	47.6	47.6		95.2	
Brachyura												47.6	
unidentified	476.2	190.5	523.8	190.5	381.0	523.8	381.0	238.1	190.5		238.1	142.9	
Number of individuals	2428.6	2666.7	2857.1	3476.2	2333.3	2952.4	1809.5	1761.9	2904.8	1761.9	1476.2	428.6	
30-Jun-04													
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8	Sandy bottom (-1m)	Sandy bottom (Exp. Site)	Sandy bottom area	Seagrass area	
Gastropoda	1000.0	2142.9	3047.6	5333.3	1285.7	1571.4	1476.2	2238.1	1714.3	761.9	666.7	238.1	
Bivalvia	142.9	238.1	47.6	285.7	142.9	285.7	142.9	142.9	95.2	238.1	47.6	47.6	
Nematoda	95.2			47.6									
Polychaeta		47.6	47.6	47.6	47.6		142.9	381.0	428.6	47.6	47.6	47.6	
Balanomorpha		47.6		95.2	95.2								
Tanaidacea			47.6										
Gammaridea						142.9		95.2	95.2			142.9	
unidentified	381.0	285.7	952.4	381.0		381.0	571.4	619.0	523.8	142.9			
Number of individuals	1619.0	2761.9	4142.9	6190.5	1571.4	2381.0	2333.3	3476.2	2857.1	1190.5	761.9	476.2	

1000cm<sup>3</sup>と、基盤礁から離れるほどベントス量は減少する傾向がみられた。

6月30日(6月末)は腹足綱がZone4で非常に多くみられた(5333.3個体/1000cm<sup>3</sup>, Table 7)。次いで、Zone3でも3047.6個体/1000cm<sup>3</sup>と多くの腹足綱がみられた。多毛綱は、基盤礁から1m離れた砂底域において428.6個体/1000cm<sup>3</sup>と最も多かった。二枚貝綱はZone4, 6において、ともに285.7個体/1000cm<sup>3</sup>となり、他の採集場所より多かった。総個体数でみると、Zone4が最も多い6190.5個体/1000cm<sup>3</sup>で、次いでZone3の4142.9個体/1000cm<sup>3</sup>であった。また、前月同様ベントスの総個体数は基盤礁に近いほど多い傾向にあった。

### (3) 付着生物

4月28日(4月末)にはタナイス目、ヨコエビ亜目が多くみられ、Zone4でそれぞれ最多の212, 227個体が得られた(Table 8)。タナイス目が次いで多かったのは、Zone1の174個体であった。ヨコエビ亜目は、Zone7で163個体採集された。総個体数でみると、Zone4が567個体で最多であり、次いでZone5の497個体であった。

5月26日(5月末)も多くみられた分類群はヨコエビ亜目、タナイス目であった(Table 8)。ヨコエビ亜目が最多だったのはZone 4で501個体であった。タナイス目は180個体得られたZone5が最多であった。また、Zone4では471個体のワレカラ亜目も採集された。総個体数で付着生物の多い順にみると、Zone4の1248個体、Zone5の945個体、Zone6の812個体であった。

6月30日(6月末)に多くみられた分類群は、フジツボ亜目でZone7で157個体、Zone5で148個体であった(Table 8)。前月まで多くみられたヨコエビ亜目は最も多いZone 1でも107個体で、タナイス目もZone5の48個体が最多であった。総個体数についてみると、Zone5(331個体)、Zone1(326個体)、Zone7(292個体)に多くの付着生物がみられた。

## 6) マダイ稚魚の食物

### (1) 採集したマダイ稚魚

採集したマダイ稚魚の全長(TL)、標準体長(SL)、体重(BW)、肥満度(K)、肝量指数(HSI)について採集場所・採集月別にその平均値を得た(Fig. 36)。全長は、4月28日(4月末)には3環境間(実験区、砂底域、コアマモ群落域)で有意差は認められなかった(One-way ANOVA;  $F=2.056$ ,  $P>0.05$ )。しかし、5月26日

(5月末)には、コアマモ群落域のマダイ稚魚( $60.7 \pm 10.6$  mm)が、他の2環境(実験区  $67.1 \pm 10.1$  mm, 砂底域  $67.5 \pm 8.7$  mm)よりも有意に小型であった(One-way ANOVA;  $F=3.210$ ,  $P<0.05$ , Fisher's PLSD)。6月30日(6月末)には3環境とも80 mmクラスに達し、3環境間で有意差は認められなかった(One-way ANOVA;  $F=0.400$ ,  $P>0.05$ )。

標準体長および体重は、月が進むにつれ大型化した。いずれの採集日においても3環境間で有意差は認められなかった。

肥満度は、4月末に実験区のマダイ稚魚の値( $16.0 \pm 1.1$ )が他の2環境(砂底域  $17.5 \pm 1.7$ , コアマモ群落域  $17.2 \pm 1.4$ )よりも有意に低かった(One-way ANOVA;  $F=6.889$ ,  $P<0.05$ , Fisher's PLSD)。しかし、その後5月末、6月末に関しては3環境間で有意差は認められなかった(One-way ANOVA;  $P>0.05$ )。

肝量指数は、4月末の実験区のマダイ稚魚( $1.55 \pm 0.31$ )が他の2環境(砂底域  $1.21 \pm 0.17$ , コアマモ群落域  $1.32 \pm 0.30$ )よりも有意に高い値を示した(One-way ANOVA;  $F=10.146$ ,  $P<0.05$ , Fisher's PLSD)。5月末、6月末に関しては3環境間で肝量指数に有意差は認められなかった(One-way ANOVA;  $P>0.05$ )。

### (2) 胃内容物解析

まず採集を行った月ごとの胃内容物解析を、個体数法、点数法、出現頻度法、重要度指数により行い、季節的な食物変化を述べる。次に、採集したマダイ稚魚を採集場所別に体長クラスごと(10mm単位)に分け、それぞれの体長クラスにおける胃内容物解析を行い、成長に伴う食物変化について述べる。体長クラスによる胃内容物の解析は個体数法、点数法、出現頻度法を総合的に評価する重要度指数(IRI%)で結果を示す。

#### i) 月別にみた個体数法

実験区は、4月末にタナイス目が52.5%を占め最多であった(Table 9)。5月末になると、ワレカラ亜目(39.8%)、タナイス目(24.2%)が多かった。6月末では、ワレカラ亜目(32.4%)、貝形虫亜目(19.4%)、タナイス目(17.8%)が多かった。

砂底域は、4月末にはワレカラ亜目(29.3%)、ヨコエビ亜目(27.4%)が多かった(Table 9)。5月末では、ワレカラ亜目(25.7%)、タナイス目(24.4%)が多かった。6月末になると、貝形

Table 8. Number of adhered organism at each eelgrass-shaped substrate zones

28-Apr-04								
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8
Polyplacophora						1		
Gastropoda	10	4	44	30	86	46	22	22
Bivalvia	9	4	7	2	27	5	28	3
Polychaeta	22	6	13	19	8	13	22	20
Echiuroidea			1					
Ostracoda		6			4		6	
Harpacticoida	2			1	2	1	2	1
Balanomorpha	33	11	26	13	101	24	36	67
Mysidacea					1			
Cumacea					1			
Tanaidacea	174	38	138	212	102	119	132	67
Isopoda	3	1	15	12	14	30	2	2
Gammaridea	77	32	108	227	133	135	163	150
Caprellidea	4	6	68	48	5	3	1	6
Pleocyemata			9		5	12		
Anomura					7	4		
Brachyura	1		1	2	1	1		
Ophiuroidea	2			1			14	2
Number of individuals	337	108	430	567	497	394	428	340

26-May-04								
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8
Polyplacophora			1					
Gastropoda	9	11	2	22	63	10	41	12
Bivalvia	24	8	3	3	8	1	32	4
Nematoda								9
Polychaeta	15	13	10	20	30	24	47	8
Echiuroidea	2		1			2	3	
Ostracoda				2	1			
Harpacticoida	2	4	2	4	1			2
Balanomorpha	107	84	28	37	156	13	94	57
Mysidacea					1			
Cumacea			2					
Tanaidacea	71	33	119	149	180	130	150	11
Isopoda	11	2	29	34	31	32	27	8
Gammaridea	107	124	231	501	398	412	266	48
Caprellidea	1	7	289	471	58	179	55	4
Pleocyemata		2	1	2	3	4	3	
Anomura						1	11	
Brachyura		1	3	2	11	2	13	1
Ophiuroidea	4	3		1	3		18	2
Echinoidea		2			1	2	3	
Number of individuals	353	295	720	1248	945	812	763	166

30-Jun-04								
	Zone 1	Zone 2	Zone 3	Zone 4	Zone 5	Zone 6	Zone 7	Zone 8
Gastropoda	7	5	6	1	28	8	6	3
Bivalvia	5	2	2		2		3	
Nematoda	2							2
Polychaeta	39	14	7	7	16	29	17	23
Echiuroidea	1	1	1	1	2		2	
Calanoida	3			1				
Cylopoida			1	2				3
Harpacticoida	2	2					1	
Balanomorpha	135	108	57	113	148	112	157	114
Cumacea	2							
Tanaidacea	13	27	14	6	48	14	3	5
Isopoda	3	1	5	7	4	14	2	
Gammaridea	107	39	44	68	75	83	78	37
Caprellidea	4	6	13	30	7	10	13	1
Brachyura		1	1			1	1	
Sagittoidea		5	1	1				
Ophiuroidea		1					5	
Echinoidea	1	1			1			1
unidentified	2					1	4	1
Number of individuals	326	213	152	237	331	272	292	190

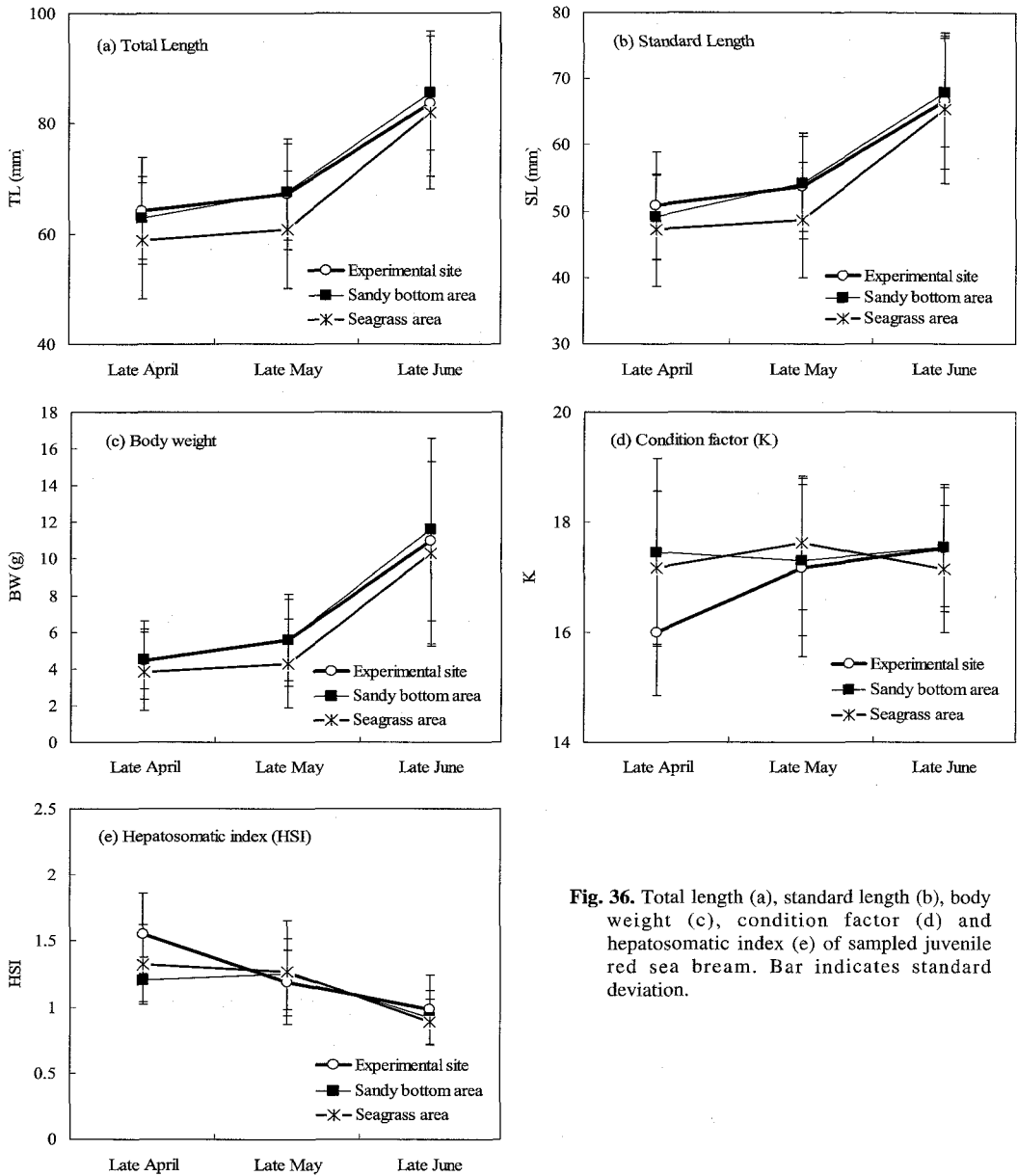


Fig. 36. Total length (a), standard length (b), body weight (c), condition factor (d) and hepatosomatic index (e) of sampled juvenile red sea bream. Bar indicates standard deviation.

虫亜綱 (21.5%), ワレカラ亜目 (18.4%) が多かった。

コアマモ群落域では、4月末にタナイス目が55.4%を占めた (Table 9)。5月末では、タナイス目が43.2%, ワレカラ亜目が28.8%であった。6月末では、ワレカラ亜目 (37.2%), タナイス目 (28.3%) が多かった。

#### ii) 月別にみた点数法

実験区では、4月末にタナイス目が36.1%, 多毛綱が17.3%, ヨコエビ亜綱が16.6%を占めた

(Table 9)。5月末には、ワレカラ亜目が49.7%を占めた。6月末には、ワレカラ亜目が33.8%, 貝形虫亜綱が16.4%を占めた。

砂底域では、4月末にワレカラ亜目が31.9%, ヨコエビ亜目が18.6%を占めた (Table 9)。5月末では、ワレカラ亜目 (33.4%), タナイス目 (12.9%), 貝形虫亜綱 (12.3%) が高い値であった。6月末では、多毛綱が18.7%, 貝形虫亜綱が17.0%, フジツボ亜目が15.0%を占めた。

コアマモ群落域では、4月末にタナイス目が43.7%, ワレカラ亜目が21.7%, ヨコエビ亜目



Table 9. Food composition of juvenile red sea bream at three environments

28-Apr-04												
Experimental site (n=23)				Sandy bottom area (n=23)				Seagrass area (n=23)				
Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	
Gastropoda				1.4	0.9	9.1	0.2					
Cephalopoda				4.8	6.9	9.1	1.1	1.1	4.7	9.1	0.3	
Polychaeta	6.8	17.3	22.7	4.8	5.2	12.7	4.3	0.1	1.4	4.5	0.0	
Ostracoda	1.4	1.7	13.6	0.4	5.0	3.7	9.1	0.8				
Calanoida	3.8	4.4	13.6	1.0	0.5	9.1	0.1	1.3	1.0	13.6	0.2	
Harpacticoida	4.8	6.1	18.2	1.7								
Mysidacea	4.3	5.6	18.2	1.6	4.3	7.0	31.8	3.8	3.4	2.8	18.2	0.7
Cumacea	1.3	1.8	13.6	0.4	2.5	1.2	4.5	0.2	0.5	0.3	9.1	0.0
Tanaidacea	52.5	36.1	90.9	70.4	17.3	11.9	63.6	19.8	55.4	43.7	95.5	60.4
Isopoda								0.9	1.2	13.6	0.2	
Gammaridea	18.2	16.6	59.1	18.0	27.4	18.6	68.2	33.4	19.7	19.4	81.8	20.4
Caprellidea	5.2	5.7	13.6	1.3	29.3	31.9	54.5	35.6	16.0	21.7	72.7	17.5
Pleocyemata	1.7	2.2	9.1	0.3	0.5	1.7	9.1	0.2	1.3	2.0	4.5	0.1
Brachyura					0.3	1.0	4.5	0.1	0.1	0.2	4.5	0.0
Ophiuroidea					1.4	1.3	9.1	0.3				
fish scale									0.3	1.5	4.5	0.1
detritus		2.4	9.1	0.2		0.7	9.1	0.1				
	100	100		100	100	100	100	100	100	100	100	100

26-May-04												
Experimental site (n=23)				Sandy bottom area (n=21)				Seagrass area (n=21)				
Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	
Cephalopoda				1.7	4.8	5.0	0.4	1.8	8.7	11.1	0.9	
Polychaeta	0.3	1.8	4.8	0.1	2.5	9.4	20.0	2.8	1.8	1.1	11.1	0.2
Ostracoda	6.2	6.5	23.8	2.4	13.0	12.3	25.0	7.5	4.1	4.7	11.1	0.7
Calanoida	2.1	0.5	9.5	0.2	2.0	0.1	5.0	0.1	0.3	0.0	5.6	0.0
Cylopoida								3.9	1.4	5.6	0.2	
Harpacticoida	3.1	2.8	19.0	0.9	1.7	1.0	15.0	0.5				
Balanomorpha					4.2	10.0	1.0					
Mysidacea				2.3	6.2	15.0	1.5	0.7	0.9	5.6	0.1	
Cumacea	1.6	0.9	14.3	0.3	1.2	1.3	5.0	0.1	0.5	0.2	5.6	0.0
Tanaidacea	24.2	16.8	66.7	21.9	24.4	12.9	65.0	29.0	43.2	21.3	77.8	36.7
Isopoda	0.3	0.4	4.8	0.0	3.8	1.8	15.0	1.0				
Gammaridea	19.3	13.5	71.4	18.8	13.6	8.2	50.0	13.0	14.7	7.9	55.6	9.2
Caprellidea	39.8	49.7	76.2	54.6	25.7	33.4	60.0	42.4	28.8	45.5	94.4	51.3
Pleocyemata	3.0	7.1	9.5	0.8	0.6	0.7	5.0	0.1				
juvenile fish					3.6	3.3	5.0	0.4				
detritus										8.3	11.1	0.7
	100	100		100	100	100	100	100	100	100	100	100

30-Jun-04												
Experimental site (n=16)				Sandy bottom area (n=20)				Seagrass area (n=20)				
Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	Individual %	Point %	Occurrence %	IRI %	
Gastropoda				0.4	0.5	5.9	0.1					
Bivalvia												
Cephalopoda	1.5	6.8	7.7	0.8				2.2	2.2	5.6	0.2	
Nematoda								0.8	5.4	5.6	0.3	
Polychaeta	1.3	1.0	7.7	0.2	11.8	18.7	29.4	13.5	6.9	5.8	11.1	1.3
Ostracoda	19.4	16.4	53.8	24.8	21.5	17.0	52.9	30.6	5.5	4.2	16.7	1.5
Balanomorpha	6.2	7.1	7.7	1.3	10.3	15.0	23.5	8.9				
Mysidacea	3.1	2.1	15.4	1.0	0.8	1.6	5.9	0.2	2.8	2.9	11.1	0.6
Cumacea					3.6	0.2	11.8	0.7	0.7	0.2	11.1	0.1
Tanaidacea	17.8	12.2	53.8	20.8	11.3	7.4	35.3	9.9	28.3	10.7	61.1	21.8
Isopoda	0.7	0.2	7.7	0.1	1.2	1.4	5.9	0.2	0.7	1.4	5.6	0.1
Gammaridea	11.2	8.5	38.5	9.8	7.1	5.2	29.4	5.4	13.5	8.4	50.0	10.0
Caprellidea	32.4	33.8	46.2	39.3	18.4	12.8	47.1	22.0	37.2	41.6	83.3	60.1
Pleocyemata					7.9	12.7	17.6	5.5				
Brachyura					4.1	4.6	17.6	2.3	1.4	2.6	5.6	0.2
Ophiuroidea					1.5	0.7	5.9	0.2				
fish scale	6.4	6.7	7.7	1.3								
detritus		5.1	7.7	0.5		2.2	11.8	0.4		14.5	27.8	3.7
	100	100		100	100	100	100	100	100	100	100	100

が19.4%を占めた (Table 9)。5月末では、ワレカラ亜目が45.5%、タナイス目が21.3%を占めた。6月末になると、ワレカラ亜目が41.6%を占めた。

### iii) 月別にみた出現頻度法

実験区では、4月末にはタナイス目 (90.9%) の出現頻度が高かった (Table 9)。5月末には、ワレカラ亜目が76.2%、ヨコエビ亜目が71.4%、タナイス目が66.7%で出現した。6月末では、タナイス目が53.8%、貝形虫亜綱が53.8%で出現した。

砂底域では、4月末にヨコエビ亜目が68.2%、タナイス目が63.6%で出現した (Table 9)。5月末には、タナイス目が65.0%、ワレカラ亜目が60.0%で出現した。6月末では、貝形虫亜綱が52.9%で出現した。

コアマモ群落域では、4月末にタナイス目 (95.5%)、ヨコエビ亜目 (81.8%)、ワレカラ亜目 (72.7%) が高い頻度で出現した (Table 9)。5月末には、ワレカラ亜目 (94.4%)、タナイス目 (77.8%) の出現頻度が高かった。6月末には、ワレカラ亜目が83.3%、タナイス目が61.1%で出現した。

### iv) 月別にみた重要度指数 (IRI)

実験区の4月末では、タナイス目の重要度が70.4%、次いでヨコエビ亜目が18.0%と高かった (Table 9)。5月末では、ワレカラ亜目が最も高い54.6%、次いでタナイス目が21.9%、ヨコエビ亜目が18.8%であった。6月末もワレカラ亜目が39.3%と最も重要度が高く、次いで貝形虫亜綱が24.8%、タナイス目が20.8%であった。

砂底区では、4月末はワレカラ亜目 (35.6%)、

ヨコエビ亜目 (33.4%) の重要度が高かった。5 月末では、ワレカラ亜目が 42.4%、タナイス目が 29.0% の重要度であった。6 月末では、貝形虫亜綱が 30.6%、ワレカラ亜目が 22.0% であった。

コアモモ群落域では、4 月末にはタナイス目が 60.4% と重要度が高かった。5 月末には、ワレカラ亜目が 51.3%、タナイス目が 36.7% の重要度であった。6 月末には、ワレカラ亜目の重要度が 60.1% と最も高かった。

#### v) 体長クラス別にみた重要度指数 (IRI)

30mm クラスのマダイ稚魚の重要度の高い食品目は、実験区 (n=2) ではタナイス目 (46.7%)、多毛綱 (17.2%)、砂底域 (n=1) ではヨコエビ亜目 (37.9%)、タナイス目 (32.4%)、コアモモ群落域 (n=5) ではタナイス目 (72.7%) であった (Table 10)。

40mm クラスは、実験区 (n=19) ではタナイス目 (55.0%)、ヨコエビ亜目 (21.6%)、ワレカラ亜目 (14.1%)、砂底域 (n=18) ではワレカラ亜目 (40.7%)、ヨコエビ亜目 (29.8%)、タナイス目 (20.1%)、コアモモ群落域 (n=21) ではタナイス目 (46.6%)、ワレカラ亜目 (36.0%)、ヨコエビ亜目 (15.3%) が重要な品目あった (Table 10)。

50mm クラスは、実験区 (n=17) ではタナイス目 (41.8%)、ワレカラ亜目 (31.9%)、ヨコエビ亜目 (18.9%)、砂底域 (n=19) ではタナイス目 (35.1%)、ワレカラ亜目 (33.2%)、ヨコエビ亜目 (14.0%)、コアモモ群落域 (n=16) ではタナイス目 (41.0%)、ワレカラ亜目 (39.8%)、ヨコエビ亜目 (16.0%) が重要な品目あった (Table 10)。

60mm クラスは、実験区 (n=14) ではタナイス目 (33.7%)、ワレカラ亜目 (30.2%)、ヨコエビ亜目 (22.1%)、砂底域 (n=17) ではワレカラ亜目 (38.8%)、貝形虫亜綱 (17.7%)、コアモモ群落域 (n=12) ではワレカラ亜目 (49.0%)、タナイス目 (31.7%)、ヨコエビ亜目 (11.1%) が重要な品目あった (Table 10)。

70mm クラスと 80mm クラスはサンプル数が少なかったため、2つのクラスの個体をあわせて解析した。70-80mm クラスは、実験区 (n=4) ではワレカラ亜目 (40.9%)、貝形虫亜綱 (36.1%)、砂底域 (n=4) ではフジツボ亜目 (31.2%)、貝形虫亜綱 (21.8%)、異尾下目 (カニ下目, 18.7%)、抱卵亜目 (16.0%)、コアモモ群落域 (n=4) ではワレカラ亜目 (55.8%)、ヨコエビ亜目 (17.1%)、タナイス目 (13.3%) が重要な品

目であった (Table 10)。

### 3. 考 察

#### 1) マダイ稚魚に対する基盤礁の蛸集効果

本研究で用いた海藻生育用基盤礁には多くの魚種、個体数の魚類が蛸集することが明らかとなった (前章)。ここでは、中でも水産的に重要であるマダイ稚魚に対して基盤礁が蛸集効果を有するののかについて論議を行う。

本研究では、調査区として基盤礁を設置した実験区とその比較のために砂底区およびコアモモ区を設定した。そこで、3区でみられたマダイ稚魚の個体数密度の点から、マダイ稚魚に対する基盤礁の蛸集効果について考察する。

2000年7月14日に基盤礁を設置した後、最初の調査 (8月22日) において、実験区のマダイ稚魚の個体数密度 (0.03 個体/m<sup>2</sup>) は、砂底区 (0.004 個体/m<sup>2</sup>) よりも約 7.5 倍高かった。実験区と砂底区は同様な水深で隣接していること、底質はともに一樣な砂底であることにもかかわらず、このように個体数密度に大きな差異が認められたことから、基盤礁設置から約 1ヶ月で、マダイ稚魚は基盤礁の存在する実験区へ蛸集してきていたと考えられる。

マダイ仔稚魚が湾内 (油谷湾) へ来遊するのは、4月頃からで5月を盛期とし6月下旬頃まで続くといわれている (森, 1980)。本研究においても、マダイ稚魚は各調査年、調査区において3月末頃から観察されはじめ、その後、個体数密度のピークが4月末から6月初めにみられたことより (Fig. 20)、本調査地室手湾における新規加入個体の着底は3月末から6月初め頃であると考えられた。各調査年での新規加入個体の着底時期 (3月末~6月上旬) における3区の個体数密度比較では、3区間で統計学的に有意差は認められなかった (2002年は除く)。このことから、浮遊段階のマダイ稚魚が3生息地 (実験区、砂底区、コアモモ区) のどれかに選択的に着底している可能性は低く、一樣に着底しているのではないかと推察された。これはマダイの浮遊仔魚が着底するにあたり、沿岸浅海域の底質が細砂から中砂の砂底域、藻場の周辺域といった天然環境や網状人工生息場所と様々な環境に対し着底するという過去の報告と一致する (森, 1980; 花淵, 1980; 立石・池田, 1986; 工藤ら, 2002)。

首藤ら (1983) は志々伎湾におけるマダイ稚

**Table 10.** Change with growth in food composition of juvenile red sea bream at three environments

	30 mm			40 mm			50 mm		
	Experimental site (n=2)	Sandy bottom area (n=1)	Seagrass area (n=5)	Experimental site (n=19)	Sandy bottom area (n=18)	Seagrass area (n=21)	Experimental site (n=17)	Sandy bottom area (n=19)	Seagrass area (n=16)
Gastropoda					0.3				
Cephalopoda					0.2	0.6		2.3	0.2
Polychaeta	17.2			1.4	2.1	0.2	0.3	6.5	1.4
Ostracoda			2.8	0.3	2.5		4.6	5.6	0.1
Calanoida	1.9	4.8	0.4	1.2	0.3	0.0	0.3		0.1
Cyclopoida						0.2			
Harpacticoida				4.8	0.2		0.1		
Mysidacea	16.6	12.4	0.5	0.0	3.6	0.9	1.7	1.4	0.3
Cumacea				0.5		0.0	0.3	0.9	0.1
Tanaidacea	46.7	32.4	72.7	55.0	20.1	46.6	41.8	35.1	41.0
Isopoda						0.2		0.2	0.0
Gammaridea	12.0	37.9	6.6	21.6	29.8	15.3	18.9	14.0	16.0
Caprellidea	5.6	6.4	17.0	14.1	40.7	36.0	31.9	33.2	39.8
Pleocyemata				1.1	0.0	0.1	0.1	0.1	
Brachyura					0.1				0.0
Ophiuroidea					0.1			0.1	
juvenile fish								0.5	
detritus		6.1					0.0	0.0	0.9
	100	100	100	100	100	100	100	100	100
	60 mm			70-80 mm					
	Experimental site (n=14)	Sandy bottom area (n=17)	Seagrass area (n=12)	Experimental site (n=4)	Sandy bottom area (n=4)	Seagrass area (n=4)			
Gastropoda			0.1						
Bivalvia						4.0			
Cephalopoda	0.6		2.2						
Polychaeta	2.7	9.8	0.2		9.4				
Ostracoda	7.4	17.1	1.3	36.1	21.8	3.0			
Calanoida			0.0						
Harpacticoida	0.3	0.1							
Balanomorpha		7.4		11.6	31.2				
Mysidacea	0.1	0.5	0.1						
Cumacea	0.1	0.6	0.2						
Tanaidacea	33.7	10.0	31.7	11.5		13.3			
Isopoda	0.3	1.5	0.1						
Gammaridea	22.1	11.3	11.1			17.1			
Caprellidea	30.2	38.8	49.0	40.9		55.8			
Pleocyemata	0.4	2.4			16.0				
Brachyura		0.1	0.4		18.7				
Ophiuroidea					2.9				
fish scale	1.0		0.2						
detritus	1.2	0.3	3.3			7.0			
	100	100	100	100	100	100			

魚の分布密度の点から、生息場所ごとにマダイ稚魚に対する値が異なり、一等地～三等地があることを示した。本研究においても、3調査区間で個体数密度の最高値は異なり (Fig. 20)、2001年では実験区0.20個体/m<sup>2</sup> (5月8日)、砂底区0.24個体/m<sup>2</sup> (4月24日)、コアマモ区0.17個体/m<sup>2</sup> (4月21日)、2002年では実験区0.05個体/m<sup>2</sup> (5月10日)、砂底区0.13個体/m<sup>2</sup> (6月2, 9日)、コアマモ区0.33個体/m<sup>2</sup> (5月10日)、2003年では実験区0.10個体/m<sup>2</sup> (5月27日)、砂底区0.12個体/m<sup>2</sup> (5月17日)、コアマモ区0.27個体/m<sup>2</sup> (6月9日)であった。しかし、1年を通じた個体数密度の比較では統計学的に有意差は認められず、マダイ稚魚の個体数密度の点からは3調査区間 (3生息地間) に違いを見出すことはできなかった。

3調査区における個体数密度という点からは、周囲の天然環境 (砂底区、コアマモ区) と比較して、基盤礁を設置した実験区へのマダイ稚魚の明らかな蝟集効果は見出せなかった。しかし、実験区内におけるマダイ稚魚の分布をより細分化し詳細にみた場合、実験区内におけるマダイ稚魚の分布は、基盤礁に近い距離ほどその個体数密度が高く (Fig. 31)、基盤礁エリアの個体数密度が砂底エリアに比べ有意に高かった (Fig. 32)。この結果は、椎原・野村 (1986) が漁礁付近におけるマダイ稚魚の分布を調査した際、漁礁から1-1.5m付近でマダイの保育効果が高いことを示した点と合致する。また、日高 (1986) や木元 (1995) も、マダイ稚魚は魚礁の周囲の1-2m付近に最も多く分布することを示している。

魚礁におけるマダイ稚魚の個体数密度に関する過去の報告として、工藤ら (2002) が用いた網状人工生息場所に蝟集した天然マダイ稚魚の個体数密度の最高値は0.07個体/m<sup>2</sup>であったのに対し、本研究では2001年5月8日に約2.9倍の0.20個体/m<sup>2</sup>を示した。これらことから、基盤礁はその周囲数メートルの範囲に対して、明らかにマダイ稚魚を蝟集させる効果があると考えられた。

## 2) 実験区におけるマダイ稚魚の滞留

マダイ稚魚は、7月下旬から8月以降秋季にかけ成長とともに湾外深所へ逸散する (花淵, 1980; 畔田ら, 1980; 工藤, 1999; 阿部, 2002)。本研究においても、マダイ稚魚は各調査年において、7月下旬以降に個体数密度の減少がみられたため、これ以降を逸散期として考えた。

逸散期におけるマダイ稚魚の個体数密度の推移の仕方に、3区間で違いがみられた。その違いとは、逸散期における実験区のマダイ稚魚個体数密度が他の2区よりも有意に高く、滞留が冬季におよぶ個体もみられたことである。マダイ稚魚が逸散せず滞留した例として、畔田ら (1980) は1977年に志々伎湾でマダイ稚魚が高密度に存在した結果、成長の遅滞がおり、逸散の時期の遅れが生じたことを報告している。しかし、本研究においては実験区の個体数密度は他の2区より高密度であったわけでもなく、さらに実験区のマダイ稚魚の体長を他の2区と比較しても有意差は認められなかったことより、成長に遅滞が起きたとは考えにくい。このことから、本研究の実験区におけるマダイ稚魚の滞留に関しては、畔田ら (1980) とは別の原因が考えられる。その1つの原因として、実験区内に設置されている基盤礁が、十分な食物を提供しマダイ稚魚蝟集状態を長期にしている可能性が考えられる。今後、なぜ実験区において滞留が長期化するのかについて、逸散期の基盤礁における食物の質や量などの観点から解明することが望まれる。

## 3) 体長クラスからみた3調査区の比較

本研究において、着底が初めに確認された時のマダイ稚魚の平均体長クラスは、いずれの調査年、調査区においても1cmクラス個体であり差はなかった (Figs. 21-30)。本研究と同様に、森 (1980) もマダイ稚魚の油谷湾内への来遊時のサイズは、10mm程度であるとしている。これらのことから、室手湾のマダイ稚魚は、いずれの調査区においても3月末頃から1cmクラスで着底してくると考えられた。

しかし、6月下旬になると3区間で体長クラスに違いが見られ始め、調査期間を通してみると、コアマモ区のマダイ稚魚が他の2区よりも有意に小型である傾向が認められた (Fig. 21)。コアマモ区の体長クラスが、実験区、砂底区よりも小型化した理由は、マダイ稚魚の成長による生息地の移動が関係していると考えられる。アマモ場に着底したマダイ稚魚は、成長により生息場所を移動することが知られている (大森, 1980)。本研究のコアマモ区におけるマダイ稚魚も成長にあわせ、コアマモ群落域から他の場所へ移動していくと考えられる。実際に、コアマモ区において10cmクラス以上に成長した比較的大型のマダイ稚魚が観察されることは稀であった (Figs. 28-30)。その結果、コアマモ区に残る

のは成長段階の低い体長の小さなマダイ稚魚になるため、コアマモ区の体長クラスは他の2区より小型化したものと推察される。

#### 4) マダイ稚魚の体長クラスによる基盤礁との関係

着底直後の小型個体は、アマモや漁礁など何らかの構造物に寄り添うようにして生息する(大森, 1980; 花湖, 1980; 工藤, 1999; 工藤ら, 2002)。しかし、実験区において、1-3cmクラスのマダイ稚魚が基盤礁を利用する割合は低く、一般に砂底や海藻の陰で観察された(Fig. 33)。その理由を考える際に重要なのは、基盤礁の内部に生息する捕食者の存在である。サンゴ礁に着底する稚魚では、捕食者の有無により生存に影響を受け、その影響はより小型の個体で大きい(Carr & Hixon, 1995)。また、阿部(2002)は基盤礁に体長3cmクラスのマダイ稚魚を放流した際に、基盤礁内に生息したカサゴ *Sebastiscus marmoratus* に放流個体が捕食されたことを報告している。また、基盤礁で多くみられるクロイシモチ *Apogon niger* もマダイ稚魚を捕食し(澤ら, 2000)、小型のマダイ稚魚に対する潜在的な捕食者も多い。そのため、何らかの構造物に依存する傾向が強い小型のマダイ稚魚であるにもかかわらず、実験区内においては砂底や海藻の陰でみられる個体の割合が高かったと考えられる。

基盤礁がマダイ稚魚保育場としての機能を果たす上で上記の点は大きな問題である。この問題を解決し、基盤礁が小型のマダイ稚魚の保護礁として機能するためには、以下の2点について考慮する必要があると考えられる。①基盤礁の構造；構造の異なる人工漁礁におけるマダイ稚魚の捕食に対する生残率は、より複雑な構造である方が高い値を示す(柿本, 1994)。このように、捕食者の攻撃から小型のマダイ稚魚が十分に回避できるような構造をもつ基盤礁を新たに検討することが必要である。また、マダイ稚魚の捕食者が蝸集しづらいような構造をもつ基盤礁や基盤礁の設置場所についての研究も必要であろう。②基盤礁の設置規模；10-30 mmの小型のマダイ稚魚の蝸集に一定の成果を収めている魚礁の設置規模として知られるのは、本研究よりもかなり大規模なもので、54×114 mの範囲に6×6 mの魚礁を50基設置したものである(日高, 1986)。基盤礁を保護礁として小型のマダイ稚魚に利用させるためには、基盤礁を増設することで利用可能な空間が増加し、蝸集効果も

高まると考えられる。

4cmクラス以上の体長クラスになると、砂底域を利用する個体の割合が依然高かったが、1-3cmクラスと比較すると、基盤礁に見られる割合も高くなった。このことから、このあたりの体長クラスから基盤礁における捕食圧が下がることが推測された。実際、異なる体長のマダイ種苗放流調査における各サイズの生残率は、10mmサイズで0.97%、20mmサイズで8.6%、40mmサイズで40.1%となり、40mmを超えると生残率も格段に上昇することが知られている(今泉, 1987)。以上から、将来、基盤礁に対するマダイ稚魚の放流サイズも捕食回避の観点からは、4cmクラス以上が適していると考えられる。

#### 5) 実験区の構造とマダイ稚魚の蝸集の関係

澤ら(2000)や工藤ら(2002)は、2種類の網状構造物を用いたマダイ種苗および天然マダイ稚魚の蝸集実験を行い、垂直に立てた構造物よりも垂直と水平に設置した構造物の組み合わせの方に多くのマダイが観察され、構造により蝸集効果に違いが生じることを指摘した。本研究では、2×2 mの6構造(Zone 1-7)の基盤礁を設置した。これらの基盤礁に対し、その構造によりマダイ稚魚の選好性がみられるのかについて、基盤礁とその周囲を含む36m<sup>2</sup>の各Areaで示された個体数密度の点から考えてみる(Fig. 35)。個体数密度をみると各Area間で差が認められ、Area3(短・疎・白・分散配置の基盤礁周囲)で2.6±3.1個体/m<sup>2</sup>、Area4(短・疎・緑・分散配置の基盤礁周囲)で2.6±3.2個体/m<sup>2</sup>を示し、ともにArea2, 5, 6, 7よりも有意に多くのマダイ稚魚が蝸集した基盤礁であった(Fig. 35)。

マダイ稚魚が、なぜArea3およびArea4に多く蝸集したのかについては、それぞれの基盤礁でみられたマダイ稚魚の食物となる餌生物の量で説明できる。まず、マダイ稚魚の主要な食物は、4月末はタナイス目、ヨコエビ亜目、5月末はワレカラ亜目、ヨコエビ亜目、6月末はワレカラ亜目であった(Table 9)。各月末において、食物として選択されたそれらの分類群が、どの基盤礁に多くみられたかについて付着生物量をみると、4月末では、タナイス目、ワレカラ亜目ともにZone4で最多(それぞれ212個体, 227個体)であり、Zone3においてもそれぞれ138個体, 108個体と数多く付着していた(Table 8)。5月末では、ワレカラ亜目はZone4に最多で(471個体)、次いでZone3に289個体みられ、ヨコエビ亜目もZone4に最多の501個体で、Zone3では

231個体が付着していた。6月末では、ワレカラ亜目がZone4に最多の30個体で、次いでZone3には13個体がみられた。このように、マダイ稚魚は主要な食物となる動物分類群が豊富にみられる基盤礁に対し、多く蛸集したものと考えられる。

Zone3およびZone4に対し、マダイ稚魚の食物となるタナイス目やワレカラ亜目が他の基盤礁より多くみられる理由の1つは、これらの基盤礁が沖側に設置されている点かもしれない。54×114mという広い範囲に設置した保育礁の餌生物分布について調査した日高ら(1985)は、潮流に対し魚礁の潮下側で餌生物量が多くなり、逆に潮上側で少なくなることを報告している。しかし、本研究では日高ら(1985)に比べ狭い実験区内(16×34m)での結果であり、そのような狭い範囲内におけるわずかな設置場所の違いがこのような結果をもたらしたかどうかについては、本研究のデータからでは述べることは難しい。今後、同一湾内において様々な位置に基盤礁を設置し、その位置間で潮流などの海洋物理的な要素も含め、比較を行うことなどでその点について明らかになると考えられる。

もう一つの疑問として、Zone4と同一構造であるZone6(短・疎・緑・分散配置)に対するマダイ稚魚の蛸集が、Zone4よりも少なかったことがある(Fig. 35)。Zone6におけるマダイ稚魚の餌生物量は、Zone4と比べて極端に少なかったわけではなかった。この点に関しては、餌生物量ではなく、別の要因が関係している可能性がある。考えられる要因としては、マダイ稚魚間の干渉による分布の制限、基盤礁に蛸集する他魚種との種間関係などがあるが、今後の調査課題である。

本研究において、マダイ稚魚に対する蛸集効果の高い構造とは、食物となる分類群の現存量が多かった基盤礁Zone3(短・疎・白・分散配置)、Zone4(短・疎・緑・分散配置)であった。しかし、なぜそれらの基盤礁に食物量が多かったのか、またZone4と同一構造であるZone6に対するマダイ稚魚の蛸集の少なさは食物量の差だけによるものかという点については課題として残った。基盤礁の最適な構造は、食物量だけでなく、基盤礁の設置場所、マダイ稚魚のなわばりの分布や種内関係、それぞれの基盤礁に蛸集し共存している他種との関係なども含めた総合的な検討を行う必要がある。

#### 6) 基盤礁の餌生物の蛸集効果

魚礁や保育礁が多くの魚類を蛸集させる要因

の1つとして、礁における餌生物の豊富さが挙げられる(柿本ら, 1983; 日高ら, 1985; 日高, 1986; 椎原・野村, 1986; 日高・大内, 1986; 高場, 1995; 木元, 1995)。本研究においても、アマモ類似型海藻生育用基盤礁は、マダイ稚魚をはじめとする魚類を蛸集させる効果があることが明らかとなった。ここでは、基盤礁の存在が、魚類の蛸集にかかわる餌生物の蛸集や増殖に関してどれほどの効果をもつのかについて、プランクトンやベントス、また基盤の表面に対する付着生物の現存量の点から評価する。

プランクトンについてみると、特に数多くみられた分類群はカラヌス目であり、採集されるプランクトン総数もカラヌス目の出現動向に大きく影響を受けた(Table 6)。カラヌス目以外の餌生物は2004年4-6月末の調査において、どれも1個体/l以下の低い密度でしかみられなかった。カラヌス目を含むカイアシ亜綱は着底直後のマダイ稚魚の主要な餌生物分類群として知られている(木曾, 1980; 大森, 1980; 島本・渡辺, 1994)。よって、ここではカラヌス目の数的な卓越とその餌生物としての重要性から、プランクトンの評価はカラヌス目をとりあげて行った。

カラヌス目は、2004年6月末の調査において基盤礁で特に多くみられ、Zone1で428.3個体/l、Zone7で325.2個体/l、Zone2で285.3個体/lと密構造をもつ基盤礁で非常に高い値を示した(Table 6)。一方、基盤礁以外の場所では、基盤礁から3m離れている実験区内砂底域で125.8個体/l、砂底域で8.6個体/l、コアモ群落域で17.5個体/lと低い値となった。ただし、同じ砂底域で採集したカラヌス目でも基盤礁に近い方が数多く、基盤礁の影響が考えられた。カラヌス目を含むカイアシ亜綱は海底の海藻や岩や礁などの構造物の陰に、せき止められるように濃密な分布をする習性があるため(日高ら, 1985; 木元, 1995)、本研究においても、水流をせき止める抵抗の強い密構造の基盤礁および基盤礁に近い位置ほどカイアシ目が高密度になったと考えられる。これらの結果から、基盤礁はその存在によりカラヌス目を代表するプランクトンを蛸集させる効果が大きいと考えられる。

ベントスについても、2004年4-6月末に行ったベントス量の調査から、基盤礁の存在がベントスを蛸集させることが示唆された。調査期間中、ベントスは基盤礁において約1500-6000個体/1000 cm<sup>3</sup>と高密度で観察されたのに対し、砂底域やコアモ群落域では約400-1500個体/1000 cm<sup>3</sup>でしかみられなかった(Table 7)。また、5

月末, 6月末に行った基盤礁から1m, 3mおよび30m離れた砂底域におけるベントス数を比較した結果においても, 基盤礁に近いほどベントス密度は高かった (Table 7). ベントスの分布を魚礁周辺で調査した日高 (1986) は, 本研究と同様に礁に近いほどベントスの現存量が高いことを示している. これらの結果から, 基盤礁はベントスを蝟集させるのに有効であると考えられる. 基盤礁が蝟集させるベントスで顕著に多かったのは腹足綱であり, 各調査日で1000個体/1000cm<sup>3</sup>を上回った. 2001年8月における基盤礁におけるベントス調査では, 多毛綱が最も多くみられた (阿部, 2002). また, 室手湾の砂底域においてベントスの調査を行った佐藤ら (1993) では, ヨコエビ亜目の採集割合が高かった. これらのことから, 基盤礁が蝟集させるベントスおよびその周辺でみられるベントス量 (数) には, 年により違いがあることが考えられ, 長期的に観察を続けることで, 季節変動や年変動についても把握する必要がある.

海藻生育用基盤には様々な分類群の生物が附着し, その中で数多くみられたのはタナイス目, ヨコエビ亜目, ワレカラ亜目, フジツボ目などであった (Table 8). コンクリート礁やポリエチレン製網を用いた礁においても, ヨコエビ亜目, ワレカラ亜目, フジツボ目が数多く附着し, ヨコエビ亜目やワレカラ亜目はマダイ稚魚をはじめとする魚類の餌となり, 蝟集効果を作り出すことが報告されている (日高ら, 1985; 椎原・野村, 1986).

附着生物量が多い基盤礁は, Zone4であった. Zone4では4月末には567個体, 6月末には調査期間中最多の1248個体が観察された. このようにZone4に附着生物が多い理由については, 考えられる点としてはZone4の基盤礁が湾外へ向けての沖側に設置されていたことである. 基盤礁の設置場所により蝟集する附着生物量が変わるのかについては, 基盤礁の設置場所の実験などを行うことで明らかになると考えられる.

#### 7) 基盤礁とその周辺域におけるマダイ稚魚の食物選択

胃内容物に関して2004年の4月末実験区では, タナイス目 (70.4%), ヨコエビ目 (18.0%) の重要度が高かった. 砂底域ではワレカラ目 (35.6%), ヨコエビ目 (35.4%), コアマモ群落域ではタナイス目 (60.4%), ヨコエビ目 (20.4%) の重要度が高かった (Table 9). このように, 実験区とコアマモ群落域において胃内

容物組成は類似し, それに対して砂底域では異なっていた. 同様な例として, 志々伎湾において同時期に採集された個体でも, 湾内の生息場所の違いにより利用可能な餌資源量が異なるため, その食物環境にあわせた効率のよい摂食を行い, 生息場所により胃内容物組成が異なる (今林ら, 1977a, b; 木曾, 1980, 1982). ただし, それらの研究は大規模なサンプリング調査に基づいているため単独型個体 (なわばり個体) と, 群れ・群がり個体 (非なわばり個体) を区別せずまとめた結果であることも関係していると考えられる. 存在様式を区別した本研究の単独型個体の結果についてみると, 実験区のマダイ稚魚の重要な食物であるタナイス目, ヨコエビ亜目は, 基盤に対する付着生物として数多く存在しており (Table 8), マダイ稚魚は木曾 (1980) と同様に, 環境中に豊富にある餌資源を選択し, 多食していたと考えられる. 換言すると, 基盤礁が実験区に生息するマダイ稚魚に多くの利用可能な餌資源を提供していたということである. 一方, コアマモ群落域および砂底域のマダイ稚魚が摂っていた食品目であるタナイス目, ヨコエビ亜目およびワレカラ亜目は, コアマモ群落域および砂底域でのプランクトン, ベントス調査では少数の分類群であった (Tables 6, 7). このことから, コアマモ群落域および砂底域に生息するマダイ稚魚は, それぞれの生息環境中において, プランクトンやベントスからは見出すことの少ない餌生物を, 探索することにより選択的に摂食しているのではないかと考えるのが合理的であろう.

5月末の実験区のマダイ稚魚が利用した餌生物として重要度が高かったのはワレカラ亜目, タナイス目であり, そしてそれらは4月末と同様に基盤に対する付着生物として数多くみられた分類群であった (Tables 8, 9). 5月末の砂底域, コアマモ群落域のマダイ稚魚も重要度の高かった食品目は, 実験区のマダイ稚魚同様ワレカラ亜目, タナイス目であったが, これらの分類群は砂底域およびコアマモ群落域中には少ない分類群であった (Tables 6, 7, 9). このことから, 前月同様砂底域, コアマモ群落域のマダイ稚魚はその生息環境中において数少ない餌生物を選択的に摂食しているのではないかと推察された.

6月末の各生息場所における重要度の高い食品目は, 実験区ではワレカラ亜目, 貝形虫亜綱, 砂底域では貝形虫亜綱, ワレカラ亜目, コアマモ群落域ではワレカラ亜目, タナイス目であった (Table 9). 6月末に重要度が高かったこ

これらの食物品目が、それぞれの生息環境中でのような分布をしていたかについてみると、それらの食物となった分類群の生物は採集されたプランクトン、ベントス、付着生物サンプル中において、わずかししか存在しなかった (Tables 6-8)。このことから、6月末の実験区、砂底域およびコアモ群落域におけるマダイ稚魚は、それぞれの生息している環境中においてわずかしかみられない餌生物を積極的に探索し、選択的に摂食していたと考えられる。保育魚礁における放流マダイ稚魚の胃内容物と餌生物の分布を調査した椎原・野村 (1986) においても、本研究と同様に、胃内容物組成と保育魚礁における餌生物組成が一致せず、放流マダイの摂食活動は保育魚礁を中心にして、かなり広範囲におよぶ可能性を指摘している。

本研究で得られた結果をまとめると、実験区に生息するマダイ稚魚は、4-5月末には、基盤礁が存在することにより豊富に存在する餌生物 (基盤礁に対する付着生物) を多食し、6月末になると生息環境中にわずかしかみられない分類群の餌生物を探索し選択的に摂食することが明らかになった。阿部 (2002) は、2001年8月の実験区におけるマダイ稚魚の重要な食物品目は、ベントスとして比較的多く存在する二枚貝綱であるとした。本研究と同一の場所で行われたこの結果と本研究の結果が異なる理由として、プランクトンやベントス、礁に対する付着生物量は季節および年変動があり、マダイ稚魚が摂る食物もそれにあわせて変化するため (木曾, 1980, 1982; 日高ら, 1985; 椎原・野村, 1986; 日高・大内, 1986; 日高, 1986; 高本・渡辺, 1994; 高場, 1995), 調査を実施した月の違い (季節変動) もしくは年変動が考えられる。そのため、基盤礁における餌環境とマダイ稚魚の食物の関係は年変動などの観点から、今後さらに詳しく調査することが望まれる。

一方、砂底域およびコアモ群落域に生息するマダイ稚魚は、4月末から6月末を通じて、それぞれの生息環境におけるプランクトン、ベントス中には、わずかしかみられない分類群の餌生物を広い範囲で探索し選択的に摂食することが明らかになった。砂底域とコアモ群落域における利用可能な食物資源量の少なさが、これらの2生息地からのマダイ稚魚の逸散を早めている原因かもしれない (Fig. 20)。

#### 8) マダイ稚魚の成長と食性変化

マダイ稚魚が摂食する食物は、成長段階にあ

わせて変化する (畔田ら, 1980; 大森, 1980; 木曾, 1980, 1982; 高本・渡辺, 1994)。油谷湾では、体長20-30mmではカイアシ亜綱, 30-70mmではワレカラ亜目, 70-100mmではヨコエビ亜目, 100mm以上になると多毛綱, 十脚目, クモヒトデ綱を多食する (大森, 1980)。志々伎湾では体長15-30mmではカイアシ亜綱, 30-70mmではヨコエビ亜目, 70-80mmではアミ目, 90-100mm以上になると十脚目, クモヒトデ綱, 多毛綱などを摂食する (木曾, 1980)。本研究においても、マダイ稚魚は成長に伴い摂食する食物品目を変化させることが確認された (Table 10)。実験区のマダイ稚魚は、30mmクラスではタナイス目 (46.7%), 40mmクラスではタナイス目 (55.0%), ヨコエビ亜目 (21.6%), ワレカラ亜目 (14.1%), 50mmクラスではタナイス目 (55.0%), ワレカラ亜目 (31.9%), ヨコエビ亜目 (18.9%), 60mmクラスではタナイス目 (33.7%), ワレカラ亜目 (30.2%), ヨコエビ亜目 (22.1%), 70-80mmクラスはワレカラ亜目 (40.9%), 貝形虫亜綱 (36.1%) の重要度が高かった (Table 10)。総合的には、実験区の30-80mmクラスのマダイ稚魚にとって重要な食物品目は、成長に伴いタナイス目からワレカラ亜目へと変化し、またヨコエビ亜目は60mmクラスまでは普遍的な食物品目であることが明らかとなった。

砂底域のマダイ稚魚は、30mmクラスではヨコエビ亜目 (37.9%), タナイス目 (32.4%), 40mmクラスではワレカラ亜目 (40.7%), ヨコエビ亜目 (29.8%), タナイス目 (20.1%), 50mmクラスではタナイス目 (35.1%), ワレカラ亜目 (33.2%), ヨコエビ亜目 (14.0%), 60mmクラスではワレカラ亜目 (38.8%), 貝形虫亜綱 (17.1%), ヨコエビ亜目 (11.3%), 70-80mmクラスはフジツボ亜目 (31.2%), 貝形虫亜綱 (21.8%), 短尾下目 (カニ下目, 18.7%), 抱卵亜目 (16.0%) であった (Table 10)。総合的には、砂底域の30-80mmクラスのマダイ稚魚にとって重要な食物品目は、ヨコエビ亜目が60mmクラスまでは普遍的に重要であり、成長に伴いワレカラ亜目や貝形虫亜綱などの重要度が上昇する。

コアモ群落域のマダイ稚魚は、30mmクラスではタナイス目 (72.7%), ワレカラ亜目 (17.0%), 40mmクラスではタナイス目 (46.1%), ワレカラ亜目 (36.0%), ヨコエビ亜目 (15.3%), 50mmクラスではタナイス目 (41.0%), ワレカラ亜目 (39.8%), ヨコエビ亜目 (16.0%), 60mmクラスではワレカラ亜目 (49.0%), タナ



イス目 (31.7%), ヨコエビ亜目 (11.1%), 70-80mmクラスはワレカラ亜目 (55.8%), ヨコエビ亜目 (17.1%), タナイス目 (13.3%) であった (Table 10). 総合的には, コアマモ群落域の 30-80mmクラスのマダイ稚魚にとって重要な食物品目は, 実験区同様, 成長に伴いタナイス目からワレカラ亜目へと変化する. しかしコアマモ群落域でのワレカラ亜目の重要度が高まる体長クラスは 60mmクラスで実験区より小型であった. コアマモ群落域においても, ヨコエビ亜目は普遍的な食物品目であった.

本研究で調査を行った3生息地のマダイ稚魚は, 大森 (1980) や木曾 (1980) と同様, 体長が大型化することに伴い, 摂食する餌生物がタナイス目からワレカラ亜目などに変化することが明らかになった. また, マダイ稚魚にとって好適な食物品目であるとされるヨコエビ亜目は (畔田ら, 1980; 首藤ら, 1983; 佐々木, 2000), 体長にかかわらず, 本研究の3生息地のマダイ稚魚に普遍的に重要度の高い食物品目として利用されることが明らかになった.

本研究では, 着底サイズである小型の 10-30mmおよび大型の 80mm以上の個体に関するデータは得られていない. 基盤礁には, 小型のマダイ稚魚にとって重要とされるカイアシ亜綱 (木曾, 1980) が, 多数確認されており (Table 6), それと小型のマダイ稚魚がどのような関係にあるのか調査が望まれる. また, 大型化したマダイ稚魚についても, 変化していく食物環境にあわせどのような餌選択をするのかを明らかにすることで, マダイ稚魚に対する総合的な基盤礁の評価がなされるであろう.

### Ⅲ. マダイ稚魚の個体数密度となわばりサイズの関係

本章では, 天然海域に設置されたアマモ類似型海藻生育用基盤礁周辺域に出現する天然マダイ稚魚の個体数密度を長期間にわたり調査し, 個体数密度変化となわばりサイズの関係を明らかにすることを目的とした.

#### 1. 方 法

##### 1) 調査区

調査は室手湾内に設置した実験区 (Experimental site) で行った (Figs. 5, 6).

##### 2) 存在様式と個体数密度変化

実験区内に出現したマダイ稚魚の存在様式を, 工藤・山岡 (1998) に従い, 単独型個体 (solitary individual) と群れ・群がり (school・aggregation) の2タイプに分類した. 調査期間中, この2存在様式にあてはまらない個体も見られた. その存在様式は, 夏の終わりから秋季に見られ, 海底から 1 - 3mの高さの水柱域で単独で遊泳する個体だが, 単独型個体に見られるような明確な採食なわばりは形成しない. この存在様式を, ここでは浮上放浪型個体 (wandering individual) と呼ぶ.

実験区において, 2001年1月23日から2003年10月4日まで3年間にわたり全69回, マダイ稚魚のセンサスを行った. センサスでは, 観察されたマダイ稚魚のサイズ (全長) とその個体数を耐水紙に記録した. なわばり形成や摂食などの行動観察は, 単独型個体のみを対象に行い, 群れ・群がり, 浮上放浪型個体については行動観察を行わなかった.

##### 3) 個体識別法

個体識別するために, 水中で捕獲し全長測定を行った後, 塗料 (イラストマー) を体側の側線上方に皮下注射した. 個体識別は, 塗料の注入位置と色の組み合わせで行った. 皮下注射後はネットに入れ, 10 - 15分間休息させた後, 捕獲場所付近で放流した. 放流されたマダイ稚魚に皮下注射の明らかな影響は見られず, 注射前と同様な行動を示した. 捕獲ができなかった個体については, 体の特徴 (斑点, 傷) や体長をもとに個体識別した. 塗料および体の特徴により個体識別を行った個体数は, 2001年106個体, 2002年53個体, 2003年69個体であった.

##### 4) なわばりサイズ

マダイ稚魚がある地域を防衛する場合に関し, 2001年には, 5月28日, 6月25日, 7月7日, 28日, 2002年には, 7月3日, 8月2日, 9月3日, 10月2日, 31日, 2003年には7月5日, 9月2日に調査を行った. 調査方法は, 工藤・山岡 (1998) が行った方法にわずかな変更を加え, 個体識別した個体について10分間の観察を行い, 30秒毎に存在地点を実験区の地図を描いた耐水紙上にプロットした. そこで得られたプロットについて, 最も外側のプロットを結んだ最少多角形を描き, それを各個体のなわばりとして面積を求めた.

### 5) 実験区における摂食場所

実験区におけるマダイ稚魚の摂食行動について知るために、2001年7月30日、8月7日の16:30に1個体につき5分間の観察を28個体について行い、摂食場所ごとの摂食回数を記録した。摂食場所とは、マダイ稚魚が摂食のために、ついでみ行動を行った位置である。実験区内の摂食場所を以下の5つのカテゴリーに分けた。

- ①砂底 (sand) : 実験区の砂底上
- ②海藻 (algae) : 実験区にちぎれて流入してきた海藻
- ③アマモ類似型基盤 (substrate) : アマモ類似型基盤およびアマモ類似型基盤上に付着する海藻
- ④低層 (near bottom) : 海底から0.5m未満の水柱域
- ⑤中層 (water column) : 海底から0.5m以上の水柱域

### 6) 除去実験

実験区におけるマダイ稚魚の環境収容力に関する知見を得るため、採食なわばりを形成する

マダイ稚魚を除去し、空いた空間がどのように利用されるのかを調べた。実験は2001年8月5日に実験区内のマダイ稚魚のなわばりを調べた後、8月8日に実験区内でなわばりを形成する5個体のマダイ稚魚を捕獲、除去した。8月10日に実験区内のマダイ稚魚のなわばりについて調査し、8月5日のなわばり分布状況と比較した。

## 2. 結 果

### 1) 個体数密度変化

実験区における個体数密度とセンサス時に観察されたマダイ稚魚の体長クラスの平均値（以下、平均体長クラスと呼ぶ）の推移を年毎に調べた (Fig. 37a - f)。2001年1月23日、2月26日にはマダイ稚魚は全く観察されなかった。しかし、4月1日にはマダイ稚魚の新規加入が認められた ( $0.029$  個体/ $m^2$ )。5月8日に2001年の個体数密度の最高値である  $0.201$  個体/ $m^2$  を示し、この値は2001 - 2003年の3年間でも最も高かつ

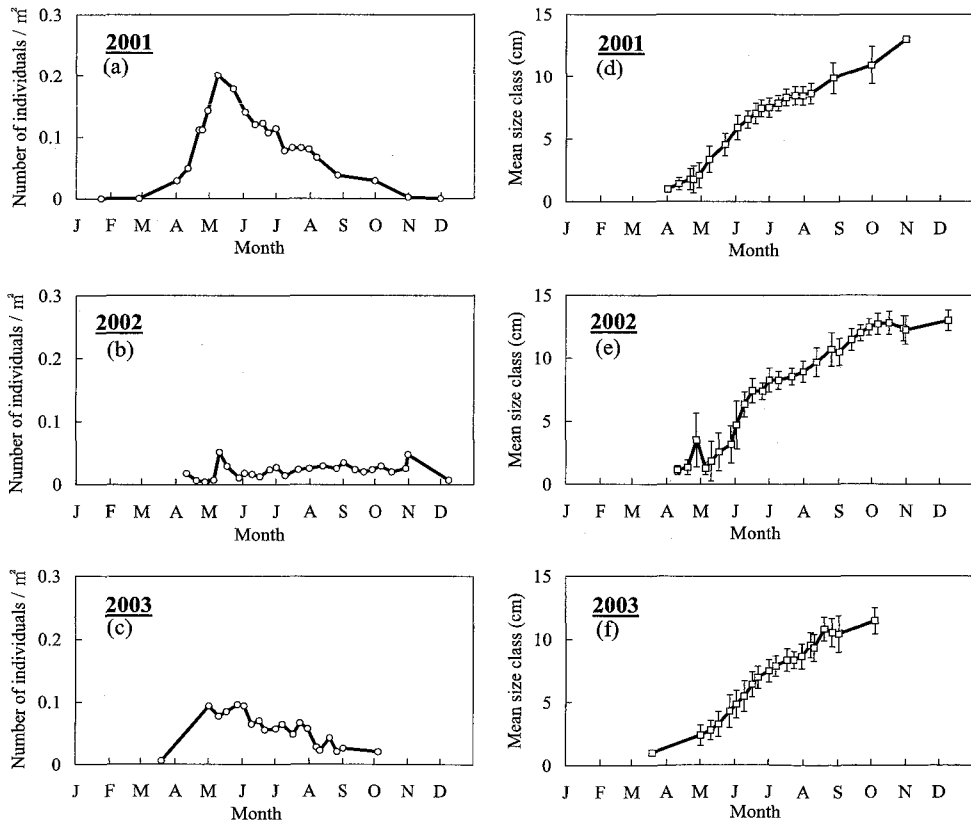


Fig. 37. Monthly changes in density (a-c) and mean size class (d-f) of juvenile red sea bream found in the experimental site in each year. Bar indicates standard deviation.

た。個体数密度は、最高値を示した5月8日以降徐々に低下し、10月31日(0.002個体/m<sup>2</sup>)を最後に消失した(Fig. 37a)。着底後の平均体長クラスは、4月1日1.0±0.0cm (Mean±SD以下同様, n=13), 4月11日1.4±0.5cm (n=22), 5月8日3.4±1.1cm (n=90), 6月2日5.9±1.0cm (n=63), 7月8日7.9±0.6cm (n=35), 8月6日8.6±0.8cm (n=30), 9月30日10.9±1.5cm (n=13)と経時的に成長した(Fig. 37d)。

2002年は調査開始時の4月10日には、0.02個体/m<sup>2</sup>の個体数密度でマダイ稚魚が観察された。2002年の個体数密度の最高値は、5月10日に記録した0.051個体/m<sup>2</sup>で、この値は2001-2003年の中で最低であった。2002年の実験区へのマダイ稚魚の加入は少なかったが、加入個体が秋季に実験区から消失することなく、ほぼ一定の個体数密度(0.02-0.04個体/m<sup>2</sup>)で年末まで滞留した(Fig. 37b)。平均体長クラスは、4月10日1.1±0.4cm (n=8), 5月5日1.3±0.5cm (n=4), 6月2日4.7±1.9cm (n=10), 7月1日8.3±1.0cm (n=15), 8月12日9.7±1.1cm (n=16), 9月1日10.5±1.1cm (n=19), 10月6日12.7±0.8cm (n=17)と経時的に成長した(Fig. 37e)。

2003年は、3月19日(調査開始日)に新規着底個体を確認した(1cmクラス; 0.006個体/m<sup>2</sup>)。個体数密度の最高値は0.096個体/m<sup>2</sup>(5月27日)となり、調査を行った3年間では中程度であった。この年も2001年や2002年と同様に、加入個体が秋季に実験区に滞留する傾向がみられ、9月1日0.03個体/m<sup>2</sup>, 10月4日0.02個体/m<sup>2</sup>という値を示した(Fig. 37c)。平均体長クラスの推移は、3月19日1.0±0.0cm (n=5), 5月1日2.4±0.8cm (n=51), 6月2日4.8±1.1cm (n=51), 7月1日7.5±0.9cm (n=31), 8月7日9.5±1.0cm (n=15), 9月1日10.4±1.5cm (n=14), 10月4日11.5±1.0cm (n=11)と経時的に成長した(Fig. 37f)。

## 2) なわばりサイズ

なわばり分布状況を調べた結果、3年間で全131個体のなわばりを確認した(Fig. 38)。なわばり間では、重複はほとんど見られず、なわばりは互いに境界で接した。同一個体のなわばり形成場所の観察から、なわばりは長期間ほぼ一定の場所に形成され続けることが明らかとなった。

2001年のなわばり調査では、全4回で69個体のなわばりを確認した(Fig. 38)。本年のなわばりは、実験区内でほぼ一様に密に分布した

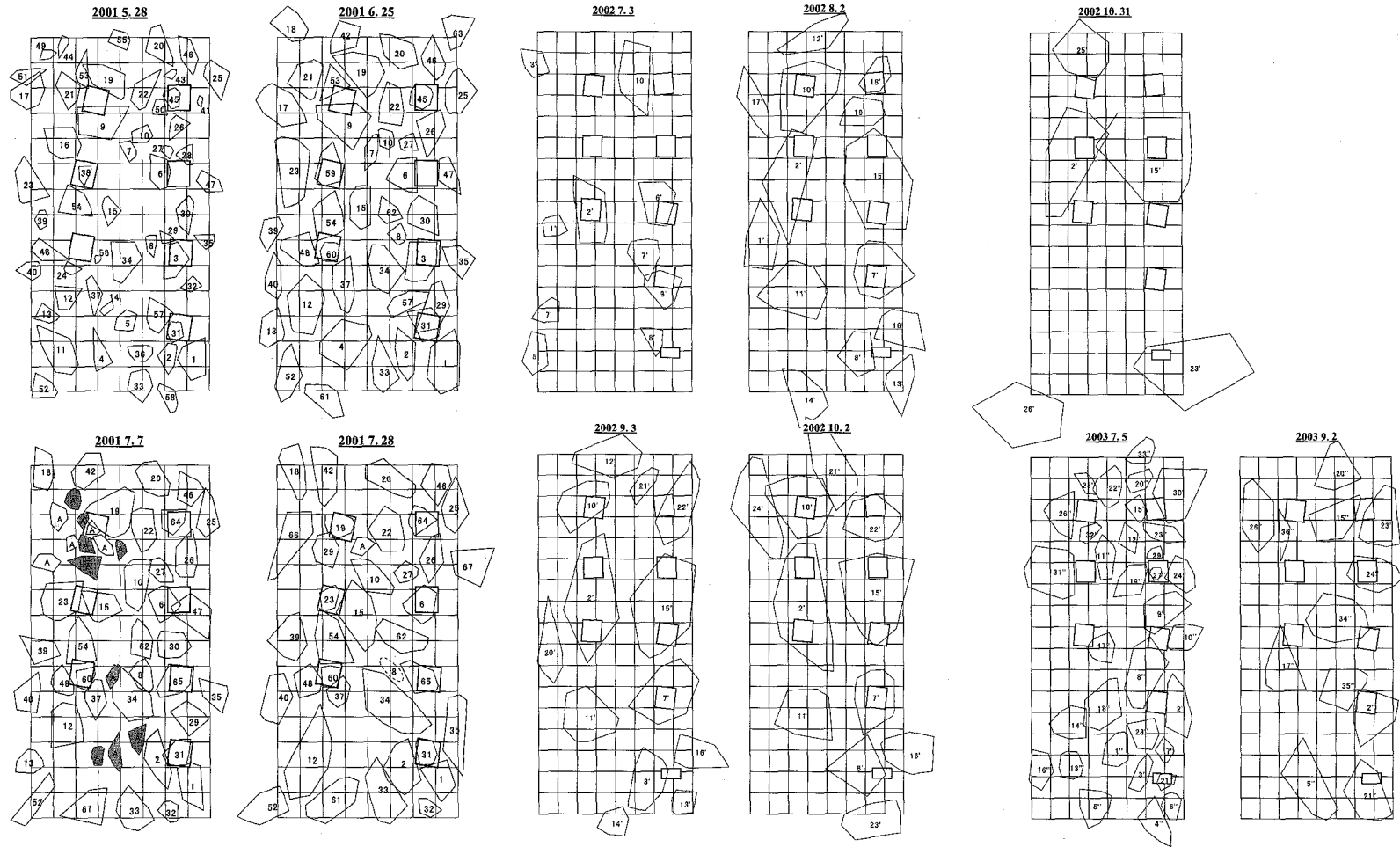
(Fig. 38)。5月28日には、平均体長クラス6.1±0.9cm, 56個体(個体数密度0.125個体/m<sup>2</sup>)のなわばりが確認され、その面積は2.7±2.0m<sup>2</sup>(Mean±SD以下同様)であった(Fig. 39)。7月28日には平均体長クラス8.4±0.7cm, 35個体(0.078個体/m<sup>2</sup>)となり、そのなわばりサイズは6.7±3.7m<sup>2</sup>となり、5月28日, 6月25日, 7月7日より有意に拡大した(One-way ANOVA;  $F=20.528, P<0.0001$ , Fisher's PLSD)。

2002年の調査では、全5回の調査で26個体のなわばりを確認した(Fig. 38)。本年のなわばりは、互いに間隔をもって分布した(Fig. 38)。7月3日には8.2±0.8cm, 10個体(0.018個体/m<sup>2</sup>)のなわばりが確認され、なわばりサイズは8.5±4.7m<sup>2</sup>, 10月31日には13.5±1.2cm, 5個体(0.009個体/m<sup>2</sup>)でなわばりサイズは43.3±17.7m<sup>2</sup>となった(Fig. 39)。なわばりサイズは経時的に拡大し(One-way ANOVA;  $F=10.436, P<0.0001$ ), 10月31日のなわばりサイズは2002年のどの調査日よりも有意に大きかった(Fisher's PLSD)。

2003年の調査では、全2回で36個体のなわばりを確認した(Fig. 38)。本年のなわばりは、集中的に分布する場所もあれば、ほとんどなわばりがみられない場所もあった(Fig. 38)。7月5日には7.6±0.9cm, 33個体(0.061個体/m<sup>2</sup>)のなわばりが確認され、そのなわばりサイズは7.4±5.0m<sup>2</sup>, 9月2日には10.1±1.4cm, 12個体(0.022個体/m<sup>2</sup>)、なわばりサイズは15.4±4.8m<sup>2</sup>となり(Fig. 39)、なわばりサイズは経時的に有意に拡大した( $t$ -test;  $P<0.0001$ )。

次に実験区で見られた体長クラスごとの平均なわばりサイズを調べた(Fig. 40)。高密度年であった2001年のなわばりサイズは、5cmクラスで1.1±0.5m<sup>2</sup>(n=14), 6cmクラス, 2.8±1.6m<sup>2</sup>(n=23), 7cmクラス, 4.4±2.4m<sup>2</sup>(n=49), 8cmクラス, 6.2±2.5m<sup>2</sup>(n=65)と、8cmクラスまでは体長クラスの大きな個体ほど有意に大きななわばりを形成した(One-way ANOVA;  $F=18.756, P<0.0001$ , Fisher's PLSD)。しかし、8cmクラス以上ではなわばりサイズに有意差は認められず(Fisher's PLSD)、8-10cmクラスのなわばりサイズは約6.4m<sup>2</sup>でほぼ一定であった(Fig. 40)。

低密度年であった2002年のなわばりサイズは、7cmクラス, 4.0±0.4m<sup>2</sup>(n=2), 8cmクラス, 8.1±4.8m<sup>2</sup>(n=5)となった。8cmクラス以上でも、なわばりサイズの拡大は続き10cmクラス, 15.9±9.6m<sup>2</sup>(n=7), 12cmクラス, 24.2±10.4m<sup>2</sup>



**Fig. 38.** Distribution of feeding territories of individually identified juveniles at 4 censuses from May to July, 2001, 5 censuses from July to October, 2002, and 2 censuses from July to September, 2003 in the experimental site. Same number shows one individual except for letter A individuals which were non-identified artificially-bred ones released on 2nd July, 2001 (Abe, unpubl.). Dashed circle of individual (8) found on 28th July, 2001 could not be traced for 10 min observation, making it impossible to draw a minimum polygon.

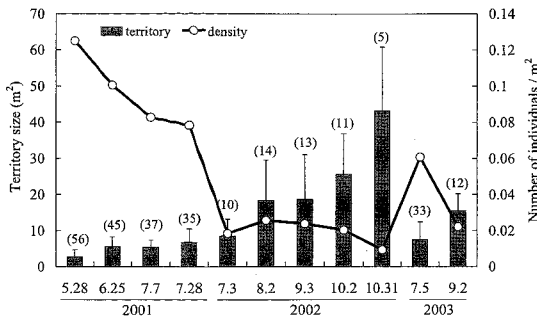


Fig. 39. Changes in territory size and density of juveniles from 28th May, 2001 to 2nd September, 2003. Bar indicates standard deviation. Number of individuals observed are in parentheses.

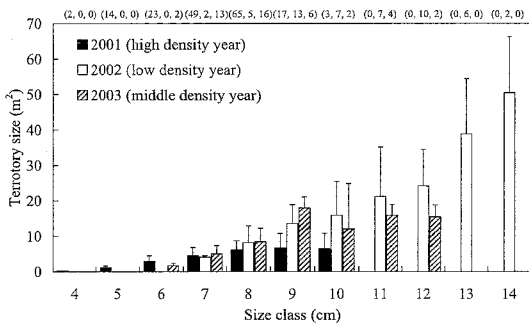


Fig. 40. Change in territory size with growth in 2001, 2002 and 2003. Bar indicates standard deviation. Number of individuals observed are in parentheses (2001, 2002, 2003).

(n=10), 14cmクラス,  $50.5 \pm 15.7\text{m}^2$  (n=2) となり, 体長クラスの大きな個体ほどなわばりサイズは有意に大きかった (Fig. 40, One-way ANOVA;  $F=7.117, P<0.0001$ , Fisher's PLSD).

中間密度であった2003年は, 6cmクラス,  $1.7 \pm 0.7\text{m}^2$  (n=2), 9cmクラス,  $18.0 \pm 3.1\text{m}^2$  (n=6) となり, 9cmクラスまでなわばりサイズは拡大した (Fig. 40, One-way ANOVA;  $F=28.336, P<0.0001$ , Fisher's PLSD). それ以上の体長クラスでは, 10cmクラス,  $12.0 \pm 12.8\text{m}^2$  (n=2) と拡大が止まり, 11,12cmクラスでは約  $15\text{m}^2$  で一定になった (11cmクラス,  $15.9 \pm 3.1\text{m}^2$  (n=4), 12cmクラス,  $15.4 \pm 3.4\text{m}^2$  (n=2)).

### 3) なわばり維持期間

なわばりを形成した個体がどのくらいの期間, 滞在を続けるのかについて, はじめて観察された日から最後に観察された日までの日数を求め, 滞在期間を割り出した (Fig. 41). なわばり形成を確認したマダイ稚魚126個体のうち, 1ヶ月

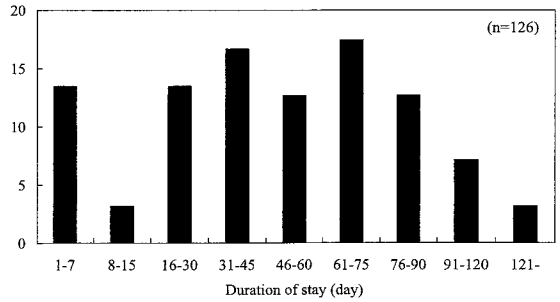


Fig. 41. Frequency of juveniles in duration of stay in a territory. Total number of individuals observed was 126.

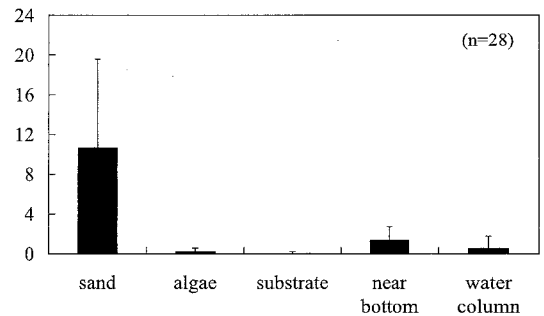


Fig. 42. Frequency of foraging behavior at each spatial category. Number of individuals observed is in parenthesis.

(1 - 30日間) 未満で消失したのは38個体 (30.2%), 1 - 2ヶ月 (31 - 60日間) 滞在したのは37個体 (29.4%), 2 - 3ヶ月 (61 - 90日間) は38個体 (30.2%), 3ヶ月以上 (91日以上) も滞在する個体も13個体 (10.3%) みられた. 全体的に見ると, 1ヶ月以上 (31日以上) なわばりを継続する個体が全体の69.8% (88個体) であった.

滞在期間がさらに長期におよぶ個体も見られ, 最も長い個体は, 2002年に観察された個体番号2'で, 2002年6月25日になわばり形成が観察され, その後も実験区内でなわばりを形成し続け, 越冬し2003年3月19日まで276日間も滞留した. 個体番号8'も長期滞在個体であり, 2002年7月1日から2003年1月31日までの215日間の滞在が確認された.

### 4) 摂食場所

摂食場所別の摂食頻度を調べた (Fig. 42). 摂食頻度が最も高かったのは, 砂底で,  $10.2 \pm 8.9$  回/5分 (Mean  $\pm$  SD 以下同様) を示した. それに対して, 中層 ( $0.5 \pm 1.2$  回/5分) や低層

( $1.4 \pm 1.4$ 回/5分)での摂食頻度は低かった。アマモ類似型基盤をついばむ行動は、 $0.04 \pm 0.2$ 回/5分と低かった。

### 5) 除去実験

2001年8月5日に、実験区内の個体番号12, 19, 23, 64, 65の5個体を除去後、実験区内のマダイ稚魚のなわばり変化について追跡調査を行った (Fig. 43)。除去後、個体番号12がなわばりを形成していた場所には個体番号37, 40, 69が、個体番号19の場所には個体番号29が、個体番号23の場所には個体番号29が、個体番号64の場所には個体番号46が、個体番号65の場所には個体番号34がそれぞれ侵入した。空いた空間に侵入してきた個体のうち、実験区の外から新たに侵入してきたのは個体番号69の1個体のみであった。なわばりを拡大した6個体 (個体番号29, 34, 37, 40, 46, 54) のなわばりサイズについて8月5日 (除去前) と10日 (除去後) を比較した結果、除去前が $7.0 \pm 4.5$  m<sup>2</sup>、除去後が $16.8 \pm 12.0$  m<sup>2</sup>となり、除去後になわばりサイズが有意に拡大した (paired t-test;  $t = -3.156$ ,  $df = 5$ ,  $P < 0.05$ )。

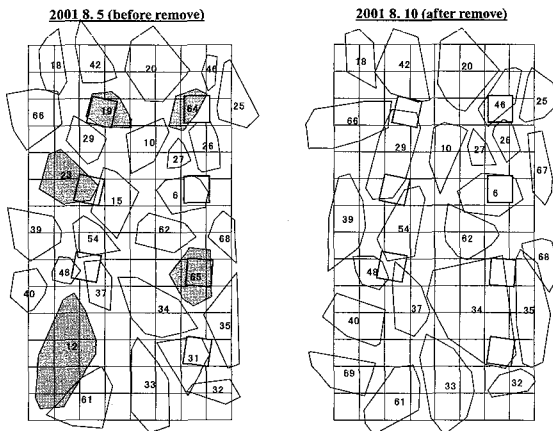


Fig. 43. Distribution of territories of individually identified juveniles before and after the removal of 5 territory holding individuals (12, 19, 23, 64 and 65) on 8th August, 2001.

## 3. 考 察

### 1) 実験区における個体数密度の年間差

ここでは、個体数密度の年間差について考察を行う。実験区におけるマダイ稚魚の個体数密

度の最高値は年によって異なった。2001年が最高 ( $0.201$  個体/m<sup>2</sup>)、2002年が最低 ( $0.051$  個体/m<sup>2</sup>)、2003年は中位 ( $0.096$  個体/m<sup>2</sup>) であり (Fig. 37)、最高と最低の比は約4:1であった。過去に行われた研究においても、マダイ稚魚の加入量は年により変動することが知られている (森, 1980; 松宮ら, 1980; 高場, 1998)。首藤ら (1983) によると、年により最大8倍程度の加入量の違いがある。本研究と同じ室手湾での1994 - 1997年の調査 (工藤, 1999) では、各年における個体数密度の最高値に6倍の違い (1997年,  $0.03$  個体/m<sup>2</sup> - 1995年,  $0.18$  個体/m<sup>2</sup>) が見られた。これらのことから、マダイ稚魚の加入量は年間で差が見られることは一般的であると考えられる。

天然のマダイ稚魚が高密度に分布する例として、1977年志々伎湾で $0.34$  個体/m<sup>2</sup>が報告されている (松宮ら, 1980)。また、半人工環境にマダイ種苗を放流した場合、その後の個体数密度は放流した個体数に関係なく約 $0.3$  個体/m<sup>2</sup>を示した (山岡ら, 1992)。本研究で得られた2001年の最高値 $0.201$  個体/m<sup>2</sup>は、これらの数値から判断すると、かなり高い値であると考えられる。

畔田ら (1980b) は、1977年の志々伎湾でマダイ稚魚が高密度に分布した結果、成長の遅滞がおり、さらに、通常は夏季の終わりから秋季にかけて起こる逸散が遅れが生じたとした。高密度年であった2001年の実験区におけるマダイ稚魚の体長クラスの推移 (Fig. 37) を2002年、2003年と比較してみると、着底時期である4月における平均体長クラスはどの年も1cmクラスで差はみられなかった。しかし、季節が進み8 - 10月に入ると、2001年のマダイ稚魚の体長クラスは、他の2年 (2002年, 2003年) の同時期に比べ小型となった。この現象は、畔田ら (1980b) が示した結果と同様、高密度分布による成長遅滞の可能性も示唆されるが、明らかにするためには各調査年のマダイ稚魚の成長率などのデータを得ることが望まれる。

### 2) なわばり形成個体の実験区における滞留

なわばりを形成し同一場所に滞留するマダイ稚魚について調査した工藤 (1999) によると、約1ヶ月でその場所からマダイ稚魚は消失することが報告されている。しかし、本研究の2002年のマダイ稚魚は、逸散せずに実験区に滞留し、越冬する個体もみられた (個体番号2', 8')。越冬個体を含め、同一個体によるこれほど長期間にわたる一定場所への滞留は過去に知られてい

ない。この滞留については、2002年が低密度年であり、成長の遅滞もみられなかったため (Fig. 37), 畔田ら (1980b) や本研究における2001年とは別の要因が考えられる。その要因としては、実験区内に設置されたアマモ類似型基盤礁が滞留に十分な食物を提供するなどして関係がある可能性もあるが、本研究の結果からだけでは不明であり、さらなる調査が必要と考えられる。

### 3) マダイ稚魚のなわばり

伊藤 (1978) はなわばりの定義として、防衛される地域と定住性を有する点をあげ、なわばりを形成する条件としてその種の生活において利益をもつことを指摘した。実験区においてマダイ稚魚は、過去の研究と同様に (山岡ら, 1991; 工藤・山岡, 1998; Kudoh & Yamaoka, 2004), 一定範囲の内側で摂食行動を示し、同種や他種に対し排他的であり (阿部, 2000), 継続的にその場所を防衛・維持した (Figs. 38, 41)。防衛していた資源は過去の報告と同様食物であり (山岡ら, 1991; 工藤・山岡, 1998; Kudoh & Yamaoka, 2004), 摂られる食物としては場所別の摂食頻度 (Fig. 42) より、砂底に存在するベントスが考えられる。これらより、本研究の実験区においてマダイ稚魚は、過去の研究と同様 (山岡ら, 1991; 工藤・山岡, 1998), 採食なわばりを形成していたと理解できる。

### 4) マダイ稚魚の個体数密度となわばりサイズの関係

マダイ稚魚のなわばりサイズは、2001 - 2003年の3年間で個体数密度に関連した特徴的な変化を示した (Figs. 39, 40)。高密度 (2001年) においては、8cmクラスまでは体長クラスの大きな個体ほど、なわばりサイズは大きくなったが、8 - 10cmクラスの個体では約6.4m<sup>2</sup>で一定になった。低密度 (2002年) では、体長クラスに応じて、なわばりサイズが拡大した。中間密度 (2003年) では、9cmクラスまでなわばりサイズは拡大したが、それ以上の体長クラスでは一定になった。なわばりサイズは、個体が成長すると代謝要求が増大し、十分な食物を獲得するために拡大していくことが知られている (Keeley, 2000)。従って、採食なわばりを形成するマダイ稚魚も、成長とともに増大する代謝要求量のために、なわばりサイズを拡大し、防衛する食物資源量を増加させる必要がある。本研究における2002年のなわばりサイズは、成長とともに拡

大した。しかし、2001年、2003年のなわばりサイズは、ある体長クラス (2001年; 8cmクラス, 2003年; 9cmクラス) で拡大傾向は停止した。

なわばりの拡大が停止した原因として、個体数密度の高さが考えられる。Keeley (2000) は、飼育環境下のニジマス *Oncorhynchus mykiss* のなわばりサイズは、同種の個体数 (競争者) 密度を低くすると最大となり、密度が高くと縮小することを実験により明らかにした。個体数密度に関係したこのなわばりサイズの変化は、なわばり防衛に関するトレードオフで説明されている。その説明では、個体数密度が低いとき、なわばり防衛行動に関するエネルギー投資量 (コスト) が低くなるためなわばりを拡大し、その結果、多くの食物 (ベネフィット) を獲得することができる。一方、個体数密度が高まると、なわばり防衛行動へのエネルギー投資量 (コスト) が増加するためなわばりは縮小し、獲得できる食物 (ベネフィット) は減少する、とされている (Keeley, 2000)。

野外における研究でも同様の結果が得られており、Norman & Jones (1984) はスズメダイ科 *Parma victoriae* のなわばりサイズは、同種の個体数密度に対し負の相関があることを示した。チョウチヨウウオ科 *Chaetodon multicinctus* では同種の競争者が増加したとき、なわばりサイズは縮小し、同時に排他行動が急増して、摂食頻度が低下する (Tricas, 1989)。マダイに関する研究では、放流された種苗のなわばり類似型個体の防衛域面積が、個体数密度に対し負の相関、攻撃頻度と摂食頻度に対し正の相関をもつ (山岡ら, 1991)。本研究において、2001年8月に行った除去実験では、隣接する個体が除去されると、その周辺に生息したマダイ稚魚のなわばりサイズは、 $7.0 \pm 4.5\text{m}^2$  から  $16.8 \pm 12.0\text{m}^2$  へと約2.4倍の有意な拡大が認められた。この拡大は、マダイ稚魚が除去されたことにより個体数密度 (競争レベル) が低下し、なわばり防衛に必要なエネルギー投資量 (コスト) が低下した結果の採食なわばりの拡大 (ベネフィット) という、トレードオフによるなわばりサイズの変化と考えられる。また、2001年7月2日に人工礁に対して放流されたマダイ種苗は、狭い範囲内に集合し、すなわち高密度状態となり、その状態で小さななわばりを形成した (Fig. 38; 阿部, 2002)。以上のことから、本研究における2001年 (高密度年) や2003年 (中間密度年) の体長クラスの大きな個体におけるなわばりサイズの一定化 (拡大傾向の停止) は、個体数密度が重要な要因

として機能したことを強く示唆する。

マダイ稚魚のなわばりサイズは、個体数密度に影響を受け、個体数密度が低いときに拡大し、高くなると縮小する傾向があることが本研究により明らかとなった。今後、マダイ稚魚のなわばり防衛・維持に関するコストとベネフィットをさらに厳密に調査したうえで、個体数密度の操作を行うことなどにより、なわばりサイズに関するトレードオフの理解はさらに進むと考えられる。

本研究では、マダイ稚魚の個体数密度がなわばりサイズに影響し、さらには成長にも影響する可能性が示唆された。これらの結果は、マダイ種苗放流の際に、放流個体数を決定する上で重要な指針を与えるものである。種苗放流を実施する際に過剰な放流をしてしまった場合、生息地における高密度化が起これ、個体間の競争レベルが上昇し、形成する採食なわばりが縮小されることを予測するものである。このことは、なわばりを形成した個体個々の獲得できる食物量の減少を招き、さらには成長に対し負の影響の可能性がでることさえ示唆する。

放流事業を実施するにあたり、このような点を改善するために、本研究結果である個体数密度となわばりサイズからみた適正な種苗放流個体数について考察を行う。本研究における高密度であった2001年の個体数密度の最高値は0.20個体/m<sup>2</sup>であり、マダイ稚魚のなわばりは実験区内で密に形成され、そのなわばりサイズは調査を行った3年間で最小であった。中間密度であった2003年の個体数密度の最高値は0.10個体/m<sup>2</sup>、なわばりは実験区において中間の間隔をもって形成され、なわばりサイズは3年の中では中間であった。低密度であった2002年の個体数密度の最高値は0.05個体/m<sup>2</sup>、なわばりは実験区内で余地を残した状態で形成され、なわばりサイズは3年の中では最大であった。これら3年間の結果から、放流したマダイ種苗が空間を効率的に利用し、成長していくであろうマダイ種苗の適正な放流個体数密度は、0.05-0.10個体/m<sup>2</sup>の範囲であると考えられる。

本研究では、なわばりサイズを決定する要因として、もう1つの重要な要素である食物の量、質、その分布については考慮されていない(Keeley, 2000; Norman & Jones, 1984; Tricas, 1989)。今後、食物資源がマダイ稚魚のなわばりにどのような影響を持つのか調査することにより、さらに詳細ななわばり形成・維持機構が明らかとなり、それにより種苗放流技術のさらな

る開発・改善が進むことが期待される。

#### IV. 総合考察

本研究で用いた基盤礁は、多くの海藻が生育し、また魚類が蛸集し、漁礁としての効果を有することが明らかとなった。

海藻の生育用基盤としての効果としては、基盤礁を設置し2年半の期間で、27種の海藻が基盤礁に対し付着、生育した(Table 1)。これは、過去に行われてきた藻場造成実験の結果(吉川, 1985, 1986, 1987; 谷口, 1982; 芹沢, 1995)と比較しても劣るものではなく、海藻生育量についても1ユニットあたりで1000gを超えることもあった(Fig. 9)。このように基盤礁は海藻生育用基盤としての能力も高く、磯やけ問題に対し実施される藻場造成事業にも効果があると考えられる。今後、基盤礁設置のタイミングをはかるために浮遊する海藻胞子の量とその季節変動、海藻種毎の生育パターン、海藻がさらに付着しやすい基盤素材などの研究を行った上で、基盤礁を用いることで、基盤礁が環境回復のための藻場造成場として役立つ可能性はさらに高くなると考えられる。

魚類の蛸集効果についてみると、基盤礁の設置当初は人工の構造物が海底に設置されているという様相で、魚類の姿もわずかししか観察されなかった。しかし、設置から1ヶ月後には設置直後に比べ、種数で約1.5倍、個体数で約2.9倍の魚類がみられるようになった(Fig. 12)。この短期間で得られた結果から、基盤礁が魚類を蛸集させる能力および即効性が確認され、魚礁として環境になじむのも早いものと考えられた。

設置から1年間を見て、基盤礁には、コアマモ群落域や砂底域よりも、有意に多くの種数、個体数の魚類が蛸集し、その多様性も高かった(Figs. 14, 15)。これらの結果は、基盤礁では餌生物が豊富であり(Tables 6-8)、様々な海藻が生育することで複雑な生息環境を作り出すことによるものと考えられる(Fig. 9)。これらの結果を総合的にみると、基盤礁は、数多くの様々な魚類を蛸集させ、成育場を提供し、多様性の高い魚類群集構造を作り上げる魚礁としての高い能力を有すると考えられた。魚類を数多く蛸集させる効果を持つ基盤礁の構造については、一般的な傾向としてZone1の(長・密・緑・分散配置)構造において最大の効果が認められた。本結果より、(長・密・緑・分散配置)構造が、



基盤礁を魚類蝟集のための一般的な魚礁として実用化する際の構造として考慮されるべきである。

魚類以外に基盤礁を利用する生物として有用水産生物としてアオリイカが観察された。アオリイカは基盤礁を産卵場として利用し、多くの卵を産卵することが確認されている (Abe et al., 2004)。これらの結果をふまえると、近年しばしば言われる環境破壊などにより好適な生息場が消滅し、天然生物種が減少・絶滅するという問題に対し、沿岸資源の維持・回復を目的に、基盤礁を用いることは、新たな生息・増殖場を造成し天然生物種の減少に歯止めをかけられる可能性も秘めていると考えられる。

多くの魚類を蝟集させた基盤礁は、我が国の重要な沿岸水産資源の一つである稚魚期の天然マダイを安定的に蝟集・定住させる能力を有していた。マダイ稚魚は、基盤礁を設置した実験区内において、基盤礁を中心に高密度に分布したこと (Figs. 31, 32)、基盤礁にはマダイ稚魚の食物となる餌生物が海藻生育用基盤に付着して豊富に存在したことより (Table 8)、基盤礁はマダイ稚魚を蝟集させる効果を有することが明らかになった。このことから、基盤礁は天然マダイ稚魚を蝟集させ、成育させることができる有効な人工魚礁であると考えられ、その使用により天然マダイ資源の増大という点において今後の成果が期待される。

天然環境下で着底後の小型のマダイ稚魚 (1-3cmクラス) は、海藻や海草などの何らかの構造物を必要とするにもかかわらず (森, 1980; 花淵, 1980; 工藤, 1999; 阿部, 2002)、実験区でみられたマダイ稚魚は体長1-3 cmクラスの間は、基盤礁における捕食者の存在のために基盤礁に蝟集することができないことが考えられた (Fig. 33)。この問題を解決し、小型のマダイ稚魚を基盤礁で保護するためには、捕食者からマダイ稚魚が充分逃避できるような構造をもつ基盤礁、またそれらの設置規模、設置場所について再検討の余地がある。

しかし、マダイ稚魚は体長4cmクラス以上になると、高い割合で基盤礁付近に出現し、基盤礁に対し蝟集していると考えられた。中でも、マダイ稚魚が多く見られた基盤礁の構造は、マダイ稚魚の餌生物が海藻生育用基盤に付着生物として比較的多く存在したZone 3 (短・疎・白・分散配置)、Zone 4 (短・疎・緑・分散配置)の周辺であった (Fig. 35)。今後、マダイ稚魚に対し最適な基盤礁の構造に関しては、食物量だ

けでなく、基盤礁の設置場所、マダイ稚魚のなわばりの分布や種内関係、共存している他種との関係なども含めた総合的な検討を行うことで、さらに有効な礁が造成できると考えられる。

本研究で観察したマダイ稚魚は、基盤礁を設置した実験区において採食なわばりを形成することが明らかになった。そのなわばりサイズは、2001-2003年の3年間で個体数密度に関連した特徴的な変化を示した (Figs. 39, 40)。高密度 (2001年) においては、8cmクラスまでは体長の大きな個体ほど、なわばりサイズは大きくなったが、8-10cmクラスの個体では約6.4m<sup>2</sup>で一定になった。低密度 (2002年) では、体長に応じて、なわばりサイズが拡大した。中間密度 (2003年) では、9cmクラスまでなわばりサイズは拡大したが、それ以上の体長クラスでは一定になった。このように、マダイ稚魚のなわばりサイズは、個体数密度に影響を受け、個体数密度が低いときに拡大し、高くなると縮小する傾向があることが明らかとなった。マダイ稚魚の個体数密度に対応したなわばりサイズの変化は、その内側に含む食物量に影響を与えることが推察され、さらにこれは個体の成長にも関係するであろう。そこで本研究では、得られた個体数密度となわばりサイズの密接な関係から、マダイ種苗放流の際に、放流個体がなわばりを形成し健全な成長をすることを見据え、マダイ種苗を放流する際、0.05-0.10個体/m<sup>2</sup>の範囲で放流することで適正な個体数密度になるという放流事業に対する新たな指針を与えた。

最後に、沿岸における成育場・漁場・増殖場造成は、対象とする水産動植物の生活史の一部もしくはかなりの期間の生育環境を人為的に造成しようとするものである。しかし当然ながら、対象生物の生態や成長段階によって要求する生物的・物理的・化学的環境条件は異なっている。そのためには今後、対象生物ごとにどのような生態をもち、成長しているのかを観察し、成育に必要な条件の抽出と、その形成過程を明らかにしたうえで、基盤礁を造成・設置していくことにより、その効果は最大限に発揮されるだろう。

## 要 約

1. 愛媛県愛南町室手湾の水深7 mの砂底にアマモ類似型海藻生育用基盤礁を設置し、2000年5月から2004年9月の期間、マダイ稚魚を中心と

した海洋生物による基盤礁の利用状況を周辺環境と比較しながら調査することにより、基盤礁の総合的な評価を行った。また、各基盤礁(2×2m)は、そのユニットの長さ、密度、色、配置に変化をもたせ、Zone1(長・密・緑、分散配置)、Zone2(短・密・緑、分散配置)、Zone3(短・疎・白、分散配置)、Zone4(短・疎・緑、分散配置)、Zone5(長・疎・緑、分散配置)、Zone6(短・疎・緑、分散配置)、Zone7(長・密・緑、中抜き配置)、Zone8(短・疎・白、分散配置(1×2m))と全7構造8基を造成した。

2. 2001年2月24日から2004年7月27日の期間、海藻生育用基盤には27種(緑藻2科2種、褐藻2科4種、紅藻13科21種)の海藻が生育するのが確認され、様々な海藻の生育用基盤として機能することが明らかになった。海藻生育量が多かったのは、基盤礁の外周部に設置した疎タイプのユニットの上の縁であった。

3. 設置から1年間で、基盤礁に蛸集した魚類の種数は35科90種であり、周辺環境(コアマモ群落域25科55種、砂底域15科22種)よりもはるかに多かった。基盤礁でみられる魚類の種数、個体数は周辺環境より有意に多く、魚類群集の多様性も高かった。これは、基盤礁では、様々な海藻が豊富に生育し複雑な生息環境を作り出され、餌生物が豊富であるためと考えられた。

4. 一般的に魚類を蛸集させる効果が最も高い構造の基盤礁は、Zone1(長・密・緑、分散配置)であった。

5. 海藻生育用基盤にはマダイ稚魚が食物として利用した餌生物が豊富に付着して存在し、またマダイ稚魚は基盤礁を設置した実験区内において基盤礁を中心に高密度に分布したことから、基盤礁はマダイ稚魚を蛸集させる効果を有することが明らかになった。

6. 基盤礁を設置した実験区のマダイ稚魚は、約70%の個体が1ヶ月以上同一の場所でなわばりを形成し続け、砂底区やコアマモ区の個体よりも滞留が長期に及んだ。

7. 小型のマダイ稚魚(1-3 cmクラス)は、捕食者の存在のために基盤礁を利用する個体の割合が低かったが、体長4cmクラス以上になると、高い割合で基盤礁にあらわれ、基盤礁に対し蛸集した。

8. マダイ稚魚が多く見られた基盤礁の構造は、マダイ稚魚の餌生物が海藻生育用基盤に付着して比較的多く存在したZone3(短・疎・白・分散配置)、Zone4(短・疎・緑、分散配置)の周辺であった。

9. 実験区で生息するマダイ稚魚において重要度の高い食物品目は、海藻生育用基盤に付着するタナイス目からワレカラ亜目へと成長に伴い変化した。また、ヨコエビ亜目は、比較的重要度の高い食物としてマダイ稚魚の体長にかかわらず利用された。

10. 実験区において、マダイ稚魚の個体数密度と形成される採食なわばりサイズの関係について調べた。実験区における個体数密度の最高値には、年間差がみられ、2001年は高密度(0.201個体/m<sup>2</sup>)、2002年は低密度(0.051個体/m<sup>2</sup>)、2003年は中間密度(0.096個体/m<sup>2</sup>)であった。3年間でマダイ稚魚131個体のなわばりについて調査し、体長毎のなわばりサイズは、高密度年では体長8cmクラスまでは体長に応じ拡大し、それ以上の体長では一定になった。中間密度年では体長9 cmクラスまで拡大し、それ以上の体長では一定になった。低密度年では体長14 cmクラスまで体長の増大により拡大した。マダイ稚魚のなわばりサイズは個体数密度に影響され、低密度のとき拡大し、高密度のとき縮小することが明らかになった。

## 謝 辞

本研究を進めるにあたって、常に適切な指導で多くの助言や励ましを頂いた高知大学大学院黒潮圏海洋科学研究科教授の山岡耕作博士に深謝する。本研究の研究材料である海藻生育用基盤を提供して頂いた株式会社伸紀代表取締役社長の菊池誠治氏に感謝する。調査遂行面で多くの便宜を図って頂くとともに、適切な助言を頂いた愛媛大学理事の柳沢康信博士、大阪市立大学大学院理学研究科教授の幸田正典博士に感謝する。原稿を書くにあたってのアドバイスを頂いた高知大学農学部助教授の関伸吾博士に感謝する。調査地において、基盤礁の設置等様々な助力をいただいた民宿ビーチの瀧岡隆雄氏に謝意を表す。野外調査を行うにあたり、共同で調査を行った枝川大二郎氏、富岡健太氏をはじめ、共に生活した海洋研究所UWAの学生、院生諸氏に謝意を表す。魚類の同定および生態を詳しく教えていただいた愛媛県宇和島市の平田智法氏、平田しおり氏に謝意を表す。本研究をまとめるにあたり協力頂いた高知大学農学部栽培漁業学科水族生態学研究室の学生、院生諸氏に謝意を表す。

## 引用文献

- Abe, F., D. Edagawa, S. Kikuchi, the late H. Maruta & Yamaoka K. 2004. Eelgrass-shaped substrate for the growth of algae and its ability to attract marine life. *Suisanzoshoku*, 52: 109-120.
- Adams, S.M. 1976. Feeding ecology of eelgrass fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 4: 514-519.
- 新井健次・小川良徳・矢野実. 1981. 豊島(広島県)のマダイ放流漁礁について. *水産土木*, 17: 33-32.
- 畔田正格・池本麗子・東幹夫. 1980a. 志々伎湾におけるマダイ当歳魚の日周期活動. *西水研報*, 54: 279-289.
- 畔田正格・池本麗子・東幹夫. 1980b. 志々伎湾における底生生活期マダイ当歳魚の分布と成長. *西水研報*, 54: 259-278.
- 東幹夫. 1981. 稚魚生育場としてのアマモ場の役割. pp. 34-56 in 日本水産学会(編) 藻場・海中林. 恒星社厚生閣, 東京.
- 東幹夫・畔田正格・三丸和明. 1983. 志々伎湾におけるマダイ若魚と共存魚種との食物をめぐる種間関係. *西水研報*, 59: 101-118.
- Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend 2003. 種内競争. pp. 249-306 in 堀道雄(監訳) 生態学・個体・個体群・群集の科学. 京都大学学術出版会, 京都.
- Carr, M.H. & M.A. Hixon 1995. Predation effects on early post-settlement survivorship of coral-reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 124: 31-42.
- 千原光雄・村野正昭(編). 1997. 日本産海洋プランクトン検索図説. 東海大学出版会, 東京, 1574 pp.
- Connolly, R.M. 1994. A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated areas of a southern Australian estuary. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 45: 1033-1044.
- Fujita T., D. Kitagawa, Y. Okuyama, Y. Jin, Y. Ishito & T. Inada. 1996. Comparison of fish assemblages among an artificial reef, a natural reef and a sandy-mud bottom site on the shelf off Iwate, northern Japan. *Env. Biol. Fishes*, 46: 351-364.
- 布施慎一郎. 1962a. アマモ場における動物群集. *生理生態*, 11: 1-22.
- 布施慎一郎. 1962b. ガラモ場における動物群集. *生理生態*, 11: 23-45.
- 布施慎一郎. 1981. メバルとアマモ場・ガラモ場の役割. pp. 24-33 in 日本水産学会(編) 藻場・海中林. 恒星社厚生閣, 東京.
- Golani, D. and A. Diamant. 1999. Fish colonization of an artificial reef in the Gulf of Elat, northern Red Sea. *Env. Biol. Fishes*, 54: 275-282.
- 花淵信夫. 1980. 油谷湾におけるマダイ幼魚の分布. *西水研報*, 54: 79-91.
- 日高健, 大内康敬, 角健造. 1985. マダイ保育礁の生物蝟集効果について I (保育礁周辺での餌生物と魚類の分布状況). *福岡水試研報*, 47-58.
- 日高健. 1986. マダイ保育礁の生物蝟集効果について II (保育礁周辺における生物分布の類似化). *福岡水試研報*, 113-123.
- 日高健・大内康敬. 1986. 保育礁の集魚効果について. *西海区ブロック浅海開発会議魚類研究会報*, 4: 67-73.
- Horinouchi, M., M. Sano, T. Taniuchi & M. Shimizu 1999. Effects of changes in leaf height and shoot density on the abundance of two fishes, *Rudarius ercodes* and *Acentrogobius pflaumii*, in a *Zostera bed*. *Ichthyol. Res.*, 46: 49-56.
- Horinouchi, M. & M. Sano, 1999. Effects of changes in seagrass shoot density and leaf height on abundances and distribution patterns of juveniles of three gobiid fishes in a *Zostera marina* bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 183: 87-94.
- Horinouchi, M. & M. Sano 2000. Food habits of fishes in a *Zostera marina* bed at Aburatsubo, central Japan. *Ichthyol. Res.*, 47: 163-173.
- Horinouchi, M. & M. Sano 2001. Effects of changes in seagrass shoot density and leaf height on the abundance of juveniles on *Acentrogobius pflaumii* in *Zoestera marina* bed. *Ichthyol. Res.*, 48: 179-185.
- 今林博道・花岡資・矢野実. 1977. 生物群集内における稚魚期および若魚期のマダイの摂餌生態-I. *南西水研報*, 8: 101-111.
- 今林博道・花岡資・矢野実. 1977. 生物群集内における稚魚期および若魚期のマダイの摂餌生態-II. *南西水研報*, 10: 73-86.
- 今林博道, 花岡資, 矢野実. 1977. 生物群集内における稚魚期および若魚期のマダイの摂餌生態-III. *南西水研報*, 10: 87-100.
- 今泉圭之助. 1987. 大分県入津湾におけるマダイ小型種苗の放流調査結果. *西海区ブロック浅海開発会議魚類研究会報*, 5: 23-32.
- 伊藤嘉昭. 1978. 第4章なわばり制. pp. 186-224 in 比較生態学. 岩波書店, 東京.
- 伊藤嘉昭・山村則男・嶋田正和. 1992. 第13章群集: 多様性と安定性. pp. 346-355 in 動物生態学 蒼樹書房, 東京.

- 柿本皓・大久保直・板野英彬・新井健次. 1983. 魚礁における動物プランクトンの分布様式について. 水産土木, 19: 21-28.
- 柿本皓. 1994. 人工魚礁の存在が魚類の生き残りに及ぼす影響. 南西海ブロック第12回漁礁研究会報, 109-121.
- Keeley, E.R. 2000. An experimental analysis of territory size in juvenile steelhead trout. *Anim. Behav.*, 59: 477-490.
- 木元克則. 1995. マダイ・ヒラメ幼魚と海中構造物とのかかわり. 南西海ブロック第13回漁礁研究会報, 37-45.
- 金城清昭. 1986. アマモ場とその周辺に着底するフエキダイ属 (*Lethrinus*) 魚類の生態—I ハマフエキ *Lethrinus nubilosus* の着底と成長に伴う移動. 西海区ブロック浅海開発会議魚類研究会報, 4: 19-28.
- 木曾克裕. 1980. 平戸島志々伎湾におけるマダイ当歳魚個体群の摂餌生態-I. 成長に伴う餌料の変化とその年変動. 西水研報, 54: 291-306.
- 木曾克裕. 1982. 平戸島志々伎湾におけるマダイ当歳魚個体群の摂餌生態-II. 食物を中心にみた生息場所の利用について. 西水研報, 57: 31-46.
- 小嶋喜久雄. 1981. 油谷湾における若齢期マダイの成長. 西水研報, 56: 55-70.
- 小嶋喜久雄. 1993. 油谷湾のアマモ場における魚類相と季節変化. 西海ブロック底魚調査研究会報, 4: 9-25.
- 工藤孝也・澤一雅・山岡耕作. 2002. 2種の網状構造物で作製した人工生息場所に対する天然マダイ稚魚の蝟集. 日水誌, 68: 874-880.
- 工藤孝也・末友浩一・山岡耕作. 1999. 愛媛県室手湾における天然マダイ稚魚と人工種苗マダイの分布と行動. 日水誌, 65: 230-240.
- 工藤孝也・山岡耕作. 1998. 天然マダイおよびチダイ稚魚のなわばり形成場所と摂食行動. 日水誌, 64: 16-25.
- 工藤孝也. 1999. 天然マダイ稚魚のなわばり行動と生息場所の特性に基づいた適正放流法の検討. 愛媛大博論, 松山.
- Kudoh, T. & K. Yamaoka 2004. Territorial behavior in juvenile red sea bream *Pagrus major* and crimson sea bream *Evynnis japonica*. *Fish. Sci.*, 70: 241-246.
- 松宮義晴・遠藤義文・畔田正格. 1980. 志々伎湾におけるマダイ当歳魚の資源量推定. 西水研報, 54: 315-320.
- 溝上昭男・高場稔. 1982. 漁礁団地における放流マダイの滞留と移動・分散について. 南西海区ブロック会議第2回漁礁研究会報, 29-42.
- 森慶一郎. 1980. 油谷湾における浮遊期, 底生生活初期のマダイの生態. 西水研報, 54: 59-77.
- 水島敏博. 1981. アマモ場におけるホッカイエビの生態と生産. pp. 57-74 in 日本水産学会(編) 藻場・海中林. 恒星社厚生閣, 東京.
- Norman, M.D. & G.P. Jones. 1984. Determinants of territory size in the pomacentrid reef fish, *Parma victoriae*. *Oecologia*, 61: 60-69.
- 農林統計協会. 2004. 図説水産白書(平成15年度版). 財団法人農林統計協会, 東京, pp. 81-83.
- 大森迪夫. 1984. 油谷湾におけるマダイ稚魚他魚種との間の食物及び生息場をめぐる関係. 西水研報, 61: 245-256.
- 大森迪夫. 1980. 油谷湾におけるマダイ当歳魚の食性. 西水研報, 54: 93-109.
- Pianka, E.R. 1973. The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 4: 195-205.
- 坂井陽一・大西信弘・奥田昇・小谷和彦・宮内正幸・松本岳久・前田研造・堂崎正博. 1994. 宇和海内海湾の転石域における浅海魚類相—ラインセンサス法による湾内および他地域との比較. 魚雑, 41: 195-205.
- 佐藤謙治・山岡耕作・谷口順彦. 1993. 愛媛県室手湾におけるヨコエビ類の分布特性と採集効率. *Bull. Mar. Sci. Fish. Kochi Univ.*, 13: 1-10.
- 佐々木円. 2000. 単独型チダイおよびマダイ稚魚の摂食形態に関する研究. 高知大院修論, 南国.
- 澤一雅・工藤孝也・山岡耕作. 2000. 2種の網状構造物による人工生息場所に対する放流種苗マダイの蝟集. 日水誌, 66: 999-1005.
- Schofield, P.J. 2003. Habitat selection of two gobies (*Microgobius gulosus*, *Gobiosoma robustum*): influence of structural complexity, competitive interactions, and presence of a predator. *Exp. Mar. Bio. Ecol.*, 288: 125-137.
- 芹沢如比古・大野正夫. 1995. 土佐湾の外海域に設置した人工礁上に着生する海藻類の遷移. 日水誌, 61: 854-859.
- 椎原久幸・野村俊文. 1986. マダイ放流漁場における保育漁礁での蝟集生態と設置事例. 西海区ブロック浅海開発会議魚類研究会報, 4: 59-66.
- 椎野季雄. 1969. 水産無脊椎動物学. 培風館, 東京.
- 島本信夫・渡辺淳. 1994. 瀬戸内海東部海域におけるマダイの食性とその季節変化. 日水誌, 60: 65-71.
- 首藤宏幸・池本麗子・畔田正格. 1983. 志々伎湾における若魚期マダイの生息場所の評価. 西水

- 研報, 59: 71-84.
- 高場稔. 1998. 瀬戸内海中部海域におけるマダイ0歳魚の成長と水温および分布密度の関係. 日水誌, 64: 39-47.
- 高場稔. 1995. マダイ放流の場としての海中構造物の役割. 南西海ブロック第13回漁礁研究会報, 19-22.
- 谷口和也. 1982. 潮間帯に設置したコンクリート面上の海藻群落. 東北水研報, 44: 61-65.
- 谷口和也・長谷川雅俊. 1999. 磯焼け対策の課題. pp. 25-37 in 谷口和也(編) 磯焼けの機構と藻場修復, 恒星社厚生閣, 東京.
- 立石賢・池田義弘. 1986. 平戸島南部海域におけるマダイ浮遊期仔魚と幼稚魚の分布. 西海区ブロック浅海開発会議魚類研究会報, 4: 5-11.
- 寺脇利信. 1996. 第1章藻場. pp. 3-30 in 大野正夫(編) 21世紀の海藻資源—生態機構と利用の可能性—, 緑書房, 東京.
- Tricas, T.C. 1989. Determinants of feeding territory size in the corallivorous butterflyfish, *Chaetodon multicinctus*. *Anim. Behav.*, 37: 830-841.
- 山田徹生・山岡耕作・谷口順彦. 1992. 小漁港内における人工種苗マダイ幼稚魚放流後の行動, 分布および個体数変化. 日水誌, 58: 611-617.
- 山岡耕作・岡田賢治・谷口順彦・桑原秀俊・石田善久. 1992. 幼稚仔保育場における人工種苗マダイのなわばり様行動. 日水誌, 58: 175-180.
- 山岡耕作・高木基裕・山田徹生・谷口順彦. 1991. 人工種苗放流マダイに見られるなわばり行動. 日水誌, 57: 1-5.
- 吉川浩二. 1985. ホンダワラ藻場造成に関する研究—I ヤツマタモク親藻移植による藻場造成. 南西水研報, 18: 15-23.
- 吉川浩二. 1986. ホンダワラ藻場造成に関する研究—II 人工採苗した幼体の移植と成熟親藻の投入によるホンダワラ類の生長. 南西水研報, 20: 137-146.
- 吉川浩二. 1987. ホンダワラ藻場造成に関する研究—III 幼胚集積法によるヤツマタモク群落の形成. 南西水研報, 21: 25-35.