

## 熊野灘沿岸の魚類養殖場におけるマクロベントス群集と堆積物に及ぼす 養殖活動と地形の影響

横山 寿<sup>†1</sup>, 西村昭史<sup>2</sup>, 井上美佐<sup>3</sup>

### Influence of Aquaculture and Topographic Conditions on the Macrobenthos and the Sediment in Fish Farms along the Kumano-nada Coast

Hisashi YOKOYAMA<sup>†1</sup>, Akifumi NISHIMURA<sup>2</sup> and Misa INOUE<sup>3</sup>

A quantitative survey of the macrobenthos was conducted in 22 fish farms along the coast of Kumano-nada, middle Japan, in order to clarify the influence of fish farming and topographic conditions of farms on the macrobenthos and the sediment, and to obtain data for specifying environmental criteria for fish farms. The biomass in sediments peaked in summer with concentrations of 9.0 mg g<sup>-1</sup> of total organic carbon (TOC), 1.2 mg g<sup>-1</sup> of total nitrogen (TN), 2.0 mg g<sup>-1</sup> of total phosphorus (TP) and 23 mg g<sup>-1</sup> of chemical oxygen demand (COD), where majority of aerobic mineralization of the loaded organic matter is supposed to occur. Animals were scarcely found in sediments with acid volatile sulfide (AVS-S) >1.7 mg g<sup>-1</sup>, suggesting this as a critical condition for the aquaculture environment. An index "ED", which represents the topographic conditions of the sampling site, was proposed to discriminate artificial factors arising from aquaculture activities from the natural factors related to the topography. Four community parameters of the macrobenthos (biomass, density, number of species and the species diversity H') and six environmental factors (TOC, TN, TP, COD and AVS-S in the sediment and dissolved oxygen of the bottom water) were significantly correlated with ED ( $p < 0.001$ ), whereas fish production showed no correlation with the community parameters and environmental factors excluding TN, TP and dissolved oxygen. In large-scale farms with ED values >5, the environmental deterioration was conspicuous and the faunal extinction was found. These findings suggest that the variability of the macrobenthos and environmental factors are attributed first to the topography and secondly to aquacultural activities, and that the sediment parameters based on the macrobenthos will be of practical use as possible indicators for assessing fish farm environments.

**Key words:** fish farm, macrobenthos, organic matter load, sediment quality, sulfide, topography

#### はじめに

日本における海面魚類養殖は、水産資源の減少などにより低迷が続く漁業の中で比較的順調に成長を続けており、1998年には年間生産量264017t、生産額2708億円に達し、養殖業を含む沿岸漁業生産量の9%、生産額の23%を占め

るようになった(農林水産省統計情報部, 2000)。その一方で、過密養殖と過剰給餌に伴う有機物負荷が貧酸素化(Hirata *et al.*, 1994; 阿保, 2000)、硫化物の発生(Tsutsumi, 1995)、さらに有害赤潮の発生(西村, 1982)などを招き、養殖生産の維持、発展が危ぶまれる状況が生じている。好適な立地条件のもと適正な密度で養殖を営むことが持続的な養殖生産をあげる上での不可欠の条件であり、そのためには漁場環境を的確に評価し、適正養殖量を把握する手法を確立する必要がある。

沿岸域の環境モニタリングの際に、理化学的な調査・分析とともに生物指標を用いた方法が採用されるようになってきた。この方法には一定の期間にわたる環境を総合的に表す長所がある。これに加え、移動性の少ないマクロベントスは局所的な個々の場所の指標性に優れる。

マクロベントスを生物指標とした魚類養殖場環境のモニ

2001年12月21日受付, 2002年5月2日受理

<sup>1</sup> 水産総合研究センター養殖研究所

National Research Institute of Aquaculture, Fisheries Research Agency, Nansei, Mie 516-0193, Japan

<sup>2</sup> 三重県栽培漁業センター

Mie Prefectural Fish Farming Center, Hamajima, Mie 517-0404, Japan

<sup>3</sup> 三重県科学振興センター水産研究部尾鷲水産研究室

Owase Fisheries Laboratory, Fisheries Research Division, Mie Prefectural Science and Technology Promotion Center, Owase, Mie 519-3602, Japan

<sup>†</sup> hyoko@fra.affrc.go.jp

タリング調査は、ヨーロッパ (Brown *et al.*, 1987; Frid and Mercer, 1989; Lumb, 1989; Laurén-Määttä *et al.*, 1991), 北米 (Weston, 1990; Findlay *et al.*, 1995), オーストラリア (Ritz *et al.*, 1989), 中国 (Wu *et al.*, 1994), 日本 (Tsutsumi, 1995; 横山ほか, 1996; 佐々木・押野, 1997; Yokoyama, 2002) など世界各地で行われてきた。その結果、種多様性の減少 (Brown *et al.*, 1987; Ritz *et al.*, 1989; Weston, 1990; Wu *et al.*, 1994; Findlay *et al.*, 1995; Yokoyama, 2002), 大型種や棘皮動物の減少・消失 (Weston, 1990; 横山ほか, 1996; Yokoyama, 2002), 全世界的な汚濁指標種である多毛類 *Capitella* sp. の優占的出現 (Brown *et al.*, 1987; Findlay *et al.*, 1995; Tsutsumi, 1995; Yokoyama, 2002) など、工場廃水や都市下水を伴う他の有機汚濁域 (Pearson and Rosenberg, 1978) と共通した現象が魚類養殖場においてもみられること、潮流の早い養殖漁場では養殖により負荷される粒状有機物は比較的、広い範囲に拡散する (Frid and Mercer, 1989) が、底質とマクロベントスへの直接的影響は生簀からせいぜい200m以内の範囲に限られる (Brown *et al.*, 1987; Lumb, 1989; Weston, 1990; Findlay *et al.*, 1995) こと、およびマクロベントスは残餌や養殖魚の糞など負荷有機物の分解に大きな役割を果たしている (Chareonpanich *et al.*, 1993; 佐々木・押野, 1997) ことなどが明らかになりつつある。

マクロベントスの生息状況に基づいた増養殖漁場の環境基準が提案されている。例えば、玉井 (1990) は正常なマクロベントス群集の維持には底層水の溶存酸素を周年  $3\text{ml l}^{-1}$  以上に確保する必要があるとしている。また、鈴木ほか (2000) はマクロベントスによる有機懸濁物除去機能が発現される底質基準として堆積物の窒素量  $1\text{mg g}^{-1}$  以下をあげている。ただし、これらの数値は主として内湾での調査により導かれたものであり、易分解性有機物が狭い範囲に集中的に投入される魚類養殖場へそのまま適用可能かは不明である。また、日本水産資源保護協会 (2000) が定めた水産用水基準 (2000年版) では底質のCOD値  $30\text{mg g}^{-1}$  と硫化物量 (酸揮発性硫化物態硫黄量, AVS-S)  $1.0\text{mg g}^{-1}$  が汚濁水域を示す指標とされているが、この基準で採択された数値の根拠は明確に示されていない。

1999年、漁場の適正利用と魚病の予防・蔓延防止を図るため、「持続的養殖生産確保法」が施行された。本法律により、溶存酸素量、硫化物量および底生生物を指標とする養殖漁場の環境基準が定められた。ただし、酸素消費速度に基づいた硫化物量に関する基準については、現場への適用が困難であることが指摘されている (横山・坂見, 2002)。また、底生生物に関する基準についてはその存在の有無が問われているのみで、漁場の環境容量を示すものではない。これらの指標・環境基準は科学的根拠に基づいてよりの確で精度の高いものへと改訂される余地を残しており、現在、水産庁を中心に指標・環境基準の再検討が進められている。

海面魚類養殖が盛んな三重県の熊野灘沿岸では、三重県科学技術振興センター水産研究部尾鷲水産研究室を中心とした研究グループにより漁場の環境調査が継続的に行われている (三重県, 1995; 西村ほか, 2001)。養殖漁場の指標・環境基準の再検討に資するために、この一連の調査のなかで、底層環境が最も悪化しやすい夏季に養殖規模や地形が異なる22カ所の魚類養殖場においてマクロベントス調査を行い、動物群集に及ぼす物理化学的環境と養殖活動の影響を解析した。

## 材料および方法

### 調査水域

熊野灘沿岸には北東部の五ヶ所湾から南西部の二木島湾にかけて、様々な形状のリアス式小海湾が続いている (Fig. 1)。これらの諸湾のなかで尾鷲湾への陸水の流入量は比較的多く、月平均の河川流量は冬季  $40\text{m}^3\text{s}^{-1}$ 、夏季  $60\text{--}80\text{m}^3\text{s}^{-1}$  程度であるが、他の湾における陸水の流入は少ない (杉本, 1985)。これらの諸湾における大潮差は1.8m前後である。この地域ではかつて真珠養殖が盛んであったが、1970年以降、真珠不況による急速な衰退と入れ替わりに、ブリやマダイの海面養殖が興隆してきた。1998年にはこの地域内で養殖を営む漁業協同組合は34を数え、総面積200haに及ぶ養殖生簀より、全国の海面養殖生産量の約5%にあたる13300tの養殖魚 (マダイ86%、ブリ11%) が収穫されている (東海農政局三重統計情報事務所, 1999)。調査対象としたのは22カ所の養殖場であり、熊野灘沿岸に分布する主要な養殖場を網羅している。本調査域の沿岸では、流入河川の流域総面積  $690\text{km}^2$  内の人口は約65000人と少なく、みるべき工業や畜産業はない。このため、海域への養殖業以外の人為的有機物負荷量は少なく、有機物負荷の大半を養殖由来物質が占める。ちなみに、五ヶ所湾では有機物負荷のなかで養殖由来物質が占める割合は71%、自然由来の有機物は17%、生活排水中の有機物は10%と推定されている (マリノフォーラム21, 1998)。さらに、養殖由来の粒状有機物の大部分は生簀周辺の半径約200m以内の範囲に集中的に沈降・堆積し、底質の悪化をもたらす (萩野, 1977; Hevia *et al.*, 1996; Pawar *et al.*, 2001) ことから、生簀直下への負荷有機物の大部分が養殖に由来するといえる。

### 調査方法と解析方法

各養殖場において生簀から10m以内に計51地点を設け (Fig. 1)、1998年8月24日~9月4日に調査を行った。各地点でエクマン採泥器 (面積  $0.04\text{m}^2$ ) を用いて堆積物を採取した。原則として、採泥器の採集深度 (中央部) が砂底においても5cm以上になったものをマクロベントス用試料とした。採取した堆積物に10%中性ホルマリンを加えて実験室に持ち帰り、1.0mm目の篩にかけて残った動物を選別した。湿重量が1g未満の小型マクロベントスの範疇

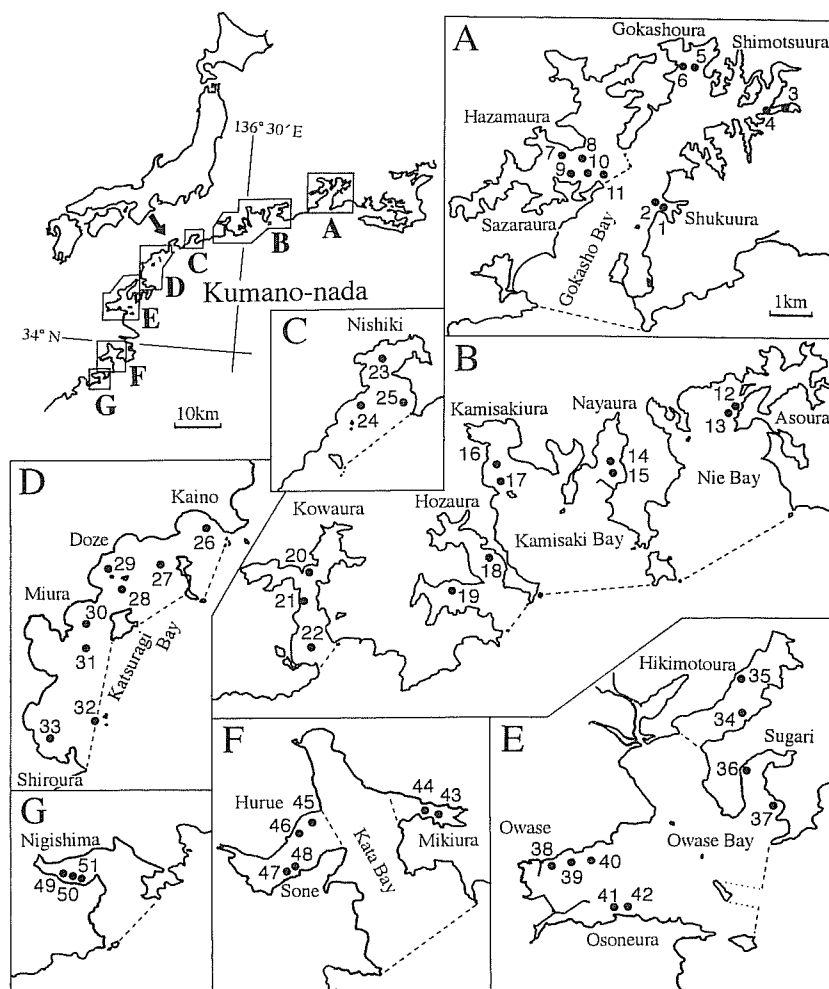


Figure 1. Map of fish culture grounds along the coast of Kumano-nada, showing sampling stations (1-51). Broken lines indicate the width of the bay mouth or the inlet mouth, which was used for calculation of the index of *ED*. See text for *ED*.

に入る動物（堀越・菊池，1976）について種ごとに個体数を計数し，棲管および貝殻を除いた湿重量を計量するとともに，種多様度指数として Shannon-Weaver 関数  $H'$  (bit) および均等度  $J'$  (Pielou, 1969) を求めた。動物の採集とともに，各地点で堆積物直上水の溶存酸素量 (DO)，底質の全有機炭素量 (TOC)，全窒素量 (TN)，全燐量 (TP)，化学的酸素要求量 (COD)，酸揮発性硫化物態硫黄量 (AVS-S) および泥分率 (silt-clay%: 径  $62 \mu\text{m}$  以下のシルト・クレイ粒子の重量百分率) の分析に供する試料をエクマン採泥器内に設置したコア (Yokoyama and Ueda, 1997) により採集した。底質分析試料は表面より深さ  $1 \text{ cm}$  までの堆積物とした。DO はウインクラー法により，AVS-S は検知管法により，COD はアルカリ法により，TP は過硫酸カリウム分解処理後 Strickland and Parsons (1968) の方法により測定した。また，TOC と TN は CN コーダー (ヤナコ MT-700CN) を用い，測定した。底質の化学分析項目の値は乾燥させた堆積物

1g あたりの重量で表記した。

#### 養殖場の物理環境と養殖量の指標

マクロベントス群集に及ぼす環境要因を検討するには，調査場所の物理環境に関する要素と養殖活動に関する要素を区別して検討する必要がある。前者に属する要素として，湾外の海流，潮汐波，河川水量，海面を通じての熱の流入・流出，風力・風向，湾の面積や水深，海岸や海底の地形などが挙げられる (柳，1989)。これらのうち，地理的に近い範囲にあり，陸水の影響が小さい水域では，地形的要素が海水交換と負荷有機物の拡散に主要な影響を及ぼす。この視点に立って，湾口幅，湾長，湾岸線の長さ，湾面積，水深などにより決定されるいくつかの指標が考案されている (日本水産資源保護協会，1988；中尾・松崎，1995)。しかし，これらの指標は湾全域を対象としており，湾内における養殖場の位置は考慮されていない。上嶋ほか (1986) は広島湾における海水の平均滞留時間は湾口より湾

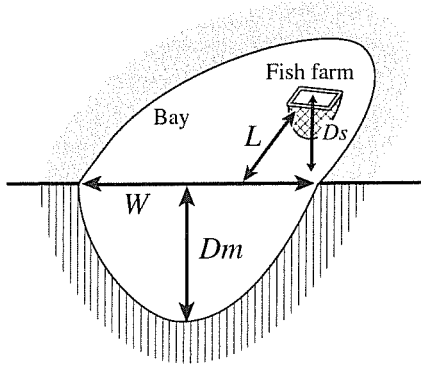


Figure 2. Parameters for the calculation of ED. ED is expressed as  $ED=(L/W)(45/Dm)(20/Ds)$ .

奥に向けて長くなることを水理模型実験により示した。陸水の流入が比較的少ない本調査水域では、湾の地形と湾内における養殖場の位置が物理環境に関する主要な要素となると考えられる。湾口から漁場までの距離と湾口の幅との比が湾内における漁場の相対的位置を示し、湾口の最深部水深が湾外水の湾内への進入に、漁場の水深が養殖に伴う負荷有機物が海底に到達する程度にそれぞれ関与すると考え、これらの地形的要素により決定される内湾度指数 ED (Embayment Degree) を物理環境を表す指標とした。EDは、

$$ED=(L/W)(45/Dm)(20/Ds)$$

により表される。Lは湾口から調査地点までの最短距離、Wは湾口の幅、Dmは湾口最深部の水深、Dsは調査地点の水深（調査地点と湾口との間にシルがある場合にはシルの水深）をDsとした (Fig. 2)。20は調査地点の平均水深 (m)、45は湾口最深部水深の平均値 (m) である。ただし、調査地点が二次湾のなかにあり、主湾の湾軸と二次湾の湾軸が90°未満で交わる場合（迫間浦、礫浦、引本浦、三木浦、古江、曾根）には、

$$ED=(L_1/W_1+L_2/W_2)(45/Dm)(20/Ds)$$

を採用した。L<sub>1</sub>は主湾湾口から二次湾湾口までの距離、L<sub>2</sub>は二次湾湾口から調査地点までの距離、W<sub>1</sub>は主湾湾口の幅、W<sub>2</sub>は二次湾湾口の幅である。

養殖活動に関する主要な要素として投入された飼料の質と量があげられる。しかし、これらをそれぞれの生簀毎に正確に把握することは困難であったので、各漁業協同組合毎に記載された1998年の年間魚類生産量（東海農政局三重統計情報事務所、1999）を養殖に伴う有機物負荷量を間接的に示す指標とした。なお、迫間浦養殖場と礫浦養殖場は狭い水域内で近接しているため、一つの養殖場とみなした。

Table 1. Fish production in 1998 and the range of ED values (an index of topography) at each fish farm.

Station No.*1	Name of fish farm	Name of Bay	Fish production*2 t year <sup>-1</sup>	ED
1-2	Shukuura	Gokasho Bay	110	2.4-4.1
3-4	Shimotsuura	Gokasho Bay	182	8.3-9.1
5-6	Gokashoura	Gokasho Bay	99	5.6-6.0
7-11	Hazamaura & Sazaraura	Gokasho Bay	1400	3.9-7.2
12-13	Asoura	Nie Bay	683	0.9-1.7
14-15	Nayaura	Kamisaki Bay	101	1.8-2.4
16-17	Kamisakiura	Kamisaki Bay	545	0.9
18-19	Hozaura	Hozaura Bay	1507	1.9-2.2
20-22	Kowaura	Kowaura Bay	852	1.3-4.7
23-25	Nishiki	Nishiki Bay	1053	0.4-1.9
26-27	Kaino	Katsuragi Bay	608	0.9-1.1
28-29	Doze	Katsuragi Bay	90	1.6-3.2
30-31	Miura	Katsuragi Bay	116	0.4-0.9
32-33	Shiroura	Katsuragi Bay	601	0.0-0.5
34-35	Hikimotoura	Owase Bay	657	3.3-5.4
36-37	Sugari	Owase Bay	1102	0.4-0.6
38-39	Owase	Owase Bay	684	1.4-2.7
41-42	Osoneura	Owase Bay	530	1.1-1.2
43-44	Mikiura	Kata Bay	1112	0.7-0.9
45-46	Hurue	Kata Bay	210	0.8-0.9
47-48	Sone	Kata Bay	61	0.8-0.9
50-51	Nigishima	Nigishima Bay	446	0.8-1.4

\*1 See Fig. 1.

\*2 After Tokai Regional Administration Office (1999).

## 結果

### 各漁場の養殖生産量と内湾度指数

22カ所の養殖場における1998年の生産量は61~1507tの範囲にあり、このうち迫間浦・礫浦養殖場、方座浦養殖場、錦養殖場、須賀利養殖場および三木浦養殖場では生産量が1000tを超えた (Table 1)。一方、51調査地点の内湾度指数EDは0.0~9.1の範囲にあった。これらの養殖場のなかで迫間浦・礫浦養殖場を除く4養殖場は、ED値が2.2以下を示したように、湾口に近く水深の深い場所に位置していたが、迫間浦・礫浦養殖場は閉鎖的な二次湾内に位置しており、ED値も3.9~7.2とかなり高かった。

### 各項目間の相関マトリクス

水質・底質諸項目間およびマクロベントスの群集パラメータと水質・底質諸項目との相関マトリクスをTable 2に示す。堆積物中の有機物量の指標となるTOC, TN, TPおよびCODの間には相互に高い有意 ( $p<0.001$ ) の正の相関があった。また、これらの4項目とAVS-Sとの間には有意 ( $p<0.001$ ) の正の相関、堆積物直上水のDOとの間に有意

**Table 2.** Correlation matrix between the environmental factors and the community parameters of the macrobenthos.

	TOC	TN	TP	COD	DO	AVS-S	Silt-clay %
TN	0.983**						
TP	0.745**	0.794**					
COD	0.908**	0.921**	0.782**				
DO	-0.686**	-0.730**	-0.739**	-0.763**			
AVS-S	0.841**	0.862**	0.778**	0.925**	-0.754**		
Silt-clay %	0.576**	0.576**	0.340*	0.539**	-0.270	0.370*	
Biomass <sup>#</sup>	-0.314*	-0.280	-0.361*	-0.565**	0.569**	-0.646**	-0.143
Density <sup>#</sup>	-0.508**	-0.461**	-0.293*	-0.655**	0.526**	-0.627**	-0.390*
No. of species <sup>#</sup>	-0.589**	-0.565**	-0.454**	-0.788**	0.593**	-0.811**	-0.405**
J'	-0.098	-0.148	-0.299*	-0.140	-0.029	-0.275	-0.012
H'	-0.488**	-0.499**	-0.499**	-0.649**	0.415*	-0.722**	-0.305*

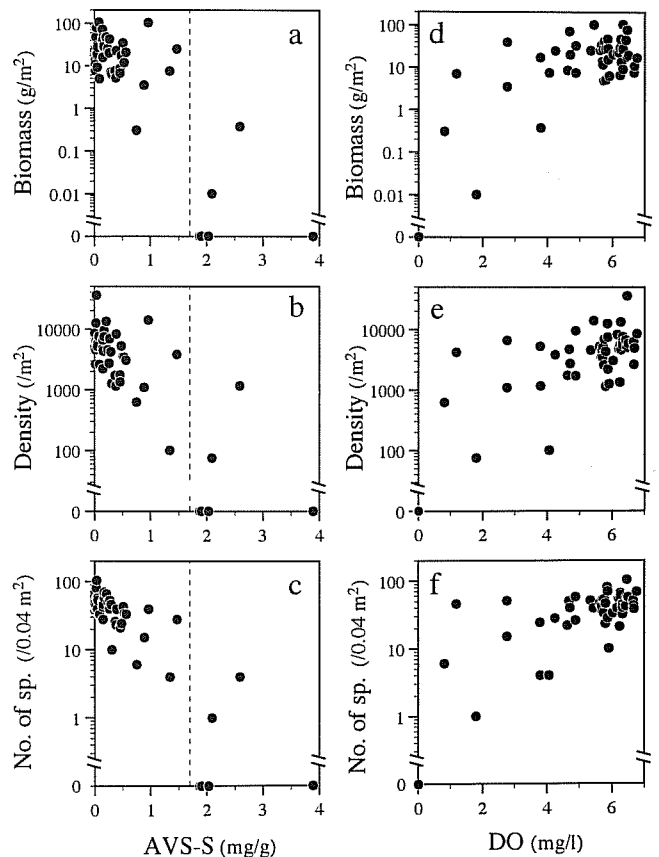
<sup>#</sup> Values transformed into logarithms. \* Significant ( $p < 0.05$ ). \*\* Significant ( $p < 0.001$ ).

( $p < 0.001$ )の負の相関があり、堆積物中の有機物量が多いほど AVS-S が多く、DO が低くなる傾向が明らかであった。なお、含泥率と底質の他項目との間にも有意 ( $p < 0.001$  あるいは  $p < 0.05$ ) の正の相関があったが、DO との間には有意の相関は認められなかった。

マクロベントス群集の各項目は J' を除き、水質・底質の各項目と高い相関を示すことが多かった (Table 2)。とくに、現存量、生息密度および出現種数と AVS-S との間で有意 ( $p < 0.001$ ) の負の相関があり、AVS-S が  $1.7 \text{ mg g}^{-1}$  を超えると、ほぼ無生物状態 ( $< 1 \text{ g m}^{-2}$ ,  $< 100 \text{ 個体 m}^{-2}$ ,  $< 1 \text{ 種 } 0.04 \text{ m}^{-2}$ ) となった (Fig. 3a, b, c)。また、現存量、生息密度および出現種数と DO との間で有意 ( $p < 0.001$ ) の正の相関が認められた。ただし、無酸素となった4地点ではマクロベントスは採集されなかったものの、DO が  $1.2 \text{ mg l}^{-1}$  を示した貧酸素地点 (Stn. 15) においても比較的、豊富な動物相 ( $7.1 \text{ g m}^{-2}$ ,  $4200 \text{ 個体 m}^{-2}$ ,  $46 \text{ 種 } 0.04 \text{ m}^{-2}$ ) がみられることがあり (Fig. 3d, e, f)、群集パラメータとの相関は AVS-S と比較するとやや低かった。

堆積物中の有機物量の指標となる TOC, TN, COD とマクロベントス群集の生息密度および種数との間に有意 ( $p < 0.001$ ) の負の相関があった (Table 2)。また、TP・種数間にも有意 ( $p < 0.001$ ) の負の相関が認められた。一方、現存量とこれらの底質項目との相関は概して低く、TN との間には有意の相関はなかった。

現存量と TOC, TN, TP および COD との関係を Fig. 4 に示した。肉食性の腹足類ヒメヨウラクガイ *Ergalatax contractus* が多数採集された Stn. 17 の値を本種が腐肉等に蝕集した結果の異常値とみなして除くと、いずれの項目とも現存量の最大値を結ぶ線は一峰型となる。これらの線上において現存量が最大となる値は、TOC については  $9.0 \text{ mg g}^{-1}$ 、TN については、 $1.2 \text{ mg g}^{-1}$ 、TP については  $2.0 \text{ mg g}^{-1}$ 、COD については  $23 \text{ mg g}^{-1}$  であった。一方、ほぼ無生物となる (現



**Figure 3.** Relations between the acid volatile sulfide content in the sediment and community parameters of the macrobenthos (a-c), and between the dissolved oxygen content of the bottom water and the community parameters of the macrobenthos (d-f). Broken lines indicate a value of AVS-S when near azoxic conditions were found.

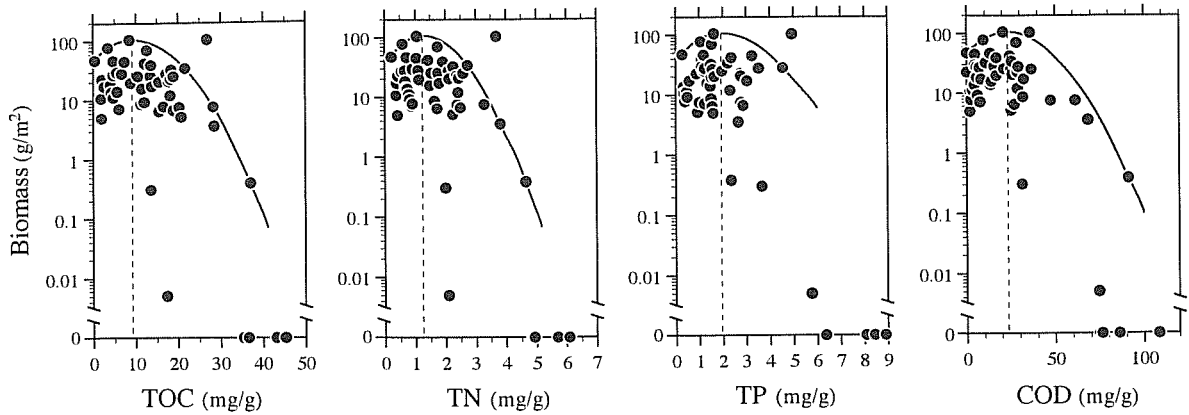


Figure 4. Relations between the sediment parameters and the biomass of the macrobenthos. Broken lines indicate values of the sediment parameters when the biomass of the macrobenthos reached a maximum.

存量,  $<1 \text{ g m}^{-2}$ ) のは, TOCについては  $30 \text{ mg g}^{-1}$  以上, TNについては,  $4 \text{ mg g}^{-1}$  以上, TPについては  $5 \text{ mg g}^{-1}$  以上, CODについては  $70 \text{ mg g}^{-1}$  以上の養殖場であった。

有機物量の指標となる底質諸項目と生息密度あるいは出現種数との間に相関関係があるにも関わらず, 現存量との相関が低かったのは, 現存量が最大となる値に達しない有機物量が少ない場所では多様な動物 (最大104種, 平均52種前後  $0.04 \text{ m}^{-2}$ ) が高密度 (最大35900個体, 平均7300個体前後  $\text{m}^{-2}$ ) で出現したものの, 個体のサイズが小さく, 現存量に反映しなかったことによる。

水質・底質・群集諸項目と養殖生産量, 内湾度指数との関係

水質・底質諸項目およびマクロベントスの群集パラメータと養殖生産量およびEDとの間の相関係数を求めた (Table 3)。養殖生産量は堆積物のTN, TPおよび海底直上水のDOと有意 ( $p < 0.05$ ) の相関を示したが, これら以外の項目とは相関が認められなかった。一方, EDは均等度J'を除くマクロベントス群集の各項目および水質・底質の各項目と有意 ( $p < 0.001$ ) の高い相関を示し, ED値が大きい漁場ほど堆積物中の有機物量 (TOC, TN, TP, COD) とAVS-Sが多く, 底層水のDOが少なく, かつマクロベントスの現存量, 生息密度および出現種数が少なくなる傾向があった (Fig. 5)。ED値が2以下の養殖場では生産量の多少に関わらずAVS-Sは  $0.6 \text{ mg g}^{-1}$  未満, DOは  $4 \text{ mg l}^{-1}$  以上, マクロベントスの現存量は  $10 \text{ g m}^{-2}$  以上, 生息密度は  $2000 \text{ 個体 m}^{-2}$  以上, 出現種数は20種  $0.04 \text{ m}^{-2}$  以上となる場合がほとんどであったが, ED値が5以上の養殖場ではAVS-Sは  $1.0 \text{ mg g}^{-1}$  以上となり, 無生物かそれに近い状態となった。EDと底質・水質諸項目との相関関係は, 年生産量が1000t以上の大規模養殖場に限ると, さらに明瞭であった (Fig. 5,  $0.899 \leq |r| \leq 0.957$ )。ED値が高い漁場における底質・水質の悪化傾向は年生産量が500t未満の小規模養殖場より1000t以上の大規模養殖場において著しく, Fig. 3に示した

Table 3. Correlation coefficients between the environmental factors and the community parameters of the macrobenthos, and the fish production and the ED value.

	Fish production	ED
TOC	0.225	0.695**
TN	0.287*	0.691**
TP	0.409*	0.568**
COD	0.263	0.814**
DO	-0.379*	-0.743**
AVS-S	0.258	0.752**
Silt-clay %	0.166	0.378*
Biomass <sup>#</sup>	0.142	-0.669**
Density <sup>#</sup>	0.172	-0.800**
No. of species <sup>#</sup>	0.172	-0.827**
J'	0.025	0.129
H'	0.141	-0.566**

<sup>#</sup> Values transformed into logarithms.

\* Significant ( $p < 0.05$ ).

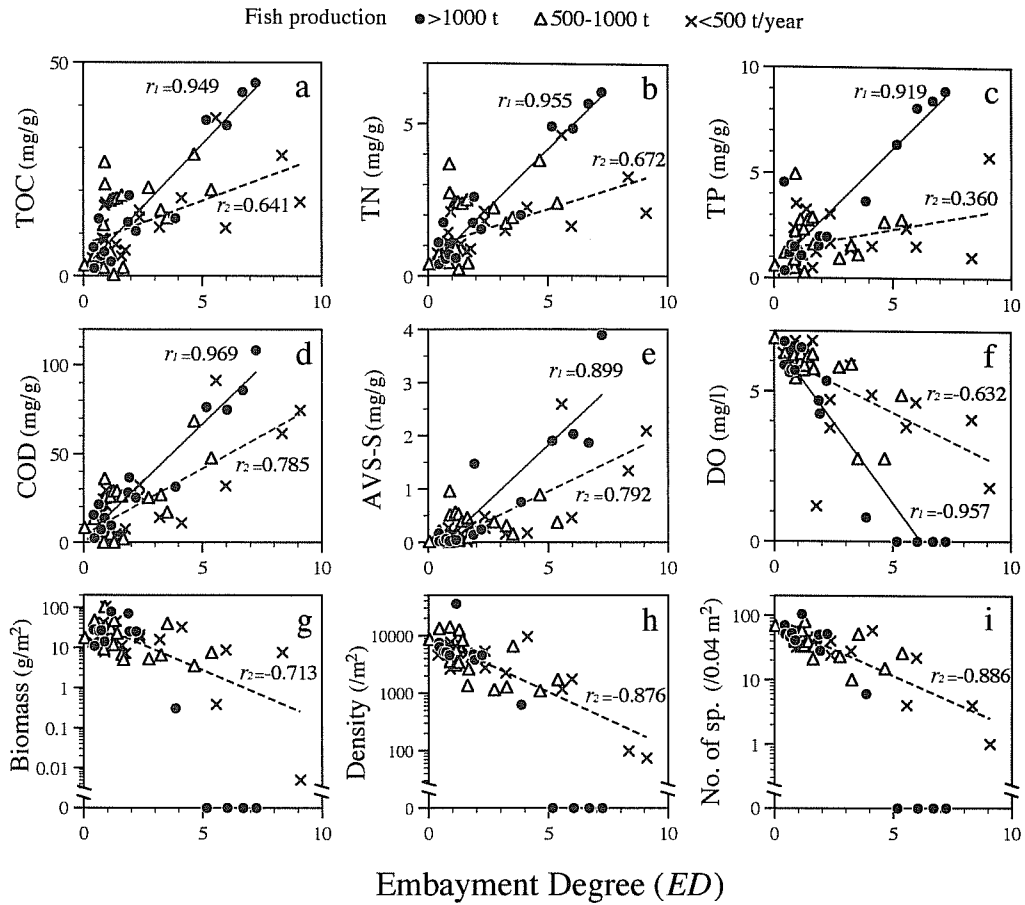
\*\* Significant ( $p < 0.001$ ).

ように両群でそれぞれ回帰直線を求めると, その傾きにはいずれの項目についても有意 ( $p < 0.05$ ) の差があった。また, ED値が5以上の大規模養殖場ではマクロベントスは全く採集されなかったが, 小・中規模養殖場では少ないながらも生息していた ( $0.01 \sim 8.6 \text{ g m}^{-2}$ ,  $75 \sim 1750 \text{ 個体 m}^{-2}$ ,  $1 \sim 26 \text{ 種 } 0.04 \text{ m}^{-2}$ )。

考察

マクロベントス群集に影響を及ぼす環境要因

本調査域ではマクロベントスの出現種数, 生息密度や種多様度と底質の有機物量を示す各項目との間に高い相関が認められ, 堆積物中に蓄積された有機物量が多い場所ほど貧酸素化や硫化物の発生が進み, マクロベントスの種数と密



**Figure 5.** Relations between *ED* and the physicochemical factors (a–f), and between *ED* and the community parameters of the macrobenthos (g–i). Plots are clustered into three categories in terms of fish production in 1998. Solid lines, the regression line (correlation coefficient:  $r_1$ ) based on data from large-scale farms; broken lines, the regression line (correlation coefficient:  $r_2$ ) based on data from small-scale farms.

度の減少要因となっていることが明らかであった。ただし、これらの現象を直ちに養殖に伴う負荷有機物量の増加による結果として捉えることはできない。本調査域では生簀下堆積物中の有機物量や底層水のDOおよびマクロベントス群集の数量諸項目は養殖生産量とはほとんど相関がなかった反面、湾内における養殖場の位置と湾の形状、水深より求められる内湾度指数EDと高い相関を示した。養殖により負荷された有機物の拡散、沈降、堆積および有機物の分解に関与する酸素供給速度は流速や海水交換率に支配されている (Findlay and Watling, 1997)。さらに、流速や海水交換率は地形、陸水の流入、湾内外の海象・気象などにより決定される (柳, 1989)。本調査域のように地理的に近い範囲内にあり、陸水の影響が少ない水域では地形が流速や海水交換に主要な役割を果たすと考えられる。他方、ED値が高い漁場における底質・水質の悪化とマクロベントスの減少傾向は小規模養殖場より大規模養殖場において著しく、水深が浅く、湾奥に位置する漁場では養殖に伴う負荷

有機物が環境に大きな影響を及ぼすことが明らかであった。EDと水質・底質の化学分析項目およびマクロベントス群集の諸項目との高い相関は地形的要素の影響が強い環境下で養殖に伴う有機物負荷が相まって表出したものとみなされる。

#### 底質項目の漁場環境指標としての可能性

マクロベントスの分析には専門的知識と時間を要するので、養殖業者自らがモニタリングを行う指標としては簡便性、汎用性に問題があり、全国の養殖場に普及させるにはマクロベントスと相関関係がある化学分析項目をこの代用とすることが現実的な手段となる。指標策定の基準とすべきマクロベントスの項目は、海底における負荷有機物の浄化能の観点からみると、現存量が最も相応しい。現存量・AVS-S間には有意 ( $p < 0.001$ ) の負の相関があり、マクロベントスが夏季にはほぼ消滅するときの堆積物中のAVS-Sは  $1.7 \text{ mg g}^{-1}$  であった。熊野灘沿岸の漁場においてマクロベントスによる負荷有機物の分解を通年にわたり維持するた

めには、少なくともこの値を上回らないことが最低の条件となる。このように、AVS-Sは無生物状態を招く劣悪な環境の指標となり得る。なお、AVS-Sは、「持続的養殖生産確保法」の運用に際し水産庁長官が定めた、状況が著しく悪化している養殖漁場の指標ともなっている。ただし、その基準となる数値は本調査により得られた $>1.7\text{mg g}^{-1}$ より若干高い $>2.5\text{mg g}^{-1}$ となっており、数値の汎用性に関する今後の検討が必要である。

硫化物の発生が堆積物中への有機物の蓄積に起因することは両者間で高い相関が見られたことでも明らかである。ほぼ無生物となる底質の有機物量としてTOC値 $30\text{mg g}^{-1}$ 、TN値 $4\text{mg g}^{-1}$ 、TP値 $5\text{mg g}^{-1}$ 、COD値 $70\text{mg g}^{-1}$ が得られており、これらの値も当地域における養殖場環境として危機的な状況を示す基準となる可能性がある。一方、現存量・DO間にも有意の相関が認められたが、貧酸素地点において比較的多い現存量がみられる場合があり、一時的な測定のみでの確かな評価を下すことは困難である。

マクロベントスの現存量は堆積物中の有機物量が増加するとともに増加し、その後、減少に転じる傾向が認められた。このことは、現存量が最大に達しない範囲内では負荷有機物がマクロベントスの増殖に寄与しており、生態系の物質循環が正常に機能していることを示唆している。従って、現存量が最大となるTOC値 $9.0\text{mg g}^{-1}$ 、TN値 $1.2\text{mg g}^{-1}$ 、TP値 $2.0\text{mg g}^{-1}$ 、COD値 $23\text{mg g}^{-1}$ に達しない範囲を健全な養殖場環境とみなせる。鈴木ほか(2000)は三河湾においてマクロベントスの有機懸濁物除去機能が維持される環境条件を検討し、正常な物質循環が維持される底質基準としてTNでは $1\text{mg g}^{-1}$ 以下、CODでは $10\text{mg g}^{-1}$ 以下を提案している。今回の調査で得られたTN値 $1.2\text{mg g}^{-1}$ は鈴木らの提案した値に近く、生物浄化が正常に機能する環境の指標として妥当な数値と考えられる。CODに関しては鈴木らの値と大きな差があり、今後の検討が必要である。

本研究で提案した内湾度EDは地形に基づいた指数であり、この値が2より小さい養殖場では年養殖生産量が1500tに達する大規模な養殖場においても、環境が著しく悪化する恐れは少ない。一方、EDが5を超えると、高濃度の硫化物の発生、貧酸素水塊の発達、ひいては夏季におけるマクロベントスの無生物化を招くことがある。このように、EDは養殖場の地形的立地条件を評価できる簡便な指標になる可能性がある。

本研究では、養殖漁場の地形的要素を示す内湾度指数を提案し、この概念を取り入れることによりマクロベントス群集と底質への影響評価の解析が容易になることを示した。また、物理化学的環境要因とマクロベントス群集との関係解析によりマクロベントス群集の現存量を基とした底質の諸項目が魚類養殖漁場環境の指標となり得ることを示唆した。しかし、これらの指標や数値基準は、陸水流入量が少なく、都市や他産業からの人為的汚染負荷が少なく、

かつ潮汐や海象がほぼ同一条件下にある一地域内の諸小内湾から得られたものである。今後、他水域の養殖漁場においても同様の広範な調査を進め、全国に適用しうる養殖漁場環境の指標・環境基準を構築する必要がある。

## 謝 辞

調査は養殖場を管理する各漁業協同組合の作業船および養殖研究所の調査船“なんせい”により行われた。調査に協力していただいた三重県科学技術振興センター水産研究部の山形陽一氏、三重県漁業協同組合連合会の植地基方氏を始め各漁業協同組合の方々、下村耕史氏を始め三重県尾鷲水産研究室の方々、養殖研究所の山本茂也、石樋由香、阿保勝之の各氏、また、本研究をまとめる際に有益な助言をいただいた東京大学海洋研究所の小松輝久博士に厚くお礼を申し上げる。なお、本研究は水産庁栽培養殖課の委託費により行われた。

## 引用文献

- 阿保勝之(2000) 外洋に面した半閉鎖性漁場における貧酸素水塊の挙動に関する研究. 養殖研報, 29, 141-216.
- Brown, J.R., R.J. Gowen and D.S. McLusky (1987) The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 109, 39-51.
- Chareonpanich, C., S. Montani, H. Tsutsumi and S. Matsuoka (1993) Modification of chemical characteristics of organically enriched sediment by *Capitella* sp. I. Mar. Poll. Bull., 26, 375-379.
- Findlay, R.H. and L. Watling (1997) Prediction of benthic impact for salmon net-pens based on the balance of benthic oxygen supply and demand. Mar. Ecol. Prog. Ser., 155, 147-157.
- Findlay, R.H., L. Watling and L.M. Mayer (1995) Environmental impact of salmon net-pen culture on marine benthic communities in Maine: A case study. Estuaries, 18, 145-179.
- Frid, C.L.J. and T.S. Mercer (1989) Environmental monitoring of caged fish farming in macrotidal environments. Mar. Poll. Bull., 20, 379-383.
- 萩野静也(1977) 汚染物質の物理的挙動. 浅海養殖と自家汚染, 日本水産学会編, 恒星社厚生閣, 東京, 31-41.
- Hevia, M., H. Rosenthal and R.J. Gowen (1996) Modelling benthic deposition under fish cages. J. Appl. Ichthyol., 12, 71-74.
- Hirata, H., S. Kadowaki and S. Ishida (1994) Evaluation of water quality by observation of dissolved oxygen content in mariculture farms. Bull. Natl. Res. Inst. Aquacult., Suppl., 1, 61-65.
- 堀越増典・菊池泰二(1976) ベントス. 海藻・ベントス, 元田 茂編, 東海大学出版会, 東京, 149-437.
- Laurén-Määttä, C., M. Granlid, S. Henriksson and V. Koivisto (1991) Effects of fish farming on the macrobenthos of different bottom types. In: Marine Aquaculture and Environment, ed. T. Mäkinen, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, 57-83.
- Lumb, C.M. (1989) Self-pollution by Scottish salmon farms? Mar. Poll. Bull., 20, 375-379.
- マリノフォーラム21(1998) 五ヶ所湾への汚濁負荷量. 平成9年度養殖場環境改善システム開発調査(養殖場の再開発)報告書, 24-26.
- 三重県(1995) 養殖ガイドライン作成検討調査事業報告書(マダイ). 魚類養殖対策調査事業報告書, 全国かん水養魚協会, 61-91.
- 中尾 徹・松崎加奈恵(1995) 地形形状による富栄養化の可能性. 海の研究, 4, 19-28.



- 日本水産資源保護協会 (1988) 養殖漁場の類型化と対象漁場の選定, 昭和62年度養殖漁場管理定量化開発調査報告書, 10-15.
- 日本水産資源保護協会 (2000) 水産用水基準 (2000年版), 96 pp.
- 西村昭史 (1982) 魚類養殖漁場の有機汚染が赤潮生物 *Gymnodinium type- '65* および *Chattonella antiqua* の増殖に及ぼす影響. 日プランクトン会報, **29**, 1-7.
- 西村昭史・井上美佐・山形陽一・横山 寿 (2001) 持続的魚類養殖漁業のための漁場環境指標設定への試み. 三重科技セ水研報, **10**, 51-70.
- 農林水産省統計情報部 (2000) 平成10年漁業・養殖業生産統計年報. 農林水産省, 327 pp.
- Pawar, V., O. Matsuda, T. Yamamoto, T. Hashimoto and N. Rajendran (2001) Spatial and temporal variations of sediment quality in and around fish cage farms: A case study of aquaculture in the Seto Inland Sea, Japan. *Fish. Sci.*, **67**, 619-627.
- Pearson, T.H. and R. Rosenberg (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **16**, 229-311.
- Pielou, E.C. (1969) An introduction to mathematical ecology. Wiley Interscience, New York, 286 pp.
- Ritz, D.A., M.E. Lewis and M. Shen (1989) Response to organic enrichment of infaunal macrobenthic communities under salmonid sea cages. *Mar. Biol.*, **103**, 211-214.
- 佐々木良・押野明夫 (1997) ギンザケ養殖漁場下における堆積有機物とベントス分布態様. 宮城水セ研報, **15**, 61-68.
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parsons (1968) A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish Res. Bd. Canada*, **167**, 1-311.
- 杉本隆成 (1985) 熊野灘II物理. 日本全国沿岸海洋誌, 日本海洋学会沿岸海洋研究部会編, 東海大学出版会, 東京, 572-580.
- 鈴木輝明・青山裕晃・中尾 徹・今尾和正 (2000) マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案—三河湾浅海部における事例研究—. *水産海洋研究*, **64**, 85-93.
- 玉井恭一 (1990) 底生生物. 海面養殖と養魚場環境, 渡辺競編, 恒星社厚生閣, 東京, 69-78.
- 東海農政局三重統計情報事務所 (1999) 海面養殖業生産の部. 三重県漁業地区別統計表 (平成10年), 三重農林統計協会, 56-57.
- Tsutsumi, H. (1995) Impact of fish net pen culture on the benthic environment of a cove in south Japan. *Estuaries*, **18**, 108-115.
- 上嶋英機・橋本英資・山崎宗広・宝田盛康 (1986) 湾内水塊の交換—広島湾を対象とした海水交換実験より—. 海岸工学講演会論文集, **33**, 571-575.
- Weston, D.P. (1990) Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **61**, 233-244.
- Wu, R.S.S., K.S. Lam, D.W. MacKay, T.C. Lau and V. Yam (1994) Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: A case study in the sub-tropical environment. *Mar. Environ. Res.*, **38**, 115-145.
- 柳 哲雄 (1989) 沿岸海洋学. 恒星社厚生閣, 東京, 154 pp.
- Yokoyama, H. (2002) Impact of fish and pearl farming on the benthic environments in Gokasho Bay: evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fish. Sci.*, **68**, 258-268.
- 横山 寿・坂見知子 (2002) 五ヶ所湾魚類養殖場における環境基準としての酸素消費速度の検討. *日本水誌*, **68**, 15-23.
- 横山 寿・杜多 哲・阿保勝之・山本茂也 (1996) 五ヶ所湾のマクロベントス相: 1993年と1941年の比較. *養殖研報*, **25**, 23-42.
- Yokoyama, H. and H. Ueda (1997) A simple corer set inside an Ekman grab to sample intact sediments with the overlying water. *Benthos Res.*, **52**, 119-122.