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

横山 寿,* 坂見知子

(2000年11月16日受付, 2001年7月23日受理)

水産総合研究センター養殖研究所

Examination of the Benthic Oxygen Uptake Rate as an Environmental Criterion for Fish Farms in Gokasho Bay

Hisashi Yokoyama,* Tomoko Sakami

National Research Institute of Aquaculture, Mie 516-0193, Japan

A new law, which was established in 1999 to prevent environmental deterioration around aquaculture farms, determined that the rates of benthic oxygen uptake (BOU) should be used as an environmental criterion. This criterion is based on the Omori-Takeoka theory in which the peak of BOU against the loaded organic matter is regarded as an indicator of the maximum phase in the process of biological remineralization. The present study aimed to clarify whether this criterion is applicable to fish farms in Gokasho Bay. Organic carbon and nitrogen in the sediment and sediment trap samples and sulfides in the sediment decreased with increasing distance from a cage. However, the peak of BOU was not found in the observed gradient of loaded organic matter. Therefore, we cannot use the criterion based on the Omori-Takeoka theory to the fish farms in Gokasho Bay. This finding may be explained by the severe organic pollution resulting in the decrease of biological remineralization and/or by the possible variation of biological BOU in its immediate response to the change of dissolved oxygen in the overlying, near-sediment-surface water.

キーワード：酸素消費速度, 硫化物量, 養殖漁場, 持続的養殖生産確保法, 大森・武岡理論, 堆積物・水境界層

我が国の養殖業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、現在では養殖業を除く沿岸漁業と同等の生産額を挙げるに至っている。その一方で、過密養殖と過剰給餌が貧酸素化や有害赤潮の発生などいわゆる自家汚染と呼ばれる現象を招き、その結果、漁場環境の悪化だけでなく、漁場の生産性とその安定性が危ぶまれるようになった。

折しも1999年、養殖業の発展と国民への水産物の安定供給を目的とした「持続的養殖生産確保法」が施行された。本法律で定められた「基本方針」には「養殖漁場の改善の目標に関する事項」があり、養殖業者が目標とすべき基準の一つとして、魚介類の海面養殖場の底質について「いけす等の養殖施設の直下の水底における硫化物量が、その漁場における酸素消費速度が最大となるとき硫化物量の値を下回っていること」が挙げられている。この基準は、Omori *et al.*¹⁾および武岡・大森²⁾に依

拠しており、彼らの考え方は一般に「大森・武岡理論」と呼ばれている。

「大森・武岡理論」は海底面を挟む水と堆積物の2層およびその上部の水層と下部の堆積物層の計4層間における定常状態での溶存酸素、負荷有機物、嫌氣的分解産物の鉛直方向の収支に関する一次元モデルの安定平衡解から導かれたものである。このモデルでは酸素消費速度が極大となる有機物負荷量が存在する。これより、海底における酸素消費速度がバクテリアを含む底生生物の呼吸に依存することから、酸素消費速度が有機物負荷量の増加とともに上昇する間には有機物が円滑に分解されているとみなし、養殖に伴う有機物負荷は許容されると判断している。また、有機物負荷量と底質の硫化物量との間に一般に正の相関関係があることから、有機物負荷量の代わりに硫化物量を環境収容能力の限界を示す実用的な環境指標として用いることができるとしている。

* Tel : +81-599-66-1830, Fax : +81-599-66-1962, E-mail : hyoko@fra.affrc.go.jp

横山³⁾は堆積物・水境界層における酸素収支について考察を加え、全酸素消費速度の動向は生物的酸素消費と化学的酸素消費の絶対量の相違や速度変化のパターン、化学的酸素消費の始まる位置により大きく変化することを示唆した。また、酸素消費速度を養殖漁場の環境基準とするには生物的消費のみに限るべきであること、また多くの漁場における測定により「大森・武岡理論」を実証する必要があることを指摘した。

現在までに「大森・武岡理論」を実漁場に適用し、酸素消費速度の最大値を検出したとされるのは愛媛県の宇和島湾¹⁾と下波湾²⁾における2例のみである。ただし、これらの調査で得られた地点間の酸素消費速度・硫化物量の相違が有機物負荷量の相違に基づくのか、あるいは酸素供給能力の相違に基づくのかは不明であり、後者の要因によるものならば得られた値を適正養殖量算定の根拠とすることができなくなる。

そこで、我々は三重県の五ヶ所湾内の魚類養殖場において堆積物の酸素消費速度を基とした環境基準が適用可能か否かを検討した。本調査手法の要点は、1) 酸素消費を生物的消費と化学的消費に分ける、2) 有機物負荷量の傾度を明確にした上でサンプリングを行う、ということにある。前者については、生物浄化の指標となる可能性があるのは酸素消費速度のうち生物的酸素消費に限られることに基づく。後者については、海水流動や水深など物理的条件が一定しており、他に顕著な有機物負荷がないと想定される範囲内で生簀から一定の間隔をとって試料の採取地点を配置することにより、養殖による有機物負荷の傾度を抽出しようと試みた。なお、「大森・武岡理論」を野外調査により検証するには、現場での溶存酸素濃度における全酸素消費速度を測定すればよいが、本研究では夏季に低酸素となる漁場における生物浄化の最大能力を把握できるように、溶存酸素を飽和させた条件下での酸素消費速度も求めた。

材料および方法

調査地の環境と養殖業 熊野灘北部に位置する五ヶ所湾は表面積 22.2 km²、湾口部の水深が 27 m のリアス式小型内湾である (Fig. 1)。本湾では 1962 年に海面養殖が開始された。当初はブリのみであったが、1970 年前後からマダイの養殖が加わり、収穫量が急増した。1981 年には年間収穫量が 2560 t と最大となり、その後やや減少傾向をたどりつつ、現在に至っている。湾内における 1999 年の収穫量は 2094 t で、このうちマダイが 75%、ブリが 17% を占めた。五ヶ所湾における養殖生産は一支湾である迫間浦に集中しており、この地域における 1999 年の収穫量は 1578 t、生簀の面積は 2.3 ha であった。⁴⁾

迫間浦では養殖生簀が分布する水域の水深 18 m 前後

Fig. 1. Map of Gokasho Bay (A) and the study area showing the locations of sampling stations along the transect (B). Areas shaded with diagonal lines represent areas covered by fish pen cages.

より支湾口の水深が 15 m と浅いため海水交換が少なく、養殖による負荷有機物が海底に沈積しやすい。このため、夏季には底層に無酸素水塊が形成されやすく、赤潮の発生もしばしばみられる。⁵⁾ しかしながら、湾外では低気圧に伴う西風により沿岸湧昇が生じ、これに伴う躍層の上昇に加え、内部潮汐によってさらに湾外の躍層が上昇し、湾外底層水が湾内へ進入すること、およびこの現象により迫間浦では夏季の無酸素状態が 10 日程度の間隔で定期的に回復することが明らかとなっている。^{6,7)}

試料の採取および分析 五ヶ所湾迫間浦の魚類養殖場において計 3 回の調査を行った。調査期間は、第 1 回調査が 1999 年 10 月 26 日から 11 月 4 日にかけて、第 2 回調査が 2000 年 4 月 12 日から 17 日にかけて、第 3 回調査が 2000 年 8 月 21 日から 25 日にかけてである。第 1 回調査は底層の負酸素が回復した直後、第 2 回調

査は底層に酸素が十分に供給されている時期、第3回調査は負酸素水塊が発達する時期にあたる。

迫間浦の魚類養殖場では東西方向 1.8 km、南北方向 1 km の範囲内に養殖生簀が配置されている。このうち北東角に位置する生簀より北東方向への測線上に、生簀端より Stn. 1 は 10 m 以内、Stn. 2 は 50 m、Stn. 3 は 100 m、Stn. 4 は 200 m、Stn. 5 は 500 m の距離に調査地点を配置した (Fig. 1)。これらの地点配置に関しては、海水流動の大きさ、水深と養殖規模により地域差はあるものの、残餌や養殖生物の糞など飼育由来物質の拡散・沈降の範囲およびこれらの負荷有機物により直接的影響を受ける底質や底生生物の範囲がいずれも生簀よりほぼ 200 m 以内に限られるという知見⁸⁻¹³⁾から、Stns. 1~4 を負荷有機物による直接的影響が及ぶ可能性がある地点、Stn. 5 をその可能性が少ない対照地点と位置づけた。なお、いずれの地点も水深は 17~19 m の範囲内にあった。

養殖による有機物負荷の傾度を沈降物の分布から把握するために、2000 年 8 月 28 日に門谷式セディメントトラップ¹⁴⁾を各地点の海底上 3.0 m に設置、24 時間後に回収し、各地点で採取した 3 本の試料中の有機態炭素 (C) および窒素 (N) を元素分析計 (ThermoQuest Italia, EA1110) により定量した。

各地点における底質、堆積物直上水の溶存酸素およびメイオベントスの生息密度を把握するために、エクマン採泥器内部に取り付けた¹⁵⁾ 2 本のコア (長さ 23 cm、内径 4.3 cm) により、堆積物表層 (深さ、0~1 cm) の酸揮発性硫化物態硫黄量 (AVS-S)、有機態炭素量と窒素量、堆積物直上水の溶存酸素量 (DO)、および堆積物表面下 5 cm までに生息するメイオベントスの分析用試料を採取した。C と N 量および AVS-S については、現場海底直上水の DO を分析したコア試料内の堆積物および全酸素消費速度測定後のコア内の堆積物を試料とし、いずれも 1 mm 目の篩を用いて粗い画分を除いた後、それぞれ分析に供した。DO はウインクラー法により、AVS-S は検知管法により分析した。また、C と N 量は同上元素分析計を用い、分析した。メイオベントスは 1 mm 目の篩を通過し 0.125 mm 目の篩に残った動物を対象とし、主要分類群別に個体数を計数した。また、同採泥器 (採泥面積 0.04 m²) により採取した堆積物を 1 mm 目の篩を通してマクロベントスを採集し、貝殻を除いた湿重量、個体数および多様性指数となる Shannon-Weaver 関数 H' を求めた。

底質、水質および底生生物用の試料を得た後、同装置により同時に酸素消費速度測定用のコアサンプルを 2 本採取した。コア内の堆積物の深さは 5~10 cm の範囲にあった。採取したコアに密栓をして直ちに実験室に持ち帰った。1 本を全酸素消費速度測定用に、他を化学的

Fig. 2. Schematic diagram of equipment for measuring benthic oxygen uptake rates, consisting of two cores, one for measuring total oxygen uptake rate and the other for chemical oxygen uptake rate; DO meters; and a recorder. The cores were submersed in a water bath, thermostatted at the *in situ* temperature. Chemical oxygen uptake rates were determined by adding 10 mL phenol in 300 mL seawater.

酸素消費速度測定用に供し、原則として採取後 30 分以内に測定を開始した。化学的酸素消費速度測定には、加温して液状としたフェノールを直上水に 3.3% (v/v) になるように加えることにより生物活性を消失させた。¹⁶⁾ 全酸素消費速度と化学的酸素消費速度の差を生物学的酸素消費速度とした。第1回調査では現場で採取した状態で堆積物直上水の DO を約 3 時間測定した後、この直上水を酸素飽和状態とした海水に置換してさらに 3 時間測定した。置換用の海水は、あらかじめ現場底層で採取し、ガラス繊維濾紙 (Whatman GF/F) で濾過後、曝気した海水を用いた。第2回、第3回調査では前段の過程を省き、酸素飽和条件下でのみ測定を行った。Fig. 2 に示したように、DO の測定には DO メータ (YSI, モデル 58) と BOD 用電極 (YSI, 5730) を用い、実験室において暗条件・現場水温下で測定した。現

場底層水の水温は第1回調査時には21.7~22.7°C, 第2回調査時には16.1~16.6°C, 第3回調査時には23.6~26.5°Cの範囲にあった。記録計(TOA, INR-141A)により記録したDOの減少率から海底表面積あたりの酸素消費速度を求めた。なお, 使用したBOD用電極はそれ自体が細かく振動することにより直上水を緩やかに攪拌するが, 堆積物粒子を巻き上げることはない。

結 果

水質・底質環境 酸素消費速度測定試料を採取した地点における沈降物の有機態CおよびN量をFig. 3に示した。CとN量(平均値±SD)はStn. 5でそれぞれ 0.55 ± 0.06 g/m²/dayと 0.080 ± 0.010 g/m²/day, Stn. 1で 1.49 ± 0.07 g/m²/dayと 0.193 ± 0.012 g/m²/dayを示し, 生簀に近づくほど明らかに高くなった。また, C/N比はStn. 5で6.9, Stn. 1で7.7であり, 生簀に近づくほど高くなる傾向があった。

各地点における堆積物中のC, N, AVS-Sおよび直上水のDOをFig. 4に示した。CとN量はいずれの調査時においてもStn. 5でそれぞれ23 mg/g(乾泥)前後と3 mg/g(乾泥)前後, Stn. 1で33 mg/g前後と5 mg/g前後の値を示し, 生簀に近づくほど高くなる傾向があった。ただし, 堆積物中に貝殻片や砂粒が含まれ, 他地点と異なった粒度組成を呈していた第2回調査時のStn. 3ではC量が12.5~15.1 mg/g, N量が1.7~2.0 mg/gと他地点より少なかった。なお, 各調査地点でのDO測定

後の試料と酸素消費速度測定後の試料との間でCとN量に明らかな相違はみられなかった。

AVS-Sに関しても生簀に近づくほど高くなる傾向があり, 生簀直近のStn. 1では第1回調査時に2.0 mg/g(乾泥), 第3回調査時に1.5~1.8 mg/gを記録した。第2回調査時には他の調査時に比べ値が全般的に低く, Stn. 1では0.8 mg/g前後, Stn. 5では0.02 mg/g未満であった。なお, 各調査地点でのDO測定後の試料と酸素消費速度測定後の試料とでAVS-S値が異なることがあったが, 両者の間に一定の傾向は認められなかった。

堆積物直上水のDOは調査時期により, また地点間で大きく異なった。第1回調査時のStn. 4では他地点より約1.8 mg/L低い値を示した。第2回調査時にはStn. 4とStn. 5では6.4 mg/L以上であったが, 生簀近傍の地点(Stns. 1~3)で4.9 mg/L以下の低い値がみられた。ただし, Stn. 1では4月12日に3.8 mg/L, 17日に6.3 mg/Lと, 調査日によって大きく変化した。第3回調査時には地点間で大きく値が異なった。すなわち, 8月21日のStn. 5では0.4 mg/Lと非常に低かったが, 翌日のStn. 1では5.1 mg/Lと飽和状態であった。ただし, Stn. 1と40 m程度しか離れていないStn. 2で22日に0.5 mg/Lと低い値が観測されている。なお, 23日と24日に調査したStn. 3とStn. 4では5.0 mg/L前後の高い値を示した。

第3回調査時のDOは当時の気象・海象とよく対応していた。すなわち, 21日には低気圧の接近に伴う強風が吹き, 沿岸湧昇により支湾外の底層水が進入したことが推測される。22日に観測されたStn. 1の高いDOはこの現象を裏付けているが, 調査を行った生簀付近では進入した底層水の先端部に当たっていたため, ごく狭い範囲でDO値が大きく異なったとみられる。

底生生物群集 当調査域のメイオベントスは主として有孔虫目Foraminiferida, 線形動物Nematodaおよびソコミジンコ目Harpacticoidaの動物から構成されており, 特に線形動物は調査時期に関わらず個体数の40~83%を占めて卓越していた(Fig. 5)。第1回, 第3回調査時には, メイオベントスの密度は40 個体/cm²未満と少なく, 第1回調査時のStn. 2を除くと生簀に近づくほど減少した。第2回調査時には密度が大幅に増加しており, 特にStn. 1とStn. 2では214~222 個体/cm²ときわめて高密度となっていた。

マクロベントスについてみると, 第1回調査時にはStn. 1では無生物となっており, Stn. 2からStn. 5にかけて生簀より遠ざかるほど現存量, 生息密度および多様性指数が増加する傾向にあった(Fig. 6)。この傾向は第3回調査でも同様であったが, Stn. 5を除く4地点は無生物に近い状態であった。第2回調査時には現存量が14.5~25.4 g/m², 生息密度が1450~12000 個体

Fig. 3. Organic carbon (A) and nitrogen (B) in the sediment trap samples collected during 24 hours on August 28-29, 2000, from the water column of 0 to approximately 15 m depth. Error bars represent the standard deviation ($n=3$).

Fig. 4. Organic carbon (A), nitrogen (B) and acid volatile sulfides (C) in the sediment, and dissolved oxygen of the overlying water (D) in the three surveys. Open circles represent values obtained from the core samples used for analysis of oxygen uptake rate; closed circles represent values obtained from the core samples for analysis of dissolved oxygen. The numbers near the dots representing DO values are sampling dates.

/m², 多様度指数が2.4~4.9 (bit) を示したように、動物相は大幅に回復していた。生簀に近い Stn. 1 と Stn. 2 では現存量は 14.5~14.8 g/m² と比較的少なかったものの、特に高い生息密度（両地点とも 12000 個体/m²）を示す特徴があった。これは、群集が多毛類のコオニスピオ *Pseudopolydora paucibranchiata* やイトゴカイ *Capitella* sp. など小型の動物から構成されていたことによる。

以上のように、メイオベントスとマクロベントスの生息密度はよく似た傾向を示した。第1回調査は貧酸素水塊が解消されて間もない時期、第3回調査は貧酸素水塊の出現期に行われており、いずれの調査時においても底生生物は貧酸素の影響を強く受けており、その程度は生簀に近づくほど顕著であった。特に、マクロベント

スの現存量は第1回、第3回調査時には最大でも 5 g/m² 前後で、貧酸素水塊が発生する日本沿岸の内湾域¹⁷⁾と同様に少なかった。また、酸素回復期においても個体重が 1 g を越える大型のマクロベントスはみられず、現存量は 26 g/m² 未満と比較的低いレベルにとどまっていた。一方、酸素回復期の第2回調査時には生物相は回復し、特に生簀から 50 m 以内の地点 (Stns. 1, 2) においてメイオベントスとマクロベントスの密度急増が共にみられた。このことは飼育由来有機物が底生生物の栄養源となり、生物による浄化が進行していたことを示している。

酸素消費速度

1. 現場海底直上水の DO を起点とした酸素消費速度 (Fig. 7) 現場で採取したコア内海水の DO を起点とし

Fig. 5. Density of the meiobenthos (>0.125 mm mesh) in the three surveys.

た酸素消費速度を第1回調査時に測定した。全酸素消費速度は $0.56 \sim 1.1 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ の範囲にあり, Stn. 4 で最小値が得られた (Fig. 7A)。ただし, DO が特異的に低かった Stn. 4 (Fig. 4B) を除くと, 地点間における全酸素消費速度の差はほとんど認められない。従って, 今回の調査では「大森・武岡理論」を適用して全酸素消費速度が最大となる AVS-S 値を導くことはできなかった。

生物的酸素消費は全酸素消費の 27~43% を占めた。生物的酸素消費速度のみに限ると, AVS-S が 0.8 mg/g を示した Stn. 3 と Stn. 5 において $0.45 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ 前後の高い値がみられた (Fig. 7B)。しかし, AVS-S がこれらの地点とはほぼ同じ Stn. 4 において生物的酸素消費速度が $0.15 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ と低かったこと, AVS-S が 2.0 mg/g を示した Stn. 1 において生物的酸素消費速度が $0.37 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ と比較的高かったことから, 生物的酸素消費速度が最大となる AVS-S 値を特定することはできなかった。

2. 酸素飽和水置換後の酸素消費速度 (Fig. 8) コア内部の海水を酸素飽和水に置換して求めた全酸素消費速度は第1回調査時には $0.83 \sim 1.2 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ の範囲 (Fig. 8A), 第2回調査時には $0.40 \sim 1.9 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ の範囲 (Fig. 8B), 第3回調査時には $0.81 \sim 1.6 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{day}$ の範囲 (Fig. 8C) にあった。

Fig. 6. Biomass in terms of wet weight excluding shell (A), density (B) and the species diversity index H' (C) of the macrobenthos (>1 mm mesh) in the three surveys.

Fig. 7. Benthic oxygen uptake rates determined by monitoring dissolved oxygen of the *in situ* overlying water in the first survey (A), and the relationship between acid volatile sulfides in the sediment and biological oxygen uptake rates (B). The numbers above bars in Fig. 7A are sampling dates. The numbers inside or near the circles in Fig. 7B are station numbers.

Fig. 8. Benthic oxygen uptake rates in the oxygen-saturated water in the first (A), second (B) and third (C) surveys, and the relationship between acid volatile sulfides in the sediment and biological oxygen uptake rates in the first (D), second (E) and third (F) surveys. The numbers above bars in Fig. 8A, B, C are sampling dates. The numbers inside or near the circles in Fig. 8D, E, F are station numbers.

m²/day の範囲 (Fig. 8C) にそれぞれあった。全酸素消費に占める生物的酸素消費の割合は酸素回復期の第2回調査時には50%以上を占めることが多く、最大となったのは Stn. 2 の73%であった。一方、貧酸素水塊形成期の第3回調査時には5~39%と小さかった。

各調査時における生物的酸素消費速度の最大値として、第1回調査時には Stn. 3 において 0.62 g O₂/m²/day, 第2回調査時と第3回調査時にはいずれも Stn. 1 においてそれぞれ 1.3 g O₂/m²/day, 0.62 g O₂/m²/day がそれぞれ得られた。ただし、Stn. 1 において第2, 第3回調査時に日を違えて測定したところ、生物的酸素消費速度の値に大きな開きがあり、2回の調査とも直上水 DO が低い日 (Fig. 4D) に値が低かった。

酸素飽和水への置換後に測定した生物的酸素消費速度と酸素消費速度測定後のコアサンプルの AVS-S との関係から生物的酸素消費速度の最大値に対応する AVS-S 値として第1回と第2回調査時に 0.8 mg/g 前後、第3回調査時に 1.8 mg/g を得た (Fig. 8D, E, F)。ただし、これらと同程度の AVS-S を有する他地点、あるいは同一の地点での異なる日にはるかに低い酸素消費速度を示すことがあり、得られた AVS-S を生物的酸素消費速度が最大となる値とみなすことはできない。

考 察

本調査で用いた採集器具は海底に緩やかに着底させても自重によりコアが堆積物に貫入するため、採集時に堆積物・水境界層を乱すことがほとんどない¹⁵⁾。また、2本のコアを隣接させてエクマン採泥器内部に取り付けることにより、底質や直上水の条件がほぼ同一の試料を得ることができる。ただし、地点により堆積物の深さが5~10 cm とばらついたように、堆積物への貫入深度を一定の深さに保つことが困難である。地点間における酸素消費速度の相異が採集された堆積物の深さに依存しているならば、有機物負荷の傾度との関係を論議できなくなる。しかし、広島湾における堆積物直上水の酸素消費速度が堆積物表面の0~0.5 cm 層に依存していた例¹⁶⁾からみると、今回の調査で採取した堆積物の深度の違いは酸素消費速度に大きな影響を及ぼしていないと推測される。

本研究では生簀から順次、間隔をとって5調査地点を設定した。その結果、沈降物中の C と N 量、底質の有機物量を示す C と N 量および還元状態の指標となる AVS-S は、一部の例外を除き、生簀に近づくほど多くなる傾向が認められ、このような地点設定を行うことにより養殖に伴う有機物負荷の傾度を反映した採集が可能になると判断される。ところが、現場での溶存酸素濃度下における全酸素消費速度は地点間で差がなく、有機物負荷量に応じた全酸素消費速度の最大値を見いだせな

かった。このように今回の調査条件下では「大森・武岡理論」を本漁場に適用して基準値を求めることはできなかった。また、酸素消費速度を生物的消費に限り、酸素を飽和させた後に測定した結果も同様であり、生物による浄化の最大能力と有機物負荷量あるいは AVS-S との関係を把握することもできなかった。

Omori *et al.*¹⁾は宇和島湾の漁場において酸素消費速度が極大になる時の堆積物の AVS-S 値として 0.02~0.06 mg/g を観測している。今回の調査で得た五ヶ所湾堆積物の AVS-S は 0.01~2.0 mg/g の範囲にあったが、第2回調査時の Stn. 5 を除くと 0.08 mg/g 以上となり、宇和島湾よりはるかに高い。また、宇和島湾では調査地点毎に求めた全酸素消費速度の最大値が約 30~70 g O₂/m²/day (Omori *et al.*¹⁾の Fig. 3 からの読みとり値) の範囲にあったが、五ヶ所湾では最大でも 1.9 g O₂/m²/day と、宇和島湾に比べ非常に小さかった。内湾・沿岸域における酸素消費速度は通常、0.1~4.6 g O₂/m²/day の範囲にある¹⁸⁾ので、宇和島湾での値は異常に高い。これが真値であるとする、宇和島湾では生物的酸素消費がきわめて大きいことになる。翻って五ヶ所湾魚類養殖場では無酸素水の発生や高い AVS-S 値からみて有機汚濁のレベルが非常に高い。このために、マクロベントスやメイオベントスの現存量が少なく、これらの動物による酸素消費が小さいことが推測される。五ヶ所湾における有機汚濁の影響は養殖場周辺に広く及んでおり、生簀から 500 m 離れた地点においても有機物の負荷に対して酸素消費速度が増加する状態ではなかったことが考えられる。しかし、生簀からの距離をさらに大きくすると酸素供給能力に関与する物理環境が変化する可能性が高い。酸素供給能力が同程度で有機物負荷のより低い測定地点を設置できなければ、五ヶ所湾において酸素消費速度の最大値を求めることは不可能となる。

生簀直下の地点で4月と8月に日を違えて生物的酸素消費速度を測定したところ、値に大きな開きがあり、その大小関係は堆積物直上水の DO と対応していた。五ヶ所湾の養殖場では沿岸湧昇と内部潮汐により底層水の DO が劇的に変化することが知られている。^{6,7)} 第3回調査期間中の8月21日から22日にかけてこの現象が生じ、DO の高い支湾外の底層水が養殖場の生簀直下にまで進入したと推察される。22日の Stn. 2 では貧酸素水が滞留し、生物的酸素消費速度が低いレベルであったことを勘案すると、Stn. 1 において21日から22日にかけて DO が回復するとともに短時間で生物的酸素消費速度が上昇した可能性が高い。Stn. 1 ではマクロベントスとメイオベントスの現存量は非常に少なかったので、生物的酸素消費速度の上昇は好気性バクテリアの増殖による有機物分解の進行によると考えられる。上昇の程度は新鮮な有機物の負荷が大きい、生簀に近い場所ほど高く

なることが推察される。実際に、残餌や養殖魚の糞は放出後、数時間経つと微生物による急速な分解を受け、その時に多量の酸素が消費されること、特に糞は高温時には放出後直ちに生物化学的酸化過程に入ることが門脇¹⁹⁾により確かめられている。一方、4月に行った第2回調査時にはマクロベントスの現存量が多く、メイオベントスも高密度で出現していたので、これらの生物による呼吸も生物的酸素消費の中でかなりの割合を占めていたことが推察される。この時期における生物的酸素消費速度の減少にはDO低下に伴うマクロベントスやメイオベントスの呼吸量の低下や貧酸素からの逃避も一因となった可能性がある。Walker and Snodgrass²⁰⁾およびSeiki *et al.*¹⁶⁾は直上水のDOが2~3 mg/Lを下回ると、生物的酸素消費速度が急激に減少することを述べている。本研究で得られた結果も生物的酸素消費速度が短期的な海況変化により大きく左右されることを示唆している。従って、生簀からの距離に応じた酸素消費速度の動向調査を行う際にはDOが低いレベルで安定している時期に短時間で試料を採取することが不可欠の条件となる。「大森・武岡理論」では現場の酸素収支が定常状態であることが前提となっている。現場において定常状態を把握することが困難であり、しかも生物的酸素消費速度が直上水のDOに速やかに反応するならば、酸素消費速度を漁場の環境基準に据えることはできなくなる。

以上のように、「大森・武岡理論」に基づく環境基準を有機汚濁が進行し、海況変化が大きな五ヶ所湾へ適用することはできなかった。他水域への適用の可否については今後の調査を待たねばならないが、定常状態を前提としている「大森・武岡理論」を海況変化の大きい漁場に適用することには疑問がある。ただし、各々の漁場における生物浄化作用を基礎とした「大森・武岡理論」の理念は尊重されるべきであり、多様な現場へ適用可能な汎用性の高い理論の再構築とこれに基づく新たな指標の提案が必要となろう。

謝 辞

本稿を校閲していただいた養殖研究所の平川和正飼育環境技術部長、有意義な助言をいただき、野外調査に協力くださった養殖研究所の阿保勝之、山田佳裕（科学技術特別研究員：現、香川大学）、山本茂也、石樋由香および徳田雅治の各氏に厚くお礼を申し上げる。

文 献

- 1) Omori K, Hirano T, Takeoka H. The limitations to organic loading on a bottom of a coastal ecosystem. *Mar. Pollut. Bull.* 1994; **28**: 73-80.
- 2) 武岡英隆, 大森浩二. 底質の酸素消費速度に基づく適正養殖基準の決定法. 水産海洋研究 1996; **60**: 45-53.
- 3) 横山 寿. 海面魚類養殖漁場の環境基準—その施策と問題点—. 養殖研報 2000; **29**: 123-134.
- 4) 東海農政局三重統計情報事務所. 海面養殖業生産の部. 平成 11 年 (1999) 三重県漁業地区別統計表, 東海農政局三重統計情報事務所, 津, 2000; 56-57.
- 5) Uchida T, Toda S, Nakamura O, Abo K, Matsuyama Y, Honjo T. Initial site of *Gymnodinium mikimotoi* blooms in relation to the seawater exchange rate in Gokasho Bay, Japan. *Plankton Biol. Ecol.* 1998; **45**: 129-137.
- 6) 阿保勝之, 杜多 哲, 西村昭史. 五ヶ所湾への湾外水の侵入と沿岸湧昇. 沿岸海洋研究 1996; **33**: 211-220.
- 7) 阿保勝之. 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 2000; **29**: 141-216.
- 8) 和歌山県水産試験場, 和歌山県水産増殖試験場. 魚類養殖環境自家汚染防除技術開発研究 自家汚染機構の解明 I. 和歌山水試調査研究報告 1976; **67**: 1-56.
- 9) 萩野静也. 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, 1977; 31-41.
- 10) Brown JR, Gowen RJ, McLusky DS. The effect of salmon farming on the benthos of a Scottish sea loch. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 1987; **109**: 39-51.
- 11) Lumb CM. Self-pollution by Scottish salmon farms? *Mar. Pollut. Bull.* 1989; **20**: 375-379.
- 12) Weston DP. Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 1990; **61**: 233-244.
- 13) Hevia M, Rosenthal H, Gowen RJ. Modelling benthic deposition under fish cages. *J. Appl. Ichthyol.* 1996; **12**: 71-74.
- 14) Montani S, Tada K, Okaichi T. Purine and pyrimidine bases in marine particles in the Seto Inland Sea, Japan. *Mar. Chem.* 1988; **25**: 359-371.
- 15) Yokoyama H, Ueda H. A simple corer set inside an Ekman grab to sample intact sediments with the overlying water. *Benthos Res.* 1997; **52**: 119-122.
- 16) Seiki T, Izawa H, Date E, Sunahara H. Sediment oxygen demand in Hiroshima Bay. *Water Res.* 1994; **28**: 385-393.
- 17) Horikoshi M. Comparison of benthic biomasses. In: Hogetsu K, Hanaoka K, Hatanaka H, Kawamura T (eds) *Productivity of Biocenoses in Coastal Regions of Japan*. Univ. of Tokyo Press, Tokyo, 1977; 348-350.
- 18) Seiki T, Izawa H, Date E. Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Water Res.* 1989; **23**: 219-228.
- 19) 門脇秀策. プリ・マダイ養殖における餌料解凍液, 残餌および糞の酸素消費. 水産増殖 1989; **37**: 27-33.
- 20) Walker RR, Snodgrass WJ. Model for sediment oxygen demand in lakes. *J. Environ. Eng.* 1986; **112**: 25-43.