

研究論文

閉鎖性海域における物質負荷を抑えた持続型の給餌魚類養殖の方向

黄秉益¹⁾・奥田一雄¹⁾・高橋正征¹⁾*

要 旨

世界的な魚需要の増大に伴い魚供給の多様化の必要性が出てきたが、天然魚に次ぐ魚供給を担っている養殖生産では給餌の物質負荷による海域の水質悪化が課題である。本研究では給餌魚類養殖の物質負荷に着目し、高知県の浦ノ内湾を対象に物質負荷の詳細と有用生物による負荷物質回収を検討した。総給餌量の62%の負荷溶存態物質は速やかに植物プランクトンに吸収、28%の負荷粒状有機物は深水層で溶存無機態に分解後に、循環期に表水層に回帰して植物プランクトンに吸収される。負荷物質を吸収して育った植物プランクトンを濾過捕食動物のアサリに捕食させ、殻長30 mm以上の大型3齢アサリとして秋から翌年春までに順次採取して負荷物質を回収するゼロエミッション型給餌養殖を提案した。現行の物質負荷量では、2齢貝以上のアサリを1,000 個体・m²程度の密度で確保することにより実現可能と推定した。

キーワード：給餌魚類養殖、閉鎖性内湾、物質負荷、ゼロエミッション、濾過捕食性動物、アサリ

1. 緒言

歴史的にみると、これまで人類はタンパク質源として主に陸上動物を利用し、水生動物である魚類の利用は必ずしも多くはなかった。しかし、鳥インフルエンザ・ウイルスやBSEプリオンによる狂牛病（牛海綿状脳症）など、畜産物には現代医学で対処の困難な深刻な疾病の存在が明らかになり、また魚類の栄養学的な優位性の指摘などもあって、近年では食用としての魚類の評価が世界的に高まっている（大嶋 2006）。

魚類はこれまで主として天然魚を採取して利用してきた。この点で早くから人工管理下で生産するようになった農業や牧畜とは異なる。しかしながら、20世紀に魚を“探してとる”あるいは“集めてとる”といった漁業技術が飛躍的に進歩し、その結果、漁獲対象魚種の生物量が世界的に激減した。そのために人々は新しい漁場の開拓や新しい有用魚種の発見に努力したが、これが有用魚種の激減を加速した。このままでいくと、漁獲対象魚種の生物量の減少がさらに進み、世界の漁業事業は2050年までに成り立たなくなる可能性がWorm et al. (2006) の説得力のある解析で示された。今や、世界の漁業活動による漁獲圧は天然魚の再生速

度を超え、人類はかつて5大陸で大型動物を狩りつくしたように、今度は世界中の有用魚をも獲りつくしかねない。

先に述べたように、人類にとって動物タンパク質源としての魚類の重要性は今後高まる傾向にあり、したがって多様で高品質な魚の安定供給が世界的に喫緊な課題で、それには、魚の供給方法の多様化が不可欠である。天然魚を獲る漁業活動の継続も重要で、そのためには漁業の持続性の工夫が課題である（Takahashi and Ikeya 2003）。その際に、漁業にとって最も重要なことは、より多くの魚を獲ることではなく、天然魚の生物量の安定維持を図ることで、それには環境共生型の漁業の徹底工夫が必要である。

しかし、天然魚だけではもはや人々の需要を満たすには不十分なために、養殖による供給が不可欠である。実際、世界の全漁業生産に占める養殖生産は近年割合が増え続けていて魚類供給を担う重要性が増している（FAO 2008）。例えば日本では1990年以前の25%から2005年には8%まで増加した（農林水産省 2008）。しかし、養殖魚生産の拡大は必ずしも順調とはいえない。その第一の理由は、養殖海産魚のほとんどが肉食のために給餌の手間と費用がかかり、単価の高い高級魚が選ばれて生産量が限られることである。第二の理由は、給餌養殖では魚を囲い込む網生簀などが使われるが、網生簀は作業のやりやすさや荒天時の損害を避けるために海水交換の限られる内湾に置かれるので、

2008年7月15日受領；2008年9月16日受理

1) 高知大学大学院黒潮圏海洋科学研究科
〒783-8502 高知県南国市物部乙200

* 連絡責任者 Tel: 81-88-865-5786 Fax: 81-88-865-5787
e-mail address: tkhsmac@cc.kochi-u.ac.jp

養殖可能な場所が限られることである。

同時に、魚類養殖が生み出す問題も養殖魚生産の拡大を妨げている。その一つは、養殖の残餌、排泄物、あるいは網生簀の付着物が海底に溜まって貧酸素化やそれに伴う赤潮の発生などの問題を起こすことである (Nishimura 1982, Gowen and Bradbury 1987, Wu 1995, Islam and Tanaka 2004)。Huang et al. (2008a) はハマチとマダイの給餌養殖で年間に給餌量の10~15%が魚として回収され、残りの85~90%が養殖現場の水中に残されて環境への物質負荷となることを報告している。加えて、現行の給餌養殖では狭い空間に多くの魚を収容する関係で、抗生物質を始めとした疾病治療薬や各種のビタミン類を投与したり、網や水中の構造物への付着防止用の薬品を塗布するので、それらによる水域の汚染も課題である (Tacon et al. 1995, Wu 1995)。また、用いる稚魚が現地にない疾病を持ち込んだり、逃亡魚による生態系の多様性攪乱問題もある (Wu 1995, Elliott 2003)。

加えて、現行の内湾養殖だけでなく沖合 (Hansen 1974) や陸上での給餌魚類養殖の新たな可能性の開拓も必要である。その場合、養殖による環境へのマイナスを極力なくす、あるいは減少させる工夫が当然求められる (Tacon and Forster 2003)。

以上のように、現行の給餌魚類養殖には様々な課題があるが、それらの中で最も深刻で解決が求められているのが餌と物質負荷である。餌は大部分を多獲性天然魚が占めているので、近い将来に漁業事業の継続

が厳しくなると、その前に給餌養殖の存続は困難になる。一方、物質負荷は環境維持と深く関係し、給餌養殖の環境共生性の強化が要求されているが (Wu 1995)、根本的解決の具体的提案は皆無というのが現状である。養殖による物質負荷をゼロにするか、あるいは負荷物質の回収が必要である (ゼロエミッション型の給餌魚類養殖)。その際に、負荷物質が有用物質として回収できれば一石二鳥の効果が生まれる。本研究では、高知県の浦ノ内湾を対象に、現行の内湾での給餌魚類養殖に着目し、物質負荷の詳細を把握し、同時に負荷物質を可能な限り有用生物で回収してより環境共生性を強化する方向を検討して提案する。

2. 浦ノ内湾における給餌魚類養殖の現状

浦ノ内湾は高知県中部に位置し、表面積約9.74 km²、湾中央部の水深23~24 m、平均水深7.8 m、東端は水深5 m以浅で浅く幅約0.26 kmの開口部により外海と繋がった奥行き約6.25 kmのフィヨルド型の細長い入り江である (図1)。5 m以浅の砂泥域が湾口近くの大部分と一部湾奥に分布し、面積は1.26 km²である。湾容積は75.6×10⁶ m³、5 m以浅と以深の容積はそれぞれ38.9×10⁶ m³と36.7×10⁶ m³である。湾内には9小河川が流入しているが、湾の周囲は標高200 mの急峻な山に囲まれ集水域面積が少ないために、湾内への流入淡水量は限られている。表層水温は2月が最低の11℃程度で、4月に向かってゆっくり上昇して5月からは水温上昇が加

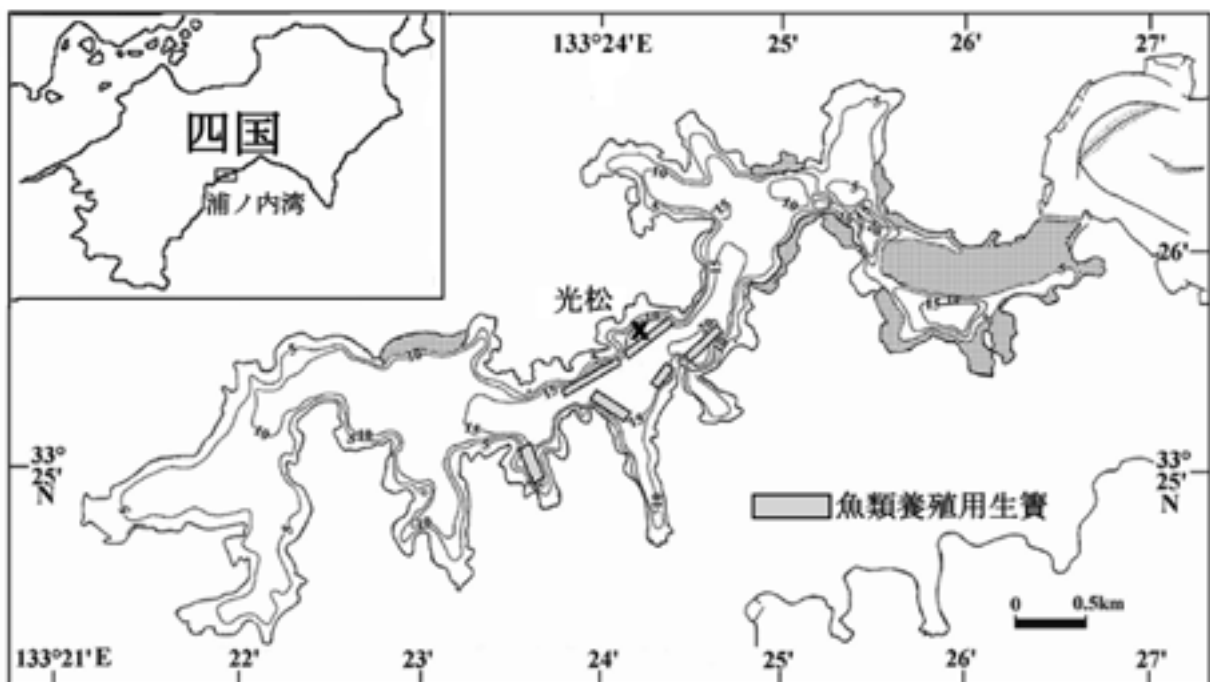


図1. 浦ノ内湾の水深 (m) と給餌魚類用の網生簀 (それぞれが海面養殖区画漁業権) の分布で、点描部分は5m以浅の砂泥域を示す。

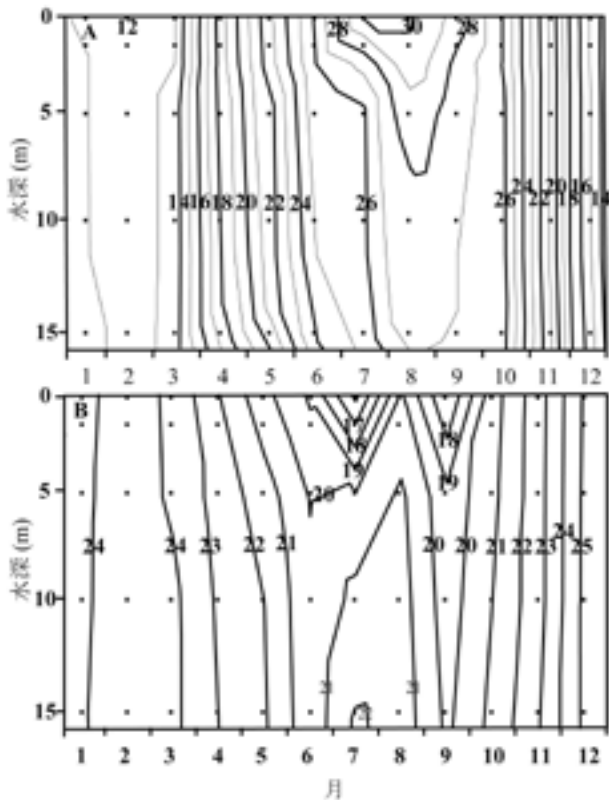


図2. 浦ノ内湾光松沖定点（図1の“X”地点）における水温（℃）（A）と海水密度（ σ_t ）（B）の周年鉛直変動。（高知県水産試験場の月例定点観測結果をもとに作図）

速、8月には表層で30℃以上に達するが、10月には26℃にまで低下し、12月には14℃になる（図2A）。水塊は5月中旬に鉛直成層し、1～5 mに温度躍層が発達し、10月中旬に水温が25℃程度に下がると成層が崩れ、水塊は鉛直混合を開始する（図2B）。

湾内では1970年に網生簀（1基の大きさは9 m×9 m×9 m）を使ったハマチの給餌養殖が始まり、1974年にマダイの給餌養殖が加わり、最近10年間の生産量はハマチが73.0～34.0 t（生重）・年⁻¹、マダイが62.0～37.2 t（生重）・年⁻¹、両者で17.0～56.9 t（生重）・年⁻¹である。給餌養殖は湾中央の深度15 m付近の水域に集中し、海面養殖区画漁業権は6区に分けられ、2005年の網生簀が占める総面積は湾内総面積の0.1%以下の9,477 m²である（図1）。また、網生簀の単位面積あたりの魚類生産量は0.6 t（生重）・年⁻¹である。

浦ノ内湾のハマチ養殖では、毎年4月に生重約10 gの稚魚を網生簀に収容してエクストルーデッド・ペレットで給餌養殖を開始し、12月に1,200 g程度になった状態で収穫して市場に出す、9ヶ月養殖である。ハマチの養殖個体数は約168,000尾である。一方、マダイは5月に生重10 gの稚魚を網生簀に入れてドライ・ペレットで養殖を開始し、翌年の12月までの20ヶ月が養殖期

間になっている。マダイの大きさは初年度の12月に生重で約200 g、収穫時には約1,000 gに達する。養殖マダイの個体数は約620,000尾である。

3. 浦ノ内湾の給餌魚類養殖による物質負荷

浦ノ内湾におけるハマチ、マダイ1年魚、マダイ2年魚の養殖時の給餌量は、いずれも成長の盛んな6月～11月に多く、中でも8月～10月の3ヶ月に集中し、網生簀に収容後の稚魚成育期の数ヶ月を除くと給餌の物質収支はほぼ一定して物質負荷は給餌量と同様のパターンを示す（Huang et al. 2008b）。浦ノ内湾の2005年の年間総給餌量は1,587 t（乾重）・年⁻¹である。

浦ノ内湾における2005年の給餌魚類養殖による月毎の物質負荷量を示したのが図3（Huang et al. 2008b）である。1月～4月は水温が低く魚の代謝活性が低く抑えられていて、その上、稚魚の生簀入れがハマチは4月とマダイの1年魚は5月で、しかもそのときの稚魚の大きさがともに10 gと小さいために、1月～4月の物質負荷量は17.0～30.8 t（乾重）・月⁻¹と少ない。魚体が成長し水温が上昇して代謝が活発になる5月から物質負荷は急増して、9月には23.4 t（乾重）・月⁻¹の最大に達し、その後は12月の9.42 t（乾重）・月⁻¹に向けて減少している。浦ノ内湾における2005年の総物質負荷は1,437 t（乾重）・年⁻¹で、その内の溶存態は985 t（乾重）・年⁻¹と粒状有機物は452 t（乾重）・年⁻¹である。

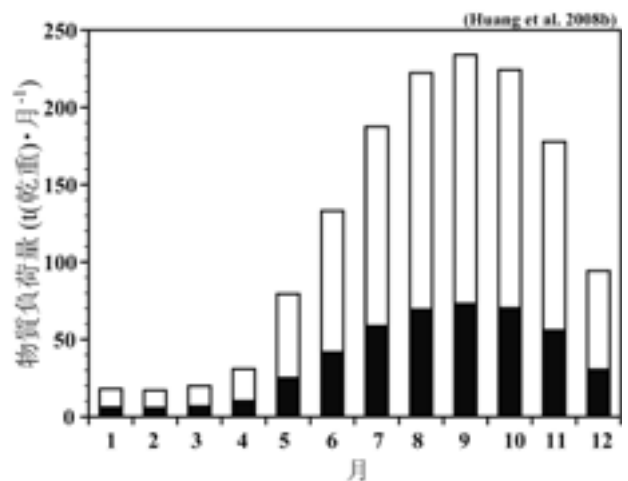


図3. 浦ノ内湾における給餌魚類養殖による2005年の月毎の粒状有機物（■）と溶存物質（□）の季節変動。（Huang et al. 2008b）

給餌養殖で負荷される有機物の元素組成がRedfield（1934）の報告している海洋水中の有機物組成と同じと仮定すると、炭素量は乾燥重量の35.8%、炭素と窒素及び炭素とリンのそれぞれのモル比は6.6と10.6とな

り、給餌養殖による有機物負荷がもたらす窒素及びリンの負荷量を炭素量を元にして推定することができる(図4).

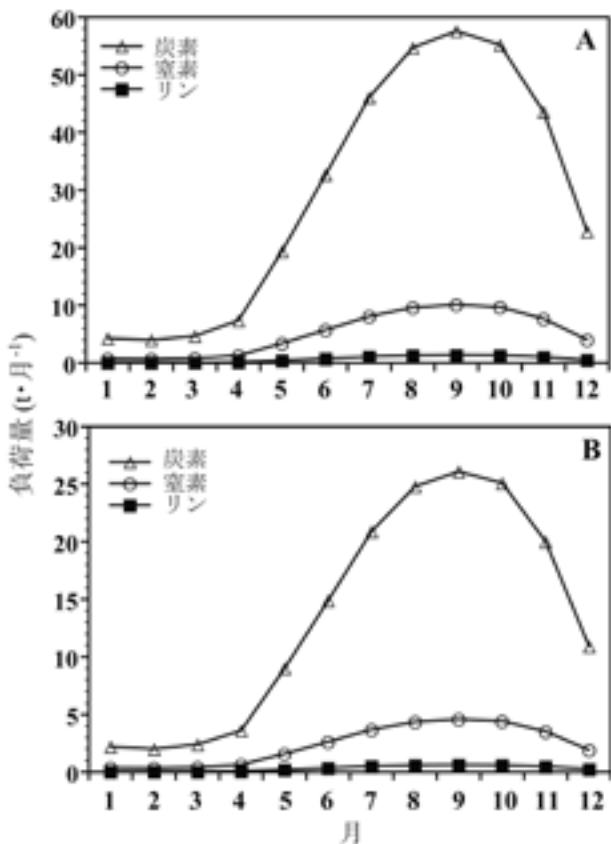


図4. 浦ノ内湾における2005年の給餌魚類養殖による負荷物質中の炭素、窒素、リンの月変動(図3のデータを用いて推定). A, 溶存物質; B, 粒状有機物.

溶存態の大部分は無機態なので(Forster and Goldstein 1969, Gowen and Bradbury 1987), 図4Aでは無機態の窒素やリンの栄養塩類の一次負荷が問題である. これらの栄養塩類は網生簀の周辺水に溶けて潮汐流などによる表層水の移動で湾内外に拡散し, その間に光合成生物によって吸収されて有機物化する. 溶存態の窒素とリンの最大負荷は9月に見られ, それぞれ10.1 t窒素・月⁻¹と1.40 tリン・月⁻¹で, 5m以浅の表層水に完全混合すると, 0.00062 μM窒素・日⁻¹と0.000038 μMリン・日⁻¹程度の超微量の日負荷量となる. 浦ノ内湾の植物プランクトンによる一次生産速度は隣接する土佐湾よりも高いとすると(市川・広田 2004), 数μM窒素・日⁻¹と0.数μMリン・日⁻¹程度の栄養塩類吸収は容易で, 仮に部分混合して高濃度になったとしても植物プランクトンによる速やかな吸収が期待される. 植物プランクトンに吸収された栄養塩類の一部は動物によって直接あるいは間接捕食された後に沈降して深水層に運ばれて二次物質負荷の原因となる. 二

次物質負荷は湾内外の広範囲におよぶと推察される.

一方, 粒状有機物は網生簀の直下や近傍で沈降した負荷有機物(図4B)がやがて分解され, その際に深水層の溶存酸素を消費する. 浦ノ内湾における2005年の深水層への粒状有機物量から求めた成層期(5月~10月)の酸素消費量を月毎に推定すると(図5; Huang and Takahashi 2008c), 1月~4月は7.9 tO₂・月⁻¹以下と少ないが, 5月からは増加し, 9月には87.1 tO₂・月⁻¹に達している. その後はゆっくりと減少して12月には36.2 tO₂・月⁻¹になる. 負荷有機物の完全酸化分解に要する酸素量は539 tO₂・年⁻¹である. ただし, ドライ・ペレットで報告されている有機物中の炭素含有量は44.3%程度で(Pawar et al. 2002), 本研究で用いたRedfield(1934)の値(35.8%)よりも大きいので, その点を考慮すると負荷粒状有機物の炭素含有量が多くなり, 酸素消費量はここでの推定よりも19%程度大きくなる可能性がある.

片や, 成層している湾内の5 m以深の溶存酸素量の変化を光松沖の代表点で推定すると, 2月は最大の328 tO₂であるが, 時間経過に伴って4月には272 tO₂にまで減少し, 6月にはさらに146 tO₂まで一気に減っている(図5). しかし, その後は9月まで5 m以深の溶存酸素量はほとんど変化なくほぼ一定値を示し, 9月以降になると急速に増加し, 12月には277 tO₂まで回復している.

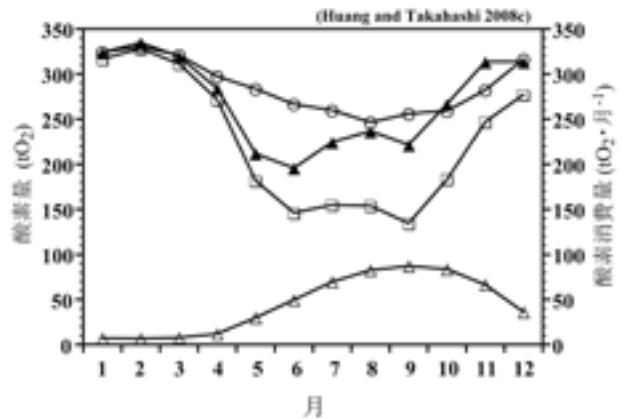


図5. 浦ノ内湾の光松沖が湾を代表すると仮定して推定した5m以深における2005年の飽和溶存酸素量(○), 実測溶存酸素量(□), 給餌魚類養殖による粒状有機物の酸化に要する酸素消費量の月変動(△), 実測溶存酸素量+給餌魚類養殖による粒状有機物の酸化に要する酸素消費量(▲). (Huang and Takahashi 2008c)

以上に示した現場水中の溶存酸素量に, 先に述べた深水層に沈降した有機物の分解で使われた酸素量を加えて図5に示した. その際に沈降有機物の分解の時間遅れは無視している. 得られた変化は, 4月までは負

荷有機物量が少ないので、現場の溶存酸素量の減少の大部分は給餌養殖以外の原因によると推察される。6月以降はカーブはほぼ一定した上昇傾向を示し、5 m以深の深層水に酸素の供給されていることを示している。実測した現場水温・塩分での飽和酸素量は水温の最も低い2月が330 tO₂の最大で、主として水温変化に伴って8月の247 tO₂まで低下し、その後は再び増加している（図5）。

浦ノ内湾は図2Bに示したように、6月～10月は成層構造が発達し、5 m以深の深層水の海水は表層から隔離されている。したがって、深層水に沈下した粒状有機物は深層水の溶存酸素を使って分解され、成層期間中は分解産物のほとんどが深層水内に蓄積していくと推察される。深層水の水塊は成層期間中は上層や外洋水とは混合しないとすると、5 m以深の深層水の溶存酸素は停滞開始の5月頃は182 tO₂で、深層水では成層が崩れるまでこの酸素が一方的に利用されていくことになる。給餌養殖で深層水に供給される粒状有機物量は5月～10月は338 tで、その完全酸化に必要な酸素量は403 tO₂である（Huang and Takahashi 2008c）。ただ、5月～10月の成層期間中の深層水の水温は20～28℃で表層水よりも低いため（図2A）、有機物の分解速度は表層水に比べると遅れることが考えられ、分解は成層期間中には完結しないで、10月以降の混合期まで続く可能性があるが、それにしても給餌養殖で深層水に供給される粒状有機物の酸化分解には停滞開始時の深層水の全溶存酸素の2.2倍の酸素が必要となる。11月に水塊の鉛直混合が起こると、深層水に溜まった分解産物は全層に混合拡散する。この状態は翌年の3月末まで続く。混合によって真光層に回帰した時には一次負荷された粒状有機物は分解の結果無機態の栄養塩類に変わっているので、栄養塩類の二次負荷となる。仮に5月～10月までの深層水への負荷物質が一挙に混合したとすると、窒素で21.3 t、リンで2.9 tの栄養塩類の供給が考えられる。

上述したように、深層水の実際の溶存酸素濃度は成層期間中に減少しているが（図5）、減少規模は飽和酸素量の半分程度で、その上、減少しているのは6月までで、その後は9月まで増減なくほぼ一定、10月からは急速に回復している。仮に5月の飽和溶存酸素量の284 tO₂を基準にして考えると、飽和溶存酸素量と5月の現場の見かけの溶存酸素量の差、つまり見かけの酸素消費量は102 tO₂となり、その中で粒状有機物の酸化に使われた酸素量は29.4 %程度である。同様にして、見かけの酸素消費量に占める負荷有機物の酸化に必要な酸素量の割合を求めると、6月～12月まで、月

毎に41, 66, 89, 72, 110, 189, 93 %と推移し、その割合が大きいだけでなく、10月と11月は100 %を超えている。宗景（1992）は浦ノ内湾では外海から酸素を多く含んだ海水がしばしば浸入して深層水の酸素環境を改善していることを報告し、Huang and Takahashi（2008c）も7月～9月の月1回の定期観測データから毎月1回～複数回かそれ以上の頻度で外洋海水の深層水への浸入の兆候を確認している。したがって、酸素を多く含んだ外海水が浦ノ内湾の深層水に侵入して酸素を供給していることが推察され、6月から9月の深層水の見かけの溶存酸素の減少が見られないのは、外海水による酸素補給の結果と思われる。浦ノ内湾では外洋水の侵入に伴う深層水への酸素補給によって、毎年のように底層を中心に起こる貧酸素化（Huang and Takahashi 2008c）が大きく軽減されている。そうでなければ、給餌養殖による有機物負荷で深層水は無酸素化する可能性が高い。

浦ノ内湾における給餌養殖による物質負荷を整理すると、（1）溶存物質は主に栄養塩類で5 m以浅の表層水中に負荷され、負荷時期は主に5月以降で、5月から8月までに月単位の負荷が急増し、高くなった負荷が11月まで続く結果、1年の負荷量の半分以上が9月～12月に集中している（図4A）。年間の総負荷量は窒素が62.0 t、リンが8.6 t程度と推定される。（2）粒状有機物は主に5 m以深の深層水に負荷され、負荷の周年傾向は溶存物質と同様であるが（図4B）、粒状有機物は深層水で酸化分解されて分解産物の栄養塩類が深層水に蓄積し、それが11月の水柱鉛直混合に伴って表層に回帰する。したがって、秋から冬に深層水から表層に供給される負荷物質の大部分は栄養塩類と考えられる。粒状物質による1月～12月までの負荷量は窒素が28.5 t、リンが3.9 tと推定される。ただし、上述したように浦ノ内湾では夏季成層期にしばしば外洋水の侵入が起こるので、その際に深層水で分解された物質負荷の一部は湾外へ運び去られている可能性がある。

4. 浦ノ内湾における給餌魚類養殖による負荷物質の有用回収

浦ノ内湾における給餌魚類養殖では溶存態の栄養塩類と粒状有機物の物質負荷がある。栄養塩類は主として5 m以浅の表層水中に負荷されるために、光合成生物による直接の吸収・利用が可能である。一方、粒状有機物は深層水に沈降するために、浦ノ内湾のように養殖域が水深15 m以上の水域では生物に利用させて直接回収することは現実的ではない。そこで、水塊が成

層している5月～10月に深水層で栄養塩類に分解されたものが循環期に表層に回帰してから光合成生物で吸収して回収することを以下で検討する。

給餌魚類養殖による浦ノ内湾の5 m以浅の表層環境への栄養塩類の月負荷量を整理した結果が図6である。深水層への沈下負荷物質は栄養塩類に分解されて深水層に蓄積して循環期に表層に回帰するとし、図6では粒状有機物由来の栄養塩類の二次負荷を半量ずつ2回に分けてそれぞれを循環期の11月と12月の表層への1次負荷に加えて示した。したがって、浦ノ内湾での魚類養殖による物質負荷は5月から12月に表層水中に集中している。水中の粒状有機物の回収では濾過捕食性動物の物質回収能力が注目されていて (Cloern 1982), 浦ノ内湾では濾過捕食動物のアサリが重要な水産資源となっているので (桑原 1984, 田井野ら2006), 海藻類に比べて生活サイクルの短い植物プランクトンに栄養塩類の吸収を任せ、増殖した植物プランクトンをアサリで回収することを検討した。

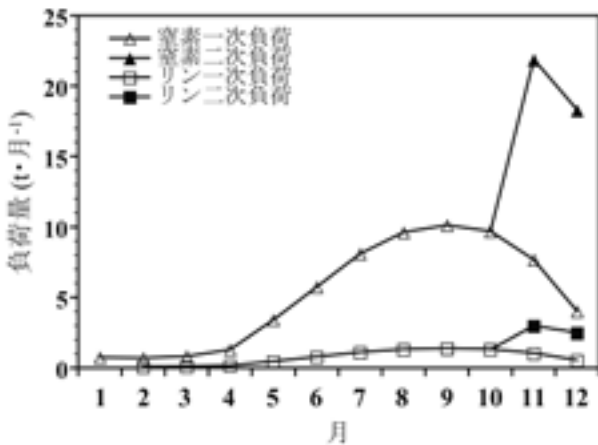


図6. 浦ノ内湾における2005年の給餌魚類養殖による窒素態とリン酸態の栄養塩類の5m以浅層への一次および二次負荷量の月変動。(詳細は本文参照)

浦ノ内湾のアサリは春と秋に産卵・孵化するが、春に産卵・孵化したアサリは梅雨時期の干潟の低塩分と夏季の高水温で生存率が低く、秋に産卵されたアサリが生産の主力を占めている (桑原 1984)。秋生まれのアサリは、一年で殻長が約15～16 mmになり、2年で約30 mmの殻長で殻を含んだ全重量が8.2 g (生重) にまで成長して漁獲されるので、殻長は桑原 (1984) のデータ、貝肉はRobert et al. (1993) のアサリの殻長と貝重量のデータを数式近似して桑原 (1984) の殻長を基にして求め、それぞれの推移を図7に示した。殻長15 mm以上になると生残率がほぼ100%になる (柿野, 1996)。関東以南のアサリは殻長が45～50 mmにまで育つことが知られていて (鳥羽 2005), 30 mmから40 mm

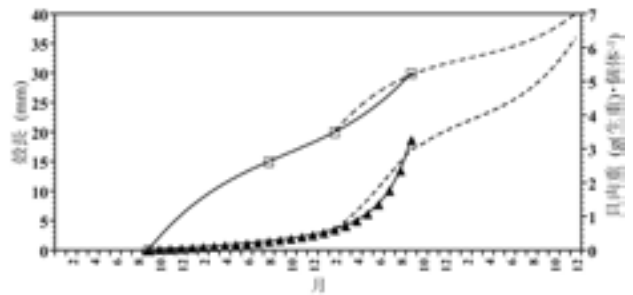


図7. 浦ノ内湾におけるアサリの殻長 (□) (桑原 1984) と貝肉 (▲) (Robert et al. 1993) の成長曲線。点線はRobert et al. (1993) の情報をもとにした殻長30 mm以上の成長の推定曲線で、推定は殻長20 mmから行った。

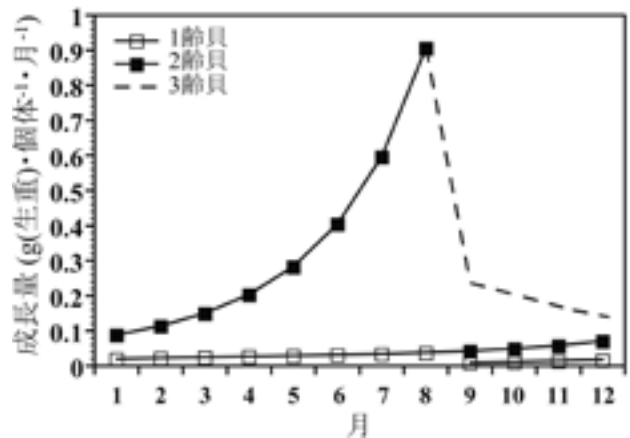


図8. 浦ノ内湾のアサリの月成長速度 (身の生重量)。(図7のデータを用いて算出)

まで達するのにおよそ1年かかるので (Robert et al. 1993), 浦ノ内湾で9月以降も成長が続くと仮定すると図7に点線で示したような成長曲線が期待される。

そこで秋生まれのアサリに着目して魚類養殖の負荷物質の回収を検討する。図7の成長曲線から、月ごとのアサリの成長量を求めたのが図8である。その際に2年目の9月までは図7の実線曲線を、9月以降は点線曲線を利用した。初年度の9月から翌々年の1月まではアサリの月成長量は少ないが、その後は増大して特に4月～8月が著しい。9月以降は成長速度が急速に低下している。図8のアサリの成長曲線を窒素とリンで表すと、アサリの成長量を支えるための最低必要物質量が得られる。そのために、殻を除いた40%が身の生重量 (文部科学省 2005), その19.6%が乾燥重量 (佐伯・熊谷 1980), 乾燥重量の41.8%が炭素量 (Kasai et al. 2004), 10.3%が窒素 (Kasai et al. 2004), リンは1.97% (Redfield (1934) のC/NとN/Pモル比をもとにKasai et al. (2004) の炭素と窒素の値から) を用いて推定した。1月から8月までは1, 2齢貝が共存, 9月以降は1, 2, 3齢貝が共存する。ただ、アサリの物質回収

力は貝齢の高いものほど大きく、したがって2齢貝後半以降で物質回収が圧倒的に多くなる。アサリの密度は最大で3,000 個体・ m^{-2} 程度が報告されている(柿野 1992)ので、浦ノ内湾のアサリの生息可能域での秋生まれのアサリ密度を、生残率の高い殻長15 mm以上で1,000 個体・ m^{-2} として1.26 km²の浅海砂泥海域に一様に分布しているとすると、湾内のアサリのコホート個体数は1,260万個体となる。殻長15 mm以下のアサリは死亡率が高いので(柿野 1996)、殻長15 mm以上のアサリを1,000 個体・ m^{-2} 以上確保するには、死亡損失分を加えた稚貝の自然供給をいかにして得るか、あるいは15 mm以上の個体を現場に人為補給する必要がある。したがって、秋生まれを9月とすると9月～12月には1齢貝が>1,000 個体・ m^{-2} 、2齢貝が>1,000 個体・ m^{-2} 、3齢貝が1,000 個体・ m^{-2} の3齢貝が共存し、合計アサリ密度は>3,000 個体・ m^{-2} となる。また1月～8月は1、2齢貝が共存して>2,000 個体・ m^{-2} のアサリ密度となる。図8から明らかなように、物質回収では2齢貝後半以降の貢献がほとんどである。

浦ノ内湾の浅海砂泥域に2齢貝後半(3年目の1月以降)と3齢貝が1,000 個体・ m^{-2} の密度で分布し、図8の成長速度を維持したと仮定して、アサリによる窒素とリンの月毎の回収を見積もって図9に示した。1月～8月までは窒素は2倍、リンは3倍近い回収を示し、9月以降は窒素とリンの回収はそれぞれ1/3と1/2程度にまで低下している。月単位での負荷と回収のずれは浦ノ内湾の既存の物質生産が一時的に肩代わりすることとしてここでは年単位での収支を中心に以下で議論を進める。

仮に1月に3齢アサリの収穫を考えると、アサリの大きさは殻長31 mmのために身の重さが3.7 g(生重)・個体⁻¹で、1個体の乾重は0.72 g、炭素、窒素、リンの含有量はそれぞれ0.30 g炭素・個体⁻¹、0.074 g窒素・個体⁻¹、0.014 gリン・個体⁻¹となる。そこで1月に3齢個体を全部収穫すると、殻つきアサリの収穫量は約9,163 t(生重)、身の重量は3,665 t(生重)で、窒素とリンの回収量は75.4 tと14.2 tとなる。現行の浦ノ内湾での給餌魚類養殖による物質負荷は窒素90.5 t・年⁻¹、リン12.8 t・年⁻¹なので、ここでの試算でリンは全量回収がほぼ可能であるが、窒素は17%が未回収となる。

実際に浦ノ内湾ではアサリが漁獲されていて、年間収穫量は1976年までは数10 t、その後は急増して1982年には1,936 t、1983年には2,800 tの最大を記録したが、その後は減少に転じて2003年の収穫量は78 tである(桑原 1984, 田井野ら 2006)。ここで提案しているアサリによる負荷物質回収では、浦ノ内湾の過去の

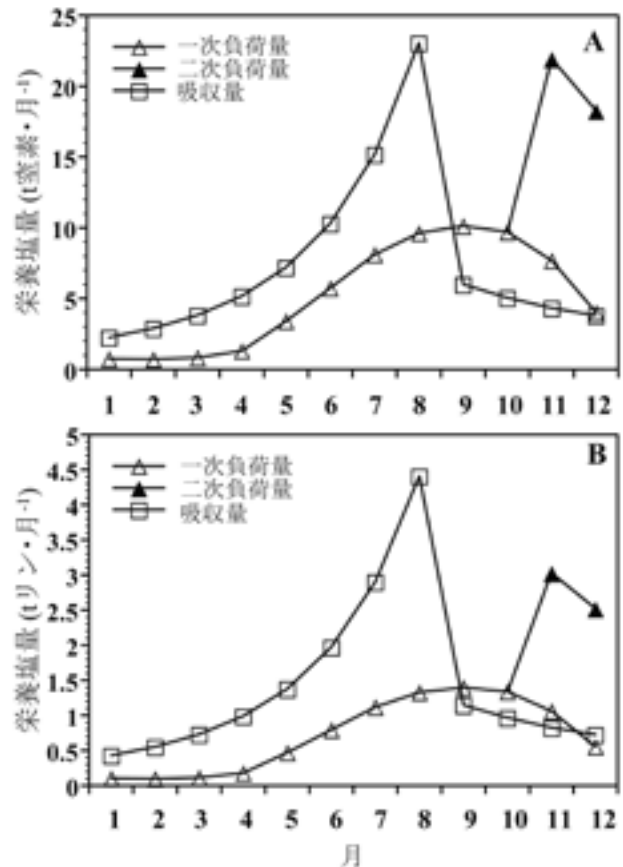


図9. 浦ノ内湾における2005年の給餌魚類養殖による窒素態とリン酸態の栄養塩類負荷と2齢貝後半から3齢貝のアサリによるそれぞれの吸収量の月変動。湾内の浅海砂泥域1.26 km²の対象齢のアサリ密度を1,000個体・ m^{-2} と仮定して図8のデータを用いて推定。A, 窒素態; B, リン酸態。

アサリの最大収穫の少なくとも4倍量のアサリ収穫が必要で、それには湾内アサリ密度を大幅に高めなければならない。このところ浦ノ内湾でも日本全国で見られるアサリの著しい自然減少が起こっているので、浦ノ内湾で負荷物質をアサリによって回収するためにはアサリの自然増の徹底工夫や、あるいは必要アサリ密度の確保のために人工養殖などで稚貝を育てて放流するなどの工夫が必要である。

5. 閉鎖性海域における環境共生型の給餌魚類養殖の方向

“空間”の広さと“働き”の大きさが共に有限なこの地球上での人間活動に要求されることは、活動全体を通してのゼロ負荷の徹底である(グンター 1995)。本研究では給餌魚類養殖の物質負荷を取り上げてゼロ負荷の方向を検討した。これは現行の浦ノ内湾の魚類給餌養殖を対象としたもので、ここで取り上げたアサ

りによる物質回収は1つの可能性の提案で、実現のためにはさらに突っ込んだ検討が必要である。さらにアサリだけでなく、マガキ、イワガキや海藻類のノリやアオサなどの有用水産生物種の利用も挙げられ、より適した有用生物の見つかる可能性もあるし、単一種ではなく複数種の組み合わせも有効である。例えば、アサリの物質吸収能力の低下する秋～冬に同時期に繁茂・収穫されるスサビノリを利用することも考えられる。この場合、支柱式ノリひびの立てられる5 m以浅水域の1.26 km²で試算すると1月にスサビノリを収穫することによって9月～12月で窒素が5.1 t、リンが0.68 t回収できる。

他の水域での給餌魚類養殖の負荷物質回収でも考え方としては本研究を基礎にすることができるが、ここでは物質負荷の状況によってアサリに限らず最も有効な有用生物を選ぶ必要がある。同じことは浦ノ内湾でも将来に給餌養殖の内容が現行とは変わった場合でも起こる。実際にはここで検討したような養殖の物質負荷だけでなく、養殖魚に関係した流通や消費活動全体でのゼロ負荷が必要で、そのためには人々の意識改革を始めとして様々な要因が関係してくる。したがってゼロ負荷を徹底するには、研究、行政、養殖産業、流通、消費者意識が一体となった総合的な取組が必要である。

文献

Cloern, J. E. 1982. Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay? *Marine Ecology Progress Series* 9, 191-202.

Elliott, M. 2003. Biological pollutants and biological pollution-an increasing cause for concern. *Marine Pollution Bulletin* 46, 275-280.

FAO. 2008. Food and Agriculture organization of the United Nations (FAO) website <http://www.fao.org/fishery/statistics/en>

Forster, R. P. and Goldstein, L. 1969. Formation of excretory products. In "Fish physiology. Vol. 1. Excretion, ionic regulation, and metabolism" ed. by Hoar, W. S. and Randal, D. J. pp. 313-350. New York, Academic press.

Gowen, R. J. and Bradbury, N. B. 1987. The ecological impact of salmonid farming in coastal waters: A Review. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 25, 563-575.

グンター・パウリ. 1995. ゼロエミッション～廃

棄物ゼロの「循環型産業システム」の実践. *バイオシティ*, 5, 26-31.

Hansen, I. A. 1974. Open sea mariculture; Perspectives, problems, and prospects. 410 pp. Stroudsburg, Pennsylvania, USA, Dowden Hutchinson & Ross, Inc.

Huang, P.-Y., Ando, H. and Takahashi, M. 2008a. Organic loading derived from an enclosed fjord type inlet by feeding fish culture. Submitted.

Huang, P.-Y., Ando, H. and Takahashi, M. 2008b. Seasonal changes of material loading due to marine feeding fish aquaculture in a fjord-type inlet. In preparation.

Huang, P.-Y. and Takahashi, M. 2008c. Acceleration of oxygen depletion in hypolimnion by material loading due to feeding fish culture in a fjord type inlet. In preparation.

市川忠央・広田祐一. 2004. 土佐湾における基礎生産の季節変動. *海の研究*, 13, 259-269.

Islam, Md. S. and Tanaka, M. 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 48, 624-649.

柿野純. 1992. アサリ漁業をとりまく近年の動向. *水産工学*, 29, 31-39.

柿野純. 1996. 丸型指数を指標とした籠試験によるアサリの成長と生残の特性. *日本水産学会誌*, 62, 376-383.

Kasai, A., Horie, H. and Sakamoto, W. 2004. Selection of food sources by *Ruditapes philippinarum* and *Macra veneriformis* (Bivalva: Mollusca) determined from stable isotope analysis. *Fisheries Science* 70, 11-20.

桑原秀俊. 1984. 浦ノ内湾のアサリ生態調査. *水産土木*, 21, 19-23.

文部科学省. 2005. 五訂増補食品標準成分表. 文部科学省ホームページ http://www.mext.go.jp/b_menu/shingi/gijyutu/gijyutu3/toushin/05031802/002.htm

宗景志浩. 1992. 浦の内湾の海水交換と貧酸素水塊の形成・消滅機構に関する研究. *高知大学農学部紀要*, 56, 1-81.

Nishimura, A. 1982. Effects of organic matters produced in fish farms on the growth of red tide algae *Gymnodinium* type '65 and *Chattonella antiqua*. *Bulletin of the Plankton Society of Japan* 29, 1-7.

農林水産省. 2008. 農林水産省ホームページ

<http://www.tdb.maff.go.jp/toukei/toukei>

大嶋俊一郎. 2006. 魚類養殖における食糧の安定供給の鍵は? 黒潮圏科学の魅力. 高橋正征, 久保田賢, 飯國芳明編著, 東京, ビオシティ, pp.142-151.

Pawar, V., Matsuda, O. and Fujisaki, N. 2002. Relationship between feed input and sediment quality of fish cage farms. *Fisheries Science* 68, 894-903.

Redfield, A. C. 1934. On the proportions of organic derivatives in seawater and their relation to the composition of plankton. In "James Johnston Memorial Volume" ed. by Daniel, R. J. pp.176. Liverpool, University Press.

Robert, R., Trut, G. and Laborde, J. L. 1993. Growth, reproduction and gross biochemical composition of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in the Bay of Arcachon, France. *Marine Biology* 116, 291-299.

佐伯清子・熊谷洋. 1980. アサリの一般成分および無機成分の季節変動. *日本水産学会誌*, 46, 341-344.

Tacon, A. G. J., Phillips, M. J. and Barg, U. C. 1995. Aquaculture feeds and the environment: the Asian experience. *Water Science and Technology* 31, 41-59.

Tacon, A. G. J. and Forster, I. P. 2003. Aquaculture and the environment: policy implications. *Aquaculture* 226, 181-189.

田井野清也・浦吉徳・林芳弘・大河俊之・安藤裕章. 2006. アサリ不漁原因の究明 浦ノ内湾におけるアサリ浮遊幼生の季節変動. 高知県水産試験場事業報告書, 102, 81-83.

Takahashi, M. M. and Ikeya, T. 2003. Ocean fertilization using deep ocean water (DOW). *Deep Ocean Water Research* 4, 78-87.

鳥羽光晴. (2005). アサリ. In水産増養殖システム 貝類・甲殻類・ウニ類・藻類. 森勝義編集, 東京, 恒星社厚生閣, pp.287-298.

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J. and Watson, R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787-790.

Wu, R. S. S. 1995. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin* 31, 159-166.