

令和4年度養殖業成長産業化技術開発事業

(6) 養殖漁場環境の維持・改善ガイドライン等の
作成

報告書

令和5年3月

国立研究開発法人水産研究・教育機構
国立大学法人東京大学
香川県水産試験場
宮崎県水産試験場
三洋テクノマリン株式会社

目次

1. 本課題の背景及び目的	1
---------------	---

2. 本課題の構成	1
-----------	---

令和4年度研究成果

適切な魚類養殖のための環境指標の探索	3
--------------------	---

簡易モデルを用いた環境収容力評価手法の検討	25
-----------------------	----

底質電位センサーを用いた現場調査	40
------------------	----

令和4年度養殖業成長産業化技術開発事業
(6)養殖漁場環境の維持・改善ガイドライン等の作成
背景、目的及び全体計画について

1. 本課題の背景及び目的

近年、世界人口の増加に伴う水産物需要の高まる一方、天然水産資源の利用は満限状態にあることから、養殖生産量の拡大は喫緊の課題となっている。養殖業成長産業化総合戦略（2020）では、世界的な需要を見据えたマーケット・イン型養殖の推進、生産から販売・輸出に至るバリューチェーン全体の付加価値向上、新技術の導入による経営の効率化等による持続的な養殖業の成長産業化が掲げられ、みどりの食料システム戦略（2021）では、新技術の導入による環境負荷の軽減、人工種苗の拡大、魚粉代替飼料への転換による天然資源への負荷軽減等、環境に配慮した持続的な食糧生産の実現が掲げられるなど各方面での施策が進められている。

一方、「持続的養殖生産確保法（1999）」では、漁業者自身が「漁場改善計画」を作成・実行し、飼育尾数の制限等により持続的かつ安心安全な漁場改善・維持が求められており、「漁場改善計画作成・運用のための手引書（指導者編）（2006）」では、有機性汚泥の堆積、海底の硫化物の発生、底層の貧酸素化による底生生物の死滅等で漁場環境が悪化しないよう、水質、底質、底生生物に関する改善目標が定められている。その後も国内外において、養殖規模（尾数、給餌量、密度等）に対する養殖漁場環境（水質、底質、底生生物等）に関するデータや科学的知見が蓄積されており、それらの知見を踏まえた新たな改善目標等、ガイドラインの見直しが必要になっている。

例えば、現状の漁場改善計画での適正養殖可能数量の設定は煩雑なため、データに基づいた適正養殖可能数量の設定はほとんどなく、平成 18 年から 22 年の実績を適正養殖可能数量としている。また、養殖業成長産業化総合戦略では、「持続的養殖生産確保法に基づく養殖水産動植物の種類ごとの漁場改善計画で定める適正養殖可能数量の設定方法について過去の実績だけでなく、最新の環境収容力（環境面や養殖管理の実態から算定した養殖可能な数量の上限）の範囲内で設定できるように見直す。」「養殖業者が策定する漁場改善計画に基づく漁場の維持又は改善の取組を養殖管理や環境変化を踏まえながら取組状況を点検し進める。」ことが明記されており、事業での取り組みとして、養殖増産に向けて適正養殖可能数量を増加させる指標やモデルが必要となっている。

そこで本課題では、国立研究開発法人水産研究・教育機構（以下、水研機構）を代表機関とし、養殖場環境に関する知見の豊富な宮崎県および香川県の水産試験場ならびに東京大学および三洋テクノマリン株式会社を共同研究機関とした体制により、表 1 の課題構成に基づいて研究を実施する。

2. 本課題の構成

本課題では中課題アにおいて、漁場環境に適応した養殖生産が行えるよう、漁場環境の維持・改善に関する指標ならびに適正な養殖生産を行うためのシミュレーション、モニタリング手法

等について、各海域の調査・分析、知見収集、技術開発等を踏まえて、都道府県、漁業協同組合、養殖業者等に向けたガイドライン等の作成を行う。中課題イにおいては中課題アで実施する養殖漁場環境の維持・改善に関する実施計画及び実施体制、今後の方向性並びに試験結果についての検証等を行う。これらの成果により、養殖漁場環境の維持・改善ガイドライン等の作成を行うことを目的とする。なお、各課題は表 1 に示す体制で実施する。

表 1. 課題構成

中課題及び小課題	担当機関
ア 養殖漁場環境の維持・改善 1) 適切な魚類養殖のための環境指標の探索 2) 簡易モデルを用いた環境収容力評価手法の検討 3) 底質電位センサーを用いた現場調査	東京大学、三洋テクノマリン、香川県水産試験場、宮崎県水産試験場、水研機構水産技術研究所 三洋テクノマリン、東京大学 水研機構水産技術研究所、香川県水産試験場
イ 技術開発検討会の設置	三洋テクノマリン
ウ 成果のとりまとめ	水研機構水産技術研究所、東京大学、三洋テクノマリン、香川県水産試験場、宮崎県水産試験場

1) 適切な魚類養殖のための環境指標の探索

実施機関・担当者名：

国立大学法人 東京大学・ 北澤大輔 李僑 董書闌 周金鑫

三洋テクノマリン・ 馬込伸哉、高柳和史、奥村邦明、島田久子、岡部克顕、澤井雅幸、
日高光帆、信田亮輔、松村繁徳、北條優、田畑光太郎、渡辺葉月、
菊田昌義

香川県水産試験場・ 吉田誠

宮崎県水産試験場・ 藤田裕也、勉将紀、南隆之、高木ゆり

水産研究・教育機構 水産技術研究所・伊藤克敏、伊藤真奈、持田和彦

【方法】

養殖場の環境を評価するための指標を探索するために、国内外の文献を調査した。具体的には、指標の選定に関する考え方、調査手法、底質や底生生物の評価基準に関する国内外の文献を収集し、整理を行った。また、実際に指標を探索するために、養殖生産量、およびこれと関連の深い有機炭素フラックス等と底質との関係、底質と底生生物の関係に関する論文をレビューした。さらに、香川県、宮崎県、鹿児島県から提供された水質や底質の観測データ、養殖生産量データ、公開されている漁場環境情報データを整理し、水質や底質の変動特性や生産量との関係を調査した。

【結果および考察】

(1) 国内外の指標の調査

(i) 指標の選定

養殖場の環境を評価するための指標としては、養殖場からの排泄物の量、水質、底質、底生動物などが挙げられる。養殖場からの排泄物の量は、当該養殖場での生産量、増肉係数 (FCR: Feed Conversion Ratio)などの情報が明らかであれば推定できる。しかし、懸濁態の排泄物と溶存態の排泄物の割合は概算値となり、またこれらの移流・拡散・堆積は周辺の物理環境や地形に依存するため、養殖場からの排泄物を用いて環境影響の程度を予測することは難しい。そこで、一般的には養殖場からの排泄物の量でなく、養殖場周辺の環境への影響の観測結果に基づいて評価されている。排泄物における溶存態の割合が最も多いが、流れによって移流・拡散しやすいため、水質の観測結果から排泄物による変化を検知することが難しい場合が多い。そこで、硫化物濃度、酸化還元電位、化学的酸素要求量、有機炭素濃度などの底質や底生動物の多様性を用いた評価が行われている。一方、これらの観測には専門家の寄与が必要となるため、海底への有機物負荷を観測するセジメントトラップが使用されている場合もある。以下では、これらの指標について養殖場の環境基準として用いられている値を調査するが、その前にこれらの観測データは観測地点などの調査手法によって大きな影響を受けるため、まずは調査手法についてレビューを行う。

(ii) 調査手法

水産庁（1999）によれば、調査定点は、少なくとも5定点（対象となる漁場の外縁4点と中

心部 1 点) 以上とし、対象漁場全体の漁場条件を把握できるよう漁場の形状を考慮し随時増やすこととなっている。各定点では、エクマン型採泥器もしくは、それと同等かさらに高機能な採泥器を使用することとし、1 定点当たり少なくとも 2 回の採泥を行うこととなっている。底質データについては、堆積物表面から深さ 1 cm の試料を採取し、分析を行う。底生生物の調査については、潜水等による観察でもよいとされている。

ノルウェーの環境調査の基準では、図 1 に調査地点の例を示すように、養殖場全体で均等に最低 10 サンプルを採取することとなっている (図の小さな赤丸の地点)。生簀からの距離は概ね 15 m 以内である。生簀が分散している場合は、海水の流れを考慮して各生簀の下流側で 1 サンプルを採取すること、生簀が集中している場合は生簀のすぐ外側で採取し、汚染されていればさらに遠くで採取することなどが盛り込まれている。また、堆積物の採取は日本と同様に採泥器を用いて行うが、採取を 2 回試みて堆積物を採取できなかった場合は、海底が岩礁性の海域と見なして評価地点に含めないなど、具体的な運用方法についても記載されている。

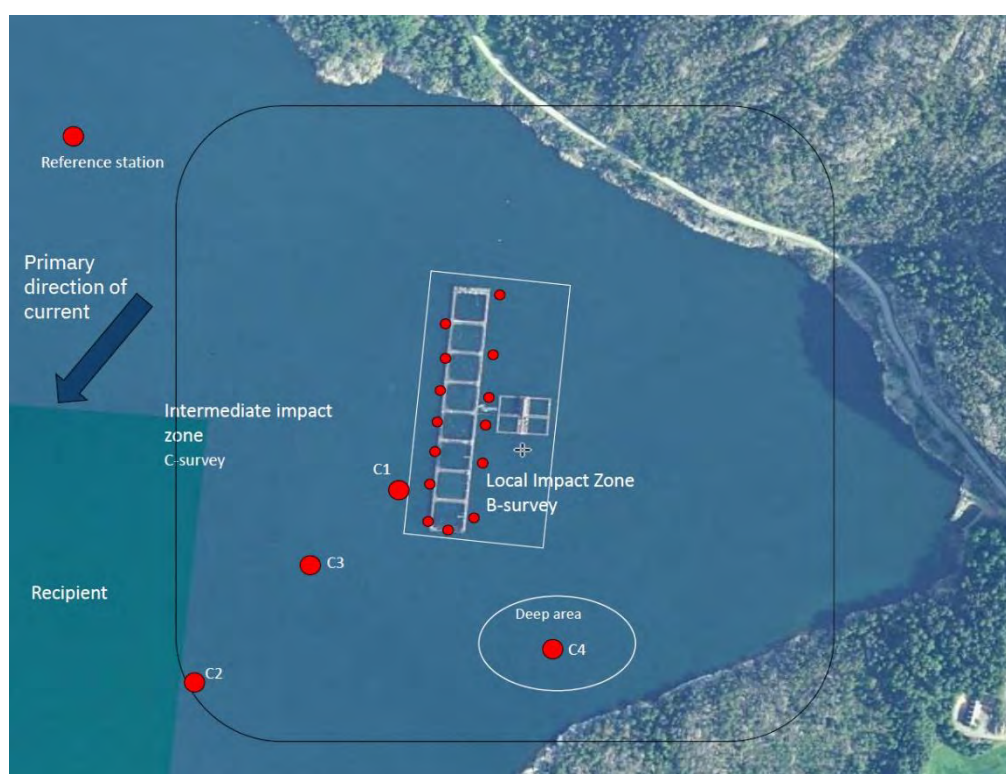


図 1. ノルウェーの養殖場における調査地点の例 (Henrik Rye Jakobson, 2019)

調査地点の数については、生産量に応じて設定している場合がある。Fisheries and Oceans Canada(2018) (表 1) の観測基準によれば、飼育尾数が 100,000 尾増えるごとに観測地点を 1 地点増やすしくみとなっている。ノルウェーでは 1 ライセンスあたりの生産量が約 780 トンであり、これに対して最低 10 地点で観測を行うことになっていた。カナダでは、仮に出荷サイズを 3 kg とすると、780 トンの生産量は 260,000 尾に相当し、観測地点は 3 地点となる。

表 1. 生簀内の尾数と観測点数 (Fisheries and Oceans Canada, 2018)

生産サイクルにおける生簀群内の最大尾数	観測地点 (参照地点を除く)
1～200, 000	2
200, 001～300, 000	3
300, 001～400, 000	4
400, 001～500, 000	5
500, 001～600, 000	6
600, 001～700, 000	7
700, 001～800, 000	8
800, 001～900, 000	9
900, 001～1, 000, 000	10

一方、Aquaculture Stewardship Council(2019)では、生簀からある距離までの範囲は排泄物による影響を許容している。表 2 に示すとおり、サーモンの場合は生簀から 30 m、スズキ・タイ・オオニベ・カレイ目の場合は生簀から 25 m の範囲とするか、あるいは SEPA (Scottish Environment Protection Agency)-AUTODEPOMOD などの 3 次元の流れ場・排泄物輸送数値シミュレーションを用いて範囲を設定することとなっている。ブリ・スギ類については具体的な距離は定められておらず、水深と同じ直径の範囲または数値シミュレーションにより設定される範囲となっている。影響許容範囲が定まったら、その範囲のすぐ外側で観測を行い、観測結果が底質等の基準を満たしているかを判断する。

参照地点との比較によって養殖場の環境を判断する場合もあるが、その場合の参照地点は、生簀から 500 m 程度離れた地点で、水深が生簀設置地点の水深と同じような場所など、養殖場の有無を除けば環境特性が近い地点を選ぶ必要がある。日本でも、生簀からの距離と養殖による影響との関係を調べた例があるが (図 2)、生簀から 500 m 程度離れると海底堆積物の養殖排泄物による影響は比較的小さくなるようである。

表 2. 各魚種の影響許容範囲 (Aquaculture Stewardship Council, 2019)

魚種	影響許容範囲 : Allowable Zone of Effect (AZE)
サーモン	30m (専門家は 25～125m が適切と考慮) / SEPA-AUTODEPOMOD などの信頼できるモデルでも設定可能
スズキ・タイ・オオニベ・カレイ目	25m / SEPA-AUTODEPOMOD などの信頼できるモデルでも設定可能
ブリ・スギ類	水深と同じ直径の範囲 / 排泄物拡散を予測する信頼できるモデルでも設定可能 / 1 点係留の場合、係留索の弧の描く範囲

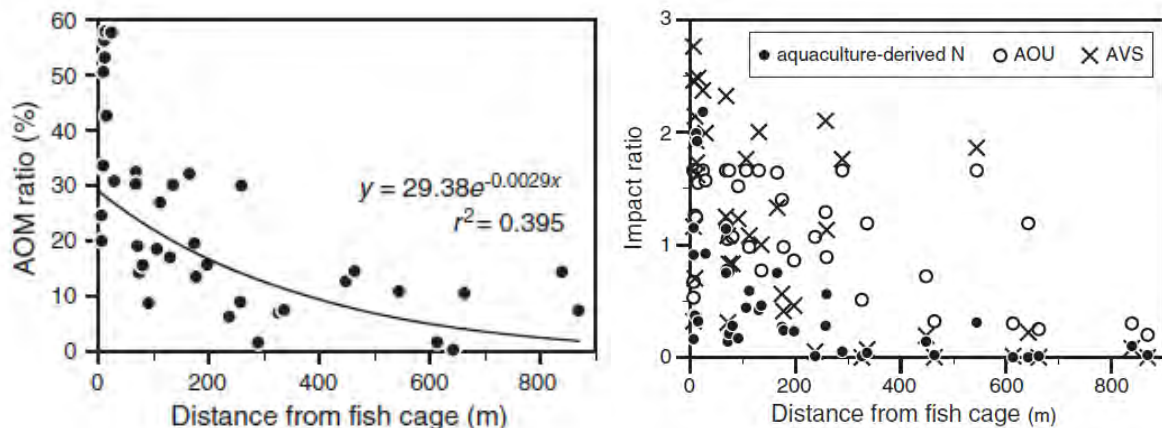


図2. 生簀からの距離と養殖由来の有機物 (Yokoyama et al., 2006) や養殖影響の指標 (Yokoyama et al. 2008) との関係

ii-ア. 底質

日本では、水産用水基準として、底泥の化学的酸素要求量 (Chemical Oxygen Demand : 以下 COD) と硫化物濃度が用いられている。いずれも、1983 年に日本水産資源保護協会が取りまとめた水産用水基準に基づいて定められている。底泥の COD は易分解性有機物の指標であり、値が 20 mg/g になると底泥の汚染が始まっていると考えられる。ただし、過マンガン酸カリウムで酸化される物質には無機の還元性物質が含まれることに留意しなければならない。値が 30 mg/g を超えると既に汚染環境にあると考えられる。一方、これらの値に対応する硫化物濃度は 0.2 mgS/g と 1 mgS/g に相当する。その後、日本水産資源保護協会によって、底泥の酸素消費量 (Sediment Oxygen Demand) や底質の化学分析結果を組み合わせた指標が提案され、また大森 (1990) によって堆積物の酸素消費速度に基づく SRR (Sediment Respiration Rate) 法、硫化物濃度に基づく SSC (Sediment Sulfide Concentration) 法が提案されたが、現状では使用されていない。

カナダでは、遊離硫化物濃度や酸化還元電位を用いて海域が分類されている。例えば、表 3 では、底泥の遊離硫化物濃度に応じて 6 つの海域に分類されており、表 4 は、ファンディ湾での例として、酸化還元電位と遊離硫化物濃度を組み合わせて 4 つの海域に分類されている。表 3 では、遊離硫化物濃度が 1499 μM 以下の場合に酸化的な環境であると判断されるのに対し、表 4 では、酸化還元電位が 0 以上で、遊離硫化物濃度が 1,300 μM 未満の場合に酸化的な環境と判断されており、遊離硫化物濃度の観点からは違いが見られる。

Aquaculture Stewardship Council (以下、ASC 認証) では、サケ、スズキ・タイ・オオニベ、カレイ目に対して酸化還元電位が正の値で、遊離硫化物濃度が 1,500 μM 以下の場合に養殖を継続できる (表 5)。二枚貝については、5 年ごとに観測を行う場合は遊離硫化物濃度が 1,500 μM 以下であれば良いが、毎年観測すれば 3,000 μM 以下でも良く、3000 μM 以上の場合も参照海域に比べて遊離硫化物濃度が大幅に超えていない場合は養殖可能である。一方、ブリ・スギ類については、参照海域と影響許容範囲のすぐ外側とで全有機炭素、遊離硫化物濃度、酸化還元電位に顕著な差がないことが求められている。その他、Heinig (2001) によれば、SEPA (Scottish Environment Protection Agency) による基準値は、影響許容範囲内部で、平均的な酸化還元電位が -150 mV 以下、あるいは堆積物の表層 3 cm の酸化還元電位が -125 mV 以下、遊離硫化物濃度が 4800 $\mu\text{g/g dry wt}$ となっている。

表 0. 海域の分類と底泥の遊離硫化物濃度

海域の分類		底泥の遊離硫化物濃度
酸化的環境	酸化的環境 A	750 μ M 未満
	酸化的環境 B	750～1499 μ M
貧酸素環境	貧酸素環境 A	1500～2999 μ M
	貧酸素環境 B	3000～4499 μ M
	貧酸素環境 C	4500～5999 μ M
無酸素環境	無酸素環境	6000 μ M 以上

表 4. カナダ、ニューブルンスウィックのファンディ湾を対象とした底質状態の評価

底質状態	観測値
酸化的環境 1	酸化還元電位 $\geq +100\text{mV}_{\text{NHE}}$ / 遊離硫化物濃度 $\leq 300 \mu\text{M}$
酸化的環境 2	酸化還元電位 $0 \sim +100\text{mV}_{\text{NHE}}$ / 遊離硫化物濃度 $300 \sim 1300 \mu\text{M}$
貧酸素環境	酸化還元電位 $0 \sim -100\text{mV}_{\text{NHE}}$ / 遊離硫化物濃度 $1300 \sim 6000 \mu\text{M}$
無酸素環境	酸化還元電位 $\leq -100\text{mV}_{\text{NHE}}$ / 遊離硫化物濃度 $> \mu\text{M}$

表 2. ASC 認証における底質の基準 (Aquaculture Stewardship Council, 2019)

種類	ブリ・スギ類	サーモン、スズキ・タイ・オオニベ、カレイ目	二枚貝
判断基準	参照海域と AZE の端部とで全有機炭素、遊離硫化物濃度、酸化還元電位に顕著な差がないこと	酸化還元電位 $> 0\text{mV}$ または遊離硫化物濃度 $\leq 1,500 \mu\text{M}$ または参照海域と AZE の端部とで酸化還元電位または遊離硫化物濃度に顕著な差がないこと	遊離硫化物濃度 $\leq 1500\text{mM}$ (5 年ごとに観測の場合)、 $1500 \sim 3000 \mu\text{M}$ (毎年観測の場合)、 $3000 \mu\text{M}$ 以上の場合は養殖不可だが、参照海域に比べて遊離硫化物濃度が大幅に超えていない場合は養殖可能

以上のように、諸外国では、主に酸化還元電位と遊離硫化物濃度が指標として用いられ、わずかな違いがあるが基準値が概ね定められている。日本では、化学的酸素要求量と AVS 等の全硫化物濃度を使用しているため、諸外国で用いられている値と直接的に比較することはできない。ただし、硫化物については、全硫化物濃度と遊離硫化物濃度とに何らかの関係性があれば、日本の全硫化物濃度の基準と諸外国の遊離硫化物濃度の基準とを比較することが可能である。

一方、ノルウェーでは、漁業者自らが底質の状態を判断できる手法として、硫化物を計測するのではなく、底質を観察することによって評価する方法を用いている (Norwegian Standard Association, 2000)。環境モニタリングに関してはいくつかの基準が段階的に発表されているが、いずれも MOM (Fish Farm - Monitoring - Modelling) と呼ばれるコンセプトに基づいた評価法が記載されている。その特徴としては、養殖場からの排泄物の量でなく、実際の環境への影響をモニタリングすること、モニタリングの強度（項目の数や頻度）は影響の程度に適応すること、新しい知見や法律に従って、適切に置き換えられうる、あるいは修正されうるモジュール

から構成されることが挙げられる。底質の調査では、比較的安価なセンサーで観測可能な pH と酸化還元電位を用いるとともに、堆積物のガスの発生、色、臭気、固さ、泥の量、有機物の蓄積などを概略定量化して指標を作成している。

ii-イ. 底生生物

底生生物は、日本では評価指標として取り入れられていないが、諸外国では利用されている事例がある。ノルウェーでは、底質の評価とともに、マクロベントスの有無が指標の一部として使用されている。養殖業者自身が判断できるように、堆積物を 1 mm メッシュのふるいにかけたのち、顕微鏡を用いて観察し、マクロベントスの有無を調査する。ただし、汚染された堆積物の表面で生活できるゴカイ類しか含まれていない場合は、マクロベントスは存在しないものとする。SEPA(2019) は、軟泥の無脊椎動物の状態について、種の多様性を示す指標 Infaunal Quality Index (IQI) が 0.64 以上、多毛類の種類と個体数が 1 平方メートルあたり最低 2 種類で、個体数が合わせて 1,000 個体以上であることを基準としている。一方、ASC では、対象魚種によって異なっている部分もあるが、表 6 のように基準が定められている。生物の多様性を示す指標としては、AZTI Marine Biotic Index (AMBI)、Shannon-Wiener Index (SWI)、Benthic Quality Index (BQI)、Infaunal Trophic Index (ITI)、Biotic Index (BENTIX) 等を使用できる。

表 6. ASC 認証における底生生物の基準 (Aquaculture Stewardship Council, 2019)

種類	ブリ・スギ類	サーモン	スズキ・タイ・オオニベ	カレイ目
底生動物の指標		AMBI $\leq$ 3.3 または SWI $>$ 3 または BQI $\geq$ 15 または ITI $\geq$ 25	AMBI $\leq$ 3.3 または SWI $>$ 3 または BQI $\geq$ 15 または ITI $\geq$ 25 または BENTIX $\geq$ 3.5 または参照海域と影響許容範囲の端部とでこれらの指標に顕著な差がないこと	
マクロベントスの種類数			汚染指標種でなく、1 平方メートルあたり 100 個体以上の種が 2 つ以上	
有害マクロベントスの個体数	参照海域と影響許容範囲の端部とで有害マクロベントの現存量に顕著な変化がないこと			

(iii) 国内外の指標のまとめ

Hargrave et al. (2008) は、酸化還元電位、pH、生物多様性指数、遊離硫化物量などの対応関係を図 3 のように取りまとめた。養殖の継続が認められるのは、底質が酸化的環境にある場合であり、酸化還元電位が正の値、pH が 8 以上、ASC で採用されているシャノン-ワイナー指数 (SWI) が 3 以上、無脊椎動物栄養段階指標 (ITI) が 25 以上、溶存酸素濃度が 2 ml/L 以上、有機炭素フラックスが 2 g C/m²/d、遊離硫化物濃度が 1,500 μ M 以下となっている。

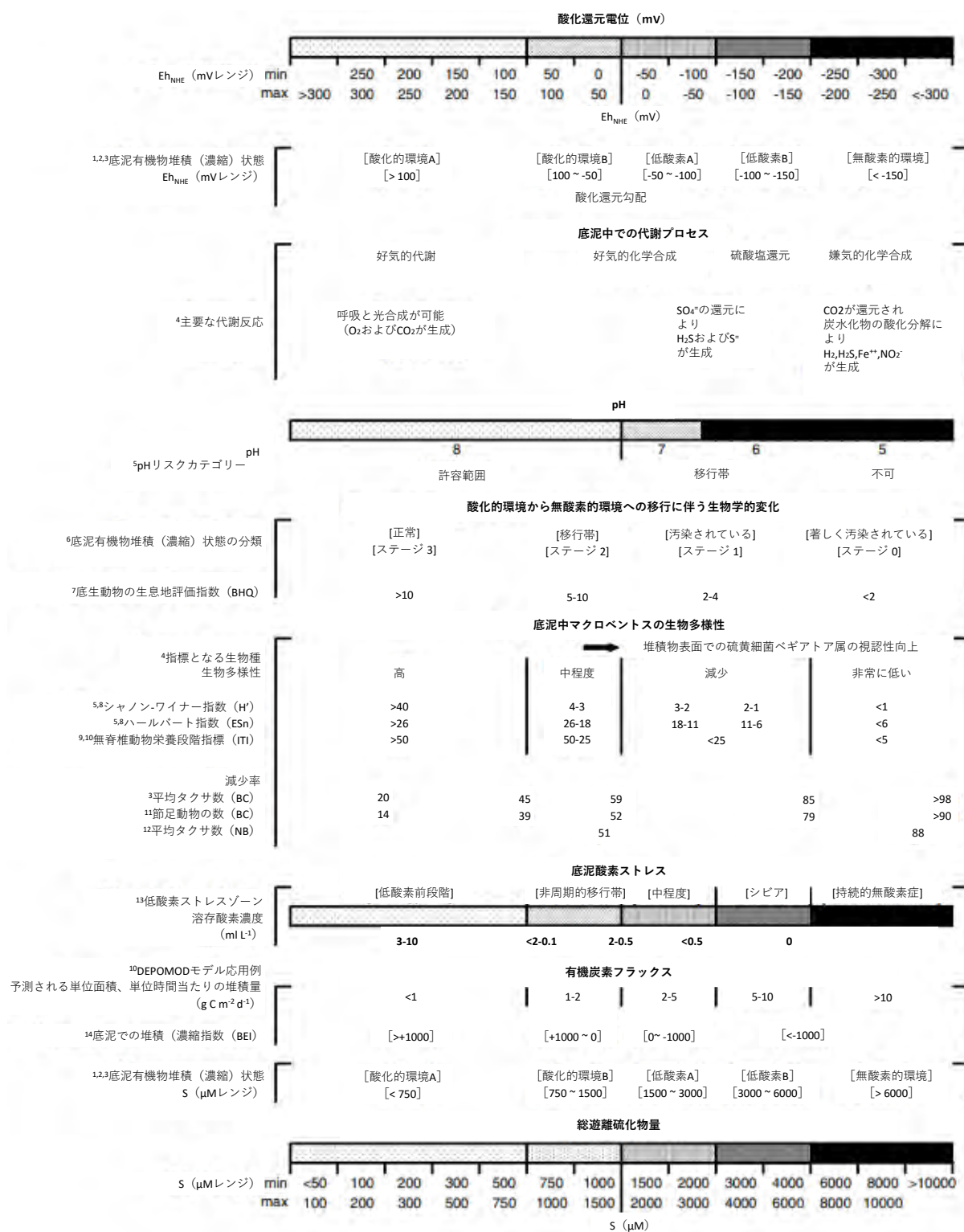


図 0. 酸化還元電位、pH、生物多様性指数、遊離硫化物量などの対応関係
(Hargrave et al. 2008)

溶存酸素濃度については、水産用水基準では内湾の夏季底層で 3 ml/L 以上を確保することとなっているため、それよりはやや低い値に設定されている。日本で採用されている堆積物の化学的酸素要求量については、対応する項目が見当たらない。同じく、全硫化物濃度についても、遊離硫化物濃度とは観測方法が異なるため、直接的に比較することは難しい。しかし、次節の図 1 に示すように、有機炭素フラックスが 3 g C/m²/d 近傍の際に、全硫化物濃度(AVS)が 0.2 mg/g dry wt となっている事例がある。有機炭素フラックスが 3 g C/m²/d の場合は、図 0 3 において遊離硫化物濃度が 1,500~2,000 μM の場合に相当する。一つの事例から判断することは極めて難しいが、日本の水産用水基準で用いられている全硫化物濃度の基準値 0.2 mg/g dry wt は、諸外国で用いられている遊離硫化物濃度の基準値 1,500 μM と概ね対応していることが示唆される。

(2) 指標の探索

(i) 生産量と底質の関係

本事業では、環境収容力の範囲内で適正養殖可能数量を設定することを目的とするため、養殖数量と環境収容力との関係を調べる必要がある。環境収容力は、(1) で述べたように現状では底質で判断することが妥当であると考えられることから、養殖数量と底質との関係を調べる必要がある。ただし、養殖数量と底質との関係を調べた文献は少ない。これは、養殖数量が分かっても排泄物の量は飼育する魚類の FCR 等によって変化すること、懸濁態の排泄物の海底への堆積場所は地形や物理環境に依存することから、両者に明確な関係を見出しにくいと考えられる。そこで、養殖数量ではなく、セジメントトラップ等で観測した海底への懸濁態排泄物のフラックス等と底質との関係性が調べられた事例がある。

例えば、Yokoyama et al. (2009) は、三重県のマダイ養殖場の 2 ヶ所の生簀 (○と●) で月平均の配合飼料 (乾重量) と堆積物の酸揮発性硫化物濃度(AVS)との関係を調べ、データにバラツキがあるものの、両者の間には概ね線形の関係性が見られた (図 1 左)。Srithongouthai and Tada (2017) は、瀬戸内海の志度湾にあるブリ養殖場で、5 月 (○) と 9 月 (●) にセジメントトラップで観測された海底への有機炭素フラックスと AVS との関係を調査し、概ね線形の関係性を見出した (図 1 右)。

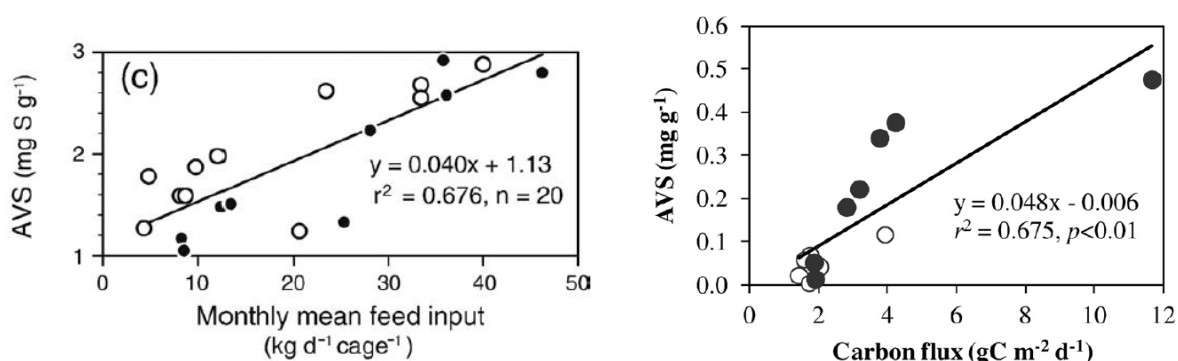


図 1. 月平均の配合飼料 (乾重量) と堆積物の酸揮発性硫化物濃度 (AVS) との関係 (Yokoyama et al., 2009) とセジメントトラップで観測された海底への有機炭素フラックスと AVS との関係 (Srithongouthai and Tada, 2017)

ただし、セジメントトラップで観測された海底への有機炭素フラックスには、養殖の排泄物由来の有機炭素に加えて、周辺海域の動物の排泄物等も含まれる。Chang et al. (2014) は、カナダのファンディ湾にある 6 ヶ所のサーモン養殖場で、DEPOMOD と呼ばれる数値シミュレーションモデルを用いて海底への有機炭素フラックスを計算した結果と現地での遊離硫化物濃度の観測結果との比較を行い、データにばらつきが見られるものの、Hargrave (2010) に従って線形で近似している (図 2)。

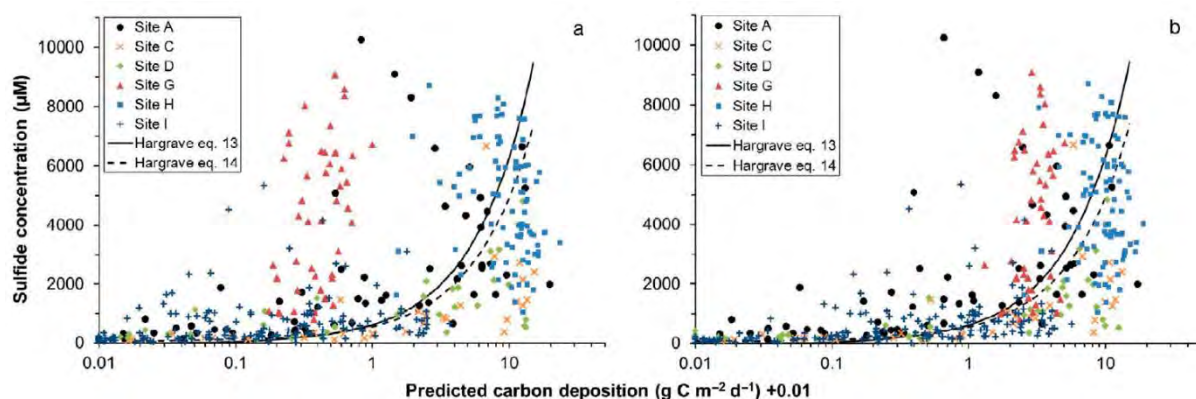


図 2. 数値シミュレーションによって予測された海底への有機炭素フラックスと遊離硫化物濃度との関係。海底への有機炭素フラックスは対数軸で描かれている (Chang et al., 2014)。

以上のことから、研究事例は必ずしも豊富ではないが、海底への有機炭素フラックスと堆積物の硫化物濃度との関係は概ね線形と仮定することは既存研究の結果とも矛盾しない。養殖数量と海底への有機炭素フラックスとの関係については、当該海域の地形や物理環境に大きく依存するが、傾きが変化するものの線形関係にあると考えられるので、養殖数量と堆積物の硫化物濃度も線形関係にあると仮定できる。

(ii) 底質と底生生物の関係

養殖場では、底生生物が健全に生息していることが重要である。したがって、ノルウェーの環境基準でも見られるように、底質が多少悪化していても底生生物が確認できる場合でも養殖を継続しても良い場合がある。そこで、底質と底生生物との関係について文献調査を行った。底生生物としては、マクロベントスが調査されている事例がほとんどであった。Yokoyama (2002) は、五ヶ所湾の真珠、ブリ、マダイの養殖場において底質とマクロベントスの調査を行った。図 3 によると、魚類養殖場 (○) では、AVS の上昇とともに個体数が減少する傾向が明確に見られる。一方、真珠養殖場 (●) では、AVS とマクロベントスの個体数との関係は明確には見られない。上出 (2008) は、和歌山県沿岸のブリとマダイを中心として養殖している 5 つの海域で底質とマクロベントスの調査を行った (図 6)。AVS とマクロベントスの湿重量との関係を見てみると、必ずしも明確な関係性は見られないが、湿重量の最大値は AVS の増加とともに減少している様子が分かる。また、Yokoyama (2002) による魚類養殖場のデータは、堆積物の AVS が概ね 0.5 mg/g dry weight の場合であったのに対し、上出 (2008) のデータは、堆積物の AVS が 1 mg/g dry weight 以内の場合となっている。横山ら (2002) は熊野灘沿岸の魚類養殖場において AVS とマクロベントス群集との関係を調べた (図 3)。マクロベントスのパラメータ

が対数軸で表されていることを考慮すると、AVS の上昇とともに生物量（湿重量）、個体数密度、種類数が急速に減少する様子が分かる。特に、AVS が 2 mg/g dry weight を超えると、マクロベントスが存在しなくなる事例も見られる（図 3 左）。一方、Hargrave et al. (2008) は、世界各国の養殖場の底質やマクロベントス群集の観測結果をレビューした。遊離硫化物の上昇とともにマクロベントスの分類群数、個体数は減少するが、それらの関係はより緩やかな関数で近似されている（図 右）。日本では、水産用水基準で AVS が 0.2 mg/g dry weight、諸外国では遊離硫化物濃度が 1500 μ M 未満で酸化的環境であると判断されることから、これらの値での個体数密度と分類群数（種類数）とを比較してみると、個体数密度は横山ら（2002）では 1 平方メートルあたり 2,000~10,000 個体、Hargrave et al. (2008) では 1 平方メートルあたり 0~2,000 個体であり、分類群数は横山ら（2002）では 0.04 平方メートルあたり 20~100 種類、Hargrave et al. (2008) では 0.1 平方メートルあたり 0~40 種類となっている。ただし、海域特性が異なることと、AVS と遊離硫化物濃度は異なるパラメータであることから、直接的な比較は困難である。

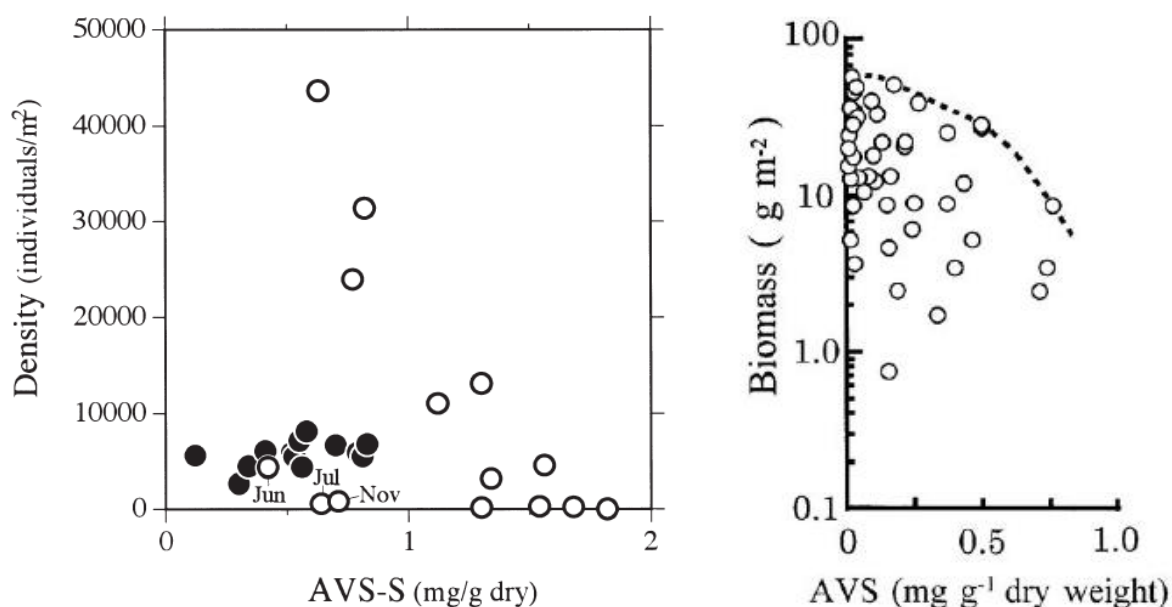


図 6. AVS とマクロベントスの個体数との関係 (Yokoyama et al., 2002) と AVS とマクロベントスの生物量との関係 (Srithongouthai and Tada, 2017)

これらのデータを使用することによって、水産用水基準付近での一般的なマクロベントスの生息状況を見出し、水産用水基準を超える場合であってもマクロベントスの生息状況がより良好であれば、養殖を継続したり、養殖数量を増やしたりすることも考えられる。ただし、マクロベントスの生息状況は地形、特に水深や堆積物の性状に大きく依存することや、現地でマクロベントスの調査を詳細に行うためには専門家の関与が必要となることから、マクロベントスも含めて適正養殖可能数量を設定することは必ずしも容易ではない。

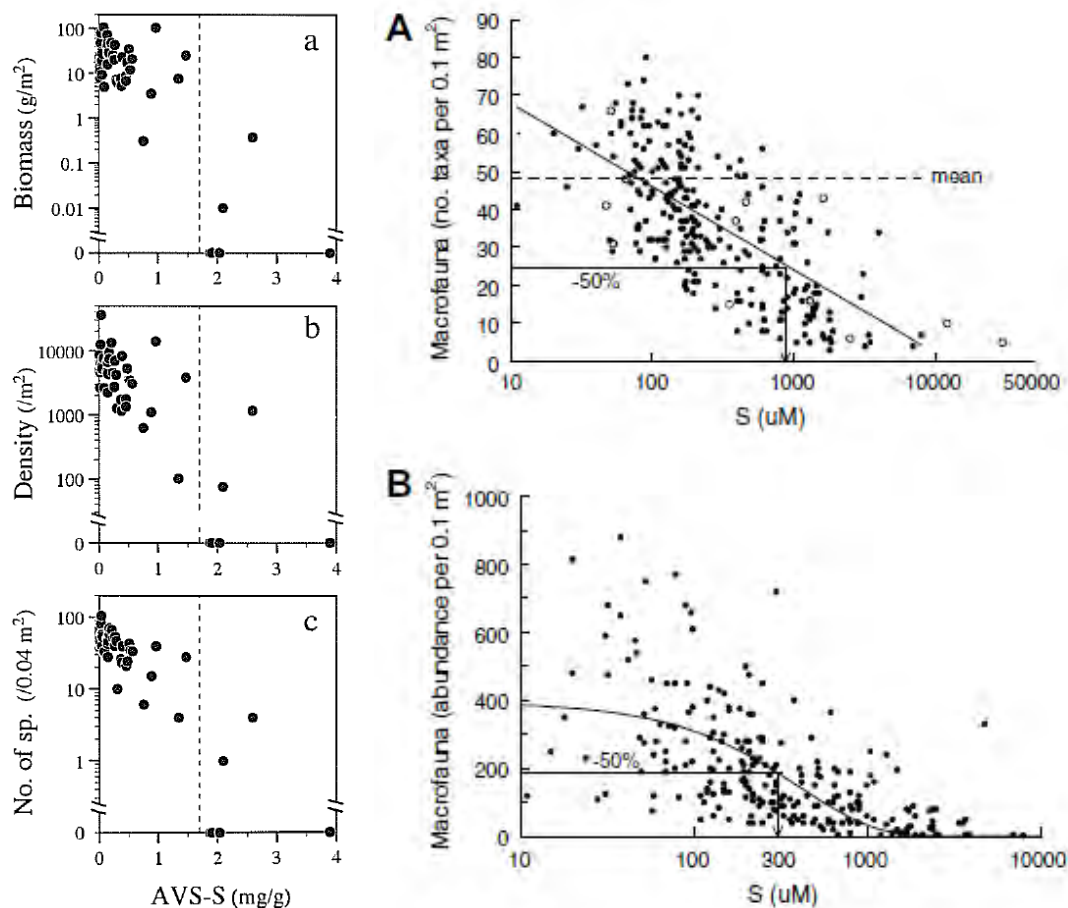


図 3. AVS とマクロベントスの生物量（湿重量）、密度、種類数との関係 (Yokoyama et al., 2017) および遊離硫化物濃度とマクロベントスの分類群数、個体数との関係 (Hargrave, 2008)

(3) 国内養殖場のデータ整理

(i) 漁場環境及び漁場生産量データの収集

表 7. 3 県収集データ一覧 (◎は主に解析に使用した資料)

	香川県	宮崎県	鹿児島県
水質	◎COD	なし	COD
底質	◎COD ◎硫化物 (T-S)	強熱減量 500 強熱減量 900 ◎COD ◎AVS 底生生物	◎COD 硫化物 (R3.3 のみ)
生産量	漁協毎の生簀台数、容積、 ◎尾数 (H28 年度) ◎ハマチ 2 年、カンパチ 2 年 (7 漁協) ◎マダイ 2~4 年 (5 漁協)	◎9 月時点の漁場毎池入れ尾 数 ◎漁協毎生産重量	◎漁協別生産量 (t)
その他	給餌量	漁協別給餌量	
解析に用いた 期間	H28 年度	H25 年~R2 年	H25 年~R3 年

本事業で協同する香川県、宮崎県及び、データ提供について協力が得られた鹿児島県に、漁場環境にかかる水質・底質モニタリングデータと養殖生産量についてデータ収集依頼及び過去

に公開されている漁場環境情報データの整理を行った。

取得したデータのうち、調査海域、調査項目に連続性のあるデータとして、生産量との比較が可能であったものを表に示した。生産量については、複数の漁場を含む漁協別と漁場別が混在し、生産量単位がトン数と尾数のものが混在しており、県が異なるデータについては定量的な比較が困難であった。そのため本事業においては県別の比較を主に行うこととした。同じ県内においても水底質環境の調査実施時期が養殖生産量データと異なることが多かったため、養殖生産量との比較解析が困難な場合が多く、本事業では生産量と比較可能なデータに絞って解析を行った。

i-ア. 香川県の水底質データの変動について

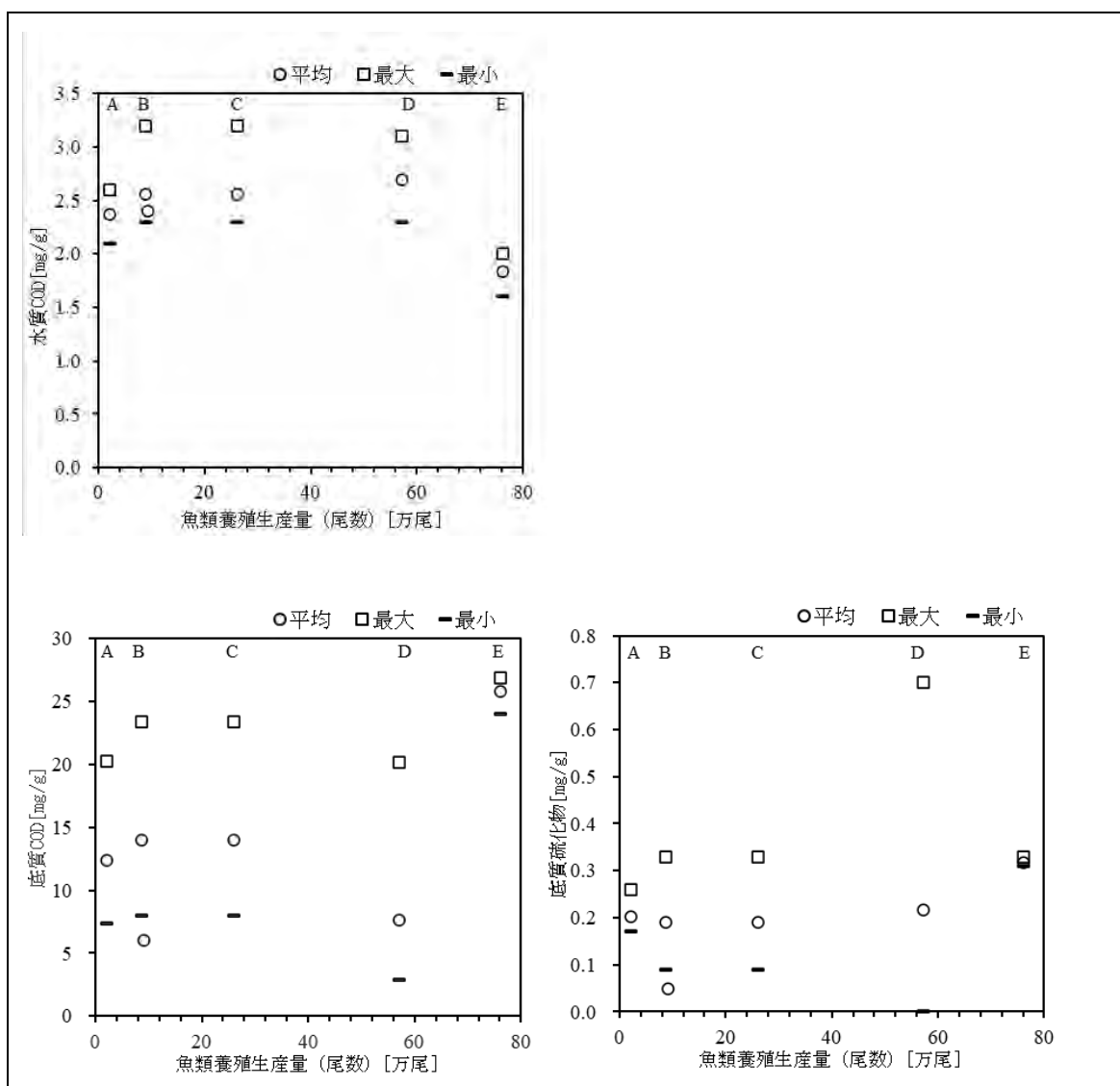


図 4. 香川県の漁場 A～E における魚類生産量(H28)と水質・底質の COD/硫化物の関係 (H28.9)

香川県内の 5 漁協における平成 28 年の魚類生産量と水質・底質の COD、底質硫化物の関係（H28 年 9 月）の相関について、図 8 に示した。

水底質の測定結果は漁場毎のものであるが、魚類生産量は漁業協同組合毎に集計されたものを用いたため、各漁協内の漁場の平均値、最大値、最小値を示した。

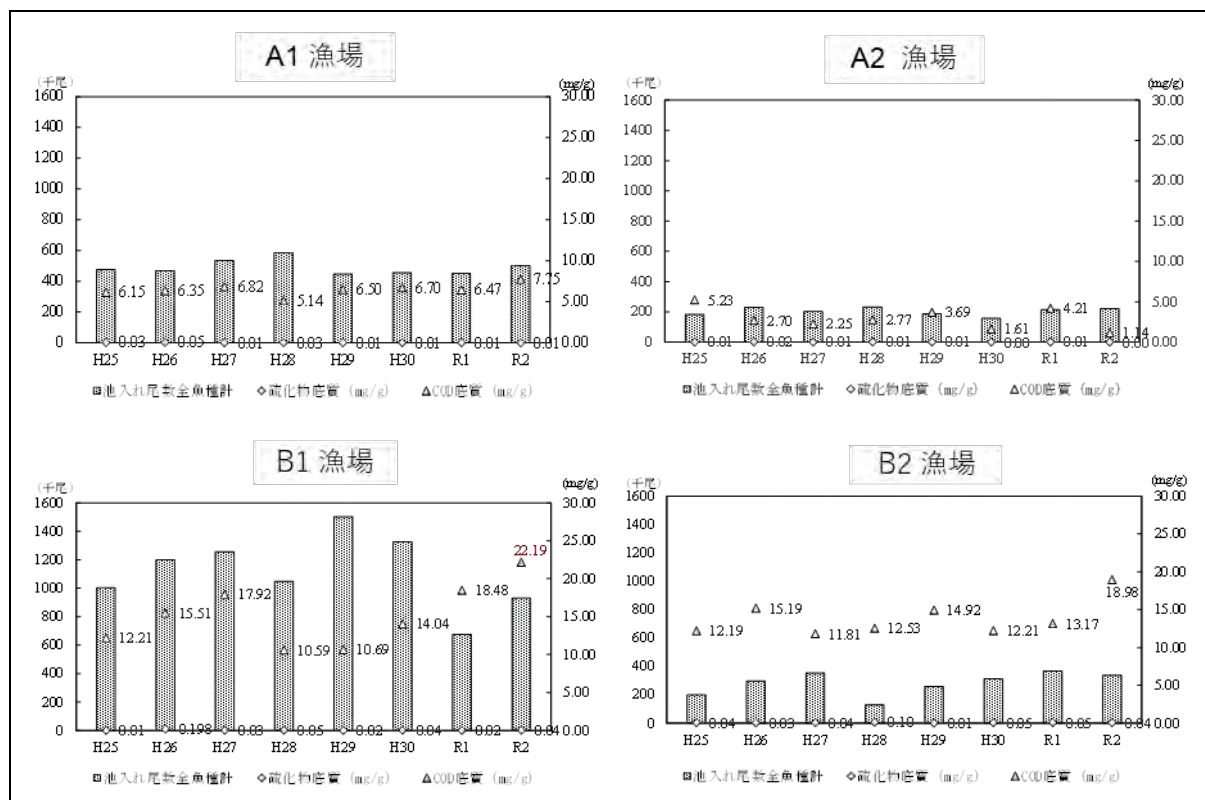
水質 COD では、生産量との相関は確認できなかったが、底質 COD では生産量の多い漁場で平均 25.8 mg/g と高く、水産用水基準（20 mg/g）を超える値となった。硫化物は漁場 E では低く、漁場 D では測定点によるばらつきが大きい傾向がみられた。

i-イ. 宮崎県の水底質データの変動について

宮崎県における平成 25 年度から令和 2 年度までの 8 年間のデータについて、漁協毎生産トン数及び漁場毎飼育尾数と、宮崎県水産試験場が実施した底質 COD、底質硫化物のデータを比較した。同期間のモニタリング実施地点は 13 地点を対象とし、漁協毎生産トン数及び漁場毎飼育尾数から環境数値と生産量の関連について解析を行った。

i-ウ. 宮崎県の漁場別の魚類飼育尾数と水底質モニタリング結果の比較

宮崎県内の漁場毎の底質調査結果と宮崎県の養殖実態調査時点による、調査地点至近の池入れ尾数（底質調査の実施時期の調査地点至近の漁場の池入れ数であり、年間の総数ではない）と、各調査地点の底質 COD、硫化物の値を比較した結果を図 9 に示した。



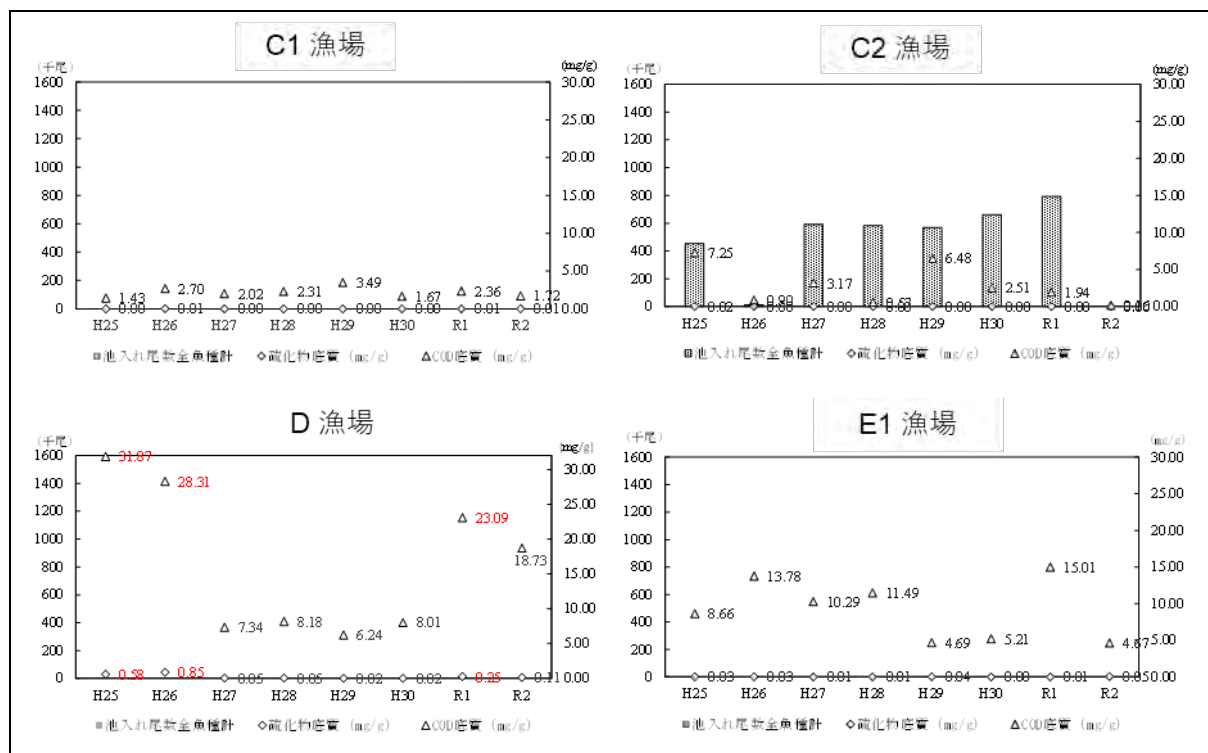
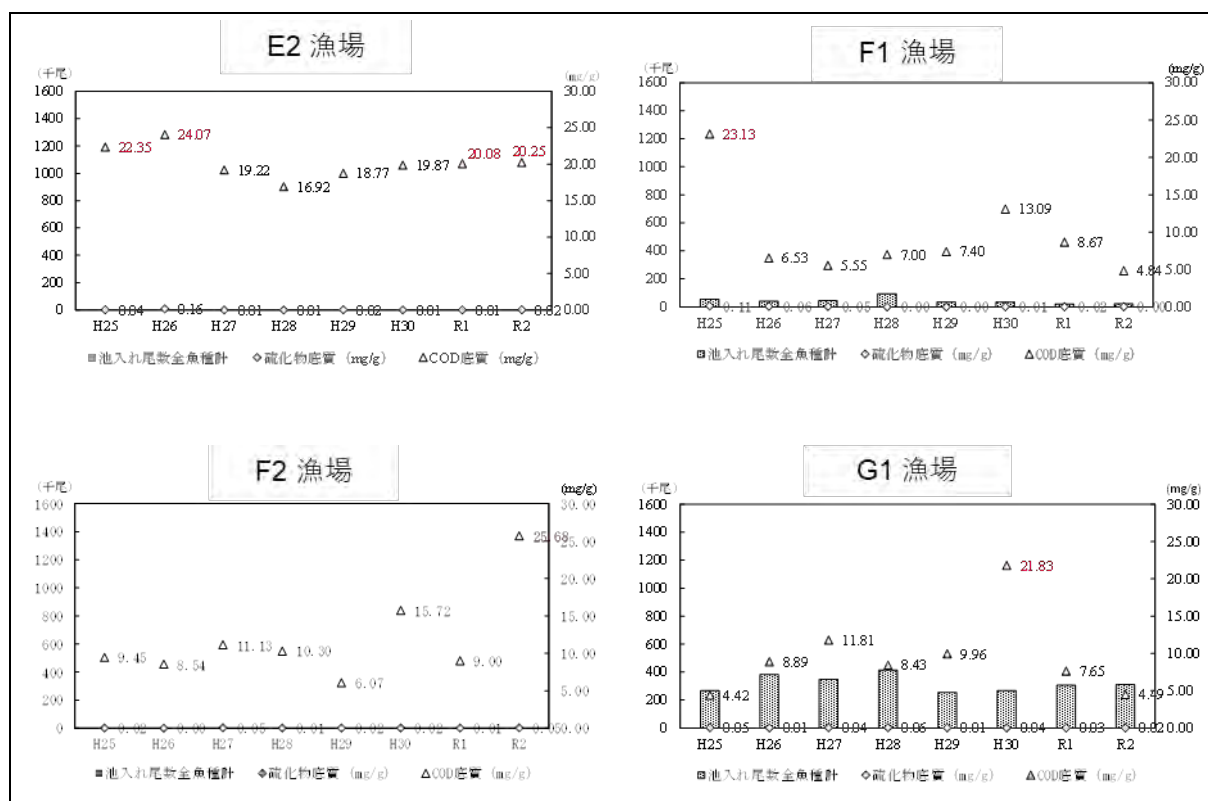


図 9 (1). 漁場別 9 月時点の池入れ尾数(棒グラフ)と底質 COD(△)/底質硫化物 (◇)、及び適正可能養殖数量(折れ線グラフ)の推移。赤字は水産用水基準超過値。



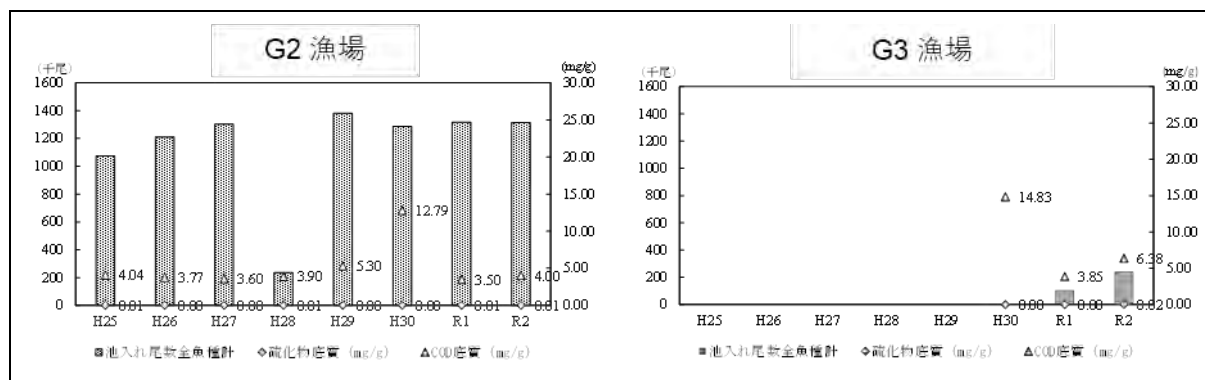


図 9 (2). 漁場別 9 月時点の池入れ尾数（棒グラフ）と底質 COD（△）、底質硫化物（◇）、及び適正可能養殖数量（折れ線グラフ）の推移。赤字は水産用水基準超過値。

漁場別の結果では、D 漁場及び E2 漁場で COD が水産用水基準に定める 20 mg/g の基準を複数回超過していた。D 漁場は H25、H26、R1、R2 年の 4 回にわたり、最大で COD が 31.87 mg/g と、水産用水基準に定める 20 mg/g を大きく超過した。また硫化物においても最大 0.85 mg/g と、基準である 0.2 mg/g のおよそ 4.5 倍の値となった。D 漁場の調査地点付近はブリ種苗の中間育成場となっているが、飼育尾数は 0 とされている。これは、海域毎の尾数は底質調査の実施時期に飼育されている尾数であり、通年の生産尾数を反映しているものではないことが要因である。

D 漁場は、幅 45m ほどの狭窄した湾口を持つ閉鎖性の高い海域であり、また調査地点は調査時の平均水深が 4.7m と浅く、中間育成場の養殖魚の残餌や排泄物が堆積し、嫌気的な環境となりやすいものと考えられる。

E2 漁場はリアス式の入江であり、入江の開口部正面に防波堤があるなど静穏性が高い海域と考えられるが、底質硫化物の値は、H26 年の 0.16 mg/g となったのを除きほぼ 0.01～0.02 mg/g と低く推移していた。

飼育尾数が多い B1 漁場と G2 漁場では、B1 漁場では底質 COD が 10.59～22.19 mg/g と比較的高い一方で、G2 漁場はスポット的に COD が高くなっている年（H30 年は G2 漁場の他 2 地点でも COD が高くなっており、出水などの外的要因によるものと考えられる）を除き、COD は 3.5～5.3 mg/g で推移している。両海域を比較すると、B1 漁場は外洋から見て島の影に位置し、静穏な海域であるのに対し、G2 漁場は開放的な湾の湾口近くに位置し、外洋から波を遮るものではなく、沈下式生簀を用いていることから、波あたりの強い海域であることがうかがえる。

i-エ. 宮崎県の漁協別の魚類養殖生産トン数と水底質モニタリング結果の比較

宮崎県内の漁協毎に集計された魚類生産トン数と漁協内の各底質モニタリング測点の底質 COD、硫化物の平均値の比較を図 10 に示した。適正養殖可能数量が設定されている漁協には、折れ線グラフでその値を示した。また、底質 COD と生産量、底質硫化物と生産量をそれぞれ XY プロットしたものを図 11 に示した。

漁協毎の生産量との比較のため、底質 COD、硫化物の値は漁協内の測点の平均を用いた。ただし、地形や環境が異なる複数の漁場の平均であることに留意が必要である。生産量が大きい漁協でも漁場 COD、硫化物ともに低い値を示すなど、宮崎県の値からは生産量の過多と底質

COD、硫化物の値に相関性は確認できなかった。

宮崎県では同地点の経年的な底質 COD と底質硫化物のデータが得られたため、平成 25 年から令和 2 年までの 8 年 13 地点の底質 COD 及び底質硫化物の値を、XY プロットした(図 12)。

宮崎県の漁場では COD が 5 mg/g 以下の地点では硫化物はほとんど検出されず、COD が 5 を上回ると硫化物が検出される点が増えた。また、COD が 10 mg/g を超える地点でも硫化物は 0.05 を下回るなど、COD の値は必ずしも硫化物に反映されないが、硫化物が 0.1 mg/g を上回る地点では COD も 10 mg/g を超えており、硫化物が多い地点では COD も高くなる傾向がみられた。

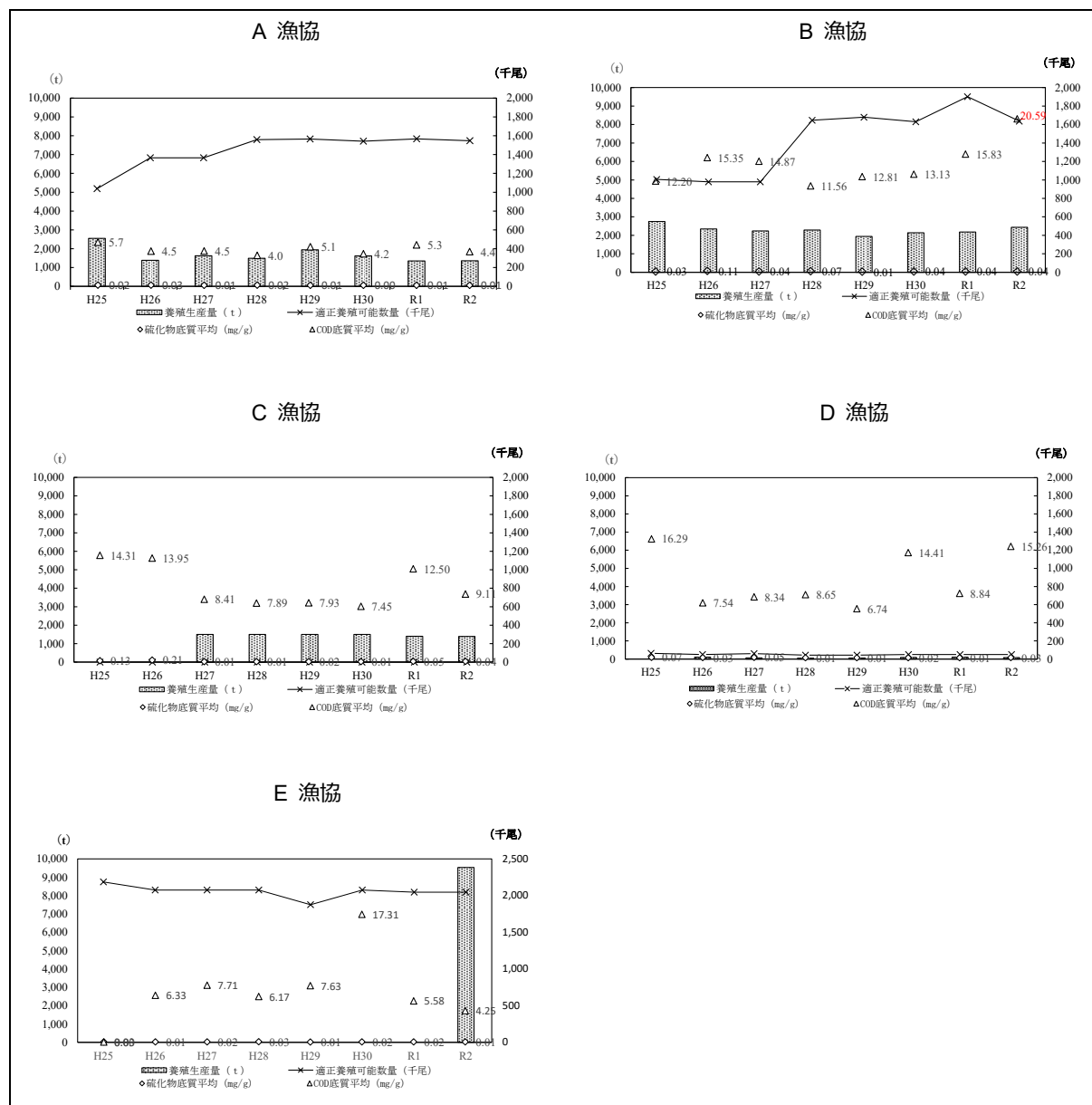


図 10. 漁協別魚類生産量(棒グラフ)と底質 COD (△)/底質硫化物 (◇)、及び適正可能養殖数量 (折れ線グラフ) の推移

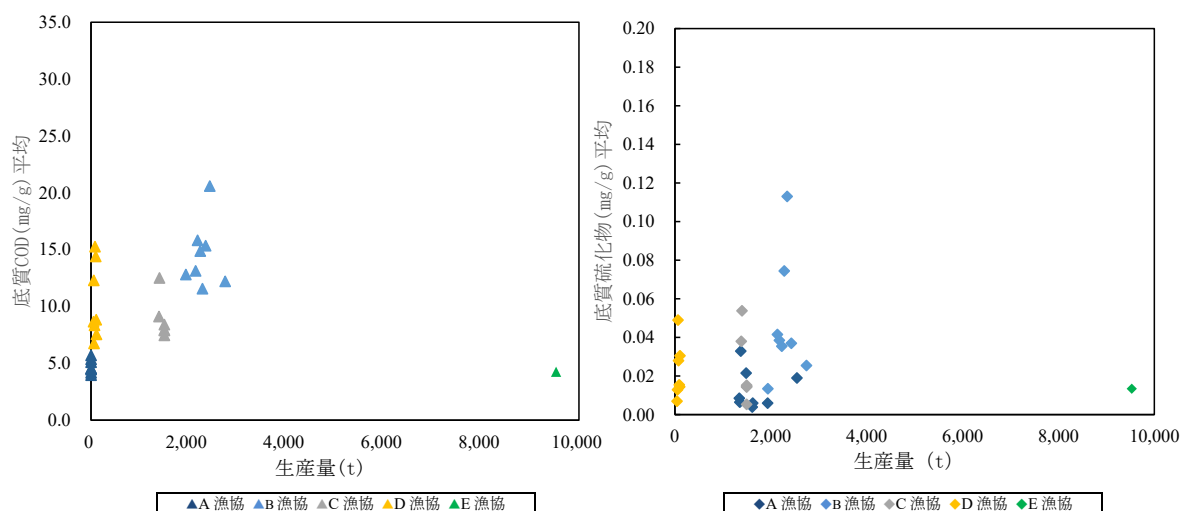


図 11. 漁協別魚類生産量と底質 COD (△)/底質硫化物 (◇) の XY プロット

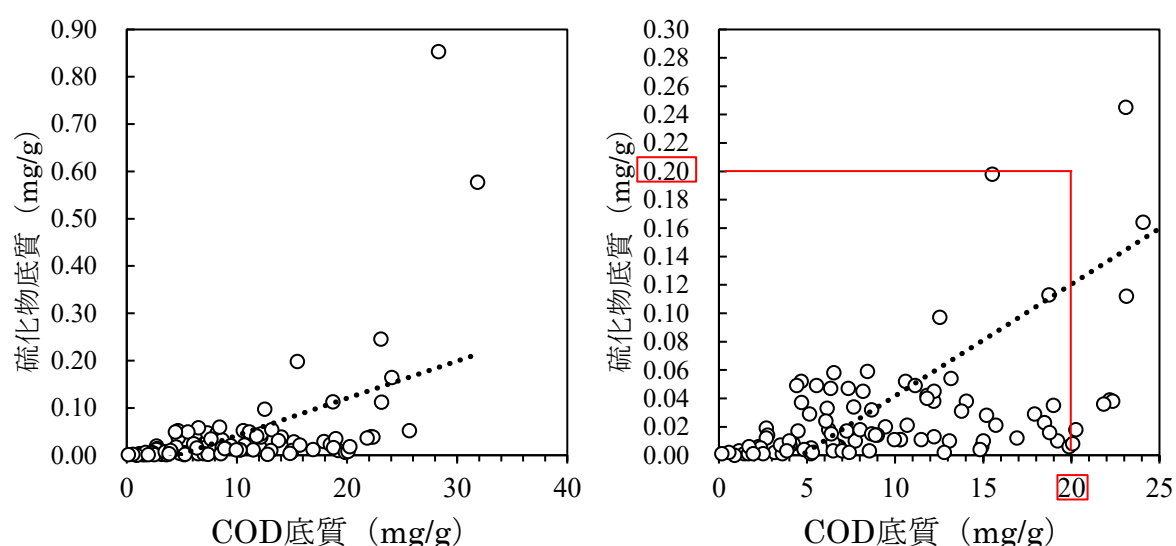


図 12. 宮崎県内漁場の底質 COD と底質硫化物の XY プロット。(左：全データ
右：水産用水基準付近の拡大)

i-オ. 鹿児島県の水底質データの変動について

鹿児島県内の上位 5 漁協について、漁協毎に集計された魚類生産トン数と漁協内の各底質モニタリング測点の底質 COD の平均値の比較を図 13 に示した。適正養殖可能数量が設定されている漁協には、折れ線グラフでその値を示した。また、底質 COD と生産量を XY プロットしたものを図 14 に示した。

漁協毎の生産量との比較のため、水質、底質 COD の値は漁場環境の異なる複数の測点の平均を用いていることに留意が必要であるが、漁協毎に水質 COD と底質 COD のグラフを比較すると、G 漁協、J 漁協は底質 COD が低く、I 漁協は G 漁協と生産量においては大きく変わらないが底質 COD が高かった。F 漁協、I 漁協、H 漁協は底質 COD が 4~10mg/g であるが、水

質 COD は 2mg/L 付近であり有機汚濁の少ない海水である。。

また、XY プロットでは鹿児島湾内に位置する G、H、I、J の 4 漁協全体では生産量と水質 COD との間には負の相関傾向、底質 COD との間には正の相関が見られたが、八代海に面する F 漁協のみ生産量の多寡にかかわらず COD の値に大きな変化が見られなかった。水深、地形、潮流の強さ等の海域特性によるものと思われる。

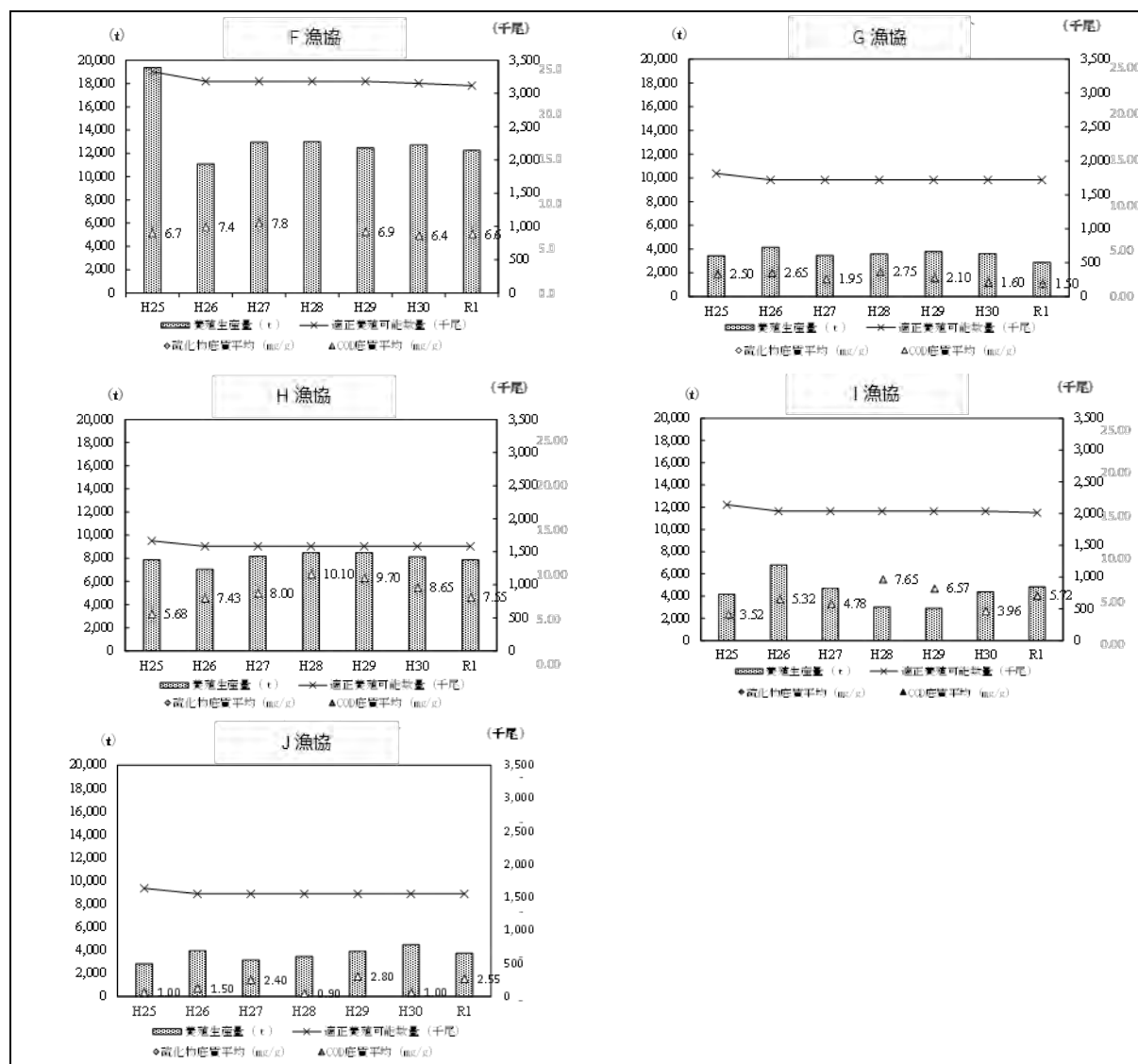


図 13. 鹿児島県内の上位 5 漁協別魚類生産量（棒グラフ）と底質 COD（△）、及び適正可能養殖数量（折線グラフ）の推移

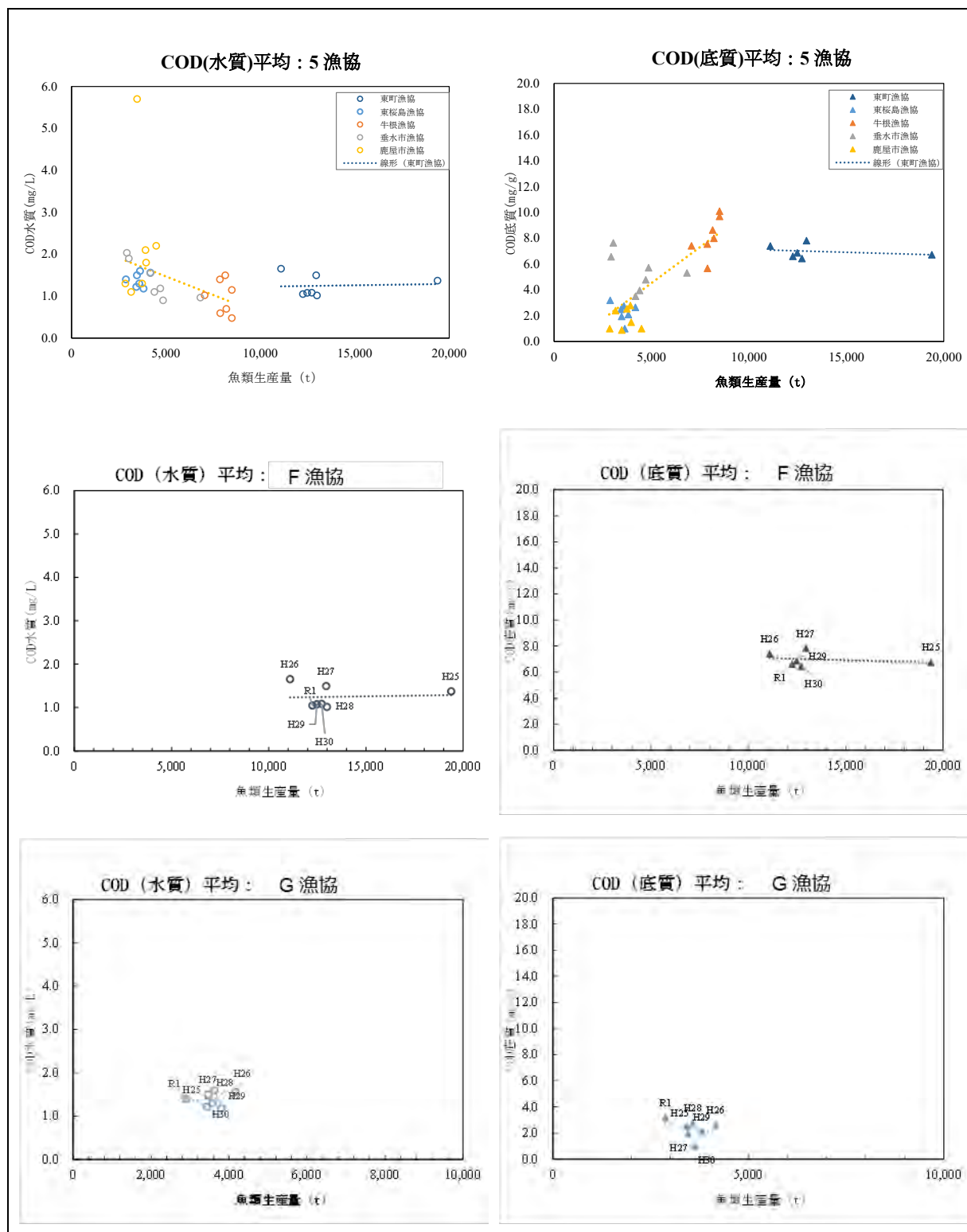


図 14(1). 漁協別魚類生産量と水質 COD/底質 COD の XY プロット

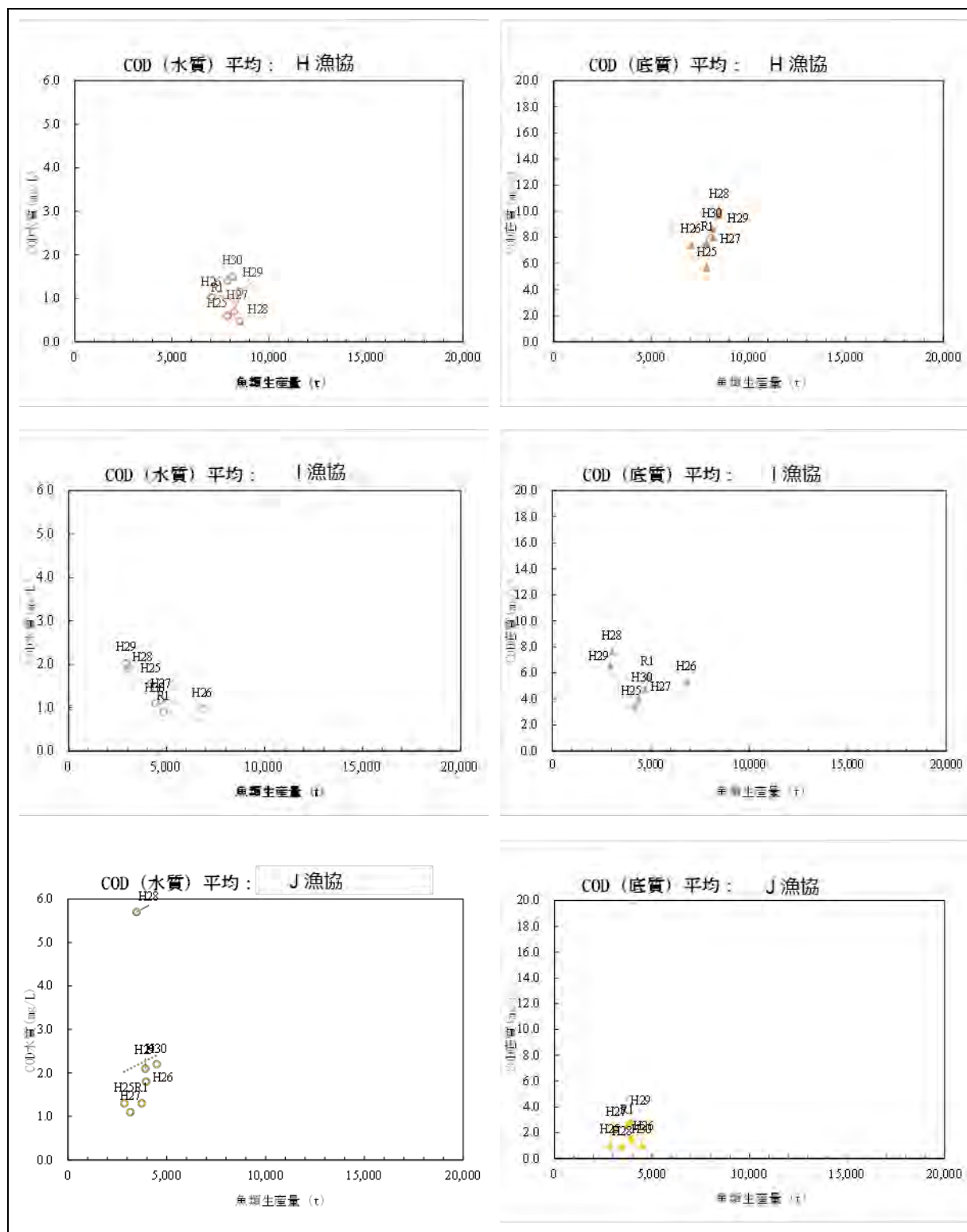


図 14 (2). 協別魚類生産量と水質 COD/底質 COD の XY プロット

【参考文献】

Aquaculture Stewardship Council (2019): ASC Bivalve Standard, Version 1.1.

Aquaculture Stewardship Council (2019): ASC Flatfish Standard, Version 1.0.

Aquaculture Stewardship Council (2019): ASC Salmon Standard, Version 1.3.

Aquaculture Stewardship Council (2019): ASC Seabass, Seabream and Meagre Standard, Version 1.1.

Aquaculture Stewardship Council (2019): ASC Seriola and Cobia Standard, Version 1.1.

Chang B. D., Page F. H., Losier R. J., McCurdy E. P.(2014): Organic enrichment at salmon farms in the Bay of Fundy, Canada: DEPOMOD predictions versus observed sediment sulfide concentrations Aquaculture Environmental Interaction, 5:185–208.

Ervik, A., Hansen, P. K., Aure, J., Stigebrandt, A., Johannessen, P., and Jahnsen, T. (1997): Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming. I. The concept of the MOM system (Modelling - Ongrowing fish farms - Monitoring). Aquaculture 158: 85-94.

Fisheries and Oceans Canada (2018) : Aquaculture Activities Regulations (AAR) Monitoring Standard.

Hargrave B. T., Holmer M., Newcombe C.P. (2008): Towards a classification of organic enrichment in marine sediments based on biogeochemical indicators. Marine Pollution Bulletin 56:810–824.

Hargrave B. T. (2010): Empirical relationships describing benthic impacts of salmon aquaculture. Aquaculture Environment Interaction 1:33-46.

Heinig C.S. (2001): The impacts of salmon aquaculture: The difficulties of establishing acceptability limits and standards aquaculture/environment workshop. A Meeting for Stakeholders in the Northeast University of Massachusetts, Boston.

Jakobson H. R. (2019) Regulation of effluents and the release of organic nutrients from Norwegian aquaculture. FISKERIDIREKTORATET.
<https://www.svensktvattenbruk.se/download/18.482c7c2a16ea8be03b598193/1574947005635/Regulation%20of%20effluents%20and%20the%20release%20of%20organic%20nutrients%20from%20Norwegian%20aquaculture.pdf> (2023 年 2 月 10 日現在)

Norwegian Standard Association (2000): Environmental monitoring of fish farms. NS 9410 (E).

Scottish Environment Protection Agency (SEPA) (2019): Environmental standards for aquaculture. <https://www.sepa.org.uk/regulations/water/aquaculture/environmental-standards/> (2023 年 2 月 10 日現在)

Srithongouthai S., Tada K. (2017):Impacts of organic waste from a yellowtail cage farm on surface

sediment and bottom water in Shido Bay (the Seto Inland Sea, Japan). *Aquaculture* 471:140–145.

Yokoyama H. (2002): Impact of fish and pearl farming on the benthic environments in Gokasho Bay: Evaluation from seasonal fluctuations of the macrobenthos. *Fisheries Science* 68:258–268.

Yokoyama H., Abo K., Ishihi Y. (2006): Quantifying aquaculture-derived organic matter in the sediment in and around a coastal fish farm using stable carbon and nitrogen isotope ratios. *Aquaculture* 254: 411–425.

Yokoyama H., Takashi T., Ishihi Y., Abo K. (2009): Effects of restricted feeding on growth of red sea bream and sedimentation of aquaculture wastes. *Aquaculture*, 286:80–88.

水産庁（1999）持続的な養殖生産の確保を図るための基本方針にかかる運用通達について

上出貴士（2008）：和歌山県沿岸の養殖漁場における春季の海底堆積物の化学的特性と優占するマクロベントス種との関係．日本水産学会誌 74(5):832-840.

横山寿、西村昭史、井上美佐（2002）：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．水産海洋研究 66(3):133-141.

【事業推進上の問題点】

特になし。

【成果の公表】

なし。