

VI 世界における海洋酸性化・沿岸酸性化の現状と適応策

1 世界的な海洋酸性化の実態

1.1 海洋酸性化“ocean acidification” (OA) と沿岸酸性化“coastal acidification” (CA)

大気中の二酸化炭素(CO₂)濃度は、NOAA グローバルモニタリングラボの分析によると、産業革命前の約 280ppm (ppm/m) から 2021 年には 414.72ppm と 40% 以上増加している(図 1)。大気中の CO₂ 増加の主な原因は化石燃料や工業製品の排出によるもので、1880 年から 2015 年までの大気中の CO₂ 増加のうち 60.8 (±4.4)%, 1965 年から 2015 年までは 56.5% を占めている(Licker et al.2019)。さらに、土地利用と森林破壊のフラックスは、1880-2017 年の歴史的な累積 CO₂ 排出量の 31% に寄与することが判明した(Le Quere et al., 2018)。

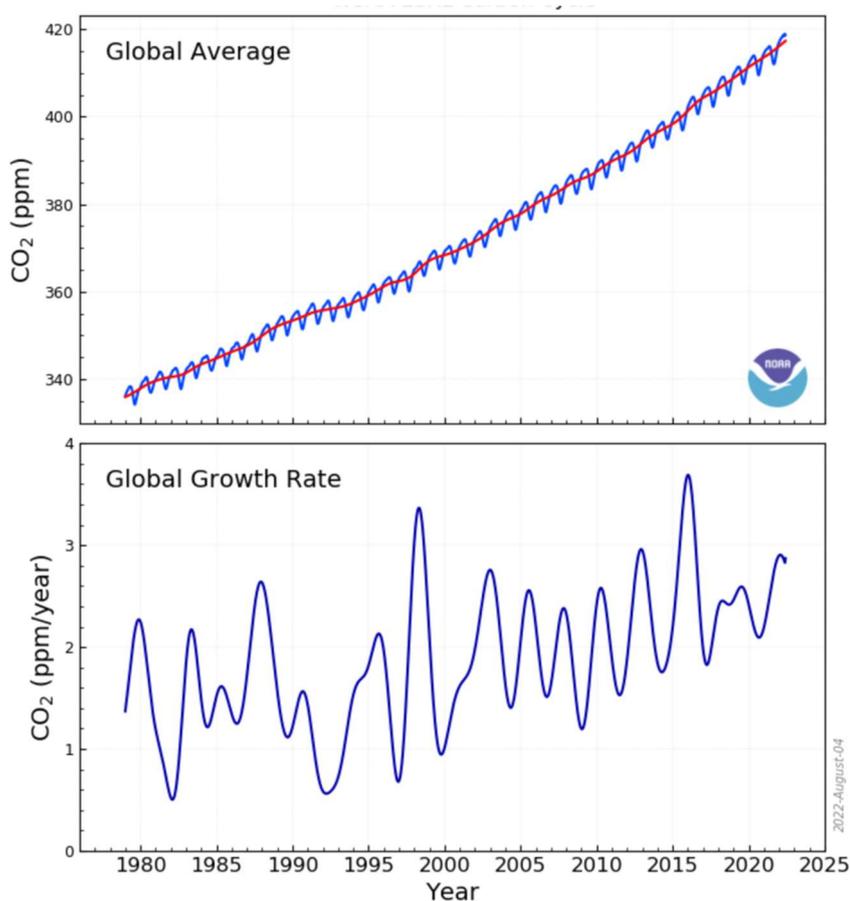


Fig 1. Carbon Dioxide (CO₂) measurements (data source from NOAA)

工業化時代に入ってから、海洋は大気から 500 ビリオン以上の CO_2 を吸収しており、これは 1970 年代以降の人為的な CO_2 排出量の約 31% に相当する (Gattuso et al., 2015)。過剰な人為起源 CO_2 の海洋への取り込みは、二酸化炭素分圧 (pCO_2) と溶存無機炭素を増加させる一方で、pH を低下させ、炭酸カルシウム鉱物のアラゴナイトとカルサイトの海水の飽和状態を低下させる (Gattuso et al., 2015)。未来の海の状態は、今後数十年間に排出される炭素の量に依存するため、 CO_2 排出量が現在の軌道である business-as-usual (IPCC RCP8.5, Bopp et al., 2013) のままであれば、予測通り海洋は酸性化し、pH は 0.33 程度まで低下する可能性がある。この現象は、「海洋酸性化“ocean acidification” (OA)」として広く認識されている。海洋酸性化は、海洋生物や生態系に深刻な影響をもたらし、その結果、人類の食料安全保障や福利に高い懸念をもたらしている (Doney et al., 2020)。そのため、ユネスコの政府間海洋学委員会 (the Intergovernmental Oceanographic Commission) が発表した「持続可能な開発のための 2030 アジェンダ (Agenda for Sustainable Development)」では、「海洋酸性化の影響の最小化と対処」が目標 14.3 として挙げられている。

水柱の酸性化は、大気中の二酸化炭素の増加だけが原因ではなく、 pCO_2 の分布は地球全体で一様ではない (Vargas et al., 2022)。沿岸環境では、海水中の pCO_2 と pH の動態はより複雑で、他の海洋学的プロセスによって調節されることがあり (図 2)、これは「沿岸酸性化“coastal acidification” (CA)」として知られている (Wallace et al., 2014)。例えば、潮間帯、潮下帯、コンブ林の環境では、局所的な代謝 (光合成/呼吸比) が酸素と pCO_2 の変動を日周期で駆動し、酸素消費と pCO_2 生成を夜間にほぼ倍増させる。沿岸域の酸性化に影響を与えるもう一つの要因は、河川流出 (Pérez et al., 2016)、氷解 (Vargas et al., 2018) または豪雨による低アルカリ性淡水の流出である。淡水の流出は、数時間から数日の周期的なイベントとなり、海洋生物の幼生期に壊滅的な影響を与える可能性がある (Kurihara et al., 2007)。さらに、酸性化は、沿岸の湧昇、すなわち、 pCO_2 濃度の高い海底水塊が沿岸の風によって浮上することによっても起こる可能性がある (Cao et al., 2010; Vargas et al., 2016)。

近年、多くの研究により、沿岸の富栄養化が沿岸酸性化 (CA) のプロセスの最も重要な要因の一つであることが指摘されている (Cai et al., 2011; Wallace et al., 2014)。すなわち、富栄養化に伴う有機物や栄養塩の人為的な過剰投入が藻類の大量発生を促し、有機物が代謝される際に酸素が枯渇し CO_2 を放出する。しかし、富栄養化は、一部の地域で一次生産者の成長を刺激し、その後、溶存 CO_2 の取り込みを増加させ、pH を上昇させることによって、酸性化を相殺することができる (Cotovicz et al., 2015, 2021)。

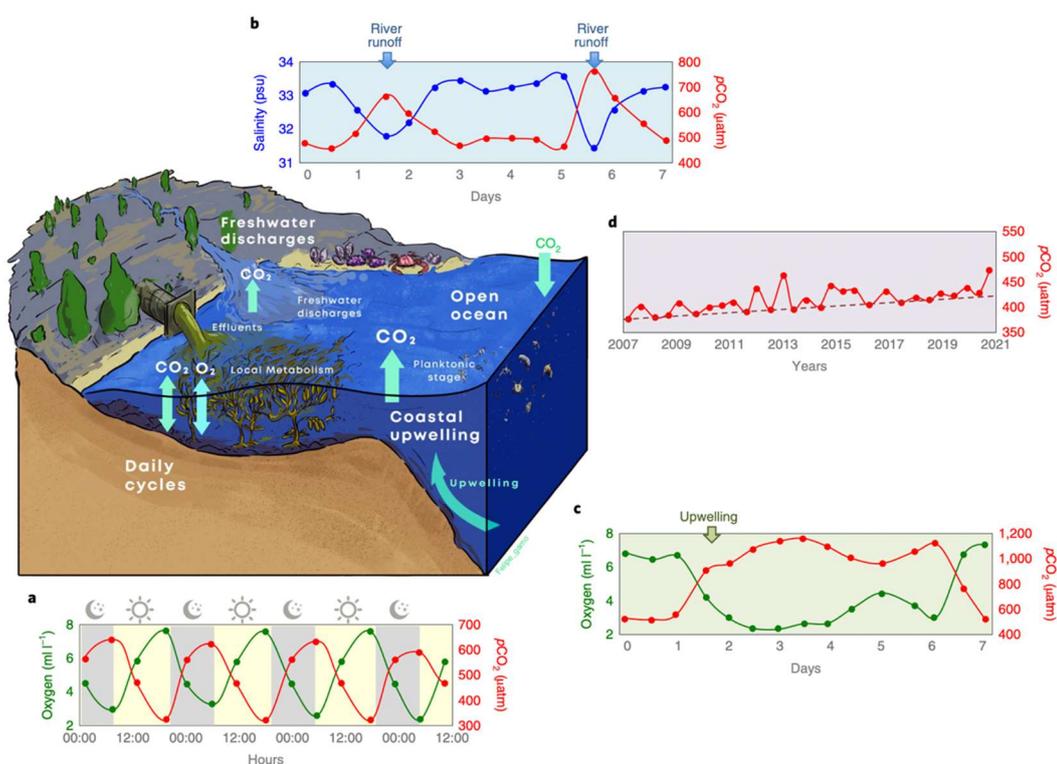


Fig 2. Examples of CO₂ natural variability in the coastal ocean driven by different local and long-term processes. a. local metabolism in a daily cycle; b,c. freshwater runoff; d. long-term OA effect.

人為的な大気中の CO₂ の増加と複雑な水化学プロセスの組み合わせにより、多くの沿岸域で pH の低下や pCO₂ の上昇が検出されており (Feely et al., 2010; Cai et al., 2011; Sunda and Cai, 2012; Duarte et al., 2013; Melzner et al., 2013), さらにここ数十年で pH レベルの低下が進行している (Waldbusser et al., 2011)。海洋酸性化は、大気中の CO₂ による外部からの負荷によって引き起こされる地球規模の問題であるが、沿岸部の内部酸性化は、特に沿岸部において大きな問題となる可能性がある。

1.2 OA がもたらす化学的、生物学的、社会経済的影響

大気中の CO₂ が海水に溶解すると CO₂ ガスは水と反応して炭酸 (H₂CO₃) を生成し、水素イオンを失って解離して重炭酸 (HCO₃⁻) と炭酸 (CO₃²⁻) イオンになる (Millero, 2010, Figure 3)。したがって、海水中の CO₂ を増やすと、重炭酸イオンと水素イオンの濃度が高くなり、結果的に pH が低下する。海洋が大気中の CO₂ を吸収する能力は、プランクトン、サンゴ、貝類などの海洋生物の殻や骨格に由来す

る CaCO_3 の水中への溶解の程度に依存します。 CaCO_3 の生成・溶解速度は、カルシウムイオンと炭酸イオン濃度のイオン積で定義される飽和状態 (Ω)) によって変化します。カルシウムのイオンは塩分濃度に比例するため、 Ω)、炭酸イオン (CO_3^{2-}) の変動により大きく左右される。一般に、殻や骨格の形成は Ω) > 1.5 、溶解は Ω) < 1.5 で起こる (Barton et al., 2012; Gruber et al., 2012; Ekstrom et al., 2015). 飽和率は水温や気圧によって変化するため、飽和状態は温暖で浅い熱帯海域で最も高く、寒冷で高緯度地域や深海水域で最も低くなる (Reisdorph and Mathis, 2014; Pacific Islands Ocean Acidification Vulnerability Assessment, 2016)。

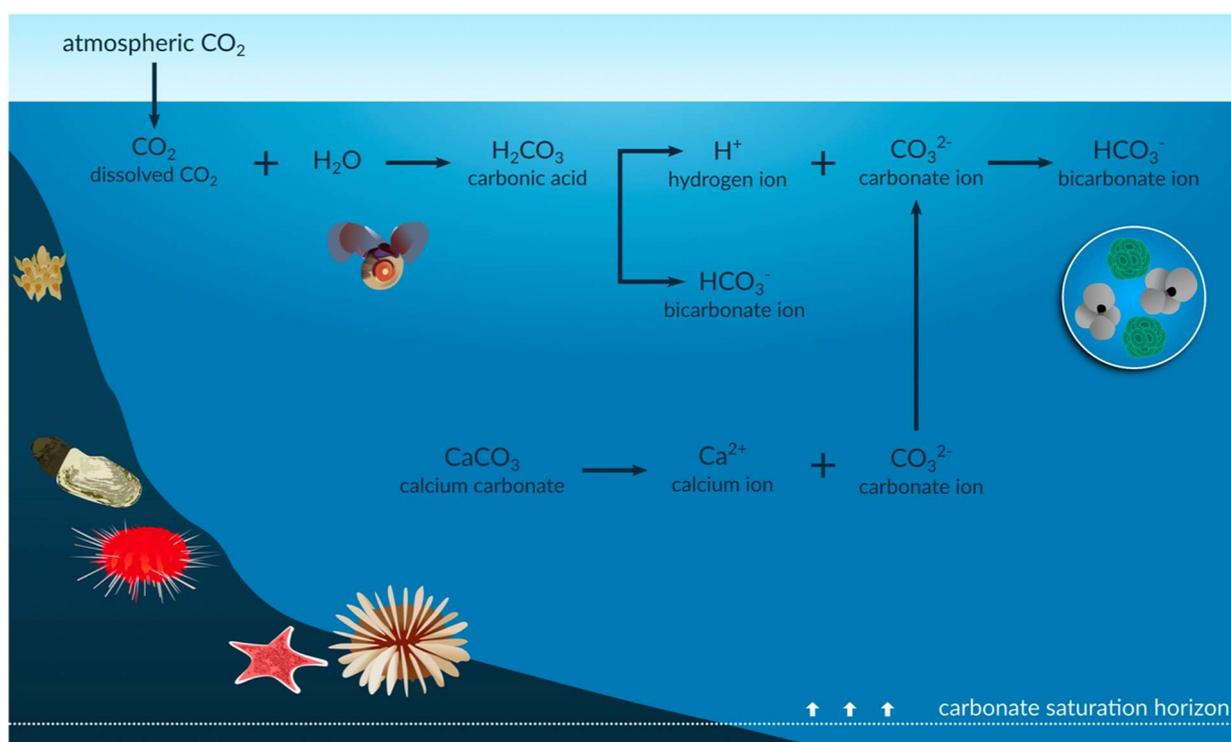


Fig 3. Chemical reaction of OA in the water

OA が広範な海洋生物や生態系に与える生物学的影響について、大規模な研究が行われている。飽和状態が低下するため、さまざまな殻形成生物が OA の影響に敏感であることが示されている (Green et al., 2009; Miller et al.)。例えば、翼足類は海洋酸性化の影響を最も受けることが分かっており、自然環境ではすでに殻の溶解が起こっている (Bednarsek et al., 2014)。オレゴン州で 2000 年代半ばに発生したカキ孵化場の深刻な死亡事故は、貝類の幼生生存率に対する OA 影響の指標となった (Barton et al., 2015; Mabardy et al., 2015)。一方、特に海藻や一部の植物プランクトン群では、OA によるプラスの影響も見つかっている。 CO_2 濃度の上昇は、光合成による一次生産を促進し、海藻や植物プランクトンの存在量やバ

バイオマスにプラスの影響を与えます(Bach et al., 2017; Xiao et al., 2021)。

生態系に対する OA の影響は、単一の海洋種に対する影響と比較して、より複雑である可能性がある。OA によって、プランクトン(Bach et al., 2017; Hoppes et al., 2018)や魚類(Mirasole et al., 2020)など、OA に対する反応に応じて、いくつかの特定の集合体の組成が変化するかもしれない。群集の組成の変化とともに、食物網と生態系構造も変化するだろう(Marshall et al., 2017)。CO₂ の増加により海草のバイオマスや生産性が向上するため、海草のバイオマスや生産性が向上すれば、魚類や無脊椎動物にとってより好ましい生息環境と条件になる。しかし、サンゴ礁生態系にとっては、水温の上昇(サンゴの白化)や OA によって、サンゴ礁を形成する多くの海洋石灰化生物が悪影響を受けることになる(Guinotte et al., 2008; Buddemeier et al., 2004)。一部の海洋生態系は、酸性化、温暖化、湧昇、低酸素の複合効果により、特に脆弱である。低酸素症は、有機物の好気性呼吸によって酸素が消費され、CO₂ がほぼ化学量論的等価(170:117)で生成されるため、力学的には酸素濃度の低下を意味する(Anderson and Sarmiento, 1994)。このように、OA は現在進行中の著しい環境変化との相乗効果で起こっており、複数のストレス要因の累積的または相互作用的な影響は、単一のストレス要因よりも生物相に重大な影響を与える可能性がある。複数のストレス要因が海洋生物と生態系の反応に与える影響についての考察は極めて重要である。

OA 研究において、生物学的な研究に比べて、社会経済的な影響については、あまり言及されていない。OA が漁業や人間社会に与える社会経済的影響は、特に商業的に重要な貝類漁業に焦点を当て、多くの地方で実施されています。例えば、英国では、漁獲、加工、輸送、小売などの貝類関連産業が OA により大きな被害を受けると推定されている(Margi et al.)。熱帯地域の小島嶼開発国については、食の安全性の低下、漁業の縮小、観光への悪影響、沿岸インフラへのダメージなど深刻な影響がある一方、小島嶼開発国は養殖において相対的に優位であり、世界の海洋生態系保全に重要な役割を果たす可能性がある(Schmutter et al., 2017)。OA の影響下で異なる沿岸地域が直面するリスク(と機会)についてのより全体的な見解は、OA 対応戦略の開発に情報を提供するために、検討する価値がある。

1.3 日本における OA 事情と今後の研究ニーズ

日本海と太平洋の海洋酸性化傾向を評価する pH の長期海洋データによると、日本海では過去 30 年間(1980 年代～2010 年代)で概ね負の傾向を示した(石井ら、2011; 飯田ら、2021、図 4)。東京湾では富栄養化が OA の主要因であることが判明した(Yamamoto-Kawai et al., 2015)。伊豆半島で行われた実験では、近未来の OA レベルでは、OA によって生息地が移動し、魚の形質が変化し、魚の多様性が低下することが示唆された(Cattano et al., 2020; Kurihara et al., 2021)。多くの研究が日本における将来の OA 傾向を指摘し、OA の影響を示しているが、OA が日本の漁業に与える影響に対する一般的な懸念はまだ限定的である。つまり、ほとんどの研究は、OA がもたらす生物学的影響に焦点を当てているが、OA が日本の漁業にもたらす社会経済的影響に光を当てた研究は非常に少ない。今後、海洋の変動に直面した場合、適応戦略の策定に関するさらなる研究が、日本の意思決定者、漁業・環境管理部門にとって緊急に必要である。

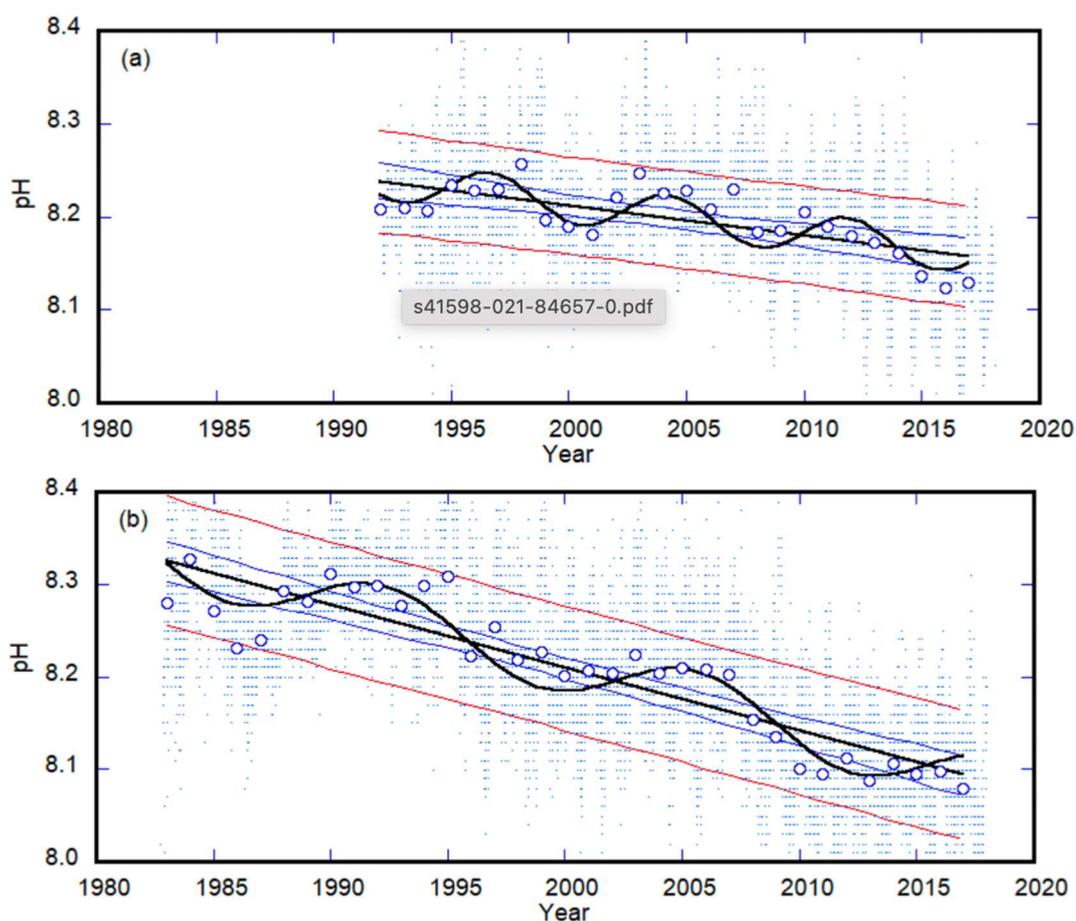


Fig 4. Long-term trends in the oceanic pH in the cOAsal regions of the Sea of Japan (a) and North Pacific (b). (Ishii et al., 2011)

2. 目的

本研究では、まず OA 関連文献を総覧し、OA 影響のアップデートについて理解を深め、OA 影響について様々な観点から全体像を把握した。そして、OA を含む複数の要因が海洋生物や生態系に与える影響に焦点を当てた議論を深め、将来の海洋変化のトレンドの全体像を把握することを試みた。また、日本の漁業への適応策をより詳しく知るためには、文献調査を通じて適応策に関するグローバルな視点が早急に必要である。最後に、日本海の OA と日本の漁業・養殖業の状況を踏まえて、日本における OA 適応のための効果的かつ効率的な将来の枠組みを提案することができる。

3. 調査方法

3.1 OA 関連文献のレビューとまとめ

海洋酸性化に関連する文献は、Google Scholar で総ざらいした(図 5)。異なる観点から文献をレビューするために、いくつかのカテゴリーが特定されている。「OA による影響」「OA impacts」のカテゴリーには、様々な生物への生物学的影響、OA の社会経済的影響、OA に関連する適応・緩和戦略などが含まれる。「グローバルな OA レビュー」のカテゴリーには、太平洋熱帯諸島、南氷洋、地中海、極地(アラスカ、ノルウェー、イギリス)など、世界の様々な地域における OA 状況が含まれている。また、日本の OA 状況を把握するために、カキの成長・発達、世界のカキ養殖、海草の機能、海草が海洋生物・生態系に与える影響などのカテゴリーも設けた。これらの文献は、OA に関する世界的な状況や今後の研究の必要性を理解することを目的にまとめたものである。

3.2 OA が日本のカキ養殖に与える影響に関する現地調査

3.2.1 観測場所と実施期間

カキの観察は、日生海域の異なるエリア(図 1)で、10km の距離を隔てた実験筏を用いて行われた。1990 年 6 月から 1991 年 1 月までは 4 基の筏を立て、毎月(11 月を除く)観測し、2015 年から 2022 年までの各年度 5 月から 2 月までは 3 基の筏を立て、計 28 基の筏から観測・計測を行った。

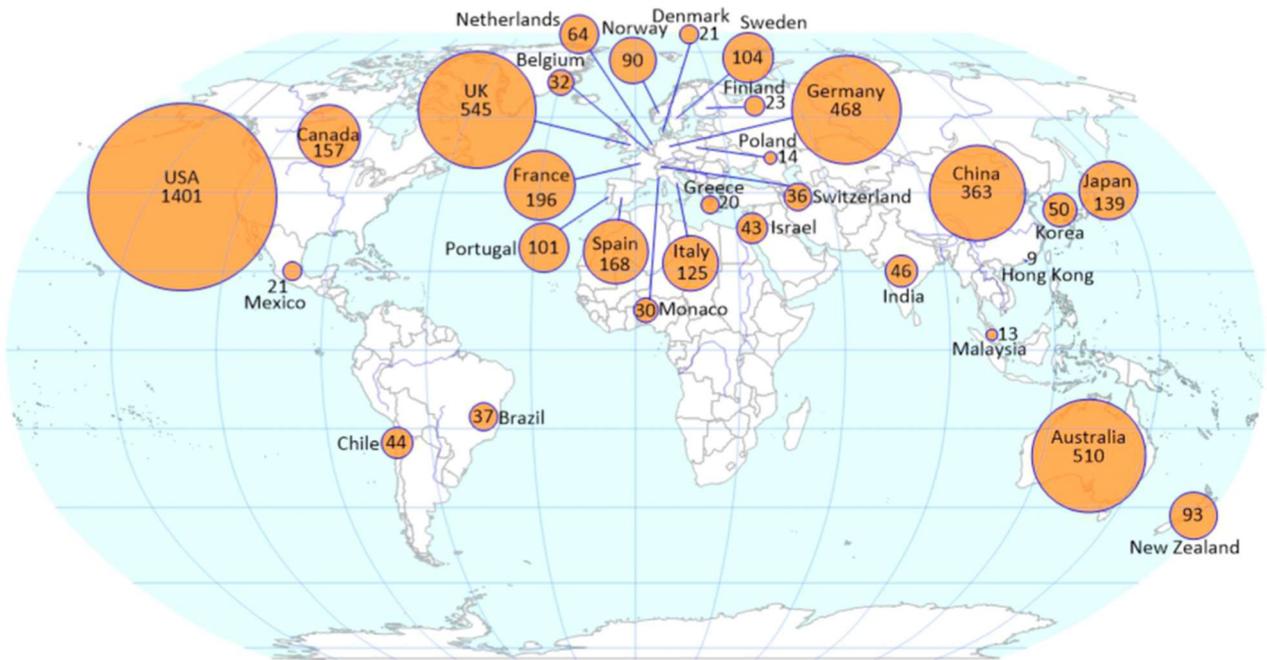


Fig 5. Global distribution of OA publications by country. Data from the IAEA Ocean Acidification International Coordination Center (OA-ICC).

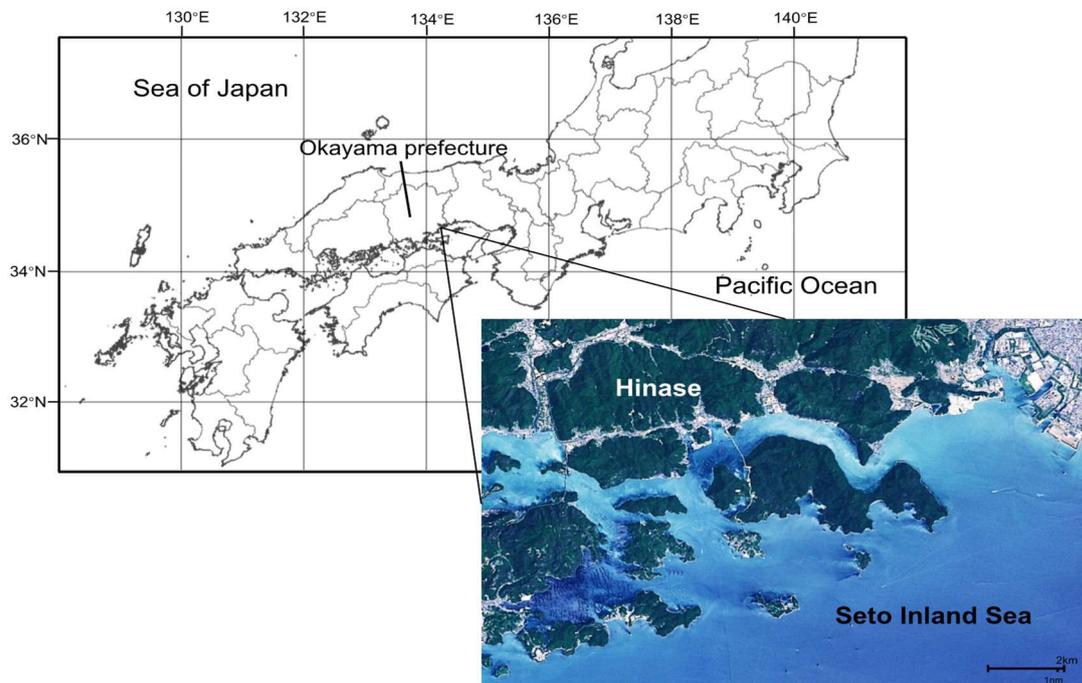


Fig 6. Map of the area where oyster observations were conducted off Hinase in the Seto Inland Sea (<https://www.msil.go.jp/>).

3.2.2 マガキ浮遊幼生の観察

マガキ浮遊幼生は、日生漁業協同組合の北原式定量プランクトンネット (Kitahara net; Nakai, 1962) を用いて採取した。北原式定量プランクトンネットは、開口部 22.5cm、中央を通る直径 45cm、メッシュサイズ 50 μm のヘンゼン式プランクトンネットである。海底から水面までの垂直曳航により 10 定点において採取してサンプルを 10% 中性ホルマリンで固定保存し、位相差顕微鏡にて形態学的観察を行った。マガキ浮遊幼生は、*C. gigas* 幼生発生に関する Ifremer VELYGER モニタリングプログラム (Ifremer VELYGER monitoring program of larval development of *C. gigas*) (図 7) に従って識別し、識別したカキ幼生の大きさを、測定用コンピュータに接続したカメラ付き顕微鏡で測定した。

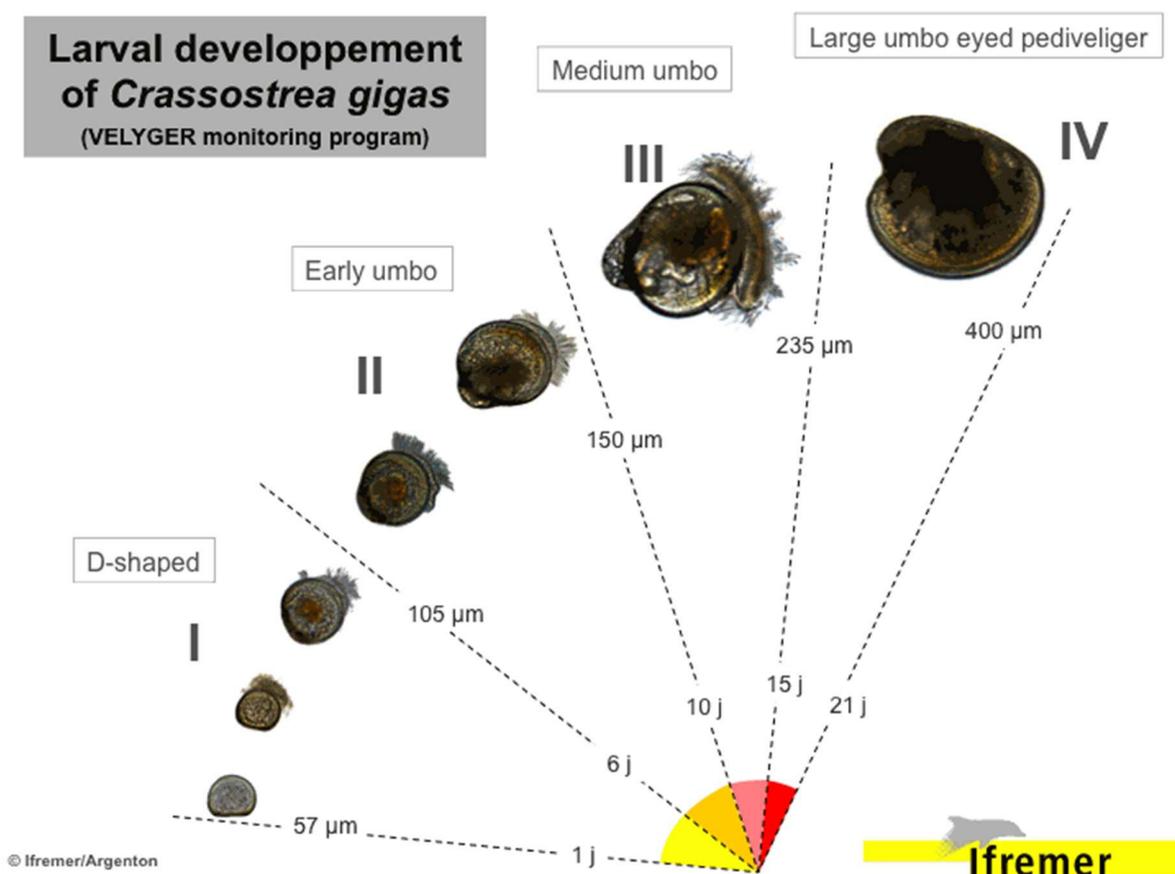


Fig 7. Size and morphology of larval development of *C. gigas*.

3.2.3 生物・環境データの収集

日生町漁協のカキ筏において、5月から2月まで毎月30~164個体を採取し測定した。1990年に計2,071個体、2015~2021年に計5,980個体が測定された。殻長(DVH、殻頂部から開口部までの最大距離を0.01mm単位で計測)、総重量(TW、湿重量を0.01g単位で計測)、湿肉重量(MW、0.01g単位で計測)計測した。2022年に採取したサンプルと同様に、DVH、TW、MWに加えて、殻幅(SW、長軸に直角な殻の端から端までの直線距離:0.01mm)、殻厚(SD、上殻弁の外面と下殻弁の外面の間の距離:0.01mm)、乾燥殻重量(DSW:0.01g)および乾燥肉重量(DMW:0.01g)も「ひなせうみラボ研究室」で測定した。条件指数(CI)は、乾燥殻重量(DSW)に対する乾燥肉重量(DMW)の割合として定義し、殻厚指数(STI)は、以下の式(Freeman and Byers, 2006, Naddafi and Rudstam, 2014, Ricard et al., 2021)を適用した。

$$STI = 1000 \cdot DSW / (DVH * (SD^2 + SW^2)^{0.5} \cdot \pi / 2)$$

1990年にカキの観察とともに環境データを収集した。各カキ養殖筏において、毎月1回(8月と9月の2回)、水深2mの水温と塩分をCTD(JFEアドバンテック株式会社、モデルAST-1000S)により測定し、クロロフィルaは蛍光法で測定した。2015~2021年の調査では、クロロフィル計(JFEアドバンテック株式会社、INFINITY-CLW)を用いてクロロフィルaおよび水温を測定した。塩分濃度は、多項目水質計(Multi 3410, セントラル科学株式会社)を用いて、各カキ養殖筏で月2回測定した。同じ月に同じ筏で得られた生物・環境データを平均して筏の生物・環境状態を表し、1990年の各月の4筏のデータを平均して2015-2021年の21筏の平均値と比較し、1990年と2015-2021年のカキの成長や環境要因の月ごとの違いを検討した。

3.2.4 統計学的解析

〈殻長と殻付重量の関係〉

同じカキ養殖筏から採取されたすべてのカキについて、殻長-殻付重量の関係を解析した。*C. gigas*の殻長-殻付重量の関係を最もよく表すのは、べき関数であることがわかった。 : $W = aL^b$

ここで、WはTWまたはMW、LはDVHである。パラメータaおよびbは定数である。カキは、 $b=3$ で等尺性成長(isometric growth)、 $b < 3$ で負の等尺性成長(negative allometric growth)、 $b > 3$ で正の等尺性成長(positive allometric growth)を達成する。同じ殻長-殻付重量の関係(TW-DVHまたは

MW-DVH)からのパラメータ **b** は、1990 年と 2015-2021 年のカキの成長パターンを表すために、それぞれ 4 つのカキ養殖筏と 21 のカキ養殖筏で別々に平均化した。

〈月別の成長率〉

TW と MW の月次成長率は、以下の式で算出した。:

$$G_w = (\ln W_2 - \ln W_1) / (T_2 - T_1) \times 100$$

ここで、 W_2 は 1 ヶ月に筏から採取したマガキの TW または MW の平均値、 W_1 は前月に同じ筏から採取したサンプルのそれである。 $(T_2 - T_1)$ は、2 つの観測日間の日数を表す。同様に、月別成長率 (GTW または GMW) は、4 つの筏と 21 の筏の間で平均化され、それぞれ 1990 年と 2015-2021 年のカキ成長率を表す。

〈マガキ浮遊幼生のサイズ分布〉

マガキ浮遊幼生サイズ分布のモード数を推定するため、幼生のサイズ分布を多峰性分布でフィッティングし、モード数とその位置を観察した。R 3.6.1 (R Development Core Team 2019) の 'Mclust' パッケージを用いて、ガウス有限混合モデルを適用し、幼生サイズ分布のモード数を求めた。そして、R 3.6.1 のパッケージ 'multimode' の関数 'locmodes' を用いて、モードの対応するカキ幼生サイズの位置を特定するために、ガウスカーネルによるカーネル密度推定 (the kernel density estimation with gaussian kernel) を採用した。

〈GAMs 解析〉

一般化加法モデル A generalized additive model (GAM) を用いて、1990 年から 2015-2021 年の間に 7 月のカキの成長性能に及ぼす環境要因の影響を調査した。GAM の式は以下の通りである。:

$$\ln(P) = \alpha + \text{as. factor (Year)} + \text{as. factor (Location)} + \sum_{i=1}^3 E_i + \varepsilon$$

ここで、 P は DVH、TW、MW を含むカキの生物学的パラメータ、係数 α はモデルの切片、**factor (Year)** はサンプリング年、**factor (Location)** は筏の位置、 E_i は環境因子 (水温、塩分、クロロフィル a)、 ε は残差となる。

また、環境因子がカキの成長速度に与える影響を調べるために、一般化加法モデル (GAM) を使用した。7 月の低塩分の影響が大きかったため、8 月～1 月のデータのみを適用した。GAM の式は以下の通りである。:

$$\ln(G) = \alpha + \text{as. factor (Year)} + \text{as. factor (Month)} + \sum_{i=1}^3 E_i + \varepsilon$$

ここで、 G はカキの月別成長率(つまり GTW または GMW)、 factor (Year) はすべてのサンプリング年、 factor (Month) は 8 月から 1 月のサンプリング月、 E_i は環境因子(水温、塩分、クロロフィル-a)を表している。

〈主成分分析(PCA)〉

主成分分析を行い、1990 年と 2022 年のカキの生物学的特性の違いを区別した。適用したカキの生物学的特性は、総重量(TW)、乾燥殻重量(DSW)、殻高(SH)、殻深(SD)、殻幅(SW)、湿肉重量(WMW)、乾燥肉重量(DMW)、条件指数(CI)、殻高/殻深(SH/SD)、殻高/殻幅(SH/SW)である。

4 結果

4.1 OA 影響に関する既存の知識と研究ギャップ

4.1.1 OA に対する種特異的な回復力

OA が海洋生物に与える生物学的影響を理解するために多くの研究が行われているが、OA に対する反応は同じ分類群に属する種間で異なることが報告されている。例えば、養殖している海藻の OA に対する反応は種によって異なり、光合成速度や栄養吸収などの生理的メカニズムの変化により、海藻の生産性に影響を与えることが明らかになっている(Hengjie et al., 2023)。また、多くの研究で、多くの種類の貝類が OA に大きな影響を受けることを明らかにしているが、一方で、多くの貝類で OA に対する回復力を持っていることを発見した研究もある。例えば、強い湧昇域から採取されたアワビは、現在進行中の OA に耐性があったが、弱い湧昇域から採取された飼育下の個体群は、OA に対して著しい死亡率と脆弱性を示した(Swezey et al., 2020)という報告例がある。サンゴ生態系は、海洋酸性化の進行によって深刻な影響を受けることが広く報告されているが(Hoegh-Guldberg et al., 2007; Pandolfi et al., 2011)、一部のアラゴナイトサンゴは、pH を上昇させる能力によって、海洋酸性化の影響に対抗して石灰化率を高めることができる(McCloch et al., 2012)。 CO_2 が上昇した条件下では、珪藻はより長い時間枠で関係回復力を維持し、将来の酸性化した海洋条件に対する回復力の向上を示している(Jacob et al., 2018 年)。AlsOA による文献のグローバル分析では、棘皮動物が OA に対して驚くほど頑健であることが明らかになり、ウニが近未来の OA に対して回復力を持つことが確認された(Dupont et al., 2010, 2013)。したがって、将来的に進行す

る OA の脅威から種を守るためには、OA に対する異なる種の反応を理解することが極めて重要である。

4.1.2 単一種ではなく生態系レベルへの影響

多くの研究は、OA が単一種に与える影響に焦点を当てていますが、生態系に与える影響についての理解は非常に限られている。種レベルで観察された影響は、生態系レベルの変化に反映されることが確認されている(Christen et al., 2012)。潮間帯の微小底生生物群集では、OA に反応して群集の構造が大きく変化し、多様性が低下したことが知られている。石灰質生物が支配的な群集から、石灰化生物の存在量と多様性が低い群集に移行したのである(Dupont and Portner, 2013)。このように、海洋酸性化に対して「勝者」と「敗者」が存在し、生態系レベルに影響を及ぼすことになる。石灰質種と肉厚な海藻類の間の競争力学の変化は、酸性化条件下において生態系を大きく変化させる(Kroeker et al., 2012)。一方、OA が生物多様性や生態系機能に与える深刻な影響も明らかにされている。具体的には、OA が多様性、バイオマス、栄養の複雑さ、生態系機能を低下させ、食物網の単純化を起こすことを示唆している(Kroeker et al., 2011 年)。海草やその他の光合成生物が二枚貝の成長に与える影響については、数多くの研究が行われている。いくつかの影響はポジティブであることが判明しており(Thomsen et al., 2015; Wahl et al., 2018; Young and Gobler, 2018)、その他はネガティブまたは中立である(Groner et al., 2018; Lowe et al., 2019)。海草が海水の炭酸化学系を変化させ、平均 pH を上昇させるため、海草の存在下でカキの成長が大きくなることは広く推論されている(Thomsen ら、2015; Wahl ら、2018)。カキの肉重量は、海草の密度が中間の存在下で最大になる(Ricart et al., 2021)。さらに、最近の研究では、海草は pH を調整することで酸性化の影響を緩和できることが分かっている(Koweek et al., 2018; Garner et al., 2022)。したがって、海草は、カキの健康やカキ生産量の増加による経済的利益に不可欠なカキの **microbiome** を大きく変化させることが示唆される(Garner et al., 2022)。これらの知見は、生態系レベルで共存・相互作用するすべての分類群を考慮することの重要性を強調している。

4.1.3 OA による長期的な影響

OA 研究に存在するもう一つの研究ギャップは、OA がもたらす長期的な影響を理解することである。なぜなら、利用可能な研究は主に短期間の実験であり、長期的な順応や適応を検証することができないからである(Dupont and Portner, 2013)。現在では、近縁の海洋種が実験的な pH 処理に対して非常に異なる反応を示すだけでなく、単一種の反応の大きさは、曝露期間、局所適応による集団レベルの遺伝的差異、食物利用可能性、季節性、他のストレス要因との相互作用、エネルギー配

分、実験で使用する海洋生物の性差、生理化学的条件など多くの要因によって大きく影響を受けることがよく理解されている(Williamson et al., 2020)。動物プランクトンの生理・生存に関する実験では、実験室と野外の研究との間に明らかなミスマッチが生じ、分類群によって異なる反応が見られた。**meta-analysis** で明らかになった **situ pH** の経験的測定値と感受性の高い分類群との関連はほとんどなく、実験結果とフィールド研究の一貫性に疑問が持たれた。したがって、長期的なモニタリングプログラム、および実験室条件下で作成されたデータの解釈と使用は、慎重に対処されるべきである(Keil et al., 2021)。

4.2 OAと他の海洋問題の複雑な多因子的影響

海洋酸性化だけでなく、海水温の上昇、脱酸素、海洋プラスチック、海氷の融解など、多くの要因が海洋生物に脅威を与えている。例えば、北極海のカナダ海盆では、アラゴナイトが飽和していないことが判明しているなど、炭酸カルシウムの飽和状態は、それらの要因によって異なる方向に向かっている。具体的には、大気中の二酸化炭素の増加により、産業革命前より表層の Ω が 0.3 程度低下し、海氷の融解によりさらに Ω が 0.4 程度低下している。反対に、表層水の温暖化は、 Ω の平均値を 0.1 低下させた(Yamamoto-Kawai et al., 2011)。

4.2.1 OAと温暖化そして貧酸素化

最も頻繁に学習される複合環境因子は、海洋酸性化と温暖化(OAW)である。例えば、ストレス要因への同時暴露では、酸性化の矮化作用が支配的であった。高 $p\text{CO}_2$ 海域でのウニ幼生のサイズ縮小は、底生成体個体群を損なう可能性が高い。深刻な酸性化と温暖化は、サンゴの成長を阻害し、サンゴの死亡率を増加させるため、サンゴ礁の回復力を低下させる(Anthony et al., 2011)。OAと温暖化が *Nucella lapillus* の個体群動態に与える潜在的な影響を与えるが、生物気候・分散パラメータでは、温度が個体レベルの反応に最も大きな影響を与え、OAが捕食行動と捕食者への感受性の媒介において同様に重要な役割を持つことが示された(Queirós et al., 2014)。

海洋の他の要因と組み合わせることで、累積的な効果は、実験セットアップと同様に、種や関与する生理学的プロセスによって、相乗的、中立的、または拮抗的になり得る(Gao et al., 2019)。海洋の一次生産者に関しては、酸性化、太陽紫外線、および温度上昇の複合的な影響は、ほとんどの石灰化藻類の石灰化を明らかに低下させる。珪藻類については、 CO_2 と光量の上昇が相互に作用して、低レベルの太陽光では成長を促進するが、高レベルでは阻害する。ほとんどの光合成窒素固定装置では、昇温した CO_2 が N_2 固定活性を高めるかもしれないが、微量元素の利用可能性など他の環境パラメータとの相互作用により、その効果は中和されるか、

あるいは逆転するかもしれない。一方、大形藻類は、成長速度の向上や pH 低下への耐性など、酸性化の恩恵を受けるようである (Cornwall et al., 2012, 2015)。

また、気候の影響や漁業に対する脆弱性が高いため、世界の海洋の底生深海種は高いリスクにさらされている (Cheung et al., 2022)。空間的には、気候に脆弱な深海種が集中しているのは、大西洋北部とインド太平洋地域である。

商業的に利用されている海洋無脊椎動物の漁獲量も、現在と比較して 2100 年までに 12% も減少する可能性があり、そのうち 3.4% が OA に起因していることが判明した (Tai et al., 2021)。さらに、OA の影響は、西北流域のように pH の変化が大きい地域では悪化するが、インド太平洋のように海洋温暖化と貧酸素の影響が顕著な熱帯地域では軽減される。

4.2.2 OA・微量金属汚染

また、OA は微量金属を含む人為的汚染物質と相互作用し、種、発達段階、金属の生化学的性質、環境中の過呼吸の程度に強く依存することが判明した。昇温した CO₂ と金属との生理学的相互作用は、生物の酸塩基恒常性維持能力に影響を与え、成長、発達、生殖などの体力関連機能に利用できるエネルギー量を減少させ、それによって河口域の集団の生存とパフォーマンスに影響を与える可能性がある (Ivanina と Sokolova, 2015)。しかし、海洋生態系の機能と完全性に及ぼす潜在的な影響は、発表された研究が少なく、特定の分類群に偏っているため、限定的である。

銅汚染は、海洋温暖化や OA とともに、大型藻類やその微小なライフステージに悪影響を及ぼす可能性がある。コンブの芽胞発芽は OA 条件下で低下したが、銅汚染は、成長速度の低下を通じてライフサイクルの完成を阻害するため、コンブの芽胞発育を制御する上で、**global climate drivers** よりも重要である (Leal et al., 2018)。

4.2.3 OA とプラスチック汚染

近年、プラスチック汚染は OA や他の人為的な気候ストレス要因に付随して発生している。OA とプラスチック汚染は、それぞれナンキョクオキアミの発達と生理を阻害することが知られている。あらゆるストレス要因の生物学的閾値は、ストレス要因の追加によって変化する可能性があるため、OA とナノプラスチックの存在という複合ストレス要因の下では、初期段階を経て枝芽期に到達するオキアミ胚の割合が著しく低下することが判明した (Rowlands et al., 2021)。

4.3 世界における海洋酸性化(OA)適応策

OA が世界の海に影響を及ぼしているため、地域によって適応策が世界的に提案されている。

4.3.1 米国

米国では、OA に対して最も脆弱な海洋生態系と貝類養殖を有している。世界の中でも OA 上昇の危機に最も早く晒されると予想されるのは、太平洋岸北西部とアラスカ南部、次いで米国西海岸と北東部に位置するメイン湾である(Ekstrom et al., 2015)。OA がもたらす潜在的な影響に対処するための実行可能な解決策の機会を特定するために、脆弱性分析が適用された。リスク評価の枠組みがアラスカの漁業に適用され、漁業収穫への依存度が高く、所得や雇用の選択肢が比較的少ないため、アラスカ南部が OA によるリスクが最も高いことが示された(Mathis et al., 2014)。

OA に取り組む一つの方法は、海洋生態系が OA にさらされるのを減らすことである。例えば、いくつかの場所は富栄養化の影響を強く受けている。沿岸域への栄養塩の流入を減らすような地域的な行動は、後悔のない選択肢となり得る。もう一つの重要な方法は、漁獲対象種の多様化など、社会的脆弱性を減らすことである。社会的脆弱性を軽減するもう一つの方法は、人々や地域の適応能力を高めることであろう。科学へのアクセスや利用可能性を通じて認識を高めることは、太平洋岸北西部の貝類養殖業者が OA による経済的損失を回避するのに役立っている。その他の対策としては、地元の科学者との協力、太平洋岸北西部の産業と研究のパートナーシップ、**Q arag**のリアルタイムなモニタリングの実施、海水の化学的緩衝化、種苗生産のタイミングの変更、選択的なカキ種苗の使用(カキ種苗の見直し)などがある。カリフォルニア州の大規模な海洋生態系では、既存の生態系サービスを維持し、急激な変化を防ぐために、統合されたシステムレベルの資源管理への取り組みが行われている。例えば、漁業管理の決定にあたって海洋酸性化や貧酸素化を加える、水質や土地の利用・開発を管理する既存の法律や規制を完全に実施する(Klinger et al., 2017)などである。さまざまなレベルで提案されている OA に対するより多くの適応策を表 1 に示す。

Table 1 Actions that can be taken to address OA, divided into five major categories (top to bottom), and separated into non-legislative (left column) and legislative (right column) options (Cooley et al., 2016).

	Non-legislative options	Legislative options
Education/outreach	<p>Write and publish op-eds</p> <p>Hold conversations aided by fact sheets, videos</p> <p>Partner with informal educators to teach the public</p> <p>Identify and convene specialists and/or industry representatives to share information within or across industry and regions</p> <p>Facilitate conversations with equivalent policymakers from elsewhere</p>	<p>Proclaim that ocean acidification is a relevant issue</p> <p>Create a public-private partnership with industry to participate in data collecting</p> <p>Create or direct a state commission to create, track and publicize information about local acidification</p> <p>Direct funds to formal and informal ocean acidification education programs and teacher training</p> <p>Include ocean acidification in state education curriculum/learning standards</p>
Assess and address knowledge gaps	<p>Organize letters to decision-makers requesting research and monitoring</p> <p>Hold multi-stakeholder convening to ID state of science, knowledge gaps, risk to industry, optimal next steps</p> <p>Coordinate local research activities to address ocean acidification</p> <p>Broaden local monitoring (leverage IOOS and other networks)</p> <p>Determine baseline economic conditions of threatened industries</p> <p>Write a report capturing this information and include recommendations</p>	<p>Create or direct a state commission to identify state of science, knowledge gaps, optimal next steps</p> <p>Request formally to fund local research, monitoring, and coordination. Create budget mechanisms, RFPs (state entities)</p> <p>Write ocean acidification into existing ocean initiatives and environmental policy (research/laws/observation systems)</p>
Support industry/jobs	<p>Educate industry groups about specific adaptation/mitigation steps for businesses</p> <p>Create a future proofing/ business survival plan: Support coastal business growth in uncertain environment (insurance, cooperation, relocation)</p> <p>Partner with businesses to protect themselves from ocean acidification</p>	<p>Fund survival planning/implementation via Sea Grant, grants, loans, tax credits, workshops, gear switching, diversifying seed sources (e.g., away from a single hatchery)</p> <p>Revise permit requirements: future proofing plans; data collecting requirements</p>
Manage for resilience	<p>Restore oyster reefs/sea grass beds</p> <p>Design fishery stock assessments to alert managers of changes</p> <p>Conduct coastal management/restoration pilot projects (with NGOs, state agencies, researchers)</p> <p>Practice smart growth and land use that seek win-win development opportunities*</p> <p>Participate in National Estuary Program and National Estuarine Research Reserve System*</p>	<p>Manage fisheries by including climate change and ocean acidification in planning and harvest decisions</p> <p>Increase photosynthesizing submerged aquatic vegetation e.g., eelgrass, kelp forests, and mangrove forests</p> <p>Broadly legislate consideration of climate impacts and other environmental threats</p> <p>Allow and fund coastal ecosystem restoration</p>
Cut ocean acidification	<p>Leverage CWA 319(h) funds to implement best practices, permanent improvements*</p> <p>Enforce existing water quality (WQ) regulations*</p> <p>Enhance wastewater treatment at public works*</p> <p>Voluntarily cut CO₂ emissions directly/indirectly (greener power, waste reduction, recycling, etc.)</p>	<p>Reduce nutrient runoff from point/nonpoint sources</p> <p>Enhance wastewater treatment at public works*</p> <p>Strengthen WQ regulations (point sources, limits, designated uses, wastewater treatment, etc.) to limit sources of coastal acidification (both air- and waterborne)*</p> <p>Include ocean acidification into Environmental review under State NEPA equivalents*</p> <p>Mandate CO₂ emissions cuts (fuel taxes, cap and trade, etc.)</p>

Non-legislative options can be carried out legislatively, but legislative options cannot generally be carried out non-legislatively.

**See Kelly and Caldwell (2013).*

4.3.2 南氷洋

南氷洋は、最初に、そして最も深刻な影響を受ける地域のひとつとなる可能性が高い (Constable et al.)。鉱物学的組成による種特異的な反応は、石灰質、アラゴナイト、高 Mg の方解石骨格を持つ分類群が OA に対して高いリスクを持ち、低 Mg の方解石種がより回復力を持つ可能性を示しています。したがって、局所的な適応策として、種固有の反応や潜在的なバイオモニターとしての適性を評価する際には、海水の炭酸塩化学の自然変動が種への OA 影響を緩和する役割を考慮する必要がある (Figueola et al., 2021)。

4.3.3 太平洋島嶼地域

太平洋の島々の人々は、食糧安全保障、生計、経済収入のために海洋資源に高い依存度を持ち、また海洋環境や動物との文化的なつながりも持っている。海洋 pH の低下は、太平洋の島々のサンゴ、一部のプランクトン、貝類に深刻な脅威をもたらす。したがって、海洋酸性化がサンゴ礁やその漁業、水産養殖、観光に与える影響に対する相対的な脆弱性が最も高いサンゴ礁依存型コミュニティを有すると評価されたこれらの国々は、サンゴ礁やその漁業、水産養殖、観光への影響に対する脆弱性が最も高い。海洋資源への依存を減らす努力は、解決策の一部として提示される。この地域における OA モニタリングデータの不足は、政策や計画を通じて対処すべき重要な問題である (太平洋諸島海洋酸性化脆弱性アセスメント)。サンゴ礁の将来の鍵は、革新的な政策の組み合わせ、環境メンタル技術の革新と持続的な投資によって補完されるなど、複数のメカニズムを使用して回復力を構築することである (Hilmi et al., 2019)。

4.3.4 地中海沿岸地域

OA はまだ比較的知られていない現象であり、一般的にはあまり理解されていない。さらに、他の圧力と比較して、二次的な脅威と考えられている。夏の海洋熱波は現在、最も高い脅威と認識されており、過去数年間、調査対象の生産地の大部分で観察され、産卵、成貝の死亡率、稚貝の付着に影響を及ぼした。海洋熱波に対応するために取られた対策は、より深い水域での生産への移行、ムール貝の採取と販売の前倒し、保険会社の雇用、富栄養化源の削減、種子の輸入と播種を遅らせることなどである (Rodrigues et al., 2015)。生産者の間では、OA が貝類養殖業界の将来にどのような影響を与えるかについて、不確実性が高く、知識不足であり、殻の抵抗力や厚みの減少などの影響は、根拠がなく、少数の生産現場で観察された程度である。

4.3.5 カリブ海の島嶼部開発途上国

カリブ海の島嶼部開発途上国(SIDS)は、海面上昇、外来種、海洋酸性化、降雨パターンの変化、気温の上昇、ハリケーン、洪水、干ばつなどの災害レジームの変化など気候変動の影響に脆弱である。気候変動の影響に対処するためのアプローチとして、生態系に基づく適応アプローチが注目されており、生態系適応計画における地元や外部の知識の活用が強く奨励されている。例えば、生態系管理に関する長い歴史の中で培われた知識について、「基本に立ち返る」アプローチを利用することができるはずである。さらに、生態系とコミュニティ間の情報共有を強化し、地域や外部の知識を確実に利用できるようにすることが必要で、コミュニティが行動できるようにすることが重要である(Mercer et al., 2012)。

4.3.6 オーストラリア

OA はオーストラリアの商業漁業や養殖漁業、特にクイーンズランド州のクルマエビとホタテガイの漁業に有害な影響を及ぼすと予測されている。クルマエビとホタテガイの野生個体群は、養殖個体群よりも OA や気候によるストレスに対して脆弱であり、クルマエビ漁業はホタテガイ漁業よりも OA 条件の増加に対してより回復力がある。養殖施設では、OA や気候変動による生理化学的ストレスに過度にさらされないように、水質のモニタリングや修正を行うことができるため、その影響に対処または軽減するために、養殖は天然漁業よりも長期的に実行可能であると考えられる(Richards et al., 2015)。

4.3.7 ノルウェー

OA が沿岸域管理における新たな関心事であるにもかかわらず、ノルウェーでは現在の活動はモニタリングと知識の普及啓発に限られている。地域レベルの政策課題について、沿岸域の OA に取り組むためのフレームワークがワークショップを通じて実施された(図 8)。フレームワークには 4 つのパートがある: 1) 知識交換を促進し、OA に関する課題と機会を特定する、2) 新しい知識の正当性を確保する、3) 学習とスキル開発を通じて能力を高める、4) 地元の意思決定者の OA に対する認識を高める。ステークホルダーの間で OA に対する認識レベルは著しく向上したが、地元の管理者は、OA に対応した緩和的・適応的な行動をより高いレベルの政府が担うという期待と相まって、OA に取り組む上での課題に直面している(Dannevig et al., 2019)。

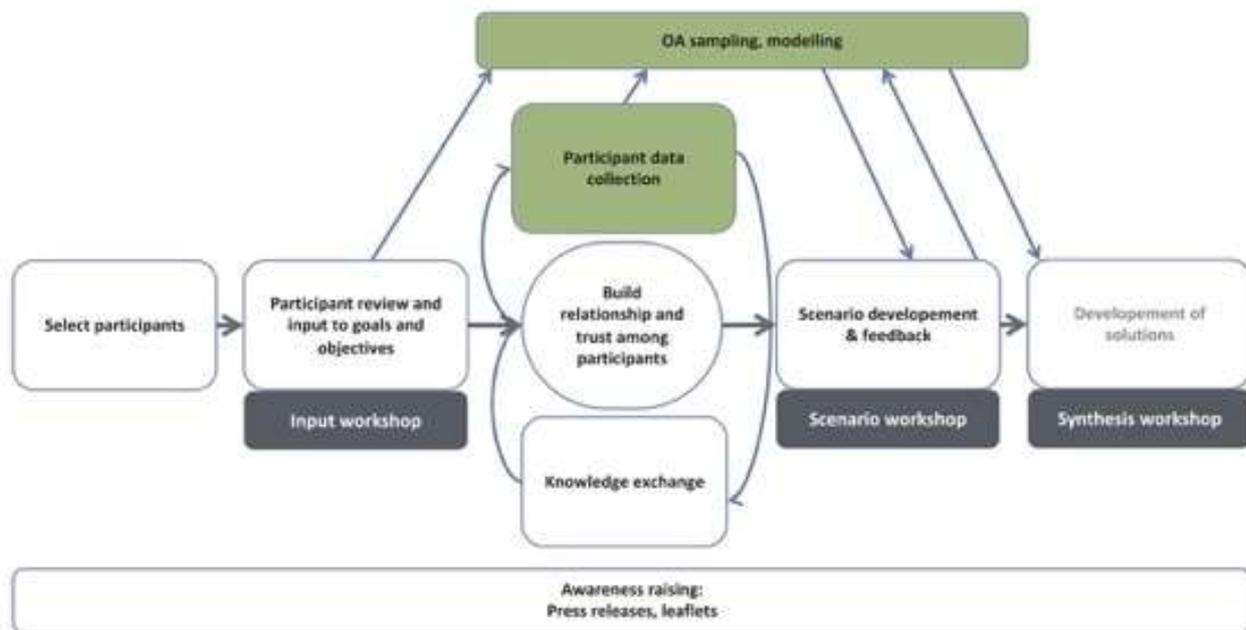


Fig 8 The model for stakeholder participation for co-production of OA-knowledge (Dannevig et al., 2019).

4.3.8 中国

南シナ海と珊瑚海は、過去数十年間、地表の温暖化、海面塩分の明確な減少、明らかな海面上昇、OAに悩まされてきた。OAの進行により、低平地の中国水域や小島は、持続可能な開発の観点から、将来的に大きな課題に直面している(Cai et al., 2017)。海藻養殖は、中国の沿岸域の局所的な酸性化を緩衝するのに有効であることが明らかになっている。褐藻類の *Laminaria japonica* は、養殖エリア内で 0.10 pH 上昇の最高の能力を示し、溶存酸素と Ω_{arag} も上昇した(Xiao et al., 2021)。海藻養殖は、自然の海藻林とは異なり、拡張性があり、適切な基質や光の利用可能性に依存しないため、OA や貧酸素に対する低コストな適応戦略として機能し、OA からの重要な **refugia** を提供できる。一方、いくつかの養殖種では、親の暴露による世代を超えた影響が持続するだけでなく、幼生の暴露による世代内影響よりも大きな影響を与えることが判明した。このように、初期ライフステージにおける OA 曝露は、養殖への応用や種の適合性の可能性を明らかにした(Lim et al., 2021)。

4.3.9 ブラジル

OA と沿岸酸性化の両方の酸性化がブラジルの沿岸域で発見されている。冷たい水塊(南大西洋中央水域)は緩衝能力が低く、OA による負の影響を受ける可能性が高い。ブラジル水域の沿岸酸性化については、沿岸域における富栄養化の拡

大が OA プロセスを促進または減少させる可能性があるが、データはまだ限定的である。過去の情報の欠如は、科学界がブラジル沿岸に沿った酸性化の潜在的なパターンを特定することを妨げ、障害となっている。ブラジルでは、係留ブイによるモニタリングステーションや、主要な炭酸塩化学パラメータの連続的なリアルタイム測定による長期的な科学プログラムの確立に重点を置いた行動が緊急に求められている (Cotovicz Júnior et al., 2022)。

4.3.10 イギリス

養殖業に焦点を当て、適応的ガバナンスが生態系の不確実性に対処する手段を提供できると考えられている。適応策をサポートするために、地域主導で学習ベースの計画・管理の新しいモデルが提案されている。一方、操業規模での適応策には、養殖業の免許制度に柔軟性が必要である。その他、全体論的・協力的な管理ツールの使用を拡大すること、政策や計画手段をよりよく統合すること、既存の協力グループと提案された協力グループの間のリンクを確立することが含まれる (Greenhill et al., 2020)。

4.4 日本のカキ養殖に対する OA の潜在的脅威

4.4.1 月別の環境とマガキの変化

水温は、1990 年度と 2015-2021 年度を比較すると、2015-2021 年度の 5 月の水温が高く、12 月の水温が低い以外は、大きな変化はなかった (図 9a)。塩分については、2015-2021 年の 7 月と 8 月に大きな減少が見られたが、大きなばらつきがあった (図 9b)。6 月と 1 月のクロロフィル a の濃度は、2015-2021 年は 1990 年より低く (図 2c)、1990 年は明らかに高く変動していたが、2015-2021 年は低く安定した。

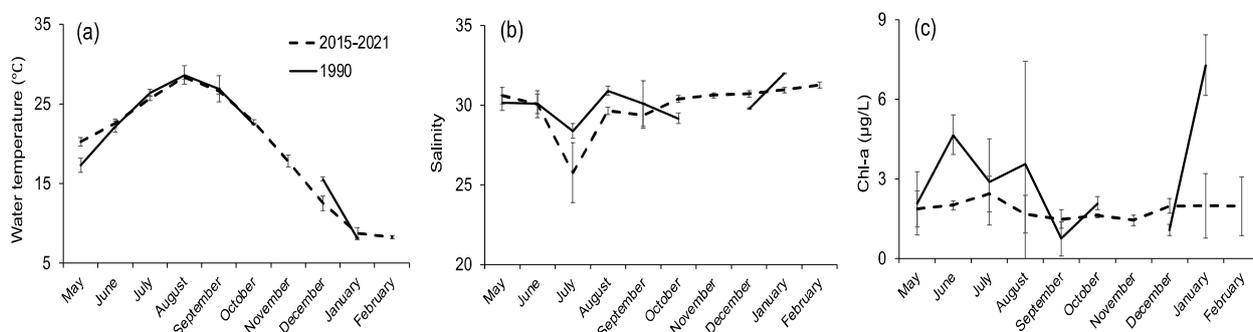


Fig 9. Monthly changes of (a) water temperature; (b) salinity; and (c) chlorophyll-a in 1990 and in 2015-2021. Error bars indicate standard deviation among rafts.

DVH、TW、MW は 1990 年 7 月が 2015-2021 年 7 月よりも有意に高い値を示し (図 10)、1990 年 7 月のカキの成長が 2015-2021 年のそれよりも大きいことが示唆された。収穫時(10 月~1 月)のカキには有意な差は見られなかったが、これは筏によるばらつきが大きいと考えられる。

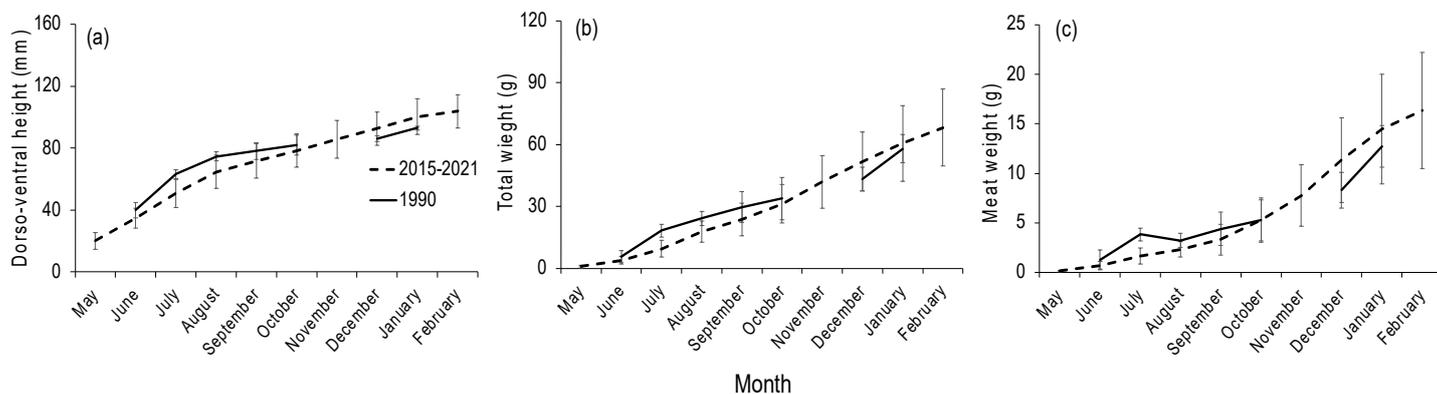


Fig 10. Monthly changes of (a) Dorso-ventral height (mm); (b) Total weight (g); (c) Meat weight (g) in 1990 and in 2015-2021.

4.4.2 長さとの重さの関係

TW-DVH の関係では 2015-2021 年と 1990 年の間に大きな差は見られなかったが (図 11a、c)、MW-DVH の関係からの **b** の指数は 2015-2021 年の方が 1990 年より高いことが分かった (図 11b、c)。つまり、カキは、同じ DVH で、特に収穫期において、2015-2021 年の方が 1990 年のものより高い MW を達成していた (図 11b)。

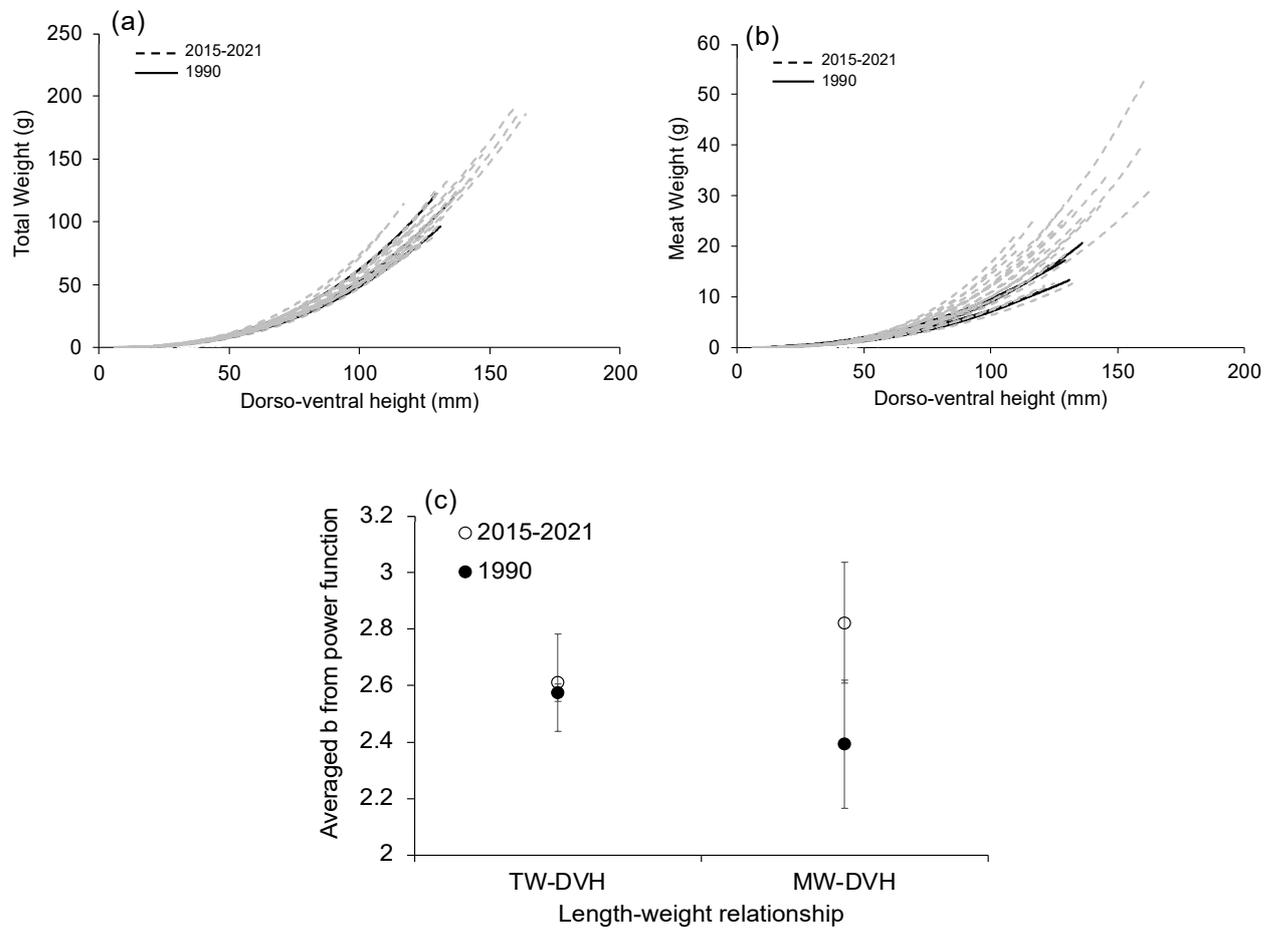


Figure 11. (a, b). Power curves of relationship between (a) total weight and dorso-ventral height and (b) flesh weight and dorso-ventral height; (c). Means values of parameter b constant obtained from power functions describing length-weight relationships, in 1990 and 2015-2021.

4.4.3 成長率

月別の成長率は、TW、MWともに徐々に減少した(図12)。8月の成長率(GTW、GMW)は、2015-2021年の7月にカキのTWとMWが高かったため、1990年は2015-2021年に比べてかなり低かった(図12)。8月以降、2015-2021年の成長率(GTW、GMW)は1990年よりも高いようであり(9月と1月を除く)、これは収穫時のカキのTWとMWが同程度であることを説明していると考えられる。

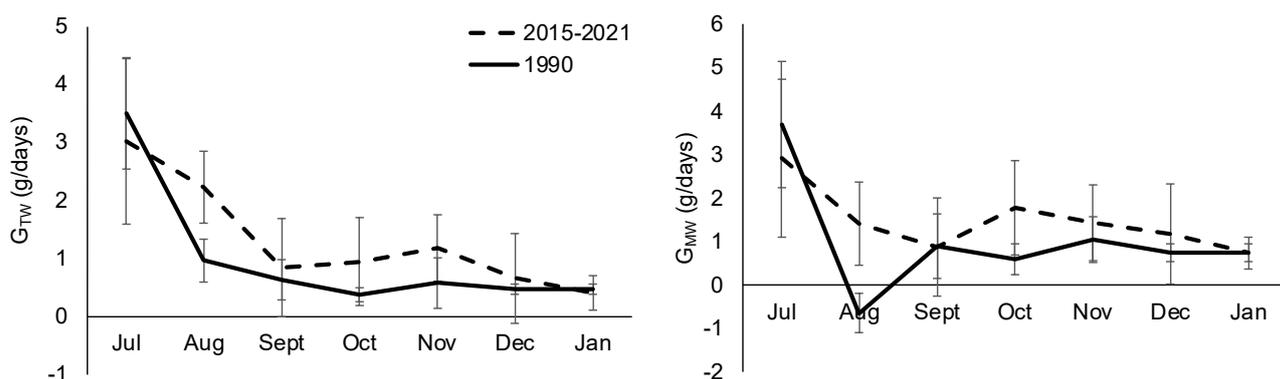


Fig 12. Monthly change of instantaneous growth rate (G_{TW} , left; G_{MW} , right) in 1990 and 2015-2021.

4.4.4 カキへの環境影響

TWに対する場所の影響に加え、すべてのカキの生物学的形質において年変動が見られた。カキのDVHとMWには有意な環境影響は認められなかったが(表2a)、7月のTWには塩分濃度の強く正の影響が認められた(図13)。

GTWでは月単位で変動が見られ、GMWでは明確な年差が見られた(表2b)。8月~1月のカキ成長率(GTW、GMW)には、いずれの環境因子も影響を示さなかった。

Table 2. GAMs results for environmental impacts on (a) oyster biological traits in July; (b) oyster growth rate during August-January. Model significance levels include: * ($p < 0.05$), **($p < 0.001$), ***($p < 0.0001$).

(a)

	Year	Location	WT	Salinity	Chl-a	R ²	DE	GCV
DVH	*					0.561	57.2%	0.024
TW	***	*		**		0.609	61.9%	0.168
MW	*					0.676	68.4%	0.193

(n=532)

(b)

	Year	Location	Month	WT	Salinity	Chl-a	R ²	DE	GCV
G _{TW}			**				0.6	69.8%	0.403
G _{MW}	*						0.349	54.1%	1.005

(n=97)

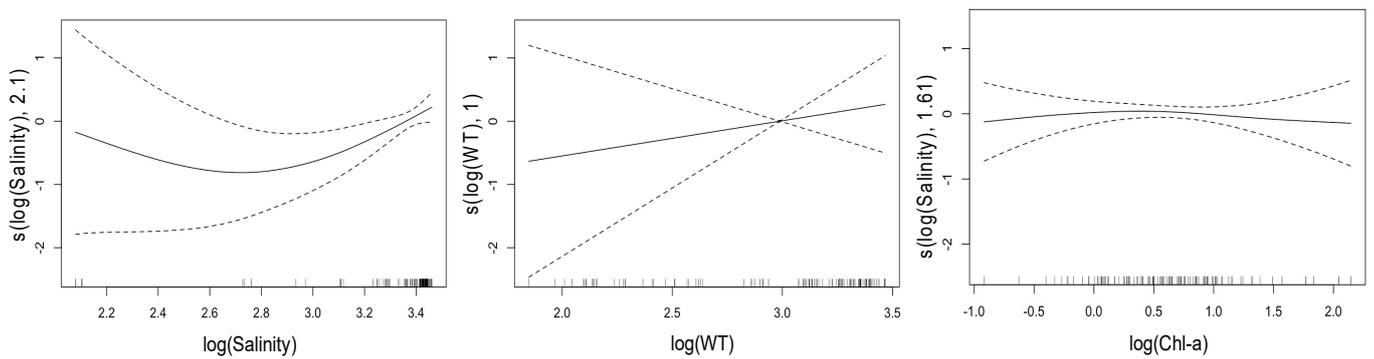


Fig 13. GAM results of correlations between total weight and (a) salinity, (b) water temperature (WT) and (c) chlorophyll-a (Chl-a)

4.4.5 幼虫の形態とサイズ分布

7月20日から27日にかけての採集を除き、夏季の全期間において正常な浮遊幼生の形状が確認された(図14)。浮遊幼生のサイズ分布は、幼生の成長を時間軸に沿って示している(図15)。幼生サイズ分布のピークは、7月2日～19日に1つ、7月28日～8月20日、8月21日～28日に見られ、ピークの幼生サイズはそれぞれ108.30 μm 、112.83 μm 、112.92 μm であった。7月20日～27日に2つのピークが見られ、サイズは94.54 μm と255 μm であった。8月21日以降に採取したサンプルには3つのピークが見られ、サイズは98.1 μm 、148.4 μm 、2,185.52 μm であった。



Fig 14. Images of abnormal larvae collected in Hinase waters during July 20th-27th.

4.4.6 マガキの殻と身の特性の比較

同じ殻高でも、殻重量は1990年の方が2022年よりも高かった(図16)。むき身湿重量と乾燥重量も同様の傾向を示し、カキのサイズが60mm未満であった1990年にはむき身湿重量と乾燥重量ともに高く、カキが大きくなってからは2022年の方が1990年よりも高くなることが分かった。

また、2022年に採取されたカキは、1990年に採取されたカキよりも殻が軽くなっていた(図17)。また、2022年のカキは1990年の個体よりもむき身湿重量、乾燥重量ともに高く、総重量の結果と一致した。2022年のCondition index(CI)は、カキが大きくなるにつれて増加し、1990年のそれは減少した。50mmサイズ付近で、2022年産の個体のCIは1990年産の個体のCIを上回った。

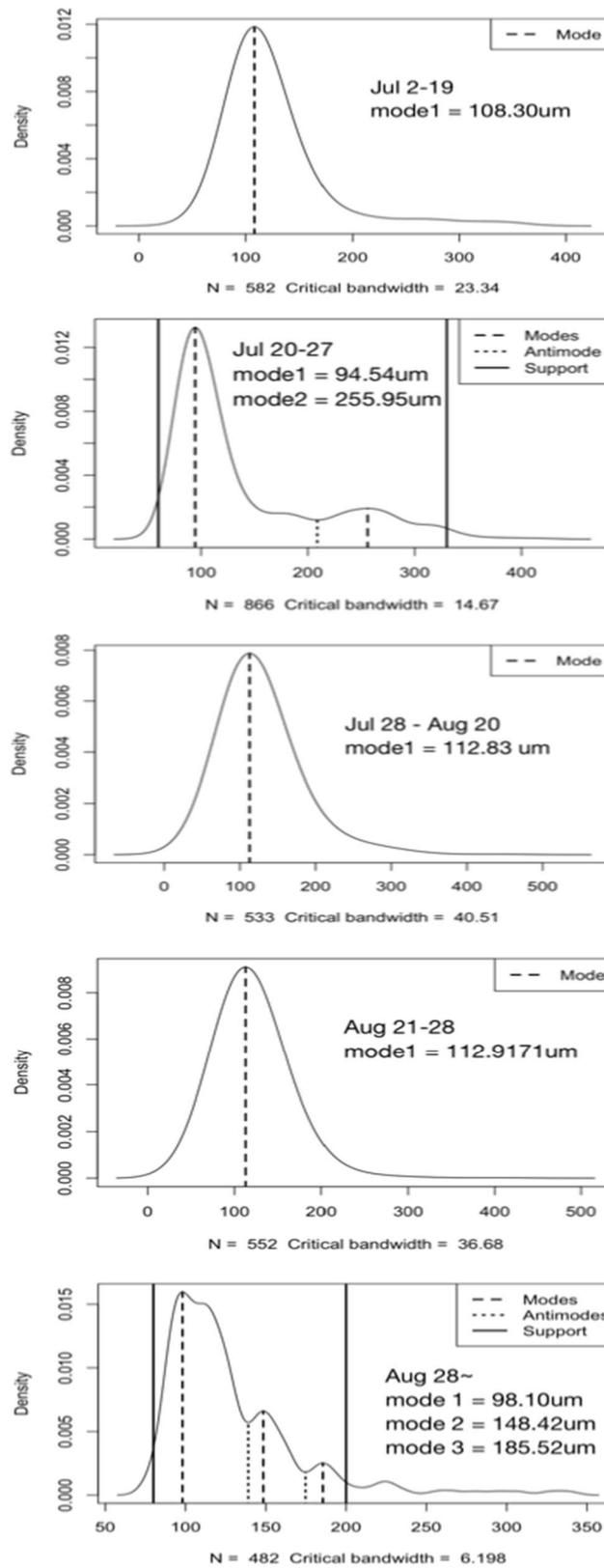


Fig 15. Size distribution of collected larvae in the summer of 2022 in different periods

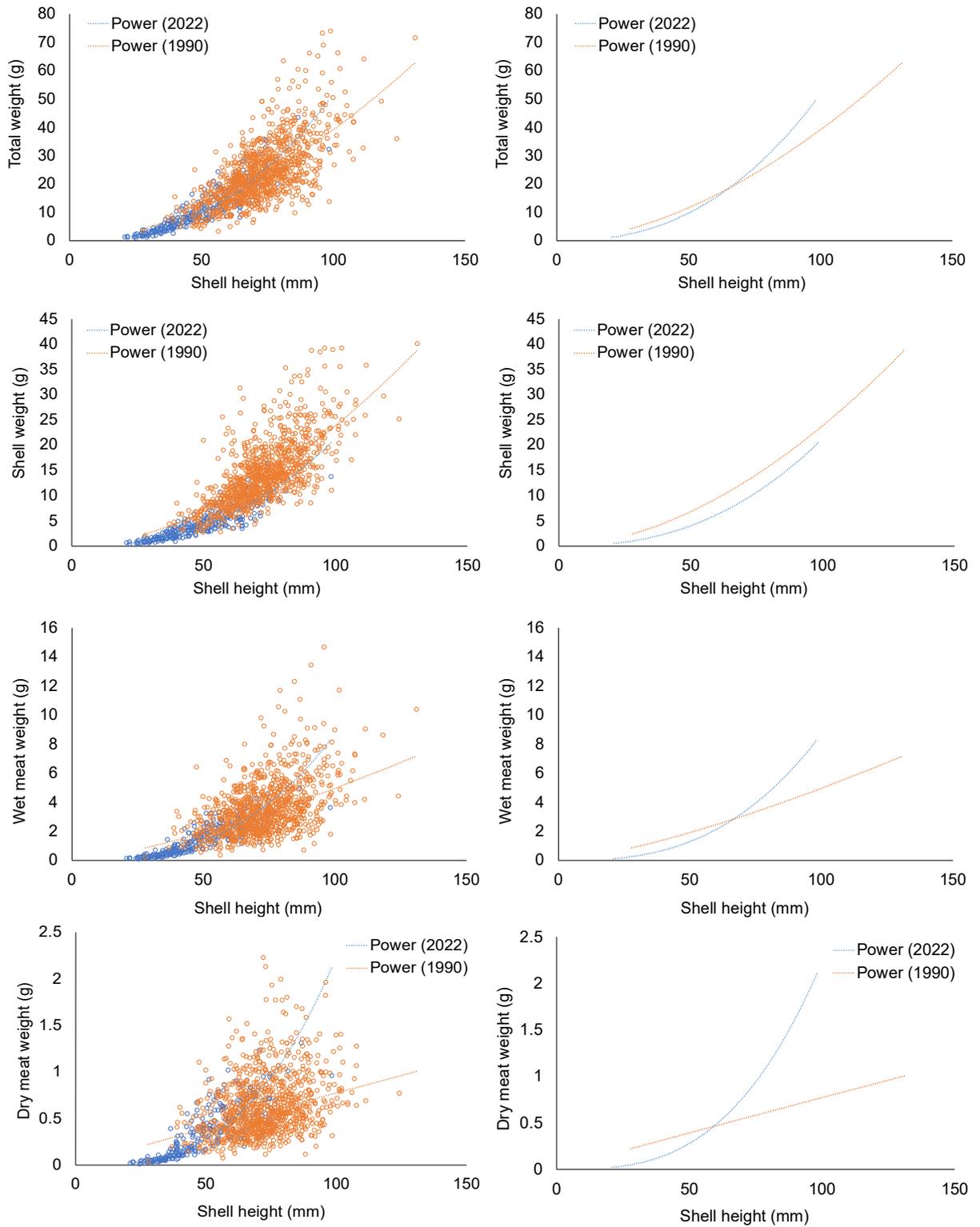


Fig 16. Total weight, dry shell weight, wet meat weight and dry meat weight of oysters collected in Hinase waters during July-September 2022.

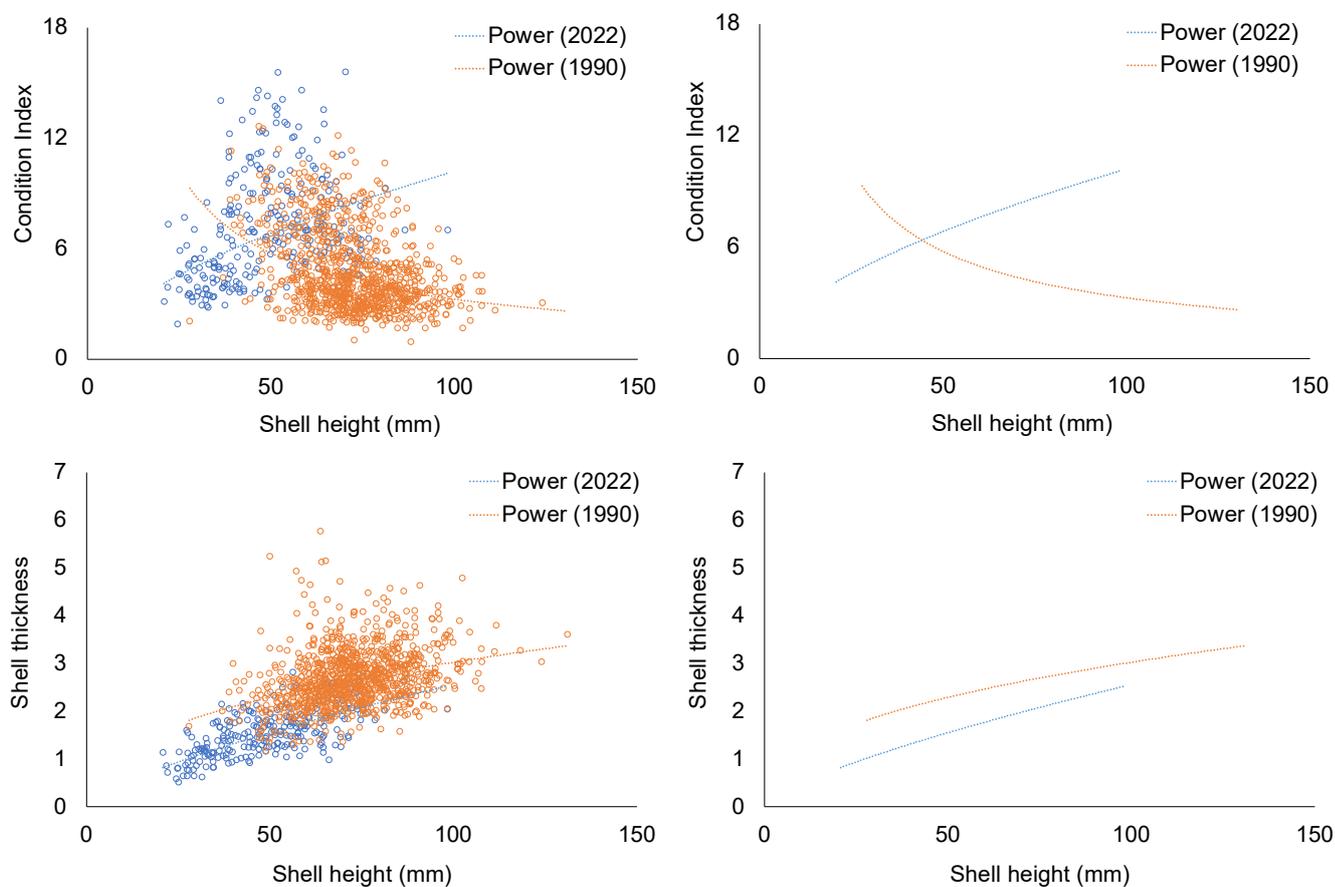


Fig 17. Condition index and shell thickness of oyster collected in Hinase waters during July-September 2022.

1990年と2022年の両年のカキ生物学的パラメータの変動をPCAで解析した(図18)。PC1とPC2はそれぞれ全分散の53.84%を示した。1990年のカキの殻は2022年のものよりも厚みがあった。PC1は殻重量、総重量、殻厚を最もよく現わしておりし、これらの生物学的特性は1990年の個体で高い値を示した。Condition index(CI)はPC1とは逆方向であった。殻高/殻深、殻高/殻幅はPC1の方向にあり、1990年と2022年のカキを区別することはできなかった。

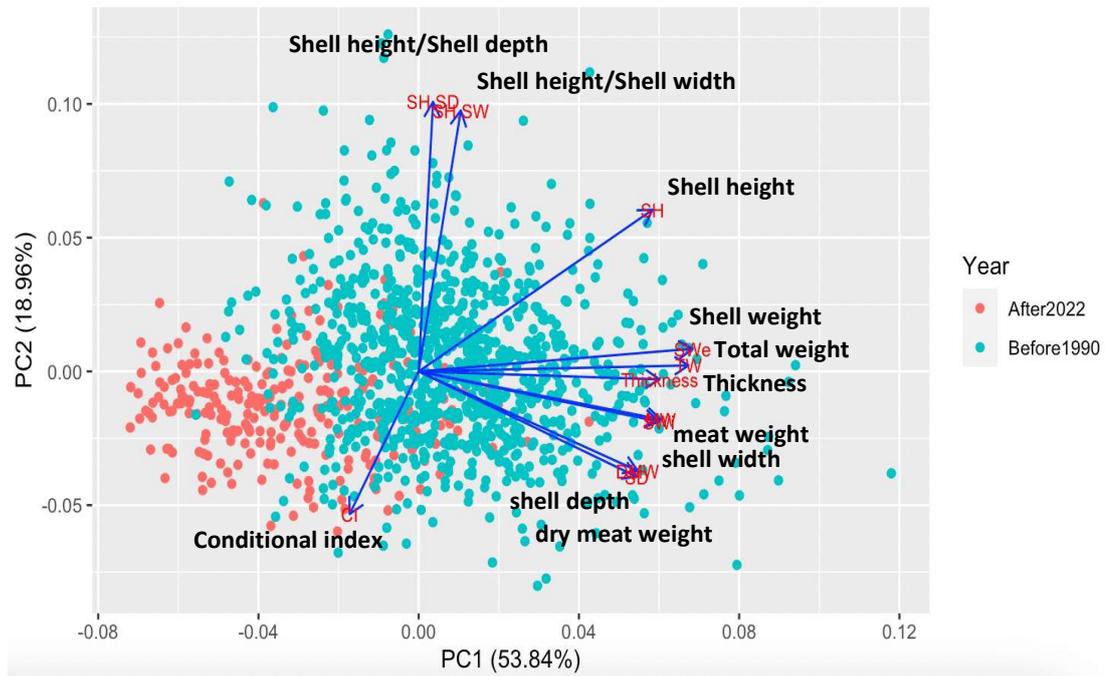


Fig 18. PCA result of variance in oyster biological traits using samples from year 1990 and 2022.

5 考察

5.1 グローバルな視点から見た今後の OA 研究の必要性

5.1.1 長期的、原位置的、生態系に基づく分析

OA に関する数多くの研究が、短期的で実験ベースであり、単一種の研究に焦点を当て、将来の海洋変動の影響に対する指標や情報源となり得るものであった。しかし、海洋生態系は極めて複雑であり、多くの海洋要因が同時に関与している。そのため、将来の海洋変動の傾向を予測するだけでなく、漁業者や養殖業者の経済的利益を守るために、より重要な情報をタイムリーに提供するために、海洋状態の長期モニタリングに関する研究が必要である。多くのモニタリングプロジェクトは、資金援助に依存しているため、資金援助が終了するとモニタリングは中止される。海洋の変化を長期的に観測するためには、国や地域規模の資金援助があれば、大規模かつ長期的な海洋観測を構築し、データベースを確立することができる。

一方、OA モニタリングは海洋に焦点を当て、長期的高精度・精密測定により、大気中の CO₂ 酸性化シグナルの上昇を検出し、その原因を特定することができた。し

かし、商業的・栄養学的に重要な生物の多くは、炭酸塩化学に関連する複数のプロセスの複合的な影響を受ける沿岸域に生息している。前述のように、沿岸酸性化は沿岸域の生物により多くのサーバーの影響を与える可能性がある。したがって、極端な事象の頻度、期間、深刻度をモデル化することで、ダイナミックな沿岸域で OA がどのように展開されているかについての全体像が明らかになる可能性がある。

さらに、実海域での OA に対する生物応答の観測は、実験室で得られた結果と比較し、その影響を引き起こすメカニズムについてより深く理解するために必要である。実験室では実際の海洋環境を再現できないため、多くの実験結果は、漁業管理や適応策を指示するのに十分な説得力を持たない。したがって、野生の自然集団に対する観測は、海洋で何が起きているのかについて、より多くの洞察を与えることができる。さらに、前述のように、OA に対して異なる種が多様な反応を示している。繁殖と生存が阻害される Ω_{arag} の閾値に関する追加情報が必要である。炭酸塩化学レジームの変化に対する他の海洋分類群の局所的な生物学的適応の証拠がいくつかある (Hofmann ら、2013; Pespeni ら、2013; Sunday ら、2014)。潜在的な遺伝的変異が存在する場合、培養生物または他の生物の耐性株の開発を助ける可能性がある。

特定の種、特に商業的に重要な種に対する OA 影響については広く研究されている。海洋生物は食物網や捕食者-被食者関係で緊密につながっているため、海洋変化や生態系の変化を全体的に把握するためには、生態系に基づいた研究が必要である。したがって、海洋の変化について生態系に基づいた分析を行うことは、生態系の変化を正確に理解することにつながる。

5.1.2 OA と他の海洋問題との間の主要な要因分析

酸性化のパターンと深刻さ、およびその影響は、人間活動に関連する複数のストレス要因によって変化する。海洋の温暖化、貧酸素、食物網の変化などは、特に重要な共通するストレス要因であり、これらは広く浸透しており、その原因と影響の両方が酸性化としばしば機械的に結びついている。

OA が広く認識されている一方で、呼吸駆動型の酸性化、温度、酸素、生産性、循環などの変化と連動した CO_2 増加による酸性化の結果はまた異なる。すべての組み合わせを検証することは不可能であるため、生理学的、生態学的、進化的な観点を考慮したマルチストレス研究の理論的裏付けを進める必要がある。

今後、ストレス相互作用の空間的・時間的パターンに焦点を当て、複数のストレス要因が個体、集団、生態系に影響を与えるメカニズムを特定する研究が重要である。また、酸性化の管理、緩和、適応に複数のストレス因子を考慮し、OA が潜在的に相互作用する他のストレス因子との関連で酸性化に対処することの重要性を広く一般に認識させ政策に反映させることも必要である。

例えば、温度上昇と塩分減少の同時条件下における太平洋産カキ *Crassostrea gigas* の幼生が変態に成功するには、pH が重要な役割を果たすと考えられており、温度上昇や塩分減少にかかわらず、pH が低下するとカキの変態成功率は大幅に減少した (Ko et al., 2014)。このように、多くの海洋問題の中から重要な要因を特定することは、海洋生物を効果的に保護し、将来の変化に的確に対応するために極めて重要である。

5.1.3 世界の OA 適応の現状と未来

これまでのところ、ほとんどの研究は管理およびこれに関連する政策問題ではなく、その生態学および生物地球化学的な影響の理解に焦点を当てているが、世界の多くの地域で様々な適応策や管理オプションが提案されている。しかし、多くの適応策は、各地域の脆弱性評価の結果に基づくべきである (表 3、4、5)。すなわち、適応策は、最も脆弱なセクターやコミュニティを優先して、地域に根ざしたものであるべきである。

Table 3. Indicators of drivers and amplifiers of OA, and the criterion

Factors causing and amplifying OA (reducing Ω_{Ar})	Indicator	Scoring scale	Criterion for ranking the risk factor as 'high'
Rising atmospheric CO ₂ reduces Ω_{Ar} causing chronic stress to shelled mollusc larvae	Projected year that surface water will reach $\Omega_{Ar} = 1.5$ (ref. 27)	Continuous scale from current year to 2099	$\Omega_{Ar} = 1.5$ threshold reached by 2050
Eutrophication increases pCO ₂ locally via respiration, leading to reduced Ω_{Ar}	Degree of eutrophication ⁵⁶	Eutrophication scored on a five-point scale: low to high	Presence of a high-scoring eutrophic estuary in bioregion
River water can reduce Ω_{Ar} locally in coastal waters	Combined metric of river's aragonite saturation state and annual discharge volume	Rivers scored on a five-point scale: low to high	Presence of high scoring river (for low aragonite saturation and high discharge volume) in bioregion
Significant seasonal upwelling delivers water rich in CO ₂ to shallow waters, leading to reduced Ω_{Ar}	Degree of upwelling ⁵⁸	Coastal zones scored on a five-point scale: low to high	Presence of high upwelling zone in bioregion

Table 4. Indicators representing 'sensitivity' (people's dependency) on organisms expected to be affected

Indicator or measure	Source	Raw format	Processing for subindex
Landed value (median of 10 years)	Regional fisheries databases (ACCSP, GulfBase, PacFIN), and States of Alaska and Hawaii	US dollars, annual	Calculated median for years 2003–2012 Winsorized the top 10%
Percentage of total fisheries revenues that are from shelled molluscs (median of 10 years)		For each year: shelled molluscs value/total commercial landed value	Divided landed value of shellfish by landed value of all fish Winsorized the top 10%
Number of licences as proxy for jobs (median over 5 years)		Number of commercial licences, annual	Winsorized the top 10%

All indicators are in units of county clusters.

Table 5. Threat-specific indicators used to Assess capacity of fishing communities

deal with impacts of OA

Group	Indicator	Source	Raw format	Processing for subindex
Access to scientific knowledge	Budget of Sea Grant programmes	National Sea Grant	State-level total funds of budget (state and federal contributions combined, 2013)	<ul style="list-style-type: none"> Normalized by state's shoreline length re-scaled (0-1) Attributed scores to each county cluster
	Number of university marine laboratories	Direct count from registries and Internet	Latitude/longitude location of laboratories	<ul style="list-style-type: none"> Combined score of laboratories per state/shoreline length and labs per county cluster
Employment alternatives	Shelled mollusc diversity	Regional fisheries databases (ACCSP, GulfBase, PacFIN), and States of Alaska and Hawaii	Ratio of landing revenues for each taxon by county cluster	<ul style="list-style-type: none"> Calculated Shannon Weiner Diversity Index
	Economic diversity	ACS Census	Proportion of county population employed in each industry	<ul style="list-style-type: none"> Calculated Shannon Weiner Diversity Index for county clusters
Political action	Legislative action for OA	Keyword searches on legislature websites and follow-up calls	Established five-point scale for state's legislative progress on OA	<ul style="list-style-type: none"> Re-scaled 0-1 Attributed score to county clusters
	Climate adaptation planning	Georgetown Law School Climate Center website	Status of climate adaptation plan for state	<ul style="list-style-type: none"> Re-scaled 0-1 Attributed score to county clusters

OA への管理対応は、「OAを予防する」、「生態系の回復力を強化する」、「人間活動を適応させる」、「損害を修復する」、という4つのカテゴリーに分けられる(Bille et al., 2013)。図 19 は、OA への対応策の種類ごとの実現可能性と潜在的な可能性に応じて、4つの新しいクラスターを示したものである。CO₂削減は理想的な対策であり、高い可能性を持っているが、実施には大きな障壁がある。逆に日射管理は、ポテンシャルが低く、実現可能性が低い。クラスター2と3は、大気中のCO₂濃度を制限するために苦勞している間、時間を稼ぐことができる部分的な可能性を持つソリューションである。

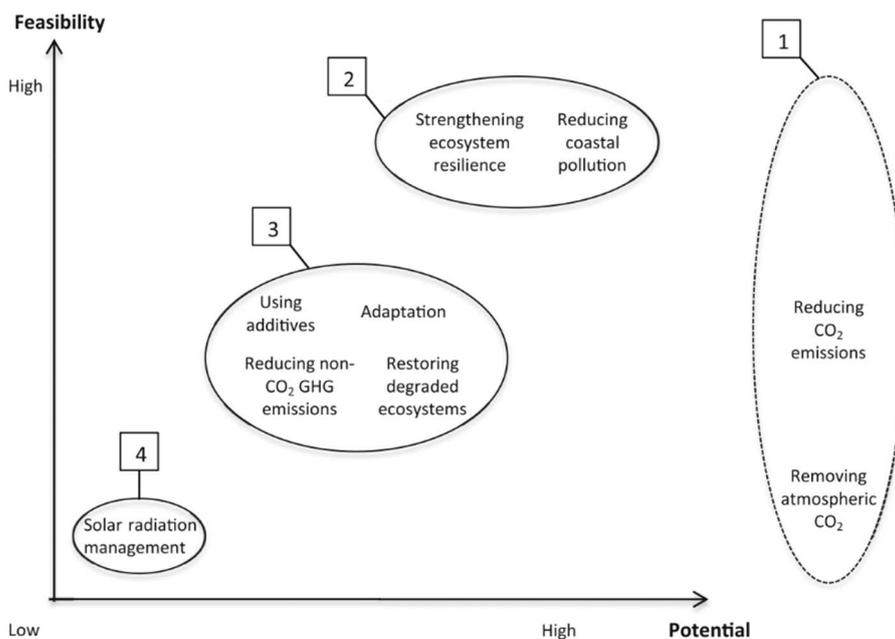


Fig 19. Comparing potential and feasibility of adaptation measures.

しかし、海洋酸性化に打ち勝つために、これらの対策を実行することは容易ではない。社会経済的、生物学的な影響から、近い将来 OA に対する行動を妨げるいくつかの側面がある。第一に、OA がもたらすいくつかの影響は、まだ十分に理解されておらず、定義もされておらず、定量化もほとんどされていない。第二に、OA がもたらす多くの影響は水中で発生するため、ほとんど「見えない」ものであり、また、他のストレス要因から切り離すことも困難である。第三に、OA は地球規模の問題であるが、OA が生態系や社会に与える影響は、非常に不均一で異なる時間スケールで起こっている。OA が地球規模で起こっている以上、関連する国際的な枠組みをうまく調整し強化することが、より効果的な実施の鍵となる。もう一つのハンディキャップは、OA を解決するための多くの解決策が、他の環境問題に取り組むために実施されてきたことであるが、それらは適切なスケールで適切な強度であり成功しなかった側面がある。このように、OA に簡単な解決策はないことを肝に銘じておく必要がある。対策を講じるための既存の法的根拠にはほとんどギャップがないものの、これまで他の多くの環境管理で大きな成功を収めることができなかったように、実施のための政策は困難である。OA 問題の基本的な特徴は、あらゆるスケールで基本的に適切な法的枠組みと、それを行動に移すための不十分または非効率な政策との間に、現在の不一致があることである。

5.2 日本産カキ養殖による OA への影響

5.2.1 1990 年と 2015–2021 年の水温差による影響は無視できるレベル

高水温はカキの成長性能を向上させ (Gordon et al., 2021)、繁殖、幼生発生、加入の成功を可能にする傾向がある (Dutertre et al., 2010)。1973 年から 2007 年までの瀬戸内海東部での先行研究では、晩冬 (2–3 月) の水温が 0.042°C と大幅に上昇し、晩夏 (8–9 月) に 0.022°C とわずかだが有意ではない水温上昇が起こった (西川ら, 2010)。同様に、日生海域の水温は、1990 年と 2015–2021 年の期間を比較すると、夏期と秋期のカキ養殖期間のほとんどを通して、有意な差は見られなかった。月別の水温は、よく混ざり合った内湾内でほとんど変動していない。このことは、瀬戸内海における 1990 年と 2015–2021 年のカキ生育特性の違いに、水温が決定的な要因でないことを示唆しているように思われる。

5.2.2 7 月の低塩分によるマガキ成長への負の影響

塩分濃度は、カキの生態や生理に影響を与えるもう一つの主要な要因である。カキの高成長は塩分濃度の上昇と関連している (Livingston et al., 2000)。カキは河口域の条件によく適応しており、弁を閉じたり、さまざまなストレス応答遺伝子を発現させることで、塩分の急激な変化に耐えられる (Galtsoff, 1964; Shumway and Koehn, 1982; Zhang et al., 2012)。極端に低い塩分濃度 (<10) では、カキは産卵

を遅らせ、機能不全の繁殖を示し、定着後の死亡率が高く、その結果、加入への貢献が制限されるか、全くなってしまうことが分かっている (Allen and Turner, 1989; Livingston et al., 2000; Pollack et al., 2011)。

2015-2021 年 7 月の低塩分水の原因究明に資するものとして、気象庁による虫明地区 (本研究のカキ観察地である日生に隣接) の降水量データによれば、2015-2021 年 6-8 月の月間降水量は 1990 年と比較して増加していた (図 20)。2015-2021 年の夏に塩分濃度が急激に低下したのは、日生地域の大雨とそれに伴う淡水の大量流入が大きく影響したと考えられる。7 月の平均塩分濃度は 20 を超えていたにもかかわらず、極端に低い塩分濃度の事象が日によっては観測された (例: 2018 年 7 月 9 日の 8.9 付近)。日々の環境観測データが得られていないが、2015 年から 2021 年にかけては、1990 年に比べて低塩分事象の発生頻度が高かったのではないかと推測できる。塩分濃度の急激な変動は大きな代謝コストにつながり、

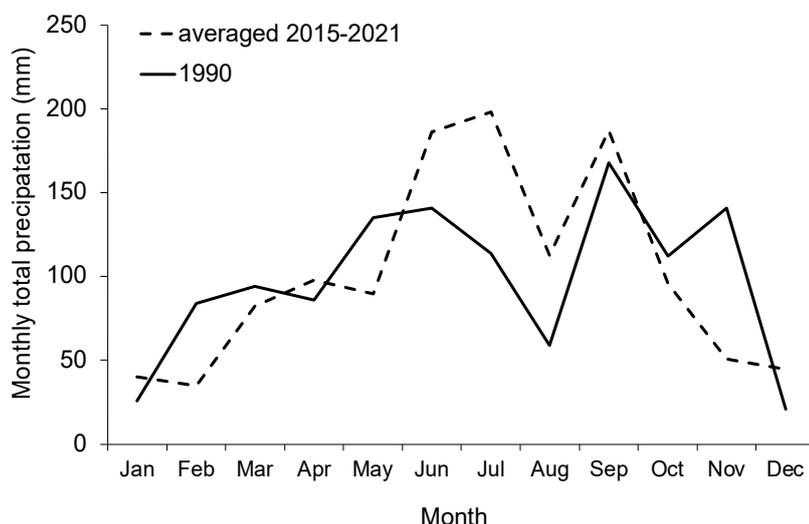


Fig 20. Monthly total precipitation in Mushiage, Seto Inland Sea, in 1990 and the means for 2015-2021. Data source: Japan Meteorological Agency (<https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php#!table>)

カキの回復に数日かかる可能性がある (Bernard, 1983; Pollack et al., 2011)。さらに、高水温と低塩分の組み合わせは、高い死亡率と深刻な成長低下につながる可能性がある (Hutchinson and Hawkins, 1992; La Peyer et al., 2013; Rybovich et al., 2016; Lowe et al., 2017; Southworth et al., 2017)。また、閉殻による同化餌料の減少、低塩分・ストレスの多い塩分条件下での追加代謝コスト、さらに夏場の高温による複合的な影響も、2015~2021 年 7 月のカキの小型・低体重の要因と考えられる。2015-2021 年 8 月の総降水量は 1990 年よりも多いように見えるが、瀬戸内

海内の循環が良く (Chang et al., 2009)、太平洋からの水の流入がある (HibonOAnd Shimizu, 2003) ため、絶対降水量は低塩分状態が続くほど多くないかもしれない。これはカキが通常の状態を再び獲得できたため 8 月のカキのサイズと体重に大きな差がないことを説明するものであろう。

GAM の結果 (表 1、図 6) によると、7 月の低塩分はカキ TW に有意な負の影響を与えたが、MW には影響せず、低塩分水はカキの殻に大きな影響を与える可能性を示唆している。淡水が大量に流入すると、陸上からの流出による有機物の増加により、低塩分・低アルカリ性・高 CO_2 状態が周期的に発生する (Vargas et al., 2016, 2022)。低アルカリ性海域は pH の低下を意味し、表層水の炭酸カルシウム飽和状態を低下させ、広範囲の石灰化生物に深刻な脅威を与える (Barton et al., 2015; Ekstrom et al., 2015; Haign et al., 2015; Vargas et al., 2022)。

最近の日生海域の海況観測では、2020 年 9 月に pH が最低値の 7.41 まで大きく低下したことが報告されている (1 年の大半は pH が 7.9~8.2 の典型的な範囲であるのに対し)。これは、大雨とその後の淡水流出水の大量流入により、アラゴナイト飽和率 (Ω_{arag}) が 2 週間にわたり閾値 ($\Omega_{\text{arag}}=1.5$) を下回り、カキ殻のバイオミネラリゼーションに深刻な脅威を与えたかもしれない (田中, 2022)。

カキ幼生観察の結果、自然環境における産卵期には、D 型幼生とペディベリグが同時に発見された。また、幼生のサイズ分布から、7 月 21 日~27 日に採取された幼生を除き、幼生のサイズは時間と共に大きくなっていることがわかった。日生地先で 7 月 21 日から 27 日にかけて採集されたサンプルの、採集後の 3 回目の顕微鏡観察において異常形態の二枚貝浮遊幼生が発見された。これは、豪雨による pH の急激な低下による悪影響の可能性も完全には否定はできないが、変形してマガキ幼生とは特定できなかったこと、豪雨翌日の 7 月 20 日に実施した北原式プランクトンネットによる表層における観測ではマガキ幼生は採集されなかったこと、採集後半年を経過して保存性に問題があったことなどから、DNA ツールなども視野に入れたうえで引き続き精査が必要である。

5.2.3 OA によるカキ殻厚への悪影響

酸性化は殻の成長に影響を与え (Beniash ら、2010 年、Dickinson ら、2012 年、Hahn ら、2012 年、Fitzer ら、2015a)、殻構造の完全性を低下させ (Fitzer ら、2015b)、殻物質の形成に必要なバイオミネラレーションの能力を制限する (Meng ら、2018) ことが実験によって確認された。注目すべきは、2015 年から 2021 年にかけて測定されたカキにおいて、(1990 年に測定された同じサイズのカキと比較して) カキ MW が著しく増加した一方で、TW は変わらなかったことである。カキの殻は通常、全身の TW の半分以上の重さがあるため (Kusaka et al., 1991; Kobayashi et al., 1997)、MW の増加は、ある大きさに殻の成長が止まることを示唆している。しかし、

殻の成長は温度や餌の有無に正の関係があり(Joubert et al., 2014)、殻の成長に割り当てられるエネルギーは成長のための総エネルギーの半分に達することもある(Cheung et al., 2008)。

サンプリングは継続中であるが、これまでに収集されたデータから、1990年と2022年では乾燥殻付重量と殻厚に大きな差があることが判明した。2022年に採取されたカキサンプルは、1990年に採取されたサンプルよりも殻が軽く、殻の厚みも低くなっていた。地球規模のOAを背景に、日本海や太平洋の海洋酸性化傾向を評価するpHの長期海洋データでも、日本海では過去30年間(1980年代~2010年代)、海洋pHが概ねマイナス傾向を示すことが示されている(石井ら、2011; 石田ら、2021)。時間軸が完全に重なっていないとはいえ、この30年間でpH値が低下している可能性は否定できない。徐々に低下するpHと進行するOAが、カキの殻重量や殻厚に悪影響を与えている可能性も考えられ、OAが殻の回復力を低下させているとすれば、沿岸域の貝類養殖に潜在的な脅威となる。

5.2.4 アマモの回復がカキ肉成長に与える影響

アマモ(*Zostera marina*)は、最も一般的で広く分布する海草であり、多くの沿岸生態系において重要な構造的・機能的役割を担っている(Zhou et al.2014; Reed and Hovel, 2006; Boström et al.2014)。例えば、保育場や餌場では、高い動物相の多様性、栄養のリサイクル、炭素の隔離と貯蔵を提供する(Duarte, 2002; Spalding et al., 2003)。アマモは富栄養化の影響を受けやすく(Krause-Jensen et al., 2008)、濁りや高い着生植物量によってアマモ場が急速に衰退するため(Boström et al., 2014)、良好な水質がアマモの持続にとって最も重要な要因であるという研究報告がなされている。日生地区はかつて、生産性の高いアマモ生態系と有名な沿岸漁場であった(Tsurita et al., 2018; Hori and Sato, 2020)。1960年代の急速な工業化により、日本の多くの沿岸域に過剰な栄養塩が投入された。一般に、栄養塩類は、ほとんどの沿岸生態系において一次生産を制御している(McGlathery et al., 2001)。その結果、富栄養化した海域で植物プランクトン、着生性微小藻類、マクロ藻類が増殖し、アマモに届く光量が減少し、アマモの成長が制限され(cf. Han and Liu, 2014)、その後生態系の劣化や沿岸漁業の崩壊に至ったと考えられる(釣田他, 2018)。アマモなどの海草からマクロ藻類への遷移は、具体的には、安定しない堆積物、より乱れた水域、変動する一次生産性とバイオマスをもたらす(McGlathery et al., 2001, 2007; Nelson, 2009)。このことは、1990年のクロロフィルaの月別変動に関する我々の観測と一致する。

アマモ場の再生は1985年に地元の漁師によって始められ、アマモの面積は12haから2015年には250haまで回復した(Tanaka, 2014; Hori and Sato, 2020)。アマモ場の回復は波を減衰させ、土砂の再浮遊を減らし、それによって光の状態を

改善することができるため (Newell and Koch, 2004; Mtwana Nordlund et al., 2016)、アマモは栄養分を効果的に再利用し、水の透明度を向上させ、基礎生産力を安定させることができる (Orth et al., 2006)。これは、2015-2021 年に観測された安定したクロロフィル a に反映されている。

植物プランクトンは、二枚貝などの懸濁食動物にとって重要な食物源であると想定されており (Gili and Coma, 1998; Lefebvre et al., 2009)、植物プランクトンバイオマスの発生は、水柱のクロロフィル a 濃度で示される (Neville and Gower, 1977; Falkowski and Kiefer, 1985; Cleveland, 1995; Gregor and Maršálek, 2004)。植物プランクトンと微小動物プランクトンがカキの主な餌を構成していることが研究で示されている (Riera and Richard, 1996; Hsieh et al., 2000, Kasai et al., 2004; Kamiyama, 2011) が、クロロフィル a はカキが利用できる餌を適切に示す指標ではないことが示されている (Hyun et al, 200; Gangnery et al, 2003)。これは、2015-2021 年の間、毎年 8 月と 10 月にカキの成長率が高くなるのが、クロロフィル a 濃度では説明できないという我々の結果と一致する。底生珪藻や POM は、カキの餌のかなりの割合を占めることが示唆されている (Hyun et al., 2001; Gangnery et al., 2003; Ma and Mukai, 2009)。アマモは POM を捕捉・蓄積し (Evrard et al., 2005; Orth et al., 2006)、生産性の高い珪藻群集の成長を促進する (Cox et al., 2020) ことから、アマモ生態系の回復は、カキの餌となる生物の生産を促進することによって、2015~2021 年のカキの成長率の上昇と 2022 年の **Condition index (CI)** の上昇に寄与したと考えられる。

5.3 今後の展望

5.3.1 日本のカキ養殖における今後の研究の方向性

1990 年代から 2000 年代にかけて日生地域のアマモ場が近年回復したことが、カキの餌の確保を改善し、その結果、1990 年と比較して 2015-2021 年の 8 月以降に高い成長率が観測されたのではないかと推測される。これを検証するためには、アマモ場が周辺海域に POM を供給する能力を調べる必要がある。しかし、カキの成長性能と餌の供給状況との関係はより複雑である。例えば、2014 年に日生で発生した *C. gigas* の異常な不作 (Ishiguro and Murayama, 2014) は、夏場に餌の供給量が多かったため、雌の割合や産卵数が上昇し、体細胞成長へのエネルギー配分が減少したためと考えられる (NPO 里海づくり研究会議, 2018)。したがって、餌の有無やその他の海洋環境パラメータに対するカキの成長性能反応のメカニズムを完全に理解するためには、*C. gigas* の成長指標を測定するための詳細なデータ取得や、生理パラメータを測定するための化学・生物トレーサーなど、さらなる研究が必要であると思われる。

また、本研究では、瀬戸内海の異なるカキ養殖筏の間で、カキの生物学的形質に大きなばらつきがあったことも指摘されている。1990 年以前、日生海域では新系統のカキ種苗(本州北東部の宮城県産)が導入されて普及し、カキ種苗全体の 10～15%を占めていた(Kusaka et al, 1991)。新しい宮城型と地元の広島型との間には、生物学的形質の違いがいくつか見られた。例えば、殻重量の割合(殻重/TW)は宮城型が高く、脂肪指数($MW / (DVH + \text{殻幅} + \text{殻深})$)は広島型が高い。しかし、この 2 系統を外見から区別するのは難しい場合がある(草加ら、1991)。また、短い距離での大きな環境差も、異なるカキ養殖筏間の変動、特に塩分、クロロフィル a、POM の分布で説明できるかもしれない。これまでの研究で、カキの成長は環境要因によって大きく左右され、生存率は遺伝子型によって決まることが分かっている(Mallet and Haley, 1983; Dégremont et al., 2005; Evans and Langdon, 2006)ので、本研究の結果はカキの遺伝子型の違いによっては大きな影響を受けないかもしれない。今後の研究では、遺伝子型と環境の相互作用の組み合わせも考慮し、異なるカキ養殖筏間の大きな差異を調査する必要がある。

本研究は、西日本で養殖されたカキの生物学的データを 30 年にわたって評価し、海洋条件の変化がカキの生物学的形質に与える影響を観察した初めての研究である。本研究では、限られたデータではあるが、塩分濃度の低下やアマモ場の回復がカキの成長に与える強い環境影響が検出された。近い将来、大雨による低塩分現象が頻発し、カキの生育が脅かされる可能性があるため、カキ養殖業者が低塩分域からカキ筏を遠ざけるなど、適切な対策をとれるよう、日常的に海の状態を系統的に観測・測定することが望まれる。本研究は、長期的な環境変化が沿岸水域のカキ養殖に与える影響についての理解を深め、実験室での実験と実際の海洋現象とのギャップを埋めることに貢献し、将来の環境問題に対するカキ養殖をより効果的かつ効率的に適応させるための手段を提供するものである。

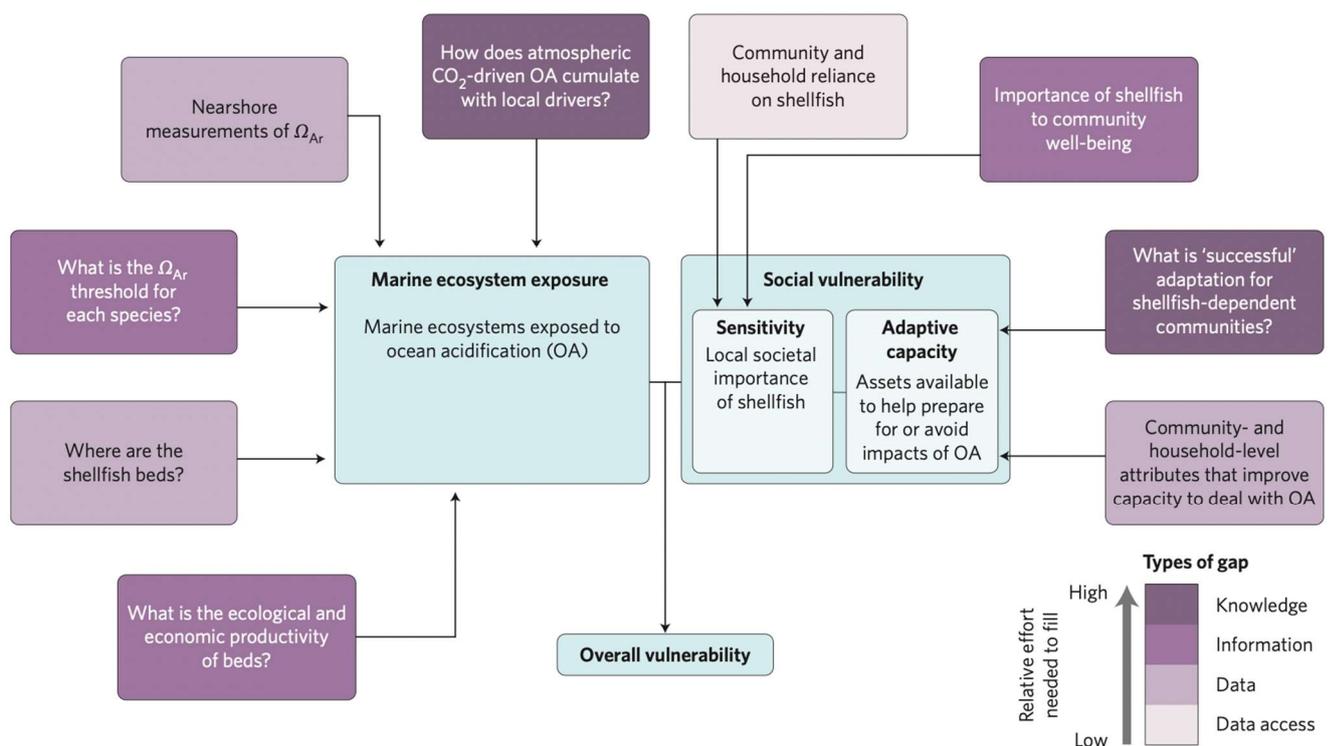
5.3.2 世界的な OA 適応フレームワークの構築に関する今後の展望

5.1 で述べたように、沿岸酸性化を促進するグローバルプロセスとローカルプロセスの相互作用の理解や、どの海洋生物と海洋生態系が OA に最も影響を受けやすいかの理解については、まだデータにアクセスしにくく知識不足である(図 21)。

OA 適応の枠組みを構築するためには、社会的な脆弱性についても考慮する必要がある。社会的脆弱性の指標となる軟体動物依存のコミュニティに関する情報には、大きなギャップがある。社会科学は、適応戦略の優先順位付けや開発に役立つだけでなく、社会的適応や緩和のための計画に情報を与え導くためにも有用である。気候変動への適応と同様に、OA の影響に対する準備と適応は、社会的なプロセスである。戦略が策定されれば自動的に実施されるわけではなく、多くの場合、制度的、政治的、社会的、その他いくつもの障壁を克服しなければならない。

気候変動の取り組みから学んだように、適応の「ソフト面」は脅威に備えるための最初のステップである。社会科学は、国民や政策立案者を効果的に関与させる最良の方法を見出すのに役立つので、極めて重要である。さらに、社会科学は、社会的価値を考慮することで戦略の策定に役立てることができ、どのような情報が最も重要で、意思決定者に信頼されるかを解明するのに役立つ。しかし、OA に対する社会的脆弱性を軽減するための重要性にもかかわらず、自然科学と比較して社会科学への貢献は限定的である。

Fig 21. Sample of gap in knowledge related to OA vulnerability, organized around



components of the framework (Ekstrom et al., 2015)

Ⅶ 要 約

1. 海洋観測から得られた知見

1.1 海洋観測結果の概要

本年度から、北木島1箇所、豊後水道 3 箇所が加わり、我が国沿岸 5 海域 7 箇所での pH 等の長期的変化を比較検討することができた。7 箇所のうち、酸性化傾向が顕著に現れたのは志津川湾、日生、廿日市であり、pH の大幅な低下はないものの塩分と pH の相関が明らかになったのは豊後水道の佐田岬と佐伯湾、pH の大幅な低下もなく塩分と pH の明確な相関も認められなかったのは北木島と豊後水道の内海であった。 Ω_{arag} が閾値 1.5 を下回ったのは志津川湾、日生、廿日市であった。いずれにおいても塩分と DO の低下が伴い、これは、大気中の CO_2 濃度の増加に伴う海洋酸性化ではなく、淡水の流入とそれに伴う有機物分解に起因する沿岸酸性化であることが解明された。北木島では著しい塩分低下は見られたものの、それに伴う pH 低下は認められず、河口部から遠いことから有機物の影響を受けなかったものと推測された。内海では黒潮の影響が強く pH の低下が観測されなかったが、また、これにより少なくとも豊後水道沖の太平洋では海洋酸性化の著しい進行はないものと考えられた。

1.2 我が国沿岸における酸性化の実態およびカキ養殖への影響

日生における 2020 年 8 月～2022 年 12 月までの約 2 年半の連続観測の結果では、複数回に亘って Ω_{arag} が閾値 1.5 を下回っていた。我が国沿岸の貝類養殖場で Ω_{arag} が閾値 1.5 を大幅に下回った事例が発見されたのは、本プロジェクトが初めてであるが、これまでの調査研究により、我が国沿岸で見られる酸性化は、大気中の CO_2 濃度増加に伴う海洋酸性化ではなく、陸水の流入とそれに伴う有機物分解による沿岸酸性化であることがほぼ明らかになった。しかし、これまでの観測では、異常形態の浮遊幼生は確認されていない。マガキの産卵期以外の時期に Ω_{arag} が閾値 1.5 を下回っても影響が及ぶことはないが、2022 年には産卵期に当たる時期に半月近くも 1.5 を下回っていた。マガキ浮遊幼生は、塩分 20 以下の低塩分水から忌避すると言われてしている(鬼塚, 投稿中)。大雨が降った翌日 2022 年 7 月 20 日 9 時 30 分前後に、日生の主要なマガキ採苗場所である Stn.H-2 周辺の表層において、北原式プランクトンネット(目合い 50 μm)により任意の 20m ラインを水平に 5 本曳いてマガキ浮遊幼生の採集を試みたが、持ち帰って顕微鏡観察したところまったく視認されなかった。また、2022 年度は、例年どおり、ラーバ観測や種見調査で 8 月に入るとアンボ期幼生も順調に増加し、採苗のタイミングは何度も訪れ採苗作業をしたものの、その度に降雨に阻まれて採苗が遅れて 8 月末まで完遂せず、カキ漁師達が不安を感じた程であった。これらの状況から見ても、マガキ浮遊幼生が低塩分水から忌避することは間違いないと考えられる。今後、気候変動によ

って広範囲に亘る豪雨やゲリラ豪雨など局地的な極端現象の増大が懸念され、沿岸酸性化は規模的にも期間的にも拡大すると予測される。これにグローバルな大気中の CO₂ 濃度の増加に伴う海洋酸性化が進行してくれば今後のリスクはさらに大きくなっていく。塩分低下と DO 低下に伴う沿岸酸性化のマガキ幼生に対する影響については、引き続きさらなる精査が求められる。

1.3 海洋観測手法の簡素化に関する検討

Ω_{arag} の算定に必須であるアルカリ度については、現時点では連続観測方法が実用化されておらず、観測データは 1~2回/月の採水分析によって得られるボトルデータのみである。2020 年 8 月~2022 年 12 月までの約 2 年半の日生と志津川の 8 点のデータを総合的に分析したところ、アルカリ度と塩分の間に非常に高い相関があることが分かった。また、日生の 2020 年度夏季における Stn.H-2 のアルカリ度のデータで異常値ともとれる低い数値が得られたため、陸域からの工場排水など特殊な物質の流入による可能性を確認するとともに、河口部周辺における塩分とアルカリ度の相関を見るため、Stn.H-2 への淡水供給源となっている片上湾内に流入する小河川等の河口部 8 箇所において採水し、塩分とアルカリ度を分析したところ、やはり両者には明らかな相関が確認された。これは、この関係式によってアルカリ度の連続観測データを塩分から算定できることを示している。全アルカリ度の簡易な測定方法など海洋観測手法の汎用化へのアプローチについては、引き続きワシントン大学、オレゴン大学等との協働体制の下に進める必要がある。

1.4 我が国沿岸における沿岸酸性化のメカニズムの解明

志津川における 2022 年度のトピックスは、7 月に大きな災害を引き起こした大豪雨が襲ったことである。この豪雨によってこれまでに見たことのない塩分低下現象が起きた。また、これによって pH は 7 を切って酸性に達し、 Ω_{arag} に至っては 1 をはるかに下回る極端に低い数値になった。全期を通じて見ると、2022 年度の志津川は前年に比べて降雨が少なく Ω_{arag} も比較的維持されていたが、この 7 月 16 日の大豪雨という極端現象によって、降雨の後に何故に Ω_{arag} が低下するのかを考えるうえで多くのヒントを与えてくれた。2022 年 7 月 16 日の豪雨の際には塩分が 5 を下回るまで低下したが、pH が下がるまで 24 時間程度のタイムラグがあった。1 日後の 17 日に、pH 低下時には濁度は上がったが、Chla は上がらなかったこと、pH 低下時には DO 飽和度も低下したことが確認できた。そして、低塩イベントの 1 週間後 (7/24 頃) に Chla が上昇し、その後に DO 飽和度と pH のピークが来た。この現象は、出水時の pH 低下は川から来た栄養塩に由来する生物活動でなく、川から来た有機物粒子の分解により生じていることを示しており、この有機物粒子の分解で生じた栄養塩が、1 週間後に流下先で植物プランクトンを増殖させ pH を増加させている、ということを示している。物質収支は ± 0 になるが、この間に pH と Ω_{arag} が大きく下がるのが問題である。これまでの 2 年半の間にも同じ事が繰り返

起こっていると考えられるが、まず栄養塩が来て Chla が上昇することもある可能性もあるので、これまでのデータを再整理し、このメカニズムを精査する必要がある。

鉛直方向にも様々なことが起きており、志津川で4月17日に観測、採水した後、7月16日に豪雨があったが、その後の鉛直プロファイルを見ると、Stn.S-1でもS-3でも出水後に塩分は低下して、水温は鉛直混合が起きて水平方向にも水塊が動き、植物プランクトンの増殖とこれらの沈降による有機物分解も生ずるので、ChlaもDOも表層、底層で複雑な様相を呈する。特に廿日市のような浅い場所では底層で生じた現象が鉛直混合によって表層のpHを悪化させるので、浅い場所でも底層の時系列データを取得して底層で生じている現象を把握しなければならない。

志津川と日生のデータに、宮古、柏崎、廿日市の3点のデータを加えて解析してみると、各点ともpHは冬に高く、夏から秋にかけて低下するが、三陸と柏崎では年間のpHの変動幅が比較的小さいのにたいして、瀬戸内海の2点のpHの振幅は大きい。また、アラゴナイト飽和度は、三陸と柏崎では冬から春に低下し、夏から秋に上昇するが、瀬戸内ではむしろ夏から秋の方が低くなる。そしてこの基本的な季節変動パターンの上に、降雨に伴う短期的なpH・アラゴナイト飽和度の低下イベントが生ずる。この変動の原因は降雨であるが、DOとの関係が非常に深い。宮古と廿日市では両者はきれいに乗ってくるが、日生と柏崎はエスチュアリー循環によって異なった勾配になっている。特に日生Stn.H-2と志津川Stn.S-3は底層の影響を受けていることが浮き彫りになり、やはり底層の時系列データが必要であることが再認識された。志津川・日生・廿日市では、この短期的なpH低下イベント時に、アラゴナイト飽和度が一時的に1.5を下回ることがあり、主に夏の後半から秋にかけて起こっている。志津川ではマガキの主要な採苗時期は5~7月であるため、アラゴナイト飽和度が1.5を下回ることがないが、日生では近年は盆種と呼ばれるように8月上旬から下旬にかけてが主要な採苗時期になっており、2022年度の採苗が完了したのは8月末で、pH・アラゴナイト飽和度の低下イベントと重なっていた。それでも異常形態のマガキ浮遊幼生は発見されなかったが、気候変動により豪雨等の頻度は大きくなることが予想され、引き続き注視していくことが必要である。

現在の沿岸域では、平常時のpHは生物に影響が現れるとされるレベルよりも充分高いが、夏~秋の降雨時に、pHが短期的に危険レベルまで下がることもある。この短期的なpHの低下は、溶存酸素濃度の減少とセットで発生し、出水時に輸送されてきた有機物粒子の分解が原因と推定される。降雨時のpH低下幅を抑制することができれば、とりあえず直近の不安は解消される。降雨時にpH・DOが下がってまた上がるまでの時間スケールは10日間程度なので、各海域のpH・DOの日最低値を算出し、この値の10日間のばらつきを標準偏差として算出し、水温、塩分についても同様に日最低値の10day_SDを計算した。降雨時の塩分低下とDO・pHの短期的な低下にはタイムラグがあり、そのラグの大きさは一定ではない。

このため 10day_SD 同士のラグ関をとってもうまくシグナルは出ない。そこで、水温、塩分、DO、pH それぞれの 10day_SD の月平均値を計算し、その間の相関を解析した。東京湾のデータも入れて、6 海域の塩分の短期変動に対する pH 短期変動の感度を比較してみたところ、陸域負荷の大きい東京湾では、塩分の短期変動強度と pH の短期変動強度はどこまでも同じ傾きで正比例した。陸域負荷が中位の瀬戸内海では、塩分の短期変動が小さい時には東京湾と同じ感度で pH の短期変動強度が増大するが、ある規模の塩分の短期変動強度からは、pH の短期変動強度の比例係数が低下する。陸域負荷の小さい三陸・中越では、一定規模以上の塩分の短期変動強度に対する pH の短期変動強度の比例係数はさらに小さくなる。陸域負荷が小さくなると、ある程度以上の出水からは、出水中の栄養塩濃度が薄まり始めるなどの理由であろうか、栄養塩負荷量が比例して増加できなくなる。同じ塩分の短期変動幅に対する pH 短期変動幅の感度は、現在の各海域への栄養塩負荷量(外部負荷量)とほぼ正比例しており、同じ出水量であれば栄養塩負荷量が多いほど同じ塩分の短期変動幅に対する pH 短期変動幅の感度は大きくなる。つまり、同じ量の陸水が海に流れ込んだ場合、栄養塩負荷量が高いほど pH の低下幅が大きくなる。

沿岸酸性化の進行が懸念される一方で、我が国沿岸域は貧栄養化による生産性の著しい低下に悩まされている。沿岸酸性化は栄養塩が多いほど進行するので、栄養塩を減らせば良いという短絡的な解決策に向かう状況にはなく、両者のバランスを勘案して総合的な解決策を導き出さなければならない。そもそも、この横軸に持ってくるべきものは、現時点ではデータとして栄養塩(N)しかないので、栄養塩を使用せざるを得ないが、栄養塩ではないのかもしれない。沿岸酸性化に対して栄養塩そのものは植物プランクトンを増殖させ、むしろ pH を上昇させる方向に作用する。この横軸に持ってくるべきものは、栄養塩に分解される前の河川内、河口域あるいは沿岸海底に蓄積された有機物そのものであるかもしれない。「これらの有機物が流出して分解過程で CO_2 を発生させ酸性化を進行させる。」というメカニズムと考えれば合点がいく。そうであれば、対策としては栄養塩のコントロール(栄養塩管理)ではなく、有機物のコントロール(有機物管理)であり、物質循環の促進こそが最も効果的な適応策となり、干潟の整備や藻場の再生などの対策がさらに重要な位置付けになってくる。まずは、この横軸の実態の解明を急がねばならない。

2. 海洋酸性化に関する漁業者の意識調査

2.1. 海洋酸性化に関するヒアリング調査

海洋酸性化に対する認識や、それによる漁業影響等に対する対応のあり方を検討するために、漁業者の意見について、構造化された質問票を元に、ヒアリングもしくは、質問票の送付・回収により意見を聴取した。実施期間は 2020 年 10 月 1 日～

2021年10月8日で、対面での個別ヒアリングをもとに実施され33件の回答を得た。

養殖・収穫量の決定、カキ養殖・漁業の方法、収穫の時期については、自身、漁業者、組合などの関与実態が高いとともに、本来の関与であると評価されていた。全体を通して、科学者や行政、政府については関与実態が薄く、本来関与すべきと考えられており、特に環境適応については、いずれの主体もより深い関与をすべきと回答されていた。なお、販売価格については、組合以外の関与が薄く、自身や業者、組合、行政の関与があるべきとの回答がなされていた。

意思決定の根拠となっている情報源としては、漁業者、漁協、カキ養殖団体や独学での情報収集がなされている実態が示されるとともに、家族や科学者からの情報も一定数活用されている回答があった。なお、その他の情報源として「他地域の漁業者」という回答があった。意思決定に関与しない理由としては、参加できない、情報が無いという回答が多く、全ての意思決定に関与していると回答した人が1/3を超える割合であった。カキ養殖をするための決定方法への満足度は、過半数がやや不満と回答した。カキ養殖・漁業を管理するための決定について、「決定の理由と方法の透明性」が最も重要視され、次に「取り組むべき課題の妥当性」が高い決定要因となっていた。価格についてのデータ収集への参加が最も重要との結果となった。収穫物の大きさや健康度、環境については水温などが重要視されていた。

カキ養殖・漁業に関する管理のために、計画を立てたり、データを収集したり、データを利用したりする活動への参加については、半数以上の人事業計画やデータ収集に参加しており、いずれの項目についても高い重要度が認識されていた。意思決定への影響要因としては、圧倒的に自身の収入への影響が大きかった。

カキ養殖・漁業の意思決定について、自由意見を求めたところ、金銭に関わる部分で参加したい、将来の日生の漁業を存続させるためにしっかり協力していく、皆で協議し様々な意見を取り入れる、意見を言い合える環境を作るべき、様々なチャンスをもっと取り上げていく、時代や環境に適した事業を目指す、など積極的な考え方が一方、上層部で決まったことは覆らない、関わりたくない、特にしたくない、などの消極的な考え方も有り、個人間での温度差が見られた。

海洋酸性化の認識については、「あまり知らない」が半数、「初めて知った」が1/3程度で、今後のアウトリーチ活動を強化する必要性が明らかになった。海洋酸性化の漁業への影響については、過半数(23人)が「わからない」と答え、8人が影響を受けている、1人が影響を受けていないと回答した。影響を受けている人の内、5人が10年前くらいから、2人が5年前くらいからの影響を指摘した。懸念されるカキ養殖・漁業への脅威については気候変動、自然災害、病気などが脅威として高く認識されており、同時にその解決の難しさが認識されていた。

しかし、カキ養殖・漁業の安定性を考えた場合の海洋酸性化の脅威については、

5年以上先に脅威と答えた人が44%で、5年以内に脅威となると回答した人34%を若干超えていた。海洋酸性化について多少とも知識を得た段階では、海洋酸性化がカキ養殖・漁業に与える影響について、非常に心配、心配を足すと過半数を超え、少し心配も含めると3/4を超える人が影響についての不安を持った。海洋酸性化がカキ養殖・漁業に与える影響について、早急な対応策が必要と感じている人は23%で、海洋酸性化がカキ養殖・漁業に与える影響の検知のために必要なこととして、28人が現地観測を、22人が具体的な影響について学ぶことと回答した。海洋酸性化、地球温暖化についての情報源については、独学が最も多く、次いで、漁協、科学者となっていた。特に地球温暖化については独学での情報集が過半数を超えており、興味の高さが示された。

海洋酸性化がカキ養殖・漁業に影響を与えているシナリオについて想像してもらった結果、まずは、現状認識と漁業者の知識向上が大切であるという回答とともに、対応策として、カキ殻を散布する、品種改良、カキ以外の新たな養殖の可能性、陸上養殖への転換、海底の汚泥等を除去、行政や研究機関等と連携し対策を講じる、光合成できる海草・藻類の育成、などのアイデアが提示された。海洋酸性化詳細を知るために相談する先については、漁協やカキ養殖団体に対しては高い信頼と影響力のあることが示され、科学者、地方行政がそれに続いた。

2.2. 海洋酸性化に関するアンケート調査

岩手県、宮城県、兵庫県および広島県のカキ養殖漁業者の代表を対象にアンケート調査を実施し、32名から回答を得た。県別には、回答者数が最も多いのは広島県で19人、岩手県と宮城県はともに5人、兵庫県が3人であった。回答者の年齢層は、50歳台と60歳台がともに28.1%となった。70歳以上は、25.0%であり、40歳台が18.8%だった。回答者の最終学歴は、「高等学校(水産高等学校を除く)卒業」が最も多く、50.0%を占めた。次に「大学卒業」が21.9%となり、「水産高等学校卒業」は18.8%、「中学校卒業」は6.3%だった。カキ養殖歴を回答した人は22人で、平均37.0年であった。最も短い人で20年、最も長い人で65年だった。カキ養殖歴を階層にすると「30年～39年」が25.0%、「40～49年」と「50年以上」がともに15.6%、「20～29年」が12.5%となった。県別の回答者の年齢層は、**図表 1-1**のとおりである。岩手県、広島県で「70歳以上」の人が占める割合が最も高く、それぞれ、40.0%、31.6%となった。最終学歴は、岩手県、宮城県で、「水産高等学校卒業」の割合が最も高い。それに対して、広島県は「高等学校卒業」が63.2%と最も多く、大学卒業も31.6%となった。概して、東北2県では、若いうちから専門性を深める一方、広島県は、高等学校や大学へ進学し、幅広い教育を受けていた。また、県別のカキ養殖歴の平均は、広島県が40.3年、宮城県が35.3年、岩手県が32.5年と30年を超えるのに対し、比較的新しい産地である兵庫県では27.5年だった。全回

答者 35 人の年齢層の分布は、40 歳台が 20.0%、50 歳台と 60 歳台がともに 25.7%、70 歳以上は、28.6%と、カキ部会の部会長のみの集計に比べ、40 歳台と 70 歳以上の階層の割合がやや高かった。全回答者の最終学歴は、「中学校卒業」が 8.6%、「水産高等学校卒業」が 17.1%、「高等学校(水産高等学校を除く)卒業」が 51.4%、「大学卒業」が 20.0%だった。カキ養殖歴の平均は、カキ部会の部会長のみの集計の場合は 37.0 年だったが、全回答者では 37.8 年となった。

種ガキの入手方法は、「天然種苗を採苗」が最も多く、43.8%を占め、次に「種ガキを購入」が 28.1%だった。また、「採苗も購入も行う」は、25.0%だった。県別には、岩手県と兵庫県で、全ての回答者が「種ガキを購入」と回答した。一方、宮城県と広島県では「天然種苗を採苗」がそれぞれ 80.0%、52.6%となった。また、「採苗も購入も行う」という回答は、宮城県で 20.0%、広島県で 36.8%であった。つまり、これら 2 県では、概して、採苗した天然種苗のみか、採苗した天然種苗に加え購入した種苗でカキ養殖が行われていた。天然種苗を採苗している人(「天然種苗を採苗」もしくは「採苗も購入も行う」と回答した人)は、広島県の 17 人、宮城県の 5 人の計 22 人だった。広島県、宮城県は種ガキの主要産地でもある。ここ 3 年間で採苗時の変化については、最も多かった回答が「種苗が消えてしまうことが増えた」で 63.6%、次に多かったのが、「種苗を確保し難くなった」で 36.4%だった。「種苗の発生する時期が変わった」は 27.3%、「成長が遅くなった」は 22.7%であった。「奇形の種苗が多くなった」は、0%、「特に変化なし」は、18.2%だった。県別には、広島県で「種苗が消えてしまうことが増えた」は、70.6%に達した。また、「種苗を確保し難くなった」は 47.1%と、およそ半数の回答者が種苗の確保に苦労していることが明らかとなった。宮城県では、「種苗の発生する時期が変わった」、「種苗が消えてしまうことが増えた」に加え、「特に変化はない」がともに 40.0%で、「種苗の発生する量が少なくなった」、「種苗を確保し難くなった」、「成長が遅くなった」という回答は 0%で、採苗が比較的安定していることが窺えた。種ガキの生産地として最も多かったのが宮城県で、それに続き、広島県、岡山県となっている。種苗を購入している人のうち、必要量を購入しているという回答が 88.2%で、県別に見ると、岩手県、宮城県では必要量を購入している人が 100%だったのに対し、広島県は 87.5%、兵庫県は 66.7%だった。全回答者の種ガキの入手方法の分布は、「天然種苗を採苗」が 42.9%を占め、「種ガキを購入」が 31.4%、「採苗も購入も行う」が 22.9%だった。

養殖施設の規模を県別にみると、いかだの台数、1 台当たりの平均面積を平均したものは、ともに広島県が他県を大きく上回っている。台数、1 台当たりの平均面積をともに回答した回答者 20 人について「いかだ垂下式、簡易垂下式」の養殖面積を算出すると、最大で 83,349 m²、最小で 200 m²となった。回答者 1 人当たりの平均養殖面積は、9,128. 1 m²である。県別には、広島県が 13,170.9 m²と最も大きくなっている。「はえ縄」の幹縄の長さを回答した人は 10 人(回答者の 31.3%)で、その

長さは平均 510.0m だった。はえ縄の回答者は、岩手県、宮城県、ともに 4 人であり、それぞれの県の回答者の 8 割が利用していた。はえ縄の幹縄の長さは、岩手県が他県を大きく上回った。シングルシードを導入していたのは、回答者全体の 15.6%だった(図表 3-4)。県別には、兵庫県が 66.7%、広島県で 15.8%となった一方、岩手県、宮城県では利用がなかった。

カキの育成期間は、「2 年子を出荷」が 62.5%と最も多く、次に「3 年子を出荷」が 37.5%、「1年以内に出荷」が 31.3%となった(図表 3-6)。県別には、「1年以内に出荷」の割合が大きいのが、宮城県(60.0%)、兵庫県(100.0%)であった。一方、「2年子を出荷」が中心なのが、岩手県(80.0%)、広島県(73.7%)だった。

養殖施設の設置場所の特徴として、回答者が最も多く挙げたのは、「水深は 20m より浅い」で 87.5%となった。「陸地から近い」(78.1%)、「河川が近くにある」(59.4%)がこれに続いた。「水深は 20mより浅い」は、どの県でも最上位となった(図表 3-9 から図表 3-12)。岩手県と兵庫県で、「陸地から近い」が 100.0%であった。宮城県では、「潮流は速い」が 80.0%を占めた。「藻場が近くにある」という回答は、岩手県で高く、60.0%となった。「海藻の養殖場が近くにある」という回答は、宮城県で 60.0%と全体(21.9%)より高かった。「養殖施設の設置場所は毎年同じですか」という質問に対し、「いいえ」と回答した人に養殖施設の設置場所の決定方法について尋ねたところ、「くじびきで決める」という回答が最も多く、50.0%を占めた。「漁業者間で話し合っただけで決める」が 25.0%、「ローテーションで移動している」、「その他」はともに 12.5%となった。「その他」として「区画」が挙げられていた。全回答者の場合、「いかだ垂下式、簡易垂下式」の台数は平均 25.6 台、1台当たりの平均面積を平均したものは 326.1 m²と、カキ部会の部会長のみの集計の場合(27.1 台、367.8 m²)より小規模になった。一方、はえ縄の幹縄の長さは平均 554.5m となった。シングルシードの導入状況は、「はい」が 14.3%、「いいえ」が 77.1%だった。カキの育成期間は、「1年以内に出荷」が 31.4%、「2 年子を出荷」が 65.7%、「3 年子を出荷」が 42.9%となった。養殖施設の設置場所は、「河川が近くにある」が 62.9%、「陸地から近い」が 80.0%、「藻場が近くにある」が 25.7%、「海藻の養殖場が近くにある」が 20.0%、「水深は 20mより浅い」が 85.7%、「潮流は速い」が 48.6%となった。カキ部会の部会長のみの集計の場合と比べ、「河川が近くにある」、「陸地から近い」、「潮流は速い」の 3 項目の回答割合が高かった。

ここ数年のカキの育成中に起こった変化については、「夏場の水温が高い日が増えた」が 81.3%と最も高く、「成長が悪くなった」が 56.3%と続いた。その他として、「昔より悪い」(広島県)、「ザラボヤやフジツボ等の付着物が多くなった」(岩手県)、「身入りがよくなった」(岩手県)という意見があった。「夏場の水温が高い日が増えた」の回答した人の割合は、兵庫県(33.3%)を除き、岩手県、宮城県、広島県の 3 県で 80.0%を超えた。「食害の増加」は、岩手県、宮城県で回答がなかった一方、兵庫県、

広島県で 60.0%を超えた。特に広島県は、「夏場の水温が高い日が増えた」と「食害が増えた」の 2 項目が高い割合で回答されていた。岩手県は、「漁場に淡水が流入することが増えた」(40.0%)や「台風等の被害が増えた」(20.0%)の回答も比較的高かった。カキの育成中の変化について県別に見ると、広島県を除いて、「貝毒の発生頻度が増えた」が上位になった。「成長が悪くなった」は、広島県で 73.7%、兵庫県で 66.7%と、カキについての変化として上位の回答となった。「成長が悪くなった」を選んだ人のほうが、選ばなかった人より、「斃死する量が増えた」、「原因不明の斃死が増えた」、「身入りが悪くなった」を高い割合で選んでおり、成長の悪化、斃死増や身入りの悪化という現象も同時に起こっていることが想定される。兵庫県、広島県の回答者に絞り、「食害の増加」と養殖施設の設置場所の関係をみたところ、養殖施設の設置場所が「陸地から近い」と回答した人の 8 割超が「食害の増加」を選んだ。一方、「陸地から近い」を回答しなかった人が「食害の増加」を選んだ割合は 25.0%だった。

カキの養殖技術において分からないことがあったときには、65.6%の回答者が「漁業者仲間に相談する」を選んだ。それに続き、「水産試験場に相談する」(43.8%)、「水産普及員に相談する」(25.0%)となった。「関連する文献を読む」はほとんど選ばれず、「インターネットを検索する」も広島県を除いて同様であった。より身近な人や機関が、文書よりは対話が、重視されていると考えられる。全回答者のカキの育成中の変化でも、「夏場の水温が高い日が増えた」(82.9%)、「成長が悪くなった」(51.4%)、「食害が増えた」(45.7%)、「斃死する量が増えた」(45.7%)が上位となった。回答者の多くが特にここ 5 年程の間にこれらの異常が増えたと認識し、その原因が温暖化に伴う気候変動と海洋環境変化によるものと感じており、様々な工夫で乗り越えようとしている実態が浮き彫りになった。

3. 海洋酸性化および沿岸酸性化の世界における現状と対策

大気中の二酸化炭素が海洋に過剰に取り込まれることにより、海水の pH が低下し飽和状態になる現象は、海洋酸性化(OA)として知られている。また、近年の大気中の二酸化炭素の増加に加え、河川からの低アルカリ性淡水の流出、降雨や氷の融解、富栄養化、沿岸湧水など、他の海洋プロセスによって沿岸域の炭酸塩化学変化が起こり、沿岸酸性化(CA)が進む。OA が種レベル、生態系レベル、社会レベルに及ぼす様々な影響については、数多くの研究が発表されている。貝類は、アラゴナイト飽和状態の低下により貝殻形成生物の生存や幼生の発達に悪影響を及ぼすため、OA による影響に対して最も脆弱なグループであると認識されている。例えば、サンゴの生態系では、OA と水温の上昇が壊滅的な影響を与え、逆に海藻のバイオマスの増加が見られるなど、OA が多くの海洋生態系に与える影響はより複雑であることが分かっている。一方、生態系に生息する魚類や無脊椎動物は、

捕食者-被食者関係や食物網とともに、結果として変化することになる。社会経済的な OA 影響の典型例として、世界各地で貝類関連商業産業の経済的損失が指摘されている。日本においても、過去 30 年間の pH のマイナス傾向やサンゴ生態系へのダメージなど、同様の現象が見られる。しかし、OA が日本の漁業に与える影響に関する知見はまだ限られており、OA が日本の社会経済に与える影響について言及した研究はほとんどない。そこで、OA とその影響に関する世界的な研究の進展を調査し、日本における将来の OA 影響への適応策を検討するための端緒とした。

3.1 OA 知識・研究ギャップ

最近の OA 影響に関する研究は、全体的に単一種、短期間、実験に基づくものが多い。OA が海洋生物に与える生物学的影響を理解するために多くの研究が行われているが、海洋生物は同じ分類群であっても異なる反応を示すことが分かっている。そのため、OA が海洋生物に与える影響を一般化すると、生物種によって偏りが生じる可能性がある。具体的には、多くの生物種が OA 影響に対してある種のレジリエンスを示している。今後、海洋生物の保護が行われる際には、OA が海洋生物に与える影響について正確な評価が必要である。また、生態系レベルでの OA 影響に関する研究も不足している。OA によって、多様性、生物量、栄養の複雑さ、生態系機能が低下し、生態系が単純化されることが報告されている。さらに、実験室とフィールドでの研究のミスマッチは、実験と海洋観測の間の一貫性に疑問を投げかけるものであった。今後の研究では、長期的、生態系レベル、フィールドワークに基づく研究に重点を置く必要がある。

3.2 OA を含む複合的な多因子による影響

OA に加え、水温の上昇、脱酸素、氷の融解、微量金属汚染やプラスチック汚染なども海洋生物に脅威を与えており、OA とともに相乗効果、相加効果、拮抗効果を引き起こす可能性がある。OA と温暖化の累積効果は、サンゴ礁、一次生産者、無脊椎動物などについて広く研究されている。海洋の地域によって、極域では OA の影響が大きく、熱帯域では海洋温暖化と貧酸素化の影響が OA を上回る。微量汚染については、銅汚染が海洋温暖化や OA と相まって、成長速度の低下を通じて大型藻類のライフサイクルの完成を阻害する可能性を指摘した研究がある。同様に、プラスチック汚染は、南極オキアミの発達と生理を阻害することが認識されている。いずれのストレス要因も、別のストレス要因によって閾値が変化する可能性があるため、将来の海洋変動の進展に伴い、OA が及ぼす多因子的影響について慎重に検討されている。

3.3 OA 適応策の世界観

将来の OA 影響に対処するために、さまざまな適応策が提案されている。その中で、米国は OA 適応策の実施において先駆的な存在である。適応策を実施する前

に、漁業コミュニティの脆弱性分析が行われた。CO₂ 排出を削減することが OA 問題を解決する根源であるにもかかわらず、OA の影響を軽減するための他の多くの戦略が提案されている。州によって異なる漁業コミュニティの脆弱性に応じて、OA に取り組む基本的な方法は、沿岸の富栄養化を解消するなど、海洋生態系の露出を減らすことである。一方、適応戦略は、漁業コミュニティから生まれることもある。漁業コミュニティの適応力を高めるために、漁業者の OA に対する意識を高め、収穫する魚種を多様化させる。教育・アウトリーチ、知識格差への対応、産業界の雇用支援、レジリエンスのための管理、OA 削減など、さまざまな観点から多くの戦略が出されている。しかし、実施することは難しく、法整備や政策立案など、常にサポートが必要である。他の地域や国でも、将来の OA に対する様々な解決策や注意事項が示され、主にローカルな対策に焦点が当てられてきた。例えば、南氷洋の炭酸塩化学の自然変動を考慮し、種固有の反応や潜在的なバイオモニターとしての適性を評価することが提案された。熱帯の島々では、海洋資源への依存を減らすことが、将来の OA 影響に対する重要な解決策の一つと考えられている。一方では、海洋モニタリングに関する環境技術の革新が、政策立案を通じて急務である。地中海沿岸では、海水温の上昇や夏の海洋熱波に比べ、OA があまり理解されていないが、貝殻の厚みが減少していることが、確かな証拠を見出すこともなく、一部の採貝漁業者によって観察されているにすぎない。オーストラリアでは貝類養殖が盛んであるため、水質モニタリングや水質改善などの技術的支援により、OA や気候変動に対応した養殖が長期的に可能であることが予想される。ノルウェーは、モニタリングや知識の普及啓発に加え、OA に対する認識レベルを高め、OA への適応に関する政府の努力を促すために、ワークショップを通じて地域レベルの政策に取り組んでいる。中国はここ数十年、多くの環境問題に直面しており、これらの問題を解決するための技術革新が進んでいる。海藻養殖は、OA や貧酸素に対する低コストな適応戦略として有効であることが証明され、初期段階の取り組みは OA に対してある程度の回復力を示した。ブラジルでは富栄養化が酸性化の主な原因であることが判明したが、さらなる保護のためには、ブラジルの沿岸域における連続的かつリアルタイムな測定の緊急措置が必要である。英国では、政策立案と連携を統合した適応策をより効果的に実施するため、運用規模での地域主導・学習ベースの管理を推進している。

3.4 日本産カキの変遷とそれに伴う OA 脅威の可能性

瀬戸内海では、半世紀以上にわたってマガキの養殖が行われてきた。その生産量は変動するが、長期的な養殖によるカキの成長性能の変化についてはほとんど知られていない。本研究では、将来の環境問題の下でカキ生産を効果的に管理するために、カキの成長性能に及ぼす長期的な環境の影響について調査した。瀬戸内海の日生海域での観測から環境データとカキの生物データを取得し、1990 年と

2015-2021 年の 2 つの期間について比較した。日生では、カキ養殖期間中、水温は大きく変化していないが、2015-2021 年の 7 月には季節的な大雨の影響で塩分濃度が低く、カキの総重量に悪影響を及ぼした。クロロフィル a の濃度は、1990 年には変動していたが、2015-2021 年の期間では安定していた。1985 年以降の瀬戸内海のアマモ場再生により、水質が改善され、カキの成長に必要な餌が豊富に存在するようになり、2015-2021 年の成長率や収穫時のむき身重量が高くなったものと思われる。

2022 年 6 月～11 月にさらなる調査研究を実施した。2022 年夏に採取したカキ浮遊幼生のサンプルに異常形態の幼生が観察されたが、保存方法に問題があったことが発覚したため、これが塩分/pH の急激な低下と関連している可能性があるかは判然とせず、さらなる精査が必要である。また、1990 年と 2022 年のサンプル間で貝殻の特性を比較したところ、2022 年産は 1990 年産に比べ、殻重量と殻厚の有意な減少が見られ、むき身重量と **Condition index (CI)** は 2022 年産の方が高かった。瀬戸内海の日生ではアマモ場再生によってカキの身の割合が相対的に高くなった可能性が考えられる。

世界的な OA 適応策の進展、海水の pH や日本で養殖されているカキの生物学的特徴の長期的な変化から、海洋における継続的なモニタリングは、今後の OA 変化を追跡し、海洋生態系とそれに依存する漁村を守るための適応策を適時に適用するための重要な要素となり得る。同時に、OA に対する人々の意識を高め、OA に対するレジリエンスを高めることは、日本を含む多くの国で必要とされている社会的脆弱性の軽減に貢献することができる。

参考文献

- Allen, R.L. and Turner, R.E.,(1989). Environmental influences on the oyster industry along the west coast of Florida. *Journal of Shellfish Research*, 8(1), 95-104.
- Anderson, L. A., & Sarmiento, J. L. (1994). Redfield ratios of remineralization determined by nutrient data analysis. *Global biogeochemical cycles*, 8(1), 65-80.
- Anthony, K. R., Maynard, J. A., DIAZ-PULIDO, G. U. I. L. L. E. R. M. O., Mumby, P. J., Marshall, P. A., Cao, L., & Hoegh-Guldberg, O. V. E. (2011). Ocean acidification and warming will lower coral reef resilience. *Global Change Biology*, 17(5), 1798-1808.
- Aumont, O., Maier-Reimer, E., Blain, S., and Monfray, P. (2003): An ecosystem model of the global ocean including Fe, Si, P Colimitations. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2), 1-26
- アンドレス シスネロス=モンテマヨール, ウィリアム チェン, 太田義孝 (編著), 太田義孝 (翻訳) (2021) : 海洋の未来, 持続可能な海を求めて. 勁草書房, 東京, 246pp.
- Bach, L. T., Alvarez-Fernandez, S., Hornick, T., Stuhr, A., & Riebesell, U. (2017). Simulated ocean acidification reveals winners and losers in coastal phytoplankton. *PloS one*, 12(11), e0188198.
- Barton, A., Hales, B., Waldbusser, G. G., Langdon, C., & Feely, R. A. (2012). The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: Implications for near-term ocean acidification effects. *Limnology and oceanography*, 57(3), 698-710.

- Barton, A., Waldbusser, G. G., Feely, R. A., Weisberg, S. B., Newton, J. A., Hales, B., ... & McLaughlin, K. (2015). Impacts of coastal acidification on the Pacific Northwest shellfish industry and adaptation strategies implemented in response. *Oceanography*, 28(2), 146-159.
- Bednaršek, N., Feely, R. A., Reum, J. C. P., Peterson, B., Menkel, J., Alin, S. R., & Hales, B. (2014). *Limacina helicina* shell dissolution as an indicator of declining habitat suitability owing to ocean acidification in the California Current Ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1785), 20140123.
- Beniash, E., Ivanina, A., Lieb, N.S., Kurochkin, I. and Sokolova, I.M., 2010. Elevated level of carbon dioxide affects metabolism and shell formation in oysters *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series*, 419, 95-108.
- Bernard, R.F., 1983. Physiology and the mariculture of some northeastern Pacific bivalve molluscs. *Can Spec Publ Fish Aquat Sci*, 63, 1-24.
- Billé, R., Kelly, R., Biastoch, A., Harrould-Kolieb, E., Herr, D., Joos, F., ... & Gattuso, J. P. (2013). Taking action against ocean acidification: a review of management and policy options. *Environmental management*, 52, 761-779.
- Bopp, L., Resplandy, L., Orr, J. C., Doney, S. C., Dunne, J. P., Gehlen, M., ... & Vichi, M. (2013). Multiple stressors of ocean ecosystems

in the 21st century: projections with CMIP5 models. *Biogeosciences*, 10(10), 6225-6245.

Boström, C., Baden, S., Bockelmann, A.C., Dromph, K., Fredriksen, S., Gustafsson, C., Krause-Jensen, D., Möller, T., Nielsen, S.L., Olesen, B. and Olsen, J., 2014. Distribution, structure and function of Nordic eelgrass (*Zostera marina*) ecosystems: implications for coastal management and conservation. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 24(3), 410-434.

防災情報新聞. (https://www.bosaijoho.net/2021/09/15/wmo_1970-2019/ https://www.bosaijoho.net/2021/09/15/wmo_1970-2019/.2022年3月30日)

Brown, J.R., 1988. Multivariate analyses of the role of environmental factors in seasonal and site-related growth variation in the Pacific oyster *Crassostrea gigas*. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 45(3), 225-236.

Buddemeier, R. W. (2004). Coral reefs & global climate change: potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems (Vol. 10). Pew Center on Global Climate Change.

Cai, R., Guo, H., Fu, D., Yan, X., & Tan, H. (2017). Response and adaptation to climate change in the South China Sea and coral sea. *Climate Change Adaptation in Pacific Countries: Fostering Resilience and Improving the Quality of Life*, 163-176.

- Cai, R., Tan, H., & Qi, Q. (2016). Impacts of and adaptation to inter-decadal marine climate change in coastal China seas. *International Journal of Climatology*, 36(11), 3770-3780.
- Cai, W. J., Hu, X., Huang, W. J., Murrell, M. C., Lehrter, J. C., Lohrenz, S. E., ... & Gong, G. C. (2011). Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature geoscience*, 4(11), 766-770.
- Cisneros-Montemayor, A. M., W. W. L. Cheng and Y. Ota (Eds.) (2019) : *Predicting Future Oceans, Sustainability of Ocean and Human Systems Amidst Global Environmental Change*. Elsevier Inc., 426pp.
- Cao, Z., Dai, M., Zheng, N., Wang, D., Li, Q., Zhai, W., ... & Gan, J. (2011). Dynamics of the carbonate system in a large continental shelf system under the influence of both a river plume and coastal upwelling. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G2).
- Cattano, C., Agostini, S., Harvey, B. P., Wada, S., Quattrocchi, F., Turco, G., ... & Milazzo, M. (2020). Changes in fish communities due to benthic habitat shifts under ocean acidification conditions. *Science of the Total Environment*, 725, 138501.
- Chang, P.H., Guo, X. and Takeoka, H., 2009. A numerical study of the seasonal circulation in the Seto Inland Sea, Japan. *Journal of oceanography*, 65(6), 721-736.

- Cheung, S.G., Chan, H.Y., Liu, C.C. and Shin, P.K.S., 2008. Effect of prolonged hypoxia on food consumption, respiration, growth and reproduction in marine scavenging gastropod *Nassarius festivus*. *Marine pollution bulletin*, 57(6-12), 280-286.
- Cheung, W. W., Wei, C. L., & Levin, L. A. (2022). Vulnerability of exploited deep-sea demersal species to ocean warming, deoxygenation, and acidification. *Environmental Biology of Fishes*, 105(10), 1301-1315.
- Cleveland, J.S., 1995. Regional models for phytoplankton absorption as a function of chlorophyll a concentration. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 100(C7),13333-13344.
- Constable, A. J., Melbourne-Thomas, J., Corney, S. P., Arrigo, K. R., Barbraud, C., Barnes, D. K., ... & Ziegler, P. (2014). Climate change and Southern Ocean ecosystems I: how changes in physical habitats directly affect marine biota. *Global change biology*, 20(10), 3004-3025.
- Cooley, S. R., Ono, C. R., Melcer, S., & Roberson, J. (2016). Community-level actions that can address ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, 2, 128
- Cornwall, C. E., & Eddy, T. D. (2015). Effects of near-future ocean acidification, fishing, and marine protection on a temperate coastal ecosystem. *Conservation Biology*, 29(1), 207-215
- Cornwall, C. E., Hepburn, C. D., Pritchard, D., Currie, K. I., McGraw, C. M., Hunter, K. A., & Hurd, C. L. (2012). Carbon-use strategies

in macroalgae: differential responses to lowered pH and implications for Ocean Acidification. *Journal of Phycology*, 48(1), 137-144.

Cotovicz Jr, L. C., Knoppers, B. A., Brandini, N., Costa Santos, S. J., & Abril, G. (2015). A strong CO₂ sink enhanced by eutrophication in a tropical coastal embayment (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Biogeosciences*, 12(20), 6125-6146.

Cotovicz Jr, L. C., Knoppers, B. A., Régis, C. R., Tremmel, D., Costa-Santos, S., & Abril, G. (2021). Eutrophication overcoming carbonate precipitation in a tropical hypersaline coastal lagoon acting as a CO₂ sink (Araruama Lagoon, SE Brazil). *Biogeochemistry*, 156(2), 231-254.

Cotovicz Júnior, L. C., Marins, R. V., & Abril, G. (2022). Coastal ocean acidification in Brazil: a brief overview and perspective

Cox, T.E., Cebrian, J., Tabor, M., West, L. and Krause, J.W., 2020. Do diatoms dominate benthic production in shallow systems? A case study from a mixed seagrass bed. *Limnology and Oceanography Letters*, 5(6), 425-434.

Dannevig, H., Groven, K., Hovelsrud, G. K., Lundberg, A. K., Bellerby, R. G., Wallhead, P., & Labriola, M. (2019). A framework for agenda-setting ocean acidification through boundary work. *Environmental science & policy*, 95, 28-37.

Dégremont, L., Bédier, E., Soletchnik, P., Ropert, M., Huvet, A., MOAI, J., Samain, J.F. and Boudry, P., 2005. Relative importance

of family, site, and field placement timing on survival, growth, and yield of hatchery-produced Pacific oyster spat (*Crassostrea gigas*). *Aquaculture*, 249(1-4), 213-229.

Dickinson, G.H., Ivanina, A.V., Matoo, O.B., Pörtner, H.O., Lannig, G., Bock, C., Beniash, E. and Sokolova, I.M., 2012. Interactive effects of salinity and elevated CO₂ levels on juvenile eastern oysters, *Crassostrea virginica*. *Journal of Experimental Biology*, 215(1), 29-43.

Doney, S. C., Busch, D. S., Cooley, S. R., & Kroeker, K. J. (2020). The impacts of ocean acidification on marine ecosystems and reliant human communities. *Annual Review of Environment and Resources*, 45, 83-112.

Duarte, C. M., & Krause-Jensen, D. (2018). Intervention options to accelerate ecosystem recovery from coastal eutrophication. *Frontiers in Marine Science*, 5, 470.

Duarte, C.M., 2002. The future of seagrass meadows. *Environmental conservation*, 29(2), 192-206.

Dupont, S., & Thorndyke, M. (2013). Direct impacts of near-future ocean acidification on sea urchins. *Climate change perspective from the Atlantic: past, present and future*, 461-485.

Dupont, S., Ortega-Martínez, O., & Thorndyke, M. (2010). Impact of near-future ocean acidification on echinoderms. *Ecotoxicology*, 19, 449-462.

Dutertre, M., Beninger, P.G., Barillé, L., Papin, M. and Haure, J.(2010).

- Rising water temperatures, reproduction and recruitment of an invasive oyster, *Crassostrea gigas*, on the French Atlantic cOAsT. *Marine environmental research*, 69(1), 1-9.
- Ekstrom, J.A., Suatoni, L., Cooley, S.R., Pendleton, L.H., Waldbusser, G.G., Cinner, J.E., Ritter, J., Langdon, C., Van Hoodonk, R., Gledhill, D. and Wellman, K., 2015. Vulnerability and adaptation of US shellfisheries to ocean acidification. *Nature climate change*, 5(3), 207-214.
- Elamin, E.M. and Elamin, S.E.M., 2014. Biometric relationships of the mother of pearl oyster (*Pinctada margaritifera* var *erythraensis*) from Dongonab Bay, Red Sea. *Int. J. Sci. Env. Technol*, 3(3), pp.1193-1204.
- Evans, S., & Langdon, C. 2006. Effects of genotype× environment interactions on the selection of brOAdly adapted Pacific oysters (*Crassostrea gigas*). *Aquaculture*, 261(2), 522-534.
- Evrard, V., Kiswara, W., Bouma, T.J. and Middelburg, J.J., 2005. Nutrient dynamics of seagrass ecosystems: 15N evidence for the importance of particulate organic matter and root systems. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 49-55.
- Falkowski, P. and Kiefer, D.A., 1985. Chlorophyll a fluorescence in phytoplankton: relationship to photosynthesis and biomass. *Journal of Plankton Research*, 7(5), 715-731.
- FAO 2019. Cultured Aquatic Species Information Programme. *Crassostrea gigas*. Cultured Aquatic Species Information

Programme. In M. M. Helm (Ed.), FAO Fisheries and Aquaculture Department [on- line]. Rome. Updated 13 April 2005. Retrieved from http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea_gigas/en

http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Crassostrea_gigas/en

- Feely, R. A., C. L. Sabine, J. M. Hernandez-Ayon, D. Ianson and B. Hales (2008). Evidence for upwelling of corrosive "acidified" water onto the continental shelf. *Science*, 320, 1490-1492.
- Feely, R. A., Alin, S. R., Newton, J., Sabine, C. L., Warner, M., Devol, A., ... & Maloy, C. (2010). The combined effects of ocean acidification, mixing, and respiration on pH and carbonate saturation in an urbanized estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 88(4), 442-449.
- Figuerola, B., Hancock, A. M., Bax, N., Cummings, V. J., Downey, R., Griffiths, H. J., ... & Stark, J. S. (2021). A review and meta-analysis of potential impacts of ocean acidification on marine calcifiers from the Southern Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 8, 584445.
- Fitzer, S.C., Vittert, L., Bowman, A., Kamenos, N.A., Phoenix, V.R. and Cusack, M., 2015a. Ocean acidification and temperature increase impact mussel shell shape and thickness: problematic for protection?. *Ecology and evolution*, 5(21), 4875-4884.
- Fitzer, S.C., Zhu, W., Tanner, K.E., Phoenix, V.R., Kamenos, N.A. and Cusack, M., 2015b. Ocean acidification alters the material properties of *Mytilus edulis* shells. *Journal of the Royal Society Interface*, 12(103), 20141227.

Foo, S.A., Koweek, D.A., Munari, M., Gambi, M.C., Byrne, M. and Caldeira, K., 2020. Responses of sea urchin larvae to field and laboratory acidification. *Science of the Total Environment*, 723, p.138003.

Fujisawa, K., Kobashi, K., & Sato, J., 1987. Relationship between growth of oyster *Crassostrea gigas* and environmental factors in Mushiage Bay. *Bull. Okayama Pref. Inst. Fish*, 2, 44-51. (in Japanese)

藤井賢彦 (2020) : 海洋酸性化. 沿岸域学会誌, 32(4), 15-19.

藤井賢彦, 芳村毅, 小埜恒夫 (2021) : 海洋酸性化・貧酸素化・地球温暖化の海洋生態系への影響評価. 53(6), 299-303.

Fujiya, M., 1970. Oyster farming in Japan. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 20(1), 464-479.

不漁問題に関する検討会 (2021) : 不漁問題に関する検討会とりまとめ ～中長期的なリスクに対して漁業を持続するための今後の施策の方向性について～. 35pp.

Galtsoff, P.S., 1964. The American oyster, *Crassostrea virginica* Gmelin (Vol. 64). US Government Printing Office.

Gangnery, A., Chabirand, J.M., Lagarde, F., Le Gall, P., Oheix, J., Bacher, C. and Buestel, D. (2003). Growth model of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, cultured in Thau Lagoon (Méditerranée, France). *Aquaculture*, 215(1-4), 267-290.

Gao, K., Beardall, J., Häder, D. P., Hall-Spencer, J. M., Gao, G., & Hutchins, D. A. (2019). Effects of ocean acidification on marine photosynthetic organisms under the concurrent influences of

- warming, UV radiation, and deoxygenation. *Frontiers in Marine Science*, 6, 322.
- Garner, N., Ross, P.M., Falkenberg, L.J., Seymour, J.R., Siboni, N. and Scanes, E. (2022). Can seagrass modify the effects of ocean acidification on oysters?. *Marine Pollution Bulletin*, 177, p.113438.
- Gattuso, J. P., Magnan, A., Billé, R., Cheung, W. W., Howes, E. L., Joos, F., ... & Turley, C. (2015). Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO₂ emissions scenarios. *Science*, 349(6243), aac4722.
- Gili, J.M. and Coma, R., 1998. Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Trends in ecology & evolution*, 13(8), 316-321.
- Gordon, S.E., Wingfield, M., Smallhorn-West, P.F., Malimali, S.A., Halafihi, T.I., Schoeman, D.S. and Southgate, P.C., 2021. Spatio-Temporal Variation in Growth Performance and Condition of the Winged Pearl Oyster *Pteria penguin*. *Frontiers in Marine Science*, 8, p.618910.
- Greenhill, L., Kenter, J. O., & Dannevig, H. (2020). Adaptation to climate change–related ocean acidification: An adaptive governance approach. *Ocean & Coastal Management*, 191, 105176.
- Gregor, J. and Maršálek, B., 2004. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: a comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water research*, 38(3), 517-522

- Greiner, C.M., Klinger, T., Ruesink, J.L., Barber, J.S. and Horwith, M., 2018. Habitat effects of macrophytes and shell on carbonate chemistry and juvenile clam recruitment, survival, and growth. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 509, 8-15.
- Groner, M.L., Burge, C.A., Cox, R., Rivlin, N.D., Turner, M., Van Alstyne, K.L., Wyllie-Echeverria, S., Bucci, J., Staudigel, P. and Friedman, C.S., 2018. Oysters and eelgrass: potential partners in a high pCO₂ ocean. *Ecology*, 99(8),1802-1814.
- Gruber, N., Hauri, C., Lachkar, Z., Loher, D., Frölicher, T. L., & Plattner, G. K. (2012). Rapid progression of ocean acidification in the California Current System. *science*, 337(6091), 220-223.
- Guinotte, J. M., & Fabry, V. J. (2008). Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134(1), 320-342.
- Hahn, S., Rodolfo-Metalpa, R., Griesshaber, E., Schmahl, W.W., Buhl, D., Hall-Spencer, J.M., Baggini, C., Fehr, K.T. and Immenhauser, A., 2012. Marine bivalve shell geochemistry and ultrastructure from modern low pH environments: environmental effect versus experimental bias. *Biogeosciences*, 9(5), 1897-1914.
- Haigh, R., Ianson, D., Holt, C.A., Neate, H.E. and Edwards, A.M., 2015. Effects of ocean acidification on temperate coastal marine ecosystems and fisheries in the Northeast Pacific. *PLoS One*, 10(2), p.e0117533.

- Han, Q. and Liu, D., 2014. MacroAlgae blooms and their effects on seagrass ecosystems. *Journal of Ocean University of China*, 13(5), 791-798.
- Hengjie, T., Das, S. K., Zainee, N. F. A., Yana, R., & Rozaimi, M. (2023). Ocean Acidification and Aquacultured Seaweeds: Progress and Knowledge Gaps. *Journal of Marine Science and Engineering*, 11(1), 78.
- Hettinger, A., Sanford, E., Hill, T. M., Russell, A. D., Sato, K. N., Hoey, J., ... & Gaylord, B. (2012). Persistent carry-over effects of planktonic exposure to ocean acidification in the Olympia oyster. *Ecology*, 93(12), 2758-2768.
- Hettinger, A., Sanford, E., Hill, T.M., Hosfelt, J.D., Russell, A.D. and Gaylord, B., 2013. The influence of food supply on the response of Olympia oyster larvae to ocean acidification. *Biogeosciences*, 10(10), 6629-6638.
- Hibino, T. and Shimizu, K., 2003. Inter-annual fluctuation of water quality in Seto Inland Sea: Relationship with sea levels at the entrances of the Inland Sea. *Coastal engineering journal*, 45(02), 211-233.
- Hilmi, N., Osborn, D., Acar, S., Bambridge, T., Chlous, F., Cinar, M., ... & Safa, A. (2019). Socio-economic tools to mitigate the impacts of ocean acidification on economies and communities reliant on coral reefs—a framework for prioritization. *Regional Studies in Marine Science*, 28, 100559.

- Hoegh-Guldberg, O., Mumby, P. J., Hooten, A. J., Steneck, R. S., Greenfield, P., Gomez, E., ... & Hatziolos, M. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *science*, 318(5857), 1737-1742.
- Hofmann, G. E., Evans, T. G., Kelly, M. W., Padilla-Gamiño, J. L., Blanchette, C. A., Washburn, L., ... & Dutton, J. M. (2014). Exploring local adaptation and the ocean acidification seascape—studies in the California Current Large Marine Ecosystem. *Biogeosciences*, 11(4), 1053-1064.
- Hoppe, C. J. M., Wolf, K. K., Schuback, N., Tortell, P. D., & Rost, B. (2018). Compensation of ocean acidification effects in Arctic phytoplankton assemblages. *Nature Climate Change*, 8(6), 529-533.
- Hori, M., Sato, M. and Hamaguchi, M., 2020. Seagrass–Oyster Farmers Interaction Detected by Eelgrass DNA Analysis in Hinase Area of the Seto Inland Sea, Japan. In *Evolution of Marine Coastal Ecosystems under the Pressure of Global Changes*, 185-192
- Hsieh, H.L., Kao, W.Y., Chen, C.P. and Liu, P.J., 2000. Detrital flows through the feeding pathway of the oyster (*Crassostrea gigas*) in a tropical shallow lagoon: $\delta^{13}\text{C}$ signals. *Marine Biology*, 136(4), 677-684.
- Hutchinson, S. and Hawkins, L.E., 1992. Quantification of the physiological responses of the European flat oyster *Ostrea edulis* L. to temperature and salinity. *Journal of Molluscan Studies*, 58(2), 215-226.

- Hyun, K.H., Pang, I.C., Klinck, J.M., Choi, K.S., Lee, J.B., Powell, E.N., Hofmann, E.E. and Bochenek, E.A., 2001. The effect of food composition on Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) growth in Korea: a modeling study. *Aquaculture*, 199(1-2), 41-62.
- Iida, Y., Takatani, Y., Kojima, A., & Ishii, M. (2021). Global trends of ocean CO₂ sink and ocean acidification: an observation-based reconstruction of surface ocean inorganic carbon variables. *Journal of Oceanography*, 77, 323-358.
- Ishiguro, T, and Murayama, F., 2014. Summary for oyster farming in 2014. Research data in The Okayama Prefectural Research Institute for Fisheries, available at <https://www.pref.okayama.jp/upLOAded/attachment/206368.pdf> (in Japanese)
- Ishii, M., Kosugi, N., Sasano, D., Saito, S., Midorikawa, T., & Inoue, H. Y. (2011). Ocean acidification off the south cOAst of Japan: A result from time series observations of CO₂ parameters from 1994 to 2008. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 116(C6).
- Ivanina, A. V., & Sokolova, I. M. (2015). Interactive effects of metal pollution and ocean acidification on physiology of marine organisms. *Current Zoology*, 61(4), 653-668.
- Ishizu, M., Miyazawa, Y., Tsunoda, T., and Ono, T. (2019): Long-term trends in pH in Japanese coastal seawater. *Biogeosciences*, 16(24), 4747–4763.

Jacob, B. G., Tapia, F. J., Quiñones, R. A., Montes, R., Sobarzo, M., Schneider, W., ... & González, H. E. (2018). Major changes in diatom abundance, productivity, and net community metabolism in a windier and dryer coastal climate in the southern Humboldt Current. *Progress in Oceanography*, 168, 196-209.

Japan Ministry of Environment, Public Water Quality Monitoring Database, https://waterpub.env.go.jp/water-pub/mizusite/mizuyear/dataGraph.asp?titenListG=3330410&dataSyubetsu=02&dataKoumoku=PH_MIN

Johnson, A.L., Liquorish, M.N. and Sha, J., 2007. Variation in growth-rate and form of a Bathonian (Middle Jurassic) oyster in England, and its environmental implications. *Palaeontology*, 50(5), 1155-1173.

Joubert, C., Linard, C., Le Moullac, G., Soyeux, C., Saulnier, D., TeaniniuraitemOAna, V., Ky, C.L. and Gueguen, Y., 2014. Temperature and food influence shell growth and mantle gene expression of shell matrix proteins in the pearl oyster *Pinctada margaritifera*. *PloS one*, 9(8), p.e103944.

Jullien, S., Caillaud, M., Benshila, R., Bordoie, L., Cambon, G., Dumas, F., Gentil, S. L., Lemarie, F., Marchesiello, P., and Theetten, S. (2019): Technical and numerical doc release1.1.

Kamiyama, T., 2011. Microzooplankton as a food source for the Pacific oyster *Crassostrea gigas*: seasonal variation in gut contents and food availability. *Fisheries science*, 77(6), 961-974.

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(1), 11-20.

Keil, K. E., Klinger, T., Keister, J. E., & McLaskey, A. K. (2021). Comparative sensitivities of zooplankton to ocean acidification conditions in experimental and natural settings. *Frontiers in Marine Science*, 8, 613778.

Klinger, T., Chornesky, E. A., Whiteman, E. A., Chan, F., Largier, J. L., & Wakefield, W. W. (2017). Using integrated, ecosystem-level management to address intensifying ocean acidification and hypoxia in the California Current large marine ecosystem. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 5.

気象庁. https://ds.data.jma.go.jp/ghg/kanshi/ghgp/co2_trend.html

https://ds.data.jma.go.jp/ghg/kanshi/ghgp/co2_trend.html. 2022 年 3 月 30 日)

Ko, G. W., Dineshram, R., Campanati, C., Chan, V. B., Havenhand, J., & Thiyagarajan, V. (2014). Interactive effects of ocean acidification, elevated temperature, and reduced salinity on early-life stages of the Pacific oyster. *Environmental Science & Technology*, 48(17), 10079-10088

- Kobayashi, M., Hofmann, E. E., Powell, E. N., Klinck, J. M., & Kusaka, K., 1997. A population dynamics model for the Japanese oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquaculture*, 149(3-4), 285-321.
- Kowalik, D.A., Zimmerman, R.C., Hewett, K.M., Gaylord, B., Giddings, S.N., Nickols, K.J., Ruesink, J.L., Stachowicz, J.J., Takeshita, Y. and Caldeira, K., 2018. Expected limits on the ocean acidification buffering potential of a temperate seagrass meadow. *Ecological Applications*, 28(7),1694-1714.
- Krause-Jensen, D., Sagert, S., Schubert, H. and Boström, C., 2008. Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. *Ecological Indicators*, 8(5), 515-529.
- Kroeker, K. J., Micheli, F., & Gambi, M. C. (2013). Ocean acidification causes ecosystem shifts via altered competitive interactions. *Nature Climate Change*, 3(2), 156-159.
- Kroeker, K. J., Micheli, F., Gambi, M. C., & Martz, T. R. (2011). Divergent ecosystem responses within a benthic marine community to ocean acidification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(35), 14515-14520.
- Kurihara, H., Kato, S. and Ishimatsu, A., 2007. Effects of increased seawater pCO₂ on early development of the oyster *Crassostrea gigas*. *Aquatic Biology*, 1(1), 91-98.
- Kurihara, H., Watanabe, A., Tsugi, A., Mimura, I., Hongo, C., Kawai, T., ... & Golbuu, Y. (2021). Potential local adaptation of corals at

- acidified and warmed Nikko Bay, Palau. *Scientific Reports*, 11(1), 1-10.
- Kusaka, K., 1991. Oyster culture in Hinase Waters: Differences in growth and mortality following various transplantation techniques. *Bull. Okayama Pref. Inst. Fish.*, 6, 76-83.
- La Peyre, M.K., Eberline, B.S., Soniat, T.M. and La Peyre, J.F., 2013. Differences in extreme low salinity timing and duration differentially affect eastern oyster (*Crassostrea virginica*) size class growth and mortality in Breton Sound, LA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 135, 146-157.
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Pongratz, J., Manning, A. C., ... & Zhu, D. (2018). Global carbon budget 2017. *Earth System Science Data*, 10(1), 405-448.
- Leal, P. P., Hurd, C. L., Sander, S. G., Armstrong, E., Fernández, P. A., Suhrhoff, T. J., & Roleda, M. Y. (2018). Copper pollution exacerbates the effects of ocean acidification and warming on kelp microscopic early life stages. *Scientific Reports*, 8(1), 14763.
- Lefebvre, S., Leal, J.C.M., Dubois, S., Orvain, F., Blin, J.L., Bataille, M.P., Ourry, A. and Galois, R., 2009. Seasonal dynamics of trophic relationships among co-occurring suspension-feeders in two shellfish culture dominated ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(3), 415-425.
- Licker, R., Ekwurzel, B., Doney, S. C., Cooley, S. R., Lima, I. D., Heede, R., & Frumhoff, P. C. (2019). Attributing ocean

- acidification to major carbon producers. *Environmental Research Letters*, 14(12), 124060.
- Lim, Y. K., Cheung, K., Dang, X., Roberts, S. B., Wang, X., & Thiyagarajan, V. (2021). DNA methylation changes in response to ocean acidification at the time of larval metamorphosis in the edible oyster, *Crassostrea hongkongensis*. *Marine environmental research*, 163, 105214.
- Lim, Y. K., Dang, X., & Thiyagarajan, V. (2021). Transgenerational responses to seawater pH in the edible oyster, with implications for the mariculture of the species under future ocean acidification. *Science of The Total Environment*, 782, 146704.
- Livingston, R.J., Lewis, F.G., Woodsum, G.C., Niu, X.F., Galperin, B., Huang, W., Christensen, J.D., Monaco, M.E., Battista, T.A., Klein, C.J. and Howell IV, R.L., 2000. Modelling oyster population response to variation in freshwater input. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(5), 655-672.
- Lowe, A.T., Kobelt, J., Horwith, M. and Ruesink, J., 2019. Ability of eelgrass to alter oyster growth and physiology is spatially limited and offset by increasing predation risk. *Estuaries and COasts*, 42(3), 743-754.
- Lowe, M.R., Sehlinger, T., Soniat, T.M. and La Peyre, M.K., 2017. Interactive effects of water temperature and salinity on growth and mortality of eastern oysters, *Crassostrea virginica*: a meta-analysis

- using 40 years of monitoring data. *Journal of Shellfish Research*, 36(3), 683-697.
- Ma, R.K. and Mukai, H., 2009. Food sources of the oyster (*Crassostrea gigas*) and the clam (*Ruditapes philippinarum*) in the Akkeshi-ko estuary. *Plankton and Benthos Research*, 4(3), 104-114.
- Mabardy, R. A., Waldbusser, G. G., Conway, F., & Olsen, C. S. (2015). Perception and response of the US west cOAsT shellfish industry to ocean acidification: the voice of the canaries in the cOAl mine. *Journal of Shellfish Research*, 34(2), 565-572.
- Mallet, A.L. and Haley, L.E., 1983. Growth rate and survival in pure population matings and crosses of the oyster *Crassostrea virginica*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40(7), 948-954.
- Margi, C. B., Alves, R. C., Segura, G. A. N., & Oliveira, D. A. (2018). Software-defined wireless sensor networks apprOAch: Southbound protocol and its performance evaluation. *Open Journal of Internet Of Things (OJIOT)*, 4(1), 99-108.
- Marshall, K. N., Kaplan, I. C., Hodgson, E. E., Hermann, A., Busch, D. S., McElhany, P., ... & Fulton, E. A. (2017). Risks of ocean acidification in the California Current food web and fisheries: ecosystem model projections. *Global Change Biology*, 23(4), 1525-1539.

- Mathis, J. T., Cooley, S. R., Lucey, N., Colt, S., Ekstrom, J., Hurst, T., ... & Feely, R. A. (2015). Ocean acidification risk assessment for Alaska's fishery sector. *Progress in Oceanography*, 136, 71-91.
- McCulloch, M., Falter, J., Trotter, J., & Montagna, P. (2012). Coral resilience to ocean acidification and global warming through pH up-regulation. *Nature Climate Change*, 2(8), 623-627.
- McGlathery, K.J., Berg, P. and Marino, R., 2001. Using porewater profiles to assess nutrient availability in seagrass-vegetated carbonate sediments. *Biogeochemistry*, 56(3), 239-263.
- McGlathery, K.J., Sundbäck, K. and Anderson, I.C., 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348, 1-18.
- Melzner, F., Thomsen, J., Koeve, W., Oschlies, A., Gutowska, M. A., Bange, H. W., ... & Körtzinger, A. (2013). Future ocean acidification will be amplified by hypoxia in coastal habitats. *Marine Biology*, 160, 1875-1888.
- Meng, Y., Guo, Z., Fitzer, S.C., Upadhyay, A., Chan, V., Li, C., Cusack, M., Yao, H., Yeung, K.W. and Thiyagarajan, V., 2018. Ocean acidification reduces hardness and stiffness of the Portuguese oyster shell with impaired microstructure: a hierarchical analysis. *Biogeosciences*, 15(22), 6833-6846.
- Mercer, J., Kelman, I., Alfthan, B., & Kurvits, T. (2012). Ecosystem-based adaptation to climate change in Caribbean small island

- developing states: integrating local and external knowledge. *Sustainability*, 4(8), 1908-1932.
- Millero, F. J. (2010). Carbonate constants for estuarine waters. *Marine and Freshwater Research*, 61(2), 139-142.
- Miossec, L., Le Deuff, R. M., & Gouilletquer, P. 2009. Alien species alert: *Crassostrea gigas* (Pacific oyster). ICES Cooperative Research Report No. 299. Copenhagen, 42.
- Mirasole, A., Signa, G., Gianguzza, P., Bonaviri, C., Mazzola, A., & Vizzini, S. (2020). Fish assemblages cope with ocean acidification in a shallow volcanic CO₂ vent benefiting from an adjacent recovery area. *Marine environmental research*, 157, 104851.
- Mtwana Nordlund, L., Koch, E.W., Barbier, E.B. and Creed, J.C., 2016. Seagrass ecosystem services and their variability across genera and geographical regions. *PLoS one*, 11(10), p.e0163091.
- Nelson, W.G., 2009. 7.0 The Interaction of Epiphytes with Seagrasses under Nutrient Enrichment. *Seagrasses and Protective Criteria: A Review and Assessment of Research Status*.
- Neville, R.A. and Gower, J.F.R., 1977. Passive remote sensing of phytoplankton via chlorophyll α fluorescence. *Journal of Geophysical Research*, 82(24), 3487-3493.
- Newell, R.I. and Koch, E.W., 2004. Modeling seagrass density and distribution in response to changes in turbidity stemming from bivalve filtration and seagrass sediment stabilization. *Estuaries*, 27(5), 793-806.

- Nishikawa, T., Hori, Y., Nagai, S., Miyahara, K., Nakamura, Y., Harada, K., Tanda, M., Manabe, T. and Tada, K., 2010. Nutrient and phytoplankton dynamics in Harima-Nada, eastern Seto Inland Sea, Japan during a 35-year period from 1973 to 2007. *Estuaries and COasts*, 33(2), 417-427.
- Onitsuka, T., H. Takami, D. Muraoka, Y. Matsumoto, A. Nakatsubo, R. Kimura, T. Ono and Y. Nojiri (2018). Effects of ocean acidification with pCO₂ diurnal fluctuations on survival and larval shell formation of Ezo abalone, *Haliotis discus hannai*. *Mar. Environ. Res.* 134, 28–36.
- Orth, R.J., Carruthers, T.J., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S. and Short, F.T., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12), 987-996.
- Paddack, M. J., Reynolds, J. D., Aguilar, C., Appeldoorn, R. S., Beets, J., Burkett, E. W., ... & Côté, I. M. (2009). Recent region-wide declines in Caribbean reef fish abundance. *Current Biology*, 19(7), 590-595.
- Pandolfi, J. M., Connolly, S. R., Marshall, D. J., & Cohen, A. L. (2011). Projecting coral reef futures under global warming and ocean acidification. *science*, 333(6041), 418-422.
- Penven, P., Cambon, G., Marchesiello, P., and Debreu, L. (2006): *CROCOTOOLS User's Guide – CROCOTOOLS –*, 44 Boulevard de Dunkerque, CS 9000913572 Marseille cedex 02.

- Pérez, C. A., Lagos, N. A., Saldías, G. S., Waldbusser, G., & Vargas, C. A. (2016). Riverine discharges impact physiological traits and carbon sources for shell carbonate in the marine intertidal mussel *Perumytilus purpuratus*. *Limnology and Oceanography*, 61(3), 969-983
- Pespeni, M. H., Sanford, E., Gaylord, B., Hill, T. M., Hosfelt, J. D., Jaris, H. K., ... & Palumbi, S. R. (2013). Evolutionary change during experimental ocean acidification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(17), 6937-6942.
- Pollack, J.B., Kim, H.C., Morgan, E.K. and Montagna, P.A., 2011. Role of flood disturbance in natural oyster (*Crassostrea virginica*) population maintenance in an estuary in South Texas, USA. *Estuaries and COAsts*, 34(1), 187-197.
- Queirós, A. M., Fernandes, J. A., Faulwetter, S., Nunes, J., Rastrick, S. P., Mieszkowska, N., ... & Widdicombe, S. (2015). Scaling up experimental ocean acidification and warming research: from individuals to the ecosystem. *Global change biology*, 21(1), 130-143.
- Reed, B.J. and Hovel, K.A., 2006. Seagrass habitat disturbance: how loss and fragmentation of eelgrass *Zostera marina* influences epifaunal abundance and diversity. *Marine Ecology Progress Series*, 326, 133-143.
- Reisdorph, S. C., & Mathis, J. T. (2014). The dynamic controls on carbonate mineral saturation states and ocean acidification in a

- glacially dominated estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 144, 8-18.
- Ricart, A.M., Gaylord, B., Hill, T.M., Sigwart, J.D., Shukla, P., Ward, M., Ninokawa, A. and Sanford, E., 2021. Seagrass-driven changes in carbonate chemistry enhance oyster shell growth. *Oecologia*, 196(2), 565-576.
- Richards, R. G., Davidson, A. T., Meynecke, J. O., Beattie, K., Hernaman, V., Lynam, T., & van Putten, I. E. (2015). Effects and mitigations of ocean acidification on wild and aquaculture scallop and prawn fisheries in Queensland, Australia. *Fisheries research*, 161, 42-56
- Riera, P. and Richard, P., 1997. Temporal variation of delta13C in particulate organic matter and oyster *Crassostrea gigas* in Marennes-Oléron Bay (France): effect of freshwater inflow. *Marine Ecology Progress Series*, 147, 105-115.
- Rodrigues, L. C., Van Den Bergh, J. C., Massa, F., Theodorou, J. A., Ziveri, P., & Gazeau, F. (2015). Sensitivity of Mediterranean bivalve mollusc aquaculture to climate change, ocean acidification, and other environmental pressures: findings from a producer survey. *Journal of Shellfish Research*, 34(3), 1161-1176
- Rowlands, E., Galloway, T., Cole, M., Lewis, C., Peck, V., Thorpe, S., & Manno, C. (2021). The effects of combined ocean acidification and nanoplastic exposures on the embryonic development of Antarctic krill. *Frontiers in Marine Science*, 8, 709763.

- Rowlands, E., Galloway, T., Cole, M., Lewis, C., Peck, V., Thorpe, S., & Manno, C. (2021). The effects of combined ocean acidification and nanoplastic exposures on the embryonic development of Antarctic krill. *Frontiers in Marine Science*, 8, 709763.
- Rybovich, M., La Peyre, M.K., Hall, S.G. and La Peyre, J.F., 2016. Increased temperatures combined with lowered salinities differentially impact oyster size class growth and mortality. *Journal of Shellfish Research*, 35(1), 101-113.
- Satoumi Research Institute, 2018. 2018 Annual Report. 8pp. available at <http://satoumiken.web.fc2.com/2019/H30zigyohokoku.pdf>. (in Japanese)
- Schmutter, K., Nash, M., & Dovey, L. (2017). Ocean acidification: assessing the vulnerability of socioeconomic systems in Small Island Developing States. *Regional Environmental Change*, 17, 973-987
- Shumway, S.E. and Koehn, R.K., 1982. Oxygen consumption in the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series*, 59-68.
- Southworth, M., Long, M.C. and Mann, R., 2017. Oyster (*Crassostrea virginica* [Gmelin, 1791]) mortality at prolonged exposures to high temperature and low salinity. *Journal of Shellfish Research*, 36(2), 335-340.
- Spalding, M., 2003. The distribution and status of seagrasses. *World atlas of seagrasses*, 5-27.

- Sunda, W. G., & Cai, W. J. (2012). Eutrophication induced CO₂-acidification of subsurface coastal waters: interactive effects of temperature, salinity, and atmospheric p CO₂. *Environmental science & technology*, 46(19), 10651-10659.
- Sunday, J. M., Calosi, P., Dupont, S., Munday, P. L., Stillman, J. H., & Reusch, T. B. (2014). Evolution in an acidifying ocean. *Trends in ecology & evolution*, 29(2), 117-125.
- Swezey, D. S., Boles, S. E., Aquilino, K. M., Stott, H. K., Bush, D., Whitehead, A., ... & Sanford, E. (2020). Evolved differences in energy metabolism and growth dictate the impacts of ocean acidification on abalone aquaculture. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(42), 26513-26519
- Tai, T. C., Sumaila, U. R., & Cheung, W. W. (2021). Ocean acidification amplifies multi-stressor impacts on global marine invertebrate fisheries. *Frontiers in Marine Science*, 8, 596644.
- Tanaka, T. 2022. Examples of monitoring of ocean acidification in coastal areas of Japan. *Bulletin on Coastal Oceanography*, 60(1), 81-84 (in Japanese)
- Tanaka, T., 2014. Satoumi with eelgrass and oyster: Hinase town of Okayama prefecture. *Journal of Survey Research and Information, ECPR*, 1, 21-26. (in Japanese)
- 田中 文裕 (2021) : 海の異変にどう立ち向かうか ~ 多様な主体による取り組み. *国立公園*, 798, 19-22.
- Thomsen, J., Haynert, K., Wegner, K.M. and Melzner, F., 2015. Impact

- of seawater carbonate chemistry on the calcification of marine bivalves. *Biogeosciences*, 12(14), 4209-4220.
- Tsurita, I., Hori, J., Kunieda, T., Hori, M. and Makino, M., 2018. Marine protected areas, Satoumi, and territorial use rights for fisheries: A case study from Hinase, Japan. *Marine Policy*, 91, 41-48.
- Valenzuela, J. J., López García de Lomana, A., Lee, A., Armbrust, E. V., Orellana, M. V., & Baliga, N. S. (2018). Ocean acidification conditions increase resilience of marine diatoms. *Nature communications*, 9(1), 2328.
- Vargas, C. A., Contreras, P. Y., Pérez, C. A., Sobarzo, M., Saldías, G. S., & Salisbury, J. (2016). Influences of riverine and upwelling waters on the coastal carbonate system off Central Chile and their ocean acidification implications. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 121(6), 1468-1483
- Vargas, C. A., Cuevas, L. A., Broitman, B. R., San Martín, V. A., Lagos, N. A., Gaitán-Espitia, J. D., & Dupont, S. (2022). Upper environmental pCO₂ drives sensitivity to ocean acidification in marine invertebrates. *Nature Climate Change*, 12(2), 200-207.
- Vargas, C. A., Cuevas, L. A., Silva, N., González, H. E., De Pol-Holz, R., & Narváez, D. A. (2018). Influence of glacier melting and river discharges on the nutrient distribution and DIC recycling in the southern Chilean Patagonia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 123(1), 256-270.

- Ventilla, R.F., 1984. Recent developments in the Japanese oyster culture industry. *Advances in marine biology*, 21, 1-57.
- Wahl, M., Schneider Covachã, S., Saderne, V., Hiebenthal, C., Müller, J.D., Pansch, C. and Sawall, Y., 2018. MacroAlgae may mitigate ocean acidification effects on mussel calcification by increasing pH and its fluctuations. *Limnology and Oceanography*, 63(1), 3-21.
- Waldbusser, G. G., & Salisbury, J. E. (2014). Ocean acidification in the coastal zone from an organism's perspective: multiple system parameters, frequency domains, and habitats. *Annual review of marine science*, 6, 221-247.
- Waldbusser, G. G., Hales, B., Langdon, C. J., Haley, B. A., Schrader, P., Brunner, E. L., ... & Hutchinson, G. (2015). Ocean acidification has multiple modes of action on bivalve larvae. *PloS one*, 10(6), e0128376.
- Waldbusser, G. G., B. Hales, C. J. Langdon, B. A. Haley, P. Schrader, E. L. Brunner, M. W. Gray, C. A. Miller and I. Gimenez (2015): Saturation-state sensitivity of marine bivalve larvae to ocean acidification. *Nature Climate Change*, 5(3), 273-280.
- Waldbusser, G. G., Steenson, R. A., & Green, M. A. (2011). Oyster shell dissolution rates in estuarine waters: effects of pH and shell legacy. *Journal of Shellfish Research*, 30(3), 659-669.
- Wallace, R. B., Baumann, H., Grear, J. S., Aller, R. C., & Gobler, C. J. (2014). Coastal ocean acidification: The other eutrophication problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 148, 1-13.

- Walne, P.R. and Spencer, B.E., 1971. The introduction of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) into the United Kingdom. Fisheries Experiment Station.
- Wang, H., Huang, W., Harwell, M.A., Edmiston, L., Johnson, E., Hsieh, P., Milla, K., Christensen, J., Stewart, J. and Liu, X., 2008. Modeling oyster growth rate by coupling oyster population and hydrodynamic models for Apalachicola Bay, Florida, USA. *ecological modelling*, 211(1-2), 77-89.
- Williamson, P., Pörtner, H. O., Widdicombe, S., & Gattuso, J. P. (2020). Ideas and Perspectives: When ocean acidification experiments are not the same, reproducibility is not tested.
- Williamson, P., Pörtner, H.O., Widdicombe, S. and Gattuso, J.P., 2021. Ideas and perspectives: When ocean acidification experiments are not the same, repeatability is not tested. *Biogeosciences*, 18(5), 1787-1792.
- Xiao, X., Agustí, S., Yu, Y., Huang, Y., Chen, W., Hu, J., ... & Duarte, C. M. (2021). Seaweed farms provide refugia from ocean acidification. *Science of the Total Environment*, 776, 145192.
- Yamamoto-Kawai, M., Kawamura, N., Ono, T., Kosugi, N., Kubota, M., Ishii, M., & Kanda, J. (2015). Calcium carbonate saturation and ocean acidification in Tokyo Bay, Japan. *Journal of oceanography*, 71, 427-439.

- Yamamoto, T., K. Orimoto, S. Asaoka, H. Yamamoto and S. Onodera (2021) : A conflict between the legacy of eutrophication and cultural oligotrophication in Hiroshima Bay. *Oceans*, 2, 546–565.
- Young, C.S. and Gobler, C.J., 2018. The ability of macroalgae to mitigate the negative effects of ocean acidification on four species of North Atlantic bivalve. *Biogeosciences*, 15(20), 6167-6183.
- Zhang, G., Fang, X., Guo, X., Li, L.I., Luo, R., Xu, F., Yang, P., Zhang, L., Wang, X., Qi, H. and Xiong, Z., 2012. The oyster genome reveals stress adaptation and complexity of shell formation. *Nature*, 490(7418), 49-54.
- Zhou, Y., Liu, X., Liu, B., Liu, P., Wang, F., Zhang, X. and Yang, H., 2015. Unusual pattern in characteristics of the eelgrass *Zostera marina* L. in a shallow lagoon (Swan Lake), north China: implications on the importance of seagrass conservation. *Aquatic Botany*, 120, 178-184.