



多様な時空間スケールでの気象学・気候学・大気科学 / 中緯度域の海洋変動と大気・生物地球化学への影響

沿岸の温暖化・酸性化・貧酸素化がマガキ養殖に及ぼす影響の評価と予測： 岡山県備前市日生海域と宮城県南三陸町志津川湾における事例研究

藤井 賢彦¹⁾ 濱野上龍志²⁾
ベルナルド ローレンスパトリックカセス¹⁾
小椋 恒夫³⁾ 太齋 彰浩⁴⁾
大本 茂之⁵⁾ 脇田 昌英⁶⁾
田中 丈裕⁷⁾

Assessing impacts of coastal warming, acidification, and deoxygenation on Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) farming: a case study in the Hinase area, Okayama Prefecture, and Shizugawa Bay, Miyagi Prefecture, Japan

Masahiko Fujii, Ryuji Hamanoue, Lawrence Patrick Cases Bernardo, Tsuneo Ono, Akihiro Dazai, Shigeyuki Oomoto, Masahide Wakita, Takehiro Tanaka

1) 東京大学大気海洋研究所大槌沿岸センター, 2) 北海道大学大学院環境科学院, 3) 水産研究・教育機構水産資源研究所, 4) サステナビリティセンター, 5) エイト日本技術開発, 6) 海洋研究開発機構むつ研究所, 7) 里海づくり研究会議

マガキは炭酸カルシウムの殻を形成するため、海洋酸性化の影響が懸念される。今後、人為起源CO₂を大幅に削減していかないと、マガキとその養殖は今世紀末までに酸性化と地球温暖化の複合影響を受ける可能性がある。その影響を軽減するためには、人為起源CO₂の大幅削減と共に、マガキ養殖場近くの河川からの淡水や有機物の流入を調整するといった、地域でできる対策も有効と考えられる。

1. はじめに

海洋酸性化は大気中に排出された大量の人為起源の二酸化炭素(CO₂)が海洋に溶け込むことで起こる世界的な現象である。CO₂は海水に溶けやすく、海水と反応して水素イオンを放出する。海洋中の水素イオン濃度が高くなると水素イオン濃度指数(pH)が低下する。そのため、元々弱アルカリ性の性質を持つ海水の性質が徐々に中性や酸性の方向に向かう。海水中では主に炭酸イオンが水素イオンと反応して炭酸水素イオンを生成することで水素イオンを消費し、海水の性質を保とうとする緩衝作用が働くが、大気から海洋に供給されるCO₂が過剰になると、生成される水素イオンもその分増加し、海水中の炭酸イオン濃度が大幅に低下する。

炭酸イオンは炭酸カルシウムや炭酸マグネシウムを生成するために必要なため、pHと共に炭酸イオン濃度が低下すると、炭酸カルシウムや炭酸マグネシウムの殻や骨格を形成する海洋生物(以下、石灰化生物)の殻や骨格の形成に支障が出たり、溶解しやすくなったりすることが、人為的にCO₂濃度を高めた海水中で石灰化生物を飼育する実験によって確かめられてきた(例えば Wald-busser *et al.*, 2015)。また、今世紀に入り、実際の沿岸域に生息する石灰化生物が海洋酸性化影響を受けた事例が幾つか報告されるようになった。すなわち、2005～2008年にかけて米国西海岸で養殖マガキの稚貝が大量死した事例(例えば Barton *et al.*, 2012, 2015)や、同じく米国西海岸でアメリカイチョウガニ(ダンジネスクラブ)の幼生の感覚

器官や外骨格が損傷した事例 (Bednaršek *et al.*, 2020) 等である。

米国西海岸は風向きによって沿岸湧昇が卓越し、CO₂ 濃度の高い海水が深層から表層に供給されやすい。そのため、実際の海域での石灰化生物の海洋酸性化影響も顕在化しやすいと考えられる。2005～2008年にマガキ幼生の大量死の事例が報告されて以降、海洋酸性化が沿岸社会にとって重要な養殖業に及ぼす影響に対する懸念が拡がり、ワシントン州やオレゴン州では産官学民が連携し、その原因究明と対策立案を精力的に行ってきた。

一方、我が国でも石灰化生物の養殖が盛んだが、今のところ日本近海では石灰化生物の海洋酸性化影響に関する直接的な報告例はない。しかし、今後、人間社会がどのレベルのCO₂排出経路を選択するにせよ、当面の間、海洋酸性化は進行し続けると考えられる。そのため、将来的には日本近海の石灰化生物に対しても海洋酸性化影響が顕れる可能性は考えられ、現状を把握し、将来を予測した上で、対策を講じることが必要となる。

そこで、石灰化生物の中でも人間社会にとって重要である貝類養殖種の海洋酸性化影響を調べるために、2020年度に日本財団海洋酸性化適応プロジェクト (Ocean Acidification Adaptation Project; OAAP) が始動し、実際のマガキ養殖海域を対象とした海洋酸性化指標の連続モニタリングと将来予測、対策をシームレスに扱う統合的な研究を展開している。本稿では、OAAPの枠組みで実施した研究成果を取りまとめた Fujii *et al.* (2023) の内容を紹介する。

なお、海水のpHを低下させる要因として、上記の海洋酸性化の他に、沿岸域では陸域からの物質の流入に伴う局所的な現象に起因する “coastal acidification” (“沿岸酸性化”; National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA; 米国海洋大気庁) Ocean Acidification Program ウェブサイト) も知られるようになった。本稿では、必要に応じて海洋酸性化と沿岸酸性化を明確に区別し、両方に共通の事柄は単に「酸性化」と呼ぶ。

2. 方法

2.1. 酸性化連続モニタリング

OAAPの枠組みで行っている酸性化モニタリングのうち、いずれもマガキ養殖が盛んな岡山県備前市日生海域 (以下、日生) と宮城県南三陸町志津川湾 (以下、志津川) で取得されたデータの解析を行った (図1)。

日生では2020年8月29日から、志津川では2020年9月4日から、各サイトの水深1mで水温、塩分、pHを連続測定可能な機器で毎時測定している。溶存酸素 (dissolved oxygen; DO) についても、日生の1地点 (H-2) と志津川の1地点 (S-3) (図1 (c), (e)) において、水深1～1.5mで連続測定している。

水温・塩分はJFEアドバンテック製水温・塩分センサー (INFINITY-CTW ACTW-USB)、溶存酸素 (dissolved oxygen; DO) はJFEアドバンテック製DOセンサー (RINKO W AROW-USB) を、それぞれ用いて1時間ごとに測定した。DOセンサーの校正は、0%および100% (飽和) 酸素水を用いた2点校正 (ゼロおよびスパン) で行った (Fujii *et al.*, 2021)。pHの測定には、紀本電子製ガラス電極式pHセンサー (SPS-14) を使用した。センサーは1～3ヶ月ごとに取り外し、附着生物の除去を含む洗浄、データ収集、電池交換、校正を行った。手法の詳細については、Fujii *et al.* (2021) を参照されたい。

センサーのメンテナンス時に海水試料を採取し、クロロフィル、全アルカリ度 (total alkalinity; TA)、溶存無機炭素 (dissolved inorganic carbon; DIC)、栄養塩 (硝酸 (NO₃), 亜硝酸 (NO₂), アンモニア (NH₄), リン酸 (PO₄), ケイ酸 (Si)) の濃度を分析した (志津川ではケイ酸は分析しなかった)。TAとDICの値は、紀本電子製全アルカリ滴定分析装置 (ATT-05) と、日本アンス社製クロメーター (M-3000A型) を用いて求めた (Wakita *et al.*, 2017, 2021; Fujii *et al.*, 2021)。値は、カリフォルニア大学サンディエゴ校スクリッブス海洋研究所のA. G. Dickson教授およびKANSOテクノス

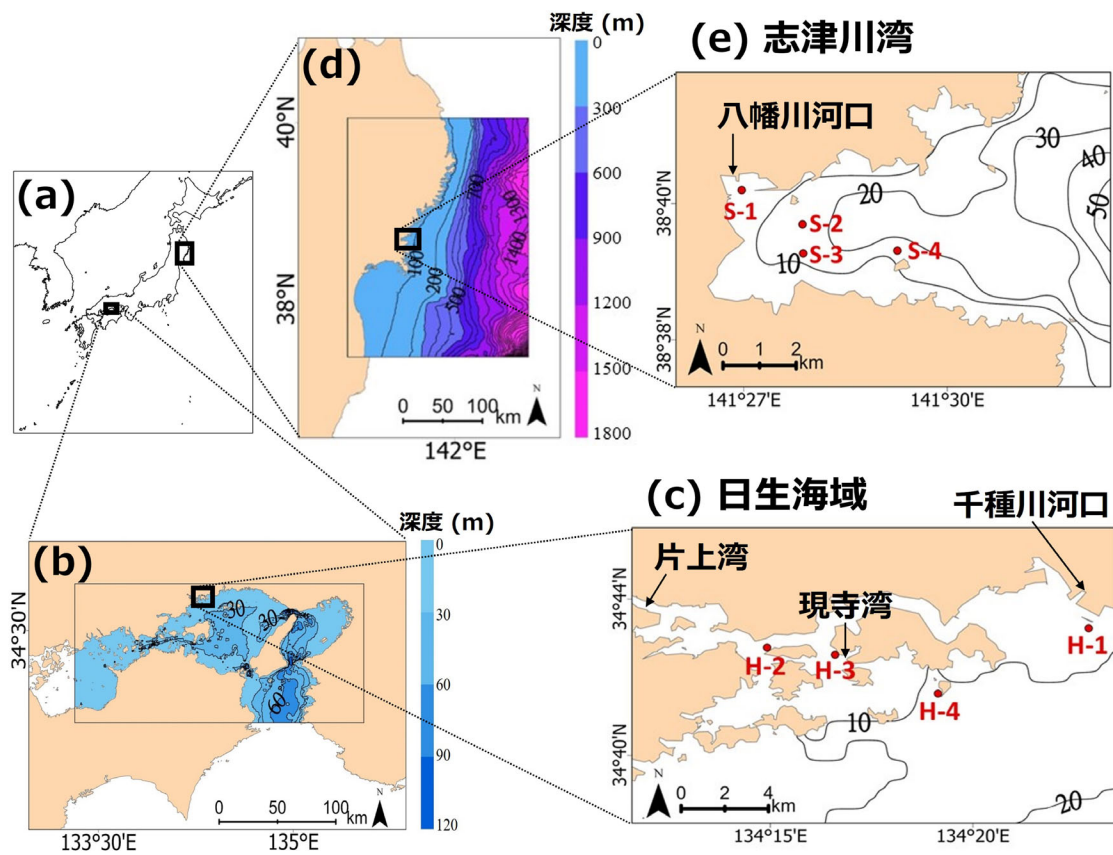


図1 (a) 日本, (b) 瀬戸内海東部, (c) 日生海域, (d) 東北太平洋側, (e) 志津川湾の地図. (c) のH-1, H-2, H-3, H-4, (e) のS-1, S-2, S-3, S-4 はそれぞれ日生海域と志津川湾のモニタリング地点である. 各調査海域で使用したモデル格子の範囲も(b)と(d)に示す(Fujii *et al.* (2023) の図を改変).

から提供された認証標準物質に基づき校正した。pH の値（トータルスケール）は、Lueker *et al.* (2000) の炭酸塩解離定数, Lee *et al.* (2010) の全ホウ素濃度, Dickson (1990) の重硫酸塩解離定数, Perez and Fraga (1987) のフッ化水素解離定数, および CO2SYS (Lewis *et al.*, 1998; Pierrot *et al.*, 2006) を用いた温度, 塩分, TA, DIC から計算した。

pH の連続モニタリングでは、絶対値の補正とともに、観測値のドリフトを補正する必要がある (山家, 2019; Fujii *et al.*, 2021)。本研究では、時刻 t における pH センサーの pH 値 ($pH(t)$) を以下の式で求めた (濱野上, 2022) :

$$pH(t) = pH_m(t) + [(pH_{sample}(t_i) - pH_m(t_i)) + \{pH_{sample}(t_e) - pH_m(dt_e) - (pH_{sample}(t_i) - pH_m(t_i))\}] \times \frac{t - t_i}{t_e - t_i} \quad (1)$$

ここで、 $pH_m(t)$ は時刻 t における pH の測定値、 $pH_{sample}(t_e)$ と $pH_{sample}(t_i)$ はそれぞれ、海水試料およびセンサーによって得られた、各展開の終了時刻 (t_e) および開始時刻 (t_i) における pH 値、 $pH_m(t_i)$ は時刻 t_i においてセンサーによって測定された pH 値であり、 $pH_m(dt_e)$ は、 t_e の前の 24 時間にセンサーによって測定された最小値または平均 pH 値である。pH は、日中は光合成により上昇し、

夜間は生物の呼吸により低下する。センサーのガラス電極部分に藻類やその他の生物が付着すると、日中の光合成の影響が増幅され、pH 値が過大評価される。この影響による校正の不確実性を最小化するため、 $pH_m(dt_c)$ については、直前の 24 時間に光合成の影響の増幅が観測された場合は 1 日の最低値を、観測されなかった場合は平均値を使用した。

マガキが特に酸性化の影響を受けやすいのは幼生期で、この時期の殻の主成分は炭酸カルシウムの一形態であるアラゴナイトである。そのため、マガキの酸性化影響を評価する際には、pH と共にアラゴナイトの飽和度（アラゴナイトの溶けやすさ、以下、 Ω_{arag} と記述）も重要な酸性化指標となる。 Ω_{arag} は、海水中の水温、塩分の他に、pH、TA、DIC、 CO_2 濃度のいずれかを用いて計算できる。このうち、TA と DIC は、採水した海水の分析を介して見積もられるが、海水の採水は月に 1～2 回しか行われていない。そこで、海水の TA は塩分と高い正の相関を持つこと（例えば Yamamoto-Kawai *et al.*, 2015）を利用して、海水試料の塩分と TA 値から回帰式を算出した。TA の時間値は、連続観測で得られた塩分の時間値データから推定した。 Ω_{arag} の時間値は、連続観測から得られた水温と pH 値とともに、 CO_2SYS を用いて計算した。この塩分からアルカリ度を求める過程の最大誤差は、アルカリ度が約 $30 \mu mol kg^{-1}$ 、 Ω_{arag} が 0.06 であった。

降水量と河川からの淡水流入が酸性化指標の時空間変化に及ぼす影響を調べるために、日生（岡山県瀬戸内市邑久町虫明）と志津川（宮城県南三陸町志津川）に最も近い地点の降水量データ入手した（気象庁ウェブサイト；<https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>）。降水量データを塩分、pH、 Ω_{arag} の時空間変化と直接比較し、その変動が降水によるものか河川からの流入によるものかを検証した。

2.2. マガキ養殖の酸性化影響予測

酸性化が進行した将来の海洋環境におけるマガキ養殖に対する影響を予測するためには、数値モ

デリングが主力となる。

日生・志津川の沿岸環境を再現し、マガキの酸性化影響を予測するために、著者らが領域海洋モデル（Regional Ocean Modeling System; ROMS）に海洋生態系モデルを組み込んで開発した海洋物理・生物化学統合モデル（Bernardo *et al.*, 2023）を使用した。ROMS として、高解像度のシミュレーションが可能で、大気、潮汐、水深など様々な相互作用を考慮できる CROCO（ver.1.1; Jullien *et al.*, 2019）を用いた。このモデルに海洋生態系モデル Pelagic Interaction Scheme for Carbon and Ecosystem Studies（PISCES; Aumont *et al.*, 2003; Aumont, 2005）を結合し、複雑な沿岸海洋環境の物理過程だけでなく生物化学過程も計算できるようにした。

モデルの物理過程の予報変数は水温と塩分であり、生物化学過程の予報変数は DO、TA、DIC、栄養塩（ NO_3 、 PO_4 、Si）である。pH と Ω_{arag} は、モデルによって得られた水温、塩分、TA、DIC の値から CO_2SYS を用いて計算した。モデル結果に内在する観測値に対するバイアスは、Yara *et al.*（2011）及び Fujii *et al.*（2021）の手法を用いて補正した。

モデル領域は、日生では東経 133 度 38 分 06 秒～135 度 47 分 67 秒、北緯 33 度 93 分 24 秒～34 度 79 分 81 秒の範囲、志津川では東経 140 度 86 分 10 秒～142 度 86 分 20 秒、北緯 37 度 59 分 47 秒～39 度 76 分 47 秒の範囲とした（図 1）。モデルの水平分解能は約 2 km である。鉛直座標系は σ -座標で、層数は 32 層である。海底地形は、15 秒角（赤道付近で約 500 m）の General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO) 2021 データセット（GEBCO ウェブサイト）を用いて導出した。シミュレーションは現在と、将来として 2090 年代について実施した。各シミュレーションは 5 月から 4 月までの 1 年間（現在が 2000～2001 年、将来が 2099～2100 年）で実施し、水深 1 m における日平均のモデル結果を、解析と観測結果との比較に使用した。

水温、塩分、流速、水位などの境界条件には、

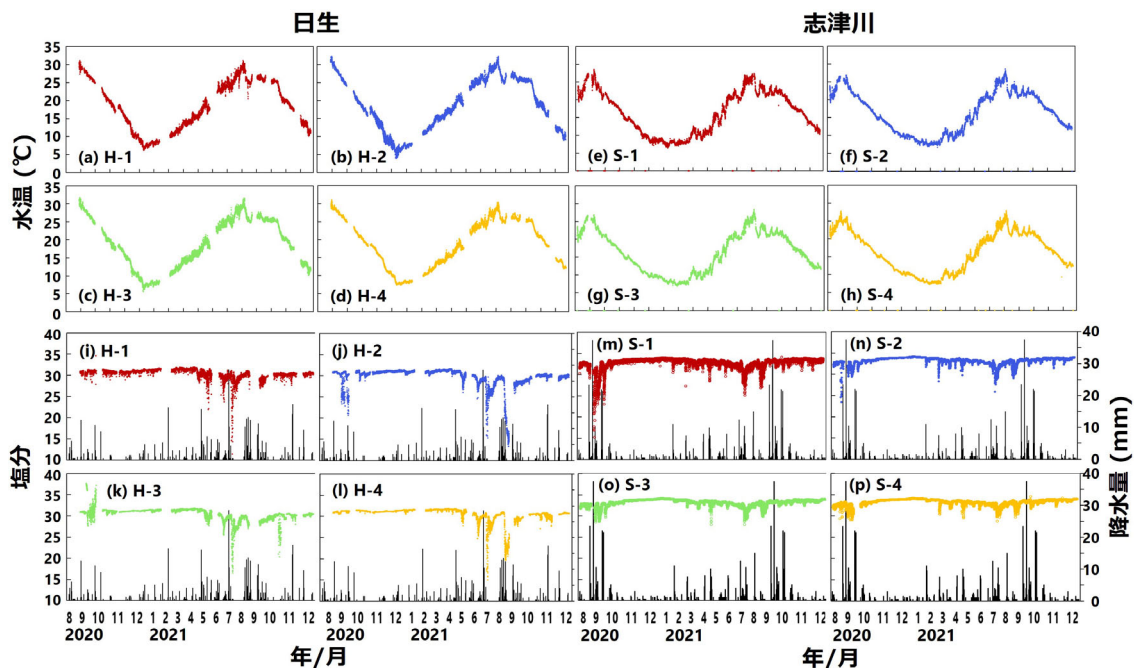


図2 日生 (H-1, H-2, H-3, H-4) 及び志津川 (S-1, S-2, S-3, S-4) における 2020 年 8 月から 2021 年 12 月までの気温 (°C) (上 ; (a)-(h)) 及び塩分 (下 ; (i)-(p)) の観測値. (i)-(p) の黒棒グラフは、最寄りのアメダス観測所 (虫明 (日生), 志津川 (志津川)) の 1 時間降水量 (mm) を示す (気象庁ウェブサイト ; <https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>) (Fujii *et al.* (2023) の図を改変).

日本におけるこれまでの最高解像度である水平解像度 2 km の FORP (Future Ocean Regional Projection) - JPN02 バージョン 2 データセット (Nishikawa *et al.*, 2021) を、将来の温室効果ガス排出シナリオには、気象研究所で開発された MRI-GCM3 気候予測モデル出力 (Tsuji no *et al.*, 2017) を、結合モデル相互比較プロジェクトフェーズ 5 (CMIP5; Taylor *et al.*, 2012) の代表濃度経路 (RCP) 2.6 シナリオ (低排出シナリオ) と 8.5 シナリオ (高排出シナリオ) (van Vuuren *et al.*, 2011) の下で使用した。用いた境界条件は Fujii *et al.* (2023) を参照されたい。

3. 結果と考察

3.1. 酸性化連続モニタリングの結果

日生・志津川のいずれの地点においても、水温は季節変動が大きかった (図 2(a) ~ (h))。日生で

は、観測期間中の最高水温は 2021 年 8 月 8 日の H-2 の 32.3 °C であった (図 2(b))。日生における他の地点の最高水温は 2020 年 8 月に観測され、地点間の最高水温差は 1.2 °C であった。最低水温は 2021 年 1 月中旬に観測され、H-1 地点で 6.2 °C、H-2 地点で 3.9 °C、H-3 地点で 5.6 °C、H-4 地点で 7.3 °C であった (図 2(a) ~ (d))。志津川では、観測期間中の最高水温は 2021 年 8 月 6 日の S-2 の 28.7 °C であり (図 2(f))、他の地点では 2020 年 9 月 8 日または 2021 年 8 月 6 日に最高水温を観測した (図 2(e), (g), (h))。最も水温が低かったのは S-1 で、2021 年 2 月 9 日に観測された 6.5 °C であった (図 2(e))。地点間の差は、最高水温が約 0.8 °C、最低水温が約 0.7 °C であった。

マガキの産卵期間は大泉 (1971) に基づく水温閾値から推定した。日生では、マガキは 2020 年 10 月 24 日 ~ 11 月 4 日、2021 年 10 月 25 日 ~ 11 月

7日の間に産卵を停止し、2021年6月8日～19日の間に産卵を開始したと推定した。志津川では、2020年10月8日～10日、2021年10月16日～18日の間に産卵が終了し、2021年7月19日～24日の間に産卵が始まったと推定した。

塩分は通常、日生では30.5～31.5、志津川では32～34の間で変動した(図2(i)～(p))。日生では、モニタリング期間中のH-1、H-2、H-3、H-4の最低塩分は、それぞれ11.4、13.3、16.5、15.3であり、2021年7月9日、8月23日、7月10日、7月10日に出現した(図2(i)–(l))。H-1、H-3、H-4の最低塩分は7月9～10日に出現し、H-2のモニタリング期間中2番目に低い塩分(15.4)も2021年7月11日に出現した(図2(j))。モニタリング期間中、地点周辺で最も降水量が多かった(1時間降水量28.5 mm)のは2021年7月8日午前4時であり、すなわち地点で最低塩分が出現する1～2日前であった。H-2の最低塩分は、2021年8月12日から数日間続いた断続的な降雨の後、2021年8月23日に出現した。志津川湾では、モニタリング期間中のS-1、S-2、S-3、S-4の最低塩分は、それぞれ15.2、23.5、27.9、28.8であり、2020年9月5日、2020年8月23日、2021年5月2日、2021年7月11日に出現した(図2(m)–(p))。2020年9月5日午前8時の1時間降水量はモニタリング期間を通じて最多の37.5 mmを記録した。そして、その9時間後の17時にS-1(八幡川河口)で最低塩分を記録した(図2(m))ことから、大雨に伴う八幡川からの淡水流出量の増加がこの極端な低塩分の原因と考えられる。全観測期間における塩分と降水量の関係は、日生・志津川のいずれの地点でも統計的に有意ではなかったが、塩分の極端な低下は、降雨による直接の淡水流入と、その後の周辺河川からの淡水湧出の増加に関係していると考えられる。降雨が常に塩分の大幅な低下をもたらすとは限らないが、塩分の大幅な低下が見られたのは、常に降雨の後であった。

観測された栄養塩濃度は地点によって異なり、季節変動や経年変動が大きく、夏の終わりから秋にかけて比較的高く、それ以外の時期は低かった

(Fujii *et al.*, 2023)。NO₃濃度の観測範囲は、日生で0.01～8.18 μmol kg⁻¹、志津川で0.00～4.75 μmol kg⁻¹であった。PO₄濃度は日生で0.03～1.29 μmol kg⁻¹、志津川で0.01～0.74 μmol kg⁻¹であった。その海域が貧栄養かどうかを、栄養塩濃度のある閾値を以って評価することは難しい。一方、モデルで示された各栄養素濃度の半飽和定数(例えば、Aumont (2005)のNO₃は0.26～1.3 μmol kg⁻¹、PO₄は0.0008～0.004 μmol kg⁻¹)を参考にすると、両地点の表層水では、季節によってはNO₃が枯渇し、貧栄養状態にあると考えられる。

DO濃度は季節変動が大きく、日生と志津川のいずれの地点でも、概ね冬に高く、夏に低かった(Fujii *et al.*, 2023)。DO濃度は、志津川ではマガキの生育に最適なDO範囲の下限値(203 μmol kg⁻¹; Hochachka, 1980; 水産庁, 2013)を上回っていたが、日生では夏と秋に最適な範囲を下回ることが多かった。

海水試料の分析によって得られたDIC値は明確な季節変動を示し、一般に冬に高く、夏に低かった(Fujii *et al.*, 2023)。水温、塩分、pHから推定されたDIC(および塩分から推定したTA)は全ての地点で、海水試料の分析では捉えられなかった急激な変化を示した。例えば、日生では2021年7月13日には大雨の後、4地点全てで顕著なDICの低下が見られた。

pH値は、日生と志津川のすべての地点で観測期間中に大きく変動し、降雨後に顕著な低下が見られた(図3(a)–(h))。降雨後のpH低下の程度は地点によって異なっていた。日生では2021年9月が最もpHが低く(図3(a)–(d))、H-1、H-2、H-3では最も沖合のH-4よりもpH値が低かった。2021年9月の降雨後、H-1とH-2の最低pH値は他の2地点より0.2低かった。志津川では、2021年7月と8月に、S-1とS-3(それぞれ河口域と湾央)で最低pH値7.8が観測された(図3(e)、(g))。

Ω_{arag}は、日生・志津川の全ての地点で観測期間中に大きく変動した(図3(i)–(p))。時間変動は地点によって異なり、海岸に近い地点で減少が大きかった。日生では閾値である1.5を下回るΩ_{arag}値

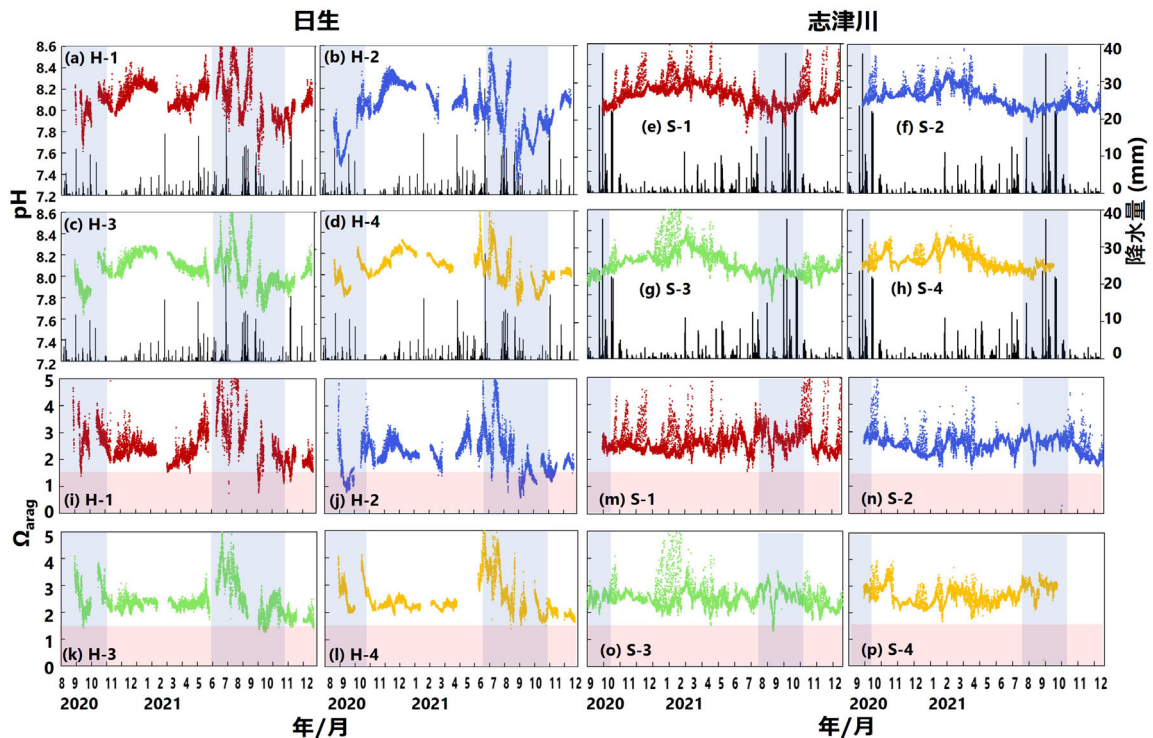


図3 (a) 日生 (H-1, H-2, H-3, H-4) と (b) 志津川 (S-1, S-2, S-3, S-4) における 2020 年 8 月または 9 月から 2021 年 12 月までの pH ((a)-(h)) とアラゴナイト飽和度 (Ω_{arag}) ((i)-(p)) の観測値. 赤色領域は, Waldbusser *et al.* (2015) におけるマガキ幼生にとっての酸性化の閾値 ($\Omega_{\text{arag}} < 1.5$) を示す. 青色領域は, 大泉 (1971) から推定されたマガキの産卵期を示す. (a)-(h) の黒棒グラフは図 2 に準ずる.

がしばしば検出され, 特に河川に近い H-1 と H-2 (図 3(i), (j)) で顕著であった. さらに, 大泉 (1971) に基づいて推定されたマガキの産卵期 (6 月から 10 月または 11 月) には, 局地的にこの閾値を下回り, 最も低い Ω_{arag} 値 (0.8) は, マガキの育苗場として利用されている H-2 で観測され, 2 週間にわたって閾値を下回った (図 3(j)). 志津川では 2021 年 8 月に S-3 で 4 時間だけ Ω_{arag} の値が閾値を下回った (図 3(o)) が, これはマガキの産卵期と一致する. 一方, 2020~2021 年に実施したマガキ幼生の顕微鏡観察の結果 (日生 1062 検体, 志津川 130 検体) からは幼生の形態異常は観察されず, 本研究では, 海洋酸性化がマガキ幼生に与える影響の証拠は認められなかった.

3.2. マガキ養殖の温暖化・酸性化複合影響のシミュレーション結果

モデルは日生・志津川の各物理・生物化学パラメータの時空間変動を現実的に再現した (Fujii *et al.*, 2023).

モデルは観測された水温の顕著な時間変動も概ね再現したが, 志津川では, 水温のモデル結果の季節変動が観測より 1 ヶ月程度遅れていた (Fujii *et al.*, 2023). このような観測結果とモデル結果の不一致は, モデルの内部変動 (Yara *et al.*, 2011) に因るかもしれない. 現在のマガキの産卵期間の開始日は日生で 6 月 14 日, 志津川で 7 月 26 日, 終了日は日生で 10 月 24 日, 志津川で 10 月 14 日と計算された. これらのモデル結果は, 連続モニタリングの結果から推定された開始日 (日生では

表1 観測とモデルで得られた水温から大泉 (1971) に基づいて推定した, 現在と将来の日生と志津川におけるマガキの産卵終了日と開始日 (Fujii *et al.* (2023) の表を改変). 志津川ではRCP8.5シナリオによる2090年代の産卵開始時期を予測できなかった. これは水温が年間を通じて10℃を下回らないと予測され, 本研究で採用した産卵開始時期の見積もり指標を適用できなかったためである.

		日生		志津川		
		産卵 終了日	産卵 開始日	産卵 終了日	産卵 開始日	
観測		10/24-11/4 (2020)	6/8-19 (2021)	10/8-10 (2020)	7/19-24 (2021)	
		10/25-11/7 (2021)		10/16-18 (2021)		
モデル	現在	モデル	10/24	6/14	10/14	7/26
	将来	RCP 2.6	10/24	6/2	10/24	7/17
	(2090年代)	RCP 8.5	11/11	5/18	11/22	?

表2 日生と志津川のマガキ幼生のDO値と Ω_{arag} 値が最適範囲の下限 ($< 203 \mu\text{mol kg}^{-1}$; Hochachka, 1980; 水産庁, 2013) と酸性化の閾値 ($\Omega_{\text{arag}} < 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015) を下回った日数のシミュレーション. 酸性化の閾値の括弧内の数字は, マガキの産卵期間と重なる日数を示す (産卵期間が特定できなかった志津川におけるRCP 8.5シナリオの2090年代を除く) (Fujii *et al.* (2023) の表を改変).

閾値		日生 (日数)	志津川 (日数)	
DO < 203 ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	現在	1	0	
	2090s	RCP 2.6	14	0
		RCP 8.5	38	0
$\Omega_{\text{arag}} < 1.5$	現在	3 (3)	7 (1)	
	2090s	RCP 2.6	5 (5)	7 (1)
		RCP 8.5	256 (69)	322 (?)

6月8～19日, 志津川では7月19～24日)と終了日(日生では10月24～11月7日, 志津川では10月8～18日)と, ほぼ一致している(表1).

観測された塩分の低下はモデルでも再現されたが, 観測で見られた急激かつ大幅な低下は過小評価された(Fujii *et al.*, 2023). 志津川では, 湾内に流入する海水が, 日本で5番目に長い河川である北上川から流出する淡水の影響を受けていると考えられるが, モデルでは塩分の時空間変動の再現は不十分であった.

DO, TA, DICのモデル結果は, 日生と志津川で

観測された季節変動を現実的に再現した(Fujii *et al.*, 2023). 一方, 生物化学パラメータの短期変動は再現されなかった. これは, モデル出力の時間分解能が1日であり, 主に生物活動に起因する生物化学過程, すなわち, 日中の植物プランクトンや海藻・海草による光合成と, 夜間の海洋生物の呼吸の大きな日周変動を解像するには不十分であったことが主な原因と考えられる. モデルの空間分解能(2 km)は気候モデルの出力をダウンスケールするには十分だが, 日生・志津川の4地点間の生物地球化学パラメータ値の空間的差異を

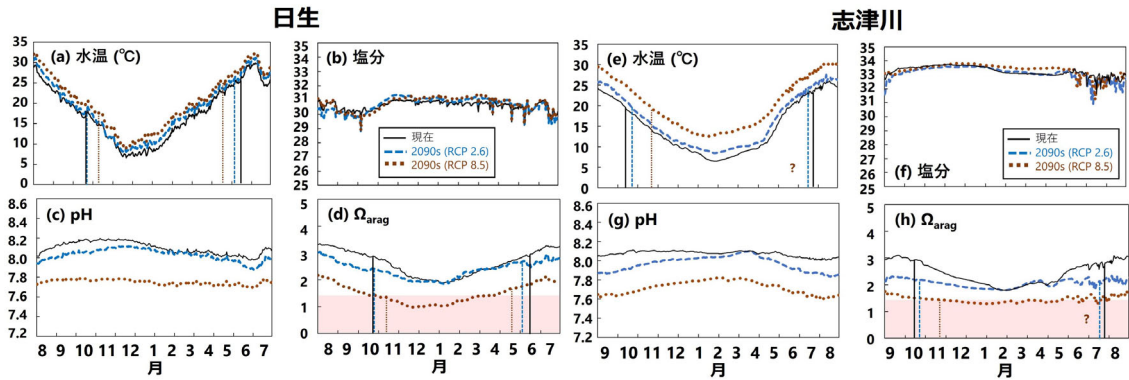


図4 日生と志津川における水温(°C) ((a), (e)), 塩分 ((b), (f)), pH ((c), (g)), Ω_{arag} ((d), (h)) の現在 (黒実線) と 2090 年代 (RCP 2.6 シナリオ (青破線) と RCP 8.5 シナリオ (茶点線)) のモデル結果. (d) と (h) の赤い領域は, Waldbusser *et al.* (2015) におけるマガキ幼生にとっての酸性化の閾値 ($\Omega_{\text{arag}} < 1.5$) を示す. RCP 2.6 および 8.5 シナリオを用いた, 現在と 2090 年代のマガキの産卵期間の終了日と開始日のモデル結果 (表 1) を, (a), (d), (e), (h) にそれぞれ黒の縦実線, 青破線, 茶点線で示す. 志津川では, RCP8.5 シナリオによる 2090 年代の産卵開始時期が予測されなかったが, これは水温が 10 °C を下回ることがなくなると予測され, 大泉 (1971) に基づく産卵開始時期の推定ができなかったためである (Fujii *et al.* (2023) の図を改変).

再現するには不十分である. また, TA と DIC 値に関する観測とモデルの結果の不一致, 特に観測された急激な減少をモデルで再現できなかったのは, モデルでは降雨や河川水による淡水の流入過程が不十分であったためと考えられる.

pH と Ω_{arag} のモデル結果は, 観測値を再現した (Fujii *et al.*, 2023). しかし, 他の生物化学パラメータと同様に, モデルは短期的な変動を十分に再現しなかった. モデルの pH と Ω_{arag} の値は, モデルの水温, 塩分, TA, DIC の値から計算されるため, 後者の不確実性が前者の不確実性を拡大したり相殺したりする可能性がある. 現在, Ω_{arag} 値がマガキ幼生の酸性化の閾値 (1.5) を下回っている日数は, モデルでは日生で 12 日, 志津川で 0 日と推定された (表 2).

2090 年代の物理・生物化学パラメータの予測結果は, RCP シナリオ (RCP 2.6 と 8.5) によって大きく異なった (図 4). RCP 8.5 シナリオでは, pH と Ω_{arag} が現在よりも大幅に低下し (図 4(c), (d), (g), (h)), 特に志津川では年間を通じて Ω_{arag} がマガキ幼生の酸性化の閾値に達する可能性があることが予測された. この深刻な状況は, パリ協定

(RCP2.6 シナリオ) に従って人為的な CO₂ 排出が十分に削減されれば, 緩和される可能性がある.

4. 提言

本研究で得られた結果と考察を踏まえて, 以下の提言を行う.

4.1. マガキ養殖の酸性化影響の軽減に向けた対策

上述のように, 日本沿岸ではこれまでにマガキ養殖に対する酸性化影響は報告されていない. しかし, 上述の将来予測の結果は, 日本沿岸でも今世紀末までにマガキ養殖に対して酸性化影響が出現する可能性を示しており, 対策の必要性を示唆している.

4.1.1 緩和策

人為起源 CO₂ の削減は, 世界的に最も重要な対策である. 本研究の数値モデリングの結果は, RCP 8.5 シナリオと比較して, パリ協定 (RCP 2.6 シナリオ) に従って将来の CO₂ 排出を抑制できれば, 酸性化の影響は大幅に緩和されることを示している. これまでの研究では, 沿岸に生息する生物に局所的な避難場所を提供できる大型藻類や海草類を利用することで, 沿岸の酸性化を局所的

に緩和する方法も提案されている（例えば Falkenberg *et al.*, 2021; 濱野上, 2022）。例えば、日生で古くから行われているアマモの再生は、酸性化の緩和をある程度促す可能性がある。一方、海藻・海草が貝類の酸性化影響を軽減しないか悪化させるという報告（例えば Greiner *et al.*, 2018; Pacella *et al.*, 2018; Garner *et al.*, 2022）もあり、引き続き科学的知見の積み上げが必要である。

4.1.2. 適応策

緩和策を講じたとしても、沿岸の温暖化、酸性化、脱酸素化は何十年も続く可能性がある。従って、緩和策と共に、複数の適応策も並行して実施する必要がある。

河川に近い地点において、観測された pH と Ω_{arag} の値が極端に低いのは、主に河川からの淡水の流入によるものである。また、河川から運ばれる有機物が沿岸域で分解する際に酸素が消費され CO_2 が排出されるので、沿岸域の DO, pH, Ω_{arag} 値がさらに低下する。さらに、激しい暴風雨のような極端現象は、将来、地球温暖化の進行に伴い、その頻度と強度が増大することが予想され、河川からの淡水や有機物の流入が増加する可能性がある。そのため、特にマガキの幼生期には、河川に近い場所での酸性化や貧酸素化の影響を軽減するために、淡水や有機物の河川から沿岸域への流入を調節する必要が出て来るかも知れない。河口やマガキの養殖場の近くに藻場を復元または設置することで、河川からの淡水や有機物の流入を抑制できる（小埜, 2022）。局所的な集水域管理は、酸性化と貧酸素化の影響を局所的に軽減すると考えられる（例えば Scanes *et al.*, 2020）。

現在、日生と志津川におけるマガキ養殖は、幼生の天然種苗を利用して行われている。しかし、本研究の将来予測の結果は、将来のマガキ養殖の海洋温暖化と酸性化の影響を軽減するために、養殖のやり方を変更する適応策を講じていく必要性も示唆している。対策の一例として、例えば、酸性化に対して特に脆弱なマガキの幼生を、人工的に維持される好適な環境下で飼育するといったことが考えられる。実際、沿岸湧昇が卓越し、pH と

Ω_{arag} が低い米国西海岸のカキ養殖業者の中には、pH と Ω_{arag} が比較的高い海域に属するハワイの孵化場で育てたマガキの種苗を購入しているところもあり（Barton *et al.*, 2015）、有望な適応策と考えられる。

将来的には、酸性化の進行に加え、水温上昇により産卵期間が長引くと、マガキの出荷期間が短くなり、また品質が低下し、マガキの出荷に悪影響が出る恐れがある。従って、この観点からも、それぞれの養殖域の海洋環境に応じて養殖形態の変更等の地域適応策が必要になるかも知れない。また、高水温や、低 pH・低 Ω_{arag} 環境に強い幼生を選択的に繁殖させることで、温暖化と酸性化への耐性を向上させられるかも知れない。

マガキを養殖する際、マガキの成長を促すために、初秋前にカキ筏を沖合に移す「沖出し」が行われる（小宮山, 2002）。しかし、台風等の極端現象の頻度や強度が増大すると、沖出しが妨げられることになる。前述のように、地球温暖化の進行に伴い、極端現象の頻度と強度が今後益々増大することが懸念されており、従って、この観点からも沖出しを含めたカキ養殖のやり方を変更する適応策を講じていくが必要になるかも知れない。

世界規模の現象である地球温暖化、海洋酸性化、貧酸素化はしばしば、“deadly trio”（Bijma *et al.*, 2013）などと呼ばれ、複合影響が懸念されている。そのため、石灰化生物に対してはこれらの現象による影響が複合的に合併症となって生じる懸念がある。複合影響の場合は単独の影響で示された危険水準よりも閾値が上がってしまうことが報告されている（例えば Steckbauer *et al.*, 2020）。つまり、本稿で示した貧酸素化の危険水準の下限閾値は $203 \mu\text{mol kg}^{-1}$ （Hochachka, 1980; 水産庁, 2013）だが、酸性化等との複合影響が生じる場合にはその閾値が高くなってしまふことを示唆している。世界規模の現象の影響自体を局所的な対策により軽減するのは難しいので、富栄養化等、局所的な要因を地域で軽減する努力により、複合影響を軽減することが有効である。このような対策も地域適応策の一環として扱っていくことが望ましい。

上記の対策は、その空間規模に応じて国や自治体、漁協等が主導して講じていくことになるが、日本では酸性化に関する公的なアクションプランがまだ存在しない。そこで、まずは酸性化に特化したアクションプラン作成や政策の立案が急務である。

謝辞：本研究は、日本財団「海洋酸性化適応プロジェクト」、文部科学省「気候変動予測先端研究プログラム」領域課題4「ハザード統合予測モデルの開発」(JPMXD0722678534)、北海道大学機能強化プロジェクトの支援により実施した。

参考文献

- [1] Aumont, O. (2005), PISCES biogeochemical model, 36pp., https://data-croco.ifremer.fr/papers/manuel_pisces.pdf.
- [2] Aumont, O., E. Maier-Reimer, S. Blain, and P. Monfray (2003), An ecosystem model of the global ocean including Fe, Si, P Colimitations, *Glob. Biogeochem. Cycles*, 17 (2), 1-26.
- [3] Barton, A., G. Waldbusser, R. Feely, S. Weisberg, J. Newton, B. Hales, S. Cudd, B. Eudeline, C. Langdon, I. Jefferts *et al.* (2015), Impacts of coastal acidification on the Pacific Northwest shellfish industry and adaptation strategies implemented in response, *Oceanography*, 25 (2), 146-159, doi: 10.5670/oceanog.2015.38.
- [4] Barton, A., B. Hales, G. Waldbusser, C. Langdon, R. A. Feely (2012), The Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, shows negative correlation to naturally elevated carbon dioxide levels: Implications for near-term ocean acidification effects, *Limnol. Oceanogr.*, 57 (3), 698-710, doi:10.4319/lo.2012.57.3.0698.
- [5] Bednaršek, N., R. A. Feely, M. W. Beck *et al.* (2020), Exoskeleton dissolution with mechanoreceptor damage in larval dungeness crab related to severity of present-day ocean acidification vertical gradients, *Science of the Total Environment*, 716, 136610.
- [6] Bernardo, L. P. C., M. Fujii, and T. Ono (2023), Development of a high-resolution marine ecosystem model for predicting the combined impacts of ocean acidification and deoxygenation, *Front. Mar. Sci.*, 10, 1174892, doi: 10.3389/fmars.2023.1174892.
- [7] Bijma, J., H.-O. Pörtner, C. Yesson, and A. D. Rogers (2013), Climate change and the oceans—What does the future hold?, *Marine Pollution Bulletin*, 74, 495-505.
- [8] Dickson, A. G. (1990), Standard potential of the reaction: $\text{AgCl}(s) + \frac{1}{2} \text{H}_2(g) = \text{Ag}(s) + \text{HCl}(aq)$, and the standard acidity constant of the ion HSO_4^- in synthetic sea water from 273.15 to 318.15 K, *J. Chem. Thermodynamics*, 22, 113-127.
- [9] Falkenberg, L. J., E. Scanes, J. Duker, and P. M. Ross (2021), Biotic habitats as refugia under ocean acidification, *Conserv. Physiol.*, 9 (1), doi: 10.1093/conphys/coab077.
- [10] Fujii, M., R. Hamanoue, L. P. C. Bernardo, T. Ono, A. Dazai, S. Oomoto, M. Wakita, and T. Tanaka (2023), Assessing impacts of coastal warming, acidification, and deoxygenation on Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) farming: A case study in the Hinase Area, Okayama Prefecture and Shizugawa Bay, Miyagi Prefecture, Japan, *Biogeosci.*, 20, 4527-4549, doi:10.5194/bg-20-4527-2023.
- [11] Fujii, M., S. Takao, T. Yamaka, T. Akamatsu, Y. Fujita, M. Wakita, A. Yamamoto, and T. Ono (2021), Continuous monitoring and future projection of ocean warming, acidification, and deoxygenation on the subarctic coast of Hokkaido, Japan, *Frontiers in Marine Science*, 8, 590020, doi: 10.3389/fmars.2021.590020.
- [12] Garner, N., P. M. Ross, L. J. Falkenberg, J. R. Seymour, N. Siboni, and E. Scanes (2022), Can seagrass modify the effects of ocean acidification on oysters? *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113438.
- [13] General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO) ウェブサイト: Gridded Bathymetry Data, https://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/.
- [14] Greiner, C. M., T. Klinger, J. L. Ruesink, J. S. Barber, M. Horwith (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.
- [15] 濱野上龍志 (2022), マガキ (*Crassostrea gigas*) の海洋酸性化影響評価: 岡山県日生地先海域と宮城県志津川湾における事例研究, 北海道大学大学院環境科学院修士論文, 88pp.
- [16] Hochachka, P. W. (1980), Coupled glucose and amino acid catabolism in bivalve mollusks, in: *Living without oxygen: closed and open systems in hypoxia tolerance*, Harvard University Press, Cambridge, 25-41.
- [17] Jullien, S., M. Caillaud, R. Benschila, L. Bordois, G. Cambon, F. Dumas, S. Le Gentil, F. Lemarié, P. Marchesiello, and S. Theetten (2022), Croco Tutorials Release 1.1, 2019, <https://data-croco.ifremer.fr/DOC/tutos-v1.1.pdf>.
- [18] 気象庁ウェブサイト, <https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>.
- [19] 小宮山 秀樹 (2002), マガキ沖出し時期の指標項目の検討, *岡山水試報*, 17, 64-65.
- [20] Lee, K., T.-W. Kim, R. H. Byrne, F. J. Millero, R. A. Feely, Y.-M. Liu (2010), The universal ratio of boron to chlorine for the North Pacific and North Atlantic oceans, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74 (6), 1801-1811.
- [21] Lewis, E., and D. Wallace, and L. J. Allison (1998), Program developed for CO₂ system calculations, ORNL/

- CDIAC-105, Oak Ridge Natl. Lab, 33pp, doi:10.2172/639712.
- [22] Lueker, T. J., A. G. Dickson, and C. D. Keeling (2000), Ocean pCO₂ calculated from dissolved inorganic carbon, alkalinity, and equations for K₁ and K₂: validation based on laboratory measurements of CO₂ in gas and seawater at equilibrium, *Mar. Chem.*, 70, 105-119, doi:10.1016/s0304-4203(00)00022-0.
- [23] National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Ocean Acidification Program ウェブサイト. <https://oceanacidification.noaa.gov/OurChangingOcean.aspx>.
- [24] Nishikawa, S., T. Wakamatsu, H. Ishizaki, K. Sakamoto, Y. Tanaka, H. Tsujino, G. Yamanaka, M. Kamachi, and Y. Ishikawa (2021), Development of high-resolution future ocean regional projection datasets for coastal applications in Japan, *Progress in Earth and Planetary Science*, 8 (1).
- [25] 大泉重一 (1971), 採苗生態, 改訂版 浅海完全養殖 (今井丈夫監修), 恒星社厚生閣, 東京, 164-166.
- [26] 小笠恒夫 (2022), わが国沿岸域の酸性化の現状評価と適応策, *Ocean Newsletter*, 532, https://www.spf.org/opri/newsletter/532_1.html.
- [27] Perez, F. F., and F. Fraga (1987), Association constant of fluoride and hydrogen ions in seawater, *Mar. Chem.*, 21 (2), 161-168.
- [28] Pacella, S. R., C. A. Brown, G. G. Waldbusser, R. G. Labiosa, and B. Hales (2018), Seagrass habitat metabolism increases short-term extremes and long-term offset of CO₂ under future ocean acidification, *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 115, 3870-3875.
- [29] Pierrot, D., E. Lewis, and D. W. R. Wallace (2006), MS Excel program developed for CO₂ system calculations. ORNL/CDIAC-105a. Oak Ridge, TN: Carbon Dioxide Information Analysis Center, Oak Ridge National Laboratory, doi:10.3334/CDIAC/otg.CO2SYS_XLS_CDIAC105a.
- [30] Scanes, E., P. R. Scanes, and P. M. Ross (2020), Climate change rapidly warms and acidifies Australian estuaries, *Nat. Comm.*, 11 (1), 1803-1811.
- [31] Steckbauer, A., S. G. Klein, and C. M. Duarte (2020), Additive impacts of deoxygenation and acidification threaten marine biota, *Glob. Chang. Biol.*, 26, 56012-5612, doi:10.1111/gcb.15252.
- [32] 水産庁 (2022), 二枚貝漁場における問題点と環境改善技術, <https://www.jfa.maff.go.jp/j/kenkyu/pdf/2.pdf>.
- [33] Taylor, K. E., R. J. Stouffer, and G. A. Meehl (2012), An overview of CMIP5 and the experiment design, *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 93 (4), 485-498, doi:10.1175/BAMS-D-11-00094.1.
- [34] Tsujino, H., H. Nakano, K. Sakamoto, S. Urakawa, M. Hirabara, H. Ishizaki, and G. Yamanaka (2017), G: Reference manual for the Meteorological Research Institute Community Ocean Model version 4 (MRI.COMv4). Technical Reports of the MRI, 80, doi:10.11483/mritechrepo.80.
- [35] van Vuuren, D. P., J. Edmonds, M. Kainuma, K. Riahi, A. Thomson, K. Hibbard, G. C. Hurtt, T. Kram, V. Krey, J.-F. Lamarque, T. Masui, M. Meinshausen, N. Nakicenovic, S. J. Smith, and S. K. Rose (2011), The representative concentration pathways: an overview, *Climatic Change*, 109, 5-31.
- [36] Wakita, M., A. Nagano, T. Fujiki, and S. Watanabe (2017), Slow acidification of the winter mixed layer in the subarctic western North Pacific, *J. Geophys. Res. Oceans*, 122 (8), 6923-6935.
- [37] Wakita, M., K. Sasaki, A. Nagano, H. Abe, T. Tanaka, K. Nagano, K. Sugie, H. Kaneko, K. Kimoto, T. Okunishi, M. Takada, J. Yoshino, and S. Watanabe (2021), Rapid reduction of pH and CaCO₃ saturation state in the Tsugaru Strait by the intensified Tsugaru warm current during 2012-2019, *Geophys. Res. Lett.*, 48 (10), GL091332.
- [38] 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, *Nat. Clim. Change*, 5 (3), 273-280.
- [39] 山家拓人 (2019), 北海道忍路湾における地球温暖化・海洋酸性化指標の変動特性評価と将来予測, 北海道大学大学院環境科学院修士論文, 74pp.
- [40] Yamamoto-Kawai, M., N. Kawamura, T. Ono, N. Kosugi, A. Kubo, M. Ishii, and J. Kanda, Calcium carbonate saturation and ocean acidification, *J. Oceanogr.*, 71 (4), 427-439, 2015.
- [41] Yara, Y., K. Oshima, M. Fujii, H. Yamano, Y. Yamanaka, and N. Okada (2011), Projection and uncertainty of the poleward range expansion of coral habitats in response to sea surface temperature warming: A multiple climate model study, *Galaxea, Journal of Coral Reef Studies*, 13 (1). Pp. 11-20, 11-20, 2011.

