

海洋酸性化適応プロジェクト 令和3年度報告書

マガキ(*Crassostrea gigas*)への海洋酸性化影響評価を中心に

令和4年3月

NPO 法人 里海づくり研究会議

※本報告書の一部の内容については、濱野上(2022)を参考に、
本報告書向けに改稿したものを中心に構成している。

目次

第1章 序論－背景と目的－	1
1.1 気候変動と海洋環境変動	1
1.1.1 地球温暖化	2
1.1.2 海洋酸性化	3
1.2 マガキ養殖の現状と海洋酸性化による影響	5
1.3 本プロジェクトの目的と目指すべき成果	6
1.4 海洋環境の数値モデリング	8
第2章 方法	9
2.1 海洋観測	9
2.1.1 対象海域	9
2.1.2 観測項目と観測期間	11
2.1.3 連続観測 pH 値の校正	13
2.2 数値モデリング	14
2.2.1 数値モデリングの概要	14
2.2.2 モデルの各条件	14
2.2.2.1 海洋データ	14
2.2.2.2 河川データ	16

2.2.3	モデルの時空間設定.....	17
2.2.4	予報変数.....	17
2.2.5	水温のバイアス補正.....	17
2.3	マガキ養殖に関する経済評価.....	18
2.3.1	経済評価の概要.....	18
2.3.2	経済評価の指標と将来の生産額、生産量の推定方法.....	19
2.4	適応策の評価.....	20
2.4.1	適応策の概要.....	20
2.4.2	適応策の指標.....	21
2.5	カキ浮遊幼生の現地観測.....	23
2.6	海洋観測に関する新技術導入の検討ーアルカリ土 pH 測定システムー.....	29
2.7	海洋酸性化に関するアウトリーチ活動.....	29
第3章 結果.....		31
3.1	現地における海洋観測.....	31
3.1.1	日生における観測結果.....	31
3.1.1.1	水温.....	31
3.1.1.2	塩分.....	32
3.1.1.3	溶存酸素.....	33

3.1.1.4 全アルカリ度.....	34
3.1.1.5 溶存無機炭素.....	35
3.1.1.6 pH.....	36
3.1.1.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag}).....	38
3.1.1.8 栄養塩.....	39
3.1.1.9 クロロフィルと濁度.....	40
3.1.2 志津川における観測結果.....	41
3.1.2.1 水温.....	41
3.1.2.2 塩分.....	42
3.1.2.3 溶存酸素.....	44
3.1.2.4 全アルカリ度.....	45
3.1.2.5 溶存無機炭素.....	46
3.1.2.6 pH.....	47
3.1.2.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag}).....	49
3.1.2.8 栄養塩.....	50
3.1.2.9 クロロフィルと濁度.....	51
3.1.3 廿日市における観測結果.....	52
3.1.3.1 水温.....	52

3.1.3.2	塩分.....	53
3.1.3.3	溶存酸素.....	53
3.1.3.4	全アルカリ度.....	54
3.1.3.5	溶存無機炭素.....	54
3.1.3.6	pH.....	55
3.1.3.7	アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag}).....	55
3.1.3.8	栄養塩.....	56
3.1.3.9	クロロフィルと濁度.....	57
3.2	数値モデリング.....	59
3.2.1	現在再現.....	59
3.2.1.1	水温.....	59
3.2.1.2	塩分.....	60
3.2.1.3	溶存酸素.....	61
3.2.1.4	全アルカリ度.....	61
3.2.1.5	溶存無機炭素.....	62
3.2.1.6	pH.....	62
3.2.1.7	アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag}).....	63
3.2.1.8	栄養塩.....	64

3.2.2 将来予測.....	66
3.2.2.1 水温.....	66
3.2.2.2 塩分.....	67
3.2.2.3 溶存酸素.....	68
3.2.2.4 全アルカリ度.....	68
3.2.2.5 溶存無機炭素.....	69
3.2.2.6 pH.....	70
3.2.2.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag}).....	70
3.2.2.8 栄養塩.....	71
3.3 マガキ養殖に関する経済評価.....	73
3.3.1 マガキ生態への海洋酸性化影響の変化率の算出.....	73
3.3.2 生産量と生産額の将来推計.....	74
3.4 適応策の評価.....	74
3.5 カキ浮遊幼生の現場観測.....	76
3.6 海洋観測に関する新技術導入の検討ーアルカリ度 pH 測定システム.....	77
3.7 海洋酸性化に関するアウトリーチ活動.....	80
第4章 考察.....	82
4.1 海洋酸性化の現状評価.....	82

4.2 モデル出力結果.....	84
4.2.1 モデルの再現性.....	84
4.2.2 将来予測	85
4.2.2.1 地球温暖化.....	85
4.2.2.2 海洋酸性化.....	86
4.3 マガキ養殖に関する経済評価の不確実性.....	88
4.4 適応策の評価.....	89
4.4.1 種苗購入.....	89
4.4.2 アマモ場造成.....	90
4.5 将来のマガキ養殖への提言.....	91
第5章 まとめ.....	93
要約.....	95
参考文献.....	100

第1章 序論—背景と目的—

1.1 気候変動と海洋環境変動

18世紀半ばに起きた産業革命以降、人為起源の二酸化炭素 (CO₂)排出量は増加傾向にある (図 1.1)。この CO₂の増加は化石燃料の消費、工業、土地利用変化など人為的な活動によって引き起こされている (例えば Le Quéré *et al.*, 2018)。排出された CO₂は温室効果を持つため、地球温暖化を引き起こす要因の1つとなる。海洋はこの増加した CO₂と熱エネルギーの大きな吸収源であり、地球温暖化を緩和する役割を果たす。しかし、地球温暖化緩和機能という多大な恩恵を受ける一方で、海洋に溶出した CO₂は地球温暖化の「双子の現象」(藤井, 2020)と言われる海洋酸性化を引き起こす原因ともなっている。また吸収された熱エネルギーは海水温の上昇を引き起こす。このように人為起源 CO₂の増加により大気だけでなく海洋にも大きな変化が起きている。

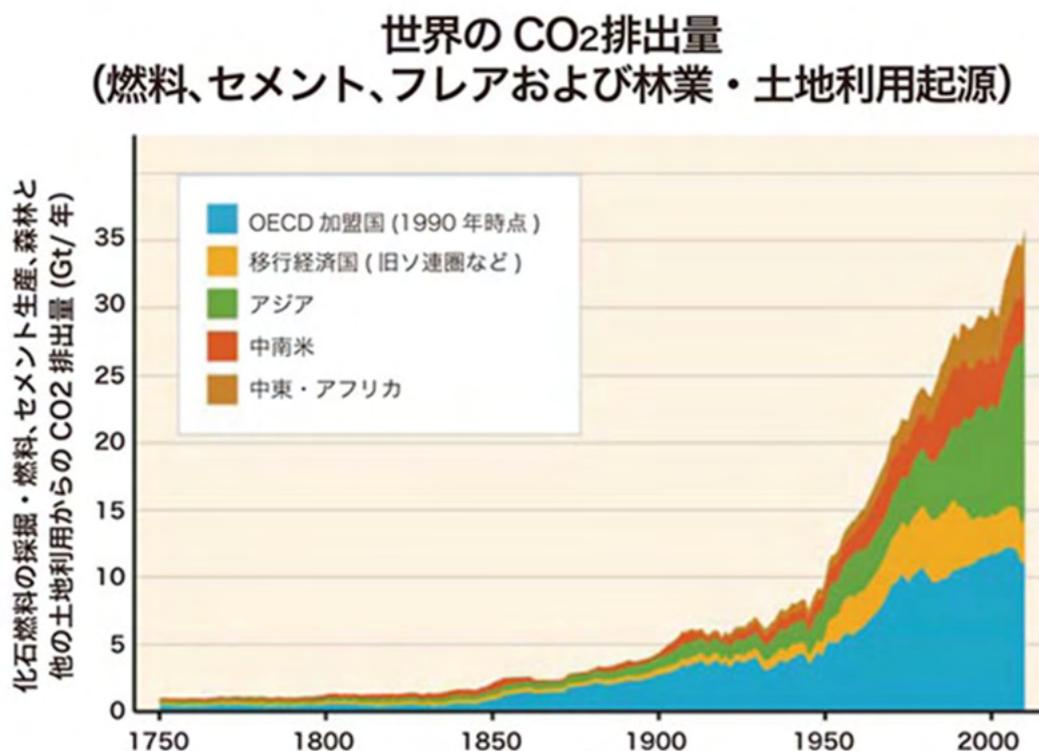


図 1.1 産業革命以降の CO₂ 排出量の増加傾向 (気候変動に関する政府間パネル (Intergovernmental Panel on Climate Change; IPCC)の第5次報告書 (5th assessment report; AR5)第3作業部会報告書; 環境省, 2015 より引用)

1.1.1 地球温暖化

人為起源 CO₂の増加によって地球温暖化が進行している。IPCC の AR5 第 1 作業部会 (Working Group 1) 報告書では、1880 年～2012 年の期間で全球平均気温が 0.85 °C 上昇したと報告している。また、地球温暖化の進行に伴い、増加した熱エネルギーを海洋が吸収することにより、海水温の上昇が進行している (例えば Levitus *et al.*, 2009)。その変化率は、全球規模で 100 年あたり 0.56 °C の上昇、日本近海では 100 年あたり 1.26 °C の上昇と報告されている (図 1.2; 気象庁, 2021)。日本近海では全球平均の 2 倍以上の速度で海水温の上昇が進行しており、生態系への影響がより顕著に表れることが懸念される

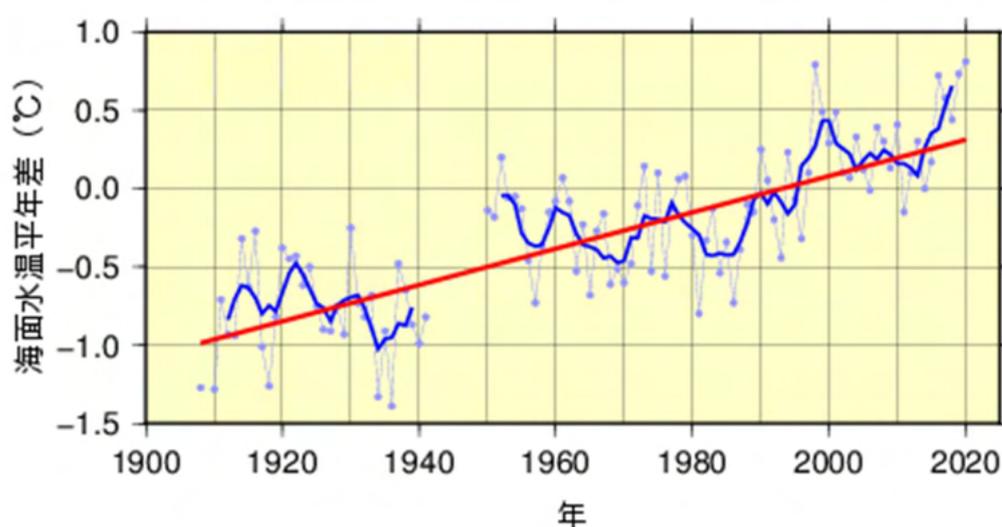


図 1.2 日本近海における水温上昇の傾向 (気象庁, 2021 を改変)。ここでは 1981 年～2010 年の 30 年間平均値を平年値としている。

海水温上昇による生態系への影響は様々である。海洋に生息する生物の多くは変温動物であるため、南方に生息する温かい海水を好む生物の生息南限・生息北限の高緯度化が報告されている。例えば、暖水性のブリの水揚げ量が近年北海道で増加していること (星野, 2017) やサンゴが 14 km/年の速度で分布を北上させている (Yamano *et al.*, 2011) ことが挙げられ、海水温上昇による漁業や観光産業への影響がすでに発生していることが示されている。

海水温の上昇によって産卵時期や成熟時期の早期化・長期化が起こることも懸念される。例えば、マガキでは水温 10 °C を基準として積算水温 600 °C に達すると性成熟に達し、水温 20 °C 以上では一度産卵しても再び性成熟して産卵を繰り返す (大泉, 1971) ことが知られており、海水温の上昇に伴いこれらが早期化・

長期化することで既存の養殖方法とのミスマッチが起こる可能性が懸念される。

また、地球温暖化は将来の台風の大型化 (吉野ら, 2015)や大規模な降雨の増加 (Papalexiou and Montanari, 2019)といった極端現象を引き起こすことが示唆されている。大規模な降雨の増加は河川の氾濫の増加を引き起こし、海洋への物質流入を変化させるため、沿岸域の生態系へ影響を与える (Hoshiba *et al.*, 2021)。

このように地球温暖化は生態系サービスに対し、空間的また時間的に影響を及ぼすことが考えられるため、沿岸域への地球温暖化の影響とそれに伴う生態系への影響を予測し、適切な適応策を講じていく必要がある。

1.1.2 海洋酸性化

海洋に溶出した CO_2 は海水中の水 (H_2O)と反応し炭酸 (H_2CO_3)となる。増加した H_2CO_3 は化学平衡に従い、水素イオン (H^+)と炭酸水素イオン (HCO_3^-)、炭酸イオン (CO_3^{2-})に乖離し海水中に H^+ を放出する (図 1.3)。したがって海洋に溶出する CO_2 の量が増えるほど本来、弱アルカリ性の性質を示す海水は pH が低下し、中性・酸性の方向に近づいていく。この現象を海洋酸性化と呼ぶ。

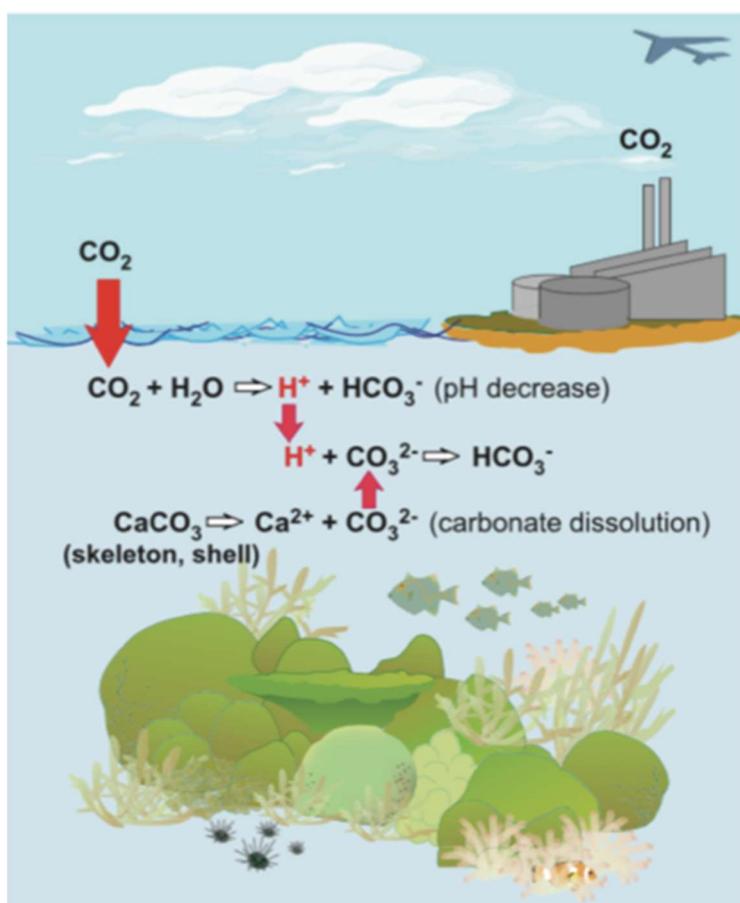


図 1.3 大気中 CO_2 濃度増加に伴う海洋酸性化のメカニズム (諏訪ら, 2010)

海洋酸性化は全球規模で進行している現象である。過去一世紀の間で、世界平均 pH はすでに 0.1 ユニット低下していることが報告されており、これは水素イオン濃度 ($[H^+]$) が 30% 近く増加したことを示している (例えば Orr *et al.*, 2006; Doney *et al.*, 2020)。加えて、海洋酸性化の進行速度は地域によって異なることも報告されている。例えば、北大西洋に位置するカナリア諸島では 1995 年～2003 年の期間で年間 0.0017 ± 0.0005 で pH が低下したと報告されている (González-Dávila *et al.*, 2007)。一方、日本の沿岸域では、1978 年～2009 年の期間で観測された pH の最大値に対し年間 0.0024 ± 0.0042 で低下したと報告されている (Ishizu *et al.*, 2019)。このように海洋酸性化の進行速度は地域によって異なり、特に日本沿岸域では上述した pH の減少幅を北大西洋と比較すると、地域による差が大きいことが分かる。沿岸域における海洋酸性化の進行状況の違いが大きな要因として、護岸工事や工業廃水を含んだ河川水の流入、海面養殖など人間活動による影響を大きく受けることが考えられる (例えば赤塚, 1975; 鈴木, 2020)。また、活発な生物活動や降雨に伴う河川流入などの自然現象によって沿岸域では、複雑な炭酸塩化学環境が形成されているため、海水の pH の時空間変動は外洋域に比べて、顕著であることが分かっている。しかし、その時空間変動の詳細は明らかになっておらず、これを明らかにする目的で、日本沿岸域でも定点モニタリングにより pH や、同じく海洋酸性化指標である炭酸カルシウム飽和度を連続観測する試みが行われている (Christian and Ono, 2019; 小埜・藤井, 2021; 藤井, 2021)。一方で、観測点の分布の偏りや、気候変動の長期傾向を捉えるにはモニタリング期間が短いことなどの課題があり、観測点のさらなる拡充が必要である。

海水中で増加した H^+ は平衡状態を保つため、海水中に存在する CO_3^{2-} と反応する。そのため海水中の炭酸イオン濃度 ($[CO_3^{2-}]$) は海洋酸性化の進行に伴い減少する (図 1.2)。この影響を強く受けるのが、炭酸カルシウムの殻や骨格を形成する貝類やサンゴ、エビ、カニ類などの石灰化生物である。石灰化生物は海水中のカルシウムイオン (Ca^{2+}) と CO_3^{2-} を利用することで自身の殻や骨格を形成するため、上述した炭酸カルシウム飽和度 (Ω) がこれらの生物への影響を表す 1 つの指標となる。よって、pH の値と共に Ω の値が海洋酸性化による生物への影響を評価するうえで重要である。 Ω は下記の式で表され $[CO_3^{2-}]$ とカルシウムイオン濃度 ($[Ca^{2+}]$) の積で決定される。また、 K_{sp} は $CaCO_3$ の溶解度積である (Guinotte and Fabry, 2008)。

$$\Omega = \frac{[Ca^{2+}][CO_3^{2-}]}{K_{sp}} \quad (1-1)$$

石灰化生物には貝類やサンゴなどの大きな生態系サービスを提供する産業的

重要種が多く含まれている。したがって、海洋酸性化の進行に伴い人間社会に対し大きな影響が出てくることが懸念される。また、 CaCO_3 にはアラゴナイトとカルサイトの2つの結晶体構造が存在し、アラゴナイトはカルサイトに比べ溶解しやすい (Morse *et al.*, 1980)。貝類の幼生期やサンゴはアラゴナイトの殻や骨格を形成するため、カルサイトの殻を持つ生物に比べ、より顕著な海洋酸性化の影響が現れると懸念される。既往研究では CO_2 の分圧を操作し、海洋酸性化影響を評価した室内実験において、サンゴの白化現象の進行や、貝類の幼生期における奇形の発生や死亡率の増加など、生物種ごとにアラゴナイト飽和度 (Ω_{arag}) の低下による影響が報告されている (例えば Anthony *et al.*, 2008, Kurihara, 2008, Onitsuka *et al.*, 2014,)。上述した既往研究の中で、pH や Ω_{arag} の値の低下による石灰化生物への海洋酸性化影響が明らかになりつつある一方で、この影響が実際の海域において、いつ、どこで発生するかは明らかになっていない。そのため産業的重要種に対する海洋酸性化影響を評価するためには、現状の海洋環境を明らかにした上で、将来の海洋酸性化の進行状況を予測し、生物種ごとに影響を評価する必要がある。

1.2 マガキ養殖の現状と海洋酸性化による影響

マガキ養殖は国内における水産業の中でも重要な位置を占めている。令和元年における海面養殖によるマガキ産出額は約 350 億円であり、日本の海面養殖業産出額の約 7% を占めている。さらに、都道府県別の産出額では1位の広島県では県内の海面養殖産出額の 73% を占め、4位の岡山県では 35% を占める (農林水産省ウェブサイト, 2021)。このようにマガキ養殖は重要な地場産業となっており、その地域のマガキ養殖への依存度は高い。そのため、海洋酸性化の進行に伴い、マガキ養殖を基幹産業とする地域への経済的影響が懸念される。

マガキへの海洋酸性化による影響の評価は数多く行われており、 Ω_{arag} や pH の低下による幼生の死亡率や奇形率の増加、成員の石灰化速度の低下などが示されている (図 1.3; 例えば Gazeau *et al.*, 2007; Kurihara *et al.*, 2007; Waldbusser *et al.*, 2015; Gimenez *et al.*, 2018; Durland *et al.*, 2019)。

アメリカ西海岸に位置するオレゴン州北西部のマガキ養殖場では、沿岸湧昇により、深層の低 pH、低 Ω_{arag} の海水が表層に顕在化すること (Barton *et al.*, 2012) によって、すでにマガキに影響が出ており、年間 2 億 7300 万ドルをこの地域にもたらすマガキ養殖が窮地に陥った事例が存在する (Our World ウェブサイト; <https://ourworld.unu.edu/jp/climate-pollution-killing-oysters>)。オレゴン州北西部の漁業者は、この状況に対応するため、ハワイに陸上人工採苗施設を建設し、人工採苗を行うことで、脆弱な幼生期への海洋酸性化の影響を避ける適応策を講じている。今後、海洋酸性化の進行に伴い、日本でも同様の状況に陥ることが懸念さ

れ、影響が出る前に適切な適応策の構築を図る必要性がある。一方で、適応策として遺伝子組み換えや、養殖場の移動などの重要性 (Tan and Zheng, 2020)や、石灰化生物を養殖する産業への地域の依存度の低下の重要性 (Ekstrom *et al.*, 2015)を指摘するものは存在するが、実際に適応策を導入した際の費用や便益について言及した既往研究はほとんどない。地域の漁業者にとって最も重要なことは、海洋酸性化の影響が顕在化した際にどれだけの経済的被害が発生し、対策にどれだけの費用がかかり、対策からどれだけの利益が得られるかという経済的指標である。そのため、海洋酸性化に対する適応策を漁業者に対して提言するためには将来的な海洋酸性化による影響を金額で算出し、適応策の費用と便益を提示することが重要である。

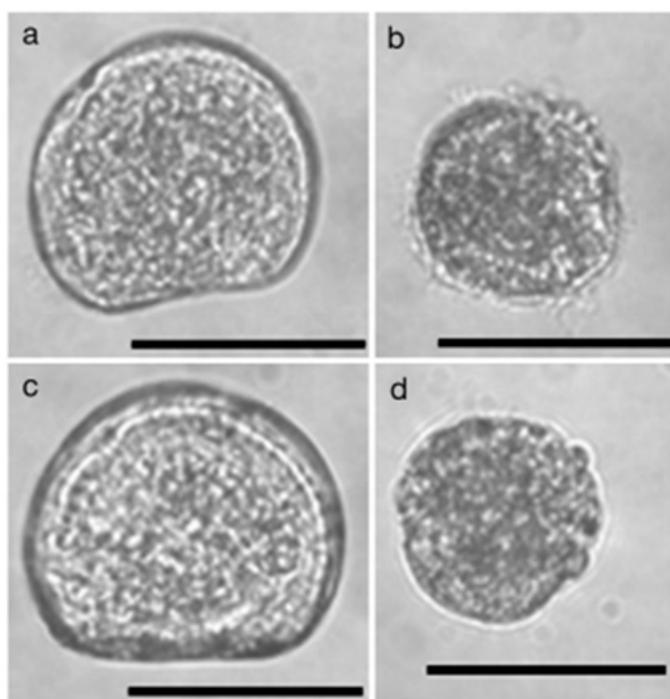


図 1.4 海洋酸性化によるマガキ幼生への影響。(a)は $\Omega_{\text{arag}} = 3.00$ の環境で 24 時間培養、(b)は $\Omega_{\text{arag}} = 0.68$ の環境で 24 時間培養、(c)は $\Omega_{\text{arag}} = 3.00$ の環境で 48 時間培養、(d)は $\Omega_{\text{arag}} = 0.68$ の環境で 48 時間培養した写真 (Kurihara *et al.*, 2007)

1.3 本プロジェクトの目的と目指すべき成果

海洋酸性化が顕在化した場合、それによる水産業への被害は 1 兆円を超えとも言われる (藤井, 2021)。特に貝類には大きな影響を与えられられるが、沿岸貝類養殖の海洋酸性化への適応策について、科学的知見の収集、問題解決のためのネットワーク、そして適応策実施に関する具体的な取り組みはなさ

れていない。我が国沿岸における実際の養殖現場の海洋酸性化の現状さえ把握されておらず、その影響がいつ、どのように発生するかも明らかになっていない。そこで、本プロジェクトでは、産業的重要種のひとつであるマガキ養殖に焦点を絞り、国内の養殖場における海洋酸性化の現状を把握し、今後のモニタリング体制を構築するとともに、地域漁業に対し、いつ頃にどれだけの被害額を及ぼすかを予測し、緩和策・適応策について検討し提案することを目的とした。

我が国のカキ養殖産地から代表的な 3 地域を選定し、効率的なモニタリング手法を構築して分野横断的ネットワーク（科学・政策・利害関係者）の基礎を確立するとともに、「適応策」に関する世界的な知見を収集整理して検証し、日本沿岸における効果的な「適応策」と実践体制を提案しようとするものである。具体的には 2020～2024 年度の 5 年間を事業期間として、目指すべき成果として次の目標を掲げた。

(1) 現状把握とモニタリング

- ①モデル地域として 2020 年度から岡山県備前市日生町海域及び宮城県南三陸町志津川湾、2021 年度から広島県廿日市市海域を選定し、この 3 海域における海洋酸性化の進行状況の把握
- ②精度の高い観測が困難とされる pH・アルカリ度等の観測方法の簡素化などによる汎用性のある海洋酸性化モニタリング技術の開発、地域の特性に応じた持続可能なモニタリング実施体制の構築と提案
- ③上記による実績に基づくモニタリングステーションのさらなる増設と拡大、これらモニタリング情報のデータベース化とネットワーク化、プラットフォーム構築に関する提案

(2) 適応策の提案

- ①海洋酸性化に関する事例と適応策に関する世界的なリサーチによる知見の収集整理と海洋酸性化の現状と対策に関する分析
- ②海洋酸性化進行度に応じた評価レベル（レベル 0, 1, 2・・・）の構築とレベルに応じた適応策（短期・中期・長期）の提案
- ③海洋観測と数値モデリングの併用によるカキ養殖にとって危険水準に達する年代の推定と金額ベースでの経済的影響、影響回避するための適応策の提案とそれぞれの適応策の便益評価

(3) アウトリーチ活動について

- ①これらの成果に基づく漁業者・漁業団体・漁業界との双方向型アウトリーチ活動の展開
- ②さらに広く一般社会に向けてのアウトリーチ活動による海洋酸性化に対する理解の深化

1.4 海洋環境の数値モデリングについて

海洋環境は様々な現象が複雑に絡み合っているため、これらを一度に考えることは困難である。数値モデリングは複雑な現象の中から本質的な要素を抜き出し、シミュレーションをすることで、その要素がどのように影響を及ぼすのかを考えることを手助けしてくれる効果的なツールである。そのため、海洋環境の将来予測を行い、海洋酸性化などの影響を評価するには有効な手段となりうる。

これまでに海洋環境のシミュレーションは多く行われている。しかし、それらの多くは外洋域において空間解像度の低いシミュレーションであるものが多く、沿岸域において空間解像度の高いシミュレーションを行った例は少ない。例えば、MIROC-ESM (model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments) では外洋域において生物化学過程が現実的に再現されている (Watanabe *et al.*, 2011)ものの、沿岸域での情報が欠損している (赤松, 2019)。沿岸域では外洋域と比較すると、1.1.1 節で述べた自然現象や人間活動による影響を大きく受けるため、pH や Ω_{arag} といった生物化学指標は大きく変動する。そのため、沿岸域を現実的に再現し、生態系や人間社会への影響を評価するためには、高空間解像度のシミュレーションが必要である。また、生物への影響を詳細に評価するためには時間解像度を上げることも重要となる。例えば、Onitsuka *et al.* (2018)では、石灰化生物への海洋酸性化影響は日最低値によって規定されることが報告されている。これらの指標の日最低値は生物の呼吸の影響が卓越する夜に現れるため、その議論を行うためには日周変動を解像できるモデルが必要となる。そのため、より時間解像度の高いシミュレーションを行う必要がある。したがって、沿岸域の生態系や人間社会への海洋酸性化適応策の施策立案に資する科学的指針を提示するためには、高時空間解像度モデルを適用する必要がある。

第2章 方法

2.1 海洋観測

2.1.1 対象海域

本研究で対象とするマガキ養殖の盛んな沿岸域に属する海域として、岡山県備前市日生地先海域 (以下、日生)と宮城県南三陸町志津川湾 (以下、志津川)の2地点を選出した (図 2.1)。岡山県と宮城県の合計マガキ養殖生産額は国内全体のマガキ養殖生産額の約 2 割を占めており、国内のマガキ養殖を考える上で重要な地域である。その中でも日生は岡山県のマガキ養殖生産額の 5 割 (農林水産省ウェブサイト; 田中丈裕, 私信)、志津川は宮城県のマガキ養殖生産額の 1 割 (農林水産省ウェブサイト; 太齋彰浩, 私信)を占める主要なマガキ養殖地域である。

広島県廿日市市(以下、廿日市)については、日生の陸水の影響を受ける観測定点において、2020 年 9 月の観測で Ω_{arag} がマガキ浮遊幼生に悪影響を与える閾値を大幅に下回る数値が確認されたため、水産研究・教育機構水産技術研究所廿日市庁舎の協力を得て、広島湾でも同様の環境にある 1 定点を設定し 2021 年度から追加したものである。



図 2.1 本プロジェクトにおける対象海域

また、日生と志津川は地域住民が主体となり、海洋環境を改善する活動が行われ、「人手が加わることによって、生産性と生物多様性が高くなった海」と定義される「里海」(柳, 2006)を实践する先進事例地域である。例えば、日生では、1950 年には約 590 ha

ものアマモ場が存在したが、1985年には約12 haまで激減した。この年から地元漁師によるアマモの播種活動が開始され、現在では約250 haまでアマモ場が回復している(田中, 2017)。この活動によって、魚介類の種数と個体数が増加しており、人手を加えることによって生物多様性が向上している(中力, 2017)。また、志津川では、2011年3月11日に発生した東日本大震災の後、マガキ養殖に使用するカキ筏の台数を震災前より減少させ、養殖密度を低下させたところ、マガキの成長効率が向上し、震災前では出荷までに本来3年かかっていたが、わずか7-10ヶ月で出荷できるようになり生産性が向上した。また、マガキは粒状有機物をろ過することで有機物を同化し、同化できなかった有機物を糞として排出する。マガキは加齢にともない有機物同化効率が低下するため、養殖期間が長くなるほど、糞に含まれる有機物量は増加する。海底へ沈降する糞に含まれる有機物量が増加するほど、糞の分解にかかる酸素消費速度は増加するため、貧酸素状態につながる。つまり養殖密度を低下させることは海底への環境負荷を低減することにもつながっている。以上のように人手のかけ方を変えることによって生産性の向上と環境負荷の低減を両立させている(小松ら, 2019)。

こうした背景の下、地元漁業者の活発な協力を得ることができる両海域において、マガキ養殖へ影響を与えると懸念される海洋酸性化の現状把握と今後の適応策の施策構築のため、本プロジェクトの枠組みで海洋環境の観測が実施されている。設けられた調査地点はそれぞれ4地点である(図2.2)。

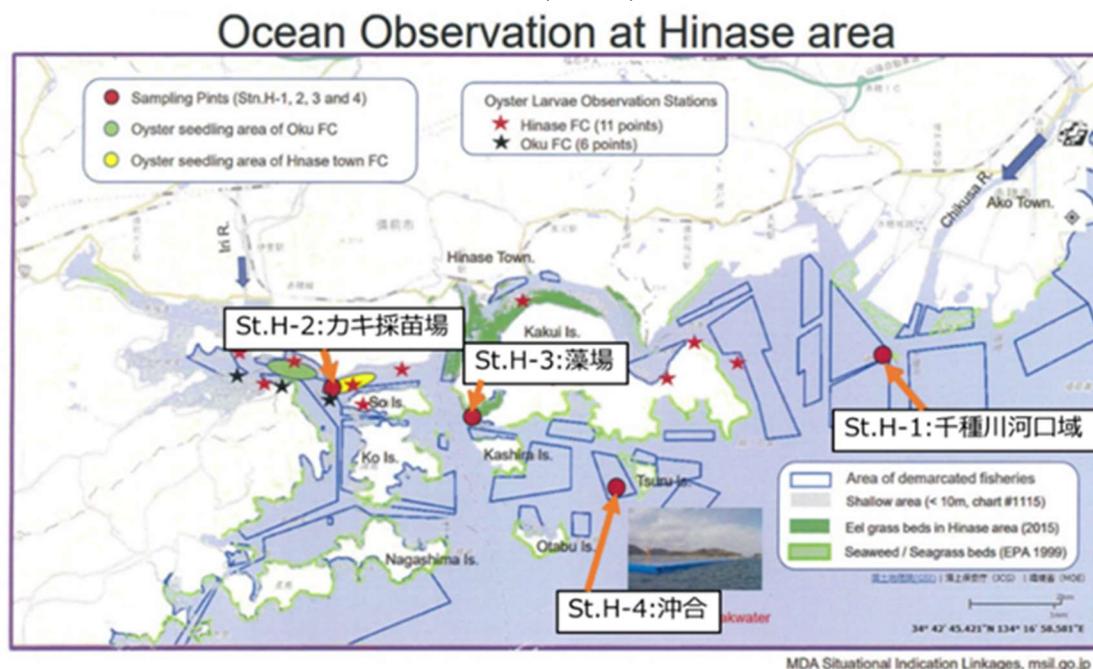


図 2.2 (a) 日生における観測地点

日生において St. H-1 (以下 H-1) は二級河川である千種川の河口部に位置する。淡水流入の影響を直接的に受ける地点であり、水深 6.5~7.2 m である。St. H-2 (以下 H-

2)は片上湾湾口部の近くに位置する。片上湾に流入する二級河川である伊里川の影響を受ける地点であり、マガキの採苗が最も盛んに行われ、水深は 4.9～6.4 m である。St. H-3 (以下 H-3)は現寺湾湾口部に位置する。日生地先海域の中で最もアマモ場が安定して存在する地点であり、水深は 4.5～5.4 m である。St. H-4 (以下 H-4)は最も沖合に位置しており、水深は 10.2～12.4 m である。



図 2.2 (b) 志津川における観測定點

志津川においては、St. S-1 (以下 S-1)は最も湾奥部に位置する。八幡川、水尻川といった二級河川の流入の影響を最も受ける地点であり、水深は 4.9～6.1 m である。St. S-2 (以下 S-2)は二番目に湾奥部に近く、マガキの採苗場となる地点である。周囲ではマガキ養殖の他に、ワカメやホヤの養殖が行われており、水深は 12.5～15.4 m である。St. S-3 (以下 S-3)は三番目に湾奥部に近い地点である。周囲ではワカメ養殖が盛んに行われており、水深は 16.3～17.7 m である。St. S-4 (以下 S-4)は最も沖合に位置する地点である。周囲ではマガキ、ワカメ、ホヤの養殖の他にホタテの養殖の営まれており、水深は 15.5～16.9 m である。

2.1.2 観測項目と観測期間

観測は日生、志津川共に 2020 年 8 月から、それぞれ月 1～2 回の頻度で船舶を用いて、実施されている。観測項目は深度、水温、塩分、クロロフィル、溶存酸素 (dissolved oxygen; DO)、pH、全アルカリ度 (total alkalinity; TA)、溶存無機炭素 (dissolved inorganic carbon; DIC)、栄養塩 (硝酸塩(NO₃)、亜硝酸塩 (NO₂)、アンモニウム塩 (NH₄)、リン酸塩 (PO₄)、ケイ酸塩 (Si)) (志津川では Si の観測は非実施)であ

る。観測に使用された測器は、日生では深度、水温、塩分、クロロフィル、DO についてワイエスアイ・ナノテック株式会社製 YSI EXO2 多項目水質計、志津川では深度、水温、塩分、クロロフィル、DO について JFE アドバンテック株式会社製 CTD RINKO-Profiler ASTD102、pH についてハンナインスツルメンツ・ジャパン株式会社製 HI 9829-02041 である。各栄養塩の濃度は船上で採水された海水試料を、日生については岡山県水産研究所で、志津川については宮城県気仙沼水産試験場でそれぞれ分析することで得られた。TA と DIC は各地点で取得された海水試料を国立研究開発法人海洋研究開発機構 (JAMSTEC)むつ研究所に送付し、全アルカリ性滴定装置(紀本電子工業製 ATT-05)を用いて TA を、クーロメーター (日本 ANS 製 MODEL 3000A)を用いて DIC 濃度をそれぞれ分析した (Wakita *et al.*, 2017; 山家, 2019; Wakita *et al.*, 2021)。TA 及び DIC の値は、米国カリフォルニア大学サンディエゴ校スクリプス海洋研究所の A. G. Dickson 教授及び KANSO テクノスから提供された認証標準物質を用いて校正した (藤井ら, 2021)。

水温、塩分と pH はそれぞれ連続測定が可能な測器を各地点の水深 1 m 付近に設置して測定した。使用された測器は水温、塩分について JFE アドバンテック株式会社製ワイパー式メモリー水温塩分計 INFINITY-ACLW2-USB、pH については紀本電子工業株式会社製海水用 pH センサー SPS-14 であり、両地域において同機種の測器が使用された。連続測定の期間は日生では 2020 年 8 月 29 日から現在まで、志津川では 2020 年 8 月 6 日から現在までであり、1 時間ごとにデータを取得している。1 ヶ月に 1~2 回、測器に付着した生物の除去等の清掃を行い、2~3 ヶ月に 1 回、データの回収と電池交換、測器の校正のために測器の回収が行われた。本報告書では、日生では 2020 年 8 月 29 日から 2021 年 12 月までのデータを、志津川では 2020 年 8 月 6 日から 2021 年 12 月までのデータを用いて議論した。

炭酸カルシウムの 1 形態であるアラゴナイトの飽和度 (Ω_{arag})は、pH と共に海洋酸性化を評価する重要な指標である。 Ω_{arag} を算出するためには、水温、塩分、pH に加えて TA、DIC、海水中の CO_2 濃度のうちいずれか 1 つの値が必要となる。このうち、TA と DIC は海水採水時の値は上記により算出されるが、その頻度は月 1~2 回程度であり、高頻度のデータはない。そこで、海水の TA は塩分と高い相関を示す (例えば Yamamoto-Kawai *et al.*, 2015)ことを利用し、各地点で取得された海水試料の分析で得られた塩分と TA の値から回帰式を算出した (図 2.3)。連続観測で得られた 1 時間ごとの塩分から 1 時間ごとの TA を推定した。そして、同じく連続観測で得られた水温、pH の値と合わせて、 CO_2SYS (Lewis and Wallace, 1998)を用いて 1 時間ごとの Ω_{arag} の値を算出した。

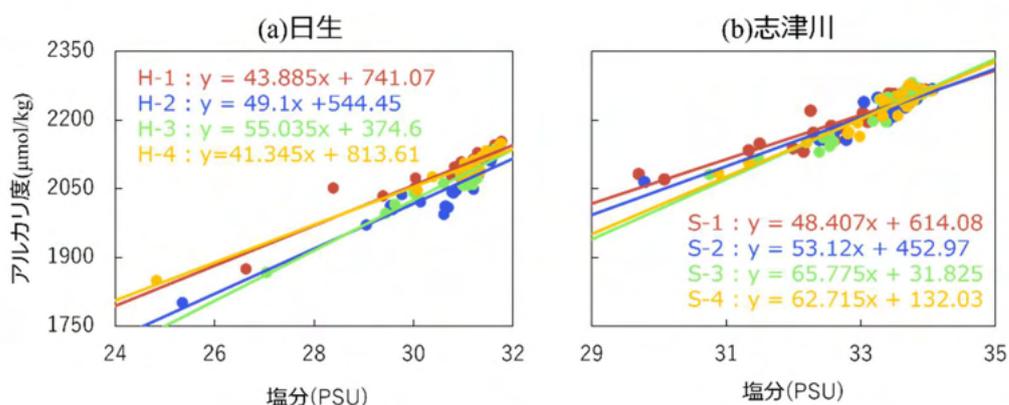


図 2.3 (a)日生と(b)志津川における塩分と TA の回帰式。観測地点ごとの相関係数は以下のとおりである。H-1: $R^2 = 0.86$, H-2: $R^2 = 0.85$, H-3: $R^2 = 0.92$, H-4: $R^2 = 0.94$, S-1: $R^2 = 0.88$, S-2: $R^2 = 0.85$, S-3: $R^2 = 0.90$, S-4: $R^2 = 0.90$

また、海洋酸性化指標の時空間変化のうち、降水や河川からの淡水流入の影響を検証するため、日生と志津川から最も近い観測所（それぞれ岡山県瀬戸内市邑久町虫明と宮城県本吉郡南三陸町志津川）の降水量データ（気象庁ウェブサイト；<https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>）を取得した。降水量データは塩分、pH、 Ω_{arag} の時空間変化と直接比較することにより、それぞれの値の変動が降水や河川からの流入に起因するものであるか検証した。

2.1.3 連続観測 pH 値の校正

pH の連続観測において、その絶対値の補正と共に、センサーのガラス電極部分への生物付着などの影響で生じる観測値のドリフトの補正を行う必要がある（山家, 2018; 藤井ら, 2021）。本研究では、以下の方法で pH センサーの pH 値を校正した（藤井ら, 2021; 小埜恒夫, 私信）。すなわち、時刻 t における pH ($\text{pH}(t)$) を以下の式で求めた。

$$\text{pH}(t) = \text{pH}_m(t) + [(\text{pH}_{\text{sample}}(t_i) - \text{pH}_m(t_i)) + \{\text{pH}_{\text{sample}}(t_e) - \text{pH}_m(dt_e) - (\text{pH}_{\text{sample}}(t_i) - \text{pH}_m(t_i))\}] \times \frac{t - t_i}{t_e - t_i} \quad (2-1)$$

ここで、 $\text{pH}_m(t)$ は時刻 t における pH センサーによる pH の測定値、 $\text{pH}_{\text{sample}}(t_e)$ は海水試料によって得られた各観測終了時刻における pH、 $\text{pH}_m(dt_e)$ は pH センサーの測定終了時刻から 24 時間前までの pH の最低値または平均値、 t_i は pH センサーの測定開始時刻である。pH は、日中は植物の光合成が卓越して上昇、夜間は生物の呼吸が卓越して低下する。センサーのガラス電極部分に藻類等が付着すると昼間の光合成の影響が増幅され pH は真値よりも過大になると考えられる。この影響による校正の不確実性を極力減らすために、 $\text{pH}_m(dt_e)$ は直前の 24 時間に光合成の影響が見られる場合は日間の最低値を使用し、見られない場合は平均値を使用した。

2.2 数値モデリング

2.2.1 数値モデリングの概要

日生、志津川における海洋環境の現在再現及び、将来予測を行うために、領域海洋循環モデル Regional Ocean Modeling System (ROMS)-Agrif (Penven *et al.*, 2006) に基づいて開発された海洋物理・生物化学モデル CROCO (Jullien *et al.*, 2019)を用いた (Fujii *et al.*, 2021)。CROCO の大きな特徴は、高解像度のシミュレーションが可能であることと、大気や波浪、海底地形など様々な相互作用の計算が可能であることである。また、海洋生態系モデルである Pelagic Interaction Scheme for Carbon and Ecosystem Studies (PISCES; Aumont *et al.*, 2003)を結合することによって物理過程だけでなく生物化学過程も計算することが可能である。以上より、複雑な沿岸域の海洋環境をシミュレーションするには適したモデルである。また、現在再現として 2000 年代、将来予測として今世紀半ばと、今世紀末を対象にシミュレーションを行った。

2.2.2 モデルの各条件

2.2.2.1 海洋データ

現在再現および将来予測に用いた境界条件は以下の通りである (表 2.1; Bernardo *et al.*, 投稿準備中)。

DO と栄養塩 (NO_3 、 PO_4 、Si)の濃度の境界値として、志津川では World Ocean Atlas (WOA) 2009 (Garcia *et al.*, 2010)を用いた。WOA2009 は瀬戸内海のデータが欠損しているため、日生における DO と栄養塩の濃度の境界値は環境省が提供する公用水域水質調査のデータを用いた。TA と DIC の境界条件として、Watanabe *et al.* (2020)の回帰式を利用して温位と DO 濃度から推定した値を与えた。

将来予測は国連気候変動に関する政府間パネル (Intergovernmental Panel on Climate Change; IPCC)の第 5 次報告書 (5th assessment report; AR5)第1作業部会 (Working Group 1)報告書による RCP (Representative Concentration Pathways: 代表濃度経路) 8.5 (高位参照)シナリオによる今世紀半ばと今世紀末、RCP2.6 (低位参照)シナリオによる今世紀末について計算を行った。将来予測は現在再現の物理条件、DIC、 pCO_2 の境界値を各シナリオの今世紀半ばまたは今世紀末のものに置き換え、それ以外の変数は現在再現の値を与えることで実施した (表 2.1)。具体的には、水温、塩分、流速、水位の境界値は水平解像度 2 km と世界最高解像度の海洋将来予測データセット (Future Ocean Regional Projection (FORP)-JPN02)のうち、気象研究所で開発された気候予測モデル MRI-CGCM3 の RCP8.5 シナリオの今世紀半ば (2050 年 5 月～2051 年 4 月)及び今世紀末 (2099 年 5 月～2100 年 4 月)と RCP2.6 シナリオの

表 2.1 モデルに用いた初期条件・境界条件

パラメータ	データセット名	出典
海底地形データ	GEBCO(General Bathymetric Chart of the Ocean) 15 arc-second (-500m)	GEBCOウェブサイト https://download.gebco.net
潮汐	全球潮汐モデル(TPX07.0)	Egbert and Erofeeva (2002)
大気強制力 (日射, 気温, 海面気圧, 相対湿度, 降水量, 東西・南北風速)	日生: 気象庁メソ数値予報モデルGPV(MSM)	気象庁データウェブサイト http://database.rish.kyoto-u.ac.jp/arch/jmadata/gpv-netcdf.html
	志津川: Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set (COADS) 2005	Da Silva <i>et al.</i> (1994)
物理条件 (水温, 塩分, 流速, 水位)	FORP(Future Ocean Regional Projection)-JPN02 現在: historical (2000年5月~2001年4月) 将来: MRI-CGCM3 RCP8.5(2050年5月~2051年4月) 将来: MRI-CGCM3 RCP8.5(2099年5月~2100年4月) 将来: MRI-CGCM3 RCP2.6(2099年5月~2100年4月)	Nishikawa <i>et al.</i> (2021)
大気CO ₂ 濃度(pCO ₂)	現在: 370ppm 将来(今世紀半ばのRCP8.5): 540ppm 将来(今世紀末のRCP8.5): 900ppm 将来(今世紀末のRCP2.6): 420ppm	van Vuuren <i>et al.</i> (2011)
生物化学条件		
溶存有機炭素 (dissolved organic carbon; DOC) 鉄(Fe)		Aumont <i>et al.</i> (2003)
溶存酸素(dissolved oxygen; DO) 硝酸塩(NO ₃) リン酸塩(PO ₄) ケイ酸塩(Si)	日生: 公共用水域水質調査	環境省ウェブサイト https://water-pub.env.go.jp/water-pub/mizu-site/mizu/kousui/dataMap.asp
	志津川: World Ocean Atlas (WOA) 2009	Garcia <i>et al.</i> (2010)
全アルカリ度(total alkalinity; TA)	現在: 水温(温位(θ))とDOの値から以下の式で算出 $TA = 2319 + 0.5155 \cdot \theta - 0.2367 \cdot DO$ 将来: 現在の値と同じと仮定	Watanabe <i>et al.</i> (2020)
溶存無機炭素 (dissolved inorganic carbon; DIC)	現在: 水温(温位(θ))とDOの値から以下の式で算出 $DIC = 2407 - 12.20 \cdot \theta - 0.7851 \cdot DO$ 将来(今世紀半ばのRCP8.5): CO2SYSを用いて上記の今世紀半ばの水温、塩分、TA、pCO ₂ より算出 将来(今世紀末のRCP2.6とRCP8.5): MIROC-ESM(Model description and results of CMIP5-20c3m experiments)(2086年~2095年)	Lewis and Wallace (1998) Watanabe <i>et al.</i> (2011) Watanabe <i>et al.</i> (2020)

今世紀末 (2099年5月~2100年4月)の出力結果を用いた。DIC濃度は対象とする年代によって境界値として用いたデータセットが異なる。今世紀末については、気候モデル Model description and results of CMIP5-20c3m experiments (MIROC-ESM; Watanabe *et al.*, 2011)による RCP2.6 シナリオ及び 8.5 シナリオの出力結果を用いた。一方、今世紀半ばについては DIC 濃度の将来予測結果が提供されていないため、MRI-CGCM3 の RCP8.5 シナリオによる今世紀半ばの水温と塩分の出力結果及び、今世紀半ばの pCO₂ の予測値、現在再現に用いた TA より、CO2SYS を用いて算出し、境界値として与えた。pCO₂ の値は RCP8.5 シナリオの今世紀半ばと今世紀末についてはそれぞれ 560 ppm と 900 ppm、RCP2.6 シナリオの今世紀末については 420 ppm とした。

2.2.2.2 河川データ

河川による淡水・栄養塩流入の影響を考慮するため、日生では、旭川、吉井川、高梁川、土器川、揖保川、加古川 (図 2.4)の流量、水温、DO、TA、DIC 栄養塩 (NO_3 、 NH_4 、 PO_4 、Si)の値を与えた。志津川では、一級河川である北上川と志津川湾内に直接流入する二級河川 10 河川 (八幡川、水尻川、折立川、稲渕川、桜川、新井田川、西戸川、水戸辺川、長清水川、伊里前川) (図 2.4)の流量、水温、DO、TA、DIC、栄養塩の値を与えた。

日生では、旭川、吉井川、高梁川、土器川の水温、DO、栄養塩は国土交通省が提供する水文水質データベース (<http://www1.river.go.jp/>)のそれぞれの観測点 (旭川大橋、永安橋、潮止堰下、丸亀橋)における 2017 年～2019 年のデータを取得した。流量は旭川、高梁川、土器川では観測点 (北方、酒津、丸亀橋)における 2017 年～2019 年のデータを取得し、吉井川では河川データブック (水管理・国土保全局, 2020) から 2012 年の流量のデータを取得した。また、揖保川、加古川の水温、DO、栄養塩はひょうごの環境 (兵庫県ウェブサイト: <https://www.kankyo.pref.hyogo.lg.jp/jp>)より観測点 (王子橋、加古川橋)における 2017 年 4 月～2020 年 3 月のデータを取得した。流量は同様にひょうごの環境より観測点 (王子橋、上荘橋)における 2017 年 4 月～2020 年 3 月のデータを取得した。

志津川では、北上川の水温、DO、栄養塩は水文水質データベースより観測点(飯野橋)における 2017 年～2019 年のデータを取得した。また、流量は流量年表第 58 回 (2010)から観測点 (登米)におけるデータを取得した。志津川湾に直接流入する二級河川 10 河川の各河川における水温、DO、栄養塩は観測・公表されていないため、門谷ら (2019)に倣い、環境省研究総合推進費 S-13 による主要 3 河川である八幡川、水尻川、折立川の観測結果の平均値を与えた。また、流量も同様に観測・公表されていないため、志津川湾に最も近い水位データが得られる二級河川の大川において水位・流量曲線から流量を算出し、大川と各河川の流域面積の比によって算出した (門谷ら, 2019)。TA と DIC の値はどの河川においても観測・公表されていないため、岩手県宮古市の閉伊川、津軽石川について推定した値 (TA, DIC とともに $410 \text{ } (\mu\text{mol/kg})$) (Bernardo *et al.*, 2021)をすべての河川に適用した。

また、将来予測では現在と将来の降水量の変化率を推定し、現在の流量に乗じることで、将来の流量の値として適用した。現在と将来の降水量は過去と将来の産業革命以降 2°C 及び 4°C 上昇した未来の気候状態についてモデル出力をまとめたデータベースである Database for Policy Decision Making for Future Climate Change (d4PDF (過去と 4°C 上昇実験); Mizuta *et al.*, 2017, d2PDF (2°C 上昇実験); Fujita *et al.*, 2019) の日生と志津川における日平均降水量を取得し、積算降水量(mm/年)の現在と将来の変化率を算出した。現在の降水量は過去実験の結果より 2010 年 1 月～12 月の出力結果を用いた。RCP8.5 シナリオにおける今世紀半ばと今世紀末の将来の降水量の

予測値はそれぞれ 2 °C 昇温実験における 2050 年 1 月～12 月と 4 °C 昇温実験における 2099 年 1 月～12 月の出力結果を用いた。RCP2.6 シナリオにおける今世紀末の将来予測値は 2 °C 昇温実験における 2090 年 1 月～12 月の出力結果を用いた。

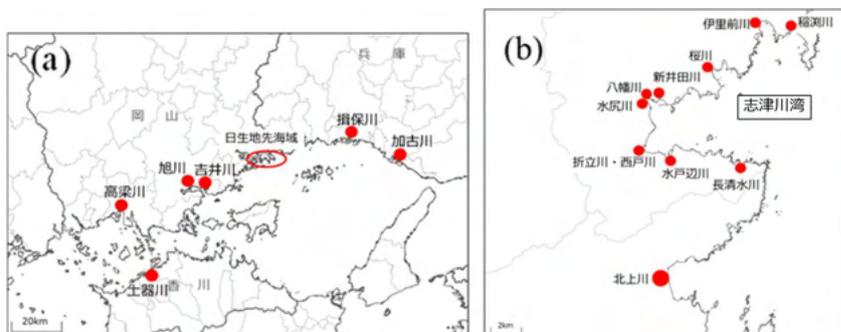


図 2.4 (a)日生と(b)志津川における淡水・栄養塩流入を考慮した河川の分布(国土地理院 地理院地図を改変)

2.2.3 モデルの時空間設定

本研究では日生、志津川のそれぞれについて、Gridbuilder (Austide consulting ウェブサイト; <https://austides.com/>)を用いてモデル領域の設定を行った。空間範囲は日生では東経 133° 38' 06"～東経 135° 47' 67"、北緯 33° 93' 24"～北緯 34° 79' 81"、志津川では東経 140° 86' 10"～東経 142° 86' 20"、北緯 37° 59' 47"～北緯 39° 76' 67"とした。モデルの水平解像度は約 2 km である。鉛直方向の座標系は σ 座標で層数は 32 である。計算期間は 4 月～翌年 5 月までとし、日平均値を解析に供した。

2.2.4 予報変数

モデルの物理過程の予報変数は水温と塩分、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。また、モデルによって得られた水温、塩分、TA、DIC の値から CO2SYS を用いて、pH 及び Ω_{arag} を算出した。出力結果は水深 1 m におけるモデル結果を解析に供した。

2.2.5 水温のバイアス補正

本研究で境界条件として用いた気候モデル MRI-CGCM3 の水温の結果は親潮域や黒潮域で他のモデルの結果と比べて低温傾向を示すことが指摘されている (Nishikawa *et al.*, 2021)。このようにモデルの結果にはバイアスが生じるため、観測結果を真値としたバイアス補正を行う必要がある。本研究では先行研究 (Yara *et al.*, 2011; Fujii *et al.*, 2021)の方法に従い、バイアス補正を行った。すなわち、任意の変数 Φ について、

$$\Phi_f = \Phi_{obs} + \Delta \Phi \quad (2-2)$$

$$\Delta \Phi = \Phi_f - \Phi_p \quad (2-3)$$

ここで Φ_f はモデルによる将来予測値、 Φ_{obs} は観測値、 Φ_p はモデルによる現在気候の計算値である。バイアス補正は黒潮と親潮の潮目に位置し、海流の影響を大きく受けると考えられる志津川に対してのみ行った。Nishikawa *et al.* (2021) では、瀬戸内海の水温のバイアスについて言及されておらず、3.2.1.1 節で述べる日生の水温の現在再現結果は観測値を現実的に再現できていたため、日生についてはバイアス補正の必要はないと判断した。

本研究では、観測値として英国気象庁 (United Kingdom Meteorological Office; UKMO) が提供している OSTIA-UKMO-L4-GLOB-v2.0 (Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis-United Kingdom Meteorological Office-Level 4 data product-Global coverage data sets-v2.0) の海面水温 (SST) を用いて、水温のモデル結果のバイアス補正を行った。このデータは係留ブイや現場観測、衛星データなどを用いて最適補間がなされており、空間解像度 0.054° で日平均のデータを提供しているため、バイアス補正に用いるために十分な時空間解像度を持ち合わせている。期間は気候モデル MRI-CGCM3 に合わせるため、2000 年 5 月から 2001 年の 4 月のデータを用いて、バイアス補正を行った。

2.3 マガキ養殖に関する経済評価

2.3.1 経済評価の概要

漁業者にとって最も重要な指標は海洋酸性化によるマガキ養殖への影響がどれだけの被害額を与え、その対策にどれだけの費用が必要になるかという経済的指標である。そのため、海洋酸性化による地域のマガキ養殖への将来的な経済影響を評価するために、日生と志津川における現在再現と今世紀半ばの RCP8.5 シナリオにおける将来予測の結果及び、現在のマガキの生産量と生産額から将来の生産量と生産額の推定を行った。今世紀半ばを対象としたのは、海洋酸性化や水温上昇による漁業への経済影響を評価した幾つかの既往研究 (例えば Lam *et al.*, 2016; Fernandes *et al.*, 2017) でも今世紀半ばを対象としており、さらに今世紀末を対象にすると、それまでにマガキ養殖に従事する漁業者の世代が概ね 3 代以上にわたることが想定され、現在の地域漁業者が自分事として考えるには今世紀末は対象年代として適さないと判断したためである。また、現在の志津川の生産量と生産額として、2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災による影響を考慮し、比較的生産の安定し始めた 2017 年～2019 年の平均値を用いた。日生についても同様に、2017 年～2019 年の平均値を用いた (表 2.2; 田中丈裕, 私信; 太齋彰浩, 私信)。

表 2.2 日生と志津川における現在のマガキの生産量(t/年)と生産額(百万円/年)

	生産量(t/年)	生産額(百万円/年)
日生	1364.65	1116.844
志津川	1093.83	398.214

2.3.2 経済評価の指標と将来の生産額、生産量の推定方法

本研究では海洋酸性化指標 (pH と Ω_{arag}) の値とマガキの生態的な影響との関係性を利用して、海洋酸性化が養殖マガキの生産量と生産額に及ぼす経済影響を評価した。生態的な影響として (1) マガキ幼生の正常発達率 (N (%))、(2) マガキ幼生の成長日数 (G (日))、(3) マガキ成員の 1 時間当たりの炭酸カルシウム生成量 (石灰化速度) (C (mmol/時)) の 3 つの指標を用いた。(1) として、マガキ幼生発生直後の Ω_{arag} と 48 時間後の正常な発達率の関係性 (Waldbusser *et al.*, 2015) を用いた。すなわち、マガキ幼生の正常発達率 (N (%)) は、

$$N = \frac{0.933}{1 + \left(\frac{\Omega_{\text{arag}}}{0.649}\right)^{-3.615}} \quad (2-4)$$

で表される。(2) として、マガキ幼生発生直後の Ω_{arag} と殻長が 150mm に成長するまでにかかる日数の関係性 (Barton *et al.*, 2012) を用いた。すなわちマガキ幼生の成長日数 (G (日)) は、

$$G = -3.95 \times \Omega_{\text{arag}} + 12.02 \quad (2-5)$$

で表される。さらに(3)として、pH とマガキ成員の石灰化速度の関係性 (Gazeau *et al.*, 2007) を用いた。すなわち、マガキ成員の石灰化速度 (C (mmol/時)) は、

$$C = 0.2849 \times \text{pH} - 2.0301 \quad (2-6)$$

で表される。

以上から将来の海洋酸性化によるマガキの生態的な影響の現在からの変化率 (ΔN 、 ΔG 、 ΔC) を算出した。カキ類は幼生期に溶解しやすいアラゴナイトの殻を形成し、成長に伴い溶解しにくいカルサイトの殻を形成する (Carriker *et al.*, 1991)。よって、海洋酸性化指標としてマガキ幼生への影響を評価する際には、幼生期のマガキが存在する産卵期間の Ω_{arag} の平均値を用い、成員への影響を評価する際には、年間を通して海洋酸性化の影響を受けるとし、pH の年平均値を用いた。また、マガキは水温 10°C を基準として積算水温 600°C・日になると産卵可能な性成熟に達し、水温がほぼ 20°C 以上では一度産卵しても再び性成熟して、産卵を繰り返す(大泉, 1971)ことから、現在再現と将来予測の水温結果から産卵期間を推定した。そして、将来におけるマガキの生態的な影響の現在に対する変化率に、現在の養殖マガキの生産量と生産額を乗じることで、将来の生産額と生産量を推定した。

2.4 適応策の評価

2.4.1 適応策の概要

本研究では地域漁業者に対し、海洋酸性化に対する適切な適応策を提言するため、2つの適応策を考案し、その適応策を導入した場合の将来の経済に与える影響を評価した。

マガキは脆弱な幼生期に深刻な海洋酸性化影響を受ける（例えば Kurihara, 2008）ため、海洋酸性化の進行に伴い、海域における天然採苗が難しくなることが予想される。天然採苗はマガキの産卵が活発になる際に、ホタテ貝殻（コレクター）を海に垂下し、マガキ幼生を付着させることで行われる（図 2.5）。採苗不良が起きた際には、この種苗付きホタテ貝殻が漁業者の間で取引されることがあり、一定の価格水準はあるものの、基本的には漁業者の間の言い値で取引される。さらに、この採苗を陸上において人工的に行う、人工採苗の取り組みが進んでおり（例えば 平田, 2005）、将来的に日本全体における天然採苗が困難になった場合、人工採苗施設からマガキ種苗を購入することが海洋酸性化適応策として有効な手段となり得る。したがって、本研究では 1 つ目の適応策として、他地域または人工採苗施設から種苗を購入（以下、種苗購入）することを考えた。

また、日生では 1985 年からアマモの播種活動が行われ、アマモの藻場面積が年々増加傾向にある（図 2.6）。アマモは海水中において CO₂ を吸収・貯留するため、海洋酸性化の進行を緩和するブルーカーボン機能を持ち合わせている（堀・桑江, 2017）。したがって、2 つ目の適応策として、アマモ場造成を考えた。

以上 2 つの適応策を実際に導入した場合に、海洋酸性化による影響に対し、得られる便益について定量的に評価した。



図 2.5 ホタテ貝殻（コレクター）に付着したマガキ幼生（うみの株式会社ウェブサイト；<https://umi-no.jp/product/shell.html#p01>）

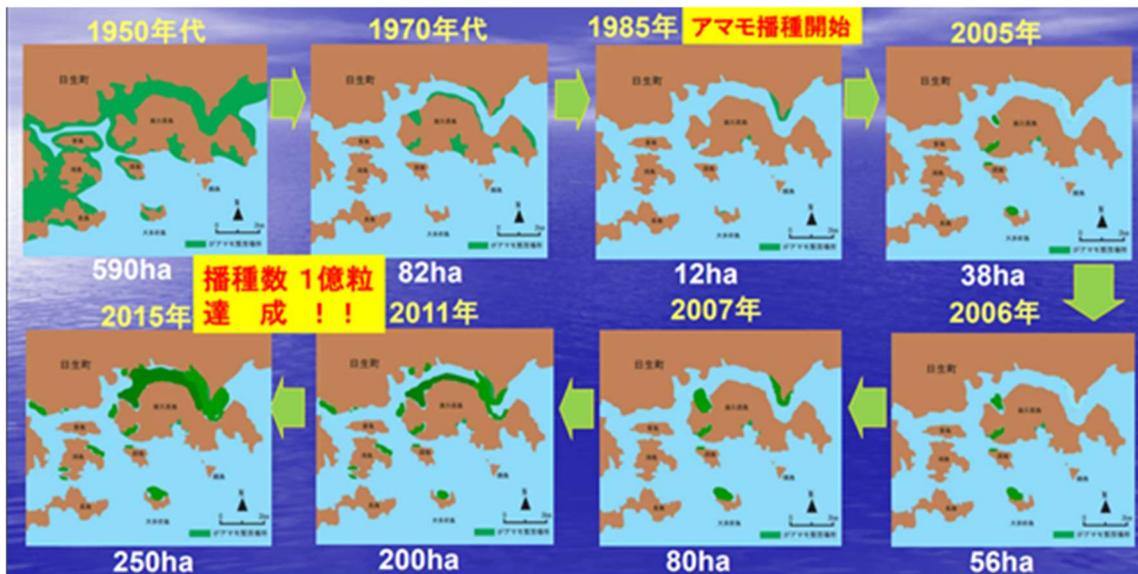


図 2.6 日生地先海域におけるアマモ場の推移 (田中 (2021)を改変)

2.4.2 適応策の指標

養殖マガキの種苗購入については、経済評価によって損失すると予測された生産量を補填する量の種苗購入にかかるコストと種苗購入によって得られる生産額の費用と便益を算出することで評価した。これらは以下の式 (2-7), (2-8)により算出した。

$$C = \frac{\Delta P_{\text{volume}}}{P_s} \times V_s \quad (2-7)$$

$$B = \Delta P_{\text{value}} - C \quad (2-8)$$

ここで C は種苗購入にかかる費用 (円)、 ΔP_{volume} は経済評価によって得られた、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオに基づく将来の生産量の現在からの差 (kg)、 P_s はマガキ種苗付きホタテ貝殻 1 枚の生産量 (kg/枚)、 V_s は種苗付きホタテ貝殻 1 枚の価格 (円/枚)である。 P_s は日生における生産量 (kg)と筏台数、筏 1 台当たりの種苗付きホタテ貝殻枚数より算出した。 V_s として、日生の漁業者に対するヒアリングから、採苗不良時等に他の漁業者から種苗を購入する際の価格のうちの最高値 (65 (円/枚))あるいは現在の人工採苗施設からの購入額 (129 (円/枚); うみの株式会社, 2021)を適用した。また、 P_s として現在の日生のマガキ生産量と筏台数(田中丈裕, 私信)と日生の漁業者に対するヒアリングによって得られた筏一台当たりのホタテ貝殻枚数(約 25000 枚)より 0.115(kg/枚)と算出し、これを適用した。 B は種苗購入によって得られる便益 (円)、 ΔP_{value} は経済評価によって得られた、将来の生産額の現在からの差 (円)である。

アマモ場造成では、アマモ株密度と Ω_{arag} の 3 時間ごとの変動の関係性 (図 2.7; Ricart *et al.*, 2021)を用いて、アマモ場による海洋酸性化緩和機能として日平均の Ω_{arag} の変化率を算出することにより将来のマガキ生産額に対する影響を評価した。日生に

におけるアマモ場の株密度は、日生の造成アマモ場 5 地点、天然アマモ場 2 地点における 2015 年～2020 年の株密度調査結果(東備地区水産環境整備事業アマモ場造成技術検討会、2021)より平均株密度 (83.7 (本/m²))を得た。日生地先海域の海域面積は Google earth を用いて、3324 ha と推定し、現在の日生における藻場面積は 250 ha (田中, 2017)と推定されていることから、これらの面積比と上記の株密度を掛け合わせることで日生地先海域におけるアマモ場株密度は 6.3 (本/m²)と算出された。また、志津川におけるアマモ場株密度は、観測、公表されていないため、岩手県下閉伊郡山田町船越湾におけるアマモ場株密度 (Sultana and Komatsu, 2002)の平均値 (94.2 (本/m²))を適用した。また、志津川湾の海域面積は 4680 ha (環境省ウェブサイト: https://www.env.go.jp/water/heisa/heisa_net/region/tohoku.html)であり、志津川湾内のアマモ藻場面積は 56.8 ha (小松輝久, 私信) と推定されていることから、日生同様、面積比と株密度を掛け合わせることで、志津川湾内におけるアマモ場株密度を 1.1 (本/m²)と見積もった (表 2.3)。

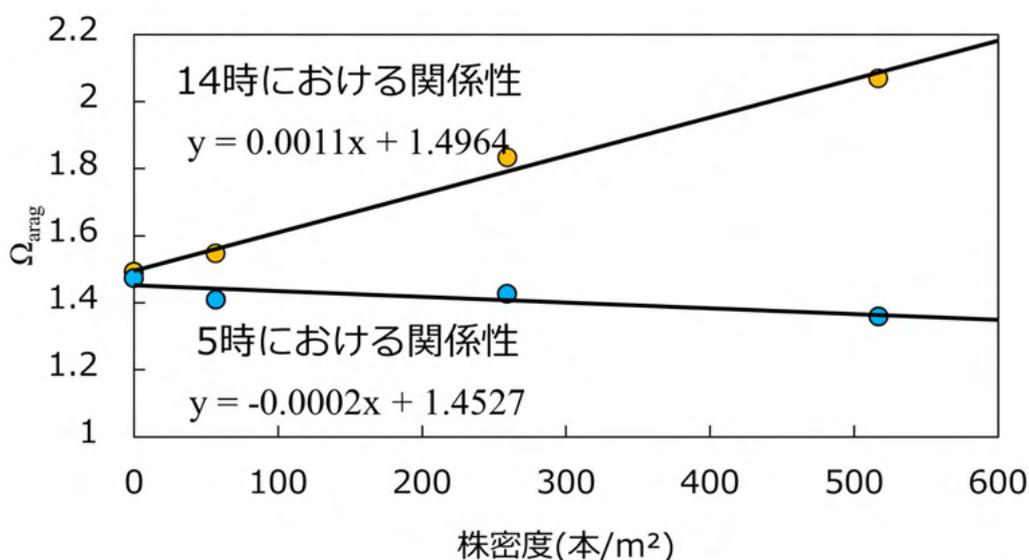


図 2.7 アマモ培養実験によるアマモの株密度と水槽内の Ω_{arag} の関係 (Ricart *et al.*, 2021)。 Ω_{arag} は 3 時間毎に計測されており、ここでは一日で値が最も上昇する日中(14 時)と最も低下する明け方(5 時)の結果を示す。

表 2.3 日生と志津川における現在の株密度と将来の目標株密度(本/m²)

	日生	志津川	両海域の将来目標値
株密度(本/m ²)	6.3	1.1	14.9

将来の株密度として、日生では 1950 年代のアマモ場面積 (590 ha)の回復を目指して播種活動が行われている (田中丈裕, 私信)ことより、将来の目標とするアマモ場面

積を 590 ha と仮定し、海域全体のアマモ株密度の将来目標値を 14.9 (本/m²)と設定した。志津川についても、この株密度を将来目標値とした (表 2.3)。得られた現在と将来の株密度から、図 2.7 に示す関係式を用いて 3 時間ごとのアマモ場造成による海洋酸性化緩和効果から日平均の海洋酸性化緩和効果、すなわち日平均の Ω_{arag} 低下の軽減効果を見積もり、 Ω_{arag} の変化とマガキの生産額との関係を適用することで、マガキ養殖業の適応策としてのアマモ場造成の効果を定量的に評価した。

2.5 カキ浮遊幼生の現地観測

マガキの受精卵は、50 μ 内外の球形で、胞胚期になって卵膜を破って水中に出て浮遊生活を始め、トロコフォア幼生、ベリジャー幼生を経て、2~3日後には 70~80 μ の大きさの D 型幼生となる。カキ養殖漁家は、二枚貝類のラーバが多く出現する 6 月下旬~8 月上旬にかけて、アンボ期幼生に生長した段階でホタテ板に付着させて天然種苗として養殖生産に供する。

日生 15 定点 (図 2.8) 及び志津川 10 定点 (図 2.9) において、海洋酸性化の進行による二枚貝浮遊幼生の形態異常発生の有無を確認するため、それぞれ 2020 年 7 月 4 日~9 月 9 日および 2021 年 6 月 21 日~8 月 30 日、2020 年 7 月 27 日~9 月 2 日および 2021 年 7 月 26 日~9 月 6 日に北原式プランクトンネットによってサンプルを採取し、光学顕微鏡により顕鏡し確認した。プランクトンネットはそれぞれの定点において海底まで降ろした後、垂直曳き 1 回でサンプルを採集した。また、日生町地先のカキ種場に当たる観測点 H-2 において、2020 年 9 月下旬に Ω_{arag} 及び pH が著しく低下したため、直近の 3 箇所において 2021 年 9 月 21 日~同年 10 月 1 日までの 5 日間採水し 15 検体について顕鏡観察した。

サンプルは海水とともにサンプル瓶に入れ、中性ホルマリンで固定してから持ち帰り顕鏡観察に供した。形態異常発生の有無は、図 2A~C の既往知見にある二枚貝幼生の形態異常の実例と目視観察により比較して確認した。



図 2.8 日生におけるカキ浮遊幼生観測定点

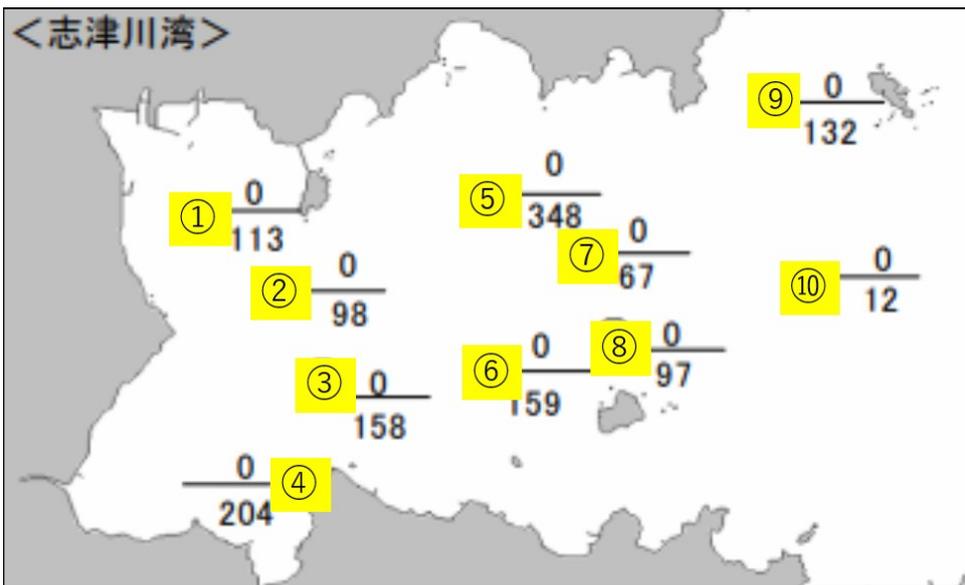


図 2.9 志津川におけるカキ浮遊幼生観測定点

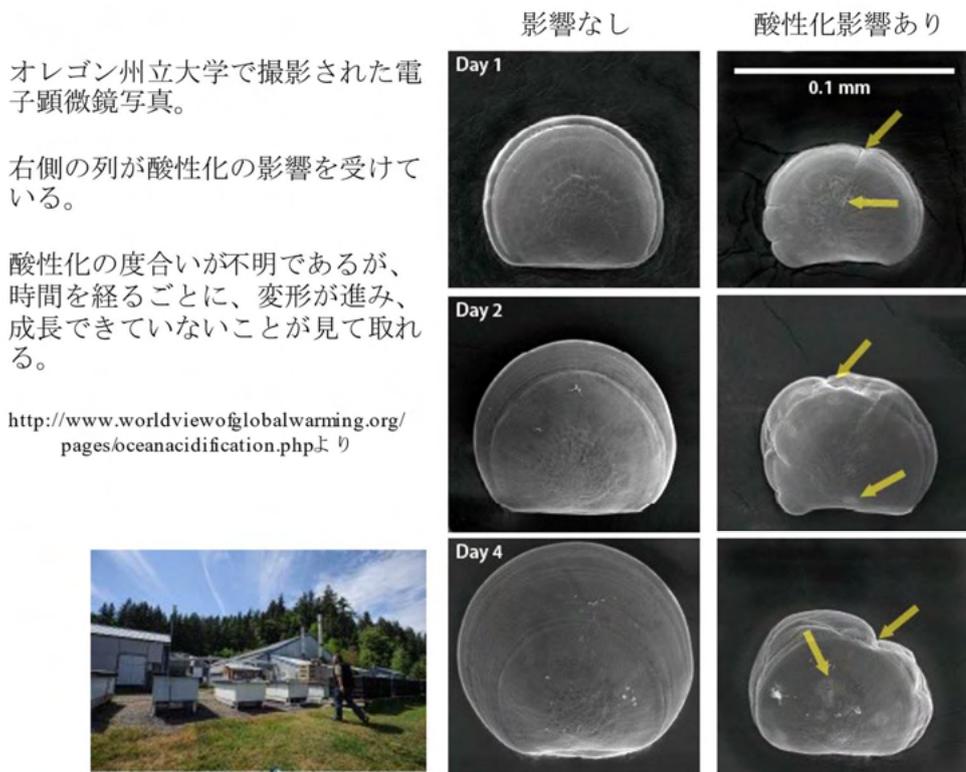
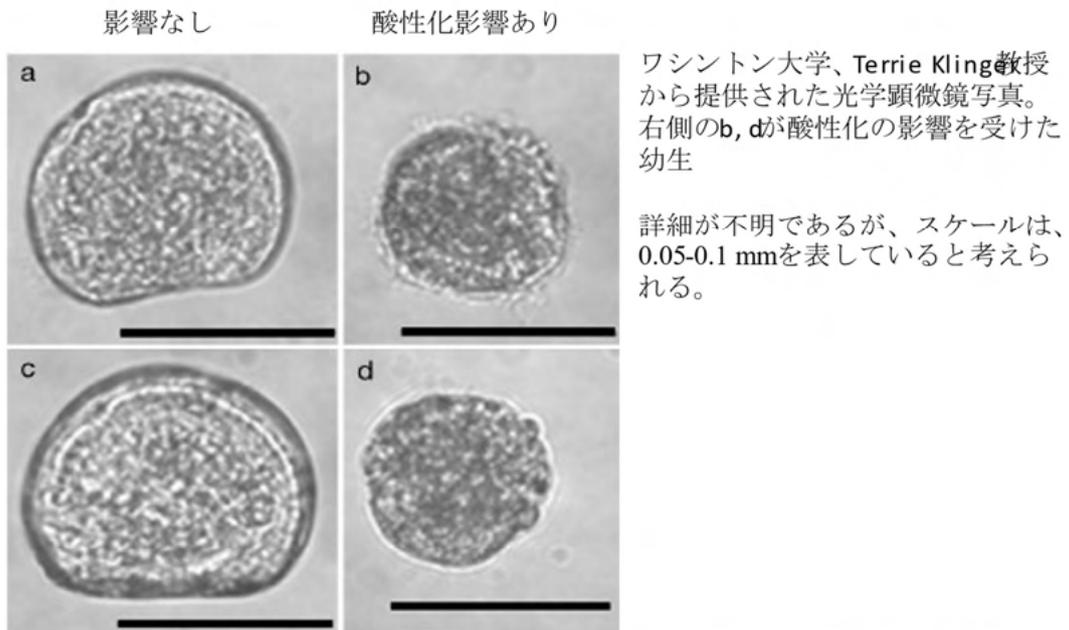
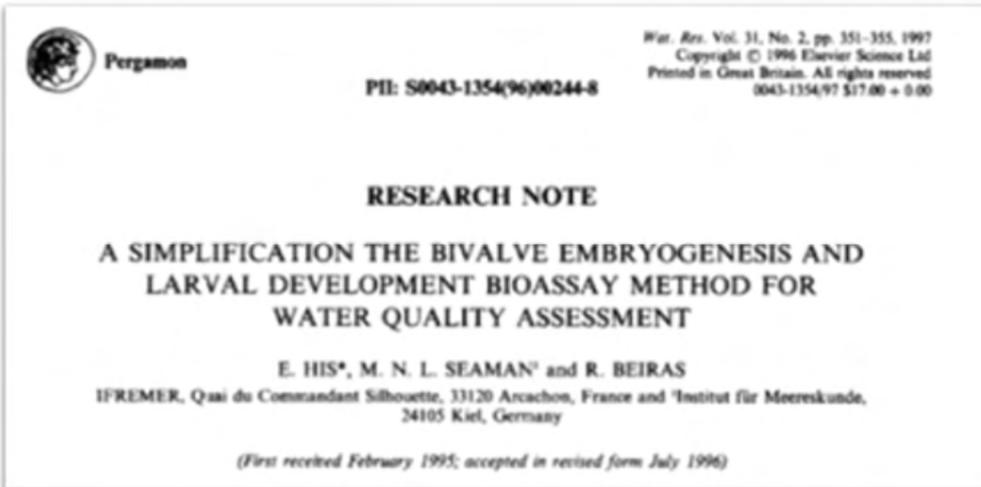


図 2.A 海洋酸性化の影響によるカキの形態異常—その 1



His et.al 1997に示されたカキの幼生の変形形態

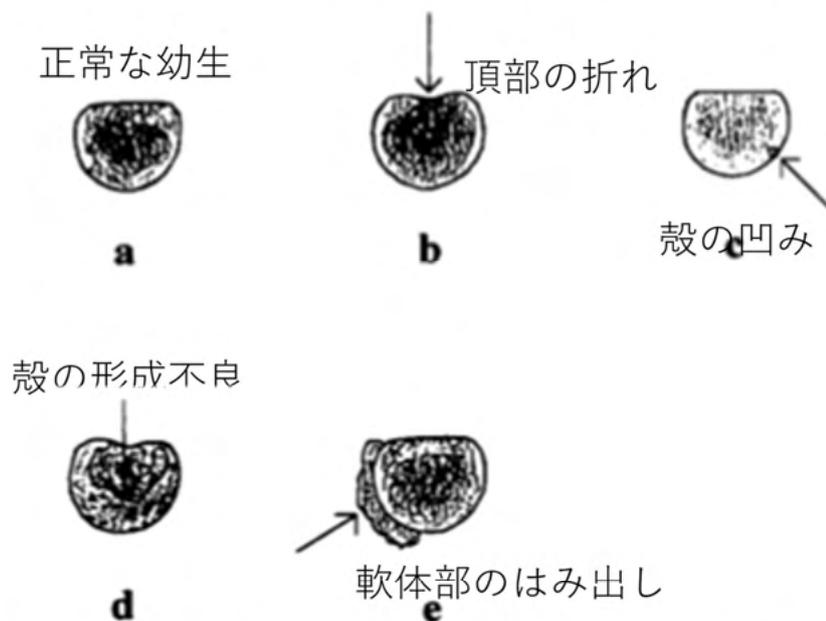


Fig. 1. The different abnormalities observed in D-larvae of oysters, *Crassostrea gigas*: (a) normal larva; (b) convex hinge; (c) indented shell margin; (d) incomplete shell; (e) protruding mantle.

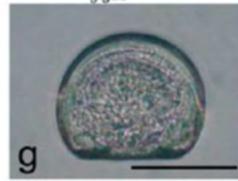
図 2.B 海洋酸性化の影響によるカキの形態異常—その 2

Images taken 48 Hours after fertilization

Healthy

pH = 8.0

Control

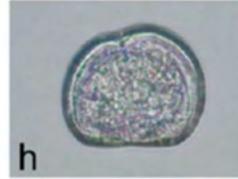


Scale bar = 50 μm

Minor impacts

pH = 7.7

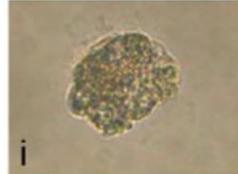
1000 μatm



Major problems

pH = 7.45

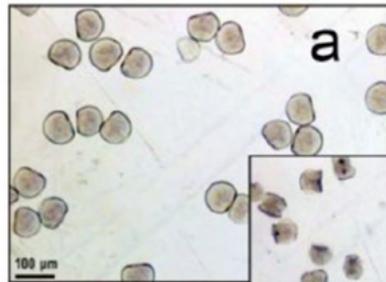
2000 μatm



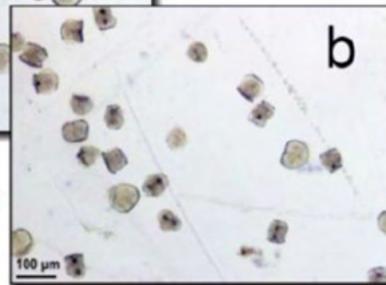
Research by Professor Haruko Kurihara while she was at Nagasaki Univ. Now at the Univ. of Ryukyus

Images taken 48 Hours after fertilization

Healthy
pH = 8.0



SIGNIFICANT impacts
pH = 7.7

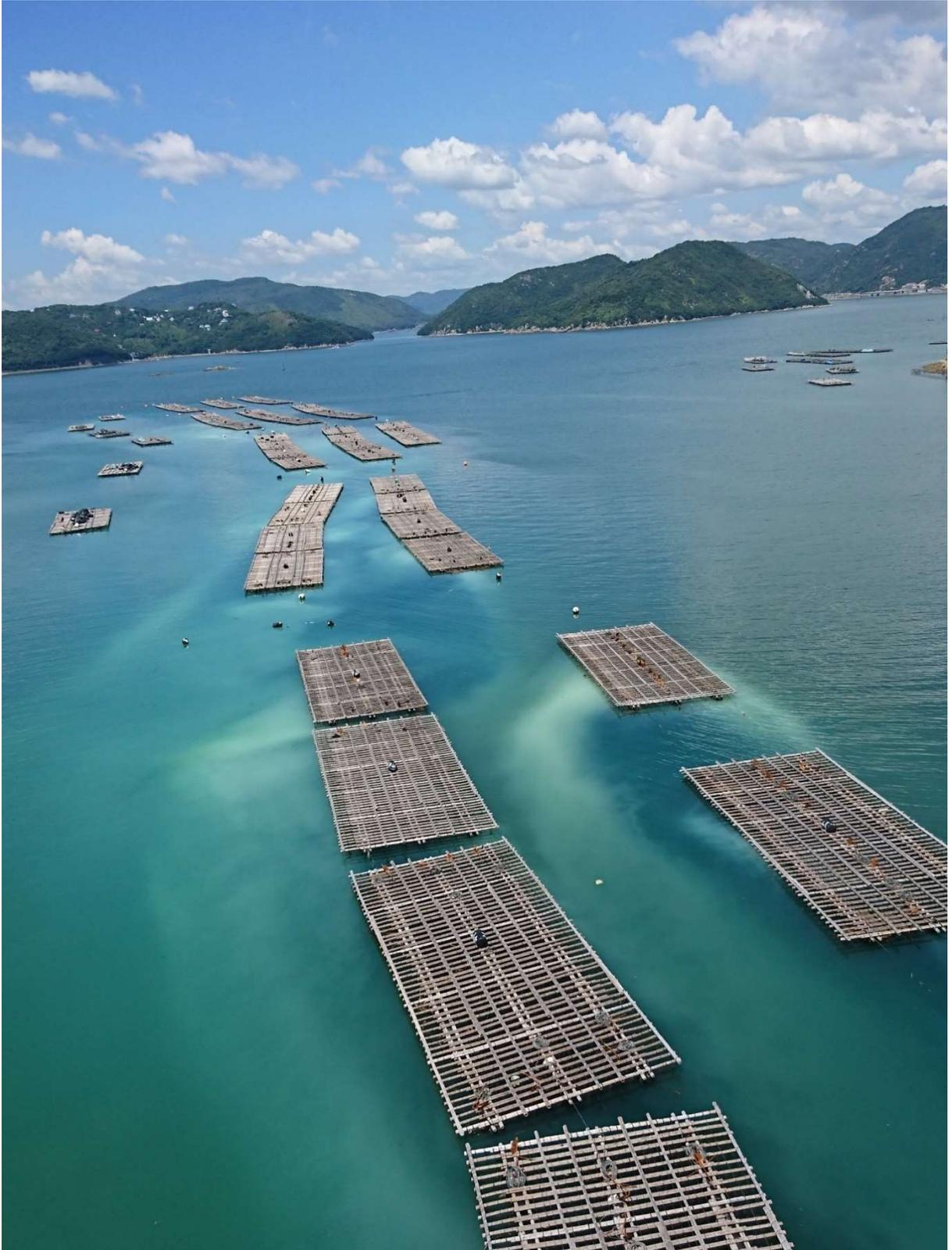


Light microscopy of Sydney Rock Oyster larvae reared at 22 °C

- a. under normal pCO₂ 375 ppm (control)
- b. under elevated pCO₂, 1000 ppm for 48 hr.

SOURCE:
http://www.igpp.net/news/features/features/theearlydevelopmentofoystersynergisticeffectsforoceanacidificationnotemperature_5.1b8ae203120b692f2e680002703.html

図 2.C 海洋酸性化の影響によるカキの形態異常—その 3



カキ養殖筏から一斉産卵している状況（2020年8月撮影：備前市日生地先）

2.6 海洋観測に関する新技術導入の検討ーアルカリ度 pH 測定システムー

海洋酸性化適応プロジェクトにおいて、必須となる炭酸系水質項目の測定にあたっては、観測機器が高価で取り扱いにも習熟した技術が求められ、分析用の採水にあたっては、塩化第 2 水銀のような生命の危険が伴う毒物を使用しなければならないなどの制約が多く、化学系の専門家が加わらないと着手が困難な状況にある。今後、海洋酸性化に関するモニタリングを簡素化し、汎用性を持たせるためには、まずはデータの取得にあたってのハードルをクリアしなければならない。アルカリ度 pH 測定システムについては、海洋酸性化等も視野に入れた炭酸系の観測を合理化、効率化することを目指して開発されているものであり、開発者である東京大学茅根教授の研究グループによればすでに実用化段階に到達しているとされている。しかし、有用かどうかは現場条件や取組体制、人材の多様性にも左右されるため、モニタリングの汎用化を目指す本プロジェクトの要望を満足するかを慎重に判断しなければならない。2020 年度にはデモンストレーションに参画してその実用性について検討し、2021 年度に本プロジェクトチームのメンバーによる実際に試用を踏まえたうえで、新技術としての本プロジェクトへの導入について検討を重ねた。

2.7 海洋酸性化に関するアウトリーチ活動

2.7.1 漁業者・漁業団体・漁業界との双方向型アウトリーチ活動の展開

ワシントン大学と協議して作成したアンケート調査については、まず、2020 年度に協力体制が確立されている「備前市里海里山ブランド推進協議会 with ICM」に依頼し、70%の回収率で 26 の回答が得られた。しかし、漁業者を対象とするアンケート調査としては、内容が複雑すぎて高確率での回収が困難と考えられたため、2021 年度に岡山県においてカキ養殖業を営む 40 名を対象に、海洋酸性化の認知度や将来的な脅威、対応策等について対面によるヒアリング調査を実施した。

漁業者を対象としたアンケート調査については、農林中金総合研究所の協力の下で質問項目を見直し改訂版を作成した。漁業者を対象とした全国規模のアンケート調査の実施にあたっては、JF 全漁連の協力が得られることとなり、2022 年度にカキ養殖業者を中心に実施することとしている。

また、2021 年 12 月 1 日に NPO 里海づくり研究会 田中丈裕事務局長と JF 全漁連 田中要範漁政部長ほか幹部職員との「海洋酸性化適応プロジェクト」の推進協力体制に関する協議の場が持たれ、その場において、最近とみに顕在化している海の異変に鑑みて、JF 全国漁青連役員との意見交換会の場を設けることとなった。JF 全漁連の仲介により、2022 年 2 月 9 日に「海洋環境変化に関する勉強会」として開催され、15 時 30 分から 17 時にかけて、田中丈裕事務局長から「我が国沿岸域における

異変—その原因と対策は?—と題した報告がなされた後、全国漁青連役員 7 名との意見交換が行われた。

2.7.2 広く一般社会に向けての海洋酸性化に対する理解の深化

2022 年 3 月 17 日 11 時から 12 時に、日本財団ビルにおいて(WEB 配信併用)、日本財団および NPO 法人 里海づくり研究会議により、海洋酸性化適応プロジェクトによる 2020 年 6 月～2021 年 12 月までの海洋観測等の成果をとりまとめ、プレスリリースを行った。

第3章 結果

3.1 現地における海洋観測

3.1.1 日生における観測結果

3.1.1.1 水温

水温は顕著な季節変動を示した。観測期間内の最高水温は2021年8月8日のH-2における32.3℃であった。どの観測点においても8月に最高水温を示し、観測点による温度差は1.2℃であった。また、最低水温は2021年1月11日のH-2における3.9℃であった。最低水温は観測点によって大きな違いが見られ、H-1では1月11日の6.2℃、H-3では1月10日の5.6℃、H-4では1月19日の7.3℃であった。また、大泉(1971)に従い、マガキの産卵期間は、2020年には水温が20℃を下回る10月24日～11月4日に産卵を終了し、2021年には水温10℃からの積算水温が600℃・日を超える6月8日～19日に産卵を開始し、産卵を終了するのは10月25日～11月7日と推定した。つまり、現在の産卵期間は6月前半～11月前半であると考えられる(図3.1)。

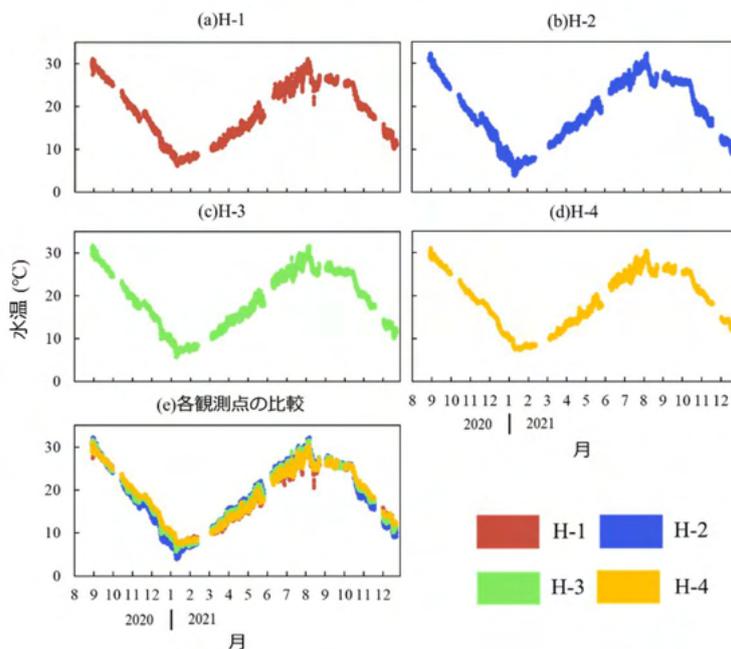


図 3.1 (a)H-1、(b)H-2、(c)H-3、(d)H-4 における 1 時間毎の水温 (°C)の連続観測結果と、(e)各観測点における水温 (°C)の比較。赤は H-1、青は H-2、緑は H-3、黄色は H-4 を示す。

3.1.1.2 塩分

塩分はすべての観測点で概ね 30.5~31.5 の間で変動した。観測点毎に大きな差異は観測されなかったが、年間を通して H-4 では他の 3 地点と比べて塩分が高い傾向が示された。また、1 時間ごとの降水量データと比べると、降水に伴い塩分が局所的に低下することがあり、この傾向はすべての観測点で同様に観測された (図 3.2)。

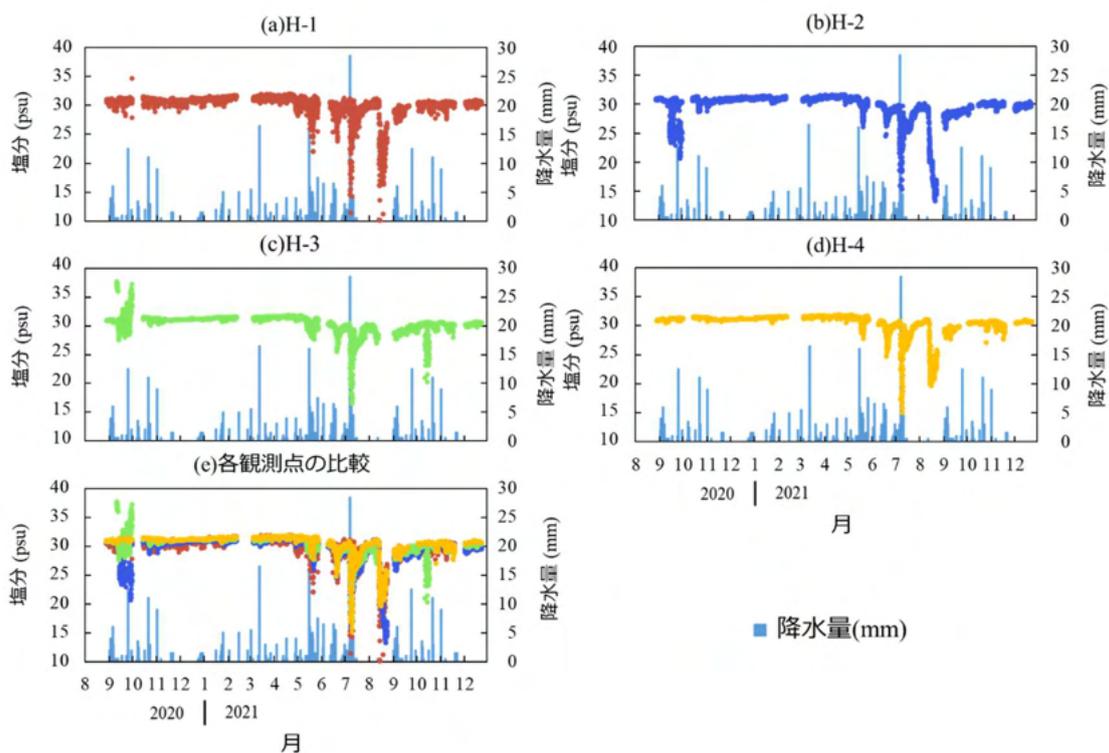


図 3.2 (a)H-1、(b)H-2、(c)H-3、(d)H-4 における 1 時間毎の塩分(PSU)の連続観測結果と降水量(mm)と、(e)各観測点における塩分 (PSU)の比較。色は図 3.1 に準ずる。青棒は観測点より最も近いアメダス観測所 (岡山県瀬戸内市邑久町虫明)における降水量 (mm)。

3.1.1.3 溶存酸素 (dissolved oxygen; DO)

採水試料分析による DO は顕著な季節変動を示し、どの観測点においても冬季に高く、夏季に低下する傾向が見られた。マガキの生育に至適となる DO の値は 203～269 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ (水産庁, 2013)とされているが、2020 年 10 月にすべての観測点、また、2021 年 7 月に H-4 以外の観測点、9 月にすべての観測点、10 月に H-1 において至適 DO 値を下回った (図 3.3)。2021 年 6 月から開始した H-2 における連続観測では、6 月、7 月前半、9 月、10 月に至適 DO 値を局所的に下回る値が短期間で発生した一方で、7 月後半から 8 月前半には局所的に下回る値の発生が長期的に観測された (図 3.4)。

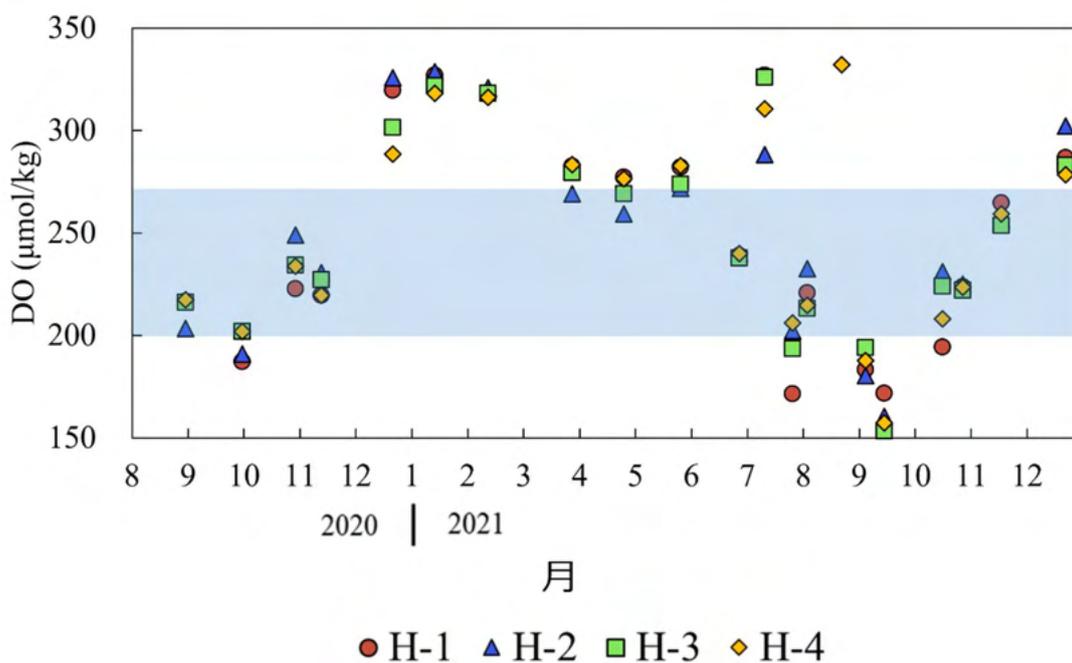


図 3.3 各観測点における採水試料分析による DO ($\mu\text{mol}/\text{kg}$)の観測結果。赤丸は H-1、青三角は H-2、緑四角は H-3、黄色菱形は H-4 を示す。青色の領域はマガキの生育に対する至適 DO 値の範囲 (203～269 $\mu\text{mol}/\text{kg}$)を示す。

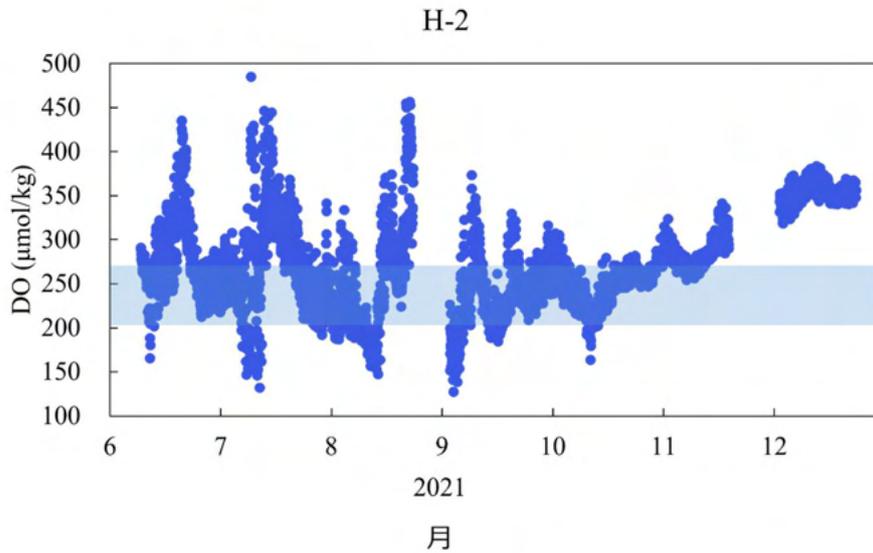


図 3.4 H-2 における 1 時間毎の DO ($\mu\text{mol/kg}$) の連続観測結果。青色の領域は図 3.3 に準ずる。

3.1.1.4 全アルカリ度 (total alkalinity; TA)

2.1.2 節で述べたように、どの観測点においても、採水試料分析で得られた塩分と TA の間には良い正の相関が見られることから、TA は塩分との回帰式を用いて塩分の連続観測結果より算出した。TA は年間を通して、すべての観測点において概ね 2000 ~ 2100 $\mu\text{mol/kg}$ で推移した。また、採水試料分析の結果では捉えられていない、塩分の局所的な低下に伴う、TA の顕著な低下が示唆された (図 3.5)。

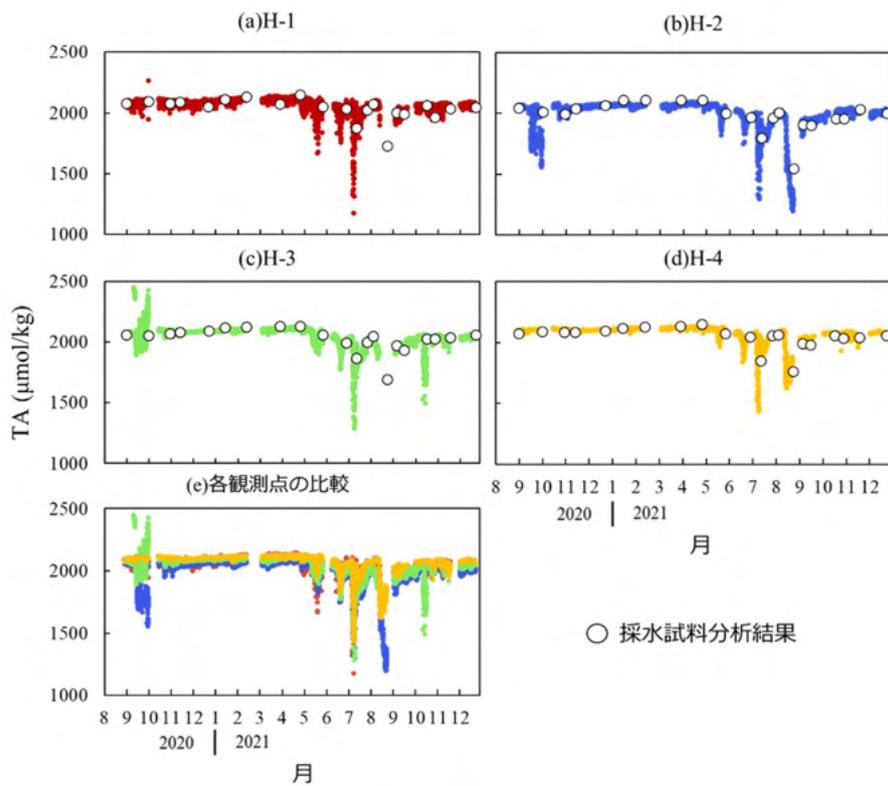


図 3.5 (a)H-1、(b)H-2、(c)H-3、(d)H-4 における、塩分の連続観測値から見積もった TA ($\mu\text{mol}/\text{kg}$)と、(e)各観測点における TA ($\mu\text{mol}/\text{kg}$)の比較。色は図 3.1 に準ずる。(a)、(b)、(c)、(d)中の白丸は海水試料の TA ($\mu\text{mol}/\text{kg}$)を示す。

3.1.1.5 溶存無機炭素 (dissolved inorganic carbon; DIC)

採水試料の分析によって得られた DIC は通年で概ね $1800 \sim 1950 \mu\text{mol}/\text{kg}$ で推移した。観測期間内の最高値は 2021 年 4 月 27 日の H-1 における $1956.8 \mu\text{mol}/\text{kg}$ であり、最低値は 2021 年 7 月 13 日の H-3 における $1575.4 \mu\text{mol}/\text{kg}$ であった。大規模な降雨が発生した後の 2021 年 7 月 13 日には、4 地点ともに顕著な値の低下が認められた (図 3.6)。

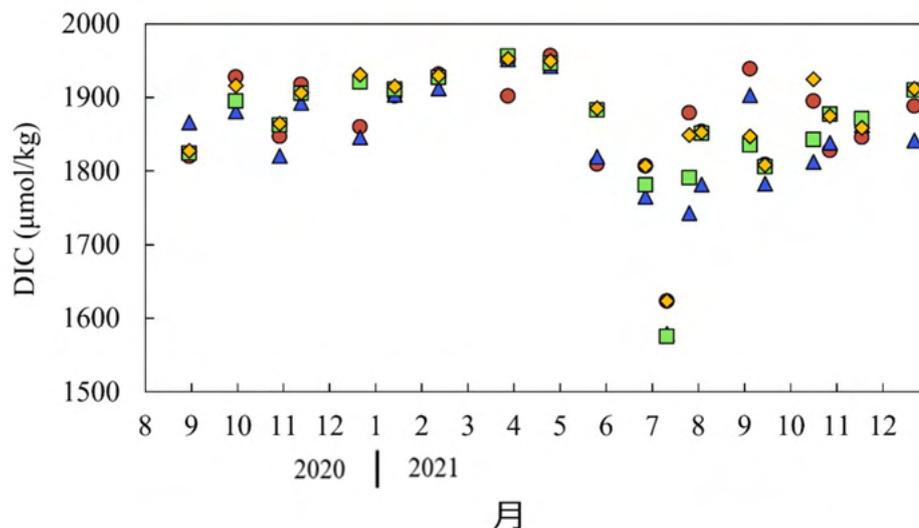


図 3.6 各観測点における採水試料分析による DIC ($\mu\text{mol/kg}$)の観測結果。色と記号は図 3.3 に準ずる。

3.1.1.6 pH

pH はすべての観測点において観測期間中に大きく変動しており、夏季に低下し、冬季に上昇する季節変動とともに、降雨後の顕著な低下が認められた。また、降雨後の pH 低下の程度は観測点によって異なった。pH の急激な低下が確認された 2020 年 9 月の最低 pH は、最も沖合に位置する H-4 での値に比べて、H-1 で 0.2、H-2 で 0.3、H-3 で 0.2 低かった。また、2021 年の夏季にも同様の局所的な低下が観測され、8 月の最低 pH は H-4 に比べて、H-1 で 0.5、H-2 で 0.4、H-3 で 0.1 低かった。2021 年の冬季の pH は 2020 年に比べて低い値を示しており、年々変動が大きいことが確認された (図 3.7; 表 3.1)。

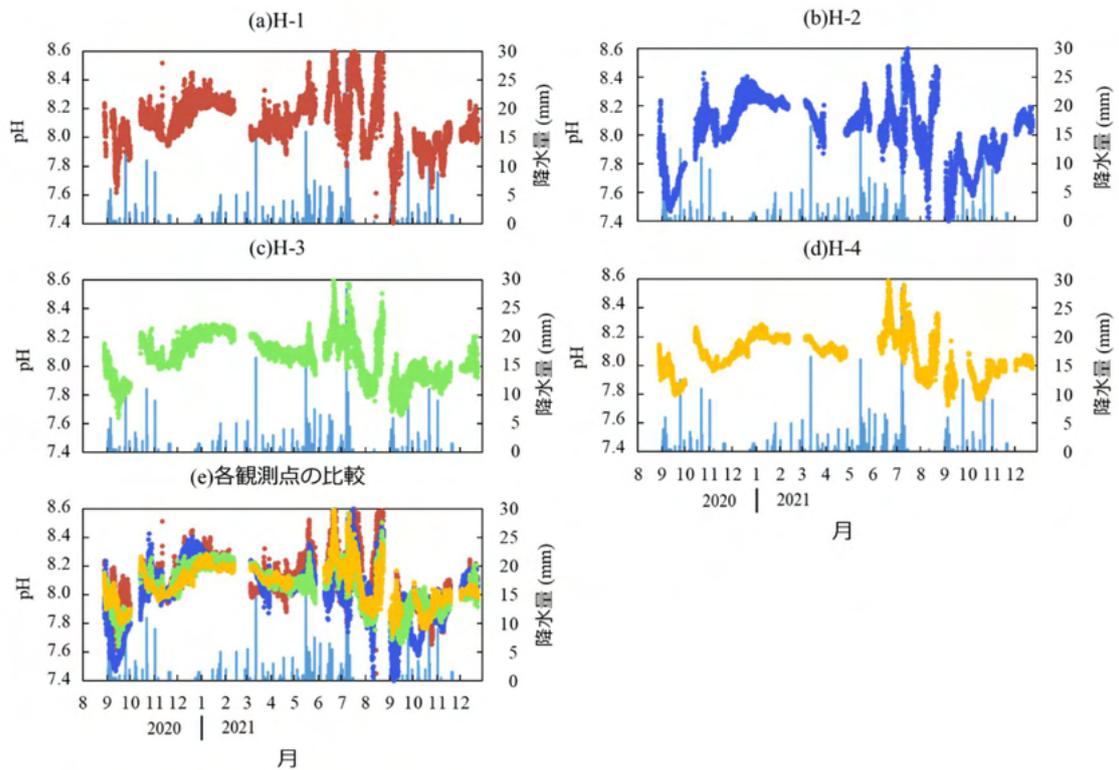


図 3.7 (a)H-1、(b)H-2、(c)H-3、(d)H-4 における 1 時間毎の pH の連続観測結果と降水量(mm)の比較と、(e)各観測点における pH の比較。色は図 3.1 に準ずる。

表 3.1 各観測点における pH の月最低値

	2020 年					2021 年						
	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月
H-1	7.868	7.615	7.858	7.943	8.014	8.185	8.165	7.966	7.882	8.084	7.953	7.802
H-2	7.724	7.467	7.790	7.928	8.016	8.171	8.179	7.871	7.996	8.021	7.828	7.739
H-3	7.928	7.641	7.849	7.979	7.978	8.172	8.164	8.046	7.997	7.941	8.043	7.984
H-4	7.898	7.797	7.868	7.961	8.047	8.164	8.157	8.067	8.037		8.086	8.015

2021 年					
	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
H-1	7.360	7.403	7.654	7.739	7.965
H-2	7.387	7.299	7.575	7.745	8.001
H-3	7.756	7.660	7.849	7.808	7.919
H-4	7.847	7.721	7.762	7.920	7.967

3.1.1.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag})

Ω_{arag} はすべての観測点において観測期間中に大きく変動した (図 3.8)。その変動は観測点ごとに差があり、沿岸域に近づくほど Ω_{arag} が低下する傾向が認められた。

海洋酸性化によるマガキへの影響の基準の一つである、マガキ幼生の正常発達に影響が出始める閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015)を下回るのは、H-1 で 2020 年 9 月と 2021 年 4 月と 7 月、9 月～11 月、H-2 で、2020 年 9 月と 10 月、2021 年 3 月と 7 月～11 月、H-3 で 2020 年 9 月と 2021 年 9 月と 11 月～12 月、H-4 で 2021 年 8 月であった (図 3.8; 表 3.2)。さらに、マガキの産卵時期と重なる 7 月、8 月、9 月、10 月、11 月に、現在のマガキ養殖に影響を与える危険水準を局所的に下回る場合があることが明らかになり、 Ω_{arag} が大きく低下した 2020 年 9 月にはマガキの採苗場として利用される H-2 において $\Omega_{\text{arag}} = 0.8$ が観測され、上記の閾値を下回る期間が半月に達した。2021 年 9 月には H-2 において観測期間中の最低値である $\Omega_{\text{arag}} = 0.6$ が観測された(図 3.8(b))。

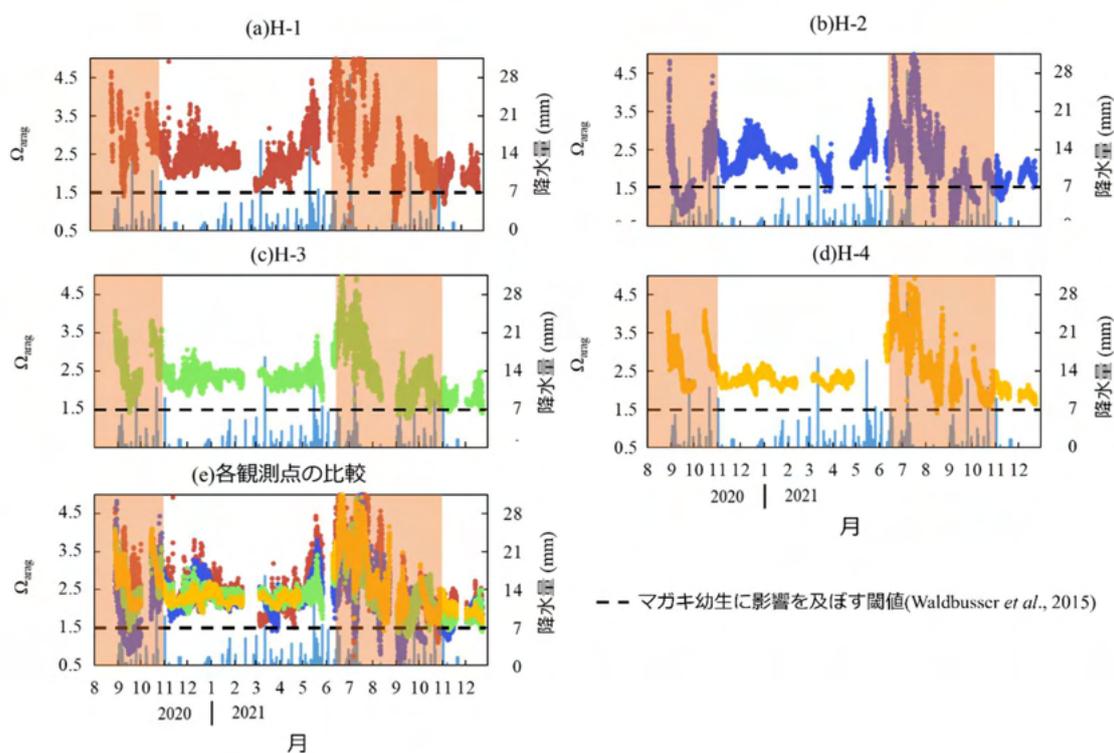


図 3.8 (a)H-1、(b)H-2、(c)H-3、(d)H-4 における 1 時間毎の Ω_{arag} の連続観測結果と降水量 (mm)の比較と、(e)各観測点における Ω_{arag} の比較。色は図 3.2 に準ずる。橙色の領域は 3.1.1.1 節で推定されたマガキ産卵期間を示す。黒破線はマガキ幼生の正常発達に影響を及ぼす危険水準の閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015)

表 3.2 各観測点における Ω_{arag} の月最低値

	2020 年					2021 年						
	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月
H-1	2.3	1.4	2.1	1.9	1.9	2.1	2.1	1.5	1.5	2.2	2.2	0.8
H-2	2.2	0.8	1.2	1.7	1.9	1.9	2.0	1.4	2.0	2.0	1.7	1.2
H-3	2.8	1.4	2.2	2.0	1.9	2.0	2.0	2.0	2.0	1.7	2.6	1.8
H-4	2.5	2.0	2.1	2.1	1.9	2.0	2.1	2.0	2.0	/	2.8	1.7

	2021 年				
	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
H-1	2.2	0.7	1.1	1.1	1.5
H-2	0.8	0.6	1.0	1.1	1.5
H-3	1.7	1.2	1.4	1.4	1.3
H-4	1.4	1.5	1.5	1.7	1.6

3.1.1.8 栄養塩

各栄養塩は異なる季節変動を示した。硝酸塩 (NO_3)、亜硝酸塩 (NO_2) は 2020 年 10 月と 12 月に値が上昇したが、それ以外の季節では H-1 を除き、枯渇した。H-1 では NO_2 が枯渇した一方で、 NO_3 は他の観測点と比べて年間を通して高い値を示した (図 3.9 (a), (b))。アンモニウム塩 (NH_4)、ケイ酸塩 (Si) は冬季 (1 月、2 月) に値が低下した (図 3.9 (c), (e))。リン酸塩 (PO_4) は 8 月～12 月では高い値を示したが、1 月～7 月にかけて低い値を示した (図 3.9 (d))。観測点毎に差が見られ、 NO_3 、 NH_4 では H-1 で高い値が確認され、 PO_4 、Si では H-2 で高い値が確認された。この 2 地点は河川の近くに位置し、河川流入による栄養塩負荷の影響を受けていると考えられる。 NO_3 と NO_2 、 NH_4 、 PO_4 は観測点による違いはあるものの、2021 年 1 月から枯渇した状態が観測され、植物プランクトンや海藻、海草による光合成に伴う吸収が活発化した影響と考えられる。

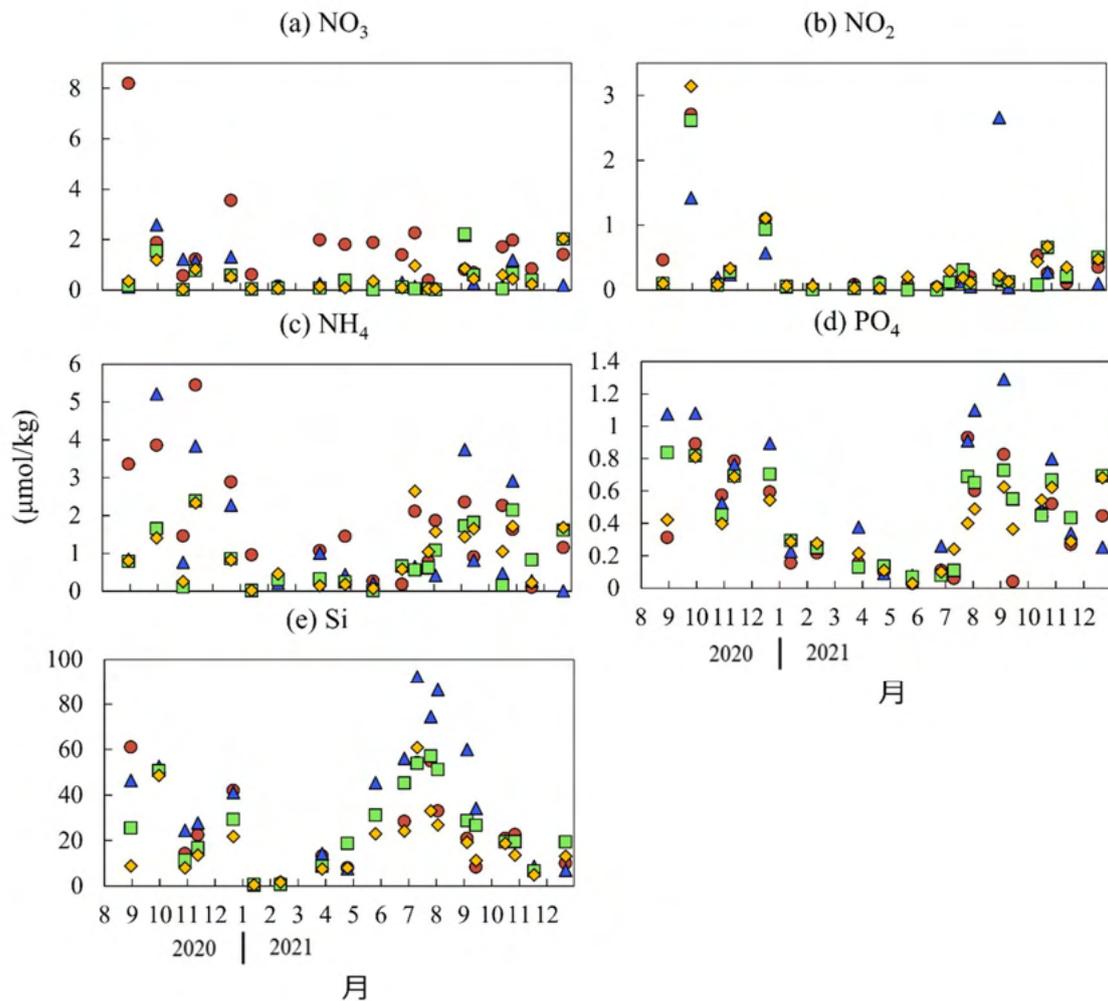


図 3.9 各観測点における採水試料分析による栄養塩 ((a)硝酸塩 (NO_3), (b)亜硝酸塩 (NO_2), (c)アンモニウム塩 (NH_4), (d)リン酸塩 (PO_4), (e)ケイ酸塩 (Si)) ($\mu\text{mol/kg}$)の観測結果。色と記号は図 3.3 に準ずる。

3.1.1.9 クロロフィルと濁度

2021年7月と8月に局所的なクロロフィル濃度の上昇が見られ、植物プランクトンのブルームが発生した。また、降水量の増加に伴うクロロフィル濃度の上昇傾向も確認された(図 3.10 (a))。濁度は2021年9月に降水量の増加に伴う上昇が確認された(図 3.10 (b))。クロロフィル濃度と濁度を比べると、降水量増加に伴い濁度が上昇した2021年9月にクロロフィル濃度が上昇しており、河川からの有機物の流入によってクロロフィル濃度の上昇が発生したと考えられる(図 3.10 (c))。

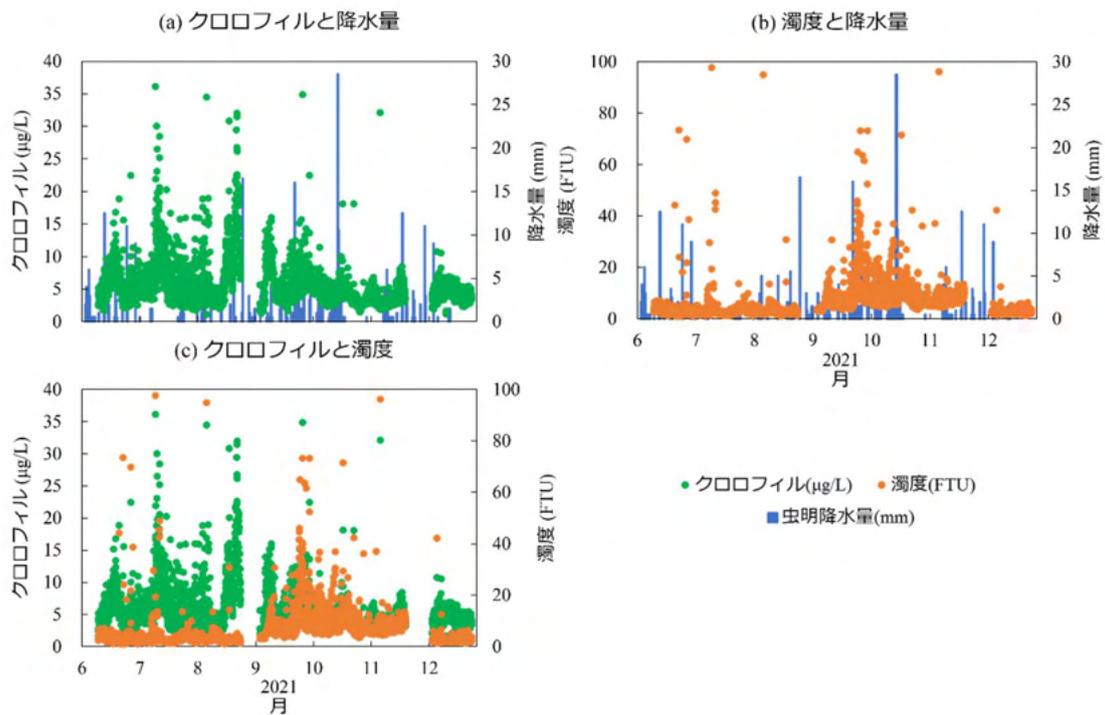


図 3.10 H-2 における 1 時間毎の (a)クロロフィル濃度 ($\mu\text{g/L}$)と降水量 (mm)の比較 (b)濁度 (FTU)と降水量 (mm)の比較 (c)クロロフィル濃度 ($\mu\text{g/L}$)と濁度 (FTU)の比較。

3.1.2 志津川における観測結果

3.1.2.1 水温

水温は顕著な季節変動が観測された (図 3.11)。観測期間内の最高水温は 2021 年 8 月 6 日の S-2 における 28.7°C であり、最低水温は 2021 年 2 月 9 日の S-1 における 6.52°C であった。観測点による差は、最高水温と最低水温ともに 0.7°C 程度であり、大きな差は見られなかった。また、大泉 (1971) に従い、マガキの産卵時期を 2020 年には、水温が 20°C を下回る 10 月 8 日～10 日に産卵を終了し、2021 年には水温 10°C からの積算水温が $600^{\circ}\text{C}\cdot\text{日}$ を超える 7 月 18 日～23 日に産卵を開始し、10 月 16 日～10 月 18 日に終了すると推定した。すなわち、現在の産卵時期は 7 月後半～10 月前半であると考えられる。

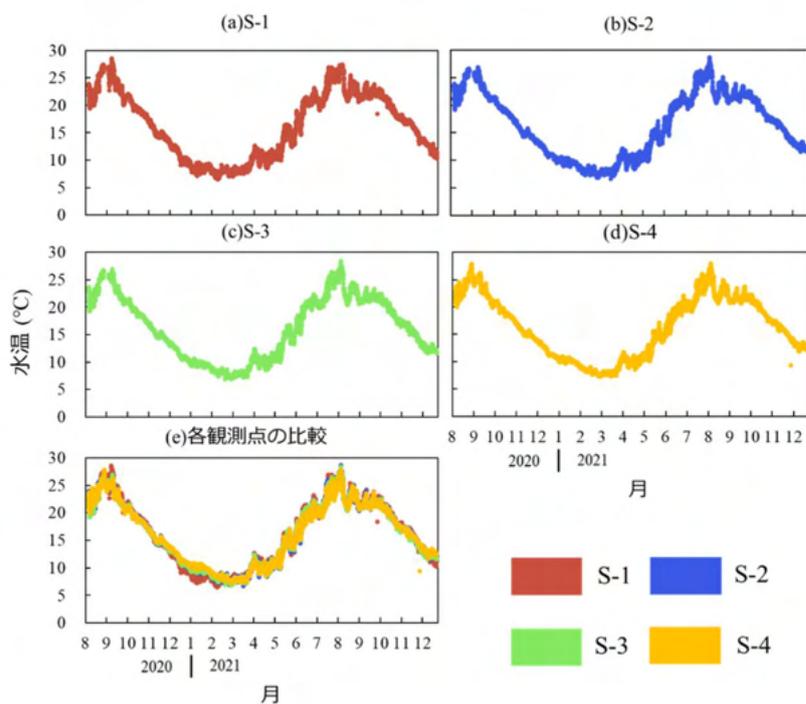


図 3.11 (a)S-1、(b)S-2、(c)S-3、(d)S-4 における 1 時間ごとの水温 (°C)の連続観測結果と、(e)各観測点における水温 (°C)の比較。赤は S-1、青は S-2、緑は S-3、黄色は S-4 を示す。

3.1.2.2 塩分

塩分は 4 地点とも概ね 32~34 で変動した。日生同様、降雨後に塩分が局所的に低下することがあり、4 地点共に確認された。一方で、観測点毎に塩分低下の頻度と程度は異なった。各観測点の月最低値は、より沿岸域に近い観測点ほど低い値が多く確認された (図 3.12; 表 3.3)。

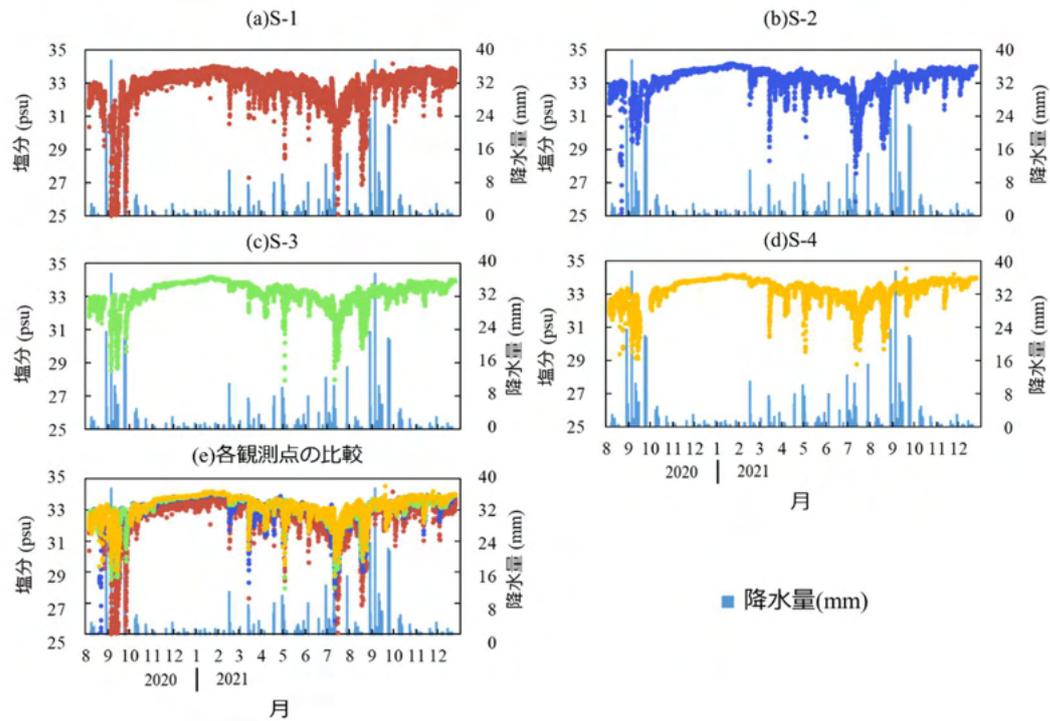


図 3.12 (a)S-1、(b)S-2、(c)S-3、(d)S-4 における 1 時間ごとの塩分 (PSU)の連続観測結果と降水量 (mm)の比較と、(e)各観測点における塩分 (PSU)の時系列変化の比較。色と記号は図 3.11 に準ずる。青棒は観測点から最も近いアメダス観測所(宮城県本吉郡南三陸町志津川)の 1 時間毎の降水量 (mm)

表 3.3 各観測点における塩分の月最低値

	2020 年					2021 年							
	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月
S-1	29.2	15.2	31.1	32.5	32.8	32.1	30.5	27.3	30.7	28.5	29.6	25.1	26.9
S-2	23.5	29.4	32.4	33.1	33.6	33.8	31.7	28.3	30.9	29.8	31.8	25.9	29.1
S-3	31.4	28.5	32.2	32.9	33.7	33.9	33.3	32.1	31.1	28.0	31.8	28.0	29.9
S-4	29.4	29.1	32.0	33.2	33.8	33.5	33.5	30.4	30.6	29.5	31.6	28.8	29.7

2021 年				
	9 月	10 月	11 月	12 月
S-1	31.66	30.69	31.03	31.06
S-2	31.89	32.46	31.41	32.28
S-3	32.23	32.59	32.43	33.14
S-4	31.72	32.73	32.18	33.27

3.1.2.3 溶存酸素 (DO)

DOは顕著な季節変動が観測され、4地点共に冬季に高く、夏季に低下する傾向が示された。また、マガキの至適生育 DO 値である $203 \sim 269 \mu\text{mol/kg}$ (水産庁, 2013)を下回る値は観測期間を通して確認されず、上回る値は主に 2020 年 12 月～2021 年 6 月にかけて観測された (図 3.13)。2021 年 4 月からの連続観測結果では採水試料分析と同様に至適生育 DO 値を下回る値は確認されなかった (図 3.14)。

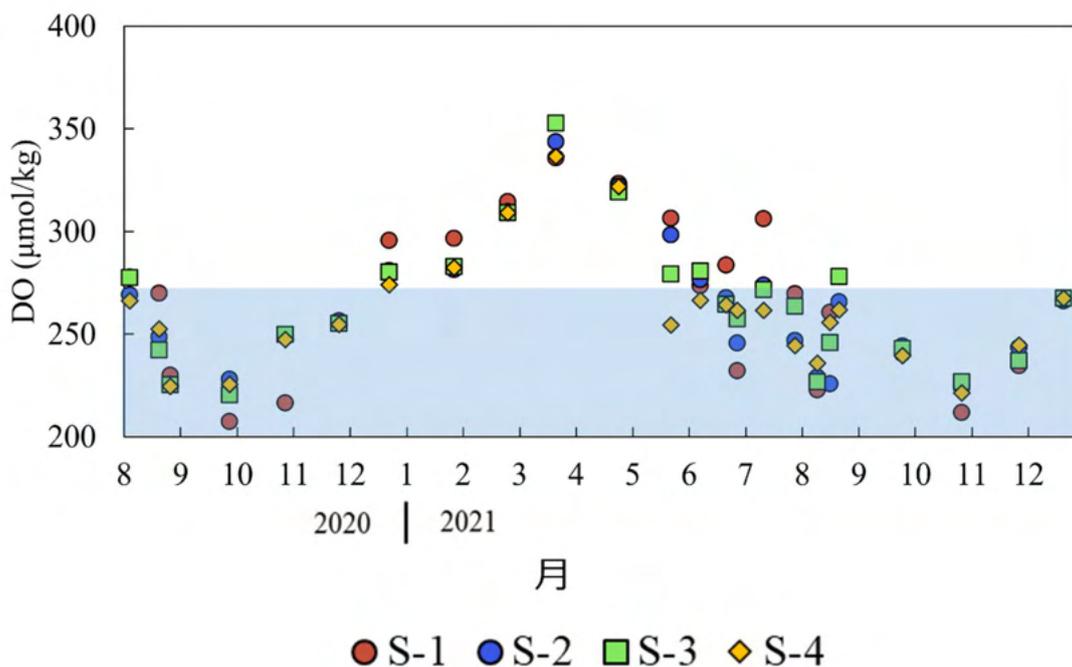


図 3.13 各観測点における採水試料分析による DO ($\mu\text{mol/kg}$)の観測結果。赤丸は S-1、青三角は S-2、緑四角は S-3、黄色菱形は S-4 を示す。青色の領域はマガキの至適生育 DO 値の範囲 ($203 \sim 269 \mu\text{mol/kg}$)を示す。

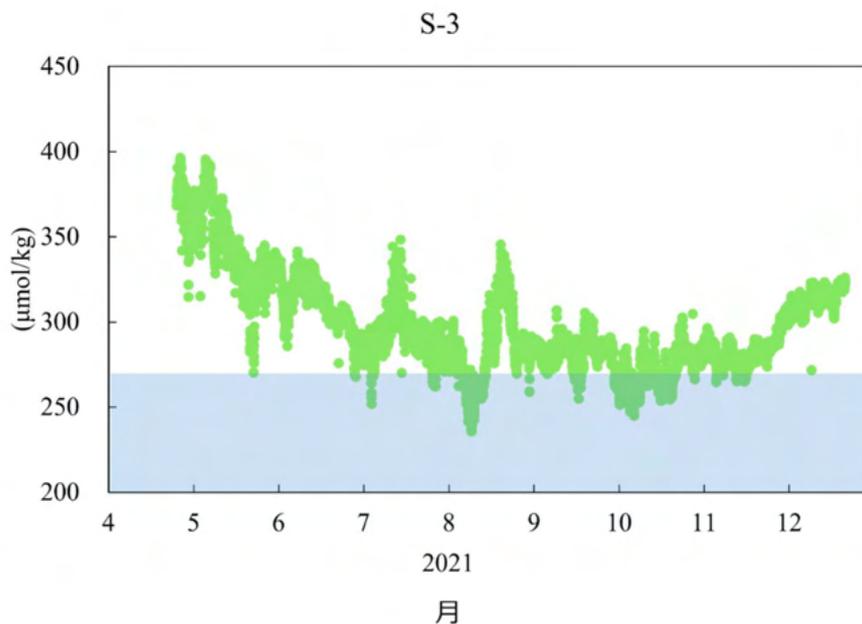


図 3.14 S-3 における 1 時間毎の DO ($\mu\text{mol/kg}$) の連続観測結果。青色の領域は図 3.13 に準ずる。

3.1.2.4 全アルカリ度 (TA)

2.1.2 節で述べたように、TA は塩分との回帰式を用いて塩分の連続観測結果より算出した。また、年間を通して、全ての観測点において概ね $2100 \sim 2250 \mu\text{mol/kg}$ で推移した(図 3.15)。

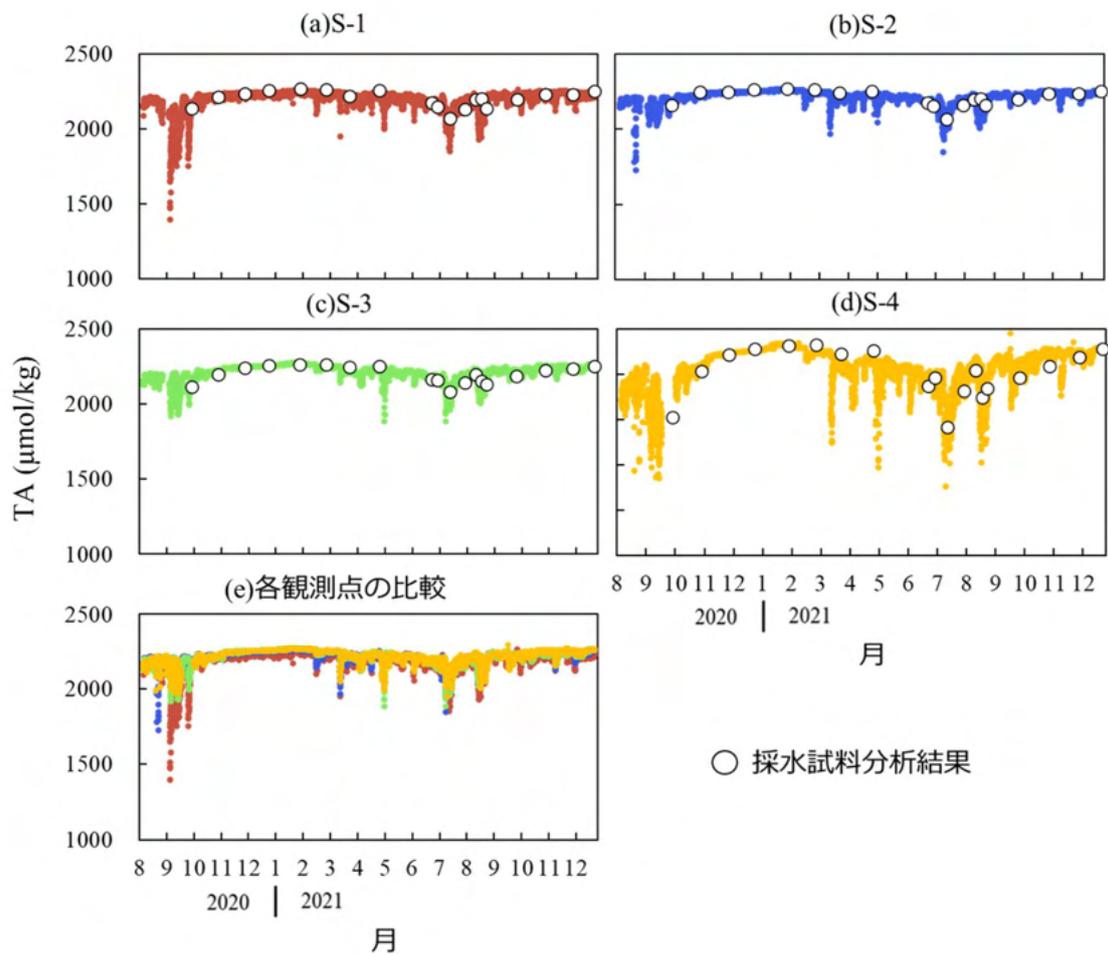


図 3.15 (a)S-1、(b)S-2、(c)S-3、(d)S-4 における、塩分の連続観測結果から見積もった TA ($\mu\text{mol}/\text{kg}$)と、(e)各観測点における TA の時系列変化の比較。色と記号は図 3.11 に準ずる。(a)、(b)、(c)、(d)中の白丸は海水試料の TA ($\mu\text{mol}/\text{kg}$)を示す。

3.1.2.5 溶存無機炭素 (DIC)

採水試料分析により得られた DIC は冬季に増加し、夏季に減少する季節変動が見られた。また、DIC の値は通年で概ね 1900~2050 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ の間で変動した (図 3.16)。観測期間内における最高値は 2021 年 1 月 28 日の S-2 における 2072.7 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ であり、最低値は 2021 年 7 月 14 日の S-1 における 1850.4 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ であった。

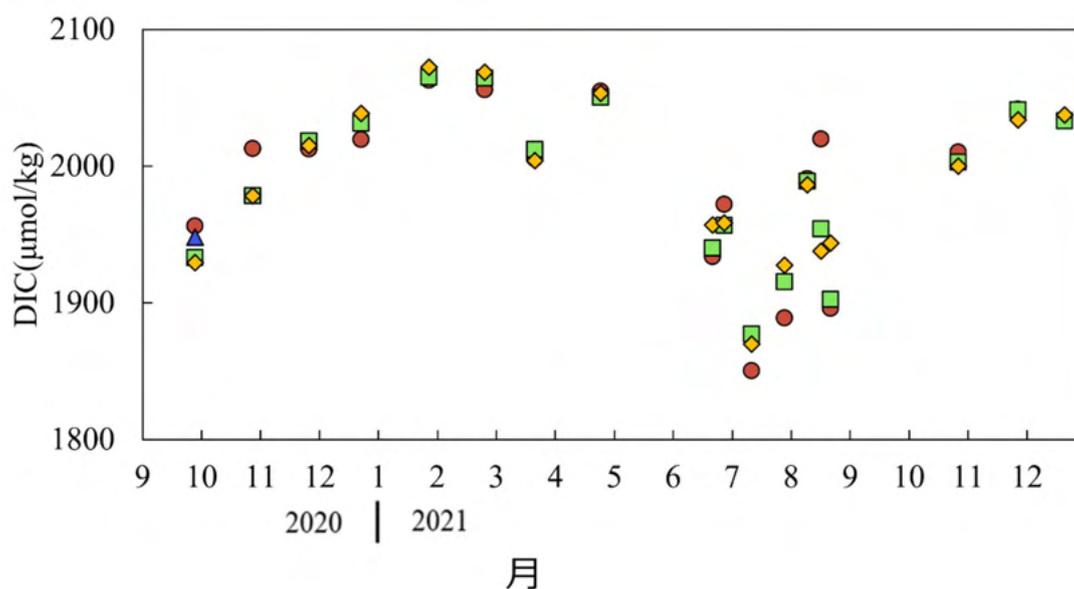


図 3.16 各観測点における採水試料分析による DIC ($\mu\text{mol/kg}$)の観測結果。色と記号は図 3.13 に準ずる。

3.1.2.6 pH

pH はすべての観測点において観測期間中に大きく変動しており、夏季に減少し、冬季に増加する季節変動を示した。また、降雨後の pH の局所的な低下が観測され、観測点によって低下の程度が異なった (図 3.17)。pH の局所的な低下が発生した 2021 年 7 月は河口域にあたる S-1 において最低値を示したが、同様に局所的な低下が発生した 2021 年 8 月では S-1 より沖合に位置する S-3 で最低値を示した (表 3.4)。

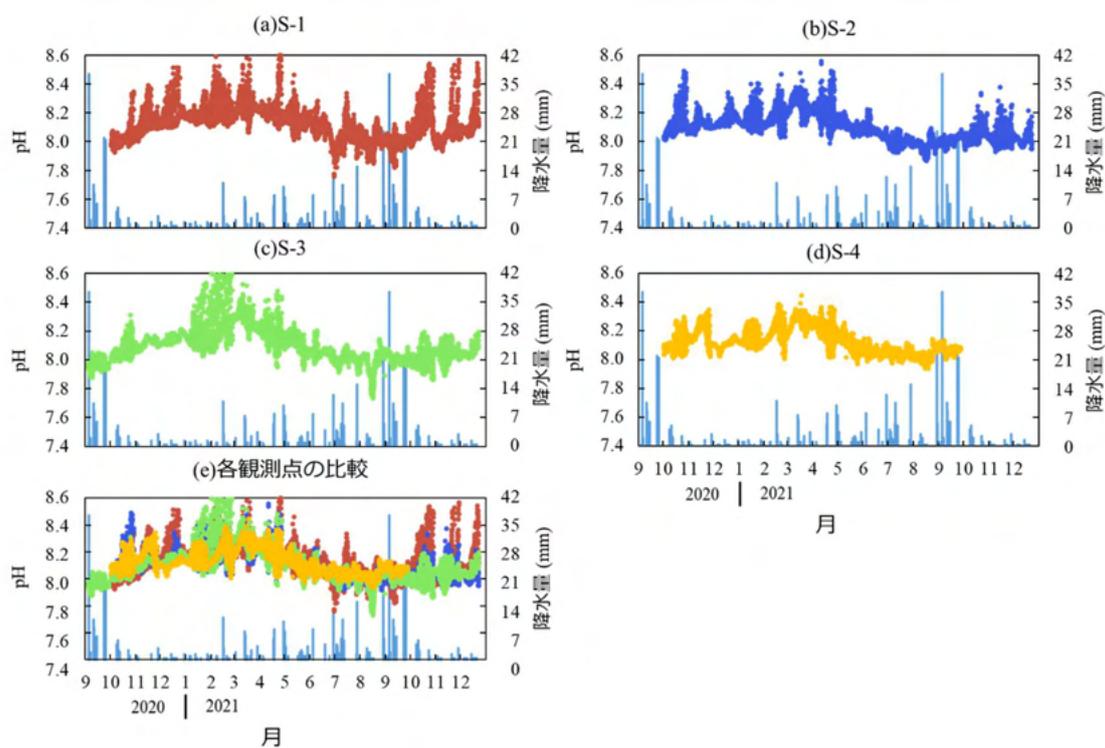


図 3.17 (a)S-1、(b)S-2、(c)S-3、(d)S-4 における 1 時間ごとの pH の連続観測結果と降水量 (mm)の比較と、(e)各観測点における pH の時系列変化の比較。色と記号は図 3.11 に準ずる。

表 3.4 各観測点における pH の月最低値

	2020 年				2021 年							
	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月
S-1		7.925	8.003	8.096	8.102	8.103	8.063	8.090	8.013	7.758	7.819	7.850
S-2		8.011	8.046	8.097	8.054	8.030	8.113	7.989	8.033	8.001	7.922	7.866
S-3	7.876	7.989	8.054	8.105	8.025	8.056	8.145	7.955	7.932	7.970	7.899	7.732
S-4		8.010	8.019	8.023	8.064	8.005	8.159	8.016	7.972	7.990	7.975	7.939

2021 年				
	9 月	10 月	11 月	12 月
S-1	7.958	8.053	8.007	8.067
S-2	7.993	8.006	7.971	7.992
S-3	7.992	7.938	7.990	8.035
S-4	8.052			

3.1.2.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag})

Ω_{arag} は観測期間中に大きく変動し、夏季に上昇し、冬季に低下する季節変動が見られた。pHと同様、降雨後の局所的な Ω_{arag} の低下が発生し、全ての観測点において観測期間中の最低値を示した (図 3.18)。沿岸域に近い S-1 と S-2、S-3 は S-4 に比べ、局所的な Ω_{arag} の低下の頻度が多く、より低い値が確認された。pHと同様に、 Ω_{arag} の最低値は沿岸に近い S-1 と S-2 ではなく、2021 年 8 月の S-3 における 1.4 であった。また、マガキの閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015) を下回る Ω_{arag} は S-3 のマガキの産卵時期と重なる 2021 年 8 月でのみ観測され、継続時間は 4 時間であった (表 3.5)。

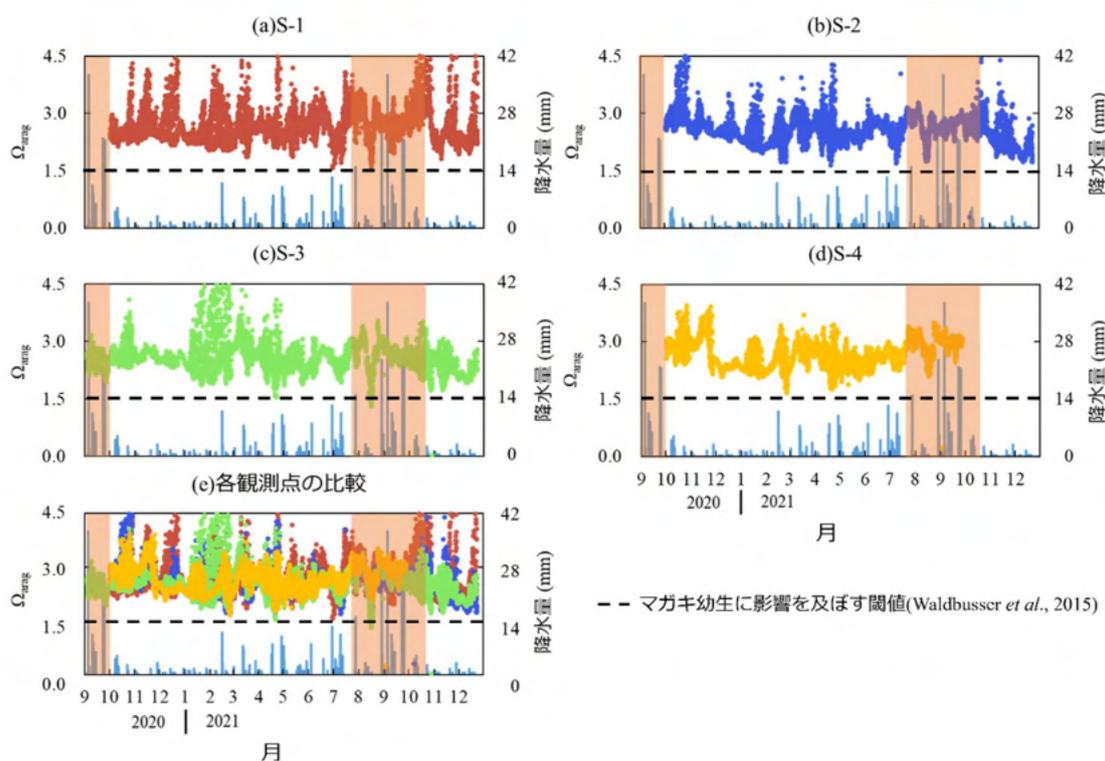


図 3.18 (a)S-1、(b)S-2、(c)S-3、(d)S-4 における 1 時間ごとの Ω_{arag} の連続観測結果と降水量 (mm) の比較と、(e) 各観測点における Ω_{arag} の時系列変化の比較。色と記号は図 3.11 に準ずる。また、黒破線はマガキ幼生の正常発達に影響を及ぼす危険水準の閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015)、橙色の領域は 3.1.2.1 節で推定されたマガキ産卵期間を示す。

表 3.5 各観測点における Ω_{arag} の月最低値

	2020 年				2021 年							
	9 月	10 月	11 月	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月
S-1		2.3	2.4	2.3	2.1	2.1	1.9	2.2	2.0	1.7	1.8	1.7
S-2		2.7	2.5	2.4	2.1	1.8	2.1	1.7	2.1	2.5	1.8	1.9
S-3	2.1	2.5	2.6	2.4	1.9	2.0	2.2	1.6	2.0	2.2	2.1	1.4
S-4		2.6	2.3	2.2	2.1	1.7	2.3	1.9	2.0	2.3	2.4	2.2

	2021 年			
	9 月	10 月	11 月	12 月
S-1	2.4	2.7	2.2	2.1
S-2	2.5	2.4	2.0	1.9
S-3	2.5	2.1	2.1	2.0
S-4	2.7			

3.1.2.8 栄養塩

硝酸塩 (NO_3) とリン酸塩 (PO_4) は 2020 年 10 月に局所的な増加は見られたものの、冬季に上昇する季節変動が見られた (図 3.19(a), (d))。また、2021 年 5 月～9 月は NO_3 の枯渇状態が観測された (図 3.19(a))。 NO_3 と同様に、亜硝酸塩 (NO_2) も 2021 年 5 月～9 月は枯渇し、アンモニウム塩 (NH_4) は 2020 年 10 月や 2021 年 5 月～7 月、10 月～11 月に局所的に増加が見られたが、それ以外の時期には枯渇状態となった (図 3.19(b), (c))。5 月から多くの栄養塩の枯渇状態が認められ、この時期から植物プランクトンによる光合成による栄養塩の吸収が活発になった影響と考えられる (図 3.19)。

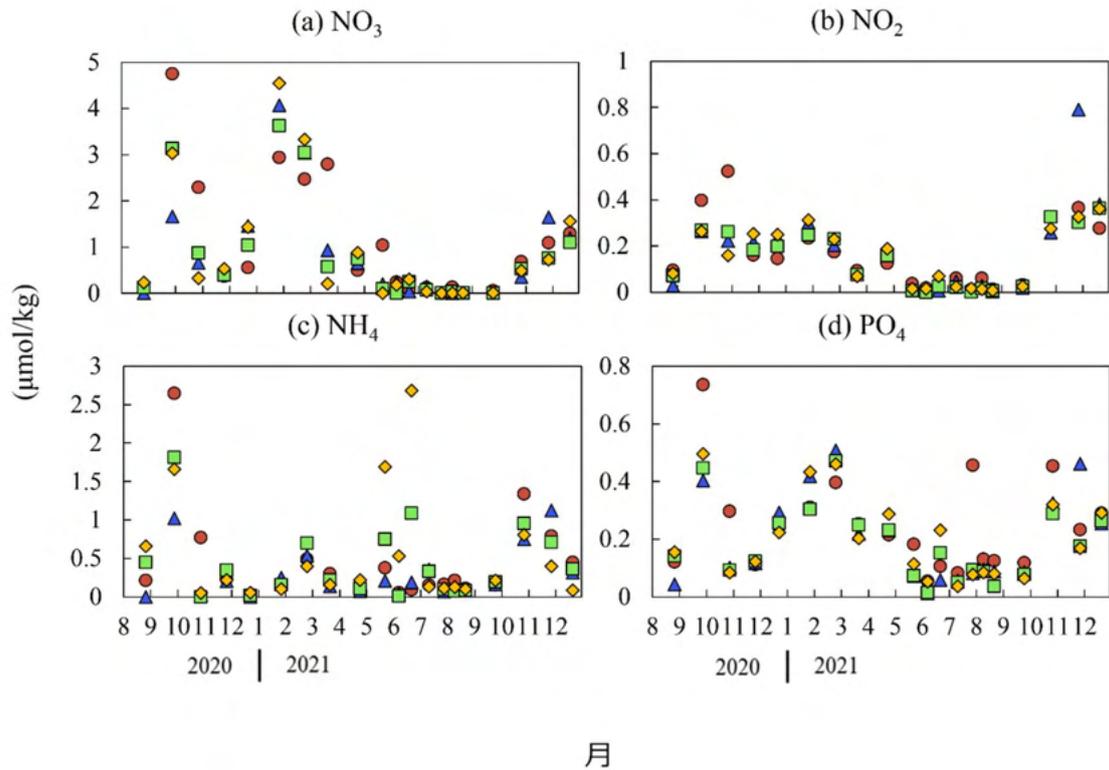


図 3.19 各観測点における採水試料分析による栄養塩 ((a)硝酸塩 (NO_3), (b)亜硝酸塩 (NO_2), (c)アンモニウム塩 (NH_4), (d)リン酸塩 (PO_4)) ($\mu\text{mol/kg}$)の観測結果。色と記号は図 3.13 に準ずる。

3.1.2.9 クロロフィルと濁度

2021年7月～10月に降水量の増加に伴い、クロロフィル濃度の上昇が確認された(図 3.20 (a))。また、濁度もクロロフィルと同様に降水量の増加に伴い、上昇した(図 3.20(b))。濁度が上昇した後に、クロロフィル濃度の上昇が発生しており、河川流入による有機物濃度の上昇が植物プランクトンのブルームが起きたと考えられる。3.1. 1.9 節で述べた日生の濁度とクロロフィル濃度の同時期の上昇に比べ、志津川では高頻度で同時期の上昇が認められ、河川流入による影響が顕著であると考えられる(図 3.20 (c))。

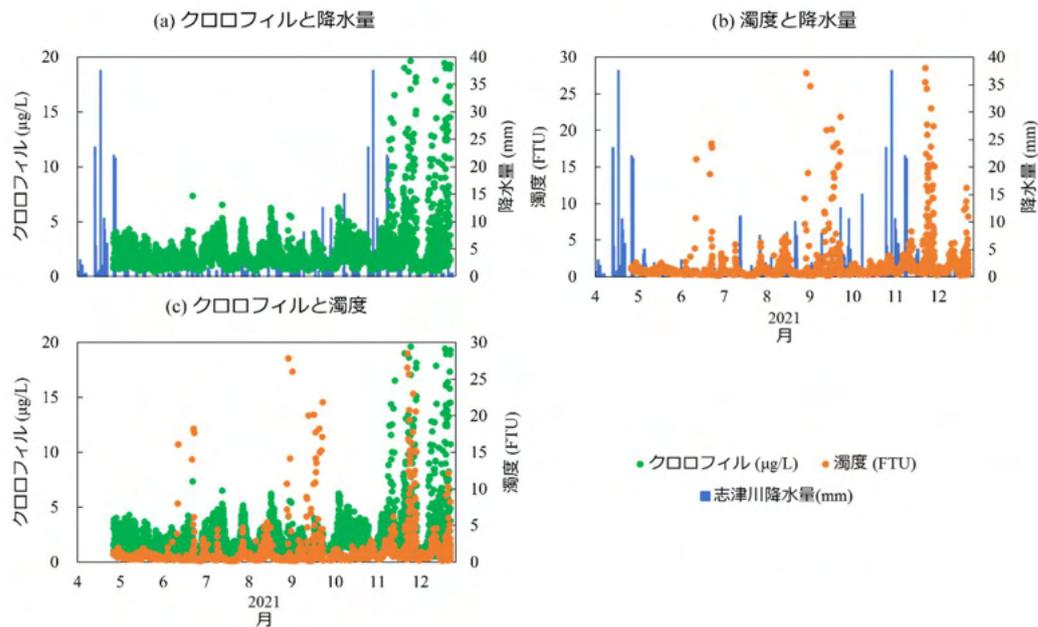


図 3.20 S-3 における 1 時間毎の(a)クロロフィル濃度 (µg/L)と降水量 (mm)の比較(b)濁度(FTU)と降水量 (mm)の比較 (c)クロロフィル濃度 (µg/L)と濁度 (FTU)の比較

3.1.3 廿日市における観測結果

3.1.3.1 水温

水温は夏季に上昇し、冬季に低下する季節変動を示した (図 3.21)。観測期間内の最高水温は 2021 年 8 月 7 日の 30.9°C で、最低水温は 2021 年 12 月 19 日の 13.8°C であった。また、大泉 (1971) に従い、マガキの産卵終了時期を、水温が 20°C を下回る 11 月 9 日であると推定した。マガキの産卵開始時期は水温 10°C を超え、積算水温 600°C になる時期を算出できなかったため、推定できなかったが、同程度の緯度である日生と同様に 6 月後半であると考えられる。

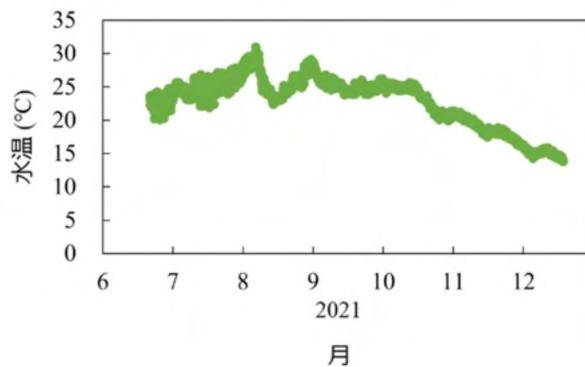


図 3.21 1 時間毎の水温 (°C) の連続観測結果

3.1.3.2 塩分

塩分は概ね 28~30 で推移したが、他の観測地点と同様に降水量の増加に伴い、局所的な低下が観測された。特に、2021 年 7 月と 8 月における降雨後の最低値はそれぞれ 13.1 と 6.9 であり、平均的な値に比べ、大幅に低下したことが示された (図 3.22)。

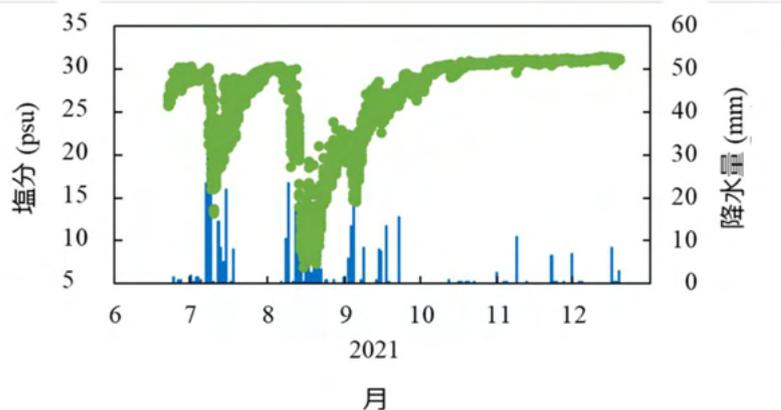


図 3.22 1 時間毎の塩分 (psu)の連続観測結果

3.1.3.3 溶存酸素 (DO)

DO は季節変動を示さなかったが、夏季に大きな値の変動を示す結果が得られた。また、変動が大きかった 7 月~10 月はマガキの至適生育 DO 値である 203~269 $\mu\text{mol/kg}$ を下回る値が確認された。

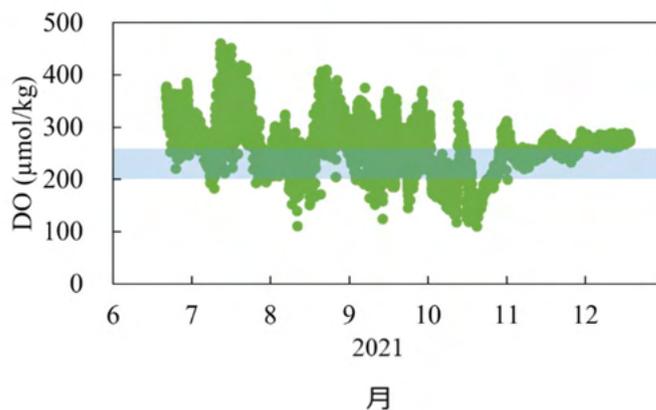


図 3.23 1 時間毎の DO ($\mu\text{mol/kg}$)の連続観測結果

3.1.3.4 全アルカリ度 (TA)

TA は概ね 1800～2000 $\mu\text{mol/kg}$ で推移した。他の観測地点と同様に、海水試料より得られた塩分と TA の回帰式を用いて値を算出し、採水試料では捉えることが出来なかった降雨に伴う局所的な低下を示した (図 3.24)。

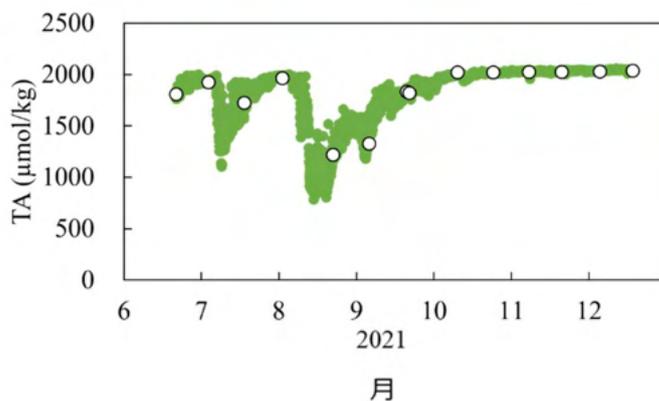


図 3.24 塩分の連続観測結果から見積もった TA ($\mu\text{mol/kg}$)。図中の白丸は採水試料の TA ($\mu\text{mol/kg}$)を示す。

3.1.3.5 溶存無機炭素 (DIC)

採水試料によって得られた DIC は 6 月～9 月の夏季に 1000～1800 $\mu\text{mol/kg}$ と大きく変動し、10 月～12 月の冬季に 1880～1940 $\mu\text{mol/kg}$ と大きく変化しない値で推移した (図 3.25)。最低値は 2021 年 8 月 23 日の 1032.5 $\mu\text{mol/kg}$ であり、最高値は 2021 年 10 月 25 日の 1933.5 $\mu\text{mol/kg}$ であった。

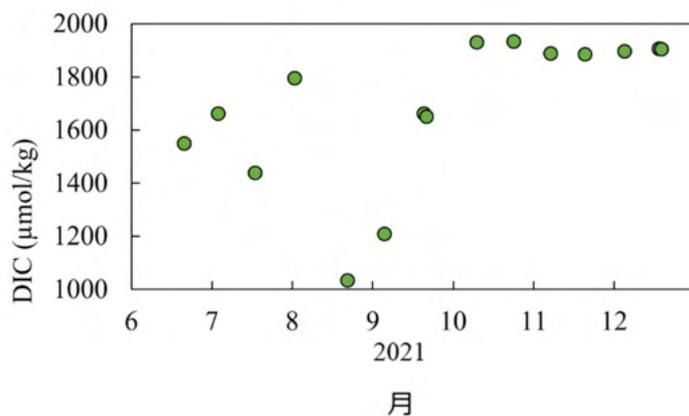


図 3.25 採水試料分析による DIC ($\mu\text{mol/kg}$)の観測結果

3.1.3.6 pH

pH は降雨後の局所的な低下が認められ、特に塩分が大きく低下した 8 月に顕著な低下が認められた。観測期間中の最低値は 8 月 16 日の 7.360 であり、他の観測地点と比べて、最も顕著な低下が観測された。また、降水量の増加していない 10 月にも低い値を示し、10 月の最低値は 7.543 であった (図 3.26; 表 3.6)。

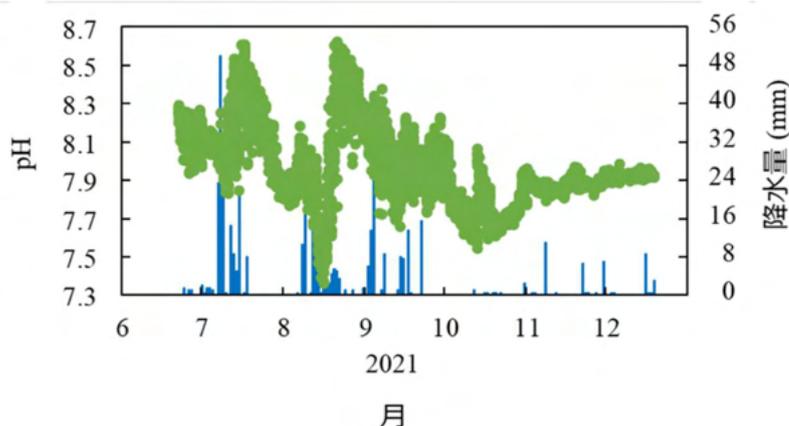


図 3.26 1 時間毎の pH の連続観測結果

表 3.6 pH の月最低値

	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
最低値	7.937	7.810	7.360	7.658	7.543	7.772	7.886

3.1.3.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag})

Ω_{arag} は観測期間中に大きく変動し、夏季の降雨に伴う局所的な低下が認められた。8 月の降雨後の Ω_{arag} の値は顕著に低下しており、最低値は 0.1 を示し、マガキ幼生に影響を及ぼす閾値である $\Omega_{\text{arag}} = 1.5$ を下回る値が最長で 141 時間継続して発生した。また、7 月～12 月に閾値を下回る値が発生し、10 月には最長 187 時間継続して発生した。3.1.3.1 節で述べたマガキの産卵期間を 6 月後半から 11 月前半であると仮定すると、これらと重複する期間に閾値を下回る値が認められた (図 3.27; 表 3.7)。

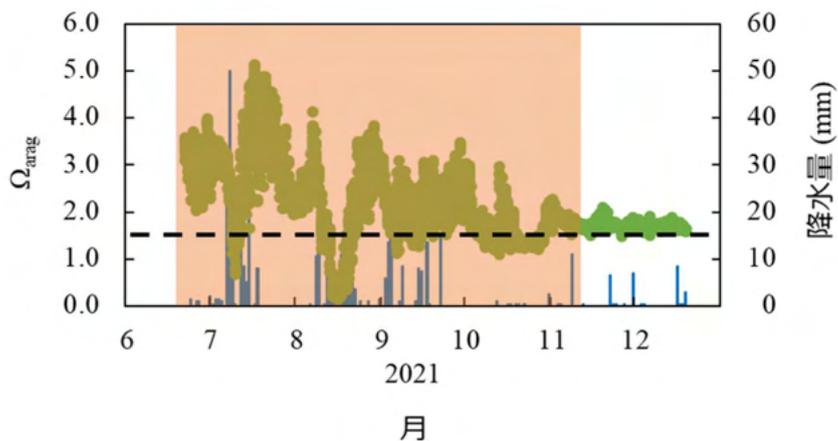


図 3.27 1 時間毎の Ω_{arag} の連続観測結果。黒破線はマガキ幼生の正常発達に影響を及ぼす危険水準の閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015)、橙色の領域は 3.1.3.1 節で推定されたマガキ産卵期間を示す。

表 3.7 Ω_{arag} の月最低値

	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月
最低値	2	0.6	0.1	1.1	1	1.4	1.5

3.1.3.8 栄養塩

硝酸塩 (NO_3)と亜硝酸塩 (NO_2)は同様の傾向を示し、6 月～7 月に枯渇し、8 月に上昇、冬季も高い値を示した。一方で、アンモニウム塩 (NH_4)とリン酸塩 (PO_4)は 10 月まで枯渇し、冬季に高い値を示した。ケイ酸塩 (Si)は冬季に低下するが、年間を通して枯渇することはなく、夏季に特に高い値を示した。6 月～7 月の栄養塩の枯渇状態は植物プランクトンによる光合成による栄養塩の吸収が活発であったためと考えられる (図 3.28)。

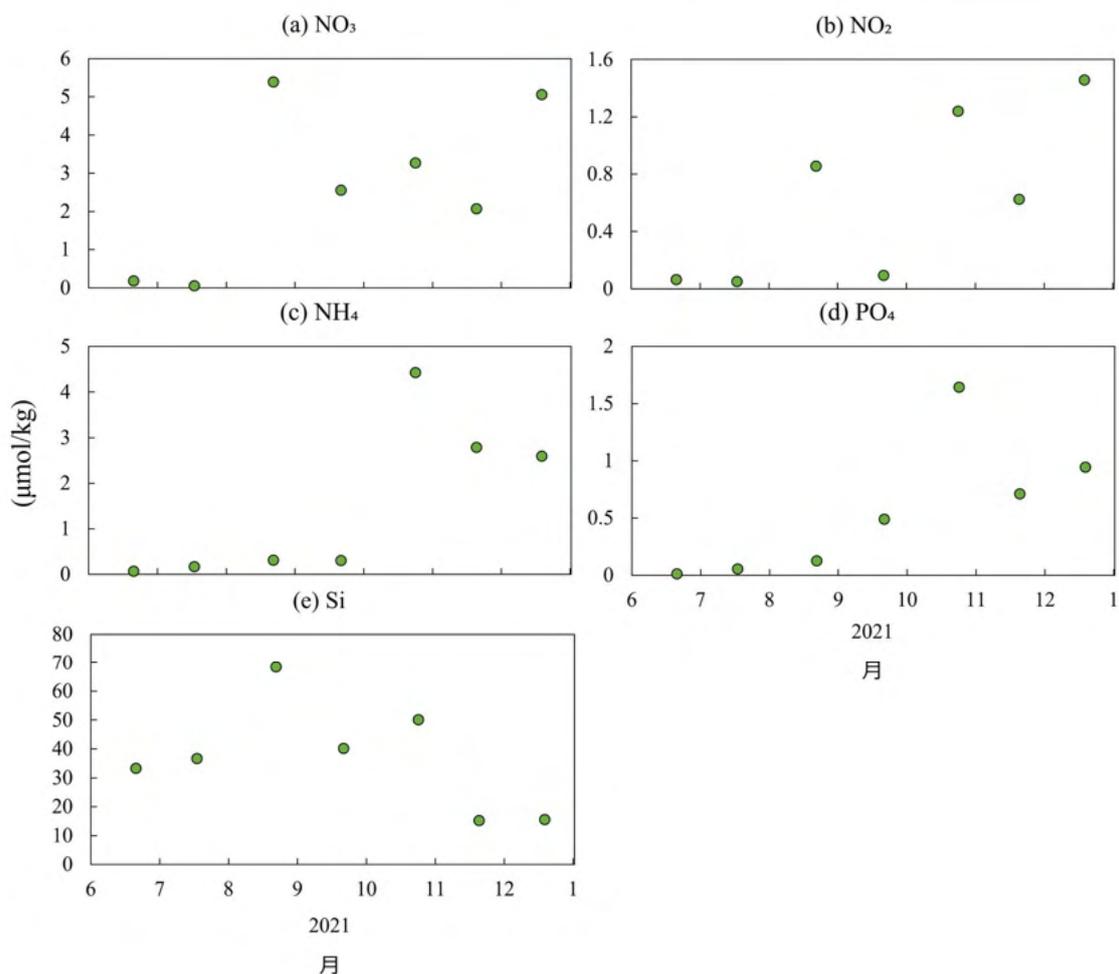


図 3.28 採水試料分析による栄養塩 ((a)硝酸塩 (NO₃), (b)亜硝酸塩 (NO₂), (c)アンモニウム塩 (NH₄), (d)リン酸塩 (PO₄), (e)ケイ酸塩 (Si)) (μmol/kg)の観測結果

3.1.3.9 クロロフィルと濁度

クロロフィル濃度は夏季に高く、冬季に低い顕著な季節変動を示した。7月～9月に特に高い値を示しており、植物プランクトンのブルームが活発であったと考えられる。また、7月と8月は降雨後に高い値を示した (図 3.29 (a))。濁度はクロロフィル濃度と同様に7月と8月の降雨後に高い値を示し、10月～12月は局所的な増加は観測されたものの平均して低い値を示した (図 3.29(b))。7月と8月の降雨後のクロロフィル濃度と濁度の変動は濁度の増加後にクロロフィル濃度の増加が認められ、降雨に伴う河川流入の影響によって、植物プランクトンのブルームが発生したことが考えられる (図 3.29 (c))。

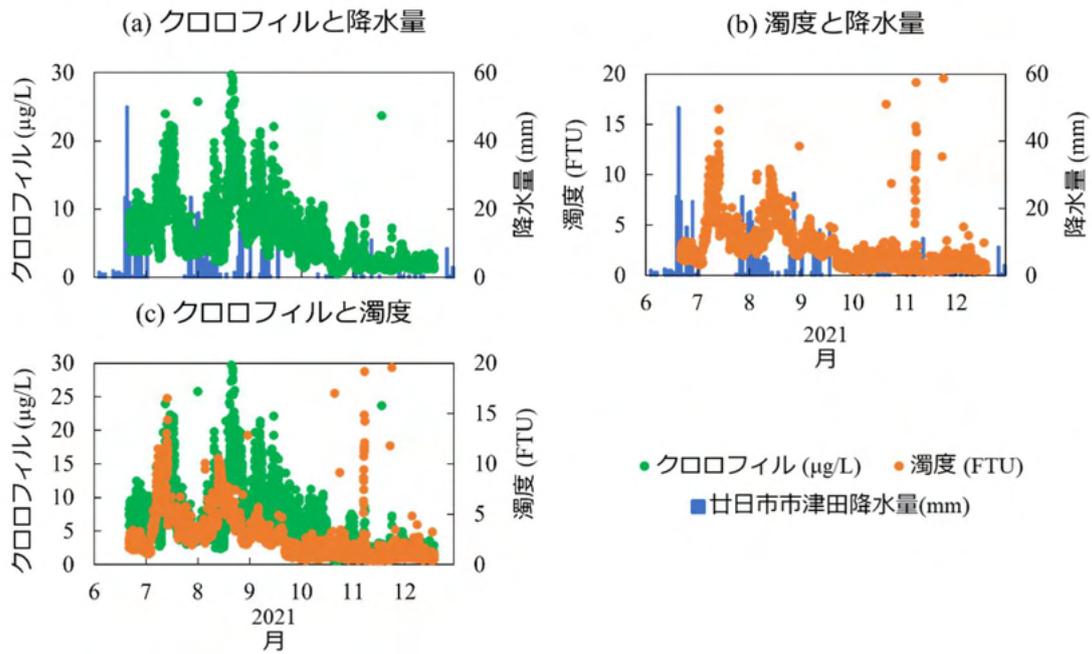


図 3.29 1 時間毎の(a)クロロフィル濃度 (μg/L)と降水量 (mm)の比較 (b)濁度 (FTU)と降水量 (mm)の比較 (c)クロロフィル濃度 (μg/L)と濁度 (FTU)の比較

3.2 数値モデリング

3.2.1 現在再現

本研究で対象地とする日生と志津川において、モデルの妥当性を検証するために Coastal and Regional Ocean COmmunity model (CROCO)の現在再現結果とこれまで述べた観測結果の比較を行った。日生と志津川の観測結果としてそれぞれシミュレーションを行った地点から最も近い H-4 と S-4 を用いた。

3.2.1.1 水温

日生の現在再現結果は現場観測の値を現実的に再現した。一方で、志津川の現在再現結果は現場観測の値と比べ、年間を通して低い値を示した (図 3.30)。この要因として、境界条件として用いた Future Ocean Reginal Projection (FORP)-JPN02 の MRI-CGCM3 のバイアスが考えられる。FORP-JPN02 による日本周辺の北太平洋海域における水温のシミュレーション結果は沿岸域における黒潮の流入の再現することが難しいことから、低温バイアスが存在することが指摘されている(Nishikawa *et al.*, 2021)。そのため、閉鎖性海域である瀬戸内海に位置する日生では海流の影響を受けず、観測結果で得られた水温を再現することができた一方で、志津川では黒潮の影響により、観測結果より年間を通して低い値が得られた可能性がある。

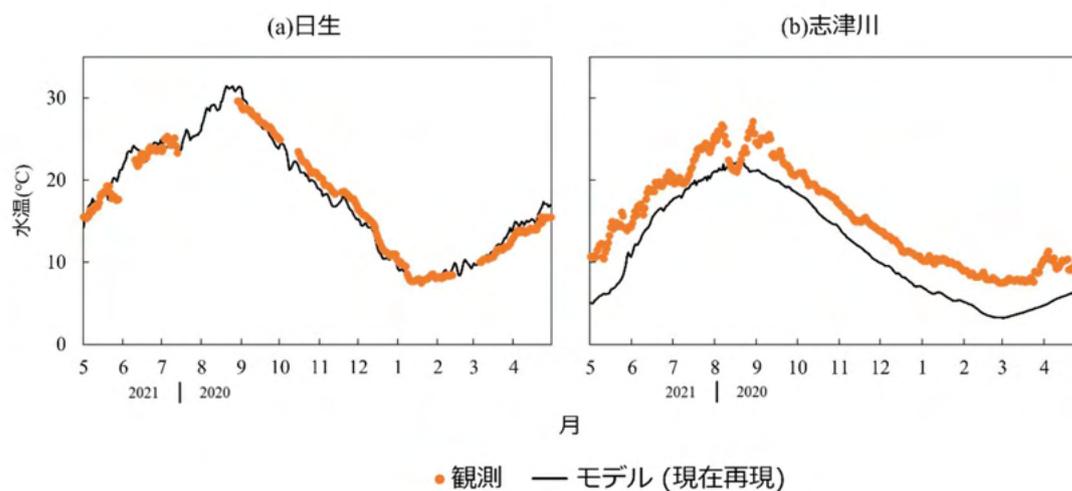


図 3.30 (a)日生と(b)志津川における水温 (°C)の現在再現結果と観測結果の比較。黒実線はモデルによる現在再現結果を示し、橙点は観測 (日生:H-4、志津川:S-4)結果を示す。

3.2.1.2 塩分

日生の現在再現結果は現場観測の値と比べ、年間を通して高い値を示した。一方、志津川の現在再現結果は、年間を通して概ね再現された (図 3.31)。日生で高い値を示した要因として、水温と同様に境界条件として用いた FORP-JPN02 に高塩分バイアスが存在することが考えられる。海洋観測で得られた塩分は 4 地点ともに年間を通して 30.5~31.5 で推移したが、FORP-JPN02 の塩分の値は年間を通して 33~34 で推移している。そのため、瀬戸内海北西部では、より現実的な塩分の境界値を与える必要がある。加えて、本研究では瀬戸内海のシミュレーションで、最も近傍の河川である伊里川と千種川の影響を考慮できていない。そのため、淡水流入の影響を考慮できず、過大評価となった可能性がある。志津川の現在再現の結果は観測結果を概ね再現できたが、降雨後の局所的な塩分の低下は再現できなかった。本研究では河川の影響として、月平均流量を内挿処理による日平均流量として与えているため、降水量増加に伴う流量の変動は考慮されていない。モデルの境界条件として日平均等、より高頻度の流量を与えることでモデルの再現性が向上すると考えられる。

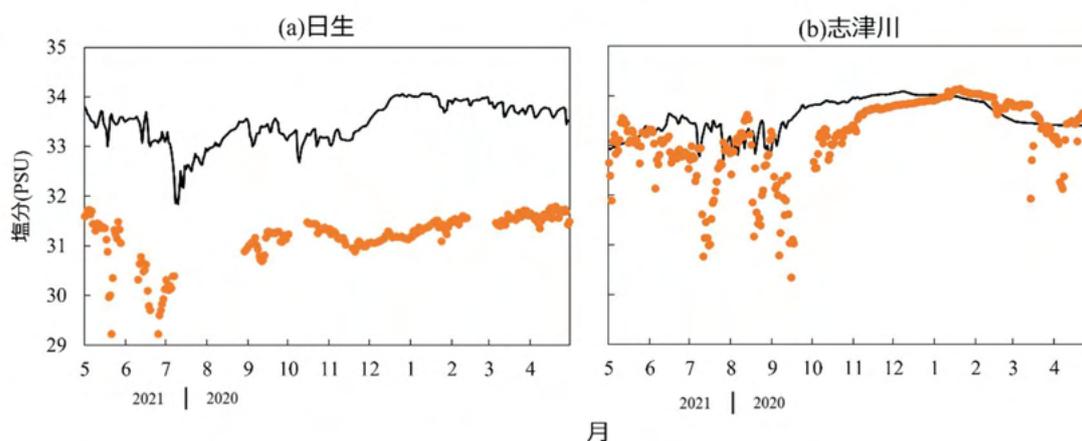


図 3.31 (a)日生と(b)志津川における塩分 (PSU)の現在再現結果と観測結果の比較。色と記号は図 3.30 に準ずる。

3.2.1.3 溶存酸素 (DO)

DO の現在再現結果は日生と志津川の両地点で、夏季に低下し、冬季に上昇する現場観測の値を概ね再現した (図 3.32)。

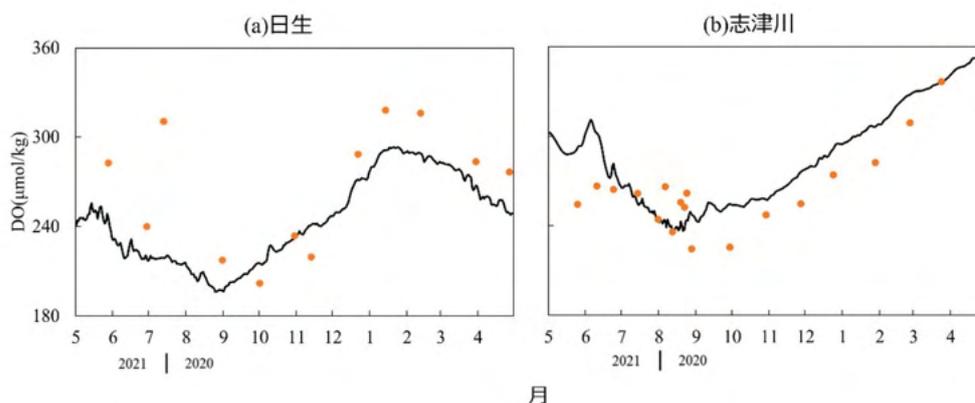


図 3.32 (a)日生と(b)志津川における DO ($\mu\text{mol/kg}$)の現在再現結果と観測結果の比較。色と記号は図 3.30 に準ずる。

3.2.1.4 全アルカリ度 (TA)

日生の現在再現結果は現場観測の値と比べ年間を通して、約 $170 \mu\text{mol/kg}$ 高い値を示した。一方で、志津川の現在再現結果は現場観測の値を概ね再現した (図 3.33)。境界条件として用いた TA は Watanabe *et al.* (2020)の水温と DO の関係式から推定した値であり、この関係式は外洋である北太平洋海域の観測結果と米国海洋大気庁 (National Oceanic and Atmospheric Administration; NOAA)が提供する Ocean Carbon Data System (OCADS)のデータから推定されている。そのため、この関係式は縁辺海である瀬戸内海では当てはまりが良くなかった可能性がある。

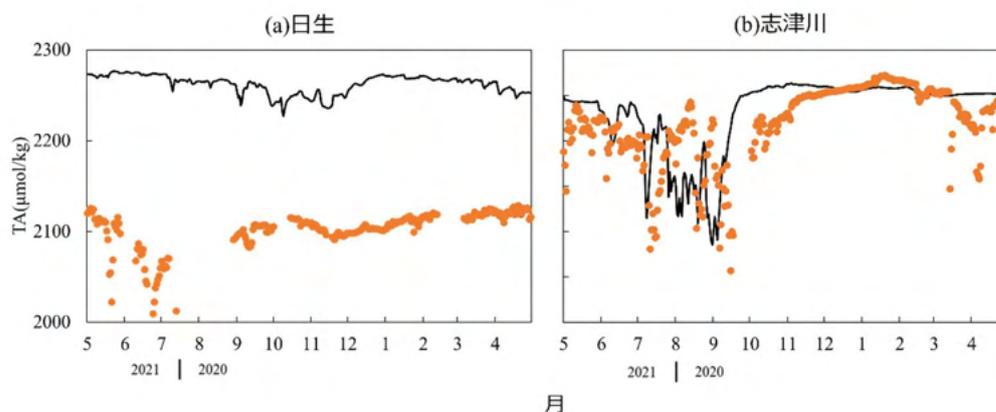


図 3.33 (a)日生と(b)志津川における TA ($\mu\text{mol/kg}$)の現在再現結果と観測結果の比較。色と記号は図 3.30 に準ずる。

3.2.1.5 溶存無機炭素 (DIC)

日生の現在再現結果は、2020年9月と2021年1月～2021年7月の採水試料分析による観測結果より高い値を示した。また、志津川では年間を通して観測された値とその季節変動を概ね再現した(図3.34)。TAと同様、DICもWatanabe *et al.* (2020)の水温とDOの関係式から算出したため、瀬戸内海で当てはまりが良くなかったと考えられる。瀬戸内海の海洋環境の再現性を高めるためには、TAとDICを高時空間解像度で取得した観測値を境界値としてモデルを駆動する必要がある。

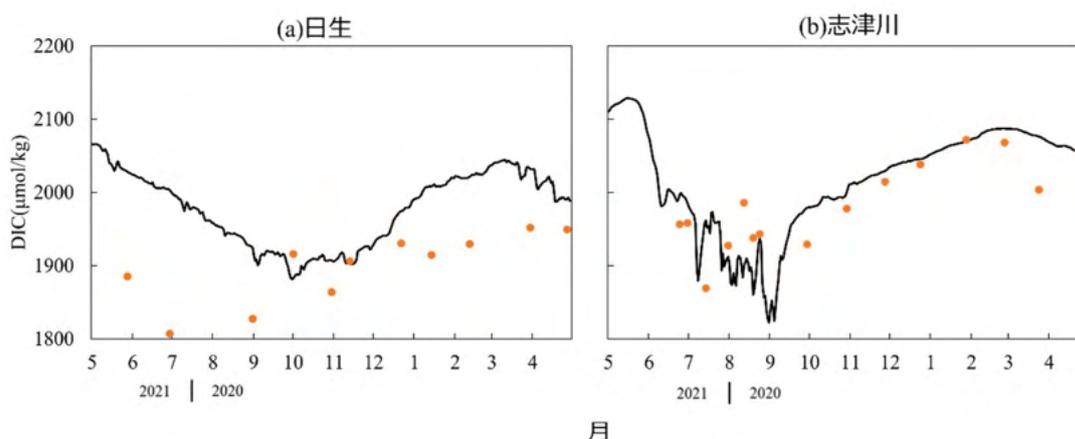


図 3.34 (a)日生と(b)志津川における DIC ($\mu\text{mol/kg}$)の現在再現結果と観測結果の比較。色と記号は図 3.30 に準ずる。

3.2.1.6 pH

日生の現在再現結果は2021年1月～4月では現場観測の値を再現したが、2020年9月～12月では過大評価、2021年6月～7月では過小評価となった(図3.35(a))。一方、志津川の再現結果は年間を通して概ね再現したが、2021年3月～4月にかけて過小評価となった(図3.35(b))。日生で観測結果と差が生じた要因として、降雨による直接の、あるいは河川を介した淡水流入の影響が挙げられる。日生の2021年1月～4月は降雨が少なかったため、大きな変動は観測されず、再現性が高かった。日生同様、志津川も上述した降雨に伴う影響を再現できておらず、現在再現結果と観測結果に差が生じたと考えられる。

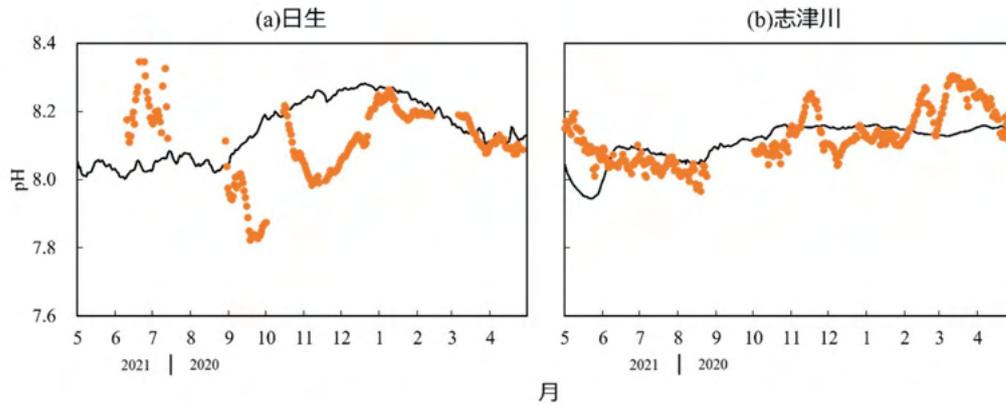


図 3.35 (a)日生と(b)志津川における pH の現在再現結果と観測結果の比較。色と記号は図 3.30 に準ずる。

3.2.1.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag})

日生では pH と同様に、降雨による影響を受け、2020 年 9 月～12 月に過大評価、2021 年 6 月～7 月に過小評価となった (図 3.36(a))。加えて、pH で再現できていた 2021 年 1 月～4 月に過大評価となった。志津川では年間を通して過小評価となった (図 3.36(b))。日生で 2021 年 1 月～4 月を過大評価した要因として、モデルによる塩分と TA の値が高いことに起因すると考えられる。 Ω_{arag} は CO2SYS を用いて水温、塩分、TA、DIC の値から算出した。日生における水温の再現性は高く、DIC 濃度の上昇は Ω_{arag} を低下させる方向に働く。そのため、モデルによる塩分と TA が過大評価となっていたために Ω_{arag} も過大評価したと考えられる。また、 Ω_{arag} は水温依存性が高く、水温が高いと上昇し、低いと減少する。そのため、志津川において過小評価となったのは、FORP-JPN02 が持つ低温バイアスの影響であると考えられる。

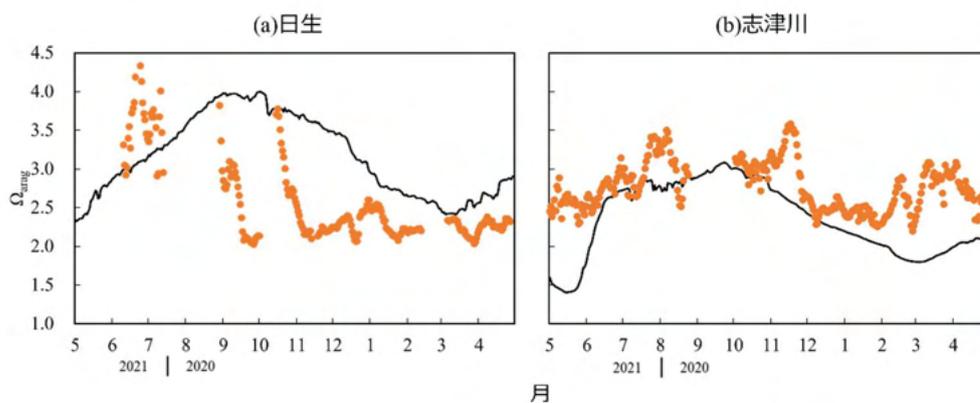


図 3.36 (a)日生と(b)志津川における Ω_{arag} の現在再現結果と観測結果の比較。色と記号は図 3.30 に準ずる。

3.2.1.8 栄養塩

日生における硝酸塩 (NO_3)とリン酸塩 (PO_4)の現在再現結果は冬季の鉛直混合によって底層の栄養塩が表層に供給されることで、増加の傾向を示した(図 3.37(a),(c))。一方で、 NO_3 の現在再現結果は2021年1月～2月、5月以外では0に近い値となり、枯渇状態となった。ケイ酸塩 (Si)の現在再現結果は年間を通して大きな季節変動を示さなかった(図 3.37(e))。この要因として、 NO_3 濃度の著しい低下が植物プランクトンによる光合成の制限要因となり、珪藻類による Si の消費が行われなかったことが考えられる。また、すべての栄養塩において観測結果より低い値となった。これは境界条件として環境省の提供する広域総合水質調査の結果を用いたことに起因すると考えられる。広域総合水質調査の観測点は沿岸から離れた沖合に位置するため、陸域からの栄養塩供給が行われる沿岸域より低い値を示したと考えられる。

志津川の現在再現結果は NO_3 、 PO_4 ともに夏季に低下し、冬季に増加する季節変動を再現したが、 NO_3 では冬季に過大評価となり、 PO_4 では年間を通して過大評価となった(図 3.37(b),(d))。この要因として、マガキ養殖による影響が考えられる。沿岸で行われる二枚貝養殖は表層の栄養塩を糞などによって底層へ供給するため、表層と底層の栄養塩濃度差が生じる(工藤, 2014)。モデルではこの過程は考慮されていないため、表層で栄養塩が消費されず、栄養塩濃度が低下しなかったと考えられる。二枚貝養殖に伴うこの過程がモデルに考慮されていないことによる観測結果とモデル結果の乖離は、日生でも同様に生じることが考えられる。しかし、上述のように境界条件として与えた栄養塩の濃度が現実よりも低いことが観測結果とモデル結果の乖離が志津川ほどには顕著には現れなかった理由と考えられる。日生では、栄養塩に関してより現実的な境界条件を与えることが今後の課題である。

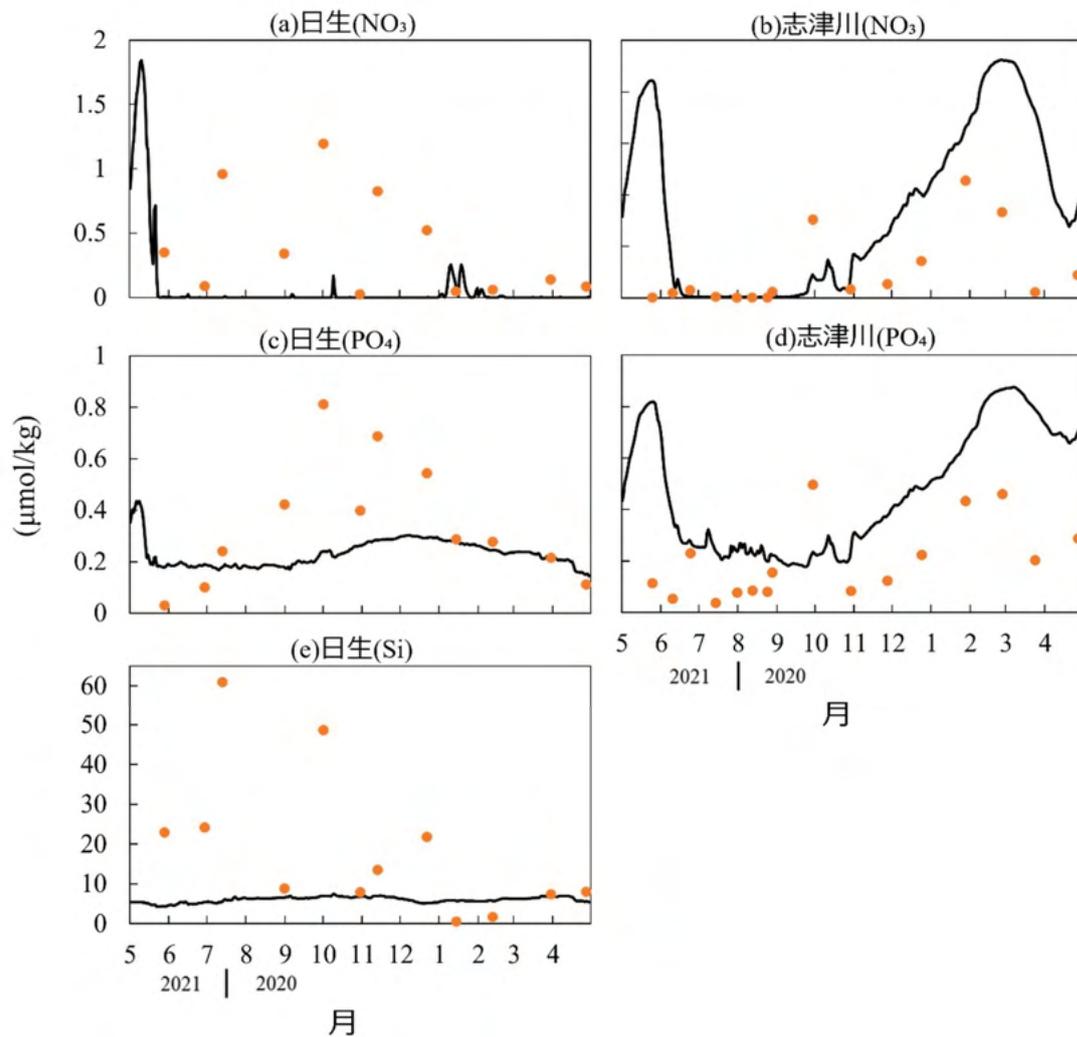


図 3.37 日生と志津川における栄養塩 ($\mu\text{mol/kg}$)の現在再現結果と観測結果の比較。(a)日生の硝酸塩 (NO_3)、(b)志津川の NO_3 、(c)日生のリン酸塩 (PO_4)、(d)志津川の PO_4 、(e)日生のケイ酸塩 (Si)を示す。色と記号は図 3.30 に準ずる。志津川では Si の観測データがないため、モデル結果との比較ができなかった。

3.2.2 将来予測

日生と志津川のそれぞれにおいてモデルによって得られた今世紀半ばと今世紀末の RCP8.5 シナリオの将来予測と今世紀末の RCP2.6 シナリオの将来予測の結果を示す。なお、志津川の水温は (2-2)式によって補正した値である。

3.2.2.1 水温

日生の将来予測では現在再現結果と比べ、すべてのシナリオと予測時期において上昇する結果が得られたが、変化の程度は小さかった (図 3.38(a))。志津川の将来予測結果では現在再現結果と比べ、日生と同様、すべてのシナリオと予測時期において上昇する結果が得られ、変化の程度は日生に比べ大きかった (図 3.38(b))。また、大泉 (1971)に従い、それぞれのシナリオと予測年代でマガキ産卵期間を予測した (表 3.8)。日生では、マガキの産卵期間は現在再現結果と比較し、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオで 2 日、今世紀末の RCP8.5 シナリオで 7 日、今世紀末の RCP2.6 シナリオで 2 日延びると予測された。一方、志津川では、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオで 51 日、今世紀末の RCP2.6 シナリオで 30 日延びると予測された。今世紀末の RCP8.5 シナリオでは 10°Cを下回る水温が示されなかったため、産卵開始時期の予測を行うことは出来なかったが、20°Cを下回る産卵時期の終了は 12 月 1 日と予測された。

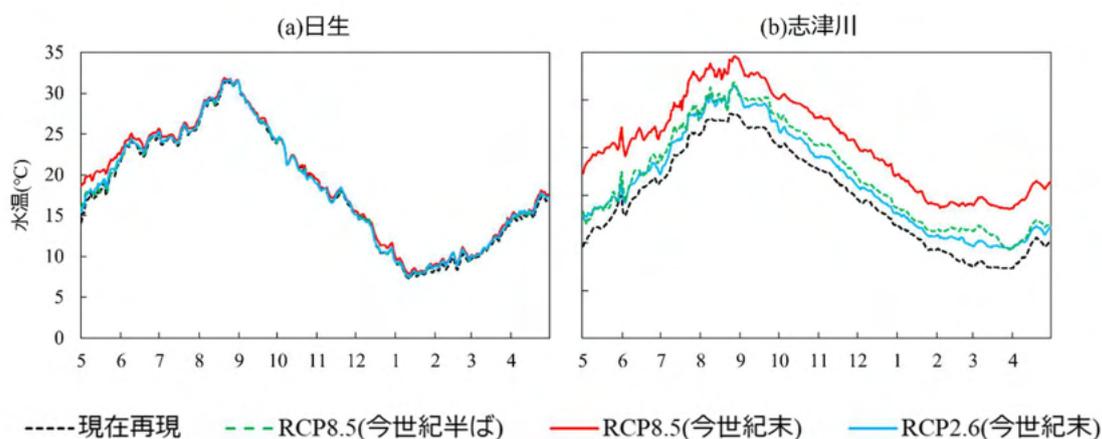


図 3.38(a)日生と(b)志津川における水温 (°C)のモデル出力結果。黒破線は現在再現結果、緑破線は今世紀半ばの RCP8.5 シナリオの出力結果、赤実線は今世紀末の RCP8.5 シナリオの出力結果、青実線は今世紀末の RCP2.6 シナリオの出力結果を示す。

表 3.8 モデルの水温出力結果による産卵時期の推定結果

	現在再現	RCP8.5(今世紀半ば)	RCP8.5(今世紀末)	RCP2.6(今世紀末)
日生	6/10 -10/24	6/8 - 10/24	6/2 - 10/23	6/8 - 10/23
志津川	8/7 - 10/8	7/21 - 11/11	-12/1	7/24 - 10/24

3.2.2.2 塩分

日生では、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオでは現在再現結果と比べて、5 月～6 月と 9 月～12 月で低い値を示し、1 月～4 月で高い値を示した。今世紀末の RCP8.5 シナリオでは 10 月～11 月で低い値を示したが、それ以外の時期では高い値を示した。今世紀末の RCP2.6 シナリオでは 7 月～8 月、10 月～11 月前半に低い値を示し、5 月～7 月、11 月後半～4 月に高い値を示し、特に 11 月～4 月では今世紀末の RCP8.5 シナリオより高い値を示した (図 3.39 (a))。志津川における将来予測は、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオでは、7 月～2 月前半に低い値を示し、2 月後半～4 月に高い値を示した。今世紀末の RCP8.5 シナリオでは、6 月、9 月後半～11 月に低い値を示し、5 月、12 月～4 月に高い値を示した。今世紀半ばの RCP2.6 シナリオでは今世紀半ばの RCP8.5 と似た傾向が見られたが、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオの結果よりも 7 月～9 月の低下が顕著であった (図 3.39 (b))。

日生では 7 月～12 月に、志津川では 6 月～9 月の塩分の変動幅は現在よりも大きくなることが予測され、将来の塩分の変動はより顕著になることが示唆された。

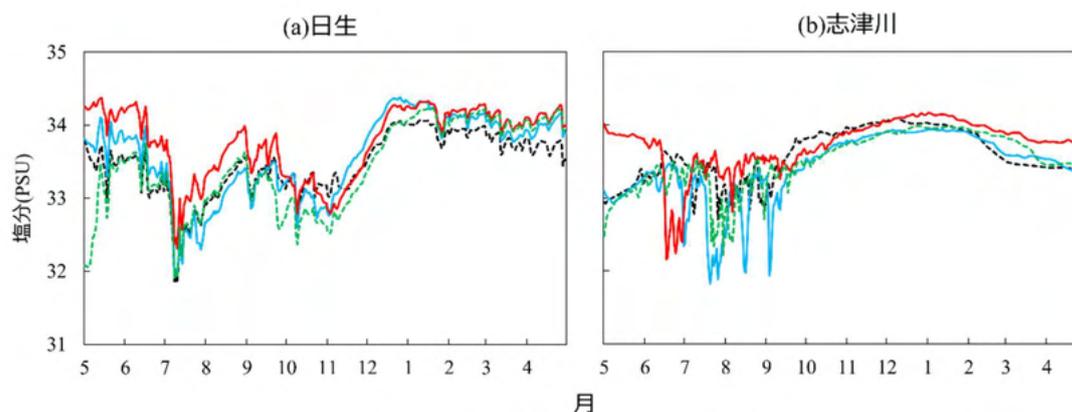


図 3.39 (a)日生と(b)志津川における塩分 (PSU)のモデル出力結果。色と記号は図 3.38 に準ずる。

3.2.2.3 溶存酸素 (DO)

DO の将来予測結果は両地点において、水温と DO が逆相関にあることを反映し、水温の将来予測結果と逆の変動を示した (図 3.38; 図 3.40)。日生の将来予測結果は現在再現結果より低下したが、変化の程度は小さかった (図 3.40(a))。志津川の将来予測結果も現在再現結果に比べ低下し、変化の程度は日生に比べ大きかった (図 3.40(b))。マガキの至適生育 DO の 203 ~ 269 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ を下回る値は、日生では現在再現を含むすべてのシナリオと予測年代で、8 月後半~9 月前半で発生する結果が得られた。志津川ではマガキ至適生育 DO 値を、現在再現を含むすべてのシナリオと予測年代で上回った。

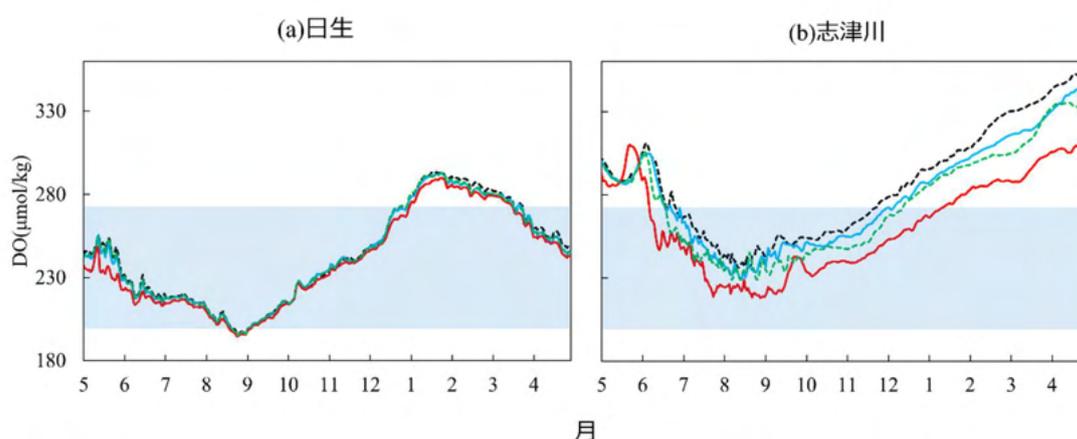


図 3.40 (a)日生と(b)志津川における DO ($\mu\text{mol}/\text{kg}$)のモデル出力結果。色と記号は図 3.38 に準ずる。青色の領域はマガキの生育至適 DO 値の範囲 (203 ~ 269 $\mu\text{mol}/\text{kg}$)を示す。

3.2.2.4 全アルカリ度 (TA)

TA の将来予測結果は、日生では現在再現とすべてのシナリオと予測年代における将来予測で大きな変化は見られなかった。一方、志津川では 6 月~9 月の夏場に現在再現の値より大きく低下する場合があることが示された (図 3.41)。これはモデルに与えた河川流入の影響を反映したものであると考えられ、降水量が増加すると予測される今世紀末でより局所的に低下することが示唆された。

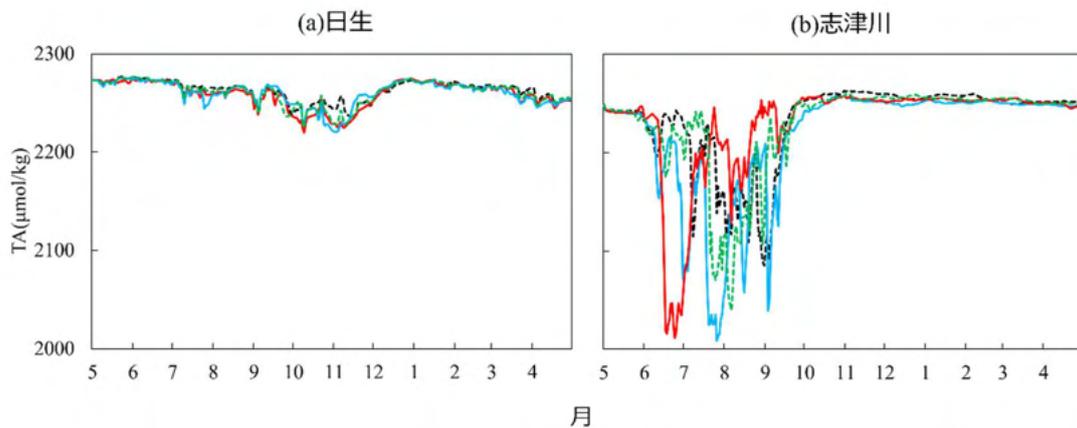


図 3.41 (a)日生と(b)志津川における TA ($\mu\text{mol/kg}$)のモデル出力結果。図と記号は図 3.38 に準ずる。

3.2.2.5 溶存無機炭素 (DIC)

将来予測結果は、両地点において今世紀半ばの RCP8.5 シナリオでは増加傾向が見られ、今世紀末の RCP8.5 シナリオでさらに大きく増加した。また、今世紀末の RCP2.6 シナリオで 8 月～3 月においては上昇するが、それ以外では低下することが示された (図 3.42)。志津川では TA と同様に局所的な低下が確認され、現在の値を下回る DIC が今世紀末の RCP8.5 においても現れることが示された (図 3.42(b))。

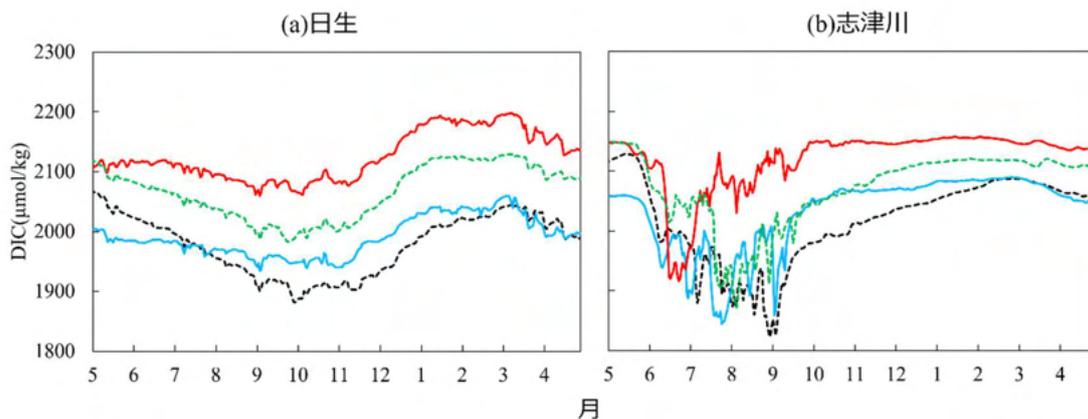


図 3.42 (a)日生と(b)志津川における DIC ($\mu\text{mol/kg}$)のモデル出力結果。色と記号は図 3.38 に準ずる。

3.2.2.6 pH

pH の将来予測結果は、両地点において、すべてのシナリオと予測年代で低下する傾向が示された。今世紀半ばと今世紀末の RCP8.5 シナリオでは年間を通して、現在再現の結果より低い値となった。一方で、RCP2.6 では日生では 5 月～7 月、志津川では 5 月～6 月前半で現在再現より高い値が得られた (図 3.43)。また、年平均 pH は日生において、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオで 0.18、今世紀末の RCP8.5 シナリオで 0.34、今世紀末の RCP2.6 シナリオで 0.03 低下する結果が示された。また、志津川においては、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオで 0.16、今世紀末の RCP8.5 シナリオで 0.34、今世紀末の RCP2.6 シナリオで 0.08 低下する結果が示された (表 3.9)。

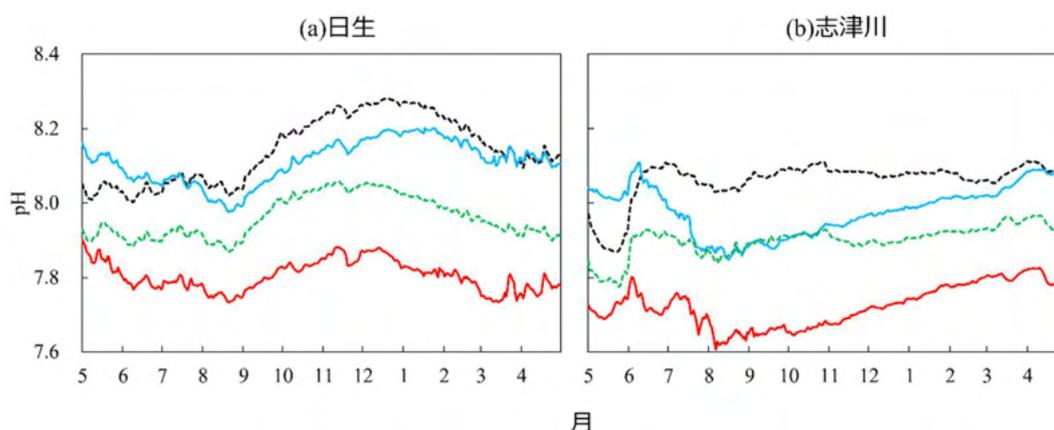


図 3.43 (a)日生と(b)志津川における pH のモデル出力結果。色と記号は図 3.27 に準ずる。

表 3.9 両地点における各シナリオと予測年代の平均 pH

	現在再現	RCP8.5(今世紀半ば)	RCP8.5(今世紀末)	RCP2.6(今世紀末)
日生	8.143	7.962	7.804	8.112
志津川	8.061	7.903	7.724	7.980

3.2.2.7 アラゴナイト飽和度 (Ω_{arag})

将来予測結果は pH と同様の変動を示し、すべてのシナリオと予測年代において低下する傾向が示された。日生において、閾値を下回る Ω_{arag} は今世紀末の RCP8.5 シナリオにおいてのみ確認され、期間は 12 月後半～4 月前半であった。この期間はマガキの産卵時期と重なっておらず影響は大きくないと考えられる。また、志津川では、現在再現結果と今世紀半ばの RCP8.5 シナリオの将来予測結果の 5 月において閾値を下回る値が得られたが、同様にマガキの産卵時期と重なっていないため影響は大きくないと考えられる。一方で、今世紀末の RCP8.5 シナリオの将来予測結果では、12 月

～6月に閾値を下回った。今世紀末の RCP8.5 シナリオは水温 10°Cを下回ることがなく、産卵開始時期の推定が不可能であったが、水温の上昇は産卵期間の長期化を引き起こすことを考慮すると、海洋酸性化影響が現れる可能性がある (図 3.44)。産卵時期の平均 Ω_{arag} は現在再現の結果と比較すると、日生では今世紀半ばの RCP8.5 シナリオで 0.9 低下し、今世紀末の RCP8.5 シナリオで 1.5 低下、今世紀末の RCP2.6 シナリオで 0.2 低下する結果が得られた。また志津川では、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオで 0.7、今世紀末の RCP8.5 シナリオで 1.5、今世紀末の RCP2.6 シナリオで 0.8 低下する結果が得られた (表 3.10)。

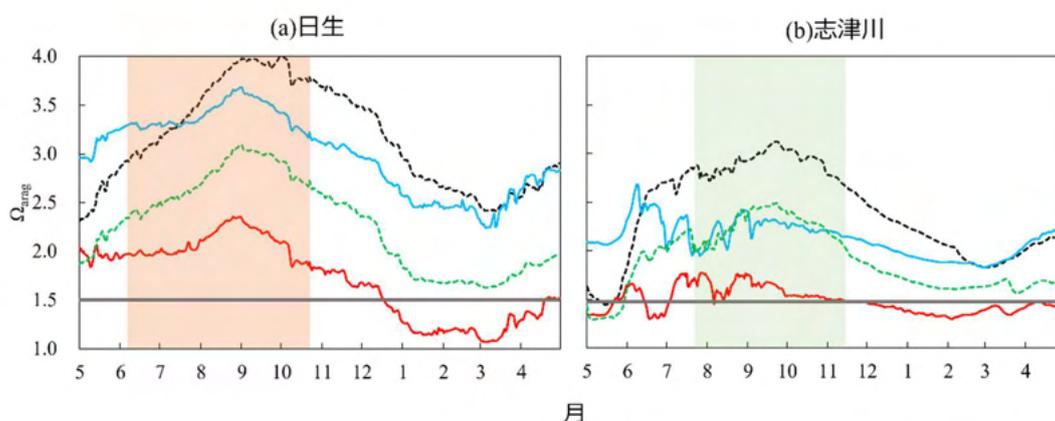


図 3.44 (a)日生と(b)志津川における Ω_{arag} のモデル出力結果。色と記号は図 3.38 に準ずる。また灰実線でマガキ幼生の正常発達に影響を及ぼす危険水準の閾値 ($\Omega_{arag} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015)を、橙色の領域は日生における今世紀末の RCP8.5 シナリオで予測されたマガキ産卵期間を、緑色の領域は志津川における今世紀半ばの RCP8.5 シナリオで予測されたマガキ産卵期間を示す。

表 3.10 マガキ産卵時期における平均 Ω_{arag} 。志津川の今世紀末の RCP8.5 シナリオは産卵開始時期の推定が出来ないため、年平均値で算出した。

	現在再現	RCP8.5(今世紀半ば)	RCP8.5(今世紀末)	RCP2.6(今世紀末)
日生	3.6	2.7	2.1	3.4
志津川	3.0	2.3	1.5	2.2

3.2.2.8 栄養塩

硝酸塩 (NO_3)の将来予測結果は、日生では年間を通して枯渇した状態ではあるが、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオと今世紀末の RCP2.6 シナリオで冬季の増加が示された (図 3.45(a))。一方で、志津川では冬季の減少が示された。また、志津川の 5 月は今世紀半ばの RCP8.5 シナリオと今世紀末の RCP2.6 シナリオで増加が示された (図

3.45(b))。PO₄の将来予測結果は、両地点のすべての場合において冬季の減少が認められた(図 3.45(c),(d))。また、NO₃と同様、志津川の 5 月は今世紀半ばの RCP8.5 シナリオと今世紀末の RCP2.6 シナリオにおいて増加が示された (図 3.45(d))。Si の将来予測結果は、日生では年間を通して、大きな変化は見られなかった (図 3.45(e))。一方で、志津川の夏季は全ての場合で、局所的な増加が示された (図 3.45(f))。

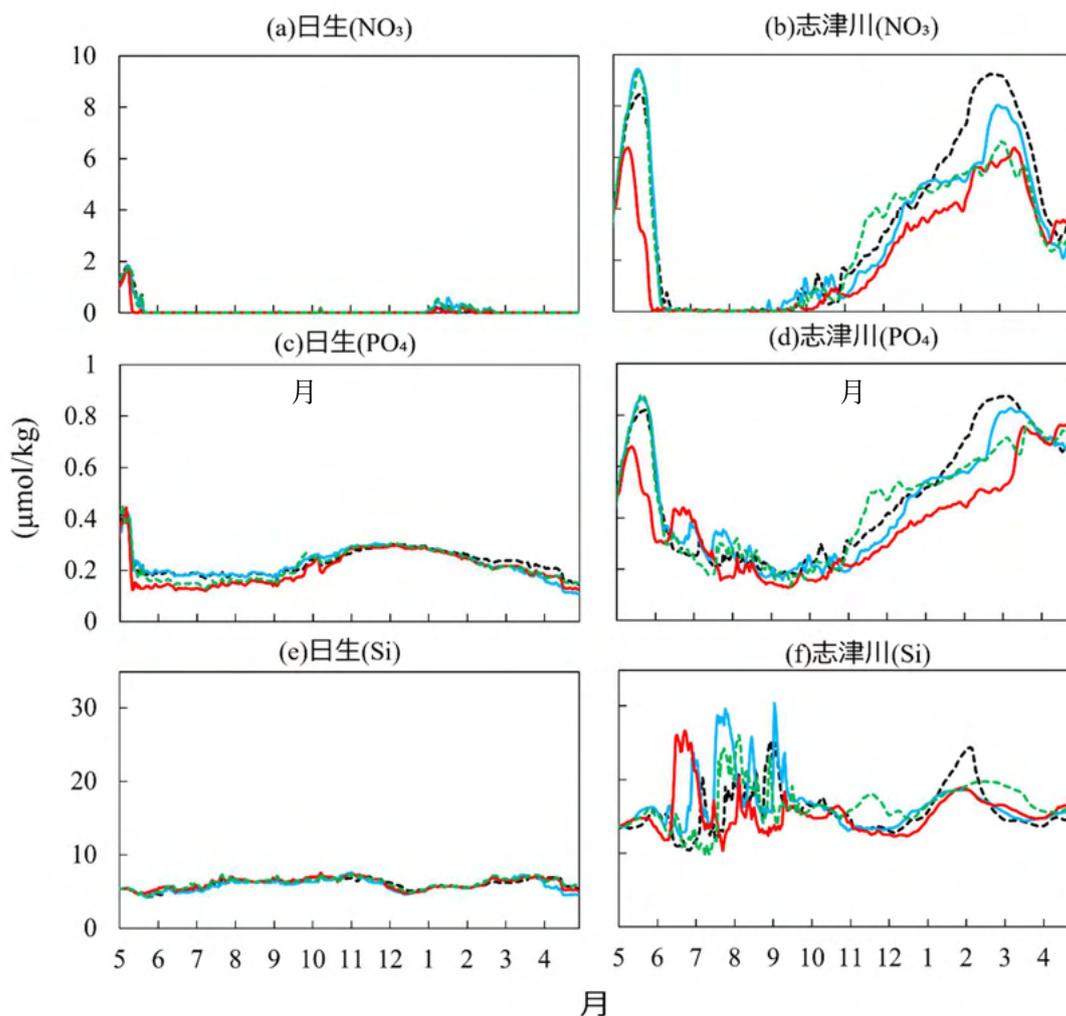


図 3.45 日生と志津川における栄養塩 ($\mu\text{mol/kg}$)のモデル出力結果。色と記号は図 3.38 に準ずる。(a)日生の硝酸塩 (NO_3)、(b)志津川の NO_3 、(c)日生のリン酸塩 (PO_4)、(d)志津川の PO_4 、(e)日生のケイ酸塩 (Si)、(f)志津川の Si を示す。

3.3 マガキ養殖に関する経済評価

3.3.1 マガキ生態への海洋酸性化影響の変化率の算出

2.3.2 節で述べた海洋酸性化がマガキに及ぼす 3 つの生態的指標と現在再現と今世紀半ばの RCP8.5 シナリオにおける海洋酸性化指標 (pH と Ω_{arag}) の値から、生態的指標の変化率を算出した。また、海洋酸性化指標として用いた年平均 pH とマガキ産卵期間の平均 Ω_{arag} は表 3.11 の通りである。

表 3.11 両地点における現在再現と今世紀半ばの RCP8.5 シナリオによる将来予測の年平均 pH とマガキ産卵時期の平均 Ω_{arag}

	現在		RCP8.5 シナリオ(今世紀半ば)	
	pH	Ω_{arag}	pH	Ω_{arag}
日生	8.143	3.6	7.962	2.7
志津川	8.062	3.0	7.903	2.3

評価に用いたマガキの生態的指標はマガキ幼生の正常発達率 (N (%))、マガキ幼生の成長日数 (G (日))、マガキ成員の石灰化速度 (C (mmol/時)) の 3 つであり、それぞれ以下の式で表される。

$$N = \frac{0.933}{1 + \left(\frac{\Omega_{\text{arag}}}{0.649}\right)^{-3.615}} \quad (2-4)$$

$$G = -3.95 \times \Omega_{\text{arag}} + 12.02 \quad (2-5)$$

$$C = 0.2849 \times \text{pH} - 2.0301 \quad (2-6)$$

これらの式より現在と将来の生態的指標の変化率 (ΔN 、 ΔG 、 ΔC) を算出した。現在再現と今世紀半ばの RCP8.5 シナリオにおける生態的指標は、マガキ幼生の正常発達率 (ΔN) ではほとんど変化しなかった (図 3.46)。マガキ幼生の成長日数の変化 (ΔG) は、志津川では 9 割以上減少し、日生では現在再現の Ω_{arag} の値が比較的高く、(2-5) 式を当てはめて現在の成長日数を推定すると負の値をとることから、算出不可能であった。また、成員の石灰化速度 (ΔC) は、日生、志津川のいずれにおいても、2 割減少した。このようにマガキ生態への影響の変化率は指標によって大きく異なった。

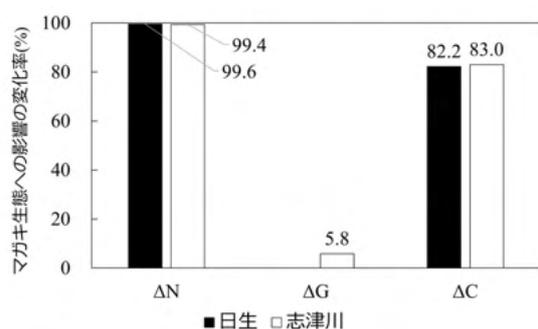


図 3.46 今世紀半ばの RCP8.5 シナリオに基づくマガキ幼生の正常発達率の変化率 ($\Delta N(\%)$)、マガキ幼生の成長日数の変化率 ($\Delta G(\%)$)とマガキ成員の石灰化速度の変化率 ($\Delta C(\%)$)。

3.3.2 生産量と生産額の将来推計

現在の生産量と生産額に、3.3.1 節で得られた海洋酸性化に対するマガキの生態的指標の変化率を乗じることで、それぞれの影響による将来の生産額と生産量を予測した。日生ではマガキ幼生の成長日数の変化率 (ΔG)を算出することが出来なかったが、マガキ幼生の正常発達率の変化率 (ΔN)とマガキ成員の石灰化速度の変化率 (ΔC)を用いた場合、0.4%～17.8%の減少となるため、生産量は 5.46 t～242.91 t 減少し、生産額は 447 万円～1 億 9880 万円減少すると予測された。また、志津川では 0.6%～94.2%の減少となり、生産量は 6.56 t～1030.39 t 減少し、生産額は 239 万円～3 億 7512 万円減少すると見積もられた (図 3.46, 表 3.12)。

表 3.12 日生と志津川における現在のマガキの生産量と生産額 (表 2.2)とマガキ幼生の正常発達率の変化率 ($\Delta N(\%)$)、マガキ幼生の成長日数の変化率 ($\Delta G(\%)$)、マガキ成員の石灰化速度の変化率 ($\Delta C(\%)$)の見積もり (図 3.35)に基づく、今世紀半ばの RCP8.5 シナリオ下での将来のマガキの生産量と生産額の推計結果。

	生産量(t)			生産額(百万円)		
	ΔN	ΔG	ΔC	ΔN	ΔG	ΔC
日生	1359.19		1121.74	1112.377		918.046
志津川	1087.27	63.44	907.88	395.825	23.096	330.518

3.4 適応策の評価

本研究では他地域または人工採苗施設から種苗を購入することと、アマモ場造成を行うことの 2 つの適応策を考慮し、それぞれの評価を行った。1 つ目の適応策として考慮した他地域または人工採苗施設から種苗を購入する場合は、2.4 節で述べたように適応策導入に係るコストと損失生産額の比較を行うことで評価を行った。コストは以下の式用いて算出し、C、 ΔP_{volume} 、 P_s 、 V_s 、B、 ΔP_{value} が表す指標は 2.4.2 節に準ずる。

$$C = \frac{\Delta P_{\text{volume}}}{P_s} \times V_s \quad (2-7)$$

$$B = \Delta P_{\text{value}} - C \quad (2-8)$$

種苗購入量を 3.3.2 節で石灰化速度の変化率 (ΔC)より推定した将来の損失生産量と同等の生産量を補填できる量と仮定した場合、日生では種苗付きホタテ貝殻価格が 65(円/枚)の場合、便益がコストを 6147 万円上回り、採算を取ることが示された(図 3.47)。一方、志津川では同様に 65(円/枚)のとき、コストが便益を 3724 万円上回り、採算を取れないことが示された。また、129 (円/枚)の場合、日生と志津川ともに便益はマイナスとなり、両地域において採算を取れないことが示唆された。

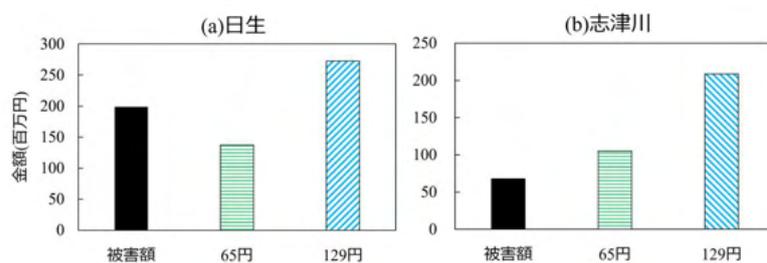


図 3.47 (a)日生と(b)志津川における ΔC による損失生産量に対し、適応策として 65 円または 129 円で種苗購入をした時のコストと補填される生産額の比較

2 つ目の適応策として考慮したアマモ場造成では、現在と将来のアマモ場株密度より、アマモ場による日平均の Ω_{arag} の低減効果を見積もった。日生、志津川ともに、アマモ場造成による海洋酸性化緩和機能を考慮した将来の生産額は、緩和機能を考慮しない場合とほとんど差が見られず、海洋酸性化適応策としてのアマモ場造成は効果が小さいことが示唆された(図 3.48)。

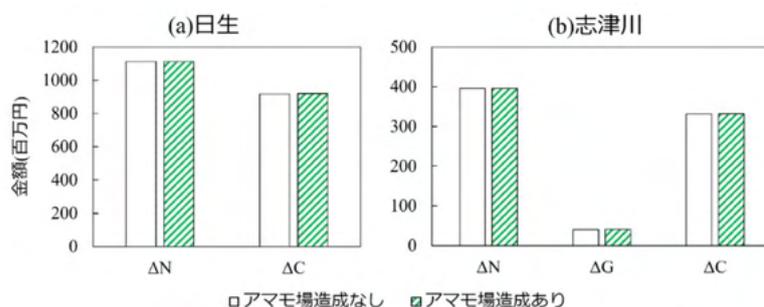


図 3.48 (a)日生と(b)志津川におけるアマモの海洋酸性化緩和機能を考慮した将来のマガキの生産額と 3.3.2 節で推定された将来の生産額の比較。ΔN はマガキ幼生の正常発達率の変化率、ΔG はマガキ幼生の成長日数の変化率、ΔC はマガキ成員の石灰化速度の変化率を表す。

3.5 カキ浮遊幼生の現場観測

3.5.1 日生

北原式プランクトンネットは目合い $50\mu\text{m}$ のものを用いた。2020 年度については、日生町漁協が地先海域 10 観測点で 2020 年 7 月 4 日～同年 8 月 31 日にかけて 48 日間採水を行い計 370 検体、西隣に位置する邑久町漁協が地先海域 6 観測点で 2020 年 7 月 11 日～9 月 9 日にかけて 55 日間採水を行い 244 検体について顕鏡観察したが、形態異常と思われる浮遊幼生は認められなかった。2021 年度については、日生町漁協が地先海域 10 観測点で 2021 年 6 月 21 日～同年 8 月 24 日にかけて 34 日間採水を行い計 277 検体、西隣に位置する邑久町漁協が地先海域 6 観測点で 2020 年 7 月 2 日～8 月 30 日にかけて 45 日間採水を行い 156 検体について顕鏡観察したが、形態異常と思われる浮遊幼生は認められなかった。また、2020 年 9 月下旬に Ω_{arag} 及び pH が著しく低下した日生町地先のカキ種場に当たる観測点 H-2 直近の 3 箇所において、2021 年 9 月 21 日～同年 10 月 1 日までの 5 日間同様に採水し 15 検体について顕鏡観察したが、形態異常と思われる浮遊幼生は認められなかった。

表 3.13 日生町漁協および邑久町漁協によるカキ浮遊幼生観測結果

年度	実施機関	ネット目合	観測定点数	観測期間	観測日数	検体数
2020	日生町漁協	$50\mu\text{m}$	10	7月4日～8月31日	48日	370
	邑久町漁協	$100\mu\text{m}$	6	7月11日～9月9日	55日	244
	計	—	—	—	—	614
2021	日生町漁協	$50\mu\text{m}$	10	6月21日～10月1日	34日	292
	邑久町漁協	$100\mu\text{m}$	6	7月2日～8月30日	45日	156
	計	—	—	—	—	448

3.5.2 志津川

宮城県気仙沼水産試験場が、志津川湾内 10 観測点において、2020 年は 7 月 27 日、8 月 3 日、8 月 11 日、8 月 17 日、8 月 24 日、9 月 2 日の計 6 回、2021 年は 7 月 26 日、8 月 2 日、8 月 11 日、8 月 16 日、8 月 23 日、8 月 30 日、9 月 6 日の計 7 回実施した。目合い $100\mu\text{m}$ の北原式プランクトンネットを用いて鉛直曳きで 200 リットルの海水を濾過し、採集されたマガキ幼生をサイズ別に検鏡した。いずれの調査においても形態異常の個体は視認されなかった。

表 3.14 宮城県気仙沼水産試験場によるカキ浮遊幼生観測結果

年度	実施機関	ネット目合	観測地点数	観測期間	観測日数	検体数
2020	宮城県気仙沼 水産試験場	100 μ m	10	7月27日～9月2日	6日	60
2021				7月26日～9月6日	7日	70

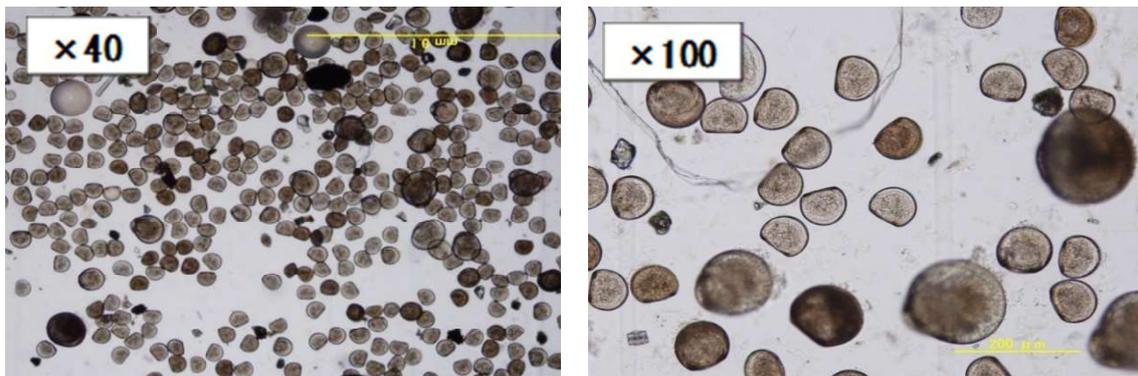


図 3.49 カキ浮遊幼生の顕微鏡写真

3.6 海洋観測に関する新技術導入の検討ーアルカリ度・pH 測定システムー

2020～2021 年度におけるこれまでの検討結果は次のとおりである。

【2020 年度における検討結果】

① アルカリ度・pH 測定システムの概要

pH とアルカリ度を測定するための新システムである。ペリスタポンプによってチューブからサンプルと塩酸をアクリル板に送液する。アクリル板には溶液の通る流路、反応室、混合室があり、ここでアルカリ度を測定する。本システムは pH1 点法により、従来の滴定法と同等の精度のアルカリ測定を短時間で実行できる。また、サンプルを循環させることで連続測定が可能である。

② 本システムによる測定について

- ・ 事前にチューブや測定部に劣化がないかを確認する。
- ・ 測定開始時は海水を循環させて、センサーをならす必要がある(2～3 時間程度)。
- ・ その際に測定値が安定しているか、流路内で液漏れが無いかを確認する。
- ・ 測定はサンプルと塩酸にチューブを入れてシステムの電源を入れるだけで良い。
- ・ 測定データの取得はシステム内にあるメモリーを取り出すことで行う。
- ・ 測定中に USB ケーブルを PC に接続し、アルカリ度をリアルタイムで確認することも可能である。

- 使用後のメンテナンスは、純水を循環させて流路を洗浄する。
- 廃液処理の方法には留意が必要である。
- どの海域の海水でも測定可能であるが、キャリブレーションが必要である。また、既存のアルカリ度計(滴定法)と比較することが望ましい。
- 連続測定中のメンテナンスは特に不要であるが、定期的にシステムの状態やデータを確認する。

<実験室で測定する場合>

- 採取したサンプルは変質を防ぐために現地で固定液を添加して保存する。
- サンプルと塩酸は 100ml 程度で十分に測定可能である。

<現地で測定する場合>

- システムを陸上(船上)に設置し、海水を循環させて計測する。
- 現地の海水をポンプ等で陸上(船上)まで汲み上げる必要がある。
- 海水を循環させることで長期的な連続測定が可能である。
- 海水と塩酸は 1ml/min 程度必要である。

② 海洋酸性化プロジェクトへの導入に際して

- 連続的かつ短時間でアルカリ度を計測したい場合、本システムを採用する利点は大きいにある。
- 現状では試験的な計測しか見学していないが、機器のセッティング等が完全に安定しているわけではなく、求める精度の測定値が直ちに得られるか再確認が必要である。
- プロジェクトにおいても、当面は滴定法と本システムを並行して実施し、両者を比較しながら精度等を確認する必要があると考える。今後に向けて、簡素化は是非とも必要である。
- 本システムの導入に際は、実際にシステムを使用し、測定データの安定性や精度を体感することが必要であるとする。
- 今後予定している連続測定の実験では、実際の試料を用いて、機器のセッティングからデータの取得までの一連の動作を体験することとしている。

【2021 年度に試用したうえでの検討結果】

- アルカリ度 pH 測定システムのアルカリ度の測定精度は $2,000 \mu \text{mol/Kg}$ に対して $2 \sim 3 \mu \text{mol/Kg}$ (0.1%) で、電圧を測定し、検量線を用いてアルカリ度に変換する。検量線は3種のアルカリ度標準液から求める。
- アルカリ度への変換は、電圧の他に水温、塩分が必要であり、エクセルにそれぞれ

- れ入力して算出する。現状のエクセルは複雑であり、今後、簡易版を作成する。
- 電圧の測定値が日によって変化するため、使用毎に、事前にこの測器でアルカリ度標準液を用いて検量線を求めておく必要がある。
 - アルカリ度標準液は塩化第2水銀で固定されている。従って、この測器を用いても、現状では塩化第2水銀は必須である。
 - 採水の数時間後に測定するのであれば、固定が不要なようであるが、現地で実際にテストして確認が必要である。固定しないなら、冷却保存して、なるべく早く測定すべきである。
 - pH については、アルカリ度と全炭酸の測定値より算出する
 - アルカリ度 pH 測定システムの使用時の留意点としては、サンプルの取り換え時など、チューブが溶液から離れた場合、空気が入り、反応室内に気泡が混入する。気泡が混入すると電圧計の値が不安定になる。電圧が安定して測定できているか、気泡が混入していないかをこまめに確認する必要がある。気泡が混入した場合、廃液のチューブを押さえ、圧力をかけて離すことで取り除く。

表 3.15 KIMOTO と アルカリ度 pH 測定システムとの比較

KIMOTO	東大 アルカリ度・pHシステム
グランプロット法、その都度1本ずつ測定。	マイクロSDでの記録、連続測定も可(PCでリアルタイムの確認も可)。精度はグランプロット法と同じ。
測定時間:1本あたり20分~45分(設定により測定時間が異なる)。必要なサンプル量100ml移乗。	測定に必要なサンプル量約35ml(15分間測定)、廃液が少ない。
測定前に水温、塩分、pHの校正が必要。定期的にアルカリ度標準液による校正も必要 内部液KClが必要。定期的に交換が必要。	事前にアルカリ度標準液の使用が必要(塩化第2水銀を含む)。 内部液は不要。
HClの流入量、サンプル量等、留意すべき箇所が多い。	留意点は気泡が入らないようにするくらい。
アルカリ度測定値が画面に表示されるのでわかりやすい。	測定値をリアルタイムで確認できるものの、電圧値である。測定後、アルカリ度に変換する必要がある。エクセルの汎用化も必要。

人為的な誤差が小さいのは、アルカリ度・pHシステムである。しかし、電圧測定値の安定性など、ある程度使い続けないとわからないことが多く、実用化には至っていない。

- pH 連続測定システムについては、校正の頻度、精度、どの程度使用可能かはまだ実験段階。沖縄に設置した機器は1週間で値がおかしくなっていた。このpH計

は内部液を使用しないのが最大の売りで、部品が安価なため、比較的低予算で作成できる。共同研究として、海洋酸性化プロジェクトでの観測機器と一緒に設置して値を比較するなどの実験を行いたいとの意向がある。

- アルカリ度pH測定システムは、フランスにも納入しており、東大側としてはどんどん使いやすくなっている印象を持っている。アルカリ度pH測定システムは、産総研（産業技術総合研究所）と東大の特許であり、導入する場合は東京大学と共同研究の範囲で使用が可能である。測器の導入費用は100万円ほどだが、メンテナンスや現地での対応を含めると、さらに+100万くらい必要と考えられる。共同研究にする場合、現地での機器の設置や使用方法の指導、測定に必要な溶液や部品の送付、廃液の回収、トラブルへの対応は東大が協力する。現地で標準液や試薬の調整、純水の用意は難しいため、定期的に調整したものを東大が現地に郵送し、それを使用する。アルカリ度標準液については、ゆくゆくは水銀の入っていない標準液を東大が開発したい。水銀が入った廃液はためておいて、漏れないように梱包して送る。ヤマト便などで送付可能であるが、「廃液」と書いて送らなければならない。

2020～2021年度にかけて、デモに参画し実際に研究室において試用し、検討を重ねた結果、導入するとしても共同研究による技術開発の段階であり、使用にあたっては、現地での機器設置、取扱い方法等について東大の指導なしでは困難である。測定に必要な溶液や部品の送付、廃液の回収、トラブルへの対応も必要となってくると思われ、ゆくゆくは水銀の入っていない標準液を開発したいとしながらも、現段階では塩化第2水銀を含むアルカリ度標準液の使用するため、「毒物及び劇物取締法」の定めに基づく毒物劇物取扱責任者の配置が必須であり、現地における迅速な測定を目的とした新技術導入という面で汎用性に欠ける。また、本プロジェクトにおいては、pH・全アルカリ度の測定技術の開発は目的の範疇には入っていないので、アルカリ度・pH測定システムの導入について今後の技術開発の進展を見ながら検討することとする。

3.7 海洋酸性化に関するアウトリーチ活動

2022年2月9日に「海洋環境変化に関する勉強会」として開催され、15時30分から17時にかけて、田中丈裕事務局長から「我が国沿岸域における異変—その原因と対策は？—」と題した報告がなされた後、全国漁青連役員7名との意見交換が行われた。同役員7名は全国各地の浜のリーダー達であり、それぞれの浜における近年の海の異変や今後に向けての不安などについての意見が出され、今後、漁師さん達と科学者の連携の必要性等について意見交換がなされた。

このアルカリ度測定器は、測定した電圧から相関式を用いてアルカリ度に変換するものである。

① 3種のアルカリ度標準液から、アルカリ度と測定電圧の相関式を求める。

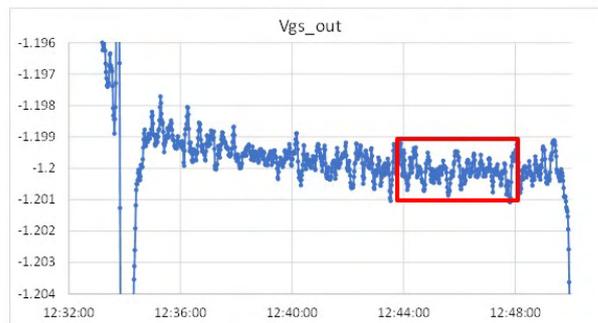
$$T_A = p \times 10^{\left(\frac{-V_{gs_out} + V_0}{k} - \log[Cl^-]\right)} + q$$

CRM	Vgs_out	X	p	q	TAcalc
CRM164	-1.2249842	1.87303E+21	-9.51658E-21	2300.267756	2282.442885
CRM171	-1.247087	4.40426E+21	-9.51658E-21	2300.267756	2258.35431
CRM184	-1.2661329	9.23703E+21	-9.51658E-21	2300.267756	2212.362805

↑ 3種のアルカリ度標準液 (アルカリ度は既知) ↑ 測定電圧 最適な係数をエクセルで計算 ↑ 逆算されたアルカリ度

② 計測したいサンプルの電圧を測定し、①の相関式を用いてアルカリ度に変換する。

- 電圧はおよそ15分連続で測定し、安定している期間の平均値を用いる。
→ 気泡や前回の試料が混入すると安定しない。
→ 安定した期間をどこに設定するかで値が異なる。



- 相関式の最適な係数をエクセルで算出する際、異常値が出ることがある。(エクセルの計算式が不完全)

図 3.50 アルカリ度算出方法で残されている課題

第4章 考察

4.1 海洋酸性化の現状評価

日生と志津川のすべての観測点において、pH は夏季に低下し、冬季に上昇する傾向が認められた (図 3.7, 図 3.17)。水の電離反応は吸熱反応であるため、水温が上昇するほど水素イオン (H^+) の乖離が進む。つまり、水温の上昇する夏季には水素イオン濃度 ($[H^+]$) が上昇し、pH が低下した一方で、水温の低下する冬季には、 $[H^+]$ が低下し、pH が上昇するため、季節変動が生じたと考えられる。一方、広島では 6 月～9 月の平均的な値は、10 月～12 月の平均的な値に比べ高く、他の観測地点と逆の位相を示す結果が得られたが、観測地点が少なく、期間が短いため、季節変動の傾向を捉えるためには更なるデータの蓄積が必要であると考えられる (図 3.26)。

また、季節変動だけでなく、降雨後の顕著な pH の低下も観測された。降雨による pH への影響は、雨水の直接的な流入による影響と、降雨に伴う河川流入の増加による間接的な影響の二つに分けられる。日本における雨水の平均 pH は 4.87 (岩崎ら, 2017) と推定されており、海水の pH よりも低い。さらに、観測深度は表層から 1 m であるため雨水流入の影響を受けやすく、pH の低下が顕著に生じたと考えられる。両地点に流入する河川水の pH も雨水ほどではないが、低い値を示す。例えば、日生地先海域に注ぐ伊里川と千種川の年平均 pH はそれぞれ 7.5 (岡山県ウェブサイト; <https://www.pref.okayama.jp/page/700332.html>) と 7.4 (兵庫県ウェブサイト; https://www.kankyo.pref.hyogo.lg.jp/jp/mizu_dojo/leg_249/leg_341) である。観測期間中に H-2 で得られた pH の最低値は降雨が観測された 2020 年 9 月上旬に現れたことから、この海域では河川水の流入による pH の低下は顕著であると考えられる。

また、河川流入量の増加に伴い、栄養塩の流入量も増加する。夏季の栄養塩はその種類や観測点によって違いはあるものの枯渇する傾向 (図 3.9, 図 3.19, 図 3.28) が見られた。そのため、栄養塩流入に伴い、植物プランクトンや海藻・海草による光合成が励起され、すべての観測地点において降雨後に pH が上昇した原因と考えられる。

もう一つの海洋酸性化指標である Ω_{arag} でも降雨後の淡水流入に伴う低下が認められた (図 3.8, 図 3.18, 図 3.29)。海洋酸性化がマガキ幼生へ影響を及ぼす $\Omega_{arag} = 1.5$ の閾値 (Waldbusser *et al.*, 2015) を下回る値が、顕著に発生したのは日生の H-2 と広島であった。H-2 では 2020 年 9 月に閾値を下回る Ω_{arag} が半月間、継続して発生し、その平均値は 1.2、最低値は 0.8 であった。さらに、2021 年 9 月にも閾値を下回る Ω_{arag} が途中に数時間、1.5 を超えることがあるものの半月間、継続して発生し、平均値は 1.2、最低値は 0.6 であった。広島では 2021 年 8 月に閾値を下回る値が 1 週間継続して発生し、平均値は 0.4、最低値は 0.1 であった。石灰化生物への海洋酸性化の影響は、閾値を下回る値の強度と継続時間によって決定される (Onitsuka *et al.*, 2018)。そのため、日生の H-2 と広島では、すでに海洋酸性化がマガキ幼生に対して影響を及ぼす

危険水準に達する時期が存在することが分かった (図 4.1)。また、日生では H-2 以外にも H-1、H-3、志津川では S-3 でこの閾値を下回る Ω_{arag} が発生した。閾値を下回る Ω_{arag} の最大継続時間は、それぞれ H-1 は 4 時間、H-3 は 2 時間、S-3 は 3 時間であり、その平均値は、それぞれ H-1 は 1.1、H-3 は 1.4、S-3 は 1.4 であった。H-1 では閾値を大きく下回る Ω_{arag} が発生したものの、それぞれの観測点における継続時間は 3 時間程度と短く、H-2 や広島と比較すると、影響は小さいと考えられる。このように、両地点における海洋酸性化は、世界的な人為起源 CO_2 の増加だけではなく、局所的な降雨とそれに伴う河川流量の増加が引き起こす pH や塩分の低下によっても生じると考えられる。また、場所と時期、生物の種類や成長段階によってはすでに危険水準に達する場合があることが示唆された。廿日市でも Ω_{arag} が閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$) を下回る期間が、6 月末から 11 月上旬まで断続的に現れ、中でも 8 月中旬～下旬には 1.0 を大きく割り込んだ。この観測点では pH に加えて DO (溶存酸素) の観測も導入したところ、DO の激しい変動を示し、低い時には酸素飽和度が 40% まで低下し、また、pH の変動と溶存酸素の変動はよく対応していた。廿日市の観測点は特に岸に近く、河川の影響を受けやすい所を選んで設置しているので、ここで得られた観測結果は広島湾の状況を代表するものではなく、あくまでも陸水の強く受けた場合の海域の酸性化状況を示したものと理解すべきである。「人為起源 CO_2 による酸性化」は日本の沿岸全体で進行していることが過去の研究 (Ishizu et al. 2015 等) により明らかになっているが、今回観測された 3 海域における短期の酸性化現象は、「現在や過去の水質汚染に起因する酸性化」や「陸水の影響による短期的な pH 変動」が、を引き起こしていると考えられる。

一方で、2020 年に実施された日生と志津川の実海域におけるマガキ幼生の顕鏡観察では、海洋酸性化による形態異常と思われる浮遊幼生は認められなかった (里海づくり研究会議, 2021)。廿日市においては、カキ浮遊幼生の観測は実施していないものの、採苗期間中に酸性化レベルが影響の出る程度に低下していたにもかかわらず、採苗実績は良好であった。カキ浮遊幼生は塩分の低下により遊泳能力が下がり沈降することが知られている。カキ浮遊幼生が表層低塩分水の下に移動することにより、その結果として酸性化水を忌避した可能性がある。

本研究では Waldbusser et al. (2015) に従い、 $\Omega_{\text{arag}}=1.5$ を閾値として影響が出始めるかどうかを判断したが、実際に影響が出始めている現状に鑑みると、この値を閾値として用いることは適切でない可能性がある。そのため、詳細にマガキへの海洋酸性化影響を評価するためには、日本のマガキ個体群のマガキ幼生の正常発達だけでなく成長速度といった他の要因に関しても、海洋酸性化影響を明らかにしていくことが求められる。そして、これらを複合的に考慮することでマガキ生態への影響を判断していく必要がある。

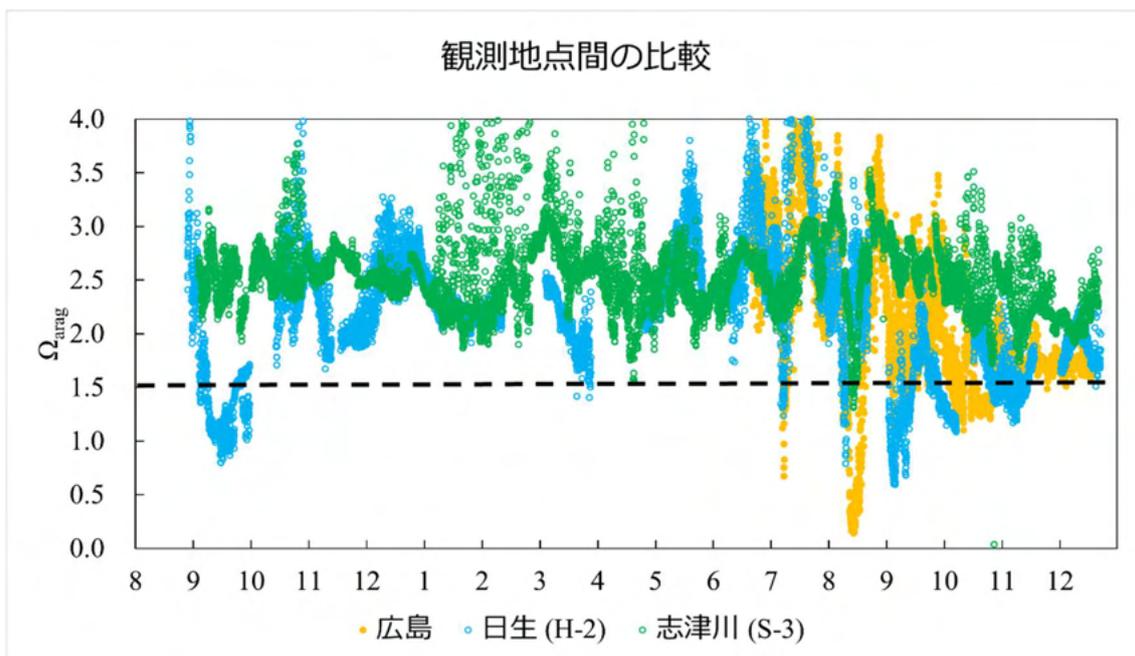


図 4.1 日生の H-2 と志津川の S-3、広島における 1 時間毎の Ω_{arag} の連続観測結果の比較。黄色は広島、水色は日生の H-2、緑は志津川の S-3 を示す。

4.2 数値モデル出力結果

4.2.1 モデルの再現性

本研究で得られた現在再現の結果は、日生では塩分と TA、志津川では水温について現場観測の値と大きく乖離が見られ、課題を残した。また、日生では塩分と TA の値の乖離に伴い、海洋酸性化指標である pH と Ω_{arag} の現在再現結果と現場観測の値の乖離が顕著に見られた。3.2.1 節で述べたようにこれらの値の乖離は水温と塩分等の境界条件として用いた海洋将来予測データセット (FORP-JPN02) の値が現場観測の値と大きく異なることが要因の一つであると考えられる。さらに現場観測の値は 2020 年の夏季～2021 年の夏季のデータを用いている一方で、FORP-JPN02 のデータは 2000 年～2001 を対象としており、観測データと比べて約 20 年離れていることも要因の一つであると考えられる。しかしながら、将来予測と現在再現の結果をともに提供するデータセットのうち、沿岸域を再現するために十分な時空間解像度を兼ね備えたものは少なく、FORP-JPN02 は現状の将来予測データセットでは最高解像度である。そのため、より現実的に海洋環境を再現し、現場に即した経済評価を行うためには、高い時空間解像度と再現性をもち、現在に近い年代のデータセットが必要である。

4.2.2 将来予測

4.2.2.1 地球温暖化

志津川はすべてのシナリオ予測年代において、水温が上昇することが示唆された。マガキは水温が上昇し 20 °C以上に達するとへい死が見られ、水温 30 °Cにかけて高いへい死率を示す (平田, 2011)ため、将来は高水温により将来のへい死率が上昇することが懸念される。

また、水温上昇に伴い産卵期間の長期化が示唆された (表 3.8)。マガキは産卵や放精を行う産卵期間と、グリコーゲン等の栄養を蓄える身入り期間を交互に繰り返す。産卵期間のマガキは栄養がほとんどなく、軟体部が透明化した「水ガキ」と呼ばれる状態であるため、出荷には不向きである (赤繁, 1990)。したがって、産卵期間の長期化により、出荷時期が遅れ、本来出荷していた時期の漁業収入が減少する可能性がある。特に、志津川における今世紀末の RCP8.5 シナリオでは、産卵期間の終了が 12 月初旬まで繰り下がると推定されるため、海水温の上昇はマガキ養殖業に甚大な被害を及ぼすと懸念される。

夏季の海洋表層は、日射によって温められることにより、密度躍層が生じる。つまり海面水温と底層水温の間には顕著な差が現れる。今世紀末までに表層水温は今よりも RCP8.5 シナリオで 5.6 °C 上昇し、RCP2.6 シナリオで 2.6 °C 上昇することが予測される。一方、水深 7.5 m 以深では、温暖化シナリオに関わらず、その水温上昇は現在の海面水温と比較すると 1 °C 程度に抑えられると予測された (図 4.2(a))。そのため、低水温の中層、底層でマガキ養殖を行うことが今後の地球温暖化適応策のひとつとなりうる (平田, 2011)。一方で、海洋酸性化は底層でより進行することが予測された。今世紀末の RCP8.5 シナリオでは 9.7 m 以深でマガキ幼生に影響を及ぼす閾値を下回ることが示された (図 4.2(b))。また、貧酸素化も進行が予測されたがどの水深においてもマガキの生育至適溶存酸素(DO)を下回ることなく、影響を及ぼす水準にはないと考えられる (図 4.2(c))。つまり、マガキ養殖は表層の地球温暖化の影響と底層の海洋酸性化の影響を同時に受けることになり、これらを同時に考慮した既存の養殖方法の見直しが必要であることが示唆された。

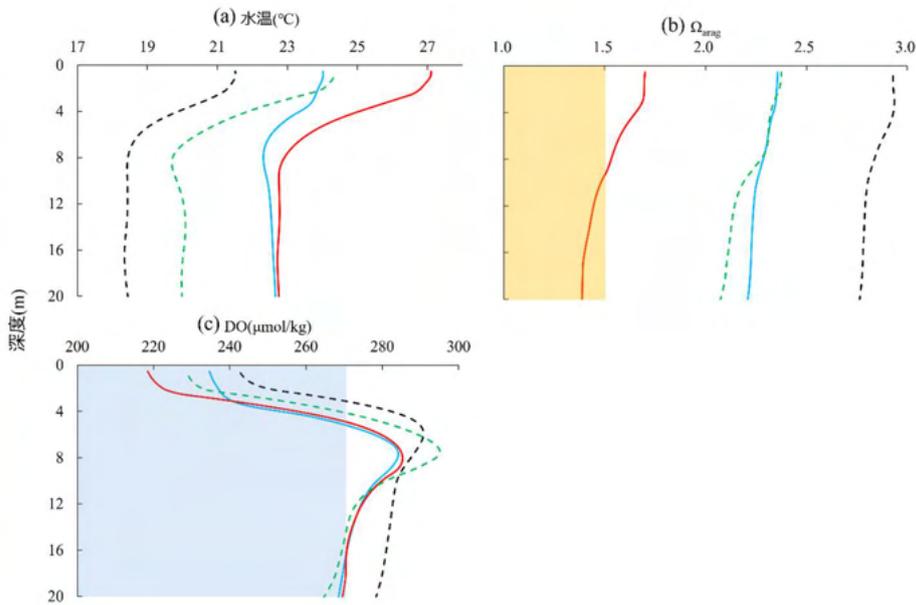


図 4.2 志津川における(a)水温 (°C)、(b) Ω_{arag} 、(c)溶存酸素 (DO($\mu\text{mol/kg}$))の鉛直分布。黒点線は現在再現、緑点線は今世紀半ばの RCP8.5 シナリオ、青実線は今世紀末の RCP2.6 シナリオ、赤実線は今世紀末の RCP8.5 シナリオを示す。また、橙色の領域はマガキ幼生の正常発達に影響を与える危険水準 ($\Omega_{\text{arag}} < 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015)を示し、青色の領域はマガキの至適生育 DO の範囲 (203 ~ 269 $\mu\text{mol/kg}$; 環境省, 2013)を示す。

4.2.2.2 海洋酸性化

マガキ幼生にとっての海洋酸性化の危険水準の閾値である $\Omega_{\text{arag}} = 1.5$ (Waldbusser *et al.*, 2015)を下回る値は、日生では今世紀末の RCP8.5 シナリオの結果のみで、志津川では今世紀半ばと今世紀末の RCP8.5 シナリオの結果で、それぞれ現れると予測され、海洋酸性化の影響が顕在化することが懸念される (図 3.44)。海洋酸性化が進行している中、マガキ養殖業者をはじめとする地域のステークホルダーが知りたいのは、マガキ幼生にとっての危険水準がいつ、どこでどのくらいの頻度・強度で発生するかについてである。そこで、上記の危険水準が現れる時期とマガキの産卵時期を大泉 (1971)に従い、算出した結果 (表 3.8)を予測対象年代や温暖化シナリオごとに比較した。日生の今世紀末の RCP8.5 シナリオと志津川の今世紀半ばの RCP8.5 シナリオでは危険水準が現れる時期と産卵時期は重複しておらず、深刻な海洋酸性化影響は生じないと考えられる (図 3.44)。一方、志津川の今世紀末の RCP8.5 シナリオでは水温 10 °Cを下回らず、産卵開始時期の特定が出来なかったが、将来の水温上昇は産卵期の長期化を引き起こすため、志津川の今世紀末の RCP8.5 シナリオにおいて深刻な海洋酸性化影響が出る危険水準に達する可能性が示された。しかし、本研究の将来予測では日平均値のシミュレーションを行ったため、日周変動を考慮できていない。そ

のため、将来の Ω_{arag} の日周変動幅が観測結果で得られた現在の日周変動幅と同じと仮定した将来予測を示す (図 4.3)。日生では今世紀半ばと今世紀末の RCP8.5 シナリオで閾値を下回る値が認められ、志津川ではすべての場合において閾値を下回る値が認められた。またこれらの値が出現する期間はそれぞれ予測されたマガキ産卵期と重複していた。また閾値を下回る値の継続時間も、H-1 と H-3、S-3 の観測で得られた 1 日のみといった短期間の限定的なものではなく、日生の今世紀末の RCP8.5 シナリオや志津川のすべての予測結果において数日間的大幅な低下が生じた。

4.1 項で述べたように観測で得られた Ω_{arag} の顕著な低下は降雨によるものであると考えられるが、地球温暖化に伴い、将来的な降雨は増大すると予想される (Kimoto *et al.*, 2005)。そのため、将来的には Ω_{arag} が 1.5 を下回る海洋環境が現在観測されているよりも高頻度で発生すると予測され、マガキ養殖業に深刻な影響が及ぶことが懸念される。

一方で、両地点において今世紀半ばの RCP8.5 シナリオと今世紀末の RCP2.6 シナリオでは予測時期に半世紀の差があるにもかかわらず、後者で高い Ω_{arag} を示した。この結果は、人為起源 CO_2 の排出量を抑えることで、海洋酸性化の進行を大きく軽減することが可能であることを示唆している。それと同時に、マガキ養殖が海洋酸性化の影響を避けるためには、マガキ幼生時に河川の流入規制を行うことや、降雨にあわせて養殖筏を移動して低塩分・低 Ω_{arag} 環境を回避するといった対策が必要になると考えられる。

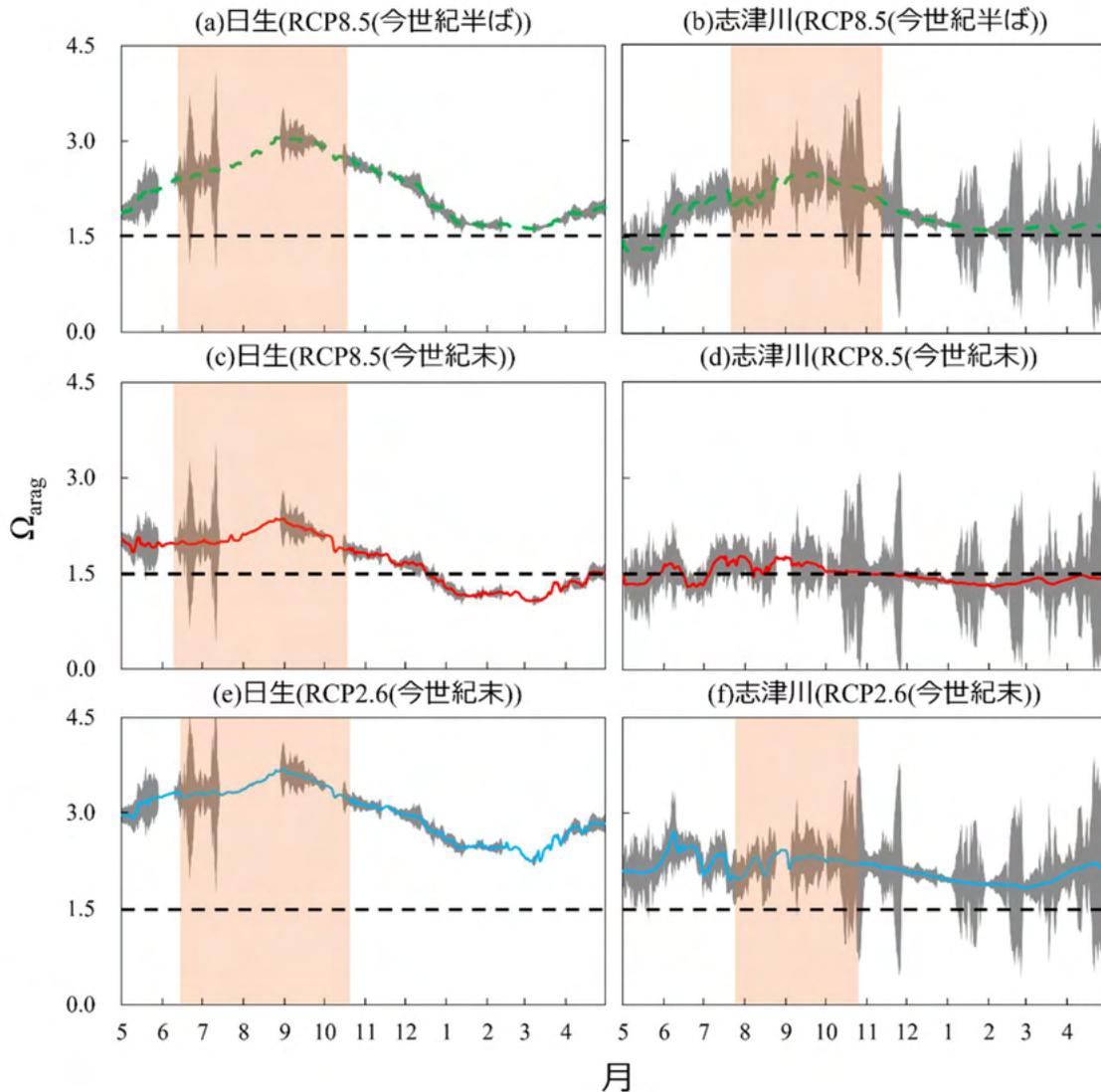


図 4.3 日生 ((a)今世紀半ばの RCP8.5 シナリオ、(c)今世紀末の RCP8.5 シナリオ、(e)今世紀末の RCP2.6 シナリオ)と志津川 ((b)今世紀半ばの RCP8.5 シナリオ、(d)今世紀末の RCP8.5 シナリオ、(f)今世紀末の RCP2.6 シナリオ)における Ω_{arag} の 5 月から 4 月の将来予測結果。平滑線の色は図 4.1 に準ずる。灰色は日周変動、黒破線はマガキ幼生の正常発達に影響を及ぼす閾値($\Omega_{arag} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015)を示す。橙色の領域は推定されたマガキ産卵期間の予測結果を示す。今世紀末の RCP8.5 シナリオでは水温が 10 °Cを下回らず、産卵期間の推定ができなかったため、産卵期間は示していない。

4.3 マガキ養殖に関する経済評価の不確実性

マガキ養殖の経済評価にはマガキに影響を与える異なる 3 つの変化率に関する指標を用いたが、用いる指標によって大きく差が生じた。これらには生物適応や、他の環

境変動による複合影響等の不確実性が伴う。例えば、親ガキが酸性化環境に曝露された場合、子ガキがより大きく、より早く成長する世代間の順化が起こる (Parker *et al.*, 2017)。マガキが酸性化環境で成長した場合、通常マガキより殻の強靭性が著しく低下する (Timmins-Schiffman *et al.*, 2014)。また、水温が高い方が成長速度は大きくなるため、酸性化環境でも、水温上昇が成長速度への負の影響を相殺することもある (Ko *et al.*, 2014)。これらの影響は、後の成長段階に影響を与える可能性がある。このように、マガキへの海洋酸性化の影響は、親世代から受けた影響や、各生育段階で生じた影響が後の生育段階に引き継がれて発生する。更に、水温の上昇といった他の環境変動の要因も受ける。すべての要因を把握し、これらを同時に評価することは困難であるが、進行する海洋酸性化に対応するためには、これらの影響を生育段階に応じて評価する成長モデルの開発が望まれる。

また、本研究では現在の生産額に基づいて経済評価を行った。しかし、海洋酸性化や地球温暖化等の影響によって将来的に生産量が減少した場合、需要と供給の関係により価格が高騰することが考えられる。そのため、今後は供給量の変動に応じた価格変動を考慮することで、実際のマガキ養殖に対してより現実的な経済影響を推定していくことが必要である。

海洋酸性化の社会的認知度は、日生で行った漁業者ヒアリングの結果から、漁業者の間でも低いことが明らかとなった。進行する海洋酸性化に対して対策を講じるために、まずは海に最も近い現場で働く漁業者に関心を持ってもらうことが重要である。そのためには、海洋酸性化が産業としてのマガキ養殖に与える影響を詳細に定量化し、価格変動などの社会的要因を考慮することで、現場に即した現実的な経済評価を行う必要性が考えられる。

4.4 適応策の評価

4.4.1 種苗購入

3.4 節では他地域から購入する種苗付きホタテ貝殻価格を 65 円と設定した場合、日生では採算を取れるが、志津川では採算を取れないことが示唆された。種苗付きホタテ貝殻価格を 65 (円/枚)に設定した場合の日生と志津川の結果の違いは生産量に対する生産額の比、つまり生産効率に起因すると考えられる。生産効率は日生で 81.8 (万円/t)、志津川で 36.4 (万円/t)であり、日生は志津川の倍以上の生産効率を持つ。日生では、共同出荷と呼ばれる事業形態でマガキ養殖が営まれている。共同出荷とは、地域の各漁業者が養殖し、水揚げしたカキを一か所に集約し、地域全体で販売する事業形態である。日生におけるマガキ養殖は日生漁業協同組合と、地域の漁業者の代表から成るカキ組によって統制されており、1経営体が設置できる筏の数などが明確に決まっている。そのため、生産効率と環境に配慮したマガキ養殖を実現してい

る。一方で、漁業者に対する聞き取り調査の結果、より多くの収入を得たい若手の漁業者からは筏数の制限に不満の声が上がっていることも分かった。今後、海洋酸性化が進行することで懸念される採苗不良の頻度増加に対応していくためには、志津川でも生産効率を向上させることが求められる。また、日生では地域漁業存続のために各漁業者の収入面における不満を解消することが必要である。そのため、養殖方法の高付加価値化も必要であると考えられる。

欧米で営まれるカキ養殖は日本の筏を用いた垂下式とは異なり、シングルシード式と呼ばれる生産方法で主に行われる。シングルシード式とは樹脂や小さく砕いたカキ殻を付着基質として用い、カキを数個ずつバスケットの中で育てる養殖方法である。垂下式ではホタテ貝殻に付着した稚貝が同一の面で大きくなるため、餌の取り込み速度に違いが生じ、大きさや形、身入りがまばらになる。一方で、シングルシード式では1つ1つのカキが十分な餌を取り込むことができるため、身入りが良くなる。さらに、バスケットの中でそれぞれのカキが擦れ合うことで、形が均一で整ったカキが形成される。そのため、シングルシード式のカキは、垂下式のカキより高付加価値となり、市場でも高値で取引される。このような付加価値の高い養殖方法を導入することで、生産効率を向上させることが可能である。ただし、シングルシード式の養殖方法は垂下式と比較し、コストがかかることも問題点として存在するため、導入に際し、シングルシード式の効率化も求められる。

また、種苗付きホタテ貝殻価格を129(円/枚)に設定した場合は、日生、志津川ともに費用が便益を上回ることが示唆された。マガキ種苗の人工採苗は、天然採苗を十分に行える日本では主流ではなく、大量に生産する体制が整っていない。そのため、現在の種苗価格は高めに推移している。今後の海洋酸性化影響を見越して、人工採苗による種苗の購入も現実的な適応策として視野に入れるためには、人工採苗による種苗価格を下げる必要があると考えられる。マガキの人工採苗で最も費用が掛かるのは、餌となる植物プランクトンの培養である(平田靖, 私信)。したがって、餌料生産の効率化は人工採苗の効率化に直接的に寄与する。二枚貝の餌料として主に用いられる試料には *Chaetoceros* 属などがあり、培養の効率化が進んでいる(例えば、山田と兼松, 2017)。また、マガキの餌に対する嗜好性も明らかになった(中国新聞, 2021)。今後はマガキの嗜好性の高い餌料の効率的な生産方法の確立が必要であり、それにより種苗価格が下がれば、人工採苗による種苗の購入も海洋酸性化適応策として選択肢に入るものと期待される。

4.4.2 アマモ場造成

3.4 節で述べたように、アマモ場造成による海洋酸性化緩和効果は大きくないことが示唆された。しかしながら、この結果は、あくまでも日生、志津川ともに現存するアマモ場の株密度をベースに全海域面積に引き延ばして平均し試算評価したものであり、ア

アマモ場の効果について大幅に過小評価している可能性が高い。実際には、アマモ場は一部の海域に集約されており、また、水塊分布は海岸線や海底地形によって偏っており、水塊移動も流況に応じて一定の領域に狭められる。今回の試算結果については、初動段階の検討材料として重要であるが、アマモ場が有する海洋酸性化緩和機能については、海底地形や流況、河川水の拡散範囲等を考慮してさらなる精査が必要である。

アマモ場にはマガキ養殖へ恩恵を与える他の機能が存在する。例えば、アマモの葉上には多くの微細藻類が存在し、これらの微細藻類は二枚貝類の餌となる (Lim, 2009)ため、マガキ養殖に対し大きな恩恵を与える。加えて、アマモの葉上には殺藻細菌が存在しており、赤潮プランクトンだけでなく、貝毒原因プランクトンの発生防除機能を持つ (今井ら, 2016)。貝毒は、発生が確認されると出荷規制がかかる場合があり、マガキ養殖に大きな影響を与える (高田ら, 2004)。食品衛生上の観点からも貝毒の防除は重要な機能である。また、カキ養殖場に存在するアマモはカキが排出した糞に含まれる栄養塩を取り込む濾過機能を持つ (Sandoval-Gil *et al.*, 2016)。栄養塩を吸収し、成長したアマモはその場で枯死するものの他に、流れ藻となり他の場所で分解されるものが存在する。そのため、沿岸域の物質循環を駆動する重要な役割を果たす。さらに、アマモ場には葉上動物、葉間動物、底生動物など多種多様な小型動物群が懸濁物食者および堆積物食者が大量の懸濁有機物を取り込み分解することで物質循環の核としての機能を果たしている。つまり、アマモ場造成による直接的な海洋酸性化緩和機能は、これら優れた物質循環機能に起因するものであり、この視点からの緩和機能の定量的な評価が今後の大きな課題である。さらに、アマモ場の存在がマガキにとって海洋酸性化との複合ストレスとなっている他の局所的な要因を軽減し、結果として海洋酸性化の深刻な影響の発現を遅らせている可能性も見逃せない側面である。

日生ではアマモ場の再生活動が 1985 年から始まり、現在まで続いている。アマモのバイオマスが増加傾向にある一方で、若手の漁業者の間ではアマモが船のスクルーに絡まることに不満の声が上がっている。しかし、アマモがマガキ養殖に与える恩恵は、上述のように重要なものが多い。そのため、漁業者をはじめとする沿岸地域の関係者が、アマモがもたらす恩恵を認識し、アマモ場再生活動を継続していくことが何よりも重要である。

4.5 将来のマガキ養殖への提言

3.1.1.7 節、3.1.2.7 節、3.1.3.7 節で述べたように、本研究対象地域では、降雨後の顕著な Ω_{arag} の低下が観測されている。また、日周変動を考慮した今世紀末の RCP8.5 シナリオでは、危険水準に達する Ω_{arag} が頻発することが予測された。今後、地球温暖化の進行に従い、大規模な降雨や台風などの極端現象の頻度や強度の増加とともに、顕著な pH や Ω_{arag} の低下も徐々に頻度と強度が増加すると懸念される。そのため、海

海洋酸性化の進行に応じた適応策の導入が望まれる。

適応策として評価した種苗購入は他地域からの購入と人工採苗施設からの購入の二つの場合を想定して、価格設定を行った。他地域からの購入は、将来、海洋酸性化の進行に伴って Ω_{arag} が顕著に低下し、天然採苗が難しくなりつつある状況での適応策として有効である。一方で、人工採苗施設からの購入は将来的に天然採苗が完全に不可能となった場合に有効である。他地域からの種苗購入は日生では現状の生産体制でも採算の取れる適応策であるが、志津川では費用が便益を上回るため採算を取れない。そのため、地域としてマガキの生産効率を向上させることが必要であり、他地域からの種苗購入を余儀なくされる前に、シングルシード式の導入など、量より質を求めたマガキ生産体制を構築することが望まれる。人工採苗施設からの購入は日生、志津川ともに現在の条件においては採算を取れない結果が得られた。そのため、効率的な人工採苗技術の確立が必要である。今世紀半ばの RCP8.5 シナリオの結果は、日生、志津川のいずれにおいても、産卵期間中の Ω_{arag} は天然採苗が可能な水準にあることを示唆している。そのため、今世紀半ばには採苗不良が生じたとしても、他地域からの種苗購入で対応でき、まだ人工採苗に頼らなくても良いかもしれない。しかし、志津川における今世紀末の RCP8.5 シナリオの結果は年間を通してほぼ閾値を下回る Ω_{arag} が発生することを示している。つまり、RCP8.5 シナリオを想定した場合、今世紀末までには採算の取れる人工採苗技術の確立が望まれる。このように、将来を見据えた海洋酸性化適応策を海域毎、年代毎に段階的に講じていく必要性が考えられる。

また、今後も降雨後の河川流入に伴う Ω_{arag} の益々の低下も考えられることから、マガキ幼生期を中心に河川の出水規制を行うことも必要となってくるかもしれない。いずれにせよ、今後進行する海洋酸性化に対応するためには、海洋酸性化緩和策として人為起源 CO_2 排出の大幅削減に向けた取り組みを最大限に行った上で、上記のような複数の適応策を並行して進めていく必要があると考えられる。

第5章 まとめ

本研究では国内の主要なマガキ養殖域である岡山県日生地先海域と宮城県志津川湾を対象とし、pH やアラゴナイト飽和度 (Ω_{arag})等の海洋酸性化指標の見積りに必要な物理・生物化学項目の高頻度連続観測と海水試料分析により、海洋酸性化の進行状況を調べた。また、海洋物理・生物化学統合モデル CROCO (Coastal and Regional Ocean Community model)を上記の2海域に適用し、地球温暖化や海洋酸性化に伴う水温上昇、pH やアラゴナイト飽和度 (Ω_{arag})の低下等の海洋環境の再現及び、将来予測を行った。将来予測はRCP (Representative Concentration Pathways; 代表濃度経路) 8.5 (高位参照)シナリオ下の今世紀半ばと今世紀末、RCP2.6 (低位安定化) シナリオの今世紀末について行った。

日生と志津川の海洋観測では、マガキ幼生の正常発達に影響を与える危険水準の閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015) を下回る Ω_{arag} が、降雨後に局所的に発生することが明らかになった。日生では観測点によって閾値を下回る Ω_{arag} が長期にわたって発生することが示された。したがって、同海域では場所によって、すでにマガキ養殖に対し、海洋酸性化影響が発現している可能性が示唆された。一方、志津川では、観測期間中に閾値を下回る Ω_{arag} の発生は、一つの観測点で見られたが、その継続時間が短かったことから、現状のマガキ養殖に対して海洋酸性化影響が懸念される状況にはないと示唆された。しかし、日生と志津川におけるマガキ幼生の顕鏡観察では形態異常は認められず、海洋酸性化の影響は発現していないことが示唆されている。そのため、今後、日本のマガキ個体群に対する海洋酸性化影響をより詳細に明らかにしていく必要がある。

モデルの現在再現の結果は、日生と志津川で観測された各パラメータの季節変動を概ね再現できたが、日生の塩分と志津川の水温の年間を通じた変動、そして志津川の塩分、日生と志津川のpH と Ω_{arag} の局所的な時間変動の再現性に課題を残した。今後、より現実的なシミュレーションを行うためには、より高精度・高頻度の境界条件を与える必要性が示唆された。

現状の海洋酸性化状況を踏まえた将来予測結果は、RCP8.5 シナリオ下において日生と志津川で今世紀末にかけての海洋酸性化の顕著な進行を示唆した。また、志津川においては地球温暖化の顕著な進行も予測された。将来の海洋酸性化の進行は、上記の閾値を下回る Ω_{arag} の出現頻度と値の低下の程度を高めるため、マガキ養殖に対し大きな影響を及ぼすことが懸念される。また、地球温暖化の進行は、マガキのへい死率を増加させるため、海洋酸性化と同様、大きな影響を及ぼすことが懸念される。今世紀末のRCP2.6シナリオとRCP8.5シナリオの結果の比較から、海洋酸性化の緩和策として今後、CO₂排出量の大幅削減を進めていくことの重要性が改めて定量

的に示された。その上で、当面の間進行すると懸念される気候変動影響を回避するためには、適応策として、人工的に低 CO₂環境を用意した採苗施設でマガキ幼生を育成することや、水温が比較的低い中層や底層でマガキ養殖を行うといった養殖方法の転換も検討する必要がある。

今世紀半ばを対象にした RCP8.5 シナリオ下での将来予測結果に基づいて、マガキの生産量と生産額を見積もった経済評価結果では、マガキの生育に対し影響を与える指標について深刻な影響が生じる可能性が予測された。これに対し、適応策としてマガキ種苗を他地域または人工採苗施設から購入する対策、またアマモ場造成により Ω_{arag} の低下を緩和する対策の評価を行った。その結果、他地域からの種苗購入は生産効率の違いにより、日生では採算を取れるが、志津川で採算を取れないことが明らかになった。また、人工採苗施設から購入する場合、日生、志津川ともに現状の販売価格では採算を取れないことが示唆された。そのため、今後、海洋酸性化影響が深刻になる前に、生産効率の上昇と種苗価格の低下が求められ、それに向けて段階的に対応していく必要性が示された。アマモ場造成が Ω_{arag} の低下を緩和する効果については、全海域面積に平均して引き延ばしたこの度の条件設定では、限定的であるとの示唆が得られたが、水塊分布や水塊移動等を考慮した条件を与えてやればその評価は大きく変わるものと考えられ、かつ大量の懸濁有機物をトラップし分解する物質循環機能に着目すれば、酸性化緩和に大きな効果を発揮するものと思料される。より海域特性や現場条件に即した設定を与えて精査を進め、定量的な効果を明らかにする必要がある。また、アマモ場が持つ溶存酸素供給、高水温抑制、底質への酸素供給、高いブルーカーボンとしての機能、赤潮プランクトンや貝毒プランクトンの防除機能等の多面的な機能を合わせると、マガキ養殖に対する複合影響の緩和効果は大きく、アマモ場再生活動の継続は何よりも重要である。

以上より、海洋酸性化や地球温暖化がマガキ養殖に及ぼす影響は今後、益々深刻になることが懸念され、この影響を回避するために、CO₂排出を大幅に削減する緩和策と地域の実情に合った適応策を進めていくことが重要である。一方で、現状ではマガキ漁業者の海洋酸性化に対する関心は低く、多様な海洋環境変動に対する知識も不足している現状がある。そのため、より正確な海洋観測と将来予測結果に基づいて得られる気候変動影響に対する科学的知見を十分に共有した上で地域適応策を講じていくことが必要と結論づけられた。

要 約

人為起源 CO₂の増加によって海洋酸性化が進行している。酸性化は貝類等の石灰化生物の殻の形成を阻害する等の影響が報告されており、酸性化の進行に伴い、影響が深刻になると予測される。しかし、日本沿岸域における pH やアラゴナイトの飽和度(Ω_{arag})といった酸性化指標の時空間変動は明らかではない。また、石灰化生物は重要な水産資源である種が多く、マガキはその一つである。例えば、岡山県では漁業産出額の約 3 割を養殖マガキが占めるなど、地域における依存度が高い。そのため、地域漁業に対する酸性化による将来的な影響が懸念される。よって、現在の酸性化状況を把握したうえで、将来の酸性化がマガキ養殖に与える影響を予測する必要がある。これらの背景を踏まえ、本プロジェクトでは、酸性化がマガキ養殖に及ぼす影響を予測したうえで、将来のマガキ養殖の酸性化適応策について地域漁業者に科学的指針を提示することを目的とした。対象海域として、マガキ養殖が盛んな岡山県日生地先海域と宮城県志津川湾を選定し、約 1 年後に広島県廿日市市地先海域を追加した。

1. 現地における海洋観測について

定期観測は日生、志津川のそれぞれ 4 観測点について、2020 年 8 月から 2021 年 12 月まで、それぞれ月 1~2 回の頻度で船舶を用いて、実施した。観測項目は深度、水温、塩分、クロロフィル、溶存酸素 (dissolved oxygen; DO)、pH、全アルカリ度 (total alkalinity; TA)、溶存無機炭素 (dissolved inorganic carbon; DIC)、栄養塩 (硝酸塩 (NO₃)、亜硝酸塩 (NO₂)、アンモニウム塩 (NH₄)、リン酸塩 (PO₄)、ケイ酸塩 (Si)) (志津川では Si の観測は非実施)である。

水温、塩分と pH については、それぞれ連続測定が可能な測器を日生、志津川のそれぞれ 4 観測点の水深 1 m 付近に設置して連続観測した。連続観測の期間は 2020 年 8 月から現在まで 1 時間ごとにデータ取得を継続している。1 ヶ月に 1~2 回、測器に付着した生物の除去等の清掃を行い、2~3 ヶ月に 1 回、データの回収と電池交換、測器の校正のために測器の回収を行った。今回のとりまとめは、日生では 2020 年 8 月 29 日から 2021 年 12 月 24 日までのデータを、志津川では 2020 年 8 月 6 日から 2021 年 12 月 23 日までのデータを用いた。また、2021 年 6 月からは、DO 計と濁度クロロフィル計をそれぞれ 1 定点(H-2、S-2)に追加設置した。

炭酸カルシウムの一形態であるアラゴナイトの飽和度 (Ω_{arag})は、pH と共に海洋酸性化を評価する重要な指標である。 Ω_{arag} は、水温、塩分、pHに加えて TA、DIC、海水中の CO₂ 濃度のうちいずれか 1 つの値を測定し、計算式によって算出した。

(1) 岡山県備前市日生町

pH は、すべての観測点において観測期間中に大きく変動しており、夏季に低下し、

冬季に上昇する季節変動とともに、降雨後の顕著な低下が認められた。降雨後の pH 低下の程度は観測点によって異なり、沖合に比べて沿岸寄りで低下した。2020 年 9 月には pH の急激な低下が見られ、カキ種場に位置する観測点 (H-2: 淡水の影響を受ける) で 7.41 と最低値を記録した。

Ω_{arag} は、沿岸域に近づくほどが低下する傾向が認められ、また昼間は植物プランクトンによる光合成によって上昇し、夜間は生物の呼吸によって低下する日周変動を示した。国際的にマガキ幼生の正常発達に影響が出始めるとされる閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$; Waldbusser *et al.*, 2015) を下回ったのは、淡水供給源 (H-1) で 2020 年 9 月と 2021 年 4 月・7 月、カキ種場 (H-2) で 2020 年 9 月・10 月、2021 年 3 月・7 月、アマモ場周辺で 2020 年 9 月であり、沖合 (H-4) では観測期間を通して下回ることがなかった。マガキの産卵時期と重なる 7 月、9 月、10 月に、現在のマガキ養殖へ影響を与える危険水準を局所的に下回る場合があったことが明らかになった。 Ω_{arag} が大きく低下した 2020 年 9 月にはカキ種場 (H-2; 淡水の影響を受ける) において最低値 (0.8) が観測され、閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$) を下回る期間が半月にも達した。

(2) 宮城県南三陸町志津川湾

pH は、すべての観測点において観測期間中に大きく変動しており、夏季に減少し、冬季に増加する季節変動を示した。また、降雨後の pH の局所的な低下が観測され、観測点によって低下の程度が異なった。pH の局所的な低下が発生した 2021 年 7 月は河口域 (S-1) において最低値を示したが、同様に局所的な低下が発生した 2021 年 8 月では沖合に位置するワカメ養殖場 (S-3) で最低値を示した。

Ω_{arag} は観測期間中に大きく変動し、夏季に上昇し、冬季に低下する季節変動が見られた。pH と同様、降雨後の局所的な Ω_{arag} の低下が発生し、全ての観測点において観測期間中の最低値を示した。沿岸域に近い 3 観測点は沖合に比べ、局所的な Ω_{arag} の低下の頻度が多く、より低い値が確認された。pH と同様に、 Ω_{arag} の最低値は沿岸に近い河口部 (S-1) やカキ種場 (S-2) ではなく、2021 年 8 月のワカメ養殖場 (S-3) における 1.4 であった。マガキの閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$) を下回る Ω_{arag} は S-3 のマガキの産卵時期と重なる 2021 年 8 月でのみ観測され、継続時間は 4 時間であった。日周変動は志津川でも日生と同様に観測され、昼間は光合成によって上昇し、夜間は生物の呼吸によって低下する日周変動を示した。

(3) 広島県廿日市市

備前市日生町における 2020 年 9 月観測で閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$) を下回る期間が半月も継続していたことが明らかになり、さらにこの Ω_{arag} の低下には淡水の流入が大きく寄与していることが示唆されたため、淡水の影響が特に強い広島県廿日市市沿岸の 1 観測点を選定し 2021 年 6 月から新たに観測に着手した。

Ω_{arag} が閾値 ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$) を下回る期間が、6 月末から 11 月上旬まで断続的に現れ、中でも 8 月中旬～下旬には 1.0 を大きく割り込んだ。この観測点では pH に加えて DO

(溶存酸素)の観測も導入したところ、DO の激しい変動を示し、低い時には酸素飽和度が 40%まで低下し、また、pH の変動と溶存酸素の変動はよく対応していた。

廿日市市の観測点は特に岸に近く、河川の影響を受けやすい所を選んで設置しているので、ここで得られた観測結果は広島湾の状況を代表するものではなく、あくまでも陸水の強く受けた場合の海域の酸性化状況を示したものと理解すべきである。

2. プランクトンネットによるカキ浮遊幼生の観測

マガキの受精卵は、 $50\mu\text{m}$ 内外の球形で、胞胚期になって卵膜を破って水中に出て浮遊生活を始め、トロコフォア幼生、ベリジャー幼生を経て、2～3日後には $70\sim 80\mu\text{m}$ の大きさの D 型幼生となる。カキ養殖漁家は、二枚貝類のラーバが多く出現する 6 月下旬～8月上旬にかけて、アンボ期幼生に生長した段階でホタテ板に付着させて天然種苗として養殖生産に供する。

岡山県備前市日生町地先及び宮城県南三陸町志津川湾において、海洋酸性化の進行による二枚貝浮遊幼生の形態異常発生の有無を確認するため、それぞれ複数の観測点を設けて、2020 年および 2021 年の6～9月にかけてそれぞれ北原式プランクトンネットによってサンプルを採取し、光学顕微鏡を用いた顕鏡観察により確認した。

プランクトンネットはそれぞれの観測点において海底まで降ろした後、垂直曳き 1 回でサンプルを採集した。サンプルは海水とともにサンプル瓶に入れ中性ホルマリンで固定してから持ち帰り顕鏡観察に供した。形態異常発生の有無は、既往知見にある二枚貝幼生の形態異常の実例と目視観察により比較して確認した。

(1) 備前市日生町

北原式プランクトンネットは目合い $50\mu\text{m}$ のものを用いた。2020 年度については、日生町漁協が地先海域 10 観測点で 2020 年 7 月 4 日～同年 8 月 31 日にかけて 48 日間採水を行い計 370 検体、西隣に位置する邑久町漁協が地先海域 6 観測点で 2020 年 7 月 11 日～9 月 9 日にかけて 55 日間採水を行い 244 検体について顕鏡観察したが、形態異常と思われる浮遊幼生は認められなかった。

2021 年度については、日生町漁協が地先海域 10 観測点で 2021 年 6 月 21 日～同年 8 月 24 日にかけて 34 日間採水を行い計 277 検体、西隣に位置する邑久町漁協が地先海域 6 観測点で 2020 年 7 月 2 日～8 月 30 日にかけて 45 日間採水を行い 156 検体について顕鏡観察したが、形態異常と思われる浮遊幼生は認められなかった。また、2020 年 9 月下旬に Ω_{arag} 及び pH が著しく低下した日生町地先のカキ種場に当たる観測点 H-2 直近の 3 箇所において、9 月 21 日～同年 10 月 1 日までの 5 日間同様に採水し 15 検体について顕鏡観察したが、形態異常と思われる浮遊幼生は認められなかった。

(2) 宮城県南三陸町志津川湾

宮城県気仙沼水産試験場が、志津川湾内 10 観測点において、2020 年は 7 月 27

日、8月3日、8月11日、8月17日、8月24日、9月2日の計6回、2021年は7月26日、8月2日、8月11日、8月16日、8月23日、8月30日、9月6日の計7回実施した。目合い100 μm の北原式プランクトンネットを用いて鉛直曳きで200リットルの海水を濾過し、採集されたマガキ幼生をサイズ別に検鏡した。いずれの調査においても形態異常の個体は視認されなかった。

3. 数値モデリング

日生、志津川における海洋環境の現状再現と将来予測を行うために、領域海洋循環モデル Regional Ocean Modeling System (ROMS)-Agrif (Penven *et al.*, 2006)に基づいて開発された海洋物理・生物化学モデル CROCO (Jullien *et al.*, 2019)を両海域に適用した。CROCO の大きな特徴は、高解像度のシミュレーションが可能であることと、大気や波浪、海底地形など様々な相互作用の計算が可能なることで、海洋生態系モデルである Pelagic Interaction Scheme for Carbon and Ecosystem Studies (PISCES; Aumont *et al.*, 2003)を結合することによって物理過程だけでなく生物化学過程も計算することが可能である。

海洋物理・生物化学統合モデル CROCO (Jullien *et al.*, 2019)を用いて、現在再現と将来予測を行った。将来予測は RCP(代表的濃度経路)8.5(高位参照)シナリオと RCP2.6(低位安定化)シナリオに基づいて今世紀半ばと今世紀末について行った。

連続観測の結果から、降雨後の酸性化指標の値が、局所的にマガキ幼生にとっての危険水準に達する可能性があることが分かった。また、今世紀末の酸性化指標は RCP8.5 シナリオでは危険水準に達する頻度と強度が上昇することが示された。一方、RCP2.6 シナリオでは危険水準を回避できると予測された。また、海洋酸性化指標の現在再現結果と今世紀半ばの RCP8.5 シナリオ下での将来予測結果を用いてマガキ生産量・生産額への影響を予測した。

以上より、酸性化に対応するためには、緩和策として CO₂排出の大幅削減を行った上で、地域の海洋酸性化の進行度合いに応じた段階的な適応策の導入が必要と結論付けられた。

4. 海洋酸性化に関するアウトリーチ活動

ワシントン大学とともに、カキ養殖業者のヒアリング調査フォーマットを作成し、岡山県においてカキ養殖業を営む 40 名を対象に、海洋酸性化の認知度や将来的な脅威、対応策等についてヒアリング調査を実施した。現在、データを整理解析中である。

5. 考察とまとめ

2020年6月～2021年12月まで約1年半余りの調査と観測の結果、3つの海域すべてにおいて、カキ浮遊幼生が悪影響を受けると世界的に認識されている酸性化レ

ベルに短期間ながら達する現象が複数回にわたって確認された。「人為起源 CO₂ による酸性化」は日本の沿岸全体で進行していることが過去の研究 (Ishizu et al. 2015 等) により明らかになっているが、これに加えて、「現在や過去の水質汚染に起因する酸性化」や「陸水の影響による短期的な pH 変動」が、今回観測された短期の酸性化現象を引き起こしていると考えられる。

2020 及び 2021 年度に、備前市日生町地先において、カキ浮遊幼生の出現期間を中心に、カキ浮遊幼生が悪影響を受ける酸性化レベルに達していた期間を含め、広範囲にわたって継続的かつ高頻度にカキ浮遊幼生の観測を実施したが、異常形態のカキ浮遊幼生は 1 個体も確認されず、斃死などの直接的な被害は確認されなかった。南三陸町においても同様の結果であった。また、廿日市市においては、カキ浮遊幼生の観測は実施していないものの、採苗期間中に酸性化レベルが影響の出る程度に低下していたにもかかわらず、採苗実績は良好であった。また、現在の廿日市市の観測点は、広島湾の状況を代表するデータではないことも重要な視点である。

上記のことから、カキ浮遊幼生が悪影響を受ける酸性化レベルになっていたことが確認されたものの、少なくとも現時点においては、漁業に被害を及ぼすまでには至っていないと判断された。この要因には次のことが考えられた。

- ① 悪影響を受ける酸性化レベルに達した時期または海域が、採苗時期または採苗場所と合致しなかった。
- ② カキ浮遊幼生は塩分の低下により遊泳能力が下がり沈降することが知られている。カキ浮遊幼生が表層低塩分水の下に移動することにより、その結果として酸性化水を忌避した可能性がある。
- ③ カキ浮遊幼生が悪影響を受けると世界的に認識されている酸性化レベル ($\Omega_{\text{arag}} = 1.5$) は、アメリカ西岸において検証され用いられている閾値であり、水温や塩分等、海洋環境が異なる我が国沿岸に適合しない可能性が、本プロジェクトの観測結果から示唆された。我が国の沿岸環境、我が国のマガキに適した閾値として、その見直しが必要である可能性がある。

参考文献

- 赤松知音 (2020): 気候変動が日本温帯域のサンゴ分布に及ぼす影響予測, 北海道大学大学院環境科学院修士論文, 66pp.
- 赤繁悟 (1990): 広島湾におけるマガキ血清成分の季節変化, 日本水産学会誌, 56(6), 953-958.
- 赤塚雄三, 関博 (1975): 海洋コンクリートの環境問題と対策, コンクリート工学, 14(5), 26-35.
- Anthony, K. R., Kline, D. I., Diaz-Pulido, G., Dove, S., and Hoegh-Guldberg, O. (2008): Ocean

- acidification causes bleaching and productivity loss in coral reef builders. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(45), 17442–17446.
- 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
- Austides consulting: Gridbuilder Downloads, <<https://austides.com/downloads/>>, (最終検索日 2022.01.25)
- Barton, A., Hales, B., Waldbusser, G. G., Langdon, C., and 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.
- Bernardo, P. C., 藤井 賢彦, 小埜 恒夫 (2021): 高解像度海洋生態系モデルを用いた海洋酸性化・貧酸素化複合影響予測, 2021 年度水産海洋学会研究発表大会予稿集, 44, 2021 年 11 月 21 日, 長崎
- Carriker, M. R., Swann, C. P., Prezant, R. S., & Counts, C. L. (1991): Chemical elements in the Aragonitic and calcitic microstructural groups of shell of the Oyster *Crassostrea virginica*: A Proton probe study. *Marine Biology*, 109(2), 287–297.
- Christian, J. and Ono, T (Eds.) (2019): Ocean acidification and deoxygenation in the North Pacific Ocean. PICES Special Publication, 6, 101pp.
- Da Silva, A, Young, A. C., and Levitus, S. (1994): Atlas of Surface Marine Data 1994. Vol. 1: Algorithms and Procedures, NOAA Atlas NESDIS 6, U.S. Department of Commerce, Washington, DC, USA, 74pp.
- Doney, S. C., Busch, D. S., Cooley, S. R., and Kroeker, K. J. (2020): The impacts of ocean acidification on marine ecosystems and Reliant Human Communities. *Annual Review of Environment and Resources*, 45(1), 83–112.
- Durland, E., Waldbusser, G., and Langdon, C. (2019): Comparison of larval development in domesticated and naturalized stocks of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* exposed to high PCO₂ conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 621, 107–125.
- Egbert, G. D., and Erofeeva, S. Y. (2002): Efficient inverse modeling of Barotropic Ocean Tides. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 19(2), 183–204.
- Ekstrom, J. A., Suatoni, L., Cooley, S. R., Pendleton, L. H., Waldbusser, G. G., Cinner, J. E., Ritter, J., Langdon, C., van Hooijdonk, R., Gledhill, D., Wellman, K., Beck, M. W., Brander, L. M.,

- Rittschof, D., Doherty, C., Edwards, P. E., and Portela, R. (2015): Vulnerability and adaptation of US shellfisheries to Ocean Acidification. *Nature Climate Change*, 5(3), 207–214.
- Fernandes, J., A., Papathanasopoulou, E., Hattam, C., Queirós, A. M., Cheung, W. W., Yool, A., Artioli, Y., Pope, E. C., Flynn, K. J., Merino, G., Calosi, P., Beaumont, N., Austen, M. C., Widdicombe, S., and Barange, M. (2017): Estimating the ecological, economic and social impacts of ocean acidification and warming on UK fisheries. *Fish and Fisheries*, 18(3), 389–411.
- 藤井賢彦 (2020): 地球温暖化・海洋酸性化が日本沿岸の海洋生態系や社会に及ぼす影響. *水産工学*, 56(3), 191-195.
- 藤井賢彦 (2021): 北海道沿岸域における地球温暖化・海洋酸性化・貧酸素化指標の連続観測と将来予測, *環境と測定技術*, 48(12), 19-30.
- 藤井賢彦, 高尾信太郎, 山家拓人, 赤松知音, 藤田大和, 脇田昌英, 山本彬友, 小埜恒夫 (2021): 北海道沿岸域における地球温暖化・海洋酸性化・貧酸素化指標の連続モニタリングと将来予測シミュレーション. *月刊海洋*, 53(6), 318-331.
- Fujii, M., Takao, S., Yamaka, T., Akamatsu, T., Fujita, Y., Wakita, M., Yamamoto, A., and Ono, T. (2021): Continuous monitoring and future projection of ocean warming, acidification, and deoxygenation on the subarctic coast of Hokkaido, Japan. *Frontiers in Marine Science*, 8.
- Fujita, M., Mizuta, R., Ishii, M., Endo, H., Sato, T., Okada, Y., Kawazoe, S., Sugimoto, S., Ishihara, K., and Watanabe, S. (2019): Precipitation changes in a climate with 2-K surface warming from large ensemble simulations using 60-km global and 20-km regional atmospheric models. *Geophysical Research Letters*, 46(1), 435–442.
- Garcia, H. E., Locarnini, R. A., Boyer, T. P., and Antonov, J. I. (2010): *World Ocean Atlas 2009, Volume 3: Dissolved Oxygen, Apparent Oxygen Utilization, and Oxygen Saturation*. S. Levitus (Ed.), NOAA Atlas NESDIS 70, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C., 344pp.
- Gazeau, F., Quiblier, C., Jansen, J. M., Gattuso, J.-P., Middelburg, J. J., and Heip, C. H. (2007): Impact of elevated CO₂ on shellfish calcification. *Geophysical Research Letters*, 34(7), L07603
- GEBCO: Gridded Bathymetry Data,
< https://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data/>,
(最終検索日 2022.01.25)
- Gimenez, I., Waldbusser, G. G., and Hales, B. (2018): Ocean acidification stress index for shellfish (OASIS): Linking Pacific oyster larval survival and exposure to variable carbonate chemistry

- regimes. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 6, 51
- González-Dávila, M., Santana-Casiano, J. M., and González-Dávila, E. F. (2007): Interannual variability of the upper ocean carbon cycle in the Northeast Atlantic Ocean. *Geophysical Research Letters*, 34(7), L07608
- Guinotte, J. M., and 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.
- 平田靖 (2005): マガキの人工採苗技術に関する研究, 日本水産学会, 71(5), 725-728.
- 平田靖, 村上倫哉, 赤繁悟 (2011): 養殖水深の変更による養殖マガキの身入り促進効果, 広島県立総合技術研究所水産海洋技術センター研究報告, 4, 5-11.
- 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.
- 堀正和, 桑江朝比呂 (2017): ブルーカーボン, 地人書館, 東京, 254pp.
- Hoshiya, Y., Hasumi, H., Itoh, S., Matsumura, Y., and Nakada, S. (2021): Biogeochemical impacts of flooding discharge with high suspended sediment on coastal seas: A modeling study for a microtidal open bay. *Scientific Reports*, 11(1), 21322
- 星野昇 (2017): 北海道におけるブリの来遊状況, 北水試だより, 94, 1-4
- 兵庫県: ひょうごの環境, < https://www.kankyo.pref.hyogo.lg.jp/jp/mizu_dojo/leg_249/leg_341>, (最終検索日 2022.01.25)
- 今井一郎, 山本直, 石井健一郎, 稲葉信晴, 山本圭吾 (2016): 颯爽細菌が豊富に生息するアマモによる有害赤潮の発生予防, 用水と廃水, 58(4), 67-72
- IPCC (2013): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., and Midgley, P. M. (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535pp.
- IPCC (2014): *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., von Stechow, C., Zwickel, T., and Minx, J. C. (Eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1435pp.

- Ishizu, M., Miyazawa, Y., Tsunoda, T., and Ono, T. (2019): Long-term trends in pH in Japanese coastal seawater. *Biogeosciences*, 16(24), 4747–4763.
- 岩崎綾, 久垣邦裕, 宮野高光, 北岡宏道, 木戸瑞佳, 濱村研吾, 三田村徳子, 佐久間隆, 山口高志, 横山新紀, 池田有里, 松本利恵, 家合浩明, 難波江芳子, 宇野克之, 紺田明宏 (2017): 第6次酸性雨全国調査報告書 2017(平成29)年度, 全国環境研究誌, 44(3), 74-115.
- Jullien, S., Caillaud, M., Benshila, R., Bordoio, L., Cambon, G., Dumas, F., Gentil, S. L., Lemarie, F., Marchesiello, P., and Theetten, S. (2019): Technical and numerical doc release 1.1.
- 環境省: 水環境総合情報サイト, < <https://water-pub.env.go.jp/water-pub/mizu-site/mizu/kousui/dataMap.asp>>, (最終検索日 2022.01.25)
- 環境省 (2015): IPCC 第5次評価報告書の概要 -第3作業部会(気候変動緩和), pdf版, <https://www.env.go.jp/earth/ipcc/5th/pdf/ar5_wg3_overview_presentation.pdf>, (最終検索日 2022.01.25)
- Kimoto, M., Yasutomi, N., Yokoyama, C., and Emori, S. (2005): Projected changes in precipitation characteristics around Japan under the global warming. *SOLA*, 1, 85–88.
- 気象庁: 海面水温の長期変化傾向(日本近海), < https://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/shindan/a_1/japan_warm/japan_warm.html> (最終検索日 2022.01.25)
- 気象庁: 海面水温の長期変化傾向(全休平均), < https://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/data/shindan/a_1/glb_warm/glb_warm.html> (最終検索日 2022.01.25)
- 気象庁: 過去の気象データ・ダウンロード, < <https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/>>, (最終検索日 2022.01.25)
- 気象庁: 解析値を中心に再構成した NetCDF データ(MSM, RSM), < <http://database.rish.kyoto-u.ac.jp/arch/jmadata/>>, (最終検索日 2022.01.25)
- Ko, G. W., Dineshran, R., Campanati, C., Chan, V. B., Havenhand, J., and 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.
- 国土交通省: 水文水質データベース, < <http://www1.river.go.jp/>>, (最終検索日 2022.01.25)
- 小松輝久・村田弘樹・澤山周平・佐々修二 (2019): 開放性内湾における養殖と海洋環境の管理, 柳哲雄(編) 「里海管理論」, 公共財団法人 国際エメックスセンター, 65-79

- 工藤勲・吉村真理・橋岡香織・足立敏成・磯田豊 (2014): 陸奥湾における貧栄養化と二枚貝養殖の関連性, 沿岸海洋研究, 52(1), 83-92
- Kurihara, H., Kato, S., and Ishimatsu, A. (2007): Effects of increased seawater pCO₂ on early development of the oyster *Crassostrea gigas*. *Aquatic Biology*, 1, 91–98.
- Kurihara, H. (2008): Effects of CO₂-driven ocean acidification on the early developmental stages of invertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 373, 275–284.
- Lam, V. W., Cheung, W. W., and Sumaila, U. R. (2016): Marine capture fisheries in the Arctic: Winners or losers under climate change and ocean acidification? *Fish and Fisheries*, 17(2), 335–357.
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P. A., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Canadell, J. G., Arneth, A., Arora, V. K., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L. P., Ciais, P., Doney, S. C., Gkritzalis, T., Goll, D. S., Harris, I., Haverd, V., Hoffman, F. M., Hoppema, M., Houghton, R. A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A. K., Johannessen, T., Jones, C. D., Kato, E., Keeling, R. F., Goldewijk, K. K., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozzi, D., Metzl, N., Munro, D. R., Nabel, J. E. M. S., Nakaoka, S., Neill, C., Olsen, A., Ono, T., Patra, P., Peregón, A., Peters, W., Peylin, P., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rocher, M., Rödenbeck, C., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Steinhoff, T., Sutton, A., Tans, P. P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F. N., van der Laan-Luijkx, I. T., van der Werf, G. R., Viovy, N., Walker, A. P., Wiltshire, A. J., Wright, R., Zaehle, S., and Zheng, B. (2018): Global Carbon Budget 2018. *Earth System Science Data*, 10(4), 2141–2194.
- Levitus, S., Antonov, J. I., Boyer, T. P., Locarnini, R. A., Garcia, H. E., and Mishonov, A. V. (2009): Global Ocean Heat Content 1955-2008 in light of recently revealed Instrumentation Problems. *Geophysical Research Letters*, 36(7), L07608
- Lewis, E., and Wallace, D. W. R., (1998): Program developed for CO₂ system calculations. NO. cdiaac: CDIAC-105, Oak Ridge Natl. Lab., Oak Ridge, Tenn, 33pp.
- Lim Boon Keng. (2009): アマモの葉体上付着微細藻類の二枚貝（アサリ）の餌としての可能性. 沿岸海洋研究, 47(1), 39-42
- 水管理・国土保全局 (2020): 河川データブック, 688pp.
- Mizuta, R., Murata, A., Ishii, M., Shiogama, H., Hibino, K., Mori, N., Arakawa, O., Imada, Y., Yoshida, K., Aoyagi, T., Kawase, H., Mori, M., Okada, Y., Shimura, T., Nagatomo, T., Ikeda, M., Endo,

- H., Nosaka, M., Arai, M., Takahashi, C., Tanaka, K., Takemi, T., Tachikawa, Y., Temur, K., Kamae, Y., Watanabe, M., Sasaki, H., Kitoh, A., Takayabu, I., Nakakita, E., and Kimoto, M. (2017): Over 5,000 years of ensemble future climate simulations by 60-km global and 20-km regional atmospheric models. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 98(7), 1383-1398.
- 門谷茂, 矢田部創, 横地直哉, 世古武嵩, 中野雄貴 (2019): 森は海の恋人か: 栄養塩—南三陸町志津川湾をモデル海域として—, 柳哲雄(編) 里海管理論, 公共財団法人 国際エメックスセンター, 22-39.
- Morse, J. W., Mucci, A., and Millero, F. J. (1980): The solubility of calcite and aragonite in seawater of 35‰ salinity at 25°C and atmospheric pressure. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 44(1), 85–94.
- 中力健治 (2017): 岡山県日生町地先のアマモ場再生に伴う魚類相の変化. 第 32 回沿岸環境関連学会連絡協議会ジョイント・シンポジウム「我が国沿岸域におけるアマモ場再生への道～これまでとこれから～」, *日本水産学会誌*, 83(6), 1044.
- 日本河川協会 (2010): 流量年表 第 58 回 平成 17 年, 日本河川協会, 452 pp.
- Nishikawa, S., Wakamatsu, T., Ishizaki, H., Sakamoto, K., Tanaka, Y., Tsujino, H., Yamanaka, G., Kamachi, M., and Ishikawa, Y. (2021): Development of high-resolution future ocean regional projection datasets for coastal applications in Japan. *Progress in Earth and Planetary Science*, 8(1).
- 農 林 水 産 省 : 海 面 漁 業 生 産 統 計 調 査 ,
< https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/>, (最終検索日 2022.01.25)
- 岡山県: 令和元年度公共用水域水質測定結果,
< <https://www.pref.okayama.jp/page/700332.html>>, (最終検索日 2022.01.30)
- Onitsuka, T., Kimura, R., Ono, T., Takami, H., and Nojiri, Y., (2014): Effects of ocean acidification on the early developmental stages of the horned turban, *Turbo cornutus*, *Marine Biology*, 161(5), 1127-1138.
- Onitsuka, T., Takami, H., Muraoka, D., Matsumoto, Y., Nakatsubo, A., Kimura, R., Ono, T., and Nojiri, Y. (2018): Effects of ocean acidification with pCO₂ diurnal fluctuations on survival and larval shell formation of ezo abalone, *Haliotis discus hannai*. *Marine Environmental Research*, 134, 28–36.
- 小埜恒夫, 藤井賢彦 (2021): 日本沿岸域の pH 連続観測網 —海洋酸性化に備えるために—,

- 環境と測定技術, 48(1), 3-8.
- 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, 164-166.
- Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R. M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R. G., Plattner, G.-K., Rodgers, K. B., Sabine, C. L., Sarmiento, J. L., Schlitzer, R., Slater, R. D., Totterdell, I. J., Weirig, M.-F., Yamanaka, Y., and Yool, A. (2005): Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437(7059), 681–686.
- Our World: 国連大学ウェブマガジン - 牡蠣の大量死は二酸化炭素が原因 -, <<https://ourworld.unu.edu/jp/climate-pollution-killing-oysters>>, (最終検索日 2022.01.25)
- Papalexiou, S. M., and Montanari, A. (2019): Global and regional increase of precipitation extremes under global warming. *Water Resources Research*, 55, 4901-4914.
- Parker, L. M., O'Connor, W. A., Byrne, M., Coleman, R. A., Virtue, P., Dove, M., Gibbs, M., Spohr, L., Scanes, E., and Ross, P. M. (2017): Adult exposure to ocean acidification is maladaptive for larvae of the Sydney Rock Oyster *Saccostrea glomerata* in the presence of multiple stressors. *Biology Letters*, 13(2), 20160798.
- Penven, P., Cambon, G., Marchesiello, P., and Debreu, L. (2006): CROCOTOOLS User's Guide – CROCOTOOLS –, 44 Boulevard de Dunkerque, CS 9000913572 Marseille cedex 02.
- 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.
- Sandoval-Gil, J., Alexandre, A., Santos, R., and Camacho-Ibar, V. F. (2016): Nitrogen uptake and internal recycling in *Zostera marina* exposed to oyster farming: Eelgrass potential as a natural biofilter. *Estuaries and Coasts*, 39(6), 1694–1708.
- 里海づくり研究会議 (2021): 2020 年度海洋酸性化適応プロジェクト R2 報告書, pdf 版, <http://nippon.zaidan.info/jigyo/2020/0000094990/jigyo_info.html>, (最終検索日 2022.02.22)
- 水産庁 (2013): 二枚貝漁場環境改善技術導入のためのガイドライン, pdf 版, <<https://www.jfa.maff.go.jp/j/kenkyu/pdf/pdf/3-3.pdf>>, (最終検索日 2022.02.01)
- Sultana, S., and Komatsu, T. (2002): Preliminary study on shoot density and biomass of seagrass,

- Zostera caulescens*, in Funakoshi Bay off Sanriku Coast, Japan. *Otsuchi Marine Science*, 27, 23-27.
- 諏訪僚太, 中村崇, 井口亮, 中村雅子, 守田昌哉, 加藤亜紀, 藤田和彦, 井上麻夕里, 酒井一彦, 鈴木淳, 小池勲夫, 白山義久, 野尻幸宏 (2010): 海洋酸性化がサンゴ礁域の石灰化生物に及ぼす影響, *海の研究*, 19(1), 21-40.
- 鈴木元治, 中谷祐介, 古賀佑太郎 (2020): 下水処理場の窒素排出量増加運転が瀬戸内海播磨灘の有機物及び栄養塩の海水中濃度に与える影響評価, *水環境学会誌*, 43(2), 43-53.
- 高田久美代, 妹尾正登, 東久保靖, 高辻英之, 高山晴義, 小川博美 (2004): マガキ, ホタテガイおよびムラサキガイにおける麻痺性貝毒の蓄積と減毒の差異, *日本水産学会*, 70(4), 598-606.
- Tan, K., and Zheng, H. (2020): Ocean acidification and adaptive bivalve farming. *Science of The Total Environment*, 701, 134794.
- 田中丈裕 (2017): アマモ場再生活動 30 年の歩み—主旨説明にかえて—. 第 32 回沿岸環境関連学会連絡協議会ジョイント・シンポジウム「我が国沿岸域におけるアマモ場再生への道—これまでとこれから—, *日本水産学会誌*, 83(6), 1043-1044.
- 田中丈裕 (2021): 岡山県日生町地先におけるアマモ場再生の取り組み, pdf 版,
< https://www.jfa.maff.go.jp/j/seibi/attach/pdf/R2_isoyake_kyogikai-8.pdf>,
(最終検索日 2022.01.25)
- Timmins-Schiffman, E., Coffey, W. D., Hua, W., Nunn, B. L., Dickinson, G. H., and Roberts, S. B. (2014): Shotgun proteomics reveals physiological response to ocean acidification in *Crassostrea gigas*, *BMC Genomics* 2014, 15:951.
- 東備地区水産環境整備事業アマモ場造成技術検討会 (2021): 令和 2 年度 東備地区水産環境整備事業アマモ場造成技術検討会 検討会資料.
- UKMO: OSTIA-UKMO-L4-GLOB-v2.0 provided by GHRSSST, Met Office and CHEMS,
< <http://apdrc.soest.hawaii.edu/las/v6/constrain?var=12687>>, (最終検索日 2022.1.25)
- うみの株式会社 (2021): うみの株式会社 2021 年度 牡蠣類種苗一覧表
うみの株式会社: 食用二枚貝種苗, < <https://umi-no.jp/product/shell.html#p01>>,
(最終検索日 2022.01.25)
- van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S. J., and Rose, S. K. (2011): The Representative Concentration Pathways: An overview.

Climatic Change, 109(1-2)

- Wakita, M., Nagano, A., Fujiki, T., and Watanabe, S. (2017): Slow acidification of the winter mixed layer in the subarctic western North Pacific. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122(8), 6923-6935.
- Wakita, M., Sasaki, K., Nagano, A., Abe, H., Tanaka, T., Nagano, K., Sugie, K., Kaneko, H., Kimoto, K., Okunishi, T., Takada, M., Yoshino, J., and Watanabe, S. (2021): Rapid reduction of pH and CaCO₃ saturation state in the Tsugaru Strait by the intensified Tsugaru warm current during 2012–2019. *Geophysical Research Letters*, 48(10), GL091332.
- Waldbusser, G. G., Hales, B., Langdon, C. J., Haley, B. A., Schrader, P., Brunner, E. L., Gray, M. W., Miller, C. A., and Gimenez, I. (2015): Saturation-state sensitivity of marine bivalve larvae to ocean acidification. *Nature Climate Change*, 5(3), 273-280.
- Watanabe, S., Hajima, T., Sudo, K., Nagashima, T., Takemura, T., Okajima, H., Nozawa, T., Kawase, H., Abe, M., Yokohata, T., Ise, T., Sato, H., Kato, E., Takata, K., Emori, S., and Kawamiya, M. (2011): MIROC-ESM 2010: Model description and basic results of CMIP5-20C3M experiments. *Geoscientific Model Development*, 4(4), 845-872.
- Watanabe, Y. W., Li, B. F., Yamasaki, R., Yunoki, S., Imai, K., Hosoda, S., and Nakano, Y. (2020): Spatiotemporal changes of ocean carbon species in the western North Pacific using parameterization technique. *Journal of Oceanography*, 76(2), 155–167.
- 山田徹生, 兼松正衛 (2017): 冬季における浮遊珪藻 *Chaetoceros neogracile* 市販濃縮製品を元株とした低コスト大量培養法, *水産技術*, 9(1), 1-8.
- 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.
- Yamamoto-Kawai, M., Kawamura, N., Ono, T., Kosugi, N., Kubo, A., Ishii, M., and Kanda, J. (2015): Calcium carbonate saturation and ocean acidification in Tokyo Bay, Japan. *Journal of Oceanography*, 71(4), 427–439.
- Yamano, H., Sugihara, K., and Nomura, K. (2011): Rapid poleward range expansion of tropical reef corals in response to rising sea surface temperatures. *Geophysical Research Letters*, 38(4), L04601.
- 柳哲雄 (2006): 里海論, 恒星社厚生閣, 東京, 102pp.
- 八百村耕平 (2021): 謎だった幼生カキの餌判明 廿日市の研究機関、プランクトン 2 種で新種の可能性, *中国新聞デジタル*, 2021.11.8

- Yara, Y., Oshima, K., Fujii, M., Yamano, H., Yamanaka, Y., and Okada, N. (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), 11–20.
- 吉野純, 荒川悟, 豊田将也, 小林智尚 (2015): 高解像度台風モデルによる台風強度に対する温暖化影響のシナリオ間相互比較, *土木学会論文集 B2(海岸工学)* 71(2), I_1519-I_1524.