モニタリングサイト1000
Since 2003

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査

磯・干潟・アマモ場・藻場

2008-2016 年度とりまとめ報告書

環境省 自然環境局
生物多様性センター
Biodiversity Center of Japan

本報告書を引用する場合、以下のとおり記述ください。

例 1. 一冊単位で報告書を引用する場合
環境省自然環境局生物多様性センター (2019) モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2016 年度とりまとめ報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨.

例 2. 報告書の一部を引用する場合
仲岡雅裕, 鈴木孝男, 坂西芳彦, 早川　淳 (2019) 東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証.モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2016 年度とりまとめ報告書. pp. 225-229. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨.

例 3. 英語で引用する場合
Biodiversity Center of Japan, Ministry of the Environment (2019). Summary report of Coastal Area Survey (Rocky shore, Tidal flats, Seagrass beds and Algal beds) on Monitoring sites 1000 project in FY2008-2016. Biodiversity Center of Japan, Ministry of the Environment, Yamanashi.

＜表紙写真＞

左上：安房小湊サイト（磯）　2014 年撮影　村田明久
右上：盤洲干潟サイト（干潟）　2016 年撮影　多留聖典
左下：指宿サイト（アマモ場）　2015 年撮影　堀　正和
右下：志津川サイト（藻場）　2017 年撮影　坂西芳彦

磯とそこに暮らす生き物

キタイワフジツボ
Chthamalus dalli

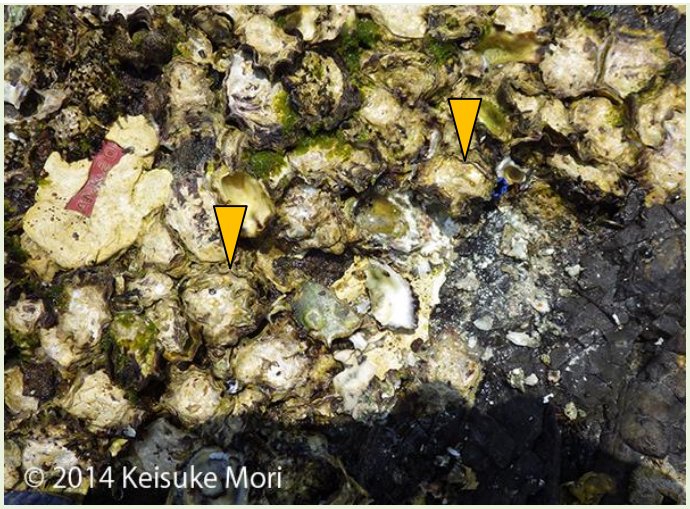
キタアメリカフジツボ
Balanus glandula

イワフジツボ
Chthamalus challenger

クロフジツボ
Tetraclita japonica

カメノテ
Capitulum mitella

Chthamalus moro



ケガキ
Saccostrea kegaki

ピリヒバ
Corallina pilulifera

フクロフノリ
Gloiopeltis furcate

ヒジキ
Sargassum fusiforme

イシゲ
Ishige okamurae

イバラノリ属の一種
Hypnea sp.

干潟とそこに暮らす生き物

スジホシムシモドキ
Siphonosoma cumanense

ヤマトカワゴカイ
Hediste diadroma

ミズヒキゴカイの触手
Cirriformia sp. (tentacle)

ツバサゴカイの棲管
Chaetopterus cautus (tube)

ミドリシャミセンガイの一種
Lingula aff. *anatine*

タテジマイソギンチャク
Diadumene lineata

マツカワウラカワザンショウ
"*Assiminea*" sp. D

ホソウミニナ（左）とウミニナ（右）
Batillaria attramentaria (Left) and *B. multiformis* (Right)

コゲツノブエ
Cerithium coralium

アサリ
Ruditapes philippinarum

ウバガイ
Spisula sachalinensis

オキシジミ
Cyclina aff. *sinensis*

干潟とそこに暮らす生き物

ハボウキ
Pinna attenuate

カブトガニ
Tachypleus tridentatus

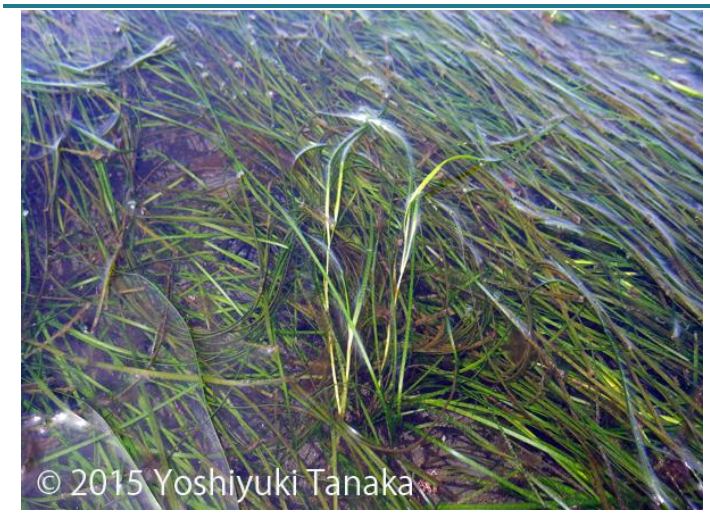
ハマトビムシ科
Talitridae

アシハラガニ
Helice tridens

ハクセンシオマネキ
Austruca lactea

ミナミコメツキガニ
Mictyris guinotae

海草（アマモ類）の藻場



コアマモ
Zostera japonica

アマモ
Zostera marina

タチアマモ
Zostera caulescens

アマモの雄花
The male flower of *Zostera marina*

ウミヒルモ
Halophila ovalis

ウミショウブとフエダイ類
Enhalus acoroides and Lutjanidae

海藻の藻場

エゾイシゲ
Silvetia babingtonii

マコンブ
Saccharina japonica

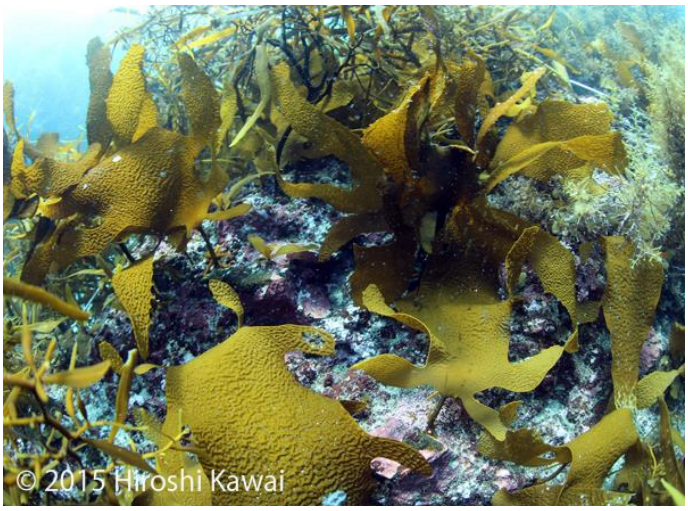
チガイソ
Alaria crassifolia

海中林
Seaweed forest

アラメ
Eisenia bicyclis

カジメ
Ecklonia cava

ガラモ場
Sargassum beds

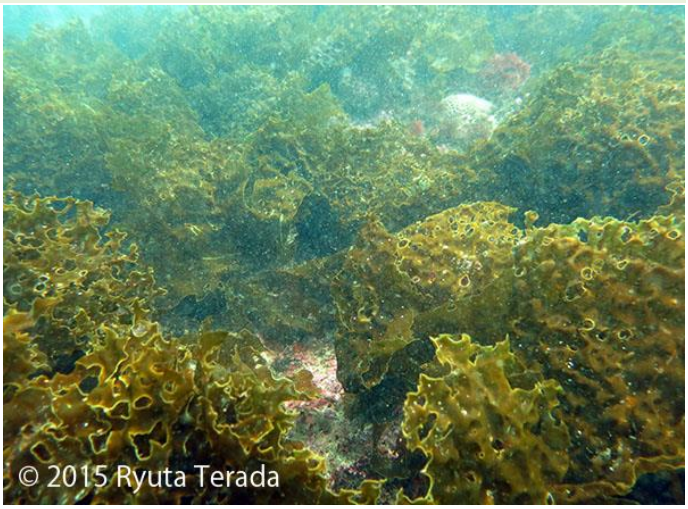


クロメ
Ecklonia kurome

カジメ
Ecklonia cava

ホンダワラ類
Sargassum spp.

カジメとホンダワラ類の混生
Ecklonia cava and *Sargassum* spp.



アントクメ
Eckloniopsis radicosa

はじめに

重要生態系監視地域モニタリング推進事業（以下「モニタリングサイト 1000」という。）は、2002 年（平成 14 年）3 月に地球環境保全に関する関係閣僚会議において決定された「新（第二次）生物多様性国家戦略」に依拠して、2003 年度（平成 15 年度）から開始した。2012 年（平成 24 年）9 月に策定された「生物多様性国家戦略 2012-2020」においても、2020 年度までの重点施策の基本戦略の中で、科学的基盤の強化のための施策のひとつにモニタリングサイト 1000 の実施が挙げられている。

本事業は、全国のさまざまなタイプの生態系（高山帯、森林・草原、里地・里山、湖沼・湿原、砂浜、磯、干潟、アマモ場、藻場、サンゴ礁、小島嶼）に 1000 か所程度の調査サイトを設定し、長期的（100 年を目標）に継続してモニタリングすることにより、生態系の変化をいち早く捉え、適切な生態系及び生物多様性の保全施策につなげることを目的としている。

モニタリングサイト 1000 全体の調査設計は、各生態系において重要な機能を果たす指標生物群の個体数や種組成等を定量的かつ統一的な手法によって調査し、生物多様性及び生態系機能の状態を把握するものである。調査の実施にあたっては、関係する研究者や地域の専門家、NPO 及び市民ボランティア等、多様な主体の参加を得ており、このことは調査の継続性を強化するとともに、迅速かつ精度の高い情報の収集及び利用を可能にしている。また、収集された情報はモニタリングサイト 1000 のウェブサイト等を通じて広く一般に公開することにより、国はもちろん、地方自治体、NPO、市民ボランティア、研究者及び学校等において幅広く活用されることを期待している。

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）は、沿岸域の構成要素である磯、干潟、アマモ場及び藻場生態系を対象に、2007 年度（平成 19 年度）から事業を開始した。沿岸域の調査に関する作業部会・分科会を設置し、調査方針、調査サイトの配置、実施体制及び試行調査の結果を踏まえたモニタリング手法の検討を行い、翌 2008 年度（平成 20 年度）から本格的な調査を開始した。そのため、2008 年度の調査開始から 2017 年度（平成 29 年度）までに 10 年分のデータが取得・蓄積されている。また、データの取得と並行して調査手法の改善及び調査手法をまとめた調査マニュアルの整備を進め、蓄積されたデータと併せて情報発信をしている。さらに、調査開始から 5 年ごとに期を区切り、2008～2012 年度を第 1 期として、およそ 5 年間分の調査結果を使用し、成果をとりまとめた「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場） 2008-2012 年度とりまとめ報告書」を 2013 年度（平成 25 年度）に発行した。本報告書は、調査開始から 10 年を迎え、2013～2017 年度の第 2 期が終了することに伴い、第 1 期の結果を踏まえつつ、2017 年度のとりまとめ開始時点で使用可能であった 2008 年度から 2016 年度までの調査結果を中心にとりまとめたものである。

わが国は、四方を海に囲まれており、長く複雑な海岸線を有している。その海岸線を挟んで存在する沿岸域は磯、干潟、アマモ場、藻場等で構成されており、磯から藻場、干潟からアマモ場といった陸域から水域への移行帯（エコトーン）が形成される。これらの移行帯では、多様な環境が創出されることにより、生物多様性が高い場所のひとつとなる。これらの生物と、生物を取り巻く磯、干潟、アマモ場、藻場の各環境によって、それぞれ磯生態系、干潟生態系、アマモ場生態系及び藻場生態系が存在している。

これらの生態系は、漁業資源種を含む多種多様な生物の生息・生育場としてだけではなく、多様な機能を有しており、我々はさまざまな形でその恩恵を受けている。例えば、磯や干潟はレクリエーションや環境教育の場としても利用されているほか、干潟は河川から流れ込む有機物を分解し、水質や底質を浄化する機能がある。また、アマモ場や藻場は海底に根を張ることで土壌の流出を防ぎ、また植生を通じて大気中の二酸化炭素を吸収する機能を持つ。この二酸化炭素を吸収する機能は「ブルーカーボン」と呼ばれ、気候の安定化に貢献していることから、地球温暖化が進行する近年において特に注目されている。これら我々が生活を営む上で直接・間接的に役立

っている生態系の機能を「生態系サービス」と呼び、生態系サービスは、生態系を構成する生物の多様性によって支えられている。

一方で、沿岸域は我々の生活圏に近い場所でもあるため、各生態系は人間活動の影響を強く受ける。埋立てや堤防設置による生物の生息・生育場の物理的な改変・消失のほか、生活や産業活動による水質汚濁や海底の汚染等は沿岸域の生物多様性に重大な悪影響を及ぼしている。また、沿岸域は海洋環境の変化に加え、地球温暖化や海洋酸性化といった地球規模の影響を受けやすい場所でもある。さらに、アマモ場・藻場を構成する海草・海藻においては、海水面の上昇による変化や劣化が指摘されている。

このような特徴を持つ沿岸域の生態系を保全し、持続的に生態系サービスを享受していくには、沿岸域の生態系を継続的にモニタリングし、生物多様性の現状を把握する必要がある。さらに、その現状について適切に評価し、将来生じることが予想される問題を認識することも重要である。しかし、沿岸域を含む海洋生物の生物多様性に関する科学的データは少なく、現状の把握や評価に際しては、まずはデータを蓄積・充実させていく必要がある。

本事業では、磯、干潟、アマモ場及び藻場生態系を対象に、全国 26 の調査地（サイト）で過去 10 年間にわたる各生態系を構成する生物に関するデータを取得してきた。第 1 期の成果とりまとめでは、2008～2012 年度の 5 年間で実施された調査結果のとりまとめを通して、各サイトの生物相の特徴等、100 年を目標とする長期モニタリングを実施する上で必要な基盤的な情報を得た。本報告書では、第 2 期の成果とりまとめとして、およそ 10 年間の調査結果から、各生態系及び各サイトの現状や特徴等に加え、生物相もしくは生物量の時間的な変化を把握することを目的とした。また、生物相もしくは生物量に時間的な変化が検出された場合、それらの変化に影響を及ぼす可能性が高い物理環境要素を把握することを試みた。これらの結果を各生態系についてサイト単位でとりまとめるとともに、2011 年 3 月 11 日の東北地方太平洋沖地震に伴って発生した津波等の影響を受けた東北地方のサイトについては、生態系を横断してその後の回復過程等の評価を行った。さらに、生物多様性の 4 つの危機の視点から、わが国の沿岸域の生物多様性の状況について、本事業で得られた事例をとりまとめた。なお、本報告書の作成にあたっては、一般の方や環境保全等の施策担当者等に対して分かりやすく、かつ、関心を持っていただけるよう心がけた。

最後に、本調査の実施にあたっては、各サイトにおける調査員の皆様、検討会・分科会委員の皆様に多大なご尽力をいただいた。ここに厚く御礼申し上げる。

平成 31 年　環境省自然環境局生物多様性センター

2008-2016 年度とりまとめ報告書のハイライト

A. はじめに

本報告書は、2008 年度から調査を開始したモニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）の第 2 期（2013-2017 年度）の終了に伴って、主に 2008 年度から 2016 年度までの調査結果をとりまとめたものである。本報告書では、調査で取得されたデータを用い、100 年を目標とする長期モニタリングを実施する上での基盤情報（以下「ベースライン」という。）を把握することを目的としてとりまとめた。特に、各生態系を構成する生物相や生物量（以下「生物相等」という。）の時間経過に伴う変化や変動（以下「経年変化」という。）に注目し、経年変化の検出を試みるとともに、それらの要因を専門家の意見を踏まえて記述した。以下に、本報告書におけるハイライトをまとめた。なお、｛　｝には関連する項目を示した。

B. 各生態系における生物相等の現状及び特徴等の把握

およそ 10 年間にわたる磯・干潟・アマモ場・藻場生態系の調査結果をとりまとめ、各サイトにおける優占種や生物量等の現状や特徴等を把握した。そして、その特徴はサイトによってさまざまであることが分かった。これらの結果は、今後もモニタリングを継続していく上で、海洋環境の変化や気候変動及び外来種の侵入等による各生態系及び各サイトの生物相等への影響といった異変を検出するためのベースラインとなる。

- 磯：各サイトで選定している解析対象種や主要な固着性生物等の出現状況等に関する知見が得られた。特に、主要な固着性生物に関しては、出現した種類やその被度は各サイトで異なっていたが、固着性生物の被度（生物量）については、関東以南の 5 サイトにおいて 5 年間で減少していた｛第 2 章：1. 4）｝。

- 干潟：底生動物（優占する種やレッドリスト※1掲載種）に関する出現状況や群集構造等の知見が得られた。特に、各サイトにおける底生動物の群集構造は、調査年や調査地点（潮間帯上部、潮間帯下部等）の差異が影響している可能性が挙げられた｛第 2 章：2. 2）｝。また、レッドリスト掲載種に関しては、2016 年の調査までに全 8 サイトで 161 種が確認されており、絶滅危惧種（I 類＋II 類）のみで 41 種が確認された（表 1）｛第 2 章：2. 3）｝。

- アマモ場：アマモ類の出現種や被度及び現存量等に関する知見が得られた。特に、各サイトにおける各種の被度の経年変化には、さまざまな物理環境条件（底質、水深、塩分、海水温、気象条件等）が影響している可能性が挙げられた｛第 2 章：3. 2）｝。

- 藻場：各サイトにおける出現種や被度に関する知見が得られた。特に、各サイトにおける林冠部の植生の被度変化から、藻場では陸上の植生とは異なりギャップの更新が頻繁に起きており、常にめまぐるしい変化が見られるという特徴が確認された｛第 2 章：4. 2）、4. 4）｝。

※１：環境省レッドリスト及び海洋生物レッドリスト

表 1.干潟におけるレッドリスト掲載種（絶滅危惧種のみ）の調査年別出現状況。2008～2016 年の 9 年間において、全 8 サイトで確認された底生動物のうち無脊椎動物を対象としている。レッドリスト掲載種は 161 種が確認され、そのうち 41 種が絶滅危惧 I 類と絶滅危惧 II 類に該当した。

カテゴリー		和名	種類	2008年 61種	2009年 55種	2010年 77種	2011年 81種	2012年 67種	2013年 87種	2014年 88種	2015年 94種	2016年 83種	出現回数
絶滅危惧I類	CR+EN	シマヘナタリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
（14）	CR+EN	クロヘナタリ	貝類	●		●	●	●	●	●	●	●	
	CR+EN	ゴマフダマ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	CR+EN	イチョウシラトリ	貝類	●		●				●	●		
	CR+EN	マルテンスマツムシ	貝類			●	●		●				
	CR+EN	ニッコウガイ	貝類						●		●	●	
	CR+EN	コオキナガイ	貝類	●		●							
	CR+EN	ホソコオロギ	貝類							●			
	CR+EN	ヘゴノメミミガイ	貝類								●		
	CR+EN	センベイアワモチ	貝類	●									
	CR+EN	オウギウロコガイ	貝類				●						
	CR+EN	カブトガニ	甲殻類							●	●		
	EN	バンズマメガニ	甲殻類					●					
	EN	ツバサゴカイ	多毛類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
絶滅危惧II類	VU	イボウミニナ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
（27）	VU	コゲツノブエ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	カワアイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	オカミミガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	ヤミヨキセワタ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	カハタレカワザンショウ	貝類		●	●	●	●	●		●	●	
	VU	ハマグリ	貝類		●	●		●	●	●	●	●	
	VU	ヒメマスオガイ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	VU	リュウキュウアリソガイ	貝類				●	●	●		●		
	VU	オオシンデンカワザンショウ	貝類		●	●		●					
	VU	ロウイロトミガイ	貝類			●			●				
	VU	ヤエヤマヒルギシジミ	貝類							●	●		
	VU	ユキスズメ	貝類							●			
	VU	エレガントカドカド	貝類							●			
	VU	イボキサゴナカセクチキレモドキ	貝類		●								
	VU	ヌノメホソクチキレ	貝類							●			
	VU	クリイロコミミガイ	貝類	●									
	VU	ニワタズミハマシイノミ	貝類							●			
	VU	チガイザクラ	貝類				●						
	VU	テリザクラ	貝類	●									
	VU	オオトゲウネガイ	貝類									●	
	VU	ハナグモリ	貝類	●									
	VU	ウモレベンケイガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	ハクセンシオマネキ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	シオマネキ	甲殻類	●		●	●		●	●	●	●	
	VU	コブシアナジャコ	甲殻類						●		●		
	VU	ギボシマメガニ	甲殻類			●						●	

C. 経年変化の検出を試みて分かったこと

各生態系の経年変化（＝長期変化傾向もしくは経年変動）について、干潟生態系では、複数のサイトにおいて、底生動物の群集構造の有意な経年変動が検出され、特に石垣川平湾サイトでは、ほかのサイトに比べて経年変動が大きいという特徴があることが分かった。またアマモ場生態系では、長期変化傾向（以下「トレンド」という。）として、指宿サイトの植生（アマモ）の被度が減少傾向にあり、今後アマモ場が消失してしまう可能性があることなどが分かった。さらに、これらの結果は、各サイトの物理的特徴（面積、地域性等）、生物の生活史特性及び台風等の気象条件が要因として複合的に影響していると考えられた。このように同じ生態系でも各サイトで見られる経年変化やその要因はさまざまであり、広域的に配置した複数のサイトの調査結果を俯瞰・比較することにより、今後、地域的特徴を捉えることも可能になる。

- 磯：解析対象種の出現頻度に関して、各サイトにおいてトレンドは検出できなかった（図 1）〔第 2 章：1. 2）〕。

- 磯：岩温に関して、2011 年夏以降の月別データを用いた解析から、厚岸浜中では月最大値に下降するトレンドが、石垣屋良部では月最大値及び月平均値に上昇するトレンドが確認された（図 2）〔第 2 章：1. 3）〕。

- 干潟：底生動物の群集構造に関して、全サイトに共通する経年変動は検出されなかったが、サイト別では松川浦、汐川干潟、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾で有意な経年変動が検出された（図 1）。これらのサイトのうち、震災の影響を受けた松川浦を除く 4 サイトで経年変動が大きかった理由として、各サイトの干潟の特徴（微環境の多様性、地域性等）等による影響が可能性として挙げられた〔第 2 章：2. 2）、2. 4）〕。

- アマモ場：アマモ類の平均被度を用いた解析から、全サイトに共通するトレンドは検出されなかったが、サイト別では大槌及び指宿で減少する傾向が、石垣伊土名で増加する傾向が確認された（図 1）。これらのサイトのうち、震災の影響を受けた大槌を除く 2 サイトで傾向が確認された理由として、アマモ場を構成する種の特徴（一年生の生活史を示すアマモ）や台風によるかく乱等の影響が可能性として挙げられた〔第 2 章：3. 2）、3. 3）〕。

- アマモ場：サイト近傍で取得された物理環境要素のデータを用いて、各サイトのアマモ類の平均被度との関連性を捉えることを試みた。その結果、震災の影響を受けた大槌を除き、各サイトで高い相関を示した物理環境要素は検出されたものの、その傾向は各サイトで異なっていることが明らかになった〔第 2 章：3. 2）〕。

- 藻場：各サイトにおける各年の林冠部植生の平均被度を用いた解析から、志津川、伊豆下田、竹野、淡路由良において、被度の有意な増加もしくは減少するトレンドが検出された（図 1）。その理由として、震災の影響を受けた志津川を除く 3 サイトでは、各サイトの藻場の特徴（ギャップ更新等による変化）に加え、淡路由良では台風による影響が挙げられた。また、薩摩長島ではトレンドは検出されなかったものの、年による被度の変動が大きいことが確認された〔第 2 章：4. 2）〕。

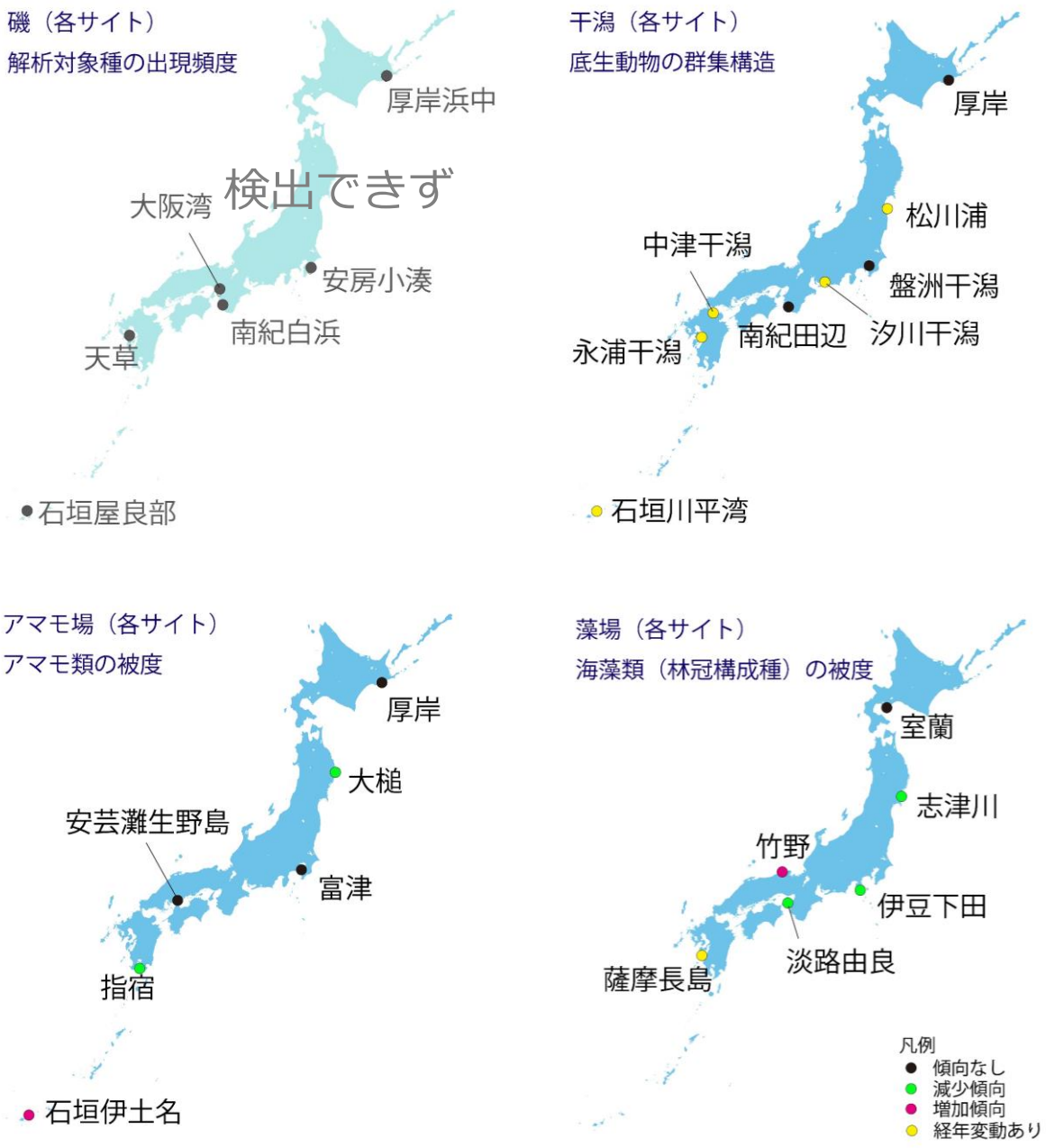


図 1. 生物相等の経年変化（トレンドもしくは経年変動）が確認されたサイト。トレンドが確認されたサイトを緑（減少傾向）とピンク（増加傾向）、経年変動が確認されたサイトを黄色で示す。

左上：磯における解析対象種の出現頻度のトレンド。解析に用いたデータ数が十分でなく、トレンドの有無を判定できなかった。

右上：干潟における底生動物の群集構造の経年変動

左下：アマモ場におけるアマモ類の平均被度のトレンド。ただし、傾向は算出した相関係数（0.57 以上）等を考慮して判断した。

右下：藻場の林冠部を構成する海藻類の平均被度のトレンド

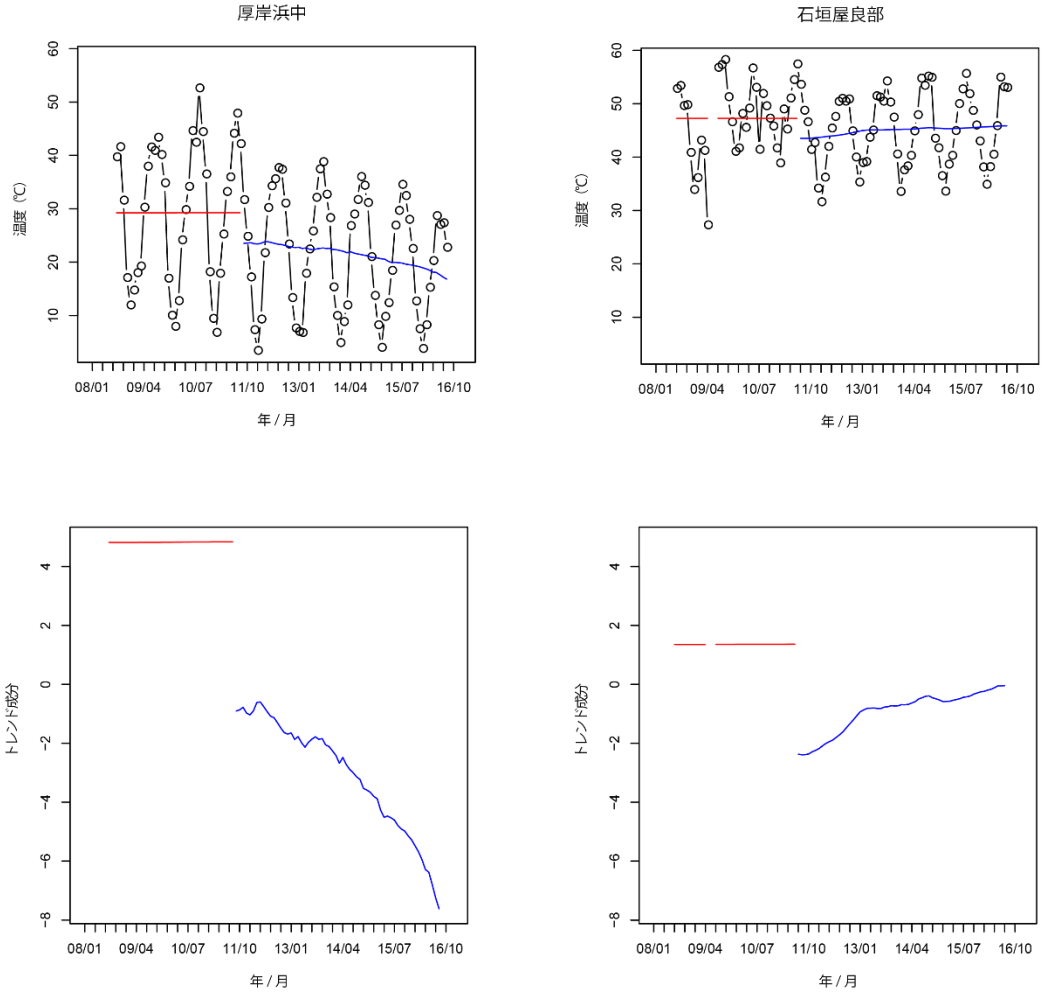


図 2. 磯の厚岸浜中と石垣屋良部サイトにおける温度データロガーにより取得された岩温の月最大値の時系列データ（上）と拡大したトレンド成分（下）。2011 年夏以降（青）、厚岸浜中では下降するトレンド、石垣屋良部では上昇するトレンドが確認された。縦軸は℃、横軸に年月を示す。なお、赤線は保護カバー装着前、青線は装着後に取得したデータを示し、装着前後を分けて解析した。

D. 各生態系に対する震災や台風等による影響の観測と知見の蓄積

生態系に対する影響が大きい震災などの突発的事象や、今後、気候変動に伴い増加が予測される台風や海面上昇などに対する各生態系の応答を観測できた。アマモ場や藻場生態系の複数サイトにおいて、アマモ類や海藻類の被度変化が見られ、その変化は台風や海水温による影響である可能性が挙げられた。また、志津川（藻場）では、調査開始時に植生分布の下限にあたる水深帯に設置した永久方形枠内のアラメ群落が、比較的長い時間（3 年半）をかけてゆっくりと衰退し、2014 年 7 月に消失した。これは、2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う地盤沈下により、調査海域の水深が変化し、アラメの分布に影響したものと推測された。これらの事例は、今後、気候変動に伴う台風の大型化や海面上昇による水深変化が各生態系に与える影響を予測する上で重要な知見となる。

また、志津川（藻場）を含め、地震に伴う津波によってかく乱を受けた松川浦（干潟）及び大槌（アマモ場）の東北地方の 3 つのサイトにおいて、震災前から継続してデータを取得していたため、これらのデータから震災前後の比較を行うことにより、震災による影響を定量的に捉えることができた。松川浦（干潟）と大槌（アマモ場）では、震災後の長期的な生物の回復過程が大きく異なること、志津川（藻場）では地盤沈下に伴う植生被度の低下が時間の経過とともに進行したことが確認された。

このように、台風や震災等といった事象に対する生態系の応答は、その特性や地理的条件、環境条件はもちろん、時間スケール等にも影響を受ける。そのため、同手法及び継続的なモニタリング調査で集積された知見は、各地域における沿岸域の生態系のレジリエンス※2 を理解する上での一助となり得る。

- 2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波等は、東北地方の沿岸域生態系にも多大な影響を与えた。本事業では、東北地方の 3 つのサイトにおいて震災前から継続してデータを取得していたため、これらのデータから震災前後の比較を行い、震災による各サイトへの影響を定量的に捉えることができた。

- 松川浦（干潟）：震災直後（2011 年）の調査では、底生動物の群集構造の著しい変化が確認された。その後、底生動物の群集構造は震災前（2010 年）の状態には戻っていないが、種数及び個体数は徐々に回復しつつあることが分かった｛第 2 章：2. 2）｝。

- 大槌（アマモ場）：震災直後（2011 年）の調査では、津波による海底のかく乱によりアマモ植生のほとんどが消失し、2016 年までに顕著な回復は見られていない。ただし、2015 年から水深の浅い調査地点において、アマモが少しずつ回復している様子が確認されている｛第 2 章：3. 2）｝。

- 志津川（藻場）：調査開始時（2008 年）に設置した永久方形枠（植生分布の下限にあたる水深帯に設置）内のアラメ群落は、震災以降、比較的長い時間をかけてゆっくりと衰退し、2014 年 7 月に消失した。その後、2016 年まで植生は消失した状態である（図 3）。一方で震災後に、調査海域における藻場の位置が岸側へシフトした現象も確認されている。この植生の消失及び移動は地盤沈下に伴う水深変化が影響しているものと推測された｛第 2 章：4. 2）｝。

・　震災の影響：津波によるかく乱を受けた干潟とアマモ場では、その後の長期的な生物の回復過程が大きく異なること、また、藻場では地盤沈下に伴う植生被度の低下が時間の経過とともに進行したことが確認された。さらに、それぞれのサイトにおいても、干潟では調査地点（潮間帯上部、下部）の差異、アマモ場・藻場では水深の差異によって、生物の個体数密度及び植生被度に関して、それぞれの回復パターンや回復速度が大きく異なることが明らかとなった｛第 3 章｝。

・　海面水位の変化による影響：震災の影響を受けた志津川において確認された藻場の応答は、将来予測されている海面水位の上昇に対する植生の応答を捉えたものと解釈することもできた。これは、海面水位の上昇による沿岸域生態系への影響を予測する上で重要な知見となる。

・　台風等の影響：厚岸（厚岸湖）、富津、指宿、石垣伊土名のアマモ場 4 サイト及び淡路由良、薩摩長島の藻場 2 サイトにおいて、各植生の被度変化が確認された。これらの植生変化は、台風や海水温による影響である可能性が挙げられた｛第 2 章：3. 2）、第 2 章：4. 2）、4. 4）、第 4 章：1｝。特に指宿のアマモ場では、一年生という生態的な特徴と 2014 年における台風の直撃等の影響により、2015 年以降にアマモ植生の著しい衰退が確認されており、アマモ場の存続が危ぶまれる状況にある（図 4）。

※２：自然災害等の影響に対する復元力

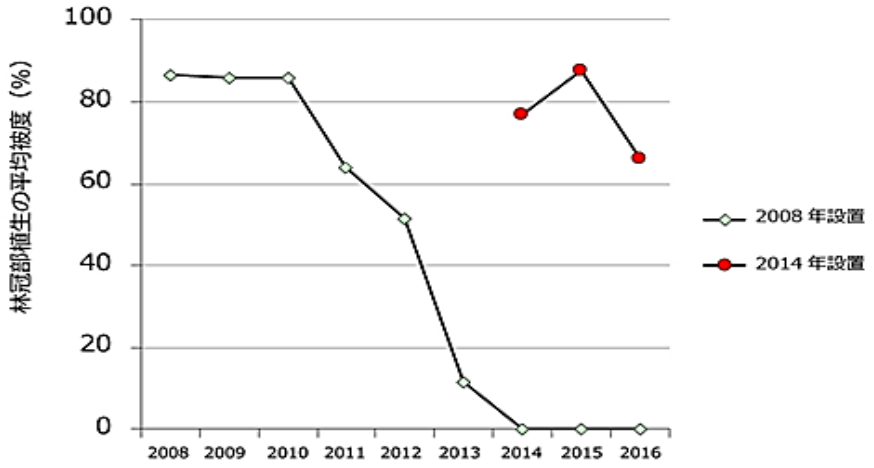


図 3. 藻場の志津川サイトにおける林冠部植生の平均被度の経年変化。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。2008 年に設置した 3 つの永久方形枠内の植生被度から算出した平均被度と調査年に負の相関が認められた。なお 2014 年には、水深の浅い地点に 2 つの永久方形枠を新設した。

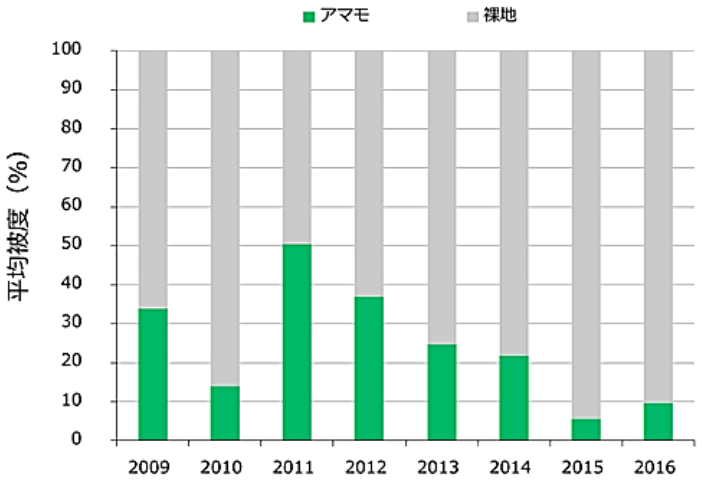


図 4. アマモ場の指宿サイトにおけるアマモの平均被度の経年変化。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。2015 年以降、植生の著しい衰退が確認されている。

Highlight of this report

A. Introduction

This report accompanies the completion of the second phase (FY2013-2017) of the Monitoring Sites 1000 Project's Coastal Area Survey (rocky shores, tidal flats, seagrass beds, and algal beds) and summarizes the results of the entire survey, which began in 2008. In this report, using the data acquired during the survey, we aimed to identify key information (hereinafter referred to as the "baseline") that will serve as a foundation for our goal of implementing a long-term, 100-year monitoring survey. In particular, attention has been paid to the biota and biomass comprising various ecosystems and their changes or fluctuations over time (hereinafter "temporal change"). By conducting tests to detect said change and by using expert information, we determined the primary sources of temporal changes. Below, we have summarized the relevant highlights of the report.

B. Current conditions and characteristics of biota in various ecosystems

By summarizing the results of the rocky shore, tidal flat, seagrass bed, and algal bed ecosystem surveys that have been conducted over the last 10 years, we have reached an understanding of the conditions and characteristics of each site's dominant species and biomass. Said characteristics were different at each site. Our results, which will factor into future monitoring surveys, form a baseline for the detection of abnormalities in various ecosystems or in the biota of each site that are caused by changes in the marine environment, climate change, and/or the introduction of invasive species.

- Rocky shores: Information regarding the occurrence of the selected focal species and the dominant sessile species at each site was obtained. The number of species and the degree of cover of dominant sessile organisms differed at each site. Otherwise, in the 5 sites located south of the Kanto region, the degree of cover for sessile organisms that adhere to rocks decreased over the course of 5 years.

- Tidal flats: Information regarding the appearance situations and community structure of macrozoobenthos was obtained. Particularly, concerning the community structure of macrozoobenthos in each site, it may have been influenced by differences in the survey year and the survey location (upper intertidal zone, lower intertidal zone, etc.). During the 2016 survey, 161 species on the Ministry of the Environment's Red List*[1] were confirmed throughout all 8 sites, and of those, 41 species were classified as threatened categories (class I and II).

- Seagrass beds: Information regarding the occurrence of species and degree of their coverage was obtained. In particular, we found that the change over time in the degree of cover for each species may have been influenced by the various physical environmental conditions (sediment, water depth, salinity, water temperature, climate conditions, etc.).

- Algal beds: Information regarding the species composition and the % cover of the species were determined at each site. Especially, based on the interannual changes of the % cover of canopy species at each site, gap dynamics of seaweed vegetation seemed to frequently occur in contrast to terrestrial vegetation.

*[1]Red List which is a list of endangered and threatened wildlife species in Japan.

Table 1. Surveyed yearly occurrence of Red List species (threatened species only) found in tidal flats. From 2008-2016, invertebrates (macrozoobenthos) found at all 8 sites were targeted. 161 Red List species were found, and of those, 41 species were listed as Threatened I or Threatened II.

Category		species name	kind of amimal	2008 61 sp.	2009 55 sp.	2010 77 sp.	2011 81 sp.	2012 67 sp.	2013 87 sp.	2014 88 sp.	2015 94 sp.	2016 83 sp.	freq. of occurred
Critically Endangered	CR+EN	*Cerithidea ornata*	Mollusk	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
+Endangered	CR+EN	*Cerithidea largillierti*	Mollusk	•		•	•	•	•	•	•	•	
(14)	CR+EN	*Paratectonatica tigrina*	Mollusk			•	•	•	•	•	•	•	
	CR+EN	*Serratina diaphana*	Mollusk	•		•				•	•		
	CR+EN	*Mitrella martensi*	Mollusk			•	•		•				
	CR+EN	*Tellinella virgata*	Mollusk						•		•	•	
	CR+EN	*Laternula impura*	Mollusk	•		•							
	CR+EN	*Cerithium torresi*	Mollusk							•			
	CR+EN	*Cassidula schmackeriana*	Mollusk								•		
	CR+EN	*Platevindex* sp. A	Mollusk	•									
	CR+EN	*Galeommella utinomii*	Mollusk				•						
	CR+EN	*Tachypleus tridentatus*	Crustacea							•	•		
	EN	*Pinnixa banzu*	Crustacea					•					
	EN	*Chaetopterus cautus*	Polychaeta	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
Vulnerable	VU	*Batillaria zonalis*	Mollusk	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
(27)	VU	*Cerithium coralium*	Mollusk	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	VU	*Cerithideopsilla djadjariensis*	Mollusk	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	VU	*Ellobium chinense*	Mollusk	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	VU	*Melanochlamys fukudai*	Mollusk	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	VU	Assimineidae gen. D & sp.	Mollusk		•	•	•	•	•		•	•	
	VU	*Meretrix lusoria*	Mollusk		•	•		•	•	•	•	•	
	VU	*Cryptomya busoensis*	Mollusk			•	•	•	•	•	•	•	
	VU	*Mactra grandis*	Mollusk				•	•	•		•		
	VU	*Assiminea* sp. I	Mollusk		•	•		•					
	VU	*Polinices mellosus*	Mollusk			•			•				
	VU	*Geloina yaeyamensis*	Mollusk							•	•		
	VU	*Phenacolepas crenulatus*	Mollusk							•			
	VU	*Ditiropisena* sp. B	Mollusk							•			
	VU	*Boonea umboniocola*	Mollusk		•								
	VU	*Iphiana tenuisculpta*	Mollusk							•			
	VU	*Laemodonta siamensis*	Mollusk	•									
	VU	*Melampus sculptus*	Mollusk							•			
	VU	*Macoma dispar*	Mollusk				•						
	VU	*Moerella iridescens*	Mollusk	•									
	VU	*Quadrans gargadia*	Mollusk									•	
	VU	*Glauconome angulata*	Mollusk	•									
	VU	*Clistocoeloma sinense*	Crustacea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	VU	*Austruca lactea*	Crustacea	•	•	•	•	•	•	•	•	•	
	VU	*Tubuca arcuata*	Crustacea	•		•	•		•	•	•	•	
	VU	*Upogebia sakaii*	Crustacea						•		•		
	VU	*Pinnixa balanoglossana*	Crustacea			•						•	

C. Temporal change in ecosystem characteristics

In terms of temporal changes (trends or interannual variations), a significant interannual variation in community structure for macrozoobenthos was detected at several tidal flat sites. The interannual variations at Ishigaki-Kabirawan were particularly large compared to those at other sites. Regarding long-term trends within seagrass beds, the average of *Zostera marina* coverage at Ibusuki has been decreasing, and there is a possibility that the seagrass bed may disappear in the future. Each site's physical characteristics (area, geographical location, etc.), the life history of species, and climate conditions such as typhoons have had a complex influence upon our results. Consequently, different temporal changes and the causes of said change were observed at sites with similar ecosystems. It is now possible to grasp local features by observing and comparing survey results from several widely dispersed sites.

- Rocky shores: Trends for the occurrence frequency of focal species could not be determined at each site.

- Rocky shores: According to our analysis of monthly rock surface temperature data taken after the summer of 2011, the monthly maximum exhibited a downward trend at Akkeshi-Hamanaka, but the monthly maximum and the monthly average exhibited an upward trend at Ishigaki-Yarabu.

- Tidal flats: Interannual variations in macrozoobenthos community structure common to all sites couldn't be detected, but significant interannual variations were detected in respective sites at Matsukawaura, Shiokawa-higata, Nakatsu-higata, Nagaura-higata, and Ishigaki-Kabirawan. In the 4 sites excluding Matsukawaura, which was affected by the Great East Japan Earthquake on March 11, 2011 (hereinafter "GEJE"), large interannual variations were exhibited. Consequently, the potential for influence on the characteristics (microhabitat diversity, geographical location, etc.) of each site's tidal flats has been clarified.

- Seagrass beds: Common trends for all sites couldn't be detected when the average of seagrass coverage was analyzed, but Otsuchi and Ibusuki exhibited a trend of decreasing coverage, while coverage at Ishigaki-Itona increased. After disregarding the GEJE-affected Otsuchi, the remaining two sites exhibited trends that are related to the life-history of eelgrass (annual lifespan) as well as the influence of typhoons.

- Seagrass beds: We investigated the relationship between average of seagrass coverage and physical environmental data at each site. Disregarding the GEJE-affected Otsuchi, each site had some physical environmental factors that displayed a correlated with the average of seagrass coverage, although each site had different relationships.

- Algal beds: Based on the analyses of yearly % cover for canopy species at each site, significant trends of fluctuations were determined at the sites of Shizugawa, Izu-Shimoda, Takeno, and Awaji-Yura. At these sites excluding the GEJE-affected Shizugawa site, characteristic changes due to the gap dynamics and others were observed, along with the disturbance by typhoons at Awaji-Yura Site. In contrast, a characteristic trend could not be determined at Satsuma-Nagashima Site; however, the large interannual fluctuations in % cover was confirmed.

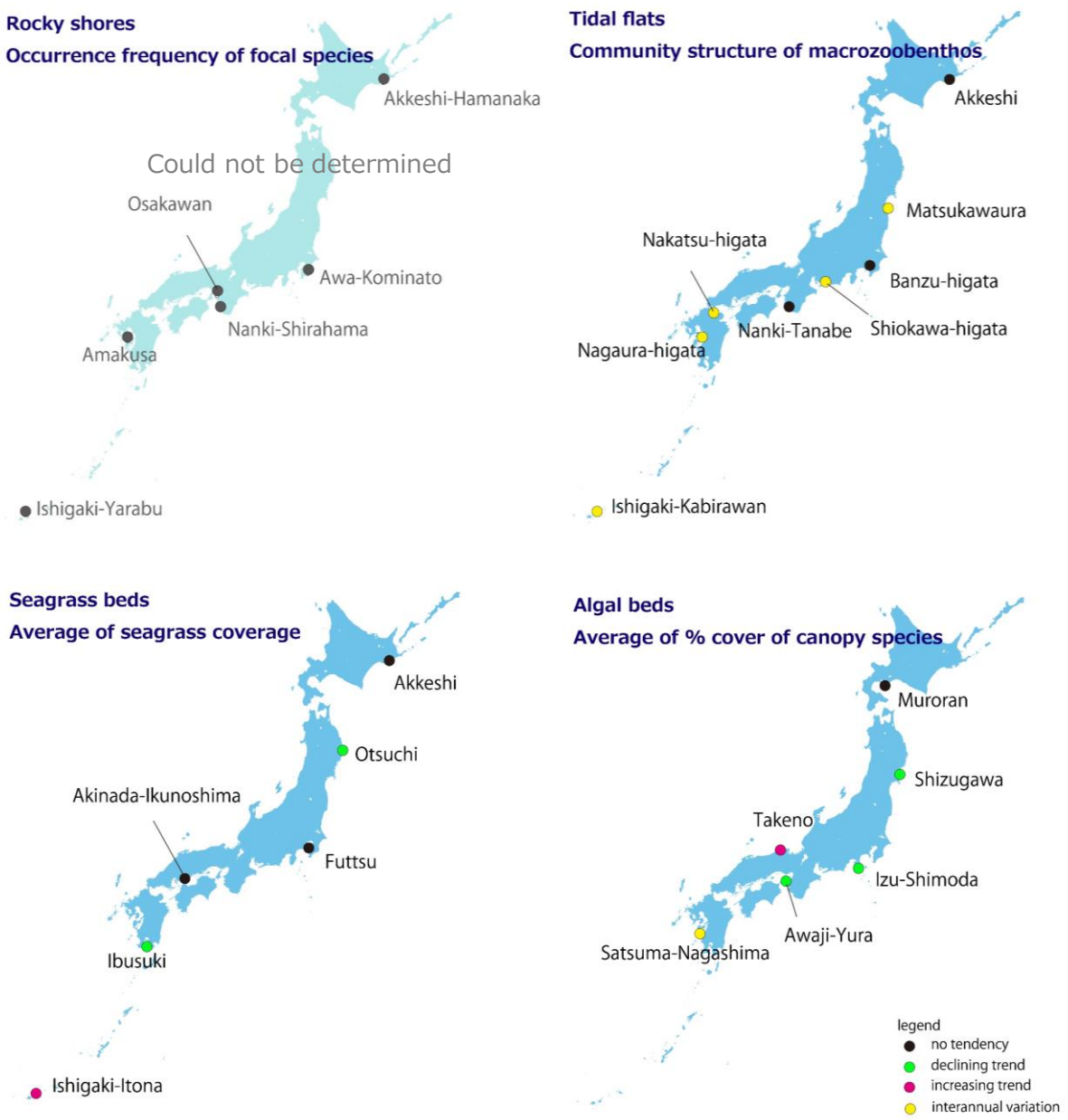


Fig. 1. Sites in which temporal changes (trends or interannual variation) in biota were confirmed. Sites displaying trends are shown as green (declining trend) or pink (increasing trend), and sites with interannual variation are shown in yellow.

Upper Left: Trend in the occurrence frequency of focal species on rocky shores. Due to insufficient data, the presence or absence of a trend could not be determined.

Upper Right: Interannual variation in the community structures of macrozoobenthos in tidal flats.

Bottom Left: Trend in the average of seagrass coverage in seagrass beds. The trend was determined based upon the calculated correlation coefficient (>0.57) and available data.

Bottom Right: Trend in the average of % cover of canopy species of the algal beds.

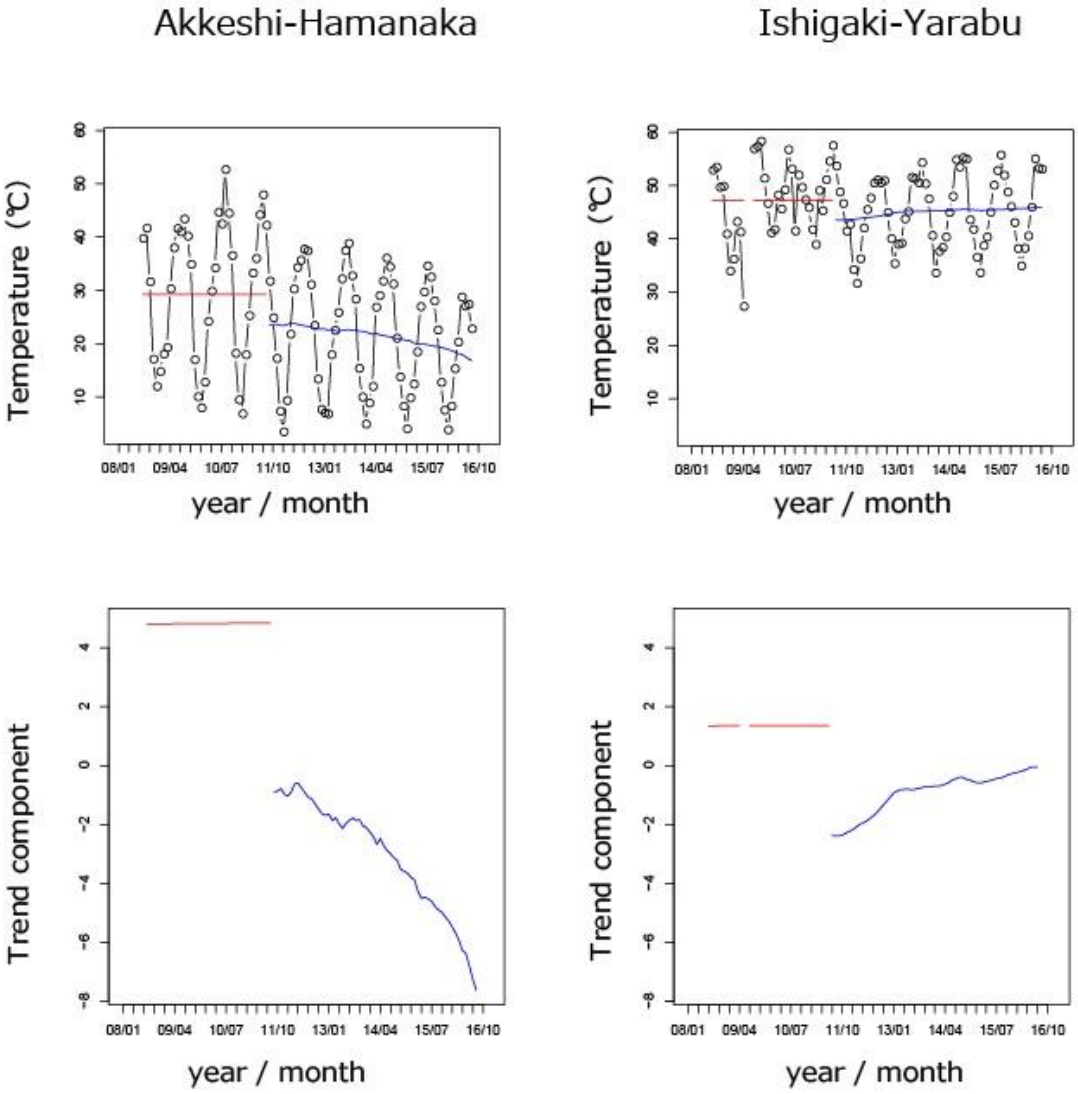


Fig. 2. Surface rock temperature monthly maximum time series data (above) and overall trends (below) collected by a temperature data logger at rocky shore sites in Akkeshi-Hamanaka and Ishigaki-Yarabu. After the summer of 2011 (blue), Akkeshi-Hamanaka exhibited a downward trend, whereas Ishigaki-Yarabu had an upward trend. The y-axis is °C, and the x-axis is the year/month. The red line represents data collected prior to the attachment of a protective cover, and the blue line represents data post-attachment. Said data were analyzed separately.

D. Observation and analysis of the effects of earthquakes and typhoons on ecosystems

We were able to observe the effects of sudden phenomena like large earthquakes on ecosystems, as well as the response of ecosystems to sea level rise and typhoons.

Coverage changes in seagrass and seaweed were observed at several survey sites, and the potential influence of typhoons and water temperature upon those changes were noted. At Shizugawa, the coverage of *Eisenia bicyclis* within permanent quadrats steadily declined over a comparatively long period of time (3.5 years), and they disappeared in July 2014. The land subsidence caused by the GEJE changed the water depth at the survey location, which likely influenced the distribution of *E. bicyclis*. Using these examples, the effects of water depth changes caused by sea level rise and by enlarged typhoons caused by climate change upon ecosystems can be predicted in the future, which is vitally important.

Additionally, the damage caused to the Tohoku region by the tsunami that followed the GEJE affected three sites in the area. Data were collected continuously before and after the earthquake, thereby enabling the quantification of changes caused by the earthquake. Matsukawaura and Otsuchi, both of which are located in the Tohoku region, exhibited very different long-term recovery processes after the earthquake. In Shizugawa, the third site in the Tohoku region, the change in the distribution of vegetation caused by land subsidence has progressed over time.

In this way, the response of ecosystems to phenomena like typhoons and earthquakes will be affected by their biological characteristics, geographical location, environmental conditions, and the time scale. Information gathered through monitoring surveys with same methods can help to develop an understanding of the ecological resilience of coastal regions.

- GEJE on March 11, 2011 and the accompanying tsunami have had a tremendous impact on the coastal ecosystems of the Tohoku region. Three of our sites were located in the Tohoku region, and because we were able to collect continuous data from before and after the earthquake, we have been able to quantitatively compare the data and determine the influence of the earthquake on each site.

- Matsukawaura (tidal flats): Surveys conducted immediately after the earthquake (2011) confirmed a considerable change in macrozoobenthos community structure. Afterwards, the macrozoobenthos community structure has not returned to pre-earthquake (2010) conditions, but the species richness and the population densities were recognized to be recovering gradually.

- Otsuchi (seagrass beds): Surveys conducted immediately after the earthquake (2011) found that the damage caused to the sea floor by the tsunami caused the vegetation to largely disappear, and there was no obvious recovery by 2016. However, the gradual recovery of *Z. marina* in shallow survey locations was confirmed from 2015 onward.

- Shizugawa (algal beds): The communites of *E. bicyclis* in the permanent quadrats that were installed in 2008 at the depth near the lower limit of the vertical distribution of this species gradually declined after the 2011 disaster, and finally disappeared by July 2014. The disappearance of communities has still continued in 2016. In contrast, the vertical shift of *E. bicyclis* communities to the shallower depth that is the almost same level of the depth of pre-disaster was also observed, suggesting the impact of ground settlement caused by the earthquake.

- Effects of the earthquake: In survey sites that experienced damage caused by the tsunami, the recovery of the biota were highly variable. The differences in survey location (upper or lower intertidal zones) for tidal flats and the difference in water depth for seagrass beds and algal beds at each site are likely related to large differences in recovery patterns and recovery speeds in the abundance of organisms and vegetative cover.

- Effects of sea level change: The characteristic vertical shift of the kelp forest in Shizugawa can be regarded to the model of the future shift of the seaweed vegetation that is caused by sea level rise, which is expected to occur in future. It might be important knowledge to estimate the future effects of sea level rise in the coastal ecosystems.

- Effects of typhoons and sea water temperature: At the four seagrass bed sites, Akkeshi, Futtsu, Ibusuki, and Ishigaki-Itona, and the two algal bed sites, Awaji-Yura and Satsuma-Nagashima, changes of the percentage cover were observed at various types of vegetations. These vegetative changes were possibly influenced by typhoons and sea water temperature. In Ibusuki's seagrass beds, their annual life history and the direct effects of the 2014 typhoon caused their decline in 2015, and their survival is uncertain.

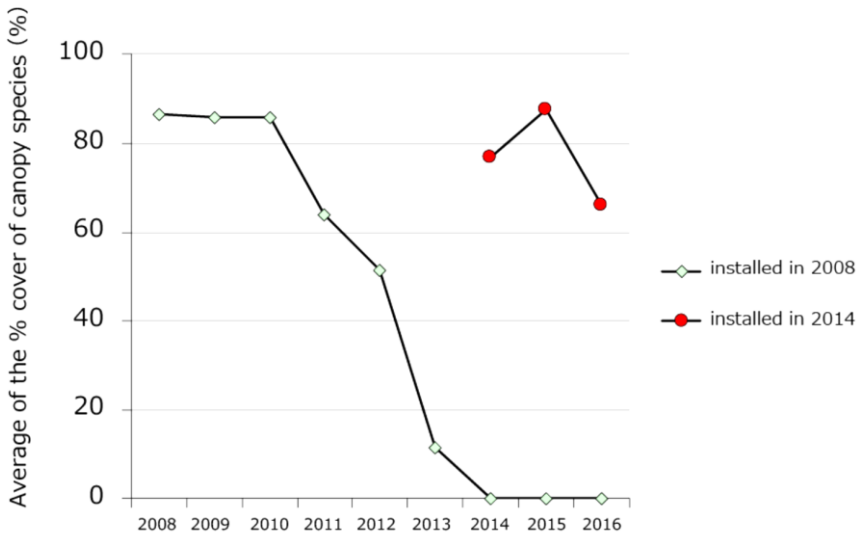


Fig. 3. Temporal changes in average of the % cover of canopy species at the Shizugawa Site. The coverage of canopy species in the permanent quadrats that were installed in 2008 was almost stable by 2010; however, it was declined after the 2011 disaster, and the communities finally disappeared by 2014. Two new permanent quadrats that were installed in shallow areas in 2014 were somewhat unstable, nevertheless, the coverage seemed to be almost same level with those of the pre-disaster period.

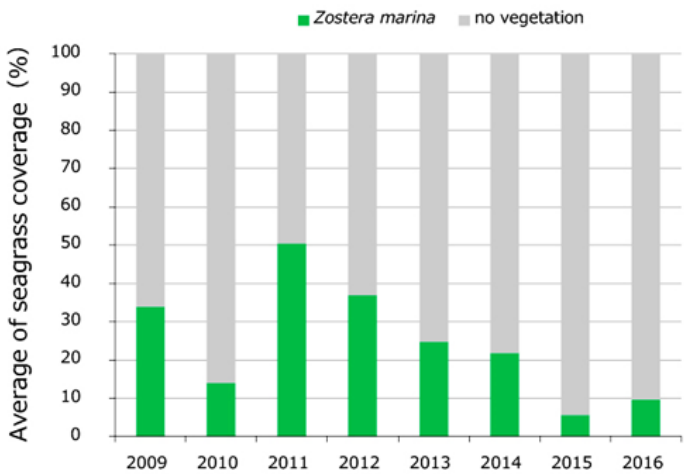


Fig. 4. Changes in average cover of eelgrass (*Zostera marina*) in Ibusuki seagrass beds. The y-axis is the average of seagrass coverage, and the x-axis is the survey year. From 2015 onward, there is a noticeable decline in vegetation.

目次

第１章　沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）の概要 5

１．サイトの選定と配置 5

２．調査の概要 7

３．沿岸域における自然環境の変化 8

1）沿岸域の現状 8

2）沿岸域における自然環境の変化 8

3）モニタリング調査の意義 9

４. 2008-2016 年度とりまとめの視点と解析の方向性 10

1）2008-2012 年度とりまとめ 10

2）2008-2016 年度とりまとめ 10

第２章　各生態系の状況 12

１．磯生態系 12

1）磯生態系の概要 12

2）各サイトの状況 16

厚岸浜中サイト 16

安房小湊サイト 20

大阪湾サイト 24

南紀白浜サイト 28

天草サイト 33

石垣屋良部サイト 37

3）岩温の時系列的トレンドの検出 41

月別岩温の時系列変化 41

4）生物的特徴の変化 50

種多様性と構成種の調査年間の比較 50

5）磯生態系の現状と展望 57

２．干潟生態系 59

1）干潟生態系の概要 59

2）各サイトの状況 64

厚岸サイト 64

松川浦サイト 70

盤洲干潟サイト 79

汐川干潟サイト 88

南紀田辺サイト 95

中津干潟サイト 103

永浦干潟サイト 111

石垣川平湾サイト 118

3）レッドリスト掲載種の出現動態 125

レッドリスト掲載種の出現動態 125

4）底生動物の群集構造の経年変動 131

底生動物の群集組成の類似性と調査年間の比較 131

5）干潟生態系の現状と展望 135

３．アマモ場生態系 137

1）アマモ場生態系の概要 137

2）各サイトの状況 141

厚岸サイト 141

大槌サイト 148

富津サイト 154

安芸灘生野島サイト 159

指宿サイト 165

石垣伊土名サイト 170

3）アマモ類の現存量及び葉上・底生動物相の調査年間の比較 175

アマモ類の現存量及び葉上・底生動物相の調査年間の比較 175

4）アマモ場生態系の現状と展望 181

４．藻場生態系 183

1）藻場生態系の概要 183

2）各サイトの状況 188

室蘭サイト 188

志津川サイト 191

伊豆下田サイト 195

竹野サイト 199

淡路由良サイト 202

薩摩長島サイト 205

3）植生の特徴と変化 209

植生の特徴と現存量の変化 209

4）藻場生態系における 10 年の総括 221

5）藻場生態系の現状と展望 224

第３章 東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証 225

第４章　総括 230

１．調査結果の全体考察 231

調査結果をとりまとめるにあたっての視点 231

経年変化に関する解析結果（第 1 段階） 233

物理環境要素との関連性（第 2 段階） 237

生物多様性 4 つの危機との関連性 239

２．事業全体のレビュー 243

1）サイト配置 243

2）調査手法 244

3）持続可能な調査体制 245

4）情報の共有・管理及び発信 246

5）保全施策への活用 248

6）国際的枠組みとの連携 249

7）社会への貢献 250

参考情報 251

調査体制 252

謝辞 254

執筆・編集 255

各年度業務名、請負者及び共同実施者 256

第１章　沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）の概要

１．サイトの選定と配置

国土面積に比して長い海岸線を持つわが国の沿岸域は、国内に幅広い緯度勾配を有し、南からは暖流（黒潮・対馬海流）、北からは寒流（親潮・リマン海流）の影響を受ける（図 1-1-1）。また、半島、湾、内海、多島海等の複雑な地形が存在し、環境自体の多様性が極めて高い。さらに、岩礁、砂質、砂泥質等のさまざまな底質条件が存在し、潮位により干潮時の干出時間が異なることが、多様な沿岸環境を生み出す要因となっている。

沿岸域は、潮の干満により概ね潮上帯、潮間帯、潮下帯と区分され、潮上帯には塩性湿地やマングローブ湿地等が、潮間帯には磯、砂浜、干潟が、潮下帯にはアマモ場や海藻藻場、サンゴ礁等が形成されている。

全国の沿岸域生態系の状態を適切にモニタリングするため、緯度勾配と海流を考慮して、全国を 6 海域に区分し、各海域にそれぞれ配置されるようにサイトを選定した（図 1-1-2、表 1-1-1）。各生態系におけるサイト数は、磯 6 サイト、干潟 8 サイト、アマモ場 6 サイト、藻場 6 サイトで、各サイトの選定は、以下の 7 項目の基準に基づいて行った。

1. 可能な限り、6 海域区分（図 1-1-2）の全てにサイトを配置すること、または南北・東西に互いに離れていること。
2. 各生態系（磯・干潟・アマモ場・藻場）において重要なサイトであること。
3. 分科会委員を中心とした調査者が在籍する実験所か、利用可能な臨海実験所等の施設に隣接していること。もしくは、特に施設がなくとも調査を開始しやすいこと。
4. 過去に専門的な調査記録があること。
5. JaLTER（Japan Long-Term Ecological Research Network）や NaGISA（Natural Geography In Shore Areas）等の国際的枠組みのモニタリングに参加している、あるいは参加予定のあるサイトであること。
6. 近隣に開発計画がなく、サイトの継続性が期待されること。
7. 干潟については、上記の基準を満たすサイトが複数あった場合には、モニタリングサイト 1000 シギ・チドリ類調査と重複するサイトであること。

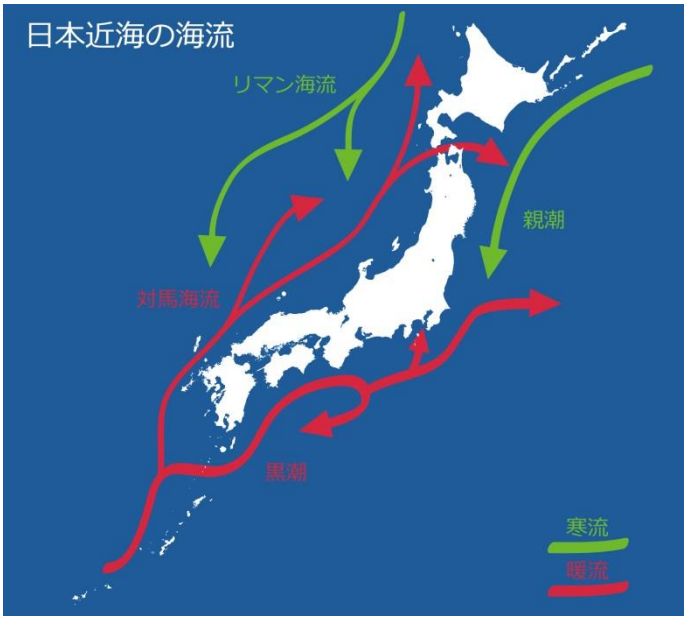


図 1-1-1．日本近海の海流。2010 年度（平成 22 年度）水産白書より。

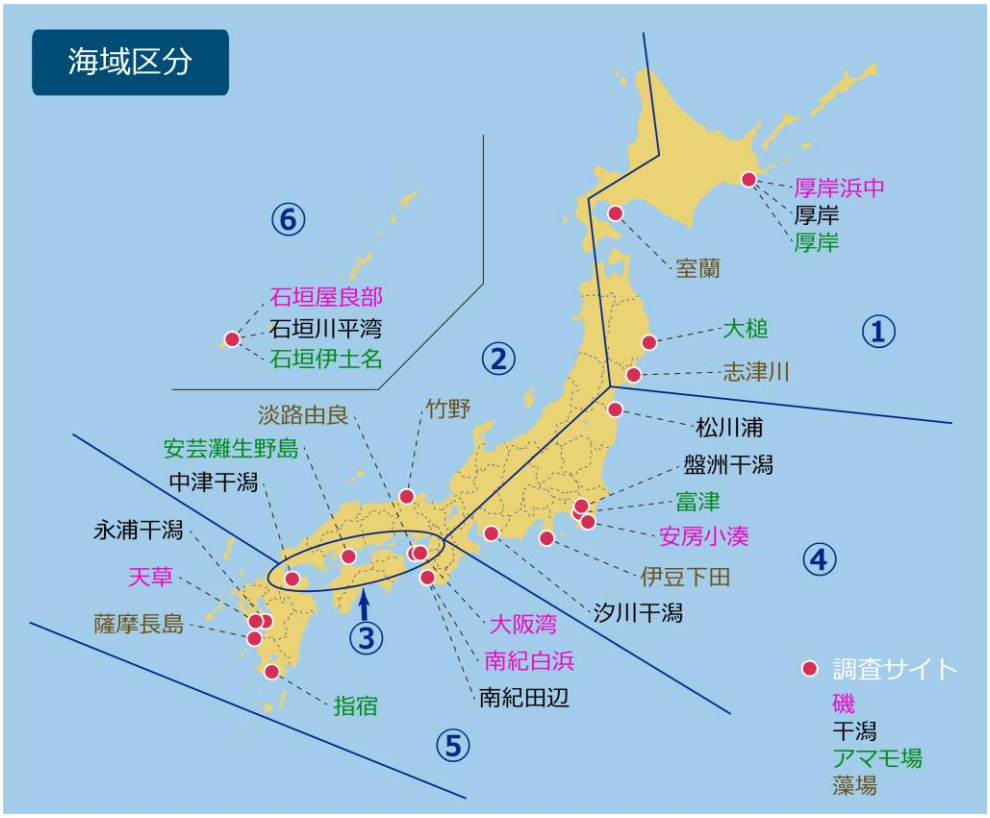


図 1-1-2. 緯度勾配と海流の違いに基づく沿岸域の海域区分。海域区分名は以下のとおり。①北部太平洋沿岸、②日本海沿岸、③瀬戸内海沿岸、④中部太平洋沿岸、⑤西部太平洋沿岸等、⑥琉球列島沿岸を示す。

表 1-1-1. 各海域に設定されたサイトの一覧

海域区分	潮間帯				潮下帯			
	設置年	磯	設置年	干潟	設置年	アマモ場	設置年	藻場
① 北部太平洋沿岸	2008	厚岸浜中	2008	厚岸	2008 2008	厚岸 大槌	2011 2008	室蘭 志津川
② 日本海沿岸		–		–		–	2009	竹野
③ 瀬戸内海沿岸	2010	大阪湾	2008	中津干潟	2008	安芸灘生野島	2008	淡路由良
④ 中部太平洋沿岸	2009	安房小湊	2008 2008 2008	松川浦 盤洲干潟 汐川干潟	2008	富津	2009	伊豆下田
⑤ 西部太平洋沿岸等	2008 2009	南紀白浜 天草	2008 2008	南紀田辺 永浦干潟	2009	指宿	2008	薩摩長島
⑥ 琉球列島沿岸	2008	石垣屋良部	2008	石垣川平湾	2008	石垣伊土名		–

2. 調査の概要

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）では、主に底生生物の種類や個体数、植物の種組成や被度を調査している。調査は年 1 回、4～9 月の同じ時期に実施することを基本とし、定量的なモニタリングを重視した「毎年調査」と、標本・環境試料の収集を伴う「5 年毎調査」を実施している。5 年毎調査は、毎年各生態系で順番に実施した（表 1-2-1）。

磯調査では、磯生態系において優占する底生生物を調査対象とし、それらの種組成や現存量の変化の把握を調査の目的とした。この場合、定量的な測定を行いやすい、岩表面に生息する種を対象とした。また、転石の下や固着性生物の殻の中等に生息する生物や移動速度の速い生物は、定量的な測定を行うことが困難であるため、調査対象としなかった。

干潟調査では、干潟表面を主な活動の場とする表在性動物と底土中に潜って生息する埋在性動物を調査対象とし、その種組成や個体数密度の変化の把握を調査の目的とした。塩性湿地、マングローブ湿地においては、植物の根、地下茎の発達によって埋在性動物の定量採集が困難であるため、表在性動物のみを対象とした。

アマモ場調査では、アマモ場生態系において主要な生産者かつ生態系エンジニアであるアマモ類及び消費者系・腐食者系内で優占する底生動物（葉上性、表在性、埋在性）を調査対象とし、それらの種組成や現存量の変化の把握を調査の目的とした。底生動物の調査は 5 年毎調査でのみ実施した。

藻場調査では、藻場生態系において主要な生産者かつ生態系エンジニアである海藻類を主な調査対象とし、それらの種組成や現存量の変化の把握を調査の目的とした。

以上の目的達成のため、磯、干潟、アマモ場及び藻場の各生態系において、統計解析が可能な数の方形枠を適切に配置した。それらの枠内に出現する種の組成を記録し、また出現種の個体数や被度を測定した。また、調査者が交代した際にもモニタリングが継続できるように、特殊な技術を必要としない調査手法を採用するなどの配慮を行った。調査方法の設計に際しては、JaLTER や NaGISA 等の国際的な環境モニタリングプロジェクトとの連携を図るため、一部の調査では国際的な環境モニタリングプロジェクトの調査内容等も取り入れた。

各生態系における詳細な調査手法については、「各生態系の概要」を参照いただきたい。

表 1-2-1. 5 年毎調査の実施年

西暦	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
平成	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29
磯		●					●			
干潟	●					●				
アマモ場			●					●		
藻場				●					●	

３．沿岸域における自然環境の変化

1）沿岸域の現状

2016 年の生物多様性及び生態系サービスの総合評価報告書によれば、現在の沿岸・海洋生態系の状態は、1950 年代後半から 2016 年までにおいて大きく損なわれており、長期的に悪化する傾向で推移している。例えば、わが国の沿岸における干潟面積は、1945 年には 82,621ha であったが、1978 年には 53,856ha、1996 年には 49,380ha と減少傾向にあり、過去 60 年間に約 40%が消失した（環境庁 1980、1998；花輪 2006）。また、藻場面積は、1978 年からの 30 年間でその約 40%が減少したと見積もられている（水産庁 2011）。これらの面積減少の背景には、高度経済成長期における埋め立て・浚渫・海砂の採取、人工構造物の設置等の開発・改変による影響が挙げられている（環境省 2016）。また、こうした海岸線の改変等による影響が磯の消失やアマモ場の消失及び植生面積の減少にも関与している。現在、社会経済状況の変化により、沿岸域の埋め立て等の開発・改変による生態系の劣化の進行速度は低下しているものの、そのような圧力はまだ存在しており、各生態系に対する継続的な影響が懸念されている。

さらに、人間の活動に伴って国内外のほかの地域から持ち込まれた外来種による在来生物への影響も無視できない。例えば、干潟で見られる肉食性巻貝サキグロタマツメタは、在来生物のアサリ（口絵 4）を捕食して多大な漁業被害をもたらしていることが報告されている（大越 2012）。

2）沿岸域における自然環境の変化

わが国の沿岸域における自然環境の変化に関しては、長期的な影響が懸念される気候変動（気温、海水温、海面水位の変動等）や突発的に生じる自然現象（台風、地震等）による影響が挙げられる。

気候変動は、今後の沿岸域に深刻な悪影響（藻場の消失、サンゴの白化等）を与えることが懸念されている（仲岡 2008）。また、特に温度や海面水位の変動は、海洋生物の生存や分布に対して広域的に影響を与えるものと推測されている。

気候変動監視レポート 2016（気象庁 2016）によれば、2016 年までのおよそ 100 年間で、日本の年平均気温は 100 年当たり 1.19℃、海域平均海水温（年平均）は 1.07℃の割合で上昇していた。海面水位については、局所的には上昇が確認されている場所はあるが、日本沿岸の海面水位（平均値）は、1980 年代以降、上昇傾向が見られるものの、1906～2016 年の期間では今のところ明瞭な上昇は見られていない。また、台風の発生数にも明瞭な長期変化（1951 年から 75 年間において）は見られていない。

このように、気候変動による長期的な海洋環境への影響はさまざまである一方で、短期的な視点で見た場合は長期的な変化とは異なる影響を及ぼす可能性がある。

2008 年以降、沿岸域の自然環境に最大の変化をもたらした突発的に生じた自然現象は、2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震に伴い発生した巨大津波の襲来や地盤高の変化等が挙げられる。2011 年 3 月 11 日 14 時 46 分、太平洋三陸沖 130 km 付近を震源としたマグニチュード 9.0 の地震が発生し、それに伴い発生した津波で岩手県、宮城県、福島県の沿岸部は甚大な被害をこうむった。この地震や津波は、沿岸域の地形だけでなく、その周辺の生物相にも大きな影響を及ぼした。

また、2008～2017 年の 10 年において、災害をもたらした気象事例（台風、大雨、低気圧による暴風・高波等）は、32 例報告されている（気象庁 2018）。例えば、2017 年 7 月 5～6 日に発生した「平成 29 年 7 月九州北部豪雨」では、筑後川の中流から大量の流木や土砂が流れ込み、沿岸域の地形をも変化させた。また、台風や大雨に伴い淡水や土砂が海域へ大量に流出することにより、河口域を中心とした海域では塩分や底質に一時的に大きな変化が生じる可能性がある。今後、地球温暖化が進むことにより世界的には強いサイクロン

やハリケーンが発生する可能性が報告されており（Emanuel 2005；Webster et al. 2005）、わが国においても気候変動に伴い、台風による沿岸域への影響が今後増大することも懸念される。

3）モニタリング調査の意義

広域かつ継続的なモニタリングから得られる結果は、沿岸域における各生態系への影響（長期的な気候変動の影響、外来種の侵入による在来種の減少や駆逐、種の分布域の変化など）を検出する上で重要かつ基礎的な知見となる。特に、沿岸域を取り巻く各生態系を構成する海洋生物に関する長期データは非常に少ないため、変化を検出することや変化要因の解明、さらには今後の正確な予測に際して、非常に困難な状況が続いている。

自然環境は、地球規模での影響となる気候変動や局所的な人為負荷等の相互作用を受けて変化し続ける。このような状況の中で、沿岸域生態系の保全を考える場合、統一化された方法による沿岸域生態系及び海洋生物のモニタリングを継続して基礎的な知見を蓄積していくことは極めて重要である。実際、定点における海洋生物のモニタリング調査を継続してきたことにより、東日本大震災という突発的な自然現象が及ぼす沿岸域の海洋生物への影響が捉えられていたことは注目に値する。

また、2012 年（平成 24 年）に策定された生物多様性国家戦略 2012-2020 では、現在の生物多様性の危機をその原因及び結果から、4 つに類別しており、沿岸域における生物多様性の危機としては、以下のものが挙げられる。

ひとつは、人間の経済活動に伴う沿岸域の開発・改変である（第 1 の危機）。沿岸域の開発・改変は、沿岸域に見られる多様な景観を消失させるだけでなく、富栄養化や水質汚濁等によって地域的な沿岸環境の劣化を進行させることにより、沿岸域を利用する海洋生物の種多様性の損失に繋がる脅威となる。

また磯や干潟では、人間の活動に伴う国内外のほかの地域から持ち込まれた外来種による影響が挙げられる（第 3 の危機）。これは、外来種がその地域に生息する在来種を捕食したり、生息・生育場所や食物が競合することで在来種が不利となったり、交雑することにより遺伝的なかく乱をもたらすなど、地域固有の生態系を脅かすことが懸念される。

さらに前項で述べたように、長期的な影響が懸念される気候変動（気温、海水温、海面水位の変動等）による影響は、沿岸域の景観の多様性及び種多様性の損失に繋がる脅威となる（第 4 の危機）。

本調査で得られた結果が蓄積されていくことは、種組成等の変化の把握や種多様性の損失に関連した事象を検出し、保全していくための科学的かつ客観的な基礎データの確立に繋がることが大きく期待できる。

4. 2008-2016 年度とりまとめの視点と解析の方向性

1）2008-2012 年度とりまとめ

2008-2012 年度とりまとめでは、2008～2012 年までの 5 年間の調査で得られたデータから各サイトの生物相の特徴を解析した。

解析結果から、潮間帯の磯生態系では、北海道に位置する厚岸浜中サイト、本州・九州の 4 サイト（安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草サイト）、沖縄県の石垣屋良部サイトの 3 つに大きく分割され、干潟生態系では、厚岸サイト、伊勢湾以東の 3 サイト（松川浦、盤洲干潟、汐川干潟サイト）、紀伊半島以西の 3 サイト（南紀田辺、中津干潟、永浦干潟サイト）、石垣川平湾サイトの 4 つに分割されることが明らかとなった。潮下帯に関しては、アマモ場生態系では、出現する海草の種類が石垣伊土名サイトではほかのサイトに比べて多様かつ異質で、九州以北の 5 サイト（指宿、安芸灘生野島、富津、大槌、厚岸サイト）では緯度勾配に沿って出現種や生活型（一年生、多年生）に違いが見られた。また、アマモ場に出現する底生動物群集の解析から、海草の出現傾向と同様に、石垣伊土名サイトとほかの 5 サイトの間で顕著な違いが見られることが明らかとなった。さらに、藻場生態系における海藻相の群集解析の結果からは、全てのサイト（室蘭、志津川、伊豆下田、竹野、淡路由良、薩摩長島サイト）が顕著に分割され、各サイトがそれぞれ特徴的な海藻相を有することが示された。

以上のことを総合すると、わが国の西端に近い石垣島に位置する石垣屋良部サイト（磯）、石垣川平湾サイト（干潟）、石垣伊土名サイト（アマモ場）は、ほかの地域とは一線を画す独自の生態系を持ち、固有性の観点から極めて重要なモニタリングサイトであることが確認された。また、北端に近い北海道の厚岸浜中サイト（磯）、厚岸サイト（干潟）、厚岸サイト（アマモ場）、室蘭サイト（藻場）もほかの地域とは異なる生物相を示し、石垣島のサイトと同様に重要なサイトであると考えられる。さらに、東北から九州にかけては、緩やかな勾配を持ちながら地域特異的な生態系を形づくり、それぞれのサイトが地域の特徴を捉えるモニタリングサイトとして有効な配置になっていることが示された。

加えて、大槌サイト（アマモ場）、志津川サイト（藻場）、松川浦サイト（干潟）の 3 つのサイトにおいて、東日本大震災の津波襲来前後のデータを量的に比較することにより、津波が生物にもたらした影響の一端を観測することができた。

2）2008-2016 年度とりまとめ

本とりまとめでは、それぞれのサイトが地域の特徴を捉えるモニタリングサイトとして有効な配置となっているという 2008-2012 年度とりまとめの結果を踏まえ、各サイトの生物相もしくは生物量の時間的動態を把握し、100 年を目標とする長期モニタリングを実施する上での基盤情報を得ることを目的とした。そのため、調査で得られたデータから各サイト及び各生態系における生物相もしくは生物量の時間的な変化を検出することを試みた。また、生物相もしくは生物量に時間的な変化が検出された場合、それらの変化に影響を及ぼす可能性が高い物理環境要素を把握することを試みた。

引用文献

Emanuel K (2005) Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. Nature, 436:686-688

花輪 伸一 (2006) 日本の干潟の現状と未来. 地球環境, 11(2):235-244

環境庁自然保護局 (1980) 第 2 回自然環境保全基礎調査 海域調査報告書 海岸調査, 干潟・藻場・サンゴ礁分布調査, 海域環境調査 (全国版). 東洋航空事業株式会社

環境庁自然保護局 (1998) 第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査 総合報告書. 環境庁自然保護局, 東京

環境省 生物多様性及び生態系サービスの総合評価に関する検討会 (2016) 生物多様性及び生態系サービスの総合評価報告書. 環境省自然環境局自然環境計画課生物多様性地球戦略企画室, 東京

気象庁 (2016) 気候変動レポート 2016. 気象庁地球環境・海洋部, 東京

気象庁 (2018) 台風の統計資料. (http://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/typhoon/statistics/index.html, 2018 年 1 月 28 日確認)

仲岡 雅裕 (2008) 気候変動にともなう沿岸生態系の変化 −生物群集から考える. (大串 隆之, 近藤 倫生, 仲岡 雅裕 編) シリーズ群集生態学 4 生態系と群集をむすぶ, 179-204. 京都大学学術出版会, 京都

大越 健嗣 (2012) 外来巻貝サキグロタマツメタのアサリに対する捕食. Nippon Suisan Gakkaishi, 78(5):979-982

水産庁 (編) (2011) 水産白書, 平成 23 年度版. 農林統計協会, 東京

Webster PJ, Holland GJ, Curry JA, Chang HR (2005) Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. Science, 309:1844-1846

第２章　各生態系の状況

１．磯生態系

1）磯生態系の概要

石田　惣、飯島明子、栗原健夫、野田隆史、村田明久、
山本智子、森　敬介、深谷肇一、青木美鈴

磯とは

磯とは、陸域と水域の境界にある潮間帯のうち、海岸の基質が岩礁地である場所を指す。

磯生態系の最大の特徴は、地盤高あるいは標高（以下「高さ」という。）によって生物相が大きく変化し、明瞭な帯状分布（ゾーネーション）が見られることである。潮間帯では、潮汐による海面の水位変化に伴い水没と干出を繰り返し、地盤高あるいは標高によって干出時間の長さが異なる。潮間帯上部では干出時間が長く、水没時間は満潮時前後の短い間だけである。また、磯には日陰が少なく、多くの岩礁は太陽光によるふく射熱で高温となる。そのため、潮間帯上部で生活していくには、耐乾燥・耐高温性の体構造が必要である。さらに、海水中から栄養塩や懸濁物を得ている生物にとっては、栄養を得る時間が短く、呼吸時間も同様の制限を受ける。このことから、潮間帯上部では過酷な環境に適応できる生物だけが生活することになる。一方、潮間帯下部では水没時間が長く、干出時間は干潮時前後の短い間だけである。そのため、潮間帯下部は乾燥しにくく、多くの生物にとって過ごしやすい場所である。ところが、多くの生物が集まるため、生息場所をめぐる生物間の競争が激しくなる。また、潮下帯に生息する魚類や大型の甲殻類、ヒトデ類といった捕食者に襲われる確率は、水没時間の長い潮間帯下部の方が高い。このように、生物の「すごしやすさ」で見ると、潮間帯の上部、下部にはそれぞれ一長一短があり、環境耐性の違い、種内・種間競争や食う食われるの関係によって、各高さに応じた生物の分布が形成される。

食物網の視点から見ると、磯生態系を最も特徴づける動物は固着性の懸濁物食者である。懸濁物とは、海水中の動植物プランクトン、並びにそれらの死骸や分解物に由来する微小な有機物（デトリタス）等を指す。この懸濁物を餌とする動物の代表はフジツボ類や二枚貝類であるが、ほかにも各種カイメン類や多毛類、ホヤ類等が分布し、足の踏み場もないほど常に動物がいるという環境が磯の特徴とも言える。

機能と役割

磯の生物相は沿岸環境の中でも突出して種多様性が高く、さまざまな景観が見られる。その現存量も大きいため、沿岸環境を支える主要な機能を有する生態系のひとつである。例えば、磯に生育する藻類は光合成により海水中の栄養塩を同化し、海水中に酸素を供給している。また、磯に生息する懸濁物食者が海水中のプランクトンや懸濁物を消費することで、海水中の有機物を凝縮する役割も担っている。さらに、主たる生息場所が磯に限定されない魚類等の海洋動物や海鳥等の陸上動物も、産卵場所や隠れ場所、餌を得る場所として磯を利用する。一方で我々の生活においても、磯は直接的にさまざまな恩恵をもたらしてくれる。例えば、ヒジキ等の海藻類や貝類といった生物を食糧として得ている。また、生物の観察会等の教育・レクリエーション活動の場としても利用している。このように磯が存在することにより、我々の暮らしも支えられている。

現状

これまでに、わが国の多くの磯は、港湾整備による護岸壁や桟橋の建設等により消失してきている。一般に、護岸された海岸は直線的になり、生物にとっての生息場所の異質性と多様性が失われると同時に、生物相が単純化する。また、世界的に見れば、海岸線が直面する最も重大な脅威は海水面上昇と言われており（Reid and Trexler 1992）、海水面上昇が進めば景観や生物相も変化することが予測される。

一方、学術的側面から見れば、磯の生物群集は群集生態学のモデルシステムとして扱われてきた歴史があり、さまざまな理論の発見と検証が行われてきた。つまり、環境に対する生物の応答を厳密に評価してきた実績が蓄積されている。そのため、モニタリングを継続して実施することで今後生じうる海洋環境の変化に伴う磯の生物群集への影響について、これまでの実績に基づき予測することも可能になる。

これらのことから、人為的影響や地球規模の海洋環境の変化が磯に及ぼす影響を捉えるためには、各地の主要な海域の磯において、統一化された方法によるモニタリングを継続していくことが求められる。

調査概要と調査手法

わが国を代表する磯のうち、潮の干満差が大きく、調査のしやすい太平洋側の海域において 6 つのサイトを選定した（図 2-1-1-1）。北から順に厚岸浜中サイト（北海道）、安房小湊サイト（千葉県）、大阪湾サイト（大阪府）、南紀白浜サイト（和歌山県）、天草サイト（熊本県）、石垣屋良部サイト（沖縄県）であり、毎年調査を実施している。

調査の開始年はサイトによって異なり、厚岸浜中サイト、南紀白浜サイト、石垣屋良部サイトは 2008 年から、安房小湊サイトと天草サイトは 2009 年から、大阪湾サイトは 2010 年からとなっている。調査時期は、海藻が繁茂する時期を避け、厚岸浜中サイトで 7〜8 月、安房小湊サイトで 5〜7 月、大阪湾サイトで 5〜6 月、南紀白浜サイトで 5〜7 月、天草サイトで 5〜8 月、石垣屋良部サイトで 6〜8 月としている。

本調査の基本的な考え方は、磯の生物について、その群集構造の変動をモニタリングすることにより、地球温暖化や気象等の環境変化による影響を検出することを目的としている。そのため各サイトの磯に、さまざまな潮位と傾斜角が含まれるように 25cm 四方の永久方形枠を 30 個設置し、永久方形枠内に出現する固着性生物と移動能力の低い動物（軟体動物や棘皮動物）の現存量を調べている（図 2-1-1-2）。また、30 個の永久方形枠のうち任意の 5 個の永久方形枠近傍には温度データロガー（以下「温度ロガー」という。）を設置し、15 分ごとの岩温データを取得している。5 個の温度ロガーが設置される永久方形枠の条件（潮位や傾斜角）は異なっており、各条件下における岩温の動態の違いや、各条件下における生物群集の応答を検出することを目指している。

毎年調査では、各永久方形枠の画像を用いて、各サイトで選定された 4〜7 種の解析対象種（種群：下記参照のこと。）の有無を在不在データ（在：1、不在：0）で記録している。

5 年毎調査では、各永久方形枠内で見られる生物群集の詳細を把握するため、点格子法による固着性生物の定量調査と出現種（固着性生物もしくは移動能力の低い動物が対象）を記録している。また、各サイトでよく見られる生物を採集し、標本を作製している。なお、5 年毎調査はこれまでに 2009 年と 2014 年に実施した。

これらの調査方法の詳細については「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）マニュアル」（以下「モニタリングマニュアル」という。）を参照いただきたい。なお、磯生態系の調査では基本的に種を対象としているが、一部、種までの同定は難しいが、その生態的特性（機能）が類似しているものにも注目している（例えば、無節サンゴモ、有節サンゴモ、被覆性褐藻等）。そのため、複数種群を便宜上「種」として取り扱っている場合があることに留意いただきたい。

図 2-1-1-1. 磯調査サイト位置図

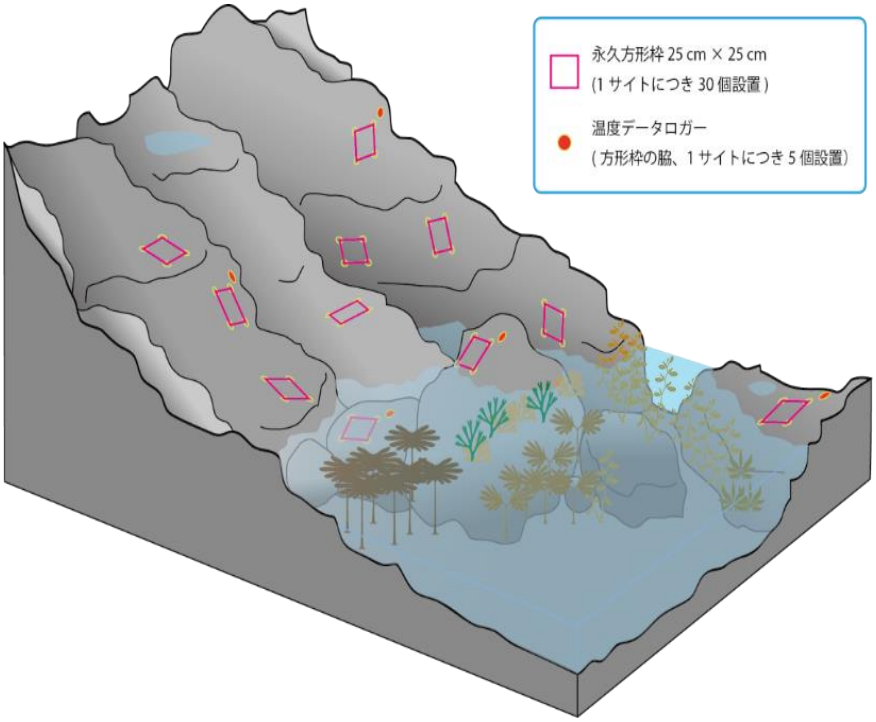


図 2-1-1-2. 磯調査における永久方形枠等の配置図

とりまとめにおける着眼点

本稿では、以下に 2008 年から開始した磯調査で取得された生物と岩温データに基づき、各サイト及び磯生態系の現状や特徴等について記す。

各サイトの状況では、解析対象種の出現頻度を取り上げ、その時間経過に伴う増減傾向の検出を試みた。また、岩温の季節的特徴を把握する目的で岩温データをとりまとめた。

磯生態系の状況では、全 6 サイトの岩温に共通した時間経過に伴う温度の増減傾向が検出されるかを解析した。また、5 年毎調査で得られたデータを使用し、各サイトで出現した固着性生物の種数や構成種等を調査年間で比較した。

最後に「磯生態系の現状と展望」として、調査結果及び今後の円滑な調査の実施に向けて、結果を踏まえたまとめを行った。

引用文献

Reid WV, Trexler MC (1992) Responding to potential impacts of climate change on U.S. coastal biodiversity. Coastal Management, 20:117-142

2）各サイトの状況

厚岸浜中サイト

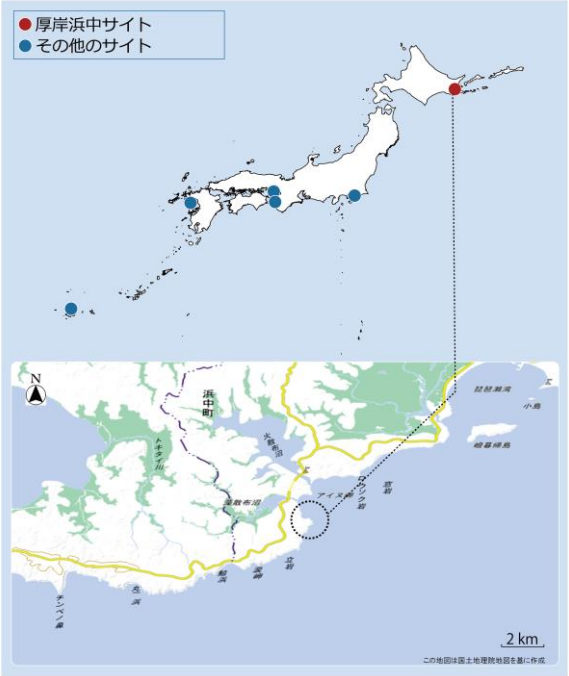


図 2-1-2-1. サイト位置図と景観
2014 年撮影：胡　之陽

サイトの概要

厚岸浜中サイトは、北海道厚岸郡浜中町にある藻散布沼の東方約 1km、アイヌ岬の南西約 1km に位置する（図 2-1-2-1）。本サイトの周辺は、親潮の強い影響を受けるほか、数年に一度、流氷の影響を受ける。本サイトの後背地は、5～20m の崖になっている。後背地の植生はサイトの南北で異なっており、北はクマイザサを主体としたササ原、南はミズナラ等からなる落葉広葉樹林が主体となる。本サイト周辺の海岸線は、砂浜、転石浜及び崖地からなり、その底質構成は、潮間帯から潮上帯にかけては主に崖と転石、潮下帯は転石混じりの砂である。本サイトは、堆積岩からなる小さな島状の岩礁上（北部）、あるいは崖地の側面（南部）に位置している。周囲には潮だまりはほとんど存在しない。やや奥まった（内湾的）地形で、かつ遠浅であるため、波当たりは弱い。なお、本サイト近傍の浜中町霧多布における大潮時の最大干満差は約 120～160cm である。

景観の変化

後背地の崖の一部でごく小規模な崩落が見られた以外には、本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化や土地利用、人工構築物の設置等による特筆すべき景観の変化は見られない。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2008～2016 年までの 8 年間で取得された岩温データから月ごとの平均値（以下「月平均岩温」という。）を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

表 2-1-2-1. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数を示す。なお、本サイトでは、高さ 29～139cm に永久方形枠を設置している。

方形枠ID	方形枠の高さ（cm）	測定期間	データ数
RSHMN03	128		251211
RSHMN10	55		244837
RSHMN15	119	2008年8月 ～ 2016年8月	241728
RSHMN19	40		278486
RSHMN26	63		278488

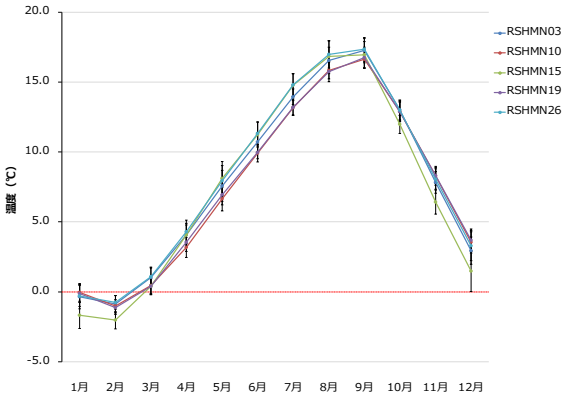


図 2-1-2-2. 厚岸浜中サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2008～2016 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

本サイトでは、40～128cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、241,728～278,488 データであった（表 2-1-2-1）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 2-1-2-2 に示した。

全温度ロガーが記録した月平均岩温の 1 月と 2 月の値は、氷点下（1 月：-1.7～0.0℃、2 月：-2.0～-0.8℃）となった。また、月平均岩温が最低値となった月は上述の 2 月であり、最大値となった月は 9 月（16.6～17.4℃）であった。

温度ロガー別で見ると、RSHMN15（高さ 119cm）に設置した温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて 5～7 月において高く、10～3 月において低かった。なお、温度ロガー別の月平均岩温の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が 12 か月のうちで最大となった月は、RSHMN03（高さ 128cm）、RSHMN10（高さ 55cm）及び RSHMN26（高さ 63cm）に設置されている 3 個の温度ロガーで 5 月（それぞれ±1.1℃、±0.8℃及び±1.1℃）であった。また、RSHMN15 及び RSHMN19（高さ 40cm）に設置されている 2 個の温度ロガーで 12 月（±1.5℃及び±0.8℃）であった。

解析対象種の出現状況

本サイトでは、キタイワフジツボ（口絵 1）、フクロフノリ（口絵 2）、ピリヒバ（口絵 2）、マツモ、キタアメリカフジツボ（口絵 1）の 5 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種かつ写真から同定可能な種であることを理由に選定されている。

キタイワフジツボ、フクロフノリ、ピリヒバ、マツモの 4 種は、2009 年より在不在データを取得しており、外来種のキタアメリカフジツボについては、2011 年より在不在データの取得を開始した。

ここでは、2009～2016 年の 8 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の特徴を捉えるとともに、時間経過に伴う増減傾向（以下「時系列的なトレンド」という。）の検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、フクロフノリが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3/30）となる。

出現頻度の推移

8 年間（2009～2016 年）の各種の出現頻度は、キタイワフジツボが 0.83～0.97、フクロフノリが 0.77～0.97、ピリヒバが 0.27～0.43、マツモが 0.43～0.80 を示した。また、外来種のキタアメリカフジツボは、2011～2016 年までの 6 年間において、その出現頻度は 0.40～0.87 で推移した（図 2-1-2-3）。

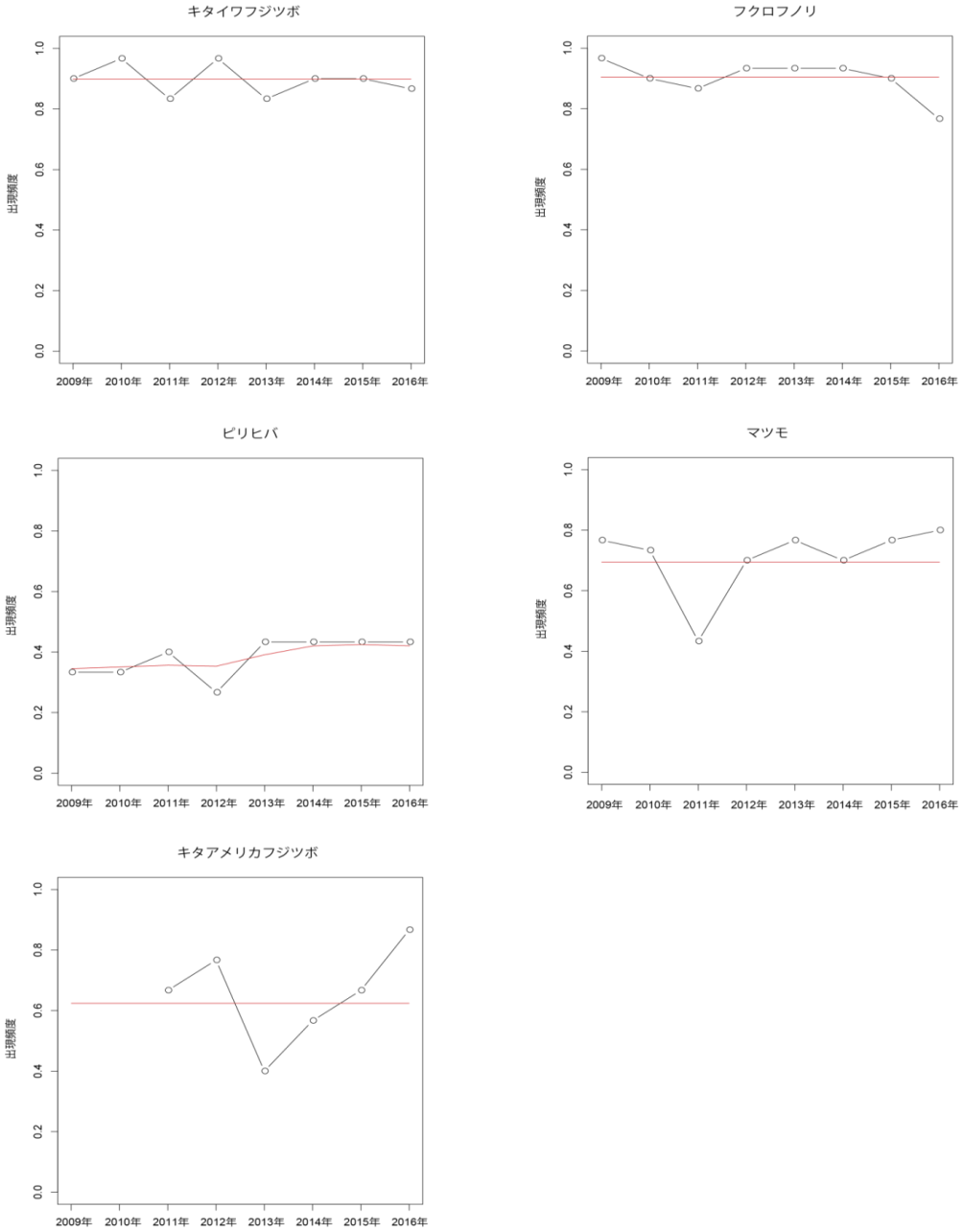


図 2-1-2-3. 厚岸浜中サイトにおける解析対象種（キタイワフジツボ、フクロフノリ、ピリヒバ、マツモ、キタアメリカフジツボ）の出現頻度（丸と黒線）とトレンド成分（赤線）を示す。縦軸に出現頻度、横軸に調査年を示す。

各種の平均的な出現頻度と毎年の値の散らばり具合を把握するため、8 年間における各種の出現頻度の平均値と標準偏差を算出した。その結果、キタイワフジツボが 0.90±0.05、フクロフノリが 0.90±0.06、ピリヒバが 0.38±0.06、マツモが 0.71±0.11、キタアメリカフジツボが 0.66±0.15 となった。このうち、出現頻度の平均が最も高い値であった種はキタイワフジツボとフクロフノリであった。一方で、平均が最も低い値であった種はピリヒバであった。

また、調査年による出現頻度の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が最も大きかった種はキタアメリカフジツボであった。

出現頻度の時系列解析

解析対象種の出現頻度について時系列解析を行った。解析には統計ソフト R のプログラムパッケージ timsac を使用し、decomp 関数を用いて算出した出現頻度の時系列をトレンド成分、定常自己回帰（AR）成分、ノイズ成分に分解した。なお、定常自己回帰（AR）成分とは、自己回帰過程によって特徴づけられた特定の自己相関構造を持つ変動の成分を指している。また、ノイズ成分は、観測時系列からトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分を除いた誤差成分をまとめた成分を指している。今回の解析では、出現頻度に関して、時系列的なトレンドを検出することを主な目的としたため、各種の年ごとの出現頻度を説明する成分として、前述した 3 つの成分を仮定して、時系列解析を行った。

解析の結果、各種（キタイワフジツボ、フクロフノリ、ピリヒバ、マツモ、キタアメリカフジツボ）の出現頻度から、明確なトレンド成分は確認できなかった（図 2-1-2-3）。

サイトの現状（まとめ）

本サイトの月平均岩温は、1～2 月にかけて氷点下となった後、3～9 月の 7 か月で 17℃前後まで上昇し、10～1 月までの 3 か月で氷点下まで下降するという季節的特徴を示すことが分かった。また、月平均岩温を温度ロガー別で見ると、高さ 119cm 付近に設置されている温度ロガー（RSHMN15）から得られた値は、ほかの温度ロガーの値に比べて、温度が上昇する 5～7 月において高く、10～3 月において低かった。本サイトでは、高さ 29～139cm に永久方形枠が設置されており、高さ 119cm は潮間帯上部に位置している。つまり、本サイトの潮間帯上部では、潮間帯中部及び潮間帯下部に比べて、温度が上昇する時期に高温となり、温度が下降して最低値を示す時期においては、温度が低くなるという特徴を有していることが示唆された。

また、2009～2016 年までの 8 年間における解析対象種の出現状況に関する情報が得られた一方で、現時点では時系列的なトレンドは検出できなかった。その要因として、環境変化の影響を調べるためには、継続的なデータ取得が不可欠であるが、現時点では時系列的なトレンドを検出するためのデータ数が十分でなかったことが考えられる。今後も調査データを蓄積し、同様の解析を用いることで、環境変化の影響を検出することが期待される。

執筆：青木美鈴、深谷肇一

安房小湊サイト

図 2-1-2-4. サイト位置図と景観

2014 年撮影：村田明久

サイトの概要

安房小湊サイトは、千葉県房総半島南東部の南房総国定公園内に位置する（図 2-1-2-4）。本サイトの周辺海域では暖流と寒流が交わり、地域特異性の高い生物相を形成する。本サイトの後背地は、高さ 10～20m の崖になっている。後背地の植生はタブノキ等の常緑広葉樹の森林が主体となる。本サイト周辺の海岸線は起伏に富んだ岩盤からなり、岩盤は砂岩・泥岩を主体とした堆積岩で構成されるため柔らかい。本サイトの周囲には多数の潮だまりが存在する。波当たりはやや強く、海水の流動が盛んである。潮下帯にはカジメやアラメ（口絵 7 及び口絵 8）等が繁茂する海藻群落が広がっている。本サイト付近の大潮時の最大干満差は約 140～180cm である。

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等による特筆すべき景観の変化は見られない。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2009 年 5 月～2016 年 5 月までの 7 年間で取得された岩温データから月ごとの平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、46～154cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、160,441～221,689 データであった（表 2-1-2-2）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 2-1-2-5 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は 2 月（9.9～14.5℃）であった。一方で、月平均岩温が最大値となった月は 8 月（25.3～26.4℃）であった。

温度ロガー別で見ると、RSKMN14（高さ 154cm）に設置されている温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて 5～7 月において高く、10～3 月において低かった。なお、温度ロガー別の月平均岩温の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が 12 か月のうちで最大となった月は、RSKMN05（高さ 79cm）、RSKMN16（高さ 85cm）、RSKMN17（高さ 46cm）、RSKMN20（高さ 89cm）に設置されている 4 個の温度ロガーで

表 2-1-2-2. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数を示す。なお、本サイトでは、高さ 39～175cm に永久方形枠を設置している。

方形枠ID	方形枠の高さ (cm)	測定期間	データ数
RSKMN05	79		195673
RSKMN14	154		160441
RSKMN16	85	2009年5月 ～ 2016年5月	221686
RSKMN17	46		221689
RSKMN20	89		221689

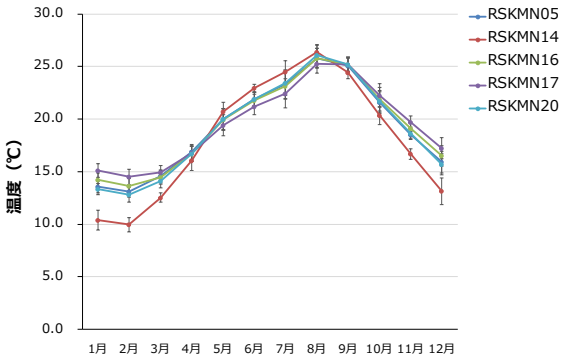


図 2-1-2-5. 安房小湊サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2009～2016 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

7 月（それぞれ±1.4℃、±1.3℃、±1.4℃、±1.2℃）と RSKMN14 に設置されている温度ロガーで 12 月（±1.3℃）であった。

解析対象種の出現状況

本サイトではイワフジツボ（口絵 1）、クロフジツボ（口絵 1）、ヒジキ（口絵 2）、無節サンゴモ、ケガキ（口絵 2）、イシゲ（口絵 2）の 6 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、ヒジキ、無節サンゴモの 4 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、ケガキとイシゲについては、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始したが、1 年分のデータのみであるため、今回の解析から除外した。

ここでは、2009～2016 年の 8 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の特徴を捉えるとともに、時系列的なトレンドの検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、イワフジツボが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3/30）となる。

出現頻度の推移

8 年間（2009～2016 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.40～0.67、クロフジツボが 0.00～0.07、ヒジキが 0.37～0.50、無節サンゴモが 0.80～0.93 で推移した（図 2-1-2-6）。

平均的な出現頻度と毎年の値の散らばり具合を把握するため、8 年間における各種の出現頻度の平均値と標準偏差を算出した。その結果、イワフジツボが 0.55±0.08、クロフジツボが 0.05±0.03、ヒジキが 0.43±0.04、無節サンゴモが 0.87±0.04 となった。このうち、出現頻度の平均が最も高い値であった種は無節サンゴモであり、平均が最も低い値であった種はクロフジツボであった。また、調査年による出現頻度の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が最も大きかった種はイワフジツボであった。

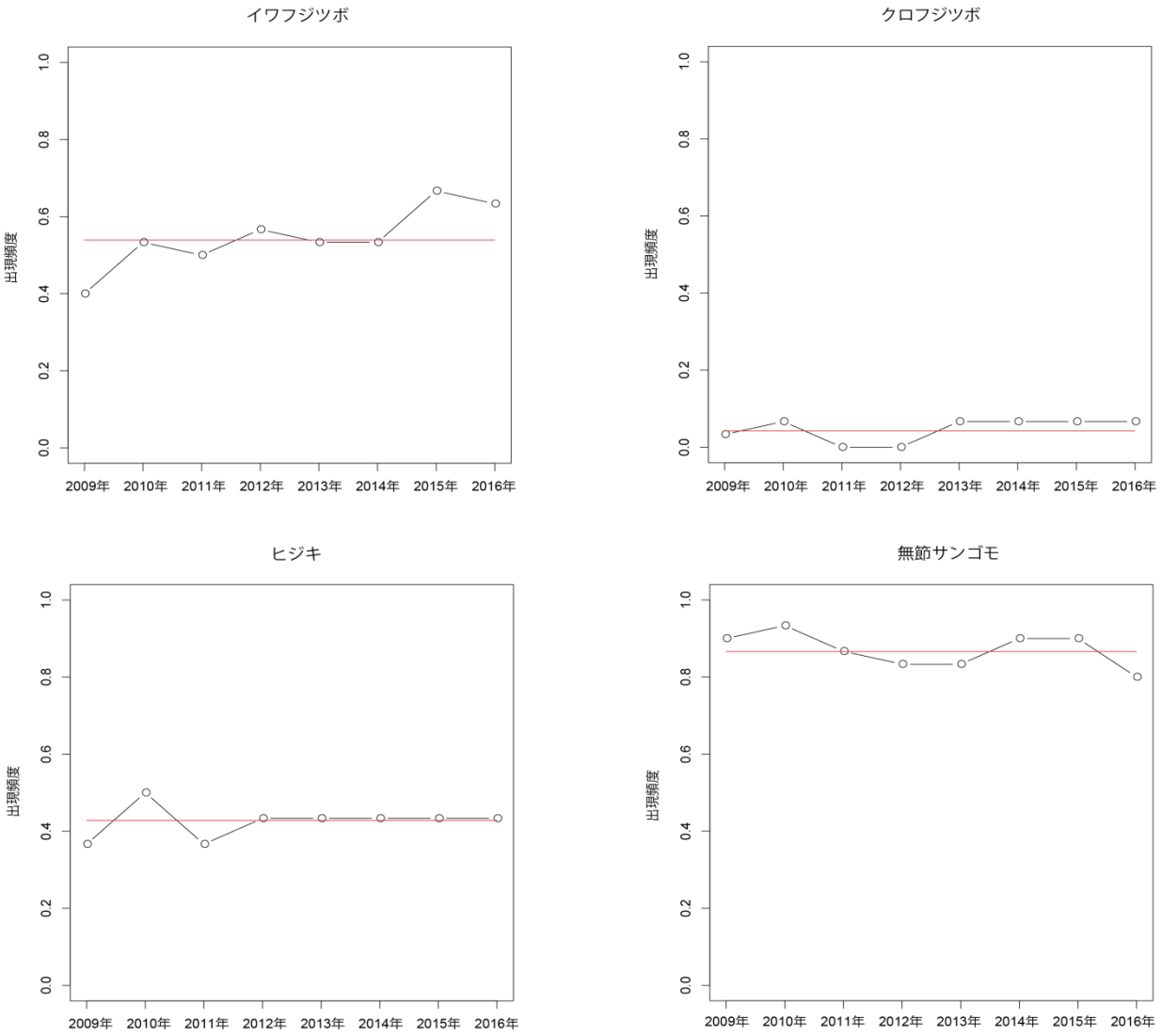


図 2-1-2-6. 安房小湊サイトにおける解析対象種（イワフジツボ、クロフジツボ、ヒジキ、無節サンゴモ）の出現頻度（丸と黒線）とトレンド成分（赤線）を示す。縦軸に出現頻度、横軸に調査年を示す。

出現頻度の時系列解析

解析対象種の出現頻度について時系列解析を行った。解析には統計ソフト R のプログラムパッケージ timsac を使用し、decomp 関数を用いて算出した出現頻度の時系列をトレンド成分、定常自己回帰（AR）成分、ノイズ成分に分解した。なお、定常自己回帰（AR）成分とは、自己回帰過程によって特徴づけられた特定の自己相関構造を持つ変動の成分を指している。また、ノイズ成分は、観測時系列からトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分を除いた誤差成分をまとめた成分を指している。今回の解析では、出現頻度に関して、時系列的なトレンドを検出することを主な目的としたため、各種の年ごとの出現頻度を説明する成分として、前述した 3 つの成分を仮定して、時系列解析を行った。

解析の結果、各種（イワフジツボ、クロフジツボ、ヒジキ、無節サンゴモ）の出現頻度から、明確なトレンド成分は確認できなかった（図 2-1-2-6）。

サイトの現状（まとめ）

本サイトの月平均岩温は、2 月に最低値となった後、3〜8 月の 6 か月で 26℃前後まで上昇し、9〜2 月までの 6 か月で下降するという季節的特徴を示すことが分かった。また、温度ロガー別で見ると、高さ 154cm 付近に設置されている温度ロガー（RSKMN14）の月平均岩温は、5〜7 月においてほかの温度ロガーに比べて高く、10〜3 月において低かった。本サイトでは、高さ 39〜175cm に永久方形枠が設置されており、高さ 154cm は潮間帯上部に位置している。つまり、本サイトの潮間帯上部は、潮間帯中部及び潮間帯下部に比べて、温度が上昇する時期に高温となり、温度が下降して最低値を示す時期においては、温度が低くなるという特徴を有していることが示唆された。これは、潮間帯上部では干出時間が長いことが影響しているものと推察される。

また、2009〜2016 年までの 8 年間における解析対象種の出現状況に関する情報が得られた一方で、現時点では時系列的なトレンドは検出できなかった。その要因として、環境変化の影響を調べるためには継続的なデータ取得が不可欠であるが、現時点では時系列的なトレンドを検出するためのデータ数が十分でなかったことが考えられる。今後も調査データを蓄積し、同様の解析を用いることで、環境変化の影響を検出することが期待される。

執筆：村田明久、青木美鈴、深谷肇一

大阪湾サイト

図 2-1-2-7. サイト位置図と景観

2010 年撮影：石田　惣

サイトの概要

大阪湾サイトは、大阪府泉南郡岬町豊国崎の磯で、大阪湾の南東岸に位置する（図 2-1-2-7）。本サイトは瀬戸内海国立公園及び大阪府指定小島自然海浜保全地区に含まれ、大阪府下では数少ない自然海岸である。また、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。大阪湾東岸で唯一残された自然岩礁であり、都市部にある内湾の磯浜として、各種の人為的影響を検出する上でも調査の意義が極めて高い。後背地の崖の上部の植生は常緑広葉樹のウバメガシ、トベラ、モチノキ、マサキ等からなる。海岸線は侵食された崖や岩礁からなり、転石も見られる。豊国崎一帯は和泉層群からなり、地質は砂岩と泥岩の互層である。本サイトには潮だまりはほとんどない。沖合に波当たりを防ぐ地形や構造物はないが、本サイトは大阪湾内であり、風雨の激しい時を除けば波当たりは穏やかなことが多い。最干潮線より数メートル内外の沖合に水没しない岩礁が点在している。本サイト付近の大潮時の最大干満差は約 150～170cm である。

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の変化は見られない。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2010 年 6 月～2016 年 6 月までの 6 年間で取得された岩温データから月ごとの平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、57～140cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、174,432～208,507 データであった（表 2-1-2-3）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 2-1-2-8 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は 2 月（8.7～9.7℃）であった。一方で、月平均岩温が最大値となった月は 8 月（26.7～28.6℃）であった。

表 2-1-2-3. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数を示す。本サイトでは、高さ 34～173cm に永久方形枠を設置している。

方形枠ID	方形枠の高さ（cm）	測定期間	データ数
RSOSK01	108		208502
RSOSK03	91		208507
RSOSK06	66	2010年6月 ～ 2016年6月	208507
RSOSK08	57		208507
RSOSK20	140		174432

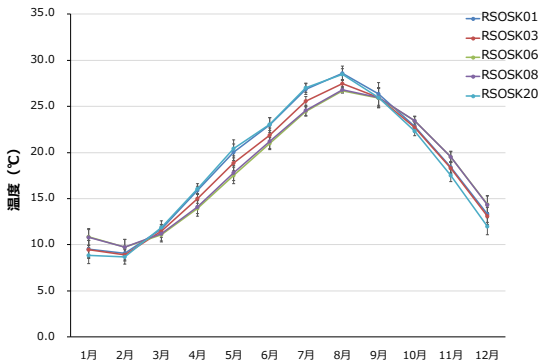


図 2-1-2-8. 大阪湾サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2010～2016 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

温度ロガー別で見ると、RSOSK20（高さ 140cm）に設置されている温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて、3～7 月において高く、10～2 月において低かった。なお、温度ロガー別の月平均岩温の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が 12 か月のうちで最大となった月は、全温度ロガーで 9 月（±1.0～±1.2℃）であった。

解析対象種の出現状況

本サイトではイワフジツボ（口絵 1）、クロフジツボ（口絵 1）、ケガキ（口絵 2）、ヒジキ（口絵 2）、無節サンゴモ、イシゲ（口絵 2）、カメノテ（口絵 1）の 7 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、ヒジキ、無節サンゴモの 5 種は、2010 年より在不在データを取得している。また、イシゲとカメノテについては、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始したが、1 年分のデータのみであるため、今回の解析から除外した。

ここでは、2010～2016 年の 7 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の特徴を捉えるとともに、時系列的なトレンドの検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、イワフジツボが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3/30）となる。

出現頻度の推移

7 年間（2010～2016 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.37～0.77、クロフジツボが 0.10～0.40、ケガキが 0.03～0.33、ヒジキが 0.03～0.27、無節サンゴモが 0.10～0.70 で推移した（図 2-1-2-9）。

平均的な出現頻度と毎年の値の散らばり具合を把握するため、7 年間における各種の出現頻度の平均値と標準偏差を算出した。その結果、イワフジツボが 0.58±0.17、クロフジツボが 0.34±0.10、ケガキが 0.13±0.10、ヒジキが 0.12±0.07、無節サンゴモが 0.56±0.20 となった。このうち、出現頻度の平均が最も高い値であった種はイワフジツボであり、平均が最も低い値であった種はヒジキであった。また、調査年による出現頻度の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が最も大きかった種は無節サンゴモであった。

出現頻度の時系列解析

解析対象種の出現頻度について時系列解析を行った。解析には統計ソフト R のプログラムパッケージ timsac を使用し、decomp 関数を用いて算出した出現頻度の時系列をトレンド

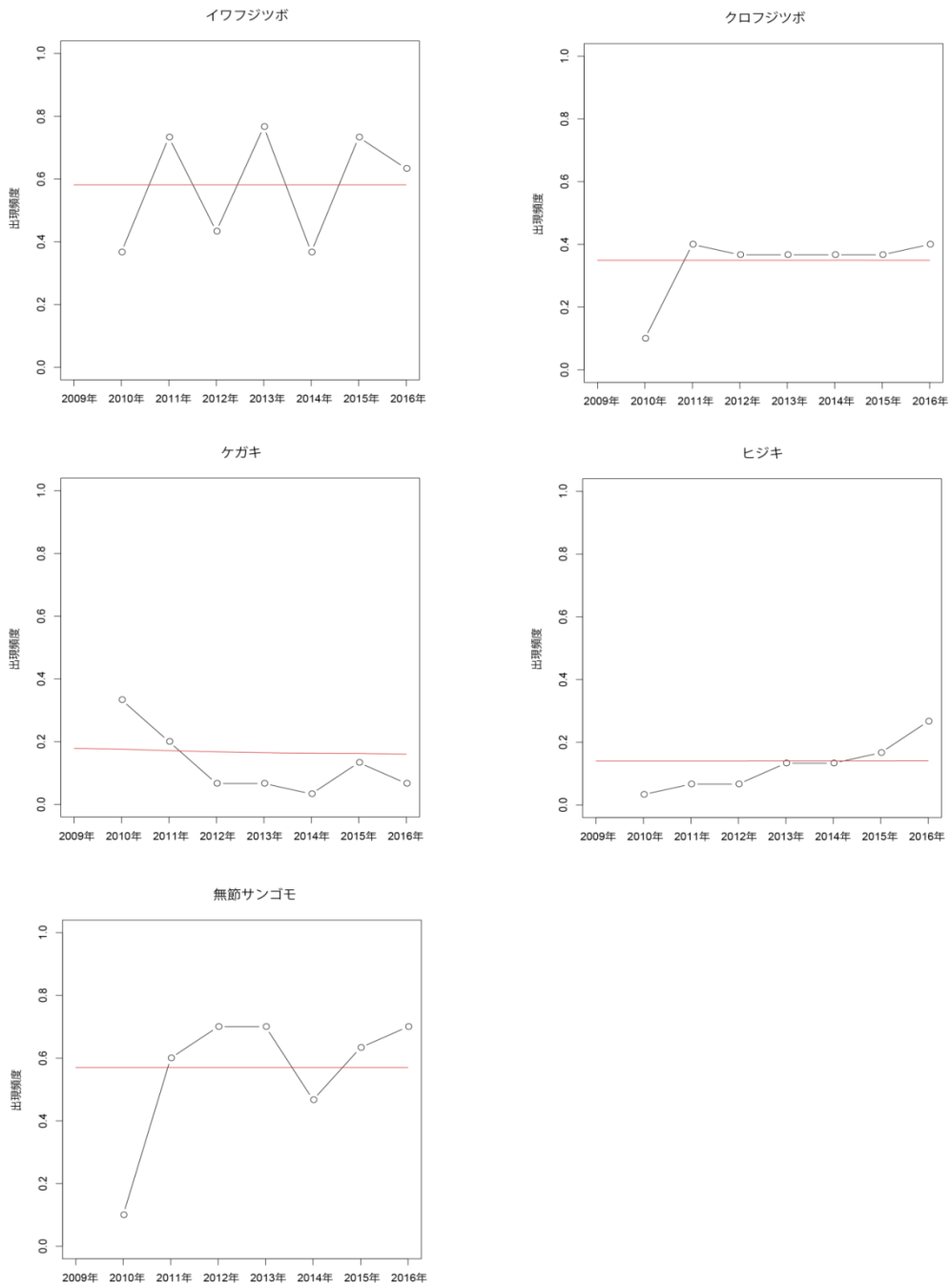


図 2-1-2-9. 大阪湾サイトにおける解析対象種（イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、ヒジキ、無節サンゴモ）の出現頻度（丸と黒線）とトレンド成分（赤線）を示す。縦軸に出現頻度、横軸に調査年を示す。

成分、定常自己回帰（AR）成分、ノイズ成分に分解した。なお、定常自己回帰（AR）成分とは、自己回帰過程によって特徴づけられた特定の自己相関構造を持つ変動の成分を指している。また、ノイズ成分は、観測時系列からトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分を除いた誤差成分をまとめた成分を指している。今回の解析では、出現頻度に関して、時系列的なトレンドを検出することを主な目的としたため、各種の年ごとの出現頻度を説明する成分として、前述した 3 つの成分を仮定して、時系列解析を行った。

解析の結果、各種（イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、ヒジキ、無節サンゴモ）の出現頻度から明確なトレンド成分は確認できなかった（図 2-1-2-9）。

サイトの現状（まとめ）

本サイトの月平均岩温は、2 月に 9℃前後の最低値となった後、3～8 月の 6 か月で 27℃前後まで上昇し、最高値となった。その後、月平均岩温は、9～1 月までの 5 か月で下降するという季節的特徴を示すことが分かった。また、温度ロガー別で見ると、高さ 140cm 付近に設置されている温度ロガー（RSOSK20）の月平均岩温は、3～7 月においては、ほかの温度ロガーよりも高い値となり、10～2 月において低い値となった。本サイトでは、高さ 34～173cm に永久方形枠が設置されており、高さ 140cm は潮間帯上部に位置している。つまり、本サイトの潮間帯上部は、潮間帯及び潮間帯下部に比べて、温度が上昇する時期に高温となり、温度が下降して最低値となる時期においては、温度が低くなるという特徴を有していることが示唆された。

また、2010～2016 年までの 7 年間における解析対象種の出現状況に関する情報が得られた一方で、現時点では時系列的なトレンドは検出できなかった。その要因として、環境変化の影響を調べるためには、継続的なデータ取得が不可欠であるが、現時点では時系列的なトレンドを検出するためのデータ数が十分でなかったことが考えられる。今後も調査データを蓄積し、同様の解析を用いることで、環境変化の影響を検出することが期待される。

ちなみに、大阪湾南東岸では、本サイトを含む 6 か所の磯を定点として 1986 年から生物相を記録する調査が継続して行われている。この調査によると、1993 年までケガキはどの定点においても確認されていなかったが、1994 年以降出現し、近年では全ての定点でほぼ毎回確認されている（石田ほか 2012）。また、25 年間で出現頻度が増加もしくは減少した種があるという。生態学的にも非常に興味深い記録だが、これらの要因は今のところ明らかでない。本調査で引き続きデータを得られれば、そのメカニズムの理解に近づけるかもしれない。

引用文献

石田 惣, 山西 良平, 大阪湾海岸生物研究会 (2012) 大阪湾の岩礁における長期間の生物相調査でわかること. Nature Study, 58(2):2-5,16

執筆：石田　惣、深谷肇一

南紀白浜サイト

図 2-1-2-10. サイト位置図と景観
2016 年撮影：渡部哲也

サイトの概要

南紀白浜サイトは、黒潮の影響を受ける番所崎と呼ばれる和歌山県西牟婁郡白浜町の海岸に位置し、田辺湾の湾口南側の最外縁にあたる（図 2-1-2-10）。この番所崎は吉野熊野国立公園の海域公園地区内にあり、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」にも選定されている場所である。番所崎北西斜面は高さ約 10～20 m の崖状になっており、後背地は針葉樹のマツが主体となった林が形成されている。永久方形枠の設置場所は干潮時に台地状の地形が露出する。この台地の立ち上がり部分を中心に傾斜が強く、台地の上面は比較的緩やかである。浸食により露出した礫により表面には凹凸が形成される。底質構成は、ほとんどが礫岩質で、番所崎一帯は田辺層群を傾斜不整合で覆う塔島礫岩層からなる。

本サイトの周囲には潮だまりが点在するが、永久方形枠の設置場所には含まれない。番所崎周辺の海岸は大小の島状岩礁に囲まれているが、台風が接近する等の風雨の激しい時は直接的に強い波浪を受けると見られる。なお、番所崎のある田辺湾の大潮時の最大干満差は約 180～200 cm である。

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の変化は見られない。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2008 年 8 月～2016 年 8 月までの 8 年間で取得された岩温データから月ごとの平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、33～169cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、209,136～234,925 データであった（表 2-1-2-4）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 2-1-2-11 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最大値となった月は、8 月（28.1～30.0℃）であった。

表 2-1-2-4. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数を示す。本サイトでは、高さ 33～169cm に永久方形枠を設置している。

方形枠ID	方形枠の高さ（cm）	測定期間	データ数
RSSRH04	33		217379
RSSRH09	99		234916
RSSRH11	169	2008年8月 ～ 2016年8月	234916
RSSRH20	46		209136
RSSRH24	139		234925

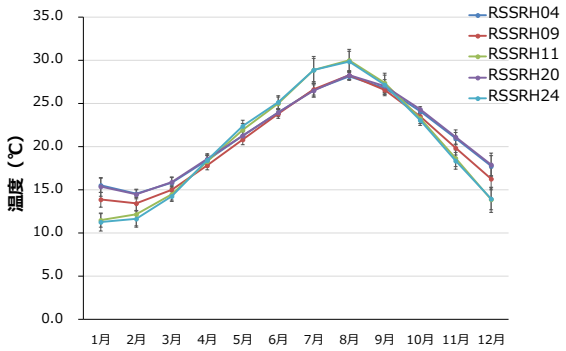


図 2-1-2-11. 南紀白浜サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2008～2016 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

一方で、月平均岩温が最低値となった月は各温度ロガーで異なっていた。具体的には、RSSRH11（高さ 169cm）と RSSRH24（高さ 139cm）に設置されている 2 個の温度ロガーでは 1 月（11.2～11.5℃）であった。また、RSSRH04（高さ 33cm）、RSSRH09（高さ 99cm）、RSSRH20（高さ 46cm）に設置されている 3 個の温度ロガーでは 2 月（13.4～14.5℃）であった。

温度ロガー別で見ると、RSSRH11 と RSSRH24 に設置されている 2 個の温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて 5～9 月において高く、10～3 月において低かった。なお、温度ロガー別の月平均岩温の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が 12 か月のうちで最大であった月は、RSSRH04、RSSRH09、RSSRH11、RSSRH20 に設置されている 4 個の温度ロガーで 12 月（それぞれ±1.2℃、±1.3℃、±1.5℃、±1.3℃）、RSSRH24 に設置されている温度ロガーで 7 月（±1.5℃）であった。

解析対象種の出現状況

本サイトではイワフジツボ（口絵 1）、クロフジツボ（口絵 1）、カメノテ（口絵 1）、ヒバリガイモドキ、クログチ、無節サンゴモ、緑藻綱（アオサ類）、ケガキ（口絵 2）、ヒジキ（口絵 2）、イシゲ（口絵 2）の 10 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、カメノテ、ヒバリガイモドキ、クログチ、無節サンゴモ、緑藻綱（アオサ類）の 7 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、ケガキ、ヒジキ、イシゲの 3 種については、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始したが、1 年分のデータのみであるため、今回の解析から除外した。

ここでは、2009～2016 年の 8 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の特徴を捉えるとともに、時系列的なトレンドの検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、イワフジツボが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3/30）となる。

出現頻度の推移

8 年間（2009～2016 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.43～0.80、クロフジツボが 0.13～0.40、カメノテが 0.07～0.20、ヒバリガイモドキが 0.07～0.17、クログチが 0.17～0.60、無節サンゴモが 0.63～0.87、緑藻綱（アオサ類）が 0.20～0.63 で推移した（図 2-1-2-12）。

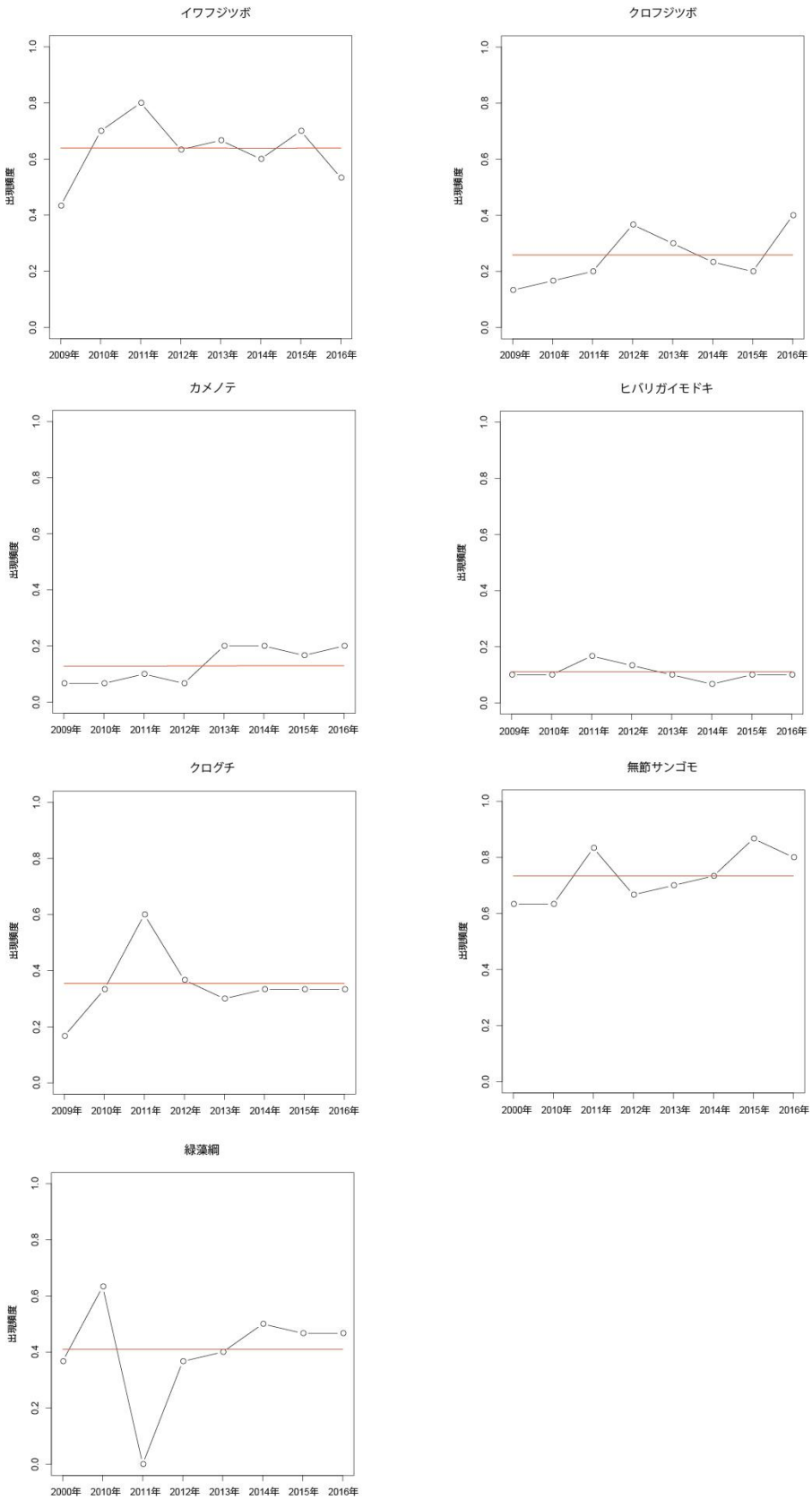


図 2-1-2-12. 南紀白浜サイトにおける解析対象種（イワフジツボ、クロフジツボ、カメノテ、ヒバリガイモドキ、クログチ、無節サンゴモ、緑藻綱（アオサ類））の出現頻度（丸と黒線）とトレンド成分（赤線）を示す。縦軸に出現頻度、横軸に調査年を示す。

また、各種の平均的な出現頻度と毎年の値の散らばり具合を把握するため、8 年間における各種の出現頻度の平均値と標準偏差を算出した。

その結果、イワフジツボが 0.63±0.11、クロフジツボが 0.25±0.09、カメノテが 0.13±0.06、ヒバリガイモドキが 0.11±0.03、クログチが 0.35±0.11、無節サンゴモが 0.73±0.08、緑藻綱（アオサ類）が 0.43±0.12 となった。

このうち、出現頻度の平均が最も高い値であった種はイワフジツボであり、平均が最も低い値であった種はヒバリガイモドキであった。また、調査年による出現頻度の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が最も大きかった種は緑藻綱（アオサ類）であった。

出現頻度の時系列解析

解析対象種の出現頻度について時系列解析を行った。解析には統計ソフト R のプログラムパッケージ timsac を使用し、decomp 関数を用いて算出した出現頻度の時系列をトレンド成分、定常自己回帰（AR）成分、ノイズ成分に分解した。なお、定常自己回帰（AR）成分とは、自己回帰過程によって特徴づけられた特定の自己相関構造を持つ変動の成分を指している。また、ノイズ成分は、観測時系列からトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分を除いた誤差成分をまとめた成分を指している。今回の解析では、出現頻度に関して、時系列的なトレンドを検出することを主な目的としたため、各種の年ごとの出現頻度を説明する成分として、前述した 3 つの成分を仮定して、時系列解析を行った。

解析の結果、各種（イワフジツボ、クロフジツボ、カメノテ、ヒバリガイモドキ、クログチ、無節サンゴモ、緑藻綱（アオサ類））の出現頻度から明確なトレンド成分は確認できなかった（図 2-1-2-12）。

サイトの現状（まとめ）

本サイトの月平均岩温は、1～2 月にかけて最低値となる 11℃前後となった後、3～8 月の 6 か月で 29℃前後まで上昇し、その後、月平均岩温は、9～12 月までの 4 か月間で 15℃前後まで下降するという季節的特徴を示すことが分かった。また、温度ロガー別で見ると、高さ 169cm と 139cm に設置されている 2 個の温度ロガー（RSSRH11、RSSRH24）の月平均岩温は、5～9 月においてほかの温度ロガーに比べて高く、10～3 月において低かった。本サイトでは、高さ 33～169cm に永久方形枠が設置されており、これら 2 個の温度ロガーの高さは、本サイトでは潮間帯上部に位置している。つまり、本サイトの潮間帯上部は、潮間帯中部及び潮間帯下部に比べて、温度が上昇し最高値を示す時期に高温となり、温度が下降して最低値を示す時期においては、温度が低くなるという特徴を有していることが示唆された。

また、2009～2016 年までの 8 年間における解析対象種の出現状況に関する情報が得られた一方で、現時点では時系列的なトレンドは検出できなかった。その要因として、環境変化の影響を調べるためには、継続的なデータ取得が不可欠であるが、現時点では時系列的なトレンドを検出するためのデータ数が十分でなかったことが考えられる。今後も調査データを蓄積し、同様の解析を用いることで、環境変化の影響を検出することが期待される。

なお、1985 年から本サイト近傍で永久方形枠を設置し、貝類の出現種と密度を毎年記録した Ohgaki et al. （1999）の解析によれば、1994 年までに南方性種の種数及び出現永久方形枠数の増加が検出されており、要因のひとつとして冬季水温の上昇傾向を挙げている。また、同じく大垣（2013）は本サイトから北へ約 8km のみなべ町目津崎でやはり永久方形枠を設置し、1991～2011 年にかけてオハグロガキとケガキの密度とサイズ組成の毎年調査を行っており、熱帯性のオハグロガキの加入がケガキに比べると不安定であり、冬季低温時の死亡率が高いことを見いだしている。このように、本サイト周辺では環境温度の変動と沿岸底生動物相の形成過程との関係性を指摘する研究例が複数ある。本調査でも、このメカニズムの一端を明らかにするためのデータを得られる可能性があり、引き続き継続したデータの取得が望まれる。

引用文献

Ohgaki S, Takenouchi K, Hashimoto T, Nakai K (1999) Year-to-year changes in the rocky-shore malacofauna of Bansho Cape, Central Japan: rising temperature and increasing abundance of southern species. Benthos Research, 54:47-58

大垣 俊一 (2013) 和歌山県みなべ町目津崎におけるオハグロガキとケガキの個体群生態，1991～2011年. Venus, 71:81-95

執筆：石田　惣、深谷肇一

天草サイト

図 2-1-2-13. サイト位置図と景観

2016 年撮影：森　敬介

サイトの概要

天草サイトは、有明海の入り口にある通詞島西岸に位置し、天草本土に面する（図 2-1-2-13）。通詞島周辺の沿岸は環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されているともに、その沖合はイルカの群れが常時滞在することで知られており、餌となる魚類が豊富な海域であるとされている。干満差が大きく黒潮系の種が多く出現する点で特徴的なサイトである。本サイト及びその周辺の磯では、潮間帯上部が護岸され道路が走っているため、潮上帯の自然海岸はない。潮間帯上部から下部にかけての磯は堆積岩で構成され、なだらかな岩礁と崖状の起伏が混在する。この状態が潮下帯まで続き、潮下帯にはホンダワラ類やアラメ（口絵 7）等の海藻群落が広がっている。本サイトの周囲にはほとんど潮だまりは存在しない。波当たりは弱いが潮位差は大きく、大潮時の最大干満差は約 380 cm に達する。

景観の変化

調査地の後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の変化は見られない。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2009 年 8 月～2016 年 6 月までの 7 年間で取得された岩温データから月ごとの平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、74～253cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、119,777～202,896 データであった（表 2-1-2-5）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 2-1-2-14 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最大値となった月は 8 月（27.1～28.2℃）であった。一方で、月平均岩温が最低値となった月は、各温度ロガーで異なっていた。具体的には、RSAMK02（高さ 253cm）、RSAMK12（高さ 200cm）、RSAMK22（高さ 238cm）に設置されている 3 個の温度ロガーでは 1 月（10.2～12.0℃）であった。また、RSAMK11（高さ 74cm）と RSAMK14（高さ 180cm）に

表 2-1-2-5. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数を示す。本サイトでは、高さ 61～270cm に永久方形枠を設置している。

方形枠ID	方形枠の高さ (cm)	測定期間	データ数
RSAMK02	253		164172
RSAMK11	74		202896
RSAMK12	200	2009年8月 ～ 2016年6月	119777
RSAMK14	180		185278
RSAMK22	238		158945

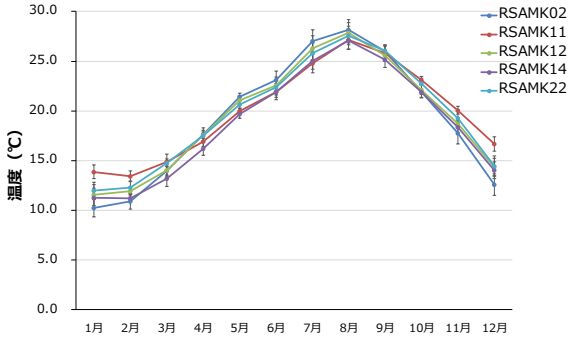


図 2-1-2-14. 天草サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2009～2016 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

設置されている 2 個の温度ロガーでは 2 月（11.2～13.4℃）であった。

温度ロガー別で見ると、RSAMK02 に設置されている温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて 4～8 月において高く、10～2 月において低かった。なお、温度ロガー別の月平均岩温の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が 12 か月のうちで最大となった月は、RSAMK02、RSAMK11、RSAMK12、RSAMK22 に設置されている 4 個の温度ロガーで 7 月（それぞれ±0.9℃、±1.0℃、±1.1℃、±1.3℃）であった。また、RSAMK14 に設置されている温度ロガーでは 1 月（±1.0℃）であった。

解析対象種の出現状況

本サイトではイワフジツボ（口絵 1）、クロフジツボ（口絵 1）、ケガキ（口絵 2）、イシゲ（口絵 2）、無節サンゴモ、ヒジキ（口絵 2）、カメノテ（口絵 1）の 7 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は優占種、写真から同定可能な種、環境変化の指標となり得る可能性がある種等を理由に選定されている。

イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、イシゲ、無節サンゴモの 5 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、ヒジキとカメノテについては、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始したが、1 年分のデータのみであるため、今回の解析から除外した。

ここでは、2009～2016 年の 8 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の特徴を捉えるとともに、時系列的なトレンドの検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、イワフジツボが 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3/30）となる。

出現頻度の推移

8 年間（2009～2016 年）の各種の出現頻度は、イワフジツボが 0.33～0.83、クロフジツボが 0.07～0.33、ケガキが 0.67～0.80、イシゲが 0.10～0.17、無節サンゴモが 0.10～0.27 で推移した（図 2-1-2-15）。

各種の平均的な出現頻度と毎年の値の散らばり具合を把握するため、8 年間における各種の出現頻度の平均値と標準偏差を算出した。その結果、イワフジツボが 0.49±0.15、クロフジツボが 0.26±0.08、ケガキが 0.75±0.04、イシゲが 0.14±0.03、無節サンゴモが 0.19±0.06 となった。このうち、出現頻度の平均が最も高い値であった種はケガキであり、平均が最も低い値であった種はイシゲであった。

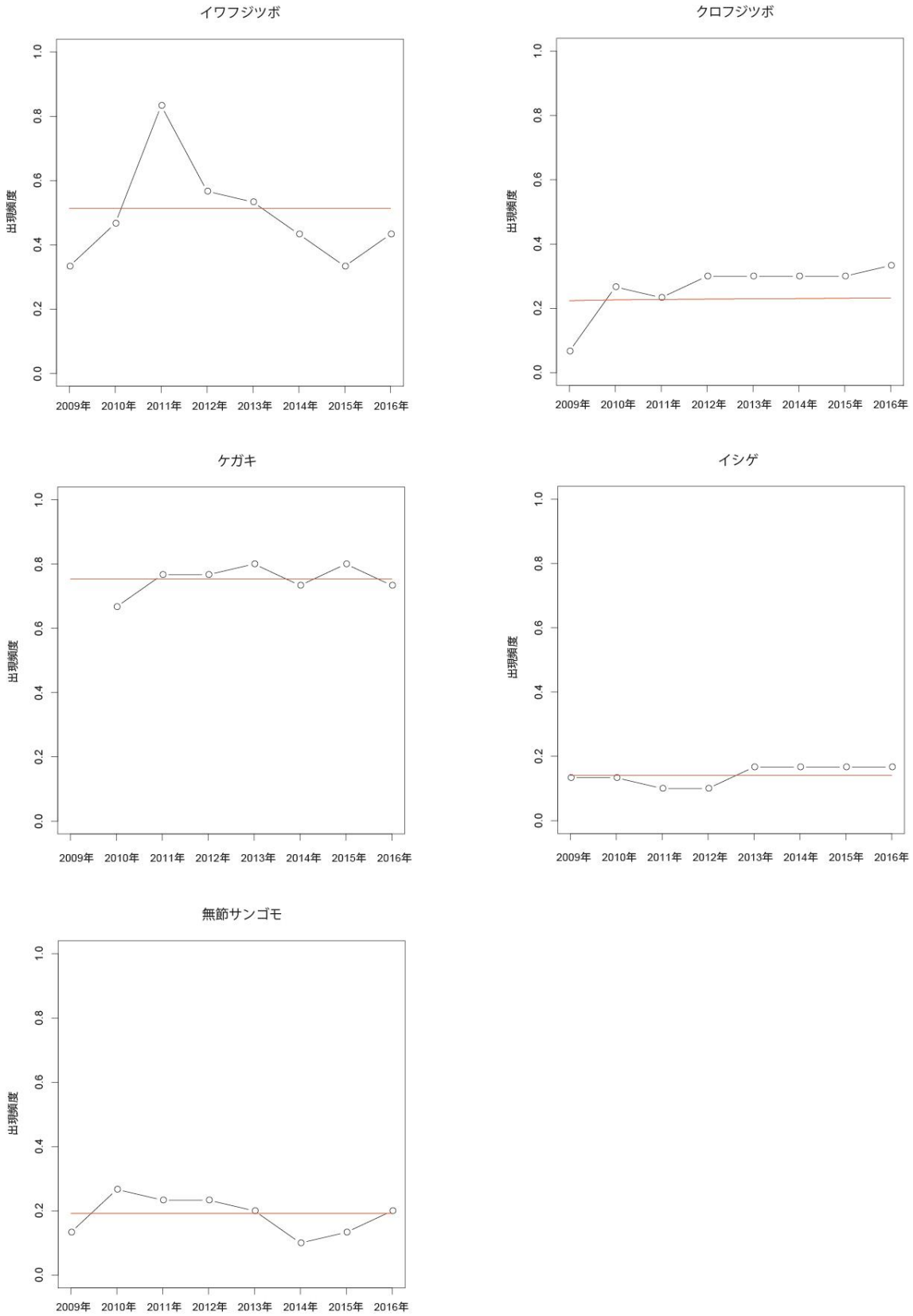


図 2-1-2-15. 天草サイトにおける解析対象種（イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、イシゲ、無節サンゴモ）の出現頻度（丸と黒線）とトレンド成分（赤線）を示す。縦軸に出現頻度、横軸に調査年を示す。

また、調査年による出現頻度の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が最も大きかった種はイワフジツボであった。

出現頻度の時系列解析

解析対象種の出現頻度について時系列解析を行った。解析には統計ソフト R のプログラムパッケージ timsac を使用し、decomp 関数を用いて算出した出現頻度の時系列をトレンド成分、定常自己回帰（AR）成分、ノイズ成分に分解した。なお、定常自己回帰（AR）成分とは、自己回帰過程によって特徴づけられた特定の自己相関構造を持つ変動の成分を指している。また、ノイズ成分は、観測時系列からトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分を除いた誤差成分をまとめた成分を指している。今回の解析では、出現頻度に関して、時系列的なトレンドを検出することを主な目的としたため、各種の年ごとの出現頻度を説明する成分として、前述した 3 つの成分を仮定して、時系列解析を行った。

解析の結果、各種（イワフジツボ、クロフジツボ、ケガキ、イシゲ、無節サンゴモ）の出現頻度から明確なトレンド成分は確認できなかった（図 2-1-2-15）。

サイトの現状（まとめ）

本サイトの月平均岩温は、1 月または 2 月に最低値となった後、3～8 月の 6 か月で 27℃前後まで上昇し、その後、9～12 月までの 4 か月で下降するという季節的特徴を示すことが分かった。また、温度ロガー別で見ると、高さ 253cm 付近に設置されている温度ロガー（RSAMK02）の月平均岩温は、4～8 月においてほかの温度ロガーの値に比べて高く、10～2 月において低かった。本サイトでは、高さ 61～270cm に永久方形枠が設置されており、高さ 253cm は潮間帯上部に位置する。つまり、本サイトの潮間帯上部は、潮間帯中部及び潮間帯下部に比べて温度が上昇する時期に高温となり、温度が下降して最低値を示す時期においては、温度が低くなるという特徴を有していることが示唆された。

また、2009～2016 年までの 8 年間における解析対象種の出現状況に関する情報が得られた一方で、現時点では時系列的なトレンドは検出できなかった。その要因として、環境変化の影響を調べるためには、継続的なデータ取得が不可欠であるが、現時点では時系列的なトレンドを検出するためのデータ数が十分でなかったことが考えられる。今後も調査データを蓄積し、同様の解析を用いることで、環境変化の影響を検出することが期待される。

執筆：森　敬介、深谷肇一

石垣屋良部サイト

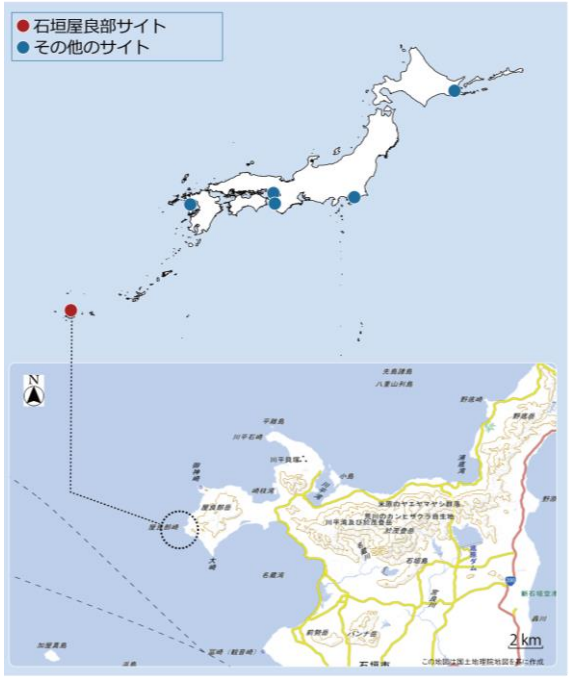


図 2-1-2-16. サイト位置図と景観

2016 年撮影：島袋寛盛

サイトの概要

石垣屋良部サイトは、沖縄県石垣島の西端、西表石垣国立公園内に位置し、海岸線に垂直な方向に約 50m、海岸線に平行な方向に約 70m の広がりを持つ磯である（図 2-1-2-16）。本サイトがある石垣島一帯は種多様性が高く、長期的に生物をモニタリングすることにより種々の環境の変動を捉えやすい場所のひとつである。本サイトの後背地は、高さ 10 m 程の崖になっており、その植生は、ごくわずかな低木と草本からなる。また、本サイトを含む周辺の海岸は「洗濯板」状の岩盤からなり、岩盤表面には溝が刻まれている。この岩盤の稜線は概ね崖から海へと向かう。岩盤の傾斜は、この稜線に沿った方向では約 3°と緩やかだが、稜線に垂直な方向ではしばしば 90°に達し、急である。底質は、潮間帯下部では石灰岩と死サンゴである。調査地周辺の地質は野底層からなる。本サイトには潮だまりがあるが、永久方形枠の設置場所には含まれない。波当たりは、高潮時、特に荒天時には激しくなる。本サイト付近の大潮時の最大干満差は約 160cm である。

景観の変化

本サイトの後背地、海岸線及び沖合の景観において、侵食や堆積による地形の変化、もしくは土地利用や人工構築物の設置等に伴う特筆すべき景観の変化は見られない。

月別の平均岩温の特徴

本サイトでは、高さの異なる永久方形枠の近傍に 5 個の温度ロガーが設置されており、15 分間隔で温度を記録している。

ここでは、本サイトに設置されている温度ロガーが記録する岩温の季節的特徴を把握するため、2008 年 7 月～2016 年 7 月までの 8 年間で取得された岩温データから月ごとの平均値を求めた。また、各年について月平均岩温を求め、その年のばらつきの指標として標準偏差を計算した。なお、温度ロガーが設置されている永久方形枠の高さは、最低水面：CDL（Chrat Datum Level）からの高さで示している。

本サイトでは、123～237cm の高さの永久方形枠近傍に温度ロガーが設置されており、その岩温データ数は、201,389～236,824 データであった（表 2-1-2-6）。

各温度ロガーから算出した月平均岩温を図 2-1-2-17 に示した。

全温度ロガーにおいて、月平均岩温が最低値となった月は 1 月（18.5～20.7℃）であった。一方で、月平均岩温が最大値となった月は、全温度ロガーにおいて 7 月（30.3～34.5℃）であった。

表 2-1-2-6. 各温度ロガーが設置されている永久方形枠とその高さ、測定期間、データ数を示す。本サイトでは、高さ 75～240cm に永久方形枠を設置している。

方形枠ID	方形枠の高さ（cm）	測定期間	データ数
RSYRB01	237		226463
RSYRB06	203		236824
RSYRB19	132	2008年7月 ～ 2016年7月	201389
RSYRB20	162		218126
RSYRB22	123		217086

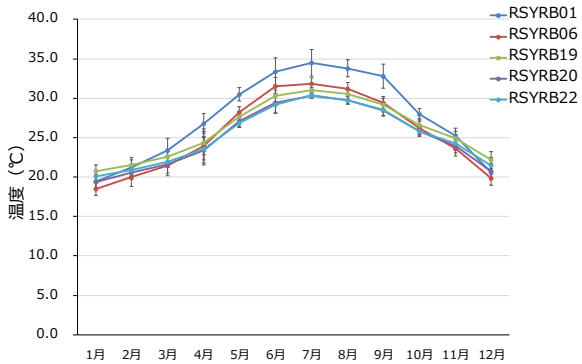


図 2-1-2-17. 石垣屋良部サイトにおける各月の平均岩温を示す。各サイトに設置されている 5 個の温度ロガーごとに、2008～2016 年に取得したデータから月平均値を算出した。縦軸に温度、横軸に月を示した。バーは月平均値の年ごとの標準偏差を示す。

温度ロガー別で見ると、RSYRB01（高さ 237cm）に設置されている温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて 3～11 月において高かった。また、RSYRB06（高さ 203cm）に設置されている温度ロガーの月平均岩温は、ほかの温度ロガーの値に比べて、11～3 月において低かった。なお、温度ロガー別の月平均岩温の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が 12 か月のうちで最大となった月は、RSYRB06、RSYRB19（高さ 132cm）、RSYRB20（高さ 162cm）、RSYRB22（高さ 123cm）に設置されている 4 個の温度ロガーで 4 月（それぞれ±1.4℃、±1.5℃、±1.8℃、±2.2℃）であった。また、RSYRB01 に設置されている温度ロガーでは 6 月（±1.7℃）であった。

解析対象種の出現状況

本サイトではフジツボ類の *Chthamalus moro*（口絵 1）、藍藻綱の一種、バロニア属、イバラノリ属（口絵 2）、無節サンゴモの 5 種を解析対象種とし、設置された 30 個の永久方形枠内における各種の在不在を毎年撮影している写真から確認している。なお、解析対象種は、優占種または写真から同定可能な種であることを理由に選定されている。

Chthamalus moro、藍藻綱の一種、バロニア属、イバラノリ属の 4 種は、2009 年より在不在データを取得している。また、無節サンゴモについては、ほかのサイトと共通して分布する種であることを鑑みて 2016 年より在不在データの取得を開始したが、1 年分のデータのみであるため、今回の解析から除外した。

ここでは、2009～2016 年の 8 年間の解析対象種の在不在データを使って、各種の出現頻度の特徴を捉えるとともに、時系列的なトレンドの検出を試みた。なお、各種の出現頻度は、30 個の永久方形枠において、解析対象種が出現した永久方形枠数を基に算出した。例えば、*Chthamalus moro* が 3 か所の永久方形枠で確認された場合、その年の出現頻度は、0.1（3/30）となる。

出現頻度の推移

8 年間（2009～2016 年）の各種の出現頻度は、*Chthamalus moro* が 0.13～0.30、藍藻綱の一種が 0.57～0.83、バロニア属が 0.00～0.03、イバラノリ属が 0.00～0.20 で推移した（図 2-1-2-18）。

各種の平均的な出現頻度と毎年の値の散らばり具合を把握するため、8 年間における各種の出現頻度の平均値と標準偏差を算出した。その結果、*Chthamalus moro* が 0.24±0.05、藍藻綱の一種が 0.73±0.08、バロニア属が 0.01±0.02、イバラノリ属が 0.03±0.07 となった。このうち、出現頻度の平均が最も高い値であった種は藍藻綱の一種であり、平均が最も低い値であった種はバロニア属であった。また、調査年による出現頻度の標準偏差（毎年の値の散らばり具合）が最も大きかった種は藍藻綱の一種であった。

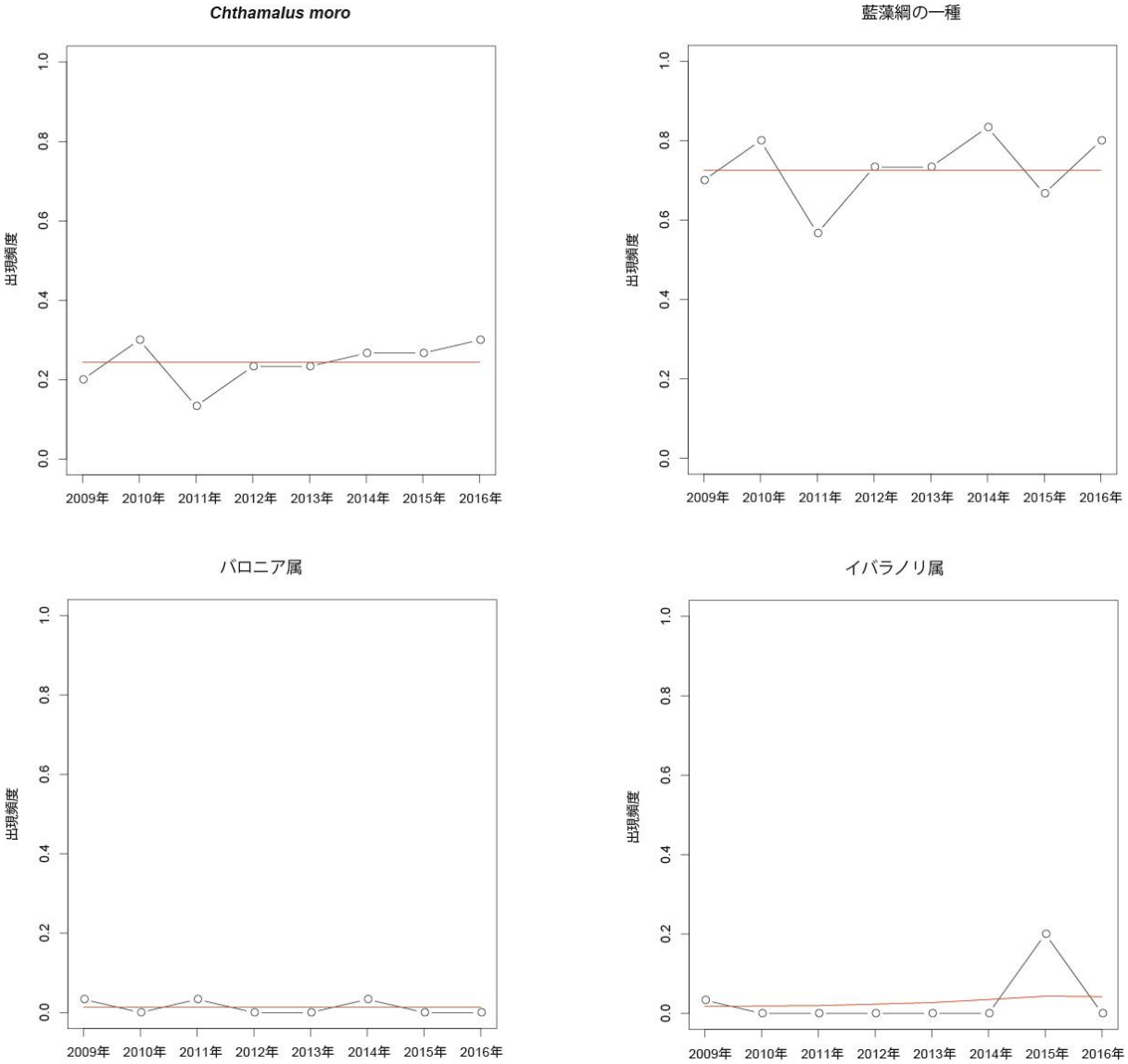


図 2-1-2-18. 石垣屋良部サイトにおける解析対象種（*Chthamalus moro*、藍藻綱の一種、バロニア属、イバラノリ属）の出現頻度（丸と黒線）とトレンド成分（赤線）を示す。縦軸に頻度、横軸に調査年を示す。

出現頻度の時系列解析

解析対象種の出現頻度について時系列解析を行った。解析には統計ソフト R のプログラムパッケージ timsac を使用し、decomp 関数により出現頻度の時系列をトレンド成分、定常自己回帰（AR）成分、ノイズ成分に分解した。なお、定常自己回帰（AR）成分とは、自己回帰過程によって特徴づけられた特定の自己相関構造を持つ変動の成分を指している。また、ノイズ成分は、観測時系列からトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分を除いた誤差成分をまとめた成分を指している。今回の解析では、出現頻度に関して、時系列的なトレンドを検出することを主な目的としたため、各種の年ごとの出現頻度を説明する成分として、前述した 3 つの成分を仮定して、時系列解析を行った。

解析の結果、各種（*Chthamalus moro*、藍藻綱の一種、バロニア属、イバラノリ属）の出現頻度から明確なトレンド成分は確認できなかった（図 2-1-2-18）。

サイトの現状（まとめ）

本サイトの月平均岩温は、1 月に 19℃前後の最低値となった後、2～7 月の 6 か月間で最高値 34.5℃まで上昇し、その後、8～12 月までの 5 か月で再び 19℃前後まで下降するという動態を示すことが分かった。

また、2009～2016 年までの 8 年間における解析対象種の出現状況に関しては、各年において、藍藻綱の一種を除いては生物の出現頻度が極めて低いことが本調査から分かった。このような磯に生育・生息する生物の数量の低さは、国外の熱帯・亜熱帯域でも報告されている（Lubchenco et al. 1984）。また、現時点では、各種の出現頻度は、時系列的なトレンドを示していない。これは、時系列的なトレンドを検出するためのデータ数が十分でなかったためと考えられることから、今後も継続したデータの取得が望まれる。

引用文献

Lubchenco J, Menge BA, Garrity SD, Lubchenco PJ, Ashkenas LR, Gaines SD, Emlet R, Lucas J, Strauss S (1984) Structure, persistence, and role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla island, Bay of Panama). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 78:23-73

執筆：栗原健夫、青木美鈴、深谷肇一

3）岩温の時系列的トレンドの検出

石田　惣、飯島明子、栗原健夫、野田隆史、村田明久、
山本智子、森　敬介、深谷肇一、青木美鈴

月別岩温の時系列変化

磯に暮らす生物は、岩盤に固着した生活様式をとる種が多く、移動ができないため、生息または生育環境の物理的条件は、非常に重要な要素となる。

とりわけ長期的な生物相や生物量の変化を把握するためには、磯における物理的特性を把握しておくことが不可欠である。なぜなら一般にある生物が分布できる上限は、温度や塩分、乾燥の度合い等の物理的条件で決まり、分布下限は捕食や競争等の生物的要因で決まることが多いと言われているからである（朝倉 1999）。中でも温度に関しては、近年、わが国の気温や周辺の海水温は過去 100 年にわたり上昇していることが報告されている（気象庁 2016）。これらの事実は、およそ 100 年にわたって観測されたデータを統計学的な手法により分析し、明らかにされている。一方で、磯では潮汐の影響により、干出時は気温、冠水時は海水温の影響を受ける。そのため、磯に暮らす生物が影響を受ける温度条件を正確に推定することが難しい。そこで、本調査では、刻々と変化する磯の温度条件を把握するため、各サイトにおいて潮位帯の異なる任意の永久方形枠の近傍に温度ロガーを 5 個設置し、干出時及び冠水時の岩温の連続測定（15 分間隔）を行ってきた。

ここでは、調査開始より 2016 年までに取得した岩温データから、磯における温度の時間経過に伴う温度の増減傾向（以下「時系列的なトレンド」という。）の有無を解析した。

取得データの概要

各サイトにおける岩温の測定期間は、調査開始年の違いや設置した温度ロガーの不具合等の理由により異なっている。そのため、ここでは厚岸浜中サイトにおいて 2008 年 8 月～2016 年 8 月、安房小湊サイトにおいて 2009 年 5 月～2016 年 5 月、大阪湾サイトにおいて 2010 年 6 月～2016 年 6 月、南紀白浜サイトにおいて 2008 年 6 月～2016 年 6 月、天草サイトにおいて 2009 年 8 月～2016 年 6 月、石垣屋良部サイトにおいて 2008 年 7 月～2016 年 7 月に取得された岩温データを利用した（表 2-1-3-1）。ただし、安房小湊サイトでは 2010 年の 3～4 月と 2011 年の 3～6 月、南紀白浜サイトでは 2009 年の 4～6 月、石垣屋良部サイトでは 2009 年の 5～6 月の期間において、温度ロガーの故障等によりデータが一部欠損していた。

各サイトで取得された岩温データは、厚岸浜中サイトでおおよそ 130 万データ、安房小湊・大阪湾・南紀白浜・石垣屋良部サイトでおおよそ 100 万データ、天草サイトではおおよそ 8 万データであった（表 2-1-3-1）。

月別岩温の時系列解析

各サイトにおいて、測定開始年の調査月から 2016 年 6 月までに取得した岩温データを月別（平均値、最大値、最小値）にまとめ、その時系列的なトレンドの検出を目的とした時系列解析を試みた。

時系列解析には、統計解析用のソフトウェア R のプログラムパッケージ timsac を使用し、decomp 関数を用いて各月別データの時系列をトレンド成分、季節成分、定常自己回帰（AR）成分、ノイズ成分に分解した。なお、定常自己回帰（AR）成分とは、自己回帰過程によって特徴づけられた特定の自己相関構造を持つ変動の成分を指している。また、ノイズ成分は、観測時系列からトレンド成分、季節成分、定常自己回帰成分を除いた誤差成分をまとめた成分を指している。

温度ロガーに保護用カバー（以下「ブーツ」という。）を装着したことによる影響を除外するため、ブーツ装着前と後に取得された岩温データを区別し、それぞれについて時系列

表 2-1-3-1. 岩温の測定期間とデータ数

サイト名	測定期間		データ欠損期間	全データ数
厚岸浜中	2008年8月	2016年8月		1294754
安房小湊	2009年5月	2016年5月	2010年3月～4月 2011年3月～6月	1021181
大阪湾	2010年6月	2016年6月		1008455
南紀白浜	2008年6月	2016年6月	2009年4月～6月	1131272
天草	2009年8月	2016年6月		831073
石垣屋良部	2008年7月	2016年7月	2009年5月～6月	1099888

解析を実施した。なお、安房小湊サイト及び大阪湾サイトでは、ブーツ装着前の連続的な岩温が十分に取得されていないため、ブーツ装着前の岩温データについては、解析しなかった。

結果

岩温の月平均値、月最大値、月最小値のいずれも季節成分が卓越していた（図 2-1-3-1、図 2-1-3-3、図 2-1-3-5）。

ブーツ装着前後における岩温の比較

全サイトにおける月平均値のトレンド成分を見ると、石垣屋良部サイトを除く 5 サイトにおいて、ブーツ装着前の方がブーツ装着後よりも 0.2～0.5℃高く推定された（図 2-1-3-2）。

月最大値のトレンド成分を見ると、全てのサイトにおいて、ブーツ装着前の方がブーツ装着後よりも数度高く推定された（図 2-1-3-4）。

月最小値のトレンド成分を見ると、安房小湊、大阪湾、天草サイトにおいて、ブーツ装着前の方がブーツ装着後よりも 0.5～1.0℃ほど高く推定された（図 2-1-3-6）。一方、厚岸浜中サイトでは、ブーツ装着前の方がブーツ装着後よりも 1.0℃以上温度が低く推定された。

岩温の月平均値等の時系列的なトレンド

ブーツ装着後の岩温の月平均値、月最大値、月最小値に関して、全サイトに共通した時系列的なトレンド（以下「トレンド」という。）は確認されなかった（図 2-1-3-2、図 2-1-3-4、図 2-1-3-6）。

月平均値のトレンドについては、石垣屋良部サイトでは、2011 年 7 月～2012 年 7 月において、温度が -0.1～ -0.2℃まで下降した。一方、2012 年 7 月～2016 年 7 月までは、温度が -0.2～ +0.6℃まで上昇した（図 2-1-3-2）。

月最大値のトレンドについては、厚岸浜中サイトでは 2011 年 8 月～2016 年 8 月において温度が -1.0～ -8.0℃まで下降していた。また、天草サイトでは 2011 年 8 月～2016 年 6 月において温度が-2.0 ～ -1.0℃まで上昇していた。石垣屋良部サイトでは 2011 年 7 月～2016 年 7 月において温度が -2.0～0.0℃まで上昇していた（図 2-1-3-4）。

月最小値のトレンドについては、大阪湾サイトでは 2013 年 10 月～2016 年 6 月において温度が -0.5～0.0℃まで上昇していた。また、石垣屋良部サイトでは、2011 年 7 月～2013 年 7 月において温度が 0.0～ -0.4℃まで下降した。その後、温度は上昇に転じ、2013 年 7 月～2015 年 1 月において -0.4～ +0.5℃まで上昇した（図 2-1-3-6）。

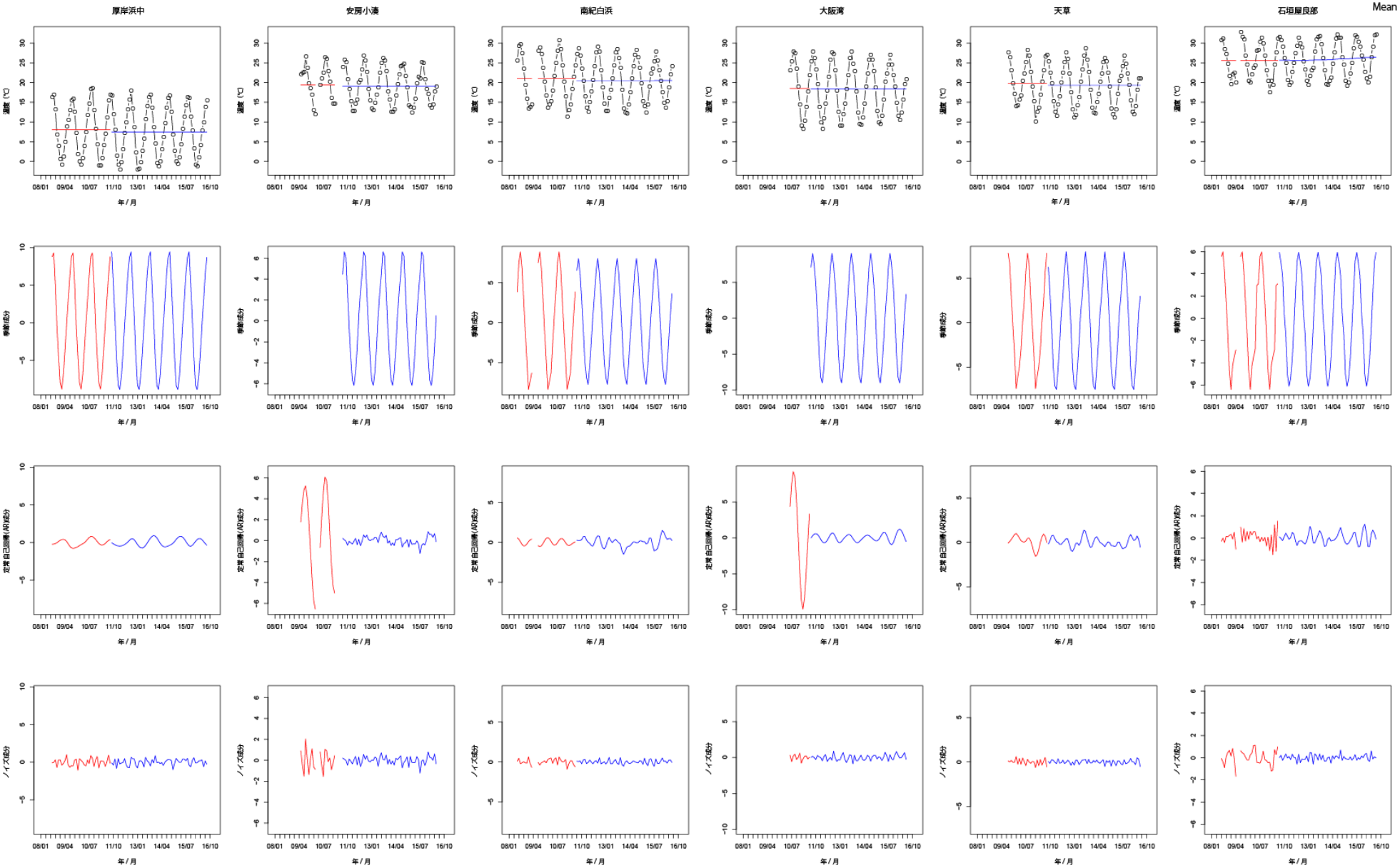


図 2-1-3-1. 全 6 サイトにおける岩温の月平均値と時系列解析の結果（保護カバーの装着前後を分けて解析、赤：装着前、青：装着後）
最上部は原系列（丸と黒線）とトレンド成分（赤線と青線）、2 段目に季節成分、3 段目に定常自己回帰（AR）成分、4 段目にノイズ成分を示す。
左から厚岸浜中、安房小湊、南紀白浜、大阪湾、天草、石垣屋良部サイトの順で示している。なお、縦軸は℃、横軸に年月を示す。安房小湊と大阪湾の保護カバー装着前の時系列に対しては季節成分を含むモデルを当てはめることができなかったため、季節成分を除く（その結果、季節成分となるべき変動は AR 成分として抽出されている）。

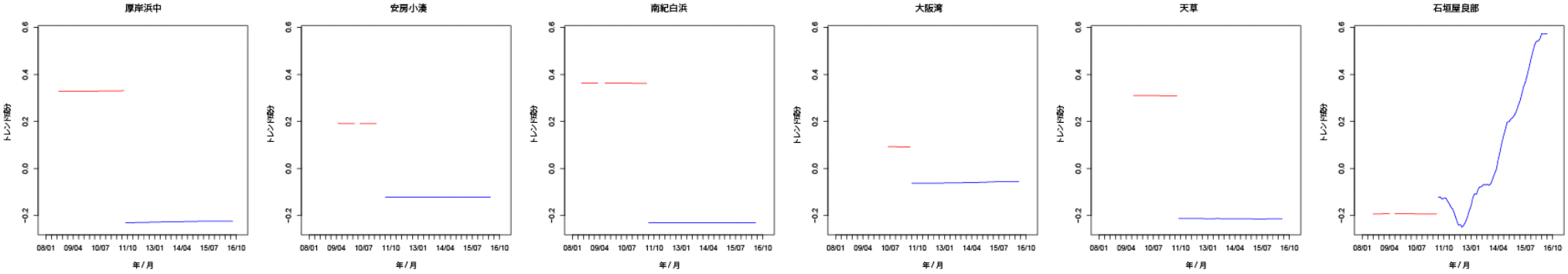


図 2-1-3-2. 全 6 サイトにおける岩温の月平均値と時系列解析の結果（保護カバーの装着前後を分けて解析、赤：装着前、青：装着後）
トレンド成分のみを拡大した。なお、縦軸は℃、横軸に年月を示す。

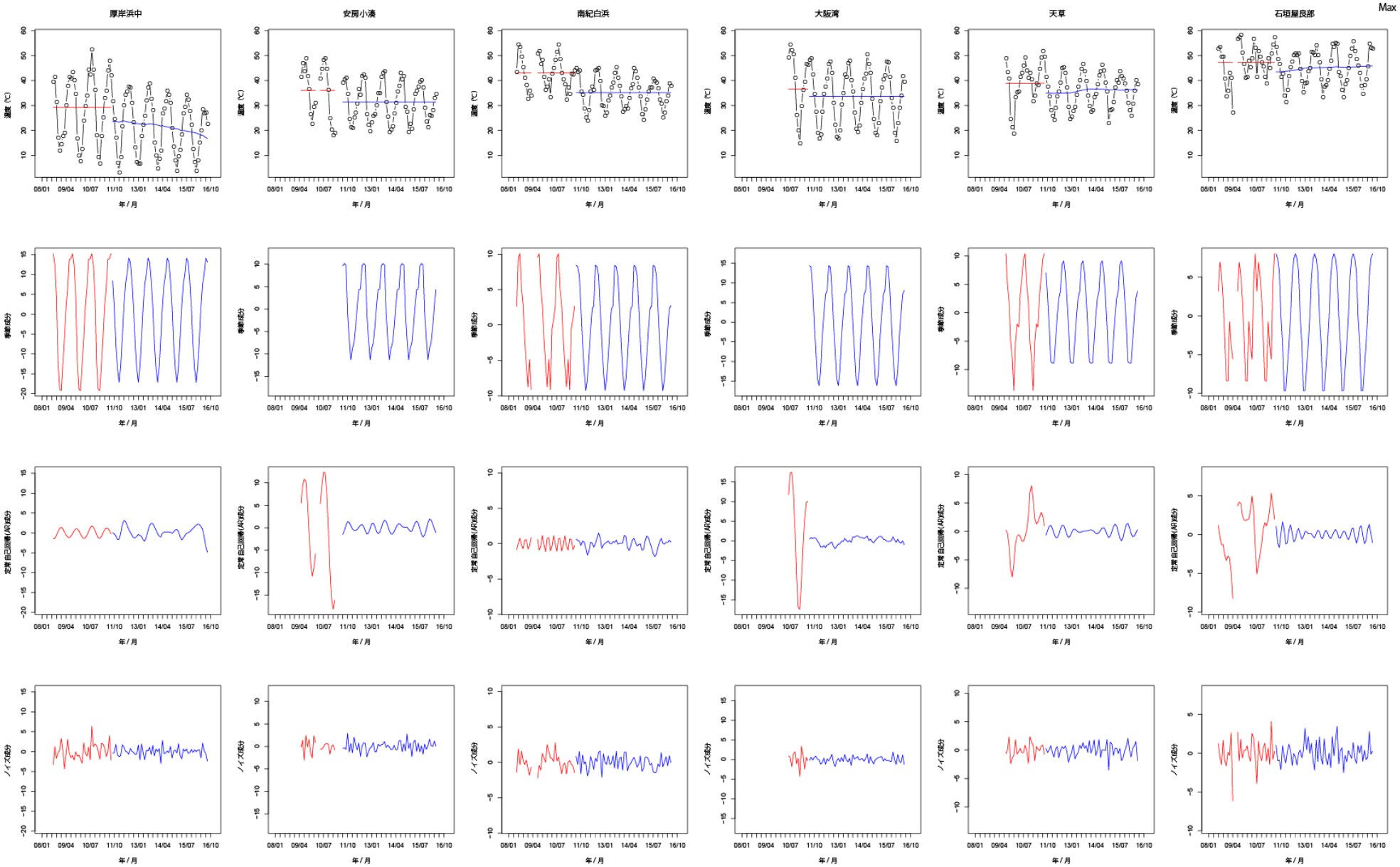


図 2-1-3-3. 全 6 サイトにおける岩温の月最大値と時系列解析の結果（保護カバーの装着前後を分けて解析、赤：装着前、青：装着後）
最上部は原系列（丸と黒線）とトレンド成分（赤線と青線）、2 段目に季節成分、3 段目に定常自己回帰（AR）成分、4 段目にノイズ成分を示す。左から厚岸浜中、安房小湊、南紀白浜、大阪湾、天草、石垣屋良部サイトの順で示している。なお、縦軸は℃、横軸に年月を示す。安房小湊と大阪湾の保護カバー装着前の時系列に対しては季節成分を含むモデルを当てはめることができなかったため、季節成分を除く（その結果、季節成分となるべき変動は AR 成分として抽出されている）。

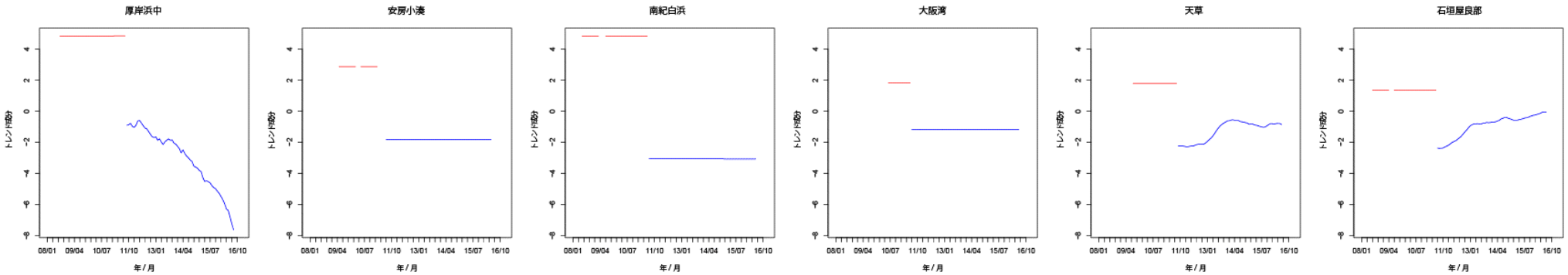


図 2-1-3-4. 全 6 サイトにおける岩温の月最大値と時系列解析の結果（保護カバーの装着前後を分けて解析、赤：装着前、青：装着後）
トレンド成分のみを拡大した。なお、縦軸は℃、横軸に年月を示す。

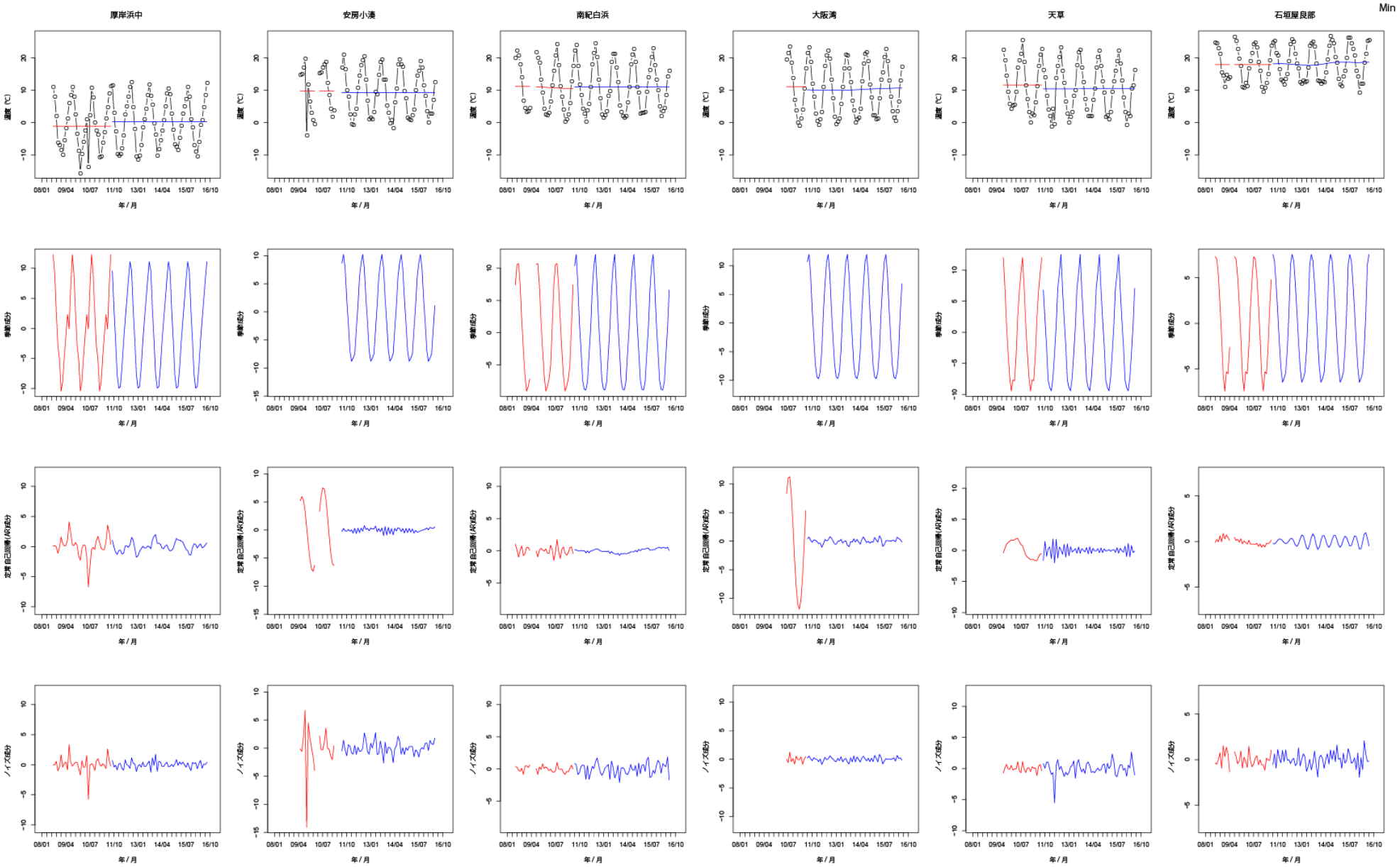


図 2-1-3-5. 全 6 サイトにおける岩温の月最小値と時系列解析の結果（保護カバーの装着前後を分けて解析、赤：装着前、青：装着後）
最上部は原系列（丸と黒線）とトレンド成分（赤線と青線）、2 段目に季節成分、3 段目に定常自己回帰（AR）成分、4 段目にノイズ成分を示す。
左から厚岸浜中、安房小湊、南紀白浜、大阪湾、天草、石垣屋良部サイトの順で示している。なお、縦軸は℃、横軸に年月を示す。安房小湊と大阪湾の保護カバー装着前の時系列に対しては季節成分を含むモデルを当てはめることができなかったため、季節成分を除く（その結果、季節成分となるべき変動は AR 成分として抽出されている）。

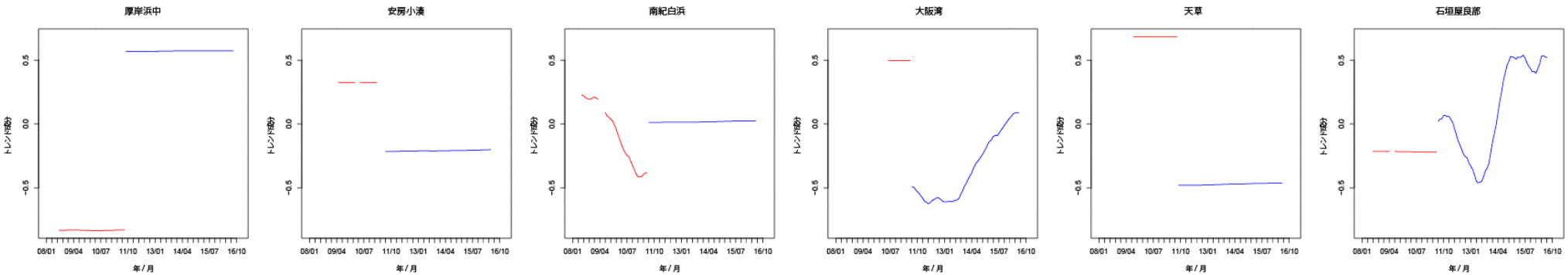


図 2-1-3-6. 全 6 サイトにおける岩温の月最小値と時系列解析の結果（保護カバーの装着前後を分けて解析、赤：装着前、青：装着後）
トレンド成分のみを拡大した。なお、縦軸は℃、横軸に年月を示す。

考察

岩温の月平均値、月最大値、月最小値は、いずれの値も季節成分が卓越して見られたことから、岩温は気温や水温同様に季節の影響を大きく受けることが確認された。

岩温の月平均値、月最大値、月最小値について、ブーツ装着前後の解析結果の比較から、ブーツの装着が岩温の観測値に影響を及ぼしていたことが示唆された。

厚岸浜中サイトでは 2011 年 8 月以降、岩温の月最大値が下降する傾向が確認された。厚岸浜中サイトで記録される月最大値の 8 割は、潮間帯上部に設置されている温度ロガー（RSHMN15 及び RSHMN03）が記録した岩温データであったことから、厚岸浜中サイトでは特に潮間帯上部に位置する岩礁の温度が年々低くなっている可能性がある。

石垣屋良部サイトでは 2011 年 7 月以降、岩温の月平均値と月最大値が上昇傾向にあり、月最小値も 2013 年 7 月～2015 年 1 月まで上昇した後、2016 年時点では高止まりが見られた。また、本サイトにおける岩温の月最大値の 9 割は、潮間帯の最上部に設置されている温度ロガー（RSYRB01）が記録した岩温データであった。これらのことから、石垣屋良部サイトでは特に潮間帯上部における岩温が全体として上昇していたことを示唆している。

磯に設置されている温度ロガーは、潮の干満で干出と冠水を繰り返すため、取得される岩温データは気温と海水温の両方の影響を受ける。今後、地球温暖化に伴う気温もしくは海水温の変化や海水面の上昇が進めば、岩温も変化することが予想される。従って、本調査において、磯生物への温度変化の影響を評価するためには、複合的な物理環境要素の影響を受ける岩温の継続的なデータの取得が必要である。

引用文献

気象庁 (2016) 気候変動レポート 2016. 気象庁地球環境・海洋部, 東京

朝倉 彰 (1999) 潮間帯の生態学 (上・下). 文一総合出版, 東京

4）生物的特徴の変化

石田　惣、飯島明子、栗原健夫、野田隆史、村田明久、
山本智子、森　敬介、深谷肇一、青木美鈴

種多様性と構成種の調査年間の比較

生態系が有する機能のうち、我々の生活に直接・間接的に役立っているものを生態系サービスと呼び、生態系サービスの発揮には、健全な生態系であることが必要条件となる。そこで、生態系の構成要素のひとつである種多様性の状態を評価することは、生態系が健全な状態であるかを知る上で必要不可欠な作業である。また、ある場所における基礎生産力の維持や有機物の分解等といった生物群集の機能は、そこでの種多様性によって強い影響を受けることが多い（Hector et al. 1999；Jonsson and Malmqvist 2000；Zak et al. 2003）。これらのことから、ここでは、磯生態系における 5 年毎調査で得られた生物データを用いて、各サイトの出現種数及び生物量の変化を把握することを試みた。

5 年毎調査では、定性調査として、各サイトに設置された全 30 永久方形枠内に出現した生物を固着性生物及び移動性動物（軟体動物、棘皮動物）に分けて記録している。また、定量調査として、固着性生物は 30 永久方形枠 × 49 格子点の組み合わせにおける各格子点に出現した種を記録し、全 1470 格子点における各種の出現格子点数を基に量的変化をモニタリングしている。移動性動物に関しては、各永久方形枠に出現した個体数を計数し、量的変化をモニタリングしている。

これまでに、厚岸浜中サイトで 2009 年と 2014 年の 8 月、安房小湊サイトで 2009 年と 2014 年の 5 月、大阪湾サイトで 2010 年と 2014 年の 6 月、南紀白浜サイトで 2009 年 7 月と 2014 年 6 月、天草サイトで 2009 年 8 月と 2014 年 6 月、石垣屋良部サイトで 2009 年と 2014 年の 7 月に 5 年毎調査を実施した。なお、大阪湾サイトは 2010 年に新設したサイトであるため、ほか 5 サイトと実施年が異なっている。

出現種数と多様度指数

サイト別・調査年別に、全 30 永久方形枠における出現種数を固着性生物及び移動性動物に分けて集計した。

出現種数と同様に、サイト別・調査年別における Simpson 多様度指数（1 / λ）（以下「多様度指数」という。）を算出した（Begon et al. 1986）。この指数の計算式は以下のとおり。

$$1 / \lambda = 1 / \Sigma p_i^2$$

ここで、Pi は種 i の相対的な出現頻度、Σ は全ての i についての総和を意味する。多様度指数の算出にあたっては、固着性生物は定量調査で得られたデータを基に、移動性動物は 30 永久方形枠において出現した総個体数を用いて、サイト別・調査年別に集計した。

結果

固着性生物

固着性生物のサイト別・調査年別の出現種数と多様度指数を示す（図 2-1-4-1）。

出現種数は、厚岸浜中サイトでは 2009 年に 13 種、2014 年に 12 種、安房小湊サイトでは 2009 年に 28 種、2014 年に 27 種、大阪湾サイトでは 2010 年に 34 種、2014 年に 37 種、南紀白浜サイトでは 2009 年に 34 種、2014 年に 37 種、天草サイトでは 2009 年に 17 種、2014 年に 26 種、石垣屋良部サイトでは 2009 年に 14 種、2014 年に 7 種が確認された。

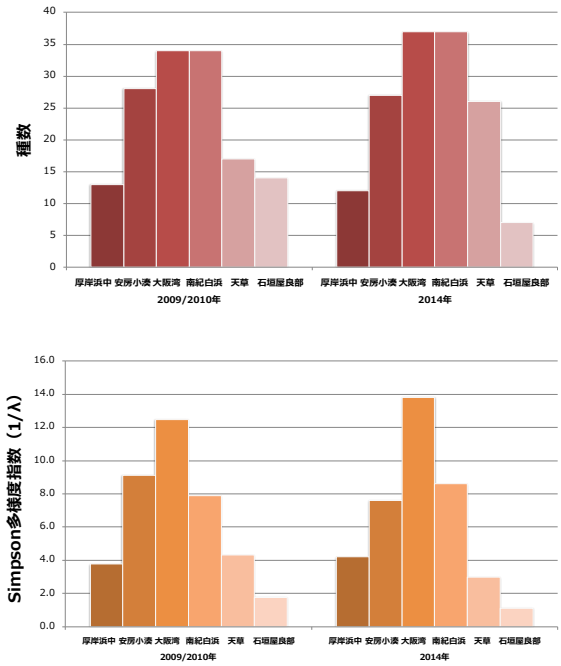


図 2-1-4-1. 全 30 方形枠における固着性生物の出現種数と Simpson 多様度指数（1/λ）の変化（上：出現種数、下：多様度指数）。左から厚岸浜中、安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草、石垣屋良部の 2009/2010 年と 2014 年の調査結果から算出した値を示す。

各調査年における全 6 サイトの出現種数の平均値と標準偏差は、2009 もしくは 2010 年（以下「2009/2010 年」という。）において 23±9 種、2014 年において 24±12 種であった。

また、出現種数の平均値をサイト別に見ると、安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトでは、2009/2010 年において全 6 サイトの出現種数の平均値を上回っており、この特徴は 2014 年においても概ね同じ傾向が見られた。

多様度指数は、厚岸浜中サイトでは 2009 年に 3.8、2014 年に 4.2、安房小湊サイトでは 2009 年に 9.1、2014 年に 7.6、大阪湾サイトでは 2010 年に 12.5、2014 年に 13.8、南紀白浜サイトでは 2009 年に 8.0、2014 年に 8.6、天草サイトでは 2009 年に 4.3、2014 年に 2.8、石垣屋良部サイトでは 2009 年に 1.8、2014 年に 1.1 となった。

各調査年における全 6 サイトの多様度指数の平均値と標準偏差は、2009/2010 年が 6.6±4.0、2014 年が 6.4±4.6 であった。出現種数同様、安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトでは、2009/2010 年において多様度指数が全 6 サイトの多様度指数の平均値を上回るという特徴が見られ、その特徴は 2014 年においても変わらなかった。

移動性動物

移動性動物におけるサイト別・調査年別の出現種数と多様度指数を示す（図 2-1-4-2）。

出現種数は、厚岸浜中サイトでは 2009 年と 2014 年ともに 4 種、安房小湊サイトでは 2009 年に 17 種、2014 年に 16 種、大阪湾サイトでは 2010 年に 14 種、2014 年に 16 種、南紀白浜サイトでは 2009 年に 14 種、2014 年に 19 種、天草サイトでは 2009 年に 16 種、2014 年に 19 種、石垣屋良部サイトでは 2009 年に 8 種、2014 年に 11 種が確認された。

各調査年における全 6 サイトの出現種数の平均値と標準偏差は、2009/2010 年が 12±5 種、2014 年が 14±6 種であった。また、安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草サイトでは、2009/2010 年において出現種数が全 6 サイトの出現種数の平均値を上回るという特徴が見られ、その特徴は 2014 年においても変わらなかった。

多様度指数は、厚岸浜中サイトでは 2009 年に 1.1、2014 年に 1.2、安房小湊サイトでは 2009 年に 4.2、2014 年に 5.2、大阪湾サイトでは 2010 年と 2014 年ともに 3.9、南紀白浜サイトでは 2009 年に 2.4、2014 年に 3.2、天草サイトでは 2009 年に 2.6、2014 年に 2.2、石垣屋良部サイトでは 2009 年に 4.9、2014 年に 10.6 となった。

各調査年における全 6 サイトの多様度指数の平均値と標準偏差は、2009/2010 年が 3.2±1.4、2014 年が 4.4±3.4 であった。

いずれの年においても石垣屋良部サイトでは多様度指数が全 6 サイトの多様度指数の平均値を上回り、全 6 サイトにおいて最高値であった。また、石垣屋良部サイトでは、2014 年における値が 2009 年のおよそ 2 倍を記録した。

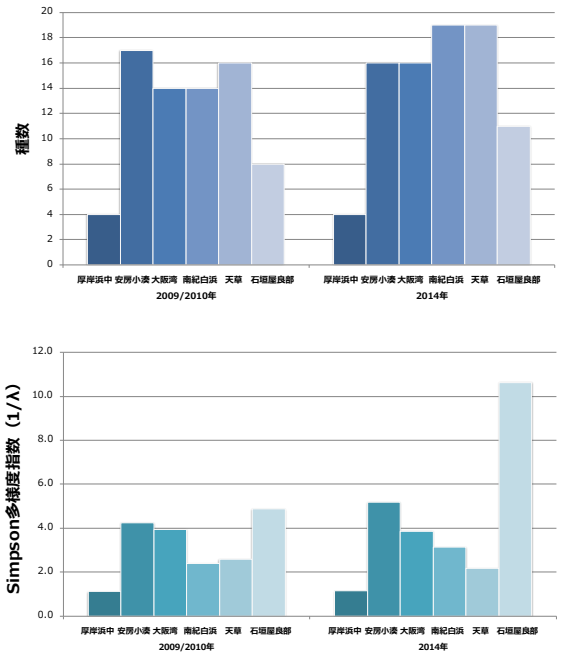


図 2-1-4-2. 全 30 方形枠における移動性動物の出現種数と Simpson 多様度指数（1/λ）の変化（上：出現種数、下：多様度指数）。左から厚岸浜中、安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草、石垣屋良部の 2009/2010 年と 2014 年の調査結果から算出した値を示す。

考察

異なる海域に配置した全 6 サイトにおける 2 回の調査から、各サイトに生息する固着性生物及び移動性動物の出現種数と多様度指数に関する情報を得た。

本調査で得られた結果から算出した固着性生物の出現種数や多様度指数について、房総半島から紀伊半島の一部にかけて高くなる傾向は、日本太平洋岸の磯における既往報告とも概ね一致する（Asakura and Suzuki 1987；Okuda et al. 2004；Kurihara 2007）。また、そのような特徴は 2009/2010 年だけでなく 2014 年においても維持されていたことが分かった。

移動性動物に関しては、特に石垣屋良部サイトは、出現種数が 8 種及び 11 種であり、全 6 サイトの平均値よりも低いにも関わらず、多様度指数は 4.9 と 10.6 と全 6 サイトの平均値よりも高いという特徴を示した。このような特徴が見られた背景は、石垣屋良部サイトにおいては、ほかのサイトで見られるようなタマキビ類やコガモガイ類等の極端に個体数の多い種が確認されていないことによる影響と推測される。このような極端に個体数の多い優占種が存在しない理由としては、亜熱帯岩礁海岸の基礎生産量の低さ、岩盤の極端な高温・乾燥及び台風に伴う強い風波等の環境要因が考えられる。

固着性生物の特徴と量的変化

固着性生物の特徴

2009/2010 年及び 2014 年に実施した定量調査において得られた各種の出現格子点数を基に、サイトごとに出現格子点数の多い上位 9 位までの固着性生物を抽出した。出現格子点数の多い上位 9 位までを各サイトの主要な固着性生物（表 2-1-4-1）として取り扱い、以下にその特徴を示す。

各サイトにおいて、裸地（目視で生物が確認されなかった格子点）が最多を記録し、その割合は 32.1～46.0%となった（表 2-1-4-1）。一方で、生物が格子点を占めた割合は 54.0～67.9%であり、確認された生物は、藍藻類、海藻、動物のフジツボ類と貝類であった。

出現格子点数が最多を記録した種は、厚岸浜中サイトではフクロフノリ（689 格子点）、安房小湊サイトと南紀白浜サイトでは無節サンゴモ（それぞれ 459、399 格子点）、大阪湾サイトではピリヒバ（243 格子点）、天草サイトではケガキ（726 格子点）、石垣屋良部サイトでは藍藻綱の一種（リングビア属近縁種）（1354 格子点）であった。

表 2-1-4-1. 各調査サイトにおける主要な固着性生物

順位	厚岸浜中	安房小湊	大阪湾	南紀白浜	天草	石垣屋良部
1	裸地	裸地	裸地	裸地	裸地	裸地
2	フクロフノリ	無節サンゴモ	ピリヒバ	無節サンゴモ	ケガキ	藍藻綱の一種（リングビア属の近縁種）
3	キタイワフジツボ	イワフジツボ	クロフジツボ	被覆性褐藻	イワフジツボ	紅藻綱の一種
4	マツモ	カイノリ	アオサ目1)	イワフジツボ	カメノテ	ネンジュモ目の一種
5	クロハギンナンソウ	イソダンツウ	イワフジツボ	イソダンツウ	アオサ属3)	ベニマダラ目の一種
6	イトヤナギ	ヒジキ	ユナ	有節サンゴモ	藍藻綱3)	無節サンゴモ
7	ピリヒバ	ピリヒバ	カメノテ	緑藻綱2)	被覆性褐藻	アオモグサ
8	エンドウイトグサ	イボツノマタ	ウスカワカニノテ	ヒバリガイモドキ	無節サンゴモ	石灰藻
9	アッケシフジマツモ	被覆性褐藻	無節サンゴモ	カモガシラノリ	イシゲ	シオグサ目
10～	その他の生物 7 種	その他の生物 27 種	その他の生物 41 種	その他の生物 42 種	その他の生物 25 種	その他の生物 10 種
裸地の割合	34.1	32.1	40.1	41.9	46.0	41.8
生物の割合	65.9	67.9	59.9	58.1	54.0	58.2

1）アオサ目、アナアオサを含む
2）アオサ属の一種または複数種、ボタンアオサ、ヒトエグサを含む
3）複数種
出現点数が上位10位以降は、「その他の生物」として、種数のみを示す。
淡緑は海藻、水色は藍藻類、ピンクは動物を示す。

出現格子点数が上位 3～9 位に該当した種に関しては、厚岸浜中サイトでは、海藻のマツモ、クロハギンナンソウ、イトヤナギ、ピリヒバ、エンドウイトグサ、アッケシフジマツモ、動物ではキタイワフジツボであった。安房小湊サイトでは、海藻のカイノリ、イソダンツウ、ヒジキ、ピリヒバ、イボツノマタ、被覆性褐藻、動物ではイワフジツボであった。大阪湾サイトでは、海藻のアオサ目、ユナ、ウスカワカニノテ、無節サンゴモ、動物ではクロフジツボ、イワフジツボ、カメノテであった。南紀白浜サイトでは、海藻の被覆性褐藻、イソダンツウ、有節サンゴモ、緑藻綱、カモガシラノリ、動物ではイワフジツボとヒバリガイモドキであった。天草サイトでは、海藻のアオサ属、被覆性褐藻、無節サンゴモ、イシゲ、動物ではイワフジツボとカメノテ、さらに藍藻綱が含まれた。石垣屋良部サイトでは、海藻の紅藻綱の一種、ベニマダラ目の一種、無節サンゴモ、アオモグサ、石灰藻、シオグサ目、藍藻類のネンジュモ目の一種であった。

各サイトにおいて出現格子点数が上位 10 位以降に該当した種数は、厚岸浜中サイトでは 7 種、安房小湊サイトでは 27 種、大阪湾サイトでは 41 種、南紀白浜サイトでは 42 種、天草サイトでは 25 種、石垣屋良部サイトでは 10 種であった。

主要な固着性生物の量的変化

各サイトの主要な固着性生物の調査年間における量的変化を把握するため、2009/2010 年及び 2014 年に実施した定量調査において得られた各種の出現格子点数を基に、調査年別・サイト別における全格子点数（1470 格子点）に占める各種の出現格子点数の割合（以下「被度」という。）を図 2-1-4-3 に示す。

2009/2010 年及び 2014 年調査ともに、全 6 サイトにおいて裸地が最も多かった。裸地が

占めた出現格子点数の割合を見ると、厚岸浜中サイトでは、2009 年の 37.4%から 2014 年には 30.7%に減少した。一方、厚岸浜中サイトを除く 5 サイトでは、2014 年の調査において裸地が増加していた。具体的には、安房小湊サイトでは、裸地が占めた出現格子点数の割合が、2009 年の 27.6%から 2014 年には 36.6%に増加した。同様に、大阪湾サイトでは裸地が占めた出現格子点数の割合が 2010 年の 39.0%から 2014 年には 41.3%、南紀白浜サイトでは 2009 年の 32.3%から 2014 年には 51.6%、天草サイトでは 2009 年の 37.1%から 2014 年には 55.0%、石垣屋良部サイトでは 2009 年の 32.3%から 2014 年には 51.4%に増加した。

厚岸浜中サイトにおいて被度が最大となった種は、2009 年がフクロフノリ（26.3%）、次いでキタイワフジツボ（11.1%）であった。また、2014 年は順位が入れ替わりキタイワフジツボ（23.1%）、フクロフノリ（20.6%）の順となった。2009 年の各種の被度を基準に 2014 年の値を比較すると、フクロフノリとマツモは 0.8 倍に減少し、一方でエンドウイトグサ、ピリヒバ、キタイワフジツボ、イトヤナギは 1.3～5.0 倍に増加した。また、クロハギンナンソウの被度に変化は見られず、アッケシフジマツモは 2014 年には確認されなかった。

安房小湊サイトにおいて被度が最大となった種は無節サンゴモであり、その被度は 2009 年の 17.4%から 2014 年には 13.9%に減少した。2009 年の各種の被度を基準に 2014 年の値を比較すると、被覆性褐藻、イボツノマタ、イソダンツウ、ヒジキは 0.1～0.8 倍に減少した。一方、イワフジツボ、カイノリ、ピリヒバは 1.4～1.7 倍に増加した。

大阪湾サイトにおいて被度が最大となった種はピリヒバであり、その被度は 2010 年の 8.5%から 2014 年には 8.0%に減少した。2010 年の各種の被度を基準に 2014 年の値を比較すると、アオサ目、イワフジツボ、無節サンゴモ、クロフジツボは 0.3～0.7 倍に減少した。一方、カメノテ、ユナ、ウスカワカニノテは 1.4～3.3 倍に増加した。

南紀白浜サイトにおいて被度が最大となった種は無節サンゴモであり、その被度は 2009 年の 14.6%から 2014 年には 12.5%に減少した。2009 年の各種の被度を基準に 2014 年の値を比較すると、被覆性褐藻、イワフジツボ、イソダンツウ、有節サンゴモ、緑藻綱、カモガシラノリは 0.04～0.9 倍に減少した。一方ヒバリガイモドキは 1.6 倍に増加した。

天草サイトにおいて被度が最大となった種はケガキであり、その被度は 2009 年の 25.0%から 2014 年には 24.4%に減少した。2009 年の各種の被度を基準に 2014 年の値を比較すると、イワフジツボ、カメノテ、アオサ属、藍藻綱、被覆性褐藻、無節サンゴモ、イシゲは 0.05～0.97 倍に減少した。一方で、主要な固着性生物を除いたそのほかの生物は 3.3 倍に増加した。

石垣屋良部サイトにおいて被度が最大となった種は藍藻綱（リングビア属近縁種）であり、その被度は 2009 年の 46.3%から 2014 年には 45.9%に減少した。2009 年の各種の被度を基準に 2014 年の値を比較すると、シオグサ目、アオモグサ、石灰藻を除く全ての生物の被度が減少した。

考察

2014 年の調査結果から、紀伊半島以南のサイト（南紀白浜、天草、石垣屋良部）では、裸地の割合が 50%を超えていた。裸地の割合の高さは熱帯岩礁海岸の特徴のひとつとして挙げられており（Macusi and Ashoka Deepananda 2013）、少なくとも石垣屋良部における結果は、既存の報告とも一致する。また、全 6 サイトにおいて出現した固着性生物について見ると、2009/2010 年調査で被度が最大であった種は、2014 年調査で被度が減少していた。天草サイトでは、主要な固着性生物 8 種の被度が全て減少していた。これらの結果から、厚岸浜中サイトを除いた 5 サイトでは、磯における主要な固着性生物の生物量が減少している可能性がある。いずれにせよ 2 回だけの調査を比較した結果ではあるが、厚岸浜中サイトを除く 5 サイトで、裸地が増加している状況は、今後注視していく必要がある。

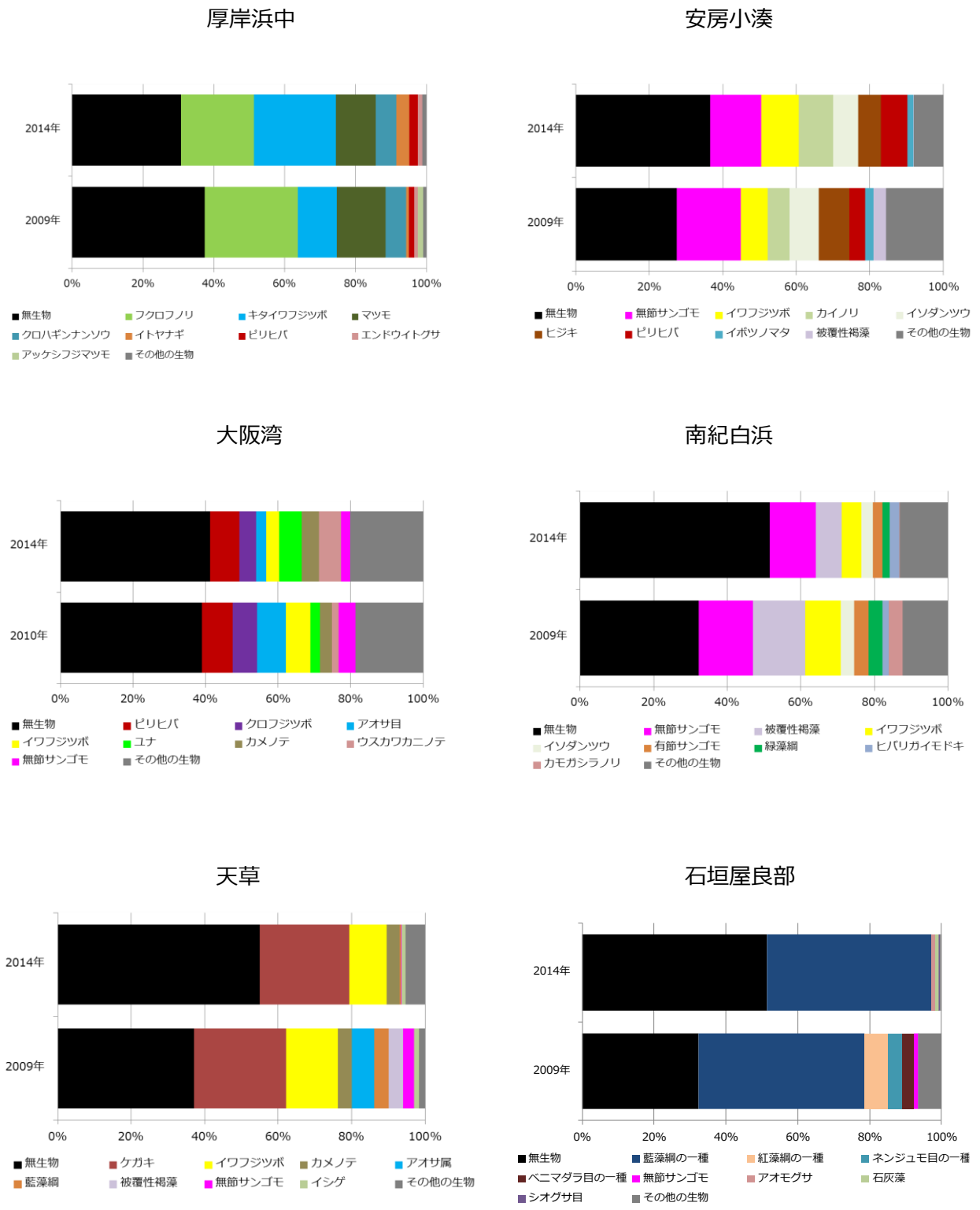


図 2-1-4-3. サイト別・調査年別における全格子点数（1470 格子点）に占める各種の出現格子点数の割合

引用文献

Asakura A, Suzuki H (1987) Zoogeographical aspects of rocky-intertidal molluscan fauna of the Pacific coasts of Japan. Marine Biology, 95:75-81

Begon M, Harper JL, Townsend CR (1986) Ecology. Individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications, United Kingdom

Hector A, Schmid B, Beierkuhnlein C, Caldeira MC, Diemer M, Dimitrakopoulos PG, Finn JA, Freitas H, Giller PS, Good J, Harris R, Högberg P, Huss-Dane K, Joshi J, Jumpponen A, Körner C, Leadley PW, Loreau M, Minns A, Mulder CPH, O'Donovan G, Otway SJ, Pereira JS, Prinz A, Read DJ, Scherer-Lorenzen M, Schulze ED, Siamantziouras ASD, Spehn EM, Terry AC, Troumbis AY, Woodward FI, Yachi S, Lawton JH (1999) Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. Science, 286:1123-1127

Jonsson M, Malmqvist B (2000) Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating. Aquatic Insects, 89:519-523

Kurihara T (2007) Spatiotemporal variations in rocky intertidal malacofauna throughout Japan in the 1970s and 1980s. Marine Biology, 153:61-70

Macusi ED, Deepananda KHMA (2013) Factors that structure algal communities in tropical rocky shores: what have we learned? International Journal of Scientific and Research Publications, 3(12):1-13

Okuda T, Noda T, Yamamoto T, Ito N, Nakaoka M (2004) Latitudinal gradient of species diverstiy: multi-scale variability in rocky intertidal sessile assemblages along the Northwestern Pacific coast. Population Ecology, 46:159-170.

Zak DR, Holmes WE, White DC, Peacock AD, Tilman D (2003) Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links? Ecology, 84:2042-2050

5）磯生態系の現状と展望

石田　惣、飯島明子、栗原健夫、野田隆史、村田明久、
山本智子、森　敬介、深谷肇一、青木美鈴

現状

各サイトの解析対象種の出現頻度に関して、2009～2016 年の 8 年間に取得されたデータを使用して時系列的なトレンドの検出を試みたが、トレンドは検出できなかった。しかしながら、地球温暖化や海洋の酸性化等、地球規模の気候変動は、今世紀中は進行し続けることが危惧されており（IPCC 2014）、各サイトが設置されている海域の生物相が、その影響を受け長期的に変動する可能性はある（Brierley and Kingsford 2009）。こうした可能性を検討するためにも、各サイトの生物を今後もモニタリングし続ける必要性は高いと言える。

各サイト及び全 6 サイトにおける岩温の月別データ（平均値、最大値、最小値）を用いたまとめや時系列解析から、岩温は季節に強い影響を受けることを確認した。また、2011 年夏以降、全 6 サイトで共通する一方向的な変化（上昇傾向もしくは下降傾向）は検出されなかったものの、サイト別に見ると、北海道の厚岸浜中サイトでは月最大値が下降する傾向が見られた。また、沖縄県の石垣屋良部サイトでは月平均値と月最大値が上昇する傾向に加え、月最小値も高止まり状態であることが分かった。これらのサイトで検出された岩温の下降傾向もしくは上昇傾向は、解析に使用したデータの多くを取得した場所が各サイトにおける潮間帯上部付近であることから、各サイトの潮間帯上部付近で見られる現象の可能性がある。

全 6 サイトにおける 2 回の 5 年毎調査の調査結果の比較から、固着性生物の出現種数や多様度指数が房総半島から紀伊半島の一部にかけて高くなる傾向が見られ、日本太平洋岸の磯における既往報告とも概ね一致していた。また、そのような特徴は 2009/2010 年だけでなく 2014 年においても継続して見られた。さらに、北海道の厚岸浜中サイトを除いた関東以南の 5 サイトでは、裸地が増加している可能性がある。

展望

本報告書では、各サイトにおける解析対象種の出現頻度に関して時系列的なトレンドは検出できなかったと結論づけた。今回の解析で使用したデータ数は、各サイトにおいて最大 8 個（8 年間分）であった。そのため、実際のトレンドを検出するには十分なデータ数ではなかった可能性があり、今回の解析で得られた結果から時系列的なトレンドは生じていないとの結論に至るだけの根拠が得られなかった。しかしながら、現手法によるデータが蓄積されることにより、将来的には同解析による時系列的なトレンドを検出できる可能性はあるものと言える。また、2014 年の 5 年毎調査の調査結果から、関東以南の 5 サイトでは、裸地の割合が増加していたという事実は、各サイトで今後注視していくべき事象である。これらのことから、同調査手法による継続的な調査の実施及びデータの蓄積が望まれる。

磯に設置されている温度ロガーは、潮の干満で干出と冠水を繰り返すため、取得される岩温データは気温と海水温の両方の影響を受ける。今後、地球温暖化に伴う気温及び海水温の変化や潮位の上昇等により、磯に設置されている温度ロガーが記録する岩温にも変化が見られることが予想される。岩温の生物への影響を評価するためにも、ブーツを装着した同一条件で継続した岩温データの取得が必要である。また、温度ロガーが記録する岩温データは、設置している高さや季節による影響を受けることが分かった。そのため、今後蓄積されていく生物データと岩温との関連性を解析する場合、岩温の季節変動と温度ロガ

ーの設置されている高さを考慮し、岩温データの補正や選別作業が必要である。

引用文献

Brierley SA, Kingsford MJ (2009) Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems. Current Biology, 19(14):R602-R614

IPCC (2014) Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland

2．干潟生態系

1）干潟生態系の概要

鈴木孝男、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、浜口昌巳、
逸見泰久、金谷　弦、岸本和雄、仲岡雅裕

干潟とは

干潟とは、海岸地形のひとつで、潮間帯に位置し、河川水や潮汐によって運搬された砂や泥が堆積して形成された平坦な地形をいう。日本では、日本海側の沿岸は潮の干満がほとんどないために干潟はあまり発達せず、太平洋側に多く見られる。

潮間帯の上部から潮上帯にかけては、温帯域ではヨシ原等の塩性湿地が形成され、熱帯や亜熱帯域ではマングローブ林が形成される。一方で、潮間帯下部から潮下帯にかけてはアマモ（口絵 6）等の海草藻場が見られることが多い。このように干潟という場所は、潮上帯から潮下帯にかけて連続的に環境が変化するという特徴を持つ。

また、干潟は一見平坦で単調な地形に見えるが、底質は連続的に変化し、潮汐の作用で海水もしくは汽水に冠水することと、干出して陸地になることを繰り返す。つまり、干出時間の差異、地形、底質、淡水の流入等の物理条件が異なる多様な環境が生み出され、これらの多様な環境に適応したさまざまな生物が暮らすことにより、結果として種多様性に富んだ生態系が形づくられている。

干潟では、干出時に底生動物を主体とする生物の活動が見られる。特に潮間帯では、底土の上を這いまわる動物や底土に埋在して暮らす動物が数多く見られる。代表的な動物としては、オサガニ等のカニ類、アサリ（口絵 4）等の二枚貝類、カワゴカイ属（口絵 3）等のゴカイ類が挙げられる。潮間帯以外では、ヨシ原等の塩性湿地が形成される温帯域の潮上帯において、巻貝類のフトヘナタリやカワザンショウガイ、甲殻類のベンケイガニ等が見られる。一方、潮下帯のアマモ場では、アマモの葉上に巻貝類のシマハマツボ等が付着しており、底土中には二枚貝類のハボウキ（口絵 5）等が生息している。

これらの干潟に生息する生物の多くは、汽水域と呼ばれる淡水と海水が混在した塩分勾配のある水域において、それぞれが生存する上で適した塩分条件や底土の粒径等に応じた分布を示す。また、干潟周辺に転石・岩場・護岸壁・棒杭等が存在し、あるいはカキ礁が形成されていたりすると、これらの基質に固着したり付着したりして生息する生物も棲み込むことができる。さらに、ほかの動物が作った巣穴に棲み込む種や生物の体に付着もしくは寄生する種も見られる。

このような干潟では、潮汐の干満に応じて、干出時にはシギ・チドリ類等の鳥類が、冠水時にはボラやカレイ等の魚類が訪れ、底生動物を捕食する。

機能と役割

干潟の有する機能のうち、我々の生活に直接・間接的に役立っているものを生態系サービスと呼ぶ（Costanza et al. 1997）。干潟の生態系サービスの中でも、特に重要な機能として水質浄化と生物生産が挙げられる（堀 2011）。例えば、干潟にはゴカイ類やカニ類、二枚貝類等の底生動物が高密度に生息し、活発に底生珪藻類や植物プランクトンを食べ、また巣穴を形成すること等によって底土をかく拌する（Levin et al. 2001）。これらの底生動物が、干潟に訪れる魚や鳥等に食べられるという食物連鎖を通じて、水中の栄養塩や底土中の有機物は干潟生態系の外へ運び出される。また、底生動物による底土のかく拌や巣穴の形成は、干潟の底質内部に酸素を供給し、バクテリアの分解活性を高める。底生動物の巣穴壁

面では、バクテリアによる脱窒作用も活発に進行するため、有機汚濁の原因となる窒素を空中に戻す役割も果たしている（Kristensen et al. 1991；Kinoshita et al. 2003）。このように、干潟が水質浄化の場としての機能を持つことは一般によく知られている。一方、干潟は水産業にとっても重要な場である。特に稚仔魚にとっては、浅い水域なので大型の捕食者から逃れられることもあり、魚類の成育場としての役割も担っている。また、我々はアサリやノリ等を養殖する場としても干潟を利用している。さらに干潟は、底生微細珪藻類や海藻類、マングローブ等の高等植物が大気中の二酸化炭素を直接利用して有機物を生産することにより、炭素を貯留する場所としても機能している。特にマングローブは、海岸浸食を軽減し、また波当たりを緩和することで、海岸域からの土壌流出を防ぐ役割も備えている。加えて、2004 年 12 月に発生したスマトラ沖地震の際には、津波の襲来に対してマングローブ林が多くの村落を保護したことから、近年はその防災機能についても注目されている。このように、我々は日々「干潟の恵み」として干潟の有する生態系サービスを享受しており、これらを貨幣価値に換算した場合、1ha 当たり年間 1,242 万円と評価されている（環境省 2014）。

現状と課題

干潟は、我々の生活圏に近い場所に立地するため、特に人間活動の影響を受けやすい場所である。例えば、埋め立てや護岸の建設による干潟やヨシ原の消失、有害な化学物質や過剰な栄養塩の流入による土壌汚染や水質汚濁、水産有用種の輸入等に伴って侵入した外来種による在来生物への影響等が挙げられる。また、東北地方においては、2011 年 3 月に発生した東日本太平洋沖地震やそれに伴う津波で破壊された堤防の再建工事による影響も無視できない。

全国の干潟面積は、1945 年には 82,621ha であったが、1978 年には 53,856ha、1996 年には 49,380ha と減少傾向にあり、過去 60 年間に約 40%が消失した（環境庁 1980, 1998；花輪 2006）。また、河川上流域でのダム建設等に起因した陸域からの土砂供給の減少も報告されている（宇野木ほか 2008）。さらに、外国産アサリの輸入に伴って侵入したと考えられるアジア大陸由来の肉食性巻貝サキグロタマツメタは、在来生物のアサリを捕食して多大な漁業被害をもたらしている（大越 2004, 2012）。

このような情勢を受け、環境省では、2002～2004 年にかけて、北海道から沖縄県まで全国にわたって干潟の現状や動物相を把握するため、第 7 回自然環境保全基礎調査として浅海域生態系調査（干潟調査）を実施した（環境省自然環境局生物多様性センター 2007）。この調査では、157 か所の干潟において底生動物の生息状況を調べ、生物多様性の実態を広く捉えることができた。しかしながら、変化し続けるわが国の自然環境において、沿岸環境の保全に有効な対策を講じるためには、地球規模での気候変動や人為負荷・改変に応じて変化していくであろう干潟の状況を、継続的に把握していくことが必要である。

調査概要と調査手法

本調査は、わが国における代表的な干潟のうち、海域の特性の差異を考慮し、干満の差が大きい太平洋側の厚岸サイト（北海道）、松川浦サイト（福島県）、盤洲干潟サイト（千葉県）、汐川干潟サイト（愛知県）、南紀田辺サイト（和歌山県）、中津干潟サイト（大分県）、永浦干潟サイト（熊本県）及び石垣川平湾サイト（沖縄県）の合計 8 サイトで毎年実施している（図 2-2-1-1）。各サイトにおける出現種や個体数の増減が記録されるのみならず、太平洋岸に沿って北から南にサイトを配置したことで、全国規模での種の分布域の変化が検出できるような調査設計となっている。

図 2-2-1-1. 干潟調査サイト位置図

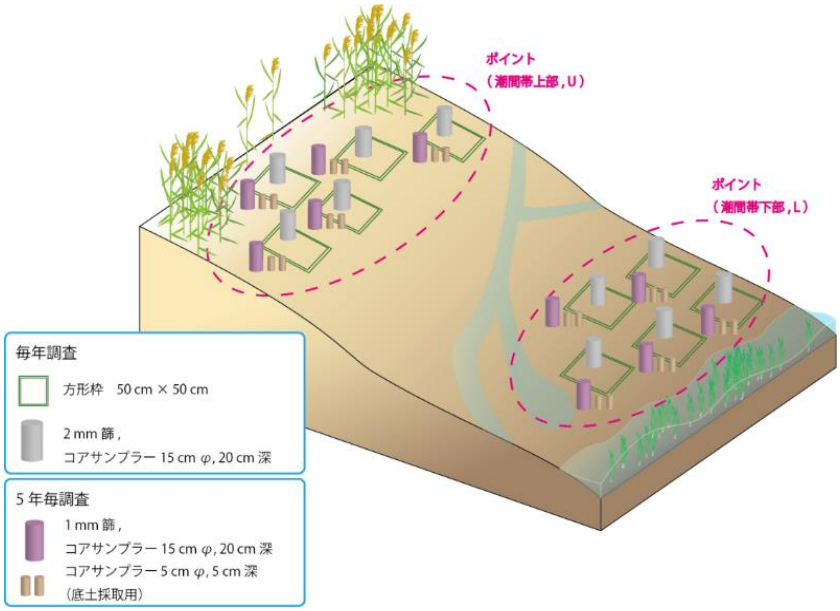


図 2-2-1-2. 干潟調査におけるポイントなどの配置図

各サイトでは、潮間帯上部から下部までを含むエリアを 1～3 か所（A、B、C）設置し、各エリアに最大 3 か所の潮位の異なるポイント（潮間帯上部：U、中部：M、下部：L）を選定している（図 2-2-1-2）。

毎年実施する調査（以下「毎年調査」という。）は、種数や個体数の変化を捉えるための定量調査と、サイトに生息する底生動物をできるだけ多く検出し、種多様性の実態を把握するための定性調査からなっている。定量調査は、各ポイントにおいて、方形枠（50cm×50cm）をランダムに 5 か所配置し、はじめにこの中に出現する表在性動物を全て拾い上げる。次に、方形枠内にコアサンプラー（直径 15cm）を挿入し、深さ 20cm までの底土を抜き取り、埋在性動物を採集する。一方、定量調査のみでは把握することができない種（例えば、移動性の高いカニ類、植生帯のみに出現する巻貝類等）の生息状況を把握するため、各ポイント周辺において踏査・目視によって出現種を記録する定性調査（2 名で 15 分）を行う。また、エリア近傍にヨシ原等の植生帯や転石帯が存在する場合、別途、当該地の定性調査を実施している。

また、2008 年と 2013 年には、毎年調査に加え、より詳細に種数等の把握をするための 5 年毎調査を行った。その際には、底土の粒度及び有機物含有量の分析も行っている。

これらの調査方法の詳細については「モニタリングマニュアル」を参照いただきたい。

とりまとめにおける着眼点

本稿では、2008 年から開始した干潟調査で取得された生物や底質のデータに基づき、各サイト及び干潟生態系の現状や特徴等について記した。

各サイトの状況では、概要を記述するとともに、2008～2016 年の 9 年間における景観の変化について記述した。また、環境省レッドリスト及び海洋生物レッドリストに掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を含む底生動物の出現種数やその変化をまとめ、各サイトに出現した底生動物の生息状況やその特徴を把握することを試みた。さらに、時間経過に伴う各サイトの底生動物相の変化の特徴を捉えるため、各年の調査で優占した種の変遷や個体数密度の変化を把握し、群集構造の経年変動を検出することを試みた。

干潟生態系の状況では、本調査で確認されたレッドリスト掲載種に関して、種ごとに出現状況をとりまとめた。また、全 8 サイトにおける底生動物の群集構造の経年変動に関して、全サイトに共通した特徴が見られるかを解析した。

最後に「干潟生態系の現状と展望」として、調査結果及び今後の円滑な調査の実施に向けて結果を踏まえたまとめを行った。

引用文献

Costanza R, d’Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O’Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world’s ecosystem services and natural capital. Nature, 387:253-260

花輪 伸一 (2006) 日本の干潟の現状と未来. 地球環境, 11(2):235-244.

堀 正和 (2011) 浅海域の生態系サービス: 生物生産と生物多様性の役割. (小路 淳, 堀 正和, 山下 洋 編) 水産学シリーズ (169) 浅海域の生態系サービス–海のめぐみと持続的利用, 11-25. 恒星社厚生閣, 東京

環境庁自然保護局 (1980) 第 2 回自然環境保全基礎調査 海域調査報告書 海岸調査, 干潟・藻場・サンゴ礁分布調査, 海域環境調査 (全国版). 東洋航空事業株式会社

環境庁自然保護局 (1998) 第 5 回自然環境保全基礎調査 海辺調査 総合報告書. 環境庁自然保護局, 東京

環境省 (2014) 湿地が有する生態系サービスの経済価値評価. (https://www.env.go.jp/press/files/jp/24504.pdf, 2017年1月28日確認)

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

Kinoshita K, Wada M, Kogure K, Furota T (2003) Mud shrimp burrows as dynamic traps and processors of tidal-flat materials. Marine Ecology Progress Series, 247:159-164

Kristensen E, Jensen MH, Aller RC (1991) Direct measurement of dissolved inorganic nitrogen

exchange and denitrification in individual polychaete (*Nereis virens*) burrows. Journal of Marine Research, 49:355-377

Levin LA, Boesch DF, Covich A, Dahm C, Erseus C, Ewel KC, Kneib RT, Moldenke A, Palmer AM, Snelgrove P, Strayer D, Weslawski JM (2001) The function of marine critical transition zones and importance of sediment biodiversity. Ecosystems, 4:430-451

大越 健嗣 (2004) 輸入アサリに混入して移入する生物−食害生物サキグロタマツメタと非意図的移入種. 日本ベントス学会誌, 9:74-82

大越 健嗣 (2012) 外来巻貝サキグロタマツメタのアサリに対する捕食. 日本水産学会誌, 78:979-982

宇野木 早苗, 山本 民次, 清野 聡子 (2008) 川と海. 築地書館, 東京

2）各サイトの状況

厚岸サイト

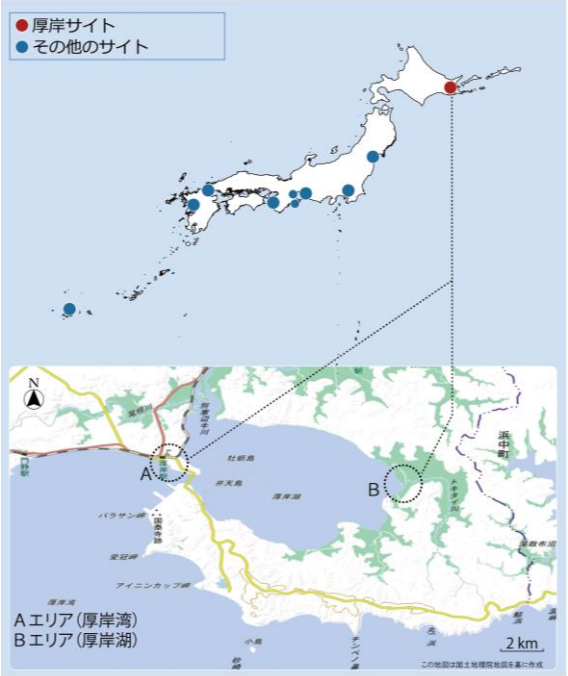


図 2-2-2-1. サイト位置図と景観（B エリア）
2014 年撮影：仲岡雅裕

サイトの概要

厚岸サイトは、北海道東部の別寒辺牛川流域の湿原から厚岸湖を通じて厚岸湾に至る水系に属している（図 2-2-2-1）。この「厚岸湖・別寒辺牛湿原」は、ラムサール条約湿地として登録されており、良好な自然環境が保全されている（鈴木ほか 2013）。また、国指定厚岸・別寒辺牛・霧多布鳥獣保護区に含まれるとともに、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」にも選定されている。

エリアは A 及び B の 2 か所を設置しており、A エリアは、厚岸湾北奥部、厚岸湖の出入り口に近い場所に成立する砂泥質の干潟である。B エリアは、厚岸湖の東側最奥部、トキタイ川の河口部に広がる泥質の干潟である。干潟の陸側は一段高いピート台地となり、塩性湿地が広がる。また、両エリアとも潮下帯はアマモ場が形成されている。本サイトの干潟表面では、B エリアでは巻貝類のホソウミニナ（口絵 4）が優占しているが、A エリアでは目立った表在性動物はいない。また、底土中にはゴカイ科、シロガネゴカイ科、ミズヒキゴカイ科（口絵 3）等の多毛類、アサリ（口絵 4）、サビシラトリ、オオノガイ等の二枚貝類が優占する。

景観の変化

A エリアでは、2011 年秋季から後背地にあった護岸堤の改修工事が始まり、それまであった潮上帯の植生帯が 2012 年 6 月までに消失した。護岸工事は 2017 年まで継続して行われている。その間、工事車両の進入やコンクリートブロックの一時的な設置に伴う潮間帯上部へのかく乱や負荷が生じた。また、護岸改修がほぼ完了した 2014 年頃からは、干潟全体の水深が徐々に深くなる傾向が見られ、それに伴い、干潟沖の潮下帯に分布するアマモ場が干潟方向に向かって拡大している傾向が見られた。

B エリアでは、後背湿地及び干潟前面の潮下帯を含む広域な景観については 2008～2017 年までの間に大きな変化は見られなかった。ただし、トキタイ川河口の流路変更に伴う干潟の微地形の変化は数年に 1 回程度生じている。これは、集中豪雨等の一時的な降雨量の増加に伴うトキタイ川の増水及び厚岸湖への

流量の増加が関連していると思われるが、その詳細な関連性は不明である。

底質の粒度組成及び有機物含有量について、2008 年と 2013 年のデータを比較した結果を図 2-2-2-2 に示す。A エリアは砂質干潟で粒径 0.063～0.125 mm の底質が優占する一方、B エリアは泥質干潟で粒径 0.063 mm 以下の画分がほとんどを占める。基本的な粒度組成は 2008 年と 2013 年の間で大きな変化がなかったが、2013 年の A エリアの潮間帯上部においては、>1mm 以上の画分が減少していること及び有機物含有量が減少していることが明らかになった。一方、潮間帯下部ではこれらの値に大きな変化は生じておらず、潮間帯上部における変化が、前述の護岸改修工事と関連しているかどうかについては今のところ不明である。

B エリアにおける粒度組成には、潮間帯上部、下部ともに 2008 年と 2013 年との間で大きな変化はなかった。一方、有機物含有量は約 0.5～1%減少していたが、この原因は不明である。

総出現種数の変遷

本サイトにおける底生動物の総出現種数の経年変化を表2-2-2-1に示す。本サイトの総出現種数は、年によって34～49種で変異していた（平均41種）。調査期間を通じての有意な増加・減少は検出されなかった（$t = -1.683$、$p = 0.136$）。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

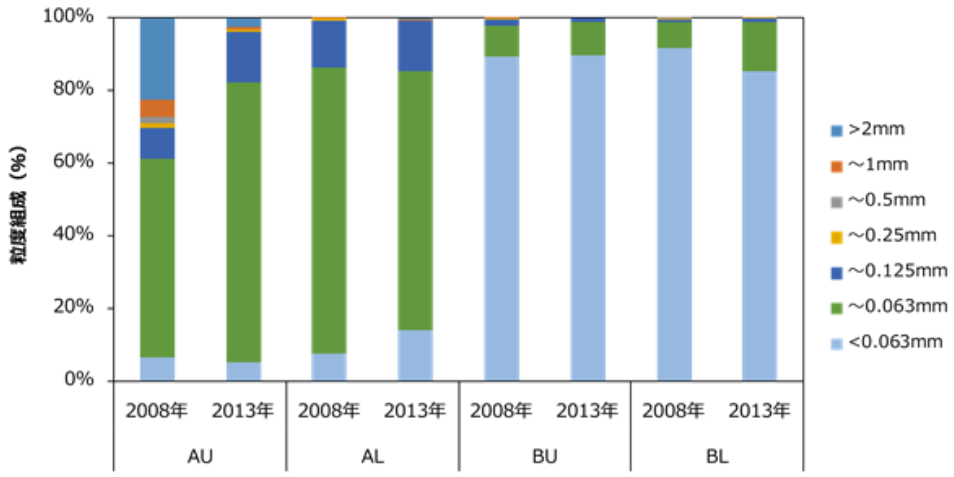
本サイトのレッドリスト掲載種としては、準絶滅危惧種（NT）として、ホウザワイソギンチャク、オオノガイ、サビシラトリ、ユウシオガイ、クビキレガイモドキ、アッケシカワザンショウの 6 種が出現した。

これらのうち、オオノガイ、サビシラトリ、アッケシカワザンショウは毎年の調査で出現が確認され、ホウザワイソギンチャクも 2014 年を除き確認された。いずれの種も厚岸サイトでは比較的個体数が多い種であり、安定して存続していると考えられる。一方、ユウシオガイとクビキレガイモドキは 2009 年の調査で確認されたのみであり、厚岸においては非常にまれな種である可能性がある。ただし、同定時に他種と混同されている可能性もあるため、今後の再検討が必要である。

2008～2016 年における出現上位 10 種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 2-2-2-3 と図 2-2-2-4 に示す。ただし、後述のとおり、表在性動物は 6 分類群しか出現しなかったため、出現種全てを出現上位種として扱った。また、それぞれの個体数密度は、$1m^2$ あたりの個体数に換算した。

本サイトの表在性動物としては、ホソウミニナ、エビジャコ属の複数種、クロタマキビ、エビジャコ、アラムシロ、ヘソカドタマキビの 6 分類群が出現した。このうち、ホソウミニナが 2 エリアを合わせて個体数の 98%を占めた（図 2-2-2-3）。ホソウミニナの個体数密度は 2009 年に最高（$63/m^2$）、2016 年に最低（$15/m^2$）を記録し、調査期間中の平均密度は $28/m^2$ であった。密度は調査期間を通じて有意な減少が認められた（$t = -2.524$、$p = 0.0396$）。



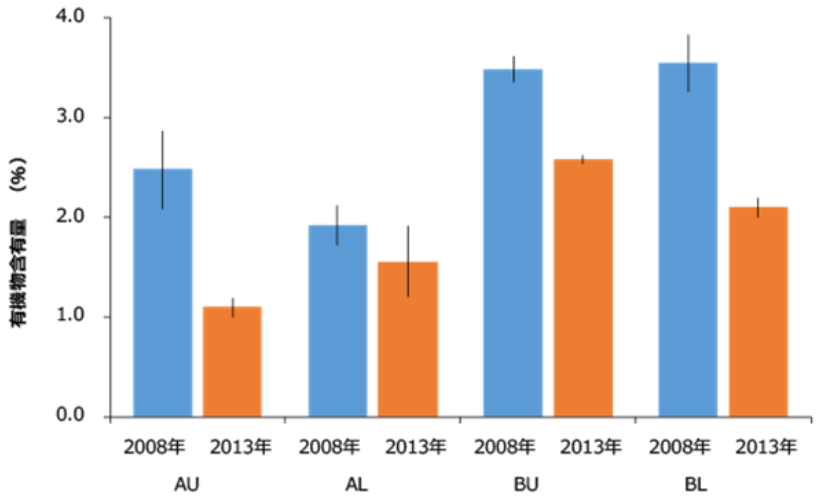


図 2-2-2-2. 厚岸サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年と 2013 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

表 2-2-2-1. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		44	42	46	43	49	34	34	36	40
レッドリスト掲載種		3	5	3	3	4	3	3	4	4
出現割合(%)		6.8	11.9	6.5	6.8	7.8	8.8	8.8	11.1	10.0
内訳										
絶滅危惧I類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CR+EN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅危惧II類	VU	0	0	0	0	0	0	0	0	0
準絶滅危惧	NT	3	5	3	3	3	3	3	3	3
情報不足	DD	0	0	0	0	0	0	0	0	0

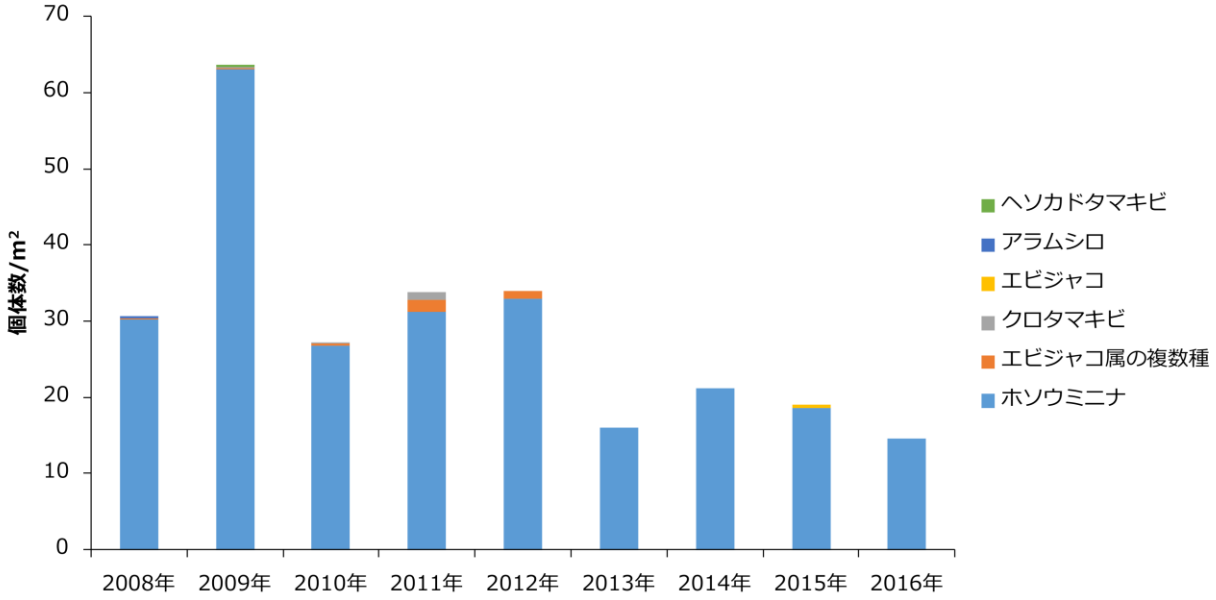


図 2-2-2-3. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）

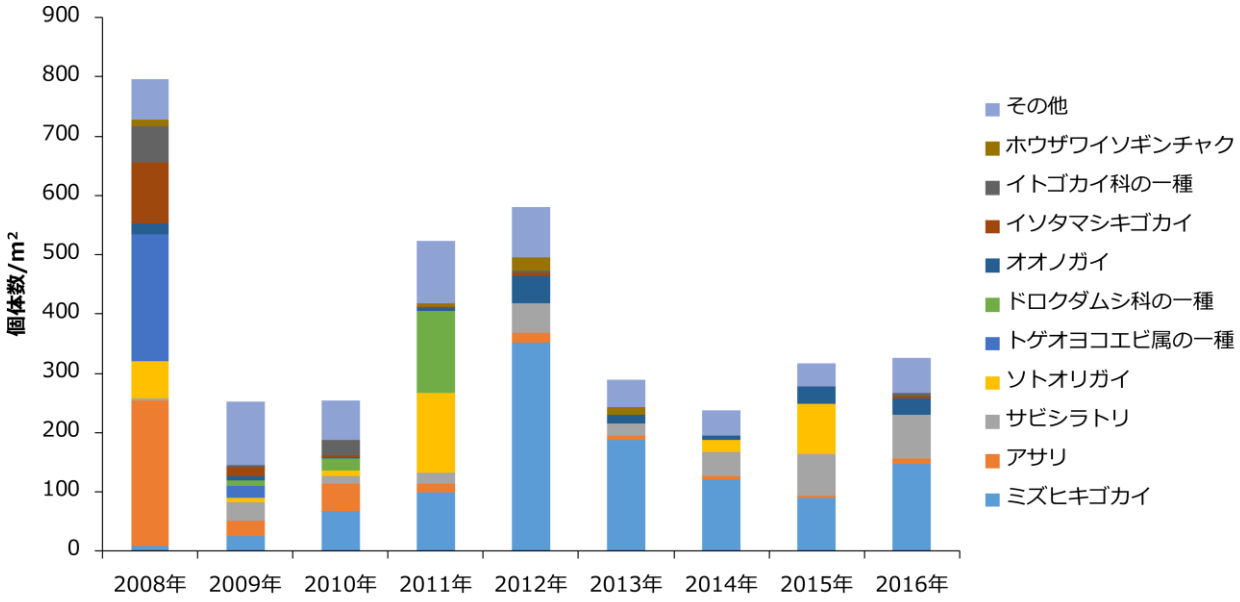


図 2-2-2-4. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）

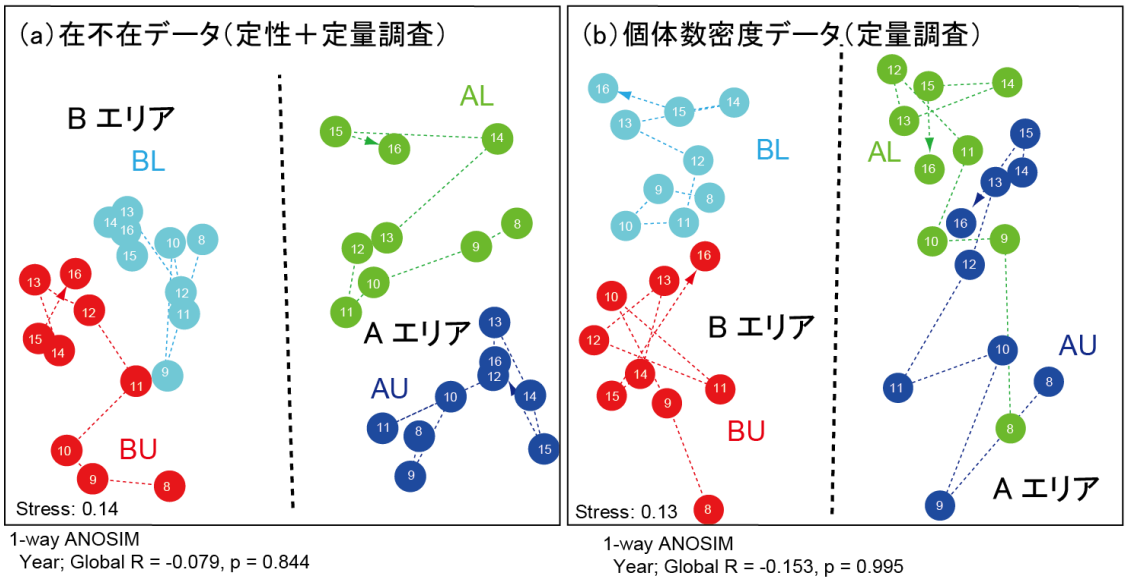


図 2-2-2-5. nMDS を用いた厚岸サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。（a）在不在データ（毎年調査の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。（b）毎年調査の定量データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各ポイントを色（青、緑、赤、水色）で示し、各調査年を数値（8: 2008 年）で示す。

埋在性動物には、ミズヒキゴカイ、イソタマシキゴカイ等の多毛類、アサリ、サビシラトリ、ソトオリガイ、オオノガイ等の二枚貝類、トゲオヨコエビ属の一種、ドロクダムシ科の一種等の端脚類が優占した（図 2-2-2-4）。各種の時間経過に伴う個体数密度の変動はそれぞれ特徴的なパターンを示した。アサリ、トゲオヨコエビ属の一種、イソタマシキゴカイは 2008 年に、ソトオリガイ、ドロクダムシ科の一種は 2011 年に密度が高かった。調査期間を通じた増減について解析すると、サビシラトリについては有意に増加していることが認められたが（$t = 3.951$、$p = 0.006$）、ほかの優占種については有意な増減は検出されなかった（$p > 0.05$）。

底生動物群集構造の経年変動

本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度を基に、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という。）により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way Analysis of Similarity （以下「1-way ANOSIM」という。）により、統計解析を実施した。

なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性調査と定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

nMDS を用いた各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-5 に示す。

本サイトではサンプルが各エリアにまとまってプロットされており、A エリアと B エリア、また干潟上部（U）と下部（L）の間で群集構造が異なっていることが示唆された。また、1-way ANOSIM の結果から、在不在データ、個体数密度データのいずれについても群集構造の有意な経年変動は検出されなかった。

サイトの現状

本サイトにおいては、環境の変化として、前述のように特に A エリアで周辺環境の比較的大規模な改変が進みつつあった。また、底質の粒度組成や有機物含量に変化が検出された。

一方で、今回解析した 9 年間のデータでは、底生動物相の著しく際立った変化は認められなかったが、表在及び埋在性動物の優占種の時間経過に伴う個体数密度の変化等が検出された。しかし現段階では、これらの変化の要因及び関連性については不明であり、底生動物の群集構造が定常的な状態であるかどうかは判断できない。特に、優占する埋在性動物の経時的変化のパターンは種により大きく違うことが今回の解析で判明したが、これには底生動物の加入や生存における長期的な経年変動が関連している可能性もあり、その要因も含めた今後の詳細な解析が必要である。

nMDS から、本サイトの各エリア及び各エリア内の干潟上部と干潟下部においては、それぞれに特徴的な底生動物の群集構造が形成されていることが判明した。各エリアの干潟上部から干潟下部は連続的に移行しており、前述のように防波堤建設に伴う波浪かく乱の変化（A エリア）、降水量の一時的な増加に伴う河川流路の変化（B エリア）等で今後もサイトの環境条件が大きく変化する可能性がある。それに伴い、現在の群集構成も変化していくことが予想されるため、引き続きデータの取得、解析を続ける必要がある。

厚岸湾から厚岸湖・別寒辺牛湿原に至る集水域では、陸域と海域の相互作用に関する生態学的知見が集積しつつあり（向井 2002；仲岡ほか 2014）、生態系モデルを用いた解析では、今後の気候変動（温度上昇や極端気象の頻度増加）や社会経済学的変動（人口減少に伴う陸域・海域土地利用の変化）等に伴い、厚岸湖・厚岸湾の水域生態系の変化が予測されている（阿部 2016）。干潟の種多様性や群集構造もこれと対応して今後変化する可能性もあり、本事業の干潟調査を通じてより長期のデータを取得し、解析及び監視を続けることは非常に重要であると考えられる。

引用文献

阿部 博哉 (2016) 亜寒帯汽水湖における低次生産過程に果たす基礎生産者の多様性と懸濁物食性二枚貝の役割に関する研究 －現地観測と数値モデルの融合－ 博士論文. 北海道大学大学院 環境科学院

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

向井 宏 (2002) 森と海の相互作用. 月刊海洋, 34:389-395

仲岡 雅裕, 伊佐田 智規, 本多 健太郎, 北村 武文 (2014) 野外研究サイトから（26）厚岸臨海実験所（北海道大学）. 日本生態学会誌, 64:87-91

鈴木 孝男, 金谷 弦, 木村 妙子, 古賀 庸憲, 多留 聖典, 浜口 昌巳, 逸見 泰久, 岸本 和雄, 仲岡 雅裕 (2013) 干潟生態系.（環境省自然環境局生物多様性センター 編）モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2012 年度とりまとめ報告書, 19-30. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

執筆：仲岡雅裕、金谷　弦

松川浦サイト

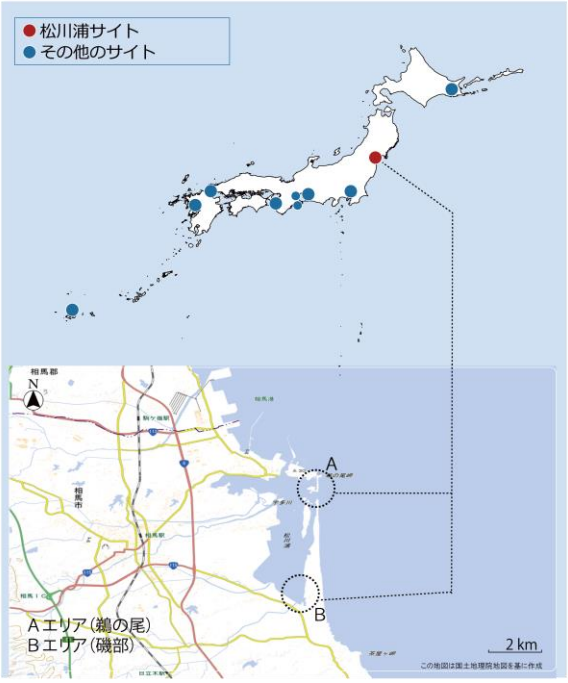


図 2-2-2-6. サイト位置図と景観（A エリア）
2016 年撮影：金谷　弦

サイトの概要

松川浦サイトは仙台湾の南端に位置している（図 2-2-2-6）。松川浦は、砂嘴によって太平洋と隔てられた南北に長い潟湖であり、東北地方最大級の干潟である（鈴木 2015a）。松川浦県立自然公園に指定されており、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。2011 年 3 月に発生した東日本大震災（以下「震災」という。）により影響を受けたものの、地形はほぼ維持された。潟湖干潟であるが、湾口が狭い内湾にある前浜干潟とも見なせる。砂質から泥質までさまざまな底質環境を持ち、流入河川の河口部には河口干潟も形成され、ヨシ原も見られる。底生動物は、震災の大津波でかく乱を受けたが、回復途上にある。現在、松川浦を取り囲む堤防が建設中であり、この工事による影響が懸念される（鈴木 2015b）。

松川浦サイトには A 及び B の 2 つのエリアが設定されている。A エリアは、太平洋との通水路付近に位置する入江状になった砂質干潟で、最奥部は泥が混じる。潮上帯には小面積の塩性湿地があり、潮下帯の水路沿いにはアマモ場が広がる。干潟には海苔棚がある。B エリアは、松川浦の南側最奥部に位置する砂泥質の干潟で、一部泥質のところもある。潮間帯上部にはパッチ状の狭いヨシ原が存在する。小河川の流入があり、ところどころに小規模のイガイ礁が見られる。

景観の変化

松川浦は 2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震に起因する津波により甚大な被害を受けた（鈴木 2015a）。潟湖の海側に形成された砂嘴上を走る道路は数か所で破壊され、海水が直接流れ込むようになった（2012 年には応急修復された。）。干潟の砂泥底も大きくかく乱され、多くの底生動物とともに持ち去られた。津波によるかく乱と地盤沈下の影響で、干潟の干出面積は全体的に減少した。また、泥底が持ち去られたところが多く、一部に泥の堆積が見られるものの、松川浦全体が砂っぽくなった。

2013 年までに潟湖の中の大きなガレキや流木（マツ）等は全域で撤去された。その後、水中に残された細かなガレキの除去作業が継続された。この撤去作業に伴って底土の浚渫や盛り土がなされる等、底生動物の生息基盤は大きくかく乱された。ガレキの撤去作業後は、干潟の干出面積は回復してきているようだが、潟奥部ではまだ干出するところが少なくなったままのところが多い。

A エリアは潟湖の入口に近く、入江状になった干潟であったが、砂泥底のほとんどは消失した。津波により持ち込まれた比較的粗い

砂が堆積し、干潟は干出するが、その中に泥やコンクリートの破片が混じる。潮上帯に存在した塩性湿地やヨシ原は失われ、潮下帯水路沿いのアマモ場も消失した。2014 年になって、AL（A エリア潮間帯下部）の地先の潮下帯ではアマモが概ね復活し、各所にアマモのパッチが見られるようになった。AU（A エリア潮間帯上部）と AL の途中の潮上帯には震災後にできた塩性湿地が存在し、ヨシ原に囲まれた汽水池の周辺には塩生植物のシバナ、ハマサジ、ハママツナが生育している。

B エリアは松川浦の最奥部に位置する干潟であるが、海岸の堤防が破壊される等、津波の影響は大きかった。干出面積は震災前に比べて狭くなり、潮間帯上部にあった狭いヨシ原は全て枯死した。底質は砂質～砂泥質であったが、海水交換が十分でないこともあって底土上に泥分が堆積し始めているところも見られる。

底質については、震災前（2008 年）と震災後（2013 年）に 5 年毎調査を実施していたため、結果を比較できた。

A エリアの粒度組成（図 2-2-2-7：上）を見ると、震災後に比較的大きな粒子の割合が増加し、津波で持ち込まれた粗砂が堆積したものと考えられる。泥（粒径が 0.063mm 未満）の含有量は入江の奥に位置する AU で増加していたが、入江の入口に近い AL では減少していた。このことは有機物含有量（図 2-2-2-7：下）でも示されており、奥まったところで泥分の堆積が少しずつ進んでいるものと思われる。

B エリアでは A エリアと異なり、比較的細かい粒子の砂が主体であった（図 2-2-2-7：上）。より岸辺に近い BU（B エリア潮間帯上部）では、震災後泥分の堆積が進み、有機物含有量も倍増していた（図 2-2-2-7：下）。一方、沖側の BL（B エリア潮間帯下部）では震災前に比べて泥分が少なくなり、有機物含有量も減少した。これは、津波で泥分が持ち去られたままの状態であったと考えられる。しかし、その後の継続的な調査によれば、BL でも泥分の堆積が進んできているようだ。こうした状況は、潟奥部にあって海水交換が十分ではないままであることが関係していると思われる（鈴木 2015a）。

総出現種数の変遷

総出現種数の経年変化を表 2-2-2-2 に示す。

定量調査と定性調査を合わせた底生動物の総出現種数は、単年ごとに見ると震災のあった 2011 年に一旦減少したもののその後回復し、震災前と同じレベルになった後、2015、2016 年にはさらに増加した。震災前（2008～2010 年）の出現種数は合計で 102 種であったが、震災後（2012～2016 年）は 176 種と 1.7 倍になっていた。これは、特に A エリアでの種数増加（震災前 77 種→震災後 147 種、1.9 倍）を反映している。A エリアでは底生動物の生息環境が整ってきていることに加えて、外洋からの底生動物幼生の供給が順調であることがこの状況をもたらしていると思われる。そのほかにも、2015 年以降、AL の近くの潮上帯にある震災後にできた塩性湿地でも調査を実施したことから、そうした場所に生息する種が加わったことも種数増加に寄与している。一方、B エリアでも震災後の全種数は震災前よりも多くなっており（1.6 倍）、震災後に生息環境が改善したものと思われる。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

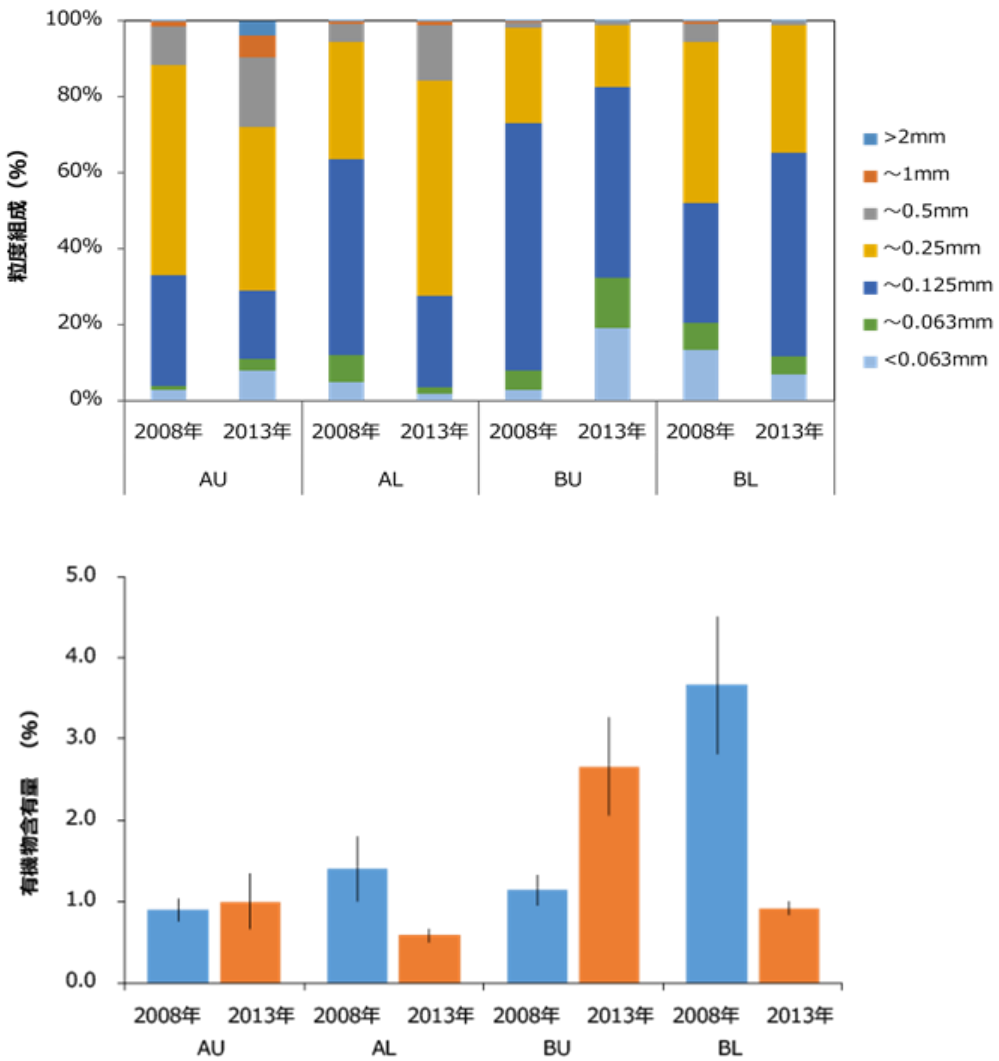


図 2-2-2-7. 松川浦サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（震災前の 2008 年と震災後の 2013 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

表 2-2-2-2. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		53	81	72	35	65	82	77	107	102
レッドリスト掲載種		11	12	12	1	5	6	5	9	7
出現割合(%)		20.8	14.8	16.7	2.9	7.7	7.3	6.5	8.4	6.9
内訳										
絶滅危惧I類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	0	1	0	0	1	1	1	1	1
	CR+EN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅危惧II類	VU	3	3	3	0	2	2	2	2	2
準絶滅危惧	NT	8	8	9	1	2	3	2	5	3
情報不足	DD	0	0	0	0	0	0	0	1	1

レッドリスト掲載種の出現数（表 2-2-2-2）は、震災前は平均 11.7 種であったが、震災直後の 2011 年には準絶滅危惧種のサビシラトリ 1 種のみになった。その後、底生動物の回復が進むにつれてレッドリスト掲載種が見られるようになったが、震災前に比べて少なく、震災後の平均種数は 6.4 種であった。震災前後の確認種数合計で比べてみても、震災前（2008～2010 年）には 17 種が確認されていたが、震災後（2012～2016 年）は 10 種の確認に留まった。震災後、消失したままの種は、ユムシ、スジホシムシモドキ（口絵 3）、ヤマトシジミ、シゲヤスイトカケギリ、ツボミガイ、ウミニナ（口絵 4）、ムシロガイ、フトヘナタリ、カワアイの 9 種であるが、このうちスジホシムシモドキ、ムシロガイを除く 7 種は別途複数の調査において生息が確認された。特に絶滅危惧 I 類のツバサゴカイ（口絵 3）が、震災後に A エリアにおいて生息数が増加しており、注目に値する。このように、レッドリスト掲載種についても回復してきているのは確実である。

構成種の特徴

震災前の A エリアでは、巻貝類、多毛類、甲殻類の出現数が多く、多様性豊かな干潟であった。干潟一帯でホソウミニナとマツカワウラカワザンショウ（口絵 4）が優占するほか、地高の高い場所にはコメツキガニが多かった。また、ウミニナ、ユウシオガイ、ソトオリガイ、ツバサゴカイ等の希少な種も出現した。ヨシ原にはアシハラガニ（口絵 5）、カワザンショウガイ類が見られた。また、塩性湿地にはフトヘナタリとウミニナが生息していた。A エリアも含む北部の干潟では、輸入アサリとともに持ち込まれた外来種サキグロタマツメタの生息が確認された。

B エリアでは、ホソウミニナとマツカワウラカワザンショウが優占するほか、ヤミヨキセワタが見られ、イソシジミとオキシジミ（口絵 4）が多かった。レッドリスト掲載種のカワアイとフトヘナタリが少数ではあるが出現した。また、カワゴカイ属（口絵 3）をはじめとして多毛類の多様性が高く、ミズヒキゴカイ（口絵 3）等汚染に強い種も確認された。端脚目ではニッポンドロソコエビが多く出現した。潮間帯下部の砂泥質～泥質のところではムラサキイガイからなるイガイ礁が点在していた。

2011 年の調査は、津波の影響で干潟底質が大きくかく乱され、砂泥底とともに多くの底生動物が持ち去られた直後（3 か月後）であったことから、出現種数は限られていた。それでも周囲を探し回って 35 種の生息を確認したが、定量調査に出現した種はわずかであった。優占種であったマツカワウラカワザンショウは消失し、ホソウミニナもわずかしか確認されなかった。埋在性動物でも比較的浅いところに生息するソトオリガイやアサリ（口絵 4）は見られなくなった。カワアイ、フトヘナタリ、ウミニナ等のレッドリスト掲載種も確認できなかった。

しかし、翌 2012 年には、種数においてかなりの回復が見られた。震災前の 2010 年に出現した総種数は 72 種で、2012 年は 65 種までに回復した。しかし、個々の種の生息密度は低いままであり、特に大型底生動物の生息数は少ないままであった。震災で消えてしまったと思われたマツカワウラカワザンショウは 2012 年 3 月までは見られなかったが、6 月には多く見られるようになった。

2013 年には、マツカワウラカワザンショウが震災以前のレベルに近い密度で見られるようになり、イソシジミ、アサリ、オオノガイ等の二枚貝類は震災以前に比べて増加していた。しかし、ホソウミニナは探し回らないと見つけ出せない程度であった。また、ヨシ原を主な生息場所とする種はほとんどが見つからないままであった。

2014 年には、コメツブガイ、ヤミヨキセワタ等が見られるようになった。また、イソシジミとアサリが多く出現した。特にアサリは新規に加入したと見られる小型個体も多く、着実に個体数を回復してきているようであった。多毛類ではミズヒキゴカイやイトゴカイ類のヘテロマスタス属が優占していた。

2015 年の調査では、AL の近くの潮上帯にある震災後にできた塩性湿地を含めて定性調査を行った。そこではクリイロカワザンショウ、ヨシダカワザンショウ、ヒナタムシヤドリカワザンショウ等の微小なカワザンショウガイ類のほか、ホソウミニナが小さな水たまりで多く確認された。また、アシハラガニ、チゴガニ、ヤマトオサガニ等も出現した。ほかにアマモ場での調査も行ったため、2015 年

は松川浦サイト全体で 108 種が確認され、震災前を含めてこれまでで最も多くの種数が確認された。

2016 年も底生動物は依然として高い種多様性を維持していた。A エリアでは、震災でいなくなった底生動物種が回復してきたことに加え、海産種（ヤマトウミウシ、ウバガイ（口絵 4）、ガザミ等）が出現したことから、出現種数は 2015 年（70 種）よりも 21 種多い 91 種となった。また、全域で希少な多毛類ツバサゴカイの棲管が確認されており、その数は震災後に増加し現在も高密度を維持している。このように、A エリアは高塩分環境である上に砂干潟、泥干潟、護岸、塩性湿地、アマモ場、海藻等があり生息場所・生息環境の多様性が非常に高く、多くの底生動物が出現する条件が揃ってきていると言える。例えば、震災後、2014 年まで少数しか見られなかったホソウミニナは、多くのポイントで多数確認されるようになっており、個体群の回復が進んでいることを示唆している。二枚貝類のアサリは、A エリアで大型の個体が多数確認されており、震災後加入した稚貝が成長して親個体群を再形成したと考えられる。一方、外来種のサキグロタマツメタは、震災後も依然として A エリア内で生息が確認された。

2008～2016 年における出現上位 10 種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 2-2-2-8 と図 2-2-2-9 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1m^2 あたりの個体数に換算した。

表在性動物においては、震災前後を通じてマツカワウラカワザンショウの個体数密度が高く、多くの年で最優占種となっていた。2014 年以降においては、88%以上を占めていたことから、本種を図示すると他種の変遷が分かりづらいため、図 2-2-2-8 には、本種を除いた結果を示した。図 2-2-2-8 から、震災前はホソウミニナが多く生息していたことが明らかである。ほかには、ユビナガホンヤドカリ、コメツキガニ、ヤミヨキセワタが多くを占めていた。震災のあった 2011 年には表在性動物のほとんどの種が姿を消し、その後 2012 年以降は回復傾向にあるのは前述のとおりである。震災後はマツカワウラカワザンショウを除くと、総個体数密度は震災前に比べて低いままである。特に、ホソウミニナが定量調査で数個体以上確認できるようになったのは 2015 年以降であり、この年から干潟に分布を広げてきていることが確かめられている。ホソウミニナが多く見られるようになる前はヤミヨキセワタが多かった。また、地表徘徊性のカニ類について見ると、震災前はコメツキガニが主体であったが、震災後はタカノケフサイソガニがコンスタントに出現した。埋在性動物について見ると（図 2-2-2-9）、特定の種が多くを占めることは認められなかった。震災前は、貝類ではイソシジミとアサリ、多毛類ではヘテロマスタス属、ミズヒキゴカイ、ドロオニスピオが比較的多く見られた。震災後は急激な回復を示し、2014 年以降の総個体数密度の平均は震災前平均の 7 倍を示した。回復初期にはイソシジミ、カワゴカイ属、ヘテロマスタス属、ミズヒキゴカイが多く、その後タナイス類の *Zeuxo* 属やドロオニスピオが加わった。底生動物相や個体数密度が震災前と異なっているのは、津波の影響で底質が入れ替わったこと等が関係していると思われる。

このように、表在性動物、埋在性動物ともにまだ変化の途上にあるということができる。

優占種の変遷

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 2-2-2-3 に示す。

表在性動物については、図 2-2-2-8 でも確認できるように、震災前後を通じて（2011 年を除き）、マツカワウラカワザンショウ、ホソウミニナ、ヤミヨキセワタが上位を占めていた。しかし、震災前に優占種であったコメツキガニは、震災後は定量調査には出てきていないままである。一方、タカノケフサイソガニは、震災後に優占して出現している。

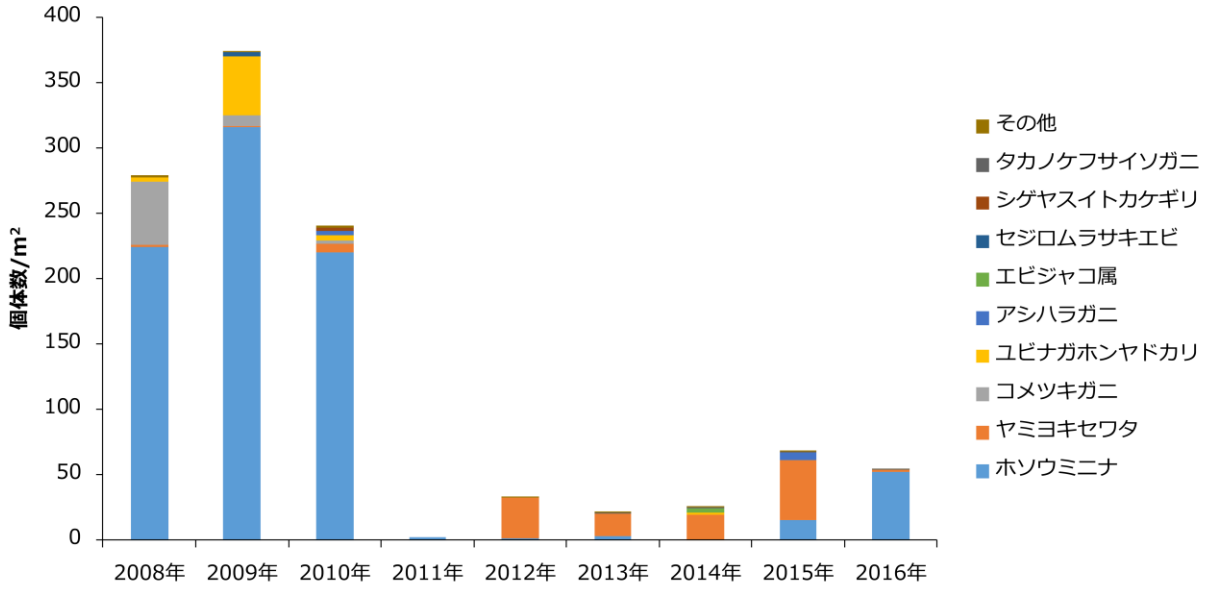


図 2-2-2-8. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）を示す。最優占種であるマツカワウラカワザンショウを除いて表示した。

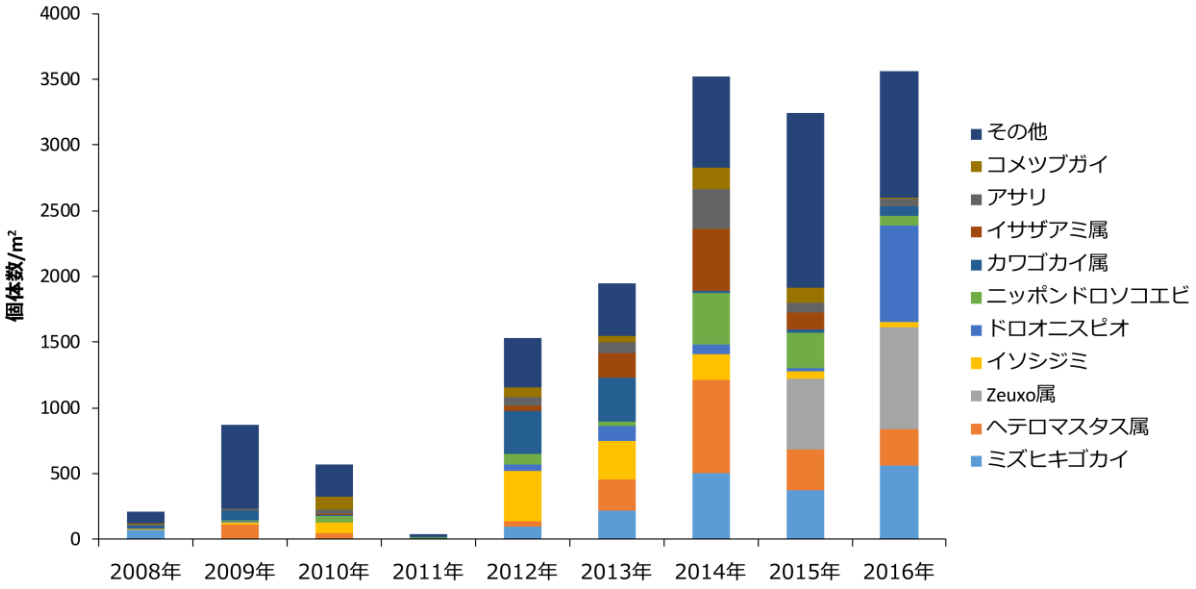
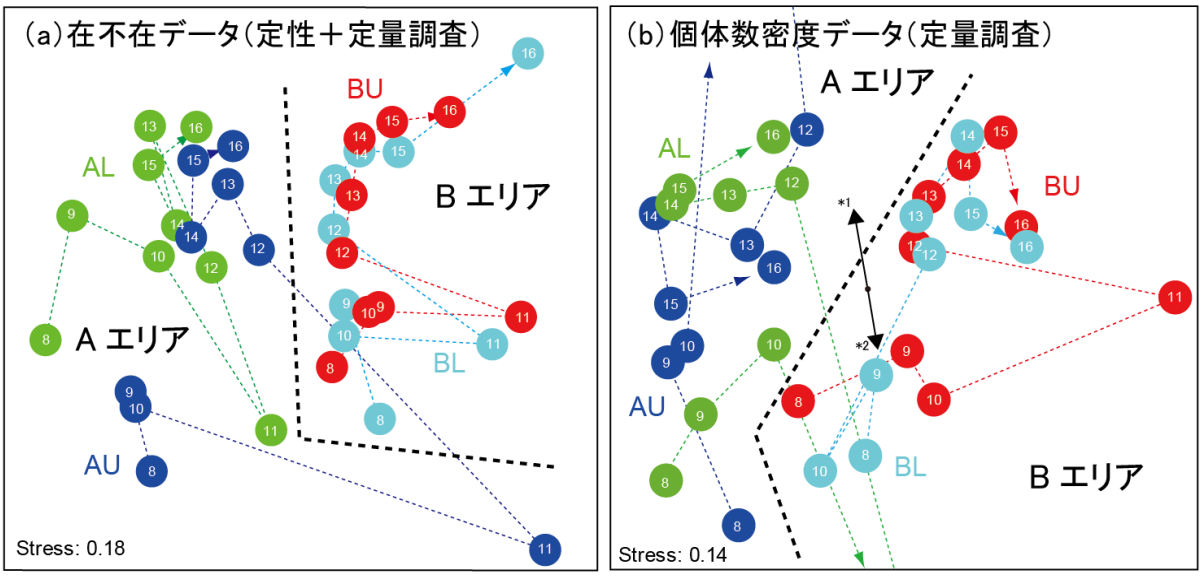


図 2-2-2-9. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）を示す。

表 2-2-2-3. 調査年別の優占種（出現個体数上位 5 位までの種）

カテゴリ	順位	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
表在性	1	ホソウミニナ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	ヤミヨキセワタ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ	マツカワウラカワザンショウ
	2	マツカワウラカワザンショウ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	-	マツカワウラカワザンショウ	ヤミヨキセワタ	ヤミヨキセワタ	ヤミヨキセワタ	ホソウミニナ
	3	コメツキガニ	ユビナガホンヤドカリ	ヤミヨキセワタ	-	ホソウミニナ	ホソウミニナ	エビジャコ属	ホソウミニナ	ヤミヨキセワタ
	4	ヤミヨキセワタ	コメツキガニ	ユビナガホンヤドカリ	-	ムラサキイガイ	タカノケフサイソガニ	ユビナガホンヤドカリ	アシハラガニ	タカノケフサイソガニ
	5	タテジマイソギンチャク	セジロムラサキエビ	シゲヤスイトカケギリ アシハラガニ コメツキガニ	-	ヘラムシ科	キセワタガイ	タカノケフサイソガニ	タカノケフサイソガニ	ユビナガホンヤドカリ
埋在性	1	ミズヒキゴカイ	箒虫綱	イソシジミ	イトゴカイ属	イソシジミ	カワゴカイ属	ヘテロマスタス属	Zeuxo属	Zeuxo属
	2	カワゴカイ属	ヘテロマスタス属	ヘテロマスタス	カワゴカイ属	カワゴカイ属	イソシジミ	ミズヒキゴカイ	ミズヒキゴカイ	ドロオニスピオ
	3	イトゴカイ科	ヤマトスピオ	ノトマスタス属	ニッポンドロソコエビ	ミズヒキゴカイ	ヘテロマスタス属	イサザアミ属	コオニスピオ	ミズヒキゴカイ
	4	ソトオリガイ	ノトマスタス属	スナウミナナフシ属	トンガリドロクダムシ	ニッポンドロソコエビ	ミズヒキゴカイ	アサリ	ムロミスナウミナナフシ	ヘテロマスタス属
	5	イソシジミ	カワゴカイ属	ソトオリガイ ヤマトスピオ	イサザアミ属 ドロオニスピオ	イトゴカイ科	イサザアミ属	ニッポンドロソコエビ	ヘテロマスタス属	イトミミズ科



*1*2 2011年のAU・AL地点は、それぞれこれらのベクトルを10倍に延長した位置にプロットされた。
2011年BL地点の定量採集では底生動物は採取されなかった。

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.360, p = 0.001

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.335, p = 0.001

図 2-2-2-10. nMDS を用いた松川浦サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。（a）在不在データ（毎年の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。（b）個体数密度データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各ポイントを色（青、緑、赤、水色）で示し、各調査年を数値（8:2008 年）で示す。

このことは、環境改変が生じた場合、移動性の大きなカニ類は、幾らかでも生残していた個体がいれば、それぞれにとっての好適な生息場所に比較的早く回復してくるものと思われる。

埋在性動物について見ると、図 2-2-2-9 にも示したように優占種の交替は顕著であった。震災後の優占種としては、多毛類のヘテロマスタス属やミズヒキゴカイがコンスタントに出現したが、2015 年以降はタナイス類の *Zeuxo* 属が最優占していた。このように、埋在性動物については年ごとの比較的小さな環境変化（泥分の堆積、降雨等による塩分の変化等）でも、優占種の交替に結びつくようであった。

底生動物群集構造の経年変動

本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度を基に、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という。）により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way Analysis of Similarity （以下「1-way ANOSIM」という。）により、統計解析を実施した。

なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性調査と定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

nMDS を用いた本サイトの各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-10 に示す。

群集構造の類似度は、A エリアと B エリアで明確に区別された。A エリアでは震災前は AU と AL で群集構造は少し異なっていたが、これは種構成に違いが見られたことに起因している。AU は入江の奥にあり、潮上帯に塩性湿地があったが、AL は入江の入り口で近くに塩性湿地はなかったこと等のためであった。その後、2011 年の震災の年には AU 及び AL ともに大きく外れた位置に移動したが、2012 年以降はまたお互いに近いところに位置するようになった。この際、AU は震災前の位置から外れて、AL と近いところに集まった。これは、AU 潮上帯の塩性湿地が失われたことや、一部にあった泥分が多く堆積していた場所がなくなり、津波で持ち込まれた粗めの砂が A エリア一帯に堆積し、AU と AL の底質が似たような組成になったことが関与していると思われる。

一方、B エリアでは BU と BL は同じ挙動を示しており、両ポイント間での差異は認められなかった。また、震災のあった 2011 年には、A エリアと同様、ほかの年と異なる群集構造を示したが、どちらのポイントも震災の前後では群集構造が異なっていた。これは、津波によって底生動物が底質ごとかく乱されたためと思われる。特に震災後には BU、BL とも一方向に移動していた。これは、震災後は、年とともに群集構造が少しずつ変化していることを示しており、いまだ変化の途上にあることを意味している。

サイトの現状

これまでの結果を総合すると、全体として回復傾向は著しく、種数としては震災前よりも多く記録されるようになってきていることは事実である。このことについては、アマモ場の回復等、A エリアの環境がよくなってきていることが寄与している。また、B エリアにおいても、干潟の干出面積は減少したものの、出現種数は回復傾向にあることから、生息環境も良くなってきているものと推察される。震災前には優占種であったホソウミニナが 2015 年を過ぎてから徐々に回復が認められるようになってきている一方で、ヨシ原を生息場所とする種の回復は遅れており、いまだ定常状態に復帰したとは言えない。

松川浦では全域で堤防建設工事が進んでいる。A エリアや B エリア近傍でも潟湖の岸辺の堤防、河川堤防、遊歩道等の復旧工事が進行中である。また、松川浦の外周で堤防が改修されたところでは工事前に比べて出現種数の減少が見られるという報告もある（鈴木 2015b、Suzuki 2016）。松川浦周辺には、震災以前から堤防がなかったところも存在するが、そうしたエリアは、生物多様性を保全するという観点からも現在の状態のままで保全することが望ましい。また、宇多川と小泉川の河口部に新たに形成された湿地（宇多川湿地）には干潟も広がっており、底生動物に好適な生息場所を提供している。このエリアは福島県が買い取り、両河川の間に堤防を建設する計画が挙がっている以外は、現状のままで放置しておくようである。松川浦で進められている復旧工事については、生態系についての配慮が十分でない場合、「生息場所の喪失」「生息場所間の分断」「生息環境の改変」を引き起こす可能性があるため、今後も注意が必要であろう（Suzuki 2016）。

引用文献

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

鈴木 孝男 (2015a) 松川浦の底生動物. (相馬市史編さん委員会 編) 相馬市史第８巻特別編 I 自然, 728-779. 福島県相馬市

鈴木 孝男 (2015b) 大津波による撹乱程度が異なる干潟における底生動物群集の回復過程～福島県松川浦における震災後の底生動物群集の変遷～. 東北大学大学院生命科学研究科群集生態学分野, 仙台

Suzuki T (2016) Impacts of the Tsunami Disaster Caused by the 3.11 Great East Japan Earthquake on the Benthic Communities and Their Recovery in Tidal Flats of Matsukawaura Lagoon, Soma, Japan. In: Urabe J, Nakashizuka T (eds), Ecological Impacts of Tsunamis on Coastal Ecosystems -Lessons from the Great East Japan Earthquake, 105-116. Springer, Tokyo

執筆：鈴木孝男、金谷　弦

盤洲干潟サイト

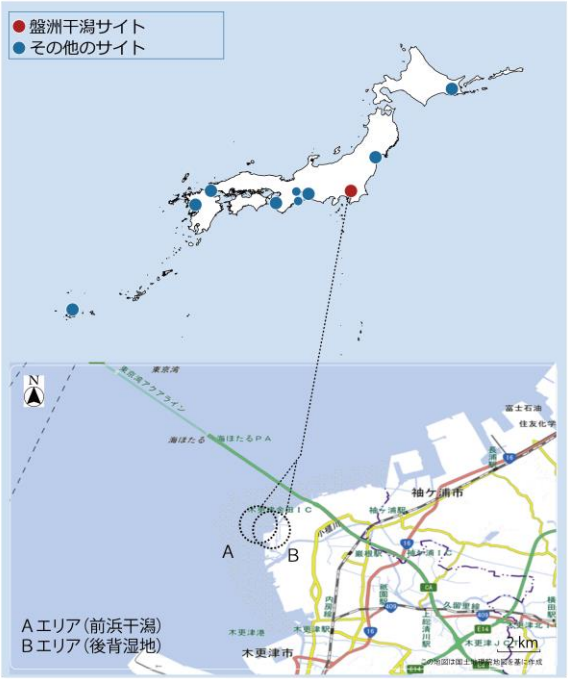


図 2-2-2-11. サイト位置図と景観（A エリア）
2014 年撮影：多留聖典

サイトの概要

盤洲干潟サイトは、東京湾の東岸部に流れ込む小櫃川の河口部に位置する（図 2-2-2-11）。この干潟は、大潮時には沖側に約 2km 干出し、国内でも最大級の面積を誇る砂質の干潟である。また、本サイトは環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。

盤洲干潟においては、前浜部の A エリア、河道部から後背湿地を含む B エリアが設置されている。A エリアは、河口に形成された盤洲干潟の外周を形成する砂から砂泥質の干潟であり、最も陸側は連続的に大規模な後背湿地へと繋がっている。B エリアは、河口右岸の三角洲に形成されたおよそ 40ha の後背湿地であり、A エリアと比較してやや泥質が強い干潟である。本サイトの干潟表面では、ホソウミニナ（口絵 4）やイボキサゴ等の巻貝類、チゴガニやコメツキガニ等のカニ類が優占している。底土表面もしくは底土中ではツツオオフェリア、コケゴカイ、ヘテロマスタス属等の多毛類、二枚貝類のアサリ（口絵 4）やウメノハナガイモドキ等が優占する。

景観の変化

A エリアは、調査開始時の 2008 年当初は現行のポイントである上部（AU）・下部（AL）のほかに、両者の中間にポイント（AM）が設置されていたが、AL と底生動物の群集組成に差異がないことから、翌 2009 年に廃止された。2008～2016 年まで、底質は砂質が優占しており、粒度分析の結果からもほぼ変化は見られない（図 2-2-2-12）。地形に関しては事業開始当初より、前浜最上部と塩性湿地との境界部に 20 cm ほどの段差が生じてヨシ原側に波による浸食が進んでいた。浸食が進むにつれ、次第にヨシの地下茎が露出し、ヨシ原に埋没していた転石が 2013 年より 2016 年にかけて出現した。しかし、2016 年には再び堆積した砂により転石がかなり埋没し、段差も 10 cm ほどまで縮小した。また、前浜直近の塩性湿地内に汽水池があるが、調査回ごとに水位の変動が大きく、完全に干出していることも多かった。また 2014 年には、後背湿地上部（BU）方面から AU に向けて、小櫃川の一時的な増水により、クリークを通じての溢出によるものと考えられる洗掘が生じたが、2015～2016 年にかけて砂が堆積し、浅くなった。

B エリアは、2008 年は後背湿地の最上部（B）のみであったが、翌 2009 年にそのポイントを BU とし、河道際のポイント（BL）を追加した。そのため、BL の底質粒度組成のデータは 2013 年のみであり（図 2-2-2-12）、定

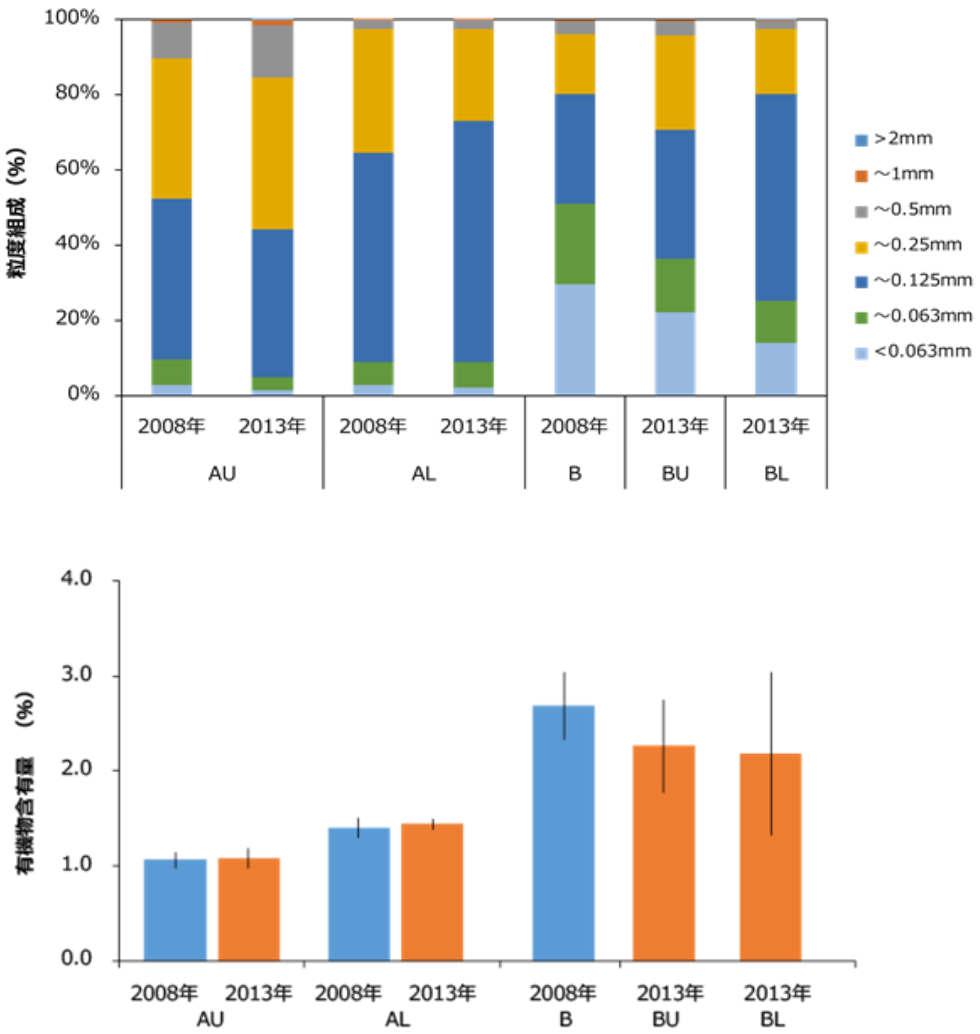


図 2-2-2-12. 盤洲干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年と 2013 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、B 及び BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。なお、2008 年の B エリアでは 1 ポイント（後の BU に該当）のみの調査であったため、BL のデータは取得していない。

表 2-2-2-4. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		59	67	78	83	92	91	106	99	128
レッドリスト掲載種		8	12	12	13	22	19	17	18	24
出現割合(%)		13.6	17.9	15.4	15.7	23.9	20.9	16.0	18.2	18.8
内訳										
絶滅危惧I類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	1	0	0	0	2	1	0	0	0
	CR+EN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅危惧II類	VU	0	5	2	2	4	3	2	4	5
準絶滅危惧	NT	6	6	8	9	14	13	13	12	17
情報不足	DD	1	1	2	2	2	2	2	2	2

量的な比較は今後行う予定である。BL では、2009 年は植生帯から河岸近くに、主にバカガイやシオフキ等の二枚貝類の殻が大量に投棄されていたが、徐々に砂泥が堆積している。また、河岸のヨシ原内部において、増水時に流入した漂着物の量も増加が見られる。BU の底質は、2008 年と 2013 年を比較すると、粒径がやや粗くなっており、特に植生帯付近でやや砂質分が多くなっている傾向が感じられる。

総出現種数の変遷

総出現種数の経年変化を表 2-2-2-4 に示す。本サイトでは、2008 年のみ A エリアに 3 ポイント（AU、AM、AL）と B エリアに 1 ポイント（BU）の合計 4 ポイントを設置して調査を実施したが、2009 年以降は A エリア 2 ポイント（AU、AL）及び B エリア 2 ポイント（BU、BL）の合計 4 ポイントで調査を実施している。そのため、2008 年のみ調査した場所が異なる点に留意いただきたい。

2008～2016 年では、毎年 59～128 種が確認されており、通算の総出現種数は、未同定の分類群の重複等を考慮すると 185 種以上であった。2008 年は、ポイントの場所が異なる点を考慮する必要はあるが、2012 年まで出現種数は毎年増加していた。2012 年以降は 90～100 種前後で増減していたが、2016 年に最多の 128 種を確認した。出現種数の変動は急激ではないことから、環境の変動等による影響よりも、調査の継続による情報の蓄積が結果に現れたものと考えられる。その増加分を考慮しても、本調査期間に関しては、本サイト全体の出現種数が短期間のうちに大きく減少していることはなく、複数の種が同時的に完全に消失するような、急激な生息環境の変化は生じていないと考えられる。しかし、当初の調査で出現していたがその後確認されなくなった種（ツバサゴカイ（口絵 3）、バンズマメガニ等）、しばらく確認されなかったが数年ぶりに確認された種（カイヤドリウミグモ等）、またウミニナ（口絵 4）やツボミガイ、ニホンウミイサゴムシ、ギボシマメガニ、アカホシマメガニ等、全く新たに出現した種が、2016 年の調査においても見られる。それらの種には外来種や後述する希少種、またはそれらの可能性のある種も含まれていることから、緩やかな変動や個々の種の動態に対しても注意を払う必要がある。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

レッドリスト掲載種は、2008～2016 年までに計 32 種が確認された。毎年 8～24 種が確認されており（表 2-2-2-4）、出現種全体の 13.6～23.9%を占めた。例年とポイントを設置した場所が異なる 2008 年がやや低い値を示しているものの、総出現種に占める割合に大きな変化は見られない。過去 9 回の調査のうち 5 回以上の調査回において出現した種が 17 種であり、これらの種は比較的安定して生息していると推測される。特にイボキサゴ、ヤミヨキセワタ、テナガツノヤドカリは多数が見られ、またクリイロカワザンショウ、クシテガニ、ウモレベンケイガニ、オサガニ等も定常的に出現している。

出現回数が少ない種のうち、ギボシマメガニやアカホシマメガニ等は共生性の種で、ホストのミサキギボシムシやスジホシムシモドキ（口絵 3）もレッドリスト掲載種であり多産しないことから、これらの種の密度も低いことが推定され、実際に 1 回の調査で確認される個体数も最大で 1～2 個体と少数であった。一方で、ツボミガイ及びウミニナは、2016 年に数 10 個体以上と比較的多数の個体が確認され、新規の加入があったものと考えられる。

ツバサゴカイは、2013 年までは少数ながら複数の個体が確認されていたが、2014 年以降

は全く確認されなくなった。同種と共生し盤洲干潟をタイプ産地とするバンズマメガニ（Komai et al. 2014）も 2013 年以降は確認されていない。

ヒメアシハラガニについては、出現が記録された年には複数個体がまとまって確認されるが、出現記録のない年は集中的な探索を行っても発見できず、安定した個体群が維持されていない可能性が高い。

2008～2016 年における出現上位 10 種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 2-2-2-13 と図 2-2-2-14 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1m^2 あたりの個体数に換算した。

表在性動物では、イボキサゴ、ホソウミニナ、アラムシロ、オオワレカラ、ナミノリソコエビ近似種、テナガツノヤドカリ、ウリタエビジャコ、チゴガニ、コメツキガニ、ヤマトオサガニが優占種であった。チゴガニとヤマトオサガニは泥質のクリークに多産する種であり、オオワレカラは近傍のアマモパッチより流入したメス及びそれに付随する小型個体であった。以上の 3 種以外は砂質前浜干潟の種であり、特に A エリアで優占した。中でもイボキサゴが多数を占め、2014 年には卓越加入群と見られる非常に多数の小型個体が出現したが、翌年には減少した。それ以外の種についてはホソウミニナが 2009、2013、2016 年にやや多数が見られているが、イボキサゴほど大きな変動は示していない。そのほかの優占種については、大きな変動は見られず、いずれの種の増減の間にも相関は見られない。

埋在性動物では、アサリ、ウメノハナガイモドキ、ヤマトシジミ、バカガイ、ソトオリガイ、ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイのカワゴカイ属（口絵 3）、コケゴカイ、ヘテロマスタス属の一種、ツツオオフェリア、ニホンスナモグリが優占種であった。アサリ、ウメノハナガイモドキ、バカガイ、ツツオオフェリアは主に前浜の A エリアに、ヤマトシジミ、ヤマトカワゴカイもしくはヒメヤマトカワゴカイ、コケゴカイ、ヘテロマスタス属の一種は主に後背湿地である B エリアに、ソトオリガイ及びニホンスナモグリは両エリア共通で出現する種である。特に、2010 年以降に多数を占めるツツオオフェリアは、篩中より砂中へと素早く脱出するため、事業開始時の 2008・2009 年では計数されておらず、翌 2010 年以降に方形枠内の底質を一部抽出し、計数を行い確認していることから、個体数のばらつきが大きくなった可能性が高い。ツツオオフェリアを除いた優占種では、アサリ、ウメノハナガイモドキ、ソトオリガイ等の二枚貝類が多数を占めている。ただし、特にこれらの二枚貝類の動向は、隣接する海岸に貝の畜養場や潮干狩場があり、アサリを主体とした水産的な利用や種苗の導入量の変化、それに伴う混入等の影響を受ける可能性があり、一時的な増減であるか恒常的なものであるかの判断は困難である。

優占種の変遷

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 2-2-2-5 に示す。

表在性動物では 2008～2016 年まで、イボキサゴ及びホソウミニナの 2 種が 1 位を占めているが、2 位以下の順位は一定しておらず、年による入れ替わりが大きい（表 2-2-2-5）。しかしながら、その出現種はほぼ固定しており、少数種が多産する状態であると考えられる。なお 2016 年には、優占種として二枚貝寄生性のカイヤドリウミグモが出現している。本種は、調査開始前の 2007 年に当地で大量に出現して水産的な被害を生じ（多留ほか 2007；多留 2010）、その後は少数の出現にとどまっていたが、今後の動向が注目される。

埋在性動物についてもほぼ同様で、特に 2010 年より 2015 年まで常にツツオオフェリアが最優占種であり、出現生物の個体数の大部分を占めていた。2008 年及び 2009 年には、先述のようにツツオオフェリアの計数が行われておらず、2016 年もアサリに次ぐ優占種であることから、表在性動物よりも固定的である可能性が高い。一方で、2008 年にはシオフキが、2010 年にはバカガイが優占種となっているが、その後これら 2 種は非常に少数が確認されるのみであった。

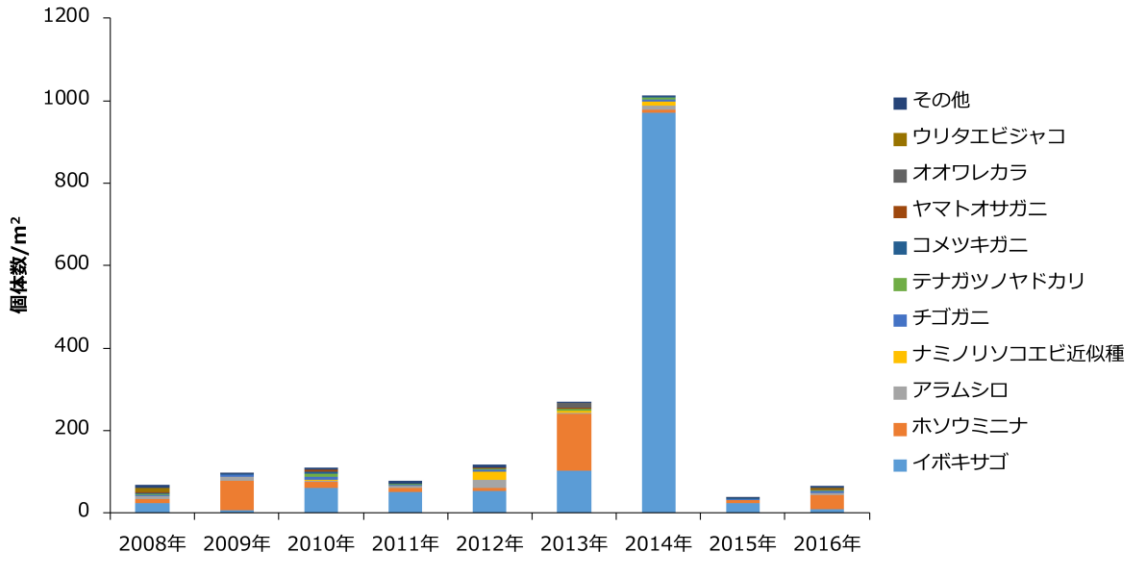


図 2-2-2-13. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）

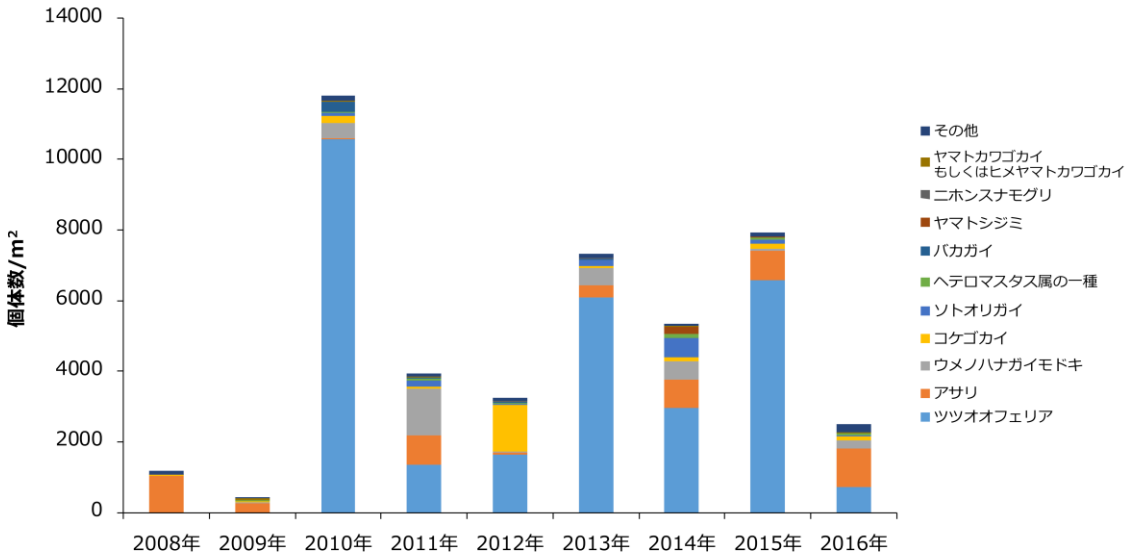


図 2-2-2-14. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）

表 2-2-2-5. 調査年別の優占種（出現個体数上位 5 位までの種）

カテゴリ	順位	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
表在性	1	イボキサゴ	ホソウミニナ	イボキサゴ	イボキサゴ	イボキサゴ	ホソウミニナ	イボキサゴ	イボキサゴ	ホソウミニナ
	2	エビジャコ属の一種	アラムシロ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ナミノリソコエビ	イボキサゴ	ナミノリソコエビ	ホソウミニナ	イボキサゴ
	3	ホソウミニナ	イボキサゴ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	アラムシロ	オオワレカラ	アラムシロ	コメツキガニ	カイヤドリウミグモ
	4	アラムシロ	チゴガニ	チゴガニ	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	ナミノリソコエビ	ホソウミニナ	テナガツノヤドカリ	チゴガニ
	5	ユビナガホンヤドカリ	コメツキガニ	ヤマトオサガニ	テナガツノヤドカリ	チゴガニ	テナガツノヤドカリ	テナガツノヤドカリ	チゴガニ	アラムシロ
埋在性	1	アサリ	アサリ	ツツオオフェリア	ツツオオフェリア	ツツオオフェリア	ツツオオフェリア	ツツオオフェリア	ツツオオフェリア	アサリ
	2	シオフキ	カワゴカイ属	ウメノハナガイモドキ	ウメノハナガイモドキ	コケゴカイ	ウメノハナガイモドキ	アサリ	アサリ	ツツオオフェリア
	3	ニホンスナモグリ	ソトオリガイ	バカガイ	アサリ	アサリ	アサリ	ソトオリガイ	コケゴカイ	ウメノハナガイモドキ
	4	ウメノハナガイモドキ	ウメノハナガイモドキ	コケゴカイ	ソトオリガイ	ヘテロマスタス属	ソトオリガイ	ウメノハナガイモドキ	ソトオリガイ	コケゴカイ
	5	コメツブガイ	チロリ	ドロクダムシ科	コケゴカイ	ウメノハナガイモドキ	コケゴカイ	ヤマトシジミ	ヘテロマスタス属	ヘテロマスタス属

2004 年の第 7 回自然環境保全基礎調査における調査結果（環境省自然環境局生物多様性センター 2007）では、両種ともに多産もしくは普通であり、当時より減少傾向にあると推定される。シオフキはカイヤドリウミグモの寄生によると見られる 2008 年秋の大量斃死（多留 2010）の影響を受けた可能性があるが、バカガイがカイヤドリウミグモの寄生を受けていたという報告はなく、そのほかの要因による影響も考えられる。

底生動物群集構造の経年変動及び物理環境要素との関係

本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度を基に、非計量多次元尺度構成法 Non-metric Multidimensional Scaling（以下「nMDS」という。）により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way Analysis of Similarity （以下「1-way ANOSIM」という。）により、統計解析を実施した。

なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性調査と定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

nMDS を用いた本サイトの各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-15 に示す。

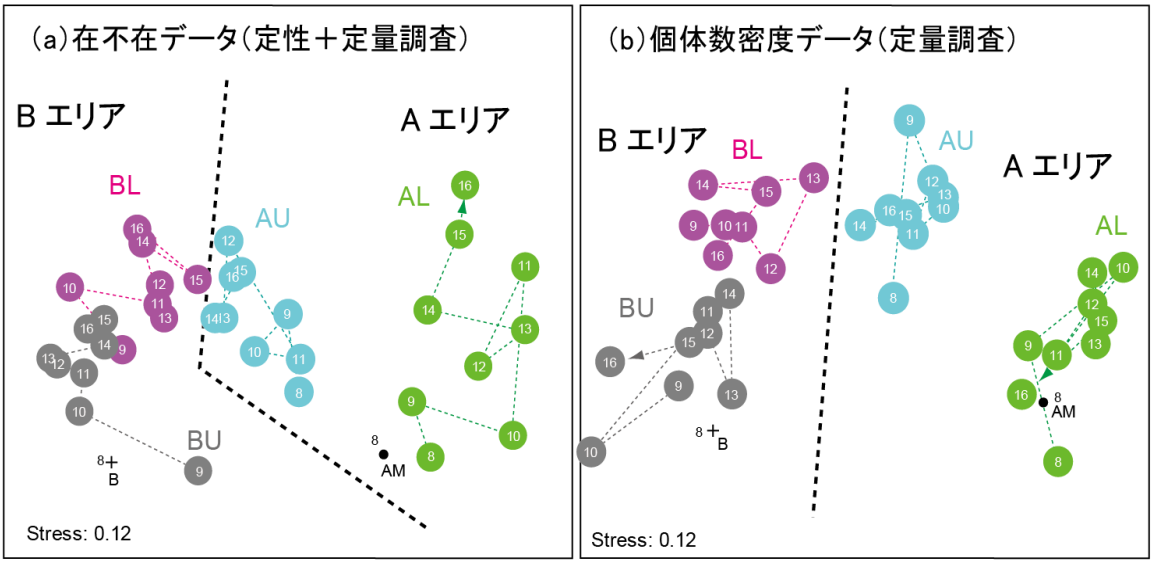
盤洲干潟サイトでは、サンプルがエリア及びポイントごとにまとまってプロットされており、A エリアと B エリア、また干潟上部（U）と下部（L）の間で底生動物相が異なっていることが示唆された。なお、前述のとおり、2008 年の B は 2009 年以降の BU であり、AM は 2009 年以降の A エリアの AU と AL の中間に位置する。

在不在データによる解析結果では、AU は AL よりもむしろ B エリアに近い群集構造を示し、AL と 2008 年の AM はほかのポイント（AU、BU、BL）と構造の類似性が低いまとまりとなっている（図 2-2-2-15 (a)）。この理由として、AU、BU、BL にはヨシ原が存在し、ベンケイガニ類やカワザンショウガイ類等の塩性湿地性の種が出現するが、植生帯のない AL 及び AM にはそれらの種が出現しないためと考えられた。一方で、個体数密度データに基づく解析結果では、A エリアと B エリアがより明瞭に分離していた（図 2-2-2-15 (b)）。前浜の A エリアは底質が砂質であり、河川水の影響が少なく比較的高塩分であるが、B エリアは後背湿地及び河道際であることから底質の泥分が多く、河川水の影響が強く低塩分となりやすい。優占種の経年変化でも示したように、B エリアで優占する種は、前浜の A エリアにほとんど出現しないことから、増水・出水等で一時的に前浜に流下したとしても定着せず、A エリアと B エリアで全く異なる生物群集を構成する要因のひとつであると考えられる。

また、群集構造の有意な経年変動については、1-way ANOSIM の結果から、在不在データ、個体数密度データのいずれについても検出されなかった。すなわち、2008 年から現在までの間に、本サイトにおいて群集構造に大きな変動を与えるような、急激な環境的な変化は生じていない可能性が高いことが示唆された。

最後に、過去の調査記録や外部機関で取得されたデータを参照しつつ、より長期的な考察を加えることとしたい。

本事業開始前の報告（例えば大嶋・風呂田 1980；環境省自然環境局生物多様性センター 2007 など）と比較すると、出現種には変化が見られる。近年の物理環境の傾向と併せてその要因を考察するため、物理環境要素のうち、水温、溶存酸素量（以下「DO」という。）及び塩分について、近傍の海域の測定値（水温：水産総合研究センターリアルタイム海洋情報



1-way ANOSIM
Year; Global R = -0.056, p = 0.795

1-way ANOSIM
Year; Global R = -0.105, p = 0.985

図 2-2-2-15. nMDS を用いた盤洲干潟サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。
（a）在不在データ（毎年の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。
（b）個体数密度データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各ポイントを色（水色、緑、グレー、紫）で示し、各調査年を数値（8:2008 年）で示す。

収集解析システム、DO：公共用水域調査、塩分：広域総合水質測定）を参照した。

水温については、2008 年 11 月～2016 年 5 月の間に 12.8～27.0 ºC の間で推移し、毎年 2～3 月に最低値、8～9 月に最高値を示すという傾向は一定であった。ただし、盤洲干潟においては、大潮最干潮が夏季は日中、冬季は夜間であり、夏の干出した干潟面はこの最高値を上回り、冬は最低値を下回る温度に晒されると考えられる。近年、シオマネキ（柚原・相澤 2016）、ハクセンシオマネキ（田村・成田 2013）（口絵 5）等、暖温帯性種の分布北進が報告されており、本調査でも B エリア近傍で両種が確認されている。それらの種の出現については、ヒートアイランド現象等による冬季の最低気温（気象庁 2018）及び後述する沖合底層の貧酸素水の発生状況による影響が推測される。同様に、夏季においてもヒートアイランド現象等による干潮時の干潟面の温度上昇が、底生動物の生残に与える影響についても、今後検討する必要があると考えられる。

塩分については、2008 年 5 月～2016 年 2 月の間の年 4 回の計測では 29.8～32.8 の間で変動し、特に 8 月に低塩分を示すことが多いが、30 を下回ることはまれであり、前浜の A エリアでは比較的高塩分が維持されていると考えられる。一方で、1990 年代までは本調査の A エリア上部のヨシ原内の汽水池は安定して存在しており、巻貝類のヘナタリが生息していたが（岡本 2005）、本調査時には干出していることが多く、ヘナタリも全く確認されなかった。このような前浜近傍の低塩分環境が消失し、一様な高塩分環境のみになっていることが群集の多様性に影響を与えている可能性もあり、今後、本調査を継続し、その調査結

果を解釈するにあたり、地形的な変化との関連も合わせた考察が必要と考えられる。

DO については、近傍沖合海域での表層（水深 -0.5 m）の値は最低でも 5～6 mg/L であり、顕著な貧酸素状態は認められない。しかしながら、水深 -10 m 付近では年によっては夏季において値が大きく低下し、魚類及び甲殻類に悪影響があるとされる 4 mg/L を割り込んでいるが、本調査における底生動物の出現動向と、各年の DO の変動との間に量的な関連性は確認できなかった。盤洲干潟のある東京湾では、初夏から夏季の貧酸素化が、1970 年代以降大きな問題となっている（例えば風呂田 1991）。盤洲沖合の底層では、継続的に夏季に DO が 3mg/L を下回っていることが示されており（安藤ほか 2015）、底生動物の浮遊幼生にとっては、底層の塩水楔を利用して沿岸に接近し加入・着底する上で妨げとなっている可能性がある。なお、安藤ほか（2015）は千葉沿岸において底層の貧酸素水塊の発生頻度が減少傾向にあるとしており、それにより東京湾外から塩水楔により流入した浮遊幼生の生存率が高まる可能性から、近年のハクセンシオマネキ及びシオマネキの出現（田村・成田 2013；柚原・相澤 2016）の要因のひとつとなっている可能性もある。

サイトの現状

本事業における盤洲干潟の調査は 2008 年から開始されている。その後の 2016 年までの間には、本事業により得られたデータで見る限りは、サンプリングによるばらつきと、一部の優占種の卓越年級群の加入を除けば、大きな変化は生じていないものと考えられる。しかしながら、本サイトにおいては調査開始以前の 2000 年代初頭以降の汽水池（岡本 2005）等の地形的な変化や、2007 年のカイヤドリウミグモの大量発生によると推定されるアサリ、シオフキ、マテガイ等の大量死（多留 2010）が発生しており、それ以前の底生動物の出現状況（例えば大嶋・風呂田 1980；環境省自然環境局生物多様性センター 2007 など）と比較すると、特定の少数種による、いわば寡占と言える状況であると推察される。また、当時の調査者へ対する聞き取りでも、現在は特に埋在性多毛類の種数・生物量が少なく、また周辺の干潟と比べても前浜下部の底生動物相が貧弱であるという証言（風呂田私信）がある。そのため、2008 年以降現在までの本事業により確認された変化は少ないものの、2000 年代初頭以前の定常的な状態ではない可能性が示唆される。

また、本サイトでは 2008 年以降、少なくとも 7 種以上の外来種（サキグロタマツメタ、コウロエンカワヒバリガイ、ムラサキイガイ等）が確認されている。東京湾は港湾が多く、また近隣に潮干狩場や養貝場があるなど、国内･海外を問わず外来種の侵入する要素が大きい。一方で、現在までほぼ定常的に夏季に沖合底層で貧酸素状態が生じているが、貧酸素の発生頻度が減少傾向にあるとするデータ（安藤ほか 2015）もあることから、新たな外来種や、暖温帯性･熱帯性の種の分布拡大による出現、さらには過去に出現していた種の再確認等、今後の継続的な動向の追跡が重要であると考えられる。

引用文献

安藤 晴夫, 柏木 宣久, 和波 一夫, 石井 裕一 (2015) 東京湾における底層DOデータの解析. 東京都環境科学研究所年報2014, 94-95

風呂田 利夫 (1991) 東京湾内湾底生動物の生き残りと繁栄（シンポジウム:東京湾の環境回復への提言）. 沿岸海洋研究ノート, 28(2):160-169

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査 (干潟調査) 報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

気象庁 (2018) 気象統計情報. (http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/annually_a.php?prec_no=45&block_no=0382&year=&month=&day=&view=a2, 2018 年 3 月 12 日確認)

Komai T, Nishi E, Taru M (2014) A new species of *Pinnixa* (Crustacea: Decapoda: Brachyura: Pinnotheridae) associated with a tube worm,

Chaetopterus cautus (Annelida: Polychaeta), from Tokyo Bay, Japan. Zootaxa, 3793(1):119-132
大嶋 剛, 風呂田 利夫 (1980) 小櫃川河口干潟周辺における底生動物の分布. (東邦大学理学部海洋生物研究室, 千葉県生物学会 共編), 千葉県木更津市小櫃川河口干潟の生態学的研究 1, 45-65
岡本 正豊 (2005) いつまで棲息していたか小櫃川河口のヘナタリ類. ちりぼたん, 35(4):114-118
田村 満, 成田 篤彦 (2013) 千葉県木更津市小櫃川河口干潟でハクセンシオマネキ *Uca lactea* の雌雄と幼ガニを確認. 千葉生物誌, 62:79
多留 聖典 (2010) 二枚貝寄生性皆脚類カイヤドリウミグモの東京湾・盤洲干潟での出現とその寄生状況. 生態学・疫学談話会ニュース, 23:2-11
多留 聖典, 中山 聖子, 高崎 隆志, 駒井 智幸 (2007) カイヤドリウミグモ*Nymphonella tapetis* の東京湾盤洲干潟における二枚貝への寄生状況について. うみうし通信, 56:4-5
柚原 剛, 相澤 敬 (2016) 東京湾小櫃川河口干潟で確認されたシオマネキ: 軟甲綱十脚目スナガニ科. 千葉生物誌, 65:52-54

執筆：多留聖典、金谷　弦

汐川干潟サイト

図 2-2-2-16. サイト位置図と景観（B エリア）
2016 年撮影：木村妙子

サイトの概要

汐川干潟サイトは、三河湾奥の東側にある田原湾に位置する（図 2-2-2-16）。田原湾を含む三河湾沿岸域では、汐川をはじめとし、蜆川、紙田川等が流入している大きな河口干潟が形成されており、渡り鳥の渡来地としても非常に重要な場所である。また、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。

エリアは、A、B 及び C の 3 か所を設置している。A エリアは、汐川と蜆川の河口部が合流する場所に形成された砂泥質の干潟である。B エリアは、汐川の河口からおよそ 2km 離れた場所に形成された砂泥質の干潟である。C エリアは、B エリアよりも泥質の強い紙田川の河口に広がる干潟であり、潮上帯には塩性湿地がある。本サイトの干潟表層では巻貝類のウミニナ（口絵 4）やヘナタリ等が優占している。また、底土中ではゴカイ科やミズヒキゴカイ科（口絵 3）の多毛類、二枚貝類ではアサリの幼貝やユウシオガイ等が優占する。

なお、2010 年より、調査の継続性を担保するため、B 及び C エリアのみで調査を継続することとした。

景観の変化

汐川の河口から田原湾に広がる広大な河口干潟の中央部に位置する B エリアでは、調査開始時の 2008 年には底土表面にマガキの小塊が散在する程度だったが、年々増加し、特に潮間帯中部の広い範囲にカキ礁が発達した。また、調査開始時の 2008 年には全体にアオサが堆積していた。アオサは潮間帯上部では特に厚く堆積し、底質が還元状態になっていたが、2009 年以降は 2015 年を除いて調査時にアオサの堆積は見られなかった。2011 年以降にはエイの捕食痕と思われるくぼみが干潟全体に認められるようになった。

底質は、エリア全体が 0.063mm 以上 0.25mm 未満の粒径割合が 9 割以上を占める細砂底である。その傾向は 2008 年と 2013 年で変化はなかった。粒径 0.063mm 未満の泥分は減少していたと同時に、有機物含有量も減少していた（図 2-2-2-17）。

汐川干潟に流入する紙田川河口の C エリアの底質は、B エリアより全体的に泥質であり、潮間帯上部の表層には礫が多く含まれる。潮上帯にはヨシやシオクグ等の塩性植生が見られる。近年、沖側に砂が堆積し、下部の干潟面積が拡大している。アオサは 2014 年に小規模な堆積が見られたのみであり、2011 年以降にはエイの捕食痕と思われるくぼみが干潟全体に認められるようになった。

底質は、潮間帯上部（CU）では粒径 2mm 以上の礫が 20%以上含まれる一方、0.063mm

未満の泥及び 0.063mm 以上 0.25mm 未満の砂がそれぞれ 10%を超えており、礫砂泥底であると言える。潮間帯中部（CM）から下部（CL）には礫はほとんど見られず、泥分も 10%以下である。底質の特徴は 2008 年と 2013 年で変化はなかった。潮間帯上部と中部では有機物含有量が減少していたが、下部では増加していた（図 2-2-2-17）。

2008 年以降から近隣の梅田川河口で特定外来生物のヒガタアシが確認され、2011 年に B エリア内でも群落が確認された。しかし、その後、国や県、環境保護団体等の駆除活動により、2017 年 10 月に根絶宣言がなされた。

総出現種数の変遷

総出現種数の経年変化を表 2-2-2-6 に示す。

定量調査と定性調査を合わせた底生動物の総出現種数は、2016 年で最も少なく 41 種であり、2013 年に最も多く 62 種だった。これらの出現種数においては、時間変化に伴う変動の傾向は見られなかった。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

調査期間中の全出現種数 41～62 種のうち、レッドリスト掲載種は 8～17 種の範囲で出現し、全出現種数の 16～29%を占めていた（表 2-2-2-6）。出現種数の変遷からは、年による変動は見られるが、経年的な傾向は見られず、明確な環境の変化は確認できなかった。

レッドリスト掲載種の中でも、特に巻貝類のウミニナとヘナタリは調査期間中継続して出現し、全域で確認される優占種だった。また、イボウミニナの密度は低いが調査期間を通じて確認されたのに対し、カワアイは 2009 年に一度確認されたのみであった。ツボミガイはウミニナ類、マキガイイソギンチャクはアラムシロやウミニナ類の殻上に共生していた。潮間帯下部において、ツバサゴカイ（口絵 3）やムギワラムシが確認された場合はその棲管にヤドリガイダマシが共生していることもあった。塩性湿地には、フトヘナタリ、オカミミガイ、カワザンショウガイ類が生息していた。汐川干潟サイトには多様な環境があるため、それぞれの環境にレッドリスト掲載種が生息していた。

2008～2016 年における出現上位 10 種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 2-2-2-18 と図 2-2-2-19 に示す。また、それぞれの個体数密度は、$1m^2$ あたりの個体数に換算した。

表在性動物の個体数密度の上位 10 種は、ウミニナ、ヘナタリ、ホソウミニナ（口絵 4）、アラムシロ、ヤミヨキセワタと巻貝類が多くを占め、そのほかは、甲殻類のユビナガホンヤドカリとシロスジフジツボ、二枚貝類のマガキ、イソギンチャク目の一種だった。ウミニナ、ヘナタリ、ホソウミニナの 3 種の巻貝類が 7 割以上を占め、多くの年はウミニナとヘナタリはそれぞれ $1m^2$ 当たり 100 個体以上見られた。2009 年と 2014 年はウミニナ属の稚貝が $1m^2$ 当たり 50 個体以上の高密度で見られた。カキ礁の発達に伴い、マガキが増加傾向にあり、それらに付着するシロスジフジツボも増加していた。ヤミヨキセワタは年による消長が大きく、2011 年は $1m^2$ 当たり 15 個体見られた。それに対してアラムシロは $1m^2$ 当たり 10 個体を超えることはなかったが、継続して確認された。

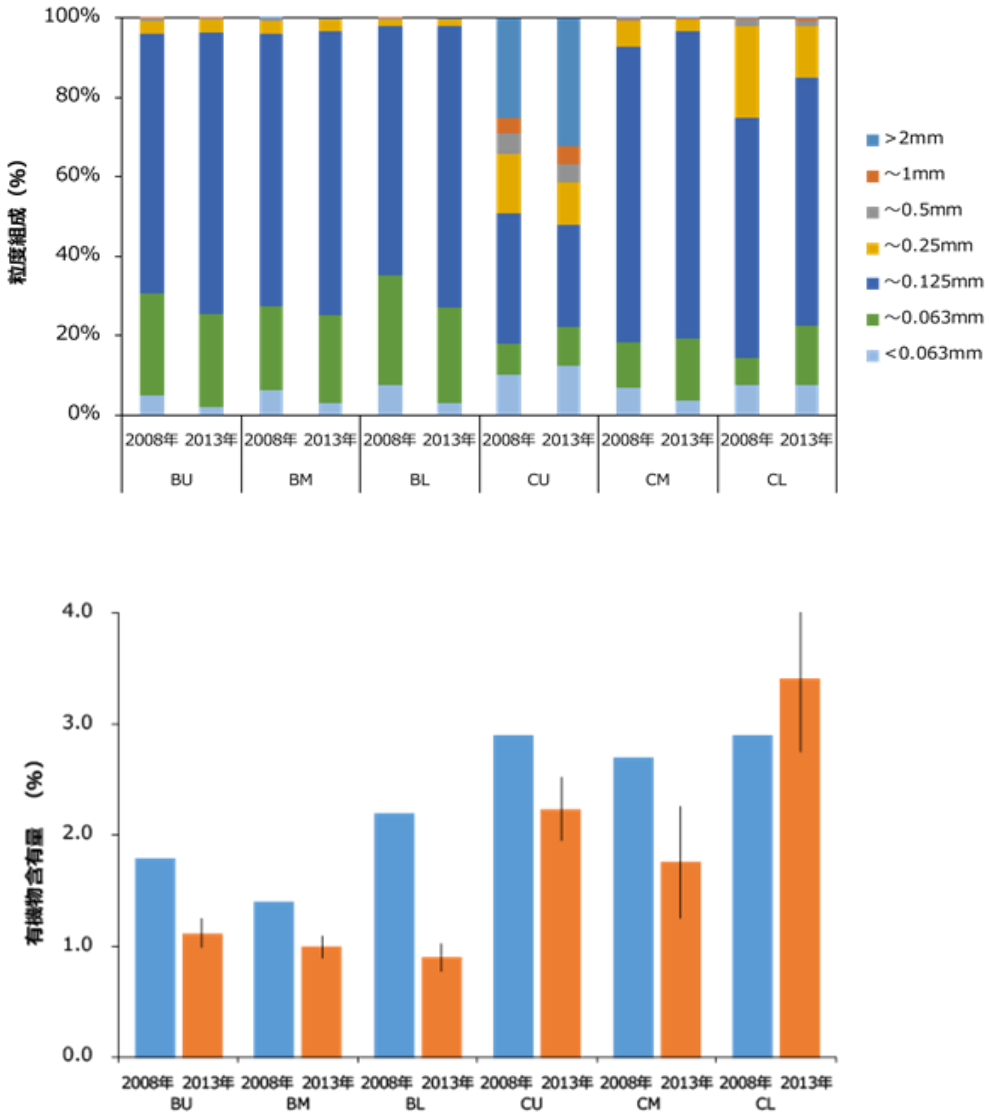


図 2-2-2-17. 汐川干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年と 2013 年）を示す。BU：B エリア潮間帯上部、BM：B エリア潮間帯中部、BL：B エリア潮間帯下部、CU：C エリア潮間帯上部、CM：C エリア潮間帯中部、CL：C エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

表 2-2-2-6. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		50	53	43	52	54	62	58	51	41
レッドリスト掲載種		8	15	10	15	11	17	13	11	10
出現割合(%)		16.0	28.3	23.3	28.8	20.4	27.4	22.4	21.6	24.4
内訳										
	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅危惧I類	EN	0	1	0	1	0	1	1	0	0
	CR+EN	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅危惧II類	VU	1	3	2	3	2	4	4	3	3
準絶滅危惧	NT	7	11	8	11	9	12	8	7	6
情報不足	DD	0	0	0	0	0	0	0	1	1

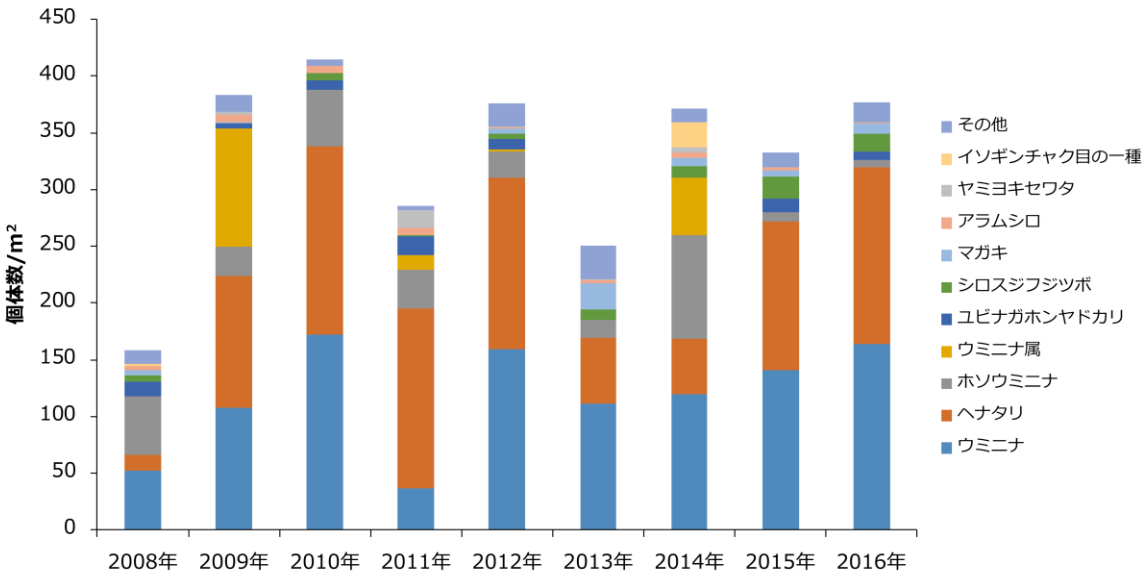


図 2-2-2-18. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）

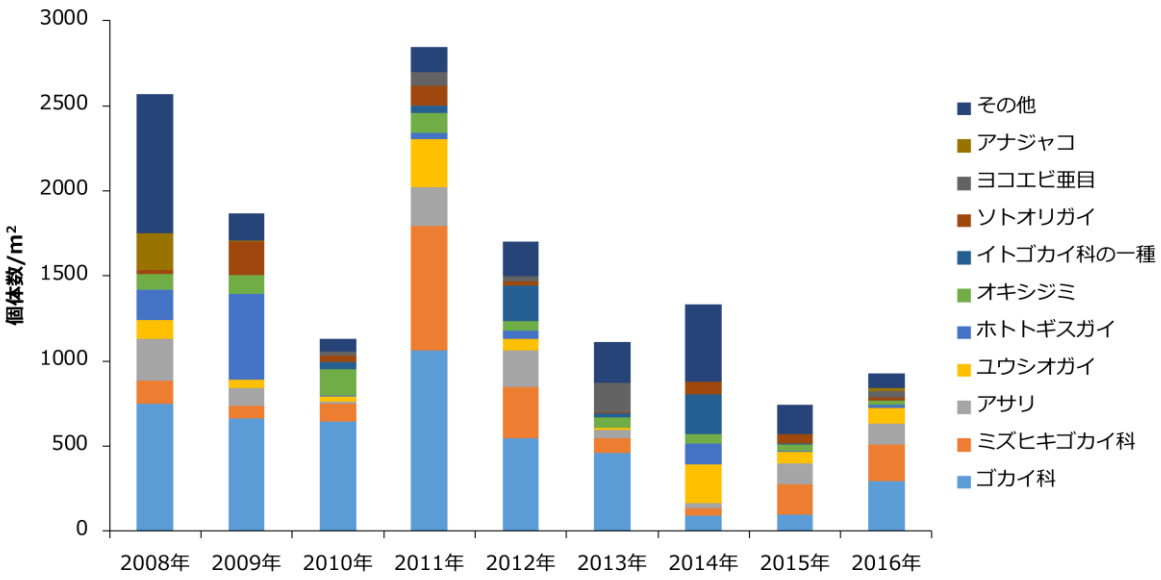


図 2-2-2-19. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）

埋在性動物の個体数密度の上位 10 種の底生動物は、コケゴカイを含むゴカイ科、ミズヒキゴカイ科、イトゴカイ科の多毛類、アサリ、ユウシオガイ、ホトトギスガイ、オキシジミ（口絵 4）、ソトオリガイの二枚貝類、ヨコエビ亜目、アナジャコだった。コケゴカイを含むゴカイ科は調査期間を通じて 1m^2 当たり 90 個体以上と高密度に出現し、最も高密度だった 2011 年には 1000 個体以上だった。2014 年以降は減少傾向にある。ミズヒキゴカイ科とイトゴカイ科は 2010 年以降毎年出現した。ミズヒキゴカイ科はゴカイ科同様 2011 年に最高密度となり、700 個体以上だった。二枚貝類の 5 種は調査期間を通じて出現した。アサリ、ユウシオガイ、ソトオリガイは年による密度変動が大きく、特にホトトギスガイは調査初期の 2009 年には 1m^2 当たり 500 個体以上の高密度分布が見られたが、その後急速に減少した。オキシジミに関しては、年変動は小さいが年々減少傾向が見られた。

優占種の変遷

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 2-2-2-7 に示す。

表在性動物及び埋在性動物ともに優占種の変動は小さかった。

表在性動物は、ウミニナとヘナタリが調査期間を通じて優占し、どちらかの種が 1 位となっている。多くの調査年でウミニナ、ヘナタリ、ホソウミニナ、ウミニナ属の稚貝の巻貝類が 3 位以内になっていた。前述の上位 10 種以外の優占種はカワグチツボとタテジマイソギンチャク（口絵 3）であった。

埋在性動物は、多くの調査年でコケゴカイを含むゴカイ科多毛類が 1 位となっていた。そのほか、ミズヒキゴカイ科、イトゴカイ科の多毛類のほか、アサリ、ユウシオガイ、オキシジミ、ソトオリガイ、ホトトギスガイの二枚貝類が上位を占めていた。前述の上位 10 種以外の優占種はスピオ科やチロリ科の多毛類、アナジャコやコツブムシ科の甲殻類であった。

底生動物群集構造の経年変動

本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度を基に、nMDS により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way ANOSIM により、統計解析を実施した。

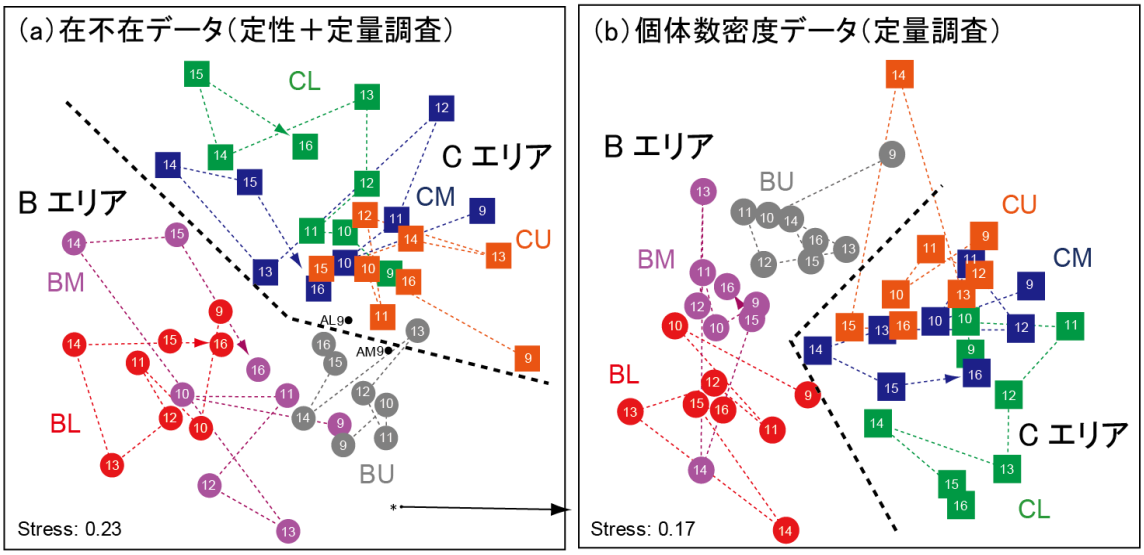
なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性及び定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

nMDS を用いた本サイトの各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-20 に示す。

汐川干潟サイトでは、群集構造の類似度がエリアごとにまとまってプロットされており、B エリアと C エリアの間で群集構造が異なっていることが示唆された。これは、B エリア全体の底質が細砂底であるのに対し、C エリアはそれよりも全体的に泥質であるという違いが要因であると考えられる。さらに、各エリアでは、潮位ごと（U：干潟上部、M：干潟中部、L：干潟下部）にもまとまってプロットされていることから、潮位の違いも群集構造に影響していると考えられる。加えて、BM で見られるカキ礁、CU で見られる礫質等の底質といった微環境の違いによっても、群集構造が異なったと考えられる。

表 2-2-2-7. 調査年別の優占種（出現個体数上位 5 位までの種）

カテゴリ	順位	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
表在性	1	ウミニナ	ヘナタリ	ウミニナ	ヘナタリ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ	ウミニナ
	2	ホソウミニナ	ウミニナ	ヘナタリ	ウミニナ	ヘナタリ	ヘナタリ	ホソウミニナ	ヘナタリ	ヘナタリ
	3	ヘナタリ	ウミニナ属	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	マガキ	ウミニナ属	シロスジフジツボ	シロスジフジツボ
	4	ユビナガホンヤドカリ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	カワグチツボ	ホソウミニナ	ヘナタリ	ユビナガホンヤドカリ	マガキ
	5	シロスジフジツボ	アラムシロ	シロスジフジツボ	ヤミヨキセワタ	ユビナガホンヤドカリ	ヤドカリ科の一種	イソギンチャク目の一種	ホソウミニナ	タテジマイソギンチャク
埋在性	1	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科	ゴカイ科	イトゴカイ科の一種	ミズヒキゴカイ科	ゴカイ科
	2	アサリ	ホトトギスガイ	オキシジミ	ミズヒキゴカイ科	ミズヒキゴカイ科	ヨコエビ亜目	ユウシオガイ	アサリ	ミズヒキゴカイ科
	3	アナジャコ	ソトオリガイ	ミズヒキゴカイ科	ユウシオガイ	アサリ	スピオ科の一種	コツブムシ科の一種	ゴカイ科	アサリ
	4	ホトトギスガイ	オキシジミ	イトゴカイ科の一種	アサリ	イトゴカイ科の一種	ミズヒキゴカイ科	ホトトギスガイ	ユウシオガイ	ユウシオガイ
	5	ミズヒキゴカイ科	アサリ	ソトオリガイ	オキシジミ	ユウシオガイ	オキシジミ	ゴカイ科の一種	ソトオリガイ	チロリ科の一種



2008年には定性調査が実施されなかったため解析から除外した。
＊ 2009年のAU地点は、このベクトルを2倍に延長した位置にプロットされた。

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.189, p = 0.002

2008年の定量調査は1mm目のふるいが使用されたため解析から除外した。

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.051, p = 0.138

図 2-2-2-20. nMDS を用いた汐川干潟サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。
（a）在不在データ（毎年の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。
（b）個体数密度データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各ポイントを色（グレー、紫、赤、オレンジ、青、緑）で示し、各調査年を数値（9:2009 年）で示す。

本サイトの底生動物の群集構造に関しては、1-way ANOSIM の結果から、在不在データについては有意な経年変動が検出されたが、個体数密度データについては有意な経年変動は検出されなかった。定量調査で得られた個体数密度データは、前述した優占種と同じデータであることから、本サイトで優占する種（表在性動物及び埋在性動物）に関しては、大きな年変動はなかったことが示唆された。一方で、定性調査と定量調査で得られた在不在データを用いた場合、底生動物の群集構造に経年変動が確認された要因については、現時点では不明である。

サイトの現状

これまでの結果を総合すると、汐川干潟サイト全体としては景観、出現種数、群集構造の変動は大部分において顕著な傾向はなく、安定した環境を保っていると考えられる。

一方、優占種の経年変化については、表在性動物では個体数密度及びその構成に大きな変化がなかったことに対し、埋在性動物では個体数密度において、2008 年から高密度で分布していたゴカイ科多毛類が 2014 年以降減少傾向にある。二枚貝類のオキシジミも同様の傾向があり、埋在性動物の生産性の低下が懸念される。

紙田川河口の C エリア前面では埋め立て工事が進みつつある。また震災対策として堤防改修工事が順次進められているため、特に塩性湿地に生息するオカミミガイ等の絶滅危惧種への影響が懸念され、注意が必要である。

引用文献

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

執筆：木村妙子、金谷　弦

南紀田辺サイト

図 2-2-2-21．サイト位置図と景観（A エリア）
2013 年撮影：古賀庸憲

サイトの概要

南紀田辺サイトは、紀伊半島南西部の田辺湾、湾の中央部（湾央）付近に成立する干潟に位置する（図 2-2-2-21）。本サイトは、吉野熊野国立公園内に含まれ、周辺では海食崖も見られる。また、暖温帯域に属する紀伊半島南部の沿岸域では、暖流である黒潮の影響を受けて数多くの熱帯由来の海洋生物が生息するため、多種多様な種により海洋生物相が形成される。なお、白浜から田辺湾一帯は、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。

エリアは A 及び B の 2 か所を設置しており、A エリアは湾央にある潟湖（砂洲によって外海と切り離されてできた閉鎖水塊）に形成された軟泥質の干潟である。B エリアは湾央部付近の小規模な入り江の先端付近に位置する砂質の干潟である。潮下帯から潮間帯下部には、アマモ場が形成されている。また、両エリアとも潮上帯に転石帯が見られる。本サイトの干潟表面では巻貝類のコゲツノブエやホソウミニナ（口絵 4）、甲殻類のユビナガホンヤドカリが優占している。また、底土中では二枚貝類のシオヤガイ、ウメノハナガイ、オキシジミ（口絵 4）等のほか、多毛類のミズヒキゴカイ科（口絵 3）が優占する。なお、本サイト周辺の底生動物相は、上出・高橋 （2008）、上出 （2013）、上出ほか（2013）、上出 （2014a, b）に詳しい。

景観の変化

本サイトの景観に関しては、アオサが調査開始から 2012 年までの期間にわたり A エリア下部（AL）ポイントの干潟表層一面を覆っていたが、2013 年以降消失している。また、本サイトの底土に関しては、2008 年と 2013 年の粒度組成及び有機物含有量の結果からは、目立った砂質化及び貧栄養化が進んでいるとは判断されなかった（図 2-2-2-22）。ただし、A エリアのポイントには、一部歩行が困難な軟泥の箇所があるが、そこでは 2013 年以降の調査においてテナガツノヤドカリが採集されるようになった。テナガツノヤドカリはユビナガホンヤドカリと比べるとやや砂質底を好む種であることから、粒度変化を含めた何らかの環境変化が起こっている可能性がある。

総出現種数の変遷

総出現種数の経年変化を表 2-2-2-8 に示す。

総出現種数に関しては、2008 年の調査開始において 71 種が確認され、2010 年にピークの 123 種を記録した。2011 年以降はおよそ 100 種前後となり、比較的安定していると言える。

この 2010 年まで総出現種数が増加し、2011 年以降は比較的安定している要因としては、2 つの可能性が挙げられる。第 1 は、調査者のサイトの熟知に伴う底生動物の発見率の上昇である。つまり、調査開始から 3 年目までは、底生動物を探索することに時間を費やしていたが、調査経験が増すことにより探索時間が短縮され、調査で確認できる種数が安定したと考えることができる。第 2 は、例えば、表在性動物ではコゲツノブエ、埋在性動物ではシオヤガイといった優占種の個体数の減少に伴う影響である。コゲツノブエに関しては、調査開始から 2 年目（2008 年及び 2009 年）の調査において、稚貝の個体数が極めて多かったが、その後ある程度落ち着いた印象がある。また、シオヤガイに関しては、2008 年及び 2009 年は比較的個体数が多く、2010 年以降は個体数が減少した。すなわち、これらの優占種の個体数が抜きん出た年は、これらの種によってほかの底生動物が利用する空間が制限される可能性や、調査者がほかの底生動物を探索する時間が制限されることなどが調査結果に影響している可能性が挙げられる。なお、シオヤガイの個体数減少の原因としては南方性種であるナルトビエイによる捕食が考えられる。本サイトでは、捕食され割れた死殻が顕著に見られるようになったのは 2012 年以降である。一方、本サイトと同じ和歌山県内の和歌川河口の干潟では、2009 年にアサリ（口絵 4）が激減した。そのため、本サイトでも 2012 年以前からナルトビエイの捕食による影響があった可能性も否定できない。

レッドリスト掲載種の出現動向

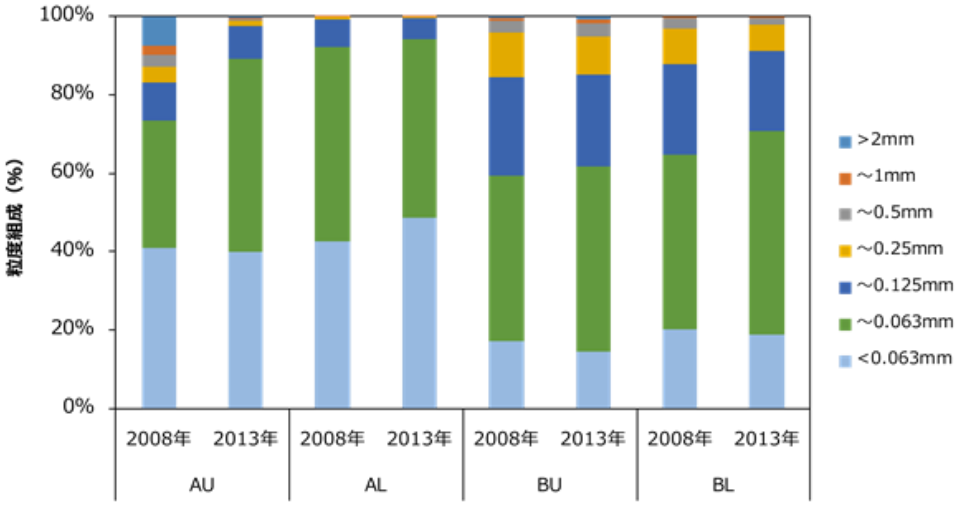
ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

レッドリスト掲載種の種数については 2008 年の 13 種が最少で、その後は増加し、2015 年の 37 種が最多であった（表 2-2-2-8）。この変化は、調査者のサイトの熟知に伴う底生動物の発見率の上昇といった調査経験によるところが大きいと思われるが、それだけではなく、以前は田辺湾内で確認されていなかった種が毎年見つかるようになったこと（例えば、ウミニナ（口絵 4）とヘナタリは 2012 年、カワアイは 2013 年以降。）も要因として挙げられる。すなわち、何らかの環境の変化により新たに生息が可能になった種が存在する可能性もある。

本サイトにおいて確認したレッドリスト掲載種をカテゴリ別に見ると、絶滅危惧 I 類（CR+EN）のオウギウロコガイが 2011 年にのみ確認された。また、絶滅危惧 IB 類（EN）のツバサゴカイ（口絵 3）は 2008 年、2010 年、2013 年（ただし 2008 年と 2010 年は棲管のみ）に確認された。

絶滅危惧 II 類（VU）については、コゲツノブエやウモレベンケイガニ等の 6 種が確認された。6 種のうちコゲツノブエは、本サイトでは優占種であり、調査開始から 10 年間連続で確認されている。また、ハクセンシオマネキ（口絵 5）やコブシアナジャコ、泥質干潟でよく見られるウモレベンケイガニ、シオマネキ、カワアイといった種を 2 回以上の調査において確認した。

準絶滅危惧（NT）については、44 種が確認された。そのうち、1 回の調査のみで確認された種は 9 種であり、多毛類ではムギワラムシ（2013 年確認）、カニ類ではタイワンヒライソモドキ（2010 年確認）とトリウミアカイソモドキ（2014 年確認）、貝類ではマゴコロガイとヒロクチカノコ（2010 年確認）、シラギク（2011 年確認）、ウネイトカケギリ（2013 年確認）、タガソデモドキとツブカワザンショウ（2015 年確認）であった。これらの種は本サイトでは非常にまれな種である可能性がある。



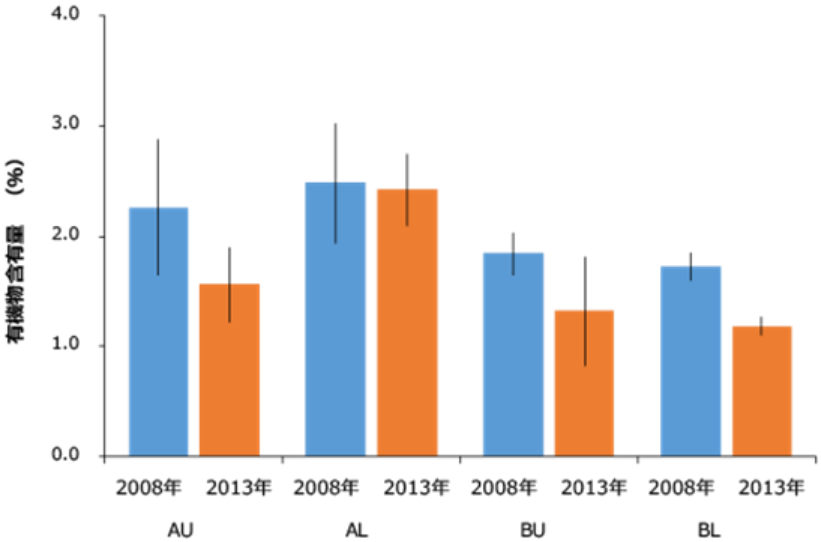


図 2-2-2-22. 南紀田辺サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年と 2013 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

表 2-2-2-8. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		71	86	123	120	99	119	96	109	104
レッドリスト掲載種		13	14	23	23	22	36	24	37	28
出現割合(%)		18.3	16.3	18.7	19.2	22.2	30.3	25.0	33.9	26.9
内訳										
絶滅危惧I類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	0	0	0	0	0	1	0	0	0
	CR+EN	0	0	0	1	0	0	0	0	0
絶滅危惧II類	VU	4	2	3	4	2	5	2	5	4
準絶滅危惧	NT	8	11	18	17	19	27	20	31	23
情報不足	DD	1	1	2	1	1	3	2	1	1

また、2 回以上の調査で確認された種は 35 種であり、星口動物で 1 種（スジホシムシモドキ（口絵 3））、甲殻類で 7 種（オサガニ、アカホシマメガニ、ハマガニ等）、貝類で 27 種（スジホシムシモドキヤドリガイ、ニッポンマメアゲマキ、ミヤコドリ、ハザクラ、ケマンガイ等）であった。中でもケマンガイは、2011 年以降には比較的確認されるようになった。ただし、本サイトにおける本種の個体数は、2004 年（環境省自然環境局生物多様性センター 2007）と比較すると少なくなった印象を受ける。

情報不足（DD）に該当する種に関しては、本サイトにおいて 2008～2017 年までの 10 年間で、テナガツノヤドカリ、ホンコンマメガニ、アシベマスオガイ、ヒガタヨコイトカケギリが確認された。

なお、参考として日本ベントス学会（2012）で準絶滅危惧（NT）に該当するチゴイワガニ（2009～2012 年、2014～2017 年）と情報不足（DD）に該当するウチワイカリナマコ（2013～2014 年）やシャミセンガイ科の一種（2012 年、2016 年）の出現に関しても本項に記載しておく。

2008～2016 年における出現上位 10 種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 2-2-2-23 と図 2-2-2-24 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1m^2 あたりの個体数に換算した。

本サイトの優占種として際立っているのは、表在性動物ではコゲツノブエ（VU）、埋在性動物ではシオヤガイ（NT）と、いずれもレッドリスト掲載種が最多なことである。

コゲツノブエは、第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査における 2004 年調査時には本サイトからは見つからなかったが（環境省自然環境局生物多様性センター 2007）、隣の入り江に位置する池田浦に局所的に多産していた。そして、本サイトにおいては、2008 年の本調査開始時から 2011 年にかけて潮間帯下部で多数の稚貝が極めて高密度で見られた（2009 年、2010 年は約 1,000/m^2）。それ以降は稚貝こそ多くないものの、A、B 両エリアで最優占種であり続けている（図 2-2-2-23）。

シオヤガイは 2008 年と 2009 年には大型個体を含め極めて高密度であったが（500～600/m^2）、2010 年以降は密度が減少した（図 2-2-2-24）。このシオヤガイの密度の減少は、その死殻の割れ方からナルトビエイによる捕食が疑われるが、オキシジミ等の二枚貝類は割れた死殻が散見されるものの、密度は特に減少していない（図 2-2-2-24）。これについては、二枚貝類が生息する深さによりナルトビエイによる捕食されやすさが異なる可能性があり、地表に近いところに多いシオヤガイは捕食されやすいことに対し、地中の比較的深いところにも多いオキシジミ等は捕食されにくいことが考えられる。つまり、本サイトにおける二枚貝類の密度の変遷には、ナルトビエイによる捕食と二枚貝類が生息する深さが影響している可能性がある。

なお、これまでの調査結果から、本サイトのポイントごとの優占種についても、以下のとおりまとめた。

A エリア潮間帯上部（AU）：ホソウミニナ、チゴガニ、ヒメヤマトオサガニ、フタバカクガニ、トビハゼ、ヒメカノコ。

A エリア潮間帯下部（AL）：コゲツノブエ、シオヤガイ、カニノテムシロ、ヒメカノコ、オキシジミ、トガリユウシオガイ、ミズヒキゴカイ、ヒメヤマトオサガニ、ユビナガホンヤドカリ。

B エリア潮間帯上部（BU）：コメツキガニ、クログチ、シロスジフジツボ。

B エリア潮間帯下部（BL）：コゲツノブエ、ウメノハナガイ、テナガツノヤドカリ、シオヤガイ、マテガイ。

優占種の変遷

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 2-2-2-9 に示す。

表在性動物の上位 5 種の常連としては、コゲツノブエ、ホソウミニナ、クログチ、ユビナガホンヤドカリ、シロスジフジツボ、ヒメカノコ、アラムシロが挙げられる。

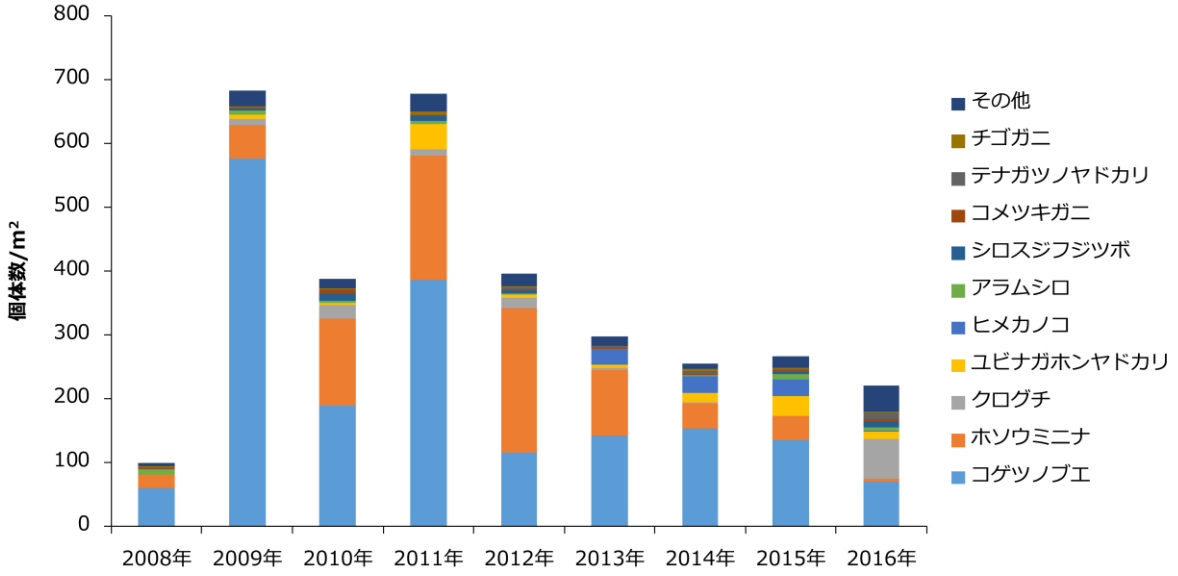


図 2-2-2-23. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）

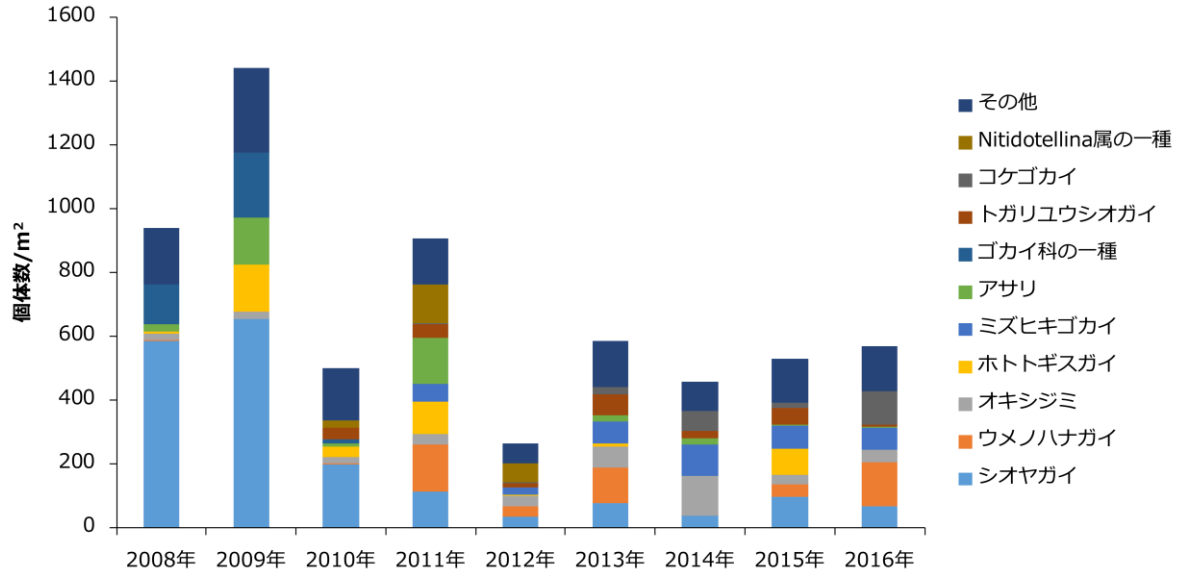


図 2-2-2-24. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）

表 2-2-2-9. 調査年別の優占種（出現個体数上位 5 位までの種）

カテゴリ	順位	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
表在性	1	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	ホソウミニナ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ	コゲツノブエ
	2	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	コゲツノブエ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	クログチ
	3	アラムシロ	クログチ	クログチ	ユビナガホンヤドカリ	クログチ	ヒメカノコ	ヒメカノコ	ユビナガホンヤドカリ	イザナミツノヤドカリ
	4	チゴガニ	アラムシロ	シロスジフジツボ	クログチ	イシマキガイ	シゲヤスイトカケギリ	ユビナガホンヤドカリ	ヒメカノコ	ユビナガホンヤドカリ
	5	スガイ	トウガタガイ科の一種	コメツキガニ	シロスジフジツボ	シロスジフジツボ	ユビナガホンヤドカリ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	シロスジフジツボ
埋在性	1	シオヤガイ	シオヤガイ	シオヤガイ	ウメノハナガイ	Nitidotellina属の一種	ウメノハナガイ	オキシジミ	シオヤガイ	ウメノハナガイ
	2	ゴカイ科の一種	ゴカイ科の一種	ミズヒキゴカイ科の一種	アサリ	ウメノハナガイ	シオヤガイ	ミズヒキゴカイ	ホトトギスガイ	コケゴカイ
	3	ミズヒキゴカイ科の一種	アサリ	トガリユウシオガイ	Nitidotellina属の一種	シオヤガイ	ミズヒキゴカイ	コケゴカイ	ミズヒキゴカイ	シオヤガイ
	4	ユウシオガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	シオヤガイ	オキシジミ	トガリユウシオガイ	シオヤガイ	トガリユウシオガイ	ミズヒキゴカイ
	5	アサリ	ユウシオガイ	Nitidotellina属の一種	ホトトギスガイ	ミズヒキゴカイ	オキシジミ	ソトオリガイ	ソトオリガイ	オキシジミ

これらの種に関して、2008～2016 年までに特徴的な変遷は見られず、安定していた。コゲツノブエとホソウミニナがそれぞれ毎年 1 位と 2 位を占め、2012 年のみホソウミニナが 1 位だが、全体としてはコゲツノブエが抜きん出て多かった。これらに続いて出現個体数が多かったクログチとシロスジフジツボは、散在するマガキや石に多数付着し、これらも例年安定して見られた。ユビナガホンヤドカリは AL もしくは BL、テナガツノヤドカリは BL に安定して多く見られた。また、チゴガニは AU、コメツキガニは BU に多く、これらも安定して見られ、ヒメカノコは 2013 年以降、A 及び B 両エリアでよく見られた。なお、ほとんど捕獲されないため数値にならないものの、A エリアの岸辺の石垣にはフタバカクガニも継続的に多産する。

埋在性動物の上位 5 種の常連としては、シオヤガイ、ウメノハナガイ、ミズヒキゴカイまたはミズヒキゴカイ科の一種（口絵 3）、コケゴカイまたはゴカイ科の一種、ユウシオガイまたはトガリユウシオガイ、ホトトギスガイが挙げられる。

これらの種に関して、シオヤガイが 2008～2010 年には抜きん出ていたが、2011 年以降は、年ごとにウメノハナガイと複数種の二枚貝類（*Nitidotellina* 属の一種、オキシジミ、シオヤガイ）で最優占種が入れ替わった。ただし、ウメノハナガイは体サイズが非常に小さい種であるため、偶発的に本種が高密度に分布する場所が調査点に含まれた場合、本種の個体数が卓越する可能性がある。また、これらに加え、A エリアにはミズヒキゴカイが、B エリアにはコケゴカイが多産することを記載しておく。

BL において、2016 年にはそれ以前には見られなかったイザナミツノヤドカリが急増したが、2017 年には減少した。*Nitidotellina* 属の一種（サクラガイ類未記載種）は 2010～2012 年にのみ出現した。ソトオリガイは、2014 年以降、比較的よく見られた。

底生動物群集構造の経年変動

本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度を基に、nMDS により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way ANOSIM により、統計解析を実施した。

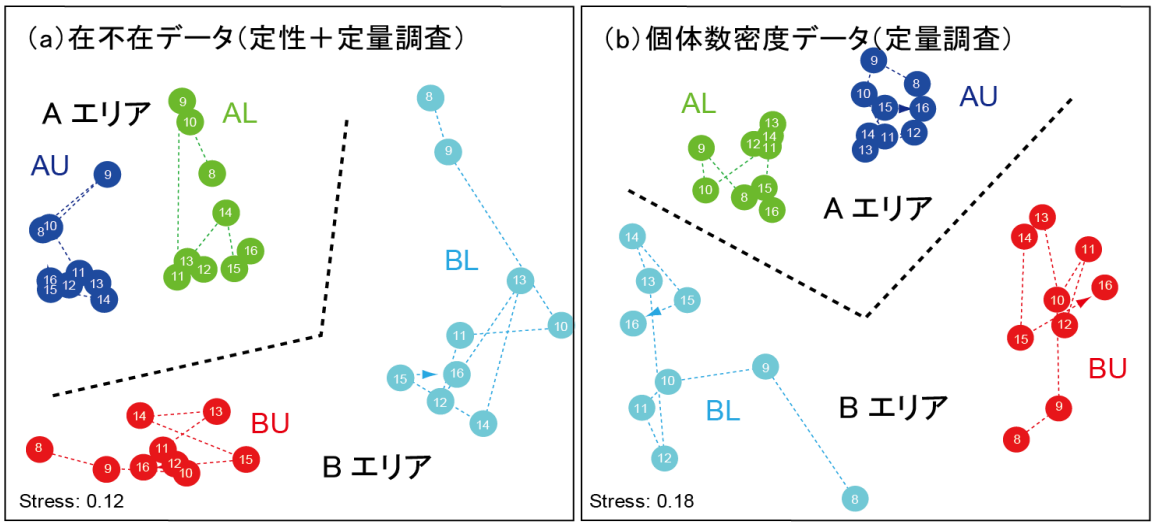
なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性及び定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

nMDS を用いた本サイトの各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-25 に示す。

南紀田辺サイトではサンプルがエリア及びポイントごとにまとまってプロットされており、A エリアと B エリア、また干潟上部（U）と下部（L）の間で群集構造が異なっていることが示唆された。

また、1-way ANOSIM の結果から、在不在データ、個体数密度データのいずれについても群集構造の有意な経年変動は検出されなかった。

ポイント間の群集構造については、AU+AL、BU、BL の 3 グループに分かれているようにも見える。AU と AL の群集構造が比較的似ているのは、A エリアが潟湖干潟で泥質であり、干潟の上部（U）/下部（L）の環境の違いよりも底質の影響が大きいためであると考えられる。一方、B エリアは前浜干潟であるが、上部（U）は乾燥しやすい砂質、下部（L）は砂質とはいえコアマモ（口絵 6）が群生している。この表層環境の違いが群集構造に大きな違いをもたらし、A サイトを含め 3 グループにも見えるような結果になったと考えられる。



1-way ANOSIM
Year; Global R = -0.054, p = 0.789

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.02, p = 0.392

図 2-2-2-25. nMDS を用いた南紀田辺サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。
（a）在不在データ（毎年の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。
（b）個体数密度データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各ポイントを色（青、緑、赤、水色）で示し、各調査年を数値（8:2008 年）で示す。

サイトの現状

2012 年以降、シオヤガイ等の一部の二枚貝類が減少した。これは、ナルトビエイによる捕食の影響が可能性として挙げられた。

また、景観の変化としては、2013 年以降、A サイト下部からアオサが消失したりしているものの、本サイトの底生動物の群集構造の動態には年により特出すべき変化は見られないことから「定常的な状態」であると考える。しかし、レッドリスト掲載種の出現動向の項でも言及したように、環境の変化等による希少種の新たな生息確認や偶発的な確認は今後も続くことが予想される。

引用文献

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査（干潟調査）報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

日本ベントス学会（編） (2012) 干潟の絶滅危惧動物図鑑–海岸動物のレッドデータブック. 東海大学出版会, 神奈川

上出 貴士・高橋 芳明 (2008) 和歌山県田辺湾滝内及び内ノ浦の潮間帯のコアマモ群落におけるベントス群集. 日本ベントス学会誌, 63:42-55

上出 貴士 (2013) 和歌山県田辺湾内ノ浦の潮間帯におけるスジホシムシモドキ *Siphonosoma cumanense* とイケダホシムシ *Golfingia margaritacea*（星口動物門, スジホシムシ綱）の分布と生息環境. 南紀生物, 55:145-151

上出 貴士, 山内 信, 高橋 芳明 (2013) 和歌山県田辺湾内ノ浦の潮間帯コアマモ *Zostera japonica* 群落におけるウメノハナガイ

Pillucina pisidium（二枚貝綱，ツキガイ科）の分布と生息環境．日本ベントス学会誌, 68:28-36
上出 貴士 (2014a) 和歌山県田辺湾内ノ浦の潮間帯の差泥域における二枚貝類Ⅰ―底質環境及びウミタケモドキ科，バカガイ科，ニッコウガイ科，マテガイ科．南紀生物, 56:11-18
上出 貴士 (2014b) 和歌山県田辺湾内内ノ浦の潮間帯の差泥域における二枚貝類Ⅱ―マルスダレガイ科及びまとめ―．南紀生物, 56:142-146

執筆：古賀庸憲、青木美鈴、金谷　弦

中津干潟サイト

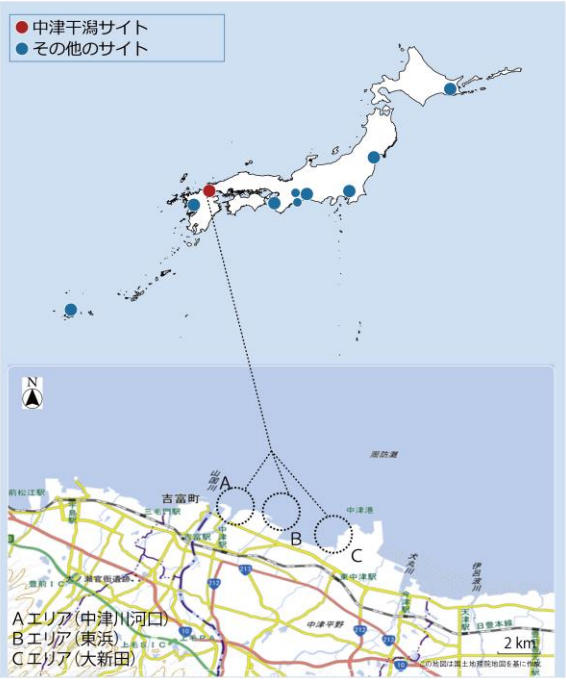


図 2-2-2-26. サイト位置図と景観（A エリア）
2013 年撮影：梶原直人

サイトの概要

中津干潟サイトは、瀬戸内海の南西端の周防灘に面した場所に形成される瀬戸内海最大の面積を誇る干潟に位置する（図 2-2-2-26）。また、瀬戸内海の中央部から東側では数少ない塩性湿地が残る自然海岸である。さらに、絶滅危惧種のカブトガニ（口絵 5）が生息している数少ない干潟のひとつであり、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。

本調査では A、B 及び C の 3 か所のエリアを設置している。A エリアは中津川の河口部の砂泥質の干潟である。一部礫が混じり河口から最も上流にあたるポイントはヨシ原に近接しており、中間のポイントではハマサジやフクド等の植生が見られる。B エリアは中津川よりやや東側に位置する砂質の干潟である。B エリアの潮間帯上部の一部はコアジサシの営巣地となっている。C エリアは B エリアの東側に位置する砂質の干潟である。後背地には塩性湿地が存在し、潮下帯にはアマモ場や人工の転石帯も見られる。つまり、C エリアは潮上帯から潮下帯にかけて連続した多様な環境が見られる場所である。本サイトの干潟表面では巻貝類のオオシンデンカワザンショウ、ヘナタリ、ホソウミニナ（口絵 4）等が優占している。また底土中ではアサリ（口絵 4）、オチバガイ、ソトオリガイ等の二枚貝類、コケゴカイやミズヒキゴカイ科（口絵 3）等の多毛類も優占する。

景観の変化

A エリアでは、2009 年に河川工事のため、ハクセンシオマネキ（口絵 5）の生息場所がかく乱されたが、翌年には別の場所で生息していることが確認された。近年、大分県中津市を含む九州北部地域は、たびたび集中豪雨による被害を受けており、それに伴う大規模出水により中津干潟も影響を受けている。中でも、2012 年 7 月 3 日と同月 11～14 日の豪雨では、A エリアの景観が大きく変化した。特に上流から運ばれてきた土砂により、集中豪雨以前よりも川底が固くなったため、埋在性動物の採集時に使用するコアサンプラーの深度が浅くなった。なお、2017 年 7 月 5～6 日には九州北部豪雨と称される豪雨被害が発生したが、各エリアにおける景観の変化は 2012 年の大規模出水より小さかったと考えられる。

底質の変化については、AU2（A エリア潮間帯上部 2）で 2008 年と 2013 年では顕著に泥（粒径が 0.063mm 未満）分率が上昇しているが、これは 2012 年の豪雨の影響によるものと考えられる（図 2-2-2-27）。 また、AU2 以外のポイントやエリアでは粒度組成に大きな変化は見られなかった。

有機物含有量に関しては、AU2 及び AU3（A エリア潮間帯上部 3）の有機物含有量が高かった。これは、両ポイントが中津川の内部に位置しており、河川上流から供給される有機物量と関連性があるかもしれない。

ほかの変化としては、C エリアでは調査開始時よりコアマモ（口絵 6）の繁茂面積が拡大しており、最近では、B 及び A エリアでもコアマモが目立つようになっている。

総出現種数の変遷

総出現種数の経年変化を表 2-2-2-10 に示す。

2009 年は総出現種数が少ないが、これは A エリアにおいて、調査の直前に上述の河川工事が行われたため、エリアの景観が全く変わるなど、生息場所が大きく変化し、採集や観察ができなかった種が多数生じたためと考えられる。

2009 年を除くと、総出現種数は 2011 年が 69 種と最も少なく、2014 年が 117 種と最も多かった。

本サイトの総出現種数の変遷については、オオシンデンカワザンショウの出現密度に大きく左右されるということを考慮すべきであろう。本種が出現する時は、極めて高密度で出現するため、その計数に時間と労力を要し、それ以外の調査の精度に影響を与える場合があるためである。また、総出現種数の変遷には、種の同定技術の変化による影響もある。近年、形態学的に分類が困難な種については、DNA-barcoding を用いた遺伝子による同定方法が併用される場合が増えている。本サイトの調査では、補助的に調査開始時より遺伝子解析を使用している。補助的に遺伝子解析を実施することにより、2011 年には A エリアに生息するマガキの一部に有明海・八代海等にしか生息しないとされていたシカメガキが生息することを確認した（Hamaguchi et al. 2013）。その後も、西ほか（2013）による多毛類の研究結果も加わり、これまでの中津干潟における底生動物相に関する調査では確認されていなかった種が追加された（Nishi et al. 2014；西ほか 2018；Hamaguchi et al. 2014；Hamaguchi et al. 2017；浜口ほか 2017）。

このように、同定技術の発達によって出現種数が変化する場合があるため、本サイトの出現種数の変遷については、それらの影響を考慮しなければならない。そのため、本項で全体の変化傾向について言及することは困難であった。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

調査期間中のレッドリスト掲載種の出現種数は 8～32 種で、総出現種数の 18.2～36.9% を占めていた（表 2-2-2-10）。

レッドリスト掲載種の出現種数が最も少なかった 2009 年に関しては、A エリアにおける河川工事の影響や、本事業が開始されたばかりで作業手順に不慣れであったほか、同定精度が充分に高められていなかった等の調査及び同定手法上の理由が影響したためと考えられる。2010 年以降の調査では、各分類群の専門家に参加してもらい、それぞれの分類群の観察法や同定の精度を高めた。従って、2010 年以降の調査では、比較的安定した結果が得られるようになったものと考える。

本サイトの A エリアのヨシ原において、絶滅危惧 I 類のクロヘナタリやシマヘナタリがほぼ毎年安定して見られた。B エリアや C エリアの前浜干潟では、ほぼ毎年、準絶滅危惧のムギワラムシが安定して見られた。また、いずれのエリアでも 2013 年以降は絶滅危惧 I B 類のツバサゴカイ（口絵 3）が継続して見られた。

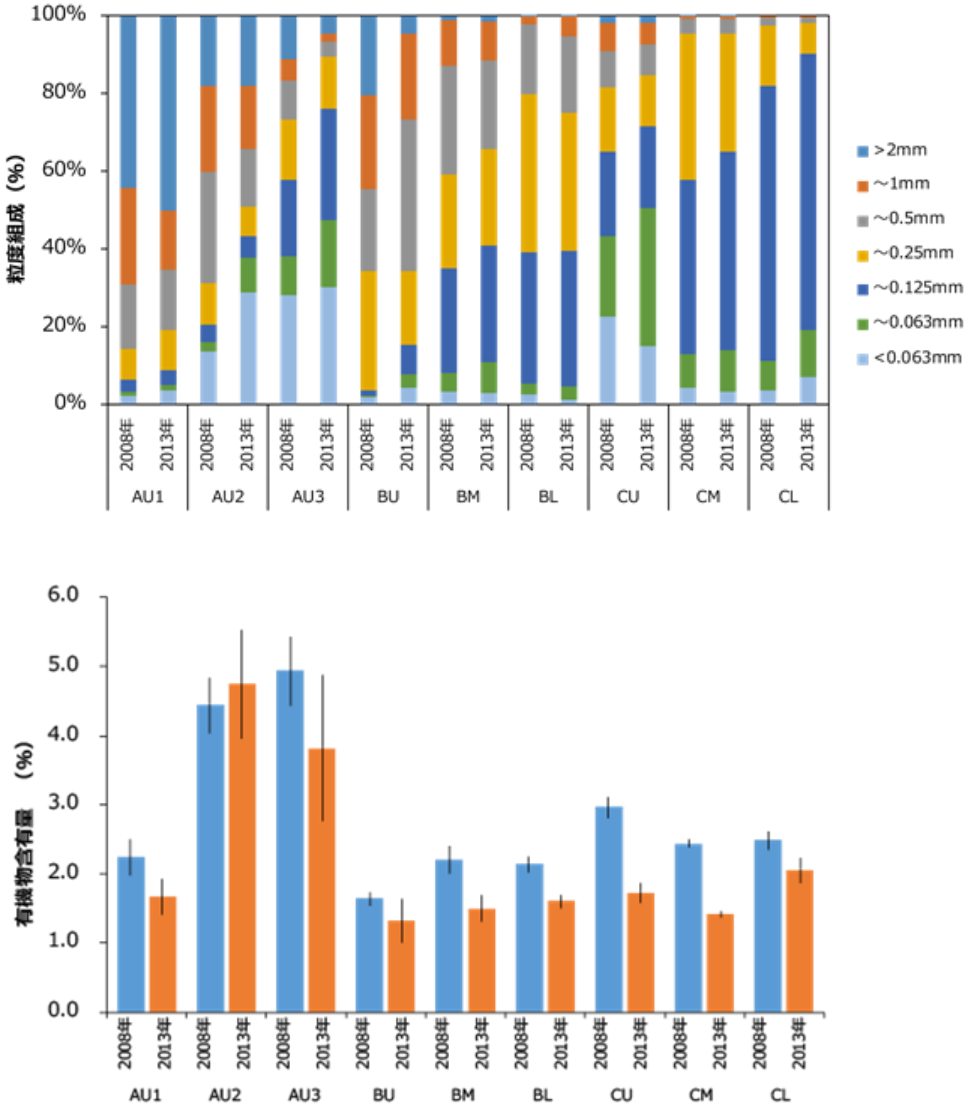


図 2-2-2-27. 中津干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年と 2013 年）を示す。AU1～3：A エリア潮間帯上部、BU：B エリア潮間帯上部、BM：B エリア潮間帯中部、BL：B エリア潮間帯下部、CU：C エリア潮間帯上部、CM：C エリア潮間帯中部、CL：C エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

表 2-2-2-10. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		96	44	84	69	93	82	117	103	109
レッドリスト掲載種		20	8	31	23	20	22	32	31	27
出現割合(%)		20.8	18.2	36.9	33.3	21.5	26.8	27.4	30.1	24.8
内訳										
絶滅危惧I類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	0	0	0	0	0	1	1	1	1
	CR+EN	4	0	6	4	3	2	6	5	3
絶滅危惧II類	VU	4	2	8	3	4	5	8	6	5
準絶滅危惧	NT	11	6	15	14	11	13	15	17	15
情報不足	DD	0	0	2	1	1	1	1	1	2

Cエリアでは絶滅危惧Ⅰ類の二枚貝類であるイチョウシラトリガイが安定して見られた。なお、瀬戸内海の一部の干潟でしか生息が確認されていない絶滅危惧種Ⅰ類のカブトガニも2014年と2015年の調査で見られた。

本サイトではレッドリスト掲載種が高密度で生息しているという特徴がある。例えば、絶滅危惧Ⅱ類のオオシンデンカワザンショウは、本サイトのある中津市大新田地区で見られる微小巻貝であるが、本種は最大で2,000/m^{2}が確認された年もある。また、同じく絶滅危惧Ⅱ類のイボウミニナや準絶滅危惧種のヘナタリが、本サイトの干潟表面で高密度に生息している。このように、レッドリスト掲載種の個体数密度が高い理由としては、本サイトでは干潟の面積がほかのサイトに比べて大きく、多様な環境が広大な範囲で維持されていることが挙げられる。つまり、干潟内に多様な環境が広大な範囲で維持されていることにより、中津干潟の内部で各種の個体群が維持され、安定的に高密度で生息できるという状況を生み出しているのではないかと推測される。このことは、今後の干潟の保全を考える上で、面積も重要な要素となりうることを示唆しているのかもしれない。

2008～2016年における出現上位10種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位10番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図2-2-2-28と図2-2-2-29に示す。また、それぞれの個体数密度は、1m^{2}あたりの個体数に換算した。

優占種の変化のうち、表在性動物において中津干潟サイトで特徴的なのは、絶滅危惧Ⅱ類に該当するオオシンデンカワザンショウの出現状況である。本種は、出現する年は極めて高密度となるために、調査結果に大きな影響を与える。本種は、2009年と2010年は高密度で出現しているが、2013年以降は確認されなかった。本種が全く確認されない年もあるが、その要因は不明である。また、本種の生態的特性については不明な点が多いが、2012年以降、本種がほとんど見られていない要因として、2012年の集中豪雨や大規模出水の影響を受けた可能性がある。なぜなら、本種は微小巻貝であるため、出水の影響を受けて別の場所へ流された可能性が考えられるからである。なお、グラフには含まれていないが、2017年の調査では低密度ではあるが確認されており、個体群が回復しつつあるのかもしれない。

2013年以降は、オオシンデンカワザンショウに変わり、ホソウミニナ（48/m^2）やヘナタリ（27/m^2）が高密度に生息していた。

埋在性動物ではアサリが多く、その個体数密度は変動が大きいものの、2014年以降は増加する傾向が見られた。しかしながら、2017年には個体数密度はやや低下した。中津干潟は1980年代では瀬戸内海で最大のアサリ・バカガイ漁場であったので、アサリの資源増加は漁業面からは好ましい傾向である。

優占種の変遷

各調査年における優占種（出現個体数上位5位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表2-2-2-11に示す。

表在性動物の優占種の変遷には、一定の傾向が見られず、オオシンデンカワザンショウとウミニナ類が年によって交替した。ウミニナ類については、複数種が高密度に分布するが、年によっては優占する種が異なり、ヘナタリ、フトヘナタリ、ホソウミニナ（口絵4）が交替する傾向にあった。それ以外では、ユビナガホンヤドカリやアラムシロもよく確認された。

埋在性動物ではアサリ、ホトトギスガイ、オチバガイといった二枚貝類が優占した。2009年、2010年は多毛綱の一種が優占したが、それ以外の年でも多毛類が優占種上位5種に入っており、多種多様な多毛類が生息することも本サイトの特徴とも言える。

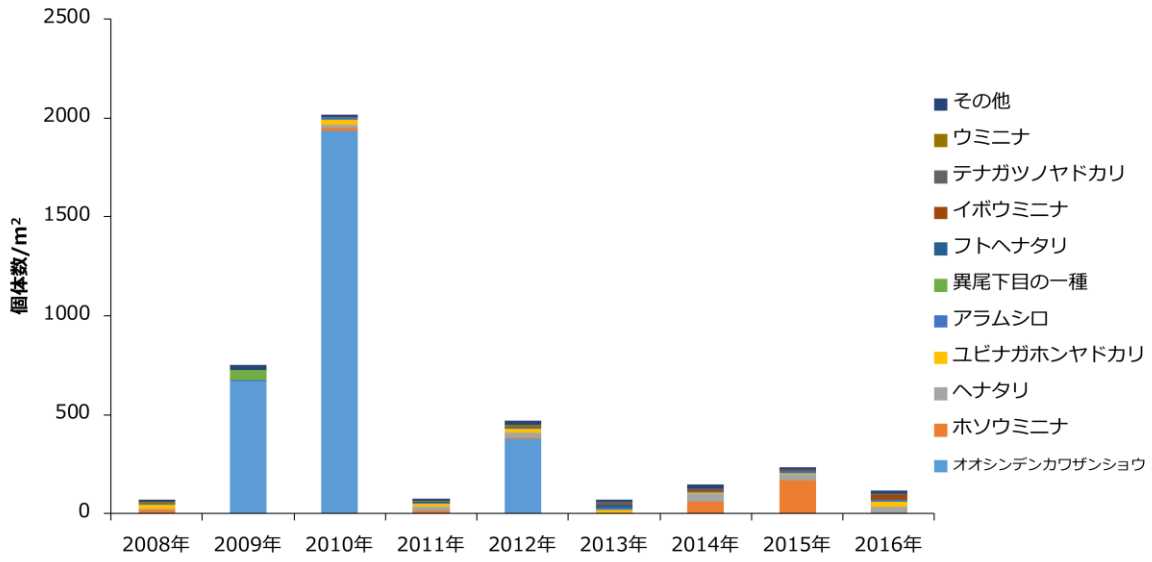


図 2-2-2-28. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）

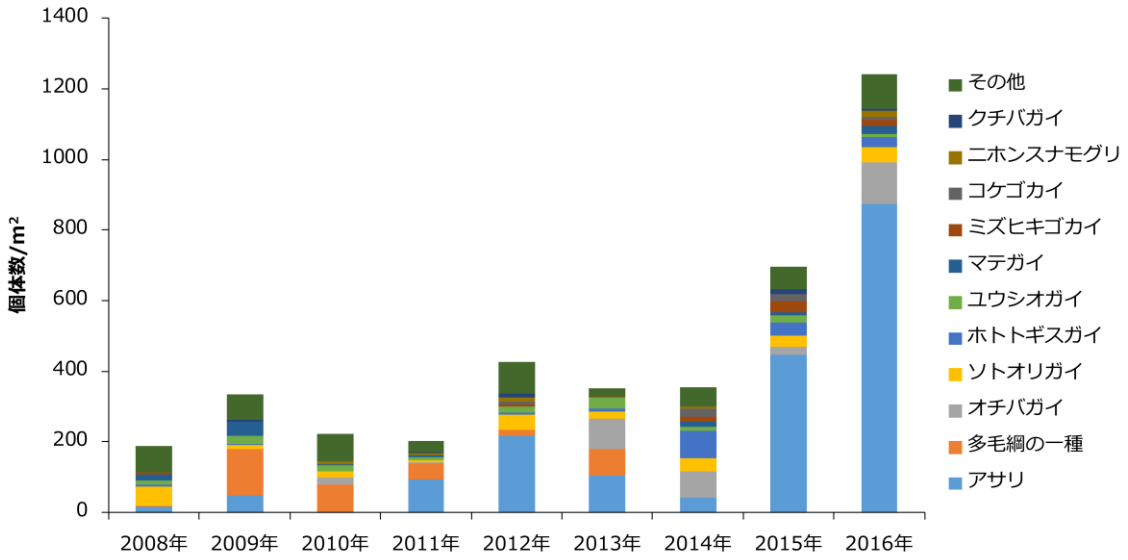


図 2-2-2-29. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）

表 2-2-2-11. 調査年別の優占種（出現個体数上位 5 位までの種）

カテゴリ	順位	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
表在性	1	ユビナガホンヤドカリ	オオシンデンカワザンショウ	オオシンデンカワザンショウ	ヘナタリ	オオシンデンカワザンショウ	フトヘナタリ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ヘナタリ
	2	ホソウミニナ	異尾下目の一種	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	ヘナタリ	ユビナガホンヤドカリ	ヘナタリ	ヘナタリ	ユビナガホンヤドカリ
	3	ウミニナ	フトヘナタリ科の一種	ヘナタリ	ホソウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ	イボウミニナ
	4	アラムシロ	アラムシロ	ホソウミニナ	フトヘナタリ	ウミニナ	アラムシロ	シロスジフジツボ	フトヘナタリ	アラムシロ
	5	ヘナタリ	ウミニナ科の一種	アラムシロ	アラムシロ	イボキサゴ	コメツキガニ	イボウミニナ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ
埋在性	1	ソトオリガイ	多毛綱の一種	多毛綱の一種	アサリ	アサリ	アサリ	ホトトギスガイ	アサリ	アサリ
	2	マテガイ	アサリ	オチバガイ	多毛綱の一種	ソトオリガイ	オチバガイ	オチバガイ	ホトトギスガイ	オチバガイ
	3	イトゴカイ科の一種	マテガイ	ユウシオガイ	ユウシオガイ	イトゴカイ	多毛綱の一種	アサリ	ソトオリガイ	ソトオリガイ
	4	アサリ	ニッコウガイ科の一種	ソトオリガイ	軟体動物門の一種	多毛綱の一種	ユウシオガイ	ソトオリガイ	ミズヒキゴカイ	ホトトギスガイ
	5	ユウシオガイ	ユウシオガイ	コオキナガイ	マテガイ	ユウシオガイ	ソトオリガイ	コケゴカイ	オチバガイ	コケゴカイ

底生動物群集構造の経年変動

本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度をもとに、nMDS により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way ANOSIM により、統計解析を実施した。

なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性及び定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

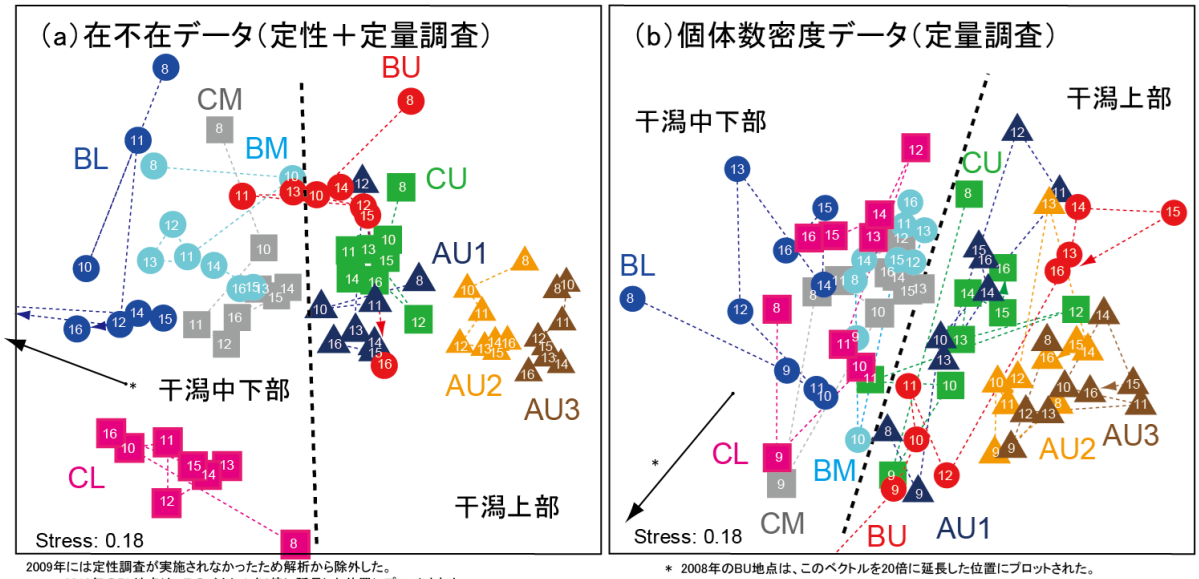
nMDS を用いた本サイトの各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-30 に示す。

本サイトでは各エリアの干潟上部のポイント（AU、BU、CU）のプロットが右側に、干潟中下部のポイント（BM、BL、CU、CL）がそれぞれまとまって左側にプロットされており、エリア間での群集構造の違いよりも、干潟上部と下部の間での違いがより顕著であることが示唆された。

本調査で実施している方形枠内の表在性動物数やコアサンプラーによる定量調査では、採集できる底生動物が限られるため、個体数密度データを対象とした nMDS では AU2 と AU3 を除くと同じような位置となる（2-2-2-30(b)）。これに対し、在不在データでは、定量調査に加え、目視による定性調査のデータが含まれるため、それぞれのエリアよりポイントの差が検出されていると考えられる（図 2-2-2-30(a)）。定性調査では、塩性湿地や転石帯等の多様な環境において、生息する個体数の少ない底生動物を対象として実施する調査であるため、定量調査と比べて、サイト内のポイントの環境の特徴が底生動物の群集に反映されやすいと考えられる。特に、中津干潟は広大であり、塩性湿地、ヨシ原、砂質干潟、泥質干潟、転石帯等の多様な環境が見られる。例えば、AU3 は中津川のヨシ原に近接する場所であり、ヨシ原の底生動物が確認できる。次いで、AU2 はハマサジ、フクド、ヨシが混在する場所であり、カキ礁も見られる等、ほかのポイントとは異なる。それ以外の場所は、中津干潟における代表的な砂質干潟であるため、確認できる底生動物の共通性が高く、近接した配置になったと考えられる。ただし、CL は転石帯を含むため、ほかのポイントとは異なる底生動物が確認できることから nMDS のプロットではやや離れた場所に位置付けられる。また、干潟の上部ポイントと下部ポイントの差が大きいのは、本サイトの各エリアでは上部から下部までの距離が 1～2km あり、ほかの干潟とは異なり、ポイント間の距離が長いためではないかと考えられる。

1-way ANOSIM の結果から、在不在データ、個体数密度データのいずれについても本サイトの底生動物の群集構造には有意な経年変動が検出された。

これについては、年によって表在性動物の最優占種となるウミニナ類が入れ替わることが要因のひとつとして考えられる。最優先種が入れ替わる原因としては、調査時期や気温の影響等でウミニナ類が季節的に生息場所を変えることが考えられる。つまり、調査年の最優占種の頻繁な入れ替わりが、群集構造の年変動の要因となっている可能性が挙げられる。また、先に説明したように本サイトでは各調査エリアの面積が広いことも影響し、ウミニナ類に限らず底生動物の季節的移動によって、調査時の底生動物の分布が年により変化していることも推測される。実際の調査経験からも、年によってウミニナ類の分布が変化していることを確認しており、ポイントでの優占種の入れ替わりを頻繁に確認している。



2009年には定性調査が実施されなかったため解析から除外した。
＊ 2013年のBL地点は、このベクトルを2倍に延長した位置にプロットされた。

＊ 2008年のBU地点は、このベクトルを20倍に延長した位置にプロットされた。

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.064, p = 0.027

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.160, p = 0.001

図 2-2-2-30. nMDS を用いた中津干潟サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。
（a）在不在データ（毎年の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。
（b）個体数密度データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各エリアは、A=▲、B=●、C=■で、各ポイントを色（濃青、オレンジ、茶色、赤、水色、青、緑、グレー、ピンク）で示し、各調査年を数値（8:2008 年）で示す。

サイトの現状

2008～2016 年の調査期間において、A エリアでは、2009 年の河川工事による影響や 2012 年の集中豪雨による影響を受けて景観が変化した。また、C エリアでは調査開始時よりコアマモが繁茂する面積が拡大しており、A 及び B エリアでもコアマモの生育が目立つようになっている。コアマモは海外では侵略的外来種とされるほど繁殖力が強く、今後もその生育状況には注意を要する。

底生動物については、表在性動物では、オオシンデンカワザンショウ及びウミニナ類が優占し、それらが年によって入れ替わるという特徴が見られた。また、これらの優占種は、レッドリスト掲載種である場合が多く、本サイトでは、ほかの地域では絶滅のおそれのある種が高密度に分布するという特徴も見られた。埋在性動物ではアサリ、ホトトギスガイ、オチバガイといった二枚貝類が優占するとともに、多種多様な多毛類が見られた。これらの底生動物の群集構造に関しては、経年変動が見られ、その理由として、干潟面積の大きさが生み出す多様な微環境による影響やウミニナ類の分布変化等が挙げられた。

なお、本調査を長期にわたって継続するためには、地元住民や NPO 等との協力・連携体制を構築する必要がある。中津干潟では、本事業の干潟調査開始以降に地元 NPO 法人・水辺に遊ぶ会によって中津干潟のカブトガニや貝類等のリポートが出されており（足利 2014）、連携が可能と考えられる。

引用文献

足利 由紀子（編） (2014) 中津干潟レポート. 特定非営利活動法人水辺に遊ぶ会, 明文堂印刷, 大分

Hamaguchi M, Shimabukuro H, Kawane M, Hamaguchi T (2013) A new record of the Kumamoto oyster, *Crassostrea sikamea*, in the Seto Inland Sea. Marine Biodiversity Records, 6:e16-22

Hamaguchi M, Shimabukuro H, Usuki H, Hori M (2014) Occurrences of the Indo–West Pacific

rock oyster *Saccostrea cucullata* in mainland Japan. Marine Biodiversity Records, 7:e84
Hamaguchi M, Manabe M, Kajihara N, Shimabukuro H, Yamada Y, Nishi E (2017) DNA barcoding of flat oyster species reveals the presence of *Ostrea stentina* Payraudeau, 1826 (Bivalvia: Ostreidae) in Japan. Marine Biodiversity Records, 10:4
浜口 昌巳, 北村 章博, 中里 礼大, 真鍋 美幸, 中村 慶幸 (2017) アツヒメガキ（新称）*Ostrea stentina* の生息状況. 南紀生物, 59(1):102-104
環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)
環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)
西 栄二郎, 梶原 直人, 川根 昌子, 浜口 昌巳 (2013) 瀬戸内海周防灘中津干潟に産する多毛類. 南紀生物, 55(1):67-69
Nishi E, Mastuo K, Kazama-Wakabayashi M, Mori A, Tomioka S, Kajihara H, Hamaguchi M, Kajihara N, Hutchings P (2014) Partial revision of Japanese Pectinariidae (Annelida: Polychaeta), incliding redescriptions of poorly known species. Zootaxa, 3895(3):433-445
西 栄二郎, 伊東 眞由子, 森田 遥, 井藤 大樹, 梶原 直人, 浜口 昌巳 (2018) 多毛綱ケヤリムシ科モバケヤリムシの瀬戸内海中津干潟からの記録. 南紀生物, 59 (2):179-180

執筆：浜口昌巳、金谷　弦

永浦干潟サイト

図 2-2-2-31. サイト位置図と景観（A エリア）
2016 年撮影：逸見泰久

サイトの概要

永浦干潟サイトは、有明海と八代海を結ぶ瀬戸にある永浦島の南部に形成される干潟に位置する（図 2-2-2-31）。本サイトを含む周囲は雲仙天草国立公園に指定されており、海岸は主に岩礁や転石地で、入り江奥部に小規模な干潟が発達する。また、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。

エリアは A 及び B の 2 か所を設置しており、A エリアは永浦島南西部に位置する砂泥質から泥質の干潟である。B エリアは永浦島南東部に位置する一部転石や岩礁が見られる砂泥質の干潟である。潮上帯はハマボウ等が生育する自然海岸が残されており、潮間帯下部にはアマモ場も見られる。

本サイトの干潟表面では巻貝類のホソウミニナ（口絵 4）、ウミニナ（口絵 4）、アラムシロ、甲殻類のユビナガホンヤドカリが優占している。また、底土中では二枚貝類のホトトギスガイやアサリ（口絵 4）が優占している。なお、A エリアは、日本ジオパークに認定された「天草ジオパーク」のジオサイトのひとつ「永浦島のハクセンシオマネキ生息地」に指定されている。

景観の変化

本サイトの周辺は、岩礁や転石地が多く、干潟は入り江奥部に小規模のものが発達するにすぎない。サイトのうち、A エリアは、永浦島南西部にある前浜干潟で、潮上帯は堤防、潮間帯上部は砂泥質、下部は泥質である。一方、B エリアは、永浦島南東部の前浜干潟で、潮上帯は自然海岸、全体的に砂泥質で、転石や岩礁も見られる。A エリアの潮下帯と B エリアの潮間帯下部・潮下帯はアマモ場になっている。

景観の経時変化としては、A エリアでは、アマモ（口絵 6）の被度が 2015 年頃より増加した。また、塩性湿地の樋門が閉じられることが多く、塩分が低下したためかヨシの被度が増加した。B エリアでは、アマモの被度が 2011 年頃より増加した。また、塩性湿地の優占種であるヨシの刈り取りが 2013 年頃より不定期に行われるようになった。

2008 年と 2013 年の底質・有機物含有量を比べると、A エリアでは、AU・AL（潮間帯上部・下部）ともに粒径 0.5mm 以上の砂泥が減少したが、B エリアでは、BU・BL（潮間帯上部・下部）ともに粒径の変化はほとんど見られなかった（図 2-2-2-32）。一方、両エリアでは、潮間帯上部・下部とも、有機物含有量が減少していた。

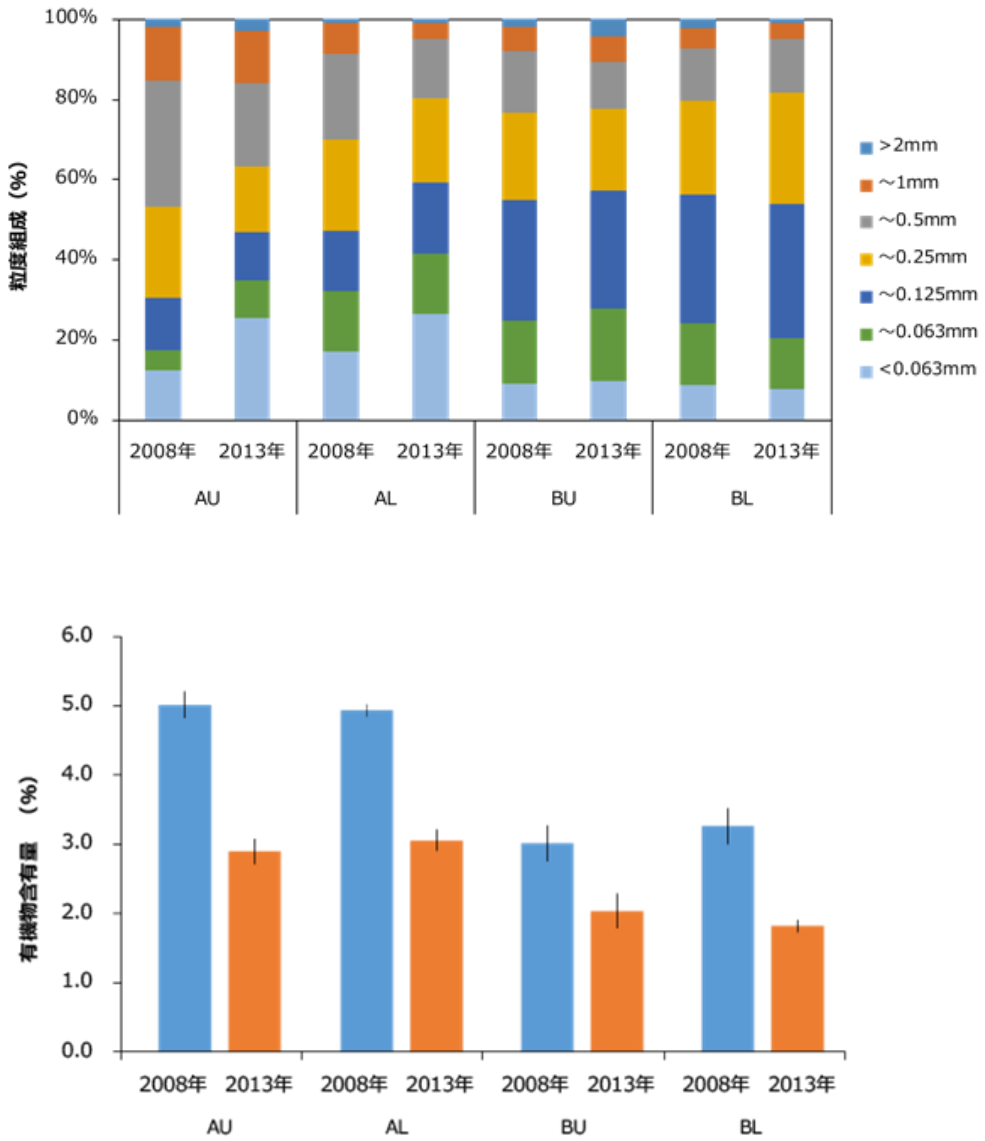


図 2-2-2-32. 永浦干潟サイトにおける粒度組成（上）と有機物含有量（下）の時間変化（2008 年と 2013 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

表 2-2-2-12. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		105	105	102	95	82	124	101	111	130
レッドリスト掲載種		25	24	21	20	20	23	26	23	25
出現割合(%)		23.8	22.9	20.6	21.1	24.4	18.5	25.7	20.7	19.2
内訳										
	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
絶滅危惧I類	EN	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	CR+EN	1	1	0	1	1	3	1	1	2
絶滅危惧II類	VU	6	3	3	3	3	2	5	3	4
準絶滅危惧	NT	17	18	16	14	13	15	17	16	16
情報不足	DD	0	1	1	1	2	2	2	2	2

総出現種数の変遷

総出現種数の経年変化を表 2-2-2-12 に示す。2008～2016 年の総出現種数は 82～130 種で、種数は 1.6 倍程度の範囲で変動した。総出現種数は当初減少傾向にあり、2012 年には 82 種まで減少したが、翌 2013 年には急激に（124 種）増加した。このように、総出現種数の経年変化には方向性は見いだせず、環境ではなく、天候や干満差等の年による調査時の条件の違いが影響した可能性が強い。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

2008～2016 年に確認された種のうち、レッドリスト掲載種は 20～26 種で、全出現種数の 19～26%であった。そのうち、調査期間中に確認された絶滅危惧種（CR、EN、VU）は 13 種と少なかったため、経年変化に傾向を見いだすことは難しいが、NT を見る限り、レッドリスト掲載種は増えても減ってもいないようである。

なお、本サイトで確認されたカテゴリ別のレッドリスト掲載種数は、CR または EN が 5 種、VU が 8 種、NT が 29 種、DD が 3 種であった。このうち、EN のツバサゴカイ（口絵 3）は毎年確認された。ゴマフダマは最近になって確認回数が増え、シマヘナタリは年によって確認される程度、コオキナガイ、マルテンスマツムシはそれぞれ 1、2 回の確認であった。

2008～2016 年における出現上位 10 種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 2-2-2-33 と図 2-2-2-34 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1m² あたりの個体数に換算した。

調査期間における出現上位の優占種は、表在性動物では、ホソウミニナ、ユビナガホンヤドカリ、ウミニナ、アラムシロ、テナガツノヤドカリ、ハクセンシオマネキ（口絵 5）、シロスジフジツボ、オサガニ、ツボミガイ、ウミニナ科の一種で、ウミニナ類とヤドカリ類が上位を占めた。ホソウミニナは全期間を通してどの年も 1 位であり、個体数密度は 19.4～111.4/m² と 6 倍程度の範囲で変動した。一方、ユビナガホンヤドカリ（2.4～54.8/m²）、ウミニナ（2.0～34.6/m²）、アラムシロ（2.6～30.0/m²）の密度変化（最大値/最小値）はそれぞれ 23、17、12 とホソウミニナに比べて大きかった。また、テナガツノヤドカリ、ハクセンシオマネキは全く、あるいはほとんど確認されなかった年もあり、年変動が大きかった。

埋在性動物の優占種は大きく変化した。これは、多毛類等を科に細分化した年もあれば、複数種としてまとめる年があった等、主として分類・整理方法に起因する。ただし、1 位のホトトギスガイについては、分類も確かであり、年変動は大きいものの 2013 年以降は常に多かったことが分かる。同様に、アサリ（5.7～130.2/m²）、星口動物門の動物（2.8～127.4/m²、スジホシムシモドキ（口絵 3）を含む）、トゲイカリナマコ（0～48.1/m²）、ユウシオガイ（0～48.1/m²）も年変動が大きく、この点で表在性動物と大きく異なっていた。

A エリアでは、学生実習や複数の研究者による生態的研究も行われており、本事業の干潟調査以外にも、かなりのデータがある。

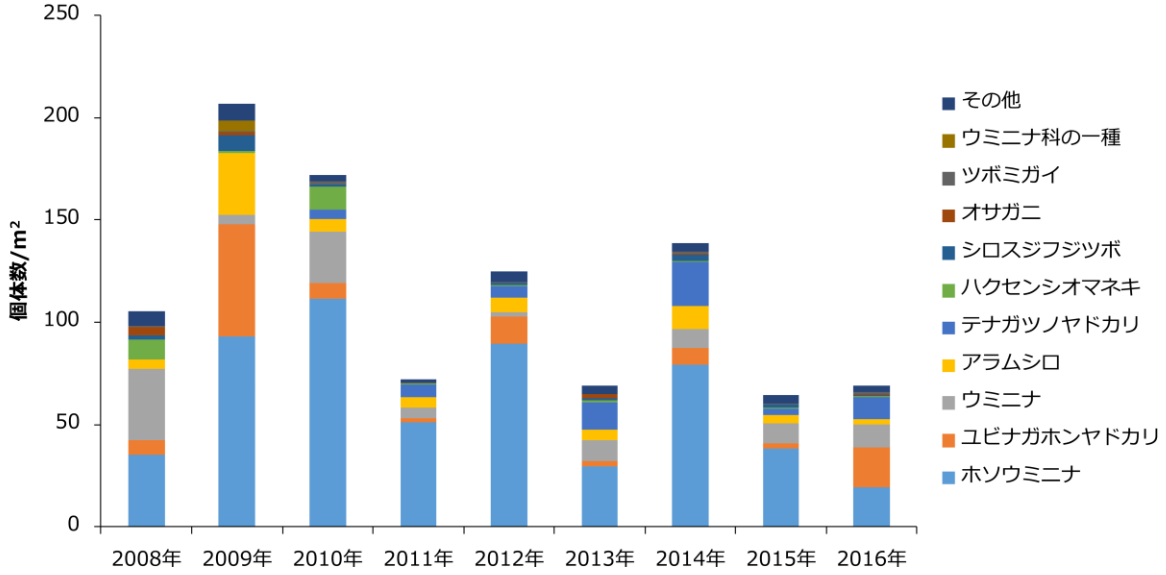


図 2-2-2-33. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）

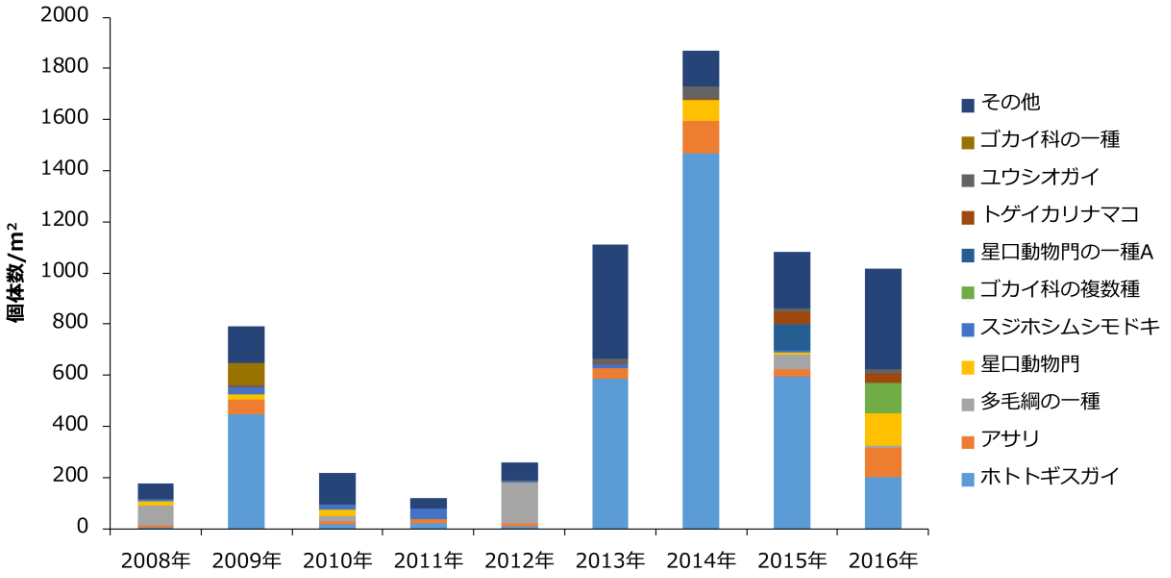


図 2-2-2-34. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）

表 2-2-2-13. 調査年別の優占種（出現個体数上位 5 位までの種）

カテゴリ	順位	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
表在性	1	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ	ホソウミニナ
	2	ウミニナ	ユビナガホンヤドカリ	ウミニナ	テナガツノヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	テナガツノヤドカリ	テナガツノヤドカリ	ウミニナ	ユビナガホンヤドカリ
	3	ハクセンシオマネキ	アラムシロ	ハクセンシオマネキ	ウミニナ	アラムシロ	ウミニナ	アラムシロ	アラムシロ	ウミニナ
	4	ユビナガホンヤドカリ	シロフジツボ	ユビナガホンヤドカリ	アラムシロ	テナガツノヤドカリ	アラムシロ	ウミニナ	テナガツノヤドカリ	テナガツノヤドカリ
	5	アラムシロ	ウミニナ科の一種	アラムシロ	ユビナガホンヤドカリ	コメツキガニ	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	ユビナガホンヤドカリ	アラムシロ
埋在性	1	多毛綱の一種	ホトトギスガイ	星口動物門	スジホシムシモドキ	多毛綱の一種	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ	ホトトギスガイ
	2	星口動物門	ゴカイ科の一種	多毛綱の一種A	ホトトギスガイ	タケフシゴカイ科の一種	多毛綱の一種L	アサリ	星口動物門の一種A	星口動物門
	3	クチバガイ	アサリ	ホトトギスガイ	アサリ	ミズヒキゴカイ科の一種	多毛綱の一種D	星口動物門	多毛綱の一種	ゴカイ科の複数種
	4	スジホシムシモドキ	スジホシムシモドキ	スジホシムシモドキ	多毛綱の一種A	アサリ	アサリ	ユウシオガイ	トゲイカリナマコ	アサリ
	5	ホトトギスガイ	フサゴカイ科の一種	多毛綱の一種	多毛綱の一種B	ホトトギスガイ	多毛綱の一種F	多毛綱の一種A	アサリ	シリス科?の複数種

それらのデータを加味して考えると、優占種の経年変化のうち、ホトトギスガイ、星口動物門の動物の密度は、実際の変動を反映した結果と考えられる。一方、他種、特に澪筋等の特定の環境（マイクロハビタット）を好む種（ユビナガホンヤドカリ等）については、定量調査で設定しているポイントにそのようなマイクロハビタットが含まれていたかどうかが調査結果に影響した可能性が強い。ただし、2008 年と 2013 年の底質を比べると、A エリアでは、上部・下部ともに粒径 0.5mm 以上の砂泥が減少し、泥化しているように見えるが、現場での所感として底質の変化は特に認められず、データからマイクロハビタットの違いによる影響であるかを判断することはできなかった。

優占種の変遷

各調査年における優占種（出現個体数上位 5 位まで）について、表在性動物と埋在性動物に区別して表 2-2-2-13 に示す。

2008～2016 年の表在性動物の優占種 1 位は、どの調査年においてもホソウミニナであった。また、ユビナガホンヤドカリは 2～5 位、アラムシロは 3～5 位で推移し、ウミニナは 2～4 位となることが多かった。一方で、テナガツノヤドカリは年変動が大きかった。

埋在性動物の優占種 1 位は、ホトトギスガイ、多毛綱の一種、スジホシムシモドキであった。分類・整理上の問題はあるが、これにアサリを加えた 4 グループが優占種の上位を占めていた。

A、B エリア両方で確認された潮下帯でのアマモの増加、A エリアの塩性湿地における水位変化等を除けば、A、B エリアの環境に大きな変化はなく、このことが優占種の入れ替わりがほとんどなかったことに繋がっていると考えられる。ただし、ホトトギスガイ、星口動物門の動物の密度の変化が、環境変化によるかどうかについても、十分な環境データがないので判断が難しい。なお、優占種ではないが、イボウミニナ、ゴマフダマ、ミドリシャミセンガイ（口絵 3）は、この 9 年間、増加傾向にあった。

底生動物群集構造の経年変動

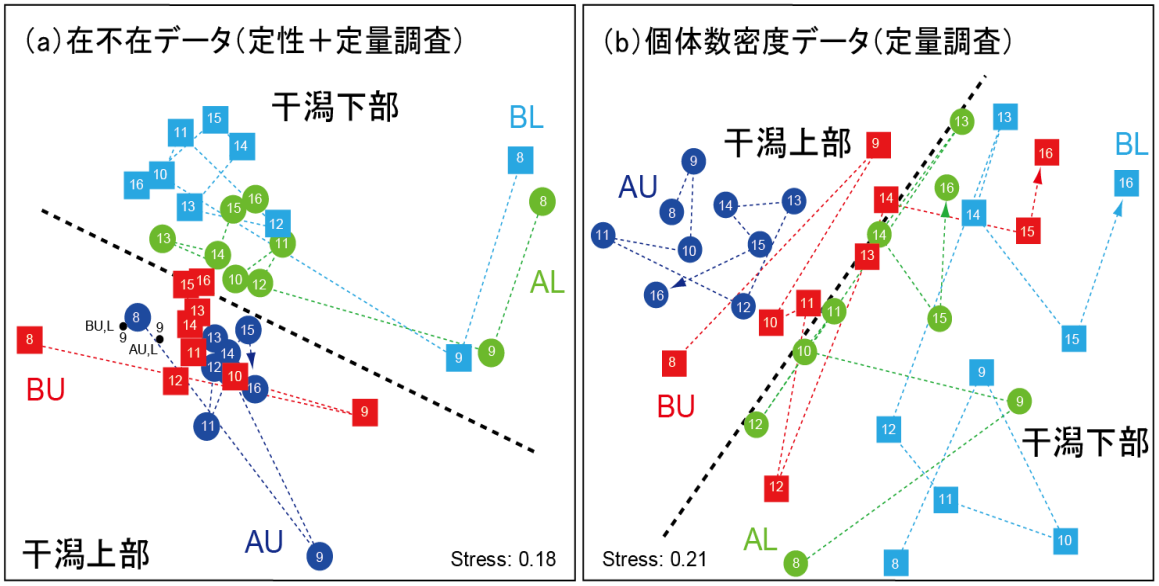
本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度をもとに、nMDS により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way ANOSIM により、統計解析を実施した。

なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性及び定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

nMDS を用いた本サイトの各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-35 に示す。

永浦干潟サイトでは干潟上部のポイント（AU、BU）と干潟下部のポイント（AL、BL）がそれぞれまとまってプロットされており、エリア間よりも、干潟上部と下部の間で、群集構造が顕著に異なることが示唆された。A、B エリアは、どちらも永浦島の南海岸に位置する前浜干潟で、環境も比較的よく似ている。特に、AU と BU は砂泥質、AL と BL は砂泥質～泥質と底質が互いに似ており、ともに潮下帯にはアマモ場があることが、群集構造の類似性をもたらしたと考えられる。なお、AL と BL ではわずかに群集が異なるが、これは潮下帯のアマモ場は BL の方が大きく、ウニ類やヒトデ類等が主として BL に出現することに起因するのかも知れない。

また、1-way ANOSIM の結果から、在不在データ、個体数密度データのいずれについても群集構造の有意な経年変動が検出された。



1 -way ANOSIM
Year; Global R = 0.171, p = 0.006

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.318, p = 0.001

図 2-2-2-35. nMDS を用いた永浦干潟サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。
（a）在不在データ（毎年の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。
（b）個体数密度データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各エリアは、A=●、B=■で、各ポイントを色（濃青、緑、赤、水色）で示し、各調査年を数値（8:2008 年）で示す。なお、2009 年調査ではポイントを区別できないデータが一部含まれていたため、それらのデータを「AU,L●9」と「BU,L●9」で示す。

ただし、在不在データでは 2008 年と 2009 年を除けば群集構造の変化は小さかった。これは、調査開始時で不慣れな時期を除けば、ほぼ同じ種が毎年確認された結果と考えることができる。すなわち、サイトに慣れてくると主要な種の生息場所はほぼ把握できるようになり、15 分間という短時間の定性調査でも多くの種が確認できるようになった結果であろう。

一方、個体数密度データはランダムに設置する方形枠の場所によって、主要な種を含む個体数の変化が大きくなるため、在不在データに比べれば大きく変動した。また、干潟上部間（AU、BU）でも、干潟下部間（AL、BL）でも群集変化の傾向は大きく異なっていた。このことは、干潟上部、干潟下部ではそれぞれ毎年多くの共通種が確認されるものの、個体数の比率やその経年変化が AU-BU 間、AL-BL 間で異なることを示している。ただし、どのような環境要因がこの変化に影響しているかは明らかではない。

サイトの現状

上記のように、永浦干潟サイトでは、底生動物の出現種数、レッドリスト掲載種や優占種の出現状況等に大きな経年変化は見られず、2008～2016 年に関する限り、群集構造は安定していたと言える。これは、この 9 年間に、永浦干潟サイトでは、干潟・海岸の人為的改変や洪水・高潮・台風等による大きなかく乱がなかったことが大きいと思われる。

ただし、この 9 年間にも、イボウミニナ、ゴマフダマ、ホトトギスガイ、ミドリシャミセンガイが増加するなど、群集構造には多少の変化が起きている。特に、ホトトギスガイは 2013 年以降、大きく増加しており、埋在性動物の個体数の大部分を占めるほどであった。また、個体数密度データの nMDS（図 2-2-2-

35(b)）に見られるように、エリア A、B の干潟下部では、群集構造の経年変化に類似した方向性が見られる。この原因が、上記のホトトギスガイをはじめとする種の増加によるかどうかは不明であるが、今後詳しく分析する必要があろう。

なお、1980 年代の永浦干潟にはアサリが多く、また、岩礁にはマガキが密生していたが、現在はどちらも激減している（逸見未発表）。当時は、十分な群集構造の調査が行われていないが、群集構造は、現在とは大きく異なっていたと考えられる。

一方、2002～2004 年に行われた環境省第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査（環境省自然環境局生物多様性センター 2007）と比べると、永浦干潟の底生動物相は大きくは変わっていない。なお、この調査は全国 157 か所の干潟で行われたが、永浦干潟においては 150 種近くの底生動物が確認され、全国でもトップレベルであった。このように、多くの種類の底生動物が永浦干潟で確認できるのは、この干潟が小面積ながら、底質が泥～砂泥質、転石、岩礁等、多様であることに加えて、アマモ場や塩性湿地があることが大きく影響している。

群集構造に大きな経年変化が見られなかった永浦干潟サイトであるが、今後、地球温暖化や人為的な干潟・海岸の改変により、大きく群集構造が変化する可能性がある。そのような変化を捉えるためにも、経年変化が小さいサイトでも、同じレベルで毎年の調査を継続する必要がある。

引用文献

環境省自然環境局生物多様性センター (2007) 第 7 回自然環境保全礎調査浅海域生態系調査（干潟調査） 報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

執筆：逸見泰久、金谷　弦

石垣川平湾サイト

図 2-2-2-36. サイト位置図と景観（A エリア）
2009 年撮影：岸本和雄

サイトの概要

石垣川平湾サイトは、石垣島西北部にある川平湾内に形成される干潟に位置する（図 2-2-2-36）。川平湾からその後背地の於茂登岳にかけては、サンゴ礁性海岸から亜熱帯性の山岳が一体となった美しい景観と、地域固有の文化史的価値を背景に、国の名勝と西表石垣国立公園に指定されている。また、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定され、さらに水産動植物の保護培養の必要性から保護水面にも指定されている。

エリアは A 及び B の 2 か所を設置しており、A エリアは湾口部付近の砂質から砂泥質の干潟である。また、干潟の後背地には小河川、マングローブ林と石灰岩の岩礁海岸が見られる。B エリアは湾奥部の砂質から砂泥質の干潟である。干潟の後背地にはコウライシバ等の海浜植物と、トキワギョリュウ類の林がある。小河川も数本流入し、その河口部には小規模なマングローブ林が見られる。本サイトの干潟表面では、カニ類のリュウキュウコメツキガニやミナミコメツキガニ（口絵 5）が優占している。また、底土中では、二枚貝類のウメノハナガイや多毛類が優占する。

景観の変化

川平湾では、サイト設置以降、護岸整備等の人為的な沿岸開発は行われていない。

干潟部は、調査年によって、台風の来襲や大雨によると思われる表層の砂の一時的な移動が見られた。しかし、調査開始以降、特段の地形的な変化は認められなかった。

植生について、A エリアでは潮間帯下部で、主にリュウキュウスガモとベニアマモを中心としたアマモ場が発達しているが、B エリアでは同じく潮間帯下部に、ウミヒルモ（口絵 6）とマツバウミジグサが 5% 未満の低被度で出現する程度である。両エリアでこれまで植生の消失事例は確認されていない。調査時の所感ではあるが、A エリアのアマモ場がやや拡大傾向にあると思われた。

底質は、両エリアともに、干潟にそそぐ小河川の流入部を除き、ほぼ全域で表層直下に還元層が発達しており、これまでの調査では、外観上、特に変化は見られなかった。2008 年と 2013 年の粒度組成を比較すると、基本的には類似した構成となっているが、BU（B エリア潮間帯上部）では細粒砂の比率の増大が見られた（図 2-2-2-37）。

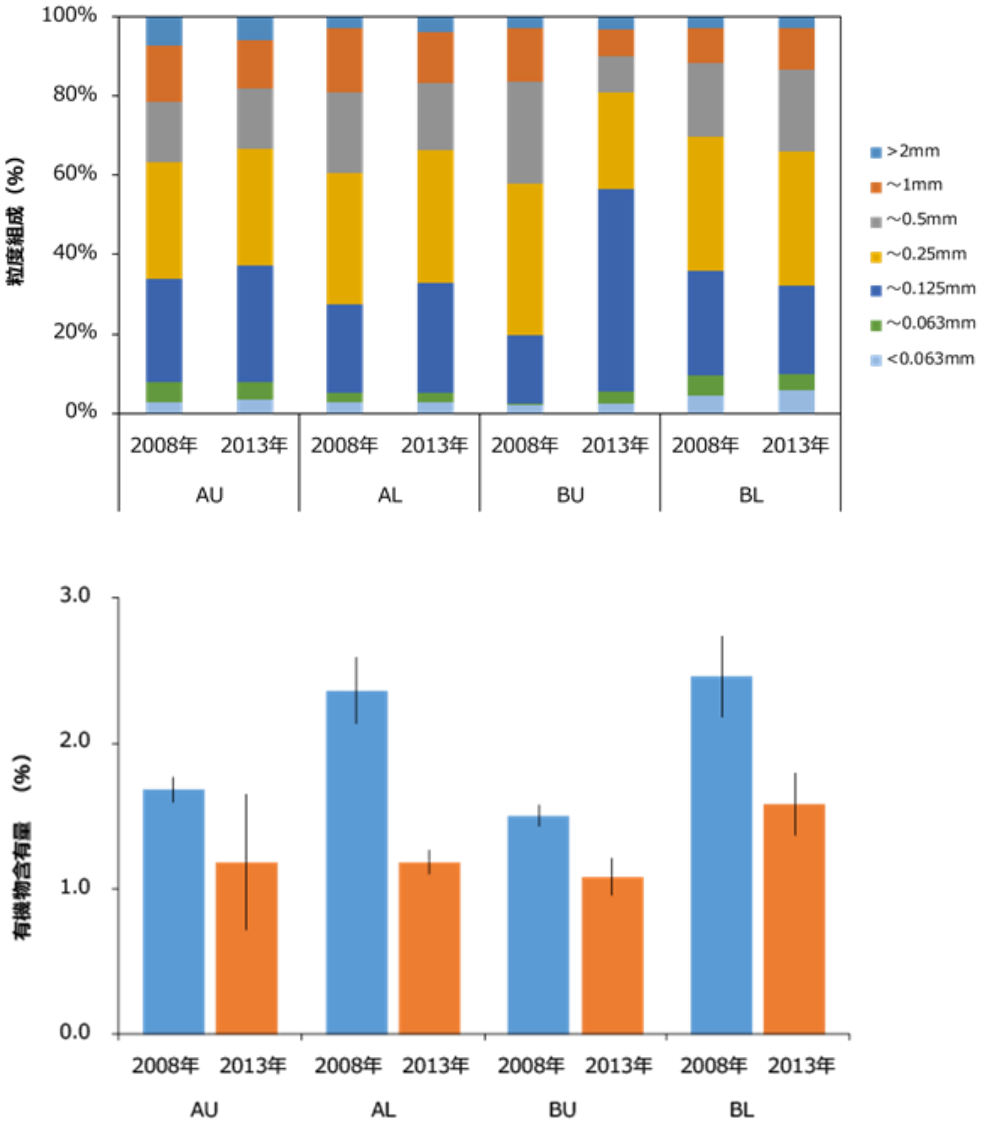


図 2-2-2-37. 石垣川平湾サイトにおける粒度組成（左）と有機物含有量（右）の時間変化（2008 年と 2013 年）を示す。AU：A エリア潮間帯上部、AL：A エリア潮間帯下部、BU：B エリア潮間帯上部、BL：B エリア潮間帯下部におけるポイントを示す。各ポイントの値は 5 か所の平均を示し、バーは標準偏差を示す。

表 2-2-2-14. 総出現種数とそのうちのレッドリスト掲載種数の経年変化

		2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
総出現種数		39	46	55	67	60	89	110	126	116
レッドリスト掲載種		6	5	10	20	10	15	17	23	16
出現割合(%)		15.4	10.9	18.2	29.9	16.7	16.9	15.5	18.3	13.8
内訳										
絶滅危惧I類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	CR+EN	0	0	0	0	0	1	0	2	1
絶滅危惧II類	VU	0	0	1	3	2	3	5	3	2
準絶滅危惧	NT	5	5	9	17	7	11	11	13	12
情報不足	DD	1	0	0	0	1	0	1	5	1

同じく有機物含有量の比較では、全ポイントで総じて2013年の値が低かった（図2-2-2-37）。2013年調査（6月22～23日）では、2008年調査時と異なり、直前に台風4号の接近の影響を受け、川平観測所において、6月19～20日の2日間で360.5mmの降雨量が記録されている（気象庁 2018）。粒度組成と有機物含有量はまだデータが少なく、この出来事と結びつけて一概に議論することはできないが、石垣川平湾サイトは台風の来襲地域であるため、今後、底質の動向を評価する上で、直近の著しい降雨の有無に留意する必要がある。

総出現種数の変遷

総出現種数の経年変化を表2-2-2-14に示す。

総出現種数は、近年、調査開始時と比較して多く、100種を超える傾向を示した。その要因としては、2013年から甲殻類の専門家が調査員に加わったほか、本サイトが熱帯性海域に当たることから、一般的に底生動物相として多種小産の特徴を示すことを踏まえ、定性調査において後背地の調査を拡充したことが挙げられる。本サイトの後背地には、サイトに注ぐ小河川とその河口に発達するマングローブ域のほか、海岸に石灰岩性岩礁域が存在し、例えば、マングローブ域ではカヤノミカニモリやルリマダラシオマネキ、石灰岩性岩礁域の落葉堆積部ではヘゴノメミミガイやエレガントカドカド等、定量調査実施海域には生息しない種が確認されている。

レッドリスト掲載種の出現動向

ここでは、2008～2016 年の 9 年間の調査において出現した底生動物に関して、環境省レッドリスト 2017（環境省 2017a）のうち貝類もしくはその他無脊椎動物及び環境省版海洋生物レッドリスト（環境省 2017b）に掲載されている種（以下「レッドリスト掲載種」という。）を対象としてデータをまとめた。なお、環境省レッドリスト 2017 では、干潟に生息する底生動物について、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっている。一方で、環境省版海洋生物レッドリストでは、これまで未評価であった干潟の底生動物（多毛類等）を対象として評価している。従って、これらのレッドリスト掲載種のカテゴリは重複することがないため、ここでは全レッドリストのカテゴリを統合して扱った。

レッドリスト掲載種は、調査開始当時から、総出現種数の1割から2割弱を占めた（表2-2-2-14）。琉球列島では、各島々の成り立ちやサンゴ礁に代表される多種多様な地形の存在から、固有種が多く生物多様性が高いことが知られており（安間 1982；池原・加藤 1997；木崎 1980）、本調査結果もこれを反映したものと思われた。2011年調査では特に多く、その割合は約3割に達した。スジホシムシ（NT）、ナタマメケボリ（NT）、ミクニシボリザクラ（NT）、クシケマスオ（NT）は、数個体ずつではあるものの、定量調査でも確認され、比較的安定して出現した。

これまで本サイトで出現したレッドリスト掲載種は、ホシムシ類2種、甲殻類6種、二枚貝類26種、巻貝類19種の全53種であった。

本サイトで出現したレッドリスト掲載種は、初出現以降、継続して確認できないものが多いことから、カテゴリに関わらず、本サイトでの各個体群の維持が危惧される。

希少性の高い種類について、環境省レッドリストで絶滅危惧 I 類（CR+EN）として掲載されているニッコウガイは、2014～2016年のBエリア定性調査で、各1個体の出現であった。同じくニワタズミハマシイノミは、2014年のAエリア後背地で確認されたのみであった。

カワラガイ（NT）は、両エリアで潮間帯下部に出現するが、調査を重ねるごとに発見されにくくなってきている。靭帯や殻内面の状態から死後それほど時間が経過していないと思われる死殻は比較的多く確認されるものの、生貝は、近年、毎年2日間の調査中、1～2個体しか確認されていない。

後背地のマングローブ域で確認されるコゲツノブエ（VU）（口絵4）は、比較的安定して出現する傾向にあった。

2008～2016 年の調査期間において、甲殻類ではツノナシイボガザミ、アマミマメコブシガニ、ブエナスナモグリが、二枚貝類ではユンタクシジミ、オサガニヤドリガイ、ショウゴインツキガイ、ツマベニマメアゲマキ、ベッコウマメアゲマキ、マスオガイ、ハザクラ、チガイザクラ、ダイミョウガイ、オオトゲウネガイ、リュウキュウナミノコが、巻貝類ではテンセイタマガイ、クサイロカノコ、ユキスズメ、エレガントカドカド、オハグロガイ、

イロタマキビ、マンガルツボ、ヘゴノメミミガイ、キヌメハマシイノミガイが、それぞれ一度確認されたのみであった。カワザンショウガイ類のように生息環境が限定される種類も存在するため、今後も網羅的な定性調査を実施し、レッドリスト掲載種の出現動向を評価できるようなデータの収集に努める必要がある。

2008～2016 年における出現上位 10 種とその個体数密度の変化

ここでは、2008～2016 年までの定量調査において出現した底生動物種を表在性動物と埋在性動物に分け、それぞれについて全期間での平均密度が上位 10 番目までに該当した種を対象とし、その個体数密度を図 2-2-2-38 と図 2-2-2-39 に示す。また、それぞれの個体数密度は、1m^2 あたりの個体数に換算した。

表在性動物については、調査期間を通じて個体数密度の高い種は、リュウキュウコメツキガニとミナミコメツキガニであった。これらの個体数密度には増減が認められるが、両種は干潮時に干潟表面に出現して集団で移動しながら摂餌し、調査員の接近により一時的に砂に潜るという行動をとるため、方形枠の設置時の影響を考慮すると、この値のみでその傾向を判断することは難しい。両種が摂餌の際に作る砂団子が、毎年、広範囲に認められることから、石垣川平湾における各個体群は、特に懸念される状況にはないと考えられた。アマモ類の葉上付着動物であるウズマキゴカイ亜科の一種とキンランカノコは出現動向が不安定で、出現する際は高密度で確認される傾向にあった。ヤドカリ科の複数種（主に若齢個体で同定困難）は干潟の窪地の水たまりに集まっていることが多く、出現の有無は方形枠の設置位置に左右されやすいと考えられた。タテジマユムシ、タケノコカニモリ及びホウシュノタマは毎年安定して出現した。タテジマユムシは、2015 年調査時、通常、干潟表面に出ている吻や吻の動いた跡が明らかに少なく、その減少が懸念されたものの、2016 年では従前程度に確認されたことから、何らかの要因による一時的な現象と考えられた。

埋在性動物については、調査期間を通じて個体数密度の高い種は、ウメノハナガイと多毛綱の複数種であり、そのほかに安定して出現した種類はムシモドキキンチャク類、チロリ科の複数種、ナタマメケボリ及びタママキガイであった。ウメノハナガイは、毎回の調査で、殻長 3 mm ほどから 5 mm を超えるものまで、さまざまな大きさの個体が出現した。アシベマスオは、2008 年の定性調査で確認された後、5 年間出現しなかったが、2014 年以降、毎年安定して確認されるようになった。ナタマメケボリはタテジマユムシに共生する性質を持つため、その出現傾向はタテジマユムシと相関が見られた。

優占種の変遷

本サイトの表在性動物の優占種はリュウキュウコメツキガニとミナミコメツキガニであり、これまでの調査期間において、特に変化は見られなかった。
埋在性動物の優占種はウメノハナガイ、多毛綱、ムシモドキキンチャク類、タテジマユムシ及びナタマメケボリであり、これらにおいても、これまでの調査期間で、特に変化は見られなかった。

底生動物群集構造の経年変動

本サイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、ポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度をもとに、nMDS により各ポイントにおける各年の群集構造データ（以下「サンプル」という。）を二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。また、群集構造に関して経年変動の有無を調べるため、1-way ANOSIM により、統計解析を実施した。

なお、解析には、2008～2016 年の毎年調査における定性及び定量調査で得られたデータを使用した。具体的には、底生動物の存否（以下「在不在データ」という。）と、定量調査で得られた個体数密度（以下「個体数密

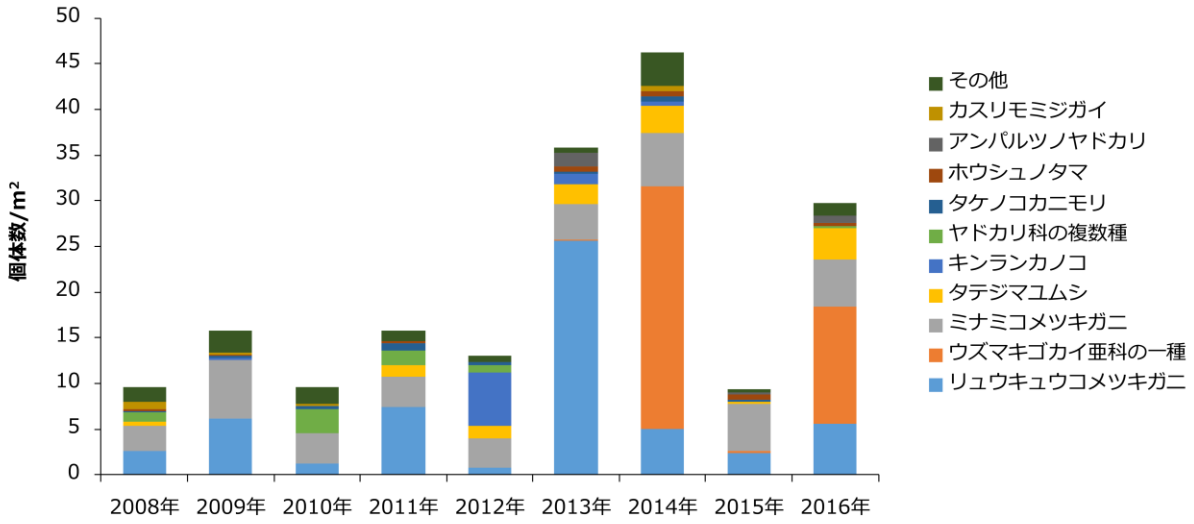


図 2-2-2-38. 表在性動物の密度の変遷（定量調査）

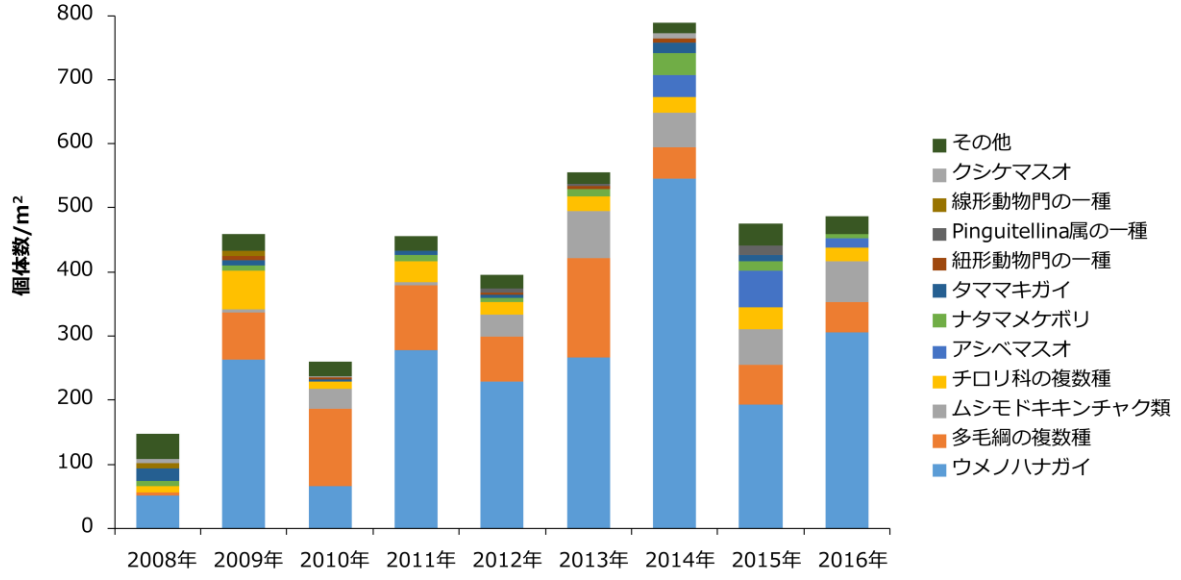
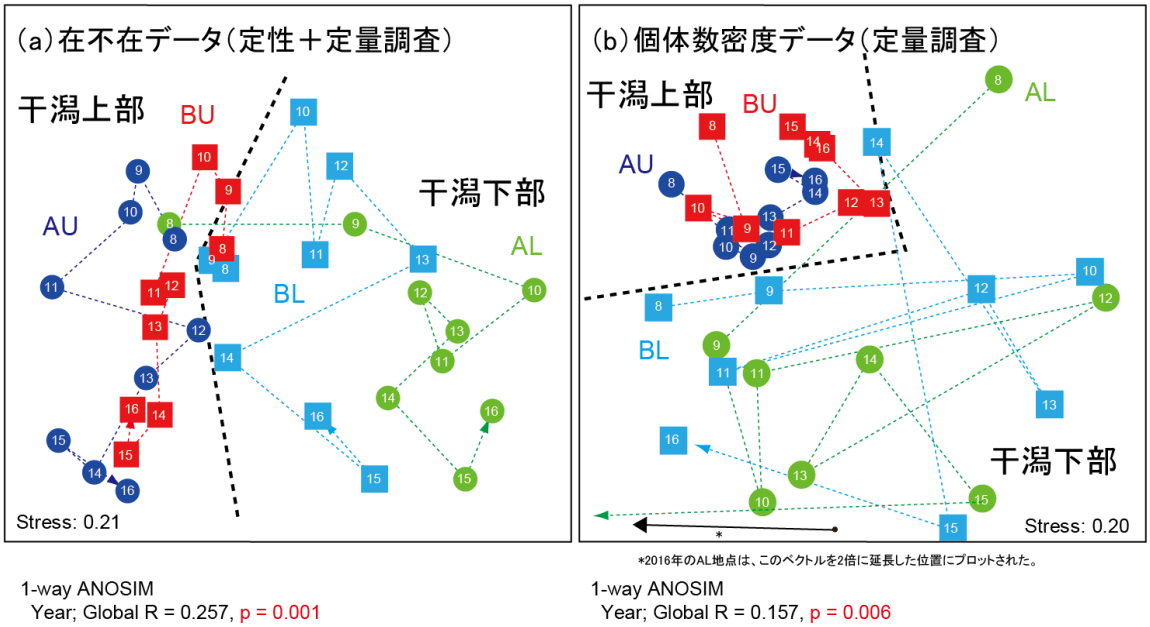


図 2-2-2-39. 埋在性動物の密度の変遷（定量調査）



1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.257, p = 0.001

1-way ANOSIM
Year; Global R = 0.157, p = 0.006

図 2-2-2-40. nMDS を用いた石垣川平湾サイトの各ポイント間の群集構造比較とその経年変化を示す。
（a）在不在データ（毎年の定性データ＋定量データ）を用いて Bray-Curtis similarity を算出した。
（b）個体数密度データの 583 分類群のうち、出現が 1 回のみの 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。1-way ANOSIM により、群集構造の経年変動を統計解析した。各ポイントを色（青、緑、赤、水色）で示し、各調査年を数値（8:2008 年）で示す。

度データ」という。）のデータセットを使用した。それぞれのデータセットに関しては、在不在データは、毎年の定性及び定量調査で得られた全てのデータを併せて作成し、個体数密度データは、定量調査で得られたデータのみを対象として作成した。

nMDS を用いた本サイトの各エリア及びポイント間の群集構造の比較とその経年変化の解析結果を図 2-2-2-40 に示す。

本サイトでは干潟上部のポイント（AU、BU）と干潟下部のポイント（BL、CL）がそれぞれまとまってプロットされており、エリア間での群集構造の違いよりも、干潟上部と下部の間での違いがより顕著であることが示唆された。

1-way ANOSIM の結果から、在不在データ、個体数密度データのいずれについても群集構造の有意な経年変動が検出された。

群集構造の経年変動について、優占種以外の種の出現傾向が不安定であったことが要因のひとつと考えられる。図 2-2-2-40(a)の在不在データの結果を見ると、干潟下部での経年変動が顕著であるが、干潟上部も含めて全体的に変動が認められた。2008～2016 年の調査期間における個体数密度の累計値上位 10 種の中でも毎年安定して出現する種は優占種に限られる（図 2-2-2-38、図 2-2-2-39）。レッドリスト掲載種でも同様の傾向があり、比較的安定して出現した種類はスジホシムシ、ナタマメケボリ、ミクニシボリザクラ、クシケマスオの 4 種に限られ、これまで確認された全 53 種のうち 23 種は、調査期間を通じてそれぞれ一回確認されたにすぎない。図 2-2-2-40(b)の定量データにおいて、両エリアともに干潟上部の経年変動が少ないのは、定量調査時の出現種類の大半を優占種が占めることによるものと思われる。図 2-2-2-40 から、干潟下部において経年変動が大きいことは、表在性動物の優占種であるリュウキュウコメツキガニとミナミコメツキガニがほとんど出現しないことに加え、カワラガイのような干潟部で確認されるレッドリスト掲載種が、干潟下部で多く出現することが反映されていると考えられる。

サイトの現状

2008～2016 年の調査期間において、本サイトでは、その景観に大きな変化は見られず、見た目にも美しい名勝地を維持している。

底生動物については、出現種数の多い状態は調査開始時より維持され、レッドリスト掲載種も多数出現しているものの、表在性及び埋在性動物のいずれにおいても優占種以外の種の出現動向は不安定で、群集構造にも有意な経年変化が認められた。

その理由としては、熱帯に生息する動物群集に見られる多種少産の特徴から、方形枠の設置位置が少し異なるだけで群集構造に大きく影響している可能性が考えられる。その一方で、懸念されることとしては、本サイトの底生動物の資源量が、2008 年の調査開始時点ですでに相当程度悪化して低位状態となっており、そもそも本調査方法では、群集構造の動態を十分に把握できない状態にあることである。そのような意味からすると、現在の本サイトの群集構造の動態は「定常的な状態」にあるとは判断されず、今後、この点を検証するために、詳細な調査を実施する必要があると考えられる。

引用文献

安間 繁樹 (1982) 琉球列島　生物にみる成立の謎. 東海大学出版会, 東京

池原 貞雄, 加藤 祐三（編著） (1997) 沖縄の自然を知る. 築地書館, 東京

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

気象庁 (2018) 過去の気象データ. (http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php, 2018年1月21日確認)

木崎 甲子郎（編著）(1980) 琉球の自然史. 築地書館, 東京

執筆：岸本和雄、金谷　弦

3）レッドリスト掲載種の出現動態

鈴木孝男、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、浜口昌巳、
逸見泰久、金谷　弦、岸本和雄、仲岡雅裕

レッドリスト掲載種の出現動態

種の絶滅を防止することは、我々の暮らす地球の生態系を守るための緊急課題である。なぜなら、一度絶滅してしまった種は、もはや我々の手で再生することは不可能であるからである。国際自然保護連盟（IUCN）が1966 年に、世界の絶滅のおそれのある野生生物をレッドリストとして初めて公表したことに端を発し、この報告書の表紙が赤色であったことから、それ以降、絶滅危惧種の一覧や解説書がそれぞれレッドリストやレッドデータブックと呼ばれるようになった。このような背景を受け、環境省では、1986 年から緊急に保護を要する動植物の種の選定調査を開始し、1991 年には、その結果を「日本の絶滅のおそれのある野生生物 - 脊椎動物編」及び「同　- 無脊椎動物編」として発行した。これまでに、レッドリストは 4 回改訂され、2017 年に改訂された環境省レッドリスト 2017 には、3,634 種の絶滅危惧種が掲載されている（環境省 2017a）。このレッドリストでは、干潟に生息する底生動物については、主に貝類と甲殻類が評価の対象となっているが、多毛類等は含まれていなかった。そのため、環境省では、これまで未評価であった底生動物を含めた環境省版海洋生物レッドリストを作成し、2017 年 3 月に公表した（環境省 2017b）。これにより、さまざまな分類群に属する干潟の底生動物に関して絶滅のおそれに対する評価基盤が整ったと言える。

総出現種数とレッドリスト掲載種数

全 8 サイトの 2008～2016 年の 9 年間における調査で確認された底生動物の総出現種数とレッドリスト掲載種の数をサイトごとに表 2-2-3-1 に示す。なお、全 8 サイトにおいて確認された底生動物は計 1,100 分類群（種名まで同定できなかった種を含む）であった。以下、ここで示す総出現種数には種名まで同定できなかった底生動物が含まれていることに留意いただきたい。表 2-2-3-1 には、各サイトに出現したレッドリスト掲載種数をカテゴリ別（絶滅危惧 I 類（CR、EN、CR+EN）、絶滅危惧 II 類（VU）、準絶滅危惧（NT）、情報不足（DD））に示し、レッドリスト掲載種及び絶滅危惧種（絶滅危惧 I 類と II 類）の出現割合も示した。

表 2-2-3-1. レッドリスト掲載種のサイト別出現種数

		厚岸	松川浦	盤洲干潟	汐川干潟	南紀田辺	中津干潟	永浦干潟	石垣川平湾
総出現種数		110	212	211	146	297	257	322	293
レッドリスト掲載種の数		**5**	**20**	**32**	**29**	**56**	**50**	**45**	**53**
絶滅危惧I類	CR	0	0	0	0	0	0	0	0
	EN	0	1	2	1	1	1	1	0
	CR+EN	0	0	0	0	1	9	4	2
絶滅危惧II類	VU	0	3	6	5	6	13	8	9
準絶滅危惧	NT	5	15	22	22	44	24	29	37
情報不足	DD	0	1	2	1	4	3	3	5
レッドリスト掲載種の出現割合（%）		4.5	9.4	14.7	19.9	18.9	19.5	14.0	17.5
絶滅危惧種の出現割合（%）		0.0	1.9	3.3	4.1	2.7	8.9	4.0	3.8

全 8 サイトの調査で確認されたレッドリスト掲載種は 161 種であり、総出現種数の 14.6%を占めていた。最も多くのレッドリスト掲載種が確認されたサイトは、南紀田辺サイトであり、56 種が確認された。総出現種数と同様に、レッドリスト掲載種数についても、西日本に位置するサイトでは多く、サイトが北（東北地方や北海道）に位置するにつれてレッドリスト掲載種も減少していた。総出現種数に対するレッドリスト掲載種の出現割合は、厚岸サイトが 4.5%、松川浦サイトが 9.4%であり、関東の盤洲干潟サイトより南に位置するサイトでは、ほぼ同じ割合（6 サイトの平均は 17.4%）で出現していた。なお、レッドリスト掲載種の割合が最大を示したサイトは汐川干潟サイト（19.9%）であった。

レッドリスト掲載種のうち、絶滅危惧種（I 類＋II 類）のみの出現割合を見ると、中津干潟サイトが 8.9%と最大で、次に高い割合を示した汐川干潟サイトや石垣川平湾サイトの 3.8%に比べて倍以上であった。

出現したレッドリスト掲載種について分類群別に見てみると、各サイトとも、貝類が多くを占めており、次が十脚類（エビ・カニ類）であった。全体で見ても全出現種 161 種のうち、貝類が 121 種と 3/4 以上を占めており、十脚類は 31 種（19%）であった。これは、貝類においてレッドリスト掲載種に選定されている種数が多いことによるが、そのため、生息環境の悪化に対する指標性も高いものと考えられる。サイトごとに見ると、貝類の出現が最も多かったのは石垣川平湾サイトであり、次が南紀田辺サイトであった。また、甲殻類の出現が最大であったのは南紀田辺サイトであり、永浦干潟サイト、中津干潟サイトもほぼ同等であった。

これらの結果を総合すると、汐川干潟以南のサイトが、特にレッドリスト掲載種の生息場所として重要であると言える。これはもともとレッドリスト掲載種が南方に多いことを反映している。しかし、盤洲干潟サイトや松川浦サイトにおいても少なくない数のレッドリスト掲載種が生息している。種によっては地方で個別の遺伝集団を形成していたり、中にはほかのサイトでは出現しない種もあることから、東日本・北日本のサイトにおいても生息環境の保全に十分注意を払う必要があることはもちろんである。

環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室（2014）では、絶滅危惧種に該当する貝類の存続を脅かす要因として、河川開発・海岸開発・水質汚濁を挙げている。このように「生息地における生息条件の悪化」に対しては十分な配慮がなされる必要があり、各サイトにおける周辺域を含んだ干潟の継続した保全が強く求められる。

レッドリスト掲載種の出現動向

全 8 サイトの 2008～2016 年における調査で確認されたレッドリスト掲載種（161 種）について、各年における出現動向を表 2-2-3-2 にまとめた。調査年ごとに出現したレッドリスト掲載種の数は、2009 年が 55 種で最も少なく、2015 年が 94 種で最大であり、全体として見ると漸増傾向であった。2008 年から継続して確認できている種は、絶滅危惧 I 類で 2 種、絶滅危惧 II 類で 7 種、準絶滅危惧で 20 種、情報不足で 1 種の合計 30 種であり、161 種のうち 2 割ほどであった。カテゴリ別に出現種数を見ると、絶滅危惧 I 類は 14 種（8.7%）、絶滅危惧 II 類は 27 種（17.8%）であり、両者を合わせた種数は 161 種の 1/4 を占めていた。なお、準絶滅危惧は 108 種（66.3%）、情報不足は 12 種（7.4%）であった。

絶滅危惧 I 類の出現種は、カブトガニ（口絵 5）、バンズマメガニ、ツバサゴカイ（口絵 3）を除くほか 11 種は全て貝類であった。ツバサゴカイとシマヘナタリは毎年継続して確認されており、クロヘナタリも 2009 年を除いて毎年確認された。一方、ホソコオロギ、センベイアワモチ、オウギウロコガイ、ヘゴノメミミガイの 4 種は、9 年間で一度しか出現しなかった。また、ツバサゴカイは厚岸サイトを除く 7 サイトで出現しており、東北地方以南では広範囲に分布していると考えられた。ほかに複数回確認された種のうち、マルテンスマツムシ、ゴマフダマ、コオキナガイは特定の 2 サイトで記録されていた。また、シマヘナタリ、クロヘナタリ、カブトガニ、ニッコウガイについては 1 サイトのみ確認された。

表 2-2-3-2. レッドリスト掲載種の調査年別出現状況

カテゴリー		和名	種類	2008年 61種	2009年 55種	2010年 77種	2011年 81種	2012年 67種	2013年 87種	2014年 88種	2015年 94種	2016年 83種	出現回数
絶滅危惧I類	CR+EN	シマヘナタリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
（14）	CR+EN	クロヘナタリ	貝類	●		●	●	●	●	●	●	●	
	CR+EN	ゴマフダマ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	CR+EN	イチョウシラトリ	貝類	●		●				●	●		
	CR+EN	マルテンスマツムシ	貝類			●	●		●				
	CR+EN	ニッコウガイ	貝類						●		●	●	
	CR+EN	コオキナガイ	貝類	●		●							
	CR+EN	ホソコオロギ	貝類							●			
	CR+EN	ヘゴノメミミガイ	貝類								●		
	CR+EN	センベイアワモチ	貝類	●									
	CR+EN	オウギウロコガイ	貝類				●						
	CR+EN	カブトガニ	甲殻類							●	●		
	EN	バンズマメガニ	甲殻類					●					
	EN	ツバサゴカイ	多毛類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
絶滅危惧II類	VU	イボウミニナ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
（27）	VU	コゲツノブエ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	カワアイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	オカミミガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	ヤミヨキセワタ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	カハタレカワザンショウ	貝類		●	●	●	●	●		●	●	
	VU	ハマグリ	貝類		●	●		●	●	●	●	●	
	VU	ヒメマスオガイ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	VU	リュウキュウアリソガイ	貝類				●	●	●		●		
	VU	オオシンデンカワザンショウ	貝類		●	●		●					
	VU	ロウイロトミガイ	貝類			●			●				
	VU	ヤエヤマヒルギシジミ	貝類							●	●		
	VU	ユキスズメ	貝類							●			
	VU	エレガントカドカド	貝類							●			
	VU	イボキサゴナカセクチキレモドキ	貝類		●								
	VU	ヌノメホソクチキレ	貝類							●			
	VU	クリイロコミミガイ	貝類	●									
	VU	ニワタズミハマシイノミ	貝類							●			
	VU	チガイザクラ	貝類				●						
	VU	テリザクラ	貝類	●									
	VU	オオトゲウネガイ	貝類									●	
	VU	ハナグモリ	貝類	●									
	VU	ウモレベンケイガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	ハクセンシオマネキ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	VU	シオマネキ	甲殻類	●		●	●		●	●	●	●	
	VU	コブシアナジャコ	甲殻類						●		●		
	VU	ギボシマメガニ	甲殻類			●						●	

続き。表 2-2-3-2. レッドリスト掲載種の調査年別出現状況

カテゴリー		和名	種類	2008年 61種	2009年 55種	2010年 77種	2011年 81種	2012年 67種	2013年 87種	2014年 88種	2015年 94種	2016年 83種	出現回数
準絶滅危惧種	NT	イボキサゴ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
（貝類：85）	NT	ツボミガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ウミニナ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	フトヘナタリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ヘナタリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	クリイロカワザンショウ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	アッケシカワザンショウ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	サビシラトリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ハボウキガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	シオヤガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ユウシオガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	クチバガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ナタマメケボリ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	オオノガイ	貝類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ヒロクチカノコ	貝類	●		●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ムシロガイ	貝類	●	●	●	●		●	●	●	●	
	NT	ハザクラ	貝類	●		●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ミヤコドリ	貝類	●		●	●		●	●	●	●	
	NT	シゲヤスイトカケギリ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ヒナタムシヤドリカワザンショウ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ヨシダカワザンショウ	貝類	●	●	●		●	●	●	●		
	NT	カワグチツボ	貝類	●	●	●	●	●	●	●			
	NT	カワラガイ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	NT	トガリユウシオガイ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ウネナシトマヤガイ	貝類	●	●	●			●	●	●	●	
	NT	スダレハマグリ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ヒメカノコ	貝類				●	●	●	●	●	●	
	NT	キンランカノコ	貝類		●		●	●	●	●	●		
	NT	オチバガイ	貝類			●	●		●	●	●	●	
	NT	カヤノミカニモリ	貝類		●		●	●			●	●	
	NT	カニノテムシロ	貝類		●	●				●	●	●	
	NT	ミクニシボリザクラ	貝類			●	●		●		●	●	
	NT	シカメガキ	貝類				●		●	●	●	●	
	NT	ヤマトシジミ	貝類	●					●	●	●	●	
	NT	スジホシムシモドキヤドリガイ	貝類		●	●				●	●	●	
	NT	ケマンガイ	貝類				●		●	●	●	●	
	NT	ユキガイ	貝類		●	●	●		●		●		
	NT	クシケマスオ	貝類	●	●	●				●		●	
	NT	エドガワミズゴマツボ	貝類				●	●	●	●			
	NT	コトツブ	貝類			●			●	●		●	
	NT	テングニシ	貝類						●	●	●	●	
	NT	ウスコミミガイ	貝類					●		●	●	●	
	NT	ハスメザクラ	貝類	●	●	●	●						
	NT	シラオガイ	貝類				●		●	●	●		
	NT	ヒロクチソトオリガイ	貝類	●			●	●		●			
	NT	シラギク	貝類				●		●	●			
	NT	コヤスツララガイ	貝類				●		●		●		
	NT	ヒゲマキシイノミミミガイ	貝類						●	●		●	
	NT	タイラギ	貝類	●	●	●							
	NT	オイノカガミ	貝類			●	●				●		
	NT	キヌカツギハマシイノミガイ	貝類	●		●							
	NT	ツブカワザンショウ	貝類		●						●		
	NT	クロヒラシイノミガイ	貝類						●		●		
	NT	コケガラス	貝類					●			●		
	NT	ザンノナミダ	貝類	●						●			
	NT	サクラガイ	貝類			●			●				
	NT	ニッポンマメアゲマキ	貝類								●	●	
	NT	イソハマグリ	貝類				●		●				
	NT	ウズザクラ	貝類								●	●	
	NT	オミナエシハマグリ	貝類				●		●				
	NT	クサイロカノコ	貝類									●	
	NT	アダムスタマガイ	貝類									●	
	NT	イロタマキビ	貝類					●					
	NT	オハグロガイ	貝類				●						
	NT	クビキレガイモドキ	貝類		●								
	NT	テンセイタマガイ	貝類								●		
	NT	ネコガイ	貝類				●						
	NT	ネジマガキ	貝類				●						
	NT	マンガルツボ	貝類							●			
	NT	ムシヤドリカワザンショウ	貝類	●									
	NT	クレハガイ	貝類	●									
	NT	ウネイトカケギリ	貝類						●				
	NT	キヌメハマシイノミガイ	貝類									●	
	NT	ヌカルミクチキレ	貝類		●								
	NT	ショウゴインツキガイ	貝類								●		
	NT	マスオガイ	貝類				●						
	NT	オキナワヒシガイ	貝類							●			
	NT	リュウキュウナミノコ	貝類				●						
	NT	オサガニヤドリガイ	貝類					●					
	NT	ダイミョウガイ	貝類			●							
	NT	タガソデモドキ	貝類								●		
	NT	マゴコロガイ	貝類			●							
	NT	ユンタクシジミ	貝類				●						
	NT	ツマベニマメアゲマキ	貝類									●	
	NT	ベッコウマメアゲマキ	貝類								●		

続き。表 2-2-3-2. レッドリスト掲載種の調査年別出現状況

カテゴリー		和名	種類	2008年 61種	2009年 55種	2010年 77種	2011年 81種	2012年 67種	2013年 87種	2014年 88種	2015年 94種	2016年 83種	出現回数
準絶滅危惧種	NT	クシテガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
（甲殻類・その他：	NT	ユビアカベンケイガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
23）	NT	ハマガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ヒメアシハラガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	オサガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ヒメヤマトオサガニ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	マングローブテッポウエビ	甲殻類	●	●	●	●	●	●		●	●	
	NT	トリウミアカイソモドキ	甲殻類	●			●	●		●	●	●	
	NT	ムツハアリアケガニ	甲殻類	●	●	●							
	NT	メナシピンノ	甲殻類	●					●	●			
	NT	アカホシマメガニ	甲殻類					●	●			●	
	NT	サラサフジツボ	甲殻類	●			●			●			
	NT	ミナミアシハラガニ	甲殻類							●		●	
	NT	コムラサキオカヤドカリ	甲殻類						●				
	NT	ヤドリカニダマシ	甲殻類							●			
	NT	フジテガニ	甲殻類						●				
	NT	タイワンヒライソモドキ	甲殻類			●							
	NT	イトメ	多毛類		●	●	●	●	●	●	●	●	
	NT	ムギワラムシ	多毛類			●		●	●	●	●	●	
	NT	スジホシムシモドキ	その他	●	●	●	●	●	●		●	●	
	NT	スジホシムシ	その他				●	●	●	●	●	●	
	NT	ミサキギボシムシ	その他				●	●	●	●	●	●	
	NT	ユムシ	その他		●								
情報不足	DD	ガタヅキ	貝類			●	●	●	●	●	●	●	
（12）	DD	アシベマスオ	貝類	●		●			●	●	●	●	
	DD	ヒガタヨコイトカケギリ	貝類						●	●	●	●	
	DD	テナガツノヤドカリ	甲殻類	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	DD	ハサミカクレガニ	甲殻類					●			●		
	DD	ブビエスナモグリ	甲殻類								●		
	DD	アマミマメコブシガニ	甲殻類								●		
	DD	アリアケヤワラガニ	甲殻類		●								
	DD	ツノナシイボガザミ	甲殻類								●		
	DD	ホンコンマメガニ	甲殻類				●						
	DD	アナジャコウロコムシ	多毛類									●	
	DD	ミドリシャミセンガイ	その他			●		●	●	●	●	●	

絶滅危惧 II 類で出現したのは、貝類が 22 種、甲殻類が 5 種であった。このうち、イボウミニナ、ヤミヨキセワタ、コゲツノブエ（口絵 4）、カワアイ、オカミミガイ、ウモレベンケイガニ、ハクセンシオマネキ（口絵 5）の 7 種は毎年継続して確認された。一方、これまでの調査で一度しか生息が確認できていない種は、ユキスズメ、エレガントカドカド、イボキサゴナカセクチキレモドキ等の貝類 10 種であった。

準絶滅危惧では、貝類が 85 種、甲殻類が 17 種、多毛類が 2 種、ホシムシ類が 2 種、ユムシ類が 1 種、ギボシムシ類が 1 種の合計 108 種が確認された。2008 年から毎年確認できているのは 20 種で、貝類ではイボキサゴ、アッケシカワザンショウ、シオヤガイ等の 14 種、甲殻類ではクシテガニ、ハマガニ、オサガニ等の 6 種であった。一方、これまでの調査で一度しか確認されていない種は、貝類ではアダムスタマガイ、タガソデモドキ、ベッコウマメアゲマキ等の 25 種、甲殻類ではコムラサキオカヤドカリ、フジテガニ等の 4 種、ユムシ類のユムシの合計 30 種であった。

情報不足の種は 12 種が確認された。その内訳は、貝類が 3 種、甲殻類が 7 種、ほかに多毛類のアナジャコウロコムシと腕足類のミドリシャミセンガイ（口絵 3）であった。甲殻類のテナガツノヤドカリのみが毎年継続して出現していた。一方、一度しか確認できなかったのは、ブビエスナモグリ、アマミマメコブシガニ、アリアケヤワラガニ、ツノナシイボガザミ、ホンコンマメガニ、アナジャコウロコムシの 6 種であった。

レッドリスト掲載種全体のうち毎年継続して出現していた種は上述の通り 30 種であったが、後半の 4 年間（2013～2016 年）において毎年出現していた種は 58 種にのぼる。これは、生息はしているものの前半の 5 年間では発見できない年もあったと見ることも可能である。つまり、生息数が少ない、あるいは特殊な生息環境でしか生きながらえないという特性を持った希少なレッドリスト掲載種について、近年の調査が行き届くようになってきたと考えられる。毎年継続してきた調査において、調査内容が充実してきたことは、特にこのような希少な種のモニタリングには欠か

せない要件と言えることから、将来における調査体制の継続を考える際に調査者のスキルをどのように伝えていくかも大きな課題であると思われる。

逆に、以前（2008～2012 年）はよく見られていたのに、近年（2013～2016 年）になって確認されなくなった種はほとんど認められない。わずかにハスメザクラ、タイラギ、ムツハアリアケガニが該当する種と言えるが、これらの種については今後集中した調査を行う等、これまでに確認されたサイトにおいて本当に絶滅してしまったのかどうか詳細を調べることも必要であろう。

レッドリスト掲載種のうち、これまで 9 年間にわたる調査で一度しか確認されていない種は、合計で 51 種を数え、全体のほぼ 1/3 に当たる。これらの種が前半の 5 年間と後半の 4 年間のどちらで確認されていたかを調べると、前半が 26 種、後半が 25 種とほぼ同数であった。一度きりの発見ということは、それだけ希少性が高い種と考えられるが、種の消長において偶発的な出現と言えるのかもしれない。しかし、前後半で同程度の発見数であったことは、この 9 年間において、生息環境が特段に悪くなってはいないが良くもなっていないことを示唆している。

引用文献

環境省 (2017a) 環境省レッドリスト 2017. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105449.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省 (2017b) 海洋生物レッドリストの公表にあたって. (http://www.env.go.jp/press/files/jp/105232.pdf, 2017 年 12 月 19 日確認)

環境省自然環境局野生生物課希少種保全促進室 (2014) レッドデータブック 2014－日本の絶滅のおそれのある野生生物 6 貝類. 環境省, 東京

4）底生動物の群集構造の経年変動

鈴木孝男、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、浜口昌巳、
逸見泰久、金谷　弦、岸本和雄、仲岡雅裕

底生動物の群集組成の類似性と調査年間の比較

毎年調査では、干潟における微環境が異なる場所で 15 分間の探索を行い、発見した底生動物を記録する定性調査、並びに単一空間（干潟の表面と底土中）に生息する底生動物の個体数を計測する定量調査を実施している。

ここでは、2008～2016 年までの 9 年分の定性調査と定量調査を併せて得られた底生動物種の在不在データ（在：1、不在：0）並びに定量調査で得られた個体数密度データを用いて、それぞれのサイトにおけるポイント間の群集構造の経年変動に関して解析した。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0 を用い、各サイト及びポイント間における群集構造の類似度を算出した。得られた類似度をもとに、nMDS により各ポイントにおける各年の群集構造データを二次元平面上にプロットした。nMDS においては、群集構造の類似性が高いサンプルは互いに近い位置に、類似性が低いサンプルは互いに遠くにプロットされる。

なお、解析に先立ち、各サイト・各エリアの毎年の定性及び定量調査で得られるデータを年ごとに全て合算し、総出現種の在不在データを作成した。また、未同定種や複数種を含めると 1,100 分類群が出現したが、一部の重複データ等を整理統合し 1,066 分類群を解析に用い、サンプル間の Bray-Curtis similarity を算出した。一方で個体数密度データに関しては、各サイトにおける全ポイントでの毎年の定量調査で得られた 583 分類群のうち、1 サンプルにのみ出現した 243 分類群を除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。

結果及び考察

各ポイントの群集構造データを nMDS により解析した結果について、在不在データに基づく結果を図 2-2-4-1 に、個体数密度データに基づく結果を図 2-2-4-2 に示す。また、同データを用いたクラスター解析の結果をデンドログラムに表したものを図 2-2-4-3 に示す。

在不在データ及び個体数密度データに基づく nMDS の結果を見ると、両結果において、同一サイト内の各エリアの各年のサンプルは、年が異なっても互いに近い場所にプロットされた。これは群集構造に関して、サイトごとに特異的であることを示している。

まず、在不在データに基づいた nMDS とクラスター解析を見てみると（図 2-2-4-1 と図 2-2-4-3 (a)）、北海道（厚岸）及び沖縄県（石垣川平湾）のサンプルは、ほかのサイトとの群集構造の類似度が非常に低かった。ほかの 6 サイトについては、クラスター解析の結果から、関東・東北地方（松川浦と盤洲干潟）と伊勢湾以西の西日本（汐川干潟、南紀田辺、中津干潟、永浦干潟）の 2 グループ（デンドログラム中の 2 つの大きな「枝（クラスター）」）に分けられた。

2010～2016 年の在不在データを用いて、年とサイトを要因とした 2-way Analysis of Similarity（以下「2-way ANOSIM」という。）により、要因間で群集構造を比較した。なお、2008 年は調査に使用した篩の目合いサイズが異なるデータが含まれている場合があり、2009 年は定性調査が実施されなかったサイトがあったことから、これらの年を除外して 2-way ANOSIM を実施した。

その結果、年による有意な効果は検出されなかったことから、2010～2016 年の期間においては、全サイトに共通する群集構造の経年変動（例えば、全サイトでの共通種の増加及び減少）は起こっていなかったと考えられた。

一方、底生動物の群集構造の類似度はサイト間よりもサイト内のエリア間で有意に高くなっており（Global R = 0.871、$p < 0.01$）、対比較の結果、全サイト間で群集構造に有意な差が検出された（pair-wise comparison、$p < 0.05$）。

次に、個体数密度データに基づいた nMDS とクラスター解析を見てみると（図 2-2-4-2 と図 2-2-4-3 (b)）、全 8 サイトは以下の 6 グループに分けられた。

グループ 1：石垣川平湾
グループ 2：厚岸の A エリア（厚岸湾内）
グループ 3：盤州の B エリア（河口干潟）と松川浦
グループ 4：厚岸の B エリア（厚岸湖奥）
グループ 5：中津の BC エリア（前浜干潟。A エリアの 1 サンプルを含む。）と盤州の A エリア（前浜干潟）
グループ 6：南紀田辺、汐川、中津の A エリア（河口干潟）と永浦

また、震災のあった 2011 年の松川浦については、ほかの年とは異なるクラスターに分類された。この結果から、沖縄県と北海道（クラスター1、2 及び 4）はそのほかのサイトと群集構造が異なり、クラスター3 は関東～東北地域に、クラスター5 は開放的な砂質の前浜干潟に、クラスター6 は伊勢湾以西の西日本に特徴的な群集であったと考えられた。

次に、2009～2016 年の定量調査で得られた個体数密度データを用いて、年とサイトを要因とした 2-way ANOSIM を行い、要因間で群集構造を比較した。この解析では、調査に使用した篩の目合いがサイトで異なる場合があったため、2008 年のデータを除外した。

その結果、在不在データを用いた解析と同様に、年による有意な効果は検出されなかったことから、2009～2016 年の期間においては、全サイトに共通する群集構造の経年変動は起こっていなかったと考えられた。

一方、底生動物の群集構造の類似度はサイト間で有意に異なり（Global R = 0.800、$p < 0.01$）、対比較の結果、全サイト間で群集構造に有意差が検出された（pair-wise comparison、$p < 0.05$）。

nMDS の平面上において、同一サイトのエリア内のポイントにおける各年のプロットが広い範囲に分布している場合、本サイトのエリア内における群集構造の経年変動が大きかったと考えることができる。例えば、2011 年に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波によって多くの底生動物が一時的に消失した松川浦サイトでは、2011 年に群集構造が著しく変化し、その後徐々に回復しつつも震災前（2010 年）の状態には戻っていないことが図 2-2-4-1 と図 2-2-4-2 から明らかである。また、石垣川平湾サイトにおいても、特に B エリアで各年のプロットが広い範囲に分布していたことから、ほかのサイトに比べて底生動物の群集構造の経年変動がより大きかったと言える。

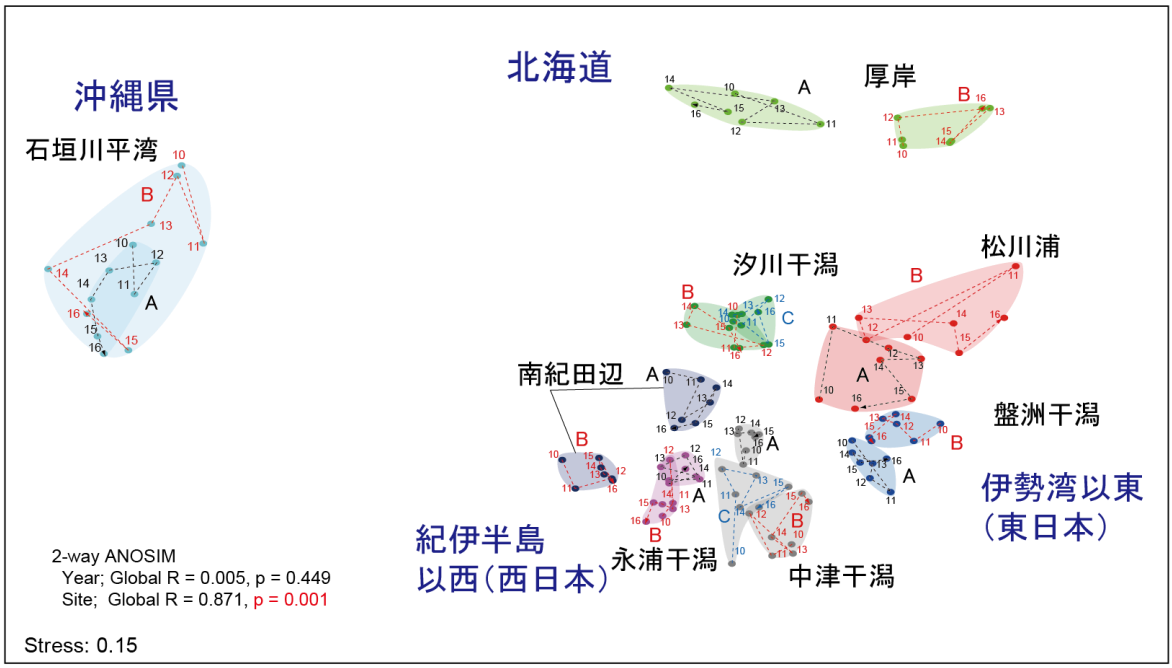


図 2-2-4-1. 在不在データ（定性＋定量調査）に基づく非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果を示す。在不在データを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。2010～2016 年のデータを用いて、年とサイトを要因とした 2-way ANOSIM の結果を示した。アルファベット（A、 B、 C）はエリアを示し、数値は各年を示す。なお、2008 年と 2009 年は定性調査が実施されなかったサイトがあるため、表示していない。

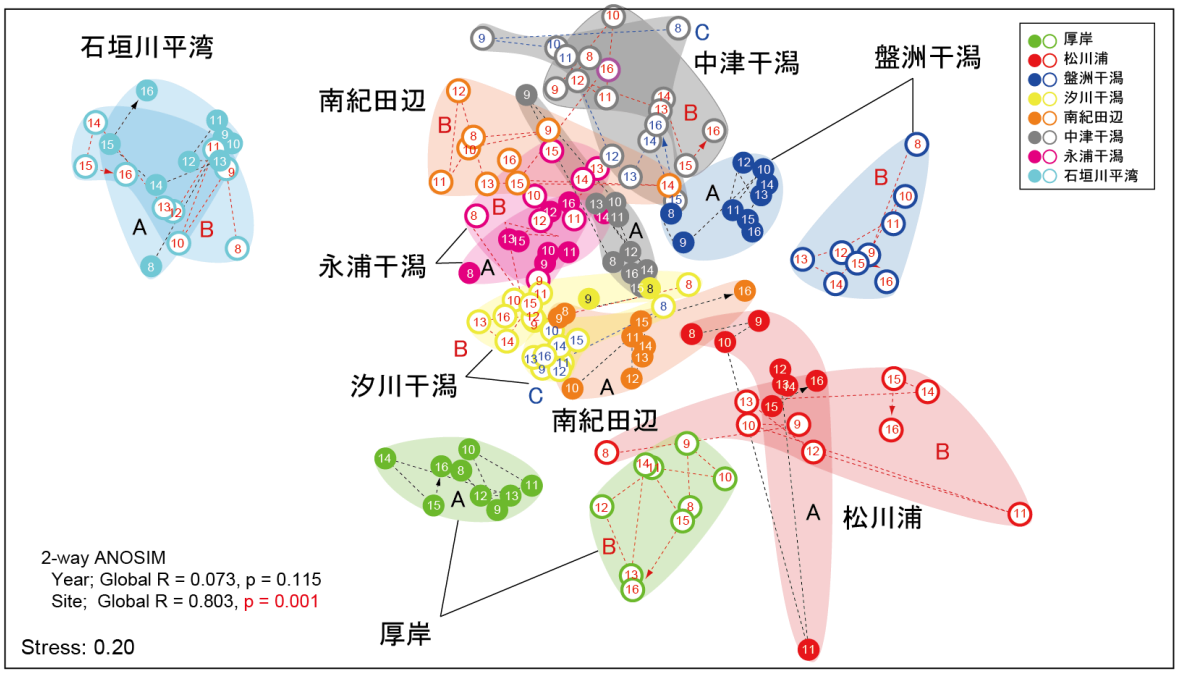


図 2-2-4-2. 個体数密度データ（定量調査）に基づく非計量多次元尺度構成法（nMDS）の結果を示す。1 サンプルにのみ出現した分類群は除外し、平方根変換したデータを用いて Bray-Curtis similarity を算出した。2009～2016 年のデータを用いて、年とサイトを要因とした 2-way ANOSIM の結果を示した。アルファベット（A、 B、 C）はエリアを示し、数値は各年を示す。なお、毎年の定量調査では 2mm 以上の底生動物を対象としているが、汐川干潟サイトの 2008 年の定量調査のみ 1mm 以上の底生動物が含まれる。

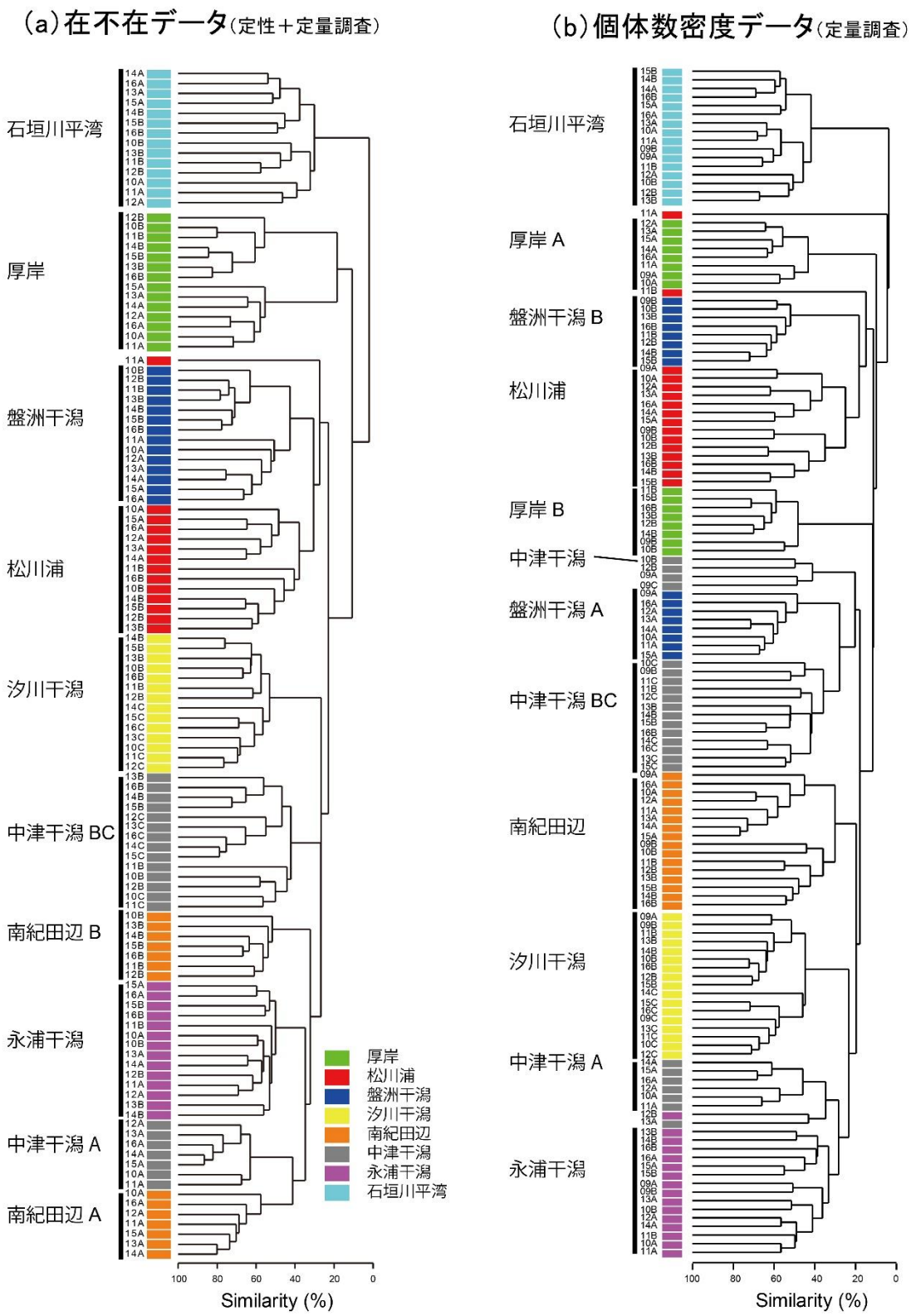


図 2-2-4-3. 在不在データ及び個体数密度データに基づくクラスター解析の結果を示す。それぞれのデータから算出した Bray-Curtis similarity を用いて群平均法でデンドログラムを作成した。また、Bray-Curtis similarity の算出に当たっては、個体数は 1 サンプルにのみ出現した分類群は除外し平方根変換したデータを利用した。数値は各年、アルファベット（A、 B、 C）はエリアを示す。毎年の定量調査では 2mm 以上の底生動物を対象としているが、汐川干潟サイトの 2008 年の定量調査のみ 1mm 以上の底生動物が含まれる。

5）干潟生態系の現状と展望

鈴木孝男、木村妙子、古賀庸憲、多留聖典、浜口昌巳、
逸見泰久、金谷　弦、岸本和雄、仲岡雅裕

現状

2008～2016 年までの 9 年間で 1,100 分類群（同定ができなかった種を含む、以下「種」という。）の動物が確認された。サイト別で見ると、厚岸サイトで 110 種、松川浦サイトで 212 種、盤洲干潟サイトで 211 種、汐川干潟サイトで 146 種、南紀田辺サイトで 297 種、中津干潟サイトで 257 種、永浦干潟サイトで 322 種、石垣川平湾サイトで 293 種であった。特に南紀田辺サイト以西の 4 サイトでは、汐川干潟サイト以北の 4 サイトに比べて、総出現種数が多かったが、この傾向は 2008～2011 年までの 4 年間の調査結果と比較して大きく変わらなかった（鈴木ほか 2013）。

表在性動物においては、ホソウミニナ（口絵 4）、ウミニナ（口絵 4）、コゲツノブエ（口絵 4）等の巻貝類、埋在性動物においては、アサリ（口絵 4）、ウメノハナガイ、ホトトギスガイ等の二枚貝類のように安定して生息していたり、多産する傾向がある種以外では、比較的頻繁に優占種が交替することが判明した。このように、定常性を長期にわたって保持するというより動的平衡性にあるとみなされることは、底生動物の幼生加入が各サイトにおいて種・量ともに毎年一定ではなく、変動が生じていることの現れと言えるかもしれない。また、優占種の入れ替わりが起こりやすい生物的要因はサイト間で異なっているようであった。このことは、サイトごとに固有の群集構造を持っていることを示しており、群集構造がサイト間で有意に異なっていたという解析結果とも一致する。

この 9 年間の調査において、群集構造に経年変動が検出されたサイトは、松川浦サイト、中津干潟サイト、永浦干潟サイト、石垣川平湾サイトの 4 サイトであった。震災による影響を受けた松川浦サイトを除く 3 サイトは、西日本以南に位置しており、南の方のサイトでは群集構造の年変動が大きいという特徴が見られた。松川浦サイトにおいては、2011 年の変化は津波に伴う一時的な種の消失がもたらしたものと考えられるが、その後種数は回復してきており、津波という自然災害は干潟に生息する底生動物にとっては一時的な影響を与えるにすぎないことが示唆された。一方で、津波による干潟における底生動物の生息場所の改変に伴い、以前とは異なる群集構造になりつつあるところも認められることから、今後の動向を見守る必要がある。また、復旧工事等に伴い、底生動物の生息への影響についても注意が必要である。一方で、西日本以南に位置する中津干潟サイト、永浦干潟サイト、石垣川平湾サイトで確認された群集構造の変動は、各サイトの種多様性が高いことに起因している可能性がある。種多様性が高い干潟の場合、群集を形成している母集団のサイズが大きくなることにより、調査で抽出されたサンプルのばらつきも大きくなる。そのばらつきが経年変動として検出されている可能性がある。実際、本とりまとめにおいても、西日本以南のサイトでは、底生動物の総出現種数は高くなっていた。これは西日本以南の干潟では、群集を形成する母集団サイズが大きいことを示しているものと推測できる。これらの経年変動は、地球規模の気候変動に関係しているか否かは現時点で判断することは難しいが、サイトごとの特性のひとつとみなすことができる。

2010～2016 年のデータでサイトと年を要因とした 2-way ANOSIM により要因間で群集構造を比較した結果、年による有意な効果は検出されなかった。このことから、2010～2016 年の期間においては、全サイトに共通する群集構造の経年変動（例えば、全サイトでの共通種の増加/減少）は起こっていなかったと考えられた。

展望

本事業の干潟調査全体の結果から見ると、レッドリスト掲載種の確認数が、この 9 年間において漸増傾向であったことは、希少な種を含めた底生動物の生息状況が、各サイトにおいて特段に劣化していることはないということを意味している。しかし、近年、確認されることがなくなったレッドリスト掲載種もあることから、これらが調査対象地域で絶滅したのかどうかといった観点からの調査及び調査結果のとりまとめも重要である。

レッドリスト掲載種は、生息環境の条件が限定されるものや生息数が極めて少ないという特徴を持つ種であることが多い。また、これらの出現は、調査年の天候や潮汐の状況にも影響を受けるため、毎年、継続して確認できるとは限らず、出現種組成にばらつきが出ることは十分考えられる。ただし、全体としてレッドリスト掲載種の数に漸増傾向が見られたのは、前年に確認されたレッドリスト掲載種を、その種が生息していた場所で探索するなど、発見するための調査に対する情報や努力量が年々増していることも関係していると思われる。このことなどから、調査の経験や知見を効率的に共有し、調査精度を保つための取組も必要である。

太平洋岸に沿って北海道から沖縄県にかけて設置されたサイトにおける底生動物の群集構造やレッドリスト掲載種の出現状況の経年変化からは、特段の一方向的な変化は検出できなかった。また、特定の種の分布域が変化してきている様子も見られなかった。各サイト単位では、優占種の交替が見られ、レッドリスト掲載種の出現が変動することも認められたが、これについても一方向的な変化ではなかった。こうした状況から、2008～2016 年にわたる 9 年間においては、松川浦サイトにおける震災影響を除けば、底生動物の群集構造についての注目すべき変化は見られなかったと言える。元来、干潟は水質や底質のかく乱が頻繁に起こり、底生動物の新世代の加入は不安定であるため、底生動物の群集構造は一定の不安定性を持つと考えられる。しかし、地球規模での気候変動が、海水温の上昇や潮位の変化、潮流の変動、あるいは二酸化炭素の吸収増による海洋酸性化等（IPCC 2013）を通じて、沿岸域の底生動物の群集構造に影響を及ぼすことは十分に考えられる。地震や津波のような一過性の環境変化に対して、底生動物の群集構造が比較的短期間において、その状態の回復を果たすことは、松川浦サイトにおけるモニタリングで明らかになった。今後、進行すると考えられる蓄積的な気候変動がもたらす影響を検出するためには、モニタリング調査を継続するとともに、底生動物の群集構造に影響を及ぼすと考えられる環境要素の把握について検討を重ねていくことが必要である。

引用文献

IPCC (2013) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. In: Stocker TF, D. Qin GK, Plattner M, Tignor SK, Allen, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds), Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA

鈴木 孝男, 金谷 弦, 木村 妙子, 古賀 庸憲, 多留 聖典, 浜口 昌巳, 逸見 泰久, 岸本 和雄, 仲岡 雅裕 (2013) 干潟生態系.（環境省自然環境局生物多様性センター 編）モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2012 年度とりまとめ報告書, 19-30. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

３．アマモ場生態系

1）アマモ場生態系の概要

仲岡雅裕、田中義幸、堀　正和、向井　宏、山北剛久、早川　淳

アマモ場とは

アマモ類を主体として、沿岸域の静穏な砂底や泥底に形成される藻場を「アマモ場（海草藻場: seagrass bed）」と呼ぶ。アマモ類は、被子植物門単子葉植物綱に属する種子植物で、分子系統学的解析により、3 つの異なる系統（アマモ科、ベニアマモ科、トチカガミ科）が約 1 億年前に陸上あるいは淡水域から海域に進出したと推定されている（Kato et al. 2003）。

アマモ場は、熱帯域から亜寒帯域までの世界各地に分布する（Green and Short 2003）。アマモ類のうち、ベニアマモ科及びトチカガミ科に属する種は、主に熱帯から亜熱帯に分布し、日本列島では、鹿児島県の奄美諸島以南に主に分布する。一方、アマモ科に属する種は、温帯から亜寒帯に分布し、日本列島では主に鹿児島県以北に見られる。特に北日本には複数のアマモ科の固有種が分布し、これらは、国際自然保護連盟（International Union for Conservation of Nature and Natural Resources: IUCN）のレッドリストにおいて、絶滅危惧 IB 類（エビアマモ）、絶滅危惧 II 類（スゲアマモ）、準絶滅危惧（オオアマモ、タチアマモ（口絵 6）、スガモ）に選定されている。日本の沿岸は、世界で約 60 種知られているアマモ類のうちおよそ 16 種が分布しており、アマモ類のホットスポットのひとつとなっている。

機能と役割

アマモ場は、沿岸域の中で多様な機能を担っている。第一に、主要な一次生産者として、沿岸域の高い生産性を支えている。その純一次生産量は非常に高く、陸域で最も生産性が高いとされる熱帯雨林の生産量の約半分に達するとも言われる（Duarte and Chiscano 1999）。第二に、水産有用種や絶滅危惧種を含めたさまざまな海洋動植物の生息場所として、沿岸生態系における高い生物多様性を支えている（Hemminga and Duarte 2000；Heck et al. 2003）。さらに、沿岸域の物理的・化学的環境に対しても、栄養塩類の吸収を通じて水質を変化させたり、地下茎や根を張り巡らせることにより底質を安定化させるなどの調整機能を持つ。特に、地下部に吸収した炭素（ブルーカーボン）を海底に隔離する機能については、地球温暖化の進行を緩和するという点で着目されている（Nellemann et al. 2009；堀・桑江 2017）。

現状と課題

沿岸域におけるアマモ場の面積は、世界的に減少し続けている（Waycott et al. 2009）。その減少には、人間の経済活動による地域的な水質悪化や海岸線の改変等が大きく関与している。また、今後、進行が懸念される地球温暖化や海洋酸性化等といった地球規模の環境変化は、アマモ場を含む沿岸域の生態系にさらに深刻な悪影響を与えることが懸念されている（仲岡 2008）。

このように、人為的な影響も含むアマモ場に対する地域や地球規模の負荷が、同時かつ相互作用しながら進行する状況下であるが、日本を含むアジア諸国では、アマモ場についての基礎的なデータは少なく、また、上記の負荷によるアマモ場の影響を検知するために必要となる長期的なデータも非常に少ない状況である。

アマモ場を保全していくためには、基礎的なデータを蓄積し、その地域のアマモ場の特性を把握した上で、アマモ場の変化の要因の解明や今後の変動の正確な予測が重要である。そのため、各地の主要な海域において、統一

化された方法によるアマモ場の生態系・生物多様性モニタリングを継続していくことが求められる。本事業はその一端を担うものとして、非常に重要な意義を持っている。

調査概要と調査手法

わが国を代表するアマモ場のうち、太平洋沿岸を中心とする 6 サイトを選定し、2008 年から調査を行っている（図 2-3-1-1）。調査は、厚岸サイト（北海道）、大槌サイト（岩手県）、富津サイト（千葉県）、安芸灘生野島サイト（広島県）、指宿サイト（鹿児島県）、石垣伊土名サイト（沖縄県）において、毎年実施してきた。

調査の開始年は、指宿サイトを除く 5 サイトでは 2008 年、指宿サイトでは 2009 年である。調査時期は、厚岸サイトで 8～9 月上旬、大槌サイトで 7 月（ただし 2011 年は 10 月）、富津サイトで 5 月下旬～6 月上旬、安芸灘生野島サイトで 6 月下旬～7 月、指宿サイトで 4 月、石垣伊土名サイトで 8 月下旬～9 月としている。

各サイトには、サイトで優占的に生育するアマモ類の群落を含むように 6～13 か所の調査地点（=Station。本稿では「St.●（●はナンバー）」で表記。ブイから半径 10m 程度の範囲内）を設定している（図 2-3-1-2）。

毎年調査では、各調査地点内に 50cm 四方の方形枠を無作為に 20 個配置し、各方形枠内に出現するアマモ類の種類と被度、優占するアマモ類の種及び全体被度を目視で記録している。

5 年毎調査では、各サイトで優占するアマモ類ごとに複数の植生帯を設け、植生帯ごとに直径 15cm の円形内（10cm 深）に生育するアマモ類の現存量のほか、植生帯に生息する葉上動物及び底生動物の個体数を計測している。採集したアマモ類については、種ごとにシュートタイプ（生殖株または栄養株）、シュート数、草丈（シュートごと）を計測し、乾燥重量を測定している。また、アマモ類を利用する葉上動物や底生動物（表在性及び埋在性）については、1mm 以上サイズを対象とし、個体数を計数している。なお、計数後は液浸標本として保管している。さらに、各植生帯の底土の粒度分析や各サイトに生育するアマモ類の乾燥押し葉標本の作製もあわせて実施している。

とりまとめにおける着眼点

本稿では、各サイト及びアマモ場生態系の現状や特徴等に加え、アマモ場における植生の量的時間変化を把握し、それらの変化と物理環境要素との関連性を明らかにすることを目的とした。

各サイトの状況では、2008 年（一部のサイトでは 2009 年から開始）から 2016 年における毎年調査で取得されたアマモ類の被度等を基に各サイトの植生の変化を記述した。なお、一部のサイトでは、2017 年度の調査結果についても記述している。また、被度と外部機関で取得された海水温や降水量等の物理環境要素に関するデータを用いて、被度の経年変化や各物理環境要素との相関性の有無を調べた。

アマモ場の状況では、5 年毎調査で取得したアマモ類の現存量及び底生動物のデータを用いて、調査年間（2010 年と 2015 年）を比較した。

最後に「アマモ場生態系の現状と展望」として、調査結果及び今後の円滑な調査の実施に向けて結果を踏まえたまとめを行った。

図 2-3-1-1. アマモ場調査サイト位置図

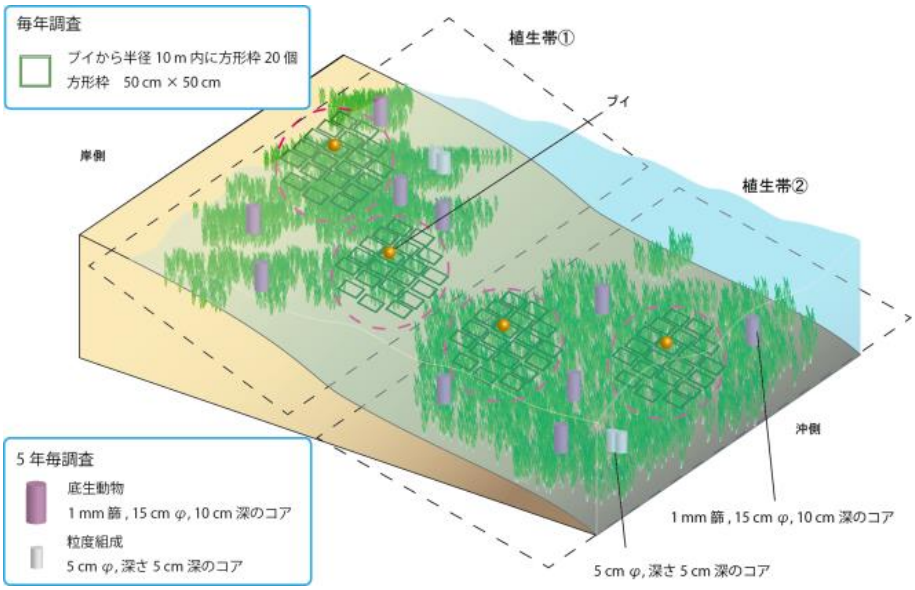


図 2-3-1-2. 調査サイトの概観

引用文献

Duarte CM, Chiscano CL (1999) Seagrass biomass and production: a reassessment. Aquatic Botany, 65:159-174

Green EP, Short FT (2003) World atlas of seagrasses. University of California Press, Berkeley

Heck Jr KL, Hays G, Orth RJ (2003) Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Marine Ecology Progress Series, 253:123-136

Hemminga MH, Duarte CM (2000) Seagrass Ecology. Cambridge University Press, Cambridge

堀 正和, 桑江 朝比呂 (2017) ブルーカーボン 浅海における CO2 隔離・貯留とその活用. 地人書館, 東京

Kato Y, Aioi K, Omori Y, Takahata N, Satta Y (2003) Phylogenetic analyses of *Zostera* species based on *rbc*L and *mat*K nucleotide sequences: Implications for the origin and diversification of seagrasses in Japanese waters. Genes and Genetic Systems, 78:329-342

仲岡 雅裕 (2008) 気候変動にともなう沿岸生態系の変化 −生物群集から考える. (大串 隆之, 近藤 倫生, 仲岡 雅裕 編) シリーズ群集生態学４ 生態系と群集をむすぶ, 179-204. 京都大学学術出版会, 京都

Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdes L, DeYoung C, Fonseca L, Grimsditch G (2009) Blue carbon. A rapid response assessment. United Nations Environment Programme GRID-Arendal, Birkeland Trykkeri

Waycott MW, Duarte CM, Carruthers TJB, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, Calladine A, Fourqurean JW, Heck Jr KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Short FT, Williams SL (2009) Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United State of America, 106:12377-12381

2）各サイトの状況

厚岸サイト

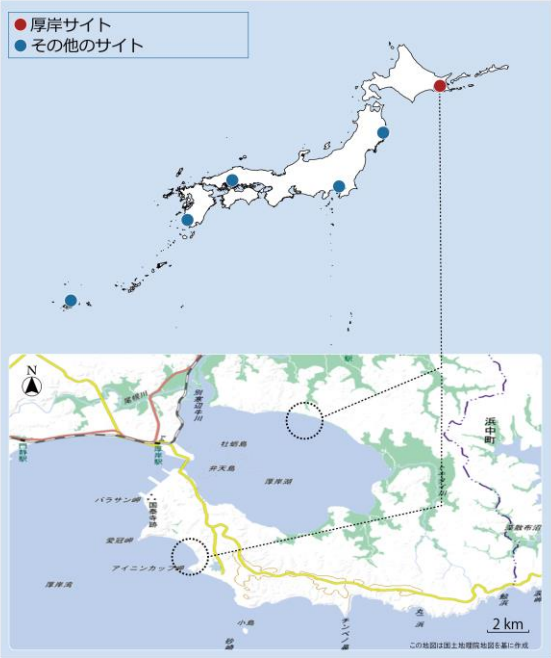


図 2-3-2-1. サイト位置図と厚岸湖のアマモ
2013 年撮影：仲岡雅裕

サイトの概要

厚岸サイトは、北海道の厚岸湾東部の別寒辺牛（べかんべうし）・厚岸水系に位置し、アイニンカップと厚岸湖の 2 つのエリアが設定されている（図 2-3-2-1）。

アイニンカップエリア（図 2-3-2-2）では、アマモ類は水深 -4m 以浅に分布し、後背地は数十メートルの崖と岩場である。本エリアでは、オオアマモが優占し、アマモ（口絵 6）、スガモが分布する。潮間帯から潮下帯最上部（水深 -1m 程度）にかけて岩盤と堆積物底が混在する。水深 -1m 以深は砂底で、なだらかに深くなる。

厚岸湖エリア（図 2-3-2-3）では、アマモ類は水深 -2m 以浅に分布し、後背地は湿原及び森林である。本エリアでは、潮間帯ではコアマモ（口絵 6）が、潮下帯ではアマモが優占し、2009 年以降の調査でカワツルモの生育が確認されている。海底は岸側から沖側に向かってなだらかに深くなり、底質は泥あるいは砂泥である。

厚岸湖～厚岸湾周辺は、別寒辺牛川流域の湿原から汽水湖である厚岸湖を通じて厚岸湾に至るエコトーン（水陸移行帯）を構成しており、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」にも選定されており、自然生態系が良好に残存している（仲岡ほか 2014）。第 4 回自然環境保全基礎調査では、2,800ha のアマモ場が厚岸湖に分布していた（環境庁自然保護局 1994）。また、厚岸湾には、アイニンカップのほかに、湾奥部の真龍（しんりゅう）にまとまったアマモ場がある。アイニンカップでは、オオアマモが潮間帯から最深部まで分布し、潮間帯に分布が確認されているのは全国でここだけである。厚岸湾及び厚岸湖のアマモ場の生物群集については、オオアマモとアマモの季節変動（Watanabe et al. 2005）、アマモと付着藻類の生産性（Hasegawa et al. 2007）、アマモ場の無脊椎動物の群集構造（Yamada et al. 2007；Momota and Nakaoka 2017）等の研究が行われている。より詳しい情報については、仲岡ほか （2014）を参照されたい。

図 2-3-2-2. アイニンカップエリアの景観（左が 2008 年、右が 2016 年）

撮影：仲岡雅裕

図 2-3-2-3. 厚岸湖エリアの景観（左が 2008 年、右が 2016 年）

撮影：仲岡雅裕

植生等の経年変化

アイニンカップエリアにおけるアマモ類の被度変化を図 2-3-2-4 及び図 2-3-2-5 に示す。また、厚岸湖エリアのアマモ類の被度変化を図 2-3-2-6 及び図 2-3-2-7 に示す。

アイニンカップエリア

2008 年の時点で、アマモ、オオアマモ、スガモが分布し、全体ではオオアマモが最も優占した。ただし、これらの種が混生することはまれであり、それぞれの種のパッチがモザイク状に分布した。潮間帯下部から水深 -3 m にかけてはオオアマモが連続的に分布する。それ以深ではオオアマモはパッチ状に分布するようになり、水深とともにパッチの面積及び密度が減衰した。

2009～2015 年の間にアイニンカップエリアにおいては、種構成、各種の分布、被度に大きな変化はなかった。また、2011 年 3 月の東北地方太平洋沖地震（以下「地震」という。）の際に発生した津波でアイニンカップも物理的かく乱を受けたが大きな変化は確認されなかった。

2016 年の各調査地点のアマモ類の平均被度はおおむね平年と同じ値であったが、調査地点 St.5 においては被度の減少が認められた。

厚岸湖エリア

2008 年の時点で、アマモ及びコアマモが分布し、全体ではアマモが多かった。潮間帯ではコアマモが、潮下帯ではアマモが優占した。

2009 年には、前年（2008 年）は確認されなかったカワツルモが出現し、一部の調査地点では被度も高かった。

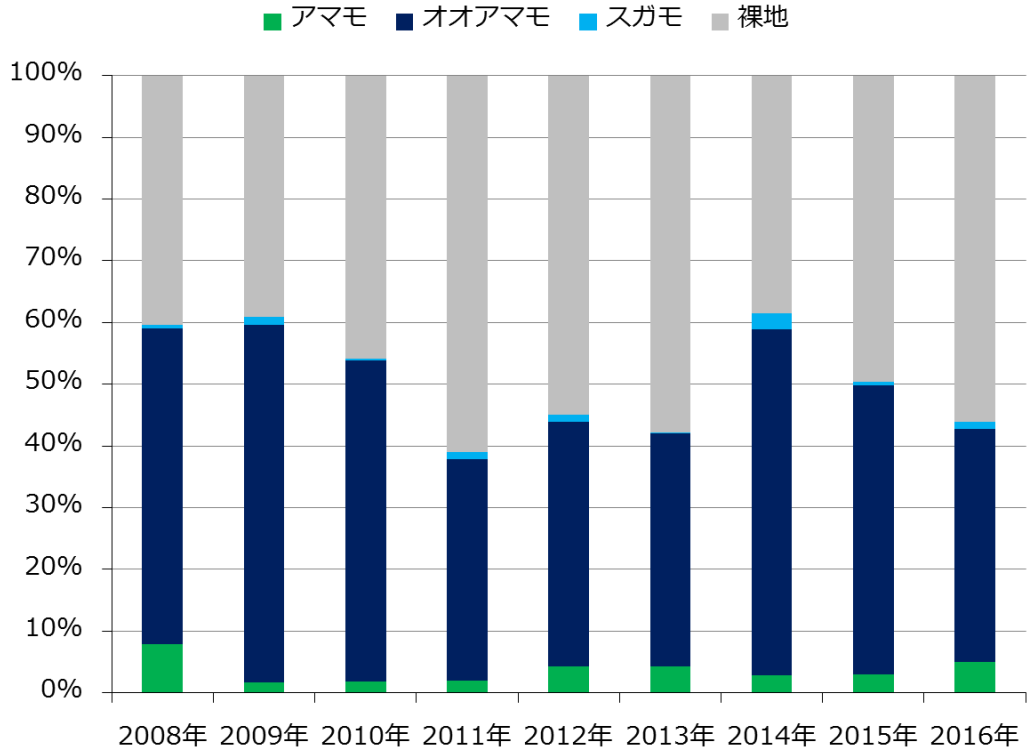


図 2-3-2-4. アイニンカップエリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

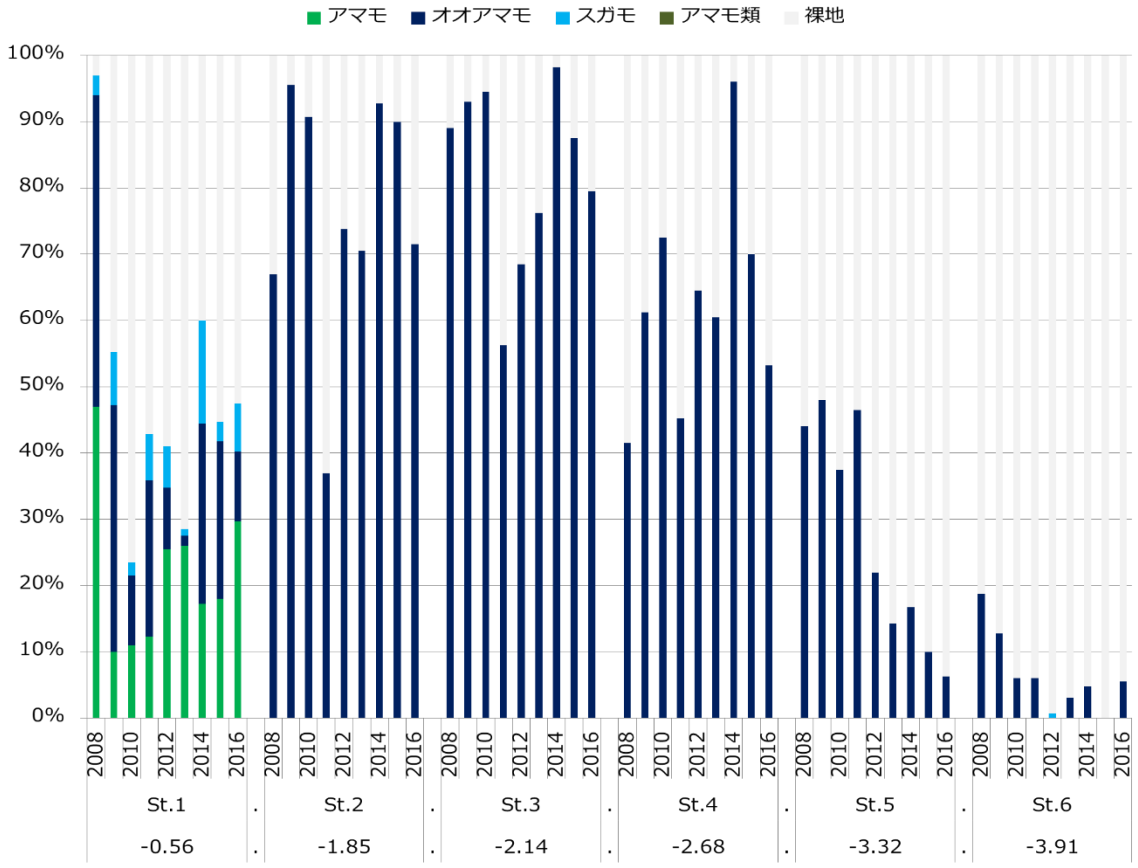


図 2-3-2-5. アイニンカップエリアの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

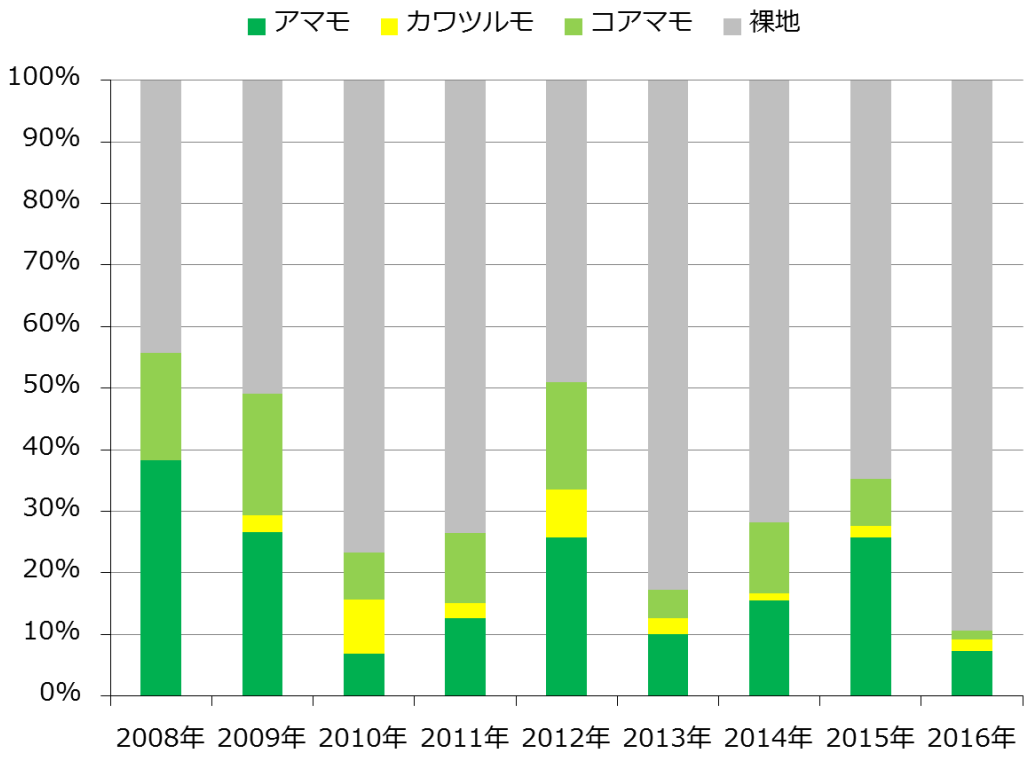


図 2-3-2-6. 厚岸湖エリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

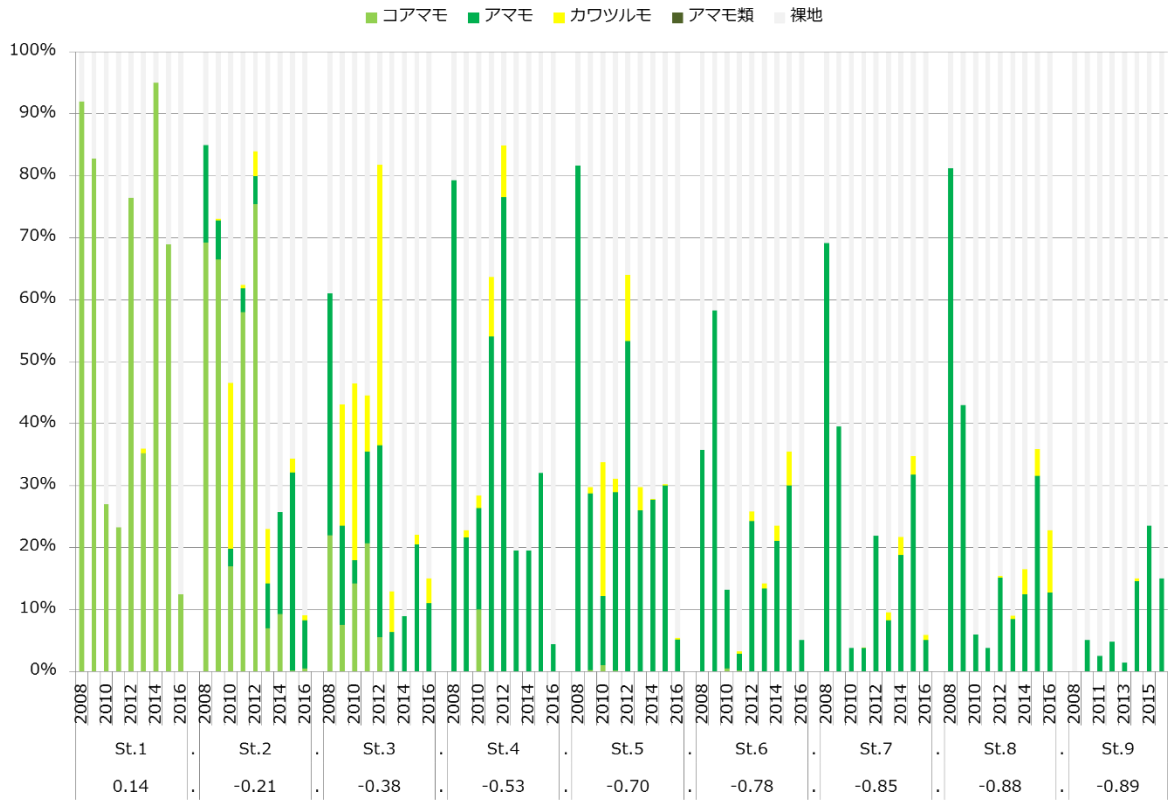


図 2-3-2-7. 厚岸湖エリアの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

2010 年には、カワツルモの分布域が前年（2009 年）よりも広がっており、その被度も高まっている傾向が認められた。

2011 年には、2011 年 3 月の地震の際に発生した津波で厚岸湖のアマモ場も物理的かく乱を受けた。特に、厚岸湖では岸近くの氷が一斉に流出した。しかし、アマモ場の分布状況に大きな変化は確認されなかった。カワツルモの分布域は、潮下帯上部からより水深が深い場所に広がっている傾向が認められた。

2012 年には、潮間帯のコアマモ帯は 2011 年よりも被度が高い傾向が認められた。そのほかに大きな変化はなかった。

2013 年には、アマモ、コアマモには大きな変化は認められなかったが、底生藻類（緑藻類と紅藻類）の被度が 2012 年より高い傾向が認められた。

2014 年には、カワツルモの被度の著しい減少が見られた。

2015 年には特に岸側の調査地点で被度が減少する傾向が見られた。底生藻類（緑藻類と紅藻類）の被度は引き続き高かった。

2016 年ではアマモ類の急激な平均被度の減少（2015 年：35.3%から 10.6%）等の変動が見られた。カワツルモについては St.8 において増加が見られた。また、それまで増加傾向にあった底生藻類もほとんど見られなかった。

物理環境要素の変化

本サイトのアマモ場に影響を与えうる物理環境要素の状況を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データをとりまとめ、その時間経過に伴う一方向的な変化傾向（以下「トレンド」という。）の有無を解析した。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下の通りである。

＜気象庁＞
・アメダスの月ごとの降水量及び日照時間
・実測潮位
＜日本海洋データセンター＞
・日別の海水温
＜環境省＞
・公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の月ごとの全窒素及び全リン量、溶存酸素量（DO）
＜NOAA：National Oceanic and Atmospheric Administration＞
・Ocean Color MODIS の月ごとの SST：Sea Surface Temperature（表層の海水温）及びクロロフィル a 量

物理環境データの取得位置は、本サイトから最も近い観測点の値もしくは本サイトに近い複数の観測点の値の平均値をデータベースより抽出した。なお、MODIS データに関しては、衛星画像から算出された値となっている。特に、降水量及び日照時間については、「太田」と「知方学」の観測点の各平均値を平均した値を用いたが、観測期間が「太田」は 2008 年 10 月 17 日以降、「知方学」は 2008 年 9 月 19 日以降であり、それ以前は欠損していた。潮位については「釧路」の観測点、海水温については「厚岸」の観測点、公共用水域調査については「ST-2」の観測点の 2008 年以降の値を用いた。MODIS データについては、「厚岸沖合」において取得された 2008 年以降の値を用いた。

これらの取得した物理環境データに関して、トレンドの有無を確認した結果、特に潮位の年平均値（アイニンカップ：$r = 0.78$、$t = 3.27$、$p = 0.01$；厚岸湖：$r = 0.79$、$t = 3.27$、$p = 0.01$）。と月ごとの SST（＝衛星画像から算出された表層の海水温）より算出した年最大値（アイニンカップ：$r = 0.71$、$t = 2.66$、$p = 0.03$；厚岸湖：$r = 0.69$、$t = 2.50$、$p = 0.04$）に正のトレンド（＝時間経過に伴い、値が増加する傾向）が見られた。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度の平均値（以下「アマモ類の平均被度」という。）を調査年及び調査地点ごとに算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を

行った。なお、解析では、2009～2016 年の平均被度について標準化したアマモ類の平均被度が得られた調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 2009 年からの 8 年分と少ないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

アイニンカップエリアでは、アマモの平均被度が期間中有意に増加した（t = 2.60、p = 0.04）。また、オオアマモの平均被度は St.5 において減少した（t = -6.12、p < 0.01）。

物理環境要素との関係については、アイニンカップエリアのオオアマモの平均被度に対しては、前年の海水温の年最大値と年平均値が相関を示し、クロロフィル a 量の r の値もやや高かった（海水温の年最大値：r = -0.71、p = 0.05；海水温の年平均値：r = -0.80、p = 0.02；クロロフィル a 量：r = -0.60、p =0.12）。そのほかに、アマモとスガモの被度に対して、それぞれ前年の SST（＝衛星画像から算出された表層の海水温）の年最大値と年平均値がやや高い r の値を示した（アマモと SST の年最大値：r = 0.60、p = 0.12；スガモと SST の年平均値：r = 0.62、p = 0.10）。

厚岸湖エリアについては、アマモ類及び種ごとの平均被度において、サイト全体で有意なトレンドは見られず、コアマモの減少傾向の r の値がやや大きいのみであった（r = -0.66、t = -2.17、p = 0.07）。調査地点ごとのアマモ類の平均被度については、St.2 で減少傾向、St.9 で増加傾向が見られた（St.2：r = -0.75、t = -2.79、p = 0.03；St.9：r = 0.76、t = 2.64、p = 0.05）。

物理環境要素との関係については、厚岸湖エリアのアマモの平均被度に対して、前年の降水量が負の相関を示した（r = -0.70、p < 0.01）。また、カワツルモの平均被度に対して、前年の SST の年最大値、年最低値がそれぞれ負と正に相関し、年平均値もやや大きい負の r 値を示した（順に r = -0.74、0.73、-0.55、p = 0.03、0.04、0.08）。

アマモ場（植生）の現状

アイニンカップエリアにおいては、アマモ類の種構成及び被度ともに、大きな変化はなかった。一方、厚岸湖エリアについては、2009 年以降のカワツルモの増加や 2013 年以降の底生藻類（緑藻類と紅藻類）の増加、2016 年のアマモ類及び底生藻類（緑藻類と紅藻類）の急激な減少等の変動が見られた。道東一帯では、2009～2010 年にかけて春季から夏季の降水量が非常に多く、厚岸湖エリアの塩分が低下することにより、本来は別寒辺牛川河口より上流に分布するカワツルモが厚岸湖に出現した可能性が考えられる。また、2016 年のアマモ類の被度の著しい減少は、2016 年 8 月以降本サイトに接近した台風に伴うかく乱頻度の増加、大雨に伴う塩分の低下及び濁度の増加が関連している可能性が高い。

アイニンカップ、厚岸湖エリアのいずれも、海水温の上昇や、極端気象の増加に伴うかく乱や塩分の急激な変化、さらに陸域の土地利用変化に伴う水質の変化が今後進行することが予想されるため（阿部 2016）、今後のアマモ場の動向について、継続調査により注意深く監視していく必要がある。

引用文献

阿部 博哉 (2016) 亜寒帯汽水湖における低次生産過程に果たす基礎生産者の多様性と懸濁物食性二枚貝の役割に関する研究 －現地観測と数値モデルの融合－ 博士論文, 北海道大学大学院 環境科学院

Hasegawa N, Hori M, Mukai H (2007) Seasonal shifts in seagrass bed primary producers in a cold-temperate estuary: dynamics of eelgrass *Zostera marina* and associated epiphytic algae. Aquatic Botany, 86:337-345

環境庁自然保護局 (1994) 第4回自然環境保全基礎調査海域生物環境調査報告書 (干潟、藻場、サンゴ礁調査). 環境庁自然保護局, 東京

Momota K, Nakaoka M (2017) Influence of different types of sessile epibionts on the community structure of mobile invertebrates in an eelgrass bed. PeerJ, 5:e2952

仲岡 雅裕, 伊佐田 智規, 本多 健太郎, 北村 武文 (2014) 野外研究サイトから（26）厚岸臨海実験所（北海道大学）. 日本生態学会誌, 64:87-91

Watanabe M, Nakaoka M, Mukai H (2005) Seasonal variation in vegetative growth and production of the endemic Japanese seagrass *Zostera asiatica*: a comparison with sympatric *Zostera marina*. Botanica Marina, 48:266-273

Yamada K, Hori M, Tanaka Y, Hasegawa Y, Nakaoka M (2007) Temporal and spatial macrofaunal community changes along a salinity gradient in seagrass meadows of Akkeshi-ko estuary and Akkeshi Bay, northern Japan. Hydrobiologia, 592:345-358

執筆：仲岡雅裕、山北剛久

大槌サイト

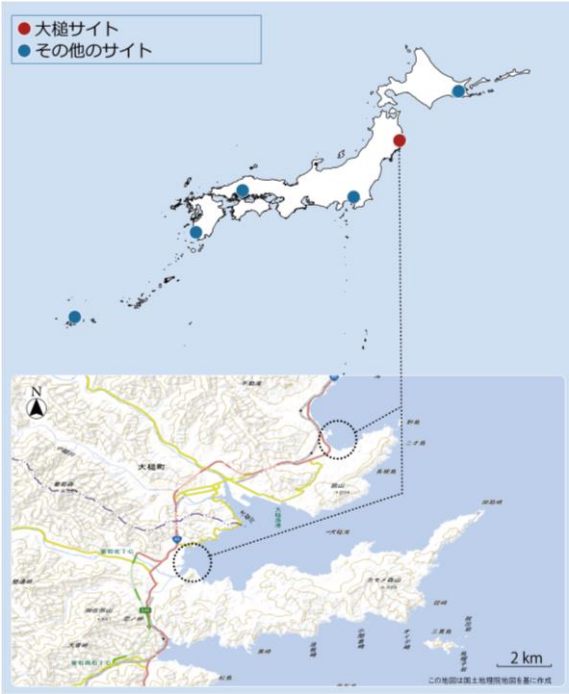


図 2-3-2-8. サイト位置図と船越湾のアマモ
2017 年撮影：福田介人

サイトの概要

大槌サイトは、三陸地方のリアス式海岸の一部にあり、船越湾（吉里吉里エリア）と大槌湾（根浜エリア）に調査エリアが設定されている（図 2-3-2-8）。特に吉里吉里エリアがある船越湾は、三陸復興国立公園に含まれ、根浜エリアがある大槌湾とともに、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」にも選定されている。

吉里吉里エリア（図 2-3-2-9）は、船越湾南部の吉里吉里海岸周辺に分布するアマモ場を調査対象とした。このアマモ場では、アマモ類は水深 -2～-17m に分布し、後背地は砂浜・岩礁・漁港である。東日本大震災（以下「震災」という。）の前年（2010 年）の調査までは、アマモ（口絵 6）、タチアマモ（口絵 6）、スゲアマモ、オオアマモ、スガモが生育していた。海底は岸側から沖側に向かって比較的なだらかに深くなり、底質は砂及び泥砂である。

根浜エリア（図 2-3-2-10）は、大槌湾に点在する小規模なアマモ場のうち、比較的広い面積（数 ha）のアマモ場を対象とした。このアマモ場では、アマモ類は水深 -1～ -7m に分布し、後背地は砂浜・漁港である。震災の前年の調査までは、アマモ、タチアマモが生育していた。海底は岸側から沖側に向かって比較的なだらかに深くなり、底質は泥砂である。

2011 年 3 月の震災の影響を受け、両湾のアマモ場のほとんどが消失した。震災以前には、世界最長のタチアマモの生育が確認されていた。また、本州で唯一オオアマモの生育が確認されている場所として、非常に貴重なアマモ場でもある（Aioi et al. 1998、2000）。

植生等の経年変化

吉里吉里エリアにおけるアマモ類の被度変化を図 2-3-2-11 及び図 2-3-2-12 に示す。また、根浜エリアにおけるアマモ類の被度変化を図 2-3-2-13 及び図 2-3-2-14 に示す。なお、根浜エリアでは、2011 年に室浜沖に調査地点（St.8）を新設し、その後 2014 年にも調査した。

吉里吉里エリア

アマモ場は、2008 年には水深 -2～ -17m 付近にかけて形成されており、海底は岸側（西）から沖側（東）に向かって比較的なだらかに深くなり、底質は砂及び泥砂であった。水深 -4～ -6m にアマモが、水深 -5～ -17m にタチアマモが生育していた。

図 2-3-2-9. 吉里吉里エリアの景観（左が 2008 年、右が 2016 年）
撮影：仲岡雅裕（2008 年）、早川　淳（2016 年）

図 2-3-2-10. 根浜エリアの景観（左が 2008 年、右が 2016 年）
撮影：仲岡雅裕（2008 年）、早川　淳（2016 年）

水深が浅い場所では、両種は混成するのではなく、それぞれのパッチがモザイク状に分布していた。水深の深い場所においては、タチアマモがパッチ状に分布するが、パッチの大きさと被度は水深とともに減少する傾向があった。

2009 年には、水深が浅い調査地点でアマモの被度が減少している傾向が見られた。水深が深い調査地点では前年（2008 年）からの大きな変化は見られなかった。

2010 年には、水深ごとの種構成や各種の分布に顕著な違いは認められなかった。

2011 年には、2011 年 3 月 11 日に発生した津波による海底のかく乱により、アマモ場のほとんどが消失した。震災の影響により調査は 10 月に実施されたが、水深の浅い場所ではアマモ及びオオアマモが見られ、水深の深い場所でアマモ類の実生（みしょう）が見られた。

2012 年の調査（2012 年 7 月）では、その実生が生育したと思われる栄養枝及び花枝が見られたが、被度は震災前よりも著しく低かった。

2013 年及び 2014 年の調査において、3 種（アマモ、オオアマモ、タチアマモ）ともに生存が確認されたが、被度は津波が襲来した前よりも著しく低かった。

2015 年には岸側の水深が浅い調査地点では、パッチサイズの比較的大きいアマモ群落が認められ、前年（2014 年）に比べて被度は増加していた。水深の深い調査地点でもアマモ・タチアマモの小規模なパッチが認められた。

2016 年の調査では、2015 年に比べて水深帯の浅い調査地点でのアマモ類の被度の増加が確認され、アマモとオオアマモの回復傾向が認められたが、水深の深い調査地点を中心として成立するタチアマモ群落の明瞭な回復は認められなかった。

根浜エリア

2008 年の調査開始時には、本エリアのアマモ場は水深 -1～ -7m 付近にかけて見られ、護岸堤が存在する付近では、アマモ類の分布が途切れていた。海底は岸側（西）から沖側（東）に向かって比較的なだらかに深く、底質は泥砂であった。

2009 年には、特に水深の深い調査地点においてタチアマモの被度の減少が著しかった。

2010 年には、St.4 において分布が確認されたタチアマモが見られなかった。また最も水深の深い St.7 においてもタチアマモの被度等が減少している傾向が認められた。

2011 年には、津波による海底のかく乱により、植生のほとんどが消失したと思われるが、根浜近傍の室浜沖のスゲアマモについてはある程度残存していることが確認された。そのため、2011 年より根浜近傍の室浜沖に新たに調査地点を 1 つ設けた。

2012 年においても、植生のほとんどが消失していたが、浅い水深帯ではアマモがパッチ状に残っていた。また、水深の深い場所ではタチアマモの実生が一部の調査地点で見られた。

2013～2014 年にかけて、本エリアでは著しい植生の回復は見られなかった。

2015 年においても、水深の深い場所のアマモ場（アマモ・タチアマモ）の回復が認められず、任意に配置するほとんどの方形枠にアマモ類が見られない状況が続いていた。一方で、岸側の水深の浅い場所では、パッチサイズの比較的大きいアマモ群落が認められ、前年（2014 年）に比べて被度は増加していた。水深の深い場所でもアマモ・タチアマモの小規模なパッチが認められた。また、オオアマモのパッチが確認された。

2016 年には、水深の浅い場所に位置する St.1 において、2015 年よりもアマモの被度増加が確認され、また、St.2 においてもアマモのパッチが新たに確認された。一方、水深の深い場所を中心としたタチアマモ群落については明瞭な植生の回復が認められない状況が継続していた。

なお、2011 年に新設した室浜沖の調査地点は、2014 年の調査において孤生したスゲアマモの株が少数認められるだけであった。

物理環境要素の変化

本サイトのアマモ場に影響を与えうる物理環境要素の状況を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データをとりまとめ、その時間経過に伴う一方向的な変化傾向（以下「トレンド」という。）の有無を解析した。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下の通りである。

＜気象庁＞
- アメダスの月ごとの降水量及び日照時間
- 実測潮位

＜東北区水産研究所＞
- 月ごとの海水温

＜環境省＞
- 公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の月ごとの全窒素及び全リン量、溶存酸素量（DO）

＜NOAA：National Oceanic and Atmospheric Administration＞
- Ocean Color MODIS の月ごとの SST：Sea Surface Temperature（表層の海水温）及びクロロフィル a 量

物理環境データの取得位置は、本サイトから最も近い観測点の値もしくは本サイトに近い複数の観測点の値の平均値をデータベースより抽出した。なお、MODIS データに関しては、衛星画像から算出された値となっている。

降水量及び日照時間について吉里吉里エリアで「山田」の観測点、根浜エリアで「釜石」の観測点を用いた。なお、「山田」で 2011 年 3 月 12 日～3 月 31 日及び 4 月 22 日～4 月 27 日に、「釜石」で 3 月 11 日～4 月 27 日の期間においてデータの欠損が見られた。潮位については「宮古」、「大船渡」の観測点をそれぞれ用いたが、「宮古」で 2011 年 3 月 11 日～2015 年 3 月 16 日、「大船渡」で、2011 年 7 月 26 日～2012 年 7 月 4 日の期間においてデータの欠損が見られた。海水温について、特に吉里吉里エリアにおいては、「船越湾」の観測点で取得されたデータのうち、2008 年は 10～12 月、2011 年は 1～3 月、2015 年は 2～12 月の各平均値を用いて、年平均値を算出し、解析に使用した。

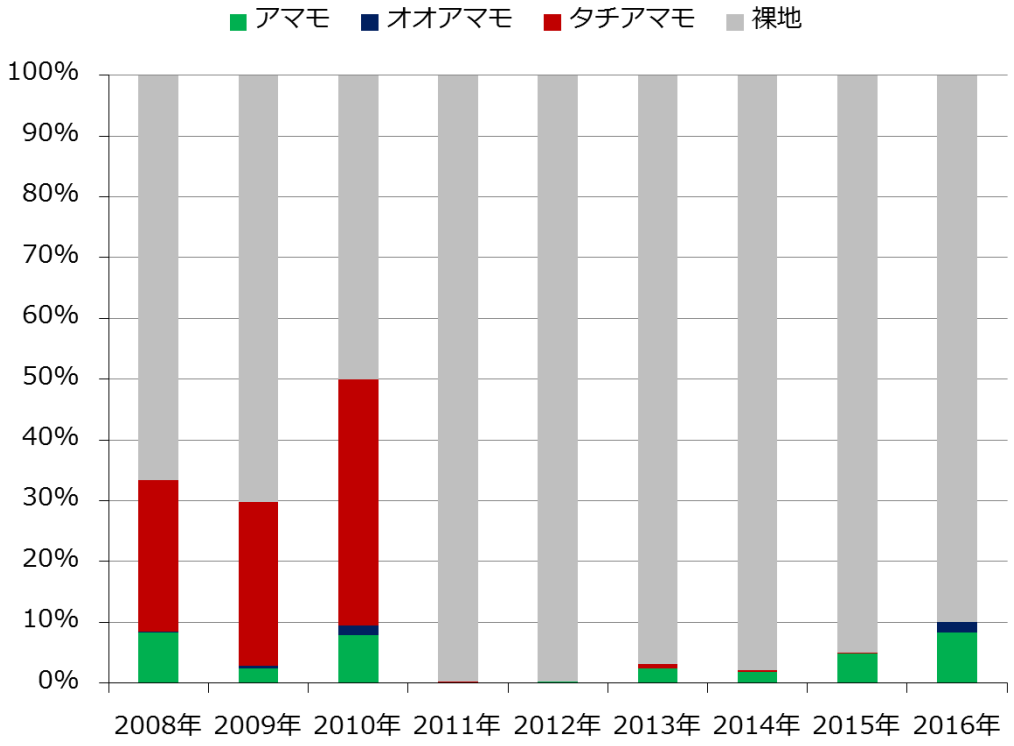


図 2-3-2-11. 吉里吉里エリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

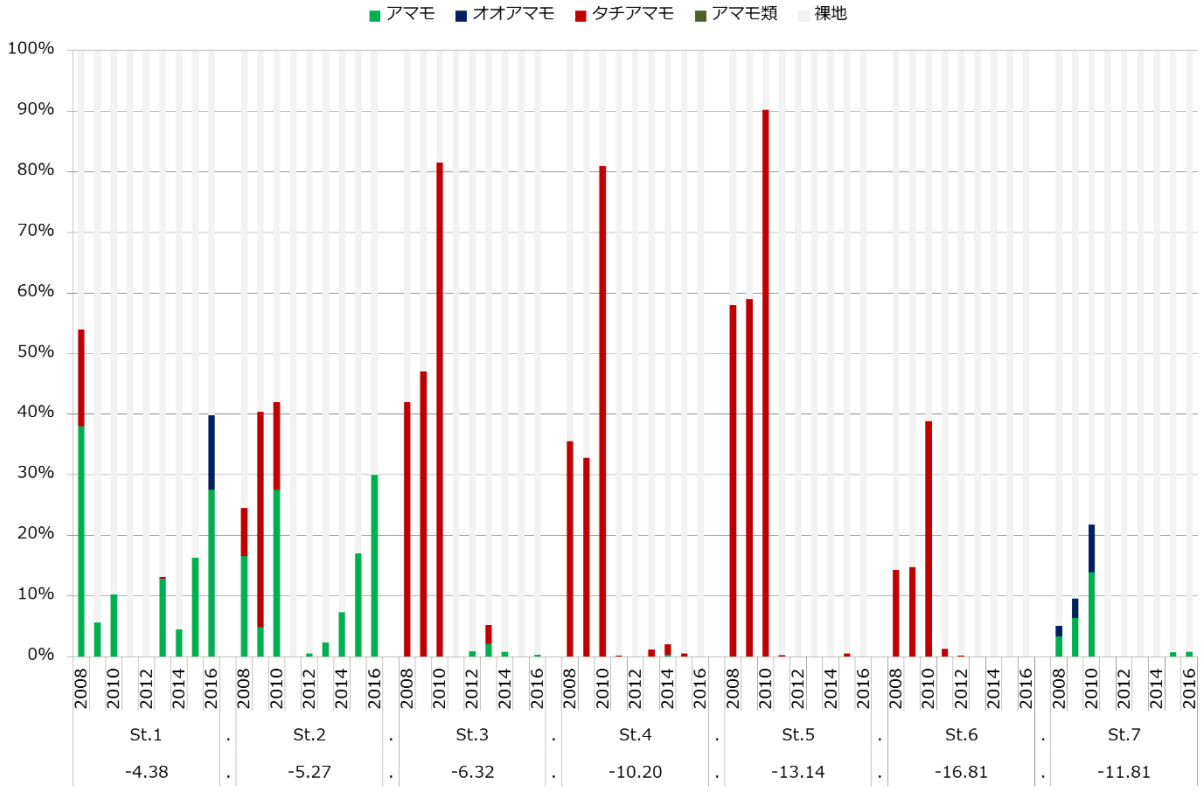


図 2-3-2-12. 吉里吉里の各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

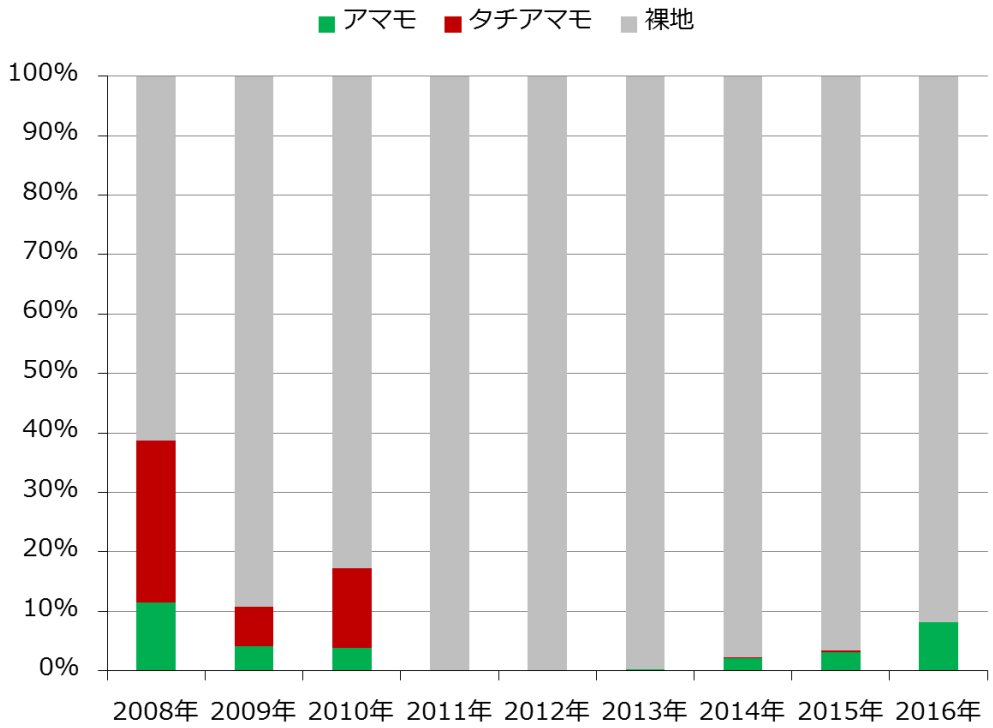


図 2-3-2-13. 根浜エリアに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

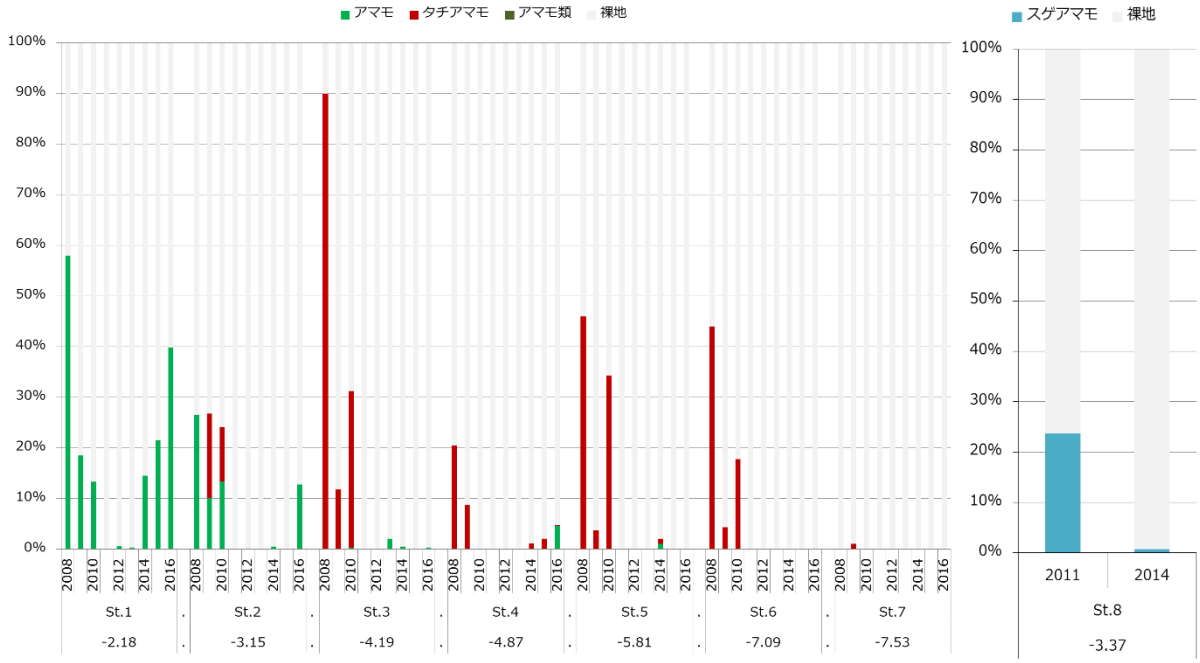


図 2-3-2-14. 根浜エリアの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。St.8 は、2011 年に室浜沖に新設し、その後 2014 年にも調査した。

根浜エリアにおいては、「釜石湾」の観測点で取得されたデータのうち、2008 年は 10～12 月、2011 年は 1～3 月、2013 年は 8～12 月の各平均値を用いて、年平均値を算出し、解析に使用した。

公共用水域調査については「ST-24」、「ST-23」の観測点の 2008 年以降の値を、吉里吉里と根浜のそれぞれについて用いた。MODIS データについては、「大槌沖合」において取得された 2008 年以降の値を用いた。

これらの取得した物理環境データに関して、トレンドの有無を確認した結果、データに欠損が多く、トレンドの有無について、十分な判断ができないものがほとんどであった。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度の平均値（以下「アマモ類の平均被度」という。）を調査年及び調査地点ごとに算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。なお、解析では、アマモ類の平均被度が得られた調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 8 年分と少ないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要である。この点に加え、震災に伴ってアマモ類の被度に大きな変化が生じていること、取得した物理環境データに関しては、海水温等をはじめとして震災後に多数の欠測が見られている（海水温では、吉里吉里で 2015 年まで、根浜で 2013 年まで）ことから、解析によって得られる結果に関して誤った解釈が生じる可能性もある。従って、ここではその傾向について言及しないこととした。

アマモ場（植生）の現状

吉里吉里エリアにおいては、2011 年 3 月 11 日に発生した津波による海底のかく乱により、アマモ場のほとんどが消失した。2016 年の調査では、2015 年に比べて水深の浅い場所でのアマモ類の被度の増加が確認され、アマモとオオアマモの回復傾向が認められた。一方で、水深の深い場所を中心としたタチアマモ群落の明瞭な回復は認められなかった。

根浜エリアにおいても津波による海底のかく乱により、アマモ場のほとんどが消失した。2016 年には、水深の浅い場所に位置する St.1 において、2015 年よりもアマモの被度の増加が確認された。また、St.1 より水深の深い St.2 においてもアマモのパッチが新たに確認され、アマモ群落の回復が水深の深い場所方向へも拡大し始めたと考えられた。これらのことから、水深の浅い場所においてアマモの群落は回復過程にあると考えられる。一方、水深の深い場所を中心としたタチアマモ群落については明瞭な植生回復が認められない状況が継続していた。

今後、吉里吉里・根浜エリアにおいて、特にタチアマモ群落の回復がどのような環境で始まり、また震災前と同程度に回復するまでどの程度の時間を要するのかを継続的に調査していくことが必要である。

引用文献

Aioi K, Komatsu T, Morita K (1998) The world's longest seagrass, *Zostera caulescensfrom* northeastern Japan. Aquatic Botany, 61:87-93

Aioi K, Nakaoka M, Kouchi N, Omori Y (2000) A new record of *Zostera asiatica* Miki (Zosteraceae) in Funakoshi Bay, Iwate Prefecture. Otsuchi Marine Science, 25:23-26

執筆：仲岡雅裕、早川　淳、山北剛久

富津サイト

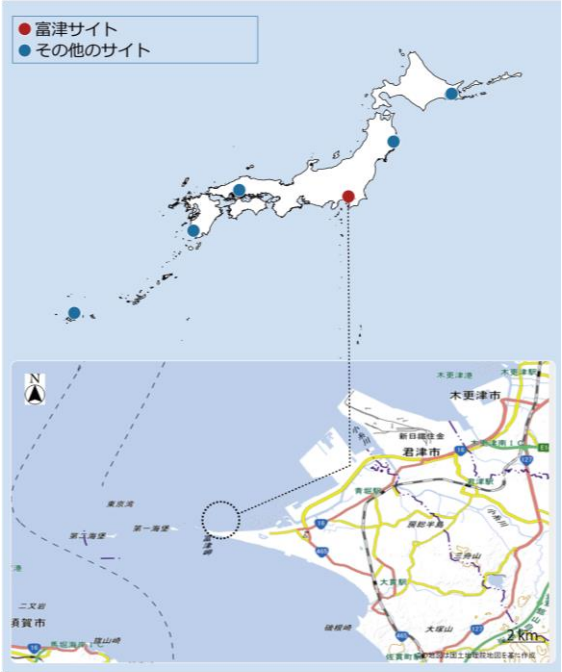


図 2-3-2-15. サイト位置図と景観（アマモ）
2015 年撮影：田中義幸

サイトの概要

富津サイトは、東京湾内湾の最南部にあたる富津岬の北側に位置し、南房総国定公園に含まれる（図 2-3-2-15）。また、本サイトは東京湾の干潟とともに環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」のひとつにも選定されている場所である（図 2-3-2-16）。

本サイトのアマモ場では、アマモ類が水深 -4m 以浅に分布しており、アマモ（口絵 6）が優占するとともに、コアマモやタチアマモ（口絵 6）が生育している。また、後背地は砂浜・森林である。海底は岸側から沖側に向かって深くなるが、潮間帯では複数の砂洲が存在するため、水深は複雑に変化する。底質は砂及び泥砂である。

本サイトは、東京湾に残存する最大のアマモ場である。その水平距離（砂洲に沿った東西方向の距離）は 3km、垂直距離（岸側から沖側の分布下限までの距離）は 1km 以上に達する。第 4 回自然環境保全基礎調査による調査結果では、1.03km^2 のアマモ場が分布していた（環境庁自然保護局 1994）。一方、航空写真を利用したリモートセンシング解析による 1960 年代から現在までのアマモ場面積の長期変動の分析結果では、アマモ場全体の面積は最大 1.28 km^2（1987 年）から最小 0.39km^2（2001 年）まで著しく変動している（Yamakita et al. 2011）。東京湾のアマモ類の遺伝的解析の結果では、富津のアマモ場は東京湾に分布するほかの小規模なアマモ場へのアマモ類の供給源となっている可能性が指摘されており（仲岡ほか 2007）、東京湾全体の沿岸生態系の保全を考える上で最も重要なアマモ場であると考えられる。

植生等の経年変化

アマモ類の被度の変化を図 2-3-2-17 及び図 2-3-2-18 に示す。

2008 年には、潮間帯における複雑な地形を反映して、潮間帯ではアマモとコアマモが共存していた。特に潮間帯の干出しやすい場所にはコアマモが、干出しないタイドプールにはアマモが分布する場合が多かった。また、潮間帯下部から潮下帯の水深 -2m にかけてはアマモが連続的に分布するが、それ以深ではパッチ状に分布した。タチアマモは主に水深 -2m 以深にパッチ状に分布した。

2009 年には地形やアマモ類各種の分布傾向に大きな変化は見られなかったが、アマモの分布上限が最も岸側の St.1 に移動していた。

2010 年には、各種とも分布周縁域の生物量が低下する傾向があり、アマモ・タチアマモの分布上限は沖側に移動した。これに伴い複数の種が同時に確認される調査地点が、前年（2009 年）5 地点から 3 地点に減少した。

図 2-3-2-16. 景観（左が 2008 年、右が 2016 年）

撮影：田中義幸

なお、2017 年も含め、2008 年の調査開始以降で、タチアマモの被度は 2010 年が最大となった。

2011 年には、最も沖側に分布するタチアマモが大幅に減少し、岸に比較的近い調査地点に連続的に分布していたアマモの被度も低下した。タチアマモは前年（2010 年）には 3 つの調査地点の 19 方形枠で確認されたが、2011 年には 2 つの調査地点の 6 方形枠で見られるにとどまった。前年は、海面までタチアマモの繁殖株が到達している様子を見ることができたが、2011 年はそのような様子がほとんど観察できなかった。

2012 年には、岸側の調査地点においてアマモの被度の増加が認められたものの、連続的に分布するまでには回復していなかった。タチアマモは 2 つの調査地点の 12 方形枠で見られ、被度も上昇した。

2013 年に、岸側の複数の調査地点で、アマモとコアマモの分布が入れ替わる傾向が認められた。また、タチアマモは、3 つの調査地点の 12 方形枠で見られ、タチアマモが確認された方形枠の総数は前年（2012 年）と変わらなかった。しかしながら、比較的水深が浅い調査地点ではこれまで見られなかったタチアマモが出現するようになり、前年に比べて分布が広がった。

2014 年には、分布の上限付近（St.1、2）並びに分布の下限付近（St.11、12）において、アマモ類の被度が減少する傾向が認められた。一方、分布の中心域（St.5～9）では被度が増加した。 また、これまでで最も岸側の調査地点（St.7）においてタチアマモが見られたが、タチアマモが確認された方形枠の総数は 2011 年と並んで 6 方形枠と、最も少なかった。

2015 年には、St.2 においてアマモ類の被度が大幅に減少した。一方、分布の中心域（St.5～7）では、被度が増加した。また、前年（2014 年）同様、これまでに最も岸側の調査地点（St.7）においてタチアマモが見られた。タチアマモの分布は、3 つの調査地点の 11 方形枠で見られ、平年並みに回復しつつあった。

2016 年には、平年と比較して岸側の調査地点（St.1～3）において、アマモ類の被度が顕著に減少した。特に、2010 年には 20 枠全ての方形枠においてアマモが見られた St.2 では、近年アマモの減少傾向が認められており、2016 年はアマモだけでなくコアマモも含めたアマモ類が全く分布しなかった。一方、分布の中心域（St.7、8）では、アマモ類の被度が増加した。最も沖側の調査地点では、タチアマモだけでなくアマモの分布も確認された。タチアマモの分布上限は、前年（2015 年）同様に St.7 であった。本サイトにおいて、ときおり大規模な減衰が見られるタチアマモは 4 つの調査地点で見られたが、本種が確認された方形枠の総数は 7 枠にとどまり、前年（2015 年）より減少した。なお、2017 年にも、St.2 ではアマモ、コアマモともに分布が認められなかった。アマモ類の分布下限は St.12 で、タチアマモのみが確認された。St.3 の周辺では、紅藻オゴノリが繁茂している様子が確認された。

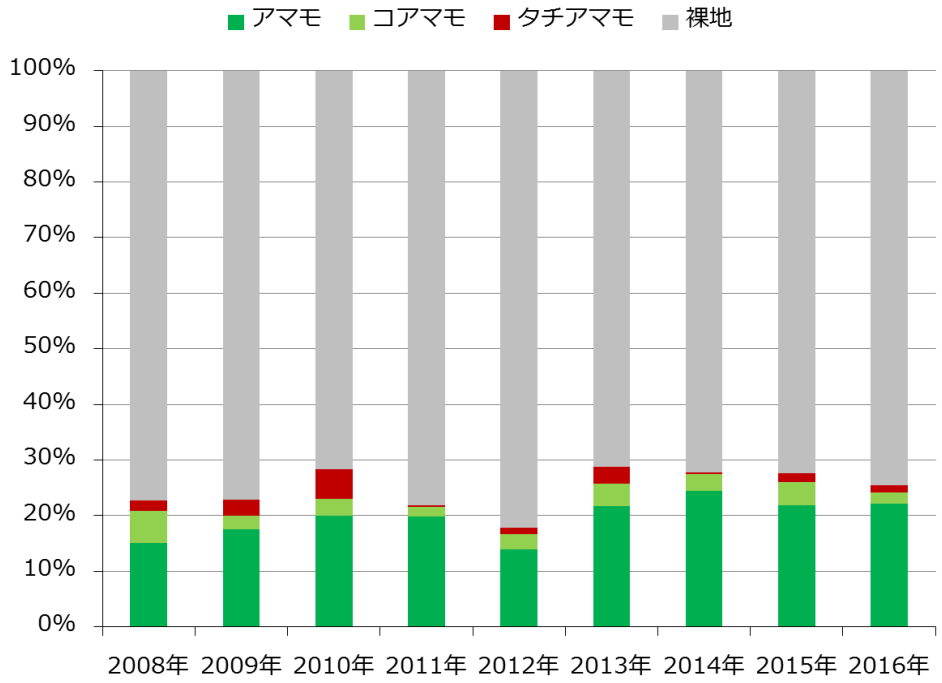


図 2-3-2-17. 富津サイトに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

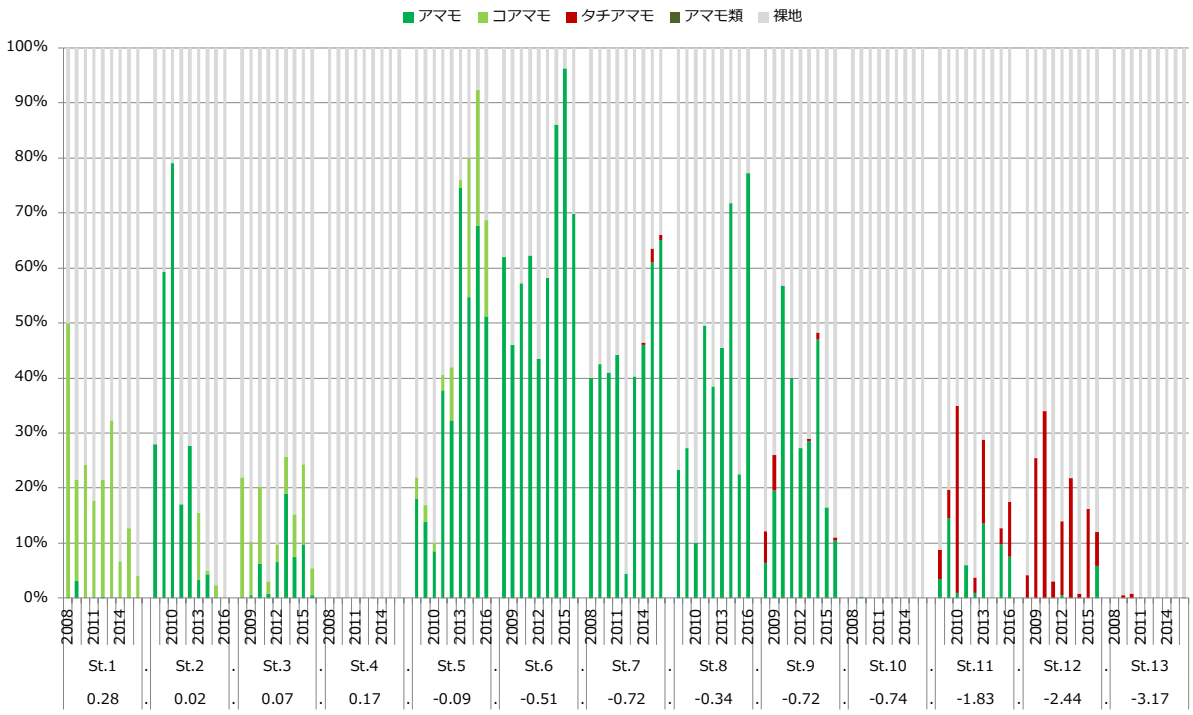


図 2-3-2-18. 富津サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

物理環境要素の変化

本サイトのアマモ場に影響を与えうる物理環境要素の状況を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データをとりまとめ、その時間経過に伴う一方向的な変化傾向（以下「トレンド」という。）の有無を解析した。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下の通りである。

＜気象庁＞
・アメダスの月ごとの降水量及び日照時間
・実測潮位
＜水産研究・教育機構＞
・リアルタイム海洋情報収集解析システムの月別の海水温
＜環境省＞
・公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の月ごとの全窒素及び全リン量、溶存酸素量（DO）
＜NOAA：National Oceanic and Atmospheric Administration＞
・Ocean Color MODIS の月ごとの SST：Sea Surface Temperature（表層の海水温）及びクロロフィル a 量

物理環境データの取得位置は、本サイトから最も近い観測点の値もしくは本サイトに近い複数の観測点の値の平均値をデータベースより抽出した。なお、MODIS データに関しては、衛星画像から算出された値となっている。

特に本サイトにおいては、降水量及び日照時間について「木更津」と「館山」の観測点の各平均値を平均した値を解析に用いた。潮位については「東京」の観測点の値を用いた。海水温については「長井」の観測点の値を 2009 年から用いた。なお、2008 年以前は「富津」の観測点の値があったが、「長井」の値と比較したところ平均値以外に差が見られたため、使用できないと判断し、欠損とした。公共用水域調査については、「東京湾 18」の観測点の値を用いた。MODIS データについては、「富津周辺」において取得された 2008 年以降の値を用いた。

これらの取得した物理環境データに関して、トレンドの有無を確認した結果、年平均潮位（$t = -2.93$、$p = 0.02$）と全窒素量（$t = -2.97$、$p = 0.02$）に負のトレンド（＝時間経過に伴い、値が減少する傾向）が見られた。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度について平均値（以下「アマモ類の平均被度」という。）を調査年及び調査地点ごとに算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。なお、解析では、アマモ類の平均被度が得られた調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 8 年分と少ないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

アマモ類及び種ごとの平均被度について、サイト全体で有意なトレンドは見られなかったが、調査地点ごとでは、St.2 と St.13 において減少傾向が見られた（St.2：$r = -0.86$、$t = -4.10$、$p = 0.01$；St.13：$r = -0.71$、$t = -2.46$、$p = 0.05$）。また、St.5 と St.6 において増加傾向が見られた（St.5：$r = 0.89$、$t = 4.74$、$p < 0.01$；St.6：$r = 0.71$、$t = 2.45$、$p = 0.05$）。

物理環境要素との関係については、アマモ類の平均被度に対して有意な相関を示す物理環境要素はなかった。一方でタチアマモの平均被度に対しては、日照時間及び DO が負の相関を示し（日照時間：$r = -0.75$、$p = 0.03$；DO：$r = -0.71$、$p = 0.05$）、全リン量が正にやや高い r の値（$r = 0.67$、$p = 0.07$）を示した。また、アマモの平均被度に対して、全窒素量と潮位は減少（全窒素量：$r = -0.54$、$p = 0.17$；潮位：$r = -0.43$、$p = 0.28$）、降水量は増加する傾向が見られた（$r = 0.43$、$p = 0.29$）。

アマモ場（植生）の現状

本サイトでは、2011 年と 2014 年の調査においてタチアマモの大規模な減衰が確認された。2011 年の沖側の調査地点におけるタチアマモの大幅な減衰については、2010 年夏季に東京湾の広い範囲で見られた高海水温の影響を受けたものと考えられる（梶山ほか 2018）。

また、岸に近い St.2 においては、2010 年にはアマモだけが 20 枠で見られたことに対し、2015 年にはアマモは全く分布せず、コアマモだけが 5 枠で認められるようになり、2016 年にはアマモ、コアマモともに見られなくなった。この原因として、本サイトでは砂洲がダイナミックに移動する事が報告されており（山北ほか 2005）、それに伴う水深や干出時間の変化が関係している可能性がある。例えば、コアマモは、干潮時にほぼ干出してしまっても、草体が比較的小さいために、葉鞘下部にある生長点が受けるダメージを小さく押さえることができる。それに対して、アマモは干出によるダメージが大きい。本サイトの岸側の調査地点では砂洲の移動により水深が変化しやすい。つまり、干潮時に干出する水深になるとアマモが分布できなくなり、さらに干出時間が長くなったり、砂洲の移動により埋没したりするとコアマモも分布できなくなるという現象が捉えられていると考えることができる。

引用文献

梶山 誠, 濱岡 秀樹, 濱岡 明子 (2018) 富津干潟周辺海域におけるアマモ類の分布. 千葉県水産研究総合センター研究報告, 印刷中

環境庁自然保護局 (1994) 第4回自然環境保全基礎調査海域生物環境調査報告書 (干潟、藻場、サンゴ礁調査). 環境庁自然保護局, 東京

仲岡 雅裕, 渡辺 健太郎, 恵良 拓哉, 石井 光廣 (2007) 内海性浅海域の生物多様性・生態系機能関係の評価の試み: 東京湾のアマモ場を実例に. 日本ベントス学会誌, 62:82-87

山北 剛久, 仲岡 雅裕, 近藤 昭彦, 石井 光廣, 庄司 泰雅 (2005) 東京湾富津干潟における海草藻場の長期空間動態. 保全生態学研究, 10:129-138

Yamakita T, Watanabe K, Nakaoka M (2011) Asynchronous local dynamics contributes to stability of a seagrass bed in Tokyo Bay. Ecography, 34:519-528

執筆：田中義幸、山北剛久

安芸灘生野島サイト

図 2-3-2-19. サイト位置図と景観（アマモ）
2015 年撮影：堀　正和

サイトの概要

安芸灘生野島サイトは、瀬戸内海国立公園に含まれ、安芸灘北部に点在する島嶼群の中央部の生野島の沿岸に位置する（図 2-3-2-19）。また、本サイトがある生野島は、生物多様性の観点から重要度の高い湿地のひとつにも選定されている場所である（図 2-3-2-20）。

本サイトのアマモ場では、アマモ類は水深 -1～ -7m に分布し、後背地は砂浜・岩礁・森林である。アマモ（口絵 6）が優占し、コアマモ（口絵 6）、ウミヒルモ（口絵 6）が生育する。海底は岸側から沖側に向かってなだらかな斜面が約 300m 続き、その後、水深 -1.5～ -20m 付近まで急激に落ち込む。底質は泥である。

第 4 回自然環境保全基礎調査によれば、本サイトが位置する島嶼群（生野島から周辺 10 km 内）に総計 800 ha 近いアマモ場があり、安定的かつ長期的にアマモ場が持続されることが期待できる（環境庁自然保護局 1994）。また、本サイトが含まれるアマモ場群は瀬戸内海で最大の規模を有する。瀬戸内海のアマモ場の分布上限から下限まで全ての水深におけるアマモの形態変異を観察でき、環境変化に伴う垂直方向の分布変化を捉えるにも適した海域である。本サイトにおけるアマモの分布情報は 1960 年から存在し（瀬戸内海区水産研究所 1966）、60～70 年代にかけて周辺で大規模な分布面積の減少が報告されている（南西海区水産研究所 1974）。90 年代からは回復傾向にあり、近年は安定している（環境庁自然保護局 1994）。瀬戸内海では多くの場所でアマモ草体の小型化が報告されているが、本サイトは常時大型の草体が繁茂しているため、瀬戸内海西部の本来のアマモ場の特徴を知るために貴重な場所である。最近では、アマモ場の小型無脊椎動物の機能に関する研究（Duffy et al. 2015；Reynolds et al. 2018）、アマモ場の分布推定法に関する研究（Sonoki et al. 2016）等、さまざまなアマモに関する研究が実施されている。特に、アマモ場の底泥中に貯留される有機炭素量の評価等、ブルーカーボンの研究が盛んである（Miyajima et al. 2015、2017）。

なお、本サイト近隣では、アマモを利用した文化として、乾燥アマモを材料とした伝統的な石風呂があり、2015 年まで営業していた。

図 2-3-2-20. 景観（左が 2008 年、右が 2016 年）

撮影：堀　正和

植生等の経年変化

アマモ類の被度変化を図 2-3-2-21 及び図 2-3-2-22 に示す。

2008 年の時点で、アマモが優占種としてアマモ場を形成していた。岸側の最上部にコアマモが帯状に分布し、沖側の水深 -2.0～ -3.0m のアマモ場内にウミヒルモが点在した。また、コアマモは水深 +1.2～ +0.7m の範囲、アマモは水深 +1.2～ -6.5m の範囲に分布した。アマモは水深 -0.9～ -3.0m の範囲で連続な群落を形成し、それより水深が浅い場所と深い場所では局所的にパッチ状に分布した。海底地形が水深 -1.5m から急激に深くなるため、そのかけ上がりの途中、水深 -6.5m 付近がアマモの分布下限であった。

2009 年には、コアマモの分布上限が岸側に伸張し、分布帯の拡大が確認された。アマモでは分布帯全体として大きな変化は確認されなかったが、分布下限水深に若干の変化が見られ、0.5m ほど水深が深い場所に移動していた。ウミヒルモの分布帯には変化は見られなかった。

2010 年には、コアマモの分布上限が沖側に後退し、コアマモ分布帯の縮小が確認された。アマモでは分布帯全体として大きな変化は確認されなかったが、分布下部では実生株（種子から発芽して間もない株）が若干増加していた。ウミヒルモに関しては、水深 -0.5m 付近で新たなパッチを確認した。

2011 年には、前年（2010 年）より後退していたコアマモの分布帯がさらに縮小して沖側に後退していた。ただし、コアマモは分布の拡大・縮小の動態が大きい種であるため、懸念する必要はないと思われる。また、ウミヒルモにおいても例年より大幅な減少が確認され、2010 年に確認された水深 -0.5m 付近のパッチは消失していた。その一方、アマモの生育は非常に良好で、アマモの分布中心付近では被度・現存量・草丈が大幅に増加していることが確認された。さらに分布の縁辺部では分布下限が大幅に伸長し、水深 -10 m を超えてアマモの生育が確認された。

2012 年の調査では、2010 年から後退していたコアマモの分布帯がさらに縮小傾向にあった。また、ウミヒルモにおいても 2011 年よりさらに分布と被度が減少しており、沖側のウミヒルモ分布下限付近のパッチはその多くが消失していた。その一方、アマモの生育は 2012 年も良好であった。2011 年秋にアイゴによる植食がサイト湾口部で多数発生していたが、その後の回復により株数の大幅な増加が認められた。また、例年の調査で大規模な裸地であった調査地点にも栄養株の伸張が確認された。

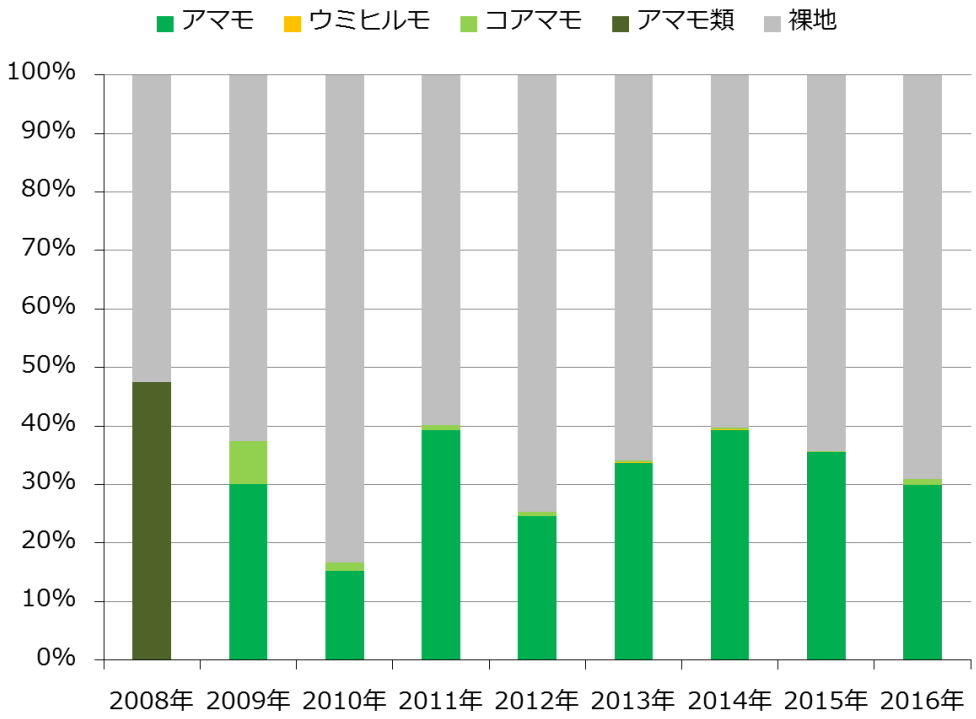


図 2-3-2-21. 安芸灘生野島サイトに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

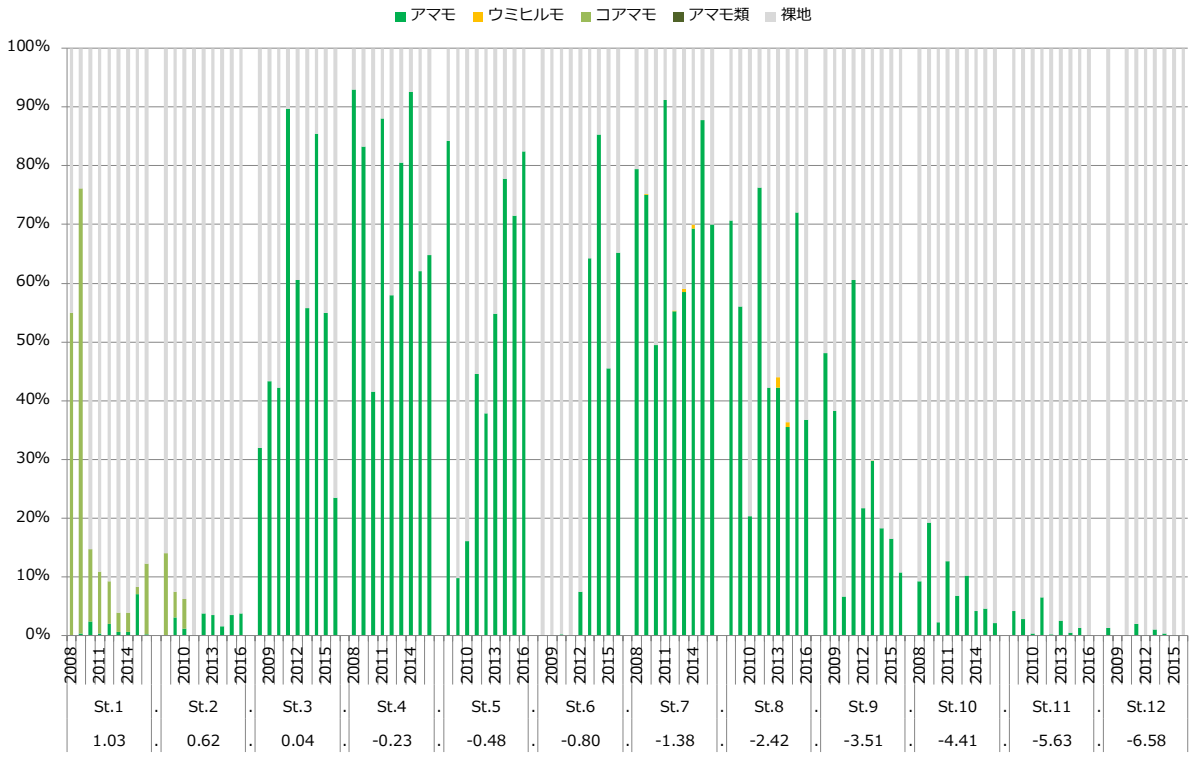


図 2-3-2-22. 安芸灘生野島サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

2013 年には、2010 年より減少し続けていたコアマモの分布帯がさらに縮小傾向にあった。ただし、前述のとおり、コアマモは分布の拡大・縮小の動態が大きい種であるため、懸念する必要はないと思われる。ウミヒルモについては減少傾向にあった 2012 年からうってかわり、分布範囲と被度を拡大させていた。アマモの生育は 2012 年に引き続き良好であり、2011 年まで大規模な裸地であった調査地点では裸地が完全に消失し、全ての範囲にアマモが生育するようになった。サイト湾口部のアイゴによる植食地は 2012 年に続き回復傾向にあった。その一方、生野島の別の海岸では 2011 年から連続してアイゴによる植食が発生し、アマモの植生が全て消失した。なお、2013 年は、サイト近隣で営業している伝統的石風呂で利用する乾燥アマモの材料として、本サイトが位置する生野島月の浦海域の一部から大量のアマモが採取され、採取された場所は完全な裸地となった。

2014 年の調査においても、コアマモの分布の縮小が確認された。その一方、アマモの成長は例年どおり良好であり、調査時の観察ではアマモの分布上限が若干ながら岸側へ伸張していた。調査ライン中心付近に存在していた裸地は完全にアマモに覆われ、かつての裸地との境界は識別不可能になった。生野島の別の海岸のアイゴによる植食地は 2014 年も確認され、夏季の高海水温との複合効果によってアマモ植生が縮小しつつある海域も増えた。

2015 年には、海水温が例年より低く、アマモの生育に好適であったためか、アマモ場の分布中心帯付近では花株の割合は少なめであり、栄養株の生育は良好であった。その一方、コアマモ、ウミヒルモの分布は減少傾向にあった。また、毎年少しずつ水深が深い場所へ移動していた分布下限の移動が 2015 年は確認できなかった。水深 -10m 程度であり、現在の透明度で到達できる限界水深に達したかもしれない。なお、2015 年で石風呂が営業を終了することとなったため、今後の採草は行われない予定である。モニタリング調査には好都合であるが、アマモを利用した文化がまた一つ消えることになり、文化サービスの減少として残念である。

2016 年は、調査時期が例年より数週間遅かったため花枝の倒壊が始まっており、アマモの生育は順調であったが被度は若干少なめであった。例年見られていたウミヒルモが確認されず、それに代わり海藻のフサイワヅタがアマモ場内の底質を覆いつくした。また、分布下限付近では、同じく海藻のタカツキヅタの分布が初めて確認された。分布上限付近のコアマモ帯の調査地点付近は掘られたような地形変化が確認され、コアマモの分布中心は調査地点外に移動した。

なお、2017 年は、例年と比較して分布域の縮小が確認され、特に水深が浅い調査地点（St.1～4）において植生の消失が顕著であった。調査ライン上ではアマモのみが出現し、コアマモ及びウミヒルモの分布は確認されなかった。また、水深が深い調査地点（St.8～9）においてもアマモ植生に関して、若干の衰退が確認されたが、分布下限は水深 -9.4m と例年並みであった。この海域のアマモ場の分布衰退は透明度の低下と海水温上昇が主要な要因として考えられているが、分布下限が変化していないことから、海水温が影響した可能性が高い。

物理環境要素の変化

本サイトのアマモ場に影響を与えうる物理環境要素の状況を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データをとりまとめ、その時間経過に伴う一方向的な変化傾向（以下「トレンド」という。）の有無を解析した。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下の通りである。

＜気象庁＞
・アメダスの月ごとの降水量及び日照時間
・実測潮位
＜広島市水産振興センター＞
・月別の海水温
＜環境省＞
・公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の月ごとの全窒素及び全リン量、溶存酸素量（DO）
＜NOAA：National Oceanic and Atmospheric Administration＞
・Ocean Color MODIS の月ごとの SST：Sea Surface Temperature（表層の海水温）及びクロロフィル a 量

物理環境データの取得位置は、本サイトから最も近い観測点の値もしくは本サイトに近い複数の観測点の値の平均値をデータベースより抽出した。なお、MODIS データに関しては、衛星画像から算出された値となっている。

特に本サイトにおいては、降水量及び日照時間について「竹原」の観測点における 2008 月 3 月 26 日以降の値を用いた。それ以前のデータは欠損となっていた。潮位については「松山」の観測点の値を用いた。海水温については「広島湾」の観測点の値を用いた。公共用水域調査については「燧灘北西部 8」の観測点の値を 2008 年以降について利用した。MODIS データについては、「生野島近郊」において取得された 2008 年以降の値を用いたがサンプル数がかなり少なかった。

これらの取得した物理環境データに関して、トレンドの有無を確認した結果、降水量の年最大値が負（r = -0.67、t = -2.37、p = 0.05）、海域の全窒素量及び DO が正（全窒素量：r = 0.97、t = 4.63、p < 0.01；DO：r = 0.82、t = 3.78、p = 0.01）のトレンドを示した。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度の平均値（以下「アマモ類の平均被度」という。）を調査年及び調査地点ごとに算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。なお、解析では、アマモ類の平均被度が得られた調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 8 年分と少ないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

アマモ類及び種ごとの平均被度について、サイト全体で有意なトレンドは見られなかったが、調査地点ごとでは St.5 と St.6 で増加傾向が見られた（St.5：r = 0.96、t = 8.50、p < 0.01、St.6：r = 0.82、t = 3.49、p = 0.01）。

物理環境要素との関係については、コアマモの平均被度に対して、降水量の年最大値が正の相関（r = 0.80、p = 0.02）、DO が負の相関（r = -0.77、p = 0.03）を示した。また、海水温及び潮位の年平均値は、高い r の値を示した（コアマモと海水温の年平均値：r = 0.60、p = 0.11；コアマモと潮位の年平均値：r = -0.62、p = 0.10）。

前述以外に高い r の値が得られたものは、アマモ類の平均被度と海水温の年最大値（r = 0.69、p = 0.06）及び SST（＝衛星画像から算出された表層の海水温）の年最大値（r = 0.64、p = 0.09）であった。また、アマモとウミヒルモの平均被度に対しては、海水温の年最大値及び SST の年最大値が高い r の値であった（アマモと海水温の年最大値：r = 0.61、p = 0.11；ウミヒルモと海水温の年最大値：r = 0.62、p = 0.10；アマモと SST の年最大値：r = 0.62、p = 0.10；ウミヒルモと SST の年最大値：r = 0.63、p = 0.10）。加えて、アマモについては DO についてもやや高い r の値を示した（r = 0.62、p = 0.10）。

アマモ場（植生）の現状

瀬戸内海では多くの場所でアマモ草体の小型化が報告されているが、本サイトは常時大型の草体が繁茂していることに加え、堆積物の放射性同位体の分析結果から、本サイトのアマモ植生は少なくとも 5000 年以上継続して分布していることが判明しており、瀬戸内海西部の本来のアマモ場の特徴を知るために貴重な場所である。

2012 年前後から数年、春～初夏の海水温が低めに推移し、アマモの生育がよい傾向にあった。しかしながら、2016 年以降は分布の減少が顕在化しつつあり、今後の動向に注意を要する。

2010 年よりコアマモの分布帯が減少し続け縮小傾向にある。またウミヒルモも 2013 年に増加が見られるものの全体では減少傾向であり、2016 年以降は確認されていない。

また、生野島の別の海岸のアイゴによる植食地は 2011 年から連続して見られている。本サイトでもアイゴの動向には今後注意する必要がある。

引用文献

Duffy JE, Reynolds PL, Boström C, Coyer JA, Cusson M, Donadi S, Douglass JG, Eklöf JS, Engelen AH, Eriksson BK, Fredrikson S, Gamfeldt L, Gustafsson C, Hoarau G, Hori M, Hovel K, Iken K, Lefcheck JS, Moksnes P-O, Nakaoka M, O'Connor MI, Olsen JL, Richardson JP, Ruesink JL, Sotka EE, Thormar J, Whalen MA, Stachowicz JJ (2015) Biodiversity mediates top-down control in eelgrass ecosystems: a global comparative-experimental approach. Ecology Letters, 18: 696-705

環境庁自然保護局 (1994) 第 4 回自然環境保全基礎調査海域生物環境調査報告書 (干潟、藻場、サンゴ礁調査). 環境庁自然保護局, 東京

Miyajima T, Hori M, Hamaguchi M, Shimabukuro H, Adachi H, Yamano H, Nakaoka M (2015) Geographic variability in organic carbon stock and accumulation rate in sediments of East and Southeast Asian seagrass meadows. Global Biogeochemical Cycles, 29:397-415

Miyajima T, Hori M, Hamaguchi M, Shimabukuro H, Yoshida G (2017) Geophysical constraints for organic carbon sequestration capacity of *Zostera marina* seagrass meadows and surrounding habitats. Limnology and Oceanography, 62:954-972

南西海区水産研究所 (1974) 瀬戸内海の藻場−昭和 46 年の現状−. 水産庁南西海区水産研究所, 広島

Reynolds PL, Stachowicz JJ, Hovel K, Boström C, Boyer K, Cusson M, Eklöf JS, Engel FG, Engelen AH, Eriksson BK, Fodrie FJ, Griffin JN, Hereu CM, Hori M, Hanley TC, Ivanov M, Jorgensen P, Kruschel C, Lee KS, McGlathery K, Moksnes P-O, Nakaoka M, O'Connor MI, O'Connor NE, Orth RJ, Rossi F, Ruesink J, Sotka EE, Thormar J, Tomas F, Unsworth RKF, Whalen MA, Duffy JM (2018) Latitude, temperature and habitat complexity predict predation pressure in eelgrass across the Northern Hemisphere. Ecology, 99:29-35

瀬戸内海区水産研究所 (1966) 瀬戸内海域における藻場の現状. 瀬戸内海水産開発協議会

Sonoki S, Shao H, Morita Y, Minami K, Shoji J, Hori M, Miyashita K (2016) Using acoustics to determine eelgrass distribution and to assess the seasonal variation of ecosystem services. PLoS ONE, 11:e0150890

東北区水産研究所ほか (2007) 水産庁委託生物多様性に配慮したアマモ場造成技術開発調査事業：アマモ類の遺伝的多様性の解析調査：平成 18 年度報告書, 238. （独）水産総合研究センター東北区水産研究所.

執筆：堀　正和、山北剛久

指宿サイト

図 2-3-2-23. サイト位置図と景観（アマモ）
2015 年撮影：堀　正和

サイトの概要

指宿サイトは、鹿児島湾の湾口部西側に位置し、霧島錦江湾国立公園内に含まれる（図 2-3-2-23）。アマモ類は水深 -0.5～ -1.7 m を中心に分布し、後背地は岩礁・砂浜・森林である。本サイトにはアマモ（口絵 6）のみが分布する。海底は岸側から沖側に向かってなだらかな斜面が続き、底質は砂である。

海岸線は護岸等の人工物が少ない自然海岸である（図 2-3-2-24）。本サイトはアマモの分布南限とされており、特に台風や海水温等といった夏場の生育環境が厳しい。そのため、アマモの消長が激しく、アマモ場の位置が年によって大きく変化することがある（吉満ほか 2005）。また、ほかのアマモ場から遠隔した場所に位置しており（東北区水産研究所ほか 2007）、隣接する鹿児島湾側の生育地からは約 8km、東シナ海側の生育地からは約 60km の距離にある。アマモの世界的な分布南限は太平洋東岸のカリフォルニア半島先端に位置し（Green and Short 2003）、その周辺海域は寒流であるカリフォルニア海流の勢力下にある。本サイトはそれより数度ほど高緯度に位置するとは言え、暖流である黒潮の勢力下にあるため、アマモが生育可能な地域としては最も厳しい環境にあると言える。

植生等の経年変化

アマモ類の被度変化を図 2-3-2-25 及び図 2-3-2-26 に示す。

2009 年の調査開始時点で、アマモ単独の藻場であり、草体は全て一年生で地上部の長さは平均 2m 程度であった。分布帯の中心は水深 -0.5～ -1.7m 付近にあり、中心から岸側方向、あるいは沖側方向に向かうにつれて、どちらの場合も急激に被度が減少した。また、沖側の分布限界付近ではフレリトゲアメフラシの密度が高く、その多くがアマモに付着していた。なお、吉満ほか（2005）によると 1995 年までは本サイトでアマモの分布は確認されていない。

2010 年には、アマモ被度の高い場所が岸側の調査地点から沖側の調査地点に移動しており、群落が移動していることが確認された。また、草体の成長も遅く、地上部の長さは 1.2～1.5m 程度であった。また、沖側の分布限界付近で多く見られたフレリトゲアメフラシは 2010 年も同様に多く確認された。

2011 年には、アマモにとって好条件となる低海水温が続いており、分布域全域で好調な生育が確認された。分布面積は増加傾向にあり、生育可能な水深帯の上限から下限まで、ほぼ全域に広く分布していた。

図 2-3-2-24. 景観（左が 2009 年、右が 2016 年）

撮影：堀　正和

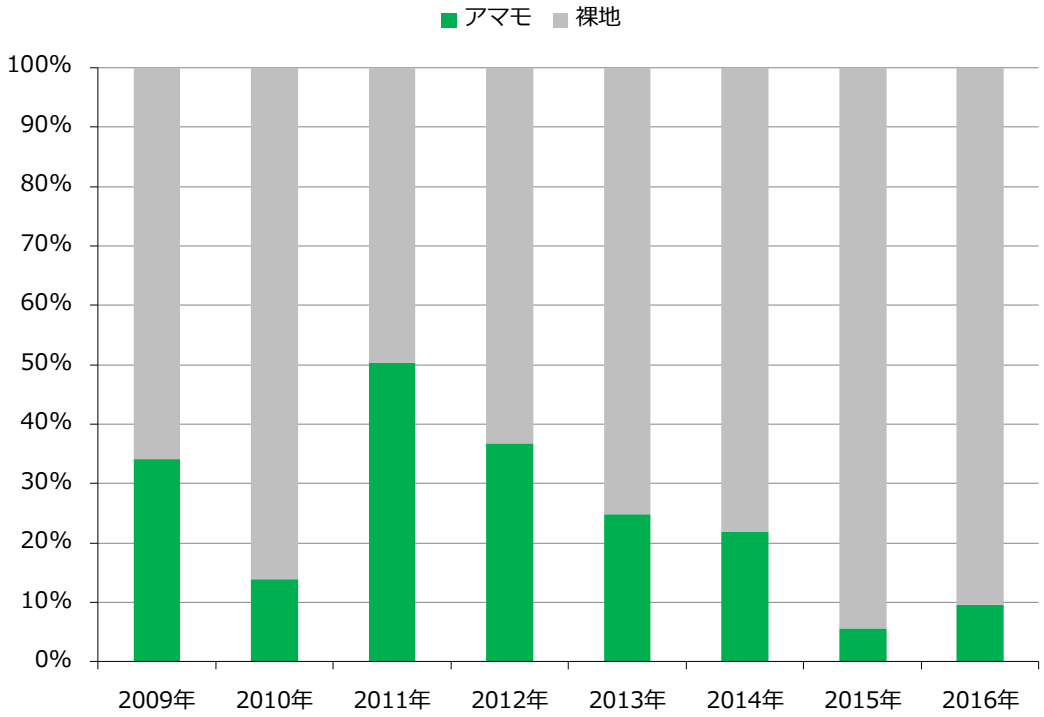


図 2-3-2-25. 指宿サイトにおけるアマモの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。

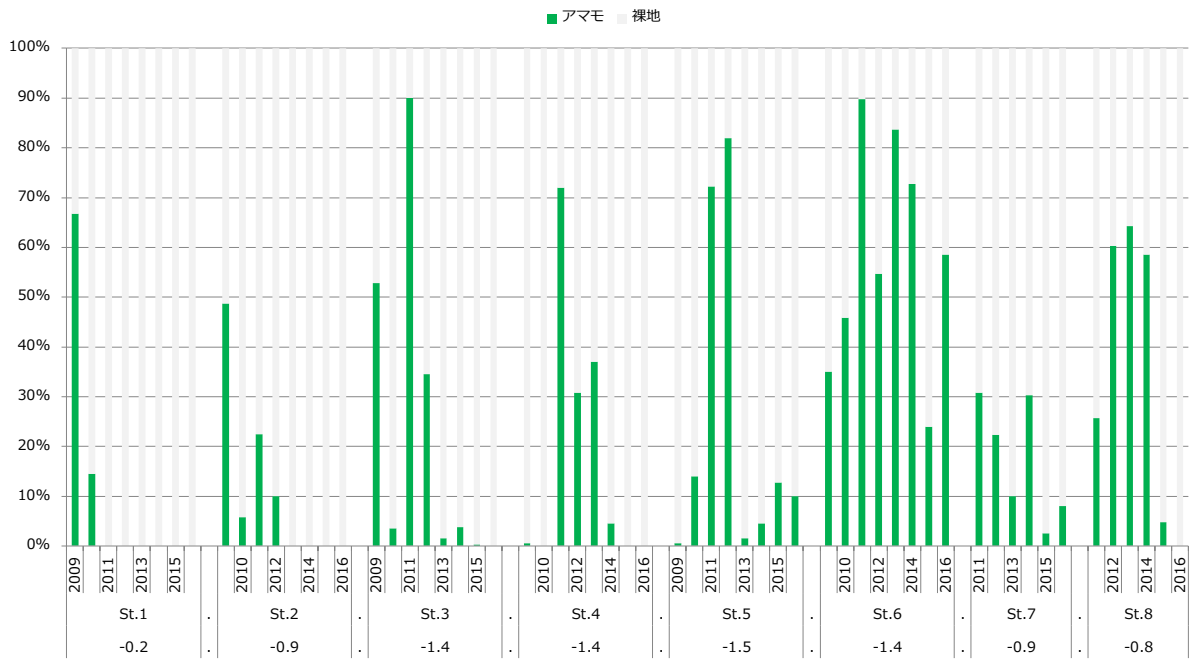


図 2-3-2-26. 指宿サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。

2012 年には、好調な生育が確認された。前年（2011 年）に引き続き、分布帯全域で順調な生育状況が確認された。分布面積は前年並みであり、生育可能な水深帯の上限から下限まで、ほぼ全域に広く分布していた。また、前年には地上部の草丈が分布中心付近で 2.2m 程度を示していたが、2012 年は平均 1.5m を示し、分布境界付近でも 0.5m 程度であった。ただし、アマモの草体は極めて良好な状態にあったことから、このずれは生育が不調であったわけではなく、海水温等の環境要因の年変動による生育時期のずれであると考えられる。アマモ場の動物相には大きな変化が確認された。2011 年までの優占種であったフレリトゲアメフラシの密度が激減して個体を確認することができなくなり、代わりにアメフラシの密度が激増して優占種が交代した。また、ジャノメガザミの小型個体が多く確認された。

2013 年には、前年（2012 年）と比較して分布面積は若干縮小気味であった。特に分布縁辺の調査地点（St1、St5）でその傾向が顕著であり、被度が大きく減少していた。その一方、分布範囲の内部に位置する調査地点（St.6、St.8）で被度が増加しており、株密度も前年より高かった。観察結果では、アマモ場の分布面積が縮小した反面、食傷した場所に生えていた株が分布範囲に凝縮したような群落構造を呈していた。ただし、個々の草体の成長は順調であったことから、アマモ場の衰退というよりも、おそらくアマモの種子散布のばらつき具合が原因であろうと予測される。アマモ場の動物相は前年に続き大きく変化した。2013 年はアメフラシがほとんど見られなかったばかりでなく、前年に多く見られたジャノメガザミの幼体も確認されなかった。その一方で、アマモ葉上に固着した付着生物は前年よりも多く、特にドロクダムシ類とウズマキゴカイ類が多く確認された。

2014 年には、アマモの草体は順調に生育しており、全体の分布面積は前年（2013 年）に比べて増加傾向にあった。特に前年はほぼ植生がなくなっていた沖側の調査地点（St.5）において、パッチ状の群落が断続的に続く様子が見られた。現地協力者によれば、前年秋から冬期にかけては大きな時化等が発生せず、例年ならばその波浪によってアマモが流出し

てしまうところであるが、2014 年はその流出イベントが少なかったことが一因として考えらえるとのことであった。この状態が数年続けば、一年生のアマモ場といえどもパッチ状の植生が連続し、分布面積の更なる拡大につながることが期待される。

2015 年には、観測を開始してから最もアマモ場の面積と密度が縮小していることが明らかとなった。調査協力者の話によると前年（2014 年）に多発した台風の直撃により実生が多く逸散したとのことであった。また草丈も小さく、例年の半分程度の長さであった。面積が小さくなったことに加えて密度も低くなったことにより、アマモ場そのものが有する波浪緩和効果が機能しなくなり、そのために個々の草体が波浪の影響を強く受けたことが原因と推測される。2016 年も台風が直撃すればアマモ場のさらなる縮小が生じ、最悪の場合はアマモ場が消失する可能性も考えられた。

2016 年には、前年（2015 年）に引き続き、アマモの生育状況は芳しくなく、パッチ状の分布を示しており、大きな群落を形成するには至らなかった。草丈も小さく（被度が 100%近い方形枠で 50cm 程度、10%程度の方形枠では 20cm 前後）、繁茂年（2011 年）の 1/4 から 1/10 の長さであり、樹冠構造は形成されなかった。面積が小さくなったことに加えて密度も低くなったことにより、前述したように波浪緩和効果が機能しなくなったことが原因と推測される。本サイトのアマモ場は回復途上にあり、完全に回復するためには、波浪等によるかく乱が少ない好適な生育環境が数年間続く必要があると推測される。

なお 2017 年も、植生は生育状況が悪かった前年（2016 年）以上に衰退しており、過去最低の分布状況となっていた。過去には 2m 以上の草丈を形成していたが 2017 年は 15～25cm 程度であり、また株当たりの結実数が著しく減少していた。結実していない株も多数見られ、アマモ場としての存続が危ぶまれる状況にあると考えられる。調査地点以外にも 1m 未満のパッチ状の植生が数個残っているだけであり、2018 年はアマモ場そのものが消失してしまう危険性がある。

物理環境要素の変化

本サイトのアマモ場に影響を与えうる物理環境要素の状況を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データをとりまとめ、その時間経過に伴う一方向的な変化傾向（以下「トレンド」という。）の有無を解析した。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下の通りである。

＜気象庁＞
- ・アメダスの月ごとの降水量及び日照時間
- ・実測潮位

＜日本海洋データセンター＞
- ・日別の海水温

＜環境省＞
- ・公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の月ごとの全窒素及び全リン量、溶存酸素量（DO）

＜ NOAA : National Oceanic and Atmospheric Administration＞
- ・Ocean Color MODIS の月ごとの SST : Sea Surface Temperature（表層の海水温）及びクロロフィル a 量

物理環境データの取得位置は、本サイトから最も近い観測点の値もしくは本サイトに近い複数の観測点の値の平均値をデータベースより抽出した。なお、MODIS データに関しては、衛星画像から算出された値となっている。

特に本サイトにおいては、降水量及び日照時間について「指宿」の観測点の値、潮位については「枕岬」の観測点の値を用いた。また、海水温については「鹿児島港本港区」の観測点の値を用い、公共用水域調査については「観測点ホ」の値を用いた。さらに、MODIS データについては、「指宿直近」において取得された 2008 年以降の値を用いた。

これらの取得した物理環境データに関して、トレンドの有無を確認した結果、月別の最低海水温の平均値は負（$r = -0.75$, $t = -3.03$、$p = 0.02$）のトレンドを示した。一方で、潮位（$r = 0.69$, $t = 2.49$、$p = 0.04$）及び海域の全窒素量（$r = 0.79$, $t = 2.80$、$p = 0.03$）が正のトレンドを示した。

アマモの平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモに関して、平均値（以下「アマモの平均被度」という。）を調査年及び調査地点ごとに算出し、その値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモの平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。なお、解析では、アマモの平均被度が得られた調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 7 年分と少ないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

アマモの平均被度についてサイト全体で有意なトレンドは見られなかったが、比較的高い負の r の値が得られた（r = -0.60、t = -1.83、p = 0.12）。また、調査地点ごとでは、St.2 において減少傾向が見られた（r = -0.76、t = -2.85、p = 0.03）。

物理環境要素との関係については、アマモの平均被度に対して、海水温の年平均値、年最大値、年最低値、SST（＝衛星画像から算出された表層の海水温）の年最大値がやや高い r の値を示した。特に、海水温の年最大値と正の相関を示した（海水温の年平均値：r = 0.65、p = 0.09；海水温の年最大値：r = 0.74、p = 0.04；海水温の年最低値：r = 0.66、p = 0.08；SST の年最大値：r = 0.60、p = 0.12）。

アマモ場（植生）の現状

本サイトのアマモは全て一年生であり、毎年結実し、草体が枯死したのち、分散した種子から発芽した新しい実生が群落を形成する。そのため、種子の散らばり具合や発芽率等により群落の密度や規模、位置が変化することが特徴である。

2009 年の調査開始時と変わらずアマモ単独の藻場であり、ウミヒルモ類等の亜熱帯性アマモ類の出現は確認されなかった。分布帯の中心もほとんど変化しておらず、水深基準で -0.5～ -1.7 m 付近にあり、中心から岸側方向、あるいは沖側方向に向かうにつれて、どちらの場合も急激に被度が減少した。ただし、本サイトは鹿児島湾の湾口に位置し、台風等による波浪の影響が強い海岸であるため、一年生アマモ場の中でも密度及び面積の変動が大きい傾向が確認されている。2015 年の調査は前年（2014 年）の台風の多発によりアマモ場が大幅に減少した年に当たったため、2010 年よりもアマモの株数と草丈は減少傾向となった。一年生の生活史を示すアマモ場であるにも関わらず、地下部の比率が増加しており、頻発する台風等による波浪の影響を強く受けていることが現れている。

2016 年以降のアマモ場の衰退は著しく、アマモ場の面積縮小→生育環境の自己形成（環境の静穏化）機能の低下→草丈の小型化→結実数（種子数）減少→実生株の減少→さらなる面積縮小、といった負のスパイラルループが顕在化し、台風等のかく乱がさらに拍車をかけることで過去最低の分布面積を更新している。

物理環境要素との関係については、アマモ被度と海水温に正の相関があることが示されたが、本サイトがアマモ場の分布南限であることを考えれば、高海水温ほど被度が増えるとは考えにくい。むしろ海水温そのものが影響するというより、例えば台風が当たらなかった年は海水が混ざらずに高水温になったなど、海水温がほかのアマモ場制限要因の指標になっていると考えられる。

引用文献

Green EP, Short FT (2003) World Atlas of Seagrasses. University of California Press, Berkeley, California

吉満 敏, 田中 敏博, 今吉 雄二, 上野 剛司 (2005) アマモ類分布実態・多様性解析調査. 鹿児島県水産技術開発センター平成16年度事業報告書. 鹿児島県水産技術開発センター, 鹿児島

執筆：堀　正和、山北剛久

石垣伊土名サイト

図 2-3-2-27. サイト位置図と景観（ウミショウブ）
2015 年撮影：堀　正和

サイトの概要

石垣伊土名サイトは、石垣島北部の吹通川河口地先に位置し、西表石垣国立公園に含まれる（図 2-3-2-27）。また、本サイトのある吹通川河口から沿岸域は環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」のひとつにも選定されている場所である（図 2-3-2-28）。

本サイトのアマモ場では、アマモ類は水深 -2m 以浅に分布し、後背地はマングローブ林である。本サイトでは、9 種のアマモ類（マツバウミジグサ、コアマモ（口絵 6）、ウミヒルモ、ベニアマモ、リュウキュウスガモ、リュウキュウアマモ、ボウバアマモ、ウミジグサ、ウミショウブ（口絵 6））が見られており、日本国内において、アマモ類の分布種数が最も多い場所のひとつである。海底は、沖側に向かって、なだらかに水深が深くなり（水深差はおよそ 2m）、底質は砂である。

調査地点の沖側には、石垣島東岸と比較すると発達の悪いサンゴ礁地形が形成され、起伏に富んだ地形となっている。Nozawa（1972）、当真（1999）、Kuo et al.（2006）等の記載によると、大型種ウミショウブの全球的な分布の北限は石垣島周辺海域であり、特に本サイトが最北限にあたる可能性が高く、生物地理学的にも重要なアマモ場である。

植生等の経年変化

アマモ類の被度変化を図 2-3-2-29 及び図 2-3-2-30 に示す。

2008 年の時点で、調査地点において、9 種のアマモ類（マツバウミジグサ、コアマモ、ウミヒルモ、ベニアマモ、リュウキュウスガモ、リュウキュウアマモ、ボウバアマモ、ウミジグサ、ウミショウブ）が見られた。日本国内において、アマモ類の分布種数が最も多い調査地点のひとつである。岸側の調査ライン基点からおよそ 150～300m の範囲に小型種（マツバウミジグサ、コアマモ）、250～400m の範囲に中型種（ベニアマモ、リュウキュウスガモ、リュウキュウアマモ）、350～450m の範囲に大型種（ウミショウブ）がそれぞれ優占し、岸に対して平行に帯状の分布が見られた。なお、ウミヒルモ（*Halophila* sp.）については、種の区分について議論の余地があり、形態による目視観察からの判断は困難である。

2009 年には、前年（2008 年）9 月もしくは 1998 年 9 月に実施されたアマモ類の分布調査と比較して、出現種数や主要種が水深帯ごとに帯状に分布する様子及び地形断面に顕著な変化は認められなかった。

図 2-3-2-28. 景観（左が 2008 年、右が 2016 年）

撮影：堀　正和

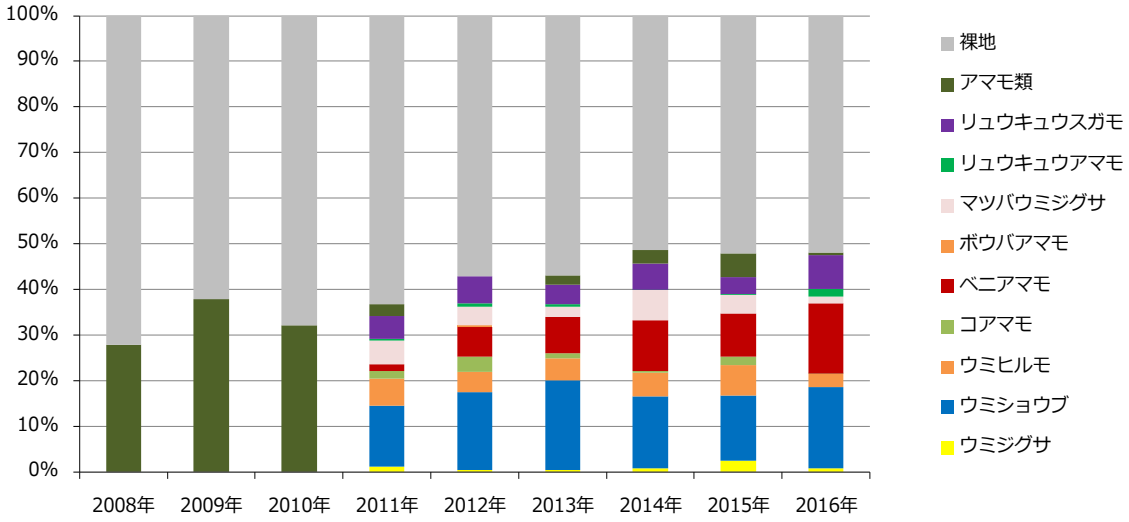


図 2-3-2-29. 石垣伊土名サイトに出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査年を示す。なお、2010 年以前は、各種の被度が算出できない場合があったため、アマモ類の平均被度として示す。

2010 年には、前年（2009 年）と比べてアマモ場全体の分布状況に大きな変化は見られなかった。しかし、岸側の調査地点でコアマモが減少している傾向、最も沖側の調査地点でウミジグサ属が増加している傾向及びウミショウブの分布下限付近の被度が減少している傾向が確認された。

2011 年には、調査地点でボウバアマモを除く 8 種類のアマモ類が確認された。各調査地点の被度に大きな変化は見られなかったが、岸側の調査地点に分布しているコアマモの葉が黒色化している様子が多く見られ、また小型種から中型種が優占する調査ライン中間（St.5、St.6）付近では付着珪藻に類似した葉上付着物が多数確認された。視認できた大型動物相では、ナマコ類の出現が減少したことに加え、モニタリングを開始してから初めて、沖側のウミショウブ群落内でオニヒトデが確認された。

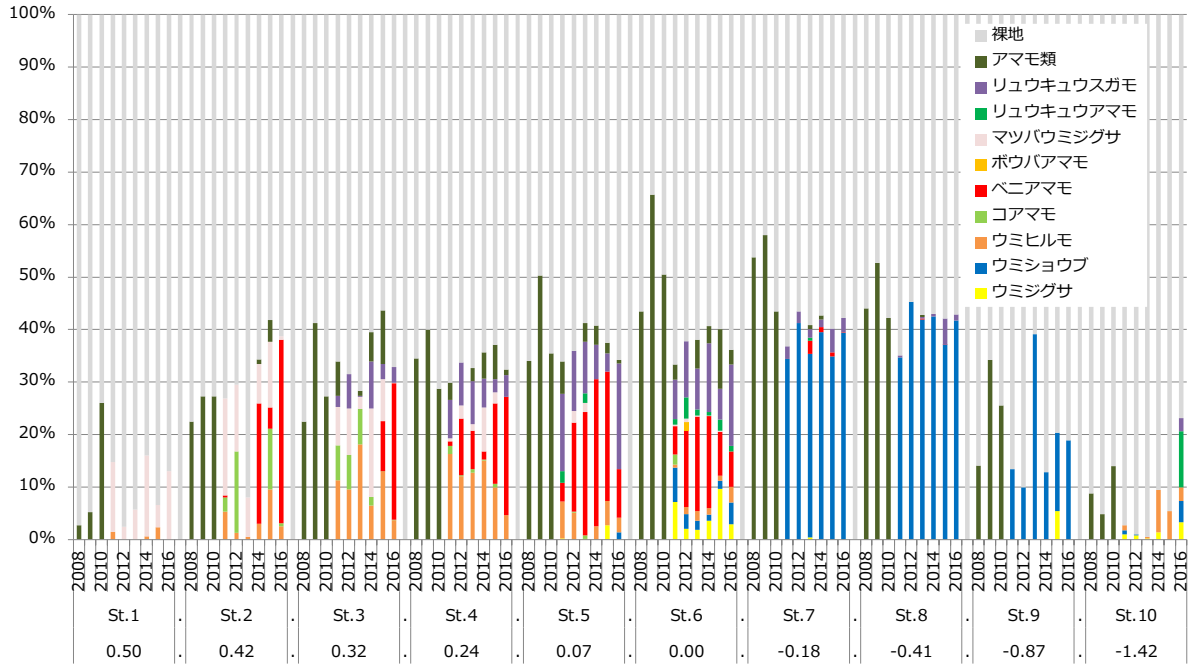


図 2-3-2-30. 石垣伊土名サイトの各調査地点（St.）に出現したアマモ類及び種ごとの平均被度の変動を示す。縦軸に平均被度、横軸に調査地点ごとの平均水深（m）と調査年を示す。なお、2010 年以前は、各種の被度が算出できない場合があったため、アマモ類の平均被度として示す。

2012 年は調査地点で全出現種 9 種類のアマモ類が確認された。大型台風の通過直後での調査となったため、岸側のいくつかの調査地点で堆砂が確認されたが、各調査地点の被度状況に大きな変化は見られなかった。加えて、前年（2011 年）と同様に岸側の調査地点に分布しているコアマモの葉が黒色化している様子が多く見られた。また、台風直後であったためか、視認できた大型動物相では、フエフキダイ属やギンガメアジ属等の大型魚類の幼魚群が多数視認され、その一方でナマコ類等の大型底生動物は著しく少ない傾向にあった。

2013 年はボウバアマモが調査地点で確認されず、8 種類の出現であった。例年同様に調査前に台風が通過し、岸側の調査地点で堆砂が確認された。堆砂上にはすでにアマモ類の植生が出現しており、加入・成長の早いウミヒルモ、ベニアマモ、コアマモ実生が優占する結果となった。また、調査ライン中間付近の調査地点（St.5、St.6）における中型種の混生アマモ場では被度状況に大きな変化は見られなかったが、優占種がリュウキュウスガモからベニアマモに若干シフトしており、リュウキュウアマモの分布も増加傾向であった。沖側の調査地点では安定したウミショウブ群落が形成されていたが、本モニタリングを開始した際にウミショウブの分布下限であった最も沖側の調査地点（St.10）において、ウミショウブは出現しておらず、分布の下限が若干岸側に後退している傾向を確認した。動物相では、フエフキダイ属やギンガメアジ属等の大型魚類の幼魚は多数視認されたが、その一方でナマコ類等の大型底生動物は前年（2012 年）に比べてさらに少ない傾向にあった。

2014 年も前年（2013 年）と同様にボウバアマモを除く 8 種類のアマモ類の生育が確認された。例年と異なる点としては、台風の到達回数が少なかったため、小型種のマツバウミジグサ、ウミヒルモ、コアマモ、さらに中型種のベニアマモ、リュウキュウアマモ、ウミジグサ、リュウキュウスガモが例年より高密度で分布する傾向が確認された。最も沖側の調査地点（St.10）において、2014 年もウミショウブは出現しておらず、分布の下限が若干岸側に後退したままであった。また、2014 年の特徴としてはウミショウブの葉に植食魚の食み跡らしき欠損が多く確認されたことが挙

げられる。動物相では、フエフキダイ属の大型個体やそのほか小型魚種が多く見られた一方で、ナマコ類や巻貝類等の大型底生動物は前年に引き続き確認できなかった。

2015 年は例年以上に台風の影響が強かったためか、水深の浅い調査地点では海底の砂の流動が大きかったようで、ウミジグサ等において、垂直地下茎が例年の数倍伸長している株が多数確認された。また、中型種が混生する調査地点にボウバアマモが出現し、本サイトに出現するアマモ類 9 種が全て確認された。その一方で、水深の深い調査地点ではウミショウブの生育が順調であり、最も水深の深い St.10 付近では、前年（2014 年）は確認されなかったウミショウブの株や小さな群落が確認された。

2016 年は調査日まで台風の直撃がなかったためか、底質のかく乱が少ないようであった。特に最も水深の深い St.10 において、例年見られないリュウキュウアマモを中心に分布下限の伸張が確認された。中型種が混生する植生帯（St.3～4）においても、種組成に若干の変化が見られ、リュウキュウスガモの被度が減少し、ベニアマモの被度が増加している印象を受けた。また、ウミショウブ植生内の小さなサンゴ群落では白化現象が確認された（環境省那覇自然環境事務所 2017）。前年（2015 年）の調査では中型種の混生する調査地点でボウバアマモが見られたが、2016 年は出現しなかった。従って、調査地点に出現したアマモ類は 8 種であった。

なお、2017 年は調査開始後はじめて吹通川河口の位置が変化し、干潮時に河川水が調査ラインを横切る流路に変わった（St.1～2）。そのため、岸側に近い調査地点では被度と種構成に大きな変化が見られた。また、全体的にアマモ類の被度は前年（2016 年）より減少傾向にあり、各調査地点の種組成が大きく変わるほどではなかったが、一部の調査地点でコアマモの出現が減り、一方でボウバアマモが調査地点に出現した。沖側の調査地点においてはウミショウブの分布下限の伸張が確認され、最も水深の深い調査地点での種数が若干増加していたが、被度はほかの調査地点同様に前年より減少していた。

物理環境要素の変化

本サイトのアマモ場に影響を与えうる物理環境要素の状況を把握するため、本サイト周辺において、外部機関で取得されている物理環境データをとりまとめ、その時間経過に伴う一方向的な変化傾向（以下「トレンド」という。）の有無を解析した。本項において取り扱った物理環境データとその取得先の情報は、以下の通りである。

＜気象庁＞
- ・アメダスの月ごとの降水量及び日照時間
- ・実測潮位

＜日本海洋データセンター＞
- ・月別の海水温

＜環境省＞
- ・公共用水域調査及び広域総合調査地点（海域）の月ごとの全窒素及び全リン量、溶存酸素量（DO）

＜NOAA：National Oceanic and Atmospheric Administration＞
- ・Ocean Color MODIS の月ごとの SST：Sea Surface Temperature（表層の海水温）及びクロロフィル a 量

物理環境データの取得位置は、本サイトから最も近い観測点の値もしくは本サイトに近い複数の観測点の値の平均値をデータベースより抽出した。なお、MODIS データに関しては、衛星画像から算出された値となっている。

特に本サイトにおいては、降水量は「川平」と「石垣島」の観測点の値の平均値、日照時間は「石垣島」の観測点の値を用いた。潮位については「石垣」の観測点の値を用いたが 2008 年 3 月 18 日～5 月 26 日に欠損が見られた。海水温については「美ら海水族館」の観測点の値を用いた。公共用水域調査については「小島南先端と双葉地先を結ぶ線上の中心点」で 2008 年以降について取得された値を用いた。なお、元データ「<0.05」を 0.05 に置換して処理した。MODIS データについては、「石垣島伊土名直近」において取得された値を 2008 年以降について用いたが、天候による影響で得られる値の時期に偏りがあった。

これらの取得した物理環境データの経年的なトレンドを検討した結果、SST（＝衛星画

像から算出された表層の海水温）の年最大値（r=0.73、t = 2.86、p = 0.02）が正のトレンドを示す傾向が見られた。

アマモ類の平均被度の経年変化と物理環境要素との関係

まず、本サイトに出現したアマモ類に関して、各種及び全出現種を合計した被度の平均値（以下「アマモ類の平均被度」という。）を調査年及び調査地点ごとに算出し、それらの値に増加や減少のトレンドが見られるかを相関解析した。次に、前項で挙げた物理環境データとアマモ類の平均被度に関連性があるかを調べるため、相関解析のみによる比較を行った。なお、解析では、アマモ類の平均被度が得られた調査の前年の物理環境データを使用し、相関の有無を調べた。

解析に用いたデータが時系列であることやサンプル数が 8 年分と少ないこと、解析は多重に比較していることや単純な相関のみを比較している点から、結果には Type I エラー等の疑似相関も多く、統計的な関係性を解釈するには注意が必要であるが、以下に傾向を述べる。

アマモ類の平均被度は増加傾向にあり（r = 0.93、t = -6.32、p < 0.01）、特にベニアマモの平均被度の増加傾向は顕著であった（r = 0.93、t = -5.17、p = 0.01）。調査地点ごとでは、St.2、St.6、St.8 において増加傾向が見られた（St.2：r = 0.76、t = 2.83、p = 0.03；St.6：r = 0.75、t = 2.81、p = 0.03；St.8：r = 0.74、t = 2.70、p = 0.04）。

物理環境要素との関係については、アマモ類の平均被度に対して、DO の値が負の相関を示し（r = -0.90、p = 0.02）、SST の年最大値がやや高い負の r の値を示した（r = -0.60、p = 0.12）。

アマモ場（植生）の現状

日本国内において、アマモ類の分布種数が最も多い調査地点のひとつである。また、Nozawa（1972）、当真（1999）、Kuo et al.（2006）等の記載によると、大型種ウミショウブの全球的な分布の北限は石垣島であり、特に本サイト、吹通川河口地先である可能性が高いとされている。

2013 年の調査までは台風によるかく乱があったにも関わらず植生が維持されている様子が見られていたが、2015 年には種組成や分布の変化が見られた。また、台風が少なかった 2014 年及び 2016 年には植生の増加や回復が見られた。今後も台風によるかく乱と回復可能性については注視する必要がある。また、動物相の変化が大きいため、注意を要する。

物理環境要素との相関では表層海水温と DO の値が選択されたが、台風等の海水かく乱が少なければ海水温は上昇するため、かく乱が少なくなっていることを示していると考えられる。現に種組成の変化では、かく乱頻度が高い場所で優占するマツバウミジグサ、ウミヒルモが減少傾向となり、ベニアマモの被度が増加傾向にある。また、本サイトは後背地にマングローブを有するため、DO が低いことは、アマモ類にとってマイナス要因となる後背地からの有機物の流入があることを示している可能性がある。

引用文献

環境省那覇自然環境事務所 (2017) 西表石垣国立公園石西礁湖のサンゴ白化現象の調査結果について（お知らせ）. 環境省報道発表資料（平成 29 年 1 月 10 日付）

Kuo J, Kanamoto Z, Iizumi H, Aioi K, Mukai H (2006) Seagrasses from the NanseiIslands, Southern Japanese Archipelago: species composition, distribution and biogeography. Marine Ecology, 27:290-298

Nozawa Y (1972) On the sea-grass from Ishigaki Island. 鹿児島純心女子短期大学研究紀要, 2:56-66

当真 武 (1999) 琉球列島の海草-I. 種類と分布. 沖縄生物学会誌, 37:75-92

執筆：堀　正和、山北剛久

3）アマモ類の現存量及び葉上・底生動物相の調査年間の比較

仲岡雅裕、田中義幸、堀　正和、向井　宏、山北剛久、早川　淳

アマモ類の現存量及び葉上・底生動物相の調査年間の比較

本調査では、5 年に一度、アマモ場の生物量等を把握する目的で、5 年毎調査を実施している。この 5 年毎調査では、各サイトの植生帯において、定量的な手法を用いたアマモ類の採集を行い、アマモ類の乾燥重量（以下「現存量」という。）や葉上・底生動物（表在性及び埋在性動物を含む）の種類や個体数に関するデータを取得している。現存量からはアマモ場を構成するアマモ類の生育状態等、葉上・底生動物の種類や個体数からはアマモ場を利用する小型動物の種多様性の状況等を知ることができる。また、アマモ場におけるアマモ類の分布に影響を与える底土についても、粒度組成に関するデータを取得している。

ここでは、これらの 5 年毎調査で得られたデータを基に、2010 年と 2015 年の調査年間におけるアマモ類の現存量及び葉上・底生動物相を比較した。なお、本調査では、小型の動物を対象としているが、1mm 以下サイズの葉上・底生動物は含まれていない。また、底生動物には、表在及び埋在性の種が含まれている。

厚岸（アイニンカップエリア）

本サイトにおける潮間帯から潮下帯にかけての植生帯について、アマモ類の植生は 2010 年と 2015 年の間で大きな変化は認められなかった。採集を行ったオオアマモ帯における優占種オオアマモの現存量（乾燥重量）は、地上部・地下部ともに 2010 年と比較して 2015 年がやや少ない傾向が認められた（図 2-3-3-1）。

底土に関しては、オオアマモ帯の底土の粒度組成に 5 年間で大きな変化はなかった（図 2-3-3-2）。

葉上動物及び底生動物の採集はオオアマモ帯で行った。アイニンカップエリアでは、アマモ類の葉上ではキタノカラマツガイ（Pulmonata）、ヨコエビ類、巻貝類、ゴカイ類（ゴカイ科）が多かった（図 2-3-3-3）。また、底生動物については二枚貝類（オオノガイ目）とゴカイ類が多かった。2010 年調査と比較して、種構成に顕著な違いは認められなかったが、個体数は 2015 年の方が少なかった。

大槌サイト（吉里吉里エリア）

本サイトでは、2010 年の 5 年毎調査は実施されたが、2011 年 3 月の東日本大震災による影響で調査データの一部が消失した。そのため、現存量に関して、震災前と 2015 年の比較をすることはできなかった（図 2-3-3-1）。

2015 年の調査では、タチアマモ帯で採取されたタチアマモ（口絵 6）は、地上部・地下部ともに乾燥重量のばらつきがアマモ帯で取得されたアマモに比べて大きかったが、平均値については両種間で大きな差異は認められなかった。

底土に関しては、2015 年は 2010 年の結果と比較するとアマモ帯における底土の粒度組成において粒径の大きい粒子の割合が若干増加したが、アマモ帯及びタチアマモ帯において底土の粒度組成に大きな変化は認められなかった（図 2-3-3-2）。

葉上動物及び底生動物の採集はアマモ帯で行った。アマモ類の葉上では巻貝類のアコヤシダタミやコウダカチャイロタマキビ（古腹足上目）、ワレカラ類、ヨコエビ類、ホソツツムシ等が確認された（図 2-3-3-3）。また、底生動物については多毛類のスピオ類（スピオ目）やゴカイ類、ヨコエビ類が確認された。

富津サイト

本サイトでは、2015 年は 2010 年の調査と同様、3 種のアマモ類が岸からコアマモ（口絵 6）、アマモ（口絵 6）、タチアマモの順に

出現し、St.4 と St.10 にはアマモ類は分布していなかった。一方、St.2 の優占種の変化は著しく、2010 年はアマモだけが 20 枠全てで見られたことに対し、2015 年はアマモがまったく分布せず、代わりにコアマモが 5 枠で認められた。St.6 は、どちらの調査においても 20 枠全てでアマモが見られている。富津の調査地点の中では比較的アマモ類の分布が安定した調査地点である。一方、St.10 の砂洲の外側ではタチアマモの分布が大きく変化した。

アマモ帯におけるアマモの地上部の乾燥重量は 2010 年と比較して 2015 年には大きく増加した（図 2-3-3-1）。試料採集は同一調査地点で実施したが、水深や流速の変化等により、アマモの地上部が可塑的に形態を変化させたことが影響している可能性が考えられる。

底土に関しては、コアマモ帯では、2010 年と比較して 2015 年には底土の粒度が粗くなった（図 2-3-3-2）。これは、砂洲の移動が影響を与えている可能性が考えられた。

葉上動物及び底生動物の採集は、2010 年と 2015 年はともに同じ 3 調査地点、St.1（コアマモ帯）、St.7（アマモ帯）、St.12（タチアマモ帯）において実施した。ワレカラ類、ヨコエビ類、ミズヒキゴカイ（口絵 3）、ユムシ、イソギンチャク類、タツノオトシゴ、クモヒトデ類、アラムシロ、ホトトギスガイ等が確認された。特に 2010 年はホトトギスガイ（イガイ目）の個体数が多かった（図 2-3-3-3）。一方、2015 年は巻貝のチグサガイ（古腹足上目）、タナイス類、ヨコエビ類やワレカラ類（端脚目）の個体数が多かった。また、マメコブシガニ、アメフラシ、多毛類のスゴカイイソメ、ケヤリムシ、スナタバムシのほか、貝類のアカニシやムラサキイガイ等も確認された。

安芸灘生野島サイト

本サイトでは、2015 年の調査において 2010 年と異なる点としては、岸側（St.1）のコアマモ帯が減少したこと、St.5 及び St.6 の裸地が植生帯に回復したことが挙げられる。また、2010 年のコア採集ではアマモの花枝が少なからず含まれていたが、2015 年のコア採集では花枝がなく栄養株のみであった。これは、2015 年前後の数年間の生育は良好であったことから、栄養繁殖が多くなっている可能性が考えられた。現存量に関しては、コアマモは被度が減少しているにも関わらず現存量が増加している（図 2-3-3-1）ことから、コアマモ帯という帯状分布からパッチ状の分布に変化したことがうかがえる。またアマモにおいては、地上部の比率が大きく増加しており、アマモ場が安定的に生育していることを示唆していた。

底土に関しては、2010 年と比較して 2015 年は小型の粒径の割合が増加しており、このことからも波浪の影響が小さく、アマモ場が安定して存続していることが考えられた（図 2-3-3-2）。

葉上動物及び底生動物の採集はコアマモ帯とアマモ帯で行い、アマモ類の葉上ではドロクダムシ類やタナイス類が確認された。また、底生動物については、多毛類のギボシイソメ類（イソメ目）、ヨコエビ類、ヒモイカリナマコ（無足目）が確認された。特に 2010 年はギボシイソメ類、2015 年はヒモイカリナマコの個体数が多かった（図 2-3-3-3）。

本サイトでは端脚目（ヨコエビ類やワレカラ類）等の葉上動物の体サイズが小さいことにより、採集時に使用する 1mm メッシュを通過してしまう個体が多い。そのため、採集できた葉上動物は、ほかの多年生アマモ場サイトと比べて少ない傾向にある。

指宿サイト

本サイトでは、2015 年の植生については 2010 年の調査時と変わらずアマモ単独の藻場であり、ウミヒルモ類等の亜熱帯性のアマモ類の出現は確認されなかった。分布帯の中心もほとんど変化しておらず、水深基準で -0.5 ～ -1.7m 付近にあり、中心から岸側方向、あるいは沖側方向に向かうにつれて、どちらの場合も急激に被度が減少した。ただし、本サイトは鹿児島湾の湾口に位置し、台風等による波浪の影響が強い海岸であるため、一年生アマモ場の中でも密度及び面積の変動が大きい傾向が確認されている。

2015 年の調査は前年の台風の多発によりアマモ場が大幅に減少した年に当たった。そのため、現存量の調査において 2010 年よりも一定面積で採集されるアマモの株数と草丈は減少傾向となった。本サイトは、一年生の生活史を示すアマモ場であるにも関わらず、地下

部の比率が 2010 年よりも増加しており、頻発する台風等による波浪の影響を強く受けていることが表れていると考えられた（図 2-3-3-1）。

底土に関しては、若干ではあるが大型の粒径サイズの比率が上がっており、これも強い波浪の影響を受けたためと考えられた（図 2-3-3-2）。

葉上動物及び底生動物については、2015 年はアマモ場の面積やアマモの密度ともに大幅に減少した年であったため、2010 年と比較し葉上動物の出現は相対的に少なかった。本サイトのアマモ場は一年生であり夏季に消失するにも関わらず、アマモの地下部周辺には底生動物が多く確認された。葉上動物及び底生動物については、葉上ではヨコエビ類（端脚目）、多毛類のウズマキゴカイ類が確認され、底生動物については多毛類のギボシイソメ類やゴカイ類が確認された（図 2-3-3-3）。

石垣伊土名サイト

本サイトでは、アマモ類については、2015 年の調査も概ね 2010 年と同様の分布状況であったが、小型種に若干の変化が見られた。特に、水深の浅い調査地点ではコアマモが増加傾向にあり、マツバウミジグサは株密度が 10 倍近く増加していたことが確認された。小型種及び大型種に大きな変化は見られなかった。一方で、中型種は地下部の比率が増加していたことから、中型種の分布帯で波浪等の影響を強く受けていることが推測される（図 2-3-3-1）。

底土に関しては、小型種及び中型種の分布帯では、粒径が大きくなる傾向が見られた（図 2-3-3-2）。小型種及び中型種の分布帯では、底土が波浪等による流動の影響を強く受けていることが考えられた。本来、小型種は流動の激しい環境でも生育できる特性を有することから、中型種のみに分布の変化が生じたことが考えらえた。

本サイトでは明確に植生帯を区分できないため、葉上動物及び底生動物の採集は 2010 年と 2015 年ともに調査ラインの岸側、中間、沖側に沿って小型種（マツバウミジグサ、ウミヒルモ等）優占の植生帯、中型種（ベニアマモ、リュウキュウスガモ等）優占の植生帯、大型種（ウミショウブ（口絵 6））優占の植生帯で実施した。2010 年の調査では大型種が優占する植生帯で有孔虫（Miliolida）が多く確認された。また、2015 年は小型種の優占する植生帯でフクロホシムシ科の一種（Golfingiida）が多く確認された（図 2-3-3-3）。また、小型種や中型種が優占する植生帯では、テッポウエビ類、ワタリガニ類、イソメ類等が確認された。

まとめ

アマモ場のアマモ類の現存量については、2010年のデータが欠測している大槌サイトを除き、いずれのサイトでも一部の植生帯で地上部もしくは地下部の変化が見られた。また、地上部の変化が認められたサイトが地下部で認められたサイトよりも多かった。5年に一度の調査であり、現状で2回分のデータしか蓄積されていないため、これらの変化が一定方向に進行しているかどうかの判定は現段階ではできないが、この増減の傾向が継続するかどうかを監視するとともに、環境要因との関係性を解明することが今後の課題である。調査者らの意見では、砂の動き、栄養状態、台風、津波等が現存量の変化要因として挙げられている。

葉上動物及び底生動物については、いずれの調査地点においても個体数で見た際に主要な種が大きく変化している。変化の大きな種は小型の種が多く、元来、年変動が激しいものと考えられる。小型種は環境への応答が早く、アマモ場の密度との関係や生態系の状態の指標となる可能性もあり、今後、種の特性に応じた検討が必要である。

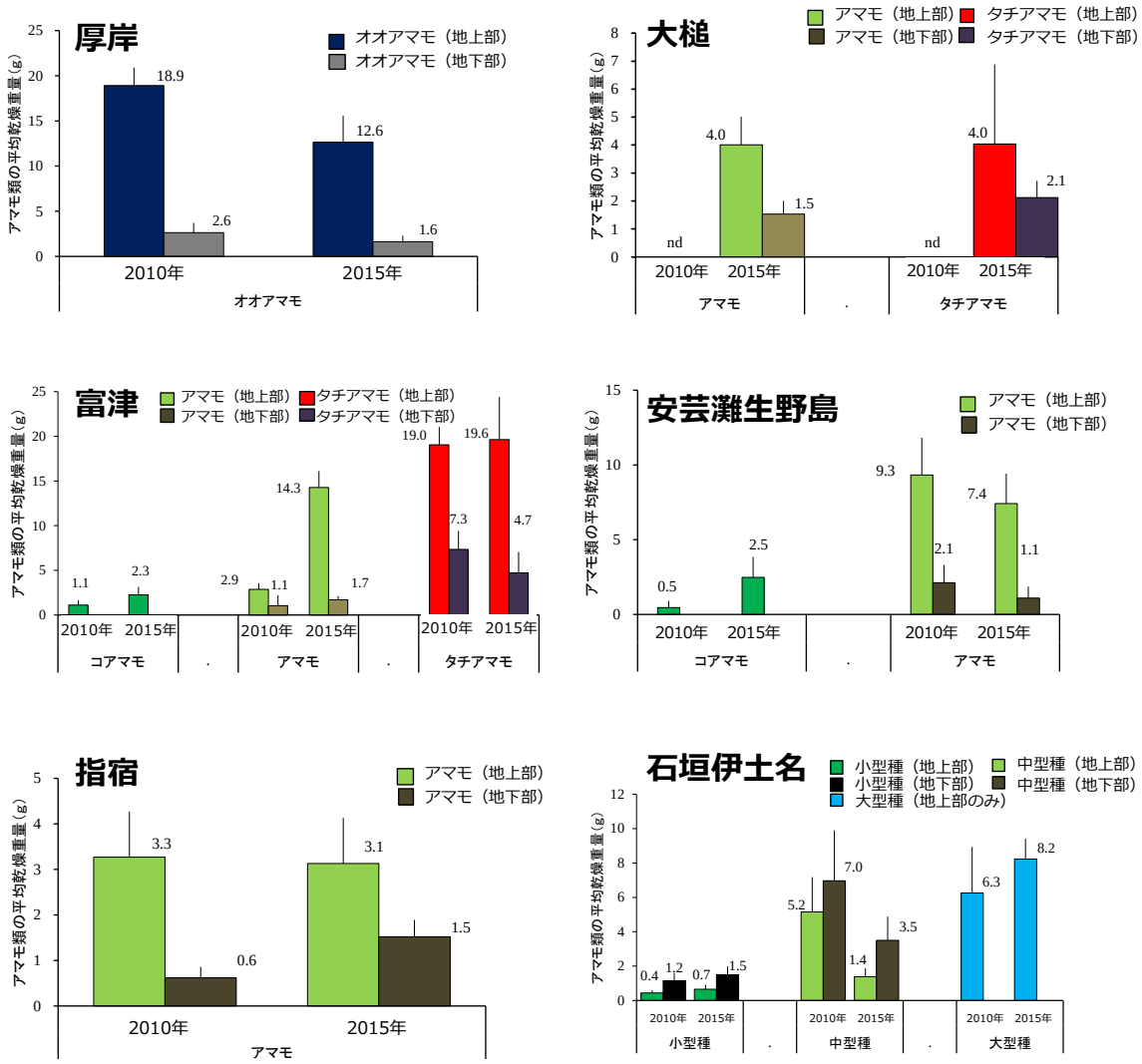


図 2-3-3-1. 各サイトにおけるアマモ類の現存量（平均乾燥重量）の比較（2010 年と 2015 年）

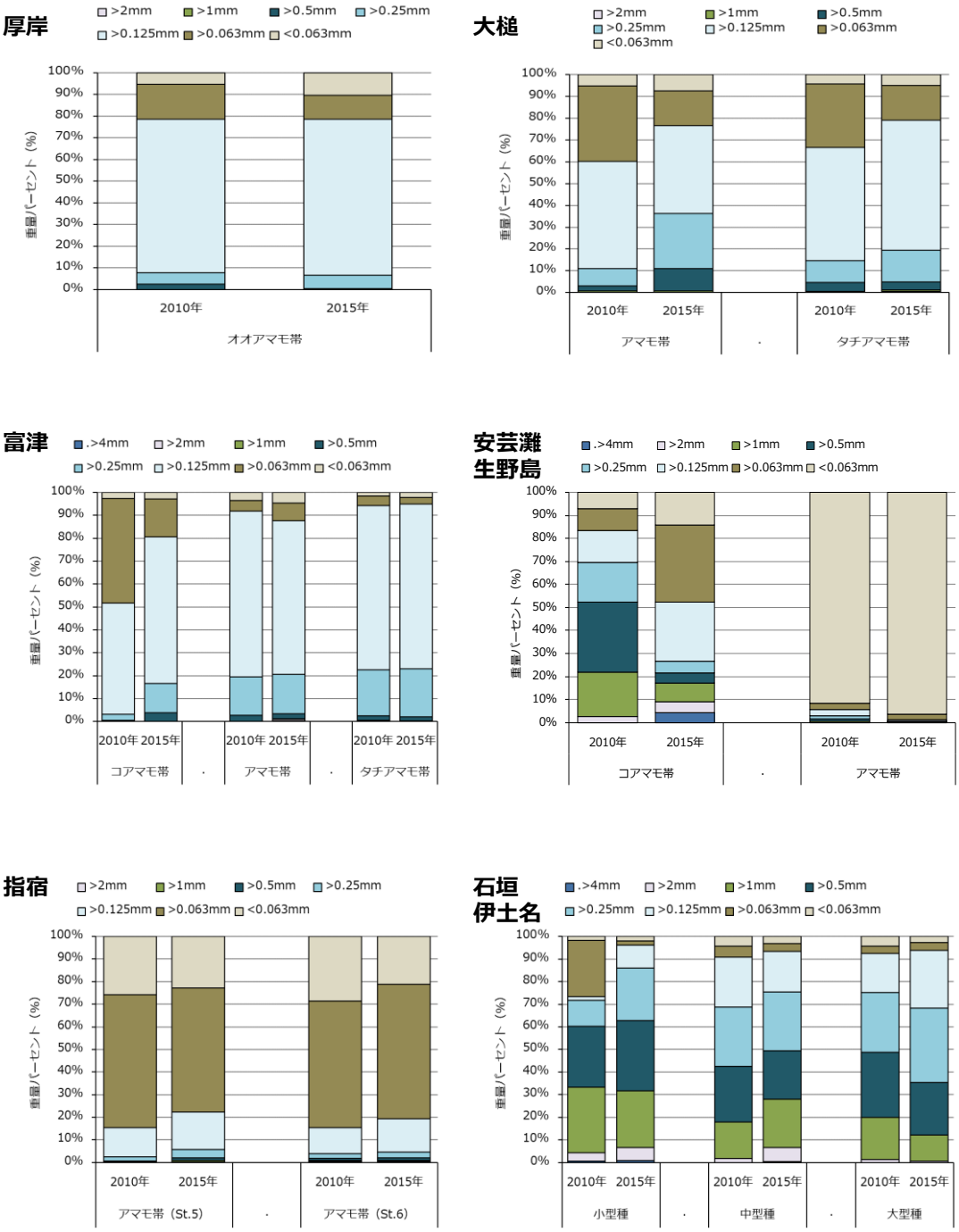


図 2-3-3-2. 各サイトにおける底土粒度の変化（2010 年と 2015 年）

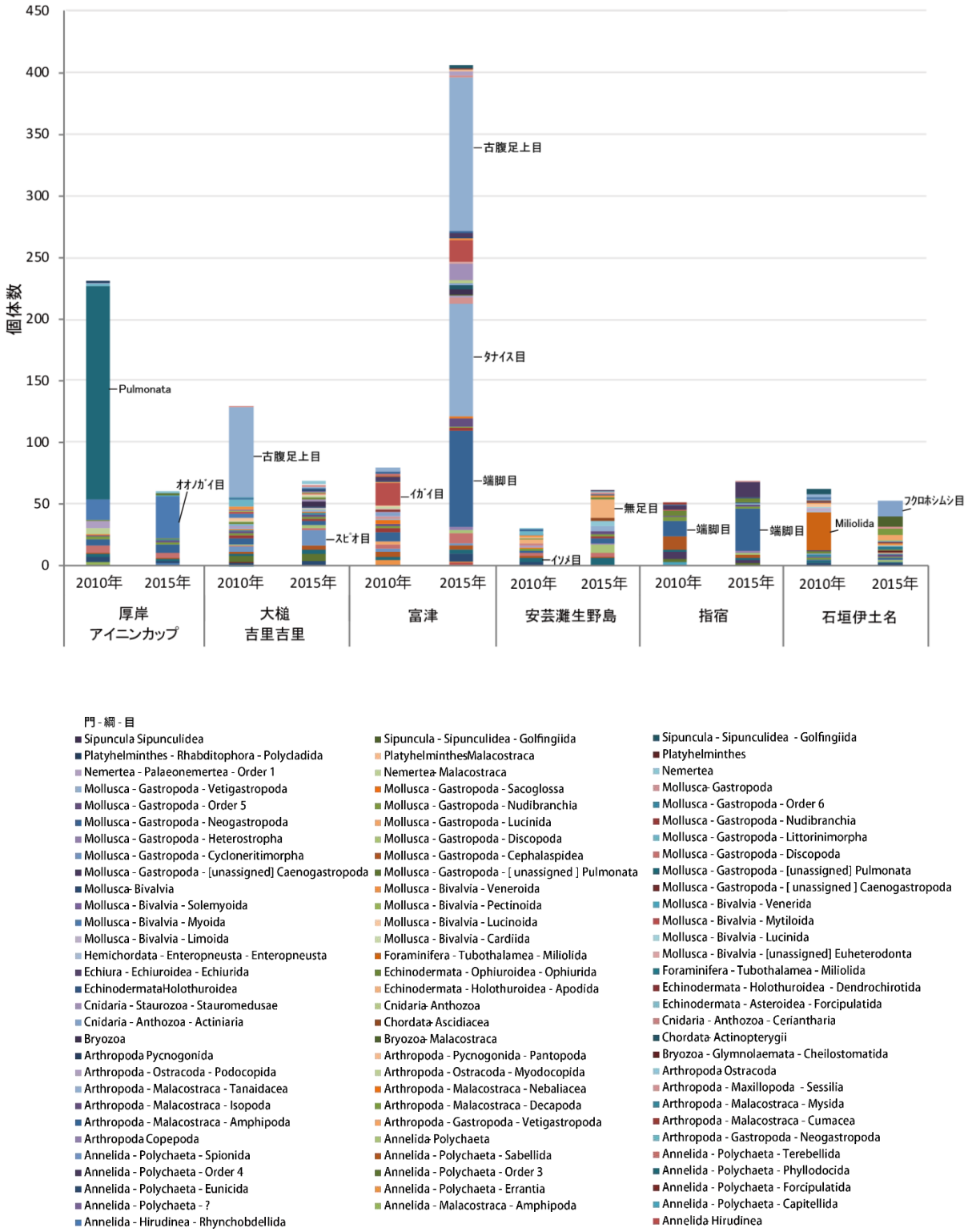


図 2-3-3-3. 各サイトにおける葉上動物及び底生動物等の平均個体数の変化（目レベル）を示す。各サイトにおいて各調査（2010 年もしくは 2015 年）で出現した個体数が最も多かった分類群（目レベル）のみ図中に目名を表示した。ただし、富津サイトにおける 2015 年のみ複数の分類群を表示した。

4）アマモ場生態系の現状と展望

仲岡雅裕、田中義幸、堀　正和、向井　宏、山北剛久、早川　淳

現状

種ごと及びアマモ類の平均被度に関して、調査年ごとに得られる値のトレンドについて検討した結果、例えば、厚岸サイトのアイニンカップエリアでは、オオアマモの被度はSt.5において減少していた。また、同エリアではアマモ（口絵6）の被度が調査期間中に増加したなど、種ごと及びいくつかの調査地点において明確な増減の傾向が見られた。また、サイト全体においても、震災の影響を受けた大槌サイトの吉里吉里エリア、根浜エリア及び近年生育の悪かった指宿サイトでの減少、石垣伊土名サイトでの増加傾向が見られた。一方で、日本列島全体のアマモの北上傾向等の、サイト間をまたぐ明瞭なトレンドは見られなかった。

今回のとりまとめでは、新たにサイト近傍の物理環境データを収集してとりまとめた上で、アマモ類の被度との関連性を捉えることを試みた。しかし、個別のサイトで相関が高かった物理環境要素はあるものの、その傾向はサイトによって異なった。さらに、全てのサイトのデータを統合して、アマモ類の平均被度またはその年変化と物理環境データとの相関を比較した場合においても、両者に関係性は得られなかった。

これらの結果は、各サイトのアマモ類の平均被度と物理環境要素との関連性を評価する上で十分な時系列の調査データが得られていないことに加え、収集した物理環境データは広域のものであるため、各サイトの個別の要因となる物理環境を十分反映できていないことが理由として挙げられる。従って、現段階では、全サイトに共通した特定の物理環境要素とアマモ場の変動との関連性を示すだけの根拠は得られていないと言える。今後、アマモ類の植生変化に対する要因を推定するためには、本調査データの蓄積とともに、物理環境データをセットで収集していく必要があると言える。また、これらの物理環境データの収集に当たっては、継続して取得されていること、観測精度及び各サイト内の環境変化と十分対応しているかどうかなどの検証も必要となるだろう。

各サイトのアマモ場における植生の現存量及び葉上・底生動物相の調査年間の比較により、全サイトにおいて共通の変化は見られなかったが、各サイトのアマモ場において5年間で生じたそれぞれの変化を把握できた。例えば、アマモ類の現存量については、各サイトの一部の植生帯で地上部もしくは地下部の増減の変化が見られた。これらの変化が一定方向に進行しているかどうかの判定は現段階ではできないが、今後もアマモ場生態系の機能を評価する上でひとつの指標となるため、この増減の傾向が継続するかどうかを監視していくことが重要である。また、これらの変化と環境要素との関係性を解明することが今後の課題である。なお、調査者らの意見では、これらの変化の要因として、砂の動き、栄養状態、台風、津波等が挙げられている。こういった物理環境データについても、その取得に関する検討が必要である。さらに、葉上・底生動物相の調査の結果、個体数が多かった分類群については、変化も大きかった。これらの種には小型種が多く、元来、年変動が激しい性質のものと考えられる。一方で、環境への応答が早く、アマモ場の生育密度との関係や生態系の状態の指標となる可能性もある。そのため、今後、種の特性や指標性に応じた解析方法の検討も必要である。

展望

沿岸域のアマモ場は、今後、気候変動に伴う海水温の上昇や海水面の上昇、極端気象の頻度増加によるかく乱や淡水流入の影響、さらには海洋酸性化等の変化に直面していくことが予想されている（仲岡 2008）。海水温上昇については、温帯種であるアマモ類の分布南限の北上が予測されており、本調査の中では、指宿や安芸灘生野島サイトのアマモ場で種構成や被度・現存量の変化が進行する可能性がある。また、海水面上昇はアマモ場の植生縁辺部（最も水深が浅い及び深い場所）から影響を及ぼすことが考えられる。さらに、かく乱や淡水流入等の効果は、アマモ場周辺の地形や陸域・海域の利用状況に依存するため、サイトによって異なる大きさの影響を与える可能性がある。これらの影響を理解するためにはアマモ場の変動をできるだけ長い期間モニタリングした上で、様々な環境要因との関連性解析を随時進めていくことが何よりも重要である。

引用文献

仲岡 雅裕 (2008) 気候変動にともなう沿岸生態系の変化 −生物群集から考える. (大串 隆之, 近藤 倫生, 仲岡 雅裕 編) シリーズ群集生態学４ 生態系と群集をむすぶ, 179-204. 京都大学学術出版会, 京都

４．藻場生態系

1）藻場生態系の概要

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎、
村瀬　昇、吉田吾郎、青木優和、阿部拓三、太齋彰浩、本村泰三

藻場とは

海藻藻場（以下「藻場」という。）とは、褐藻類を中心とした大型海藻の高密度な群落であり、沿岸域の海面付近から水深 -10m 前後の岩礁等で見られる（田中 2012；寺田 2011）。藻場は、林冠部を構成する主要な海藻類に応じていくつかに分けられており、褐藻コンブ類によるコンブ場、ホンダワラ類のガラモ場（口絵 8）、アラメ・カジメ類の海中林（アラメ場、カジメ場）等が知られている（口絵 7）。なお、海産顕花植物（海草）の群落はアマモ場と呼ばれている。

日本列島の沿岸域には、約 1,500 種の海藻類が知られているが（吉田ほか 2015）、藻場を構成する種類は地域によって異なる。例えば、亜寒帯から温帯域北部に位置する北海道や東北地方の太平洋沿岸の一部では、亜寒帯性種のコンブ類やチガイソ類（口絵 7）の藻場が主に見られる。一方、本州中南部の太平洋沿岸や日本海沿岸、瀬戸内海、四国沿岸では温帯性種のアラメやカジメ（口絵 7）、ホンダワラ類（口絵 8）が主な構成種となっている（田中 2012）。九州北部沿岸にもアラメ等が見られるが、九州南部は温帯性種と亜熱帯性種の分布推移帯となっており、温帯性種のアントクメ（口絵 8）やワカメ等が分布の南限となっている。また、琉球列島では亜熱帯性種のホンダワラ類を中心とした群落が内湾やサンゴ礁リーフの礁池等に形成されている（寺田 2011）。

陸上植物の分布は、緯度と標高がもたらす温度の勾配と密接な関係にあるが、海藻類の地理的分布も温度の影響を強く受けている。ただし、海藻類の分布は、海水温の緯度的な勾配に加え、海流（暖流や寒流）の存在と流路等も沿岸域の海水温に強く影響を与えており、海藻類の分布が複雑になる要因となっている（徳田ほか 1987；寺田 2011）。例えば、東北地方の太平洋沿岸には、千島海流（親潮、寒流）の影響で亜寒帯性種のコンブ類が見られるが、東北地方の日本海沿岸には同じ緯度でも温帯性種のツルアラメ等が見られる（川嶋 1993）。また、黒潮（暖流）の大蛇行等、海流の不定期な流路の変更も沿岸域の海水温に影響を与える要因となっており、本州中南部太平洋沿岸や伊豆諸島の海藻類の植生に変化が生じることもある（高瀬ほか 2008；駒沢ほか 2012）。

藻場の環境は、生育する種類によって多様である。アマモ場は一般に、内湾等の砂泥底に多く見られる一方で、海藻類の藻場は岩礁域に形成される。また、コンブ場やアラメ場、カジメ場は、波当たりの強い場所や流れのある場所で多く見られるが、ガラモ場は静穏な沿岸域に形成されることが多い（田中 2012）。アラメ場やコンブ場などでは、林冠を構成する主要種が単一の種の場合もあるが、複数の種類からなる藻場（混生群落）も多い。さらに、藻場の内部には小型の海藻類が下草として陰生的に多数生育していることから、藻場では純群落がほとんど見られない。

海藻類は、一年で成熟して枯死流失する種類（一年生種）と、複数年にわたって繁茂する多年生種に大きく分けることができる。多年生種は一般に、2 年から数年にわたって繁茂することから、多年生種主体の藻場は年間を通して見られ、枯死流失したギャップに新たな個体等が加入することで藻場が維持されている。一方、一年生種のみの藻場は、繁茂期が春先などの一部の季節に限られており、枯死流失によって裸地になる。これらのことから、藻場の季節消長や更新には、藻場を構成する各種の生態と生育環境の影響が密接に関連している。藻場の長期モニタリングや観察では、これらの生態に関する知見が不可欠

であり、現存量が最大となる繁茂期に行うことが望ましい。

機能と役割

藻場にはさまざまな機能が知られており、沿岸域の生物多様性を維持する上で欠かせない場所となっている。また、沿岸域における主要な基礎生産者でもあり、炭素固定や水質浄化にも寄与している。例えば、藻場の海底にはアワビやサザエ、ウニ等の底生動物が多く生息し、海藻類の葉上にもワレカラ類やヨコエビ類等の小型の甲殻類が生息する。藻場は、これらの小動物の生息の場であるとともに、海藻類や小動物を餌とする多種多様な生物も集まり、採餌の場や隠れ家としても利用されている。また、イカは藻場の海藻類やアマモ類等に卵を産みつけることから、藻場は産卵の場としても利用されている。一方、藻場を構成する海藻類や、藻場を利用する底生生物・魚類は、資源としても捉えられており、資源の持続的利用の観点においても、藻場は重要視されている。

炭素固定や水質浄化の機能では、藻場を構成する海藻類のほかに、海藻類等に付着する微細藻類による光合成や化学合成も、炭素固定や水質浄化に寄与している。また、ろ過摂食生物（ヒドロ虫、ゴカイ類、コケムシ、ホヤ等）による水中懸濁物の除去作用も、水質浄化に大きく貢献している。

海藻類は沿岸域における炭素循環の中で重要な役割を担っており、単位面積当たりの生産力は陸上の熱帯雨林に匹敵することが知られている（Smith 1981）。陸上植物と異なり、海藻類の光合成色素は分類群によって多様である。光合成色素のクロロフィル *a* は、褐藻、紅藻、緑藻（アオサ藻）で共通して有するが、緑藻はほかにクロロフィル *b* を、褐藻はクロロフィル *c* を有する。また、分類群によってはカロテノイドやフィコキサンチン、フィコビリン等の色素を持ち、水中透過によって散乱した光でも効率よく吸収できる性質を持つ（Kirk 1994）。さらに、海藻類は光合成を藻体の表面全体で行っている。これらのことから、藻場のバイオマスは陸上の植物群落に比べてはるかに低いにも関わらず、単位面積当たりの純生産量では陸上植物と同等かそれ以上の値を示すことが知られている（横浜 2001）。

このように、沿岸域の生態系において藻場は不可欠な存在であり、我々はその機能からさまざまな恵みを享受していると言える。

現状と課題

わが国の沿岸域には、アマモ類や海藻類の広大なアマモ場、藻場が各地で見られていた。しかし、1960 年代後半からの高度経済成長期には、社会基盤整備に伴う沿岸域の埋立てや護岸改修による自然海岸の減少、工場・生活排水による富栄養化や水質汚濁等によって、沿岸環境の劣化が進行した。また、「磯焼け」として知られる藻場の消失現象も各地で見られるようになり、全国の藻場は急速に減少した。「磯焼け」は、海流の流路の変化による海水温変化、湧昇流の減少による栄養塩類の減少という外部的な環境要因が引き金となり、海藻の生産力の低下が起こるとともに、海藻を食べる動物の食圧が相対的に高まり、海藻の消失へと繋がる現象である（水産庁 2018）。これらを背景に、全国の藻場面積は、1978 年からの 30 年間で約 40%減少したと見積もられている（水産庁 2011）。

このような情勢を受け、環境省では、2002 年から 5 年間にわたり実施された第 6・7 回自然環境保全基礎調査において、海藻類とアマモ類の藻場でそれぞれ全国 120 か所以上の調査地を選定し、植生及び生態学的な調査を行った（環境省自然環境局生物多様性センター 2008）。この調査は、生物多様性の観点から実施された全国調査として過去最大の規模で行われ、北海道から沖縄県に至る沿岸域から約 700 種の海草・海藻類が報告された。一方で、藻食性魚介類による藻場構成種の食害や、暖温帯（亜熱帯に接する温帯域南部）における温帯性藻場の衰退、亜熱帯性海藻類の増加等の現象も 2000 年代になって見られるようになり、藻場の変化が懸念されるようになってきた（田中 2006；二村ほか 2007；田中ほか 2013）。

富栄養化に関しては、汚濁負荷量の削減が関係法令の整備等によって進められており、現在では一定の成果を挙げるようになった（吉田ほか 2011）。一方で、有明海や博多湾、瀬戸内海などの内湾域では、栄養塩不足

によるアマノリ類やワカメなどの色落ちが見られるようになり、深刻な水産被害が出るようになってきた（堀ほか 2008；川口・高辻 2010；後川・中本 2015）。

変化し続ける自然環境において、わが国の沿岸環境の保全に有効な対策を講じるためには、各地の海域を代表する主要な藻場を長期間にわたってモニタリングし、植生と生育環境の現況把握とともに、経年変化の迅速な把握の重要性が指摘されている。

調査概要と調査手法

本調査では、わが国を代表する藻場のうち、海流による影響を考慮し、琉球列島を除いた海域に 6 つのサイトを選定している（図 2-4-1-1）。調査は、北から室蘭サイト（北海道）、志津川サイト（宮城県）、伊豆下田サイト（静岡県）、竹野サイト（兵庫県）、淡路由良サイト（兵庫県）、薩摩長島サイト（鹿児島県）において毎年実施してきた。なお、琉球列島の海藻群落は藻場としての独立した生物群集を形成しにくく、サンゴ礁生態系の一部として機能することから、サイトを設置していない。

調査の開始年はサイトによって異なり、志津川サイト、淡路由良サイト、薩摩長島サイトは 2008 年から、伊豆下田サイトと竹野サイトは 2009 年から、室蘭サイトは 2011 年から調査を開始している。

調査は、毎年実施する調査項目に加え、5 年ごとに実施する調査項目がある。毎年の調査では、定点における定量的な植生変化を捉えるために永久方形枠調査を実施するとともに、水深勾配による海藻群落の帯状分布の変化を把握するためにライン調査を実施している（図 2-4-1-2）。

永久方形枠調査では、サイトに成立する藻場の代表的な植生内に永久方形枠（5m×5m）を 3～6 か所（A～F）設置し、方形枠内に出現した海藻類を林冠部と下草に分けて、各種の被度を記録している。また、ライン調査は、各サイトを代表する海藻群落を通るように岸側から沖側に向かって設けられた調査ライン上に一定間隔の調査点（10～20 か所程度）を設けて実施する。各調査点では、方形枠（50cm×50cm）を配置し、その方形枠内に出現した優占種の被度を林冠部と下草に分けて記録している。

5 年毎の調査では主な生育種の採集と現存量（乾燥重量）の調査を行っており、2011 年と 2016 年に実施した。調査方法の詳細は「モニタリングマニュアル」に記載されているとおりである。

図 2-4-1-1. 藻場調査サイト位置図

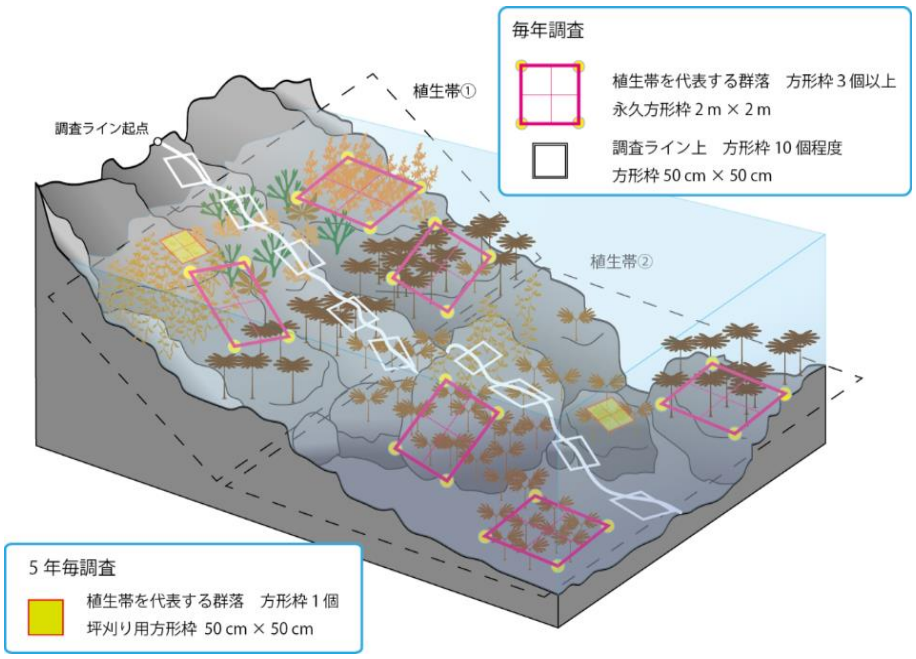


図 2-4-1-2. 調査サイトの概観

とりまとめにおける着眼点

本稿では、2008 年からの調査で得られた生物データに基づき、各サイト及び藻場生態系の現状や特徴等について記す。

各サイトの状況では、2008～2016 年の毎年調査で得られた藻場の林冠部を構成する種の被度データから、経年変化を捉えることを試みた。また、植生の被度に影響を及ぼし得る物理環境要素をとりあげて、植生との関連性を考察した。

藻場生態系の状況では、2008～2016 年の調査で確認された海藻種とその出現状況から、各サイトの藻場の概観を把握することを試みた。また、海藻類の現存量の変化を把握するため、5 年毎調査で得られた主な海藻類の乾燥重量を用いて、調査年間で比較した。さらに本調査を通じて得られた知見をまとめ、モニタリング開始からの 10 年を総括した。

最後に「藻場生態系の現状と展望」として、調査結果及び今後の円滑な調査の実施に向けて結果を踏まえたまとめを行った。

引用文献

堀 豊, 望月 松寿, 島本 信夫 (2008) 播磨灘北部海域におけるノリ色落ちと漁場環境の変遷. 水産海洋研究, 72:107-112

環境省自然環境局生物多様性センター (2008) 第 7 回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査（藻場調査）報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

川口 修, 高辻 英之 (2010) 広島県東部海域における溶存無機窒素動態とノリの色落ちへの影響. 日本水産学会誌, 76:849-854

川嶋 昭二 (1993) 日本産コンブ類図鑑. 北日本海洋センター, 札幌

Kirk JTO (1994) Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, England

駒澤 一朗, 高瀬 智洋, 田中 優平, 早川 浩一 (2012) 八丈島におけるマクサの生長と成熟におよぼす黒潮流路変動の影響. 水産増殖, 60:169-177

二村 和視, 高辻 裕史, 増田 傑, 嶌本 淳司 (2007) 静岡県榛南海域へ移植したカジメ・サガラメ種苗の生長・成熟とアイゴによる食害. 水産増殖, 55:541-546

後川 龍男, 中本 崇 (2015) DIP濃度がワカメ幼体の生長に及ぼす影響. 福岡県水産海洋技術センター研究報告書, 25:11-16

Smith SV (1981) Marine macrophyte as aglobal carbon sink. Science, 211:838-840

水産庁（編） (2011) 水産白書, 平成23年度版. 農林統計協会, 東京

水産庁 (2018) 藻場の働きと現状. (http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/tamenteki/kaisetu/moba/moba_genjou, 2018年2月23日確認)

高瀬 智洋, 田中 優平, 黒川 信, 野原 精一 (2008) 伊豆諸島八丈島におけるテングサの磯焼け. 日本水産学会誌, 74:889-891

田中 敏博 (2006) 南日本における磯焼けと藻場回復. 水産工学, 43:47-52

田中 敏博, 吉満 敏, 今吉 雄二, 石賀 好恵, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島湾における藻場の分布と特性. 日本水産学会誌 79:20-30

田中 次郎 (2012) 藻場生態系. 渡邊 信（監修）藻類ハンドブック, 株式会社エヌ・ティー・エス, 東京, pp. 145-151

寺田 竜太 (2011) 藻場の長期モニタリング, 背景と課題. 海洋と生物, 195:291–297

徳田 廣, 大野 正夫, 小河 久朗 (1987) 海藻資源養殖学. 緑書房, 東京

横浜 康継 (2001) 海の森の物語. 新潮社, 東京

吉田 吾郎, 新村 陽子, 樽谷 賢治, 浜口 昌巳 (2011) 海藻類の一次生産と栄養塩の関係に関する研究レビューーおよび瀬戸内海藻場の栄養塩環境の相対評価ー. 水産総合研究センター研究報告書, 34:1-31

吉田 忠生, 鈴木 雅大, 吉永 一男 (2015) 日本産海藻目録（2015年改訂版）. 藻類, 63:129–189

2）各サイトの状況

室蘭サイト

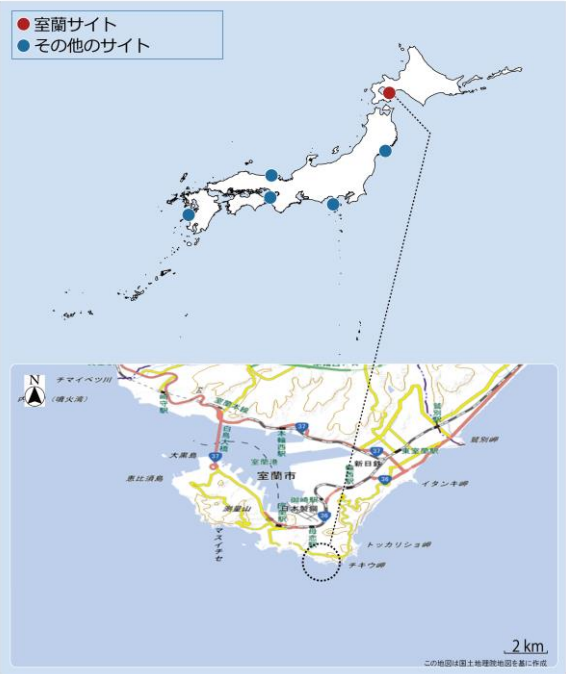


図 2-4-2-1．サイト位置図と調査開始時のマコンブ群落

2011 年撮影：川井浩史

サイトの概要

室蘭サイトは、北海道南部の内浦湾（噴火湾）に面した室蘭市チャラツナイ浜沖に位置する（図 2-4-2-1）。当該海域は、季節ごとに千島寒流と津軽暖流が流入し、亜寒帯性コンブ目海藻類を中心とした植生が見られる。海底は緩やかに傾斜しており、沖合 100m で水深 -3m 前後、底質は岩盤や岩塊となっている。後背地は急峻な崖であり、間隙水を除いてサイトに直接流入する河川や周辺に人家はなく、自然度の高い場所である。本サイトでは、マコンブ（口絵 7）、ミツイシコンブ、ガゴメコンブ、スジメ、アナメ、チガイソ（口絵 7）、ワカメが混生するコンブ藻場が見られ、岩盤、岩塊上に海産顕花植物のスガモが点在する。コンブ群落やスガモ群落の周辺や、より水深の深い場所では、ハケサキノコギリヒバが見られ、潮間帯にはエゾイシゲ（口絵 7）やウミゾウメン、フクロフノリが、漸深帯上部にはクロハギンナンソウ、アカバ、アナアオサ等が見られる。

本サイトでは、調査を開始した 2011 年において、マコンブが優占する群落に 4 か所、マコンブとスガモの混生群落に 1 か所、チガイソが優占する群落に 1 か所の計 6 か所の永久方形枠（A～F）を設置した。また、毎年 7～9 月のコンブ類の繁茂期にモニタリングを行っている。

景観の変化

本サイトの藻場は、マコンブ（コンブ目コンブ科）を主体とした群落にアマモ類のスガモ（アマモ科）やほかのコンブ目藻類等が混生する。マコンブは水深 -1～ -4m 前後にかけて見られ、岸側にスガモがパッチ状に混生する。また、チガイソ（チガイソ科）が波当たりの強い岩場に多く見られるとともに、サイトの近傍にはミツイシコンブの群落も見られる。ほかのコンブ目藻類としては、スジメやアナメ（アナメ科）が見られるが、アナメはほかのコンブ類よりもやや深い、水深 -5m 以深の場所に生育する。調査を開始した 2011～2016 年における調査では、これらの景観に顕著な変化は見られていないが、永久方形枠内の出現種や被度、調査ライン周辺の植生において変化が見られた部分もある。

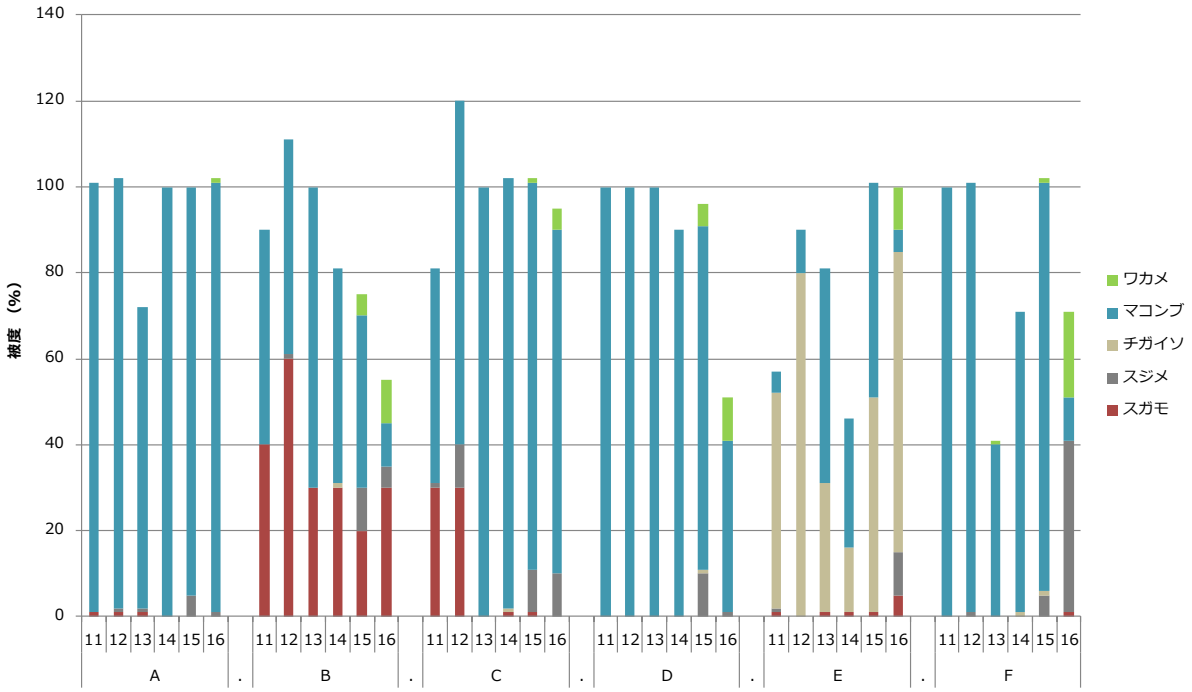


図 2-4-2-2. 各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（11：2011 年）を示す。永久方形枠 B では、合計被度と調査年に負の相関が認められた（r = -0.82、 $p < 0.05$）。なお、永久方形枠内では各種が重なって生育しているため、合計被度が 100%を超える場合がある。

図 2-4-2-3. 林冠部植生の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年（11：2011 年）を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2011～2016 年における各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という。）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という。）を図 2-4-2-2 に示す。また、各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という。）の経年変化を図 2-4-2-3 に示す。

永久方形枠 A と D はマコンブが優占しており、被度も安定している。一方、永久方形枠 C では当初混生していたスガモが 2013 年に衰退し、マコンブが優占する群落に変化した。永久方形枠 B のスガモ群落は安定しているが、マコンブの被度は年によって増減が見られる。また、永久方形枠 F では、マコンブが 2016 年に衰退し、一年生種のスジメ（アナメ科）やチガイソ（チガイソ科）が混生する群落へと変化した。このマコンブの衰退に関しては、成体の枯死流失に伴うギャップ更新後の裸地にワカメやスジメが加入して繁茂した可能性も示唆されることから、今後の植生遷移について注視する必要がある。一方、永久方形枠 E ではチガイソが優占するが、2013 年と 2014 年は少ない傾向を示した。チガイソは一年生種であり、夏季に枯死する。これらの年の調査は 9 月に行われたことから、2013 年と 2014 年のチガイソの被度は、衰退期に調査した影響もあると考えられる。

また、林冠構成種の平均被度には有意な経年変化は検出されなかった。

植生変化と海水温との関係

北海道大学北方生物圏フィールド科学センター室蘭臨海実験所がチャラツナイ浜で継続的に測定してきた海水温データによると、本サイト付近の年間海水温（表面海水温の月平均値）の概要は、冬季の 3℃前後から夏季の 20℃前後の間で推移し、最高海水温と最低海水温（月平均）は年によって約 2℃程度の違いが見られた（北海道大学北方生物圏フィールド科学センター室蘭臨海実験所 2018）。具体的には、2012 年 9 月の平均海水温は 22.6℃に達したが、2008 年 8 月の平均海水温は 18.8℃に留まった。一方、2013 年 2 月の平均海水温は 1.8℃まで低下したが、2008 年 2 月の平均海水温は 4.3℃に留まった。また、夏季最高海水温（月平均）は 1978～2009 年にかけては、20℃未満だった年の方が多かったが、2010 年以降は 20℃以上に達する傾向にある。

一般に、マコンブ胞子体は夏季に末枯れ（葉状部等の先が枯れてくること）によって短くなるが、1 年目の胞子体自体は生残し、冬から翌春にかけて再び成長する。夏季の高海水温は、亜寒帯性種であるコンブ類の生残に影響を与える要因になり得ると思われる。また、亜寒帯性コンブ類の衰退に伴ってワカメがさらに繁茂する可能性も示唆される。

藻場（林冠部植生）の現状

サイト周辺の群落は安定しており、マコンブを中心としたコンブ藻場にスガモやほかのコンブ目藻類が混生している。マコンブは漁業対象種だが、サイトではマコンブ漁業がほとんど行われておらず、漁獲圧によるマコンブの低下は見られていない。永久方形枠 F におけるマコンブの衰退は、枯死流失に伴うギャップ更新に伴い、ワカメやスジメが成長して繁茂したことによる可能性もある。コンブ藻場としては安定的に見られる極相状態にあるが、ギャップ更新が各所で起こっていることから、藻場内部の植生は常に変化している。このようなギャップダイナミクスの過程の中で、温暖化等の影響を把握していくためには、長期モニタリングを通してコンブ藻場の植生遷移のメカニズムをより詳細に明らかにすることが求められる。

引用文献

北海道大学北方生物圏フィールド科学センター室蘭臨海実験所 (2018) 年間の平均水温の推移 (室蘭). (http://www.fsc.hokudai.ac.jp/muroran/kaisuion.pdf, 2017 年 11 月 25 日確認)

執筆：寺田竜太、川井浩史、本村泰三

志津川サイト

図 2-4-2-4. サイト位置図と調査開始時のアラメ群落
2008 年撮影：坂西芳彦

サイトの概要

志津川サイトは、宮城県北部の志津川湾に浮かぶ椿島の外洋に面した海域に位置する（図 2-4-2-4）。椿島を含め志津川湾周辺は、三陸復興国立公園に含まれ、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」にも選定されている場所である。当該海域では、亜寒帯性と温帯性のコンブ目海藻が混生して見られる。調査対象群落は、沖側の湾口部に面した場所に成立し、海水の流動が活発で透明度は高い。海岸からの距離と水深で底質が異なり、岸側は岩盤だが、沖合 50～80 m にかけては小転石、転石が混じるほか、転石のみとなる部分もある。沖合 90 m 以遠は巨礫又は岩盤となる。2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震（以下「地震」という。）による影響を受けた。本サイトでは、岸側ではエゾノネジモクが優占するが、基本的にはアラメ（口絵 7）が主体の藻場群落が見られる。下草として、アサミドリシオグサ、フクロノリ、アミジグサ、マクサ、ユカリ等が見られる。

本サイトでは、アラメが優占する群落に 5 か所の永久方形枠（A～E）を設置しており、毎年、海藻類が繁茂する 6 月もしくは 7 月にモニタリングを行っている。永久方形枠 A、B、C は 2008 年、永久方形枠 D、E は 2014 年に設置した。なお、永久方形枠 D、E は、永久方形枠 A～C よりも岸側に設置している。

景観の変化

2008 年 7 月からモニタリングを開始した。本サイトの藻場は 2011 年 3 月に起きた地震の影響を受け、その景観は地震を境に注目すべき変化を示した。

モニタリング開始時に下限水深付近に設置された永久方形枠（A～C）内のアラメ群落は、地震を境に比較的長い時間をかけてゆっくりと衰退し、2014 年 7 月には植生の消失が確認された（厳密には、調査日である 2013 年 6 月 19 日～2014 年 7 月 2 日の間に消失）。

また、水深勾配に沿った調査ライン上のアラメ群落も、永久方形枠（A～C）内の群落同様、地震後、沖側の群落限界（＝群落下限）付近から徐々に消失し、調査ライン上の群落限界は岸方向（水深の浅い場所）にシフトする傾向を示した。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2008～2016 年における各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という。）の合計被度（以下「林冠部植生の被度」という。）から算出した平均値（以下「平均被度」という。）及び各永久方形枠の林冠部植生の種ごとの被度について、その経年変化を図 2-4-2-5 及び図 2-4-2-6 に示す。

2008 年に設置した沖側の永久方形枠（A～C）内の林冠部のアラメの平均被度は、地震前（2008～2010 年）は目立った変化はなく、高い値（>80%）を示していたが、地震の 3 か月後（2011 年 6 月）には低下が認められ、1 年 3 か月後（2012 年 6 月）にはおよそ 50%にまで低下した（図 2-4-2-5）。その後もアラメの被度は低下し続け、2013 年には 10%、2014 年に 0%となり、群落の消失が確認された。

2014～2016 年の調査時点において、永久方形枠 A～C でアラメの出現は確認されていない（図 2-4-2-6）。また、2012 年に限り永久方形枠 A～C でワカメが出現しており、この年はライン調査でもワカメの繁茂が観察された。

なお、2014 年に設置した岸側の永久方形枠（D、E）では、林冠部のアラメの被度に大きな変化は観察されていない。

植生変化と地震（地盤沈下）との関係

地震前の群落下限（-4.0m）付近に設置された永久方形枠 A～C のアラメ群落は、地震後 2 年以上を経て消失が確認された。調査ライン上のアラメ群落も、1）群落限界（群落下限）付近からの消失、2）群落限界の岸（水深の浅い場所）側へのシフト（調査ライン上で 30m 以上）、3）全体として地震前の水深帯への回復傾向が地震後に確認された。これらの現象は、本サイトのアラメ群落が地震による地盤沈下（Imakiire and Koarai 2012）の影響を受けた結果と考えられる。

群落下限付近に設置された永久方形枠内における群落の消失については、地震が引き起こした地盤沈下によりアラメ群落が基質ごと生育困難な水深帯に移送された結果と考えられる。また、調査ライン上の群落限界の水深の浅い場所側への大幅なシフトについても、地盤沈下により基質ごと水深の深い場所へ移送された群落が、浅い水深の場所側へ回復する過程が、海底の緩やかな水深勾配により顕在化したものと考えられる。

2012 年に観察されたワカメの繁茂も地震の影響を受けている可能性がある。海底の基質上のセジメント（堆積物）はコンブ目藻類の遊走子の基質への付着や配偶体の生残・生長に悪影響を及ぼすほか、さまざまな海洋生物の生態に影響を及ぼすことが知られているが、今回の地震では、津波が基質上のセジメントを洗い流した可能性が指摘されている（河村ほか 2017）。従って、地震により発生した津波が岩盤上のセジメントを一掃し、一時的ではあるが、微小世代を含むワカメの生育にとって良好な底質環境を提供した可能性が考えられる。

大型植物を含む沿岸海洋生物に及ぼす巨大地震の影響についての報告は、地震に伴う津波や地盤隆起の影響に関するものが多かったが、2011 年 3 月の地震は大津波とともに広範囲にわたる地盤沈下を引き起こしたことから、沿岸海洋生物への地盤沈下の影響についても知見が集積されつつある（Johansen 1972；Castilla and Oliva 1990；河村ほか 2017；仲岡ほか 2017；Noda et al. 2016；Suzuki et al. 2017）。

藻場（林冠部植生）の現状

沖側の永久方形枠 A～C では、アラメ群落の消失が確認された 2014 年以降、アラメを含む大型褐藻は確認されていない。一方で、2014 年に設置した岸側の永久方形枠 D、E では、群落被度は高い状態（70～90%）が維持されている。

地震直後の 2011 年 6 月の調査においては、海中林（口絵 7）の景観には大きな変化は認められなかった（仲岡ほか 2013）が、その後 2014 年までに、アラメ群落は地震が引き起こした地盤沈下による水深の変化に対応して岸側（水深の浅い場所側）へシフトした。それ以降 2016 年まで、本サイトのアラメ群落については大きな変化は観察されていないが、三陸沿岸では長期化する地盤沈下の影響も観察されており（Noda et al. 2016；Suzuki et al. 2017）、継続した調査によるデータの蓄積が望まれる。

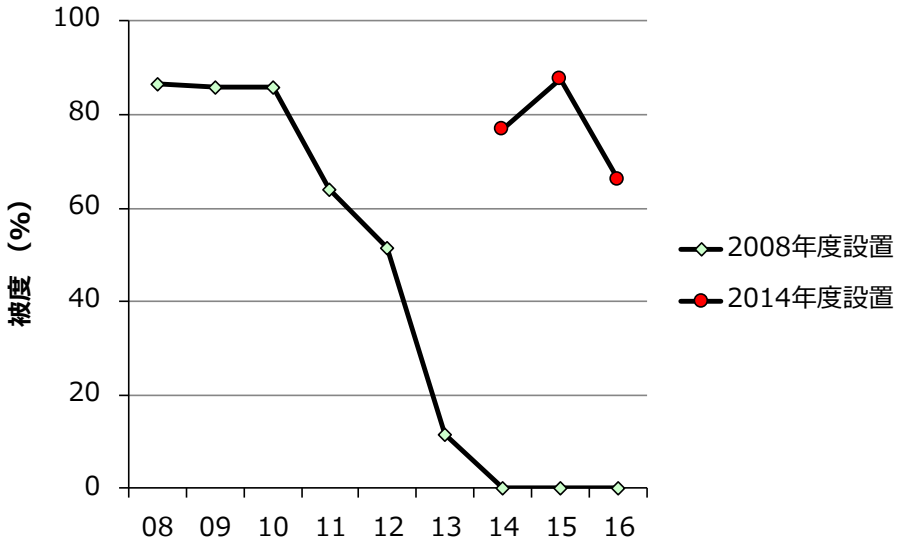


図 2-4-2-5. 林冠部植生の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年（08：2008 年）を示す。2008 年に設置した 3 つの方形枠（A、B、C）の平均被度と調査年に負の相関が認められた（r = -0.95、 $p < 0.01$）。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

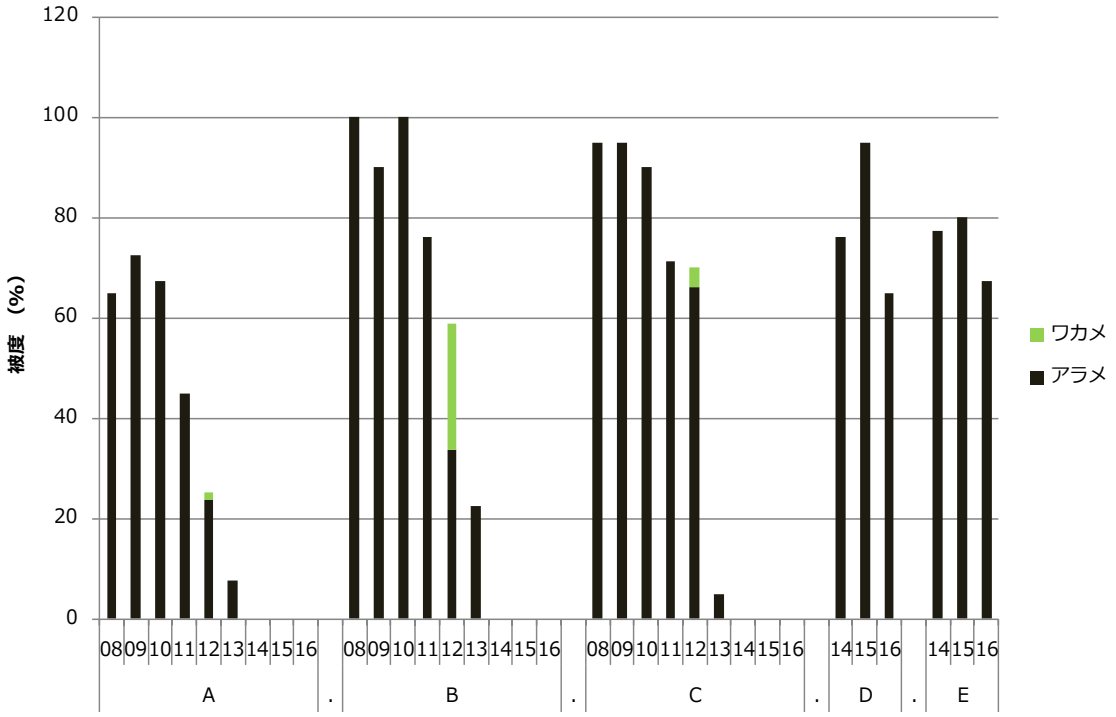


図 2-4-2-6. 各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（08：2008 年）を示す。永久方形枠 A、 B、 C では、合計被度と調査年に負の相関が認められた（永久方形枠 A：r = -0.95、 $p < 0.01$、 永久方形枠 B：r = -0.95、 $p < 0.01$、永久方形枠 C：r = -0.93、 $p < 0.01$）。

引用文献

Castilla J, Oliva D (1990) Ecological consequences of coseismic uplift on the intertidal kelp belts of *Lessonia nigrescens* in central Chile. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 31:45-56

Imakiire T, Koarai M (2012) Wide-area land subsidence caused by “the 2011 Off the Pacific Coast of Tohoku Earthquake”. Soils and Foundations, 52:842-55

Johansen HM (1972) Effects of elevation changes on benthic algae in Prince William Sound. In: Committee on the Alaska Earthquake of the Division of Earth Sciences National Research Council (ed), The Great Alaska Earthquake of 1964: biology, 35-68. National Academy of Sciences, Washington D.C.

河村 知彦, 高見 秀樹, 早川 淳, 村岡 大祐, 玉置 仁 (2017) 三陸沿岸の岩礁藻場における地震と津波の影響およびその後の変化. 日本水産学会誌, 83:672-76

仲岡 雅裕, 鈴木 孝男, 太齋 彰浩, 坂西 芳彦, 倉島 彰, 青木 優和, 田中 次郎 (2013) 東北地方太平洋沖地震が沿岸生態系に及ぼした影響.（環境省自然環境局生物多様性センター 編）モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2012 年度とりまとめ報告書, 74-80. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

仲岡 雅裕, 玉置 仁, 村岡 大祐, 徳岡 誠人, 小松 輝久, 田中 法人 (2017) 三陸沿岸域におけるアマモ場の東日本大震災前後の変化. 日本水産学会誌, 83:659-63

Noda T, Iwasaki A, Fukaya K (2016) Recovery of rocky intertidal zonation: two years after the 2011 Great East Japan Earthquake. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 96:1549-1555

Suzuki H, Aoki T, Kubo Y, Endo H, Agatsuma Y, Aoki M (2017) Distributional changes of the kelp community at a subtidal reef after the subsidence caused by the 2011 Tohoku Earthquake. Regional Studies in Marine Science, 14:73-83

執筆：坂西芳彦

伊豆下田サイト

図 2-4-2-7. サイト位置図と周辺の空撮画像を示す。
▽と直線は調査地点と調査ラインを示す。
2016 年撮影：倉島　彰

サイトの概要

伊豆下田サイトは、静岡県伊豆半島南東岸の下田湾の支湾（志太ヶ浦）の外洋に面した海域に位置する（図 2-4-2-7）。伊豆半島南東部沿岸は、富士箱根伊豆国立公園に指定されているとともに、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている場所である。当該海域では、特に温帯性コンブ目海藻（アラメとカジメ）からなる日本有数の面積、被度、現存量を誇る海中林が形成されている（口絵 7）。調査対象群落は、外海に開けた場所に成立し、海水の流動が活発で透明度は高い。ただし、外洋側に大きな岩礁があるため波浪等の影響は受けにくい。海底の底質はほぼ岩盤で、一部巨礫、転石が混じる。本サイトでは、岸側ではヒジキ、イソモク、ヤツマタモク、マメダワラ等のホンダワラ類が優占する。水深 -3～ -4m にはオオバモク、アラメが優占し、水深 -3m 以深は大規模なカジメ群落となる。下草としてはマクサ、キントキ、エツキイワノカワ、カニノテ、ヘリトリカニノテ、ハイミル等が見られる。

本サイトでは、2009 年においてアラメとカジメが混生していた群落に 3 か所の永久方形枠（A～C）を設置した。毎年、海藻類が繁茂する 9 月もしくは 10 月にモニタリングを行っている。

景観の変化

本サイトは、伊豆半島南東部の志太ヶ浦にある。志太ヶ浦は下田湾の支湾で、周辺を岩礁に囲まれているため、比較的波浪の影響を受けにくい。また、市街地には近いが民家や商業施設には接しておらず、人為的な影響は少ないと考えられる。志太ヶ浦の藻場は、主として褐藻の多年生コンブ目であるアラメ、カジメからなる海中林である。その中にオオバモクやヤツマタモク、アカモク等のホンダワラ類が混生している。藻場の下草には、カニノテ、ウスカワカニノテ、ヘリトリカニノテ等の紅藻の有節サンゴモ類が多く、そのほかの紅藻ではマクサ、オバクサ、キントキ、緑藻ではハイミル、シオグサ類等が見られる。

本サイトの藻場の景観は、モニタリング開始以降、大きな変化はないが、アラメ、カジメの被度が漸減傾向にある。サイト周辺の環境も変化はないが、隣接した下田港では海難事故減少や船舶運航効率化、津波防護を目的とした防波堤の工事がなされており、影響が生じる可能性はある。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2009～2016 年における各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という。）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という。）の経年変化を図 2-4-2-8 に示す。なお、本サイトでは、多年生のアラメ・カジメが優占する海中林が見られるという特徴から、その植生更新を把握するため、下草に出現するカジメの幼体に注目し、その被度を記録している。そのため、ここでは、カジメの幼体の被度に関しても、林冠部植生の被度の経年変化と併せて示した。

永久方形枠 A～C のいずれにおいても、カジメが林冠部植生の被度の 80～100%を占めた。そのほかの林冠構成種の被度はアラメが平均 0.8%、オオバモクが平均 2.1%であった。各永久方形枠の林冠部植生の被度は、2009 年には 70～90%であったが、2016 年には 42.5～55%に減少した。

カジメの幼体の被度は、2014 年のみ 8.7～16.3%と突出して高かったが、この年を除くと 2010 年の 0.05～1.3%から 2016 年の 5.1～10.0%にやや増加した。

Maegawa and Kida（1989）によれば、三重県志摩半島のカジメ群落は約 3 年の更新周期を持ち、その過程は、大型個体が流失した後の空間（ギャップ）に幼体が加入して生長するギャップ更新である。カジメ群落ではギャップ形成後、3～6 か月は幼体の加入が多く、1～1.5 年で現存量が最大になるとしている。

本サイトでは、2009～2016 年までの 7 年間、継続して林冠構成種の平均被度が減少傾向にあった（図 2-4-2-9）。2014 年にはカジメ幼体の被度が高く、幼体の加入が増加した。しかしその後、2015 年以降も林冠部の被度は増えていない。大型個体の減少に伴って幼体は加入したものの、志摩半島の群落とは異なり、1～1.5 年後にも群落の現存量は増加しなかったと考えられる。

植生変化と環境要因との関係

本サイトでは、2011 年 10 月～2015 年 9 月にかけて永久方形枠に温度ロガーを設置し、30 分間隔で海水温を記録した。この期間の年平均海水温は 18.3～19.8 ºC、最高海水温は 26.3～26.8 ºC、最低海水温は 12.2～13.0 ºC であった。サイト近傍の筑波大学下田臨海実験センターにおいて記録された 2008～2015 年の年平均海水温は 18.3～19.2 ºC、最高海水温 26.9～28.6 ºC、最低海水温 10.5～12.4 ºC であった。実験センターで記録された海水温の方が永久方形枠の海水温よりも高低差が大きいのは、測定水深が浅いためと考えられるが、平均海水温は同じ範囲にあった。両測定点とも期間中に大きな年変化はなく、一定の傾向も見られなかった。

2009～2016 年の間、永久方形枠の水深は -4～ -4.5m で安定していた。従って、群落に到達する光量も変化していないと考えられる。底質は岩盤が主体で、部分的に巨礫、大礫、砂に覆われており、2009～2016 年で大きな変化はなかった。

アラメやカジメの生育可能範囲は、海水温（藤田ほか 2010）や光量（Maegawa et al. 1987）あるいはその両方（倉島ほか 1996）の影響を大きく受ける。両種の生育上限海水温は 28～29 ºC とされている（藤田ほか 2010）。長崎県壱岐市では 2013 年に、海水温がアラメ、カジメの生育限界海水温の 29ºC を超え、藻場が数か月で急激に衰退した（八谷ほか 2014）。本サイトの林冠構成種の被度は調査期間を通して減少していたが、海水温は最高でも 26.8ºC で、両種の生育上限海水温以下であった。また、本サイトの林冠部被度の低下の割合は 7 年間で 20～40%と緩やかで、壱岐市の藻場のような急激な衰退はしていない。志津川サイトでは、東日本大震災を起因とする地盤沈下により、藻場が緩やかに衰退・消失していく過程が観察されているが、本サイトの水深は安定しており、底質の変化もない。これらのことから、本サイトの林冠部の被度の減少と海水温や光量等の物理環境が関連しているかどうかは、現時点では明らかにはなっていない。

藻場（林冠部植生）の現状

本サイトの藻場の林冠構成種は水深によって異なっており、潮間帯では褐藻ホンダワラ類のヒジキ、イソモク、水深 -1～ -3m にはアラメ、水深 -3m 以深には同じく多年生コンブ目のカジメとなっている。

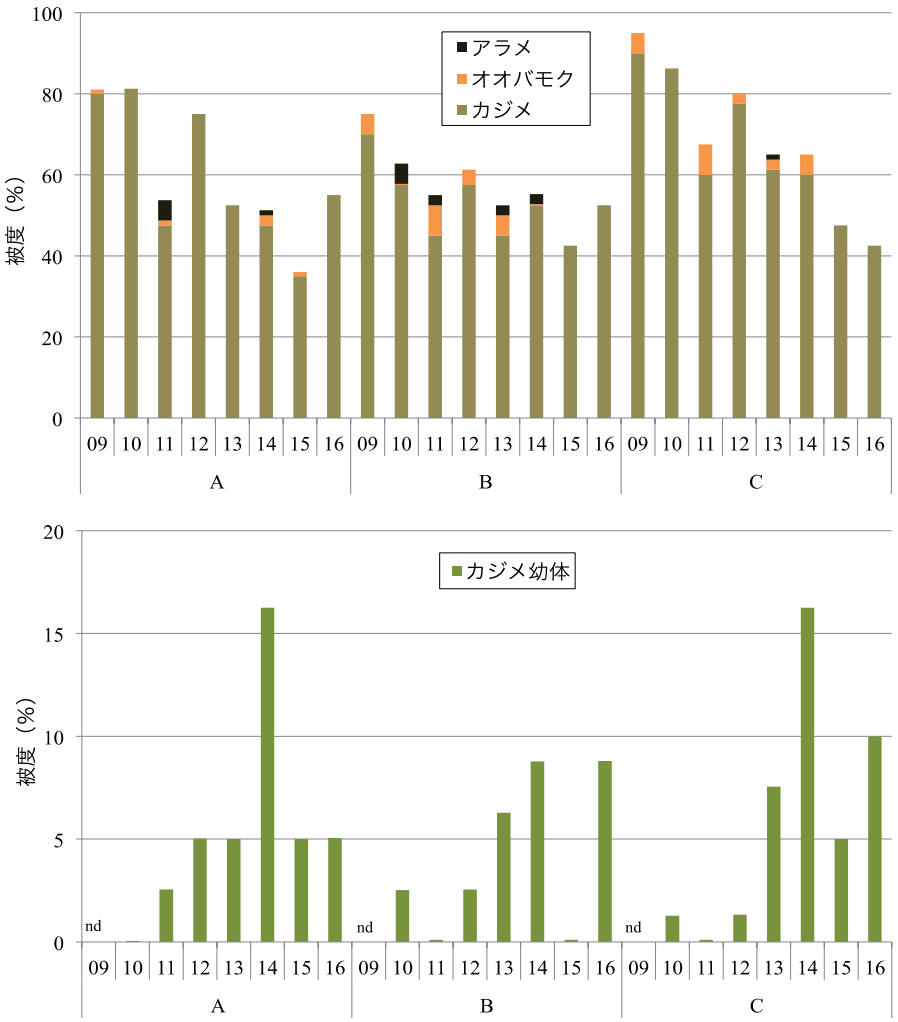


図 2-4-2-8. 各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化（上）とカジメ幼体の被度（下）の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。永久方形枠 A、B、 C で、合計被度と調査年に負の相関が認められた（永久方形枠 A：r = -0.79、 $p < 0.05$、永久方形枠 B：r = -0.82、 $p < 0.05$、 永久方形枠 C：r = -0.94、 $p < 0.01$）。

図 2-4-2-9. 林冠部植生の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。平均被度と調査年には負の相関が認められた（r = -0.88、 $p < 0.01$）。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

このうち、特にアラメとカジメからなる海中林が大きな面積を占める（図 2-4-2-8）。これらのほかに林冠構成種として、オオバモクやヤツマタモク、アカモク等のホンダワラ類が生育しているが、サイトの調査時期である 9～10 月には最盛期を過ぎており被度は小さい。

2009 年以降、本サイトのカジメの被度は約 50～80%以上を維持しており、下草の種組成も安定している。しかし、緩やかではあるものの、永久方形枠のカジメ群落の被度は減少傾向にある。5 年毎調査における坪刈りによる現存量調査でも、2011 年は 8.8kg 湿重/m^2 であったのに対し、2016 年には 6.4kg 湿重/m^2 と減少していた。本サイトに隣接する鍋田湾における 10 月のカジメ現存量は、1980 年に 1,829～2,216g 乾重/m^2（13.1～15.8kg 湿重/m^2）（Yokohama et al. 1987）、1996 年に約 8kg 湿重/m^2（芹沢ほか 2001）とされており、いずれも 2016 年の本サイトの現存量よりも高い値であった。

本サイトの林冠部の被度は、やや減少しているものの、海水温等の環境はアラメ、カジメの生育に適した範囲内にあり、短期的には概ね安定した状態にあると判断される。しかし、長期的には藻場が減少している可能性があり、今後も周辺環境を含めた調査を継続していく必要がある。

引用文献

藤田 大介, 村瀬 昇, 桑原 久美 （編） (2010) 藻場を見守り育てる知恵と技術. 成山堂書店, 東京

倉島 彰, 横浜 康継, 有賀 祐勝 (1996) 褐藻アラメ・カジメの生理特性. 藻類, 44:87-94

Maegawa M, Kida W (1989) Regeneration process of *Ecklonia marine* forest in the coastal area of Shima Peninsula, central Japan. Japanese Journal of Phycology, 37:194-200

Maegawa M, Yokohama, Y, Aruga Y (1987) Critical light conditions for young *Ecklonia cava* and *Eisenia bicyclis* with reference to photosynthesis. Hydrobiologia, 151/152:447-455

芹沢 如比古, 秋野 秀樹, 松山 和世, 大野 正夫, 田中 次郎, 横浜 康継 (2001) 水温環境の異なる 2 つの生育地のカジメ群落における現存量, 密度, 年齢組成の比較. 水産増殖, 49:9-14

八谷 光介, 桐山 隆哉, 清本 節夫, 種子田 雄, 吉村 拓 (2014) 2013 年に発生した長崎県壱岐市郷ノ浦地先におけるアラメ・カジメ場の衰退過程について－夏季の高水温による発生と秋季の食害による拡大－. Algal Resources, 7:79-94

Yokohama Y, Tanaka J, Chihara M (1987) Productivity of the *Ecklonia cava* community in a bay of Izu Peninsula on the Pacific coast of Japan. The botanical magazine, Tokyo, 100:129-141

謝辞

本サイトの調査にあたっては筑波大学下田臨海実験センターの皆様に多大なご協力をいただきました。ここに深謝いたします。

執筆：倉島　彰

竹野サイト

図 2-4-2-10. サイト位置図と 2010 年調査（クロメが優占していた）時の永久方形枠 A の全景
2010 年撮影：川井浩史

サイトの概要

竹野サイトは、兵庫県但馬海岸にある大浦湾の岩礁海岸の入り口付近の海域に位置する（図 2-4-2-10）。但馬海岸一帯は山陰海岸国立公園に指定されており、本サイトは竹野海域公園地区内にある。当該海域は日本海側におけるアラメ（口絵 7）の生育分布の北限にあたる。調査対象群落は、陸域からの水の流入が少ない場所にあるため、透明度が非常に高い。海底の地形は岩盤と砂地が混じる。本サイトでは、ナラサモ、ノコギリモク、ヨレモク、ヤツマタモク、フシスジモク、ノコギリモク等のさまざまなホンダワラ類とクロメが混生する大規模な群落が形成されている（口絵 8）。下草としてはヒライボ等の無節サンゴモ類が多く、直立するものではフクロノリ、アミジグサ、ヒビロウド、カバノリ、マクサ、カニノテ類等が見られる。

本サイトでは、2009 年においてクロメやホンダワラ類等から形成される群落に 6 か所の永久方形枠（A～F）を設置した。また、原則として毎年、海藻類が繁茂する 5 月にモニタリングを行っている。

景観の変化

本サイトでは、調査開始時の 2009 年において、永久方形枠 A、B を設置した調査地点の岩盤にはクロメが優占する群落が形成されていた。しかしながら、2 年程度でクロメは衰退し、数種のホンダワラ類とクロメが混生する群落に変化したため、景観が大きく変化した。一方、それ以外の調査地点（永久方形枠 C、D、E、F 周辺）は、複数種のホンダワラ類が繁茂する群落であり、その景観は概ね安定している。ただし、調査地点によっては、年により優占する種が変化する。そのため、藻体サイズの違いや年による繁茂の程度の差異により、景観がやや異なる調査地点（永久方形枠 E、F）もある。

調査ライン周辺は、数種のホンダワラ類が混生し、繁茂の程度は年によってある程度異なるが、景観に大きな変化は認められなかった。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2009～2016 年における各永久方形枠の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という。）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という。）及び林冠部植生の被度から算出した調査年ごとの平均値（以下「平均被度」という。）について、その経年変化を図 2-4-2-11 及び図 2-4-2-12 に示す。

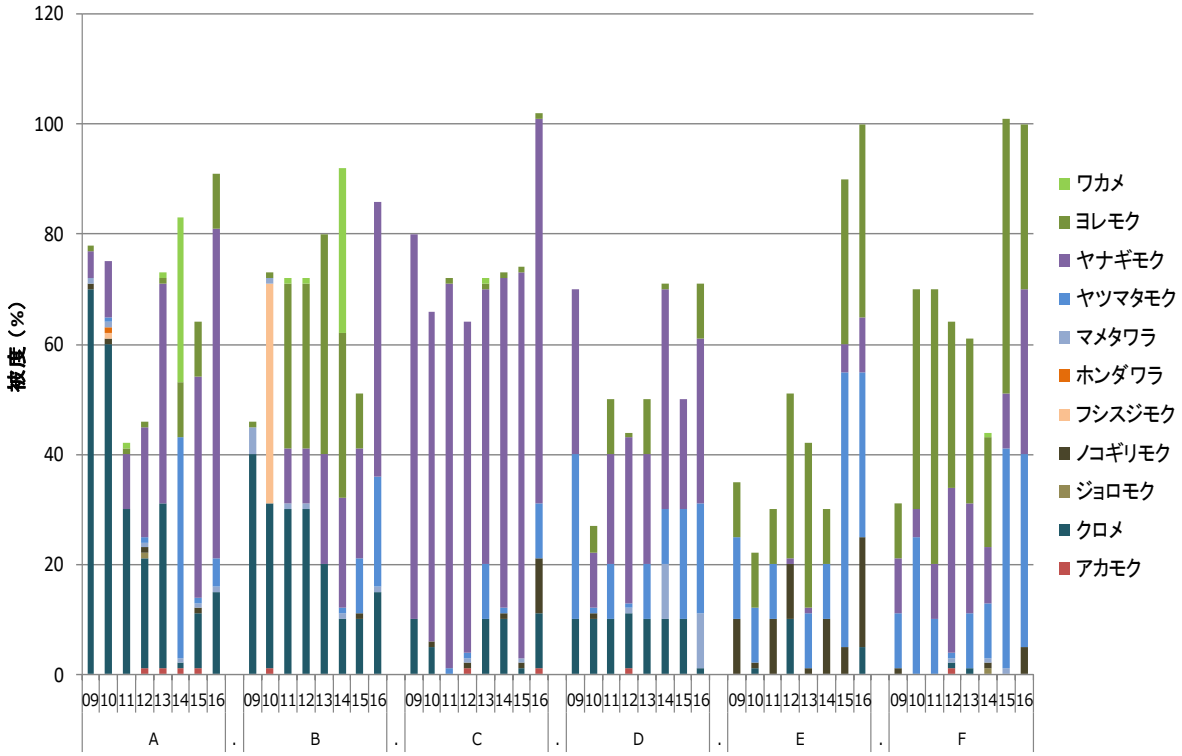


図 2-4-2-11. 各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。永久方形枠 E では、合計被度と調査年に正の相関が認められた（永久方形枠 E: r = 0.78、 $p < 0.05$）。なお、永久方形枠内では各種が重なって生育しているため、合計被度が 100%を超える場合がある。

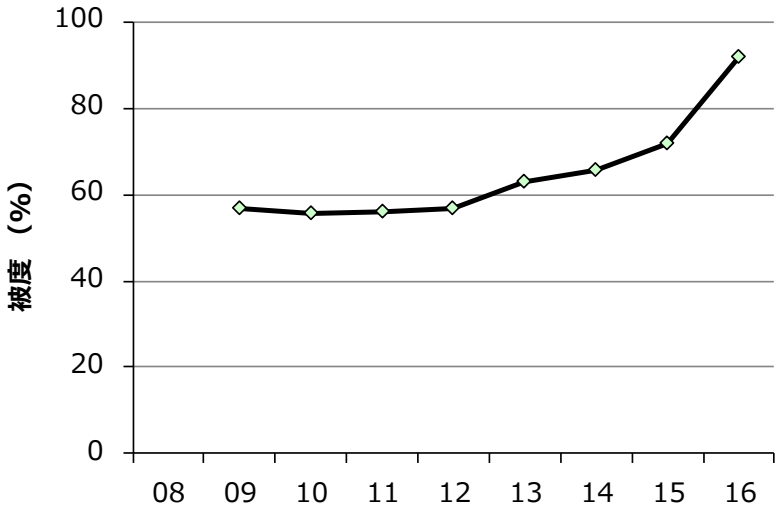


図 2-4-2-12. 林冠部植生の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。平均被度と調査年に正の相関が認められた（r = 0.85、 $p < 0.01$）。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

調査開始時の 2009 年において、隣接する永久方形枠 A、B ではクロメが優占する群落が形成されていた（図 2-4-2-10）。また、永久方形枠 C～F を設置した調査地点はホンダワラ類が優占する群落であった。このうち、永久方形枠 A では、2009 年と 2010 年には 60～70%であったクロメの被度が 2011 年以降は 30%以下となり顕著に減少した（図 2-4-2-11）。永久方形枠 B では、クロメの被度は 2009 年に 40%であり、2012 年までは 30%程度を維持していた。しかしながら、2013 年以降はクロメの被度が顕著に減少した。一方、これらの永久方形枠ではクロメの被度の減少と並行してアカモク、ジョロモク、ノコギリモク、フシスジモク等のホンダワラ類が増加した。2009 年以降、おそらく寿命により枯死したクロメの更新が起こらず、数種のホンダワラ類が混生している状態にあることが考えられる。一方、永久方形枠 C では 2009～2016 年までヤナギモクの被度が 50～80%の状態が維持されており、非常に安定していた。同じく、永久方形枠 D でもクロメ、ヤツマタモク、ヤナギモク等が混生し、それらの構成比率や全体としての被度は比較的安定していた。一方、永久方形枠 E、F では、ヤツマタモク、ヤナギモク、ヨレモクが混生し、その比率は比較的安定していたが、2015 年及び 2016 年にはヨレモクが繁茂したことにより、藻場全体の植生被度が非常に高くなった。この結果、林冠部における植生の平均被度が 2015 年と 2016 年に上昇した（図 2-4-2-12）。なお、2017 年には林冠部における植生の平均被度がやや減少したことが確認された。

物理環境変化と植生への影響

本サイトでは、2011～2016 年の海水温について、永久方形枠のコーナーマーカーに設置した水中温度ロガー（TidbiT v2）により、底層海水温のデータを取得した。取得したデータによると、日平均の海水温はおおよそ 10～29.5 ºC の範囲で推移し、最高海水温及び最低海水温は年によって約 2 ºC 程度の違いが見られた。具体的には夏季の最高海水温は 2011 年と 2012 年には比較的高く 29 ºC を超えたが、2013～2015 年には 28 ºC 以下であった。また、月別で見ると 7 月～10 月にかけては海水温に数日単位での大きな変動が認められ、1 週間の間に 5ºC 程度の温度変動が見られることもあった。最低海水温は最高海水温に比べて年による温度差は認められなかったが、2012 年、2015 年、2016 年には 11～12ºC であったことに対し、2013 年、2014 年には 10ºC またはそれ以下となった。

2009～2016 年の間に付近を通過した台風は 2011 年 9 月、2014 年 7 月、2014 年 10 月、2015 年 7 月等があるが、台風による波浪で、大型の岩が動くほどの地形変化は確認されていない。本サイトでは、冬季に頻繁に大きな波浪を受けているが、それを超える規模の台風による物理的かく乱はなかったと推測される。そのため、2009～2017 年までの間における海藻植生の変化は通常の変動または遷移によるものと考えられる。

藻場（林冠部植生）の現状

調査開始時は、隣接する永久方形枠 A、B ではクロメが優占する群落が形成されていたが、2013 年以降はクロメの被度が顕著に減少した。これらの永久方形枠ではクロメの被度の減少と並行してホンダワラ類の増加が見られた。これらの植生変化は、おそらく寿命により枯死したクロメの更新が起こらず、数種のホンダワラ類が混生している状態にあることが考えられる。

調査地周辺の藻場群落はかなり安定しているが、調査開始時のようにクロメが優占する群落がどのような要因で生じたかについては現時点では説明が困難であり、また近い将来に再びクロメ群落が形成されるか否かについての予測も困難である。今後、クロメを含めた本サイトの藻場を継続的にモニタリングしてくことにより、植生の成立要因や植生遷移のメカニズムの一端を明らかにできる可能性がある。そのためには、継続した調査が必要である。

執筆：川井浩史、寺田竜太

淡路由良サイト

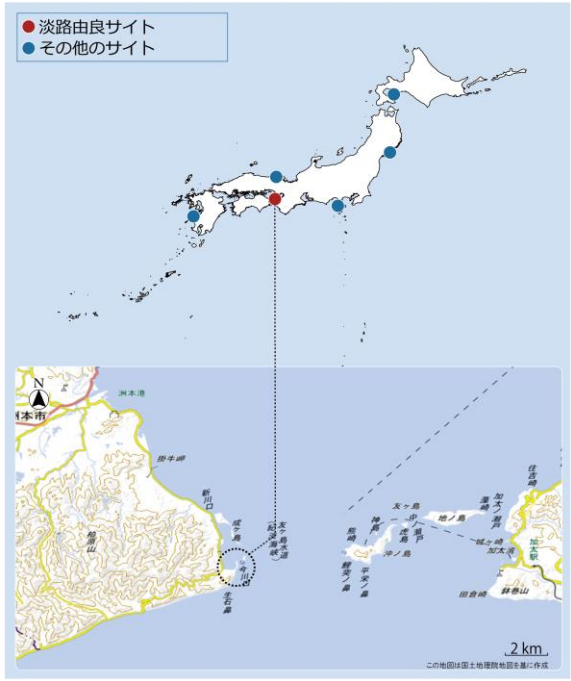


図 2-4-2-13. サイト位置図と群落の林冠部を構成するカジメとホンダワラ類（ヤナギモク等）が混生する様子

2013 年撮影：川井浩史

サイトの概要

淡路由良サイトは、淡路島の大阪湾と紀伊水道を結ぶ紀淡海峡（友ヶ島水道）の外海に面した海域に位置する（図 2-4-2-13）。淡路島は瀬戸内海国立公園（淡路地区）に含まれており、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」にも選定されている場所でもある。当該海域は、潮汐による強い潮流が存在し、透明度等が海水の由来（大阪湾もしくは紀伊水道）により著しく異なる。調査対象群落は、大阪湾湾口部の大規模な藻場として希少性が高い。海底は沖合 100m で水深約 -2.5m と緩やかに傾斜し、波高の浅水変形が著しい。本サイト以南の後背地は急傾斜の山林で人家はなく、自然度の高い場所である。本サイトは、潮間帯ではヒジキが優占し、漸深帯ではカジメ、ヤナギモク、ワカメ、アカモク等で構成される藻場が見られる（口絵 8）。また、テングサ類、ホソバナミノハナ、ウミウチワ、タマゴバロニア、ウスカワカニノテ、ハイミル、ユカリ等が下草として多く見られ、無節サンゴモ類の被度も高い。

本サイトでは、2008 年においてカジメとヤナギモクが優占する群落に 6 か所の永久方形枠（A～F）を設置した。また、毎年、海藻類が繁茂する 5～7 月にモニタリングを行っている。

景観の変化

本サイトは、調査開始時の 2008 年にはいずれの永久方形枠においてもカジメ、ヤナギモクが優占する群落が形成されていた。景観全体として、年々ヤナギモクの被度が減少傾向にある。また、2012 年と 2015 年には、カジメ、ヤナギモクの両種とも顕著な被度の減少が認められた。

林冠部の構成種と被度の経年変化

2008～2016 年における各永久方形枠内の群落林冠部を構成する海藻類（以下「林冠構成種」という。）とそれらの合計被度（以下「林冠部植生の被度」という。）を図 2-4-2-14 に示す。

本調査地点（永久方形枠設置場所）は、多年生（胞子体の寿命が 1 年を超える）褐藻のカジメとヤナギモクを中心とする藻場である。

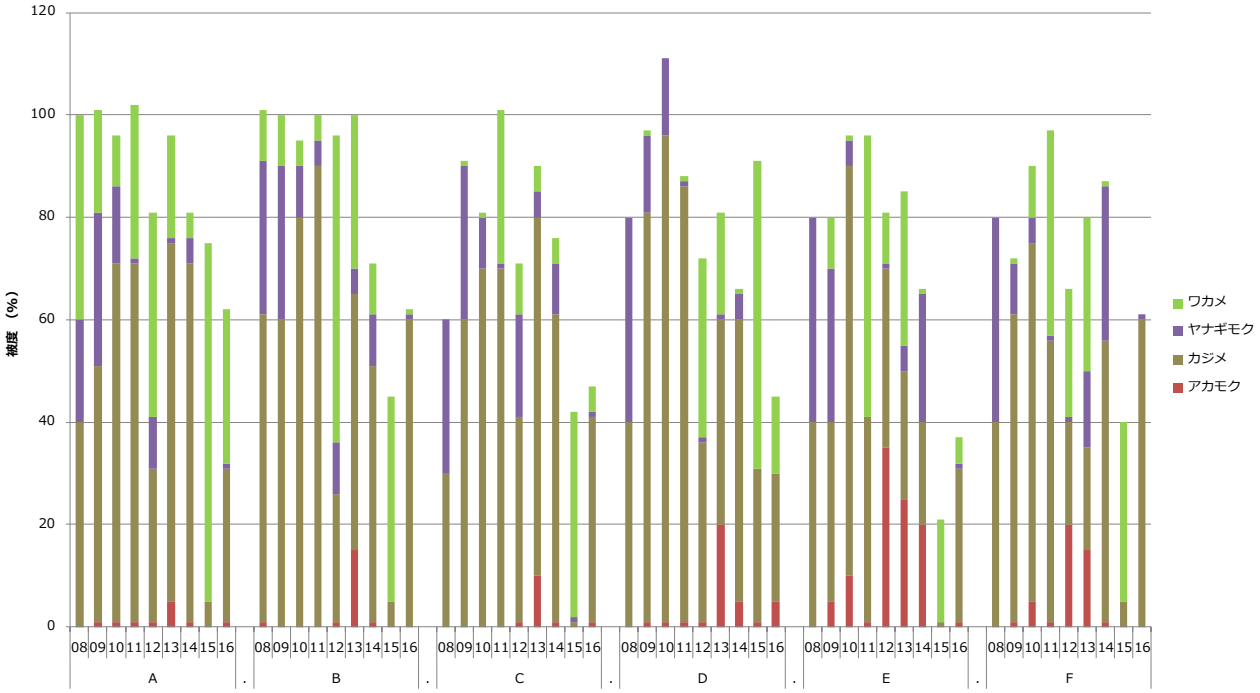


図 2-4-2-14. 各永久方形枠における林冠構成種とその合計被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（08：2008 年）を示す。永久方形枠 A、 B、 E では、合計被度と調査年に負の相関が認められた（永久方形枠 A：r = -0.86、 $p < 0.01$、永久方形枠 B：r = -0.81、 $p < 0.01$、 永久方形枠 E：r = -0.74、 $p < 0.05$）。なお、永久方形枠内では各種が重なって生育しているため、合計被度が 100%を超える場合がある。

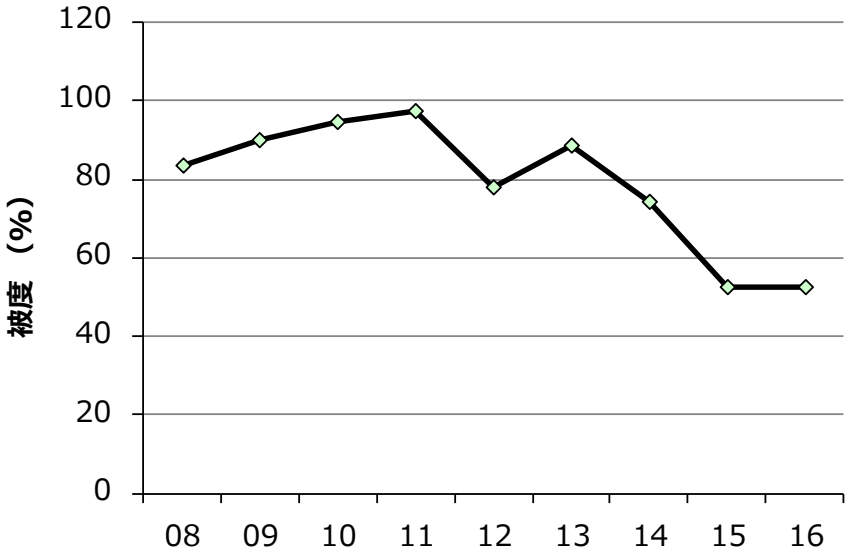


図 2-4-2-15. 林冠部植生の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年（08：2008 年）を示す。平均被度と調査年に負の相関が認められた（r = -0.78、 $p < 0.05$）。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

両種の被度はかなり高く、一部にワカメ、アカモク等の一年生（胞子体の寿命が 1 年未満）の大型褐藻が混生する。このような植生の特徴は、2008 年の調査開始以後、概ね安定して見られたが、2012 年にいずれの永久方形枠においてもカジメの被度の減少が見られた。また、カジメの被度は 2013 年及び 2014 年においてやや回復したが、2015 年には再び減少した。さらに 2015 年はヤナギモクの被度も大きく減少しており、カジメとヤナギモクの減少によって生じたギャップ（空間）では一年生海藻のワカメが比較的多く見られた。2016 年以降、一部の永久方形枠（B、C）ではカジメの被度が回復したが、そのほかの永久方形枠では多年生海藻の被度が低い状況が継続している。

なお、永久方形枠近傍では 2015 年以降、それ以前の調査ではあまり観察されていなかったヒビロウド、フサノリ、ヤブレグサのような暖海性要素の強い種が比較的多く観察された。

物理環境変化と植生への影響

本サイトでは、2011～2016 年の海水温について、永久方形枠のコーナーマーカーに設置した水中温度ロガー（TidbiT v2）により、底層海水温のデータを取得した。取得したデータによると、日平均の海水温はおおよそ 9.5～27.5ºC の範囲で推移し、最高海水温及び最低海水温は年によって約 2 ºC 程度の違いが見られた。具体的には夏季の最高海水温は 2011 年、2012 年、2014 年には比較的高く 26.5～27 ºC を超えたが、2013 年、2015 年は 25 ºC 程度であった。中でも 2012 年は 27 ºC を超える期間が比較的長かった。最低海水温は 2015 年、2016 年は 11～12 ºC であったのに対し、2012 年、2013 年、2014 年は 10 ºC 以下となった。

ここで、2008～2016 年における各永久方形枠の林冠部植生の被度を基に算出した平均値（以下「平均被度」という。）について、その経年変化を図 2-4-2-15 に示す。

全永久方形枠における林冠構成種の平均被度は 2012 年にやや減少し、その後 2013 年には少し回復したが、2015 年以降顕著に減少しその状態が継続している（図 2-4-2-15）。これらの平均被度の年変動と海水温の変動に顕著な相関は認められなかった。また、2015 年以降、ヒビロウド、フサノリ、ヤブレグサ等の暖海性要素の強い種が多く見られるようになった要因についても海水温との明らかな相関は認められなかった。

永久方形枠付近の藻場植生は 2008～2014 年にかけては比較的構成種及び各種の被度が安定していた。しかしながら、2015 年にカジメとヤナギモクといった主要な藻場構成種の被度が顕著に減少し、その状況が数年程度継続している。2015 年の調査では、永久方形枠 A の周辺においてコーナーマーカーのボルトが 20cm 程度の礫の下に埋もれた状態になっており、2014 年の調査以降に大きなかく乱があったことを示していた。調査期間において、本サイトでは 2008 年 9 月、2009 年 9 月、2011 年 7 月、同年 9 月、2012 年 6 月、同年 9 月、2014 年 8 月、同年 10 月、2015 年 7 月、2016 年 9 月に台風が接近または近傍を通過した。特に 2014 年 10 月の台風 19 号は淡路島を直撃し、強風や大量の降雨により土木施設等に大きな被害をもたらした。このため、この台風 19 号による激しい波浪が調査地点付近の海岸地形及び藻場に大きなかく乱をもたらしたと推測される。

藻場（林冠部植生）の現状

調査地点周辺の林冠部植生の平均被度は 2012 年にやや減少し、その後 2013 年には少し回復したが、2015 年以降は顕著に減少し、その状態が継続している。

また、本サイトにおいて永久方形枠調査とライン調査において確認された海藻種は、各年で 50～60 種程度であった。これはほかのサイトで確認された海藻種数と比較して多く、本サイトでは非常に種多様性の高い状態が継続していると言える。

執筆：川井浩史、寺田竜太

薩摩長島サイト

図 2-4-2-16. サイト位置図と出現状況の年変動が大きいアントクメ

2013 年撮影：寺田竜太

サイトの概要

薩摩長島サイトは、鹿児島県の東シナ海に面した堂崎（長島町城川内地区）の北岸の沖に位置する（図 2-4-2-16）。当該海域を含む沿岸部は、環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」にも選定されている場所である。当該海域は、温帯性と亜熱帯性の海藻が混生し、最も低緯度地域にまで生育する温帯性のアントクメ（褐藻コンブ目）（口絵 8）の生育分布の南限付近にあたる。調査対象群落が成立する場所は、海底が緩やかに傾斜し、沖合 40m で水深約 -4m、150m で約 -10m である。岸側の底質は岩盤であるが、沖合 50m 以遠は岩塊、巨礫となる。冬季は北西からの季節風の影響を受け、波浪が高い。本サイトは、アントクメが藻場を形成しており、トサカノリ、シマオオギ、タマイタダキ、ユカリ、ナミイワタケ、カニノテ、ガラガラ、マクサ、オバクサ、ヘラヤハズ、シワヤハズ、ウミウチワ等が下草として生育する。

本サイトでは、アントクメの生育水深帯の中心である水深約 -10m の場所に 3 か所（A、B、C）、生育上限水深である水深約-3m の場所に 3 か所（D、E、F）の計 6 か所の永久方形枠を設置し、繁茂期の 7 月頃にモニタリングを行っている。

景観の変化

本サイトの藻場ではアントクメ（褐藻コンブ目）が水深 -3～ -15m 前後にかけて見られ、トサカノリ（紅藻ミリン科）やシマオオギ（褐藻アミジグサ科）等が混生している。サイト設置時にはアントクメの高密度な群落が見られていたが、年によって変動が著しく、本種の繁茂状況によって景観が大きく変化する（図 2-4-2-16）。また、サイト周辺にはアントクメのほかに、ヤツマタモクやヨレモクモドキのガラモ場（口絵 8）も広範囲に見られる。鹿児島県本土では各地にガラモ場が見られるが、温帯性種の衰退と熱帯・亜熱帯性種の増加が指摘されており、サイト周辺でもウスバモクやヒイラギモク（＝フタエモク）などの熱帯・亜熱帯性種が繁茂している（田中ほか 2013）。

2016 年にはアントクメがほぼ衰退し、下草として元々混生していたトサカノリやシマオオギ等が主体の群落となった。アントクメ群落の衰退は東シナ海に面した長島西岸で顕著だが、八代海に面した長島の東部沿岸のアントクメ群落に目立った変化はない（Terada et al. 2016）。長島や薩摩半島沿岸では、東シナ海に面した場所での藻場の衰退がほかにも報告されている（島袋ほか 2007；中島ほか 2013）。

図 2-4-2-17. 林冠部植生（アントクメ）の平均被度の経年変化を示す。縦軸は平均被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。なお、平均被度は、全永久方形枠の林冠部植生の被度を基に平均値を算出した。

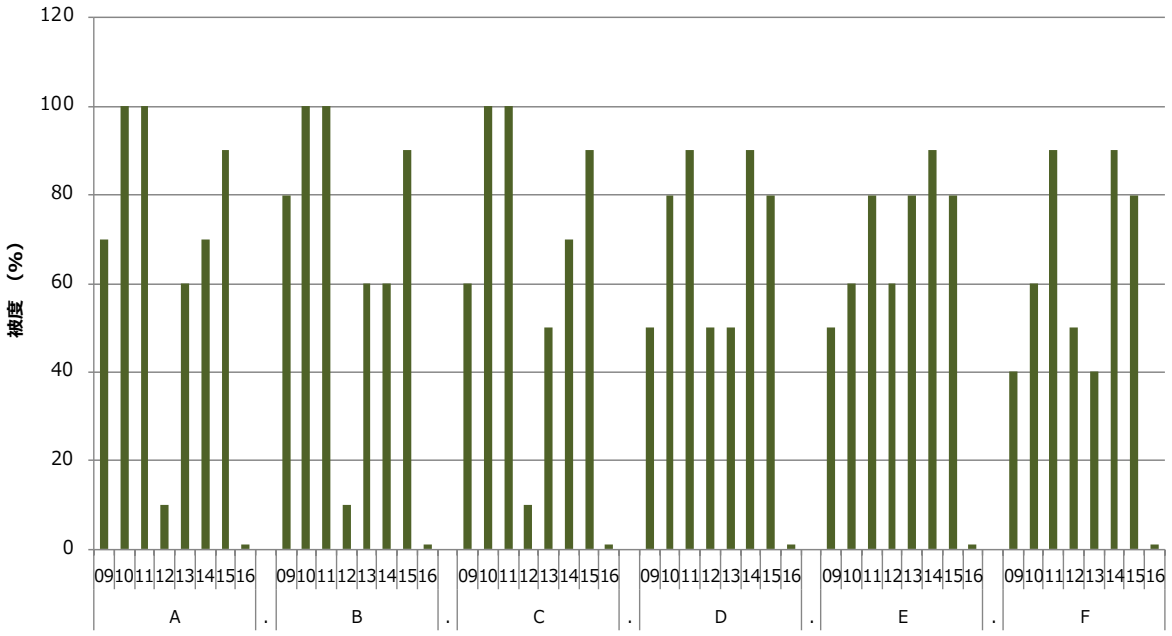


図 2-4-2-18. 各永久方形枠における林冠構成種（アントクメ）の被度の経年変化を示す。縦軸は合計被度、横軸は調査年（09：2009 年）を示す。

図 2-4-2-19. 基部のみが残存したアントクメの様子を示す。
2016 年 7 月 7 日撮影：寺田竜太

林冠部の構成種と被度の経年変化

2009～2016 年における各永久方形枠内のアントクメの被度から算出した調査年ごとの平均値（以下「平均被度」という。）及び各永久方形枠におけるアントクメの被度について、その経年変化を図 2-4-2-17 及び図 2-4-2-18 に示す。

アントクメが多く見られた年は、いずれの永久方形枠も被度 80%に達する高密度な群落が見られたが、2012 年は永久方形枠 A～C の被度が低い傾向にあった（図 2-4-2-17、2-4-2-18）。また、2016 年にはアントクメがほとんど見られず、下草として混生するトサカノリやシマオオギ等の群落となっていた。アントクメの衰退に関しては、葉状部の基部のみの個体が多く見られたことから、魚介類の食圧等が推察された（図 2-4-2-19）。また、2017 年では、サイト周辺にアントクメが確認されず、本種の藻場が消失していた。

植生と海水温との関係

八代海に面した長島東岸に位置する鹿児島大学水産学部附属海洋資源環境教育研究センター東町ステーションにおいて測定した海水温データによると、海水温は冬季の約 13 ºC から夏季の 27ºC の間で推移する（Watanabe et al. 2014；Terada et al. 2016）。しかし、東シナ海に面した本サイトの海水温は冬季の約 15ºC から夏季の 28ºC の間で推移し、八代海側よりも常に 1～2ºC 前後高く推移する。

アントクメはほかのコンブ類と同様に異形世代交代の生活史を有するが、胞子体は越夏せずに 1 年で成熟・枯死流失する。

本種は温帯性のカジメ類で最も低緯度に分布する種であり、かつては種子島西方沖の馬毛島まで見られていたが、現在は、薩摩半島側の串木野、大隅半島側の志布志の生育地が分布の南限として確認されている。分布の南限に近い生育地では、夏の海水温は微少世代である配偶体の生残や成長、成熟の上限海水温に近いことが考えられることから、夏季海水温の上昇は本種の生残に影響を与える要因になり得ると考えられる（Watanabe et al. 2014；Terada et al. 2016；Terada et al. 2018）。また、秋から冬にかけての時期は、海水温の低下に伴って藻食性魚類の食圧が低下することから、アントクメの幼体発芽期の食害はこれまで深刻な問題となっていなかったが、近年は当期の海水温が高止まりする傾向にあり、幼体発芽期の食害も群落形成に深刻な影響を与える要因となっている。

また、サイト周辺では、造礁サンゴやソフトコーラルの増加も指摘されており、特にソフトコーラルの増加が顕著である。造礁サンゴやソフトコーラルは、アントクメやホンダワラ類と生育水深と底質が競合することから、これらの今後の変化についても注視する必要がある。

藻場（林冠部植生）の現状

本サイトのアントクメ群落は年による変動が著しく、群落の成立と生残には藻食動物による食害も含めたさまざまな要因が影響していると考えられる。一方、八代海に面した長島東部では、アントクメの被度が 100%に達する高密度な群落が形成されており、安定した状態となっている。本サイトはアントクメの分布南限に近い地域で見られる大規模な群落であったが、今後の変化についても注視していく必要がある。

引用文献

中島 広樹, 田中 敏博, 吉満 敏, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島県笠沙におけるにおけるホンダワラ属藻類 3 種の季節変化と藻場垂直分布の長期変化. 藻類, 61:97-105

島袋 寛盛, 寺田 竜太, 外林 純, Nishihara GN, 野呂 忠秀 (2007) 鹿児島県薩摩半島南部における褐藻フタエモク *Sargassum duplicatum* (Fucales, Phaeophyceae)の季節的消長. 日本水産学会誌, 73:454-460

田中 敏博, 吉満 敏, 今吉 雄二, 石賀 好恵, 寺田 竜太 (2013) 鹿児島湾における藻場の分布と特性. 日本水産学会誌 79:20‑30

Terada R, Matsumoto K, Borlongan IA, Watanabe Y, Nishihara GN, Endo H, Shimada S (2018) The combined effects of PAR and temperature including the chilling-light stress on the photosynthesis of a temperate brown alga, *Sargassum patens* (Fucales), based on field and laboratory measurements. Journal of Applied Phycology 61: (Online)

Terada R, Shikada S, Watanabe Y, Nakazaki Y, Matsumoto K, Kozono J, Saino N, Nishihara GN (2016) Effect of PAR and temperature on the photosynthesis of Japanese alga, *Ecklonia radicosa* (Laminariales), based on field and laboratory measurements. Phycologia, 55:178-186

Watanabe Y, Nishihara GN, Tokunaga S, Terada R (2014) Effect of irradiance and temperature on the photosynthesis of a cultivated red alga, *Pyropia tenera* (= *Porphyra tenera*), at the southern limit of distribution in Japan. Phycological Research, 62:187-196

執筆者：寺田竜太

3）植生の特徴と変化

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎、
村瀬　昇、吉田吾郎、青木優和、阿部拓三、太齋彰浩、本村泰三

植生の特徴と現存量の変化

総出現種数と目別の海藻種数

本調査では、サイトの藻場を代表する定点に永久方形枠を設置し、その植生と被度の変化を捉えるための定量調査（＝永久方形枠調査）によって植生と被度を毎年把握している。また、海藻類の繁茂状況は、成熟や枯死流失、ギャップ更新等で大きく季節変化することから、各サイトで最も繁茂する時期に調査を実施している。

ここでは、永久方形枠調査で得られた定量データを用いて、サイトの植生の特徴を捉えることを目的とした。しかし、藻場構成種各種の季節変化や遷移、ギャップ更新等による影響の可能性もあるため、各サイトの調査開始時に設置した永久方形枠内の主要構成種と毎年の調査時期を以下に示し、結果を解釈する上での参考情報とした。

室蘭サイトでは、調査開始時にマコンブが優占する群落を 4 か所、マコンブとスガモの混生群落を 1 か所、チガイソが優占する群落を 1 か所の計 6 か所の永久方形枠を設置し、毎年 7～9 月にモニタリングを行っている。

志津川サイトでは、調査開始時にアラメが優占する群落に 3 か所の永久方形枠を設置し、毎年 6 月もしくは 7 月にモニタリングを行っている。また、2014 年から新たに 2 か所の永久方形枠をアラメ群落内に設置した。

伊豆下田サイトでは、カジメが優占する群落に 3 か所の永久方形枠を設置し、毎年 9 月もしくは 10 月にモニタリングを行っている。

竹野サイトでは、調査開始時にクロメとホンダワラ類が混生する群落に 2 か所、ホンダワラ類が混生する群落に 4 か所の永久方形枠を設置し、毎年 5 月もしくは 6 月にモニタリングを行っている。

淡路由良サイトでは、調査開始時にカジメやヤナギモクが混生する群落に 6 か所の永久方形枠を設置し、毎年 5 月もしくは 6 月にモニタリングを行っている。

薩摩長島サイトでは、調査開始時にアントクメが生育する水深帯の異なる場所に 6 か所の永久方形枠を設置し、毎年 7 月頃にモニタリングを行っている。

調査開始から 2016 年までの 9 年間の永久方形枠調査において、全 6 サイトで確認された海藻類の総出現種数は 142 種であった。そのうち、室蘭サイトでは 26 種、志津川サイトでは 29 種、伊豆下田サイトでは 28 種、竹野サイトでは 48 種、淡路由良サイトでは 51 種、薩摩長島サイトでは 23 種が確認された（表 2-4-3-1）。全 6 サイトの総出現種数を見ると、淡路由良サイトにおいて最多であった。

次に各サイトに成立する藻場を構成する種の特徴を把握するため、出現した海藻を目の分類群ごとに整理した（表 2-4-3-1）。

室蘭サイトでは、緑藻綱 2 種、褐藻綱 10 種、紅藻綱 13 種、単子葉植物綱 1 種が確認された。そのうち紅藻綱スギノリ目が 6 種と最多であり、次いで紅藻綱イギス目と褐藻綱コンブ目がそれぞれ 5 種確認された。また、ほかの 5 サイトと比較してイギス目及びコンブ目に属する種数が最多であった。

志津川サイトでは、緑藻綱 2 種、褐藻綱 8 種、紅藻綱 18 種、単子葉植物綱 1 種が確認された。そのうち紅藻綱スギノリ目が 8 種と最多であった。

伊豆下田サイトでは、緑藻綱 5 種、褐藻綱 6 種、紅藻綱 17 種が確認された。そのうち紅藻綱スギノリ目が 6 種と最多であり、次いで紅藻綱サンゴモ目とテングサ目がそれぞれ 5 種確認された。また、ほかの 5 サイトと比較してサンゴモ目及びテングサ目に属する種数が最多であった。

表 2-4-3-1. 各サイトの総出現種数と目別の海藻の種数

		室蘭	志津川	伊豆下田	竹野	淡路由良	薩摩長島
緑藻綱		**2**	**2**	**5**	**7**	**6**	**1**
	アオサ目	1	0	1	1	2	0
	イワズタ目	0	0	0	0	0	1
	シオグサ目	0	1	0	4	2	0
	ハネモ目	1	0	0	0	0	0
	ミドリゲ目	0	0	0	0	1	0
	ミル目	0	1	4	2	1	0
褐藻綱		**10**	**8**	**6**	**20**	**16**	**8**
	アミジグサ目	1	1	2	4	9	4
	イソガワラ目	0	0	0	1	0	0
	ウルシグサ目	2	2	0	0	0	0
	カヤモノリ目	1	1	0	2	1	1
	コンブ目	5	2	2	2	2	1
	ナガマツモ目	0	0	0	2	0	0
	ヒバマタ目	1	2	2	9	3	2
	ムチモ目	0	0	0	0	1	0
紅藻綱		**13**	**18**	**17**	**21**	**29**	**14**
	イギス目	5	3	0	2	1	2
	ウミゾウメン目	0	1	1	1	1	2
	オゴノリ目	0	0	0	2	2	0
	カギケノリ目	0	1	0	0	0	1
	サンゴモ目	0	3	5	4	2	1
	スギノリ目	6	8	6	9	17	5
	ダルス目	1	0	0	0	0	0
	テングサ目	1	2	5	3	3	2
	マサゴシバリ目	0	0	0	0	3	1
単子葉植物綱		**1**	**1**	**0**	**0**	**0**	**0**
	オモダカ目	1	1	0	0	0	0
総計		**26**	**29**	**28**	**48**	**51**	**23**

竹野サイトでは、緑藻綱 7 種、褐藻綱 20 種、紅藻綱 21 種が確認された。そのうち紅藻綱スギノリ目と褐藻綱ヒバマタ目がそれぞれ 9 種と最多であった。また、ほかの 5 サイトと比較してヒバマタ目に属する種数が最多であった。

淡路由良サイトでは、緑藻綱 6 種、褐藻綱 16 種、紅藻綱 29 種が確認された。そのうち紅藻綱スギノリ目が 17 種と最多であり、次いで褐藻綱アミジグサ目が 9 種確認された。また、ほかの 5 サイトと比較してアミジグサ目及びスギノリ目に属する種数が最多であった。

薩摩長島サイトでは、緑藻綱 1 種、褐藻綱 8 種、紅藻綱 14 種が確認された。そのうち紅藻綱スギノリ目が 5 種、次いで褐藻綱アミジグサ目が 4 種であった。

藻場構成種の出現状況

全 6 サイトにおける藻場を構成する出現種について、調査開始から 2016 年までの 9 年間における出現の有無を整理し、藻場の林冠部と下草に分けて確認された調査回数の多い順にまとめた。

室蘭サイトでは、藻場の林冠部を構成する種としてスガモ、チガイソ、マコンブ、スジメ、ワカメ、ガゴメコンブの 6 種、下草としてアカバやクロハギンナンソウ等の 25 種が確認された（表 2-4-3-2）。また、スガモ、チガイソ、マコンブ、アカバ、クロハギンナンソウ、ハケサキノコギリヒバ、ヒラコトジ、ホソバフジマツモ、無節サンゴモ、有節サンゴモの 10 種は、毎年の調査において継続して生育が確認された。

志津川サイトでは、藻場の林冠部を構成する種としてアラメとワカメの 2 種、下草としてアサミドリシオグサやマクサ等の 28 種が確認された（表 2-4-3-3）。また、アラメ、アサミドリシオグサ、マクサ、ユカリの 4 種は、毎年の調査において継続して生育が確認された。

伊豆下田サイトでは、藻場の林冠部を構成する種としてオオバモク、カジメ、アラメの

3 種、下草として無節サンゴモやカニノテ等の 26 種が確認された（表 2-4-3-4）。また、オオバモク、カジメ、無節サンゴモの 3 種は、毎年の調査において継続して生育が確認された。

竹野サイトでは、藻場の林冠部を構成する種としてクロメ、ノコギリモク、ヤツマタモク、ヤナギモク、ヨレモク、マメタワラ、アカモク、フシスジモク、ワカメ、ホンダワラ、ジョロモクの 11 種、下草としてフクロノリやフサカニノテ等の 38 種が確認された（表 2-4-3-5）。また、クロメ、ノコギリモク、ヤツマタモク、ヤナギモク、ヨレモク、フクロノリ、フサカニノテ、無節サンゴモの 8 種は、毎年の調査において継続して生育が確認された。

淡路由良サイトでは、藻場の林冠部を構成する種としてアカモク、カジメ、ヤナギモク、ワカメの 4 種、下草としてウミウチワやスギノリ等の 48 種が確認された（表 2-4-3-6）。また、アカモク、カジメ、ヤナギモク、ワカメ、ウミウチワ、スギノリ、タマゴバロニア、ホソバノトサカモドキ、マクサ、ユカリの 10 種は、毎年の調査において継続して生育が確認された。

薩摩長島サイトでは、藻場の林冠部を構成する種としてアントクメ、下草としてシマオオギやトサカノリ等の 24 種が確認された（表 2-4-3-7）。また、アントクメ、シマオオギ、トサカノリ、マクサ、無節サンゴモ、有節サンゴモの 6 種は、毎年の調査において継続して生育が確認された。

以上のことから、各サイトの藻場の林冠部を構成する種に関しては、ワカメ等の一年生の生活史を示す海藻類を除いて、コンブ目（マコンブ、アラメ、カジメ、クロメ、アントクメ）やホンダワラ類（アカモク、ヤツマタモク、ヤナギモク、ヨレモク等）といった各サイトの藻場の特徴を示す主要な種類が継続的に出現していることが明らかとなった。つまり、サイト設置時から 2016 年までの間において、各サイトの藻場がこれらの種によって経年的に維持されているものと考えられる。また、下草に関しては、継続して出現した種類や単年のみに出現する種類とさまざまである。しかしながら、各サイトで継続して出現した種類は林冠部を構成する種類と同様に、各サイトの藻場を構成する主要な種であると考えられる。そのため、今後、各サイトの藻場に環境変化等が生じた場合、これらの種類の構成が大きく変化する可能性もあるため、その植生変化に関して、特に留意していくことが重要であると言える。

表 2-4-3-2. 室蘭サイトで確認された海藻種の各年の出現状況
調査開始（2011 年）から 2016 年までの 6 回の調査のうち 出現回数の多い種から表示。黄色は藻場の林冠部を構成していた種を示す。

	室蘭						
海藻名	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	出現回数
スガモ	●	●	●	●	●	●	
チガイソ	●	●	●	●	●	●	
マコンブ	●	●	●	●	●	●	
スジメ	●	●	●		●	●	
ワカメ			●		●	●	
ガゴメコンブ		●					
アカバ	●	●	●	●	●	●	
クロハギンナンソウ	●	●	●	●	●	●	
ハケサキノコギリヒバ	●	●	●	●	●	●	
ヒラコトジ	●	●	●	●	●	●	
ホソバフジマツモ	●	●	●	●	●	●	
無節サンゴモ	●	●	●	●	●	●	
有節サンゴモ	●	●	●	●	●	●	
アナアオサ	●		●	●	●	●	
イソキリ	●			●	●	●	
イトフジマツ		●	●	●	●		
ウラソゾ	●	●			●	●	
ウルシグサ		●			●	●	
ケウルシグサ		●			●	●	
マルバツノマタ			●	●		●	
ウガノモク				●	●		
エゾヤハズ				●		●	
マクサ	●				●		
ユナ				●		●	
アカバギンナンソウ						●	
カサキノコイシモ				●			
ダルス		●					
ハネモ				●			
ピリヒバ	●						
フクロノリ						●	
ユカリ		●					

表 2-4-3-3. 志津川サイトで確認された海藻種の各年の出現状況
調査開始（2008 年）から 2016 年までの 9 回の調査のうち 出現回数の多い種から表示。黄色は藻場の林冠部を構成していた種を示す。

	志津川									
	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	出現回数
アラメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
ワカメ					●			●		
アサミドリシオグサ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
マクサ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
ユカリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
無節サンゴモ		●	●	●	●	●	●	●	●	
タンバノリ	●	●	●	●	●		●		●	
ハリガネ				●	●		●	●	●	
ヒライボ	●					●	●		●	
ウラソゾ							●	●	●	
エゾノネジモク							●	●	●	
スガモ					●		●	●		
ヌメハノリ			●	●			●			
ハイウスバノリ		●	●	●						
マルバツノマタ							●	●	●	
ウルシグサ					●	●				
エゾシコロ						●	●			
ヒメヒビロウド						●		●		
アミジグサ								●		
ウスカワカニノテ	●									
ウミゾウメン							●			
オバクサ			●							
カギケノリ								●		
ケウルシグサ					●					
コメノリ					●					
ハイミルモドキ						●				
ヒヂリメン								●		
フクロノリ								●		
フシスジモク								●		
ベニスナゴ				●						

表 2-4-3-4．伊豆下田サイトで確認された海藻種の各年の出現状況
調査開始（2009 年）から 2016 年までの 8 回の調査のうち 出現回数の多い種から表示。黄色は藻場の林冠部を構成していた種を示す。

	伊豆下田								
	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	出現回数
オオバモク	●	●	●	●	●	●	●	●	
カジメ	●	●	●	●	●	●	●	●	
アラメ		●	●		●	●		●	
無節サンゴモ	●	●	●	●	●	●	●	●	
カニノテ	●	●		●	●	●	●	●	
キントキ	●	●	●	●	●	●		●	
ハイミル	●	●	●	●	●	●		●	
ヘリトリカニノテ	●	●	●	●	●	●			
マクサ	●	●		●	●	●		●	
オバクサ	●		●		●	●		●	
ユカリ		●	●		●	●		●	
エツキイワノカワ			●		●	●		●	
タマミル	●		●	●				●	
フサカニノテ		●				●		●	
フタエオオギ		●	●		●				
ヤブレグサ	●	●	●						
ウスカワカニノテ					●	●			
オオバノコギリモク				●				●	
サキブトミル	●			●					
ヒラクサ	●		●						
ベニイワノカワ					●	●			
ウミウチワ			●						
オオブサ		●							
キジノオ								●	
コブシミル					●				
タンバノリ		●							
ヒライボ					●				
ヒラガラガラ		●							
ユイキリ			●						

表 2-4-3-5. 竹野サイトで確認された海藻種の各年の出現状況
調査開始（2009 年）から 2016 年までの 8 回の調査のうち 出現回数の多い種から表示。黄色は藻場の林冠部を構成していた種を示す。

	竹野								
	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	出現回数
クロメ	●	●	●	●	●	●	●	●	
ノコギリモク	●	●	●	●	●	●	●	●	
ヤツマタモク	●	●	●	●	●	●	●	●	
ヤナギモク	●	●	●	●	●	●	●	●	
ヨレモク	●	●	●	●	●	●	●	●	
マメタワラ	●	●	●	●		●	●	●	
アカモク		●		●	●	●	●	●	
フシスジモク	●	●	●	●	●				
ワカメ		●	●	●	●	●			
ホンダワラ		●		●			●	●	
ジョロモク				●	●	●			
フクロノリ	●	●	●	●	●	●	●	●	
フサカニノテ	●	●	●	●	●	●	●	●	
無節サンゴモ	●	●	●	●	●	●	●	●	
カバノリ		●	●	●	●	●	●	●	
ヒビロウド	●	●	●	●	●	●	●		
ヒライボ	●		●	●	●	●	●	●	
フクリンアミジ		●	●	●	●	●	●	●	
ヘリトリカニノテ		●	●	●	●	●	●	●	
アミジグサ		●		●	●	●	●	●	
サナダグサ			●	●	●	●	●	●	
シワヤハズ			●	●	●	●	●		
ハイミル	●	●	●			●	●		
アサミドリシオグサ					●	●	●	●	
ホソバナミノハナ		●	●	●	●				
フイリグサ			●	●				●	
モズク					●	●	●		
ユカリ		●				●	●		
イソガワラ	●							●	
エゴノリ						●	●		
コザネモ		●					●		
ススカケベニ				●		●			
チャシオグサ			●	●					
ヒラガラガラ						●	●		
フダラク		●					●		
ベニスナゴ			●			●			
マクサ		●	●						
カゴメノリ						●			
キシュウモズク						●			
ツヤナシシオグサ					●				
ナミノハナ						●			
ヒメテングサ		●							
ピリヒバ								●	
ボウアオノリ						●			
ホソジュズモ	●								
ミゾオゴノリ		●							
ミル						●			
ムカデノリ					●				
ユイキリ						●			

表 2-4-3-6. 淡路由良サイトで確認された海藻種の各年の出現状況
調査開始（2008 年）から 2016 年までの 9 回の調査のうち 出現回数の多い種から表示。黄色は藻場の林冠部を構成していた種を示す。

	淡路由良									
	2008年	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	出現回数
アカモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
カジメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
ヤナギモク	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
ワカメ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
ウミウチワ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
スギノリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
タマゴバロニア	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
ホソバノトサカモドキ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
マクサ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
ユカリ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
アミジグサ		●	●	●	●	●	●	●	●	
ウスカワカニノテ		●	●	●	●	●	●	●	●	
オニクサ		●	●	●	●	●	●	●	●	
ハイミル		●	●	●	●	●	●	●	●	
ヘラヤハズ		●	●	●	●	●	●	●	●	
無節サンゴモ		●	●	●	●	●	●	●	●	
カバノリ		●	●	●	●		●	●	●	
ヒトツマツ	●	●	●	●			●	●	●	
フシツナギ		●	●	●	●		●	●	●	
ベニスナゴ		●	●		●	●	●	●	●	
オオシオグサ		●	●	●	●	●	●			
オキツノリ		●	●	●	●			●	●	
シワヤハズ		●	●		●		●	●	●	
フクロノリ			●		●	●	●	●	●	
ヤハズグサ			●		●	●	●	●	●	
ネザシノトサカモドキ					●	●	●	●	●	
フダラク		●			●		●	●	●	
アツバコモングサ					●		●	●	●	
サナダグサ			●			●	●	●		
ヒビロウド			●				●	●	●	
ピリヒバ					●		●	●	●	
フサノリ			●		●	●		●		
マサゴシバリ			●	●	●		●			
オバクサ					●	●		●		
ススカケベニ					●	●	●			
アナアオサ							●	●		
オオバツノマタ		●	●							
カギウスバノリ							●	●		
コモングサ				●				●		
ツノマタ								●	●	
フトジュズモ		●	●							
キントキ								●		
シキンノリ								●		
タマハハキモク						●				
ツノムカデ			●							
ヒラキントキ								●		
ヒラワツナギソウ								●		
ヒロハノトサカモドキ			●							
フタエオオギ			●							
ミゾオゴノリ			●							
ムチモ								●		
ヤブレグサ								●		

表 2-4-3-7．薩摩長島サイトで確認された海藻種の各年の出現状況
調査開始（2009 年）から 2016 年までの 8 回の調査のうち 出現回数の多い種から表示。黄色は藻場の林冠部を構成していた種を示す。

	薩摩長島								
	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	出現回数
アントクメ	●	●	●	●	●	●	●	●	
シマオオギ	●	●	●	●	●	●	●	●	
トサカノリ	●	●	●	●	●	●	●	●	
マクサ	●	●	●	●	●	●	●	●	
無節サンゴモ	●	●	●	●	●	●	●	●	
有節サンゴモ	●	●	●	●	●	●	●	●	
カニノテ	●	●	●		●	●		●	
キントキ	●		●	●	●		●	●	
シワヤハズ	●	●			●	●	●	●	
オバクサ	●		●	●	●			●	
タマイタダキ	●				●	●	●	●	
フクロノリ	●	●	●	●				●	
ベニヤナギノリ	●	●	●	●				●	
ヒラガラガラ		●				●	●	●	
ユカリ	●	●					●	●	
ナミイワタケ	●		●	●					
ウスバモク					●		●		
ガラガラ	●							●	
フタエオオギ	●							●	
アミジグサ	●								
コケイワズタ								●	
コブソゾ	●								
トサカモク							●		
フシツナギ							●		
ホソバナミノハナ								●	

LFD 指数の変化

海藻類の中でも褐藻綱のコンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目に属する分類群は、特定の分類階級で寒帯性種、温帯性種、熱帯性種の 2～3 グループに分けられる。例えば、コンブ目は属の階級で寒帯性、温帯性に、ヒバマタ目は科、属、亜属の階級で寒帯性、温帯性、熱帯性に、アミジグサ目は属の階級で温帯性、熱帯性にグループ分けができる。LFD 指数とは、褐藻類 3 目（コンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目）の海水温帯別の種数を用いて算出する指数であり、以下の式で求められる（田中 1997）。全てが寒帯性種であれば 0、温帯性種であれば 1、熱帯性種であれば 2 をとる。

$$LFD = (C \times 0 + W \times 1 + H \times 2) / (C + W + H)$$
$$(0 \leq LFD \leq 2)$$

C: 寒帯性種数
W: 温帯性種数
H: 熱帯性種数

一般に、海藻類の分布は海水温と海流の影響を強く受けると言われており、本サイトに出現する海藻類を基に算出した LFD 指数は、サイト周辺の平均海水温と高い相関を示すことが明らかとなっている（寺田ほか 2013）。そこで、各年に出現した海藻類のリストを基に、各サイトの年ごとの LFD 指数を算出し、調査年との相関の有無を調べた。

調査開始から 2016 年までの各サイトにおける LFD 指数の平均値と標準偏差は、室蘭サイトでは 0.33±0.09、志津川サイトでは 1.14±0.09、伊豆下田サイトでは 1.20±0.06、竹野サイトでは 1.21±0.03、淡路由良サイトでは 1.24±0.05、薩摩長島サイトでは 1.36±0.09 であり、低緯度のサイトほど高い値を示した。また、いずれのサイトでも調査年ごとに算出した LFD 指数と調査年に有意な相関は認められなかった（図 2-4-3-1）。これらの結果から、LFD 指数は各サイトで安定しており、暖海域ほど高い値を示すことが明らかになった。また、今後の長期モニタリングの際には、植生の変化に応じて随時当該指数の変化にも注視する必要があると考える。

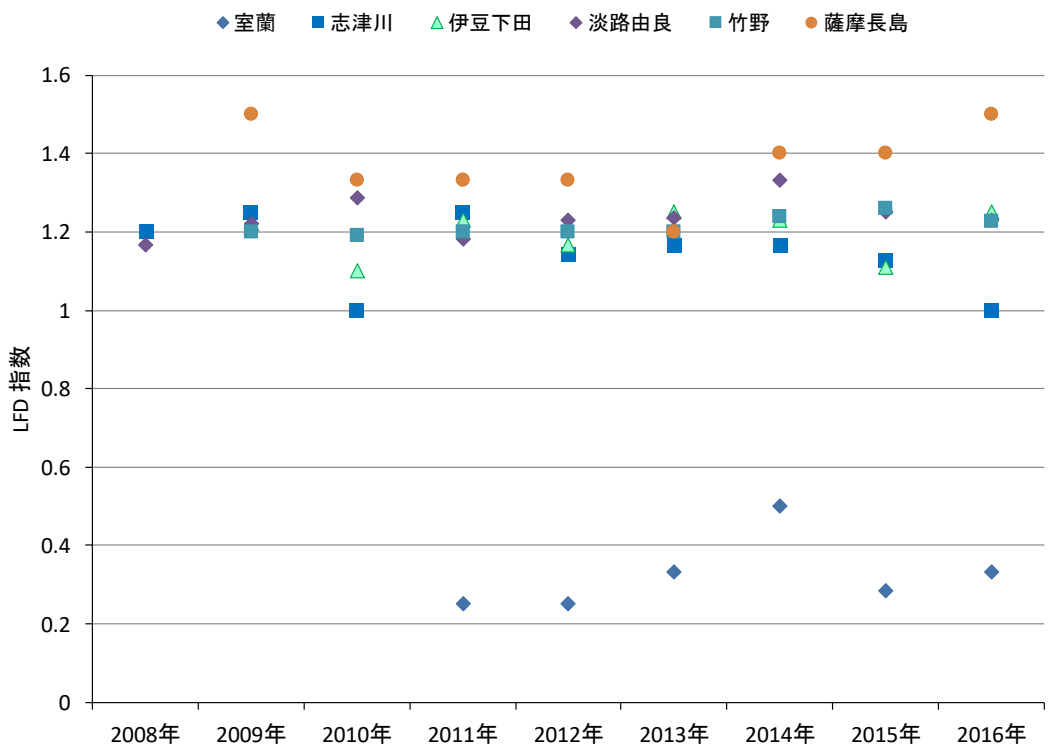


図 2-4-3-1. 全 6 サイトにおける LFD 指数の経年変化を示す。

現存量の変化

本調査では、2011 年及び 2016 年において、各サイトの永久方形枠近傍の海藻類の現存量（単位面積当たりの乾燥重量）を把握するため、50cm 四方の方形枠を用いて枠内の植物を坪刈りする（以下「枠取り」という。）調査を実施している。ここでは、枠取り調査において得られた海藻類の乾燥重量を 1m^2 当たりの重量（以下「現存量」という。）に換算し、2011 年と 2016 年の調査結果を比較した。

なお、枠取り調査は、室蘭サイトでは 2011 年 8 月と 2016 年 7 月、志津川サイトでは 2011 年 6 月と 2016 年 7 月、伊豆下田サイトでは 2011 年 10 月と 2016 年 9 月、竹野サイトでは 2011 年 5 月もしくは 6 月と 2016 年 5 月、淡路由良サイトでは 2011 年 5 月と 2016 年 5 月、薩摩長島サイトでは 2011 年 5 月もしくは 6 月と 2016 年 7 月に実施した。また、枠取りを実施した植生帯は、室蘭サイトではマコンブ帯とチガイソ帯（計 3 か所）、志津川サイトではアラメ帯（1 か所）、伊豆下田サイトではカジメ帯（1 か所）、竹野サイトではクロメ及びヤナギモクの混生する植生帯とホンダワラ類が混生する植生帯（各 1 か所）、淡路由良サイトではカジメとホンダワラ類が混生する植生帯（2 か所）、薩摩長島サイトではアントクメ帯（2 か所）であった。

各サイトにおける藻場の現存量を表 2-4-3-8 に示す。

室蘭サイトでは 2011 年において 2,791g、2016 年は 3,212g であった。いずれの年でも主な海藻類はマコンブ、チガイソ、ハケサキノコギリヒバ等であった。特にマコンブの現存量は約 4kg（海水を含んだ湿重量に換算すると約 20kg）に達し、マコンブが高密度に生育する群落であることが示唆された。

志津川サイトでは 2011 年において 1,080g、2016 年は 1,625g であった。本サイトでは、震災の影響によりアラメ群落が岸側に移動したことにより、枠取りを実施した調査地点が異なるため、現時点において現存量の比較はできなかった。

伊豆下田サイトでは 2011 年において 1,230g、2016 年は 907g であった。2011 年と比較すると 2016 年の値は減少していたが、永久方形枠内の植生被度には調査年間に差異が見られないことから、藻場全体としては大きな変化はないものと考えられる。

竹野サイトでは 2011 年において 1,095g、2016 年は 954g であった。いずれの年でも主な海藻類はクロメ、ヤツマタモク、ヨレモク等であった。2011 年に比べて 2016 年はクロメの衰退を反映し、ヤナギモクやヨレモクが現存量に占める割合が 2011 年に比べて高くなっていたが、全体の現存量に顕著な違いは見られなかった。

表 2-4-3-8. 各調査サイトにおける海藻類の平均乾燥重量（g / m^2）

	2011年			2016年			
	全海藻類	各種の重量		全海藻類	各種の重量		
サイト名	平均値	最小値	最大値	平均値	最小値	最大値	主な海藻
室蘭	2791.4	0.4	4282.9	3212.4	<0.1	3720.0	マコンブ、チガイソ、ハケサキノコギリヒバ等
志津川	1080.0	96.8	1024.8	1625.4	<0.1	3250.8	アラメ、マクサ
伊豆下田	1230.0	-	-	907.2	-	-	カジメ及びアラメ
竹野	1095.2	<0.1	820.0	954.4	<0.1	993.6	クロメ、ヤツマタモク、ヨレモク等
淡路由良	2179.7	<0.1	2217.6	1570.9	<0.1	1696.8	カジメ、ワカメ、マクサ等
薩摩長島	1227.8	<0.1	1289.7	411.3	11.1	104.0	アントクメ、シマオオギ、エチゴカニノテ等

淡路由良サイトでは 2011 年において 2,180g、2016 年は 1,571g であった。主な海藻は両年ともカジメやマクサ等であった。2016 年は、カジメが 2011 年に比べて衰退している時期であったため、その影響が現存量にも反映された可能性がある。

薩摩長島サイトでは、2011 年において 1,228g、2016 年は 411g であった。ただし、2016 年はアントクメがほぼ消失しており、下草であるシマオオギやエチゴカニノテ等の小型の海藻類が繁茂していた。つまり、2011 年はアントクメ藻場の現存量、2016 年は小型の海藻主体の群落の現存量を示していると解釈できる。

引用文献

田中 次郎 (1997) 褐藻 (コンブ目，ヒバマタ目，アミジグサ目) の分布にもとづく海藻相解析. 藻類, 45:5-13

寺田 竜太, 川井 浩史, 倉島 彰, 坂西 芳彦, 田中次郎, 村瀬 昇, 吉田 吾郎, 太齋 彰浩, 本村 泰三 (2013) 藻場生態系.（環境省自然環境局生物多様性センター 編） モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2012 年度とりまとめ報告書, 74-80. 環境省自然環境局生物多様性センター，山梨

4）藻場生態系における 10 年の総括

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎、
村瀬　昇、吉田吾郎、青木優和、阿部拓三、太齋彰浩、本村泰三

各サイトの植生

本調査では、海流の影響等を考慮した海域区分に基づき、各地に特有な藻場植生をモニタリングしている。

千島海流（親潮、寒流）の影響を主に受ける室蘭サイトでは、亜寒帯性のマコンブ（口絵 7）が主体となるコンブ群落が見られ、毎年安定した高密度な藻場が見られた。

志津川サイトは同様に千島海流の影響を受けるが、温帯性種のアラメ（口絵 7）の生育北限にも近く、コンブ類とアラメが場所によって混生する海域となっている。当サイトでは、アラメを主体とする群落が震災前後を通して観察され、地震による地盤低下の影響等も観察された。

伊豆下田サイトは太平洋に面した伊豆半島南部に位置し、黒潮（暖流）の影響を受けている。当サイトでは、温帯性のアラメとカジメ（口絵 7）がモニタリングされており、調査期間を通して安定した藻場が確認されたが、個体数等には変化が見られた。

淡路由良サイトは瀬戸内海の海域区分に位置し、大阪湾に残された最大規模の藻場である。当地でもカジメ（口絵 8）の群落が見られるが、アカモクやヤナギモク、ワカメなどと混生した藻場が見られた。

竹野サイトは日本海に面した豊岡市竹野に位置し、ナホトカ号の重油流出事故以来のモニタリングデータが蓄積されてきた場所である。当サイトではノコギリモクやヤナギモク、ヤツマタモクなどのガラモ場（口絵 8）が広範囲に見られ、クロメ群落（口絵 8）も見られた。

薩摩長島サイトは東シナ海に面した九州南西部に位置し、アントクメ群落（口絵 8）が見られるが、経年変動が著しく不安定であった。

各サイトでは、当該海域で代表される藻場が確認され、極相に相当する安定した藻場もあれば、経年変動の著しい藻場も見られた。また、下草を含めた植生の LFD 指数（田中（1997）は、暖海性の種類が主体の群落ほど値が高くなる傾向が見られた。また、この値は低緯度や暖流の影響を受ける場所ほど高い傾向にあったことから、今後の長期モニタリングに際して各サイトの指数の変化を注視していく必要があると考えられた。

藻場の成立と更新

海藻類は多様な生活史を有し、1 年で成熟・枯死流失する種類もあれば、藻体が数年間生育する多年生種もある。藻場が毎年同じ場所に見られる極相状態であっても、枯死流失によるギャップ（裸地）の発生と新たな個体の加入（ギャップ更新、ギャップダイナミックス）によって藻場の内部は常に更新されている。

一般に、寿命の長い森林のギャップダイナミックスと異なり、1 年から数年で枯死流失する海藻類の藻場では、ギャップの発生と新規個体の加入が毎年広範囲で発生し、短期間で極相に達する。一般に、海藻類は夏季に枯死流失する種類が多いが、枯死流失や新規加入の時期は種によって多様である。藻場には純群落が少ないことから、藻場には常に複数の林冠構成種が見られる。ギャップが発生しても常に同じ種が加入するとは限らず、別の種が新たに加入した場合はギャップ発生前とは異なる林冠となる。また、多年生のホンダワラ類の群落では、小型の個体が林冠構成種の下草として生育している場合がある。この場合、ギャップの発生によって小型個体に光が届くようになり、新たな個体の加入を待たずに早い速度で成長し、林冠構成種となる場合がある。

本事業の藻場調査では、このような藻場のギャップダイナミックスが各地で見られた。一見、極相に達している安定した藻場のように見える場合であっても、林冠を構成する各

種、各個体の配置は常に変化していた。具体的には、竹野サイトのクロメの群落の一部が徐々にホンダワラ類に置き換わった。また、淡路由良サイトのカジメ群落が、ギャップ発生の翌年にカジメの幼体によって更新された例や、ヤナギモクが衰退した例等が見られた。伊豆下田サイトでも、カジメ成体の衰退傾向の後に幼体が加入した。室蘭サイトのマコンブでも、パッチ状にできたギャップに幼体が加入し、群落が更新されている。日本の藻場のギャップダイナミックスについては、ノコギリモク群落の生産構造と更新の過程等が知られているが（Murase and Kito 1998、Murase et al. 2000a, b）、知見は十分でない。これらの事象は、永久方形枠を用いて同じ場所を長期観測してきたからこそ得られた知見として高く評価できる。

台風によるかく乱

ギャップの形成は、成熟による枯死流失のほかに、台風の襲来等による突発的なかく乱によるギャップ形成も無視できない要因となっている。淡路由良サイトでは、2014 年に台風 8 号（7 月）や 11 号（8 月）、18 号（9 月）、19 号（10 月）が淡路島近傍を直撃や通過しており（気象庁 2018）、翌年には藻場構成種の被度の顕著な低下が見られた。このような突発的なかく乱は、各サイトで起こり得ることから、長期モニタリングを通して台風の経路等にも注視する必要があると言える。

台風の影響は海藻類の生育時期によって大きく異なる。幼体の繁茂期や成体の成熟期の前に台風が直撃した場合、次世代の藻体の供給に深刻な影響が生じることが懸念される。また、台風の影響のほかに、通常の季節変化を逸脱した夏季の高海水温、震災による津波や地盤沈下、藻植生魚介類による食害等も藻場の成立に影響を及ぼす突発的なかく乱要因となっている。

震災による地盤沈下が引き起こした植生変化

光は海藻類の光合成に不可欠だが、海面付近で消散し、海中に届く光量は水深が深くなるに従って指数関数的に減少する。また、光は波長によって届く水深が異なっており、特に高波長である赤色光は海面付近で消散する傾向にある。

藻場は一般に、海面付近から水深 -10m 前後にかけて見られるが、種によって光合成に必要な光量（補償光量と飽和光量）や光質が異なり、生育の下限水深が異なる。

志津川サイトではアラメをモニタリングしているが、震災で地盤の沈降が生じ、生育下限付近に設置していた永久方形枠内のアラメ藻体が徐々に枯死・消失した。自然現象で藻場の底質が沈降したことは極めて珍しいが、光量が生育下限水深を決定していることを認識させる事象として極めて興味深い。この永久方形枠のアラメ群落は現在も消失したままだが、地盤は徐々に隆起していると言われている。アラメが再加入する可能性についても今後、モニタリングで注視する必要がある。

地震発生時、志津川サイトには津波が直撃したことから藻場の消失が強く懸念されたが、物理的に剥離した個体がいくつか見られたものの藻場自体は残存した。東北地方太平洋沿岸では、ほかの場所の藻場においても津波の直接的な被害は少なかったと報告されている。アラメやコンブ類は波浪によって波打つ柔軟な体を有することから、津波でも流失する個体が少なかったと考えられる。志津川サイトでは地震発生以前からモニタリングを行っており、津波や地盤沈下等の震災による影響を客観的に把握できる唯一の藻場サイトとして高い評価を得ている。

藻場の消失と要因

薩摩長島サイトでは、温帯性カジメ類で最も低緯度に分布するアントクメをモニタリングしている。本種は神奈川県真鶴半島から本州中南部太平洋沿岸、四国、九州に分布し、分布の南限は種子島沖の馬毛島だった。しかし、1990 年代以降は馬毛島で見られなくなり、現在の分布南限は鹿児島県の薩摩半島側でいちき串木野市、大隅半島側が志布志市となっている。

薩摩長島サイトは分布南限から約 50km 北に位置し、アントクメの高密度な群落が見られる場所として設置された。本種は 1 年で成熟・枯死流失する一年生の生活史を有することから、毎年のギャップ更新と加入によって群落が成立している。しかし、海水温や食害

等、さまざまな環境要因の影響で群落は安定せず、年変動が著しい不安定な状況が続いていた。

特に、2016 年の調査時にはアントクメが成熟前にほぼ流失しており、葉状部を食害等で欠損した個体が多く見られた。近年、アイゴやイスズミ類、ウニ等の藻食性魚介類による藻場の食害が九州では広く報告されており、深刻な問題となっている。アイゴやイスズミ類の食圧は海水温 15℃を下回ると停滞することが知られているが、秋から冬にかけての海水温が近年高止まりする傾向にあり、アントクメの成長期に食害を受けた可能性が推察される。また、夏季の高海水温によって、玄界灘のアラメが一斉に消失した年もあった。アントクメやアラメは巨視的な胞子体と微少な配偶体の異型世代交代の生活史を有するが、夏季の高海水温は配偶体の生残にも影響を及ぼすことが懸念されている。

薩摩長島サイトは東シナ海に面した長島西部に位置するが、八代海に面した長島東部ではアントクメの良好な藻場が見られる。これは、閉鎖性の強い八代海が暖流の影響を受けにくく、海水温が東シナ海側よりも常に 2～3℃低いことや、低海水温によって芽生えの時期に食害を受けにくいこと、東シナ海側よりも富栄養であることが関連すると考えられる。長島東西のアントクメ繁茂状況の違いは、温暖化等に関連して分布域の変化が今後も懸念されることから、今後のモニタリングが注視される。

まとめと展望

ギャップダイナミックスの過程と間隔が長い森林や陸上の植生と異なり、ギャップの更新が頻繁に起きている藻場では、常にめまぐるしい変化が起きている。藻場の変化を捉えていく場合には、変化の要因について的確に把握し、長期的な変化を予測していくことが望まれる。

また、海藻類の成長や成熟には海水温や光、栄養塩等の環境条件が強く影響している。これまでのモニタリングは海藻植生や生態調査を主体としており、各調査地点の海水温等のモニタリングは各サイト代表者の自己判断と各自の予算で実施されてきたが、海水温等の環境条件に関するデータ取得の継続性及び統一的な取得方法を担保するため、本事業内でのデータ取得に関する検討を行うことも重要であろう。

引用文献

気象庁 (2018) 台風経路図. (http://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/typhoon/route_map/index.html, 2018 年 2 月 11 日確認).

Murase N, Kito H (1998) Growth and maturation of *Sargassum macrocarpum* C. Agardh in Fukawa Bay, the Sea of Japan. Fisheries Science 64:393‑396

Murase N, Kito H, Mizukami Y, Maegawa M (2000a) Productivity of a *Sargassum macrocarpum* (Fucales, Phaeophyta) population in Fukawa Bay, Sea of Japan. Fisheries Science 66:270‑277

Murase N, Kito H, Mizukami Y, Maegawa M (2000b) Relationship between critical photon irradiance for growth and daily compensation point of juvenile *Sargassum macrocarpum*. Fisheries Science 66:1032‑1038

田中 次郎 (1997) 褐藻 (コンブ目, ヒバマタ目, アミジグサ目) の分布にもとづく海藻相解析. 藻類, 45:5-13

5）藻場生態系の現状と展望

寺田竜太、川井浩史、倉島　彰、坂西芳彦、島袋寛盛、田中次郎、
村瀬　昇、吉田吾郎、青木優和、阿部拓三、太齋彰浩、本村泰三

現状

各サイトの調査開始年から 2016 年までの期間では、いくつかのサイトにおいて、藻場の林冠部を構成する植生被度と調査年に相関が認められた。具体的には、志津川サイト（r = -0.952、$p < 0.01$）、伊豆下田サイト（r = -0.878、$p < 0.01$）、淡路由良サイト（r = -0.779、$p < 0.05$）では、植生被度が減少していた。一方、竹野サイトでは、植生被度が増加していた（r = 0.852、$p < 0.01$）。

各サイトで見られた植生被度の経年変化は、震災の影響を受けた志津川サイトを除いて、各サイトに成立する藻場のギャップの更新による植生変化である可能性が高い。例えば、林冠部を構成する植生被度が減少した伊豆下田サイトでは、カジメ成体の衰退傾向の後に幼体の加入が見られた。つまり、林冠部のカジメ成体の被度は減少しているものの、下草にカジメ幼体が加入しているという植生の更新が生じていると考えられる。

志津川サイトでは、震災による影響が時間差で生じた。具体的には震災から 3 か月後の 2011 年調査において、林冠部の植生被度に大きな変化は見られなかったが、年々その被度は減少し、およそ 3 年半後の 2014 年にはついに消失し、現在も消失した状態が継続していた。また、淡路由良サイトでは、淡路島を台風が直撃（2014 年 10 月）した翌年（2015 年 5 月）の調査において、カジメ（口絵 8）とヤナギモクといった主要な海藻類の被度が顕著に減少した。その際、海中に固定されている永久方形枠のコーナーマーカーとなるボルトが 20 cm 程度の礫の下に埋もれた状態になっており、台風による激しい波浪が調査地点付近の海岸地形及び藻場に大きなかく乱をもたらしたものと推測された。このような事例は、自然災害やタンカーの座礁等の突発的な事象（インパクト）が生じた際、その前後における藻場生態系への影響を客観的に捉えることができるデータが得られていることを示しているものと言える。

薩摩長島サイトに見られるアントクメ藻場（口絵 8）は、1 年で成熟・枯死流失する生活史を示す藻場であるため、植生の年変動が大きいという特徴があることが分かった。また、海水温変化や魚類による食害が、藻場の植生の年変動に関与していることが示唆された。

展望

藻場では、陸上の植生とは異なりギャップの更新が頻繁に起きており、常にめまぐるしい変化が見られることが明らかとなった。これは、10 年のモニタリングを実施したことによる成果と言える。一方で、藻場の変化を捉えていく場合には、変化をもたらす要因（ギャップの更新、海域の環境変化等）を的確に把握し、数十年といった期間における変化を予測していくことが重要であると言える。また、海藻類の成長や成熟には、海水温・光・栄養塩等の環境条件が強く影響を与えるものと考えられるため、今後、これらの物理環境に関するデータを取得していくことが望まれる。

LFD 指数について、今回のとりまとめでは経年変化は見られなかったが、現時点における各サイトの構成種から算出された指数は、今後 90 年の変化を捉えていく上での基準値となる。また、近年、海水温の上昇傾向が見られるわが国の海域において、植生の変化に応じて随時当該指数の変化にも注視する必要があると考える。

第３章 東北地方太平洋沖地震後の沿岸生態系の回復過程の比較検証

仲岡雅裕、鈴木孝男、坂西芳彦、早川　淳

はじめに

東北地方太平洋沖地震（以下「地震」という。）は、東北地方太平洋沿岸の海洋生態系に多大な影響を与えた。モニタリングサイト 1000 沿岸域調査では、東北地方太平洋沿岸にある 3 サイト（松川浦：干潟、大槌湾：アマモ場、志津川湾：藻場）において、地震発生の 3 年前にあたる 2008 年から生物多様性及び生態系機能に関するデータを定量的かつ定期的に取得していた。そのため、本稿では、東日本大震災（以下「震災」という。）の事前事後の比較により、地震及び地震に伴って発生した津波や地盤沈下が沿岸生態系に与える影響について定量的な評価を行った。

2013 年にとりまとめられたモニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2012 年度とりまとめ報告書では、上記 3 サイトで 2008～2011 年にかけて取得された干潟の底生動物の個体数、種数、アマモ場のアマモ類の被度及び藻場の海藻類の被度のデータを用いて、Effect size（地震発生前後の値の変化が、それ以前の経年変動に対して相対的にどの程度大きいかを評価する指標）を求め、サイト内、サイト間で比較した。その結果、地震前後の変化は松川浦サイト及び大槌サイトではいずれの観測点でも負の値を示し、これには津波による堆積物底の大規模かく乱が作用していることが明らかとなった。一方で、志津川サイトでは負の変化、正の変化の両方が検出され、藻場の海藻類の被度の変化には津波よりも地盤沈下の影響が大きいことが判明した。また、影響の大きさは、サイト内のエリア間や水深の異なる観測点間でも大きく変異することも明らかになった（仲岡ほか 2013）。

その後、モニタリングサイト 1000 沿岸域調査の継続に伴い、地震後 5 年間（2012～2016 年）にわたって、同じ観測点で同じ手法の調査が継続され、地震後の生態系の長期変動のデータが集積されつつある。上記 3 サイトにおける生物相及び周辺環境の地震前後の長期変化の詳細は、それぞれ干潟、アマモ場、藻場の章の中で詳しく述べられている（鈴木・金谷 2019；仲岡ら 2019；坂西 2019）。本稿では、3 サイトのデータを同一の方法で比較することにより、震災後の各生態系の回復過程についてその変異の大きさを把握するとともに、その変動要因について検討した。

材料と方法

上記 3 サイトについて、2008～2016 年に年 1 回ずつの調査で得られた干潟の底生動物、アマモ類、海藻類の定量データの比較を行った。サイト及び調査方法の詳細は、各生態系の報告を参考にされたい。松川浦サイト（干潟）については、潟湖開口部に近い A エリアと潟湖奥部の B エリアの 2 か所で得られた底生動物のデータより、それぞれのエリアの潮間帯上部、下部について、個体数密度の時間変化を求めた。大槌サイト（アマモ場）については、吉里吉里エリア、根浜エリアに水深軸に沿って設置された観測点ごとに得られたアマモ類の全体被度のデータを経年的に比較した。志津川サイト（藻場）については、ライン調査で水深軸に沿って設置された方形枠（50cm×50cm）、及び永久方形枠調査で設定された 3 つの永久方形枠（2m×2m）に出現する大型海藻類の被度のデータを比較した。

各目的変数について、まず地震前である 2008～2010 年間の 3 年間のデータより、平均値及びその 95%信頼区間を求めた。次いで、地震直後の 2011 年のデータをこの値と比較して、95%信頼区間より低い値は、地震（津波や地盤沈下）により数値が有意に減少したと判定した。有意な減少と判定した観測点につ

いてはさらに、2012 年以降の値を上記 2008～2010 年間の平均値と信頼区間、及び 2011 年の値と比較して、回復過程を下記のように区分した。

１：過回復：数値が地震前の信頼区間より高いケース
２：回復：数値が地震前の信頼区間内に収まるケース
３：回復途上：数値が 2011 年の値よりも高いものの、地震前の信頼区間よりも低いケース
４：未回復：数値が 2011 年の値と同じレベルにとどまるケース
５：減少継続：数値が 2011 年の値より低いケース

なお、３、４、５における 2011 年の値と比較しての増減は被度で 10 ポイント以上の変化が生じたかどうかで判定した。

2011 年とそれ以前で数値の有意な変化が検出されなかった観測点の 2012 年以降の変化については、次の 3 つの変動パターンを識別した。

６：地震後に増加：2011 年を含めて数値が地震前の信頼区間より高いケース
７：変化なし：2011 年を含めて数値が地震前の信頼区間内に収まるケース
８：時間的遅れを伴った減少：2012 年以降に初めて地震前の信頼区間を下回るケース

アマモ場、藻場の被度データはアークサイン変換をして解析を行った（表 3-1 では変換前の値を表示している。）。なお、震災前の平均被度が 5%未満であった観測点（大槌サイト・根浜エリアの St.7、志津川サイト・ライン調査の St.9、St.10）は解析から省いた。

結果

3 サイトにおける底生動物の個体数密度（松川浦サイト）、アマモ類の被度（大槌サイト）、林冠を形成する大型藻類の被度（志津川サイト）の観測点ごとの時間変化を表 3-1 に示す。視覚的に分かりやすく示すため、地震後の値については、地震前の信頼区間より高い値を紫色、地震前の信頼区間に入る値を青色、地震前の信頼区間より低い値を黄色で示してある。また、2012 年以降の値についてはさらに、地震前よりも有意に減少しその後回復途上にある値を緑色、2012 年以降、2011 年よりもさらに減少している値をオレンジ色で表示してある。

松川浦サイトにおいては、2011 年はいずれのエリア、潮位においても底生動物の個体数密度が著しく激減したが、2012 年までに以前の密度レベルに回復し、さらに地震前よりも密度が高くなる場所や年も出現しており、4 地点とも「過回復」と判定した。B エリアの方が A エリアよりも震災後の密度の増加率が高かったが、エリア内の潮位帯間では顕著な違いは検出されなかった。

大槌サイトの吉里吉里エリアは全 7 観測点で 2011 年に被度が 0～1%まで減少した。その後、St.1 では 2013 年と 2015～16 年に、St.2 では 2016 年に地震前の被度まで回復した（「回復」と判定）が、そのほかの点では地震後 5 年間、被度の回復は全く見られなかった（「未回復」と判定））。根浜エリアでは、2011 年に被度が全て 0%となった。その後 St.1 では 2014 年以降、地震前の被度まで「回復」し、St.2 では 2016 年に「回復途上」となったが、ほかの観測点は被度 5%以下のまま 2016 年まで推移し、地震前に一旦被度が 0%になった St.4 で「変化なし」と判定した事例を除き、全て「未回復」と判定した。地震後回復が見られた場所は、いずれのエリアも水深の浅い観測点であった。

志津川サイトにおいては、2011 年に被度の減少が認められたのはライン調査の St.5、6、7 及び永久方形枠 A、B、C であったが、いずれも被度は 30%以上であった。しかし、2012 年以降被度の減少が続く観測点が多く、いずれも「減少継続」と判定した。ライン調査の St.4 と St.8 では地震直後の 2011 年の被度は地震前と変わらないものの、その後減少する年が多く、「時間的遅れを伴った減少」と判定した。以上のうち、ライン調査の St 6、7、8 及び永久方形枠の 3 観測点では 2014 年までに被度は 0%となりそのまま 2016 年まで推移している。一方、ライン調査の St.1、2、3 では地震前後での被度の変化は生じず、ほとんどの年で被度は 85%以上で推移した。St.1 は「地震後に増加」と判定したが、これは、地

表 3-1. 地震前後の底生動物の個体数密度（松川浦サイト）、アマモ類の被度（大槌サイト）、大型海藻類の被度（志津川サイト）の時間変化と回復過程の判定結果

松川浦　　密度(m^-2)

エリア	潮位	2008年	2009年	2010年	地震前平均	95%信頼区間下限	95%信頼区間上限	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	判定
A	上部	100	1950	1633	1227	108	2347	57	1665	1015	6273	1754	4067	1：過回復
A	下部	380	1878	831	1030	160	1900	7	1325	2465	5074	5357	9749	1：過回復
B	上部	909	1561	668	1046	523	1569	102	1834	2732	4419	5781	1603	1：過回復
B	下部	578	1165	1070	938	581	1295	0	1429	2073	4902	2330	781	1：過回復

大槌　　被度(%)

	水深 (m)	2008年	2009年	2010年	地震前平均	95%信頼区間下限	95%信頼区間上限	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	回復状況
吉里吉里														
St.1	5	54	6	10	20	1	54	0	0	13	4	16	40	2：回復
St.2	5.9	25	40	42	35	25	47	0	1	2	7	17	30	2：回復
St.3	7.4	42	47	82	58	32	81	0	1	5	1	0	0	4：未回復
St.4	11.2	36	33	81	50	20	81	0	0	1	2	1	0	4：未回復
St.5	13.8	58	59	90	71	46	90	0	0	0	0	1	0	4：未回復
St.6	18.1	14	15	39	22	9	38	1	0	0	0	0	0	4：未回復
St.7	11.6	5	10	22	11	4	22	0	0	0	0	1	1	4：未回復
根浜														
St.1	3.2	58	19	13	28	7	58	0	1	0	15	22	40	2：回復
St.2	4.3	27	27	24	26	24	27	0	0	0	1	0	13	3：回復途上
St.3	5.3	90	12	31	45	4	90	0	0	2	1	0	0	4：未回復
St.4	6.2	21	9	0	6	0	25	0	0	0	1	2	5	7：変化なし
St.5	6.8	46	4	34	25	4	56	0	0	0	2	0	0	4：未回復
St.6	7.9	44	4	18	19	3	46	0	0	0	0	0	0	4：未回復

志津川　水深 (m)　被度(%)

	水深 (m)	2008年	2009年	2010年	地震前平均	95%信頼区間下限	95%信頼区間上限	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	回復状況
ライン1	0.8	100	100	1	78	1	79	100	100	100	100	100	100	6：地震後に増加
ライン2	1.9	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	40	8：時間的遅れを伴った減少
ライン3	2.1	75	80	100	90	63	100	100	85	90	90	100	100	7：変化なし
ライン4	3	90	100	100	99	90	99	90	65	5	15	95	25	8：時間的遅れを伴った減少
ライン5	3.1	90	100	100	99	90	99	80	40	70	20	100	0	5：減少継続
ライン6	3.6	100	100	100	100	100	100	80	30	40	0	0	0	5：減少継続
ライン7	3.4	80	100	100	98	80	98	30	50	0	0	0	0	5：減少継続
ライン8	3.7	5	80	90	57	5	99	90	0	0	0	0	0	8：時間的遅れを伴った減少
永久区A	4.6	65	73	68	68	64	73	45	25	8	0	0	0	5：減少継続
永久区B	4.3	100	90	100	99	90	99	76	59	23	0	0	0	5：減少継続
永久区C	4.6	95	95	90	94	90	96	71	70	5	0	0	0	5：減少継続

凡例

- 地震前の信頼区間より高い値
- 地震前の信頼区間に入る値
- 地震前の信頼区間より低い値（2011年）および2012年以降（10ポイント以上）増減がない値
- 2012年以降、2011年よりも減少した値（10ポイント以上）
- 2012年以降、2011年よりも（10ポイント以上）増加したものの地震前の信頼区間には達しない値

震前の 2010 年において被度が著しく低かったことによる。St.2 は 2016 年に被度が初めて 100%を下回り、「時間的遅れを伴った減少」と判定したが、St.3 は「変化なし」であった。地震後に被度が漸減していった場所はいずれも水深が -3m 以深であり、一方、それより水深の浅い場所の多くの観測点では被度は高い値を維持した。

考察

本調査の東北地方に配置されたサイトにおける調査から得られた地震前後の長期データの解析により、今回は地震によるかく乱以降の回復過程に関する新たな知見を得ることができた。

地震直後の 2011 年までのデータを用いた前回の解析（仲岡ほか 2013）では、堆積物底にある干潟とアマモ場において津波の大規模なかく乱により動植物が著しく負の影響を受ける一方、岩礁帯にある藻場では津波の影響はそれほど大きくなく、むしろ地盤沈下に伴う光量不足が海藻類の変化を引き起こしていることが明らかになった。その後得られたデータを解析することにより、津波のかく乱を受けた干潟とアマモ場では、その後の長期的な生物の回復過程が大きく異なること、また、藻場については地盤沈下に伴う被度の低下が時間の経過とともにさらに進行することが新たに明らかになった。また、同じサイト内においても、干潟内の位置やアマモ場、藻場の水深の違いによって、回復パターンや回復速度が大きく異なることが判明した。松川浦サイトにおいては、2012 年以降、個体数だけではなく種数も増加している。このことは地震後に底生動物の生息環境が回復してきていることに加えて、外洋からの底生動物幼生の供給が順調であることが関係していると思われる（鈴木・金谷 2019）。なお、地震前と地震後は優占種が変化し、群集の類似度も大きく変化していることから、本解析において「回復」もしくは「過回復」と判定した結果については、底生生物相が地震以前の状態に戻ったことを意味するわけではないことに注意する必要がある。

大槌サイトの吉里吉里及び根浜エリアのアマモ場では、比較的水深の浅い場所で植生の回復が早い一方、水深の深い場所では回復が見られなかった。その変異の原因のひとつとして、水深による優占種の違いが挙げられる。水深の浅い場所で優占するアマモに比べ、水深の深い場所で優占するタチアマモは、シュート当たりの種子生産量が極めて少ない（Nakaoka 2002）。また、震災以降確認されたアマモ類の実生もそのほとんどがアマモであった。このことから種子繁殖による回復率の違いが、回復過程のサイト内変異に関連している可能性が指摘される。また、アマモ場の水深の深い場所は、後述する藻場と同様に光量がアマモ類の分布や生物量、生産量の律速要因になっている。震災以降、復興工事等に伴いアマモ場の透明度は悪い状況が続いており、これが水深の深い場所の植生の回復の遅れに関連している可能性も示唆される。同様の可能性は東北地方のほかのアマモ場でも指摘されている（仲岡ほか 2017）。

志津川サイトの藻場における水深の深い場所で大型藻類の被度が地震後 2 年目以降にさらに減少している点は、前回の解析（仲岡ほか 2013）で指摘した地盤沈下による光量の不足が継続していることが原因と考えられる。これに伴い、群落限界の岸（水深の浅い場所）側への大幅なシフトが確認されている（坂西 2019）。地震に伴う地盤沈下が底生生態系に与える効果については、東北海域のほかのアマモ場や藻場、岩礁潮間帯でも報告されている（河村ほか 2017；仲岡ほか 2017；Noda et al. 2016；Suzuki et al. 2017）。

以上のように、地震に伴う大規模改変を受けた沿岸生態系の回復過程は、海底生態系の特性や地理的条件により大きく異なることが明らかになった。また、同一の生態系内でも水深や場所の違いにより回復速度に大きな違いが生ずることも確認された。震災の影響が大きかった東北太平洋側の沿岸域では、復興事業に伴う防潮堤の建設や土地改良工事等により、引き続き沿岸の自然生態系に負荷がかかっている。また、現在進行しつつある気候変動に伴う水温、水面上昇等はかく乱からの回復過程にも影響を与えうる。地震の影響を受けた自然生態系の回復過程をより深く理解するためには、今後も長期的なデータの集積を続け、環境要因の変動との関連性を含めた統計的解析を引き続き実施することがなによりも重要であろう。

引用文献

河村 知彦, 高見 秀樹, 早川 淳, 村岡 大祐, 玉置 仁 (2017) 三陸沿岸の岩礁藻場における地震と津波の影響およびその後の変化. 日本水産学会誌, 83:672-76

Nakaoka M (2002) Predation on seeds of seagrasses *Zostera marina* and *Zostera caulescens* by a tanaid crustacean *Zeuxo* sp.. Aquatic Botany, 72:99-106

仲岡 雅裕, 鈴木 孝男, 太齋 彰浩, 坂西 芳彦, 倉島 彰, 青木 優和, 田中 次郎 (2013) 東北地方太平洋沖地震が沿岸生態系に及ぼした影響.（環境省自然環境局生物多様性センター 編） モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）2008-2012 年度とりまとめ報告書, 74-80. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

仲岡 雅裕, 玉置 仁, 村岡 大祐, 徳岡 誠人, 小松 輝久, 田中 法人 (2017) 三陸沿岸域におけるアマモ場の東日本大震災前後の変化. 日本水産学会誌, 83:659-63

仲岡 雅裕, 早川 淳, 山北 剛久 (2019) 大槌サイト. 本報告書

Noda T, Iwasaki A, Fukaya K (2016) Recovery of rocky intertidal zonation: two years after the 2011 Great East Japan Earthquake. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 96:1549-55

坂西 芳彦 (2019) 志津川サイト. 本報告書

Suzuki H, Aoki T, Kubo Y, Endo H, Agatsuma Y, Aoki M (2017) Distributional changes of the kelp community at a subtidal reef after the subsidence caused by the 2011 Tohoku Earthquake. Regional Studies in Marine Science, 14:73-83

鈴木 孝男, 金谷 弦 (2019) 松川浦サイト. 本報告書

第４章　総括

本章では、調査結果全体を通した総括として、以下の 2 つの内容を取りまとめた。

1）各生態系の結果全体をとりまとめ、沿岸域全体の結果を考察する。

2）これまでの事業における取組と今後の展望を含めて、7 つの項目（サイト配置、調査手法、持続可能な調査体制、情報の共有・管理及び発信、保全施策への活用、国際的枠組みとの連携、社会への貢献）について、事業全体のレビューをする。

１．調査結果の全体考察

調査結果をとりまとめるにあたっての視点

モニタリングサイト 1000 事業は、わが国の代表的な生態系の状態を長期的かつ定量的にモニタリングすることにより、生物多様性や生態系の変化等をいち早く検出し、適切な環境保全施策の立案等に資することを目的としている。そのためには、検出された変化が異変であるかを評価する必要があるが、各生態系の動態や特徴等を把握することで得られる基盤情報、すなわち長期モニタリングに基づくベースラインがなければ、そのような評価はできない。一方、ベースラインを把握した上で、変化が検出された場合は、その要因を見極めることによって、異変かどうかを判断することが可能となる。

2008-2012 年度とりまとめでは、各調査で得られたデータが、今後のモニタリングの基礎データとして有効であることや、各サイトが地域の特徴を捉えるモニタリングサイトとして有効な配置となっていることが示された。

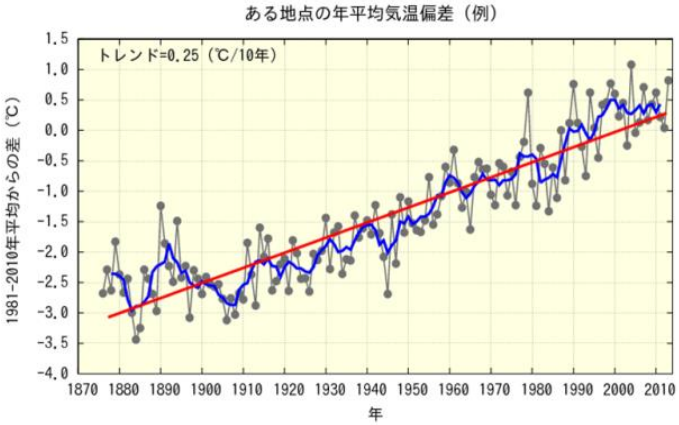
2008-2016 年度とりまとめでは、各サイトが地域的な特徴を捉える配置となっているという 2008-2012 年度のとりまとめ結果を踏まえ、各サイトに注目し、サイト単位での調査結果をとりまとめた。また、2008-2012 年度のとりまとめではできなかった各サイト及び各生態系における生物相もしくは生物量（以下「生物相等」という。）の時間的動態を把握し、100 年を目標とする長期モニタリングを実施する上での基盤情報を得ることができたかどうかを評価するため、生物相等の時間経過に伴う変化や変動（以下、ここでは時間経過に伴う変化や変動をまとめて「経年変化」という。）の検出を試みた（第 1 段階）。なお、本章では、各生態系で異なる変数や解析手法を用いた結果を経年変化としてまとめて併記しているため、以下の点にご留意いただきたい。

＜留意点＞

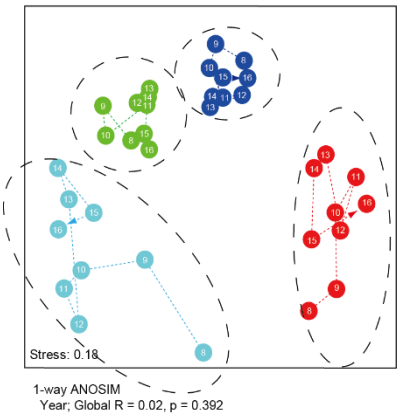
- ✓ 各生態系調査から得られるデータの性質上、同じ方法で解析した結果ではないこと。
- ✓ 各サイト及び各生態系において、解析には異なる変数（磯：解析対象種の出現頻度、干潟：底生動物の群集構造、アマモ場：アマモ類の平均被度の年変動、藻場：林冠部を構成する海藻類の平均被度）を使用して結果を得たこと。
- ✓ 磯、アマモ場、藻場では、上記の各変数を用いて長期変化傾向（以下「トレンド」という。）を解析したこと（図 4-4-1）。
- ✓ 干潟では、上記の変数を用いて経年変動を解析したこと（図 4-4-1）。

さらに、経年変化（トレンドもしくは経年変動）が検出された場合、その要因となり得る気象条件や海洋条件といった物理環境要素との関連性を解析した（第 2 段階）。

本章では、各段階における解析結果を生態系及びサイト単位でまとめた上でそれぞれの結果を考察した。また、今後の沿岸域において留意していく事項として、生物多様性 4 つの危機の視点から各危機に関連する事例をまとめた。



磯、アマモ場、藻場において検出を試みた長期変化傾向（トレンド）のイメージ（赤線）。本図は、気象庁 長期変化傾向（トレンド）の解説より引用した。



干潟において検出を試みた経年変動のイメージ。4 グループを対象とした各グループ内のサンプル（●で示す）は、各調査年の群集構造を示す。それぞれのサンプル間の距離が年変動を表す。

図 4-1-1. 長期変化傾向（左）と経年変動（右）のイメージ図。

経年変化に関する解析結果（第１段階）

各生態系の解析

各生態系における生物相等の経年変化（=トレンドもしくは経年変動）について解析し、以下のような結果等を得た。

磯生態系

磯生態系では、2009～2016 年の調査で得られた解析対象種の出現頻度について、サイト間で共通して出現する解析対象種のデータ数が十分でなかったことなどから解析しなかった。

干潟生態系

干潟生態系では、2010～2016 年の調査で取得されたデータを使用し、全サイトにおける各年の底生動物の群集構造について、経年変動の検出を試みた。

その結果、全サイトに共通する有意な経年変動（例えば、全サイトでの共通種の増加もしくは減少）は検出されなかった。

アマモ場生態系

アマモ場生態系では、2008～2016 年の調査で取得されたデータを使用して、全サイトにおけるアマモ類の平均被度について、トレンドの検出を試みた。

その結果、全サイトに共通するトレンドは検出されなかった。

藻場生態系

藻場生態系では、2008～2016 年の調査で取得されたデータを使用して、全サイトにおける各年の植生被度について、トレンドの検出を試みることを検討したが、現時点ではその結果から明らかにできることはないと判断されたため解析しなかった。

各サイトの解析

各サイトにおける生物相等の経年変化について解析し、以下のような結果を得た（図 4-1-2）。

磯生態系

2009～2016 年の調査で取得されたデータを使用し、各サイトにおける各年の解析対象種の出現頻度について、トレンドの検出を試みた。

その結果、いずれのサイトでもトレンドは検出できなかった（図 4-1-2）。

干潟生態系

2008～2016 年の調査で取得されたデータを使用し、各サイトにおける各年の底生動物の群集構造について、経年変動の検出を試みた。

その結果、松川浦、汐川干潟、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾において、有意な経年変動が検出された（図 4-1-2）。

アマモ場生態系

2008～2016 年の調査で取得されたデータを使用し、各サイトにおけるアマモ類の平均被度について、トレンドの検出を試みた。

その結果、算出された r の値に基づき、大槌（吉里吉里エリア、根浜エリア）と指宿において減少する傾向、石垣伊土名において増加する傾向があると判断された（図 4-1-2）。

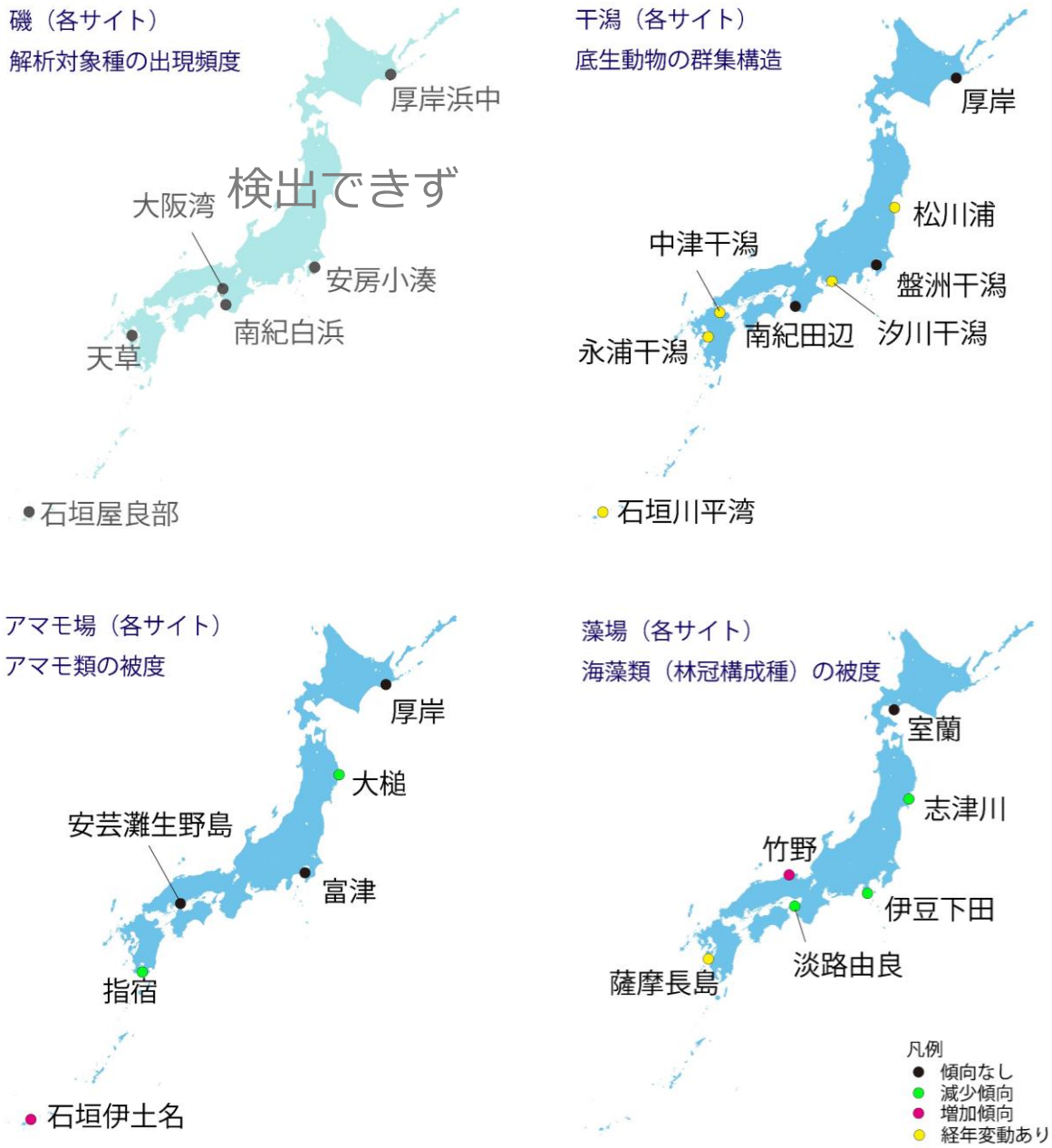


図 4-1-2. 生物相等の経年変化（トレンドもしくは経年変動）が確認されたサイト。トレンドが確認されたサイトを緑（減少傾向）とピンク（増加傾向）で示し、経年変動が確認されたサイトを黄色で示す。

左上：磯における解析対象種の出現頻度のトレンド。解析に用いたデータ数が十分でなく、トレンドの有無を判定することができなかった。
右上：干潟における底生動物の群集構造の経年変動
左下：アマモ場におけるアマモ類の平均被度のトレンド。ただし、傾向は算出した相関係数（0.57 以上）等を基に判断した。
右下：藻場における林冠部を構成する海藻類の平均被度のトレンド

藻場生態系

2008～2016 年の調査で取得されたデータを使用し、各サイトの藻場の林冠部を構成する海藻類の平均被度について、トレンドの検出を試みた。

その結果、志津川、伊豆下田、淡路由良において、有意な減少するトレンドが検出された。また、竹野において、有意な増加するトレンドが検出された。なお、トレンドは検出されなかったものの、薩摩長島において、年によって被度が大きく変化するという特徴が捉えられた（図 4-1-2）。

考察

磯・干潟・アマモ場・藻場生態系における 2008～2016 年の調査で得られた結果を解析した結果、以下の点が明らかとなった。

磯生態系における各サイトの各年の解析対象種の出現頻度に関して、トレンドは検出されなかったが、これは、データ数が解析に十分でなかった可能性が高いと考えられた。しかしながら、現手法によるデータの蓄積が進めば、トレンドの解析が可能となるものと推測されるため、引き続き解析対象種の出現状況をモニタリングしていくことが重要である。

干潟生態系における底生動物の群集構造に関して、5 つのサイトで有意な経年変動が検出された。そのうち、震災の影響を受けた松川浦以外の 4 サイト（汐川干潟、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾）で経年変動が検出された理由は、各サイトで異なる。例えば、これらのサイトでは、干潟面積の大きさや調査地点の微環境の差異が調査で抽出できるサンプルのばらつきを大きくし、毎年の底生動物の群集構造に反映されている可能性がある（木村・金谷 2019；浜口・金谷 2019）。また、汐川干潟を除く 3 サイト（中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾）は、九州地方や沖縄県といった低緯度地域に位置しており、地域的に底生動物の種数が多いという特徴が反映されている可能性も否定できない。つまり、底生動物の種数が多い干潟では、底生動物の群集を形成している母集団サイズが大きくなるため、調査で抽出されたサンプルのばらつきも大きくなる。これらのばらつきが底生動物の群集構造に反映され、経年変動として検出されている可能性もある。従って、現時点において汐川干潟、中津干潟、永浦干潟、石垣川平湾において検出された経年変動が、各サイトの特性によるものであるか、もしくは何らかの異変であるかを判断することはできなかった。しかしながら、これらのサイトでは特定の年に特出するような変化は確認されなかったことから、松川浦を除けば、2008～2016 年の 9 年間においては、各サイトの底生動物の群集構造に注目すべき経年変動は見られなかったと考えられる。

アマモ場生態系においては、明確なトレンドは検出されなかったが、3 つ（大槌、指宿、石垣伊土名）のサイトでアマモ類の平均被度の年変動に増加もしくは減少する傾向があると判断された。そのうち、震災の影響を受けた大槌を除く指宿と石垣伊土名の各サイトは、ともに低緯度地域に位置する。これらのサイトにおいて、増加もしくは減少する傾向が見られた理由としては、アマモ場の特徴（例えば一年生の生活史を示すアマモで構成されていること）や台風によるかく乱の影響が考えられる（堀・山北 2019a；堀・山北 2019b）。特に、アマモ類の平均被度について減少する傾向が見られた指宿では、アマモ場が消失してしまう可能性があり、実際に 2017 年の本サイトの調査では、アマモがほとんど確認されなかった。本サイトのアマモ場が一年生のアマモによって形成されているという特徴を考慮すると、このまま植生が消失してしまう可能性もあり、今後の植生変化を注視していくことが重要である。

藻場生態系においては、志津川、伊豆下田、竹野、淡路由良の 4 サイトで藻場の林冠部を構成する海藻類の平均被度に有意なトレンドが検出された。震災の影響を受けた志津川を除く 3 サイトのうち伊豆下田と竹野のトレンドに関しては、各サイトの藻場の特徴から、ギャップ更新等による変化と判断された（倉島 2019；川井・寺田 2019a；川井・寺田 2019b）。また、淡路由良における海藻類の平均被度のトレンドは、ギャップ更新等に加え、台風による影響も可能性として挙げられた（川井・寺田 2019b）。なお、薩摩長島に関しては、林冠部を構成するアントクメの平均被度にトレンドは検出されなかったものの、その平均被度が年によって大きく変動す

るという特徴が捉えられた（寺田 2019）。また、本サイトにおけるアントクメの群落の成立と生残には、藻食動物による食害や海水温等が影響していると考えられた（寺田 2019）。

東北地方に位置する松川浦（干潟）、大槌（アマモ場）、志津川（藻場）において検出された経年変化（松川浦：底生動物の群集構造の経年変動、大槌：アマモ類の平均被度の年変動の減少傾向、志津川：林冠部を構成する海藻類の平均被度の減少傾向）は、東日本大震災の影響によるものと考えられる（鈴木・金谷 2019；坂西 2019；仲岡ほか 2019）。これら 3 サイトにおける経年変化の詳細に関しては、各サイトのとりまとめにおいて記載しているが、概略は下記のようなものである。松川浦では、2011 年に底生動物の群集構造が著しく変化し、その後徐々に回復しつつも震災前（2010 年）の状態には戻っていないことが明らかになった。また、大槌では、津波による海底のかく乱により、アマモ植生のほとんどが消失し、2016 年までに植生の顕著な回復は見られていない。ただし、2015 年調査から水深の浅い調査地点において、アマモが少しずつ回復していることが確認されている。志津川では、モニタリング開始時、下限水深付近に設置された永久方形枠内のアラメ群落が比較的長い時間をかけてゆっくりと衰退し、2014 年 7 月にはアラメが消失した。その後、2016 年調査まで下限水深付近に設置された永久方形枠内の植生は消失したままである。ただし、この植生の消失は、調査海域におけるアラメ群落が地盤沈下による水深変化に対応して岸側（浅所側）へシフトしたことによるものであることがライン調査の結果から明らかとなった。また、第 3 章に記述されたように、これらの 3 サイトでは、震災直後（2011 年）とそれ以降において、震災影響に対する応答が異なることも明らかになった（仲岡ほか 2019）。

また、今回の解析結果を地域別に見てみると、干潟生態系では底生動物の群集構造の経年変動が見られたサイトは九州地方や沖縄県に偏っていた。また、アマモ場生態系でもアマモ類の平均被度の年変動に増加もしくは減少する傾向が見られたサイトは九州地方や沖縄県に多かった。これらのことは、干潟やアマモ場生態系において生物相等の経年変化と環境変化の幅が低緯度地域でより大きい可能性を示唆している。ただし、磯生態系では時間経過に伴うトレンドを検出できておらず、また、藻場生態系では最も北に位置するサイトである室蘭を除くサイトで林冠を構成する海藻類の平均被度に経年変化が確認されているが、これは陸上の植生と異なり、ギャップの更新をはじめとして、常にめまぐるしい変化が見られるという藻場の特徴を捉えているものと考えられる。従って、現時点で沿岸域に共通した特徴であるかどうかは不明である。

以上のように、今回のとりまとめでは、各生態系の生物相等の経年変化、すなわち時間経過に伴う変化や変動が複数のサイトで検出された。しかしながら、磯生態系及び震災の影響が見られたサイト（松川浦、大槌、志津川）を除いたサイトでは、2008～2016 年の間において注目すべき重大な経年変化は確認されなかったものと考えられる。なお、震災による影響を定量的に捉えている調査やおよそ 10 年にわたり複数の生態系で広域かつ定点における海洋での調査を実施した事例はわが国にはない。そのため、これらの調査結果は、100 年を目標とする長期モニタリングを実施する上での極めて貴重な基盤情報となるものと言える。

物理環境要素との関連性（第 2 段階）

各生態系の解析

各生態系における生物相等の経年変化（トレンドもしくは経年変動）と、それに影響を及ぼす可能性のある物理環境要素との関連性を解析し、以下のような結果を得た。

磯生態系

磯生態系では、全サイトにおける 2011 年の夏以降の岩温の月別データ（月平均値、月最大値、月最低値）を用いた時系列解析を実施したが、全サイトに共通するトレンドは検出されなかった。

干潟生態系

干潟生態系では、全サイトに共通する群集構造の経年変動（例えば、全サイトでの共通種の増加もしくは減少）が検出されなかったため、物理環境要素との関連性は解析しなかった。

アマモ場生態系

アマモ場生態系では、全サイトで得られたデータを統合し、アマモ類の平均被度または調査年間の変化量と、複数の物理環境要素との相関を調べたが、有意なものは検出されなかった。

藻場生態系

藻場生態系では、各サイトの植生被度の変化をまとめて解析することで明らかにできることは現時点ではないと判断されたため、物理環境要素との関連性は解析しなかった。

各サイトの解析

各サイトにおける生物相等の経年変化と、それに影響を及ぼす可能性のある物理環境要素との関連性を解析し、以下のような結果を得た。

磯生態系

現段階では、生物と物理環境要素との関連性を解析するために必要な数のデータが生物について得られていなかったため、関連性は解析しなかった。一方で、2011 年の夏以降の岩温の月別データを用いた時系列解析の結果から、厚岸浜中では月最大値について下降するトレンドが、石垣屋良部では月平均値と月最大値について上昇するトレンドが確認された。

干潟生態系

底生動物の群集構造の経年変動に影響を及ぼす可能性のある物理環境要素（水質、底質等）について、サイト近傍において外部機関等で取得されているデータが存在しない、もしくは取得されているデータが関連性の解析に適していなかった。そのため、サイト単位の解析は実施しなかった。

アマモ場生態系

各サイトにおいて、外部機関で取得されているサイト近傍の物理環境データを収集し、アマモ類の平均被度との関連性を解析した。その結果、震災の影響を受けた大槌を除き、各個別サイトにおいて、高い相関を示す物理環境要素が検出された。しかし、その結果からアマモ類の平均被度に影響を与える物理環境要素を明確に抽出するまでには至らなかった。

藻場生態系

藻場の林冠部を構成する海藻類の平均被度にトレンドが検出された志津川、伊豆下田、淡路由良において、物理環境要素との関連性を解析した。竹野においてもトレンドが検出されていたが、ギャップ更新等による植生の変化と判断されたことから、当サイトは解析の対象としなかった。

震災の影響を受けた志津川では、藻場の位置が岸側にシフトする現象が確認され、地盤沈下に伴う水深変化が影響しているものと推測された。また、伊豆下田では、海藻類の平均被度と海水温及び光量等の物理環境要素との関連性を解析したが、相関は検出されなかった。淡路由良に関しては、2015 年に主要な藻場構成種の被度が顕著に減少し、その状況が数年程度継続していた。この顕著な被度の減少が確認された前年（2014 年）に台風が淡路島を直撃しており、この台風 19 号による激しい波浪が調査地付近の海岸地形及び藻場に大きなかく乱をもたらしたと推定された。

各サイトで出現した海藻類を基に算出した LFD 指数と調査年との相関を調べたが、有意なものは検出されなかった。

考察

本とりまとめでは、サイト近傍において外部機関等で取得されている物理環境要素のデータを可能な限り収集し、第 1 段階で検出された生物相等の経年変化との関連性を調べた。しかし、外部機関においても物理環境データが取得されていないことや、取得されていても広域で観測しているデータではサイト周辺の環境変化を十分に反映していない可能性があることが明らかとなった。また、生物相等の経年変化との関連性が検出された物理環境要素は、必ずしも同じではなく、アマモ場生態系の結果からも、各サイトで異なることが明らかであった。

今後、調査で得られた生物相等の経年変化に影響を及ぼす可能性のある物理環境要素を抽出する、もしくは特定の物理環境の変化に対する生物の応答を確認するためには、サイト周辺で取得されているデータが解析に使用できるか検証する必要がある。一方で、膨大な物理環境データを収集することが本事業の目的ではないため、衛星画像の利用や調査時に計測することなども含め、そのデータの取得方法を検討していくことも重要である。

磯調査で取得している岩温に関しては、全サイトに共通したトレンドは検出されなかったものの、厚岸浜中では、各月の岩温の最高値が年々低くなっていることが明らかとなった。また、石垣屋良部では、各月の岩温の平均値や最高値が年々高くなっていることが明らかとなった。これらのサイトで検出された岩温の変化が地球規模の環境変化によるものであるかは不明であるが、今後注視すべき事象であり、調査で得られる生物のデータの蓄積が進めば、その関連性を評価することも可能になると考えられる。

生物多様性４つの危機との関連性

沿岸域と生物多様性４つの危機

2012 年（平成 24 年）に策定された生物多様性国家戦略 2012-2020 では、現在の生物多様性の危機をその原因及び結果から、次の 4 つに類別している（図 4-1-3）。

第 1 の危機は、開発や乱獲等の人間活動が引き起こす負の影響である。

沿岸域においては、人間の経済活動に伴う沿岸域の開発・改変が挙げられる。沿岸域の開発は、通常海岸線の物理的な改変を伴い、陸上における海岸地形の変化のほか、海中では浅海域の生態系の喪失、流況の変化等をもたらす。干潟や藻場等の喪失は、海洋生物の生息・生育場を奪うばかりでなく、その生態系が有する浄化能力を低下させることにより、富栄養化の一因ともなる。そのため、海洋の生物多様性に影響を及ぼす、又はそのおそれのある主要な人為的要因のひとつとして挙げられている（環境省 2011）。

第 2 の危機は、自然に対する人の働きかけが縮小・撤退することによる影響である。

沿岸域においては、人間の働きかけが縮小・撤退することによる生物多様性への影響は今のところよく分かっていない。

第 3 の危機は、外来種など、人間によって持ち込まれたものによる影響である。

磯や干潟生態系では、人間の活動に伴って国内のほかの地域や国外から持ち込まれた外来種の影響が懸念されている。また、近年、水産資源として現地に元々存在しない種を導入して放流することも問題となっている。例えば、ホンビノスガイやハマグリに類似した種などが挙げられる。これらの種は本来の分布域ではない一部の地域で既に定着しており、在来生物相への影響や遺伝的かく乱等も懸念されている。

第 4 の危機は、温暖化等、地球規模の環境変化による影響である。

沿岸域においては、気候変動（気温、海水温、海面水位、台風等の変動）による影響が挙げられる。気候変動監視レポート 2016 によれば、2016 年までのおよそ 100 年間で、日本の年平均気温は 100 年当たり 1.19℃、海域平均海水温（年平均）は 1.07℃の割合で上昇していた（気象庁 2016）。一方で、ここ約 100 年間の日本沿岸の海面水位は、世界平均の海面水位に見られるような明瞭な上昇傾向は確認されていない。ただし、地域的または長期的に見れば、海面水位が上昇している、もしくは今後上昇する可能性がある。特に、海面水位の上昇によって、陸域にまたがる磯や干潟生態系では空間や面積の縮小が確実に起こる。また、アマモ場や藻場でも水深が変化することにより、植物の生存・生育に必要な光条件が変わるため、その植生にも変化が生じることが予想される。

また、台風による沿岸域のかく乱は、わが国では定常的に発生する事象であるが、気候変動に伴い強い台風の発生頻度が増える可能性が報告されており（Webster et al. 2005）、これまでとは異なる規模の台風による沿岸域のかく乱が生じる可能性がある。

さらに、近年では、海洋酸性化による海洋生物への影響も懸念されている。海洋酸性化とは、大気中の二酸化炭素濃度の増加に伴い海水の酸性度が上昇しつつある事象を指す。海洋酸性化による海洋生物への影響としては、例えば、ウニや巻貝類の成長が阻害されることなどが懸念されている。また、あられ石（炭酸カルシウムの結晶形のひとつ）の殻をつくりながら成長するサンゴやプランクトン生活をする巻貝類では、海水の酸性度が上昇することにより、殻をつくることが難しくなる可能性があり、そのような影響も懸念されている。

本調査では、各生態系で調査の主目的が異なっているため、各調査で得られたデータを用いて生物多様性の状況を評価するための統一的な解析を実施することは難しいが、ここでは 2008-2016 年度とりまとめにおいて得られた結果から、これらの生物多様性 4 つの危機に関連するもしくは関連する可能性がある事例をまとめた。ただし、第 2 の危機に関しては、本調査において該当する事例がなかったため取り上げていない。

第１の危機：人間活動や開発による危機

➢開発や乱獲による種の減少・絶滅、生息・生育地の減少

第２の危機：自然に対する働きかけの縮小による危機

➢里地里山などの手入れ不足による自然の質の低下

第３の危機：人間により持ち込まれたものによる危機

➢外来種や化学物質などの持ち込みによる生態系のかく乱

第４の危機：地球環境の変化による危機

➢地球温暖化などの地球環境の変化

図 4-1-3. 生物多様性国家戦略 2012-2020 における生物多様性の危機

なお、ここでは生物多様性のうち、主に種の多様性に影響を及ぼす可能性がある事例を取り上げた。

生物多様性の危機に関連する事例

本事業のサイトは、開発等の人為的な影響を受けにくい場所を選定しているため、現在のところ、第 1 の危機に該当する事例はほとんど見られていない。しかしながら、調査開始から 2016 年までに、干潟生態系の汐川干潟では、一部で埋め立て工事が進みつつあることが報告された。また、厚岸、松川浦、汐川干潟、中津干潟では、堤防や流入河川の改修工事が実施もしくは進行中である。特に、厚岸では堤防の改修工事以降、干出する干潟の面積が縮小し、潮下帯のアマモ場が広がりつつあることが確認されている。さらに、永浦干潟では、塩性湿地へ流れ込む水門の開閉期間の変化による塩性湿地の水位変化も報告された。これらの干潟周辺における人為的な環境変化は底生動物の生息できる環境そのものを消失または劣化させる可能性があるため、干潟だけでなく周辺環境を含めた保全が重要である。

第 3 の危機に該当する事例としては、磯・干潟生態系における外来種の出現が挙げられる。例えば、干潟生態系では、2008 年から汐川干潟近隣の梅田川河口で特定外来生物であるヒガタアシの生育が確認され、調査エリア内でも 2011 年に群落が確認された。その後の活動により、現在はほぼ駆除され、2017 年までに生育は確認されていない。

また、本事業では、10 種の外来種（軟体動物ではムラサキイガイ、コウロエンカワヒバリガイ、シマメノウフネガイ、サキグロタマツメタ、節足動物ではヨーロッパフジツボ、アメリカフジツボ、キタアメリカフジツボ、タテジマフジツボ、イッカククモガニ、環形動物ではカニヤドリカンザシ）が確認されており、それらの出現状況もモニタリングしている（環境省自然環境局生物多様性センター 2017）。例えば、サキグロタマツメタは、松川浦と盤洲干潟の 2 サイトでほぼ継続して確認されている。特に松川浦においては、震災後の 2011 年と 2012 年の調査では見つかって

おらず、津波の影響で消失した可能性が考えられたが、2013 年以降の調査では再び生息が確認されるようになった。さらに、本調査において確認されたハマグリに類似した種が、遺伝子解析により外来種であることが判明した。このことは、専門家でも見た目で区別ができない外来種による潜在的な危機が存在していることを示唆しているのかもしれない。外来種による在来生物への影響は不明な点が多いが、一般的には外来種の持つ特徴として、在来生物に比べて、物理的・生態的ニッチに対してギャップが生じた際の侵入能力が高いと考えられている。そのため、今後、生息地や周辺環境の人為的・突発的な自然事象に伴う改変などにより、これらの種の生息密度が急速に高まる可能性もある。これらの種の出現について継続的にモニタリングし、いち早く異変を検出することが重要である。

第 4 の危機に該当する可能性のある事例としては、海水温、海面上昇、台風による各サイトへの影響が挙げられる。ただし、現時点において、ここでまとめた事例は局所的に見られた現象であるため、気候変動との関連性は不明である。しかしながら、今後、各生態系への気候変動による影響として生じうる現象の一端を捉えているものと考えることもできることから、本調査で得られた結果をまとめた。

磯生態系では一部のサイトにおいて岩温に時系列的なトレンドが検出された。今後、気温や海水温の変化との関連性を検証するとともに、磯調査における生物データの蓄積が進むことにより、その関連性を明らかにできる可能性があるため、継続したデータの取得が望まれる。

海水温による影響に関しては、富津（アマモ場）では、2011 年にタチアマモの被度が大幅に減少しており、これは前年（2010 年）の夏季において広範囲で記録された高海水温による影響を受けたものと推察された。また、薩摩長島（藻場）では、2016 年から主要な藻場構成種であるアントクメの著しい衰退が報告された。これは夏季の海水温上昇がアントクメの生残に影響している可能性に加え、アントクメの幼体発芽期にあたる冬季の水温低下の高止まりに起因する草食魚類の食害が影響を与えているものと推察された（寺田 2019）。

海面上昇に関しては、今回のとりまとめでは、震災の影響を受けた志津川で藻場の位置が岸側にシフトする現象が確認され、地盤沈下に伴う水深変化が影響しているものと推測された。これは、今後、海面水位が上昇することにより藻場生態系で起こり得る植生の応答を捉えたものと解釈することもできる。

気象事例による影響に関しては、以下の 4 つの事例から台風や大雨による植生への影響が確認された。

一つ目は、厚岸（アマモ場）の事例である。2009～2010 年にかけて北海道の東側では春季から夏季の降水量が非常に多かった。そのため、厚岸湖エリアでは、降水量の増加に伴う塩分低下が、本エリア内にカワツルモの出現をもたらしたものと考えられた。また、本エリアにおける 2016 年のアマモ類の被度の著しい減少は、2016 年 8 月以降頻繁に接近した台風に伴うかく乱の増加、大雨に伴う塩分の低下や濁度の増加が関連している可能性が高い。

二つ目は、指宿（アマモ場）の事例である。本サイトに生育するアマモは一年生の生活史を示すことから、その生育条件は年ごとの環境変化の影響を受けやすいという特徴がある。本サイトにおける 2010 年と 2015 年の調査結果を比較すると、アマモの生育密度や草丈の減少、草体の地下部の重量比の増加が確認された。これは、2015 年調査の前年（2014 年）に本サイトを含む海域に接近した台風の数が多かったことから、アマモが台風等の波浪の影響を受けた結果であると考えられた。

同様に石垣伊土名（アマモ場）では、台風の接近回数が比較的少なかった年において、植生の増加や回復が確認されている。これらの事例は、台風や大雨による沿岸域のかく乱がアマモ場の植生に影響を与えている可能性を示している。

四つ目は、淡路由良（藻場）の事例である。2014 年 10 月に台風 19 号が、本サイトのある淡路島を直撃し、強風や大量の降雨により土木施設等に大きな被害をもたらした。その翌年（2015 年）の本サイトの調査では、カジメとヤナギモクといった主要な藻場構成種の被度が顕著に減少していた。また、調査の際、海中に固定されている永久方形枠のコーナーマーカーとなるボルトが 20 cm 程度の礫の下に埋もれた状態になっており、台風による激しい波浪がサイト付近の海岸地形及び藻場に大きなかく乱をもたらしたものと推定された。

これらの複数のサイトで確認された事象が生じた背景に地球規模の海洋環境の変化による影響があるかどうかは明らかではないが、今後、注視していくことが必要な事象であると言える。

また、2016 年には台風が北海道に接近した回数が 5 回と 1951 年以降、最多を記録するなど（気象庁 2018）、これまで台風による影響が小さかった地方においてもその影響が大きくなる可能性がある。特に、アマモ場ではサイクロンの襲来前後においてアマモ類の被度や生育密度等が有意に減少することが報告されており（Cote-Laurin et al. 2017）、今後台風による影響の評価を含め、気象事例との関連性について方法論を含めた検討が必要かもしれない。

気候変動は、今後の沿岸域に深刻な悪影響を与えることが懸念されている（仲岡 2008）。特に、温度（海水温、気温）や海面水位の変動は、海洋生物の生存や分布に関して広域的に影響を与えるものと推測されている。これらの影響を把握するためにも、引き続き、各生態系におけるモニタリングが求められる。

引用文献

Cote-Laurin MC, Benbow S, Erzini K (2017) The short-term impacts of a cyclone on seagrass communities in Southwest Madagascar. Continental Shelf Research, 138: 132-141

浜口 昌巳, 金谷 弦 (2019) 中津干潟サイト. 本報告書

堀 正和, 山北 剛久 (2019a) 安芸灘生野島サイト. 本報告書

堀 正和, 山北 剛久 (2019b) 指宿サイト. 本報告書

川井 浩史, 寺田 竜太 (2019a) 竹野サイト. 本報告書

川井 浩史, 寺田 竜太 (2019b) 淡路由良サイト. 本報告書

環境省 (2011) 海洋生物多様性保全戦略. (https://www.env.go.jp/press/files/jp/17230.pdf, 2018 年 1 月 30 日確認)

環境省自然環境局生物多様性センター (2017) モニタリングサイト 1000 磯・干潟調査報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

気象庁 (2016) 気候変動レポート 2016. 気象庁地球環境・海洋部, 東京

気象庁 (2018) 台風の統計資料. (http://www.data.jma.go.jp/fcd/yoho/typhoon/statistics/index.html, 2018 年 1 月 30 日確認)

木村 妙子, 金谷 弦 (2019) 汐川干潟サイト. 本報告書

倉島 彰 (2019) 伊豆下田サイト. 本報告書

仲岡 雅裕 (2008) 気候変動にともなう沿岸生態系の変化 −生物群集から考える. (大串 隆之, 近藤 倫生, 仲岡 雅裕 編) シリーズ群集生態学 4 生態系と群集をむすぶ, 179-204. 京都大学学術出版会, 京都

仲岡 雅裕, 早川 淳, 山北 剛久 (2019) 大槌サイト. 本報告書

坂西 芳彦 (2019) 志津川サイト. 本報告書

鈴木 孝男, 金谷 弦 (2019) 松川浦サイト. 本報告書

寺田 竜太 2019) 薩摩長島サイト. 本報告書

Webster PJ, Holland GJ, Curry JA, Chang HR (2005) Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. Science, 309:1844-1846

執筆：白山義久、青木美鈴

2．事業全体のレビュー

1）サイト配置

＜第 1 期の成果と課題＞

第 1 期（2008～2012 年度）では、日本周辺の海域を 6 海域に区分し、各海域を代表する場所を含むよう北海道から沖縄県まで合計 26 か所（磯 6 サイト、干潟 8 サイト、アマモ場 6 サイト、藻場 6 サイト）のコアサイトを設置した。コアサイト選定の際には、海域区分に加え、調査の継続性や利便性、過去の調査記録の有無、国際的なモニタリングプログラムとの連携等を考慮した。また、これらのコアサイトの配置について、妥当性を調査データから明らかにした（2008-2012 年度とりまとめ報告書）。

一方で、本事業において設置しているサイトは、各生態系の特性上の理由もあり、日本海側及び琉球列島で不足している。わが国の沿岸域全体の長期変化を的確に捉えるためには、これらの地域を対象としたサイトを追加することが課題として挙げられた。

＜第 2 期の成果＞

第 2 期（2013～2017 年度）では、サイトの拡充に関して検討し、各調査の目的や継続性を考慮した上で、合計 14 か所（磯 3 か所、干潟 6 か所、アマモ場 3 か所、藻場 2 か所）に新設候補地を絞った。また、サイトの拡充方法を検討する過程において、本事業に対する調査協力の申し出を受けつけるための枠組み（以下「協力サイト」という。）が作られた。協力サイトとは、沿岸域を対象とした自発的な調査で取得された情報やデータを本事業へ提供することによって、本事業へ協力する枠組みである。本事業への協力の申し出があった場合に限定されるが、調査目的や取得されるデータの信頼性といった条件が整えば、本事業の正式なサイトとして承認される。干潟生態系では、2016 年度に 2 つの協力サイト（松名瀬干潟、英虞湾）が承認・設置され、合計で 10 サイトとなった。

＜課題と展望＞

今期中は各生態系において新設候補地の選抜やサイトの拡充方法を積極的に検討した。コアサイトを増やすためには新たな調査体制を構築する必要があるが、それに伴う予算増や調査を実施する人材の確保等が課題として挙げられた。特に、人材確保については、沿岸域調査は学術的・技術的に高い専門性が求められる調査手法であることから、調査を実施できる人材は限られており、また、一般の方を対象に広く調査への参画を求めることも難しいと考えられた。そのため、現コアサイトにおける調査の継続を最優先することとし、サイトの拡充に関しては、協力サイトとして本事業への協力の申し出があった場合に検討を行うという形で進める方針とした。従って、今後は協力サイトの増加や継続的な協力を得るための検討を行っていくべきである。特にサイトの数が少ない日本海側及び亜熱帯の琉球列島において、協力サイトの候補となりうる団体と調査活動に関する情報収集を行い、本事業への協力を呼びかけるといった取組が必要となってくるであろう。その際は、協力サイトとなるメリットの整理や、協力サイトに対して行うフォローアップ（専門家による講習や出前調査など）を検討するなど戦略的なアプローチが重要であると考えられる。

2）調査手法

＜第 1 期の成果と課題＞

第 1 期では、各生態系をモニタリングする上で有効な生物調査として、主に底生動物を対象として、その種類や個体数、植物の種組成や被度について、目視を中心に定量的に調査する「毎年調査」と、標本・環境試料の収集を伴う「5 年毎調査」の 2 つの調査手法を策定した。これらの調査手法は調査マニュアルとしてまとめられ、調査を実施しながら各分科会等で検討を行って細部を見直すとともに、その変更内容をモニタリングサイト 1000 のウェブサイトにおいて一般公開してきた。

一方で、第 1 期の調査手法における課題として、下記の点が明らかになった。まず、磯に設置している温度ロガーにおいて、不具合とそれに伴うデータ欠損が頻発することと、設置ロガー数を増やすという方策が見通せない状況下で、現状のプロトコルで得られる温度データの利用目的をより明確にする必要が生じた。また、干潟やアマモ場調査で取得している底生動物標本の同定精度と同定を実施する体制が十分に整っていなかった。さらに、取得された標本を保管・管理し、活用していく方法を検討する必要があることも明らかになった。

＜第 2 期の成果＞

磯に設置している温度ロガーに不具合が頻発する原因は、使用環境があまりに苛酷であったためと想定された。そのため、機器に保護カバーを装着し、かつ機器を毎年交換するといった対策を施した結果、データの回収率を向上させることができた。また、取得したデータは、各サイトを代表する物理環境要素として活用することとなった。

また、各生態系において 2 回目の 5 年毎調査を実施した際に、調査手法に関して細部を見直し、調査マニュアルを改訂した。これにより毎年調査だけでなく 5 年毎調査の手法も確定し、各生態系におけるモニタリング手法全体が確立した。さらに、底生動物標本の同定精度を担保する試みとして、干潟生態系では種まで同定することが難しい分類群を対象として、各分類群の専門家による同定を実施し、同定精度を高めた標本リストを作成した。また、アマモ場生態系では、過年度の標本を含めて同定結果を見直し、サイト間での比較が可能となる標本リストを作成した。これらの標本及びそのリストを参照することにより、今後の同定作業の負荷の軽減化と同定精度の向上が期待できる。

＜課題と展望＞

今後は、長期的な各生態系の状態の変化を捉えるために現手法を継続していくことが重要である。一方で、現調査の目的を満たしつつも、調査の継続性の観点からより効率的な調査手法を検討していくことも必要であろう。特に、底生動物の同定及び標本作製に関しては、専門的な知識と技術が必要とされ、人材確保や相応の費用・時間を要する点が継続した課題となっている。この点は、同定精度とトレードオフの関係にあり、現調査の目的を満たす同定精度の基準を引き続き検討するなど、調査手法の効率化・省力化を図っていくことが重要である。特に進歩が著しい分子生物学的手法を利用することも、近年の分析コストの減少を考慮すると、現実的な選択肢になりつつあり、今後検討する必要がある。

3）持続可能な調査体制

＜第 1 期の成果と課題＞

第 1 期では、サイト選定の基準のひとつとして調査を開始しやすいことを考慮したこともあり、選定された全サイトにおいて調査が順調に実施された。沿岸域調査では、調査対象と環境の性質上、調査を実施できる人材は限られており、特に潜水調査を伴うアマモ場や藻場における調査では著しく人材が不足している。また、磯や干潟では調査対象となる生物の分類群が多岐にわたっているため、広範かつ高度な専門知識を有する調査員を確保することが必要となるが、そのような人材の確保はますます難しくなっている。そのため、学会や研究会等において事業の広報活動を行うことによる調査員確保、あるいはワークショップ等の開催を検討する必要があることが明らかになった。また、今後の可能性として、研究者以外の人員（例えば調査会社、地元 NPO 団体、一般の方等）と共同で調査を実施する場合に備えて、調査手法・体制や調査の継続性、取得データの精度を担保するシステム作りを検討する必要性も指摘された。

＜第 2 期の成果＞

第 1 期同様、全サイトにおいて順調に調査が実施された。また、干潟・アマモ場・藻場の一部のサイトにおいては、サイト代表者の交代に伴う引継ぎが円滑に実施された。

サイト代表者の交代に際して、サイトが設置されている地域に立地する研究機関や自治体等の職員に代表者を引き継ぐことができた事例もあった。このようなサイトでは、将来にわたって調査体制が安定して継続することが期待できる。また、可能な限り調査の継続性及び調査データの精度を担保するために、本事業の各分科会において次期サイト代表候補者となりうる人材の情報収集を行うとともに、承認を得てサイト代表者の交代を行った。さらに、引き継ぎ前には、次期サイト代表者候補に対して分科会や調査への参加を依頼し、事業に関する現状の把握及び円滑な交代が可能となるように努めた。

調査員を確保するための取組としては、学会等で本事業の紹介や成果とりまとめ内容を発表するなど、事業の認知度向上に努めた。また、将来の調査員となる人材を育成する試みとして、藻場の淡路由良・竹野サイトでは、本調査の実施に併せて大学の臨海実習の一部として学生向けのワークショップを開催した。

これらの取組は、関係者（調査体制を参照）による継続的かつ積極的な協力（調査員の確保、ワークショップの開催、学会等での発表による呼びかけなど）の結果である。

＜課題と展望＞

沿岸域調査は学術的、また技術的に高度な専門性を要するため、現時点では一般の方を対象として広く参画を求めることによって継続性のある調査体制を構築することは難しい。従って、本事業では、第 2 期に行われたサイト代表者の交代のように、関係者間のネットワークによる調査候補者の情報収集及び候補者の選定や、サイトの近傍において沿岸域に関する調査を行っている研究機関・団体等を調査主体として確保していくことが重要である。それらに加え、交代を見据えた段階的な調査参加は、調査体制を維持していく上で大変有効であると考えられる。また、引き続き沿岸域に関わる学会や研究会等において事業の広報活動を通じた調査員の確保を図るとともに、サイト周辺地域に立地する研究機関や自治体等が本事業に参加しやすいような取組を模索していくことも必要である。さらに、将来的には研究者以外の人員（例えば調査会社、自治体、地元 NPO 団体等）の参加の下に調査を実施していくことも視野に入れ、調査目的を担保した上での調査手法の簡略化等、調査を継続していくための体制作りを検討していくことも重要である。特に近年技術開発が顕著な、水中ドローンの利用は、特に潜水作業を必須としている藻場とアマモ場の調査において、真剣に検討するに値するものである。

4）情報の共有・管理及び発信

＜第 1 期の成果と課題＞

第 1 期では、サイト代表者の協力を得て迅速なデータ収集と情報提供が行われてきた。収集されたデータや提供された情報は、環境省生物多様性センターのウェブサイトからさまざまな形式の成果物としてそれぞれの目的に沿った形で発信されている。例えば、「速報」は一般の方に対して各サイトの現状を知ってもらうための広報用資料として、調査終了後、各サイトの調査結果の概要を一般の読み手を意識した分かりやすい内容で記述し公開している。また、調査で得られたデータに関しては、各サイト・各年度の結果が把握しやすい形式（データファイル）と経年的な解析等に利便性の高い形式（データベースファイル）を整備し、公開した。一方で、蓄積されていく膨大なデータや標本を管理していくための体制の整備が重要な課題として挙げられた。

＜第 2 期の成果＞

第 2 期では、速報については、各分科会等で得られた専門家からの意見等を踏まえ、より視認性を重視したデザインへ変更した。

データベースファイルについては、利用者がファイルをダウンロードする際に利用者の所属やデータの利用目的等の情報をアンケート形式で収集している。公開から 2017 年 12 月末までにダウンロードされたデータセット数は沿岸域全体で 1,361 件であった。利用者に関しては、個人、大学及び自然環境調査や環境アセスメントを行う民間企業が全体の 7 割を占めており、その利用目的は、学術研究及び自然環境調査や環境アセスメント調査を含む調査に関わる利用が 9 割以上を占めていた。

そのほか、データベースファイルの一部は、生物多様性センターが運営する生物情報収集・提供システム「いきものログ」に登録しており、これまでに沿岸域全体で 13 万件以上のデータが登録された。これらのデータを利用した報告や発表も多数されている。

また、本事業では、調査で得られたデータの精度を担保するために、物証として標本を作成しているが、沿岸域の生物の同定作業では種数が多く、さらに形態が類似している種が多数存在しているため、時間をかけた詳細な観察が必要である。しかし、過去に同定された標本を参照することにより、作業の簡素化と同定精度の向上に貢献できると考えられたため、その参照方法等について検討を行うこととした。

＜課題と展望＞

捉えた自然環境の異変に対して、有効な保全施策につなげていくためには、本事業で得られた情報を、環境行政の施策担当者をはじめ、多くの人に理解しやすい形で、速やかに公開していく必要がある。そのためには、本事業の成果物が公開されていること自体を含め、事業の認知度を高める必要がある。例えば、広報用資料である速報等を用いて、施策担当者に積極的に情報を提供することなどは、本事業の認知度向上に繋がると考えられる。また、本事業の結果について、データベースファイルを含めて環境施策等への利用促進を図ることも重要である。

公開されている情報がどのように利用されているかを検証し、その結果を事業へフィードバックする取組も重要である。特に、データベースファイル利用者のアンケート結果を詳細に分析し、情報を利用する側の視点を考慮した情報発信の在り方や利用しやすいデータ形式での公開を進めることができれば、効果的な広報や成果物の利用促進に繋がるものと期待できる。さらに、このような取組により、本事業の成果利用が促進されれば、事業関係者のモチベーション向上にも繋がるものと思われる。

本事業で得られた標本は、バウチャーとしての役割に加えて、参照標本とすることにより、同定労力の軽減化に繋がると考えられる。このような標本の利活用を本事業において円滑に行うためには、生物多様性センターにおいて、標本を一元的に保管・管理することが理想である。また、標本は学術分野においても利用可能な成果物である。近年では遺伝情報を分析するために標本の一部を採取することもしばしば行われる。今後、生物多様性センターに蓄積されていく標本を、このような目的にも利用するのか、そのための保管や管理の方法はいかなるものであるかなどを検討する必要がある。近年の分子生物学的な生物分類の作業の簡素化とコストの軽減を考えると、今後は、形態以外の方法による種同定の可能性も検討する必要があるが、そのためには、まず、正確な形態分類に基づく標本を収集し、遺伝情報を整備していかねばならない。すでに魚類において実用化されている、遺伝情報に基づく分類同定法が将来的に、本事業で対象としている生態系の広範な生物にも適用できるように、この手法に適用可能な方法で固定保存した標本を整備していくことも、将来的には検討すべきであろう。

5）保全施策への活用

＜第 1 期の成果と課題＞

モニタリングサイト 1000 の成果は、生物多様性センターに集約され、環境省の事業等に貢献している。例えば、国立・国定公園における海域公園地区の指定や公園区域及び公園計画の点検の際に重要なデータとして活用されている。また、2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震による津波等（以下「震災」という。）の影響を受けた地域には、本事業のサイトが含まれていた（松川浦、大槌、志津川の 3 サイト）。同じ場所における同一手法による震災前後の調査事例は極めて貴重であり、それらの調査で得られたデータは環境省東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査事業において、干潟や藻場生態系への震災の影響を把握するために活用された。

一方で、モニタリングサイト 1000 の成果を自然環境保全や希少生物の保護をはじめとする各種施策に役立てていくためには、蓄積したデータを詳細に解析し、その結果を現地へ分かりやすい形でフィードバックすることが必要であるが、そのための具体的なプロセスの検討や体制作りが課題として挙げられた。また、成果とりまとめ結果を踏まえて、生物多様性の 4 つの危機に対する変化状況の把握や愛知目標達成の進捗状況の評価を行う等、生物多様性の保全に向けた取組への活用を推進することも課題として挙げられた。

＜第 2 期の成果＞

第 1 期同様、本事業の成果は生物多様性センターに集約され、環境省の事業等に活用されている。例えば、震災の影響を受けたサイトで取得されたデータや情報は、東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査事業において干潟や藻場生態系への震災の影響を把握するために引き続き活用された。また、生物多様性国家戦略 2012-2020 の 5 つの基本戦略のうち、科学的基盤を強化し政策に結びつける取組事例として、松川浦サイトの震災前後における底生動物の種数の変化が 2015 年度（平成 27 年度）の環境白書で紹介された。さらに、「生物多様性保全上重要な湿地」の見直しや「生物多様性の観点から重要度の高い海域」の選定においても、本調査で得られた情報が活用され、生物多様性の保全及び持続可能な利用に関する行動計画の実施に貢献した。加えて、本事業のサイトを含む地域を対象として、地元自治体によるラムサール条約（湿地の保全と賢明な利用を進める条約）への登録時に、本調査で得られたデータが活用された。

また、国土交通省が実施している生態系サービスの評価において、一部のサイトで得られたデータが基礎情報として利用された。

＜課題と展望＞

本事業で得られた情報やデータは、わが国の生物多様性の保全と持続可能な利用に関する取組において、基盤情報として活用されている。その理由は、沿岸域における種多様性や生物量の変化を把握できるデータが継続的に取得されているためである。このようなデータは貴重であるばかりでなく、一度継続性を失うと二度と取り戻すことができないことを考えると、この事業が今後も引き続き形を変えることなく継続されるべきである。

本事業の成果が保全施策等に活用されるためには、行政ニーズを踏まえつつ、報告書等において各生態系もしくは各サイトそれぞれについて、その特徴や現状評価及び過去からの経年変化とその傾向、さらには変化の要因等をとりまとめた上で、今後の沿岸域生態系に起こりうる変化やそのほかの生態系に対する影響等を、分かりやすい形で示していく必要があると考えられる。また、成果の活用推進のために、モニタリングサイト 1000 のホームページ等において、実際に保全施策に活用された事例の紹介をしていくことも重要である。

6）国際的枠組みとの連携

＜第 1 期の成果と課題＞

本事業では、日本長期生態学研究ネットワーク（JaLTER）や NaGISA（Natural Geography In Shore Areas）等の国際的な環境モニタリングプロジェクトとの連携を図るため、一部の調査ではそれらの調査内容も取り入れた。また、本調査で得られたデータを海洋生物地理情報システム（Ocean Biogeographic Information System: OBIS）や地球規模生物多様性情報機構（Global Biodiversity Information Facility: GBIF）といった国際的な生物多様性に関するデータベースシステムへ登録していくために、OBIS 及び GBIF の日本ノード等との連携について検討した。

＜第 2 期の成果＞

第 2 期においては、本事業で得られたデータを国際的な枠組みに提供することによって、連携を強化する体制が整備された。具体的には、本事業で得られた生物データは、OBIS の日本拠点としての機能を担う国立研究開発法人海洋研究開発機構が運営する海洋生物多様性情報のデータシステム（Biological Information System for Marine Life: BISMaL）を経由して、OBIS へ登録した。OBIS と GBIF とは相互にデータを交換しているため、本事業で OBIS に登録したデータは、さらに GBIF へ提供される。2017 年 12 月時点で、本事業からは OBIS に、磯生態系で 1,053 件、干潟生態系で 7,966 件、アマモ生態系で 7,080 件、藻場生態系で 4,367 件が登録されている。

＜課題と展望＞

地球規模生物多様性モニタリングの推進のためには、引き続き既存の国際的な枠組みと連携していくことが重要である。

今後も、データ提供を進める一方で、提供データの精度管理や提供フォーマットの更新等といった連携を継続する上で生じる課題への対応を検討していくことも重要である。

7）社会への貢献

＜第２期までの成果＞

本事業を通じた成果として、環境保全に繋がる施策や取組への貢献のみならず、学術や教育といった領域への貢献もある。

学術的な貢献としては、わが国の沿岸域において各生態系をモニタリングするための標準手法が、専門家による検討を通して確立したことが挙げられる。これらの手法に準じて取得したデータは、客観性を担保しているため、各生態系の生物相等を定量的に比較・評価できる。さらに、沿岸域においては、全国規模で固定された地点において同一手法を用いた長期的なモニタリング調査を行うことは初めての試みであり、その調査で取得されたデータは学術的に極めて貴重であると言える。

これらのことから、生態学や分類学といった分野を中心に、国内外の専門家によって本事業のデータが利用され、学術論文等の出版を通して、沿岸域に関する知見の充実及び国内外への情報発信がなされている。

教育的な貢献としては、学生に野外調査を体験してもらう機会を提供するために、本調査を大学の公開臨海実習の一部に組み込んで利用している例がある。また、本調査で得られるデータを大学の講義で使用している例もある。

このような取組は限定的ではあるものの、専門的知識や調査技術を学生に提供する実践的な学習の場となっていると言える。

さらに、新聞等への本事業の調査結果の掲載及び調査結果を使用した市民講座やシンポジウム等は、一般の方に対して、沿岸域生態系やモニタリング調査の重要性等に関する理解を深める機会を提供している。

また、本とりまとめ報告書では、サイトを設置している地域の方々や地方自治体の施策担当者が、それぞれのサイトの状態や変化等を把握することに貢献できるよう、各サイト単位で結果をとりまとめるとともに専門家による今後の変化予測や警鐘等も記述した。

＜課題と展望＞

今後もこれまでと同様に長期的なモニタリングを通して、沿岸域に関する知見の充実や国内外への情報発信を継続していくことは、本事業の主要な社会貢献となると言える。

沿岸域に関する知見を充実させるためには、現行の手法により、定量的な調査データを蓄積し、科学的・客観的に分析していくことが必須である。その一方で、それらの結果が出るよりも前に、専門家の長年の経験などにより、異変を引き起こすリスクが想定される場合がある。刻一刻と変化する生態系においては、リスクに対して予防的・順応的な対策を早急に取ることも重要である。そのため、生物相等の異変が科学的・客観的に検出されるよりも前に、リスクについて指摘し、それらの影響に対する対応を提案することも本事業に求められる役割として挙げることができる。

また、沿岸域を保全することの重要性について、多くの人たちの理解を深めるための取組も重要である。例えば、沿岸域における生態系サービスの重要性や沿岸域を利用する生物の多くが希少となりつつある現状等は、必ずしも一般的に十分に認識されているとは言えない。多くの人が沿岸域の各生態系に関心を抱けるような情報発信に今後も注力していくべきであろう。これらに加えて、磯や干潟で実施される観察会等の環境学習の場についての情報を収集し、それらを主催する自治体や団体等に対して積極的に本事業の成果を提供し、より多くの人が沿岸域に触れる機会を創出するといった貢献のかたちも検討すべきである。

このように、多くの領域にわたって多様な取組を様々な関係者に対して行うことが、生物多様性に富むわが国の沿岸域の環境を将来にわたって保全するために最も重要である。

参考情報

- モニタリングサイト 1000 ウェブサイト
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html

- モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場） 調査報告書
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html

- モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場） 速報
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/newsflash/index.html

- モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場） 調査マニュアル
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/index.html

- モニタリングサイト 1000 沿岸域調査 データファイル
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/data/index.html

- モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）
  2008-2012 年度とりまとめ報告書
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/pdf/h25-20_coasts_and_shallow_seas.pdf

- 環境省グリーン復興プロジェクト しおかぜ自然環境ログ
  http://www.shiokaze.biodic.go.jp/

- 日本長期生態学研究ネットワーク（Japan Long-Term Ecological Research Network: JaLTER）
  http://www.jalter.org/

- 地球規模生物多様性情報機構（Global Biodiversity Information Facility: GBIF）
  https://www.gbif.org/

- 地球規模生物多様性情報機構日本ノード（Japan Node of GBIF: JBIF）
  http://www.gbif.jp/v2/

- 海洋生物センサス（Census of Marine Life: CoML）
  http://www.jamstec.go.jp/jcoml/

- Natural Geography in Shore Areas（NaGISA）
  http://www.coml.org/natural-geography-shore-areas-nagisa/

- Ocean Biogeographic Information System（OBIS）
  http://www.iobis.org/

- Biological Information System for Marine Life（BISMaL）
  http://www.godac.jamstec.go.jp/bismal/e/

調査体制

＜検討会・分科会委員＞

飯島明子　神田外語大学国際言語文化学科（～2015）
石田　惣　大阪市立自然史博物館
川井浩史　神戸大学内海域環境教育研究センター
木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
倉島　彰　三重大学大学院生物資源学研究科
栗原健夫　水産研究・教育機構西海区水産研究所
古賀庸憲　和歌山大学教育学部
坂西芳彦　水産研究・教育機構日本海区水産研究所
島袋寛盛　水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所（2014～）
白山義久　海洋研究開発機構
鈴木孝男　みちのくベントス研究所
田中次郎　東京海洋大学　名誉教授
田中義幸　八戸工業大学
多留聖典　東邦大学理学部東京湾生態系研究センター（2009～）
寺田竜太　鹿児島大学大学院連合農学研究科
仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
野田隆史　北海道大学大学院地球環境科学研究院
浜口昌巳　水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所
風呂田利夫　東邦大学理学部（2008）
逸見泰久　熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
堀　正和　水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所
向井　宏　海の生き物を守る会（～2016）
村瀬　昇　水産研究・教育機構水産大学校生物生産学科
村田明久　千葉県立中央博物館分館海の博物館（2016～）
山本智子　鹿児島大学水産学部
山北剛久　海洋研究開発機構（2017～）
吉田吾郎　水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所（～2013）

＜*サイト代表者・調査者・調査協力者＞

厚岸浜中サイト（磯）
*野田隆史　北海道大学大学院地球環境科学研究院
阿部俊朗、飯田光穂、石田　拳、岩崎藍子、岩渕邦喬、
海老原良太、大平昌史、織田さやか、金森由妃、河内直子、
胡　之陽、小池育代、坂口勝行、阪口勝行、佐原良祐、
立花道草、辻野昌広、仲岡雅裕、野口遥平、萩野友聡、
平賀優大、深谷肇一、藤井玲於奈、六車秀士、矢澤佳子、
山北剛久、山下友実

安房小湊サイト（磯）
*村田明久　千葉県立中央博物館分館海の博物館
相澤章仁、青木美鈴、菊地則雄、熊谷直喜、齋藤紹太、
多留聖典、仲岡雅裕、野田隆史、桝本輝樹、山下友実、山本智子

大阪湾サイト（磯）
*石田　惣　大阪市立自然史博物館
有山啓之、大谷道夫、山西良平、山本智子、渡部哲也

南紀白浜サイト（磯）
*石田　惣　大阪市立自然史博物館
青木美鈴、有山啓之、乾　偉大、栗原健夫、中山　凌、
野田隆史、山本智子、渡部哲也、和田葉子

天草サイト（磯）
*森　敬介　環境省国立水俣病総合研究センター
青木美鈴、上野綾子、カミーラ キクチ、田中丈士、鶴田信光、
増田龍哉、森　亜紀、森　七海、山下友実、山田勝雅、
山本智子、ユサック ダウト、渡部哲也

石垣屋良部サイト（磯）
*栗原健夫　水産研究・教育機構西海区水産研究所
新垣誠司、大島陽太、加藤雅也、岸本和雄、久保弘文、
小菅丈治、島津信彦、島袋寛盛、鈴木　豪、西本篤史、
山下　洋、山田秀秋、山本智子

厚岸サイト（干潟）
*仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
Carter Smith、Markus Franz、Vanessa Herhoffer、Venus Leopardas、
安孝珍、井坂友一、伊佐田智規、伊藤美菜子、大塚　賢、
桂川英徳、金谷　弦、鎌内宏光、北村武文、楠崎真央、
斉藤勝也、佐藤允昭、須貝洋海、鈴木孝男、鈴木夢乃、
須藤健二、高星和浩、張　沛東、寺西琢矢、
ナパクワン ワンペッチ、難波瑞穂、能重光希、橋本真理菜、
長谷川貴章、濱野章一、林奈津美、本多健太郎、松井風河、
向井　宏、百田恭輔、山口遥香、山口遙香、頼末武史、
ローラ レイノルズ、渡辺健太郎

松川浦サイト（干潟）
*鈴木孝男　みちのくベントス研究所（～2015）
*金谷　弦　国立環境研究所（2016～）
青木美鈴、上村了美、内野　敬、内野今日子、海上智央、
風間健宏、加藤大和、佐藤慎一、多留聖典、千葉友樹、
鳥居　洋、西田樹生、平間拓人、逸見泰久、安野　翔、
山下友実、山中崇希、柚原　剛

盤洲干潟サイト（干潟）
*多留聖典　東邦大学理学部東京湾生態系研究センター
青木美鈴、阿部博和、飯島明子、井藤大樹、海上智央、
尾島智仁、尾島雅子、小原ヨシツグ、金谷　弦、菅原万里恵、
鈴木孝男、鈴木竜太郎、田中正敦、風呂田利夫、山田勝雅、
柚原　剛、横井謙一

汐川干潟サイト（干潟）
*木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
井上暁広、今井達郎、川上七恵、北村　優、木村昭一、
小泉沙樹、島田英樹、高沢悦子、武馬弘幸、田中綾子、
秀島佑典、日向智大、藤岡エリ子、藤岡純治、村山　椋、
森真梨奈、森本正俊、山田　裕、吉岡志帆

南紀田辺サイト（干潟）
*古賀庸憲　和歌山大学教育学部
青木美鈴、荒巻陽介、池田早登司、石田　惣、
石原（安田）千晶、内野　透、大畠麻里、大古場　正、
沖彩矢香、加藤健司、香田　唯、合田直人、坂田直彦、
塩崎祐斗、辻　美穂、中村謙太、浜田友世、安岡法子、
渡部哲也

中津干潟サイト（干潟）
*浜口昌巳　水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所
青木美鈴、井藤大樹、上村了美、大越健嗣、大谷健二、
梶原直人、川根昌子、佐々木美穂、三羽達也、島袋寛盛、
手塚尚明、西　栄二郎、北西　滋、松尾香菜子、森田　遥、
山田勝雅、和田恵次

永浦干潟サイト（干潟）
*逸見泰久　熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
泉　大智、追立泰久、岡本浩太朗、岳野春菜、笠原悠生、
片岡椋子、北岡　匠、北橋　倫、久保　茜、河野容子、
小島太一、佐久川尚人、佐藤　優、嶋永元裕、瀬戸口友佳、
高野茂樹、竹下文雄、田中恭子、田中源吾、野島　崇、
林　悠真、福田ゆか、渕本大地、逸見高志、前川　匠、
増田龍哉、廻田　健、宮崎　南、村田泰一、森川太郎、
山口純平、渡部哲也

石垣川平湾サイト（干潟）
*岸本和雄　沖縄県農林水産部水産課
大島寛俊、狩俣洋文、木村昭一、木村妙子、久保弘文、
熊谷直喜、栗原健夫、藤田喜久、村山雅庸、矢野暁嗣

松名瀬干潟サイト（干潟、協力サイト）
*木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
青山優希、石井智也、岡崎隼人、沖田龍之介、小島慧音、
小西伴尚、小山裕暉、高野智紀、中谷唯人、仲ノ宮脇壮良、
西井康高、西口真呂、西村佳直人、林祥太朗、水本凱也、
村林　樹、村山　椋、山本洋輝、山本凌大

英虞湾サイト（干潟、協力サイト）
*木村妙子　三重大学大学院生物資源学研究科
木村昭一、近藤展布、島田英樹、村山　椋

厚岸サイト（アマモ場）
*仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
ChangYu-Ling、Franz Gajewski、Heather Glon、Lucas Felix、
Michael Jacob C. Dy、Nitipat Boonsong、Wahyu Adi Setyaningsih、
Warut Kongsongduang、青江翔太郎、安　孝珍、
アンドレアス パンシュ、井坂友一、桂川英徳、河内直子、
斉藤勝也、島袋寛盛、須藤健二、寺西琢矢、中本健太、
ナパクワン ワンペッチ、難波瑞穂、橋本真理菜、濱野章一、
早川　淳、堀　正和、本多健太郎、向井　宏、山北剛久、
山口遥香、渡辺健太郎

大槌サイト（アマモ場）
*仲岡雅裕　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
（～2013）
*早川　淳　東京大学大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センター
（2014～）
河内直子、小玉将史、島袋寛盛、寺西琢矢、中本健太、
ナパクワンワンペッチ、福田介人、堀　正和、本多健太郎、
山北剛久、山田勝雅、渡辺健太郎

富津サイト（アマモ場）
*田中義幸　八戸工業大学
伊藤美菜子、梶山　誠、北村武文、熊谷直喜、
クリストファー J ベイン、斉藤勝也、佐藤允昭、島袋寛盛、
張　沛東、仲岡雅裕、中丸　徹、ナパクワン ワンペッチ、
橋本真理菜、濱岡秀樹、堀　正和、向井　宏、山北剛久、
山田勝雅、渡辺健太郎

安芸灘生野島サイト（アマモ場）
*堀　正和　水産研究・教育機構　瀬戸内海区水産研究所
岩崎貞治、クリストファー J. ベイン、小路、淳、佐藤允昭、
島袋寛盛、田中義幸、濱岡秀樹、別所和博、向井　宏、
山北剛久、山田勝雅、吉田吾郎

指宿サイト（アマモ場）
*堀　正和　水産研究・教育機構　瀬戸内海区水産研究所
猪狩忠光、川畑友和、久保　満、クリストファー J. ベイン、
佐々木謙介、佐藤允昭、塩先尊志、島袋寛盛、須貝洋海、
寺田竜太、東條智仁、徳永成光、仲岡雅裕、
ナパクワン ワンペッチ、橋本真理菜、濱岡秀樹、山田勝雅、
吉田吾郎、吉満　敏

石垣伊土名サイト（アマモ場）
*堀　正和　水産研究・教育機構　瀬戸内海区水産研究所
甲斐清香、クリストファー J. ベイン、佐川鉄平、佐藤允昭、
澁野拓郎、島袋寛盛、鈴木　豪、田中義幸、名波　敦、
橋本真理菜、濱岡秀樹、町口裕二、向井　宏、渡辺健太郎

室蘭サイト（藻場）
*本村泰三　北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
市原健介、川井浩史、岸林秀典、北林紗恵子、木ノ下菜々、
倉島　彰、島袋寛盛、田中厚子、寺田竜太、富岡輝男、
長里千香子、吉田吾郎

志津川サイト（藻場）
*太齋彰浩　デザイン・バル（～2016）
*阿部拓三　南三陸町農林水産課（2017）
青木優和、大島宗明、加藤　将、川瀬　摂、倉島　彰、
黒田和真、小玉志穂子、坂西芳彦、佐藤長明、鈴木はるか、
田中次郎、平井和也、本多正樹

伊豆下田サイト（藻場）
*青木優和　東北大学大学院農学研究科（～2014）
*倉島　彰　三重大学大学院生物資源学研究科（2015～）
阿久津崇、石川達也、伊藤浩吉、江川隆昭、岡遼太郎、
小高友実、加藤　葉、久保祐貴、小山知洋、坂西芳彦、
佐藤壽彦、品川秀夫、柴田大輔、鈴木はるか、高野治朗、
太齋彰浩、田中次郎、土屋泰孝、能勢敦子、比嘉　瑠、
福岡将之、山田雄太郎、横浜康継

竹野サイト（藻場）
*川井浩史　神戸大学内海域環境教育研究センター
青木沙耶、阿部真比古、池田祐太、牛原康博、内田博子、
遠藤　光、小川　拓、神谷　隆、神谷充伸、亀山　諒、
倉島　彰、栗原　暁、小園淳平、島田菜摘、島袋寛盛、
鈴木雅大、竹内和沙、竹森明光、寺田竜太、沓間　領、
冨岡弘毅、冨岡由紀、西村文秀、丹羽一夫、橋本一輝、
橋本孝司、畑　千夏、羽生田岳昭、本庄四郎、簑田治樹、
村瀬　昇、山村健将、吉田吾郎、四本　泉、渡部雅博、渡邉裕基

淡路由良サイト（藻場）
*川井浩史　神戸大学内海域環境教育研究センター
青木美鈴、浅岡　聡、阿部真比古、池田祐太、牛原康博、
遠藤　光、小川　拓、神谷　隆、神谷充伸、亀山　諒、
倉島　彰、栗原　暁、高　旭、小園淳平、坂西芳彦、島田菜摘、
島袋寛盛、鈴木雅大、孫　忠民、竹内和沙、田中次郎、
寺内　真、寺田竜太、沓間　領、冨岡弘毅、冨岡由紀、
永田昭廣、西村文秀、丹羽一夫、橋本一輝、畑　千夏、
羽生田岳昭、堀江　諒、堀口範奈、簑田治樹、村瀬　昇、
山村健将、吉田吾郎、四本　泉、渡邉裕基

薩摩長島サイト（藻場）
*寺田竜太　鹿児島大学大学院連合農学研究科
天野裕平、池上栄司、尾上敏幸、加世堂照男、川島千明、
北村祥明、鹿田創空、島田菜摘、中島広樹、橋本一輝、
松岡　翠、松田宗之、渡邉裕基

謝辞

本事業の遂行にあたっては、以下のとおり、多くの研究機関、行政機関、地方自治体、漁業協同組合などの皆様に多大なご協力をいただきました。ここに記して深謝申し上げます。

北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 厚岸臨海実験所
厚岸漁業協同組合
散布漁業協同組合
北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 室蘭臨海実験所
海上保安庁室蘭海上保安部
北海道胆振総合振興局
室蘭漁業協同組合
東京大学大気海洋研究所 国際沿岸海洋研究センター
南三陸町自然環境活用センター （2008～2011）
南三陸町農林水産課
みちのくベントス研究所
福島県相馬双葉漁業協同組合
国立環境研究所
東邦大学東京湾生態系研究センター
千葉県水産総合研究センター 東京湾漁業研究所
千葉大学海洋バイオシステム研究センター 小湊実験場
千葉県立中央博物館分館海の博物館
千葉県農林水産部
金田漁業協同組合
海洋研究開発機構
水産研究・教育機構
筑波大学下田臨海実験センター
水産研究・教育機構 日本海区水産研究所
竹野スノーケルセンター・ビジターセンター
大阪市立自然史博物館
大阪府立環境農林水産総合研究所 水産技術センター
西宮市貝類館
京都大学フィールド科学教育研究センター 瀬戸臨海実験所
神戸大学内海域環境教育研究センター
水産研究・教育機構 瀬戸内海区水産研究所
広島大学竹原ステーション
熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
水産研究・教育機構 西海区水産研究所
鹿児島大学水産学部海洋資源環境教育研究センター 東町ステーション
鹿児島県水産技術開発センター
山川町漁業協同組合
沖縄県農林水産部
沖縄県海洋深層水研究所
沖縄県水産海洋技術センター 石垣支所
石垣市教育委員会

執筆・編集

編著者

白山義久	海洋研究開発機構	沿岸域検討会座長
石田　惣	大阪市立自然史博物館	磯分科会座長
鈴木孝男	みちのくベントス研究所	干潟分科会座長
仲岡雅裕	北海道大学北方生物圏フィールド科学センター	アマモ場分科会座長
寺田竜太	鹿児島大学大学院連合農学研究科	藻場分科会座長

執筆者（五十音順）

青木優和	東北大学大学院農学研究科
青木美鈴	日本国際湿地保全連合
阿部拓三	南三陸町農林水産課
飯島明子	神田外語大学国際言語文化学科
金谷　弦	国立環境研究所地域環境研究センター
川井浩史	神戸大学内海域環境教育研究センター
岸本和雄	沖縄県農林水産部
木村妙子	三重大学大学院生物資源学研究科
倉島　彰	三重大学大学院生物資源学研究科
栗原健夫	水産研究・教育機構西海区水産研究所
古賀庸憲	和歌山大学教育学部
坂西芳彦	水産研究・教育機構日本海区水産研究所
島袋寛盛	水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所
太齋彰浩	デザイン・バル
田中次郎	東京海洋大学
田中義幸	八戸工業大学
多留聖典	東邦大学理学部東京湾生態系研究センター
野田隆史	北海道大学大学院地球環境科学研究院
浜口昌巳	水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所
早川　淳	東京大学大気海洋研究所国際沿岸海洋研究センター
深谷肇一	統計数理研究所
逸見泰久	熊本大学くまもと水循環・減災研究教育センター
堀　正和	水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所
向井　宏	海の生き物を守る会
村瀬　昇	水産大学校生物生産学科
村田明久	千葉県立中央博物館分館海の博物館
本村泰三	北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
森　敬介	ひのくにベントス研究所
山北剛久	海洋研究開発機構海底資源研究開発センター
山本智子	鹿児島大学水産学部
吉田吾郎	水産研究・教育機構瀬戸内海区水産研究所

事務局

青木美鈴	日本国際湿地保全連合
井藤大樹	日本国際湿地保全連合
山下友美	日本国際湿地保全連合

各年度業務名、請負者及び共同実施者

平成 20 年度（2008 年度）

業務名	平成 20 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 21 年度（2009 年度）

業務名	平成 21 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 22 年度（2010 年度）

業務名	平成 22 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 23 年度（2011 年度）

業務名	平成 23 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 24 年度（2012 年度）

業務名	平成 24 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	一般財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 25 年度（2013 年度）

業務名	平成 25 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）沿岸域調査業務
請負者	一般財団法人　自然環境研究センター 〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10
共同事業実施者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 26 年度（2014 年度）

業務名	平成 26 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	平成 26 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 27 年度（2015 年度）

業務名	平成 27 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	平成 27 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 28 年度（2016 年度）

業務名	平成 28 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	平成 28 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 29 年度（2017 年度）

業務名	平成 29 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）磯・干潟調査業務
業務名	平成 29 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）アマモ場・藻場調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビル II 2 階

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）
2008-2016 年度とりまとめ報告書
平成 31（2019）年
環境省自然環境局　生物多様性センター
〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1
電話：0555-72-6033　FAX：0555-72-6035