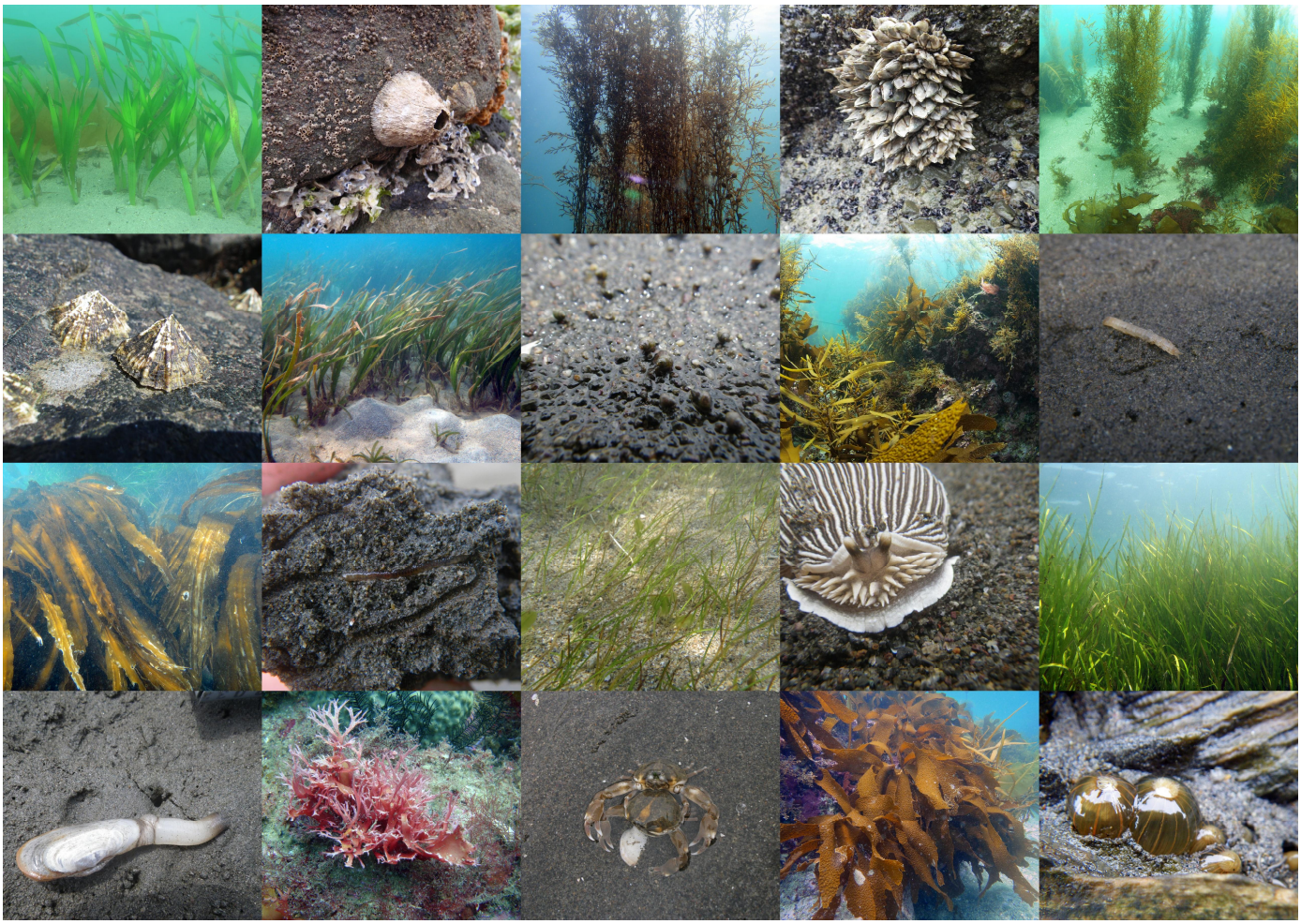
モニタリングサイト1000
Since 2003

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査

磯・干潟・アマモ場・藻場

2008-2012 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

表紙写真（左上から）

一段目

オオアマモ

クロフジツボ

ヤツマタモク

カメノテ

タマハハキモク

二段目

コウダカカラマツガイ

ウミショウブ

オオシンデンカワザンショウ

クロメ、ヤナギモク、ヒビロウド

ムロミスナウミナナフシ

三段目

マコンブ

コケゴカイ

コアマモ、ウミヒルモ

ニュウトウタテジマウミウシ

アマモ

四段目

ソトオリガイ

トサカノリ

マメコブシガニ

クロメ

タテジマイソギンチャク

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、平成 14 年 3 月に地球環境保全に関する関係閣僚会議にて決定された「新（第二次）生物多様性国家戦略」に依拠して、平成 15 年度から開始した。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 1 つに「モニタリングサイト 1000」の実施があげられている。

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 箇所程度の調査サイトを設定し、長期的に継続してモニタリングすることにより、生物種の減少などの生態系の変化を捉え、適切な生態系およ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種組成や個体数などを定量的に調査し、生物多様性およ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、市民ボランティアなど、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共に、迅速かつ精度の高い情報の収集および利用を可能にしている。収集された情報は、蓄積・管理し、モニタリングサイト 1000 のウェブサイトなど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、学校など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、平成 19 年度から事業が始まり、沿岸域調査に関する作業部会・分科会において、調査方針、調査サイトの配置および実施体制や試行調査を踏まえ各生態系で統一化された方法によるモニタリング手法の検討が行われた。翌年度の平成 20 年度からは、本格的な調査が開始され、各生態系における毎年調査および 5 年毎調査の実施と並行してモニタリングマニュアルの整備や調査結果の集積・発信のための議論などが行われている。

本調査では、海草・海藻と底生動物などを対象としてモニタリングを実施しており、これらの調査対象の生物は浅海域生態系の食物網において生産者（海草・海藻）や一次・高次消費者もしくは腐食者（底生動物）に該当し、生態系の構成要素として重要な役割を担っている。海草や海藻は主要な生産者かつ生態系エンジニアとしてアマモ場、藻場生態系の基礎となっている。また、漁業資源種を含む多種多様な生物の生息場所、採餌場所、繁殖場所として機能し、水質浄化機能も担っているため生態系の構成要素としてきわめて重要である。その他、アマモはその地下茎により海底を安定化させる役割も有している。一方、底生動物は、磯と干潟において特に現存量が大きく、高次消費者の餌資源として生態系の基礎を支え、磯や干潟の生態系や生物多様性の指標となりうる。また、一部の生物種は水質浄化機能を担っているなど、沿岸域の環境に大きな影響を及ぼしていることも指標とする意義が大きい。このように、磯、干潟、アマモ場、藻場などの

海岸線を挟んだ陸域から沿岸域に存在するエコトーン（移行帯）は、豊かで多様な生物相を形成し、四方を海に囲まれたわが国において、生態系の保全上重要な場所と考えられる。

しかし、近代になり、わが国の沿岸域では人間活動による負荷があまりにも大きいため生態系の機能が大きく損なわれるようになった。その結果、従来は生態系によって分解されてきた河川水の有機物が分解されずに蓄積し、水質や底質が汚濁され、海草・海藻群落の衰退を招いた。また埋立事業により干潟などの自然海岸が失われた。そのため、我々が沿岸域の豊かな生物相の恩恵（生態系サービス）を受け続けるためにも、沿岸域生態系の実態を把握することが急務となっている。特に、沿岸域を含む海洋生態系については、平成 23 年 3 月に海洋生物多様性保全戦略に基づいて、わが国は海洋の生物多様性に関して必要な保全などの施策を講じ、その施策の効果を確認して順応的な対応をしていくことになっている。そのためには、海洋の生態系などの変化を捉えるためのモニタリングの推進が不可欠であり、引き続きモニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）を通して、継続的に磯、干潟、アマモ場、藻場などの生物相に関する自然環境データの充実を図らねばならない。

本報告書は、モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）が本格的な調査を開始してから 5 年目を迎えたことを 1 つの区切りとして、これまでに得られた本事業の成果をはじめてとりまとめたものである。

まず、本報告書では、モニタリングサイト 1000 沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）の概要および調査手法について紹介したうえで、これまで各生態系で実施された調査結果のとりまとめを通して、今後の長期モニタリングに資する基礎的な情報の把握を試みた。次に、平成 23 年 3 月 11 日の東北地方太平洋沖地震による津波などの影響を受けたサイトの状況など、各生態系の調査成果に関するトピックスについてもまとめた。さらに、調査結果を踏まえ、わが国の沿岸域の生物多様性を概観しつつ、これまでの調査手法の妥当性や今後の事業の方向性についての課題と展望をまとめた。なお、本報告書の作成にあたっては、一般の方など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 25 年　環境省自然環境局生物多様性センター

要　約

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、2008 年度から本格的な調査を開始し、2012 年度で 5 年目を迎えた。そこで本稿では、これまでに得られたデータを活用し、各生態系やサイトにおける生物多様性の状況などを把握するためのとりまとめを行った。

第一章「沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）の概要」では、調査サイトの選定、調査項目、毎年調査と 5 年毎調査の位置づけ、調査時期、調査方法の概要などを記載した。第二章「各生態系における生物多様性の状況」では、今後の生態系の変化を捉えるためのベースラインとして、生態系ごとに各サイトの生物相の短期的な変化やサイト間の類似性などについてまとめた。第三章「トピックス」では、調査の方法論の検証、引用データを用いた生態系機能の解析、生態系横断的な解析などについて記載した。第四章「総括」では、調査結果の全体考察、ならびに事業としての成果、課題、展望をレビューした。以下にとりまとめ結果の概要を示す。

調査サイトは、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、各海域にサイトがそれぞれ配置されるように選定を行った。これまでに、磯 6 サイト、干潟 8 サイト、アマモ場 6 サイト、藻場 6 サイトの計 26 サイトで調査を実施した。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」を実施した。磯調査では底生生物の種組成や現存量、干潟調査では干潟表面に生息する表在生物と底土中に生息する埋在動物の種組成や個体数、アマモ場調査では海草類および底生動物の種組成や現存量、藻場調査では海藻類の種組成や被度の変化をモニタリングした。

磯生態系では、岩礁帯における岩温変化、潮位に応じた出現種数の変化、各サイトの多様度指数、サイト間の生物相の類似性を把握することができた。岩温変化について、北海道から沖縄の 6 サイトにおいて記録された最高温度は 5.6℃しか違わなかったが、最低温度ではその差が 20℃近くにも及んだ。各サイトの出現種数は北海道と沖縄で少ないが、本州・九州では多くなった。多様度指数も高緯度地域や低緯度地域で低く、中緯度地域で高かった。さらに、いずれのサイトでも潮位に対して種数は小刻みに変動するものの、最高潮位の方形枠周辺では種数が少ない傾向を示した。各サイトの生物相の類似性を解析した結果、北海道、沖縄、それ以外の本州・九州 4 サイトからなる 3 群に分かれた。本州・九州 4 サイトの関係を見てみると、出現種数や多様度指数が最も高かった大阪湾サイトが、他の 3 サイトとは異なっていた。

干潟生態系では、群集構造の解析から底生動物群集の多様性、サイト間の類似性、サイト内の経年変動の状況が明らかとなった。2008〜2011 年に干潟調査で確認された生物種は、全サイトを合計すると未同定種や複数種を含めて 739 種で、各サイトで出現した種数は 93〜228 種であった。出現種の内訳を見てみると、特定の 1 サイトでのみ出現した種は、20〜106 種で石垣川平湾サイ

トの固有性が際立っていた。また、外来種は 9 種確認され、都市部に近い盤洲干潟や汐川干潟サイト、ならびに松川浦サイトでそれぞれ 4 種が認められた。さらに、各サイトに出現した底生動物は、優占種の組成のみならず、生息密度がサイト間で大きく異なっていた。群集構造の空間変動や経年変動の解析により、サイト内の群集組成の経年変動は小さく、サイト間では概ね 4 グループに分けられることが示された。すなわち、北海道および沖縄のサイトは互いに独立のグループを形成し、本州の 6 サイトは、伊勢湾以東の東日本と紀伊半島以西の西日本の 2 グループに分けられた。また、津波による撹乱や特定種の突発的な増減を除けば、各サイトが固有の群集構造を有し、日本列島の東から西、北から南の地理的勾配に沿って、段階的に変化していることが示された。

アマモ場生態系では、日本列島、特に太平洋側における主要アマモ場の海草類やアマモ場に生息する底生動物群集の多様性の広域的・局所的空間変異、および 5 年間にわたる時間的変動パターンが明らかになった。種の多様性および生物量（海草の被度、底生動物の個体数）は、地理的に隔てられたサイト間で大きく異なるばかりでなく、サイト内の水深軸に沿って設けられた調査地点間でも変異が著しいことが明らかになった。海草類や底生動物の種構成は、既存の知見と同様に温帯域と亜熱帯域で大きく異なった。海草類の種多様性や生物量は、広域的スケールでは高緯度地域と低緯度地域で高くなる傾向が見られた。一方、局所的スケールでは被度がアマモ場の中央部（中程度の水深帯）で高くなる傾向が多くのサイトで確認された。

藻場生態系では、2008～2011 年の調査結果から、出現種数や種組成の違い、褐藻を指標とした LFD 指数（コンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目の水温帯別の種数を用いて算出する指数）と水温との関係、サイト間の海藻相の類似性と経年変動の解析を行い、各サイトの藻場の特徴を把握することができた。本調査で対象としている海藻群落に限ってみれば、中緯度地域で出現種数が多く、高緯度地域にいくほど少なくなった。各サイトの LFD 指数と水温との相関を調べた結果、有意な正の相関が見いだされた。しかし、志津川サイトでは、想定よりも高い LFD 指数が観測された。今後適切に評価するためにはさらなるデータの蓄積が必要と考えられた。サイト・年度別の海藻相の類似性を解析したところ、サイトごとに独自の群落構造があるが、時間的には藻場構成種に有意な変動は認められなかった。

東北地方太平洋沖地震の際に発生した津波が沿岸生態系に及ぼした影響を、松川浦サイト（干潟）、大槌サイト（アマモ場）、志津川サイト（藻場）のデータを用いて生態系横断的に検証した。その結果、松川浦サイトと大槌サイトでは、サイト内の多くの調査地点で大きな影響が認められたが、志津川サイトでは顕著な影響は見られなかった。このことから、津波が沿岸生態系に与える影響は、サイト間、サイト内の調査地点間、さらには生態系のタイプや主要構成種により異なることが示唆された。このような客観的な影響評価は、定量的なデータの蓄積があって初めて可能になることから、モニタリングを継続することの重要性を改めて確認することできた。

目次

第一章　沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）の概要 ***3***

1. 調査サイトの選定と配置 **3**

2. 調査の概要と方法 **5**

第二章　各生態系における生物多様性の状況 ***9***

1. 磯生態系 **9**
1）磯生態系の概要 9
2）磯調査の調査サイト 10
3）岩礁帯における岩温の変化 11
4）各サイトにおける磯生物の多様性と特徴 13
5）磯生物群集の類似性 15
6）磯モニタリングの今後の展望 17

2. 干潟生態系 **19**
1）干潟生態系の概要 19
2）干潟調査の調査サイト 20
3）各サイトにおける出現種数と外来種 22
4）底生動物群集構造の空間変動と経年変動 23
5）干潟モニタリングの今後の展望 27

3. アマモ場生態系 **31**
1）アマモ場生態系の概要 31
2）アマモ場調査の調査サイト 31
3）海草類の種多様性と被度の緯度および水深に伴う変異 33
4）アマモ場の底生動物群集の構成と多様性 38
5）アマモ場の時間的変動 40
6）アマモ場モニタリングの今後の展望 46

4. 藻場生態系 **48**
1）藻場生態系の概要 48
2）藻場調査の調査サイト 48
3）各サイトの海藻相と水温との関係 50
4）サイト間の海藻群落の類似性 52
5）藻場モニタリングの今後の展望 54

第三章　トピックス ***56***

温度ロガーデータを用いた波あたり評価法の有効性の検討 56
干潟における絶滅危惧種の生息状況 59
アマモ場の生態系機能評価: 一次生産・炭素吸収量および動物群集との関係 62
日本産コンブ目海藻 5 種の分布とモニタリング指標種としての評価 68
東北地方太平洋沖地震が沿岸生態系に及ぼした影響 74

第四章　総括 ***81***

1. 調査結果の全体考察 81

2. 事業全体のレビュー 83

1）サイト配置 83

2）調査手法 83

3）持続可能な調査体制 84

4）情報の共有・管理および発信 85

5）結果の保全施策への活用 85

6）国際的枠組みとの連携 86

参考情報 87

調査体制 88

謝辞 90

執筆・編集 91

各年度業務名、請負者および共同実施者 92

第一章　沿岸域調査（磯・干潟・アマモ場・藻場）の概要

1. 調査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）の影響を受ける（図 1-1）。また、半島、湾、内海、多島海などの複雑な地形が存在し、環境自体の多様性がきわめて高い。さらに、岩礁、砂質、砂泥質など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などが、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、サンゴ礁などが形成されている。

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、各海域に調査サイトがそれぞれ配置されるように調査サイトを選定した（図 1-2、表 1-1）。各生態系での調査サイト数は、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、各調査サイトの選定は、以下の 7 項目の基準に基づいて行った。

- 可能な限り、6 海域区分（図 1-2）のすべてにサイトを配置すること、又は南北・東西に互いに離れていること。
- 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。
- 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など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。
- 過去に専門的な調査記録があること。
- JaLTER（Japan Long-Term Ecological Research Network）や NaGISA（Natural Geography In Shore Areas）など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。
- 近隣に開発計画がなく、調査サイトの継続性が期待されること。
- 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。

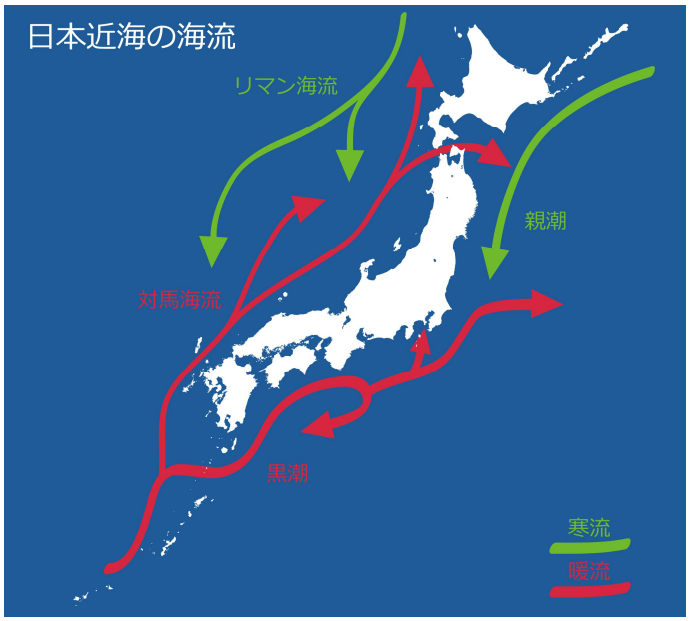


図 1-1. 日本近海の海流. 平成 22 年度水産白書より.

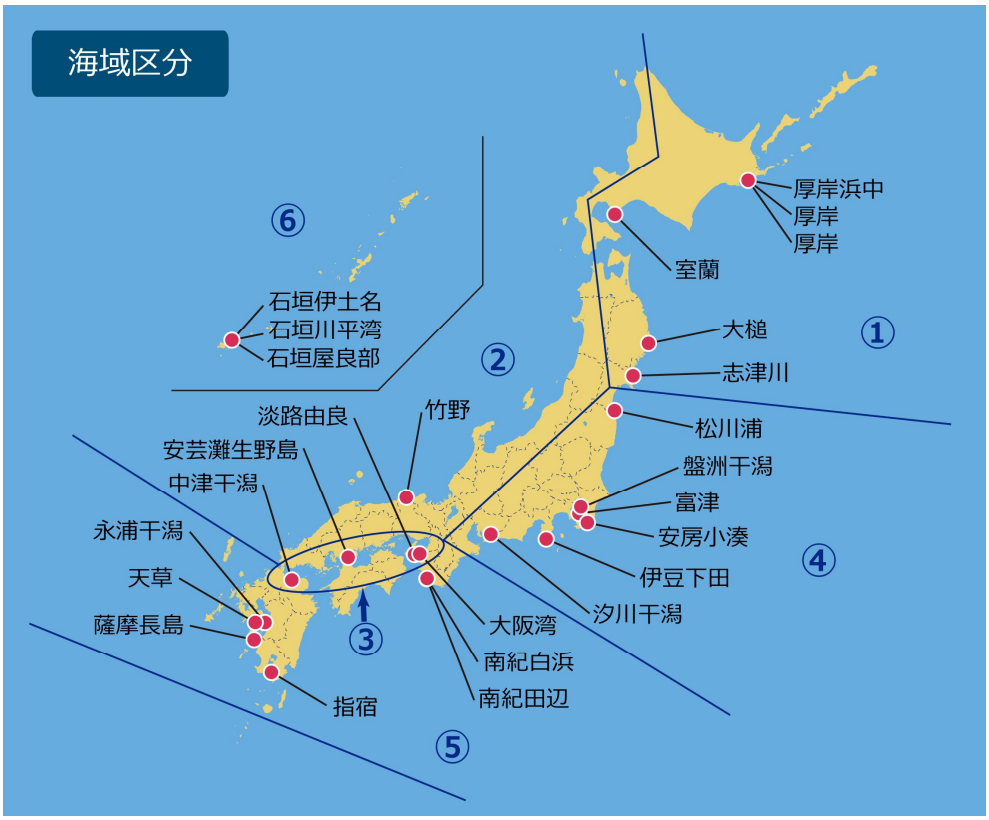


図 1-2．緯度勾配と海流の違いに基づく沿岸域の海域区分．海域区分名は以下のとおり．①北部太平洋沿岸，②日本海沿岸，③瀬戸内海沿岸，④中部太平洋沿岸，⑤西部太平洋沿岸等，⑥琉球列島沿岸．

表 1-1．各海域に設定された調査サイトの一覧

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

2. 調査の概要と方法

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、主に底生動物の種類や個体数、植物の種組成や被度を調べている。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）。

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。底生生物のうち、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。転石の下や固着性生物の殻の中など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、干潟生態系において優占する干潟表面に生息する表在生物と底土中に生息する埋在動物を調査対象とし、その種組成や現存量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動物の定量採集が困難であるため、表在生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海草類および消費者系・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、アマモ場およ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や存否を記録し、出現種の個体数や被度を、写真撮影、目視観察、標本採集などにより測定した。また、調査者が交替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配慮した。調査方法の設計に際しては、JaLTER や NaGISA など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なども取り入れた。

表 1-2．5 年毎調査の実施年度

西暦	2008	2009	2010	2011	2012
平成	20	21	22	23	24
磯		●			
干潟	●				
アマモ場			●		
藻場				●	

各生態系における調査方法や調査項目の概要は次のとおりである。なお、詳細はモニタリングマニュアルに記載している（参考情報を参照）。

磯調査

各サイトの岩礁帯に、さまざまな潮位と傾斜角が含まれるよう 25 cm 四方の永久方形枠を 30 個設置し、方形枠内に生息する固着性生物と低移動性動物（軟体動物、棘皮動物など）の現存量を調べている（図 1-3）。また、そのうち 5 個の方形枠には温度データロガーを設置し、15 分ごとの岩温データを取得している。これらのデータから、各サイトにおける水温、波あたり、潮流、潮位、外来種移入、採集圧などの環境変化と、それに対す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、各方形枠の画像を用いて、サイトごとに決められている 4〜7 種の解析対象種（種群）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、各方形枠内部に生息する生物相を詳細に把握するため、点格子法による定量調査および方形枠内部の全出現種を記録する定性調査を実施している。

干潟調査

各サイトに環境の異なる 2〜3 エリアを設定し、各エリア内の潮間帯上部、中部、下部に相当する場所に調査ポイントを設定している。

毎年調査では、調査ポイントごとに、50 cm 四方の方形枠を無作為に 5 個配置し、方形枠内

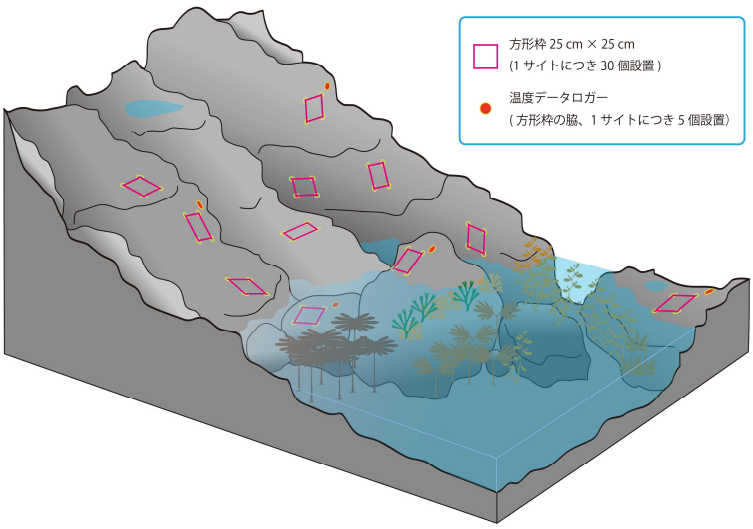


図 1-3. 磯調査における方形枠などの配置図.

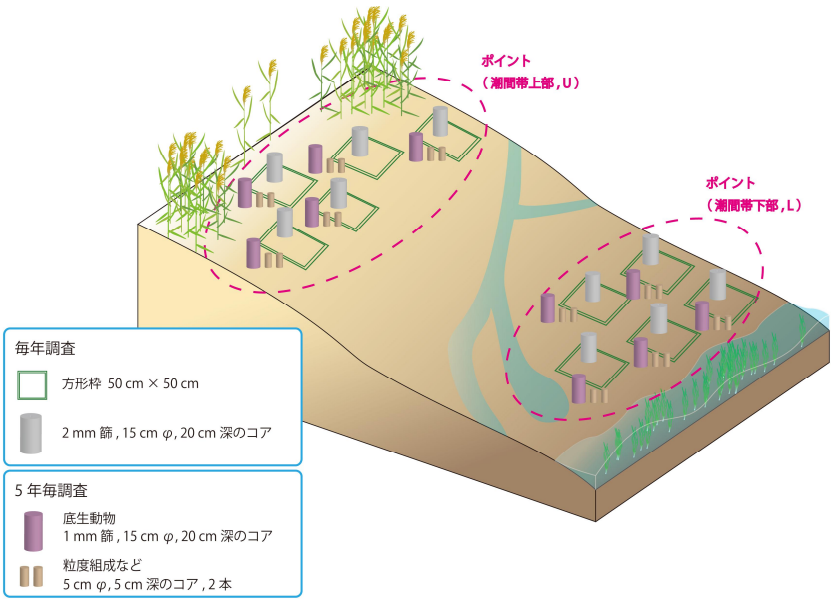


図 1-4. 干潟調査における方形枠などの配置図.

部の表層に見られる底生動物の個体数を記録している（図 1-4）。また、表在性の生物を除いた後、方形枠内で 15 cm 径のコアサンプラーを用いて深さ 20 cm の底土を 1 サンプルずつ採取し、2 mm 目の篩上に残った埋在動物の個体数を計数している。さらに、ポイントごとに 2 名で 15 分間の定性的な観察を行い、調査ポイント周辺に生息する生物を記録している。5 年毎調査では、毎年調査に加えて 1 mm 目の篩を使用した埋在動物の採集を行い、得られた生物の同定と計数を行った後、液浸標本として保管している。また、各調査ポイントの底土の粒度分析ならびに強熱減量の測定を行っている。

アマモ場調査

各サイトには、当該サイトで優占的に生育する海草群落を含むように 6〜13 箇所の調査地点（半径 10 m 程度の範囲内）を設定している（一部のサイトにはエリアが設定されている）。

毎年調査では、各調査地点内に 50 cm 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海草の種類と被度、優占する海草の種

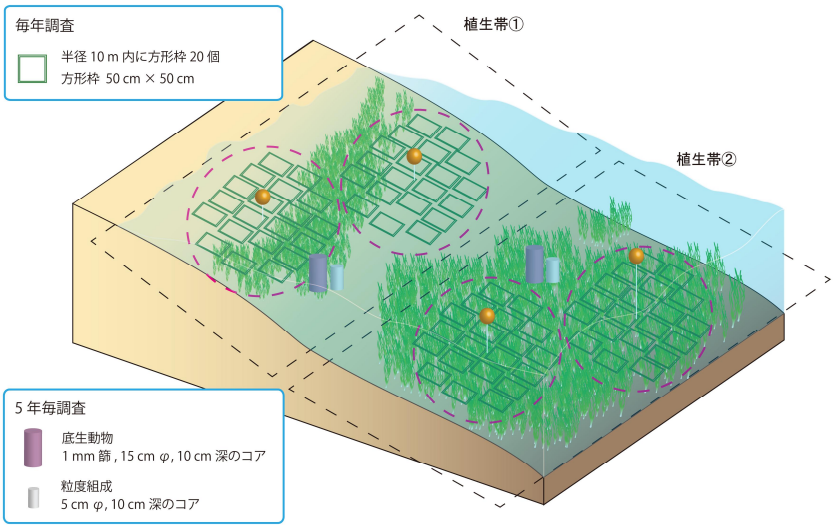


図 1-5. アマモ場調査における方形枠などの配置図.

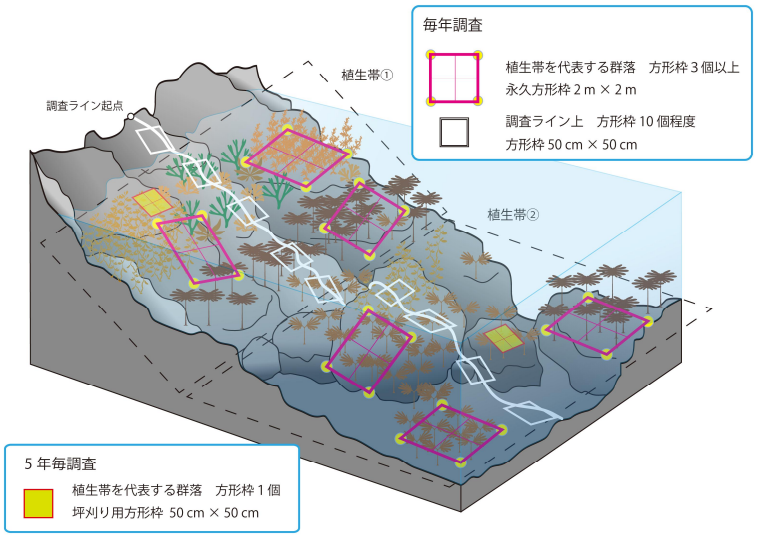


図 1-6. 藻場調査における方形枠などの配置図.

および全体被度を目視で記録している(図 1-5)。5 年毎調査では、各サイトで優占する海草種ごとに複数の調査（植生）帯を設け、調査帯ごとに直径 15 cm の円形内（10 cm 深）に生育または生息する海草の生物量や底生動物の個体数を計測している。採集した海草類については、種ごとにシュートタイプ（生殖株、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。葉上動物は淡水で洗い流しながら分離し、表在・埋在動物については 1 mm 目の篩上に残った生物の個体数を計数している。計数後のサンプルは液浸標本として保管している。また、各調査帯の底土の粒度分析や各サイトに生育する海草種の乾燥押し葉標本の作成も併せて実施している。

藻場調査

各サイトでは、ライン調査と永久方形枠調査を毎年調査として実施している。ライン調査は、水深勾配による海藻群落の変化やサイト全体の種組成を把握するために行い、永久方形枠調

査では、各サイトの優占種に着目してその消長を定量的に観察している。

調査ラインは、各調査サイトを代表する海藻群落を通るように岸から沖に向かって設定している（図 1-6）。岸側に起点を定め、終点までの間に 10 箇所程度の調査地点を設けている。各調査地点の起点からの距離は一定とし、1 個の 50 cm 四方の方形枠内に出現する主な海藻の種類や被度を目視で観察している。また、調査ラインに沿ってビデオ撮影を行っている。永久方形枠調査では、代表する海藻群落が見られる地点に 2 m 四方の方形枠を設置し、方形枠内に生育する海藻の種類や被度、大型の底生動物の種名および個体数を記録している。5 年毎調査では、各サイトの優占種が生育する調査帯に 50 cm 四方の方形枠を 1 つ新設し、枠内の坪刈りを実施している。採集した海藻は種ごとにソーティングし、湿重量および乾燥重量を測定している。また、観察された代表的な種については、乾燥押し葉標本を作成し保管している。

第二章　各生態系における生物多様性の状況

1. 磯生態系

石田　惣・栗原健夫・飯島明子・野田隆史・
山本智子・村田明久・森　敬介

1）磯生態系の概要

磯とは、陸地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示す。

磯生態系の最大の特徴は、高さ（潮位）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。これは潮汐によって生み出されるもので、潮間帯ではその高さによって干出時間の長さが異なる。すなわち、潮間帯上部では潮が少し引くだけで干出し、水没するのは満潮時前後の短い間だけである。磯には日陰が少なく、多くの岩礁帯は太陽光によって高温になるため、潮間帯の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。また、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、ほとんどの水生生物は、呼吸時間も同様に制限を受ける。このことから、潮間帯上部や潮上帯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、潮間帯下部では干潮時前後のごくわずかな時間だけ干出し、ほとんどの時間は水没しているため、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。フジツボ類や固着性二枚貝にとっては自分の体を固着させる場所であり、カサガイ類やウニ類などの植食者も、藻類が生えてくる場所をどれだけ占有できるかが摂餌量に直結する。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、「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、高さに応じた分布が形成されている。

食物網の視点から見ると、生産者（植物、磯では主に藻類）・一次消費者（植食者、例えばカサガイ類、ウニ類など）・二次以上の消費者（肉食者、例えば大型甲殻類、ヒトデ類、肉食性腹足類など）という一般的な食物連鎖が見られるが、磯生態系を最も特徴づける消費者は固着性の懸濁物食者である。海水中には動植物プランクトン、なら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）が漂っており、これらをまとめて懸濁物という。磯では基質に着底後、以降の一生をほとんど移動することなく生活する多様な固着性動物が見られ、その現存量も高い。これら固着性動物のほぼすべてが懸濁物食者であり、磯の景観を構成する主要な要素といえる。その代表はフジツボ類や二枚貝だが、他にも各種カイメンや多毛類、ホヤ類など分類群としては多岐にわたっており、足の踏み場もないほど常に動物がいるという環境は、地球上では磯以外にはほとんどない。

磯の生物相は沿岸環境の中でも突出して多様性が高く、複雑な景観を呈している。その現存量も大きいため、沿岸環境を支える主要な生態的機能を有する。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、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などの海洋生物や海鳥などの陸上生物も、産卵場所や隠れ場所、餌を得る場所として磯を利用する。

このように貴重な生態系であるにも関わらず、近年の港湾整備によって護岸壁や桟橋などが建設され、多くの磯が消失している。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、海水面上昇といわれる（Reid and Trexler 1992）。このような変化が磯の生物相に及ぼす影響を捉

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。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、これまでも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、磯生態系には蓄積されている。このことは、海洋環境のモニタリングシステムとしても有用なことを示している。

2）磯調査の調査サイト

モニタリングサイト 1000 磯調査では、潮の干満差が大きい太平洋側を中心に 6 サイトを選定し、2008 年度から調査を行っている（図 2-1-1）。6 サイトのうち、安房小湊サイトと天草サイトは 2009 年度より、大阪湾サイトは 2010 年度より調査が開始された。毎年調査の調査時期は、厚岸浜中サイトで 8 月、安房小湊サイトで 5～7 月、大阪湾サイトで 6 月、南紀白浜サイトで 6～7 月、天草サイトで 8 月、石垣屋良部サイトで 6～7 月である。以下に各サイトの概要を示す。

厚岸浜中サイトは、北海道厚岸郡浜中町の藻散布沼の東方約 1 km、アイヌ岬の南西約 1 km に位置し、親潮の強い影響を受ける他、数年に一度流氷の影響を受ける全国的に貴重な磯である。後背地の地形は、5～20 m の崖になっている。後背地の植生は、調査地の南北で異なり、北はクマイザサを主体としたササ原であり、南はミズナラなどからなる落葉広葉樹の森林が主体となる。調査地周辺の海岸線は、砂浜、転石浜および崖地からなり、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で、潮下帯は転石混じりの砂である。調査サイトは、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）で、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、波あたりは弱い。浜中町霧多布の大潮時の最大干満差は約 120～160 cm である。

安房小湊サイトは、房総半島南東部に位置するため、暖流と寒流が交わって地域特異性の高い生物相を形成する磯である。後背地の地形は高さ 10～20 m の崖になっており、後背の植生はタブノキなどの常緑広葉樹の森林が主体となる。海岸は起伏に富んだ岩盤からなり、砂

図 2-1-1. 磯調査のサイト位置図.

岩・泥岩を主体とした堆積岩である。周囲には多数の潮だまりが存在する。波あたりはやや強く、海水の流動が盛んで、潮下帯にはカジメやアラメなどが繁茂する海藻群落が広がっている。調査地付近の大潮時の最大干満差は約 140～180 cm である。

大阪湾サイトは大阪湾の南東岸に位置し、都市部にある内湾の磯浜として、大阪湾東岸で唯一残された自然岩礁である。海岸線は侵食された崖や岩礁からなり、転石も見られる。潮だまりはほとんどない。後背の崖の上部にはウバメガシ、トベラ、モチノキ、マサキなどの植生が見られる。調査サイトであ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。沖合に波あたりを防ぐ地形や構造物はないが、調査地は大阪湾内であり、風雨の激しい時を除けば波あたりはおだやかなことが多い。サイト付近の大潮時の最大干満差は約 150～170 cm である。

南紀白浜サイトは、番所崎と呼ばれる和歌山県西牟婁郡白浜町の海岸で、田辺湾の湾口南側の最外縁に位置し、黒潮の影響を受ける磯浜である。番所崎北西斜面は高さ約 10～20 m の崖になっている。後背の植生はマツ林が主体となる。調査地の周辺は大小の島状岩礁が点在し、調査サイトは干潮時に台地状の地形が露出する。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。調査サイトの周囲には潮だまりが点在する。底質構成は、ほとんどが礫岩質である。調査サイトは大小の島状岩礁に囲まれているが、台風接近時など風雨の激しい時は直接的に強い波浪を受けるとみられる。田辺湾の大潮時の最大干満差は約 180～200 cm である。

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、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磯である。波あ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。調査地およびその周辺には、潮間帯上部に護岸があり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。潮下帯にはホンダワラ、アラメなどの海藻群落が広がっている。調査地点の周囲にはほとんど潮だまりは存在しない。

石垣屋良部サイトは、沖縄県石垣島の西端に位置し、海岸線に垂直な方向に約 50 m、海岸線に平行な方向に約 70 m の広がりを持つ。調査サイトを含む石垣島一帯は種多様性が高く、長期的なモニタリングにより種々の環境変動を捉えやすい。調査地の後背地は、高さ 10 m 程の崖である。後背地の植生は、ごくわずかな低木と草本からなる。調査地の周辺は「洗濯岩」状の岩盤からなり、岩盤表面には溝が刻まれる。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。波あたりは、高潮時、とくに荒天時には激しくなると予想される。調査地の大潮時の最大干満差は約 160 cm である。

3）岩礁帯における岩温の変化

磯（岩礁潮間帯）では、動植物の帯状分布が顕著に見られ、そこに生息する生物の分布や組成は、気候条件、潮の干満差、波あたりなどのさまざまな環境要因の影響を受ける。一般に、ある生物の分布上限は、温度や塩分、乾燥の度合いなどの物理的条件で決まり、分布下限は捕食や競争などの生物的要因で決まることが多い（朝倉 1999）。

モニタリングサイト 1000 磯調査では、各サイトの岩礁帯にさまざまな潮位と傾斜角が含まれるよう 30 個の永久方形枠（以下、方形枠）を設置し、各方形枠内に出現する生物のモニタリングを行っている。生物の長期的な変動を把握するためには、方形枠の物理的特性を把握しておくことが不可欠である。そこで本調査では、各方形枠の方角、傾斜角、最低水面からの高さ（潮位）の情報を収集するとともに、任意に選択した方形枠の近傍に温度データロガーを設置し、15 分ごとの岩温の連続測定を行ってきた。ここでは、これまでに得られた温度データロガーの情報を集計し、その概要を示した。

表 2-1-1. 各温度データロガーが設置されている方形枠の高さ，測定期間，データ数

サイト名	方形枠番号	方形枠の高さ	測定期間	データ数
厚岸浜中	03	128		77,527
	10	55		71,153
	15	119	2008/8/14 - 2011/8/11	104,846
	19	40		104,841
	26	63		104,837
安房小湊	05	79		26,082
	14	154		26,082
	16	85	2009/5/23 - 2011/2/11	52,161
	17	46		52,164
	20	89		52,164
大阪湾	01	108		34,126
	03	91		34,127
	06	66	2010/6/11 - 2011/6/2	34,129
	08	57		34,136
	20	140		nd
南紀白浜	04	33		42,524
	09	99		60,139
	11	169	2008/6/17 - 2011/6/15	60,144
	20	46		34,063
	24	139		60,144
天草	02	253		14,161
	11	74		35,387
	12	200	2009/8/6 - 2011/8/13	14,160
	14	180		17,664
	22	238		14,160
石垣屋良部	01	237		51,179
	06	203		61,594
	19	132	2008/7/5 - 2011/7/15	26,083
	20	162		77,332
	22	123		41,817

nd: データなし

各サイトには 5 個の温度データロガーが設置されている（表 2-1-1）。設置時期はサイトによって異なり、厚岸浜中、南紀白浜、石垣屋良部サイトは 2008 年から、安房小湊と天草サイトは 2009 年から、大阪湾サイトは 2010 年からで、ここでは 2011 年までのデータを用いた。そのため、各サイトで使用したデータ量は大きく異なり、厚岸浜中サイトではおおよそ 10 万レコード、天草サイトでは 1 万 5 千レコードであった。また、データ量が異なる要因として、調査開始当初の試行段階では測定間隔が異なっていたことや、何らかのトラブルにより途中で測定が停止している状況もたびたび見られたためである。よって、測定期間中にはデータの欠測期間も含まれていることに注意されたい。温度データロガーを設置した方形枠の高さはさまざまで、各サイト内における相対的な高さの比較の指標にはなるが、基準面の標準化が困難であるためサイト間で比較することはできない。潮位の補正は、海上保安庁の潮汐表を用いて行い、最低水面（CDL）からの高さで示しているが、厚岸浜中サイトでは現場の最干潮時の水面からの高さを複数回測定した平均値で示している。

温度データロガーが捉えた岩温の最高温度は、厚岸浜中サイトで 40.0～52.6℃、安房小湊サイトで 43.5～48.9℃、大阪湾サイトで 31.3～54.4℃、南紀白浜サイトで 43.9～54.6℃、天草サイトで 39.0～52.1℃、石垣屋良部サイトで 48.9～58.2℃であった（図 2-1-2）。北海道に位置する厚岸浜中サイトでも、夏季の岩礁帯の温度は 50℃を超え、最も南に設定されている沖縄の石垣屋良部サイトの最高値と比較しても、わずか 5.6℃しか違わなかった。一方、最低温度については、厚岸浜中サイトで-10.7～-9.0℃、安房小湊サイトで-0.4～4.0℃、大阪湾サイトで-0.8～3.4℃、南紀白浜サイトで 0.4～4.4℃、天草サイトで 0.2～2.7℃、石垣屋良部サイトで 9.6～12.2℃であった。厚岸浜中サイトの最低温度は-10.7℃まで低下したが、石垣屋良部サイトでは 9.6℃で、両サイトで記録された最低温度の差は 20.3℃であった。一般に海水は熱容量が大きく変化が少ないため、温度データロガーが捉えた最高値や最低値は、潮位の低下により干出した際の岩温の上昇（夏季）や低下（冬季）を検出したものと思われる。

次に、中央値±四分位偏差を見てみると、厚岸浜中サイトで 7.2±5.8～9.0±6.2℃、安房小湊サイトで 20.3±4.4～20.8±3.3℃、大阪湾サイトで 17.7±6.6～19.1±6.7℃、南紀白浜サイトで 21.0±5.9～21.9±4.6℃、天草サイトで 17.5±5.7～20.0±4.3℃、石垣屋良部サイトで 24.8±3.5～26.3±5.2℃であった。各岩礁帯の標準的な温度域は、10℃以下の厚岸浜中サイト、20℃前後の安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草の 4 サイト、25℃前後の石垣屋良部サイトの 3 つに大別されると考えられた。

方形枠の最低水面からの高さ（潮位）と温度の対応について見てみると、設置されている高さ（潮位）が高いほど四分位偏差が大きくなる傾向を示し、また、最も高い温度が記録された温度データロガーは比較的高い位置に設置されている場合が多かった。潮間帯下部は海水中に水没している時間が長いため温度変化が小さいのに対し、潮間帯上部は潮間帯下部に比べて干出時間が長いため、水温と気温の差が大きくなる夏季や冬季に温度変化が一層激しくなるものと予想される。

本調査で用いた温度データロガーは、微環境の違いが生物の分布を決める岩礁潮間帯の温度変化を捉えるツールとして有効で、将来的な岩礁生態系の長期変動を捉える基礎情報となる。また、単に温度の変化を捉えるだけでなく、得られたデータの一部を利用して岩礁帯の波あたりの強さを評価できる可能性も示唆されている（第三章 トピックスを参照）。しかし、

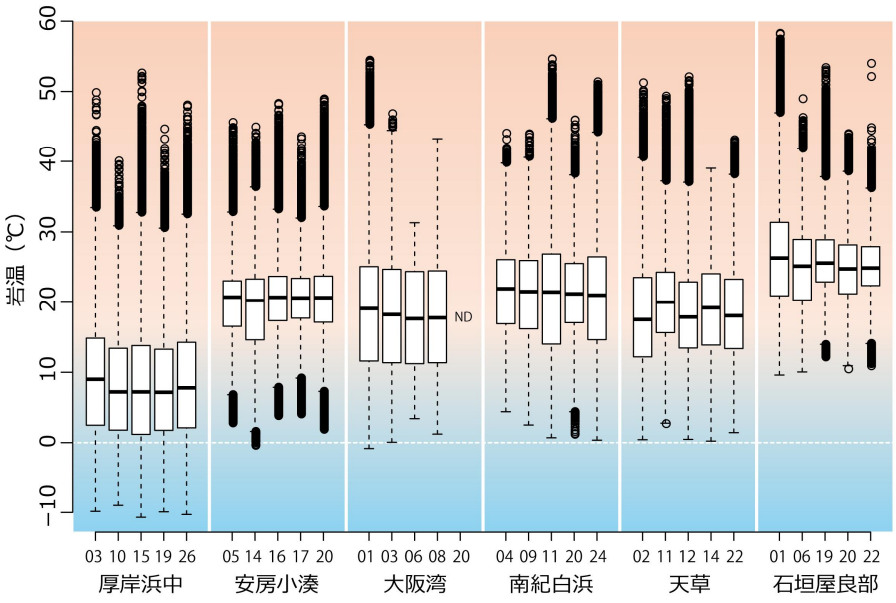


図 2-1-2. 各サイトの岩礁帯における岩温の特徴. 各サイトに設置されている 5 個の温度データロガーで得られたデータを箱ヒゲ図で示す. ND: データなし.

一方で、温度データロガーのハード面での不具合がたびたび起こり、年間を通した連続データが十分には取得できていないのが現状である。今後は、運用面を含めてさらなる検討が必要であるが、今後の長期変動の解析に向けてデータを蓄積していくことが重要である。

4）各サイトにおける磯生物の多様性と特徴

ある場所における生物群集の機能は、そこでの種多様性や種の構成によって強い影響を受けることが多い。例えば、基礎生産力の維持や有機物の分解などの働きは、種多様性や種組成によってしばしば大きく変化する（例えば、Hector et al. 1999 ; Jonsson and Malmqvist 2000 ; Zak et al. 2003）。したがって、さまざまな場所において種多様性を評価したり、種組成を調査したりすることは、生物群集の機能を人間が利用する上で不可欠な作業である。そこで、ここでは種多様性を潮位ごと、サイトごとに集計し、その傾向を明らかにした。

種多様性を集計するためのデータは、定量調査と定性調査により取得した。調査実施日は、厚岸浜中サイトで 2009 年 8 月 4 日、安房小湊サイトで 2009 年 5 月 24 日、大阪湾サイトで 2010 年 6 月 11 日、南紀白浜サイトで 2009 年 7 月 5 日、天草サイトで 2009 年 8 月 7 日、石垣屋良部サイトで 2009 年 7 月 22 日である。定性調査では、6 サイト × 30 方形枠の各組み合わせについて方形枠内の全出現種が記録されており、この記録をもとに潮位別・サイト別の種数を集計した。定量調査では、6 サイト × 30 方形枠 × 49 格子点の各組み合わせについて格子点別の出現種が記録されており、この記録をもとにサイト別に Simpson 多様度指数（1 / λ）を計算した。この指数の計算式は、以下のとおり。

$$1 / \lambda = 1 / \Sigma p_i^2 \qquad \text{（式 1）}$$

ここで、p_i は種 i の相対的な出現頻度、Σ はすべての i についての総和を意味する。相対的な出現頻度を求めるため、30 方形枠分の 49 格子点における種 i の記録回数を、同格子点の全種こみ記録回数で除した。

図 2-1-3 に種数の潮位間変化を示した。各サイトの種数は潮位の変化に伴って小刻みに変動するものの、最高潮位の方形枠の周辺で少なかった。このように潮位の高い場所で種数が少

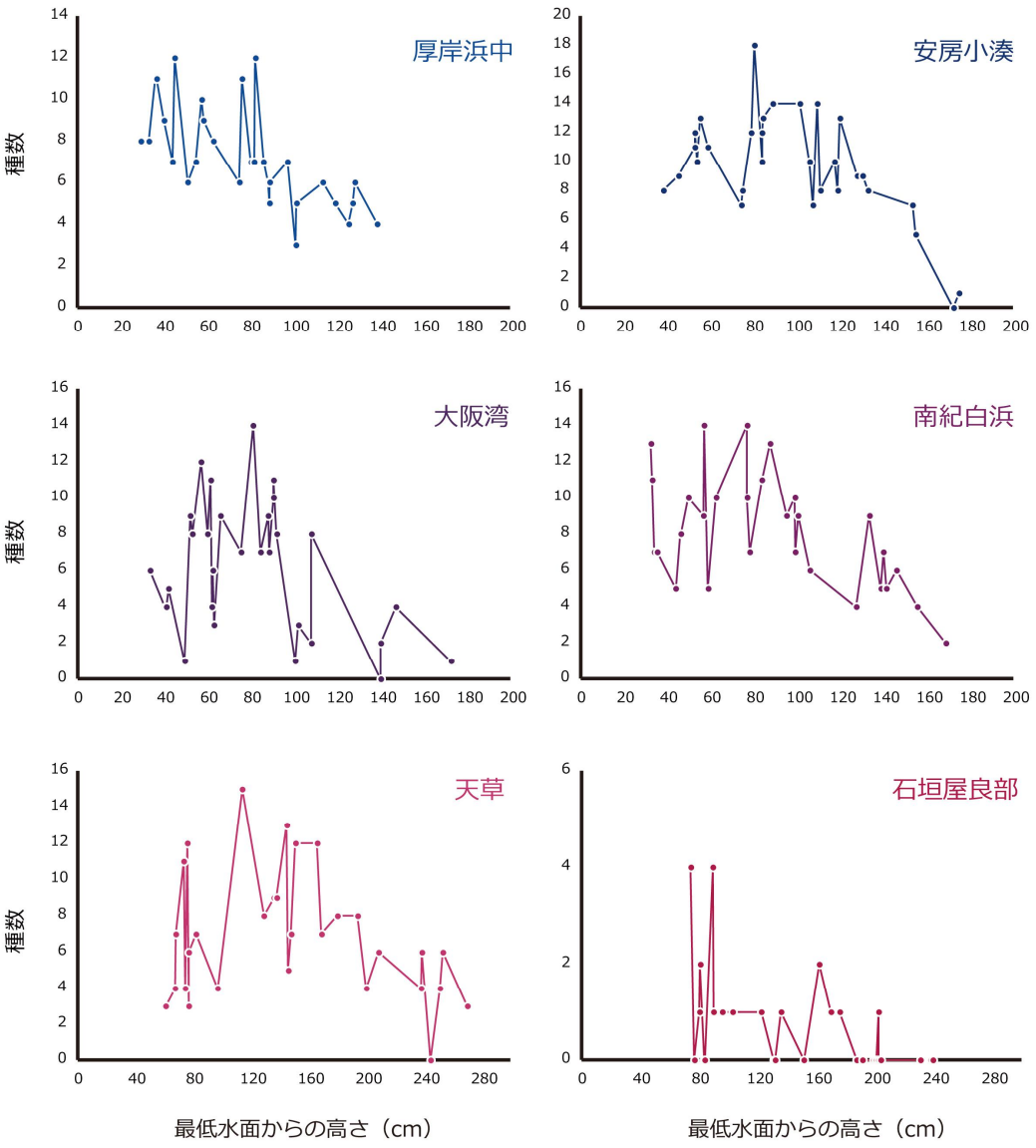


図 2-1-3．各サイトにおける潮位別の方形枠内の種数．縦軸に種数，横軸に最低水面（CDL）からの方形枠の高さ（潮位）を示す．厚岸浜中サイトの方形枠の高さは，最干潮面からの実測値の平均値で示す．

ない現象は、世界各地の岩礁海岸での報告と一致する（例えば、Underwood 1981 ; Lubchenco et al. 1984）。こうした現象の原因として、高い潮位における乾燥の厳しさ（Connell 1961）、餌料の乏しさ、幼生の加入量の乏しさ（Underwood and Denley 1984）が挙げられる。

種数（表 2-1-2）と Simpson 多様度指数（図 2-1-4）について、サイト間変化を示した。種数は厚岸浜中と石垣屋良部サイトで低く、安房小湊、大阪湾、南紀白浜サイトで高かった。多様度指数も同様のサイト間変化を示したが、くわえて大阪湾で特異的に高かった。このように種数のサイト間変化に比べて多様度指数のサイト間変化が大阪湾で強いピークを示す理由は、大阪湾において種それぞれの相対出現頻度（式 1 における p_i）が種間で似通っていたことにある。p_i の標準偏差は厚岸浜中で 0.126、安房小湊で 0.053、大阪湾で 0.040、南紀白浜で 0.053、天草で 0.104、石垣屋良部で 0.174 というように大阪湾サイトで低かった。以上のように、日本太平洋岸の岩礁潮間帯での種数や多様度指数が房総から紀伊半島の一部において高くなる傾向は、既往の報告（Asakura and Suzuki 1987 ; Okuda et al. 2004 ; Kurihara 2007）と概ね一致する。

表 2-1-2. 各サイトの全 30 方形枠における出現種の総数

調査サイト	出現種数
厚岸浜中	19
安房小湊	52
大阪湾	49
南紀白浜	48
天草	40
石垣屋良部	12
全サイト	127

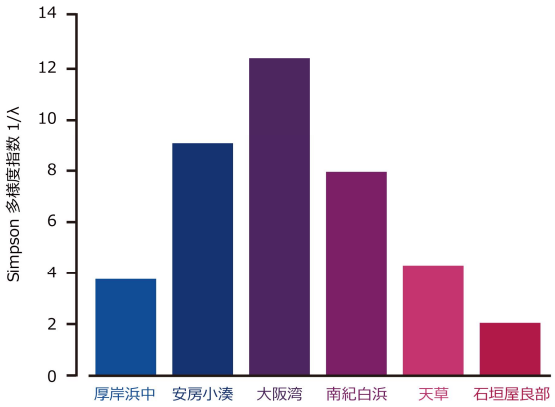


図 2-1-4. 各サイトの Simpson 多様度指数.

5）磯生物群集の類似性

定性調査の生物種リストから、種それぞれの各サイトでの出現方形枠数（0〜30 のいずれかの値をとる）を求め、サイト間での種組成の非類似度を Czekanowski 非類似度（Yoshioka 2008）で評価した。サイトの組み合わせに応じた Czekanowski 非類似度の変化を視覚化するため、非計量多次元尺度構成法（Nonmetric Multidimensional Scaling: MDS）とクラスター解析を行った（Clarke 1993）。MDS を、まず全 6 サイトについて行い、次に、種組成が相対的によく似通っていた安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草の 4 サイトのみについて行った。また、MDS において種組成の隔たっていたサイトの間で、どのような種がサイト間の違いに強く関与していたかを、「種の平均寄与率」（δi，Clarke (1993) Table 1 の第 4 列を参照）によって評価した。クラスター解析では平均結合法を用いた。これらの計算には統計環境 R 2.14.0（R Development Core Team 2011）を用いた。Czekanowski 非類似度の計算には R のパッケージ vegan 内の vegdist 関数を、MDS の実行にはパッケージ MASS 内の isoMDS 関数を、クラスター解析には MASS 内の hclust 関数を用いた。

図 2-1-5. 全 6 サイトについての MDS. Stress = 0.0097. 厚岸浜中と石垣屋良部サイトを除く 4 サイトは，相対的に種組成が似通っており，図中で一点に集中している.

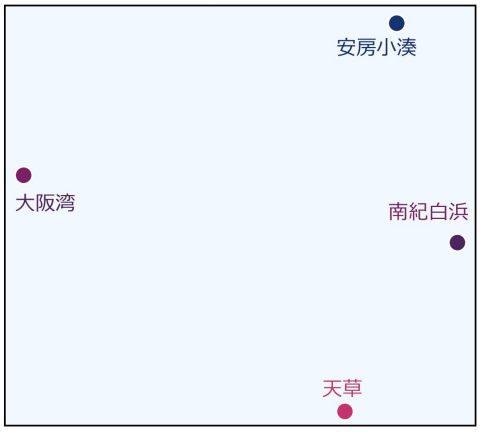


図 2-1-6. 安房小湊，大阪湾，南紀白浜，天草の 4 サイトについての MDS. Stress < 0.0001.

表 2-1-3．厚岸浜中サイトと本州・九州 4 サイト（安房小湊，大阪湾，南紀白浜，天草）との Czekanowski 非類似度に対する，種それぞれの平均寄与率．これらのサイトのうち少なくとも 1 つにおいて記録された 118 種のうち，平均寄与率の高い 10 種だけをリストした．

種	平均寄与率（%）	厚岸浜中サイトの出現方形枠数	本州・九州4サイト*出現平均方形枠数
クロタマキビ	6.9	30	0.0
フクロフノリ	6.7	29	0.0
キタイワフジツボ	6.4	28	0.0
サラサシロガイ	5.5	24	0.0
マツモ	5.3	23	0.0
イワフジツボ	3.5	0	15.3
キタアメリカフジツボ	3.2	14	0.0
イソダンツウ	2.9	0	13.0
ケガキ	2.7	0	11.5
ボタンアオサ	2.7	0	12.3

*安房小湊，大阪湾，南紀白浜，天草の 4 サイト．

表 2-1-4．石垣屋良部サイトと本州・九州 4 サイト（安房小湊，大阪湾，南紀白浜，天草）との Czekanowski 非類似度に対する，種それぞれの平均寄与率．これらのサイトのうち少なくとも 1 つにおいて記録された 111 種のうち，平均寄与率の高い 10 種だけをリストした．

種	平均寄与率（%）	石垣屋良部サイトの出現方形枠数	本州・九州4サイト*出現平均方形枠数
イワフジツボ	6.1	0	15.3
イソダンツウ	5.0	0	13.0
ケガキ	4.9	0	11.5
ボタンアオサ	4.6	0	12.3
コモレビコガモガイ	3.9	0	9.3
ヒザラガイ	3.5	0	8.3
ヤッコカンザシ	3.5	0	8.5
ウノアシ	2.7	0	7.3
Chthamalus moro	2.5	6	0.0
シワランソウモドキ	2.3	0	5.8

*安房小湊，大阪湾，南紀白浜，天草の 4 サイト．

表 2-1-5．大阪湾サイトと安房小湊・南紀白浜・天草の 3 サイトとの Czekanowski 非類似度に対する，種それぞれの平均寄与率．これらのサイトのうち少なくとも 1 つにおいて記録された 102 種のうち，平均寄与率の高い 10 種だけをリストした．

種	平均寄与率（%）	大阪湾サイトの出現方形枠数	本州・九州3サイト*出現平均方形枠数
ボタンアオサ	5.1	1	16.0
コモレビコガモガイ	4.7	19	6.0
イソダンツウ	4.6	3	16.3
ベリルイソギンチャク	4.4	13	0.3
ワノアシ	3.0	1	9.3
ケガキ	2.9	10	12.0
コビトウラウズガイ	2.9	0	8.7
シワランソウモドキ	2.7	0	7.7
ベニマダラ	2.7	0	7.7
ヨメガカサ	2.6	9	1.7

*安房小湊，南紀白浜，天草の 3 サイト．

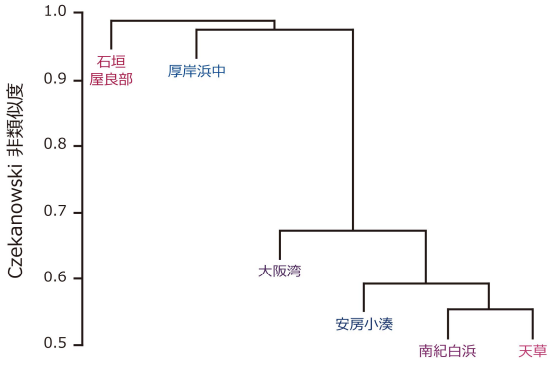


図 2-1-7．全 6 サイトについてのクラスター解析．

全 6 サイトに関する MDS は Stress = 0.0097 できれいに収束した（図 2-1-5）。この MDS において、厚岸浜中サイト、石垣屋良部サイト、ならびに本州・九州 4 サイト（安房小湊、大阪湾、南紀白浜、天草）という、3 グループが形成された。種の平均寄与率を見ると、厚岸浜中サイトと本州・九州 4 サイトの種組成の違いに強く関与していた種として、クロタマキビ、フクロフノリ、キタイワフジツボなどの北方性種が挙げられた（表 2-1-3）。また、本州・九州 4 サイトと石垣屋良部サイトの種組成の違いに強く関与していた種として、イワフジツボ、イソダンツウ、ケガキなどの相対的に北方に高密度分布するものが挙げられた（表 2-1-4）。

本州・九州 4 サイトに関する MDS は Stress < 0.0001 できれいに収束した（図 2-1-6）。この MDS において各サイトは日本地図上の位置と同じような配置を示しつつも、大阪湾サイトがかなり異質であるという傾向を示した。種の平均寄与率を見ると、大阪湾サイトを他の 3 サイトから隔てる種として、大阪湾サイトで相対的に少なかったボタンアオサやイソダンツウ、逆に大阪湾サイトで相対的に多かったコモレビコガモガイなどが挙げられた（表 2-1-5）。

以上の MDS における傾向は、クラスター解析においても確認できた（図 2-1-7）。すなわち、厚岸浜中サイトと石垣屋良部サイトが本州・九州の 4 サイトから大きく離れており、本州・九州の 4 サイトの中では大阪湾サイトが異質であった。

6）磯モニタリングの今後の展望

今回のとりまとめにより、全国 6 サイトの岩礁帯における岩温変化、潮位に応じた出現種数の変化、各サイトの多様度指数、サイト間の生物相の類似性が明らかとなり、今後のモニタリングのベースラインを把握することができた。岩温変化について、北海道から沖縄の 6 サイトにおいて記録された最高温度は、わずか 5.6℃しか違わなかったが、最低温度ではその差が 20℃近くにも及んだ。各サイトの出現種数は北海道と沖縄で低いが、本州・九州では高くなった。多様度指数も高緯度地域や低緯度地域で低く、中緯度地域で高かった。この傾向は、岩礁潮間帯底生動物に関する既往の知見（Asakura and Suzuki 1987 ; Okuda et al. 2004 ; Kurihara 2007）と概ね一致した。さらに、潮位と種数の関係を見てみると、いずれのサイトでも潮位に対して種数は小刻みに変動するものの、最高潮位の方形枠周辺では種数が少ない傾向を示した。各サイトの生物相の類似性を解析した結果、北海道、沖縄、それ以外の本州・九州 4 サイトからなる 3 群にわかれた。本州・九州 4 サイトの関係を見てみると、出現種数や多様度指数が最も高かった大阪湾サイトが、他の 3 サイトとは異なっていた。

磯生態系における調査の基本的な考え方は、生物相や群集構造の変動をモニタリングすることにより、将来生じ得る環境変化の検出を目的としている。気候変動（例えば温暖化傾向）などは多くの場合、長期的なトレンドとして検出されるものであり、相応の期間のデータが蓄積されることによって初めて解析が可能となる。したがって、この調査をいかに長期間継続させるかをまず念頭に考えなければならない。

一方、短中期的なデータから得られる情報もあるだろう。磯生態系では 2014 年度には 2 回目の 5 年毎調査を迎える。2 回の結果を比較し、必要に応じて毎年調査の写真データを補うことで、各生物種の 5 年間の増減を定量的に評価できるであろう。サイト内での傾向やサイト間での共通性を検討することで、例えば岩礁潮間帯の群集動態について何らかの現象を見いだす、といったデータマイニングは可能かもしれない。

解析の拡張性や頑健性を求めるのであれば、モニタリングサイトは拡充されるべきである。磯生態系では現在 6 サイトが設置されているが、生物相の類似性としては北海道、本州・九州、沖縄の 3 群に分離している。この各群のエリアでサイトを増やすことができれば、環境変動に対する生物相の応答の検出はしやすくなると考えられる。

また、現在のプロトコルでは潮汐周期の異なる日本海沿岸は想定していない。プロトコルをそのまま流用するのは難しいが、同じ目的で日本海沿岸域を想定したプロトコルを策定し、サイトを設置できれば、日本全体の沿岸域の包括的なモニタリングとなる。瀬戸内海などもその点では拡充対象域として掲げてもよいだろう。

ただし、サイトの拡充は現実にはハードルが高い。例えば 5 年毎調査は当日中に標本の作製や同定、データの整理などの作業が必要になるため、近傍に臨海実験所などの研究施設がある場所をサイトとして選んでいる。調査はこれらの施設の協力によって実現している。また、調査を担当できる新たな人材の確保も必要となる。

どのようなモニタリングでも同じ問題に直面するが、資金確保は常に考えておかねばならない。今後、競争的資金に頼る局面になった場合は、モニタリング調査であっても何らかの仮説提唱を迫られるかもしれない。理念を維持した上で、調査活動に柔軟性を持たせることもまた必要になるかもしれない。

資金と同様に課題となるのは、先にも述べた人材の確保である。研究者のポストは漸減傾向にあり、モニタリング調査の担い手の数が安定しているとは言いがたい。磯生態系ではあまり進んでいないが、今後は海洋生物学に関わる市民科学者との連携も積極的に考えていくべきだろう。うまく軌道に乗れば、このパートナーシップは調査の長期間継続を支える力になるかもしれない。

引用文献

朝倉 彰 (訳) (1999) 潮間帯の生態学 (上・下) . 文一総合出版, 東京

Asakura A, Suzuki H (1987) Zoogeographical aspects of rocky-intertidal molluscan fauna of

the Pacific coasts of Japan. Marine Biology, 95:75-81

Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18:117-143

Connell JH (1961) The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. Ecology, 42:710-723

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

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

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 DOI 110.1007/s10144-10004-10185-10149

R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, http://www.r-project.org, 2013年7月20日確認

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

Underwood AJ (1981) Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: patterns of vertical distribution and seasonal changes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 51:57-85

Underwood AJ, Denley EJ (1984) Paradigms, explanations, and generalizations in models for the structure of intertidal communities on rocky shores. In: Strong Jr DR, Simberloff D, Abele LG, Thistle AB (eds), Ecological communities: Conceptual issues and the evidence, 151-180. Princeton University Press, Princeton

Yoshioka PM (2008) Misidentification of the Bray-Curtis similarity index. Marine Ecology Progress Series, 368:309-310

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

2. 干潟生態系

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

1）干潟生態系の概要

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干潟と呼んでいる。

干潟は地形学的に大きく 3 つ（前浜干潟・河口干潟・潟湖干潟）に分けられている。前浜干潟は、内湾の奥など波あたりが弱く、直接海に面しているところに形成される。河口干潟は、河川から運ばれた砂泥が流れの弱くなる河口付近の岸寄りに堆積して形成された干潟で、その背後にはしばしばヨシ群落などからなる塩性湿地が見られる。潟湖干潟は、浅海の入り江や河口域の一部が砂洲などによって外海から隔てられてできた閉鎖的な潟湖の中に形成される干潟で、その規模は大小さまざまである。日本海側の沿岸は干満がほとんどないため、干潟はあまり発達しておらず、多くの干潟は太平洋沿岸で見られる。特に、干満差が 6 m 近くにもおよぶ有明海は、広大な干潟が出現することで有名である。

干潟という環境は、平坦で一見単調なように見えるが、潮上帯から潮下帯にかけて連続的に環境が変化することから、そこにすむ生物は多種多様である。特に、潮間帯においては、干出時間の差異、地形、底質、淡水の流入などによって形作られる環境条件の違いが、それぞれに適応した生物の生息場所となることから、種多様性に富み、沿岸域のホットスポットともいえるような場所も散見される。また、潮間帯上部から潮上帯にかけては、温帯域ではヨシ原を含む塩性湿地が、熱帯や亜熱帯域ではマングローブ林が形成される。一方、潮間帯下部から潮下帯にかけてはアマモなどからなる海草藻場が出現することが多い。

このような塩性湿地や海草藻場と連続する干潟生態系に生息する生物としては、底土上を這い回ったり、底土中に埋在して暮らす底生動物（ベントス）が主体であるが、干出、冠水に応じて、シギ・チドリなどの鳥類、あるいはボラやスズキなどの魚類の他、ガザミなどの海棲のカニ類も訪れる。代表的な底生動物としては、ウミニナなどの巻貝類、アサリなどの二枚貝類、ヤマトカワゴカイなどの多毛類、オサガニなどの甲殻類が挙げられる。カニ類では、地高が高く砂質のところにはコメツキガニ、砂泥質のところにはチゴガニ、泥質のところにはヤマトオサガニというように底質に応じたすみ分けが見られる（Ono 1965）。また、二枚貝では塩分の勾配に沿った分布域の違いが見られ、純汽水性種のヤマトシジミは、塩分が比較的高いところに出現するアサリやイソシジミとはすみ分けている。このような塩分に対応した分布は多毛類でも見られ、特に潟湖干潟や河口干潟では河川水の影響が大きく、塩分変動に耐えられ、汽水域に適応した種が優占する場合が多い。干潟は主に砂や泥から形成されていることから、固着性の生物は基本的には棲むことができないが、周囲に転石、岩場、護岸壁、棒杭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が可能になる。固着性以外の底生動物でも、転石の下やカキ殻のすき間を隠れ家として利用するものが多い。また、他の生物が作った巣穴に棲み込む種や、生物の体に付着したり寄生する種も見られる。他にも、ヨシ原など塩性湿地には、巻貝類のフトヘナタリやカワザンショウガイなど、甲殻類のアシハラガニなどが、マングローブ林には、巻貝類のキバウミニナや甲殻類のノコギリガザミなどが生息する。一方、海草藻場では、アマモの葉上に巻貝類のシマハマツボなどが、底土中には二枚貝のハボウキガイなどが見られる。

干潟の役割のうち、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（干潟の恵み）と呼ぶが、その中でも特に重要なのが水質浄化と生物生産である（堀 2011）。干潟に生息する生物の多くは、水中に懸濁した有機物や植物プランクトンをろ過したり、底生珪藻類などを摂食することにより、内湾の有機汚濁

解消に大きく貢献している（Cloern 1982 ; 佐々木 1989 ; Cole et al. 1992 ; Dame 1993, 1996）。多毛類や大型甲殻類などの巣穴は、干潟の底質内部に複雑な空間構造を出現させ、底質内部まで酸素を供給することによってバクテリアの分解活性を高め、脱窒作用を向上させ、有機汚濁の原因である窒素を空中に戻す役割も果たしている（例えば、Kristensen et al. 1991 ; Kinoshita et al. 2003）。また、干潟は潮汐周期を示すことから、干出時にはシギ・チドリ類など鳥類の採餌場になり、冠水時には魚介類が入ってきて餌をとる。特に仔稚魚にとっては、浅い水域で大型の捕食者から逃れられることもあり、成育場としての役割も担っている。さらに、我々人間にとっては沿岸漁業ならびにアサリやノリなどの養殖の場でもある。このように、人間を含む陸上生物から海洋生物まで広く多様な生物が干潟を利用することを考えれば、生物生産力の高い干潟は物質循環を促進する場としても高い機能を有しているといえる。

しかし近年、海陸の狭間にあって人間活動の影響を受けやすい干潟では、埋め立てや港湾整備などの土木工事による生物生息場所の消失や悪化、有害な化学物質や過剰な栄養塩の流入による水質・底質の汚濁、水産有用種の輸入などに伴って侵入した外来種の分布域拡大などにより、環境破壊や生物多様性の喪失が急速に進行している（Lotze et al. 2006）。また、河川上流域でのダム建設や護岸工事により、河川からの土砂供給が減少している影響も無視できない（宇野木ほか 2008）。事実、1945 年には 82,621 ha であった干潟面積は、1996 年には 49,380 ha と減少の一途を辿り、過去 60 年間に約 40%減少した（環境庁自然保護局 1978, 1998 ; 花輪 2006）。また、近年外国産アサリの輸入に伴って侵入したと考えられる大陸由来の肉食性巻貝サキグロタマツメタは、在来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 2012）。このような情勢をうけ、日本ベントス学会がまとめた「干潟の絶滅危惧動物図鑑」（日本ベントス学会 2012）には、絶滅が危惧される底生動物として 651 種が名を連ねており、今後もその数を増していく可能性が高い。

環境省では、2002～2004 年にかけて、全国 157 箇所の干潟の現状や生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、多くの干潟で底生動物の生息状況を調べ、生物多様性の状況を広く捉えることができた。しかし、連続的に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、各地の主要な海域に立地する干潟で統一的な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ている。

2）干潟調査の調査サイト

長期生態系観測調査のモニタリングサイト 1000 沿岸域調査においては、全国的に見て重要な干潟が存在する太平洋沿岸域に 8 サイトの干潟を選定し、2008 年度から調査を行っている（図 2-2-1）。調査の実施時期は、各サイトで若干異なるが、春から夏にかけての大潮の時期に設定されている（4～9 月）。以下に各サイトの概要を示す。

厚岸サイトは、親潮影響下にある北部太平洋沿岸に形成された干潟で、厚岸湖岸と厚岸湾のそれぞれに調査エリアを 1 箇所ずつ設定している。A エリアは、厚岸湾の北奥部、厚岸湖の出入口に近いところに立地する小規模（3 ha 程度）な前浜干潟である。潮上帯にはわずかに海岸植生が残っているが、その後側はコンクリート護岸になっている。一方、潮下帯にはアマモ帯があり、沖合にはオオアマモの群落がある。底土は全体的に砂泥質であるが、潮間帯上部では小砂利が混じり、干潟の東端に小面積ながら転石帯がある。B エリアは、厚岸湖の東側最奥部、トキタイ川河口部に広がる干潟である。底土は泥質であるが、ある程度締まっている。潮間帯中部から下部にかけてコアマモが生育する。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。

松川浦サイトは、東北地方で最大規模の潟湖干潟であり、2 つの調査エリアを設定している。2011 年 3 月に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う津波により、松川浦は甚大な被害を受け

図 2-2-1. 干潟調査のサイト位置図.

た（鈴木 2011）。A エリアは、潟湖の入り口近くに位置する入江状になった干潟で、かつて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っていた。しかし、津波の襲来後は砂泥質の底土のほとんどが消失し、潮上帯に存在したヨシ原など塩性湿地や潮下帯水路沿いのアマモ場も消失した。B エリアは、松川浦の最奥部に位置する干潟で、一帯に平坦な干潟が広がっていたが、津波により海岸の堤防が破壊されるなどしたため、環境の変化が大きく、干潟面積は減少した。かつて潮間帯下部は砂泥質で底土を掘ると少し還元的な状態であったが、現在は砂質から砂泥質の底土の上に泥分がわずかに堆積している。また、潮間帯上部にパッチ状のヨシ原が存在したが、津波により生育面積はわずかになった。

盤洲干潟サイトには 2 つの調査エリアを設定しており、A エリアは東京湾東岸に注ぐ小櫃川河口付近に形成された前浜干潟で、総延長 8 km で沖側に約 2 km の幅を持ち、砂質干潟としては日本最大級の干潟である。陸側は連続的に大規模な後背湿地へとつながっている。B エリアは、盤洲干潟中央部に開口する小櫃川河口右岸の三角洲に形成された面積およそ 40 ha の後背湿地で、中央部を通るクリークは最下流部で小櫃川本流と合流する。底土は砂泥質で、潮間帯上部には広大なヨシ原が形成されており、満潮線付近は流木などの漂着物や投棄された貝殻が堆積している。

汐川干潟サイトは、三河湾奥の田原湾に位置し、汐川などの複数河川が流入してできる大きな河口干潟である。本サイトには 2 つの調査エリア（B、C）を設定している（2009 年まで 3 つの調査エリア A、B、C を設定していた）。さまざまな分類群の絶滅危惧種を含む多様な底生動物相が見られ、干潟表面にはエイの捕食痕と思われるくぼみが多数見られることもある。B エリアは、汐川の河口から田原湾に広がる広大な干潟の中央部に位置し、底土は細かな砂質で、潮間帯中部にマガキの小塊が多数散在する。C エリアは、田原湾の湾口部に流れ込む紙田川の河口干潟で、底土は B エリアよりも泥質である。潮間帯上部の表層には礫が多く含まれる。

南紀田辺サイトには 2 つの調査エリアを設定しており、内湾環境の泥質を好む生物が豊富で希少種も多い。A エリアは、湾の中央に位置する水路のみで外海とつながる潟湖干潟である。底土は軟泥質で、少し掘ると還元状態である場所が多い。B エリアは、湾央ではあるが小さな入り江の先端近くに位置し、潮下帯にコアマモが生育しており、一部は潮間帯下部にまで広がっている。潮間帯上部は砂質干潟に生息する生物種が多く、大きな岩には磯に生息する種も多く見られる。

中津干潟サイトは、瀬戸内海最大の自然干潟で、多様な生物種が生息する。本サイトには3つの調査エリアを設定している。Aエリアは、中津川河口に位置する河口干潟で、河口部の調査地点は泥質、河口からやや上流の調査地点は砂質で、潮上帯の一部には広大なヨシ原がある。Bエリアは、中津干潟中央部のエリアで、潮間帯上部は砂泥質、潮間帯下部は砂質である。砂質干潟は広大であり、沖合にはコアマモが点在する。Cエリアは、中津新港に隣接する干潟域で、潮間帯上部は泥質、潮間帯下部は砂質で、潮間帯中部から潮間帯下部にかけてコアマモが繁茂している。Aエリアには塩性湿地もあり、全体として多様な環境を含む干潟である。

永浦干潟サイトは生物相が豊かで、かつ地域特異性の高い種が見られる。本サイトは、上天草市松島町永浦島南部の前浜干潟に2つの調査エリアを設定しており、有明海と八代海を結ぶ場所にあたる。Aエリアは、永浦島南西部の「日本最大のハクセンシオマネキ生息地」として有名な場所である。干潟上縁は舗装道路と堤防、東側にはクルマエビの養殖場がある。舗装道路を挟んで干潟の反対側に小さな塩性湿地がある。底土は、潮間帯上部は砂泥質、下部は砂泥質又は泥質である。上部の一部と東部は岩礁となっており、わずかに転石地も見られる。Bエリアは、永浦島南東部の干潟に位置し、その上縁は自然海岸で照葉樹を主体とする斜面が続いており、海岸にはハマボウやナガミノオニシバが見られる。底土は、潮間帯上部・下部とも砂泥質で、下部は一部が泥質である。岩礁が点在し、わずかに転石地も見られる。

石垣川平湾サイトは、「西表石垣国立公園」の川平湾内に2つの調査エリアが設定されており、その生物相は地域特異性が高い。Aエリアは、川平湾湾口部の近くに位置し、干潟の後背には小河川、マングローブ林と石灰岩の岩礁海岸がある。干潟の底土は砂泥質で海岸線付近では砂礫が混じり、表層直下は還元状態である。植生は、海草類のウミヒルモとリュキュウスガモがところどころで確認できる。Bエリアは、川平湾の湾奥部に位置し、干潟の後背にはコウライシバやアダンなどの海浜植物帯とトキワギョリュウ類の林が発達する。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。干潟の底土は砂から砂泥質で、表層直下は還元状態である。植生はほとんどなく、ウミヒルモがわずかに観察される程度である。

3）各サイトにおける出現種数と外来種

モニタリングサイト1000干潟調査では、各サイトに出現する表在・埋在動物を定量的に調べる調査に加え、主に移動性の高い種や出現頻度の低い種などをなるべく多く記録するための定性調査もあわせて実施している。ここではまず、各サイトの出現種数の特徴を把握するため、2008～2011年度の定量・定性調査で確認された全種数（未同定種や複数種を含む）、本調査の8サイト中で特定のサイトでのみ出現した種（限定出現種）の種数、外来種の種数についてまとめた（表2-2-1）。なお、汐川干潟サイトでは、2010年度以降は調査を実施していないAエリアのデータも含めて集計した。

全種数は、南紀田辺サイトをピークとして最北の厚岸サイトから南にいくほど増加する傾向を示した。南紀田辺サイト以西の中津干潟、永浦干潟サイトではいずれも200種を超える種が確認され、最も南に位置する石垣川平湾サイトでも150種と比較的多い種数が記録された。このことから、各サイトに出現する種数は概ね緯度勾配に沿って変化し、南にいくほど多様性が高くなることが示唆された。また、特定のサイトでのみ出現した種（限定出現種）の数は、南紀田辺、永浦干潟、石垣川平湾サイトで多く、とりわけ石垣川平湾サイトでは全種数の71%がサイト限定の生物種であった。石垣川平湾サイトの生物相は他の九州以北のサイトとは異なる生物相を有し、高い固有性をもつものと思われる。

次に、岩崎ほか（2004）、大谷（2004）、岩崎（2007）に掲載されている外来種にサキグロタマツメタを加え、その出現状況を見てみると、タテジマフジツボ、アメリカフジツボ、キタアメリカフジツボ、ヨーロッパフジツボ、イッカククモガニ、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（中津干潟サイトを除く）の9種がこれまでの調査で確認された。サイト別では、石

表 2-2-1. 各サイトに出現する種数の概要

	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
全種数	93	115	132	105	228	202	216	150
限定出現種*1	41	23	39	20	106	74	102	106
外来種*2	2	4	4	4	3	3	2	0

*1: モニタリングサイト 1000 干潟調査で，8 サイトの内 1 サイトのみで確認された種の数.
*2: 岩崎ほか（2004），大谷（2004），岩崎（2007）を参照。サキグロタマツメタ（中津干潟を除く）を追加して計数した.

垣川平湾サイトを除く 7 サイトで 2～4 種の外来種が認められ、特に都市部に近い盤洲干潟と汐川干潟サイトで多い傾向を示した。

海洋生物の移入経路は 20 経路以上にもおよび（Carlton 2001 ; Steneck and Carlton 2001 ; Williamson et al. 2002）、中でも重要な移入経路と考えられているのはバラスト水と船体付着である。今回確認された多くの生物は、これらの経路をたどって侵入したものと考えられるが、肉食性巻貝のサキグロタマツメタは、水産有用種であるアサリを国外から輸入したことに伴って侵入したものである（大越 2004）。本種はもともと、有明海や瀬戸内海に在来個体群が分布していたとされる（日本ベントス学会 2012）。しかし近年、関東や東北地方では外来個体群が急速に分布を広げ、深刻な漁業被害を招いている。本調査においては、これまでに松川浦と盤洲干潟サイトで外来個体群が確認されており、今後の分布拡大が懸念される。今後も、船舶の往来が多い都市部に近いサイトを中心に、新規の外来種が侵入し定着する恐れもあることから、注意深くモニタリングを継続する必要がある。

4）底生動物群集構造の空間変動と経年変動

モニタリングサイト 1000 干潟調査では、日本全国の 8 サイトにおける底生動物の調査が 2008 年以降継続されており、任意採集による定性的データと方形枠とコアサンプラーを用いた定量的データが得られている。このうち、2008～2011 年度までの 4 年分のデータを用いて底生動物の群集構造解析を行った。解析には、ソフトウェア PRIMER ver. 6.0（Clarke and Gorley 2001）を用いた。

はじめに、各サイト・各年度における在不在データを用いて底生動物サンプル間の群集類似度（Bray-Curtis の類似度指数）を算出し、非計量多次元尺度構成法（nMDS）により各サイトの年度ごとの群集組成データを二次元平面上にプロットした。nMDS においては、種組成の類似性が高いサンプルは互いに近い位置にプロットされ、類似性が低いサンプルは遠くにプロットされる。解析に先立ち、各サイトの定性・定量データを年度ごとにすべて合算し、全出現種の在不在データ（在: 1、不在: 0）を作成した。未同定種や複数種を含むものも含めると、全サイト・全年度で計 739 taxa が出現したが、これらをすべて解析に用いた。

種の在不在データに基づく nMDS の結果を図 2-2-2 に示す。同一サイトの群集組成は、年度が異なっても互いに近い場所にプロットされており、群集構造はサイトごとにほぼ同等であり、サイト間で異なっていることが明らかである。そこで、サイトを要因として 1-way Analysis of Similarity（ANOSIM）で比較してみると、底生動物の群集構造はサイト間で有意に異なり（Global R = 0.929, $p < 0.001$）、全サイト間で群集構造に統計的有意差が検出された（pair-wise comparison, $p < 0.05$）。nMDS 上では、サンプルは 4 つにグループ分けすることができた。すなわち、北海道（厚岸）および沖縄（石垣川平湾）のサンプルは他のサイトとの群集類似度が非常に低く、互いに独立のグループを形成した。他の 6 サイトについては伊勢湾以東の東日本（松川浦、盤洲干潟、汐川干潟）と紀伊半島以西の西日本（南紀田辺、中津干潟、永浦干潟）の 2 グループに分けられた。

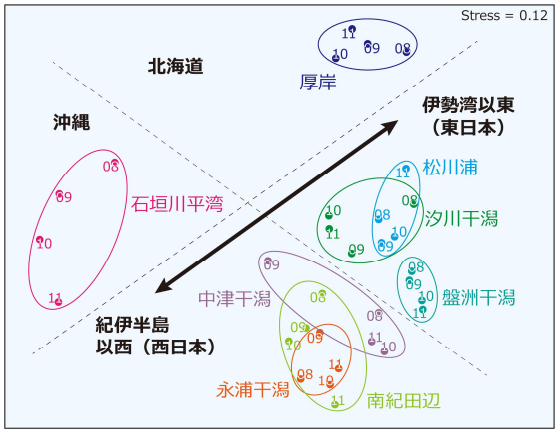


図 2-2-2．在不在データに基づいた nMDS プロット．全サイト・全年度（8 地点 × 4 年）の 32 サンプル間で Bray-Curtis の類似度指数を求め，二次元の nMDS プロットを作成した．シンボル脇の数字は調査年度（08: 2008 年，09: 2009 年，10: 2010 年，11: 2011 年）を示す．

4 年間の総出現種数（未同定種・複数種を含む）をサイトごとにまとめると（表 2-2-2）、南紀田辺、中津干潟および永浦干潟は 202～228 種と他のサイト（93～150 種）と比較して出現種数が多く、サイト間に共通して出現した種も 66～77 種と多かった。このように、西日本の 3 サイトは高い種多様性で特徴づけられ、種組成も比較的似通っていた。東日本の 3 サイトは、西日本のサイトよりも種多様性は低く（出現種数: 105～132 種）、このうち 45～56 種がサイト間の共通種であった。北海道の厚岸サイトは、種の多様性が最も低く、他のサイトとの共通種も 12～33 種と少なかった。多くのサイト限定種（主に北方性種）を含んでおり、例えば、エゾゴカイ、オホーツクヘラムシ、ウバガイ、エゾイシカゲガイ、アッケシカワザンショウ、クロタマキビなどは、厚岸サイトを特徴づける種である。一方、沖縄の石垣川平湾サイトでは、出現種数が 150 種と西日本の 3 サイトには及ばないものの種多様性が高く、かつ他の干潟との共通種が非常に少なかった（南紀田辺とは 30 種、他のサイトとはわずか 8～18 種）。このことは、石垣川平湾の底生動物群集が非常に多くのサイト限定種（主に南方性種）を含んでいることを示している。底生動物の種組成は、日本列島の北から南、東から西へと段階的に変化し、種多様性も高まる傾向が示された。また、東北から九州のサイト間で比較すると、伊勢湾を境とした列島の東西で、底生動物の種多様性や組成が明瞭に異なっていた。

表 2-2-2．4 年間の総出現種数と各サイト間の共通出現種数

サイト名	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
全種数	93	115	132	105	228	202	216	150
松川浦	33							
盤洲干潟	23	56						
汐川干潟	25	51	45					
南紀田辺	31	51	43	49				
中津干潟	23	47	67	57	77			
永浦干潟	22	46	42	47	66	74		
石垣川平湾	12	12	8	15	30	18	17	

未同定種や複数種からなると考えられる分類群も含まれる．

次に、各サイト・各年度における毎年の定量データ（2 mm の篩で篩ったもの）を用いた解析を試みた。底生動物種の平均生息密度をサイトごとにまとめて示したのが図 2-2-3 であるが、優占種の組成のみならず、その密度がサイト間で大きく異なっていることがわかる。各サイトにおける最優占種の写真を図 2-2-4 に示す。

サイトを要因とし、平方根変換した密度データを用いて 1-way ANOSIM を行ったところ、すべてのサイト間で群集構造に統計的有意差が検出された（Global R = 0.69, $p < 0.001$, pair-wise comparison, $p < 0.001$）。また、類似度百分率（SIMPER）法により各サイトの群集を特徴づける“典型種”（typical species, Clarke and Gorley 2001）を寄与率の順にリストアップしたところ、以下の結果となった。

厚岸: ホソウミニナ、アサリ、ソトオリガイ（累積寄与率 53%）
松川浦: ホソウミニナ、マツカワウラカワザンショウ、カワゴカイ属（同 64%）
盤洲干潟: アサリ、イボキサゴ、アラムシロ（同 38%）
汐川干潟: ヘナタリ、ウミニナ、ホソウミニナ（同 42%）
南紀田辺: コゲツノブエ、ホソウミニナ、シオヤガイ（同 48%）
中津干潟: オオシンデンカワザンショウ、アラムシロ、ユビナガホンヤドカリ（同 30%）
永浦干潟: ホソウミニナ、ウミニナ、アラムシロ（同 49%）
石垣川平湾: ウメノハナガイ、ミナミコメツキガニ、多毛綱の一種（同 55%）

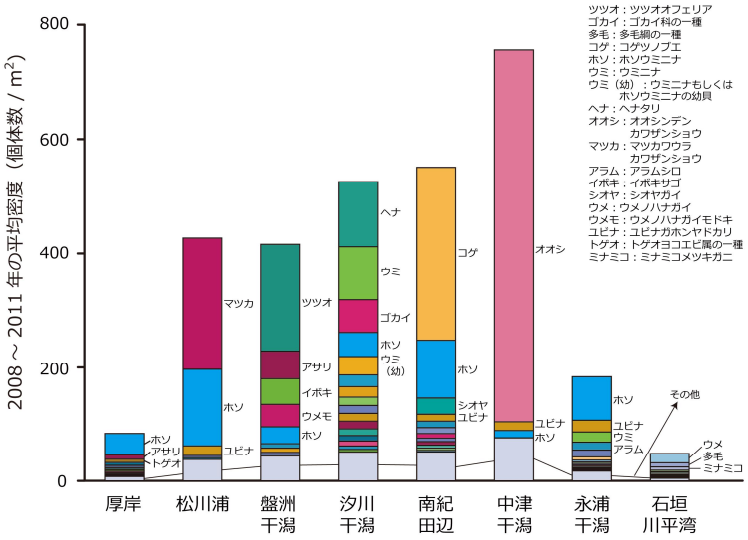


図 2-2-3．毎年の定量データ（2 mm の篩）から算出した，調査期間（2008～2011 年）における底生動物優占種の平均生息密度．各サイトの個体数上位 90%の種を色分けして示し，下位 10%の種はその他（灰色）とした．

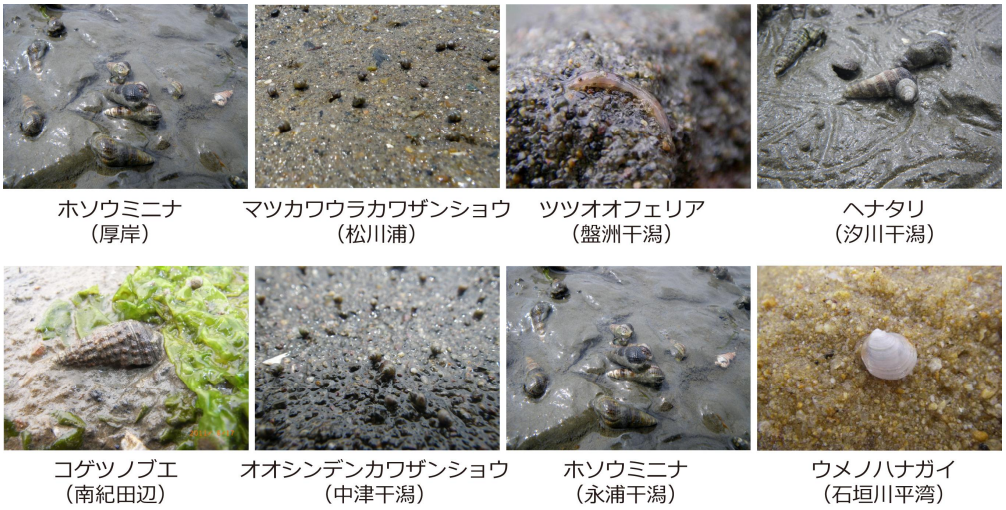


図 2-2-4．各サイトにおける最優占種．

毎年の定量データを用いたクラスター解析の結果を図 2-2-5 に示す。解析に先立ち、密度データを平方根変換して全サンプル間の Bray-Curtis の類似度指数を求め、群平均法によりデンドログラムを作成した。デンドログラムには、大きく 6 つのグループが認められた。グループ I は、伊勢湾以西の 4 サイト（汐川干潟、南紀田辺、2008 年と 2011 年の中津干潟、および永浦干潟）、グループ II は盤洲干潟、グループ III は松川浦と厚岸のサンプルから構成されていた。中津干潟の 2009 年と 2010 年のサンプルでは、オオシンデンカワザンショウが非常に高密度で出現し（584 および 2491 個体 / m^2）、これらの 2 サンプルは独立してグループ IV を形成した。また、東北地方太平洋沖地震後の松川浦のサンプル（MTK11）は、津波による撹乱で底生動物の密度と多様性が著しく減少したため、単独のグループ V を形成した。石垣川平湾のサンプルは、他の干潟のサンプルとの群集類似度が非常に低く（類似度 ＜5%）、単独のクラスターを形成した（グループ VI）。表 2-2-2 および図 2-2-3 から、石垣川平湾の底生動物群集は高い生物多様性、多くのサイト限定種、さらに非常に低い生息密度という特徴を有していることがわかる。また、石垣川平湾と同様に厚岸も、底生動物の生息密度が本州のサ

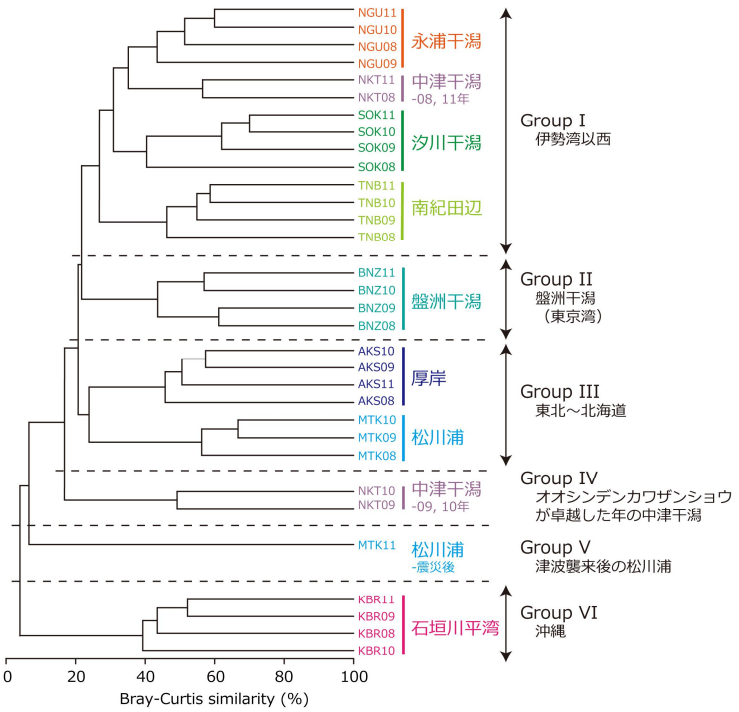


図 2-2-5．毎年の定量データ（2 mm の篩）に基づいたクラスター解析の結果．方形枠とコアサンプラーを用いた定量調査で得られたデータを 1 m^2 あたりの密度に換算して合算し，サイト・年度毎に平均したのち平方根変換し，全サンプル間の Bray-Curtis の類似度指数を求め，群平均法によりデンドログラムを作成した．サンプル名はサイト名の略字 ＋ 調査年度を示す．AKS：厚岸，MTK：松川浦，BNZ：盤洲干潟，SOK：汐川干潟，TNB：南紀田辺，NKT：中津干潟，NGU：永浦干潟，KBR：石垣川平湾．

イトと比較して低いことが特徴の一つとして挙げられる（図 2-2-3）。

津波による撹乱や特定種の一時的な増加といった突発的なイベントを除けば、定性調査を加えた解析の結果（図 2-2-2）と同様に、各サイトが固有の底生動物群集構造を有し、かつ列島の東から西、北から南への地理的勾配に沿って、群集構造が段階的に変化していることが示された。

次に、全国 8 サイトにおける底生動物群集の経年変動に関する解析を行った。はじめに、前述の解析に用いた在不在データと毎年の定量データのそれぞれについて、年度を要因とした 1-way ANOSIM を行った。その結果、いずれのデータセットについても、群集構造の有意な経年変動は検出されなかった（Global R = -0.094, $p > 0.05$ および Global R = -0.086, $p > 0.05$）。この結果は、調査期間内に、特定種の密度増加や移入（外来種や国内移入種）など、全サイトに共通の群集構造変化は無かったことを示している。また、毎年の定量データを用いて年度を要因とした 1-way ANOSIM をサイト別に行ったところ、松川浦と中津干潟の 2 サイトで群集構造に有意な経年変動が見られた（Global R = 0.201, $p < 0.01$ および Global R = 0.297, $p < 0.001$）。

松川浦と中津干潟サイトにおける、群集構造の経年変動パターンを図 2-2-6 に示す。松川浦サイトでは、震災後（2011 年）と震災前（2008～2010 年）との間で群集構造が著しく変化した（1-way ANOSIM pair-wise comparison, $p < 0.05$）。これは、津波による群集構造の変化、すなわち種数と生息密度の著しい減少に起因する。中津干潟では、2010～2011 年を除くすべての年度間で群集構造が有意に変化していたが（$p < 0.05$）、中津干潟では 2009 年に未同定種（異尾下目の一種および種同定が困難なフトヘナタリ科の一種小型個体）が優占上位種に入るなど、新規加入の有無が群集構造の経年変動に影響していた。また、2009 年と 2010 年の

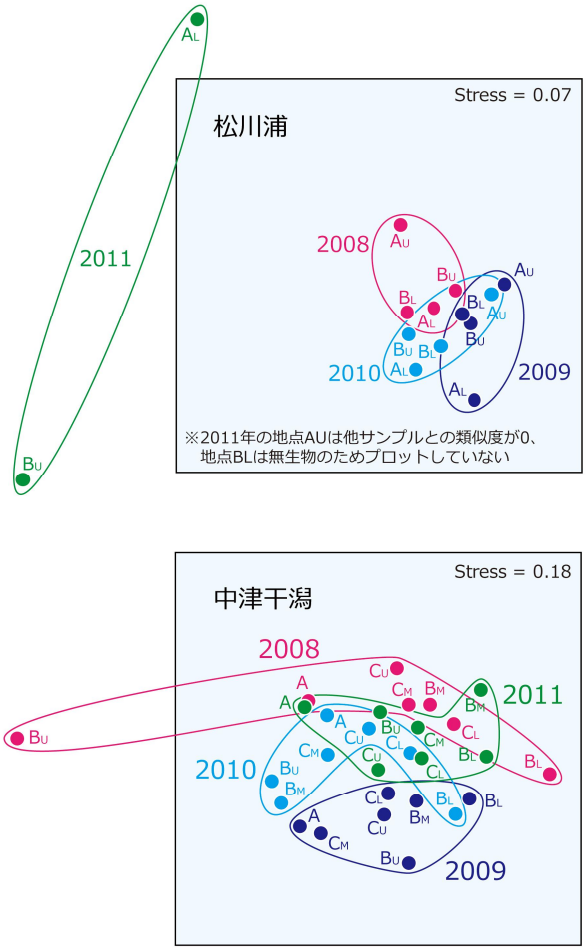


図 2-2-6. 経年変動が確認された松川浦サイトと中津干潟サイトにおける，毎年の定量データ（2 mm の篩）に基づいた nMDS プロット．各エリア・調査地点ごとに平均密度を求め，平方根変換したのちサンプル間の Bray-Curtis の類似度指数を求め，nMDS プロットを作成した．シンボル脇のアルファベットは調査エリア（A, B, C）とエリア内の調査ポイント（U, M, L）を示す．

調査では、表在性の小型種であるオオシンデンカワザンショウが非常に高密度で出現するなど、移動性の高い表在性種が、たまたま方形枠に入るなどの偶発的要因の影響も大きかったものと思われる。

以上の結果から、津波による撹乱の影響を受けた松川浦を除くと、各サイトにおける群集構造の経年変動はそれほど大きくないことが示唆された。各サイトにおいて、気候変動や埋め立てなどに伴う群集構造の長期的な変動傾向は検出されず、4 年間の調査期間を通じて底生動物群集は比較的安定した状態にあったと考えられる。

5）干潟モニタリングの今後の展望

干潟に生息する底生動物の 4 年間にわたる調査結果を用いた群集構造の解析から、全国 8 サイトの干潟における底生動物群集の多様性、サイト間の類似性、サイト内の経年変動の状況

が明らかとなった。このように、底生動物群集のサイト別、あるいは全国的な生息状況の傾向が検出されたことから、今後、モニタリングを継続していく上でのベースラインを把握することができたといえる。2008～2011 年の 4 年間に全サイトで確認された生物種は 739 種（未同定種や複数種を含む）で、各サイトで出現した種数は 93～228 種であった。各サイトの出現種の内訳を見てみると、特定のサイトでのみ出現した種（限定出現種）は、20～106 種で石垣川平湾の固有性が際立っていた。また、石垣川平湾を除く 7 サイトでは計 9 種の外来種が認められ、都市部に近い盤洲干潟や汐川干潟、ならびに松川浦でそれぞれ 4 種が確認された。さらに、各サイトに出現する底生動物は、優占種の組成のみならず、生息密度がサイト間で大きく異なっていた。群集構造の空間変動や経年変動の解析により、サイト内の群集組成の経年変動は小さく、サイト間では概ね 4 つのグループに分けられることが示された。すなわち、北海道および沖縄のサイトは互いに独立したグループを形成し、本州の 6 サイトは、伊勢湾以東の東日本と紀伊半島以西の西日本の 2 グループに分けられた。また、津波による撹乱や特定種の突発的な増減を除けば、各サイトが固有の群集構造を有し、かつ日本列島の東から西、北から南の地理的勾配に沿って、段階的に変化していることが示された。

干潟生態系における生物多様性には、各エリアで記録される種多様性（α 多様性）の他に、環境条件が異なるエリア間やサイト間での群集組成の違いから得られる β 多様性もあり、本モニタリングにおいてはこれら双方が検出された。また、各サイトの多様性の和が日本全国の干潟底生動物の多様性（γ 多様性）を形成しているといえる。サイトごとに出現種数は異なっているが、種数の大小に関わらず各サイトは固有の生物種（限定出現種）を含んでおり、γ 多様性の維持という視点からは、いずれのサイトも等しく保全される必要がある。世界各地では、人為改変（Lotze et al. 2006）、津波（Whanpetch et al. 2010 ; Jaramillo et al. 2012）、気候変動や種間関係（Beukema et al. 2000）、富栄養化に伴う貧酸素水の襲来（Beukema et al. 1999）、外来植物の侵入（Neira et al. 2006）、外来二枚貝の侵入（Strayer et al. 2011）などのさまざまな要因により、底生動物群集の長期的・短期的変動が報告されている。今後、本事業においても長期的にデータを蓄積することで、水質や底質環境の長期的変動、外来種の侵入、地球温暖化に伴う海水温上昇などの要因が、干潟の底生動物群集に及ぼす影響を検出できる可能性がある。

緯度勾配に沿って設定された調査サイトの選定は、今回の解析結果を見る限り、適切であったと評価できる。しかし、国内には現在の 8 サイトとも環境条件が異なる内海（瀬戸内海）や内湾（有明海など）も存在する。また、北海道や沖縄のサイトで底生動物群集の固有性が高く、他のサイトとの不連続性が見られたことを考えると、新たに調査サイトを加えることで、さらにきめの細かな解析につなげていける可能性も考えられる。

ところで、今回の解析においては、定性調査のデータのみでは、津波による群集構造の変化を明確に捉えることはできなかった。このことは、定量調査で得られた生息密度のデータの重要性を強く示唆している。しかし、種の多様性の実態を正しく把握する上では、定量調査では調査面積が狭すぎ、大型で移動性の高いカニ類や、もともと生息密度が低い種が見落とされることがあるのも事実である。このため、定量調査と定性調査を組み合わせた、現在用いられている調査設計がきわめて重要であると考えられる。今後は両調査のメリットやデメリットを整理し、汎用性が高く労力の低い調査設計を吟味していくことで、より広範囲にわたる、多くの干潟で効果的にモニタリングを実施できるようにしていくことが望まれる。

引用文献

Beukema JJ, Flach EC, Dekker R, Starink M (1999) A long-term study of the recovery of the macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea. Journal of Sea Research, 42:235-254

Beukema JJ, Essink K, Dekker R (2000) Long-term observations on the dynamics of three species of polychaetes living on tidal flats of the Wadden Sea: the role of weather and predator-prey interactions. Journal of Animal Ecology, 69:31-44

Carlton JT (2001) Introduced Species in U.S. Coastal Waters. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia

Clarke KR, Gorley RN (2001) PRIMERv5: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth

Cloern JE (1982) Does the benthos control phytoplankton biomass in south San Francisco Bay? Marine Ecology Progress Series, 9:191-202

Cole BE, Thompson JK, Cloern JE (1992) Measurement of filtration rates by infaunal bivalves in a recirculating flume. Marine Biology, 113:219-225

Dame RF (1993) Bivalve Filter Feeders in Estuarine and Costal Ecosystem Processes. NATO ASI Series Ser. G. Ecological Science, vol. 33, Springer Verlag, Berlin, Heiderberg, New York

Dame RF (1996) Ecology of Marine Bivalves: An Ecosystem Approach. CRC Press, Boca Raton, Florida

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

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

岩崎 敬二, 木村 妙子, 木下 今日子, 山口 寿之, 西川 輝昭, 西 栄二郎, 山西 良平, 林育夫, 大越 健嗣, 小菅 丈治, 鈴木 孝男, 逸見 泰久, 風呂田 利夫, 向井 宏 (2004) 日本における海産生物の人為的移入と分散: 日本ベントス学会自然環境保全委員会によるアンケート調査の結果. 日本ベントス学会誌, 59:22-44

岩崎 敬二 (2007) 日本に移入された外来海洋生物と在来生態系や産業に対する被害について. 日本水産学会誌, 73:1121-1124

Jaramillo E, Dugan JE, Hubbard DM, Melnick D, Manzano M, Duarte C, Campos C, Sanchez R (2012) Ecological implications of extreme events: footprints of the 2010 earthquake along the Chilean Coast. PLoS ONE, 7:e35348, doi:10.1371/journal.pone.0035348

環境庁自然保護局 (1978) 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) . 環境省, 東京

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. 環境省, 東京

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, 東京

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

Lotze HK, Lenihan HS, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke RG, Kay MC, Kidwell SM, Kirby MX, Peterson CH, Jackson JBC (2006) Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science, 312:1806-1809

Neira C, Grosholz ED, Levin LA, Blake R (2006) Mechanisms generating modification of benthos following tidal flat invasion by a Spartina hybrid. Ecological Applications, 16:1391-1404

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

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

大谷 道夫 (2004) 日本の海洋移入生物とその移入過程について. 日本ベントス学会誌, 59:45-57

Ono Y (1965) On the ecological distribution of ocypoid crabs in the estuary. Memoirs of the Faculty of Science, Series E, 4:1-60

Steneck RS, Carlton JT (2001) Human alterations of marine communities: Students beware! In: Bertness MD, Gaines SD, Hay ME (eds), Marine Community Ecology, 445-468. Sinauer Associates, Inc., Sunderland

Strayer DL, Cid N, Malcom HM (2011) Long-term changes in a population of an invasive bivalve and its effects. Oecologia, 165:1063-1072

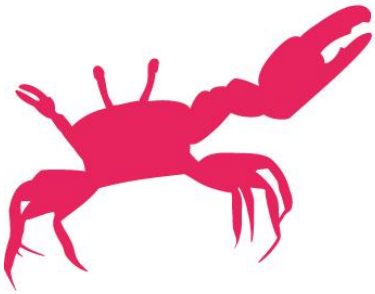
佐々木 克之 (1989) 干潟域の物質循環 (総説) . 沿岸海洋ノート, 26:172-190

鈴木 孝男 (2011) 東日本大震災による干潟環境の変化と底生動物への影響. 水環境学会誌, 34:395-399

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

Whanpetch N, Nakaoka M, Mukai H, Suzuki T, Nojima S, Kawai T, Aryuthaka C (2010) Temporal changes in benthic communities of seagrass beds impacted by a tsunami in the Andaman Sea, Thailand. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 87:246-252

Williamson AT, Bax NJ, Gonzalez E, Geeves W (2002) Development of a regional risk management framework for APEC Economies for use in the control and prevention of introduced marine pests. APEC Marine Resources Conservation Working Group



3. アマモ場生態系

仲岡雅裕・堀　正和・田中義幸・向井　宏

1）アマモ場生態系の概要

沿岸域にある藻場のうち、海草類（アマモ類）を主体として静穏な砂底や泥底に形成されるものを「アマモ場（海草藻場: seagrass bed）」と呼ぶ。アマモ場は熱帯域から亜寒帯域まで世界各地に分布する（Green and Short 2003）。

海草類は、被子植物門単子葉植物綱に属する種子植物で、世界で約 60 種程度、日本沿岸からは 20 種程度が記録されている。分子系統学的解析により、3 つの異なる系統が約 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）。このうち、2 系統（ベニアマモ科およびトチカガミ科のグループ）に属する種は、主に熱帯から亜熱帯に分布し、日本列島の場合は、奄美諸島以南に主に分布する。一方、もう 1 系統であるアマモ科の種は温帯から亜寒帯に分布し、日本では鹿児島以北に見られる。特に北日本にはアマモ科の固有種が複数分布する。これらの固有種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、スガモ）に指定されている。

アマモ場生態系は、沿岸海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、沿岸海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（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、沿岸生態系の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たりするなどの調整機能をもつ。特に、地下部に吸収した炭素を海底に隔離する機能については、地球温暖化防止の取り組みとの関係で着目されている（Nellemann et al. 2009）。

このような貴重な生態系であるにも関わらず、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水質悪化や海岸線の改変など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などのグローバルな気候変動は、アマモ場を含む沿岸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）。しかしながら、日本を含むアジア諸国では、過去からのアマモ場生態系の変動に関する長期データは非常に少なく、これまでの変化の要因の解明や今後の変動の正確な予測も非常に困難な状況が続いている。このようにグローバル、ローカルな人為的負荷が同時かつ相互作用しながら進行する状況下で、藻場を保全していくためには、各地の主要な海域のアマモ場において、統一化された方法による生態系・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ている。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。

2）アマモ場調査の調査サイト

モニタリングサイト1000アマモ場調査では、わが国を代表する海草藻場のうち、太平洋沿岸を中心とする6サイトを選定し、2008年度から調査を行っている（図2-3-1）。6サイトのうち、指宿サイトは2009年度より調査が開始された。毎年調査の調査時期は、厚岸サイトで8月、大

図 2-3-1. アマモ場調査のサイト位置図.

槌サイトで7月（ただし2011年は10月）、富津サイトで5月下旬から6月上旬、安芸灘生野島サイトで6月下旬、指宿サイトで4月、石垣伊土名サイトで8月下旬から9月である。以下に各サイトの概要を示す。

厚岸サイトは、国内最大のオオアマモの群落が形成される貴重なアマモ場である。北海道東部に位置し、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）を構成する別寒辺牛（べかんべうし）・厚岸水系に 2 つのエリアを設定している。厚岸湖のほぼ全域と厚岸湾の数点にアマモ場が存在する。アイニンカップエリアは厚岸湾東部に位置し、アマモ場の面積は 2～3 ha 程度である。後背地は数十メートルの高さの崖と岩場である。アマモ類は潮間帯から水深 4 m にかけて分布する。潮間帯から潮下帯最上部（水深 1 m 程度）にかけては岩盤と堆積物底が混在する。水深 1 m 以深は砂底で、なだらかに深くなる。アマモ、オオアマモ、スガモが分布するが、全体ではオオアマモが最も優占する。潮間帯では、岩礁と堆積物底が混じる複雑な地形を反映して、アマモとオオアマモ、スガモが出現する。ただし、これらの種が混生することは稀であり、それぞれの種のパッチがモザイク状に分布する。潮間帯下部から水深 4 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、水深と共にパッチの面積および密度が減衰する。厚岸湖エリアは厚岸湖北部に位置する。アマモ類は潮間帯から潮下帯の水深 2 m にかけて分布する。後背地は湿原および森林である。底質は泥あるいは砂泥である。アマモおよびコアマモが分布するが、2009 年以降の調査では、カワツルモも生息が確認されている。潮間帯ではコアマモが、潮下帯ではアマモが優占する。

大槌サイトは、世界最大サイズのタチアマモが生育し、オオアマモの分布南限にあたるなど貴重な海草藻場である。船越湾およびその周辺海域には、アマモ、タチアマモ、スゲアマモ、オオアマモ、スガモの 5 種の海草が出現する。しかし、2011 年 3 月の東北地方太平洋沖地震の際に発生した津波により、多くのアマモ場が消失した。本サイトには 2 つのエリアを設定している。吉里吉里エリアは船越湾南部に位置する。本アマモ場の後背の陸域は砂浜、漁港および岩礁である。アマモ場は水深 2～17 m 付近にかけて形成されるが、護岸堤が存在する付近では分布が途切れる。2010 年度までは水深 4～6 m にアマモが、水深 4～17 m にタチアマモが生育していた。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なる。底質は砂および泥砂である。根浜エリアは、大槌湾の中で湾奥に位置する最大のアマモ場であった。本アマモ場の後背の陸域は砂浜および漁港である。アマモ場は水深 1～7 m 付近にかけて見られるが、護岸堤が存在する付近では分布が途

切れる。2010 年度まではアマモが水深 1〜4 m に、タチアマモが水深 3〜8 m に分布していた。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なる。底質は泥砂である。津波により大部分のアマモ場が消失したが、近傍の室浜沖にスゲアマモが残存している。

富津サイトは、東京湾内湾の最南部、富津岬の北側に位置し、東京湾に残存する最大のアマモ場である。その水平距離（砂州に沿った東西方向の距離）は 3 km、垂直距離（岸側から沖側の分布下限までの距離）は 1 km 以上に達する。アマモ場は潮間帯から水深 4 m にかけて形成される。水深は岸側（南）から沖側（北）に向かって増加するが、潮間帯では複数の砂州が存在するため水深が複雑に変化する。潮下帯はなだらかに深くなる。底質は砂あるいは泥砂である。本サイトには、アマモ、コアマモ、タチアマモの 3 種が分布し、アマモが優占する。

安芸灘生野島サイトは、瀬戸内海の安芸灘北部に位置する生野島にある。本サイトは北東に開口部を持つ入り江になっている。本サイトが含まれるアマモ場群落は瀬戸内海で最大の規模を有する。海底は岸側から沖側に向かって泥質のなだらかな斜面が約 300 m 続き、その後、水深 1.5〜20 m 付近まで急激に落ち込む。本サイトでは、アマモが優占種としてアマモ場を形成する。岸側の最上部にコアマモが帯状に分布し、沖側の水深 0.5〜3 m のアマモ群落内でウミヒルモが点在する。また、コアマモは水深+1〜+0.5 m の範囲、アマモは+1〜7 m の範囲に分布する。アマモは 0.9〜3 m の範囲で連続な群落を形成し、それより浅部と深部では局所的にパッチ状に分布している。海底地形が水深 1.8 m から急激に深くなり、水深 12 m 付近まで急斜面が形成されている。通常はその斜面の途中、7 m 付近がアマモの分布下限となる。

指宿サイトは、鹿児島湾の湾口部西側に位置し、海岸線は護岸などの人工物が少ない自然海岸である。海底は砂質で岸側から沖側に向かってなだらかな斜面が続く。本サイトはアマモの分布南限とされており、特に台風や水温などといった夏場の生息環境が厳しい。そのために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。アマモ単独の藻場で、分布帯の中心は水深基準で 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する。アマモはすべて一年生であり、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などにより群落の密度や規模、位置が変化するのが特徴である。

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する。サイトの陸側、河口周辺にはマングローブ林が発達する。また、サイトの沖側には、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、起伏に富む。調査ラインは全長およそ 500 m である。岸側から沖側に向かってなだらかに水深が増す（水深差 2 m）。底質は砂である。本サイトにおいては、9 種の海草（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）が観察される。日本国内において、海草の分布種数が最も多いサイトの一つである。岸から 200 m 辺りには小型種（マツバウミジグサ、コアマモ）、300 m 辺りには中型種（ベニアマモ、リュウキュウスガモ、リュウキュウアマモ）、400 m の辺りに大型種（ウミショウブ）がそれぞれ優占し、岸に平行に帯状の分布が観察される。

3）海草類の種多様性と被度の緯度および水深に伴う変異

海草の種多様性および生物量の解析においては、毎年調査で実施している被度調査のデータを用いた。アマモ場 6 サイトには、合計 15 種の海草類が出現した（表 2-3-1）。基本的に、温帯域のアマモ場である鹿児島湾指宿以北の 5 サイトにおいては、アマモ科の海草が出現し、亜熱帯域である石垣伊土名サイトにおいては、トチカガミ科、ベニアマモ科の海草類が出現したが、コアマモおよびウミヒルモは両者に見られた。アマモ科の中ではアマモが厚岸から指宿までの温帯域の各サイトに出現する一方、オオアマモ、タチアマモ、スゲアマモの出現場所は 1〜2 サイトと限られていた。コアマモは、大槌と指宿を除く温帯域のサイトだけでなく、石

表 2-3-1. 各サイトにおける海草類の出現リスト

科	和名	学名	コード	厚岸		大槌		富津	安芸灘生野島	指宿	石垣伊土名
				アイニンカップ	厚岸湖	吉里吉里	根浜				
アマモ科	オオアマモ	*Zostera asiatica*	*Za*	●		●					
	アマモ	*Zostera marina*	*Zm*	●	●	●	●	●	●	●	
	タチアマモ	*Zostera caulescens*	*Zl*			●	●	●			
	スゲアマモ	*Zostera caespitosa*	*Zp*				●*				
	コアマモ	*Zostera japonica*	*Zj*		●			●	●		●
	スガモ	*Phyllospadix iwatensis*	*Pi*	●							
カワツルモ科	カワツルモ	*Ruppia maritima*	*Rm*		●						
トチカガミ科	ウミヒルモ	*Halophila ovalis*	*Ho*						●		●
	リュウキュウスガモ	*Thalassia hemprichii*	*Th*								●
	ウミショウブ	*Enhalus acoroides*	*Ea*								●
ベニアマモ科	マツバウミジグサ	*Halodule pinifolia*	*Hp*								●
	ウミジグサ	*Halodule uninervis*	*Hu*								●
	ベニアマモ	*Cymodocea rotundata*	*Cr*								●
	リュウキュウアマモ	*Cymodocea serrulata*	*Cs*								●
	ボウバアマモ	*Syringodium isoetifolium*	*Si*								●
種数				3	3	3	3	3	3	1	9

*調査地域外で確認された種.

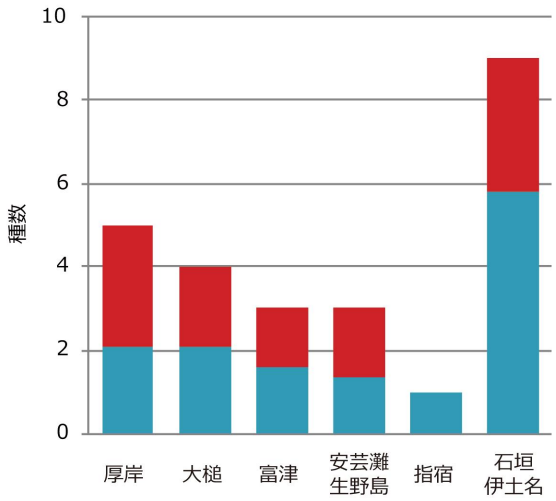


図 2-3-2. サイトごとの海草類の出現種数. 青色は各サイトの調査地点ごとに出現した平均種数, 青色と赤色の合計がサイト全体での出現種数を示す.

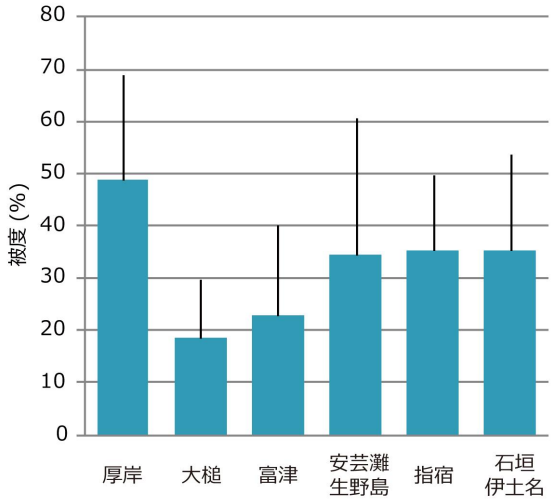


図 2-3-3. サイトごとの海草類の平均被度. 2008～2012 年の各サイトの平均を示す. バーは調査地点間のばらつきを標準偏差であらわす.

垣伊土名サイトにも出現した。一方、トチカガミ科、ベニアマモ科の種はウミヒルモを除くと出現サイトは石垣伊土名サイトのみである。この他にウミヒルモは安芸灘生野島サイトに出現した。また、厚岸サイトの厚岸湖エリアでは、汽水域が主要な生息域であるカワツルモ科のカワツルモの生息が確認された。

海草類のサイトごとの全出現種数は、石垣伊土名サイトが 9 種で最大であり、次いで厚岸サイト（5 種）、大槌サイト（4 種）、富津サイト・安芸灘生野島サイト（3 種）、指宿サイト（1 種）の順であった（図 2-3-2、表 2-3-1）。ただし、厚岸と大槌サイトにはそれぞれアイニンカップ（厚岸湾）と厚岸湖、吉里吉里（船越湾）と根浜（大槌湾）という 2 つのエリアが含まれており、エリアごとの出現種数で見るとこれらも 3 種ずつであった（表 2-3-1）。

サイト内の調査地点ごとの平均出現種数は、石垣伊土名サイトが 5.8 種で最も多く、次いで、厚岸サイト・大槌サイト（2.1 種）、富津サイト（1.6 種）、安芸灘生野島サイト（1.4 種）、指宿サイト（1 種）の順であり、そのサイト間変異は、全出現種数と同様の傾向であった（図 2-3-2）。

海草の平均被度はサイトにより大きく異なった（図 2-3-3）。厚岸サイトの平均被度が最も高く、次いで石垣伊土名、指宿、安芸灘生野島、富津、大槌の順になった。富津サイトの被

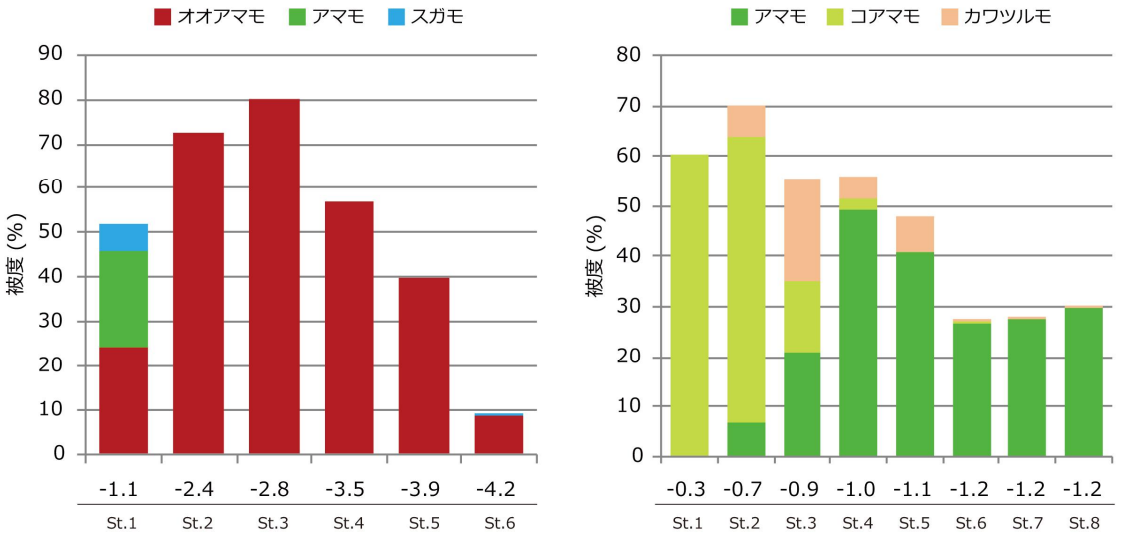


図 2-3-4．厚岸サイトにおける調査地点ごとの種構成と被度．アイニンカップ（厚岸湾）（左）．厚岸湖（右）．調査地点は最も岸よりの点が左，最も沖の点が右になるように配置しており，各バーの下の数値は最低水面（CDL）からの水深（m，マイナスが潮下帯方向）を示す．

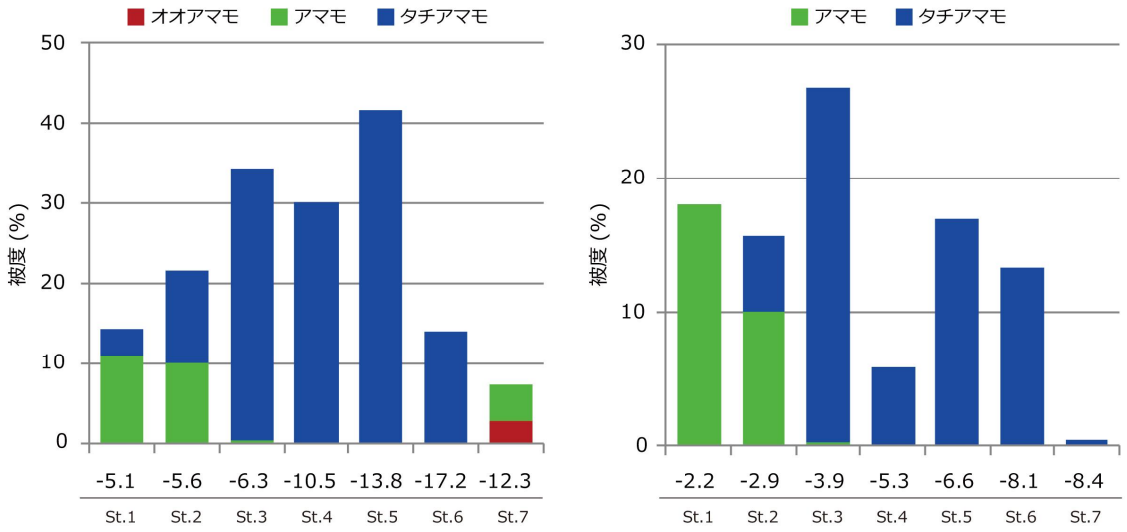


図 2-3-5．大槌サイトにおける調査地点ごとの種構成と被度．吉里吉里（船越湾）（左）．根浜（大槌湾）（右）．調査地点は最も岸よりの点が左，最も沖の点が右になるように配置しており，各バーの下の数値は最低水面（CDL）からの水深（m，マイナスが潮下帯方向）を示す．

度が低い理由の 1 つとして、本サイトではアマモ場中央に出現する無植生の砂州にも調査地点が設けられていることが挙げられる。また、大槌サイトの被度には 2011 年の津波襲来後に無植生となった調査地点におけるデータも含まれている。津波襲来前のデータより求めた平均被度は 30.7%であり、石垣伊土名、指宿、安芸灘生野島と同程度である。

各サイト内における海草の種構成と被度は、水深および海岸からの距離が異なる調査地点間で大きく変化した。

厚岸サイトのアイニンカップ(厚岸湾)では、オオアマモが全地点で優占し、最も浅い地点でアマモとスガモが出現した（図 2-3-4）。被度は St. 3 で最大で、最深の St. 6 で最小であった。厚岸湖では、浅い 2 地点でコアマモが、それより深い地点でアマモが優占し、中間の地点にカ

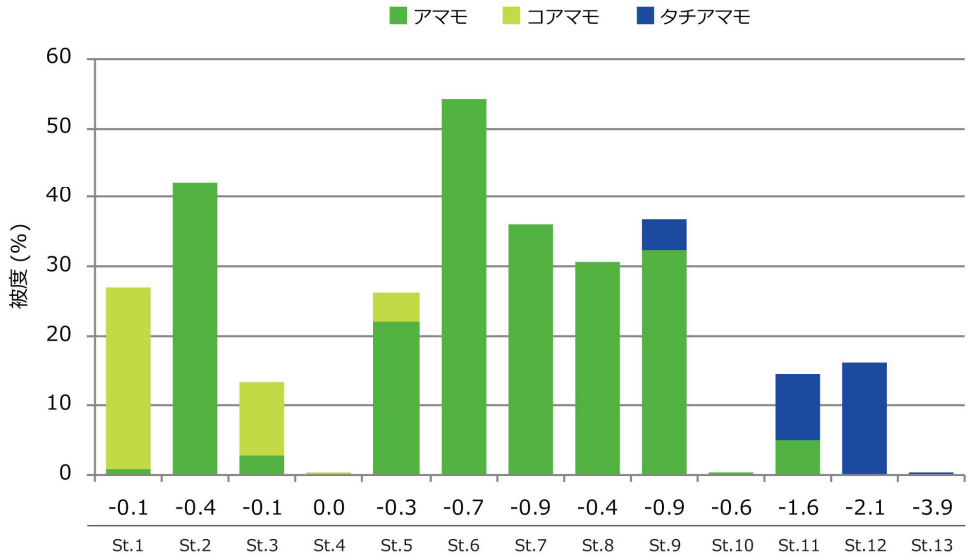


図 2-3-6. 富津サイトにおける調査地点ごとの種構成と被度．調査地点は最も岸よりの点が左，最も沖の点が右になるように配置しており，各バーの下の数値は最低水面（CDL）からの水深（m，マイナスが潮下帯方向）を示す．

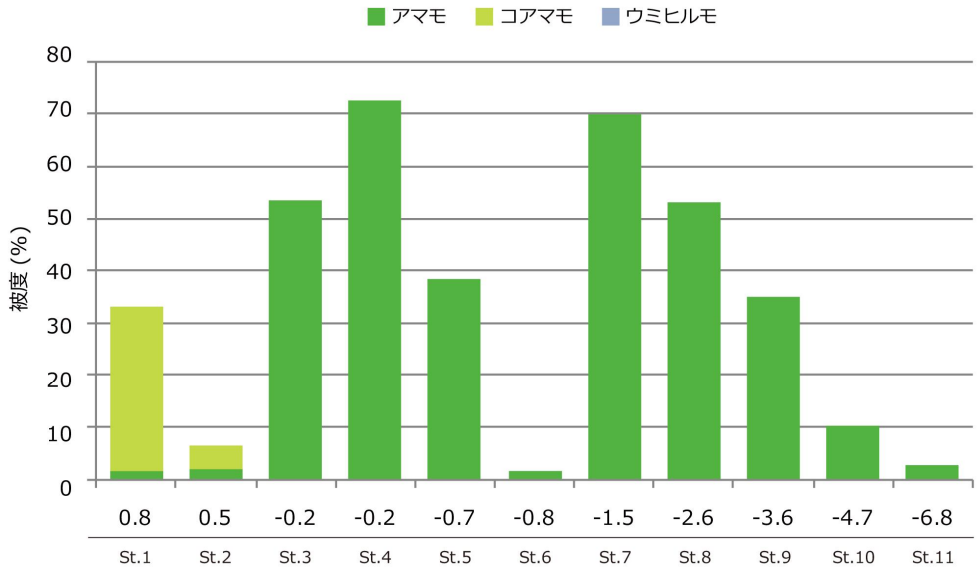


図 2-3-7. 安芸灘生野島サイトにおける調査地点ごとの種構成と被度．調査地点は最も岸よりの点が左，最も沖の点が右になるように配置しており，各バーの下の数値は最低水面（CDL）からの水深（m，マイナスが潮下帯方向）を示す．

ワツルモも出現した。被度は浅い地点 St. 1～5 が、より深い地点 St. 6～8 よりも高い傾向にあった。

大槌サイトのうち吉里吉里（船越湾）においては、多くの調査地点でタチアマモが優占した（図 2-3-5）。アマモは岸よりの 2 地点、および浪板海岸方面に設置した 1 地点（St. 7）のみで、オオアマモは St. 7 のみで出現した。被度は水深 6～14 m にかけての地点で高かった。根浜（大槌湾）においても同様に、アマモが水深 3 m 以浅の地点、タチアマモがそれ以深の地点で優占し、被度はアマモ場中央付近で高い傾向があった。

富津サイトでは、岸よりの水深が浅い地点でコアマモが、中央の地点でアマモが、沖の水深が深い地点でタチアマモが優占した。被度は、途中に無植生の砂州があるため不規則に変動

図 2-3-8. 指宿サイトにおける調査地点ごとの種構成と被度. 調査地点は最も岸よりの点が左, 最も沖の点が右になるように配置しており, 各バーの下の数値は最低水面（CDL）からの水深（m, マイナスが潮下帯方向）を示す.

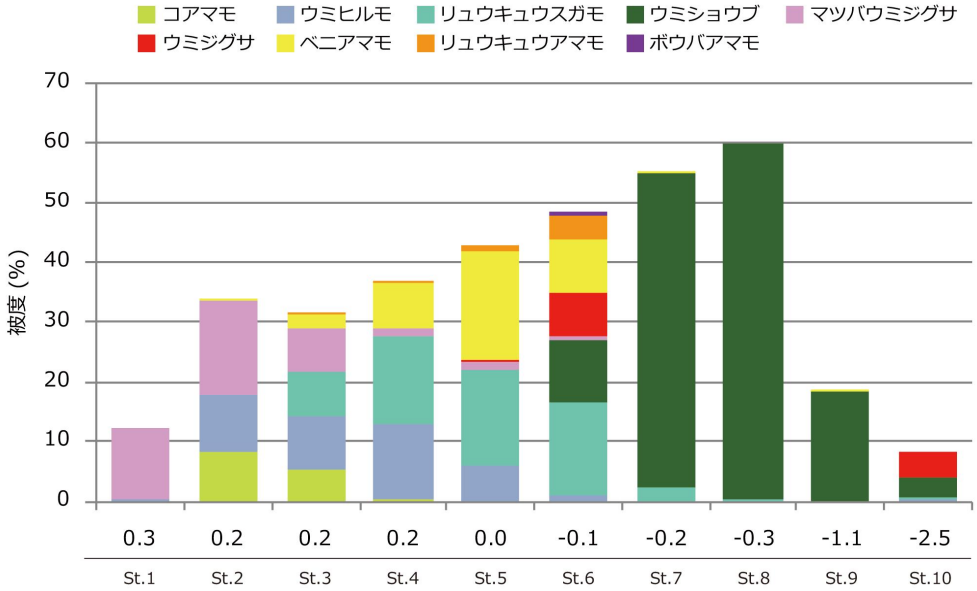


図 2-3-9. 石垣伊土名サイトにおける調査地点ごとの種構成と被度. 調査地点は最も岸よりの点が左, 最も沖の点が右になるように配置しており, 各バーの下の数値は最低水面（CDL）からの水深（m, マイナスが潮下帯方向）を示す.

したが、全般に中央付近で高く、沖よりの地点で低い傾向があった（図 2-3-6）。

安芸灘生野島サイトでは、最も浅い 2 地点でコアマモが、その他の地点でアマモが優占した（図 2-3-7）。この他、ウミヒルモが中央付近の地点（水深 1.5～2.6 m 付近）でわずかに出現した。被度はアマモ場中央付近の地点で高い傾向を示したが、その中でも被度が低いギャップが含まれることがあった。

指宿サイトでは、アマモ 1 種が出現した（図 2-3-8）。被度は水深 1.1 m 以浅の浅い地点より、1.7 m 以深の深い地点の方が高い傾向が認められた。

石垣伊土名サイトでは、水深および岸からの距離に応じて優占種が著しく変化した（図 2-3-9）。最も浅い岸側の地点ではマツバウミジグサが優占したが、沖（水深が深い地点）に行くにつれ、ウミヒルモ、リュウキュウスガモ、ベニアマモ、ウミショウブの順に優占種が交代した。他にコアマモは浅い地点、リュウキュウスガモ、ボウバアマモは中央付近の地点で、ウミジグサは中央と最も沖の 2 地点で発見された。被度は浅い地点から深い地点に行くほど高くなる傾向があったが、最も深い 2 地点では急激に減少した。

水深分布について、温帯域のアマモ場では全般的に、コアマモが最も浅い場所に分布し、アマモが中央、他のアマモ科の海草（オオアマモ、タチアマモ、スゲアマモ）が深いところで優占する傾向があり、これは日本各地における先行研究の成果（Nakaoka and Aioi 2001 ; Aioi and Nakaoka 2003）と同様であった。被度はアマモ場の中央部で高く、浅い場所および深い場所に行くほど低くなる傾向がサイトに関わらず全般的に認められた。

4）アマモ場の底生動物群集の構成と多様性

2010 年に実施された 5 年毎調査において調べたアマモ場に生息する無脊椎底生動物群集の生物量と多様性について、6 サイト間で比較した。底生動物の採集帯は、厚岸サイトにおいてはアイニンカップ（厚岸湾）エリアのオオアマモ植生 1 箇所（中央部）、大槌サイトでは吉

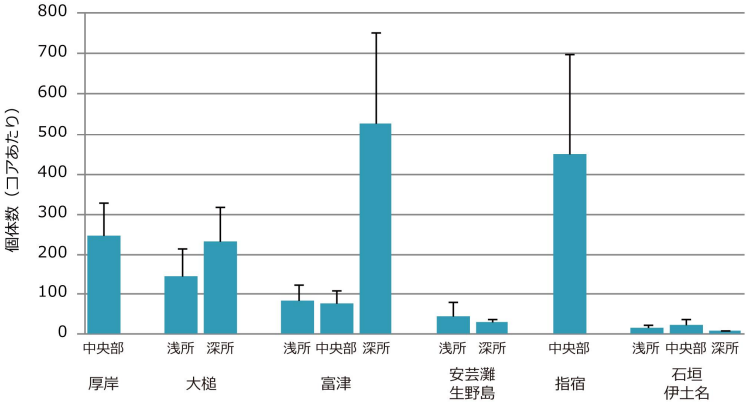


図 2-3-10．アマモ場植生内の底生動物の個体数（直径 15 cm × 10 cm 深のコアあたり）．バーは標準偏差を示す．

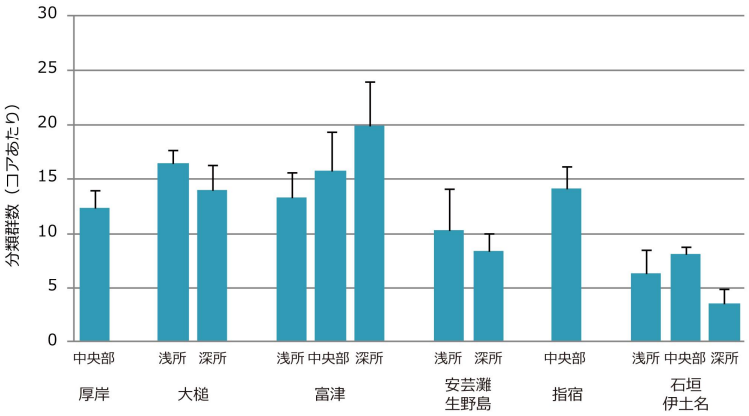


図 2-3-11．アマモ場植生内の底生動物の分類群数（直径 15 cm × 10 cm 深のコアあたり）．バーは標準偏差を示す．

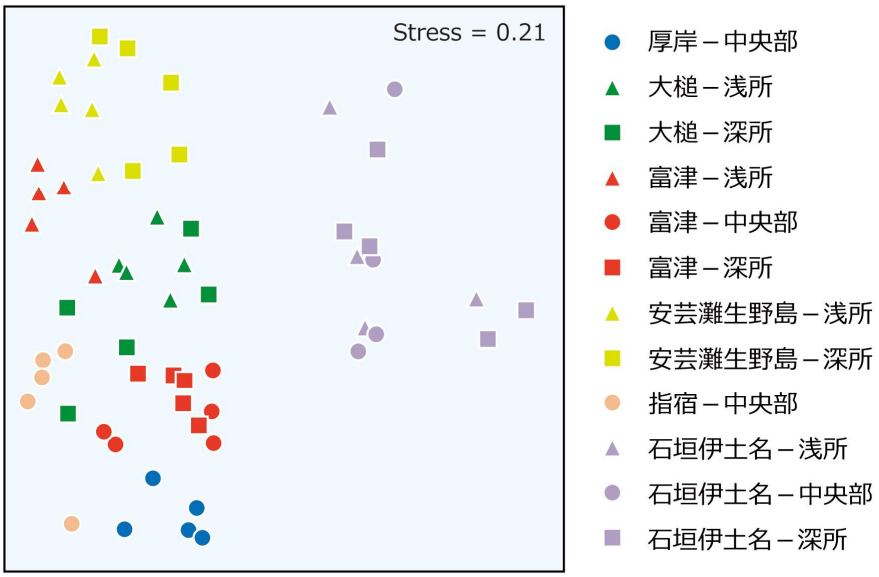


図 2-3-12．nMDS プロットで表示したアマモ場の底生動物群集構造の類似性．類似度は個体数を fourth-square root 変換したのちに Bray-Curtis 指数により求めた．

里吉里（船越湾）エリアのタチアマモ植生 2 箇所（浅所、深所）、富津サイトではコアマモ、アマモ、タチアマモ植生の 3 箇所（浅所、中央部、深所）、安芸灘生野島サイトではコアマモ、アマモ植生の 2 箇所（浅所、深所）、指宿サイトではアマモ植生 1 箇所（中央部）、石垣伊土名サイトにおいてはアマモ場の浅所、中央部、深所の 3 箇所に設けた。

種の同定は、分類の困難さおよび時間的制約により、一部のサイトで行うことができなかった。そこで、一部の分類群においては、高次分類群（亜目、科など）で出現生物を分類してサイト間比較を行った。なお、種レベルまで同定できた安芸灘生野島および指宿サイトのデータを用い、種多様性と上記の基準で分けた高次分類群多様性を比較したところ、両者は非常に高い正の相関を示しており（$r = 0.91$, $p < 0.001$）、高次分類群多様性が種多様性の代替指標として利用できることも示された。

底生動物の個体数はサイト間、およびサイト内の植生（水深）間で大きく異なった（図 2-3-10）。富津サイトのアマモ場の深所、および指宿サイトで個体数が多く、安芸灘生野島および石垣伊土名サイトではいずれの植生（水深）においても個体数は少なかった。各サイトにおいては、富津サイトでは、深所の個体数が、中央部や浅所よりも非常に多く、また大槌サイト（吉里吉里）でも水深が深い植生の方が浅い植生よりも個体数が多かった。一方、安芸灘生野島および石垣伊土名サイトにおいては、植生間に個体数の大きな変異は見られなかった。

底生動物の分類群多様性も、サイト間、植生（水深）間で変異を示した（図 2-3-11）。サイト間の比較では、富津や大槌サイトで多様性が高く、安芸灘生野島や石垣伊土名サイトでは低かった。サイト内の植生（水深）間の比較では、富津サイトでは水深が深いほど多様性が高い一方、大槌や安芸灘生野島サイトでは逆の傾向を示した。また、石垣伊土名サイトでは中央部でコアあたりの分類群数が多かった。

高次分類群単位の出現パターンについて、類似度を求めることにより解析したところ、底生動物の群集構造はサイト間で大きく異なり、特に、温帯域の 5 サイトと亜熱帯域の 1 サイト（石垣伊土名サイト）の間の違いが顕著であった（図 2-3-12）。類似度は、どのサイト間でも有意に異なった（ANOSIM, $p < 0.009$）。同じサイト内の植生間でも、石垣伊土名サイトの浅所と中央部の間を除き、群集構造は有意に異なっていた（ANOSIM, $p < 0.025$）。

5）アマモ場の時間的変動

5.1. 全サイトにおけるアマモ場の時間的変動の大きさ

2008～2012 年の 5 年間(指宿サイトのみ 2009～2012 年の 4 年間）の定量データを比較することにより、アマモ場の時間的変動の大きさおよびその傾向について、サイト間、サイト内の調査地点間の比較を試みた。

時間的変動の大きさは、各調査地点ごとに変動係数（Coefficient of variation: CV）を求めることにより比較した。CV は次の式で求められる。

$$\mathrm{CV} = \frac{sd}{\bar{x}}$$

ただし、x は 5 年間の平均被度、sd はその標準偏差をあらわす。CV は値が大きいほど平均値に対する変動が大きいこと、すなわち、時間的変動が大きいことを示す。

各サイトで調査地点ごとに求めた被度の CV の平均値を比較した（図 2-3-13）。石垣伊土名と厚岸サイトで値が低く、アマモ場が安定して存続していることが明らかになった。一方、三陸の大槌サイトは大きな値を示したが、これには 2011 年 3 月の津波でそれ以降の被度が大幅に減少したことが関連している。津波の影響については後に詳述する。

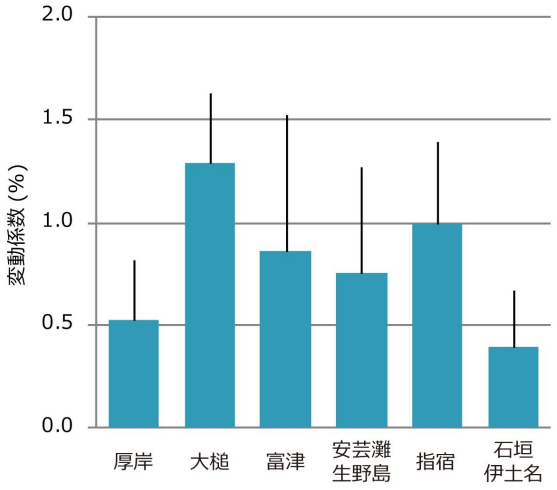


図 2-3-13. 各サイトにおける植生被度の平均変動係数. バーは標準偏差をあらわす.

5.2. 各サイトにおけるアマモ場の時間的変動

次に、サイトごとの時間的変動の様式について詳しく見る。

5.2.1. 厚岸サイト

アイニンカップ（厚岸湾）では、最も浅い St. 1 および最も深い St. 6 において被度の減少傾向が見られた（図 2-3-14）。特に St. 1 においては 2009～2010 年にかけて被度の著しい減少が見られた。中央の St. 2～5 においては、年により低い値が見られるものの、顕著な時間的な変動は認められなかった。

厚岸湖では、一部の調査地点（St. 3～5）を除き、2009～2010 年にかけて被度の激減が見られた（図 2-3-15）。これらの地点においては、2011～2012 年に被度の回復が見られた。種構成に関しても、2008 年には見られなかったカワツルモが、2009 年以降、特に中央の地点において被度を増加させた。

厚岸サイトでは、2010 年初夏に、平年よりも気温が 3～4℃程度高い状態が続いたため、アイニンカップ（厚岸湾）および厚岸湖の浅所においては、高温ストレスを受け、アマモが大量に枯死した可能性が指摘される。また、2009 年春季から夏季にかけては、平年の 2 倍以上の降水量が記録された。汽水湖である厚岸湖における塩分の低下が、汽水域を主要な生息地とするカワツルモの増加に関連している可能性がある。

5.2.2. 大槌サイト

大槌サイトの吉里吉里（船越湾）、根浜（大槌湾）両エリアでは、いずれの地点においても、2010～2011 年にかけて、海草の被度が激減した（図 2-3-16、2-3-17）。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い発生した大津波により、両湾のアマモ場が堆積物ごと流出したことによるものである。2011 年の調査においては、いくつかの調査地点でアマモ、タチアマモ、オオアマモの実生や小型個体が確認されたものの、被度は 0%に近かった。

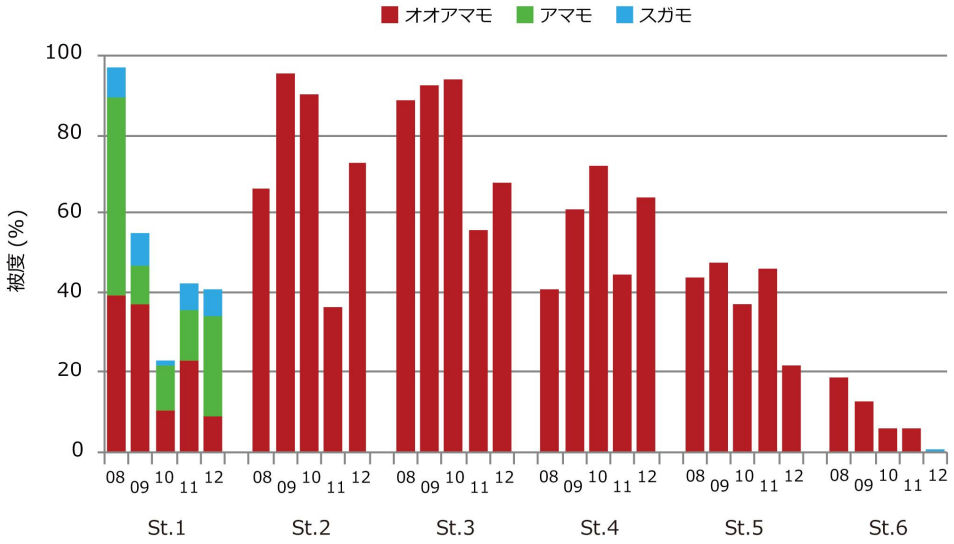


図 2-3-14. 厚岸サイトのアイニンカップエリア（厚岸湾）における植生被度および種構成の時間的変動．横軸の数値は 2008～2012 年の各年，調査地点番号（St.）を示す．

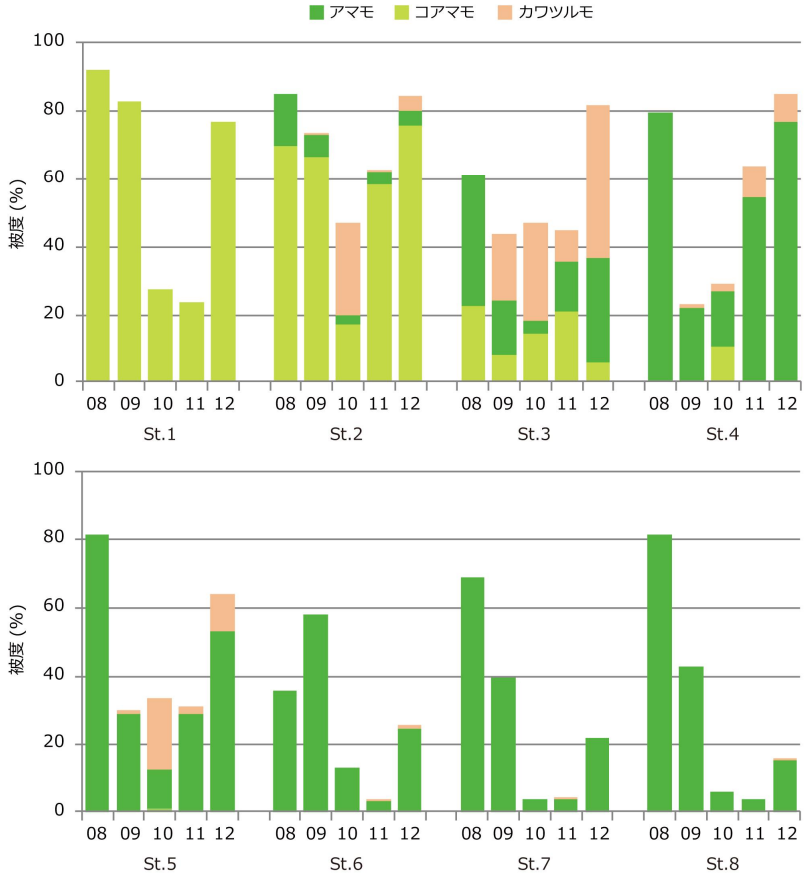


図 2-3-15. 厚岸サイトの厚岸湖エリアにおける植生被度および種構成の時間的変動．横軸の数値は 2008～2012 年の各年，調査地点番号（St.）を示す．

地震発生から 1 年以上経過した 2012 年 7 月の段階においても、被度の回復はほとんど認められていない。津波の影響評価については、第三章 トピックスの「東北地方太平洋沖地震が沿岸生態系に及ぼした影響」において詳述する。

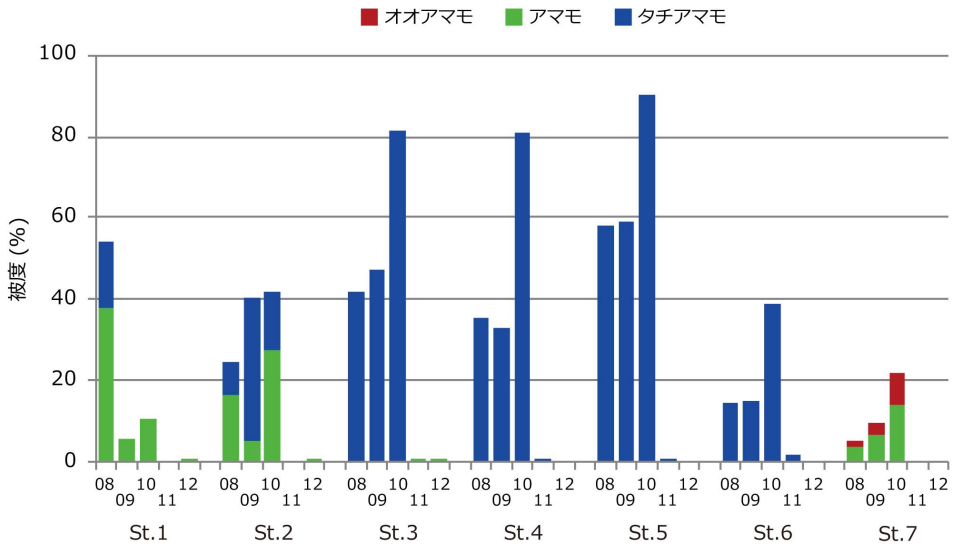


図 2-3-16. 大槌サイトの吉里吉里エリア（船越湾）における植生被度および種構成の時間的変動. 横軸の数値は 2008～2012 年の各年，調査地点番号（St.）を示す.

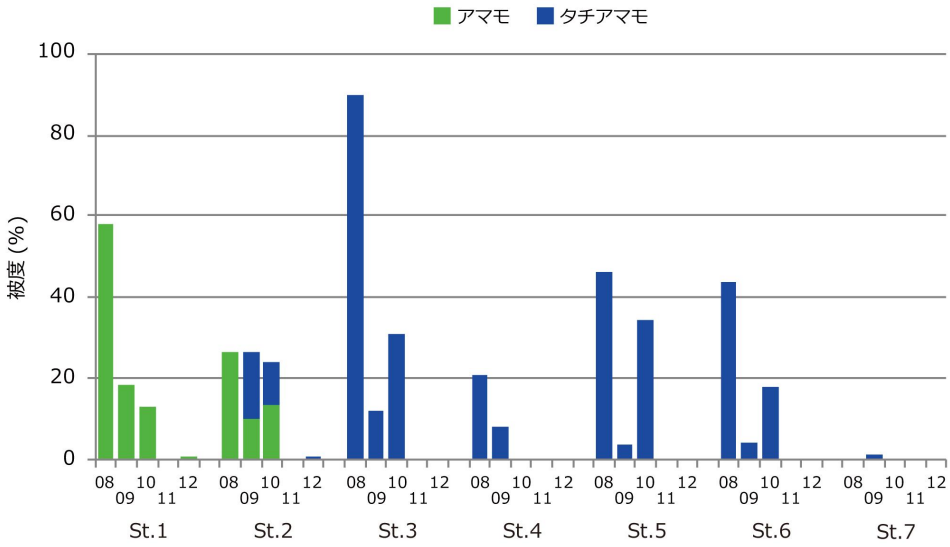


図 2-3-17. 大槌サイトの根浜エリア（大槌湾）における植生被度および種構成の時間的変動. 横軸の数値は 2008～2012 年の各年，調査地点番号（St.）を示す.

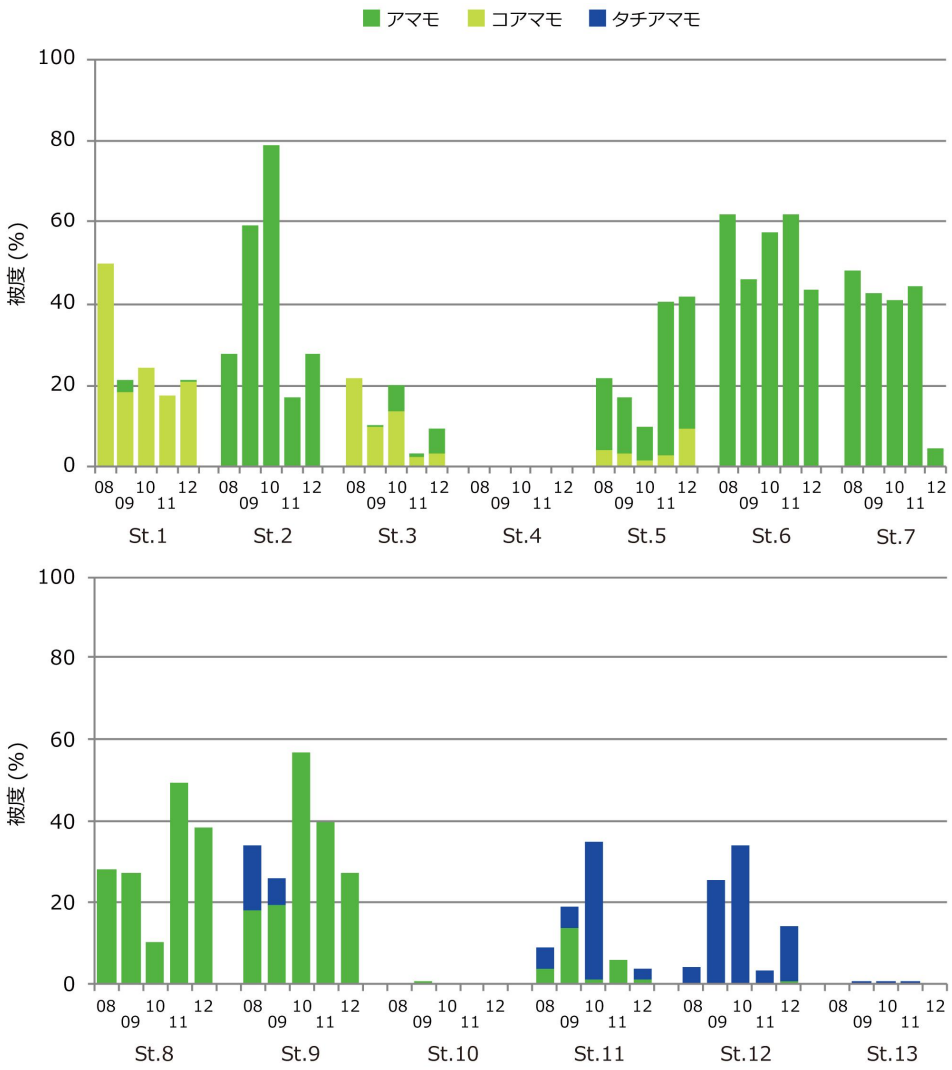


図 2-3-18. 富津サイトにおける植生被度および種構成の時間的変動．横軸の数値は 2008～2012 年の各年，調査地点番号（St.）を示す．

5.2.3. 富津サイト

富津サイトの各調査地点において、被度は年により大きく変異した（図 2-3-18）。しかし、地点間に共通した経年変動の傾向は見いだされなかった。例えば、St. 2、9、11 では、2010 年に被度が最大になった一方、St. 5、8 などでは最小になっている。一方、海草類の種構成には、各調査地点とも時間的に大きな変異は認められなかった。

本サイトについては、先行研究により、時間的な変動パターンがアマモ場内の微小な環境条件により大きく変異することが知られている（Yamakita et al. 2011）。各調査地点間の変動パターンの非同期性はこのことを反映している可能性がある。

5.2.4. 安芸灘生野島サイト

富津サイトと同様に、各調査地点の被度は大きな変異を示した（図 2-3-19）。コアマモが優占する St. 1、2 にかけては、2009 年以降、平均被度が減少する傾向があった。一方、アマモが優占する St. 3 以深においては、夏季に異常高温が続いた 2010 年に極小値を示す調査地点が多かった。構成種には顕著な時間的変動は認められなかった。

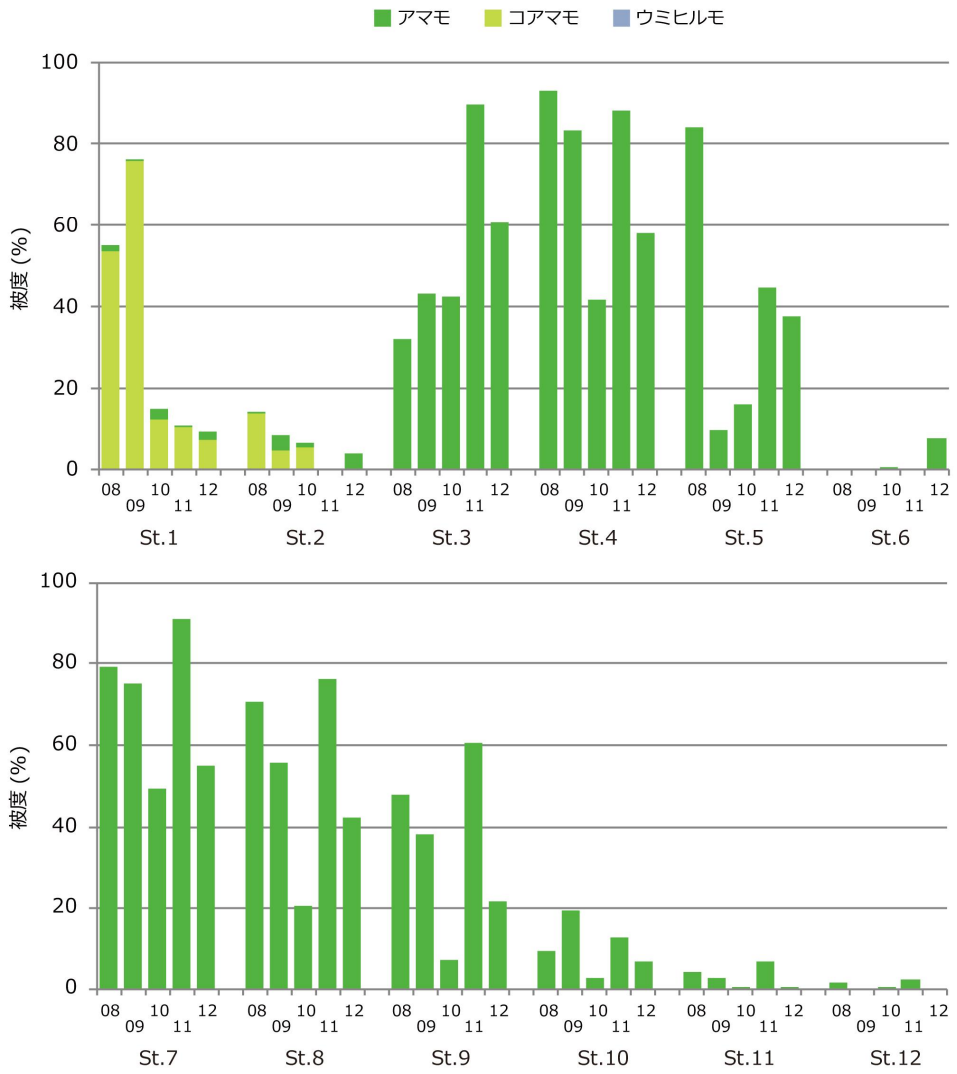


図 2-3-19．安芸灘生野島サイトにおける植生被度および種構成の時間的変動．横軸の数値は 2008～2012 年の各年，調査地点番号（St.）を示す．

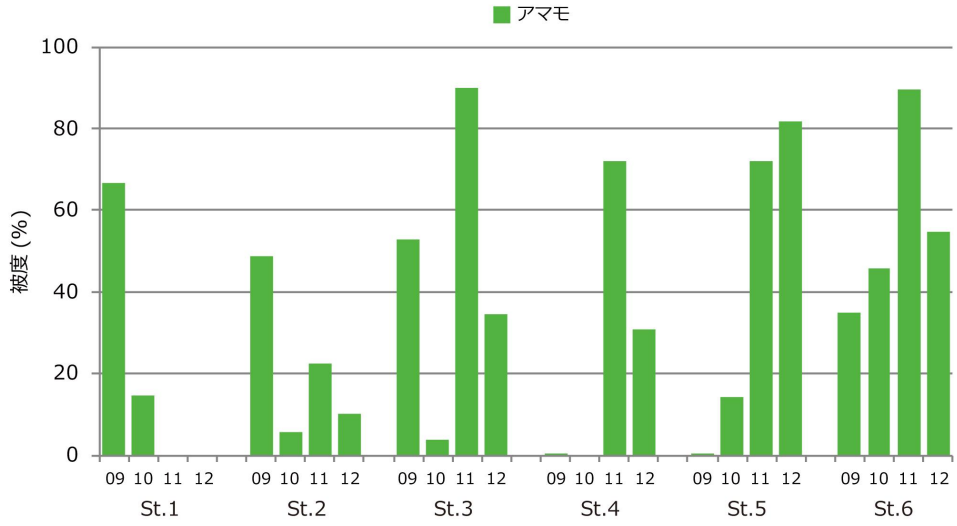


図 2-3-20．指宿サイトにおける植生被度および種構成の時間的変動．横軸の数値は 2009～2012 年の各年，調査地点番号（St.）を示す．

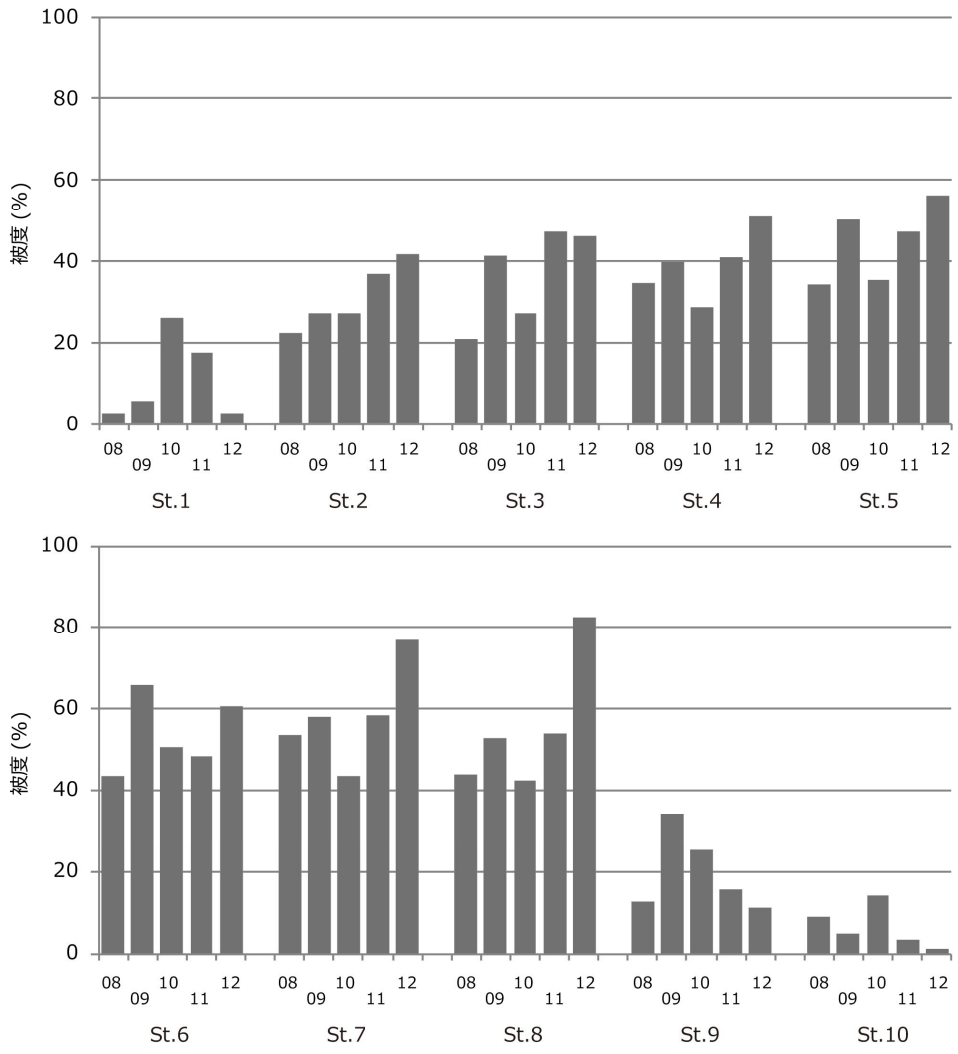


図 2-3-21. 石垣伊土名サイトにおける植生被度の時間的変動. 横軸の数値は 2008～2012 年の各年, 調査地点番号（St.）を示す.

5.2.5. 指宿サイト

アマモ 1 種からなる本サイトでは各地点における被度の経年変動が著しく大きかった（図 2-3-20）。例えば St. 1～3 では 2009 年に 50%以上であった被度が翌 2010 年には 20%以下に激減する一方、St. 3、4 では 2010 年に 10%以下だった被度が 2011 年には 70%以上となった。2010 年に被度が最小、2011 年に最大となる地点が多かったが、異なるパターンを示す地点も多かった。

調査サイトを含む鹿児島湾のアマモ場は一年生のアマモより形成されており、その変動が激しいことが知られている（島袋ほか 2012）。指宿のアマモ場の著しい時間的変動は、このような一年生アマモの特性を反映している可能性が高い。

5.2.6 石垣伊土名サイト

本サイトにおいては海草各種の被度は一部の方形枠でしか記録していないため、経年変動については全体の被度のみ検討した。被度は最も浅い St. 1 や深い St. 9、10 を除くと比較的安定しており、明確な時間的変動は認められなかった（図 2-3-21）。

6）アマモ場モニタリングの今後の展望

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査のアマモ場 6 サイトのデータ解析により、日本列島、特に太平洋側における主要アマモ場の海草類、およびアマモ場に生息する底生動物群集の生物多様性の広域的・局所的空間変異および 5 年間にわたる時間的変動パターンが明らかになった。種の多様性および生物量（海草の被度、底生動物の個体数）は、地理的に隔てられたサイト間で大きく異なるばかりでなく、サイト内の水深軸に沿って設けられた調査地点間でも変異が著しいことが明らかになった。

海草および底生動物の種構成は、温帯域（鹿児島県以北）と亜熱帯域（沖縄県）で大きく異なったが、これはこれまでも指摘されている海草類の生物地理学的分布様式を反映するものである（Green and Short 2003 ; Short et al. 2007）。海草の種多様性や生物量（被度）は、高緯度地域と低緯度地域で高くなる傾向が見られた。一方、局所的スケールでは、被度がアマモ場の中央部（中程度の水深帯）で高くなる傾向が多くのサイトで見られた。しかしながら、他の項目、特に底生動物の種多様性や個体数の変異については、緯度や水深などの地理的・地形的要因に伴う単純な変化は検出されなかった。

本調査で選定した 6 サイトは、それぞれの地域の代表的なアマモ場であるが、この結果を、日本のアマモ場全体に内挿・外挿するためには調査サイトの数が不十分である。特に、日本海側にサイトが設定されていない点は大きな問題として残っている。日本のアマモ場の全体像を把握するためには、サイトを増やすことが最も有効な方法であるが、資金や労力の面で制約がある場合は、毎年でなくてもよいので、広域な地域をカバーする調査を実施することが必要であろう。モニタリングサイト 1000 沿岸域調査のプロトコルは目視調査が主体であるため、比較的少ない労力でアマモ場全体の定量データを取得することができる。これを日本列島各地の主要なアマモ場で展開することができれば、日本のアマモ場の生物多様性や生物量の現状をより詳細に把握することができると同時に、その時空間変動に影響を与える要因の作用機構についてもより詳しく解明が進むことが期待される。

本事業において、アマモ場の海草類以外の生物のモニタリングは、予算、時間などの制約により、移動能力の少ない小型無脊椎底生動物のみにとどまった。アマモ場の他の重要な構成要素としては、例えば、付着藻類などのアマモ類以外の一次生産者、魚類や大型甲殻類などの高次消費者が挙げられる。これらの生物群もアマモ場生態系の動態に大きな影響を与えることが指摘されている（Williams and Heck 2001）。アマモ場の生態系の構造や機能の評価、その将来予測には、これらの他の生物群を含めた群集全体の解析が必要であり、今後、他プロジェクトとの有効な連携が望まれる。また、今回対象とした小型無脊椎底生動物についても、特に小型甲殻類の分類同定に労力・時間がかかるため、種レベルの詳細な解析は進めることができなかった。これを解決するためには、分類学者やパラタクソノミストと協力した事業の推進が求められる。

本稿では、モニタリングサイト 1000 沿岸域調査の最初の 5 年間のデータから長期変動に関する解析も試みたが、環境の変動に対応した生態系の時間的変動については、厚岸サイトにおける高温や降水量増加、大槌サイトにおける津波の影響など一部の事象を除くと、顕著な傾向を検出することはできなかった。今後、気候変動に伴う水温の上昇により、海草類を含む主要海洋生物の地理的分布は大きく変動することが予測されている（桑原ほか 2006）。また、海洋における二酸化炭素分圧の濃度上昇は海草類の成長に大きな影響を与えることも指摘されている（Palacios and Zimmerman 2007）。さらに海水面上昇や、台風の巨大化などによる沿岸における撹乱レジームの変化、陸域における降水量の集中化に伴う河川を通じた物質流入の効果などは、より複雑な影響を沿岸海域に与えると予想されるが、このような複合要因の同時進行のもとでの生物多様性・生態系機能の変動予測はきわめて難しい（仲岡 2008）。今後は、現在のモニタリングをより長期に確実に継続すると共に、より多数の点、多数の項目について関連した研究調査を連携して実施することが強く求められる。

引用文献

Aioi K, Nakaoka M (2003) Seagrasses of Japan. In: Green EP, Short FT (eds), World Atlas of Seagrasses, 185-192. University of California Press, Berkeley

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

Kato Y, Aioi K, Omori Y, Takahata N, Satta Y (2003) Phylogenetic analyses of *Zostera* species based on *rbcL* and *matK* nucleotide sequences: Implications for the origin and diversification of seagrasses in Japanese waters. Genes and Genetic Systems, 78:329-342

桑原 久実, 明田 定満, 小林 聡, 竹下 彰, 山下 洋 (2006) 温暖化によるわが国水産生物の分布域の変化予測. 地球環境, 11:49-57

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

Nakaoka M, Aioi K (2001) Ecology of seagrasses *Zostera* spp. (Zosteraceae) in Japanese waters: A review. Otsuchi Marine Science, 26:7-22

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

Palacios SL, Zimmerman RC (2007) Response of eelgrass *Zostera marina* to CO_2 enrichment: possible impacts of climate change and potential for remediation of coastal habitats. Marine Ecology Progress Series, 344:1-13

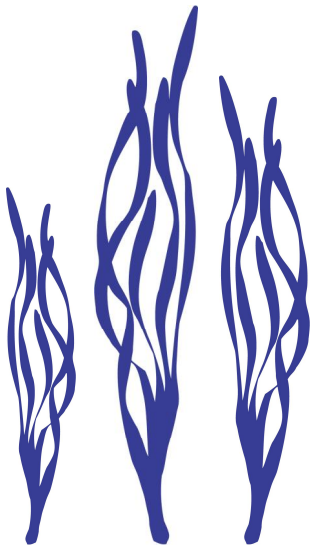
島袋 寛盛, 堀 正和, 吉満 敏, 徳永 成光, 猪狩 忠光, 佐々木 謙介, 仲岡 雅裕, 川根 昌子, 吉田 吾郎, 浜口 昌巳 (2012) 鹿児島湾に生育する一年生アマモ局所個体群間の遺伝的分化. 日本水産学会誌, 78:204-211

Short F, Carruthers T, Dennison W, Waycott M (2007) Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 350:3-20

Waycott MW, Duarte CM, Carruthers TJB, Orth RJ, Dennison W C, Olyarnik S, Calladine A, Fourqurean J W, 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 Natinal Academy of Sciences of the United State of America, 106:12377-12381

Williams SL, Heck Jr KL (2001) Seagrass community ecology. In: Bertness MD, Gaines SD, Hay ME (eds), Marine community ecology, 317-337. Sinauer Associates, Inc., Sunderland

Yamakita T, Wanatabe K, Nakaoka M (2011) Asynchronous local dynamics contributes to stability of a seagrass bed in Tokyo Bay. Ecography, 34:519-528



4. 藻場生態系

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・青木優和・太齋彰浩・本村泰三

1）藻場生態系の概要

海藻藻場は、大型褐藻を中心とした海藻類が高密度に生育する空間である。コンブ類で構成される藻場をコンブ場、ホンダワラ類で構成される藻場をガラモ場、アラメ・カジメ類で構成される藻場を海中林（アラメ・カジメ場）と呼ぶ。

日本列島の沿岸域からは、約 1,500 種の海藻類が知られているが（吉田・吉永 2010）、藻場を構成する種類は地域によって異なる。例えば、亜寒帯から温帯域に位置する北海道や東北地方の太平洋沿岸の一部では主にコンブ類やチガイソ類が、本州の太平洋沿岸ではアラメやカジメ、温帯性のホンダワラ類が主な藻場構成種となっている。温帯域の南限にあたる九州沿岸では、アントクメ、アカモク、フタエモク、キレバモクなどの多様な海藻が生育し、沖縄ではホンダワラ類を中心とした藻場が形成されている。

藻場は沿岸生態系における主要な基礎生産の場として機能している。海藻の葉上にはワレカラ類やヨコエビ類などの小型の甲殻類が、海底にはアワビ、サザエ、ウニなどの磯根動物が多く生息し、藻場は魚類や甲殻類などの水産有用種を含む多種多様な生物の生息場所、採餌場所、繁殖場所となっている。また、海藻などの表面に付着する微小藻類の光合成や化学合成、フィルターフィーダー（ろ過摂食生物: ヒドロ虫、ゴカイ類、コケムシ、ホヤなど）による水中懸濁物の除去作用が水質浄化にも大きく貢献している。さらに、海藻は沿岸域における炭素循環の中で重要な役割を担い、単位面積あたりの生産力は陸上の熱帯雨林に匹敵するといわれる（Smith 1981）。海藻は、クロロフィル *a* に加え、分類群によってクロロフィル *c*、カロチノイド、フィコキサンチン、フィコビリンなどの光合成色素や補助色素を持ち、水中透過によって散乱した日光でも効率よく吸収できる性質をもつ（Kirk 1994）。また、藻体全体で光合成できる上に、水中では水流により藻体全体に日光があたりやすいため、陸上植物に比べて光合成効率がきわめて高い。そのため、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、純生産量では陸上植物と同等かそれ以上の値を示す（横浜 2001）。

このような藻場は、かつて日本の沿岸域全域に広がっていた。しかし、1960 年代後半からの高度経済成長期には、沿岸域の埋立てや護岸改修による自然海岸の減少、工場排水や生活排水による富栄養化や水質汚濁などによって沿岸環境の劣化が進行し、藻場は急速に減少した。藻場の面積は、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）。そのため、沿岸環境の保全に資する基礎情報の蓄積が急務となっており、各地の主要な海域を代表する藻場のモニタリングはきわめて重要である。

2）藻場調査の調査サイト

モニタリングサイト1000藻場調査では、わが国を代表する海藻藻場のうち、琉球列島を除いて6サイトを選定し、2008年度から調査を行っている（図2-4-1）。調査開始年度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年度から、伊豆下田サイトと竹野サイトは2009年度から、室蘭サイトは2011年度から調査を開始した。毎年調査は、各サイトの種多様性または藻場構成種の繁茂状況が良好な時期に実施しており、室蘭サイトで

図 2-4-1. 藻場調査のサイト位置図.

8月、志津川サイトで6～7月、伊豆下田サイトで9～10月、竹野サイトで5～6月、淡路由良サイトで5～6月、薩摩長島サイトで5～7月（2008年度のみ3月）である。以下に各サイトの概要を示す。

室蘭サイトは、亜寒帯性コンブ目海藻が繁茂する海域に位置し、内浦湾（噴火湾）に南向きに面した岩礁海岸である。海底は緩やかに傾斜しており、沖合 100 m で水深 3 m 前後、底質は岩盤や岩塊となっている。マコンブ、ミツイシコンブ、ガゴメ、スジメ、アナメ、チガイソ、ワカメが混生するコンブ藻場であり、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より深い場所では、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、アナアオサなどが見られる。

志津川サイトは、亜寒帯性と温帯性のコンブ目海藻が混生する海域に位置する。三陸地方の典型的なリアス式海岸の中にあり、調査地は志津川湾内に浮かぶ椿島の外洋に面した岩礁海岸である。調査対象の群落は湾内に位置するが、沖側の湾口部に面していることから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、岸寄りは岩盤だが、沖合 50～80 m にかけては小転石、転石が混じる他、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。調査海域には、岸寄りにエゾノネジモク、フシスジモクが混生するが、基本的にアラメが主体となる群落で、アサミドリシオグサ、フクロノリ、アミジグサ、マクサ、ユカリなどが下草として見られる。

伊豆下田サイトは、温帯性海藻が多く生育する海域に位置する。特に温帯性コンブ目海藻のアラメとカジメからなる海中林の面積、被度、現存量は日本有数の規模であり、ガラモ場も隣接して見られるなど多様な生態系が見られる。本サイトは、伊豆半島南東岸にある下田湾の支湾である志太ヶ浦に位置する直径 200 m 程の小さな湾である。外海に開けてはいるが、前面に大きな岩礁があり、波浪などの影響を受けにくい。ただし、海水の流動が活発で、透明度は高い。底質はほぼ岩盤で、一部巨礫、転石が混じる。岸寄りではヒジキ、イソモク、ヤツマタモク、マメダワラなどのホンダワラ類が優占する。水深 3～4 m にはオオバモク、アラメが優占し、水深 3 m 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、ハイミルなどが見られる。

竹野サイトは、日本海に面した但馬海岸大浦湾の岩礁海岸に位置する。調査地は岩盤と砂地が混じる地形にあり、一部の岩は砂上に乗っている。主要な種類は、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、クロメなどであり、さまざまなホン

ダワラ類やクロメが混生する大規模な群落である。下草としてはヒライボなど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、カニノテ類などが出現する。

淡路由良サイトは、紀淡海峡（友ヶ島水道）に面した岩礁海岸で、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 100 m で水深約 2.5 m と緩やかに傾斜し、波高の浅水変形が著しい。潮汐による潮流が見られ、大阪湾由来と紀伊水道由来の海水で透明度などが異なる。漸深帯ではカジメ、ヤナギモク、ワカメ、アカモクなどが藻場を構成し、潮間帯ではヒジキが優占する。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、ユカリなどが下草として多く見られ、無節サンゴモ類の被度も高い。

薩摩長島サイトは東シナ海に面した長島西部の岩礁海岸に位置しており、温帯性海藻と亜熱帯性海藻が混生することから、生物多様性が高い。海底は緩やかに傾斜し、沖合 40 m で水深約 4 m、150 m で約 10 m である。岸寄りの底質は岩盤だが、沖合 50 m 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。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、ウミウチワなどが下草として生育する。また、周辺にはヤツマタモクやキレバモク、トサカモクなどのガラモ場も見られる。

なお、琉球列島沿岸の藻場は、サンゴ礁リーフ内の礁池にサンゴ礁生態系の一部として存在することから、本調査では単独でサイトを選定しなかったが、ラッパモクやコバモクなどの亜熱帯性海藻が生育している。

3）各サイトの海藻相と水温との関係

モニタリングサイト 1000 藻場調査では、各サイトの代表的な海藻群落を通るように水深勾配に沿って調査ラインを設定したライン調査と、代表的な群落を長期的に観察する永久方形枠調査を実施している。そこで、各サイトの海藻相の特徴を把握するため、両調査で観察された海藻の目別種数をサイトごとにまとめた（表 2-4-1）。

表 2-4-1. 各サイトで観察された目別の海藻の種数

	室蘭	志津川	伊豆下田	竹野	淡路由良	薩摩長島
緑藻綱	**1**	**2**	**5**	**4**	**9**	**3**
アオサ目	1	-	1	-	3	1
シオグサ目	-	1	1	3	4	1
ミドリゲ目	-	-	-	-	1	-
ミル目	-	1	3	1	1	1
褐藻綱	**8**	**6**	**12**	**22**	**18**	**14**
アミジグサ目	1	1	4	5	8	8
イシゲ目	-	-	-	-	2	-
イソガワラ目	-	-	-	2	-	1
カヤモノリ目	-	1	-	1	1	1
クロガシラ目	-	-	-	-	1	-
コンブ目	6	1	2	2	2	1
ナガマツモ目	-	-	-	1	1	-
ヒバマタ目	1	3	6	11	3	3
紅藻綱	**13**	**14**	**20**	**17**	**39**	**22**
イギス目	4	3	-	2	5	5
ウミゾウメン目	-	-	1	-	1	2
オゴノリ目	-	-	1	2	2	1
カギケノリ目	-	-	-	-	-	2
サンゴモ目	2	2	8	4	6	1
スギノリ目	5	7	5	7	19	8
ダルス目	1	-	-	-	-	-
テングサ目	1	2	5	2	4	2
マサゴシバリ目	-	-	-	-	2	1
総計	**22**	**22**	**37**	**43**	**66**	**39**

本調査で確認された種数は、淡路由良サイトで 66 種と最も多く、室蘭、志津川サイトで 22 種と最も少なかった。種数は、淡路由良サイトをピークとして最北の室蘭サイトから南にいくほど増加する傾向を示した。目別の種数について見てみると、室蘭サイトではコンブ目、志津川サイトではスギノリ目、伊豆下田サイトではサンゴモ目、竹野サイトではヒバマタ目、淡路由良サイトではスギノリ目、薩摩長島サイトではアミジグサ目とスギノリ目が最も多かった。

一般に、海藻の分布は水温と海流の影響を強く受けるといわれる。そこで、各サイトの海藻相から LFD 指数（田中 1997）を求め、水温との相関を調べた。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）の水温帯別の種数を用いて算出する指数で、平均水温と高い相関を示す。

コンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目の褐藻類 3 目の分類群は、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。コンブ目は属の階級で寒帯性と温帯性に、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

表 2-4-2．各サイトの LFD 指数

	本調査	田中（1997）
室蘭	0.25	0.45
志津川	1.20	0.70
伊豆下田	1.27	1.21
竹野	1.06	1.30
淡路由良	1.23	1.36
薩摩長島	1.55	1.35

田中（1997）のデータは，必ずしも本調査のサイトと同じ場所で算出された数値ではない．調査サイト近傍の数値を引用した．

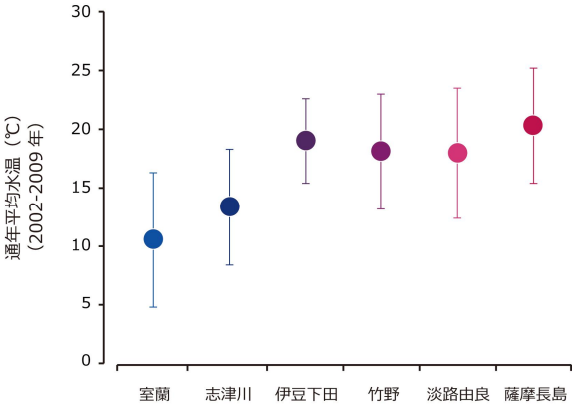


図 2-4-2．各サイト近傍における通年平均水温．バーは標準偏差を示す．日本海洋データセンターで公開されている 2002～2009 年のデータを用いて平均値を算出した．

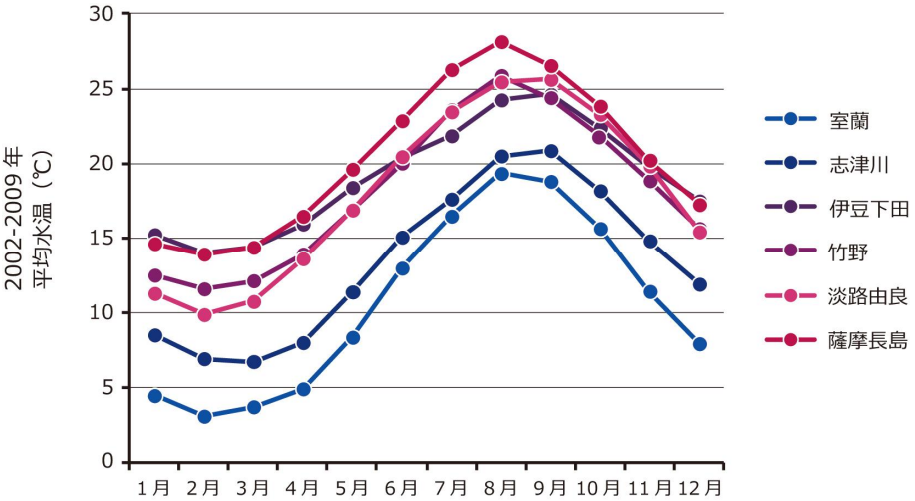


図 2-4-3．各サイト近傍における月平均水温の年変化．日本海洋データセンターで公開されている 2002～2009 年のデータを用いて平均値を算出した．室蘭サイトは北海道室蘭，志津川サイトは宮城県気仙沼，伊豆下田サイトは静岡県下田，竹野サイトは鳥取県泊村，淡路由良サイトは大阪府岬町，薩摩長島サイトは長崎県新長崎漁港のデータを用いた．

帯性、熱帯性にグループ分けできる。各サイトの LFD 指数は、これらのグループ別の種数を算出し、以下の式に基づいて計算した値である。すべ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

サイトごとに算出した LFD 指数は、室蘭サイトで 0.25 と低く、薩摩長島サイトでは 1.55 と最も高い値を示した（表 2-4-2）。田中（1997）の日本全国の LFD 指数と比較すると、概ね 0.1～0.2 程度の差が見られたが、志津川サイトの差異は 0.5 と大きく異なった。志津川サイトの LFD 指数は、評価対象とした種が少なく（5 種）、また熱帯性種に区分されるアミジグサが含まれていたため、想定される値よりも大きくなったと考えられる。

各サイトの通年平均水温は、日本海洋データセンター（Japan Oceangraphic Data Center:

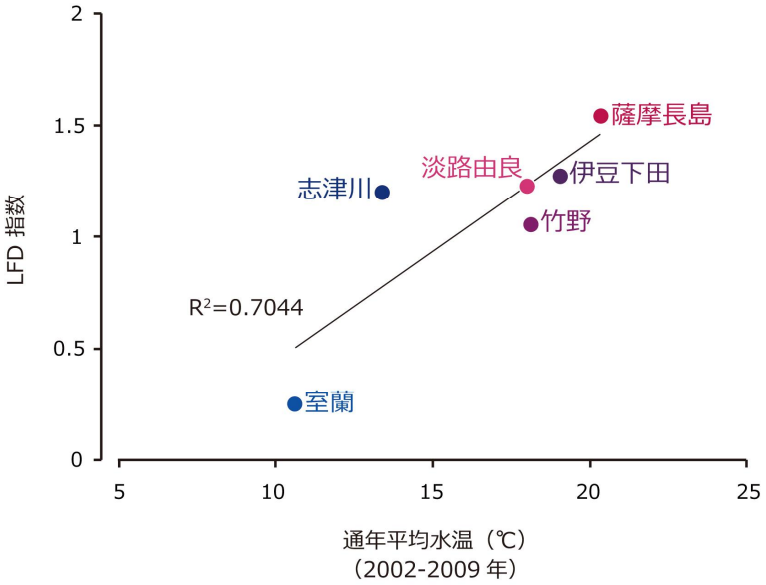


図 2-4-4. 各サイトにおける LFD 指数と通年平均水温との関係. 日本海洋データセンターで公開されている 2002～2009 年のデータを用いて平均値を算出した.

JODC）で公開されているサイト近傍のデータ（2002～2009 年）を用いて算出した（日本海洋データセンター http://www.jodc.go.jp/index_j.html, 2013 年 3 月 29 日確認）。室蘭サイトは北海道室蘭、志津川サイトは宮城県気仙沼、伊豆下田サイトは静岡県下田、竹野サイトは鳥取県泊村、淡路由良サイトは大阪府岬町、薩摩長島サイトは長崎県新長崎漁港のデータである。最も北に位置する室蘭サイトの通年平均水温は 11℃、最も南の薩摩長島サイトでは 20℃で、概ね緯度勾配に沿って変化する傾向が見られた（図 2-4-2）。ただし、伊豆下田サイトの通年平均水温は 19℃で、薩摩長島サイトに次いで高く、標準偏差も他のサイトに比べて小さかった。このことは、伊豆下田サイトが年間を通じて温暖で、冬季の水温低下が小さいことに起因すると思われる（図 2-4-3）。

次に、各サイトで 2008～2011 年度に確認された海藻相のデータから算出した LFD 指数と通年平均水温との関係を調べた結果、有意な正の相関を示した（$r = 0.84$, $p < 0.05$）（図 2-4-4）。また、LFD 指数と月平均水温との相関を調べた結果、月ごとの決定係数は冬季に高く、夏季に低い値を示した。このことは、LFD 指数は冬季の月平均水温と良く相関することを示しており、各サイトのコンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目の種構成は冬季水温の違いに関連することを示唆している。しかし、決定係数の季節的な変化は、サイト間の水温差が夏季よりも冬季に顕著であることに起因しているとも捉えられる。

本調査では、各サイトに生育する種を網羅的に調べることはできないが、定量調査によって得られた海藻相のデータから算出した LFD 指数を比べることで、沿岸域の水温変化を捉えることができる可能性が示唆された。今後も長期的に調査を続けてデータを充実させることで、中期・長期的な環境変化を捉えるための、より詳細な解析が実施できるものと期待される。

4）サイト間の海藻群落の類似性

藻場調査では、2 m 四方の方形枠（3～6 個）を用いた永久方形枠調査と、50 cm 四方の方形枠（10 個程度）を用いたライン調査を実施しており、これまで両調査で確認された海藻の種

数は前述のとおりである（表 2-4-1）。サイト間に共通して出現した種数をサイトごとにまとめると、最も確認種数が多かった淡路由良サイトでサイト間共通種が多く、特に淡路由良と竹野サイト間で高い値を示した（表 2-4-3）。一方、室蘭と志津川サイトは、地理的には比較的近いものの、共通して確認された種はマクサ 1 種のみであった。

次に、サイト・年度別の群集構造の違いを調べるため、在不在データ（在: 1、不在: 0）を用いてサンプル間の群集類似度（Jaccard 指数）を求め、非計量多次元尺度構成法（nMDS）により各サンプルを二次元平面上にプロットした。解析には未同定種や複数種を含む種群（合計 157 taxa）もすべて用いた。

その結果、各年度のプロットは、いずれもサイトごとに一つのグループを形成し、サイト間で重複することはなかった（図 2-4-5）。年度およびサイトの違いについて、1-way Analysis of Similarity（ANOSIM）により解析したところ、年度を要因とした解析では有意差は認められず（Global R = -0.156, p = 0.94）、サイトを要因とした場合には有意差が確認された（Global R = 1, p = 0.001）。このことから、本調査でモニタリングの対象としている海藻群落は、構成種の観点では経年変動が小さく、それぞれのサ

表 2-4-3. 4 年間の総出現種数と各サイト間の共通出現種数（未同定種は除く）

サイト名	室蘭	志津川	伊豆下田	竹野	淡路由良	薩摩長島
全種数	22	22	37	43	66	39
志津川	1					
伊豆下田	2	7				
竹野	3	8	12			
淡路由良	7	8	17	20		
薩摩長島	1	5	11	9	14	

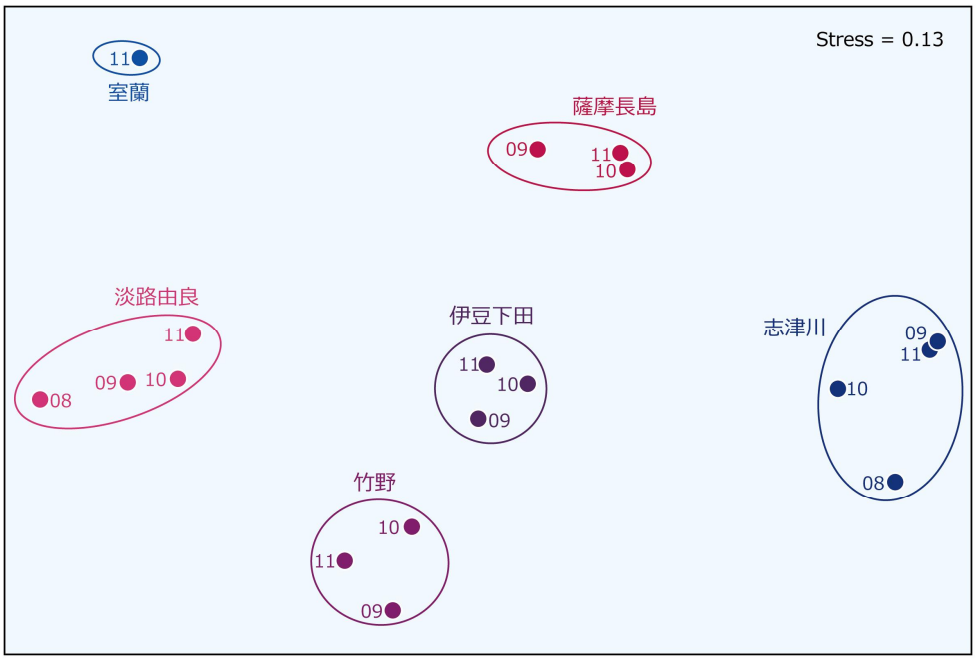


図 2-4-5. 在不在データに基づいた nMDS プロット．6 サイト・4 年間の 18 サンプル間で Jaccard の類似度指数を求め，二次元の nMDS プロットを作成した．シンボル脇の数字は調査年度（08: 2008 年，09: 2009 年，10: 2010 年，11: 2011 年）を示す．

イトが独立した群落構造を示し、安定した群落を形成しているものと思われた。ただし、室蘭サイトは 2011 年度から調査を開始したため、データ数が他のサイトに比べて少なく、今回の解析では 1 サンプルのみであった。よって、今後もデータを蓄積し、将来的により詳細な解析を実施することが望まれる。

5）藻場モニタリングの今後の展望

全国6サイトにおける4年間の藻場調査の結果から、出現種数や種組成の違い、褐藻を指標とした LFD 指数と水温との関係、サイト間の海藻相の類似性と経年変動の解析を行い、各サイトの藻場の特徴を把握することができた。本調査で対象としている海藻群落に限ってみれば、中緯度地域で出現種数が多く、北にいくほど少なくなった。各サイトで確認されたコンブ目、ヒバマタ目、アミジグサ目の種数から求めた LFD 指数と水温との相関を調べた結果、有意な正の相関を示し、その傾向は全国的に LFD 指数を調べた既往の知見（田中 1997）と概ね一致した。ただし、志津川サイトでは、指数の算出に用いた種数が少なく、既往の知見（田中 1997）よりも高い LFD 指数を示したことから、適切に評価するためにはさらなるデータの蓄積が必要と考えられた。サイト・年度別の海藻相の類似性を解析したところ、各サイトが独立した群落構造を示し、藻場構成種の有意な経年変動は認められなかった。

本調査では、各サイトの代表的な藻場構成種の経年変動を追跡する永久方形枠調査と、水深勾配に沿った海藻相の帯状分布を把握するためのライン調査を組み合わせて調査を実施してきた。これまでの調査結果からも、モニタリングマニュアルは概ね妥当な設計になっていると思われるが、水温の詳細なモニタリングは重要な課題である。海藻は生残や分布に水温の影響を強く受けており、データ解析にも水温のデータが不可欠である。本稿で用いた日本海洋データセンターの定点水温データは、2009 年以降のデータが公開されておらず、近年のデータを利用することができなかった。長期的に藻場構成種の消長をモニタリングし、その変化を解析していくためには、より詳細な水温データの取得が必要である。今後は、各サイトに温度データロガーを設置するなどの取り組みが求められる。

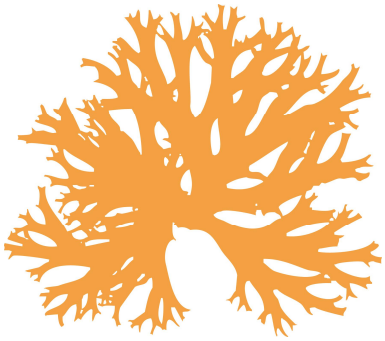
藻場調査では、これまで各海域を代表する藻場を選定し 6 箇所の調査サイトを配置してきた。今回のとりまとめ結果を見てみると、各サイトの海藻群落はそれぞれが特徴的で、広く日本沿岸の藻場をモニタリングするという点では、妥当なサイト配置であると考えられる。しかし、事業の趣旨を鑑みれば、サイト数は多いことが望ましい。特に、温帯性種の分布の南限が多く集中する九州地方により多くのサイトを配置することが重要と思われる。また、大阪湾に位置する淡路由良サイトのように、都市近郊の東京湾や博多湾、伊勢湾などの藻場を調査サイトに指定すれば、陸域由来の影響をモニタリングすることも可能である。さらに、ラッパモクやコバモクなどの亜熱帯性海藻が生育する南西諸島でのサイト配置も課題である。ただし、南西諸島の藻場は、サンゴ礁リーフ内の礁池にサンゴ礁生態系の一部として存在し、温帯域の藻場のようにそれ自体でひとつの藻場生態系を形成しないため、同一の調査設計ではモニタリングが難しい。そのため、南西諸島の藻場をモニタリングするためには、独自の調査手法を検討する必要がある。

以上のように、調査サイトの拡充は、今後の藻場モニタリングにおいて重要な課題であるが、一方で、調査を実施する体制が十分とはいえないのが現状である。藻場調査を実施するためには、海藻種の同定能力に加えて、潜水技術が必要である。そのため、安全管理とデータ精度が担保できるシステムの構築や、調査協力者の人材育成などの対応が藻場モニタリングの喫緊の課題である。

引用文献

Kirk JTO (1994) Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambridge University Press, England

Smith SV (1981) Marine macrophyte as a global 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
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
横浜 康継 (2001) 海の森の物語. 新潮社, 東京
吉田 忠生, 吉永 一男 (2010) 日本産海藻目録 (2010 年改訂版) . 藻類, 58:69-122



温度ロガーデータを用いた波あたり評価法の有効性の検討

野田隆史[1]・飯田光穂[2]・阪口勝行[2]

[1]北海道大学大学院地球環境科学研究院・[2]北海道大学大学院環境科学院

は じ め に

岩礁潮間帯の生物の数と分布は高さ（絶対潮位）と波あたりに強く依存する。なぜなら高い場所ほど干出時間が長くなるため、摂食や養分の吸収に充てられる時間が短くなるうえ、乾燥の度合いも強くなるからである（Raffaelli and Hawkins 1996）。一方、波あたりは移動性底生動物の活動や固着動物の幼生の供給量に影響を及ぼす（Raffaelli and Hawkins 1996）。加えて生物への高さの影響は波あたりによって変化する。これは同じ高さでも波あたりが強いと高所まで波が到達するからである（Harley and Helmuth 2003）。このような理由で、岩礁潮間帯の生物の数や分布を研究する場合は調査地の高さと波あたりを考慮することが標準的である（Raffaelli and Hawkins 1996）。

磯生態系を対象としたモニタリングマニュアルでは、永久方形枠の設置時に高さを測量することが定められているが、波あたりのデータは直接収集することにはなっていない。

一方、同マニュアルでは各サイトから任意に選んだ 5 つの永久方形枠の近傍に温度データロガーを設置し、15 分の測定間隔の温度データを収集することが定められているが、同様の温度ロガーデータを用い、波あたりを推定する方法が、最近 Gilman et al.（2006）によって開発されている。そこで、この方法を用いて各サイトの波あたりの情報が得られるのではないかと考え、その有効性を検討してみることにした。

Gilman et al.（2006）の方法では、「その日その地点の浸水のタイミングが、波が無い場合に起こると予想される高さ」と定義される daily effective shore level（以下、dailyESL）を目的変数とし沖合の波の高さを説明変数とした回帰式（式 1）を求め、これを元に温度データロガー設置地点の波あたりと地点の開放度を推定する。

$$\mathrm{dailyESL} = \beta_0 + \beta_1 (h) \qquad \text{（式 1）}$$

ここで dailyESL を求めるためには、まず温度ロガーデータから昼間の上げ潮に温度が急激に低下した時刻（最初に波に濡れた瞬間）を日ごとに確定し、次にその時刻の潮位を潮位表から読み取る必要がある（Harley and Helmuth 2003）。また h は沖合に設置されたブイにおける有義波高である。二つの推定パラメータのうち、β_0 は推定ロガー高で β_1 は沖合での波高が 1 m 高くなった場合の ESL の低下幅である。このうち後者は地点の開放度を反映し、β_0 と dailyESL の平均値との差として得られる平均遡波高（average wave run-up）は、地点の波あたりを示す尺度とされる（Gilman et al. 2006）。

実際に（式 1）を用いて β_1 や平均遡波高を推定するためには、沖合に複数設置されているブイの中から温度データロガー設置地点の沖合の波高を最も適切に反映するブイを選定しなければならない。またブイの設置場所から温度データロガーの設置地点に波が到達するのに要する時間を考慮し、解析に用いる有義波高の計測時刻を ESL の記録された時刻とどの程度前にずらすかを決めておく必要がある。さらに、ESL を推定するのにふさわしくない天候（雨天など）の日のデータは解析から除く必要がある。以上の点をふまえ、厚岸浜中サイトの温度ロガーデータを用い、永久方形枠ごとの地点の開放度の尺度（β_1）と平均遡波高の推定を試み、本方法（Gilman et al. 2006）をモニタリングサイト 1000 磯調査に適用する際の有効性と問題点を検討した。

方　法

dailyESL は、厚岸浜中サイトに設置された 5 つの温度データロガーのうちの 4 個から得られたデータから求めた。残りのひとつの温度データロガー（MC16）は、温度低下パターンが他とはかけ離れており、岩礁表面を流れる湧水の影響があった可能性が考えられたため解析には使用しなかった。

解析対象とした温度データロガーから、2008 年 8～9 月、2009 年と 2010 年のそれぞれ 4～9 月の期間のうち、昼間の上げ潮に温度が 15 分間に 2.25℃以上低下した時刻を求め、これをその日の上げ潮時に最初に濡れた時刻とした。その時刻の潮位を霧多布の潮汐推算表（気象庁 http://www.data.kishou.go.jp/db/tide/suisan/suisan.php?stn=KP, 2012 年 12 月 20 日確認）から推定した。得られた日単位の ESL のうち、雨天以外の日の値を 100 日無作為に抽出し解析に用いた。沖合のブイの波高データはナウファス波高データ（国土交通省 http://nowphas.mlit.go.jp/nowphasdata/sub300.htm, 2012 年 12 月 20 日確認）から十勝港と釧路港のものを用いた。

まず予備解析により、波あたりの推定に十勝港と釧路港のどちらのブイが適しているかと、解析に用いる有義波高の計測時刻を ESL の記録された時刻とどの程度前にずらすのが適切であるかを検討した。その結果、十勝港の波高データを用い dailyESL が記録された時刻から 6 時間前の有義波高を用いた回帰式の決定係数が最も高い値となった。そこで、同じ説明変数を用いて、厚岸浜中サイトの 4 つの永久方形枠ごとの地点の開放度の尺度（β_1）と平均遡波高の推定を行った。

結果と考察

厚岸浜中サイトの 4 つの永久方形枠ごとの地点の開放度の尺度（β_1）と平均遡波高の推定結果を表 1 にまとめた。先行研究（Gilman et al. 2006）と比較すると、厚岸浜中サイトは開放度が低く、平均遡波高も低いことがわかった。これは、本サイトが岩礁海岸にしては極端な遠浅であることに起因していると思われる。また、4 つの永久方形枠間では平均遡波高に大きな差は認められなかったが、地形の特徴や帯状分布の広がり方などから判断して妥当な結果だと思われる。

表 1．厚岸浜中サイトにおける温度データロガー設置地点の高さ（絶対潮位）と Gilman et al.（2006）の方法に基づく波あたりの推定結果．β_0，β_1，および R^2はそれぞれ回帰式の切片，傾き，および決定係数に対応する．

ロガー	絶対潮位 (cm)	β_0	β_1	R^2	平均 ESL (cm)	平均遡波高 (cm)
MC-3	128	63	-12	0.12	50	13
MC-10	55	48	-10	0.07	37	11
MC-19	40	50	-11	0.10	37	13
MC-26	63	62	-17	0.20	44	18

一方、β_0が実際の温度データロガーの設置された高さよりも低く、また R^2の値も先行研究（Gilman et al. 2006）と比べてかなり低かった。これは dailyESL 検出の基準に用いた温度低下幅の閾値を 2.25℃としたためかもしれない（Gilman et al. 2006）。この閾値をより大きな温度幅に設定することは、波以外の原因による温度低下に起因する間違った dailyESL の推定値の確実な排除につながる一方で、解析に使用できるデータ数も少なくなるという欠点も伴うため（Gilman et al. 2006）、この問題への対応には注意と工夫を要する。

仮に Gilman et al.（2006）の方法を厚岸浜中サイト以外に適用する場合、波高ブイの選定と解析に用いる有義波高の計測時刻を ESL の記録された時刻とどの程度前にずらすかについては、サイトごとに調べ直す必要がある。また温度ロガーデータが解析に適用可能かについては温度データロガーごとに検討する必要がある。それらにはかなりの手間と時間を要するだろう。これらの改善と費用対効果の検討については今後の課題である。

引用文献

Gilman SE, Harley CDG, Strickland DC, Vanderstraeten O, O'Donnell MJ, Helmuth B (2006) Evaluation of effective shore level as a method of characterizing intertidal wave exposure regimes. Limnology and Oceanography Methods, 4:448-457

Harley CDG, Helmuth BST (2003) Local- and regional-scale effects of wave exposure, thermal stress, and absolute versus effective shore level on patterns of intertidal zonation. Limnology and Oceanography, 48:1498-1508

Raffaelli D, Hawkins S (1996) Intertidal Ecology. Kluwer Academic Publishers, London

干潟における絶滅危惧種の生息状況

鈴木孝男

東北大学大学院生命科学研究科

絶滅のおそれのある野生生物の種名を列記したレッドリスト（RL）およびレッドデータブック（RDB）は、生存が脅かされる野生動植物の現状を訴え、保全施策などを推進するために利用される。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。

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」および「同 ―無脊椎動物編」として発行した。これまで、レッドリストは4回改訂され、2012年8月および2013年2月に発表された第4次レッドリストには、10分類群で、合計3,597種の生物が掲載されている（環境省 2013）。干潟に生息する底生動物としては、主に貝類と甲殻類が含まれるが、多毛類などの他の分類群の多くは評価の対象となっていない。

一方、日本ベントス学会では、干潟の希少動物・絶滅危惧動物、合計651種（軟体動物462種（腹足類263種、二枚貝類199種）、節足動物138種、多毛類21種、その他の無脊椎動物30種）を掲載した「干潟の絶滅危惧動物図鑑 ―海岸ベントスのレッドデータブック」を独自に作成し、2012年7月に出版した。これには、掲載された全種についての生態や分類学的な情報、分布や減少要因などが記されている（日本ベントス学会 2012）。

ここでは、2008～2011年度のモニタリング

表1．環境省第4次レッドリスト（環境省RL）および，干潟の絶滅危惧動物図鑑 -海岸底生動物のレッドデータブック（ベントス学会RDB）に掲載されているサイト別の絶滅危惧種の出現種数

	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
全種数	93	115	132	105	228	202	216	150
環境省RL	5	14	10	19	26	29	22	28
絶滅危惧Ⅰ類	0	0	0	0	1	7	2	0
絶滅危惧Ⅱ類	0	2	3	3	3	9	5	5
準絶滅危惧	5	11	5	15	21	13	14	22
情報不足	0	1	2	1	1	0	1	1
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0
ベントス学会RDB	6	21	20	23	35	42	37	32
絶滅危惧ⅠA類	0	0	0	0	0	1	0	0
絶滅危惧ⅠB類	0	0	1	0	2	7	4	0
絶滅危惧Ⅱ類	0	2	4	4	2	12	8	3
準絶滅危惧	6	16	12	17	29	21	25	28
情報不足	0	3	3	2	2	1	0	1
絶滅のおそれのある地域個体群	0	0	0	0	0	0	0	0

※ サキグロタマツメタは外来個体群と在来個体群の区別が困難であるため除外した.

サイト 1000 干潟調査で確認された底生動物種について、「環境省第 4 次レッドリスト」（以下、環境省 RL）、ならびに「干潟の絶滅危惧動物図鑑 ―海岸ベントスのレッドデータブック」（以下、ベントス学会 RDB）掲載種をサイトごとに集計し、絶滅危惧種の出現傾向や、各サイトにおける特徴を示す。合わせて、今後のモニタリングにおける留意点などについて考察してみたい。

干潟の全 8 サイトに出現した底生動物約 700 種（未同定種や複数種を含む）の内、評価の対象とした種は、種まで同定できた 491 種である。このうち、環境省 RL に掲載されている種は合計 96 種で、絶滅危惧 I 類（CR + EN）8 種、絶滅危惧 II 類（VU）19 種、準絶滅危惧（NT）65 種、情報不足（DD）4 種であった。また、ベントス学会 RDB 掲載種は合計 131 種で、絶滅危惧 IA 類（CR）1 種、絶滅危惧 IB 類（EN）9 種、絶滅危惧 II 類（VU）24 種、準絶滅危惧（NT）89 種、情報不足（DD）8 種であった。

調査サイト別の全出現種数は、最も少ない厚岸サイトで 93 種、最も多い南紀田辺サイトで 228 種であった（表 1）。各サイトの絶滅危惧種の出現種数は、環境省 RL で 5〜29 種、ベントス学会 RDB で 6〜42 種で、いずれの評価においても、厚岸サイトが最少であった。絶滅危惧種が多く出現したのは南紀田辺以南のサイトで、中でも中津干潟サイトが最多であった。このように全体で見ると、出現種数の多いところが絶滅危惧種の出現が多い傾向にあった。

全出現種数に対する絶滅危惧種の割合を見てみると、厚岸サイトにおいては環境省 RL で 5.4%、ベントス学会 RDB で 6.5%であった。以下同様に、松川浦サイトでは 12.2%、18.3%、盤洲干潟サイトでは 7.6%、15.2%、汐川干潟サイトでは 18.1%、21.9%、南紀田辺サイトでは 11.4%、15.4%、中津干潟サイトでは 14.4%、20.8%、永浦干潟サイトでは 10.2%、17.1%、石垣川平湾サイトでは 18.7%、21.3%であった。汐川干潟サイトと石垣川平湾サイトでは、全出現種数はそれほど多くないにも関わらず、絶滅危惧種の出現率が高い値を示した。

底生動物群集の類似度解析から、本調査で設定した 8 箇所の調査サイトは、北海道（厚岸）、伊勢湾以東の東日本（松川浦、盤洲干潟、汐川干潟）、紀伊半島以西の西日本（南紀田辺、中津干潟、永浦干潟）、沖縄（石垣川平湾）の 4 グループに分けられることが明らかになっており（第二章を参照）、種数については紀伊半島以西の西日本に属するグループで最も高かった（表 1）。しかし、絶滅危惧種は、厚岸サイトを除く 7 サイトでの出現率が 15〜22%（ベントス学会 RDB の場合）であり、比較的高い割合で出現していた。これは、全国的に見て干潟環境の劣化が進んでいる現状において、設定された調査サイトが底生動物にとって貴重な生息場所となっていることを示している。中でも、汐川干潟、中津干潟、石垣川平湾サイトにおいては、絶滅危惧種の出現率が 20%以上と高い値を示していた。これらの 3 サイトは、底生動物群集の類似度解析においてそれぞれ異なるグループに属することから、絶滅危惧種の動向をモニタリングする上で、各グループを代表する重要なサイトであると考えられる。特に、中津干潟サイトは絶滅危惧種数が最多であり、中でも絶滅危惧 I 類（CR + EN）が 8 種出現するなど、希少価値の高い種の生息場所として重要である。また、石垣川平湾サイトは、独自の底生動物相を持ち、絶滅危惧種の割合も高いことから、引き続き注意深くモニタリングを続けていくことが重要である。

高次分類群別では、環境省 RL では選定対象が貝類と一部の甲殻類に限定されていることから、軟体動物 93 種、節足動物 3 種のみであった。一方、ベントス学会 RDB では、軟体動物 92 種、節足動物 26 種に加え、ユムシ動物 1 種、環形動物 3 種、刺胞動物 4 種、星口動物 2 種、半索動物 1 種、紐形動物 1 種、腕足動物 1 種が絶滅危惧種に該当した。軟体動物を除くと 39 種がリストアップされていることから、環境省においては、軟体動物以外の底生動物についても、早々に選定を進めるべきである。

ベントス学会 RDB に掲載されている種の中で、多くを占めていた貝類（軟体動物）と甲殻類（節足動物）の種について見てみると、貝類 92 種の内、腹足類と二枚貝類は半々程度であり、絶滅危惧 I 類（CR＋EN）が 7 種、絶滅危惧 II 類（VU）が 15 種、準絶滅危惧（NT）が 67 種、情報不足（DD）が 3 種となっていた。このうち、ニッコウガイ科のユウシオガイは最も多くの干潟で確認され、サビシラトリガイ（図 1）も比較的多くの干潟に出現した。腹足類では、5 サイトで記録されたツボミガイ、フトヘナタリと 4 サイトで記録されたウミニナ、

図 1．サビシラトリガイ．

図 2．威嚇するシオマネキのオス．

クリイロカワザンショウが広域に出現した。一方、1 サイトの干潟のみで見られた種は 62 種におよび、全体の 67%を占めていた。これは、絶滅危惧種の分布域が狭いことをあらわしている。ところで、腹足類ではカワザンショウガイ類やオカミミガイ類など、潮間帯上部から潮上帯にかけてのヨシ原など塩性湿地を主な生息場所とする種の記録が多かった。また、二枚貝類においては、他生物に依存して生活しているユンタクシジミやマゴコロガイなどが記録された。このように特殊な生息場所を利用する種については、注意深い観察が引き続き重要である。

甲殻類では、26 種の内、絶滅危惧 I 類（CR＋EN）が 3 種、絶滅危惧 II 類（VU）が 6 種、準絶滅危惧（NT）が 16 種、情報不足（DD）が 1 種で、内 23 種がカニ類であった。

甲殻類の絶滅危惧種の出現数は永浦干潟サイトで最も多く 16 種が記録された。また、南紀田辺サイトと中津干潟サイトでも比較的多く 10 種が出現した。これらの干潟は貴重なカニ類の宝庫といえよう。

カニ類について見ると、アリアケヤワラガニ、ギボシマメガニ、ホンコンマメガニ、ヤドリカニダマシなどが確認されたが、これらはいずれも他種の巣穴や棲管に共生もしくは寄生するという特殊な生活史特性を持つものである。そのため、もともと個体数が少なく、わずかな環境変化や宿主の減少などに伴い絶滅する危険性が高いと考えられる。一方、比較的広範囲で生息が確認された種としては、5 サイトで確認されたマメコブシガニの他、ウモレベンケイガニ、クシテガニ、オサガニ、ヒメアシハラガニが 4 サイトに出現した。

ところで、クシテガニ、ハマガニ、ユビアカベンケイガニなどは、ヨシ原などの植生帯に依存して生活する種である。また、内湾の泥干潟にはシオマネキ（図 2）やアリアケモドキなどが生息する。このような、潮上帯に立地するヨシ原や内湾に形成される泥干潟は、埋立てや護岸工事に伴って消失の危機にさらされることが多い生息場所である。そのため、今後も注意深くモニタリングしていくことが必要である。

さらに、絶滅危惧種の多くは、低い生息密度、特殊な生息場所、微小な個体サイズなどの特徴を持つため、調査サイトごとに調査者が異なることに起因して発見率に差がでてくる可能性も考えられる。これを回避するためには、各サイトで確認されている代表的な絶滅危惧種のリストや写真を携行し、定性調査の際には気をつけて観察することが重要である。絶滅危惧種が生息できる環境を残すことは、同所的に生息する多くの種の保全にもつながることから、調査精度を上げる取り組みも必要である。

引用文献

環境省 (2013) 第 4 次レッドリスト. http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html, 2013 年 7 月 20 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

アマモ場の生態系機能評価:
一次生産・炭素吸収量および動物群集との関係

堀　正和[1]・仲岡雅裕[2]

[1]水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所・
[2]北海道大学北方生物圏フィールド科学センター

は じ め に

沿岸生態系の主要構成要素であるアマモ場は高い一次生産量を持ち、水産有用種を含む多様な動物に生息場所と餌を提供する他、沿岸海域の水質や底質を改変するなど、多様な生態系機能を持っている（堀ほか 2007, 2008 ; Hori et al. 2009）。その評価は沿岸生態系の保全および持続的利用にはなくてはならないものである。

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査では、沿岸海域の生物多様性および生態系機能の広域かつ長期のモニタリングを行っているが、人員や経費の制約上、多くの調査は簡易的かつ非破壊的なものであり、そこで得られる指標が生態系機能の評価に適切に使えることを検証しておくことは、本事業のさらなる推進のためにも有益である。そこで、本稿においては、モニタリングサイト 1000 のアマモ場調査で得られたデータについて、同じ調査地、あるいは近隣で得られた他事業におけるデータも利用することにより、アマモ場の主要な生態系機能の指標となるアマモの現存量、生産量、炭素吸収量、付随する動物群集の現存量などの推定を行い、得られた変数間の関連性および地域変異について検討を行った。

アマモ場の現存量・株密度・生産量・炭素吸収量の推定

調査サイト間での生態系機能の変化を評価するために、毎年調査で得られた被度データからアマモ場の生態系機能の指標となる現存量・株密度の推定を行った。推定には 5 年毎調査のデータおよび水産総合研究センター（2012）の数値から表 1 の換算式を作成した。毎年調査および 5 年毎調査の限られた数値範囲での推定を行うため、換算式は単純な単調増加関数を選択しているが、厚岸サイトのアマモおよび石垣伊土名サイトの小型種のみ現存量と株密度に負の関係が得られた。

まず、各サイトの被度データの現存量および株密度への換算では、コアマモを含むサイト（厚岸湖、富津、安芸灘生野島、石垣伊土名）で岸際の地点ほど株密度が高い傾向が見られたが、その他のサイトでは現存量と株密度は同様の傾向を示し、分布の中心となる調査地点付近で最も高くなった（図 1）。調査ライン（垂直分布）に沿って水深勾配が存在するサイトではその傾向が顕著となっている一方、厚岸（厚岸湖）サイト、富津サイト、指宿サイトでは調査ラインに沿った水深勾配が単調ではないため、中間付近の調査地点を頂点とした一山型にはならなかった。また、一年生のアマモ（花株のみ）のみで形成される指宿サイトでは、草体は毎年の種子分散と発芽種子からの花株のみから形成されるため、株密度と現存量が全く同じ傾向を示し、さらに調査地点間での分布の年変化は他のサイトより顕著であることが確認された。さらに年変化のパターンをサイト間で比較すると、2010 年に南方 3 サイトで現存量・株密度ともに大幅な減少が確認された。一方、東京湾以北では厚岸湖内を除いてそのような現象は観察されず、むしろ他年より増加傾向にあるサイトも見られた。

アマモ場の一次生産量・炭素吸収量の推定

次に、現存量、株密度から計算した一次生産量・炭素吸収量の結果を図 2 に示す。ここでいう炭素吸収量とは、海草が一次生産（成長）により草体に吸収した炭素量を示しており、吸収後の分解過程による炭素放出量との差分で示す炭素固定量とは異なる。生産量の計算にあたり、アマモについては同じ海域内で水産総合研究センター（2012）がピンフォール法によって計測した株あたりの成長量（北海道海域: 17.0、東北海域: 41.4、東京湾周辺海域: 22.3、瀬戸内海周辺海域: 22.0、九州海域: 9.1、単位は mg DW / shoot / day）を用いた。国内に同様の測定結果のないコアマモについては、近縁種の *Zostera nolti* の値（1.2 g DW / m^2 / day, Hemminga and Duarte 2000）を代用した。次にオオアマモ・スガモについては上記のアマモ成長量を代用し、タチアマモについては過去に同じ海域で測定された値を文献から引用した（Nakaoka et al. 2003）。この文献では花株および栄養株と分けて成長量が計測されているため、株密度から成長量を計算するためには各調査地点でのタチアマモの花株 / 栄養株の比率が必要となる。

表 1．現存量・株密度の推定に用いた換算式．できる限り 5 年毎調査データを利用し，換算式の作成が不可能な場合のみ他文献か，あるいは近隣サイトの数値を利用している．さまざま線形・非線形回帰のうち，最も決定係数の高い回帰を選択してある．換算式が負の回帰を示した場合のみ，赤字で示した．

サイト	種		5年毎調査のデータより	r^2	他文献より	r^2	備考
厚岸	アマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = -0.8299 * X (現存量) +159.3	0.5244			
		現存量-被度	-	-	Y (現存量) = 0.5647 * X (被度) ^1.2977	0.9250	既存文献を利用
		株密度-被度	-	-	Y (株密度) = 0.1223 * X (被度)^1.3879	0.9069	既存文献を利用
	オオアマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = 0.8378 * X (現存量)^0.697	0.3894			
		現存量-被度	Y (現存量) = 0.6653 * X (被度) + 243.78	0.0116			
		株密度-被度	Y (株密度) = 0.0315 * X (被度)^1.607	0.5929			
	コアマモ	株密度-現存量	-	-	Y (株密度) = 25.997 * X (現存量) + 13.273	0.9904	富津サイトの回帰を利用
		現存量-被度	-	-	Y (現存量) = 0.011 * X (被度)^1.7697	0.5797	富津サイトの回帰を利用
		株密度-被度	-	-	Y (株密度) = 0.354 * X (被度)^1.729	0.6391	富津サイトの回帰を利用
	カワツルモ	株密度-現存量	-	-	-	-	
		現存量-被度	-	-	-	-	
		株密度-被度	-	-	-	-	
大槌	アマモ	株密度-現存量	-	-			
		現存量-被度	-	-	Y (現存量) = 0.5647 * X (被度) ^1.2977	0.9250	既存文献を利用
		株密度-被度	-	-	Y (株密度) = 0.1223 * X (被度)^1.3879	0.9069	既存文献を利用
	オオアマモ	株密度-現存量	-	-	Y (株密度) = 0.8378 * X (現存量)^0.697	0.3894	厚岸サイトの回帰を利用
		現存量-被度	-	-			
		株密度-被度		-	Y (株密度) = 0.0315 * X (被度)^1.607	0.5929	厚岸サイトの回帰を利用
	タチアマモ	株密度-現存量	-	-	Y (株密度) = 2.1114 * X (現存量)^0.6677	0.3305	富津サイトの回帰を利用
		現存量-被度	-	-			
		株密度-被度	-	-	Y (株密度) = 1.1401 * X (被度)^1.0497	0.8905	富津サイトの回帰を利用
富津	アマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = 27.17 * X (現存量)^0.2315	0.2460			
		現存量-被度	-	-	Y (現存量) = 0.5647 * X (被度) ^1.2977	0.9250	既存文献を利用
		株密度-被度	-	-			
	コアマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = 25.997 * X (現存量) + 13.273	0.9904			
		現存量-被度	Y (現存量) = 0.011 * X (被度)^1.7697	0.5797			
		株密度-被度	Y (株密度) = 0.354 * X (被度)^1.729	0.6391			
	タチアマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = 2.1114 * X (現存量)^0.6677	0.3305			
		現存量-被度	Y (現存量) = 79.071 * X (被度)^0.357	0.1905			
		株密度-被度	Y (株密度) = 1.1401 * X (被度)^1.0497	0.8905			
安芸灘生野島	アマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = 0.0713 * X (現存量)^1.2957	0.8410			
		現存量-被度	-	-	Y (現存量) = 0.5647 * X (被度) ^1.2977	0.9250	既存文献を利用
		株密度-被度	-	-			
	コアマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = 81.378 * X (現存量) + 28.166	0.9720			
		現存量-被度	-	-	Y (現存量) = 0.011 * X (被度)^1.7697	0.5797	富津サイトの回帰を利用
		株密度-被度	-	-			
指宿	アマモ	株密度-現存量	Y (株密度) = 1.2706 * X (現存量) + 99.837	0.3267			
		現存量-被度	Y (現存量) = 0.0138 * X (被度)^1.8773	0.2685			
		株密度-被度	Y (株密度) =0.071 * X (被度)^1.7706	0.6473			
石垣伊土名	小型種	株密度-現存量	Y (株密度) = -0.1611 * X (現存量) + 50.359	0.1480			
		現存量-被度	Y (現存量) = 5.5503 * X (被度) ^0.356	0.1432			
		株密度-被度	Y (株密度) = 20.41 * X (被度)^0.6189	0.9046			
	中型種	株密度-現存量	Y (株密度) = 8.4416 * X (現存量)^0.5366	0.6930			
		現存量-被度	Y (現存量) = 0.8661 * X (被度)^1.1226	0.6023			
		株密度-被度	Y (株密度) = 2.7503 * X (被度)^0.8959	0.9234			
	大型種	株密度-現存量	Y (株密度) = 0.1951 * X (現存量)^1.1126	0.8904			
		現存量-被度	Y (現存量) = 0.6278 * X (被度)^1.3827	0.9204			
		株密度-被度	Y (株密度) = 0.0642 * X (被度)^1.6953	0.9951			

備考： 50 cm方形枠あたりの指標を単純な回帰を仮定して換算．安芸灘生野島サイトのウミヒルモは被度としてカウントされないため除外した．石垣伊土名サイトの小型種の優占種はウミジグサ類，中型種の優占種はリュウキュウスガモおよびベニアマモ，大型種の優占種はウミショウブ．

既存文献： （独）水産総合研究センター（2012）水産庁平成23年度地球温暖化対策推進費委託事業「藻場・干潟の炭素吸収源評価と吸収機能向上技術の開発」報告書, より引用.

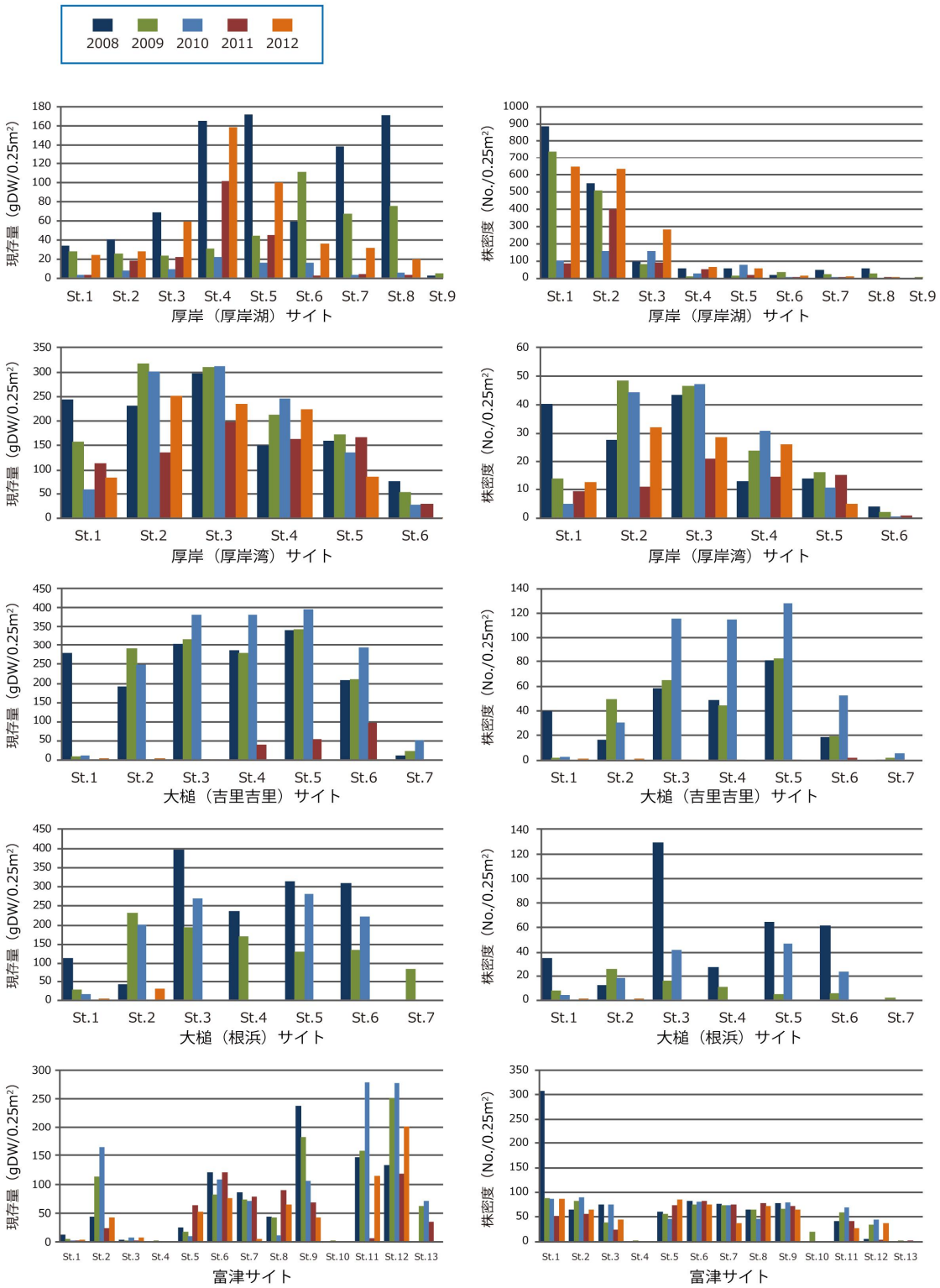


図 1．各サイトで推定された調査地点別・観測年別の現存量および株密度.

大槌サイトでは残念ながらこの比率を計算するために保管していた 5 年毎調査のサンプルが津波により流出してしまったため、毎年調査時の現地での潜水観察から花株･栄養株がおよそ 1：1 の比率として算出し、さらに繁茂期と衰退期の値を平均した値を用いた（14.6 mg DW / shoot / day）。

次にこれら *Zostera* 属に分類される種の炭素含有率については、アマモについては細川ほか（2006）の平均値 36.5%を用い、コアマモについては上出（2007）の平均値 32.6%を用いた。

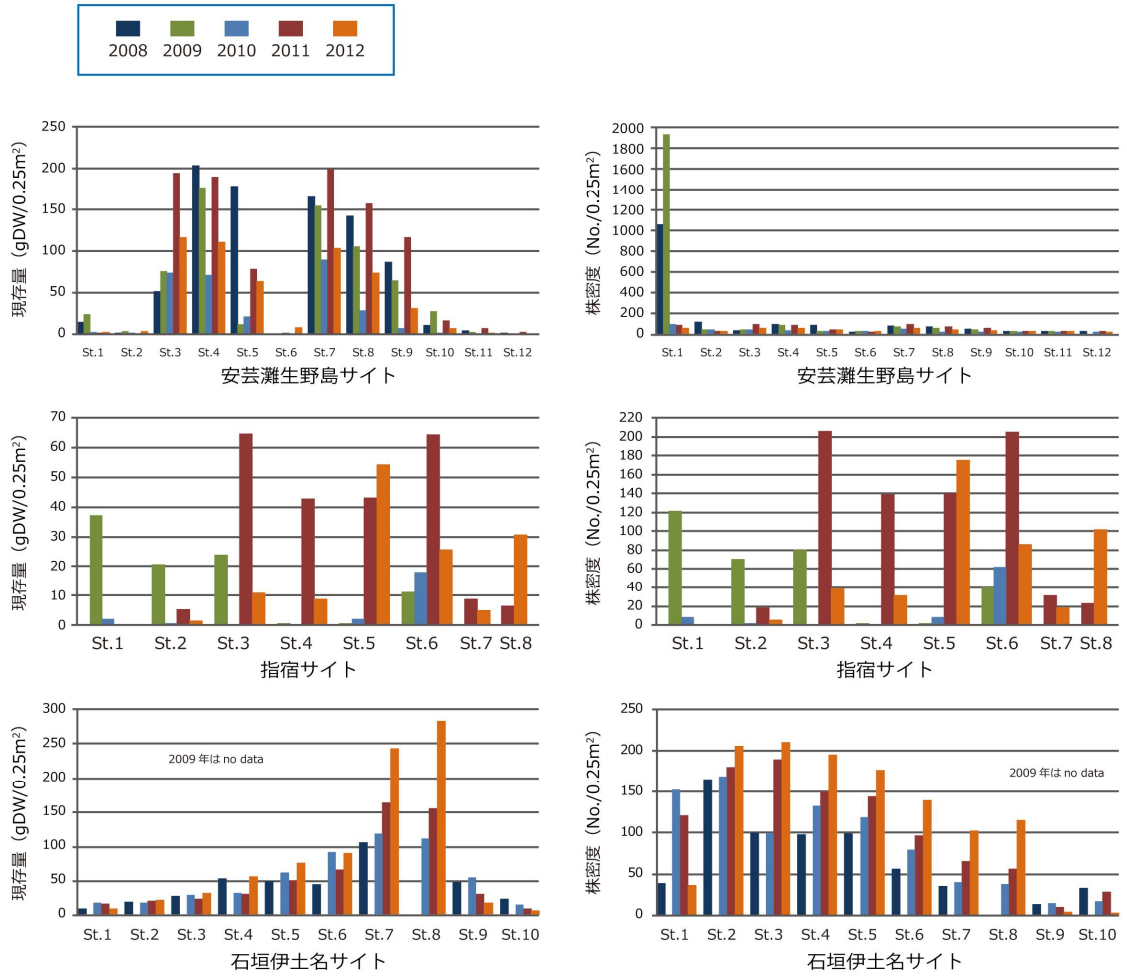


図 1．続き.

また、オオアマモ・スガモ・タチアマモの 3 種の炭素含有率はアマモの平均値を代用し、カワツルモにおいてはすべての値を形態が類似するコアマモに換算して計算を行った。

亜熱帯の石垣伊土名サイトにおいては、小型種の生産量には優占種のウミジグサ類のデータがないため、小型種に含まれるコアマモの成長量を用いて換算した。中型種の生産量には同じ海域内で水産総合研究センター（2012）がピンフォール法によって計測しているリュウキュウスガモ・リュウキュウアマモ・ベニアマモの 3 種を対象に、株あたりの成長量の平均値（15 mg DW / shoot / day）を用いた。大型種については同じく水産総合研究センター（2012）で計測されているウミショウブの成長量の平均値（26 mg DW / shoot / day）を用いた。炭素含有率については小型種をコアマモの平均値で計算し、中型種・大型種にはアマモ平均値を代用している。

水深勾配に沿った各サイト・各調査地点の生産量・炭素吸収量の平均値は、現存量のパターンと類似する傾向が確認されたが、生産量・炭素吸収量の最大値を記録したサイト・調査地点などは現存量と異なっていた。現存量では、厚岸サイトが最大値を示した一方で、生産量・炭素吸収量は富津サイトと石垣伊土名サイトが最大となった。また、現存量と生産量・炭素吸収量との間で若干ではあるが最大値を示す水深が異なっていた。タチアマモが生息する大槌サイトでは水深が深くとも高い値を示すが, これを除外すると現存量の分布は水深 4～2 m にピークがあらわれ、一方で生産量は水深 1～0 m にピークが確認できる。一般に海草類は草本類であるため枯死後に直ちに分解されるため、炭素吸収量が炭素固定量と同等とみなされな

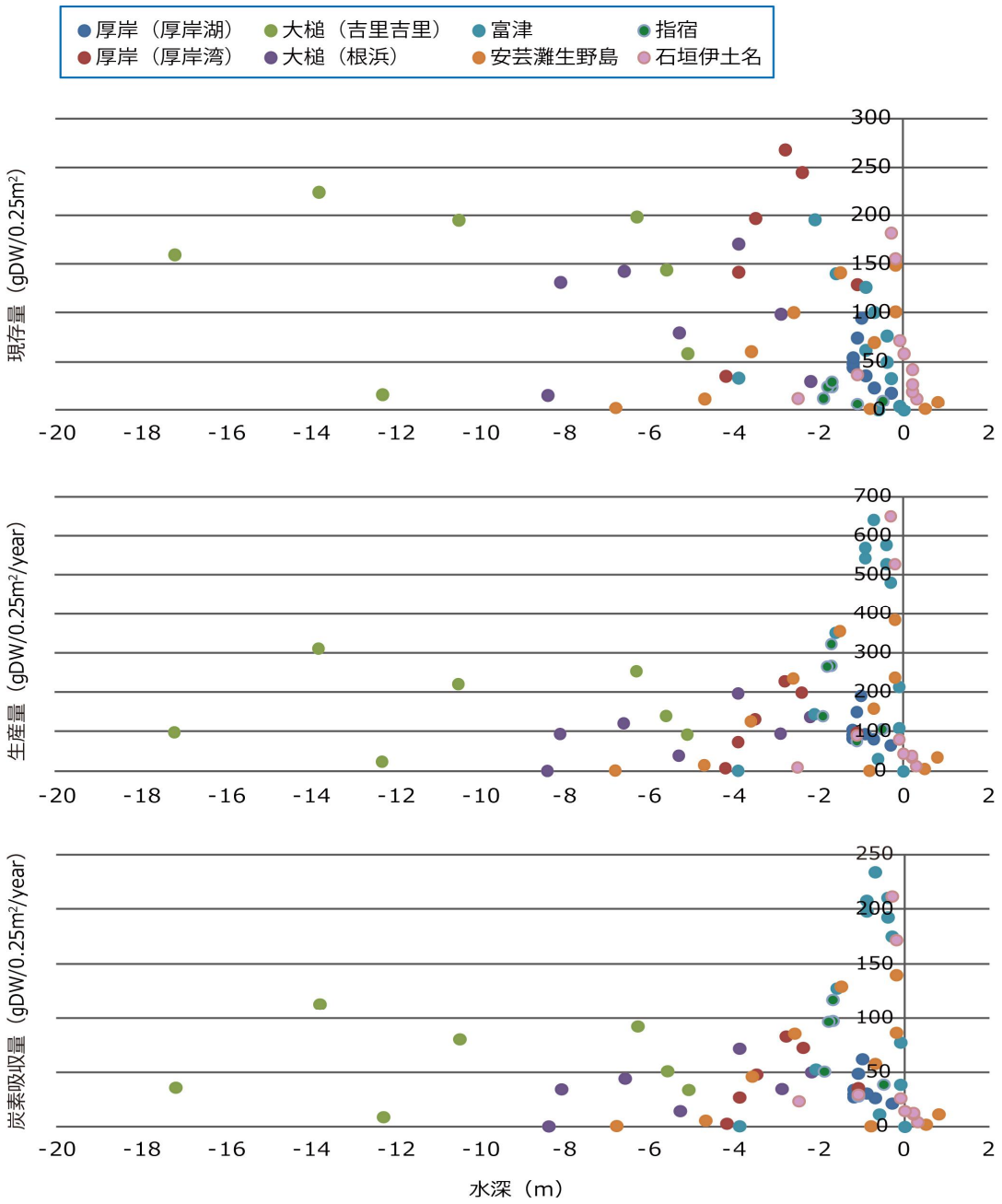


図 2．水深勾配に沿った現存量・海草生産量・炭素吸収量の各サイト別・各地点別の平均値.

いが、炭素吸収量を単純比較すると、最も高い富津サイトおよび石垣伊土名サイトでは年間 1 ha あたり約 10 t と計算される。この値は、日本の森林（手入れの行き届いた樹齢 80 年程度の針葉樹）の年間炭素吸収量 2.3 t / ha を大幅に超え（林野庁 2012）、さらにマングローブの 6.8 t を凌ぎ塩生湿地 17.3 t に迫る値となる（Nellemann et al. 2009）。

アマモと動物群集の関連性

これらアマモ場の生態系機能の指標となる現存量・株密度・生産量・炭素吸収量と動物群集の現存量･種数と各サイトの平均値で比較した結果を表 2 に示した。魚類現存量は同じ海域内で定量採集された文献値（Hukuta et al. unpublished data）より引用し、底生動物（ベントス）データは 5 年毎調査のデータを用いている。

表 2．Speaman の順位相関係数によるアマモ場の生態系機能の指標間の比較

	現存量	株密度	生産量	炭素吸収量	ベントス個体数	ベントス種数	魚類現存量	魚類種数
現存量（gDW/0.25m^2）	1	-0.5	-0.6	-0.6	-0.3	0.3	0.8	0.7
株密度（No./0.25m^2）		1	-0.2	-0.2	-0.1	-.900(*)	0.1	-0.1
生産量（gDW/0.25m^2/year）			1	1（***）	0.1	0.5	-.900(*)	-0.6
炭素吸収量（gDW/0.25m^2/year）				1	0.1	0.5	-.900(*)	-0.6
ベントス個体数					1	0.2	-0.3	-0.8
ベントス種数						1	-0.3	-0.2
魚類現存量							1	0.7
魚類種数								1

備考：赤字は有意な負の相関関係，青字は有意な正の相関関係を示す．有意水準は，*：P＜0.05，***：P＜0.0001.

データ数が少ないことが一因となり、多くの指標間で有意な相関は確認できなかった。ただし、底生動物の種数は株密度の高い地点で有意に少ない関係に加え、生産量が多いほど魚類現存量が有意に少なくなる関係が得られた。これらの株密度・生産量と底生動物の種数・魚類現存量の関係は、アマモ場の生態系機能・サービス間に栄養段階間のトレードオフ、例えば藻場の一次生産に由来する生態系機能・サービス（栄養塩循環など）と高次生産に由来する生態系機能・サービス（食料供給など）が存在することを示唆していると考えらえる。今後継続してモニタリングと解析を行い、アマモ場が発揮する機能に応じた保全策・適応策について検討していくことが重要である。

引用文献

Hemminga MA, Duarte CM (2000) Seagrass Ecology. Cambridge University Press, Cambridge

堀 正和，上村 了美，仲岡 雅裕 (2007) 内海性浅海域の保全・持続的利用に向けた生態系機能研究の重要性．日本ベントス学会誌, 62:46-51

堀 正和，吉田 吾郎，浜口 昌巳，山崎 誠 (2008) 陸−海相互作用系における藻場の役割．水産海洋研究, 72:301-304

Hori M, Suzuki T, Monthum Y, Srisombat T, Tanaka Y, Nakaoka Y, Mukai H (2009) High seagrass diversity and canopy height increase associated fish diversity and abundance. Marine Biology, 156:1447-1458

細川 真也，三好 英一，内村 真之，中村由行 (2006) メソコスム水槽におけるアマモ地上部の現存量と生長・脱落速度の季節変動．港湾空港技術研究所報告, 45:25-45

上出 貴士 (2007) 和歌山県田辺湾滝内および内ノ浦の潮間帯に生育するコアマモ *Zostera japonica* の年間純生産量と C, N, P の年間蓄積量．日本水産学会誌, 73:851-858

Nakaoka M, Kouchi N, Aioi K (2003) Seasonal dynamics of *Zostera caulescens*: relative imortance of flowering shoots to net production. Aquatic Botany, 77:277-293

Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdes L, DeYoung C, Fonseca L, Grimsditch G (eds) (2009) Blue carbon: A rapid response assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal

林野庁 (2012) 森林は二酸化炭素を吸収しています．http://www.rinya.maff.go.jp/j/sin_riyou/ondanka/con_2.html, 2012 年 3 月 29 日確認

水産総合研究センター (2012) 水産庁平成 23 年度地球温暖化対策推進費委託事業「藻場・干潟の炭素吸収源評価と吸収機能向上技術の開発」報告書．独立行政法人水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所，広島

日本産コンブ目海藻 5 種の分布とモニタリング指標種としての評価

寺田竜太[1]・川井浩史[2]・倉島　彰[3]・村瀬　昇[4]・坂西芳彦[5]・
田中次郎[6]・吉田吾郎[7]・阿部剛史[8]・北山太樹[9]

[1]鹿児島大学水産学部・[2]神戸大学内海域環境教育研究センター・[3]三重大学大学院生物資源学研究科・[4]水産大学校・[5]水産総合研究センター日本海区水産研究所・[6]東京海洋大学大学院海洋科学技術研究科・[7]水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所・[8]北海道大学総合博物館・[9]国立科学博物館

は じ め に

藻場は沿岸域における主要な基礎生産の場であり、魚介類の生息場や隠れ家、産卵場としても機能している。しかし、藻場の減少や消失が日本各地で指摘されており、1978 年以降の 30 年間で約 40%減少したと見積もられている（水産庁 2011）。また、環境変動に関連すると考えられる藻場構成種の変化や温帯域での造礁サンゴの増加も指摘されており、沿岸生態系そのものが変化しつつある（藤田ほか 2006 ; 吉田 2009）。経済活動が藻場生態系に与える影響も古くから指摘されており、埋め立てや水質悪化などでも藻場は失われている。

藻場生態系は、さまざまな要因による微妙なバランスの上で成立している。藻場を取り巻く世界に何がおきているかを明らかにし、これからのことを予測するためには、現状を把握し、変化を的確に捉えていくことが欠かせない。2008（平成 20）年度から開始された環境省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: 以下、モニ 1000）の沿岸域調査では、北海道室蘭市、宮城県南三陸町志津川、静岡県下田市（伊豆下田）、兵庫県洲本市由良（淡路由良）、兵庫県豊岡市竹野、鹿児島県長島町（薩摩長島）の 6 箇所に藻場のモニタリングサイトを設置し、年 1 回の調査を実施している（環境省自然環境局生物多様性センター 2009, 2010, 2011, 2012）。

それぞれのサイトでは地域を代表する藻場生態系がモニタリングされているが、藻場の衰退や構成種の変化が将来的に見られる場合、各種の分布におけるサイトの地理的な位置づけについて整理しておくことが不可欠である。そこで本稿では、モニ 1000 沿岸域調査で見られる主要なコンブ目海藻 5 種の全国的な分布を整理し、モニタリングの指標種として評価することを目的とした。

方　法

モニ 1000 の 6 サイトで見られる海藻類は延べ 283 種に達する。この中より、各サイトで藻場の林冠を構成する主なコンブ目海藻 5 種、マコンブ *Saccharina japonica*、アラメ *Eisenia bicyclis*、カジメ *Ecklonia cava*、クロメ *Ecklonia kurome*、アントクメ *Eckloniopsis radicosa* の分布について整理した。分布情報は、本事業の 6 サイトと第 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 2008）の 129 箇所の調査結果を用いると共に、北海道大学総合博物館（SAP）、国立科学博物館植物研究部（TNS）、神戸大学内海域環境教育研究センター、本事業の藻場分科会委員が所有する標本や調査記録を用いた。

結果と考察

海藻の成長や成熟は水温に強く影響を受けることから、分布域は生育可能な水温の範囲内に限られる。一般に、水温は高緯度ほど低くなることから、海藻の植生には熱帯から寒帯にかけての緯度的な勾配が見られる。しかし、水平分布は緯度に加えて海流との強い関係があり、寒流の影響域ではより低緯度まで亜寒帯性種が見られるのに対し、暖流域では高緯度まで温

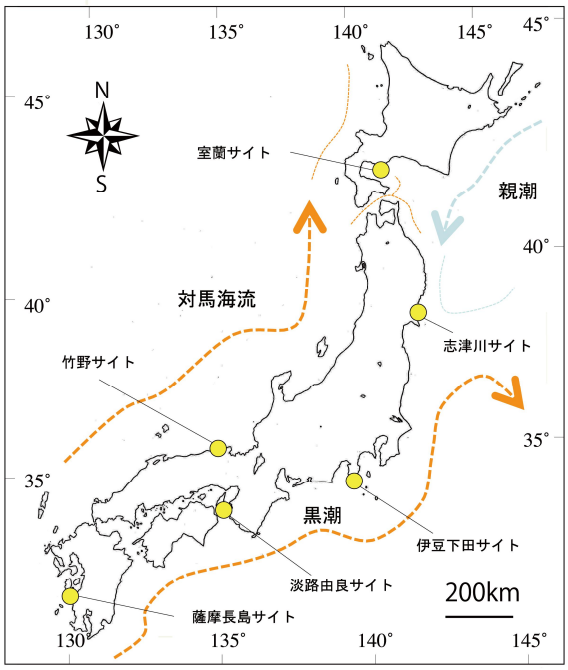


図 1. 日本周辺の海流と環境省モニタリングサイト 1000 沿岸域調査における藻場サイト．海流は海上保安庁海洋情報部海洋速報および海流推測図を基に作成．（http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/KAIYO/qboc/index.html, 2013 年 3 月 29 日確認）

表 1．モニタリングサイト 1000 沿岸域調査の藻場サイト 6 箇所に見られる主なコンブ目海藻

主な出現種	室蘭	志津川	伊豆下田	淡路由良	竹野	薩摩長島
マコンブ	++	+				
アラメ		++	++			
カジメ			++	++		
クロメ					++	
アントクメ						++

++：サイトで見られた種類
+：サイト周辺で見られた種類

帯性種が見られる（寺田 2011）。また、同一の海域内でも、波浪や潮流、濁り、地形などでも植生は著しく異なる。

日本は南北に長い国土を持ち、太平洋と日本海、東シナ海、オホーツク海という性質の異なる海に囲まれている。また、南西諸島から本州中南部にかけて北上する黒潮や日本海に流入する対馬海流などの暖流の影響、千島列島に沿って南下する親潮など、複雑に入り交じる海流の影響を受けている（図 1）。藻場のモニタリングサイトは、このような異なる海域と海流の影響を考慮した上で設置されている。コンブ目海藻は 6 サイトすべてで見られるが、種類によって顕著な緯度的勾配が見られ、各サイトで優

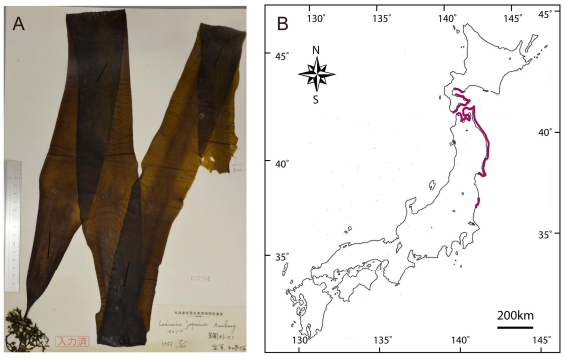


図 2．A．マコンブ *Saccharina japonica*（北海道室蘭，SAP48794）．B．第 7 回自然環境保全基礎調査，モニタリングサイト 1000，北海道大学総合博物館，国立科学博物館の収蔵標本に基づくマコンブの分布域．

占する種は異なる（表 1）。各種の分布は以下のとおりである。

マコンブ

マコンブは亜寒帯性のコンブ科に属し、短い茎と笹の葉状または帯状の葉状部を有する（図 2A）。北海道南西部の内浦湾（噴火湾）沿岸や津軽海峡に分布し、主要な食用海藻として採取されている。東北地方では青森県や岩手県、宮城県北部で主に見られるが、福島県いわき市や北関東の茨城県日立市でも見られる（図 2B）。分布域は基本的に親潮（千島海流）の影響を受けているが、内浦湾や津軽海峡、三陸沿岸では津軽暖流や分枝流の影響を季節的に受けており、牡鹿半島以南では黒潮からの暖水塊の影響を受けることもある（大谷・秋葉 1970；川合 1972；高杉 1992；福渡ほか 1996）。

本種は室蘭サイトと志津川サイトで見られるが、特に室蘭では水深 2～3 m にかけて高密度な群落を形成する。本種は室蘭より東の日高地方の一部などで見られるが、大規模な群落は室蘭周辺までに限られる。また、志津川サイトよりも南の地域では牡鹿半島などでも見られるが、福島県や茨城県では一部の場所に限られる（中脇ほか 2001）。このことから、モニ 1000 では分布域の北部と南部における生育状況がモニタリングされているといえる。

桑原ほか（2006）は、気候変動に関する政府間パネル（IPCC）が示す最大水温上昇（2.9°C）に準じた 100 年後の長期予測として、ミツイシコンブ *Saccharina angustata* やリシリコンブ *Saccharina ochotensis*、ナガコンブ *Saccharina*

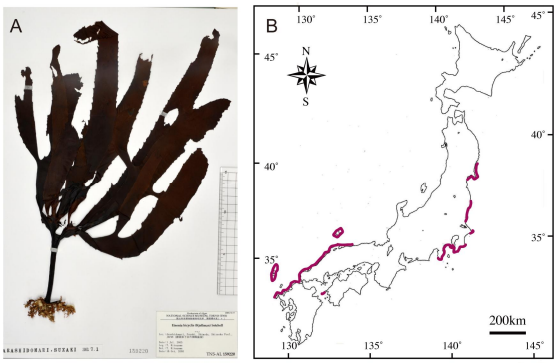


図 3．A．アラメ *Eisenia bicyclis*（静岡県下田，TNS-AL 159220）．B．第 7 回自然環境保全基礎調査，モニタリングサイト 1000，北海道大学総合博物館，国立科学博物館の収蔵標本に基づくアラメの分布域.

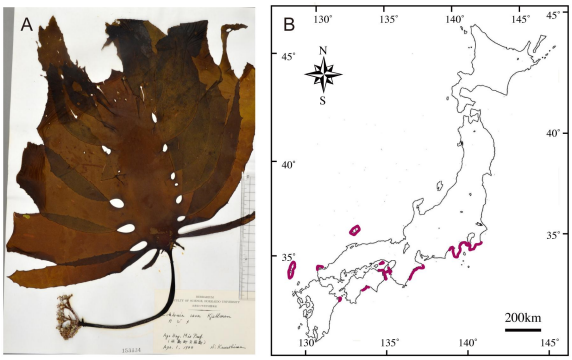


図 4．A．カジメ *Ecklonia cava*（三重県英虞湾，TNS-AL 153934）．B．第 7 回自然環境保全基礎調査，モニタリングサイト 1000，北海道大学総合博物館，神戸大学内海域環境教育研究センター，国立科学博物館の収蔵標本に基づくカジメの分布域.

longissima の 3 種が北海道沿岸で衰退すると予測している。マコンブに関する予測はないが、今後の植生変化の指標種として、室蘭サイトや志津川サイトでのモニタリングが注視される。

アラメ

アラメは温帯性のカジメ科に属し、円柱状の太い茎と葉状部からなる。幼体の葉状部は笹の葉状だが、成体では茎の上部が二叉に枝分かれし、多数の側葉を形成する（図 3A）。日本と韓国に分布する東アジア固有種だが（吉田 1998 ; Cho 2010）、国内での分布は 2 海域に分かれており、九州北西部から山陰地方にかけての玄界灘・日本海沿岸と、静岡県伊豆半島から岩手県南部にかけての本州太平洋沿岸で見られる（図 3B）。前者は対馬海流の影響を受ける地域だが、後者は黒潮の影響域に位置する（木村・杉本 1990）。また、関東以北では親潮の影響も受けることもある（福渡ほか 1996）。

本種は志津川サイトと伊豆下田サイトで見られ、どちらも優占群落を形成している。北海道大学総合博物館と国立科学博物館に収蔵されている標本では、志津川サイトよりも北の採集地が岩手県陸前高田市や気仙沼市までだったことから、本サイトは本種の分布北限に近いと考えられる。一方、伊豆下田サイトは本州太平洋沿岸における分布の南限域に位置していることから、モニ 1000 によって太平洋側の分布域における北部と南部の生育状況が把握されているといえる。

桑原ほか（2006）の長期予測では、アラメの北限と南限が北海道南部と福島県沿岸までそれぞれ北上することを示唆している。この場合、伊豆下田サイトにおけるアラメの衰退や消失が懸念されるが、モニ 1000 のモニタリングによっていち早く変化を捉えることが可能であり、マコンブと共に植生変化の指標種となることが期待される。

カジメ

カジメはアラメと同じカジメ科に位置し、円柱状の太い茎と葉状部からなる。幼体の葉状部は笹の葉状だが、成体では側葉が両側から多数生じる（図 4A）。本種は房総半島南部から西日本にかけての太平洋沿岸に広く分布するが、対馬や山口県、隠岐沿岸にも見られる（図 4B）。モニ 1000 では伊豆下田サイトと淡路由良サイトで見られ、どちらも優占群落を形成している。伊豆下田サイトでは水深 3～4 m にアラメ、それ以深はカジメが優占する垂直分布となる。この垂直分布は房総半島から伊豆半島にかけて広く見られており、海域の透明度や両種の光要求量の差などによって、両種の生育下限水深が決定されている（寺脇 2003）。コンブ目海藻の群落成立条件は水温と光が重要な制限要因になっており、透明度の低下や高水温の場合、海底に届く光量の低下や藻体の光要求量の増加によって、群落は生育下限から消失することが示唆されている（倉島 2011 ; 坂西 2011）。黒潮の影響を受けやすい伊豆下田サイトや大都市近郊に位置する淡路由良サイトでは、カジメ群落の垂直方向の変化などから、水質や環境の変化をいち早く捉えることが可能といえる。

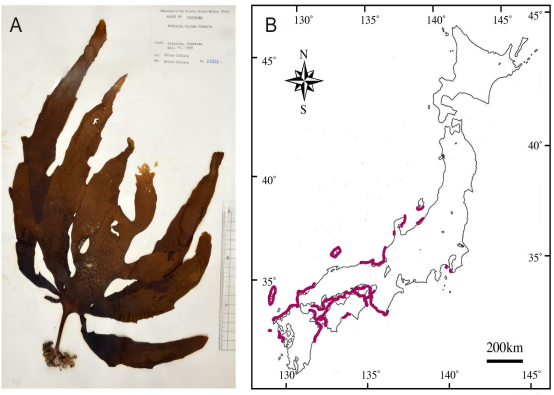


図 5. A. クロメ *Ecklonia kurome*（長崎県対馬, TNS-AL 13036）. B. 第 7 回自然環境保全基礎調査，モニタリングサイト 1000，北海道大学総合博物館，神戸大学内海域環境教育研究センター，国立科学博物館の収蔵標本に基づくクロメの分布域.

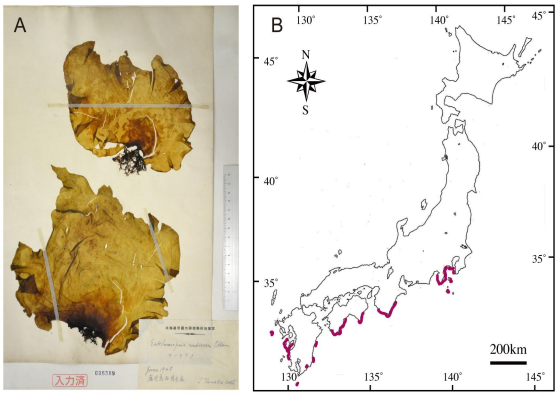


図 6. A. アントクメ *Eckloniopsis radicosa*（鹿児島県馬毛島，SAP26389）. B. 第 7 回自然環境保全基礎調査，モニタリングサイト 1000，北海道大学総合博物館，国立科学博物館の収蔵標本に基づくアントクメの分布域.

和歌山県沿岸や高知県沿岸では、カジメやクロメの衰退や磯焼けが深刻な問題となっている（木村・山内 2009 ; 田井野 2009 ; Tanaka et al. 2012）。西日本におけるこれらの衰退は太平洋沿岸の外海に面した場所を中心に報告されており、水温環境の変化や食害の影響が示唆されている。これらの影響は淡路由良サイトで見られないが、太平洋沿岸から紀伊水道、紀淡海峡に至る海域の水温勾配などが一部に影響しているかもしれない。事実、四国西岸の豊後水道では、水温勾配と植生・食害の関係が報告されている（吉田ほか 2011）。また、瀬戸内海のアラメやカジメも長期的に衰退することが予測されており（桑原ほか 2006）、磯焼けや食害の影響が外海側から紀淡海峡まで及ぶ可能性も懸念されることから、淡路由良サイトのカジメはこれらの影響をいち早く捉える指標種として期待される。

クロメ

クロメはカジメ科に位置し、円柱状の太い茎と葉状部からなる。幼体の葉状部は笹の葉状だが、成体では側葉が両側から多数生じる（図 5A）。カジメに似るが、葉の表面に無数の皺が形成される点で区別される。本種は西日本の太平洋沿岸や瀬戸内海、九州北部から本州中部日本海沿岸にかけて広く分布する（図 5B）。

モニ 1000 では竹野サイトで見られ、日本海沿岸における分布の中央部に位置する群落がモニタリングされている。本サイトは日本における藻場の長期モニタリングのさきがけになった場所として知られている（川井ほか 2011）。1997 年のナホトカ号沈没以降、10 年にわたる生態系モニタリングやその他の大型プロジェクトのサイトとしてのデータが蓄積されており、モニ 1000 を通して今後も蓄積され続けていくことが期待される。海域の植生を象徴する大規模でかつ典型的な藻場でデータを蓄積し続けることは、変化していく生態系を客観的に把握する上できわめて重要な意味を持つといえる。

一方、太平洋や東シナ海沿岸の個体群では、カジメと同様に磯焼けや食害などによる本種の消失が報告されており、環境変動の影響も示唆されている（Tanaka et al. 2012）。現在見られるクロメの南限は熊本県天草下島であり、薩摩長島サイトの約 30 km 北に位置する。モニ 1000 やさまざまな枠組みの調査を通して、天草のクロメもモニタリングされていくことを期待したい。

アントクメ

アントクメは、短い茎から笹の葉状または楕円形の葉状部が伸び、表面に皺や白色斑が生じる（図 6A）。コンブ目海藻で最も低緯度に分布し、房総半島南部から四国、九州中南部にかけての太平洋と東シナ海沿岸に見られる（図 6B）。本種は元々、鹿児島県の種子島沖の馬毛島での生育が確認されているが、最近 10 年間の調査で確認されず、分布南限の北上が示唆されている（寺田 2011）。現在確認される分布南限は薩摩半島の串木野と大隅半島の志布

志である。また、九州西岸における本種の北限は長らく熊本県天草下島付近といわれてきたが（瀬川・吉田 1961）、北海道大学総合博物館と国立科学博物館には長崎県福江島で採取された標本が収蔵されており（Kitayama 1998）、長崎県本土での生育も報告されている（桐山・藤井 2005；桐山 2009；吉村 2010）。薩摩長島サイトでは良好な藻場が保たれているが、分布の南限では衰退と北上が見られることから、モニタリングを通して変化をいち早く捉えていくことが期待される。

本種は伊豆半島でも見られるが、外海に面した場所や黒潮の影響を受けやすい場所ではカジメよりもアントクメの方が多いといわれている（横浜 2009）。この地域で植生の変化が見られる場合、カジメからアントクメに構成種が徐々に変化する可能性も考えられる。

まとめと展望

モニ 1000 沿岸域調査の藻場サイトは、コンブ目海藻 5 種の分布が長期的に変化していく場合でも、これらの変化をいち早く把握することが可能と考えられる。亜寒帯性のマコンブと温帯性のアラメが混在する志津川サイトでは、マコンブ群落の衰退とアラメ群落の拡大が懸念される一方で、伊豆下田サイトではアラメ群落の衰退が十分に考えられる。また、分布の変化は単純な北上に留まらず、三陸沿岸では津軽海峡を介して北から温帯性種が加入してくることも予想される。事実、日本海に広く分布するスギモク *Coccophora langsdorfii* やツルアラメ *Ecklonia stolonifera* は、津軽海峡東部まで分布しており（能登谷・足助 1984；桐原ほか 2006；寺田ほか 2008）、国立科学博物館に近年収蔵されたスギモクの標本は三陸沿岸の岩手県山田町で採集されている。環境変動に関連すると考えられる温帯性種の分布拡大は、南から北への単純な変化に留まらないことを示す典型例であり、ツルアラメなどの日本海固有種の太平洋沿岸への分布拡大も注視していく必要がある。

西日本や黒潮流域における亜熱帯性種の増加も注視に値する。これらの種類の増加は外海に面した場所や岬など、海流の影響を受けやすい場所で局所的に見られるようになり、次第に内湾や入り江などでも顕在化していくと予想される。伊豆下田や淡路由良、竹野サイトは比較的これらの影響を受けにくい場所だが、変化が見られる場合には、本州中南部の太平洋沿岸や日本海沿岸の広い範囲で亜熱帯性種が増加すると思われる。また、薩摩長島サイトではアントクメが衰退し、磯焼けや造礁サンゴの増加、亜熱帯性種の増加がどこよりも早く見られる可能性がある。モニ 1000 沿岸域調査は開始から 5 年が経過したに過ぎないが、長期的なモニタリングによって、植生の変化を的確かつ迅速に把握していくことが改めて望まれる。

引用文献

Cho GY (2010) Laminariales. In: Anon (eds), Algal flora of Korea. Volume 2, Number 2. Heterokontophyta: Phaeophyceae: Ishigeales, Dictyotales, Desmarestiales, Sphacelariales, Cutleriales, Ralfisales, Laminariales, 175-196. National Institute of Biological Resources, Incheon

藤田 大介, 野田 幹雄, 桑原 久美 (編) (2006) 海藻を食べる魚たち –生態から利用まで–. 成山堂書店, 東京

福渡 淳一, 田中 仁, 首藤 伸夫 (1996) 三陸沿岸における水温分布の推定. 海岸工学論文集, 43:1196-1200

環境省自然環境局生物多様性センター (編) (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, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (編) (2009) 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) 沿岸域調査業務報告書. 環境省, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (編) (2010) 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) 沿岸域調査業務報告書. 環境省, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (編) (2011) 平成 22 年度モニタリングサイト 1000 磯・干潟・アマモ場・藻場 調査報告書. 環境省, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (編) (2012) 平成 23 年度モニタリングサイト 1000 磯・干潟・アマモ場・藻場 調査報告書. 環境省, 山梨

川合 英夫 (1972) 黒潮と親潮の海況学. 岩下 光男, 小牧 勇蔵, 星野 通平, 堀部 純男, 増沢 譲太郎 (編) 海洋物理 II, 129–320. 東海大学出版会, 東京

川井 浩史, 寺田 竜太, 村瀬 昇, 吉田 吾郎, 倉島 彰, 神谷 充伸 (2011) 淡路由良, 竹野の藻場モニタリングサイト. 海洋と生物, 33:306-314

木村 伸吾, 杉本 隆成 (1990) 熊野灘・遠州灘沿岸域への黒潮暖水の流入過程. 水産海洋研究, 54:19-31

木村 創, 山内 信 (2009) 藻場造成の現状と問題点 –和歌山県沿岸–. 能登谷 正浩 (編) カジメ属の生態学と藻場造成, 恒星社厚生閣, 東京

桐原 慎二, 藤川 義一, 蝦名 浩, 能登谷 正浩 (2006) 青森県大間崎沿岸におけるツルアラメ卓越群落除去後に観察された海藻群落の遷移. 水産増殖, 54:1-13

桐山 隆哉 (2009) カジメ類の分布変化 –長崎県沿岸– 能登谷 正浩 (編) カジメ属の生態学と藻場造成, 93-115. 恒星社厚生閣, 東京

桐山 隆哉, 藤井 明彦 (2005) 藻食性魚類による大型褐藻類に対する食害の実態把握に関する研究. 水産業関係特定研究開発促進事業報告書, 30. 長崎県総合水産試験場, 長崎

Kitayama T (1998) Brown Algae from Fukue Island, Nagasaki Pref., Japan. Memoirs of the National Science Museum, 31:97-106

倉島 彰 (2011) アラメ・カジメの生態生理的特性. 海洋と生物, 33:330-329

桑原 久実, 明田 定満, 小林 聡, 竹下 彰, 山下 洋, 城戸 勝利 (2006) 温暖化によるわが国水産生物の分布域の変化予測. 地球環境, 11:49-57

中脇 利枝, 吾妻 行雄, 谷口 和也 (2001) 女川湾における褐藻マコンブ群落の生活年周期と生産力. 水産増殖, 49:439-444

能登谷 正浩, 足助 光久 (1984) 青森県沿岸におけるコンブ目植物の分布. 青森県水産増殖センター研究報告, 3:15-18

大谷 清隆, 秋葉 芳雄 (1970) 噴火湾の海況変動の研究: I 湾水の周年変化. 北大水産研究彙報, 20:303-312

坂西 芳彦 (2011) 光と温度に関連したコンブの生理生態. 海洋と生物, 33:323-336

瀬川 宗吉, 吉田 忠生 (1961) 天草臨海実験所近海の生物相. 海藻類, 九州大学理学部附属天草臨海実験所

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

田井野 清也 (2009) カジメ・クロメの藻場造成 –高知県沿岸– 能登谷 正浩 (編) カジメ属の生態学と藻場造成, 72-92. 恒星社厚生閣, 東京

高杉 知 (1992) 岩手県沿岸域における津軽暖流水の分布と定地水温への影響. 水産海洋研究, 56:434-448

Tanaka K, Taino S, Haraguchi H, Prendergast G Hiraoka M (2012) Warming off southwestern Japan linked to distributional shifts of subtidal canopy-forming seaweeds. Ecology and Evolution, 2:2854-2865

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, 33:291-297

寺田 竜太, 吉田 忠生, 新井 章吾, 村瀬 昇 (2008) スギモク *Coccophora langsdorfii* (Turner) Greville (褐藻ヒバマタ目) の分布と基準産地: 特に周防灘における分布と南限群落について. 藻類, 56:17-21

寺脇 利信 (2003) アラメとカジメ. 能登谷 正浩 (編) 藻場の海藻と造成技術, 100-112. 成山堂書店, 東京

横浜 康継 (2009) 海藻という植物 (9) 亜熱帯に育つコンブ科海藻アントクメ. 海洋と生物, 31:60-67

吉田 吾郎 (2009) 海の砂漠化？ –広がる藻場の異変と温暖化– 独立行政法人水産総合研究センター (編) 地球温暖化とさかな. 121-136. 成山堂書店, 東京

吉田 吾郎, 寺脇 利信, 山下 亜純, 新井 章吾, 樽谷 賢治 (2011) 瀬戸内海から豊後水道にみるガラモ場の変化と水温勾配の関係. 海洋と生物, 33:337-343

吉田 忠生(1998) 新日本海藻誌. 1222. 内田老鶴圃, 東京

吉村 拓 (2010) 果たして温暖化の影響か？ —長崎市における藻場の長期変動. 藤田 大介, 村瀬 昇, 桑原 久美 (編) 藻場を見守り育てる知恵と技術, 161-167. 成山堂書店, 東京

東北地方太平洋沖地震が沿岸生態系に及ぼした影響

仲岡雅裕[1]・鈴木孝男[2]・太齋彰浩[3]・坂西芳彦[4]・倉島　彰[5]・青木優和[6]・田中次郎[7]

[1]北海道大学北方生物圏フィールド科学センター・[2]東北大学大学院生命科学研究科・[3]南三陸町産業振興課・[4]水産総合研究センター日本海区水産研究所・[5]三重大学大学院生物資源学研究科・[6]東北大学大学院農学研究科・[7]東京海洋大学大学院海洋科学技術研究科

は じ め に

2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震は、北海道から関東地方の太平洋沿岸に多大な影響を与えた。特に沿岸域においては、巨大な津波が大規模な撹乱を与えたのに加え、地盤沈下による水深の増加や海底地形の変化が生じている。このような大規模な事象が沿岸生態系に与えた影響を評価することは、被災地域の復興を進めるうえで非常に重要であるばかりでなく、世界各地で将来起こりうる津波に対する沿岸生態系の抵抗性を向上させるためにも有益である。震災以降、多数の研究者、研究機関、行政機関、および市民団体・個人が、沿岸生態系の影響評価に向けたさまざまな調査研究を行っている。特に、津波以前の定量的なデータがある場所において、津波後に同じデザインの調査を行うことで、事前事後の比較を行うことができれば、津波が沿岸生態系および生物多様性に与えた影響を定量的に比較することができる（Whanpetch et al. 2010）。

モニタリングサイト 1000 沿岸域調査では、沿岸域に存在する主要な景観である磯、干潟、アマモ場、海藻藻場の 4 種類の生態系を対象として、日本全国の合計 26 サイトで 2008 年度から年 1 回の生態系モニタリングを実施している。このうち、東北地方のサイトである岩手県の大槌（アマモ場）、宮城県の志津川（藻場）、福島県の松川浦（干潟）が津波によって激甚な影響を受けた。そこで、本稿では、津波襲来以前（2008～2010 年）と津波襲来以降（2011 年）に本事業で得られたデータを比較することにより、上記 3 サイトでの津波の影響評価を試みた。

材料と方法

上記 3 サイトについて、2008～2011 年に年 1 回ずつの調査で得られた底生動物、アマモ類、海藻類の定量データの比較を行った。調査地および調査方法の詳細は、各生態系の報告を参考にされたい（第一章、第二章を参照）。松川浦サイト（干潟）については、干潟開口部に近い A エリアと干潟奥部の B エリアの 2 箇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、種数と個体数の時間変化を求めた。大槌サイト（アマモ場）については、大槌湾、船越湾に水深軸に沿って設置された調査地点ごとに得られたアマモ類の種構成と種ごとの被度、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、ライン調査において、調査ラインに沿って設定された各調査地点の方形枠（50 cm × 50 cm）、および永久方形枠調査において設定された 3 つの永久方形枠（2 m × 2 m）に出現する大型海藻類の被度のデータを比較した。

各サイトの 2008～2011 年の生態系の変化においては、地震に伴う津波以外にもさまざまな要因がその時間的変化に影響していると思われる。そこで、津波が生じた直前直後の 2010～2011 年の変化の大きさが、津波が生じる以

図 1．松川浦サイトにおける津波襲来前（左: 2010 年 5 月撮影）と津波襲来後（右: 2011 年 6 月撮影）の干潟の景観の変化.

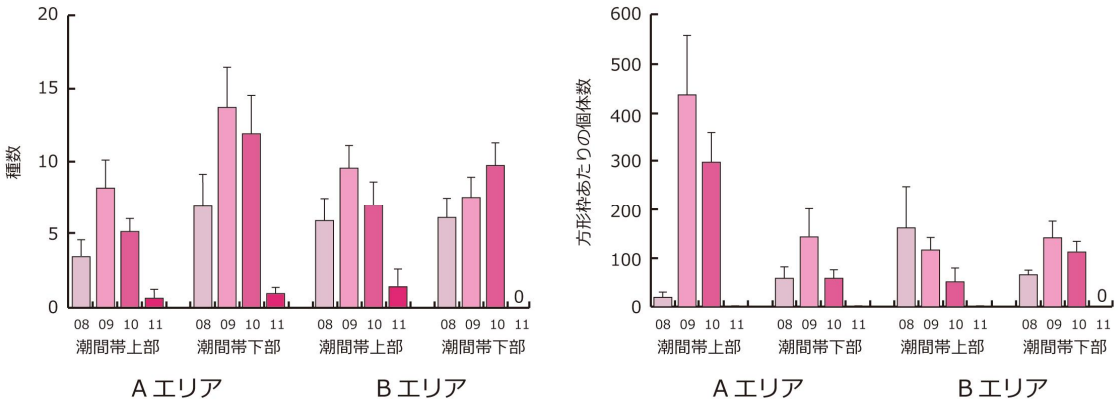


図 2．松川浦サイトにおける 2008～2011 年の底生動物の種数（左）と個体数（右）の経年変動．0 は底生動物が全く見られなかったことを示す.

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として、下記の式であらわされる Effect size (g) を調査地点ごとに求め、サイト内、サイト間で比較した。

$$g = \frac{M_{after} - M_{before}}{SD}$$

ここで、M_{after} は 2011 年における目的変数の値、M_{before} は 2008～2010 年の 3 年間の値の平均値、SD は、2008～2010 年の 3 年間の値の標準偏差を示す。g は津波後に値が下がった場合には負の値を示す。また、その絶対値は、津波直前直後の変化がそれ以前の経年変動より相対的に大きい場合に高い値となり、津波の影響が大きかったことを示す。

結　果

松川浦サイト

松川浦においては、地震に伴い 8 m 以上の高さの津波が観測された。また、地震の後に約 30 cm の地盤沈下が観測された（国土地理院 2013）。震災直後（2011 年 6 月）の調査においては、津波襲来前と比較して、潮間帯部分の面積が大きく減少していること、後背湿地の植生が消失したこと、震災がれきが多数堆積していることなどが観察された（図 1）。

干潟に生息する底生動物の種数および個体数は、いずれのエリア、ポイント（潮間帯の上部と下部）においても、2010～2011 年に大きく減少し、2011 年には全く底生動物が観察されない調査地点もあった（図 2）。

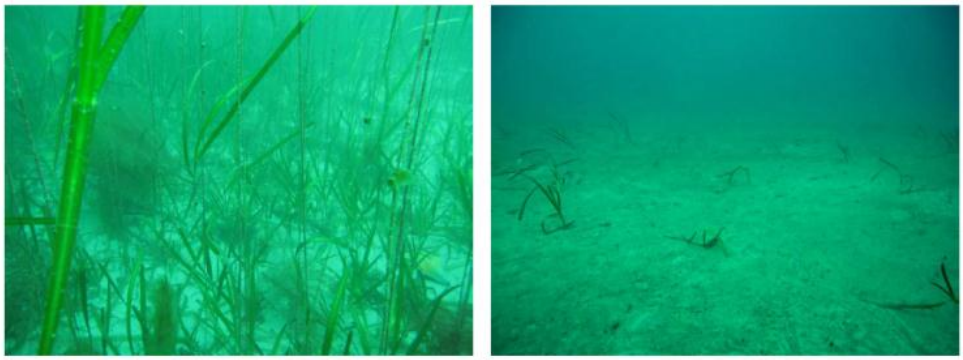


図 3. 大槌サイト船越湾における津波襲来前（左: 2010 年 7 月撮影）と津波襲来後（右: 2011 年 10 月撮影）のアマモ場の景観の変化.

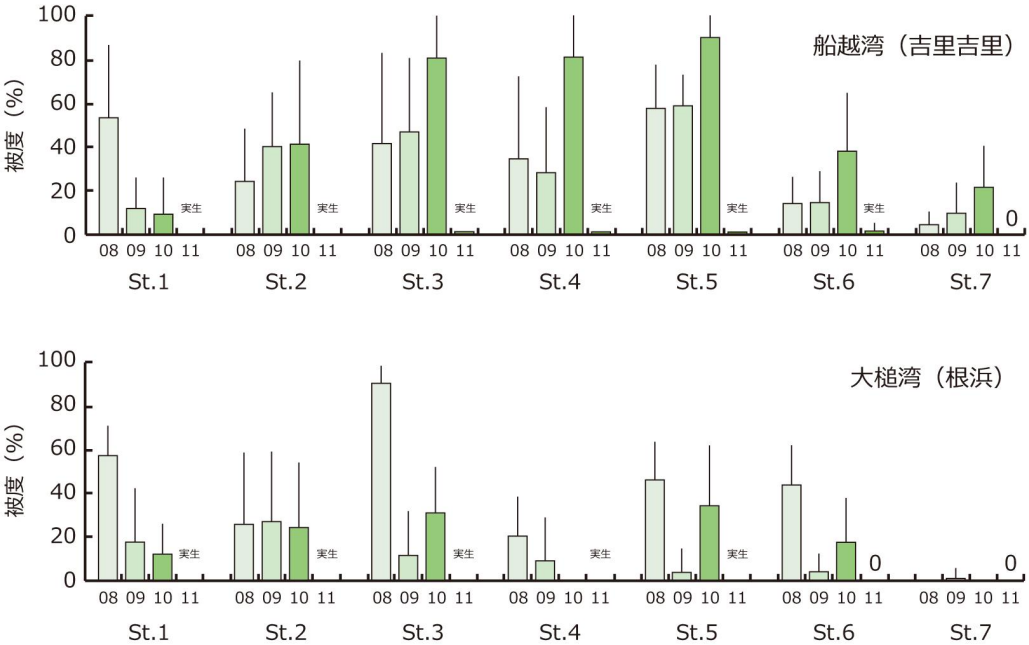


図 4. 大槌サイトの船越湾と大槌湾における 2008～2011 年の海草の被度の経年変動. バーは 20 方形枠の標準偏差を示す. 実生は 2011 年の調査で観察されたことをあらわし、0 は海草類が全く見られなかったことを示す.

大槌サイト

船越湾、大槌湾付近の海域においては、地震に伴い 9 m 以上の高さの津波が観測された。また、地震の後に約 60 cm の地盤沈下が記録されている（国土地理院 2013）。震災後の 2011 年 10 月の調査においては、津波襲来前と比較して、両湾の奥部に広がっていたアマモ場のほとんどが裸地となったが、一部の地点においては、アマモやタチアマモの実生の加入が観察された（図 3）。

船越湾および大槌湾におけるアマモ類の被度は津波襲来後に大きく減少し、2011 年にはほとんどの調査地点において 0%になった。ただし、多くの地点において、実生の加入が認められた（図 4）。

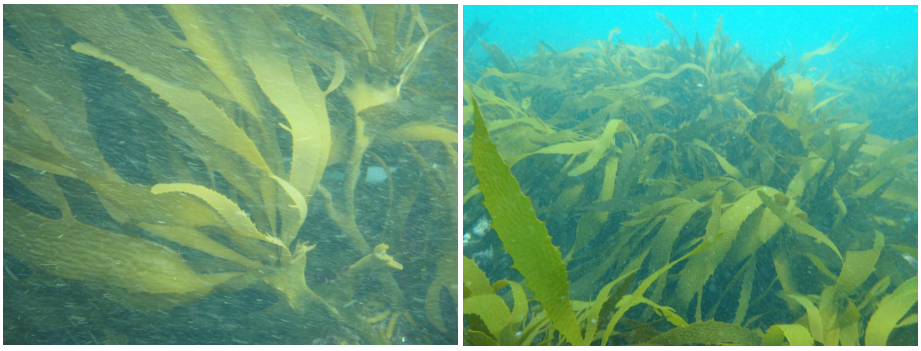


図 5．志津川サイトにおける津波襲来前（左: 2010 年 5 月撮影）と津波襲来後（右: 2011 年 6 月撮影）の海藻藻場の景観の変化.

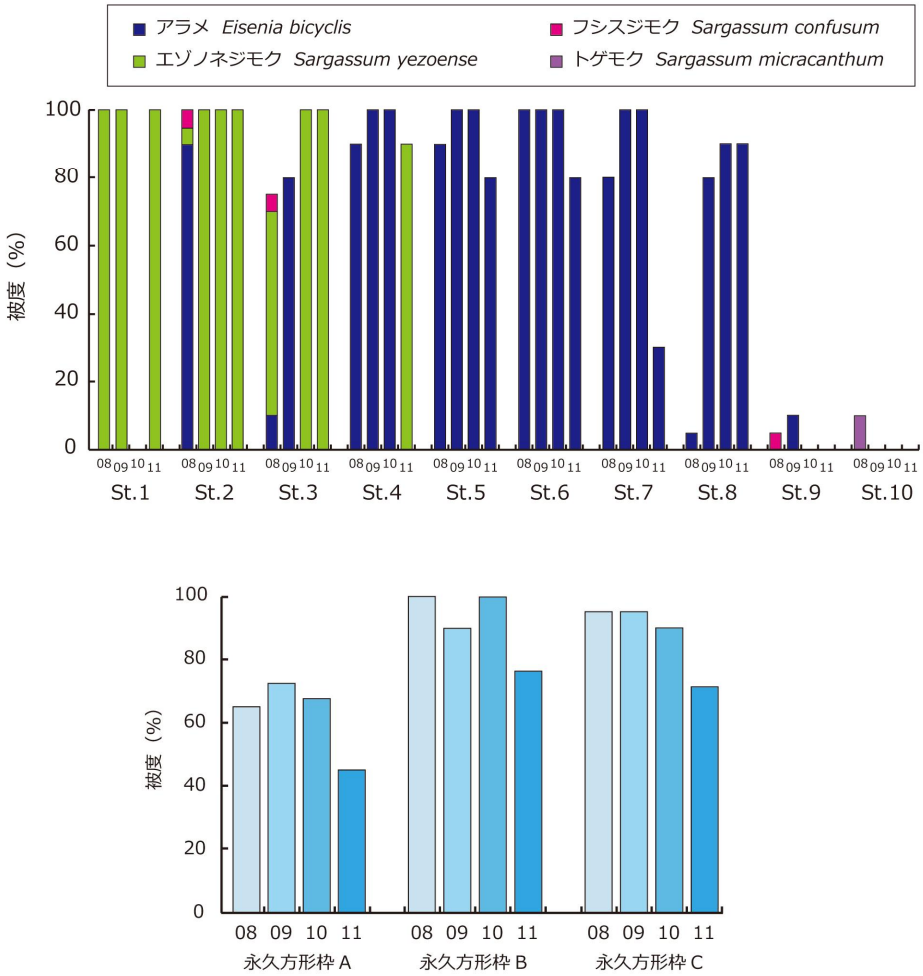


図 6．志津川サイトのライン調査（上），永久方形枠調査（下）による 2008～2011 年の大型海藻の種構成と被度の経年変動.

<u>志津川サイト</u>

志津川湾においては、地震に伴い 15 m 以上の高さの津波が観測された。また、地震の後に約 70 cm の地盤沈下が記録されている（国土地理院 2013）。震災後の 2011 年 6 月の調査においては、津波の直接的な力によりダメージを受

けたと思われるアラメが観察されたが、海中林の景観には地震前後の大きな変化は認められなかった（図 5）。

志津川サイトにおける大型藻類の被度について、ライン調査では、St. 7 など一部を除き多くの調査地点で地震・津波襲来前後での大きな変化は認められなかった。なお、St. 4 ではアラメからエゾノネジモクへの変化が見られたが、これはライン上に設置した方形枠の位置のずれによる変化の可能性が高い。一方、永久方形枠調査では、3 つの方形枠共に優占種であるアラメの被度が津波襲来後に 20～30%程度低下したことが判明した（図 6）。

津波の影響の定量的な比較

Effect size は、サイト間、サイト内の調査地点間で大きく異なった（図 7）。

松川浦サイトでは、すべての調査地点で Effect size は負の値を示したが、その絶対値は目的変数（種数、個体数）、エリア、潮位により異なっていた。種数、個体数共に、B エリアの方が A エリアよりも、潮間帯下部の方が上部よりも大きい負の値を示した。また、種数に対する Effect size の方が個体数よりも大きい負の値を示した。

大槌サイトにおいても、Effect size はすべての調査地点で負の値を示した。特に、大槌湾の一点（St.2）で非常に高い値を示した。この地点を除くと、船越湾の方が大槌湾より絶対値が大きい調査地点が多かった。Effect size と水深の間に有意な相関はなかった（船越湾: $r = 0.100$, $p = 0.832$; 大槌湾: $r = 0.418$, $p = 0.352$）。船越湾、大槌湾の両アマモ場ともに、アマモ場の中央部分で Effect size の絶対値が高い調査地点が多かった。

志津川サイトのライン調査においては、Effect size は調査地点により正または負の値を示した。水深に伴う変化は不明瞭であった（$r = -0.176$, $p = 0.677$）。永久方形枠調査の 3 点においては負の値を示した。

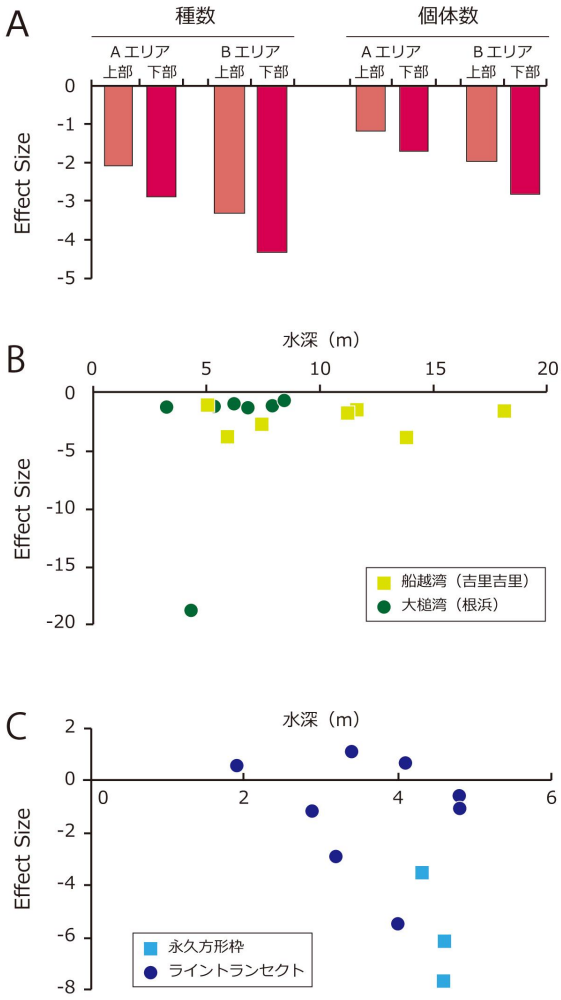


図 7．津波の相対的影響をあらわす Effect size のサイト間，サイト内比較．A: 松川浦サイト（干潟），B: 大槌サイト（アマモ場），C: 志津川サイト（藻場）．

考　察

1. 津波の影響のサイト間比較

本解析により、東北地方太平洋沖地震に伴い発生した津波が沿岸生態系に与えた影響は、サイト間およびサイト内の調査地点、さらには生態系のタイプや主要構成種により大きく異なることが明らかになった。

松川浦サイト（干潟）、大槌サイト（アマモ場）では、多くの調査地点で大きな影響が認められた。一方、志津川サイト（藻場）では、津波の高さが 3 サイトの中で最大であったにも

関わらず、津波襲来前後で生態系の顕著な変化が見られなかった。この違いには、各生態系の地形的な違いが強く影響しているとみられる。干潟、アマモ場は、潟湖内あるいは沿岸の内湾奥部に位置しているのに対し、海藻藻場は沿岸の比較的外側に位置している。津波は湾口から湾奥部に進むにつれてその物理的な力が大きくなる。また、干潟、アマモ場の生物群集は堆積物底に生息するため、波浪による底質の撹乱を受けやすいのに対し、岩礁に固着する大型藻類は抵抗性が高い。このような違いが、サイト間（生態系間）の生物群集の変化の違いをもたらしていると思われる。この傾向は 2011 年に東北太平洋沿岸で行われた他の調査においても同様である。三陸沿岸の内湾域に形成されていたアマモ場は、その多くが津波により消失した（国立公園協会 2012）。岩手県、宮城県、福島県の多くの干潟でも、生物量や生物多様性の著しい減少が観測されている（鈴木 2011, 2013；金谷ほか 2012；松政正俊ほか, 未発表）。一方、三陸の岩礁域に形成される海藻藻場については、藻場全体が消失するような大きな変化が見られた場所は限定的であった（Takami et al. 2013；岩手県水産技術センター私信）。また、津波によりウニなどの植食動物が減少した藻場では、コンブ類の生物量が震災前よりも高くなった場所も報告されているが（岩手県水産技術センター 私信）、他の要因（水温の低下）との複合効果の可能性も指摘されており、その原因の特定にはさらなる解析が必要である。

2. 津波の影響のサイト内変異

津波の影響は、各サイト内の調査地点間でも大きく異なった。Effect size は松川浦サイトの入口部と奥部の間、また同じエリア内であっても潮間帯上部と潮間帯下部でその値が異なった。大槌サイト、志津川サイトにおいても、水深の異なる調査地点間で Effect size は大きく変化した。同様の津波影響の局所的な変異は、2004 年 12 月に発生したスマトラ島沖地震に伴う津波の影響を受けた海域においても見られている。タイ南西部クラブリ川河口のアマモ場で、津波襲来前（2001～2003 年）および津波襲来後（2005～2009 年）に同じ方法で生物群集を比較した研究では、津波による海草類の現存量の変化は数キロメートルしか離れていない地点でも大きく異なり、地形的要因（外洋に面しているかどうかなど）が関与していることが判明した（Whanpetch et al. 2010）。

松川浦サイトの Effect size の比較から、底生動物の種多様性と個体数に対する津波の影響は、潟湖の奥部ほど、また潮間帯下部ほど大きいことが判明した。いずれのエリアおよび潮位においても津波襲来後の底生動物の種多様性と個体数は著しく低下していることから、Effect size の差は、津波襲来前の値およびその安定性、すなわち、潟湖奥部および潮間帯下部ほど種数や個体数の年変動が少なく安定していたことを反映していると思われる。

大槌サイトにおいては、船越湾、大槌湾の両アマモ場ともに、アマモ場の中央部分で Effect size の絶対値が高い調査地点が多かった。モニタリングサイト 1000 で観測しているアマモ場では一般に、周辺域（最浅所および最深所）よりも中央部で生物量（被度）が高く、安定しているケースが多い（第二章を参照）。そのため、Effect size で評価した津波の影響は、アマモ場中央部で最も大きかったという結果が導かれたものと思われる。Effect size は特に、大槌湾の一点（St.2）で非常に高い値を示したが、これは津波襲来前の 3 年間の被度の変異が非常に小さかったことに起因している。

志津川サイトでは、津波襲来後の年で被度が増加したサイト、減少したサイトが水深その他の環境勾配とは一見無関係に出現しており、津波の一貫した影響が見られない。より局所的な変動要因、例えば、藻類間の競争や、植食動物による捕食などが複雑に関連している可能性がある。ライン調査の調査地点では、永久方形枠調査よりも Effect size が小さかったが、これには毎年の調査において方形枠を設置する場所が完全には同一地点でないことによる測定誤差が反映されていると思われる。

3. 結論と今後の展望

以上のように、津波の沿岸生態系への影響は、地形（開放性・閉鎖性）、水深、藻場のタイプにより大きな違いが見られることが明らかになった。

今後、三陸海域におけるモニタリングサイト1000の継続は、このような大規模撹乱からの沿岸生態系の回復過程を評価するうえで、非常に重要な意味を持つ。例えば、大槌湾、船越湾のアマモ場では2011年夏から秋には、前年度に結実した種子から発芽したと思われる実生（小型個体）が多く確認されている。その生存率が今後のアマモ場の回復速度に大きく関わることが予想される。また、東北沿岸の干潟でも津波で大きく変化した地形の一部が数カ月のうちに元に戻っている場合も報告されており（鈴木・金谷 2012；鈴木 2013）、このような環境の回復は、生物多様性、生態系機能の変化にも多大な影響を与えるだろう。

モニタリングサイト1000沿岸域調査は、日本の沿岸域全域を網羅するにはサイト数が大きく不足しているが、各サイトにおける長期データは、今回のように予測不可能な大規模撹乱の影響およびその後の回復過程の評価に有効に利用できることが明らかになった。さらに、他地域で行われているさまざまな野外調査との比較や統合解析により、今回の地震および津波の影響を受けた沿岸域全体における生物多様性・生態系機能の変化機構および回復能力の評価にも利用されることが期待される。それゆえ、今後も本事業による長期モニタリングを持続的に継続するために体制の強化を進めることが重要である。

引用文献

金谷 弦, 鈴木 孝男, 牧 秀明, 中村 泰男, 宮島 祐一, 菊地 永祐 (2012) 2011年巨大津波が宮城県蒲生潟の地形, 植生, および底生動物相に及ぼした影響. 日本ベントス学会誌, 67:20-32

国土地理院 (2013) 東北地方太平洋沖地震に伴う地殻変動量（上下方向）. http://vldb.gsi.go.jp/sokuchi/www_kido/index2.html, 2013年7月20日確認

国立公園協会 (2012) 東日本大震災東北地方太平洋沿岸域重要湿地被害概況調査報告書. http://japan.wetlands.org, 2013年7月20日確認

鈴木 孝男 (2011) 東日本大震災による干潟環境の変化と底生動物への影響. 水環境学会誌, 34:395-399

鈴木 孝男, 金谷 弦 (2012) 大津波で撹乱された蒲生干潟は回復するのか. 特集 震災緊急シンポジウム「津波と地震とベントスー大撹乱のインパクト」. 日本ベントス学会誌, 66:120-122

鈴木 孝男 (2013) 渚の生態系サービスを取り戻す ―津波で被災した干潟生態系の現状とその回復・再生. 森林環境研究会 (編) 森林環境2013 トレンドレビュー, 144-152. 朝日新聞出版, 東京

Takami H, Won NI, Kawamura T (2013) Impacts of the 2011 mega-earthquake and tsunami on abalone *Haliotis discus hannai* and sea urchin *Strongylocentrotus nudus* populations at Oshika Peninsula, Miyagi, Japan. Fisheries Oceanography, 22:113-120

Whanpetch N, Nakaoka M, Mukai H, Suzuki T, Nojima S, Kawai T, Aryuthaka C (2010) Temporal changes in benthic communities of seagrass beds impacted by a tsunami in the Andaman Sea, Thailand. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 87:246-252

第四章　総括

本章では、各生態系のとりまとめ結果を通して沿岸域全体の成果を考察するとともに、これまでの取り組みと今後の事業の進め方について、サイト配置、調査手法、持続可能な調査体制、情報の共有・管理および発信、結果の保全施策への活用、国際的枠組みとの連携の 6 つの項目に沿って整理した。

1. 調査結果の全体考察

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、種の増減や種組成の変化などの異変をいち早く検出し、適切な環境保全施策に資することを目標としている。そのためには、まず現状を調べ、今後の変動の多寡を評価するためのベースラインを把握しておくことが重要である。そこで、生態系ごとにまとめた調査成果を通して、取得データの信頼性や配置された調査サイトの妥当性などについて考察した。

岩礁帯に位置する磯や藻場では、一定の大きさの永久方形枠を岩面に設置し、毎年同じ場所の生物相を調査することで、定量的かつ客観的なデータの取得を可能にしている。そのため、調査員の同定精度が一定ならば、人的要因によってデータの質が大きく変動することは少なく、比較可能なデータが長期的に取得できる調査設計となっている。一方、砂泥底に成立する干潟やアマモ場では永久方形枠を設置することができないため、GPS の位置情報をもとに毎年概ね同じ場所で調査を実施している。また、一定の大きさの方形枠を用い、反復してデータを取得することで測定誤差を小さくし、定量的かつ客観的なデータの取得を可能にしている。このように、生物の同定精度の統一に課題を残すものの、本調査で得られるデータの信頼性は十分に担保されており、長期間にわたって経時的な変化を追跡することが可能となっている。

各生態系のとりまとめ結果を見てみると、磯調査では、各サイトの生物相や定量的なデータの取得は 5 年毎調査時に実施されるため、短期的な経時変化を本報告書で示すことはできていない。しかし、各サイトの出現種数や多様度指数のサイト間の傾向は、既知の研究結果と良く一致することから、今後のモニタリングの基礎情報としては有効であると推測される。本調査の方法に類似した磯生物の長期モニタリングでは、海流や海水温の変化による南方性種の出現が検出されており（Ohgaki et al. 1999, 2011）、外来種を含む新規加入種などの検出も期待される。干潟調査では、津波や特定種の突発的な増減を除けば、各サイト内での変動は小さく、定量性と客観性の観点から信頼できるデータであることは明らかである。アマモ場調査では、津波の影響を除けば、サイト全体の海草の被度は小さな変動はあるものの大きな変動は確認されておらず、調査方法の定量性や客観性は十分に担保されている。藻場調査では、津波の影響は多少あるものの、各サイトに出現する海藻相に大きな短期変動は認められなかった。

2012 年度版の「気候変動の観測・予測及び影響評価統合レポート」（文部科学省ほか 2013）によると、日本近海の平均海面水温は概ね上昇傾向を示し、2012 年までの約 100 年間で、100 年あたり 0.63～1.72℃の割合で上昇している。一方、日本沿岸の海面水位は 1906 年以降のデータを長期的に見た場合、約 20 年周期の変動が顕著であり、世界全体の海面水位に見られるような明瞭な上昇傾向は見られない。1960～2012 年の期間で見ると、日本沿岸の海面水位は年あたり 1.1 mm 上昇している。水温と海面水位は、沿岸域に生息する生物の分布や生存の重要な環境要因と考えられるが、短期的な変化は僅かであり、少なくとも今回のとりまとめではそれらの変動に起因する顕著な生物相の変化は見られなかった。これらの影響の検出には、さらなるデータの蓄積が必要と思われる。一方で、東北地方太平洋沖地震の津波などの突発的かつ多大な影響は捉えることができており、長期モニタリングとして必要な調査精度は担保されているものと考えられる。以上のことから、2008～2012 年度に各調査で得られたデータは、今後のモニタリングの基礎データとして有効であるといえる。

国土面積に比して長い海岸線を持ち、国内に幅広い緯度勾配を有するわが国の沿岸域には、多様な生態系が見られ、豊かな生物多様性が形成されている。そのため、磯・干潟・アマモ場・藻場調査では各生態系を代表する調査サイトを選定し、広く多様な生物相を対象としたモニタリングを展開してきた。これまでに得られた調査データから各サイトの生物相の特徴を解析したところ、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 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。潮下帯のアマモ場生態系について見てみると、出現する海草の種類では、石垣伊土名サイトは他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）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他の 5 サイトの間で顕著に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、すべてのサイト（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は、他の地域とは一線を画す独自の生態系を持ち、固有性の観点からきわ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、北端に近い北海道も他の地域とは異なる生物相を示し、石垣島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、緩やかな勾配をもちながら地域特異的な生態系を形作り、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ものと思われる。

2008 年度からの 5 年間で特筆すべき環境変動は、2011 年 3 月に東北地方の沿岸域に襲来した巨大津波の影響である。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、福島県の沿岸部はきわめて大きな被害を受けた。この地震や津波は、沿岸地形だけでなく、その周辺の生物相にも大きな影響を及ぼしたと考えられる。本調査では、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 つの調査サイトにおいて、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。自然撹乱や人為的な環境改変の影響は、定量データの比較によって客観的な評価が可能となる。今回の津波のようなきわめて大きな撹乱は、感覚的には多大な影響があったと判断できるが、本調査のようにその影響を定量的かつ客観的に評価できた背景にはこれまでのモニタリングのデータが蓄積されてきたことがきわめて大きい。また、引き続き同じ方法、同じ場所でモニタリングを継続することは、生物群集や生態系の回復過程のモニタリングに貢献できるだけでなく、生物多様性の回復力を評価する基盤情報としての利用など、今後、多岐にわたって活用されることが期待される。

引用文献

文部科学省，気象庁，環境省 (2013) 気候変動の観測・予測及び影響評価統合レポート−日本の気候変動とその影響（2012 年度版）. http://www.env.go.jp/earth/ondanka/rep130412/report_full.pdf, 2013 年 7 月 17 日確認

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

Ohgaki S, Komemoto K, Funayama N (2011) A record of the intertidal malacofauna of cape bansho, Wakayama, Japan, from 1985 to 2010. Kyoto University. Publications of the Seto Marine Biological Laboratory. Special publication series 11, Wakayama

2. 事業全体のレビュー

1）サイト配置

＜成果＞

本事業では、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まで合計 26 箇所（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）の調査サイトが配置された。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などが考慮された。

＜課題と展望＞

本事業では、藻場生態系の竹野サイトを除き、日本海に設定しているモニタリングサイトはない。日本海沿岸は干満差が小さく、磯や干潟はあまり発達していないため、両生態系の調査に適した場所を選定することが難しいことが理由の一つである。また、日本海沿岸の堆積物底からなる海岸は、冬季の北東の季節風を直接受ける開放的な砂浜が多く、地形的・物理的にアマモ場が発達しにくい。しかし、富山湾や舞鶴湾のような内湾性静穏海域、中海・宍道湖のような半閉鎖海域、および粟島、佐渡島、隠岐島の島陰などの静穏な海域にはアマモ場が形成されており、モニタリングサイトとしての重要性は高い。

藻場調査では、琉球列島にサイトを設定していない。琉球沿岸海域の藻場はサンゴ礁生態系に付随的に存在するのみで、林冠を形成するような藻場は発達しない。ただし、南西諸島にはラッパモクやコバモクなどの亜熱帯性海藻が生育するため、将来的にはサイトの設定を検討する余地はある。

わが国の沿岸域の生物多様性は、地史、海流、地理的勾配などの要因による連続性と固有性によって支えられ、きわめて多様で複雑である。そのため、詳細かつ高感度に沿岸域の長期変化を捉えるためには、日本海も含めたサイト配置の拡充が今後求められる。

2）調査手法

＜成果＞

本事業では、2008 年度からの本格的な調査に先立ち、2007 年度に試行調査を各生態系で実施した。その結果を踏まえ、各生態系のモニタリングとして有効と考えられる調査手法が考案され、それを調査マニュアルとしてまとめた。沿岸域調査の調査マニュアルでは、主に底生動物の種類や個体数、植物の種組成や被度を調べるための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」の両方の調査手法を採用していることが特徴である。そして、調査マニュアルはモニタリングサイト 1000 のウェブサイトを通じて公開されている。調査マニュアルは、調査を実施しながら細部の見直しを行い、その変更内容について各分科会および検討会で検討し、改訂を重ねている。現在、調査マニュアルは概ね確定することができ、調査の実施はルーチン化しつつある。

＜課題と展望＞

調査手法については、磯に設置している温度データロガーの運用や干潟やアマモ場で得られる底生動物標本の収集の間隔に課題が残されている。

温度データロガーは、明瞭な帯状分布が見られる岩礁潮間帯の微環境を捉えるツールとして有効であるが、設置環境が過酷であるため機器のハード面での不具合を解消することができていな

い。また本事業は、設計上、年 1 回の生物調査を基本としているが、得られた 15 分間隔の岩温連続データの具体的な利用方法は明瞭になっていない。データの取得は機器の性能や耐久性に依存するため、設置方法などの見直しを重ねながら、具体的なデータの利用方法を引き続き議論していかなくてはならない。

現在の調査マニュアルでは、5 年間に 1 度、干潟やアマモ場において底生動物を採集することになっている（5 年毎調査）。しかし、底生動物は分類群が多岐にわたり、肉眼では同定が難しい種も多く含まれること、また、分類学的な問題により、分類体系が流動的で種同定自体が不可能な分類群も存在することから、それらの種の同定や解釈には高度な専門性と相応の時間を要する場合が多い。干潟生態系では、小型甲殻類（例えば、ヨコエビ類やワレカラ類など）、多毛類（ゴカイ類の仲間）、紐型動物などについて、各分類群の専門家への再同定を依頼する試みを行うことで詳細なデータが得られているが、沿岸環境の長期変動を捉える上で必要な同定精度や同定体制の構築は今後の検討課題である。また、後世のために標本を残すことも重要である。貴重な標本を保管・管理し、活用していく方法についても今後検討していかなければならない。

沿岸域調査全体では、現在の調査を長期的に継続することができるように、より一般的かつ簡便な方法や調査体制を維持していく方策を模索する必要があるだろう。

3）持続可能な調査体制

＜成果＞

沿岸域調査では、選定したすべてのサイトにおいて順調に調査が実施されている。これは、分科会委員をはじめ多くの関係者の方々（調査体制を参照）の協力によるところが大きいが、それに加えて、調査サイト選定基準の「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など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。」が有効であったと考えられる。

持続的な調査体制の継続のため、干潟調査の一部のサイトでは、サイト代表者の引き継ぎが行われており、現在、新体制で調査が実施されているところもある。

＜課題と展望＞

モニタリングサイト 1000 は、100 年を目標とした長期生態系観測であるため、沿岸域調査では、調査の継続性を担保するために後継者の確保・養成といったリクルート活動が重要な課題として挙げられている。しかし、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、とりわけ潜水作業を伴うアマモ場や藻場の調査については人材が著しく不足している。安全面からも、一般市民が調査に参加することは難しく、研究者や調査会社に依頼する他はない。また、調査対象生物が多岐の分類群にわたる磯や干潟調査では、種同定のために専門性の高い知識が必要で、分類群によっては肉眼による観察および同定が困難な生物種も多く含まれる。このような生態系特有の事情を考慮し、今後は、学会や研究会などでの広報活動を通じて調査員を確保する手段やワークショップなどの開催も検討していく必要がある。また、研究者以外の人員（例えば調査会社など）に調査を依頼する場合に備えて、データの精度を担保するためのシステム作りも検討しなくてはならない。陸上での作業が中心である磯や干潟では、アマモ場や藻場に比べ一般市民が参加しやすい調査形態である。実際に、地元 NPO 団体などが独自に生物相調査を実施している場合もあり、調査手法や生物写真を掲載したガイドブックの作成などにより、市民参加型のモニタリング事業として展開していくことも検討する余地がある。

4）情報の共有・管理および発信

＜成果＞

捉えた自然環境の変化を有効な保全対策につなげていくためには、収集された情報を速やかに公開し、関係者はもちろん、多くの人々がその事実を理解し利用できることが重要である。そのため、モニタリングサイト 1000 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を行っている。

成果の公表は、速報や報告書などの「読み物」と、調査で取得された「原データ」という 2 つの性質の異なる情報をそれぞれの目的に沿った形で公開することが必要である。得られた調査結果を一般の人々に分かりやすく伝えるためには、速報や報告書が有効であることから、沿岸域調査では写真を多数掲載した広報用資料（速報）を環境省生物多様性センターのウェブサイトで公開する体制を構築している。既に一般の読者から速報に対するさまざまなレスポンスがあることを関係者が報告しており、それらの意見を集約して事業にフィードバックさせていくことも必要である。また、沿岸域調査では原データを 2 つの方法で公開している。一つは、得られたデータを各サイト・年度ごとに表形式でまとめた報告書データファイルと、経年的な解析などに利便性の高いデータベースファイルを公開している。

＜課題と展望＞

長期間の生態系変化を捉えるというモニタリングの性質上、調査年数に比例してデータ量や標本点数が増加するため、将来的には膨大な量のデータを統合管理していかなければならない。現状の体制では、環境省生物多様性センターに納品された標本や調査データを適正に管理し、利用可能な状態を維持することが次第に難しくなる可能性もあるため、今後、体制の整備も重要な課題と考えられる。

5）結果の保全施策への活用

＜成果＞

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、環境省内の事業などに提供されている。例えば、海域公園地区の指定や海岸国立公園の公園区域および公園計画の点検の際に必要なデータとして活用されている。また、トピックスでも触れたとおり、松川浦、大槌、志津川の各サイトは、2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震以前から調査が行われていた。それらのサイトで得られたデータは、震災後の調査結果と比較することが可能であることから、東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査などにおいて震災の影響の把握に活用されている。今後は、東北地方の沿岸域の保全施策に資するデータとして活用されることが期待される。

＜課題と展望＞

モニタリングサイト 1000 の成果を、環境保全や希少生物の保護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、結果を現地へフィードバックする適応的管理も必要となる。得られた調査結果を本事業や保全施策にどのようにフィードバックしていくかについて、具体的なプロセスも含め、今後、検討を進めるとともに明確な体制作りが必要となる。また、今回の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など、生物多様性の保全に向けた取り組みへの活用を進める必要がある。

6）国際的枠組みとの連携

＜成果＞

沿岸域調査の調査手法の設計や調査サイトの選定に際しては、日本長期生態学研究ネットワーク（JaLTER）や NaGISA など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なども取り入れたものとなっている。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情報のデータベースシステムへ登録していくために、OBIS 日本ノード（Japan Regional OBIS Node: J-RON）や地球規模生物多様性情報機構日本ノード（Japan Node of Global Biodiversity Information Facility: JBIF）などとの連携を図っており、今後、データ登録を通して更なる連携が期待される。

＜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、既存の国際的な枠組みと連携することが重要である。国際的な生物多様性情報のデータベースシステムへデータを登録していくことが課題であり、公開可能なデータについては、生物多様性センターでの公開を行った後、速やかに OBIS 日本ノードなどへ提供し、公開を進めていく必要がある。生物多様性国家戦略 2012－2020 では、生物多様性に関する国際的な科学的情報基盤である GBIF など既存の地球規模の生物多様性に関する情報基盤の整備に対して協力していくことが明記されている。今後、本事業では、調査結果のデータを積極的に公開・提供・登録していくことで、国際的な枠組みに貢献していく予定である。

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

- 環境省グリーン復興プロジェクトー東北地方太平洋沿岸地域自然環境情報
  http://www.biodic.go.jp/Tohoku_Portal/

- 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）
  http://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/

- 海洋生物センサス（Census of Marine Life: CoML）
  http://www.coml.org/

- Natural Geography in Shore Areas（NaGISA）
  http://nagisa.cbm.usb.ve/cms/

- Ocean Biogeographic Information System（OBIS）
  http://www.iobis.org/ja

- 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
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　三重大学生物資源学部
栗原健夫　水産総合研究センター西海区水産研究所
古賀庸憲　和歌山大学教育学部
坂西芳彦　水産総合研究センター日本海区水産研究所
白山義久　海洋研究開発機構
鈴木孝男　東北大学大学院生命科学研究科
田中次郎　東京海洋大学大学院海洋科学技術研究科
田中義幸　海洋研究開発機構むつ研究所
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　鹿児島大学水産学部
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　水産総合研究センター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　熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター
堀　正和　水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所
向井　宏　京都大学学際融合教育研究推進センター
村瀬　昇　水産大学校生物生産学科
山本智子　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
吉田吾郎　水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所

＜*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、岩崎藍子、海老原良太、河内直子、坂口勝行、佐原良祐、辻野昌広、仲岡雅裕、萩野友聡、深谷肇一、矢澤佳子、山北剛久、山下友実、六車秀士

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
飯島明子、多留聖典、仲岡雅裕、野田隆史、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、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
乾　偉大、栗原健夫、野田隆史、山本智子、渡部哲也

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
カミーラ キクチ、田中丈士、増田龍哉、森　亜紀、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　水産総合研究センター西海区水産研究所
新垣誠司、大島陽太、加藤雅也、岸本和雄、小菅丈治、島津信彦、鈴木　豪、西本篤史、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
桂川英徳、金谷　弦、鎌内宏光、北村武文、斉藤勝也、佐藤允昭、鈴木孝男、張　沛東、ナパクワン ワンペッチ、濱野章一、林奈津美、本多健太郎、向井　宏、百田恭輔、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　東北大学大学院生命科学研究科
内野　敬、内野今日子、風間健宏、加藤大和、金谷　弦、上村了美、佐藤慎一、千葉友樹、鳥居　洋、逸見泰久、安野　翔

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
飯島明子、海上智央、菅原万里恵、鈴木孝男、鈴木竜太郎、風呂田利夫、山田勝雅、柚原　剛

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、高沢悦子、武馬弘幸、秀島佑典、藤岡エリ子、藤岡純治、森真梨奈、森本正俊、山田　裕

南紀田辺サイト（干潟）
*古賀庸憲　和歌山大学教育学部
荒巻陽介、池田早登司、内野　透、大畠麻里、沖彩矢香、加藤健司、香田　唯、合田直人、坂田直彦、中村謙太、浜田友世

中津干潟サイト（干潟）
*浜口昌巳　水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所
大越健嗣、梶原直人、上村了美、川根昌子、佐々木美穂、島袋寛盛、手塚尚明、西栄二郎、山田勝雅、和田恵次

永浦干潟サイト（干潟）
*逸見泰久　熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター
泉　大智、追立泰久、北橋　倫、久保　茜、小島太一、嶋永元裕、瀬戸口有佳、高野茂樹、野島　崇、福田ゆか、渕本大地、逸見高志、増田龍哉、廻田　健、森川太郎、渡部哲也

石垣川平湾サイト（干潟）
*岸本和雄　沖縄県水産海洋技術センター石垣支所
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

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
青江翔太郎、アンドレアス パンシュ、桂川英徳、河内直子、斉藤勝也、島袋寛盛、ナパクワン ワンペッチ、濱野章一、堀　正和、本多健太郎、向井　宏、山北剛久、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
河内直子、島袋寛盛、ナパクワン ワンペッチ、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　海洋研究開発機構むつ研究所
梶山　誠、北村武文、熊谷直喜、斉藤勝也、島袋寛盛、張　沛東、仲岡雅裕、ナパクワン ワンペッチ、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　水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所
岩崎貞治、島袋寛盛、小路　淳、田中義幸、濱岡秀樹、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　水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所

狩俣忠光、川畑友和、久保　満、佐々木謙介、塩先尊志、島袋寛盛、寺田竜太、徳永成光、仲岡雅裕、ナパクワン ワンペッチ、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　　水産総合研究センター瀬戸内海区水産研究所
甲斐清香、澁野拓郎、島袋寛盛、鈴木　豪、田中義幸、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
川井浩史、岸林秀典、寺田竜太、長里千香子、吉田吾郎

志津川サイト（藻場）
*太齋彰浩　　南三陸町産業振興課
青木優和、大島宗明、川瀬　摂、倉島　彰、坂西芳彦、佐藤長明、田中次郎

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
阿久津崇、倉島　彰、坂西芳彦、品川秀夫、太齋彰浩、田中次郎、土屋泰孝、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
牛原康博、内田博子、神谷　隆、神谷充伸、倉島　彰、栗原　暁、竹森明光、寺田竜太、冨岡弘毅、西村文秀、丹羽一夫、畑　千夏、羽生田岳昭、本庄四郎、村瀬　昇、吉田吾郎、四本　泉、渡部雅博

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
牛原康博、神谷　隆、神谷充伸、倉島　彰、栗原　暁、坂西芳彦、孫　忠民、田中次郎、寺田竜太、冨岡弘毅、西村文秀、丹羽一夫、畑　千夏、羽生田岳昭、堀口範奈、村瀬　昇、吉田吾郎、四本　泉

薩摩長島サイト（藻場）
*寺田竜太　　鹿児島大学水産学部
天野裕平、尾上敏幸、加世堂照男、川島千明、北村祥明、鹿田創空、中島広樹、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
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）
福島県相馬双葉漁業協同組合
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
独立行政法人海洋研究開発機構
筑波大学下田臨海実験センター
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
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
独立行政法人水産総合研究センター 瀬戸内海区水産研究所
広島大学竹原ステーション
熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター
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
沖縄県水産海洋技術センター 石垣支所
独立行政法人水産総合研究センター 西海区水産研究所

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	東北大学大学院生命科学研究科	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	鹿児島大学水産学部	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
阿部剛史	北海道大学総合博物館
飯島明子	神田外語大学国際言語文化学科
飯田光穂	北海道大学大学院
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	沖縄県水産海洋技術センター石垣支所
北山太樹	国立科学博物館
木村妙子	三重大学大学院生物資源学研究科
倉島　彰	三重大学生物資源学部
栗原健夫	水産総合研究センター 西海区水産研究所
古賀庸憲	和歌山大学教育学部
阪口勝行	北海道大学大学院
坂西芳彦	水産総合研究センター 日本海区水産研究所
太齋彰浩	南三陸町産業振興課
田中次郎	東京海洋大学大学院海洋科学技術研究科
田中義幸	海洋研究開発機構 むつ研究所
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	水産総合研究センター 瀬戸内海区水産研究所
逸見泰久	熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター
堀　正和	水産総合研究センター 瀬戸内海区水産研究所
向井　宏	京都大学学際融合教育研究推進センター
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	環境省国立水俣病総合研究センター
山本智子	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
吉田吾郎	水産総合研究センター 瀬戸内海区水産研究所

事務局

横井謙一	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
青木美鈴	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
中川雅博	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合

各年度業務名、請負者および共同実施者

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

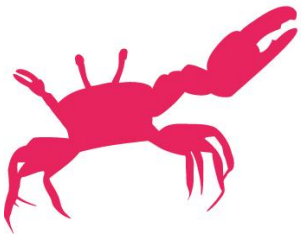
平成 22 年度（2010 年度）

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

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
平成 25（2013）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