La mer 49 : 17-29, 2011
Société franco-japonaise d'océanographie, Tokyo

衛星画像を用いた石西礁湖の底質環境マッピングからの生態情報の抽出

澤山周平*・小松輝久**

Collection of ecological data from coral reef habitat mapping of Sekisei Lagoon using satellite imagery

Shuhei SAWAYAMA* and Teruhisa KOMATSU**

Abstract : Coral reef habitats worldwide are now seriously endangered due to various human or natural impacts. In order to monitor and conserve these habitats, it is essential for scientists and managers to collect their distribution efficiently, which is expected to be achieved by habitat mapping derived from satellite imagery. The ALOS AVNIR-2 imagery of Sekisei Lagoon (in Okinawa, Japan) obtained on 31 May, 2009 was analyzed to collect ecological data experimentally. Groundtruth data were obtained in Feb, 2011 around Sekisei Lagoon by the survey on ship using a towed video camera. From radiance values of the image, Depth-Invariant indices (DI-indices) were calculated to remove the water column attenuation effects and applied for classification as well as radiance values. In the classification of DI-indices, class number was changed from 4 to 3 to assess the capacity of the classification detail. As a result, the classification accuracy of the mapping by DI-index was significantly higher than that by radiance values ($p<0.01$). Similarly, mapping with 3 classes was resulted in higher accuracy than that with 4 classes. Tau-coefficient of the resulting map by DI-index with 3 classes reached 0.72, which supported the thesis that DI-index would be effectively applied for coral reef. Ecological data which could be extracted from resulting maps such as the status and distribution of living coral or information about pach reefs were argued. It is suggested that the potential of satellite remote sensing added to conventional methods contributes monitoring and conserving coral reef habitats effectively.

Keywords: *Coral reef, Habitat mapping, Remote sensing, ALOS AVNIR-2*

1. 背景

サンゴ礁は沿岸生態系の中でも特に高い生物多様性を有すことが知られ、人類に対して多くの財や生態系サービスを提供する源泉としても非常に重要である（MOBERG and FOLKE, 1999）。しかしながら、近年世界的にサンゴ礁生態系の衰退を示す多くの事例が報告され、2008年の時点では世界のサンゴ礁の 19%が完全に衰退し、15%が 20年以内に失われる危機に瀕していると報告されている（WILKINSON, 2008）。その原因の一端として考えられるのは、サンゴ礁周辺における人間活動が急速に発展したことに伴う環境負荷の急激な上昇である。具体的には、沿岸の富栄養化、農地

＊東京大学大学院農学生命科学研究科、水産資源学研究室
〒113-8657東京都文京区弥生1-1-1
Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo, The Laboratory of Fisheries Biology.Yayoi 1-1-1, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan
＊＊東京大学大気海洋研究所、行動生態計測分野
〒277-8564千葉県柏市柏の葉5-1-5
Atomosphere and Ocean Research Institute, The University of Tokyo, Behaviour, Ecology and Observation Systems Group, Kashiwanoha 5-1-5, Kashiwa-shi, Chiba 277-8564, Japan

からの赤土の流出、火薬を用いた漁業活動、乱獲による生態系の攪乱など、様々な人間活動の影響によってサンゴ礁の直接的または間接的な破壊が引き起こされている（SZMANT, 2002; OMIJA, 2004; PET–SOEDE and ERDMAN, 1998）。また、地球温暖化による海水温度の上昇で白化現象が増加したこと、オニヒトデの大量発生による食害などもサンゴ礁生態系が衰退した要因であることが示唆されている（HUGHES *et al.*, 2003; LOUREY *et al.,* 2000）。

サンゴ礁を始めとする海洋沿岸域の環境悪化の機構について正しく理解し、適切に保護していくため、生態学的研究の必要性が高まっている（JACKSON *et al.* 2001; MUMBY and STENECK, 2008）。生態学的情報を正確かつ効率的に収集したうえで適切な海洋保護区（MPA）を設置し、継続的なモニタリングを行っていくことが望まれる。沿岸生態系における古典的な海底環境調査の手法としてはSCUBA潜水を用いたライン調査や水中カメラによる撮影などがあるが、これらの手法はごく局所的なモニタリングに限られ、広範囲の海底環境をマッピングするには適さない。より広範囲の生態系の環境変動を効率的にモニタリングするため、海底環境マッピングにリモートセンシングの技術が応用されるようになった。とりわけ人工衛星画像を用いたリモートセンシングは非常に広範囲をカバーできるため、沿岸域マッピングにおけるその有効性を検証するために多くの研究が行われてきた（LYZENGA, 1981; GREEN *et al.* 1996; MUMBY *et al.*, 1998; SAGAWA *et al.*, 2008）。

人工衛星は1970年代ごろから本格的に環境リモートセンシングに用いられるようになり、以降は人工衛星のセンサーの技術的な発展（空間解像度の向上、観測域の拡大、バンド数の増加など）によってめざましい進歩を遂げた。しかしながら、海洋沿岸域のマッピングにおいては陸域とは異なり多くの技術的な問題が存在する。これらのうち最も大きな問題の一つは、水深の影響による底質の誤分類である。

一般に衛星画像を用いたマッピングでは、画像上の各ピクセルについて得られた複数のバンドの放射輝度値から底質を分類する。しかしながら、光は水深を増すごとに指数関数的に減衰していくため（LYZENGA, 1978）、底質が同じであっても水深の違いによって得られる放射輝度値が大きく異なる。底質を正しく分類するためには、光の減衰の影響を取り除くことが必要になる（以下、このような補正を水柱放射量補正と呼ぶ）が、これは理論上は画像上の各ピクセルにおける水深の情報を得れば可能となる。砂浜などの平坦で水深の変動が小さい底質環境においては、水深の情報は比較的容易に得ることができる（SAGAWA *et al.*, 2008）。それに対し、サンゴ礁の地形は非常に変化に富むため、広範囲の水深情報を正しく得ることは非常に困難である（MUMBY *et al.*, 1998）。その代替手段として、LYZENGA（1981）は光学的な理論から水柱放射量補正のための新たな枠組みを提案した。この手法では、画像上の各ピクセルの2種類のバンドの放射輝度値を基にDepth-invariant index（以下、DI指数）を算出し、水深情報を得ることなく水柱放射量補正を行うことが可能である。DI指数を用いた底質環境マッピング手法は、透明度の比較的高いサンゴ礁域において精度面での有効性が確かめられている（e.g., MUMBY *et al.*, 1998）。水柱放射量補正の手法が確立されたことで、衛星リモートセンシングによる効率的な海底環境マッピングの可能性が切り開かれたと言える。

過去の衛星リモートセンシングを用いたサンゴ礁域のマッピングに関する研究では、異なる解析手法の間の精度の比較など、手法論的な側面が強かった。しかしながら、生態環境の保全を目的とするマッピング技術の向上のためは、リモートセンシングから具体的にどのような生態学的情報が得られるかという点も非常に重要である。本研究では、人工衛星画像に水柱放射量補正を用いた場合と用いない場合、分類クラス数が異なる場合など、複数の条件下での自動分類による底質マッピングの結果を検討することとした。これにより、サンゴ礁域のリモートセンシングによっていかなる生態学的な情報が得られるか、リモートセンシングがサンゴ礁生態系の効率的な保全に寄与しうるかについて明らかにすることを目的とした。

本研究では調査地として、日本有数の広大なサンゴ礁域として知られる石西礁湖の一部である竹富島周辺海域を選択した。また、「だいち（ALOS）」衛星のマルチスペクトラルセンサ、高性能可視近赤外放射計2型（AVNIR–2）の画像を解析に用いた。

2. 資料と方法

2. 1. 調査地

石西礁湖は沖縄県八重山諸島の石垣島と西表島の間に東西約25km、南北約20kmに渡って広がる日本最大のサンゴ礁海域である（Fig. 1a）。また日本では唯一の大規模な堡礁地形であり、1972年に全域が西表国立公園の内部に指定され、更に1977年に竹富島南西のシモビシ、同北西のタキドングチ、黒島東のキャングチ、新城島北西のマイ

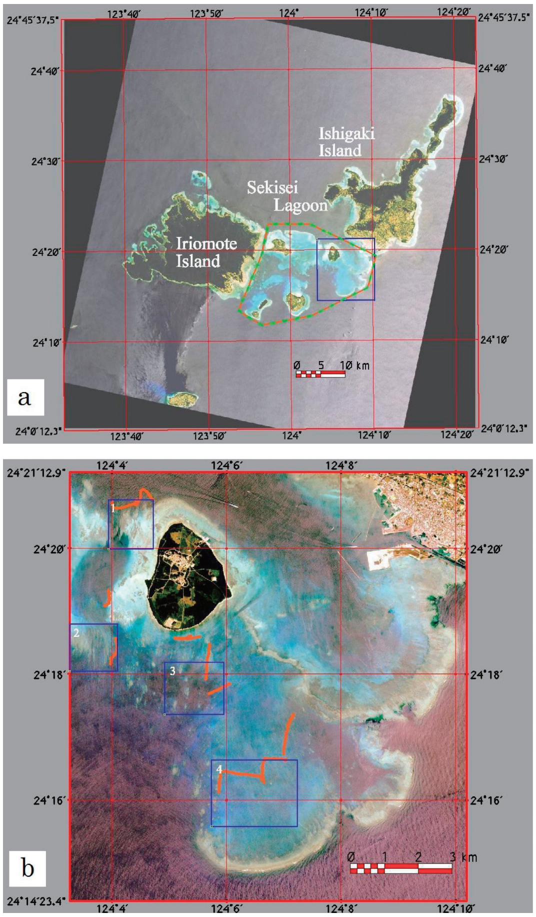


Fig. 1. a) Original AVNIR–2 image of the Sekisei Lagoon and surrounding islands. Green and red dotline encircles the area of Sekisei Lagoon. Blue rectangle indicates the location of research site (Fig. 1b).
b) Map showing the research site. Blue rectangles with white numbers 1, 2, 3 and 4 correspond to the locations of Fig. 6a (Takidonguchi), Fig. 6b (Shimobishi), Fig. 5 and Fig. 7, respectively. Orange color dots indicate the location of ground truth survey points at intervals of 5 sec.

ビシの4区画が海中公園地区（現・海域公園地区）として指定された（SHIMOIKE, 2004）。礁湖内には希少種を含む363種もの造礁サンゴが生息することが知られ（西平・VERON, 1995）、「種の多様性が高く、希少種を含む代表的な地域であり、サンゴ幼生供給源として重要で、自然度が高い」という理由から環境省により「日本の重要湿地500」にも選ばれている。同地域ではSCUBAダイビングやグラスボートなどのマリンレジャーが盛んであり、八重山漁業協同組合組合員による漁業活動も行われている（SHIMOIKE, 2004）。

石西礁湖内の造礁サンゴ類（以下、サンゴと呼ぶ）は1970年代以降オニヒトデ（*Acanthaster planci*）の大発生により大きな被害を受け（SHIMOIKE, 2004）、近年もオニヒトデは分布域を変化させながらサンゴに被害を与えている（環境省, 2010）。また、石西礁湖内部は外海との海水交換が緩慢な閉鎖的地形のため、夏季に海水温が上昇し易い傾向にある。その影響により、近年1998年、2001年、2003年、2005年、2007年と高い頻度で白化現象が確認されている。特に1998年と2007年の白化現象によるサンゴの死滅は甚大であった（野島・岡本, 2008）。また夏季には同地域は台風の通り道でもあり、強い波によりサンゴが攪乱を受けることがある（SHIMOIKE, 2004）。このように石西礁湖のサンゴ礁生態系は不安定な状態にあり、実際に同地域では健全なサンゴの被度や分布域が数年の間に大きく変動していることを示す報告がある（e.g., 環境省, 2010）。これらのことから、同地域のサンゴ礁の適切な保全のためには、白化の状態や生きたサンゴの被度、分布などについての巨視的なモニタリングが必要と考えられる。

本研究では二ヶ所の海中公園地区（シモビシ、タキドングチ）を含む竹富島周辺海域を調査地として選択した（Fig. 1b）。調査地は水深の変化に富み（0m～およそ20m）、海底底質も変化に富むと考えられた。

2. 2. 衛星画像

ALOSは2006年に打ち上げられた地球観測用人工衛星で、主に陸域・沿岸域の環境モニタリングや災害時の緊急観測に用いられてきた。ALOSに搭載されたAVNIR–2は10mの空間解像度を有し、可視・近赤外域の4バンド（バンド1；0.42–0.50、2；0.52–0.60、3；0.61–0.69、4；0.76–0.89、単位μm）から成るマルチスペクトラルセンサである。ALOSは5年の設計寿命を超えて運用が継続していたが、2011年4月22日に発生した電力異常の影響により、同年5月12日に運用が終了した。現在は後継機であるALOS–2、ALOS–3の開発が急がれている。

沿岸生態系環境の観測においては、センサの空間解像度、すなわち画像上の1画素のスケールが小さいほど海底環境のより細かい分布が検出できる。特にサンゴ礁域ではパッチリーフなどに代表されるように小規模なスケールで複雑に底質が変化するため、空間解像度は重要となる。しかしながら、一般に空間解像度が優れたセンサは観測幅

やバンド数などが限られるため、定常的なモニタリングには不都合が生じることがある。例えばIKONOS 衛星の 4 バンドマルチスペクトルセンサは空間解像度が約 4 mと優れているが、観測幅が11.3kmであり AVNIR–2 の 70kmと比べると非常に狭い。また観測幅が 60kmと AVNIR–2と同程度である SPOT–5 衛星の HRG–X センサ（空間解像度 10m）は、可視・近赤外のバンド数が 3 つと少ない。これらのことから、AVNIR–2はサンゴ礁域の定常的なモニタリングに適した性能を有していると言える。

本研究では解析用画像として、AVNIR–2 センサにより2009年 5 月31日に撮影された石垣島から西表島周辺の画像（シーンID；ALAV2A178403110、中心北緯；24.38、中心東経；123.953、中心時刻；2：29：56、雲量；0 〜 2 %）を取得した（Fig. 1a）。処理レベルは幾何補正済みの 1B2–G を選択した。AVNIR–2 のマルチスペクトラル画像データをTNTmips（Ver. 7.4, Microimage社）にインポートし、各バンドの白黒画像を得た。

各バンドの画像に地理情報を付加した後、石西礁湖の竹富島周辺海域のみを切り出して使用した（Fig. 1b）。

2. 3. グランドトゥルースデータの取得

グランドトゥルースデータ（GTD）とはリモートセンシングを用いた環境マッピングにおける用語で、実地調査で得た底質環境情報を指す。GTDは教師付き分類におけるトレーニングデータや分類の精度を算出する際の参照データとして用いられる。

2011年 2 月 5 日と 7 日の 2 日間に渡り、石西礁湖の竹富島周辺海域において水中カラービデオカメラ（FM–4100, キュー・アイ社）を用いた底質観測を行った。カメラは損傷を防ぐため鉄製のフレームで囲み、カメラから延びるケーブルは頑丈なロープと束ねることで補強した。ボートからカメラを吊り下げ、およそ 2–3 ノットの速さで曳航し、連続的に底質の撮影を行った。カメラを吊り下げる深度は、水深や地形に応じておよそ 0.5mから 5 m程度まで変化させた。使用したカメラは、ケーブルとつながるコントローラを操作することにより、レンズの内蔵された球体を上下・水平方向に回転させることができる。また、カメラの映像はコントローラのディスプレイにリアルタイムで映し出される。AVNIR–2 センサの空間解像度を考慮すると、可能な限り広範囲の底質情報を得る必要がある。そのため、レンズの方向は直下よりもやや進行方向の斜め下を映すよう、撮影中に映像を見ながら常に調整した。カメラからコントローラを経由して送られた信号をAV端子でデジタルビデオカメラに入力し、mini–DVカセットテープに映像を記録した。

観測を行う地点は可能な限り底質や水深の変化に富むことが望ましく、事前の調査と現地協力者との交渉の結果選定された。観測と同時に小型GPS 機器（m–241, HOLUX社、精度3.0m CEP）によって実際の撮影地点（緯度・経度）を記録した。GPS により記録された実際の撮影地点の位置情報をFig. 1b中に示した。また、参考のためボートに装備された測深器の表示から撮影時の各時刻における水深の情報を記録した。

映像の各時刻において撮影された底質を生サンゴ（lc）、死サンゴ（dc）、砂（sd）、礫混じりの砂（sdrb）、海草藻場（sg）などのクラスに分類し記録した。各分類クラスの判断基準と映像中の例を Table 1に示す。映像と GPS の記録時間を照合することで、GPS の各記録地点と一致するピクセルの底質を GTD として得た。その際、GPS の軌道を AVNIR–2 画像の上に重ね、画像のピクセルの中心付近を通過している GPS の点のみを採用した。また、1 つのピクセル上を通過中に一様に同じ底質が記録されている場合のみ GTD として採用した。カメラが傾くなどして底質を明瞭に写していなかった点、底質が遠すぎて判別できなかった点、GPS が明らかに誤差を生じている点などはデータとして不適と判断し除外した。

上記のように得られた GTD のうち 350 点がトレーニングデータとして、残りの 42 点が分類精度評価の参照データとしてそれぞれ用いられた。また、GTD のうち砂（sd）については放射輝度値のデータが消散係数比の算出にも用いられた。なお、海草藻場（sg）に関しては映像で記録された地点数が少なく、調査区全体に占める面積も非常に小さいことが予想されたため、GTD として用いなかった。

衛星画像が撮影された 2009年 5 月から GTD を取得した 2011年 2 月の間には、それ以前にあったような台風によるサンゴ礁の大規模損壊や深刻な白化現象は記録されていない。また 2 月から 5月の間にサンゴの生存状態に大きな季節変化があるとは考えられない。これらより、本研究では得られた GTD が 2009年 5 月の衛星画像中の底質を代表しうるという前提のもと解析を行った。

2. 4. 画像の処理と自動分類

本研究の衛星画像の処理と解析には、GISソフトウェアTNTmips（Ver.7.4, Microimage社）を用いた。

本研究では水柱放射量補正として Lyzenga

Table 1；Standard for identification of classes and visual examples from the videos. The coverage of Seaweeds on substrata are not taken into account.

<table>
<tr><th>Class Name</th><th>ab.</th><th>Standard for Identification</th><th>Example of View</th></tr>
<tr><td>Living Coral</td><td>lc</td><td>Any substrata covered with living hard corals regardless of phylogeny or morphology (>30%).</td><td>
</td></tr>
<tr><td>Dead Coral</td><td>dc</td><td>Bedrock substrata made of dead hard corals, or covered with their fragments uniformly, except for those identified as "lc".</td><td>
</td></tr>
<tr><td>Sand</td><td>sd</td><td>Flat substrata composed of sandy particles with relatively small and uniform size, except for those identified as "sg".</td><td>
</td></tr>
<tr><td>Sand with Rubble</td><td>sdrb</td><td>Flat substrata composed of sandy particles mixed with rubbles (fragments of branching corals, mainly) more than 50%, except for those identified as "sg".</td><td>
</td></tr>
<tr><td>Seagrass</td><td>sg</td><td>Flat substrata covered with living seagrasses (e.g., Halodule sp., Cymodocea sp., Syringodium sp.) (>30%).</td><td>
</td></tr>
</table>

(1981) の提唱した DI 指数を適用した。バンド i, jから得られる DI 指数（DIij）は以下の（1）式で与えられる。

$$DIij = Xi - Kij \cdot Xj \quad (1)$$

ここで、

$$Xi = \ln(Li - Lsi) \quad (2)$$

$$Xj = \ln(Lj - Lsj) \quad (3)$$

（Li；バンド i の放射輝度値、Lsi；バンド i の水深の十分に大きいピクセルにおける放射輝度値、Kij；バンド i, j の消散係数比）

処理前の各バンドの画像のピクセルは始めは放射輝度値と異なる DN 値を有しているが、これに各バンド固有に設定された係数を乗じることで放射輝度値（Li）に変換した。次に、底質の反射が見られないような水深の十分に大きな海域にお

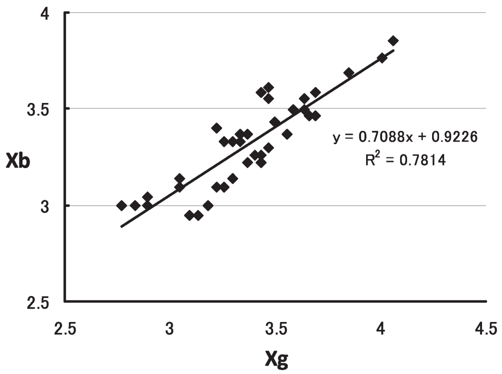


Fig. 2. Scatter plot of X values for Band 1（B）and Band 2（G）from the pixels of “sd” according to GTD. The slope of the regression line is equivalent to Kbg.

けるピクセルの各バンドの放射輝度値（Lsi）を求め、全てのピクセルの各バンドの放射輝度値からその値を減算した画像を得た（Li－Lsi）。

消散係数比 Kij は底質が同じで水深が異なるピクセルにおける Xi と Xj の散布図から求めることができる（LYZENGA, 1981）。例えば底質が砂（sd）のピクセルのみから得た Xj を横軸に、Xi を縦軸において線形回帰を行うと、回帰直線の傾きが Ki/Kj、すなわちKij となる。本研究では回帰精度が高かった（R^2＝0.78）バンド 1（B）とバンド 2（G）の消散係数比（Kbg）とその値から得られた DI 指数（DIbg）のみを採用した。Kbgを求めるために作成した散布図をFig. 2に示す。

このように得られた Lb－Lsb, Lg－Lsg, Kbg を基に、TNTmips の SMLスクリプト機能を用いて（1）式より 2 つのバンド画像から DIbg への変換を行った。

続いて画像中の陸域と深い海域（水深〉約20m）部分をこの後の画像分類から省くため、各バンドの放射輝度値の分布や海岸線地図、海底地形図などを参考に手動でマスク処理を行った。

本研究では画像の教師付き分類の手法として、TNTmips の自動分類機能のうち最小距離法を選択した。ビデオカメラの映像から得られた GTD をトレーニングデータとして用いた。上記のように得た DIbg の単一画像と、バンド 1 とバンド 2 の放射輝度値画像（Lb, Lg）をそれぞれ自動分類に供した。バンド 3（R）とバンド 4（NIR）の放射輝度値画像（Lr, Lnir）を分類に用いなかった理由として、第一にDI 指数を求めるのに用いたものと等しいバンドでの分類結果の比較が行いたかったこと、第二にバンド 3, 4 の波長帯の放射輝度値は比較的水深による影響を受けやすく、ごく浅い海底の底質分類以外には不向きであることがある。

どの程度細かいカテゴリまで分類が可能か評価するため、DIbg 画像の自動分類においてはトレーニングデータ中の分類クラスを生サンゴ（lc）、死サンゴ（dc）、砂（sd）、礫混じりの砂（sdrb）の 4 つとしたものと、生サンゴ（lc）、死サンゴ（dc）、砂または礫混じりの砂（sd or sdrb）の 3 つとしたものの 2 パターンで行った。Lb, Lg画像による分類では 3 つのクラスとした。

それぞれの分類結果について誤差行列（error matrix）を作成し、ユーザ精度、プロデューサ精度、全体の精度、タウ係数などの分類精度指数を算出した。誤差行列は行に画像分類の結果でのクラスを、列に GTD でのクラスをそれぞれ置き、参照データの全てのピクセルを表の形にまとめたものである（CONGALTON, 1991）。誤差行列において、ユーザ精度は各行について、プロデューサ精度は各列について、全体の精度は全ピクセルについて正しく分類されたピクセル数をそれぞれ表す。タウ係数（T）は以下の（4）式から求められる値で、全体の精度から偶然の一致が除かれているため、分類精度の一般的な指標として用いることができる（MA and REDMOND, 1995）。

$$T=(P_O P_r)/(1-P_r) \quad (4)$$

ここで、 $$P_r=\frac{1}{N^2}\sum_{i=1}^{M} n_i \cdot x_i \quad (5)$$

（P_0；全体の精度、N；参照データの総ピクセル数、M；分類クラス数、n_i；誤差行列 i 行目の合計ピクセル数、x_i；誤差行列 i 行目の正しく分類されたピクセル数）

また、分類クラスが同数の 3 である 2 つの分類結果から得られたタウ係数については、MA and REDMOND（1995）の手法に倣って Z 検定を行い、それぞれの分類精度の間に有意な差があるかを調べた。

分類精度解析の後、各分類結果について得られた生態学的情報について検討するとともに、サンゴ礁域マッピングの持つ可能性や環境保護策に関する改善点について考察した。

3. 結果

3. 1. 自動分類

自動分類に用いられたバンド 1（B）とバンド 2（G）の放射輝度値（LB, Lg）それぞれの白黒画像を Fig. 3a, b に、それらを用いて得られた DI 指数（DIbg）の白黒画像をFig. 3cにそれぞれ示した。放射輝度値の 2 つの画像では水深の影響によって暗くなっていた部分が、DI 指数の画像で

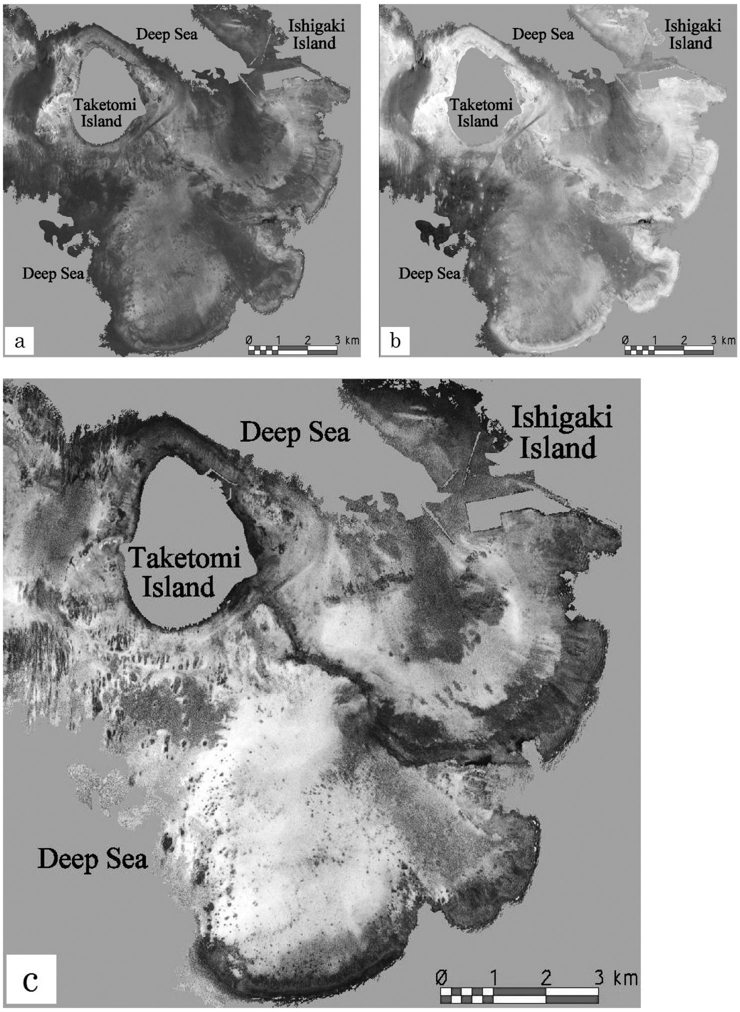


Fig. 3. Map of the research site corresponding to the area of Fig. 1b, after masked out the land and deep sea areas : a）Lb image; b）Lg image; c）DIbg image.

は水深の影響が補正されて底質の分布が現れた。

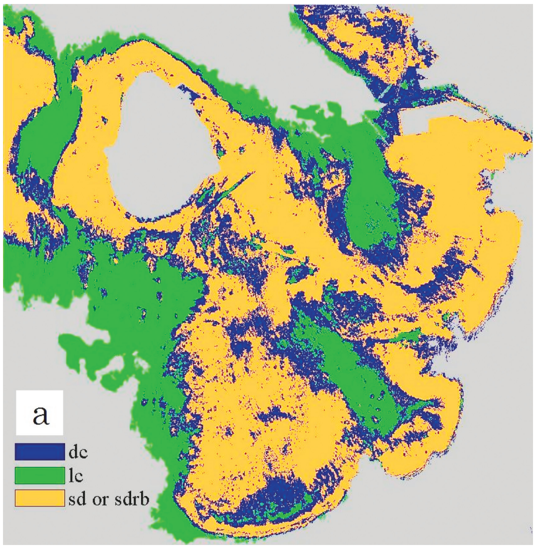
最小距離法により Lb, Lg の画像から 3 つのクラスによる自動分類を行った結果、Fig. 4a のような分類結果が得られた。また、同様に DIbg の画像から 4 つのクラスによる分類を行った結果、Fig. 4b が、また 3 つのクラスによる分類を行った結果、Fig. 4c がそれぞれ得られた。同じ DIbg 画像を 4 つのクラスで分類した結果と 3 つのクラスで分類した結果（Fig. 4bと4c）を比較すると、前者では sd と sddc が交じり合っている部分が、後者では概ね sd or sddc に分類されている以外は目立った変化は見られなかった。それに対し、Lb, Lg 画像による分類結果と DIbg 画像による同じクラス数での分類結果（Fig. 4aと4c）は、見た目にも大きく異なった分類結果となった。

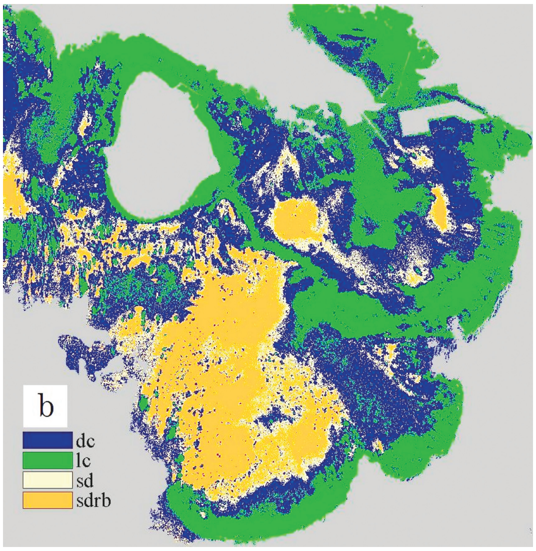
また、映像には記録されたが自動分類の際トレーニングデータとしては用いなかった海草藻場（sg）の分布していた場所は、ほとんどが dc や lc に誤分類されていた。

3. 2. 分類精度の解析

Fig. 4a, b, c までの分類結果を基に作成した誤差行列と、算出された各分類精度指数（ユーザ精度、プロデューサ精度、全体の精度、タウ係数）の値を、Table 2a, b, c に示す。

分類に用いた画像による分類精度の違いを比較したところ、Lb, Lg 画像による分類結果（Table 2a）は DIbg による分類結果（Table 2c）に比べ、





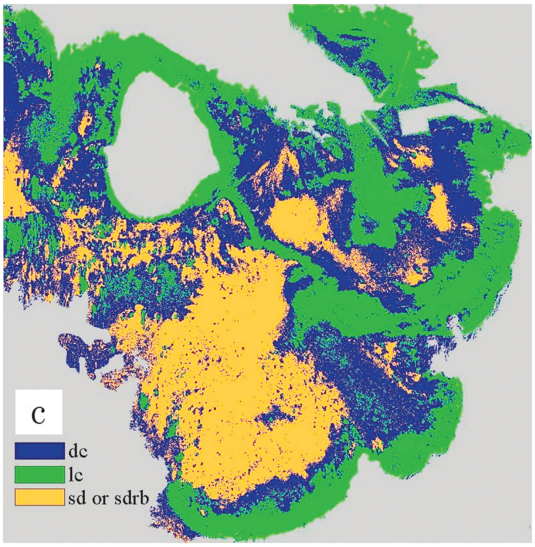


Fig. 4 Results of the classification of research site, corresponding to the area of Fig. 1b: a) by Lb and Lg with 3 classes; b) by DIbg with 4 classes; c) by DIbg with 3 classes.

全ての分類精度指数について低い値を示した。特に lc についてのユーザ精度は、DIbg 画像による分類では 0.78 と高い値であるのに対し、Lb, Lg 画像による分類では 0.38 と大きく減少している。一方、lc についてのプロデューサ精度はそれぞれ 1.00 と 0.86 で、ユーザ精度ほど大きな差は無かった。このことは Lb, Lg 画像による分類では lc の分布が過大評価される恐れがあることを示唆している。また両者のタウ係数（それぞれ0.45と0.72）について Z検定を行ったところ、Z値は3.17（>2.58）となり、有意水準 1 %で分類精度に有意差有りという結果が得られた。

また分類クラスの数による分類精度の違いを比較したところ、4 クラスでの分類（Table 2b）から 3 クラスでの分類（Table 2c）にクラス数を減らすと全体の精度、タウ係数とも大きく向上した。4 クラスでの分類では sd と sdrb の間の誤分類が多く、全体の精度を低下させる要因となっていた。特に sd のユーザ精度、プロデューサ精度はともに非常に低い値（それぞれ 0.43、0.30）であった。それに対し、3 クラスとした分類では sd or sdrb とまとめられたクラスのユーザ精度、プロデューサ精度がそれぞれ 0.90、0.83 と高い値となった。

4. 考察

4. 1. 手法に関する評価

本研究で分類や精度解析に用いた GTD はビデオカメラによる線的データから得たため、そのスケールは必ずしも AVNIR-2 画像の空間解像度（10m×10m）と一致しない。GPS の測位に多少の誤差があった可能性があるほか、GTD の作成にある程度恣意性が内在している点も問題点として挙げられる。このように GTD の取得手法は今後改善の余地があるが、全体の精度にして最大 0.81、タウ係数にして最大 0.72 という高い精度の分類結果が得られたことは、今回の手法がある程度効果的なデータ取得手法であったことを裏付けている。

DIbg による分類結果は Lb, Lg による分類結果よりも有意に高い精度を示した。これは DI 指

Table 2；Error matrices of each classification and calculated coefficients of accuracy（User's accuracy, Producer's accuracy, Overall accuracy, and Tau-coefficient）：a）by Lb and Lg with 3 classes; b）by DIbg with 4 classes; c）by DIbg with 3 classes.

a

		Reference data: lc	dc	sd or sdrb	Total	User's accuracy
mapping result	lc	6	7	3	16	0.38
	dc	1	3	5	9	0.33
	sd or sdrb	0	2	15	17	0.88
	Total	7	12	23	42	
Producer's accuracy		0.86	0.25	0.65		
Overall accuracy					0.57	
Tau-coefficient					0.45	

b

		Reference data: lc	dc	sdrb	sd	Total	User's accuracy
Mapping result	lc	7	2	0	0	9	0.78
	dc	0	8	2	2	12	0.67
	sdrb	0	0	9	5	14	0.64
	sd	0	2	2	3	7	0.43
	Total	7	12	13	10	42	
Producer's accuracy		1.00	0.67	0.69	0.30		
Overall accuracy						0.64	
Tau-coefficient						0.57	

c

		Reference data: lc	dc	sd or sdrb	Total	User's accuracy
mapping result	lc	7	2	0	9	0.78
	dc	0	8	4	12	0.67
	sd or sdrb	0	2	19	21	0.90
	Total	7	12	23	42	
Producer's accuracy		1.00	0.67	0.83		
Overall accuracy					0.81	
Tau-coefficient					0.72	

数を用いた底質環境マッピングをサンゴ礁域へ適用することの有用性を強く支持する結果である。Fig. 4a を見ると Lb, Lg による分類では各分類クラスが水深帯に沿って帯状に分布し、水深の大きい順から lc, dc, sd or sdrb に分類されている傾向が見られる。一方、Fig. 4c の DIbg による分類では各クラスの分布は帯状ではなくなり、水深帯の影響が大幅に除去されていることが分かる。DI 指数による底質判別の向上が顕著な部分の例として、Fig. 4 の拡大画像を Fig. 5a, b に示した。Fig. 5a では一様に lc に分類されていた部分から、Fig. 5b では主に dc で構成される礁の輪郭が明瞭に浮かび上がっている。また前述のように、Lb, Lg を用いた分類では lc を過大評価する危険性があることを考えても、サンゴ礁域の底質マッピングには DI 指数を用いるのが適切と言えよう。

また、分類クラスを 4 つとして分類した結果精度は低い値であったが、sd と sdrb を 1 クラスとしてまとめることで分類精度が大きく向上した。このことは AVNIR-2 画像の空間解像度とバン

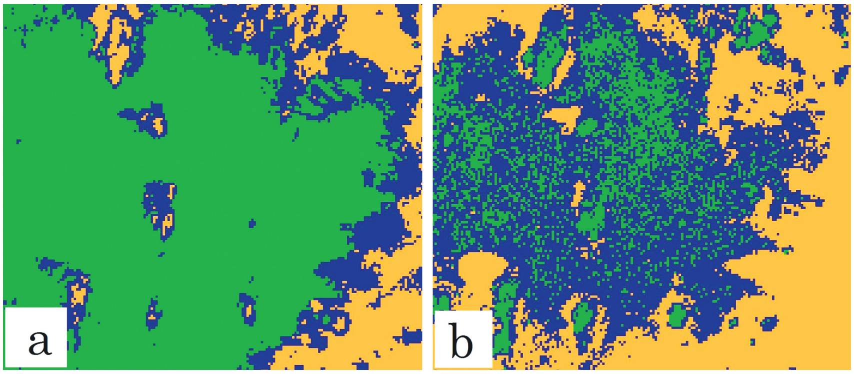


Fig. 5. Extended maps of the area representing the improvement of classification due to water–column correction (corresponding to the blue rectangle with number 3 in Fig. 1b, upper–left; E124°04′55.2′′, N24°18′10.9″ lower–right; E124°05′57.2″, N24°17′21.9″),: a) derived from Fig. 4a ; b) derived from Fig. 4c. The influence of depth looks larger in former than in latter.

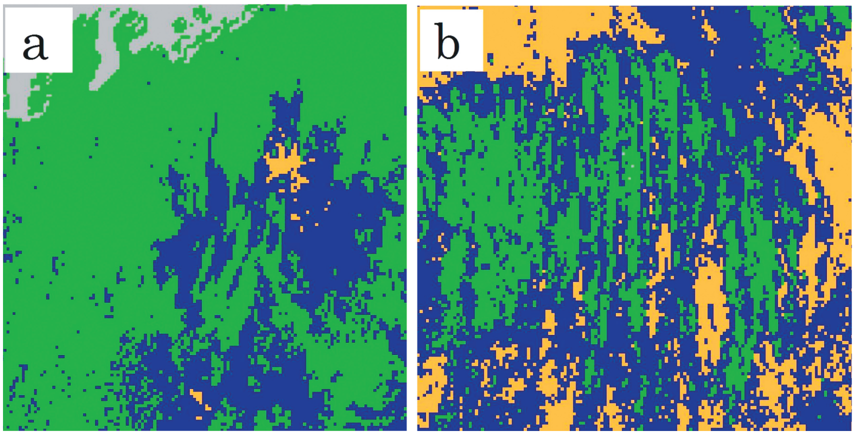


Fig. 6. Extended maps of two marine protected areas in research site derived from Fig. 4c : a) Takidonguchi (corresponding to the blue rectangle with number 1 in Fig. 1b, upper–left; E124°03′56.4″, N24°20′46.1″ lower–right; E124°04′43.2″, N24°19′59.7′) ; b) Shimobishi (corresponding to the blue rectangle with number 2 in Fig. 1b upper–left; E124°03′15.5″, N24°18′47.7″ lower–right; E124°04′05.8″, N24°18′03.0″).

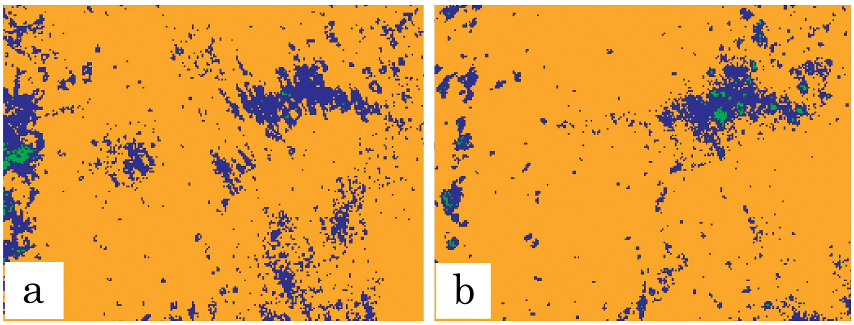


Fig. 7. Extended maps of the area in which many patch reefs are distributed (corresponding to the blue rectangle with number 4 in Fig. 1b, upper–left; E124°05′44.1″, N24°16′37.6″ lower–right; E124°07′14.1″, N24° 15′34.7″) : a) from Fig. 4a ; b) from Fig. 4c. Distribution and shapes of patch reefs look clearer in latter than in former.

ド帯では砂と礫混じりの砂を分類することが困難であることを示している。これらの分類については、可視光域のバンド数がより多い Worldview-2 などの衛星画像を用いることで達成できる可能性があり、今後検証が望まれる。

この後の生態情報に関する考察では、最も分類精度の高かった DIbg による分類結果を中心に議論を行う。

4. 2. 画像解析から得られる生態情報

サンゴ礁域の衛星画像解析においては、生きたサンゴの分布や現存量に主眼が置かれることが多い。この目的のためには、前述のように分類クラスの分布が水深帯に大きく左右される放射輝度値による分類結果よりも、水深の影響を除去した DI 指数による分類結果を評価に用いた方が適切である。海域公園に指定されているタキドングチ周辺とシモビシ周辺の DIbg による分類結果を Fig. 6a, b にそれぞれ拡大して示した。これらの画像の範囲内における全てのピクセルに対する lc（生サンゴの被度30%以上）の割合を求めたところ、それぞれ 70.8%と 26.1%であった。環境省の調査によれば、2009年6月のシモビシ周辺の調査区では生サンゴ被度が10%程度と低い値であった（環境省, 2010）。またタキドングチ周辺の調査区の10月の生サンゴ被度はおよそ10%だったと報告されているが、同じ報告書内の他の調査では 6 月に被度が 50%以上の調査区も見られたと記載されている。環境省の報告書は特定の狭い調査区における直接観測の結果を基に作成されているため、本研究の結果と単純に比較できるものではないが、これらの報告の内容は本研究の結果と大きく矛盾してはいない。従って、2009年 5 月のそれぞれの海域公園地区のサンゴの生存状態は、タキドングチでは概ね良好、シモビシではやや衰退していたものと考えられる。

また、ビデオ映像の判定で sg と分類された地点が DIbg の分類結果では dc や lc と誤分類されていたことから、dc や lc の分布域は過大評価されているおそれがある。同様に、表面に海藻類の繁茂した dc が lc に誤分類された地点が存在する可能性も考えられる。例えば、Fig. 5b の分類結果では dc で主に構成される中央の礁に lc が細かく入り混じっている。ビデオ判定の際にこの付近の死サンゴ上にホンダワラ類と考えられる海藻が繁茂しているのが確認されているため、この lc が海藻類の誤分類である可能性は否定できない。また、竹富島周囲の岸のごく近くは lc と分類されているが、地理的に見てこれも海藻類の誤分類である可能性がある。DI 指数のみで一次元的に自動分類を行う場合、値が似通っている異なるクラス間では誤分類が避けられないという問題点がある。改善手段として、明らかな誤分類については手動で修正を加えることによりマッピング精度を上げることができる（MUMBY *et al.*, 1998）。より正確な底質マップを作成するため、手動修正の参考データとなるような追加的な調査を行うことも考える必要がある。

Fig. 4 を見ると、竹富島南沖で広く sd or sdrb が分布している海域に、主に dc で構成される大小多様なパッチリーフが散在していることが分かる。その海域の一部を、Fig. 7a（Lb, Lg による分類の拡大画像）、7b（DIbg による分類の拡大画像）に拡大して示した。これらの画像を見比べると、両者でパッチリーフの規模や分布が大きく異なっている。パッチリーフは造礁サンゴの幼生の着底基盤となり、サンゴ礁の回復の足がかりとして重要な環境である。また、パッチリーフを住処とする魚種にとっては、パッチリーフの規模や数が次世代の加入や成魚の移入の量を左右する（SCHROEDER, 1987; ROBERTSON, 1988）。さらに、砂や礫に比べ複雑な地形を有するため、生態系全体の生物多様性に大きく寄与していると考えられる。しかしながら、パッチリーフは台風などの自然現象によって破壊され消失することが知られている（e.g., 環境省, 2010）。これらのことから、パッチリーフの規模や数、分布を正しくマッピングすることは、サンゴ礁生態系の状態のモニタリングと保全に大いに役立つと考えられる。それぞれの分類精度から考えると、Fig. 7a の分類結果を用いて評価を行った場合、パッチリーフの規模や分布の評価を誤る危険性がある。逆に Fig. 7b のように DI 指数による自動分類を行うことでパッチリーフについての有益な情報が得られ、その情報はサンゴ礁生態系の状態のモニタリングの際の一つの重要な要素となりうる。なお、AVNIR-2 の後継機として現在開発が行われている ALOS-3 のマルチスペクトラルセンサでは空間解像度が 5m の仕様となるため、より細かなパッチリーフまで検出できるようになると考えられる。

4.3. 石西礁湖保全の今後

現在の石西礁湖のモニタリングでは主に狭い調査区における実地観測が用いられており（e.g., 環境省, 2010）、広域的な評価はそれらの結果から導かれている。精度が 80%程度のリモートセンシングによる底質マッピングのみからサンゴ礁の健全性を評価することは困難であり、詳細な実地調査でのみ得ることができる重要な生態情報（e.g., サンゴの優占種、魚類などの生息状況、オ

ニヒトデの分布情報）が存在するのも事実である。しかしその一方で、調査区の生態情報が必ずしも周囲の状態を代表しているとは限らないため、このような実地観測は広域的な生態系の評価を誤る危険を孕んでいる。こうしたリスクを回避し、サンゴ礁全体の状態を正しく評価するためには、リモートセンシングによる概観的・広域的な観測も必要であると考えられる。また、リモートセンシングを用いることで実地調査の対象外の細かいパッチリーフの分布や規模の経時変化を追跡することも可能である。すなわち、従来の観測手法に本研究のようなDI指数を用いた底質マッピングを追加的に行うことは、石西礁湖の生態系のモニタリングに大きく寄与しうると考えられる。本研究の実地調査に要した時間は移動もあわせて合計10時間足らずであり、少ないコストで調査を行えることも特筆すべき点である。

2010年に名古屋で行われた生物多様性条約のCOP10では全海域の10%をMPAとすることが2020年目標として掲げられ、現在のMPA面積がわずか数%である日本では海域公園地区の再設定や拡大の議論が活発化している。石西礁湖には既にタキドングチ、シモビシを含む4ヶ所の海域公園地区が設定されているが、いずれも小規模であり、シモビシのようにサンゴ礁の健全性が低下している地区もある。今後もオニヒトデの食害や台風、白化現象などによって健全なサンゴの分布が変遷していくことが予想されるため、海域公園の再編成には慎重を要する。本研究のような衛星リモートセンシングによる底質マッピングは、各地点のサンゴの相対的な状態や健全なサンゴの分布の移り変わりを評価する指標となるため、海域公園の再編成の際にも有用な技術であると考えられる。

謝辞

本研究を行うにあたり、東京海洋大学海洋学部の岡本峰雄教授には近年の石西礁湖のサンゴ礁の状態に関してご教示頂くとともに、調査地の選択に関する貴重なご助言を頂きました。実地調査のベースキャンプであった石垣島では、有限会社マリンポイントの屋良部守氏および屋良部守明氏には、調査地の選択についてご助言を頂いたほか、調査の際の操船と案内にご協力頂き、また備品や作業所をご提供頂くなど、大変お世話になりました。また、環境省自然環境局国際サンゴ礁研究・モニタリングセンターの職員の皆様には石垣島滞在中に大変お世話になりました。ここに厚く御礼申し上げます。また本研究は副著者がPIであった独立行政法人宇宙航空研究開発機構（JAXA）のALOSプロジェクトの成果であることを付記する。本研究は、環境研究総合研究費新戦略型課題S－9「アジア規模での生物多様性観測・評価・予測に関する総合的研究」の成果の一部である。

文献

Congalton, R. G. (1991): A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. Remote Sensing of the Environment, **37**: 35–46.

Green, E. P., P. J. Mumby, A. J. Edwards and C. D. Clark (1996): A review of remote sensing for the assessment and management of tropical coastal resources. Coastal Management, **24**: 1–40.

Hughes, T. P., A. H. Baird, D. R. Bellwood, M. Card, S. R. Connolly, C. Folke, R. Grosberg, O. Hoegh-Guldberg, J. B. C. Jackson, J. Kleypas, J. M. Lough, P. Marshall, M. Nystrom, S. R. Palumby, J. M. Pandolfi, B. Rosen and J. Roughgarden (2003): Climate change, human impacts, and the resilience of corel reefs. Science, **301**: 929–933.

Jackson, J. B., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjorndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. A. Estes, T. P. Hughes, S. Kidwell, C. B. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandol, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner and R. R. Warner (2001): Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. Science, **293**: 629–37.

環境省（2010）：平成21年度石西礁湖サンゴ礁保全総合調査業務報告書.

Lourey, M. J., D. A. J. Ryan and I. R. Millar (2000): Rates of decline and recovery of coral cover on reefs impacted by, recovering from and unaffected by crown-of-thorns starfish Acanthaster planci : a regional perspective of the Great Barrier Reef. Marine Ecology Progress Series, **196**: 179–186.

Lyzenga, D. R. (1978): Passive remote sensing techniques for mapping water depth and bottom features. Applied Optics, **17** (3): 379–384.

Lyzenga, D. R. (1981): Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landsat data. International Journal of Remote Sensing, **2** (1): 71–82.

Ma, Z. and R. L. Redmond (1995): Tau coefficient for accuracy assessment of classification of remote sensing data. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **61**: 435–439.

Moberg, F. and C. Folke (1999): Ecological goods and services of coral reefecosystems. Ecological Economics, **29**: 215–233.

Mumby, P. J. and R. S. Steneck (2008): Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. Trends in Ecology & Evolution, **23** (10): 555–563.

MUMBY, P. J., R. S. CLARK, E. P. GREEN and A. J. EDWARDS (1998): Benefits of water column correction and contextual editing for mapping coral reefs. International Journal of Remote Sensing, **19** (1): 203–210.

西平守孝・VERON, J. E. N. (1995): 日本の造礁サンゴ類. 海游舎, 東京, pp. 439.

野島 哲・岡本峰雄 (2008): 造礁サンゴの北上と白化. 日本水産学会誌, **74** (5): 884–888.

OMIJA, T. (2004): Terrestrial inflow of soils and nutrients. In: M. TSUCHIYA, K. NADAOKA, H. KAYANNE, H. YAMANO (Eds), Coral Reefs of Japan. The Japanese Coral Reef Society and Ministry of the Environment, Tokyo, pp. 64–68.

PET–SOEDE, L. and M. V. ERDMANN (1998): Blast fishing in Southwest Sulawesi, Indinesia. Naga, ICLARM Quarterly, April–June: 4–9.

ROBERTSON, D. R. (1988): Abundances of surgeonfishes on patch–reefs in Caribbean Panama: due to settlement, or post–settlement events? Marine Biology, **97**: 495–501.

SAGAWA, T., A. MIKAMI, T. KOMATSU, N. KOSAKA, A. KOSAKO, S. MIYAZAKI and M. TAKAHASHI (2008): Technical Note. Mapping seagrass beds using IKONOS satellite image and side scan sonar measurements: a Japanese case study. International Journal of Remote Sensing, **29** (1): 281–291.

SCHROEDER, R. E. (1987): Effects of patch reef size and isolation on coral reef Fish recruitment. Bulletin of Marine Science, **41** (2): 441–451.

SHIMOIKE, K. (2004): Terrestrial inflow of soils and nutrients. In: Tsuchiya, M., Nadaoka, K., Kayanne, H., Yamano, H. (Eds), Coral Reefs of Japan. The Japanese Coral Reef Society and Ministry of the Environment, Tokyo, pp. 219–224.

SZMANT, A. M. (2002): Nutrient enrichment on coral reefs: Is it a major cause of coral reef decline? Estuaries, **25** (4b): 743–766.

WILKINSON, C. (2008): 2008. Status of Coral Reefs of the World: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.

受付年月日：2011年 5 月 6 日
受理年月日：2011年 6 月 8 日