

リモートセンシングによる海面養殖施設マッピング手法の開発と適用

村田 裕樹

目次

第 1 章	序論	1
第 1 節	研究の背景	1
1.1.1.	沿岸域管理の必要性	1
1.1.2.	海面養殖の重要性と自然環境の保全	2
1.1.3.	人工衛星リモートセンシングによる沿岸域管理の可能性	4
1.1.4.	東日本大震災による三陸沿岸の水産業の被害	6
第 2 節	研究の目的と章構成	7
	図表	9
第 2 章	高分解能光学衛星画像を用いた海面養殖施設の自動抽出手法開発	16
第 1 節	緒言	16
第 2 節	材料と方法	17
2.2.1.	調査場所	17
2.2.2.	高分解能光学衛星画像と解析方法	18
第 3 節	結果	20
2.3.1.	読図マッピングと漁協管理情報	20
2.3.2.	任意閾値オブジェクトベース解析	21
2.3.3.	指定閾値オブジェクトベース解析	22
第 4 節	考察	23
2.4.1.	自動抽出のための最適バンドと閾値の設定	23
2.4.2.	マッピングの課題	24
	図表	26
第 3 章	合成開口レーダによる海面養殖施設検出および種類判別手法開発	40
第 1 節	緒言	40
第 2 節	材料と方法	44
3.2.1.	調査場所	44
3.2.2.	高分解能光学衛星画像と航空写真	44
3.2.3.	航空機搭載合成開口レーダ Pi-SAR-L2 データ	44
第 3 節	結果	45
3.3.1.	高分解能光学衛星による海面養殖施設の空間配置	45
3.3.2.	Pi-SAR-L2 の HH および HV 単偏波観測画像による海面養殖施設の検出	45
3.3.3.	Pi-SAR-L2 全偏波観測画像による海面養殖施設の種類判別	46
第 4 節	考察	47
	図表	50

第 4 章	海面養殖施設マッピング手法の適用：三陸沿岸を対象として	61
第 1 節	緒言.....	61
第 2 節	材料と方法.....	62
4.2.1.	調査場所.....	62
4.2.2.	使用データと方法	62
第 3 節	結果.....	63
4.3.1.	山田湾の海面養殖施設	63
4.3.2.	広田湾の海面養殖施設	64
第 4 節	考察.....	66
4.4.1.	高分解能光学衛星画像による海面養殖施設の自動抽出.....	66
4.4.2.	人工衛星搭載型合成開口レーダによる海面養殖施設の検出と種類判別 ..	67
4.4.3.	山田湾の海面養殖施設の震災前後での変化.....	67
図表	70
第 5 章	総合考察	87
第 1 節	リモートセンシングによる海面養殖施設マッピング手法の今後	87
第 2 節	東日本大震災から海面養殖施設の復旧について	88
第 3 節	海面養殖施設マッピング手法の他分野での利用	90
引用文献	91
謝辞	100

第 1 章

序論

第 1 節 研究の背景

1.1.1. 沿岸域管理の必要性

沿岸域ではコンテナ船・貨物船による海上物流拠点や工場・発電所・漁港等が立地しており、現代社会にとって必要不可欠な場が形成されている。また、沿岸域では藻場・干潟・塩性湿地・マングローブ林・サンゴ礁などの自然環境が形成されており、人類にとって重要な生態系サービスを提供している (Costanza et al. 1997, Barbier et al. 2011, Costanza et al. 2014)。しかし、埋立てや伐採等によって直接的に、また人間活動に由来する水質汚染等によって間接的に自然環境の悪化・減少が進んできた (e.g., Duarte 2002, Orth et al. 2006, Waycott et al. 2009)。そのため、解決に向けて世界が取組むべき環境課題となっている。

こうしたことを受け、1992 年のリオデジャネイロにおける国連の地球サミットで沿岸域の総合的管理や持続可能な開発に対する取組みを行うことが各国で合意された (United Nations Conference on Environment and Development 1993)。日本では、2007 年に施行された海洋基本法において沿岸域の総合的管理に取組むことが定められた。また同年、国連教育科学文化機関 (UNESCO) の政府間海洋学委員会 (IOC) は「海洋空間計画 (Marine Spatial Planning: MSP)」を提案し、人間活動と自然環境を持続可能な形で利用していくための方法を提言した (Ehler et al. 2007)。この海洋空間計画では、生態系に

基づくアプローチから海域を管理していくことを提唱しており、さまざまなステークホルダーの参加により生物学的、生態学的に重要なエリアと人間活動による利用等の情報についての現状把握を行い、海洋空間利用の将来計画を策定し、持続的な利用を行うことが重要であることを示している。日本では、2018年に新たに策定された第3期海洋基本計画において海洋状況把握（Maritime Domain Awareness：MDA）が基本施策の1つとして位置付けられるなど、海洋における情報の収集、集約、共有が求められている。このように沿岸域を含む海域を対象として、さまざまな政策が国内外で提案されており、海域を持続的に利用していくことが求められている。

世界では化石燃料の使用により生じる二酸化炭素等の温室効果ガスの増加が地球温暖化を加速させているということが明らかとなっている（IPCC 2019）。日本では、2011年3月11日の福島第一原子力発電所の事故以降、原子力、火力発電等の代替となる再生可能エネルギーによる電源開発に取り組み始めている（資源エネルギー庁 2018）。その一環として、海域では洋上風力発電や潮流発電の実証実験が行われており、海域利用に関する法改正と合わせて実用化への動きが進んでいる（産業技術総合研究所 2014, 2018）。一方で沿岸域には海面養殖を含めた漁業活動、海上物流などによる海面利用がすでに行われている海域が多い。そのため、新たな海域利用のためには多くのステークホルダーによる合意形成が必要不可欠である。これを実現するためには、人間活動と自然環境に関する情報を収集・集約・共有し、さまざまな立場・観点からの総合的な議論が必要である。

1.1.2. 海面養殖の重要性と自然環境の保全

世界人口の多くが集中している沿岸域では、食料源として水産物の供給が必要不可欠である。しかし、世界の水産物漁獲量は1980年代後半から伸び悩んでいる（World Bank, 2013）。一方で養殖による生産量は増加傾向にあり、急激な世界人口の増加に伴う食料需要に対応するため、持続的な養殖生産による食料供給が期待されている。

海面養殖は時として自然環境を直接的もしくは間接的に減少・消失してきた。例えば、東南アジアではエビの養殖池を整備するためにマングローブ林が伐採されてきた（e.g.

Huitric et al. 2002, Thu et al. 2007, Ilman et al. 2016)。また、多くの国で魚類養殖がアマモ場や海底環境などに悪影響を及ぼしてきた (e.g. Delgado et al. 1999, Pergent-Martini et al. 2006, Cullain et al. 2018)。このような背景から、海を持続的に利用していくためには人間活動による養殖活動と沿岸域の自然環境の両方を把握し、適切に管理していくことが必要である (Komatsu et al. 2012)。

日本の沿岸では区画漁業権に基づいて海面養殖が行われている。区画漁業権は漁業法に基づいており、5年又は10年の免許期間ごとに都道府県知事による免許が必要である。区画漁業権は第1種から第3種までであるが、最も一般的なのは第1種区画漁業権である (小松ら 2017)。第1種区画漁業権では、一定の区域内において石、かわら、竹、木等を敷設して営む養殖業が許可される。区画漁業権に基づいて行われる養殖の漁場は各地域の漁業協同組合 (漁協) が自主的に管理している (Yamamoto 1995)。そのため、漁場管理の方法・程度は各漁協やその支所によって異なる。また、一つの湾内の区画漁業権に複数の漁協・支所が関係する場合もある。そのような場合には、区画漁業権単位でしか養殖漁場が管理されてないために、湾全体の海洋環境を健全に維持するには漁協間の調整が必要になる。また、漁協が定めている行使規則台数を大幅に上回る養殖施設が設置されている場合 (陸田ら 2011) や、区画漁業権の区域外に養殖施設が設置されている場合 (宮城県南三陸町 2010) もあり、養殖漁場が適切に管理されていない状況も発生している。海面養殖が自然環境に与える影響を最小限にし、自然の環境収容力の範囲内で養殖するためには湾といった自然地形の単位で情報を把握し、適切に管理していくことが重要である。一方で、海面養殖のために使用・設置されている海面養殖施設の情報を現地調査で把握するには漁協単位では人的余力がなく、現実的でないことから、海面養殖施設を効率的に把握するための手法開発が望まれていた (小松ら 2017, 柳 2019)。

2018年「漁業法等の一部を改正する等の法律」が第197回国会に提出・可決され12月14日に公布、2年以内に施行される。この改正漁業法により漁業権者はその漁場を適切・有効に活用する責務を課されるとともに、漁場活用に関する情報の報告を義務づけられることとなった。このように海洋に関する情報の収集・集約・共有はこれまで以上に求めら

れるようになっている。海面養殖施設の実際の設置状況や航路の位置などの海面利用状況を一枚の地図で示すことができれば、国・都道府県・市町村の政策決定者や利害関係者間での協議の場など、様々な場面で活用されることが期待できる。

1.1.3. 人工衛星リモートセンシングによる沿岸域管理の可能性

物に触らずに調べる技術をリモートセンシングといい、人工衛星や航空機などに搭載したセンサから広い範囲の地表面を同時に観測することができる。リモートセンシングのプラットフォームである人工衛星の一つに陸域の環境や資源などを観測する地球観測衛星がある。地球観測衛星は地球上の周囲の決まった軌道上を一定周期で周回し、定期的な観測を行っている。観測されたデータは蓄積されており、過去に遡った解析が可能である。このような地球観測衛星に搭載されているセンサとして、光学センサと合成開口レーダがある。

光学センサは受動型センサであり、太陽光が地表面の物体に当たって反射する可視光から近赤外までの波長帯を観測するものである。したがって、太陽光が当たらない夜間は観測ができず、また雲の下にある地表面を観測することができない。このように光学センサは地表面の観測頻度の安定性に欠けるが、可視光域を観測しているためデータの解釈が容易である。また、可視光の一部は水を透過するので、水中での光の吸収と散乱が少ない浅海域では海底面からの光反射スペクトルを観測することができる。マイクロ波は雲や霧、ある程度の雨などを貫通し、昼夜を問わずに観測可能である（大内，2009）。このマイクロ波をセンサ自身が照射と受信を行う能動型センサが合成開口レーダ（Synthetic Aperture Radar: SAR）である。しかし、マイクロ波は海面で反射するため、海面下の観測はできない。

高い空間解像度を持つ地球観測衛星として 1972 年に世界で初めて打ち上げられた米国の Landsat1 の Multispectral Scanner System (MSS) による地上分解能は 80m で、Landsat3 まで同じセンサでの観測が続けられた（表 1.1）。MSS は可視近赤外域を 4 つの波長帯（バンド）で観測可能であった。その後打ち上げられた Landsat4 では MSS の他に Thematic Mapper (TM) というセンサが搭載され、空間解像度が 30 m となり、またバ

ンド数も 7 バンドに増加した。その後、LANDSAT8 では Operational Land Imager (OLI) というセンサが搭載され、バンド数が 9 に増えた。また、データ量子化ビット数は Landsat1 から Landsat7 までは 8 bit だったのに対し、Landsat8 では 12 bit となった。このように、Landsat などの地球観測衛星に搭載されるセンサの性能は空間解像度、量子化ビット数ともに飛躍的に向上している (表 1.2)。

光学センサを搭載した人工衛星のうち、現在も運用されており一般にデータの入手が可能で最も空間解像度が高いものは米国 Maxar Technologies 社 (打上げ当時は Digital Globe 社) が 2014 年に打ち上げた人工衛星 WorldView-3 である (2016 年に WorldView-4 が打ち上げられたが、故障により 2019 年に運用を停止)。WorldView-3 は、最大空間解像度がマルチスペクトルバンドで 1.24 m、パンクロマチックバンドで 0.31 m、量子化ビット数 11 bit でデータ取得が可能である (表 1.3)。

マイクロ波を観測する SAR は人工衛星や航空機といったプラットフォームの進行方向 (アジマス方向) に対し、直角方向 (レンジ方向) に斜め下方にマイクロ波を照射し、その後方散乱を受信する (図 1.1)。現在運用されている人工衛星搭載 SAR は主に X バンド (中心波長約 3 cm)、C バンド (同 6 cm)、L バンド (同 24 cm) が用いられている (表 1.3)。SAR では従来、水平偏波 (HH) あるいは垂直偏波 (VV) のような 1 つの偏波による観測方法が用いられてきたが、近年はこれら水平・垂直偏波を同時に観測できる多偏波 SAR、特に送信・受信での水平・垂直偏波の 4 つを組み合わせた全偏波観測 SAR が世界的に注目され応用研究が進められている。例えば、Yonezawa et al. (2012) は 2008 年の岩手・宮城内陸地震によって発生した地すべり地の検出において、空間解像度 10 m の単偏波観測データよりも空間解像度 30 m の全偏波観測データの方が検出に適していたと報告しており、さまざまな分野で全偏波観測 SAR の応用研究が進められている。

世界初となる全偏波観測可能な L バンド SAR, PALSAR を搭載した人工衛星 ALOS は、日本の宇宙航空研究開発機構 (JAXA) によって 2006 年から 2011 年まで運用された。2014 年にはその後継機となる PALSAR-2 を搭載した人工衛星 ALOS-2 が打ち上げられた。PALSAR-2 は PALSAR よりも空間解像度が向上し、全偏波観測時の空間解像度が

ALOS PALSAR が 24~89 m であったのに対し、ALOS-2 PALSAR-2 では 6 m もしくは 10 m での観測が可能となった。また、JAXA は航空機搭載型 SAR の Pi-SAR (1998 年から 2011 年まで) と Pi-SAR-L2 (2012 年から 2017 年まで) を使用して不定期観測を行っている。Pi-SAR は 2.5×1.6 m, Pi-SAR-L2 は 1.76×3.2 m の空間解像度で全偏波観測が可能であり、ALOS や ALOS-2 といった人工衛星搭載 SAR よりも高い空間解像度のデータが得られる。

このような光学センサおよび SAR によるリモートセンシング手法を沿岸海域に適用した研究は幅広く行われている。光学センサを利用した研究では、Phinn et al. (2008) は Quickbird-2 および Landsat5, Knudby et al. (2011) は IKONOS, Tsujimoto et al. (2016) は WorldView-2 を用いて浅海域の海草・海藻藻場をマッピングしている。Nurdin et al. (2015) は Landsat1,2,4,5,7,8, Sawayama et al. (2015) は WorldView-2 を用いてサンゴ礁をマッピングしている。海面養殖施設をマッピングした事例として、Komatsu et al. (2002) は IKONOS, Komatsu et al. (2012) は ALOS, Fujii et al. (2019) は GeoEye-1, WorldView-1,2,3, Kang et al. (2019) は Landsat5,7,8 を使用した。SAR を利用した研究では、Travaglia et al. (2004) は ERS-2, RADARSAT-1, Szuster et al. (2008) は RADARSAT-1, Sugimoto et al. (2013) は ALOS PALSAR を使用した。このように沿岸海域に光学センサおよび SAR によるリモートセンシングを適用した研究は、衛星データの空間分解能の向上に伴って増加しており、今後もさらに進むことが予想される。

1.1.4. 東日本大震災による三陸沿岸の水産業の被害

岩手県から宮城県にかけての三陸沿岸ではリアス式の海岸地形を活かし、古くからホタテガイ、カキ、ホヤ、コンブ、ワカメなどの無給餌養殖、ギンザケなどの給餌養殖が行われてきた。しかし、2011年3月11日東日本大震災による大津波は三陸沿岸の養殖施設に壊滅的な被害をもたらした。これらの被害額は養殖施設だけで738億円と見積もられている。その後2020年1月末時点で、再開を目指す養殖施設は100%復旧したとされている(農林水産省 2020)。岩手県・宮城県ともに海面養殖生産量は2016年時点で震災前2010

年時点と比較して3分の2程度となっている(図1.2)。漁業センサスによると海面漁業の就業者人口は2008年時点で岩手県9,753人、宮城県9,753人であったのに対し、2013年時点で岩手県6,289人、宮城県6,516人、2018年時点で岩手県6,327人、宮城県6,224人(農林水産省2010, 2015, 2020)となっており、震災後は震災前の3分の2程度となっている。

東日本大震災前の三陸沿岸では過剰な海面養殖施設の配置が漁場劣化を引き起こしていた。例えば、宮城県志津川湾ではカキ養殖が底質悪化を招き、貧酸素化を招いたこと(野村ら1996)や、岩手県大槌湾ではカキ・ホタテガイ養殖による海底の疲弊化と養殖生産量の減少傾向が問題となっていた(古谷ら2007)。今後、持続的な養殖生産のためには、それぞれの湾の環境収容力を把握し、適切な養殖量を把握する必要がある。そのためには、養殖施設の空間配置や台数といった実際の漁場利用に関する情報が必要である。

第2節 研究の目的と章構成

沿岸域管理のために海洋空間情報を把握することが国内外の各種政策において求められている。前節で述べたように、リモートセンシング手法を用いることで沿岸域の自然環境と人間活動による養殖活動を把握できることがこれまでの研究により明らかとなっている。しかしながら、沿岸海域に設置された海面養殖施設をマッピングした事例は国内外で未だ少ない。また、養殖施設の種類や大きさは国や地域によって異なっているため、それぞれに適したマッピング手法の開発が必要である。さらに、東日本大震災の大津波によって壊滅的な被害を受けた三陸沿岸の海面養殖施設の復旧状況は宮城県志津川湾(Komatsu et al. 2019)と女川湾(Fujii et al. 2019)では調査が行われているものの未だ少ない。そのため、これら以外の湾についても調査することが望ましい。

そこで本研究では、リモートセンシング手法による海面養殖施設マッピング手法を開発・適用し、三陸沿岸の海面養殖施設の復旧状況を明らかにすることを目的とした。

以降に、本稿各章の概要を記す。

第2章では、高分解能光学衛星を用いたリモートセンシング手法により、海面養殖施設の空間情報を自動抽出するための手法を開発する。

第3章では、第2章と同様に海面養殖施設を効率よく把握するためのリモートセンシング手法として、合成開口レーダを用いた手法の開発を行う。この手法では、海面養殖施設の検出と種類判別法について開発する。

第4章では、前章までに開発した手法を適用し、三陸沿岸を対象として海面養殖施設の解析を行う。この解析から手法の汎用性について調べる。

第5章では、リモートセンシング手法による海面養殖施設マッピング、東日本大震災により壊滅的な被害を受けた三陸沿岸の海面養殖施設、漁業以外の分野でのマッピング手法の活用について、総合考察する。

図表

表 1.1 地球観測衛星 Landsat シリーズの諸元

(一般社団法人リモート・センシング技術センターウェブサイトを基に作成)

衛星名称	打上げ日 (運用終了日)	センサ	空間解像度 (cm)	運用機関
Landsat1	1972/7/23 (1978/1/6)	MSS	80	NASA
Landsat2	1975/1/22 (1982/2/5)	MSS	80	NASA
Landsat3	1978/3/5 (1983/3/31)	MSS	80	NASA
Landsat4	1982/7/16 (2001/6/1)	MSS	80	NOAA('83)
		TM	30	Eosat('85)
Landsat5	1984/3/1 (2013/1/15)	MSS	80	NOAA('83)
		TM	30	Eosat('85)
Landsat6	1993/10/5 (打上げ失敗)	ETM	15 (PAN)	-
			30 (MS)	
Landsat7	1999/4/15	ETM+	15 (PAN)	NOAA
			30 (MS)	
Landsat8	2013/2/11	OLI	15 (PAN)	USGS
			30 (PAN 以外)	

RBV…Return Beam Vidicon Camera

MSS…Multispectral Scanner

TM…Thematic Mapper

ETM…Enhanced Thematic Mapper

OLI…Operational Land Imager

PAN…Panchromatic Sensor

MS…Multispectral

表 1.2 地球観測衛星 Landsat シリーズの各センサの諸元

(Chander et al. 2009, NASA・USGS ウェブサイトを基に作成)

センサ名称 (衛星名称)	バンド	波長帯 (μm)	空間解像度 (m)	量子化ビット数 (bit)
MSS (Landsat1)	1	0.499 – 0.597	68 × 83	8
	2	0.6-3 – 0.701	68 × 83	
	3	0.694 – 0.800	68 × 83	
	4	0.810 – 0.989	68 × 83	
TM (Landsat5)	1	0.452 – 0.518	30	8
	2	0.528 – 0.609	30	
	3	0.626 – 0.693	30	
	4	0.776 – 0.904	30	
	5	1.567 – 1.784	30	
	6	10.45 – 12.42	120	
	7	2.097 – 2.349	30	
ETM+ (Landsat7)	1	0.452 – 0.514	30	8
	2	0.519 – 0.601	30	
	3	0.631 – 0.692	30	
	4	0.772 – 0.898	30	
	5	1.547 – 1.748	30	
	6	10.31 – 12.36	60	
	7	2.065 – 2.346	30	
	8	0.515 – 0.896	15	
OLI (Landsat8)	1	0.433 – 0.453	30	12
	2	0.450 – 0.515	30	
	3	0.525 – 0.600	30	
	4	0.630 – 0.680	30	
	5	0.845 – 0.885	30	
	6	1.560 – 1.660	30	
	7	2.100 – 2.300	30	
	8	0.500 – 0.680	15	
	9	1.360 – 1.390	30	

表 1.3 米国 Maxar Technologies の人工衛星の諸元

(一般社団法人リモート・センシング技術センター・Satellite Imaging Corporation
ウェブサイトを基に作成)

衛星名称	打上げ日	バンド	波長帯 (μm)	解像度 (m) (直下視)	量子化 ビット数 (bit)	
IKONOS	1999/9/24	MS	1	0.45 – 0.53	3.2	11
			2	0.52 – 0.61		
			3	0.64 – 0.72		
			4	0.76 – 0.86		
		PAN	1	0.45 – 0.90	0.82	
QuickBird	2001/10/18	MS	1	0.45 – 0.52	2.62	11
			2	0.52 – 0.60		
			3	0.63 – 0.69		
			4	0.76 – 0.90		
		PAN	1	0.45 – 0.90	0.65	
WorldView-1	2007/9/18	PAN	1	0.450 – 0.900	0.50	11
GeoEye-1	2008/9/6	MS	1	0.450 – 0.510	1.65	11
			2	0.210 – 0.580		
			3	0.655 – 0.690		
			4	0.780 – 0.920		
		PAN	1	0.450 – 0.800	0.41	
WorldView-2	2009/10/8	MS	1	0.400 – 0.450	1.85	11
			2	0.450 – 0.510		
			3	0.510 – 0.580		
			4	0.585 – 0.625		
			5	0.630 – 0.690		
			6	0.705 – 0.745		
			7	0.770 – 0.895		
			8	0.860 – 1.040		
		PAN	1	0.447 – 0.808	0.46	

表 1.3 (2) 米国 Maxar Technologies の人工衛星の諸元
 (一般社団法人リモート・センシング技術センター・Satellite Imaging Corporation ウェブサイトを基に作成)

衛星名称	打上げ日	バンド	波長帯 (μm)	解像度 (m) (直下視)	量子化 ビット数 (bit)	
WorldView-3	2014/8/13	MS	1	0.400 – 0.450	1.24	11
			2	0.450 – 0.510		
			3	0.510 – 0.580		
			4	0.585 – 0.625		
			5	0.630 – 0.690		
			6	0.705 – 0.745		
			7	0.770 – 0.895		
			8	0.860 – 1.040		
		PAN	1	0.450 – 0.800	0.31	
WorldView-4	2016/11/11	MS	1	0.450 – 0.510	1.24	11
			2	0.510 – 0.580		
			3	0.655 – 0.690		
			4	0.780 – 0.920		
		PAN	1	0.450 – 0.800	0.31	

表 1.4 人工衛星搭載型合成開口レーダの諸元

(一般社団法人リモート・センシング技術センター・JAXA・Airbus Defense and Space ウェブサイトを基に作成)

衛星名	打上げ日 (運用終了日)	観測モード	偏波	周波数
ERS-2	1995/4/21 (2011/7/4)	Image Mode	VV	C-band
		Wave Mode		
		Wind Mode		
RADARSAT-1	1995/11/4 (2013/3/29)	Standard	HH	C-band
		Wide		
		Fine Resolution		
		ScanSAR		
		Extended		
ALOS PALSAR	2006/1/24 (2011/4/22)	高分解能 多偏波	28Mhz HH or VV	L-band
			14Mhz HH+HV or VV+VH	
			HH+HV+VH+VV	
TerraSAR-X	2007/6/15	SpotLight	Single(VV or HH) Dual (HH+VV)	X-band
		StripMap	Single(VV or HH) Dual (HH+VV or HH+HV or VV+VH)	
ALOS-2 PALSAR-2	2014/5/24	高分解能	3m HH or HV or VV	L-band
			6m HH+HV or VV+VH	
			10m HH+HV+VH+VV	

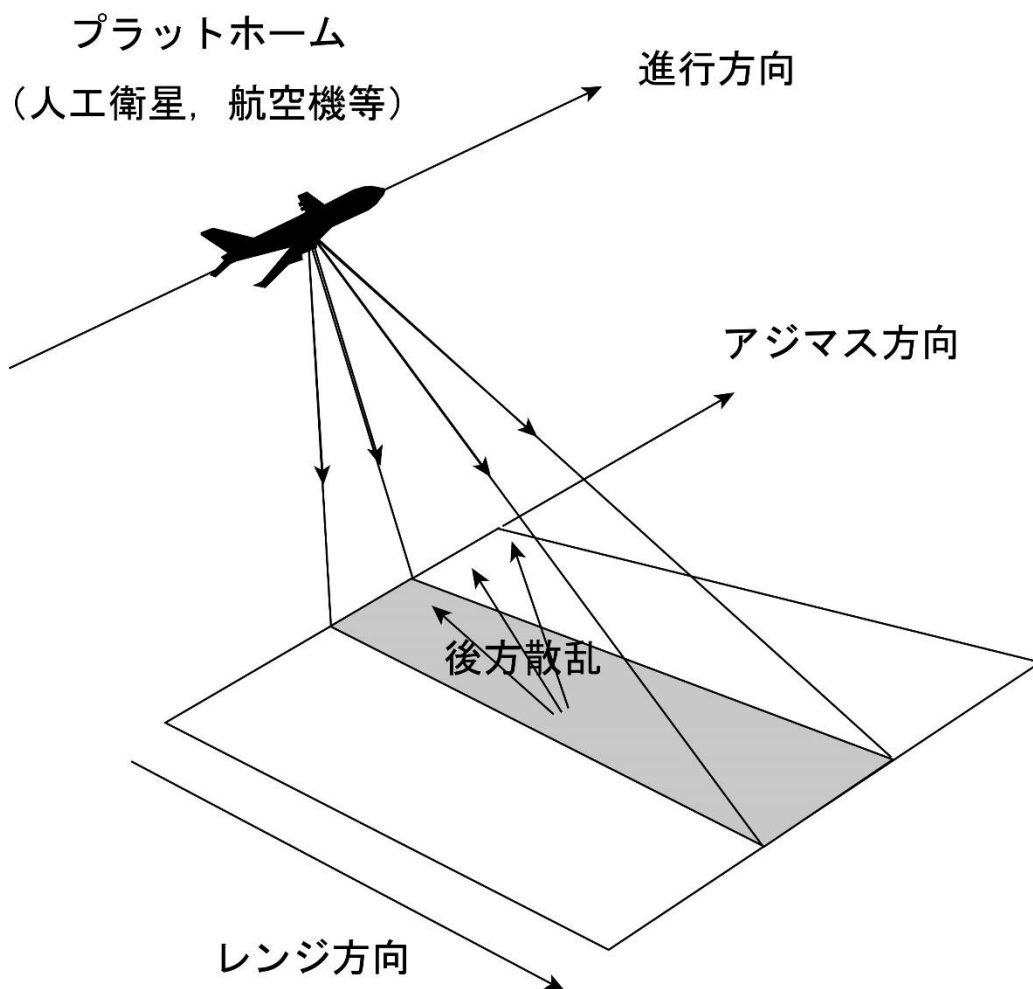
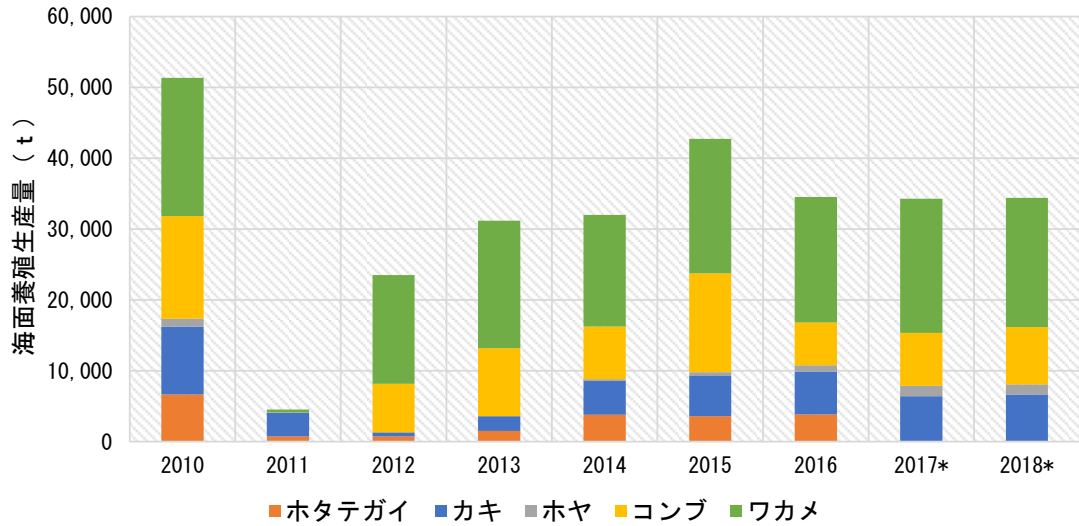


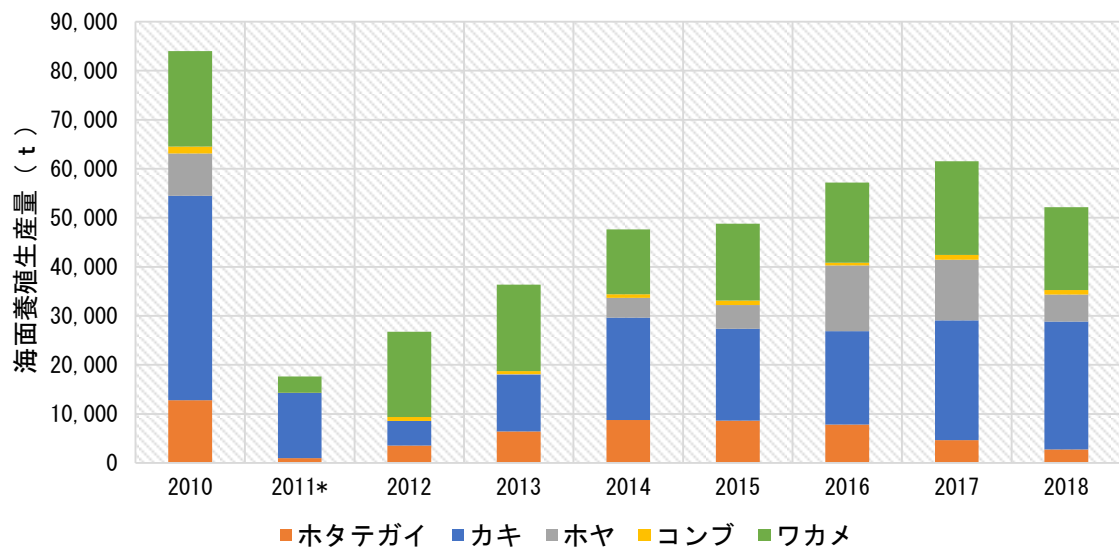
図 1.1 合成開口レーダによるデータ観測の概要図

(a) 海面養殖生産量（岩手県）



*2017年、2018年のホタテガイの生産量は非公表となっている

(b) 海面養殖生産量（宮城県）



*2011年のホヤの生産量は非公表となっている

図 1.2 主要海面養殖生産種の年別生産量（2010年から2018年まで）：(a)岩手県、(b)宮城県（農林水産省海面漁業生産統計調査結果を基に作成）

第 2 章

高分解能光学衛星画像を用いた 海面養殖施設の自動抽出手法開発

第 1 節 緒言

前章で述べたように、本研究は海面養殖施設マッピング手法を開発することを目的の一つとしている。そこで本章では、高分解能光学衛星による自動抽出手法を開発する。

海面養殖施設のマッピングを光学センサによるリモートセンシングから行っている研究例は国内外でいくつかある。日本では Komatsu et al. (2002) がマルチスペクトルバンド 4 m, パンクロマチックバンド 1 m 空間解像度の人工衛星 IKONOS 画像, Komatsu et al. (2012) がマルチスペクトルバンド 10 m, パンクロマチックバンド 2.5 m 空間解像度の人工衛星 ALOS 画像にそれぞれパンシャープン処理を行い、いずれも岩手県山田湾の湾奥部に設置された筏式養殖施設 (幅 4 m × 長さ 12 m) と延縄式養殖施設 (長さ 50 m ~ 100 m) の検出を行っている。パンシャープン処理とは、高解像度パンクロマチック画像と低解像度マルチスペクトル画像の 2 つを合成することで、高解像度のマルチスペクトル画像 (パンシャープン画像) を合成する手法のことである。これらの研究から、空間解像度 1 m および 2.5 m のパンシャープン画像から筏式養殖施設と延縄式養殖施設が 1 台毎に検出できることが明らかになっている。ただし、延縄式養殖施設の一部については空間解像度の限界もしくは養殖施設が水面下に沈んでいたことから不鮮明な検出であったとされている。

海外では、Kang et al. (2019) が空間解像度マルチスペクトルバンド 30 m, パンクロマチックバンド 15 m の人工衛星 Landsat5,7,8 画像を用いて中国遼寧省の沿岸海域に設置された海面養殖施設を面的なマッピングを行っている。この研究では、画像を陸域と海域に区別した後、海域を対象に OBVS-NDVI (Object-Based Visually Salient Normalized Difference Vegetation Index) を適用して養殖施設が設置されている可能性のある領域を特定する一方、Canny 法によるエッジ抽出法を適用して養殖施設と思われる構造物を画像中から抽出し、これらの範囲が重複したものを養殖施設と特定している。全体精度は 82% 以上とされている。Fu et al. (2019) は空間解像度約 0.5 m の高分解能光学衛星 WorldView-2 画像を用いて中国福建省の Cage Culture Areas (CCA) と Raft Culture Areas (RCA) の 2 種類の海面養殖施設をオブジェクトベース解析を用いて面的な検出と種類判別を行っている。その全体精度は約 96% とされている。このように、オブジェクトベース解析を高分解能光学衛星に適用することで、高精度に海面養殖施設の面的な検出・抽出が可能であることがすでに明らかとなっている。これらの先行研究では海面養殖施設の大きさについては記載がないものの、比較的大型の海面養殖施設であることや、密集して設置されている海面養殖施設が 1 つの集合体として検出されていることが読み取れる。そのため、これらの手法を日本沿岸で使用されている比較的小型な筏式養殖施設、延縄式養殖施設のマッピングに適用できるかは不明である。また、日本では海面養殖施設の設置場所は区画漁業権で定められており、一般に公表されている。そのため、先行研究で行っている海面養殖施設が設置されている可能性のある領域を特定する必要はない。

そこで、高分解能光学衛星を用いて日本沿岸に設置されている海面養殖施設を 1 台毎に自動抽出するための手法開発を行うこととした。

第 2 節 材料と方法

2.2.1. 調査場所

調査場所は先行研究と同様の岩手県山田湾の湾奥部を対象とした (図 2.1)。山田湾は湾開口幅 3.94 km, 面積 31.96 km², 湾内および湾口最大底深 90 m の海域である。本研究では湾奥部のカキとホタテガイの養殖が行われている海域を対象とした。この海域では、

三陸やまだ漁業協同組合と船越湾漁業協同組合の2つの漁協が湾内を利用しており、11区画、合計で898.1 haの区画漁業権が設定された養殖漁場となっている。三陸やまだ漁業協同組合が管理する区画漁業権の範囲では筏式養殖施設（幅4 m×長さ12 m）と延縄式養殖施設（長さ50 m～100 m）の2種類の海面養殖施設が設置されている（図2.2）。現地調査は2019年1月18日に陸上からGPS（Garmin社製、eTrex30）とデジタルカメラ（Canon社製、EOS Kiss X3）を用いて実際に設置されている海面養殖施設を陸上から確認した。

2.2.2. 高分解能光学衛星画像と解析方法

高分解能光学衛星画像は2019年4月8日に観測されたGeoEye-1のマルチスペクトルバンド画像（空間解像度2.0 m）とパンクロマチックバンド画像（空間解像度0.5 m）を使用した。マルチスペクトルバンドは青色、緑色、赤色、近赤外波長帯の4つのバンド画像によって構成される。以下に解析方法、図2.3にフローチャートを示す。解析にはソフトウェアArcGIS10.5（ESRI社）とENVI 5.5（Harris Geospatial社）を用いた。

（1）読図による解析

パンクロマチックバンド画像から読図にて海面養殖施設の空間配置をマッピングした。筏式養殖施設はポリゴン、延縄式養殖施設はポリラインで作成した。

（2）DNの放射輝度値と反射率への変換

高分解能光学衛星画像のピクセル値はデジタルナンバー（Digital Number: DN）であり、画像によって値の範囲が異なることから解析にあたってはDNを物理量である放射輝度値および反射率に変換する必要がある。そこで、マルチスペクトルバンド画像とパンクロマチックバンド画像を放射輝度値と反射率に変換した。DNからの変換式は衛星センサによって異なっているが、一般的にはそれぞれ次の式で求められる。

(a) 放射輝度値

$$L_{\lambda} = Gain * Digital Number + Offset \quad \text{単位 : } W / (m^2 * sr * \mu m)$$

ここで、*Gain* および *Offset* は各プロダクト固有の校正係数であり、バンド毎に異なる値を持つ。

(b) 反射率

$$\rho_{\lambda} = \frac{\pi L_{\lambda} d^2}{ESUN_{\lambda} \sin \theta} \quad (0 \leq \rho_{\lambda} \leq 1)$$

ρ_{λ} : 反射率

L_{λ} : 放射輝度値

d : 地球太陽間距離

$ESUN_{\lambda}$: 太陽光照射 (単位 : $W / (m^2 * \mu m)$)

θ : 太陽天頂角

(3) マスク処理

一般に陸域は海域と比べてはるかに大きい値を持つため、画像中に陸域を含んだまま海域のマッピングを行うと海域の持つ値の変動が無視される可能性がある。そのため、あらかじめ陸域を除外（マスク）し、区画漁業権の位置を参考に海面養殖施設が設置されている海域だけの領域を作成した。

(4) パンシャープン処理

マルチスペクトルバンド画像（空間解像度 2.0 m）とパンクロマチックバンド画像（空間解像度 0.5 m）の反射率画像に Gram-Schmidt パンシャープン処理を行い、空間解像度 0.5 m のパンシャープン画像を合成した。Gram-Schmidt パンシャープン処理は、マルチスペクトルバンドの加重平均を計算することで低解像度のパンクロマチックバンドを作

成し、Gram-Schmidt 直交化アルゴリズムを使用してバンドが非相関化された後に低解像度のパンクロマチックバンドを高解像度のパンクロマチックバンドに置き換えることで、空間解像度の高いパンシャープン画像を作成する手法である (Laben et al. 2000)。

(5) 任意閾値と指定閾値の設定

各バンド画像から海面養殖施設を抽出するための閾値を設定した。閾値は、海面と海面養殖施設を区別するための値として使用した。ここでは、海面養殖施設周囲の海面の最大値 (任意閾値) と、読図マッピング結果から明らかとなっている筏式と延縄式養殖施設の平均値 (指定閾値) の 2 つの閾値を設定した。これらの閾値は (6) オブジェクトベース解析において使用した。

(6) オブジェクトベース解析

DN から反射率に変換したマルチスペクトルバンド画像とパンクロマチックバンド画像、および (4) で作成したパンシャープン画像に任意閾値・指定閾値を設定したオブジェクトベース解析を行った。オブジェクトベース解析は、画素同士の空間関係性に基づいてピクセルをグループ化 (セグメンテーション) し、合成されたオブジェクトに基づいて解析を行うものである。

(7) 精度検証

読図とオブジェクトベース解析の結果の精度を検証するため、三陸やまだ漁業協同組合が管理している情報を正データとし、海面養殖施設の台数と面積について比較検証した。

第3節 結果

2.3.1. 読図マッピングと漁協管理情報

2019年4月8日のパンクロマチックバンド画像から山田湾湾奥部の海面養殖施設の空間配置を読図によりマッピングした (図 2.4)。マッピングした台数と平均面積、三陸やま

だ漁業協同組合が管理している情報を表 2.1 に示す。これらは区画漁業権ごとに比較検証し、それぞれの精度を求めた。

三陸やまだ漁業協同組合では、今回の対象とした海域に筏式養殖施設 833 台と延縄式養殖施設 1,205 台を設置・管理していた。一方、読図によるマッピング結果からは筏式養殖施設 813 台、延縄式養殖施設 1,194 台がマッピングされた。この結果から、筏式養殖施設は 97.6%、延縄式養殖施設 99.1%という全体精度での読図マッピングが可能であった。なお、漁業権区画第 134 号（大沢前）、第 135 号（山田前）の区画漁業権では漁協が管理する台数と読図マッピング結果の台数が 100%一致していた。

2.3.2. 任意閾値オブジェクトベース解析

高分解能光学衛星のマルチスペクトルバンド画像とパンクロマチックバンド画像、合成したパンシャープン画像に任意閾値を設定したオブジェクトベース解析を行った。解析範囲は漁協管理台数と読図マッピング結果が 100%一致していた漁業権区画第 134 号と第 135 号を対象とした。各画像に設定した閾値を表 2.2 に示す。

任意閾値によるオブジェクトベース解析の結果を図 2.5 に示す。図 2.5 が示している範囲は図 2.4 の白枠の範囲である。解析により得られた筏式養殖施設の台数と面積、延縄式養殖施設の台数を表 2.4 に示した。

筏式養殖施設は図 2.5 で示す範囲内で、マルチスペクトルバンド画像 Band2 と Band4 ですべて抽出されていた一方、Band1 と Band3 では半数程度の抽出であった。パンクロマチックバンド画像とパンシャープン画像はいずれも抽出されたものが少数であった。マルチスペクトルバンド画像は台数ベースで 75.6~99.7%、面積ベースで 67.7~99.8%、パンクロマチックバンド画像は台数ベースで 50.5%、面積ベースで 4.8%、パンシャープン画像は台数ベースで 51.9~57.6%、面積ベースで 4.2~5.4%の抽出精度であった。

延縄式養殖施設はマルチスペクトルバンド画像 Band2、パンクロマチックバンド画像、パンシャープン画像で多くが抽出されていたものの、1 台の延縄式養殖施設が複数に分割されているものが多かった。台数ベースで、マルチスペクトルバンド画像は 2.4~43.9%、

パンクロマチックバンド画像は 27.6%，パンシャープン画像は 25.7～35.8%の抽出精度であった。

以上のように，任意閾値によるオブジェクト解析ではマルチスペクトルバンド画像から筏式養殖施設を精度良く抽出することができ，その中でも特に台数ベース 99.4～99.7%，面積ベース 98.5～99.8%で抽出可能であったマルチスペクトルバンド画像 Band2 もしくは Band4 の画像を解析に用いることで抽出精度が高まることが分かった。

2.3.3. 指定閾値オブジェクトベース解析

マルチスペクトルバンド画像，パンクロマチックバンド画像，パンシャープン画像に指定閾値を設定したオブジェクトベース解析を適用した。各バンド画像に設定した閾値は表 2.3 に示す。

指定閾値によるオブジェクトベース解析の結果を図 2.6 に示した。図 2.6 は図 2.4 の白枠で囲われた範囲を示している。解析により得られた筏式養殖施設の台数と面積，延縄式養殖施設の台数を表 2.5 に示した。筏式養殖施設はマルチスペクトルバンド画像 Band1 と Band2 で抽出されていないものがいくつか確認された。パンクロマチックバンドとパンシャープン画像では筏式養殖施設が抽出されているものの，本来は 1 台であるはずのものが複数に分割されて抽出されていた。マルチスペクトルバンドでは台数ベース 95.5～99.7%，面積ベース 90.8～92.5%，パンクロマチックバンドとパンシャープン画像では台数ベース 48.9～50.3%，面積ベース 32.3～35.0%の抽出精度であった。

延縄式養殖施設は 1 台の施設が複数に分割されて抽出されているものが多く確認された。中には 1 台として正確に抽出されているものもあったが，全体の中では少数であった。台数ベースで，マルチスペクトルバンドは 27.3～32.1%，パンクロマチックバンドは 12.0%，パンシャープン画像は 12.0～12.7%の抽出精度であった。

以上のように，指定閾値によるオブジェクト解析ではマルチスペクトルバンド画像から筏式養殖施設を精度良く抽出することができ，その中でも特に台数ベース 99.7%，面積ベース 90.8～92.5%の抽出精度であったマルチスペクトルバンド画像 Band3 と Band4 を用いることで抽出精度が高まることが分かった。

第4節 考察

2.4.1. 自動抽出のための最適バンドと閾値の設定

任意閾値と指定閾値のオブジェクトベース解析により、筏式養殖施設と延縄式養殖施設の自動抽出を行った。任意閾値と指定閾値のオブジェクトベース解析ともにマルチスペクトルバンド画像を用いた場合に筏式養殖施設の抽出精度が高かった。このことは、筏式養殖施設の抽出には必ずしも空間解像度の高いパンクロマチックバンド画像やパンシャープン画像を用いる必要はなく、マルチスペクトルバンド画像程度の空間解像度で十分に抽出可能であることを示している。

任意閾値によるオブジェクトベース解析ではマルチスペクトルバンド画像 **Band2** と **Band4**, 指定閾値によるオブジェクトベース解析では **Band3** と **Band4** の抽出精度が高かった。これら解析での違いは閾値の設定値だけであることから、閾値の設定値は抽出結果に違いを生じさせることを意味している。そのため、海面養殖施設マッピングのための最適な閾値を設定する必要がある。今回の解析では、任意閾値、指定閾値に関係なくマルチスペクトルバンド画像 **Band4** を用いた場合に高精度が得られた。**Band4** は近赤外バンドであり、水面や海面で吸収される特性があることから海面と海面養殖施設を明瞭に区別しやすかったものと考えられる。

マルチスペクトルバンド画像 **Band4** の任意閾値オブジェクトベース解析では台数ベース **99.7%**、面積ベース **99.8%**、指定閾値オブジェクトベース解析で台数ベース **99.7%**、面積ベース **92.5%**という精度で抽出されていた。抽出台数の精度はどちらも同じであった一方で、抽出面積は任意閾値の方がより精度が高かった。指定閾値は読図マッピングの結果から計算した海面養殖施設の値の平均値とした一方、任意閾値は筏式養殖施設周囲の海面の値の最大値を計算して設定している。つまり、面積の抽出精度を向上させるためには、筏式養殖施設の値よりも周辺の海面の最大値を調べ、閾値として設定することが有効であると考えられる。このことは、海面養殖施設の自動抽出のために読図マッピングを行って閾値を計算する必要は必ずしもなく、海面養殖施設周囲の海面の値を求め、それ以上の値を閾値として任意設定すれば良いと言える。

以上のことから、マルチスペクトルバンド画像 **Band4** を使用し、海面養殖施設周囲の海面の最大値を計算・閾値設定することで筏式養殖施設を精度良く自動抽出できることが明らかとなった。

2.4.2. マッピングの課題

高分解能光学衛星から読図により海面養殖施設のマッピングを行った結果、台数ベースで筏式養殖施設 97.6%、延縄式養殖施設 99.1%の精度でマッピング可能であった。このことから、読図マッピングは十分有効な手法であると言える。しかし、読図によるマッピングは解析に大変な労力を要するほか、熟練した経験が必要となる。また、解析者によってその結果に違いがあることが考えられる。そのため、画像解析手法から海面養殖施設を自動抽出する手法の開発が望ましいと思われた。

オブジェクトベース解析による抽出では、マルチスペクトルバンド画像 **Band4** に周囲の海面の最大値を与えた任意閾値による解析で筏式養殖施設を台数ベース 99.7%、面積ベース 99.8%で自動抽出することができた。一方、延縄式養殖施設はいずれのバンド画像・閾値設定においても抽出精度が低く、今後の課題として残った。延縄式養殖施設は海面にブイが浮かべられており、ブイ同士がロープでつながれている。そのロープから養殖物が垂下されており、養殖物の重量によってはブイとロープが水中に沈んでいることが考えられる。また、ブイ間の距離が広がったことで延縄式養殖施設が1つのオブジェクトとならず、抽出台数が実際よりも多くなったことが考えられる。Komatsu et al. (2002) は、人工衛星 IKONOS に搭載された空間解像度 4 m のマルチスペクトルバンド画像と空間解像度 1 m のパンクロマチックバンド画像にパンシャープン処理を行い、山田湾の筏式養殖施設の検出を行っている。その結果、一部の延縄式養殖施設については水中に沈んでいたと考えられる理由から不鮮明な検出であったとしている。本研究も同様の理由から、延縄式養殖施設を高い精度では抽出できなかったものと考えられる。一方で、延縄式養殖施設として抽出されたオブジェクトは海面に浮かべられたブイやその集合体であり、実際の海面に浮遊している物体を検出したものであると言える。そのため、台数や面積という点では精度が低かったものの、地図として示す場合には実際の海面利用状況を示すことが可能であ

る。参考として、山田湾湾奥部全域を対象としてマルチスペクトルバンド画像 **Band4** にオブジェクトベース解析を行った結果を示す（図 2.7）。この図ではそれぞれ、より精度の高かった閾値を設定して解析を行っており、筏式養殖施設の抽出には任意閾値の **0.0842**、延縄式養殖施設の抽出には指定閾値の **0.042** を設定して作成している。延縄式養殖施設の一部抽出がされていないものの、実際の海面利用状況にある程度把握することは可能である。必要に応じて、これに修正を加えることでより正確な地図を作成することもできる。

以上のように、海面養殖施設を 1 台ごとに把握する必要がある場合には、筏式養殖施設を自動抽出、延縄式養殖施設を読図にて解析することが精度の高いマッピングには有効である一方、湾の海面利用状況を示すような地図を作成する場合には、筏式養殖施設・延縄式養殖施設ともに自動抽出が有効である。必要に応じて、自動抽出された結果に読図による修正を加えることでより正確な地図となる。このように、目的に応じて使用する手法を選択することが望ましい。

今回調査した山田湾の湾奥部では筏式養殖施設と延縄式養殖施設が種類毎にまとまって設置されていたことから、それぞれの設置されている領域をあらかじめ区別することが可能であった。そのため、筏式養殖施設と延縄式養殖施設それぞれを区別して解析することができたが、複数種の海面養殖施設が混在して設置されている場合にはこれを区別することが難しく、自動抽出手法の精度が低下することが考えられる。そのため、海面養殖施設を自動抽出する前に、海面養殖施設の種類を判別することができれば自動抽出精度を向上させることができると考えられる。

図表

表 2.1 岩手県山田湾の海面養殖施設マッピング結果の精度評価。三陸やまだ漁協が管理している台数と 2019 年 4 月 8 日人工衛星 GeoEye-1 の読図マッピング結果を比較したもの。なお、山田湾内では三陸やまだ漁協以外の海面養殖施設も設置されているため、湾内すべての海面養殖施設について比較したものではない。

区画番号	三陸やまだ漁協管理 (台数)		読図マッピング結果 (台数)		精度 (%)	
	筏式	延縄式	筏式	延縄式	筏式	延縄式
第 133 号	224	169	220	169	98.2	100.0
第 134 号	136	338	136	338	100.0	100.0
第 135 号	200	-	200	-	100.0	-
第 136 号	163	341	160	341	98.2	100.0
第 138 号	25	-	23	-	92.0	-
第 139 号	51	105	48	100	94.1	95.2
第 140 号	-	53	-	54	-	98.1
第 143 号	34	199	26	192	76.5	96.5
合計	833	1,205	813	1,194	97.6	99.1

表 2.2 岩手県山田湾湾奥部の海面養殖施設マッピングのために各バンド画像に設定した任意閾値。これらの閾値は海面養殖施設周囲の海面の最大値を計算して設定。

バンド画像		任意閾値
マルチスペクトルバンド画像 (MS-Band)	Band1	0.1259
	Band2	0.0833
	Band3	0.0929
	Band4	0.0842
パンクロマチックバンド画像 (PAN)	Band1	0.1489
パンシャープン画像 (PAN-Band)	Band1	0.1523
	Band2	0.1381
	Band3	0.1389
	Band4	0.2007

表 2.3 岩手県山田湾湾奥部の海面養殖施設マッピングのために各バンド画像に設定した指定閾値。読図マッピング結果から筏式養殖施設と延縄式養殖施設それぞれの平均値を計算して設定。

バンド画像		指定閾値	
		筏式養殖施設	延縄式養殖施設
マルチスペクトルバンド画像 (MS-Band)	Band1	0.1202	0.1008
	Band2	0.0965	0.0728
	Band3	0.0794	0.0471
	Band4	0.0987	0.0417
パングロマチックバンド画像 (PAN)	Band1	0.1104	0.0661
パンシャープン画像 (PAN-Band)	Band1	0.1288	0.1036
	Band2	0.1085	0.0767
	Band3	0.0966	0.0525
	Band4	0.1274	0.0512

表 2.4 任意閾値による岩手県山田湾の海面養殖施設マッピング結果の精度評価。三陸やまだ漁協の管理台数・面積と 2019 年 4 月 8 日人工衛星 GeoEye-1 画像の任意閾値オブジェクトベース解析結果を比較し、精度検証したもの。

データ		筏式養殖施設			延縄式養殖施設		
		台数	精度 (%)	面積 (m ²)	精度 (%)	台数	精度 (%)
漁協管理情報		336	-	48.0	-	338	-
マルチスペクトル バンド画像 (MS-Band)	Band1	269	80.1	34.4	71.7	8	2.4
	Band2	338	99.4	47.3	98.5	770	43.9
	Band3	254	75.6	32.5	67.7	10	3.0
	Band4	335	99.7	48.1	99.8	51	15.1
パンクロマチック バンド画像 (PAN)							
	Band1	666	50.5	2.3	4.8	1223	27.6
パンシャープン画像 (PAN-Band)	Band1	583	57.6	2.6	5.4	943	35.8
	Band2	648	51.9	2.5	5.2	1234	27.4
	Band3	637	52.7	2.6	5.4	1314	25.7
	Band4	598	56.2	2.0	4.2	973	34.7

表 2.5 指定閾値による岩手県山田湾の海面養殖施設マッピング結果の精度評価。三陸やまだ漁協の管理台数・面積と 2019 年 4 月 8 日人工衛星 GeoEye-1 画像の指定閾値オブジェクトベース解析結果を比較し、精度検証したもの。

データ		筏式養殖施設			延縄式養殖施設		
		台数	精度 (%)	面積	精度 (%)	台数	精度 (%)
漁協管理情報		336	-	48.0	-	338	-
マルチスペクトル バンド画像 (MS-Band)	Band1	321	95.5	45.6	95.0	1,185	28.5
	Band2	333	99.1	43.1	89.8	1,236	27.3
	Band3	335	99.7	43.6	90.8	1,054	32.1
	Band4	335	99.7	44.4	92.5	1,054	32.1
パンクロマチック バンド画像 (PAN)							
	Band1	687	15.5	48.9	32.3	2,815	12.0
パンシャープン画像 (PAN-Band)	Band1	684	16.4	49.1	34.2	2,678	12.6
	Band2	681	16.3	49.3	34.0	2,790	12.1
	Band3	668	16.8	50.3	35.0	2,653	12.7
	Band4	685	16.1	49.1	33.5	2,826	12.0

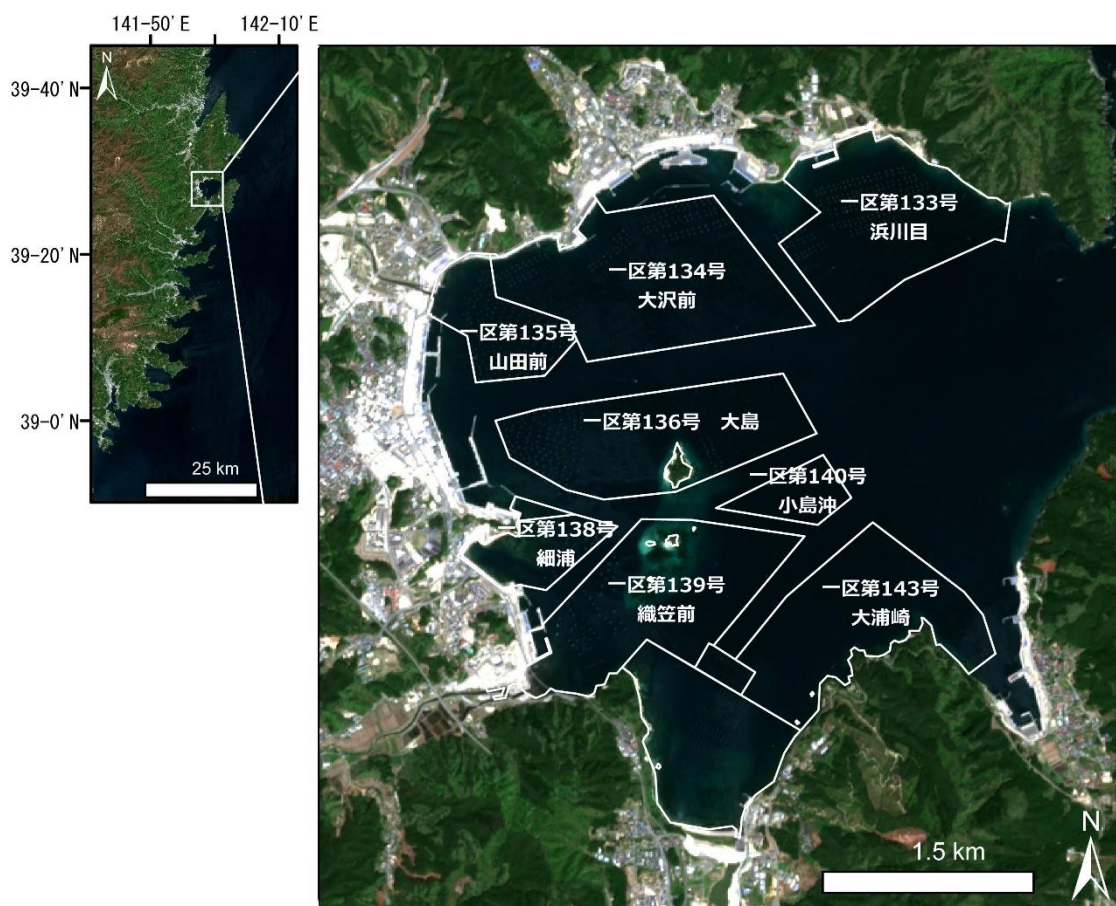


図 2.1 岩手県山田湾奥部の位置と第一種区画漁業権の区画と名称。
 背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用。



図 2.2 岩手県山田湾に設置されている筏式養殖施設（手前）と延縄式養殖施設（奥）。
2019年1月18日撮影。

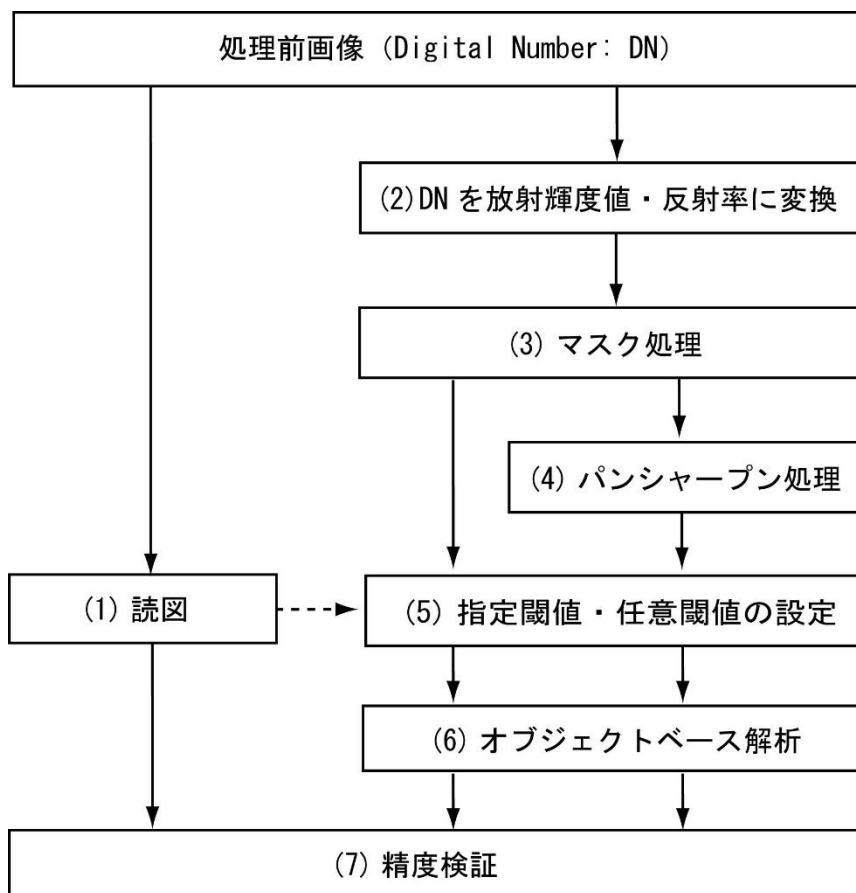


図 2.3 高分解能光学衛星の解析工程を示したフローチャート。各工程に付された数字は本文中の各工程の番号と対応。

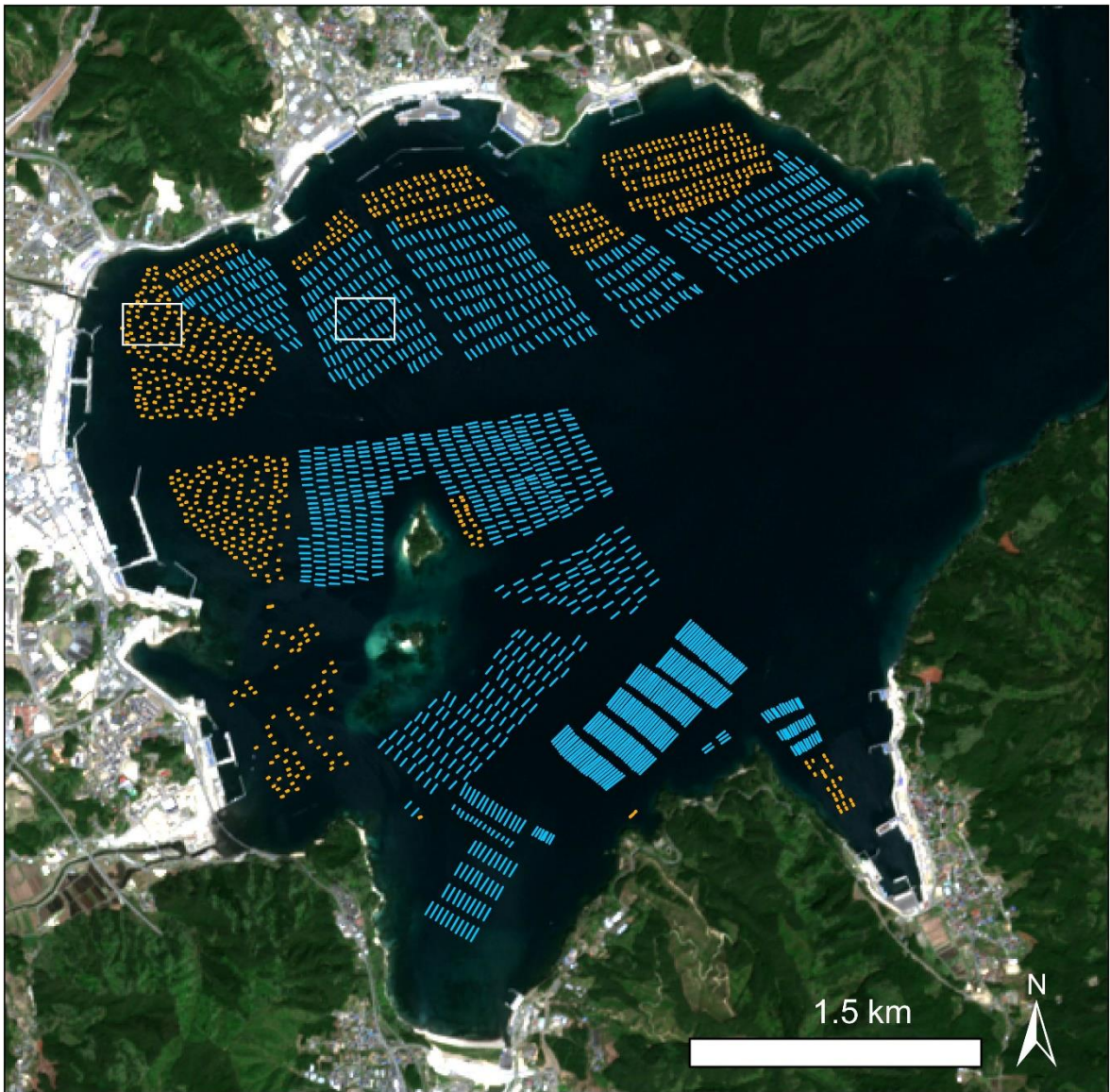


図 2.4 2019 年 4 月 8 日の海面養殖施設の読図マッピング結果を示す。高分解能光学衛星 GeoEye-1 のパングロマチックバンド画像を解析した。橙色は筏式養殖施設、青色は延縄式養殖施設。図中の白枠は図 2.5 と図 2.6 で示した位置と対応している。背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用。

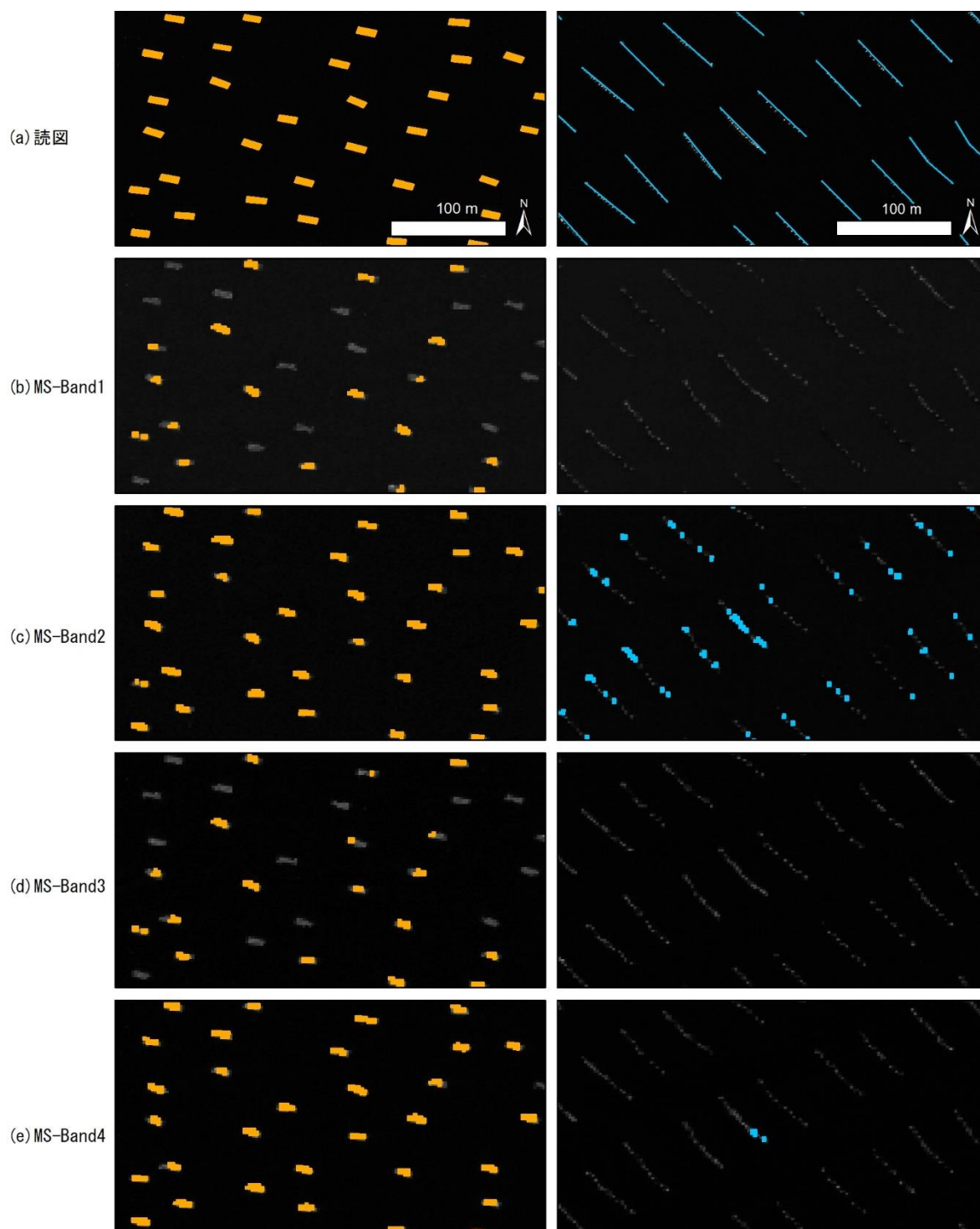


図 2.5(a) 任意閾値のオブジェクトベース画像解析の結果；(a) 読図，(b) MS-Band1，(c) MS-Band2，(d) MS-Band3，(e) MS-Band4。橙色は筏式養殖施設，青色は延縄式養殖施設。背景は 2019 年 4 月 8 日観測人工衛星 GeoEye-1 の各バンド画像。

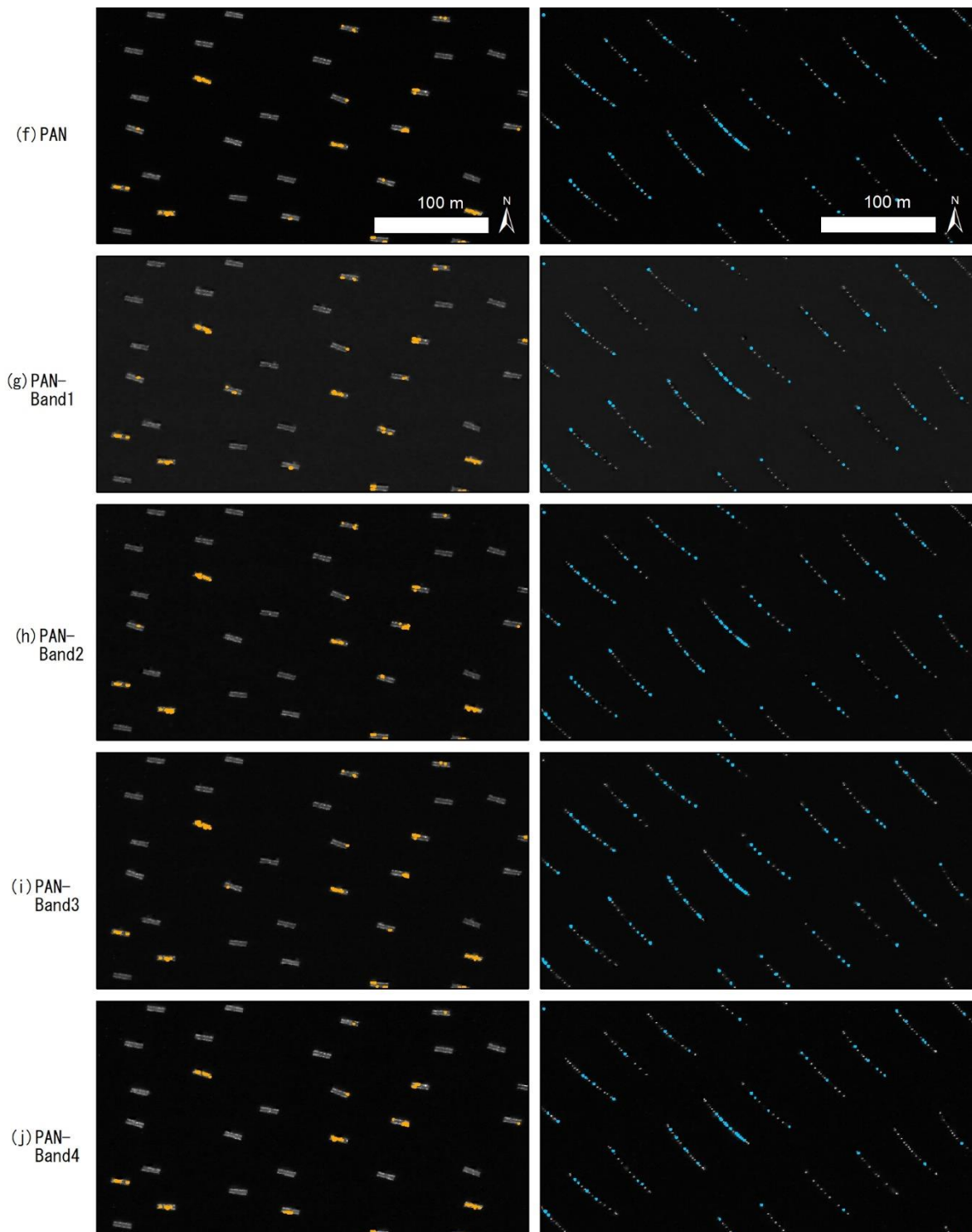


図 2.5(b) 任意閾値のオブジェクトベース画像解析の結果；(a) パンクロマチックバンド画像，(b) PAN-Band1，(c) PAN-Band2，(d) PAN-Band3，(e) PAN-Band4。橙色は筏式養殖施設，青色は延縄式養殖施設。背景は 2019 年 4 月 8 日観測人工衛星 GeoEye-1 の各バンド画像。

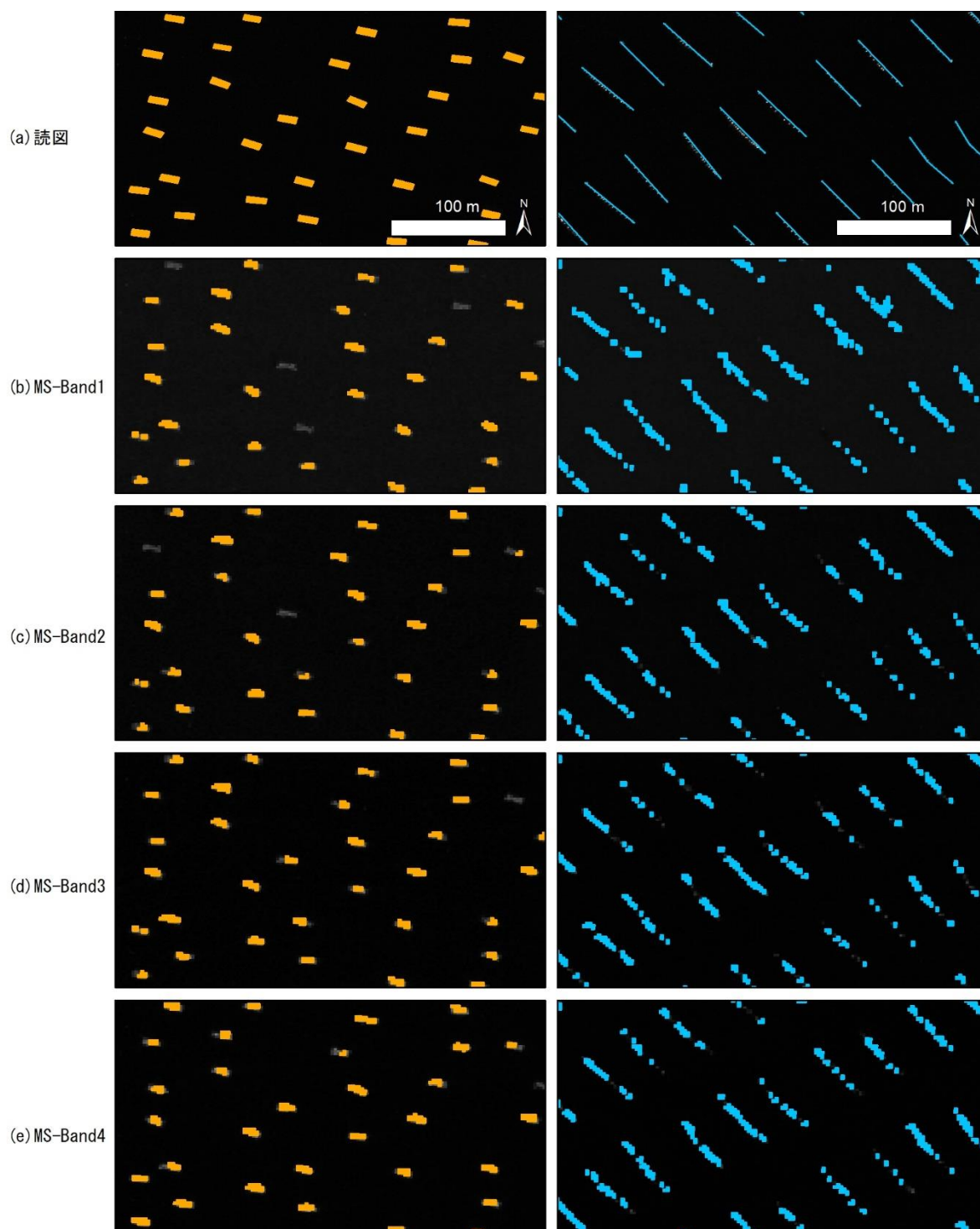


図 2.6(a) 指定閾値のオブジェクトベース画像解析の結果；(a) 読図，(b) MS-Band1，(c) MS-Band2，(d) MS-Band3，(e) MS-Band4。橙色は筏式養殖施設，青色は延縄式養殖施設。背景は 2019 年 4 月 8 日観測人工衛星 GeoEye-1 の各バンド画像。

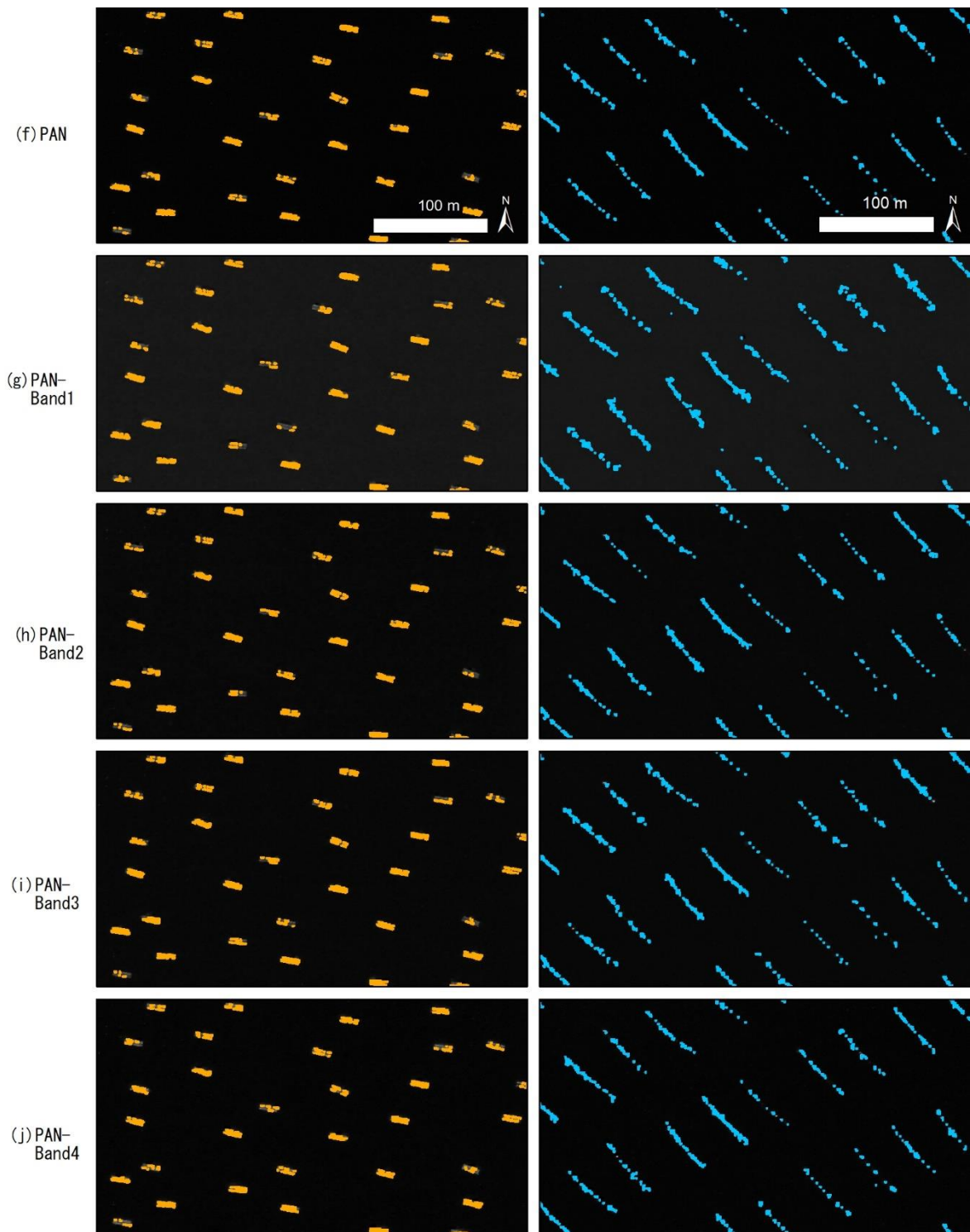


図 2.6(b) 指定閾値のオブジェクトベース画像解析の結果を示す；(f) パンクロマチックバンド, (g) PAN-Band1, (h) PAN-Band2, (i) PAN-Band3, (j) PAN-Band4。橙色は筏式養殖施設, 青色は延縄式養殖施設。背景は 2019 年 4 月 8 日観測人工衛星 GeoEye-1 の各バンド画像。

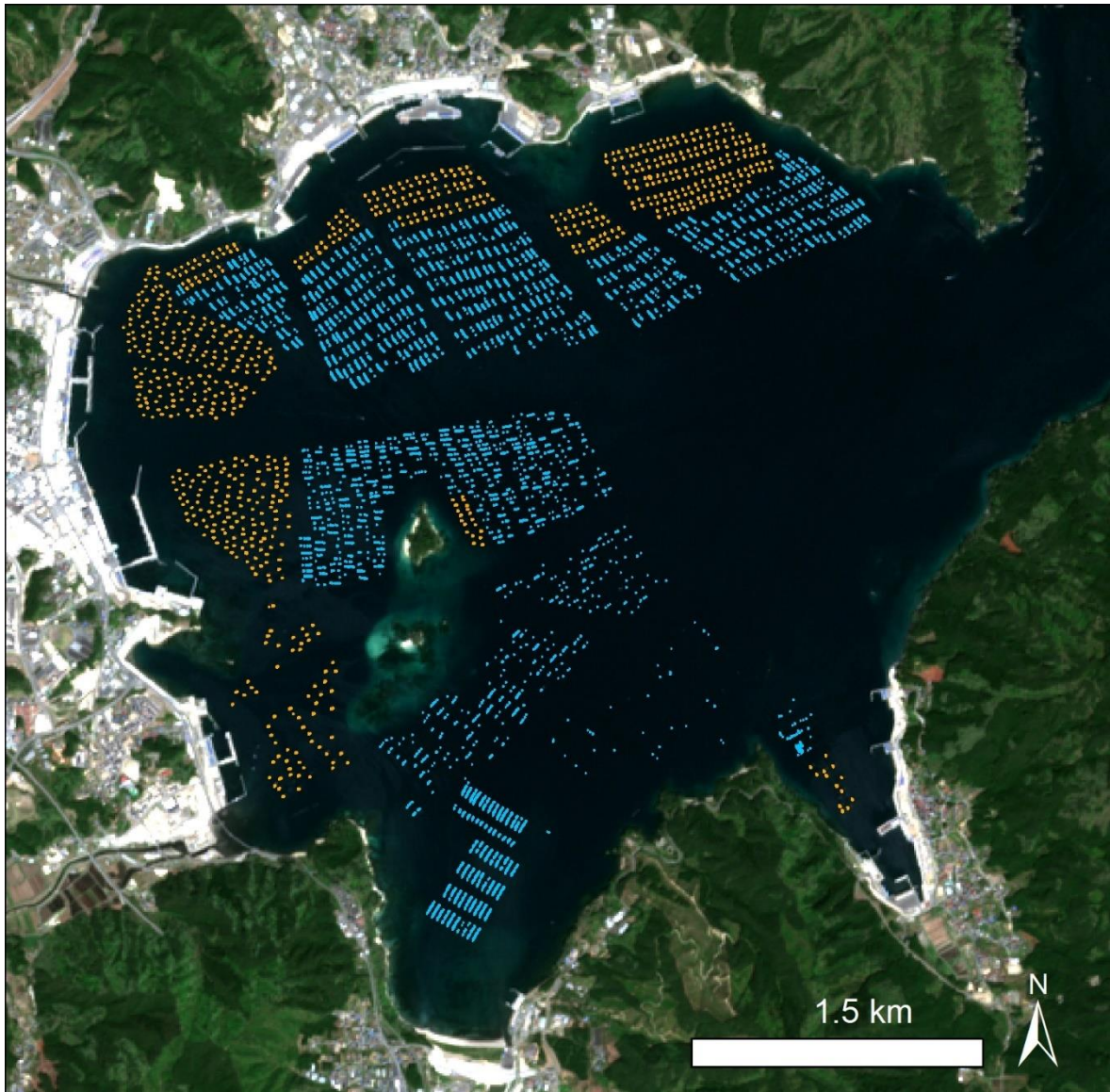


図 2.7 2019 年 4 月 8 日観測人工衛星 GeoEye-1 のマルチスペクトルバンド画像 Band4 にオブジェクトベース解析を適用した結果。筏式養殖施設の抽出には閾値 0.0842，延縄式養殖施設の抽出には閾値 0.042 を設定して作成。橙色は筏式養殖施設，青色は延縄式養殖施設。背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用。

第 3 章

合成開口レーダによる海面養殖施設検出

および種類判別手法開発

第 1 節 緒言

前章では、高分解能光学衛星画像から海面養殖施設を抽出するための手法について検討し、その有効性について確認した。この手法では異なる種類の海面養殖施設が混在して設置されている場合には、全体精度が低下することが考えられた。そのため、精度を高めるためには海面養殖施設の種類判別が必要であることから新たな手法開発を行った。

前章の手法開発で使用した高分解能光学衛星画像は海面養殖施設だけでなく、浅海域に分布している海草藻場やサンゴ礁などの自然環境のマッピングも可能である。しかし、光学センサは夜間や雲が広がっている場合に地表面を撮影できないため、使用できるデータが限られている。海面養殖施設は時期によって場所を移動させること（e.g. 小松 1991）や、養殖期間後に施設を回収するワカメ養殖などもある。このような事例を考慮すると、年に複数のデータが取得されることが望ましい。そのためには、天候に左右されずにデータ観測が可能な手法を用いることが望ましい。

合成開口レーダ（Synthetic Aperture Radar: SAR）はセンサがマイクロ波をアクティブに照射・受信する。また、マイクロ波は雲を通過するため、SAR は夜間や悪天候時などあらゆる気象条件下で観測が可能である。そのため、人工衛星に搭載された合成開口レーダは光学衛星と比べて高頻度で地表面データの取得が可能である。例として、JAXA が

2014年に打ち上げた人工衛星ALOS-2に搭載されたPALSAR-2は14日ごとに同一地点を観測するため2週間ごとの地表面データ取得が可能となっている。さらにPALSAR-2は全偏波観測が可能となっている。全偏波観測とは、HH, HV, VH, VVの4つの位相と振幅を取得するものであり、Hは水平、Vは垂直を意味している。これらは散乱行列として観測され、単偏波観測に比べ、地表面に関するより多くの情報を得ることができる。

全偏波観測データを用いて地表面の情報を取得するためのモデルがいくつか提案されている。Freeman et al. (1998)は3成分散乱モデル、Yamaguchi et al. (2005)は4成分散乱モデル、Cloude et al. (1996, 1997)は固有値・固有ベクトル解析を提案している。

3成分散乱モデルは全偏波観測データを表面散乱、体積散乱、2回反射の3成分に分解するモデルである。Freeman et al. (1998)によると、全後方散乱は以下の式(1)から(6)により求められる。

$$\mathbf{S} = \begin{bmatrix} S_{HH} & S_{HV} \\ S_{VH} & S_{VV} \end{bmatrix} \quad (1)$$

$$\langle |S_{HH}|^2 \rangle = f_s |\beta|^2 + f_d |\alpha|^2 + f_v \quad (2)$$

$$\langle |S_{VV}|^2 \rangle = f_s + f_d + f_v \quad (3)$$

$$\langle S_{HH} S_{VV}^* \rangle = f_s \beta + f_d \alpha + f_v / 3 \quad (4)$$

$$\langle |S_{HV}|^2 \rangle = f_v / 3 \quad (5)$$

$$\langle S_{HH} S_{HV}^* \rangle = \langle S_{HV} S_{VV}^* \rangle = 0 \quad (6)$$

ここで \mathbf{S} は 2×2 の複素散乱行列であり、 f_s , f_d , f_v はそれぞれVV偏波への表面散乱、2回反射、体積散乱の寄与である。式中の*は複素共役を意味している。 $\text{Re}(S_{HV} S_{VV}^*)$ (Van. 1989)を使用することで2回反射もしくは表面散乱のどちらの寄与が支配的であるかを識別することができる。パラメータ α , β は2回反射と表面散乱の寄与に関連している。これらは全電力Pに占める散乱メカニズムは以下の式(7)から(10)で示される。

$$P = P_s + P_d + P_v = |S_{HH}|^2 + 2|S_{HV}|^2 + |S_{VV}|^2 \quad (7)$$

$$P_s = f_s (1 + |\beta|^2) \quad (8)$$

$$P_d = f_d (1 + |\alpha|^2) \quad (9)$$

$$P_v = 8f_v / 3 \quad (10)$$

上記から、全後方散乱中に占める表面散乱，2回反射，体積散乱の割合をパーセンテージで求めることができる。

4成分散乱モデルは，上記の3成分散乱モデルを拡張させ，全電力を表面散乱，2回反射，体積散乱，ヘリックス散乱の4成分に分解するものである (Yamaguchi et al. 2005)。

固有値・固有ベクトル解析からはエントロピー (H) とアルファ角 ($\bar{\alpha}$) を計算することができる。Cloude et al. (1997) によるとコヒーレンス行列は式 (11) で定義されている。

$$\begin{aligned} \mathbf{T} &= \frac{1}{2} \begin{bmatrix} (S_{HH} + S_{VV})(S_{HH} + S_{VV})^* & (S_{HH} + S_{VV})(S_{HH} - S_{VV})^* & 2(S_{HH} + S_{VV})S_{HV}^* \\ (S_{HH} - S_{VV})(S_{HH} + S_{VV})^* & (S_{HH} - S_{VV})(S_{HH} - S_{VV})^* & 2(S_{HH} - S_{VV})S_{HV}^* \\ 2S_{HV}(S_{HH} + S_{VV})^* & 2S_{HV}(S_{HH} - S_{VV})^* & 4S_{HV}S_{HV}^* \end{bmatrix} \\ &= \mathbf{U}_3 \begin{bmatrix} \lambda_1 & 0 & 0 \\ 0 & \lambda_2 & 0 \\ 0 & 0 & \lambda_3 \end{bmatrix} \mathbf{U}_3^{*T} \end{aligned} \quad (11)$$

パラメータ $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3$ は \mathbf{T} から計算される固有値であり， $0 \leq \lambda_3 \leq \lambda_2 \leq \lambda_1$ の順である。行列 \mathbf{U}_3 は式(12)で示される。

$$\mathbf{U}_3 = \begin{bmatrix} \cos \alpha_1 & \cos \alpha_2 & \cos \alpha_3 \\ \sin \alpha_1 \cos \beta_1 e^{i\delta_1} & \sin \alpha_2 \cos \beta_2 e^{i\delta_2} & \sin \alpha_3 \cos \beta_3 e^{i\delta_3} \\ \sin \alpha_1 \sin \beta_1 e^{i\gamma_1} & \sin \alpha_2 \sin \beta_2 e^{i\gamma_2} & \sin \alpha_3 \sin \beta_3 e^{i\gamma_3} \end{bmatrix} \quad (12)$$

パラメータ α_i は入射角と表面の誘電率と直接関係しており i は 1 から 3 の範囲の値である。 β_i 角は方向として解釈でき， γ_i と δ_i は位相関係を表す。それぞれ λ_i についての出現確率は式(13)で与えられる。

$$P_i = \frac{\lambda_i}{\sum_{j=1}^n \lambda_j} \quad (13)$$

エントロピーは式(14)で定義されている。

$$H = \sum_{i=1}^n -P_i \log_n P_i \quad (0 \leq H \leq 1) \quad (14)$$

ここで、後方散乱の場合は $n=3$ で計算される。散乱プロセスのランダム性はエントロピーによって計測され、各ピクセルの主要な散乱メカニズムは、アルファ角 ($\bar{\alpha}$) により計算され、式(15)で定義されている。

$$\bar{\alpha} = P_1\alpha_1 + P_2\alpha_2 + P_3\alpha_3 \quad (0^\circ \leq \bar{\alpha} \leq 90^\circ) \quad (15)$$

このようなモデルを使用して、海面養殖施設の検出を行っている研究例がある。Won et al. (2012) は東京湾に設置された $123.0 \text{ m} \times 8.3 \text{ m}$ のノリ養殖施設を ALOS PALSAR 全偏波観測データを使用して、固有値・固有ベクトル解析に基づいた Constant False Alarm Rate (CFAR) を適用して検出を行っている。Sugimoto et al. (2013) も同じく東京湾のノリ養殖施設に ALOS PALSAR 全偏波観測データに 4 成分散乱モデル (Yamaguchi et al. 2005) を適用して検出を行っている。このような先行研究から全偏波観測データは散乱特性の違いによって海面養殖施設を検出することが可能である。一方でこれまでに、同じ海域に複数の海面養殖施設がある場合について、それらの種類判別を行った研究はない。

第 2 章で紹介したように、三陸沿岸では、ホタテガイ、カキ、ホヤ、コンブ、ワカメなどの養殖が盛んであり、このうち宮城県松島湾では静穏な海洋環境を利用した複数の種類の養殖施設が設置されている。このような養殖施設を管理するためには、養殖施設の種類ごとのマッピングが必要である。

そこで、合成開口レーダによる全偏波観測データを用いて松島湾内に設置されている海面養殖施設の検出および種類判別について検討することとした。本研究では、2012 年から JAXA により運用されている空間解像度 1.76 m で観測可能である航空機搭載型合成開口レーダ (Pi-SAR-L2) を使用した。

第2節 材料と方法

3.2.1. 調査場所

宮城県の松島湾を対象とした。松島湾の湾口幅は約 1.7 km で、面積約 35.3 km²、湾内および湾口最大水深 4 m の海域である。湾内では主にカキやノリの養殖が行われている。本研究では、カキ養殖に用いられる筏式、延縄式、木架式の 3 種類の養殖施設を対象とした。それぞれの大きさは筏式で約 5 m × 15 m、延縄式で約 1 m × 60 m、木架式で約 2~5 m × 60 m である。松島湾内には多くの区画漁業権が設定されており、これらの位置について図 3.1 に示す。現地調査は 2015 年 6 月 2 日に行い、3 種類の養殖施設が設置されている位置を GPS (Holux m-241) で取得し、デジタルカメラ (Nikon COOLPIX AW130) で撮影した (図 3.2)。

3.2.2. 高分解能光学衛星画像と航空写真

第 2 章で明らかにしたように近赤外バンドを用いると海面養殖施設をほぼ正確にマッピングすることができる。そこで、まず、高分解能光学衛星 WorldView-2 により撮影された 2013 年 1 月 28 日の空間解像度 2.0 m の近赤外バンド画像から目視判読により海面養殖施設の空間配置をマッピングした。観測時の天候は晴れ、波高は 0.34 m、風速 3.5 m/s、風向は北西であった。波高は湾口部から南南西約 8 km に国土交通省港湾局が設置している全国港湾海洋波浪情報網 (NOWPHAS) による海象計、地点名：仙台新港によるデータである。天候と風向・風速データは湾奥部から約 3 km の位置に設置されている気象庁によるアメダス、地点名：塩釜によるデータである (図 3.1)。なお、マッピングにあたっては 2013 年 9 月 9 日および 2015 年 7 月 2 日に国土地理院により撮影された航空写真も参考とした。

3.2.3. 航空機搭載合成開口レーダ Pi-SAR-L2 データ

航空機搭載 L バンド合成開口レーダ Pi-SAR-L2 により 2014 年 8 月 6 日に得られた全偏波観測データを用いた。撮影時の高度は 13,303 m、飛行速度は 230.9 m/s、パルス繰り返し

返し周波数は 585.5 Hz であった。ピクセル解像度は 1.76 m (照射方向) × 3.2 m (飛行方向), 入射角は 10° - 62° であった。航空機は南南西から北北東方向に飛行し, 左側からマイクロ波を照射した。これらのデータは JAXA による校正が行われた後に提供された。データ観測時の天候は晴れもしくは曇り, 平均波高 0.62 m (平均周期 5.7sec), 風速 3.2 m/s, 風向は南南東であった。全偏波観測データはソフトウェア PolSARpro5.0 (European Space Agency: ESA) を用いて処理を行い, Freeman et al. (1998) の 3 成分散乱モデルと Cloude et al. (1997) の固有値・固有ベクトル解析を適用した。

第3節 結果

3.3.1. 高分解能光学衛星による海面養殖施設の空間配置

松島湾に設置されている 3 種類の海面養殖施設の空間配置について, 2013 年 1 月 28 日に撮影された高分解能光学衛星 WorldView-2 画像を目視判読によりマッピングした (図 3.3)。マッピングに当たっては 2013 年 9 月に撮影された航空写真も参照した。筏式は主に桂島の北側と宮戸島の西側に, 延縄式は主に桂島の北北西, 野々島の北北西, 朴島の北北西と東側に, 木架式は広範囲に設置されていた。九ノ島の北北東, 蛇島崎の東, 丸山崎の南西, 野々島・寒風沢島・朴島に囲われた海域を除いて, 木架式は間隔が空けられて比較的低い密度で設置されていた。

3.3.2. Pi-SAR-L2 の HH および HV 単偏波観測画像による海面養殖施設の検出

2014 年 8 月 6 日に観測された HH 単偏波画像を図 3.4 (a), HV 単偏波画像を図 3.4 (b) に示す。グレースケールで表示される画像中では, 散乱が小さい場合には黒く, 大きい場合には白くなる。HH 単偏波画像は海面の色がエリアによって異なっていた。野々島の北側, 野々島と寒風沢島と朴島とで囲まれた水域, 蛇島崎の西, 丸山崎の西は黒色を示しており, この海域に設置されている海面養殖施設は他の海域と比較してコントラストがはっきりしており, 検出が容易であった。HV 単偏波画像は海面が黒色, 海面養殖施設が白色を示しており, 調査海域全体で海面養殖施設が明瞭に検出された。また, 2013 年 1 月 28 日の WorldView-2 画像 (図 3.3) では検出されていない海面養殖施設も SAR の HV 単偏

波画像では検出可能であった。

以上のことから、HH および HV 単偏波観測画像を使用して海面養殖施設を検出できた。特に HV 単偏波観測画像を用いることで海面と海面養殖施設を明瞭に区別して検出することが可能であった。しかしながら、HH もしくは HV 単偏波観測画像から海面養殖施設の種類を判別することは困難であった。

3.3.3. Pi-SAR-L2 全偏波観測画像による海面養殖施設の種類判別

2014 年 8 月 6 日に観測された Pi-SAR-L2 全偏波観測画像のデータをもとに、3 成分散乱モデルにより得られた 2 回反射、体積散乱、表面散乱の強度を、それぞれ赤、緑、青に割り当て RGB 合成画像を作成した (図 3.5)。3 成分散乱モデルと固有値・固有ベクトル解析の各成分の画像を比較するため、図 3.5 中から 3 種類の海面養殖施設それぞれが設置されている領域を取り出した (図 3.6)。なお、偏波の入射角は領域(a)で 35° 、領域(b)と(c)で 45° であった。図 3.6 から、筏式と延縄式は主に体積散乱、木架式は主に体積散乱、2 回反射、アルファ角、エントロピー画像から 3 種類の海面養殖施設ともに体積散乱から検出できた。

3 成分散乱モデルと固有値固有ベクトル解析による各成分の平均値と標準偏差を表 5.1 に示す。これらは図 3.3 で示した(a)~(c)の中に設置された 2013 年 1 月 28 日時点で設置されていた海面養殖施設を解析して得られた値である。サンプル数は筏式 80 台、延縄式 72 台、木架式 210 台であった。このほか、全域から海面を 50 点ランダムに選択して解析した。

筏式では体積散乱、表面散乱の順で散乱の寄与が大きかった。体積散乱は表面散乱と比較して平均値が 1.38 倍高かった。2 回反射の平均値は 0.6%であり、ほとんど寄与していないことが分かった。延縄式では表面散乱、体積散乱の順で散乱の寄与が大きかった。表面散乱の平均値は体積散乱と比較して 1.88 倍高かった。2 回反射の平均値は 3.4%であり、ほとんど寄与していないものの、筏式よりは大きかった。木架式では 2 回反射が全体の散乱の半分以上を示した。また、筏式と延縄式よりも大きい散乱を示した。海面は平均で

90.7%の表面散乱を示した。この値は3種類の海面養殖施設よりも圧倒的に高い値であった。アルファ角の平均値は0.20であり、3種類の海面養殖施設よりも低い値であった。これらの結果から、マイクロ波の3成分散乱モデルにより得られた3種のカキ養殖施設と海面に対して、それぞれで寄与が大きい成分を模式的に図3.7に示す。

3成分散乱モデルの解析結果を三角図にプロットした(図3.8)。それぞれの点は表3.1の解析に使用したものと同様である。筏式は表面散乱2~76%、体積散乱24~98%、2回反射0~6%の範囲を示した。延縄式は表面散乱0~85%、体積散乱6~100%、2回反射0~11%の範囲を示した。木架式は表面散乱2~71%、体積散乱5~57%、2回反射22~84%の範囲を示した。海面は表面散乱56~97%、体積散乱3~33%、2回反射0~13%の範囲を示した。木架式は2回反射の値が他の2種類の海面養殖施設と海面よりも大きく、その値の範囲が重複していないので、木架式養殖施設を判別可能である。一方、筏式と延縄式については、値の範囲が重複していることから判別は困難であった。

固有値・固有ベクトル解析で得られたアルファ角とエントロピーを用い、3つの種類の養殖施設それぞれについてそれらの散布図を作成した(図3.9)。筏式はアルファ角 18° ~ 43° 、エントロピーは0.23~0.75、延縄式はアルファ角 15° ~ 44° 、エントロピーは0.25~0.75を示した。木架式はアルファ角 33° ~ 65° 、エントロピーは0.41~0.75、海面はアルファ角 16° ~ 33° 、エントロピーは0.08~0.66であった。このことから、木架式はアルファ角が筏式と延縄式と比較して大きいことが分かったものの、値が重複していることから、アルファ角とエントロピーから海面養殖施設の種類を判別することは困難であった。

第4節 考察

2014年8月6日に観測されたPi-SAR-L2のデータ観測時には南南東からの風が吹いていた。HH単偏波観測画像において海面の色が異なった要因として、島や山によってこの風が遮られ、島影や山の背後にあたる海域では風速が小さく、それ以外の海域では風速は同じままであるということが考えられる。大内(2006)によると、表面散乱による後方散

乱断面積の値は境界面の粗さに強く依存する。ある角度をもって鏡面にマイクロ波が入射する場合、ほとんどの入射波は入射と反対方向に反射されるため信号は受信されず画像振幅も非常に小さな値となる。これを鏡面反射といい黒い画像となる。散乱面が少し粗いと鏡面成分が減少し入射波の一部が鏡面反射方向以外の方向に散乱され、後方散乱されたマイクロ波が少し大きな画像振幅値をもつ。散乱面の粗さはマイクロ波の波長と入射角によって異なるため、実効的粗さは実際の表面の凹凸とは違ってくる。一般的に使われている実効的粗さは、マイクロ波の波長 λ と入射角 θ_i を変数としたレイリー基準で定義される(大内 2006)。レイリー基準によると、 σ_H (高さの平均を 0 とした参照面からの凹凸の標準偏差値) が基準値 $\lambda/(8 \cos \theta_i)$ と比べて非常に小さい場合は滑らかな表面で、両者が同等の値をもつ表面は中間的な粗さ、そして σ_H が基準値と比べて非常に大きい表面は粗い表面と定義される。Pi-SAR-L2 では、Lバンドのマイクロ波の周波数は 1.27149 GHz なので、その波長は 23.6 cm となる。マイクロ波の入射角が $10\text{-}62^\circ$ なので、基準値は 3.0~6.3 cm となる。 σ_H を振幅 31 cm の正弦波とし、その標準偏差として求めると約 22 cm になる。したがって、風の吹いている海域では粗い表面となるために、表面散乱が大きくなる。このようなことから、HH 単偏波観測画像において海面の色が異なったものと考えられる。したがって、SAR 画像で海面の設置物をマッピングする場合には、波高データか風速・風向データを取得し、レイリー基準と比較して海面の表面散乱の状態を推測することで解析に用いるデータの質をある程度推定することができる。

HV 単偏波観測画像は海面養殖施設を明瞭に検出することが可能であった。HV 単偏波は 3 成分散乱モデル中の体積散乱に大きく寄与しており、3 種類の海面養殖施設すべてが体積散乱の画像から検出されたためである。また、HV 単偏波観測画像では、HH 単偏波観測画像のように波による海面散乱の影響を受けず、体積散乱情報が取得されている。HV 単偏波観測画像では、2013 年 1 月 28 日の高分解能衛星 WorldView-2 画像による近赤外バンド画像によるマッピングでは検出されていない海面養殖施設が多く検出された(図 3.4(b) 中の点線枠内)。

3 成分散乱モデルから得られた 2 回反射の割合から木架式を筏式と延縄式から区別でき

ることが分かった。木架式が2回反射の割合を多く示した理由としては、木架式は海底に竹を打ち込んで海面から高いところまで養殖施設が設置されているため、マイクロ波が海面と養殖施設で2回反射したためである。一方、筏式と延縄式は海面に浮かべられているものであることから海面からの高さは50 cm程度であり、波長23.6 cmのLバンドでは2回反射がほとんどなく、主に表面散乱と体積散乱が多くなったものと考えられる。これら筏式と延縄式を3成分散乱モデルおよび固有値・固有ベクトル解析から判別することは困難であったものの、筏式は約5 m × 15 m、延縄式は約1 m × 60 mと大きさが異なることから、これらを目視判読によって判別することが可能である。本研究により、航空機搭載型合成開口レーダによる全偏波観測データを用いた3成分散乱モデルと養殖施設のサイズに基づき、空間解像度の高いSAR画像では3種の養殖施設の検出・判別手法を確立することができた。

図表

表 3.1 図 3.5 中で囲われた範囲内の 80 台の筏式(raft)、72 台の延縄式(longline)、210 台の木架式(rack)のカキ養殖施設と図中からランダムに選んだ 50 点の海面(sea surface)の、3 成分散乱モデル（表面散乱，体積散乱，2 回反射）と固有値固有ベクトル解析（アルファ角，エントロピー）で得られた各成分の平均値(Avg)と標準偏差(SD) (Murata et al. 2019a)。

		RAFT (n=80)		LONGLINE (n=72)		RACK (n=210)		Sea surface (n=50)	
		Avg	SD	Avg	SD	Avg	SD	Avg	SD
Three- component- scattering model	Surface (%)	41.7	19.3	63.1	20.3	27.1	16.8	90.7	9.3
	Volume (%)	57.7	19.6	33.5	21.6	20.4	8.3	7.4	6.4
	Double- bounce (%)	0.6	1.1	3.4	3.0	52.6	13.8	2.0	3.3
Eigenvalue- eigenvector decomposition	Entropy	0.51	0.10	0.43	0.09	0.63	0.05	0.20	0.15
	Alpha angle (°)	28.55	5.75	25.79	6.02	50.54	7.51	21.99	3.73

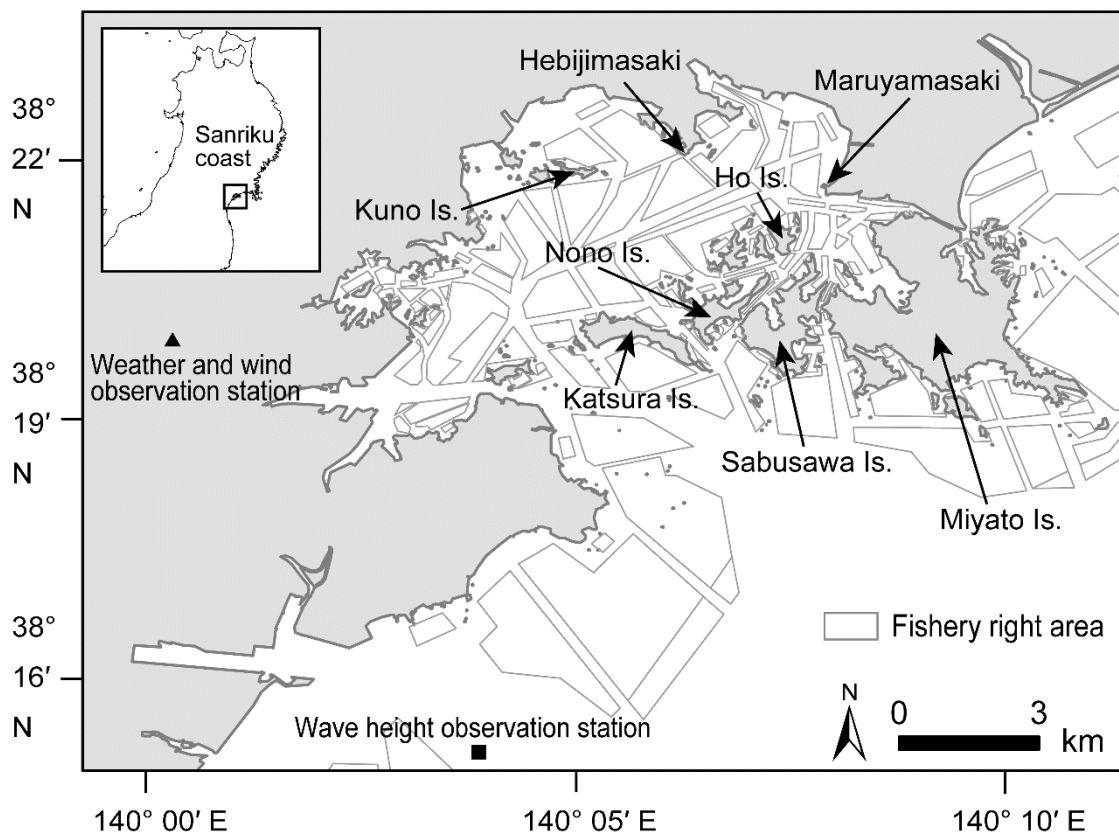


図 3.1 松島湾の区画漁業権，気象観測地点，および波高観測点の位置を示した地図。



(a) RAFT



(b) LONGLINE



(c) RACK

図 3.2 宮城県松島湾のカキ養殖に用いられている 筏式(a), 延縄式(b), 木架式(c)養殖施設の3種類の海面養殖施設。2015年6月2日撮影。

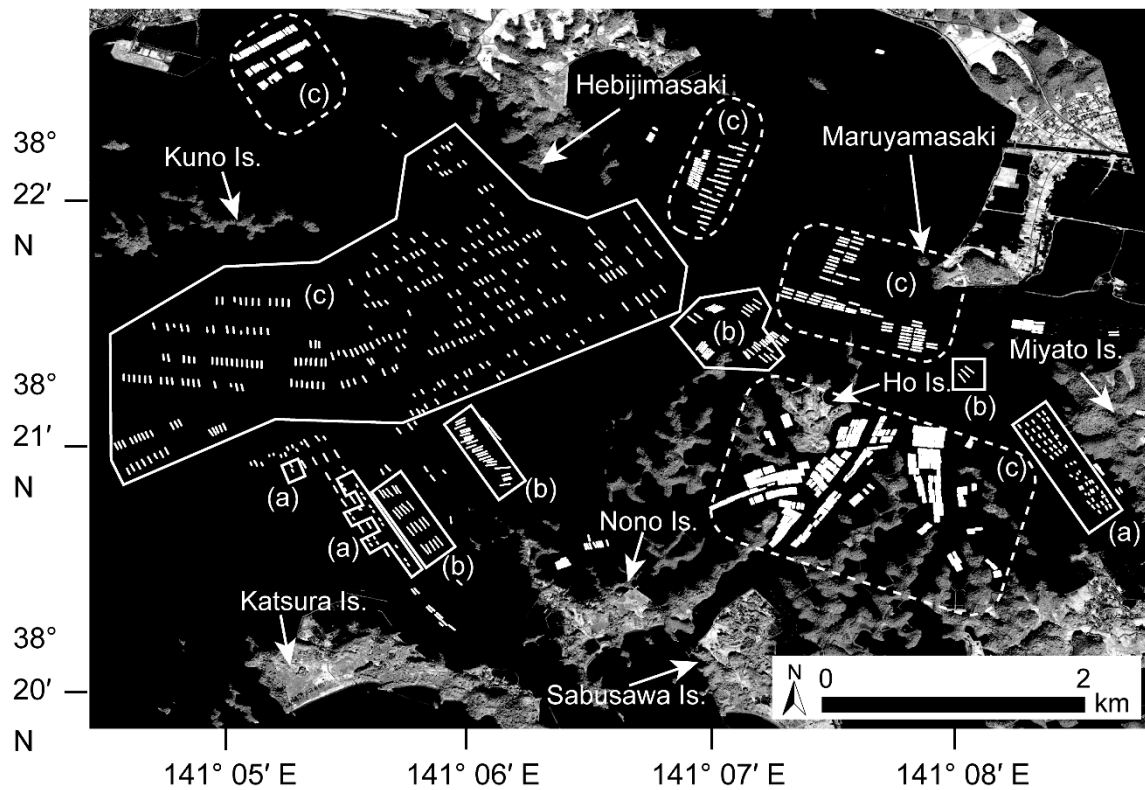


図 3.3 WorldView-2 近赤外バンド画像の判読により作成した 2013 年 1 月 28 日に松島湾に配置されていた筏式(a), 延縄式(b), 木架式(c)養殖施設の分布図。白実線の(a), (b)を付した各範囲は、それぞれの養殖施設が高密度で分布する海域を、破線の(c)を付した範囲は木架式養殖施設が高密度で設置されている海域を示す。黒くなると値が小さく、白くなると大きくなるグレースケールで近赤外線 DN 値で画像を表した。

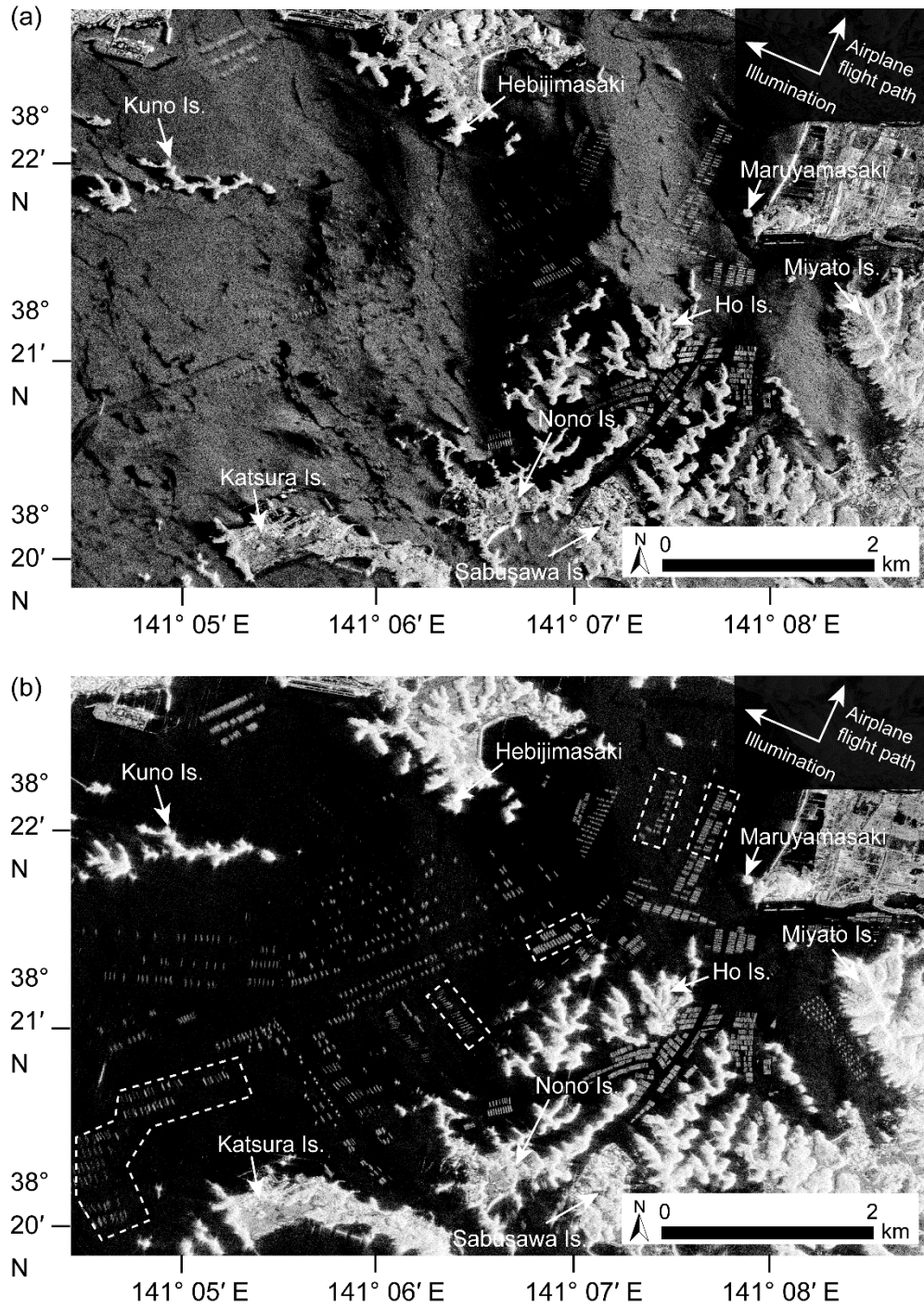


図 3.4 2014年8月6日観測 Pi-SAR-L2 で観測された HH 偏波(a), HV 偏波(b)の画像。黒くなると強度が小さく, 白くなると強度が大きくなるグレースケールで散乱強度を表した。白破線で囲まれた範囲は 2013年1月28日 WorldView-2 衛星画像では確認できなかった養殖施設が設置されていた範囲。

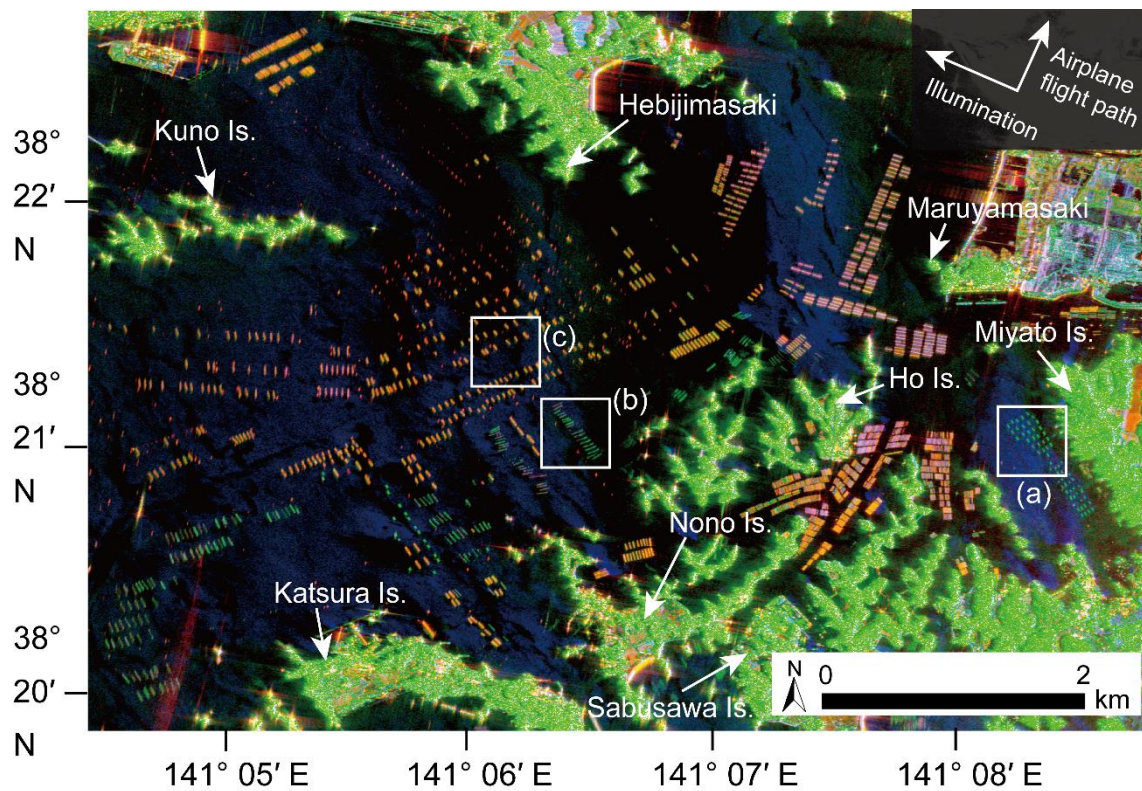


図 3.5 2014 年 8 月 6 日観測 Pi-SAR-L2 全偏波観測画像データを 3 成分散乱モデルで計算し、得られた 2 回反射，体積散乱，表面散乱を、赤、緑、青色で示した RGB 合成図。図中の白実線の四角は筏式(a)，延縄式(b)，木架式(c)、それぞれの養殖施設が多く設置されている範囲。

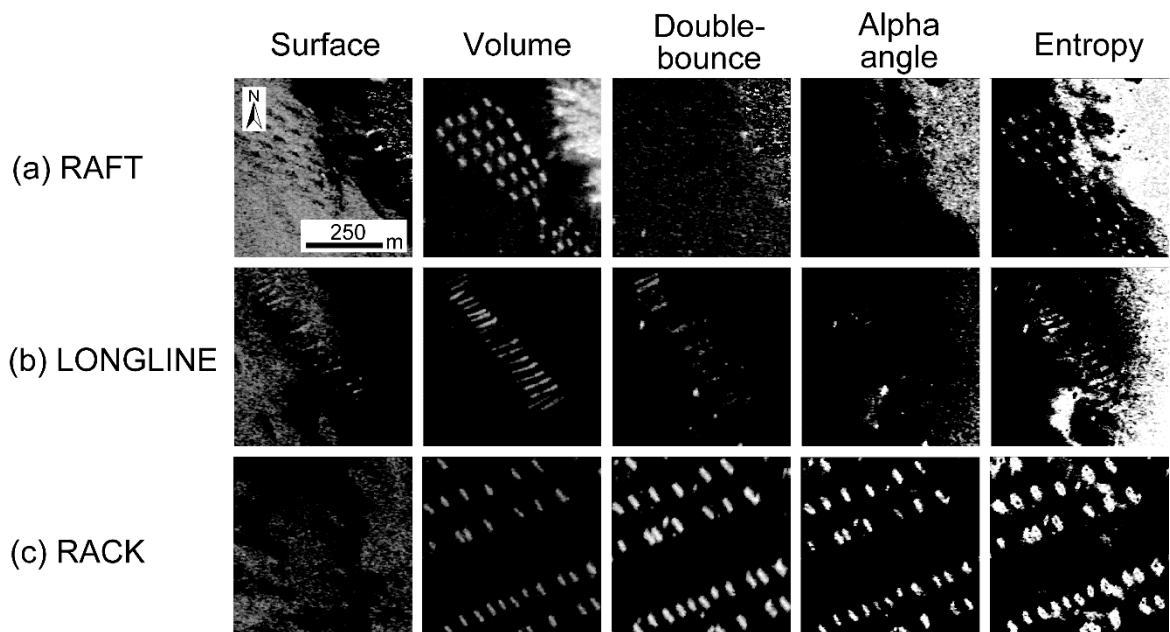


図 3.6 2014年8月6日観測Pi-SAR-L2全偏波観測画像データを3成分散乱モデル(surface: 表面散乱, volume: 体積散乱, double-bounce: 2回反射)と固有値・固有ベクトル解析(alpha angle: アルファ角, entropy: エントロピー)して得られた各成分をグレースケールで示した、図 3.5 中の筏式(a)、延縄式(b)、木架式(c)養殖施設の分布図。各成分の値が小さい場合は黒, 大きい場合には白くなる。

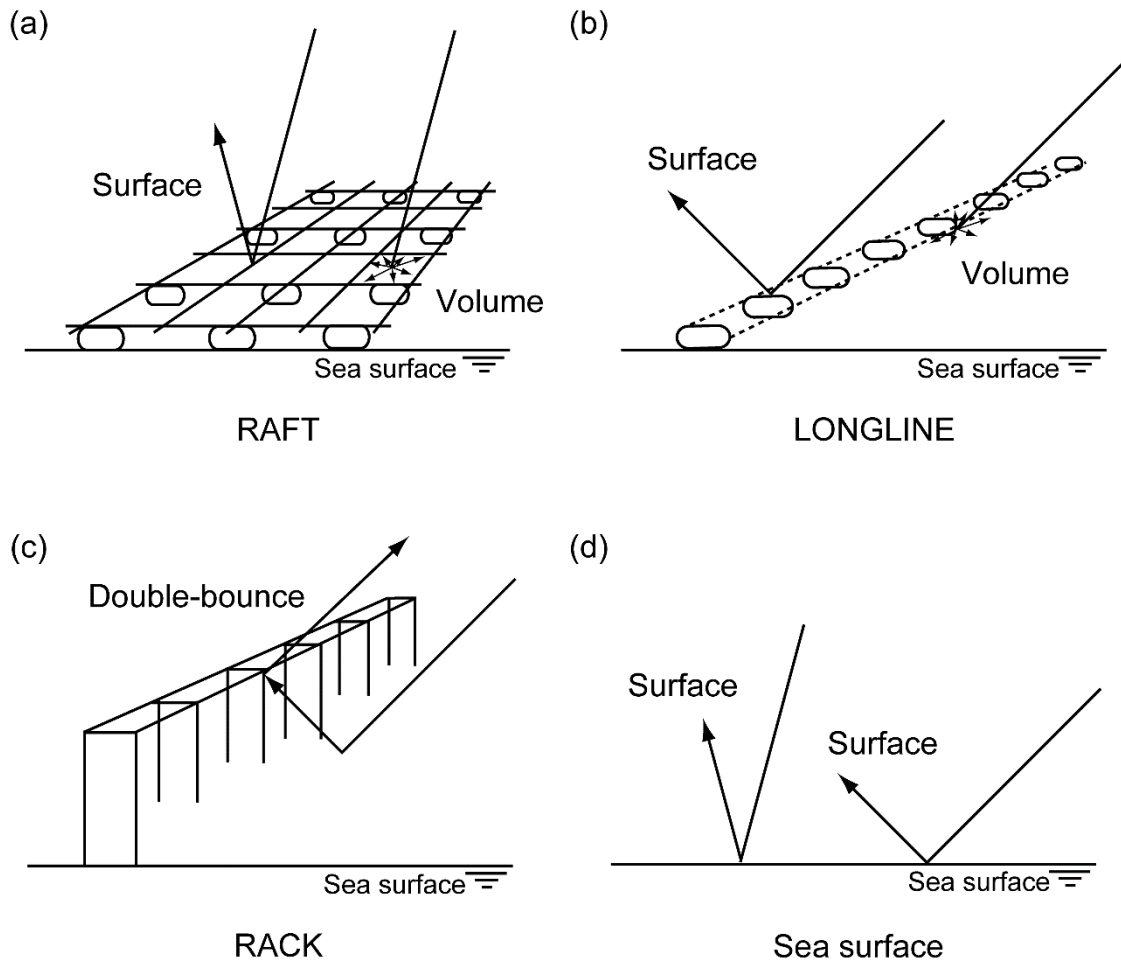


図 3.7 表 3.1 の結果をもとにした、筏式(a), 延縄式(b), 木架式(c)養殖施設, 海面(d)にマイクロ波が照射されたときに 3 成分散乱モデルで求められる散乱が大きい成分の反射の状況の模式図。Surface, volume, double-bounce は、それぞれ、表面散乱、体積散乱、2 回反射を示す。

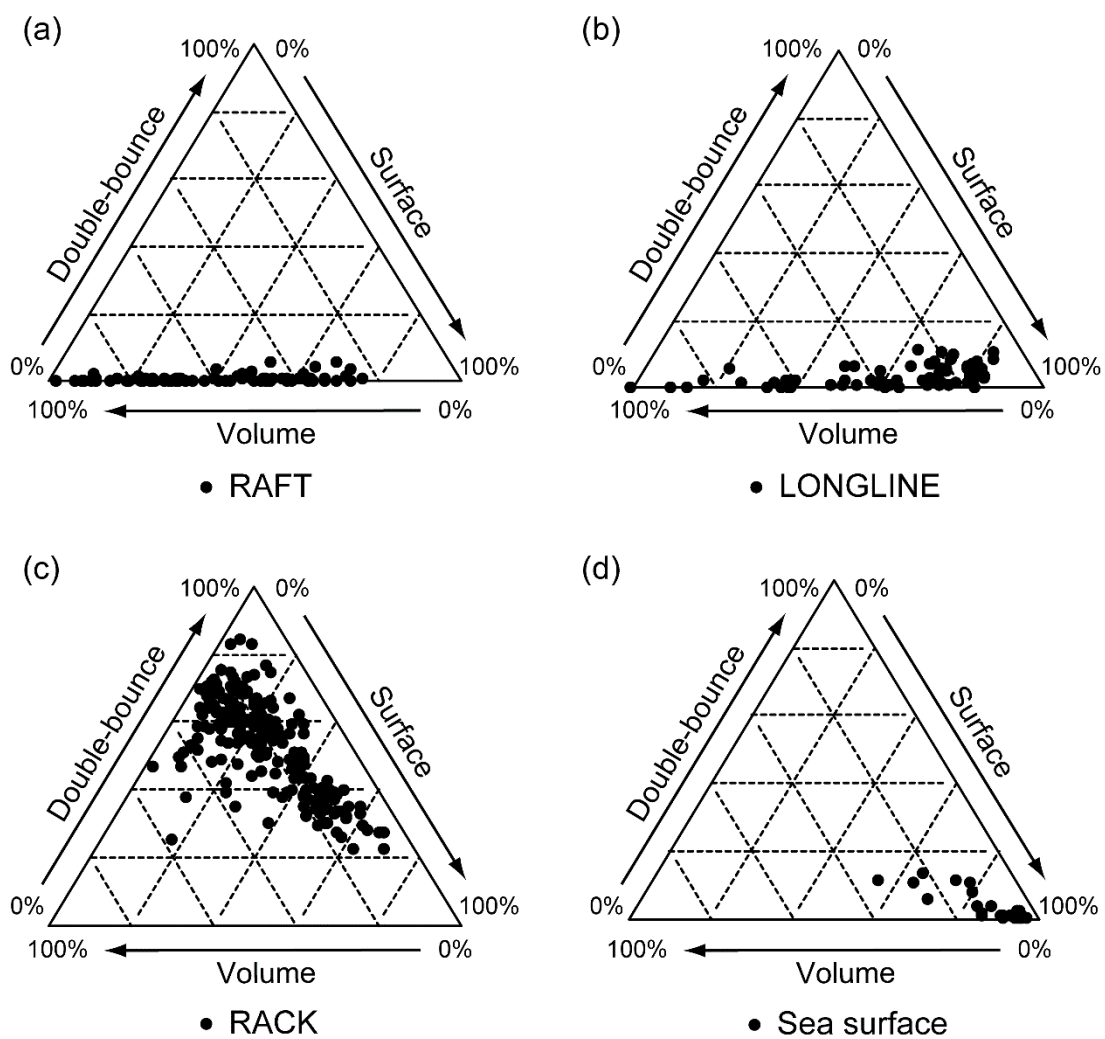


図 3.8 図 3.5 中の白実線で囲まれた範囲の筏式(a), 延縄式(b), 木架式(c)養殖施設, 海域からランダムに選んだ海面(d)の点, それぞれについての 3 成分散乱モデルで得られた各成分の寄与率をプロットした三角図。

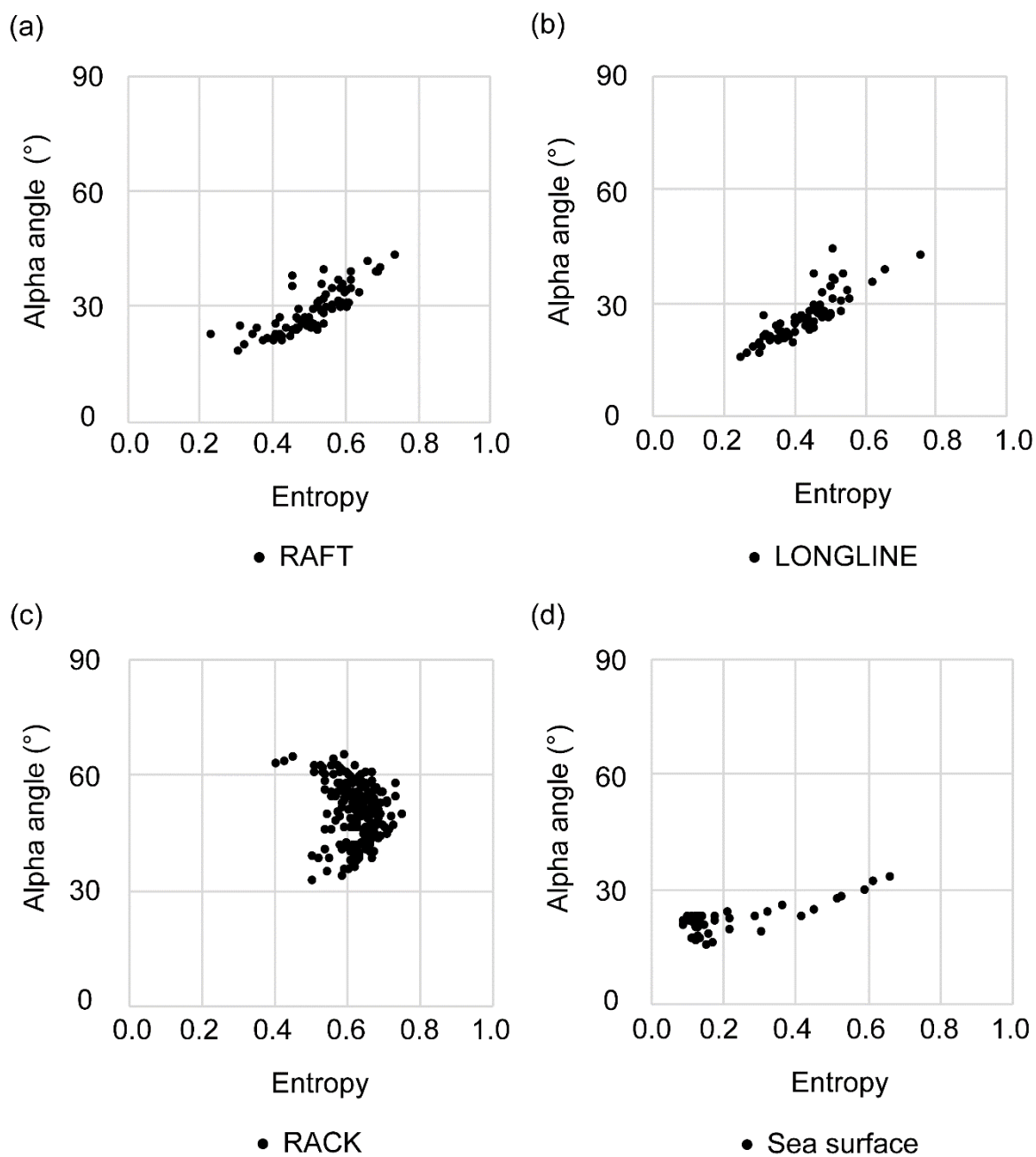


図 3.9 図 3.5 中の白実線で囲まれた範囲の筏式(a), 延縄式(b), 木架式(c)養殖施設, 海域からランダムに選んだ海面(d)の点, それぞれについてのアルファ角, エントロピーの散布図。

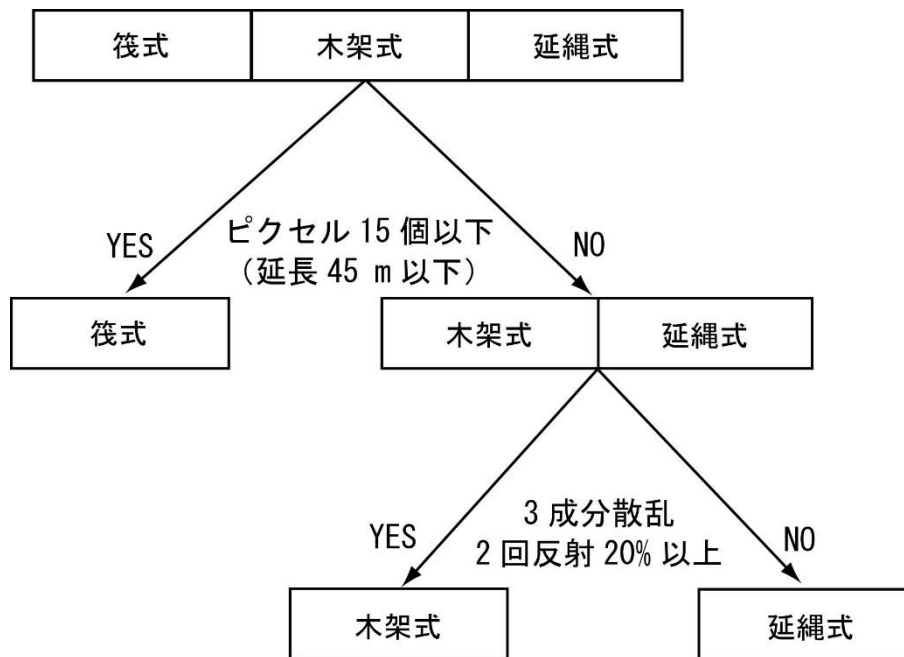


図 3.10 3 成分散乱モデルによる筏式，木架式，延縄式養殖施設の判別フローチャート図。

第 4 章

海面養殖施設マッピング手法の適用：

三陸沿岸を対象として

第 1 節 緒言

第 2 章では、高分解能光学衛星から海面養殖施設の自動抽出手法開発を行い、岩手県山田湾の筏式養殖施設を約 99%の精度で自動抽出できることを明らかとした。この手法開発では米国 Maxar Technologies 社の高分解能光学衛星 GeoEye-1 画像を使用した。GeoEye-1 以外の高分解能光学衛星や他時期に撮影された画像でも適用可能な汎用性のある手法であるのか検証することが望ましい。そこで、同社の WorldView-2 画像と他時期に観測された GeoEye-1 画像に開発手法を適用して効果を検証することとした。また、社会実装にあたっては、高分解能光学衛星の価格面での入手のしやすさも重要な要素となる。空間解像度 2.0 m のマルチスペクトルバンド画像を取得可能な高分解能光学衛星の中で、最も価格が安いのは仏国 Airbus Defense and Space 社の Pleiades-1A 衛星画像である。高分解能光学衛星 GeoEye-1 のマルチスペクトルバンドとパンクロマチックバンドが税抜 ¥3,500/km²（最低購入面積 25km²の場合）であるのに対し、Pleiades-1A のマルチスペクトルバンドとパンクロマチックバンドは税抜 ¥2,400/km²（最低購入面積 25km²の場合）である。そこで、高分解能光学衛星 Pleiades-1A においても開発手法が適用可能か調べることにした。Pleiades-1A の諸元については表 4.1 に示す。

第 3 章では航空機搭載型 L-band 合成開口レーダ Pi-SAR-L2 から海面養殖施設の検出

と種類判別手法を開発した。この手法開発によって合成開口レーダから海面養殖施設の検出および筏式・木架式・延縄式養殖施設の種類判別が可能であることを明らかとした。しかし、航空機搭載合成開口レーダ Pi-SAR-L2 は使用できるデータ数が限られており、また一般入手が困難である。そのため、JAXA が 2014 年から運用している人工衛星搭載型合成開口レーダ ALOS-2 PALSAR-2 により、海面養殖施設の検出と種類判別が可能か調べることとした。ALOS-2 PALSAR-2 の諸元については表 1-4 に示したとおりである。

以上のことから、本章では第 2 章と第 3 章において開発した手法の汎用性について検証することを目的とした。

第 2 節 材料と方法

4.2.1. 調査場所

調査場所は第 2 章において手法開発を行った岩手県山田湾湾奥部、岩手県と宮城県の県境に位置する広田湾湾奥部の 2 つの湾とした (図 2.1, 図 4.1)。山田湾の概況については第 2 章で述べたのでここでは省略する。広田湾の湾開口幅は約 4.8 km で、奥行き約 9 km, 面積は約 37.1 km², 湾内および湾口最大底深 56 m のリアス式海岸である。湾内ではカキ, ワカメ, ホタテなどの海面養殖が行われている。湾奥部では筏式養殖施設, 湾口に近い海域では延縄式養殖施設を使用して海面養殖が行われている。

山田湾の現地調査は 2019 年 1 月 18 日に陸上から GPS (Garmin 社製, eTrex30) とデジタルカメラ (Canon 社製, EOS Kiss X3) を用いて実際に設置されている海面養殖施設を撮影した (図 2.2)。広田湾の現地調査は 2015 年 9 月 29 日に船上から GPS (Holux m-241) とデジタルカメラ (Nikon COOLPIX AW130) を用いて, 2019 年 1 月 18 日に陸上から GPS (Garmin 社製, eTrex30) とデジタルカメラ (Canon 社製, EOS Kiss X3) を用いて設置されている筏式養殖施設を撮影した (図 4.2)。

4.2.2. 使用データと方法

4.2.2.1 高分解能光学衛星

山田湾の海面養殖施設マッピングには2009年11月23日観測 GeoEye-1, 2016年4月12日観測 WorldView-2, 2019年4月8日観測 GeoEye-1 のマルチスペクトルバンド画像を使用した。広田湾の海面養殖施設マッピングには2015年4月30日観測 Pleiades-1A のマルチスペクトルバンド画像を使用した。これらの空間解像度はいずれも2.0 m である。筏式養殖施設はマルチスペクトルバンド Band4 の DN を反射率に変換し, 任意閾値オブジェクトベース解析を行った(表4.2)。閾値は筏式養殖施設周囲の海面の最大値を計算して設定した。延縄式養殖施設は読図により解析を行った。筏式養殖施設は台数・平均面積, 延縄式養殖施設は台数・平均延長について調べた。なお, 高分解能光学衛星画像による広田湾の自動抽出では湾奥部の筏式養殖施設を対象とした。解析は ArcGIS 10.5 (ESRI 社), ENVI5.5 (Harris Geospatial 社) を用いた。

4.2.2.2 人工衛星搭載型合成開口レーダ

広田湾の海面養殖施設の検出および種類判別のため, ALOS-2 PALSAR-2 全偏波観測データに3成分散乱モデルを適用し, 筏式養殖施設と延縄式養殖施設が設置されている区画に加え, 湾中央部と湾口の海面についても解析した。それぞれの区画について図4.6に示す。

データは2015年9月3日, 2016年10月13日, 2017年8月31日, 2018年8月30日の4つを使用した。データはいずれも同じ撮影条件(アセンディング・右側観測)で取得されており, 空間解像度は6 m であった。データ観測時の降水量, 風向, 風速について, 気象庁のアメダス地点名: 陸前高田により得られている結果を表4.3に示す。

第3節 結果

4.3.1. 山田湾の海面養殖施設

山田湾の海面養殖施設マッピング結果について, 2009年11月23日時点を図4.3, 2016年4月12日時点を図4.4, 2019年4月8日時点を図4.5にそれぞれ示す。筏式養殖施設の台数・平均面積, 延縄式養殖施設の台数・平均延長を表4.4に示す。

筏式養殖施設は2016年4月12日時点で825台・平均面積48.5m²、2019年4月8日時点で825台・平均面積48.45m²であった。一方、2009年11月23日時点では2,631台・平均面積48.8m²であった。延縄式養殖施設は2016年4月12日と2019年4月8日時点ともに1,268台であった。平均延長は56.9～57.5mであった。2009年11月23日時点では1,219台・平均延長67.1mであった。

海面養殖施設の震災前後での空間配置の変化を比較すると、震災前はすべて筏式養殖施設が設置されていた区画第134号大沢前、区画第135号山田前では筏式養殖施設が削減され、多くの延縄式養殖施設が設置されるようになっていた。区画第136号では震災前から筏式養殖施設と延縄式養殖施設がそれぞれ設置されていたが、震災後は筏式養殖施設が削減され、延縄式養殖施設に置き換わっていた。区画第133号浜川目の一部範囲では、筏式養殖施設が設置されていた場所に延縄式養殖施設、延縄式養殖施設が設置されていた場所に筏式養殖施設が設置されており、設置場所が入れ替わるようになっていた。こうした変化によって、震災後の山田湾では筏式養殖施設が陸地から近い場所に集中して設置されるようになり、延縄式養殖施設は湾中央部から湾口に近い場所に設置されるようになったことが分かった。

4.3.2. 広田湾の海面養殖施設

ALOS-2 PALSAR-2の全偏波観測データに3成分散乱モデルを適用した。このデータからは海面養殖施設を1台ごとに検出できるものとできないものがあった。それぞれの全偏波観測データをもとに、3成分散乱モデルにより得られた2回反射、体積散乱、表面散乱の強度を、それぞれ赤、緑、青に割り当てRGB合成画像を作成した(図4.8)。

2015年9月3日の解析結果では、筏式養殖施設が設置されている区画は表面散乱19～40%、体積散乱39～59%、2回反射14～37%であった。延縄式養殖施設が設置されている区画では表面散乱21～38%、体積散乱52～72%、2回反射6～12%であった。海面1(湾中央部)と海面2(湾口部)では、表面散乱18～25%、体積散乱36～42%、2回反射39～40%であった。海面1と海面2は各成分ともほぼ同様の寄与率を示した。筏式養殖施設と

延縄式養殖施設は2回反射のパーセント値に違いがあることから、海面と区別して検出することができ、また種類判別も可能であった。この結果からは、雨天時のデータであっても海面養殖施設の検出と種類判別には影響がないことが分かった。

2016年10月13日の解析結果では、筏式養殖施設は表面散乱41~68%、体積散乱23~45%、2回反射5~15%であった。延縄式養殖施設は表面散乱69~75%、体積散乱17~27%、2回反射3~4%であった。海面1と海面2は表面散乱78~82%、体積散乱11~14%、2回反射7~8%であった。海面1と海面2は各成分ともほぼ同様の寄与率を示した。海面養殖施設が設置されている範囲の体積散乱パーセント値は海面よりも高かった。また、筏式養殖施設と延縄式養殖施設の2回反射パーセント値には違いがあることから、種類判別が可能であった。

2017年8月31日の解析結果では、筏式養殖施設は表面散乱23~36%、体積散乱40~56%、2回反射16~37%であった。延縄式養殖施設は表面散乱66~77%、体積散乱18~28%、2回反射4~6%であった。海面1と海面2は表面散乱30~75%、体積散乱13~31%、2回反射12~38%であった。海面の各成分の寄与率は湾中央部と湾口部で異なっていた。筏式養殖施設と延縄式養殖施設が設置されている区画は、体積散乱と2回反射のパーセント値が重複していないことから、種類判別が可能であった。

2018年8月30日の解析結果では、筏式養殖施設は表面散乱20~78%、体積散乱18~64%、2回反射5~25%であった。延縄式養殖施設は表面散乱57~70%、体積散乱23~36%、2回反射4~7%であった。海面1と海面2は表面散乱73~82%、体積散乱10~16%、2回反射7~11%であった。海面1と海面2は各成分ともほぼ同様の寄与率を示した。海面養殖施設が設置されている区画の体積散乱パーセント値は海面よりも高かったが、筏式養殖施設と延縄式養殖施設では値が重複していたことから、種類判別は困難であった。

以上のように、2015年9月3日、2016年10月13日、2017年8月31日の全偏波観測データからは体積散乱もしくは2回反射のパーセント値の違いから海面養殖施設の種類を判別することが可能であった。このうち、2017年8月31日の3成分散乱モデルの各成分の画像を図4.9に示した。

高分解能光学衛星画像 Pleiades-1A から広田湾奥部に設置されている筏式養殖施設の自動抽出結果を図 4.10 に示す。この結果から 1,024 台が検出され、その平均面積は 49.5 m² であった。広田湾漁業協同組合（2012）によると、広田湾の筏式養殖施設は幅 4 m × 長さ 10 m でその面積は 40 m² である。そのため、実際よりも面積が大きく抽出されていた。

第4節 考察

4.4.1. 高分解能光学衛星画像による海面養殖施設の自動抽出

2016年4月12日観測 WorldView-2, 2019年4月8日観測 GeoEye-1 画像を用いて山田湾の筏式養殖施設の自動抽出を行い、平均面積 48.4~48.5 m² というほぼ同様の結果が得られた。このことから、第2章の手法開発で使用した人工衛星 GeoEye-1 以外の高分解能光学衛星画像でも今回の手法が使用できることが明らかとなった。また、時期の異なる東日本大震災以前の 2009年11月23日観測 GeoEye-1 画像に手法を適用した場合においても平均面積 48.8 m² という同様の結果が得られた。このことから、今回開発した手法は汎用性のある手法であると言える。一方で、広田湾の筏式養殖施設の自動抽出では、平均面積が 49.5 m² となっており、実際の面積 40 m² よりも面積が大きく抽出された。この面積の違いは使用した高分解能光学衛星画像のピクセル 2 つ分に相当する面積である。これは隣接効果による可能性が考えられる。隣接効果とは沿岸域の海岸近くのエアロゾルの分子散乱の影響を受けることで空間範囲が顕著になる現象のことである (Santer et al. 2000)。Komatsu et al. (2002) は人工衛星 IKONOS に搭載された空間解像度 4 m のマルチスペクトルバンド画像にパンシャープン処理を行い岩手県山田湾の筏式養殖施設の検出を行っており、本研究と同様に実際の筏式養殖施設よりも面積が大きく検出されている。なお、自動抽出された結果の一部には係留されていた漁船が含まれていたものや、距離の近い 2 台の筏が 1 台の筏として抽出されていたもの (図 4.11) があり、これらも面積が実際よりも大きく抽出された理由として考えられる。

以上のように、異なる高分解能光学衛星、異なる時期の画像であっても、今回開発した

手法を用いることで筏式養殖施設を自動抽出できることを確認した。

4.4.2. 人工衛星搭載型合成開口レーダによる海面養殖施設の検出と種類判別

広田湾を対象として4つの全偏波観測データに3成分散乱モデルを適用した結果、3つのデータで筏式養殖施設と延縄式養殖施設が設置されている区域を検出・種類判別することができた。このうち2017年8月31日の全偏波観測データでは、筏式養殖施設が体積散乱40～56%、2回反射16～37%、延縄式養殖施設は体積散乱18～28%、2回反射4～6%であったため、体積散乱と2回反射のパーセント値から種類判別が可能であった。データ観測時の最大瞬間風速は0.3 m/sであったことから、海面は静穏な状況であったと思われる。一方で、種類判別が困難であった2018年8月30日のデータ観測時は最大瞬間風速3.2 m/sの北北西の風であった。2016年10月13日のデータ観測時は最大瞬間風速4.4 m/sの西北西の風であったものの種類判別ができていたことから、風速以外の要因で種類判別が難しくなったものと考えられる。2015年9月3日のデータ観測時は1.0 mmの降雨があったが種類判別が可能であった。海面は常に変化しており、場所によっても異なる。雨が降っている場合、地点による海面の違いは降雨によって少なくなり、海面養殖施設の検出・種類判別が容易になったことが考えられる。

ALOS-2 PALSAR-2の全偏波観測データの空間分解能は6 mであった。そのため、筏式養殖施設を1台ごとに検出できるものとそうでないものがあった。延縄式養殖施設についても設置されている区域は検出できるものの、1台ごとに識別することは困難であった。第3章では空間分解能1.76 m × 3.2 mの航空機搭載型合成開口レーダPi-SAR-L2を用いたことで1台毎に海面養殖施設を検出することができたが、人工衛星搭載型合成開口レーダでは面的な検出となった。広田湾のように、同じ種類の海面養殖施設がまとまって設置されている場合には、海面養殖施設の設置されている区画から種類を判別することが可能であることが分かった。

4.4.3. 山田湾の海面養殖施設の震災前後での変化

岩手県山田湾では震災前に多くの筏式養殖施設が設置されていたが、震災後は1/3程度

にまで大幅に削減されていた。震災前（2009年時点）に筏式養殖施設が設置されていた場所は震災後（2016年・2018年時点）に延縄式養殖施設が設置されるようになり、漁場の利用方法が変化していた。また、大沢漁港地先の一部水域では、震災前後で筏式養殖施設と延縄式養殖施設の設置場所が入れ替わっていた。つまり、山田湾では筏式養殖施設の台数を大幅に削減するだけでなく、養殖施設の種類に応じて設置場所が見直されていたことが分かった。この取組みにより、震災後は陸地に近い水域に筏式養殖施設が集中して設置され、湾中央部から湾口部にかけての水域には延縄式養殖施設が設置されるようになった。蒔田ら（2004）は流動解析によって養殖施設の配置が海水交換量を増減させることを報告しており、延縄式養殖施設を湾口に向かうように配置することで筏式養殖施設が設置されている陸地に近い水域にまで湾外からの海水が到達しやすくなり、震災前よりも海水交換が促進されやすくなったと考えられる。

三陸やまだ漁業協同組合を通じて販売された震災前から震災後までの年度別のカキ（殻付き）・カキ（むき身）・ホタテ養殖による生産量・生産金額の推移を図4.12に示した。山田湾のカキは殻付き・むき身の2通りで出荷されており、金額ベースでは殻付きカキが多い。震災後2014年度以降の殻付きカキは震災前2009年度と比較して生産量ベースで3割程度、生産金額ベースで5割程度にまで減少している。むき身カキの生産量・生産金額は2014年度以降、2009年度時点よりも増加している。これは震災後に殻付きカキではなく、むき身カキとしての出荷する量を増やした結果であると考えられる。ホタテの生産量は2012年度以降、2009年度を生産量を下回っているものの生産金額は2014年度以降、2009年度時点を上回っている。つまり、ホタテの生産量は減少したものの生産金額は増加している。これらカキ（殻付き）・カキ（むき身）・ホタテの生産金額を合計すると2009年度は約7億9500万円、2018年度は約5億3000万円となっており、震災後は震災前の約2/3となっていることが分かった。山田湾の筏式養殖施設台数は約1/3にまで減少し、カキとホタテの養殖量は大きく減少しているが、生産金額はその水準を上回っている。また、震災後に新たに設置する筏式養殖施設の台数を削減したことによるコストの削減、養殖のための種ガキやホタテ半生貝の購入コストも削減されていることを考慮すると、震災後の

山田湾湾奥部の養殖の生産性は大幅に向上していると言える。

以上のように、山田湾の海面養殖施設は震災前後で台数・空間配置ともに大きく変化した。震災後は筏式養殖施設の台数と生産量が大幅に減少したものの、生産金額はその水準を上回っており、山田湾のカキ・ホタテ養殖の生産性は震災後に大幅に向上していることが明らかになった。

図表

表 4.1 高分解能光学衛星 Pleiades-1A (Airbus Defense and Space) の諸元
(宇宙技術開発株式会社ウェブサイトから引用)

衛星名称	打上げ日	バンド	波長帯 (μm)	解像度 (m)	量子化 ビット数 (bit)	
Pleiades-1A	2011/12/17	MS	1	0.43 – 0.55	2.0	12
			2	0.49 – 0.61		
			3	0.60 – 0.72		
			4	0.75 – 0.95		
		PAN	1	0.48 – 0.83	0.5	

表 4.2 海面養殖施設マッピングに用いた人工衛星画像の観測日，衛星名称，使用したマルチスペクトルバンド画像の空間解像度，自動抽出のための閾値。閾値は海面養殖施設周囲の海面の最大値を計算して設定。

調査場所	観測日	衛星名称	空間解像度 (m)	閾値
①山田湾	2009/11/23	GeoEye-1	2.0	0.0709
	2016/4/12	WorldView-2	2.0	0.0992
	2019/4/8	GeoEye-1	2.0	0.0842
②広田湾	2015/4/30	Pleiades-1A	2.0	0.0572

表 4.3 広田湾の海面養殖施設の検出と種類判別に用いた ALOS-2 PALSAR-2 データ観測日，観測時の降水量，最大瞬間風速，風向。

観測日	降水量 (mm)	最大瞬間風速 (m/s)	風向
2015/9/3	1.0	2.1	北西
2016/10/13	0.0	4.4	西北西
2017/8/31	0.0	0.3	西
2018/8/30	0.0	3.2	北北西

表 4.4 岩手県山田湾の筏式養殖施設の台数・平均面積，延縄式養殖施設の台数・平均延長。
 筏式養殖施設は自動抽出，延縄式養殖施設は読図の結果。

観測日	筏式養殖施設		延縄式養殖施設	
	台数	平均面積 (m ²)	台数	平均延長 (m)
2009/11/23	2,631	48.8	1,219	67.1
2016/4/12	825	48.5	1,268	56.9
2019/4/8	797	48.4	1,268	57.5

表 4.5 岩手県と宮城県の県境に位置する広田湾の筏式養殖施設の台数・平均面積。

観測日	筏式養殖施設	
	台数	平均面積 (m ²)
2015/4/30	1,024	49.5

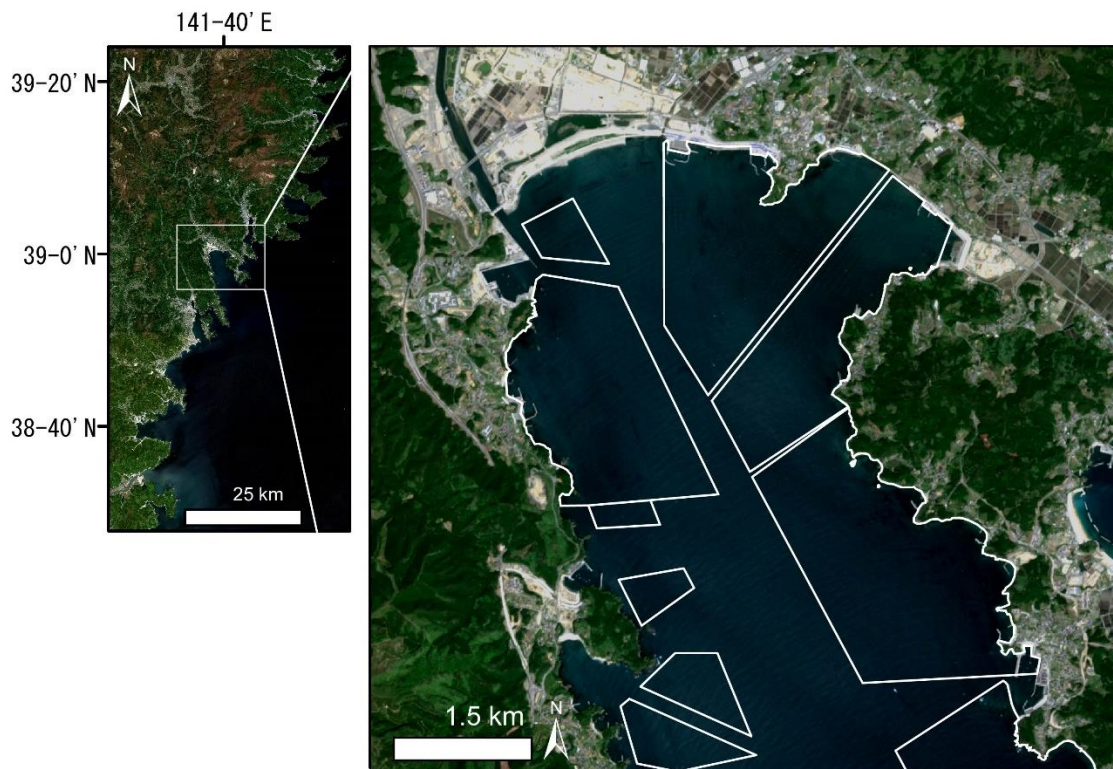


図 4.1 岩手県と宮城県の県境に位置する広田湾の位置と第一種区画漁業権の区画。
 背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用



図 4.2 岩手県と宮城県の県境に位置する広田湾に設置されている(a) 筏式養殖施設, (b) 延縄式養殖施設。2019年1月19日撮影。

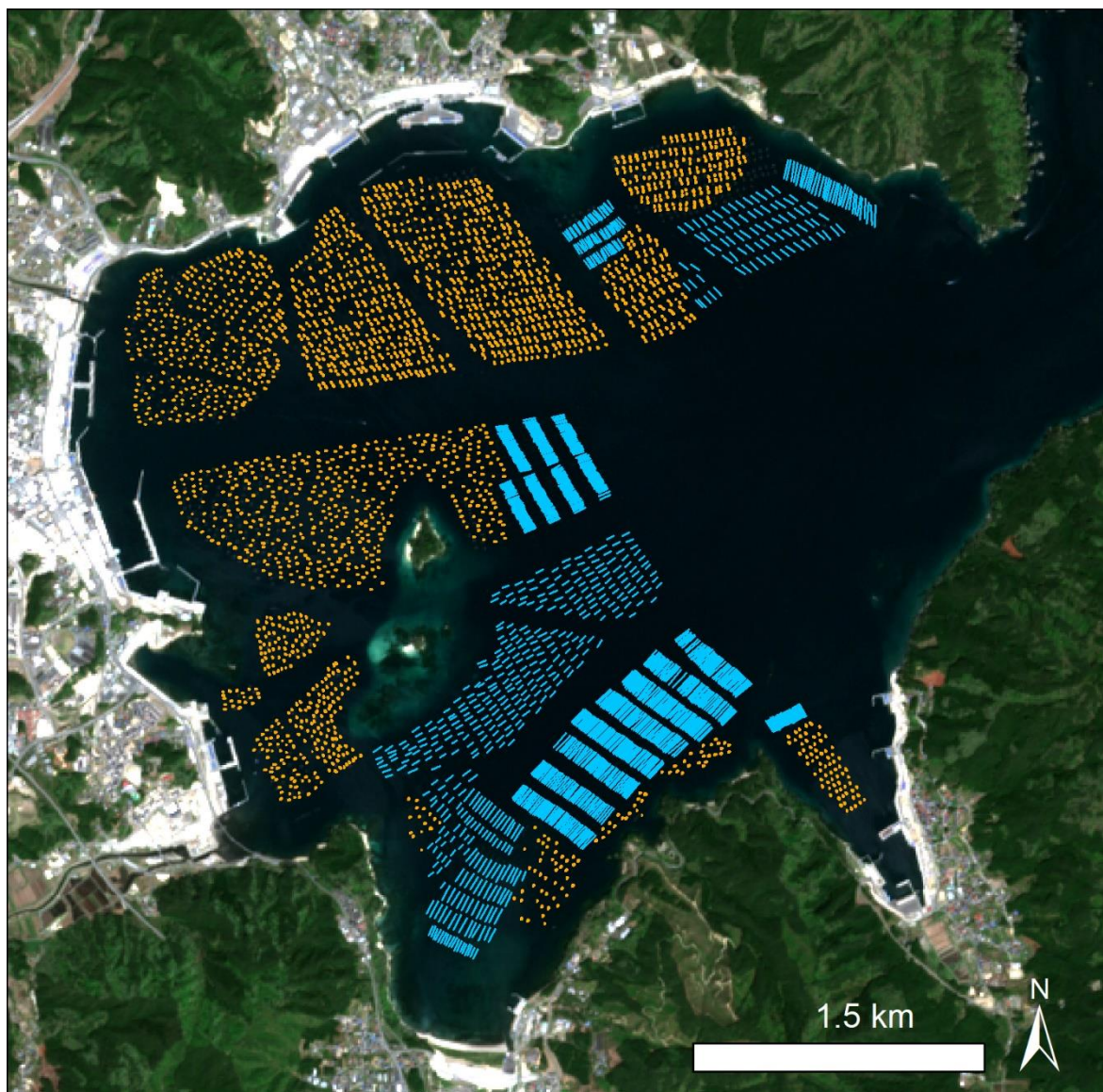


図 4.3 岩手県山田湾湾奥部の 2009 年 11 月 23 日海面養殖施設マッピング結果（橙色：筏式養殖施設，青色：延縄式養殖施設）。背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用

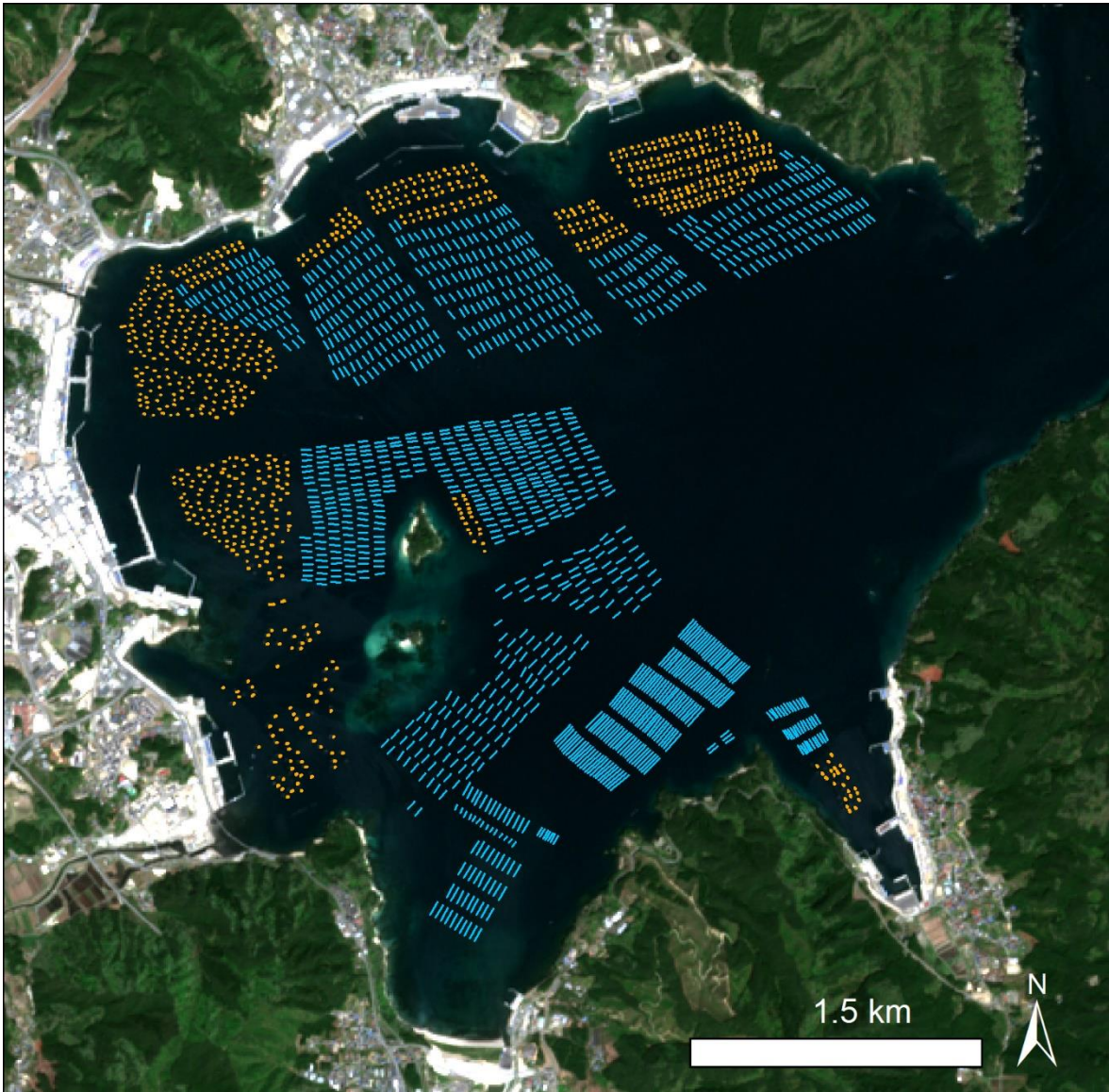


図 4.4 岩手県山田湾湾奥部の 2016 年 4 月 12 日海面養殖施設マッピング結果（橙色：筏式養殖施設，青色：延縄式養殖施設）。背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用

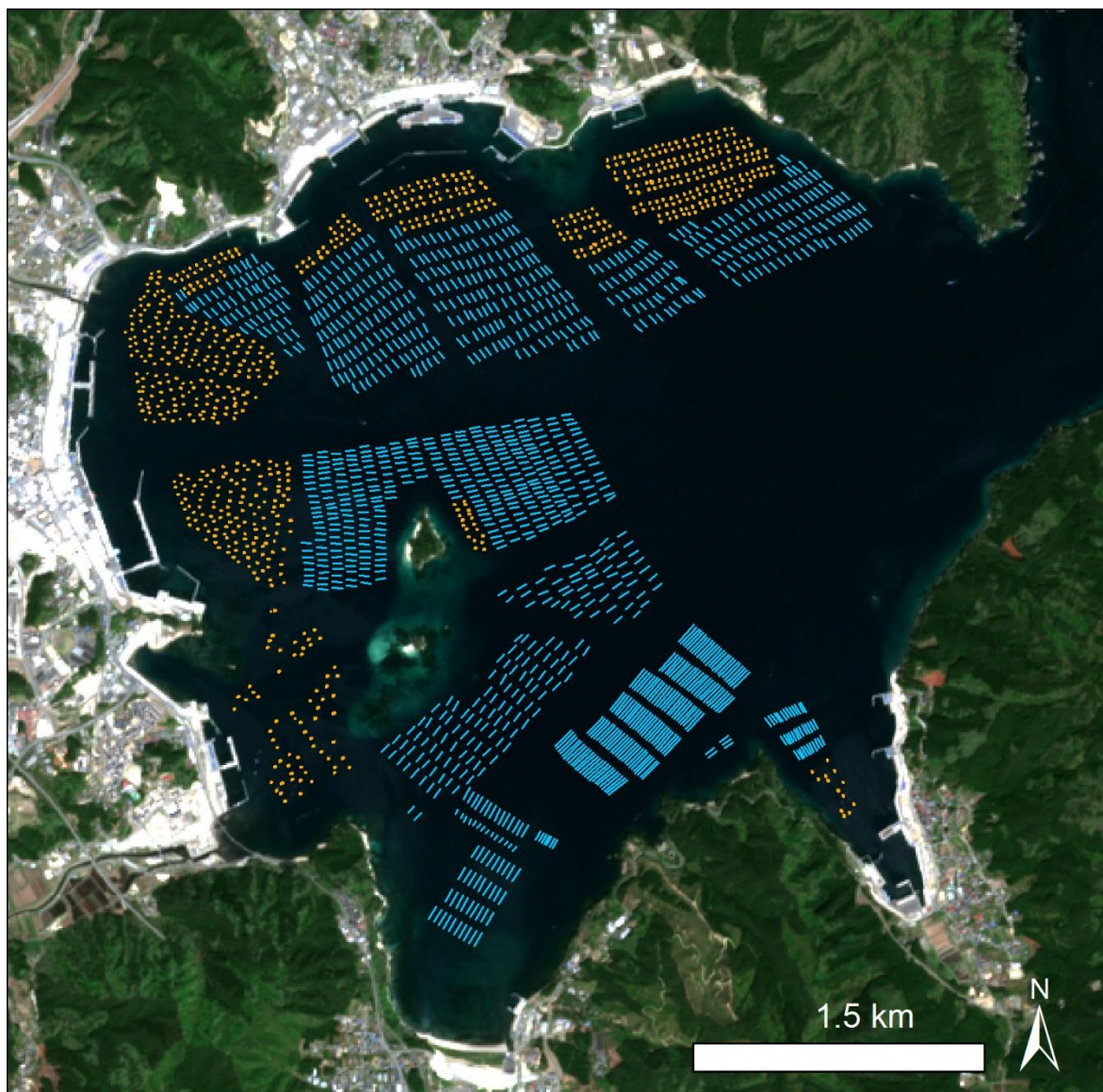


図 4.5 岩手県山田湾湾奥部の 2019 年 4 月 8 日海面養殖施設マッピング結果（橙色：筏式養殖施設，青色：延縄式養殖施設）。背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用

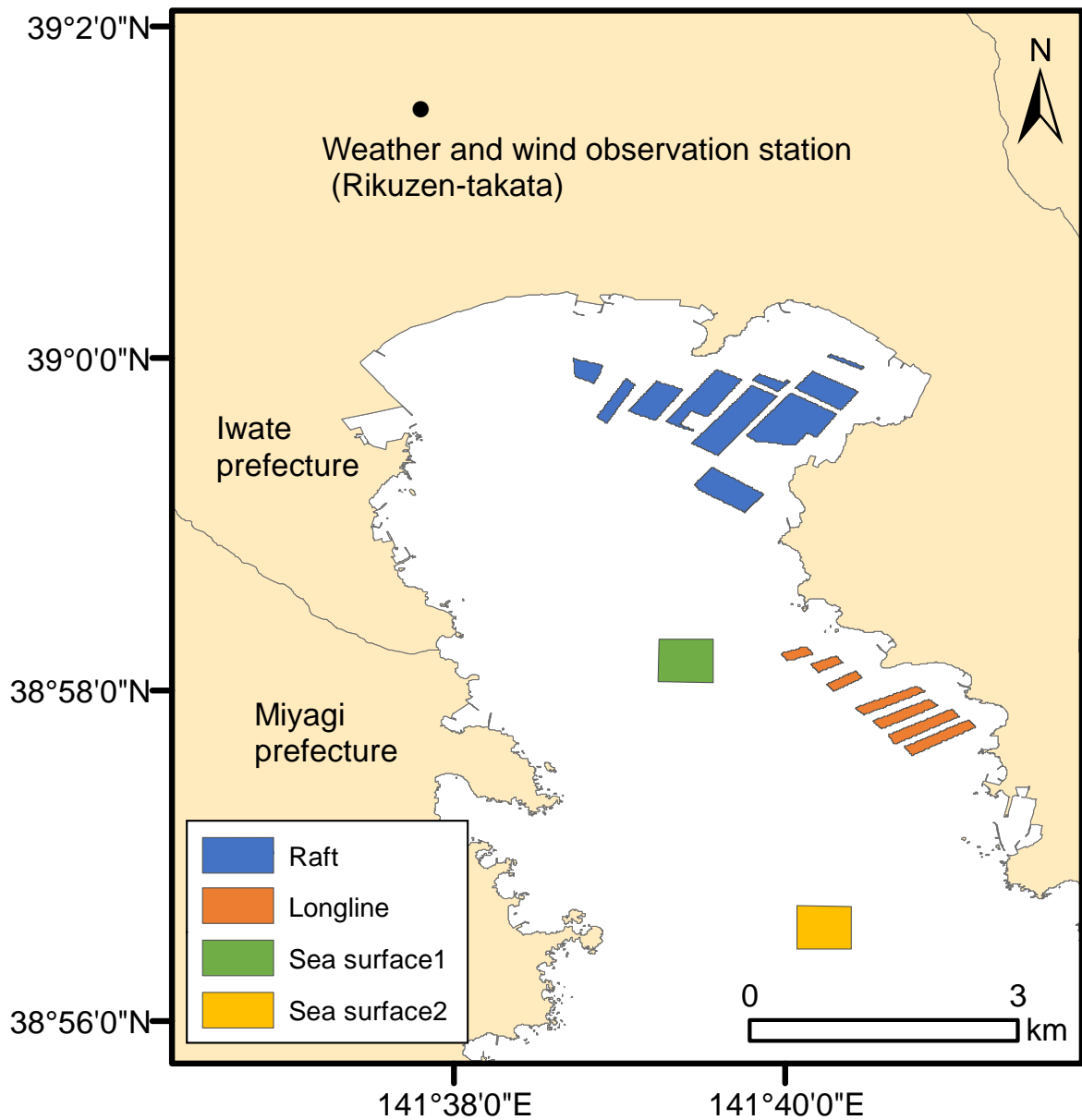


図 4.6 広田湾の位置, 気象観測地点 (陸前高田), 解析した筏式養殖施設, 延縄式養殖施設, 海面 1, 海面 2 を示した地図。Raft, Longline, Sea surface1, Sea surface2 は, それぞれ筏式養殖施設, 延縄式養殖施設, 海面 1, 海面 2 を示す。(Murata et al. 2019b)

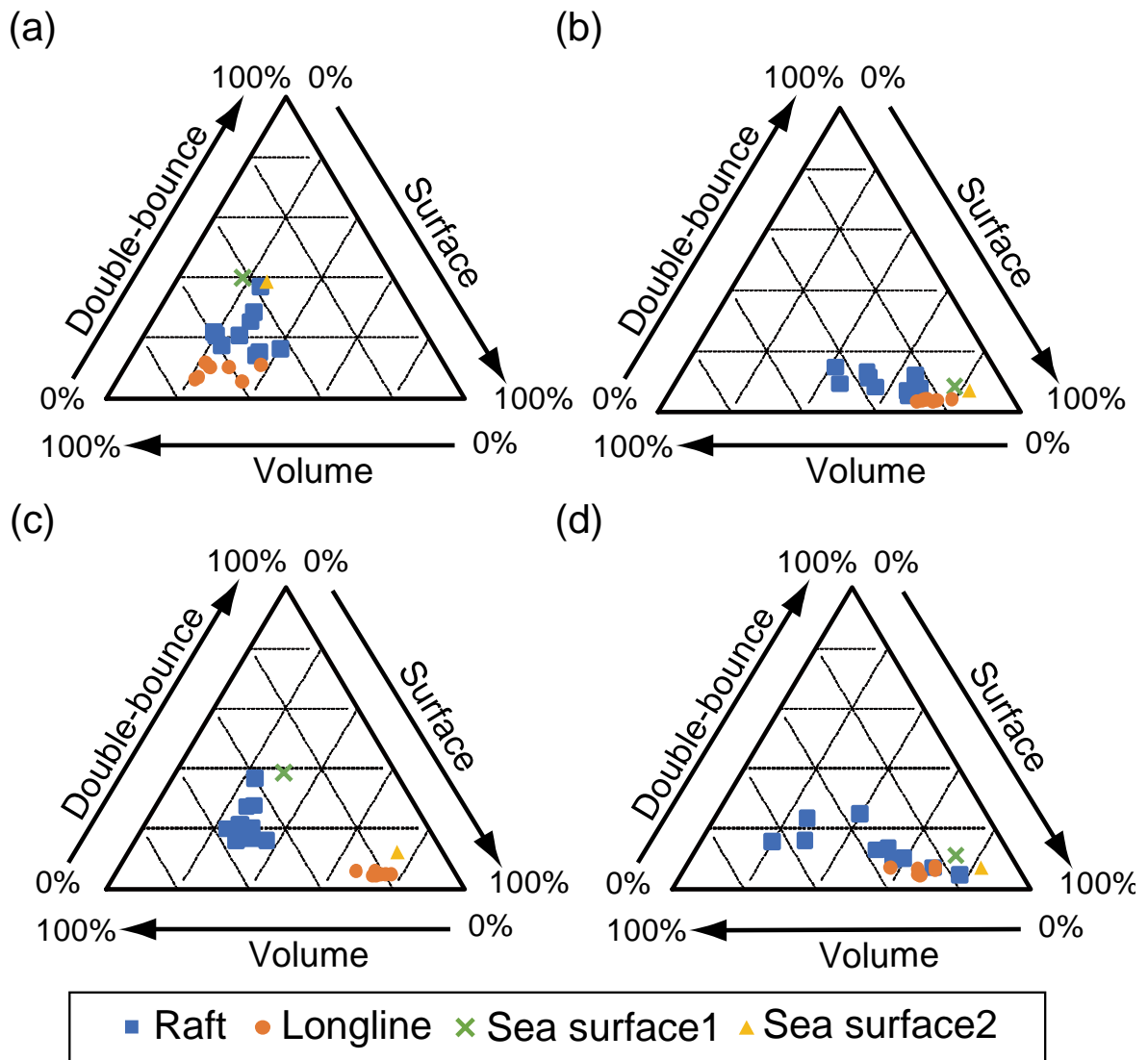


図 4.7 図 4.6 で示した筏式養殖施設、延縄式養殖施設、海面 1 と海面 2、それぞれについての 3 成分散乱モデルで得られた各成分の寄与率をプロットした三角図；(a) 2015/9/3, (b) 2016/10/13, (c) 2017/8/31, (d) 2018/8/30。Raft, Longline, Sea surface1, Sea surface2 は、それぞれ筏式養殖施設、延縄式養殖施設、海面 1、海面 2 を示す。

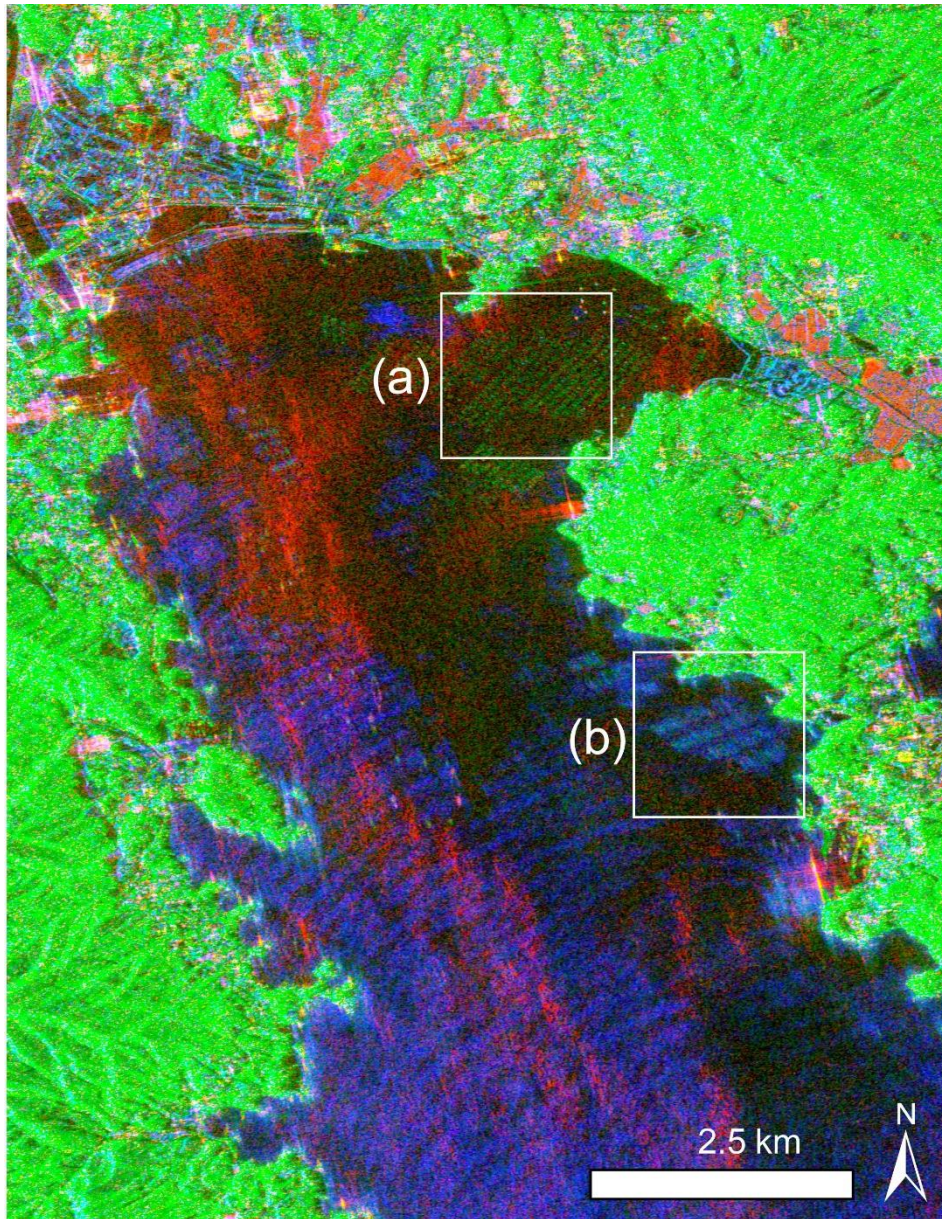


図 4.8 2017 年 8 月 31 日観測 ALOS-2 PALSAR-2 全偏波観測画像データを 3 成分散乱モデルで計算し，得られた 2 回反射，体積散乱，表面散乱を，赤，緑，青色で示した RGB 合成図。図中の白実線の四角は(a) 筏式養殖施設，(b) 延縄式養殖施設，それぞれの海面養殖施設が多く設置されている範囲。

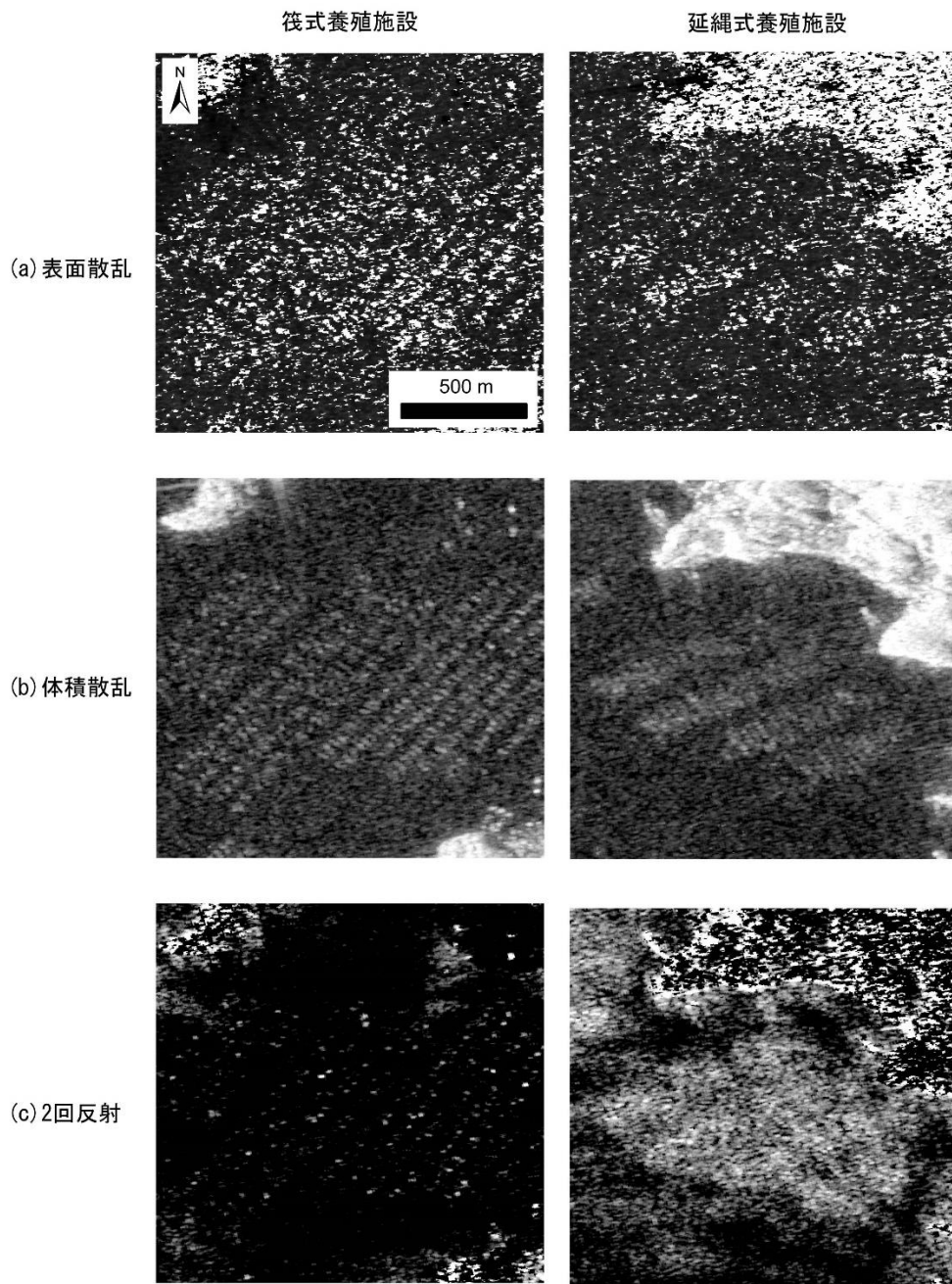


図 4.9 2017年8月31日観測 ALOS-2 PALSAR-2 全偏波観測画像データを3成分散乱モデルで得られた表面散乱, 体積散乱, 2回反射の各成分をグレースケールで示した, 図 4.8 中の(a) 筏式, (b) 延縄式, の分布図。各成分の値が小さい場合は黒, 大きい場合には白くなる。



図 4.10 広田湾の 2015 年 4 月 30 日海面養殖施設マッピング結果（橙色：筏式養殖施設）。
背景は 2019 年 5 月の人工衛星 Sentinel-2A の画像を使用。

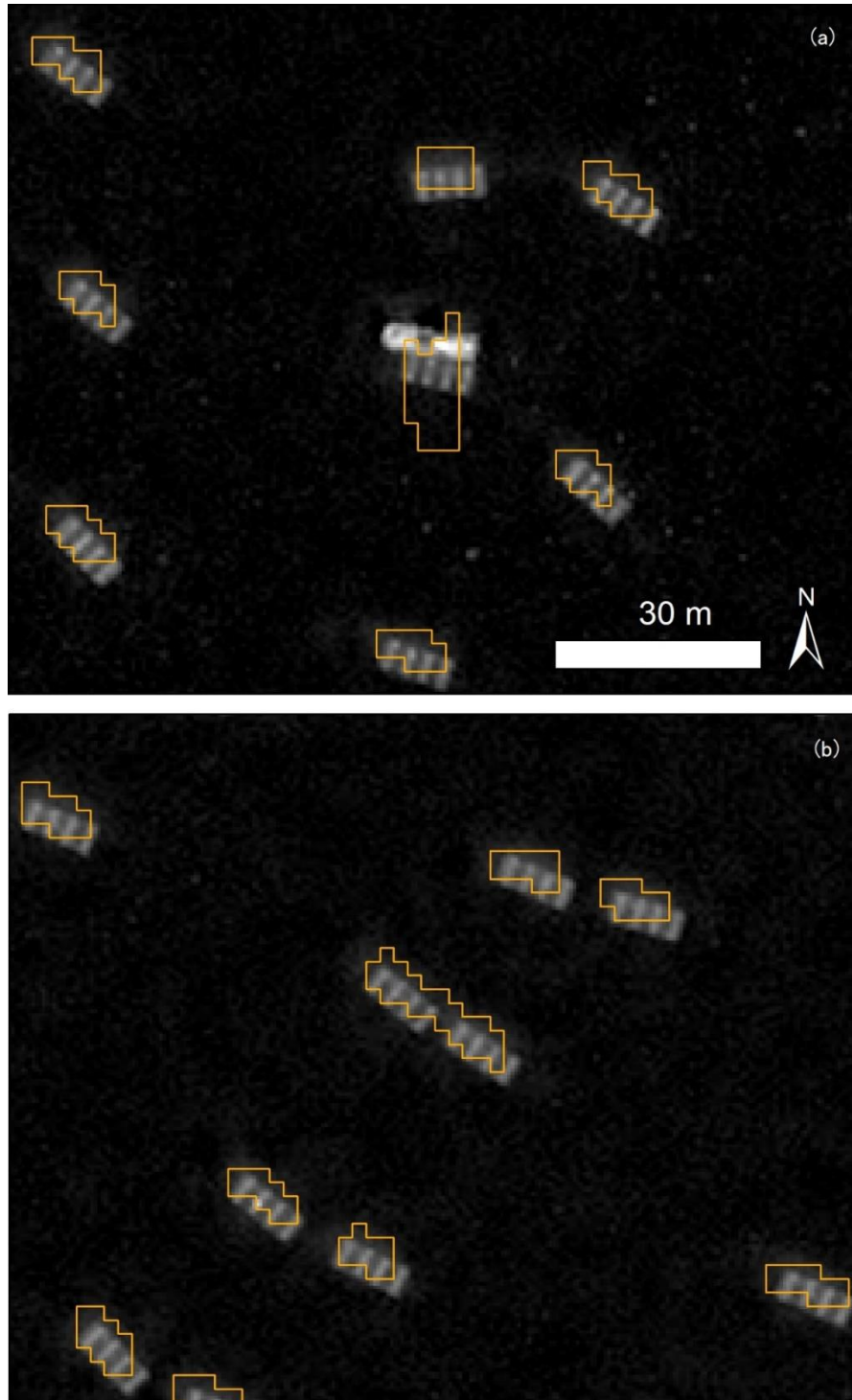


図 4.11 図 4.10 中の白実線で囲まれた範囲を拡大して示した図 ; (a) 船が筏式養殖施設として検出されている図, (b) 2 台の筏式養殖施設が 1 台として抽出されている図。背景は 2015 年 4 月 30 日観測 Pleiades-1A の近赤外バンドのパンシャープン画像を使用。

三陸やまだ漁業協同組合 養殖生産量・金額

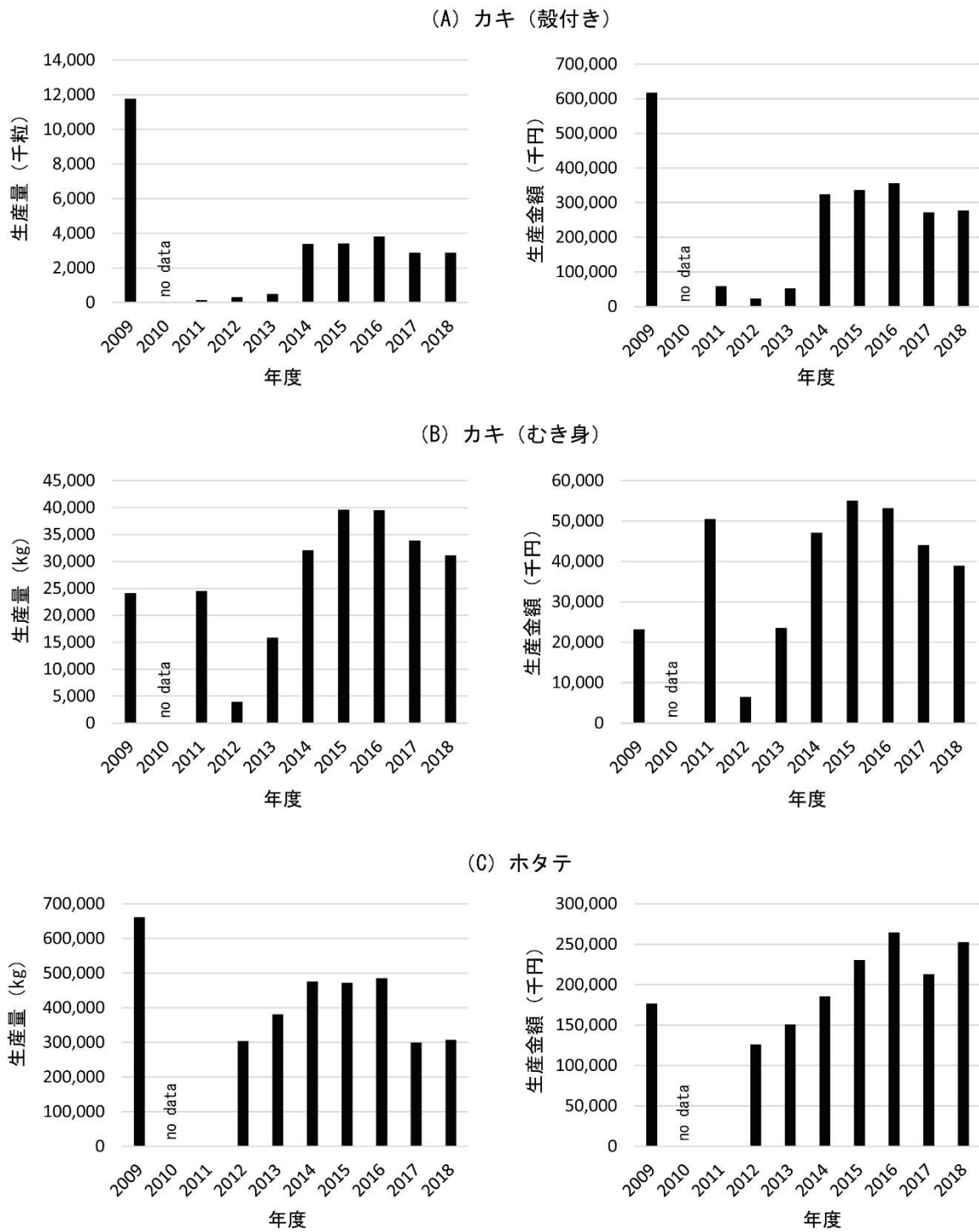


図 4.12 三陸やまだ漁業協同組合を通じて販売された(A) カキ (殻付き), (B) カキ (むき身), (C) ホタテの生産量と生産金額。

第 5 章

総合考察

第 1 節 リモートセンシングによる海面養殖施設マッピング手法の今後

国内外の各種政策において海洋状況把握の重要性が高まっている。日本の沿岸海域では区画漁業権に基づいて海面養殖が営まれており、区画漁業権の位置については海しる（海上保安庁）などのウェブサイトを確認することができる。一方で、実際の海面養殖施設の台数や空間配置などの情報は一般にあまり知られていない。これは各地域の漁協やその支所が自主的に養殖漁場を管理していること、情報の収集には大変な労力と人員を要すること、さらに海面の利用状況は常に変化していることなどが理由として考えられる。一方で、2018年12月14日に公布された「漁業法等の一部を改正する等の法律」によって2年以内に施行される改正漁業法において、海面活用に関する情報の報告が義務づけられ、漁業権者は情報を収集・集約・報告する必要があるが生じる。こうした背景もあり、本研究では三陸沿岸を対象として、高分解能衛星による海面養殖施設の自動抽出手法ならびに合成開口レーダによる海面養殖施設の検出と種類判別を開発した。また、解析の条件を変えて手法を適用し、汎用性のある手法であることも確認した。これらの手法を用いることで、海面養殖施設の実際の台数・面積・空間配置などの情報を効率的に把握できるようにした。

高分解能光学衛星は夜間や悪天候時に地表面の観測を行うことができないため、解析に使用できるデータ数が限られる。一方、合成開口レーダは夜間や悪天候時においても地表面の観測が可能であることから使用できるデータ数が多いものの、観測時の地表面の気象による影響を受ける。そのため、これらの2種類の手法を相補的に使用していく必要がある

と思われる。今後、本研究では困難であった延縄式養殖施設の高精度での自動抽出手法の開発が望まれる。

高分解能光学衛星画像から岩手県山田湾の海面養殖施設マッピングを行うために目視判読で1枚当たり約3日の日数を要した。一方で、自動抽出手法を用いた場合には5~10分程度で1枚の高分解能光学衛星画像を解析することができた。そのため、正確な台数や面積といった高精度な結果が求められる場合には筏式養殖施設を自動抽出、延縄式養殖施設を目視判読で解析を行うことが望ましいが、実際の海面利用状況を示す地図を作成するような必ずしも精度が求められない場合には筏式と延縄式養殖施設の両方に自動抽出手法を適用することも妥当であると考えられる。このように、目的に応じて手法を選択することでこれまで以上に効率的な海面養殖施設マッピングが可能となる。

高分解能光学衛星画像は、第1章で述べたように浅海域の海草・海藻藻場のマッピングにも使用されている。海草・海藻藻場は動植物にとっての生息場、多くの魚類の産卵場、稚仔魚の生育場となり、海の生物多様性の維持と水産資源の生産の面から必要不可欠であることから保全していく必要がある (Heck et al. 2003, Horinouchi 2007, Kharlamenko et al. 2001)。また、海草・海藻藻場はカキ・ホタテ・ホヤなどの養殖種の餌となる有機物の供給源でもある (Oshima et al. 1999, Jackson et al. 2001)。そのため、海草・海藻藻場の分布場所を調査することは沿岸生態系を支える場の保全だけでなく、海面養殖にとっても有益な情報をもたらす。これら自然環境に関する情報と海面養殖施設の台数・空間配置の情報を地元漁協に提供することで、持続可能な養殖の実現につながると期待できる。また、国・都道府県・市町村の政策決定者に情報を提供することで沿岸域の総合的管理や海洋空間計画といった政策の実現にも貢献できると考えられる。

第2節 東日本大震災から海面養殖施設の復旧について

第4章において、岩手県山田湾の筏式養殖施設の台数が1/3にまで削減され、延縄式養殖施設に置き換わったことや、筏式養殖施設と延縄式養殖施設の設置場所が入れ替わった場所があることを示した。このように、海面養殖施設の空間配置は震災前後で大きく変化した。三陸沿岸の海面養殖施設は2020年1月時点ですでに100%復旧したと公表されて

おり（農林水産省 2020）、現時点では今後新たに海面養殖施設が震災復旧の一環として再設置される見込みはない。このことは、海面養殖施設の台数を震災前の水準にまで原形復旧させることは困難であることを意味している。

山田湾の筏式養殖施設台数が震災後に 1/3 にまで削減された理由は、過密養殖を解消しようという漁業者の取組みによるものであることが知られている（日本経済新聞 2013）。また、三陸やまだ漁業協同組合へのヒヤリングによると、筏式養殖施設ではなく延縄式養殖施設による復旧が進められた背景には、筏の製作に要する時間と手間を考慮し、漁協各支部の養殖組合において早期復旧が可能な延縄式養殖施設の設置を決定したことも理由として挙げられるとのことであった。つまり、山田湾では養殖施設の原形復旧ではなく、漁業者が中心となって養殖漁場の利用方法を見直すことによる復興と早期復旧を目指したものと言える。この背景には東日本大震災をきっかけとして廃業を決断した漁業者が多くおり、漁業就業者人口が減少したことを逆手にとって新たに設置する養殖施設の台数を大幅に減らすことができたという事情もあったと思われる。同様の事例は宮城県志津川湾においても知られている。志津川湾では、震災前は過密養殖となっていたカキ養殖を改善するため、漁業者が中心となり、震災後に新たに設置するカキ延縄式養殖施設の台数を 1/3～1/2 にまで減少させる取組みを行った（Komatsu et al. 2019）。この取組みによって、養殖施設の台数を適正な数にまで削減し、若いカキを早く成長させて出荷するという、人手のかけ方を変えたことでカキ養殖の効率化と健全な海底環境の維持の両方を実現した（柳 2019）。この取組みによって志津川湾戸倉地区の養殖カキは、環境に大きな負担をかけず、地域社会にも配慮した養殖業を認証する世界的団体である水産養殖管理協議会（Aquaculture Stewardship Council: ASC）による認証を 2016 年に取得している（WWF ジャパン 2016）。山田湾においても筏式養殖施設の台数を大幅に減少させたことにより、海底環境への負荷は震災前よりも低減したと考えられ、カキ・ホタテ養殖の効率化と健全な海底環境の維持につながっているものと考えられる。

以上のように、震災前の山田湾では海面養殖施設が過剰に設置されていたことで養殖の生産性が低下していたが、震災をきっかけとして台数の大幅削減や設置場所を変更するこ

とで過密養殖を解消させ、生産性の向上を目指す取組みが行われていた。今回リモートセンシングによる過去に遡った解析からこの取組みを明らかにすることができた。

第3節 海面養殖施設マッピング手法の他分野での利用

本研究で開発した海面養殖施設マッピング手法は持続可能な養殖を実現するための有効な手法になると考えられる。例えば、二枚貝のASC認証では「海域全体に占める養殖海域の面積が10%未満」(ASC 2012)であることが一つの審査要件となっている。今回のマッピング手法はこれを示すために有効である。また、近年では海面養殖施設マッピングを行い、その結果を生態系モデルに取り入れる研究も行われている(例えば山本ら2017)。生態系モデルでは養殖漁場の環境現況再現を行い、環境収容力を推定することができる。これによって養殖対象種の転換や複合養殖の可能性、海面養殖施設の空間配置の変更など、より良い養殖の実現に向けた検討が可能となる。このように、海面養殖施設マッピング手法は漁業に関連する分野にとって有効な手法である。

海面養殖施設マッピング手法は漁業に関連する分野以外にも有効であると考えられる。リモートセンシングは広範囲のデータを同時かつ客観的に収集できるため、情報を集約し、関係者間で共有することで利害調整や紛争解決につながると考えられる。例えば、区画漁業権で免許されている区画外に海面養殖施設が設置されている場合がある。このような場合にはマッピング手法を用いて設置されている海面養殖施設の情報を可視化し、関係者間で共有することで航行船舶の安全確保につながる。また、近年進められている洋上風力発電等の開発事業では、事業着手前に環境影響評価・環境現況調査を行い、海面の利用状況を把握することが望ましい。今回開発したマッピング手法はこのような調査を行う上でも有効である。

以上のことから、本研究で開発した海面養殖施設マッピング手法は漁業に関連する分野に限らず、船舶航行安全や環境影響評価等の分野においても利用が期待でき、持続可能な沿岸域の実現につながるものである。

引用文献

Airbus Defense and Space. TerraSAR-X Image Product Guide

https://www.intelligence-airbusds.com/files/pmedia/public/r459_9_20171004_tsxx-airbusds-ma-0009_tsx-productguide_i2.01.pdf (参照 2020 年 4 月 29 日)

ASC. (2012). ASC Bivalve Standard, Bivalve Aquaculture Dialogue, Version 1.0.

Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193.

Chander, G., Markham, B. L., Helder, D. L. (2009). Summary of Current Radiometric Calibration Coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI Sensors. *Remote Sensing of Environment*, 113(5), 893-903.

Cloude, S. R., Pottier, E. (1996). A Review of Target Decomposition Theorems in Radar Polarimetry. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 34 (2): 498–518.

Cloude, S. R., Pottier, E. (1997). An Entropy Based Classification Scheme for Land Applications of Polarimetric SAR. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35 (1): 68–78.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Belt, M., van den. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, Vol. 387, No. 6630, 253-260.

Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R. K. (2014). *Global Environmental Change*, 26, 152-158.

Cullain, N., McIver, R., Schmidt, A. L., Milewski, I., Lotze, H. K. (2018). Potential impacts of finfish aquaculture on eelgrass (*Zostera marina*) beds and possible

- monitoring metrics for management: a case study in Atlantic Canada. *PeerJ*, 6, e5630.
- Delgado, O., Ruiz, J., Pérez, M., Romero, J., Ballesteros, E. (1999). Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation. *Oceanologica Acta*, 22(1), 109-117.
- Duarte, C. M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation*, 29(2), 192-206.
- Ehler, C., F. Douvère. (2007). “Visions for a Sea Change. Report of the First International Workshop on Marine Spatial Planning. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme.” IOC manual and guides no. 46: ICAM Dossier no. 3, Paris: UNES.
- Freeman, A., Durden, S. L. (1998). A three-component scattering model for polarimetric SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(3), 963-973.
- Fu, Y., Deng, J., Ye, Z., Gan, M., Wang, K., Wu, J., Yang, W., Xiao, G. (2019). Coastal aquaculture mapping from very high spatial resolution imagery by combining object-based neighbor features. *Sustainability*, 11(3), 637.
- Fujii, T., Kaneko, K., Murata, H., Yonezawa, C., Katayama, A., Kuraishi, M., Nakamura, Y., Takahashi, D., Gomi, Y., Abe, H., Kijima, A. (2019). Spatio-temporal dynamics of benthic macrofaunal communities in relation to the recovery of coastal aquaculture operations following the 2011 Great East Japan Earthquake and tsunami. *Frontiers in Marine Science*, 5: 535.
- 古谷研, 古川尚. (2007). 養殖海域における基礎生産モニタリング. 沿岸海洋研究, 第45巻, 第1号, 11-15.
- Heck J K L, Hays G, Orth R J. (2003). Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine ecology progress series*. Vol. 253, 123-136.
- 広田湾漁業協同組合. (2012). 広田湾漁協地域養殖復興プロジェクト計画書 (小友地域むき

身カキ養殖部会) (別紙) .

Horinouchi M. (2007). Distribution patterns of benthic juvenile gobies in and around seagrass habitats: effectiveness of seagrass shelter against predators. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol 72(4), 657-664.

Huitric, M., Folke, C., Kautsky, N. (2002). Development and government policies of the shrimp farming industry in Thailand in relation to mangrove ecosystems. *Ecological Economics*, 40(3), 441-455.

Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., Onrizal. (2016). A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. *Land use policy*, 54, 448-459.

IPCC. (2019). Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate.

一般社団法人リモート・センシング技術センター. ウェブサイト

<https://www.restec.or.jp/satellite> (参照 2020 年 5 月 5 日))

Jackson E L, Rowden A A, Attrill M J, Bossey S J, Jones M B. (2001). The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 39, 269-303.

Kharlamenko V I, Kiyashko S I, Imbs A B, Vyshkvartzev D I. (2001). Identification of food sources of invertebrates from the seagrass *Zostera marina* community using carbon and sulfur stable isotope ratio and fatty acid analyses. *Marine ecology progress series*, Vol. 220, 103-117.

海上保安庁, 海しる (海洋状況表示システム),

<https://www.msil.go.jp/msil/htm/topwindow.html> (参照 2020 年 3 月 29 日)

Kang, J., Sui, L., Yang, X., Liu, Y., Wang, Z., Wang, J., Yang, F., Liu, Bin., Ma, Y. (2019). Sea Surface-Visible Aquaculture Spatial-Temporal Distribution Remote Sensing: A Case Study in Liaoning Province, China from 2000 to 2018. *Sustainability*, 11(24), 7186.

気象庁ウェブサイト, 過去の気象データ検索

- <https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> (参照 2020 年 5 月 9 日)
- Knudby A., Nordlund L. (2011). Remote sensing of seagrasses in a patchy multi-species environment. *International Journal of Remote Sensing*. Vol.32, No.8, 2227-2244.
- 国土地理院. 地図・空中写真閲覧サービス
- <https://mapps.gsi.go.jp/maplibSearch.do#1> (参照 2020 年 5 月 5 日)
- 国土交通省港湾局 全国港湾海洋波浪情報網.
- <https://www.mlit.go.jp/kowan/nowphas/> (参照 2019 年 2 月 12 日)
- 小松正之, 有菌眞琴 (2017). 実例でわかる漁業法と漁業権の課題. 成山堂書店
- Komatsu, T., Takahashi, M., Ishida, K., Suzuki, T., Hiraishi, T., Tameishi, H. (2002). Mapping of aquaculture facilities in Yamada Bay in Sanriku Coast, Japan, by IKONOS satellite imagery. *Fisheries science*, 68(sup1), 584-587.
- Komatsu, T., Sagawa, T., Sawayama, S., Tanoue, H., Mohri, A., Sakanishi, Y. (2012). Mapping is a key for sustainable development of coastal waters: examples of seagrass beds and aquaculture facilities in Japan with use of ALOS images. *In Sustainable Development-Education, Business and Management-Architecture and Building Construction-Agriculture and Food Security*. IntechOpen, 145-160.
- Komatsu T, Sakamoto S. X, Sawayama S, Murata H, Sasa S, Montani S, Yatabe H, Yokoji N, Seko H, Nakano Y, Fujii M, Ayman A, Natsuike M, Ito H, Yoshimura C, Sakamaki T, Nishimura O. (2019). Toward realizing the sustainable use of and healthy marine environments in an open-type enclosed bay. *Integrated Coastal Management in the Japanese Satoumi*, 15-57. Elsevier
- 小松輝久. (1991). 石膏球法による湾内流動調査 (虫明湾内の海水流動に及ぼすカキ筏の影響). 平成 2 年度養殖漁場高度管理方法開発報告書. 日本水産資源保護協会, 東京. pp. 175-191.
- 小松輝久, 門谷茂, 吉村千洋, 西村修, 柳哲雄. (2017). 志津川湾における生物生産と陸からの負荷: 栄養塩, 微量金属, 有機物. 日本水産学会誌, 83(6), 1009.

- Laben, Craig, A., Brower, Bernard, V. (2000). Process for Enhancing the Spatial Resolution of Multispectral Imagery using Pan-Sharpning. U.S. Patent, No.6, 011,875.
- 蒔田俊輔, 佐伯浩. (2004). 半閉鎖性水域の海水交換に与える養殖施設の影響, 海洋開発論文集, 第 20 巻, 395-400.
- 宮城県南三陸町. (2010). 南三陸町環境基本計画 (平成 22 年 2 月) .
- Murata, H., Komatsu, T., Yonezawa, C. (2019a). Detection and discrimination of aquacultural facilities in Matsushima Bay, Japan, for integrated coastal zone management and marine spatial planning using full polarimetric L-band airborne synthetic aperture radar. *International Journal of Remote Sensing*, 40(13), 5141-5157.
- Murata, H., Sawayama, S., Komatsu, T., Yonezawa, C. (2019b). Analysis of Coastal Aquaculture Areas Using ALOS-2 PALSAR-2 Full Polarimetric Data: A Study Case in Hirota Bay, Iwate, Japan. In *IGARSS 2019-2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium*, 3273-3276.
- 陸田秀実, 村上一樹, 土井康明, 山本民次, 川口修. (2011). 江田島湾のカキ筏配置の季節変動と海水交換率への影響. 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.67, No.2, I_364-I_369.
- NASA website. Landsat Science
<https://landsat.gsfc.nasa.gov/> (参照 2020 年 4 月 26 日)
- 日本経済新聞, 2013 年 8 月 15 日, 「海はよみがえった」岩手・山田湾カキ養殖筏 復興の現場 2013 夏 (4) ,
https://www.nikkei.com/article/DGXNASFB1403J_V10C13A8L01000/ (参照 2018 年 8 月 29 日)
- 農林水産省. 海面漁業生産統計調査,
https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/kaimen_gyosei/ (参照 2020 年 3 月 8 日)

農林水産省. (2010, 2015, 2020). 漁業センサス,

<https://www.maff.go.jp/j/tokei/census/fc/> (参照 2020 年 3 月 8 日)

農林水産省. (2020). 東日本大震災からの農林水産業の復興支援のための取組【令和 2 年 2 月版】,

<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/joho/saigai/torikumi.html>, (参照 2020 年 3 月 28 日)

野村宗弘, 千葉信男, 徐開欽, 須藤隆一. (1996). 志津川湾における貧酸素水塊の形成. 沿岸海洋研究, 第 33 巻, 第 2 号.

Nurdin, N., Komatsu, T., Agus., Akbar AS, M., Djalil, A. R., Amri, K. (2015). Multisensor and multitemporal data from Landsat images to detect damage to coral reefs, small islands in the Spermonde archipelago, Indonesia. *Ocean Science Journal*, 50(2), 317-325.

Orth, R, J., Carruthers, T, J, B., Dennison, W, C., Duarte, C, M., Fourqurean, J, W., Heck JR, K, L., Hughes, A, R., Kendrick, G, A., Kenworthy, W, J., Olyarnik, S., Short, F, T., Waycott, M., Williams, S, L. (2006). A Global Crisis for Seagrass Ecosystems. *Bioscience*, Vol.56, No.12, 987-996.

Oshima Y, Kishi M J, Sugimoto T. 1999. Evaluation of the nutrient budget in a seagrass bed. *Ecological Modelling*, Volume115(1), 19-33.

大内和夫. (2006). 合成開口レーダ画像からの情報抽出技術と研究動向. 電子情報通信学会論文誌 B, 89, 1024-1035.

大内和夫. (2009). リモートセンシングのための合成開口レーダの基礎 [第 2 版]. 東京電機大学出版局.

Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., Pasqualini, V., Pergent, G. (2006). Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology*, 27(4), 310-319.

Phinn, S., Roelfsema, C., Dekker, A., Brando, V., Anstee, J. (2008). Mapping seagrass species, cover and biomass in shallow waters: An assessment of satellite multi-

- spectral and airborne hyper-spectral imaging systems in Moreton Bay (Australia). *Remote Sensing of Environment*, 112(8), 3413-3425.
- 産業技術総合研究所. (2014). 再生可能エネルギー技術白書 第2版
- 産業技術総合研究所. (2018). 着床式洋上風力発電導入ガイドブック (最終版)
- Santer, R., Schmechtig, C. (2000). Adjacency effects on water surfaces: primary scattering approximation and sensitivity study. *Applied Optics*, 39(3), 361-375.
- Satellite Imaging Corporation website.
- <https://www.satimagingcorp.com/> (参照 2020年4月24日)
- Sawayama, S., Nurdin, N., Akbar AS, M., Sakamoto, S. X., Komatsu, T. (2015). Introduction of geospatial perspective to the ecology of fish-habitat relationships in Indonesian coral reefs: A remote sensing approach. *Ocean Science Journal*, 50(2), 343-352.
- 資源エネルギー庁. (2018). 第5次エネルギー基本計画.
- https://www.enecho.meti.go.jp/category/others/basic_plan/ (参照 2020年4月24日)
- Sugimoto, M., Ouchi, K., Nakamura, Y. (2013). Comprehensive contrast comparison of laver cultivation area extraction using parameters derived from polarimetric synthetic aperture radar data. *Journal of Applied Remote Sensing*, 7(1), 073566.
- Szuster, B. W., Steckler, C., Kullavanijaya, B. (2008). Detecting and managing coastal fisheries and aquaculture gear using satellite radar imagery. *Coastal Management*, 36(3), 318-329.
- Thu, P. M., Populus, J. (2007). Status and changes of mangrove forest in Mekong Delta: Case study in Tra Vinh, Vietnam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71(1-2), 98-109.
- Travaglia, C., Profeti, G., Aguilar-Manjarrez, J., Lopez, N. A. (2004). Mapping coastal aquaculture and fisheries structures by satellite imaging radar: case study of the

Lingayen Gulf, the Philippines (No. 459). FAO.

Tsujimoto, R., Terauchi, G., Sasaki, H., Sakamoto, S. X., Sawayama, S., Sasa, S., Yagi, H., Komatsu, T. (2016). Damage to seagrass and seaweed beds in Matsushima Bay, Japan, caused by the huge tsunami of the Great East Japan Earthquake on 11 March 2011. *International journal of remote sensing*, 37(24), 5843-5863.

宇宙航空研究開発機構（JAXA）ウェブサイト， Pi-SAR-L2 について

https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/Pi-SAR-L2/about_pisar.html（参照 2020 年 4 月 27 日）

宇宙航空研究開発機構（JAXA）ウェブサイト， ALOS-2 プロジェクト

https://www.eorc.jaxa.jp/ALOS/top/about_jtop.htm（参照 2020 年 4 月 27 日）

United Nations Conference on Environment and Development. (1993). Agenda 21: Programme of Action for Sustainable Development; Rio Declaration on Environment; Statement of Forest Principles. the Final Text of Agreements Negotiated by Governments at the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 3-14 June, Rio de Janeiro, Brazil. HM Stationery Office.

USGS website.

<https://www.usgs.gov/>（参照 2020 年 4 月 26 日）

宇宙技術開発株式会社ウェブサイト， 衛星画像データサービス

https://www.sed.co.jp/sug/contents/satellite/satellite_pleiades.html（参照 2020 年 5 月 9 日）

Van Zyl, J, J. (1989). Unsupervised Classification of Scattering Behaviour Using Radar Polarimetry Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 27: 36-45.

Waycott, M., Duarte, C, M., Carruthers, T, J, B., Orth, R, J., Dennison, W, C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J, W., Heck Jr, K, L., Hughes, A, R., Kendrick, G, A., Kenworthy, W, J., Short, F, T., Williams, S, L. (2009). Accelerating loss of seagrasses

- across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the national academy of sciences*, Vol.106, No.30, 12377-12381.
- Won, E. S., Ouchi, K., Yang, C. S. (2012). Extraction of underwater laver cultivation nets by SAR polarimetric entropy. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 10(2), 231-235.
- World Bank. (2013). FISH TO 2030. Prospects for Fisheries and Aquaculture. AGRICULTURE AND ENVIRONMENT SERVICE DISCUSSION PAPER 03, WORLD BANK REPORT NUMBER 83177-GLB.
- WWF ジャパン. (2016). 被災地の海から日本初の「ASC 認証」漁業が誕生,
<https://www.wwf.or.jp/activities/achievement/790.html> (参照 2020 年 4 月 4 日)
- Yamaguchi, Y., Moriyama, T., Ishido, M., Yamada, H. (2005). Four-component scattering model for polarimetric SAR image decomposition. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(8), 1699-1706.
- Yamamoto, T. (1995). Development of a community-based fishery management system in Japan. *Marine Resource Economics*, Volume 10, 21-34.
- 山本裕規, 吉木健吾, 小松輝久, 佐々修司, 濱名正泰, 村田裕樹, 柳哲雄. (2017). 志津川湾におけるカキ養殖等の環境容量に関する数値モデル解析-震災前と現在の比較. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 73(2), I_1339-I_1344.
- 柳哲雄 編著. (2019). 里海管理論.
- Yonezawa, C., Watanabe, M., Saito, G. (2012). Polarimetric Decomposition Analysis of ALOS PALSAR Observation Data before and after a Landslide Event. *Remote sensing*. 4(8), 2314-2328.

謝辞

本論文をまとめるにあたり、東北大学大学院農学研究科の米澤千夏准教授には博士課程の3年間に渡って指導教員として熱心かつ温かいご指導を賜りました。元東京大学大学院農学研究科の小松輝久准教授（現横浜商科大学商学部教授）には修士課程の2年間およびその後現在に至るまでの6年間に渡って、研究への助言とご指導を賜りました。東北大学大学院農学研究科の尾定誠教授と井元智子准教授には本論文の副査を引き受けて頂きました。ここに厚く御礼申し上げます。

三陸沿岸での調査にあたっては、東北大学東北マリン復興支援室の原素之教授、藤井豊展准教授に多くのご支援・ご協力を賜りました。ここに感謝申し上げます。

本研究の遂行にあたり、文部科学省・東北マリンサイエンス拠点形成事業、環境省・環境研究総合研究費新戦略型課題 S-13「持続可能な沿岸海域実現を目指した沿岸海域管理手法の開発」、日本科学協会・笹川科学研究助成、公益信託エスベック地球環境研究・技術基金より研究活動費のご支援を頂きました。ユネスコ政府間海洋学委員会西太平洋地域小委員会（IOC-UNESCO WESTPAC）と Japanese Funds-in-Trusts (JFiT) には国際シンポジウム参加に際して渡航費の援助を頂きました。国立研究開発法人・宇宙航空研究開発機構（JAXA）からは Pi-SAR-L2・ALOS2 PALSAR-2 のデータを提供して頂きました。また、本研究の成果の一部は「洋上浮遊物の空間情報抽出（仮）」として、株式会社東北テクノアーチに特許出願のご協力を賜りました。三陸やまだ漁業協同組合には漁場利用・生産量に関するデータを提供して頂きました。研究室の皆様にはフィールド調査でご協力を賜りました。ここに深く感謝いたします。

最後に、長い学生生活を通じて温かく支援してくれた家族ならびに編入学を許可して頂いた横浜市役所港湾局政策調整部の皆様に対して、心より感謝申し上げます。