

博 士 論 文

沿岸生態系を取巻く環境モニタリング手法

Environmental monitoring on the
nearshore area ecosystem

鹿児島大学大学院連合農学研究科 農水圏資源環境科学専攻

海岸環境工学研究室

鶴 成 悦 久

2016年

主論文リスト（査読有り）

- 1) 鶴成悦久・西隆一郎・加茂崇・立山芳輝・浜本麦・林健太郎：GPS魚群探知機による極浅海域を対象とした調査手法に関する研究，土木学会論文集 B3（海洋開発），VoL.69, No 2, I_1132-I_1137, 2013.
- 2) 鶴成悦久・西隆一郎・浜本麦・濱崎浩徳・池田克彦・加茂崇・渡辺卓也：鹿児島湾奥部に位置する重富干潟の地形特性，土木学会論文集 B3（海洋開発），VoL.70, No 2, I_I_1122-I_1127, 2014.
- 3) 鶴成悦久・西隆一郎・加茂崇・渡辺卓也・間世田未来・浜本麦・峯俊介・石川和雄：重富干潟における栄養塩供給と淡水流入量の推定，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.71,No.2, I_857-I_855, 2015.

参考論文リスト（査読有り）

- 1) 山崎利夫・竹下俊一・前田博子・隅野美砂輝・鶴成悦久：スポーツ地理情報デジタルアーカイブの構築，スポーツ産業学研究，Vol.23, No.2, pp.213～226, 2013.
- 2) 加茂崇・西隆一郎・鶴成悦久・須田有輔・早川康博・大富潤：砂質性海浜に流入する淡水量の推定－鹿児島県吹上浜を例に－，土木学会論文集 B3（海洋開発），VoL.69, No 2, I_545-I_550, 2013.
- 3) 加茂崇・西隆一郎・鶴成悦久・黒瀬久美子：海岸湧出地下水の研究－鹿児島県松ヶ浦海岸潮間帯から湧出する地下水－，土木学会論文集 B3（海洋開発），VoL.69, No 2, I_539-I_544, 2013.
- 4) 加茂崇・鈴木信・和田敏裕・岩崎高資・渡辺卓也・西隆一郎・鶴成悦久：福島県松川浦における淡水流入量の推定および浦口周辺の水圏環境調査，土木学会論文集 B3（海洋開発），VoL.70, No 2, I_1020-I_1025, 2014.
- 5) 西隆一郎・鶴成悦久・細谷一範・Mario de Leon・松元勇・佐々木秀勝：リーフ沖合海域海砂採取がリーフ内海浜に与える影響評価－喜念浜の事例解析，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.71,No.2, I_772-I_777, 2015.
- 6) 西隆一郎・（故）日高正康・鶴成悦久・松元勇・小湊信一・村上啓介：大根占海域における海砂採取の周辺環境への影響評価調査，土木学会論文集 B2（海岸工学），Vol.71,No.2, 2015.

参考論文リスト（査読無し）

- 1) 山崎利夫・鶴成悦久・平瑞樹・吉松一成・小川領一：フリーの GIS ソフトを利用したマップ作り講習会の試み, 地理情報システム学会講演論文集 Vol.14, pp.152-155, 2005.
- 2) 鶴成悦久・山崎利夫・小川領一・平瑞樹：電子国土 Web システムによる地域安全マップの活用の試みー小学生による通学区域内の危険箇所調査をもとにー, 地理情報システム学会講演論文集, Vol.17, pp.567-570. 2008.
- 3) 山崎利夫・鶴成悦久・村上幸司・次石健太：過疎化・高齢化の著しい集落の人口動態及び生活実態に関する研究, 地理情報システム学会講演論文集, Vol.18, pp.349-352, 2009.
- 4) 鶴成悦久・山崎利夫・市園誠一郎・庄村幸輝：AED 電子マップの効果的活用法に関する研究, 地理情報システム学会講演論文集(CD-ROM), Vol.19, ROMBUNNO.3A-1, 2010.
- 5) 鶴成悦久・西隆一郎・加茂崇：水圏環境 GIS を用いた重富干潟における環境特性の解析, 地理情報システム学会講演論文集(CD-ROM), Vol.20, ROMBUNNO.C-6-4, 2012.

参考著書

- 1) 山崎利夫, 鶴成悦久, 松田欣也, 平瑞樹, 鈴木雄清 (共著)：カシミール 3D と GPS・GIS を使ったオリジナルマップ作成講座, 鶴成は第 1 章・第 2 章・第 4 章・第 5 章を執筆, 古今書院, 2006 年 8 月.

要 旨

浅海域である干潟は高い生物生産性を有し、陸域から流入する有機物質を吸収・固定する重要な役割を果たしている。さらに海洋生物および水産有用種の幼稚仔保全機能を有する海域であり、水産資源の保護・増殖の他、多様性を持つ海洋生物の保護に寄与する。したがって、定期的に環境モニタリングを行い、その結果に基づいて、適切な管理を行うことが望ましい。そこで干潟を含む浅海域の生態系を取巻く環境の変化を定量的に把握するために、後述する流れで新たな環境モニタリング手法を開発し、干潟環境の調査と解析を行い、加えて結果の可視化に関する研究を行った。

干潟などを含めた極浅海域の地形図を作製する場合、一般的には横断測量や地形測量が行われる。また、海域の場合、音響測深器による深淺測量によって海底地形を作製するが、これらの測量は主にインフラ整備に伴う設計資料や航路図など公共に資する役割があり、求められる成果も高精度である。加えて、調査機器も非常に高価であり、生物・生態系の研究で用いることは難しい。一方、水質調査や底質調査、あるいは生物調査、そしてNPOが行う環境保全調査等では、必ずしも高精度の深淺測量が必要とは限らず、中程度の測深精度を有すれば許容できるので、比較的安価で簡便に極浅海域の地形測量（測深）が可能な調査方法の開発が必要である。そこで第2章では、GPS魚群探知機を用いて地形図作成を行う際の精度検証を地形測量による高精度な測量データと比較し、極浅海域における安価で簡便に行える調査手法の可能性を検証した。

国立公園内の貴重な干潟での底生動物群集の変移を考察するうえで、干潟の物理的環境を把握することは極めて重要であるが、その物理的環境要因として重要な干潟の地形や底質環境に関する知見が少ない。そこで、第3章では、重富干潟を対象に、微地形と底質に関する現地調査を継続して行い、近年における同干潟の物理的環境特性および変遷状況を明らかにする。

多様性のある干潟生態系を保全するためには、食物連鎖の基礎生産を支える栄養塩に関する定量的な評価が必要である。干潟に生息する底生動物や藻類等に必要な栄養塩は、陸域から沿岸域へ淡水が流入することで供給される。陸域から流入する河川水に加え、地下水も干潟の栄養塩供給を支える重要な因子である。そこで第4章では、重富干潟の淡水量流入量を、GISを用いてマクロ的に求め、淡水流入機構及び栄養塩供給機構としての地下水の重要性について考察する。

第5章では、2章から4章で得られた主要な結論をまとめて、本博士論文の結論とした。

Abstract

Terrestrial nutrients are transported into a nearshore zone to maintain a local ecosystem. Thus, development and application of an engineering method that can estimate quantity of nutrients supply to nearshore zone is necessary for a proper coastal management. In addition, nearshore current and sediment character which also affect a local ecosystem might be controlled by topography; however accurate sounding system is expensive and rarely applied to biological and ecological research. Therefore, new inexpensive but reasonably accurate method has been developed.

This study focused on a tidal flat, which is one of the major coastal environments, to apply the engineering techniques to estimate the terrestrial nutrients supply by a river discharge and groundwater discharge, and to monitor a nearshore topography and sediment characteristics. Then, aquatic GIS are applied to make the research results open to the public.

In Chapter2, An inexpensive GPS fish finder which is built with side scan sonar function is applied to measure near-shore zone topography. To estimate a survey error by the GPS fish finder, a survey using a total station has been conducted to achieve qualified highly accurate topography data set. The survey data using a total station and GPS fish finder are compared. Then, it is found that an survey data accuracy using GPS fish finder is as much as 1.2 to 1.6 times of the error that is accepted by the legal survey criteria, therefore this survey techniques using GPS fish finder cannot apply to a legal survey, however this survey technique can apply to an environmental study that require reasonably accurate topography such as for an ecosystem study.

In Chapter3, local benthic ecosystem would be affected by the change in sediment size and composition, as well as nearshore topography including a river mouth. Therefore, these key factors have been examined. Sub-aerial topography and sediment characteristic had been surveyed for four years since 2009 to 2012 in this research. In addition, time history of river discharge and significant wave characteristics which affect sediment transport and topography change are estimated.

In Chapter4, Previous field study on nearshore nutrients supply by Kamo shows that groundwater discharge around a shoreline is one of the major nutrients transport mechanism into the tidal flat, as well as the discharge from Omoi river. Therefore, further research on nutrient supply and fresh water discharge from hinter land region into the Shigetomi tidal flat has been conducted. A Water Budget Method is applied to estimate the freshwater discharge rate and volume in the Omoi river basin. Precipitation of the river basin was estimated to be $17.556 \times 10^7 \text{m}^3/\text{year}$ from which the volume of river discharge was $8.697 \times 10^7 \text{m}^3/\text{year}$ (50%), the quantity of ground water was estimated as much as $6.771 \times 10^7 \text{m}^3/\text{year}$ (39%), and the quantity of evaporation was $2.088 \times 10^7 \text{m}^3/\text{year}$ (11%), respectively Concentration of $\text{PO}_4\text{-P}$ in the ground water was nearly the same as that in the river water.

Finally, it is emphasized that the developed techniques to estimate the terrestrial nutrients supply is unique concept and technical tool which can apply to most of coastal environment.

目次

第1章 序論.....	1
1-1 干潟環境.....	1
1-2 干潟の消滅と生物多様性への影響.....	6
1-3 沿岸環境の総合的な管理分析手法（水圏 GIS）.....	7
1-4 重富干潟.....	9
1-5 本論文の目的と構成.....	11
第2章 GPS 魚群探知機による極浅海域を対象とした調査手法の開発.....	15
2-1 はじめに.....	15
2-2 検証方法と GPS 魚探の特性.....	16
2-3 GPS 魚探による測深精度の検証.....	24
2-4 極浅海域における水質連続観測への応用とその結果.....	38
2-5 結論.....	48
第3章 鹿児島湾奥部に位置する重富干潟の地形特性.....	49
3-1 はじめに.....	49
3-2 調査方法.....	50
3-3 解析結果.....	60
3-4 結論.....	70
3-5 あとがき.....	72
第4章 干潟における栄養塩供給と淡水流入量の推定.....	74
4-1 はじめに.....	74
4-2 河口と干潟におけるクロロフィル a 濃度観測.....	75
4-3 思川流域における水収支の推定.....	80
4-4 海岸線付近で湧出する地下水調査.....	93
4-5 考察.....	100
第5章 結論.....	102
参考文献.....	108
謝 辞.....	113

第 1 章 序 論

1-1 干潟環境

陸域と海域との間に位置する干潟は、潮汐の干満によって時間的、周期的に干出と冠水を繰り返す平坦な海岸地形である。干潟は潮の干潮により淡水と海水の交換が行われるため、塩分変化が著しく生じ、生物にとっては過酷な環境である。しかし、陸域から供給される栄養塩や、浅い水深により一次生産が極めて活発に行われる水域である¹⁾。

水産庁では干潟の種類を水文地形学的に河口、前浜、潟湖の 3 タイプに分類している。洪水等で山間部や田畑から砂礫や泥等が河口付近に運ばれ、堆積した砂礫や砂泥により河口干潟が形成される（写真 1-1）。加えて平常時の波か海浜流及び潮流で底質が移動・堆積し、河口海岸は砂浜となり、また沖に流出した浮泥が上げ潮で汀線付近に運ばれ前浜干潟を発達させることもある（写真 1-2）。これらの干潟はとくに閉鎖性の高い内湾部で著しく発達する。一方、海岸や河口の近くの湖や沼地が、狭い開口部で海や河口につながっており、潮の干潮により海水が出入りする地形を潟湖干潟とよぶ（写真 1-3）。これらの干潟は高い生産性を有し、二枚貝であるアサリ等の採貝、海苔養殖の漁場として利用され、陸域から流入する有機物質を吸収・固定する重要な役割を果たしている。さらに比較的に入水深の浅い干潟は、海産生物の幼生や稚仔にとっては大型捕食者から逃避でき、また餌も豊富にあるという幼稚仔保育機能を有する海域であり、水産資源の保護・増殖の他、海洋生物多様性保全への寄与も評価されるようになっている²⁾。



写真 1-1 河口干潟（2013 年撮影）「万之瀬川河口干潟」
万之瀬川河口（鹿児島県南さつま市：二級河川）



写真 1-2 前浜干潟（2008 年撮影）「有明海佐賀空港周辺の干潟」



写真 1-3 潟湖干潟（2008 年撮影）「浜名湖南端に位置する干潟（いかり瀬）」
浜名湖（静岡県南西端付近）

干潟の底生動物は生息環境に適応した分布構造（鉛直分布と成帯構造）を有しており、潮汐や日射量の変化、堆積物（底質環境）といった自然環境条件の変化によって、生息分布や生活史が形成される³⁾。その生態系は陸域や海域の生態系と異なり、図 1-14⁴⁾より、例えば海洋の生態系は、植物プランクトンが生産者として大きな役割を果たしている。その食物連鎖は、植物プランクトンを餌とする動物プランクトン、これらを食べるイワシ等の小型魚類、その魚類を食べるマグロやブリ等の大型魚類の順位となっている。これに対し干潟の生態系は、干潟が海域と陸域の接点に位置することで、非常に複雑な生態系を形成している。干潟の環境は有機浮泥が多く富栄養であり、潮汐流や波で空気を混合吸収して溶存酸素の豊富な好気性環境である。また、河川水が上げ潮や下げ潮の影響で海水と混合

して汽水域を作り，河川から流れ込む土砂が堆積し干潟が形成されることで，河川から供給される有機物や栄養塩を蓄積することができる．このような多様な環境の中で，付着藻類によって一次生産が行われ，加えてバクテリアは河川から供給される有機泥を消費し増殖する．増殖したバクテリアや付着藻類は，貝類・多毛類・甲殻類等のベントス（底生動物）の餌となり，これらのベントスはハゼ等の魚類やシギ・チドリ等の鳥類に捕食され，栄養段階上位の動物が位置することで食物連鎖となる．また，人間は干潟において漁業や潮干狩り等により生物を捕獲しており，生態系の最上位に人が位置づけられるという特色がある．

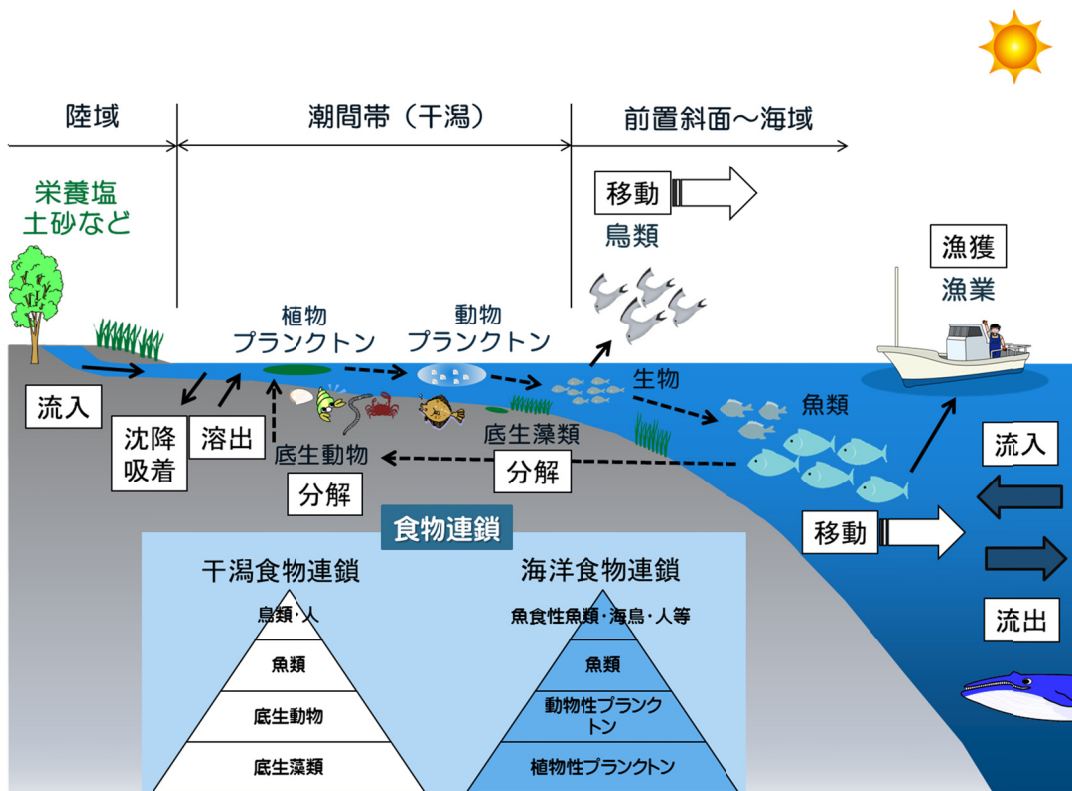


図 1-1 干潟生態系の物質循環機能

(干潟生態系に関する環境影響評価技術ガイド⁴⁾ (2008) p28 を基に作成)

干潟における水質や生態系を含む複雑な物質循環過程において、水質浄化能力も干潟の多面的機能を評価する大きな要素である。鈴木（2006）⁵⁾によると、水質浄化能力とは水中の懸濁態有機物である窒素(N)とリン(P)等の親生物元素を、水中から除去する機能を定義している。すなわち、下水道処理施設における水処理に例えるなら、水中有機物の除去・分解を二次処理、処理水から N や P を除去する事が三次処理や高度処理能力に対応しているとされる。二次処理機能に相当する物質循環過程は、干潟泥表面の藻類が富栄養海域の N や P を吸収し、濾過食性マクロベントス（懸濁物色者）による海水中の懸濁態有機物の直接除去や、堆積物食性マクロベントス、メイオベントス、バクテリアの摂食による沈降有機物の分解や海水への再懸濁の防止といった過程である。一方で、これらのマクロベントスに摂取された N や P のうち、大部分は排泄や死亡によって海域に戻ってしまう。しかし、三次処理機能においては二枚貝やシャコやハゼなど漁業による漁獲、そして鳥類による搬出、さらには深泥への埋没や大型藻類や付着藻類による栄養塩取込による一時的貯留や湾外への放出が挙げられる。

このように、干潟は稚仔魚の生息場として高い生産性を有する漁場として利用されるほか、陸域や海域の生態系と異なる干潟独自の生態系を有している。さらに物質循環過程における水質浄化機能を有する他、市民にとって潮干狩りなどのレジャーや、環境教育などの親水空間である。したがって、陸域と水域の境界で多面的な機能を有するきわめて重要な汽水領域である。

1-2 干潟の消滅と生物多様性への影響

日本における干潟の消滅は著しく進行している。環境省は自然環境保全法にもとづき、1973年からおおむね5年毎に自然環境保全基礎調査(緑の国勢調査)を実施している。第2回調査⁶⁾(1978年)時点での日本の干潟総面積は全国で53,856haであり、それ以前は、1945年より1977年の間に消滅した干潟が28,765haである。すなわち1945年当時から1977年にかけて干潟が35%消滅したこととなる。第4回調査⁷⁾(1989~1992年)において、1992年当時、現存する干潟面積は51,443haであり、1978年から1992年の間に消滅した干潟が3,857haであった。したがって、その消滅比率は7.0%である。第5回調査⁸⁾(1996年)では干潟の総面積が49,380haとなり、第4回調査時以降、1,870haの干潟が消滅したとの結果が公開された。加えて、花輪(2006)⁹⁾によると1993年から2005年までに、有明海(諫早干潟)で1,507ha、沖縄県(糸満市北浜)で85ha、瀬戸内海(北九州市、広島市など)で350haの干潟が消滅したとされ、2005年時点で現存する干潟の面積は49,501haであり、1945年以後の消失干潟の累計は33,120haとなる。そのため、1945年から2005年までの60年間で日本全体の干潟消滅率は40%であると推定された。食糧生産の場として干拓事業によりその消滅の多くは農地として変化し、同時に工業の発達とともに干潟は工業地帯埋め立てられた。この傾向は工業地帯を抱える大都市周辺で特に顕著であり、小倉(1993)¹⁰⁾によると東京湾では明治維新後の埋め立てにより干潟の95%が失われたとされる。

平成 22 年 3 月環境省が設置した生物多様性総合評価検討委員会の損失評価¹¹⁾(生態系毎の現状と傾向, 沿岸・海洋生態系)では, 過去 50 年程度で国内の高度経済成長期の開発や改変によって, 沿岸生態系の規模が全国規模で大幅に縮小したことを指摘した。さらに, 今後も生物多様性において過去の改変に伴う影響の継続が懸念されると示唆した。すなわち, これらは生物多様性における「第 1 の危機」の事象とされ, 人間活動や開発が種の減少, 絶滅, あるいは生態系の破壊, 分断, 劣化を直接引き起こした結果としての, 生息・生育空間の縮小, 消失を意味する。つまり, 干潟や藻場, サンゴ礁など生物多様性に富む沿岸海域の消滅により, 長期間にわたりネガティブな影響が継続すると懸念される。

1-3 沿岸環境の総合的な管理分析手法 (水圏 GIS)

干潟の消滅を時空間でマクロ的に捉えるためには, 埋立て事業など人為的な要因の調査力, 航空写真判読等に基づく現象把握がまず必要である。加えて, 先に論じたような干潟の多面的機能の低下や生物多様の損失に伴う生態系への影響等を考慮すべき際には, ミクロ的な視点により干潟環境の実態(地形, 底質, 水質, 生態等)を定量的に把握することも重要である。したがって, 干潟環境の定量的調査手法の確立や, それらの調査データを比較解析するための手法, データの管理手法の開発に加えて, マクロ的なデータ(航空写真, 工事記録等)も総合的に管理分析できる GIS の開発と応用が望まれる。

近年、カーナビゲーションやインターネットによる地図サービス、さらにはスマートフォンに代表される地図アプリケーションなどに代表される GIS（地理情報システム：Geographic Information System）¹²⁾は、我々の身近な情報ツールとして定着しつつある。我が国では、1995年1月17日兵庫県南部地震（通称、阪神淡路大震災）を契機に、今後の大規模災害への対応策として GIS の地図や情報データを整備することを目的として「GIS 関係省庁連絡会議」が同年に設置された。翌年の 1996 年に「国土空間データ基盤の整備及び GIS の普及に関する長期計画」が発表され、国内における GIS の普及が開始された。その後、2007 年に施行された「地理空間情報活用推進基本法」によって、地図データや、座標・経緯度情報を含む位置情報の流通及び利用促進が進んだ。そして防災への応用以外として、環境対策や地域分析といった公共的利活用から、商圏分析などのビジネス分野まで多方面で GIS が活用される社会となった。

陸域での GIS 応用に加えて、沿岸域・海洋空間でも海洋環境計測・予測、海洋資源管理、船舶運航管理などの様々な分野を対象とした GIS の利用が進んでいる。斎藤(2011)¹³⁾はこれらの分野の GIS を海洋空間情報と呼び、海洋空間情報の利活用は、水産資源順応的管理（モニタリング評価と検証、目標・計画の見直しと修正などフィードバック管理）と予防原則を基礎とする水産業のリスク管理の構築に大きく貢献できるとしている。さらに、近年では、海上保安庁により海洋に関する適切な利活用と保全を目的とした「海洋台帳（海洋政策支援ツール）」¹⁴⁾や、大規模な油流出事故等への処置対策用としての「沿岸海域環境

保全情報 (CeisNet)」¹⁵⁾が公開されている。これらの GIS は、専門家がスタンドアローンで専用システムとして使用するのではなく、インターネットブラウザで利用可能な Web-GIS を利用していることが特徴的である。そのため、公共目的や水産業、さらには教育など様々な分野において海上保安庁が有する様々な海洋空間情報を、意思決定の為に利用可能である。また、近年のリモートセンシングデータを加えることにより、特定の空間の情報を詳細に分析・表示できるようになった。沿岸域においては、内水域の河川流域情報と河口から沿岸域にわたる海域データを幅広く管理することが可能であるために、生態系管理や資源管理といった分野での幅広い応用も可能である¹⁶⁾。

1-4 重富干潟

鹿児島湾は、長さ約 80 km、最大の幅約 20 km、湾の表面積は約 1,130 km²の南北に細長い湾である。鹿児島湾の北に位置する奥部海域は、平均 100m 以上の水深で最深部は 200m を超す海盆である¹⁷⁾。海岸から湾内に向けて始良カルデラ地形により急峻な海底地形となっており、大規模な干潟は発達しないとされている¹⁸⁾。2012 年 3 月 16 日に (旧) 屋久霧島国立公園を二分割し、湾奥部に広がる始良カルデラに桜島と霧島を加えて「霧島錦江湾国立公園」が指定された。一方で、国立公園内に海域公園地区として新たに指定された鹿児島県始良市の重富干潟 (図 1-2) は、二級河川である思川を挟んで南北に約 2 km の広がりを持つ干潟である。重富干潟は、鹿児島湾奥部最大の干潟と言われ、鹿児島湾の浄化に

欠かせない干潟とも呼ばれる¹⁹⁾。重富干潟の面積については第4回自然環境保全基礎調査⁷⁾によって思川河口干潟 30 ha, 脇元前浜干潟 7 ha と明記されている。同干潟は錦江湾に残された数少ない自然干潟であり, 海岸には鹿児島湾奥で唯一防潮林として松林が残る。

干潟と人との関わりは古く藩政末期にまで遡る。始良町郷土誌改訂編纂委員会 (1995)²⁰⁾によると 1855 年 (安政 2 年) 島津斉彬が塩の自給を図るために塩田開設を起案し, 1872 年 (明治 5 年) から重富一帯の海岸は塩田として整備された。1951 年 (昭和 26 年) のルース台風の直撃を受け塩田が放棄されるまでの 90 年余り, 重富干潟周辺部は製塩活潑として利用されてきた。一方で, 1994 年 (平成 6 年) ごろに重富干潟を埋立て, レジャー施設や水処理場を建設する計画が進められていたが, 当時の識者らの反対を受けてその計画は中止となった経緯もある。

現在の重富干潟は, その風光明媚な白砂青松と海岸は地元の人たちの憩いの場として親しまれており, NPO 法人くすの木自然館による干潟環境保全活動や海水浴客で賑わいをみせている。現在は資源保護のため禁止となっているが, 以前は干潟にて潮干狩りを楽しむことができた。子供でも 30 分ほどでアサリなどの二枚貝でバケツがいっぱいにできるほど, 資源の豊かな干潟でもあったという²¹⁾。実際に, 1994 年と 2005 年に重富干潟を対象に山本ら (2009)²²⁾が行った底生動物相調査によれば, 1994 年から 2005 年の 11 年間にアサリ (*Ruditapes philippinarum*) を中心とした二枚貝が減少し, ウミヒナ (*Batillaria multiformis*) を中心とした腹足類が増加したことが分かった。つまり, 埋在性群集である二枚貝が優占

する干潟から、表在性群集が優占する干潟へと底生動物群集が変移したことが明らかにされた。一方で、国立公園内の貴重な干潟でのこの様な底生動物群集の変移を考察するうえで、干潟の物理的環境を把握することは極めて重要であるが、その物理的環境要因として重要な干潟の地形や底質環境に関する知見が少ない。そのため、生態系保全のためにも、物理的環境要因を把握するためのモニタリングが重要である。

1-5 本論文の目的と構成

先に論じたように干潟は高い生物生産性を有し、二枚貝であるアサリ等の採貝、海苔養殖の漁場として利用され、陸域から流入する有機物質を吸収・固定する重要な役割を果たしている。さらに海洋生物および水産有用種の幼稚仔保全機能を有する海域であり、水産資源の保護・増殖の他、多様性を持った海洋生物の保護に寄与する。だが、人為的あるいは環境の変化によって干潟が消滅することで多面的機能の低下を招き、生物多様性の損失に伴う生態系への影響などが懸念される。そのためにも、干潟環境の実態を定量的に把握し、干潟消滅や減少によって引き起こされる現象について影響評価することで、様々な改善策を検討し講じることが可能となる。すなわち、これら干潟を含む極浅海域の環境調査については、干潟の物理的環境における地形や流況、底質や栄養塩調査による統合的なデータベースを作成し、定量的な手法を用いて総合的に解析したうえで、干潟環境の管理を行うことが重要である。

そこで干潟浅海域の生態系を取巻く環境の変化を定量的に把握するために、後述する流れで、新たな手法を開発・応用し、干潟環境の調査と解析、および結果の可視化に関する研究を行った。

干潟などを含めた極浅海域の地形図を作製する場合、一般的には横断測量や地形測量が行われる。また、海域の場合、音響測深器による深浅測量によって海底地形を作製するが、これらの測量は主にインフラ整備に伴う設計資料や航路図など公共に資する役割があり、求められる成果も高精度である。加えて、調査機器も非常に高価であり、生物・生態系の研究で用いることは難しい。一方、水質調査や底質調査、あるいは生物調査、そして NPO が行う環境保全調査等では、必ずしも高精度の深浅測量が必要とは限らず、中程度の測深精度を有すれば許容できるので、比較的安価で簡便に極浅海域の地形測量（測深）が可能な調査方法の開発が必要である。そこで第 2 章では、GPS 魚群探知機を用いて地形図作成を行う際の精度検証を地形測量による高精度な測量データと比較し、極浅海域における安価で簡便に行える調査手法の可能性を検証した。

国立公園内の貴重な干潟での底生動物群集の変移を考察するうえで、干潟の物理的環境を把握することは極めて重要であるが、その物理的環境要因として重要な干潟の地形や底質環境に関する知見が少ない。そこで、第 3 章では、重富干潟を対象に、微地形と底質に関する現地調査を継続して行い、近年における同干潟の物理的環境特性および変遷状況を明らかにする。

多様性のある干潟生態系を保全するためには、食物連鎖の基礎生産を支える栄養塩に関する定量的な評価が必要である。干潟に生息する底生動物や藻類等に必要な栄養塩は、陸域から沿岸域へ淡水が流入することで供給される。陸域から流入する河川水に加え、地下水も干潟の栄養塩供給を支える重要な因子である。そこで第4章では、重富干潟の淡水量流入量を、GISを用いてマクロ的に求め、淡水流入機構及び栄養塩供給機構としての地下水の重要性について考察する。

第5章では、2章から4章で得られた主要な結論をまとめて、本博士論文の結論とした。

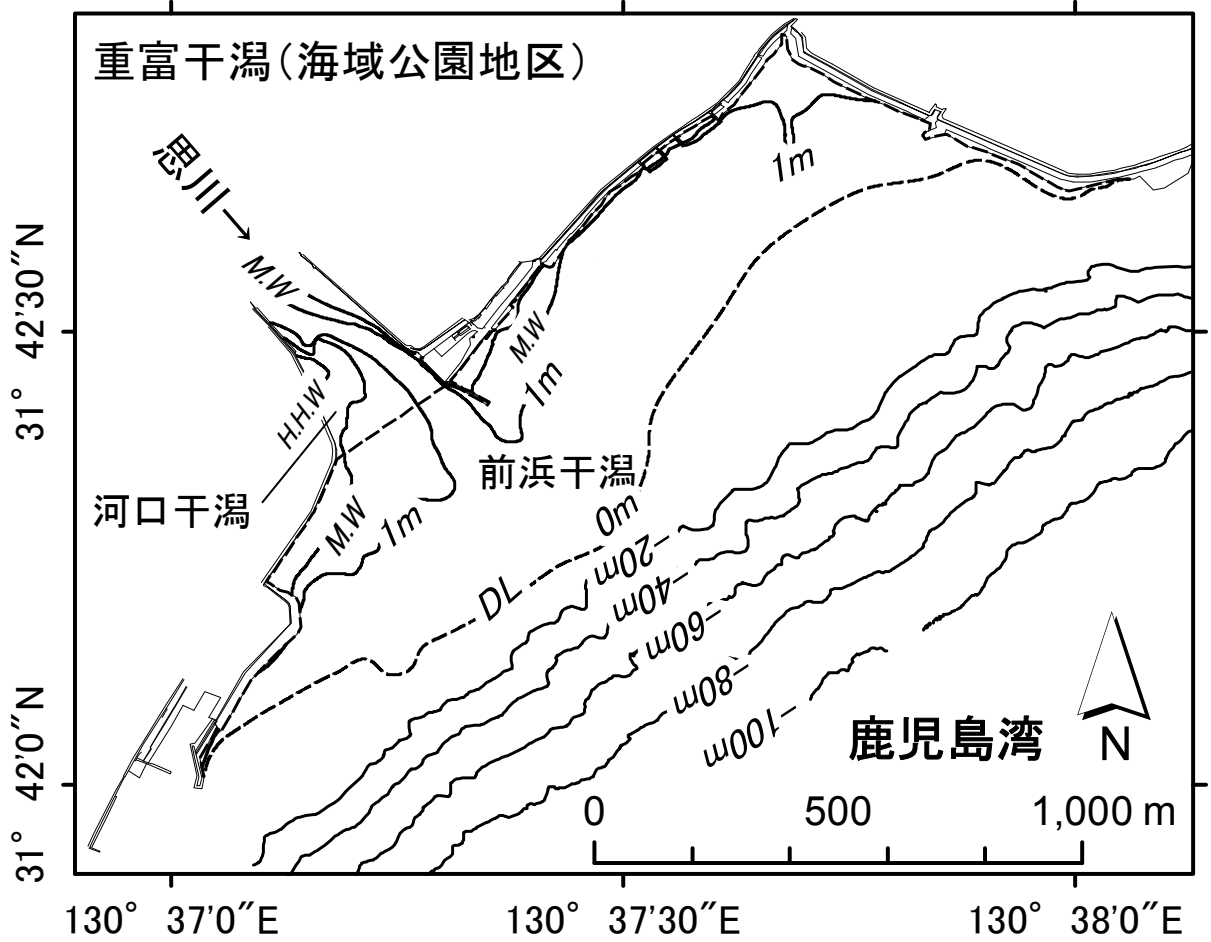
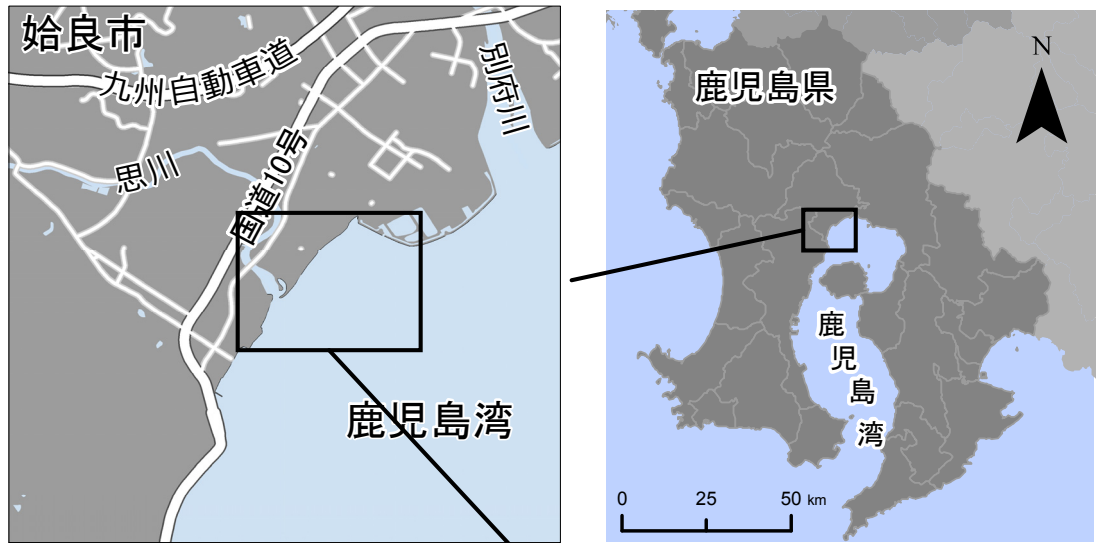


图 1-2 重富干潟 (鹿児島県始良市：霧島錦江湾国立公園海域公園地区)

第2章 GPS 魚群探知機による極浅海域を対象とした調査手法の開発

2-1 はじめに

干潟は、潮汐の影響により干出と冠水を繰り返す。満潮時における最高水面までの平均水深は数メートル以浅の極浅海域であり、これら干潟を含めた極浅海域の地形図を作成する場合、干出時において、水準測量による横断測量の他、トータルステーションや GPS による地形測量が行われてきた。加えて、浅海域地形の写真測量²³⁾や航空レーザー測量によるリモートセンシング技術の他、海域においてはマルチビーム音響測深器などの深浅測量によって測量が行われている。陸域における測量は、測量成果の縮尺や目的に応じて、標準的な作業方法や必要な精度、または品質を確保することが測量法で定められ、さらに、水路測量においては水域毎に測定精度や調査方法が水路業務法によって定められている。これらの測量は主にインフラ整備に伴う設計資料や航路図など、公共に資する役割があり、求める成果も高精度である。加えて、調査機器も非常に高価であり、研究や調査目的で容易に用いることは難しい。一方、市民活動や教育機関による保全活動や教育研究の場合、公共測量を除き、地形測量の面積が 7 km² 未満（北海道では 10km² 未満）、かつ、基本及び公共測量成果による基準点を 2 点以上使用しないような測量においては、測量法施行令第 1 条により測量法による精度区分が適用されない場合が多い。そのため、測量成果に求められるような高精度の測量精度までは有しないが、これらの精度区分に求められる制限値の 2

倍を超えない値などの測量精度（ここでは中程度の精度と呼ぶ）を有すれば、汎用的に利用できる場合も多いと考えられる。

近年では高精度な測量方法の開発の一方で、安価で簡便な海底地形調査方法として、GPS 魚群探知機（以下、GPS 魚探と呼ぶ）を用いた研究²⁴⁾が行われている。しかしながら、陸域と海域との間に位置する干潟は、水深が非常に浅く、比較するための測量データが入手しにくいいため、これらの海域を対象とした検証は行われていない。そこで本研究では、GPS 魚探を用いて、干潟を含む極浅海域を対象とした測深精度と地形図の精度検証を、実際の地形測量による高精度な測量データと比較するとともに、同時に行える水質環境調査手法の可能性について検証した。

2-2 検証方法と GPS 魚探の特性

(1) 対象地区の概要

検証は鹿児島湾奥に位置する重富干潟（鹿児島県始良市）を対象地区として、2012 年 11 月から同年 12 月にかけて干潟全域における地形測量を行ったのち、2013 年 1 月に GPS 魚探による測深観測と水質調査を行った。

(2) 基準点の設置

地形測量の基準点については GPS 測量によるスタティック測位によって 1 級基準点を 9 点新設し、ネットワーク型 RTK-GPS 及びトータルステーションによって 3 級基準点を 32 点新設した。干潟の範囲については、国土交通省公共測量作業規程第 386 条海浜測量²⁵⁾及び汀線測量の要領に従って前浜をその範囲として定めた (図 2-1)。なお、基本水準面 (最低水面 D.L.) については、海上保安庁海洋情報部公示「平均水面、最高水面及び最低水面一覧表」より「加治木港：国土地理院 BM(2480 号)頂」において T.P.下 1.51m を採用し、3 級水準測量によって 1 等水準点 (2477 号) より求め、各基準点に水準点を設置した。

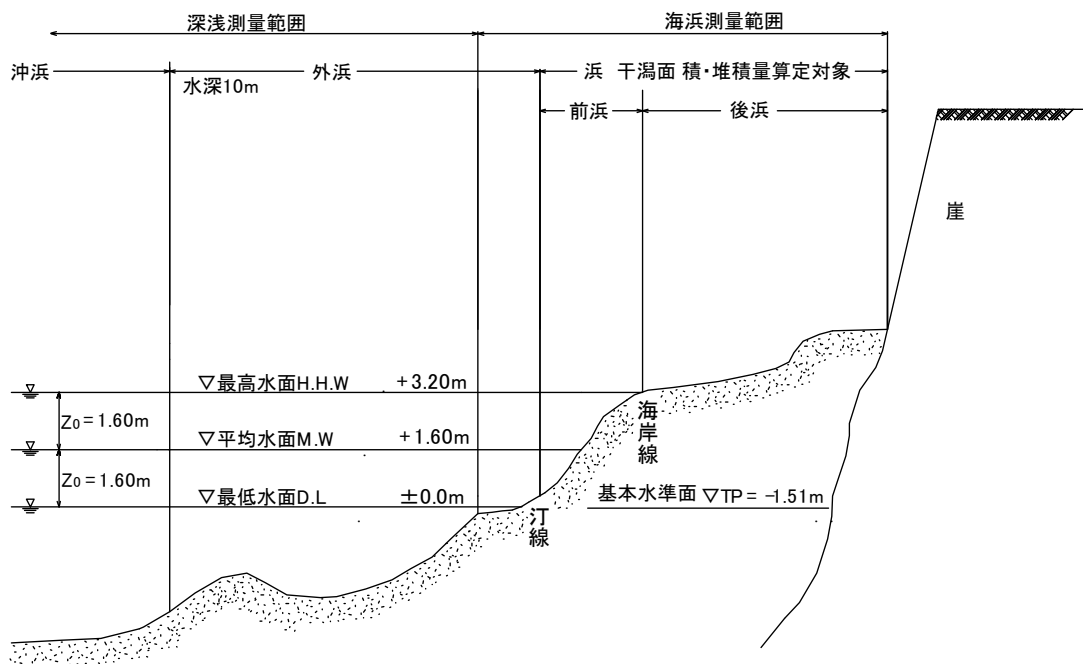


図 2-1 基本水準面 (最低水面 D.L.) については、海上保安庁海洋情報部公示「平均水面、最高水面及び最低水面一覧表」より「加治木港：国土地理院 BM(2480 号)頂」において T.P.下 1.51m (2009 年 10 月 14 日情報) を採用した。

(3) 調査船と計測機器

対象とした極浅海域は、最高水深が D.L.+3.2m と非常に水深が浅い。そのため、喫水が低く姿勢が安定するインフレーターボート（以下、ボートと呼ぶ）を採用した。また、船外機から発生する雑音がソナーに与える影響を考慮し、モーター出力 250 W のエレキモーター(YAMAHA 製)を搭載した。なお、これらの船舶においては小型船舶免許を必要としない。GPS 魚探はサイドスキャンイメージ機能を有する HUMMINBIRD 997c に DGPS がセットされた製品を艀装した。

船舶への機器の艀装と、機器の主要諸元を図 2-2、図 2-3 と表 2-1 に示す。GPS で取得できるのは経緯度(deg)、船速(km/h)、方位(deg)であり、水平位置精度は MSAS 補正による DGPS により、誤差精度 0.9m-1.8m (95 %)、反応時間は 0.1sec、最小誤差半径が 90cm である。一方、魚群探知機のソナーは 200 kHz（指向角 20 度）の高周波と、83 kHz（指向角 60 度）の低周波の 2 周波を同時に発射し、浅い水深から深い水深まで、水深 0.1m の単位で測深できるシングルビーム単素子音響測深器である。サイドイメージは 455 kHz～600 kHz（指向角 86 度～72 度）を有し、ボートから最大距離 120m、深さ 45m の範囲の水中の状況や地形を表示する。なお、本研究においてサイドイメージに関する測深データは使用しない。

これら DGPS による位置及び測深、サイドイメージデータの収集方法は、走行中に GPS 魚探プロッタに付属する MMC/SD スロットより SD カードに保存する。データ解析につい

では、HUMMINBIRD 専用 Viewer ソフトを利用して、1 秒毎のインターバルの設定により経緯度(deg)、測深(m)、時間(GMT hh:mm:ss)、船速(km/h)、方位(deg)の順番で CSV 形式によって出力する。

表 2-1 GPS 魚群探知機の諸元と水質計の測定項目

計測器	性能
GPS魚群探知機 HUMMINBIRD997c ^{※1}	DGPS 20チャンネル GPS MSAS
	誤差精度 0.9m-1.8m
	速度精度 0.3 Knots RMS
	最大深度 450m
	周波数 200kHz/83kHz DualBeam
	周波数 455kHz/600kHz SideImaging
多項目水質計 ^{※2} WQC-24型	測定項目 溶存酸素, 電気伝導率, 塩分, pH, 水温, 濁度
クロロフィル濁度計 ^{※3} COMPACT-CLW	
	クロロフィルa, 濁度, 水温

※¹ Johnson Outdoors Marine Electronics, Inc.

※² 東亜ディーケーケー(株) ※³ JFEアドバンテック(株)

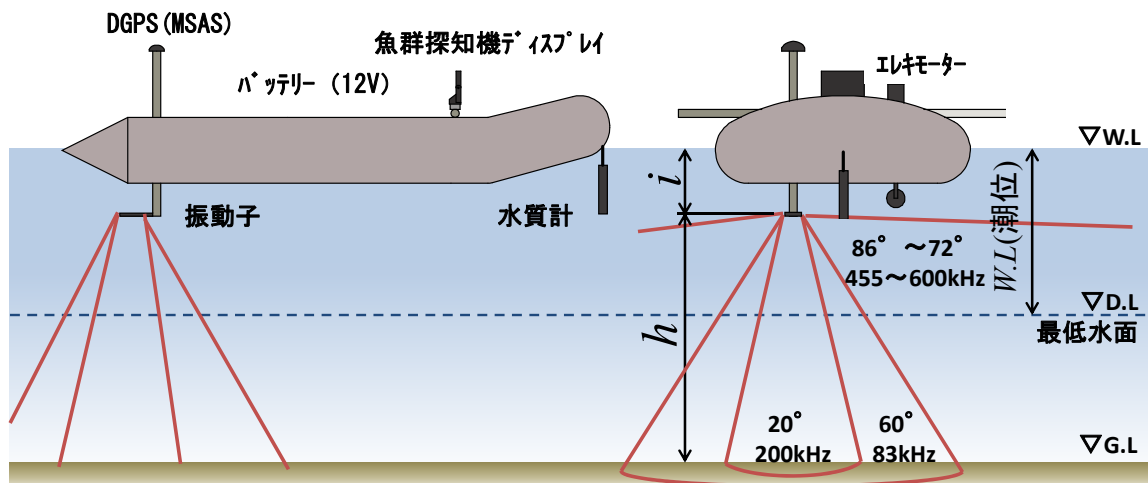


図 2-2 インフレーターボートへの主要機材の艙装と GPS 魚群探知機の主要能

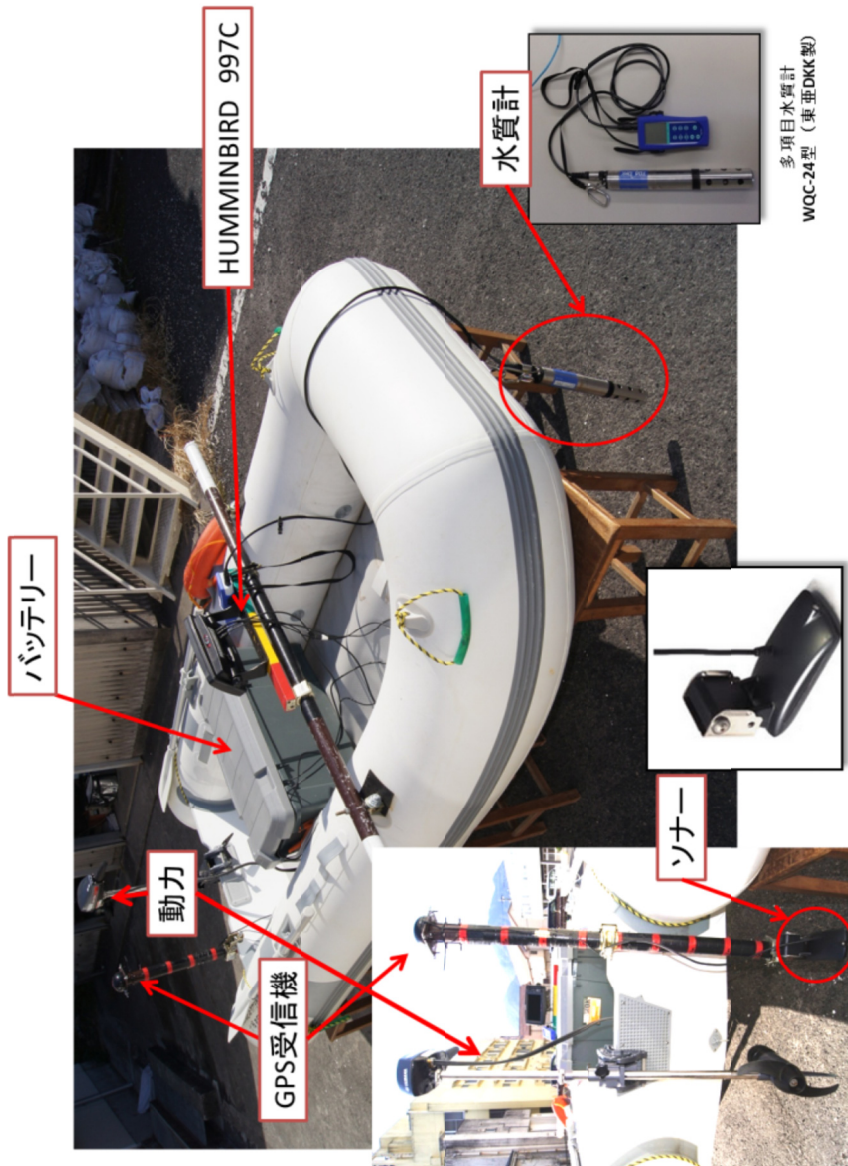


図 2-3 インフレーターボートへの機装と GPS 魚群探知機の設置状況

(4) 精度区分

国土交通省公共測量作業規程の準則第 80 条（数値地形図データの精度）によると地図レベル 1,000 による大縮尺の数値地形図データを作成した場合、水平位置の標準偏差は 0.7m である。そのため、GPS 魚探の水平誤差の精度は 0.9m-1.8m(95 %)であるために許容範囲に入ることはない。測深精度区分については、海上保安庁告知第 102 号（水路測量における測定又は調査の方法に関する告示）一 b 級の水域によるシングルビーム単素子音響測深器で平均深度が 2m の場合、その水平誤差の限度値は 0.6m であり、前述のとおり許容範囲に入ることはない。これらの水平位置の測量精度を確保するのであれば、RTK-GPS やネットワーク型 RTK-GPS による GPS 測位方法を採用する必要がある。

一方で、地形測量標高値の精度区分によると、作業規定の準則では標高点の標準偏差は 0.33m 以内、海上保安庁告知に従えば、深さの測定誤差の限度が 0.5m となる。しかし、GPS 魚探の測深精度を示すような諸元の記述はないため、現場における検証が必要となる。なお、測深能力²⁶⁾は、水温、塩分、圧力といった水中の音波吸収損失によって変化するため、それぞれ GPS 魚探プロッタにて自動的、あるいは手動にて補正を行わなければならない。性能を制限する大きな要因は、海況や海中の熱、船舶によるものや受信増幅機内や他の装置からの電氣的干渉によるといった雑音と、ソナーから放出されたパルスの音響後方散乱による残響である。つまり、これらの要因は観測時の海水や底質、あるいは気象といった現場条件に左右されやすく、そのため現場条件に応じた補正が重要である。本検証で

は、GPS 魚探の基本的な補正（水質の選択，水深・水温補正）のみで測深精度の検証を行った。

(5) 精度評価基準

精度検証は，地形測量により作成された地形図を真値として扱い，標高値は公共測量が定める精度区分（標高点の標準偏差が 0.33m 以内）を基準とする．測深精度は，水路測量業務準則施行細則マルチビーム（浅海用）音響測深実施指針を参考に，測深における標準偏差の 2 倍誤差（ 2σ ）が，対象水域の測定誤差の限度以下（ここでは 0.5m 以下）であることを基準値とする．一方で水平誤差については，GPS 魚探の水平誤差が精度区分の許容値を超えていることを前提に，基準値は設けない．地形図の誤差については，本来であれば等高線を基準とするが，本検証では地形図から算出される面積と体積との比較をその評価の対象とする．

(6) 潮位補正と解析方法

潮位補正に用いる実測潮位は，海上保安庁リアルタイム験潮データ（http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KANKYO/real_time_tide/sel/index.htm）より，鹿児島検潮所の1時間毎の実測潮位を用いる．ただし鹿児島における Z_0 は平均潮位より 1.55m であり，対象地区の潮位は加治木港 Z_0 1.60m を採用するため，実測潮位より 0.05m を引いた値を用い

る。補正計算は、観測時間の前後1時間を基準とし、実測潮位(m)、観測時間(t)から最小二乗法による多項式(3次)を求める。ここで、時間(t)は日本標準時間、単位は表計算ソフトで用いるシリアル値を用いる。

地形モデルについてはArcGIS10.0(ESRI社)を用いて、測量データと潮位補正後の座標を、スプライン内挿法によりラスタサーフェスとして作成する。これは、現実の干潟地形は細かな凹地や砂連により複雑であるが、等高線を極力滑らかに表現し、全体の地形を概略的に表現することを優先し、微地形を対象外としたためである。加えて突発的な測深時のノイズに伴う微小な凹地を消去するため平滑化处理も行った。これらGISによる多様な内挿法による精度検証については、等高線データなどの線形データ、あるいは格子状に配置された点データ毎の内挿法に対する性能評価²⁷⁾が行われている。しかしながら、ランダムに配置された点データなどは、測深と測線との間隔や、地形形状に対する測線の異方性などにより地形表現が異なり、画一的な内挿法を選択するのは難しいものと考えられる。

2-3 GPS 魚探による測深精度の検証

(1) 地形測量とGPS 魚探による深淺測量

2012年11月から同年12月にかけて、対象となる領域において、各基準点よりトータルステーションを用いて、干出時や、満潮時はボートから直接観測によって地形測量を行い、861地点の標高点を求めた(図2-4)。

翌年の 2013 年 1 月に、対象領域の海域を 10 時 14 分（潮位：2.60m）から 14 時 54 分（潮位：1.06m）まで約 5 時間要して GPS 魚探による測深調査を行った。なお、観測では同時にボートに水質計（WQC-24, COMPACT-CLW）を機装し、干潟海域の水質調査を行った。調査当日の気象は晴れで、調査終了間際に一時降雨があった。気象情報は気象庁アメダスに（鹿児島）より、平均気温が 8.6 °C、平均風速が 3.4m/s（西北西）であった（表 2-2）。調査開始時の海上に風や波はなく、終了後に少し波立つ程度であった。GPS 衛星の配置については HDOP（Horizontal Dilution of Precision）による水平方向の衛星配置と、観測できる GPS 衛星数に基づけば、観測環境は良好と言える（表 2-2）（図 2-5）。調査実施時の潮位は中潮期の満潮から干潮の下げ潮の時間帯に行い、ボートの速度は観測インターバル 1 秒に対して、約 1m 間隔になるよう時速 2 ノット（1m/s）で航行した。なお、深浅測量では地形に沿って海岸から沖合方向に直線方向に測線を定めるが、本手法では下げ潮の潮間帯で測深と水質観測を同時に行い、観測水深の確保とともに干潟海域における河川水の分布状況を把握することから、海岸線と平行に測線を設定し、下げ潮に合わせて沖合へと向かった。

(2) 潮位補正と地形図作成

位置情報と測深データは、GPS 魚探の Viewer ソフトによって、出力インターバルを観測時間 1 秒から 60 秒の間隔に設定し CSV 形式で出力される。本来の深浅測量であれば、

インターバルと測線間隔を等しくし、格子状間隔にすることで詳細な海底地形を表現することは可能であるが、検証では干潟全体の地形を概略的に表現することを優先する必要があること、そして、地形測量との比較を目的としているため、測深時間のインターバル（間隔）を 20 秒(20m)で測深観測データを出力した。潮位補正は図 2-6 に示す観測時間 10 時 00 分から 16 時 00 分までの実測潮位を用いて、(1)の多項式（3 次）を導き D.L.標高を求めた。



図 2-4 海浜測量における地形測量実施の様子。護岸に設置された基準点より TS と電子平板を用いて干潟の標高点を取得。深淺測量も同様にインフレーターボートを使用して観測。

表 2-2 アメダスによる観測時間の気象及び GPS 衛星配置情報

気象情報(アメダス:鹿児島)

	気温(°C)			風向・風速(m/s)			日照時間(h)	天気概要 昼間
	平均	最高	最低	平均風速	最大風速 風速	風向		
	8.6	15.3	3.2	3.4	6	西北西	5.8	晴後一時雨
GPS衛星配置	31° 42'27"			130° 37'33"				
ローカル 時間	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	平均	
衛星数	12	11	10	14	10	10	11	
HDOP	0.883	0.965	1.13	0.86	0.935	0.95	0.95	

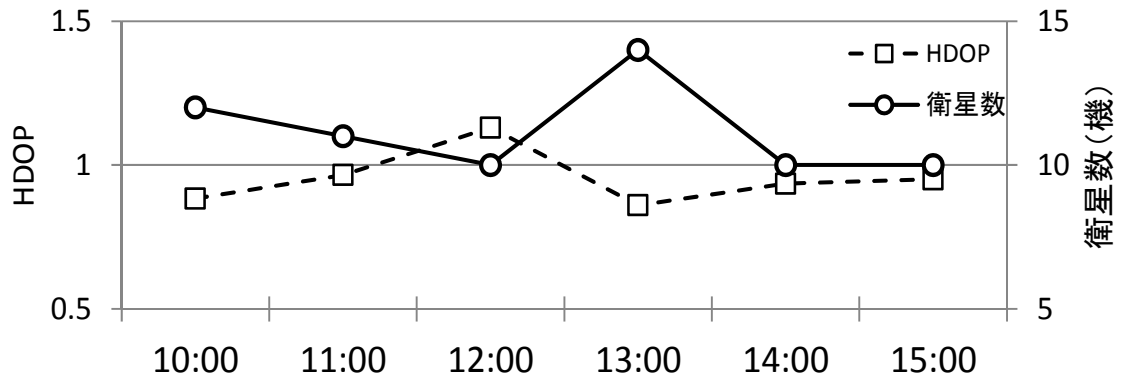


図 2-5 HDOP と GPS 衛星配置情報

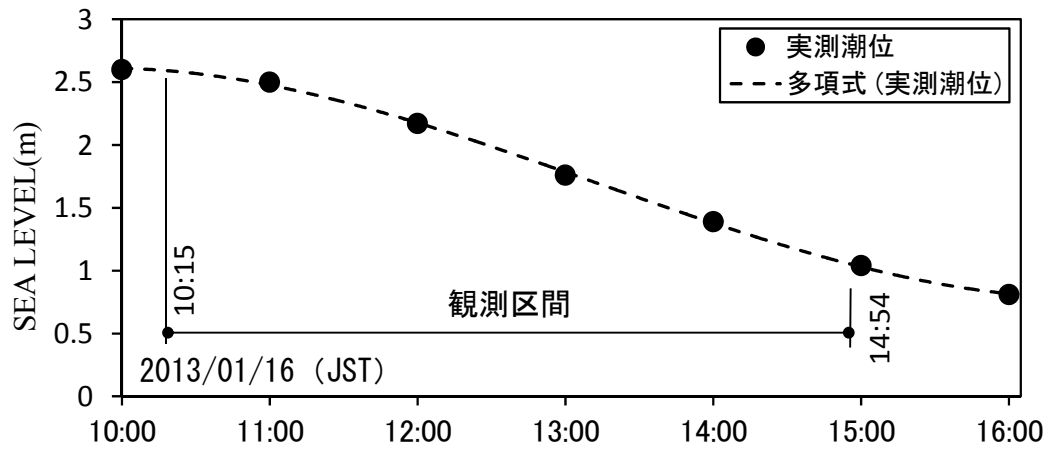


図 2-6 観測時間の潮位

$$D.L. = (172.8t^3 - 285.39t^2 + 147.2t - 21.677) - (h + i) \quad (1)$$
$$R^2 = 0.9995$$

ただし、 $D.L.$ ：最低水面からの標高(m)、 t ：シリアル値(JST)、 h ：測深(m)、 i ：水面から振動子までの水深(m)である。

地形測量による座標データと GPS 魚探で得られた補正後の座標データを用いて 0m から 2m の範囲で地形図を作成した。加えて、地形図から 0.1m 毎の等高線を求めた。作成された地形図と観測地点について、GPS 魚探による地形図を図 2-7 に示し、地形測量による地形図を図 2-8 に示す。なお、汀線より沖合については地形測量が行えないため、精度検証には含めない。

地形図を比較した場合、汀線は概ね同様の形状であったが、河口部付近の干潟においては地形の違いがみられる。地形測量に基づく地形図によれば、河口部付近周辺は $D.L.$ 標高 +1.0m を超える地盤であるが、GPS 魚探では標高が低い凹地が多くみられる。河口部周辺は水深が非常に低くなるため、測深時に突発的なノイズを多く含み誤差が大きくなったためと考えられる。

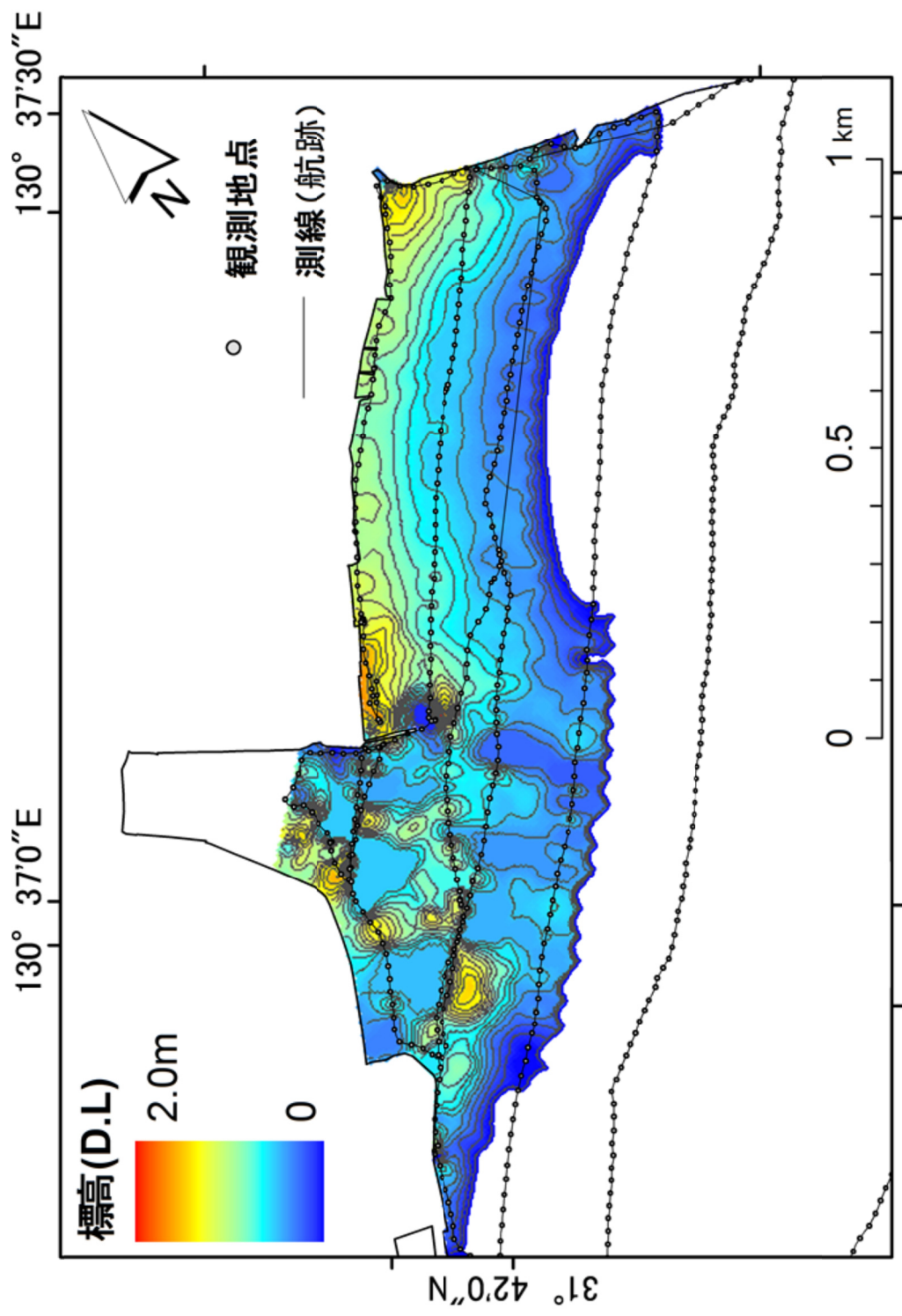


図 2-7 GPS 魚探による地形図

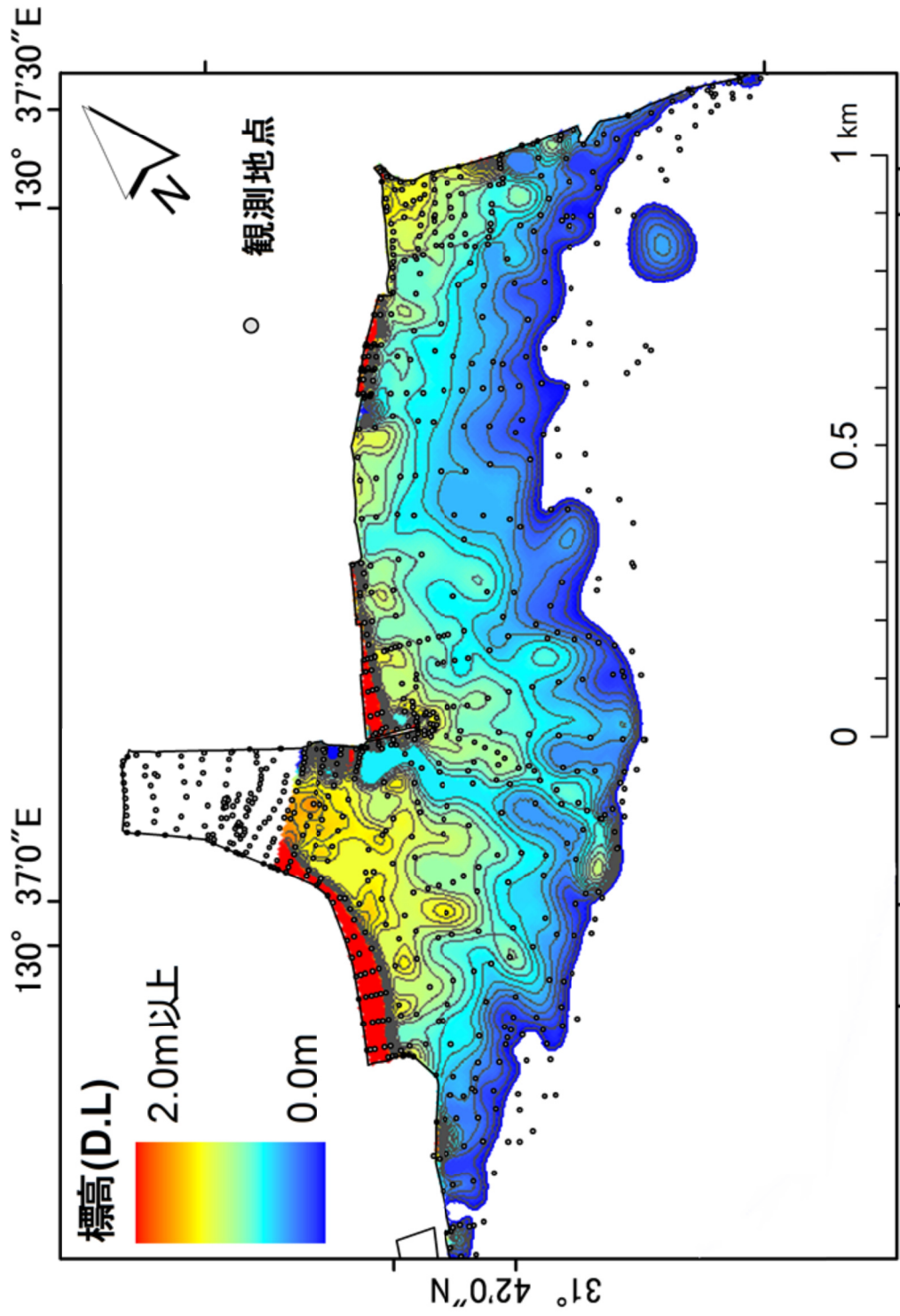


図 2-8 地形測量による地形図

(3) 測深精度検証と地形図誤差

地形測量から得られた地形図及び観測地点の標高を真値とし、測深地点の標高値の較差を GIS より求め、測深精度の検証を行った。観測ポイントと標高誤差を図 2-9 に示す。標高誤差と観測深度との関係を図 2-10 に示す。観測点の個数は 409 点、観測時の平均水深は 1.4m であり、主に 0.5m から 2.5m までの水深で測深を行ったことが分かる。標高誤差は主に標高値がマイナス値に集中しており、測深が実際的水深より深い値を取得したことになる。測深誤差における標準偏差 σ は 0.41m、 2σ で 0.82m となり、地形測量では標高点の標準偏差である 0.33m 以内に対して 1.2 倍となった。また、水路測量の基準値では 0.5m 以内(対象水域の測定誤差の限度)に対して 1.6 倍となり制限値内に許容することはなかった。次に、標高誤差の頻度分布を図 2-11 に示す。測深誤差の平均値 μ は -0.165m となり、それに対する 2σ 区間の確率は 95.1% となった。これらの誤差には地形測量による実測値を真値として比較検証を行っているため、実際には位置の誤差も含まれている。すなわち、GPS 魚探における精度は水平位置も含め、概ね標高値制限及び測深制限値の 1.2~1.6 倍近い誤差を含んでいると考えられた。

次に、地形測量と GPS 魚探による測深観測で作成された地形図について、D.L.+0~+2.0m (D.L.+2.0m 以上は対象外とする) までを対象に、0.2m 毎の面積及び体積を算出し、その差分量から増減比率を求めた。比較結果を表 2-3、表 2-4、図 2-12 に示す。その結果、地形測量による地形図の総面積は 479,942m² (48.0 ha)、合計の体積は 36,461m³、一方の GPS

魚探による総面積は $429,029\text{m}^2$ (42.9 ha), 体積は $29,817\text{m}^3$ であった. 地形測量との比率は面積で 11 %の減量, 体積は 18 %の減量である.

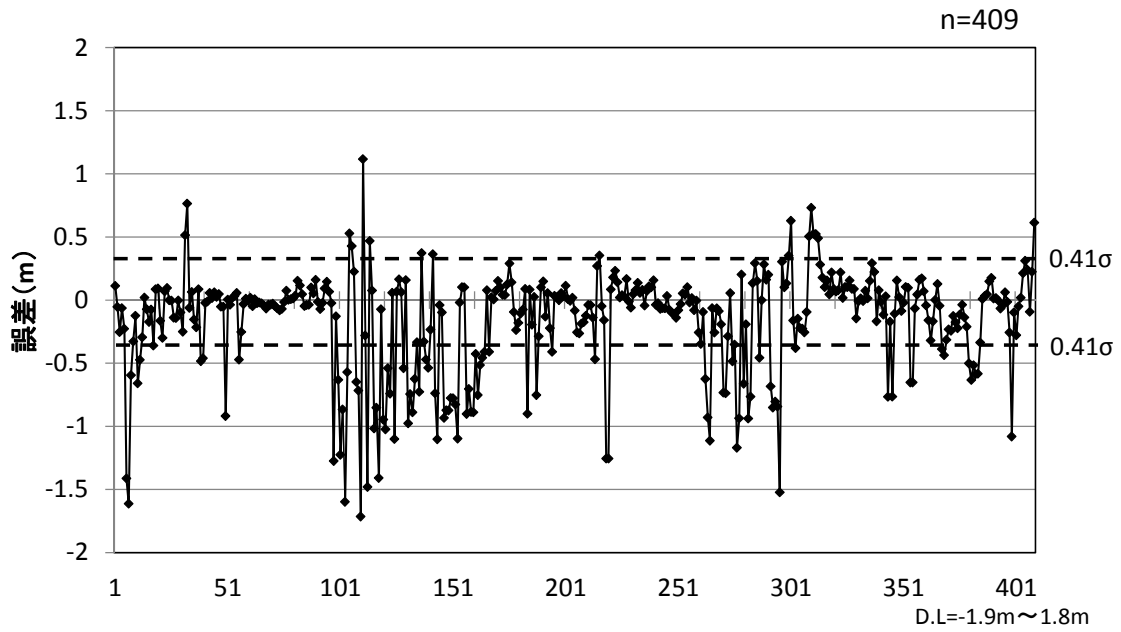


図 2-9 観測ポイント (n) と標高誤差との関係

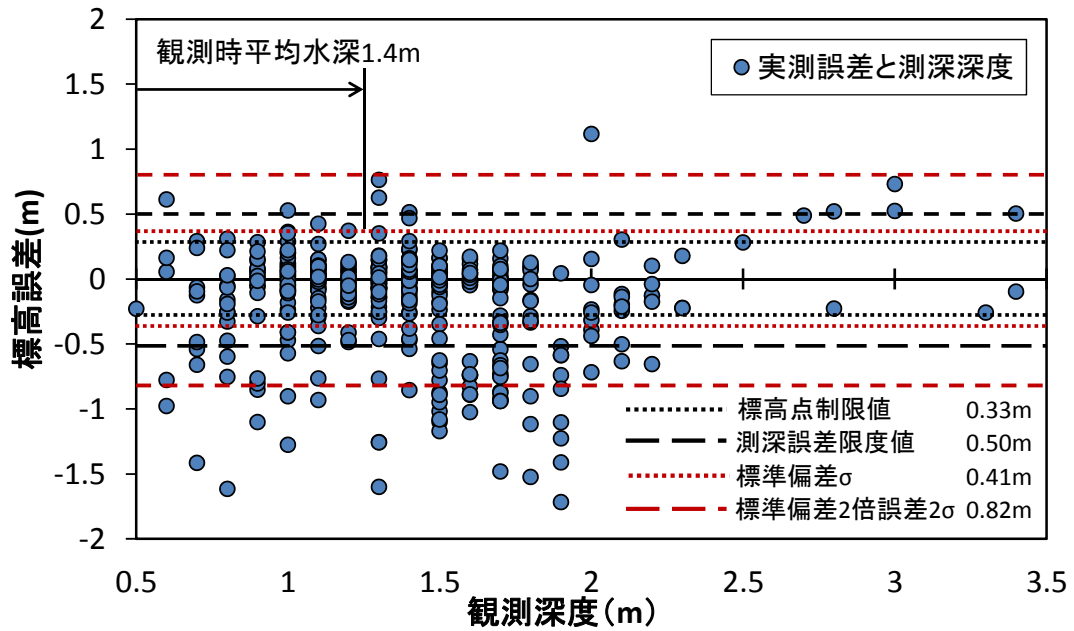


図 2-10 標高誤差と観測測深との関係

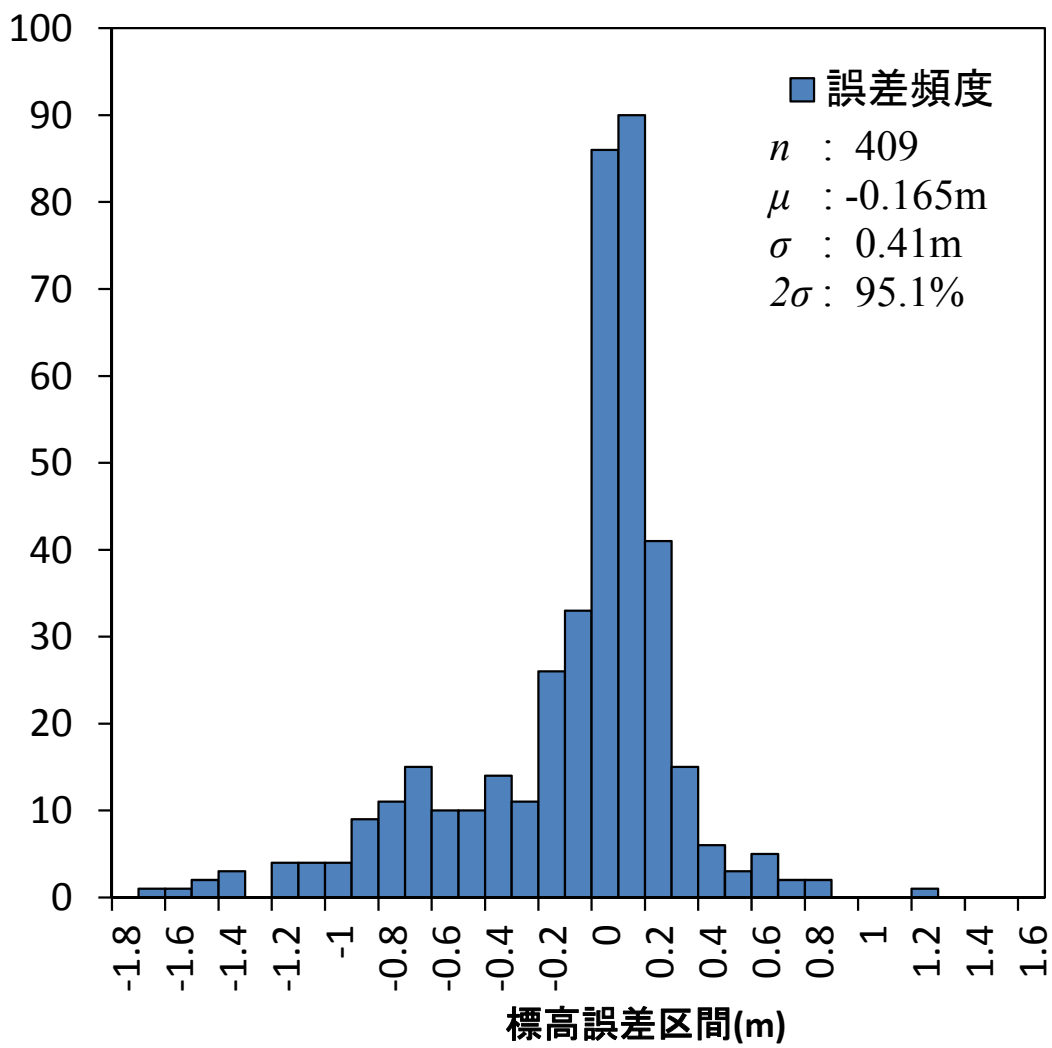


図 2-11 標高誤差の頻度分布

表 2-3 地形測量による地形図面積及び体積の算定

地形測量				
標高 (m)	面積 (m ²)		体積 (m ³)	
	平面上	標高毎	平面上	標高毎
0~0.2	597,747	58,887	37,723	9,907
0.2~0.4	538,861	59,855	27,816	8,636
0.4~0.6	479,005	65,663	19,180	6,885
0.6~0.8	413,342	73,990	12,295	4,803
0.8~1.0	339,352	64,934	7,492	2,821
1.0~1.2	274,418	51,852	4,671	1,615
1.2~1.4	222,566	41,654	3,056	809
1.4~1.6	180,912	26,519	2,247	417
1.6~1.8	154,393	20,281	1,830	286
1.8~2.0	134,112	16,306	1,544	237
2.0 以上	117,806	117,806	1,307	1,307
合計		479,942		36,416

表 2-4 GPS 魚探による地形図面積及び体積の算定

測深観測 (平均時速3.5km/h, インターバル20s, 測深間隔20m) 標高誤差 0.41σ (m)									
標高 (m)	面積 (m ²)				体積 (m ³)				
	平面上	標高毎	差	誤差率	平面上	標高毎	差	誤差率	
0~0.2	429,034	48,551	-10,336	-18%	29,817	9,676	-231	-2%	
0.2~0.4	380,484	65,518	5,662	9%	20,141	8,541	-95	-1%	
0.4~0.6	314,966	87,776	22,113	34%	11,600	5,688	-1,197	-17%	
0.6~0.8	227,190	84,384	10,394	14%	5,912	3,222	-1,581	-33%	
0.8~1.0	142,807	68,027	3,093	5%	2,690	1,659	-1,162	-41%	
1.0~1.2	74,780	40,083	-11,769	-23%	1,031	687	-928	-57%	
1.2~1.4	34,697	23,022	-18,632	-45%	344	270	-539	-67%	
1.4~1.6	11,675	9,349	-17,171	-65%	74	67	-350	-84%	
1.6~1.8	2,326	1,825	-18,456	-91%	7	6	-280	-98%	
1.8~2.0	501	495	-15,811	-97%	1	1	-236	-100%	
2.0 以上	6	0	-117,806	-100%	0	0	-1,307	-100%	
合計		429,029	-50,913	-11%		29,817	-6,599	-18%	
標準偏差			34912σ				490σ		

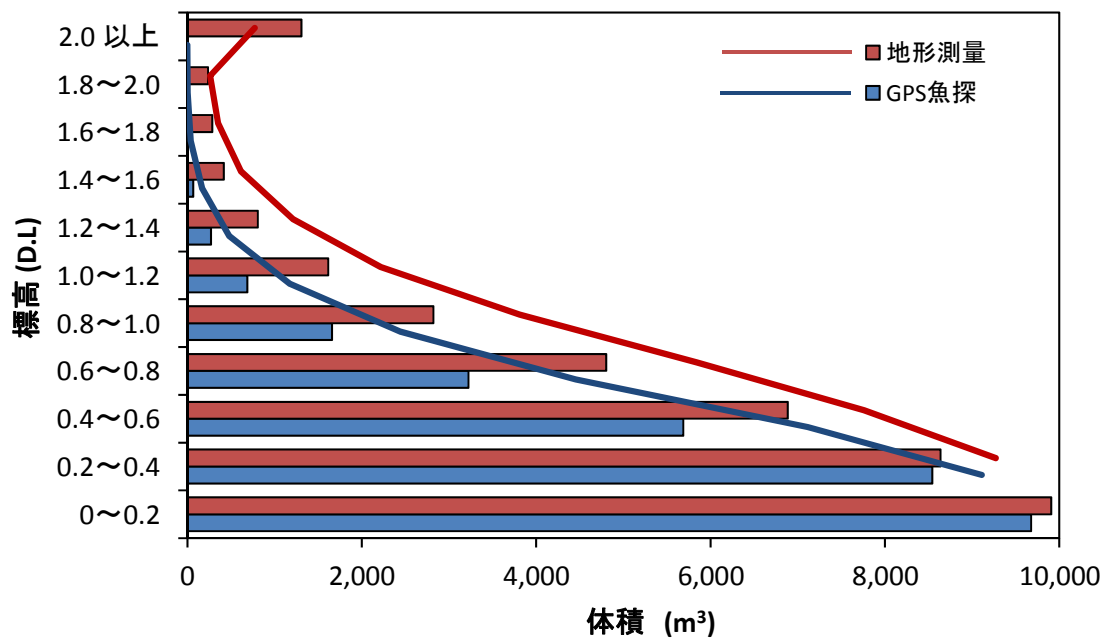
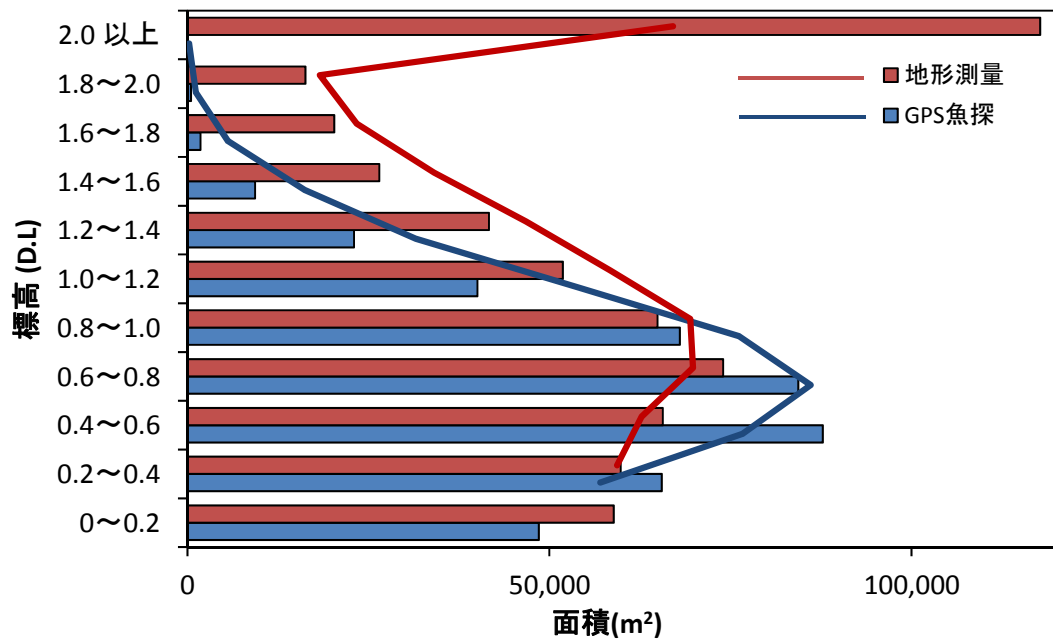


図 2-12 地形図より求めた 0.2m 標高値毎の(上)面積 m² と(下)体積 m³

面積における標高毎の特徴では、地形測量では D.L.+0.6~0.8m の区間面積が 73,990m² と最大値となる。一方の GPS 魚探では、同区間での面積が 84,384m² であるが、D.L.+0.4~0.6m の区間面積で 87,776m² と最大値なり、その差の比率は 19 %の増量である。一方で GPS 魚探は標高値が高くなるにつれ、面積が大きく減少し D.L.+1.8~2.0m の区間で 495m³ となり、地形測量の 16,306m³ 比べ 97 %の減量である。次に体積の特徴では、D.L.+0~0.2m の区間において地形測量では 9,907m³、GPS 魚探で 9,676m³ とその差は 2 %の減量であったが、D.L.+0.4m を超える区間からその比率は大きくなり、D.L.+1.6~1.8m の区間で地形測量では 286m³ に対し、GPS 魚探で 6m³ と 98 %の減量であった。これらは測深時に含まれる誤差の多くが、実際の測深より深い値であったため、特に河口部付近では地形測量と比べ、広範囲で実際の地形より深くなり、その結果が面積と体積に反映したものと考えられる。

2-4 極浅海域における水質連続観測への応用とその結果

干潟では自然環境の保全と同時に、アサリなどの水産資源の保護と増殖のためにも、水質環境の把握は欠かせない。本検証時に艀装した水質計は表 2-1 に示す通り、一度の観測で数多くの水質データ（溶存酸素、電気伝導率、塩分、pH、水温、濁度、クロロフィル a）を取得できる。一般的に使用される方法としては定点観測などに用いる場合が多いが、干

潟などでは河川水等の陸水からの栄養塩や塩分などの拡散，クロロフィル a などの一次生産量の把握のためにも，面的な水質分布の可視化が求められる。

本検証では測深観測とともに，平成 24 年 12 月 6 日と平成 25 年 1 月 16 日の 2 回，水質計を用いて走行中に水質を連続観測した。水質計から出力される時刻と，GPS 魚探の位置情報に含まれる時刻とを照合し，観測位置を求めた。なお，水質計の測定インターバルは測深時の間隔と同じ 20 秒で行い，間隔は 20m となる。解析は GIS を用いて地形図作成と同様の手法で作成した。

沿岸において水温（℃）や塩分（‰）の持つ意義は大きく，陸水の影響や沖合水の離接岸，沿岸フロントの移動等の物理的現象を把握するために，水温や塩分の分布は良い指標となる。また，沿岸では季節的変化が激しく，生息環境の大部分も水温や塩分によって決まる²⁸⁾。水温の解析結果を図 2-13，塩分の解析結果を図 2-14 に示す。冬場における沖合の海水温が 17～20℃あるのに対し，河川等の陸水は 12～16℃であり，海水温との差は 4～5℃程度であったことが分かる。さらに，水温および塩分の解析結果から，外洋水と比べ水温が低く，塩分が約 22～27‰の河川（陸水）からの汽水が沖合に拡散する様子が分かる。この時，汽水の拡散は河川からだけでなく，岸側からも影響を受けていることが解析結果から判読することができた。つまり，干潟海域に影響する陸水の影響は，河川からだけではなく，岸から注がれる地下水も影響を与えていることが推察できる。地下水からの影響については，今後，地下水の流量及び栄養塩の検討が課題となる。

溶存酸素 (mg/l) は海水面における空気との平衡化、植物プランクトンや海藻の光合成による酸素発生、動植物の呼吸、溶存態及び懸濁態有機物の酸化による消費などを統合した結果であり、有機物汚染等の指標として用いる。溶存酸素の解析結果を図 2-14 に示す。一方で、水中溶解量による飽和状況は水温の変化によって飽和度が異なる²⁹⁾。そのため、溶存酸素量が 8.6~10.6mg/l と高い数値(赤色)については陸水の影響が強く、6.5~7.0mg/l の低い数値(紺色)は沖合水であることが分かる。つまり、水温と塩分と同様、陸水の拡散の状況を判読することができる。

pH の根本的性質は塩基性か中性か酸性かということになるが、植物性プランクトン及びバクテリア等の指標にもなる。pH の解析結果を図 2-15 に示す。海水は本来 pH8.2 程度の塩基性であるが、普通の淡水は pH7 付近の中性である。淡水における pH を塩基性へと傾ける因子として、海水の混合や植物性プランクトンの同化作用が考えられる²⁹⁾。図は汽水であることから海水と同じく塩基性であることが考えられるが、沖合水が 7.5~7.9 に対し、陸域は 7.9~8.1 と 0.2~0.4 程度塩基性であることが示された。だが、実際のところその差異は近似と考えられことや、本調査は北東岸から南東の岸側に沿って沖合へと進む観測を行ったため、沖合水が干潟海域で滞留していたためほぼ海水の影響とも考えられる。ただし、植物プランクトンによる一次生産量との関係性もあるため、クロロフィル a との関連性を検討する必要もある。

濁度（NTU）は海水の濁りの程度を表す指標である。濁度の解析結果を図 2-15 に示す。解析結果海水が濁り、濁度が増すと海中の植物プランクトンの光合成を悪化させることで、一次生産量に影響をもたらす、生物に与える影響は大きい。そのため、沿岸環境を動的に把握するために、対象海域全体の面的情報は不可欠である²⁸⁾。解析結果においては、河口周辺および北東部の岸にかけてほぼ 0 であるが、沖合にかけては、6.3～16.9NTU と、陸水と比較して沖合の数値は高い。一方で、クルマエビ養殖場に付近（図中北側）の岸から沖合にかけて濁りがみられる。原因については不明であるが、付近に養殖場から排出される水門があるため、これらに影響した可能性も否定できない。

クロロフィル a ($\mu\text{g}/\ell$) は光合成に不可欠の緑色色素で光合成に直接関与しており、水域においては、その量が藻類量の目安として利用されている²⁹⁾。北東部周辺は $2.12\mu\text{g}/\ell$ と濃度が高く、この領域に限り一次生産量が多いことが分かる。

これらの連続観測の結果により、満潮時から干潮時にかけて河川水を含む陸水が沖合水に拡散する様子が面的に表現され、海域の水環境について可視的に把握することが可能となった。

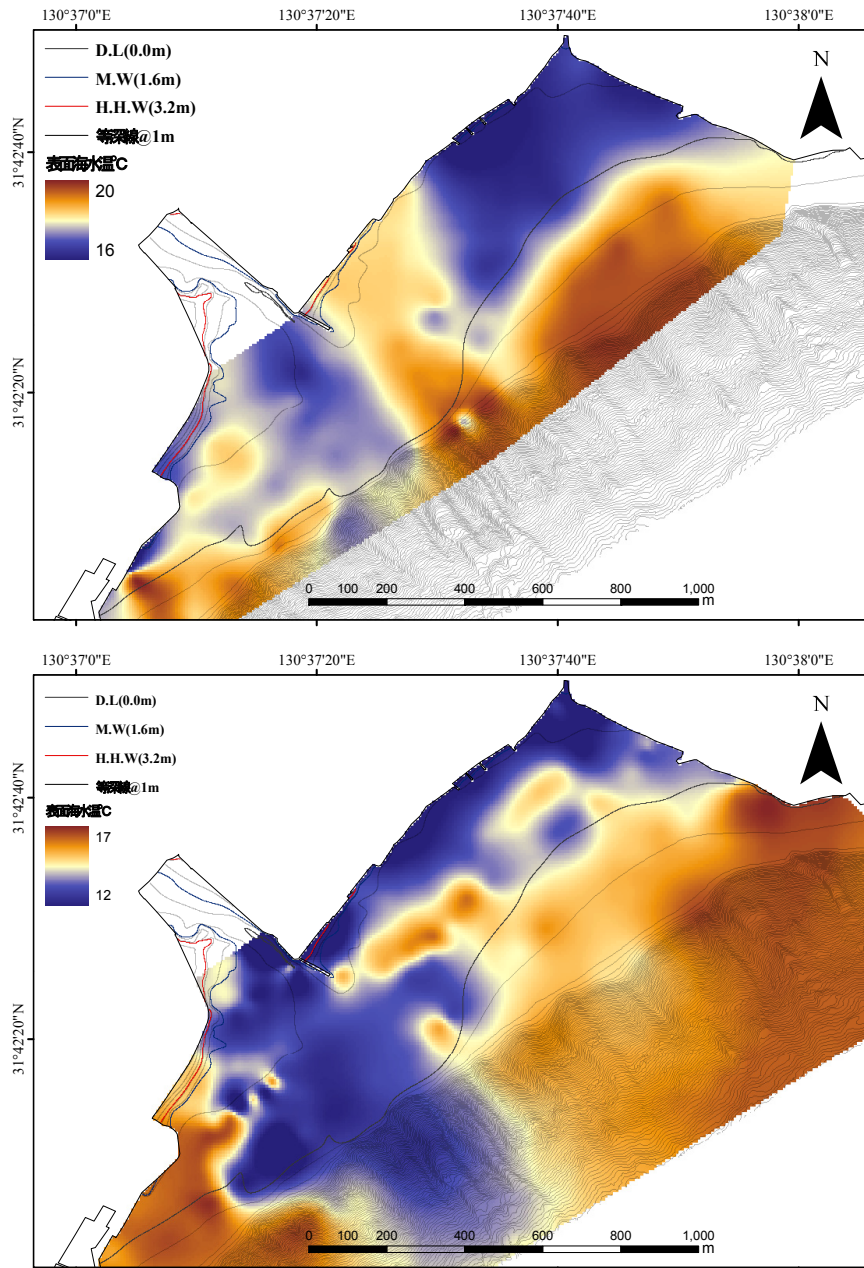


图 2-13 水温 (°C)

上图：平成 24 年 12 月 6 日 13 : 00~16:00 (引潮時)

下图：平成 25 年 1 月 16 日 12 : 00~16:00 (引潮時)

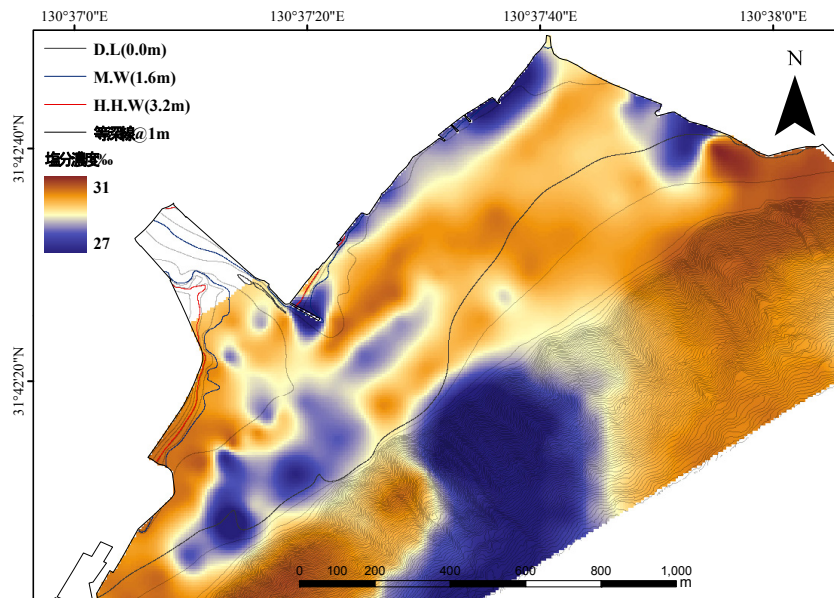
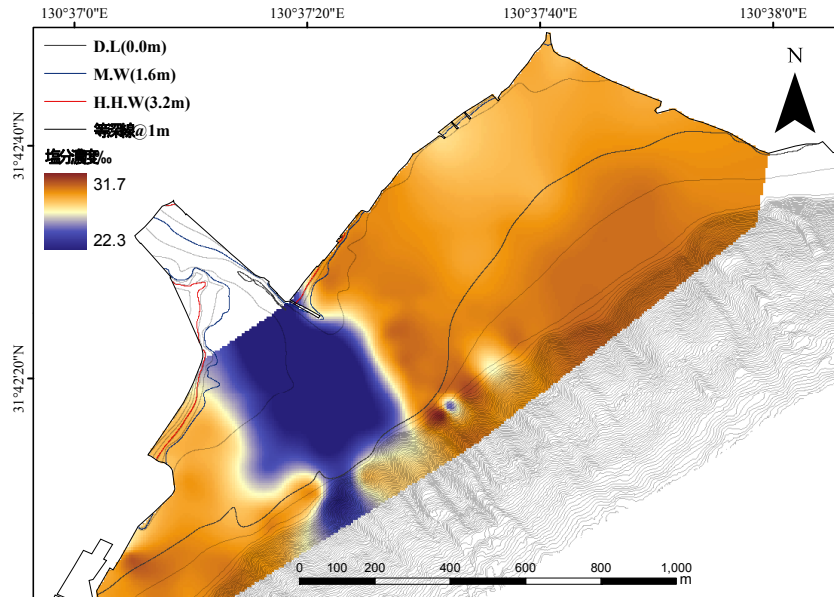


図 2-14 塩分 (‰)

上図：平成 24 年 12 月 6 日 13 : 00~16:00 (引潮時)

下図：平成 25 年 1 月 16 日 12 : 00~16:00 (引潮時)

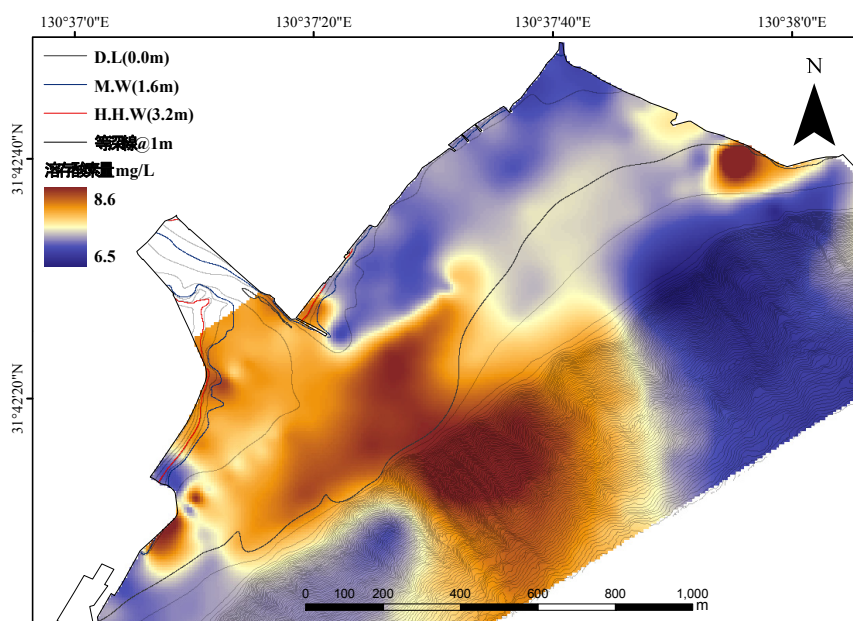
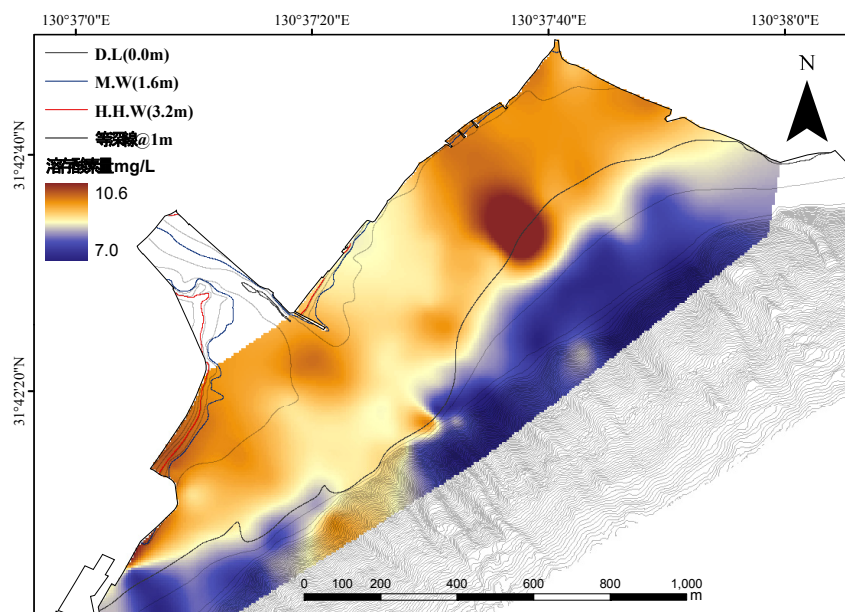


図 2-15 溶存酸素 (mg/l)

上図：平成 24 年 12 月 6 日 13 : 00~16:00 (引潮時)

下図：平成 25 年 1 月 16 日 12 : 00~16:00 (引潮時)

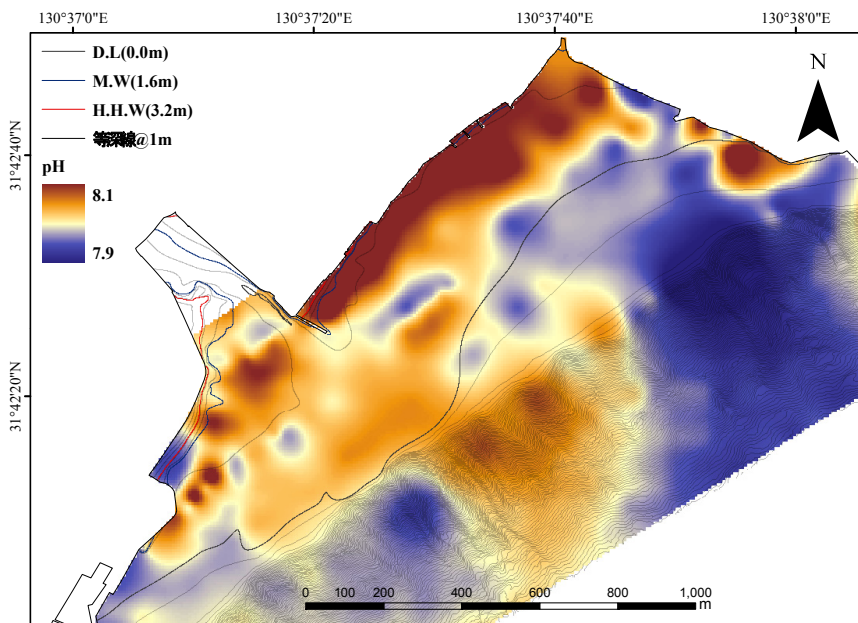
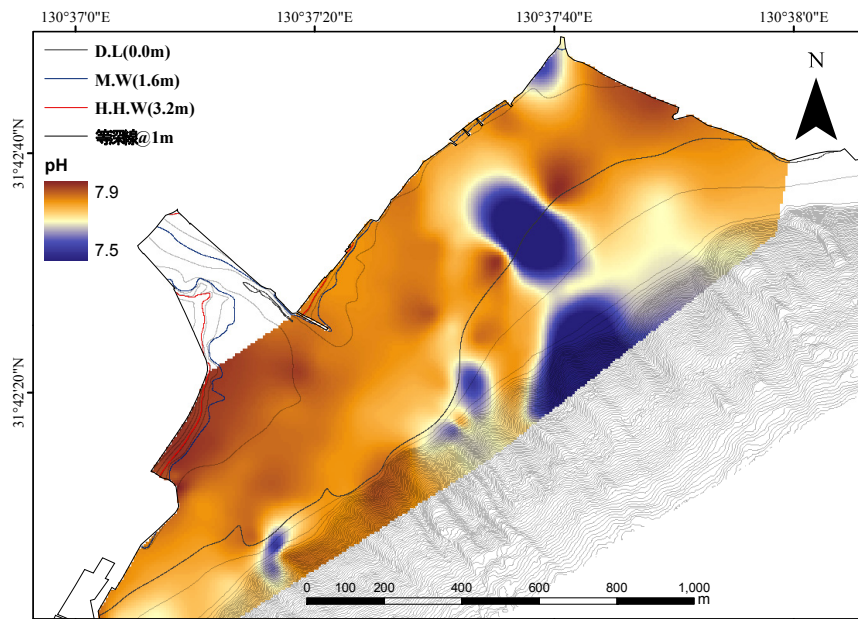


図 2-16 pH

上図：平成 24 年 12 月 6 日 13 : 00~16:00 (引潮時)

下図：平成 25 年 1 月 16 日 12 : 00~16:00 (引潮時)

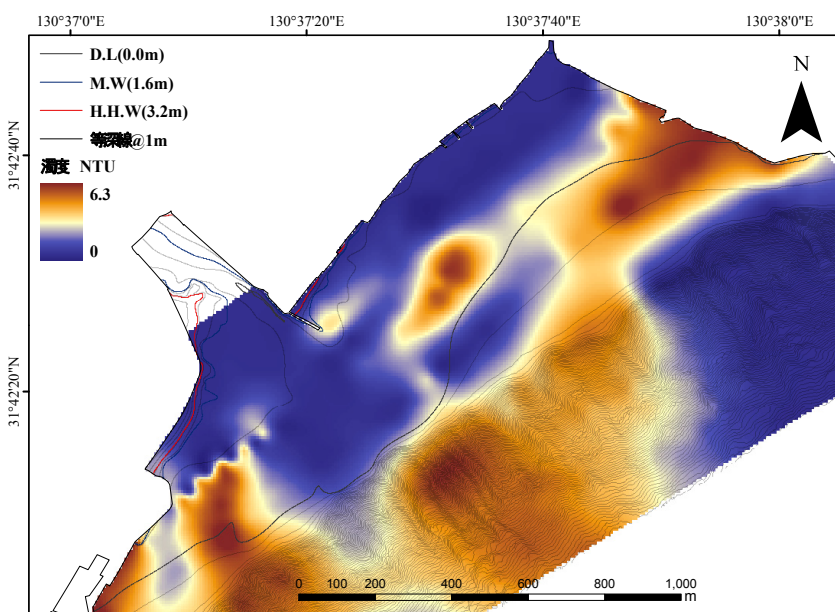
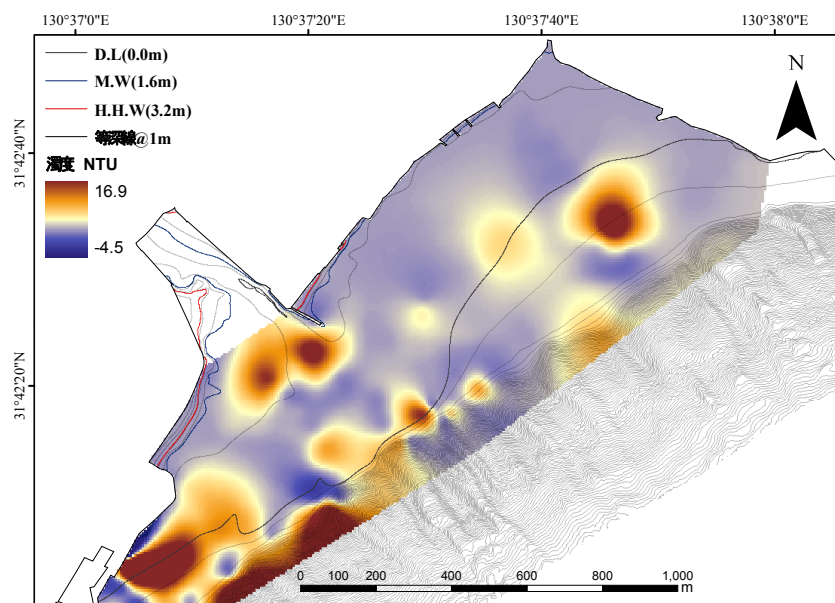


図 2-17 濁度 (NTU)

上図：平成 24 年 12 月 6 日 13 : 00~16:00 (引潮時)

下図：平成 25 年 1 月 16 日 12 : 00~16:00 (引潮時)

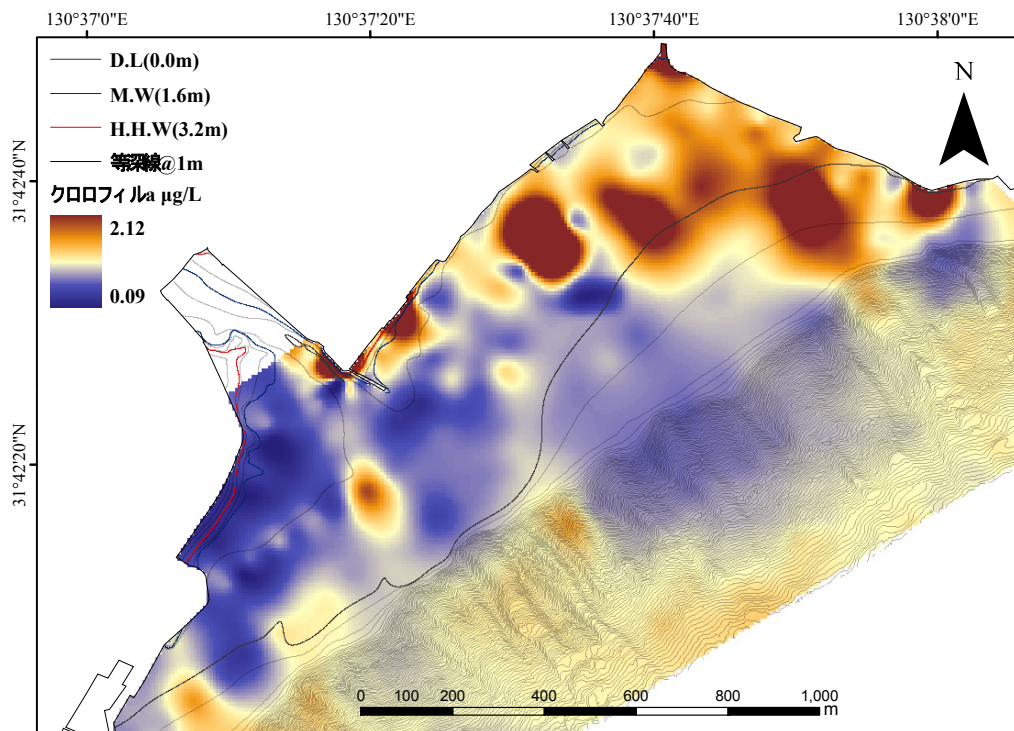


図 2-18 クロロフィル a (µg/l)

下図：平成 25 年 1 月 16 日 12:00~16:00 (引潮時)

2-5 結論

GPS 魚探による測深精度は、公共測量が定める精度区分の 1.2 倍、水路測量が定める精度区分の 1.6 倍の値となった。測深精度は標準偏差 σ で 0.41m, 2σ で 0.82m (確率 95.1%) であった。また、地形図の精度では面積比で 11% の減量、体積比 18% の減量であった。

D.L.+0.2m 標高毎の面積及び体積は 1m を超える値から測深誤差に伴い、実際の地形とは異なることが分かった。

測深精度より GPS 魚探による測深観測は、公共測量や水路測量への応用は不可であるが、地形の概要を把握するには有用な測量法である。これらの測量精度の区分が基準値の 2 倍を超えない誤差範囲を中程度の測量と定義した場合、GPS 魚探を用いた測深精度は良好と言えるので、生物調査や水質調査等の補完データとして応用性が高いと言える。加えて、測深観測と同時に、走行中に水質を連続観測することで、海域の水質環境を面的に把握することができ、かつ、一度の調査で地形や水質など多くの情報を解析することができた。

また、本調査で用いる GPS 魚探は、公共測量や水路測量で用いる機器（数百万円から数千万円）と違い比較的安価であり一般的に普及している。さらに GIS の解析部分を除く機器の取扱法や潮位補正法についても、マニュアル化することが可能であるので、応用性の高い簡便な調査方法であると言える。

今後、測深時の誤差を消去するため、2 台の GPS 魚探を併用することも考えられるが、音波干渉による雑音など、今後の研究課題として残された。

第3章 鹿児島湾奥部に位置する重富干潟の地形特性

3-1 はじめに

鹿児島湾は、長さ約 80km、最大の幅約 20km、湾の表面積は約 1,130km² の南北に細長い湾である。鹿児島湾の北に位置する奥部海域は、平均 100m 以上の水深で最深部は 200m を超す海盆である¹⁷⁾。海岸から湾内に向けて始良カルデラ地形により急峻な海底地形となっており、大規模な干潟は発達しない¹⁸⁾。2012年3月16日に(旧)屋久霧島国立公園を二分割し、湾奥部に広がる始良カルデラに桜島と霧島を加えて「霧島錦江湾国立公園」が指定された。一方で、国立公園内に海域公園地区として新たに指定された鹿児島県始良市の重富干潟は、二級河川である思川を挟んで南北に約 2km の広がりを持つ河口・前浜干潟である。重富干潟は、鹿児島湾奥部最大の干潟と言われ、鹿児島湾の浄化に欠かせない干潟である¹⁹⁾。重富干潟の面積については第4回自然環境保全基礎調査⁷⁾によって思川河口干潟 30ha、脇元前浜干潟 7ha と明記されている。

重富干潟は、過去には多くのアサリが採れるなど資源豊かな干潟であったが、近年はアサリ生育不良のため、潮干狩りは禁漁されている。実際に、1994年と2005年に重富干潟を対象に山本ら(2009)²²⁾が行った底生動物相調査によれば、1994年から2005年の11年間にアサリ(*Ruditapes philippinarum*)を中心とした二枚貝が減少し、ウミエナ(*Batillariamultiformis*)を中心とした腹足類が増加したことが分かった。つまり、埋在性群

集である二枚貝が優占する干潟から、表在性群集が優占する干潟へと底生動物群集が変移したことが明らかにされた。

国立公園内の貴重な干潟で、このような底生動物群集の変移を考察するうえで、干潟の地形や底生動物の分布を制限する可能性の高い、地形や底質環境の特性を明らかにすることは重要でありながら、干潟の地形や底質環境、さらには底質移動（流砂・漂砂）を生じさせる気象・海象条件に関する知見は極めて少ない。そこで、本研究では重富干潟で、河口から干潟を經由して沖合カルデラ斜面に亘る地形および底質に関する現地調査を継続的にを行い、近年における同干潟の物理的な環境特性を明らかにする。

3-2 調査方法

(1) 調査期間と採泥定点

調査は2009年から2012年の4年間のうち、台風や集中豪雨などに起因する地形変動と底質擾乱が最も小さい、つまり地形・底質環境が安定した11月から12月の2ヶ月間で地形測量を実施し、底質採取については水位低下が顕著で干出がほぼ最大の12月の大潮時に実施した。

底質採取（2009年は悪天候の影響でP1からP6のみ）は図3-1に示す地点より、P1なぎさ公園前（31° 42'7.1"N,130° 37'5.6"E）、P2博物館前（31° 42'31.9"N,130° 37'22.8"E）、P3防砂堤川側（31° 42'25.6"N,130° 37'19.3"E）、P4防砂堤沖側（31° 42'24.8"N,130°

37°22.1"E), P5 思川用水水門前 (31° 42'47.6"N,130° 37'39.8"E), P6 思川河口 (31° 42'23.9"N,130° 37'13.3"E), P7 なぎさ公園沖 (31° 42'8.6"N,130° 37'15.3"E), P8 思川河口下 (31° 42'16.4"N,130° 37'17.2"E), P9 防砂堤沖 (31° 42'21.0"N,130° 37'31.5"E), P10 重富海岸沖 (31° 42'28.5"N,130° 37'32.2"E), P11 御門神社沖 (31° 42'38.2"N,130° 37'35.1"E), P12 養殖場側 (31° 42'41.4"N,130° 37'45.6"E) で行った.

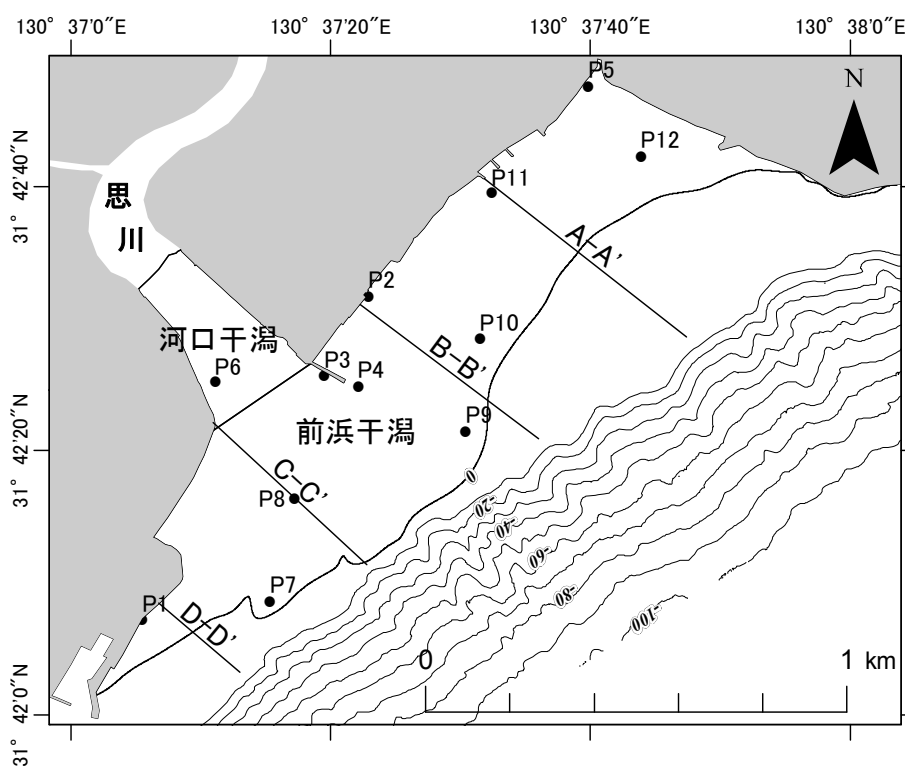


図 3-1 重富干潟底質観測地点と縦断形状

(2) 海浜測量による地形計測

重富干潟の経年変化と気象・海象条件における地形及び汀線変動を調査することを目的に、海浜測量を実施した。基準点については GPS 測量によるスタティック測位によって 1 級基準点を 9 点新設し、ネットワーク型 RTK-GPS およびトータルステーションによって 3 級基準点を 32 点新設した。干潟の範囲については、国土交通省公共測量作業規程第 386 条海浜測量および汀線測量の要領に従って、思川河川距離票 0/0 を基準として後浜から前浜までを干潟の範囲として定めた。なお、基本水準面（最低水面 D.L.）については、海上保安庁海洋情報部公示「平均水面、最高水面及び最低水面一覧表」より「加治木港：国土地理院 BM（2480 号）頂」において T.P.下 1.51m を採用し、1 等水準点（2477 号）から 3 級水準測量によって各基準点に水準点を設置した（図 3-2）（図 3-3）。

海浜測量は、干出時に後浜から前浜にかけて基準点よりトータルステーションを用いて測量作業規定に基づき地形測量（約 1km²）を実施し、0.1m 毎の等高線データを作成した。

外浜から沖浜までの領域については、始良カルデラの急峻な地形により 100m 以上の水深があるため、2010 年 6 月 30 日にナローマルチビーム音響測深機（SEABAT8125 型）を漁船に艀装し（図 3-4）、精密深浅測量（約 1.4km²）を実施した。取得したデータはノイズ処理を施した後、潮位補正（D.L.）を行い 1m メッシュデータを作成した（図 3-5）。

海浜測量によって得られた地形データ（図 3-6）は、GIS によって空間解析を行うため、ArcGIS10.0（ESRI 社）を用いて地形ラスターデータに変換し干潟の面積や体積を算出した。

加えて、対象領域を 5m メッシュに分割したポリゴンデータを作成し、地形ラスタデータから 5m メッシュに含まれる標高の代表値をポリゴンの属性値に取めた。そして、5m メッシュの属性値から、年毎の標高値の増減を差分によって求め、標準偏差を求めた。

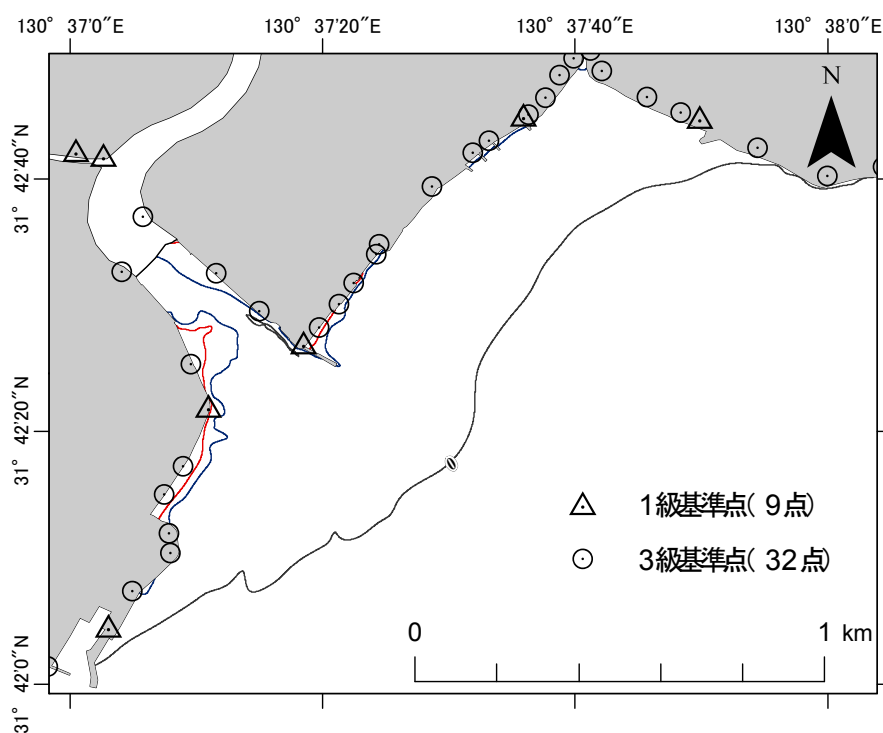


図 3-2 重富干潟底質観測定点と縦断形状



図 3-3 1 級級基準点 GPS スタティック測量（上写真）と 3 級水準測量（下写真）による水準点設置状況

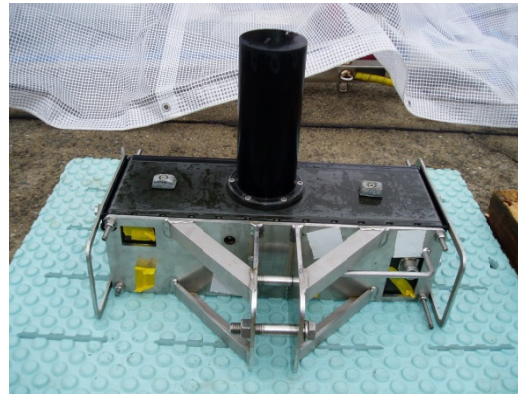
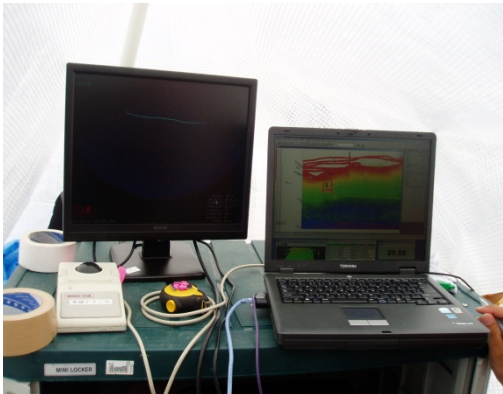


図 3-4 ナローマルチビーム音響測深機（SEABAT8125 型）を遊漁船に艀装した状況（2010 年 6 月 30 日）

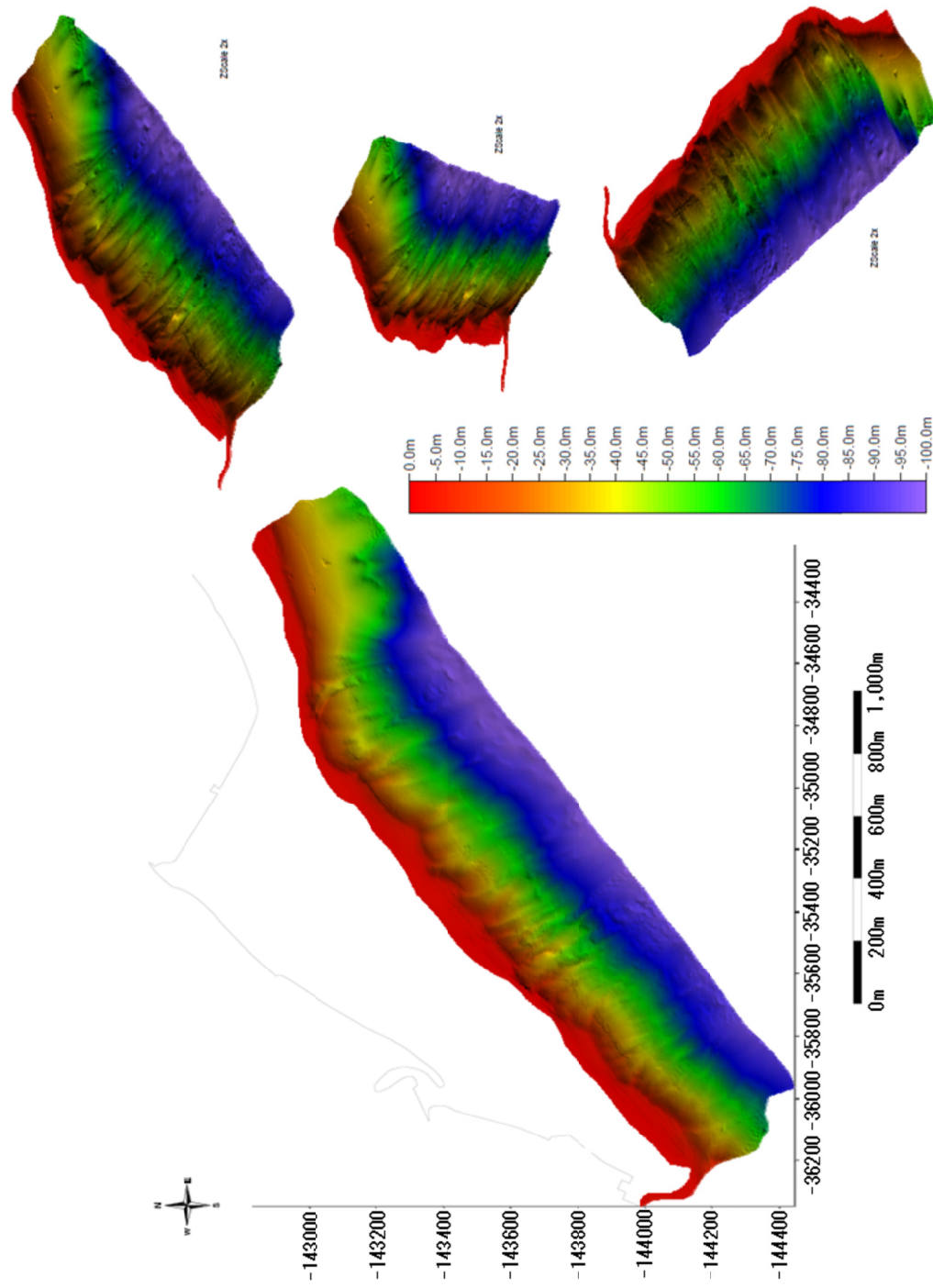


図 3-5 ナローマルチビーム音響測深機によるカルデラ斜面の微地形

(3) 底質（粒度組成）

水生生物の生息域となっている河口部や、海岸や干潟での底質移動、並びに地盤の安定性（地形変化）を明らかにし、それらの底質条件や地形に対応した干潟生態系を形成する底生動物の変移や群衆構造を解明するためにも、底質環境（粒度組成）を把握することが重要である。本研究では、干潮時に干潟表面をショベルにより 50cm ほど掘り起し堆積状態を目視で調べ、その後、表面から 10cm までの底質を採取した。採取した底質は、粒度試験（JISA1204）により粒度分析を行い、粒度試験の前処理として、試料に含まれる目に見えるような貝殻やゴミ、ベントス等を取り除いた。次に、精製水を加え、底質粒子を攪拌するなどして脱塩処理を行い³⁰⁾、恒温乾燥炉によって乾燥試料を作成し篩分けを行った。そして、中央粒径 D_{50} (mm)、淘汰係数、偏歪度を求めた。また、土質分類は JISA1204 工学的分類より粒径 $75\mu\text{m}$ 未満のシルト及び粘土に含まれる割合を泥、粒径 $75\mu\text{m}$ から 2mm 未満までを砂として、2mm 以上を礫と分類し、それぞれの含有率 (%) を求めた。

(4) 流域平均雨量の算定

河川からの供給土砂が干潟地形の変化や安定性に与える影響を明らかにするため、2000 年から 2012 年までの期間を対象に、重富干潟に流入する思川（二級河川：61.9km²）の流

域平均雨量をテューセン分割法(1)により解析した。なお、本解析には ArcGIS (ESRI 社) を用いた。

$$R = \frac{r_1 F_1 + r_2 F_2 + \dots + r_n F_n}{F_1 + F_2 + \dots + F_n} = \frac{\sum_{i=1}^n r_i F_i}{\sum_{i=1}^n F_i} \quad (1)$$

ただし、平均雨量 R : 各区域の面積を $F_1, F_2 \dots F_n$ 、雨量を $r_1, r_2 \dots r_n$ とする。

流域の領域は数値地図 50m メッシュ (標高) を用いて、水文解析によって思川の流域ポリゴンと面積を算出した。次に、流域雨量に直接影響する AMeDAS (気象庁: <http://www.jma.go.jp/jp/amedas/>) の設置情報から、さつま柏原、溝部、八重山、鹿児島 の位置をプロットし、テューセン分割法によって流域を支配する領域ポリゴンと面積 (km^2) を算出した。そして AMeDAS の年平均降水量 (mm) を用いて各年における思川の流域平均雨量を算出した。

(5) 風浪の推算

重富干潟の地形変化および底質移動を考察するうえで、外力の指標となる沖波を推算する必要がある。本研究では波浪推算に必要な観測が現地で行えなかったために、便宜的ではあるが重富干潟から南南西方向に直線距離で約 20km 離れた AMeDAS (鹿児島) の観測値を用いて、2009 年から 2012 年までの 4 年間の風浪を SMB 法 (ウィルソンIV) によ

て推算した。観測データは最大風速と風向を用いて平均最大風速 (m/s) と風向出現頻度 (%) を 4 月～6 月, 7 月～9 月, 10 月～12 月, 1 月～3 月の季節ごとに算出し, 重富沿岸海域に影響する有義波高 $H_{1/3}$ (m) と有義周期 $T_{1/3}$ (S) を求めた。

$$\frac{gH_{1/3}}{U_{10}^2} = 0.3 \left\{ 1 - \left[1 + 0.004 \left(\frac{gF}{U_{10}^2} \right)^{1/2} \right]^{-2} \right\} \quad (2)$$

$$\frac{gT_{1/3}}{2\pi U_{10}} = \frac{C_{1/3}}{U_{10}} = 1.37 \left\{ 1 - \left[1 + 0.008 \left(\frac{gF}{U_{10}^2} \right)^{1/2} \right]^{-5} \right\} \quad (3)$$

ただし, 吹送時間 t は, 風速 U_{10} によって風域の風場側で発生した波が発達しながら伝播して, 風送距離 F になる対象地点に到達する時間を意味することから

$$t = \int_0^F dx / C_g(x) \quad (4)$$

ここで $C_g(x) = gT_{1/3}/4\pi$ は波の群速度である。

3-3 解析結果

地形測量と深淺測量の成果に基づき作成された重富干潟の精密沿岸深淺図 (2010 年 6 月時点) を図 3-7 に示す。重富干潟は河口から汀線まで 1/400 の緩やかな縦断勾配が続き, 汀線付近から水深 100m 程度まで 1/5 勾配の急峻地形 (図 3-8) となる。鹿児島湾奥部は始良カルデラ特有のすり鉢状の海底地形になっているために, 狭く平坦な海岸前面で湾内に

向かい、急斜面状の海底地形が深部まで続いている¹⁸⁾。従って、湾奥部は閉鎖的な環境にありながらも、有明海のような大規模な干潟は形成されにくい。また、鹿児島市沿岸や湾奥部での埋立てが進行し鹿児島湾内の干潟が減少したこともあり、重富干潟の重要性はより増していると言える。

次に 2009 年から 2012 年の 4 年間における重富干潟の地形図を図 3-9 に示す。なお、D.L. ±0m から-100m の外浜から沖浜までの領域については、2010 年 6 月 30 日に実施した測深結果を等深線として表す。地形図から GIS によるラスタ解析によって前浜を対象に±0m (D.L.) から+1.6m (M.W.L.) 未満、+1.6m (M.W.L.) から+3.2m (H.H.W.L.) 未満、+3.2m (H.H.W.L.) 以上の 3 つの領域から、それぞれ面積及び体積を算出した。算出結果を図 3-10 に示す。干潟面積は前浜領域で 2009 年 0.529km²、2010 年 0.530km²、2011 年 0.519km²、2012 年 0.522km²であり、2011 年は 2010 年に比べ 0.011km²と最も面積が減少した。干潟土砂の堆積や侵食を示す体積については 2009 年 42 万 m³、2010 年 39 万 m³、2011 年 37 万 m³、2012 年 38 万 m³と、体積については全体的に減傾向であった。

思川流域における 2000 年から 2012 年までの流域平均雨量 (mm) を図 3-11 に示す。2000 年 2,814mm から 2009 年 971mm まで流域平均雨量は概ね右下がりに減少したが、その翌年の 2010 年には 3,384mm と前年に比べ約 3 倍に増加し、2011 年は 2,848mm、2012 年は 3,484mm となり、調査期間中の雨量は上昇傾向であった。

干潟の構造を縦断的に把握するため、図 3-1 に示す各測線 A-A'、B-B'、C-C'、D-D'における年毎の縦断形状を図 3-12 に示す。干潟の構造は潮間帯 (D.L.から H.H.W.L.) をテラスとし、岸側を平坦部、沖側先端部をカルデラ接続面と区分し、潮下帯においては-2m 程度までを干潟位斜面とした。テラス平坦部は C-C'において 2009 年から 2010 年で0.2m 程度の侵食を確認できる。満潮位斜面付近では B-B'、C-C'、D-D'にかけ年毎でその変動は大きい。カルデラ接続面及び干潟位斜面は A-A'及び B-B'に 2009 年から 2012 年にかけて 0.5m 程度の侵食があり、D-D'については 2009 年から 2012 年の間に-1.5m 程度侵食され汀線が後退したことが分かる。一方で、C-C'についてはカルデラ接続面付近で 2009 年から 2012 年に 0.5m 程度の堆積傾向がみられ、汀線の前進を確認できた。

4 年間平均の底質粒度組成結果を表 3-1 に表し、礫分率 G (%)、砂分率 S (%)、泥分率 SC (%) の含有率構成を図 3-13 に示す。中央粒径 D_{50} (\pm SD) mm は P10 地点で最小 0.26 (\pm 0.05) mm から P1 地点で最大 0.83 (\pm 0.17) mm の範囲であった。そのため、代表的粒度の分類は中砂であることが分かる。G は P9 地点で最小 1.1 (\pm 0.5) %から P1 地点で最大 26.9 (\pm 5.1) %。S は P1 地点で 72.6 (\pm 5.2) %から P10 地点で最大 97.3 (\pm 1.2) %。SC は P7 地点で 0.3 (\pm 0.2) %から P11 地点で 4.3 (\pm 0.7) %であった。その構成比率から、重富干潟全体を構成する粒度組成は砂質であることが分かる。

重富干潟周辺海域に影響する風浪の風向を検討するにあたり、同干潟が鹿児島湾奥部北西側に位置することから、影響する風浪の風向を E から SSW までと想定し、その風向範囲

で評価を行った。季節毎の風向出現頻度（平均最大風速）は、7月～9月に2009年16%（5.8m/s）、2010年24%（7.9m/s）、2011年15%（6.9m/s）、2012年21%（7.5m/s）とSSEの風向出現頻度が最も高く発生した。年平均風向・風速出現頻度分布を図3-14に示す。この風配図に基づき主風向をSSEとし、吹送距離を10kmとして、SMB法による波浪推算を行った結果（表3-2）、SSE方位からの風により4年間の平均値で有義波高 $H_{1/3}$ は0.44m、有義周期 $T_{1/3}$ は2.41sと推定された。

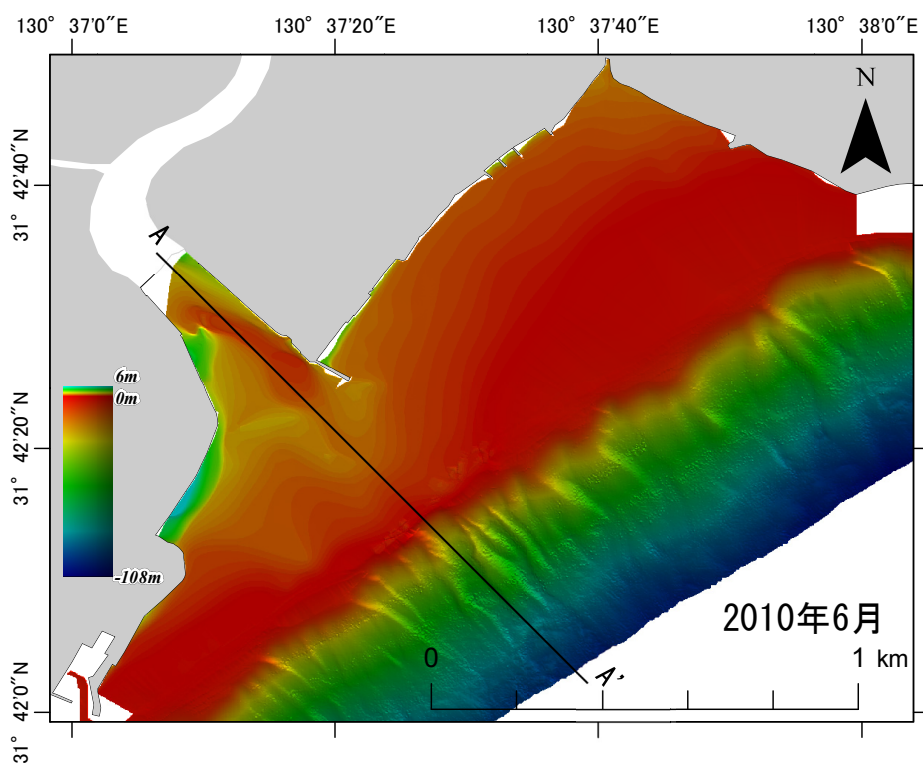


図 3-7 地形測量と深浅測量による重富干潟沿岸深浅図

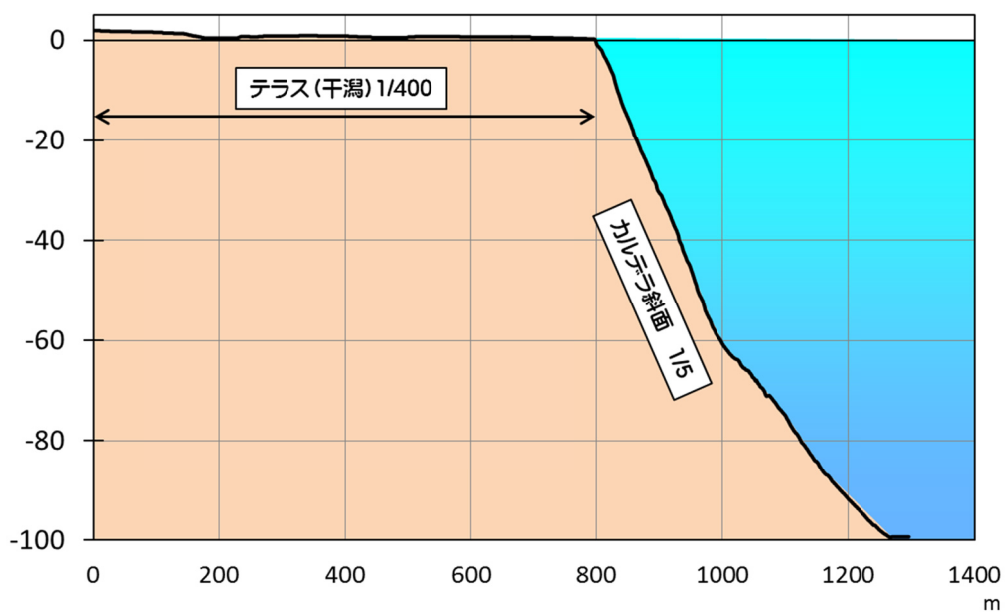


図 3-8 テラス (干潟) とカルデラ斜面断面図 (A-A')

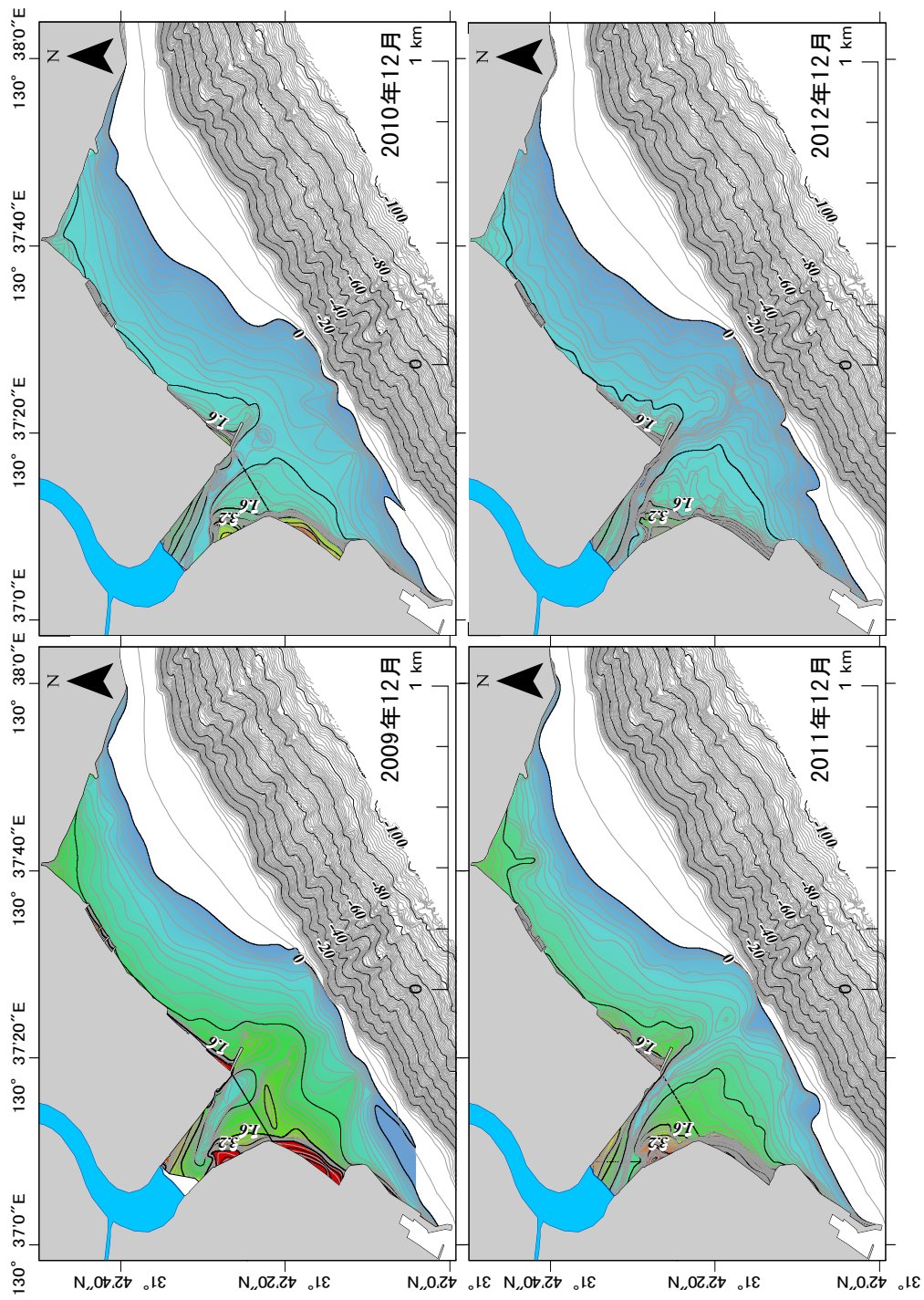


図 3-9 重富干潟の地形変化 (2009-2012)

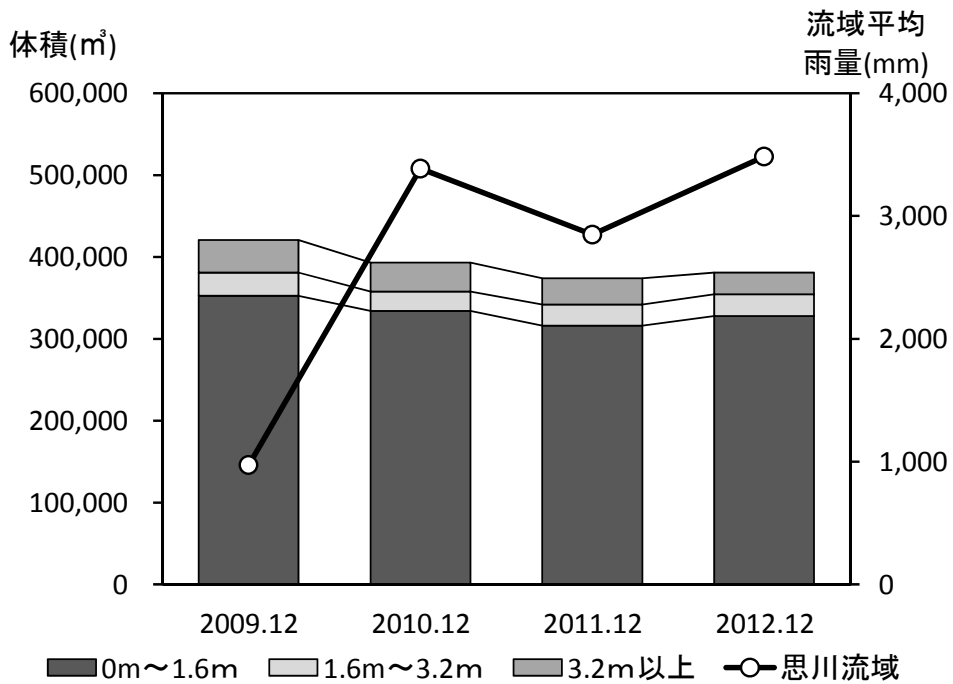
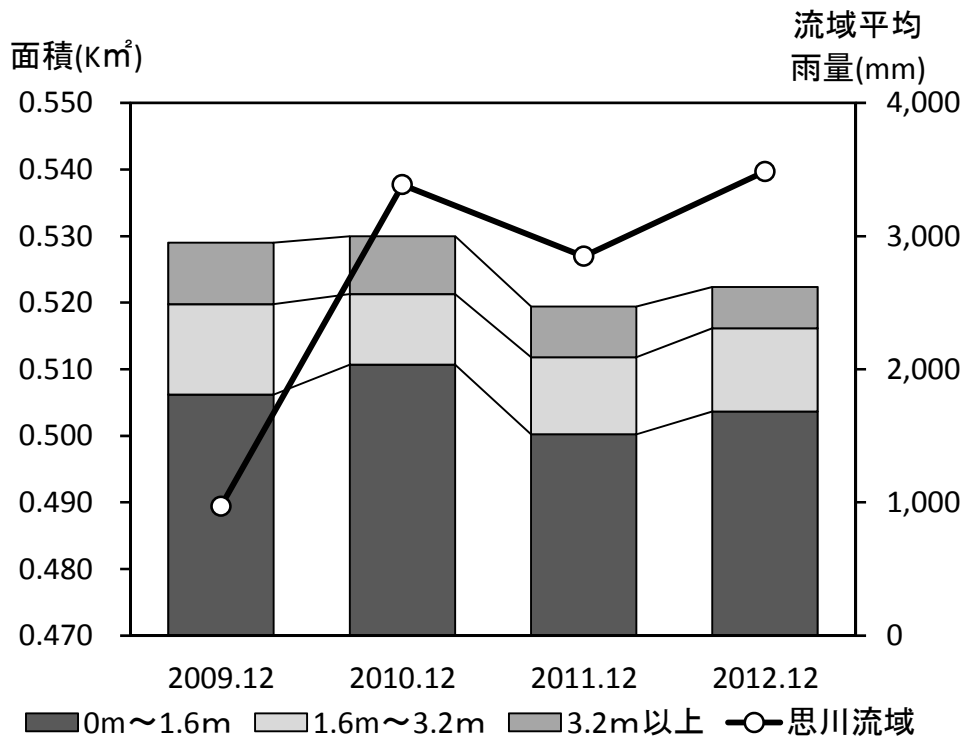


図 3-10 重富干潟面積（上図）と体積変化（下図）

平均雨量(mm)

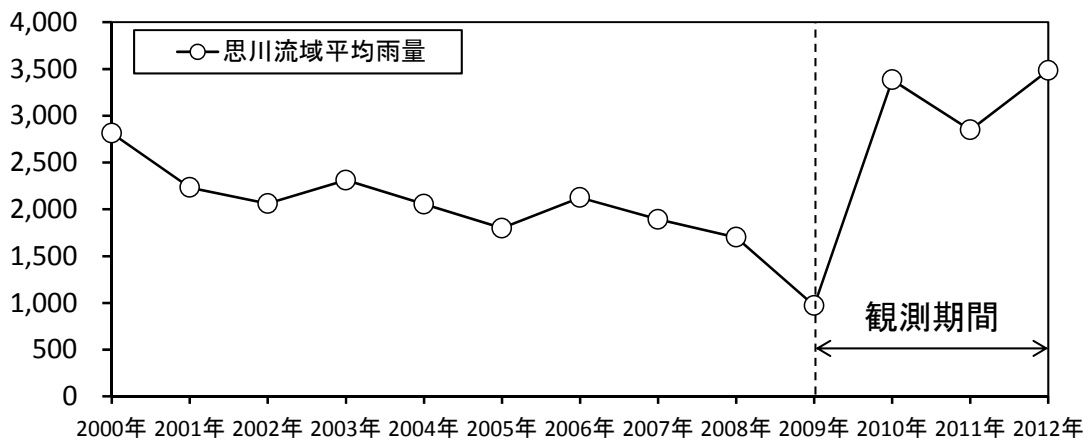


図 3-11 思川流域平均雨量 (2000-2012)

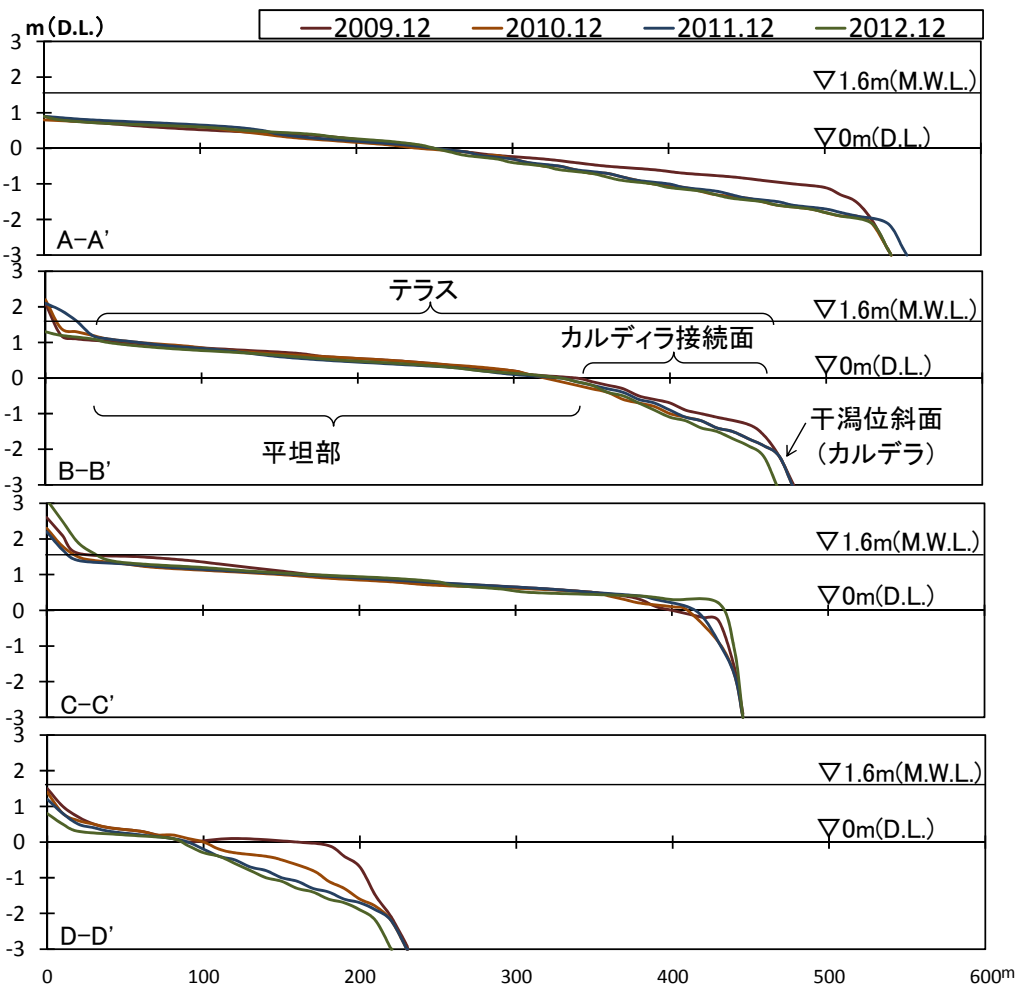


図 3-12 重富干潟縦断形状変化 (2009-2012)

表 3-1 中央粒径 D_{50} (mm) と含有率 (%) (4 年平均値)

PT	D_{50} (mm)	G(%)	S(%)	SC(%)
P1	0.83 ±0.17	26.9 ±5.1	72.6 ±5.2	0.6 ±0.7
P2	0.63 ±0.25	22.0 ±6.0	75.1 ±7.7	3.0 ±4.1
P3	0.65 ±0.12	14.4 ±9.8	84.1 ±10.2	1.5 ±0.9
P4	0.66 ±0.06	19.3 ±5.3	79.8 ±5.0	0.9 ±1.0
P5	0.62 ±0.16	6.5 ±0.6	92.6 ±0.8	0.9 ±0.4
P6	0.61 ±0.06	15.1 ±10.1	83.7 ±9.0	1.2 ±1.2
P7	0.45 ±0.05	1.2 ±1.7	98.4 ±1.9	0.3 ±0.2
P8	0.40 ±0.09	2.7 ±1.7	95.9 ±1.1	1.4 ±0.9
P9	0.42 ±0.04	3.9 ±1.8	95.0 ±1.9	1.1 ±0.5
P10	0.26 ±0.05	1.1 ±0.5	97.3 ±1.2	1.6 ±0.9
P11	0.31 ±0.23	6.4 ±8.9	89.3 ±8.3	4.3 ±0.7
P12	0.34 ±0.17	5.9 ±6.2	92.6 ±5.4	1.4 ±0.8

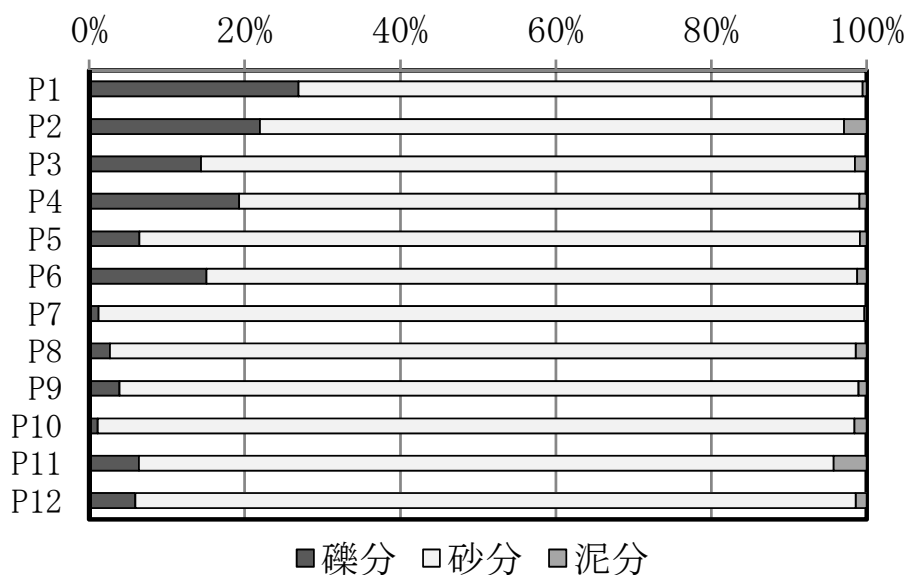


図 3-13 含有率構成図 (4 年平均値)

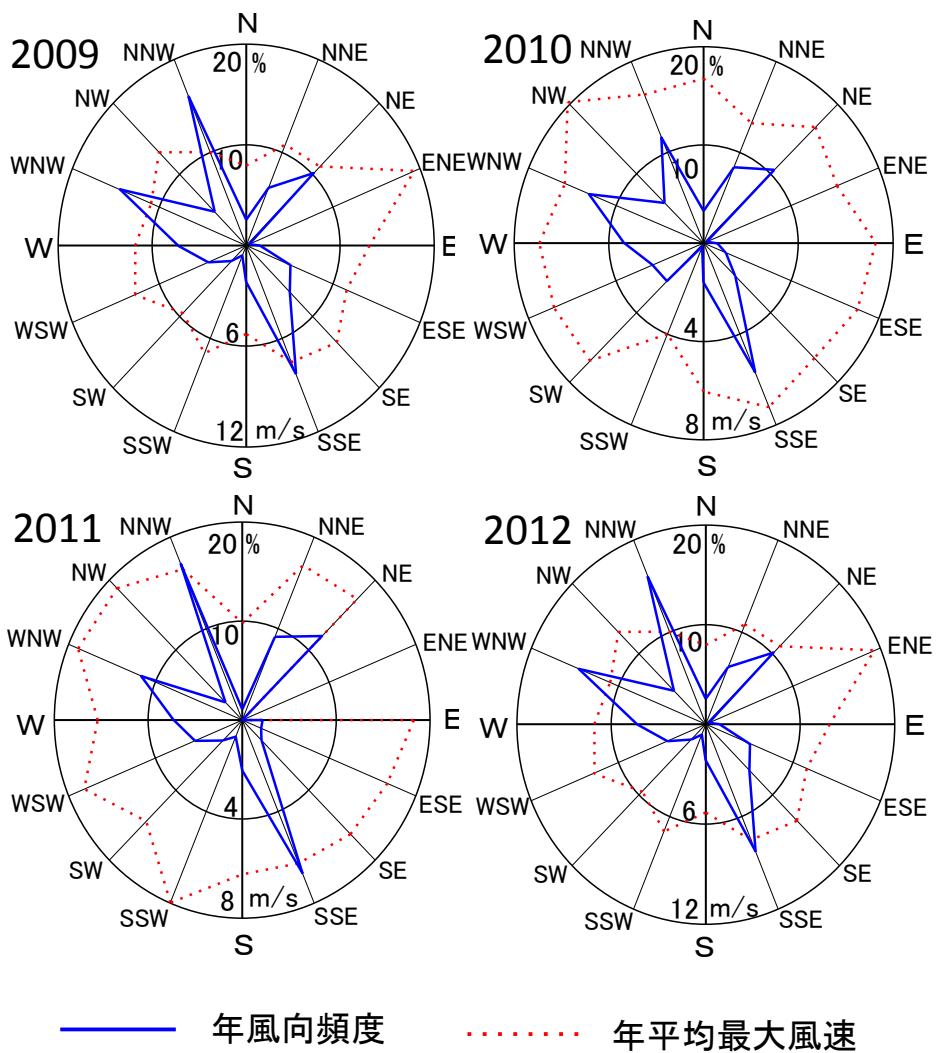


圖 3-14 年平均風向・風速出現頻度分布 (2009-2012)

表 3-2 波浪推算結果 (2009-2012)

年	方位	$H_{1/3}$ (m)	$T_{1/3}$ (s)
2009	SSE	0.39	2.30
2010	SSE	0.43	2.38
2011	SSE	0.44	2.43
2012	SSE	0.48	2.51

3-4 結論

前浜干潟における4年間の平均面積は0.525 km² (53 ha) であり、D.L.上の平均土砂量は39万 m³である。4年間における面積の変動は2010年0.530 km²から2011年0.519 km²に0.11km²と2%減少したが全体の割合からするとその変移は微小である。体積は2009年42万 m³から2010年39万 m³と7%の減少傾向がみられた。これは、思川流域平均雨量が2000年2,813 mmから調査開始の2009年971 mmまで減少傾向であったが、2010年に3,384 mmと2009年に比べ3倍程の雨量が増加したことで、2009年まで河口部周辺に堆積していた土砂が、増加した河川出水により沖にフラッシュされた事が要因と考えられる。実際に図-4の地形図から2009年では河口付近(テラス平坦部)に土砂が堆積しているが2010年ではそれらの土砂が移動し河川の滞筋が明瞭に確認できる。2010年以降については、2010年3,384 mmと2011年2,848 mm, 2012年3,484 mmと流域平均雨量が多く、河川出水による影響で体積は減少傾向である。一方、縦断形状における平坦部は特に底生動物の重要な生息地となるため、C-C'のように平坦部が河川出水の影響により侵食されやすい地形の場合、底生動物の生息環境に影響を与えることを考慮しなければならない。A-A'とB-B'の平坦部は安定した縦断形状を保っており、平衡状態である。

地形変動を空間的に把握するため5mメッシュポリゴンの属性値に含まれる各年の標高値から4年間の標準偏差を求め、図3-15に地形の変動を空間的に示した。その結果、干潟北東部では平坦部において顕著な地形変動は確認できず、地形としてはほぼ平衡状態であ

った。これは、河口左岸先端部に設置されている防砂堤の影響により、河川出水は北東部干潟にあまり影響しないことと、沖から入射し干潟平坦部に作用する波高が ($H_{1/3}$ 0.44 m, $T_{1/3}$ 2.41 s) と比較的小さい波であることから、顕著な堆積・侵食が生じなかったものと考えられる。一方で、中央部の河川流心より滞筋周辺から汀線付近にかけて地形変化が生じやすく、また河口部や干潟南西部の平坦部においても同様に地形変化が生じやすい。従って、河川出水の影響を受けやすい領域であると推察できる。

干潟表層の底質は干潟全域に占める砂の割合 (4年間平均値) が 88%と、重富干潟は砂質干潟であると分類できる。一方で、P2 と P11 の泥分率 (\pm SD) は 3.0 (\pm 4.1) %から 4.3 (\pm 0.7) %含まれており、特に P2 については SD \pm 4.1 %と泥分率の変化もみられた。2005 年には 1995 年に比べ重富干潟の泥率が低下⁵⁾していることから、2005 年以降重富干潟については砂質干潟であると推察できる。また、干潟全域における中央粒径の 4 年平均値は 0.52 mm で、海岸線及び河口部周辺では 0.6 mm \sim 0.83 mm と粒径が粗く、汀線付近部で 0.26 mm \sim 0.45 mm と粒径が細かい。

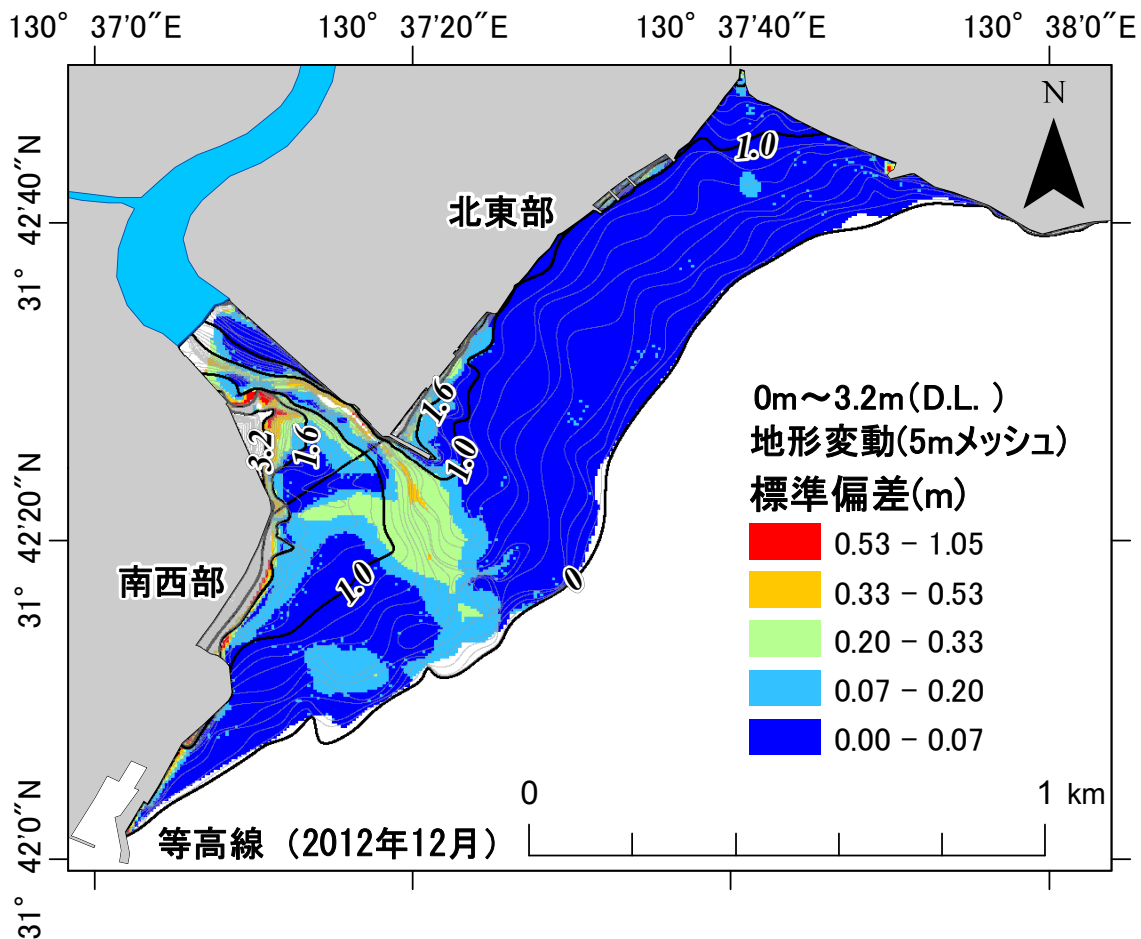


図 3-15 標準偏差による地形変動 (5m メッシュ)

3-5 あとがき

2009年から2012年の干潟平均面積は0.525 km² (53 ha)であり、D.L.上の土砂の平均堆積量は平均39万 m³である。干潟の粒度分類の平均88%は砂分で構成されており、その底質分類は中砂で砂質干潟であると分類できる。南西部平坦部領域は1994年までアサリの高密度生息地であったが2005年に減少したとされている⁵⁾。本研究では、南西部平坦部

が北西部平坦部に比べ河川出水の影響を受けやすいことが明らかになっているため、底生動物群集の変移に関連する環境要因の一因として挙げられる。

本調査では中央粒径や泥分率、さらに標高や波浪を加えた観測値は、生物生息地適性評価³¹⁾において重要な環境因子となるため、既往の底生動物調査から、生息環境を評価する必要もある。地盤の硬度や粒度組成についても分析中であり、底質環境をさらに詳しく解析し、底生動物群の変移に関する物理的環境との関連性について今後、検討する予定である。

第4章 干潟における栄養塩供給と淡水流入量の推定

4-1 はじめに

多様性のある干潟生態系を保全するためには、食物連鎖の基礎生産を支える栄養塩に関する定量的な評価が必要である。干潟に生息する底生動物や藻類等に必要な栄養塩は、陸域から沿岸域へ淡水が流入することで供給され、アサリの成長や生息環境に欠かせない餌供給に大きな影響をもたらす。海域に供給される栄養塩は陸域から流入する河川水に加え、地下水も栄養塩供給を支える重要な因子である³²⁾。加茂ら(2013)³³⁾は鹿児島県の吹上浜流域における淡水量を、水収支式を用いて巨視的に推定し、砂質性海浜における栄養塩供給機構として地下水流入が、河川流入に加えて重要であると示唆した。

鶴成ら(2014)³⁴⁾は2009年から2012年の調査で、重富干潟の領域に対して、思川の滯筋を挟んで北東部と南東部に分けて地形特性を比較した場合、北東部の干潟地形が平衡状態であることに加え、河川出水の影響を受けにくい領域であると示唆した。また、2013年1月満潮時に干潟領域を対象とした水質連続観測の結果(図4-1)³⁵⁾、干潟北東部の海岸線付近(D.L.+3.2 m)において、塩分が沖合海域よりも低いことから、海岸線付近では地下水が湧出し海水と混合している可能性を示した。

そこで本研究では、海岸線付近から湧出する地下水について、流域河川の水収支と地質を巨視的に推定し、現地観測の結果から、干潟における栄養塩供給と淡水流入の重要性に

について考察する。なお、本研究では国土交通省公共測量作業規程による重富干潟調査²⁾に基づき干潟範囲を定める。

4-2 河口と干潟におけるクロロフィル a 濃度観測

一次生産の指標となるクロロフィル a (以下, Chl.a と呼ぶ) は, 藻類の現生存量を把握するための指標でもある。また, アサリの成長や生息場所に欠かせない餌供給に大きな影響をもたらす。1994 年と 2005 年に重富干潟を対象に山本ら(2009)²²⁾が行った底生動物相調査によれば, 1994 年から 2005 年の間にアサリ(*Ruditapes philippinarum*)を中心とした二枚貝が急激に

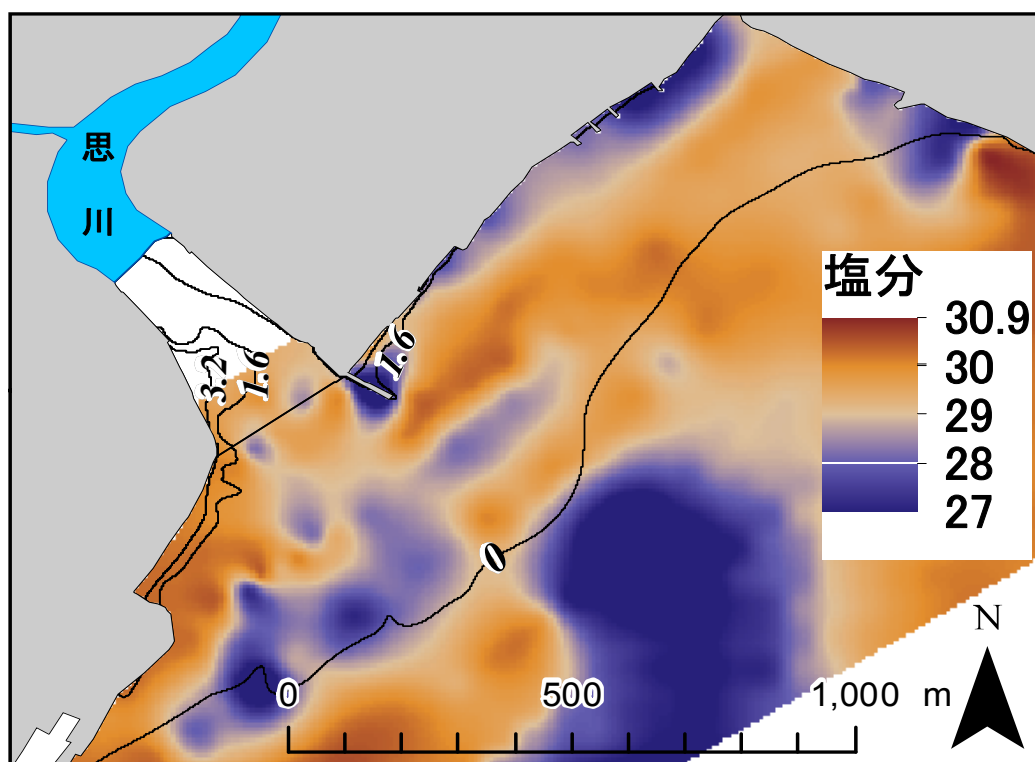


図 4-1 重富干潟海域における塩分

減少したことが報告されている。現象の原因として、底質の変化との指摘もあるが、詳しい原因は分かっていない。そこで重富干潟における栄養塩の供給を把握するため、2013年8月1日から27日にかけて、干潟海域の Chl.a($\mu\text{g/L}$)を求めた。

(1) 観測場所と観測方法

観測には、クロロフィル濁度計（JFEアドバンテック社、Compact-CLW）（以下クロロフィル計と呼ぶ）を用いて、図4-2に示す思川河口(No664：D.L. ± 0 m)と、干潟の北東部(No825：D.L.+0.80 m)、南西部(No978：D.L.+0.80 m)の3地点に設置(図4-3)した。D.L.

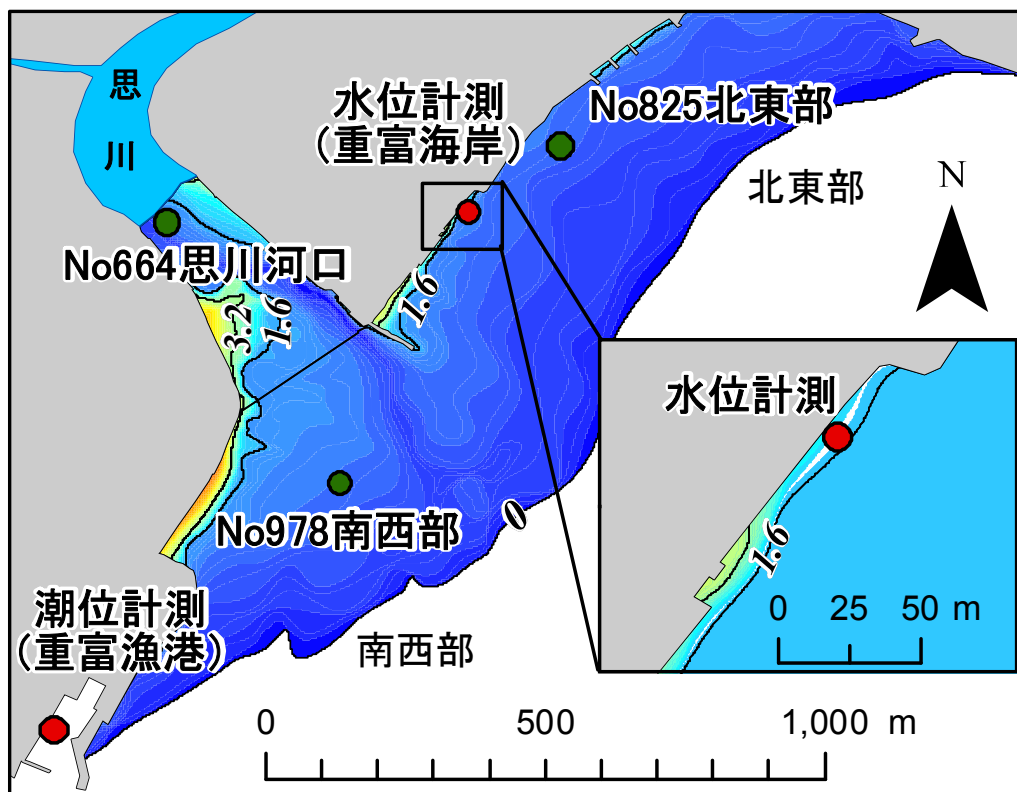


図4-2 クロロフィル設置個所と地下水位計測箇所

No825,978 アサリ保護区



No664 思川河口

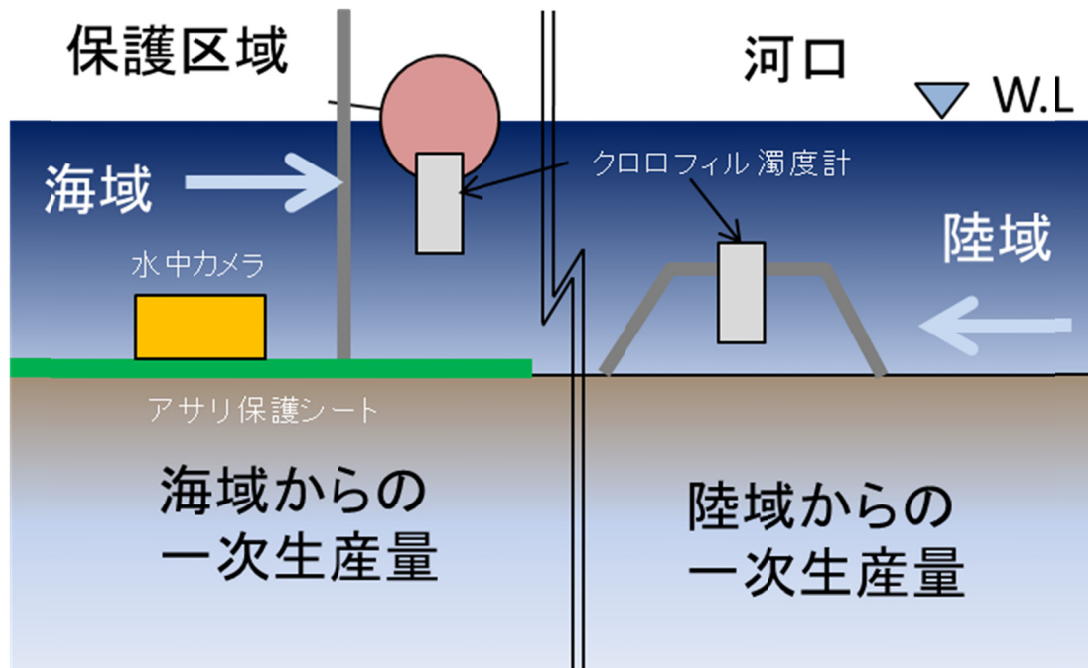


図 4-3 クロロフィル計設置状況

は地盤高を表す。干潟に設置した 2 地点（北東部と南西部）は、錦江漁業協同組合（鹿児島県始良市）がアサリの養殖事業を行っていることから、漁場の比較や、餌料評価の基礎データとして有用であるため、これらの設置地点を選点した。思川河口ではクロロフィル計をアンカーに取り付け川底に設置し、干潟の 2 地点については、ブイにクロロフィル計を取り付け海面表層の Chl.a を 30 分間隔で計測した。なお、クロロフィル計の校正は、植物プランクトン培養液（キートセロス・グラシリス、ヤンマー社製）を濾過海水で希釈し、異なる濃度の希釈培養液を作製した。その培養液を観測で用いるクロロフィル計(No664, No825, No978)と、90 %アセトン抽出法³⁶⁾により、それぞれ Chl.a を測定して相関式を求めた。そして、この相関式をクロロフィル計の校正値として観測結果を補正した。

(2) 観測結果

観測結果を図 4-4 に示す。図中には鹿児島県による城瀬橋水位流量観測所³⁷⁾（河口より上流 4.1 km）から得られた思川日流量(m^3/s)と AMeDAS（鹿児島）の観測結果から抽出した日照時間(h)、そして温度 ($^{\circ}C$) を示す。Chl.a の値については干潮時に 3 地点ともクロロフィル計が地表面に露出したため、干潮時に $10 \mu g/L$ を超える値は、便宜的にデータから削除して表示した。また、柿野ら(1995)³⁸⁾によるとアサリの餌料環境に影響を及ぼす Chl.a は $3 \mu g/L$ 以下であることが指摘されており、重富干潟においてもアサリ生育の観点から 3

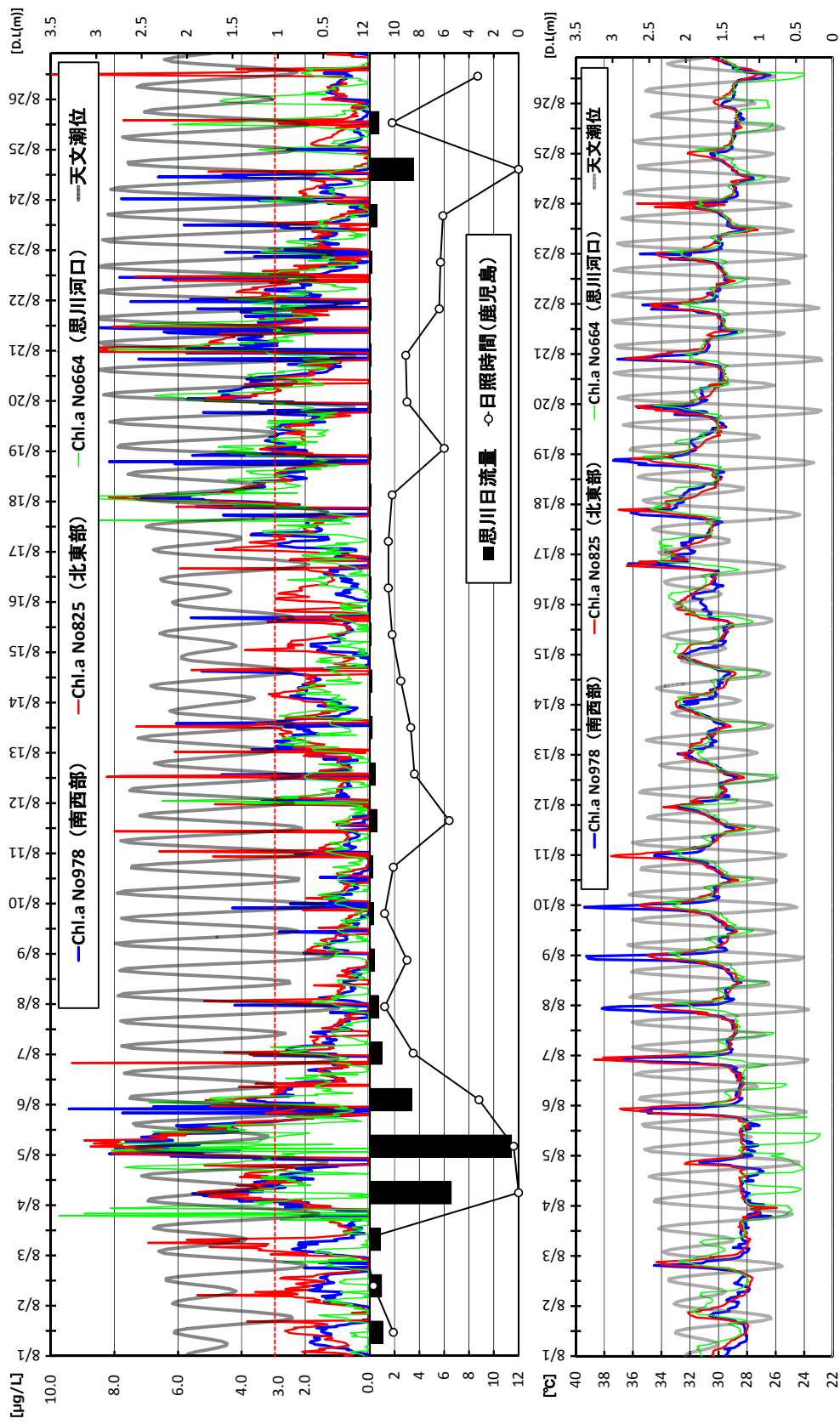


図 4-4 干潟海域における Chl.a 濃度と思川日流量 (m³/s) と日照時間(h) (上図), 温度 (下図)

µg/L を指標とした。観測結果から、Chl.a が 3 µg/L を上回る日が、思川の流量が多くなった 8 月 4 日から 6 日までの 3 日間と、大潮の 8 月 18 日から 22 日の 5 日間となった。一方で、27 日の観測期間中、3 µg/L を下回る日は 19 日間であり、8 月における重富干潟海域の Chl.a は、極めて低濃度であることが分かった。河川から供給される Chl.a は、干潟海域と同等程度の濃度であった。北東部と南西部の Chl.a 濃度を比較した場合、北東部の Chl.a が南西部に比べ高い傾向がみられた。

4-3 思川流域における水収支の推定

陸域からの栄養塩供給は、干潟や海岸を含む沿岸域の一次生産や生態系を維持する上で最も重要である。加茂ら(2013)³³⁾は、砂浜性海岸に流入する栄養塩供給機構として、地下水流入が河川流入に加えて重要だと示唆した。すなわち、重富干潟のような砂質性干潟において、河川からの影響が低い北東部の干潟では、河川水以外の地下水からの栄養塩供給も考慮する必要がある。そこで、巨視的な水収支の視点から、重富干潟に直接流入する思川流域を対象に、河川及び地下水の水収支を 2009 年から 2014 年までの流量及び気象データをもとに、加茂ら(2013)⁴⁾による淡水流入量の推定法を参考にして求める。

(1) 思川流域の土地利用と地質特性

重富干潟に直接影響する思川流域（図 4-5）を，国土数値情報土地利用細分メッシュ，国土地理院数値標高 50 m メッシュ，平成 22 年国勢調査を用いて，ArcGIS（ESRI 社）を使用して流域解析を行った．結果を図 4-6 に示す．解析結果から思川流域の面積は 61.9km²，

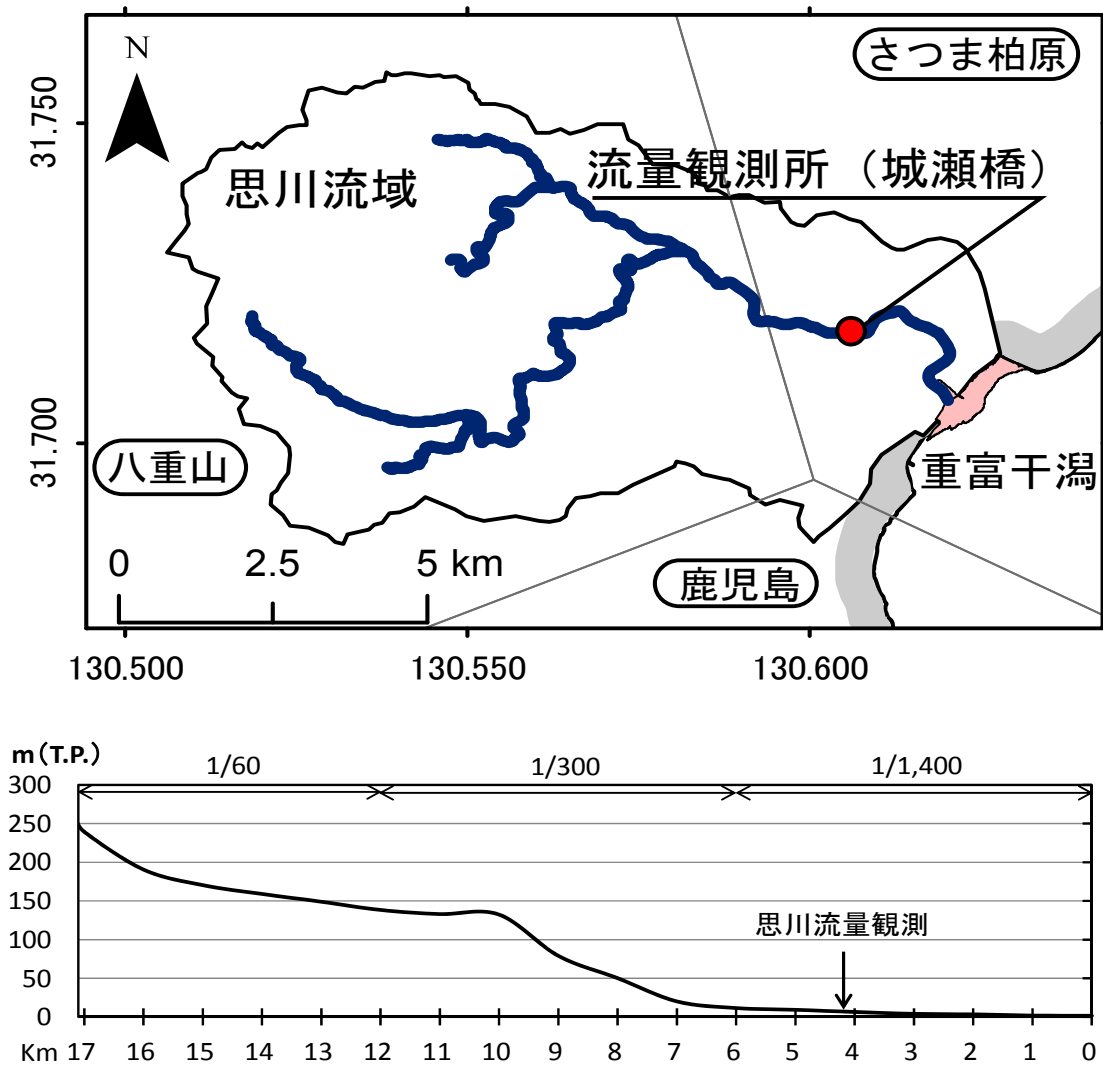


図 4-5 (上図) 思川流域と流量観測所 (下図) 思川縦断図 (河床勾配)

表 4-1 思川流域土地利用区分（湖沼，海浜，海を除く）

土地利用分類	中分類	大分類	km ²	km ²	割合
田	田	水田	6.0	6.7	10.9%
畑	田	水田	0.7		
森林	森林・荒地	山地	44.3	44.9	73.1%
荒地	森林・荒地	山地	0.6		
建物用地 A	建物用地・道路・鉄道		7.0	7.0	11.4%
その他の用地	その他の用地	造成農地	1.0	2.8	4.5%
ゴルフ場	その他の用地	造成農地	1.1		
そのほか	その他の用地	造成農地	0.7		
			合計	61.4	

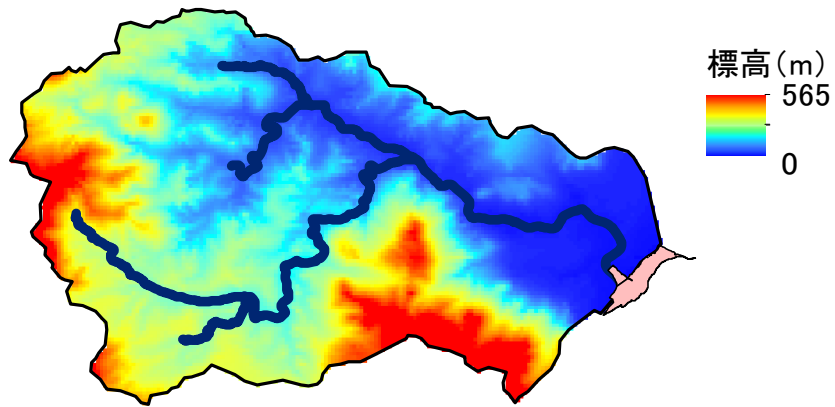
総延長 17 km，流域人口 27,586 人である。図 4-5 に示す様に上流域は 1/60 と急峻な河床勾配で形成され，中流域は 1/300 の勾配で下流域では 1/1,400 と緩やかな勾配になる。

表 4-1，図 4-6 より流域面積に占める土地利用の割合は，森林・荒地・山地が 73.1%，建物用地・道路・鉄道・水田以外が 11.4%，田・水田が 10.9%，造成農地とその他の用地が 4.5%を占める。ただし，湖沼，河川，海浜を流域面積から除いている。図 4-7 より表層地質は，上流から中流にかけて火山砕屑物であるシラスが占めており，河道の脇を囲むように，火山岩である安山岩質岩石が形成されている。図 4-6 より，河道に沿って急峻な地形が連なり，降水が流域に直接流入しやすい。下流域については，三角州性低地に砂礫で地表が形成されており，浸透性が高く帯水層が形成されていると考えられる。

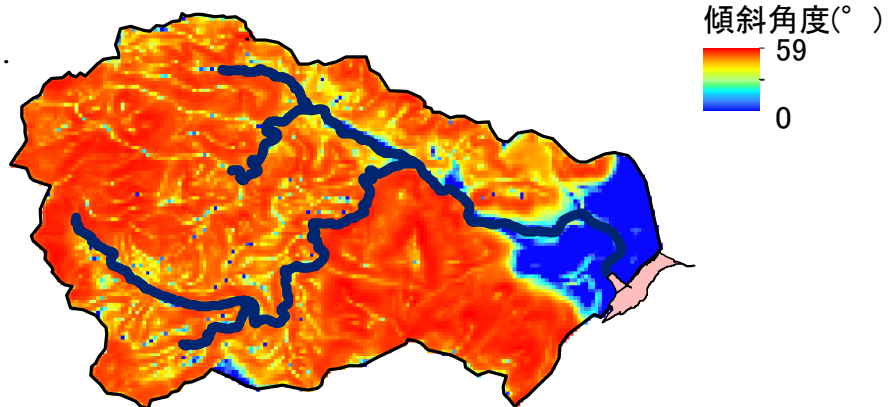
次に，下流域における詳細な表層地質と地下水位を把握するため，国土地盤情報検索サイト(<http://www.kunijiban.pwri.go.jp/>)から，始良バイパス橋梁区間建設（2001 年）に伴う 5 本の柱状図データ(No.47304459001, No.47304459002, No.47304459008, No.4

7304459009, No.47304459010)を用いて推定地盤図(図4-8)を作成した。なお、ボーリング地点は海岸線に並行して並んでおり、北西に直線距離で約800mの地点である。A-A推定地盤図を図-7に示す。地質は砂礫や貝殻混じりのシルト質砂で、浅層部の地盤は透水性の良い帯水層で構成されている。地下水位はT.P.±0m地点で計測されており、思川河川の水位と同程度であった。これを重富干潟の最低水面に換算した場合、地下水位はD.L.+1.5mとなるため、下流域においては浅層地下水が海岸線付近で湧出している可能性が示された。

流域標高区分



流域傾斜区分



流域傾斜方向

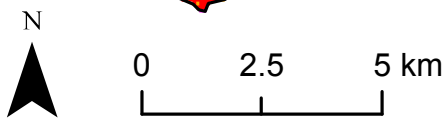
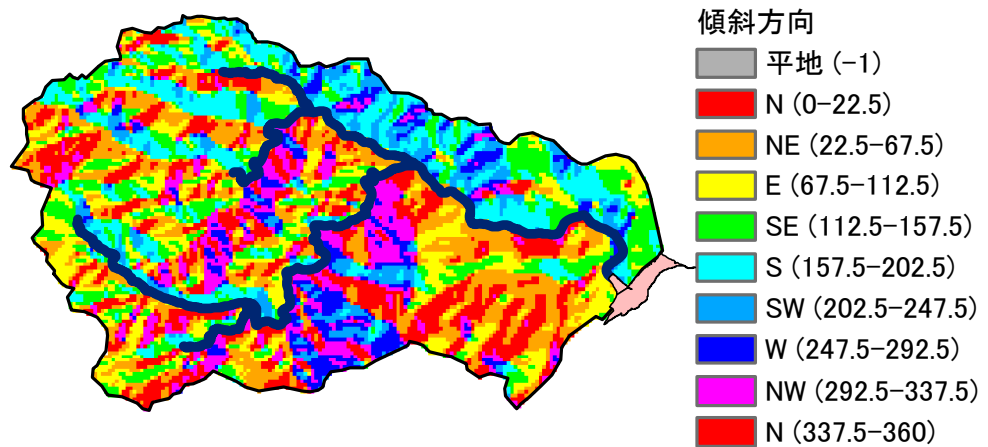
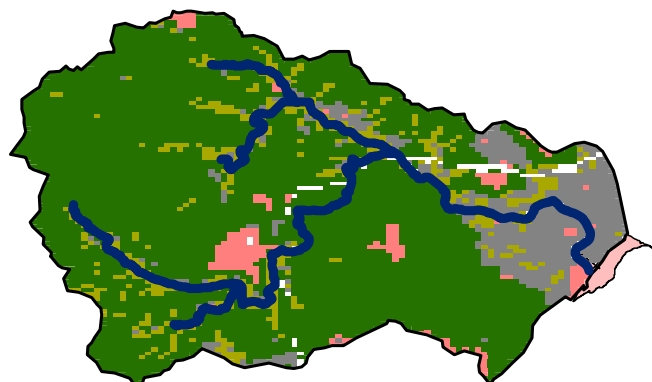


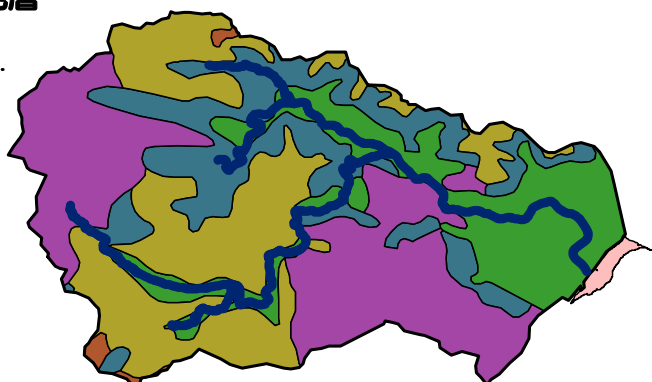
图 4-6 思川流域地形特性

流域土地利用



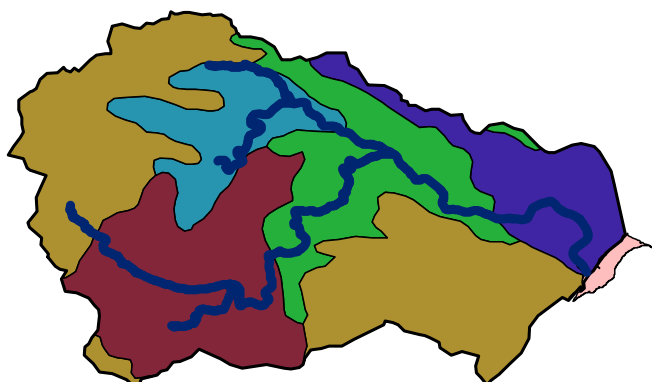
- 森林・荒地
- 建物用地・道路・鉄道
- 田
- その他の用地

流域表層地層



- シラス
- 安山岩質岩石
- 流紋岩質岩石
- 溶結凝灰岩
- 砂・礫・粘土
- 頁岩

流域地質



- 三角州性低地
- 堆積岩(固結)
- 未固結堆積物
- 火山岩
- 火山碎屑物

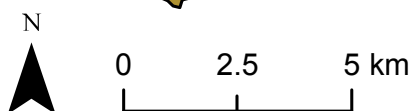


図 4-7 思川流域土地利用と表層地質

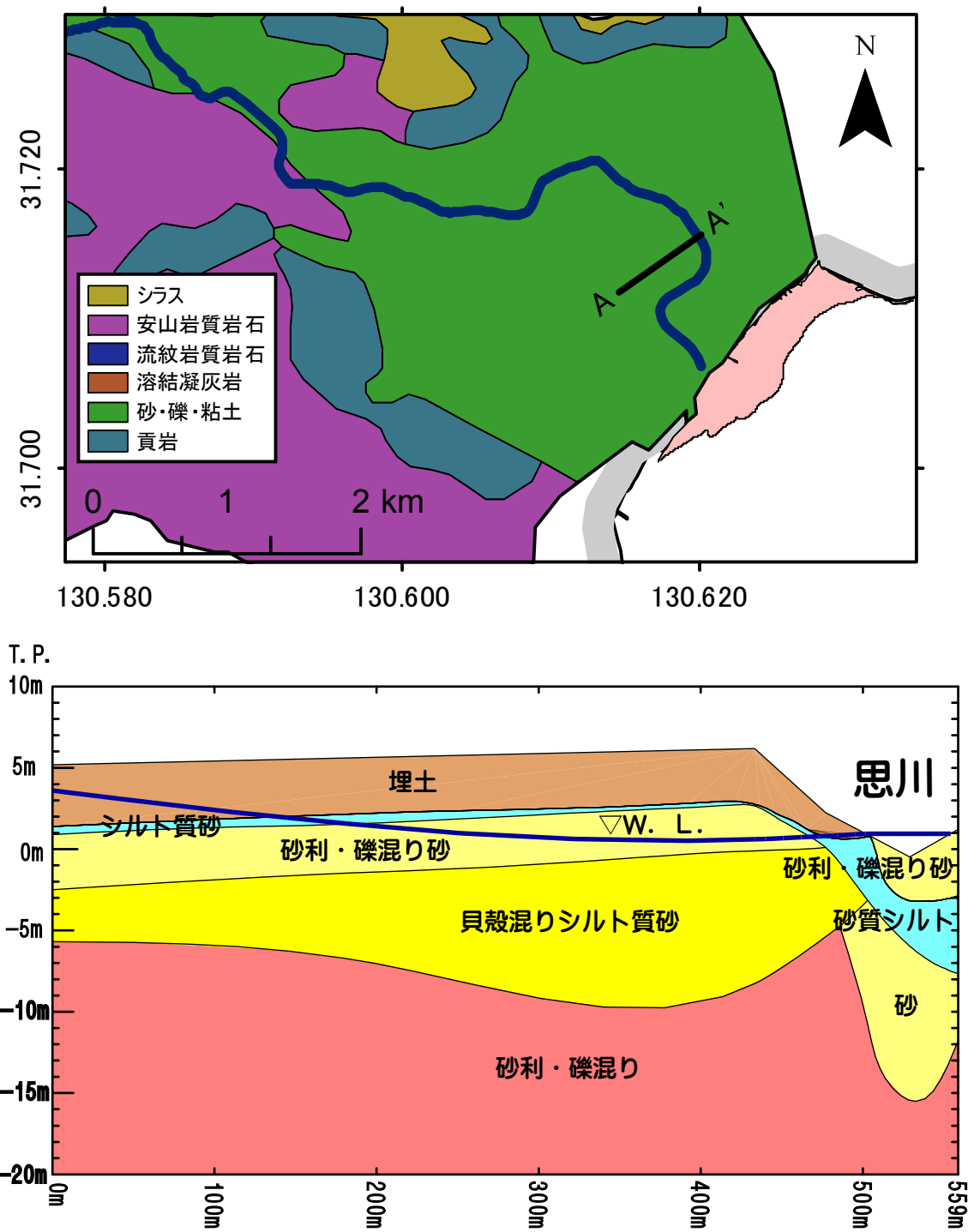


図 4-8 思川下流 A-A' (上図) 推定地盤図
 (下図) をボーリング柱状図データから作成

(2) 水収支の推定

水収支は、(1)式で表せる水収支式を用いて算出した。

$$P = R + G + E + \Delta S \quad (1)$$

ここで降水量 P 、河川流量 R 、地下水量 G 、蒸発散量 E 、貯水量変化 ΔS である。本研究では、年単位の長期水収支を検討するため、貯水量変化については考慮しない。なお、地下水量 $G(\text{m}^3)$ は各水量から差し引くことで水量を求める。

降水量 P は流域を囲む AMeDAS（さつま柏原、溝部、八重山、鹿児島）の月平均降水量 (mm) を用いてティーセン分割法によって、流域平均雨量 (mm) を算出し、流域面積を乗じて年流域降水量 (万 m^3) とした。河川流量 R については、鹿児島県から提供された城瀬橋水位流量観測所³⁷⁾（河口より 4.1 km）の日流量 (m^3/day) を用いた。思川月別流量 (m^3/s) と月別流域平均雨量 (mm) との関係を図 4-9 に示す。蒸発散量 E はソーンズウェイト法によって可能蒸発散量 (mm/year)（表 4-2）を算出し、その値に係数として蒸発散比（表 4-3）を乗じて蒸発散量 (万 m^3) の推定を行った。

$$E_r = 16 \left(\frac{10T}{I} \right)^a \quad (2)$$

ここで E_r (mm/year)、 D_0 = 月平均加照時間を 12hour/day を 1 とする。

$$a = (492,390 + 17,920I - 77.1I^2 + 0.675I^3) \cdot 10^{-6}, \quad I = \sum (T/5)^{1.514} \text{ である。}$$

表 4-3 の係数は蒸発散の文献値（金子 1973、大槻 1989）^{39), 40)} に図 4-6 土地利用分類の割合 (%) を乗じて求めた。なお、ソーンズウェイト法 (2) に用いる月平均可照時間 (h) と

月平均気温(°C)については、AMeDAS（鹿児島）のデータを採用した。このデータは鹿児島市街地で観測されており、森林が多く占める思川流域と比べ気温が高めになることが予測されることから、蒸発散量が若干過剰に見積もられる可能性がある。

思川流域における 2009 年から 2014 年までの 6 年間における水収支関係について表 4-4, 図 4-11, 図 4-12 に示す。2011 算出の結果では、2009 年と 2010 年に年流域降水量が 10,278 万 m³ から 22,381 万 m³ と 2.2 倍増加し、同様に思川流量も 2 倍程度増加した。参考に 2014 年思川流域水収支積算量を図 4-10 に示す。6 年平均からすると流域降水量 17,556 万 m³ に対して、河川 8,697 万 m³ (50%), 地下水 6,771 万 m³ (39%), 蒸発散 2,088 万 m³ (11%) 程度の水収支となった。

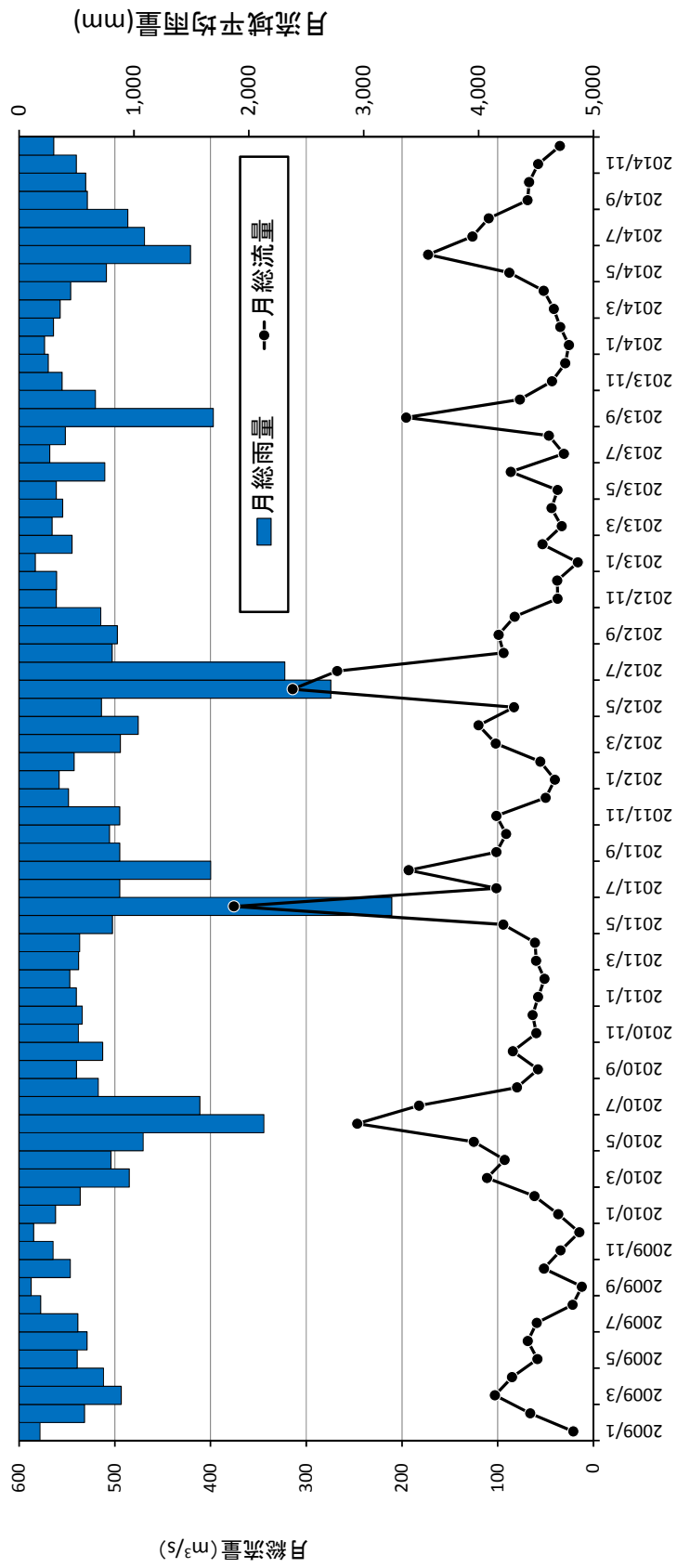


图 4-9 思川月别流量 (m³/s) と月别流域平均雨量 (mm)

表 4-2 ソーンスウェイト法による可能蒸発散量 (月平均気温・月平均日照時間)

年	Et : 可能蒸発散量 (ソーンスウェイト法)												12月 Σ (mm/year)
	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	
2008	5.389	5.784	18.262	24.773	46.866	20.280	115.005	68.620	56.950	42.469	14.902	8.607	427.907
2009	4.329	11.242	12.252	31.079	52.650	42.766	56.359	96.507	80.590	37.389	16.236	7.449	448.848
2010	3.964	9.026	11.774	20.217	43.951	27.368	57.996	98.403	77.418	28.734	20.006	6.598	405.455
2011	1.458	8.402	11.465	31.054	26.386	20.239	90.057	81.577	57.526	35.179	22.425	7.679	393.449
2012	4.334	4.111	13.357	28.444	41.181	15.535	64.807	72.105	51.698	49.644	14.998	4.553	364.768
2013	4.824	8.216	18.270	29.902	51.187	28.149	106.275	106.356	84.692	47.943	17.890	6.225	509.930
2014	7.692	7.875	16.374	25.226	44.263	29.545	64.307	48.611	47.689	45.649	20.453	5.372	363.056

表 4-3 思川流域蒸発散比^{39), 40)}

項目	適用	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
水田	田	0.45	0.45	0.55	0.60	1.00	1.05	1.25	1.30	1.30	1.20	0.70	0.55
造成農地	その他の用地	0.85	0.75	0.80	1.65	0.70	0.75	0.70	0.75	0.90	1.00	1.00	1.00
水田以外	建物用地・ 道路・鉄道	0.45	0.45	0.55	0.60	0.65	0.70	0.80	0.85	0.85	0.80	0.65	0.55
山地	森林・荒地	0.90	0.90	0.70	0.50	0.60	0.80	0.80	0.80	0.80	0.90	1.00	0.90
		0.80	0.79	0.67	0.57	0.65	0.81	0.84	0.86	0.86	0.93	0.93	0.83

表 4-4 思川流域の水収支結果 (2009-2014)

単位：万m ³				
年	流域降水量	蒸発散量	河川流量	地下水量
2009	10,278	2,250	5,147	2,881
2010	22,381	2,053	10,379	9,949
2011	17,620	1,996	11,556	4,068
2012	21,554	1,835	11,520	8,200
2013	15,424	2,578	5,990	6,857
2014	18,080	1,818	7,593	8,669
平均	17,556	2,088	8,697	6,771

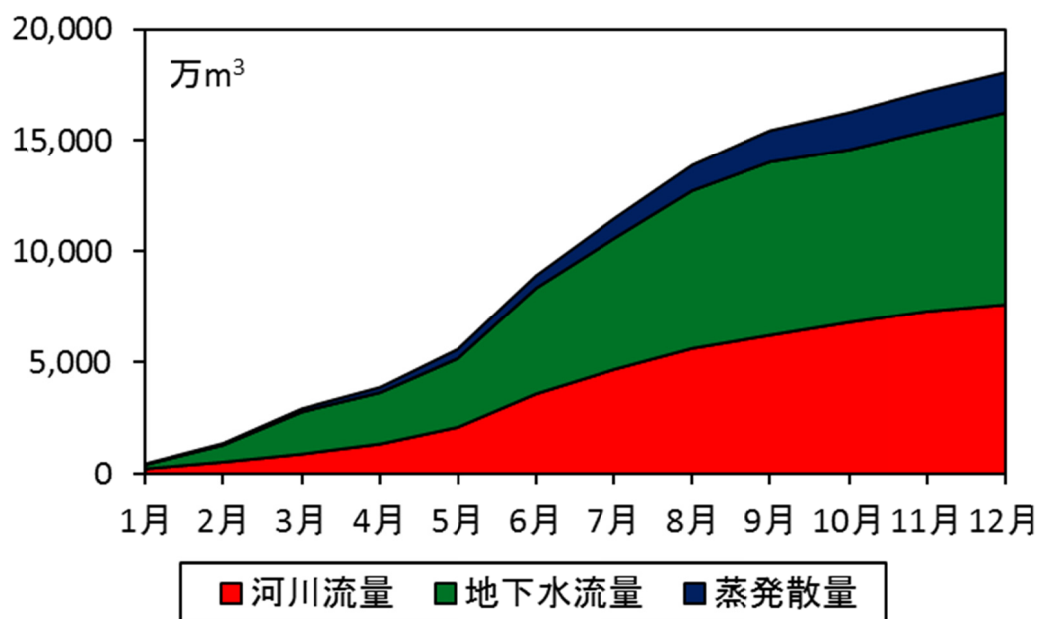


図 4-10 思川流域水収支積算量 (2014)

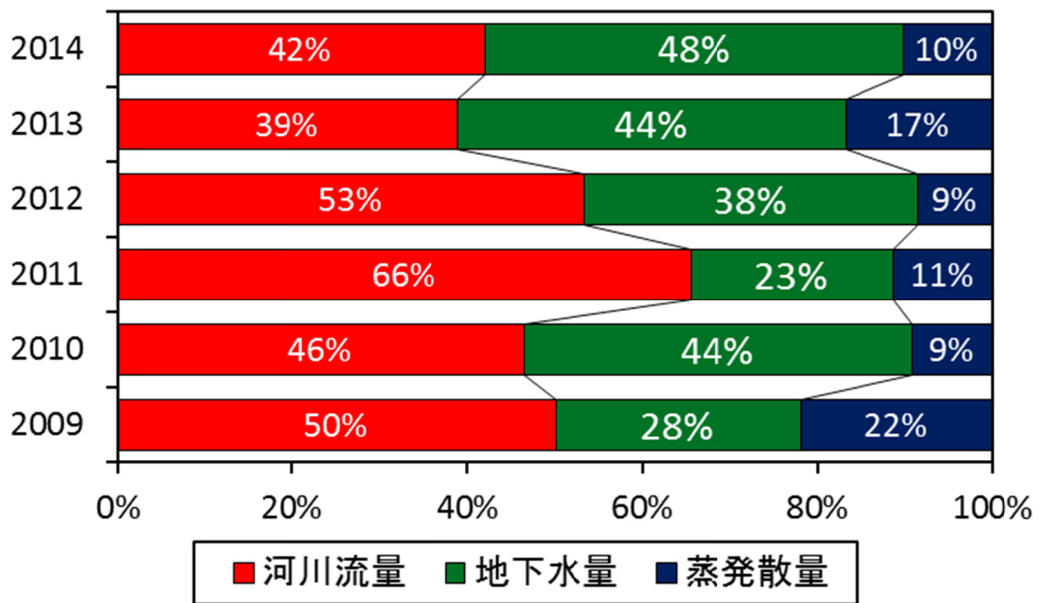


図 4-11 思川流域水収支結果の割合 (2009-2014)

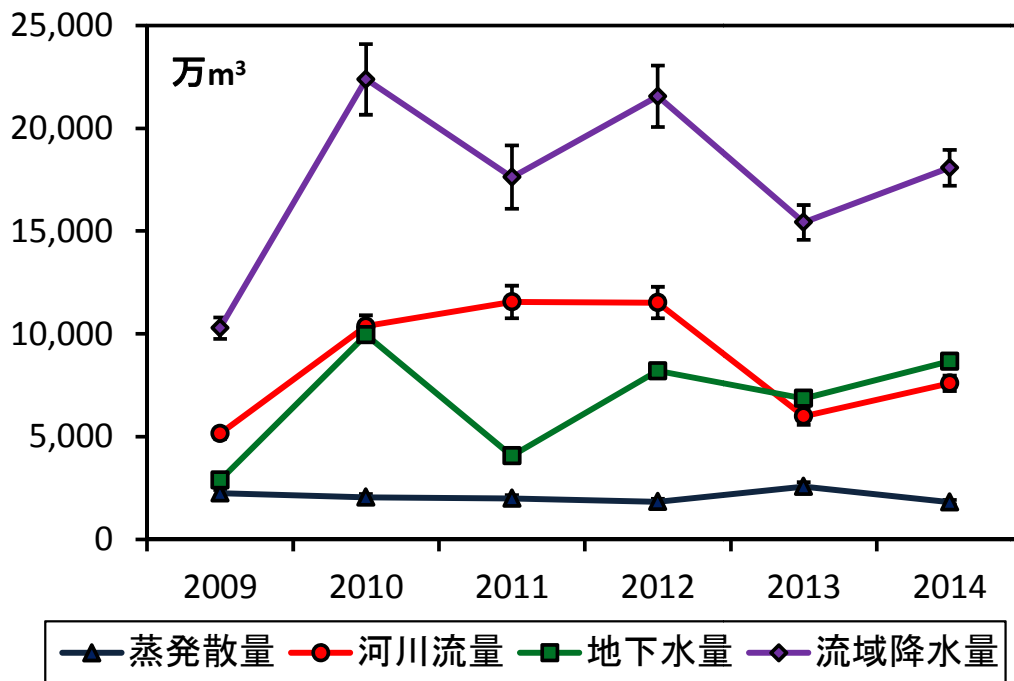


図 4-12 思川流域水収支量変移 (2009-2014)

4-4 海岸線付近で湧出する地下水調査

(1) 地下水位及び水質観測

海岸線付近で湧出する地下水を確認するため、平成 26 年 11 月 24 日から 12 月 27 日にかけて、**図 4-2** 示す海岸線で地下水観測を行った。調査は思川河口から 600m 離れた海岸線(D.L.+1.6m)に、**写真 4-1** に示す塩化ビニール有孔管 (L=3m, ϕ =0.1m, 有孔部分は埋設面のみ) を地上 2m, 地下 1m になるように設置し、観測井戸として使用した。内部には水圧式波高計 (JFE アドバンテック社, Compact-WH) と多項目水質計 (東亜ディーケーケー, WQC-24 型) を**図 4-13** のように海岸に設置して水位(m), 塩分, 水温($^{\circ}$ C)を計測した。同時に南西約 200m 離れた重富漁港にも水圧式波高計を設置して、地下の水位 (m) と潮位を比較した。なお、水位計設置高については、鶴成ら³⁴⁾ (2014) が設置した 1 等水準点(2477 号)から求めた現地水準点を用いた。

(2) 観測結果

観測結果を**図 4-14** に示す。なお、計器回収時に多項目水質計の電気伝導率測定部センサー (塩分測定) 先端部分が砂に埋没しており、11 月 28 日以降の塩分測定と、埋没により完全にエラーとなった 12 月 10 日以降のデータはここでは解析の対象外とする。

観測結果からは干潮時において平均で D.L.+1.5m 以上の水位が計測された。水質については、11 月 26 日の塩分が干潮時に 6, 満潮時に 28 を計測し、水温は同日干潮時において

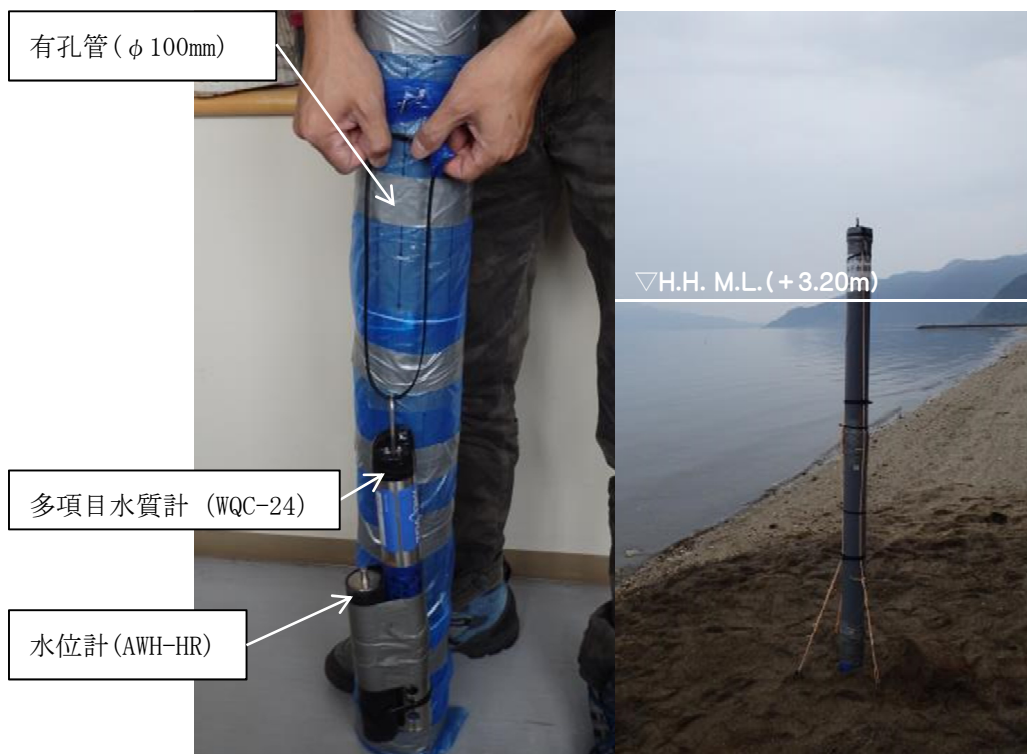


写真 4-1 地下水位モニタリング装置

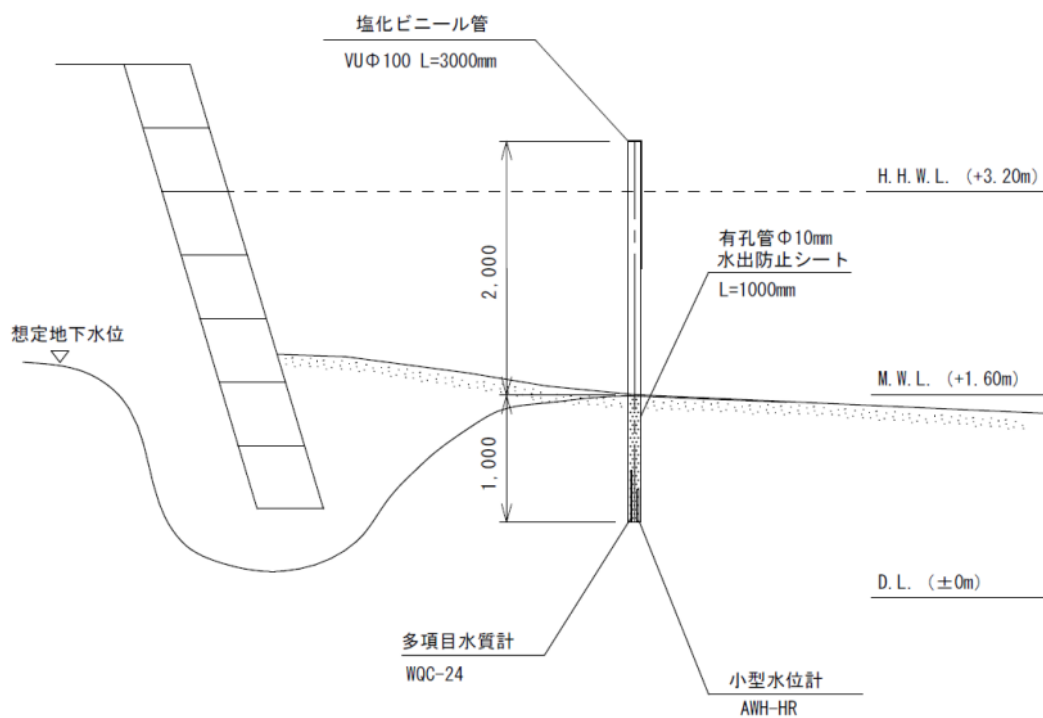


図 4-13 海岸付近における地下水位調査モニタリング設置図

17.7℃，満潮時において 20.3℃であった。一方で，観測用井戸設置に伴う掘削時に，側面の底質をサンプリングし，砂の透水係数 k を求めた。その結果， $4.58 \times 10^{-2} \text{cm/s}$ と，非常に透水性が高い砂であることが分かる。これらの調査結果から，実際に，海岸線付近では，地下水が湧出し海水と混合している可能性が示された。なお，これらの観測結果の検証のために，平成 27 年 1 月 24 日午前 3:40 の最干時 (D.L.-0.09m : 鹿児島) に，観測場所を試掘した後，直接水準測量で地下水表面水位を計測したところ D.L.+1.35m であることを確認した。

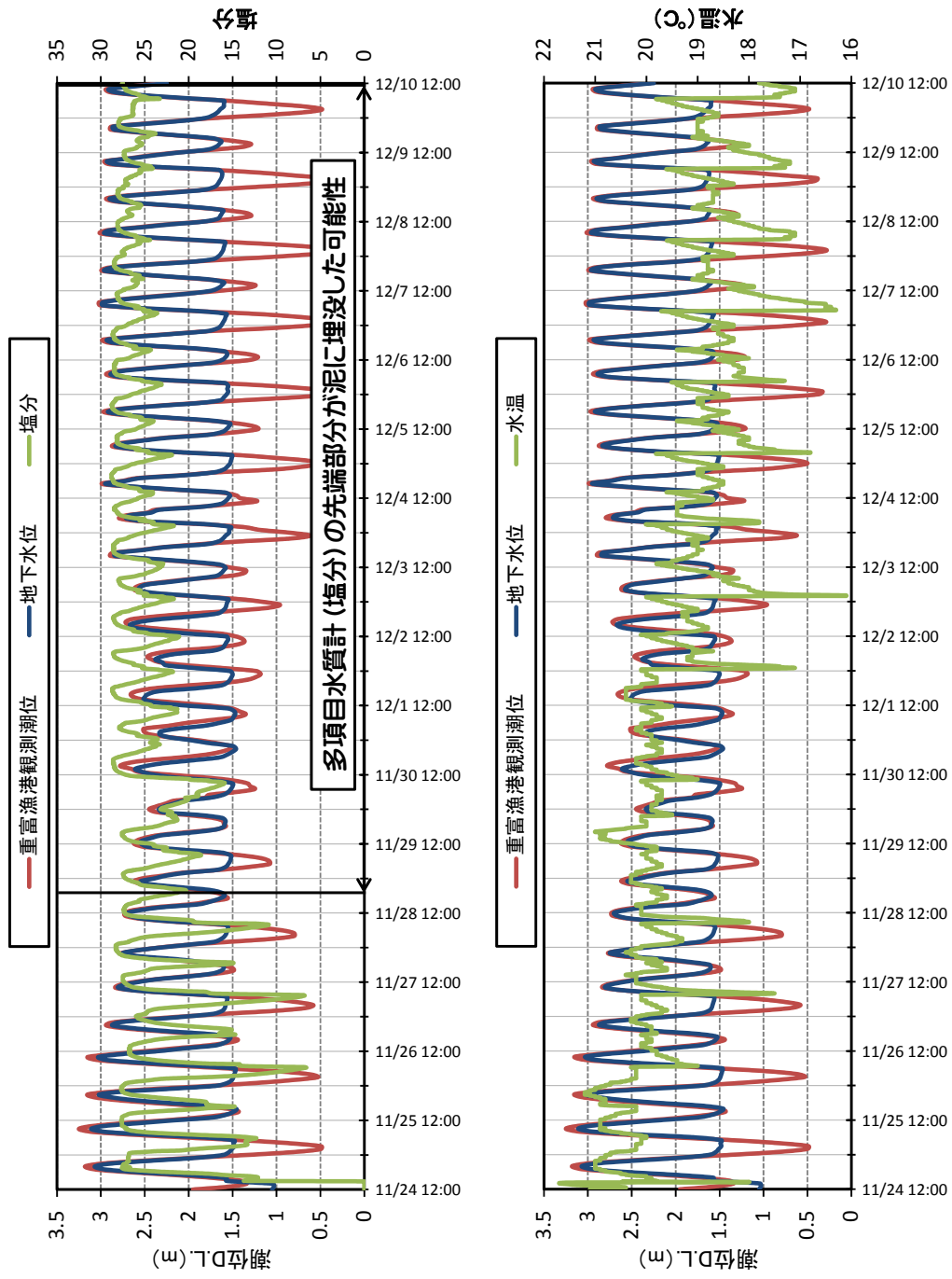


図 4-14 地下水水位測定結果. 塩分 (上図) 水温 (下図)

(3) 海岸線間隙水における栄養塩について

海岸線付近で湧出する地下水の水質を把握するため、平成 26 年 10 月 18 日最干時 (D.L.+1.1m) に、河口から北東に 100m と 300m 離れた海岸線上の (D.L.+1.6m) 2 地点で間隙水を採水した。なお、河口と北東部海岸地の間には導流堤があり、本採水地点は河川水の直接的な影響が及びにくい領域となっている。同時に海岸線から 300m 沖の海水と、河口から 1.4km 上流右岸の河川水 2 地点で採水を行った。なお、採水後はグラスファイバーフィルター(WhatmanGF/C, 47mm)で濾過後、連続流れ分析法 (BLTEC 社, オートアナライザー) によって水質を分析した。分析では、ケイ酸態ケイ素($\text{SiO}_2\text{-Si}$)、溶存態無機窒素 DIN (亜硝酸態窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)+硝酸態窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)+アンモニウム態窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)), リン酸態リン($\text{PO}_4\text{-P}$)を求めた(mg/L)。塩分については、直接、採水直後に多項目水質計 (東亜ディーケーケー社, WQC-24 型) を用いて測定した。なお、間隙水からの栄養塩濃度については、海水と淡水とが混合され希釈されていることから、思川下流で得られた淡水の塩分 0.6 と、海水の塩分 28.1 の割合と、間隙水塩分から混合率を求め、間隙水の栄養塩濃度を補正した。

栄養塩の分析結果を表 4-5 に示す。間隙水 1 と 2 の $\text{SiO}_2\text{-Si}$ を比較した場合、間隙水 1 は 4.293mg/L、間隙水 2 は 17.177mg/L と濃度差が大きい。これは、透水性の良い砂浜において、河口からの距離に反比例して河川水が浸透しやすく、その影響を受けやすいことが考えられる。そのため、河口に 100m と近い間隙水 1 はその影響が大きい。しかし、間

隙水 2 の $\text{SiO}_2\text{-Si}$ は河川水の 23.872mg/L と同程度の濃度が観測されており、河川水からの影響は少ない。また、河川水中の Si 濃度は岩石中の珪酸塩鉱物の溶解や沈殿により定められる⁴¹⁾ことから、流域上流に多く分布するシラスの地質的要因により、下流域の砂礫で構成される浅層地下水に比べ、河川水の Si 濃度は高いと推測される。DIN は河川 0.694mg/L に比べ隙水 2 が 0.189mg/L と 1/4 程度であるが、 $\text{PO}_4\text{-P}$ は河川水と 0.124mg/L に対して隙水 2 は 0.177mg/L と同程度の濃度であることが分かった。

表 4-5 栄養塩濃度と栄養塩フラックス

観測地点	採水箇所	流量 万m ³ /day	Sal	SiO ₂ -Si mg/L	NH ₄ -N mg/L	NO ₂ -N mg/L	NO ₃ -N mg/L	DIN mg/L	PO ₄ -P mg/L	DIN kg/day	PO ₄ -P kg/day
海水	海岸線から300m沖	-	28.1	1.652	0.006	0.001	0.055	0.061	0.013	-	-
思川水	河口上流1.4km右岸	20.804	0.6	23.872	0.093	0.013	0.587	0.694	0.124	144.3	25.8
間隙水1	河口北東100mの海岸線	23.751	14.8	4.293	0.018	0.003	0.339	0.360	0.109	85.6	25.9
間隙水2	河口北東300mの海岸線	23.751	15.3	17.177	0.006	0.000	0.184	0.189	0.177	44.9	42.0

4-5 考察

2013年の干潟海域における連続水質調査の結果、海岸線付近で低濃度の塩分分布を確認し、海岸線付近で地下水が湧出し海水と混合している可能性を示した。また、干潟海域の表層クロロフィル a 濃度は低く陸域からの供給も少ない一方、南西部に比べ北西部干潟の方が Chl.a 濃度が高い傾向が見られた。一方で、思川流域における水収支を巨視的に見積ると、6年平均流域降水量に対して河川 50%、地下水 39%、蒸発散 11%となった。また、地下水量は年河川流量 8,697 万 m³に対して 6,771 万 m³と約 78%に達する。下流域は三角州低地の砂礫及びシルト質砂で構成され、海岸から北西 800m 地点におけるボーリングから、浅層地下水位は河川水位と同水位であり、海域の平均海面とほぼ同水位(D.L.+1.5m)であった。そのため、流域に供給される多くの地下水量は下流域の帯水層に存在し、海岸線付近で湧出される可能性がある。

地下水現地調査の結果、海岸付近では地下水が湧出していると考えられる。これらの地下水は河川水の影響を受ける可能性もあり、下流域の浅層地下水なのか、今のところその起源は明確ではない。ただし、年間の地下水量と下流域の地質と地下水位を鑑みた場合、浅層地下水によって地下水が海岸付近で湧出する可能性も高い。

2014年の水収支平均から日流量 20.803 万 m³/day と日地下水量 23.751 万 m³/day とし、河川水と間隙水 2 の水質結果から栄養塩フラックスを簡易的に見積もった場合、DIN では河川 144.3kg/day、地下水 44.8kg/day、PO₄-P では河川 25.8kg/day、地下水平均

42.0kg/day と推定された。そのため、海岸から湧出する栄養塩と地下水の関係性については、干潟一次生産に大きく寄与する可能性があると考えられる。

第5章 結論

干潟は高い生産性を有し、二枚貝や海苔養殖の漁場として利用されると同時に、陸域から流入する有機分物質の吸収や固定、すなわち沿岸生態系の物質循環に重要な役割を果たしている。これら沿岸生態系を保全するためにも干潟環境を定量的に把握することは序論で述べたように重要である。一方で、これら干潟を含む極浅海域の環境調査については、地形や流況、底質や水質、生物の種類等の統合的なデータベースを作成し、GISによる定量的な手法を用いて総合的に解析したうえで、干潟環境の管理を行うことが重要である。しかし、生態系管理などの研究等においては、インフラ整備に伴うような高精度な測量データが必ずしも必要とは限らず、中程度の精度があれば許容できるものも多い。また、短期間で発生する干潟の環境変動をGISにより管理統合されたデータによって明らかにすることも重要である。加えて、沿岸生態系の基礎生産を支える栄養塩供給機構は河川や海域だけでなく域下水も重要な要因の一つである⁴²⁾ことから、沿岸生態系を取巻く浅海域を対象にモニタリングの重要性について検討を行った。そこで、本論文で得られた主要な結論について以下にまとめる。

第2章においては、GPS魚群探知機(以下、GPS魚探と呼ぶ)を用いて地形図作成を行う際の精度検証を、地形測量による高精度な測量データと比較し、極浅海域における安価で簡便に行える調査手法の可能性を検証した。その結果、GPS魚探による測深精度は、公共測量が定める精度区分の1.2倍、水路測量が定める精度区分の1.6倍の値となった。測深精度

は標準偏差 σ で0.41m、 2σ で0.82m（確率95.1%）であった。測深精度よりGPS魚探による測深観測は、公共測量や水路測量への応用は不可であるが、地形の概要を把握するには有用な測量法である。そのため、これらの測量精度の区分が基準値の2倍を超えない誤差範囲を中程度の測量と定義した場合、GPS魚探を用いた測深精度は良好と言える。加えて、測深観測と同時に、走行中に水質を連続観測することで、海域の水質環境を面的に把握することができ、かつ、一度の調査で地形や水質など多くの情報を解析することができた。また、本調査で用いるGPS魚探は、公共測量や水路測量で用いる機器と違い比較的安価であり一般的に普及している。GISの解析を除く、機器の取扱いや潮位補正についても、マニュアル化することが可能であり、簡便な調査方法であることを示唆した。

第3章では、霧島錦江湾国立公園内に海域公園地区として指定された重富干潟を対象に地形や底質環境、さらには底質移動（流砂・漂砂）を生じさせる気象・海象の環境特性に着目した。調査は、河口から干潟を經由して沖合カルデラ斜面に亘る地形全域および底質に関する現地調査を継続的に行い、近年における同干潟の物理的な環境特性を明らかにした。その結果、4年間の平均面積は0.525 km²（53 ha）であり、D.L.上の土砂の平均堆積量は平均39万 m³であった。底質の中央粒径は平均0.26~0.83mmと中砂であり、粒度の88%は砂分で構成されており、その底質分類は中砂で砂質干潟であると分類できる。加えて、重富干潟は7月から9月にかけての南南西（SSE）が卓越風向であり、年間を通じての有義波高 $H_{1/3}$ は0.39~0.48m、有義周期 $T_{1/3}$ は2.30~2.51sと推定された。南西部平坦部領

域は 1994 年までアサリの高密度生息地であったが 2005 年に減少したとされている⁵⁾。本研究では、南西部平坦部が北西部平坦部に比べ河川出水の影響を受けやすいことが明らかになっているため、底生動物群集の変移に関連する環境要因の一因として挙げられる。地形変動を空間的に把握するため 5m メッシュポリゴンの属性値に含まれる各年の標高値から 4 年間の標準偏差を求めた。その結果、干潟北東部では平坦部において顕著な地形変動は確認できず、地形としてはほぼ平衡状態であった。これは、河口左岸先端部に設置されている防砂堤の影響により、河川出水は北東部干潟にあまり影響しないことと、沖から入射し干潟平坦部に作用する波高が比較的小さい波であることから、顕著な堆積・侵食が生じなかったものと考えられる。一方で、中央部の河川流心より滞筋周辺から汀線付近にかけて地形変化が生じやすく、また河口部や干潟南西部の平坦部においても同様に地形変化が生じやすい。従って、河川出水の影響を受けやすい領域であると推察された。

干潟に生息する底生動物や藻類等に必要な栄養塩は、陸域から沿岸域へ淡水が流入することで供給され、アサリの成長や生息環境に欠かせない餌供給に大きな影響をもたらす。そこで第 4 章では、陸域から流入する河川水に加え、地下水も干潟の栄養塩供給を支える重要な因子であることから、干潟の淡水量流入量について GIS を用いてマクロ的に求め、淡水流入機構及び栄養塩供給機構としての地下水の重要性について考察を行った。その結果、干潟海域の表層クロロフィル a 濃度は低く陸域からの供給も少ない一方、南西部に比べ北西部干潟の方が Chl.a 濃度が高い傾向が見られた。一方で、思川流域における水収支をマクロ的に見積もると、6

年平均流域降水量に対して河川 50%，地下水 39%，蒸発散 11%となった。また，地下水量は年河川流量 8,697 万 m³に対して 6,771 万 m³と約 78%に達する。下流域は三角州低地の砂礫及びシルト質砂で構成され，海岸から北西 800m 地点におけるボーリングから，浅層地下水位は河川水位と同水位であり，流域に供給される多くの地下水量は下流域の帯水層に存在し，海岸線付近で湧出される可能性がある。また，2014 年の水収支平均から日流量 20.803 万 m³/day と日地下水量 23.751 万 m³/day とし，河川水と間隙水 2 の水質結果から栄養塩フラックスを簡易的に見積もった場合，DIN では河川 144.3kg/day，地下水 44.8kg/day，PO₄-P では河川 25.8kg/day，地下水平均 42.0kg/day と推定された。そのため，海岸から湧出する栄養塩と地下水の関係性については，干潟一次生産に大きく寄与する可能性がある」と示唆した。

本博士論文で対象とした浅海域は，陸域から流入する有機物質循環に重要な役割を果たし，高い生物生産性から水産資源の保や増殖，そして水産有用種の生息領域として重要であると同時に，生物多様性保全や多面的機能の保持のためにも重要な海域である。これら浅海域の保全や調査には国や地方自治体の調査機関のみならず，NPO による活動も全国の海岸や干潟を中心におこなわれている。独立行政法人環境再生保全機構（ERCA）が行った「環境 NGO・NPO 活動状況」の調査⁴⁹⁾によると，団体の活動目的のうち，環境保全が主目的な団体数は 3,231 数（67.06%）であり，活動形態として調査研究と回答した団体数は 1,501 団体となった。つまり，国内外で多くの団体が環境保全活動において調査研究を実施

しており、これらの活動において、本博士論文で示した GPS 魚探を用いた簡便で安価な調査法などは、中程度の精度があれば許容中程度の測量成果が得られるため、持続的な調査における費用対効果から鑑み有用な調査法であると結論付けた。

2012年3月16日に「霧島錦江湾国立公園」と同時に海域公園地区として新たに指定された重富海岸（重富干潟）については、環境省第4回自然環境保全基礎調査で重富干潟の面積を思川30haと脇元7haを既存の干潟としてその面積を示している。しかし判定に使用した航空写真や使用した縮尺など測量精度を示す資料はなく、その面積の判定方法についてはあいまいな点が残っていたが、同干潟の面積を表す唯一の表記として出典されてきた。しかし2011年12月23付の南日本新聞記事1面に示された霧島錦江湾国立公園の記事の中に、鹿児島湾奥部最大の干潟として同干潟が紹介され「始良市平松重富海岸には52.9haと湾内最大の重富干潟が広がる」⁴⁴⁾との記事が明記された。本研究で示された同干潟の面積は0.525 km² (53 ha) と結論付けたが、当時、我々の初期調査のデータを引用し同新聞記事が公開したと考えられる。したがって同干潟を対象に地形を含めた物理環境の調査と結論は、国立公園海域公園地区に指定される重要な干潟において、多様な生物環境を保護・保全するための重要なデータとなるとともに、その定量的な調査手法が有用であると言える。

次に、早川ら(2009)⁴⁵⁾は一次生産を支える栄養塩供給源として、砂浜海岸において河川に加え、砂浜地下水も重要であるとし、加茂(2013)⁴²⁾は植物プランクトンに加え、底生微

細藻類の一次生産においても砂浜地下水からの栄養塩供給が寄与している可能性があるとして示唆した。一方で、内湾の河口部で発達する干潟周辺地形は三角州の低平地であるため、陸域の浅層地下水位が高く、汀線や海岸線付近でその地下水が滲出する可能性が本論文で示された。そのため、砂浜海岸同様、地下水が一次生産を支える栄養塩供給源として生態系を取巻く環境の因子であることと同時に、干潟の生物生産の重要な指標であることを示唆した。だが、これらの参考となる地下水量については、浸透能ポテンシャルを示しているだけであり、その全ての地下水量が干潟に滲出しているわけではない。しかし、生態系を取巻く環境において、これら地下水量への浸透能ポテンシャルは浅海域への一次生産に大きく寄与している可能性があると考えられる。これらの地下水量への浸透能ポテンシャルと一次生産量との関係を今後は明確にすることが大きな課題である。その一方、水収支で求めるパラメーターとして、雨量、日照量、気温、流量、流域地質・地形が重要であるが、本論文では気温と日照量を鹿児島市内のデータを用いた関係で、発散量に誤差を生じていると考えられる。そのため、流域においては、これらのパラメーターを得るためのモニタリング装置を設置し、リアルタイムで水収支を観測できるシステムが必要であると考えられた。今後は、これら水収支モデル観測のモニタリングシステムに加え、浅海域における一次生産量との関係性を求め、生態系を取巻く栄養供給について研究することが課題として残された。

参考文献

- 1) 日本陸水学会東海支部会：身近な水の環境科学-源流から干潟まで-, pp.123-133, 朝倉書店, 2010.
- 2) 水産庁：干潟生産力改善のためのガイドライン, 2008.
- 3) 中村充・石川公敏（編）：干潟造成法, 恒星社厚生閣, p1-23, 2007.
- 4) 環境省総合環境政策局：干潟生態系に関する環境影響評価技術ガイド. pp.22, 2008.
- 5) 鈴木輝明：干潟域の物資循環と水質浄化機能, 国際環境研究協会「地球環境」Vo.11, No2, pp.161-171, 2006.
- 6) 環境省：第2回自然環境保全基礎調査（海域調査報告書（海岸調査, 海域環境調査, 干潟・藻場・サンゴ礁分布調査)), 環境省, pp.212, 1980.
- 7) 環境省：第4回自然環境保全基礎調査（海域生物環境調査報告書（干潟, 藻場, サンゴ礁調査)), 環境庁自然保護局・財団法人海中公園センター, pp.291, 1994.
- 8) 環境省：第5回自然環境保全基礎調査（海域生物環境調査報告書（海辺調査)), 環境庁自然保護局・財団法人海中公園センター, 1996.
- 9) 花輪伸一：日本の干潟の現状と未来, 国際環境研究協会「地球環境」Vo.11, No2, pp.235-244, 2006.
- 10) 小倉紀雄：東京湾100年の環境変遷, 恒星社厚生閣, p193, 1993

- 11) 環境省：平成 22 年度版「環境白書」<<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h22/>>，第 5 章第 1 節生物多様性の現状，2010.
- 12) 国土交通省国土地理院：「GIS とは」<<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h22/>>.
- 13) 齋藤誠一：写真測量とリモートセンシング，VOL.50，NO.5，2011.
- 14) 海上保安庁：「海洋台帳（海洋政策支援情報ツール）」
<<http://www5.kaiho.mlit.go.jp/kaiyo/>>.
- 15) 足立静治・馬場瑠美：GIS を利用した沿岸海域環境保全情報の整備と提供について，
海洋情報部研究報告 第 46 号，pp.139-142，2010.
- 16) 後藤恵之輔(監訳):生態系管理へのリモートセンシングと GIS の活用-日本語版，
pp.29-32，1999.
- 17) 岩切成朗：錦江湾-自然と社会-，pp.267，南日本新聞開発センター，1978.
- 18) 大木公彦：鹿児島湾の謎を追って，pp.223，春苑堂出版，2000.
- 19) 佐藤正典：生命が消える海「滅びゆく鹿児島」，南方新社，pp.54-80，1995.
- 20) 始良町郷土誌改訂編纂委員会：始良町郷土誌，始良町，1995.
- 21) 始良町教育委員会：わたしの始良町，始良町社会科資料作成委員会，1977.
- 22) 山本智子，榎屋藍，松下耕治，佐藤正典：鹿児島湾の重富干潟における底生動物相の
変化-1994 年と 2005 年の比較-，日本ベントス学会誌，Vol.64，pp.32-44，2009.

- 23) 田中龍児・西隆一郎・幸哲也・ニツ町悟：民生用デジタルカメラを用いた浅海域地形の写真測量法の開発について，海洋開発論文集第 22 巻，pp.911-916，2006.
- 24) 内田圭一・宮本桂則・武田誠一・東海正・柿原利治・塩出大輔：GPS と魚群探知機を用いた沿岸浅海域における海底地形図の簡便作成法，水産工学 Vol.45,No2, pp.93-100, 2008.
- 25) 国土交通省：「公共測量作業規定の準則」解説と運用,社団法人日本測量協会，2009.
- 26) R.B.Mitson (濱野明・前田弘訳)：Fisheries Sonar, pp.59-70, 恒星社厚生閣，1994.
- 27) 古館守通・渡辺孝志・阿部英志・横山隆三：数値標高モデルの生成に用いる補間手法の性能評価，GIS-理論と応用，Vol.8,No.1, pp.29-38，2000.
- 28) 日本海洋学会：沿岸環境調査マニュアルⅡ，日本海洋学会，pp.48-66，1990.
- 29) 半谷高久・小倉紀雄（共著）：水質調査法，丸善，pp.188-220，1996.
- 30) 日本海洋学会：沿岸環境調査マニュアル〔底質・生物編〕（オンデマンド版），pp.32, 2008.
- 31) 新保裕美，田中昌宏，池谷毅，越川義功：アサリを対象とした生物生息地適性評価モデル，海岸工学論文集，第 47 巻，pp.1111-1115，2000.
- 32) Johannes RE:The ecological significance of the submarine discharge of groundwater, Mar.Eco.Prog.Ser.,3,365-373,1980.

- 33) 加茂崇, 西隆一郎, 鶴成悦久, 須田有輔, 早川康博, 大富潤: 砂質性海浜に流入する
淡水量の推定—鹿児島県吹上浜を例に—, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), VoL.69,
No2, I_545-I_550, 2013.
- 34) 鶴成悦久, 西隆一郎, 浜本麦, 濱崎浩徳, 池田克彦, 加茂崇, 渡辺卓也: 鹿児島湾奥
部に位置する重富干潟の地形特性, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), VoL.70, No2,
I_I_1122-I_1127, 2014.
- 35) 鶴成悦久, 西隆一郎, 加茂崇, 立山芳輝, 浜本麦, 林健太郎: GPS 魚群探知機による
極浅海域を対象とした調査手法に関する研究, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), VoL.69,
No2, I_1132-I_1137, 2013.
- 36) 日本海洋学会: 植物色素の定量法, 日本海洋学会編, 海洋環境調査法, 恒星社厚生閣,
pp.373-381, 1979.
- 37) 鹿児島県: 思川城瀬橋観測結果, 2009-2014.
- 38) 柿野純, 古畑和哉, 長谷川健一: 東京湾盤洲干潟における冬季のアサリのへい死要因
について, 水産工学, 32:pp.23-32, 1995.
- 39) 金子良: 農業水文学, 共立出版, 286p., 1973.
- 40) 大槻恭一: 蒸発散 (その 8) —蒸発散の推定法—, 農業土木学会誌, 第 57 巻, 第 11
号, pp.65-71, 1989.

- 41) 鹿園直建: 化学的風化作用の河川水水質,特に溶存シリカ濃度に与える影響, 地学雑誌,
Vol.111, No.1:pp.55-65, 2002.
- 42) 加茂崇: 砂浜性海浜における地下水の栄養塩供給機構 (博士論文), 鹿児島大学, 2014.
- 43) 独立行政法人環境再生保全機構: 「環境NGO・NPO総覧オンラインデータベース」
調査について」 <<https://www.erca.go.jp/jfge/ngo/shosai.html>>
- 44) 2011年12月23付 南日本新聞社記事1面
- 45) 早川康博, 松本和剛, 須田有輔: 砂浜生態系における栄養塩供給と物質循環, 月刊海
洋, 41(4), pp.193-199, 2009.

謝 辞

専門学校に勤務する傍ら，修士課程から博士課程まで研究室に通い続けて4年が経過しました。振り返れば私の今までの人生で，この4年間で大きな転換期だったと今では感じています。この4年間は仕事と大学院生活の両立は実に楽しかったことしか思い出せません。しかし，それには，先生や家族，職場や学生，研究室の仲間に支えられてきたことを，今後一生，忘れることはありません。

本研究をここまで指南していただきました鹿児島大学農水産獣医学域水産学系水産学部水産学科 教授 西 隆一郎 先生には，終始熱心なご指導を賜りました。心より深く御礼申し上げます。また，西先生には私を博士まで導いて頂いた感謝の思い，そして勢力的に取り組む研究者と教育者の姿勢として，今でも，そして生涯，尊敬の念に堪えません。

副査をして頂きました，鹿児島大学農水産獣医学域水産学系水産学部水産学科 教授 重 廣 律男 先生と同学科 准教授 山本 智子先生には中間報告会，中間発表会，そして本論文に有益なご意見を頂きました。心より感謝いたします。

私が4年間所属させて頂いた鹿児島大学水産学部水圏科学分野海洋環境科学コース海洋環境グループ 准教授 中村 啓彦 先生，助教 仁科 文子 先生には，多くのご助言をしていただきました。心よりお礼申し上げます。

同じ研究室で3年間，研究仲間として共に博士を目指した(株)アルファ水工コンサルタンツ 加茂 崇 博士（学術）とは，お互いに苦手な分野を補って研究を遂行してきました。一

足先に博士（学術）を取得され、社会に旅立った加茂博士の今後の活躍を祈念し、心より深く御礼申し上げます。

西 隆一郎先生の下で博士号を取得された津山工業高等専門学校 准教授 細谷 和範 先生, 第一工業大学 准教授 田中 龍児 先生, Dr. Mario DE LEON (Associate Professor, De La Salle University)の諸先輩からは、博士論文に多くの助言を頂きました。心からの尊敬と感謝を申し上げます。

NPO 法人くすの木自然館代表理事 浜本 奈鼓 氏, 同館専務理事・専門研究員 浜本 麦 氏, そして同館スタッフの皆様には干潟調査で多くのご協力を頂きました。また、株式会社新日本技術コンサルタント 濱崎 浩徳 様, 株式会社アーク・ジオ・サポート 池田 克彦 様には無償で深淺測量を引き受けて頂きました。ご協力い頂きましたこと、心より感謝申し上げます。

鹿児島大学大学院水産学研究科海岸環境工学研究室 渡辺 卓也 氏, 間世田 未来 氏, 海洋環境グループの学生諸君, さらに、旧鹿児島建設専門学校建設環境学科出身の学生とは、調査や研究で苦楽を共にし、最後まで協力を頂きました。心より感謝申し上げます。

社会人学生の許可を頂きました学校法人川島学園 川島 英和 理事長先生, 鹿児島工学院専門学校 村田 直志 校長先生を始め同僚の先生方, そして学生達に心より感謝いたします。

最後に、研究生活を支えてくれた妻の理恵と二人の息子である弦人と奏輔, 今まで迷惑をかけてきた両親と義理の両親, 陰ながら応援してくれた祖母と叔父母. 平成 27 年 4 月に

若くして他界した姉に，感謝の意を表し，心よりお礼を申し上げます．本当に，ありがとうございました．