

泥質干潟の水質浄化機能の予測手法に関する研究
(A study on the estimation of water purification capacity
of the tidal flat)

西尾 利哉

目次

第1章 緒論	5
1.1 本研究の背景	5
1.2 干潟の底生系を考慮した生態系モデルの構築状況	6
1.3 泥質干潟における生態系モデルの構築状況と課題	8
1.4 干潟の水質浄化機能の推定状況	9
1.5 既に喪失した干潟の水質浄化機能	9
1.6 生態系モデル構築上の課題	10
1.7 本研究の目的	11
1.8 本研究の流れ	13
第2章 数値モデルを活用した泥質干潟の窒素動態の解析	14
2.1 本章の目的	14
2.2 方法	16
2.2.1 安岡らの泥質干潟モデルの概要	16
2.2.2 現地調査	23
2.2.3 モデルの精緻化	24
2.2.3.1 潮位変動に合わせた境界条件の変化の考慮	24
2.2.3.2 環境条件の異なる年の実測データと合致するよう調整	25
2.2.4 改良モデルの評価	25
2.3 結果と考察	25
2.3.1 調査結果	25
2.3.1.1 調査結果（連続水質観測結果）	25
2.3.1.2 調査結果（水質分析結果）	29
2.3.1.3 モデルへの反映	30
2.3.2 モデルの再現性の確認（複数年での検証）	30
2.3.2.1 2002年観測データとの検証	32
2.3.2.1.1 浮遊系	32
2.3.2.1.2 底生系	34
2.3.2.2 2005年観測データとの検証	35
2.3.2.2.1 浮遊系	35
2.3.2.2.2 底生系	36

2.3.3	モデルの改善状況の確認	38
2.3.3.1	浮遊系構成要素の計算結果と実測値の検証	38
2.3.3.2	脱窒速度の計算結果と実測値の検証	40
2.3.4	モデルの精緻化の結果	42
2.4	まとめ	43
第3章	既に喪失した泥質干潟の水質浄化機能の推定手法	56
3.1	本章の目的	56
3.2	方法	56
3.2.1	推定手法の概要	56
3.3	結果と考察	58
3.3.1	類似干潟の選定	58
3.3.1.1	底生生物の類似性	58
3.3.1.2	底質性状の類似性の検討	59
3.3.1.3	地形条件や流入負荷量の類似性の検討	60
3.3.2	類似干潟における生態系モデルの構築	62
3.3.3	構築したモデルを喪失した諫早干潟に適用	62
3.3.4	諫早干潟の水質浄化能力の予測結果	62
3.3.5	面積換算法による水質浄化能力の予測結果との比較	63
3.4	まとめ	64
第4章	底質性状に基づく干潟の類似性評価	65
4.1	本章の目的	65
4.2	方法	65
4.2.1	調査地点	65
4.2.2	サンプリング方法及び分析方法	65
4.2.3	データ解析の方法	68
4.3	結果と考察	68
4.3.1	底質性状による干潟の類型化(底質性状によるクラスター解析)	68
4.3.2	底質グループと生物相(湿重量)の関係の検討	77
4.3.3	底質性状と二枚貝(湿重量)の関係について	77
4.4	まとめ	78
第5章	総括及び結論	79

引用文献	82
謝辞	87
論文一覧	88
関連論文	88
総説	88
国際学会	88
関連特許	88

第1章 緒論

1.1 本研究の背景

我が国には、51,443haの干潟（環境省第4回自然環境保全基礎調査（2004）¹⁾）が存在するとされている。これらの干潟では、ベントスなど様々な生物が生息するとともに、干潟への陸水の流入、貝類の漁獲等による系外への搬出などが行われており、その内容は干潟毎に異なると考えられる。

近年の国民の環境意識の高まりにより、干潟の持つ水質浄化機能が注目されているが、我が国の干潟の中で、特に干潟の水質浄化機能について注目された干潟の一つに有明海の干潟がある。有明海は九州北西部に広がる内湾であり、その湾口部が非常に狭いことから、湾奥の干満の差が大きく、湾奥、湾央の東岸を中心に広大な干潟を有している。この有明海においては、海域環境の変化が問題となり、その変化については様々な要因が指摘（有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会（2003）²⁾）されているが、その一つとして、干潟域の喪失（泥質干潟の喪失）と、それに伴う水質浄化機能の減少が指摘されている（佐々木ら（2003）³⁾）。しかし、有明海の泥質干潟域が海域の物質循環に果たしている役割を定量的に評価した事例は少ない。

干潟域や浅海域を含む沿岸域の水質浄化機能を評価する手法としては、物質循環の素過程での評価、水質の水平分布からの評価などが知られている。このうち、物質循環の素過程での評価は、干潟域における物質循環のうち浄化機能として重要と考えられる過程を選んで評価するものである。干潟の浄化機能として評価されている素過程の例としては、①干潟からの窒素を除去する過程として重要とみられる底質からの脱窒速度を測定し、浄化機能を評価するもの、②マクロベントスの現存量と濾過速度から水中の懸濁態有機物の除去量を評価、または、マクロベントスの現存量に対する生産量の比（P/B比）などから生物へのCOD固定量を評価（木村ら（1992）⁴⁾）するもの、③海藻草類や底生藻類の現存量や光合成速度から無機態栄養塩の除去量を評価（小倉、（1993）⁵⁾）するもの、④底生生物による酸素消費量や二酸化炭素発生量を測定することにより有機物の無機化過程を評価（清木ら、（1998）等）⁶⁾）するもの等がある。これらの方法は、比較的簡便な方法で干潟域における物質循環の一部の過程を評価するものであり、系全体として物質収支や水質浄化機能を評価するものではない。更に、年間変動を考慮していない場合には、夏季等の活性の高い時期の結果をもとに評価する場合には、過大評価になる可能性もある。水質の水平分布からの評価は、その時間変化をもとにボックスモデルを用いて干潟での物質の消失量を計算し、これを浄化能とする方法である（青山ら、（1996）⁶²⁾）。この方法は、干潟全体としての物

質収支、浄化能を測定するものであるが、水の交換量の把握が難しいなど、水質変化から干潟の浄化能を把握するには難しい面がある。また、得られた浄化能は観測時の水質分布に大きく依存するため、代表性のある結果を得るためには観測を数多く繰り返して評価することが必要となり、年間を通じた物質収支の把握は難しいとされている(清木ら, (1998) 6)、環境省, (2000) 7)。

以上を踏まえ、干潟の物質循環・浄化機能を総合的に捉えることができ、年間推定が可能であることから、干潟の水質浄化機能を推定する手法としては、生態系モデルを構築した上で水質浄化機能を算出するのが一般的となっている。

しかしながら、有明海の泥質干潟域が海域の物質循環に果たしている役割は、必ずしも定量的に評価されておらず、水質浄化機能に関する議論が続く結果となっている。このため、泥質干潟の水質浄化機能を定量的に評価することが可能な、泥質干潟用の生態系モデルの開発が必要とされた。

また、生態系モデルの構築のためには、詳細な現地調査と室内実験が必要とされることから、開発前に、生態系モデルを構築するために十分な調査がなされていない干潟では、生態系モデルを構築することが困難であり、このことから、元々どの程度の水質浄化機能を有していたのかについても議論されている。このため、このような干潟の水質浄化機能を評価するためには、何らかの代替手段が必要である。

その際、例えば、開発前に生態系モデルを構築するために十分な調査がなされていない干潟と、底質性状と底生生物の生物相の双方が類似している干潟を選定し、その干潟において生態系モデルを構築した上で、水質浄化機能を予測する手法が考えられる。

ただし、生物調査を実施するためには、調査に時間と費用を要することから、複数の干潟の中から、底質性状と生物相の双方が類似している干潟を選定することは困難である。

このようなことから、既に喪われた泥質干潟の水質浄化機能を簡易に予測する手法を開発することは、経済面での制約がある中での、水質浄化機能の議論が可能となり、より建設的な議論が可能となると考えられる。

1.2 干潟の底生系を考慮した生態系モデルの構築状況

干潟の底生系を考慮した生態系モデルは、干潟域の生態系のもつ機能を理解し、物質循環を定量的に評価するために有効な手法である (Baretta and Ruardij (1988))⁸⁾。干潟の底生系を考慮した生態系モデルは、干潟の生態系を構成する様な生物と非生物を機能等でグループ化し、それらの相互作用を主に食物連鎖等の関係に基づいてモデル化した上で、

生体元素である炭素、窒素、リンにより生物等の現存量や物質循環等を計算するものである。この方法は、海域の生態系をモデルで表現することで、個々の物質循環過程を総合的に組み合わせることから、生態系全体の浄化機能として検討できるとともに、季節変化を表現できるため、年間を通じた浄化機能を評価できることが特徴である。一方で、生物・非生物に係わる多くの速度パラメータや境界条件等の現況再現に関するデータを与えることが必要であり、詳細な現地調査と室内実験が必要とされている（環境省、(2001)）⁹⁾。

我が国においても、主に砂質干潟域を対象とした生態系モデルが構築されている。中田・畑(1994)¹⁰⁾は、Baretta and Ruardij (1988)⁸⁾のモデルを基礎として循環物質を炭素から窒素に置き換え、東京湾の海岸形状別の水質浄化機能を定量的に評価する底生生態系モデルを構築した。モデル構築時の対象海域は、東京湾の盤洲干潟（中田・畑（1994）¹⁰⁾、Hata et al. (1996)¹¹⁾、稲毛海岸（畑ら（1997）¹²⁾であったが、その後、モデルに改良が加えられながら、多くの浅海域に適用されてきた（鈴木ら（1997）¹³⁾、Hata et al. (1998)¹⁴⁾、鈴木ら（1998a）¹⁵⁾、鈴木ら（1998b）¹⁶⁾、Suzuki et al. (2001)¹⁷⁾、Hata et al. (2004)¹⁸⁾）。このモデルは、水中の項目が境界条件として取り扱われているため、底生生態系に大きな影響を及ぼす有機物フラックス等の動態を十分反映できない。

一方、有機物の続成過程を主体にした、最近の生物地球化学的な堆積物モデルの現状は大陸棚から深海の堆積物に及ぶ環境に関して構築されたため、多くは定常状態を仮定している。代表的な研究として Boudreau(1996)¹⁹⁾がある。彼の開発したモデルは Carbon,Nitrogen DIagenesis (CANDI)と呼ばれ、炭素や窒素の続成過程に関するモデルである。特徴としては堆積物中の有機物の分解は、バクテリアによる分解を主に考えている。堆積物中の物質の濃度は、Berner（1980）²⁰⁾の続成方程式を基にして計算している。モデルは底層水での水温、塩分、溶存酸素、さらに水柱からの懸濁態有機物のフラックスが境界条件で与えられ、堆積物内での有機物、酸素、硝酸塩、二酸化マンガン、三価の鉄、硫酸鉛、リン酸塩、アンモニア、溶存硫化物、溶存態マンガン、溶存態鉄、硫化第一鉄、全炭酸、メタンの鉛直分布を計算することができる。しかし、多くのモデル変数は観測がない場合が多く、検証が難しい場合が多い。モデルは1日単位での計算となっており、境界条件は変化しない定常な計算となっている。従ってこのままでは、動的な干潟環境への適用は難しい。

Fossing(2004)²¹⁾は境界条件に季節変化を与えることができるようにモデルを改良し、堆積物内での変数の鉛直分布の季節変化を解析すると同時に、微小電極を用いた溶存酸素の堆積物内での微細分布観測を行い、モデルを検証した。その後、浮遊系との結合モデルに

よる研究が進んできた。例えば、Holstein and Wirtz(2009)²²⁾はモデルパラメータの様々な感度解析から、生物攪乱や生物渇水の重要性を指摘している。また Brigolin et al.(2009)²³⁾は水産増殖の海底環境への影響について、初期続成過程の同様なモデルを使って解析を行い、有機炭素、酸素、アンモニア、リン酸塩、全硫化物についての鉛直分布の再現を行った。Reed et al.(2011)²⁴⁾は浮遊系との結合モデルを使って、バルト海堆積物でのリンの循環の解析を行った。

1.3 泥質干潟における生態系モデルの構築状況と課題

これら有機物の続成過程を基本にしたモデルの特徴は、浮遊系との結合モデルに発展させることで、浮遊系からの有機物フラックスの変化と、それに応答する底生系の変化が解析でき、様々な人間起源の攪乱の環境への影響に対して総合的な評価が可能になったことである。しかし、これらのモデルは泥質干潟生態系への適用がほとんどない。特に、干潟は陸棚や沿岸の比較的水深が深い海域とは異なって、一般的にマクロファウナやメイオフアウナの生物現存量が多い。続成過程モデルは陰に生物の効果は考慮しているが、変数としては採用していない。また干潟域は潮汐の影響を大きく受け有機物の沈降と再懸濁がさかんに行われている、動的な場である。

泥質干潟域は砂質干潟域とは異なった生態系、物理、化学的特性をもつ海域であるため、前述のような砂質干潟域のデータを用いて構築された生態系モデルをそのまま泥質干潟域に適用する場合、底泥の空隙率の違いから間隙水の量や交換率の違いが生ずるため底質の酸素環境に大きな差が生じる、また土粒子の粒径により単位体積あたりの微生物量も異なるなど、底質の性状が異なることから、底泥内の物質循環などを正確に表現出来ない可能性がある。

このため、安岡ら(2005)²⁵⁾は、有明海の泥質の干潟・浅海域を対象として、泥質干潟及び浅海域の物質循環の特性を考慮した浮遊系-底生系結合生態系モデル（以下「安岡らのモデル」という。）を開発し、有明海の泥質干潟・浅海域での窒素循環を定量化して水質浄化機能の推定を行った。

安岡らのモデルは我が国初の泥質干潟モデルであるが、境界条件の設定方法として、計算領域の海域側境界格子毎に、概ね満潮時の値を日平均値の水質濃度を用いており、潮汐の干満による懸濁物質濃度の変化が再現されていないため、特に、潮汐変動の大きな有明海の泥質干潟においては、モデルの精緻化が求められている。また、単年度のデータを用いモデルを構築・調整しているため、複数年で調整し、汎用化する必要があると考えられる。

1.4 干潟の水質浄化機能の推定状況

これまで干潟の水質浄化機能について様々な干潟において推定されている。干潟の持つ主要な水質浄化機能として窒素除去を対象として、単位面積当たりの窒素の日除去量を、表1に整理した。これより、主な干潟の窒素除去能は、0.3~137 mgNm⁻²d⁻¹と大きく異なることが分かった。

表1 我が国の主な干潟の窒素除去能

干潟域	水質浄化機能 (mgNm ⁻² d ⁻¹)	備考
塩田川・鹿島川河口	8.4	安岡ら(2002)
東京湾三番瀬	100.4	千葉県(1998)
宮城県蒲生干潟	54.9	林ら(1998)
東京湾盤州干潟	37.1	環境省(2001)
有明海白石町沖	0.3	環境省(2003)
伊勢湾常滑沖	2.0	Hata <i>et al.</i> (2004)
伊勢湾藤前干潟(四季平均)	44	名古屋市、名古屋港管理組合(1999)
伊勢湾新川河口干潟(四季平均)	137	
三河湾一色干潟 (平成6年6月)	10.4	鈴木ら(1997)
福島県松川浦 (平成11年7月)	4.4	地球・人間環境フォーラム(2001)

(備考)安岡ら(2002)²⁵⁾、千葉県(1998)²⁶⁾、林ら(1998)²⁷⁾、環境省(2001)²⁸⁾、環境省(2003)²⁹⁾、Hata *et al.*¹⁸⁾、名古屋市、名古屋港管理組合(1999)³⁰⁾、鈴木ら(1997)¹³⁾、地球・人間環境フォーラム(2001)³¹⁾

1.5 既に喪失した干潟の水質浄化機能

近年の国民の環境意識の高まりにより、干潟の持つ水質浄化機能が注目されている。その中で、既に開発を受けた干潟が元々どの程度の水質浄化機能を有していたのかについても議論されている。

干潟の水質浄化機能を推定する手法としては、生態系モデルを構築した上で水質浄化機能を算出するのが一般的である。しかしながら、開発前に、生態系モデルを構築するために必要な調査がなされていない場合には、そのままでは生態系モデルが構築出来ないため、

何らかの代替手段が必要である。

特に、泥質干潟と砂質干潟により単位面積あたりの水質浄化機能が $0.3\sim 137\text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ と大きく異なることから、別の干潟において水質浄化機能を予測し、単純に干潟の面積比を用いて他の干潟の水質浄化機能を予測することが困難であることがわかる。

このため、既に喪失している干潟の水質浄化機能を予測する際には、合理的かつ定量的に評価する手法を開発する必要がある。これにより、干潟の再生等に向け、ゴールイメージを持った干潟再生計画等の議論がなされることが期待される。

1.6 生態系モデル構築上の課題

生態系モデルを用いた物質循環を定量的に評価するには、底質調査や底生生物等の生物調査の結果を用いた適切な条件設定とモデルの構築が必要であるが、海域によっては、十分な現地調査結果が得られるとは限らない。特に、生物調査は労力面・経済面からみて、高い空間解像度で調査することは困難であり、底質の空間的な構造が詳細に把握されていても、生物の空間的な分布構造の知見が詳細に整理されている海域は少ない。有明海での既存の現地調査結果においても、諫早湾内において底質データは5～6本の測線（1測線につき5点程度の調査地点）で測定されているが、生物データはそのうちの限られた地点でしか調査されていない。

一方で、干潟の底生生物の生物相（種別の個体数データや湿重量データ）は、粒度分布等の底質性状と関連があることは経験的にもよく知られており、定量的に関係性を評価した事例としては、クラスター解析や MDS(Multidimensional scaling : 多次元尺度構成法)といった多変量解析を用いた報告がある。生物相の構造を類型分けして、各グループの底質の特徴を整理した事例には、園田ら(2002)³²⁾、横山ら(2002)³³⁾、上出(2008)³⁴⁾、江崎・江藤(2010)³⁵⁾などがあり、Warwick and Clarke(1993)³⁶⁾は、生物相データを基に構築した MDS のプロットにおいて、シンボルの色、サイズなどに底質性状や水深などの情報を持たせて、生物相と環境データと同時に可視化する「meta-analysis MDS」を作成している。また、山下ら(2000)³⁷⁾は、底質・生物相それぞれの類型を地図上に可視化して、それぞれの地図を見比べることで、生物相と底質の対応関係を把握している。底質と生物相の対応関係を定量的に評価した事例としては、中尾ら(1989)³⁸⁾が、陸奥湾の軟泥底マクロベントス群集を対象に、生物データと底質データそれぞれのクラスター解析を行い、それぞれの類型別に対応するデータセットのマトリックス(一覧表)を作成している。

他にも MDS や meta-analysis MDS を用いた事例には、門レベルのマクロベントスデー

タと底質の有機汚濁の状況の対応関係を解析した事例 (Savage et. al.(2001))³⁹⁾、地点間の生物群集構造の違いの可視化に用いた事例 (Biasi and Ranieri (2006))⁴⁰⁾、地形の画像情報をハビタットの分類分けの解析に利用した事例 (Rigel et. al. (2001))⁴¹⁾、底質カラム内のベントスの種構成が底質深度ごとに変遷していく様子を可視化した事例 (Rosenberg et. al. (2002))⁴²⁾、主成分分析と MDS の結果を比較した事例 (Patricio et. al.(2012))⁴³⁾など様々な事例がある。また、最近では、Bray-Curtis 指数を補正した「zero-adjusted Bray-Curtis 指数」といったよりの確な類似度の指標も研究されている (Clarke et. al. (2006))⁴⁴⁾。

その他の解析手法としては、CCA (canonical correlation analysis : 正準相関分析法) も代表的な解析手法の 1 つであり、例えば、感潮域のマクロベントスと水質の対応関係を整理した事例 (Muniz and Venturini(2015))⁴⁵⁾、底質の重金属汚染と生物種組成を関連付けた事例 (Sanchez-Moyano and Garcia-Asencio(2010))⁴⁶⁾など多くの事例がある。

有明海での底質と生物相との関係を整理した事例としては、園田ら(2009, 2011)⁴⁷⁾⁴⁸⁾があり、底質をクラスター解析により類型化しており、生物門や科ごとに類型別の生息量などが整理されている。これらの有明海の既存研究では、生物の門・科の個別の底質との関係が整理されているが、生物相の構造と底質との関係は定量的には整理されていない。

以上のような、底質性状と底生生物の生物相の関係性の把握の取り組みは、比較的簡便かつ安価に実施可能な底質性状の調査結果から、生物相の大まかな把握を可能とするものであり、データが限られた状況での生態系モデル構築に有用な情報を得ることができ、またこれらの知見は、経済面での制約がある中での、新たに現地調査を実施する場合の、より効果的な計画の立案に役立つことが期待できる。

1.7 本研究の目的

本研究では、これらの課題に対して、先ず、干潟の持つ主要な水質浄化機能として窒素除去を対象として、安岡らのモデルの課題とされた濁りの再現等を表現するとともに、複数年での再現性を確保し、安岡らのモデルの汎用化と精緻化を行う。

次に、このモデルを用い、既に喪失した干潟と類似した干潟 (以下、類似干潟) において生態系モデルを構築し、最終的に喪失した干潟に適用させ水質浄化機能を推定する手法を用い、既に開発され喪失した諫早干潟の水質浄化機能を推定する。

更に、類似干潟の選定を容易にすることを目的として、底質性状と底生生物の生物相の関係性を把握し、比較的簡便かつ安価に実施可能な底質調査結果から生物相の大まかな把

握が可能であることを示し、底質調査結果から類似干潟の選定を行う手法の有効性を示す。この手法が開発できれば、底質調査により類似干潟を選定した上で生物調査を行うという、労力面・経済面からみて効率的な調査を行うことの有効性を示す。

以上から、干潟の持つ主要な水質浄化機能として窒素除去を対象として、既に失われた干潟を含め泥質干潟の水質浄化機能を、定量的かつ効率的に予測する手法を開発することを本研究の目的とする。

1.8 本研究の流れ

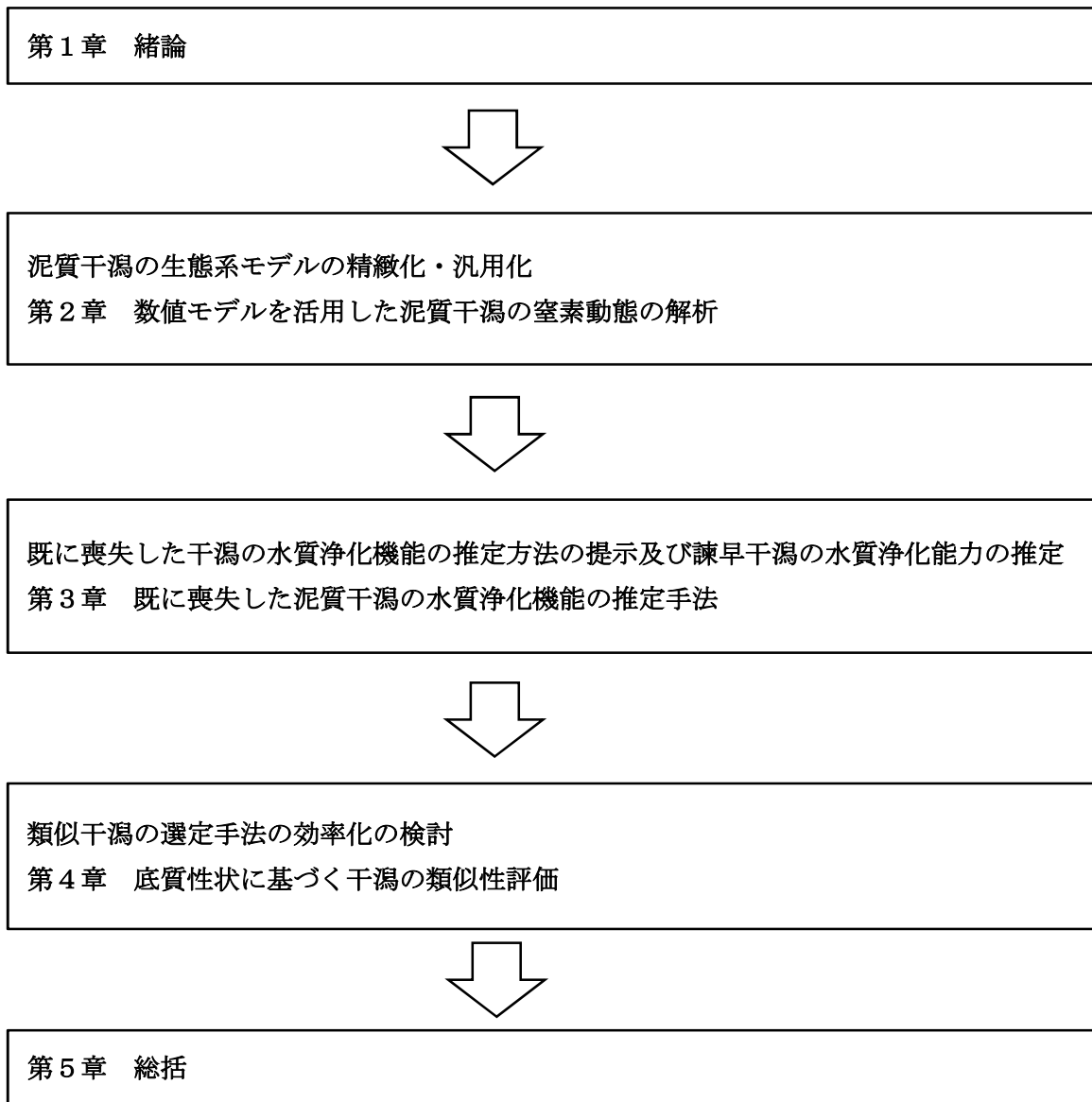


図1 研究の流れ

第2章 数値モデルを活用した泥質干潟の窒素動態の解析

2.1 本章の目的

先述のとおり、泥質干潟域は砂質干潟域とは異なった生態系、物理、化学的特性をもつ海域であり、泥質干潟の水質浄化機能を評価・議論する上で、有明海の泥質の干潟・浅海域を対象とした安岡らのモデルは非常に重要である。

この安岡らのモデルの抱える主な課題としては、以下が考えられる。

第一に、境界条件の設定方法として、計算領域の海域側境界格子（図3右図中の白抜き格子）毎に、近傍の公共用水域調査結果（A-1）と浅海定線調査結果（佐賀10）を線形補間して求めた日毎の水質濃度を設定している。しかしながら、この値は調査時（概ね満潮時）の値を日平均値として用いていることから、有明海の特徴である大きな潮汐の干満による懸濁物質濃度の変化が再現されていない。

第二に、安岡らは、2002年に塩田川・鹿島川の河口部で測定したデータを用いモデルを構築・調整している。2002年の日照時間は、近傍の嬉野局での気象庁観測データによれば、月別トレンドが平年値（1992年4月から2002年3月の30カ年平均）と大きく異なり、春先（4月、5月）、真冬（1月、12月）が少なく、3月、夏（8月、9月）が多い（図2）。降水量は、春先に多く、秋～冬が少なく、平均値とのかい離が大きい（図2）。この年は、サルボウ貝の大量発生も報告（九州農政局聴き取り）されており、結果として平均的な環境条件とは大きく異なった年でモデルが構築されたことになる。

このため、安岡らのモデルを、有明海の特徴である懸濁物質の潮汐間の変動を定式化してモデルに組み込み、精緻化した上で、2002年のデータに2005年に現地調査を行った結果を加え、安岡らのモデルの汎用化を行うことを本章の目的とした。

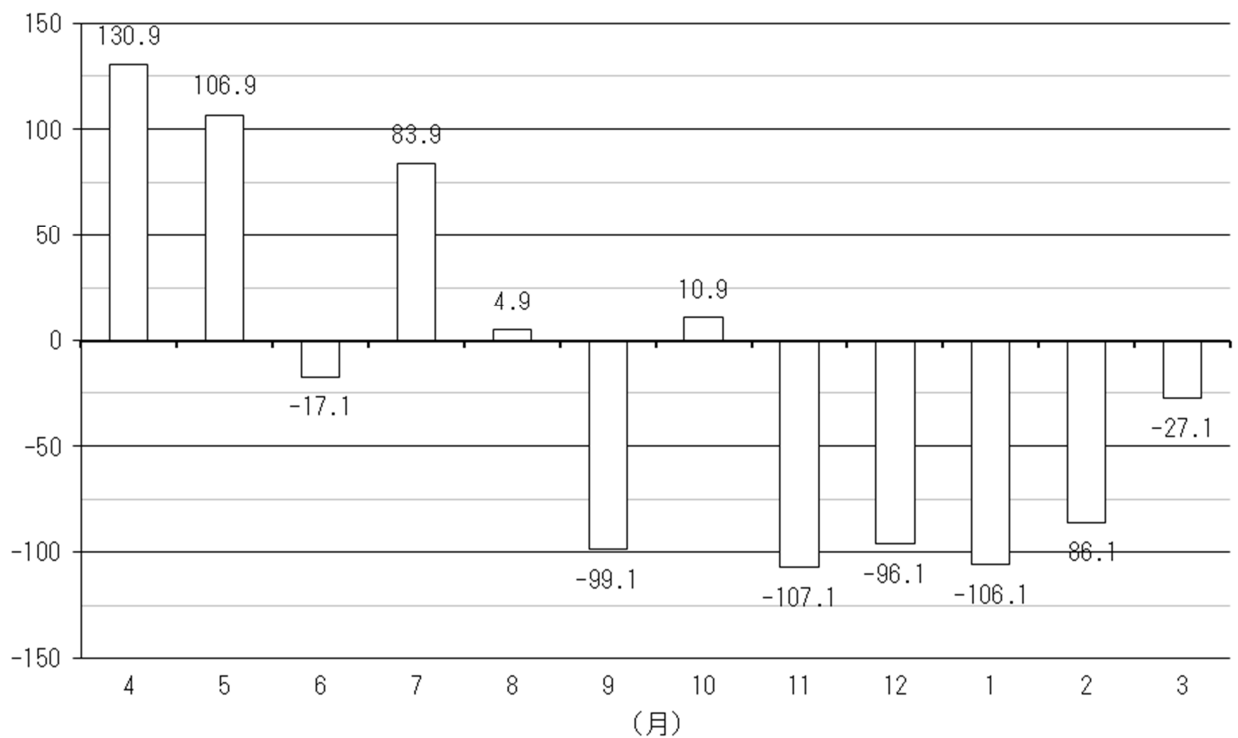
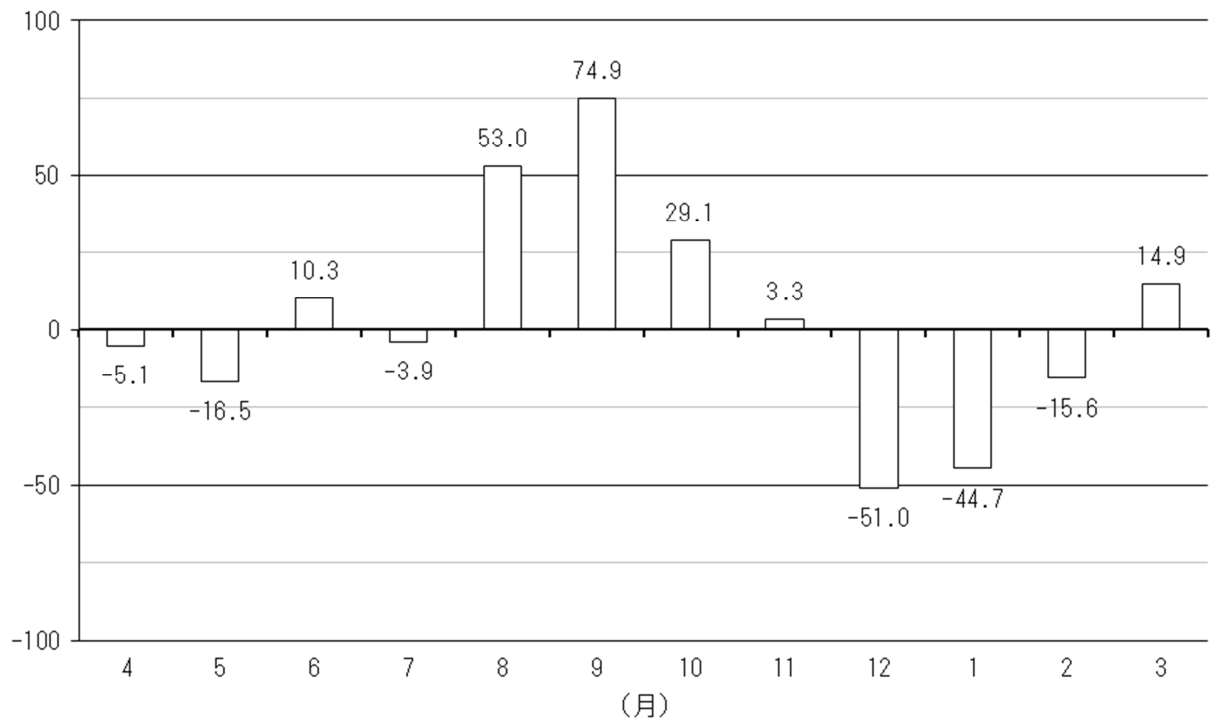


図2 塩田川河口部干潟近郊における月別日照時間（上図）および月別降水量（下図）の
 平均偏差（2002年）（気象庁アメダス：嬉野地点）

2.2 方法

2.2.1 安岡らの泥質干潟モデルの概要

安岡らのモデルは、砂質干潟を対象とした既存の干潟生態系モデル（環境省(2001)）²⁸⁾を基本とし、図 3 に示す有明海湾奥部に位置する塩田川と鹿島川の河口に発達した泥質干潟とそれを取り囲む浅海域を対象として構築された水中（浮遊系）と底泥中（底生系）の生態系を相互に結合させた数値モデルである。

モデルの基本式は以下に示すとおりであり、水平・鉛直方向の移流項、拡散項とそれらを除く生成・消滅項から構成されている。

$$\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S) = \underbrace{\left(u \frac{\partial}{\partial x}(h \cdot S) + v \frac{\partial}{\partial y}(h \cdot S) + w \frac{\partial}{\partial z}(h \cdot S) \right)}_{\text{移流項}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial z} \right)}_{\text{拡散項}} + \underbrace{\left(\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S) \right)^*}_{\text{生成・消滅項}}$$

移流項

拡散項

生成・消滅項

- ここで、 S : 各構成要素の物質濃度 (gm^{-3})
 h : 層厚 (m)
 x, y, z : x, y は右手系の直交座標軸、 z は鉛直上向きを正
 u, v, w : x, y, z 方向の流速成分 (ms^{-1})
 K_x, K_y, K_z : x, y, z 方向の渦拡散係数 (m^2s^{-1})
 $\left(\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S) \right)^*$: 生成・消滅項 (構成要素毎に数式化)

安岡らはモデル構築に際し、九州農政局とともに、2002年4月から1年間、図3に示す浅海域において、水質、プランクトン、底質、底生生物等の現地調査を行うとともに、二枚貝の代謝速度実験や、現地の底泥サンプルを用いた脱窒速度試験等の室内試験を行った（九州農政局(2003)）⁴⁹⁾。これらの結果を用いて、砂質干潟を対象とした既存の干潟生態系モデルをベースに、有明海泥質干潟特有の生物種として、ヤマトオサガニとムツゴロウを構成要素として加え、有明海特有の底泥の巻き上げ・沈降を定式化し、巻き上げに伴う物質の移動を考慮した泥質干潟モデルを構築した。このモデルにはさらに、砂質干潟と比べて極めて酸化層が薄い泥質干潟底泥内の酸化・還元層の状況を表現するために、底泥内を6層に分割する等、有明海の泥質干潟の特性が考慮されている。

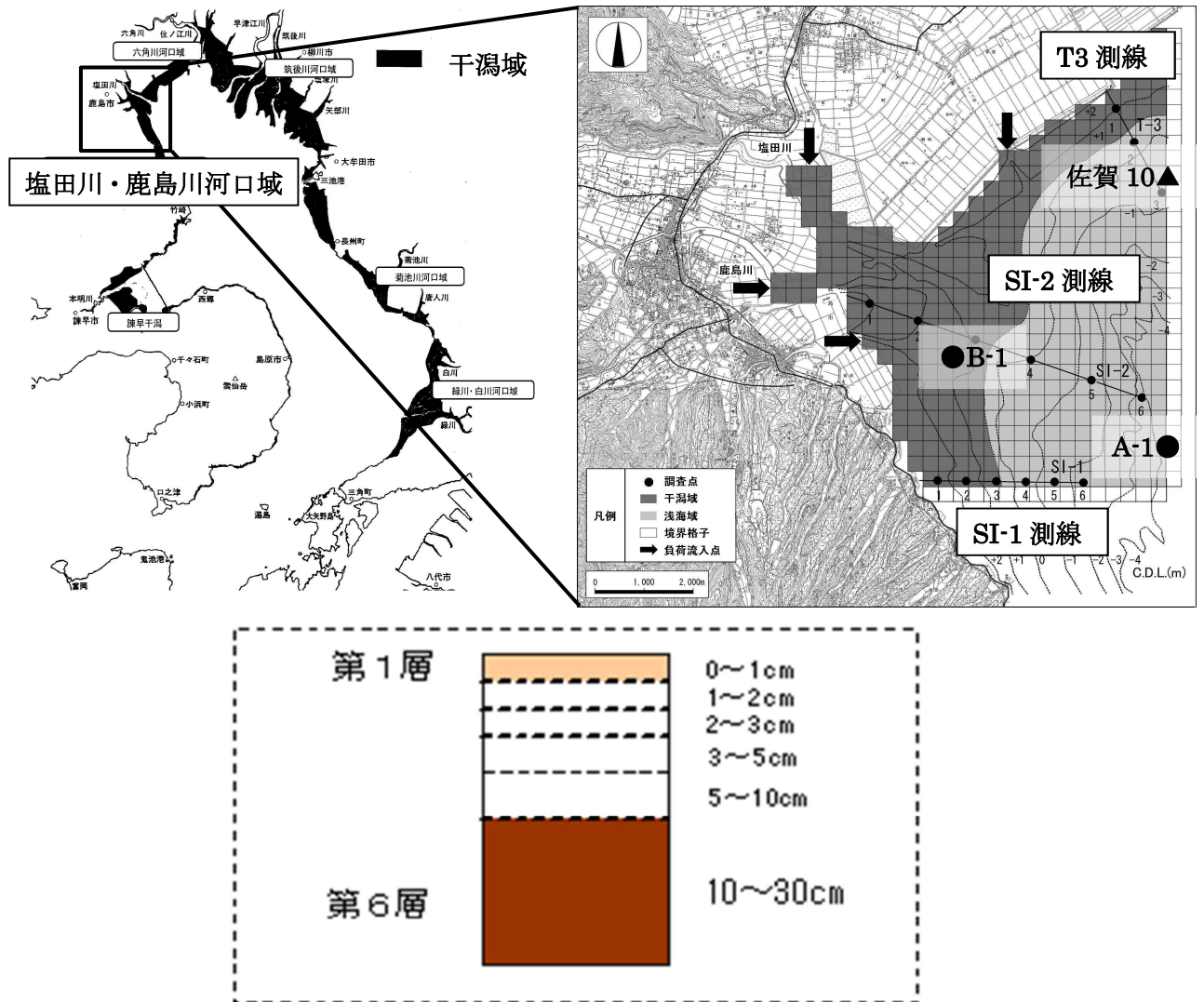


図3 塩田川・鹿島川河口域の位置（上図左）、解析メッシュ、調査測線および調査地点（上図右）、底泥の6分割の層別厚（下図）

図4に、窒素循環に基づくモデルの概念を示す。

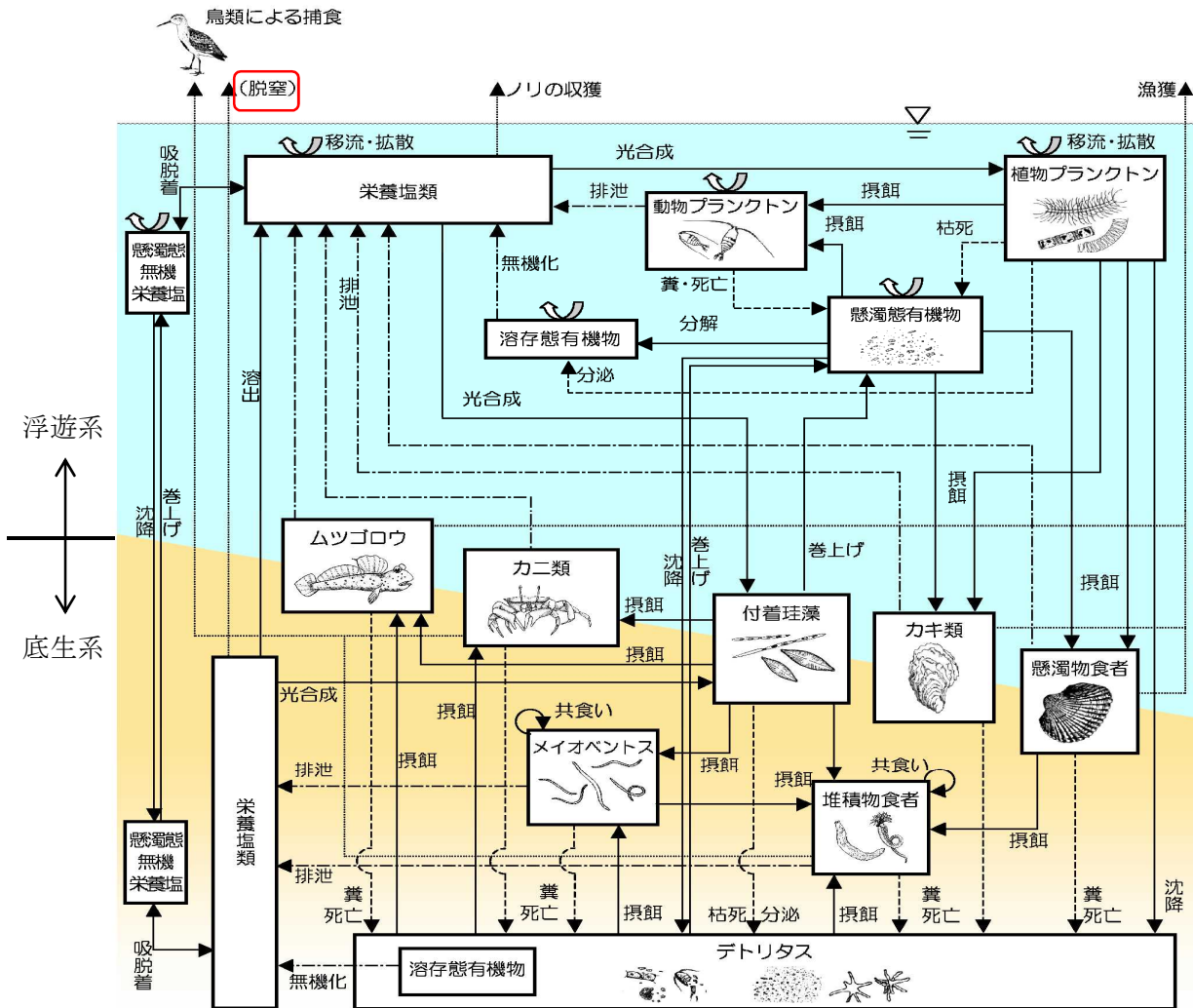


図4 モデルの概念図

安岡らのモデルでは、生態系を構成する様々な生物と非生物を機能等でグループ化して構成要素とし、主に食物連鎖等に基づくこれら構成要素間の相互作用を定式化した上で、生物等の現存量や物質循環量を算出している。また、有明海の泥質干潟域で見られる特徴的な生物であるムツゴロウやヤマトオサガニ等が、摂餌等の代謝行動を通じて泥質域の物質循環に及ぼす影響が考慮されている。

具体的な構成要素間の数式化は以下のとおりである。

(1) 浮遊系

植物プランクトンと動物プランクトンについては、有明海海域環境調査（農林水産省他, 2003）⁵⁰で構築した水質モデルを基に定式化している。

- ① 植物プランクトン：PPHY

$$\frac{dPPHY}{dt} = \text{光合成} - \text{呼吸} - \text{細胞外分泌} - \text{枯死} - \text{沈降} - \text{被食} \quad (\text{動物プランクトン、懸濁物食者})$$

- ② 動物プランクトン：PZOO

$$\frac{dPZOO}{dt} = \text{摂餌} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡}$$

- ③ 懸濁態有機物：炭素：PPOC，窒素：PPON，リン：PPOP

$$\frac{dPPOC}{dt} = \text{植物プランクトンの枯死} + \text{動物プランクトンの死亡} + \text{動物プランクトンの排糞} \\ - \text{分解} - \text{沈降} - \text{被食} \quad (\text{動物プランクトン、懸濁物食者}) + \text{巻き上げ} + \text{流入負荷}$$

- ④ 溶存態有機物：炭素：PDOC，窒素：PDON，リン：PDOP

$$\frac{dPDOC}{dt} = \text{植物プランクトンの細胞外分泌} + \text{懸濁態有機物の分解} - \text{無機化} + \text{流入負荷}$$

- ⑤ アンモニア態窒素 (NH₄-N)：PNH₄

$$\frac{dPNH_4}{dt} = -\text{光合成} \quad (\text{植物プランクトン、付着珪藻}) + \text{呼吸} \quad (\text{植物プランクトン、付着珪藻}) \\ + \text{排泄} \quad (\text{動物プランクトン、ベントス}) + \text{無機化} - \text{硝化} + \text{巻き上げに伴う溶出} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} - \text{ノリの収穫に伴う除去}$$

- ⑥ 硝酸態窒素および亜硝酸態窒素 (NO_x-N)：PNO_x

$$\frac{dPNO_x}{dt} = -\text{光合成} \quad (\text{植物プランクトン、付着珪藻}) + \text{硝化} + \text{巻き上げに伴う溶出} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} - \text{ノリの収穫に伴う除去}$$

- ⑦ リン酸態リン (PO₄-P)：PPO₄

$$\frac{dPPO_4}{dt} = -\text{光合成} \quad (\text{植物プランクトン、付着珪藻}) + \text{呼吸} \quad (\text{植物プランクトン、付着珪藻}) \\ + \text{排泄} \quad (\text{動物プランクトン、ベントス}) + \text{無機化} + \text{巻き上げに伴う溶出} \pm \text{浮遊物質との吸脱着} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} - \text{ノリの収穫に伴う除去}$$

- ⑧ 懸濁態リン (PIP)：PPIP

$$\frac{dPPIP}{dt} = \pm \text{浮遊物質との吸脱着} + \text{流入負荷} - \text{沈降} + \text{巻き上げ}$$

- ⑨ 溶存酸素 (DO)：PDO

$$\frac{dPDO}{dt} = \text{光合成} \quad (\text{植物プランクトン、付着珪藻}) - \text{呼吸} \quad (\text{生物}) - \text{分解} \cdot \text{無機化に伴う酸素消費} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} \pm \text{大気との交換} + \text{巻き上げに伴う拡散}$$

⑩ 浮遊物質 (SS) : PSS

$$\frac{dPSS}{dt} = \text{流入負荷} - \text{沈降} + \text{巻上げ}$$

(2) 底生系

① 付着珪藻 : BDIA

付着珪藻に関する物質循環過程は、植物プランクトンに準じて定式化した。光合成については表層の有光層のみで行われることから付着珪藻の鉛直分布を仮定し、有光層の現存量を計算し光合成量を算出した。また、栄養塩は直上水と底質間隙水の両方から摂取するものとし、その比率は再現性も考慮し設定した。

$$\frac{dBDIA}{dt} = \text{光合成} - \text{呼吸} - \text{細胞外分泌} - \text{枯死} - \text{被食 (メイオベントス、堆積物食者、カニ類、ムツゴロウ)} - \text{巻上げ} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

② メイオベントス : BMEI

メイオベントスに関する物質循環過程は、盤州干潟(環境省水環境部, 2001)²⁸⁾等の既存の干潟生態系モデルに準じて定式化を行った。

$$\frac{dBMEI}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻、メイオベントス)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{被食 (メイオベントス、堆積物食者)}$$

③ 懸濁物食者 (カキ類を除く) : BSF

懸濁物食者については、湿重量で見ると、対象区域内ではカキとサルボウが代表的な種と考えられるが、両者には濾水速度に差があることから、カキ類とサルボウ等のその他の懸濁物食者に区別して取り扱った。

カキを除く懸濁物食者については、本海域の主要種のサルボウに関する室内試験の結果等に基づき定式化、パラメータの設定を行った。

$$\frac{dBSF}{dt} = \text{摂餌 (植物プランクトン、懸濁態有機物)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{漁獲} - \text{被食 (堆積物食者)}$$

④ カキ類 : BOYS

カキ類については、懸濁物食者 (カキ類を除く) に準じて定式化を行った。なお、摂餌速度のパラメータについては、マガキに関する既存の実験結果に基づいて設定した。

$$\frac{dBOYS}{dt} = \text{摂餌 (植物プランクトン、懸濁態有機物)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{漁獲}$$

- ⑤ 堆積物食者（カニ類、ムツゴロウを除く）：BDF

堆積物食者に関する物質循環過程は、メイオベントスと同様に、盤州干潟（環境省水環境部, 2001）²⁸⁾等の干潟生態系モデルで用いている考え方に基づいて定式化を行った。

$$\frac{dBDF}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻、メイオベントス、堆積物食者、懸濁物食者)} \\ - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{被食 (堆積物食者、鳥類)}$$

- ⑥ カニ類：BCRAB, ムツゴロウ：BSKIP

カニ類、ムツゴロウについては、堆積物食者に準じた定式化を行った。カニ類のパラメータについては、ヒメヤマトオサガニに関する実験結果等を基に設定した。以下ヤマトオサガニに関する定式化の主なものについて示す。

$$\frac{dBCRAB}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{被食 (鳥類)}$$

$$\frac{dBSKIP}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{漁獲}$$

- ⑦ デトリタス：炭素：BPOC, 窒素：BPON, リン：BPOP

$$\frac{dBPOC}{dt} = \text{排糞 (ベントス)} + \text{死亡 (ベントス)} + \text{枯死 (付着珪藻)} \\ - \text{被食 (メイオベントス、堆積物食者、カニ類、ムツゴロウ)} - \text{分解} \\ + \text{浮遊系からの沈降 (懸濁態有機物、植物プランクトン)} \pm \text{生物攪乱による移動} - \text{巻上げ}$$

- ⑧ 懸濁態リン酸態リン：BPIP

$$\frac{dBPO4}{dt} = \pm \text{吸脱着} \pm \text{生物攪乱による移動} + \text{浮遊系からの沈降} - \text{巻上げ}$$

- ⑨ 間隙水中の溶存態有機物：炭素：BDOC, 窒素：BDON, リン：BDOP

$$\frac{dBDOC}{dt} = \text{付着珪藻の細胞外分泌} + \text{デトリタスの分解} - \text{無機化} \\ \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

- ⑩ 間隙水中のアンモニア態窒素（NH₄-N）：BNH4

$$\frac{dBNH_4}{dt} = \text{呼吸} \cdot \text{排泄 (メイオベントス、堆積物食者)}$$

$$- \text{光合成 (付着珪藻)} + \text{無機化} - \text{硝化} \pm \text{浮遊系との拡散}$$

$$\pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動} - \text{巻上げに伴う溶出}$$

⑪ 間隙水中の硝酸態窒素 (NO_x-N) : BNO_x

$$\frac{dBNO_x}{dt} = - \text{光合成 (付着珪藻)} + \text{硝化} - \text{脱窒} \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{層間の拡散}$$

$$\pm \text{生物攪乱による移動} - \text{巻上げに伴う溶出}$$

⑫ 間隙水中のリン酸態リン (PO_4-P) : $BP04$

$$\frac{dBPO_4}{dt} = \text{呼吸} \cdot \text{排泄 (メイオベントス、堆積物食者)} - \text{光合成 (付着珪藻)}$$

$$+ \text{無機化} \pm \text{吸脱着} \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

$$- \text{巻上げに伴う溶出}$$

⑬ 間隙水中の溶存酸素 (DO) : BDO

$$\frac{dBDO}{dt} = - \text{呼吸 (ベントス)} - \text{分解} \cdot \text{無機化に伴う酸素消費} + \text{光合成 (付着珪藻)}$$

$$\pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{大気との交換} \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

$$- \text{巻上げに伴う拡散}$$

また、底泥の巻上げと沈降の定式化については、近藤ら (1993)⁵¹⁾を参考に、有明海の現地調査結果等を基に定式化されている。

(3) 底泥の巻上げ過程

底泥の巻上げ過程については、流れにより底泥が巻き上がる現象の定式化を行った。具体的な算定手順としては、次式を用いて海底流速 (u_b) から底面せん断応力 (τ_b) を求め、底泥からの巻上げ量 (q_s) を推定している。

$$\tau_b = f_b \cdot \rho \cdot u_b^2$$

$$q_s = \alpha (\tau_b / \tau_{ec} - 1)^\beta$$

ここで、

$$\tau_b \quad : \text{底面せん断応力 (N m}^{-2}\text{)}$$

$$q_s \quad : \text{巻上げ量 (g m}^{-2} \text{ s}^{-1}\text{)}$$

$$f_b \quad : \text{海底摩擦係数 (0.0026)}$$

$$\rho \quad : \text{海水の密度 (1.02)}$$

- u_b : 平均流速 (m s^{-1})
 τ_{ec} : 巻上げの限界せん断応力 ($0.23 [\text{N m}^{-2}]$)
 α : 巻上げパラメータ ($0.6 [\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}]$)
 β : 巻上げパラメータ (2.2)

なお、干潟域等の浅い海域では碎波による巻上げ現象も重要とされているが、現段階では定式化に十分な知見が得られていないためとして、モデルに組み入れていない。

(4) 底泥の沈降過程

沈降速度は浮遊物質量の関数になるものと仮定し、次式を用いて定式化されている。沈降については、海底流速から得られる底面せん断応力が沈降の限界せん断応力よりも小さくなる場合に生じるものとし沈降量を求めている。

$$(i) \quad \tau_b \leq \tau_{dc}$$

$$S_{ss} = \gamma C_s$$

$$(ii) \quad \tau_b > \tau_{dc}$$

$$S_{ss} = 0$$

ここで、

S_{ss} : 沈降量 ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

τ_b : 底面せん断応力 (N m^{-2})

γ : 浮遊物質の沈降速度 ($0.6 \times 10^{-4} [\text{m s}^{-1}]$)

τ_{dc} : 沈降の限界せん断応力 ($0.02 [\text{N m}^{-2}]$)

C_s : 水中の浮遊物質 (SS) (g m^{-3})

デトリタスが懸濁物質に凝集・沈降する過程をモデルで考慮するため、デトリタスは浮遊物質 (SS) の沈降と連動して沈降するものとして扱っている。

2.2.2 現地調査

安岡らのモデルを改良するにあたり 2005 年に一年間にわたり現地調査 (表 2) を行った (以下、2005 年調査) (九州農政局, 2005) ⁵²⁾。調査側線、調査地点等については基本的に安岡らと九州農政局によって実施された 2002 年調査 (九州農政局(2003)) ⁴⁹⁾ を踏襲した。

2005 年調査では、水質の日周変動を明らかにするため、公共用水域調査が行われた大潮時の 2005 年 8 月 4 日から 5 日にかけて塩田川・鹿島川河口部干潟内の 3 地点 (図 3 中の A-1、B-1、佐賀 10) において、潮位変動の日周観測、24 時間連続水質観測 (水深、水温、

塩分、濁度等)及び2時間毎の採水・水質分析を行った。3地点については、非干出域として2002年調査と同じA-1地点、干出域として新たにB-1地点、浅海定線調査地点として2002年調査と同じ佐賀10地点を選定した。採水後は、実験室において水質分析(塩分、SS、T-N等)を行った。

これらの、具体的な現地観測方法、採水方法、実験室での分析方法については以下の通りである。まず、各調査地点をD-GPSを用い位置決めした上で、24時間、自記式多項目水質計および水中光量子計を用い水質の機器観測を行い、バンドーン型採水器(容量6L)を用い、表層(海面下0.5m)と底層(海底上0.5m)の2層について2時間ごとに採水した。その際、干出域の調査点B-1では、水深1.0m未満の場合は1層での採水とし、干出時は採水しなかった。水質分析方法は、塩分は海洋観測指針5.3サリノメータ法、SSはJIS K 0102 14.1、T-NはJIS K 0102 42.2、43.1.1、43.2.3に従った。

表2 2005年に実施した現地調査の内容

項目	概要	備考
測線調査	3調査測線での水底質、生物調査(四季)	2002年の現地調査と同様の調査項目
面的調査	30調査点での水底質・マクロベントス調査(冬季・夏季)	同上
漁獲量調査	関連漁協等へのヒアリング調査および統計資料調査	同上
鳥類生息数調査	鳥類のカウント調査と採餌量の算定(四季)	同上(調査回数は追加)
塩田川流量・流入負荷量調査	塩田川(塩田橋上井堰)における流量・水質調査(夏季に4回)	新規調査
水質の日周変動調査	水質(塩分、DO、栄養塩類等)、プランクトン、流速の24時間連続調査(夏季)	新規調査

2.2.3 モデルの精緻化

安岡らのモデルの問題点を克服するため、以下の点で精緻化を行った。

2.2.3.1 潮位変動に合わせた境界条件の変化の考慮

安岡らのモデルでは、境界条件として、計算領域の海域側境界格子(図3右図中の白抜き格子)毎に、近傍の公共用水域調査結果(A-1)と浅海定線調査結果(佐賀10)を線形補間して求めた日毎の水質濃度を設定している。この手法では、日間(潮汐間)変動が大きい場合には誤差が大きくなる。有明海では、その特徴である大きな潮汐の干満による懸濁物質濃度の変化が指摘されており、その他の水質項目についても変動の可能性がある。そ

ここで、2005年調査で実施した日間の水質モニタリング結果を用いて、変動の実態を把握した上でその変動をモデルに反映させた。

2.2.3.2 環境条件の異なる年の実測データと合致するよう調整

2.2.2で実施した2005年の年間現地調査(表2)のデータを用い、環境条件の異なる2002年及び2005年の実測データに合致するようにモデルを再調整した。

2.2.4 改良モデルの評価

改良モデルにおける実測値の再現性は、窒素動態に関連するアンモニア態窒素濃度、硝酸態窒素濃度+亜硝酸態窒素濃度、SS濃度の3項目を対象とし、2002年、及び2005年を検討対象とした。

また、2002年、及び2005年の脱窒速度について計算値と実測値とを比較することで改良の指標とし、脱窒速度について複数の時期の測定を行った2002年については、テイラーダイアグラムを用いて、安岡らのモデルからの改良(精緻化)の度合いを確認することとした。

2.3 結果と考察

2.3.1 調査結果

2.3.1.1 調査結果(連続水質観測結果)

図5-7に多項目水質計による24時間連続水質測定結果を示す。まず水温・塩分について、調査点A-1では干潮時に河川起源と考えられる低塩分・高水温の水塊が観測され、調査点佐賀10では上げ潮時および満潮時に低塩分水塊が観測された。佐賀10における低塩分の観測時刻の遅れから、塩田川から流出した河川水が直接的に調査点佐賀10に運ばれるのではなく、一度、調査点A-1方向に運ばれた後に上げ潮により、調査点佐賀10に運ばれていることが示唆される。濁度については、水深が浅くなる干潮時刻の前後、及び流速が最大となる上げ潮時に、底層の濁度が高くなっていることがわかった。これは、底質の巻き上げには、潮汐変動による流速以外に、干潮時の前後の波浪の影響が大きいことを示唆している。

この連続水質測定結果からも、潮汐変動の大きな有明海では、水質が細かな時間スケールで空間的に大きく変動していることがわかった。

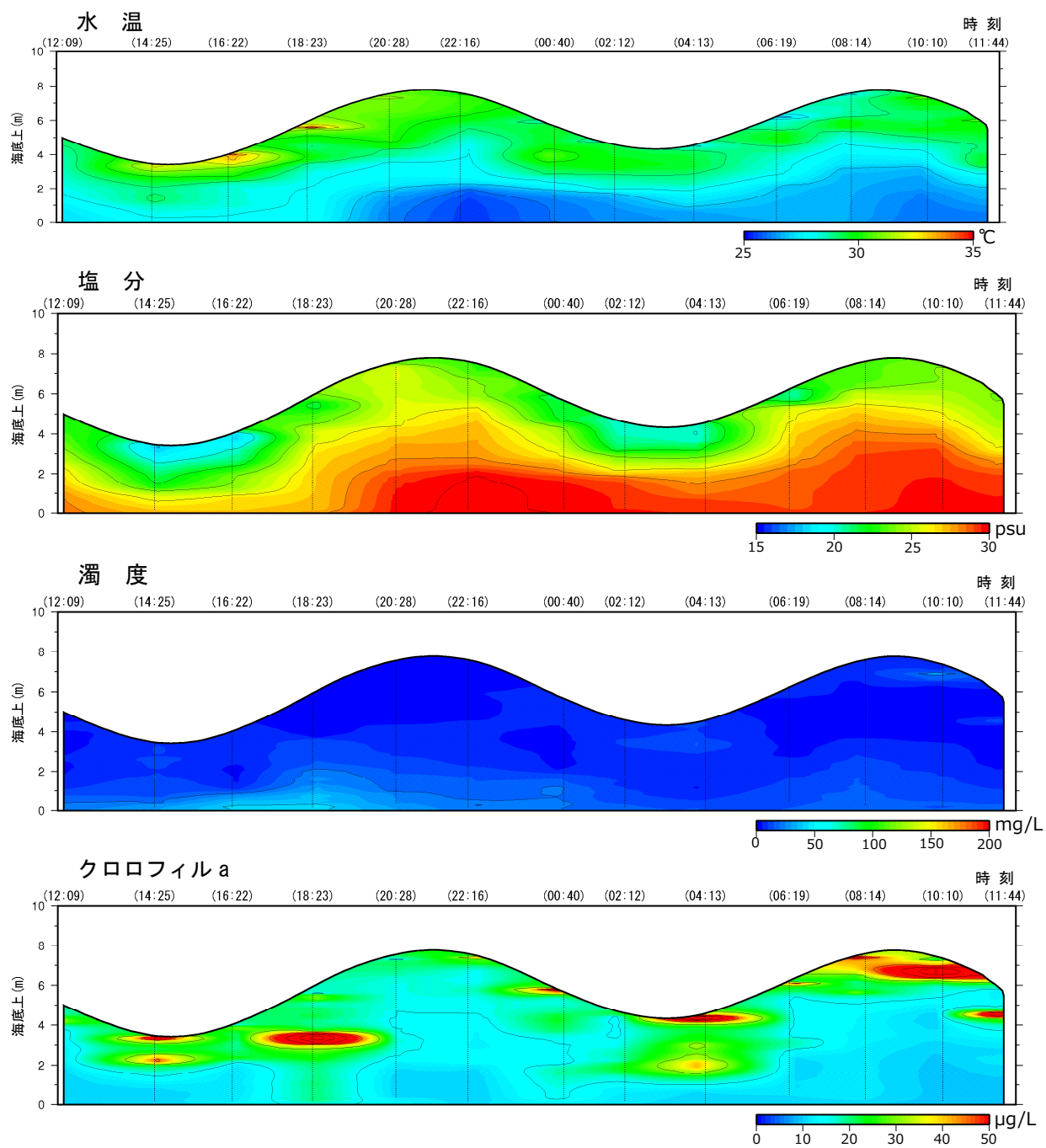


図5 多項目水質計による水質測定結果（調査点：A-1）
2005年8月4日～8月5日

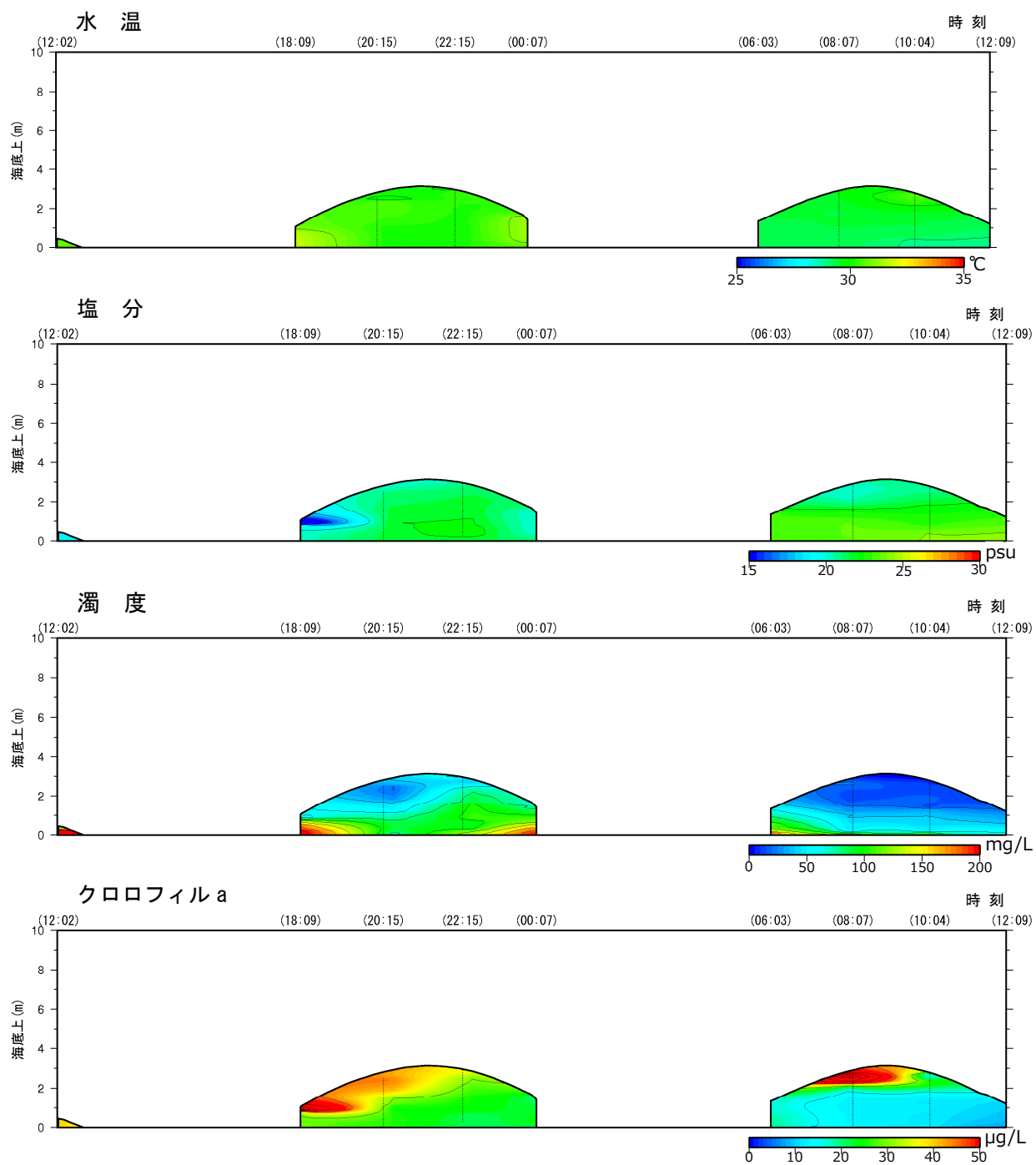


図6 多項目水質計による水質測定結果 (調査点: B-1)
2005年8月4日~8月5日

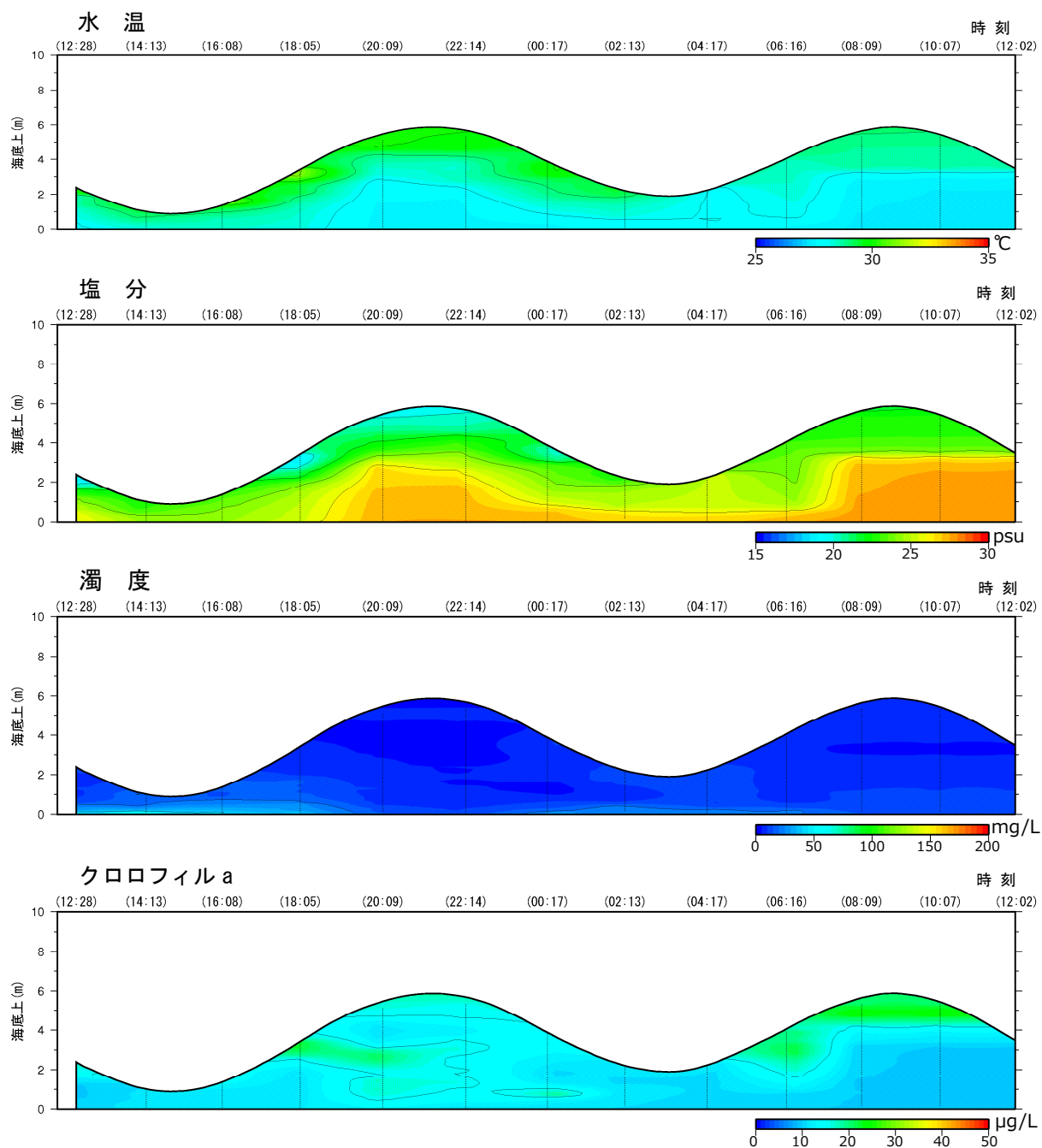


図7 多項目水質計による水質測定結果 (調査点: 佐賀10)
2005年8月4日~8月5日

2.3.1.2 調査結果（水質分析結果）

潮位変動による水質への影響について把握するため、潮位変動の日周観測に合わせ 24 時間連続した水質観測（水深、水温、塩分、流速、濁度、クロロフィル *a*、D0、水中光量）を行い、併せて 2 時間毎の採水試験（塩分、pH、D0、SS、クロロフィル *a*、COD、PON、POP、POC、DON、DOP、DOC、SiO₂-Si、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-P、PIP、T-N、T-P）を行った。このうち、窒素と懸濁物質（SS）に着目し、これら 2 点について、潮汐変動による変化の大きさを検討し、大きな場合にはモデルの改良を行うこととした。

図 8、図 9 に、公共用水域・A-1 地点および浅海定線・佐賀 10 地点における水質の日間変動調査結果をもとに、満潮を 1、干潮を 0 としたときの潮位変化に対する、それぞれ SS、T-N との関係を示す。干潮・満潮時のばらつきが大きいのが、T-N については潮汐間でほとんど変動がないのに対して、SS については干潮から満潮にかけて明確な減少傾向を示した。この結果から、潮汐間の変動がなかった窒素については、安岡らのモデルの満潮時の日平均値を用いることに問題は少ないと考えた。一方で SS については、潮汐間の変動が大きいことからこの変動を改良モデルでは反映させることとした。

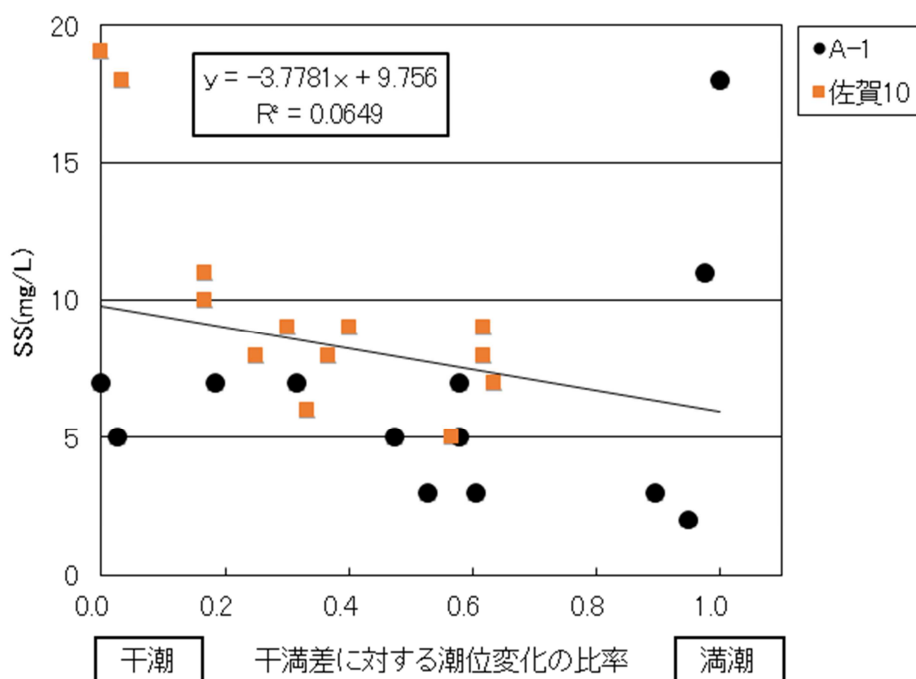


図 8 日周変動調査における潮位変化と SS 濃度の関係
2005 年 8 月 4 日～8 月 5 日

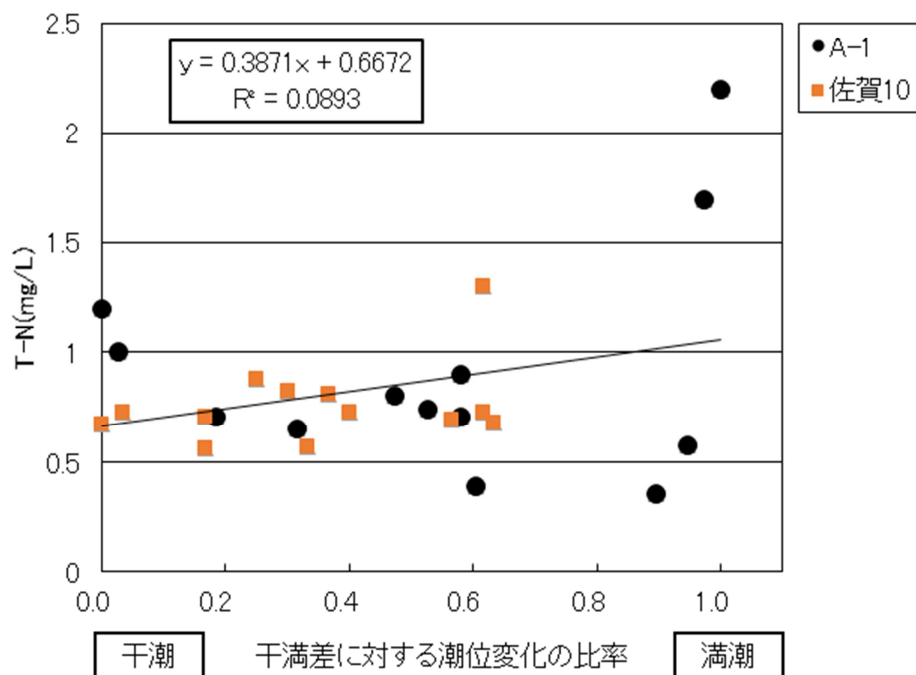


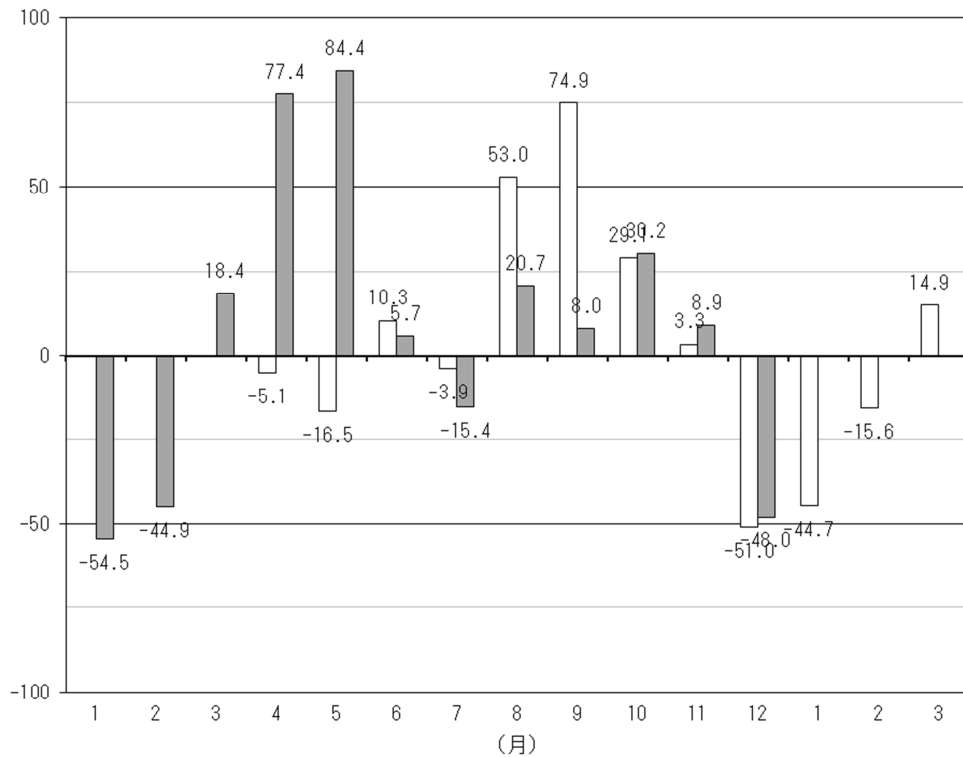
図9 日周変動調査における潮位変化と T-N 濃度の関係
2005年8月4日～8月5日

2.3.1.3 モデルへの反映

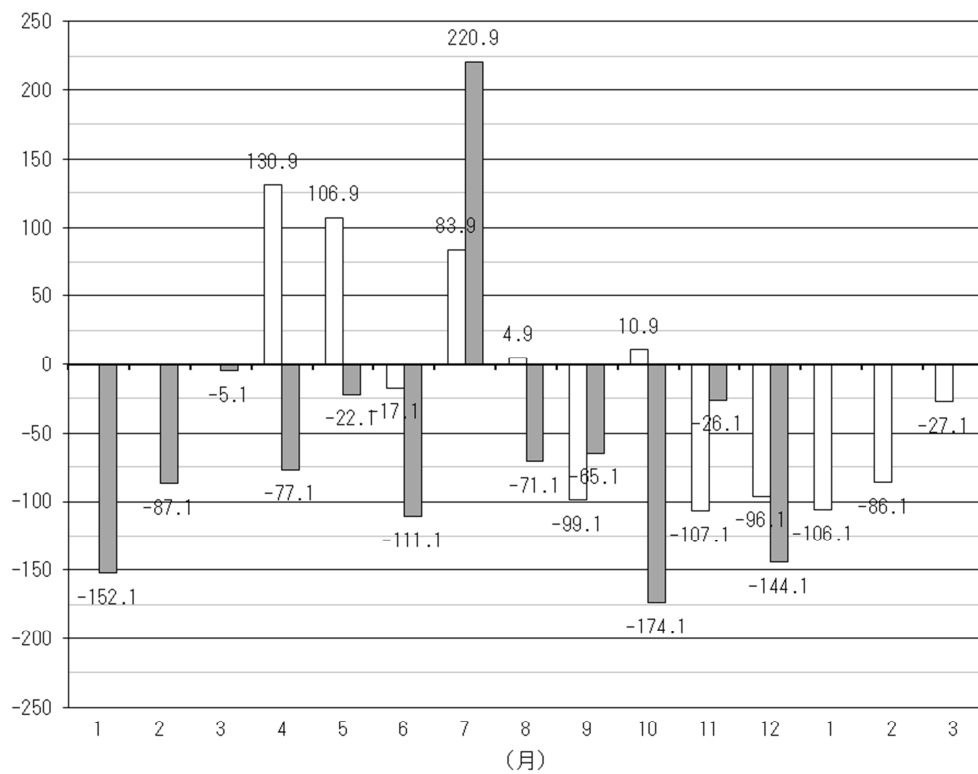
潮位と SS 濃度の相関を必ずしも高くはないが、図8で得られた相関式 $y = -3.7781x + 9.7560$ からは干潮時 ($x=0$) の SS 濃度は 9.7560 mgL^{-1} であり、満潮時 ($x=1$) の SS 濃度 5.9779 mgL^{-1} に比べ 1.6 倍と計算された。SS 濃度の潮汐間変動のモデルへの反映は、平均水位より低い場合と高い場合に分けて、平均水位の低い時間帯に高い場合の 1.6 倍をかけることとした。水位変動は流況計算 6 秒毎、移流・拡散計算 30 秒毎の条件下での流動計算からも求め、平均水位の高い場合の水質は、安岡らのモデル同様公共用水域水質測定調査結果や浅海定線調査等に基づいた。

2.3.2 モデルの再現性の確認 (複数年での検証)

モデルの汎用性を高めるため、安岡らのモデルを構築した 2002 年のデータに加え、2005 年のデータによる再現性の確保を図ることとした。



□2002年 ■2005年



□2002年 ■2005年

図10 2002年、2005年の月別日照時間（上図）および月別降水量（下図）の平年偏差
（気象庁アメダス：嬉野地点）

図 10 に、2002 年（2002 年 4 月～2003 年 3 月）、2005 年（2005 年 1 月～12 月）のそれぞれ月別降水量、月別日照時間と 30 年平均値を比較した結果を示す。その際、現地調査の日程から、2002 年については 2002 年 4 月から 2003 年 3 月、2005 年については 2005 年 1 月から 12 月にデータを採取していることから、それぞれの 30 年平均値は、2002 年については、1981 年 1 月から 2010 年 12 月の 30 年平均値、2005 年については、1981 年 4 月から 2011 年 3 月の 30 年平均値を用いた。

これより、2005 年のデータは、2002 年と全く異なる気象条件で採取されたデータであることがわかる。このため、2002 年、2005 年の両年のデータを用いてモデルを調整することで汎用性の高いモデルになると考えられる。なお、モデルの構築に際し、2002 年については 2002 年 4 月から 2003 年 3 月、2005 年については 2005 年 1 月から 12 月に採取されたデータを用いた。

2.3.2.1 2002 年観測データとの検証

改良した干潟生態系モデルを用い、2002 年について計算結果と、2002 年の実測データと比較し、浮遊系及び底生系の再現性の検証を行った。

2.3.2.1.1 浮遊系

図 3 に示す塩田川河口部干潟域の 2002 年の観測地点のうち、モデルの再現性の検証地点としては、SI-2 測線上の 4 つの調査地点を選定した。図 11 より、アンモニア態窒素濃度、及び硝酸態窒素濃度+亜硝酸態窒素濃度について、実測値と改良モデルの計算値を比較した結果、改良モデルの計算値が実測値と同じオーダーで再現されていることが示されている。更に、アンモニア態窒素濃度については、2002 年の観測値が夏季（8 月）に高く、冬季に低くなる傾向が改良モデルの計算値において再現されており、硝酸態窒素濃度+亜硝酸態窒素濃度については、観測値では夏季（8 月）にアンモニア態窒素より低い濃度であることや、夏季、秋季で岸から沖合に向けて濃度が薄くなる実測値の傾向が、同様に再現されている。以上から、各態窒素濃度の変化傾向は再現されていると考えられる。また、安岡らのモデルも上記の傾向は再現されているが、改良モデルでは特に 5 月、8 月のアンモニア態窒素の再現性が向上している。

図 11 より、SS について実測値と改良モデルの計算値を比較した結果、改良モデルによる計算値が実測値と同じオーダーで再現されていることが示されている。更に、岸から沖合に向けて濃度が薄くなる実測値の傾向が、改良モデルの計算値において再現されている。

以上から、SS 濃度の傾向は再現されていると考えられる。この傾向は、安岡らのモデルでも同様である。

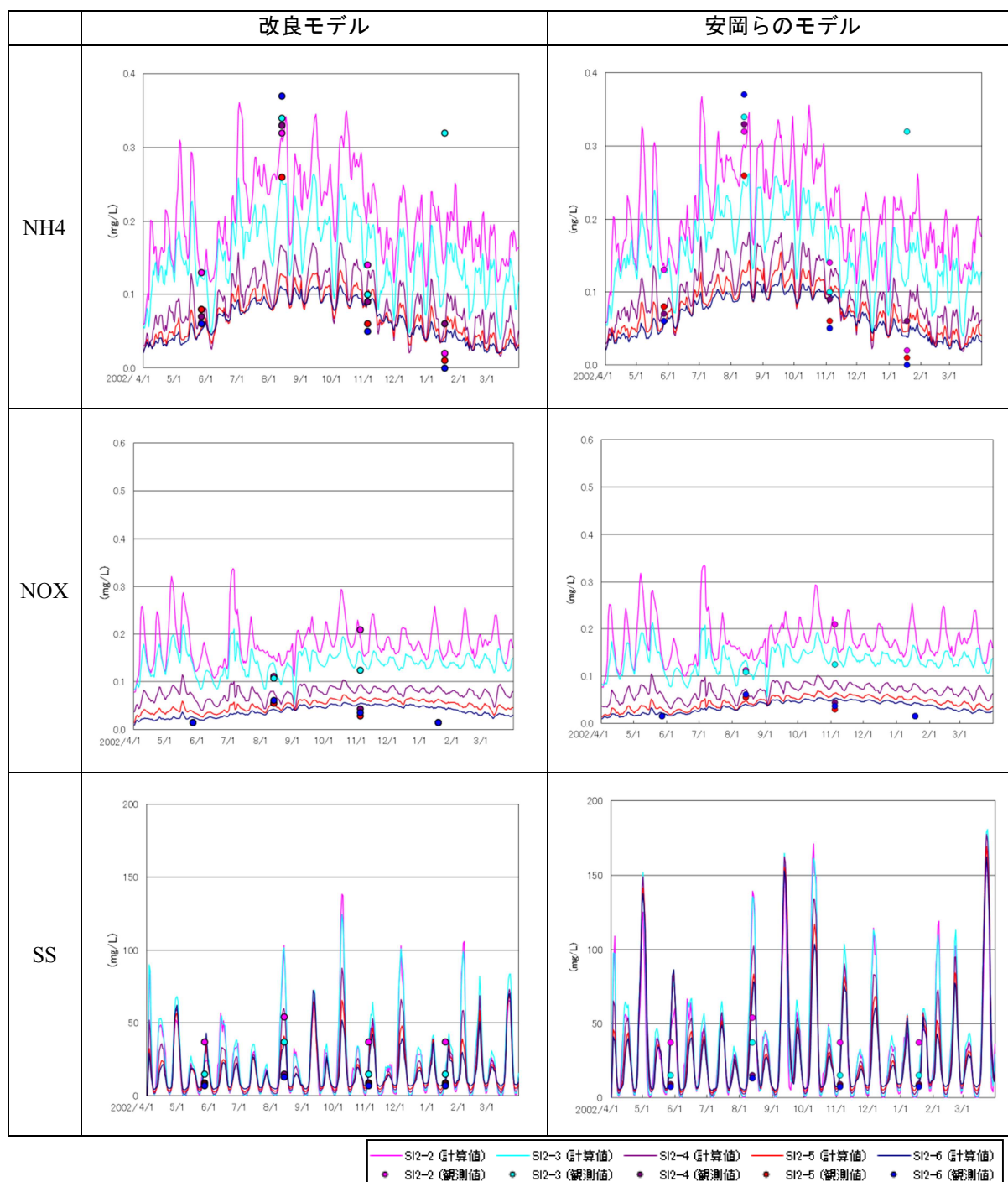


図 11 再現性の確認（浮遊系構成要素）（2002 年）（SI-2 測線）
（アンモニア態窒素、硝酸態窒素＋亜硝酸態窒素、SS）

2.3.2.1.2 底生系

図 3 に示す塩田川河口部干潟域の 2002 年の観測地点のうち、モデルの再現性は SI-1 測線上の調査地点 2 で検証した。この地点において間隙水の中のアンモニア態窒素濃度と硝酸態窒素濃度+亜硝酸態窒素濃度の 2 点を比較対象として、モデルによる計算値と観測値を比較し底生系の再現性の検証を行った。その際、底泥の実測値の深度について 0-5cm を表層、15-25cm を深層とした。表層についてはモデルの第 1 層 (0-1cm) から第 4 層 (3-5cm) の計算結果の平均値、深層については、実測値のレンジ (15-25cm) がモデルの第 6 層 (10-30cm) に、ほぼ一致しかつ含まれるため、第 6 層を比較対象として検証した。

底泥中でアンモニア態窒素が高い値を示す一方で、硝酸態窒素は低い値となるなど泥質域特有の濃度分布の特徴をよく再現している。また、無機態窒素の底泥内の鉛直方向の変化についても再現されていると考えられる (図 12)。

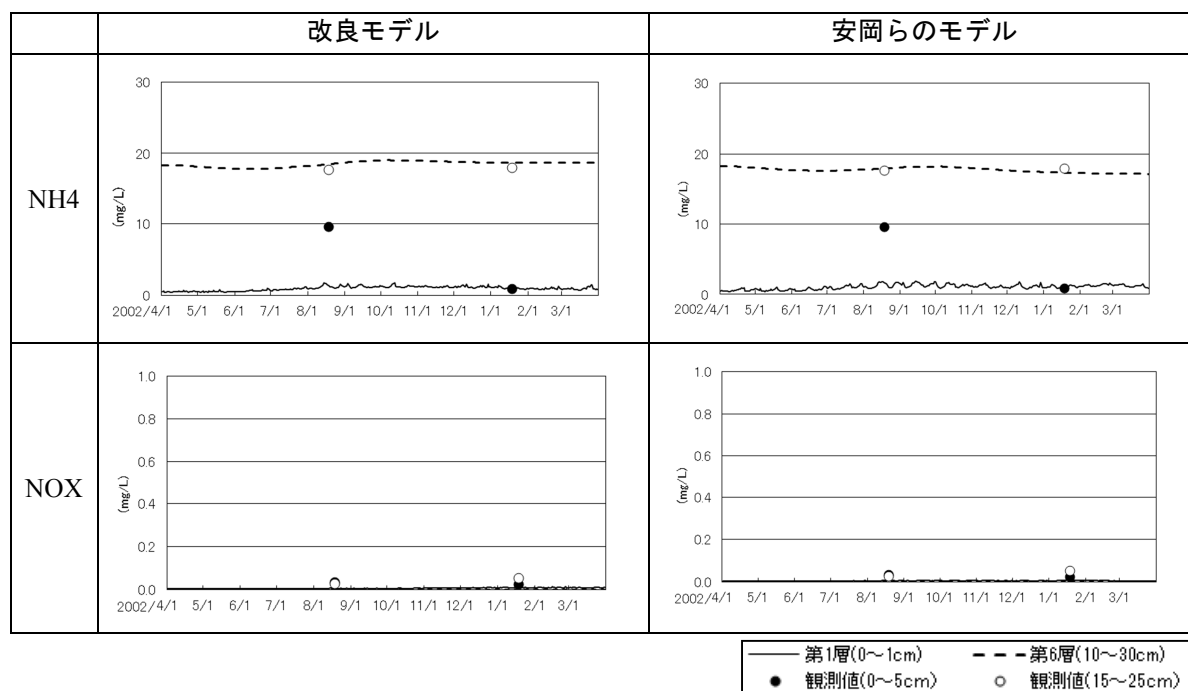


図 12 再現性の確認 (底生系構成要素) (2002 年) (SI-1 測線 : 調査地点 2)
(アンモニア態窒素、硝酸態窒素+亜硝酸態窒素、SS)

2.3.2.2 2005年観測データとの検証

2.3.2.2.1 浮遊系

図3に示す塩田川河口部干潟域の2005年の観測地点のうち、モデルの再現性の検証地点としては、SI-2測線上の4つの調査地点を選定した。この地点での改良モデルでの計算値と実測値を比較し、窒素、濁度に着目した浮遊系の再現性の検証を行った。また、併せて、安岡らのモデルでの計算値と実測値を比較し、モデルの改良結果について検証した。

実測値では、アンモニア態窒素や硝酸態窒素の季節変化があまり無く、8月や11月にアンモニア態窒素より硝酸態窒素が高濃度である傾向が見られるが、改良モデルでもそれらの傾向が再現されている。また、SI-2測線上の岸から沖合に向けた測点の順序が計算値においても再現されている(図13)。安岡らのモデルと比較するとアンモニア態窒素濃度が幾分低く計算されており、その結果特に8月の計算値に改善が見られた。他方で、SSについては、潮汐の変化に伴い濃度が変化する状況が再現されているだけでなく、改良モデルでは安岡らのモデルよりも再現結果と実測値との相関が改善されている。以上から、特にSSについて改良モデルの再現性が向上していると考えている。

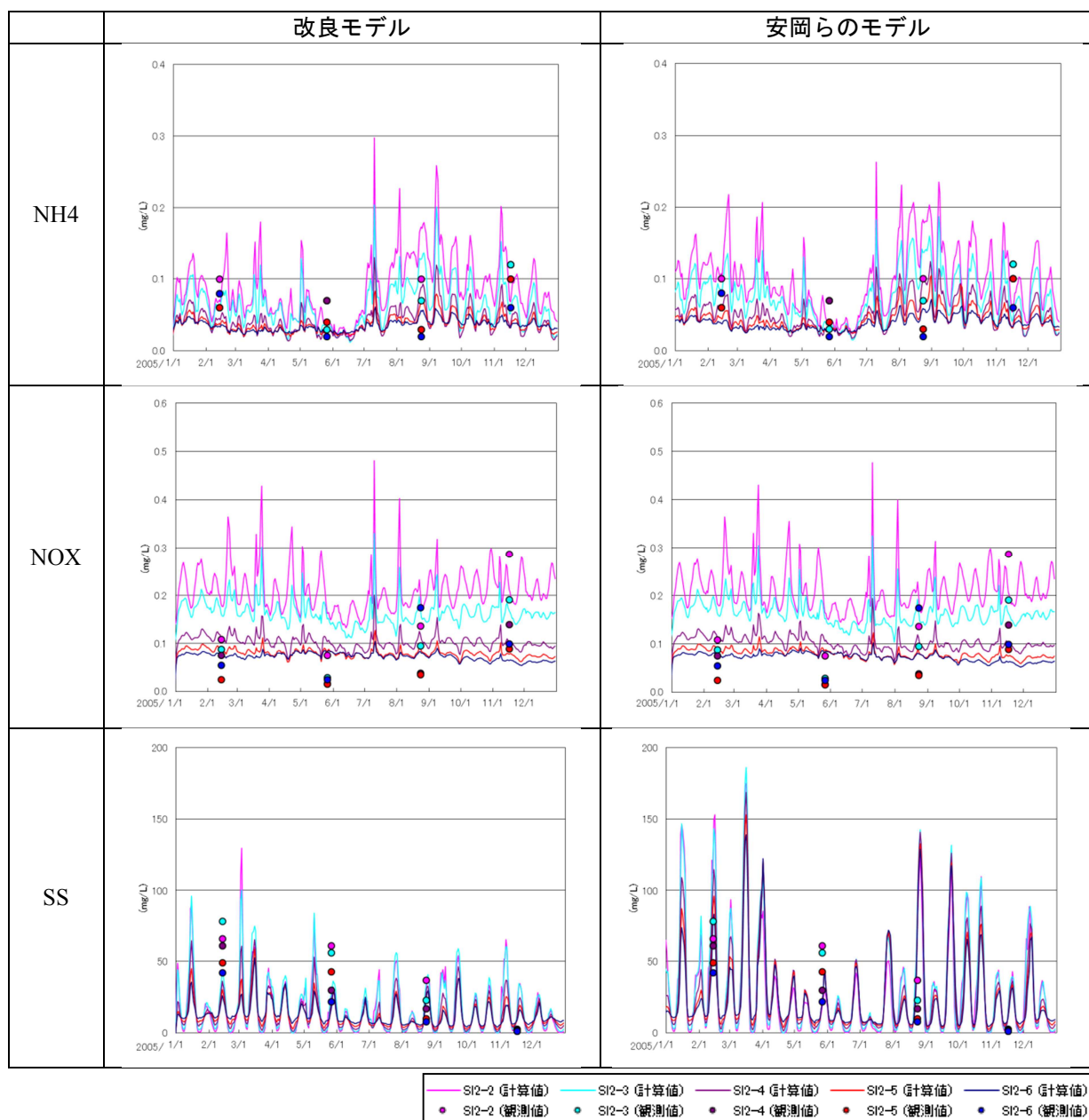


図 13 再現性の確認（浮遊系構成要素）（2005 年）（SI-2 測線）
（アンモニア態窒素、硝酸態窒素＋亜硝酸態窒素、SS）

2.3.2.2.2 底生系

図 3 に示す塩田川河口部干潟域の 2005 年の観測地点のうち、モデルの再現性は SI-1 測線上の調査地点 2 で検証した。この地点において間隙水の中のアンモニア態窒素濃度と硝酸態窒素濃度＋亜硝酸態窒素濃度（NOX）の 2 点を比較対象として、改良モデルによる計算値と観測値を比較し底生系の再現性の検証を行うとともに、安岡らのモデルによる

る計算値と観測値を比較したものと対比することでモデルの改良結果について検証した。その際、底泥の実測値の深度について 0-5cm を表層、15-25cm を深層とした。表層についてはモデルの第 1 層 (0-1cm) から第 4 層 (3-5cm) の計算結果の平均値、深層については、実測値のレンジ (15-25cm) がモデルの第 6 層 (10-30cm) に、ほぼ一致しかつ含まれるため、第 6 層を比較対象として検証した。

図 14 に示す計算結果では、改良モデルでは、底泥中において、アンモニア態窒素が高い値を示す一方、硝酸態窒素は低い水準となるなど、泥質干潟域特有の濃度分布の特徴をよく再現されている。また、アンモニア態窒素における底泥内の鉛直方向の変化についてもその傾向が再現されていると考えられる。なお、再現性においては安岡らのモデルと同様であることがわかる。

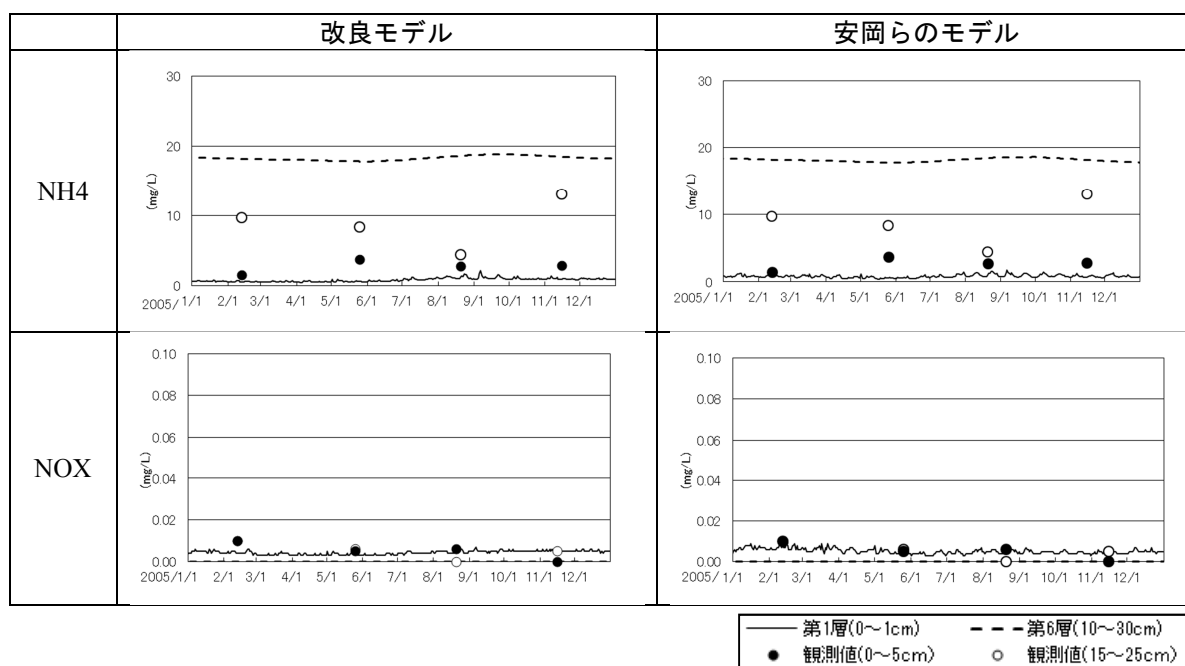


図 14 再現性の確認 (底生系構成要素) (2005 年) (SI-1 測線: 調査地点 2)
(アンモニア態窒素、硝酸態窒素+亜硝酸態窒素、SS)

2.3.3 モデルの改善状況の確認

2.3.3.1 浮遊系構成要素の計算結果と実測値の検証

モデルの改善状況を確認する際に、図 10 を用いて 2002 年と 2005 年の気象状況を比較したところ、植物プランクトンの光合成などに影響する年平均日照時間の値が、2005 年は 30 年平均値と 0.1%、2002 年は 2.4%の違いがあることから、30 年平均値を平年とすると 2005 年がより平年に近いと考え、2005 年の実測値を用いてモデルの改善状況の確認を行うこととした。

2005 年を対象として改良モデルを用い、窒素動態と関連の強いアンモニア態窒素濃度、硝酸態窒素濃度+亜硝酸態窒素濃度、SS 濃度の計算を行い、同年の安岡らのモデルを用いて計算した結果と比較したところ、春先の 5 月において、改良モデルはより実測値に合致し、SS 濃度について、5 月、11 月の再現性が、安岡らのモデルから大きく改善した。

(図 15)

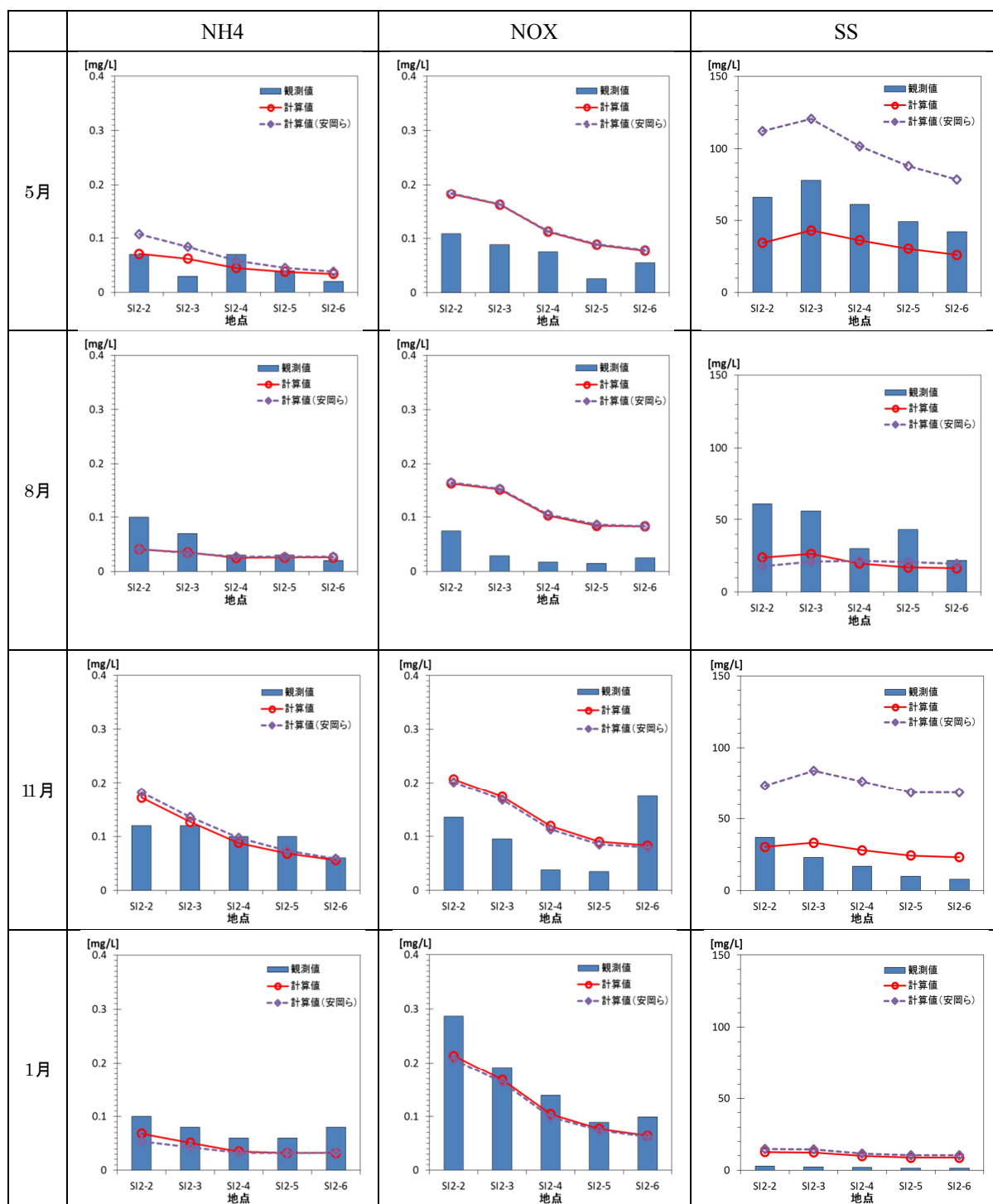


図 15 浮遊系構成要素の計算結果と観測地との比較 (2005 年) (SI-2 測線)
(アンモニア態窒素、硝酸態窒素+亜硝酸態窒素、SS)

2.3.3.2 脱窒速度の計算結果と実測値の検証

改良モデルを用い、2002年、及び2005年の底質からの脱窒速度の計算を行った。同様に安岡らのモデルを用いて2002年、及び2005年の計算を行い、これらの計算結果と2002年、及び2005年の実測値との比較を行い、モデルの改善状況を検討した。

表3に計算結果と実測値を示す。なお、2002年は現場採取した未攪乱堆積物コアを用いてアセチレン阻害法で実測した(九州農政局(2003))⁴⁹⁾が、2005年はより精度の高い未攪乱堆積物コアを用いた¹⁵N isotope paring 法により現場脱窒活性を測定している(九州農政局調査2005年)⁵²⁾。

表3 底質からの脱窒速度の実測値と計算値

(単位：mgm⁻²d⁻¹)

調査年月		実測値	計算値	
			安岡らのモデル	改良モデル
2002年	8月	8.5±4.9 (2.3~14.1)	11.7±5.8 (3.9~25.5)	8.5±3.6 (3.5~15.4)
	10月	—	10.4±3.0 (5.3~17.1)	7.4±4.0 (2.3~17.4)
	1月	2.8±1.0 (2.0~4.3)	3.5±1.0 (2.3~5.8)	2.2±1.0 (0.6~5.1)
2005年	8月	—	10.0±3.4	9.9±2.4
	10月	1.9±0.3	5.0±1.5	4.4±1.9
	1月	—	1.8±0.2	1.7±0.2

注1) 2002年の実測値は計算対象領域内4地点で採取された未攪乱堆積物コアを用いてアセチレン阻害法により測定された値である。

注2) 数値は、平均±標準偏差、()内はレンジを示す。

注3) 2005年の実測値は計算対象領域内1地点で採取された未攪乱堆積物コアを用いて¹⁵N isotope paring により測定された現場脱窒活性である。

改良モデルと安岡らのモデルとの再現性について、それぞれのモデルによる脱窒速度の計算値と実測値とを比較することで検証した。その際、比較手法として、実測値との距離を比較するテイラーダイヤグラムを用いた。

(単位 : mgL^{-1})

脱窒速度の計算値の 標準偏差(2002年)	安岡らのモデル	5.65
	改良モデル	3.90
脱窒速度の実測値の 標準偏差(2002年)		4.14

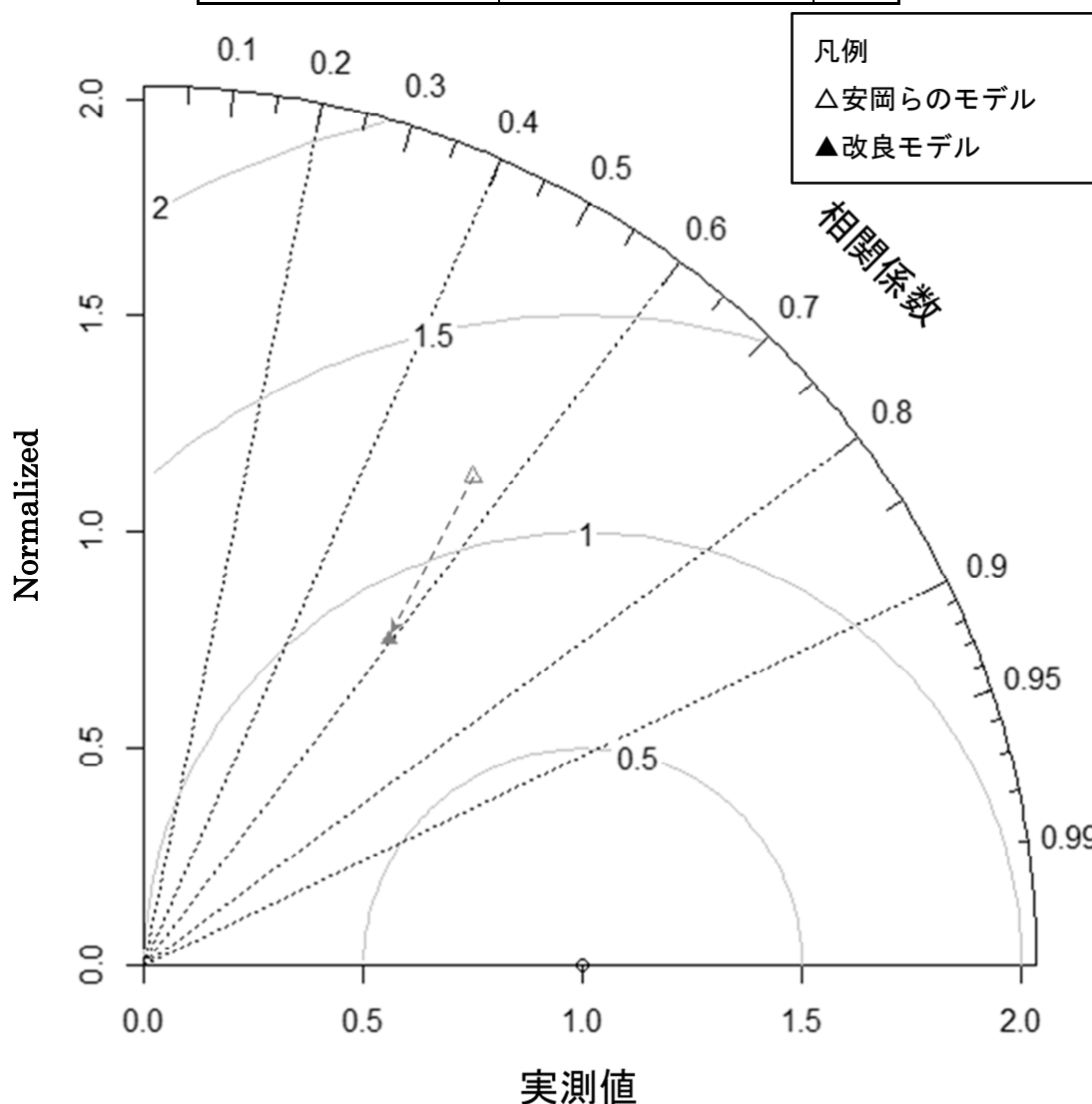


図 16 テイラーダイアグラムによるモデルの精緻化による脱窒速度の再現性の改善状況 (2002年)

具体的には、観測値と、それぞれのモデルによる脱窒速度の計算結果について、それぞれ標準偏差を算出(図 16)し、観測値を 1 として、計算結果との比(安岡らのモデルでは 1.36、改良モデルでは 0.94)を求めた。次に、それぞれのモデルによる計算結果と実測値との相関係数を求め(安岡らのモデルでは 0.55、改良モデルでは 0.60)、これらの値を、テイラーダイアグラムにプロットした(図 16)。実測値を 1.0 とした点を中心とする同心

円の中心からの距離を比較したところ、改良モデルの計算結果が安岡らのモデルの計算結果よりも同心円の中心により近いことから、実測値に近いと考えられ、再現性が向上していることが示されたと考えている。

2.3.4 モデルの精緻化の結果

物質収支（窒素）について計算した結果、図 17 に示すように、系外への窒素の除去をプラスとした場合、安岡らのモデルを用いた 2005 年の収支は $-0.6 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ となり、2002 年の収支 $-8.4 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ と比べると非常に小さい値となっており、改良モデルを用いた 2002 年の収支は $-10.7 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ 、2005 年の収支は $-5.4 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ となり、どちらの年次についても値は大きくなった。また、物質循環過程としては、付着珪藻の生産に伴う無機態窒素（I-N）の消費が 2002 年で、 $26.1 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1} \rightarrow 28.7 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ 、2005 年で、 $26.6 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1} \rightarrow 30.8 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ とそれぞれ安岡らのモデルに比べ、改良モデルにおいて増加しており、また、無機態窒素（I-N）の系外への流出負荷が、2002 年で $51.2 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1} \rightarrow 38.6 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ 、2005 年で、 $40.8 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1} \rightarrow 28.0 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ と安岡らのモデルに比べて、改良モデルでは大幅に減少し、逆に有機態窒素（O-N）の系外への流出負荷が、 $18.7 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1} \rightarrow 29.0 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ 、 $16.5 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1} \rightarrow 24.5 \text{ mgNm}^{-2}\text{d}^{-1}$ へ、大幅に増えている。これは、干潟域において無機態窒素（I-N）を使って有機態窒素（O-N）を生成し、有明海に有機物を供給する機構がより強くなったものであり、モデルの精緻化、汎用化により、干潟上で無機化が卓越する砂質干潟との違いが明確になった結果であると考えられる。（図 17）

泥質干潟域の窒素について、系外から流入し、系内で消失・除去された量、即ち、陸域からの流入負荷量と系外への流出量の差として表される、沈降、付着珪藻の生産、二枚貝の摂餌、巻上げ、溶出、底生生物の排泄といった窒素収支の値を水質浄化機能として評価すると、干潟の系全体としてはマイナスであり、その規模も、流入負荷量に対し、2005 年は約 9%、2002 年は約 14%と流入負荷の 1 割程度である。この数字は、三番瀬の 45%（千葉県(1999) ²⁶⁾ と比べるとはるかに小さく、泥質干潟では、流入負荷の大部分は系外である海域へ流出していることがわかる。

陸域からの流入負荷の大部分は系外の海域（本モデルの場合は有明海）へ流出していることがわかったことから、泥質干潟の沖合海域では赤潮抑制対策などとして栄養塩類濃度の低下が必要な場合には、農地への施肥抑制対策など、陸域からの流入負荷そのものを抑制することが重要であると考えられる。

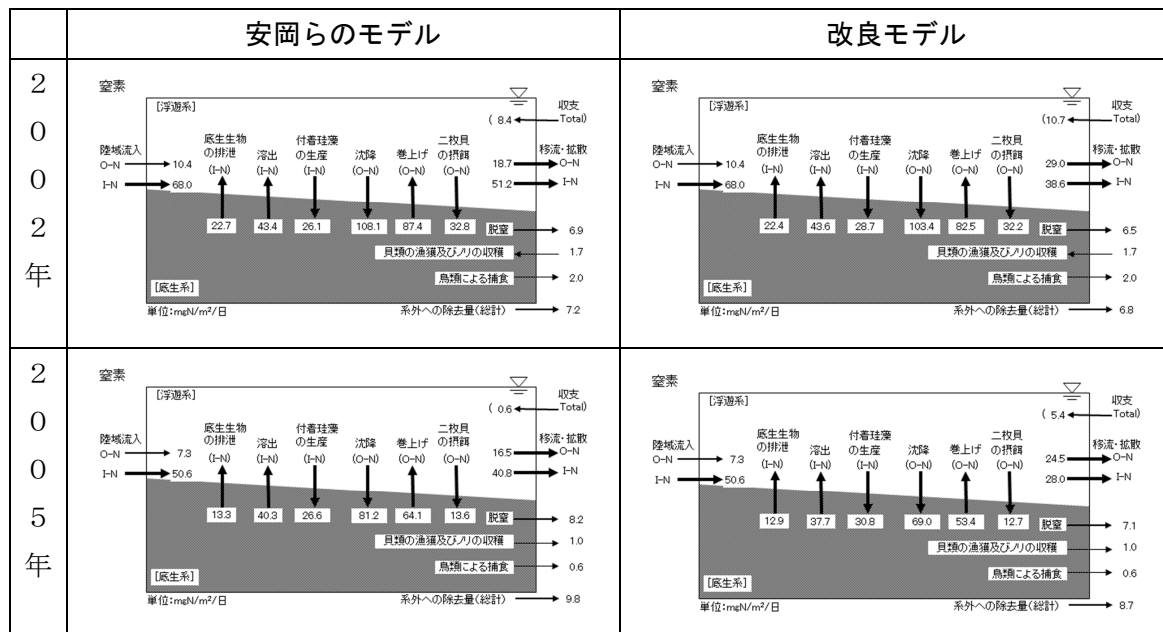


図 17 窒素収支計算結果 (単位: mgNm⁻²d⁻¹)

2.4 まとめ

有明海の泥質干潟を対象とした安岡らの浮遊系-底生系結合生態系モデルでは、有明海特有の潮汐に伴う懸濁物質の濃度変化が考慮されていない。本研究では、現地調査により有明海の泥質干潟域での SS を含めた水質と潮位変動との関係を把握して定式化し、モデルを精緻化した。

安岡らのモデルは 2002 年の調査結果に基づき構築されたが、2002 年は日照時間、降水量の月別年平均偏差が大きく、本モデルの改良においては、2002 年のデータに 2005 年の現地調査結果を加えてモデルの汎用化を行った。

2005 年を対象として改良モデルを用い、窒素動態と関連の強い無機態窒素 (NH₄ と NOX) および SS の計算を行い、安岡らのモデルを用いた同年の計算結果と比較したところ、改良モデルはより観測値に合致し、季節変化の再現性が安岡らのモデルから大きく改善された。また、これらの物質濃度から算出される脱窒速度についてテイラーダイアグラムを用いて評価したところ、改良モデルが安岡らのモデルよりも再現性が高いことが示された。

精緻化、汎用化した改良モデルを用いて、窒素の物質収支を計算した結果、泥質干潟域では無機態窒素 (I-N) を使って有機態窒素 (O-N) を生成し、有明海に有機物を供給する過程がより強く現れ、干潟上で無機化が卓越する砂質干潟との違いが明確になった。また、泥質干潟域の水質浄化機能は、干潟の系全体としてはマイナスであり、その規模も、流入負荷の 1 割程度と小さかった。陸域からの流入負荷の大部分は系外の海域へ流出している

ことから、泥質干潟の沖合海域では赤潮抑制対策などとして栄養塩類濃度の低下が必要な場合には、農地への施肥抑制対策など、陸域からの流入負荷そのものを抑制することが重要である。

Appendix 1 モデル定式化の考え方

モデルの基本式は以下に示すとおりであり、水平・鉛直方向の移流項、拡散項とそれらを除く生成・消滅項から構成されている。

$$\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S) = - \left(u \frac{\partial}{\partial x}(h \cdot S) + v \frac{\partial}{\partial y}(h \cdot S) + w \frac{\partial}{\partial z}(h \cdot S) \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial z} \right) + \left(\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S) \right)^*$$

移流項

拡散項

生成・消滅項

- ここで、 S : 各構成要素の物質濃度 (gm^{-3})
 h : 層厚(m)
 x, y, z : x, y は右手系の直交座標軸、 z は鉛直上向きを正
 u, v, w : x, y, z 方向の流速成分 (ms^{-1})
 K_x, K_y, K_z : x, y, z 方向の渦拡散係数 (m^2s^{-1})
 $\left(\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S) \right)^*$: 生成・消滅項 (下記で構成要素毎に説明)

(1) 浮遊系

植物プランクトンと動物プランクトンについては、有明海海域環境調査（農林水産省他, 2003）⁵⁰で構築した水質モデルを基に定式化を行った。

① 植物プランクトン：PPHY

$$\frac{dPPHY}{dt} = \text{光合成} - \text{呼吸} - \text{細胞外分泌} - \text{枯死} - \text{沈降} - \text{被食} \quad (\text{動物プランクトン、懸濁物食者})$$

物質循環過程	主なモデル式
光合成	<p>光合成速度 (PP_1) は、水温 (T)、光量 (I)、栄養塩 (N, P) に依存するものとしてモデル化</p> $PP_1 = \mu \max_{pphy} \cdot f(T) \cdot f(I) \cdot f(N, P)$ <p>$\mu \max_{pphy}$: 最大光合成速度 (18°C, 1.8 [d⁻¹])</p> $f(T) = \exp(\theta_{pphy} (T - 18)^2)$ <p>θ_{pphy} : 温度係数(-0.004)</p>

	$f(I) = \frac{I_L}{I_{opt_pphy}} \cdot \exp\left(1 - \frac{I_L}{I_{opt_pphy}}\right)$ <p> I_{opt_pphy} : 最適光量 (923 [$\mu E m^{-2} s^{-1}$]), I_L : 第L層での平均光量 ここで第L層の光量は、以下のとおり、SS及びクロロフィルa濃度に応じて第L層の上端 (h_1) から下端 (h_2) にかけて減衰するものとして設定 $I_{h_2} = I_{h_1} \cdot \exp(-k \cdot (h_s - h_1))$ $k \text{ (消散係数: } m^{-1}) = 0.06147 \cdot (SS) + 0.00930 \cdot (Chl - a) + 0.3180$ h_s : 海表面光量 $f(N, P)$ (栄養塩依存項) については、半飽和型の関数を活用 </p>
呼吸	呼吸速度 (PP_3) は水温 (T) に依存するものとしてモデル化 $PP_3 = RESPpphy \cdot \exp(Q10Rpphy \cdot (T - 20))$ $RESPpphy$: 呼吸速度 (20°C, 0.01 [d ⁻¹]) $Q10Rpphy$: 温度係数 (0.0693)
細胞外分泌	細胞外分泌速度 (PP_2) は光合成量に対して一定の割合が細胞外分泌するものとして設定 $PP_2 = EXCpphy \cdot PP_1$ $EXCpphy$: 細胞外分泌係数 (0.12)
枯死	枯死速度 (PP_4) は水温 (T) に依存するものとしてモデル化 $PP_4 = MORTpphy \cdot \exp(Q10Mpphy \cdot (T - 20))$ $MORTpphy$: 枯死速度 (20°C, 0.0125 [d ⁻¹]) $Q10Mpphy$: 温度係数 (0.0693)
沈降	沈降速度 (PP_5) は一定値 ($SINKpphy$) を設定 (0.1 [m d ⁻¹])
被食	被食については、動物プランクトンと懸濁物食者の摂餌を参照

② 動物プランクトン : PZ00

$$\frac{dPZOO}{dt} = \text{摂餌} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡}$$

物質循環過程	モデル式
摂餌	摂餌速度 (PZ_1) は、餌濃度 (P) と水温 (T) に依存するものとしてモデル化 $PZ_1 = Gpzoo \cdot f(P) \cdot f(T)$ $Gpzoo$: 摂餌速度 (0°C, 0.18 [d ⁻¹]) $f(P) = 1 - \exp(\lambda \cdot (P \text{ min} - PPHY)) \quad (PPHY \geq P \text{ min})$ Ivlev (1945) ⁵³⁾ の実験式を基に餌料濃度が閾値を下回ると摂餌ができなくなるものとしてモデル化 λ : Ivlev の係数 (10 [L mg ⁻¹]) $P \text{ min}$: 摂餌の閾値 (0.05 [mgC L ⁻¹]) $f(T) = \exp(Q10Gpzoo \cdot T)$ $Q10Gpzoo$: 温度係数 (0.0693)

呼吸・排泄	呼吸・排泄速度 (PZ_3) は水温 (T) に依存するものとしてモデル化 $PZ_3 = RESP_{pzo} \cdot \exp(Q10R_{pzo}(T - 20))$ $RESP_{pzo}$: 呼吸速度 (20°C, 0.015 [d ⁻¹]) $Q10R_{pzo}$: 温度係数 (0.0742)
排糞	排糞速度 (PZ_2) は摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化 $PZ_2 = PZ_1(1 - ASSI_{pzo})$ $ASSI_{pzo}$: 同化係数 (0.7)
死亡	死亡速度 (PZ_4) は水温 (T) に依存するものとしてモデル化 $PZ_4 = MORT_{pzo} \cdot \exp(Q10M_{pzo} \cdot (T - 20))$ $MORT_{pzo}$: 死亡速度 (20°C, 0.1 [d ⁻¹]) $Q10M_{pzo}$: 温度係数 (0.0693)

- ③ 懸濁態有機物：炭素：PPOC，窒素：PPON，リン：PPOP

$$\frac{dPPOC}{dt} = \text{植物プランクトンの枯死} + \text{動物プランクトンの死亡} + \text{動物プランクトンの排糞} \\ - \text{分解} - \text{沈降} - \text{被食 (動物プランクトン、懸濁物食者)} + \text{巻上げ} + \text{流入負荷}$$

- ④ 溶存態有機物：炭素：PDOC，窒素：PDON，リン：PDOP

$$\frac{dPDOC}{dt} = \text{植物プランクトンの細胞外分泌} + \text{懸濁態有機物の分解} - \text{無機化} + \text{流入負荷}$$

- ⑤ アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) : PNH4

$$\frac{dPNH4}{dt} = -\text{光合成 (植物プランクトン、付着珪藻)} + \text{呼吸 (植物プランクトン、付着珪藻)} \\ + \text{排泄 (動物プランクトン、ベントス)} + \text{無機化} - \text{硝化} + \text{巻上げに伴う溶出} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} - \text{ノリの収穫に伴う除去}$$

- ⑥ 硝酸態窒素および亜硝酸態窒素 ($\text{NO}_x\text{-N}$) : PNO_x

$$\frac{dPNO_x}{dt} = -\text{光合成 (植物プランクトン、付着珪藻)} + \text{硝化} + \text{巻上げに伴う溶出} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} - \text{ノリの収穫に伴う除去}$$

- ⑦ リン酸態リン ($\text{PO}_4\text{-P}$) : PPO4

$$\frac{dPPO4}{dt} = -\text{光合成 (植物プランクトン、付着珪藻)} + \text{呼吸 (植物プランクトン、付着珪藻)} \\ + \text{排泄 (動物プランクトン、ベントス)} + \text{無機化} + \text{巻上げに伴う溶出} \pm \text{浮遊物質との吸脱着} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} - \text{ノリの収穫に伴う除去}$$

- ⑧ 懸濁態リン (PIP) : PPIP

$$\frac{dPPIP}{dt} = \pm \text{浮遊物質との吸脱着} + \text{流入負荷} - \text{沈降} + \text{巻上げ}$$

- ⑨ 溶存酸素 (DO) : PDO

$$\frac{dPDO}{dt} = \text{光合成 (植物プランクトン、付着珪藻)} - \text{呼吸 (生物)} - \text{分解・無機化に伴う酸素消費} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} \pm \text{大気との交換} + \text{巻上げに伴う拡散}$$

⑩ 浮遊物質 (SS) : PSS

$$\frac{dPSS}{dt} = \text{流入負荷} - \text{沈降} + \text{巻上げ}$$

(2) 底生系

① 付着珪藻 : BDIA

付着珪藻に関する物質循環過程は、植物プランクトンに準じて定式化を行った。光合成については表層の有光層のみで行われることから付着珪藻の鉛直分布を仮定し、有光層の現存量を計算して光合成量を算出した。また、栄養塩は、直上水と底質間隙水の両方から摂取するものとし、その比率は再現性も考慮して設定した。

$$\frac{dBDIA}{dt} = \text{光合成} - \text{呼吸} - \text{細胞外分泌} - \text{枯死} - \text{被食 (メイオベントス、堆積物食者、カニ類、ムツゴロウ)} - \text{巻上げ} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

物質循環過程	主なモデル式
光合成	<p>光合成速度 (BD_1) は、泥温 (T) , 光量 (I) , 直上水と底質間隙水の栄養塩 (PN, PP, BN, BP) に依存するものとしてモデル化</p> $BD_1 = \mu \max b_{dia} \cdot f(T) \cdot f(I) \cdot [f(PN, PP)(1 - rB_{bdia}) + f(BN, BP) \cdot rB_{bdia}]$ <p>$\mu \max b_{dia}$: 比最大光合成速度 (16°C, 1.3 [d⁻¹]) rB_{bdia} : 浮遊系から摂取した栄養塩の割合 $f(T) = \exp(-0.004 \cdot (T - T_{opt_{bdia}})^2)$ $T_{opt_{bdia}}$: 最適温度 (16[°C]) $f(I) = \frac{I}{K_{ibdia} + I}$ K_{ibdia} : 光量の半飽和定数 (150[$\mu E m^{-2} s^{-1}$]) $f(PN, PP)$, $f(BN, BP)$ (栄養塩依存項) については、半飽和型の関数を用い、無機態窒素、無機態リンの相対的に濃度が不足する方に支配される現象を再現</p>
呼吸	<p>呼吸速度 (BD_3) は、光合成量に依存する部分と現存量と泥温 (T) に依存する部分 (静止呼吸) からなるものとしてモデル化</p> $BD_3 = ARES_{bdia} \cdot BD_1 + RRES_{bdia} \cdot \exp(Q_{10} R_{bdia} \cdot (T - 22))$ <p>$ARES_{bdia}$: 光合成に対応した呼吸の割合 (0.0) $RRES_{bdia}$: 相対的静止排泄速度 (22°C, 0.005[d⁻¹]) $Q_{10} R_{bdia}$: 温度係数 (0.0693)</p>
細胞外分泌	<p>細胞外分泌速度 (BD_2) は、光合成量に対して一定の割合が細胞外分泌する</p>

	ものとして設定 $BD_2 = EXCb_{dia} \cdot BD_1$ $EXCb_{dia}$: 細胞外分泌の割合 (0.42)
枯死	枯死速度 (BD_4) は、泥温 (T) に依存するものとしてモデル化 $BD_4 = MORT_{bdia} \cdot \exp(Q10M_{bdia} \cdot (T - 22))$ $MORT_{bdia}$: 枯死速度 (22°C, 0.0055[d ⁻¹]), $Q10M_{bdia}$: 温度係数 (0.0693)
被食	メイオベントス、堆積物食者、カニ類、ムツゴロウの摂餌を参照
巻上げ	Appendix 2(1) 底泥の巻上げを参照
生物攪乱	底生生物現存量に応じて各層間で物質の混合が生じるものとしてモデル化

② メイオベントス : BMEI

メイオベントスに関する物質循環過程は、盤州干潟 (環境省水環境部, 2001)²⁸⁾ 等の既存の干潟生態系モデルに準じて定式化を行った。

$$\frac{dBMEI}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻、メイオベントス)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} \\ - \text{死亡} - \text{被食 (メイオベントス、堆積物食者)}$$

物質循環過程	モデル式
摂餌	摂餌速度 (BM_1) は、泥温 (T)、生息密度 ($BMEI$)、餌料濃度 ($FOOD_{bmei}$) に依存するものとしてモデル化 $BM_1 = G \max_{bmei} \cdot f(T) \cdot f(BMEI) \cdot f(FOOD_{bmei})$ $G \max_{bmei}$: 摂餌速度 (20°C, 0.15[d ⁻¹]) $f(T) = \exp(Q10G_{bmei} \cdot (T - 20))$ $Q10G_{bmei}$: 温度係数 (0.0405) $f(BMEI) = \frac{BMEI}{K_{bmei} + BMEI}$ K_{bmei} : 半飽和現存量 (1.0[gC m ⁻²]) $f(FOOD_{bmei})$ (餌料濃度依存項) については半飽和型の関数でモデル化
呼吸・排泄	呼吸・排泄速度 (BM_3) は、摂食量に依存する活動呼吸と現存量と泥温 (T) に依存する静止呼吸からなるものとしてモデル化 $BM_3 = ARES_{bmei} \cdot BM_1 + RRES_{bmei} \cdot \exp(Q10R_{bmei} \cdot (T - 20))$ $ARES_{bmei}$: 摂食量に占める呼吸の割合 (0.33) $RRES_{bmei}$: 静止排泄 (呼吸) 速度 (20°C, 0.01[d ⁻¹]) $Q10R_{bmei}$: 静止排泄 (呼吸) の温度係数 (0.0742)
排糞	排糞速度 (BM_2) は、摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化 $BM_2 = (1 - ASSI_{bmei}) \cdot BM_1$ $ASSI_{bmei}$: 同化係数 (0.55)
死亡	死亡速度 (BM_4) は、自然死亡と溶存酸素濃度 (DO) の低下によるストレス死によるものとしてモデル化 $BM_4 = MORT_{bmei} \cdot \exp(Q10M_{bmei} \cdot (T - 20)) + SMORT_{bmei} \cdot (1 - f(DO))$

	<p>$MORTbmei$: 自然死亡速度 (20°C, 0.01[d⁻¹])</p> <p>$Q10Mbmei$: 自然死亡速度の温度係数 (0.0693)</p> <p>$SMORTbmei$: 低酸素化による死亡速度係数</p>
被食	被食については、メイオベントス、堆積物食者の摂餌を参照

③ 懸濁物食者（カキ類を除く）：BSF

懸濁物食者については、湿重量で見ると、対象区域内ではカキとサルボウが代表的な種と考えられるが、両者には濾水速度に差があることから、カキ類とサルボウ等のその他の懸濁物食者に区別して取り扱った。

カキを除く懸濁物食者については、本海域の主要種のサルボウに関する室内試験の結果等に基づき定式化、パラメータの設定を行った。

$$\frac{dBSF}{dt} = \text{摂餌 (植物プランクトン、懸濁態有機物)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} \\ - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{漁獲} - \text{被食 (堆積物食者)}$$

物質循環過程	モデル式
摂餌	<p>室内試験結果に基づき、摂食速度 (BS_1) が餌濃度 ($CONC$)、温度 (T) 等に依存する現象をモデル化</p> $BS_1 = V_{bsf} \cdot f(T) \cdot f(CONC) \cdot f(BSF)$ <p>V_{bsf} (基準濾水速度) は、個体サイズと濾水速度の関係と観測個体の平均サイズを参考に設定 (25°C, 0.000041 [m³ gC⁻¹ h⁻¹])</p> <p>温度依存項 ($f(T)$) は、サルボウの温度と濾水速度の関係を基に 25°C を境に温度係数 ($Q10Gbsf$) は異なった値を設定</p> $f(T) = \exp(Q10Gbsf \cdot (T - 25))$ <p>$Q10Gbsf$: 温度係数 (0.09 (T<25°C<T) -0.02)</p> <p>餌料濃度依存項 ($f(CONC)$) は、サルボウの餌料濃度と濾水速度の関係を基に設定</p> $f(CONC) = \exp(Q10CONCbsf \cdot (CONC - 0.536))$ <p>$Q10CONCbsf$: 濃度係数 (-1.1 (CONC<0.536mg L⁻¹<CONC) -0.3)</p> <p>$f(BSF)$: 懸濁物食者の密度依存項</p> $f(BSF) = \frac{BSF}{BSF + Kbsf}, \quad Kbsf : \text{半飽和定数}(1 \sim 200 \text{ [gC m}^{-2}\text{)})$
呼吸・排泄	<p>呼吸・排泄速度 (BS_3) は、摂食量に依存する活動呼吸と現存量に依存する静止呼吸からなるものとしてモデル化</p> $BS_3 = ARESbsf \cdot BS_1 + RRESbsf \cdot f(T)$ $f(T) = \exp(Q10Rbsf \cdot (T - 20))$ <p>$ARESbsf$: 摂餌量に対する活動呼吸の割合 (0.214)</p> <p>$RRESbsf$: 静止排泄 (呼吸) 速度 (20°C, 0.007 [d⁻¹])</p> <p>$Q10Rbsf$: 温度係数 (0.15 (T<20°C<T) 0.08)</p>
排糞	排糞速度 (BS_2) は摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化

	$BS_2 = (1 - ASSIbsf) \cdot BS_1$, $ASSIbsf$: 同化係数 (0.45)
死亡	死亡速度 (BS_4) は自然死亡と溶存酸素濃度の低下によるストレス死によるものとしてモデル化 $BS_4 = MORTbsf \cdot \exp(Q10Mbsf \cdot (T - 20)) + SMORTbsf \cdot (1 - f(DO))$ $MORTbsf$: 自然死亡速度 (20°C, 0.001[d ⁻¹]) $Q10Mbsf$: 温度係数 (0.0693) $SMORTbsf$: 低酸素化による死亡速度係数
漁獲	漁獲実績から設定
被食	堆積物食者の摂餌を参照

④ カキ類 : BOYS

カキ類については、懸濁物食者（カキ類を除く）に準じて定式化を行った。なお、摂餌速度のパラメータについては、マガキに関する既存の実験結果に基づき設定した。

$$\frac{dBOYS}{dt} = \text{摂餌 (植物プランクトン、懸濁態有機物)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{漁獲}$$

物質循環過程	モデル式
摂餌	濾水速度 (BO_1) は泥温 (T) と生息密度 ($BOYS$) に依存するものとしてモデル化 $BO_1 = Vboys \cdot f(T) \cdot f(BOYS)$ $Vboys$: 基準濾過速度 (20°C, 0.00147[m ³ gC ⁻¹ h ⁻¹]) $f(T) = \exp(Q10Gboys \cdot (T - 20))$, $Q10Gboys$: 温度係数 (0.0405) $f(BOYS)$: カキの密度依存項 $f(BOYS) = \frac{BOYS}{BOYS + Kboys}$, $Kboys$: 半飽和定数 (1~30[gC m ⁻²])
呼吸・排泄	呼吸・排泄速度 (BO_3) は摂食量に依存する活動呼吸と現存量に依存する静止呼吸からなるものとしてモデル化 $BO_3 = ARESboys \cdot BY_1 + RRESboys \cdot \exp(Q10Rboys \cdot (T - 20))$ $ARESboys$: 摂餌量に対する活動呼吸の割合 (0.30) $RRESboys$: 静止排泄 (呼吸) 速度 (20°C, 0.008[d ⁻¹]) $Q10Rboys$: 静止排泄 (呼吸速度) の温度係数 (0.0693)
排糞	排糞速度 (BO_2) は摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化 $BO_2 = (1 - ASSIboys) \cdot BO_1$, $ASSIboys$: 同化係数 (0.45)
死亡	死亡速度 (BO_4) は自然死亡によるものとしてモデル化 $BO_4 = MORTboys \cdot \exp(Q10Mboys \cdot (T - 20))$ $MORTboys$: 自然死亡速度 (20°C, 0.012[d ⁻¹]) $Q10Mboys$: 温度係数 (0.0693)
漁獲	漁獲については漁獲実績から設定

⑤ 堆積物食者（カニ類，ムツゴロウを除く）：BDF

堆積物食者に関する物質循環過程は、メイオベントスと同様に、盤州干潟（環境省水環境部，2001）²⁸⁾等の干潟生態系モデルで用いている考え方に基づいて定式化を行った。

$$\frac{dBDF}{dt} = \text{摂餌（デトリタス、付着珪藻、メイオベントス、堆積物食者、懸濁物食者）} \\ - \text{呼吸・排泄 - 排糞 - 死亡 - 被食（堆積物食者、鳥類）}$$

物質循環過程	主なモデル式
摂餌	<p>摂餌速度 (BF_1) は、泥温 (T)、生息密度 (BDF)、餌料密度 ($FOODbdf$) に依存するものとしてモデル化</p> $BF_1 = G \max bdf \cdot CORWbdf \cdot f(T) \cdot f(BDF) \cdot f(FOODbdf)$ <p>$G \max bdf$: 摂餌速度 (20°C, 0.10[d⁻¹]) $f(T) = \exp(Q10Gbdf \cdot (T - 20))$ $Q10Gbdf$: 温度係数 (0.0693) $f(BDF) = \frac{BDF}{BDF + K bdf}$, $K bdf$: 半飽和定数 (5.0~20.0[gC m⁻²]) $f(FOODbdf)$ は半飽和型の関数でモデル化</p>
呼吸・排泄	<p>呼吸・排泄速度 (BF_3) は摂食量に依存する活動呼吸と現存量に依存する静止呼吸からなるものとしてモデル化</p> $BF_3 = ARESbdf \cdot BF_1 + RRESbdf \cdot \exp(Q10Rbdf \cdot (T - 20))$ <p>$ARESbdf$: 摂食量に対する活動呼吸の割合 (0.31) $RRESbdf$: 静止排泄 (呼吸) 速度 (20°C, 0.003[d⁻¹]) $Q10Rbdf$: 静止呼吸 (排泄) 速度の温度係数 (0.0742)</p>
排糞	<p>排糞速度 (BF_2) は摂食量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化</p> $BF_2 = (1 - ASSIbdf) \cdot BF_1$ <p>$ASSIbdf$: 同化係数 (0.5)</p>
死亡	<p>死亡速度 (BF_4) は、自然死亡速度と溶存酸素濃度 (DO) の低下によるストレス死によるものとしてモデル化</p> $BF_4 = MORTbdf \cdot \exp(Q10Mbdf \cdot (T - 20)) + SMORTbdf \cdot (1 - f(DO))$ <p>$MORTbdf$: 自然死亡速度 (20°C, 0.008[d⁻¹]) $Q10Mbdf$: 温度係数 (0.0693) $SMORTbdf$: 低酸素化による死亡速度係数</p>
被食	被食については、堆積物食者の摂餌および鳥類による採餌を考慮

⑥ カニ類：BCRAB、ムツゴロウ：BSKIP

カニ類、ムツゴロウについては、堆積物食者に準じた定式化を行った。カニ類のパラメータについては、ヒメヤマトオサガニに関する実験結果等を基に設定した。以下ヤマトオサガニに関する定式化の主なものについて示す。

$$\frac{dBCRAB}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{被食 (鳥類)}$$

$$\frac{dBSKIP}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{漁獲}$$

物質循環過程	モデル式
摂餌	摂餌速度 (BC_1) は、泥温 (T) と餌密度 ($FOODbcrab$) に依存するものとしてモデル化 $BC_1 = G \max bcrab \cdot f(T) \cdot f(FOODbcrab)$ $G \max bcrab$: 摂餌速度 (20°C, 0.11[d ⁻¹]) $f(T) = \exp(Q10Gbcrab \cdot (T - 20))$ $Q10Gbcrab$: 温度係数 (0.0405) $f(FOODbcrab)$ は半飽和型の関数でモデル化
呼吸・排泄	呼吸・排泄速度 (BC_3) は、摂食量に依存する活動呼吸と現存量に依存する静止呼吸からなるものとしてモデル化 $BC_3 = ARESbcrab \cdot BC_1 + RRESbcrab \cdot \exp(Q10Rbcrab \cdot (T - 20))$ $ARESbcrab$: 摂食量に対する活動呼吸割合 (0.32) $RRESbcrab$: 静止排泄 (呼吸) 速度 (20°C, 0.003[d ⁻¹]) $Q10Rbcrab$: 静止排泄 (呼吸速度) の温度係数 (0.0693)
排糞	排糞速度 (BC_2) は、摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化 $BC_2 = (1 - ASSIbcrab) \cdot BC_1$ $ASSIbcrab$: 同化係数 (0.44)
死亡	死亡速度 (BC_4) は、泥温 (T) に依存した自然死亡の速度を設定 $BC_4 = MORTbcrab \cdot \exp(Q10Mbcrab \cdot (T - 20))$ $MORTbcrab$: 自然死亡速度 (20°C, 0.008[d ⁻¹]) $Q10Mbcrab$: 温度係数 (0.0693)
被食	被食については、鳥類による採餌を考慮

⑦ デトリタス：炭素：BPOC、窒素：BPON、リン：BPOP

$$\frac{dBPOC}{dt} = \text{排糞 (ベントス)} + \text{死亡 (ベントス)} + \text{枯死 (付着珪藻)}$$

$$- \text{被食 (メイオベントス、堆積物食者、カニ類、ムツゴロウ)} - \text{分解}$$

$$+ \text{浮遊系からの沈降 (懸濁態有機物、植物プランクトン)} \pm \text{生物攪乱による移動} - \text{巻上げ}$$

⑧ 懸濁態リン酸態リン：BPIP

$$\frac{dBPO4}{dt} = \pm \text{吸脱着} \pm \text{生物攪乱による移動} + \text{浮遊系からの沈降} - \text{巻上げ}$$

⑨ 間隙水中の溶存態有機物：炭素：BDOC、窒素：BDON、リン：BDOP

$$\frac{dBDOC}{dt} = \text{付着珪藻の細胞外分泌} + \text{デトリタスの分解} - \text{無機化} \\ \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

⑩ 間隙水中のアンモニア態窒素 (NH₄-N) : BNH₄

$$\frac{dBNH_4}{dt} = \text{呼吸} \cdot \text{排泄 (メイオベントス、堆積物食者)} \\ - \text{光合成 (付着珪藻)} + \text{無機化} - \text{硝化} \pm \text{浮遊系との拡散} \\ \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動} - \text{巻上げに伴う溶出}$$

⑪ 間隙水中の硝酸態窒素 (NO_x-N) : BNO_x

$$\frac{dBNO_x}{dt} = -\text{光合成 (付着珪藻)} + \text{硝化} - \text{脱窒} \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{層間の拡散} \\ \pm \text{生物攪乱による移動} - \text{巻上げに伴う溶出}$$

⑫ 間隙水中のリン酸態リン (PO₄-P) : BP04

$$\frac{dBPO_4}{dt} = \text{呼吸} \cdot \text{排泄 (メイオベントス、堆積物食者)} - \text{光合成 (付着珪藻)} \\ + \text{無機化} \pm \text{吸脱着} \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動} \\ - \text{巻上げに伴う溶出}$$

⑬ 間隙水中の溶存酸素 (DO) : BDO

$$\frac{dBDO}{dt} = -\text{呼吸 (ベントス)} - \text{分解} \cdot \text{無機化に伴う酸素消費} + \text{光合成 (付着珪藻)} \\ \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{大気との交換} \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動} \\ - \text{巻上げに伴う拡散}$$

Appendix 2 底泥の巻上げと沈降の定式化

底泥の巻上げ、沈降については、近藤ら (1993)⁵¹⁾を参考に、有明海の現地調査結果等を基に定式化を行った。

(1) 底泥の巻上げ過程

底泥の巻上げ過程については、流れにより底泥が巻き上がる現象の定式化を行った。具体的な算定手順としては、次式を用いて海底流速(u_b)から底面せん断応力(τ_b)を求め、底泥からの巻上げ量(q_s)を推定した。

物質循環過程	モデル式
巻上げ	$\tau_b = f_b \cdot \rho \cdot u_b^2$ $q_s = \alpha (\tau_b / \tau_{ec} - 1)^\beta$ ここで、

τ_b	: 底面せん断応力(N m ⁻²)
q_s	: 卷上げ量 (g m ⁻² s ⁻¹)
f_b	: 海底摩擦係数(0.0026)
ρ	: 海水の密度(1.02)
u_b	: 平均流速(m s ⁻¹)
τ_{ec}	: 卷上げの限界せん断応力(0.23 [N m ⁻²])
α	: 卷上げパラメータ(0.6 [g m ⁻² s ⁻¹])
β	: 卷上げパラメータ(2.2)

なお、干潟域等の浅い海域では碎波による卷上げ現象も重要とされているが、現段階では定式化に十分な知見が得られていないため、本調査ではモデルに組み入れていない。

(2) 底泥の沈降過程

沈降速度は浮遊物質量の関数になるものと仮定し、次式を用いて定式化を行った。沈降については、海底流速から得られる底面せん断応力が沈降の限界せん断応力よりも小さくなる場合に生じるものとし、沈降量を求めた。

物質循環過程	モデル式
浮遊物質の沈降	(i) $\tau_b \leq \tau_{dc}$ $S_{ss} = \gamma C_s$ (ii) $\tau_b > \tau_{dc}$ $S_{ss} = 0$ ここで、 S_{ss} : 沈降量(g m ⁻² s ⁻¹) τ_b : 底面せん断応力(N m ⁻²) γ : 浮遊物質の沈降速度(0.6×10 ⁻⁴ [m s ⁻¹]) τ_{dc} : 沈降の限界せん断応力(0.02 [N m ⁻²]) C_s : 水中の浮遊物質 (SS) (g m ⁻³)

なお、デトリタスが懸濁物質に凝集・沈降する過程をモデルで考慮するため、デトリタスは浮遊物質 (SS) の沈降と連動して沈降するものとした。

第3章 既に喪失した泥質干潟の水質浄化機能の推定手法

3.1 本章の目的

前章において安岡らのモデルを精緻化・汎用化し、泥質干潟の水質浄化機能を計算するため必要となる生態系モデルである改良モデルを得た。

次に、既に開発により喪失した泥質干潟のうち、開発前に、生態系モデルを構築した上で水質浄化機能を算出するために必要なデータの調査がなされていない場合の水質浄化機能の推定手法について提示し、諫早干潟の水質浄化機能を推定することを本章の目的とする。具体的な推定手法としては、単純に干潟面積の比で水質浄化機能を求める（以下、面積換算法）方法に課題があることを示した上で、喪失した干潟と類似した干潟（以下、類似干潟）を選定し、その類似干潟において生態系モデルを構築し、喪失した干潟へモデルを適用した上で水質浄化機能を推定する手法を示すこととする。

これにより、泥質干潟の再生などについて議論する際には、合理的な結果に基づいた議論が可能となると考えられる。

3.2 方法

3.2.1 推定手法の概要

有諫早干潟と同様に有明海に流入する河川の河口域に位置する広大な干潟域である、筑後川河口部干潟、塩田川・鹿島川河口部干潟（以下、塩田川河口部干潟）、六角川河口部干潟、菊池川河口部干潟、緑川河口部干潟の6つの干潟から、既に喪失している諫早干潟と類似している干潟（以下、類似干潟）を選定し、諫早干潟の水質浄化機能を推定することを例に検討をする。（図3）

このうち、諫早干潟は、雲仙岳と多良岳の両火山に挟まれた諫早湾の湾奥に存在した、面積約215.98km²の干潟であり、有明海の一部を成している。諫早湾には、本名川が流れ込んでおり、この河口部に諫早干潟が形成された。諫早干潟は、粒度分布でシルト分・粘土分の占める割合が90%を超える、泥質干潟である。

図18に推定方法の概要を示す。

まず、これら6か所の現存する干潟のうち、①底生生物も類似の生物種がみられ、②泥質の底質性状が類似しており、③干潟面積や河川等の陸域からの流量、流入負荷量が諫早干潟に近い干潟を類似干潟として選定した。

次に、選定した類似干潟における調査結果を用いて類似干潟の生態系モデルを構築する。更に、開発前に諫早干潟で取得されていた水質の観測結果を用いて類似干潟の生態系モデルを諫早干潟に適用させ、水質浄化機能を算定する。

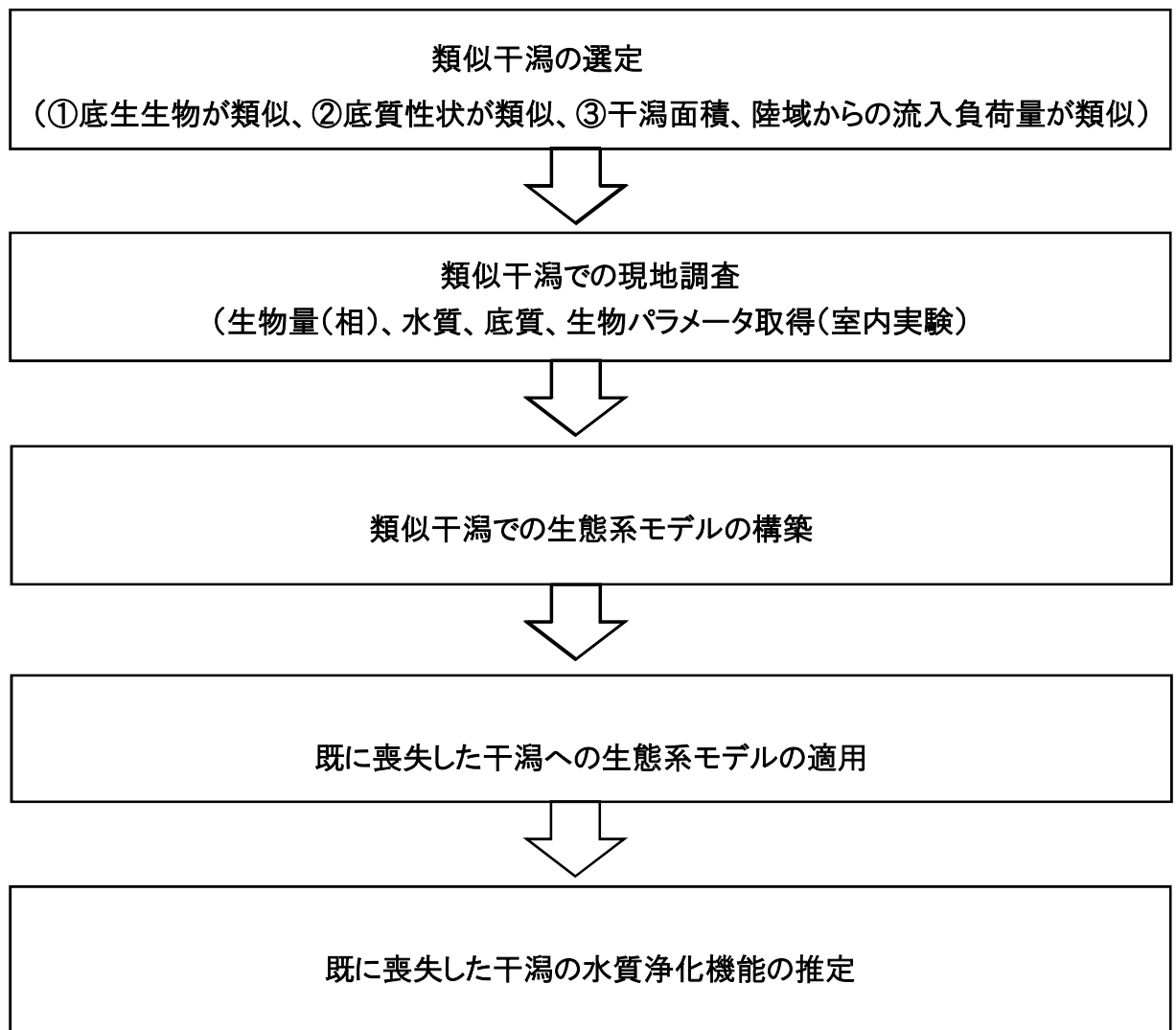


図 18 推定方法の概要

3.3 結果と考察

3.3.1 類似干潟の選定

3.3.1.1 底生生物の類似性

表 4 は、有明海に流入するこれらの大河川河口部干潟に生息する底生生物の一覧である。

表 4 からは、諫早干潟のある有明海西側と、緑川河口部干潟、菊池川河口部干潟のある有明海東側では、底生生物の構成に明瞭な違いがあることがわかる。この「違い」については、個体数が 10 個 m^{-2} 以上または、湿重量 1 gm^{-2} 以上が採取された場合には「生息密度が大きい」とし、それ未満を「生息密度が小さい」とした。

具体的には、軟体動物斧足綱（二枚貝）は、有明海西側では、ハイガイ、シズクガイ、テリザクラ、ヒラタヌマコダキガイの生息密度が大きく、ハマグリ、シオフキ、アサリ、ホトトギスガイの生息密度が高いが、有明海東側では正反対である。次に、軟体動物腹足綱（巻貝）は、有明海西側ではカワグチツボの生息密度が大きく、アラムシロガイの生息密度が大きい、有明海東側では正反対である。

このように、有明海の東西の干潟において明瞭な違いが見られたことから、有明海東側の干潟を類似干潟から除外した。

表 4 有明海に流入する大河川河口部干潟に生息する底生生物

干潟名	諫早		塩田川 鹿島川		六角川		筑後川		菊池川		緑川	
	1987	1992	1999	2000	1999	2000	1999	2000	1999	2000	1999	2000
軟体動物斧足綱(二枚貝)												
ハイガイ	●	●	●	○	●	●	●	○				
シズクガイ	●	○	●	●	●	●	●	●		○	○	○
アゲマキ	●											
ハナグモリ	○	●										
テリザクラ	○	●	●	●	●	●	●	○				
サルボウ	○		○	○				○		○	●	
ヒラタヌモコダキガイ			●	○	●	●	●	●				
ハマグリ								○	●	○	●	●
ササゲミエガイ	○			○	○	●						
ウネナシトヤマガイ				○							●	
シオフキ								●	○	●	●	●
アサリ									●	●	●	●
ホトギスガイ									●	●	●	●
マガキ											●	●
軟体動物腹足綱(巻貝)												
カワグチツボ	●	●	●	●	●	●	○	○				
ツラガイ		●										
ウミマイマイ		●		●		●						
ムシロガイ	○							○				
エドガワミスゴマツボ			●	●	●	●	○		●		●	
アラムシロガイ		○	○	○	○	○	○	●	●	●	●	●

注) 1以上の干潟において個体数が10個体/m²以上、又は湿潤量が1g/m²以上出現が確認された種
 ●: 個体数10個体/m²、もしくは湿潤量1g/m²以上出現
 ○: ●には当てはまらないが出現

3.3.1.2 底質性状の類似性の検討

図 19 は、上記の有明海の主要な 6 カ所の河口域の干潟の底質を比較したものである。このうち、諫早干潟については 1988 年及び 1989 年の調査 (九州農政局,2001) ³⁴⁾、その他については 1999 年から 2001 年の調査 (九州農政局,2001) ³⁴⁾から得られた結果を用いた。

有明海の西側の筑後川河口部干潟、塩田川河口部干潟、六角川河口部干潟のうち、諫早干潟に近い底質性状 (中央粒径、粒度組成、含水比) を示す干潟は、塩田川河口部干潟と六角川河口部干潟であると考えられる。

これらの干潟は、粒度組成からみると、中央粒径が諫早干潟よりやや大きく、諫早干潟では粘土分が卓越しているのに対して、シルト分が卓越する状況にあるものの、概して近い底質性状を示している。しかしながら、六角川河口部干潟は、硫化物が 0.06mgg⁻¹ と、諫早干潟に比べると約 3 分の 1 の数値であり低かった。

以上から、底質性状の点からは、有明海に現存する主要な河口部干潟の中で、塩田川河口部の干潟が、諫早干潟に最も近い状況にあるものと考えられる。

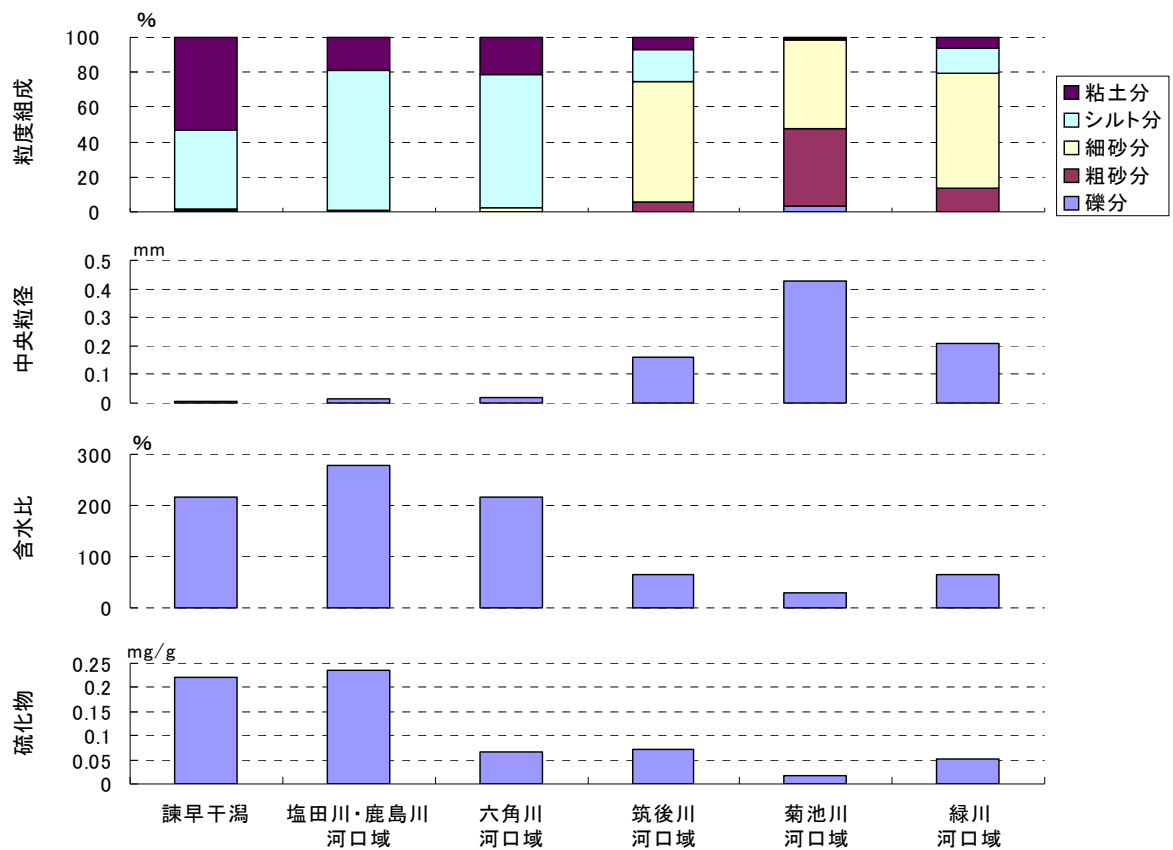


図 19 有明海に流入する大河川河口部干潟の底質の特性

3.3.1.3 地形条件や流入負荷量の類似性の検討

表 5 に諫早干潟、塩田川河口部干潟、六角川河口部干潟の面積等の諸元をまとめ、地形条件や流入負荷量からの類似性について検討した。

表5 有明海西側に位置する3つの泥質干潟域の諸元

項目		諫早干潟	塩田川・鹿島川河口域	六角川河口域		
流域面積(km ²)		215.98 ^{※11}	189.15	357.70		
土地利用状況 (km ²) ^{※1}	山林	81.83 ^{※11}	99.30	124.89		
	水田	36.97 ^{※11}	25.00	91.33		
	畑	23.72 ^{※11}	2.38	5.53		
	果樹園	3.27 ^{※11}	14.34	14.78		
	市街地	70.19 ^{※11}	48.13	121.17		
流域人口 ^{※1}		88,332 ^{※11}	51,252	134,618		
河川 水質 2000年 平均 (mgL ⁻¹) ^{※1}	項目	区分	本明川	塩田川	鹿島川	六角川
	測定点	順流	天満公園前	塩田橋 上井堰	御神松橋	潮見橋
		感潮	不知火 ^{※8}	百貫橋	横沢橋	住之江橋
	COD	順流	2.3	3.8	4.9	4.1
		感潮	4.9 ^{※8}	6.3	11.9	6.4
	T-N	順流	0.8	—	—	1.5
		感潮	1.7 ^{※8}	3.7	2.0	2.0
	T-P	順流	0.081	—	—	0.047
		感潮	0.255	0.755	0.258	0.17
	河川流量(2000年平均) (m ³ d ⁻¹) ^{※1} (範囲)		本明川 309,000 その他河川 ^{※9} 393,000	塩田川 382,000 鹿島川 401,000 (順流+感潮)	1,933,000 (順流+感潮)	
負荷量 (2000年) ^{※1} (ty ⁻¹)	COD	本明川 ^{※10} 430 その他河川 ^{※9, 10} 543	塩田川 650 鹿島川 871	5,080		
		本明川 ^{※10} 157 その他河川 ^{※9, 10} 190	塩田川 245 鹿島川 258	1,259		
	T-P	本明川 ^{※10} 20 その他河川 ^{※9, 10} 18	塩田川 13 鹿島川 45	198		
干潟勾配 ^{※1}		1 : 670	1 : 1,200 1 : 630	1 : 960		
海域水質 ^{※3~6} (2000年平均) (mgL ⁻¹)	COD	B-1 3.1	B-1 3.4 ^{※7}	B-3 2.8 ^{※7}		
	T-N	B-1 0.27	B-1 0.51	B-3 0.50		
	T-P	B-1 0.045	B-1 0.086	B-3 0.093		

- 注) 1. ※1: 水産庁他(2002)⁵⁵⁾、※2: 運輸省第四港湾建設局他(2000)⁵⁶⁾、※3: 佐賀県(2000)⁵⁷⁾、
 ※4 佐賀県(2001)⁵⁸⁾、※5: 福岡県(2000)⁵⁹⁾、※6: 福岡県(2001)⁶⁰⁾
 2. ※7: CODについて、アルカリ法で得られた値(COD_{alk})は、以下の式を用いて酸性法の値(COD_{acid})に換算

$$\text{COD}_{\text{acid}} = 1.96 \times \text{COD}_{\text{alk}} + 0.03$$
 (環境省水環境部 (2001))
 3. ※8: 不知火は順流域
 4. ※9: 潮受堤防の内側に流入する河川のうち本明川水系以外の流入水系
 5. ※10: 調整池への流出負荷量に掛かる算出結果 (九州農政局)
 6. ※11: 調整池への流入域についての値

干潟の規模は、諫早干潟の3,564haに対し、塩田川河口部干潟は4,014haと類似している。また、河川流入量は、諫早干潟の702,000m³d⁻¹に対し、塩田川河口部干潟は753,000m³d⁻¹と類似している。流入負荷量も、T-Nで諫早干潟は347tony⁻¹であり、塩田川の河口域干潟は503tony⁻¹と、同じ有明海西側に位置する六角川河口域の干潟の5,080tony⁻¹よりも類似している。

以上から、有明海に現存する主要な河口部干潟の中で、塩田川河口部の干潟が、諫早干潟に最も近い干潟であると考えられる。

3.3.2 類似干潟における生態系モデルの構築

安岡らは、塩田川河口において現地調査を実施し、有明海の泥質の干潟・浅海域を対象として、泥質干潟及び浅海域の物質循環の特性を考慮した浮遊系-底生系結合生態系モデル（以下「安岡らのモデル」という。）を構築（安岡ら(2005) ¹⁴⁾した。また、第2章において、筆者らは、安岡らのモデルをベースに、追加の調査を行った上で、泥質干潟モデルの精緻化を行うとともに、汎用化を行い改良モデルを得たことからこのモデルを用いることとする。

3.3.3 構築したモデルを喪失した諫早干潟に適用

構築したモデルを喪失した諫早干潟に適用するにあたり、計算条件として、1988年当時の地形・水深、河川流量および流入負荷量、境界条件（潮汐、水温、塩分、水質）、初期条件（水温、塩分、水質、底質分布、底生生物量分布）、気象条件を設定した。

初期条件としては、底質項目の一部や、底泥の間隙水の濃度の実測値が入手できなかったため、それらについては類似干潟である塩田川河口部干潟の値を参考として設定した。

底生生物等については、諫早干潟と塩田川河口部干潟では、違いがみられたが、諫早干潟においては、底生生物の現存量について面的な現地調査（1987,九州農政局）⁶¹⁾が実施されていたことなどから、改良モデルにこれらの調査結果を組み入れ、計算することにより、1988年当時の諫早干潟の水質浄化機能を推定した。

3.3.4 諫早干潟の水質浄化能力の予測結果

改良モデルを用いて予測した結果、諫早干潟の水質浄化機能は、干潟全体の3,564haあたり、 0.39 tonNd^{-1} （1988年）であることが推定された（表6）。

また、この水質浄化能力（窒素）は、年間へ換算すると142tonNであり、干潟1haあたりの水質浄化機能は、 $0.040 \text{ tonNha}^{-1}$ である。これは、千葉県の上総の1haあたりの水質浄化能力 $0.319 \text{ tonNha}^{-1}$ (=574tonN/1,800ha) の13%に過ぎないことがわかった。この水質浄化能力は、陸域からの流入負荷 1.07 tonNd^{-1} の36%に相当するが、この値も、上総の54%に比べ小さいことがわかった。この原因として、上総は二枚貝の漁獲やノリの収穫が大きく系外除去が大きいことが考えられる。更に、脱窒によるものが、 0.26 tonNd^{-1} であるが、

これは年間干潟 1ha あたり 0.027tonNha^{-1} に相当し、同様の三番瀬の脱窒による 1 ha あたりの水質浄化能力 0.222tonNha^{-1} の 12% に過ぎず、脱窒能力が低い泥質干潟の特徴を有していることがわかった。

表 6 諫早干潟の窒素収支の予測結果 (1988 年)

	1988 年の窒素収支 (tonNd^{-1})
陸域からの流入負荷	-1.07
脱窒	0.26
鳥による摂餌	0.08
貝類の漁獲及びノリの収穫	0.01
系外への流出負荷	0.68
付着珪藻の生産	-4.94
底生生物の排泄	3.31
溶出	2.98
巻き上げ	3.38
沈降	-4.03
二枚貝による摂餌	-1.23
浄化機能(物質収支からの評価)	0.39

3.3.5 面積換算法による水質浄化能力の予測結果との比較

干潟全体の水質浄化能力を推定する方法としては、生態系モデルを用いて算出した別の干潟の単位面積あたりの水質浄化能力に、推定したい干潟の面積を乗じて求める方法（以下、面積換算法）が考えられる。

改良モデルを用いて 2005 年の塩田川河口部干潟全体 4,014ha の水質浄化機能を推定すると 0.22tonNd^{-1} (2005 年) となり、これを諫早干潟の面積 3,564ha へ換算すると諫早干潟の水質浄化機能は 0.20tonNd^{-1} と推定された。これは諫早干潟において生態系モデルを構築し求めた値である 0.39tonNd^{-1} の 50% に過ぎず、大きな乖離があることがわかった（表 7）。このため、干潟の水質浄化能力を予測する際には、たとえ類似干潟であって単純に面積換算することは慎重を期する必要があることがわかった。

表 7 算出方法による水質浄化機能の推定値の差違

	「諫早干潟の水質浄化機能(モデル算出値)」	「諫早干潟の水質浄化機能(面積換算値)」
算出方法	1988年の諫早干潟での観測値を可能な限り用い、改良モデルを用い算出	類似干潟である塩田川河口部干潟の水質浄化機能を面積換算し算出
水質浄化機能	0.39tonNd ⁻¹ (①)	0.20tonNd ⁻¹ (②)
乖離率(%) (②/①×100)	-	50%

3.4 まとめ

本章において、既に開発を受けた干潟が元々有していた水質浄化機能を可能な限り合理的に推定する手法を開発することが出来たと考えられる。

この手法を用い、諫早干潟全体 3,564ha の水質浄化能力は 0.39tonNd⁻¹ (1988 年) と推定された。この値は、三番瀬の水質浄化能力と単位面積あたりで比較した場合、13%に過ぎない低いものであり、また、諫早干潟における水質浄化能力は陸域からの流入負荷の 36%に過ぎず、これも三番瀬の 54%に比べ小さいことがわかった。

更に、たとえ塩田川河口部干潟が類似している干潟であるからといって、塩田川河口部干潟の水質浄化能力を、単純に面積換算した場合、モデルにより求めた水質浄化能力 0.39 tonNd⁻¹に対し、0.20 tonNd⁻¹と、50%もの乖離があることがわかった。

このため、干潟の水質浄化能力を予測する際には、たとえ類似干潟であって単純に面積換算することは慎重を期する必要がある、本稿に提示した手法のように、類似干潟で構築した再現性の良いモデルを、推定したい干潟が有するデータで可能な限り修正を行った上で、修正後のモデルを用いて予測することが適切であることが示されたと考える。

第4章 底質性状に基づく干潟の類似性評価

4.1 本章の目的

生態系モデルを用いた物質循環を定量的に評価するには、底質調査や底生生物等の生物調査の結果を用いた適切な条件設定とモデルの構築が必要であり、また既に喪失した干潟の水質浄化機能を予測する上で鍵となる、類似干潟の選定は、これらの調査結果が類似している必要がある。しかしながら、生物調査は労力面・経済面からみて、高い空間解像度で調査することは困難であり、底質の空間的な構造が詳細に把握されていても、生物の空間的な分布構造の知見が詳細に整理されている海域は少ない。

このため、本章では、底質性状と底生生物の生物相の関係性を把握し、類似干潟の選定を容易にすることを目的として、底質性状から類似干潟の選定を行う手法の有効性を示すこととした。この手法が開発できれば、底質調査により類似干潟を選定した上で、生物調査を行う、労力面・経済面からみて効率的な調査が行うことが可能となる。そのために、有明海の干潟域を対象に、底質性状と底生生物の生物相との関係性の把握を目的として、既存のデータを用いたデータ解析を実施した。具体的には、まず、有明海の底質データを対象に、クラスター解析、及びデータの MDS による可視化を行い、底質性状のグループ化を行った。続いて、底質グループ別に、生物相の整理を行い、底質グループ間の生物相の比較を行った。

4.2 方法

4.2.1 調査地点

本章では、図 3 に示す、有明海の主要な河川の河口部に現存する筑後川河口部干潟、塩田川・鹿島川河口部干潟、六角川河口部干潟、菊池川河口部干潟、緑川河口部干潟の 5 カ所の干潟(以下、現存干潟)、及び消滅した諫早干潟において行われた既存の底生生物調査及び底質調査(九州農政局,2001,2003)⁵⁴⁾⁴⁹⁾を用いて解析を行った。

4.2.2 サンプルング方法及び分析方法

5 カ所の現存干潟は図 20 の位置において、諫早干潟は図 21 に示す位置において、底質調査及び底生生物調査を行った(九州農政局,2001,2003)⁵⁴⁾⁴⁹⁾。

底生生物調査は、上記 5 カ所の現存干潟については、各々 1,600m の調査測線を 3 本設け、各測線に 5 地点を設定し、1998 年、1999 年、2000 年に同数のサンプルングを行った(九州農政局,2001)⁵⁴⁾。また、諫早干潟については、図 21 に示す位置において 1988 年に底質調

査（九州農政局,2001）⁵⁴⁾、1987年に底生生物調査を行った（九州農政局,1987）⁶¹⁾。各サンプリング地点においては、エクマンバージ型採泥器により、15×15cm程度のサンプルを採取し、それを0.5mmメッシュのふるいにかけて底生生物を採取する方法で、生物相データ(干潟別の個体数および湿重量データ(二枚貝及び巻貝は剥き身重量))を得た。また、この方法で捉え難い大型カニ類を対象として、干潟が干出する時間まで、洋上に待機し、各測線の中心で、1×1m範囲内の大型カニ類と推定される巣穴(直径が約1cm以上で斜めに穿ってあるもの等)の数を各々6回程度カウントする調査を実施した(九州農政局,2001)⁵⁴⁾。

底質調査は、上記の調査測線の5カ所の既存干潟では、各測線の中心でスミスマッキンタイヤ型採泥器を使用し、1地点で3回(採泥面積が約0.15m²になるように)採取したものを混合して試料とし、粒度分布はJIS規格A1204に準じた分析を実施し、含水比はJIS規格A1203に準じて測定し、底質性状結果として、粒度分布(礫分、粗砂分、細砂分、シルト分、粘土分)、含水比、硫化物を得た。その際、シルト、粘土の前処理は、硫化物以外では、2mmのふるいを通過したものを3000rpmで20分間遠心分離した沈殿物を試料にし、硫化物については、前処理なしで分析した(九州農政局,2001)⁵⁴⁾。

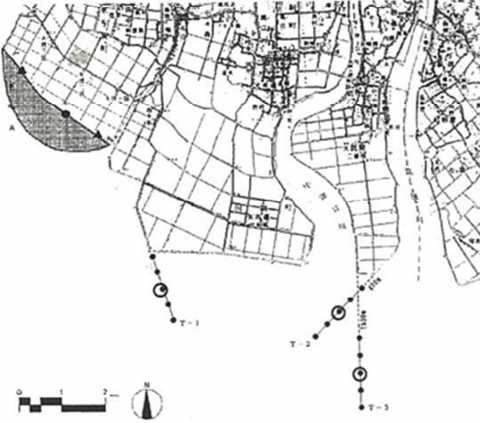
塩田川河口部干潟・鹿島川河口部干潟



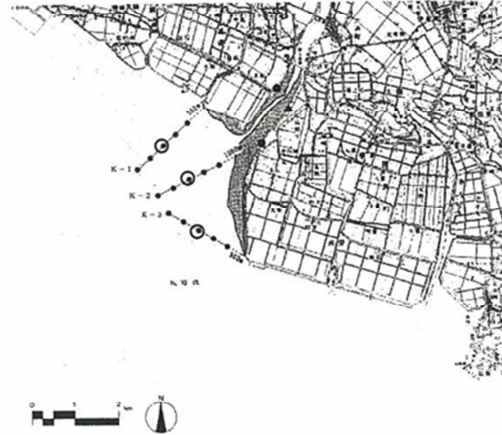
六角川河口部干潟



筑後川河口部干潟



菊池川河口部干潟



緑川河口部干潟



図 20 底質調査及び底生生物調査の調査地点(諫早干潟以外)(1998~2000年)

諫早干拓

底質調査(1988年)



底生生物調査(1987年)

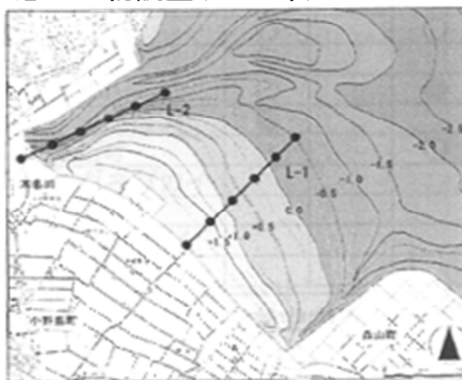


図 21 底質調査及び底生生物調査の調査地点(諫早干潟)

4.2.3 データ解析の方法

底質調査と底生生物調査のデータについて、諫早干潟以外の干潟については底質調査結果(底質データ)と底生生物調査結果(生物データ)の両方のデータのある年のデータを一つのデータセットとし、諫早干潟については、同一年の調査データが無いことから底質データは 1988 年、生物データは 1987 年を一つのデータセットとして扱うこととした。具体的には、諫早湾のデータセットは、1988 年の底質データの平均値(合計 86 データ)と 1987 年の生物データの平均値(合計 2 データ)を 1 つの底質・生物データセットとした。また、諫早湾以外の 5 干潟においては、1998 年、1999 年、2000 年に 3 測線で調査がなされている。各年度、測線で得られた底質データ及び生物データを 1 つのデータセットとして扱い、各干潟 9 データセットを得た。これらの結果、合計 46 個のデータセットを構築した。

これらの構築したデータセットを用いて、最初に底質性状について、礫分、粗砂分、細砂分、シルト分、粘土分、含水比及び硫化物を対象に、クラスター解析及び MDS を用いた底質グループの類型化を行った。次に、底質性状と生物相の関係を明らかにするため、各底質グループの生物相の構造を整理した。

4.3 結果と考察

4.3.1 底質性状による干潟の類型化(底質性状によるクラスター解析)

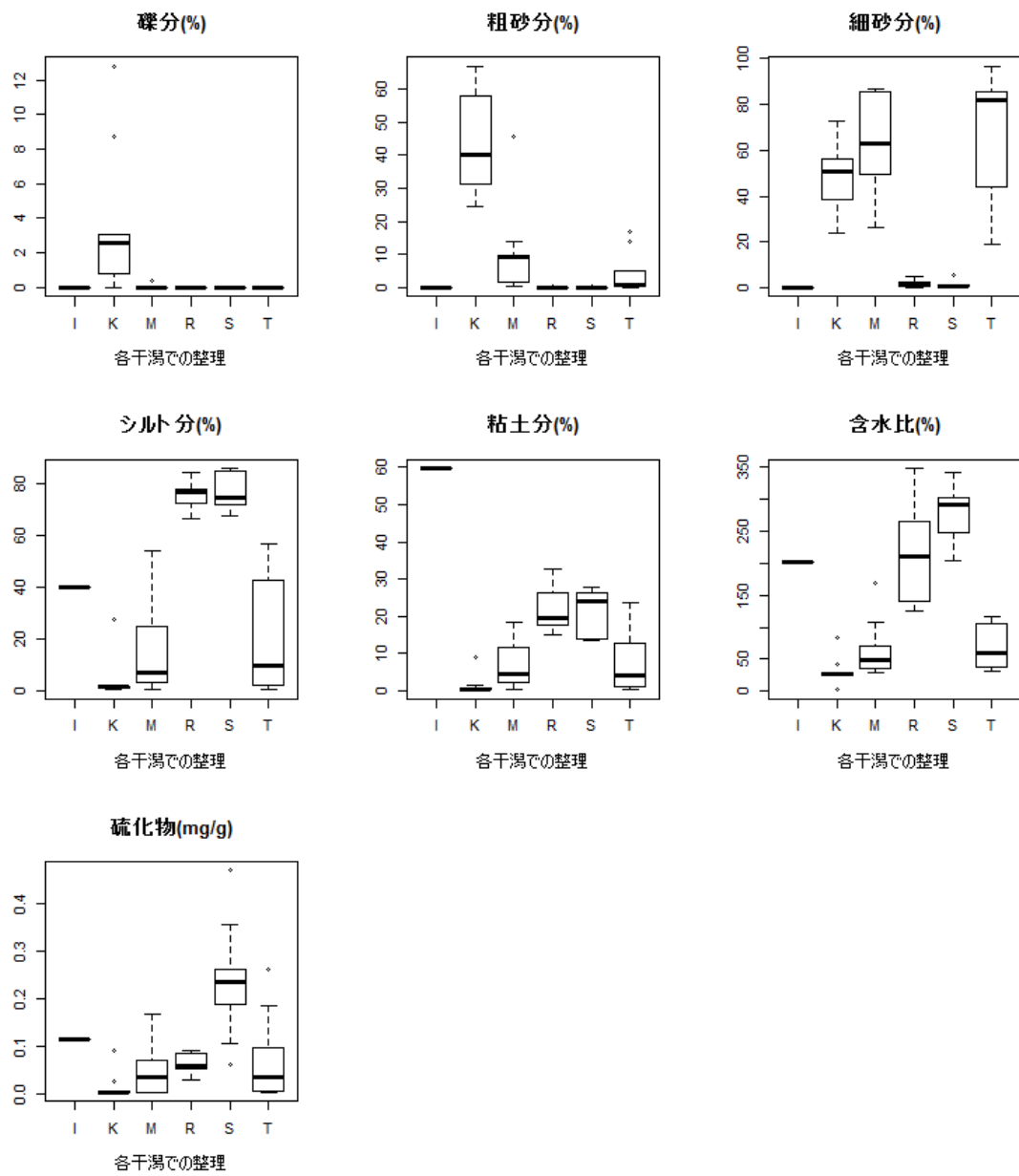
有明海の主要な干潟の底質性状について、干潟別(調査年別)に平均値と標準偏差を算出し、図 22 に BOX ダイアグラムで整理した。これより、干潟別に、底質性状について明瞭な違いがみられることがわかる。

干潟別・調査年別に平均された 46 個のデータセットについて、Ward 法(ユークリッド距

離)によるクラスター解析の結果から、デンドログラムを作成し、5つのグループに類型化した(図 23)。諫早を除く 5 干潟のデータセットは、それぞれ 2 つのクラスターに分かれ(表 8)、同一干潟においても時空間的に底質性状が異なることがわかった。これらの、各グループの底質の性状を図 24 に整理した。また、MDS を図 25 に整理し、クラスター解析で得られた 5 つのグループを信頼区間 0.95 で楕円により同時に示した。

総数 46 のデータセットをクラスター解析した結果(デンドログラム)から、底質グループ 1(諫早干潟を中心とする底質グループ)、底質グループ 2(塩田川・鹿島川河口部干潟を中心とする底質グループ)、底質グループ 3(六角川河口部干潟、塩田川河口部干潟を中心とする底質グループ)、底質グループ 4(六角川河口部干潟、筑後川河口部干潟、緑川河口部干潟、菊池川河口部干潟を中心とする底質グループ)、底質グループ 5(菊池川河口部干潟、筑後川河口部干潟、緑川河口部干潟を中心とする底質グループ)の 5 グループに分類することができる。

図 23 及び図 25 より底質グループ 2 及び底質グループ 3 は類似性が高く、これら 2 グループと底質グループ 1 に類似性があることがわかる。これは、底質グループ 1 は諫早干潟、底質グループ 2 は塩田川・鹿島川河口部干潟、底質グループ 3 は六角川河口部干潟、塩田川・鹿島川河口部干潟により構成されていることから、諫早干潟、塩田川・鹿島川河口部干潟、六角川河口部干潟が類似する干潟であることを示している。この他、図 23 からは、いわゆる有明海西岸の泥質干潟(底質グループ 1、底質グループ 2、底質グループ 3)と有明海東岸の砂質干潟(底質グループ 5)の区分も示されていることがわかる。



凡例 I：諫早干潟，K：菊池川河口部干潟，M：緑川河口部干潟，R：六角川河口部干潟，S：塩田川・鹿島川河口部干潟，T：筑後川河口部干潟

図 22 有明海の主要な干潟の底質性状

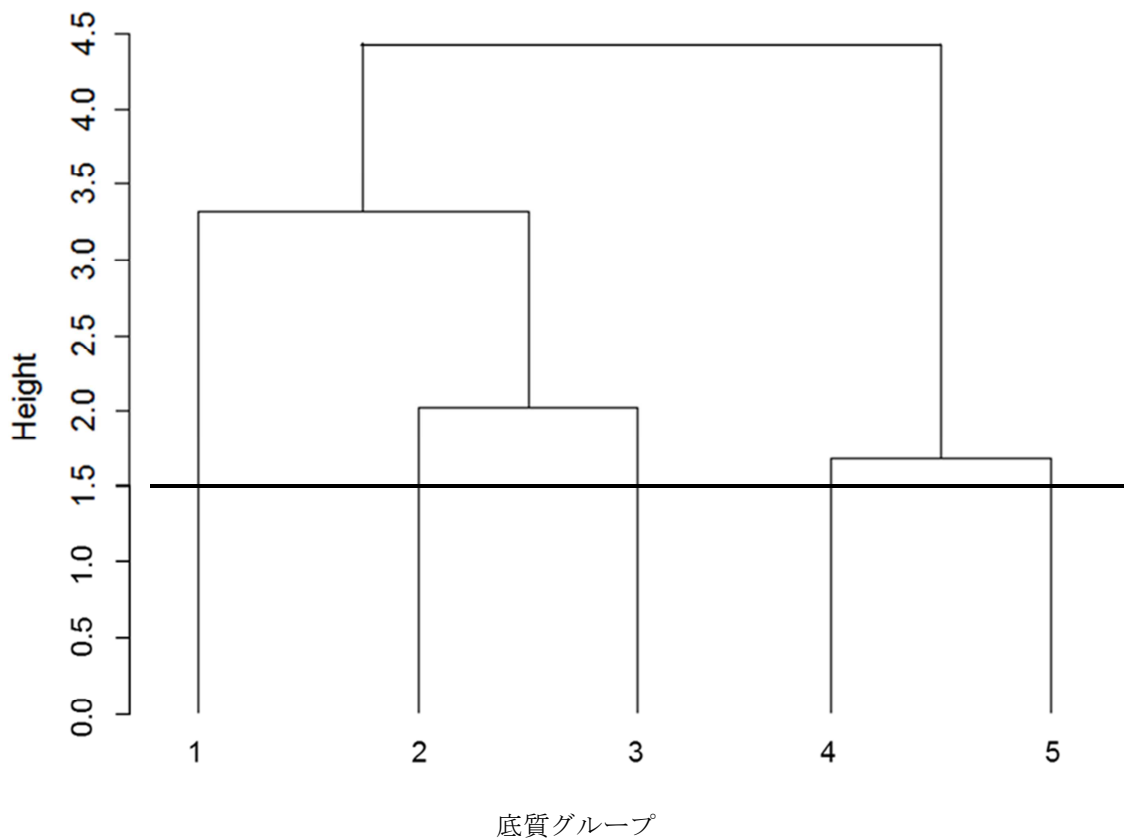


図 23 有明海の主要な河口部干潟を底質性状によりクラスター解析した結果(デンドログラム)

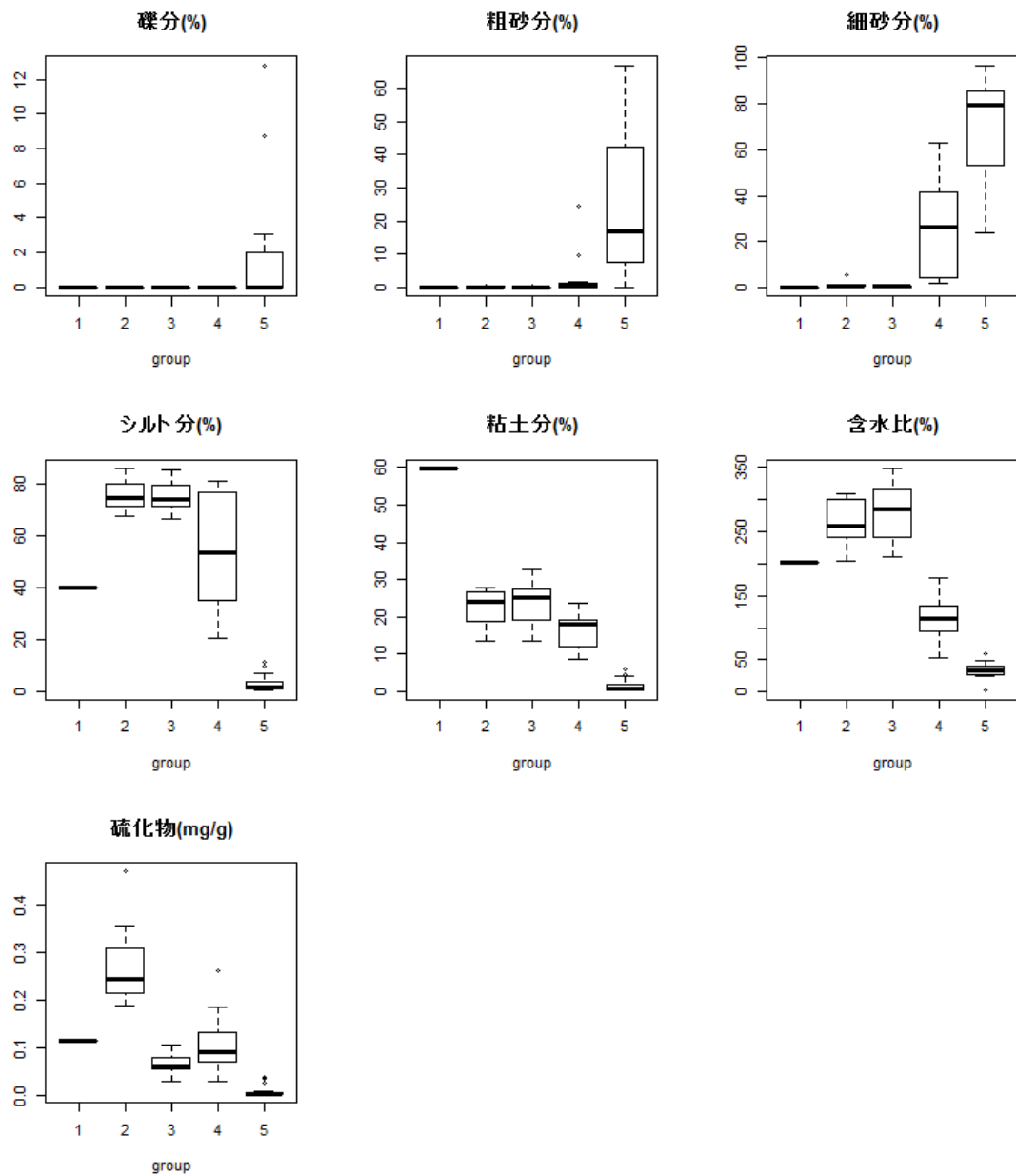
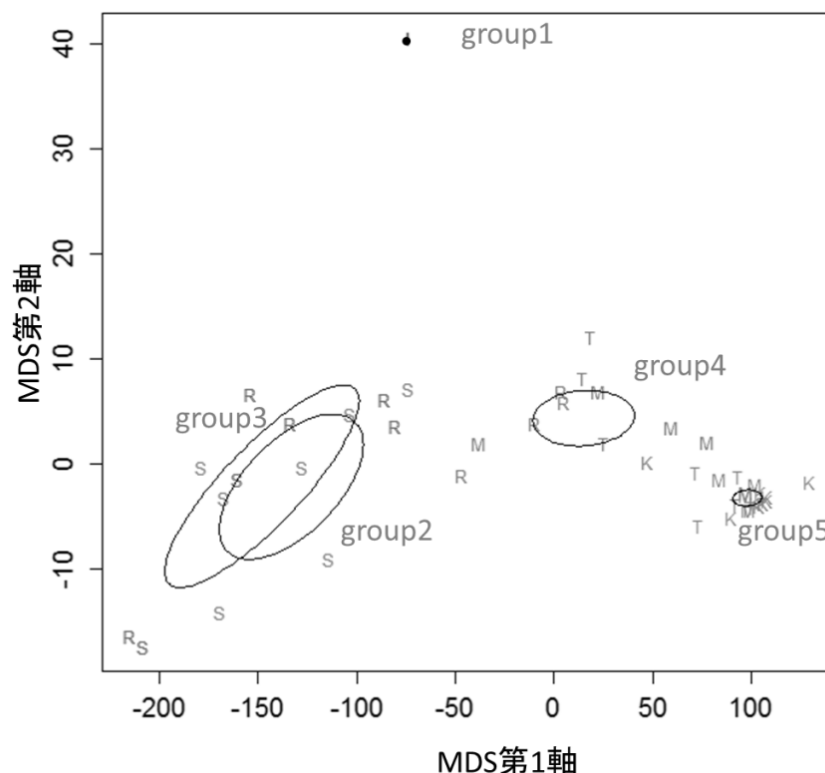


図 24 クラスタ分析によりグループ化された底質グループ別の底質性状

図 24 から、それぞれの底質グループの底質性状については以下の通りと考えられる。底質グループ 1~3 はいずれも粘土分とシルト分をあわせるとほぼ 100%になる泥質干潟の特徴を有する。底質グループ 1 は、粘土分が 60%と卓越し含水比も高い。底質グループ 2 と 3 は、シルト分が 70%以上と卓越し、含水比も高い。両グループの違いは硫化物であり、底質グループ 2 は高い硫化物を示した。底質グループ 4 は、シルト分、細砂分により構成され、泥質干潟の特徴を示した底質グループ 1~3 と比較すると細粒分は 20%前後含むところに特徴があり、粒子の細かい砂泥質干潟である。底質グループ 5 は、他の底質グループに

はない、礫分、粗砂分を含み、細砂分が 80%弱と卓越している。また、含水比も低く、いわゆる粒径の大きな砂質干潟である。

以上から、クラスター解析によって干潟底質を明確に分類できた。また、底質グループ 1～3 は類似性が高いが、粘土分とシルト分の構成比、硫化物など、細かい底質性状において区分することが可能なことがわかる。



凡例 I: 諫早干潟, K: 菊池川河口部干潟, M: 緑川河口部干潟, R: 六角川河口部干潟, S: 塩田川・鹿島川河口部干潟, T: 筑後川河口部干潟

楕円はクラスター解析の結果を 95%信頼区間で表記した

図 25 有明海の主要な河口部干潟を底質性状によりクラスター解析した結果(MDS)

表 8 有明海の主要な河口部干潟を底質性状によりクラスター解析した結果

group	諫早干潟	塩田川・鹿島川 河口部干潟	六角川 河口部干潟	筑後川 河口部干潟	菊池川 河口部干潟	緑川 河口部干潟	total
1	1	0	0	0	0	0	1
2	0	7	0	0	0	0	7
3	0	2	5	0	0	0	7
4	0	0	4	3	1	4	12
5	0	0	0	6	8	5	19
total	1	9	9	9	9	9	46

※表中の数字はデータセット数

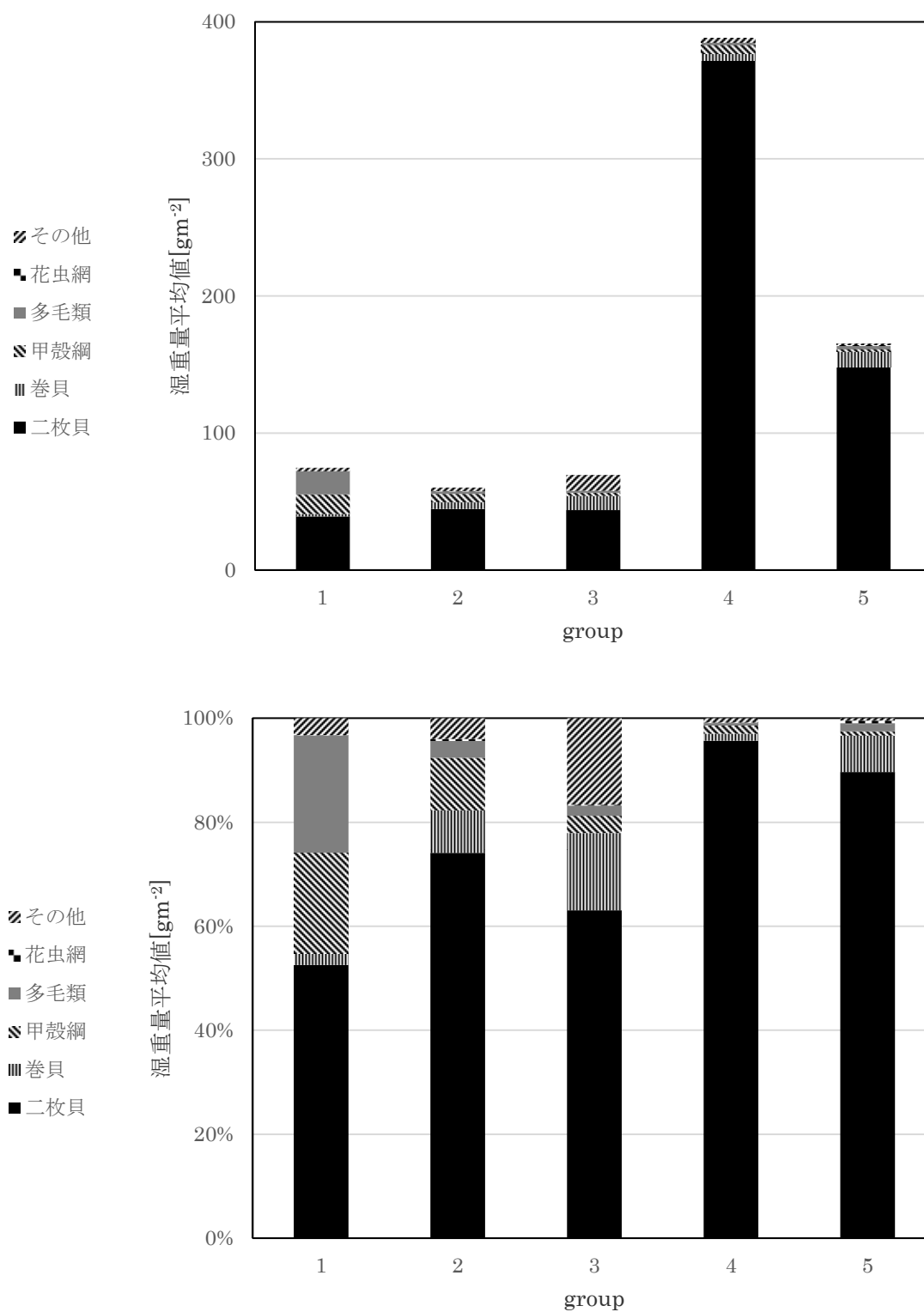


図 26 底質グループ別の生物相(上側：湿重量 gm^{-2} 、下側：湿重量構成比)

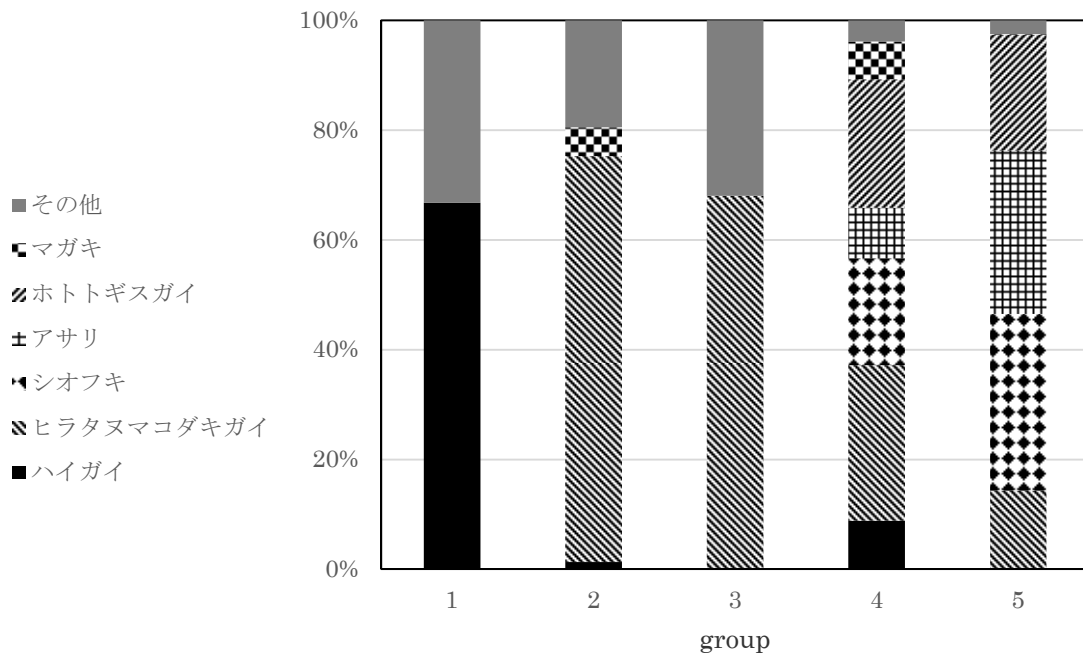


図 27 底質グループ別の二枚貝の種類(湿重量構成比)

表9 底質グループ別の底生生物の種別湿重量 [gm⁻²]

		group1	group2	group3	group4	group5	
二枚貝	ハイガイ	26.214	0.587	0.003	32.738	0.006	
	サルボウ		0.013	0.914	3.393	0.030	
	ヒラタヌマコダキガイ		33.059	29.877	105.536	21.202	
	ハマグリ				4.034	1.986	
	シオフキ				72.350	47.771	
	アサリ				34.231	44.138	
	ホトギスガイ				86.941	31.274	
	マガキ		2.352		25.453	0.179	
	バカガイ					0.797	
巻貝	カワグチツボ	0.448	2.416	2.271	0.153		
	エドガワミズゴマツボ		0.452	5.991	0.144		
	アラムシロガイ			0.485	0.702	10.005	
	ゴマフタマガイ				0.302	0.268	
	ヒロオビヨフバイ	0.262	0.579	0.422	0.206		
	サキグロタマツメタ	0.432	0.488		0.033		
	マルテンスマツムシ				0.056	0.212	
	チゴキセワタ			0.023		0.094	
	ミズゴマツボの一種		0.368	0.013			
	ツメタガイ		0.264				
	アラムシロガイ				0.004	0.518	
	サザエガイ	0.480					
	ハナツメタガイ				3.230		
	ホソウミニナ					0.302	
甲殻綱	ヤマトオサガニ	12.520	5.008	1.623	1.668	0.021	
	アリアケガニ	1.529					
	ムツハアリアケガニ	0.070	0.556	0.348	0.163	0.018	
	ユビナガホンヤドカリ					0.235	
	ドロフジツボ				0.720	0.649	
	オサガニ					0.065	
	ニホンスナモグリ				0.067		
	スベスベエビ				3.233		
	ウモレベンケイガニ		0.444				
	マルミヘイケガニ					0.068	
	ヒメケフサイソガニ				0.101		
	クルマエビ					0.066	
	多毛類	イトゴカイ科(2)		0.175	0.363	0.086	0.011
		イトゴカイ科の1種(1)sp1	5.472	0.965	0.592	0.184	0.023
ウチワゴカイ		0.054	0.117	0.284	0.711	0.144	
チロリ		0.005	0.013		0.099	1.463	
ゴカイ		11.290					
チグサエビスキ						0.104	
ダルマゴカイ					0.280	0.033	
ミズヒキゴカイ科の一種					0.079	0.007	
ナガウロコムシ属の一種					0.025		
コケゴカイ			0.010		0.012	0.098	
ニッポンフサゴカイ			0.383			0.001	
スゴカイ						0.053	
シロガネゴカイ科の一種						0.192	
ヒメムツアシガニ					0.031		
花虫綱	ヒモムシの一種	0.011	0.028	0.043	0.147	0.016	
	ヒモムシ(白色)		0.033	0.048	0.003	0.008	
	ヒモムシの一種(白色)			0.008	0.027		
	イソギンチャクの一種		0.137		0.335	0.920	
	ムシモドキギンチャク					0.007	
	マキガイイソギンチャク					0.031	
その他	汽水性貧毛類	2.398					
	オウギイカリナマコ			0.409	1.489	0.734	
	ワラスボ		2.415	11.109	1.456		
	カラスボヤ				0.149		

4.3.2 底質グループと生物相(湿重量)の関係の検討

底質性状と生物相との関係について明らかにするために、5つに分類された底質グループ(図 23)について、底生生物の種別湿重量(図 11)を用い、生物相を湿重量及び構成比で整理した(図 26)。

底生生物の生物量(湿重量)は、底質グループ 1~3 の泥質干潟では、底質グループ 4 及び 5 の砂泥質/砂質干潟と比べ、少ないことが明瞭である。また、細砂主体の底質グループ 4 が、礫分、粗砂を含む底質グループ 5 よりも、生物量が多い。また、湿重量の構成比から、二枚貝が全ての底質グループにおいて 50%以上と卓越していることは共通しているが、特に砂泥質/砂質干潟である底質グループ 4、5 では 90%以上を示した。また、底質グループ 5 から底質グループ 1 に向かい、細粒化が進むにことに合わせてヤマトオサガニを中心とした甲殻綱の構成比が増加している。更に類似性の高い底質グループ 1~3 をみると甲殻綱と多毛類は底質グループ 1 で多く、底質グループ 2、3 では巻貝の構成比が高い。底質グループ 2、3 は、硫化物を除き非常に似た底質性状をしているが、二枚貝以外の構成比の中で、巻貝と甲殻綱の構成比に着目すると、底質グループ 2 では甲殻綱が多く、底質グループ 3 では巻貝が多いことが明瞭な差をもってわかる。底質グループ 5 では、10%程度を巻貝が占め、二枚貝が優占している中でも底質グループ 4 との違いを示した。

以上のように、生物相でみると、全干潟グループともに二枚貝が圧倒的に多い中で、底質グループ間において明瞭な生物相の構造に差異がみられた。

4.3.3 底質性状と二枚貝(湿重量)の関係について

全ての底質グループにおいて二枚貝が 50%以上を占め卓越していることから、二枚貝に着目し、表 9 を用い、底質グループ別に二枚貝の種別の構成比を整理した(図 27)。

全ての底質グループで二枚貝が優占していたが、その種別には、底質グループ間で明瞭な差異がある。底質グループ別に細かくみると、底質グループ 1 では、ハイガイが 60%以上を占め支配的であるが、その他様は二枚貝以外の様々な種類が存在する。底質グループ 2 と 3 では、ヒラタヌマコキガイが 70%以上を占め、二枚貝が支配的である点は共通していたが、底質グループ 2 ではマガキが 5%程度みられた。底質グループ 4 と 5 は二枚貝の多様性が高く、底質グループ 4 ではヒラタヌマコキガイ、ホトトギスガイ、シオフキの 3 種が多く、この他、ハイガイ、アサリ、マガキも 10%以上を占める。底質グループ 5 は、シオフキ、アサリ、ホトトギスガイの 3 種が多く、ヒラタヌマコキガイも 10%以上を占める。

以上のように、底質グループ間で、二枚貝の種別の構成比が明瞭に異なることが明らか

であり、二枚貝の種類は底質性状により決定されていることがわかる。

以上から、底質性状と生物相は密接に関連しており、生物相、生物種ともに、底質性状に依存し決定されていることが示されたことから、生物調査を行う前に底質性状の調査を実施して類似干潟を選定する手法が有効であると考えられる。

4.4 まとめ

本章により、有明海の底質性状と生物相は密接に関連しており、底質性状の情報があれば、生物相も大まかに把握できることが示された。

底質性状と生物相との関係について、底質性状が生物相を決定すると考え、底質性状をクラスター解析した結果、有明海沿岸の主要な河川河口部の干潟は、5つの底質グループに分類され、底質によって底生生物の生物量および種構成は特徴づけられることが示された。

底質は、粘土・シルト分が卓越した3つの泥質グループと20%前後の細砂を含む砂泥質(底質グループ4)、砂と礫からなる砂質の5つに分類された。3つの泥質グループは、粘土分60%以上のグループとシルト分70%以上のグループに分けられ、さらにシルト分70%以上のグループは硫化物の高いグループと低いグループに分けられた。

底生生物の生物量は、砂泥質グループで大きく、次いで砂質グループ、泥質グループはいずれも低い値を示した。生物の分類群としてはいずれのグループも二枚貝が50%以上を占めていたが、砂質・砂泥質グループでは90%以上であり、二枚貝の種別の構成はグループ間で大きく異なった。粘土分が多い泥質グループでは、ハイガイが60%以上と優占し、シルト分が多い泥質グループではヒラタヌマコキガイが70%以上を占め、その中でも硫化物が高いグループではマガキが5%程度見られた。一方、砂質・砂泥質グループでは多様な種が存在した。3つの泥質グループでは、二枚貝以外の構成比も高く、粘土分が多い泥質グループでは甲殻綱と多毛類が一定の構成比で存在し、シルト分が多い2つの底質グループでは巻貝の構成比が大きかった。

この結果から、底質調査(費用と時間をそれほど要しない)を詳細に実施した上で、限られた期間や予算の中で、より効果的な生物調査を計画するといったことへの応用が期待できる。

第5章 総括および結論

本研究では、干潟の持つ主要な水質浄化機能として窒素除去を対象として、安岡らのモデルの課題とされた濁りの再現等を表現するとともに、複数年での再現性を確保し、安岡らのモデルの汎用化と精緻化を行う。次に、このモデルを用い、既に喪失した干潟と類似した干潟（以下、類似干潟）において生態系モデルを構築し、構築したモデルを喪失した干潟に適用し水質浄化機能を推定する手法を用い、既に開発され喪失した諫早干潟の水質浄化機能を推定する。

更に、底質性状と底生生物の生物相の関係性を把握し、比較的簡便かつ安価に実施可能な底質調査結果から生物相の大まかな把握が可能であることを示し、類似干潟の選定を容易にすることを目的として、底質性状から類似干潟の選定を行う手法の有効性を示す。この手法が開発できれば、底質調査により類似干潟を選定した上で生物調査を行うという、労力面・経済面からみて効率的な調査を行うことの有効性を示す。

以上から、泥質干潟の水質浄化機能を、定量的かつ効率的に予測できるようにすることを本研究の目的とした。

第2章では、有明海泥質干潟モデルである安岡らのモデルでは、有明海特有の潮汐変動によるSS濃度の変化が考慮されていないことから、現地調査により有明海の泥質干潟ではSS濃度を含めた水質が細かな時間スケールで空間的に大きく変動していること検証した上で、定式化してモデルに組み込んだ。また、安岡らのモデルは2002年の調査結果に基づき構築されたが、本モデルの改良においては、2002年のデータに2005年に現地調査を行った結果を加え、モデルの汎用化を行った。

2005年を対象として改良モデルを用い、窒素動態と関連の強いアンモニア態窒素濃度、硝酸態窒素濃度+亜硝酸態窒素濃度、SS濃度の計算を行い、同年の安岡らのモデルを用いて計算した結果と比較したところ、春先の5月において、改良モデルはより実測値に合致し、SS濃度について、5月、11月の再現性が、安岡らのモデルから大きく改善した。また、これらの物質濃度から算出される脱窒速度をテイラーダイヤグラムを用いて評価したところ、改良モデルが安岡らのモデルよりも再現性が高いことが示された。更に、モデルの精緻化、汎用化により、干潟上で無機化が卓越する砂質干潟との違いが明確になったと考えられる。

第3章では、既に開発を受けた干潟が元々有していた水質浄化機能を可能な限り合理的

に推定する手法を開発することが出来たと考えられる。

この手法を用い、諫早干潟全体 3,564ha の水質浄化能力は 0.39tonNd^{-1} (1988 年) と推定された。この値は、三番瀬の水質浄化能力と単位面積あたりで比較した場合、13%に過ぎない低いものであり、また、諫早干潟における水質浄化能力は陸域からの流入負荷の 36%に過ぎず、これも三番瀬の 54%に比べ小さいことがわかった。

更に、たとえ塩田川河口部干潟が類似している干潟であるからといって、塩田川河口部干潟の水質浄化能力を、単純に面積換算した場合、モデルにより求めた水質浄化能力 0.39tonNd^{-1} に対し、 0.20tonNd^{-1} と、50%もの乖離があることがわかった。

このため、干潟の水質浄化能力を予測する際には、たとえ類似干潟であって単純に面積換算することは慎重を期する必要がある、本稿に提示した手法のように、類似干潟で構築した再現性の良いモデルを、推定したい干潟が有するデータで可能な限り修正を行った上で、修正後のモデルを用いて予測することが適切であることが示されたと考える。

第4章では、有明海の底質性状と生物相は密接に関連しており、底質性状の情報があれば、生物相も大まかに把握できることが示された。

底質性状と生物相との関係について、底質性状が生物相を決定すると考え底質性状をクラスター解析した結果、有明海沿岸の主要な河川河口部の干潟は、5つの底質グループに分類され、底質によって底生生物の生物量および種構成は特徴づけられることが示された。

底質は、粘土・シルト分が卓越した3つの泥質グループと20%前後の細砂を含む砂泥質(底質グループ4)、砂と礫からなる砂質の5つに分類された。3つの泥質グループは、粘土分60%以上のグループとシルト分70%以上のグループに分けられ、さらにシルト分70%以上のグループは硫化物の高いグループと低いグループに分けられた。

底生生物の生物量は、砂泥質グループで大きく、次いで砂質グループ、泥質グループはいずれも低い値を示した。生物の分類群としてはいずれのグループも二枚貝が50%以上を占めていたが、砂質・砂泥質グループでは90%以上であり、二枚貝の種別の構成はグループ間で大きく異なった。粘土分が多い泥質グループでは、ハイガイが60%以上と優占し、シルト分が多い泥質グループではヒラタヌマコキガイが70%以上を占め、その中でも硫化物が高いグループではマガキが5%程度見られた。一方、砂質・砂泥質グループでは多様な種が存在した。3つの泥質グループでは、二枚貝以外の構成比も高く、粘土分が多い泥質グループでは甲殻綱と多毛類が一定の構成比で存在し、シルト分が多い2つの底質グループでは巻貝の構成比が大きかった。

この結果から、底質調査（費用と時間をそれほど要しない）を詳細に実施した上で、限られた期間や予算の中で、より効果的な生物調査を計画するといったことへの応用が期待できる。

以上から、干潟の持つ主要な水質浄化機能として窒素除去を対象として、安岡らのモデルの汎用化と精緻化を行った改良モデルを構築することが出来たと考えている。このモデルを用い、既に喪失した干潟の水質浄化機能を、類似干潟において生態系モデルを構築した上で、構築したモデルを喪失した干潟に適用し推定する手法を用い、定量的に推定する方法を提示できた。また、この方法を用いて、既に喪われている諫早干潟の水質浄化機能を推定することが出来た。更に、底質性状と底生生物の生物相の関係性を大まかに把握することが出来たことから、類似干潟の選定を容易にすることを目的として、底質性状により類似干潟を特定する手法の有効性を示すことが出来た。

以上から、失われた干潟を含む泥質干潟の水質浄化機能を簡易に推定する方法を開発できたと考えている。

今後、本成果を活用し、底質調査（費用と時間をそれほど要しない）を詳細に実施した上で、限られた期間や予算の中で、より効果的な生物調査を計画するといったことへの応用が期待できる。具体的には、既に失われた干潟の水質浄化機能を推定する際に、底質調査結果から類似干潟を選定した上で生物調査を行うことで、労力面・経済面からみて効率的に調査が行われ、生態系モデルを活用し、定量的かつ効率的に予測できるようになると考えられる。

引用文献

- 1) 環境省(2004) 第4回自然環境保全基礎調査報告書
- 2) 環境省(2003) 有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会報告書
- 3) 佐々木克之, 程木義邦, 村上哲生(2003) 諫早湾調整池からの COD・全窒素・全リンの排出量および失われた浄化量の推定, 海の研究, 12(6), 573-591.
- 4) 木村賢史, 島津暉之, 赤沢豊, 三好康彦, 紺野良子, 大島奈緒子(1992) 人工海浜(干潟)の浄化機能について, 東京都環境科学研究所年報, 89-100.
- 5) 小倉紀雄(1993) 東京湾-100年の環境変遷-, 恒星社厚生閣, 72-73.
- 6) 清木徹, 平岡喜代典, 李正奎, 西嶋渉, 向井徹雄, 瀧本和人, 岡田光正(1998) 広島湾における干潟の水質浄化機能に関する研究-有機物の分解特性について-, 水環境学会誌, 21(7), 421-428.
- 7) 環境省大気保全局瀬戸内海環境保全室(2000) 瀬戸内海の干潟・浅海域の浄化機能(瀬戸内海浅海域浄化機能基本調査最終とりまとめ)
- 8) Baretta, J. and P. Ruardij (1988) Tidal flat estuaries. Simulation and analysis of the estuary. Ecological Studies, 71, Heidelberg, Springer-Verlag, 353 pp.
- 9) 環境省水環境部(2001) 平成12年度有明海海域緊急環境調査報告書
- 10) 中田喜三郎, 畑恭子(1994) 沿岸干潟における浄化機能の評価, 水環境学会誌, 17(3), 158-166.
- 11) Hata, K., I. Oshima and K. Nakata(1996) Evaluation of the nitrogen cycle in a tidal flat. Estuarine and Coastal Modeling, American Soc. of Civil Eng. M.L.Spaulding and R.T.Cheng(ed.), 542-554.
- 12) 畑恭子, 大島巖, 中田喜三郎(1997) 底生生態系モデルを用いた海岸生態系の物質循環の評価. 海洋理工学会誌, 3(1), 31-50.
- 13) 鈴木輝明, 青山裕晃, 畑恭子(1997) 干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化 -三河湾一色干潟における事例-, 海洋理工学会誌, 3(1), 63-80.
- 14) Hata, K and K. Nakata(1998) Evaluation of eelgrass bed nitrogen cycle using an ecosystem model. Environmental Modeling & Software, 13, 491-502.
- 15) 鈴木輝明, 青山裕晃, 甲斐正信, 畑恭子(1998a) 貧酸素化の進行による底生生物群集構造の変化が底泥-海水間の窒素収支に与える影響-底生生態系モデルによる解析-, 海洋理工学会誌, 4(1), 65-80.
- 16) 鈴木輝明, 青山裕晃, 甲斐正信(1998b) 三河湾における貧酸素化によるアサリ

- (Ruditapesphillipinarum) の死亡率の定式化, 海洋理工学会誌, 4(1), 35-40.
- 17) Suzuki T.(2001) Oxygen-deficient waters along the Japanese coast and their effects upon the estuarine ecosystem. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 291-302.
 - 18) Hata, K., K. Nakaka and T. Suzuki(2004) The nitrogen cycle in tidal flats and eelgrass beds of Ise Bay, *Journal of Marine Systems*, 45, 237-253.
 - 19) Boudreau,B.P (1996) A method-of-lines code for carbon and nutrient diagenesis in aquatic sediments, *Comput. Geosci*, 22:479-496.
 - 20) Berner R. A (1980) Early diagenesis. A theoretical approach, Princeton University Press, Princeton.
 - 21) Fossing,H.,P.Berg,B.Thamdrup, S.Rysgaard, H.M.Sorensen,and K.Nielsen(2004) A Model set-up for an oxygen and nutrient flux model for Aarhus Bay(Denmark), NERI Technical Report, No.483,70pp.
 - 22) Holstein, J.M. and K.W.Wirtz (2009) Sensitivity analysis of nitrogen and carbon cycling in marine sediments, *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82,632-644
 - 23) Brigolin, D.R.Pastres, T.D.Nickell, C.J.Cromey, D.R.Aguilera, and P.Regnier(2009) Modelling the impact of aquaculture on early diagenetic processes in sea loch sediments, *Marine Ecology Progress Series*, 388, 63-80
 - 24) Reed. D.C, C.P.Slomp and B.G.Gustafsson (2011) Sedimentary phosphorus dynamics and the evolution of bottom-water hypoxia, A coupled benthic-pelagic model of a coastal system, *Limnology and Oceanography* ,56(3),1075-1092
 - 25) 安岡澄人, 畑恭子, 芳川忍, 中野拓治, 白谷栄作, 中田喜三郎 (2005) 有明海の泥質干潟・浅海域での窒素循環の定量化 - 泥質干潟域の浮遊系 - 底生系結合生態系モデルの開発 - 海洋理工学会誌, 11(1), 21-33.
 - 26) 千葉県土木部, 千葉県企業庁(1999): 環境の補足調査によって把握した「市川二期地区・京葉二期地区計画に係わる環境の現状について」要約版, 1-336.
 - 27) 林恒一郎, 花田邦幸, 伊藤弘樹, 大島巖(1998): 潟湖干潟を対象とした干潟生態系モデルの構築, *Techno-ocean'98, International Symposium, Proceedings*, 325-328.
 - 28) 環境省水環境部(2001) 平成 12 年度藻場・干潟等の環境保全機能定量評価基礎調査報告書.
 - 29) 環境省水環境部(2003) 平成 14 年度藻場・干潟等の環境保全機能定量評価基礎調査報告書.

- 30) 名古屋市, 名古屋港管理組合(1999) 庄内川、新川及び日光川河口に広がる干潟.
- 31) (財)地球・人間環境フォーラム(2001) 浅海域の水質浄化機能に関する調査研究報告書
- 32) 園田武, 中尾繁, 高安克己(2002) サロマ湖の多毛類群集の構造特性と漁場環境, 過去20年間の変化傾向, LAGUNA(汽水域研究), 9, 19-30.
- 33) 横山寿, 西村昭史, 井上美佐(2002) マクロベントスの群集型を用いた魚類養殖場環境の評価, 水産海洋研究, 66(3), 142-147.
- 34) 上出貴士(2008) 和歌山県沿岸の養殖漁場における春季の海底堆積物の化学的特性と優占するマクロベントス種との関係, 日本水産学会誌, 74(5), 832-840.
- 35) 江崎恭志, 江藤拓也(2010) マクロベントス群集から見た福岡湾底質環境の現状と経年変化, 福岡水海技セ研報, 20, 47-52.
- 36) Warwick R. M. & Clarke K. R.(1993) Comparing the severity of disturbance. A meta-analysis of marine macrobenthic community data, Marine Ecology Progress Series, 92, 221-231.
- 37) 山下俊彦, 菅沼剛, 宮下将典, 吉田徹, 櫻井泉(2000) 石狩湾新港から石狩川河口の周辺海域における底質特性とマクロベントスの群集構造, 海岸工学論文集, 47, 1201-1205.
- 38) 中尾繁, 五嶋聖治, 野村浩貴, 山口宏史, 吉武誠司(1989) 陸奥湾の軟泥底マクロベントス群集と底質との関係, 北海道大学水産学部研究彙報, 40(3), 159-168.
- 39) Candida Savage, John G. Field, Richard M. Warwick(2001) Comparative meta-analysis of the impact of offshore marine mining on macrobenthic communities versus organic pollution studies, Marine Ecology Progress Series, Vol. 221, 265-275.
- 40) Anna Maria de Blasi and Stefano de Ranieri(2006) Seabed morphology, sediment grain size, and macrobenthic communities in a fished area and an area unaffected by fishing in the central Adriatic (Italy), Acta Adriatica, 47 (2), 183-193.
- 41) Bernhard Riegl, Jan L. Korrubel and Charles Martin(2001) Mapping and monitoring of coral communities and their special patterns using a surface-based video method, A Vessel Bulletin of Marine Science, 69(2), 869-880.
- 42) Rutger Rosenberg, Stefan Agrenius, Birthe Hellman, Hans C. Nilsson, Karl Norling (2002) Recovery of marine benthic habitats and fauna in a Swedish fjord following improved oxygen conditions, Marine Ecology Progress Series, Vol. 234, 43-53.
- 43) Joana Patrícia, Helena Adão, João M. Neto, Ana S. Alves, Walter

- Traunspurgerc, João Carlos Marquesa(2012) Do nematode and macrofauna assemblages provide similar ecological assessment information, *Ecological Indicators*,14, 124-137.
- 44) K. Robert Clarke, Paul J. Somerfield, M. Gee Chapman(2006) On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray–Curtis coefficient for denuded assemblages, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330, 55-80.
- 45) Muniz, P. & N. Venturini(2015) Macrobenthic communities in a temperate urban estuary of high dominance and low diversity Montevideo Bay (URUGUAY), *Cicimar Oceanides*, 30(1), 9-20.
- 46) J. Emilio Sánchez-Moyano, Isabel García-Asencio(2010) Crustacean assemblages in a polluted estuary from South-Western Spain, *Marine Pollution Bulletin*, 60,1890-1897.
- 47) 園田吉弘, 滝川清, 床次武富, 今村義朗, 斉藤孝(2009) 有明海湾奥部における底質の堆積環境特性と底生生物の分布特性, *土木学会論文集 B2(海岸工学)*, B2-65(1), 1236-1240.
- 48) 園田吉弘, 滝川清, 斉藤孝, 青山千春(2011) 主要 4 門の種数, 個体数による有明海底生生物生息環境の評価, *土木学会論文集 B2(海岸工学)*, 67(2), 1141-1145.
- 49) 九州農政局(2003) 平成 14 年度諫早湾干拓事業流動解析等調査業務報告書.
- 50) 農林水産省水産庁, 農林水産省農村振興局, 経済産業省資源エネルギー庁, 国土交通省河川局, 国土交通省港湾局, 環境省環境管理局(2003) 平成 14 年度国土総合開発事業調整費有明海海域環境調査報告書.
- 51) 近藤雅秋, 平松和昭, 戸原義男, 四ヶ所四男美, 森健(1993) 底泥表層部の物性と流れによる巻上げ特性に関する研究, *農業土木学会論文集*, 第 163 号, 79-86.
- 52) 九州農政局(2005) 平成 16 年度干潟浄化機能調査報告書.
- 53) Ivlev. V. S. (1945) The biological productivity of waters, *Uspekhi Sovremennoi Biologii*, 19(1), 98-120.
- 54) 九州農政局(2001) 浅海域生態系秋・冬季追跡調査委託事業報告書.
- 55) 水産庁他(2002) 平成 13 年度国土総合開発事業調整費有明海海域環境調査報告書.
- 56) 運輸省第四港湾建設局(財) 港湾空間高度化センター, 港湾・海域環境研究所(2000) 平成 11 年度有明・八代海干潟環境創造調査報告書.

- 57) 佐賀県(2000) 平成 11 年度公共用水域水質測定結果.
- 58) 佐賀県(2001) 平成 12 年度公共用水域水質測定結果.
- 59) 福岡県(2000) 平成 11 年度公共用水域水質測定結果.
- 60) 福岡県(2001) 平成 12 年度公共用水域水質測定結果.
- 61) 九州農政局(1987) 諫早湾干潟環境調査報告書.
- 62) 青山裕晃, 今尾和正, 鈴木輝明(1996) 干潟域の水質浄化機能—一色干潟を例にして—, 月刊海岸, 28, 178-188.

謝辞

本論文は、これまでの有明海における様々な調査結果を用いて、泥質干潟の水質浄化機能を、定量的かつ効率的に予測できるようにすることを目的に検討を加えたものです。この間、様々な方に御指導、御教授を賜り、ここに深く感謝の意を表します。

広島大学大学院工学研究科教授) 西嶋渉様には、3年間、親身に研究の御指導を賜りました。心より感謝致します。

放送大学教授) 岡田光正様には、5年間にわたり、熱心に研究の御指導を賜りました。その間、モデルの確からしさといった、考え方そのものについて熱心に御指導を賜りました。心より感謝致します。

名城大学特任教授) 中田喜三郎様には、研究の御指導を賜りました。特に、これまでの研究の流れをはじめ、細やかかつ親身な御指導を賜りました。心より感謝致します。

農村工学研究所水利工学研究領域長) 白谷栄作様には、5年間にわたり、研究の御指導を賜りました。心より感謝致します。

農村工学研究所業務推進室主任研究員) 濱田康治には、1年間にわたり、研究への御協力を賜りました。心より感謝致します。

いであ(株)) 畑恭子様には、3年間にわたり、研究への御協力を賜りました。特に、論文作成にあたり細やかかつ熱心に御協力を賜りました。心より感謝致します。

いであ(株)) 阿部真巳様には、3年間にわたり、研究の御協力を賜りました。特に、解析部分について迅速かつ親身な御協力を賜りました。心より感謝致します。

最後に、これまで様々な御示唆を賜った皆様に心より感謝致します。

論文一覧

第2章 数値モデルを活用した泥質干潟の窒素動態の解析

1) 西尾利哉, 西嶋渉, 岡田光正, 畑恭子, 白谷栄作, 中田喜三郎

海洋理工学会誌、(Accept)

第3章 Model estimation of the water purification capacity of lost tidal flats

2) Toshiya NISHIO, Wataru NISHIJIMA, Koji HAMADA, Kyoko HATA, and Kisaburo NAKATA

Japan Agricultural Research Quarterly, (Accept)

第4章 底質性状に基づく干潟の類似性評価

3) 西尾利哉, 西嶋渉, 阿部真己, 畑恭子, 阿部真己, 中田喜三郎, 白谷栄作

海洋理工学会誌、21・2・9-17

関連論文

特になし

総説

特になし

国際学会

Proceeding of The 22th Korea-Japan Symposium on Water Environment 2013

「Estimation of water purification capacity of the lost tidal flat in the Isahaya Bay, Japan」

関連特許

特になし