

有明海における海域の水環境保全および持続的な漁業生産に関する数値水理学的研究

田畑, 俊範

<https://doi.org/10.15017/1500779>

出版情報：九州大学, 2014, 博士（農学）, 課程博士
バージョン：
権利関係：全文ファイル公表済



有明海における海域の水環境保全および
持続的な漁業生産に関する数値水理学的研究

田畑 俊範

2015 年

目次

第 1 章	緒論	1
第 2 章	有明海における海域の水環境保全	7
2.1	序論	7
2.2	有明海の海域環境について	9
2.2.1	有明海概要	9
2.2.2	浅海定線調査	11
2.2.3	主成分分析	13
2.2.4	解析結果および考察	14
2.3	マルチボックス生態系モデル	21
2.3.1	マルチボックスモデル	21
2.3.2	生態系モデル	22
2.3.3	使用データ	36
2.3.4	モデルの検証	38
2.4	海域環境の改善に向けて	53
2.4.1	シナリオ分析	53
2.4.2	シナリオ分析結果	54
2.5	結論	64
第 3 章	有明海における持続的な漁業生産	66
3.1	序論	66
3.2	数値シミュレーションモデル	69
3.2.1	2次元単層モデル	69
3.2.2	ノリの成長度合いの指標	72
3.2.3	タイラギ浮遊幼生の挙動追跡	74
3.2.4	使用データ	75
3.2.5	モデルの検証	79
3.3	ノリ養殖施設の最適配置方法	85
3.3.1	現況の有明海	85

3.3.2	シナリオ分析	87
3.3.3	シナリオ分析結果および考察	88
3.4	タイラギ資源量の回復	95
3.4.1	浮遊幼生の出発地点	95
3.4.2	浮遊幼生の浮遊期間	96
3.4.3	浮遊幼生の生息可能領域	97
3.4.4	計算結果および比較検討	98
3.4.5	効率的なタイラギ資源量の回復	101
3.5	結論	103
第4章 総括		106
Summary		110
謝辞		113
参考文献		114

第 1 章 緒論

日本における閉鎖性海域は 1970 年代以降の沿岸流域の都市化・混住化により，窒素・リン等の栄養塩の汚濁負荷流入が著しくなった．さらに閉鎖性海域はその構造上，海水交換率が低いため，赤潮や貧酸素水塊の発生が問題となってきた．そのため，水環境保全に向け，閉鎖性が高く富栄養化の恐れのある海域として，全国で 88 の閉鎖性海域を対象に，水汚濁法に基づき，窒素およびリンに係る排水規制が実施されている．その結果，生活環境の保全に関する環境基準（生活環境項目）のうち，有機汚濁の代表的な水質指標である化学的酸素要求量（COD）の環境基準達成率は，東京湾で 63.2%，伊勢湾で 56.3%，大阪湾で 66.7%，大阪湾を除く瀬戸内海で 79.3% となっている（環境白書，2014）．一部の海域では栄養塩濃度が低下し，赤潮等の発生件数も減少した．しかし，未だ環境基準を上回る海域も多く，貧酸素水塊の発生など，富栄養化に伴う問題が現在でも頻発している．

その一方で，日本の閉鎖性海域では栄養塩濃度の低下に伴い海域の生物生産力の低下という全く逆の問題も発生している．東京湾や瀬戸内海の漁獲量は大きく減少し，特に水域の富栄養化と相まって生産力を伸ばしてきたノリ養殖の陰りが著しい．瀬戸内海では年ごとにノリの色落ちが深刻化し，平成 19 年度は特に著しい不作となり，有明海では平成 12 年度に珪藻赤潮により大規模なノリの色落ちが起きた．瀬戸内海や三河湾では溶存無機態窒素の枯渇が起きるのに対し，東京湾や博多湾では溶存無機態リンの枯渇が起きている（藤原ら，2009）．その原因として，①ノリ養殖業の発達に伴う栄養塩要求量の増加，②流入河川流域における排水規制などの富栄養化防止策による特に冬季の栄養塩供給量の低下，③プランクトンとノリ養殖業の栄養塩摂取に関する競合関係の結果，ノ

り養殖業が利用可能な栄養塩の不足，以上の3つが挙げられる（中西，2011）．このように，貧栄養化による海域の問題も発生している．

以上のように，日本全国の閉鎖性海域では，富栄養化による環境悪化が見られる一方，冬季の貧栄養化による漁業活動への被害もまた生じている．そのため，閉鎖性海域では流域圏も含めた総合的な栄養塩管理に基づく海域の水環境保全と持続的な漁業生産の両立が求められている．

日本における代表的な閉鎖性海域の一つである有明海は，九州西部に位置し，福岡県，佐賀県，長崎県および熊本県に囲まれた九州最大の内湾である．この海域は，河川を通して陸上起源の栄養物質が大量に流入するため，強度の富栄養の状態になっている．内湾域において富栄養化が進行すると，赤潮や貧酸素水塊が発生しやすくなり，一般的には漁業生産にマイナスの効果をもたらす．しかしながら，有明海ではその独特の大きな潮汐や大量の浮泥，そして豊かな生態系に支えられた大きな浄化能力が関係したため，富栄養化による問題が発生しておらず（佐藤，2000），生物生産性が極めて高い海域であった．そのため，有明海ではその豊かな生物生産力を背景にノリ生産量を増加させ，全国のノリ生産量の約4割を占める日本有数のノリ生産の海域である（全国海苔貝類漁業協同組合連合会，2009）．さらに，この海域には日本全国に存在する干潟面積の約4割にあたる約200km²の干潟が広がっており，それを再生産の基盤として，アサリ，サルボウなどの有用二枚貝が多数生息し，沿岸の人々の生活を支え続けた．このように，有明海ではノリの養殖やアサリ，タイラギなどの二枚貝類の採貝漁業を中心とした漁業活動が盛んに行われ，豊饒の海と呼ばれていた．

しかしながら，日本の他の閉鎖性水域と同様，有明海においても様々な環境異変が問題となっている．有明海では，上

述のように強度な富栄養状態にあったにも関わらず富栄養化の進行による被害は近年まで発生していなかった。ところが、近年、この有明海において大規模な赤潮が頻発するようになった。1981年以降の赤潮発生規模指数(継続日数×最大面積)を年ごとに集計すると、1981年～1994年の14年間には年別の赤潮発生規模指数の合計値で最大でも7,452km²・d程度にとどまっている。これに対して、1995年および1997年には、1回の赤潮の発生規模指数がそれぞれ16,200 km²・d, 11,084 km²・dに達する大規模な赤潮が10月に発生した。さらに、1998年～2002年には、5年連続して赤潮発生規模指数が15,000 km²・dを超えた。さらに、近年有明海における貧酸素水塊の発生が多く、調査によって報告されている(濱田ら, 2008; 梶原ら, 2003; 堤ら, 2003)。このように有明海では、近年富栄養化の進行による赤潮や貧酸素水塊の発生といった被害が発生しており、海域の水環境保全が求められている。

また、有明海では漁場環境の再生・安定化も問題となっており、特に近年、ノリの生産量の増加に伴うノリの色落ちなどによる不作年の出現が大きな問題となっている。1978年～1989年度までの年平均生産額は約208億円であったが、1990年度以降の生産額は、131～230億円と変動が大きく、200億円を超えるような豊作年も少なくなっている(首藤ら, 2009)。加えて、二枚貝の漁獲量が激減している。1974年～1983年には年間7万～11万トンと10万トンを超える年が多かったが、1984年には5万トンに減少し、その後1998年には2万トンを下回り、2009年～2011年にはピーク時の約1/10で推移していた(中根, 2013)。このように、有明海では、海域の赤潮や貧酸素水塊の発生をはじめとする環境異変が原因として、ノリの色落ちに代表される品質の低下、および二枚貝漁獲量の経年的な減少が大きな社会問題となっている。そのため、有明海における持続的な漁業生産に向けた対策が求められて

いる。

こうした問題の対策を検討するにあたり，しばしば用いられている手法として，数値シミュレーションモデルがある．そのため，これまで閉鎖性海域を対象とした数値シミュレーションモデルを用いた様々な研究が報告されており，有益な結果が得られている（例えば，Cloern, 2001；Smith, 2003；Grifoll *et al*, 2009 など）．そのため，この有明海においても数値シミュレーションモデルによる解析が有効であることが推察される．その際，留意しなければならない点として，対象領域の特徴に合わせたモデルの構築を行うことが挙げられる．一方で，これまで有明海を対象とした論文がいくつか報告されている（例えば，Sato *et al*, 2006；Abualtayef *et al*, 2008 など）．しかし，上述のように有明海は，最大 6m にも達する干満差や盛んなノリ養殖業など独特な海域環境を形成している．上述の既往の研究では，干潟の干出やノリの養殖施設（網・支柱）の流体抵抗について正確に反映したモデルの報告はない．そのため，有明海における環境問題の解決に向けて，その独特な海域環境の現状把握を行うことや，海域環境を考慮に入れたモデルの開発が重要であるといえる．

以上を背景に，本研究では有明海における海域の水環境保全，および持続的な漁業生産に資することを目的として，それぞれについて数値シミュレーションモデルを用いて解析を行った．海域の水環境保全を目指した対策を検討するにあたり，上述のようにその現状の環境について把握をすることが非常に重要といえる．そこで，まずは海域環境の現状把握目指した．すなわち有明海沿岸各県が毎月行っている浅海定線調査のデータを用いて，海域の特徴抽出を多変量解析により行った．そして，マルチボックス生態系モデルを構築することで，海域内部の栄養塩動態を解析するとともに，同モデルを用いて海域の水環境保全に向けたシナリオ分析を実施した．

続いて、持続的な漁業生産に向けた解析を行うために、海域の潮流・塩分場の再現が可能な2次元単層モデルを構築した。そして、有明海における課題の一つであるノリの安定的な生産に向けた具体的な対策を提言するために、ノリ網およびノリ支柱（以下、ノリ養殖施設）の配置方法についてシナリオ分析を行った。また、同モデルを利用して、有明海における有用二枚貝類の一種であるタイラギの資源回復に向けて、その浮遊幼生の生息可能領域への着底数を算出することで、効率的な底質環境の改善について解析を行った。

本章の構成は以下の通りである。

第2章では、海域の水環境保全に向けた解析について詳説する。まず、有明海における海域の特徴抽出を目的とした主成分分析について述べる。主成分分析には、有明海沿岸各県が毎月行っている浅海定線調査のデータを用いることで、海域の領域ごとの特徴や現在の有明海の海域環境を形成している要因について明らかにする。次に、海域の栄養塩の挙動を平均的かつ中長期的に解析可能なマルチボックス生態系モデルの構築について記述する。なお、計算項目は、植物プランクトン、動物プランクトン、懸濁態有機物、溶存態有機物、リン酸塩、全無機態窒素、溶存酸素、化学的酸素要求量、ノリの9つである。そして、主成分分析の結果を踏まえ、河川流入負荷量、および潮汐残差流に関するシナリオ分析を実施し、その効果について定量的評価を行い、海域の水環境保全に向けた考察を行う。

第3章では、持続的な漁業生産に向けた数値水理的解析について詳説する。まず、海域の潮流・塩分場の解析を目的とした2次元単層モデルの構築について記載する。そして、ノリの成長度合いの指標の算出方法、およびタイラギ浮遊幼生の挙動追跡の手法について解説する。次に、福岡県が検討している安定的なノリの生産に向けたノリ養殖施設の配置方

法について，シナリオ分析を行う．有明海に広がるノリ養殖施設を7つのエリアに区分し，そのエリアごとのノリの成長度合いについて現況から比較することで定量的な評価を行う．さらに，タイラギの資源回復に向けた底質環境の改善について解析する．出発地点ごとに，浮遊幼生の生息可能領域への着底数を算出し，その結果を踏まえ効率的な底質環境の改善について検討する．

最後に第4章で，第2章に記述する海域の水環境保全，第3章で述べた持続的な漁業生産についての研究成果の総括を行う．

第 2 章 有明海における海域の水環境保全に向けて

2.1 序論

有明海は、大きな潮差や強い閉鎖性を有し、日本最大の干潟と独特な水圏生態系を特徴とする九州最大の湾である。河川を通して陸上起源の栄養物質が大量に流入するため、強度の富栄養の状態になっている。内湾域において富栄養化が進行すると、赤潮や貧酸素水塊が発生しやすくなり、一般的には漁業生産にマイナスの効果をもたらす。しかしながら、有明海ではその大きな潮汐や大量の浮泥、そして豊かな生態系に支えられた大きな浄化能力が関係し、富栄養化による問題が発生していなかった（佐藤，2000）。そのため、有明海は生物生産性が極めて高く、ノリの養殖やアサリ、タイラギなどの二枚貝類の採貝漁業を中心とした漁業活動が盛んに行われ、豊饒の海と呼ばれていた。

しかし、近年その有明海において、自然環境自体の変化と周辺地域の開発など的人為的作用によって、様々な環境異変が引き起こされている。1985 年以降、年間 20 件を超える赤潮の発生件数が見られるようになり、1998 年から 2002 年にかけては、年間 30 件を超える赤潮の発生が報告されている（九州環境管理協会，2007）。加えて、貧酸素水塊の発生も問題となってきており、その発生について様々な研究が報告されている（例えば、濱田ら，2008；梶原ら，2003；堤ら，2003）。さらに、養殖ノリの品質低下や二枚貝等の漁獲量の減少といった被害を受けている。

これらの問題を解決するためには、有明海における海域環境の状況を定量的かつ経年的に把握し、環境異変の要因およびメカニズムの解明をおこなうことが必要である。このような場合に、数値シミュレーションモデルを用いた解析がしば

しば行われており，現象の解明に成果を挙げている．また，モデルを用いてシナリオ分析を行うことで海域環境の改善に向けた対策について解析が可能となる．その際，まず解析対象の現状について把握を行う上で，対策を検討することが非常に重要であるといえる．そこで，本研究でも主成分分析により有明海の海域環境の特徴を抽出した．その上で，数値シミュレーションモデルによる海域環境の改善に向けた解析を行った．有明海における非常に複雑な富栄養化に起因する環境異変のメカニズムを明らかにするためには，海域における空間的な解像度を詳細に，かつ時間的に中長期的な栄養塩の挙動解析が必要である．しかしながら，栄養塩の詳細な挙動を再現する場合，計算時間が極端に大きくなってしまう．そこで本研究では，シナリオ分析を含む多くのケースを効率的に解析が可能となるマルチボックス生態系モデルを開発した．それにより，有明海における大きな空間スケールの水塊の平均的な挙動を中長期的に把握することが可能となる．最終的にシナリオ分析を行うことで，有明海における海域の水環境保全に向けた対策，すなわち赤潮や貧酸素水塊の発生の抑制に向けた対策について検討を行った．

2.2 有明海の海域環境について

2.2.1 有明海概要

有明海は，九州西部に位置し，福岡県，熊本県，長崎県，および佐賀県の4県に囲まれ，南から北に向かって深く入りこんだ九州最大の内湾である．その大きさは，面積約 1,700km²，容積約 340 億 m³，平均水深約 20m，平均幅 18km，奥行 96km である．また，有明海の湾内水の自由振動周期がほぼ 12 時間で，半日周期の概要潮汐が湾内に入ってきたときに湾内水がこれに共鳴振動を起こすため，著しく大きな潮汐が発生する海域である（井上，1980）．その最大潮位差は 6m にもおよび，日本最大の潮位差を有する．さらに，その潮位差から日本全

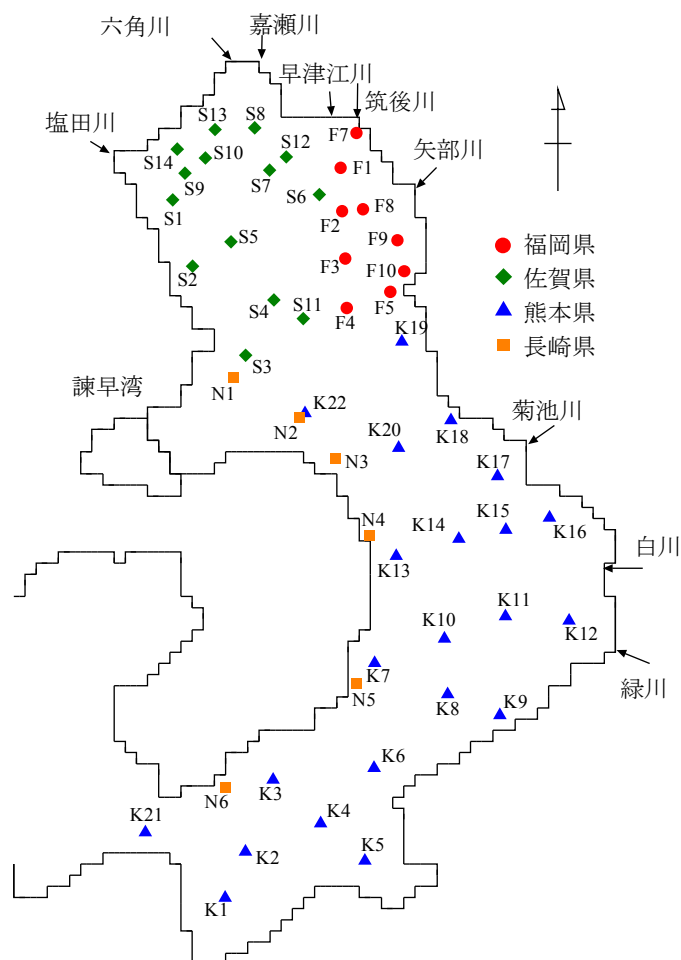


Fig.2.1 有明海沿岸各県の浅海定調査の調査地点.

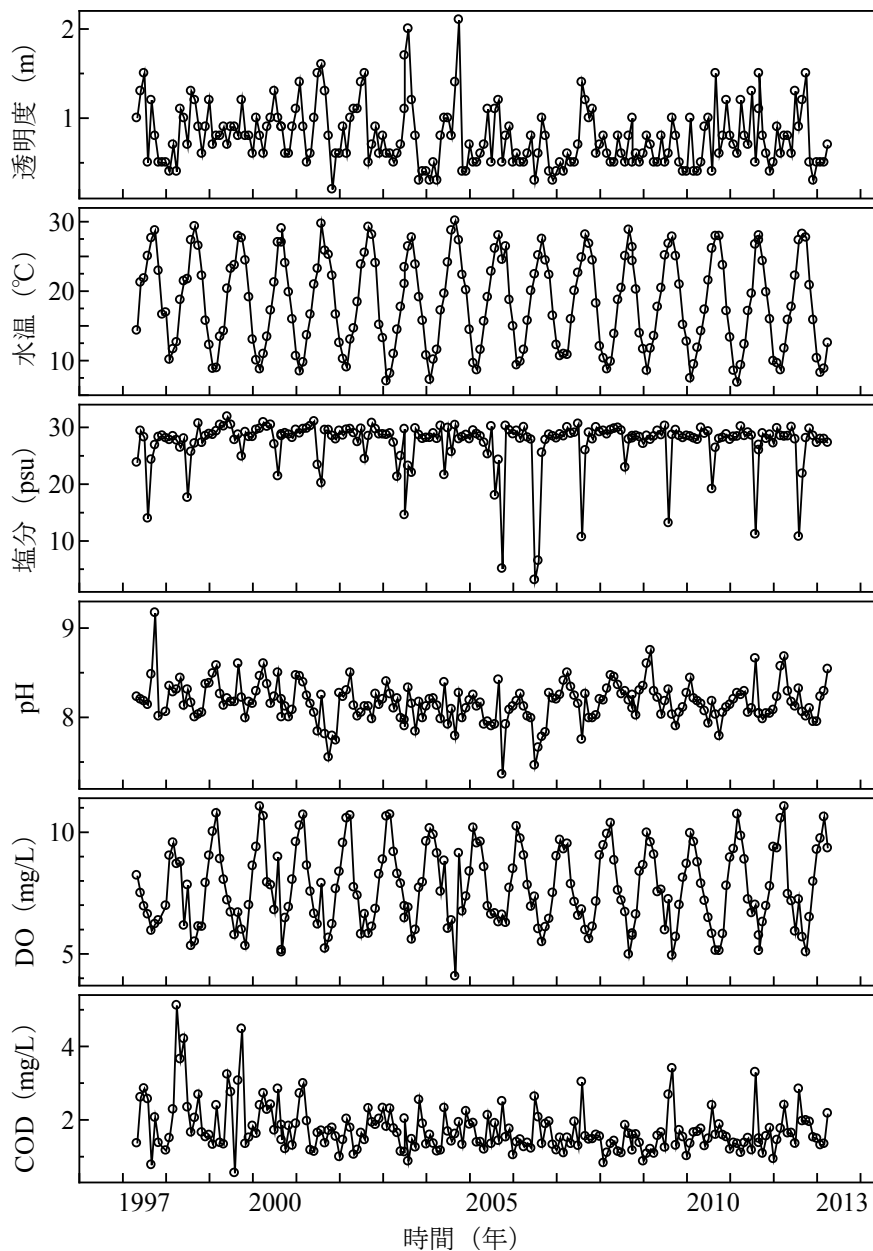


Fig.2.2.1 福岡県地点 1 (F1) の浅海定線調査結果①.

国に存在する干潟面積の約 4 割にあたる約 200km^2 の干潟が広がっている (環境省, 2007). また, 筑後川, 六角川, 菊池川, 矢部川, 緑川, 白川といった比較的大きな河川が流入しており, その流入河川の流域面積は約 $8,420\text{km}^2$ である. これらの淡水流入量は年間約 $8,000 \times 10^6\text{m}^3$ である. その中で, 筑後川の流入量が最も大きく, 淡水流入量全体の約 50% を占める.

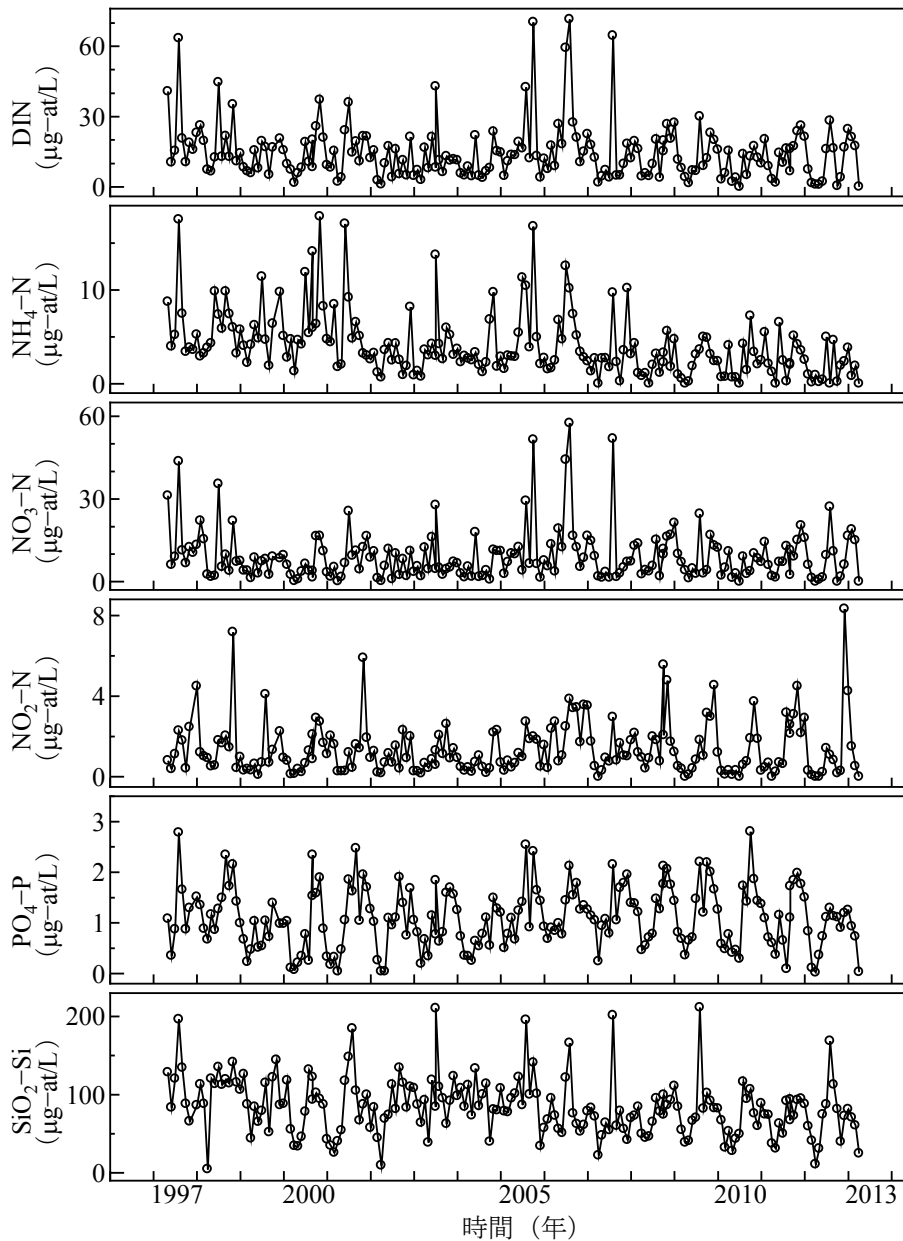


Fig.2.2.2 福岡県地点 1 (F1) の浅海定線調査結果②.

2.2.2 浅海定線調査

有明海沿岸 4 県では、過去 30 年以上にわたり、複数の地点において毎月 1 回水質調査を行っており、浅海定線調査と呼ばれている。Table 2.1 に各県から提供頂いた調査項目、調査期間をまとめる。Fig.2.1 に福岡県 (10 地点)、佐賀県 (14 地点)、熊本県 (22 地点)、長崎県 (6 地点) の 3 県

Table 2.1 有明海沿岸 4 県の浅海定線調査の調査期間，
および観測項目。

県	期間	観測項目
福岡	1997-2013	透明度，プランクトン沈殿量，水温， 塩分，DO，COD，DIN，NO ₃ -N，NO ₂ -N， PO ₄ -P，SiO ₂ -Si，pH，Chl-a
佐賀	1972-2013	透明度，プランクトン沈殿量，水温， 塩分，DO，COD，DIN，NO ₃ -N，NO ₂ -N， PO ₄ -P，SiO ₂ -Si，pH，Chl-a
熊本	1974-2013	透明度，プランクトン沈殿量，水温， 塩分，DO，COD，DIN，NO ₃ -N，NO ₂ -N， PO ₄ -P，SiO ₂ -Si，pH，Chl-a
長崎	2008-2013	透明度，プランクトン沈殿量，水温， 塩分，DO，COD，DIN，NO ₃ -N，NO ₂ -N， PO ₄ -P，SiO ₂ -Si，pH，Chl-a

Table 2.2 有明海における水質項目の平均値および標準偏差（福岡，佐賀，熊本：1998年4月-2013年3月）。

水質項目	単位	平均値	標準偏差値
透明度	m	2.855	2.439
水温	°C	18.71	6.284
塩分	psu	29.26	4.547
DO	mg/L	5.057	3.126
COD	mg/L	4.278	3.651
DIN	μg-at/L	8.020	10.790
NO ₃ -N	μg-at/L	1.923	2.584
NO ₂ -N	μg-at/L	5.106	8.344
NH ₄ -N	μg-at/L	0.992	1.193
PO ₄ -P	μg-at/L	0.669	0.618
SiO ₂ -Si	μg-at/L	47.02	40.34

の調査地点を記載する。また、一例として **Figs.2.2.1, 2.2.2** に **Fig.2.1** 中 F1 地点の 1997 年 4 月～2013 年 3 月における浅海定線調査の調査結果を示す。地点 F1 は福岡県の調査地点であるが、その他の県においても **Figs.2.2.1, 2.2.2** と同様に複数の水質項目を対象に調査が行われている。このように、有明海では、沿岸各県が過去 30 年以上にわたり、複数地点・複数項目を対象とした水質調査が毎月行われているため、膨大な量のデータが蓄積されている。

2.2.3 主成分分析

本研究では、海域の水環境保全に向けた栄養塩の動態解析を行うことが目的である。そのためには、海域環境の現状把握を行うことが非常に重要であるといえる。前述したように、有明海では浅海定線調査により膨大なデータが蓄積されている。しかしながら、**Fig.2.2** や **Table 2.1** から明らかのように、これらのデータから直接海域の状況や特徴を判断するのは困難であるといえる。そこで、本研究では、多変量解析の一種である主成分分析により、海域環境の特徴抽出を行うこととした。主成分分析とは、多数の項目の測定値のもつ情報を、少数の主要な主成分に要約する多変量解析法の一手法であり、この手法を用いて様々な水質解析に応用され有益な情報が得られている（例えば、Vega, *et al*, 1998 ; Helena *et al*, 2000 ; Simenov *et al*, 2003 ; 原田・吉田, 2001)。

解析期間は、データセットが比較的そろっている福岡、佐賀、熊本の 1998 年 4 月から 2013 年 3 月までとした。また、解析に用いた変量は、**Fig.2.1** に示した調査地点の表層における透明度、水温、塩分、DO、COD、DIN、NH₄-N、NO₃-N、NO₂-N、PO₄-P、Si の合計 11 個の水質項目を用いた。**Table 2.2** に用いた全水質データの単位、平均値、標準偏差をまとめた。

Table 2.3.1 11 個の水質項目間の相関行列①.

	透明度	水温	塩分	DO	COD	DIN
透明度	1.000					
水温	-0.031	1.000				
塩分	0.377	-0.345	1.000			
DO	0.379	-0.091	0.170	1.000		
COD	-0.452	-0.042	-0.220	-0.923	1.000	
DIN	-0.314	0.099	-0.670	-0.148	0.147	1.000
NO ₃ -N	-0.309	0.140	-0.505	-0.111	0.110	0.772
NO ₂ -N	-0.278	0.057	-0.679	-0.135	0.144	0.977
NH ₄ -N	-0.222	0.198	-0.219	-0.154	0.079	0.540
PO ₄ -P	-0.380	0.220	-0.413	-0.254	0.239	0.725
SiO ₂ -Si	-0.468	0.334	-0.762	-0.179	0.232	0.742

Table 2.3.2 11 個の水質項目間の相関行列②.

	NO ₃ -N	NO ₂ -N	NH ₄ -N	PO ₄ -P	SiO ₂ -Si
NO ₃ -N	1.000				
NO ₂ -N	0.642	1.000			
NH ₄ -N	0.333	0.452	1.000		
PO ₄ -P	0.645	0.652	0.602	1.000	
SiO ₂ -Si	0.632	0.709	0.383	0.681	1.000

2.2.4 解析結果および考察

解析に用いた 11 個の変量間の相関行列を **Tables 2.3.1, 2.3.2** に示す. 塩分と NH₄-N を除く各種栄養塩濃度が比較的高い負の相関を持っていることが分かる. また, 栄養塩濃度の各項目間で高い正の相関を示している. このことから, この海域では NH₄-N を除く各種栄養塩の多くは河川から流入していることがわかる. また, DO と COD も高い負の相関を示し

Table 2.4 主成分分析による分析結果.

	第 1 主成分	第 2 主成分	第 3 主成分
固有値	5.15	1.948	1.084
寄与率 (%)	46.8	17.7	9.86
	因子負荷量		
透明度	-0.235	<u>-0.307</u>	0.024
水温	0.120	-0.080	<u>0.882</u>
塩分	-0.335	0.057	<u>-0.262</u>
DO	-0.157	<u>-0.625</u>	-0.050
COD	0.161	<u>0.642</u>	-0.043
DIN	<u>0.404</u>	-0.173	-0.210
NO ₃ -N	0.340	-0.149	-0.136
NO ₂ -N	<u>0.381</u>	-0.165	<u>-0.222</u>
NH ₄ -N	0.254	-0.085	-0.054
PO ₄ -P	0.363	-0.040	-0.070
SiO ₂ -Si	<u>0.385</u>	-0.068	0.171

た. これは, 海域中の有機物の分解に DO が多く消費されていることを示している.

次に, 主成分分析の解析結果を **Table 2.4** に示す. なお, 下線はそれぞれの主成分の固有ベクトルの絶対値が大きい 3 項目を示す. 第 1 主成分の固有ベクトルは NH₄-N を除く各栄養塩濃度 (DIN, NO₃-N, NO₂-N, PO₄-P, SiO₂-Si) の項目で 0.40 程度の比較的大きな正の値を示し, 塩分が負の値を示した. これより, 第 1 主成分を河川から流入した栄養塩量を表す因子と解釈した. 第 2 主成分では, DO と透明度が負の, COD が正の因子負荷量を示したことから, 海域の有機物による汚濁の度合いを表す因子と定義した. 第 3 主成分では, 温度が 0.9 近くの大きな値を示し, 他の項目では大きな値を示さなかったことより, 季節変動を表す因子と解釈した.

そして、海域環境の特徴抽出のため各地点、各測定日それぞれの主成分得点を算出した。Figs.2.4～2.6 にその結果のうち、6地点（それぞれ Fig.2.1 中の地点 F4, F7, S1, S3, K1, K14）の第1主成分、第2主成分、および第3主成分の主成分得点の時系列変化を示す。

まず Fig.2.4 に示す第1主成分得点、すなわち河川起源の栄養塩量に着目すると、有明海では、全域で河川起源の栄養塩量が夏季から秋季にかけて高く、冬季に低いことが分かる。また、湾奥部（F4, F7, S1, S3）の方が湾中央部、湾口部（K1, K14）よりも恒常的に高く、変化量が大きいことが示されている。さらに、筑後川河口の地点（F7）では、他の地点に比べて非常に大きな値、変化量を示した。このことから、有明海の海域環境は河川起源の栄養塩の影響を強く受けており、特に有明海に流入する河川の総流量のうち50%を占める筑後川からの栄養塩の流入量が非常に大きく、海域に与える影響も大きいことが示された。

次に、Fig.2.5 に示す第2主成分得点、すなわち有機物による汚濁の度合いに注目すると、河川起源の栄養塩量とは逆の傾向を示し、夏季から秋季にかけて低く、冬季に高いことが分かる。また、湾奥部（F4, F7, S1, S3）の方が湾中央部、湾口部（K1, K14）よりも変化量が大きいことが示されている。さらに、福岡県および熊本県の調査地点（F4, F7, K1, K14）では総じて負の値を示しているのに対して、佐賀県の調査地点（S1）では数回を除いて解析期間全体を通して正の値を示しており、有機物による汚濁が見られていることが分かる。このことから、有明海では有機物による汚濁が確認され、特に佐賀県側で冬季に有機汚濁が進行することが示された。

つづいて、Fig.2.6 に示す第3主成分得点、すなわち季節変化に着目すると、湾奥部での年変化量が湾口部に比較して大

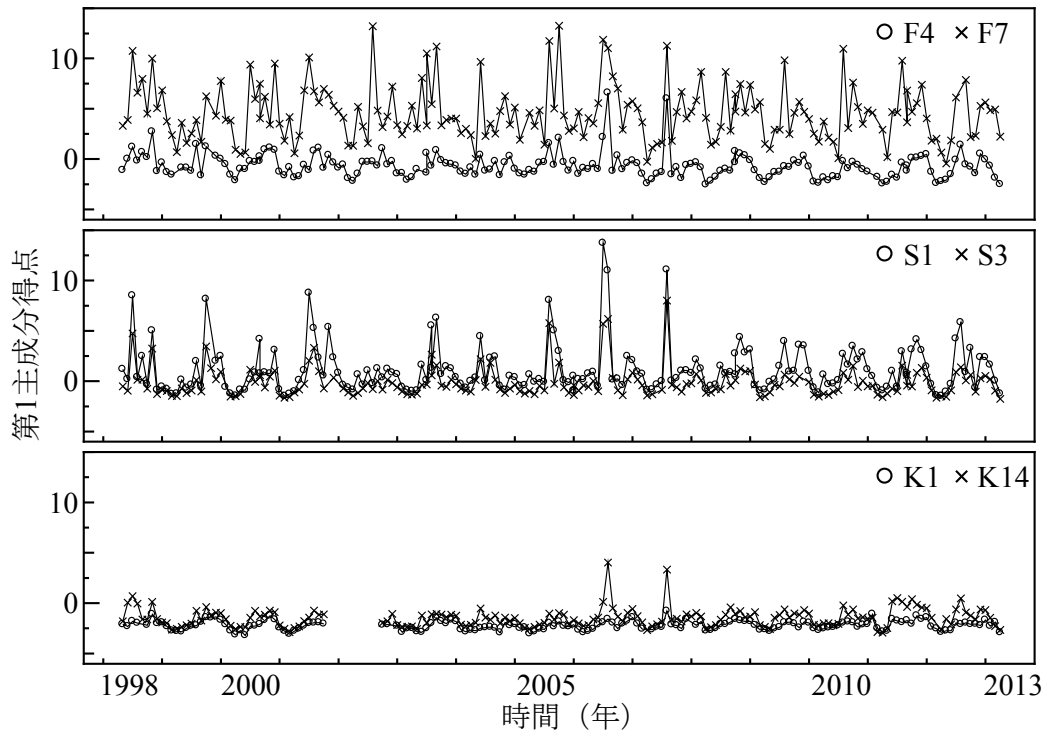


Fig.2.4 6地点 (Fig.2.1 中の F4, F7, S1, S3, K1, K14) における第1主成分得点の時系列変化.

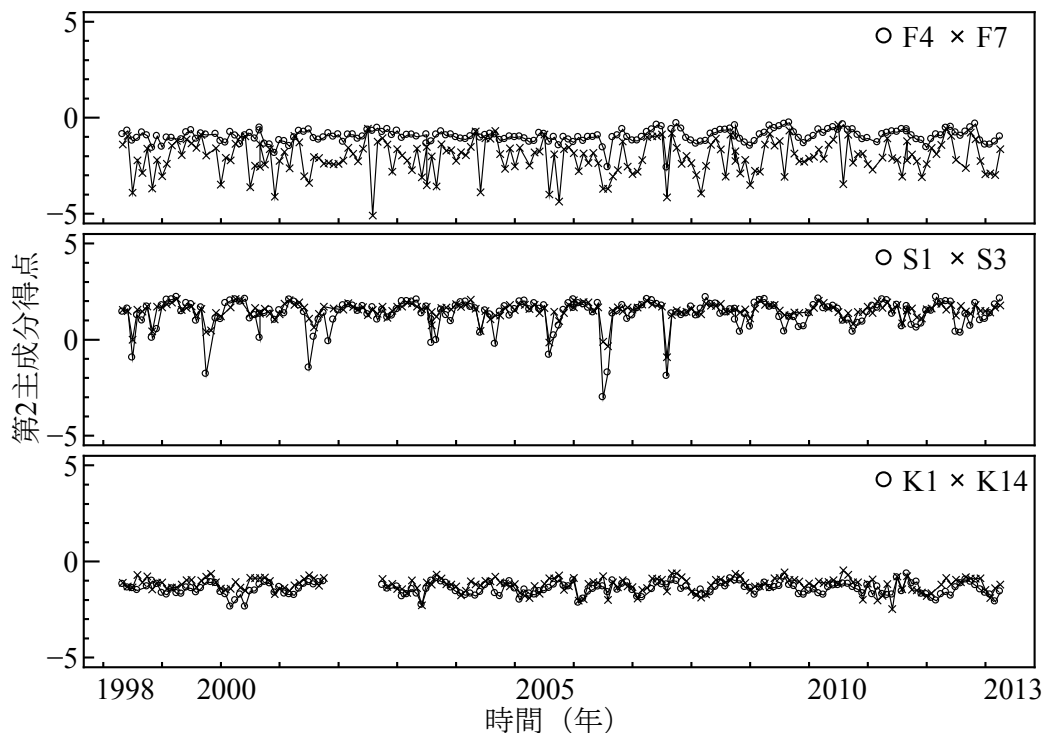


Fig.2.5 6地点 (Fig.2.1 中の F4, F7, S1, S3, K1, K14) における第2主成分得点の時系列変化.

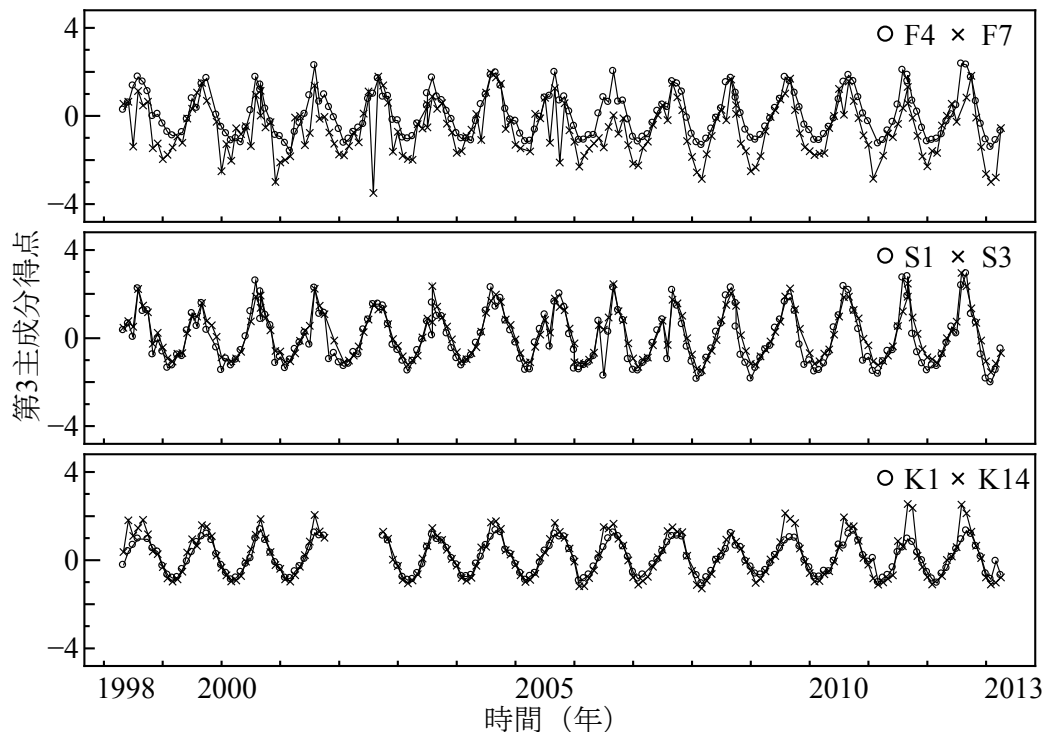


Fig.2.6 6地点 (Fig.2.1 中の F4, F7, S1, S3, K1, K14) における第3主成分得点の時系列変化.

きいことが示されている。また、湾奥部では特に近年（2010年～2013年の3年間）の変化量が大きいことが分かる。

Figure 2.7 は解析期間全地点における第1主成分得点と第2主成分得点の分布を各県ごとに色分けしたものである。

Figure 2.7 から福岡県の領域では、河川起源の栄養塩量が高く、有機物による汚濁度合いは低い位置（第4象限）に多く分布していることが示されている。一方で、佐賀県の測定地点では、河川起源の栄養塩が高い、かつ有機物による汚濁度合いも高い位置（第1象限）に分布していることを示している。そして、熊本県では、ほとんどの点が河川起源の栄養塩量が少なく、有機物による汚濁度合いも低い位置（第3象限）に分布していることが示された。

上述のように、福岡県と佐賀県はどちらも夏季における河川起源の栄養塩量が多いにも関わらず、福岡県ではその後の

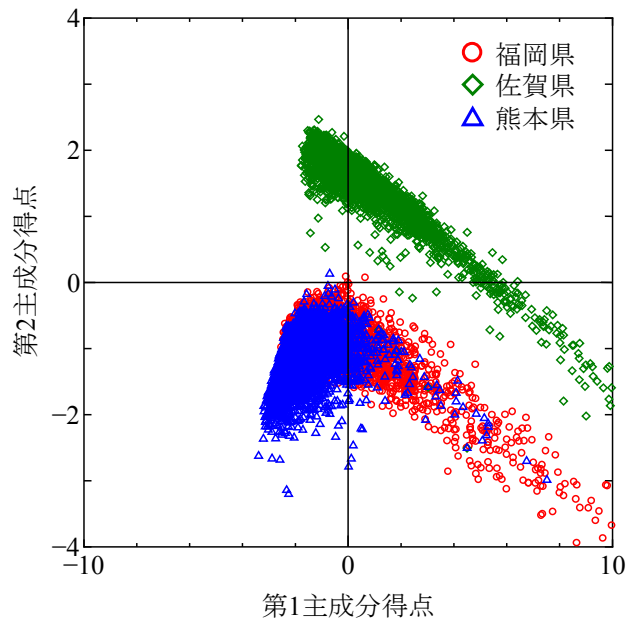


Fig.2.7 解析対象期間の全地点における
第1主成分得点および2主成分得点散布図.

冬季に内部生産による有機汚濁が進行せず，佐賀県で有機汚濁が進行していることが示されている．この一つの要因として有明海における潮汐残差流の影響が考えられる．田中ら（2002）によると有明海湾奥部における残差流は反時計回りの流れを形成している．そのため，有明海湾奥部では，東部，西部，諫早湾湾口部の方向に残差流が形成されているといえる．前述したように湾奥東部には，有明海に流入する河川の総流量のうち50%を占める筑後川が存在し，海域環境に大きな影響を与えている．これに注目すると，筑後川から流入した大量の栄養塩は，潮流の影響により湾奥全体に広がる．その後，海域ではそれらの栄養塩により内部生産が行われ，有機物が生成され，有機汚濁が進行する．この一連の流れに反時計回りの潮汐残差流の影響が加わることで，湾奥東部（福岡県）の栄養塩や有機物は最終的に湾奥西部（佐賀県）へと移動する．その結果として，上述のように佐賀県側における有機汚濁の進行が福岡県側に比べ著しい結果となったと考え

られる。

以上をまとめると，有明海における浅海定線調査データを主成分分析により解析した結果，河川起源の栄養塩量，有機物による汚濁，および季節変化という 3 つの主成分が抽出された。そして，それらについて考察したところ筑後川を主とする有明海北東部からの栄養塩の流入，および反時計回りの潮汐残差流という 2 つの事象がこの海域環境を形成している重要な要因であるということが示された。そのため，有明海を対象とした数値シミュレーションモデルによる解析を行う際には，この 2 つの事象について十分に考慮すべきであることが示された。

2.3 マルチボックス生態系モデル

本研究で用いたマルチボックス生態系モデルは，ボックスモデルと生態系モデルを複合して構築したモデルである．本章では，そのマルチボックス生態系モデルについて記述する．

2.3.1 マルチボックスモデル

ボックスモデルとは，解析対象水域を単数または複数個のボックスに分割し，隣接するボックス間の物質の移動を，連続条件のみに基づいて再現するモデルである．対象水域を任意の大きさに区切ることで，時間・空間的スケールを比較的自由に選択できるため，富栄養化の解明や，水質保全対策の評価などに幅広く用いられている．本研究では解析対象水域である有明海を12個のボックスに分割して解析を行った．本研究で構築したボックスモデルの概要を **Fig.2.8** に示す．本研究では，ボックスモデルを用いてシミュレーションを行う前提として，各ボックス内の水量は変化しないものとする．

本モデルにおける計算項目は，**Table 2.5** に示すように植物プランクトン(P)，動物プランクトン(Z)，懸濁態有機物(POC)，溶存態有機物(DOC)，リン酸塩(DIP)，全無機態窒素(DIN)，溶存酸素(DO)，化学的酸素要求量(COD)，ノリとした．これらの計算項目の濃度変化は，以下の基礎式に基づく．

$$V_i \cdot \frac{dC_{k,i}}{dt} = -\sum_j Q_{i \rightarrow j} \cdot C_k^* + \sum_j K_{j \rightarrow i} (C_{k,j} - C_{k,i}) + S_{k,i} \quad (2.1)$$

ここで， V_i はボックス i の体積 (m^3)， $C_{k,i}$ はボックス i における水質項目 k の濃度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)， $Q_{i \rightarrow j}$ はボックス i からボックス j への移流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)， $K_{j \rightarrow i}$ はボックス j からボックス i への水深積分の輸送係数 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)， $S_{k,i}$ はボックス i における水質項目 k の生物・化学的変化項， C_k^* は $Q_{i \rightarrow j} \geq 0$ のとき $C_k^* = C_{k,i}$ ， $Q_{i \rightarrow j} < 0$ のとき $C_k^* = C_{k,j}$ である．ただし，COD と

■ ノリ養殖施設

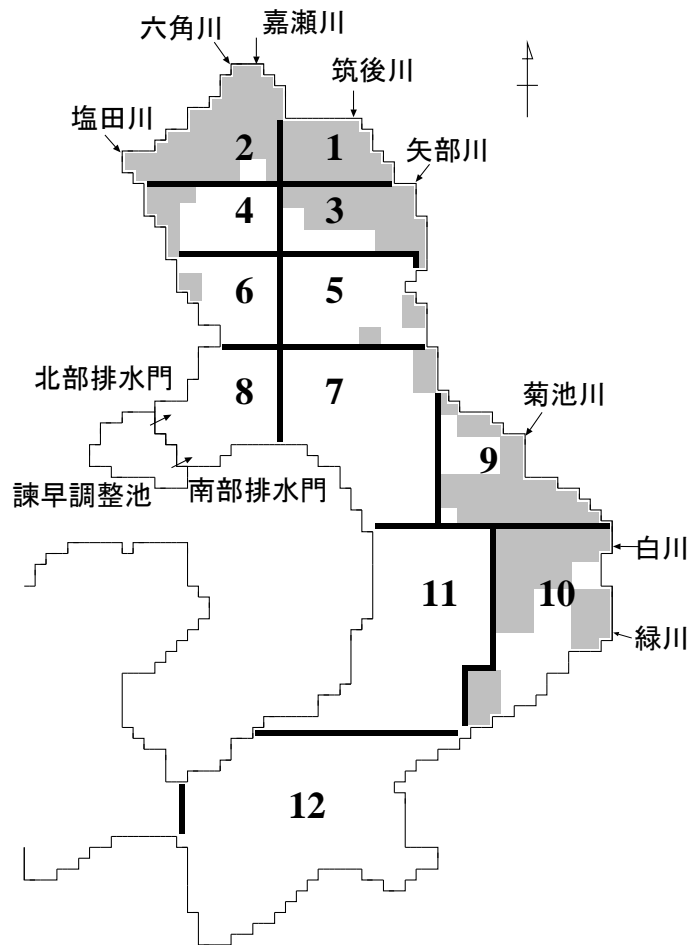


Fig.2.8 有明海を対象としたマルチボックスモデル

ノリに関しては移流・拡散は考慮しない。これは、後述するが、CODはボックス内のその他の栄養塩の濃度を基に組成比から計算されるためである。また、ノリはノリ養殖施設に固定されておりボックス間を移動することがないからである。

2.3.2 生態系モデル

生態系モデルとは、生物反応を考慮に入れた物質循環や生物間の相互作用を再現するモデルである。本研究では、各ボックス内での物質の生物・化学的変化過程を計算した。本研究で用いた生態系モデルの概要を Fig.2.9 に示す。Fig.2.9 に

Table 2.5 生態系モデル計算項目.

計算項目	表記	単位
植物プランクトン	P	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
動物プランクトン	Z	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
懸濁態有機物	POC	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
溶存態有機物	DOC	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
無機態リン	DIP	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
無機態窒素	DIN	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
溶存酸素	DO	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
化学的酸素要求量	COD	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$
ノリ	-	$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$

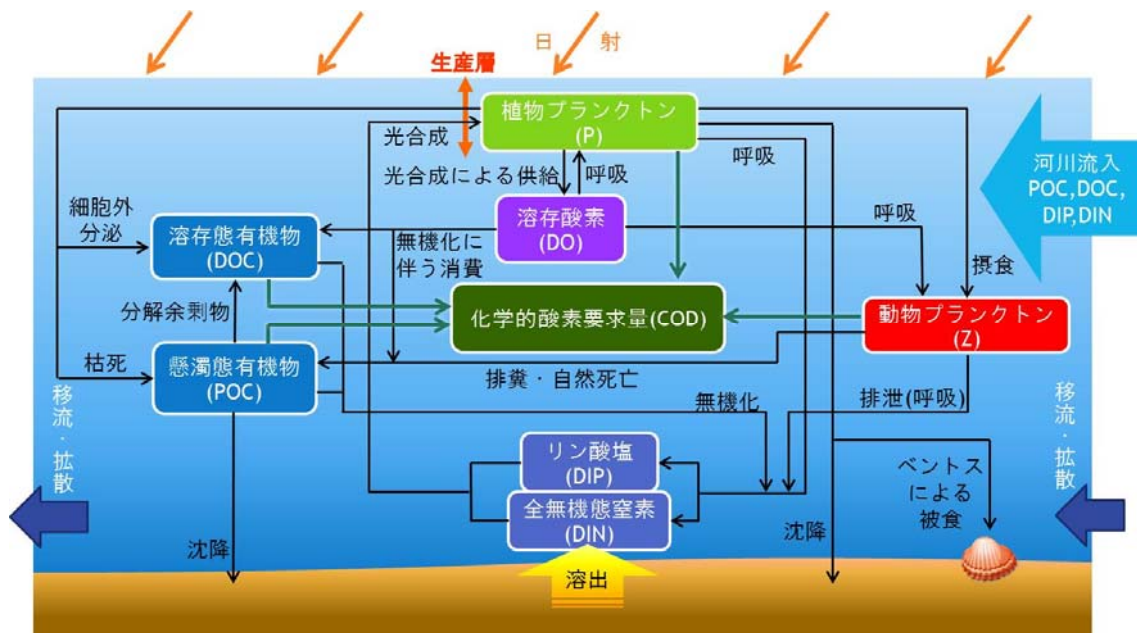


Fig.2.9 生態系モデルの概要.

示した通り，それぞれの水質項目は相互に複雑に関連している．以下では，各水質項目の生物・化学的変化過程について詳しく記述する．

(1) 植物プランクトン (P)

各ボックス内における植物プランクトンの生物・化学的変

化過程は以下の式で表される．

$$S_{P,i} = B_{1,i} - B_{2,i} - B_{3,i} - B_{4,i} - B_{5,i} - B_{6,i} - B_{7,i} \quad (2.2)$$

ここで， $S_{P,i}$ はボックス i における植物プランクトンの生物・化学的変化項， $B_{1,i}$ は光合成による増殖， $B_{2,i}$ は細胞外分泌， $B_{3,i}$ は呼吸， $B_{4,i}$ は動物プランクトンによる被食， $B_{5,i}$ はベントスによる被食， $B_{6,i}$ は枯死， $B_{7,i}$ は沈降である．各項の単位は ($\text{mg} \cdot \text{day}^{-1}$) であり，それぞれ以下のとおり定式化できる．また $B_{4,i}$ については後述する．

1) 光合成

$$B_{1,i} = V_i' \cdot v_1(T) \cdot \mu_1(\text{DIP}, \text{DIN}) \cdot \mu_2(I) \cdot C_{P,i} \quad (2.3)$$

$$v_1(T) = \alpha_1 \exp(\beta_1 T) \quad (2.4)$$

$$\mu_1(\text{DIP}, \text{DIN}) = \min \left\{ \frac{C_{\text{DIP},i}}{K_{\text{DIP}1} + C_{\text{DIP},i}}, \frac{C_{\text{DIN},i}}{K_{\text{DIN}1} + C_{\text{DIN},i}} \right\} \quad (2.5)$$

$$\mu_2(I) = \frac{1}{\kappa(Z_2 - Z_1)} \left[\exp \left\{ 1 - \frac{I}{I_{\text{opt}}} e^{-\kappa Z_2} \right\} - \exp \left\{ 1 - \frac{I}{I_{\text{opt}}} e^{-\kappa Z_1} \right\} \right] \quad (2.6)$$

ここで， V_i' はボックス i における生産層の体積 (m^3)， $v_1(T)$ は植物プランクトンの最大成長速度 (day^{-1})， T は水温 ($^{\circ}\text{C}$)， $\mu_1(\text{DIP}, \text{DIN})$ は栄養塩による成長の制限， $\mu_2(I)$ は光の強さに対する光合成応答， I は日射量 ($\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$)， $C_{P,i}$ はボックス i における植物プランクトンの濃度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) であり， α_1 は 0°C における最大成長速度 (day^{-1})， β_1 は温度係数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$)， $C_{\text{DIP},i}$ はボックス i における DIP ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)， $C_{\text{DIN},i}$ はボックス i における DIN ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)， $K_{\text{DIP}1}$ は植物プランクトンの光合成に関する DIP の半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)， $K_{\text{DIN}1}$ は植物プランクトンの光合成に関する DIN の半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)， κ は光の消散係数， Z_1 は生産層の上限の水深 (m)， Z_2 は生産層の下限の水深 (m)， I_{opt} は最適日射量 ($\text{W} \cdot \text{m}^{-2}$) である．植物プランクトンは各ボックス内に一様に存在しているが，光合成を行うのは生産層に存在する個体のみである．(3.5) で示した栄養塩

による成長の制限は， Liebig の最小律の考えに基づき， DIP と DIN による制限効果を， Michaelis-Menten 式を用いて表し， その値が小さい方の栄養塩によって制限されると想定した． 本モデルでは生産層を水面から 1.0m の範囲と定めたため， $Z_1=0$ m， $Z_2=1.0$ m である．

2) 細胞外分泌

細胞外分泌は， 光合成により固定した有機物の一部を溶存態有機物の形で細胞外に排出する作用であり， 以下の式で定義した．

$$B_{2,i} = \mu_3(P) \cdot B_{1,i} \quad (2.7)$$

$$\mu_3(P) = 0.135 \exp\{-0.00201 \cdot [\text{Chl.a} : C_P] \cdot C_{P,i}\} \quad (2.8)$$

ここで， $\mu_3(P)$ は細胞外分泌速度， $[\text{Chl.a} : C_P]$ は炭素量単位の植物プランクトン濃度に対するクロロフィル a 量である．

3) 呼吸

$$B_{3,i} = V_i \cdot v_2(T) \cdot C_{P,i} \quad (2.9)$$

$$v_2(T) = \alpha_2 \exp(\beta_2 T) \quad (2.10)$$

ここで， $v_2(T)$ は植物プランクトンの呼吸速度 (day^{-1})， α_2 は 0°C における呼吸速度 (day^{-1})， β_2 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$) である．

4) ベントスによる被食

本モデルではベントスは生態系のサイクルから切り離された要素であり， 計算項目としては考慮していない． しかし， ベントスによる植物プランクトンの捕食は考慮すべき作用であるため， その過程を以下の式で定義した．

$$B_{5,i} = V_i \cdot (f \cdot C_{P,i}) \cdot C_{P,i} \quad (2.11)$$

ここで， f はベントスの濾過速度 ($\text{m}^3 \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$) である． 植物プランクトンの濃度に比例してベントスへ向けられるフラックスは大きくなるため， ベントスの濾過速度に植物プランクトンの濃度を乗じることで， ベントスによる植物プランクトンの捕食速度を表した．

5) 枯死

$$B_{6,i} = V_i \cdot v_3(T) \cdot C_{P,i} \quad (2.12)$$

$$v_3(T) = \alpha_3 \exp(\beta_3 T) \quad (2.13)$$

ここで、 $v_3(T)$ は植物プランクトンの枯死速度 (day^{-1})、 α_3 は 0°C における枯死速度 (day^{-1})、 β_3 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)である。

・沈降

$$B_{7,i} = A_i \cdot w_P \cdot C_{P,i} \quad (2.14)$$

ここで、 A_i はボックス i の面積 (m^2)、 w_P は植物プランクトンの沈降速度 ($\text{m} \cdot \text{day}^{-1}$)である。

(2) 動物プランクトン (**Z**)

各ボックス内における動物プランクトンの生物・化学的変化過程は以下の式で表される。

$$S_{Z,i} = B_{4,i} - B_{8,i} - B_{9,i} - B_{10,i} \quad (2.15)$$

ここで、 $S_{Z,i}$ はボックス i における動物プランクトンの生物・化学的変化項、 $B_{4,i}$ は摂食、 $B_{8,i}$ は排糞、 $B_{9,i}$ は排泄、 $B_{10,i}$ は自然死亡である。各項の単位は ($\text{mg} \cdot \text{day}^{-1}$)であり、それぞれ以下のとおり定式化できる。

1) 摂食

$$B_{4,i} = V_i \cdot v_4(T, P) \cdot C_{Z,i} \quad (2.16)$$

$$v_4(T, P) = \alpha_4 \exp(\beta_4 T) [1 - \exp\{\lambda(\Pi - C_{P,i})\}] \quad (2.17)$$

ここで、 $v_4(T, P)$ は動物プランクトンの摂食速度 (day^{-1})、 $C_{Z,i}$ はボックス i における動物プランクトンの濃度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)、 α_4 は 0°C における最大摂食速度 (day^{-1})、 β_4 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)、 λ は Ivlev 定数 ($\text{m}^3 \cdot \text{mg}^{-1}$)、 Π は餌料濃度の閾値 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)である。本モデルでは植物プランクトンのみを動物プランクトンの摂食の対象とし、植物プランクトンの濃度が閾値以下になる場合には摂食は行われない。

2) 排糞および排泄

$$B_{8,i} = V_i \cdot (1 - e) \cdot v_4(T, P) \cdot C_{Z,i} \quad (2.18)$$

$$B_{9,i} = V_i \cdot (e - g) \cdot v_4(T, P) \cdot C_{Z,i} \quad (2.19)$$

ここで、 e は同化効率、 g は総成長効率である。これらの指標

の定義は以下のとおりである。

$$\text{摂食量} \times (1 - \text{同化効率}) = \text{排糞量} \quad (2.20)$$

$$\frac{\text{摂食量} - (\text{排糞量} + \text{排泄量})}{\text{摂食量}} = \text{総成長効率} \quad (2.21)$$

3) 自然死亡

$$B_{10,i} = V_i \cdot v_5(T) \cdot C_{Z,i} \quad (2.21)$$

$$v_5(T) = \alpha_5 \exp(\beta_5 T) \quad (2.22)$$

ここで、 $v_5(T)$ は動物プランクトンの自然死亡速度 (day^{-1})、 α_5 は 0°C における自然死亡速度 (day^{-1})、 β_5 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)である。

(3) 懸濁態有機物 (POC)

各ボックス内における POC の生物・化学的変化過程は以下の式で表される。

$$S_{\text{POC},i} = B_{6,i} + B_{8,i} + B_{10,i} - B_{12,i} - B_{13,i} - B_{14,i} + q_{\text{POC},i} \quad (2.23)$$

ここで、 $S_{\text{POC},i}$ はボックス i における POC の生物・化学的変化項、 $B_{6,i}$ は植物プランクトンの枯死、 $B_{8,i}$ は動物プランクトンの排糞、 $B_{10,i}$ は動物プランクトンの自然死亡、 $B_{12,i}$ は POC の無機化、 $B_{13,i}$ は分解余剰物の生成、 $B_{14,i}$ は POC の沈降、 $q_{\text{POC},i}$ はボックス i への河川からの負荷流入である。各項の単位は ($\text{mg} \cdot \text{day}^{-1}$)である。 $B_{6,i}$ 、 $B_{8,i}$ 、 $B_{10,i}$ については既に述べたので、 $B_{12,i}$ 、 $B_{13,i}$ 、 $B_{14,i}$ についての式を以下に示す。また、 $q_{\text{POC},i}$ については後述する。

1) POC の無機化

$$B_{12,i} = V_i \cdot v_6(T, DO) \cdot C_{\text{POC},i} \quad (2.24)$$

$$v_6(T, DO) = \alpha_6 \exp(\beta_6 T) \cdot \frac{C_{\text{DO},i}}{K_{\text{DO1}} + C_{\text{DO},i}} \quad (2.25)$$

ここで、 $v_6(T, DO)$ は POC の分解速度 (day^{-1})、 $C_{\text{POC},i}$ はボックス i における POC の濃度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)、 α_6 は 0°C における分解速度 (day^{-1})、 β_6 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)、 $C_{\text{DO},i}$ はボックス i における DO の濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)、 K_{DO1} は POC の分解速度に関する

DO の半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) である。

2) 分解余剰物の生成

POC の大部分は細菌による無機化の作用を受けるが，難分解性の物質はこの作用を受けず，溶存態の有機物 (DOC) へと推移する。この過程を以下の式で定義した。

$$B_{13,i} = \xi \cdot B_{12,i} \quad (2.26)$$

ここで， ξ は POC の無機化に対する余剰物の生成割合である。

・沈降

$$B_{14,i} = A_i \cdot w_{\text{POC}} \cdot C_{\text{POC},i} \quad (2.27)$$

ここで， w_{POC} は POC の沈降速度 ($\text{m} \cdot \text{day}^{-1}$) である。

(4) 溶存態有機物 (DOC)

各ボックス内における DOC の生物・化学的変化過程は以下の式で表される。

$$S_{\text{DOC},i} = B_{2,i} + B_{13,i} - B_{15,i} + q_{\text{DOC},i} \quad (2.28)$$

ここで， $S_{\text{DOC},i}$ はボックス i における DOC の生物・化学的変化項， B_2 は植物プランクトンの細胞外分泌， B_{13} は POC の分解余剰物， B_{15} は DOC の無機化， $q_{\text{DOC},i}$ はボックス i への河川からの負荷流入である。各項の単位は ($\text{mg} \cdot \text{day}^{-1}$) である。 $B_{2,i}$ ， $B_{13,i}$ については既に述べたので， $B_{15,i}$ についての式を以下に示す。また， $q_{\text{DOC},i}$ については後述する。

1) DOC の無機化

$$B_{15,i} = V_i \cdot v_7(T, DO) \cdot C_{\text{DOC},i} \quad (2.29)$$

$$v_7(T, DO) = \alpha_7 \exp(\beta_7 T) \cdot \frac{C_{\text{DO},i}}{K_{\text{DO}2} + C_{\text{DO},i}} \quad (2.30)$$

ここで， $v_7(T, DO)$ は DOC の分解速度 (day^{-1})， $C_{\text{DOC},i}$ はボックス i における DOC の濃度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)， α_7 は 0°C における分解速度 (day^{-1})， β_7 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)， $K_{\text{DO}2}$ は DOC の分解速度に関する DO の半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$) である。

(5) リン酸塩 (DIP)

各ボックス内における DIP の生物・化学的変化過程は以下

の式で表される。

$$S_{\text{DIP},i} = [\text{P} : C_{\text{P}}](-B_{1,i} + B_{3,i}) + [\text{P} : C_{\text{Z}}]B_{9,i} + [\text{P} : C_{\text{POC}}]B_{12,i} \\ + [\text{P} : C_{\text{DOC}}]B_{15,i} - [\text{P} : C_{\text{NORI}}]B_{16,i} + B_{17,i} + q_{\text{DIP},i} \quad (2.31)$$

ここで、 $S_{\text{DIP},i}$ はボックス i における DIP の生物・化学的変化項、 $B_{1,i}$ は植物プランクトンによる摂取、 $B_{3,i}$ は植物プランクトンの呼吸、 $B_{9,i}$ は動物プランクトンの排泄、 $B_{12,i}$ は POC の無機化、 $B_{15,i}$ は DOC の無機化、 $B_{16,i}$ はノリによる摂取、 $B_{17,i}$ は海底からの溶出、 $q_{\text{DIP},i}$ はボックス i への河川からの負荷流入であり、各項の単位は ($\text{mg} \cdot \text{day}^{-1}$) である。[P : C_{P}]、[P : C_{Z}]、[P : C_{POC}]、[P : C_{DOC}]、[P : C_{NORI}]はそれぞれ植物プランクトン、動物プランクトン、POC、DOC、ノリ中の炭素に対するリンの元素組成比である。 $B_{1,i}$ 、 $B_{3,i}$ 、 $B_{9,i}$ 、 $B_{12,i}$ 、 $B_{15,i}$ については既に述べたので、 $B_{17,i}$ についての式を以下に示す。 $B_{16,i}$ については 3.2.9 において、 $q_{\text{DIP},i}$ については後述する。

1) 海底からの溶出

$$B_{17,i} = A_i \cdot v_8(T, DO) \quad (2.32)$$

$$v_8(T, DO) = \alpha_8 \exp(\beta_8 T - \gamma_P C_{\text{DO},i}) \quad (2.33)$$

ここで、 $v_8(T, DO)$ は DIP の溶出速度 ($\text{mgP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)、 α_8 は 0°C における溶出速度 ($\text{mgP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)、 β_8 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)、 γ_P は DO の濃度による DIP の溶出に対する抑制効果を表すパラメータ ($l \cdot \text{mgO}_2^{-1}$) である。

(6) 全無機態窒素 (DIN)

各ボックス内における DIN の生物・化学的変化過程は以下の式で表される。

$$S_{\text{DIN},i} = [\text{N} : C_{\text{P}}](-B_1 + B_3) + [\text{N} : C_{\text{Z}}]B_9 + [\text{N} : C_{\text{POC}}]B_{12} \\ + [\text{N} : C_{\text{DOC}}]B_{15} - [\text{N} : C_{\text{NORI}}]B_{16} + B_{18} + q_{\text{DIN},i} \quad (2.34)$$

ここで、 $S_{\text{DIN},i}$ はボックス i における DIN の生物・化学的変化項、 $B_{1,i}$ は植物プランクトンによる摂取、 $B_{3,i}$ は植物プランクトンの呼吸、 $B_{9,i}$ は動物プランクトンの排泄、 $B_{12,i}$ は POC の無機化、 $B_{15,i}$ は DOC の無機化、 $B_{16,i}$ はノリによる摂取、 $B_{18,i}$

は海底からの溶出， $q_{DIP,i}$ はボックス i への河川からの負荷流入であり，各項の単位は ($\text{mg}\cdot\text{day}^{-1}$) である． $[\text{N}:\text{C}_P]$ ， $[\text{N}:\text{C}_Z]$ ， $[\text{N}:\text{C}_{\text{POC}}]$ ， $[\text{N}:\text{C}_{\text{DOC}}]$ ， $[\text{N}:\text{C}_{\text{NORI}}]$ はそれぞれ植物プランクトン，動物プランクトン，POC，DOC，ノリ中の炭素に対する窒素の元素組成比である． $B_{1,i}$ ， $B_{3,i}$ ， $B_{9,i}$ ， $B_{12,i}$ ， $B_{15,i}$ については既に述べたので， $B_{18,i}$ についての式を以下に示す． $q_{DIP,i}$ については 3.3.3 において記述する．

1) 海底からの溶出

$$B_{18,i} = A_i \cdot v_9(T, \text{DO}) \quad (2.35)$$

$$v_9(T, \text{DO}) = \alpha_9 \exp(\beta_9 T - \gamma_N C_{\text{DO},i}) \quad (2.36)$$

ここで， $v_8(T, \text{DO})$ は DIN の溶出速度 ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$)， α_9 は 0°C における溶出速度 ($\text{mN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$)， β_9 は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)， γ_N は DO の濃度による DIN の溶出に対する抑制効果を表すパラメータ ($l\cdot\text{mgO}_2^{-1}$) である．

(7) 溶存酸素 (DO)

各ボックス内における DO の生物・化学的変化過程は以下の式で表される．

$$S_{\text{DO},i} = [\text{TOD}:\text{C}_P](B_{1,i} - B_{3,i}) - [\text{TOD}:\text{C}_Z]B_{9,i} - [\text{TOD}:\text{C}_{\text{POC}}]B_{12,i} - [\text{TOD}:\text{C}_{\text{DOC}}]B_{15,i} + [\text{TOD}:\text{C}_{\text{NORI}}](B_{16,i} - B_{19,i}) - D_1 + D_2 \quad (2.37)$$

ここで， $S_{\text{DO},i}$ はボックス i における DO の生物・化学的変化項， $B_{1,i}$ は植物プランクトンの光合成， $B_{3,i}$ は植物プランクトンの呼吸， $B_{9,i}$ は動物プランクトンの排泄， $B_{12,i}$ は POC の無機化， $B_{15,i}$ は DOC の無機化， $B_{16,i}$ はノリの光合成， $B_{19,i}$ はノリの呼吸であり，各項の単位は ($\text{mg}\cdot\text{day}^{-1}$) である． D_1 は底泥による酸素消費 ($\text{mg}\cdot\text{s}^{-1}$)， D_2 は再曝気による酸素供給 ($\text{mg}\cdot\text{day}^{-1}$) である． $[\text{TOD}:\text{C}_P]$ ， $[\text{TOD}:\text{C}_Z]$ ， $[\text{TOD}:\text{C}_{\text{POC}}]$ ， $[\text{TOD}:\text{C}_{\text{DOC}}]$ ， $[\text{TOD}:\text{C}_{\text{NORI}}]$ はそれぞれ植物プランクトン，動物プランクトン，POC，DOC，ノリ中の炭素に対する全酸素要求量 (TOD: Total Oxygen Demand) の比である． $B_{1,i}$ ， $B_{3,i}$ ， $B_{9,i}$ ， $B_{12,i}$ ， $B_{15,i}$ については既に述べたので， D_1 ， D_2 についての式

を以下に示す． $B_{19,i}$ については後述する．

1) 底泥による酸素消費

$$D_1 = A_i \cdot v_{10}(T) \quad (2.38)$$

$$v_{10}(T) = \alpha_{10} \exp\{\beta_{10}(T - T_B)\} \quad (2.39)$$

ここで， $v_{10}(T)$ は単位面積当たりの酸素消費速度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)， α_{10} は水温 $T = T_B$ ($^{\circ}\text{C}$) における酸素消費速度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)， β_{10} は温度係数 ($^{\circ}\text{C}^{-1}$) である．

2) 再曝気

本モデルでは Fox の式を用いて，再曝気による酸素供給の過程を以下の式で定義した．

$$D_2 = A_i \cdot k_a (\text{DO}_s - C_{\text{DO},i}) \quad (2.40)$$

$$\text{DO}_s = \frac{32 \cdot \text{O}_2}{22.4(1 + T/273)} \quad (2.41)$$

$$\begin{aligned} \text{O}_2 = & 10.291 - 0.2809 T + 0.006009 T^2 - 0.000063 T^3 \\ & - \text{Cl} \cdot (0.1161 - 0.003922 T + 0.0000631 T^2) \end{aligned} \quad (2.42)$$

ここで， k_a は再曝気係数 (day^{-1})， DO_s は飽和溶存酸素量 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)， Cl は塩分濃度 ($\%$) である．

(8) 化学的酸素要求量 (COD)

各ボックス内における COD の生物・化学的変化過程は以下の式で表される．

$$\begin{aligned} S_{\text{COD},i} = & [\text{COD} : C_P] S_{P,i} + [\text{COD} : C_Z] S_{Z,i} \\ & + [\text{COD} : C_{\text{POC}}] S_{\text{POC},i} + [\text{COD} : C_{\text{DOC}}] S_{\text{DOC},i} \end{aligned} \quad (2.43)$$

ここで， $[\text{COD} : C_P]$ ， $[\text{COD} : C_Z]$ ， $[\text{COD} : C_{\text{POC}}]$ ， $[\text{COD} : C_{\text{DOC}}]$ はそれぞれ植物プランクトン，動物プランクトン，POC，DOC 中の炭素に対する COD の比である．COD の変化過程は上式で示したように，それぞれの有機物の挙動によって決定される．

(9) ノリ

ノリのシミュレーションは，有明海で行われている実際のノリの養殖に基づき，10月から2月の間を考慮して，毎年10

月 1 日から 10 月 15 日までをノリの成長期間とし、10 月 16 日以降は毎日 10 時に前日からの成長量を収穫するという仮定で行った。各ボックス内におけるノリの生物・化学的変化過程は以下の式で表される。

$$S_{\text{NORI},i} = B_{16,i} - B_{19,i} \quad (2.44)$$

ここで、 $S_{\text{NORI},i}$ はボックス i におけるノリの生物・化学的変化項、 $B_{16,i}$ は光合成による増殖、 $B_{19,i}$ は呼吸であり、各項の単位は ($\text{mg} \cdot \text{day}^{-1}$) である。それぞれの項についての式を以下に示す。

1) 光合成

$$B_{16,i} = A_{\text{NORI},i} \cdot h_{\text{NORI}} \cdot v_{11}(T) \cdot \mu_4(\text{DIP}, \text{DIN}) \cdot \mu_2(I) \cdot C_{\text{NORI},i} \quad (2.45)$$

$$v_{11}(T) = \alpha_{11} \exp(\beta_{11}T) \quad (2.46)$$

$$\mu_4(\text{DIP}, \text{DIN}) = \min \left\{ \frac{C_{\text{DIP},i}}{K_{\text{DIP}2} + C_{\text{DIP},i}}, \frac{C_{\text{DIN},i}}{K_{\text{DIN}2} + C_{\text{DIN},i}} \right\} \quad (2.47)$$

ここで、 $A_{\text{NORI},i}$ はボックス i におけるノリ養殖施設の面積 (m^2)、 h_{NORI} はノリの存在する水深 (m)、 $v_{11}(T)$ はノリの最大成長速度 (day^{-1})、 $\mu_4(\text{DIP}, \text{DIN})$ は栄養塩による成長の制限、 $C_{\text{NORI},i}$ はボックス i におけるノリの濃度 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) であり、 α_{11} は 0°C における最大成長速度 (day^{-1})、 β_{11} は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)、 $K_{\text{DIP}2}$ はノリの光合成に関する DIP の半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$)、 $K_{\text{DIN}2}$ はノリの光合成に対する DIN の半飽和定数 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) である。

2) 呼吸

$$B_{17,i} = A_{\text{NORI},i} \cdot h_{\text{NORI}} \cdot v_{12}(T) \cdot C_{\text{NORI},i} \quad (2.48)$$

$$v_{12}(T) = \alpha_{12} \exp(\beta_{12}T) \quad (2.49)$$

ここで、 $v_{12}(T)$ はノリの呼吸速度 (day^{-1})、 α_{12} は 0°C における呼吸速度 (day^{-1})、 β_{12} は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$) である。

各項目のパラメータは、文献値を参考に、試行錯誤により調整を行った。生態系モデルにおける各パラメータの数値を **Tables 2.4.1 ~ 2.4.3** に、各組成比の設定値を **Tables 2.5.1, 2.5.2** に示す。

Table 2.4.1 生態系モデルのパラメータ設定値.

パラメータ		単位	
植物プランクトン	0°Cにおける 最大成長速度	α_1	0.850 d ⁻¹
	温度係数	β_1	0.0633 °C ⁻¹
	DIPの半飽和定数	K_{DIP1}	5.00 mg · m ⁻³
	DINの半飽和定数	K_{DIN1}	80.0 mg · m ⁻³
	光の消散係数	κ	0.08 m ⁻¹
	最適日射量	I_{opt}	230.0 W · m ⁻²
	0°Cにおける呼吸速度	α_2	0.010 d ⁻¹
	温度係数	β_2	0.0524 °C ⁻¹
	ベントスの濾過速度	f	1.0 × 10 ⁻⁴ m ³ · mg ⁻¹ · s ⁻¹
	0°Cにおける枯死速度	α_3	0.012 d ⁻¹
	温度係数	β_3	0.0693 °C ⁻¹
	沈降速度	w_P	0.10 m · d ⁻¹
	動物プランクトン	0°Cにおける 最大摂食速度	α_4
温度係数		β_4	0.0693 °C ⁻¹
Ivlev定数		λ	0.01 m ³ · mg ⁻¹
餌料濃度の閾値		Π	5.0 mg · m ⁻³
同化効率		e	0.7
総成長効率		g	0.3
0°Cにおける自然死亡 速度		α_5	0.010 d ⁻¹
温度係数	β_5	0.0693 °C ⁻¹	

数値解法として Runge-Kutta-Gill 法を採用し，シミュレーション期間を 2008 年 1 月～2012 年 12 月，計算のタイムステップを 60s と設定した．

Table 2.4.2 生態系モデルのパラメータ設定値.

パラメータ		単位		
POC	0°Cにおける分解速度	α_6	0.010	d ⁻¹
	温度係数	β_6	0.0693	°C ⁻¹
	DOの半飽和定数	K_{DO1}	0.50	mg · L ⁻¹
	分解余剰物の生成割合	ξ	0.154	-
	沈降速度	w_{POC}	0.50	m · d ⁻¹
DOC	0°Cにおける分解速度	α_7	0.010	d ⁻¹
	温度係数	β_7	0.0693	°C ⁻¹
	DOの半飽和定数	K_{DO2}	0.50	mg · L ⁻¹
DIP	0°Cにおける溶出速度	α_8	0.244	mg · m ⁻² · d ⁻¹
	温度係数	β_8	0.0677	°C ⁻¹
	DOによるリンの溶出抑制効果	γ_P	0.328	l · mg ⁻¹
	0°Cにおける溶出速度	α_9	0.500	mg · m ⁻² · d ⁻¹
DIN	温度係数	β_9	0.0392	°C ⁻¹
	DOによる窒素の溶出抑制効果	γ_N	0.928	L · mg ⁻¹
DO	$T=T_B$ °Cにおける酸素消費速度	α_{10}	302.0	mg · m ⁻² · d ⁻¹
	温度係数	β_{10}	0.0693	°C ⁻¹
	水温	T_B	10.0	°C
	再曝気係数	k_a	0.60	d ⁻¹

Table 2.4.3 生態系モデルのパラメータ設定値.

パラメータ		単位	
ノリ	ノリの存在する水深	h_{NORI}	1.5 m
	0°Cにおける最大成長速度	α_{11}	0.070 d ⁻¹
	温度係数	β_{11}	0.0633 °C ⁻¹
	DIPの半飽和定数	K_{DIP2}	5.00 mgP · m ⁻³
	DINの半飽和定数	K_{DIN2}	80.0 mgN · m ⁻³
	0°Cにおける呼吸速度	α_{12}	0.010 d ⁻¹
	温度係数	β_{12}	0.0524 °C ⁻¹

Table 2.5.1 生態系モデルの組成比設定値.

組成比	
[Chl.a : C _P]	1.77×10^{-2}
[P : C _P]	3.00×10^{-2}
[P : C _Z]	3.00×10^{-2}
[P : C _{POC}]	9.26×10^{-3}
[P : C _{DOC}]	9.26×10^{-3}
[P : C _{NORI}]	6.00×10^{-1}
[N : C _P]	9.00×10^{-1}
[N : C _Z]	5.00×10^{-1}
[N : C _{POC}]	1.00×10^{-1}
[N : C _{DOC}]	1.00×10^{-1}
[N : C _{NORI}]	1.00×10^{-1}
[TOD : C _P]	10.0
[TOD : C _Z]	3.47
[TOD : C _{POC}]	3.47
[TOD : C _{DOC}]	3.47
[TOD : C _{NORI}]	10.0

Table 2.5.2 生態系モデルの組成比設定値.

組成比	
[COD : C_P]	1.5
[COD : C_Z]	1.5
[COD : C_{POC}]	1.5
[COD : C_{DOC}]	1.0

2.3.3 使用データ

(1) 解析対象海域

本研究における解析対象海域を **Fig.2.10** に示す. ボックスの分割は, ノリ養殖施設の分布と県境を考慮して行った.

(2) 移流水量・輸送係数

隣接するボックス間の移流水量は, 第3章で後述の有明海の2次元単層モデルの計算結果を用いて算出した. まず, 2次元単層モデルを用いて月ごとの大潮から小潮までの2週間の流速を計算し, ボックス間の境界上における法線方向の平均流速を算出した. 次に, その平均流速の比を用いて, 河川流入量を含む各ボックスの水量の収支をボックス内の水量が変化しないように振り分けたものを移流水量とした. 拡散水量は, 有明海における拡散係数を, 文献値を基に $10.0\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ とし, これに各ボックス間の境界の平均水深を乗じて算出した.

(3) 河川流入負荷量

本モデルで流入負荷を考慮した河川は, **Fig.2.10** に示した塩田川, 六角川, 嘉瀬川, 筑後川, 矢部川, 菊池川, 白川および緑川であり, さらに諫早調整池からの流入負荷も考慮した. 塩田川を除く河川に関しては国土交通省から日流量データを手に入れた. 塩田川に関しては国土交通省から流量データが得られなかったため, 近接する六角川との比流量を計算し

■ ノリ養殖施設

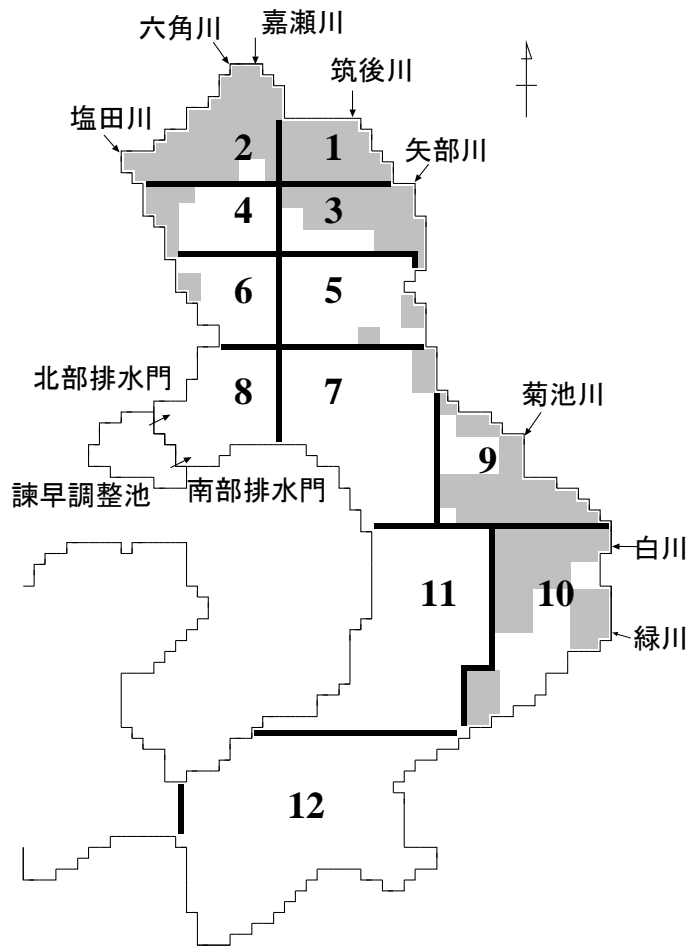


Fig.2.10 解析対象海域および河川位置.

て塩田川の流量とした．河川流入負荷量は，まず，諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価書（農林水産省，2012）を参考にし，L-Q式を用いてCOD，TP，TNの値を算出した．L-Q式は次式で定義する．

$$L = a \cdot Q^b \quad (2.48)$$

ここで， L は流入負荷量 ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1}$)， Q は河川流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)， a ， b は定数である．

次に，各河川における流入負荷の形態別比率 DIN/TN ， $\text{PO}_4\text{-P}/\text{TP}$ ， TOC/COD ， POC/TOC を用いてDIP，DIN，POC，DOCの値に換算した．諫早調整池からの排水量は，農林水産

省から入手した。諫早調整池からの流入負荷量は，諫早調整池の環境モニタリング調査の水質調査結果を排水量に乗じることで算出した。

(4) 気象データ

日射量は，アメダスから入手した熊本における観測データを有明海全域に一律に適用した。水温は，データが得られなかったため，日射量と同じくアメダスによる熊本における日平均気温の観測データを有明海全域に一律に適用した。

(5) 実測値データ

シミュレーション結果の検証に用いた各水質項目の実測値データは，前節において使用した浅海定線調査データを用いた。浅海定線調査の観測地点を **Fig.2.1** に示す。

2.3.4 モデルの検証

以下では，濃度の変化が大きい湾奥のボックス（Box1～Box6）における実測データとシミュレーション結果を比較し，モデルの検証とシミュレーション結果に関する考察を行う。

(1) 植物プランクトン

湾奥部のボックス（Box 1～Box 6）における植物プランクトンのシミュレーション結果を **Fig.2.11** に示す。なお，実測値は複数地点の調査結果の平均値をプロットしており，縦軸は最大値，最小値を示す。と比較して，シミュレーション結果の方が低い値となっている。これには2つの理由が考えられる。まず1つ目は，本モデルでは計算を容易にするため，植物プランクトンを1種しか考慮していないことである。実際には複数種の植物プランクトンが存在しており，それぞれの種によってその挙動も異なっているため，実測値の推移は複雑になっている。再現性の高いシミュレーション結果を得るためには，実際に有明海にはどのような種の植物プランクトンが存在するのかを調査し，それぞれの種について詳細な

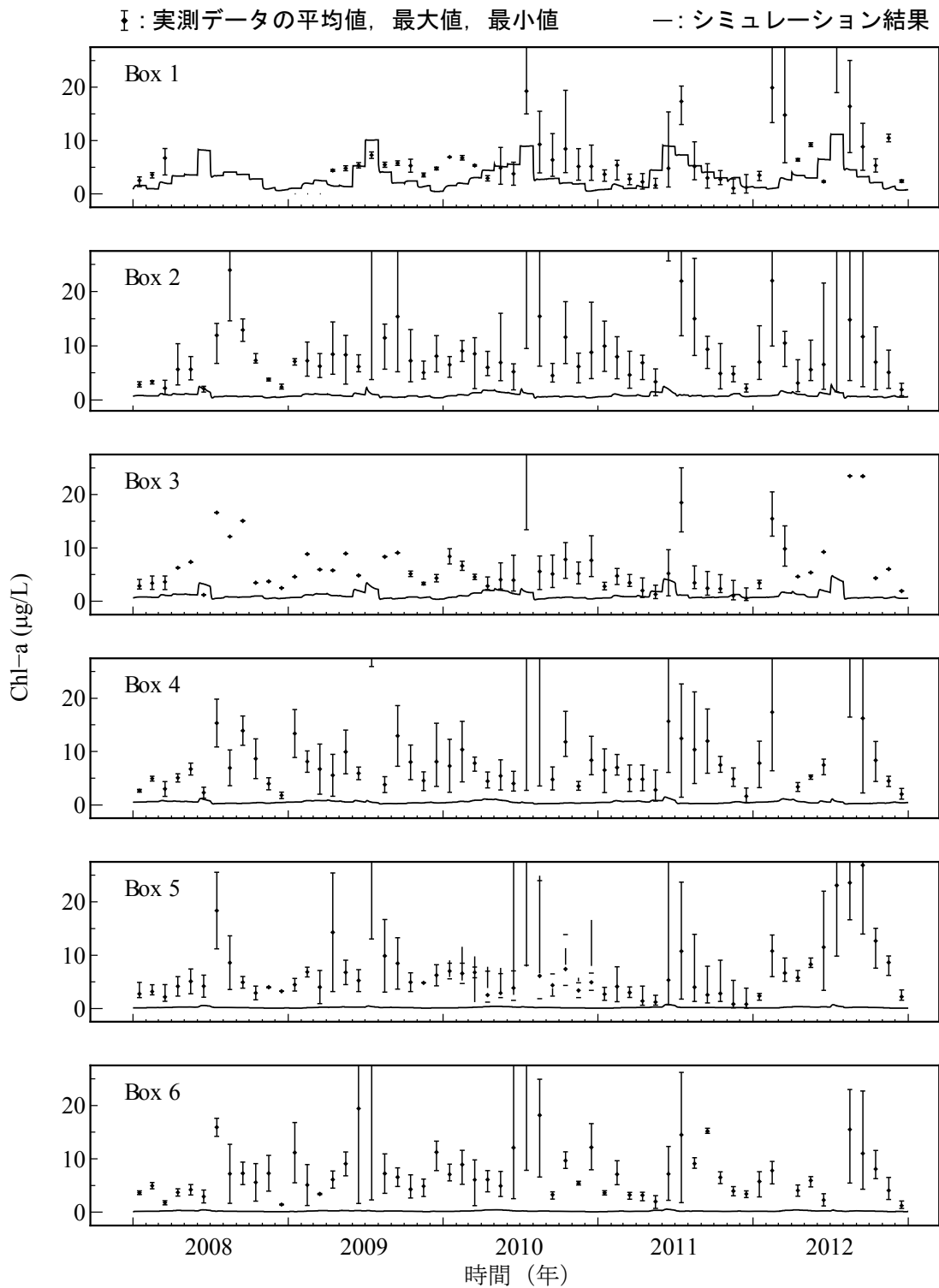


Fig.2.11 Box 1 ~ Box 6 における Chl-a 濃度の
 実測データおよびシミュレーション結果.

再現を行うことが必要となる。2 つ目は、実測値の観測の際に、局所的に大きな濃度の差があった可能性があることである。本研究で検証に利用した浅海定線調査は、**Fig.2.1**で示したように観測地点が決まっており、調査を行った時に観測地点付近で局所的な濃度の差があったと仮定すると、その海域における平均的な濃度の測定ができなかった可能性がある。これは、同一ボックス内の実測データに大きなばらつきがあることから読み取れる。このような場合、ボックス内の平均的な濃度の計算は行うが、局所的な計算は行えないボックスモデルでは、詳細な再現を行うことは不可能である。一方で、夏季に日射量が大きくなり、盛んに光合成を行って増殖するという傾向を掴むことができている。以上のことをふまえ、実測データとの差は大きいですが、シミュレーション結果は植物プランクトンの挙動の大局的な傾向は掴むことができているといえる。

(2) 動物プランクトン (Z)

湾奥部のボックス (Box 1~Box 6) における動物プランクトンのシミュレーション結果を **Fig.2.12** に示す。動物プランクトン濃度の実測データは入手することができなかったため、シミュレーション結果のみの考察を行う。動物プランクトンは植物プランクトンを摂取することによって生長するため、夏季における植物プランクトンの増殖に応じて動物プランクトンも大きく増加する。以上より、シミュレーション結果は動物プランクトンの季節的な変動を捉えているといえる。

(3) 懸濁態有機物 (POC)

湾奥部のボックス (Box 1~Box 6) における POC のシミュレーション結果を **Fig.2.13** に示す。POC 濃度においても実測データを手に入れることができなかったため、シミュレーション結果のみの考察を行う。POC は植物プランクトンの枯死、動物プランクトンの排糞および自然死亡によって増加するた

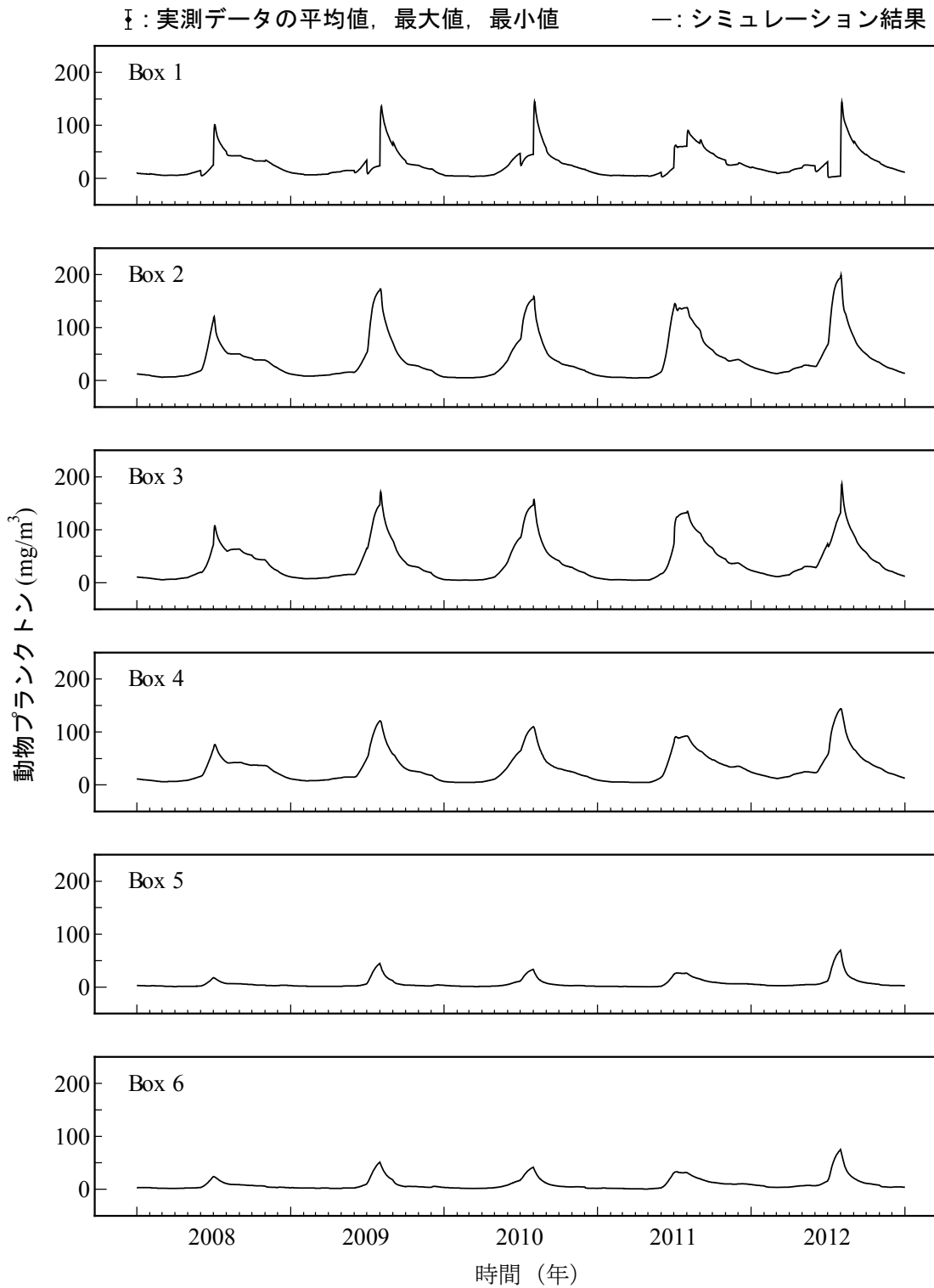


Fig.2.12 Box 1 ~ Box 6 における動物プランクトン濃度のシミュレーション結果.

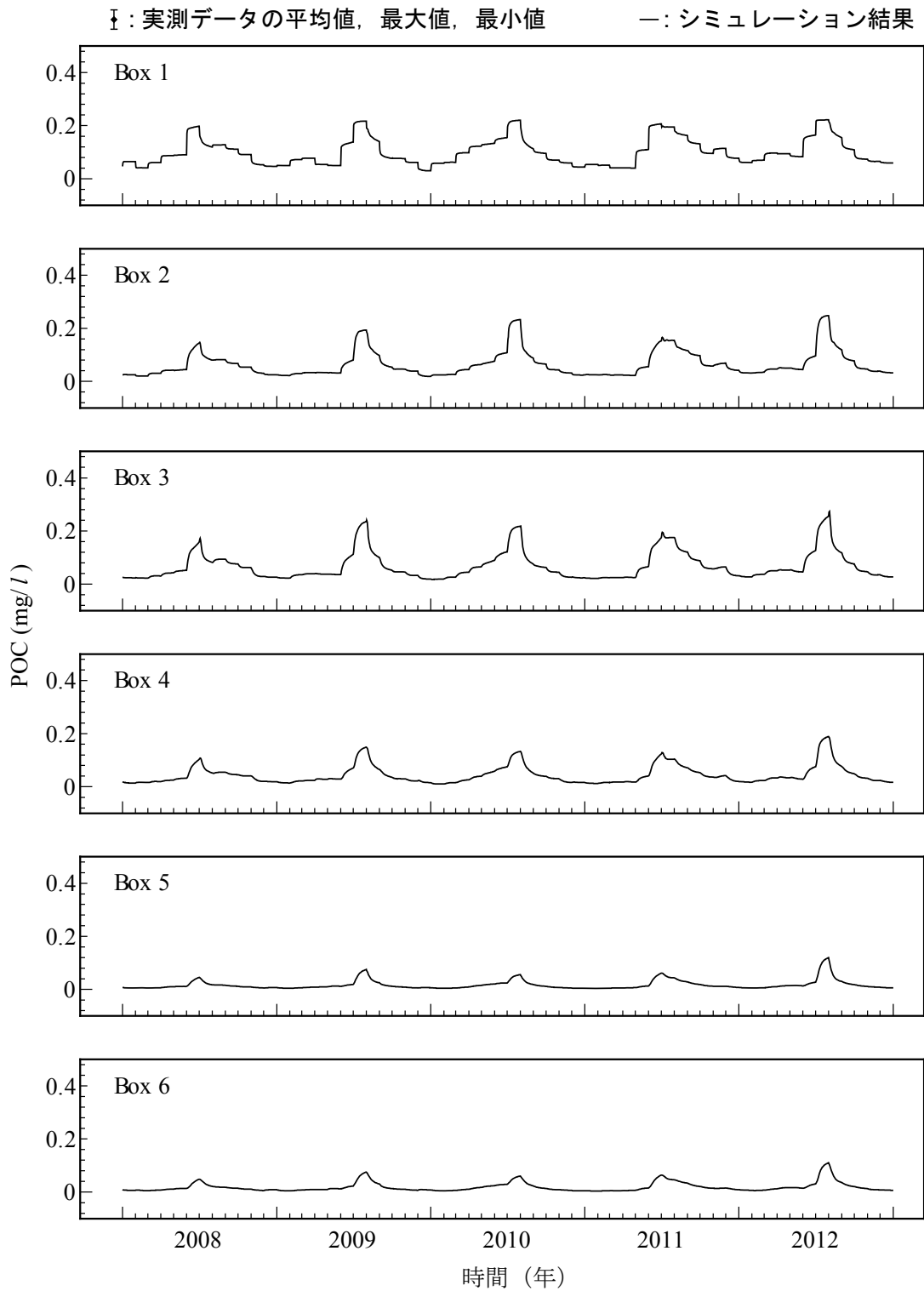


Fig.2.13 Box 1 ~ Box 6 における POC
 のシミュレーション結果.

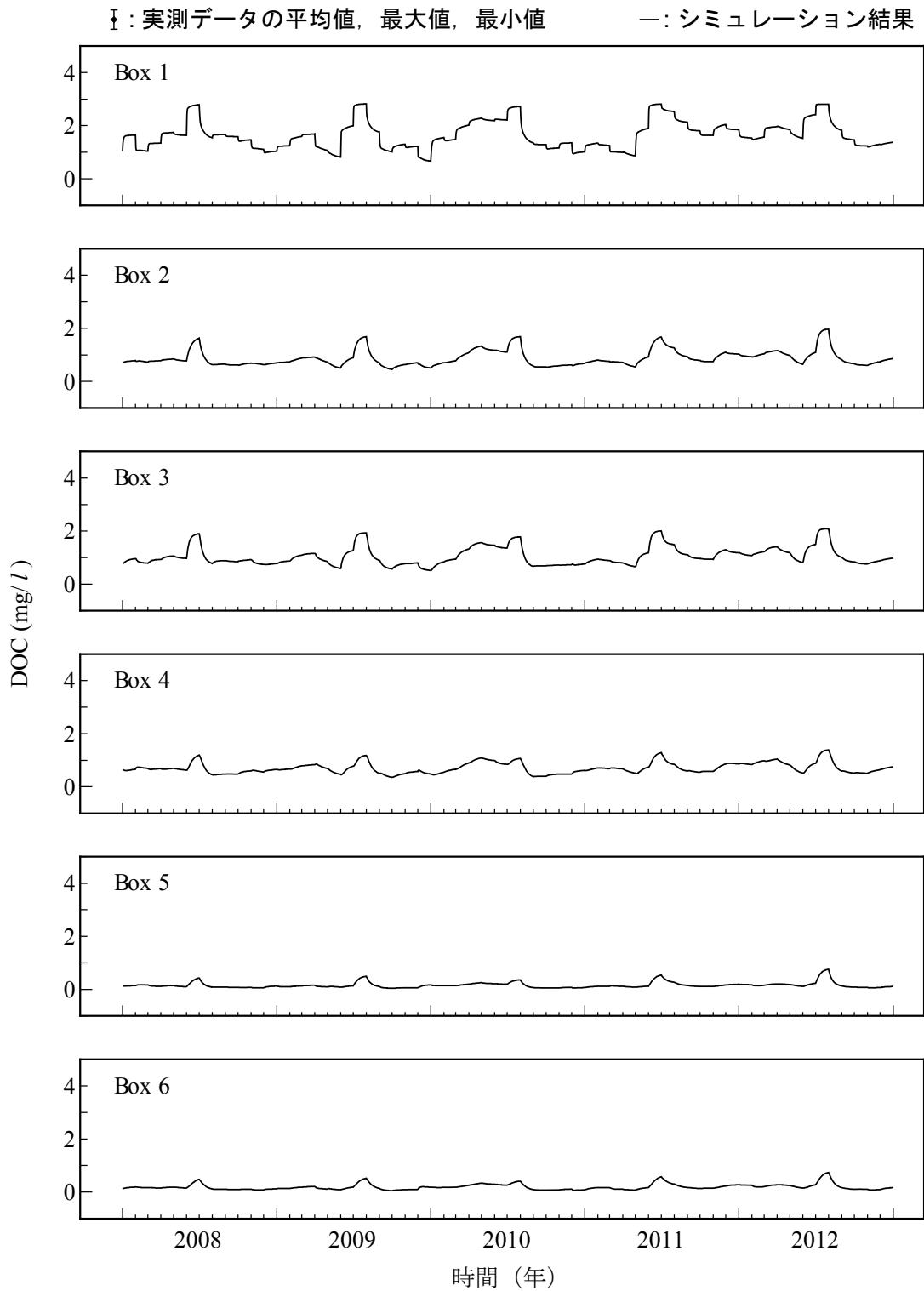
め、植物プランクトン、動物プランクトンが増殖する夏季に、全てのボックスにおいて濃度が上昇する傾向が見て取れる。また、6月の梅雨の影響などによって、夏季には河川からの流入負荷も増加する。これも夏季のPOC濃度上昇に大きく寄与していると考えられる。さらに、河川流入のある湾奥に行くにつれて濃度が大きくなる傾向があり、特に九州最大の流域面積を誇る筑後川が流入するBox 1においてその影響が顕著に表れている。以上より、シミュレーション結果はPOCの季節的消長を捉えているといえる。

(4) 溶存態有機物 (DOC)

湾奥部のボックス (Box 1～Box 6) におけるDOCのシミュレーション結果を **Fig.2.14** に示す。DOCもまた実測データを入手することができなかつたため、シミュレーション結果のみの考察を行う。DOCは植物プランクトンの細胞外分泌とPOCの分解余剰物によって増加する。そのため、植物プランクトンが増殖し、POCも増加する夏季に濃度が上昇する傾向が見て取れる。また、POCと同様に夏季の河川流入負荷量の増加も、この傾向に大きく寄与していると考えられ、筑後川をはじめとする各河川からの流入負荷は、有明海における物質の挙動に大きな影響を及ぼしていることが伺える。以上より、シミュレーション結果はDOCの挙動の傾向を掴めていると考えられる。

(5) リン酸塩 (DIP)

湾奥部のボックス (Box 1～Box 6) におけるDIPのシミュレーション結果を **Fig.2.16** に示す。いずれのボックスにおいても、実測値とシミュレーション結果の差は小さく、概ね再現できていると言える。濃度変化の傾向に関しても、湾奥部に位置するBox 1～Box 4においては正確に再現できている。しかし、実測値は全てのボックスにおいて春～夏季にかけて濃度が上昇し、秋～冬季にかけて低下する傾向があるのに対



**Fig.2.14 Box 1 ~ Box 6 における DOC
 のシミュレーション結果.**

し、Box 5, Box 6におけるシミュレーション結果では、その傾向を再現できているとは言えない。本研究で構築したマルチボックス生態系モデルにおけるDIPの変動要因について(2.31)式の各項の変動を見ることで検証を行ったところ、主に河川からの流入負荷、DOCの無機化、動物プランクトンの排泄によって増加し、逆に植物プランクトンおよびノリの光合成に伴う摂取によって減少することが判明した。春～夏季には複数の河川からの流入負荷の増大、DOC濃度の上昇による無機化の増加、動物プランクトン濃度の上昇による排泄の増加がおこる。植物プランクトンの増殖によって光合成による摂取も増加するが、その収支は増加の方が大きく、結果としてDIPは上昇する。秋～冬季には流入負荷の減少、DOCおよび動物プランクトン濃度の低下が起こり、植物プランクトンも減少するが10月から2月にはノリの養殖も行われるため、光合成による摂取が卓越し、DIP濃度は低下する。Box 1～Box 4ではこれらのメカニズムが多分に働いているため、DIP濃度の変動傾向を正確に掴むことができたと考えられる。一方Box 5, Box 6では、河川の数が少ないうえに筑後川に比べその規模も小さく、流入負荷の影響が小さいこと、DOC、動物プランクトンおよび植物プランクトンの濃度が小さく、その変動も小さいことなどから、DIPの変動も小さくなり、濃度変化の傾向を再現するまでに至らなかったと考えられる。

(6) 全無機態窒素 (DIN)

湾奥部のボックス (Box 1～Box 6) におけるDINのシミュレーション結果をFig.2.17に示す。いずれのボックスにおいても、シミュレーション結果は実測値と近い値となっており、良好に再現できている。濃度変化の傾向に関しても、概ね再現できていると言える。DIN濃度の変動要因の検証を行ったところ、河川からの流入負荷と植物プランクトンおよびノリの光合成に伴う摂取によって多大な影響を受けていることが

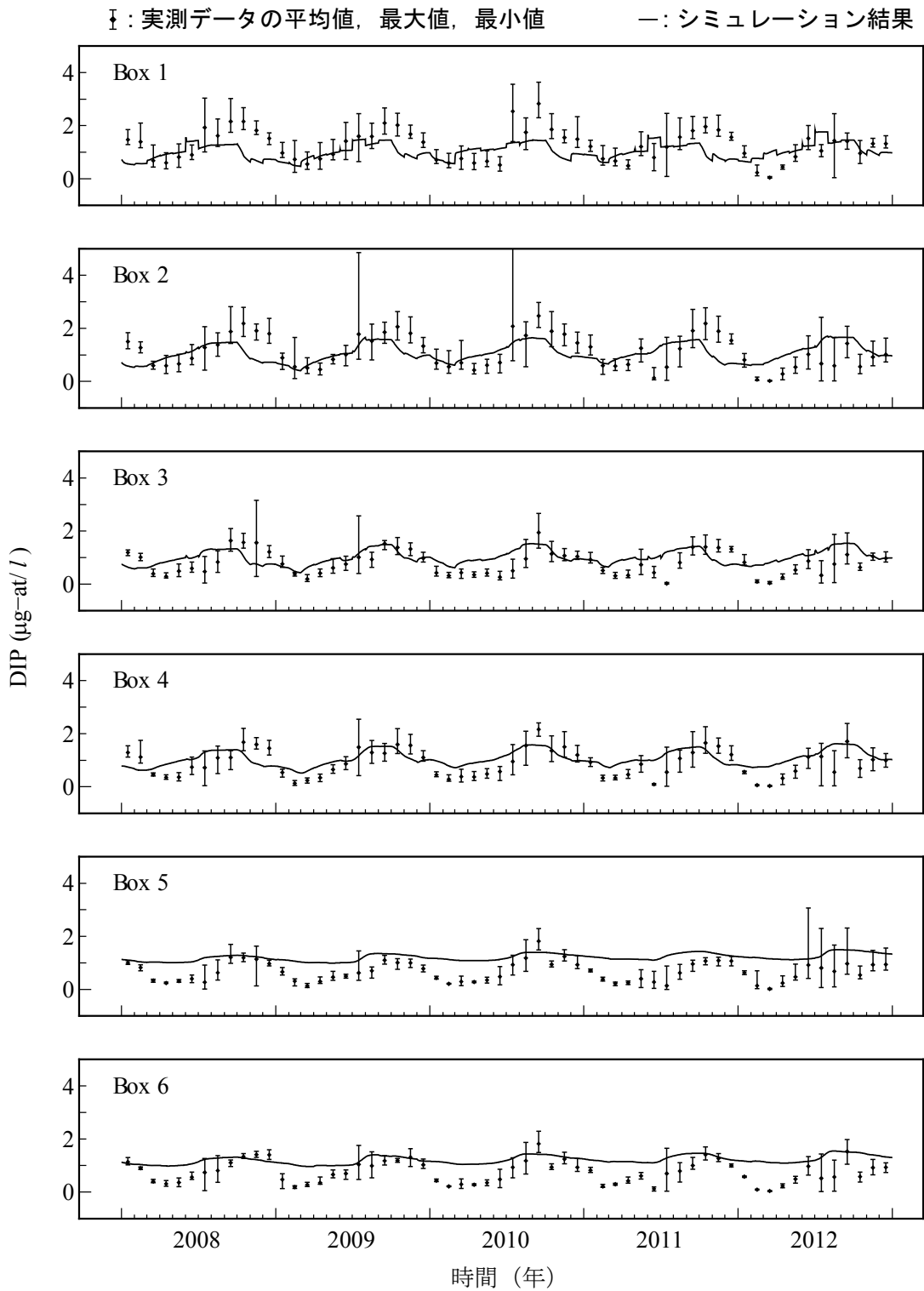


Fig.2.16 Box 1 ~ Box 6 における DIP の実測データ
 およびシミュレーション結果.

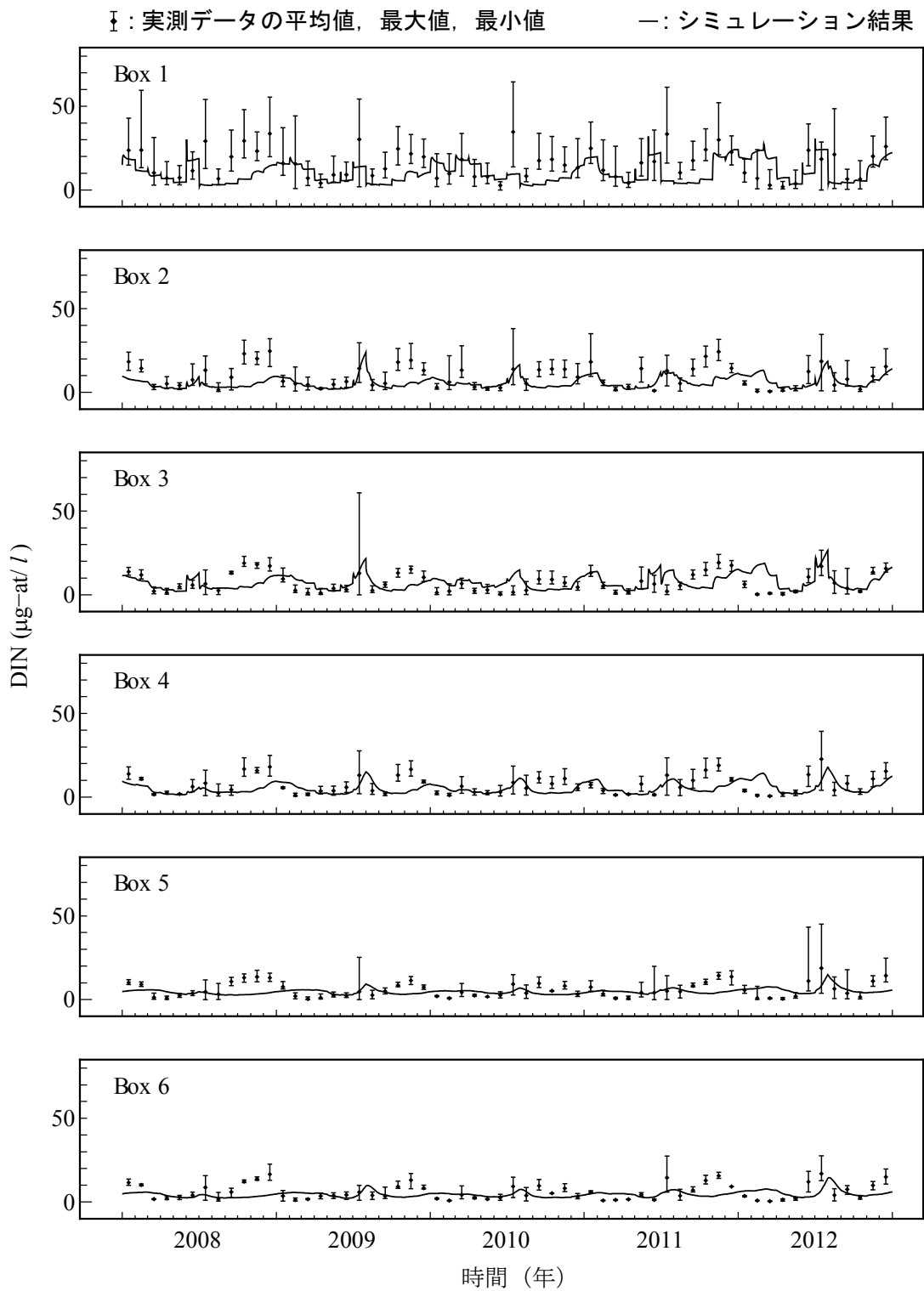


Fig.2.17 Box 1 ~ Box 6 における DIN の実測データ
 およびシミュレーション結果

判明した．特に植物プランクトンの摂取の影響が卓越しており，一年を通して低い値で推移しているが，植物プランクトンが減少する冬季と，河川流入負荷が特に大きくなる夏季の短い期間にのみ上昇する．河川流入負荷の中でも特に筑後川の影響が大きく，Box 1 の変動が大きいことが伺える．

(7) 溶存酸素 (DO)

湾奥部のボックス (Box 1～Box 6) における DO のシミュレーション結果を **Fig.2.18** に示す．いずれのボックスにおいても，シミュレーション結果は実測値と非常に近い値となっており，濃度変化の傾向についても良好に再現できている．DO 濃度の変動は主に植物プランクトンの光合成に伴う供給，動物プランクトンの排泄（呼吸）および DOC の無機化に伴う消費によって決定づけられる．春～夏季にかけて動物プランクトンおよび DOC が増加し，それに付随して DO の消費が進んで植物プランクトンの光合成による供給を上回る．逆に秋～冬季にかけては動物プランクトンおよび DOC が減少するため DO の消費が少なくなり，植物プランクトンの光合成による供給によって増加する．シミュレーション結果に注目すると，湾奥付近のボックスにおいては，夏季の植物プランクトンの増殖によって光合成による供給が動物プランクトンおよび DOC による消費を上回っている．また，実測値に注目すると，特に湾奥の佐賀県側に位置する Box 2, Box 4, Box 6 において，夏季の観測値にばらつきがあることが見て取れる．これは，近年報告されている貧酸素水塊の発生を表しており，濃度が高い実測値は表層付近の，濃度が低い実測値は底層における貧酸素状態の値を表していると考えられる．

(8) 化学的酸素要求量 (COD)

湾奥部のボックス (Box 1～Box 6) における COD のシミュレーション結果を **Fig.2.19** に示す．いずれのボックスにおいても，シミュレーション結果は実測値と近い値となっており，

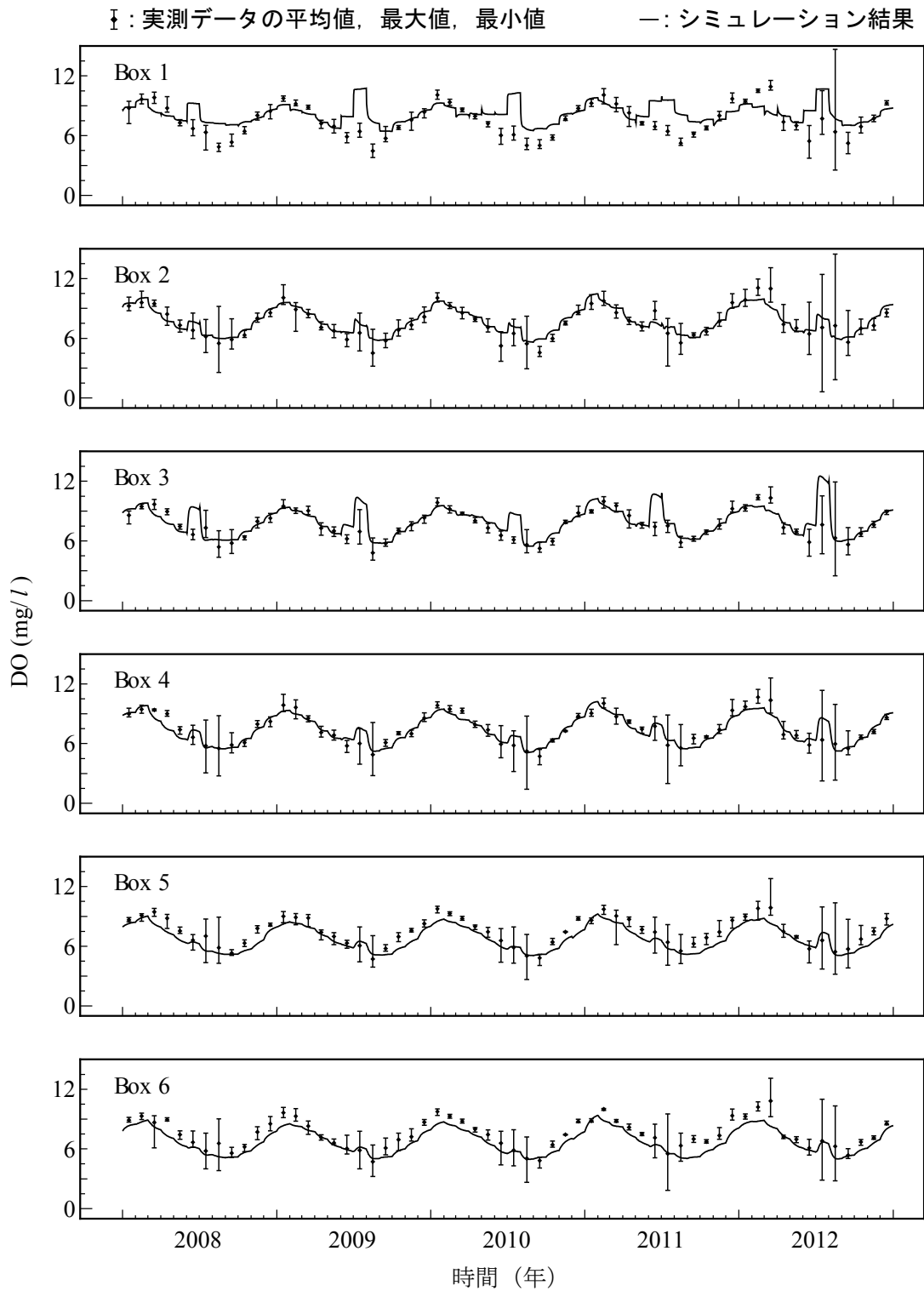


Fig.2.18 Box 1 ~ Box 6 における DO の実測データ
 およびシミュレーション結果

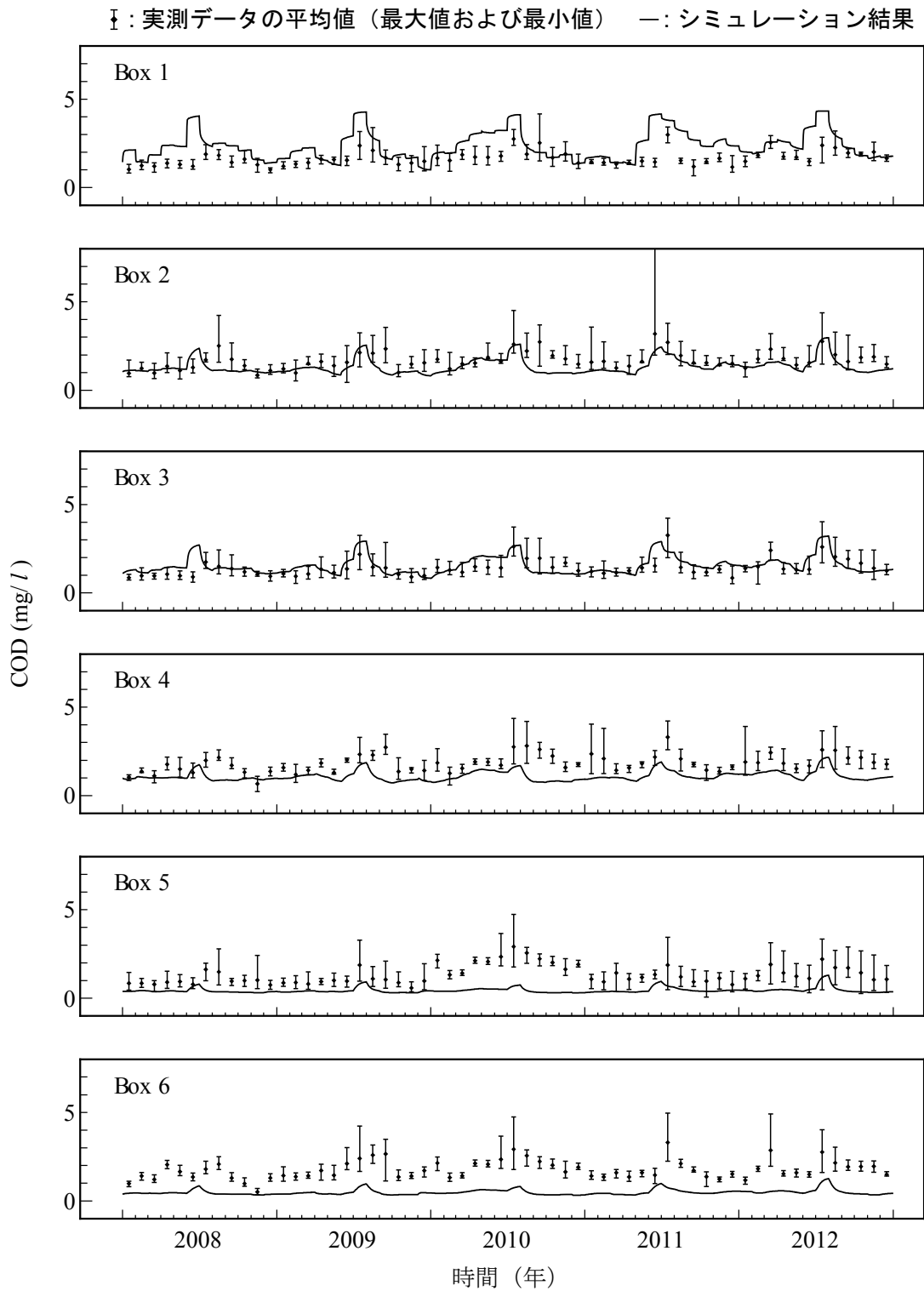


Fig.2.19 Box 1 ~ Box 6 における COD の実測データ
 およびシミュレーション結果

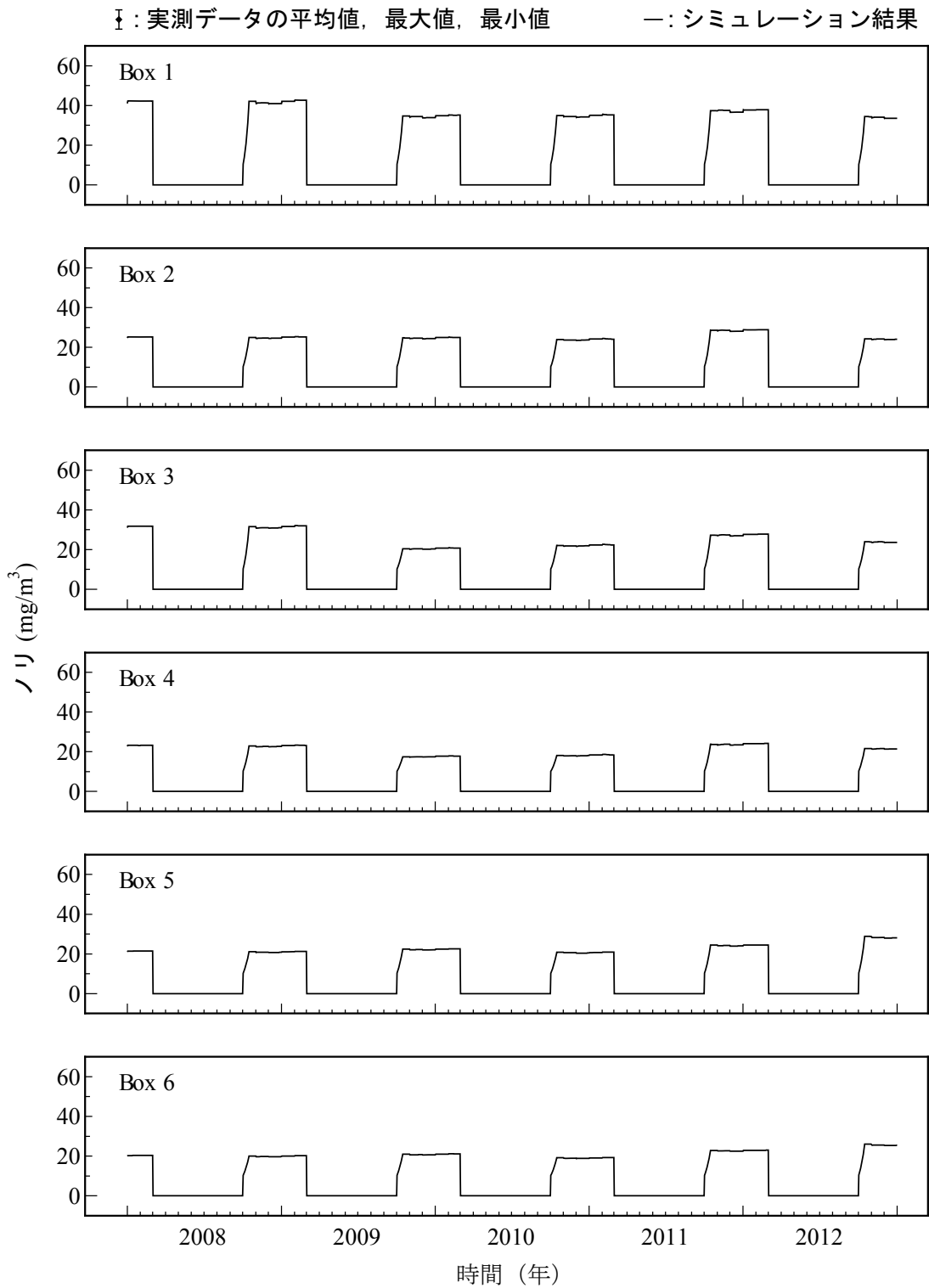


Fig.2.20 Box 1 ~ Box 6 におけるノリのシミュレーション結果.

濃度変化の傾向に関しても良好に再現できている。CODの挙動は、各ボックス内の有機物である植物プランクトン、動物プランクトン、POCおよびDOCの挙動で決定されるので、これらすべてが増加する夏季にCODも増加し、逆に冬季には減少する。

(9) ノリ

湾奥部のボックス（Box 1～Box 6）におけるノリのシミュレーション結果を **Fig.2.20** に示す。10月1日から10月15日までをノリの成長期間とし、10月16日から2月までの期間には前日からの一日分の成長量を毎日収穫する様子が再現されている。

以上より、全ての計算項目について良好に再現できているといえ、再現性の高いマルチボックス生態系モデルを構築することができたといえる。このモデルを用いて、次節で海域環境の保全に向けたシナリオ分析を行う。

2.4 海域環境の改善にむけて

2.4.1 シナリオ分析

第2節において、主成分分析による解析の結果、筑後川を主とする有明海北東部からの栄養塩の流入、および反時計回りの潮汐残差流という2つの事象がこの海域環境を形成している重要な要因であることが示された。そこで、本研究ではそれら2つの事象に関するシナリオ分析を前節で開発したマルチボックス生態系モデルを用いて行った。

まず Case 1 として、有明海に流入する河川において流域対策を施した場合に、有明海に及ぶ影響について考察する。前述したように、有明海の海域環境は河川からの流入負荷によって大きな影響を受けており、その傾向は特に筑後川をはじめとした複数の河川が流入する湾奥付近で顕著である。近年では、下水道の整備や産業排水の処理といった対策がとられており、河川の水質は改善が進んでいるが、下水道や農業集落排水処理施設が整備されていない地域では、依然として畜舎排水や肥料などの流入による河川の水質汚濁がみられる。井芹ら(2011)は、筑後川流域を対象とした窒素・リン負荷流出モデルを用いて陸域から河川への排出負荷に関するシナリオ分析を行い、畜舎において家畜糞尿の堆肥化や畜舎排水の高度処理設備の設置などの対策を行うことで、河川への排出負荷を最大で約60%削減できると試算している。本研究ではこの結果を参考にし、それら流域対策によって各河川における窒素、リンの流入負荷量が現況の1/2となった場合に、有明海の水質環境にどのような影響を及ぼすかという観点にもとづいて予測を行った。

次に Case 2 として、有明海における潮汐残差流が弱まった場合に起こる影響について考察する。近年、干拓や埋め立てなどによって有明海の海表面積が減少し、この潮汐残差流が

減少していると言われており，その是非が議論されている（例えば万田ら，2006；松野ら，2004）．一般に，潮汐残差流が減少すると，成層を解消する能力が低下して貧酸素水塊が形成されたり，有機物や栄養塩が局所的に集積して赤潮が発生したりするため，現在有明海で大きな問題となっている貝類の大量へい死や，養殖ノリの色落ちにつながると考えられている．本研究では，今後潮汐残差流の減少が進行することを想定し，その影響について評価を行うために潮汐残差流が現況の1/2と極端に減少した場合に，有明海の水質環境にどのような変化が生じるかという観点にもとづいて予測を行った．本研究で構築したマルチボックス生態系モデルにおいては，第3章にて紹介する2次元単層モデルから算出した各月の移流量を用いているため，これを潮汐残差流によって移動する水量と仮定して計算を行った．

2.4.2 シナリオ分析結果

Figure 2.21 に湾奥のボックス（Box 1～Box 6）におけるChl-aの濃度変化を示す．Case 1では1年を通して，Box 1におけるChl-a濃度の減少が起こったのに対し，その他のボックスにおいては大きな濃度の変化はみられない．これは，他のボックスに比べBox 1では，植物プランクトン濃度の変化が筑後川からの栄養塩の流入負荷量に大きく依存しているからと考えられる．特にその影響は，日射量および栄養塩の流入負荷量が増大し，植物プランクトンが盛んに光合成を行う6，7月に大きく，大幅な植物プランクトン濃度の減少が起こっていることが確認できる．Box 1以外の湾奥付近に位置するボックスにおいても，植物プランクトンが最も増殖する6，7月の濃度増加が小さくなっていることが見て取れる．Case 2では，Case 1と同じく，Box 1で全ての季節を通して濃度の増加が起こったが，その他のボックスでは植物プランクトン

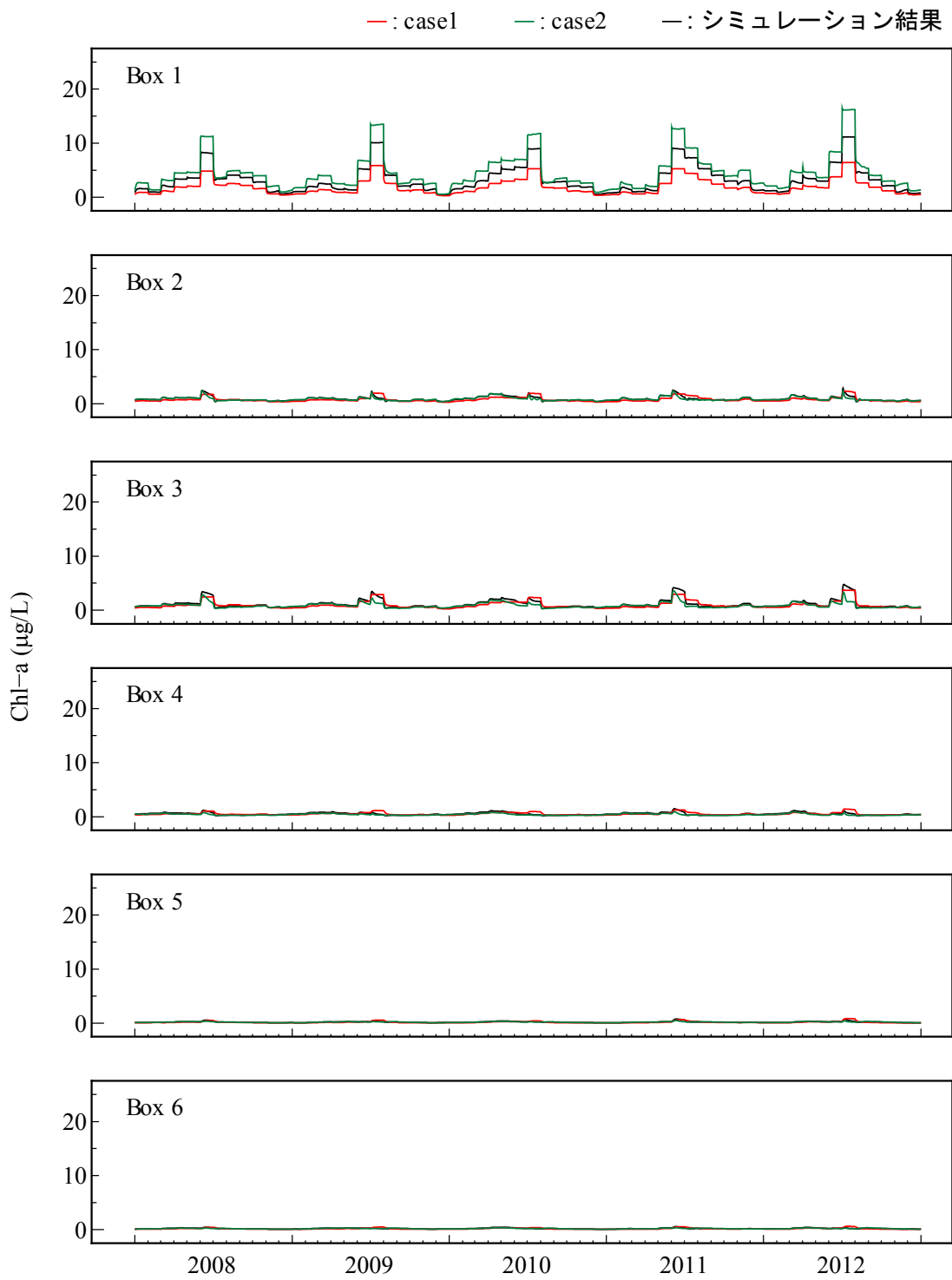


Fig.2.21 Box1 ~ 6 における各シナリオ条件下の Chl-a 濃度変化 .

濃度の大きな変化はみられなかった。これは、潮汐残差流が弱まったことにより、筑後川から流入した栄養塩がそのまま Box 1 に滞留し、植物プランクトンの光合成が促進されたためであると考えられる。Case 1 と同様に、その影響は 6, 7 月に大きく、特に大きな植物プランクトン濃度の増加が確認できる。しかし逆に、Box 1 以外の湾奥付近に位置するボックスにおいては、最も盛んに光合成が行われるはずである 6, 7 月に、植物プランクトン濃度の減少が起こっている。現況と Case 2 の植物プランクトン濃度の変動要因を比較したところ、Case 2 の方が 6, 7 月に光合成の働きが弱くなっていることが判明した。これは、光合成の制限要素となる栄養塩が、DIN から DIP に移行したためであると考えられる。Figs. 2.22, 2.23 に湾奥のボックス (Box 1~Box 6) における DIP, DIN の濃度変化を示す。Chl-a の濃度変化と照らし合わせると、Box 1 を除く湾奥付近に位置するボックスにおいて、植物プランクトンが増加すると予想していた 6, 7 月に、DIP は増加から横ばいまたは減少に転じ、DIN は急激に増加していることが確認できる。よって、(2.5) の Michaelis-Menten 式で表した栄養塩による光合成の制限において、DIN が DIP を上回り、制限要素が DIN から DIP に移ったと考えられる。現在、湾奥部を中心とした有明海全域において発生している赤潮は、主にラフィド藻類、渦鞭毛藻類および珪藻類によって引き起こされているが、本研究では植物プランクトンを 1 種しか想定していないため、赤潮の発生の有無について判断することは困難である。しかし、Case 1 で夏季に植物プランクトン濃度の減少が起こったことから、流域対策によって植物プランクトンの増加を抑制し、赤潮の発生を制限できることが予想でき、また Case 2 で夏季に植物プランクトン濃度の増加が起こったことから、潮汐残差流の減少によって赤潮が発生する可能性が高まることが予想できる。

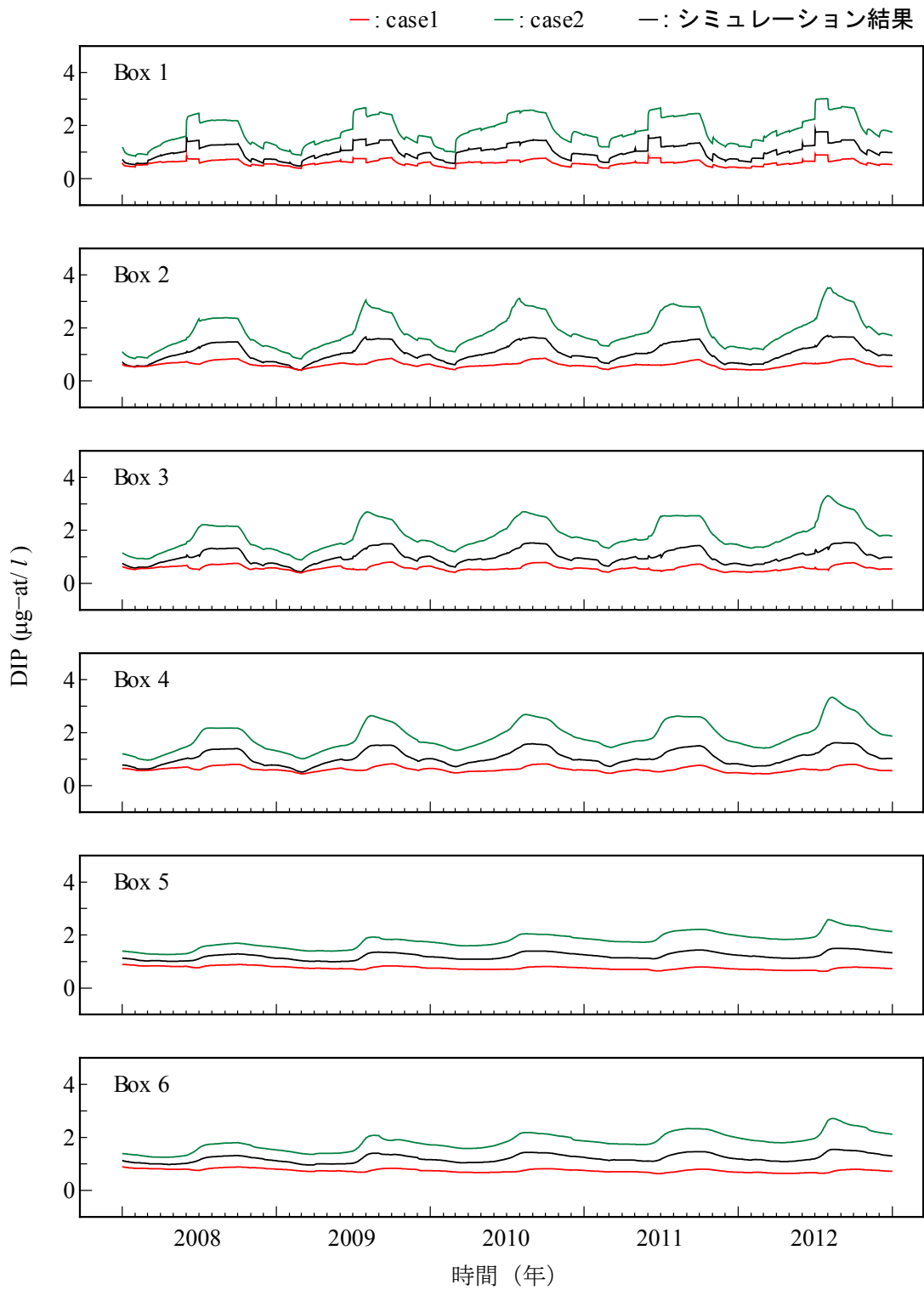


Fig.2.22 Box1 ~ 6 における各シナリオ条件下の
DIP の濃度変化 .

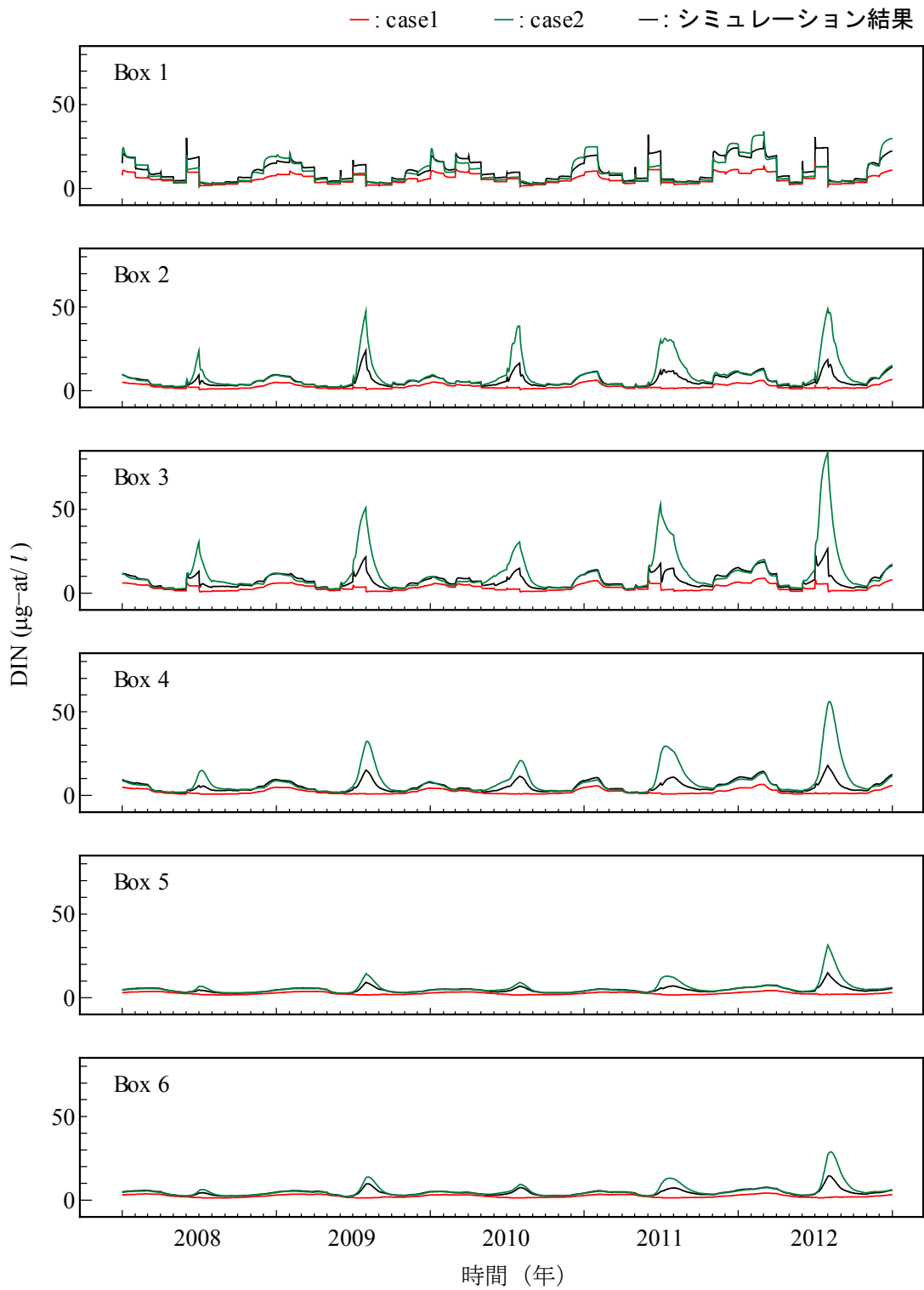


Fig.2.23 Box1 ~ 6 における各シナリオ条件下の
DIN の濃度変化 .

DO と、後述する COD の判断基準として、環境省による海域における生活環境の保全に関する環境基準（水質汚濁防止法）を **Table 2.6** に示す。**Fig.2.24** に湾奥のボックス（Box 1～Box 6）における DO の濃度変化を示す。DO に着目すると、Case 1 では、湾奥付近のボックスにおいて、夏季に DO 濃度の減少が確認できた。これは、**Fig.2.21** に示したように、河川流入負荷による栄養塩の供給を十分に受けられていない植物プランクトンが、特に 6、7 月に減少したことを反映し、光合成による DO の供給が減少したためであると考えられる。特に植物プランクトンの減少傾向が大きかった Box 1 において DO 濃度の低下も顕著であり、現況では、**Table 2.6** に示した環境基準の値と比較すると、下限である $7.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 付近の濃度であったのに対し、Case 1 では、ごく短期間ではあるが類型 C の範囲に入るまで下がっている。その他のボックスに関しては、冬～春季に類型 A の範囲に DO 濃度が上がり、夏～秋季にかけて類型 B の下限である $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 付近まで濃度が下がるという傾向を示している。次に Case 2 では、Box 1 のみにおいて夏季に大幅な DO 濃度の増加を示しており、5 年間のシミュレーション期間のうちのほとんどの期間で、類型 A に属する高い DO 濃度を保っている。この傾向も、**Fig.2.21** に示した Case 2 における植物プランクトン濃度の変化を反映しているといえる。

以上の事をふまえると、流域対策を行えば夏季の DO 濃度が低下し、潮汐残差流が弱まれば湾奥部の DO 濃度が大幅に上昇するということになる。この結果は、現在報告されている、流入負荷削減は貧酸素化の改善に有効である（相馬, 2010）とする説や、潮流の減少によって貧酸素水の発生が引き起こされる（堤ら, 2007）とする説と矛盾するものである。このような結果が出た原因として、ボックスモデルによる現象の再現の限界が考えられる。ボックスモデルでは各ボックス内

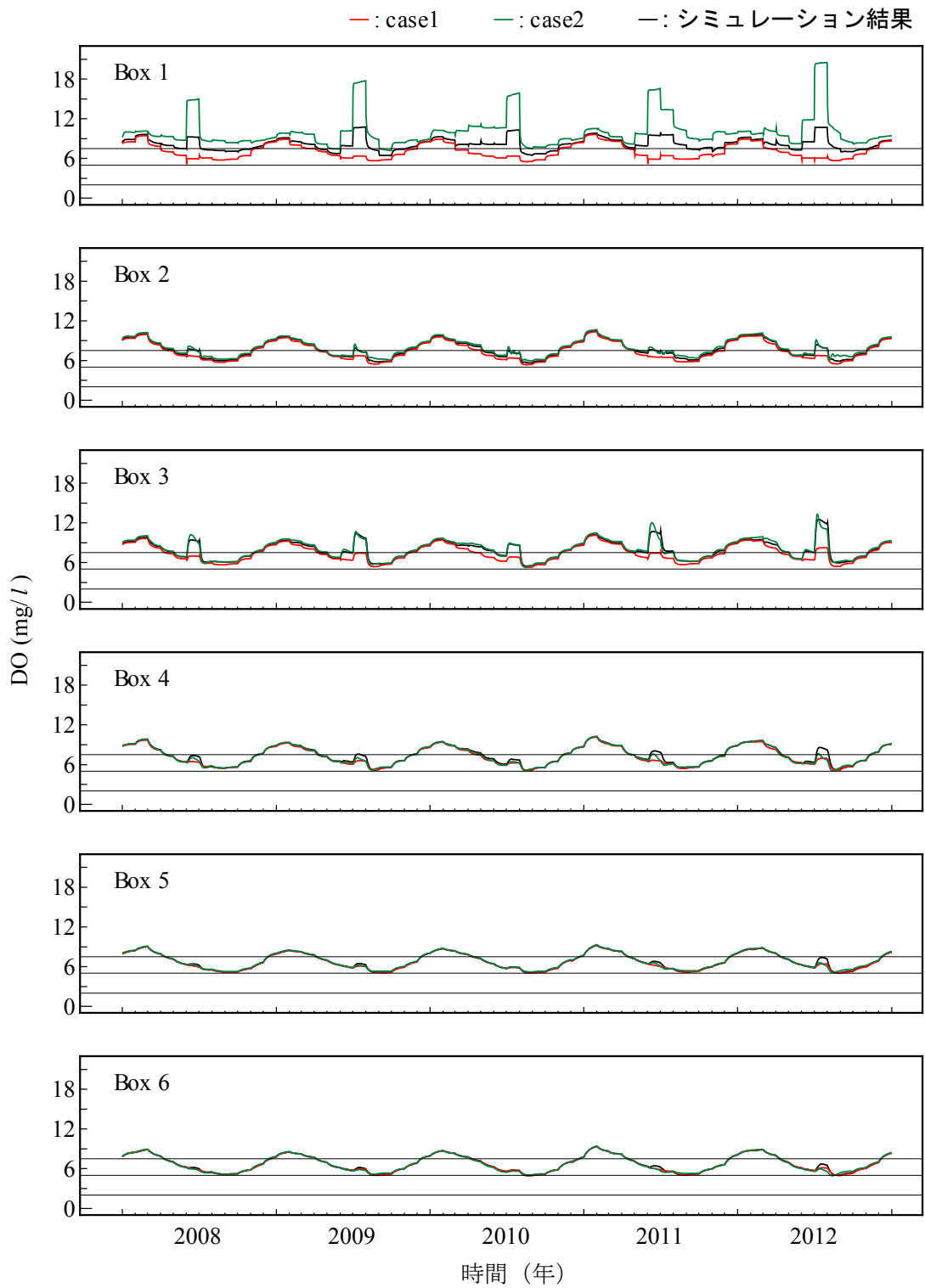


Fig.2.24 Box1 ~ 6 における各シナリオ条件下の DO の濃度変化 .

の平均的な濃度を計算し、各計算項目の平均的な挙動を再現するものであり、本研究で構築したマルチボックス生態系モデルでは、三次元的な物質の挙動は再現できない。ゆえに、成層の形成や赤潮の発生に伴い、底層における有機物の分解によって発生する貧酸素水塊の再現を行うことができなかつたと考えられる。しかし、**Fig.2.21**に示した、Box 1のCase 2条件下における夏季の植物プランクトンの大幅な増加は、赤潮の発生を示したものであり、それに起因する、**Fig.2.24**に示した、Box 1におけるCase 2条件下の夏季のDO濃度の大幅な増加は、表層の一部における局所的なものであったと仮定すると、貧酸素水塊が発生するメカニズムを捉えられているといえる。この裏付けとして、堤ら(2003)は、大雨によって河川からの淡水流入と栄養塩負荷が増加する梅雨期や秋季に、有明海の湾奥部で成層構造が発達し、海水交換に変化が生じて、海水が滞留しがちになった場合、大規模な赤潮や、底層水の貧酸素化が引き起こされると述べている。

Figure 2.25に湾奥のボックス(Box 1~Box 6)におけるCODの濃度変化を示す。Case 1では、湾奥に位置するBox 1~Box 4において、一年を通してCODの低下が起こっており、Box 5およびBox 6においても、わずかながら夏季にCODが減少していることがみてとれる。このCODの挙動は、植物プランクトン、動物プランクトン、POC、DOCのすべての有機物の挙動と一致した。**Table 2.6**に示した環境基準の値と比較すると、Box 1以外のボックスでは5年間通して類型Aの範囲に収まっており、Box 1においても、夏季の最大値でも類型Aの上限である $2\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に近い値まで下がっている。以上の事から、流域対策はCODの削減に多大な効果を及ぼし得るといえる。次にCase 2では、湾奥に位置し、河川流入のあるBox 1~Box 3において、夏季に滞留によるCODの増加がみられる。特にBox 1では、年間を通して値が増加しているうえ、夏季にお

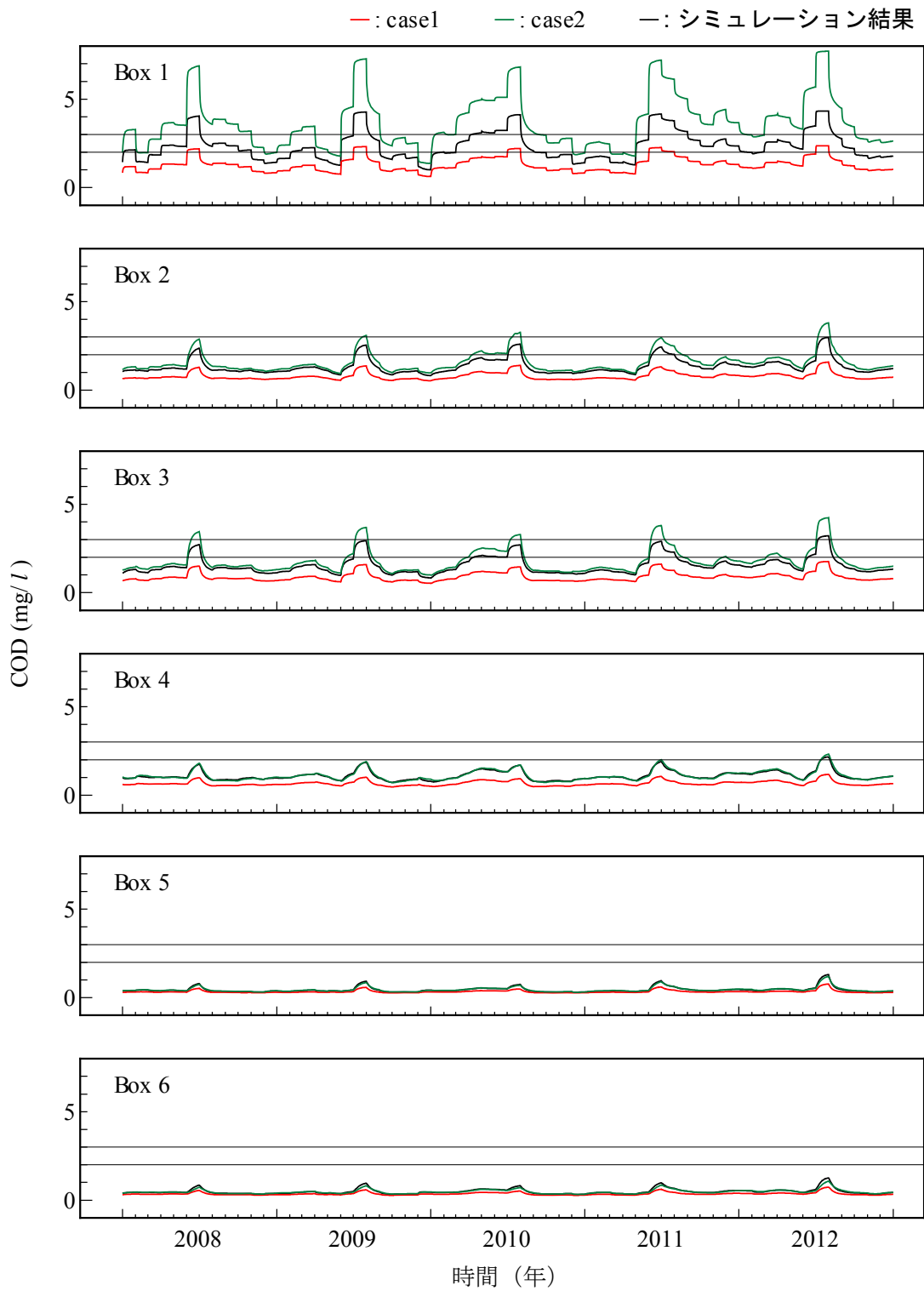


Fig.2.25 Box1 ~ 6 における各シナリオ条件下の COD の濃度変化 .

**Table 2.6 環境省による生活環境の保全に関する
環境基準（海域）**

項目 類型	利用目的の 適応性	基準値	
		化学的酸素要 求量（COD）	溶存酸素量 （DO）
A	水産 1 級 水浴 自然環境保全 及び B 以下の 欄に 掲げるもの	2 mg・L ⁻¹ 以下	7.5 mg・L ⁻¹ 以上
B	水産 2 級 工業用水 及び C の欄に 掲げるもの	3 mg・L ⁻¹ 以下	5 mg・L ⁻¹ 以上
C	環境保全	8 mg・L ⁻¹ 以下	2 mg・L ⁻¹ 以上

ける COD の値は，類型 C の上限に迫っている．Box 2 および Box 3 の夏季における増加はそれほど大きなものではないが，COD の値が類型 C の範囲に入っており，水質環境の悪化がみとれる．

以上の事から判断して，潮汐残差流が減少すると，特に湾奥付近で COD の増加がおこると考えられる．

以上より，流域対策は海域の COD 削減に多大な効果があり，海域環境の向上に貢献できるといえる．また，潮汐残差流の減少は貧酸素水塊の発生を助長する可能性があり，更なる環境の悪化を引き起こし得ることが示された．

2.5 結論

近年，有明海で発生している様々な海域環境の異変を解決するため，海域環境の特徴抽出を行い，その特徴を基にマルチボックス生態系モデルを用いて海域の水環境保全に向けた対策，今後起こり得る現象の海域への影響についてシナリオ分析を行った．

まず，有明海沿岸各県が行っている毎月 1 回の浅海定線調査データを用いた主成分分析で海域の特徴抽出を行った．その結果，河川起源の栄養塩量，有機物による汚濁，および，季節変化という 3 つの主成分が抽出された．さらに，それらについて考察を行ったところ河川からの栄養塩の流入，および，反時計回りの潮汐残差流という 2 つの要因がこの海域環境を形成している重要な因子であるということが示された．

次に，マルチボックス生態系モデルの構築を行った．解析対象水域である有明海を，ノリ養殖施設の配置を考慮して，12 個のボックスに分割した．各ボックス間の物理的な収支を担う移流量・拡散水量は，2 次元単層モデルを用いて計算したデータを基に，ボックスに流入する水量と流出する水量が同量になるように算出した．計算対象項目は，植物プランクトン，動物プランクトン，懸濁態有機物，溶存態有機物，リン酸塩，全無機態窒素，溶存酸素，化学的酸素要求量，ノリの 9 つとし，各ボックス内における生物・化学的変化過程を生態系モデルにより記述した．数値解法として Runge-Kutta-Gill 法を採用し，シミュレーション期間を 2008 年 1 月 1 日～2012 年 12 月 31 日に設定した．浅海定線調査の実測値を用いてモデルのパラメータの設定を行った．その結果，高い再現性を有するモデルが構築できた．

そして，構築したモデルを用いて，主成分分析により得られた筑後川を主とする有明海北東部からの栄養塩の流入，お

よび反時計回りの潮汐残差流という有明海の海域環境を形成している 2 つの重要な要因についてシナリオ分析を行った。まず、Case 1 では、富栄養化対策の 1 つである流域対策による影響という観点から、河川からの流入負荷量を 1/2 にして計算を行った。また、近年、干拓や埋め立てなどによって有明海の家表面積が減少し、潮汐残差流が累減していると言われており、その是非が検討されている。そこで、Case 2 では、潮汐残差流が 1/2 に減らした場合の海域への影響についてシミュレーションを行った。その結果、Case 1 では COD の削減に多大な効果があり、大幅な水質の改善が期待できることが予測できた。また Case 2 では、河川からの流入負荷が河口付近に滞留するために、筑後川を中心とした複数の河川が存在する湾奥部で、水質環境が悪化する可能性が示唆された。

以上より、有明海における海域の水環境保全を目指すにあたり、有明海に流れ込む河川の流域における流入負荷対策が重要であると示された。また、潮汐残差流の減少が進行すれば貧酸素水塊が発生する可能性が高まるということが示唆された。

第 3 章 有明海における持続的な漁業生産に向けて

3.1 序論

有明海は、九州西部に位置する九州最大の内湾であり、その湾奥には広大な干潟が広がる生物生産性が極めて高い海域である。特に、ノリの養殖やアサリ、タイラギ等の二枚貝の漁獲が盛んに行われ、豊饒の海と呼ばれている。しかし、近年その有明海において赤潮や貧酸素水塊の発生をはじめとする環境異変が大きな社会問題となっており、その漁場環境の再生・安定化が喫緊の課題となっている。海域の環境異変が原因の深刻な漁業問題として、ノリの色落ちに代表される品質の低下と、二枚貝漁獲量の経年的な減少が挙げられる。本章では、有明海を対象として数値シミュレーションモデルの構築を行い、これら二つの漁業問題に対して検討を行った。

農林水産省の漁業・養殖生産統計年報（2011）によると、全国のノリ生産量は近年減少傾向を示している。その中で増産傾向もしくは堅調に生産が持続されているのは仙台湾と有明海のみである。一般的に良質なノリの生育には潮流速の確保および河川から供給される栄養塩が重要であるといわれている。樽谷（2009）は、各海域における栄養塩濃度の季節変動・長期変動とノリ養殖の状況をまとめている。それによると、多くの海域で長期的な栄養塩濃度の減少傾向が見られ、それに伴いノリの色落ちが発生していることが示され、ノリの品質と栄養塩に密接な関係があることが分かる。

有明海ではノリの養殖が古くから盛んに行われており、その生産量は近年急激な増加傾向にあった。ここ数年の生産量は約 40 億枚／年、その生産額は約 200 億円あり、全国のノリ生産量の約 4 割を占める日本有数のノリ生産の海域である（全国海苔貝類漁業協同組合連合会，2009）。しかしながら、

近年その生産量の増加に伴うノリの色落ちなどによる不作年の出現が問題となっている。1996, 2000, および 2002 年度の実産額はそれぞれ, 161, 131, 146 億円となり(首藤ら, 2009), ノリの色落ちによる大きな被害が発生している。

その原因の一つとして, ノリ生産量向上を目的としたノリ養殖施設の高密度配置が考えられる。前述のように, 良質なノリの生育には, 潮流速の確保と栄養塩の供給が重要であるため, ノリ養殖施設の高密度配置がそれらの供給の妨げになっていることが予想される。これに対して, 佐賀県ではノリ養殖施設の配置方法として, ノリ網の 1 小間 5 列張りから 4 列張りへの変更を行い, 既に完了している。また, 福岡県水産海洋技術センター, および福岡県有明海漁業協同組合連合会においても現在, ノリ養殖施設の配置密度を低減させる新たなノリ養殖施設の配置方法を検討している。そこで, 本研究では, 栄養塩の供給源である河口から離れた地点においても十分な潮流速・栄養塩が確保されるノリ養殖施設の配置についてシナリオ分析を行い, 最適配置を提言した。

二枚貝は, 有明海の主要産物であることに加えて, 水質浄化機能および底質中の有機物の分解の活性化という重要な役割を担っている(伊藤, 2004)。その漁獲量は減少しており, 1976 年のピーク時には約 100,000 トンの漁獲量であったが, 1999 年には約 30,000 トンと 23%にまで落ち込んでいる(九州環境管理協会, 2007)。有明海で採れる二枚貝の一種であるタイラギもまた厳しい状況に置かれている。山下(1980)によると, 有明海におけるタイラギの発生周期は 6~8 年の短周期を基本として, 19 年周期で変動している。その漁獲のピークは 1942, 1961, 1979 年にみられ, それぞれ 9,330, 30,935, 29,305 トンである。しかし, 次のピークが期待された 1996 年前後の漁獲量は 3,786 トンで, 1996 年以降はほとんど捕獲されておらず(日本海洋学会, 2005), タイラギ資源の回復が望まれる。

この原因として、底質の環境悪化が挙げられている。塚本ら（2008）は、浮泥がタイラギに及ぼす影響について実験を行い、浮泥がタイラギの生息域に堆積した場合に死亡する可能性があることを報告している。実際に、近藤ら（2003）の報告によると、有明海の堆積物の細粒化が確認されている。そのため、有明海における底質環境の改善が急務となっている。そこで、タイラギ資源の回復に向けた効率的な底質環境の改善に資するため、タイラギ浮遊幼生の着底場予測を行った。

3.2 数値シミュレーションモデルの構築

3.2.1 2次元単層モデル

有明海における流動・塩分場の再現を行うことを目的として、本研究では、3次元 Reynolds 方程式および3次元乱流拡散方程式を水深方向に積分することで基礎方程式が求まる、2次元単層モデルの構築を行った。3次元モデルに比べ簡潔であり、計算時間も格段に短くなるため、有明海のように水深が浅く水深方向の水理量の変化が小さい一方、水平方向の空間スケールや水理量の変動スケールが大きな場合によく用いられるモデルである（例えば、Hu and Kot, 1997）。

東京湾平均海面（T.P.0m）に原点をとり、水平面上に x , y 軸、鉛直上方に z 軸をとる座標系を採用するとき、2次元単層モデルの支配方程式は以下の通りである。なお、本研究では、有明海を対象とするため、この海域に高密度に配置されているノリ養殖施設の流体抵抗を考慮する必要がある。そこで、本モデルにおいてもその流体抵抗を考慮した。

<連続の式>

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \{U(h+\eta)\} + \frac{\partial}{\partial y} \{V(h+\eta)\} = 0 \quad (3.1)$$

<運動方程式>

$$\begin{aligned} & \frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} \\ & = fV - g \frac{\partial \eta}{\partial x} + \nu_h \left(\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right) + \frac{1}{h+\eta} \left(\frac{\tau_{sx}}{\rho} - \frac{\tau_{bx}}{\rho} - \frac{\tau_{Lx} A_{\text{net}}}{\rho} - \frac{D_{Px} A_{\text{pole}}}{\rho} \right) \end{aligned} \quad (3.2)$$

$$\begin{aligned} & \frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} \\ & = -fU - g \frac{\partial \eta}{\partial y} + \nu_h \left(\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right) + \frac{1}{h+\eta} \left(\frac{\tau_{sy}}{\rho} - \frac{\tau_{by}}{\rho} - \frac{\tau_{Ly} A_{\text{net}}}{\rho} - \frac{D_{Py} A_{\text{pole}}}{\rho} \right) \end{aligned} \quad (3.3)$$

< 塩分の移流分散方程式 >

$$\begin{aligned} & (h+\eta)\frac{\partial S}{\partial t} + U(h+\eta)\frac{\partial S}{\partial x} + V(h+\eta)\frac{\partial S}{\partial y} \\ &= \frac{\partial}{\partial x} \left\{ (h+\eta)K_h \frac{\partial S}{\partial x} \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ (h+\eta)K_h \frac{\partial S}{\partial y} \right\} \end{aligned} \quad (3.4)$$

ここで、 η は水位 (m)、 t は時間 (s)、 U 、 V は x 、 y 方向の単位幅流速 (m/s)、 ρ は流体密度 ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)、 h は水深 (m)、 f はコリオリ係数 (s^{-1})、 g は重力加速度 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$)、 $\tau_s = (\tau_{sx}, \tau_{sy})$ は水面せん断応力 ($\text{N}\cdot\text{m}^{-2}$)、 $\tau_b = (\tau_{bx}, \tau_{by})$ は底面せん断応力、 A_{net} は水面に占める網の面積比、 A_{pole} は 1m^2 あたりの支柱数、 S は水深平均の塩分 (psu) である。また、 $\tau_L = (\tau_{Lx}, \tau_{Ly})$ はノリ網による単位面積あたりの流体抵抗 (N/m^2)、 $D_P = (D_{Px}, D_{Py})$ は一本の支柱による抵抗力 (N) であるがこれらについては後述する。さらに、 ν_h と K_h はそれぞれ水平方向の渦動粘性係数 ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) と移流分散係数 ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$) であり、これらの評価には以下に示す Smagorinsky モデル (Smagorinsky, 1963) を用いた。

$$\nu_h = K_h = \frac{1}{2} S_m A_G \left\{ \left(\frac{\partial U}{\partial x} \right)^2 + \frac{1}{2} \left(\frac{\partial V}{\partial x} + \frac{\partial U}{\partial y} \right) + \left(\frac{\partial V}{\partial y} \right)^2 \right\}^{1/2} \quad (3.5)$$

ここで S_m は Smagorinsky 係数 (=0.2)、 A_G はメッシュ面積 (m^2) である。風応力による水面せん断力および底面せん断力は以下の式により求められる。

$$\frac{\tau_{sx}}{\rho} = \frac{\rho_a}{\rho} \gamma_s^2 U_{10} \sqrt{U_{10}^2 + V_{10}^2} \quad (3.6)$$

$$\frac{\tau_{sy}}{\rho} = \frac{\rho_a}{\rho} \gamma_s^2 V_{10} \sqrt{U_{10}^2 + V_{10}^2} \quad (3.7)$$

$$\frac{\tau_{bx}}{\rho} = \frac{gn^2 U \sqrt{U^2 + V^2}}{(h+\eta)^{1/3}} \quad (3.8)$$

$$\frac{\tau_{by}}{\rho} = \frac{gn^2 V \sqrt{U^2 + V^2}}{(h+\eta)^{1/3}} \quad (3.9)$$



Fig. 3.1 ノリ漁場の様子

ここで、 $\rho_a (=1.293\text{kg}\cdot\text{m}^{-3})$ は空気の密度、 $\gamma_s (=0.0015)$ は海面の摩擦係数、 U_{10} , V_{10} は x , y 方向の水面上 10m 高さの風速 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)、 n は Manning の粗度係数 ($=0.02\text{m}^{-1/3}\cdot\text{s}$) である。

Figure 3.1 に実際に有明海に設置されているノリ漁場の様子を示す。同図中のノリ網 5 列の 1 つのまとまりを小間と呼ぶ。図から分かるように、ノリ養殖施設の流体抵抗はノリ網とそれを支える支柱の抵抗から構成されている。それぞれの抵抗は以下の式より算定できる。

< ノリ網による抵抗 >

$$\tau_{Lx} = \frac{1}{2} \rho C_f U^2 \quad (3.10)$$

$$\tau_{Ly} = \frac{1}{2} \rho C_f V^2 \quad (3.11)$$

< ノリ支柱による抵抗 >

$$D_{Px} = \frac{1}{2} \rho C_d \Delta z U^2 \quad (3.12)$$

$$D_{Py} = \frac{1}{2} \rho C_d \Delta z V^2 \quad (3.13)$$

ここで、 C_f はノリ網抵抗係数、 d は支柱の直径 ($=0.05\text{m}$)、 Δz

は支柱の水中長 (m), C_d は円柱抵抗係数である. 八木ら (2004) によるとノリ網抵抗係数 C_f はノリの葉長により異なり, 葉長 85mm では 0.01, 葉長 280mm では 0.021 となる. しかし, その時々ノリの成長度合いや, 刈取り時期は各生産者により大きく異なる. そのため, 本研究では, シミュレーション期間中に福岡県水産海洋技術センター・有明海研究所のり養殖課が 19 調査地点で各 5 回実施した調査結果の平均値 160mm を採用した. その値を用いて, 線形補間によりノリ網抵抗係数を 0.014 と設定した. 一方, 円柱抵抗係数は, レイノルズとの関係により, $C_d=1.1$ と設定した.

支配方程式の数値解法として, 水理量をスタガードメッシュ系に配置させた有限差分法を採用した. 連続の式および運動方程式の差分展開については Leap Frog 法による完全陽解法に基づいた. 一方, 塩分の移流分散方程式の数値計算には, 移流項と分散項を分離して取り扱う Split-Operator Approach を導入し, これらの差分スキームとしてそれぞれ UTOPIA 法と ADI 法を用いた (小松, 1993). 陸域境界条件として, 塩分については陸域境界の垂直フラックスをゼロとした Neumann 型を, また, 流速についてはノンスリップ条件をそれぞれ用いた. 浅海域の解析の際に問題となる干潟処理に関しては, wet-and-dry scheme に Land Mask 関数を導入することで移動海岸線の追跡を行った (内山, 2004). 湾口の境界条件には, 潮汐調和定数 (海上保安庁, 1992) により求めた潮位を湾口に計算ステップごとに代入することで設定した.

3.2.2 ノリの成長度合いの指標

ノリ養殖施設の最適配置を提言するにあたり, ノリの成長度合いの指標が必要となる. 本節では, その指標について説明する. ところで, ノリの呈味成分 (甘味, 塩味, 酸味, 苦味, 旨味) として重要なものに遊離アミノ酸, 遊離糖, 糖ア

ルコール，核酸関連物質，有機酸などが挙げられるが，中でも遊離アミノ酸の果たす役割は大きい．ノリに含まれる遊離アミノ酸組成は，タウリン，グルタミン酸，アラニンが多く，アスパラギン酸がそれに次ぎ（能登谷，2000），これらの成分が高濃度になるほど旨味が引き出される（猪飼ら，2008）．また，ノリの色落ちなどによる不作の原因の一つとして，海水中の溶存態無機窒素濃度（以下，DIN）の低下が挙げられ，川口ら（2004）は有明海におけるノリの増殖制限元素は窒素であるとしている．さらに，現場で測定するノリの色落ちの指標として色彩色差計測底による L^* 値がある．この値が小さいほどノリの色落ちはないとされ，一般的に L^* 値が 62 以上になるとそのノリは色落ちしていると判断される． L^* 値は海水中の DIN に対して負の相関を示すことが確認されている（池浦ら，2008）．以上から，ノリ葉体中の遊離アミノ酸の生成や色落ちの回避には窒素が重要な役割を演じていることがわかる．

そこで，本研究では，ノリの成長度合いの指標として，ノリ葉体中の窒素含有量 N (g) に着目し，馬場・宮崎（1983）によるノリの窒素同化速度と海水中の DIN の関係式を導入した．

$$\frac{1}{N} \frac{dN}{dt} = 9.95 \times 10^{-2} C_{\text{DIN}}^{0.31} W^{0.15} \quad (3.14)$$

ここで， C_{DIN} (μmol) は DIN， W は潮流速 ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) を示す．有明海湾奥での海水中の DIN と塩分の相関により両者は良好な相関を示した．以下にその相関式を示す．

$$C_{\text{DIN}} = -1.71S + 66.4 \quad (3.15)$$

そこで，シミュレーションモデルで得られた塩分の計算値から DIN を推定し，また W として潮流速の計算値を用いて，ノリの窒素同化量を計算格子点ごとに式 (3.14) より計算した．式 (3.14) の数値解法には Runge-Kutta-Gill 法を採用し，馬場・

宮崎(1983)の室内実験を参考にノリの初期窒素含有量を 0.1g と設定した。このノリの窒素同化量を本研究におけるノリの成長度合いの指標とした。

3.2.3 タイラギ浮遊幼生の挙動追跡

タイラギは 7 月～9 月の夏季に産卵期に入ると、放精および放卵し、水中で受精し受精卵となる。その受精卵は孵化後、水中を浮遊する浮遊幼生となる。浮遊幼生は、海域中の植物プランクトン等を取り込み、約 30～40 日で殻長約 0.5mm の成熟幼生となり海底に着底する。着底した成熟幼生は、着底稚貝へと変態し、その地点を生息場として生体に成長する。

このタイラギの生活史に注目すると、タイラギは浮遊幼生の期間のみに水中を移動可能であることが分かる。そのため、タイラギの生息地は浮遊幼生の着底地点によって決まるといえることができる。また、タイラギの浮遊幼生は着底時に、底質の選択性がないことが確認されている(川原ら, 2004)。そのため、タイラギの浮遊幼生が着底後に生存可能であるかは、着底した底質の環境に依存する。すなわち、タイラギ資源量は底質環境に依存しているということが分かる。以上より、タイラギの浮遊幼生の着底場の予測が、タイラギ資源の回復に向けた効率的な底質環境改善に資することが分かる。

そこで、本研究では粒子の挙動追跡によく用いられている Euler-Lagrange 法を用いてタイラギ浮遊幼生の追跡を行った(例えば Yanagi *et al.*, 1983 ; Johnson and Hess, 1990 ; Graaf *et al.*, 2004)。すなわち、2次元単層モデルで求めた Euler 的な流動場のデータを用いて、タイラギの浮遊幼生とみなした中立浮遊粒子を Lagrange 的に追跡した。この場合、 $(n+1)$ 時間ステップにおける中立粒子の位置 $(x^{(n+1)}, y^{(n+1)})$ は、 (n) 時間ステップにおける位置 $(x^{(n)}, y^{(n)})$ を用いて次式で表される。

$$x^{(n+1)} = x^{(n)} + U^{(n)}dt + \alpha\sqrt{2v_h dt} \quad (3.16)$$

$$y^{(n+1)} = y^{(n)} + V^{(n)}dt + \beta\sqrt{2v_h dt} \quad (3.17)$$

ここで， α ， β は $N(0, 1)$ の正規乱数である．相良（1977）は，1 日の干出時間が 3 時間半の領域が貝類の発生限界であるとしている．そこで，本計算において中立浮遊粒子が追跡中に干潟に干出し，その干出時間が 3 時間半を超えた場合，計算から除外した．また，計算領域外に流出した際にも計算から除外した．式（3.16），（3.17）より浮遊幼生の座標位置を追跡可能であるが，浮遊開始地点ならびに浮遊期間を設定することで，孵化した浮遊幼生の着底地点を推定することが可能となる．

3.2.4 使用データ

（1）計算対象領域

計算対象領域を **Figs.3.2**，**3.3** に示す．ノリ養殖施設の最適配置の検討には，**Fig.3.2** の島原新港－熊本港ライン以北を，タイラギ浮遊幼生の挙動追跡には，**Fig.3.3** の領域をそれぞれ対象領域とした．

（2）海底地形データ

海底地形データとして福岡県および佐賀県から提供の湾奥 100m メッシュデータと J-EGG（日本海洋データセンター）の 500m メッシュデータ等を GIS 上で統合し，新たに 100m メッシュデータと 500m メッシュデータを作成した．**Fig.3.2** にノリ養殖施設の最適配置の検討に用いた 100m メッシュの海底地形を，**Fig.3.3** にタイラギ浮遊幼生の挙動追跡に用いた 500m メッシュの海底地形を示す．

（3）河川データ

ノリ養殖施設の最適配置の際に導入した河川は，**Fig.3.2** に示す矢部川，筑後川，早津江川，嘉瀬川，六角川，塩田川，本名川，菊池川であり，国土交通省，農林水産省，佐賀県の

観測機関から，日流量データを入手した．なお，流量観測地点と河口地点の位置は異なるため，両地点の流域面積比を考慮して河川流入地点における日流量を決定した．また，塩分については上記 8 河川を流量により筑後川系と矢部川系の 2 タイプに分類し，筑後川河口および矢部川河口の実測値を用いた．

タイラギ浮遊幼生の挙動追跡には，**Fig.3.3** に示す矢部川，筑後川，早津江川，嘉瀬川，六角川，塩田川，本名川，菊池川，白川，緑川の 10 河川を導入し，それぞれの年間平均流量を用いた．

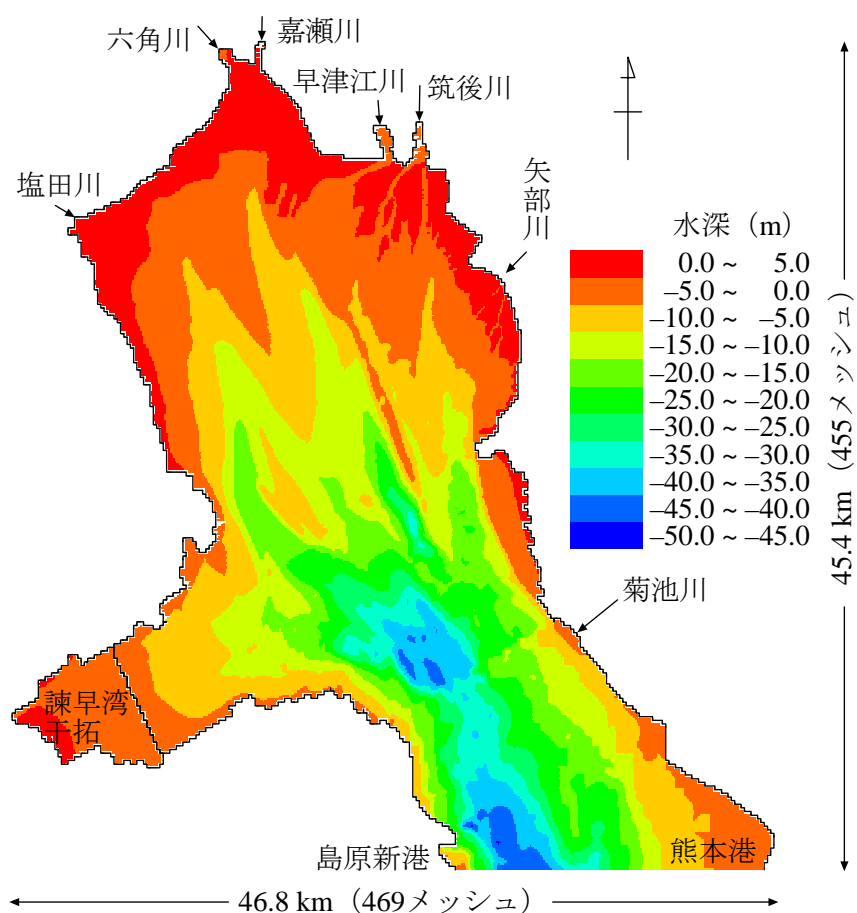


Fig.3.2 ノリ養殖施設の最適配置の検討に用いた計算対象領域，海底地形，および河川位置

(4) 潮汐調和定数

本モデルでは、湾口の境界条件として潮位変動が与えられることで潮流・塩分場の計算が進められる。潮位は潮汐調和定数で求められ（海上保安庁，1992），島原新港，熊本港，および富岡の調和定数をもって潮位を計算した。ノリ養殖施設の最適配置の提言に際しては島原新港と熊本港の潮位の平均

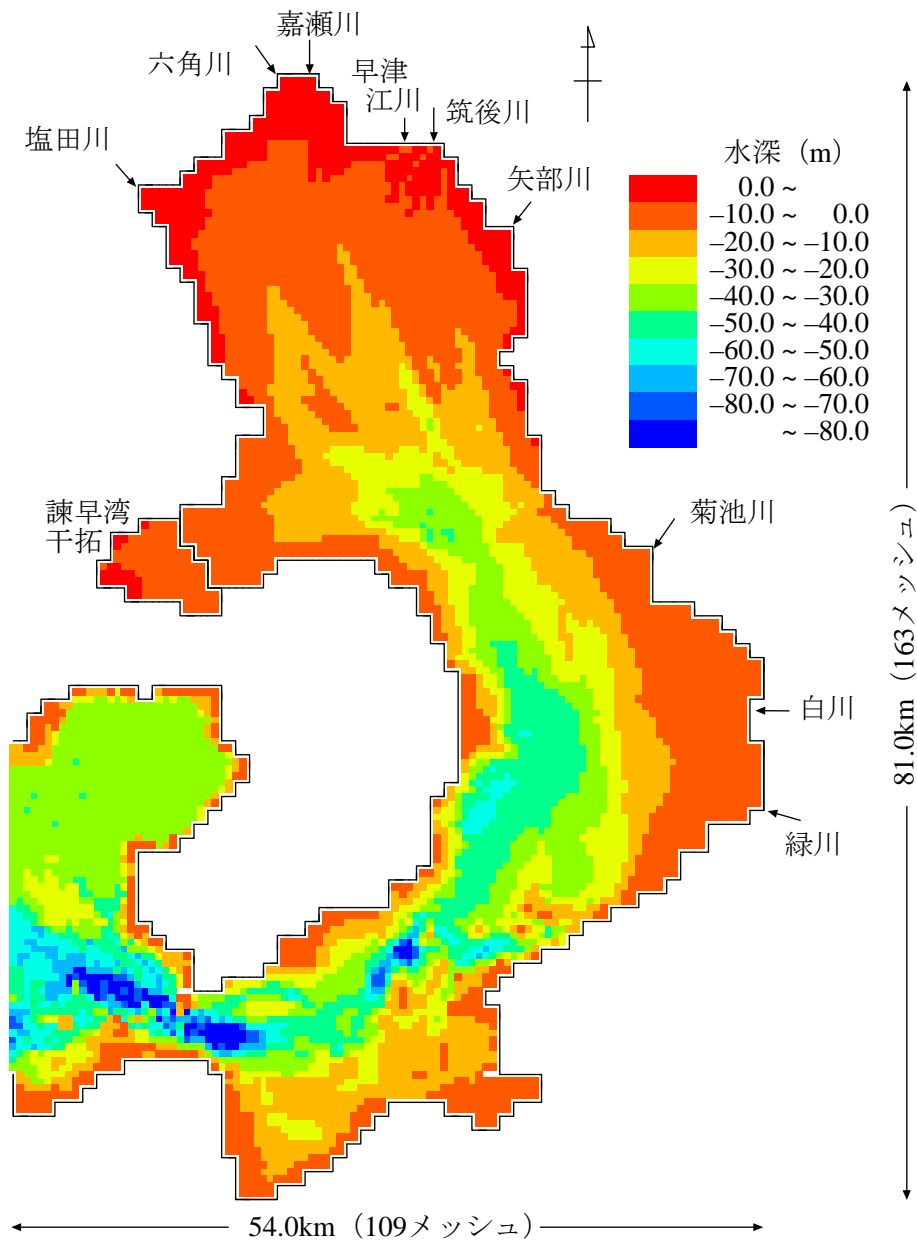


Fig.3.3 タイラギ浮遊幼生の挙動追跡に用いた計算対象領域，海底地形，および河川位置

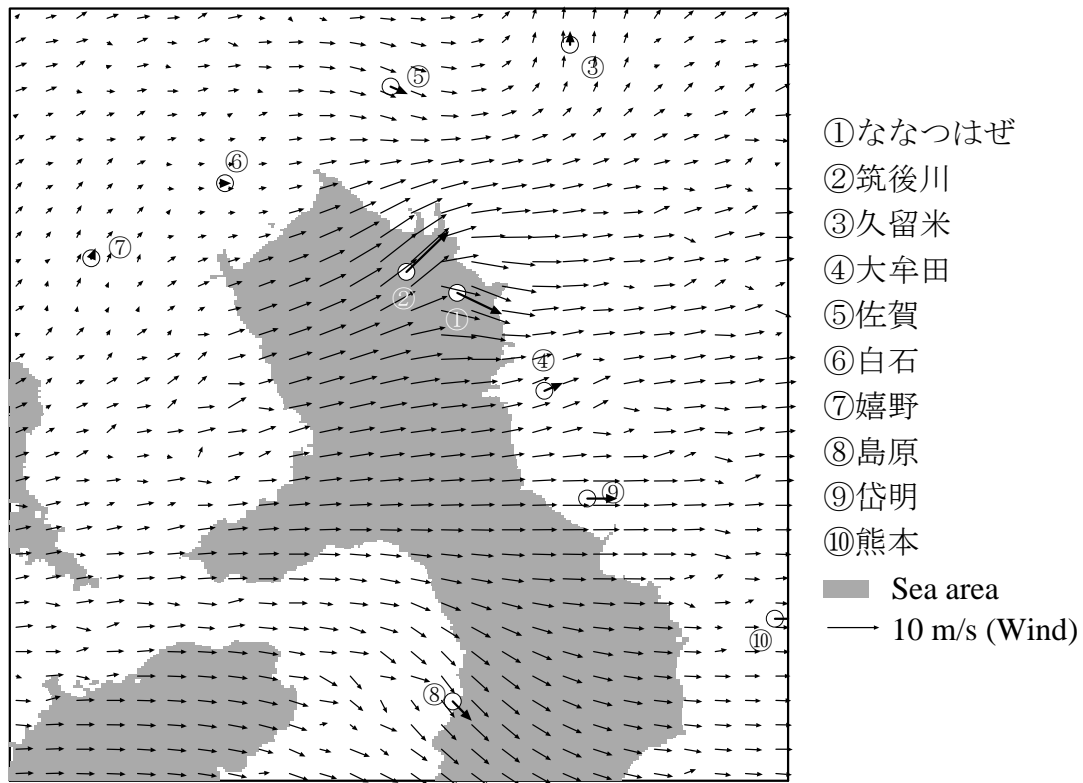


Fig.3.4 2008年11月28日7:00の風速場

値を，タイラギ浮遊幼生の挙動追跡に際しては富岡の潮位をそれぞれ用いた．

(5) 風速

ノリ養殖施設の最適配置を検討する際には，ノリ養殖が冬季に行われるため，風速が海域の潮流に及ぼす影響も考慮に入れた．有明海に隣接する気象データを基に計算領域内の風速場を推定した．気象観測点は，福岡県によるななつはぜ，筑後川，そして，アメダスによる久留米，大牟田，佐賀，白石，嬉野，島原，岱明，熊本の10地点とし，これらの風向・風速の1時間データを用い，各観測地点の高度の相違を対数則で表現した Mass-consistent Model (Harada *et al.*, 2000) によりメッシュごとの風速ベクトルを算定した．一例として，2008年11月28日7:00の風速ベクトルを **Fig.3.4** に示す．

(6) ノリ区画漁場

計算に用いたノリ区画漁場データは，福岡県および佐賀県

から提供のデータを GIS 上でデータベース化したものである。ノリ区画漁場は、福岡県で農区 38 区画と有区 57 区画に、佐賀県側で農区 17 区画と有区 285 区画に分かれている。ここで、農区と有区はそれぞれ農林水産大臣，県知事の認可の区画漁場を指す。Fig.3.5 に有明海灣奥に広がるノリ区画漁場を示す。

(7) 実測値データ

シミュレーションモデルの妥当性について検討を行うにあたり，Fig.3.6 の 13 地点の実測値を用いて，実測値と計算値の潮流の流向・流速および塩分について比較を行った。なお，⑦筑後川河口と⑧矢部川河口の 2 地点の塩分実測値は境界条件として，シミュレーションモデルに用いた。

3.2.5 モデルの検証

Figures 3.7 ~ 3.9 は 2 次元単層モデルにより解析を行った 2008 年 11 月 29 日 0:00 (下げ潮最強流速時)，2008 年 11 月 29 日 3:00 (最干潮時)，2008 年 11 月 29 日 7:00 (上げ潮最強

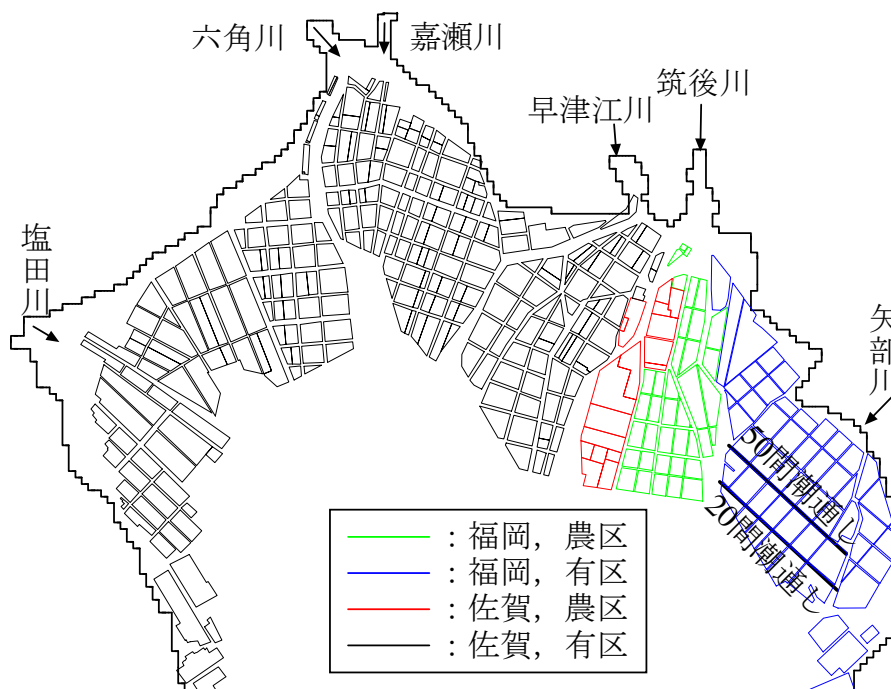


Fig.3.5 有明海灣奥に広がるノリ区画漁場の様子

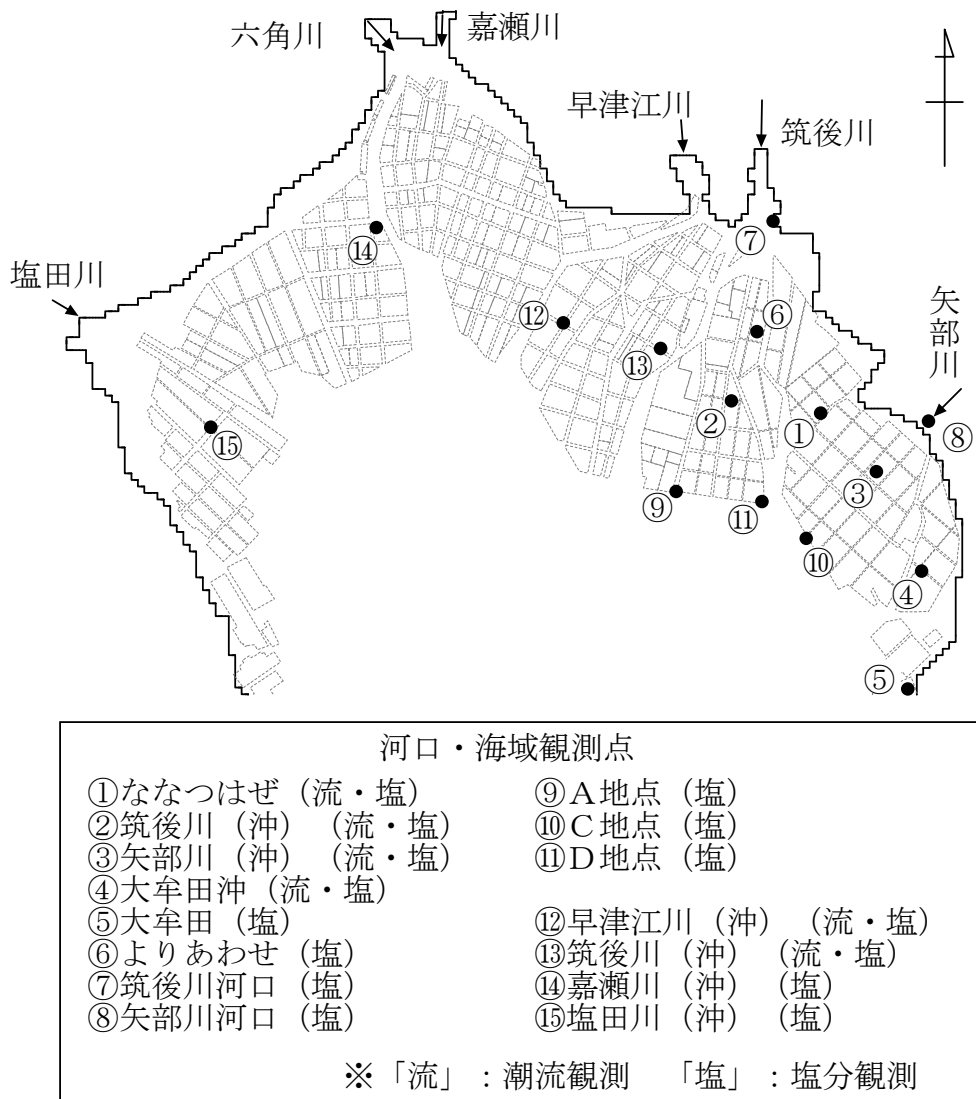


Fig.3.6 実測値観測地点

流速時)における有明海の潮流の様子である。

(1) 干潟の干出

Figures 3.7 ~ 3.9 中の灰色の箇所は干潟の干出を示す。一方で、**Fig.3.2** 中の赤色の箇所は海拔 0m 以上の領域を示す。**Fig.3.2** と **Fig.3.8** (最干潮時) の二つの図を見比べると、水深の浅い箇所が干潟となっていることが分かる。三池においてモデルにより求めた潮位の値は 1.7m である。これは海底地形の水深 0m ~ 5m に含まれ、正確な値が表現できており、干潟

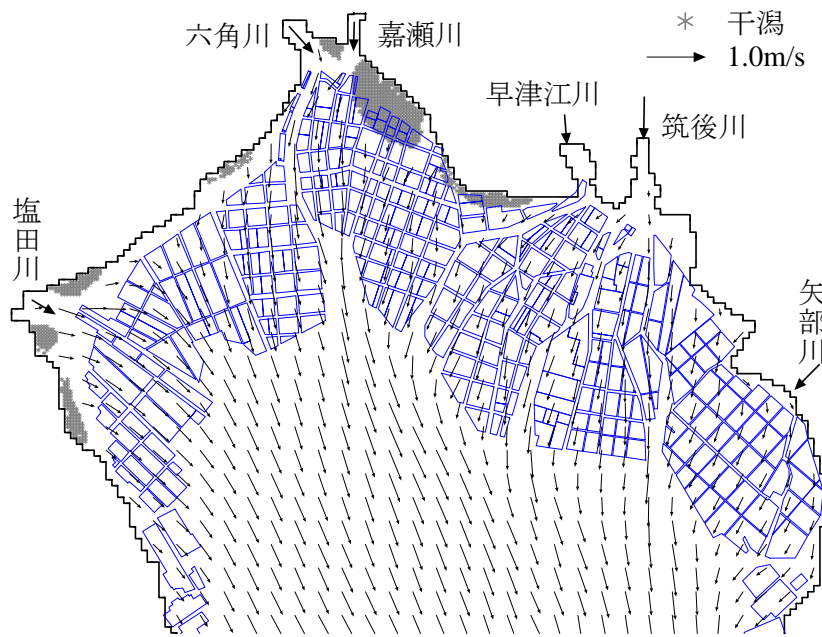


Fig.3.7 2008年11月29日0:00（下げ潮最強流速時）
の潮流ベクトル図。

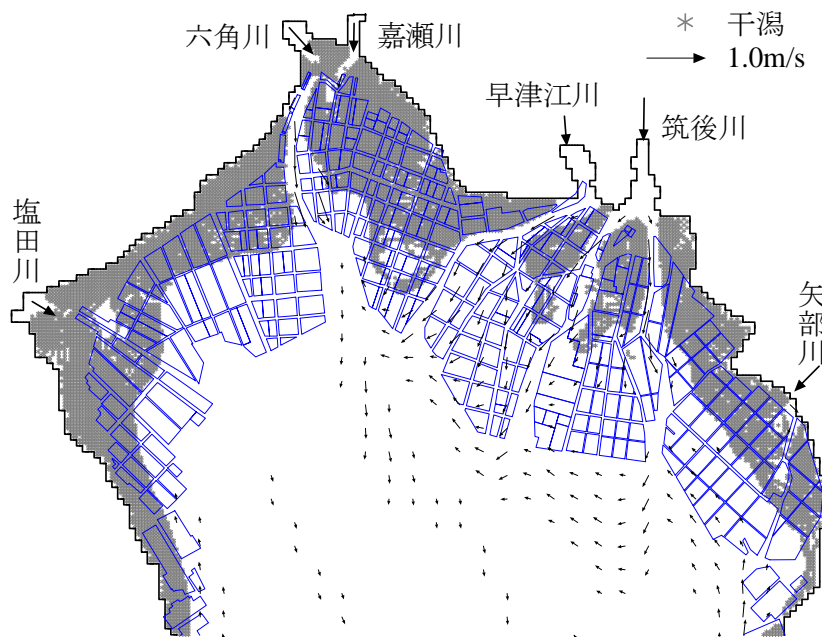


Fig.3.8 2008年11月29日3:20（最干潮時）
の潮流ベクトル図。

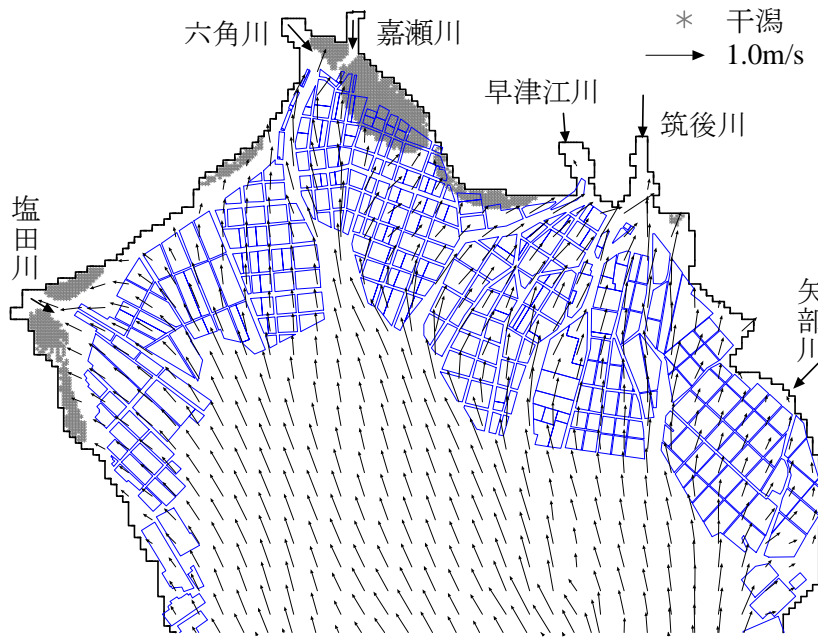


Fig.3.9 2008年11月29日7:00（上げ潮最強流速時）の潮流ベクトル図。

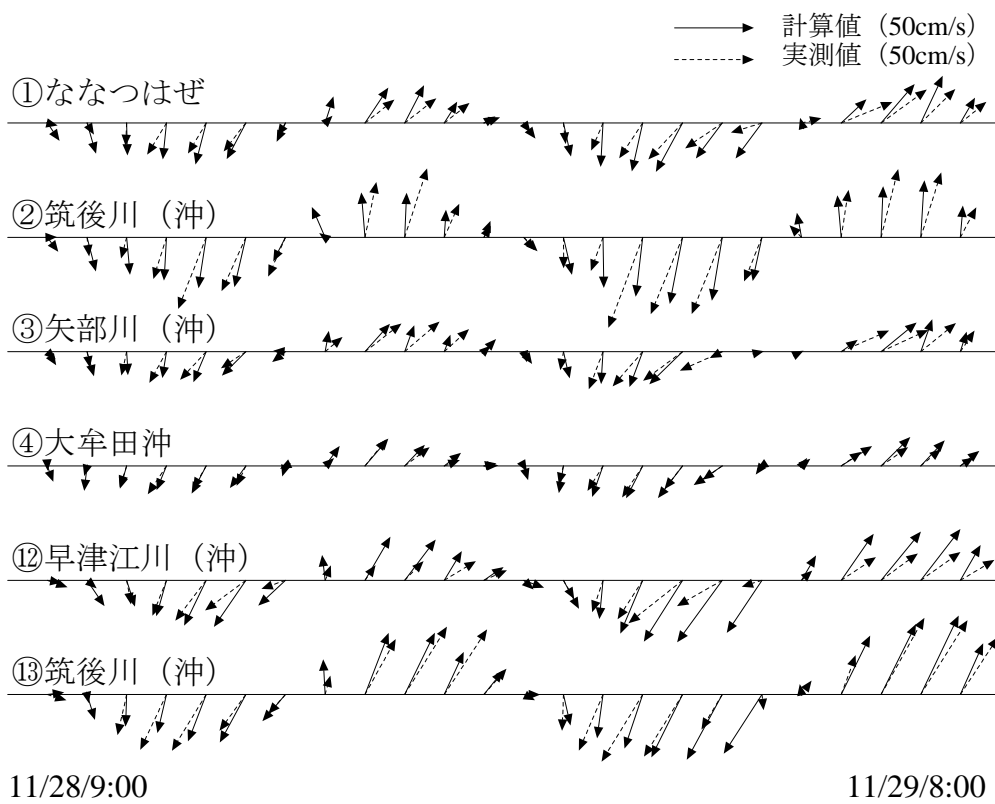


Fig.3.10 2008年11月28日9:00から29日8:00における潮流速・流向の再現性（大潮時）。

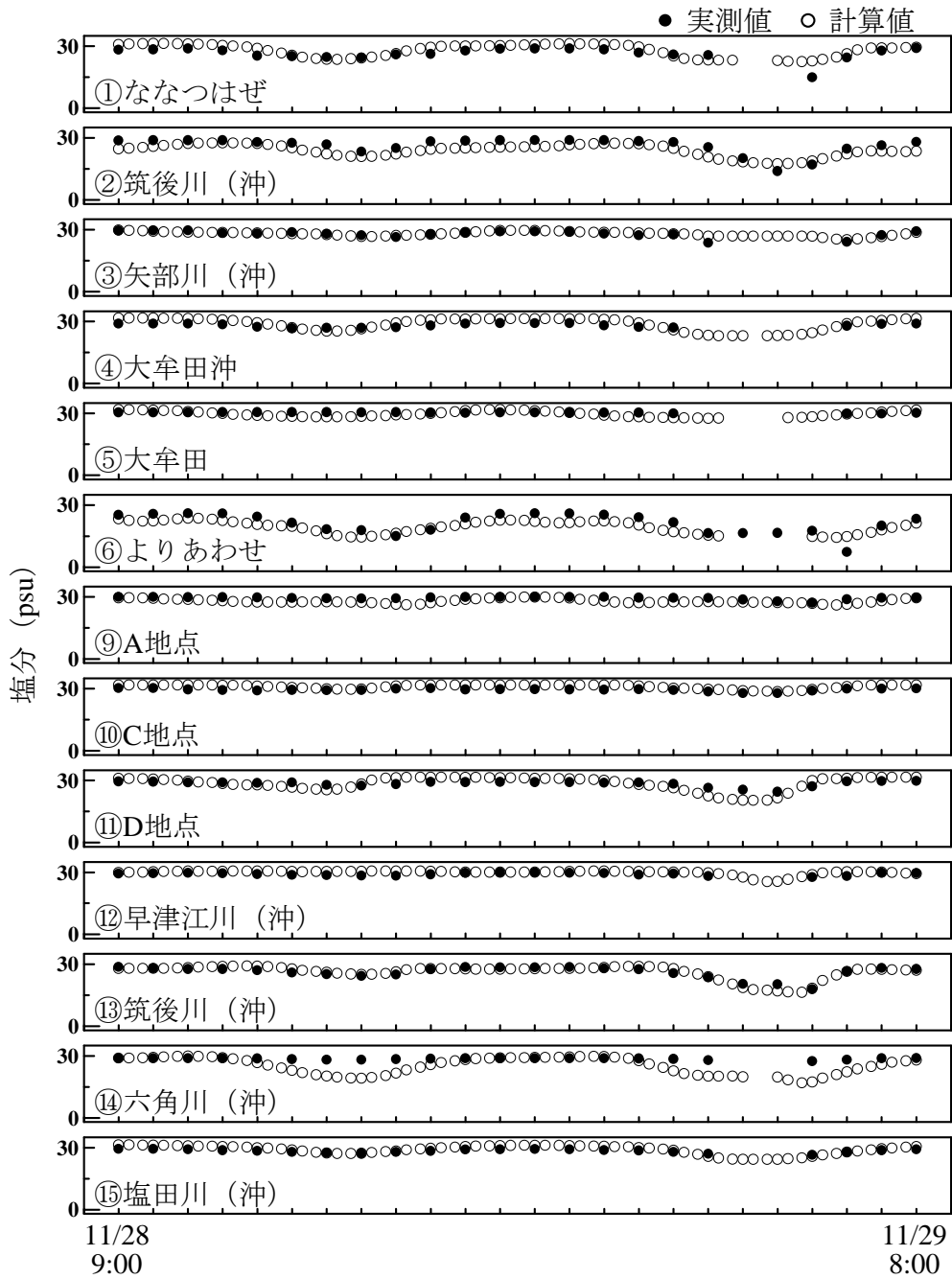


Fig.3.11 2008年11月28日9:00から29日8:00における塩分の再現性（大潮時）.

の干出が良好に再現できているといえる.

(2) 潮流速

Figure 3.10 は, 2008年11月28日9:00から29日8:00（大

潮時)の潮流速の計算値と実測値を比較したものである。ここで、実測値は流速計の付帯構造物の存在により、流向に誤差が生じやすい。その一方、流速はこれらの影響を受けにくい。これらを考慮すると、**Fig.3.10**は概ね良好な結果が得られ、また、**Figs.3.7 ~ 3.9**の潮流ベクトルは現況を十分に再現していると判断できる。

(3) 塩分

Fig.3.11に2008年11月28日9:00から29日8:00(大潮時)の塩分(psu)の実測値と計算値を比較したものを示す。なお、実測値および計算値が表示されていない箇所は干潟が発生していることを示す。すべての地点において、概ね良好な再現性が得られている。

以上より、干潟の干出、潮流速ベクトル、塩分のすべてを良好に再現できているため、再現性の高いシミュレーションモデルが構築できたといえる。このモデルを用いて次節以降でノリ養殖施設の最適配置方法、およびタイラギの資源回復に向けた効率的な底質環境の改善について検討する。

3.3 ノリ養殖施設の最適配置方法

3.3.1 現況の有明海

Figures 3.12 ~ 3.14 は有明海に広がるノリ養殖施設の小間数，ノリ網，ノリ支柱数の配置密度を示す．前述したように，一般的にノリの養殖には潮流速の確保と栄養塩の供給が重要であるといわれている．しかしながら，Figs.3.12 ~ 3.14 より，福岡県側においてノリ養殖施設が非常に高密度に配置されていることが分かる．このような高密度のノリ養殖施設の配置により，流体抵抗が大きくなり，潮流速の減少や河川起源の栄養塩の分散の妨げになることが予想される．現に，これらの領域ではノリの色落ちなどの被害が発生しており，佐賀県側ではノリ網の配置密度を低減することによる品質の向上の効果が表れている．そのため，福岡県側におけるノリ養殖施設の最適配置方法が求められている．

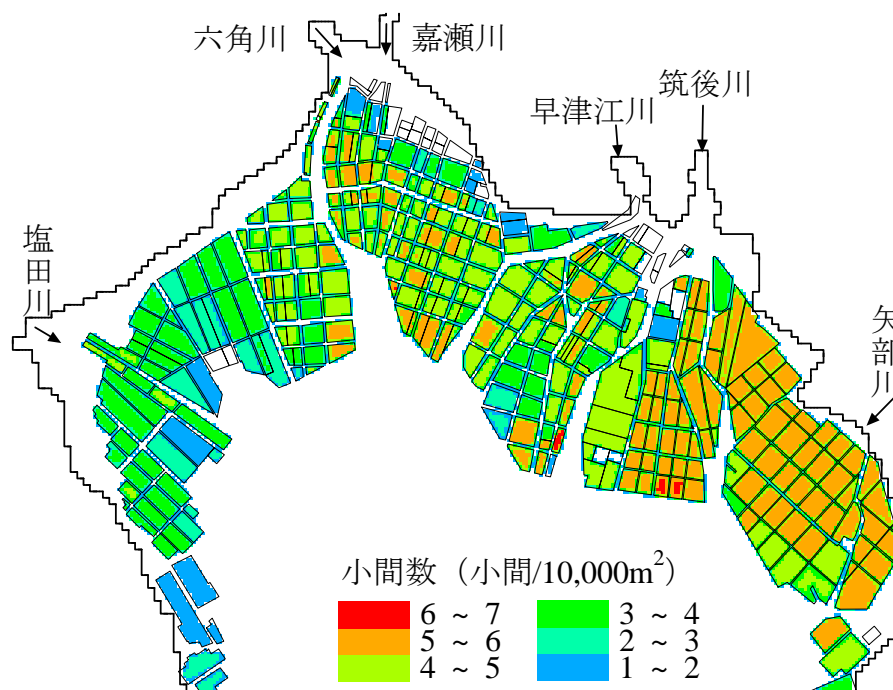


Fig.3.12 有明海湾奥に広がるノリ養殖施設のノリ小間の配置密度

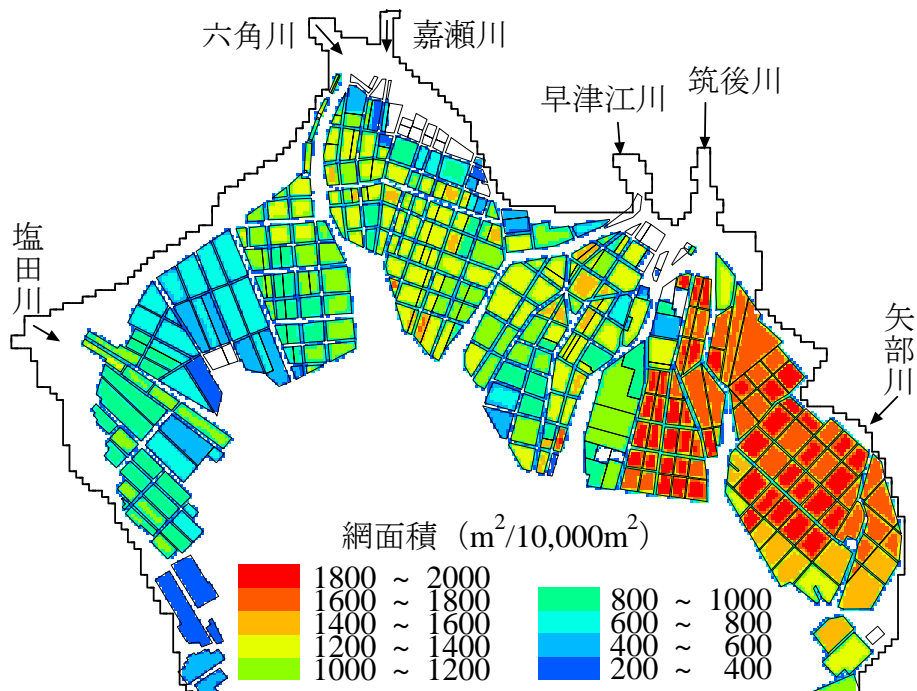


Fig.3.13 有明海湾奥に広がるノリ養殖施設
のノリ網の配置密度

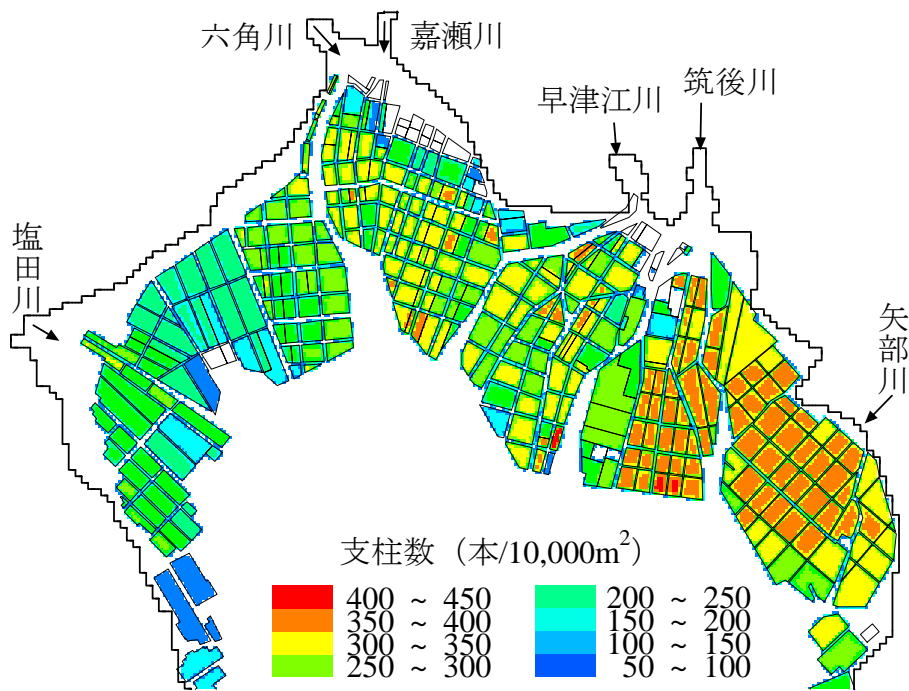


Fig.3.14 有明海湾奥に広がるノリ養殖施設
のノリ支柱の配置密度

3.3.2 シナリオ分析

このような背景を受け，福岡県水産海洋技術センターおよび福岡県有明海漁業協同組合連合会では現在，ノリ網の高密度配置を避け良質なノリ養殖に向けた対策をいくつか兼用している．そこで，検討中のノリ養殖施設の配置方法の中の5つのシナリオに関して，Case 1～Case 5と設定し，ノリ養殖施設の配置がノリの品質に与える影響を定量的に検討した．

Case 1では，ノリ漁場区画間の潮通しの幅を広くとるとともに，潮通しの方向を筑後川河川流の流下方向に合わせ，河川流入水の移流分散を促す配置へと変更を行った．**Fig.3.15**にCase 1におけるノリ養殖施設の配置を示す．ところで，佐賀県のノリ養殖ではノリ網が1小間あたり4列張りで配置されているのに対して，福岡県では1小間あたり5列張りのノリ網配置となっている．そこで，Case 2では，現況の配置方法における福岡県側のノリ網配置を1小間4列張りに変更した．また，Case 3では，Case 2と同じ福岡県側において小間数を現状から10%削減した．さらに，**Fig.3.5**に示す福岡有区

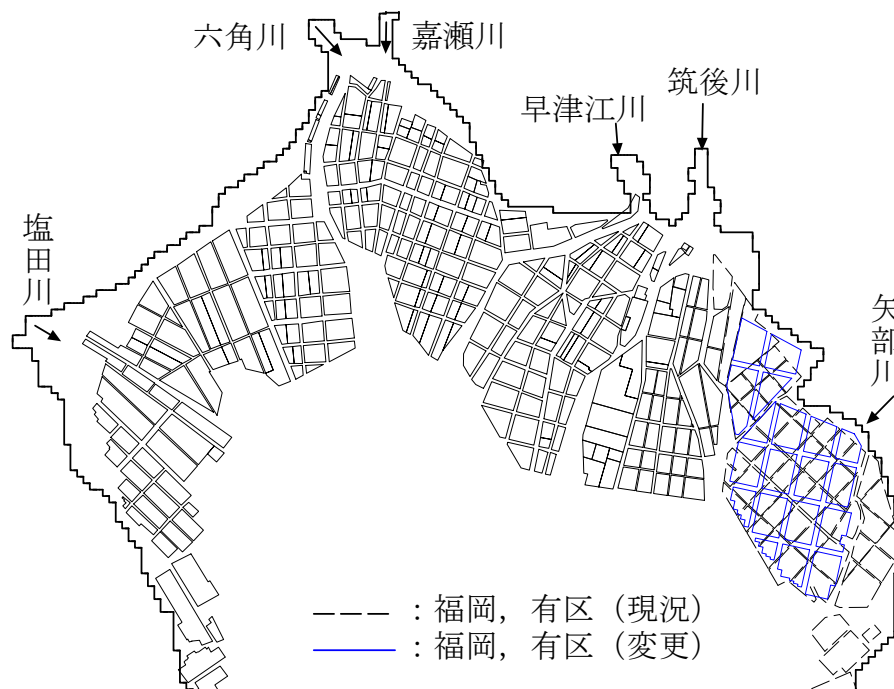


Fig.3.15 Case1 のノリ養殖施設の配置

50 間潮通し以南，ならびに 20 間潮通し以南の小間数をそれぞれ 30%削減した場合を Case 4, Case 5 とする．シナリオ分析では，計算期間を 2008 年 11 月 19 日（小潮満潮時）～ 12 月 4 日（小潮満潮時）とし，現況の再現計算と同じ計算条件，すなわち同期間における計算領域内の風速場と湾口部の潮位データを用いた．また，前節で説明したノリの成長度合いの指標である窒素同化量の計算期間は，2008 年 11 月 24 日（中潮満潮時）から 2008 年 12 月 4 日（中潮満潮時）までの 10 日間とした．また，海域の領域ごとの特徴を抽出するために有明海湾奥部を **Fig.3.16** に示す 7 つのエリアに分類し，エリアごとの窒素同化量の平均を求め，それぞれ現況からの窒素同化量の増加率を求めた．

3.3.3 シナリオ分析結果および考察

Figures 3.17 ~ 3.21 に Case 1 ~ Case 5 における窒素同化量の現況からの増加率の分布を示す．また，**Table 3.1** に各ケースのエリアごとに求めた窒素同化量の増加率の平均を求めた

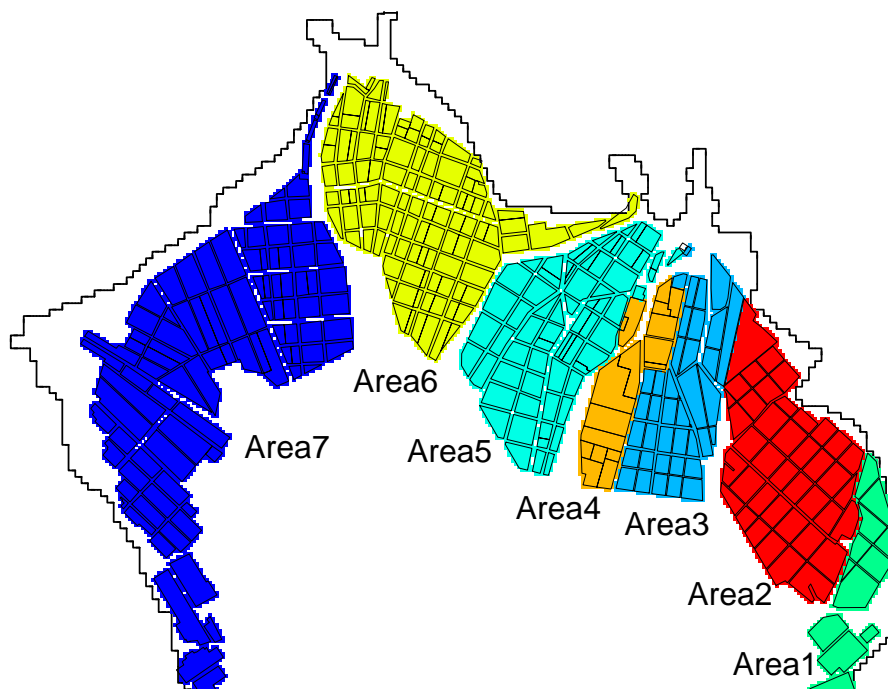


Fig.3.16 エリア区分

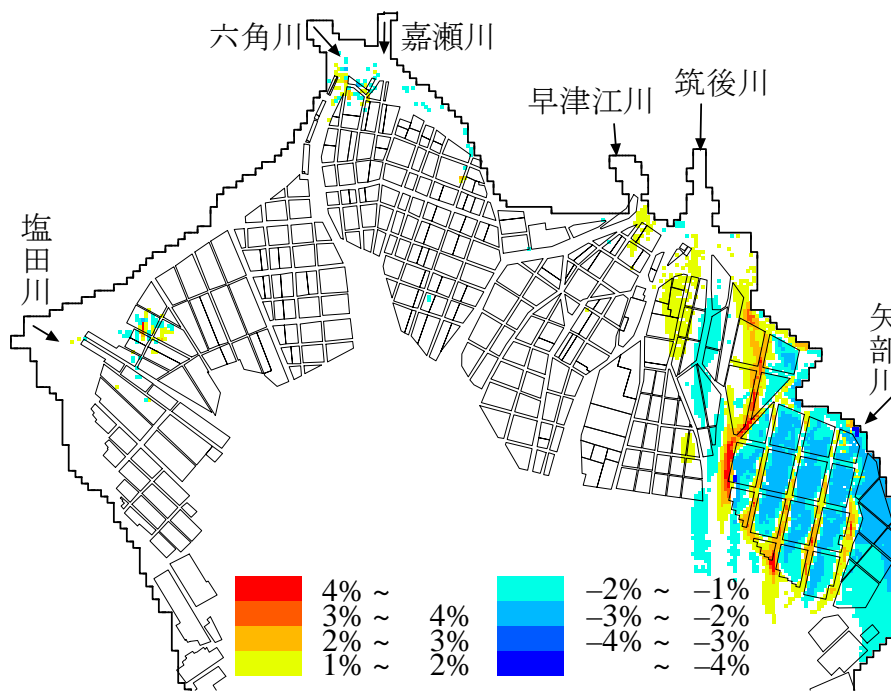


Fig.3.17 Case 1 : 現況からの窒素同化量増加率

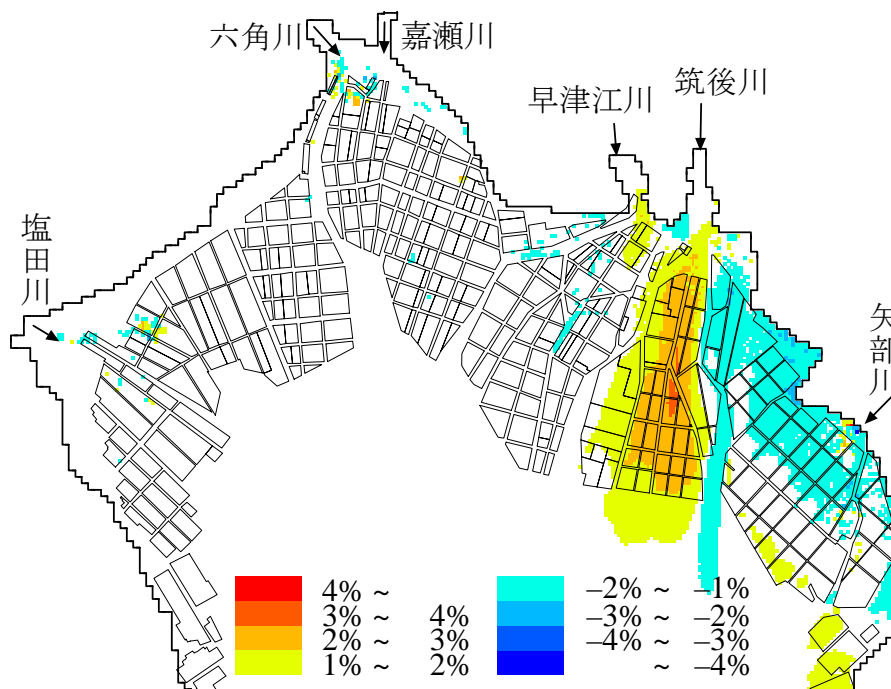


Fig.3.18 Case 2 : 現況からの窒素同化量増加率

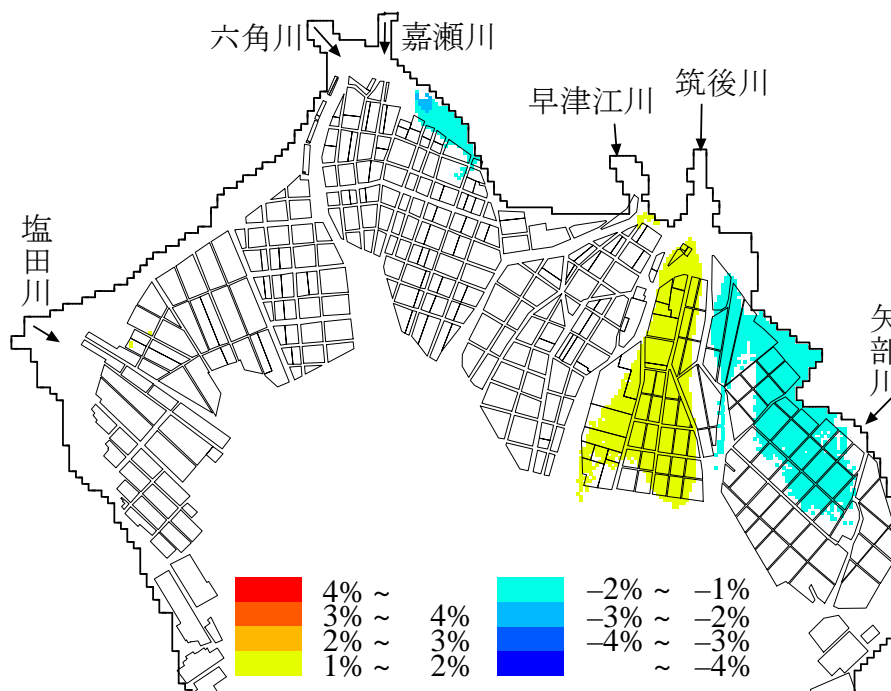


Fig.3.19 Case 3 : 現況からの窒素同化量増加率

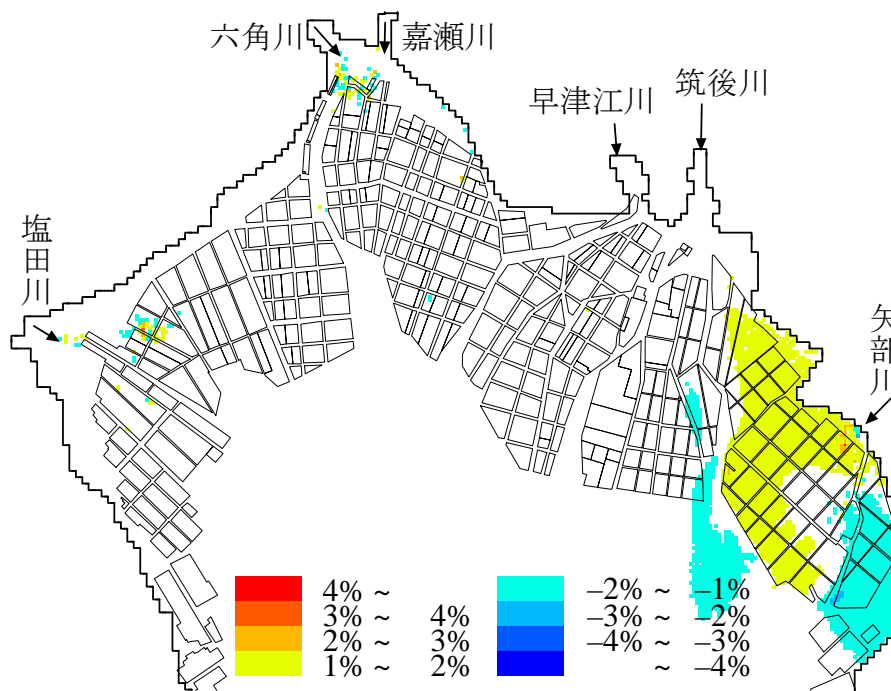


Fig.3.20 Case 4 : 現況からの窒素同化量増加率

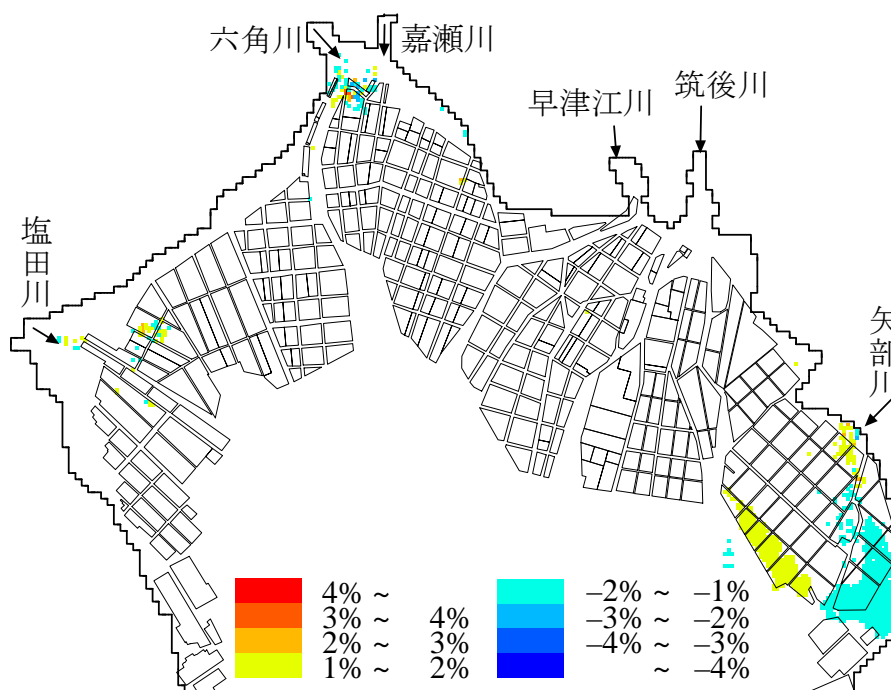


Fig.3.21 Case 5 : 現況からの窒素同化量増加率

Table 3.1 各水域における窒素同化量の増加率

	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4	Case 5
Area 1	-1.16%	0.16%	0.09%	-0.76%	-0.29%
Area 2	-0.20%	-0.38%	-0.21%	0.68%	0.10%
Area 3	-0.11%	1.54%	0.85%	-0.07%	0.07%
Area 4	-0.02%	0.97%	0.50%	-0.06%	0.08%
Area 5	-0.14%	-0.16%	-0.11%	-0.09%	-0.01%
Area 6	-0.12%	-0.09%	-0.07%	-0.09%	-0.07%
Area 7	-0.03%	-0.06%	-0.03%	-0.01%	0.00%
平均	-0.15%	0.09%	0.04%	0.01%	-0.01%

値を示す。これらの結果から、ノリ養殖施設の配置密度を変化させることでノリの窒素同化量は変化し、とくに現状においてノリ養殖施設の高密度配置がノリの成長に負の影響を与えていることを確認できる。

Table 3.1 によると Case 1 における全域の窒素同化量増加

率の平均値は -0.15% と負の値となった。ノリ養殖施設の配置換えを行った Area 1, Area 2 においても, その増加率は -1.16% , および -0.20% と窒素同化量の増加は見られなかった。

Fig.3.17 に注目すると, 潮通しの幅を広くしたことにより, 潮通しでの窒素同化量の増加は見られるが, それ以外の箇所では減少しているのがわかる。

Case2 では, 全域の窒素同化量増加率の平均値は, すべてのシナリオの中で最大の 0.09% となり, 窒素同化量が増加しているのがわかる。ノリ網の 1 小間 5 列張りから 4 列張りへの変更を行った Area 1 ~ Area 4 においてもその多くで増加が見られ, 特に Area 3, Area 4 においては 1.54% , 0.97% とすべてのシナリオ, エリアにおいて最大の増加率となった。

Fig.3.18 からも広い範囲で窒素同化量が増加していることがわかる。

Case3 では, 全域の窒素同化量増加率の平均値は, Case2 の次に大きく, 0.04% となった。小間数の 10% 削減を行った Area 1 ~ 4 において増加が見られ, Area 3, Area 4 ではそれぞれ 0.85% , 0.50% となった。また **Fig.3.19** を見るとその分布も Case 2 ほどではないが広い範囲で増加していることがわかる。

Case 4 では, 全域の窒素同化量増加率の平均値は, 0.01% となった。小間数の 30% の削減を行った Area 2 では 0.68% と比較的大きな値となった。しかし, それ以外の領域ではすべて負の値となっている。特に, Area 1 では -0.76% と窒素同化量の減少が大きくなっていた。

Case 5 では, 全域の窒素同化量増加率の平均値は, -0.01% と微小ながら負の値を示した。変更を行った Area 2 では 0.10% , そして Area 3, Area 4 ではそれぞれ 0.07% , 0.08% とわずかに増加した。

Case 1 はノリ養殖施設の配置を大きく変更を行い, 潮通しを広くとることにより河川流入水の移流分散を促した配置で

ある。しかしながら，結果としては，すべての領域において窒素同化量は現況から減少してしまい，変更を行った Area 1, Area 2 においても減少した。これは，満ち潮時の流速が増加したことで，塩分が大きく DIN が小さい海水の供給が卓越したためと考えられる。また，**Fig.4.6** から潮通しにおける河川流入水の移流分散の様子は伺えるものの，実際にノリ養殖施設が配置している箇所には広がっていないことが分かる。一方で，Case 2 および Case 3 ではノリの窒素同化量の増加が見られ，Case 2 の増加率の方が大きくなった。また，**Fig.4.7** と **Fig.4.8** とを比較すると Case 2 の方がより広い範囲で窒素同化量が増加し，河川流入水の移流分散を促していることが分かる。ところで，Case 2 と Case 3 のシナリオは同じ領域の変更であり，Case 2 が 1 小間 4 列張りへの変更。Case 3 が小間数の 10% の削減を行った。そのため，小間数を 10% 削減するより 1 小間のノリ網の列数を減らす方がノリの窒素同化量の増加に貢献できるといえる。さらに，本シナリオでは福岡県側を対象として配置換えを行ったが，変更を行っていない佐賀県側への影響も少なくなった。Case 4 と Case 5 については，小間数の 30% の削減を行ったものの，変更領域が小さかったため，窒素同化量の向上は見られなかった。

これらの結果を合わせて考察すると，Case 2 が効果的であり，ノリ養殖施設は 1 小間 4 列張りがノリの成長により適したノリ養殖施設の配置方法であることが示された。全体として，窒素同化量の増加率は大きいとは言えない。しかし，現在のところノリ生体内の窒素量と品質・収量に関して定量的に示した研究はなされていない。また，前節で述べたようにノリ生体内の窒素の果たす役割は大きい。さらに，佐賀県ではノリ網の 1 小間 4 列張りへの変更が完了しており，ノリの品質の向上の効果が表れており，ノリ養殖施設の高密度配置がノリの色落ちに大きく影響していることは広く知られてい

る．そのため，この変更によりノリの色落ちの発生を抑えられ，品質の向上に貢献できるといえる．

3.4 タイラギ資源量の回復

3.4.1 浮遊幼生の出発地点

本研究では、どの地点において底質環境の改善を行った場合にタイラギの資源の回復が期待できるかという視点から **Fig.3.22** に示す 14 地点を出発地点として浮遊幼生の着底場予測を行った。1～11 はこれまで観測機関によりタイラギ成体の生息が確認された地点で、その生息密度を **Table 3.2** に示す。また、12～14 は福岡県が現在覆砂を検討している新たなタイラギの生息地点として設定した。この 14 地点それぞれにタイラギの浮遊幼生に見立てた中立浮遊粒子を 500m メッシュ内に 10,000 個配置した。この 10,000 個の浮遊粒子が浮遊期間を

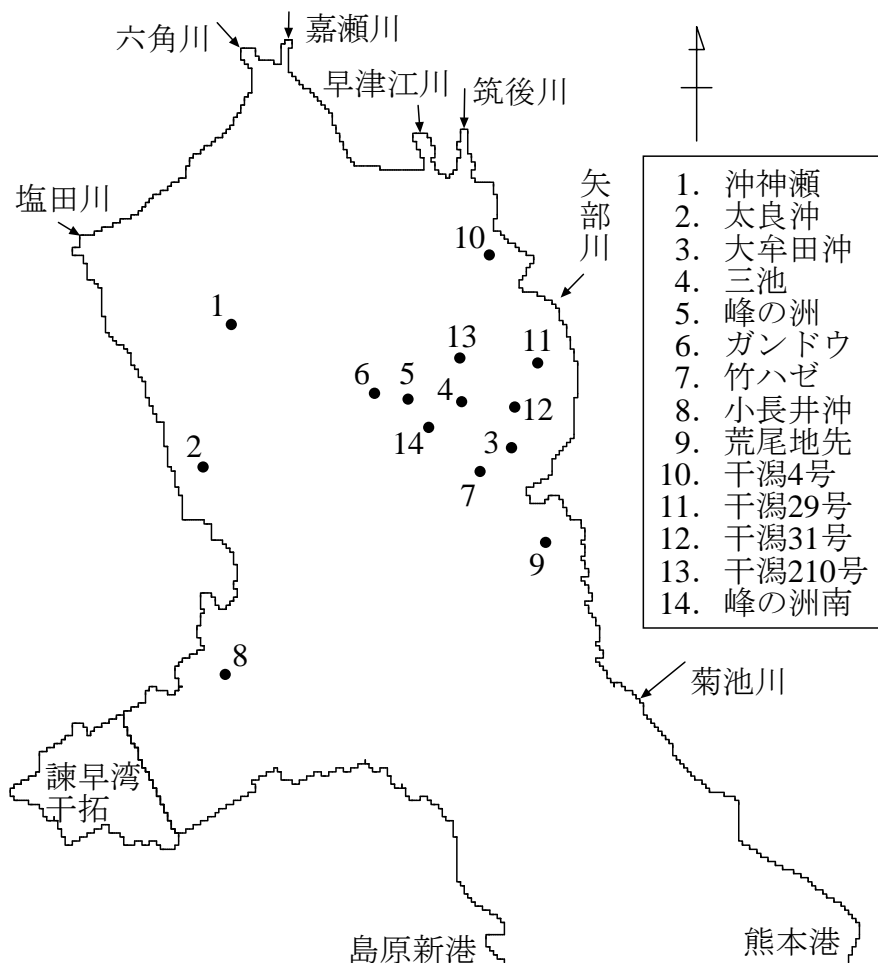


Fig.3.22 タイラギ成体の生息観測地および覆砂地点

Table 3.2 タイラギ成体観測地およびその生息密度

観測地点名	生息密度 (個体/m ²)	観測機関
1. 沖 神 瀬	5.0	佐賀県
2. 太 良 沖	5.0	佐賀県
3. 大 牟 田 沖	5.0	福岡県
4. 三 池	2.0	福岡県
5. 峰 の 洲	2.0	佐賀県
6. ガ ン ド ウ	2.0	佐賀県
7. 竹 ハ ゼ	10.0	福岡県
8. 小 長 井 沖	0.1	長崎県
9. 荒 尾 地 先	5.0	熊本県
10. 干 潟 4 号	5.0	福岡県
11. 干 潟 29 号	5.0	福岡県

経てどの地点に着底するかを (3.16), (3.17) 式を用いて算定した。

3.4.2 浮遊幼生の浮遊期間

タイラギの産卵時期は 7 ~ 9 月である。また、その浮遊幼生の浮遊期間は 30 ~ 40 日間だと言われている。だが、実際に浮遊幼生が発生する時期と潮汐との関係については生態的知見が見当たらなかったため、本研究では浮遊幼生の着底の特徴をつかむため **Fig.3.23** に示すように浮遊開始時刻および着底時刻に大潮における満潮・干潮をピックアップし、約 30 ~ 40 日間の 4 つの計算期間を設定した。**Table 3.3** に 4 つの計算期間を示す。そして、これら 4 つの計算結果の浮遊幼生の着底分布を平均することで、タイラギ浮遊幼生の着底場予測を行った。

Table 3.3 設定した浮遊幼生の浮遊期間

ケース	計算期間
①	2010年8月10日 14:00 (大潮干潮) ～9月9日 14:00 (大潮干潮)
②	2010年8月10日 14:00 (大潮干潮) ～9月9日 20:00 (大潮満潮)
③	2010年8月10日 20:00 (大潮満潮) ～9月9日 14:00 (大潮干潮)
④	2010年8月10日 20:00 (大潮満潮) ～9月9日 20:00 (大潮満潮)

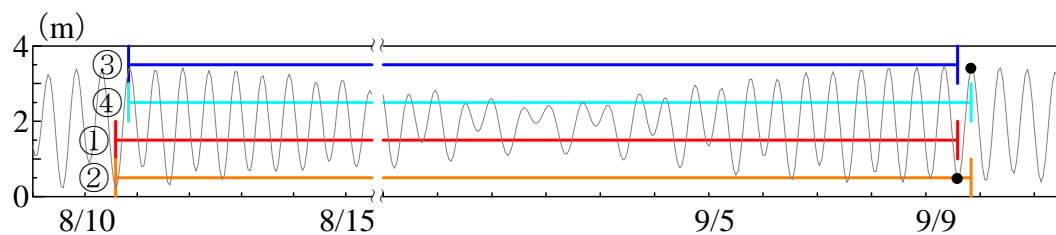


Fig.3.23 タイラギ浮遊幼生の浮遊期間

3.4.3 タイラギの生息可能領域

前述したように、タイラギの浮遊幼生には着底位置の選択性が無いことが確認されている。そのため、一定の浮遊期間を経た後に着底したタイラギの着底稚貝は、着底した地点の底質環境に依存して成長する。すなわち、定着した環境がタイラギの生育に適していなければその場で成体へと成熟することはできない。そこで、着底後に生存可能な領域への着底数を評価するために、近藤ら(2003)による有明海の91地点における中央粒径値のデータを用いて、空間補間法により有明海全域の中央粒径値を算出し、タイラギの生息可能領域 ($2 < h < 20 \text{ m}$, $Md\phi < 4$) を抽出した(秋元ら1994; 古賀ら1991)。Fig.3.24 に抽出したタイラギの生息可能領域を示す。最終的に、生息可能領域に着底した浮遊幼生の数を出発地点

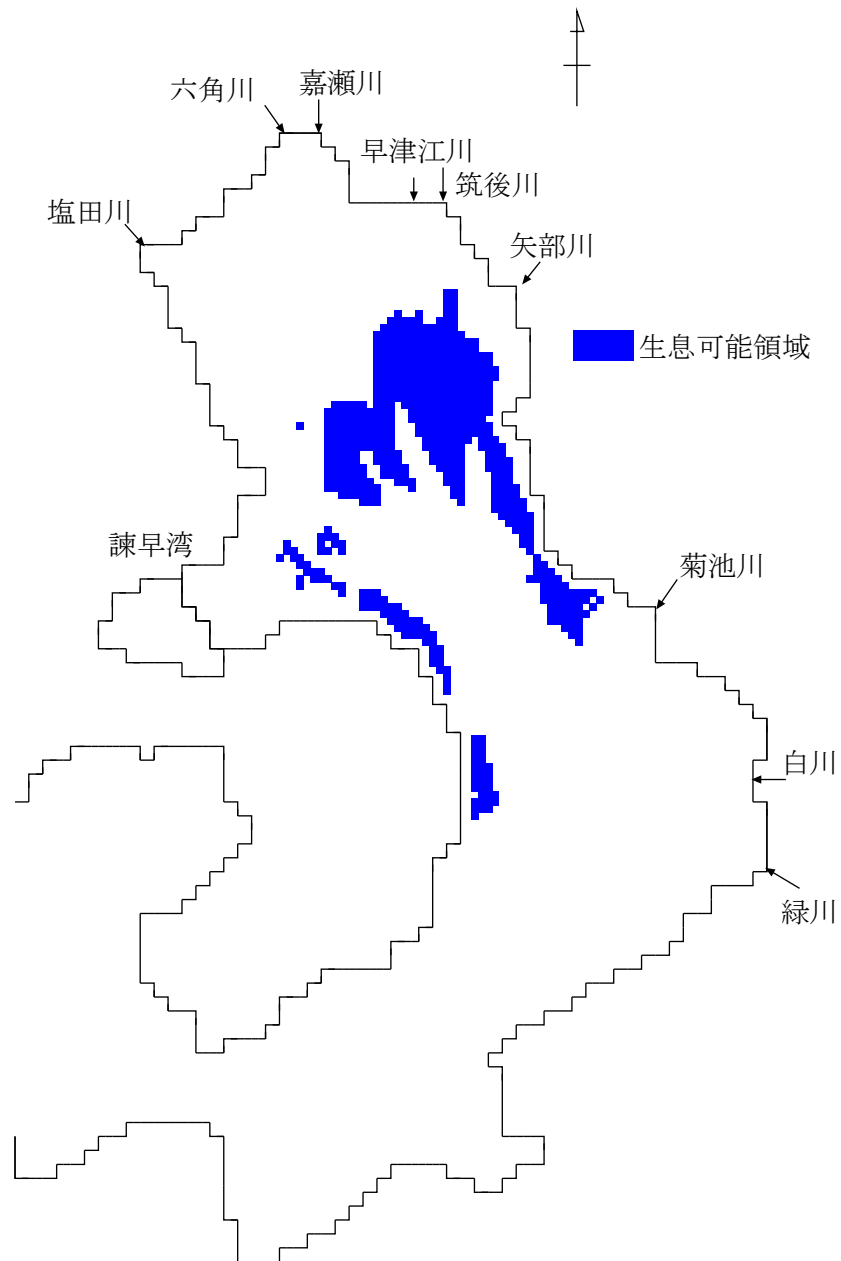


Fig.3.24 タイラギ生息可能領域 ($2 < h < 20 \text{ m}$, $\text{Md}\phi < 4$).

ごとに算出した。

3.4.4 計算結果および比較検討

Table 3.4 にそれぞれの地点を出発した 10,000 個の浮遊粒子が生息可能領域に着底した数を示す。また, **Figs.3.25** ~ **3.27**

Table 3.4 各出発地点の生息可能領域への着底数

出発地点	着底数
1. 沖 神 瀬	492.7
2. 太 良 沖	396.7
3. 大 牟 田 沖	1062.2
4. 三 池	1450.1
5. 峰 の 洲	1024.8
6. ガ ン ド ウ	893.0
7. 竹 ハ ゼ	1333.6
8. 小 長 井 沖	274.9
9. 荒 尾 地 先	564.6
10. 干 潟 4 号	393.3
11. 干 潟 29 号	799.3
12. 干 潟 31 号	977.8
13. 干 潟 210 号	1649.6
14. 峰 の 洲 南	1015.4

に「12.干潟 210 号」,「1.沖神瀬」,「8.小長井沖」を出発地点とした浮遊幼生の着底数の分布を示す.

Table 3.4を見ると分かるように生息可能領域に着底した浮遊幼生は, 湾奥東部を出発しものが多いことがわかる. さらに, **Figs.3.25**~**3.27**に注目すると, 湾奥東部を出発した浮遊幼生は, 生息可能領域のみでなく, 有明海全域に多く着底していることが分かる. それに対し, 西部を出発した浮遊幼生は西部を中心として着底しており, 東部域にはほとんど着底が見られない. また, 諫早湾湾口を出発した浮遊幼生については, ほとんど着底が見られなかった.

これらの原因として有明海湾奥部における残差流が影響していることが考えられる. 田中ら(2002)によると有明海湾奥部における残差流は反時計回りの流れを形成している. そ

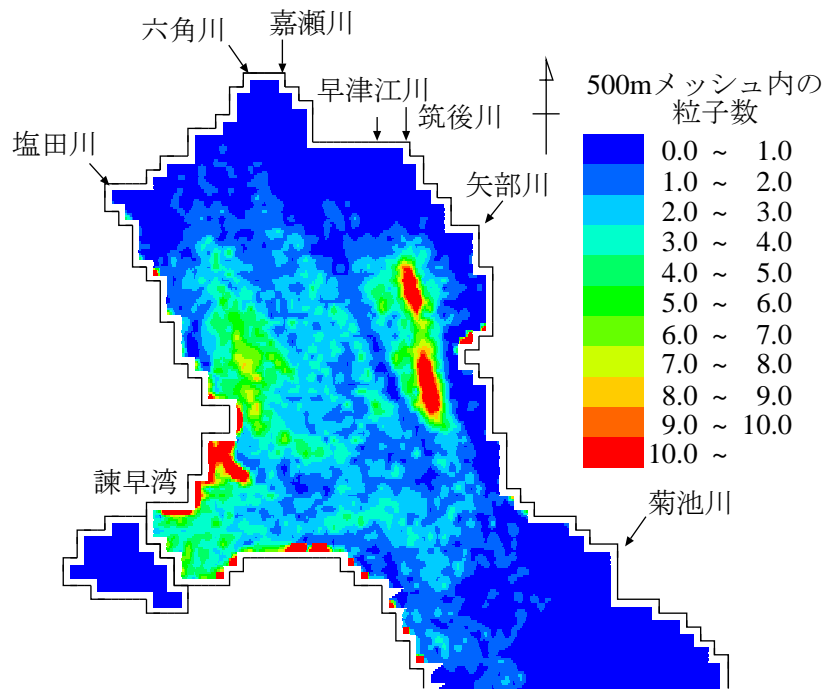


Fig.3.25 干潟 210 号を出発地点とした
浮遊幼生の着底数分布

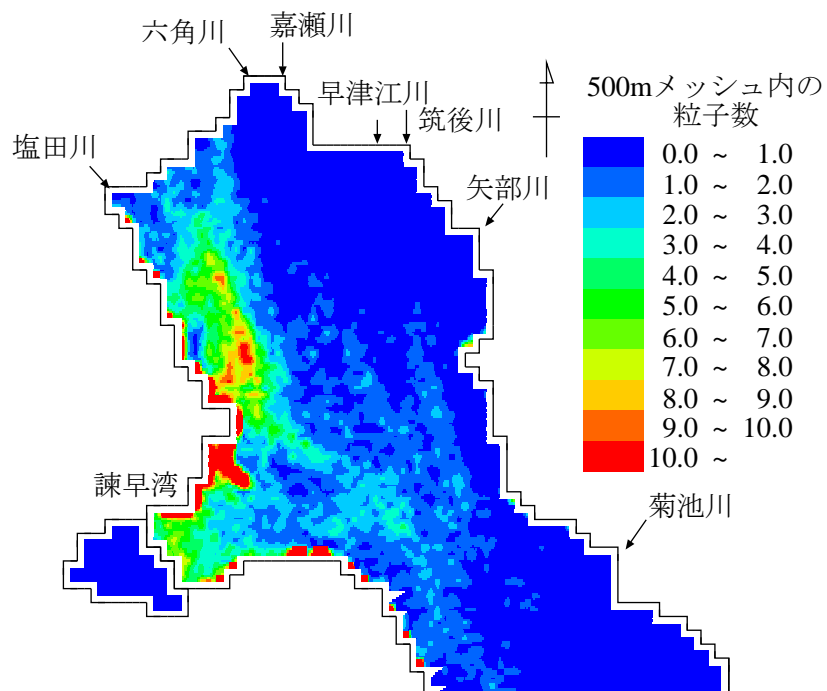


Fig.3.26 沖神瀬を出発地点とした
浮遊幼生の着底数分布

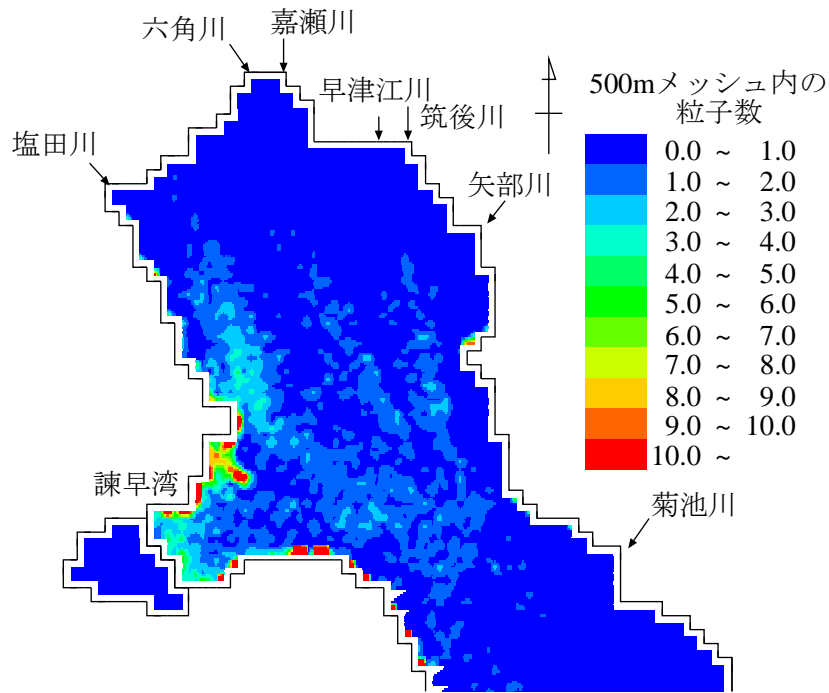


Fig.3.27 小長井沖を出発地点とした
浮遊幼生の着底数分布

のため，有明海湾奥部では，東部，西部，諫早湾湾口部の方向に残差流が形成されているといえる．これを浮遊粒子の着底領域の結果と照らし合わせると，確かに東部を出発した粒子は有明海全域に着底しており，西部を出発した粒子は西部域を中心に諫早湾湾口部に多く着底している．また，諫早湾湾口部の 8. 小長井沖を出発した粒子は諫早湾湾口部への着底が少し見られるもののほとんど着底が見られないことから有明海の湾口部へと流れていったことがわかる．

3.4.5 効率的な底質環境の改善

東部海域を出発した浮遊幼生のうち，特に 13.干潟 210 号，4.三池島，7.竹ハゼの 3 点を出発した浮遊幼生が多く生息可能領域に着底している．これは，海底地形の形状が起因していると考えられる．**Fig.3.3** に注目すると，これら 3 つのライン

上の水深が浅くなっていることが分かる。この海底地形が潮流速に影響して東部域への着底数が多くなったと考えられる。また、秋元ら（1995）は、タイラギの浮遊幼生の着底の傾向として、隆起した傾斜部で高密度の稚貝の分布が確認できたことを報告している。そのため、これらの地点へ着底する可能性は地形的にも大きいといえ、これらの地点における底質環境の改善を行った場合に、有明海全体のタイラギ資源の回復の効果が高いことが示された。

西部海域を出発した浮遊幼生は、反時計回りの残差流の影響により、生息可能領域である東部域への着底は見られなかった。この海域は、もともと泥質の領域であったが、近年の有明海の環境異変により、その細粒化がさらに進行し海域では現在タイラギの生息がほとんど確認できていない。近藤ら（2003）は有明海全域の海底堆積物の調査を行い、鎌田（1967）が行なった調査との比較を行っているが、この領域における底質の細粒化の進行を指摘しており、調査底質の中央粒径値 $Md\phi$ が 9 以上の泥質を示した。また、横山・石樋（2009）による調査でも、この領域で中央粒径値 $Md\phi$ が 7 以上を示している。一方で、タイラギは中央粒径値 $Md\phi$ が 4 以下の砂泥、砂質を好む生体である（秋元ら、1994）また、この領域は近年、貧酸素水塊の発生が多く見られる領域である。山本ら（2006）は、タイラギ成体への貧酸素水塊への影響について研究しており、水塊が著しい低酸素になると酸素摂取に必要な換水ができずに窒息死すると報告している。そのため、この領域における底質環境の改善を行ったとしても、タイラギ資源の回復の効果はあまり期待できないことが分かり、効率的な底質環境の改善の地点として不適であるといえる。

諫早湾湾口部海域を出発した浮遊幼生は、反時計回りの残差流の影響によりどこにも着底せず、そのほとんどが有明海湾口部へと流出してしまった。そのため、この地点における

底質環境の改善は非効率的であると考えられる。しかしながら、この地点を出発した浮遊幼生が湾内に着底する数は小さいものの、すべての出発地点からの浮遊幼生の着底が多く見られる。これは、東部・西部を出発した浮遊幼生が、上記で述べた有明海における反時計回りの残差流の流れにのり、諫早湾湾口部にたどり着いたと考えられる。また、この領域は以前タイラギの漁業域として非常に栄えた領域である。そのため、この諫早湾湾口部において底質環境の改善を行い、タイラギの生息可能な領域へと改善されれば、タイラギの資源回復が見込めるといえる。

以上の結果から、13.干潟 210 号を出発した浮遊幼生はタイラギの生息可能領域に多く着底し、生存確率が高いということが示された。また、諫早湾湾口部には多くの浮遊幼生が着底する領域であるため、この領域においても底質環境の改善がなされれば、多くのタイラギがこの領域に生息することができるようになる。そのため、13.干潟 210 号および諫早湾湾口部において底質環境の改善を行うと、有明海全体におけるタイラギの資源の回復が見込め、効率的な底質環境の改善といえる。

3.5 結論

有明海を対象として，近年の環境異変が原因として発生しているノリの色落ちを代表とするノリの品質の低下，および二枚貝漁獲量の減少という 2 つの漁業被害に対して数値シミュレーションモデルを構築し，これらの問題について検討を行った．そして，それらの対策としてノリ養殖施設の最適配置，およびタイラギ資源回復の視点から効率的な底質環境の改善について提言を行った．

まず，シミュレーションモデルの構築を行った．潮流・塩分場の解析には 2 次元単層モデルを用い，干潟の干出には wet-and-dry scheme を導入した．また，有明海に高密度に配置されているノリ養殖施設の流体抵抗についても考慮に入れた．その結果，干潟の干出，潮流速，および塩分について良好な再現性が確認でき，再現性の高いシミュレーションモデルが構築できた．ノリ養殖施設の最適配置を提言する際に必要となるノリの成長度合いの指標には，ノリの窒素同化速度と海水中の DIN の関係式を導入し，同式より求めたノリの窒素同化量を用いた．また，Euler-Lagrange 法によるタイラギの浮遊幼生の着底予測を行い，その着底分布を基にタイラギ資源の回復のための効率的な底質環境の改善について検討した．

有明海湾奥に広がるノリ養殖施設の福岡県側の領域において，配置密度が高くなっている領域が存在し，ノリの品質低下に影響されていることが懸念される．そこで，福岡県側を対象としたノリ養殖施設の配置密度を低減させるシナリオを 5 つ作成し，シナリオ分析を行った．その結果，ノリ養殖施設の配置密度を低減させることによるノリの窒素同化量の増加が見られ，ノリ養殖施設の高密度配置による品質への負の影響が確認できた．また，5 つのシナリオ内でノリ網の 1 小間 4 列張りへの変更がノリの窒素同化量を一番増加させる配

置方法であることが示された。これらの増加率は大きいとは言えないが、ノリ生体内の窒素の果たす役割は大きいにも関わらず現在のところノリ生体内の窒素量と品質・収量に関して定量的に示した研究はなされていない。さらに、佐賀県側ではノリ網の1小間4列張りへの変更が完了しており、ノリ養殖施設の高密度配置がノリの色落ちに大きく影響していることは広く知られている。そのため、この変更によりノリの色落ちの発生を抑えられ、品質の向上に貢献できるといえる。

効率的な底質環境の改善を検討するにあたり本研究では、底質環境をどの地点で行なった場合に有明海全域におけるタイラギ資源の回復が期待できるかという視点から、浮遊幼生の出発地点を14地点設定し、その地点を出発した浮遊幼生の着底分布を算出した。そして、出発した浮遊幼生がタイラギの生息可能領域（水深：2～20m，中央粒径値：4以下）に着底する数を出発地点ごとに算出した。その結果、タイラギの浮遊幼生は有明海湾奥部における反時計回りの残差流の影響を受け、出発地点ごとに異なる挙動を示した。湾奥北東部内を出発した浮遊幼生は、湾奥北東部の領域を主に着底し湾奥西部や諫早湾湾口部にも多く着底した。湾奥西部内を出発地点を出発した浮遊幼生は湾奥西部や諫早湾湾口部への着底は見られたものの、湾奥北東部への着底は見られなかった。そして、諫早湾湾口部内を出発地点を出発した浮遊幼生は諫早湾湾口部以外の領域には着底せずに湾口へと流出していた。しかし、諫早湾湾口部の領域には、多くの浮遊幼生が着底することも示された。以上の結果から、湾奥北東部の干潟210号における海底の底質環境の改善を行いタイラギの生息が増加した場合に、有明海全域のタイラギの浮遊幼生の生息可能領域への着底の確率が増加することが分かった。また、諫早湾湾口部における底質環境の改善を行うことで、多くのタイラギが成長する可能性が上がることも示唆された。

第 4 章 総括

近年，有明海において様々な環境異変が問題となっている．大規模な赤潮の発生や貧酸素水塊の発生といった富栄養化による問題やノリ養殖における生産の不安定化，二枚貝類の激減といった漁業活動に関する問題が挙げられる．そのため，有明海における海域の水環境保全，および，持続的な漁業生産に向けた解析が必要となっている．

本論文では，海域の水環境保全に資することを目的として，主成分分析による海域環境の特徴抽出を行った上で，マルチボックス生態系モデルを用いた海域の栄養塩に関するシナリオ分析を行った．また，持続的な漁業生産に資することを目的として，2次元単層モデルを用いて，ノリ養殖施設の最適配置，および，タイラギ資源回復に向けた底質環境の改善について提言を行った．

以下に，各章で得られた結果を総括する．

第 2 章では，有明海の海域水環境保全に資することを目的とした解析を行った．まず，有明海沿岸各県が行っている浅海定線調査データを用いて主成分分析により海域の特徴抽出を行った．その結果，河川から流入する栄養塩，および，反時計回りの潮汐残差流という 2 つの事象がこの海域環境を形成している重要な要因であるということが示された．次に，マルチボックス生態系モデルの構築を行った．有明海を，ノリ養殖施設の配置と県境を考慮して，12 個のボックスに分割した．各ボックス間の物理的な収支を担う移流量・拡散水量は，2次元単層モデルを用いて計算したデータを基に，ボックスに流入する水量と流出する水量が同量になるように算出した．計算対象項目は，植物プランクトン，動物プランクトン，懸濁態有機物，溶存態有機物，リン酸塩，全無機態窒

素，溶存酸素，化学的酸素要求量，ノリの9つとし，各ボックス内における生物・化学的变化過程を生態系モデルにより記述した．数値解法として Runge-Kutta-Gill 法を採用し，シミュレーション期間を 2008 年 1 月 1 日～2012 年 12 月 31 日に設定した．浅海定線調査の実測値を用いてモデルのパラメータの設定を行った．その結果，高い再現性を有するモデルが構築できた．

そして，構築したモデルを用いて，主成分分析により得られた河川から流入する栄養塩，および，反時計回りの潮汐残差流という2つの事象に関するシナリオ分析を行った．Case1では，河川からの流入負荷量を1/2にして計算を行った．Case2では，潮汐残差流が1/2に減らした場合の海域への影響についてシミュレーションを行った．その結果，Case1ではCODの削減に多大な効果があり，大幅な水質の改善が期待できることが予測できた．またCase2では，河川からの流入負荷が河口付近に滞留するために，筑後川を中心とした複数の河川が存在する湾奥部で，水質環境が悪化する可能性が示唆された．

第3章では，持続的な漁業生産に資することを目的として，ノリ養殖施設の最適配置，および，タイラギ資源回復に向けた底質環境の改善について提言を行った．まず，シミュレーションモデルの構築を行った．潮流・塩分場の解析には2次元単層モデルを用い，干潟の干出には wet-and-dry scheme を導入した．さらに，有明海に高密度に配置されているノリ養殖施設の流体抵抗について考慮に入れることでより再現性の高いモデルの構築を目指した．その結果として干潟の干出，潮流速，および塩分について良好な再現性が確認でき，再現性の高いシミュレーションモデルが構築できた．ノリ養殖施設の最適配置を提言する際に必要となるノリの成長度合いの

指標には、ノリの窒素同化速度と海水中の DIN の関係式を導入し、同式より求めたノリの窒素同化量を用いた。また、Euler-Lagrange 法によるタイラギの浮遊幼生の着底予測を行い、その着底分布を基にタイラギ資源の回復のための効率的な底質環境の改善について検討を行った。

つづいて、ノリ養殖の生産の安定化を目指し、福岡県側を対象としたノリ養殖施設の配置密度を低減させる 5 つのシナリオ分析を行った。その結果、ノリ養殖施設の配置密度を低減させることによるノリの窒素同化量の増加が見られ、ノリ養殖施設の高密度配置による品質への負の影響が確認できた。また、5 つのシナリオ内でノリ網の 1 小間 4 列張りへの変更がノリの窒素同化量を一番増加させる配置方法であることが示された。

そして、タイラギ資源の回復に向けた効率的な底質環境の改善についてモデルを用いて解析を行った。その結果、タイラギの浮遊幼生は有明海湾奥部における反時計回りの潮汐残差流の影響を受けることが分かった。そのため、湾奥北東部の干潟 210 号、および、諫早湾湾口部における海底の底質環境の改善を行った場合に、タイラギの浮遊幼生の生息可能領域への着底の確率が増加し、多くのタイラギが成長する可能性が上がることが示唆された。

以上のことから、本研究では有明海における海域の水環境保全、および、持続的な漁業生産に資する研究成果が得られたといえる。海域の水環境保全には、流域における排出負荷削減対策による栄養塩の流入の抑制が重要であることが示された。また、今後潮汐残差流が減少した場合に海域環境が悪化する可能性が示唆された。そして、ノリの安定的な生産に向けて、現在のノリ養殖施設の配置密度を低下させることの必要性が示された。さらに、タイラギの資源回復には、湾奥

東部の干潟 210 号，および，諫早湾湾口部における底質環境の改善が重要であることが示された．

有明海などの広域な領域では，そのメカニズムが非常に複雑に絡み合っているために，環境異変が発生した場合に原因究明や対策の提言が困難となる．数値シミュレーションでは，ある特定の原因に注目して解析を行うことでその影響について定量的評価が可能となる．そのため，ある問題に対する対策について検討する際，その影響評価が容易となりより早期の解決が可能となる．しかしながら，数値シミュレーションによる解析は，モデルのなかに考慮した現象だけが結果に表れるため，その取扱いに注意しなければならない．そこで，今後は，有明海における海域環境の総合的な解析が必要となる．すなわち，複数の数値シミュレーションモデルを用いた様々な観点からの解析を行うことが重要である．例えば，3次元流動生態系モデルを用いることで，栄養塩の詳細な挙動について再現し，より精細な解析が可能となる．その結果を今回のマルチボックス生態系モデルによる成果と比較，検討することで，海域の全体像を見失うことなく詳細な解析が可能となる．有明海における環境異変は非常に複雑であるため，こうした複数の数値シミュレーションモデルによる多面的な解析が重要であるといえる．

Summary

The Ariake Sea is a semi-closed bay located in the Kyushu Island, Japan. Recently, its environmental deterioration is becoming a serious social problem. The occurrence of large red tide or anoxic water mass has been increasing due to the eutrophication. To make matters worse, biological productivity has been decreased in this area represented by the destabilization of Nori (seaweed) products or the drastic decreasing of bivalve resources. Therefore, the countermeasure for aquatic environment preservation and sustainable fishery production must be proposed in the Ariake Sea. In this study, the countermeasures were proposed by development of mathematical models and scenario analysis.

In order to contribute for the aquatic environment preservation, the current condition of the Ariake Sea was investigated using Principal Component Analysis (PCA) with water quality parameters surveyed from the coastal prefectures. PCA provided three meaningful components, which are the amount of nutrients originating from rivers, organic pollutant levels, and seasonal changes. Thereby, it has been shown that the two main factors influence the coastal environment in this sea: the nutrient inflow from rivers, especially from the Chikugo River, and the anticlockwise tidal residual flow in the Ariake Sea. Then, multi-box ecological model has been constructed which calculate concentrations of phytoplankton, zooplankton, particulate organic matter, dissolved organic matter, dissolved inorganic phosphorus, dissolved inorganic nitrogen, dissolved oxygen, chemical oxygen demand and Nori in the sea area. Using the model, scenario analysis has been carried out for the aquatic

environment preservation. In Case 1, the nutrient loads from rivers were reduced by 50%. In Case 2, tidal residual flows were reduced by 50%. The result showed that reduction of nutrient loads decrease COD in the sea area and it has a high potential for water quality improvement. On the other hand, reduction of tidal residual flow causes the water quality degradation since the nutrients accumulate at the mouth of rivers.

There are two fisheries issues in the Ariake Sea caused by the recent environmental change. One problem is the decreasing quality of Nori. Another one is the declining catches of bivalve like clam and pen shell. This study investigated the appropriate arrangement of Nori aquafarming grounds in order to produce high quality Nori and the efficient improvement of sediment environment for the recovery of Pen shell resources. A two-dimensional depth-integrated model has been constructed to analyze the tidal flow and salinity diffusion. As an index of nori quality, nitrogen assimilation of Nori body was calculated with an experimental formula for nitrogen assimilation kinetics. In order to discuss about the efficient improvement of sediment environment to recover the resources of pen shell, the distribution of pen shell larvae were computed by the Euler-Lagrange method. Scenario analysis was introduced to identify the most appropriate arrangement of Nori aquafarming grounds. The simulation results show that the high density of Nori aquafarming grounds prevent Nori to absorb nitrogen and negatively affect the Nori growth. The simulation model also shows that arrange the Nori nets in 4 lines in each Koma was the best way for the nori growth. To investigate potentially effective areas for seabed restoration for recovery of pen shell resources, 14 points were selected as release points for pen shell larvae.

The number of larvae that were able to reach habitable areas for pen shells (depth: $2 < h < 20$ m; median grain size diameter: $>62.5 \mu\text{m}$) was calculated for each point. The larvae from each release point were transported differently because of the anticlockwise residual tidal flow and river flow in the Ariake Sea. Based on the results of the simulations, larvae released from Point 13 (Noku 210) reached habitable areas in the greatest number, suggesting that there is high potential for survival of larvae released from this point. In addition, Isahaya Bay is the area larvae most frequently reached because of the tidal flow direction in the Ariake Sea. Seabed restoration in these two areas is the most effective approach to recover pen shell production in the Ariake Sea.

In conclusion, this study proposed the countermeasure for aquatic environment preservation and sustainable fishery production in the Ariake Sea. For the aquatic environment preservation, it has been showed that reduction of nutrient loads has a high potential for water quality improvement. Moreover, it was suggested that the decreasing of tidal residual flow causes water quality deterioration. In order to achieve the stability of Nori production in the Ariake Sea, it was necessary to reduce the density of Nori aquafarming grounds. In addition, seabed restoration in Noku 210 and Isahaya Bay area is the most effective approach to recover pen shell production in the Ariake Sea.

謝辞

本研究を遂行するにあたり，九州大学大学院農学研究院教授平松和昭先生には，モデルの構築からデータの提供まで研究の大部分にわたり，大変お世話になりました．さらに，研究の方向性や手法に行き詰まった時にも多くの有益な御助言と御教示を賜りました．本論文を書き上げる際にも，論文の体裁等の細かな御指導を頂きました．深甚なる謝意を表します．九州大学農学研究院教授大嶋雄治先生ならびに九州大学農学研究院准教授原田昌佳先生には，研究の細部にわたり貴重な御助言を賜りました．さらに，日々励ましを頂き研究活動の支えとなりました．心より感謝申し上げます．

福岡県水産海洋技術センター・有明海研究所のり養殖課，および資源増殖課，そして，佐賀県有明水産振興センター・のり研究担当の方々には，海底地形，ノリ区画漁場，潮流観測，タイラギの生息密度，浅海定線調査の水質データを提供いただきました．また，熊本県水産研究センターならびに長崎県総合水産試験場から浅海定線調査のデータを提供頂きました．そして，株式会社アーバントラフィックエンジニアリングの永岩研一様には，ArcGISによるデータを作成していただきました．記して謝意を表します．

また，日常の議論を通じて多くの知識や示唆を頂いた九州大学水環境学研究室の後輩諸氏，ならびに多くの場面で協力いただいた先生方に心から感謝いたします．

最後に，日々の生活の面から研究活動を支えてくれた家族に，心より感謝します．

参考文献

- Abualtayef, M., Kuroiwa, M., Tanaka, K., Matsubara, Y. and Nakahira, J. (2008) : Three-dimensional Hydrostatic Modeling of Bay Coastal Area, *Journal of Marine Science and Technology*, **13** (1) , pp.40-49
- 秋元恒基, 相島昇, 林宗徳, 渡辺裕介 (1994) : 有明海におけるタイラギ生息分布と環境の関係, 福岡水技研報, **2**, pp.79-83.
- 馬場裕文, 宮崎征男 (1983) : ノリの成長と窒素代謝におよぼす栄養と流速条件の影響, 佐賀有明水試報, **8**, 1-19.
- Cloern, J. E. (2001) : Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem, *Marine Ecology Progress Series*, **210**, pp.223-253
- 濱田孝治, 速水祐一, 山本浩一, 大串浩一郎, 吉野健児, 平川隆一, 山田裕樹 (2008) : 2006 年夏季の有明海奥部における大規模貧酸素化, 海の研究, **17** (5), pp.371-377.
- 藤原建紀, 渡邊康憲, 樽谷賢治 (2009) : 「海の貧栄養化とノリ養殖」によせて, 海洋と生物, **31** (2), pp.111.
- Graaf, M.D., Jager, Z., Vreugdenhil, C.B., Elorche, M. (2004) : Numerical simulations of tidally cued vertical migrations of flatfish larvae in the North Sea, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **59**, pp.295-305.
- Grifoll, M., Fontan, A., Ferre, L., Mader, J., Gonzalez, M. and Espino, M. (2009) : 3D Hydrodynamic Characterisation of a Meso-tidal

Harbour: The case of Bilbao (Northern Spain), *Coastal Engineering*, **56**, pp.907-918

原田昌佳，吉田勲（2001）：湖山地における底質中の硫化物と重金属の分布特性，*農村計画論文集*，**3**，pp.64-66

Harada, M., Hayasaki, S. and Wakimizu, K. (2000) : Introduction of a genetic algorithm to a mass-consistent model, *Journal of the Faculty of Agriculture Kyushu University*, **44**, pp.403-418.

Helena, B., Pardo, R., Vega, M., Barrado, E., Fernandez, J. M. and Fernandez, R. (2000) : Temporal Evolution of Groundwater Composition in an Alluvial Aquifer (Pisuerga River, Spain) by Principal Component Analysis, *Water Research*, **34**(3), pp.807-816.

Hu, B.S. and Kot, S.C. (1997) : Numerical model of tides in Pearl River estuary with moving boundary, *Journal of Hydraulic Engineering*, **123**, pp.21-29.

猪飼篤，伏見譲，ト部格，上野川修一，中村春木，浜窪隆雄（2008）：タンパク質の事典，朝倉書店，pp.64-79.

池浦繁，太刀山透，藤井直幹（2008）：河川水によってノリ養殖漁場に運ばれる栄養分の平面的な広がりや持続性の把握，平成 20 年度新たなノリ色落ち対策技術開発事業河川水最適利用技術の開発，pp.17-27.

井上尚文（1980）：有明海の物理環境，沿岸海洋研究ノート，**17**（2），pp151-165.

伊藤史郎（2004）：有明海における水産資源の現状と再生，佐有水研報，**22**，pp.69-80.

井芹晴香・平松和昭・原田昌佳（2011）：筑後川流域を対象としたGIS ベース分布型流出モデルによる窒素・リン負荷流出解析，農業農村工学会論文集，**272**，pp.97-107

Johnson, D.F., Hess, K.H., (1990) Numerical simulations of blue crab larval dispersal and recruitment, *Bulletin of Marine Science*, **46** (1), pp.195-213.

海上保安庁（1992）：日本沿岸潮汐調和定数表，日本水路協会。

梶原義範，富田友幸，中野拓治，磯部雅彦（2003）：有明海西部海域における2002年夏季の貧酸素水塊の発生状況について，土木学会論文集，**747**，pp.187-196.

鎌田康彦（1967）：有明海の海底堆積物，長崎大学教育学部自然科学研究報告，**18**，pp.71-82.

環境省（2007）：第7回自然環境保全基礎調査．浅海域生態系調査（干潟調査）報告書，環境省自然環境局，pp.105-108.

環境省（2014）：平成26年版環境・循環型社会・生物多様性白書，環境省，pp.265-280.

川口修，山本民次，松田治，橋本俊也（2004）：水質の長期変動に基づく有明海におけるノリおよび珪藻プランクトンの増殖制限元素の解明，海の研究，**13**（2）pp.173-183.

- 川原逸郎，山口忠則，大隈齊，伊藤史郎（2004）：タイラギ浮遊幼生の飼育と着底・変態，佐賀県有明水産振興センター研究報告，**22**，pp.41-46.
- 古賀秀昭，中武敬一（1991）：有明海産タイラギに関する研究-V，佐賀県有明水産試験場研究報告，**13**，pp.11-19.
- 小松利光（1993）：拡散現象の高精度数値シミュレーション，1993年度（第29回）水工学に関する夏季研修会講義集，**A**，5.1-5.3
- 近藤寛，東幹夫，西ノ首英之（2003）：有明海における海底堆積物の粒度分布とCN組成，長崎大学教育学部紀要－自然科学－，**68**，pp.1-14.
- 九州環境管理協会（2007）：有明海環境の定量的評価の研究－漁業生産の回復に向けて，九州環境管理協会 有明研究会.
- 万田敦昌・兼原壽生・青島隆・筒井博信・木下宰・中田英昭・柳哲雄（2006）：有明海中央部における物質輸送過程の季節変動，海の研究，**15**（6），pp.465-477
- 松野健・中田英昭（2004）：有明海の流れ場を支配する物理過程，沿岸海洋研究，**42**（1），pp.11-17
- 中根徹（2013）：有明海の漁業生産の動向，海洋と生物，**35**（5），pp.447-456
- 中西弘（2011）：閉鎖性内湾の貧栄養化問題について－高度な栄養塩類管理，環境と生物生産力との調和－，水環境学会誌，**34**（A），p.33

- 能登谷雅浩（2000）：海苔の生物学，成山堂書店，pp.129-141.
- 農林水産省（2011）：平成21年漁業・養殖生産統計年報，農林水産省.
- 農林水産省（2011）：諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価における流動・水質のシミュレーションモデルのプログラム プログラム解説書
- 農林水産省（2012）：諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門調査に係る環境影響評価書，九州農政局，p.15
- 日本海洋学会（2005）：有明海の生態系再生をめざして，恒星社厚生閣.
- 相良順一郎（1977）：貝類の増養殖における干潟の利用について，水産土木，**13**（2），pp.17-20.
- 佐藤正典（2000）：有明海の生き物たち，海游舎.
- Sato, T., Tonoki, K., Yoshikawa, T. and Tsuchiya, Y. (2006) : Numerical and Hydraulic Simulations of the Effect of Density Current Generator in a Semi-enclosed Tidal Bay, *Coastal Engineering*, **53**, pp.49-64
- 首藤俊雄，松原賢，久野勝利（2009）：有明海の栄養塩環境とノリ養殖，海洋と生物，**181**（31），pp.168-170.
- Simenov, V., Stratis, J. A., Samara, C., Zachariadis, G., Voutsas, D., Anthemidis, A., Sofoniou, M. and Kouimtzis, T. (2003) :

Assessment of the Surface Water Quality in Northern Greece, *Water Research*, **37**, pp.4119-4124.

Smagorinsky. J., (1963) : General Circulation Experiments with the Primitive Equations, *Monthly Weather Review*, **91**, pp.99-164.

Smith, V. H. (2003) : Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems, *Environmental Science and Pollution Research*, **10** (2), pp.126-139

相馬明郎 (2010) : 底生系-浮遊系及び湾央域-干潟・浅海域の生態系連鎖とモデリング, *沿岸海洋研究*, **47** (2), pp.133-146.

田中昌宏, 稲垣聡, 山本克則 (2002) : 有明海の潮汐及び三次元流動シミュレーション, *海岸工学論文集*, **49**, pp.406-410.

樽谷賢治 (2009) : 日本におけるノリ養殖と栄養塩環境の現状, *海洋と生物*, **181** (31), pp.141-145.

堤裕昭, 岡村絵美子, 小川満代, 高橋徹, 山口一岩, 門谷茂, 小橋乃子, 安達貴浩, 小松利光 (2003) : 有明海奥部海域における近年の貧酸素水塊および赤潮発生と海洋構造の関係, *海の研究*, **12** (3), pp.291-305.

堤裕昭・堤彩・高松篤志・木村千寿子・永田紗矢香・佃政則・小森田智大・高橋徹・門谷茂 (2007) : 有明海湾奥部における夏季の貧酸素水発生域の拡大とそのメカニズム, *海の研究*, **16** (3), pp.183-202

内山雄介 (2004) : 海底面の力学過程を考慮した冠水干出スキームの

開発と三次元 σ 座標海洋モデルへの適用, 海岸工学論文集, **51**, pp.351-355.

Vega, M., Pardo, R., Barrado, E. and Deban, L. (1998) : Assessment of Seasonal and Polluting Effects on the Quality of River Water by Exploratory Data Analysis, *Water Research*, **32**(12), pp.3581-3592.

八木宏, 石田大暁, 高橋亜衣, 灘岡和夫, 田村仁, 小谷正幸 (2004) : ノリ養殖施設の流体抵抗と潮流・浮泥輸送への影響, 海岸工学論文集, **51**, pp.1026-1030.

山本憲一, 半田岳志, 西岡晃 (2006) : リシケタイラギの換水に及ぼす低酸素の影響, 水産増殖, **54** (3), pp.319-323.

山下康夫 (1980) : 有明海産タイラギに関する研究-I, 漁獲量変動の周期性について, 佐賀有明水試報, **7**, pp.85-88

Yanagi, T., Tsukamoto, H., Inoue, H., Okaichi, T., 1983) : Numerical simulation of driftcards dispersion, *La Mer*, **21**, pp.218-224.

横山寿, 石樋由香 (2009), 底質の主成分分析による有明海湾奥部海域の区分, 日本水産学会誌, **75** (4), pp.674-683.

塚本達也, 田中勝久, 那須博史, 松岡數充 (2008) : 有明海の浮泥がタイラギに及ぼす影響, 水産増殖, **56** (3), pp.335-342.

全国海苔貝類漁業協同組合連合会 (2009) : ノリ業界の現況－平成20年度の動向, 全国海苔貝類漁業協同組合連合会, pp1-14.