



大気－浅海域間のCO2吸収・放出機構の解明

田多, 一史

(Degree)

博士 (工学)

(Date of Degree)

2019-03-25

(Date of Publication)

2021-03-25

(Resource Type)

doctoral thesis

(Report Number)

甲第7505号

(URL)

<https://hdl.handle.net/20.500.14094/D1007505>

※ 当コンテンツは神戸大学の学術成果です。無断複製・不正使用等を禁じます。著作権法で認められている範囲内で、適切にご利用ください。



博 士 論 文

(論文題目)

大気－浅海域間の CO₂ 吸収・放出機構の解明

平成 31 年 1 月

神戸大学大学院工学研究科

(氏名) 田 多 一 史

論文の要旨

論文題目 大気－浅海域間の CO₂ 吸収・放出機構の解明

氏名 田多 一史

大気中の温室効果ガス (CO₂ (二酸化炭素) 等) は、過去 80 万年間で前例のない水準にまで増加しており、気候変動 (極端現象の増加や影響の拡大等) の関連性も指摘されている。このため、気候変動を抑制するには、温室効果ガス排出量の抜本的かつ持続的な削減が必要である。一方で、2009 年に UNEP (国連環境計画) 等によると、海洋生物の作用によって海中に取り込まれた炭素を「ブルーカーボン」と名付けており、地球上の生物が吸収する CO₂ のうち、海洋生物は陸上とほぼ同じ割合以上の CO₂ を吸収しており、浅海域 (ごく浅い沿岸部) の生態系は海洋で貯留される炭素の約 8 割程度であることが提唱された。そこで、本研究では温室効果ガスの削減等の「緩和策」の 1 つとして、海洋に存在する炭素の総称「ブルーカーボン」に関して、浅海域における大気－浅海域間の CO₂ のやりとりに着目した。

本研究では、物理過程 (水塊の移流拡散, 風速, 潮位変化等), 化学過程, 生物過程 (光合成, 呼吸等) を考慮し、海水中 CO₂ 分圧や大気－浅海域間の CO₂ フラックスに及ぼす影響について検討するため、統計解析, 概念モデル, そして三次元数値計算モデルを利用した解析を行い、日周期変動を含めた時間スケールでの海水中 CO₂ モデルを提案することを目的とした。

始めに、水中 CO₂ 分圧の基本的な特性を踏まえ、大気－浅海域間の CO₂ フラックスの計測方法について、①バルク法, ②フローティングチャンバー法, ③渦相関法による算出方法等を整理するとともに、各手法の長所・短所・コスト等の比較を行った。これらの計測方法のうち、「バルク法」は汎用性が高く測定精度が確保されているため、本研究においても「バルク法」を用いた計測とした。

次に、日本の浅海域における現地観測事例 (亜寒帯, 温帯, 亜熱帯の代表例) の整理及び観測データを用いた統計解析 (パス解析, 一般線形モデル) を行った。現地観測においては、各環境要因の計測とともに、大気－海水間 CO₂ フラックスを推定した。また、大気－海水間 CO₂ フラックスに影響を及ぼす環境要因 (風速, 水温, 塩分, 全アルカリ度 (TA), 溶存無機炭素濃度 (DIC), 生物過程による炭素増減量 (Δ DIC)) の相対的な影響度を把握するために、統計解析を用いた分析を行った。その結果、観測場所により詳細は異なるが、主に、①風速, ②流入負荷, そして③生物過程 (呼吸・分解, 光合成) から影響を受けることがわかった。

また、国内の主要な浅海域生態系 (海草場, 干潟, サンゴ礁) において、海水中 CO₂ 分圧とその規定要因に関する項目 (水温, 塩分, 生物活動等) を計測し、それらの現地観測結果 (引用データを含む) の統合によって、海水中 CO₂ 分圧の統一的な推定式を構築し、海水中 CO₂ 分圧の動態を説明するための重要な環境要因の抽出を行った。海水中 CO₂ 分圧は、生物活動自体を示す指標である Δ DIC や石灰化によるアルカリ度増減量 (Δ TA) との関係性が強く、共に重要な影響要因であった。 Δ DIC は、海水中の生物活動を表していることから、プラス方向 (呼吸・分解活動) になると海水中 CO₂ 分圧を高め、マイナス方向 (光合成活動) になると低下させていることが分かった。併せて、石灰化 (サンゴの成長等) も、CaCO₃ の析出および海水中 CO₂ 分圧の上昇に寄与していると考えられる。

国内の様々な現地観測結果から、浅海域は環境条件や生物活動等に左右されるため短期的に変動しやすく、大気中 CO₂ の吸収源にも放出源にもなりうるため、海水中 CO₂ 分圧の日周変動とそのメカニズムを調べることは重要である。このため、一次元数値解析による DIC の概念モデルを用いて、海水中 CO₂ 分圧の日周変動とそのメカニズムについて検討を行った。東京湾にあるアマモ場をモデルケースとして検討した結果、統計解析と同様に数値解析においても、海水中 CO₂ 分圧に影響を及ぼす重要な環境要因は、アマモ場（アマモ＋一次生産者等）による光合成であることが示された。また、物理的な要因として、風速の影響を大きく受けていることが分かった。これらの要因が、潮汐や日周期といった時間スケールにおける海水中 CO₂ 分圧を規定する要因として重要であることが示唆された。

一次元数値解析の高度化を図るため、三次元での数値解析についても検討を行った。成層を考慮したアマモ場における DIC の変動解析では、北海道道東に位置するコムケ湖を対象とし、水中 CO₂ 分圧のモデル化を目的として DIC モデルの構築を行った。コムケ湖は汽水湖であり、淡水と海水の DIC の値が大きく異なるとともに、気象や潮汐等の外的条件の変化により時々刻々と DIC の空間分布が変化するため、三次元数値計算モデルによる再現計算を行った。アマモ場による呼吸と光合成を考慮した DIC モデルを提案し、現地観測との比較・検討を行った結果、良好な再現性が得られた。数値解析の結果によると、コムケ湖内で成層が強化されることにより、表層の DIC が減少し、水表面付近の水中 CO₂ 分圧は大気と比較して低くなることが分かった。また、河川出水により大量の炭素が与えられたとしても、アマモ場による効果で水中 CO₂ 分圧は大気と比較して低く、湖全体として CO₂ は吸収傾向であることが分かった。

さらに、アマモ場における海水中 CO₂ 分圧モデルの開発では、東京湾に面する走水海岸のアマモ場を対象として、海水中 CO₂ 分圧モデルの構築を行った。走水海岸のアマモ場では、海水中 CO₂ 分圧は大気中よりも低く、大気－海水間 CO₂ フラックスは概ね大気から海水への吸収傾向にあった。海水中 CO₂ 分圧は時間的に大きく変動しており、流動等の物理過程、光合成や呼吸といった生物過程等による影響が考えられるため、三次元数値計算モデルによる再現計算を行った。海水中 CO₂ 分圧のモデル化では、DIC に注目し、生物過程を考慮することで観測結果を再現することができた。移流拡散、呼吸、光合成の 3 成分に関する比較を行った結果、光合成の効果が最も卓越していることが分かった。また、DIC の高精度な再現には、潮汐のみならず風も含めた流動の再現が必要であることが分かった。

本研究成果について、陸と海の境界条件が特定でき、物理過程や生物過程による影響の把握が可能なケースでは、他海域でも同様の手法を適用できると考えられる。世界第 6 位の長い海岸線に沿って広大な浅海域を有する日本にとって、アマモ場等を含む海草場の CO₂ 吸収能力を維持・拡大できるような環境要因の新たな知見等を蓄積・確立することができれば、今後の気候変動対策の有効なオプションとして大きく貢献することができる。

目次

第1章. 序論.....	1
1-1. 研究の背景.....	1
1-2. ブルーカーボンとは.....	2
1-3. 既往の研究.....	4
1-4. 研究の位置付け.....	4
1-5. 研究の目的.....	4
1-6. 論文の構成.....	5
第1章の参考文献.....	7
第2章. 大気-浅海域間のCO ₂ フラックスの計測方法の検討.....	10
2-1. 水中CO ₂ 分圧の特性.....	10
2-2. 計測手法の検討.....	11
2-2-1. 各計測手法の種類.....	11
2-2-2. 各計測手法の特徴に関する比較.....	19
2-3. 比較項目ごとの特性.....	20
2-3-1. 手法の普及度.....	20
2-3-2. データの信頼性.....	21
2-3-3. 計測の簡易さ（汎用性）.....	22
2-3-4. 測定継続時間（時間スケール）.....	23
2-3-5. 測定範囲（空間スケール）.....	24
2-3-6. データ取得数/コスト.....	25
2-4. 比較項目ごとの関係性.....	26
第2章のまとめ.....	31
第2章の参考文献.....	32
第3章. 現地観測事例（亜寒帯，温帯，亜熱帯の代表事例）及び統計解析（パス解析，一般線形モデル）.....	34
3-1. 北海道風蓮湖における連続観測及び移動観測.....	34
3-1-1. 観測概要.....	34
3-1-2. 観測結果.....	37
3-2. 北海道コムケ湖における空間分布の移動観測.....	40
3-2-1. 観測概要.....	40
3-2-2. 観測結果.....	43
3-3. 東京湾走水海岸における連続観測.....	46
3-3-1. 観測概要.....	46
3-3-2. 観測結果.....	49
3-4. 都市型浅海域（東京湾野島海岸）における移動連続観測.....	52

3-4-1. 観測概要	52
3-4-2. 観測結果	56
3-5. 石垣島名蔵湾における連続観測.....	68
3-5-1. 観測概要	68
3-5-2. 観測結果	72
3-6. 統計解析.....	76
3-6-1. 解析手法	76
3-6-2. 北海道風蓮湖（広域・連続データ）	77
3-6-3. 北海道コムケ湖（広域データ）	86
3-6-4. 東京湾走水海岸（連続データ）	90
3-6-5. 横浜平潟湾：野島干潟	94
第3章のまとめ.....	102
第3章の参考文献.....	104
第4章. 国内の様々な浅海域における海水中 CO ₂ 分圧と統計モデル（一般化線形モデル） による予測.....	106
4-1. 統合統計モデルの必要性及び目的.....	106
4-2. 各観測場所の地域環境特性.....	107
4-2-1. 各観測場所の特徴	108
4-2-2. 現地観測取得データ	110
4-3. データ構造の把握.....	112
4-3-1. 散布図行列（Pairs, Panels）	112
4-3-2. 海水中 CO ₂ 分圧と ΔDIC の関係性	114
4-4. 統計解析を用いた現況推定モデルの構築.....	115
4-4-1. 連続変数（水温，塩分，ΔDIC，ΔTA）のみ考慮	115
4-4-2. 連続変数＋カテゴリー変数（観測場所）考慮.....	116
4-4-3. 連続変数＋カテゴリー変数（生態系タイプ）考慮.....	117
4-4-4. 感度分析	118
4-4-5. パス解析結果（全データセット）	119
第4章のまとめ.....	120
第4章の参考文献.....	121
第5章. 一次元数値解析による DIC 概念モデルの検討（現地観測，統計解析，数値解析 によるアプローチ）	123
5-1. 目的	123
5-2. 観測手法と解析手法.....	124
5-2-1. 観測場所	124
5-2-2. 観測時期・項目・分析方法	124
5-2-3. 大気－海水間 CO ₂ フラックスの算出手法.....	124

5-2-4. 炭素増減量 (ΔDIC) 及びアルカリ度増減量 (ΔTA) の算出手法	124
5-2-5. 統計解析手法	125
5-2-6. 数値解析手法	126
5-3. 結果	128
5-3-1. 現地観測結果	128
5-3-2. 統計解析結果	128
5-3-3. 数値解析結果	128
5-4. 考察	131
5-4-1. 大気-海水間 CO_2 フラックスの変動特性	131
5-4-2. パス解析の適合性向上	131
5-4-3. 概念モデルによる解析	133
5-4-4. 純生産速度と光合成密度	135
第 5 章のまとめ	137
第 5 章の参考文献	138
第 6 章. 三次元数値解析による海水中 CO_2 分圧のモデル化	142
6-1. 成層を考慮したアマモ場における DIC の変動解析	142
6-1-1. 目的	142
6-1-2. 塩分と水中 CO_2 分圧の関係	143
6-1-3. 三次元モデルの提案 (数値計算モデルの適用とアマモ場における DIC モデルの 提案)	145
6-1-4. 三次元数値計算モデルの適用と検討	147
6-1-5. 溶存無機炭素の変動解析のまとめ	152
6-2. アマモ場における海水中 CO_2 分圧モデルの開発	153
6-2-1. 目的	153
6-2-2. アマモ場における海水中 CO_2 分圧のモデル化 (概念モデルから三次元モデルへ の拡張と検証)	154
6-2-3. 数値解析結果	157
6-2-4. アマモ場における海水中 CO_2 分圧モデルの開発のまとめ	163
第 6 章のまとめ	164
第 6 章の参考文献	165
第 7 章. 結論	168
7-1. 本研究の成果 (まとめ)	168
7-2. 今後の展開	170
付録	171

第1章. 序論

1-1. 研究の背景

IPCC 第5次評価報告書¹⁾によると、気温、海水温、海水面水位、雪氷減少などの観測事実が強化されたことにより、気候システムの温暖化には疑う余地はないことが再確認され、20世紀半ば以降に観測された温暖化の支配的な要因が人間活動であった可能性が極めて高い(95%以上)とされた。また、大気中の温室効果ガス(CO₂(二酸化炭素)等)は、過去80万年間で前例のない水準にまで増加しており、CO₂の累積総排出量とそれに対する世界平均地上気温の応答は、ほぼ比例関係のあることから、最終的に地上気温が何程度上昇するかは、CO₂の累積総排出量に増加幅に関係すると考えられている。

温室効果ガスの増加と気候変動(極端現象の増加や影響の拡大等)の関連性も指摘されている。このため、気候変動を抑制するには、温室効果ガス排出量の抜本的かつ持続的な削減が必要である。

一方で、2009年にUNEP(国連環境計画)、FAO(国連食糧農業機関)、IOC/UNESCO(政府間海洋学委員会/国連教育科学文化機関)などの国際連合の各組織により、報告書「Blue Carbon」(「ブルーカーボン・レポート」)が共同で出版された²⁾。この報告書で使われた「ブルーカーボン」とは、海洋生物の作用によって海中に取り込まれた炭素のことである。地球上の生物が吸収するCO₂のうち、海洋生物は陸上とほぼ同じ割合以上のCO₂を吸収しており、浅海域(ごく浅い沿岸部)の生態系は海洋で貯留される炭素の約8割程度であることが提唱された。

地球温暖化対策には、その原因である温室効果ガスの排出量を削減する(陸上・海洋生物などによって温室効果ガスの吸収量を増加させることを含む)という「緩和策(mitigation)」、気候変動に対して自然生態系や社会・経済システムを調整することにより温暖化の影響を低減させるという「適応策(adaptation)」に分けることができる。

そこで、本研究では温室効果ガスの削減等の「緩和策」の1つとして、海洋に存在する炭素の総称「ブルーカーボン」に関して、浅海域における大気-浅海域間のCO₂のやりとりに着目した。

1-2. ブルーカーボンとは

ブルーカーボンとは、「ブルーカーボン・レポート」によると、海中のグリーンカーボンのことであり、グリーンカーボンとは光合成などの作用によって植物が大気から吸収し、生物の体内や土壌に蓄積させた炭素のことである²⁾。また、「ブルーカーボン・レポート」の内容に関する概要（「ブルーカーボン」³⁾より引用）は、以下に示すとおりである。

- a) 地球上で生物が隔離する炭素は、グリーンカーボンと呼ばれる。海洋生物が隔離する炭素、すなわち、ブルーカーボンはグリーンカーボンの約 55%に相当する。グリーンカーボンとは、陸上・海洋関係なく、光合成により生態系に取り込まれた炭素の総称である。人類が化石燃料や木材等を燃焼して排出する炭素は、ブラウーカーボン（CO₂等）、ブラックカーボン（燃焼の際に発生する黒い炭素粒子等：煤）と呼ばれる。これらは、経済発展とともに増加し、気候変動や食糧生産、人類の生命・生活に対する影響が懸念されている。一方で、自然の生態系は年々減少しており、自然の面積減少や CO₂ の吸収能力の低下が加速している。
- b) CO₂ の隔離・貯留機能は、森林や海洋が有している。気候変動を緩和させるために、この機能を維持・向上していくことは、極めて重要である。この機能に対して、森林による貢献は市場経済に盛り込まれた仕組み等により支援されているが、海洋による貢献はまだ組み込まれていない状況にある。「ブルーカーボン・レポート」の目的は、大気中の CO₂ を削減するために、海洋による貢献度が非常に重要であり、特に浅海域は重要な役割を果たしていることから、これらの劣化・消失に歯止めをかけなければならないことである。このために、森林と同様に海洋による CO₂ 削減の貢献度評価の仕組みを市場経済に導入すること、海洋による CO₂ 削減計画の有効性を検討すること、これらの可能性や実現性を検討することも目的としている。
- c) 全球規模の炭素循環において、海洋は重要な役割を果たしている。海洋は、長期間炭素を保存できる最大の吸収源の役割だけでなく、地球上に存在する CO₂ の約 90%強は、海洋内に存在している。
- d) 海洋は炭素循環に大きな役割を持つが、海草藻場、塩性湿地、マングローブ林などの大型植物が繁茂する生態系は、海洋面積の約 0.5%以下であるにもかかわらず、ブルーカーボンにとって最大の吸収源となっている。これらの年間貯留量は、毎年、海洋の堆積物中に貯留される全炭素量の約 50%～71%となっている。また、これらの植物生態系の総現存量は、陸上植物の約 0.05%であるが、年間の炭素貯留量は陸上植物の貯蔵炭素量とほぼ同等である。海草藻場、塩性湿地、マングローブ林といった 3 つの生態系「沿岸顕花植生域」は、地球上で最も効果的な炭素の吸収源であることが示唆される。

- e) 沿岸顕花植生域の生態系は、最も効果的に炭素貯留するが、消失率も最も高くなっている。その消失率は、熱帯雨林の約4倍以上に達するとの試算もある。近年の試算によると、年間で平均約2~7%の割合で減少し続けており、減少率は半世紀前の約7倍程度となっている。今後、沿岸顕花植生域のこれ以上の劣化を止めるとともに、失われた生態系の回復、陸上の熱帯雨林の伐採を減らすことにより、CO₂排出量を最大で約25%軽減できる可能性がある。
- f) 沿岸顕花植生域を維持することによって、経済収入、食糧の安全性、生活水準の向上に繋がっている。また、沿岸域に住み生活する人々にとっては、気候変動への適応策となり、社会の脆弱性を減少させることができる。沿岸域は全海洋面積の約7%しかないが、沿岸顕花植生域やサンゴ礁生態系は最も重要な漁場であり、世界中で消費される水産資源の約50%を賄っている。すなわち、約30億人の人々に生命活動に必要な栄養素を提供している。また、後発開発途上国に生活する約4億の人々が消費する動物性タンパク質とミネラル分の約50%を提供している。
- g) 沿岸顕花植生域は、水質浄化、海岸汚染の低減、栄養塩の供給、土壌形成、海岸浸食や悪天候の影響の軽減による海岸線の保護等、水産資源以外にも様々な利益を提供している。これらの利益は、年間約25兆USドル以上と試算され、最も経済価値の高い生態系となっている。このような沿岸顕花植生域の劣化は、持続性を無視して自然資源を利用し続けること、集水域管理を怠ること、不適切な沿岸開発等によって生じやすい。沿岸の浅海域の保全・再生は、統合的管理が行われることにより、地域住民の健康、雇用創出、食の安全等、様々な福利を生み出している。
- h) 沿岸顕花植生域を喪失することは、地球環境と人間社会に対する脅威となっている。沿岸顕花植生域への配慮が足りないことは、気候変動緩和対策として非常に欠落している状況にある。沿岸浅海域や海洋の統合的管理を見直すとともに、沿岸顕花植生域の保全・再生を行い、国際的議定書や市場経済システムに認識されることで、最も効果的な気候変動の緩和策となりうる。

1-3. 既往の研究

既往の研究によると、海草場等の植生が生育する浅海域は、堆積部中への炭素隔離機能の場として重要であると考えられている^{2), 4), 5), 6)}。一方で、浅海域は陸域から流入する DIC（溶存無機炭素濃度）や有機物の分解・呼吸、石灰化によって「CO₂の放出源」と考えられることが多いが^{7), 8), 9), 10), 11), 12), 13), 14), 15), 16)}、内湾の高い一次生産力や大河川でのプルーム、海草場の活発な光合成活動によって「CO₂の吸収源」となった研究事例^{17), 18), 19)}もあることから、海草場における海水中 CO₂ 分圧や大気-海水間 CO₂ フラックスは未解明な部分が多い^{20), 21)}。また、浅海域において海水中 CO₂ 分圧は環境条件や生物活動等に左右されやすく日周変動が大きい^{9), 22), 23), 24)}ため、複雑でダイナミックな炭素フローとストックの動態を計測・解析することは、非常に困難となっている^{9), 22), 23), 24)}。海水中 CO₂ 分圧は、炭酸系²⁵⁾や滞留時間²⁶⁾、表層の乱れ²⁷⁾等の環境要因（物理過程、化学過程、生物過程）の影響を受けるため²⁸⁾、短時間スケールで大きく変動していることが考えられる²⁹⁾。特に、海草場での日周期変動を捉えた CO₂ フラックスとその環境要因の同時観測事例は、極めて少なかった³⁰⁾。さらに、これまでの浅海域の研究事例¹⁸⁾では、自然が豊かで閉鎖性が高い亜寒帯の海域にとどまり、都市部の温帯域や亜熱帯域の浅海域での観測事例は少なかった。

1-4. 研究の位置付け

まず、浅海域での観測データが極めて少なく、現地における実現象を把握する必要があるため、現地観測を実施した。次に、観測データの多くの情報からデータの傾向や性質を把握し、重要な環境要因を抽出する必要があるため、統計解析を実施した。統計解析手法は、変数間の因果関係を仮定するとともに、因果推論を行うパス解析³¹⁾を適用した。そして、統計解析結果により導かれた主たる支配的な影響要因を検証するために数値モデル解析を実施した^{32), 33)}。これらの3つのアプローチ（現地観測、統計解析、数値解析）を採用することにより、海水中CO₂分圧に影響を及ぼす要因の特定とその影響度を把握し、移流効果を考慮したNEPを見積もるとともに、短時間スケールでの海水中CO₂分圧の変動の再現が可能になると考えられた。また、生物過程において光合成が卓越すると、大気-海水間CO₂フラックスがマイナス（吸収）方向に働くと仮説を立てた。

1-5. 研究の目的

本研究では、物理過程（水塊の移流拡散、風速、潮位変化等）、化学過程、生物過程（光合成、呼吸等）を考慮し、海水中 CO₂ 分圧や大気-浅海域間の CO₂ フラックスに及ぼす影響について検討するため、統計解析、概念モデル、そして三次元数値計算モデルを利用した解析を行い、日周期変動を含めた時間スケールでの海水中 CO₂ モデルを提案することを目的とした。

1-6. 論文の構成

[第1章]

研究の背景、ブルーカーボンに関する概要、既往の研究、研究の目的について記載した。

[第2章]

水中 CO₂ 分圧の基本的な特性を踏まえ、大気-浅海域間の CO₂ フラックスの計測方法について、①バルク法、②フローティングチャンバー法、③渦相関法による算出方法等を整理するとともに、各手法の長所・短所・コスト等の比較を行った。

[第3章]

日本の浅海域における現地観測事例（亜寒帯、温帯、亜熱帯の代表例）の整理及び観測データを用いた統計解析（パス解析、一般線形モデル）を行った。現地観測においては、大気-海水間 CO₂ フラックスを推定した。また、大気-海水間 CO₂ フラックスに影響を及ぼす環境要因（風速、水温、塩分、全アルカリ度 (TA)、溶存無機炭素濃度 (DIC)、生物過程による炭素増減量 (Δ DIC)) の相対的な影響度を把握するために、統計解析を用いた分析を行った。

[第4章]

国内の主要な浅海域生態系（海草場、干潟、サンゴ礁）において、海水中 CO₂ 分圧とその規定要因に関する項目（水温、塩分、生物活動など）を計測し、それらの現地観測結果（引用データを含む）の統合によって、海水中 CO₂ 分圧の統一的な推定式を構築し、海水中 CO₂ 分圧の動態を説明するための重要な環境要因の抽出を行った。

[第5章]

一次元数値解析による DIC の概念モデルを用いて、海水中 CO₂ 分圧の日周変動とそのメカニズムについて検討を行った。

[第6章]

三次元数値解析として、成層を考慮したアマモ場における DIC の変動解析、アマモ場における海水中 CO₂ 分圧モデルの開発について検討を行った。

[第7章]

本研究で得られた結論と今後の展開についてとりまとめた。

第1章の参考文献

- 1) IPCC : Contribution of working group 1 to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, *Ippc fifth assessment report : Climate change 2013*, 1535p., Cambridge University Press, New York, 2013.
- 2) Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdes, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds) : *Blue carbon. A rapid response assessment*, 80p, United Nations Environmental Programme, GRID-Arendal, Norway, 2009.
- 3) 堀正和, 桑江朝比呂 : ブルーカーボン, 浅海における CO₂ 隔離・貯留とその活用, 254p., 地人書館, 2017.
- 4) Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H. and Silliman, B. R. : A blueprint for blue carbon : Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, pp.552-560, 2011.
- 5) Fourqurean, J.W., Duarte, C.M., Kennedy, H. *et al.* : Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock, *Nature Geoscience*, 5, pp.505–509, 2012.
- 6) Watanabe, K., Kuwae, T.: How organic carbon derived from multiple sources contributes to carbon sequestration processes in a shallow coastal system?, *Global Change Biology*, 21, pp.2612–2623, 2015.
- 7) Raymond, P.A., Cole, J.J. : Gas exchange in rivers and estuaries: Choosing a gas transfer velocity, *Estuaries*, 24, pp.312–317, 2001.
- 8) Borges, A.V., Delille, B., Schiettecatte LS, Gazeau F, Abril G, Frankignoulle M : Gas transfer velocities of CO₂ in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt, and Thames), *Limnology and Oceanography*, 49, pp.1630–1641, 2004.
- 9) Borges, A.V., Delille, B., Frankignoulle, M. : Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean: Diversity of ecosystem counts, *Geophysical Research Letters*, 32, pp.1-4 L14601, doi:14610.11029/12005GL023053., 2005.
- 10) Borges, A.V., Schiettecatte, L.S., Abril G. *et al.* : Carbon dioxide in European coastal waters, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70, pp.375–387, 2006.
- 11) Jiang, L.Q., Cai, W.J., Wang, Y. : A comparative study of carbon dioxide degassing in river- and marine-dominated estuaries, *Limnology and Oceanography*, 53, pp.2603–2615, 2008.
- 12) Laruelle, G.G., Dürr, H.H., Slomp, C.P., Borges, A.V. : Evaluation of sinks and sources of CO₂ in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves, *Geophysical Research Letters*, 37, L15607, doi:15610.11029/12010GL043691, 2010.
- 13) Cai, W.J. : Estuarine and coastal ocean carbon paradox: CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration?, *Annual Review of Marine Science*, 3, pp.123–145, 2011.
- 14) Chen, C.T.A., Huang, T.H., Chen, Y.C., Bai, Y., He, X., Kang, Y. : Air-sea exchange of CO₂ in world's coastal seas, *Biogeoscience Discuss*, 10, pp.5041–5105, 2013.
- 15) Regnier, P., Friedlingstein, P., Ciais, P. *et al.* : Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from

- land to ocean, *Nature Geoscience*, 6, pp.597–607, 2013.
- 16) Amann, T., Weiss, A., Hartmann, J. : Inorganic Carbon Fluxes in the Inner Elbe Estuary, Germany, *Estuaries and Coasts*, DOI 10.1007/s12237-014-9785-6, 2014.
 - 17) Chen, C.T.A., Huang, T.H., Fu, Y.H., Bai, Y., He, X. : Strong sources of CO₂ in upper estuaries become sinks of CO₂ in large river plumes, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, pp.179–185, 2012.
 - 18) Tokoro, T., Hosokawa, S., Miyoshi, E. *et al.* : Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation, *Global Change Biology*, 20, pp.1873–1884, 2014.
 - 19) Kuwae, T., Kanda, J., Kubo, A., Nakajima, F. *et al.* : Blue carbon in human-dominated estuarine and shallow coastal systems, *Ambio*, 45, pp.290–301, 2016.
 - 20) Smith, S.V. : Marine macrophytes as a global carbon sink, *Science*, 211, pp.838–840, 1981.
 - 21) Frankignoulle, M. : Field-measurements of air sea CO₂ exchange, *Limnology and Oceanography*, 33, pp.313–322, 1988.
 - 22) Barrón, C., Duarte, C.M., Frankignoulle, F., Borges A.V. : Organic carbon metabolism and carbonate dynamics in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow, *Estuaries and Coasts*, 29, pp.417–426, 2006.
 - 23) Koné, Y.J.M., Abril, G., Kouadio, K.N., Delille, B., Borges, A.V. : Seasonal variability of carbon dioxide in the rivers and lagoons of ivory coast (West Africa), *Estuaries and Coasts*, 32, pp.246–260, 2009.
 - 24) Crosswell, J.R., Anderson, I.C., Stanhope, J.W. *et al.* : Carbon budget of a shallow, lagoonal estuary: Transformations and source-sink dynamics along the river-estuary-ocean continuum, *Limnology and Oceanography*, 62, S29-S45, 2017.
 - 25) Weiss, R.F. : Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a nonideal gas, *Marine Chemistry*, 2, pp.203–215, 1974.
 - 26) Gazeau, F., Duarte, C.M., Gattuso, J.P. *et al.* : Whole-system metabolism and CO₂ fluxes in a Mediterranean Bay dominated by seagrass beds (Palma Bay, NW Mediterranean), *Biogeosciences*, 2, pp.43–60, 2005.
 - 27) Wanninkhof, R. : Relationship between wind-speed and gas-exchange over the ocean, *Journal of Geophysical Research. C. Oceans*, 97, pp.7373–7382, 1992.
 - 28) de la Paz, M., Gómez-Parra, A., Forja, J. : Inorganic carbon dynamic and air-water CO₂ exchange in the Guadalquivir Estuary (SW Iberian Peninsula), *Journal of Marine Systems*, 68, pp.265–277, 2007.
 - 29) Borges, A.V., Frankignoulle, M. : Daily and seasonal variations of the partial pressure of CO₂ in surface seawater along Belgian and southern Dutch coastal areas, *Journal of Marine Systems*, 19, pp.251–266, 1999.
 - 30) Gazeau, F., Duarte, C.M., Gattuso, J.P. *et al.* : Whole-system metabolism and CO₂ fluxes in a Mediterranean Bay dominated by seagrass beds (Palma Bay, NW Mediterranean), *Biogeosciences*, 2, pp.43–60, 2005.
 - 31) Alwin, D.F., Hauser, R.M. : The Decomposition of Effects in Path Analysis, *American Sociological Review*, 40, pp.37-47, 1975.

- 32) Nakayama, K., Sivapalan, M., Sato, C., Furukawa, K. : Stochastic characterization of the onset of and recovery from hypoxia in Tokyo Bay, Japan : Derived distribution analysis based on “strong wind” events, *Water Resources Research*, 46, W12532, 15p., 2010.
- 33) Satoh, C., Nakayama, K., Furukawa, K. : Contributions of wind and river effects on DO concentration in Tokyo Bay, *Estuarine Coast and Shelf Science*, 109, pp.91–97, 2012.

第2章. 大気－浅海域間のCO₂フラックスの計測方法の検討

2-1. 水中CO₂分圧の特性

水中 CO₂ 分圧は、水中の様々なパラメータの影響を受けている。例えば、水中 CO₂ 濃度が一定の場合でも、CO₂ 溶解度が変化すれば水中 CO₂ 分圧も変化し、水温が高くなるほど CO₂ 溶解度が減少、水中 CO₂ 分圧は上昇する。これは水温が高くなるほど、水中に溶解している気体分子の分圧（運動エネルギー）が増加し、より大気中に飛び出そうとするためである。

水中の植物プランクトンや海草による光合成などの生物活動も水中 CO₂ 分圧を変化させる。水中には CO₂ の他に炭酸水素イオン、炭酸イオンが存在しており、CO₂ 濃度が変化した際に、これらのイオンが CO₂ 濃度変化の一部を補填する性質を持っている。この性質に係るパラメータとして、溶存無機炭素濃度（DIC : Dissolved Inorganic Carbon）、全アルカリ度（TA : Total Alkalinity）、水素イオン濃度（pH : Potential of Hydrogen）の3つがある。

DIC は、水中の無機炭素成分である溶存 CO₂、炭酸水素イオン、炭酸イオンの総量である。なお、通常の海水の場合は、DIC の 90% 以上を炭酸水素イオンが占める。TA は、水中のカルシウムイオンやマグネシウムイオンといったミネラル分で決定される。TA が増加すると、水中 CO₂ 分圧の増減に対する緩衝能力が強くなることで、水中 CO₂ 分圧は変化し難くなる。また、水中 CO₂ 分圧が増加すると pH は低下、水中 CO₂ 分圧が減少すると pH は上昇する。

生物活動との関連性については、海草などの光合成や呼吸・分解は基本的に DIC のみを増減させるが、サンゴや有孔虫、貝類などの炭酸カルシウムの骨格を形成する石灰化反応は TA にも影響を与える。TA を変化させる生態系が CO₂ 分圧に与える影響は、非常に複雑である。

浅海域においては、塩分と DIC、TA との間に強い相関関係があるため、塩分は水中 CO₂ 分圧に対しても間接的に強い影響を及ぼしている。これは塩分が高いほど、カルシウムやマグネシウムなどのミネラル分を多く取り込んでいるため、TA も高くなる。また、TA が高くなるほど CO₂ を炭酸水素イオンなどのイオンとして水中に取り込むため、DIC も同様に高くなる。一方で、一般的な河川水は海水に比べて相対的にミネラル分が少なくなるため、DIC や TA は低くなる傾向にある。なお、河川流域が石灰岩地帯の場合には、河川水の DIC、TA は海水よりも高くなることもある。これらのことから、河川水と海水の両方の影響を受ける浅海域では、河川水の DIC、TA が地域的・季節的ごとの違いに起因するとともに、河川水と海水の混合割合の変化に伴って塩分が変動し、水中 CO₂ 分圧を大きく変化させている。

以上のように、水中の CO₂ 分圧は、水温、塩分、DIC、TA、pH といった水質パラメータに影響を受ける非常に複雑な変動をしている。

2-2. 計測手法の検討

大気中 CO₂ の吸収速度（大気－海水間 CO₂ フラックス）に係る計測手法について、各計測手法の種類と特性を考慮し、想定される対象海域に適合した手法を適用することとした。なお、本検討にあたっては、「港湾におけるブルーカーボン（CO₂ 吸収と炭素隔離）の計測手法のガイドライン¹⁾」との整合を図っている。

2-2-1. 各計測手法の種類

(1) バルク法

バルク法は、大気と海水間の CO₂ 分圧差、交換速度と呼ばれる海水面上の風速などによって経験的に決定される係数を用いて CO₂ フラックスを算出する方法である。大気－海水間 CO₂ フラックスの測定手法としては最も良く使われている手法であり、現在、外洋による CO₂ 吸収速度も、この手法で算出されている^{2), 3)}。ただし、交換速度の経験式は、主に外洋や十分に広い湖などの測定結果に基づいたものであり、水深や地理条件が多様な浅海域で適用可能かについては、今後、議論の余地がある^{4), 5), 6)}。

a) 計算式

バルク法の計算式は、式 (2-1) に示すとおりである。

$$F = kS(fCO_{2water} - fCO_{2air}) \quad (2-1)$$

fCO_{2water} と fCO_{2air} は、それぞれ海水中と大気中の CO₂ 分圧のことである。海水に対する CO₂ の溶解度 S (mol/m³/atm) は、水温と塩分の既存の経験式から算出される。交換速度 k (m/s) は、一般的に風速をパラメータとした経験式から決定される。

交換速度の経験式³⁾は、式 (2-2) に示すとおりである。

$$k = 0.39 \cdot U_{10}^2 \times \left(\frac{Sc}{660} \right)^{-0.5} \quad (2-2)$$

U_{10} は、水面から 10m の高さの風速であり、現場の風速計やアメダスの観測データを高度補正⁷⁾して計算する。高度補正のためには、地表面粗度を決定する必要がある。アメダスのデータに関しては、文献値^{8), 9), 10)}を使用することができる。

Sc はシュミット数と呼ばれる無次元数で水温と塩分の経験式¹¹⁾から算出される。

b) 海水中 CO₂ 分圧

海水中 CO₂ 分圧は、CO₂ 濃度計（例：可搬型二酸化炭素測定装置 写真 2-2-1 参照）による自動計測，又は採水サンプルによる炭酸系イオン等（溶存無機炭酸濃度 (DIC)，全アルカリ度 (TA)，pH のうち 2 種類）を用いた平衡計算から算出される¹²⁾。ここで，可搬型二酸化炭素測定装置（Portable Carbon Dioxide Analyzer：CO2-14）とは，非分散赤外線吸収法 (NDIR) により，二酸化炭素濃度の測定を連続でかつ高精度に行う装置である。NDIR は海水を直接扱うことができないため，ガス透過膜を使用したパッシブ平衡器を循環させることで，海水中の二酸化炭素分圧を高精度に連続測定することが可能である（付録 図 A-1 参照）。この測器の精度は，0.01 μ atm 程度である。

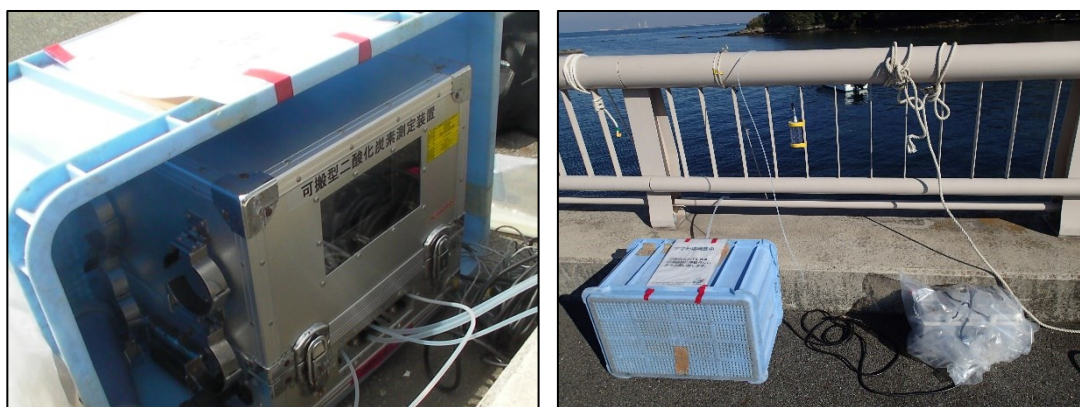


写真 2-2-1 可搬型二酸化炭素測定装置 (CO2-14, 紀本電子社製)

c) 大気中 CO₂ 分圧

大気中 CO₂ 分圧は，海水中 CO₂ 分圧と同様に CO₂ 濃度計（例：可搬型二酸化炭素測定装置）による計測，又は国立環境研究所の観測データ (<http://db.cger.nies.go.jp/gem/ja/ground/>より，落石岬，波照間のデータを入手可能) 等により収集される。なお，大気中 CO₂ 分圧は，これまでの観測データ等から，概ね 400 μ atm と推定されることが妥当と考えられている。

d) 風速

風速は，3 軸音波風速センサー（例：CSAT3B, Campbell 社製：付録 図 A-2 参照）等の風速計，又は気象庁の測候所の観測データ等により収集される。

e) 水温・塩分

水温及び塩分は，水温・塩分計（例：Compact-CT, JFE アドバンテック社製）等を用いて計測する。

f) TA, DIC

TA と DIC 測定用サンプルは、250ml の Schott Duran 瓶で採取し（写真 2-2-2 参照），200 μ l の塩化第二水銀を添加して溶存無機炭素を固定する．このサンプルは，フロースルー型の炭酸系分析装置（例：MDO-02，紀本電子社製），もしくはパッチ型分析装置（例：ATT-05，紀本電子社製 写真 2-2-3 参照）で測定する．本測定では，酸化還元電位と塩酸の添加量を Glan Plot と呼ばれる非線形式に近似させることで，TA と DIC を得ることができる¹²⁾．この測器の測定精度は，1 μ mol/kg 以下である．



写真 2-2-2 TA・DIC測定用サンプルの採取の様子



写真 2-2-3 TA・DIC分析装置（ATT-15，紀本電子社製）

g) pH

pH は，pH 計（例：HACH 社：HQ40d）等を用いて計測する．TA もしくは DIC のみを測定する手法（オープンセル法¹¹⁾）と pH の組み合わせから，海水中 CO₂ 分圧を算出することも可能である．ただし，pH の精度については 0.001 以下という高い水準が要求される．

以上より，バルク法による計測フローは，図 2-2-1 に示すとおりである．

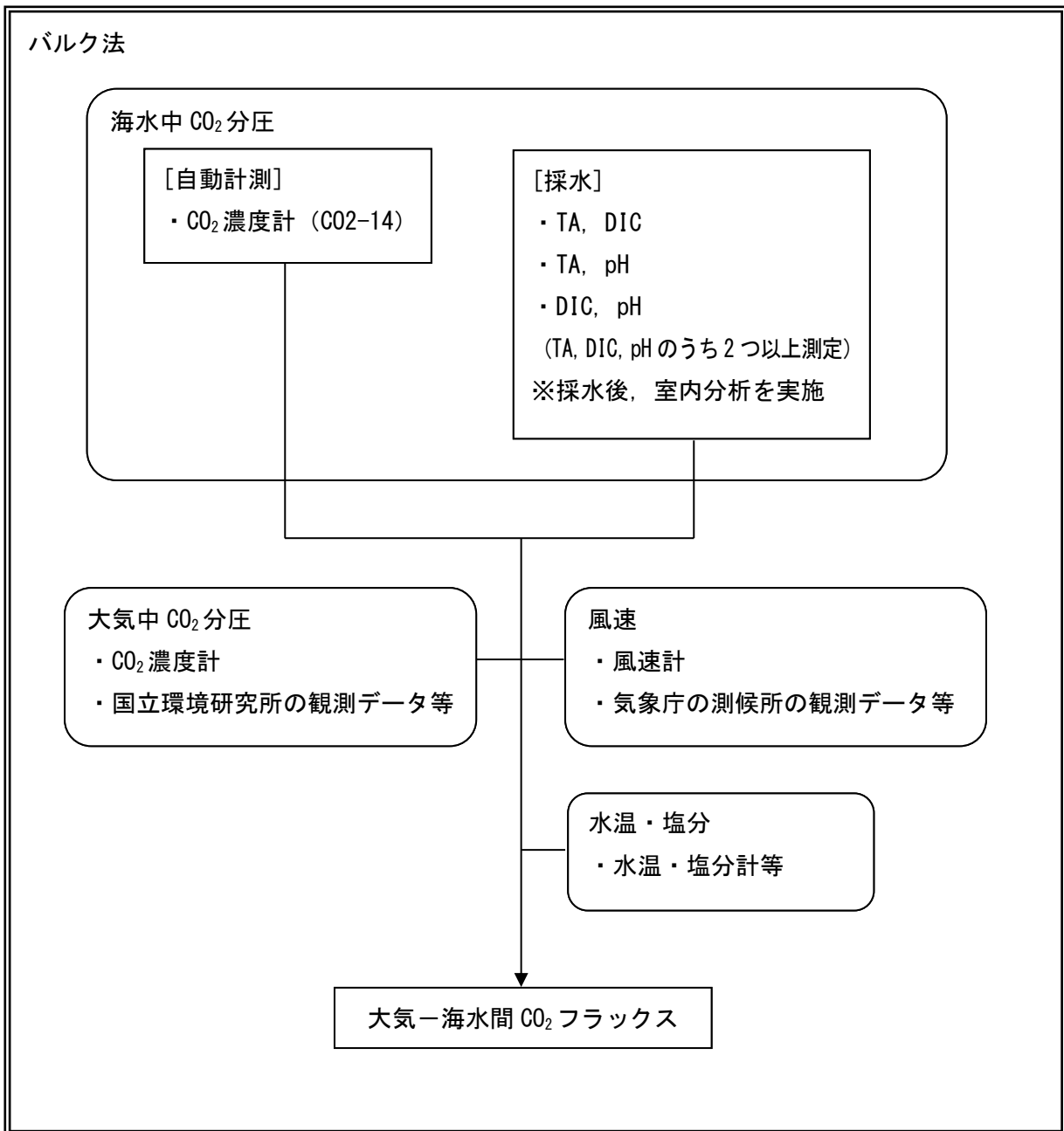


図 2-2-1 バルク法による計測フロー

(2) フローティングチャンバー法

フローティングチャンバー法は、水面に浮かべた中空の箱状の装置内部の CO₂ 濃度変動を連続的に測定することで、CO₂ フラックスを決定する手法である。大気-海水間 CO₂ フラックスを簡易な手法で直接測定できる利点がある。なお、この手法は、水面に物理的な影響を与えるため妥当性に関して様々な議論がなされているが、既存の研究¹³⁾において静穏な環境では測定結果が妥当なものであるとされている。欠点として、チャンバー内の空気を測定ごとに換気するため、無人計測が困難であること、大気中の CO₂ 分圧を別途測定する必要があること、長期・広域測定に向かないこと、構造上装置が転倒するような条件（荒天時、外洋域）では使用できないこと等が挙げられる。

本測定装置の市販品は確認されておらず、研究機関ごとに設計・製造されたものが使われている。フローティングチャンバーの一例として、L500×W500×H220mm のポリ塩化ビニル製 (17kg) を用い、テフロンチューブを介し、CO₂ 濃度計 (付録 図 A-1 参照) と接続する手法 (写真 2-2-4, 図 2-2-2 参照) を挙げる。この手法では測定中の装置内部の圧力変動により、内部の CO₂ 濃度の測定に誤差が生じることが指摘されているが、本装置では 10m 程度の長さの一端が解放されているチューブを CO₂ 濃度計との接続ラインに繋げることで、圧力バッファーとして機能させている。また、装置内部に圧力センサーを設置しており、内部の圧力変動による影響を随時モニタリングし、補正している。

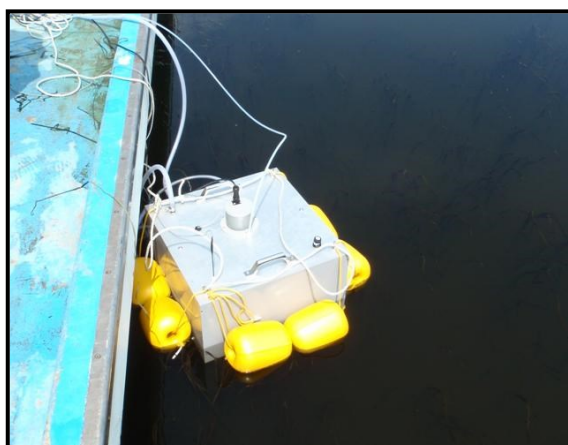


写真 2-2-4 フローティングチャンバー装置 (L500 × W500 × H220mm)

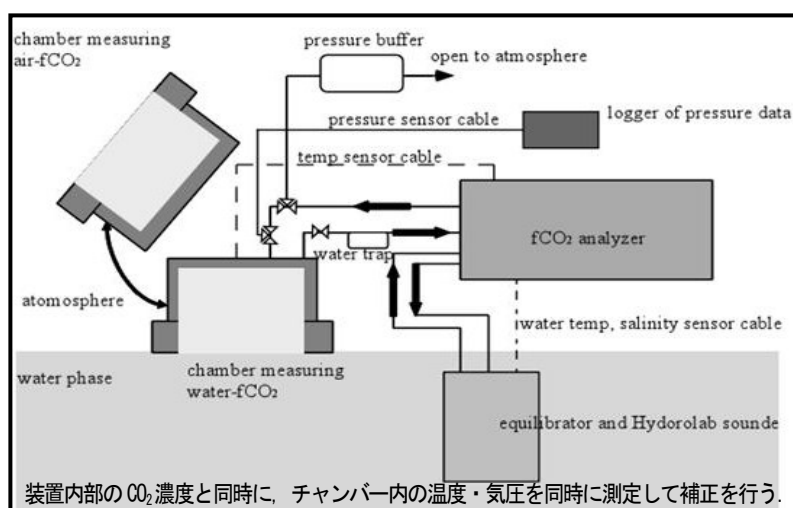


図 2-2-2 フローティングチャンバー装置の概要

以上より、フローティングチャンバー法による計測フローは図 2-2-3、計測状況は写真 2-2-5 に示すとおりである。

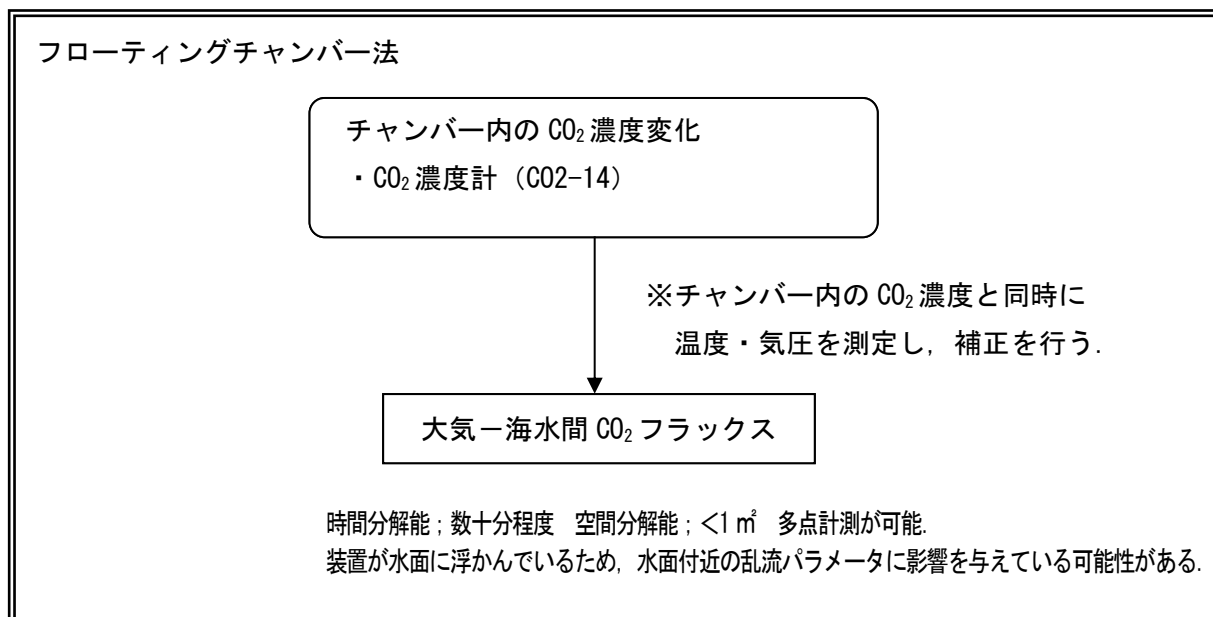


図 2-2-3 フローティングチャンバー法による計測フロー



(出典：Université de Liège HP <http://www.co2.ulg.ac.be/index.htm>)
(photo by M. Frankignoulle)

写真 2-2-5 フローティングチャンバー法による計測状況

(3) 渦相関法

渦相関法とは、乱流によって輸送される物質やエネルギー量（ガス・熱など）を直接測定する手法である¹⁴⁾。無人で長期間に広範囲の測定が可能であるため、これまでに主に陸域のCO₂や水中O₂フラックスの測定に広く使われている。ただし、乱流成分や各データを高速で測定するため、高価な機材や精密な設置、大量データの解析が要求される。

大気中の渦相関法によるCO₂フラックスは、式(2-3)に示すとおりである。

$$F = \overline{\rho_c' w'} \cdot F_1 + \mu \frac{\rho_c}{\rho_d} \overline{\rho_v' w'} \cdot F_1 + \rho_c \left(1 + \mu \frac{\rho_v}{\rho_d} \right) \frac{\overline{T_a' w'}}{T_a} \cdot F_2 \quad (2-3)$$

F は大気と海水間のCO₂フラックス(μmol-C/m²/s)、 F_1 と F_2 はCO₂濃度計や風速計の設置距離やそれぞれの測定空間分解能による誤差を補正するための係数である¹⁵⁾。式中の第一項はCO₂濃度 ρ_c (mol/m³)と鉛直風速 w (m/s)の共分散を示しており、見かけ上のCO₂の鉛直フラックスを示している。式中の上バー(—)とプライム(')は、それぞれ測定時間中(通常30分間)の平均値、測定値の平均からの差分を示している。大気中のCO₂濃度の場合、湿度や気温の変化による空気塊の体積の変化により、実際はCO₂の移動が無い場合でも、見かけ上のCO₂濃度変動が観測される。このため、式中第2項と第3項は、それぞれ湿度と気温による空気塊の体積変化の影響を理論的に補正(WPL補正¹⁴⁾)するものである。式中の μ は乾燥空気と水蒸気のモル比率、 ρ_c 、 ρ_d 、 ρ_v はそれぞれCO₂濃度、乾燥空気密度、水蒸気密度(μmol/m³)である。 T_a は大気中の温度(K)である。

渦相関法で使用する主な機器は、専用設計となる高速測定が可能なCO₂濃度計(例:LI-7500RS, LI-COR社製:付録図A-3参照)と3軸音波風速センサー(例:CSAT3B, Campbell社製:付録図A-2参照)である。CO₂濃度計は、測定セル部分が解放されているタイプ(オープンパス型)と密閉されているタイプ(クローズドパス型)がある。前者は霧や降雨等による欠測のデメリットがあるものの、直接大気中のCO₂濃度を測定するための計算式を単純化できるメリットがあり、近年の主流となっている。

沿岸域で使用する場合、設置高さは運用上数m程度となるが、この場合の測定範囲は風上方向に数百mのオーダーになる。測定値はこの範囲の平均として計測されるため、これより狭い範囲では適用できない。

渦相関法の測器は非常に高額であり、測定の運用のためにはプラットフォームや電源の確保が必須となる。また、1ヶ月に最低1~2回程度のメンテナンスが推奨される。メンテナンスの内容は、電源の確認やセンサー動作の確認が主となる。

なお、渦相関法は大量のデータを扱うために、そのデータの品質管理が最大の課題となっている。また、浅海域の適用例が少ないため、独自の新たな品質管理手法の開発が必要となる¹⁴⁾。品質管理の内容は、主にCO₂濃度と風速の鉛直成分の測定値の異常の除去とCO₂フラックスには関係しない長期成分除去のためのハイパスフィルター処理である¹⁶⁾。今後の品質管理の課題としては、ハイパスフィルターの設定とCO₂濃度などが急激に変化するような条件の測定データの妥当性の検証、バルク法との比較検討が挙げられる。

以上より、渦相関法による計測フローは、図 2-2-4 に示すとおりである。

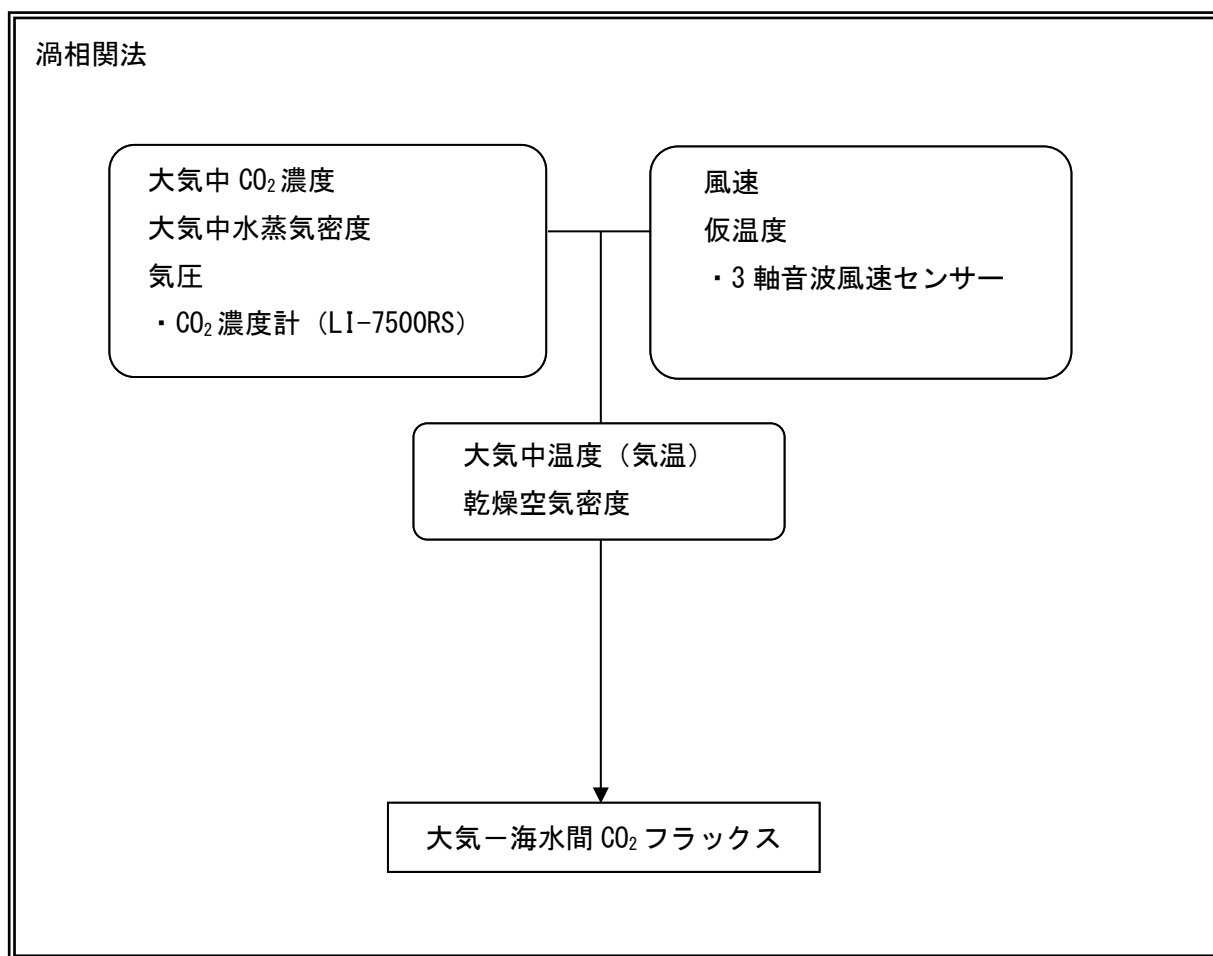


図 2-2-4 渦相関法による計測フロー

2-2-2. 各計測手法の特徴に関する比較

CO₂ 計測に係る各手法の長所、短所、コスト等について収集、整理した結果は、表 2-2-1 に示すとおりである。

表 2-2-1 各手法の長所・短所等の比較

	長所	短所	コスト	Tier
バルク法	<ul style="list-style-type: none"> 計測方式の選択肢が多い。 ① CO₂ 計による自動計測 ② 採水 (TA, DIC 平衡計算) ③ 採水 (TA, pH 平衡計算) ④ 採水 (DIC, pH 平衡計算) ※手法により精度差がある。 採水の場合、電源が不要である。 ΔDIC (淡水と外海水の単純混合以外の DIC 増減量) を測定する場合、生物過程 (呼吸・分解, 光合成) を把握できる。 潮汐や日周期変動スケールでの連続測定ができる。 外洋での使用事例が多い。 	<ul style="list-style-type: none"> 水深や地理条件が多様な岸・浅海域において、交換速度 (風速による経験式) の汎用性に課題がある。 無人計測が困難である。 測定範囲が非常に狭い。 長期連続計測が困難である。 CO₂ 計による計測の場合、電源が必要である。 採水の場合、現地での測定データの確認が困難である。 	<p style="text-align: center;">中</p> <p>CO₂濃度計 (CO2-14) [約 300 万円]</p> <p>パッチ型 室内分析装置 (ATT-15) [約 100 万円]</p>	2
フローティング チャンバー法 (FC 法)	<ul style="list-style-type: none"> 簡易に直接測定ができる。 静穏な環境では測定値の信頼性は高い。 	<ul style="list-style-type: none"> 水面で物理的な阻害要因となる可能性がある。 定期的な換気が必要である。 無人計測が困難である。 測定範囲が狭い。 長期連続計測が困難である。 電源が必要である。 装置内部の圧力変動を考慮する必要がある。 	<p style="text-align: center;">中</p> <p>チャンバー装置 (簡易CO₂計測含む) [約 100 万円以上]</p>	3
渦相関法 (EC 法)	<ul style="list-style-type: none"> 無人計測ができる。 長期間 (数ヶ月～) スケールでの連続測定ができる。 測定範囲が広い。 	<ul style="list-style-type: none"> 高度なデータ処理・解析が必要である (補正処理が複雑)。 測定エリアに隣接する他の影響 (森林等) も含まれる可能性があるため、狭小エリア (数百 m² 以下) での使用が困難である。 電源が必要である。 沿岸域での使用事例が少ない。 プラットフォームが必要である。 測定機器が非常に高価である。 	<p style="text-align: center;">高</p> <p>オープンパス型 CO₂濃度計 (LI-7500RS) + 3軸音波 風速センサー [約 1,000 万円]</p>	3

注) 評価手法レベル Tier 1: 計算等を行わず基準に基づいた評価, Tier 2: 測定機器によるデータ取得や予め設定された算定式による定量的な評価, Tier 3: データ取得に加え独自のパラメータや算定式による定量的な評価。

2-3. 比較項目ごとの特性

2-3-1. 手法の普及度

Chen ら¹⁷⁾によると、沿岸域において大気-海水間 CO₂ フラックスの計測手法を収集・整理している。計測手法ごとに事例数をまとめた結果は、図 2-3-1 に示すとおりである。最も主流な計測手法は、「バルク法」の CO₂ 計による自動計測 (n=85) であった。次いで、採水の TA と pH の平衡計算 (n=33) もしくは DIC と pH の平衡計算 (n=29) であった。このような世界中の観測事例結果より、CO₂ フラックスの計測は「バルク法 (特に、CO₂ 計による自動計測)」が最も実績があり、既に手法として普及されているものと考えられる。採水による平衡計算は、TA、DIC、pH のうち 2 項目を分析すれば、他の項目も算出できるが、TA と pH もしくは DIC と pH の組み合わせが多かった。なお、DIC の代わりに塩分による換算方法もあり、藤井ら¹⁸⁾が大阪湾で塩分と pH の平衡計算を行っている程度であった。これらのことから、「バルク法」は普及度が高い手法であると考えられる。

「フローティングチャンバー法」の計測事例数 (n=15) は、「バルク法」よりも少なく、まだ実績は多くなかった。

一方、「渦相関法」は、この論文中には事例が無く、まだ研究開発段階にあると考えられる。

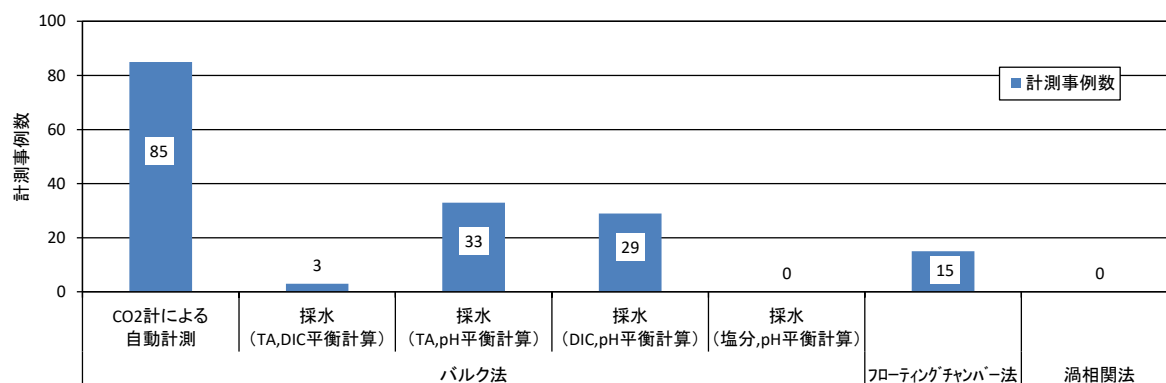


図 2-3-1 計測手法ごとの事例数

以上より、手法の普及度について相対的に比較した結果は、表 2-3-1 に示すとおりである。

表 2-3-1 手法の普及度の相対比較

手 法		普及度
バルク法	CO ₂ 計による自動計測	非常に高い
	採水	高い
フローティングチャンバー法		やや低い
渦相関法		低い

2-3-2. データの信頼性

「フローティングチャンバー法」は、大気-海水間 CO₂フラックスを簡易な手法で直接測定できる利点があるため、データの信頼性が最も高いと考えられる。

「バルク法」は、データの信頼性が「フローティングチャンバー法」に次いで高く、採水よりも CO₂計の自動計測による直接計測の方が信頼性は高いと考えられる。

一方で、「渦相関法」は最もデータの信頼性が低いと評価される。ただし、データ品質管理手法の開発により、信頼性を向上できる可能性が高い。

以上より、データの信頼性について相対的に比較した結果は、表 2-3-2 に示すとおりである。

表 2-3-2 データの信頼性の相対比較

手 法		普及度
バルク法	CO ₂ 計による自動計測	高い
	採水	やや低い
フローティングチャンバー法		非常に高い
渦相関法		低い

2-3-3. 計測の簡易さ（汎用性）

計測の簡易さについては、手法の普及度に準じると思われるが、最も簡易で汎用性が高い手法は「バルク法」と考えられる。CO₂計による自動計測の場合、機器の設置及び撤去と電源は必要になるが、計測中は機器の計測状況を確認するのみであり、比較的簡易な手法である。採水の場合は、計測機器や電源は不要であり、サンプルの濾過・固定作業は発生するが、特殊な技術を要するものではない。

「フローティングチャンバー法」は、チャンバー内の定期的な換気が必要である。機器の設置及び撤去と電源の準備を行い、装置内部の圧力変動や温度変化にも注意を払う必要があることから、やや専門的な技術を要する。

「渦相関法」は、測定機器が非常に高価であり、測定エリアの広範囲のデータを拾ってしまうため、プラットホームを含めた機器の設置場所や方法等には細心の注意を払う必要がある。また、取得データの処理・解析は高度であり、結果の解釈等についても非常に専門的な技術を要する。

以上より、計測の簡易さ（汎用性）について相対的に比較した結果は、表 2-3-3 に示すとおりである。

表 2-3-3 計測の簡易さ（汎用性）の相対比較

手 法		計測の簡易さ (汎用性)
バルク法	CO ₂ 計による自動計測	易しい
	採水	やや易しい
フローティングチャンバー法		やや難しい
渦相関法		難しい

2-3-4. 測定継続時間（時間スケール）

「バルク法」のうち採水による手法は、有人計測となることから、長期連続観測は不適である。時間スケールとしては、長くて日周期変化を捉えた 48 時間程度の連続観測となる。また、「フローティングチャンバー法」は、定期的な換気や圧力調整等が必要となることから、採水手法と同様に長期連続観測は不適である。

「バルク法」の CO₂ 計による自動計測は、電源設備や計測場所等を安定的に確保することができれば、やや長期的な観測も可能となる。

一方で、「渦相関法」は基本的に無人計測で長期間（数ヶ月～）スケールでの連続測定が可能となるため、長期連続観測には適している。

以上より、測定継続時間（時間スケール）について相対的に比較した結果は、表 2-3-4 に示すとおりである。

表 2-3-4 測定継続時間（時間スケール）の相対比較

手 法		測定継続時間 (時間スケール)
バルク法	CO ₂ 計による自動計測	やや長い
	採水	短い
フローティングチャンバー法		短い
渦相関法		長い

2-3-5. 測定範囲（空間スケール）

「バルク法」は、測定箇所のみ CO₂ フラックスデータを対象としており、基本的に点データとして扱われることから、測定範囲は非常に狭い。このため、広範囲の分布特性を把握する場合は複数の観測地点を設け、横断～縦断的もしくは面的に測定を行う必要がある。

「フローティングチャンバー法」は、チャンバー内の CO₂ フラックスデータを対象としており、チャンバーに覆われた面積（例えば、500×500mm 程度）という空間スケールとなることから、測定範囲は狭い。また、広域把握の場合は「バルク法」同様、複数の観測地点の設置が必要となる。

「渦相関法」は、設置高さが数 m の高度の場合、測定範囲は風上方向に数百 m のオーダーに及ぶと想定されることから、測定範囲は非常に広い。一方で、測定エリアに隣接する他の影響（森林等）も含まれる可能性があり、また狭小エリア（数百 m² 以下）での使用は困難となる。

以上より、測定範囲（空間スケール）について相対的に比較した結果は、表 2-3-5 に示すとおりである。

表 2-3-5 測定範囲（空間スケール）の相対比較

手 法		測定範囲 (空間スケール)
バルク法	CO ₂ 計による自動計測	非常に狭い
	採水	非常に狭い
フローティングチャンバー法		狭い
渦相関法		非常に広い

2-3-6. データ取得数/コスト

コストとは、労力（人件費）、計測機器、諸経費等を合わせた計測に係る全ての費用のことである。データ取得数/コストでは、計測に係る費用に対して、どれくらい効率的にデータを取得できるかという指標である。

「バルク法」について、採水による作業は一定の時間間隔（例えば、1 時間ごと）でサンプリングする必要があることから、データの取得効率は良くない。一方で、CO₂計による自動計測は、計測期間を長くしたり、測定間隔を短くしたりすることで、データの取得効率をやや向上させることができる。

「フローティングチャンバー法」は、チャンバー内の換気を一定の時間間隔（例えば、1 時間ごと）で設定する必要があることから、データの取得効率は良くない。

「渦相関法」は、測定機器が非常に高価であるが、測定間隔を短く、長期間連続的にデータを記録できることから、最も効率的にデータを取得することが可能となる。

以上より、データ取得数/コストについて相対的に比較した結果は、表 2-3-6 に示すとおりである。

表 2-3-6 データ取得数/コストの相対比較

手 法		データ取得数/コスト
バルク法	CO ₂ 計による自動計測	やや多い
	採水	少ない
フローティングチャンバー法		少ない
渦相関法		多い

2-4. 比較項目ごとの関係性

「2-3.比較項目ごとの特性」を踏まえ、図 2-4-1 に大気－浅海域間 CO₂ フラックスの計測手法の比較項目ごとの関係性を示した。

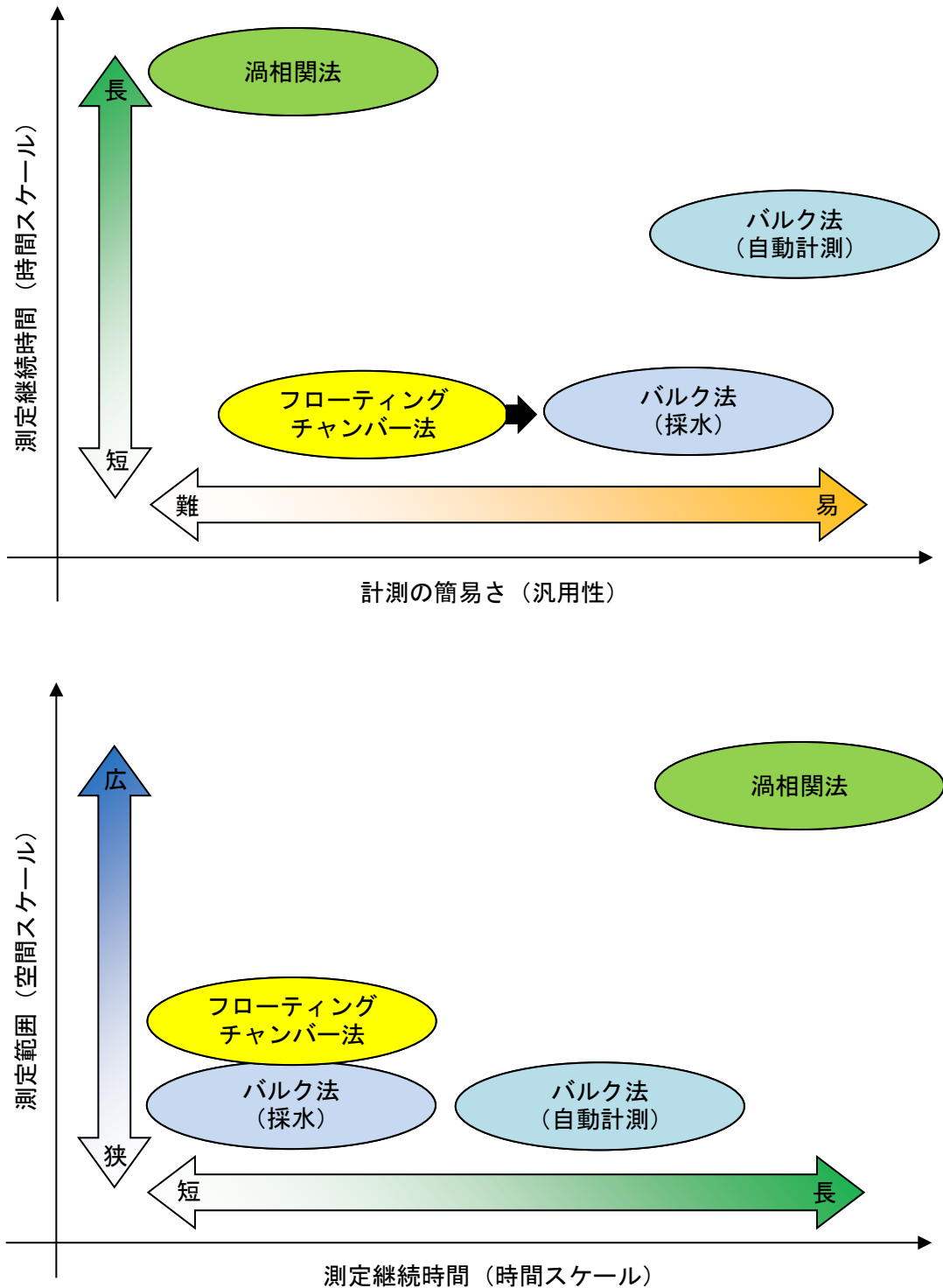


図 2-4-1 (1) 大気－浅海域間CO₂フラックスの計測手法の比較項目ごとの関係性

注) 図中の矢印は、将来の技術開発によって見込まれる改良の方向性である。なお、図中のプロットは相対的なものであり、コストなどを定量的に評価しているものではない。

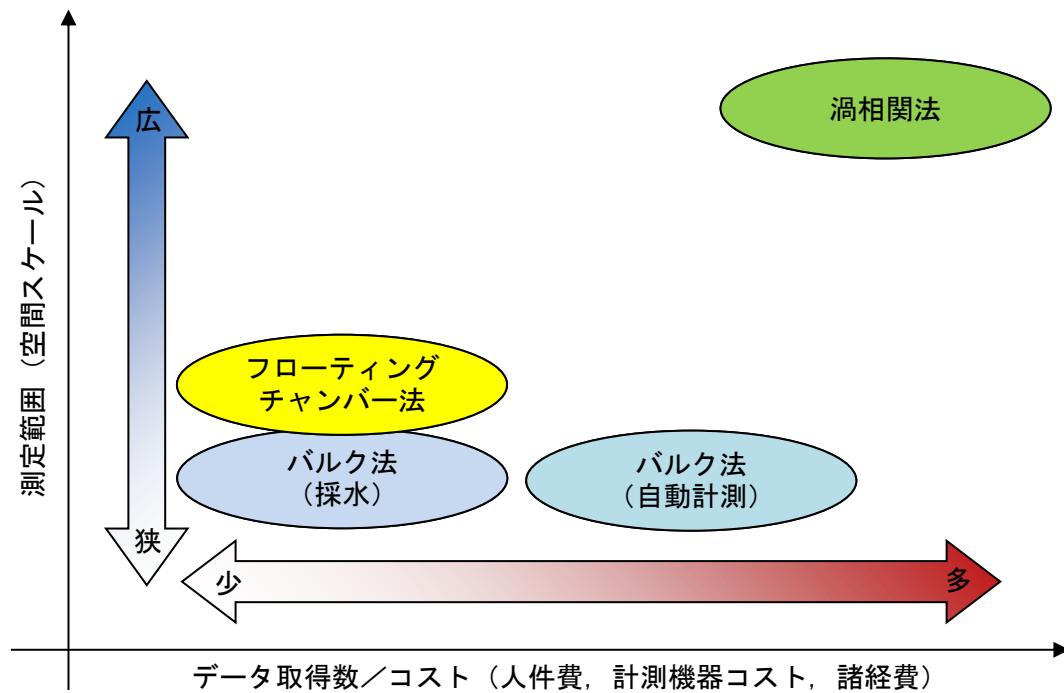
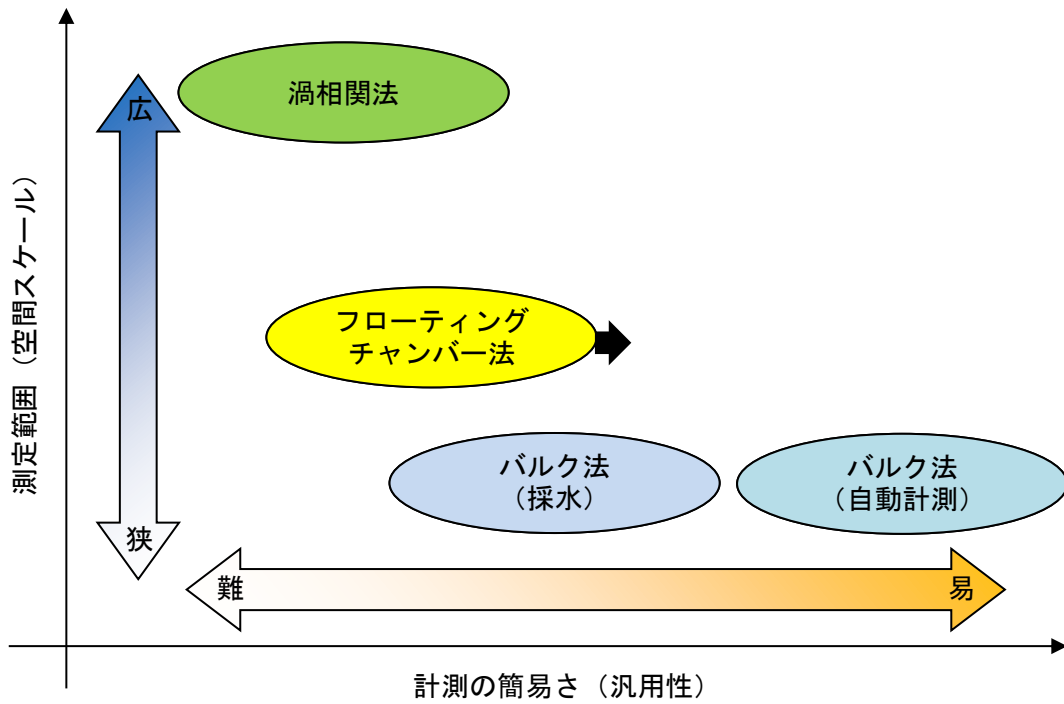


図 2-4-1 (2) 大気-浅海域間CO₂フラックスの計測手法の比較項目ごとの関係性

注) 図中の矢印は、将来の技術開発によって見込まれる改良の方向性である。なお、図中のプロットは相対的なものであり、コストなどを定量的に評価しているものではない。

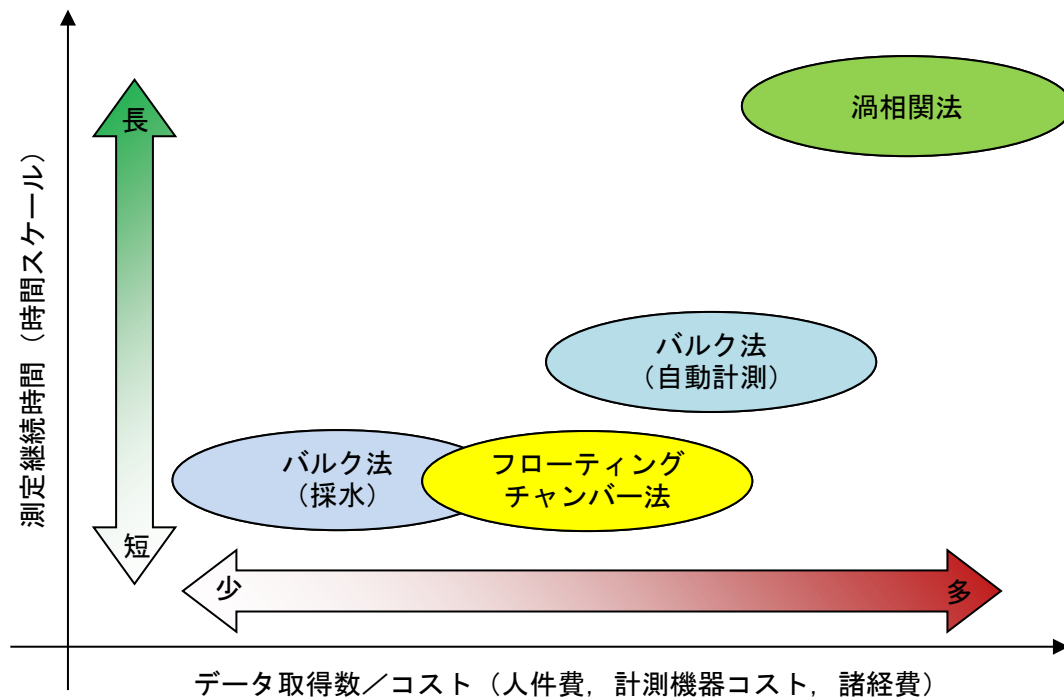
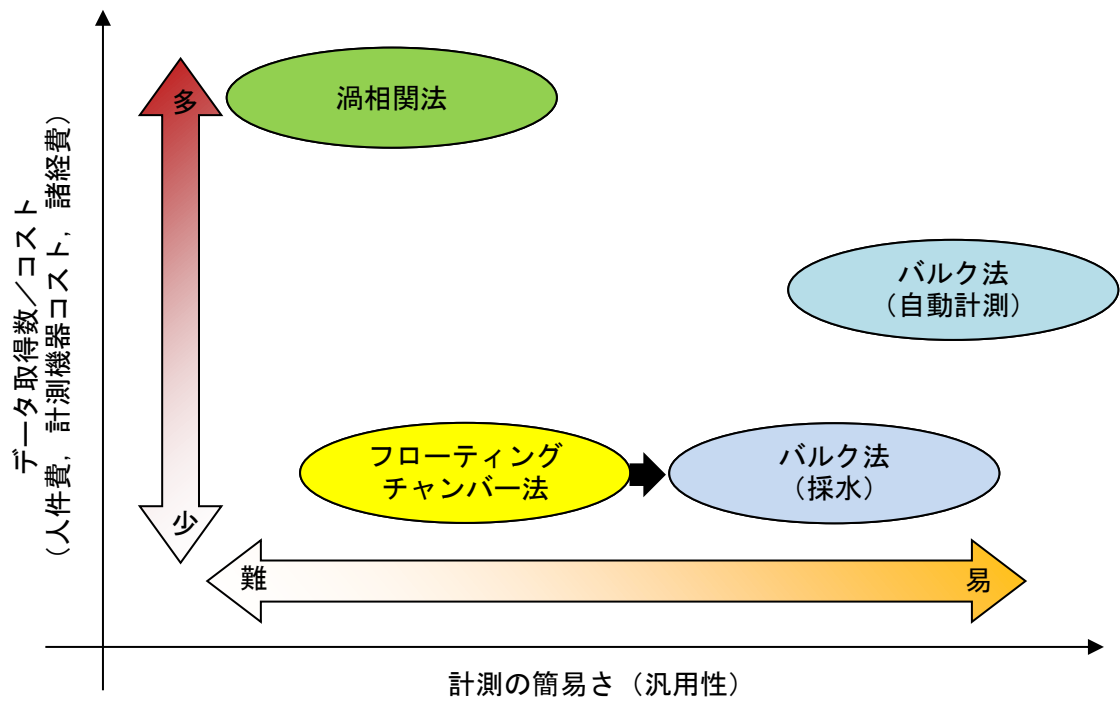


図 2-4-1 (3) 大気-浅海域間CO₂フラックスの計測手法の比較項目ごとの関係性

注) 図中の矢印は、将来の技術開発によって見込まれる改良の方向性である。なお、図中のプロットは相対的なものであり、コストなどを定量的に評価しているものではない。

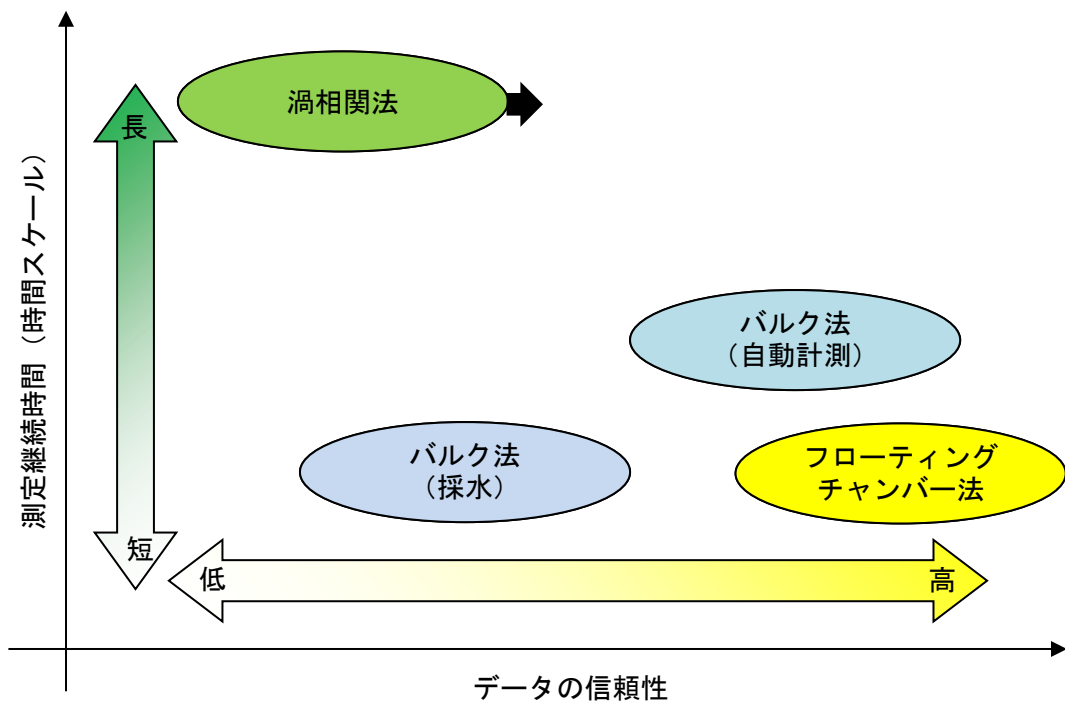
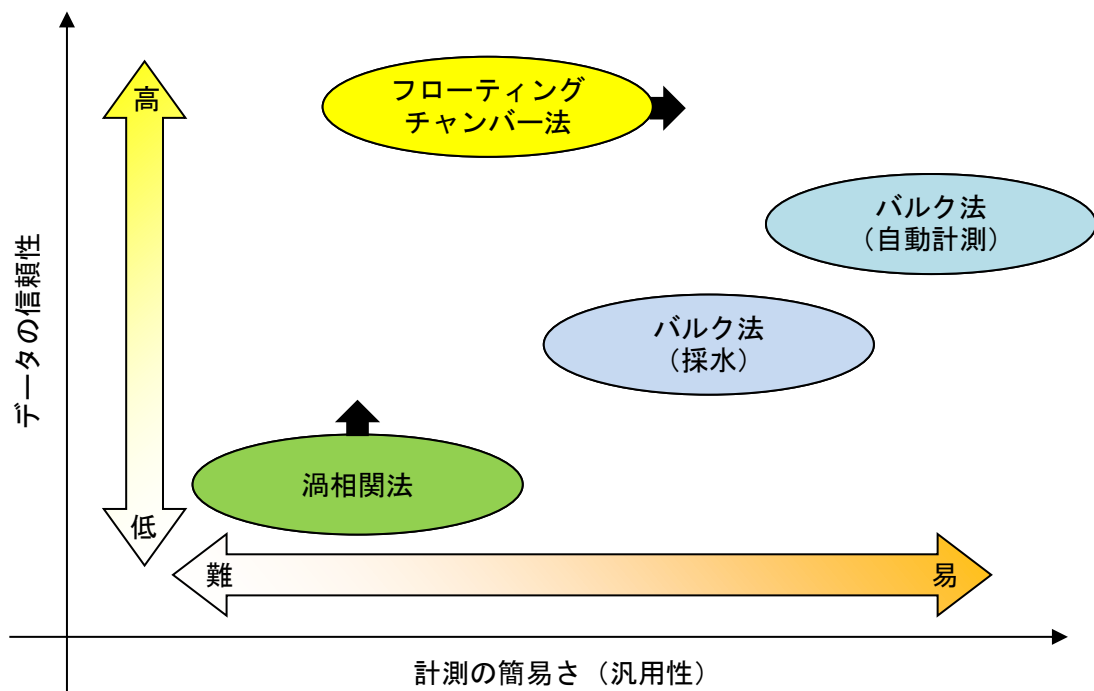


図 2-4-1 (4) 大気-浅海域間CO₂フラックスの計測手法の比較項目ごとの関係性

注) 図中の矢印は、将来の技術開発によって見込まれる改良の方向性である。なお、図中のプロットは相対的なものであり、コストなどを定量的に評価しているものではない。

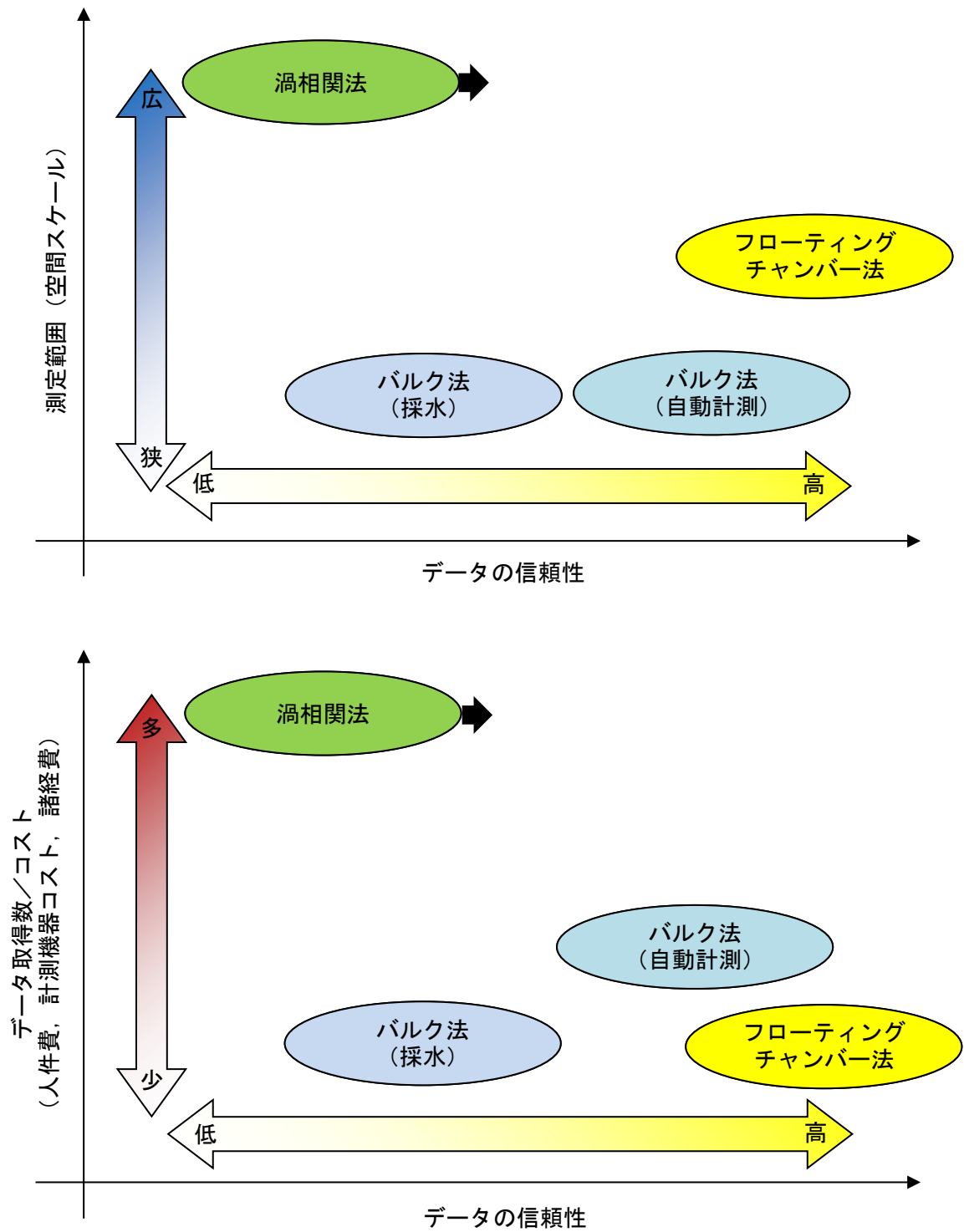


図 2-4-1 (5) 大気-浅海域間CO₂フラックスの計測手法の比較項目ごとの関係性

注) 図中の矢印は、将来の技術開発によって見込まれる改良の方向性である。なお、図中のプロットは相対的なものであり、コストなどを定量的に評価しているものではない。

第2章のまとめ

水中 CO₂ 分圧の基本的な特性を踏まえ、大気-浅海域間の CO₂ フラックスの計測方法について、①バルク法、②フローティングチャンバー法、③渦相関法による算出方法等を整理するとともに、各手法の長所・短所・コスト等の比較を行った。これらの計測方法のうち、「バルク法」は汎用性が高く測定精度が確保されているため、本研究においても「バルク法」を用いた計測とした。

第2章の参考文献

- 1) 所立樹, 渡辺謙太, 田多一史, 桑江朝比呂 : 港湾におけるブルーカーボン (CO₂ 吸収と炭素隔離) の計測手法のガイドライン, 港湾空港技術研究所資料, No.1309, pp.1-29, 2015.
- 2) McGillis, W. R., Edson, J. B., Ware, J. D., Dacey, J. W. H., Hare, J. E., Fairall, C. W. and Wanninkhof, R. : Carbon dioxide flux techniques performed during gasex-98, *Marine Chemistry*, 75, pp.267-280, 2001.
- 3) Wanninkhof, R. : Relationship between wind-speed and gas-exchange over the ocean, *Journal of Geophysical Research. C. Oceans*, 97, pp.7373-7382, 1992.
- 4) Raymond, P. A. and Cole, J. J. : Gas exchange in rivers and estuaries : choosing a gas transfer velocity, *Estuaries*, 24, pp.312-317, 2003.
- 5) Borges, A. V., Delille, B., Schiettecatte, L-S., Gazeau, F., Abril, G. and Frankignoulle, M. : Gas transfer velocities of CO₂ in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt and Thames), *Limnology and Oceanography*, 49 (5), pp.1630-1641, 2004.
- 6) Tokoro, T., Kayanne, H., Watanabe, A., Nadaoka, K., Tamura, H., Nozaki, K., Kato, K. and Negishi, A. : High gas-transfer velocity in coastal regions with high energy-dissipation rates, *Journal of Geophysical Research*, 113, doi:10.1029/2007JC004528, 2008.
- 7) 近藤純正 : 風, 地表面に近い大気の科学, 東京大学出版, 東京, pp.82-108, 2000.
- 8) 桑形恒男, 近藤純正 : 西日本アメダス地点における地表面粗度の推定, 天気, Vol. 109, pp.15-18, 1991.
- 9) 桑形恒男, 近藤純正 : 東北南部から中部地方までのアメダス地点における地表面粗度の推定, 天気, Vol.109, pp.55-59, 1990.
- 10) 近藤純正, 桑形恒男, 中園信 : 地域代表風の推定法, 自然災害科学, Vol.10-3, pp.171-185, 1991.
- 11) Jähne, B., Heinz, G. and Dietrich, W. : Measurement of the diffusion-coefficients of sparingly soluble gases in water, *Journal of Geophysical Research. C. Oceans*, 92, pp.10767 -10776, 1987.
- 12) Dickson, A. G., Sabine, C. L. and Christian, J. R. (eds.) : Guide to best practice for ocean CO₂ measurement, *PICES Special Publication*, 3, 2007.
- 13) Tokoro, T., Watanabe, A., Kayanne, H., Nadaoka, K., Tamura, H., Nozaki, K., Kato, K. and Negishi, A. : Measurement of air-water CO₂ transfer at four coastal sites using a chamber method, *Journal of Marine Systems*, 66, pp.140-149, 2007.
- 14) Lee, X., Finnigan, J. and Kyaw Tha Paw, U. : Coordinate system and flux bias error, *Handbook of micrometeorology*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp.33-64, 2004.
- 15) Massman, W. J. : A simple method for estimating frequency response corrections for eddy covariance systems, *Agricultural and Forest Meteorology*, 104, pp.185-198, 2000.
- 16) 所立樹, 桑江朝比呂 : 渦相関法による沿岸域の大気中 CO₂ 吸収・放出量のデータ品質管理, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.71, No.2, pp.1747-1752, 2015.
- 17) Chen, C.T.A., Huang, T.H., Chen, Y.C., Bai, Y., He, X., Kang, Y. : Air-sea exchange of CO₂ in world's coastal seas. *Biogeoscience Discuss*, 10, 5041-5105, 2013.

- 18) 藤井智康, 藤原建紀, 中山浩一郎 : 大阪湾東部の二酸化炭素の放出・吸収量, 土木学会論文
集 B2 (海岸工学) , Vol.69, No.2, pp.1111-1115, 2013.

第3章. 現地観測事例（亜寒帯，温帯，亜熱帯の代表事例）及び統計解析（パス解析，一般線形モデル）

現地観測事例として，亜寒帯の北海道風蓮湖，コムケ湖，温帯の東京湾走水海岸，野島海岸，亜熱帯の石垣島名蔵湾の観測結果を整理するとともに，パス解析及び一般線形モデルを用いた統計解析を行った．

3-1. 北海道風蓮湖における連続観測及び移動観測

3-1-1. 観測概要

(1) 観測場所

本調査水域は，河口付近に位置する海草場であり，陸域負荷と生物活動の影響の両方が捉えやすい閉鎖的な場であること，そして水域の約 7 割がアマモ場で占められていることを理由に¹⁾，北海道の風蓮湖（北緯 43° 19' 46.5"，東経 145° 15' 27.8"）を選定した．風蓮湖は，根室半島と野付崎の中間に位置する潟湖（約 60.5 km²）である．湖内の底質は，春国岱の砂州付近では砂質，風蓮川河口部では泥質となっている²⁾．一方，湖内の水質は，流入河川の影響を強く受け³⁾，負荷源の流入や外海水の影響については，塩分が有効な指標となっている⁴⁾．

また，水中の植物プランクトン量の指標となるクロロフィル *a* 濃度は，2006 年~2008 年の水質調査結果⁵⁾によると 0.9~35.3 µg/l の範囲で変動するとともに，風蓮川河口部付近で高くなる傾向を示している．なお，開口部の流況は，概ね同位相・同方向のほぼ滞筋に沿った潮汐流が主となっている⁴⁾．これらの湖内環境を勘案し，多変量解析に適した幅広い環境データを測定・収集するために，調査地点は風蓮川河口付近からオホーツク海に繋がる開口部付近まで，風蓮湖内の環境勾配に沿って縦断的に設定した（図 3-1-1 参照）．



図 3-1-1 現地調査位置

(2) 観測時期・項目・分析方法

観測時期は、2010年の8月と11月（No.10で48時間連続観測）、2011年の6月～11月（1回程度/月の頻度でNo.2～No.11の移動観測）とし、気象、水質データ等を測定・収集した。環境調査項目は、風速、水温、塩分、溶存無機炭素濃度（DIC）、全アルカリ度（TA）とした。サンプルは250 mlのSchott Duran瓶で採取され、200 μ lの塩化第二水銀を添加して溶存無機炭素を固定した。DICの測定は、フロースルー型の炭酸系分析装置（MDO-02、紀本電子製⁶⁾）、もしくはパッチ型分析装置（ATT-05、紀本電子製）を用いた。なお、両者の装置で、DICと同時にTAも測定した。調査時期及びサンプル数等は、表 3-1-1 に示すとおりである。

表 3-1-1 調査時期・サンプル数等

	調査時期	サンプル数	サンプル頻度
2010年	8月5日～7日	42	1時間間隔
	11月16日～18日	43	
2011年	6月27日	10	各日1回
	7月17日	10	
	8月10日	10	
	8月24日	10	
	9月17日	10	
	10月19日	10	
	11月4日	10	

(3) 大気－海水間CO₂フラックスの測定手法

大気－海水間CO₂フラックスは、第2章 2-2-1 (1) バルク法に示されている「バルク法」を用いて算出した。

(4) 生物過程による炭素増減量の見積方法

生物による光合成や呼吸・分解の影響が無い場合、溶存無機炭素濃度（DIC）は境界地点濃度（河川水と外海水）の単純な混合割合から決定される⁷⁾。したがって、実際の採水サンプルから得られたDICから塩分の内挿値（河川境界地点と外海境界地点のデータを結んだ線）を減じた値を生物過程による炭素増減量（ $\mu\text{mol-C/kg-water}$ ）と見なすことができる（図 3-1-2 参照）。この生物による呼吸・分解及び光合成に起因する炭素増減量は、正の場合は従属栄養的な環境（呼吸・分解活動 > 光合成活動）、負の場合は独立栄養的な環境（光合成活動 > 呼吸・分解活動）を意味する。

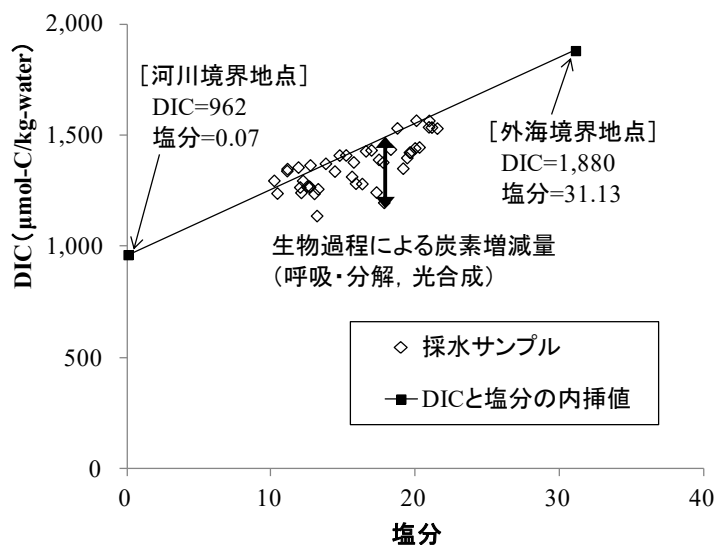
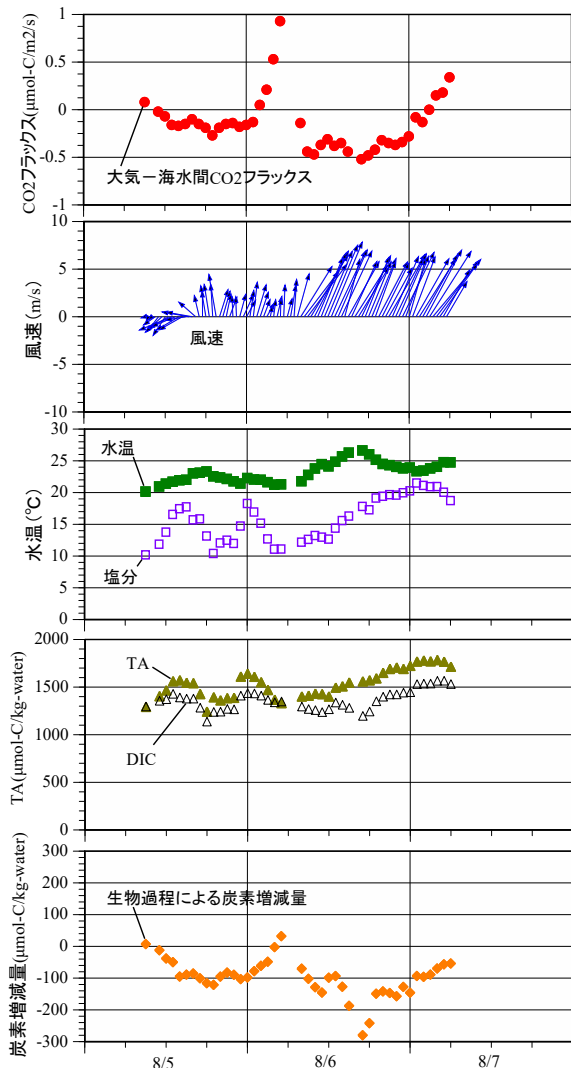


図 3-1-2 生物過程による炭素増減量の見積方法（2010年8月5日～7日の採水サンプル）

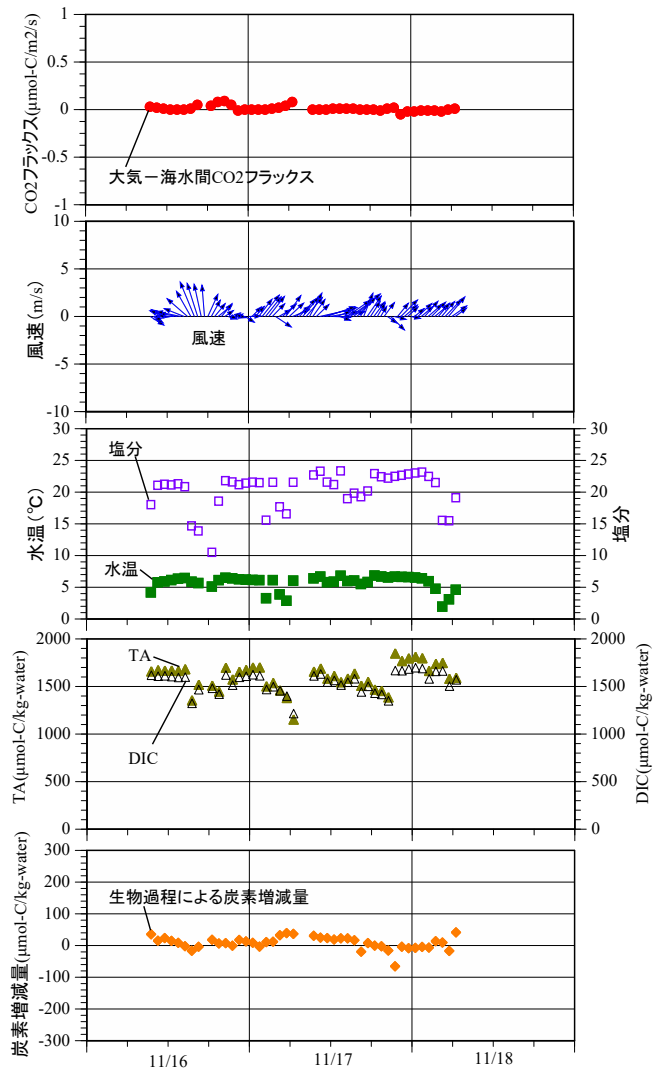
3-1-2. 観測結果

(1) 2010年夏季・秋季

2010年の夏季（8月5日～7日）と秋季（11月16日～18日）の調査結果（No.10で48時間連続観測）は、図3-1-3に示すとおりである。大気-海水間CO₂フラックスについて、海水から大気へCO₂の放出を正の値、大気から海水へのCO₂の吸収を負の値として扱うこととする。大気-海水間CO₂フラックスは、夏季に -0.14 ± 0.09 （平均値 \pm 95%信頼区間、以下同じ） $\mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ 、秋季に 0.01 ± 0.01 $\mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ となり、夏季に変動が大きく、大気から海水へ吸収傾向にあった。風速（夏季： 5.0 ± 0.8 m/s、秋季： 2.2 ± 0.3 m/s）や生物過程による炭素増減量（夏季： -98.2 ± 17.7 $\mu\text{mol/kg}$ 、秋季： 8.3 ± 5.9 $\mu\text{mol/kg}$ ）は、大気-海水間CO₂フラックスの変動と同様に夏季に変動が大きかった。なお、夏季の生物過程による炭素増減量は、概ね負の値（夕方頃に極小値）を示しており、期間を通じて独立栄養的な環境（光合成活動>呼吸・分解活動）であったことがうかがえる。また、水温と塩分について、夏季は高水温（ 23.2 ± 0.5 °C）と低塩分（ 15.9 ± 1.0 ；本論文では、塩分は無次元数として表記する）、秋季は低水温（ 5.7 ± 0.4 °C）と高塩分（ 20.2 ± 0.9 ）の環境にあった。TA（夏季： $1,537 \pm 45$ $\mu\text{mol/kg}$ 、秋季： $1,602 \pm 42$ $\mu\text{mol/kg}$ ）とDIC（夏季： $1,363 \pm 32$ $\mu\text{mol/kg}$ 、秋季： $1,545 \pm 32$ $\mu\text{mol/kg}$ ）は、ややTAの方が高かったが、概ね同様な変動傾向を示した。



(a) 夏季 (8月5日~7日)



(b) 秋季 (11月16日~18日)

図 3-1-3 大気-海水間CO₂フラックスと環境調査結果 (2010年8月, 11月)

(2) 2011年春季～秋季

2011年の春季～秋季(6月～11月)の調査結果(1回程度/月の頻度でNo.2～No.11の移動観測)は、図3-1-4に示すとおりである。大気-海水間CO₂フラックスは、6月27日及び8月10日に海水中へ吸収傾向、10月19日に大気中へ放出傾向にあった。地点別では、流入負荷の影響を受けやすい風蓮川河口付近(No.11)では、CO₂の吸収・放出の変動(-0.31～+0.20 μmol-C/m²/s)が他地点よりも顕著であった。風速は6月27日に3.3～4.8 m/s、8月10日に1.4～3.2 m/sとやや大きかったが、他の時期は概ね2.0 m/s以下と静穏であった。生物過程による炭素増減量は、6月27日と8月10日に負の値を示しており、独立栄養的な環境(光合成活動>呼吸・分解活動)にあった。また、全体的に風蓮湖奥部では、高水温・低塩分の状態にあり、TAやDICも開口部と比較してやや小さい傾向を示した。

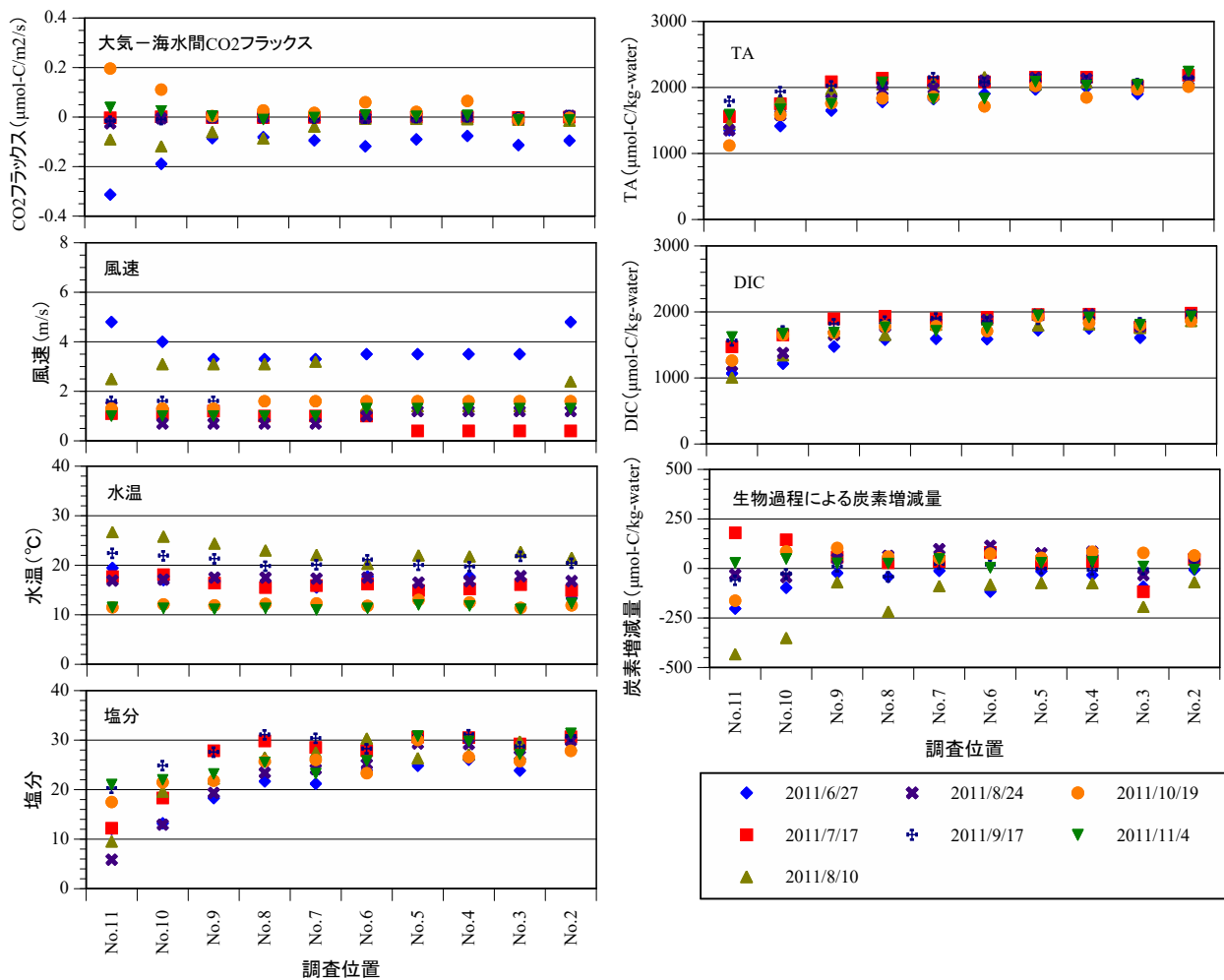


図 3-1-4 大気-海水間CO₂フラックスと環境調査結果 (2011年6月～11月)

3-2. 北海道コムケ湖における空間分布の移動観測

3-2-1. 観測概要

(1) 観測場所

本調査水域は、陸域負荷と生物活動の影響の両方が捉えやすい閉鎖的な海草場であることを理由に、北海道北東部に位置するコムケ湖(北緯 44° 15' 30", 東経 143° 30' 20")を選定した(図 3-2-1 参照)。コムケ湖は、オホーツク海沿いに3つの湖盆が連なる汽水湖である。元々は海であったが、海流の影響によって砂州が広がり、海と隔てられた海跡湖となった。その後、1977年からの浅海漁場開発事業によって湖口が開削され、オホーツク海と繋がることで海水交換が起きるようになった。なお、コムケの流動特性として、潮位変動によるオホーツク海と第1湖間で塩水の流出入があり、平水時に塩水は第1湖から第2湖、第3湖へ流入し、降雨を伴う出水時には低塩分水が第3湖から第2湖、第1湖へと流出することがわかっている^{8) 9)}。また、湖内環境としてアマモ場が生育するとともに、ホッカイエビ、ホタテガイ、アサリ、カキ等の水産資源の養殖も行われている。これらの湖内環境を勘案し、統計解析に適した幅広い環境データを収集するために、調査地点は、流入河川からオホーツク海に繋がる湖口付近まで、コムケ湖を中心に20地点設定した(図 3-2-1 参照)。

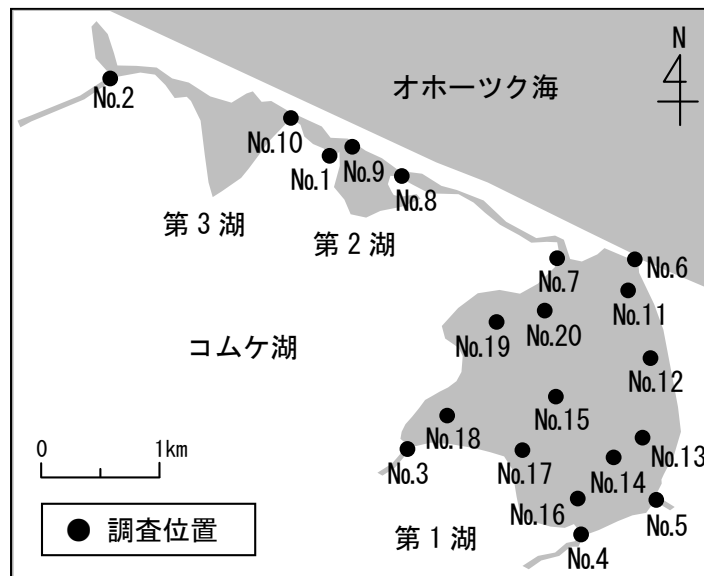


図 3-2-1 現地観測位置

(2) 観測時期・項目・分析方法

観測時期は、2013年5月、8月とし、気象、水質等を測定・データ収集した。環境調査項目は、風速、水温、塩分、光量子密度、溶存無機炭素濃度(DIC)、溶存無機窒素濃度(DIN)、溶存有機炭素濃度(DOC)、全アルカリ度(TA)、クロロフィル*a*濃度(Chl.*a*)とした。風速は気象庁紋別測候所の観測データを用い、水平成分の高度補正を行った。水温と塩分は水温・塩分計(Compact-CT, JFEアドバンテック社製)、光量子密度は照度計(MDS-MkV/L, JFEアドバンテック社製)を用いて表層(水面下0.5m層)を計測した。DIC, TA測定用サンプルは250mlのSchott Duran瓶で採取し、200 μ lの塩化第二水銀を添加して溶存無機炭素を固定した。これらは、フロースルー型の炭酸系分析装置(MDO-02, 紀本電子製⁶⁾)、もしくはパッチ型分析装置(ATT-05, 紀本電子製)で測定した。DIN, DOC測定用サンプルは孔径0.2 μ mのPTFEフィルター(DISMIC-25HP, ADVANTEC社製)で濾過後、酸洗浄済50mlポリボトル、焼処理済100mlガラスバイアル瓶にそれぞれ分取、冷凍保存した。DINはQuAAtro2-HR(ビーエルテック社製)、DOCは濾過サンプルにpH2.0以下になるよう塩酸の添加、バブリングによる無機炭酸の除去後、TOC-5000A(Shimadzu社製)で測定した。Chl.*a*測定用サンプルは焼処理済GF/Fフィルター(Whatman社製)で濾過後、冷凍保存した。分析時には、このフィルターを90%アセトンで浸し、12時間暗所で抽出後、紫外可視近赤外分光光度計UV-2450(Shimadzu社製)で測定した。大気中CO₂分圧(fCO_{2air} μ atm)は国立環境研究所落石測候所の観測データを用い、海水中CO₂分圧(fCO_{2water} μ atm)は炭酸系の化学的平衡関係(DIC, TA)により間接的に算出した。

(3) 大気－海水間CO₂フラックスの測定手法

大気－海水間CO₂フラックスは、第2章2-2-1(1)バルク法に示されている「バルク法」を用いて算出した。

(4) 生物過程による炭素増減量の見積方法

光合成や呼吸・分解の影響が無い場合、DIC は河川・外海境界地点濃度（河川水と外海水）の単純な混合割合で決定される。この混合割合から計算された DIC と実測 DIC の差分を「生物過程による炭素増減量^{7), 10)}」として算出した（図 3-2-2 参照）。正の値は従属栄養的な環境（呼吸・分解活動 > 光合成活動）、負の値は独立栄養的な環境（光合成活動 > 呼吸・分解活動）を表している。

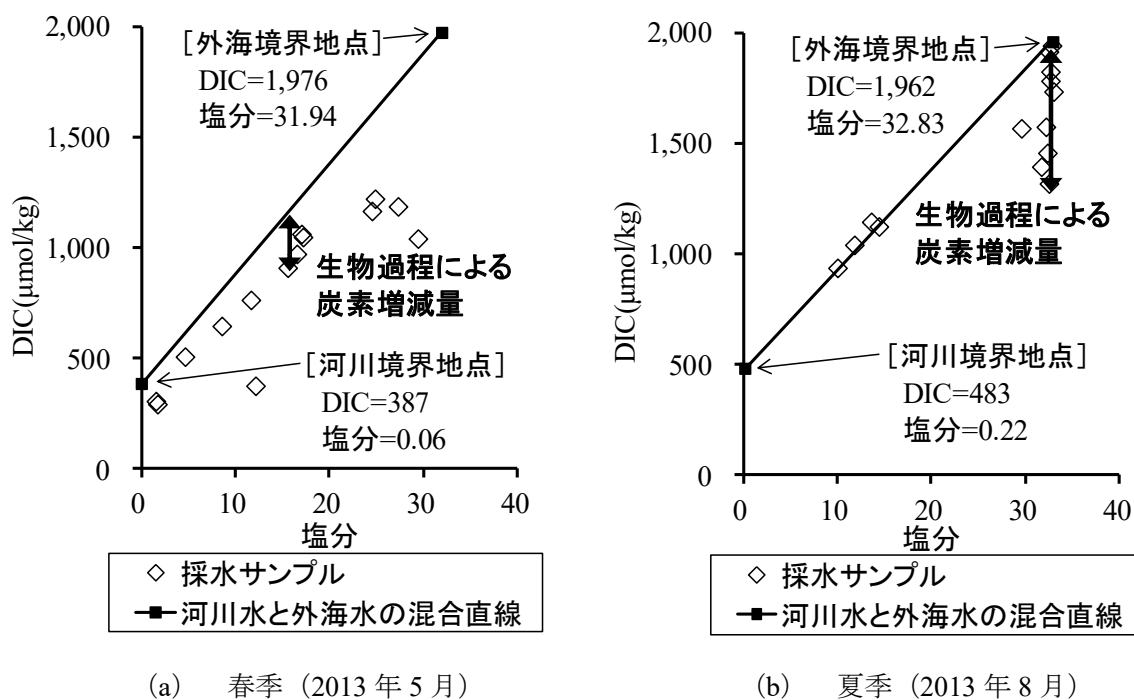


図 3-2-2 生物過程による炭素増減量の算出

3-2-2. 観測結果

2013年の春季（5月14日～15日）と夏季（8月27日～29日）における大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の調査結果を整理した（図3-2-3参照）。本論文では、大気-海水間CO₂フラックスについて、海水から大気へのCO₂の放出を正の値、大気から海水へのCO₂の吸収を負の値として扱っている。

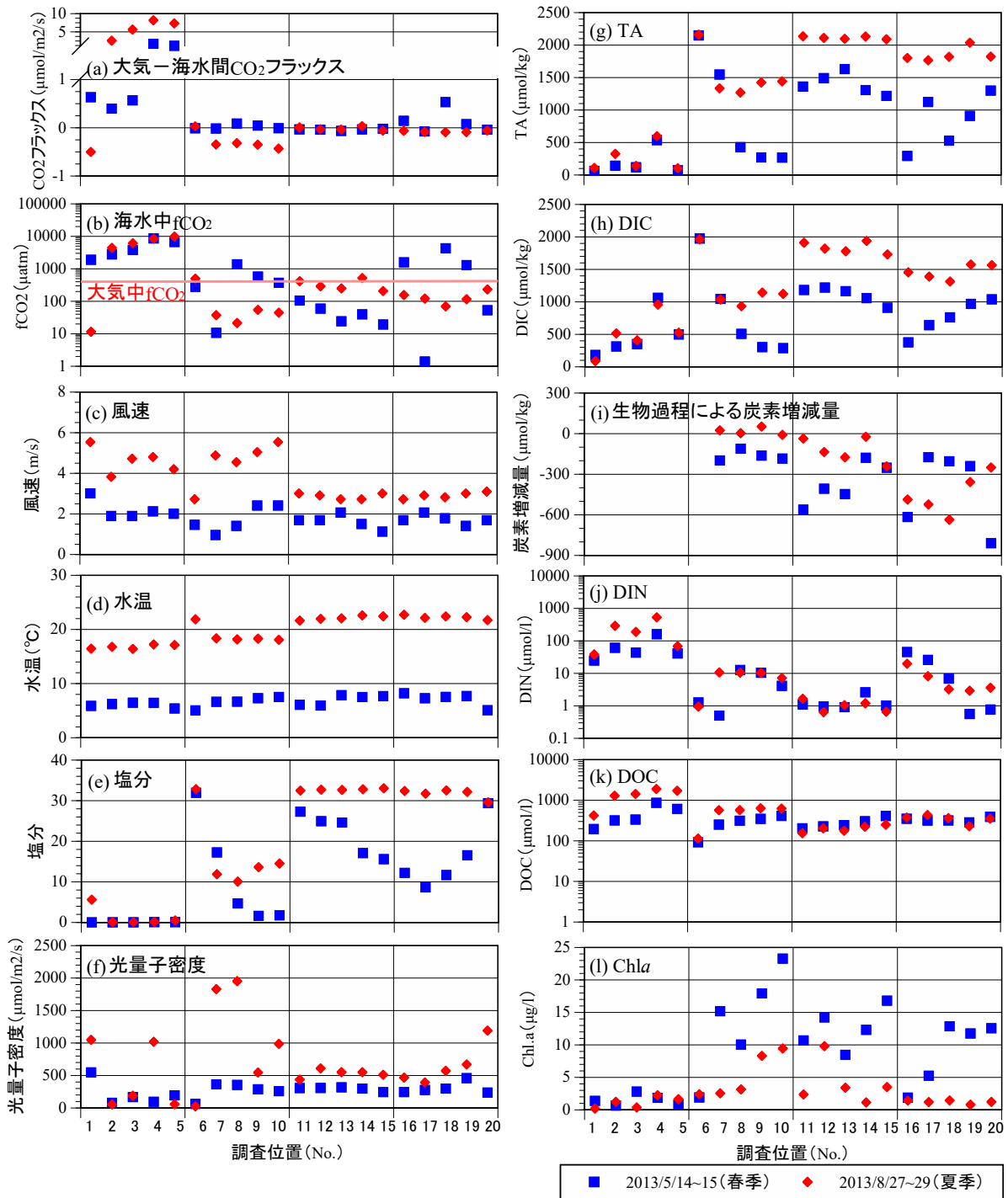


図 3-2-3 大気-海水間CO₂フラックスと環境調査結果（2013年5月，8月）

(1) 大気－海水間CO₂フラックスとfCO₂ (CO₂分圧)

大気－海水間 CO₂ フラックスは、春季に流入河川 (No.1～No.5) で 1.64 ± 0.83 (平均値 \pm 95% 信頼区間, 以下同じ) $\mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$, コムケ湖内 (No.6～No.20) で $0.04 \pm 0.08 \mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ となり, 平均的に海水から大気へ放出傾向にあった. 夏季には流入河川で $4.65 \pm 3.14 \mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ の放出にあったが, コムケ湖内で $-0.13 \pm 0.08 \mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ となり, 大気から海水への吸収となった. 海水中 fCO₂ は, 流入河川 (春季: $4,764 \pm 2,476 \mu\text{atm}$, 夏季: $5,771 \pm 3,367 \mu\text{atm}$) よりもコムケ湖内 (春季: $672 \pm 578 \mu\text{atm}$, 夏季: $202 \pm 84 \mu\text{atm}$) で概ね低くなった.

(2) 各環境要因

風速は, 春季に $1.8 \pm 0.2 \text{ m/s}$, 夏季に $3.7 \pm 0.5 \text{ m/s}$ となり, 夏季に比較的やや強い風が吹いた. 水温は, 春季に $6.7 \pm 0.4 \text{ }^\circ\text{C}$, 夏季に $20.0 \pm 1.1 \text{ }^\circ\text{C}$ となり, コムケ湖内の塩分は, 春季に 16.4 ± 5.0 (本論文で塩分は無次元数として表記する) に対し, 夏季に 27.0 ± 4.6 とやや高くなった. これは, 春季に河川からの融雪水の流入, 夏季に外洋からの海水の流入が卓越していたことがうかがえる. 光量子密度は, 春季 ($270 \pm 52 \mu\text{mol/m}^2/\text{s}$) よりも夏季 ($683 \pm 231 \mu\text{mol/m}^2/\text{s}$) の方が高い傾向にあった. TA (春季: $838 \pm 279 \mu\text{mol/kg}$, 夏季: $1,436 \pm 332 \mu\text{mol/kg}$) と DIC (春季: $793 \pm 197 \mu\text{mol/kg}$, 夏季: $1,259 \pm 244 \mu\text{mol/kg}$) は, 春季よりも夏季に高くなり, 概ね同様な傾向を示した. 生物過程による炭素増減量は, 春季に $-325 \pm 110 \mu\text{mol/kg}$, 夏季に $-200 \pm 118 \mu\text{mol/kg}$ となり, 概ね独立栄養的な環境 (光合成活動 > 呼吸・分解活動) となった. DIN は, コムケ湖内 (春季: $7.7 \pm 6.3 \mu\text{mol/l}$, 夏季: $5.5 \pm 2.8 \mu\text{mol/l}$) よりも流入河川 (春季: $66.3 \pm 47.7 \mu\text{mol/l}$, 夏季: $223 \pm 174 \mu\text{mol/l}$) で非常に高く, DOC もコムケ湖内 (春季: $298 \pm 43 \mu\text{mol/l}$, 夏季: $352 \pm 90 \mu\text{mol/l}$) と流入河川 (春季: $465 \pm 237 \mu\text{mol/l}$, 夏季: $1,348 \pm 499 \mu\text{mol/l}$) で同様の傾向を示した. また, 河川流入によって変化する生産と呼吸のバランスを簡単に判断する手法として, DOC と DIN の比率¹⁾がある. 本調査水域における DOC/DIN は, 流入河川 (春季: 8.2 ± 3.5 , 夏季: 10.3 ± 7.6) と比べて, コムケ湖内 (春季: 201 ± 97 , 夏季: 125 ± 51) で非常に高くなった. つまり, コムケ湖内では河川内と比較し, DOC 分解より DIN 消費が卓越していることが推察される. Chl.*a* は, 流入河川 (春季: $1.5 \pm 0.8 \mu\text{g/l}$, 夏季: $1.1 \pm 0.8 \mu\text{g/l}$) よりもコムケ湖内 (春季: $11.7 \pm 2.9 \mu\text{g/l}$, 夏季: $3.5 \pm 1.6 \mu\text{g/l}$) で高くなった. これらを勘案すると, 河川流入と共にコムケ湖内に有機炭素及び栄養塩が多く供給され, 湖内では豊富な DIN を用いて一次生産が活発となっていることが示唆される.

(3) 第1湖内の分布特性

コムケ湖（第1湖内）における海水中 $f\text{CO}_2$ と塩分の分布は、図 3-2-4 に示すとおりである。海水中 $f\text{CO}_2$ は、湖内中央付近で約 $400\mu\text{atm}$ （大気中 $f\text{CO}_2$ ）よりも低くなることから、大気から海水中への CO_2 の吸収となっている。一方、湖奥の流入河川付近で、海水中 $f\text{CO}_2$ は $1,000\mu\text{atm}$ 以上と非常に高くなり、海水から大気中への CO_2 の放出となった。これらの海水中 $f\text{CO}_2$ の分布特性は、概ね塩分と対応しており、高塩分域で海水中 $f\text{CO}_2$ が低くなる傾向を示し、春季よりも夏季に海水中 $f\text{CO}_2$ が低い範囲が広がった。

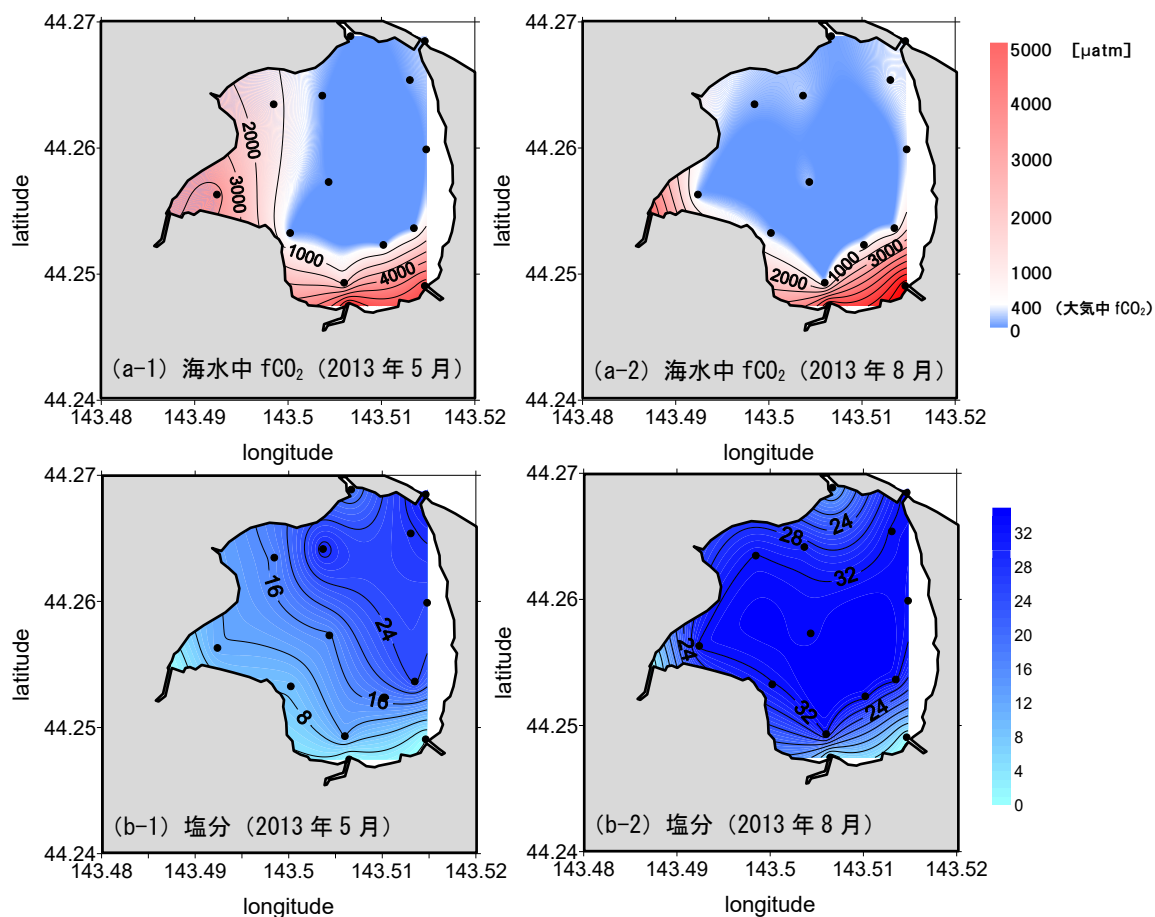


図 3-2-4 第1湖内の海水中 $f\text{CO}_2$ と塩分の分布特性 (2013年5月, 8月)

3-3. 東京湾走水海岸における連続観測

3-3-1. 観測概要

(1) 観測場所

本観測海域は、東京湾において希少な天然アマモ場群落が残存する神奈川県横須賀市の走水海岸（北緯 35° 15' 53"，東経 139° 43' 34"）を選定した。走水海岸は東京湾奥部と比べて水質・底質悪化の影響が小さく，昭和 54 年~57 年の沖合の離岸堤設置によって，水深約 2m 以浅の静穏域に大小のパッチを形成しながら，約 4ha のアマモ場が安定的に維持されている¹²⁾。また，本海岸では大きな河川の流入は見られないが，汀線付近で湧水が流入しており，それらの流入量が比較的多い箇所を陸境界地点と設定した。このような海域環境を勘案し，走水海岸のアマモ生育域内に連続観測地点，陸域からの湧水が流入する付近に陸境界地点，アマモ場や湧水の影響を受けにくく周辺で最も高塩分である付近に外境界地点を設定した（図 3-3-1 参照）。各地点の平均水深は，連続観測地点 2.8m，陸境界地点 0.1m，外境界地点 3.0m であった。

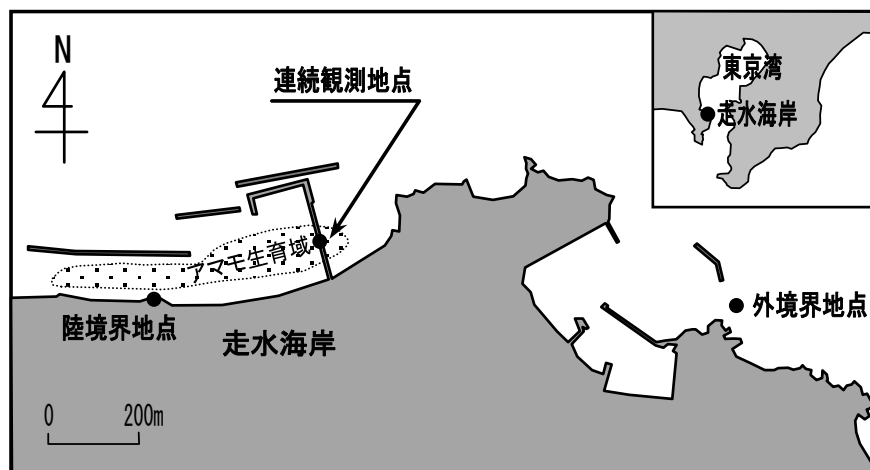


図 3-3-1 現地観測位置

(2) 観測時期・項目・分析方法

2013年7月22日～24日（アマモ繁茂期），12月4日～6日（アマモ衰退期）の期間に1時間間隔で，走水海岸のアマモ場で48時間の観測を実施した．アマモ場の中央付近に架けられた橋の上から，観測機器による計測及びバケツ採水を行った．観測機器による水中計測項目（鉛直方向に0.1m間隔）は，水温，塩分，光量子密度，DO（溶存酸素量）とした．基本的な水質環境としての水温，塩分は，水温・塩分計（Compact-CT，JFEアドバンテック社製）で計測した．光合成の指標の1つとなる光量子密度は，照度計（MDS-MkV/L，JFEアドバンテック社製）から測定照度を変換し測定した．水中の酸素量としてのDOは，溶存酸素計（RINKO ID，JFEアドバンテック社製）を用いて測定した．各項目は，1時間ごとに鉛直方向に0.1m間隔で計測した．併せて，水位変動を把握するため，深度は水温・深度計（Compact-TD，JFEアドバンテック社製）を用いて1時間間隔で連続的に計測した．

バケツ採水（海面直下の表層水）による分析項目は，TA（全アルカリ度），DIC（溶存無機炭素濃度），NO₃+NO₂-N（硝酸態・亜硝酸態窒素），NH₄-N（アンモニア態窒素），PO₄-P（リン酸態リン），SiO₂（二酸化ケイ素），TDN（溶存態全窒素），DON（溶存態有機窒素），TDP（溶存態全リン），DOP（溶存態有機リン），Chl.*a*（クロロフィル*a*）とした．TA，DIC測定用のサンプルは，表層水においてバケツ採水したものを250mlのSchott Duran瓶で採取し，微生物活動による変化を防ぐために¹³⁾，200μlの塩化第二水銀を添加してDICを固定した．これらは，フロースルー型の炭酸系分析装置（MDO-02，紀本電子社製⁶⁾，¹⁴⁾），もしくはパッチ型分析装置（ATT-05，紀本電子社製）で測定した．

栄養塩類及びChl.*a*測定用のサンプルは，表層水においてバケツ採水したものを速やかに分注及び濾過作業を行った．NO₃+NO₂-N，NH₄-N，PO₄-P，SiO₂，TDN，TDP測定用のサンプルは，孔径0.2μmのPTFEフィルター（DISMIC-25HP，ADVANTEC社製）で濾過後，酸洗浄済み50mLポリボトルに分取した後，冷凍保存した．NO₃+NO₂-N，NH₄-Nは，濾過サンプルをそれぞれカドミウムカラム還元-ジアゾ化法，サリチル酸を用いたインドフェノール法で分析した．また，PO₄-P及びSiO₂は，モリブデンブルー法により分析した．測定にはTRAACS800（Bran+Luebbe社製）を使用した．TDN，TDPは，過硫酸カリウムを添加し熱分解後，カドミウムカラム還元-ジアゾ化法，モリブデンブルー法により分析した．この分析には，SWAAT（BL-TEC社製）を用いた．DONについては，TDNからNO₃+NO₂+NH₄-Nを引いた値とし，DOPも同様にTDPからPO₄-Pを引いた値として算出した．Chl.*a*測定用サンプルは，採水サンプルを熱処理済GF/Fフィルター（Whatman社製）で濾過し，このフィルターを冷凍保存した．Chl.*a*分析時には，このフィルターを90%アセトンで浸し，12時間暗所で抽出後，紫外可視近赤外分光光度計UV-2450（Shimadzu社製）で測定した．

fCO_{2air}（大気中CO₂分圧）はCO₂濃度計（CO2-09¹⁵⁾，紀本電子社製）を用いて連続計測し，fCO_{2water}（海水中CO₂分圧）は炭酸系の化学的平衡関係（DIC，TA）による間接的な計算方法¹⁶⁾で算出した．風速は，気象庁横浜測候所の観測データを用い，水平成分の高度補正¹⁷⁾を行った．以上の各種機器計測，サンプリング，測候所のデータを習得することにより，アマモ場の海水中CO₂分圧とその環境要因の日周変動を確認した．

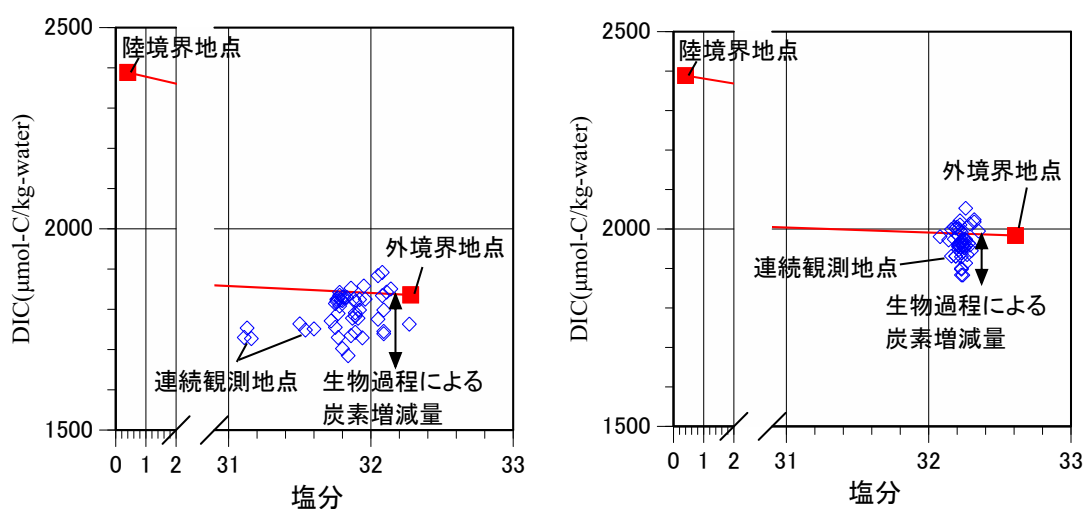
(3) 大気－海水間CO₂フラックスの測定手法

大気－海水間 CO₂フラックスは、第2章 2-2-1 (1) バルク法に示されている「バルク法」を用いて算出した。

(4) 炭素増減量 (ΔDIC) 及びアルカリ度増減量 (ΔTA) の算出手法

走水海岸のような浅海域では、生物による呼吸・分解や光合成の影響が無い場合、DIC は淡水と外海水の単純な混合比から決定される。しかし、実際は淡水と外海水の単純混合以外の生物過程等によって影響を受けるため、陸水と外洋水による塩分－DIC の直線近似値から内挿した推定値と実測値の差分を「炭素増減量 (ΔDIC)」 ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) とみなした¹⁸⁾。正の値は呼吸・分解活動、負の値は逆に光合成活動が卓越することを示している。外境界地点と連続観測地点の塩分は、ほぼ同様の値 (両地点間の差は最大 1.2 未満) を示したが、その中で外境界地点の塩分が最も高くなった。このため、本ケースで算出した炭素増減量 (ΔDIC) は、図 3-3-2 に示すとおりとなった。

また、同様に石灰化や人工排水等の影響が無い場合、TA は淡水と外海水の単純な混合比から決定されるが、単純混合以外の影響を受ける TA の増減量を「アルカリ度増減量 (ΔTA)」とみなした¹⁹⁾。正の値は炭酸塩の溶解、負の値は炭酸塩の生成が卓越することを示している。



(a) 夏季
(b) 冬季
図 3-3-2 生物過程による炭素増減量 (ΔDIC) の算出

3-3-2. 観測結果

アマモ場における大気-海水間 CO_2 フラックスと各環境要因の調査結果は、図 3-3-3 に示すとおりである。本論文では、大気-海水間 CO_2 フラックスについて、海水から大気への CO_2 の放出を正の値、大気から海水への CO_2 の吸収を負の値として扱っている。

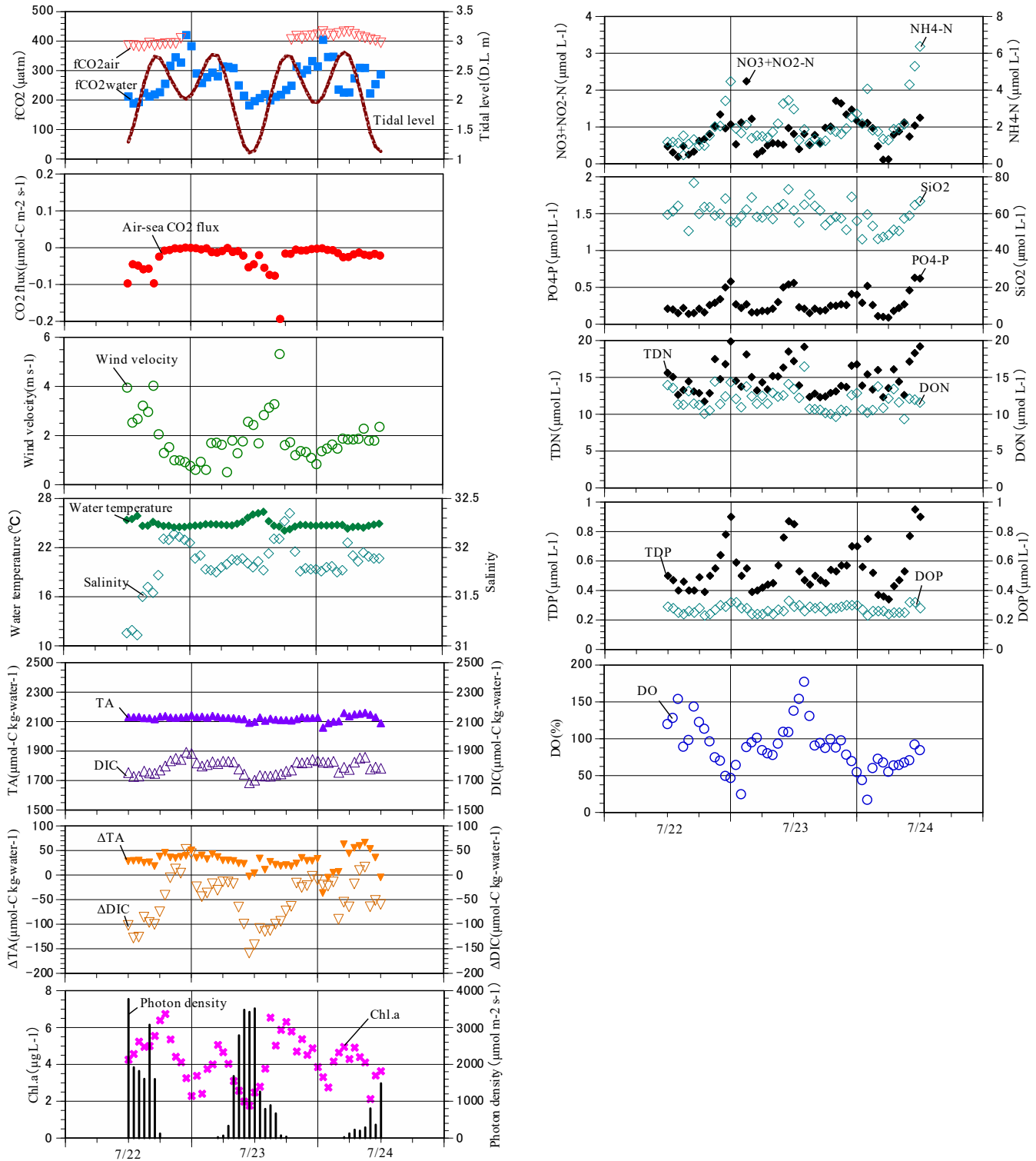


図 3-3-3 (1) 現地観測結果 (夏季: 2013年7月22日~24日)

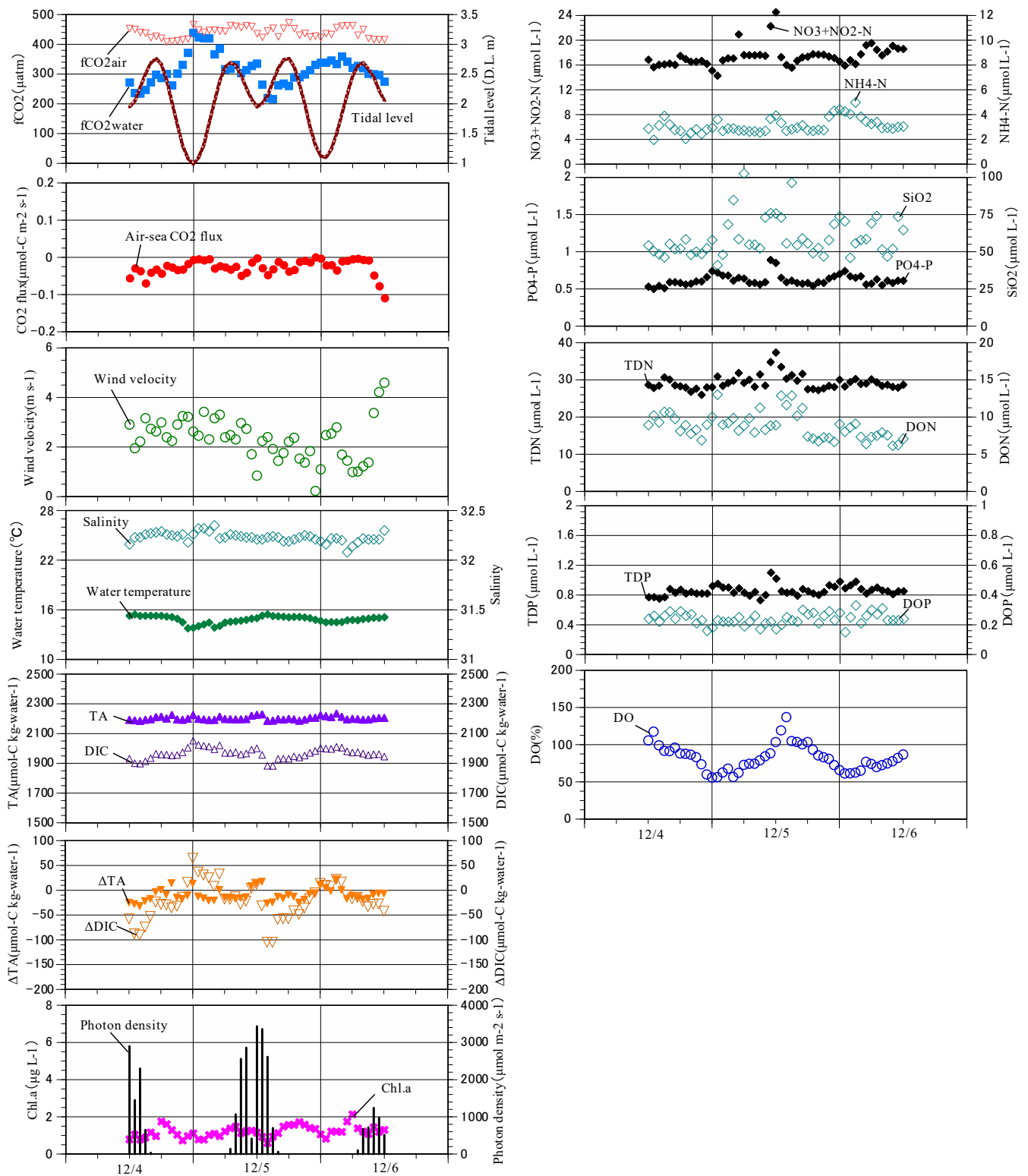


図 3-3-3 (2) 現地観測結果 (冬季: 2013年12月4日~6日)

(1) 海水中CO₂分圧と大気－海水間CO₂フラックス

現地観測結果によると、海水中 CO₂ 分圧は夏季に 270 ± 16 (平均値 $\pm 95\%$ 信頼区間, 以下同じ) μatm , 冬季に $313 \pm 14 \mu\text{atm}$ となり, 日中の午後を中心に低くなり, 夜間に高くなる傾向にあった. 一方で, 大気中 CO₂ 分圧は夏季に $406 \pm 6 \mu\text{atm}$, 冬季に $439 \pm 5 \mu\text{atm}$ となり, 海水中 CO₂ 分圧と比べて高い値で推移したが, 変動幅は約 1/3 程度と小さかった. 大気－海水間 CO₂ フラックスは, 夏季・冬季ともに $-0.03 \pm 0.01 \mu\text{mol-C m}^{-2} \text{s}^{-1}$ となり, 海水中 CO₂ 分圧と同様に日中の午後を中心にマイナス傾向で概ね大気から海水への吸収となった.

(2) 各環境要因

風速は夏季に $1.9 \pm 0.3 \text{ m s}^{-1}$, 冬季に $2.3 \pm 0.2 \text{ m s}^{-1}$ と小さく, 水温は夏季に $24.9 \pm 0.1 \text{ }^\circ\text{C}$, 冬季に $14.8 \pm 0.1 \text{ }^\circ\text{C}$, 塩分は夏季に 31.8 ± 0.1 , 冬季に 32.2 ± 0.0 となり, 概ね安定した水質環境であった. TA は夏季に $2124 \pm 5 \mu\text{mol kg}^{-1}$, 冬季に $2203 \pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$, DIC は夏季に $1793 \pm 13 \mu\text{mol kg}^{-1}$, 冬季に $1966 \pm 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$ となり, DIC よりも TA の方が高く推移したが, TA の変動幅は約 1/3 程度と小さかった. 光量子密度は夏季に $0 \sim 3774 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 冬季に $0 \sim 3434 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ となり, 日中における変動幅は大きかった. Chl.a は夏季に $4.2 \pm 0.3 \mu\text{g L}^{-1}$, 冬季に $1.2 \pm 0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ となり, 日中の上げ潮に伴ってやや上昇を示したが, 値自体や変動幅は大きくなかった. ΔDIC は夏季に $-51 \pm 14 \mu\text{mol kg}^{-1}$, 冬季に $-22 \pm 10 \mu\text{mol kg}^{-1}$ となり, 呼吸・分解活動よりも光合成活動の方が卓越していることが示された. なお, DOC は測定していない. ΔTA は夏季に $29 \pm 5 \mu\text{mol kg}^{-1}$, 冬季に $-10 \pm 4 \mu\text{mol kg}^{-1}$ となり, ΔDIC よりも変動幅は小さく, 石灰化や嫌気反応, 都市排水の影響が想定される. 栄養塩類で最も濃度が高かったのは SiO₂ で夏季に $60.2 \pm 2.3 \mu\text{mol L}^{-1}$, 冬季に $59.7 \pm 3.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ となった. 夏季の TDN は $14.8 \pm 0.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ となり, そのうち DON は $11.9 \pm 0.4 \mu\text{mol L}^{-1}$, NO₃+NO₂-N は $0.8 \pm 0.1 \mu\text{mol L}^{-1}$, NH₄-N は $2.1 \pm 0.3 \mu\text{mol L}^{-1}$ であったことから, DON の占める割合が大きかった. 一方で, 冬季の TDN は $29.3 \pm 0.6 \mu\text{mol L}^{-1}$ となり, そのうち DON は $8.8 \pm 0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$, NO₃+NO₂-N は $17.4 \pm 0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$, NH₄-N は $3.1 \pm 0.2 \mu\text{mol L}^{-1}$ であったことから, NO₃+NO₂-N の占める割合が大きかった. 夏季の TDP は $0.6 \pm 0.0 \mu\text{mol L}^{-1}$ となり, そのうち DOP は $0.3 \pm 0.0 \mu\text{mol L}^{-1}$, PO₄-P も $0.3 \pm 0.0 \mu\text{mol L}^{-1}$ で同程度にあった. 一方で, 冬季の TDP は $0.9 \pm 0.0 \mu\text{mol L}^{-1}$ となり, そのうち DOP は $0.2 \pm 0.0 \mu\text{mol L}^{-1}$, PO₄-P は $0.6 \pm 0.0 \mu\text{mol L}^{-1}$ で, PO₄-P の占める割合が大きかった. DO は夏季に $89.0 \pm 9.2 \%$, 冬季に $82.4 \pm 5.0 \%$ となり, 日中の光合成活動による DO の上昇と夜間の呼吸による DO の低下という日周変動が確認された.

3-4. 都市型浅海域（東京湾野島海岸）における移動連続観測

3-4-1. 観測概要

(1) 観測場所

本観測水域は、都市排水を含む陸域負荷や生物活動の影響が捉えやすい閉鎖的な場であることを理由に、平潟湾（北緯 35° 19' 43"，東経 139° 37' 41"）を選定した。都市型浅海域の水質環境は、都市排水に含まれる有機炭素やミネラル分（Ca²⁺，Mg²⁺等），栄養塩類（アンモニア態窒素，リン酸態リン等）の他に，呼吸・分解及び光合成による DIC の増減，コンクリートの溶出や嫌気反応等による TA の増減等，様々な複合的要因により影響を受けている。

神奈川県横浜市南部に位置する平潟湾は，背後に工場や住宅地が密集するとともに，金沢湾を通じて東京湾に通じる閉鎖性内湾である。1966 年～1967 年の埋め立てや遮水壁の設置により，海水交換の低下に伴う水質汚濁や悪臭の発生，泥化により生物相は多毛類が優占した。その後，1992 年～1994 年に遮水壁の撤去・開放と堆積底土の浚渫工事により，海水交換の改善に伴う DO（溶存酸素）の上昇，湾奥及び水路での塩分の上昇，底質の酸化還元電位の上昇，砂泥質化等が確認され，多毛類からアサリ等の殻を形成する（石灰化により TA に影響を与える）二枚貝に優占種が変化した^{20), 21)}。流入河川付近では高潮時に海水遡上により汽水域が形成されている。

このような水域環境を勘案し，平潟湾から野島水路及び野島運河を経由し金沢湾に通じるまでの領域で，平面的に 8 地点（No.1～No.8）の観測地点を設定した。併せて，外境界地点，流入河川の陸境界地点（宮川，侍従川，鷹取川）のサンプリングも実施した（図 3-4-1，表 3-4-1 参照）。

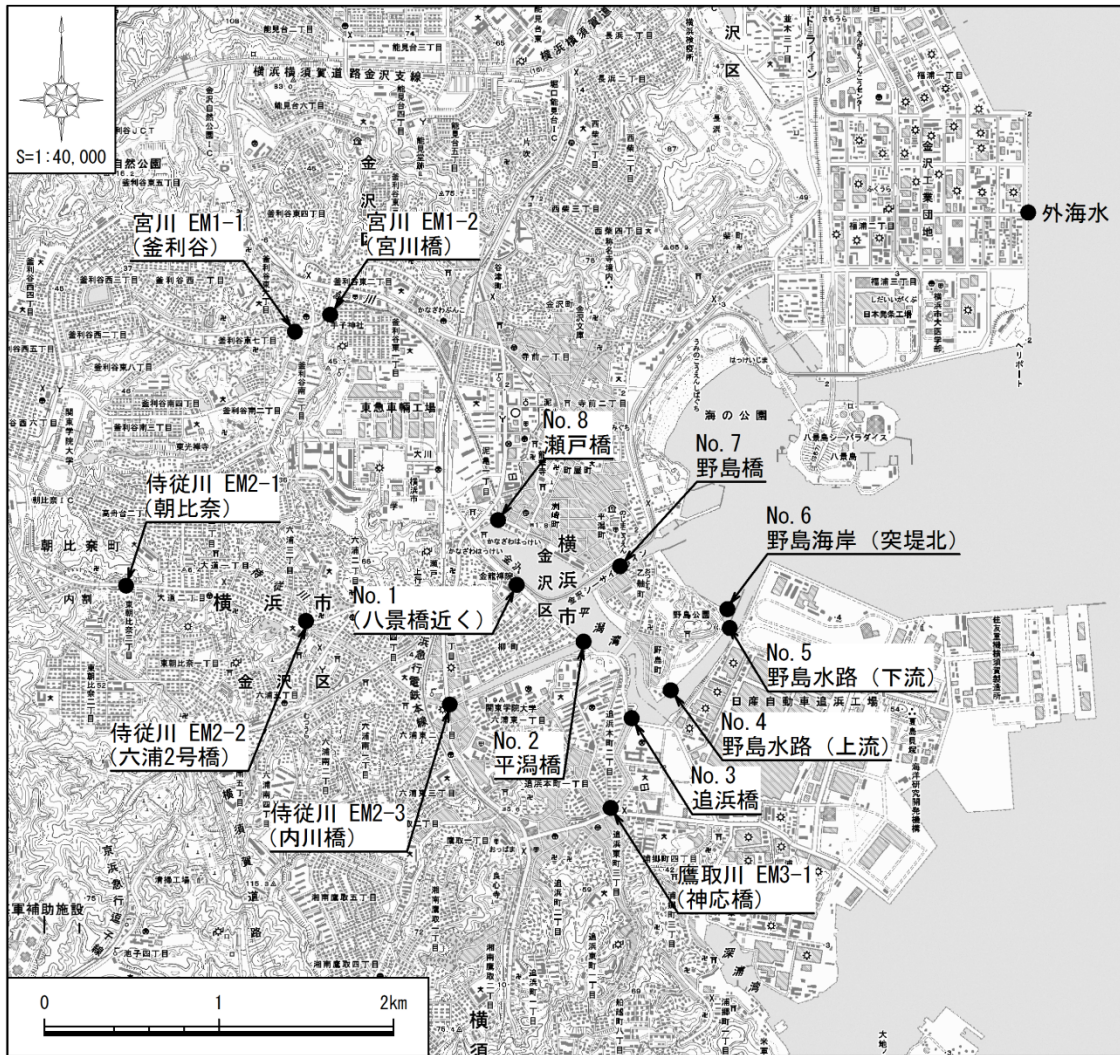


図 3-4-1 観測位置

表 3-4-1 観測地点

区分	地点 No.	地点箇所
平潟湾	No.1	八景橋近く
	No.2	平潟橋
	No.3	追浜橋
	No.4	野島水路 (上流)
	No.5	野島水路 (下流)
	No.6	野島海岸 (突堤北)
	No.7	野島橋
	No.8	瀬戸橋
東京湾	外海水	湾外
宮川	EM1-1	釜利谷
	EM1-2	宮川橋
侍従川	EM2-1	朝比奈
	EM2-2	六浦2号橋
	EM2-3	内川橋
鷹取川	EM3-1	神応橋

(2) 観測時期・項目・分析方法

観測時期は、2015年8月と12月（No.1～No.8で3時間毎の移動連続観測、河川・外海水は観測期間中1回）とし、気象、水質データ等を測定・収集した。観測項目は、風速、水温、塩分、全アルカリ度（TA）、溶存無機炭素濃度（DIC）、光量子密度、クロロフィル *a*（Chl.*a*）、海水中CO₂分圧（fCO_{2water}）、大気中CO₂分圧（fCO_{2air}）とした。風速は気象庁横浜測候所の観測データを用い、水平成分の高度補正を行った¹⁷⁾。水温と塩分は水温・塩分計（Compact-CT, JFEアドバンテック社製）、光量子密度は照度計（MDS-MkV/L, JFEアドバンテック社製）、クロロフィル *a*はクロロフィル濁度計（Compact-CLW, JFEアドバンテック社製）を用いて測定した。TA、DIC測定用サンプルは250mlのSchott Duran瓶で採取され、200μlの塩化第二水銀を添加して溶存無機炭素を固定した。これらは、フロースルー型の炭酸系分析装置（MDO-02, 紀本電子社製⁶⁾）、もしくはパッチ型分析装置（ATT-05, 紀本電子製）を用いて測定した。大気中CO₂分圧はCO₂濃度計（CO₂-09）を用いて測定し、海水中CO₂分圧は炭酸系の化学的平衡関係（DIC, TA）による間接的な計算方法¹⁶⁾で算出した。

観測時期及びサンプル数等は、表 3-4-2 に示すとおりである。

表 3-4-2 観測時期・サンプル数等

		8月24日～25日		12月21日～22日	
		サンプル数	サンプル頻度	サンプル数	サンプル頻度
平潟湾	No.1	9	3時間間隔	9	3時間間隔
	No.2	9		9	
	No.3	9		9	
	No.4	9		9	
	No.5	9		9	
	No.6	9		9	
	No.7	9		9	
	No.8	9		9	
東京湾	外海水	1	1回	1	1回
宮川	EM1-1	1		1	
	EM1-2	1		1	
侍従川	EM2-1	1		1	
	EM2-2	1		1	
	EM2-3	1		1	
鷹取川	EM3-1	1		1	
小計		79 サンプル		79 サンプル	
合計		158 サンプル			

(3) 大気－海水間CO₂フラックスの測定方法

大気－海水間CO₂フラックスは、第2章 2-2-1 (1) バルク法に示されている「バルク法」を用いて算出した。

(4) Δ DIC, Δ TAの算出方法

生物による光合成や呼吸・分解の影響が無い場合、溶存無機炭素濃度（DIC）は境界地点濃度（河川水と外海水）の単純な混合割合から決定される。このため、実際の採水サンプルから得られた DIC から塩分の内挿値（河川境界地点と外海境界地点のデータを結んだ線）を減じた値を生物過程による炭素増減量 Δ DIC ($\mu\text{mol-C/kg-water}$) と見なすことができる^{7), 10)}。この生物による呼吸・分解及び光合成に起因する炭素増減量は、正の場合は従属栄養的な環境（呼吸・分解活動 > 光合成活動）、負の場合は独立栄養的な環境（光合成活動 > 呼吸・分解活動）を意味する。

また、全アルカリ度（TA）も同様に石灰化等の影響が無い場合、TA は境界地点濃度（河川水と外海水）の単純な混合割合から決定される。実際の採水サンプルから得られた TA から塩分の内挿値（河川境界地点と外海境界地点のデータを結んだ線）を減じた値を石灰化によるアルカリ度増減量 Δ TA ($\mu\text{mol-C/kg-water}$) と見なすことができる¹⁹⁾。この石灰化等に起因するアルカリ度増減量は、正の場合は炭酸カルシウム (CaCO_3) の溶解、負の値は CaCO_3 の析出を意味している。

この Δ DIC, Δ TA の算出結果は、図 3-4-2 に示すとおりである。

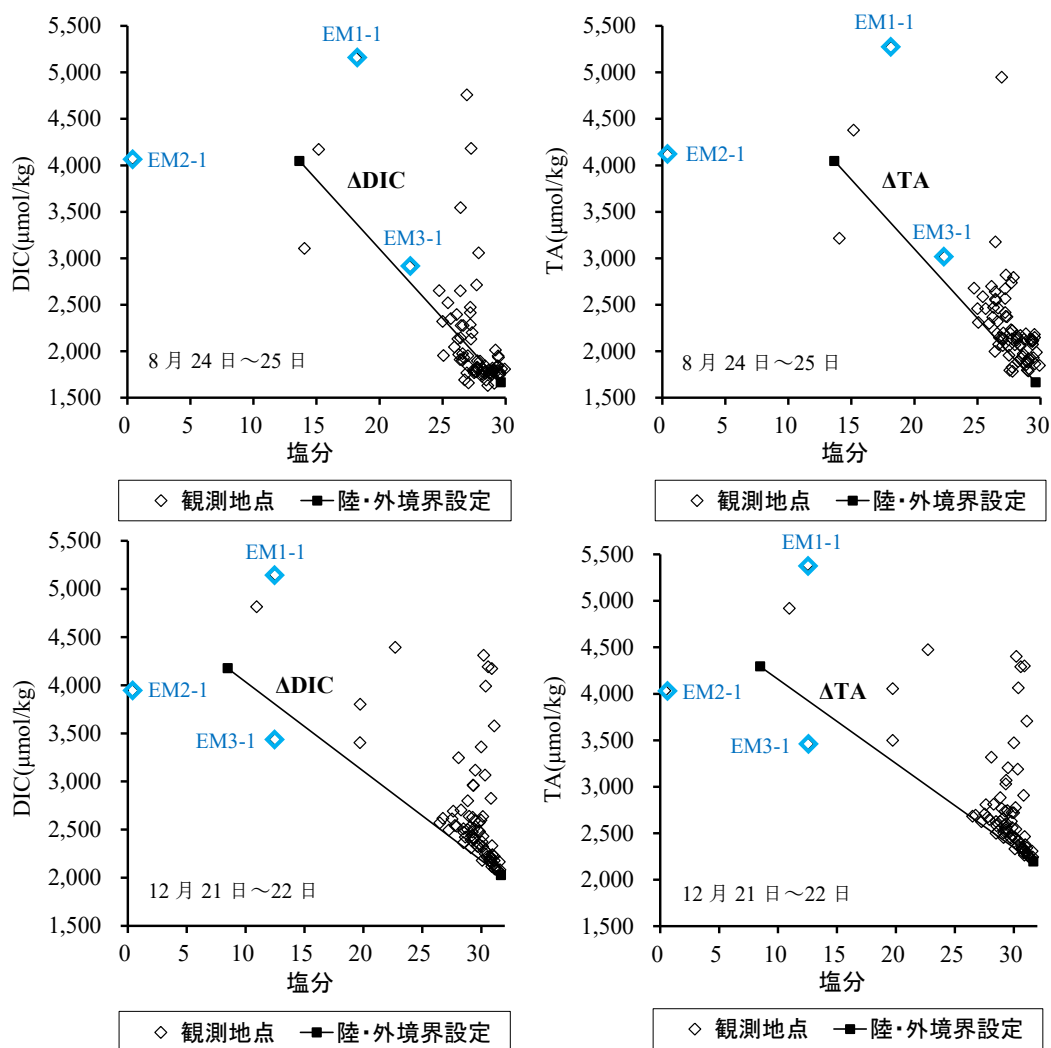


図 3-4-2 Δ DIC, Δ TAの算出結果【夏季, 冬季】

3-4-2. 観測結果

(1) 夏季（8月24日～25日）

夏季の観測結果（No.1～No.8 で3時間毎の移動連続観測）は、図 3-4-3 に示すとおりである。大気－海水間 CO₂ フラックスについて、海水から大気へ CO₂ の放出を正の値、大気から海水への CO₂ の吸収を負の値として扱うこととする。海水中 CO₂ 分圧は $1,593 \pm 1,282$ （平均値 $\pm 95\%$ 信頼区間、以下同じ） μatm 、大気中 CO₂ 分圧は $401.0 \pm 0.4 \mu\text{atm}$ 、大気－海水間 CO₂ フラックスは $0.21 \pm 0.20 \mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ となり、概ね海水から大気へ放出傾向にあった。

水温と塩分について、高水温（ $25.6 \pm 0.2 \text{ }^\circ\text{C}$ ）と高塩分（ 27.7 ± 0.3 ；塩分は無次元数として表記する）の環境にあった。TA（ $2,200 \pm 68 \mu\text{mol/kg}$ ）と DIC（ $2,014 \pm 99 \mu\text{mol/kg}$ ）は、やや TA の方が高かったが同様な変動傾向を示し、 ΔTA （ $-11.6 \pm 53.5 \mu\text{mol/kg}$ ）と ΔDIC （ $69.5 \pm 89.5 \mu\text{mol/kg}$ ）はともに変動幅が大きかった。また、風速（ $3.0 \pm 0.3 \text{ m/s}$ ）、クロロフィル *a*（ $13.7 \pm 7.8 \mu\text{g/l}$ ）、光量子密度（ $82.3 \pm 32.7 \mu\text{mol/m}^2/\text{s}$ ）も日周期変動が確認された。

夏季の日中に湾奥中心部から湾外にかけて CO₂ の吸収域が形成されるとともに、夜間には宮川の流入域付近で CO₂ の顕著な放出域が確認された。これは、日中に植物プランクトン等による光合成活動が活発になったことと、夜間の下げ潮時に都市排水による流入負荷の影響が大きかったことが考えられる。

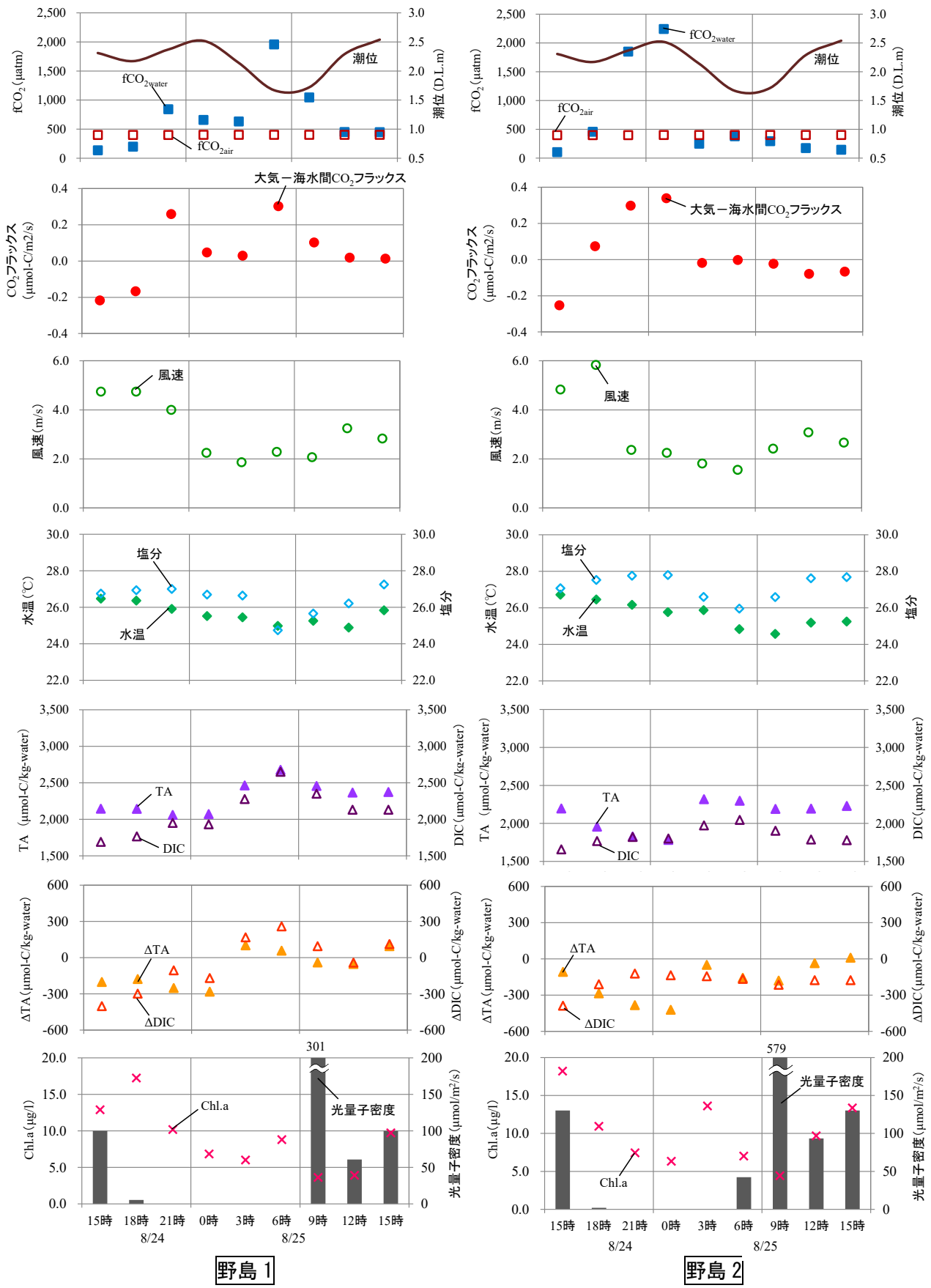


図 3-4-3 (1) 大気-海水間 CO_2 フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島1, 2) 【夏季】

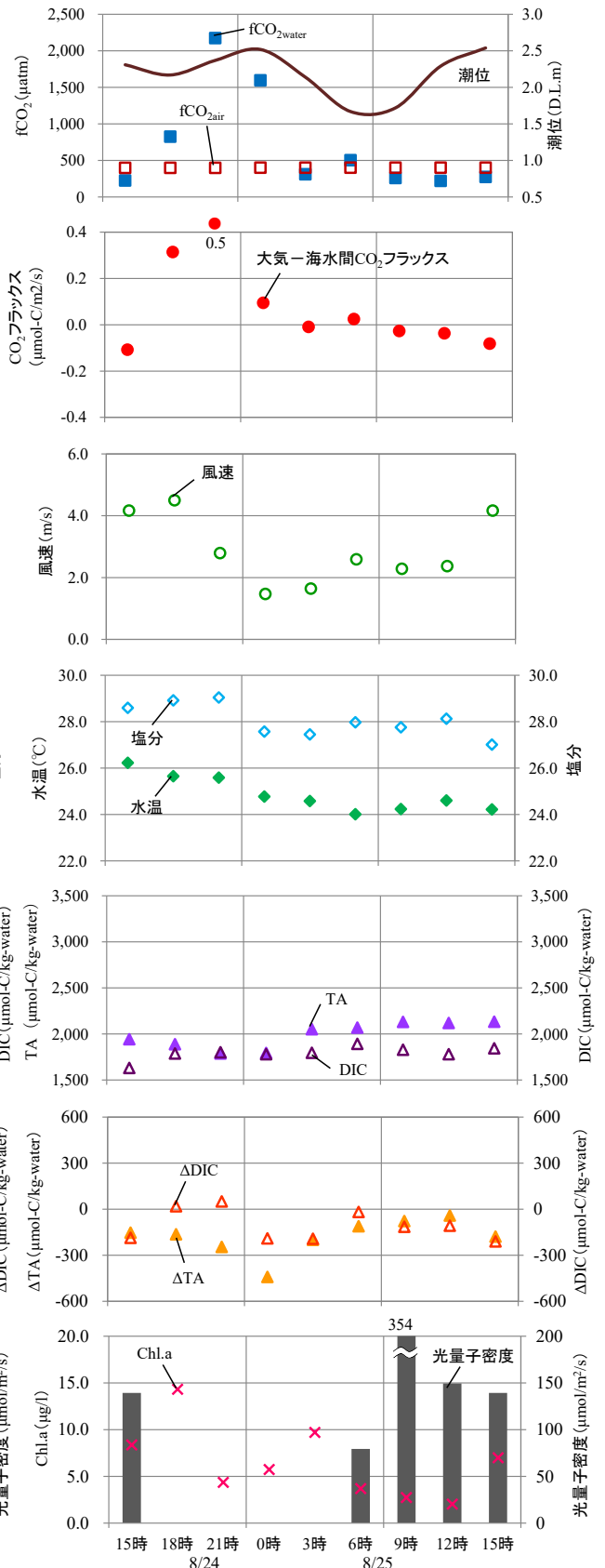
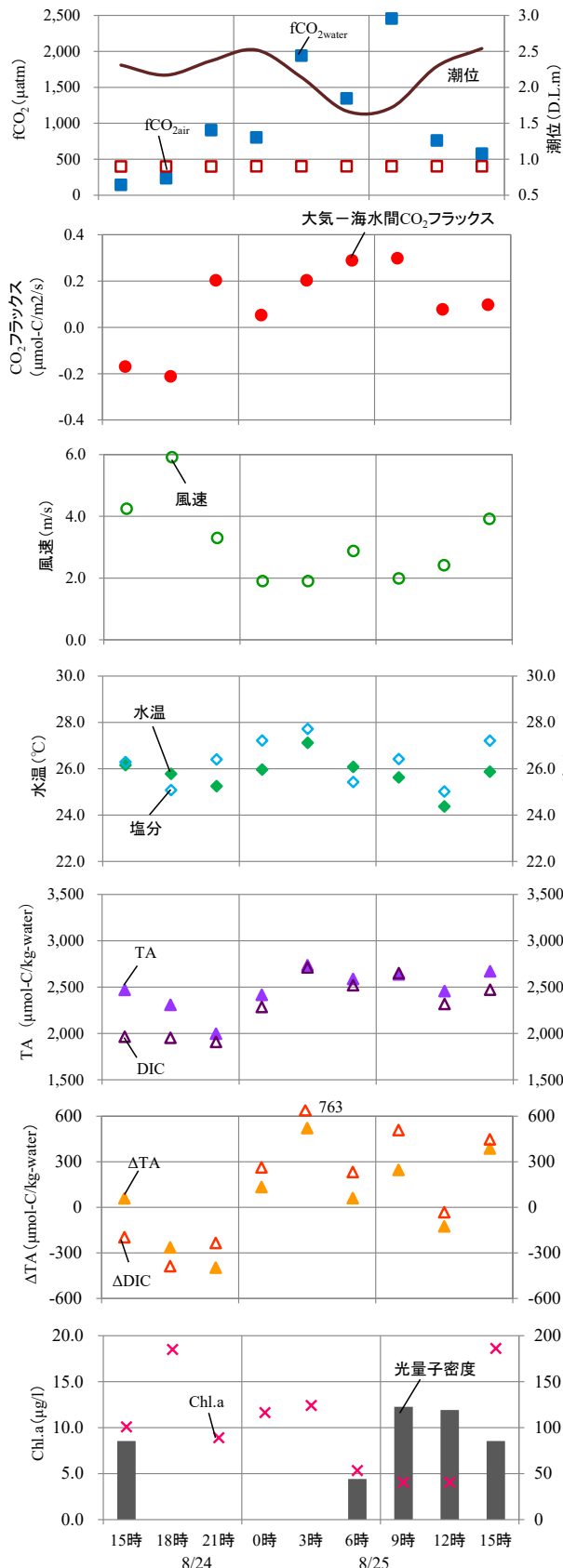


図 3-4-3 (2) 大気-海水間 CO_2 フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島3, 4) 【夏季】

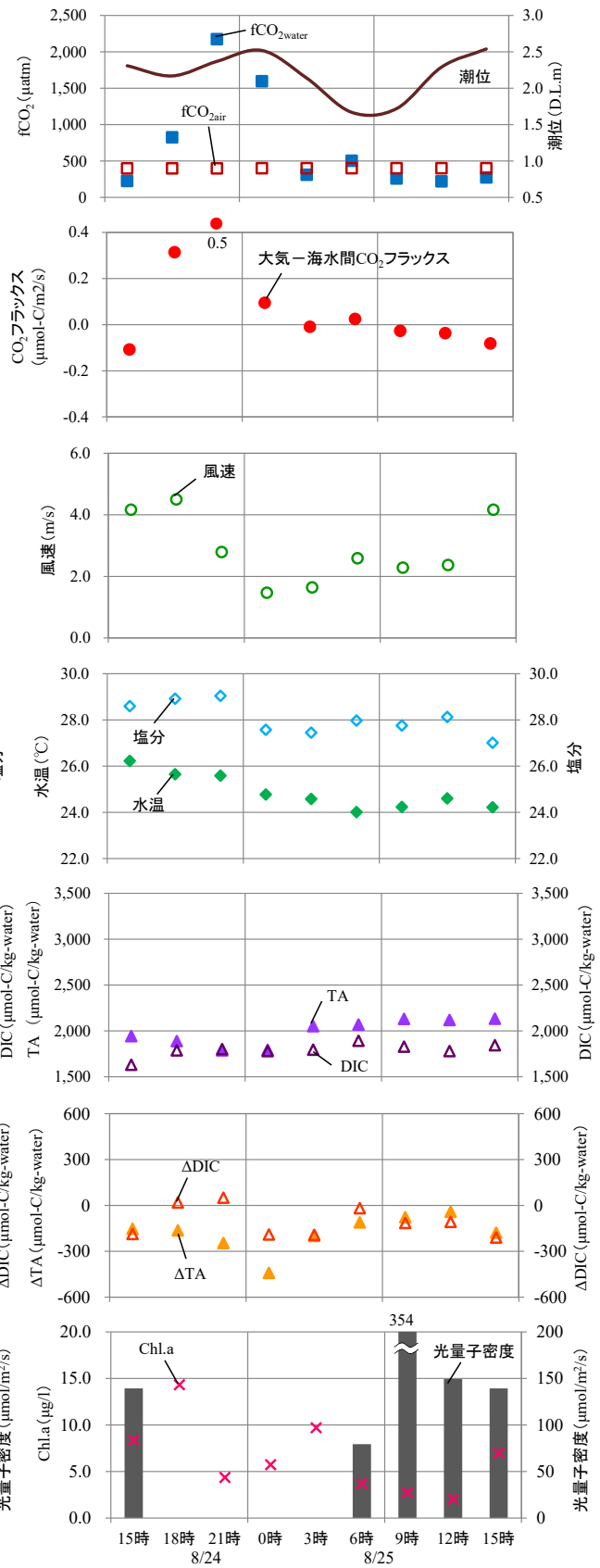
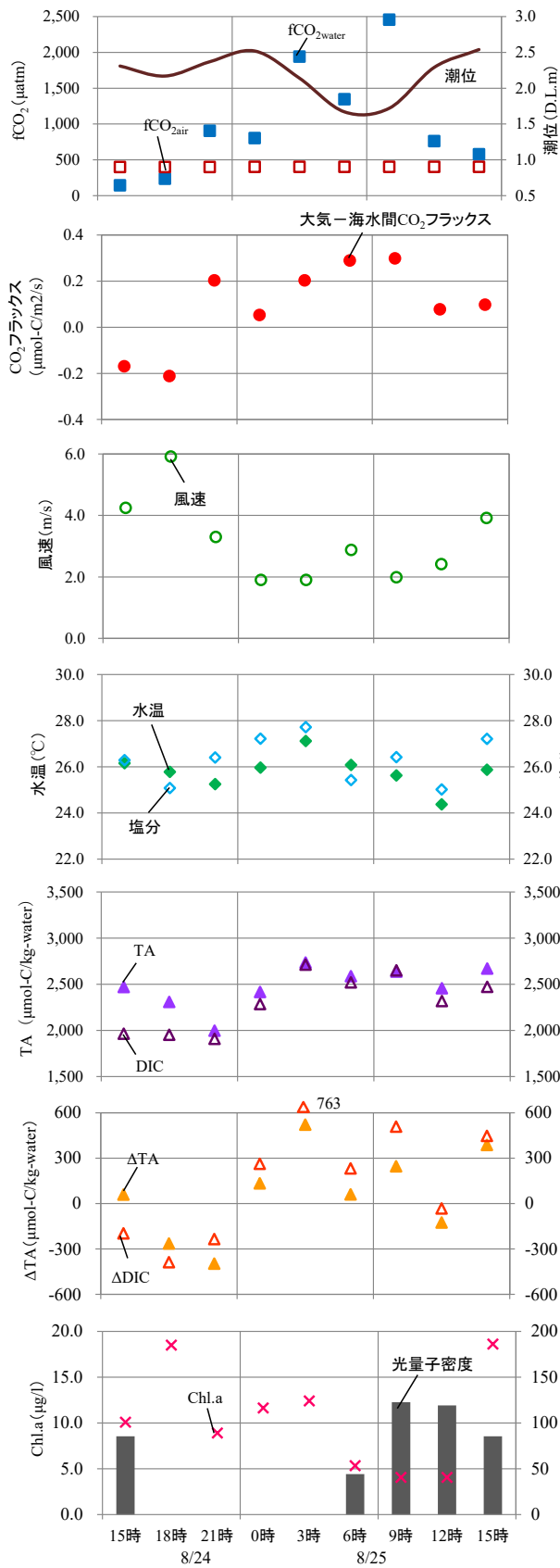


図 3-4-3 (3) 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島5, 6) 【夏季】

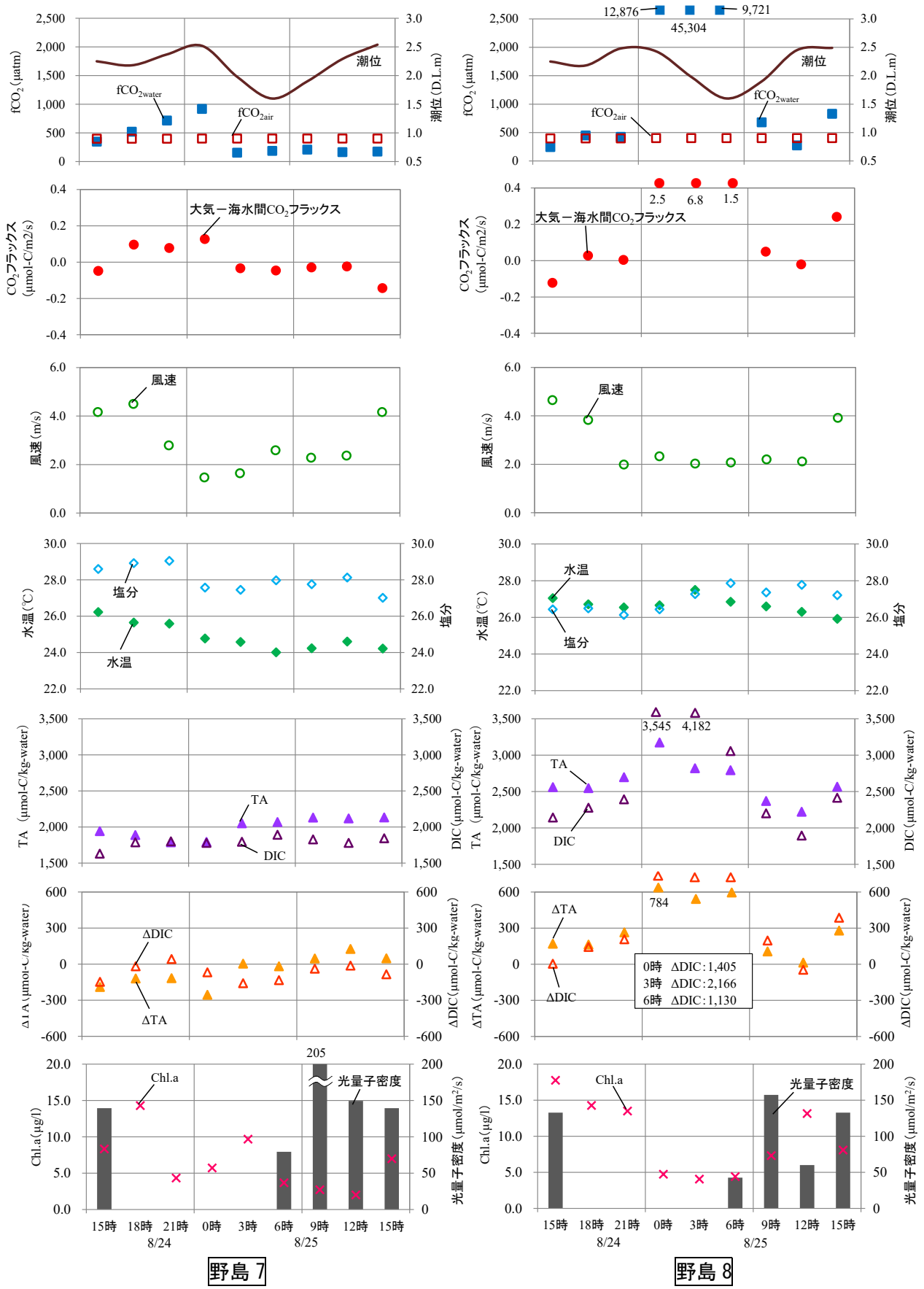
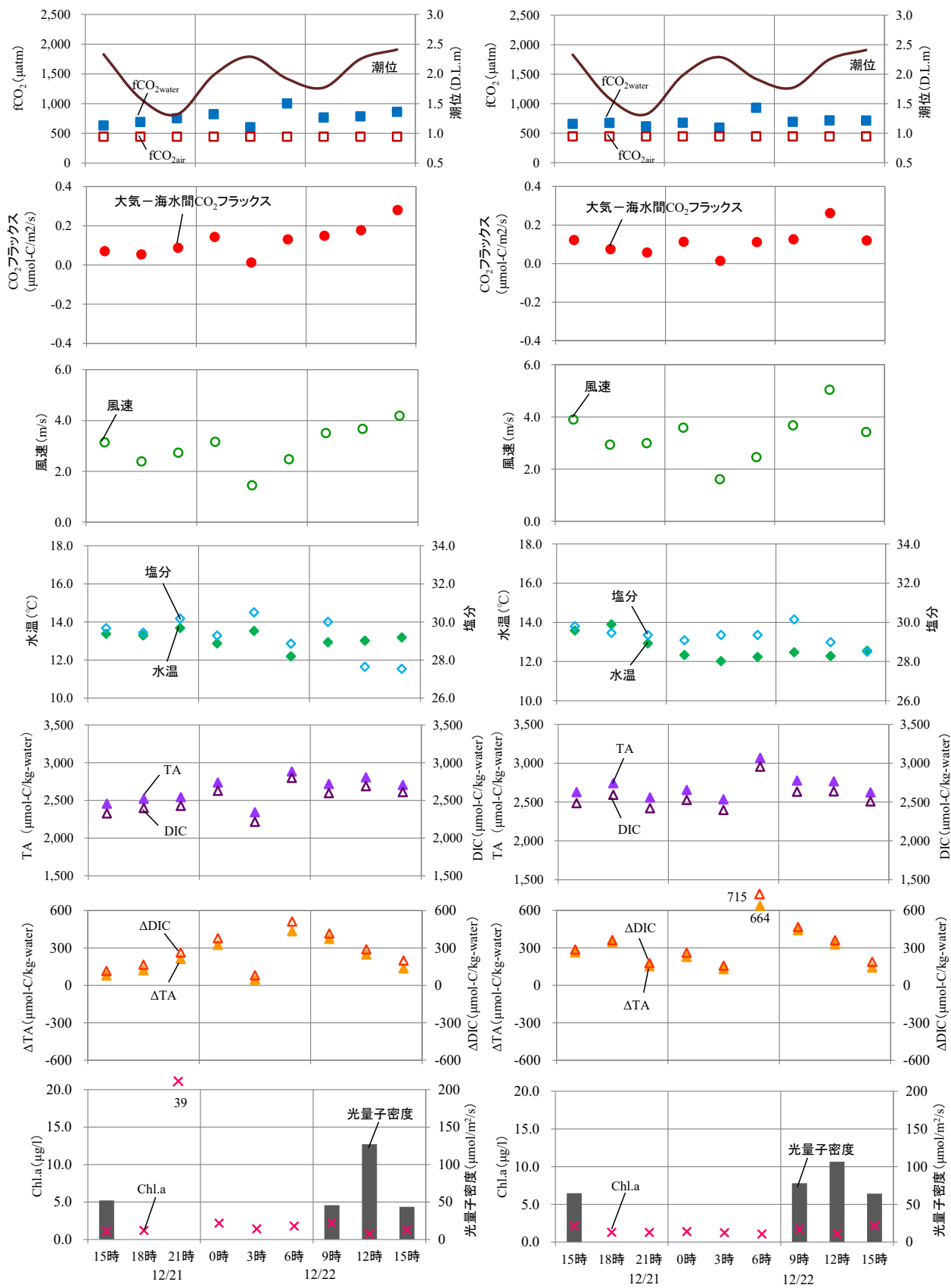


図 3-4-3 (4) 大気-海水間 CO_2 フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島7,8) 【夏季】

(2) 冬季 (12月21日～22日)

冬季の観測結果 (No.1～No.8 で 3 時間毎の移動連続観測) は, 図 3-4-4 に示すとおりである. 海水中 CO_2 分圧は $781.6 \pm 74.5 \mu\text{atm}$, 大気中 CO_2 分圧は $445.2 \pm 0.0 \mu\text{atm}$, 大気-海水間 CO_2 フラックスは $0.13 \pm 0.04 \mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ となり, 概ね海水から大気へ放出傾向にあった. また, 水温と塩分について, 低水温 ($12.8 \pm 0.2 \text{ }^\circ\text{C}$) と高塩分 (29.5 ± 0.6) の環境にあった. TA ($2,716 \pm 127 \mu\text{mol/kg}$) と DIC ($2,595 \pm 130 \mu\text{mol/kg}$) は, やや TA の方が高かったが同様な変動傾向を示し, ΔTA ($325.8 \pm 113.3 \mu\text{mol/kg}$) と ΔDIC ($368.3 \pm 115.4 \mu\text{mol/kg}$) はともに変動幅が大きかった. また, 風速 ($3.3 \pm 0.2 \text{ m/s}$), クロロフィル *a* ($8.4 \pm 8.3 \mu\text{g/l}$), 光量子密度 ($53.7 \pm 21.0 \mu\text{mol/m}^2/\text{s}$) も日周期変動が確認された.



野島1

野島2

図 3-4-4 (1) 大気-海水間 CO_2 フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島1,2) 【冬季】

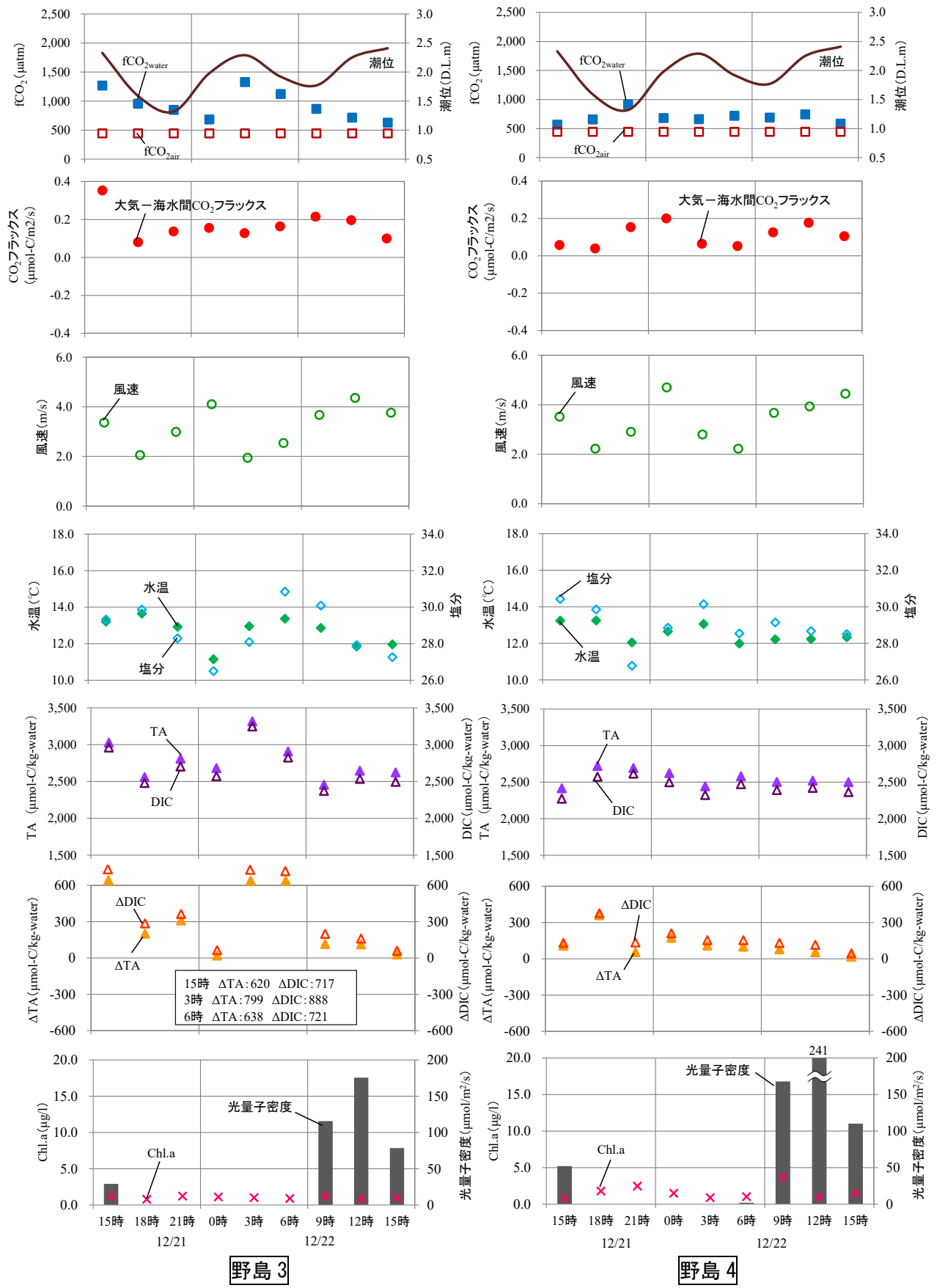


図 3-4-4 (2) 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島3, 4) 【冬季】

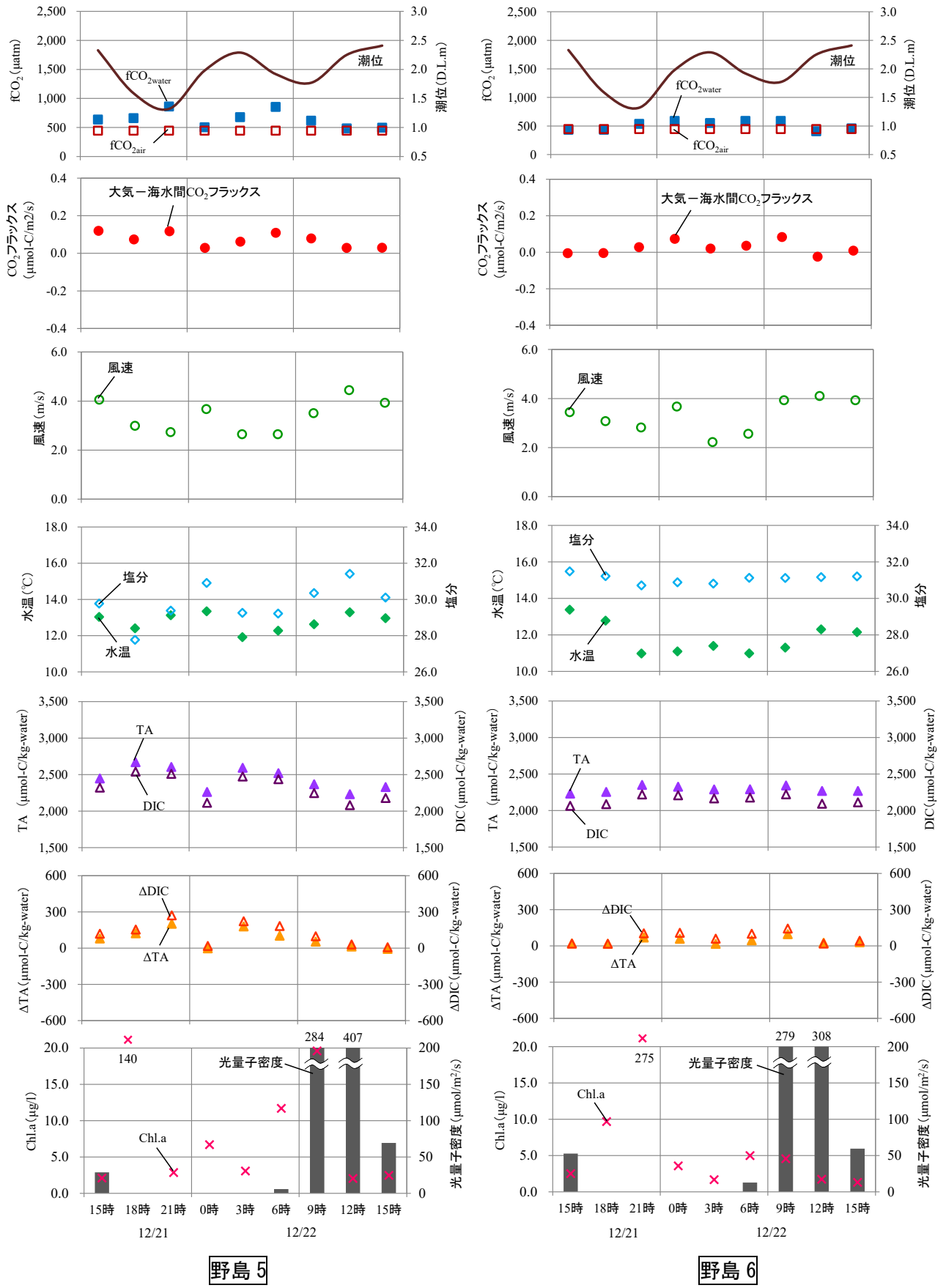


図 3-4-4 (3) 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島5, 6) 【冬季】

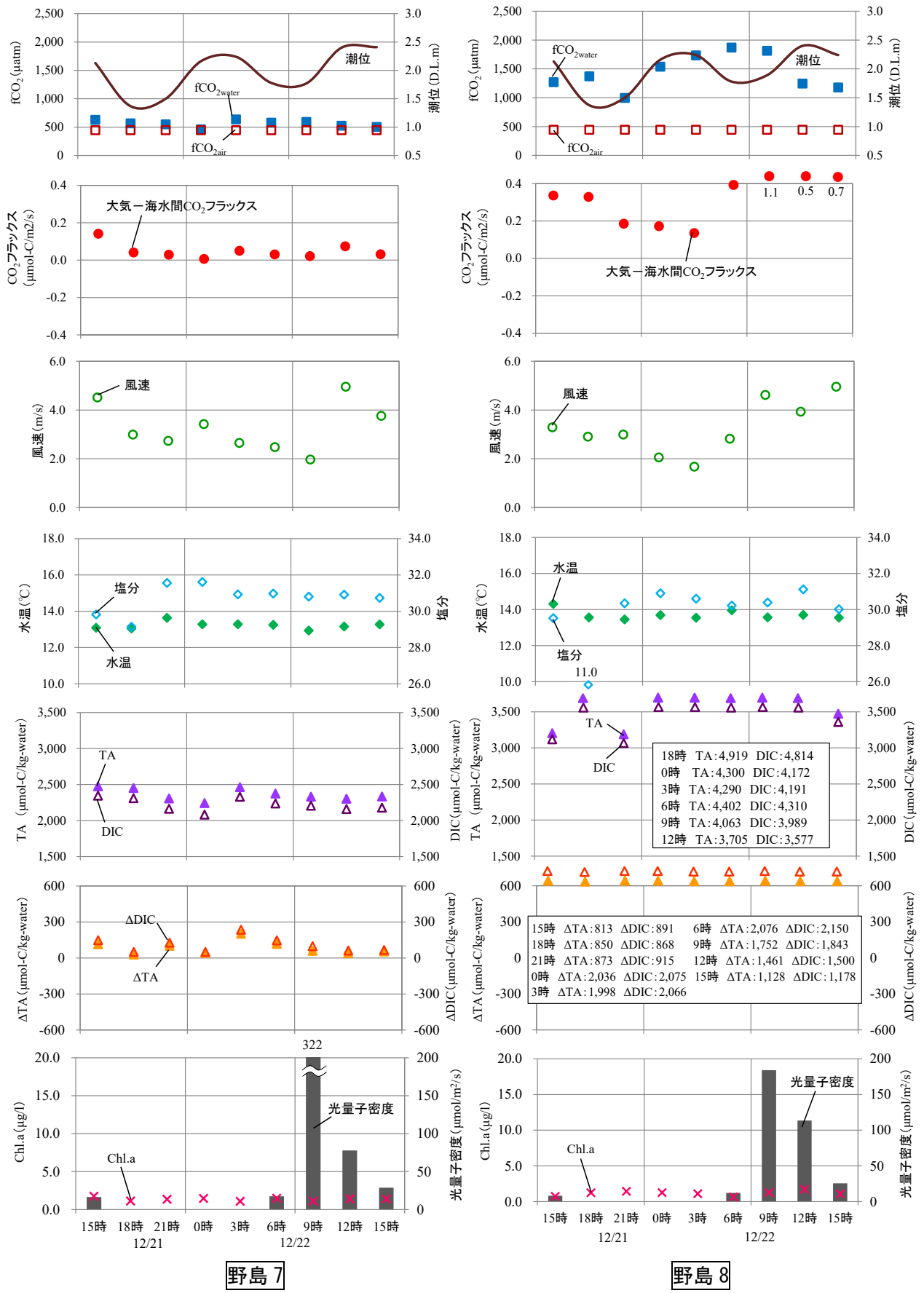


図 3-4-4 (4) 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の連続観測結果 (野島7,8) 【冬季】

(3) 海水中CO₂分圧の時空間分布の日周変化

平潟湾内の海水中 CO₂ 分圧の時空間分布の日周変化は、図 3-4-5 に示すとおりである。また、海水中 CO₂ 分圧が劇的に変化した 8 月 24 日 21 時～25 日 6 時の TA・DIC の時空間変化は図 3-4-6、図 3-4-7 に示すとおりである。

TA・DIC は移流・拡散といった物理過程では説明できないような濃度変化をしており、さらに TA と DIC の濃度変化は同調していなかった。このことから、陸域の複数個所から TA・DIC の含有成分の異なる不規則で特異な排水が流入していたことが予想される。特に 8 月 25 日の 3 時以降、湾内の TA・DIC 濃度分布の不均一さが生じることによって、海水中 CO₂ 分圧の分布特性にも影響を及ぼしていることが考えられた。

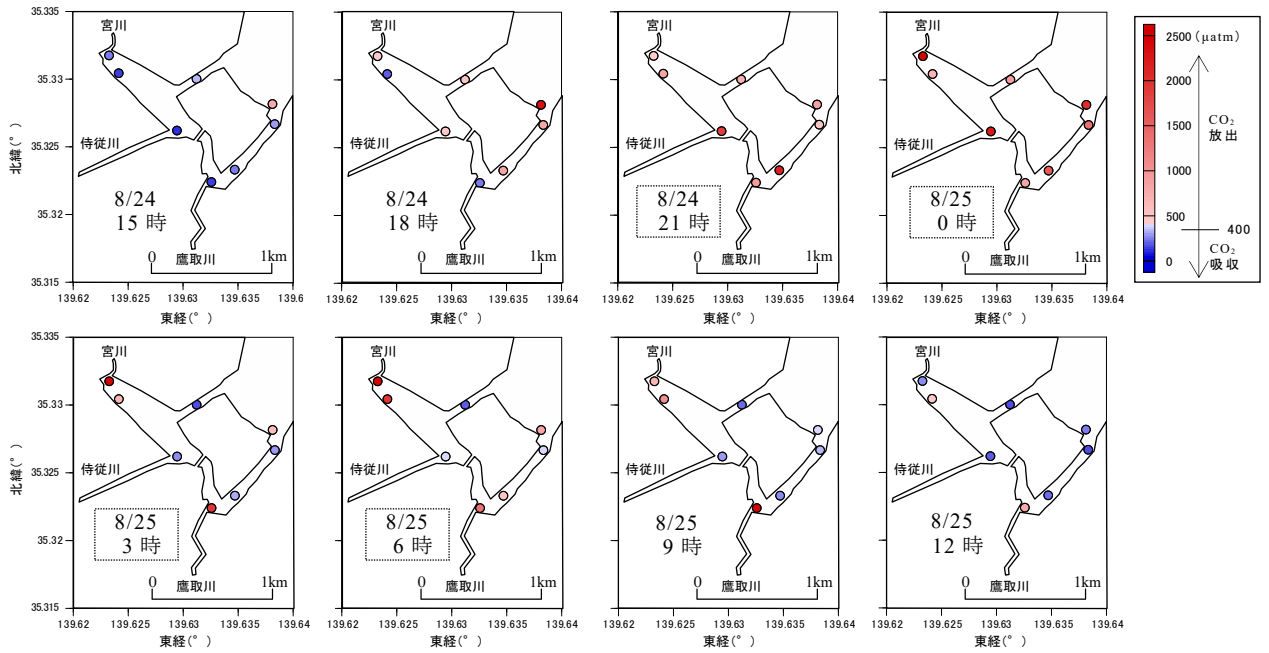


図 3-4-5 平潟湾内における海水中CO₂分圧の時空間分布の日周変化 (8/24:15時~8/25:12時)

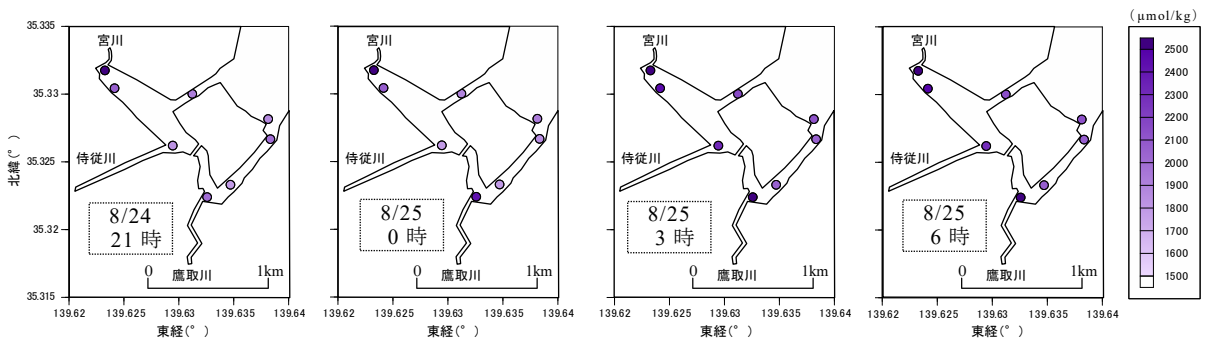


図 3-4-6 平潟湾内におけるTAの時空間分布の日周変化 (8/24:21時~8/25:6時のみ抽出)

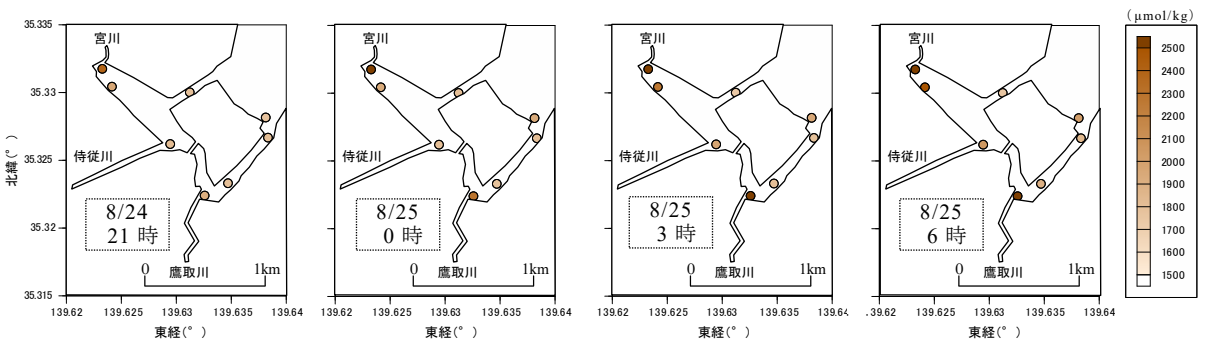


図 3-4-7 平潟湾内におけるDICの時空間分布の日周変化 (8/24:21時~8/25:6時のみ抽出)

3-5. 石垣島名蔵湾における連続観測

3-5-1. 観測概要

(1) 観測場所

本観測水域は、亜熱帯に位置する潟湖干潟であり、陸域負荷と生物活動の影響の両方が捉えやすい閉鎖的な場であることを理由に、名蔵アンパル（北緯 24° 23' 49"，東経 124° 08' 35"）を選定した。

沖縄県石垣島の南西部に位置するアンパル干潟は南北に約1km，東西に約0.5kmの長さがあり，東からは名蔵川が注ぎこみ，北西部には名蔵湾に通じる出口がある．周囲はマングローブと海岸林に覆われ，カニ類をはじめとした多様性に富んだ豊かな生態系が保持されている．一方で近年の名蔵川流域では，戦後の畑地への土地利用転換が進んだため干潟へ赤土が流出し，特に名蔵河口部の両側では赤土堆積の進行が顕著にみられ，周囲に比べて標高が高くなっている．こうした地形変化による干潟内流動の変化に伴って浮遊性の有機物の輸送・着床特性が変化しており，生物相に及ぼす影響が危惧されている．

これらの湖内環境を勘案し，多変量解析に適した幅広い環境データを測定・収集するために，観測地点は湾内に流入する河川（名蔵川等），名蔵アンパル，名蔵湾を繋ぐ境界部に設定した（図 3-5-1，表 3-5-1参照）．

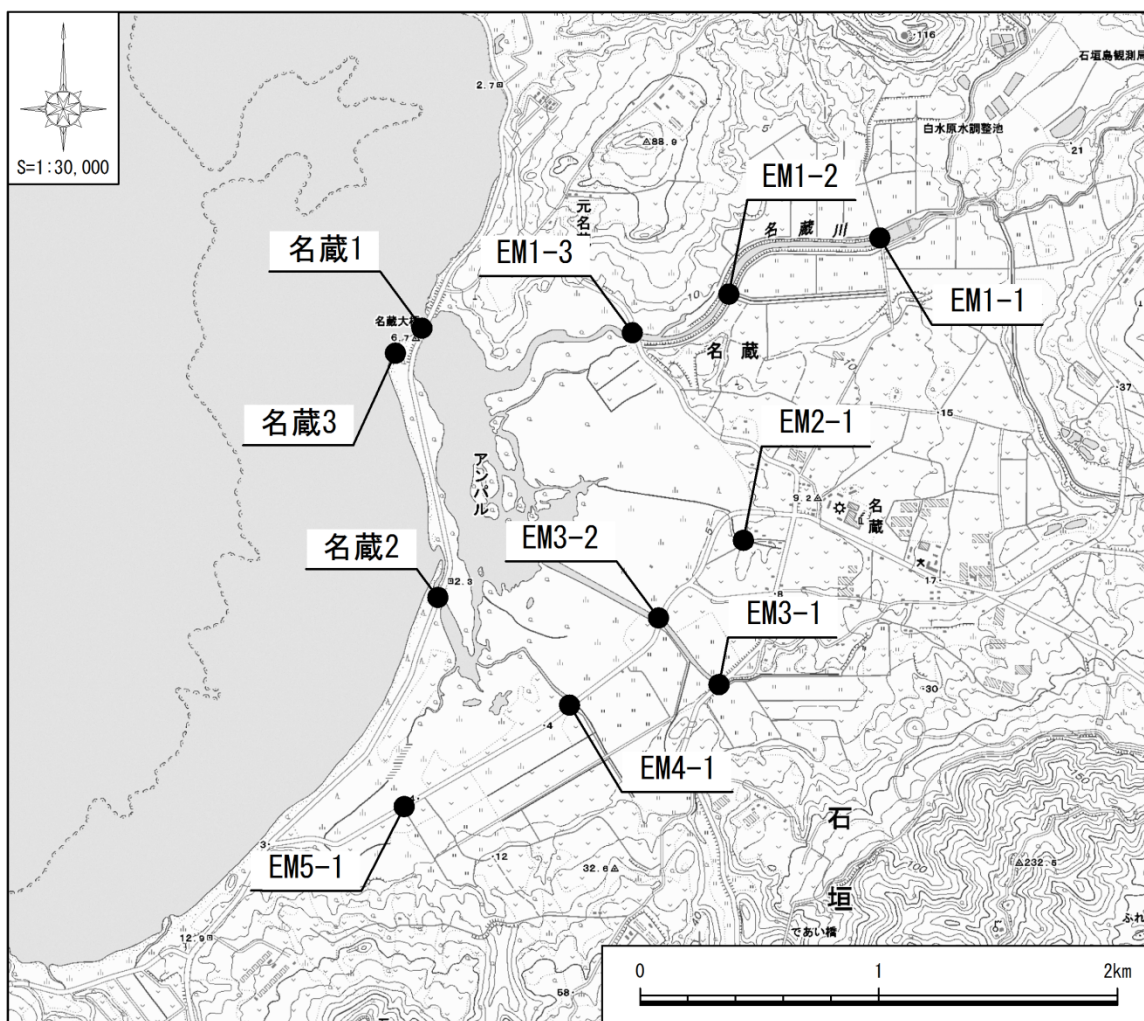


図 3-5-1 観測位置

表 3-5-1 観測地点

区分	地点 No.	地点箇所
名蔵アンパル	名蔵 1	北側河口
	名蔵 2	南側河口
名蔵湾	名蔵 3	湾内
流入河川 (名蔵川等)	EM1-1	名蔵川 (上流)
	EM1-2	名蔵川 (中流)
	EM1-3	名蔵川 (下流)
	EM2-1	流入支川 (上流)
	EM3-1	流入支川 (上流)
	EM3-2	流入支川 (中流)
	EM4-1	流入支川 (上流)
	EM5-1	流入支川 (上流)

(2) 観測時期・項目・分析方法

観測時期は、2015年7月（名蔵1～名蔵2で1時間毎の移動連続観測，河川・外海水は観測期間中1回）とし，気象，水質データ等を測定・収集した．観測項目は，風速，水温，塩分，全アルカリ度(TA)，溶存無機炭素濃度(DIC)，光量子密度，クロロフィル*a*(Chl.*a*)，海水中CO₂分圧(fCO_{2water})，大気中CO₂分圧(fCO_{2air})とした．風速は気象庁 石垣測候所の観測データを用い，水平成分の高度補正を行った．水温と塩分は水温・塩分計（Compact-CT，JFEアドバンテック社製），光量子密度は照度計（MDS-MkV/L，JFEアドバンテック社製），クロロフィル*a*はクロロフィル濁度計（Compact-CLW，JFEアドバンテック社製）を用いて測定した．TA，DIC測定用サンプルは250mlのSchott Duran瓶で採取され，200μlの塩化第二水銀を添加して溶存無機炭素を固定した．これらは，フロースルー型の炭酸系分析装置(MDO-02，紀本電子社製⁶⁾)，もしくはパッチ型分析装置(ATT-05，紀本電子製)を用いて測定した．大気中CO₂分圧は国立環境研究所の波照間ステーションのデータを用い，海水中CO₂分圧は炭酸系の化学的平衡関係(DIC，TA)による間接的な計算方法¹⁶⁾で算出した．

観測時期及びサンプル数等は，表 3-5-2に示すとおりである．

表 3-5-2 観測時期・サンプル数等

		7月28日～30日	
		サンプル数	サンプル頻度
名蔵アンパル	名蔵1	25	1時間間隔
	名蔵2	25	
名蔵湾	名蔵3	1	
流入河川（名蔵川等）	EM1-1	1	
	EM1-2	1	
	EM1-3	1	
	EM2-1	1	
	EM3-1	1	
	EM3-2	1	
	EM4-1	1	
EM5-1	1		
合計		59 サンプル	

(3) 大気－海水間CO₂フラックスの測定手法

大気－海水間CO₂フラックスは，第2章 2-2-1 (1) バルク法に示されている「バルク法」を用いて算出した．

(4) Δ DIC, Δ TAの算出方法

生物による光合成や呼吸・分解の影響が無い場合、溶存無機炭素濃度（DIC）は境界地点濃度（河川水と外海水）の単純な混合割合から決定される。このため、実際の採水サンプルから得られたDICから塩分の内挿値（河川境界地点と外海境界地点のデータを結んだ線）を減じた値を生物過程による炭素増減量 Δ DIC（ $\mu\text{mol-C/kg-water}$ ）と見なすことができる。この生物による呼吸・分解及び光合成に起因する炭素増減量は、正の場合は従属栄養的な環境（呼吸・分解活動 $>$ 光合成活動）、負の場合は独立栄養的な環境（光合成活動 $>$ 呼吸・分解活動）を意味する。

また、全アルカリ度（TA）も同様に石灰化等の影響が無い場合、TAは境界地点濃度（河川水と外海水）の単純な混合割合から決定される。実際の採水サンプルから得られたTAから塩分の内挿値（河川境界地点と外海境界地点のデータを結んだ線）を減じた値を石灰化によるアルカリ度増減量 Δ TA（ $\mu\text{mol-C/kg-water}$ ）と見なすことができる。この石灰化等に起因するアルカリ度増減量は、正の場合は炭酸カルシウム（ CaCO_3 ）の溶解、負の値は CaCO_3 の析出を意味している。

この Δ DIC, Δ TAの算出結果は、図 3-5-2に示すとおりである。

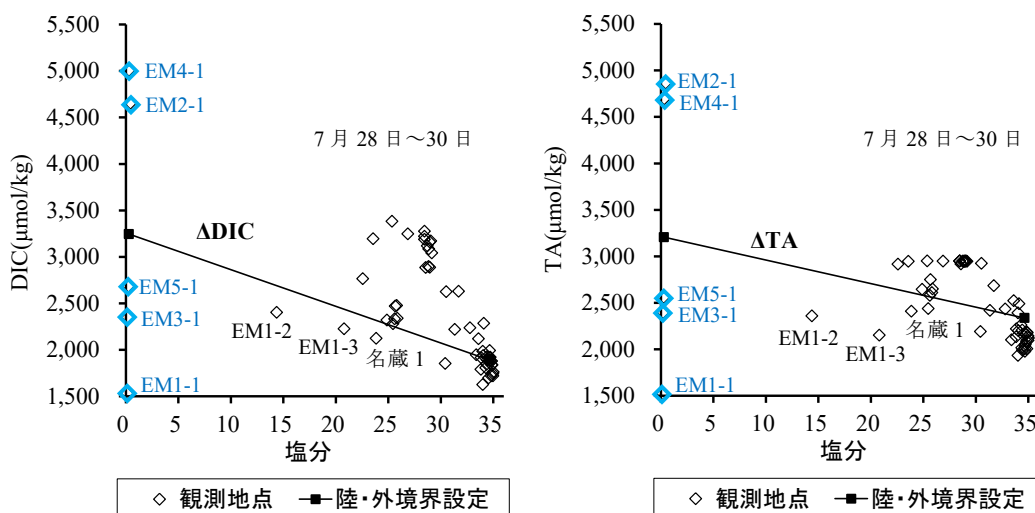


図 3-5-2 Δ DIC, Δ TAの算出結果【夏季】

3-5-2. 観測結果

(1) 夏季（7月28日～30日）

夏季の観測結果（名蔵1～名蔵2で1時間毎の移動連続観測）は、図 3-5-3に示すとおりである。海水中CO₂分圧は $3,033 \pm 1,243 \mu\text{atm}$ ，大気中CO₂分圧は $399.6 \pm 0.0 \mu\text{atm}$ ，大気-海水間CO₂フラックスは $1.88 \pm 0.98 \mu\text{mol-C/m}^2/\text{s}$ となり，概ね海水から大気へ放出傾向にあった。また，水温と塩分について，高水温（ $32.1 \pm 0.5 \text{ }^\circ\text{C}$ ）と高塩分（ 30.9 ± 1.1 ）の環境にあった。TA（ $2,479 \pm 102 \mu\text{mol/kg}$ ）とDIC（ $2,341 \pm 153 \mu\text{mol/kg}$ ）は，ややTAの方が高かったが同様な変動傾向を示し， ΔTA （ $47.0 \pm 83.1 \mu\text{mol/kg}$ ）と ΔDIC （ $301.5 \pm 125.9 \mu\text{mol/kg}$ ）はともに変動幅が大きかった。また，風速（ $4.5 \pm 0.2 \text{ m/s}$ ），クロロフィル*a*（ $1.2 \pm 0.2 \mu\text{g/l}$ ），光量子密度（ $242 \pm 135 \mu\text{mol/m}^2/\text{s}$ ）も日周期変動が確認された。

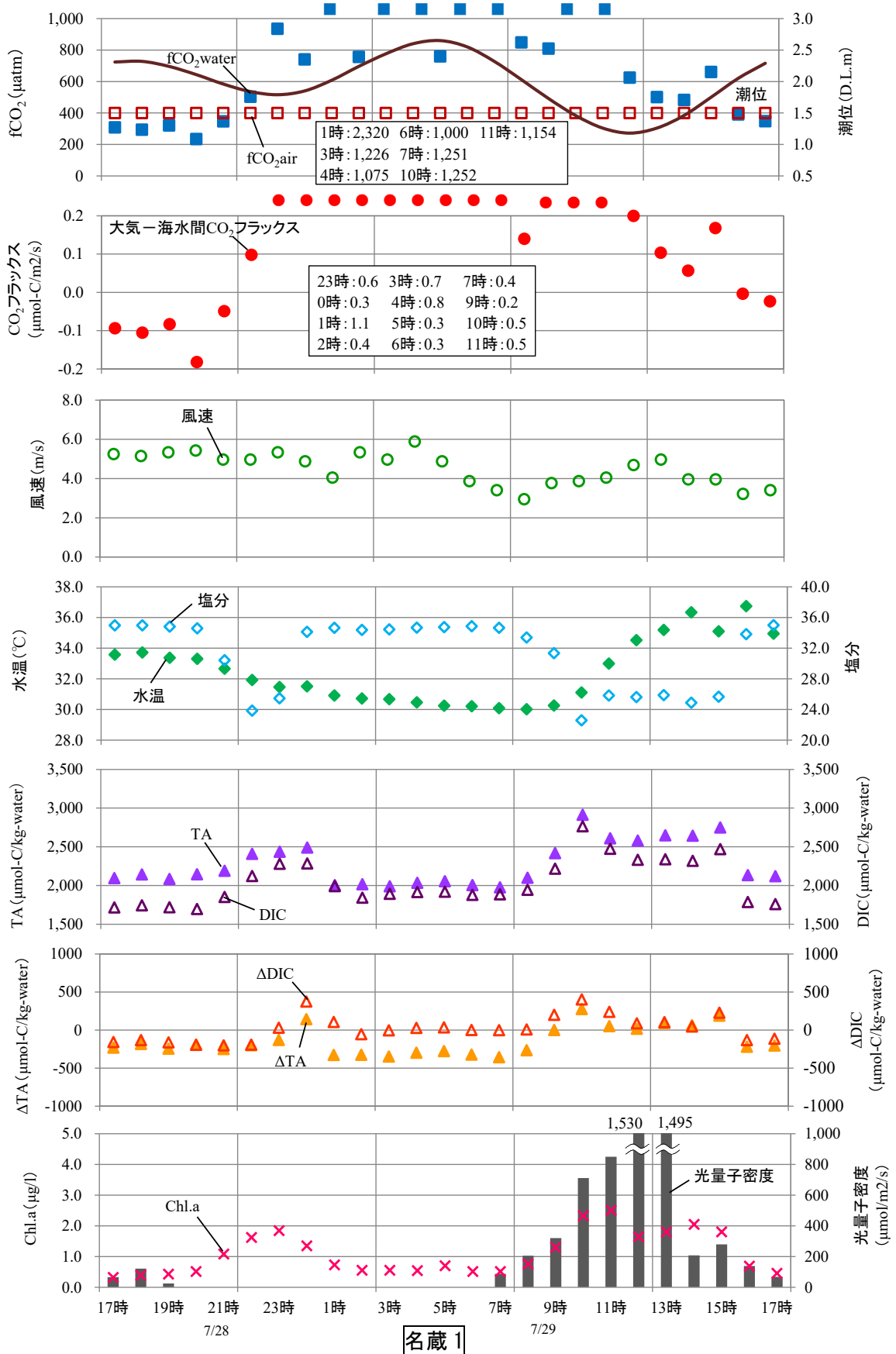


図 3-5-3 (1) 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の連続観測結果 (名蔵1) 【夏季】

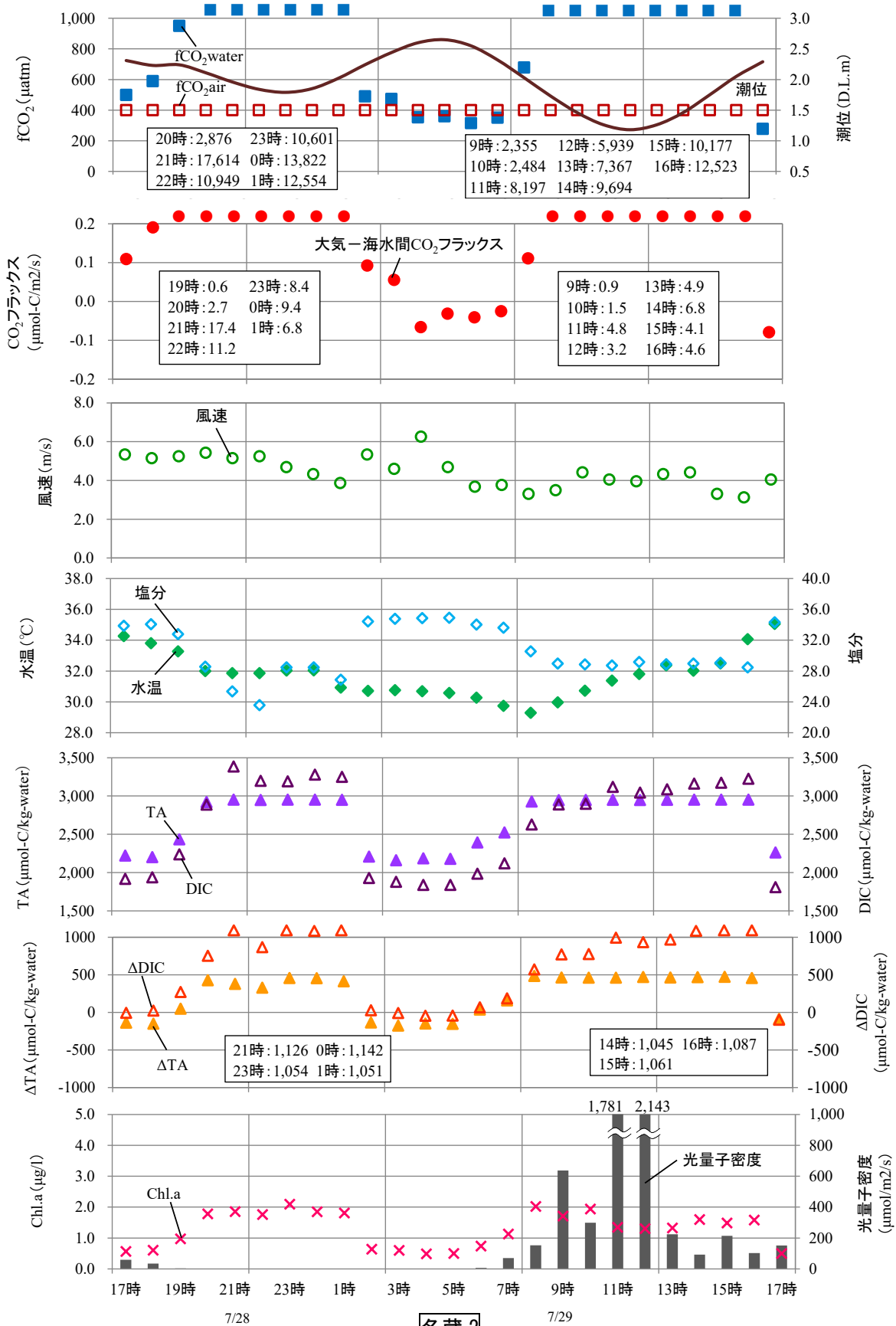


図 3-5-3 (2) 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の連続観測結果 (名蔵2) 【夏季】

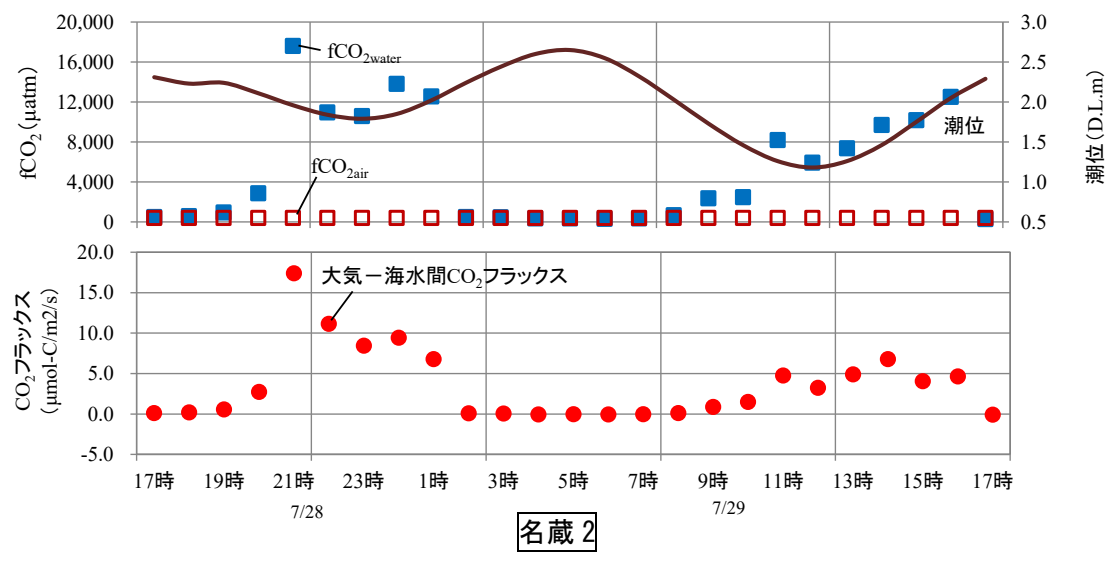
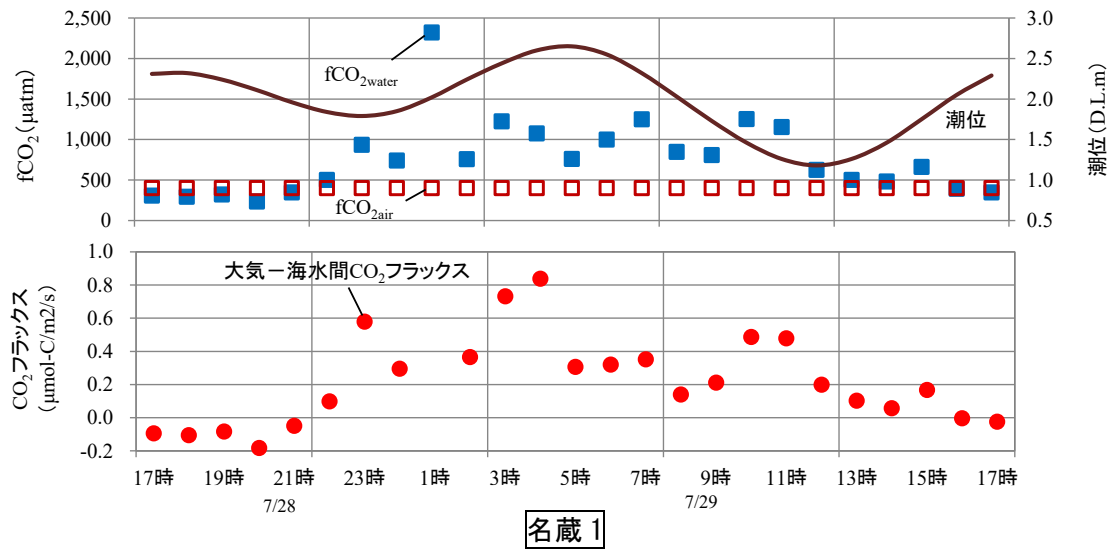


図 3-5-3 (3) 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因の連続観測結果【夏季】

3-6. 統計解析

計測手法の検討において、各手法の特徴の整理を行ったが、どの手法も一長一短があるため、データの活用を図るためには、単純化・汎用性の向上を目指した統計解析の利用が不可欠となる。

また、大気-海水間 CO₂ フラックスの動態は、物理過程・化学過程・生物過程の全てを含んでおり、非線形で複数の相互作用を伴っていることから、統計論的モデル (Stochastic Model) を用いた検討が必要となる。

北海道風蓮湖 (広域・連続データ)、北海道コムケ湖 (広域データ)、東京湾走水海岸 (連続データ)、横浜平潟湾：野島干潟について、データ採取地点ごとの統計解析を行った。

統計解析は、R 3.1.2²²⁾又は IBM SPSS Amos 22.0.0 のソフトウェアを使用した。

3-6-1. 解析手法

(1) パス解析

大気-海水間 CO₂ フラックスに影響を与える要因とその影響度の検討を行った。パス解析は、各変数に与える因果関係の強さを示しており、大気-海水間 CO₂ フラックスに対し、プラスの影響は海水から大気への CO₂ の放出、マイナスの影響は大気から海水への CO₂ の吸収を表している。

(2) 一般線形モデル (GLM)

現地で得られた測定データについて、統計学的な解析手順を検討し、最終的に予測式を構築するという一連の統計論的モデルの予測手法を提案した。

3-6-2. 北海道風蓮湖（広域・連続データ）

(1) 相関係数

大気-海水間の CO₂ フラックスと各環境要因（風速、水温、塩分、TA、DIC、生物過程による炭素増減量）の相関関係を把握するために、単相関、偏相関、重相関の関係について整理・解析を行った。各相関係数は、表 3-6-1 に示すとおりである。

表 3-6-1 相関係数

	大気-海水間 CO ₂ フラックス	風速	水温	塩分	TA	DIC	生物過程による 炭素増減量
大気-海水間 CO ₂ フラックス	0.69**	-0.59**	-0.37**	0.17*	0.11	0.32**	0.53**
風速	-0.41**	0.72**	0.46**	-0.38**	-0.31**	-0.50**	-0.57**
水温	0.13	0.24**	0.75**	-0.14	0.07	-0.22**	-0.58**
塩分	-0.15	0.00	-0.14	0.94**	0.88**	0.90**	0.34**
TA	-0.30**	-0.06	0.48**	-0.12	0.98**	0.92**	0.26**
DIC	0.30**	-0.01	-0.31**	0.53**	0.89**	0.99**	0.57**
生物過程による 炭素増減量	-0.07	-0.08	-0.03	-0.44**	-0.65**	0.78**	0.90**

注1) 上三角行列 単相関係数 下三角行列 偏相関係数 対角成分 重相関係数を示している。

注2) *はp<0.05有意水準、**はp<0.01有意水準を示している。

a) 単相関係数

単相関係数は、単純に 2 変数の相関関係を見る際に用いられる。このため、2 変数以外の要因の影響も内包されており、見かけ上の相関となる。大気-海水間 CO₂ フラックスとの単相関について、相関が高かった環境要因は、風速と生物過程による炭素増減量であった。これは時系列変化の結果においても、同様な変動をしており、見かけ上の相関は高いことがうかがえる。

b) 偏相関係数

偏相関係数は、複数の要因が相互に関連している時、特定の 2 変数間の関係を、他の要因の影響を除去して評価するために用いられるものである。大気-海水間 CO₂ フラックスと各環境要因の偏相関について、風速は単相関と同様に高かったが、次に TA と DIC の相関が高くなった。これらの環境要因は、直接的に CO₂ フラックスに影響を及ぼしていることが予想される。

c) 重相関係数

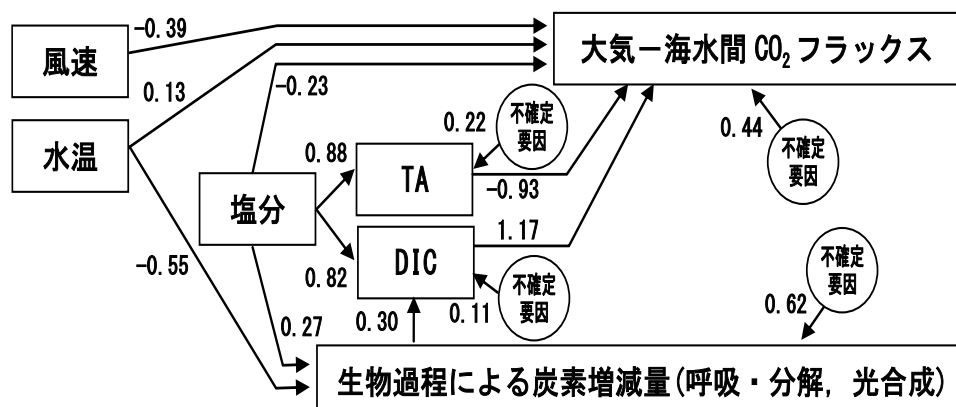
重相関係数とは、ある変数を残りの変数で予測しようとする時、その説明率を表す係数である。重相関係数が特に高かった項目は、TA と DIC であった。これらの項目は、他の変数によって殆ど説明できることがわかった。

(2) パス解析

a) パス解析結果

大気-海水間の CO₂ フラックスに影響を及ぼす環境要因を検討するため、パス解析を試みた(図 3-6-1 参照)。パス係数は、各変数に与える影響の大きさと因果関係を示しており、大気-海水間の CO₂ フラックスに対し、プラスの影響は海水から大気へ CO₂ の放出、マイナスの影響は大気から海水への CO₂ の吸収を表している。

パス解析の結果、大気-海水間 CO₂ フラックスに対する影響度が大きい環境要因は TA と DIC であり、TA は負のパス係数 (-0.93)、DIC は正のパス係数 (1.17) であった。この 2 つの要因は、塩分と正のパス係数 (0.88, 0.82) の関係にあった。一方、風速は大気-海水間 CO₂ フラックスに対し負の影響 (-0.39) となった。また、水温、塩分の直接的な影響は、0.13、-0.23 であり、それら自体が CO₂ フラックスに与える影響は大きくなかった。



注) 図中の数値はパス係数(標準化解)であり、変数に与える影響の大きさ・因果の強さを示している。0 から離れているほど影響が大きく、符号はそれぞれプラス・マイナスの影響を表す。

図 3-6-1 大気-海水間 CO₂ フラックスと各環境要因のパス解析結果

b) 炭酸系イオンに関する考察

水中の溶存 CO₂ 濃度の変動は、陸域からの炭素流入や生物活動の他に、平衡状態にある炭酸水素イオン (HCO₃⁻) と炭酸イオン (CO₃²⁻) による緩衝作用の影響を受けやすい。大気-海水間 CO₂ フラックスに対する影響が大きかった DIC と TA は、これらの炭酸系イオンと関係している。DIC と TA の化学式は、以下に示すとおり、水中 CO₂ 濃度、炭酸水素イオン (HCO₃⁻)、炭酸イオン (CO₃²⁻) 等で表わされる。[X]は、炭酸水素イオンと炭酸イオン以外のイオン寄与分を示しており、水酸化イオンや四ホウ酸イオン等の陰イオンと水素イオン等の陽イオンが該当する。

$$DIC = [CO_2] + [HCO_3^{2-}] \quad (3-1)$$

$$TA = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [X] \quad (3-2)$$

TA は炭酸平衡系による CO₂ 濃度への緩衝力の目安であり、TA が高い海水よりも低い淡水などの条件下では、CO₂ 濃度の増減が大きくなる傾向を示した。また、DIC も TA とほぼ同様の変動を示し、相関も高かったことから、本対象水域では水中の炭酸水素イオンと炭酸イオンが多く含まれ、TA や DIC の濃度を規定していたことが予想される。

c) 交換係数・溶解度に関する考察

大気-海水間 CO₂ フラックスに係る交換係数と溶解度は、風速、水温、塩分を用いて算出される。ここで、大気-海水間の CO₂ フラックスと風速、水温、塩分の関係を見ると、直接的な影響は風速が最も大きい。一方、塩分は TA や DIC を介し、水温は生物過程による炭素増減量（呼吸・分解、光合成）から DIC を介し、それぞれ間接的な影響があることがうかがえる。

d) 生物過程による炭素増減量に関する考察

大気-海水間 CO₂ フラックスに対する影響が最も大きかった DIC は、生物過程による炭素増減量（呼吸・分解、光合成）とやや正のパス係数 (0.30) の関係にあった。この生物過程による炭素増減量は、水温 (-0.55) や塩分 (0.27) からの影響も受けているが、それ以外の不確定要因 (0.62) が大きかった。これは、海草の繁茂状況や日射量などの諸要因が考えられる。

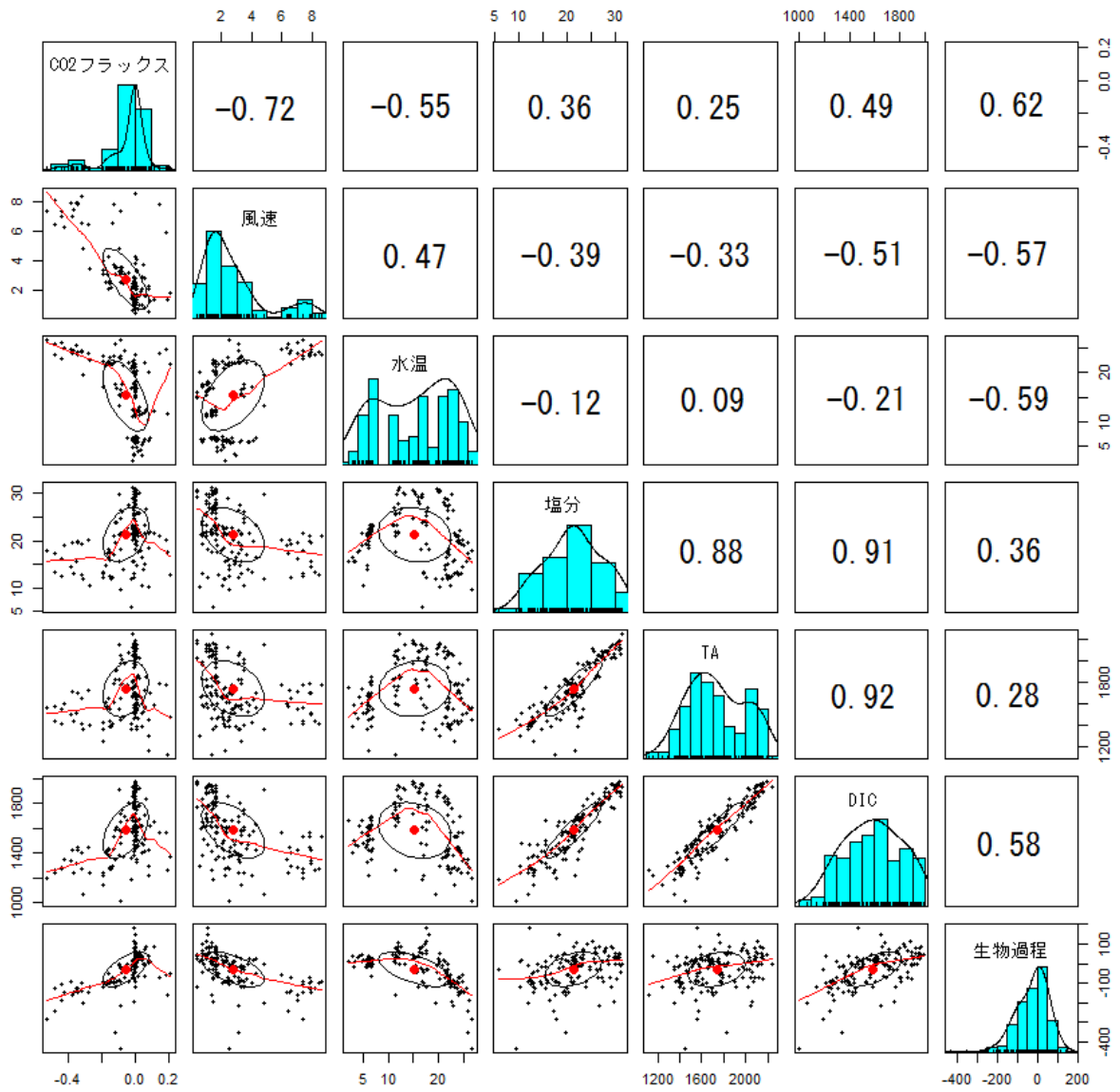
(3) データ構造の把握

現地事例のデータ構造を把握するために、変数間の対散布行列、樹木モデル、一般化加法モデルを用いた解析を行った。

a) 散布図行列

用いる変数が 2 つ以上で、かつ量的データを扱う場合、全ての変数を組み合わせた散布図行列 (図 3-6-2 参照) を作成することで、データ間の関係性を視覚的に把握することができる。各変数のヒストグラムから、大気-海水間 CO₂ フラックス (-0.06 ± 0.02 (平均値 \pm 95%信頼区間, 以下同じ) $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$), 塩分 (21.3 ± 0.9 ; 本論文では、塩分は無次元数として表記する), TA ($1,734 \pm 41 \mu\text{mol}/\text{kg}$), DIC ($1,584 \pm 36 \mu\text{mol}/\text{kg}$), 生物過程 ($-28.9 \pm 14.0 \mu\text{mol}/\text{kg}$) は、概ね単峰性分布となりピークは平均値付近にあった。一方、水温 ($15.3 \pm 1.1 \text{ }^\circ\text{C}$) は多峰性分布となり、季節変動を含めた幅広いサンプリングデータとなった。

次に、各変数間の相関関係をみると、大気-海水間 CO₂ フラックスに対し、風速、水温は負の相関 (-0.72 , -0.55), 塩分, TA, DIC, 生物過程は正の相関 (0.36 , 0.25 , 0.49 , 0.62) であった。また、塩分, TA, DIC の間に強い相関 (概ね 0.9 程度) がみられた。これは、大気-海水間 CO₂ フラックスを目的変数とした予測モデルの構築では、塩分, TA, DIC の多重共線性による影響が予想される。一方で、TA と DIC はともに海水中に含まれる炭酸水素イオン (HCO₃⁻) などの影響を受けるため、塩分で概ね説明できると考えられる。このため、ここで TA と DIC を説明変数から除外することとした。



注 1) 上三角行列は単相関係数, 下三角行列は対散布図 (平滑化曲線, 95%信頼限界楕円とその中心を含む), 対角成分はヒストグラム (カーネル確率密度を含む) を示している。

注 2) 各変数の単位は, CO₂フラックス($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$), 風速(m/s), 水温 ($^{\circ}\text{C}$), 塩分(-), TA($\mu\text{mol}/\text{kg}$), DIC($\mu\text{mol}/\text{kg}$), 生物過程($\mu\text{mol}/\text{kg}$)である。

図 3-6-2 変数間の対散布図

b) 樹木モデル (Tree model)

大気-海水間 CO₂フラックスと各環境要因 (生物過程, 塩分, 水温, 風速) との関係性を把握するために, 樹木モデル (Clark・Pregibon, 1992) を用いた解析を行った. 樹木モデルは, モデルの構築が簡易で頑健な点, 説明変数間の交互作用が表現される点, 解釈が容易である点などで優れている. 樹木の枝 (縦線) の長さは, 尤離度の減少度合いに比例し, それが長いほどその要因による分離が重要であることを示している.

樹木モデルで解析した結果 (図 3-6-3 参照), 最も重要な説明変数は生物過程であり, CO₂ フラックスの各平均値を説明するために, 大きく 2 つに分類する閾値 (-93.3 μmol/kg) が設けられた. 生物過程が小さくなると (<-93.3 μmol/kg), 風速の有意な影響が次に示され, 風速が大きいほど (>4.4 m/s), CO₂ フラックスの平均値のマイナス傾向が強まった. また, 塩分も低くなるほど, CO₂ フラックスの平均値はマイナス傾向となった. なお, 代謝が大きくなると (>-69.7 μmol/kg), CO₂ フラックスの平均値は 0.01 μmol/m²/s となり, ややプラスに転じた.

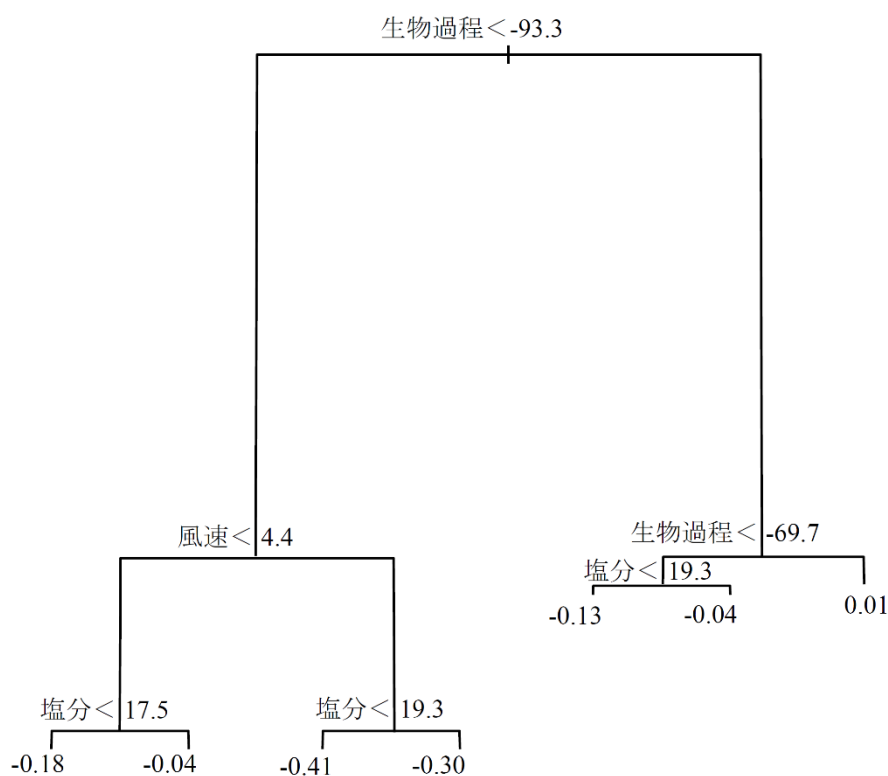


図 3-6-3 CO₂フラックスに対する樹木図

注 1) 樹の頂点からスタートし, 各ノード (節) で示される各変数の環境条件を満たせば左に, 満たさなければ右に進み, 最終的にターミナルノード (樹木図の末端は, 分類された CO₂ フラックスの各平均値) に到達する.

注 2) 各変数の単位は, CO₂フラックス(μmol/m²/s), 風速(m/s), 塩分(-), 代謝(μmol/kg)である.

c) 一般化加法モデル (GAM)

一般化加法モデル (Generalized Additive Model ; GAM) とは、目的変数と説明変数との関係をノンパラメトリックな平滑化関数を用いるモデルである。すなわち、母集団の分布型 (例えば、正規分布等) についての仮定を設けずに、平滑化スプラインで表現する手法である。もし、明確な関係性 (例えば、曲線等) が見られた場合は、多次元での回帰が可能となる。このため、本解析では目的変数と説明変数の関係性を調べるために、一般化加法モデル (GAM) を用いた検討を行った。

モデル解析の結果 (図 3-6-4 参照) , 風速と塩分は線形に近い構造と仮定できたが、水温と生物過程では非線形性が強い複雑な構造であった。しかしながら、モデル検討では、予測モデルの複雑化を回避するため、全て線形 (一般線形モデル) で扱うこととした。

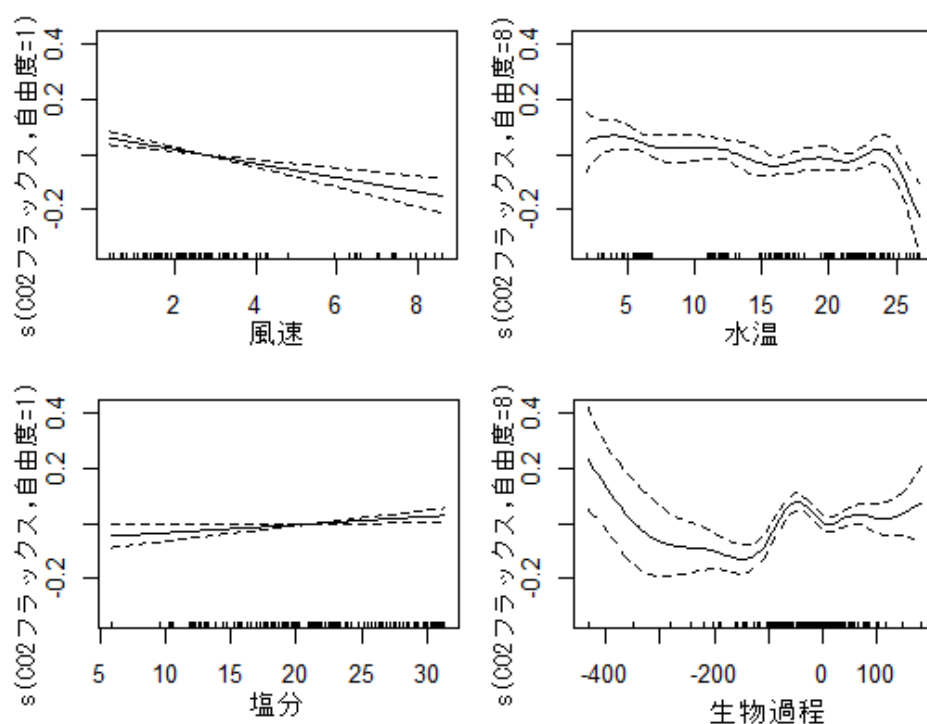


図 3-6-4 平滑化関数を用いた一般化加法モデルの適用結果

注1)縦軸は CO₂ フラックス, s は平滑化法としてスプライン関数を指定していることを表し, 横軸は各環境要因 (風速, 水温, 塩分, 代謝), グラフ内の実線は平滑化スプライン, 破線は 95%信頼区間を示している。

注2)各変数の単位は, CO₂ フラックス(μmol/m²/s), 風速(m/s), 水温 (°C), 塩分(-), 代謝(μmol/kg)である。

(4) 一般線形モデル

データ構造の把握を踏まえ、大気-海水間 CO₂ フラックスに及ぼす生物過程、塩分、水温、風速の影響について、一般線形モデル (General Linear Model, family = gaussian, link 関数 = identity) を適用し、CO₂ フラックスの予測モデルの構築を試みた。

a) 予測モデルの構築

大気-海水間 CO₂ フラックスを目的変数、生物過程、塩分、水温、風速を説明変数の候補としたモデル選択を行った。モデル選択では、各々の説明変数について全ての組み合わせの 16 通りについてモデルを作成した。本検討では各要因の単独効果を把握するために、交互作用を含む項は扱わなかった。なお、サンプル数 (n=152) とフルモデルにおける説明変数の数 (n=4) との比が 40 未満となったため、赤池情報量基準 (AIC) にかかるバイアスを補正した AICc を用いた。各モデルに対し、AIC の差 Δ_i を $AIC_i - AIC_{best}$ 、モデル i が最良な予測モデルとして選択される確率を Akaike weight (w_i) として算出した。

これらのモデルの中で、AICc が最小となるものが最も予測が良いモデルとなるが、1 つのベストモデルでは不確実性を伴うため、推定の偏り (バイアス) が生じる可能性がある。このようなモデル選択による推定の偏りを低減するために、信頼集合 ($\Delta_i < 4$) を用いた複数モデルによる推定を行った。なお、 $\Delta_i > 4$ のモデルは、真のモデルを近似することが殆ど無いとされている。また、各説明変数の選択確率は、信頼集合において説明変数が含まれている w_i を足し合わせることで求められる。このような w_i で重み付けされたモデル平均手法を用いて、係数推定とその標準偏差、バイアスを求めた。

大気-海水間 CO₂ フラックスに関するモデル推定結果は、生物過程、水温、風速の影響 (選択確率: 1.0, バイアス: 0.1~0.2) を強く支持し、塩分 (選択確率: 0.5, バイアス: 0.5) の影響をやや支持した (表 3-6-2 参照)。すなわち、生物過程や塩分の上昇に伴い CO₂ フラックスはプラス (水中から大気へ放出) 方向、水温と風速の上昇に伴い CO₂ フラックスはマイナス (大気から水中へ吸収) 方向になることを支持した。これらを踏まえ、大気-海水間 CO₂ フラックスの予測モデルについて、以下のように定式化した。

$$\text{大気-海水間CO}_2\text{フラックス} = 0.0003 \times \text{生物過程}(\mu\text{mol/kg}) + 0.0006 \times \text{塩分} \\ - 0.0032 \times \text{水温}(\text{°C}) - 0.0295 \times \text{風速}(m/s) + 0.0739 \quad (3-3)$$

表 3-6-2 予測モデル結果

	生物過程	塩分	水温	風速	[切片]	AICc	Δ_i	w_i
AIC best	x		x	x	x	-309.2	0.00	0.54
	x	x	x	x	x	-308.5	0.67	0.38
選択確率	1.00	0.50	1.00	1.00	1.00			
$\bar{\beta}$	0.0003	0.0006	-0.0032	-0.0295	0.0739			
$\overline{SE(\beta)}$	0.0000	0.0003	0.0002	0.0028	0.0141			
バイアス	0.1	0.5	0.1	0.1	0.2			

注) 選択されたモデルに含まれる説明変数を「x」で表している。 Δ_i : $AIC_i - AIC_{best}$, w_i : Akaike weight, β : モデル平均された係数推定値, $\overline{SE(\beta)}$: β の標準誤差, バイアス: $\overline{SE(\beta)} / |\beta|$ を示している。

b) 感度分析

次に、本予測モデルの確率論的な評価を行うため、各環境要因（生物過程、塩分、水温、風速）が大気-海水間 CO₂ フラックスに与える影響度の分析（感度分析）を行った。他のパラメータを平均値に固定した上で、1 パラメータずつ現地観測で得られた範囲内で変化させ、その変動幅をトルネードチャートに示した。感度分析の結果、風速の変化が最も大きく大気-海水間 CO₂ フラックスを変動させ、続いて生物過程、水温の影響がみられた（図 3-6-5 参照）。一方、塩分による変動幅は小さく、CO₂ フラックスに与える影響は小さかった。

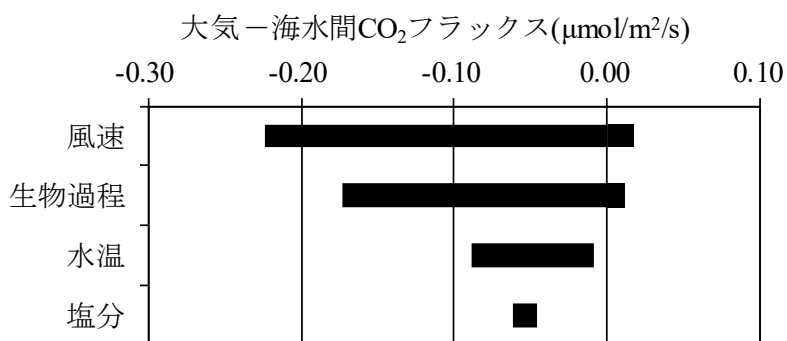


図 3-6-5 感度分析結果（トルネードチャート）

注) 各環境要因の変化に伴い、大気-海水間 CO₂ フラックスが変動する幅を示しており、変動幅の大きい要因から順に上から並べている。

3-6-3. 北海道コムケ湖（広域データ）

(1) パス解析

a) モデルの設定

大気-海水間 CO₂ フラックスに影響を及ぼす要因を分析するため、パス解析を試みた。パス解析は、各変数に与える影響の大きさと因果関係を示しており、大気-海水間 CO₂ フラックスに対し、プラスの影響は海水から大気への CO₂ の放出、マイナスの影響は大気から海水への CO₂ の吸収を表している。

大気-海水間 CO₂ フラックスの算出方法は、大気と海水間の CO₂ 分圧差 (fCO₂)、交換係数、溶解度を用いている。関連する環境要因としては、風速、海水中の水温、塩分、炭酸系イオン (TA, DIC) が挙げられるため、それらを CO₂ フラックスへの直接パスとして結んだ。ただし、風速については CO₂ フラックスの大きさのみを決めるため、理論上、風速と CO₂ フラックスの絶対値は正の関係となる。このため、風速から CO₂ フラックスへのパスは、CO₂ フラックスの絶対値に対する風速の影響度として扱った。次に、間接パスとして、塩分から炭酸系イオン (TA, DIC) への影響、水温や塩分からの「生物過程による炭素増減量 (呼吸・分解, 光合成)」への影響を結んだ。なお、光量子密度、大気及び海水中 fCO₂, DIN, DOC, Chl.*a* については、これらを含んだ解析の試算を事前に行ったが、各パスの影響度は小さく、必ずしもモデル全体の適合度を大幅に向上させるものでは無かったため、本解析では除外した。以上を勘案し、パス解析に係る構造方程式を全体モデルに示すように設定した (図 3-6-6 参照)。

b) 解析結果

大気-海水間 CO₂ フラックスに対する直接的な影響度が大きい要因は、TA, 塩分, 風速, DIC であり、TA は負のパス係数 (-1.17)、塩分, 風速, DIC はそれぞれ正のパス係数 (0.63, 0.58, 0.48) を示した。一方、水温による直接的な影響は -0.16 と小さく、水温自体が CO₂ フラックスに与える影響は大きくなかった。

次に、大気-海水間 CO₂ フラックスに対する間接的な影響として、「生物過程による炭素増減量 (呼吸・分解, 光合成)」が挙げられ、DIC への正のパス係数 (0.73) を示した。また、「生物過程による炭素増減量 (呼吸・分解, 光合成)」へのパスとして、生物過程等に関連する水温と塩分が挙げられ、各々の影響度 (0.55, -0.63) もやや大きかった。

c) モデル適合度に関する評価

本モデルで示された各パス係数（標準化解）は全て $p < 0.05$ で有意となった。しかし、全体モデルの適合度は、 $GFI = 0.665 (< 0.900)$ ， $RMSEA = 0.507 (> 0.100)$ となる等、高いものではなかった。各々の因果関係のパスは有意であったが、サンプルサイズに応じたモデル全体の適合度を向上させるため、modification indices を用いてパスの削除・修正を行った。パスの修正の結果、 $GFI = 0.995 (> 0.900)$ ， $RMSEA = 0.000 (< 0.100)$ ， $CFI = 1.000 (> 0.950)$ ， $\chi^2 = 0.211 (p = 0.646)$ ， $AIC = 10.211$ となり、モデルの適合度は許容されるものとなった。環境要因として風速と塩分が残り、風速の影響が大きく占める結果となった。なお、塩分については、炭酸系イオンによる影響や生物過程による影響等がそれぞれ相互に打ち消し合い、結果的にトータルとしての影響が小さくなったと考えられる。

なお、大気-海水間 CO_2 フラックスに係る不確定要因は、どちらのモデルも 0.3 以上となり、他の環境要因や検討すべき項目が不足している可能性がある。このため、今後は他の測定・文献データ等の収集も含めた統合的な検討を行うとともに、モデルの精度向上が必要である。

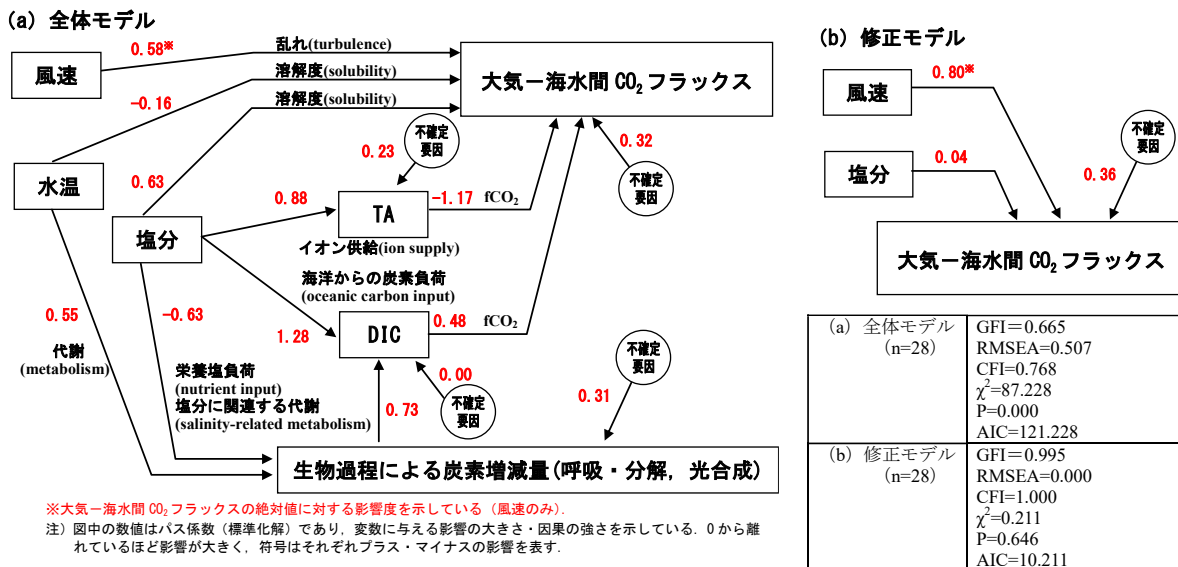


図 3-6-6 大気-海水間 CO_2 フラックスの要因分析

(2) 一般線形モデル

大気-海水間 CO₂ フラックスに及ぼす風速、水温、塩分、生物過程の影響について、一般線形モデル (General Linear Model, family = gaussian, link 関数 = identity) を適用し、CO₂ フラックスの予測モデルの構築を試みた。

a) 予測モデルの構築

大気-海水間 CO₂ フラックスを風速、水温、塩分、生物過程を説明変数の候補としたモデル選択を行った。モデル選択では、各々の説明変数について全ての組み合わせの 16 通りについてモデルを作成した。本検討では各要因の単独効果を把握するために、交互作用を含む項は扱わなかった。なお、サンプル数 (n=28) とフルモデルにおける説明変数の数 (n=4) との比が 40 未満となったため、赤池情報量基準 (AIC) にかかるバイアスを補正した AICc を用いた。各モデルに対し、AIC の差 Δ_i を $AIC_i - AIC_{best}$ 、モデル i が最良な予測モデルとして選択される確率を Akaike weight (w_i) として算出した。

これらのモデルの中で、AICc が最小となるものが最も予測が良いモデルとなるが、1 つのベストモデルでは不確実性を伴うため、推定の偏り (バイアス) が生じる可能性がある。このようなモデル選択による推定の偏りを低減するために、信頼集合 ($\Delta_i < 4$) を用いた複数モデルによる推定を行った。なお、 $\Delta_i > 4$ のモデルは、真のモデルを近似することが殆ど無いとされている。また、各説明変数の選択確率は、信頼集合において説明変数が含まれている w_i を足し合わせることで求められる。このような w_i で重み付けされたモデル平均手法を用いて、係数推定とその標準偏差、バイアスを求めた。

大気-海水間 CO₂ フラックスに関するモデル推定結果は、風速の影響 (選択確率: 1.00, バイアス: 0.0) を強く支持し、生物過程、塩分、水温 (選択確率: 0.43, バイアス: 0.1~0.2) の影響をやや支持した (表 3-6-3 参照)。特に、風速が CO₂ フラックスの大きさを決めることを支持した。これらを踏まえ、大気-海水間 CO₂ フラックスの予測モデルについて、以下のように定式化した。

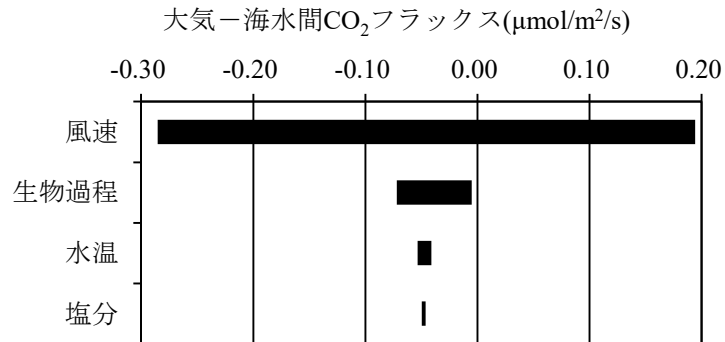
$$\begin{aligned} \text{大気-海水間CO}_2\text{フラックス} = & -0.0001 \times \text{生物過程}(\mu\text{mol/kg}) + 0.0001 \times \text{塩分} \\ & - 0.0007 \times \text{水温} (^{\circ}\text{C}) + 0.0546 \times \text{風速}(m/s) + 0.0264 \quad (3-4) \end{aligned}$$

表 3-6-3 予測モデル結果

	生物過程	塩分	水温	風速	[切片]	AICc	Δ_i	w_i
AIC best	x			x	x	-40.2	0.00	0.33
				x	x	-39.8	0.40	0.27
	x	x	x	x	x	-38.0	2.28	0.10
				x	x	-37.6	2.60	0.09
				x	x	-37.4	2.82	0.08
				x	x	-37.2	3.03	0.07
		x	x	x	-36.4	3.88	0.05	
選択確率	0.43	0.43	0.43	1.00	1.00			
$\bar{\beta}$	-0.0001	0.0001	-0.0007	0.0546	0.0264			
SE($\bar{\beta}$)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0023	0.0016			
バイアス	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1			

b) 感度分析

次に、本予測モデルの確率論的な評価を行うため、各環境要因（風速、水温、塩分、生物過程）が大気-海水間 CO₂ フラックスに与える影響度の分析（感度分析）を行った。他のパラメータを平均値に固定した上で、1 パラメータずつ現地観測で得られた範囲内で変化させ、その変動幅をトルネードチャートに示した。感度分析の結果、風速の変化が最も大きく大気-海水間 CO₂ フラックスを変動させ、続いて生物過程の影響がみられた（図 3-6-7 参照）。一方、水温や塩分による変動幅は小さく、CO₂ フラックスに与える影響は小さかった。



注) 各環境要因の変化に伴い、大気-海水間 CO₂ フラックスが変動する幅を示しており、変動幅の大きい要因から順に上から並べている。

図 3-6-7 感度分析結果（トルネードチャート）

3-6-4. 東京湾走水海岸（連続データ）

(1) パス解析

a) モデルの設定

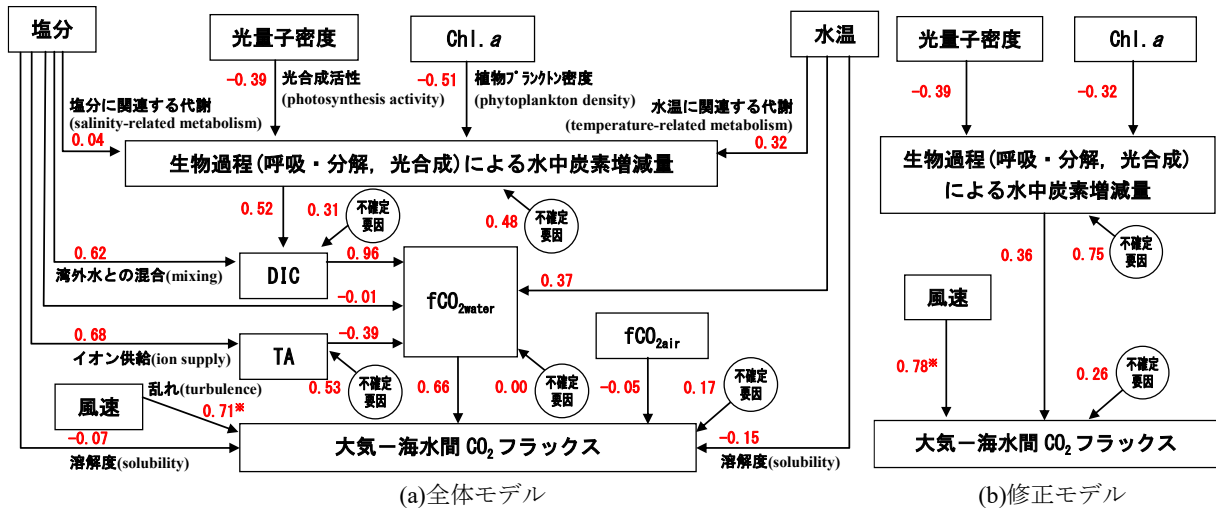
連続観測の時系列データからは不明確であった大気-海水間 CO_2 フラックスの日周期変動とその環境要因の関係を明らかにするために、統計的手法（パス解析）を用いた。パス解析は、各変数に与える因果関係の強さを示しており、大気-海水間 CO_2 フラックスに対し、プラスの影響は海水から大気への CO_2 の放出、マイナスの影響は大気から海水への CO_2 の吸収を表している。大気-海水間 CO_2 フラックスは、大気-海水間の CO_2 分圧差、交換係数、溶解度を用いて算出する方法である。 CO_2 フラックスに関係する環境要因として、風速、海水中の水温・塩分、 $f\text{CO}_{2\text{water}}$ 、 $f\text{CO}_{2\text{air}}$ が挙げられ、それらを直接パスとして結んだ。ただし、風速については CO_2 フラックスの大きさのみを決めるため、理論上、風速と CO_2 フラックスの絶対値は正の関係となる。このため、風速から CO_2 フラックスへのパスは、 CO_2 フラックスの絶対値に対する風速の影響度として扱った。次に、 $f\text{CO}_{2\text{water}}$ へのパスとして、海水中の水温、塩分、炭酸系イオン（TA、DIC）を結んだ。また、「生物過程（呼吸・分解、光合成）による水中炭素増減量」へのパスとして、呼吸・分解、光合成に関係する海水中の水温、塩分、光量子密度、Chl.a を結んだ。これらを全て勘案した結果、本パス解析に係る構造方程式を設定した（図 3-6-8 参照）。

b) 解析結果

全体モデルのパス解析の結果、大気-海水間 CO_2 フラックスに影響を与える主な直接的要因のパスとして、海表面の乱れに関連する風速（0.71）と $f\text{CO}_{2\text{water}}$ （0.66）が挙げられた。ただし、風速は CO_2 フラックスの絶対値に対する影響度であり、本ケースでの CO_2 フラックスは概ね吸収となっているため、吸収を強める方向に働いていると考えられた。一方、 $f\text{CO}_{2\text{water}}$ に影響を与える要因として、DIC（0.96）が大きく寄与し、DIC と正の関係にある塩分（0.62）と「生物過程による水中炭素増減量」（0.52）は、間接的に CO_2 フラックスに影響を及ぼしていると推定された。また、光量子密度もしくは Chl.a が増加すると、一次生産が活発になり水中炭素量が減少する関係にあった。なお、水温や塩分が CO_2 フラックスに及ぼす直接的な影響は小さく、炭酸系イオン（TA、DIC）や生物過程等との関係の方が強かった。

c) モデルの適合度評価

本モデルの各パス係数（標準化解）について、全て $p < 0.05$ で有意となった。またモデル全体の評価基準として、GFI（適合度指標）、AIC（赤池情報量基準：統計モデルの当てはまりの良さ）を用いた。GFIは1に近いほどモデルの説明率が高く、良いモデルと判断される。一方AICは小さいほど、データの当てはまりが良いとされている。本モデルでは、 $GFI = 0.48$ 、 $AIC = 992$ となり、適合度が高いといえるものではなかった。各々の因果関係のパスは有意であり、因果関係自体を否定するものではないが、サンプルデータに対する適合度の向上を図るため、modification indices を用いたパスの修正・削除を行った。その結果、修正モデルの適合度は、 $GFI = 0.93$ 、 $AIC = 38$ となり、大幅に改善された。修正モデルでは、 CO_2 フラックスへのパスとして、物理的な要因としての「風速」、生物化学的な要因としての「生物過程による水中炭素増減量」が結ばれた。また、この生物過程には、光量子密度と Chl. *a* がマイナスの関係として残ったことから、比較的強固なパスとして重要であることが示唆される。なお、不確定要因のパス係数が大きくなった理由として、適合度向上に伴う環境要因（塩分、水温等）の削除によって、それらの要因による影響が不確定要因に含まれたためと考えられる。



※大気-海水間 CO_2 フラックスの絶対値に対する影響度を示している（風速のみ）。

注）図中の数値はパス係数（標準化解）であり、変数に与える影響の大きさ・因果の強さを示している。0 から離れているほど影響が大きく、符号はプラス（海水から大気への CO_2 の放出）、マイナス（大気から海水への CO_2 の吸収）の影響を表している。

図 3-6-8 大気-海水間 CO_2 フラックスと各環境要因のパス解析結果

(2) 一般線形モデル

大気-海水間 CO₂ フラックスに及ぼす風速、水温、塩分、生物過程の影響について、一般線形モデル (General Linear Model, family = gaussian, link 関数 = identity) を適用し、CO₂ フラックスの予測モデルの構築を試みた。

a) 予測モデルの構築

大気-海水間 CO₂ フラックスを風速、水温、塩分、生物過程を説明変数の候補としたモデル選択を行った。モデル選択では、各々の説明変数について全ての組み合わせの 16 通りについてモデルを作成した。本検討では各要因の単独効果を把握するために、交互作用を含む項は扱わなかった。なお、サンプル数 (n=98) とフルモデルにおける説明変数の数 (n=4) との比が 40 未満となったため、赤池情報量基準 (AIC) にかかるバイアスを補正した AICc を用いた。各モデルに対し、AIC の差 Δ_i を $AIC_i - AIC_{best}$ 、モデル i が最良な予測モデルとして選択される確率を Akaike weight (w_i) として算出した。

これらのモデルの中で、AICc が最小となるものが最も予測が良いモデルとなるが、1 つのベストモデルでは不確実性を伴うため、推定の偏り (バイアス) が生じる可能性がある。このようなモデル選択による推定の偏りを低減するために、信頼集合 ($\Delta_i < 4$) を用いた複数モデルによる推定を行った。なお、 $\Delta_i > 4$ のモデルは、真のモデルを近似することが殆ど無いとされている。また、各説明変数の選択確率は、信頼集合において説明変数が含まれている w_i を足し合わせることで求められる。このような w_i で重み付けされたモデル平均手法を用いて、係数推定とその標準偏差、バイアスを求めた。

大気-海水間 CO₂ フラックスに関するモデル推定結果は、風速と生物過程の影響 (選択確率: 1.00, バイアス: 0.0~0.1) を強く支持し、塩分と水温 (選択確率: 0.5, バイアス: 0.1~0.3) の影響をやや支持した (表 3-6-4 参照)。特に、風速が CO₂ フラックスの大きさを決めることを支持した。これらを踏まえ、大気-海水間 CO₂ フラックスの予測モデルについて、以下のように定式化した。

$$\begin{aligned} \text{大気-海水間CO}_2\text{フラックス} = & 0.0002 \times \text{生物過程}(\mu\text{mol}/\text{kg}) - 0.0030 \times \text{塩分} \\ & - 0.0004 \times \text{水温}(\text{°C}) + 0.0223 \times \text{風速}(m/s) + 0.1301 \quad (3-5) \end{aligned}$$

表 3-6-4 予測モデル結果

	生物過程	塩分	水温	風速	[切片]	AICc	Δ_i	w_i
AIC best	x		x	x	x	-554.6	0.00	0.34
	x			x	x	-554.3	0.31	0.29
	x	x	x	x	x	-554.2	0.44	0.27
	x	x		x	x	-552.1	2.49	0.10
選択確率	1.00	0.50	0.50	1.00	1.00			
$\bar{\beta}$	0.0002	-0.0030	-0.0004	0.0223	0.1301			
SE($\bar{\beta}$)	0.0000	0.0008	0.0001	0.0012	0.0265			
バイアス	0.0	0.3	0.1	0.1	0.2			

b) 感度分析

次に、本予測モデルの確率論的な評価を行うため、各環境要因（風速、水温、塩分、生物過程）が大気-海水間 CO₂ フラックスに与える影響度の分析（感度分析）を行った。他のパラメータを平均値に固定した上で、1 パラメータずつ現地観測で得られた範囲内で変化させ、その変動幅をトルネードチャートに示した。感度分析の結果、風速の変化が最も大きく大気-海水間 CO₂ フラックスを変動させ、続いて生物過程の影響がみられた（図 3-6-9 参照）。一方、水温や塩分による変動幅は小さく、CO₂ フラックスに与える影響は小さかった。

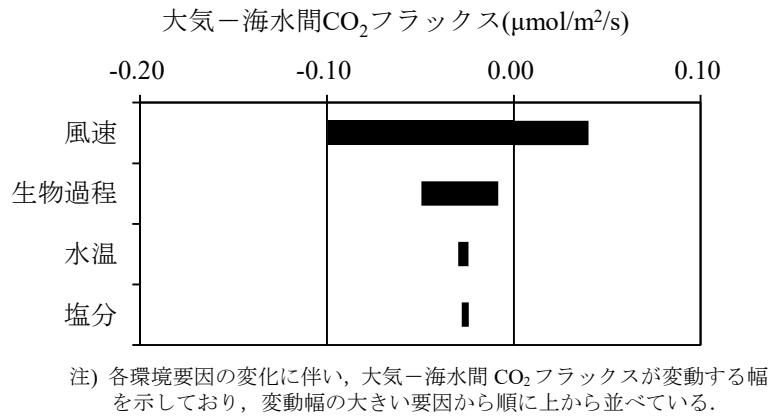


図 3-6-9 感度分析結果（トルネードチャート）

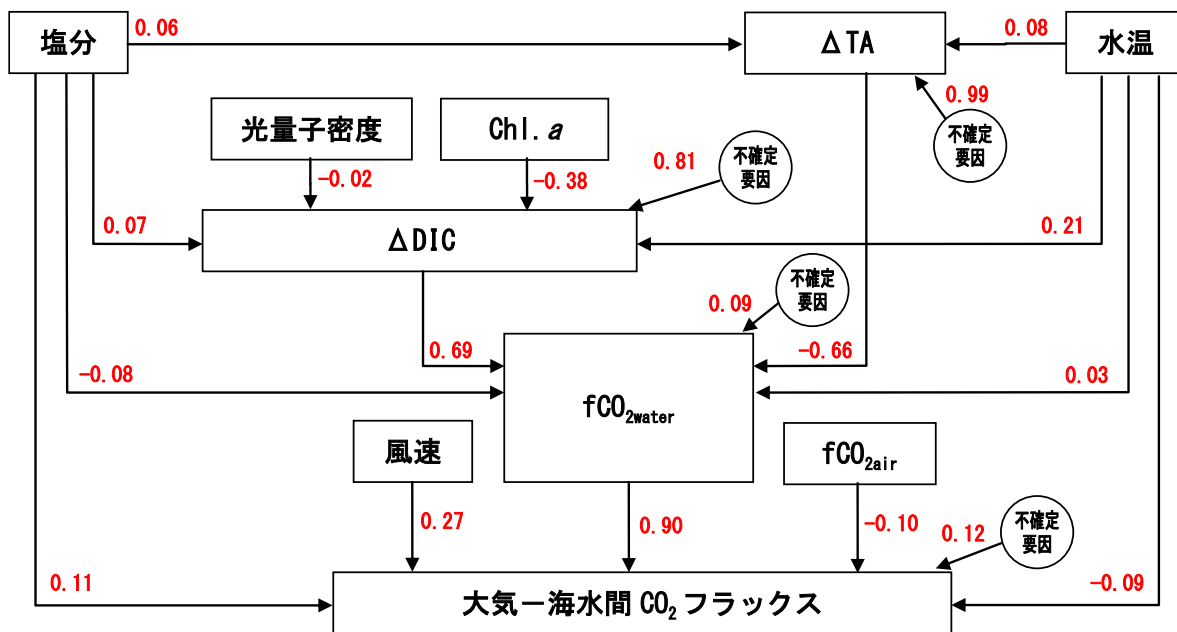
3-6-5. 横浜平潟湾：野島干潟

(1) パス解析結果

a) 夏季 (図 3-6-10 参照)

全体モデルのパス解析の結果、大気-海水間 CO₂ フラックスに影響を与える主な直接的要因のパスとして、fCO_{2water} (0.90) が挙げられた。fCO_{2water} に影響を与える要因として、ΔDIC (0.69) ΔTA (-0.66) が大きく寄与していた。また、Chl.a が増加すると、一次生産が活発になり ΔDIC が減少する関係にあった。全体モデルの適合度は GFI = 0.66, AIC = 291 であったが、修正モデルでは GFI = 0.95, AIC = 31 となり、主に塩分に起因する fCO_{2water} と ΔDIC が残った。

<全体モデル>



<修正モデル>

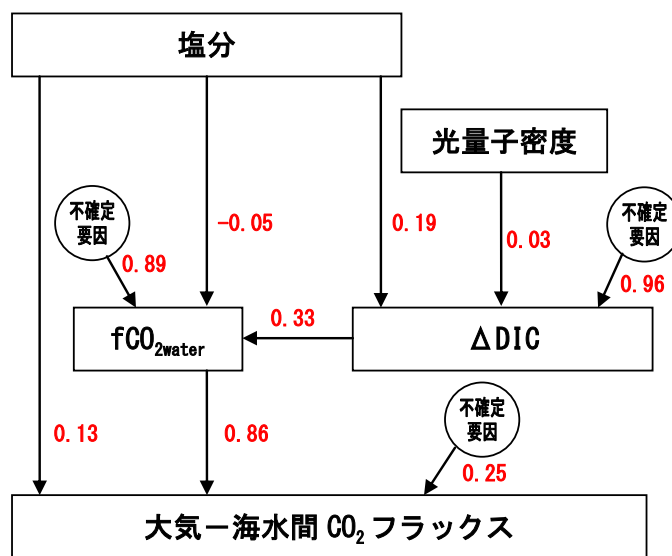
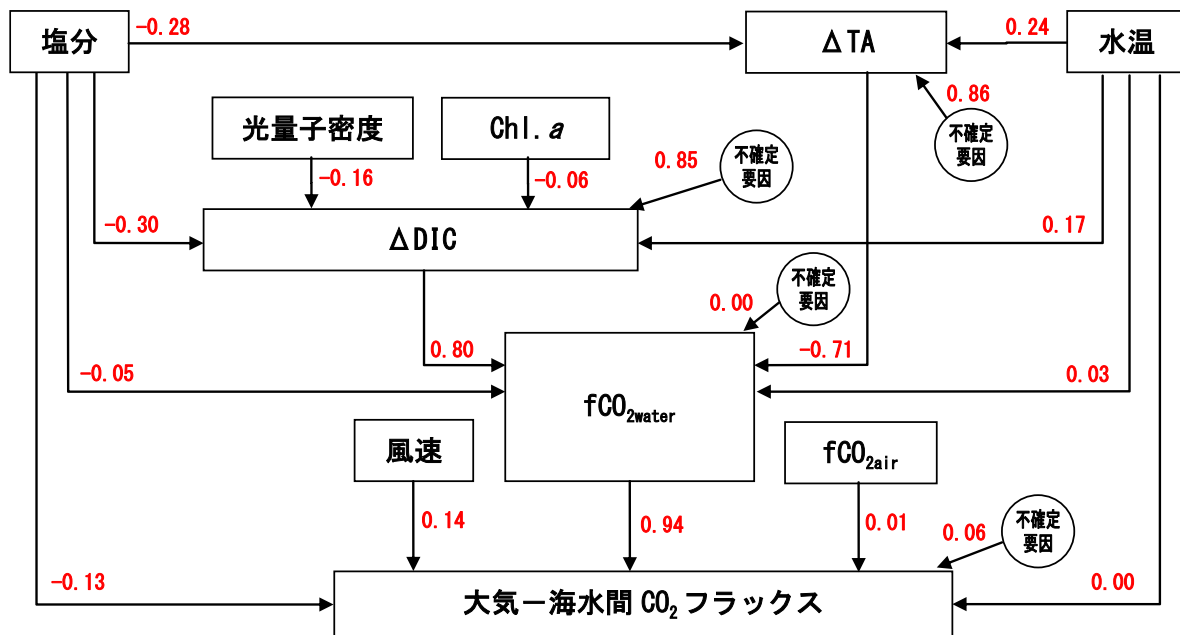


図 3-6-10 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因のパス解析結果【夏季】

b) 冬季 (図 3-6-11 参照)

全体モデルのパス解析の結果、大気-海水間 CO₂ フラックスに影響を与える主な直接的要因のパスとして、fCO_{2water} (0.94) が挙げられた。fCO_{2water} に影響を与える要因として、ΔDIC (0.80) ΔTA (-0.71) が大きく寄与していた。また、光量子密度や Chl.a が増加すると、一次生産が活発になり ΔDIC が減少する関係にあった。全体モデルの適合度は GFI = 0.74, AIC = 312 であったが、修正モデルでは GFI = 0.94, AIC = 50 となり、光量子密度, Chl.a, 水温に起因する ΔDIC からの fCO_{2water}, 直接的なパスとして風速, fCO_{2air} が残った。

<全体モデル>



<修正モデル>

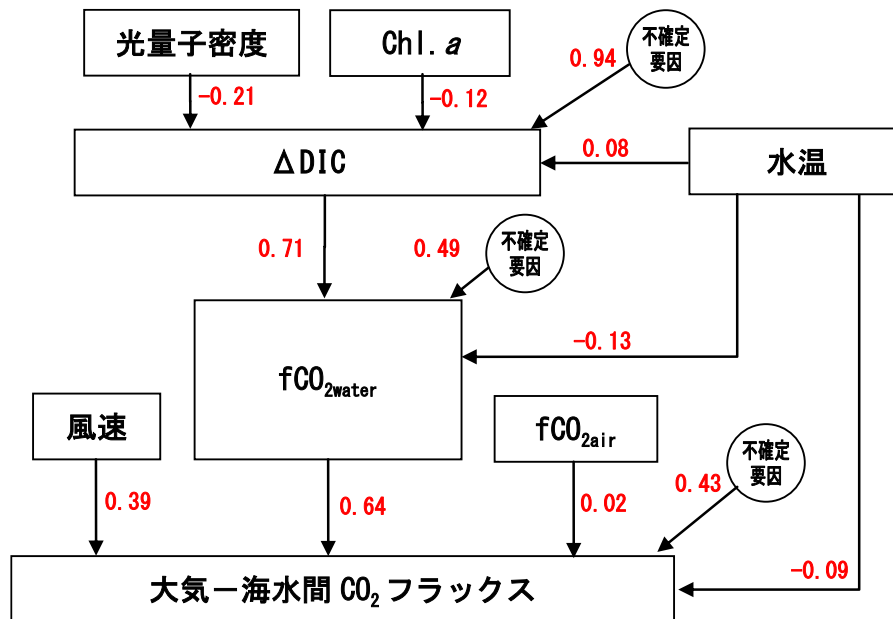


図 3-6-11 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因のパス解析結果【冬季】

(2) 一般線形モデル結果

a) 夏季

① 予測モデルの構築

大気-海水間 CO₂ フラックスを風速, 水温, 塩分, 生物過程を説明変数の候補としたモデル選択を行った. モデル選択では, 各々の説明変数について全ての組み合わせの 16 通りについてモデルを作成した. 本検討では各要因の単独効果を把握するために, 交互作用を含む項は扱わなかった. なお, サンプル数 (n=65) とフルモデルにおける説明変数の数 (n=4) との比が 40 未満となったため, 赤池情報量基準 (AIC) にかかるバイアス補正した AICc を用いた. 各モデルに対し, AIC の差 Δ_i を $AIC_i - AIC_{best}$, モデル i が最良な予測モデルとして選択される確率を Akaike weight (w_i) として算出した.

これらのモデルの中で, AICc が最小となるものが最も予測が良いモデルとなるが, 1 つのベストモデルでは不確実性を伴うため, 推定の偏り (バイアス) が生じる可能性がある. このようなモデル選択による推定の偏りを低減するために, 信頼集合 ($\Delta_i < 3$) を用いた複数モデルによる推定を行った. なお, $\Delta_i > 3$ のモデルは, 真のモデルを近似することが殆ど無いとされている. また, 各説明変数の選択確率は, 信頼集合において説明変数が含まれている w_i を足し合わせることで求められる. このような w_i で重み付けされたモデル平均手法を用いて, 係数推定とその標準偏差, バイアスを求めた.

大気-海水間 CO₂ フラックスに関するモデル推定結果は, ΔDIC , ΔTA , 風速の影響 (選択確率: 0.75~1.00, バイアス: 0.1) を強く支持し, 塩分, 水温 (選択確率: 0.25, バイアス: 0.3) の影響をやや支持した (表 3-6-5 参照). 大気-海水間 CO₂ フラックスの予測モデルについて, 以下のように定式化した.

$$\begin{aligned} \text{大気-海水間CO}_2\text{フラックス} = & 0.0008 \times \Delta DIC (\mu\text{mol} / \text{kg}) - 0.0007 \times \Delta TA (\mu\text{mol} / \text{kg}) \\ & + 0.0006 \times \text{塩分} + 0.0004 \times \text{水温} (\text{°C}) + 0.0074 \times \text{風速} (m / s) - 0.0075 \quad (3-6) \end{aligned}$$

表 3-6-5 予測モデル結果

	ΔDIC	ΔTA	塩分	水温	風速	[切片]	AICc	Δ_i	w_i
AIC best	x	x			x	x	-94.5	0.00	0.37
	x	x				x	-93.4	1.18	0.20
	x	x	x			x	-92.3	2.21	0.12
	x	x		x		x	-92.1	2.40	0.11
選択確率	1.00	1.00	0.25	0.25	0.75	1.00			
$\bar{\beta}$	0.0008	-0.0007	0.0006	0.0004	0.0074	-0.0075			
$SE(\bar{\beta})$	0.0001	0.0001	0.0002	0.0001	0.0009	0.0054			
バイアス	0.1	0.1	0.3	0.3	0.1	0.7			

② 感度分析

次に、本予測モデルの確率論的な評価を行うため、各環境要因（ Δ DIC、 Δ TA、風速、塩分、水温）が大気-海水間 CO_2 フラックスに与える影響度の分析（感度分析）を行った。他のパラメータを平均値に固定した上で、1 パラメータずつ現地観測で得られた範囲内で変化させ、その変動幅をトルネードチャートに示した。

感度分析の結果、 Δ DIC と Δ TA の変化が大きく大気-海水間 CO_2 フラックスを変動させ、続いて風速の影響がみられた。一方、塩分と水温による変動幅は小さく、 CO_2 フラックスに与える影響は小さかった（図 3-6-12 参照）。

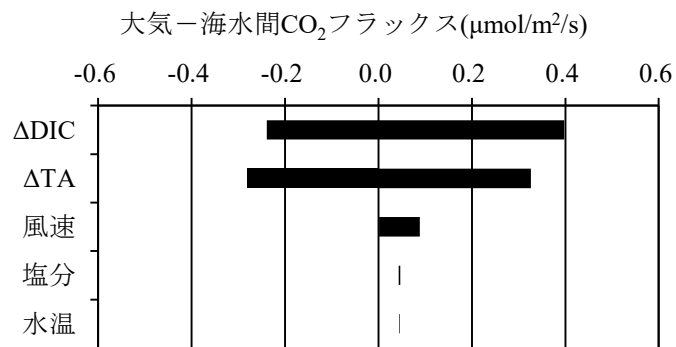


図 3-6-12 感度分析結果（トルネードチャート）

b) 冬季

① 予測モデルの構築

大気-海水間 CO₂ フラックスを風速, 水温, 塩分, 生物過程を説明変数の候補としたモデル選択を行った。モデル選択では, 各々の説明変数について全ての組み合わせの 16 通りについてモデルを作成した。本検討では各要因の単独効果を把握するために, 交互作用を含む項は扱わなかった。なお, サンプル数 (n=56) とフルモデルにおける説明変数の数 (n=4) との比が 40 未満となったため, 赤池情報量基準 (AIC) にかかるバイアス補正した AICc を用いた。各モデルに対し, AIC の差 Δ_i を $AIC_i - AIC_{best}$, モデル i が最良な予測モデルとして選択される確率を Akaike weight (w_i) として算出した。

これらのモデルの中で, AICc が最小となるものが最も予測が良いモデルとなるが, 1 つのベストモデルでは不確実性を伴うため, 推定の偏り (バイアス) が生じる可能性がある。このようなモデル選択による推定の偏りを低減するために, 信頼集合 ($\Delta_i < 3$) を用いた複数モデルによる推定を行った。なお, $\Delta_i > 3$ のモデルは, 真のモデルを近似することが殆ど無いとされている。また, 各説明変数の選択確率は, 信頼集合において説明変数が含まれている w_i を足し合わせることで求められる。このような w_i で重み付けされたモデル平均手法を用いて, 係数推定とその標準偏差, バイアスを求めた。

大気-海水間 CO₂ フラックスに関するモデル推定結果は, ΔDIC , 塩分, 風速の影響 (選択確率: 1.00, バイアス: 0.1~0.2) を強く支持し, ΔTA , 水温 (選択確率: 0.33~0.67, バイアス: 0.2~0.3) の影響をやや支持した (表 3-6-6 参照)。大気-海水間 CO₂ フラックスの予測モデルについて, 以下のように定式化した。

$$\text{大気-海水間CO}_2\text{フラックス} = 0.0005 \times \Delta DIC (\mu\text{mol} / \text{kg}) - 0.0004 \times \Delta TA (\mu\text{mol} / \text{kg}) - 0.0200 \times \text{塩分} + 0.0003 \times \text{水温} (\text{°C}) + 0.0098 \times \text{風速} (m / s) + 0.6018 \quad (3-7)$$

表 3-6-6 予測モデル結果

	ΔDIC	ΔTA	塩分	水温	風速	[切片]	AICc	Δ_i	w_i
AIC best	x	x	x		x	x	-192.8	0.00	0.49
	x		x		x	x	-191.1	1.73	0.21
	x	x	x	x	x	x	-190.3	2.55	0.14
選択確率	1.00	0.67	1.00	0.33	1.00	1.00			
$\bar{\beta}$	0.0005	-0.0004	-0.0200	0.0003	0.0098	0.6018			
$SE(\bar{\beta})$	0.0001	0.0001	0.0024	0.0001	0.0012	0.0731			
バイアス	0.2	0.2	0.1	0.3	0.1	0.1			

② 感度分析

次に、本予測モデルの確率論的な評価を行うため、各環境要因（ Δ DIC、 Δ TA、風速、水温、塩分）が大気-海水間 CO_2 フラックスに与える影響度の分析（感度分析）を行った。他のパラメータを平均値に固定した上で、1 パラメータずつ現地観測で得られた範囲内で変化させ、その変動幅をトルネードチャートに示した。

感度分析の結果、 Δ DIC、 Δ TA の変化が大きく大気-海水間 CO_2 フラックスを変動させ、続いて塩分、風速の影響がみられた。一方、水温による変動幅は小さく、 CO_2 フラックスに与える影響は小さかった（図 3-6-13 参照）。

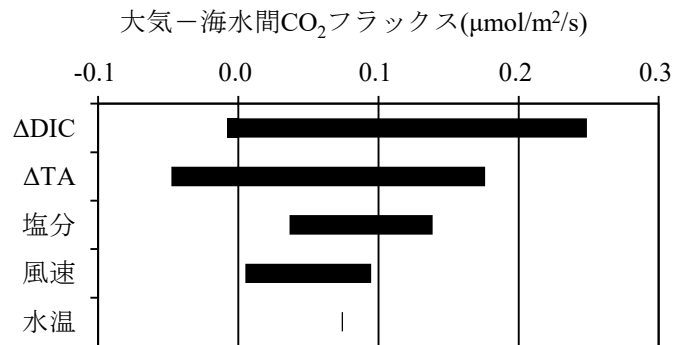


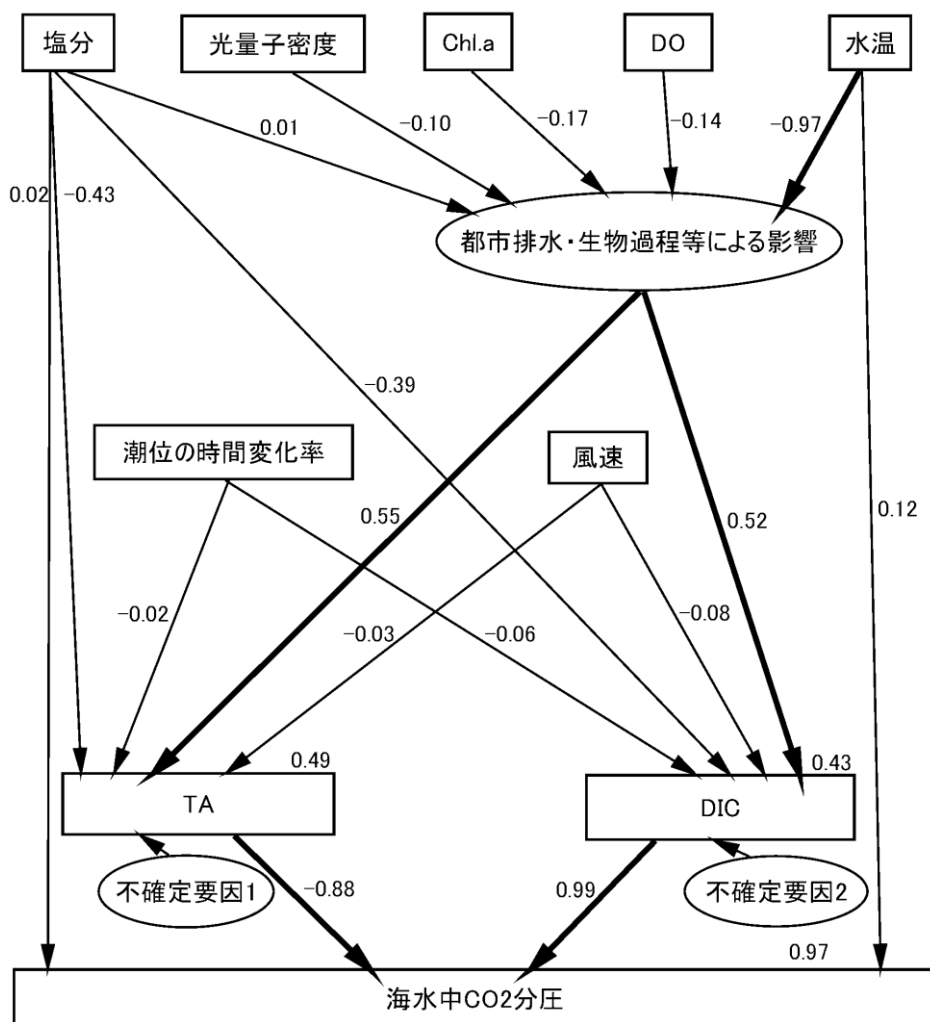
図 3-6-13 感度分析結果（トルネードチャート）

(3) 「都市排水・生物過程等による影響」を考慮したパス解析の再設定

a) モデルの設定

海水中 CO₂分圧に影響を及ぼす環境要因の相対的な影響度を把握するため、夏季・冬季を含めた観測データのパス解析 (n=144) を行った。パス図では、各変数に与える影響の大きさとその因果関係を示した。主な影響要因として、塩分、光量子密度、Chl.a、DO、水温からの影響を包括した「都市排水・生物過程等による影響」を潜在変数（直接観測できない仮定上の変数）として設定し、物理過程として潮位の時間変化率（式 (3-8) 参照、潮位 η 、単位時間 t ）、風速を考慮した上で TA や DIC を経由して、海水中 CO₂分圧へパスを結んだ。これらを勘案し、パス解析に係る構造方程式を図 3-6-14 に示すように設定した。

$$\frac{d\eta}{dt} = \frac{1}{t}(\eta_n - \eta_{n-1}) \quad (3-8)$$



注) 図中の数値はパス係数（標準化解）であり、変数に与える影響の大きさ・因果の強さを示している。0 から離れているほど影響が大きく、符号はそれぞれプラス・マイナスの影響を表す。

図 3-6-14 パス解析結果【夏季・冬季：全データ】

b) 解析結果

パス解析の結果（図 3-6-14 参照），海水中 CO_2 分圧に影響を与える主な直接的要因のパスとして TA（-0.88）と DIC（0.99）が挙げられ，塩分（0.02）や水温（0.12）からの直接的影響は小さかった．また，DIC の増加は海水中 CO_2 分圧を上昇させ，逆に TA の増加はイオン化（ CO_2 から HCO_3^- 等への解離）が促進されるために海水中 CO_2 分圧を低下させるという効果が確認され，これらの相関によって非常に高い決定係数（ $R^2=0.97$ ）が与えられることがわかった．次に TA・DIC への主な影響要因のパスとして，「都市排水・生物過程等による影響」（0.55, 0.52）が挙げられ，潮位の時間変化率（-0.02, -0.06）や風速（-0.03, -0.08）からの影響は小さかった．このことから，物理過程である潮位変化や風速の影響が水質に与える影響は小さく，湾内の移流・拡散の効果が小さいことが示唆された．「都市排水・生物過程等による影響」への主な影響要因のパスとしては，水温（-0.97）が殆どを占め，塩分（0.01），光量子密度（-0.10），Chl.a（-0.17），DO（-0.14）による影響は非常に小さかった．水温による影響が最も大きかった理由として，季節変化や人工的な排水による水温変化とともに，それらの変化に伴う生物過程の変化にも関連していることが考えられた．なお，人工的な排水自体を対象とした CO_2 分圧と水質特性の関係についての研究事例は非常に乏しく，他の影響要因や検討すべき課題が不足している可能性がある．このため，今後は排水を対象とした測定・データ等の収集・検討を行うとともに「都市排水・生物過程等による影響」の解明が必要である．

c) 滞留時間の推定・考察

物理的な要因である移流・拡散の効果を検討するために，保存量である湾内の塩分の時間変化を利用して滞留時間を推定した．滞留時間の算出式は式（3-9）に示すとおりであり，湾内平均塩分 C ，境界塩分 C_0 ，単位時間 t ，滞留時間 T_r とした．

$$\frac{dC}{dt} = \frac{1}{T_r}(C_0 - C) \quad (3-9)$$

滞留時間を算出した結果，約 30 時間程度（夏季：36.2 時間，冬季：32.5 時間）となり，パス解析で推定されたとおり閉鎖性が高かった．つまり，海水中 CO_2 分圧に与える移流・拡散の効果は小さく，都市排水や生物過程による効果が大きいことが裏付けられた．

第3章のまとめ

日本の浅海域における現地観測事例（亜寒帯，温帯，亜熱帯の代表例）の整理及び観測データを用いた統計解析（パス解析，一般線形モデル）を行った。現地観測にて，大気－海水間 CO_2 フラックスを推定した。また，大気－海水間 CO_2 フラックスに影響を及ぼす環境要因（風速，水温，塩分，全アルカリ度（TA），溶存無機炭素濃度（DIC），生物過程による炭素増減量（ ΔDIC ））の相対的な影響度を把握するために，統計解析を用いた分析を行った。その結果，観測場所により詳細は異なるが，主に，①風速，②流入負荷，そして③生物過程（呼吸・分解，光合成）から影響を受けることがわかった。

(1) 北海道風蓮湖

北海道風蓮湖において現地調査を実施し，大気－海水間 CO_2 フラックスを推定した。そして， CO_2 フラックスとその変動要因（風速，水温，塩分，TA，DIC，生物過程による炭素増減量）との関係性（時系列変化，単相関・偏相関等）について検討した。また，変動要因の相対的な影響度を把握するために，多変量解析（パス解析）を行った。解析の結果，大気－海水間 CO_2 フラックスに影響を及ぼす環境要因として，湖内の代表的な水質指標である塩分に起因する DIC と TA が挙げられた。また， CO_2 フラックスは風速からの直接的な影響，DIC を介した生物過程（呼吸・分解，光合成）からの間接的な影響も受けていることが示唆された。

(2) 北海道コムケ湖

北海道コムケ湖において現地調査（春季，夏季）を実施し，大気－海水間 CO_2 フラックスの空間分布特性の把握を行った。また，大気－海水間 CO_2 フラックスに影響を及ぼす環境要因（風速，水温，塩分，TA，DIC，生物過程による炭素増減量）の相対的な影響度を把握するために，パス解析を用いた分析を行った。その結果，大気－海水間 CO_2 フラックスは，湖央付近を中心に大気から海水中へ CO_2 の吸収となっており，①風速，②塩分に起因する流入負荷，そして③湖内の生物過程（呼吸・分解，光合成）から影響を受けることがわかった。

(3) 東京湾走水海岸

走水海岸のアマモ場において、7月と12月の大潮期に48時間の連続観測を行った結果、海水中CO₂分圧は大気中CO₂分圧よりも低く推移し、大気-海水間CO₂フラックスは概ね大気から海水への吸収傾向にあった。また、統計解析を用いることで、大気-海水間CO₂フラックスとその環境要因の体系的な因果モデルを構築し、それらの関係性や影響度の強弱を一目で判断することが可能となった。全体モデルの解析の結果、風速と海水中CO₂分圧が主な直接的影響要因として抽出された。また、間接的な影響としては、海水中の一次生産が活発になることよって、DICの減少や海水中CO₂分圧の低下に繋がり、大気から海水へのCO₂吸収が強化されると考えられる。これらの要因が、潮汐や日周期といった時間スケールにおける大気-海水間CO₂フラックスを規定する要因として重要であることがわかった。また、本研究成果について、陸と海の境界条件が特定でき、生物過程による炭素増減の把握が可能なケースでは、他海域でも同様の手法を適用できると考えられる。

(4) 横浜平潟湾：野島干潟

神奈川県横浜市南部に位置する平潟湾は、野島水路等で接続された東京湾に通じる都市型浅海域である。本研究では、平潟湾における海水中CO₂分圧の時空間的な日周変化を把握し、その変動要因について検討することを目的とした。始めに、平潟湾内で昼夜観測を実施した結果、海水中CO₂分圧は夏季に大気中CO₂分圧よりも低くなる場所が確認されたものの、冬季は安定的に高く推移し、概ね海水から大気への放出傾向にあった。次に、海水中CO₂分圧に係る環境要因の影響度を把握するためにパス解析を行った。解析の結果、潮位変化や風速による影響は小さく、主に水温に起因する「都市排水・生物過程等による影響」を受けて、DICとTAの作用により、海水中CO₂分圧の変動をほぼ説明できることがわかった。

第3章の参考文献

- 1) 環境省自然環境局：第7回自然環境保全基礎調査，浅海域生態系調査（藻場調査）報告書，pp.30-31，2008.
- 2) 吉元豊：風蓮湖－その自然と開発保護（その1），北海道の自然と生物，5，pp.68-84，1991.
- 3) 八戸法昭，石川清，高坂智，長野満：風蓮湖水質環境の現状と問題点，北海道大学衛生工学シンポジウム，pp.353-358，1993.
- 4) 山本潤，牧田佳巳，山下彰司，田中仁：風蓮湖に陸域からの汚濁負荷が及ぼす影響に関する現地観測，海岸工学論文集，第54巻，pp.1006-1010，2007.
- 5) 門谷茂，真名垣友樹，柴沼成一郎：酪農業の進展と風蓮湖の生物生産構造変化，沿岸海洋研究，第49巻，第1号，pp.59-67，2011.
- 6) Watanabe, A., Kayanne, H., Nozaki, K., Kato, K., Negishi, A., Kudo, S., Kimoto, H., Tsuda, M. and Dickson, A. G. : A rapid, precise potentiometric determination of total alkalinity in seawater by a newly developed flow-through analyzer designed for coastal regions, *Marine Chemistry*, 85, pp.75-87, 2004.
- 7) 所立樹，細川真也，三好英一，門谷茂，茅根創，桑江朝比呂：沿岸域のブルーカーボンと大気中 CO₂ の吸収との関連性に関する現地調査と解析，港湾空港技術研究所報告，第52巻，第1号，2013.
- 8) 丸谷靖幸，中山恵介，駒井克昭，渡辺謙太，三好英一，一見和彦，桑江朝比呂：コムケ湖における現地観測結果を用いた湖内の流動特性に関する基礎的検討，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.69, No.2, pp.1228-1233, 2013.
- 9) 吉江祐人，丸谷靖幸，中山恵介，駒井克昭，新谷哲也，渡辺謙太，一見和彦，桑江朝比呂：コムケ湖における水質及び流動特性の解明，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.70, No.2, pp.1176-1181, 2014.
- 10) 田多一史，所立樹，渡辺謙太，桑江朝比呂：北海道風蓮湖における大気－海水間 CO₂ フラックスに影響を及ぼす要因，土木学会論文集 B3（海洋開発），Vol.69, No.2, pp.1252-1257, 2013.
- 11) Hunt, C. W., Salisbury, J. E., Vandemark, D. and McGillis, W. : Contrasting carbon dioxide inputs and exchange in three adjacent New England estuaries, *Estuaries and Coasts*, 34, pp.68-77, 2011.
- 12) 工藤孝浩・秋元清治：横須賀市走水海岸アマモ場における春・夏季の魚類相について，神奈川県水産技術センター研究報告，第6巻，pp.35-40，2013.
- 13) Dickson, A.G., Sabine, C., Christian, J.R. : Water sampling for the parameters of the oceanic carbon dioxide system, In: *Guide to Best Practices for Ocean CO₂ Measurements*, PICES Special Publication 3, Sidney, 2007.
- 14) Kimoto, H., Nozaki, K., Kudo, S., Kato, K., Negishi, A., Kayanne, H. : Achieving high time-resolution with a new flow-through type analyzer for total inorganic carbon in seawater, *Analytical Sciences*, 18, pp.247-253, 2002.
- 15) Saito, H., Tamura, N., Kitano, H., Mito, A., Takahashi, C., Suzuki, A., Kayanne, H. : A compact seawater pCO₂ measurement system with membrane equilibrator and nondispersive infrared gas

- analyser, *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 42, pp.2025–2033, 1995.
- 16) Zeebe, R.E., Wolf-Gladrow, D. : Equilibrium. In: *CO₂ in Seawater: Equilibrium, Kinetics, Isotopes*. Elsevier, Amsterdam, pp.1–83, 2001.
 - 17) 近藤純正 : 風, 地表面に近い大気の科学, 東京大学出版, 東京, pp.82-108, 2000.
 - 18) Tokoro, T., Hosokawa, S., Miyoshi, E. *et al.* : Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation, *Global Change Biology*, 20, pp.1873–1884, 2014.
 - 19) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 茂木博匡, 桑江朝比呂 : 国内の様々な浅海域における海水中 CO₂ 分圧の実測と統計モデルによる予測, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol. 71, No.2, pp.1333-1338, 2015.
 - 20) 柵瀬信夫, 林文慶, 越川義功, 中村華子, 工藤孝浩, 関口昌幸, 相原健彦, 早川厚一郎, 村橋克彦: 横浜市平潟湾野島水路開放に伴う生物動態調査, 海洋開発論文集, 第 15 巻, pp.183-188, 1999.
 - 21) 越川義功, 大槻晃, 萩原清司, 柵瀬信夫: 横浜平潟湾における遮水壁撤去による塩分, 底質環境と底生生物相の変化, 環境科学会誌, 13(3), pp.357-367, 2000.
 - 22) R Development Core Team : R : A language and environment for statistical computing, *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>, 2005.

第4章. 国内の様々な浅海域における海水中CO₂分圧と統計モデル（一般化線形モデル）による予測

4-1. 統合統計モデルの必要性及び目的

これまで国内の様々な浅海域（亜寒帯～温帯～亜熱帯の海草場，干潟，サンゴ礁）で海水中 CO₂ 分圧が計測されているが，それらを総括した解析や CO₂ 分圧の推定手法は確立されていない^{1),2)}。また，海水中 CO₂ 分圧は，呼吸・分解，光合成，石灰化といった生物化学的な変化を含んでおり，非線形かつ多変量の相互作用を伴った複雑な集合体となる。このことから，統計論的モデル（Stochastic Model）を適用し，統合統計モデルを構築することにより，海水中 CO₂ 分圧の動態を説明するための重要な環境要因の抽出を行う必要がある。

そこで本研究では，2010年～2015年に現地観測を実施した観測データについて，それらの統計解析を行うことにより，国内の様々な浅海域における海水中 CO₂ 分圧の現況を推定し，重要な環境要因を抽出することを目的とした。

4-2. 各観測場所の地域環境特性

海水中 CO₂分圧と関連する環境要因について、現地観測を行った。対象サイトは、北海道 風蓮湖、コムケ湖、東京湾 走水海岸、野島海岸、平潟湾、松輪干潟、盤洲干潟、富津干潟、沖縄石垣島 吹通川河口、白保海岸、名蔵湾の計 11 箇所（サンプル数 n=467）である（図 4-2-1 参照）。

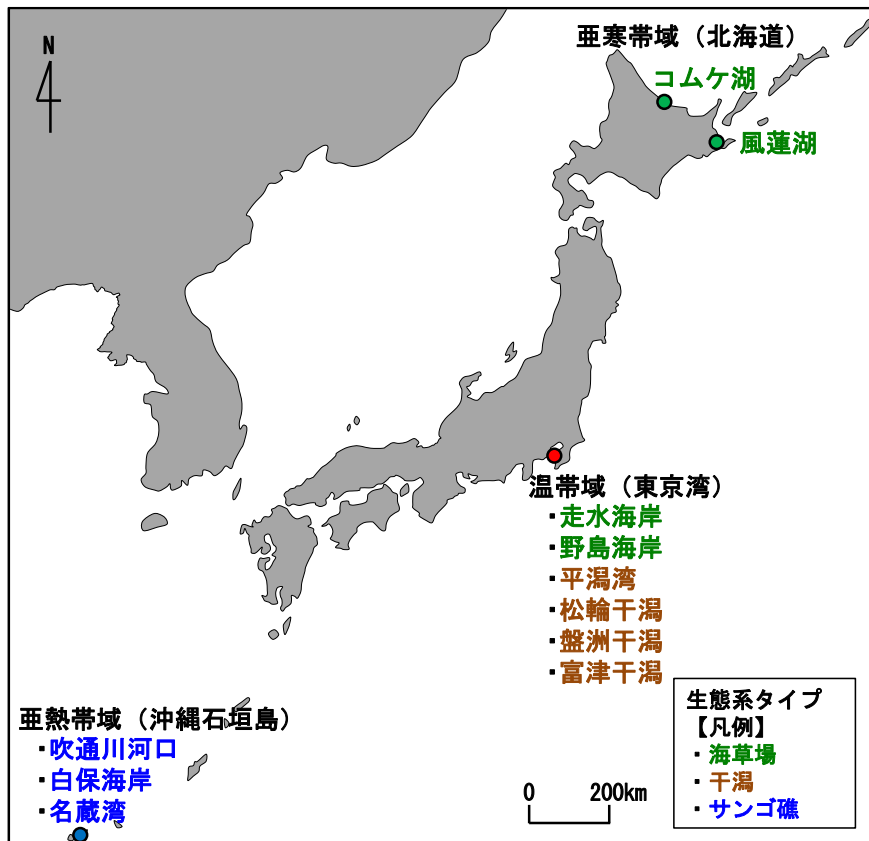


図 4-2-1 位置図

4-2-1. 各観測場所の特徴

(1) 北海道 風蓮湖

日本の亜寒帯に属する風蓮湖（北緯 43° 19' 46.5″，東経 145° 15' 27.8″）は，根室半島と野付崎の中間に位置する潟湖（約 60.5 km²）であり，河口付近に位置する海草場（水域の約 7 割がアマモ場³⁾）である．2010 年 8 月，11 月，2011 年 6 月～11 月に 48 時間連続観測及び平面移動観測を実施した⁴⁾．

(2) 北海道 コムケ湖

風蓮湖と同様に，北海道内のコムケ湖（北緯 44° 15' 30″，東経 143° 30' 20″）は，オホーツク海沿いに 3 つの湖盆が連なる汽水湖である．湖内環境としてアマモ場が生育するとともに，ホッカイエビ，ホタテガイ，アサリ，カキなどの水産資源の養殖も行われている．2013 年 5 月，8 月に平面移動観測を実施した⁵⁾．

(3) 東京湾 走水海岸

日本の温帯に属する神奈川県横須賀市の走水海岸（北緯 35° 15' 53″，東経 139° 43' 34″）は，東京湾の希少な天然アマモ場群落として残存している．走水海岸は水深約 2m 以浅の静穏域に，約 4ha のアマモ場が大小のパッチを形成しながら安定的に維持されている⁶⁾．2013 年 7 月，12 月に 48 時間の定点連続観測を実施した⁷⁾．

(4) 東京湾 野島海岸

神奈川県横浜市の野島海岸（北緯 35° 19' 48″，東経 139° 38' 09″）は，東京湾西岸最北に位置し，横浜市内唯一の自然海岸の砂浜である．小規模なアマモとコアマモの群落があり，近年拡大しつつある⁸⁾．2013 年 5 月に平面移動観測を実施した．

(5) 東京湾 平潟湾

神奈川県横浜市南部に位置する平潟湾（北緯 35° 19' 43″，東経 139° 37' 41″）は，金沢湾を通じて東京湾に通じる閉鎖性内湾である．野島水路及び野島運河の 2 本の水路で接続され，近郊の野島海岸を中心にアサリの生息がみられる．2015 年 8 月，12 月に 3 時間毎の移動連続観測を実施した．

(6) 東京湾 松輪干潟

神奈川県三浦市の松輪干潟（北緯 35° 08' 38″，東経 139° 39' 48″）は，江奈湾奥に位置し，波は穏やかで泥湿地が広がっており，ヨシが生育し所々に浜や磯が見受けられる．2013 年 6 月に平面移動観測を実施した．

(7) 東京湾 盤洲干潟

盤洲干潟（北緯 35° 24' 12"，東経 139° 53' 50"）は、東京湾の東岸に位置する前浜干潟であり、規模は長さが 8km，沖側に約 2km の大きさを持ち，地形勾配は約 0.001 と傾斜の緩やかな砂質干潟である⁹⁾。また，東京湾におけるアサリ，ノリの主生産地となっており，漁業生産の場としてだけでなく，潮干狩りなどの親水の場としても利用されている¹⁰⁾。2013 年 6 月に平面移動観測を実施した。

(8) 東京湾 富津干潟

富津干潟（北緯 35° 18' 56"，東経 139° 47' 36"）は東京湾内湾の干潟群の最南に位置し，北東に流れる小糸川の河口付近から西の富津岬までに突き出した砂洲の北側にある¹¹⁾。2013 年 6 月に平面移動観測を実施した。

(9) 石垣島 吹通川河口

日本の亜熱帯に属する吹通川河口（北緯 24° 29' 18"，東経 124° 13' 47"）は石垣島西岸に位置し，岸から沖に向けてサンゴ礁が連なっている。2013 年 7 月に平面移動観測を実施した。

(10) 石垣島 白保海岸

白保海岸（北緯 24° 22' 57"，東経 124° 15' 19"）は石垣島東岸に位置し，アオサンゴの大群落をはじめ，いくつかの種類造礁サンゴ群集がリーフ上に存在している。2013 年 7 月に平面移動観測を実施した。

(11) 石垣島 名蔵湾

石垣島の南西部に位置する名蔵湾（北緯 24° 23' 49"，東経 124° 08' 35"）は南北に約 1km，東西に約 0.5km の長さがあり，東からは名蔵川が注ぎ込み，周囲はマングローブと海岸林に覆われている。2015 年 7 月に 1 時間毎の移動連続観測を実施した。

4-2-2. 現地観測取得データ

(1) 観測項目・分析方法

各観測場所において、海水中 CO_2 分圧、水温、塩分、全アルカリ度 (TA)、溶存無機炭素濃度 (DIC) のデータセットを取得し、併せて生物過程による炭素増減量 (ΔDIC)、石灰化によるアルカリ度増減量 (ΔTA) を算出した (表 4-2-1, 図 4-3-1 参照)。また、地域特性である生態系タイプについても、海草場、干潟、サンゴ礁に分類した。海水中 CO_2 分圧は、 CO_2 濃度計 (CO2-09¹²), 紀本電子社製) による計測、もしくは炭酸系の化学的平衡関係 (DIC, TA) による間接的な計算手法¹³⁾で算出した。水温と塩分は水温・塩分計 (Compact-CT, JFE アドバンテック社製) を用いて計測した。TA, DIC 測定用サンプルは、250ml の Schott Duran 瓶で採取し、200 μl の塩化第二水銀を添加して溶存無機炭素を固定した。これらは、フロースルー型の炭酸系分析装置 (MDO-02¹⁴), 紀本電子社製) もしくはパッチ型分析装置 (ATT-05, 紀本電子社製) で測定した。

(2) 海水中 CO_2 分圧

観測場所ごとの海水中 CO_2 分圧は、風蓮湖、コムケ湖、走水海岸、野島海岸で概ね大気中 CO_2 分圧 (約 400ppm) より低く、松輪干潟、盤洲干潟、富津干潟、吹通川河口、白保海岸で高い傾向にあった。海水中 CO_2 分圧は、場の特性や環境変化に影響を受けやすく、水質環境や生物活動に深く関係しているものと予想される。

(3) 海水中炭酸系イオン (TA, DIC)

海水中 CO_2 分圧の変動は、陸域からの炭素流入や生物活動の他に、海水中に含まれる炭酸水素イオン (HCO_3^-) と炭酸イオン (CO_3^{2-}) による緩衝作用の影響を受け易い。ここで、DIC (溶存無機炭素濃度) と TA (全アルカリ度) の化学式は式(4-1)、式(4-2)に示されるとおりであり、[X] は炭酸水素イオンと炭酸イオン以外のイオン寄与分を示し、水酸化イオンや四ホウ酸イオンなどの陰イオンと水素イオンなどの陽イオンが該当する。

$$\text{DIC} = [\text{CO}_2] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}] \quad (4-1)$$

$$\text{TA} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{X}] \quad (4-2)$$

(4) 生物過程による炭素増減量 (Δ DIC)

生物過程による炭素増減量 (以下, Δ DIC と呼ぶ) とは, 淡水と外海水の単純混合以外の生物過程によって影響を受ける DIC の増減量のことであり^{4), 5), 7), 15)}, 正の値は呼吸・分解活動, 負の値は光合成活動が卓越することを意味している.

(5) 石灰化によるアルカリ度増減量 (Δ TA)

石灰化によるアルカリ度増減量 (以下, Δ TA と呼ぶ) とは, 淡水と外海水の単純混合以外の石灰化などによって影響を受ける TA の増減量のことであり, 正の値は炭酸カルシウム (CaCO_3) の溶解, 負の値は CaCO_3 の析出を意味している.

(6) 生態系タイプ

各観測場所は生態系別に概ね 3 種類に分類され, 風蓮湖, コムケ湖, 走水海岸, 野島海岸は「海草場」, 平潟湾, 松輪干潟, 盤洲干潟, 富津干潟は「干潟」, 吹通川河口, 白保海岸, 名蔵湾は「サンゴ礁」と設定した. 各生態系タイプの主な基礎生産者として, 植物プランクトンや貝類などに加え, 藻場は海草藻場, 干潟は底生微細藻+海草藻場, サンゴ礁はサンゴ+海草藻場を想定した.

表 4-2-1 現地観測データ取得一覧 (亜寒帯域, 温帯域, 亜熱帯域)

観測場所	生態系タイプ	サンプル数	海水中 CO_2 分圧 (μatm)	水温 ($^{\circ}\text{C}$)	塩分 (-)	Δ DIC ($\mu\text{mol/kg}$)	Δ TA ($\mu\text{mol/kg}$)
風蓮湖	海草場	150	350±30	15.3±1.2	21.3±0.9	-62.0±18.7	-29.1±22.6
コムケ湖	海草場	26	249±138	14.5±2.8	21.2±4.2	-230.3±85.2	16.7±119.3
走水海岸	海草場	98	291±12	19.8±1.0	32.0±0.1	-36.5±9.0	9.5±4.9
野島海岸	海草場	8	134±114	23.4±0.4	30.5±0.5	-311.7±206.2	-1.1±21.9
平潟湾	干潟	121	642±76	19.6±1.2	28.7±0.3	65.8±32.5	29.6±31.7
松輪干潟	干潟	5	687±359	25.2±1.9	30.7±2.1	8.9±101.0	44.9±48.8
盤洲干潟	干潟	5	710±174	24.4±0.6	22.7±7.5	27.6±15.6	50.3±88.8
富津干潟	干潟	8	456±286	25.3±0.9	31.7±0.5	-85.6±108.7	-45.9±27.5
吹通川河口	サンゴ礁	6	707±152	31.1±0.7	33.8±0.2	17.5±14.9	-111.3±21.9
白保海岸	サンゴ礁	5	630±212	31.9±1.8	33.4±0.2	-48.4±177.7	-132.1±113.2
名蔵湾	サンゴ礁	35	680±140	32.3±0.7	32.0±1.3	24.8±51.0	-123.5±56.5

注) 表中の数値は, 平均値±95%信頼区間を示している.

4-3. データ構造の把握

4-3-1. 散布図行列 (Pairs. Panels)

用いる変数が 2 つ以上で、かつ量的データを扱う場合、全ての変数を組み合わせた散布図行列 (図 4-3-1 参照) を作成することで、データ間の関係性を視覚的に把握することができる。データ解析には、R 3.1.2¹⁶⁾のソフトウェアを使用した。各変数のヒストグラムから、海水中 CO₂ 分圧 (445 ± 31 (平均値 \pm 95%信頼区間, 以下同じ) μatm), 塩分 (27.0 ± 0.6), DIC ($1,823 \pm 33 \mu\text{mol/kg}$), ΔDIC ($-28.2 \pm 14.8 \mu\text{mol/kg}$), ΔTA ($-10.6 \pm 14.1 \mu\text{mol/kg}$) は単峰性分布となり、ピークは平均値付近となった。一方、水温 ($19.5 \pm 0.7 \text{ }^\circ\text{C}$), TA ($2,036 \pm 34 \mu\text{mol/kg}$) はやや多峰性を含んだ分布となった。ここで水温に注目すると、幅広い分布となっていることから、季節間や高・低緯度帯も加味された多様なサンプリングデータであることがわかる。

次に、各変数間の相関関係をみると、海水中 CO₂ 分圧に対し、 ΔDIC , DIC は正の相関 (0.45, 0.40) となり、水温, 塩分, TA, ΔTA の相関 (0.07, 0.11, 0.19, -0.15) は弱かった。また、TA と DIC の間に強い相関 (0.94) がみられた。これは、海水中 CO₂ 分圧を目的変数としたモデル構築の場合、TA と DIC の多重共線性による影響が懸念される。一方で、TA と DIC はともに海水中に含まれる炭酸水素イオン (HCO₃⁻) などの影響を受けるため (式(4-1), 式(4-2)参照), 塩分で概ね説明可能と考えられる。このため、ここで TA と DIC を説明変数から除外することとした。

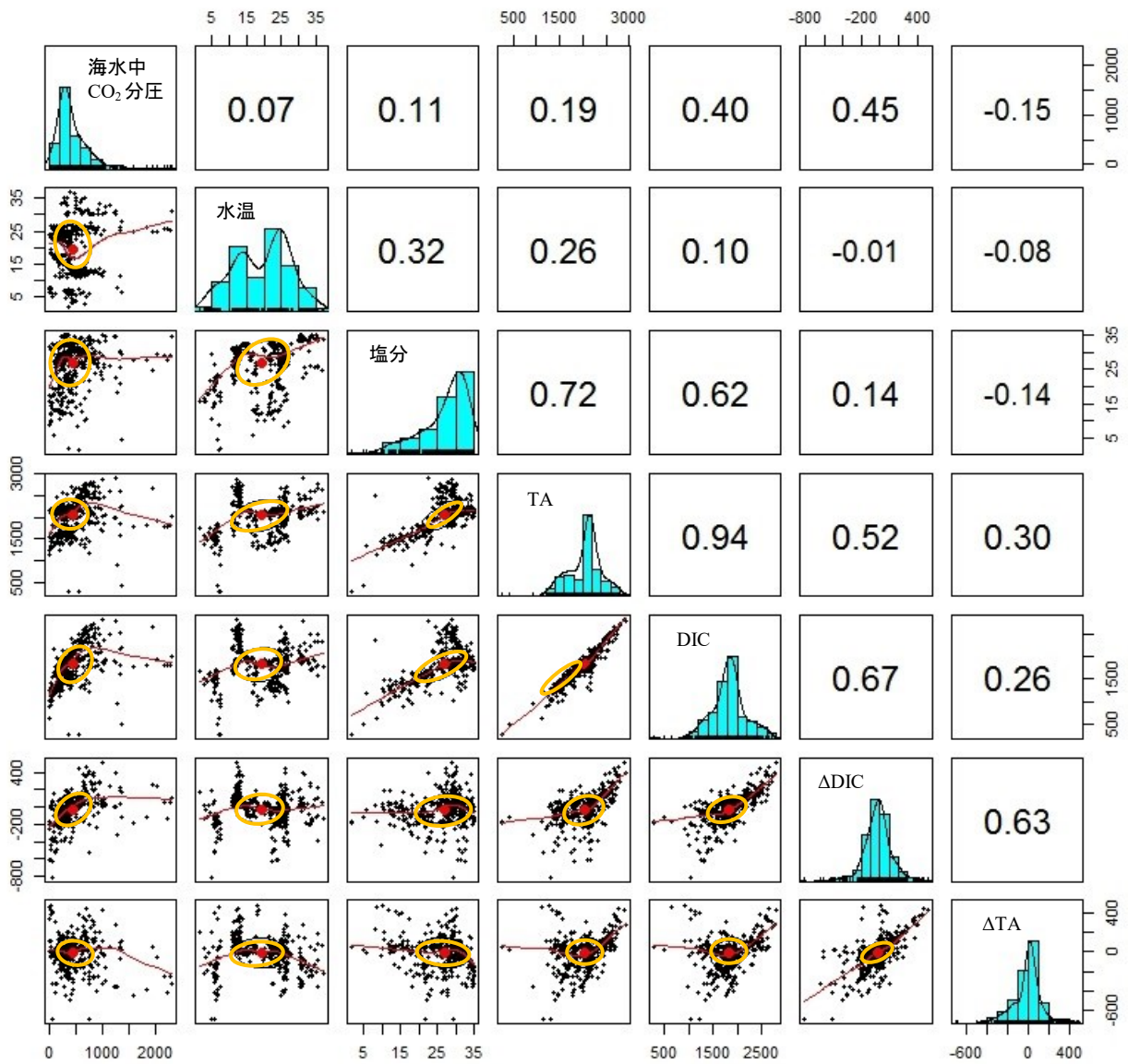


図 4-3-1 変数間の対散布図

注 1) 上三角行列は単相関係数, 下三角行列は対散布図(平滑化曲線, 95%信頼限界楕円とその中心を含む), 対角成分はヒストグラム(カーネル確率密度を含む)を示している。
 注 2) 各変数の単位は, 海水中 CO₂分圧(μatm), 水温(°C), 塩分(-), TA(μmol/kg), DIC(μmol/kg), ΔDIC(μmol/kg), ΔTA(μmol/kg)である。

4-3-2. 海水中CO₂分圧とΔDICの関係性

目的変数（海水中 CO₂分圧）と説明変数（水温，塩分，ΔDIC，ΔTA）の関係性を把握するにあたり，最も相関の高かった ΔDIC に注目した．海水中 CO₂分圧と ΔDIC の相関図は図 4-3-2 に示すとおりであり，指数関数に近い構造であることが仮定できた．また，目的変数は 0 以上の連続値をとることから，次章の現況推定モデルの検討ではガンマ分布を仮定した確率分布で扱うこととした．

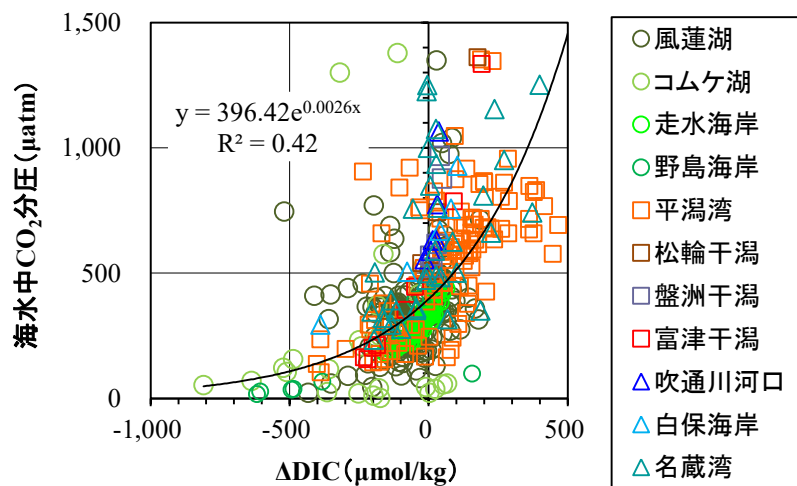


図 4-3-2 ΔDICと海水中CO₂分圧の関係

4-4. 統計解析を用いた現況推定モデルの構築

データ構造の把握に基づき、海水中 CO₂ 分圧に及ぼす水温、塩分、ΔDIC、ΔTA、観測場所、生態系タイプの影響について、一般化線形モデル (Generalized Linear Model, family = Gamma, link 関数 = log) を適用し、CO₂ 分圧の現況推定モデルを構築した。統計解析は、データ解析と同様のソフトウェアを使用した。

4-4-1. 連続変数 (水温、塩分、ΔDIC、ΔTA) のみ考慮

全観測場所における海水中 CO₂ 分圧を统一的に説明するモデルを構築するため、まず始めに連続変数 (水温、塩分、ΔDIC、ΔTA) のみを説明変数の候補としたモデル選択を行った。海水中 CO₂ 分圧に関するモデル推定結果は、式(4-3)に示すとおり、塩分、ΔDIC、ΔTA が選択された。

$$\begin{aligned} & \text{海水中CO}_2\text{分圧}(\mu\text{atm}) \\ & = \exp(-0.017 \times \text{塩分} + 0.005 \times \Delta\text{DIC}(\mu\text{mol/kg}) - 0.004 \times \Delta\text{TA}(\mu\text{mol/kg}) + 6.473) \end{aligned} \quad (4-3)$$

ここで、実測値と推定値の比較は図 4-4-1 示すとおりである。モデルの評価基準として、R² (決定係数)、AIC (赤池情報量基準：統計モデルの当てはまりの良さ) を用いた。R² は大きいほど実測値と推定値の相関が高い。一方、AIC は小さいほど、データの当てはまりが良いとされている。本モデルでは、R² = 0.67, AIC = 5,870.7 となった。

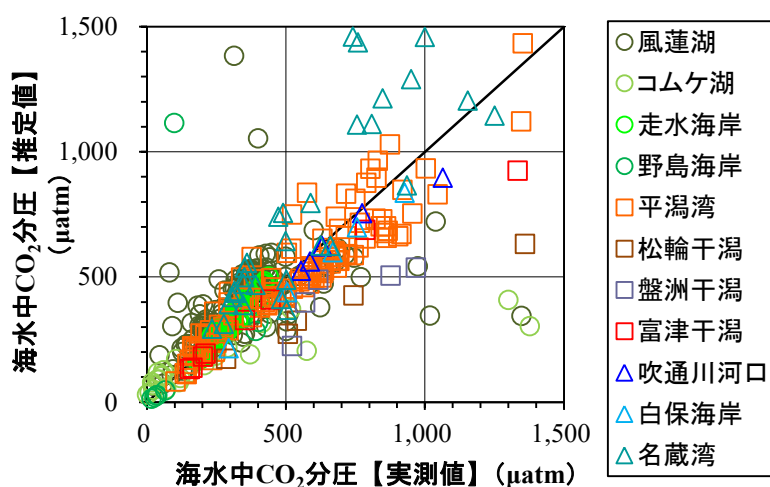


図 4-4-1 実測値と推定値の比較 (連続変数のみ)

4-4-2. 連続変数+カテゴリー変数（観測場所）考慮

次に、上記以外の要因を考慮するため、カテゴリー変数（観測場所）を付加した一般化線形モデルの解析を行った。海水中 CO_2 分圧に関するモデル推定結果は、式(4-4)に示すとおり、塩分、 ΔDIC 、 ΔTA 、場所係数が選択された。

$$\begin{aligned} & \text{海水中}\text{CO}_2\text{分圧}(\mu\text{atm}) \\ & = \exp(-0.022 \times \text{塩分} + 0.006 \times \Delta\text{DIC}(\mu\text{mol/kg}) - 0.005 \times \Delta\text{TA}(\mu\text{mol/kg}) + \text{場所係数} + 7.137) \end{aligned} \quad (4-4)$$

場所係数は、風蓮湖 = -0.656, コムケ湖 = -0.350, 走水海岸 = -0.521, 野島海岸 = -0.211, 平潟湾 = -0.445, 松輪干潟 = 0.104, 盤洲干潟 = 0.000, 富津干潟 = -0.336, 吹通川河口 = -0.477, 白保海岸 = -0.369, 名蔵湾 = -0.759 と算出され、 $R^2 = 0.76$, $\text{AIC} = 5,806.3$ となった。この場所係数については、規則性などは確認されず、観測場所ごとの固有値となっており、統合モデルの一般性に欠けると懸念される。

4-4-3. 連続変数+カテゴリー変数（生態系タイプ）考慮

カテゴリー変数として、観測場所の代わりに生態系タイプを付加した一般化線形モデルの解析を行った。解析の結果、塩分、 ΔDIC 、 ΔTA 、生態系係数が選択され、 $R^2 = 0.75$ 、 $AIC = 5,841.6$ となった（式(4-5)、図 4-4-2 参照）。

$$\begin{aligned} & \text{海水中CO}_2\text{分圧}(\mu\text{atm}) \\ & = \exp(-0.018 \times \text{塩分} + 0.005 \times \Delta DIC(\mu\text{mol} / \text{kg}) - 0.004 \times \Delta TA(\mu\text{mol} / \text{kg}) + \text{生態系係数} + 6.386) \quad (4-5) \end{aligned}$$

生態系係数は、海草場 = 0.050、干潟 = 0.259、サンゴ礁 = 0.000 と算出され、海草場で最も小さくなったことから、海水中 CO_2 分圧の相対的な大小関係と概ね整合がとれたものとなった。

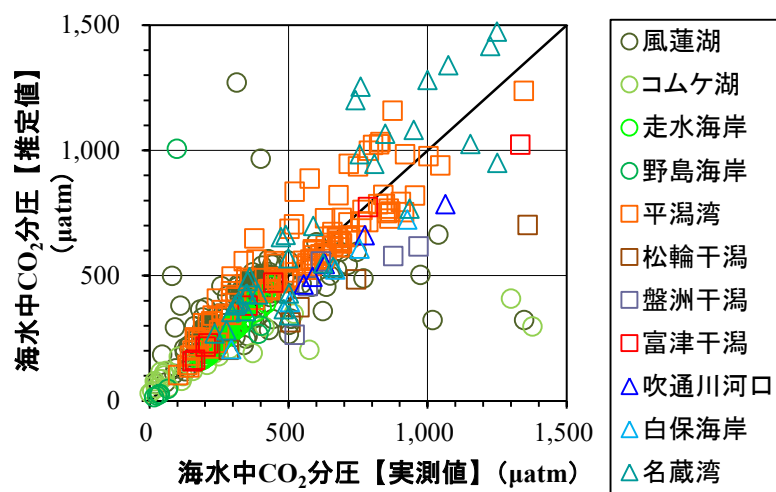


図 4-4-2 実測値と推定値の比較（連続変数+生態系タイプ）

4-4-4. 感度分析

本推定モデルの確率論的な評価を行うため、各説明変数（塩分、 Δ DIC、 Δ TA、生態系係数）が海水中 CO_2 分圧に与える影響度の解析（感度分析）を行った。他パラメータを平均値で固定し、1パラメータずつ現地観測データの 80%レンジ（上下位 10%を除く）で変化させ、その変動幅をトルネードチャートに示した。感度分析の結果（図 4-4-3 参照）、 Δ DIC と Δ TA が海水中 CO_2 分圧を大きく変動させていることがわかった。一方、塩分と生態系係数による変動幅は小さく、 CO_2 分圧に与える影響は小さかった。

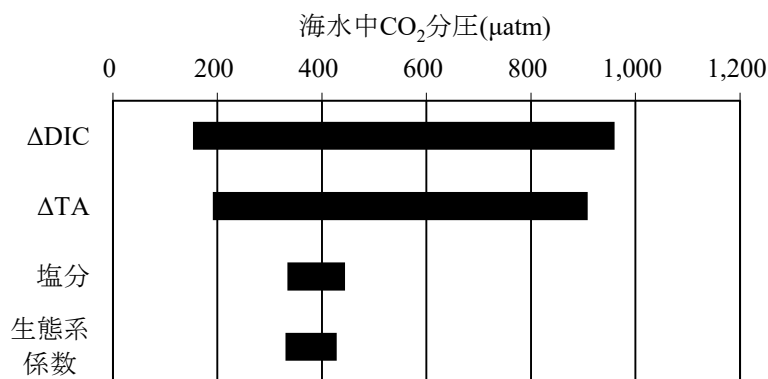


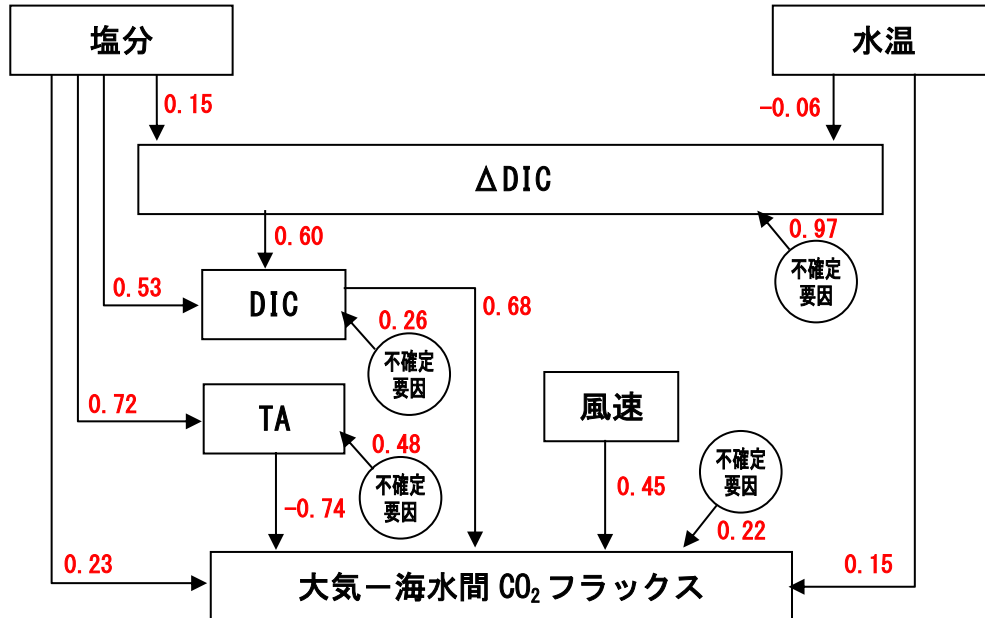
図 4-4-3 感度分析結果（トルネードチャート）

注) 各要因の変化に伴い、海水中 CO_2 分圧が変動する幅を示しており、変動幅の大きい要因から順に上から並べている。

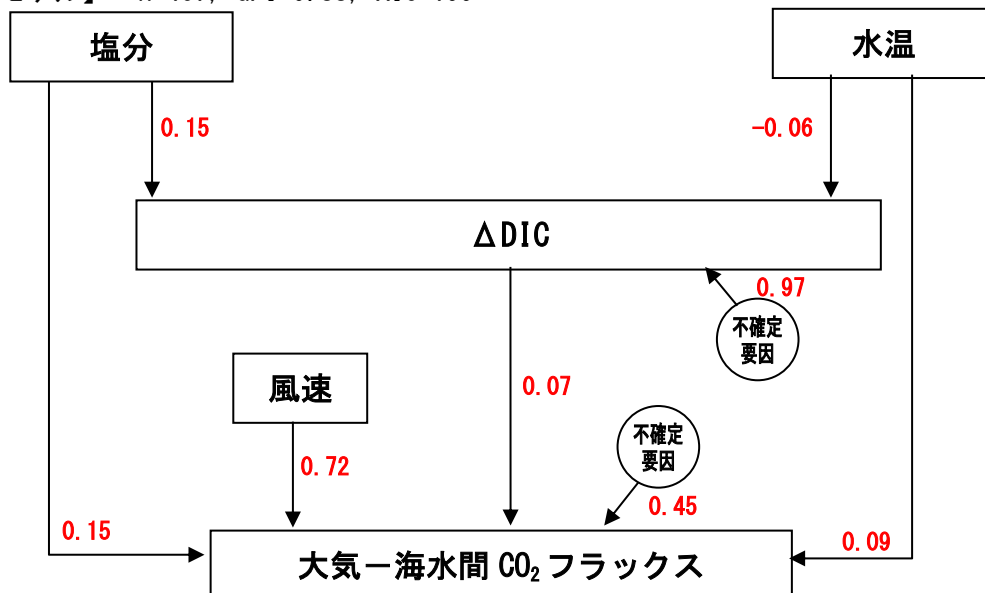
4-4-5. パス解析結果（全データセット）

パス解析の結果は、図 4-4-4 に示すとおりである。修正モデルでは CO₂ フラックスへのパスとして、物理的な要因としての風速、生物化学的な要因としての水温、塩分、 Δ DIC が結ばれた。全体モデルの適合度は GFI = 0.72, AIC = 1,285 であったが、修正モデルでは GFI = 0.88, AIC = 199 となり、大幅に改善された。

【全体モデル】 n=467, GFI=0.72, AIC=1,285



【修正モデル】 n=467, GFI=0.88, AIC=199



注) 図中の数値はパス係数（標準化解）であり、変数に与える影響の大きさ・因果の強さを示している。0 から離れているほど影響が大きく、符号はそれぞれプラス・マイナスの影響を表す。

図 4-4-4 大気-海水間CO₂フラックスと各環境要因のパス解析結果（全データセット）

第4章のまとめ

国内の主要な浅海域生態系（海草場，干潟，サンゴ礁）において，海水中 CO_2 分圧とその規定要因に関する項目（水温，塩分，生物活動など）を計測し，それらの現地観測結果（引用データを含む）の統合によって，海水中 CO_2 分圧の統一的な推定式を構築し，海水中 CO_2 分圧の動態を説明するための重要な環境要因の抽出を行った．

海水中 CO_2 分圧は，生物活動自体を示す指標である ΔDIC や ΔTA との関係性が強く，共に重要な影響要因となった． ΔDIC は，海水中の生物活動を表していることから，プラス方向（呼吸・分解活動）になると海水中 CO_2 分圧を高め，マイナス方向（光合成活動）になると低下させている．併せて，石灰化（サンゴの成長など）も， CaCO_3 の析出及び海水中 CO_2 分圧の上昇に寄与していると考えられる．一方で，観測場所（地理・地形）や生態系タイプなどの影響は比較的小さいと考えられるが，海水中 CO_2 分圧の動態に係る推定精度を向上させるためには，このような固有データの収集・蓄積も重要になってくると考えられる．

今後の課題として，観測データの精度向上と均質性の確保が挙げられる． ΔDIC や ΔTA は，河川水と外海水の単純混合割合で説明できない DIC と TA の差分を算出しているため，河川・外海境界地点の設定が非常に重要となってくる．このため，陸域負荷による影響などを精度良く適切に見積もる必要がある．また，今回の取得データにおいては，観測場所ごとのサンプル数の相違や日周期変動（夜間）データの不足が生じており，平面移動観測だけでは把握しきれない低塩分域（海水中 CO_2 分圧の日変化が大きい場所）をターゲットとした連続観測の充実が必要となる．

第4章の参考文献

- 1) Borges, A. V., Delille, B. and Frankignoulle, M. : Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean : Diversity of ecosystem counts, *Geophysical Research Letters*, 32, pp.1-4, 2005.
- 2) Koné, Y. J. M., Abril, G., Kouadio, K. N., Delille, B. and Borges, A. V. : Seasonal variability of carbon dioxide in the rivers and lagoons of Ivory Coast (West Africa), *Estuaries and Coasts*, 32, pp.246-260, 2009.
- 3) 環境省自然環境局 : 第7回自然環境保全基礎調査, 浅海域生態系調査(藻場調査)報告書, pp.30-31, 2008.
- 4) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 桑江朝比呂 : 北海道風蓮湖における大気-海水間 CO₂ フラックスに影響を及ぼす要因, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.69, No.2, pp.1252-1257, 2013.
- 5) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 茂木博匡, 桑江朝比呂 : 北海道コムケ湖における大気-海水間 CO₂ フラックスの空間分布特性と要因分析, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.70, No.2, pp.1188-1193, 2014.
- 6) 工藤孝浩, 秋元清治 : 横須賀市走水海岸アマモ場における春・夏季の魚類相について, 神奈川県水産技術センター研究報告, 第6巻, pp. 35-40, 2013.
- 7) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 茂木博匡, 桑江朝比呂 : アマモ場における大気-海水間 CO₂ フラックスの連続観測, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.70, No.2, pp.I_1191-I_1195, 2014.
- 8) 工藤孝浩, 滝口直之, 柵瀬信夫 : 横浜市平潟湾流域の魚類相と人為的環境変化, 神水研研報第7号, pp.135-148, 2002.
- 9) 藤野智亮, 古川恵太, 三好英一, 桑江朝比呂, 野村宗弘 : 干潟の地形変化に関する現地観測, 日本海洋学会秋季大会講演概要集, pp.175, 2000.
- 10) 野村宗弘, 中村由行 : 盤洲干潟における潮汐に伴う水質変動に関する現地観測, 水環境学会誌, 第25巻, 第4号, pp.217-225, 2002.
- 11) 山北剛久, 仲岡雅裕, 近藤昭彦, 石井光廣, 庄司泰雅 : 東京湾富津干潟における海草藻場の長期空間動態, 保全生態学研究, 10, pp.129-138, 2005.
- 12) Saito, H., Tamura, N., Kitano, H., Mito, A., Takahashi, C., Suzuki, A. and Kayanne, H. : A compact seawater pCO₂ measurement system with membrane equilibrator and nondispersive infrared gas analyzer, *Deep-Sea Research Part 1 : Oceanographic Research Papers*, 42, pp.2025-2033, 1995.
- 13) Zeebe RE and Wolf-Glandrow D : *CO₂ in seawater : equilibrium, kinetics, isotopes*, 346p., Amsterdam, Elsevier, 65, 2001.
- 14) Watanabe, A., Kayanne, H., Nozaki, K., Kato, K., Negishi, A., Kudo, S., Kimoto, H., Tsuda, M. and Dickson, A. G. : A rapid, precise potentiometric determination of total alkalinity in seawater by a newly developed flow-through analyzer designed for coastal regions, *Marine Chemistry*, 85, pp.75-87, 2004.
- 15) Tokoro, T., Hosokawa, S., Miyoshi, E., Tada, K., Watanabe, K., Montani, S., Kayane, H. and Kuwae, T. : Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation, *Global Change*

Biology, 20, pp.1873-1884, 2014.

- 16) R Development Core Team : R : A language and environment for statistical computing, *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>, 2005.

第5章. 一次元数値解析によるDIC概念モデルの検討（現地観測，統計解析，数値解析によるアプローチ）

5-1. 目的

海水中の CO_2 分圧の変動は、主に DIC（溶存無機炭素濃度）と TA（全アルカリ度）の 2 つのパラメータに影響を受ける。DIC は水中の無機炭素成分である溶存 CO_2 、炭酸水素イオン、炭酸イオンの総量である。TA は水中のカルシウムイオンやマグネシウムイオンといったミネラル分で決定される値である。対象海域が大気中 CO_2 の排出源か吸収源かを知るためには、海水中 CO_2 分圧が大気中よりも高いか低いかを調べれば良い。浅海域は陸域から流入する DIC や有機物の分解・呼吸、石灰化によって「 CO_2 の放出源」と考えられることが多いが^{1), 2), 3), 4), 5), 6), 7), 8), 9), 10)}、内湾や河川プルームの高い一次生産力や、海草場の活発な光合成活動によって「 CO_2 の吸収源」となった研究事例^{11), 12), 13)}もあることから、海草場における海水中 CO_2 分圧や大気-海水間 CO_2 フラックスは不確実な部分が多い^{14), 15)}。また、浅海域において海水中 CO_2 分圧は環境条件や生物活動等に左右されやすく日周変動が大きい^{3), 16), 17), 18)}ため、複雑でダイナミックな炭素フローの動態を計測・解析することは、非常に困難となっている^{3), 16), 17), 18)}。海水中 CO_2 分圧は、炭酸系¹⁹⁾や滞留時間²⁰⁾等の環境要因（物理過程、生物過程）の影響を受けるため²¹⁾、短時間スケールで大きく変動していることが考えられる²²⁾。特に、海草場での日周期変動を捉えた CO_2 フラックスとその環境要因の同時観測事例は、極めて少なかった²³⁾。さらに、これまでの浅海域の研究事例¹²⁾では、栄養塩負荷等の人為的な影響が少なく、閉鎖性が高い亜寒帯の海域では、生物過程を考慮した NEP（純生産性速度）の算出は可能であった。一方で、栄養塩と炭酸系の関係を同時に観測・解析を行っている事例は少なく、栄養塩負荷等の人為的な影響を受ける都市部や NEP の算出方法が難しいオープンな海域での観測事例も少なかった。

そこで本研究では、人為的な影響のあるオープンな海域で海水中 CO_2 分圧や大気-海水間 CO_2 フラックスに及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。そのため、統計解析や数値解析を用いた複合的な解析手法による検討を行った。まず、浅海域での観測データが極めて少なく、現地における実現象を把握する必要があるため、現地観測を実施した。次に、観測データの多くの情報からデータの傾向や性質を把握し、重要な環境要因を抽出する必要があるため、統計解析を実施した。統計解析手法は、変数間の因果関係を仮定するとともに、因果推論を行うパス解析²⁴⁾を適用した。そして、統計解析結果により導かれた主たる支配的な影響要因を検証するために数値モデル解析を実施した^{25), 26)}。これらの 3 つのアプローチ（現地観測，統計解析，数値解析）を採用することにより、海水中 CO_2 分圧に影響を及ぼす要因の特定とその影響度を把握し、移流効果を考慮した NEP を見積もるとともに²⁷⁾、短時間スケールでの海水中 CO_2 分圧の変動の再現が可能になると考えられた。また、生物過程において光合成が卓越すると、大気-海水間 CO_2 フラックスが吸収方向に働くと仮説を立てた。

5-2. 観測手法と解析手法

5-2-1. 観測場所

観測場所は、第3章 3-3-1 (1) 観測場所に示される場所とした。

5-2-2. 観測時期・項目・分析方法

観測時期・項目・分析方法は、第3章 3-3-1 (2) 観測時期・項目・分析方法に示される内容とした。

5-2-3. 大気－海水間CO₂フラックスの算出手法

大気－海水間 CO₂ フラックスは、第2章 2-2-1 (1) バルク法に示されている「バルク法」を用いて算出した。

5-2-4. 炭素増減量 (ΔDIC) 及びアルカリ度増減量 (ΔTA) の算出手法

炭素増減量 (ΔDIC) 及びアルカリ度増減量 (ΔTA) の算出手法は、第3章 3-3-1 (4) 炭素増減量 (ΔDIC) 及びアルカリ度増減量 (ΔTA) の算出手法に示される内容とした。

5-2-5. 統計解析手法

アマモ場における海水中 CO₂ 分圧の動態は、物理、化学、生物過程等の全てを含んでいることから、統計解析手法を用いて海水中 CO₂ 分圧をモデル化し、主要な影響要因を特定するための検討を行った。統計解析手法には、相関分析、回帰分析、因子分析、パス解析等が挙げられるが、ここでは変数の因果関係や相互関係を把握する必要があるため、パス解析を適用した。現地観測で得られた 49 データセットにパス解析を行い、海水中 CO₂ 分圧に影響を与える要因とその影響度を検討した。統計解析は、IBM SPSS Amos 22.0.0 のソフトウェアを使用した。パス係数（標準化解）は、構造方程式モデル（SEM）を用いた最尤推定法により求めた。

モデルの設定においては、海水中 CO₂ 分圧に関係する要因として、水温、塩分、DIC、TA、光量子密度、風速、潮位、潮位差、クロロフィル *a*、DIN、DIP、SiO₂ を考慮した。また、モデル全体の評価基準として、GFI（適合度指標）、AIC（赤池情報量基準：統計モデルの当てはまりの良さ）を用いた。GFI は 1 に近いほどモデルの説明率が高く、良いモデルと判断される。一方で AIC は小さいほど、データの当てはまりが良いとされている。

パス解析は、各変数に与える因果関係の強さを示しており、海水中 CO₂ 分圧に対し、プラスの影響は分圧を押し上げ、マイナスの影響は分圧を引き下げる影響を表す。そこで、海水中 CO₂ 分圧に関係する直接的な環境要因として、水温、塩分、DIC、TA が挙げられ、それらを直接パスとして結んだ。また、海水中 CO₂ 分圧に対する間接的な影響として、潮位、潮位差及び風速はそれぞれ DIN、DIP、SiO₂、クロロフィル *a*、塩分から DIC や TA を経由し、光量子密度は DIC のみを経由することで、間接パスとして結んだ。これらを勘案し、原理原則や科学的妥当性に基づき^{28), 29), 30), 31), 32)}、パス構造を図 5-2-1 に示すように設定した。

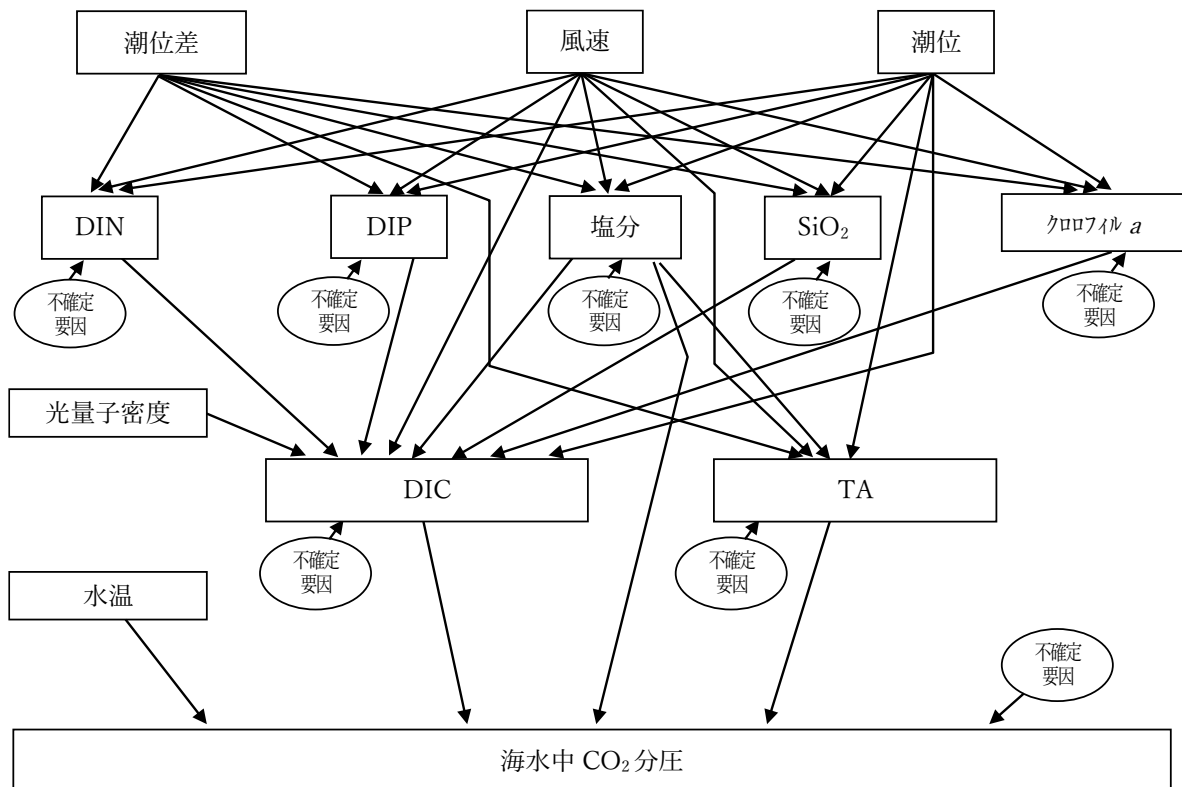


図 5-2-1 現地観測データを用いたパス構造の設定

5-2-6. 数値解析手法

パス解析では、海水中CO₂分圧に対する相対的な因果関係の強さ（定性的な評価）を示しているため、定量的な評価については、数値解析手法により検討を行った。一般的に、海水中CO₂分圧はDICとTAを計測することにより、平衡状態を仮定して導き出されている²⁸⁾。そのため、物理過程及び生物過程に注目して海水中CO₂分圧をモデル化するには、DICとTAを変数として考慮することが必須である。モデル化における物理過程については、計算対象領域における流入や流出条件などの境界条件を与えることができれば容易にモデル化することができる。それに対して、生物過程については呼吸及び光合成などによる変化が主となり、特にDICの生物過程による時空間変化が大きいと考えられる。一方、TAについては、石灰化生物が存在する場合には石灰化によりTAが大きく減少するため、その影響を無視することはできないが、対象研究領域には石灰化を促す生物は少なく、生物過程によるTAの増減の影響は無視できる。つまり、研究対象領域においてTAをモデル化する際、生物過程を無視して物理過程のみでモデル化することが可能であると考えられる。そこで本研究では、アマモ場（アマモ＋一次生産者等）による海水中CO₂分圧の変動に着目していることから、モデル化において生物過程を考慮することが重要であるDICに関してのみ検討を行うこととする。

物理過程である流動を考慮するとともに生物過程も含めてモデル化を行う際、時空間的に詳細に検討する手法として三次元数値計算モデルが有力な候補となる。しかし、本研究ではアマモ場による海水中CO₂分圧の時間的な増減に与える影響を検討することを目的としていることから、空間的な分布を無視し、時間的な変動に関して詳細な検討を行うこととした。つまり、水平面内及び鉛直方向に積分し、全領域を1つのボックスとして考える概念モデル^{25), 26), 33), 34)}を導入することとした(式(5-1))。物理過程及び生物過程の寄与度に注目するために考慮した項目は、式(5-1)の第1項で示される呼吸過程、第2項で示される光合成過程、そして第3項で示される移流・拡散による長期的な物理過程である。水温に関しては現地観測において変動していなかったことを考慮し、一定値を与えることとした。一方で、光合成のモデル化については、過去の生態系モデルに関する研究を参考とした^{35), 36), 37), 38), 39) 40), 41)}。一般的に、光合成に関するモデルは、Dennison et al.⁴²⁾や Goodman et al.⁴³⁾などの多くの過去の研究で示されているとおり、最適光量子密度以降で光合成速度が一定値となる Jassby³⁹⁾タイプが用いられているため、本研究でも式(5-2)を利用することとした。

$$\frac{d}{dt}DIC = \frac{1}{h} \int_0^{ha} R_r dz - \frac{1}{h} \int_0^{ha} R_p dz + \frac{1}{T_E} (DIC_{out} - DIC) \quad (5-1)$$

$$R_p = P_{max} \tanh\left(\frac{\alpha \cdot I}{P_{max}}\right) \quad (5-2)$$

$$NEP = \frac{1}{h} \int_0^{ha} R_p dz - \frac{1}{h} \int_0^{ha} R_r dz \quad (5-3)$$

$$I = I_0 \exp(-k_s z) \quad (5-4)$$

ここで、 I は光量子密度 ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)、 P_{max} と R はモデルにおける最大光合成速度 ($\mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$) と呼吸・分解速度 ($\mu\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$)、 α はモデルにおける光量子-純生産速度曲線の初期勾配 ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$)、 h ：水深 (m)、 ha ：海底面からアマモ葉先までの高さ (m)、 R_r ：呼吸による単位長さ・単位時間あたりのDICの変化量 ($\mu\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$)、 R_p ：光合成による単位長さ・単位時間あたりのDICの変化量 ($\mu\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$)、 T_E ：移流・拡散によるDICの滞留時間 (s)、 I_0 及び I は水面及び水深 z における光の強さ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$)、 k_s は植物プランクトンなどの水中懸濁粒子の濃度や溶存物質濃度に依存する係数 (m^{-1}) である。アマモ長さは、直接採捕により計測した。滞留時間は、a three-dimensional environmental flow model (Fantom) を利用して推定した (夏季の滞留時間=4.0 (h)、冬季の滞留時間=8.0 (h))^{44), 45), 46), 47), 48)}。また、現地の光量子密度の鉛直データより、毎時の光の消散係数を決定した (夏季の消散係数=0.58~3.53 (m^{-1})、冬季の消散係数=0.63~2.00 (m^{-1}))。

空間積分された概念モデルであるが、アマモ場の存在割合及び各水深における光合成速度を考慮できるよう、呼吸と光合成については水深鉛直積分を導入している点が本概念モデルの特徴である。つまり、水深に対するアマモ場の存在割合が考慮できることから、水深が小さくなると、呼吸過程及び光合成過程によるDICの増加割合が大きくなり、水深が大きくなると、DICの増加割合が小さくなるという現象を再現することができる⁴²⁾。さらに、光合成については、消散係数を考慮することで水深変化を伴った光合成によるDICの減少割合が変化することも考慮できている。例えば、日射が与えられていても、大潮によって水深が深く消散によるアマモの葉先での光の強さがほぼゼロである場合、光合成によるDICの減少はほとんど存在しなくなる。一方で、水深が浅くアマモの長さとはほぼ一致する場合、日射による光の強さがアマモ場内において強くなり、光合成によるDICの減少割合は大きくなる。このように、本研究で提案するモデルはボックスモデルであるが、移流の効果や、水深の変化による鉛直方向のDICの変化割合の違いを考慮できるモデルとなっていることから、三次元的な効果も含めたDICや水温の概念モデルであると考えることができる。

5-3. 結果

5-3-1. 現地観測結果

現地観測結果は、第3章3-3-2. 観測結果に示されるとおりであった。

5-3-2. 統計解析結果

パス解析の結果、海水中 CO_2 分圧の変動に対し、DIC によるプラスの影響、TA によるマイナスの影響が大きく支持した。夏季には、「潮位」による DIN, DIP, クロロフィル a への影響、「潮位差」による TA への影響、「風速」によるクロロフィル a , DIC への影響が大きく、冬季には「潮位」による DIP, DIC への影響が大きかった。これらのことから、物理的な要因（潮位、潮位差、風速）が、海水中 CO_2 分圧の変動のドライバーとなっていた。また、アマモ場（アマモ＋一次生産者等）による光合成として「光量子密度」から DIC へのマイナスの影響は、冬季よりも夏季の方が大きく、海水中 CO_2 分圧を決定づける重要な要因の1つであることが示された。なお、夏季及び冬季ともに各期間で、水温や塩分の変動が小さかったため、本解析では水温や塩分が海水中 CO_2 分圧に直接的に及ぼす影響は小さかった。

5-3-3. 数値解析結果

田多ら⁴⁹⁾を参考にして式(5-4)の係数を以下のとおり決定し再現計算を実施した結果、数時間周期の高周波成分を除き、良好な再現性を得ることができた(図5-3-1, 図5-3-2参照)。高周波成分は、アマモ領域における水平面内での DIC の空間分布に対応していると考えられる。生物過程のうち呼吸活動は、予想どおり水深が大きくなると DIC の増加率は小さく(例えば、7月23日6:00や7月23日15:00)、水深が小さくなると DIC の増加率は大きくなっていた(例えば、7月23日12:00)。光合成活動は、夏季の7月23日12:00にみられるとおり、日射が与えられる日中に水深が小さくなることで、DIC を大きく減少させていることが分かった。その減少割合は、最大で呼吸による増加割合の3倍程度であり、光合成による CO_2 の吸収が重要であることが示された。物理過程である移流・拡散の効果は、最大で呼吸による効果よりも上回っていた。

$$\text{夏} : R = 12 \text{ (}\mu\text{mol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}\text{)}, P_{\text{max}} = 36 \text{ (}\mu\text{mol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}\text{)}, \alpha = 0.18 \text{ (m}^2 \text{ kg}^{-1}\text{)}$$

$$\text{冬} : R = 4 \text{ (}\mu\text{mol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}\text{)}, P_{\text{max}} = 15 \text{ (}\mu\text{mol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}\text{)}, \alpha = 0.08 \text{ (m}^2 \text{ kg}^{-1}\text{)}$$

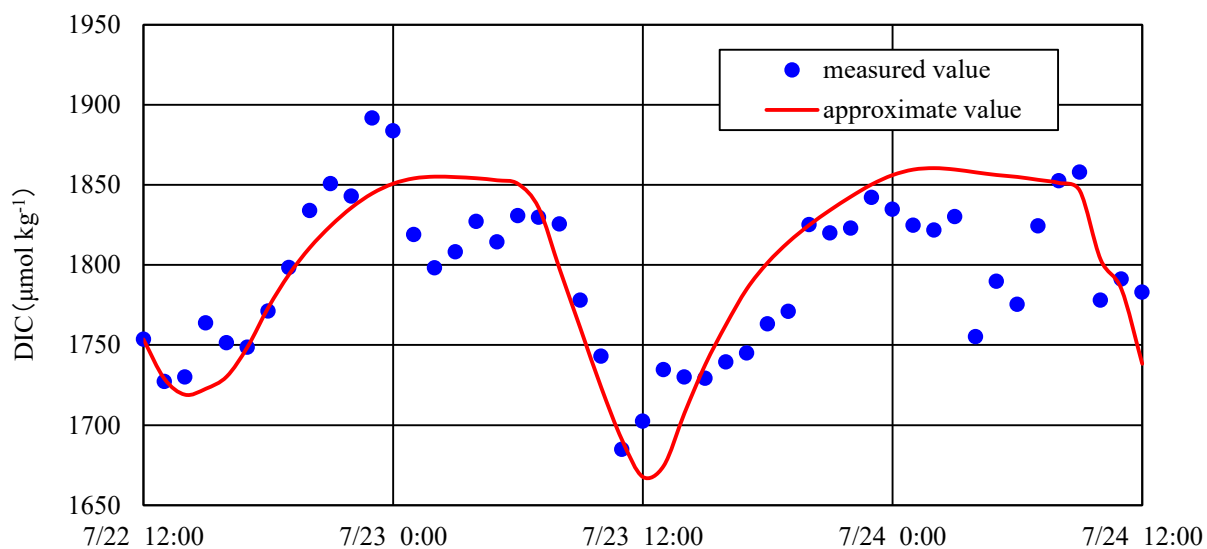


図 5-3-1 (1) DICの実測値と推定値の比較 (数値解析結果) 【夏季】

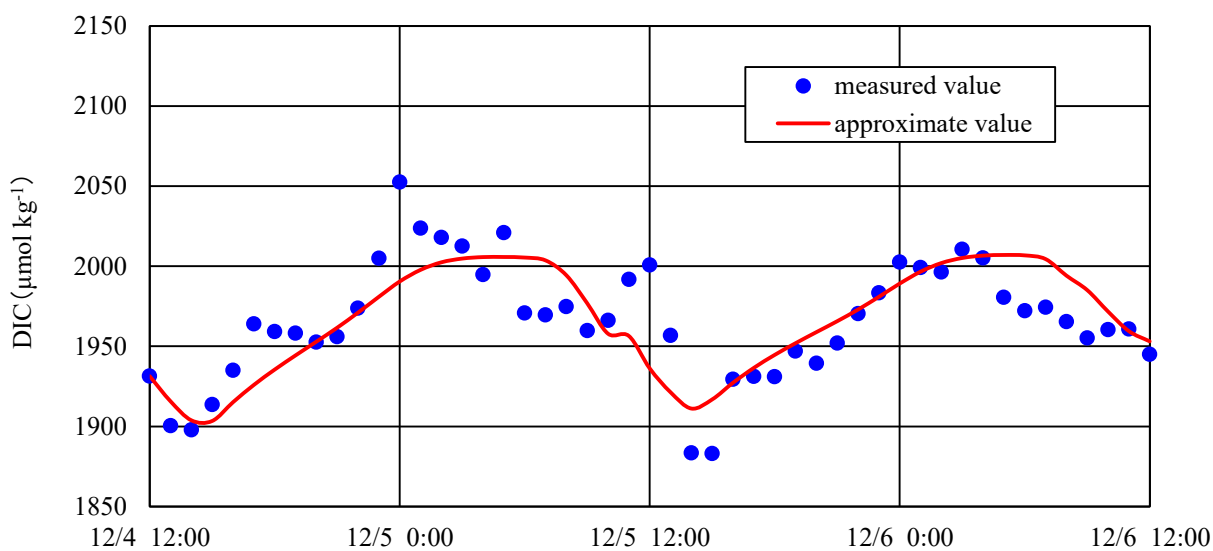


図 5-3-1 (2) DICの実測値と推定値の比較 (数値解析結果) 【冬季】

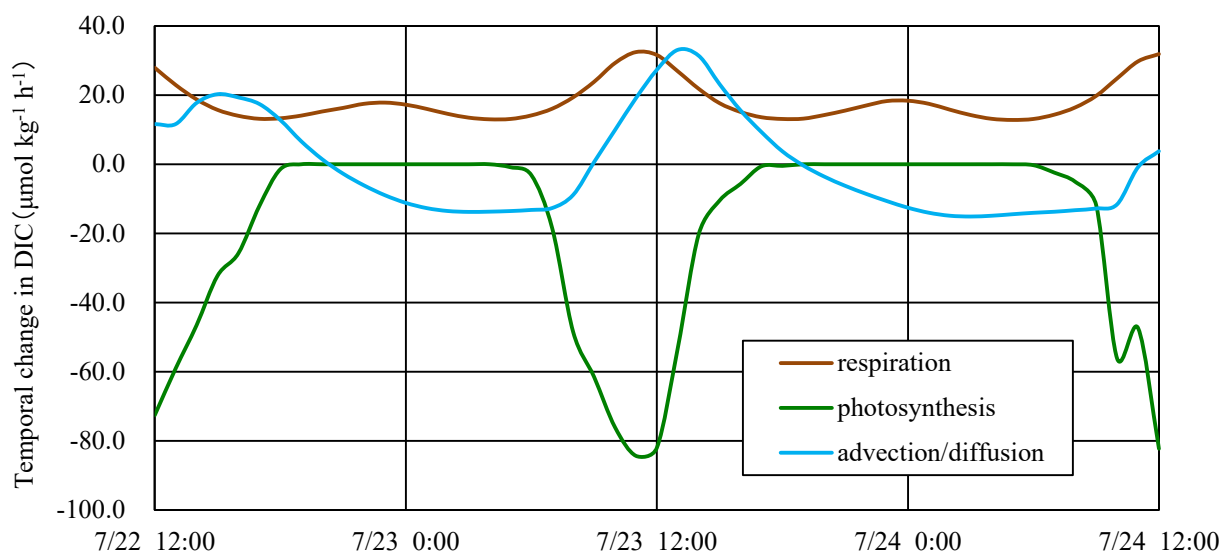


図 5-3-2 (1) 単位時間あたりのDICへの各要因の寄与度 (数値解析結果) 【夏季】

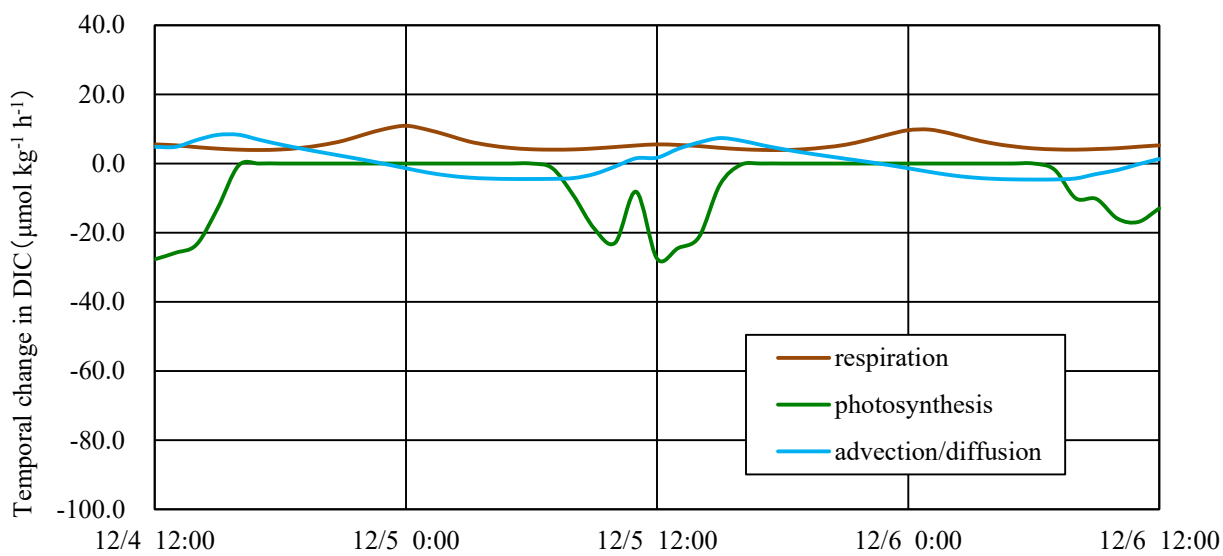


図 5-3-2 (2) 単位時間あたりのDICへの各要因の寄与度 (数値解析結果) 【冬季】

5-4. 考察

5-4-1. 大気－海水間CO₂フラックスの変動特性

アマモ場が生育する場でのカーボンフローを把握する上では、実際に複雑でダイナミックな環境条件下にあることから、現地観測と数値解析は必須である⁵⁰⁾。本研究では走水海岸のアマモ場において48時間の連続観測を行った結果、海水中CO₂分圧は、栄養塩が豊富な環境下において、アマモ場の光合成等による生物過程、潮位や潮位変化、風速による物理過程により、日変動していることが分かった。他のマングローブ^{51), 52), 53)}、塩性湿地^{54), 55)}、海草場^{56), 57), 58), 59)}、海藻場⁶⁰⁾、沿岸域^{61), 62)}等といった場所も概ね同様に日変動していることが分かった。海水中CO₂分圧は、風蓮湖のアマモ場と同様に¹²⁾、大気中CO₂分圧よりも低く推移し、大気－海水間CO₂フラックスは概ね大気から海水への吸収源となることが分かった。次に、統計解析及び数値解析を行うことにより、海水中CO₂分圧とその環境要因の体系的な因果モデルを構築し、それらの関係性や影響度の強弱を一目で判断できるとともに、それらのモデル化が可能となった。解析の結果、夏季においては海水中CO₂分圧に影響を及ぼす重要な環境要因はアマモ場（アマモ＋一次生産者等）による「光合成活動」であることが示された。また、物理的な要因として「風速」等からの影響を大きく受けていることが分かった。ここでの「風速」による影響は、吹送流として外境界の低い栄養塩類等が流入することにより、移流成分として内港部の水質環境を変化させていることが考えられる。これらの要因が、潮汐や日周期といった時間スケールにおける海水中CO₂分圧を規定する要因として重要であることが分かった。

5-4-2. パス解析の適合性向上

パス解析モデルの各パス係数（標準化解）について、全て $p < 0.05$ で有意となったが、モデル全体の適合度は夏季に $GFI=0.61$, $AIC=358.77$, 冬季に $GFI=0.66$, $AIC=338.71$ となり高くなかった。各々の因果関係自体を否定するものではないが、サンプルデータに対する適合度の向上を図るため、パスの修正・削除を行った。その結果、修正モデル(図 5-4-1 参照)の適合度は、夏季に $GFI=0.88$, $AIC=38.32$, 冬季に $GFI=0.92$, $AIC=31.11$ となり大幅に改善された。修正モデルでは、海水中CO₂分圧への重要なパスとして、DICを経由した生物的な要因としての「光合成活動」、物理的な要因としての「風速」が残ったことから、比較的強固なパスとして重要であることが示唆される。DINに対する不確定要因のパス係数が大きくなった理由として、適合度向上に伴う他環境要因の削除によって、それらの要因による影響が不確定要因に含まれたためと考えられる。なお、パス解析はあくまで、現地観測結果の変動成分に対する偏相関係数を算出しているため、数値解析結果として与えられる「呼吸」や「移流・拡散」は、パス要因としては含めないこととした。

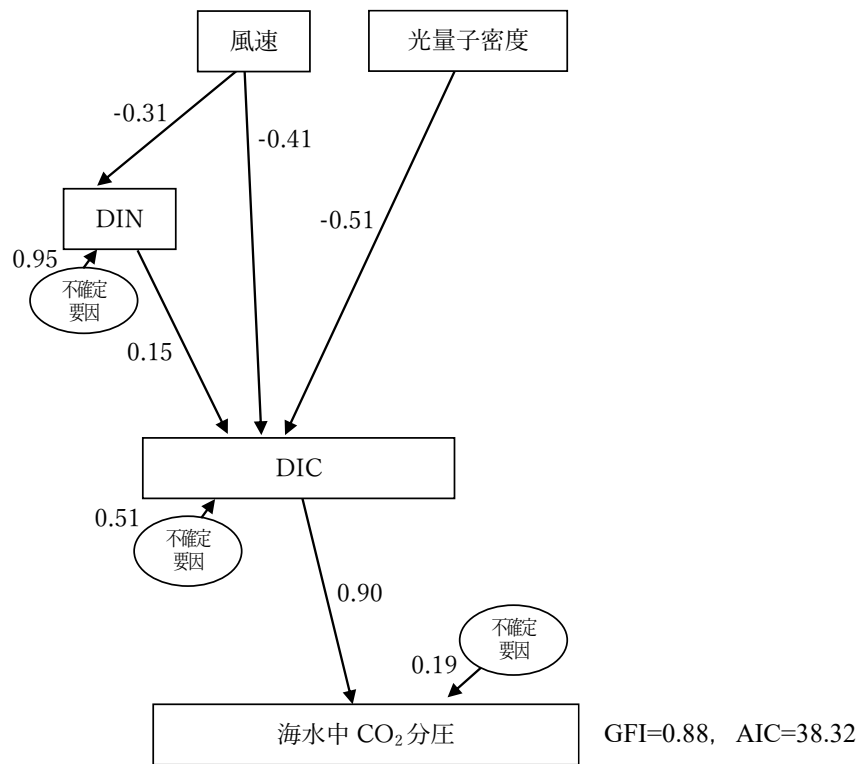


図 5-4-1 (1) 現地観測データを用いたパス解析結果の修正モデル (夏季)

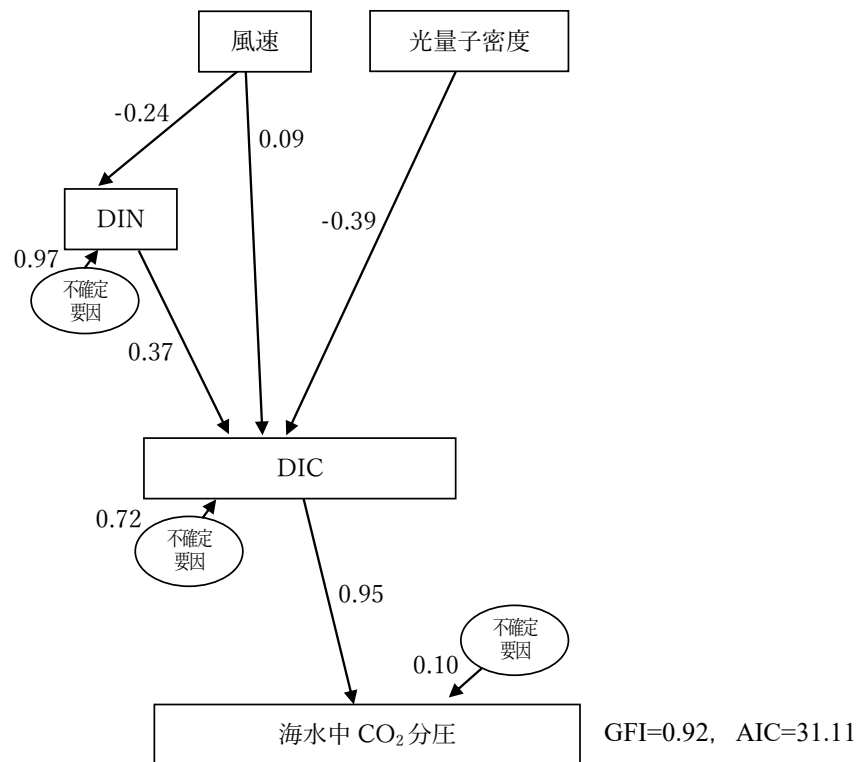


図 5-4-1 (2) 現地観測データを用いたパス解析結果の修正モデル (冬季)

5-4-3. 概念モデルによる解析

DIC の変化に最も影響を及ぼしているのは光合成であることが分かった。その際、潮位変化による水深の変化が光合成による DIC の変化に大きな影響を与えていることが分かった（図 5-3-2 参照）。解析対象期間において、風速は $2\sim 3\text{ m s}^{-1}$ と比較的小さい値であったが、アマモ場の水深は $1\text{ m}\sim 3\text{ m}$ 程度であることから DIC の移流・拡散に大きな影響を与えており、その効果は呼吸による DIC の変化に匹敵もしくはそれ以上であった（図 5-3-2 参照）。過去の研究において風速が $2\sim 3\text{ m s}^{-1}$ 程度であれば無視されていることが多いが、風速が無風状態でない限り浅水域に存在するアマモ場における DIC の再現の際には、風による移流・拡散の効果を考慮すべきであることが分かった。なお、風による移流・拡散の効果を考慮しなかった場合 ($T_E=\infty$)、式 (5-1) による解析を実施すると、DIC の再現性が著しく低下することが確認された（図 5-4-2 参照）。これは DIC の変動解析には、生物過程と移流・拡散の効果を両方考慮する必要があること⁴⁹⁾、DO の変動も物理過程としての潮汐の影響が大きく寄与していること²⁷⁾と同様な解釈ができる。TA の変化は小さいと想定すると、移流・拡散は海水中 CO_2 分圧を回復させる効果を有している。つまり、光合成により海水中 CO_2 分圧が減少した領域内の水塊を、海水中 CO_2 分圧が高い領域外の水塊とで交換することで、領域内だけでなく領域外における海水中 CO_2 分圧の減少を促すという効果がある。これは、Beck et al.²⁷⁾による、移流・拡散効果に基づく生物過程の変化が DO の時系列変化に影響を及ぼしていることに似た現象である。図 5-3-1 の DIC の実測値と推定値の比較において、実測値と推定値の差は、風速の変動成分等によるものだと考えられることから、詳細な解析には三次元数値計算モデルを利用した解析が必要であることが分かった。

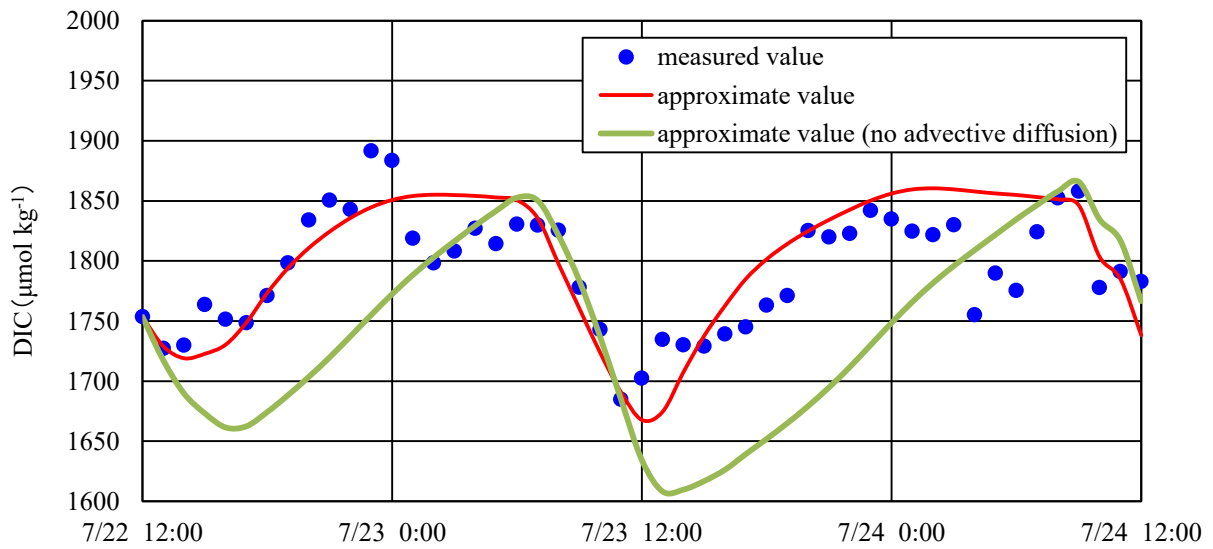


図 5-4-2 (1) 移流・拡散の有り・無しによるDICの実測値と推定値の比較 (数値解析結果)
【夏季】

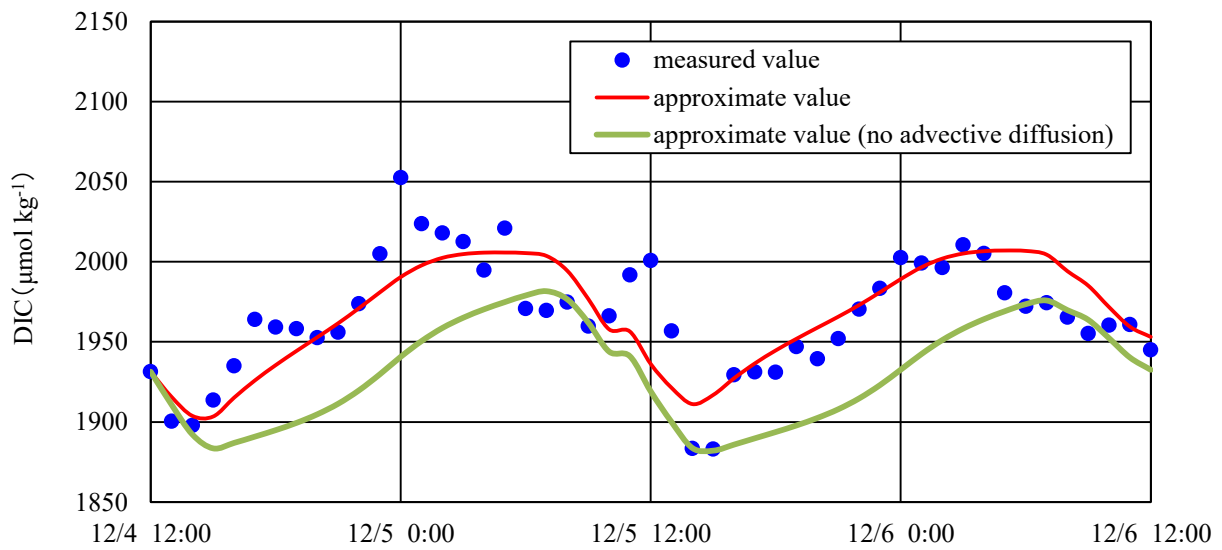


図 5-4-2 (2) 移流・拡散の有り・無しによるDICの実測値と推定値の比較 (数値解析結果)
【冬季】

5-4-4. 純生産速度と光合成密度

Tokoro et al.¹²⁾は、測定サイトの条件を考慮して物理過程である移流・拡散の効果を無視して、水表面における光量子密度と式 (5-5) で示される $rawNEP'$ ($\mu\text{mol m kg}^{-1} \text{s}^{-1}$) の関係を検討している。なお Tokoro et al.¹²⁾は、式 (5-6) を用いた結果、夏季の r^2 は 0.32 であり、冬の r^2 はほぼ無相関で推定できなかったことを報告している。

$$rawNEP'(n) = -\frac{\Delta DIC(n) - \Delta DIC(n-1)}{t(n) - t(n-1)} h(n) \quad (5-5)$$

$$rawNEP' = P_{raw} \tanh\left(\frac{\alpha_{raw} \cdot I_{surface}}{P_{raw}}\right) - R_{raw} \quad (5-6)$$

ここで、 n はサンプル番号であり、 $t(n)$ と $h(n)$ は、サンプル n を採水した時の時間と採水場所の水深 (m)、 P_{raw} と R_{raw} は最大光合成速度 ($\mu\text{mol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$) と呼吸・分解速度 ($\mu\text{mol kg}^{-1} \text{s}^{-1}$)、 α_{raw} は光量子-純生産速度曲線の初期勾配 ($\text{m}^2 \text{kg}^{-1}$)、 $I_{surface}$ は水面における光の強さ ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) である。

本研究では移流・拡散の効果を評価することができていることを利用し、式 (5-7) で示される移流効果を考慮した純生産速度 $rawNEP$ ($\mu\text{mol m kg}^{-1} \text{s}^{-1}$) の関係を検討した。その結果、夏季の r^2 は 0.57、冬季の r^2 は 0.17 であり、有意とまでは言えないが、Tokoro et al.¹²⁾ よりも改善された (図 5-4-3 参照)。観測サイトが異なるため、単純な比較は難しいが、式 (5-6) のとおり物理過程である移流・拡散の効果を考慮することで $rawNEP$ の再現性が向上、つまりより高精度に評価できることが確認された。このような概念モデル^{25), 26) 33), 34)} を利用することで、生物過程による影響とともに、潮汐や風による移流・拡散の効果を考慮することにより、DIC の変動を概ね再現することができた。したがって、他の領域への適用は容易であり、同種の研究に大きな波及効果を有すると考えている。

ただし、Dennison et al.⁴²⁾ により示されているとおり、水表面における光量子密度のみを用いるのではなく、地形の変化や潮位による水深の変化を考慮した呼吸や光合成の評価が必要である点に注意が必要である。すなわち、DIC の変化量の高精度な推定には式 (5-5) は不適當であり、式 (5-1) から式 (5-4) を利用して得られる式 (5-8) で示される推定式を利用すべきであることが分かった。

$$rawNEP(n) = -\frac{\Delta DIC(n) - \Delta DIC(n-1)}{t(n) - t(n-1)} h(n) + \frac{h(n)}{T_E} (DIC_{out} - DIC(n)) \quad (5-7)$$

$$rawNEP = \int_0^{ha} P_{max} \tanh\left(\frac{\alpha \cdot I}{P_{max}}\right) dz - \int_0^{ha} R_r dz - \frac{h}{T_E} (DIC_{out} - DIC) \quad (5-8)$$

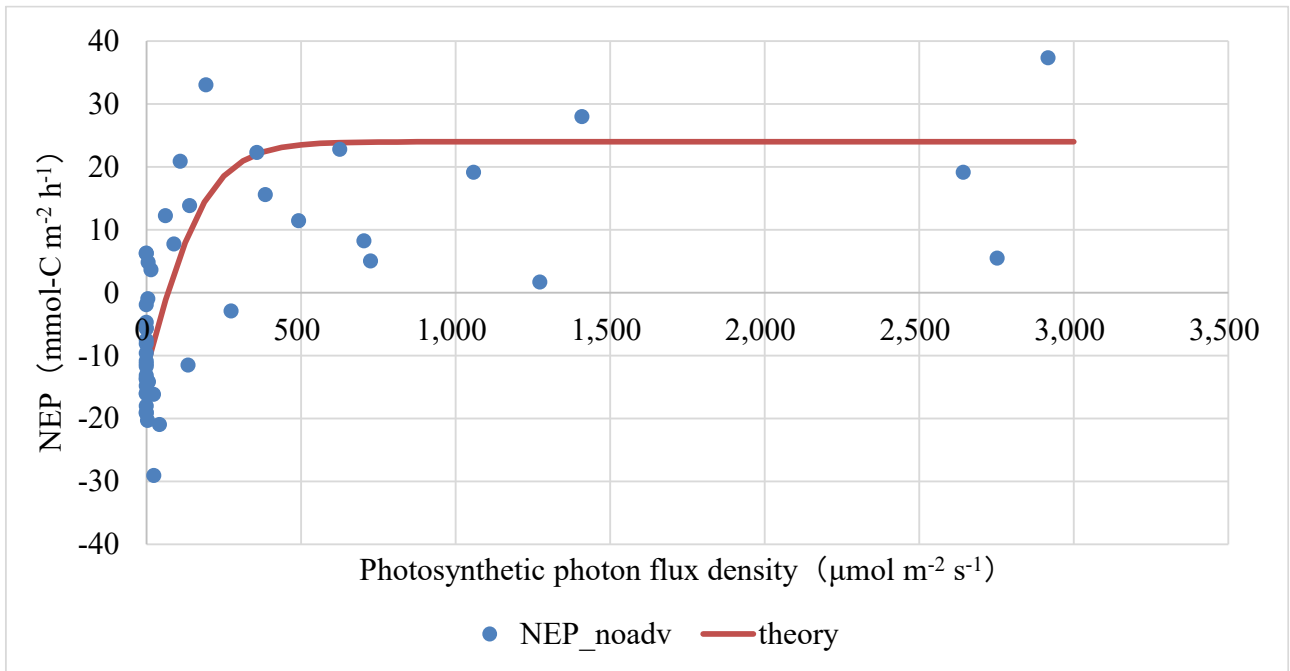


図 5-4-3 (1) 純生産速度測定値 (raw NEP) と光量子モデルによる近似値【夏季】

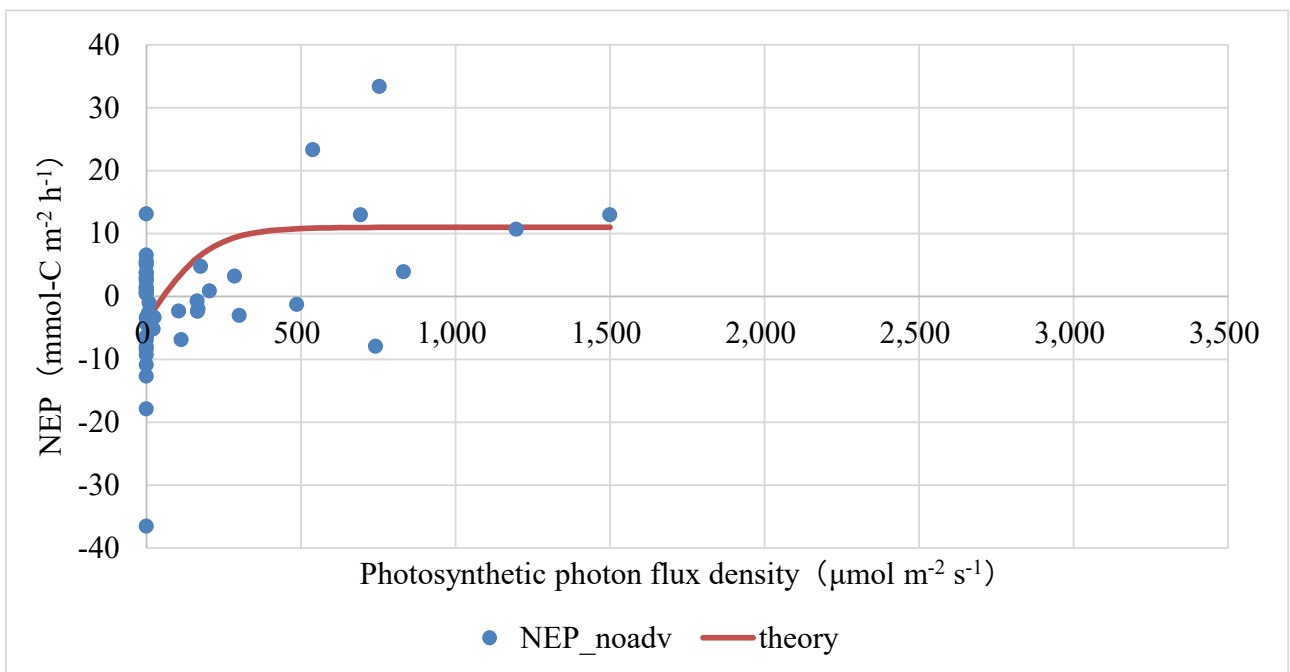


図 5-4-3 (2) 純生産速度測定値 (raw NEP) と光量子モデルによる近似値【冬季】

第5章のまとめ

アマモ場等の浅海域は、環境条件や生物活動等に左右されるため短期的に変動しやすく、大気中 CO_2 の吸収源にも放出源にもなりうるため、海水中 CO_2 分圧の日周変動とそのメカニズムを調べることは重要である。しかし、観測・解析技術が確立されていないため、日周変動とそのメカニズムを把握することは非常に困難であった。その困難を克服するために、本研究では炭酸系の日周変動に関する現地観測、統計解析、及び数値解析の3つを組み合わせたアプローチにより、日周変動とそのメカニズムを検討した。東京湾にあるアマモ場をモデルケースとして検討した結果、海水中 CO_2 分圧に影響を及ぼす重要な環境要因はアマモ場（アマモ＋一次生産者等）による光合成であることが示された。また、物理的な要因として風速の影響を大きく受けていることが分かった。これらの要因が、潮汐や日周期といった時間スケールにおける海水中 CO_2 分圧を規定する要因として重要であることが示唆された。

第5章の参考文献

- 1) Raymond, P.A., Cole, J.J. : Gas exchange in rivers and estuaries : Choosing a gas transfer velocity, *Estuaries*, 24, pp.312-317, 2001.
- 2) Borges, A.V., Delille, B., Schiettecatte LS, Gazeau F, Abril G, Frankignoulle M : Gas transfer velocities of CO₂ in three European estuaries (Randers Fjord, Scheldt, and Thames), *Limnology and Oceanography*, 49, pp.1630-1641, 2004.
- 3) Borges, A.V., Delille, B., Frankignoulle, M. : Budgeting sinks and sources of CO₂ in the coastal ocean : Diversity of ecosystem counts, *Geophysical Research Letters*, 32, pp.1-4 L14601, doi:14610.11029/12005GL023053., 2005.
- 4) Borges, A.V., Schiettecatte, L.S., Abril G. *et al.* : Carbon dioxide in European coastal waters, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70, pp.375-387, 2006.
- 5) Jiang, L.Q., Cai, W.J., Wang, Y. : A comparative study of carbon dioxide degassing in river- and marine-dominated estuaries, *Limnology and Oceanography*, 53, pp.2603-2615, 2008.
- 6) Laruelle, G.G., Dürr, H.H., Slomp, C.P., Borges, A.V. : Evaluation of sinks and sources of CO₂ in the global coastal ocean using a spatially-explicit typology of estuaries and continental shelves, *Geophysical Research Letters*, 37, L15607, doi:15610.11029/12010GL043691, 2010.
- 7) Cai, W.J. : Estuarine and coastal ocean carbon paradox : CO₂ sinks or sites of terrestrial carbon incineration?, *Annual Review of Marine Science*, 3, pp.123-145, 2011.
- 8) Chen, C.T.A., Huang, T.H., Chen, Y.C., Bai, Y., He, X., Kang, Y. : Air-sea exchange of CO₂ in world's coastal seas, *Biogeoscience Discuss*, 10, pp.5041-5105, 2013.
- 9) Regnier, P., Friedlingstein, P., Ciais, P. *et al.* : Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean, *Nature Geoscience*, 6, pp.597-607, 2013.
- 10) Amann, T., Weiss, A., Hartmann, J. : Inorganic Carbon Fluxes in the Inner Elbe Estuary, Germany, *Estuaries and Coasts*, DOI 10.1007/s12237-014-9785-6, 2014.
- 11) Chen, C.T.A., Huang, T.H., Fu, Y.H., Bai, Y., He, X. : Strong sources of CO₂ in upper estuaries become sinks of CO₂ in large river plumes, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4, pp.179-185, 2012.
- 12) Tokoro, T., Hosokawa, S., Miyoshi, E. *et al.* : Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation, *Global Change Biology*, 20, pp.1873-1884, 2014.
- 13) Kuwae, T., Kanda, J., Kubo, A., Nakajima, F. *et al.* : Blue carbon in human-dominated estuarine and shallow coastal systems, *Ambio*, 45, pp.290-301, 2016.
- 14) Smith, S.V. : Marine macrophytes as a global carbon sink. *Science*, 211, pp.838-840, 1981.
- 15) Frankignoulle, M. : Field-measurements of air sea CO₂ exchange, *Limnology and Oceanography*, 33, pp.313-322, 1988.
- 16) Barrón, C., Duarte, C.M., Frankignoulle, F., Borges A.V. : Organic carbon metabolism and carbonate dynamics in a Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow, *Estuaries and Coasts*, 29, pp.417-426, 2006.
- 17) Koné, Y.J.M., Abril, G., Kouadio, K.N., Delille, B., Borges, A.V. : Seasonal variability of carbon

- dioxide in the rivers and lagoons of ivory coast (West Africa), *Estuaries and Coasts*, 32, pp.246-260, 2009.
- 18) Crosswell, J.R., Anderson, I.C., Stanhope, J.W. *et al.* : Carbon budget of a shallow, lagoonal estuary: Transformations and source-sink dynamics along the river-estuary-ocean continuum, *Limnology and Oceanography*, 62 S29-S45, 2017.
 - 19) Weiss, R.F. : Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a nonideal gas, *Marine Chemistry*, 2, pp.203-215, 1974.
 - 20) Gazeau, F., Duarte, C.M., Gattuso, J.P. *et al.* : Whole-system metabolism and CO₂ fluxes in a Mediterranean Bay dominated by seagrass beds (Palma Bay, NW Mediterranean), *Biogeosciences*, 2, pp.43-60, 2005.
 - 21) de la Paz, M., Gómez-Parra, A., Forja, J. : Inorganic carbon dynamic and air-water CO₂ exchange in the Guadalquivir Estuary (SW Iberian Peninsula), *Journal of Marine Systems*, 68, pp.265-277, 2007.
 - 22) Borges, A.V., Frankignoulle, M. : Daily and seasonal variations of the partial pressure of CO₂ in surface seawater along Belgian and southern Dutch coastal areas, *Journal of Marine Systems*, 19, pp.251-266, 1999.
 - 23) Gazeau, F., Duarte, C.M., Gattuso, J.P. *et al.* : Whole-system metabolism and CO₂ fluxes in a Mediterranean Bay dominated by seagrass beds (Palma Bay, NW Mediterranean), *Biogeosciences*, 2, pp.43-60, 2005.
 - 24) Alwin, D.F., Hauser, R.M. : The Decomposition of Effects in Path Analysis, *American Sociological Review*, 40, pp.37-47, 1975.
 - 25) Nakayama, K., Sivapalan, M., Sato, C., Furukawa, K. : Stochastic characterization of the onset of and recovery from hypoxia in Tokyo Bay, Japan: Derived distribution analysis based on “strong wind” events, *Water Resources Research*, 46, W12532, 15p., 2010.
 - 26) Satoh, C., Nakayama, K., Furukawa, K. : Contributions of wind and river effects on DO concentration in Tokyo Bay, *Estuarine Coast and Shelf Science*, 109, pp.91-97, 2012.
 - 27) Beck, M.W., Hagy, J.D., Murrell, M.C. : Improving estimates of ecosystem metabolism by reducing effects of tidal advection on dissolved oxygen time series, *Limnology and Oceanography*, 13, pp.731-745, 2015.
 - 28) Zeebe, R.E., Wolf-Gladrow, D. : Equilibrium, In: *CO₂ in Seawater: Equilibrium, Kinetics, Isotopes*. Elsevier, Amsterdam, 1-83p., 2001.
 - 29) Wang, Z.A., Cai, W.J. : Carbon dioxide degassing and inorganic carbon export from a marsh-dominated estuary (the Duplin River): A marsh CO₂ pump, *Limnology and Oceanography*, 49, pp.341-354, 2004.
 - 30) de la Paz, M., Gómez-Parra, A., Forja, J. : Inorganic carbon dynamic and air-water CO₂ exchange in the Guadalquivir Estuary (SW Iberian Peninsula), *Journal of Marine Systems*, 68, pp.265-277, 2007.
 - 31) Gupta, G.V.M., Thottathil, S.D., Balachandran, K.K., Madhu N.V., Madeswaran P., Nair S. : CO₂ supersaturation and net heterotrophy in a tropical estuary (Cochin, India): Influence of anthropogenic effect: Carbon dynamics in tropical estuary, *Ecosystems*, 12, pp.1145-1157, 2009.
 - 32) Hunt, C.W., Salisbury, J.E., Vandemark, D., McGillis, W. : Contrasting carbon dioxide inputs and

- exchange in three adjacent new England estuaries, *Estuaries and Coasts*, 34, pp.68-77, 2011.
- 33) Okada, T., Nakayama, K., Takao, T., Furukawa, K. : Influence of freshwater input and bay reclamation on long-term changes in seawater residence time in Tokyo Bay, Japan, *Hydrological Processes*, 24, pp.2694-2702, 2011.
 - 34) Nakayama, K., Maruya, Y., Nakaegawa, T., Komai, K., Kokubo, K., Ishida, T. and Okada, T. : Projection of “strong wind” events related to recovery from hypoxia in Tokyo Bay, Japan, *Hydrological Processes*, 27, pp.3280-3291, 2013.
 - 35) Hipsey, M.R., Hamilton, D.P. : Computational aquatic ecosystem dynamic model: CAEDYM v3 science manual, *Centre for Water Research Report*, University of Western Australia, Nedlands, 2008.
 - 36) Monod, J. : La technique de culture continue; théorie et applications, *Ann. Inst.*, 79, pp.390-410, 1950.
 - 37) Steele, J.H. : Environmental control of photosynthesis in the sea, *Limnology and Oceanography*, 7, pp.137-150, 1962.
 - 38) Webb, W.L., Newton, M., Starr, D. : Carbon dioxide exchange of *Alnus rubra*, *Oecologia*, 17 pp.281-291, 1974.
 - 39) Jassby, A.D., Platt, T. : Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton, *Limnology and Oceanography*, 21, pp.540-547, 1976.
 - 40) Chalker, B.E. : Modeling light saturation curves for photosynthesis: An exponential function, *Journal of Theoretical Biology*, 84, pp.205-215, 1980.
 - 41) Ebenhoh, W., Baretta-Bekker, J.G., Baretta, J.W. : The primary production module in the marine ecosystem model ERSEM II, with emphasis on the light forcing, *Journal of Sea Research*, 38, pp.173-193, 1997.
 - 42) Dennison, W.C., Alberte, R.S. : Photoadaptation and growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) transplants along a depth gradient, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 98, pp.265-282, 1986.
 - 43) Goodman, J.L., Moore, K.A., Dennison, W.C. : Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon, *Aquatic Botany*, 50, pp.37-47, 1995.
 - 44) Shintani, T., Nakayama, K. : An object-oriented approach to environmental fluid modelling, *The 21st International Symposium on Transport Phenomena*, 2010.
 - 45) Nakayama, K., Shintani, T., Kokubo, K., Kakinuma, T., Maruya, Y., Komai, K., Okada, T. : Residual current over a uniform slope due to breaking of internal waves in a two-layer system, *Journal of Geophysical Research*, 117, C10002, 11, 2012.
 - 46) Nakayama, K., Shintani, T., Shimizu, K., Okada, T., Hinata, H., Komai, K. : Horizontal and residual circulations driven by wind stress curl in Tokyo Bay, *Journal of Geophysical Research*, 119, pp.1977-1992, 2014.
 - 47) Nakayama, K., Nguyen, H.D., Shintani, T., Komai, K. : Reversal of secondary circulations in a sharp channel bend, *Coastal Engineering Journal*, 58, 1650002, 2016.

- 48) Nakayama, K., Sato, T., Shimizu, K., Boegman, L. : Classification of internal solitary wave breaking over a slope, *Physical Review Fluids*, in revision, 2018.
- 49) 田多一史, 中山恵介, 駒井克昭, Jeng-Wei TSAI, 佐藤之信, 桑江朝比呂 : 成層を考慮したアマモ場における溶存無機炭素の変動解析, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol. 74, No.2, pp.444-449, 2018.
- 50) Champenois, W., Borges, A.V. : Seasonal and inter-annual variation of community metabolism rates of a *Posidonia oceanica* seagrass meadow, *Limnology and Oceanography*, 57, pp.347-361, 2012.
- 51) Call, M., Maher, D.T., Santos, I.R., Ruiz-Halpern, S. *et al.* : Spatial and temporal variability of carbon dioxide and methane fluxes over semi-diurnal and spring-neap-spring timescales in a mangrove creek, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 150, pp.211-225, 2015.
- 52) Rosentreter, J.A., Maher, D.T., Erler, D.V. *et al.* : Seasonal and temporal CO₂ dynamics in three tropical mangrove creeks - A revision of global mangrove CO₂ emissions, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 222, pp.729-745, 2018.
- 53) Akhand, A., Chanda, A., Manna, S. *et al.* : A comparison of CO₂ dynamics and air-water fluxes in a river-dominated estuary and a mangrove-dominated marine estuary, *Geophysical Research Letters*, 43, pp.11726-11735, 2016.
- 54) Tong, C., Huang, J.F., Hu, Z.Q., Jin, Y.F. : Diurnal Variations of Carbon Dioxide, Methane, and Nitrous Oxide Vertical Fluxes in a Subtropical Estuarine Marsh on Neap and Spring Tide Days, *Estuaries and Coasts*, 36, pp.633-642, 2013.
- 55) Wang, S.R., Di Iorio, D., Cai, W.J., Hopkinson, C.S. : Inorganic carbon and oxygen dynamics in a marsh-dominated estuary, *Limnol Oceanogr*, 63(1), pp.47-71, 2018.
- 56) Yates, K.K., Dufore C., Smiley N. *et al.* : Diurnal variation of oxygen and carbonate system parameters in Tampa Bay and Florida Bay, *Marine Chemistry*, 104, pp.110-124, 2007.
- 57) Turk, D., Yates, K.K., Vega-Rodriguez, M. *et al.* : Community metabolism in shallow coral reef and seagrass ecosystems, lower Florida Keys, *Marine Ecology Progress Series*, 538, pp.35-52, 2015.
- 58) Perez, D.I., Phinn, S.R., Roelfsema, C.M. *et al.* : Primary Production and Calcification Rates of Algae- Dominated Reef Flat and Seagrass Communities, *Journal of Geophysical Research Biogeosciences*, 123, pp.2362-2375, 2018.
- 59) Bahlmann, E., Weinberg, I., Lavrič, J.V. *et al.* : Tidal controls on trace gas dynamics in a seagrass meadow of the Ria Formosa lagoon (southern Portugal), *Biogeosciences*, 12, pp.1683-1696, 2015.
- 60) Krause-Jensen D., Duarte C.M., Hendriks I.E. *et al.* : Macroalgae contribute to nested mosaics of pH variability in a subarctic fjord, *Biogeosciences*, 12, pp.4895-4911, 2015.
- 61) Reimer, J.J., Vargas, R., Smith, S.V. *et al.* : Air-sea CO₂ fluxes in the near-shore and intertidal zones influenced by the California Current, *Journal of Geophysical Research Oceans*, 118, pp.4795-4810, 2013.
- 62) Maher, D.T., Cowley, K., Santos, I.R. *et al.* : Methane and carbon dioxide dynamics in a subtropical estuary over a diel cycle: Insights from automated in situ radioactive and stable isotope measurements, *Marine Chemistry*, 168, pp.69-79, 2015.

第6章. 三次元数値解析による海水中CO₂分圧のモデル化

6-1. 成層を考慮したアマモ場におけるDICの変動解析

6-1-1. 目的

局所豪雨や巨大な台風等による自然災害が多発している原因の1つとして、CO₂等の地球温暖化ガスの増加による気候変動が挙げられ、大気中での分解速度が遅いCO₂の削減は、喫緊の課題となっている。このような状況において、Nellemannら¹⁾は沿岸域の海洋生態系によって隔離・貯留される炭素に注目し、海洋に存在する炭素を「ブルーカーボン」と名付けた。特にアマモ場等を含む浅海域では、炭素隔離・貯留機能の場として期待されている^{2),3)}。

過去の研究事例において、沿岸域の水中CO₂分圧は成層により影響を大きく受けていることが分かっている。例えば、成層により鉛直混合が抑制され、底層からの酸素消費によりCO₂が生成・蓄積されることにより、水中CO₂分圧は高くなることが、現地観測により報告されている^{4),5),6)}。一方で、沿岸生態系の光合成等の効果により、水中CO₂分圧は大きく変動していることが、北海道道東における汽水湖や浅海域を中心に報告されている^{7),8),9)}。田多ら⁷⁾は、水中CO₂分圧の挙動を決定付ける溶存無機炭素濃度(DIC)及び全アルカリ度(TA)の変化に注目し、北海道道東に位置するコムケ湖のアマモ場を中心とした光合成等の生物過程により、主にDICの変動が重要であることを示した。DICの生物過程による変化量の推定に関しては、流出入境界地点(endmember)におけるDICが定常状態と仮定することで、生物過程の影響がない場合、DICは各endmemberの単純な混合割合で決定されるため、実測のDICと混合割合から推定されたDICとの差を計算することで、生物過程の影響を評価できる可能性が示されている¹⁰⁾。過去の研究^{7),8),9)}においても同様な手法が適用され、DICの光合成等の生物過程による減少効果が示されている。また、日本国内の浅海域における観測結果からも、DICの同様の減少傾向が示されている¹¹⁾。

DICの生物過程による変動に関して、Kuwaeら¹²⁾は光合成等の生物過程によりDICは時間スケールで変動しており、日単位よりも短い時間スケールでの解析・検討の必要性を示している。また、田多ら¹³⁾は三次元環境流体モデルを利用し、DICは時空間的に短く小さなスケールで変化しており、水中CO₂分圧へのアマモ場を中心とした生物過程の検討において、詳細な時空間スケールでの解析の重要性を示している。

三次元流動場を考慮した生態系モデルについては、数多く存在し、これまで多くの成果をあげることができている^{14),15),16),17),18),19)}。また、Fantom等の多くのモデル研究において、成層場における三次元流動は、境界条件を適切に与えることで、高精度な再現を得ることが可能となっている^{20),21),22)}。しかし、生態系モデルについては境界条件だけでなく、生物過程のパラメタリゼーションという問題が存在しており、Bayesian理論を利用した問題の最適化等が図られているが、汎用的な使用に耐えうるモデルを構築できていないのが現状である^{23),24)}。

コムケ湖において流動やDICに関する現地観測、数値実験を通じて研究を継続している^{7),13),25)}。そこで本研究では、まずコムケ湖における過去の観測データ⁷⁾を利用して、三次元環境流体モデル(Fantom)を適用し、パラメータ数を極力減らしたDICの再現性の検証を行った。そして、成層場におけるDICと水中CO₂分圧の変動に関する検討を行うことを目的とした。

6-1-2. 塩分と水中CO₂分圧の関係

水中 CO₂ 分圧は、化学的平衡関係を利用して、DIC, TA, 水素イオン濃度のうち 2 項目と水温、塩分から導くことができる。なお、化学的平衡関係式は、式(6-1)～式(6-7)に示すとおりである²⁶⁾。

$$DIC \cdot (K_B^* + h) \cdot (K_1^* h^2 + 2K_1^* K_2^* h) \\ = [TA(K_B^* + h)h - K_B^* B_T h - K_W^* (K_B^* + h) + (K_B^* + h)h^2] \cdot (h^2 + K_1^* h + K_1^* K_2^*) \quad (6-1)$$

$$\ln K_1^* = 2.83655 - 2307.1266/T - 1.5529413 \ln T - (0.207608410 \\ + 4.0484/T)\sqrt{S} + 0.0846834S - 0.00654208S^{3/2} + \ln(1 - 0.001005S) \quad (6-2)$$

$$\ln K_2^* = -9.226508 - 3351.6106/T - 0.2005743 \ln T - (0.106901773 \\ + 23.9722/T)\sqrt{S} + 0.1130822S - 0.00846934S^{3/2} + \ln(1 - 0.001005S) \quad (6-3)$$

$$\ln K_B^* = (-8966.90 - 2890.53S^{1/2} - 77.942S + 1.728S^{3/2} - 0.0996S^2)/T \\ + 148.0248 + 137.1942S^{1/2} + 1.62142S \quad (6-4) \\ - (24.4344 + 25.085S^{1/2} + 0.2474S)\ln T + 0.053105S^{1/2}T$$

$$B_T = 4.16 \cdot 10^{-4} \frac{S}{35} \quad (6-5)$$

$$\ln K_W^* = 148.96502 - 13847.26/T - 23.6521 \ln T \\ + [118.67/T - 5.977 + 1.0495 \ln T]S^{1/2} - 0.01615S \quad (6-6)$$

$$s = DIC / \left(1 + \frac{K_1^*}{h} + \frac{K_1^* K_2^*}{h^2} \right) \quad (6-7)$$

K_1^* と K_2^* ：酸性度定数， K_B^* ：ホウ酸定数， B_T ：全ホウ酸濃度， K_W^* ：水のイオン積， h ：水素イオン濃度， T ：絶対温度（K）， S ：塩分， s ：水中 CO₂ 分圧（ μatm ）である。

水中 CO₂ 分圧のモデル化においては、DIC, TA, 水温、塩分から導くこととした。また、Eyre¹⁰⁾と同様に *endmember* を利用し、淡水及び海水の境界値は表 6-1-1 に示すとおり、既往の観測データ^{7), 13), 25)}から設定した。生物過程の影響がなく移流拡散のみで TA と DIC が変動すると仮定した場合、塩分と水中 CO₂ 分圧の関係は図 6-1-1 に示すとおりとなった。河川の淡水域を中心に、大気中 CO₂ 分圧（=約 400 μatm ）と比較して水中 CO₂ 分圧の方が概ね高く、ほぼ CO₂ の放出状態であることが分かる。

表 6-1-1 endmemberの設定値

各境界地点	淡水	海水
水温 (°C)	6	5
塩分 (-)	0	33
TA ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	100	2,100
DIC ($\mu\text{mol kg}^{-1}$)	400	2,000
水中 CO ₂ 分圧 (μatm)	4,857	322

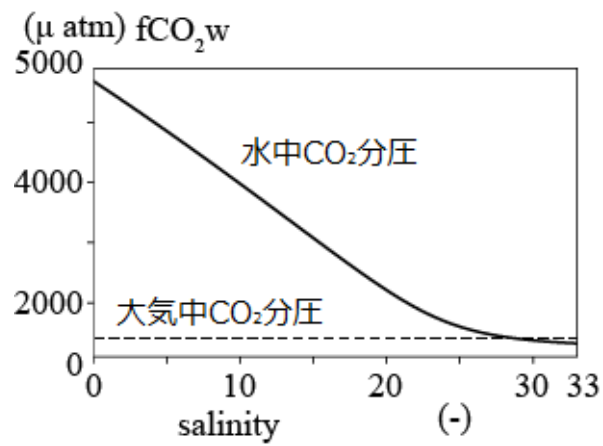
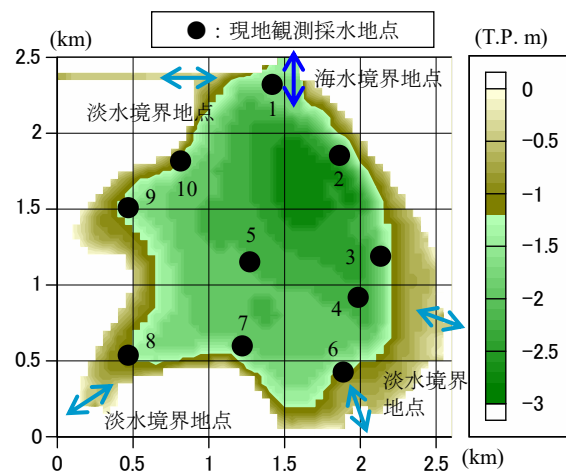


図 6-1-1 コムケ湖におけるendmemberを利用した塩分と水中CO₂分圧の関係

6-1-3. 三次元モデルの提案（数値計算モデルの適用とアマモ場におけるDICモデルの提案）

本研究では、三次元環境流体モデルとして **Fantom** を利用した^{18), 19), 20), 21), 22)}。運動方程式にはブシネスク近似が用いられており、移流項の計算には **Ultimate-Quickest** 法が利用されている。計算対象領域は、図 6-1-2 に示すコムケ湖（第1湖）とし、淡水・海水境界地点、現地観測採水地点、アマモ場の生育水深範囲も示した。水平メッシュサイズは **50 m**、鉛直メッシュサイズは底面付近で **0.25 m**、水面付近で **0.1 m** とし、26 層を与えた。ここでは、水平と鉛直のメッシュアスペクト比が大きいことから静水圧近似を用いた。なお、成層場での反射による高周波の内部波の発生を抑えるため、**z** 座標系における **Partial Step** が採用されている。乱流モデルには **k- ω** モデル（CA フィルタ）を利用した。計算時間間隔は **6 s** を与えた。



注) 図 6-1-3 と図 6-1-4 の観測地点番号に対応している。
アマモ場の生育水深を T.P.-1.2~-3.0m に設定した。

図 6-1-2 コムケ湖の水深図と現地観測採水地点

水中 CO₂ 分圧を決定づける DIC と TA のうち、TA に関してはサンゴ礁等による石灰化が重要な変動要因として考えられるが、アマモ等の群生地では無視できる場合が多く、本研究では河川流入等の境界条件として与えられるフラックスを考慮し、移流拡散のみをモデルに組み込んだ。DIC は、アマモ場（アマモ＋一次生産者等）による呼吸と光合成を考慮したモデルを適用した。DIC のモデル式は式(6-8)～式(6-10)に示すとおり、ラグランジアン表記となっているが、計算には保存系のスキームを利用した。

$$\frac{d}{dt} DIC = R_r - R_p \quad (6-8)$$

$$R_p = G_m \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) \quad (6-9)$$

$$I = I_0 \exp(-k_s z) \quad (6-10)$$

R_r : 呼吸による単位時間あたりの DIC の変化量 ($\mu \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$) , R_p : 光合成による単位時間あたりの DIC の変化量 ($\mu \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$) , I_0 : 日射量 (W m^{-2}) , I : 水深 z における日射量 (W m^{-2}) , k_s : 光の消散係数 (m^{-1}) , G_m : 最大光合成速度 ($\mu \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$) , I_{opt} : 最適日射量 (W m^{-2}) である。

6-1-4. 三次元数値計算モデルの適用と検討

(1) 計算条件と塩分の再現性

再現計算は、融雪後のアマモの伸長期に該当する 2013 年 4 月 1 日から 5 月 31 日までの 2 ヶ月間を対象として実施した。気象条件は、網走のアメダスデータを利用した。図 6-1-2 の上部に位置する湖口は幅 15m、長さ 150m の人工水路であることから、オホーツク海の潮汐エネルギーが減衰してコムケ湖内に与えられることとなる。そこで本計算では、観測結果に基づき減衰率 50% として湖口における潮位条件を与えた。コムケ湖に流入している河川については、それぞれの流域面積を考慮して貯留関数法により流量を与えた。湖口及び河川における水温・塩分等のスカラー量に関する条件は、表 6-1-1 に示されるとおりである。モデルの再現性の検証として、塩分の観測値との比較を行った（図 6-1-3 参照）。地点 10 において大きな差がみられるが、その他の地点では良好な再現結果を得ることが出来ており、全体的な再現性は概ね良好であった。

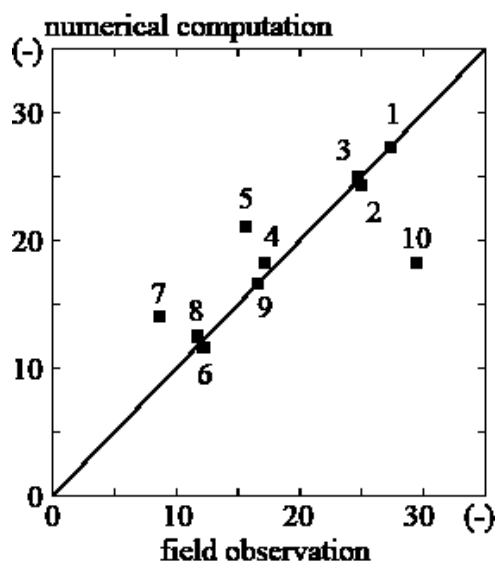


図 6-1-3 塩分の現地観測結果と数値計算結果の比較

(2) DICの再現性

現地でのアマモの生育状況を考慮し、アマモ場は平水位の水表面から 1.2m 以深にアマモ場が存在するとして計算を実施した（図 6-1-2 参照）。なお、夏季にはアマモの草丈は 1.0m 程度まで伸び、水深 0.5m 程度の場所にコアマモが生育するが、春先での状態を考慮して上記のようなアマモ場の生育領域を与えた。DIC の再現性に関して、2013 年 5 月 15 日の 10 時から 13 時の表層採水データと数値計算による DIC を比較した結果、良好に再現できていることが確認された（図 6-1-4 参照）。比較対照としてアマモが存在しない場合、数値計算結果の DIC は大きく上昇することから、アマモ場をモデルに考慮することで DIC の再現性が向上していることが明らかとなった。

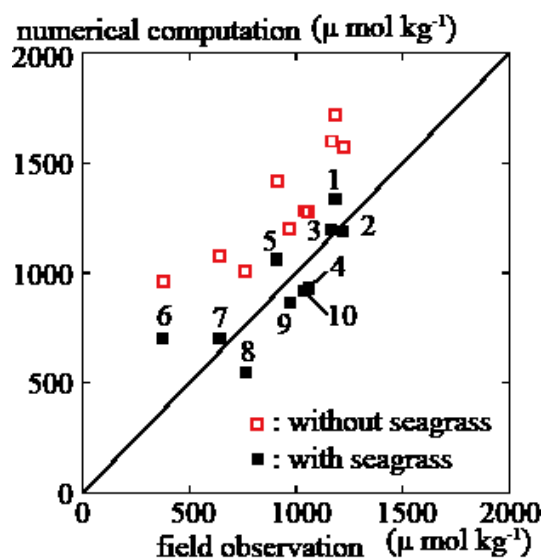


図 6-1-4 DICの現地観測結果と数値計算結果の比較

(3) 成層とアマモ場によるDIC・水中CO₂分圧への影響評価

数日の時間スケールにおける成層の影響を検討するため、2013年5月の1ヶ月間のうち日射量、風速、河川流量の3つの異なる条件を選出した。条件①は強風で出水影響なし（図 6-1-5 (a) 5月3日～4日）、条件②は弱風で出水影響なし（図 6-1-5 (b) 5月9日～10日）、条件③は弱風で出水影響あり（図 6-1-5 (c) 5月13日～14日）である。条件②と条件③は、風が弱く成層が強化される条件であるが、条件②は日射による強化、条件③は日射に加えて河川出水による更なる強化という違いがある。湖全体として、各条件の鉛直的な水質環境の違いを評価するため、0.5m 毎の水平面内の平均値を用いて比較・検討を行った。ブラントバイサラ振動数の平方根を取る前の自乗値（ $=N^2$ ）を比較すると、河川出水による成層強化の影響により、条件③で N^2 が最も大きくなった（図 6-1-6 参照）。

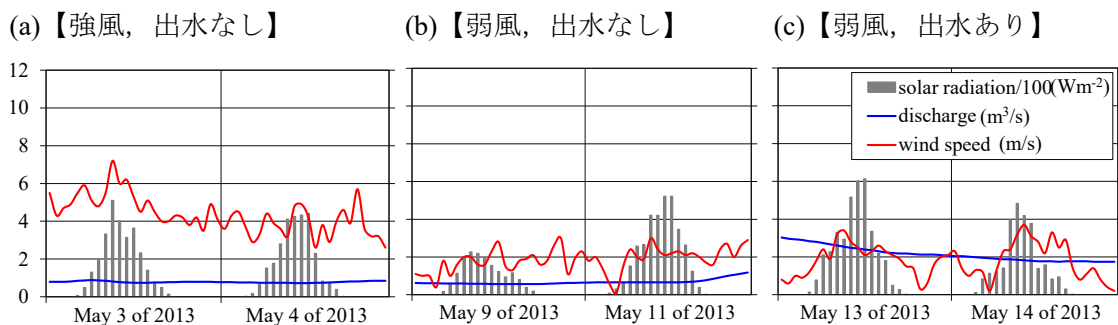


図 6-1-5 河川流量、風速及び日射量の時系列

(a) 2013年5月3日～4日。(b) 2013年5月9日～10日。(c) 2013年5月13日～14日。

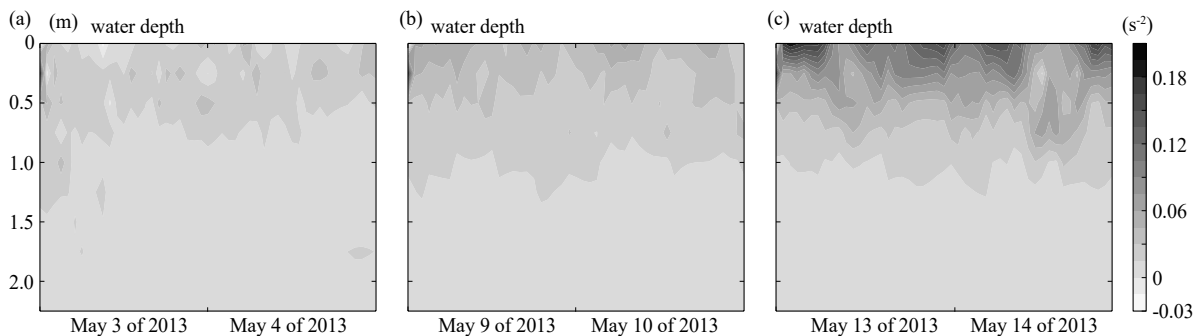


図 6-1-6 水平面内平均の N^2 の鉛直分布の時系列

(a)～(c) は、図 6-1-5 と同一である。

風による鉛直混合の効果は、条件①よりも条件②の方で DIC が水面付近で大きく低下しており、成層が強化されることで DIC が低下傾向となることが分かった（図 6-1-7 (a)と(b)参照）。モデル化された DIC, TA, 水温, 塩分（式(6-1)～式(6-10)参照）から導かれた水中 CO₂分圧についても、DIC と同様に成層が強化されることで、水面付近の値が低くなっていた（図 6-1-7 (d)と(e)参照）。

河川出水による成層強化の効果について、DIC は条件③の方が条件②よりも大きく低下していた（図 6-1-7 (b)と(c)参照）。これは、淡水の DIC が海水と比較して小さいことと、成層の強化が DIC を低下させたと考えられる。一方で水中 CO₂分圧は、もともと水中 CO₂分圧が高い淡水の流入割合が大きくなった影響により、条件③の方が条件②よりも高くなったと考えられる（図 6-1-7 (e)と(f)参照）。なお、全てのケースにおいて水中 CO₂分圧は、大気中 CO₂分圧（=約 400 μatm）よりも低くなることから、アマモ場の存在により CO₂の吸収の効果を有することが分かった。

次に、アマモ場の DIC 及び水中 CO₂分圧への影響をより明確に評価するため、比較対照としてアマモ場が存在しない場合における各条件での値を計算した（図 6-1-8 参照）。DIC の水深毎の時系列について、密度が大きい海水の影響により底層付近で DIC が最大となることは、アマモ場の存在する場合と同じであるが、水表面と底面付近での DIC の差はアマモ場が存在しない方がやや小さくなっていることが分かった。これは、藤井ら^{4), 5), 6)}の研究の成層場における DIC の海表面での減少傾向と基本的に一致している。水中 CO₂分圧については、アマモ場が存在しないことにより大気よりも高くなり、常に CO₂の放出状態となった。これは、図 6-1-1 の生物過程の影響が無い場合と同様である。河川出水時には、アマモ場が存在しない場合の海表面付近の水中 CO₂分圧は約 800μatm 以上となることから、アマモ場が存在することにより、その水中 CO₂分圧を大幅に減少させていることが明らかとなった。

なお、本モデルではアマモ場の流れへの影響は加味されていないため、波・流れ場とアマモの連成モデル²⁷⁾を参考に、今後の計算において必要に応じて考慮する。

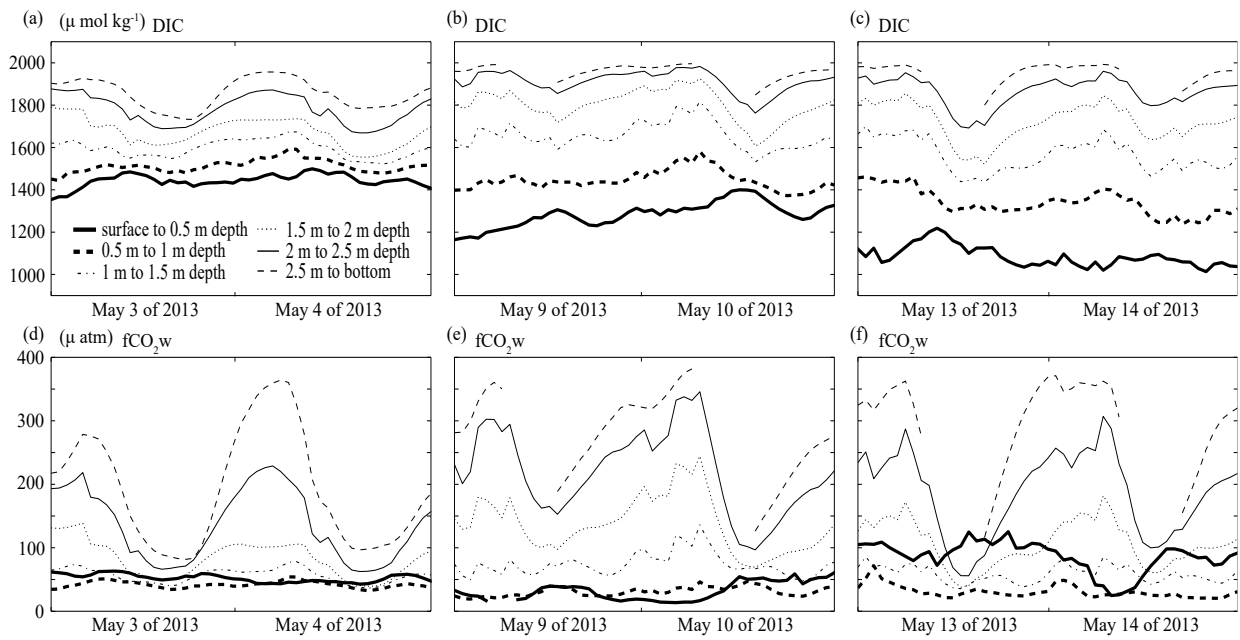


図 6-1-7 アマモ場が存在する場合のDICと水中CO₂分圧の0.5 m水深毎の水平面内平均値の時系列
 (a) DIC : 2013年5月3日~4日. (b) DIC : 2013年5月9日~10日.
 (c) DIC : 2013年5月13日~14日. (d) 水中CO₂分圧 : 2013年5月3日~4日.
 (e) 水中CO₂分圧 : 2013年5月9日~10日. (f) 水中CO₂分圧 : 2013年5月13日~14日.

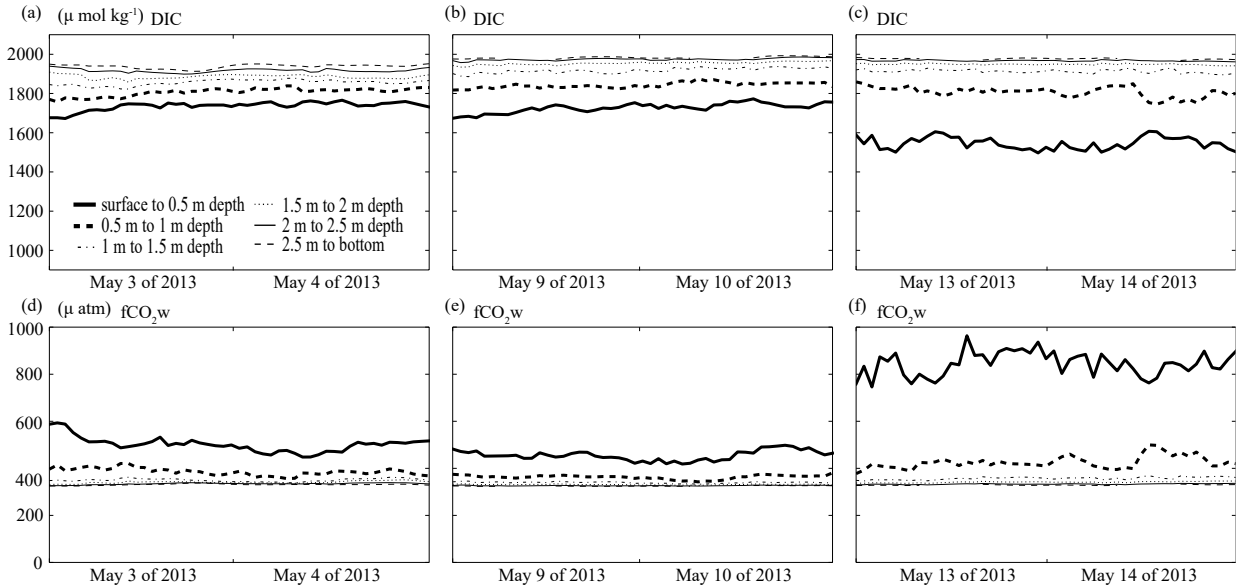


図 6-1-8 アマモ場が存在しない場合のDICと水中CO₂分圧の0.5 m水深毎の水平面内平均値の時系列
 (a)~(f) は, 図 6-1-7 と同一である.

6-1-5. 溶存無機炭素の変動解析のまとめ

アマモ場による呼吸と光合成を考慮した DIC モデルを提案し、現地観測との比較・検討を行った結果、良好な再現性を得ることができた。数値解析の結果、コムケ湖内で成層が強化されることにより、表層の DIC が減少し、水表面付近の水中 CO_2 分圧は大気と比較して低くなることが分かった。河川出水により大量の炭素が与えられたとしても、アマモ場による効果で水中 CO_2 分圧は大気と比較して低く、全体として CO_2 は吸収傾向であることが分かった。

6-2. アマモ場における海水中CO₂分圧モデルの開発

6-2-1. 目的

海洋生態系によって海中に取り込まれた炭素「ブルーカーボン¹⁾」は、沿岸浅海域において多く蓄積されており、特にアマモ場はブルーカーボンの隔離・貯留に重要な役割を果たしていると考えられる^{2), 3)}。アマモ場におけるCO₂フラックスの観測事例によると、神奈川県横須賀市の走水海岸のアマモ場では、海水中CO₂分圧は大気中よりも低く、大気-海水間CO₂フラックスは概ね大気から海水への吸収傾向にあった²⁸⁾。さらに、海水中CO₂分圧は時間的に大きく変動しており、流動等の物理過程、光合成や呼吸といった生物過程等による影響が考えられた。すなわち海水中CO₂分圧は、炭酸系²⁹⁾や滞留時間³⁰⁾、表層の乱れ³¹⁾等の環境要因（物理過程、生物過程）の影響を受けるため³²⁾、短時間スケールで大きく変動していることが考えられる³³⁾。

海水中CO₂分圧は化学的平衡関係により、主に溶存無機炭素濃度(DIC)、全アルカリ度(TA)により導き出される²⁶⁾。亜寒帯域のアマモ場の観測事例において、これらの変化に注目した結果、光合成等の生物過程の影響を受け、主にDICの変動が重要であることが示された⁷⁾。DICの変動に関しては、日単位よりも短い時間スケールであるため、そのような時間スケールを考慮した解析・検討が必要となっている³⁴⁾。また、湧水に着目したアマモ場内の水質変動特性に係る研究事例においても、三次元環境流体モデルを利用したDICの再現計算により、時空間的に短く小さなスケールで変動していることから、詳細な時空間スケールでの解析が必要となっている³⁵⁾。

現地観測により高解像度な時空間スケールでの解析を行うことは困難であり、現地観測データを補完し詳細な解析を可能とする方法として、数値シミュレーションが挙げられる。過去の研究において、成層場における流動を詳細に再現するためのモデルが提案されており、著者等による三次元環境流体モデルFantomを利用した成果が多く存在する^{18), 19), 20), 21), 22), 36)}。特に、Nakayamaら^{21), 22)}は、成層場における風及び潮汐が流動に与える影響評価を高精度に解析することに成功しており、本研究でも対象とするような時空間的に詳細な解析が必要となる現象に、三次元環境流体モデルであるFantomは適したモデルであると考えられる。さらに、Fantomは、Shintani & Nakayama³⁶⁾や新谷・中山¹⁸⁾に示されているようにオブジェクト指向プログラミングを利用しており、手続き型言語では困難である複雑な生態系モデルの組み込みが容易であるという利点・特徴も有する。

そこで本研究では、走水海岸のアマモ場観測データ²⁸⁾（2013年7月）に基づいて三次元環境流体モデルを適用し、アマモ場における海水中CO₂分圧モデルの開発を行うことにより、海水中CO₂分圧及びその環境要因の動態を把握することを目的とした。

6-2-2. アマモ場における海水中CO₂分圧のモデル化（概念モデルから三次元モデルへの拡張と検証）

(1) 計算条件

研究領域は、東京湾において天然アマモ場群落が残存する神奈川県横須賀市の走水海岸を対象とし、数値計算範囲は1,000 m×500 mの範囲に設定した（図 6-2-1 参照）。この研究対象サイトは、温帯でやや富栄養化が進んでいる一般的な沿岸域である。東京湾口近くに位置し、太平洋からの外海水が流入するとともに、海水交換により移流拡散の影響を受けやすい場となっている。また、水深約2 m以浅の静穏域に大小のパッチを形成しながら、約4 haのアマモ場（東西に約500 m、南北に約50~100 mの範囲）が安定的に存在し、アマモの株密度は約100 株/m²程度、草丈は約1.0 m程度である。また、本海岸では河川の流入は見られないが、汀線付近で湧水が流入している。図 6-2-1 には、数値計算範囲とともに、観測地点及びアマモ生育域が示されている。

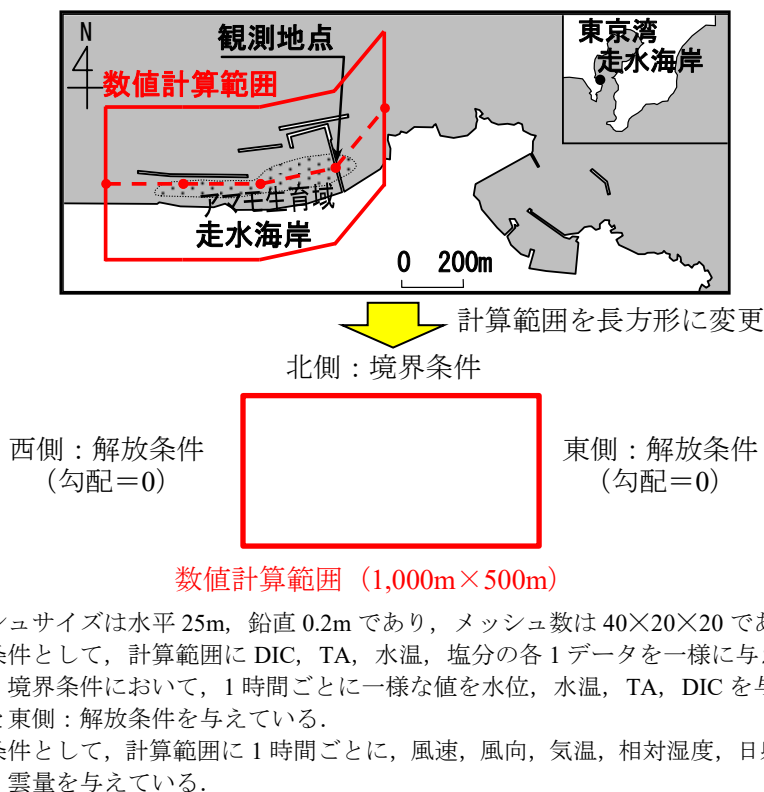


図 6-2-1 研究対象領域・数値計算範囲（赤枠）の設定

本研究で用いる三次元環境流体モデル Fantom では、運動方程式にはブジネスク近似が用いられ、移流項の計算には Ultimate-Quickest 法が利用されている。水平メッシュサイズは 25 m、鉛直メッシュサイズは 0.2 m とした。ここでは、水平と鉛直のメッシュアスペクト比が大きいことから、静水圧近似を用いた。海側境界では開放条件を与え、北側境界に潮汐を与えて解析を実施した。なお、成層場での反射による高周波の内部波の発生を抑えるため、z 座標系における Partial Step³⁷⁾が採用されている。乱流モデルには $k-\omega$ モデル（CA フィルタ）^{38), 39)}を利用した。

本数値解析における未知数は、DIC, TA, 水温、塩分、流れであり、栄養塩の変化などは考慮していない。計算の過程については、初期条件を与え、時間間隔は 6s で、1 日分の日周期変化を計算で求めている。計算期間は 2013 年 7 月 23 日 0~24 時であり、1 時間ごとに計算結果を算出している。

(2) 海水中CO₂分圧に関するモデル化

海水中 CO₂分圧は DIC, TA, pH, 水温, 塩分を利用した平衡状態を仮定して, 式(6-11), 式(6-12)に示すように算出される²⁶⁾.

$$DIC \cdot (K_B^* + h) \cdot (K_1^* h^2 + 2K_1^* K_2^* h) = [TA(K_B^* + h)h - K_B^* B_T h - K_W^* (K_B^* + h) + (K_B^* + h)h^2] \cdot (h^2 + K_1^* h + K_1^* K_2^*) \quad (6-11)$$

$$s = DIC \left(1 + \frac{K_1^*}{h} + \frac{K_1^* K_2^*}{h^2} \right) \quad (6-12)$$

ここで, K_1^* と K_2^* : 酸性度定数, K_B^* : ホウ酸定数, B_T : 全ホウ酸濃度, K_W^* : 水のイオン積 (以上の定数は水温及び塩分を用いて算出される), h : 水素イオン濃度, s : 水中 CO₂分圧 (μ atm) である.

物理過程及び生物過程に注目して海水中 CO₂分圧をモデル化するには, DIC と TA を変数として考慮することが必須である. モデル化における物理過程については, 計算対象領域における流入や流出条件などの境界条件を与えることができれば容易にモデル化することができる. それに対して, 生物過程については呼吸及び光合成などによる変化が主となり, 特に DIC の生物過程による時空間変化が大きいと考えられる. 一方, TA については, サンゴ礁が存在する場合に石灰化により TA が大きく減少するため, その影響を無視することはできないが, 本海域は温帯で石灰化を促す生物が少ないため, 生物過程による TA の増減の影響は考慮しない CO₂分圧モデルを提案することとした.

DIC については、アマモ場（アマモ＋一次生産者等）による呼吸と光合成を考慮した。DIC のモデル式は式(6-13)～式(6-15)に示すとおり、ラグランジアン表記となっているが、計算には保存系のスキームを利用した。なお、本研究では Steele 型⁴⁰⁾の光合成モデルを利用しているが、Tokoro ら⁹⁾は Jassby 型⁴¹⁾の適用可能性について言及しており、どのモデルを利用するかについて、現地及び室内実験を利用した詳細な検討が必要であることを記しておく。Jassby 型の適用については、第 5 章 5-2-6. 数値解析手法に記載されている。

アマモの成長に関しては考慮していないが、水温等を関数としたアマモの成長に関する推定式が提案されており、将来予測における水温変化に対応させた解析・検討は可能である。

$$\frac{d}{dt}DIC = R_r - R_p \quad (6-13)$$

$$R_p = G_m \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right) \quad (6-14)$$

$$I = I_0 \exp(-k_s z) \quad (6-15)$$

ここで、 R_r ：呼吸による単位時間あたりの DIC の変化量 ($\mu \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$)， R_p ：光合成による単位時間あたりの DIC の変化量 ($\mu \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$)， I_0 ：日射量 (W m^{-2})， I ：水深 z における日射量 (W m^{-2})， k_s ：光の消散係数 (m^{-1})， G_m ：最大光合成速度 ($\mu \text{ mol kg}^{-1} \text{ s}^{-1}$)， I_{opt} ：最適日射量 (W m^{-2}) である。

このように、海水中 CO_2 分圧モデルとして、DIC については呼吸、光合成、移流拡散の 3 つの過程、TA については移流拡散過程のみを考慮し、Fantom に組み込み、計算領域が比較的大きくないことを踏まえて CPU10 個を利用した並列計算を実施した。

6-2-3. 数値解析結果

(1) モデルの再現性検証

再現計算は、アマモの繁茂期に該当する 2013 年の 7 月を対象として実施した。観測日の 7 月 23 日には、0~24 時に毎時の観測地点の水深 0.5 m を対象として採水を行っている。採水による観測結果を利用した数値計算モデルの検証は、図 6-2-2 (a) 水温、(b) DIC、(c) 海水中 CO₂ 分圧に示すとおり行った。現地でのアマモの生育状況を勘察し、平水位の水表面から 0.5 m 以深にアマモが存在し、アマモの草丈は約 1.0 m 程度とした。観測値の水温は約 24.0~26.5 °C、DIC は約 1,680~1,850 μ mol kg⁻¹、海水中 CO₂ 分圧は約 100~240 μ atm の日周変動をしており、それに対応するように数値計算結果も概ね同様の変動をしていたことが確認された。また、流速については、観測値と比較した既往研究¹⁹⁾により、流動場の再現性を確保するとともに、本モデルにおいても、塩分等の物質量の収支に関する整合性も確認できた。以上より、数値計算結果が観測結果を高精度に再現できていることが示された。

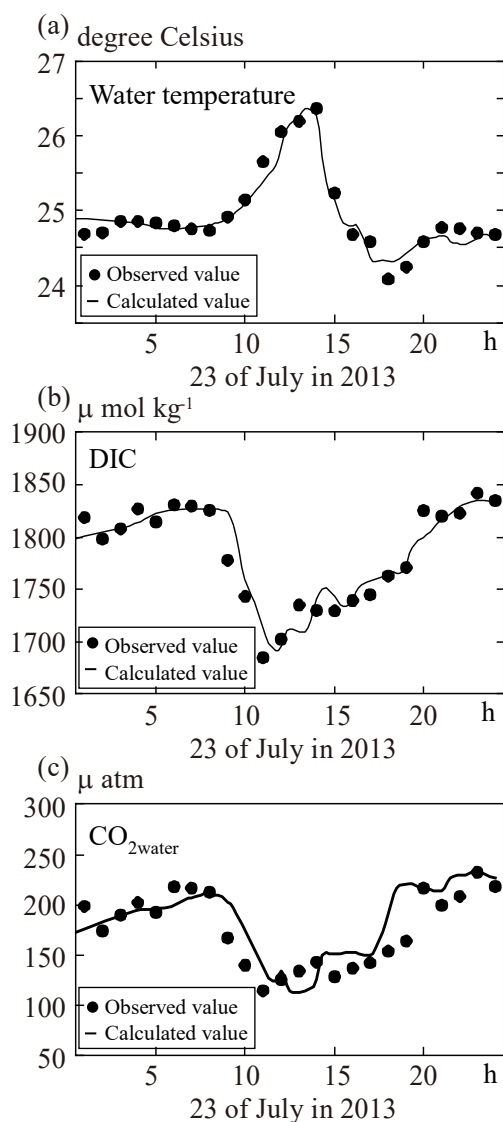


図 6-2-2 観測とモデルの比較 (7月23日0~24時)

(a) 水温, (b) DIC, (c) 海水中 CO₂ 分圧

(2) 観測地点における時系列変化

観測地点における水質環境の数値計算による鉛直分布の時系列は、図 6-2-3 (a)水温、(b)DIC、(c)TA、(d)海水中 CO₂ 分圧に示すとおりである。

日中に日射が与えられ水深が浅くなるにつれて、水温が水表面から上昇し、その後全層にまで達した。DIC や海水中 CO₂ 分圧は、水温の変化に対応しており、正午頃に低下のピークに達し、その後緩やかな上昇が確認された。また、10 時頃に DIC と海水中 CO₂ 分圧が表層ではなく中層付近から低下している理由として、同時にアマモの草丈 (1.0m) は水面まで達しておらず、草丈の先端付近が中層付近に位置しているためと考えられる。その後、水位の低下に伴い、草丈が水面付近にまで達し、表層から DIC と海水中 CO₂ 分圧の低い層が確認された。

TA はしばらく一定値で推移していたが、14 時頃以降は、上げ潮に伴い外海から異なる水塊が流入したため、移流拡散過程により変化したものと考えられる。なお、海水中 CO₂ 分圧は、大気中 CO₂ 分圧 (≒約 400 μ atm) よりも常に低く推移しているため、期間を通じて CO₂ の吸収傾向にあり、日中は海水中 CO₂ 分圧の減少が更に強化されていたことが分かった。

注目すべき点として、正午付近において成層が発達することで、光合成の効果が水表面付近に集中し、より海水中 CO₂ 分圧が減少していた可能性がある。つまり、成層場と海水中 CO₂ 分圧の関係を、今後より詳細に検討する必要性が示された。

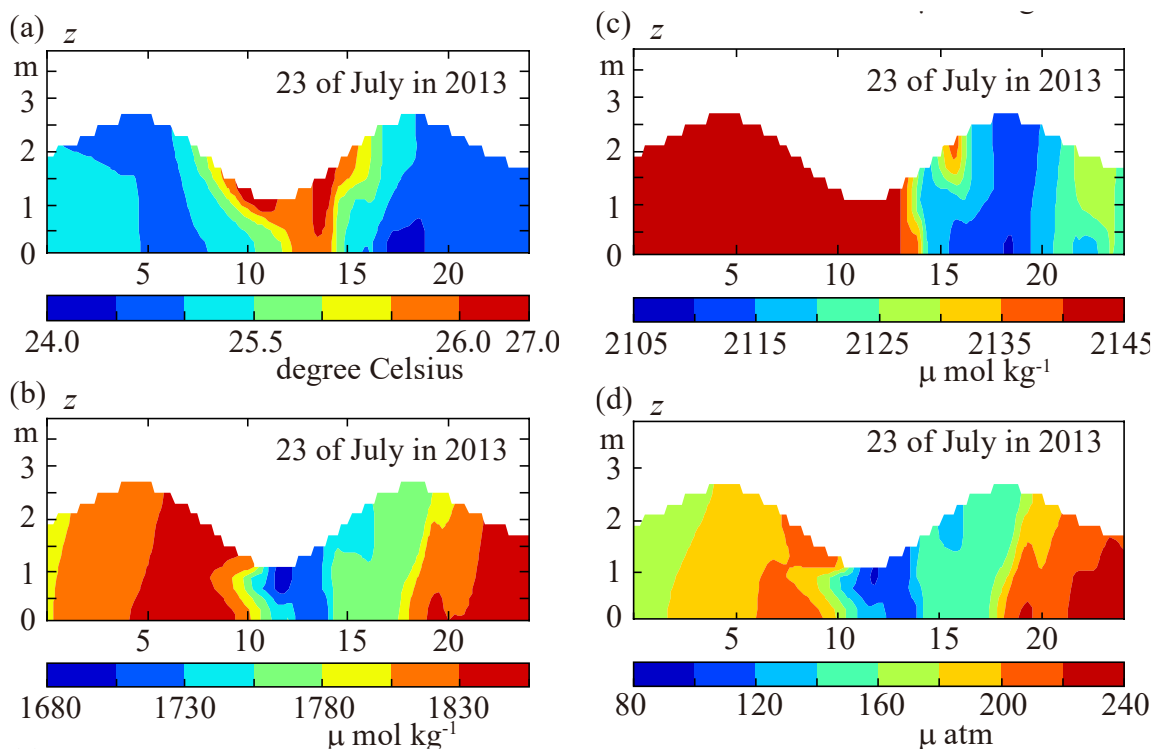


図 6-2-3 モデルによる観測地点での水質環境の鉛直日周変化 (7月23日0時~24時)

(a) 水温, (b) DIC, (c) TA, (d) 海水中 CO₂ 分圧

(3) 各要因の寄与度

観測地点におけるDICへの移流（u方向，y方向），呼吸，光合成の各要因の水深平均の寄与度に関する検討を行うため，それぞれ式(6-16)～式(6-19)に示される成分に分解し，それぞれがDICの時間変化へ与える影響を検討した．

$$\Delta DIC_u = \frac{1}{h} \int_0^h \frac{\partial}{\partial x} (uDIC) dz \quad (6-16)$$

$$\Delta DIC_v = \frac{1}{h} \int_0^h \frac{\partial}{\partial y} (vDIC) dz \quad (6-17)$$

$$\Delta DIC_r = \frac{1}{h} \int_0^h R_r dz \quad (6-18)$$

$$\Delta DIC_p = \frac{1}{h} \int_0^h R_p dz \quad (6-19)$$

単位時間あたりの DIC への各要因の寄与度は，

図 6-2-4 (a)に示すとおりである．生物過程のうち呼吸の寄与度は，水深が深くなると小さく（例えば，7月23日 6:00 や7月23日 15:00），水深が浅くなると大きくなっていった（例えば，7月23日 12:00）．光合成の寄与度は，夏季の7月23日 12:00 にみられるとおり，日射が与えられる日中に水深が浅くなることで大きくなり，DICを大きく減少させていることが分かった．その減少割合は，最大で呼吸による増加割合の5倍程度以上であり，光合成によるCO₂の吸収が重要であることが示された．一方で，物理過程である移流拡散の寄与度は，最大で呼吸による効果よりも上回っており，DICの変化量に一定の影響を与えていることが分かった．以上より，呼吸による寄与が最小で，光合成による寄与が最大であることが分かり，DICの変動要因として光合成が最も重要であることが示された．

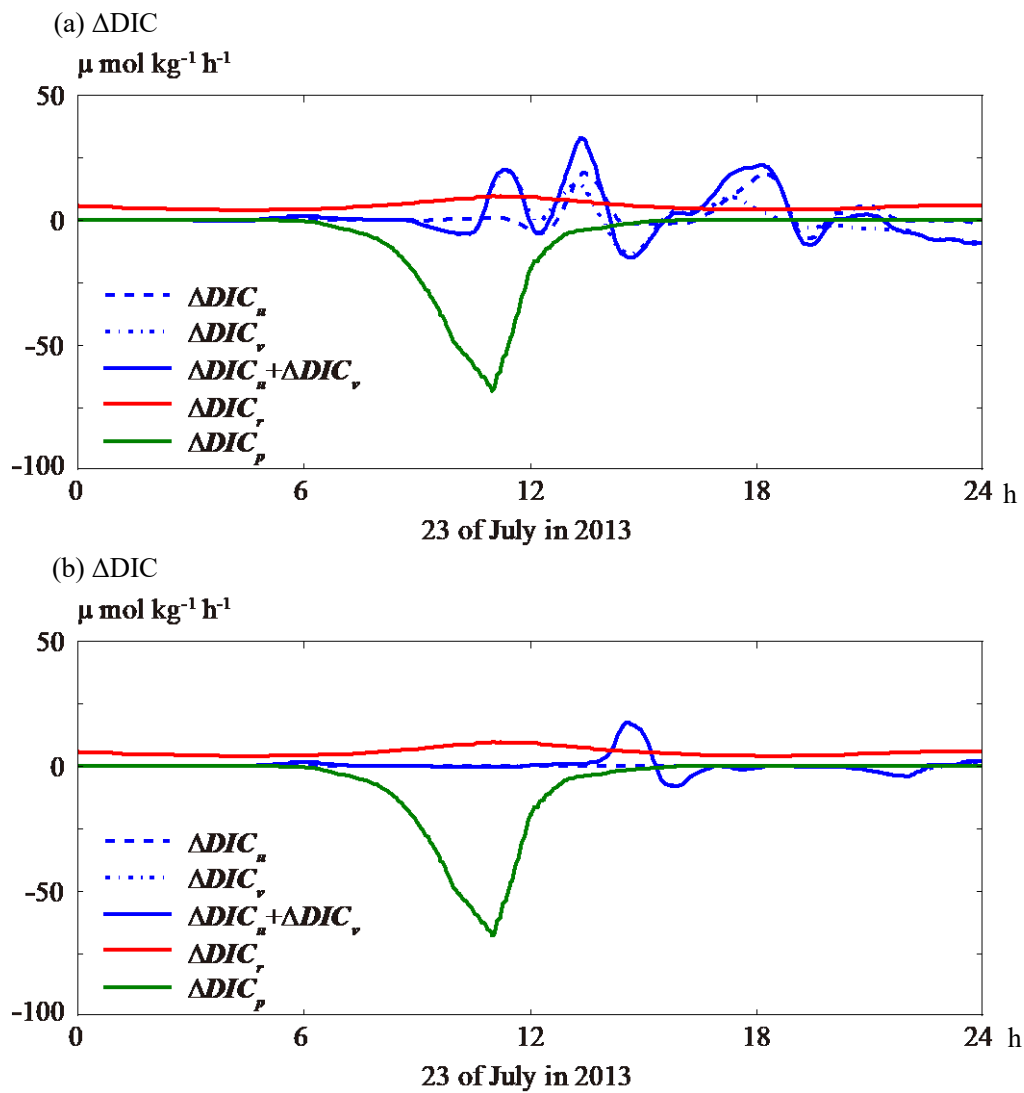


図 6-2-4 モデルにおける水深平均単位時間あたりのDICへの移流，呼吸，光合成の寄与度
 (7月23日0時～24時：観測地点)

(a) 風を考慮したケース，(b) 風を考慮しないケース

(4) 風による影響

外的要因として重要な風の影響を評価するため、風を考慮しないケースの解析を行った。

図 6-2-4 (b)には、風を考慮しない単位時間あたりの DIC への各要因の寄与度が示されている。DIC への移流成分は、u 方向, y 方向ともに大きく減少しており、主に潮汐からの寄与分のみであると考えられる。図 6-2-5 (a)水温, (b)DIC に示す再現状況について、水温及び DIC の再現精度は大きく減少したことにより、風の影響の重要性が示された。

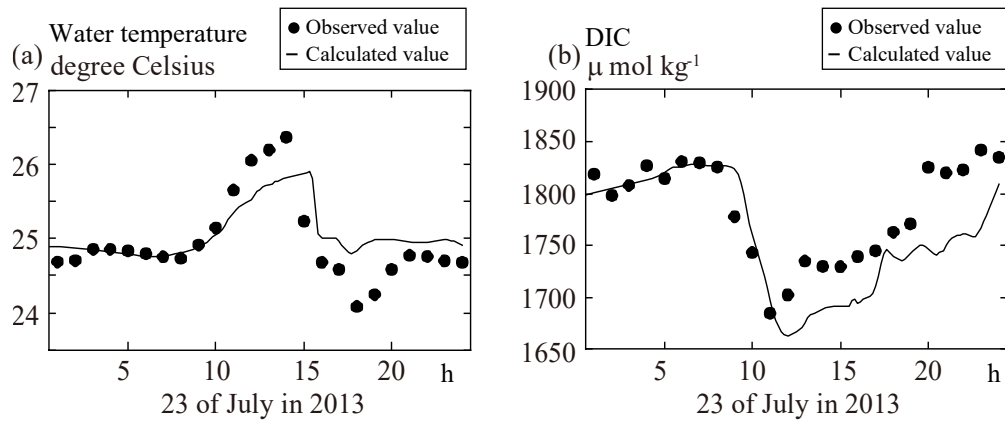


図 6-2-5 風を考慮しないケースの(a)水温と(b)DICの再現結果
(7月23日0時~24時:観測地点)

(5) アマモ場全領域を対象としたDICの変化

アマモ場平均の DIC の変化を理解するため、アマモが存在する領域のみにおける平均 DIC を計算した (図 6-2-6 参照) . 日中の 12 時頃の干潮時にアマモ場の光合成の影響により, DIC は大きく減少し, その後変動を繰り返しながら, 夜に向けて増加する傾向にあった. また, 風を考慮したケースでは, 風を考慮しないケースと比べて, 僅かではあるが正午過ぎから DIC が増加傾向であった. 詳細は不明であるが, 7 月 23 日の午後以降に

図 6-2-4 に示すように移流成分が大きくなり, 成層場の変化と相まって DIC の変動にも影響を及ぼしていることが考えられた. なお, 解析対象期間において, 風速は 2~3 m/s と比較的小さい値であったが, アマモ場の水深は 1~3 m 程度であることから DIC の移流拡散に大きな影響を与えており, その影響効果は呼吸による DIC の変化よりも大きかったと考えられる.

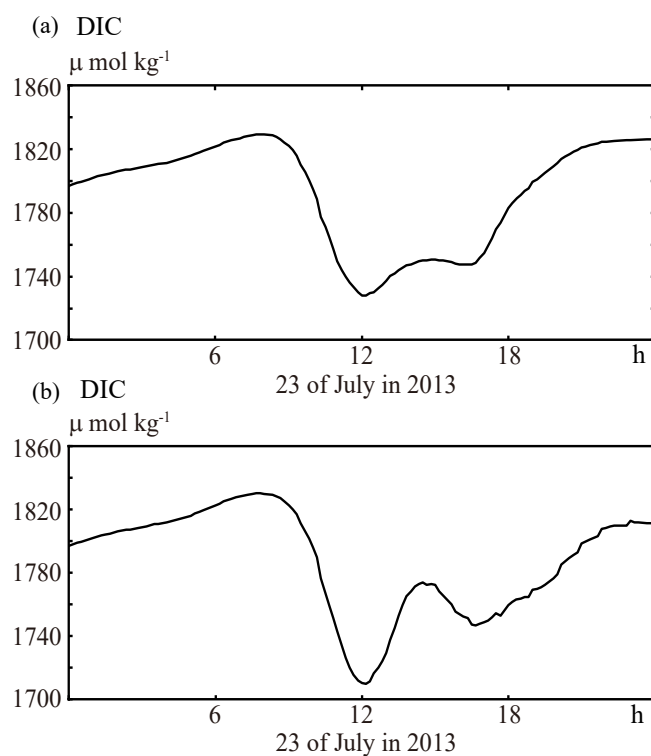


図 6-2-6 モデルによる計算領域平均のDICの日周変化 (7月23日0時~24時)
(a) 風を考慮したケース, (b) 風を考慮しないケース

6-2-4. アマモ場における海水中CO₂分圧モデルの開発のまとめ

海水中 CO₂分圧のモデル化を目指し、特に DIC に注目し、詳細な三次元数値計算モデルに光合成と呼吸の生物過程を考慮することで観測結果を高精度に再現することができた。移流拡散、呼吸、光合成の 3 成分に関する比較を行った結果、光合成の効果が卓越しており、続いて移流拡散の効果、そして呼吸が最小の効果であることが示された。風を考慮しない解析を実施することで、DIC の高精度な再現には、潮汐のみならず風も含めた詳細な流動の再現が必要であることが示された。

第6章のまとめ

(1) 成層を考慮したアマモ場における溶存無機炭素 (DIC) の変動解析

北海道道東に位置するコムケ湖を対象とし、水中 CO_2 分圧のモデル化を目的として溶存無機炭素濃度 (DIC) モデルの構築を行った。コムケ湖は汽水湖であり、淡水と海水の DIC の値が大きく異なるとともに、気象や潮汐等の外的条件の変化により時々刻々と DIC の空間分布が変化するため、三次元数値計算モデルによる再現計算を行った。

アマモ場による呼吸と光合成を考慮した DIC モデルを提案し、現地観測との比較・検討を行った結果、良好な再現性が得られた。数値解析の結果によると、コムケ湖内で成層が強化されることにより、表層の DIC が減少し、水表面付近の水中 CO_2 分圧は大気と比較して低くなることが分かった。また、河川出水により大量の炭素が与えられたとしても、アマモ場による効果で水中 CO_2 分圧は大気と比較して低く、湖全体として CO_2 は吸収傾向であることが分かった。

(2) アマモ場における海水中 CO_2 分圧モデルの開発

東京湾に面する走水海岸を対象として、アマモ場の海水中 CO_2 分圧モデルの構築を行った。走水海岸のアマモ場では、海水中 CO_2 分圧は大気中よりも低く、大気-海水間 CO_2 フラックスは概ね大気から海水への吸収傾向にあった。海水中 CO_2 分圧は時間的に大きく変動しており、流動等の物理過程、光合成や呼吸といった生物過程等による影響が考えられるため、三次元数値計算モデルによる再現計算を行った。海水中 CO_2 分圧のモデル化では、溶存無機炭素濃度 (DIC) に注目し、生物過程を考慮することで観測結果を再現することができた。移流拡散、呼吸、光合成の3成分に関する比較を行った結果、光合成の効果が最も卓越していることが分かった。また、DIC の高精度な再現には、潮汐のみならず風も含めた流動の再現が必要であることが分かった。

第6章の参考文献

- 1) Nellemann, C., Corcoran, E., Duarte, C. M., Valdes, L., De Young, C., Fonseca, L., Grimsditch, G. (Eds) : *Blue carbon. A rapid response assessment.*, 80p, United Nations Environmental Programme, GRID-Arendal, Norway, 2009.
- 2) Mcleod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., Lovelock, C. E., Schlesinger, W. H. and Silliman, B. R. : A blueprint for blue carbon : Toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, pp.552-560, 2011.
- 3) Watanabe, K. and Kuwae, T. : How organic carbon derived from multiple sources contributes to carbon sequestration processes in a shallow coastal system?, *Global Change Biology*, 21, pp.2612-2623, 2015.
- 4) 藤井智康, 藤原建紀, 中山浩一郎 : 大阪湾東部の二酸化炭素の放出・吸収量, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.69, No.2, pp.1111-1115, 2013.
- 5) 藤井智康, 駒井幸雄, 藤原建紀 : 大阪湾沿岸域の二酸化炭素の挙動, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.67, No.2, pp.911-915, 2011.
- 6) 藤井智康, 藤原建紀 : 大阪湾東部の二酸化炭素の長期連続観測, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.68, No.2, pp.1061-1065, 2012.
- 7) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 茂木博匡, 桑江朝比呂 : 北海道コムケ湖における大気-海水間 CO₂ フラックスの空間分布特性と要因解析, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.70, No.2, pp.1188-1193, 2014.
- 8) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 桑江朝比呂 : 北海道風蓮湖における大気-海水間 CO₂ フラックスに影響を及ぼす要因, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.69, No.2, pp.1252-1257, 2013.
- 9) Tokoro, T., Hosokawa, S., Miyoshi, E., Tada, K., Watanabe, K., Montani, S., Kayane, H. and Kuwae, T. : Net uptake of atmospheric CO₂ by coastal submerged aquatic vegetation, *Global Change Biology*, 20, pp.1873-1884, 2014.
- 10) Eyre, B.D. : A regional evaluation of nutrient transformation and phytoplankton growth in nine river dominated sub-tropical East Australian estuaries, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 205, 61e83, 2000.
- 11) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 茂木博匡, 桑江朝比呂 : 国内の様々な浅海域における海水中 CO₂ 分圧の実測と統計モデルによる予測, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.71, No.2, pp.1333-1338, 2015.
- 12) Kuwae, T., Kanda, J., Kubo, A., Nakajima, F., Ogawa, H., Sohma, A. and Suzumura, M. : Blue carbon in humandominated estuarine and shallow coastal systems, *Ambio*, 45, pp. 290-301, 2016.
- 13) 田多一史, 中山恵介, 所立樹, 渡辺謙太, 桑江朝比呂, 湧水に着目したコムケ湖の水質変動特性の把握, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.72, No.2, pp. 1363-1368, 2016.
- 14) Bruce, L.C., Cook, P.L.M., Teakle, I. and Hipsey, M.R. : Hydrodynamic controls on oxygen dynamics in a riverine salt wedge estuary, the Yarra River estuary, Australia, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18, 1397e1411, 2014.
- 15) Hillmer, I.A., van Reenen, P., Imberger, J. and Zohary, T. : Phytoplankton patchiness and their role in

- the modelled productivity of a large, seasonally stratified lake, *Ecological Modelling*, 218, pp.49-59, 2008.
- 16) Hillmer, I.A. and Imberger, J. : Estimating In Situ Phytoplankton Growth Rates with a Lagrangian Sampling Strategy, *Limnology and Oceanography Methods*, 5, pp.495-509, 2007.
 - 17) Sri A., Bradley D. E., Damien T. M., Isaac S., Lindsay G-S., Perrine M. and Matthew R. H. : Stable isotopes reduce parameter uncertainty of an estuarine carbon cycling model, *Environmental Modelling & Software*, Vol.79, pp.233-255, 2016.
 - 18) 新谷哲也, 中山恵介 : 環境流体解析を目的としたオブジェクト指向型流体モデルの開発と検証, 水工学論文集, 第 53 巻, pp.1267-1272, 2009.
 - 19) Nakayama K., Shintani T., Kokubo K., Kakinuma T., Maruya Y., Komai K. and Okada T. : Residual current over a uniform slope due to breaking of internal waves in a two-layer system, *Journal of Geophysical Research*, Vol.117, C10002, pp.11, 2012.
 - 20) Nakamoto A., Nakayama K., Shintani T., Maruya Y., Komai K., Ishida T. and Makiguchi Y.: Adaptive management in Kushiro Wetland in the context of salt wedge intrusion due to sea level rise, *Hydrological Research Letters*, Vol.7, No.1, pp.1-5, 2013.
 - 21) Nakayama K., Shintani T., Shimizu K., Okada T., Hinata H. and Komai K. : Horizontal and residual circulations driven by wind stress curl in Tokyo Bay, *Journal of Geophysical Research*, Vol.119, pp.1977-1992, 2014.
 - 22) Nakayama K., Nguyen H. D., Shintani T. and Komai K.: Reversal of secondary circulations in a sharp channel bend, *Coastal Engineering Journal*, 1650002, 2016.
 - 23) Arhonditsis, G.B., Perhar, G., Zhang, W., Massos, E., Shi, M. and Das, A. : Addressing equifinality and uncertainty in eutrophication models, *Water Resour. Res.*, 44, W 01420. <http://dx.doi.org/10.1029/2007WR005862>, 2008.
 - 24) Parslow, J., Cressie, N., Campbell, E.P., Jones, E. and Murray, L. : Bayesian learning and predictability in a stochastic nonlinear dynamical model, *Ecol. Appl.*, 23, 679e698, 2013.
 - 25) 吉江祐人, 丸谷靖幸, 中山恵介, 駒井克昭, 新谷哲也, 渡辺謙太, 一見和彦, 桑江朝比呂 : コムケ湖における水質及び流動特性の解明, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.70, No.2, pp.1176-1181, 2014.
 - 26) Zeebe, R. E. and Wolf-Glandrow, D. : *CO₂ in seawater : equilibrium, kinetics, isotopes*, 346p., Amsterdam, Elsevier, 65, 2001.
 - 27) 中山恵介, 中西佑太郎, 中川康之, 茂木博匡, 田多一史, 桑江朝比呂 : 波・流れ場とアマモの連成モデルの構築, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol.73, No.2, pp.821-826, 2017.
 - 28) 田多一史, 所立樹, 渡辺謙太, 茂木博匡, 桑江朝比呂 : アマモ場における大気-海水間 CO₂ フラックスの連続観測, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.70, No.2, pp.1191-1195, 2014.
 - 29) Weiss, R. F. : Carbon dioxide in water and seawater: the solubility of a nonideal gas, *Marine Chemistry*, 2, pp.203-215, 1974.
 - 30) Gazeau, F., Duarte, C. M., Gattuso, J.P., Barrón, C., Navarro, N., Ruiz, S., Prairie, Y. T., Calleja, M., Delille, B., Frankignoulle, M., et al. : Whole-system metabolism and CO₂ fluxes in a Mediterranean Bay dominated by seagrass beds (Palma Bay, NW Mediterranean), *Ecosystems*, 12, pp.1145-1157,

2005.

- 31) Wanninkhof, R. : Relationship between wind-speed and gas-exchange over the ocean, *Journal of Geophysical Research. C. Oceans*, 97, pp.7373-7382, 1992.
- 32) de la Paz, M., Gómez-Parra, A. and Forja, J. : Inorganic carbon dynamic and air-water CO₂ exchange in the Guadalquivir Estuary (SW Iberian Peninsula), *Journal of Marine Systems*, 68, pp.265-277, 2007.
- 33) Borges, A. V. and Frankignoulle, M. : Daily and seasonal variations of the partial pressure of CO₂ in surface seawater along Belgian and southern Dutch coastal areas, *Journal of Marine Systems*, 19, pp.251-266, 1999.
- 34) Kuwae, T., Kanda, J., Kubo, A., Nakajima, F., Ogawa, H., Sohma, A. and Suzumura, M. : Blue carbon in humandominated estuarine and shallow coastal systems, *Ambio*, 45, pp. 290-301, 2016.
- 35) 田多一史, 中山恵介, 所立樹, 渡辺謙太, 桑江朝比呂 : 湧水に着目したコムケ湖の水質変動特性の把握, *土木学会論文集 B2 (海岸工学)*, Vol.72, No.2, pp. 1363-1368, 2016.
- 36) Shintani, T. and Nakayama, K. : An object-oriented approach to environmental fluid modeling, *The 21st International Symposium on Transport Phenomena*, 2010.
- 37) Adcroft, A., Hill, C. and Marshall, J. : Representation of topography by shaved cells in a height coordinate ocean model, *Mon. Wea. Rev.*, 125, pp.2293–2315, 1997.
- 38) Jones, W. P. and Launder, B. E. : The prediction of laminarization with a two-equation model of turbulence, *Int. J. Heat Mass Transfer*, 15, pp.301-314, 1972.
- 39) Umlauf, L. and Burchard, H. : A generic length-scale equation for geophysical turbulence models, *J. Mar. Res.*, 61, pp.235-265, 2003.
- 40) Steele, J. H. : Environmental control of photosynthesis in the sea, *Limnology and Oceanography*, 7, pp.137-150, 1962.
- 41) Jassby, A. D. and Platt, T. : Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton, *Limnology and Oceanography*, 21, pp.540-547, 1976.

第7章. 結論

7-1. 本研究の成果（まとめ）

[第1章]

「ブルーカーボン」とは、海洋生物の作用によって海中に取り込まれた炭素のことである。地球上の生物が吸収する CO_2 のうち、海洋生物は陸上とほぼ同じ割合以上の CO_2 を吸収しており、浅海域（ごく浅い沿岸部）の生態系は海洋で貯留される炭素の約 8 割程度であることが提唱された。そこで、本研究では温室効果ガスの削減等の「緩和策」の 1 つとして、海洋に存在する炭素の総称「ブルーカーボン」に関して、浅海域における大気-浅海域間の CO_2 のやりとりに着目した。本研究では、物理過程（水塊の移流拡散，風速，潮位変化等），化学過程，生物過程（光合成，呼吸等）を考慮し，海水中 CO_2 分圧や大気-浅海域間の CO_2 フラックスに及ぼす影響について検討するため，統計解析，概念モデル，そして三次元数値計算モデルを利用した解析を行い，日周期変動を含めた時間スケールでの海水中 CO_2 モデルを提案することを目的とした。

[第2章]

水中 CO_2 分圧の基本的な特性を踏まえ，大気-浅海域間の CO_2 フラックスの計測方法について，①バルク法，②フローティングチャンバー法，③渦相関法による算出方法等を整理するとともに，各手法の長所・短所・コスト等の比較を行った。これらの計測方法のうち，「バルク法」は汎用性が高く測定精度が確保されているため，本研究においても「バルク法」を用いた計測とした。

[第3章]

日本の浅海域における現地観測事例（亜寒帯，温帯，亜熱帯の代表例）の整理及び観測データを用いた統計解析（パス解析，一般線形モデル）を行った。現地観測にて，大気-海水間 CO_2 フラックスを推定した。また，大気-海水間 CO_2 フラックスに影響を及ぼす環境要因（風速，水温，塩分，全アルカリ度（TA），溶存無機炭素濃度（DIC），生物過程による炭素増減量（ ΔDIC ））の相対的な影響度を把握するために，統計解析を用いた分析を行った。その結果，観測場所により詳細は異なるが，主に，①風速，②流入負荷，そして③生物過程（呼吸・分解，光合成）から影響を受けることがわかった。

[第4章]

国内の主要な浅海域生態系（海草場，干潟，サンゴ礁）において，海水中 CO_2 分圧とその規定要因に関する項目（水温，塩分，生物活動など）を計測し，それらの現地観測結果（引用データを含む）の統合によって，海水中 CO_2 分圧の統一的な推定式を構築し，海水中 CO_2 分圧の動態を説明するための重要な環境要因の抽出を行った。

海水中 CO_2 分圧は，生物活動自体を示す指標である ΔDIC や ΔTA との関係性が強く，共に重要な影響要因となった。 ΔDIC は，海水中の生物活動を表していることから，プラス方向（呼吸・分解活動）になると海水中 CO_2 分圧を高め，マイナス方向（光合成活動）になると低下させている。併せて，石灰化（サンゴの成長など）も， CaCO_3 の析出及び海水中 CO_2 分圧の上昇に寄与していると考えられる。

[第5章]

一次元数値解析による DIC 概念モデルについて、現地観測、統計解析、及び数値解析の3つを組み合わせたアプローチにより、日周変動とそのメカニズムの検討を行った。

東京湾にあるアマモ場をモデルケースとして検討した結果、海水中 CO₂ 分圧に影響を及ぼす重要な環境要因はアマモ場（アマモ＋一次生産者等）による光合成であることが示された。また、物理的な要因として風速の影響を大きく受けていることが分かった。これらの要因が、潮汐や日周期といった時間スケールにおける海水中 CO₂ 分圧を規定する要因として重要であることが示唆された。

[第6章]

(1) 成層を考慮したアマモ場における溶存無機炭素 (DIC) の変動解析

北海道道東に位置するコムケ湖を対象とし、水中 CO₂ 分圧のモデル化を目的として溶存無機炭素濃度 (DIC) モデルの構築を行った。コムケ湖は汽水湖であり、淡水と海水の DIC の値が大きく異なるとともに、気象や潮汐等の外的条件の変化により時々刻々と DIC の空間分布が変化するため、三次元数値計算モデルによる再現計算を行った。

アマモ場による呼吸と光合成を考慮した DIC モデルを提案し、現地観測との比較・検討を行った結果、良好な再現性が得られた。数値解析の結果によると、コムケ湖内で成層が強化されることにより、表層の DIC が減少し、水表面付近の水中 CO₂ 分圧は大気と比較して低くなることが分かった。また、河川出水により大量の炭素が与えられたとしても、アマモ場による効果で水中 CO₂ 分圧は大気と比較して低く、湖全体として CO₂ は吸収傾向であることが分かった。

(2) アマモ場における海水中 CO₂ 分圧モデルの開発

東京湾に面する走水海岸を対象として、アマモ場の海水中 CO₂ 分圧モデルの構築を行った。走水海岸のアマモ場では、海水中 CO₂ 分圧は大気中よりも低く、大気－海水間 CO₂ フラックスは概ね大気から海水への吸収傾向にあった。海水中 CO₂ 分圧は時間的に大きく変動しており、流動等の物理過程、光合成や呼吸といった生物過程等による影響が考えられるため、三次元数値計算モデルによる再現計算を行った。海水中 CO₂ 分圧のモデル化では、溶存無機炭素濃度 (DIC) に注目し、生物過程を考慮することで観測結果を再現することができた。移流拡散、呼吸、光合成の3成分に関する比較を行った結果、光合成の効果が最も卓越していることが分かった。また、DIC の高精度な再現には、潮汐のみならず風も含めた流動の再現が必要であることが分かった。

7-2. 今後の展開

本研究成果について、陸と海の境界条件が特定でき、物理過程や生物過程による影響の把握が可能なケースでは、他海域でも同様の手法を適用できると考えられる。世界第6位の長い海岸線に沿って広大な浅海域を有する日本にとって、アマモ場等を含む海草場のCO₂吸収能力を維持・拡大できるような環境要因の新たな知見等を蓄積・確立することができれば、今後の気候変動対策の有効なオプションとして大きく貢献することができる。

また、日本の沿岸域を地域ごとに区分することで全てボックスモデル化し、各観測場所の現地データ・数値計算結果を整理・体系化することにより、日本全国版のCO₂分圧の推定に繋がっていくと考えられる。

なお、本研究では海水中CO₂分圧の日周期変化に着目した解析が主であるため、トータルとして炭素がどのくらい隔離・貯留が行われているかを算出することは困難であると考えている。無機炭素以外の有機炭素の変動、大気と海水面のやりとり、海水中と海底面のやりとり、外海との海水交換等について、少なくとも年スケールでの検討を行うことにより、今後算出が可能になると考えられる。

今後の温暖化への対応として、水温の変化等の累積値により、例えば、アマモが経年的にどの程度成長するかについて見積もることは可能である。アマモ場全体のバイオマス量は推定となるが、外的要因、気温、風などが分かれば、将来の海水中CO₂分圧モデルの開発など、今後の温暖化への適用方法について検討することが必要となってくる。

付録

付録 A 計測機器の概要



Portable Carbon Dioxide Analyzer

可搬型二酸化炭素測定装置

CO2-14

- 海水中の二酸化炭素分圧と大気中の二酸化炭素濃度を自動連続で測定することができます。
- 小型・軽量・低消費電力で、尚且つ高精度な分析が可能です。
- 気液平衡器は、簡単に持ち運び測定が可能のようにガス透過膜を使用したパッシブ平衡器を用いています。
- 電力を得ることが困難な場所では、自動車用バッテリーを用いての測定が可能です。
- 2種類の標準ガスを接続することが可能で、任意の時間で自動的に導入することにより正確な校正が行えます。
- LAN接続により、ネットワークPC上で現在の測定データと時系列グラフをモニターすることができます。

仕 様

- 測定項目： 海水中二酸化炭素分圧
大気中二酸化炭素濃度
- 検出部： 非分散型赤外線吸収法

<高精度タイプ>

- 測定範囲： 0～20,000ppm
- 再現性： 1ppm (370ppmの標準ガス導入時)
- 分解能： 0.1ppm

<簡易タイプ>

- 測定範囲： 0～5,000ppm
- 再現性： 5ppm (370ppmの標準ガス導入時)
- 分解能： 1ppm

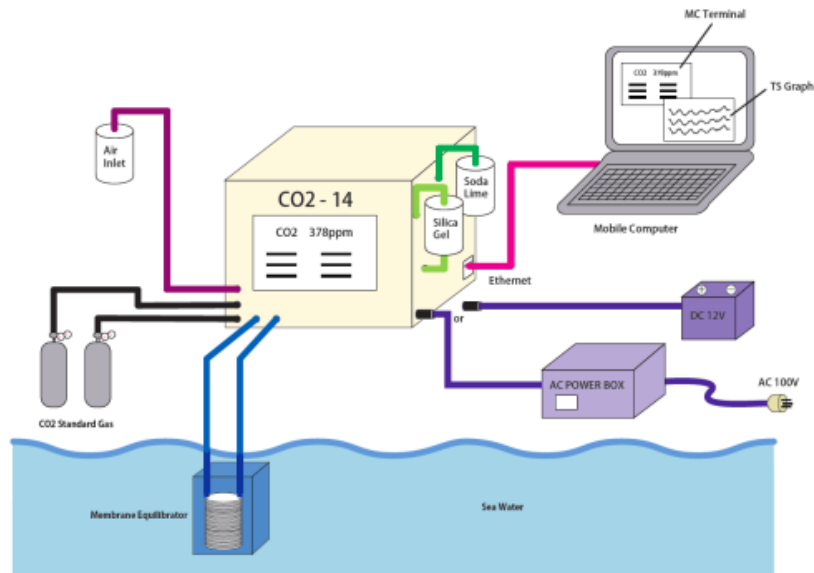


- 気液平衡器： 透過膜を使用したパッシブ平衡器
- 除湿方法： 半透膜除湿器
- 校正： 標準ガス2点法
- データ保存： 装置内メモリー 256MB
(LAN接続もしくはUSB接続にて取り出し可能)
- 電 源： DC12V
(AC100V対応電源ボックス付属)
- 消費電力： 平均40W(最大60W)
- 本体寸法： 約 W360 × D360 × H330 mm
- 重 量： 約17kg

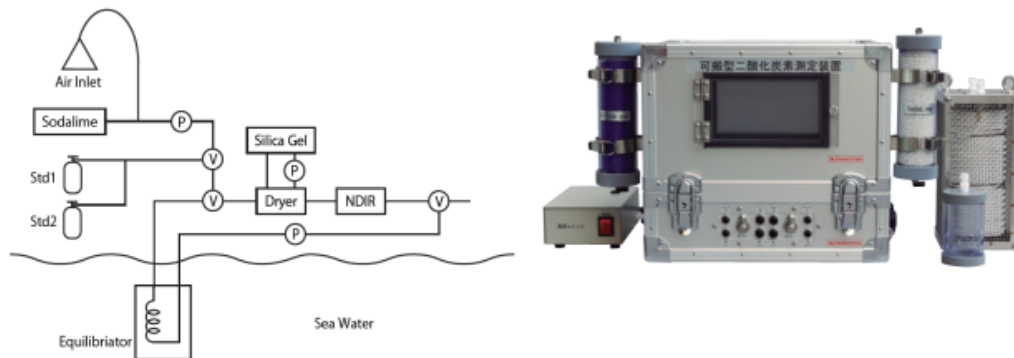
(出典：紀本電子工業株式会社 HP <http://www.kimoto-electric.co.jp/product/ocean/co2-p.html#lineup>)

図 A-1(1) CO₂濃度計 (CO2-14) の概要

ブロック図



フロー図



⚠ 安全に関するご注意

※ ご使用の際は、取扱説明書をよくお読みの上、正しくお使いください。
 ※ 水、湿気、ほこり、油煙等の多い場所に設置しないでください。火災、故障、感電などの原因となることがあります。

人・社会・自然の関わりをはかる **KIMOTO**
紀本電子工業株式会社
<http://www.kimoto-electric.co.jp/>

■ 本社・工場 〒543-0024 大阪市天王寺区舟橋町3-1
 TEL 06-6768-3401 FAX 06-6764-7040
 ✉ E-Mail sales@kimoto-electric.co.jp

※このカタログの記載内容は2015年8月現在のものです。 ※記載製品の仕様、デザイン、寸法などは予告なく変更させていただくことがあります。

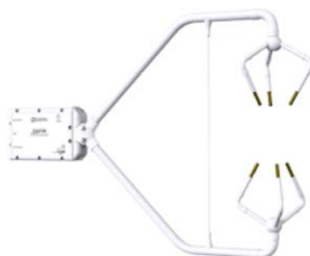
CO2-14.03

(出典：紀本電子工業株式会社 HP <http://www.kimoto-electric.co.jp/product/ocean/co2-p.html#lineup>)

図 A-1(2) CO₂濃度計 (CO2-14) の概要

CSAT3B

3軸音波風速センサー



CSAT3Bは、3軸の音波発信器から発振された音波をそれぞれ3つの受信器が受けるまでの時間の変化によってX・Y・Z成分の風速を測定します。発振器と受信器は密閉構造なので雨によるダメージを受けることはありません。降雨中に発振部と受信部の表面に水滴が付いている間は計測できませんが乾くと同時に計測できます。キャンベル社の測定用通信プロトコルSDM(Synchronous Device for Measurement)によってキャンベル社製のデータロガーと通信します。極細熱電対FW05(径0.0127mm)を風速検知部に取り付けることができます。測定間隔は1Hz~100Hzまで任意に選択できます。SDM方式の他に、CPI、RS232形式でも出力できます。

特徴

- 精巧な気流測定に適した革新的なデザイン
- 渦相関法に必要なガスアナライザー(EC150,EC155)とほぼ同位置での計測が可能
- 設置を容易にする設計構造
- 傾斜計内蔵により水平取りが容易
- ほとんどのキャンベル社製データロガーとの互換性
- 高速応答の極細熱電対を併用可能
- 発振部に水滴除去用のウィング搭載

製品仕様

測定範囲		±65m/sec
分解能		ux:1.0mm/sec, uy:1.0mm/sec, uz0.5mm/sec
測定パス長		10cm
各軸傾斜角		60度
寸法	全長	L60.7×H43.0×W12.2cm
	パイプ直径	1.59cmφ
重量		1.45kg
材質	センサーヘッド部	ステンレススティールチューブ
環境温度		-30~+50℃
電源		9.5~32Vdc
消費電流(12Vdc)	@10Hz	110mA
	@100Hz	145mA

(出典：太陽計器株式会社 HP <http://www.taiyokeiki.co.jp/products/sensors/wind/csats3b.html>)

図 A-2 3軸音波風速センサー (CSAT3B) の概要



LI-7500RS 高安定オープンパスCO₂/H₂Oアナライザー

CO₂ Fluxと蒸発散測定における最も信頼のある
オープンパスCO₂/H₂Oアナライザーに、次世代型機が登場!

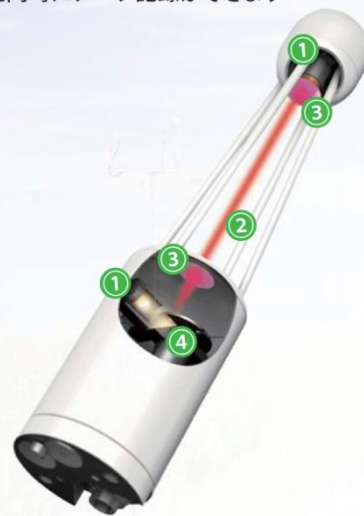
RMSノイズ CO₂ 0.11ppm(10Hz、370ppmCO₂時)

- 高速CO₂ Flux測定の集大成! 経験の全てが詰まった装置です
- センサーヘッド部温度セット機能が追加され、自家放熱の影響が軽減されます
- USBメモリーへの生データの保存ができ、PCやロガー無しでも測定できます
- イサーネット・電圧入力機能により、CH₄や3D風速と同時にデータ記録ができます

刷新された「LI-7500RS」新システム機構

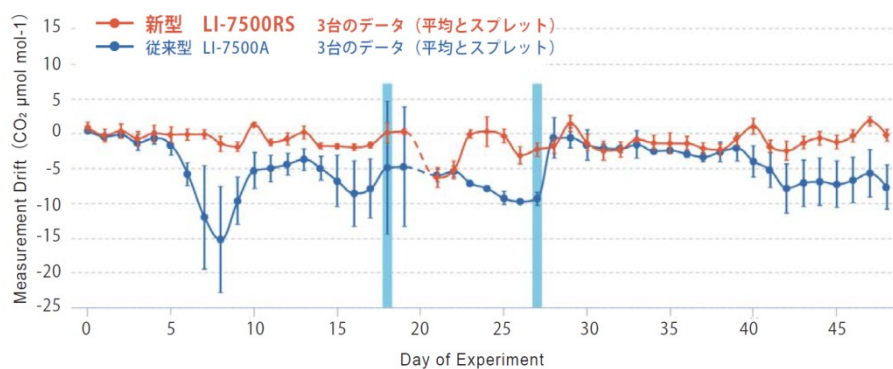
「LI-7500RS」は、野外長期使用での耐久性能と、渦相関測定に必要なスピードや精度を統合。長期使用に適した設計となっており、実績のあるプラットフォーム（従来型「LI-7500」）に基づいて改良されています。

- ① 温度制御された光源と検出機構により、温度変動が激しい環境においても安定的な測定を実現しました。
- ② 精密光学コンポーネントによって、埃の多い環境においてもコンタミへの感度が軽減されます。
- ③ 傷に強いサファイアレンズによって、フィールドでのクリーニングが簡単になります。
- ④ 高性能のブラシレスチョッパーモーターによって、信頼性のある長期的オペレーションが可能となります。



長期安定性向上、ドリフトの軽減

<CO₂濃度変動 1.5ヶ月以上野外連続測定時>



▲ 交通量の多い市街地のサイトでのデータ

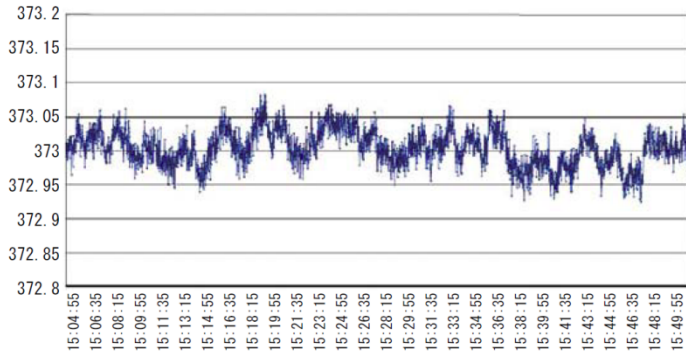
「新型 LI-7500RS」は「従来型 LI-7500A」と比較し、ドリフト変動が少ないことがわかります。

(出典: メイワフォーシス株式会社 HP http://www.meiwafosis.com/products/analyzer/li7500ds/li7500ds_brochures.html)

図 A-3(1) オープンパス型の CO₂ 濃度計 (LI-7500RS) の概要

LI-7500シリーズの絶対的な信頼 <高速応答で10年以上の稼働実績>

定常ガス373ppm、45分間測定、スパンテストデータ (LI-7500Aオープンパス CO₂ / H₂O分析計)



LI-7500A / LI-7500 は、世界で最も広く使用されている、オープンパス CO₂ / H₂Oアナライザーです。1999年の導入以来、**1500以上の文献・出版物に引用されており**、多くの研究者の方々からその高精度、安定性に信頼を頂いております。内部の特殊な4枚の光学フィルターと152回転/秒の、超高速チョッパーモーターが炭酸ガス・水分を絶対値で測定し、オープンパスの利点であるリアルタイムデータをより高速応答で出力します。

10Hzのアナログ出力 (DAC) に対して、常に300Hzのサンプリングを行うため安定したデータを測定できます。最新型のデータ処理を行う制御ボックスからは、高速LANを利用した出力やアナログ、デジタル、SDMなど様々な様式でのデータ出力を利用できます。

フローのひずみを最小化 自然に近い測定システム

センサーヘッドと超音波風速計は別コンポーネントです

渦相関システムでは、ガスアナライザーが音波風速計パスの内部にある場合、もしくは風速計に近すぎる場所にある場合、エアフローのひずみが発生する可能性があります。

ガスアナライザーが近すぎると、空気が風速計に入る前にエアフローが邪魔される可能性があり、計算時にエラーが発生します。また、遠すぎると装置が違う渦をサンプリングしてしまい、エラーとなります。

「LI-7500RS」は、風下もしくは風速計の下でも適切な距離に設置でき、これにより風フローのひずみが最小限となり、周波数応答が最大限となります。

つまり、フローのひずみがフラックス結果に与える影響が最小限となり、自然に最も近い環境下で、フラックスの測定を行うことができます。



LI-7500Aからのアップグレードができます

LI-7500Aをお持ちであれば、革新された光学機構と温度制御を備えた「新型LI-7500RS」にアップグレードができます。

(LI-7500からのアップグレードはできません。)

LI-7500Aからの改良点

- コンタミが関連するドリフトを軽減することにより長時間測定時の安定性を改善
- サイトでのメンテナンスの必要性を軽減
- 光源と検出機構に洗練された温度コントロールアルゴリズムを採用
- アップグレードと同時にメーカー校正設備において、完全なキャリブレーションとパフォーマンス評価を実施

特長	LI-7500A	LI-7500RS
高速・高精度・高安定測定	☑	☑
低消費電力	☑	☑
全方位での測定	☑	☑
広範囲の測定レンジ	☑	☑
超音波風速計データの同時記録	☑	☑
渦相関演算フォーマットでの記録(.ghgファイル)	☑	☑
バイオメットシステムからの各種気象データ記録	☑	☑
温室効果3成分計測システムへの簡単な拡張	☑	☑
光学レンズの汚れによるドリフトの軽減		☑
光学レンズ温度制御によるアルゴリズム補正		☑
SMART Flux™ CPUユニット標準付属		☑

(出典: メイワフォーシス株式会社 HP http://www.meiwafosis.com/products/analyzer/li7500ds/li7500ds_brochures.html)

図 A-3(2) オープンパス型の CO₂ 濃度計 (LI-7500RS) の概要

謝 辞

本研究の遂行に際し、多くの方々からのご指導、ご支援を賜りました。ここに感謝の意を表したいと思います。

まずは、主査を務めて頂きました神戸大学大学院工学研究科の中山恵介教授には、ブルーカーボン研究の高度化を図るにあたり、数値解析の習得を含め、物理過程、化学過程、生物過程を考慮した CO₂ のやりとりに関する現象の把握について、きめの細かいご指導を賜りました。これまでの現地観測、統計解析により、ぼんやりとしか分かっていなかった現象が数値解析を適用することにより、そのメカニズムや各要因の寄与度が非常に明瞭に分かるようになることで面白くなり、研究自体が非常に前に進んだと実感しています。一方で、仕事と研究のスケジュールを調整することが困難な状況に直面し、通学ペースが極端に落ちてしまったこともございましたが、限られた時間の中での的確で適切にご指導により、何とか査読付き論文も定期的に投稿し続けることができました。改めて深い感謝の意を表します。まだまだ未熟者ですが、これからも精進していきたいと思っておりますので、引き続きご指導の程宜しくお願い申し上げます。

また、副査を務めて頂きました神戸大学大学院工学研究科の藤田一郎教授、小林健一郎准教授には、1 年次及び 2 年次の研究経過発表会や予備検討会等において、博士論文の作成に際し様々なご指導を頂きました。現地観測方法や分析方法、数値解析の条件、温暖化に対する適用、今後の研究の発展の方向性等について、多面的な視点からご指導頂いたことをとても感謝致しております。

港湾空港技術研究所沿岸環境研究グループの桑江朝比呂グループ長には、2012 年に私が依頼研修員として研究グループに加わってから 7 年間、「ブルーカーボンとは何か？」から始まり、現地観測・統計解析の技術習得、様々な投稿論文の査読、研究の方向性等を含む本研究の全てに関して、総括的にご指導頂きました。2015 年までに収集した現地観測データをもとに数値解析を習得するにあたり、中山恵介教授をご紹介頂き、本博士課程において継続的に研究に携わることができました。多大なご指導頂いたことを深く感謝致します。また、同グループの所立樹客員研究員、渡辺謙太研究官、茂木博匡研究官には、研究・論文のご指導・ご支援はもとより、極寒・極暑の中での現地観測、昼夜の連続観測といった様々なご協力があつてこそ、現在の研究を進めることができていると感じております。ここに記して謝意を表します。

大阪市立大学大学院工学研究科の遠藤徹准教授には、同じブルーカーボンに関する研究をさせて頂いているというご縁により、学会発表での意見交換、本博士論文に関するご指導・ご助言等を賜りました。この場を借りて、御礼申し上げます。

北見工業大学工学部の駒井克昭准教授には、数値解析における条件・各係数を設定するために、大学内で室内実験を行わせて頂くとともに、様々なご指導・ご支援を賜りました。また、広島大学時代から助手と学生の立場を含めると、長年の間大変お世話になっており感謝致しております。

神戸大学の中山研究室(水圏環境工学研究室)のメンバーには、学会発表での同席やゼミ旅行、飲み会等、普段は研究室に居ないにもかかわらず、研究室の行事にも参加させて頂くことができ、楽しい研究生活を過ごすことができました。学生時代に学び経験したことについて、これからの社会で思う存分発揮して頂ければと思います。

本博士課程への入学や学位取得，港湾空港技術研究所への派遣，技術戦略推進活動等を支援して頂いたことに対して，中電技術コンサルタント株式会社 末國光彦社長，河野清常務，保科公伯常務，周藤浩司取締役，石田滋樹執行役員，月坂明広部長をはじめとする関係各位に心より感謝致します。また，これらの活動のきっかけを作って頂いた当時の林喜代文常務（現顧問），下村三朗取締役（現株式会社土木技術コンサルタント相談役），中本裕之部長（現株式会社臨海都市研究所代表取締役），三宅健一部長にもあわせて感謝の意を表します。

これらの方々以外にも，本研究の遂行に際し，多くの方々のご支援・ご協力があったこそ，成し遂げることができたと思っています。本来なら，1人ずつ全ての方々に謝意を記すべきですが，ここでは本書面をもって御礼申し上げます。

最後に，この3年間（研究所への派遣（単身赴任）等を含めると7年間），お盆や正月，ゴールデンウィークを含めて休日のほとんどを研究活動と論文執筆に費やしてしまったことで，貴重な家族の時間をなかなかつくることができず，妻と子供達には大変申し訳なく思うとともに，献身的にサポート頂いたことに感謝致します。これからは，少しずつ家族の時間をつくっていかせたいと考えています。

これまでの全ての方々への感謝の意をもって，本論文の締めくくりとしたいと思います。

田多 一史

神戸大学博士論文「大気－浅海域間の CO₂ 吸収・放出機構の解明」全 175 頁

提出日 2019 年 1 月 23 日

本博士論文が神戸大学機関リポジトリ **Kernel** にて掲載される場合、掲載登録日（公開日）はリポジトリの該当ページ上に掲載されます。

© 田 多 一 史

本論文の内容の一部あるいは全部を無断で複製・転載・翻訳することを禁じます。