

藤前干潟の潮だまりにおける溶存有機態炭素とメタンの動態

梅村麻希¹⁾

Dynamics of dissolved organic carbon and methane in tide pools of Fujimae tidal flat

Maki UMEMURA¹⁾

摘 要

藤前干潟には、干潮時に表面積のおよそ 30% を占める複数の潮だまりが形成されるが、これまで干潟内に形成される潮だまり内の物質循環に注目した研究は少ない。そこで、本研究は潮だまり内の溶存有機態炭素 (DOC) とメタンの干潮時間帯における濃度変化について長期に観測を行った。潮だまりでは、最大干潮前後の 4 時間で塩化物イオンが増加しており、海水の混入が認められた。DOC 濃度と塩化物イオン濃度との間に相関は認められず、潮だまりにおける河川水と海水の混合比率は DOC 濃度の変動要因ではないと考えられた。また、時期ごとの濃度の変動が場所ごとの変化に比べて大きい傾向が認められた。DOC 濃度は、干潮時に増加する (最大で 2.2 倍) 場合、減少する (最大で 0.7 倍) 場合、ほとんど変化がない場合とそれぞれ観察されたが、一定の傾向は認められなかった。溶存メタンはほとんどの場合減少したが、干潮後の濃度は常に大気平衡濃度に対して過飽和であった。干潮時における潮だまり内の有機物及びメタンの挙動の一端が明らかとなり、河口域や干潟域を評価する上で、今後の調査研究の足がかりとなる基礎的な知見を示すことができた。

キーワード：藤前干潟，メタン，潮だまり，有機物

(2008 年 10 月 1 日受付；2009 年 9 月 12 日受理)

はじめに

干潟において、堆積物中およびその直上では、酸化還元境界層は潮汐による間隙水の浸透などによって変動する。すなわち、下げ潮時には好氣的表層水が下向きに浸透し、上げ潮時には嫌氣的な間隙水が表層へ移動する (ライゼ, 2000)。藤前干潟には底生生物が多く生息しているために、上層部から下層部へ酸素が行き渡りやすく、酸化還元境界層は堆積物の深度約 20cm と報告され、酸化・脱窒作用、さらに有機物分解が活発に生じている (八木ほか, 1996)。メタンは酸化還元境界層以深でその一部の生成物として生成され、また下げ潮時にメタン酸化が生じる。メタン菌には、メタン生成菌とメタン酸化菌があり、前者は嫌気性古細菌、後者は好気性の真正細菌である。干潟に存在しながら水域である潮だまりでは、メタンは生成すると同時に消費もされる。

藤前干潟 (北緯 35° 04', 東経 136° 50') は、愛知県名古屋市港区に位置し新川と日光川の河口に挟まれた干潟である (図 1)。藤前干潟における干満差は約 2.5m である。1994 年

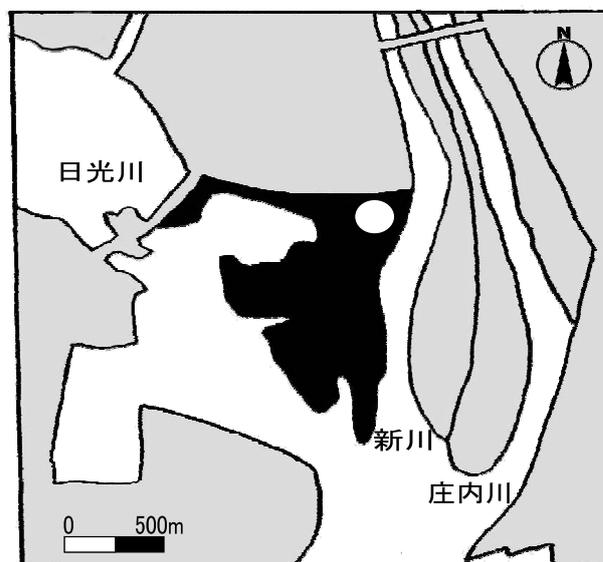


図 1. 調査地点 (黒塗りは藤前干潟を示し、白丸は複数の調査地点の区域を示す)。

¹⁾ 愛知工業大学大学院工学研究科 〒 470-0392 愛知県豊田市八草町八千草 1247 Graduate School of Engineering, Aichi Institute of Technology, Yachigusa 1247, Yakusa, Toyota, Aichi 470-0392, Japan (E-mail: makiumemura@hotmail.co.jp)

に名古屋市のゴミ処理処分場として 46.5 ha を埋め立てる環境影響評価手続きが開始された。しかし、根強い住民運動(松浦, 1999) や鳥類についてはシギ・チドリなどの渡り鳥の飛来地として重要な拠点であることや、水質浄化の観点から底泥間隙水中の溶存有機炭素 (DOC) と有機物分解などの報告(寺井・八木, 1996) があり、藤前干潟の存在意義が明確にされたため(名古屋市環境影響評価審査委員会 答申, 1998), 1999 年に名古屋市は埋め立てを断念した。そして、藤前干潟一帯は 2002 年 11 月に面積 323 ha (藤前干潟は 90 ha) が、多数の鳥の飛来と高い浄化能力が認められラムサール条約に登録された。

藤前干潟の物質循環に関する研究としては、一次生産と浄化機構 (Yagi and Terai, 2001), 海水と間隙水中の塩素イオン濃度変動 (八木ほか, 1999) がある。また、海水と海水中・底泥付着藻類の一次生産 (八木ほか, 2001a; 八木ほか, 2001b) や酸化還元作用を及ぼす藤前底泥間隙水中の無機態窒素と各態のマンガン・鉄の挙動 (八木, 2001) などがある。これまで、この干潟ではメタンガスについて取り上げたのは梅村ほか (2005) のみである。

藤前干潟には、10 m 四方 (100 m²) に、約 60 個の潮だまりが存在している。潮だまり一つの大きさは約 0.5 m² であることから、100 m² で、0.5 m² × 60 個 = 30 m² を潮だまりが占めている。すなわち、藤前干潟 (90 ha) の約 30 % (約 27 ha) を潮だまりが占めている。以上のように、潮だまりは干潮時の干潟のかなりの割合を占めているが、これまでの研究はもっぱら干潟底泥を対象としており、潮だまりの物質循環については明らかにされていない。そこで、本研究では、干潟内の特異的環境としての潮だまりに注目し、その炭素循環に関する基礎的知見を得ることを目的として、干潮時における潮だまり内の溶存有機炭素 (DOC) およびメタン濃度の変動を複数年にわたって調査した。

方 法

調査地点及び採水方法

藤前干潟には、10 m 四方 (100 m²) に、約 60 個の潮だまりが存在している。潮だまり一つの大きさは約 0.5 m² であることから、100 m² で、0.5 m² × 60 個 = 30 m² を潮だまりが占めている。すなわち、藤前干潟 (90 ha) の約 30 % (約 27 ha) を潮だまりが占めている。藤前干潟の新川寄りの堤防から南へ 10 m ~ 200 m までの範囲 (図 1) に干潮時に現れる潮だまり (大きさ 0.25 ~ 1 m², 深さ約 15 cm の自然現象からなる窪地) を 3 地点 ~ 5 地点選び、ポリ瓶で採水した。潮だまりは、波浪により形状や場所が毎回異なるため、ランダムに地点選択を行った。しかし、毎回同じ場所に存在する 2 地点については定点観測地点とした (St.1: 堤防から南へ 10 m あたりに位置する潮だまり (1.5 m²), St. 5: 堤防から南へ

100 m あたりに位置する潮だまり (0.5 m²)。なお、干潮時に形成されたこの潮だまりは、上げ潮時、下げ潮時ともに表面水の流出入は無い。

濾過操作は濾紙 (Whatman, GF/F) を使用し現地で行い、濾液は冷暗所保存にて研究室に持ち帰り、速やかに処理をした。調査は 2004 年、2007 年に大潮の日の前後 2 日の 5 日間のうちの 1 日を選んでおおむね月一回調査をおこなった。冬季 (11 月 ~ 2 月) は夜間にのみ干潟が干出するために夜間調査を行った。採水は、上げ潮の影響を受けないように、最大干潮の 2 時間前 (以下、干潮前とする) と 2 時間後 (以下、干潮後とする) に潮だまりで行った。また、底泥からの影響の有無をみるために、対照実験 (Blank) として、干潮前にステンレスカップ (直径 11.5 cm, 深さ 12 cm, 容量 500 ml) で潮だまり内の水を汲み、潮だまりの環境と同様にするため密封せず、現場に静置し干潮後に採水した。

分析項目及び分析方法

溶存酸素 (DO) は投入式溶存酸素メーター OM-14 (K.K 堀場製作所) を用い、現場にて測定を行った。濾過操作後のサンプルを溶存有機炭素 (DOC) として、TOC メーター (Shimadzu TOC-VE) で測定した。塩化物イオン (Cl⁻) は Mohr 法 (水の分析, 2005) により定量した。

メタンガス (CH₄) は、ガラスシリンジで空気に触れないように採取して密閉した。その後、現場でヘッドスペース法を用いて水試料よりガスを採取した。すなわち、潮だまりからガラスシリンジ (10 ml) で採水した試水 20 ml と He ガス 10 ml (試水: He = 2:1) をガラスシリンジ (30 ml) で 300 回よく振とうし、水試料中のメタンを気相に追い出した。気相は別のガラスシリンジ (10 ml) に入れて密閉し、水中保存にて外気に触れることのないように研究室へ持ち帰り、メタンアナライザー (Semi Conductor Detector, Sentsortec GS-15) によって測定した。溶存メタン濃度の計算は、アナライザーで得られた気液平衡後の気相中のメタン濃度から、気相中と液相中の溶存メタン濃度を求め、算出した。なお、海水の溶解度は、気液平衡時の水温から Bunsen 吸収係数 (Yamamoto et al., 1976) を使って求めた。

結果及び考察

潮だまり内の塩化物イオン (Cl⁻)

2004 年と 2007 年の全調査、全地点について、縦軸に干潮前の値、横軸に干潮後の潮だまりと Blank の値をそれぞれプロットした (図 2)。干潮前の潮だまり内の塩化物イオン濃度は最大値 17800 mg L⁻¹, 最小値 1800 mg L⁻¹ であった。底泥の影響を排除するために干潮前の水をステンレスカップに汲みとった対照 (Blank) では、静置後 4 時間で塩化物イオン濃度の変化は小さかった。一方、干潮後の潮だまりの塩化物

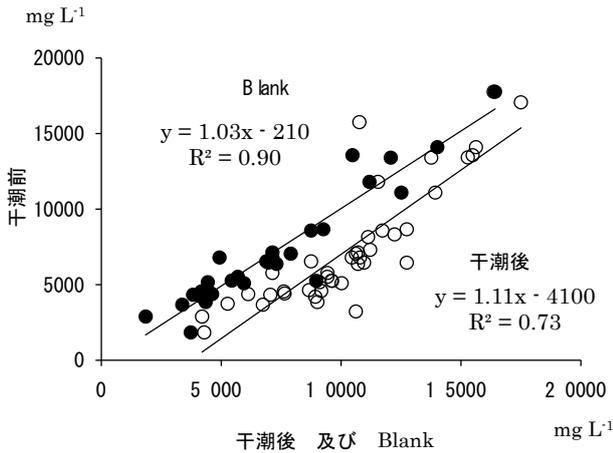


図2. 潮だまり内の干潮前後と Blank の塩化物イオン濃度 (○：潮だまり、●：Blank).

イオン濃度は、増加する傾向が認められた。上げ潮時に潮だまりへの表面水の流入はないことから、底泥から潮だまりへと海水が流入することが明らかとなった。また、八木ら(1999)は、底泥間隙水中の塩化物イオン濃度について、5～16%であると報告しており、24時間での変動は小さく干満による底泥直上海水の濃度変動の影響は認められないが、時期による濃度の違いは観測された。

潮だまり内の溶存有機炭素 (DOC)

干潮前と干潮後および Blank の潮だまり水中の DOC 濃度について 2004 年と 2007 年の観測結果を図3に示した。潮だまり内の DOC 濃度は、干潮前では、最大値 43.2 mg L⁻¹(2007 年 11 月), 最小値 4.97 mg L⁻¹ (2004 年 7 月)であった。干潮後では、最大値 50.0 mg L⁻¹(2007 年 6 月), 最小値 4.47 mg L⁻¹ (2004 年 7 月)であった。潮だまり内の DOC 濃度は、干潮前と干潮後の値はともに、時期ごとの変動が相対的に大きい、同時期における地点ごとの差は小さく、干潮後の値は、概ね干潮前の値と同程度であり、大幅な増減は観測されなかった。また、明確な季節変化も観測されなかった。DOC 濃度と塩化物イオン濃度との間に相関は認められず、潮だまりにおける河川水と海水の混合比率は DOC 濃度の変動要因ではないと考えられた。

底泥の影響を除いた潮だまり中の DOC の干潮時 4 時間での変化を検討するために Blank を設置した。潮だまりの干潮前と干潮後・Blank の値を比較してみると、DOC 濃度の変化は次の 4 つの事例に分類された。

- 1) 干潮後、Blank とともに干潮前よりも増加する場合。すなわち、潮だまり水中で DOC が生成したと考えられるケースである。干潮前よりも干潮後・Blank とともに DO が増加する傾向があることから、潮だまり水中で植物プランクトン

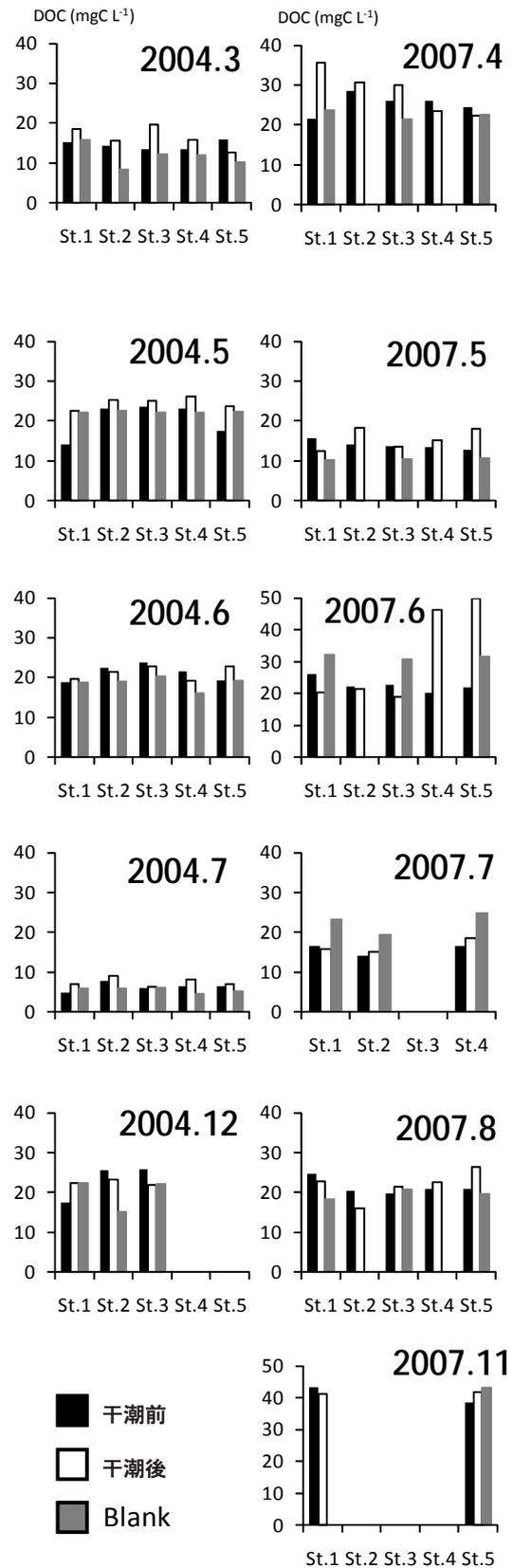


図3. 潮だまり内の干潮前後と Blank の DOC 濃度。(棒グラフ無しは欠測、St. 1、St. 5 は定点、St. 2～4 は毎回異なる地点を選択)

の光合成が活発に行われていることが推測され、Yagi and Terai (2001) によれば、藤前干潟の植物プランクトンの一次生産は $0.5 \sim 2.0 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ と見積もられていることから、光合成産物としてDOCが増加したと推測される。また、潮だまり水中の懸濁態有機物の分解によってDOCが生成した可能性も考えられた。

2) 干潮後は干潮前よりも増加するが、Blankには変化がない場合。これには、底泥の付着藻類の光合成及び底泥からのDOC供給が関与している推測された。Yagi and Terai (2001) は藤前干潟において底泥の付着藻類の活発な一次生産 ($0.1 \sim 8.5 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$) を観測している。また、底泥からの栄養塩供給による潮だまり水中の光合成の促進も要因として考えられた。

3) 干潮前よりも干潮後で減少し、Blankは変化がない場合。これは、底泥でDOC分解が生じたことが推測される。

4) 干潮前と干潮後で変化がなく、Blankでは増加した場合。水中で光合成が活発に生じ、底泥ではDOC分解が生じたために、見掛け上、干潮後の変化が見られなかったと推測された。

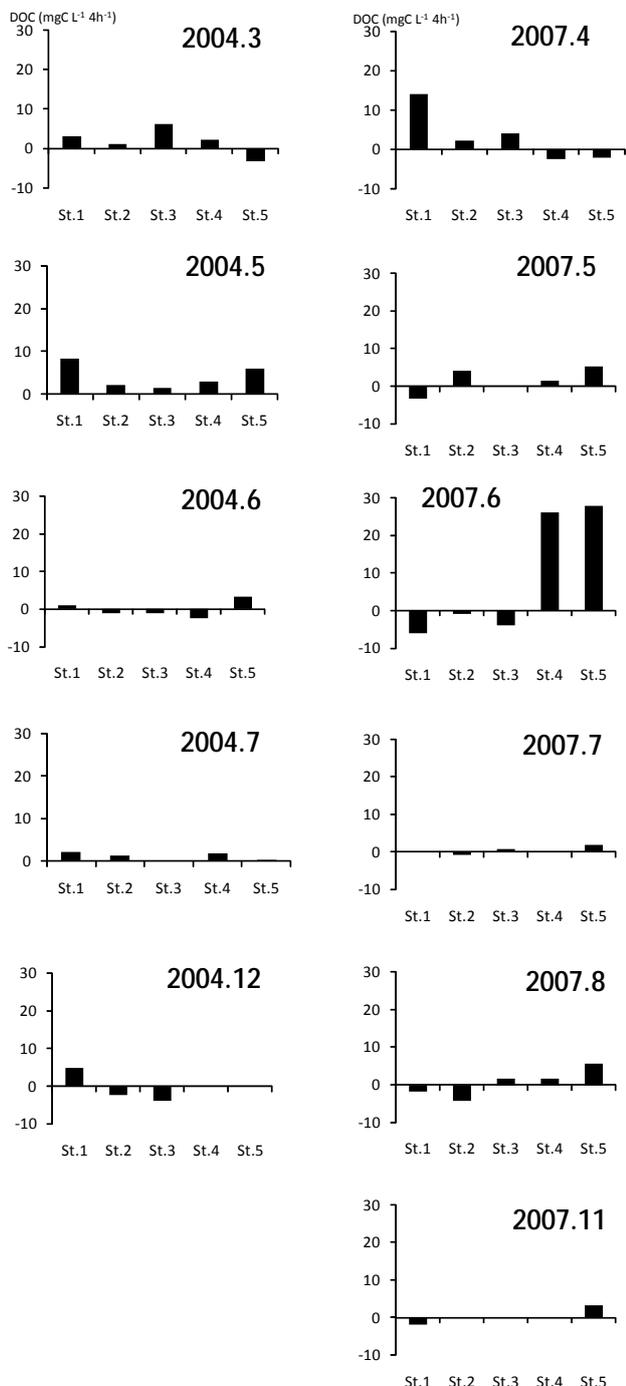


図4. 干潮時4時間のDOC変化量。(棒グラフ無しは欠測、St.1、St.5は定点、St.2～4は毎回異なる地点を選択)

以上の観測結果から、潮だまりにおける干潮時のDOCには、生成・分解及び底泥からの輸送など複数のプロセスが関与していることが推察された、しかしながら、潮だまり内のDOC濃度変化にどのプロセスが卓越しているかは明らかではなく、底泥の影響は、時期や地点ともに一定の傾向は認められなかった。

干潮前後のDOC濃度の差から求めた干潮時4時間のDOCの変化量を図4に示した。干潮時4時間での変化については、増加・減少の場合があり、最も増加したのは 28.0 mg L^{-1} (2007年7月 St.5) であり、干潮後は干潮前の値に対して2.2倍増加した。また、最も減少したのは、 6.0 mg L^{-1} (2007年7月 St.1) であり、干潮後は干潮前の値に対して30%減少した。

潮だまり内の溶存メタン

干潮前と干潮後の潮だまり水中のメタン濃度を図5に示した。干潮前の溶存メタン濃度は、最大値 $22.3 \mu \text{ L L}^{-1}$ 、最小値 $0.74 \mu \text{ L L}^{-1}$ であった。溶存メタンの大気平衡濃度は、潮だまりの塩分濃度の変動を考慮すると $0.05 \sim 0.11 \mu \text{ L L}^{-1}$ であることから、常に過飽和であることが認められた。また、溶存メタン濃度の違いはサンプリング時期及び地点ごとのばらつきが、DOCと比較して顕著であった。

潮だまりの周辺水域での溶存メタン濃度についてはいくつか報告がある。まず、藤前干潟の底泥間隙水中の溶存メタン濃度については、梅村ら (2005) が干潮前の値が $0.5 \sim 50 \mu \text{ L L}^{-1}$ であると報告している。また、潮だまりが影響を受けると考えられる新川表層水の溶存メタンについて、小山ら (1976) が $110 \sim 200 \mu \text{ L L}^{-1}$ であると報告している。さらに、伊勢湾の表層海水の溶存メタン濃度については、伊原 (1993) が、 $0.08 \sim 3.88 \mu \text{ L L}^{-1}$ と報告している。このように、藤前干潟周辺水域では、年間を通じて常に過飽和であると考えられる。その中で河川水が干潮前の潮だまり水の溶存メタン濃度にもっとも大きく影響すると予想されたが、溶存メタン濃度と塩化物イオン濃度との相関は認められなかった。干潮後

藤前干潟の潮だまりにおける溶存有機態炭素とメタンの動態

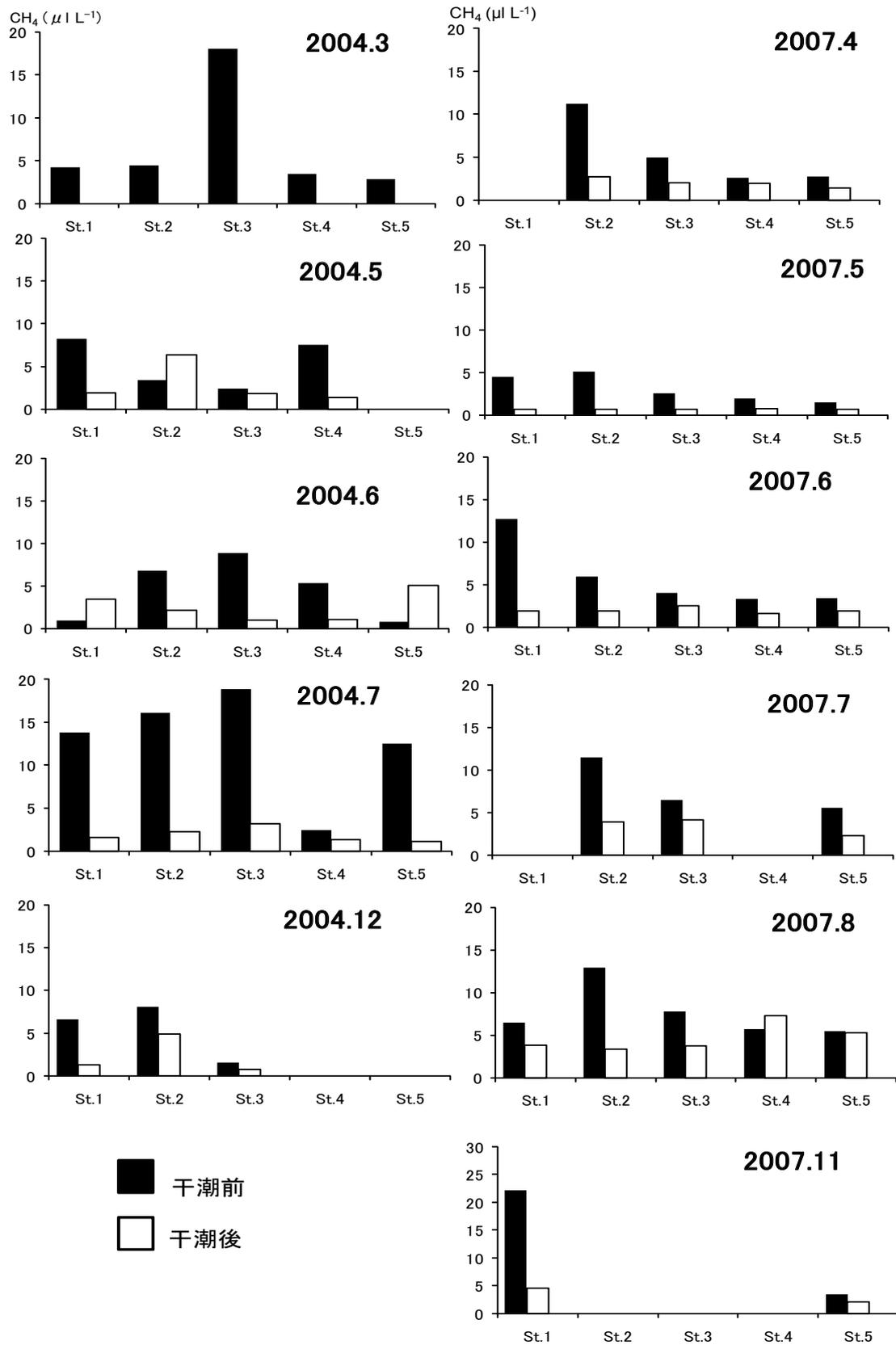


図5. 潮だまり内の干潮前後の溶存メタン濃度。
(棒グラフ無しは欠測、St. 1、St. 5 は定点、St. 2～4 は毎回異なる地点を選択)

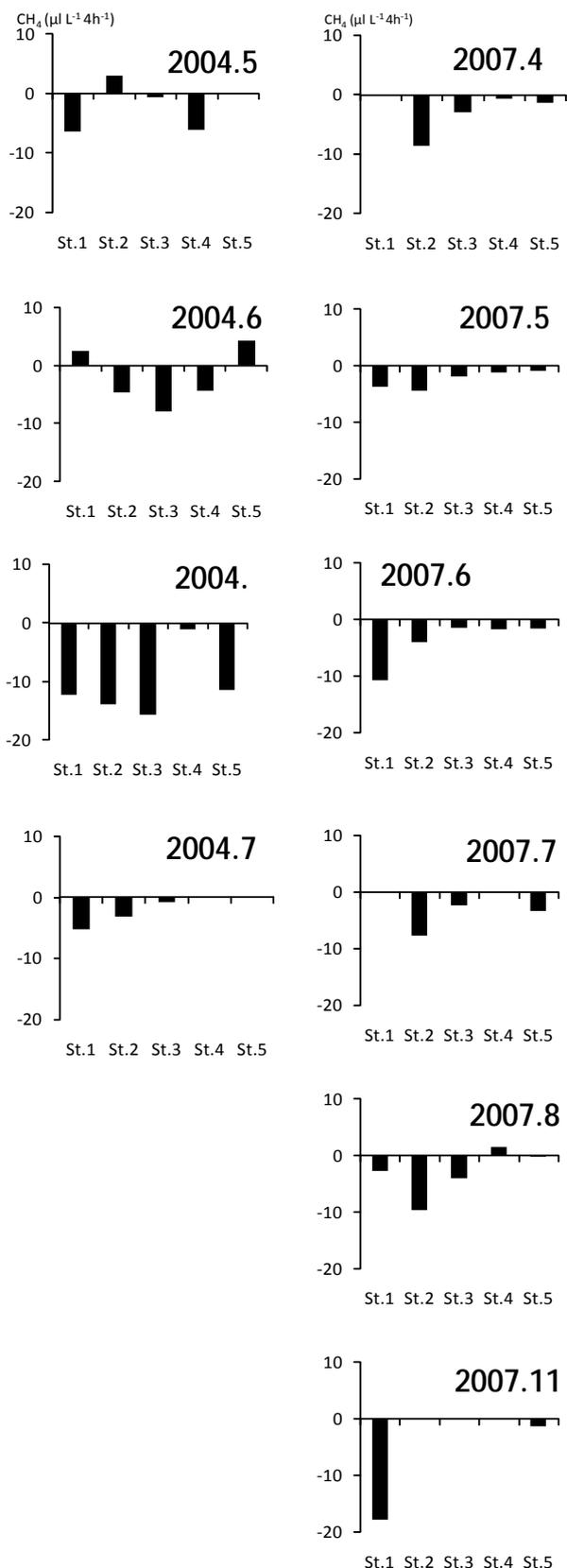


図6. 干潮時4時間の溶存メタン変化量。
(棒グラフ無しは欠測、St. 1、St. 5は定点、St. 2～4は毎回異なる地点を選択)

の溶存メタン濃度は、 $0.68 \sim 7.50 \mu\text{L L}^{-1}$ であり、ほとんどの場合干潮前に比べて大幅に減少していた。干潮前後で大幅に減少する場合も大気平衡濃度に対して過飽和であった。

干潮時4時間の溶存メタン濃度の変化量を算出した(図6)。減少量の最大値は、 $17.7 \mu\text{L L}^{-1}$ (2007年11月 St.1)であり、干潮前の20%と大幅に減少した。干潮前のメタン濃度は測定値の差が大きかったが、干潮後のメタン濃度の差は相対的に小さく、結果的に干潮前のメタン濃度が高いほど干潮後の減少が顕著であった。

干潮時の溶存メタンの減少の理由については、水中のメタン酸化及び大気への放出が挙げられる。潮だまりの溶存メタン濃度が大気平衡濃度に対して常に過飽和であることから、大気への放出が生じていると考えられるが、どの程度であるかは明らかではない。また、観測頻度は少ないが、干潮前後で増加する場合が認められた。潮だまり水中には十分に酸素が溶解しているため水中でメタンが生成された可能性は低く、底泥からの拡散があったか、サンプリング時に底泥をかく乱してしまった可能性が考えられた。

まとめ

本研究では、干潮時の干潟に広範囲で形成される潮だまりに注目し、DOCと溶存メタンの挙動を長期に渡って観察した。潮だまりについては、これまで研究例が無く、干潟の物質循環を明らかにする上で重要視されてこなかった。本研究によって干潮時における潮だまり内の有機物及びメタンの挙動の一端が明らかとなり、河口域や干潟域を評価する上で、今後の調査研究の足がかりとなる基礎的な知見を示すことができた。DOCの干潮時の濃度変化は様々なパターンが観察され、生成、分解、拡散など複数のプロセスが関わっていることが推察された。今後各プロセスを明らかにしていくことでDOCの挙動が解明されると期待される。DOCは時期ごとの変動が場所ごとの変化に比べて大きいことが明らかになり、今後潮だまりでのDOCの調査を行う場合には、観測時期を変えたサンプリングが必要だと考えられた。潮だまり内の溶存メタン濃度の違いはサンプリング時期及び地点ごとのばらつきが顕著であった。干潮時のメタンの著しい減少に潮だまり内での酸化と大気への放出のどちらのプロセスが卓越するのかが今のところ明らかではなく、大気フラックスやメタン酸化活性を測定することで、溶存メタンが単に大気へ放出されるだけなのか酸化を通じて潮だまりの物質循環に関わっているかが明らかになると期待される。

文 献

- 伊原礼二 (1993) : 伊勢湾から大気へのメタンフラックス, 名古屋大学大学院理学研究科大気水圏科学専攻, 修士論文.
- 小山忠四郎・八木明彦 (1976) : 伊勢湾水域における脱窒素量の推定. 伊勢湾における汚濁物質の循環機構に関する調査報告書, p. 147-165, 産業公害防止協会.
- ライゼ, K. (2000) : 干潟の実験生態学. 倉田博訳, 生物研究社, 東京, p. 1-18.
- 松浦さと子 (1999) : そして, 干潟は残ったインターネットと NPO. リベルタ出版.
- 名古屋市環境影響評価審査委員会 (1998) : 名古屋市港区藤前地先における公有水面埋立及び廃棄物最終処分場設置事業に係わる環境影響評価準備書について (答申), p. 1-13, 環境保全局総務課.
- 日本分析化学会北海道支部 (2005) : 水の分析. 化学同人.
- 寺井久慈・八木明彦 (1996) : 干潟間隙水中の DOC の挙動と底泥の有機物分解活性. 陸水学雑誌, 57 : 83-84.
- 梅村麻希・寺井久慈・八木明彦 (2005) : 藤前干潟における地球温室効果ガスの発生—メタン生成とその挙動—. 水処理技術, 46 : 565-574.
- 八木明彦・山田久美子・岡一郎・寺井久慈 (1996) : 藤前干潟内の一次生産と栄養塩類の挙動. 陸水学雑誌, 57 : 81-82.
- 八木明彦・鈴木洋子・坂崎京子・練木和美 (1999) : 藤前干潟の干潮と満潮時における海水・間隙水中の塩素イオン (Cl⁻) 濃度変動による水交換. 名古屋女子大学紀要 (家政・自然編), 45 : 183-188.
- Yagi A. and Terai H. (2001) : Primary production and water purification in the Fujimae Tidal Flat, Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 27 : 3394-3403.
- 八木明彦 (2001) : 藤前干潟底泥間隙水中のマンガンを鉄の動態と分子量分画による溶存有機態マンガンの挙動. 水処理技術, 42 : 473-485.
- 八木明彦・岡一郎・寺井久慈 (2001a) : 藤前干潟の一次生産. 水処理技術, 42 : 311-318.
- 八木明彦・加藤理恵子・黒田伸郎 (2001b) : 藤前干潟底泥間隙水中の無機態窒素と各態鉄・マンガンの挙動. 水処理技術, 42 : 367-279.
- Yamamoto S., J. B. Alcauskas and T. E. Crozier (1976) : Solubility of methane in distilled water and seawater. Journal of Chemical and Engineering data, 21: 78-80.
- (担当編集委員 : 村瀬 潤, 名古屋大学生命農学研究科)

