

## 大阪南港野鳥園北池塩性湿地における高水温期の CO<sub>2</sub> 吸排出量の推定

### Estimation of the amount of CO<sub>2</sub> absorption and emission in a high water temperature season at the north salt marsh of Osaka Nanko bird Sanctuary

環境水域工学分野

田中俊行

大阪南港野鳥園北池塩性湿地で 2012-2014 年の高水温期に現地調査を行い、CO<sub>2</sub> 吸排出量を試算した。吸収フラックスは堆積物温度・Chl.a 量・光量子量と、排出フラックスは堆積物温度・地下水位と強い関連性があった。排出量の推定では地下水位変動が重要で、これを考慮しない推定では、考慮した場合の約 2.1 倍過大評価されることが判った。湿地全体の CO<sub>2</sub> 吸排出量を試算すると、2014 年 5 月-9 月の CO<sub>2</sub> 吸収量は約 23 t、排出量は約 14 t であり、高水温期の本湿地は CO<sub>2</sub> の吸収源であると考えられた。

Field investigations were conducted at the north salt marsh of Osaka Nanko bird sanctuary in high water temperature seasons of 2012-2014 and the amount of net CO<sub>2</sub> absorption was estimated. Gross CO<sub>2</sub> absorption flux was closely related to sediment temperature, chlorophyll a and photon flux density, while CO<sub>2</sub> emission flux changed depending on the sediment temperature and groundwater level. Without the consideration of groundwater level, the CO<sub>2</sub> emission flux was 2.1 times higher than the value with groundwater level, which indicated the importance of groundwater level. As a result, ca.23 tons of CO<sub>2</sub> was absorbed and ca.14 tons of CO<sub>2</sub> was released. These results suggest that this salt marsh plays as a sink of CO<sub>2</sub> in the high water temperature season.

#### 1. 序論

水質浄化や CO<sub>2</sub> 吸収など、湿地の機能を定量的に示した研究は数多くあるが、大部分が潮間帯干出時の短時間の現地測定あるいは室内実験によるものである。

佐々木ら (2008) は、冠水を模した実験で DO 消費フラックスを測定し、これに干出時の現地調査と実験で得られた CO<sub>2</sub> 排出フラックスの比 (実測値/実験値) を乗じて、現地での冠水時の排出フラックスを推定した。しかし、潮間帯と潮下帯の区別はしておらず、場所による吸排出能力の違いは考慮していない。Montani et al. (2003) は、単離培養した *Navicula* sp. について、室内実験で基礎生産速度を測定し、現地での Chl-a 量を掛けて基礎生産量を概算した。しかし、単一種のみの推定であるため、湿地全体の評価には課題が残る。Spilmont et al. (2006) は、潮間帯干出時に CO<sub>2</sub> フラックスを測定し、CO<sub>2</sub> 吸収量を試算しているが、冠水時は光の減衰が大きいため、試算の対象外としている。しかし、山口 (2011) は、潮下帯の底生微細藻の生産量は潮間帯に匹敵することを報告しており、潮下帯や潮間帯冠水時も試算の対象とすべきである。

そこで、本研究では、潮間帯と潮下帯の堆積物表層の CO<sub>2</sub> フラックスを現地測定することで、湿地全体の CO<sub>2</sub> 吸排出量を定量化した。なお、生物活動による CO<sub>2</sub> 動態に着目するため、生物活性の高い高水温期を対象とした。

#### 2. 調査概要

##### 2.1 調査地点と項目

大阪南港野鳥園北池 (大阪市住之江区) の約 43,100 m<sup>2</sup> を対象とした。約 50×50 m で 12 区域、約 25×25 m で 15 区域、約 50×25 m で 3 区域に分割し、それぞれ Area1-30 とした (図-1)。

CO<sub>2</sub> 吸収・排出フラックスの測定は、潮間帯の Area10 と潮下帯の Area2 のそれぞれ 1 定点 (それぞれ St.10, St.2 とする) で行った。St.10 では 2012-2014 年の 5-9 月、St.2 では 2013-2014 年の 5-9 月に測定した。同時に、光量子量、堆積物温度、0-5 mm 層の Chl-a 量なども測定した。

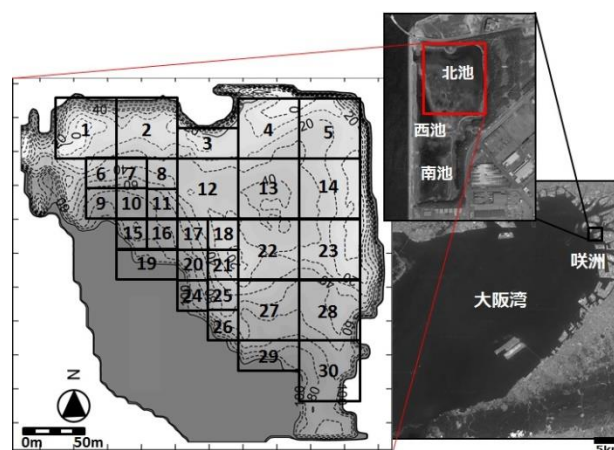


図-1 大阪南港野鳥園の位置と調査地点

## 2.2 潮間帯における CO<sub>2</sub> 計測手法

通気型のチャンバー法を用いた。ポリカーボネート製の明チャンバー（底面積 1486 cm<sup>2</sup>、容積 31.7 L）とポリエチレン製の暗チャンバー（底面積 1385 cm<sup>2</sup>、容積 30.1 L）を用いた。前者では、藻類の光合成や底生動物と菌類の有機物分解と呼吸が計測される。一方、後者では、光合成は計測されず、両者の差が総光合成となる。ここでは、明チャンバーと暗チャンバーのフラックスの差を吸収フラックス、暗チャンバーのフラックスを排出フラックスと定義する。

ポンプでチャンバーに外気を流し入れ、同量の空気を吸引した（図-2）。これにより、内圧は変化しないと考える。冷温トラップと乾燥剤で過剰な水分を除去し、非分散型赤外ガス分析計（LI-COR 製、LI-820；VAISALA 製、GMP343）で CO<sub>2</sub> 濃度を計測した。計測中は小型ファンでチャンバー内空気を緩やかに攪拌した。1 回の測定時間は、明チャンバーは約 5 分間、暗チャンバーは約 30 分間とし、複数回測定した。なお、全測定前にチャンバー内部の空気を完全に入れ換えた。

## 2.3 潮下帯における CO<sub>2</sub> 計測手法

閉鎖型のチャンバーを用いた。アクリル製の明チャンバーと塩化ビニル製の暗チャンバー（ともに底面積 721cm<sup>2</sup>、容積 15.1L）を用いた。PTFE チューブを気液平

衡部として 2 m 使用し、溶存 CO<sub>2</sub> 濃度を計測した。チャンバー内には、PTFE チューブと攪拌用ファンを設置した（図-3）。チャンバー外には、ポンプ、乾燥剤、非分散型赤外ガス分析計（VAISALA 製、GMP343）をボート上に設置し、これらをチューブで繋いだ。溶存 CO<sub>2</sub> 濃度は、PTFE チューブ内外が気液平衡に達するまでの時間を考慮し、測定開始から最低 30 分以降のデータを使用した。

## 3. 結果および考察

### 3.1 潮間帯と潮下帯の CO<sub>2</sub> フラックス

表-1 に調査結果を示す。なお、2014 年 7 月 30 日はスジアオノリ (*Ulva prolifera*)、ミナミアオサ (*Ulva ohnoi*)、オゴノリ (*Gracilaria vermiculophylla*) によるグリーンタイドが発生していた。一部、海藻類が少ない場所があったため、そこで CO<sub>2</sub> フラックスを測定した。また、同年 8 月 6 日にはグリーンタイドに加え、ミキモトヒラオビムシ (*Karenia mikimotoi*) による赤潮も出現していた。潮間帯 St.10 では、*Ulva prolifera* による地表面被度が 100% であったため、*Ulva prolifera* も含めた CO<sub>2</sub> フラックスを測定した。潮下帯 St.2 では赤潮により、底部の環境が目視できなかつたため、海藻類によるフラックスへの影響が含まれている可能性がある。

グリーンタイド発生日を除くと、潮間帯 St.10 の吸収フラックスは 5.7-22.6 mgCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/min、排出フラックスは 3.5-

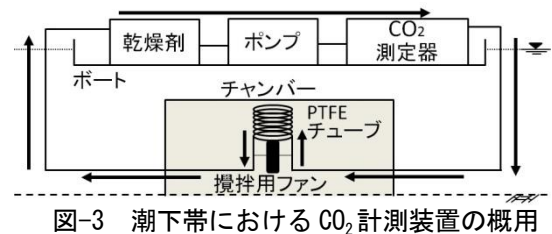
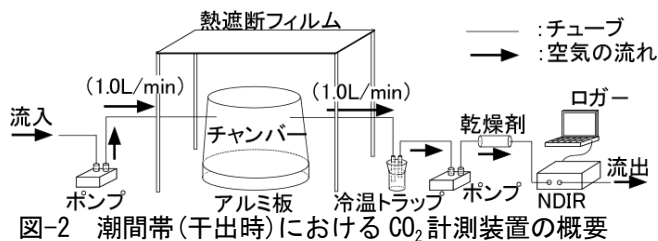


表-1 両地点における各調査時の CO<sub>2</sub> 吸収・排出フラックス

調査日程	吸収フラックス [mgCO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /min]	排出フラックス [mgCO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /min]	温度 [°C]	光量子量 [μmol/m <sup>2</sup> /sec]	Chlorophyll-a [mg/m <sup>2</sup> ]
<b>潮間帯(St.10)</b>					
2012年 5月23日	5.7±0.8	4.7±1.5	21.0	649-691	110.6
6月6日	8.9±1.2	4.3±1.2	25.9-26.2	2100-2175	133.5
7月4日	14.0±1.1	7.0±1.2	26.4-26.9	476-674	351.7
8月29日	22.6±3.3	10.7±2.3	30.0-30.1	856-1625	239.8
9月26日	15.6±2.7	3.5±1.2	27.9-31.5	1740-1929	162.7
2013年 5月22日	8.3±1.5	4.5±1.1	22.5-25.6	1938-2052	115.1
7月24日	13.4±2.0	8.9±2.6	31.2-31.8	1585-1957	122.7
9月18日	18.8±3.6	7.0±2.0	28.0-29.4	1829-1979	222.5
2014年 5月14日	15.0±4.4	5.6±2.7	20.8-22.0	583-1357	303.4
7月9日	13.6±2.4	5.0±0.7	29.0-29.9	708-2054	208.6
8月6日	44.1±1.4	20.5±1.3	28.4-29.0	932-2219	111.7
9月10日	7.0±0.8	6.4	27.5-28.1	1011-1470	333.4
<b>潮下帯(St.2)</b>					
2013年 5月22日	0.08±0.04	1.5±0.2	21.0	197-208	56.7
7月24日	3.6±0.1	3.1±0.3	31.0-32.0	914-1392	167.3
2014年 5月14日	0.2±0.1	1.0±0.7	20.6-20.9	546-618	87.4
7月9日	1.7±0.2	0.9±0.3	26.9-27.9	413-687	156.1
7月30日	0.3±0.1	0.4±0.1	29.9-30.0	360-521	264.6
8月6日	3.0±0.2	2.1±0.1	28.7-29.4	290-684	196.5
9月10日	0.8±0.4	0.5±0.1	27.0-27.4	No Data	271.5

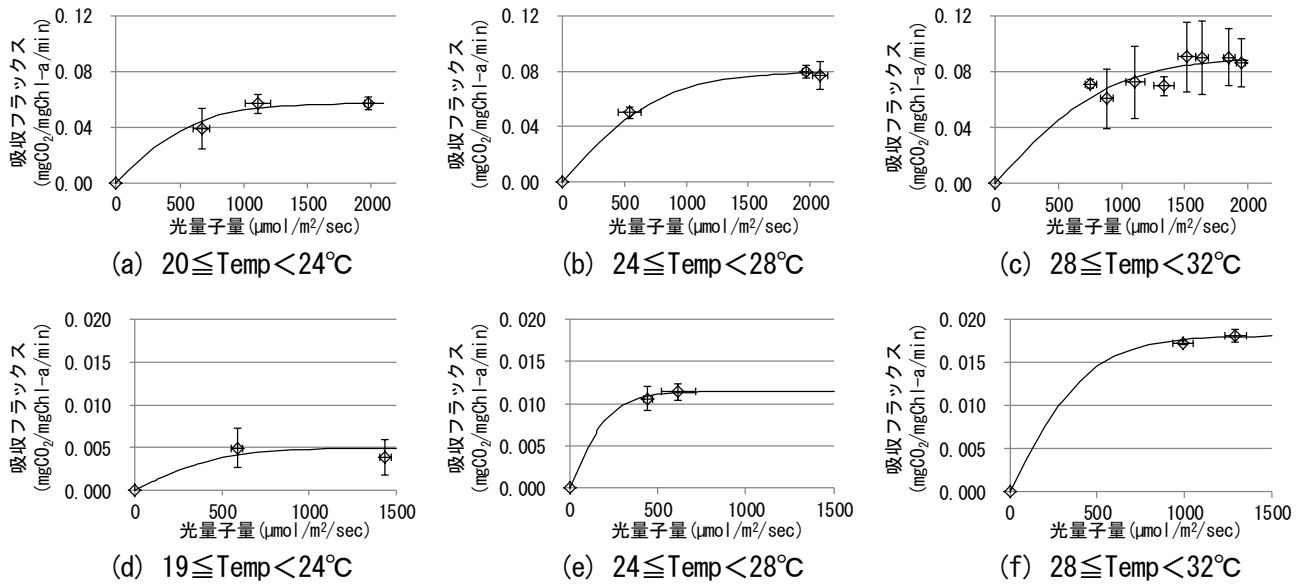


図-4 光量子量と吸収フラックスの関係 (a-c : 潮間帯, d-f : 潮下帯)

10.7mgCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/minであった。このことから、日中に干出している時間帯であれば、吸収源として寄与していることが推察される。グリーンタイドと赤潮が発生すると(2014年8月6日),吸収フラックスは44.1 mgCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/min, 排出フラックスは20.5 mgCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/minと、いずれも大きな値を示した。これにより、グリーンタイド発生時は光合成だけでなく、有機物分解も活発であったことがわかる。また、Chl-a量が111.7 mg/m<sup>2</sup>と、ほかの月日に比べて低いのは、堆積物上に海藻類が繁茂したことによって、堆積物上の底生微細藻の生長が阻害されたことが考えられた。潮下帯では、潮間帯と比較して吸収・排出フラックスともに小さかった。排出フラックスに関しては、堆積物の高い含水率によって、有機物分解が低減したことも考えられる(森本ら;1995)。赤潮が発生した2014年8月6日の海水中のChl-a濃度は104.6 μg/Lであり、ほかの調査日(0.3-1.8 μg/L)よりも大きな値をとった。このことから、ほかの日と比べて、吸収フラックスは、*Karenia mikimotoi* や海藻類の光合成の影響を強く受けていると考えられる。

### 3.2 光とCO<sub>2</sub>吸収フラックス

潮間帯について、堆積物温度20-32°Cまでを4°C刻みで区分した光量子量とCO<sub>2</sub>吸収フラックスの関係を図-4(a)-(c)に示す。図-4中の曲線は式-1で表される(Platt&Jassby;1976)。なお、式中のパラメータは表-2に示す。

$$f_{in} = f_{in}^m \tanh(\alpha I / f_{in}^m) - R \quad \text{式-1}$$

ここで、 $f_{in}$ は吸収フラックス[mgCO<sub>2</sub>/mgChl-a/min],  $f_{in}^m$ は最大吸収フラックス、 $R$ は暗条件下の呼吸フラックスである。 $\alpha$ は曲線の勾配であり、 $f_{in}^m$ を飽和光量で除した値である[(mgCO<sub>2</sub>/mgChl-a/min)/(μmol/m<sup>2</sup>/sec)]。I<sub>z</sub>は水深Z

表-2 光合成-光曲線の定数

	Temp	$\alpha$	$f_{in}^m$
潮間帯	20-24	0.00009	0.057
	24-28	0.00010	0.080
	28-32	0.00010	0.091
潮下帯	19-24	0.00001	0.005
	24-28	0.00005	0.011
	28-32	0.00004	0.018

Tempの単位: °C  
 $\alpha$ の単位: (mgCO<sub>2</sub>/mgChl-a/min)/(μmol/m<sup>2</sup>/sec)  
 $f_{in}^m$ の単位: mgCO<sub>2</sub>/mgChl-a/min

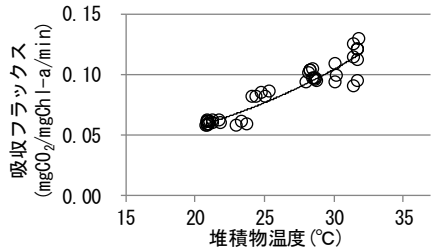
[cm]における光量子量[μmol/m<sup>2</sup>/sec]である。吸収フラックスは明チャンバーと暗チャンバーのフラックスの差から求めているため、呼吸分は取り除かれている。よって、 $R=0$ とおける。なお、式の決定にあたって2014年7月30日,8月6日,9月10日の測定結果は使用していない。

現地における見かけの飽和光量は、約633-910 μmol/m<sup>2</sup>/secであり、既往研究の200-2044 μmol/m<sup>2</sup>/secと同程度である(例えば, Shaffer & Onuf; 1985, Whitney & Darley; 1983)。堆積物中の光環境について, Ichimi et al. (2008)は粒度組成から光透過係数を求める式を提唱している。その方法に従い、有光層(1%光透過深度)を求めると、平均で約2.1 mmであった。一般に、夏季の日中の光量は約2000 μmol/m<sup>2</sup>/sec、培養実験で得られる底生微細藻単一種の飽和光量は約100 μmol/m<sup>2</sup>/sec(夏季の日中の約5%)である(山本;2009)。有光層と同様に、5%光透過深度を求めると平均で1.4 mmとなり、現地では深度1.4-2.1 mmに生息する底生微細藻は光飽和に達していないと考えられた。このことが、現地で得られる飽和光量が培養実験で得られる飽和光量よりも高くなる要因の1つであると考えられる。Pinckney et al. (1993)は、堆積物中での光の減衰などにより、底生微細藻全体が光飽和になりにくいと報告している。

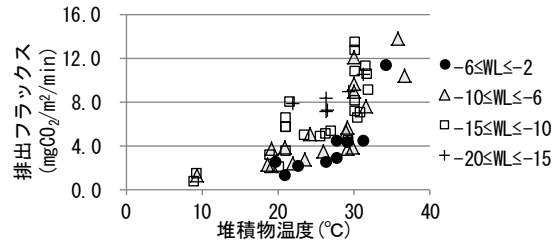
潮下帯の飽和光量は、約220-500 μmol/m<sup>2</sup>/secであった(図-4(d)-(f))。また、 $\alpha$ は $0.1 \times 10^{-4}$ - $0.5 \times 10^{-4}$ であり、

表-3 底生微細藻類の最大吸収フラックスの比較

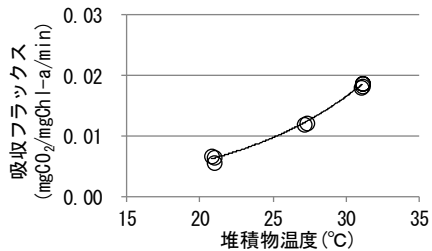
場所	指標	$f_{in}^m$ [mgCO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /min]	$f_{in}^m$ [mgCO <sub>2</sub> /mgChl-a/min]	Chl-a [mg/m <sup>2</sup> ]	参考
<b>潮間帯</b>					
Nanko Bird Sanctuary (Japan)	CO <sub>2</sub>	28.0-76.6	0.057-0.091	27.3-841.3	Present Study
San Francisco Bay (USA)	<sup>14</sup> C	n.d	0.14-0.29	n.d	Guarini et.al (2002)
Westerschelde (Netherlands)	<sup>14</sup> C	n.d	0.12-1.10	<45	Barranquet & Kromkamp (2000)
Isshiki (Japan)	<sup>14</sup> C	n.d	0.058	83-149	Goto et.al (2000)
Sarihos Pequenos (Portugal)	<sup>14</sup> C	0.98	0.01	22-37	Perkins et.al (2001)
North Inlet Estuary (USA)	O <sub>2</sub>	4.88-9.94	0.13-0.16	38.0-63.8	Pinckney & Zingmark (1993)
<b>潮下帯</b>					
Nanko Bird Sanctuary (Japan)	CO <sub>2</sub>	0.88-18.3	0.005-0.018	28.3-1015.8	Present Study
Kirr-Bucht (Gearmany)	O <sub>2</sub>	0.38-2.89	n.d	175.7-214.2	Meyercordt & Meyer-Reil (1999)
Rassower Strom (Gearmany)	O <sub>2</sub>	0.25-3.31	n.d	67.5-104.3	(Same as above)



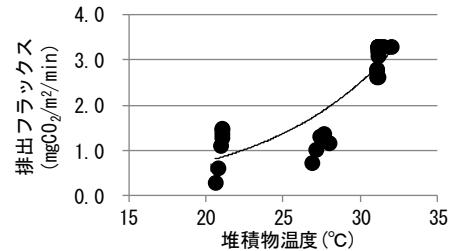
(a) 潮間帯の吸収フラックス



(b) 潮間帯の排出フラックス (WL は地下水位 (cm))



(c) 潮下帯の吸収フラックス



(d) 潮下帯の排出フラックス

図-5 堆積物温度と吸収・排出フラックスの関係

潮間帯の  $0.9 \times 10^{-4}$  -  $1.0 \times 10^{-4}$  と温度区分別に比較すると、約 1/9-1/2 となっている。このことは、潮下帯に生息する微細藻類は、潮間帯に生息する微細藻類よりも光の利用効率が低く、そのほかの要因によって光合成が律速されていることを示唆している。 $f_{in}^m$  について着目すると、 $0.005$ - $0.018$  mgCO<sub>2</sub>/mgChl-a/min であり、潮間帯の  $0.057$ - $0.091$  mgCO<sub>2</sub>/mgChl-a/min と比較すると、約 1/11-1/5 であった。 $f_{in}^m$  は飽和光量下での吸収フラックスであるため、光による律速はない。また、温度区分別の吸収フラックスを比較しているため、温度条件に大きな差はない。さらに、赤潮が発生する富栄養な環境であるため、栄養塩による律速は考えにくい。潮下帯であるため、水分も十分に存在する。以上より、 $f_{in}^m$  の差は、種構成の違いが考えられる。潮間帯では *Pleurosigma* sp., *Navicula* sp., *Nitzschia* sp., 潮下帯では *Nitzschia* sp. が多く、種構成に違いがあったことを確認している。

大阪南港野鳥園北池湿地の単位 Chl-a ベースの  $f_{in}^m$  値は、ほかの湿地と同程度である (表-3)。しかし、北池湿地の Chl-a 量は潮間帯で  $27.3$ - $841.3$  mg/m<sup>2</sup>、潮下帯で  $28.3$ - $1015.8$  mg/m<sup>2</sup> であり、藻類現存量はほかの湿地よりも極めて大きい。これにより、面積ベースでは、ほかの湿地よりも大きな値を示したと考える。なお、最大値を計測したの

表-4 堆積物温度-吸収・排出フラックス曲線の定数

		a [mgCO <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /min]	b [°C <sup>-1</sup> ]	条件
潮間帯	吸収	0.02	0.06	
	排出	0.13	0.12	-6≤WL<-2
		0.50	0.09	-10≤WL<-6
		0.61	0.09	-15≤WL<-10
		0.93	0.08	-20≤WL<-15
潮下帯	吸収	0.001	0.11	
	排出	0.07	0.12	

WL: 地下水位[cm]

は 2014 年 9 月 14 日であり、グリーンタイドは出現していなかった。赤潮は依然として出現していたことから、赤潮プランクトンが堆積物表面に付着し、Chl-a 量が極めて大きくなった可能性が考えられる。

### 3.3 堆積物温度と吸収・排出フラックス

潮間帯堆積物の温度と吸収・排出フラックスの関係を図-5(a)-(b)に示す。吸収フラックスに関しては、光律速の影響を除外するために、光量子と吸収フラックスの関係において、 $f_{in}^m$  値以上の値のみ (生データ) を使用した。また、排出フラックスに関しては、地下水位で 4 パターンに区分した。図-5(a)-(b)について、指数近似を行った結果 (式-2, 表-4), 全てで強い関係性があった (それぞ

れ  $R^2=0.90, 0.75-0.96$  . これにより, 堆積物温度によって, 潮間帯の吸収・排出フラックスは予測可能であると考えられた.

$$f = a \times \exp(b \times T) \quad \text{式-2}$$

ここで,  $a$  は堆積物温度  $T=0^\circ\text{C}$  における吸収および排出フラックス [ $\text{mgCO}_2/\text{m}^2/\text{min}$ ],  $b$  は温度係数 [ $^\circ\text{C}^{-1}$ ] である.

$Q_{10}$  を求めると, 吸収フラックスに関しては  $Q_{10}=1.8$  が得られた. これは既往の報告と同程度であった (例えば, Goldman et al. ; 1974, Migné et al. ; 2004). 同様に, 排出フラックスに関しては  $Q_{10}=2.2-3.3$  が得られた. Hofman et al. (1991) は 1.3-2.7, 清木ら (1998) は 2.4-3.3 と報告しており, 同程度であった.

次に, 図-5(c)-(d) に潮下帯の堆積物温度と吸収・排出フラックスの関係を示す. それぞれ,  $R^2=0.99, 0.67$  であり, 吸収・排出フラックスは堆積物温度で予測可能であると考えられた (式-2, 表-4).  $Q_{10}$  はそれぞれ 3.0 と 3.3 であり, 既往の報告と同程度であった (Migné et al. ; 2004, Nowicki et al. ; 1985). また, 潮間帯よりも高い値であったことから, 潮下帯では, 潮間帯よりも堆積物温度の変動の影響を強く受けることが考えられた. なお, 2014年7月30日, 8月6日, 9月10日の測定結果は潮間帯, 潮下帯ともに使用していない.

### 3.4 CO<sub>2</sub> 吸排出量の推定

#### a) 方法

吸収量は式-3 から 6 で推定する. 推定に必要なパラメータは Chl-a 量, 光量子量, 堆積物温度, 潮位 (地盤高と潮汐) である. 先述したように, 堆積物温度 19-32 $^\circ\text{C}$  において, 堆積物温度と吸収フラックスに指数関係があることを述べたが, さらに高温域では吸収フラックスが減少することが一般に知られている. 堆積物温度を連続計測した結果, 最高で 41.0 $^\circ\text{C}$  に達したため, 吸収フラックスの減衰を考慮する必要がある. 中谷 (2011) は複数の植物プランクトンの競合関係を考慮する場合の水温と増殖速度の関係について, 式-5 で表される増殖最適水温をピークに持つ尖度関数が適していると述べている. そこで, 今回の推定では, 最適温度を 32 $^\circ\text{C}$  とした尖度関数を使用する. また, 活動限界温度が約 40 $^\circ\text{C}$  となるように (斎藤 ; 2002), 堆積物温度に対する尖り度  $\beta_2$  を設定した.

$$F_{in} = \sum_n \sum_i \sum_t f'_{in(n,i,t)} \times Chl_{(n,i,t)} \times S \times 60t \times 10^{-6} \quad \text{式-3}$$

$$f'_{in(i,t)} = f_{in(n,i,t)} \times \Delta f_{in(n,i,t)} \quad \text{式-4}$$

$$f_{in(i,t)} = f_{in}^m \times e^{-\beta_1(T_{(n,i,t)} - T_{opt})^2} \quad |T_{(n,i,t)} \leq T_{opt} \quad \text{式-5 (a)}$$

$$f_{in(i,t)} = f_{in}^m \times e^{-\beta_2(T_{opt} - T_{(n,i,t)})^2} \quad |T_{opt} \leq T_{(n,i,t)} \quad \text{式-5 (b)}$$

$$\Delta f_{in(n,i,t)} = \{f_{in}^m \times \tanh(\alpha I_{z(n,i,t)} / f_{in}^m) - R\} / f_{in}^m \quad \text{式-6}$$

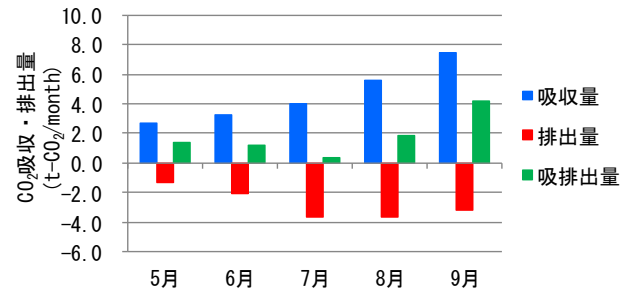


図-6 吸排出量の推定結果

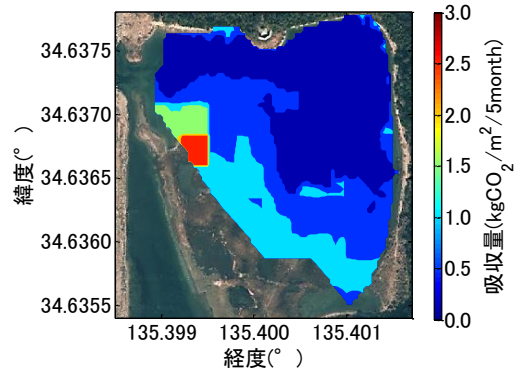


図-7 吸収量の面的分布

ここで,  $n$  は区域番号,  $i$  は 1 区域内の計算メッシュ数,  $F_{in}$  は CO<sub>2</sub> 吸収量 [ $\text{kgCO}_2$ ],  $f'_{in}$  は光律速を考慮した吸収フラックス [ $\text{mgCO}_2/\text{m}^2/\text{min}$ ],  $\Delta f_{in}$  は光律速項,  $T_{opt}$  は最適温度 [ $^\circ\text{C}$ ],  $S$  は面積 [ $\text{m}^2$ ],  $t$  は時間 [hour],  $Chl$  はクロロフィル a 量 [ $\text{mg}/\text{m}^2$ ],  $\beta_1$  と  $\beta_2$  は曲線の尖度である.

排出量は式-7, 8 で推定する. 推定に必要なパラメータは堆積物温度, 潮位 (地盤高と潮汐), 地下水水位である. なお, 吸収フラックスは高温域で減少すると述べたが, 排出フラックスは減少しない.

$$F_{out} = \sum_n \sum_i \sum_t f_{out(n,i,t)} \times S \times 60t \times 10^{-6} \quad \text{式-7}$$

$$f_{out(n,i,t)} = a \times \exp(b \times T_{(n,i,t)}) \quad \text{式-8}$$

ここで,  $F_{out}$  は CO<sub>2</sub> 排出量 [ $\text{kgCO}_2$ ],  $f_{out}$  は排出フラックス [ $\text{mgCO}_2/\text{m}^2/\text{min}$ ] である.

湿地全体の CO<sub>2</sub> 吸排出量は式-9 で示される. また, 正であれば CO<sub>2</sub> の吸収源, 負であれば排出源となる.

$$F = F_{in} - F_{out} \quad \text{式-9}$$

ここで,  $F$  は CO<sub>2</sub> 吸排出量 [ $\text{kgCO}_2$ ] である.

#### b) 結果

図-6 に 2014 年 5 月から 9 月の CO<sub>2</sub> 吸収, 排出, 吸排出量を示した. 正が堆積物への吸収, 負が堆積物からの排出を示す. 吸収量は 5 月から順に, 2.7 tCO<sub>2</sub>, 3.3 tCO<sub>2</sub>, 4.0 tCO<sub>2</sub>, 5.5 tCO<sub>2</sub>, 7.5 tCO<sub>2</sub> で, 合計で 23.0 tCO<sub>2</sub> であった. 単位面積, 単位時間当たりの吸収量は, 5 月から 9 月まで順に, 0.10 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.13 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.15 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.21 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.29 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour であ

## 参考文献

った。排出量は5月から順に、1.3 tCO<sub>2</sub>, 2.1 tCO<sub>2</sub>, 3.7 tCO<sub>2</sub>, 3.7 tCO<sub>2</sub>, 3.2 tCO<sub>2</sub> で、合計で 14.0 tCO<sub>2</sub> であった。単位面積、単位時間当たりの排出量は、5月から9月まで順に、0.05 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.08 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.14 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.14 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.13 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour であった。吸収量と排出量の差から求められるCO<sub>2</sub>吸排出量は5月から順に、1.4 tCO<sub>2</sub>, 1.2 tCO<sub>2</sub>, 0.3 tCO<sub>2</sub>, 1.8 tCO<sub>2</sub>, 4.2 tCO<sub>2</sub> であった。単位面積、単位時間当たりの吸収量は、5月から9月まで順に、0.05 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.05 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.01 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.07 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour, 0.16 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour であった。吸収量と排出量の差より、大阪南港野鳥園北池湿地 35,881m<sup>2</sup> (潮間帯部 19,338 m<sup>2</sup>, 潮下帯部 16,544m<sup>2</sup>) では5月から9月の高水温期において、合計 9.0 t (0.07 gCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/hour) のCO<sub>2</sub>が吸収されていると考えられた。なお、本研究では排出量の推定に関し、地下水位別の堆積物温度と排出フラックスの関係を適用した。しかし、従来の生態系モデルや現地調査による推定では、地下水位との関係に言及していない(例えば, Hubas et al. ; 2007, Spilmont et al. ; 2006)。この関係を適用しない場合、排出量は 29.6 tCO<sub>2</sub> となり、湿地からは 6.6 t のCO<sub>2</sub>が排出されることになる。そのため、湿地のCO<sub>2</sub>排出量を推定するには、湿地の大きな特徴である潮汐(厳密には、地下水位変動)を考慮する必要があるといえる。

次に、図-7に2014年5月-9月のCO<sub>2</sub>吸収量の積算値の等高線図を示した。地盤高がD.L.+86.7-98.6 cmと高いArea15で2.8 kgCO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>と最も大きく、潮下帯(主に、Areas 1-5,13-14,22-23)にかけて減少していることがわかる。この傾向は、排出量や吸排出量においても同様であり、CO<sub>2</sub>の吸収・排出には地盤高が関係していると考えられた。実際に、5月から9月まで月別に地盤高と吸収量、排出量の関係はR<sup>2</sup>≥0.86, 0.56であり、それぞれ関係性があることを確認している。

## 4. まとめ

- ・吸収フラックスは堆積物温度、光量子量、Chl-a量で、排出フラックスは堆積物温度、地下水位(潮間帯のみ)で予測可能であると考えられた。
- ・北池湿地では、2014年5月から9月の間に、光合成によって23.0tのCO<sub>2</sub>が吸収された一方で、有機物分解と呼吸によって14.0tのCO<sub>2</sub>が排出されていたと考えられた。これらの差を求めると、9.0tの吸収となり、高水温期において、北池湿地はCO<sub>2</sub>の吸収源であると考えられた。
- ・潮間帯のCO<sub>2</sub>排出量の推定には、地下水位変動を考慮する必要がある。今回の推定においては、地下水位変動を考慮しない場合、湿地全体のCO<sub>2</sub>排出量は約2.1倍の過大評価となった。

- 斎藤のどか (2002) : 河口域干潟域における底生珪藻の動態と環境諸因子の関係, 香川大学修士論文, pp.69-72.
- 佐々木晶子 (2008) : 河口干潟における好氣的有機物分解量 : 温度・潮汐の影響を考慮した推定, 瀬戸内海, 52, pp.48-51.
- 清木徹, 平岡喜代典, 李正奎, 西嶋渉, 向井徹雄, 瀧本和人, 岡田光正 (1998) : 広島湾における干潟の水質浄化能に関する研究有機物の分解特性について, 水環境学会誌, 第21巻, 第7号, pp.421-428.
- 中谷祐介 (2011) : 大阪湾における汚濁負荷と物質循環機構の実態に関する研究, 大阪大学博士論文, pp.76.
- 森本研吾, 松尾信 (1995) : 海浜砂中における水分と有機物分解性の関係, 水環境学会誌, 第18巻, No.5, pp.382-388.
- 山口一岩 (2011) : 温帯沿岸域における底生微細藻類の生物量と生産量, 日本ベントス学会誌, 66, pp.1-21.
- 山本民次 (2009) : 沿岸海域生態系における底生微細藻の役割, 沿岸海洋研究, 第47巻, 第1号, pp.3-10.
- Barranquet C. and J.Kromkamp (2000) : Estimating primary production rates from photosynthetic electron transport in estuarine microphytobenthos, Marine Ecology Progress Series, Vol.204, pp.39-52.
- Goldman J.C. and E.J.Carpenter (1974) : A kinetic approach to the effect of temperature on algal growth, Limnology and Oceanography, Vol.19, No.5, pp.756-766.
- Goto N., O.Mitamura and H.Terai (2000) : Seasonal variation in primary production of microphytobenthos at the Isshiki intertidal flat in Mikawa Bay, Limnology, Vol.1, pp.133-138.
- Guarini J-M., J.E.Cloern, J.Edmunds and P.Gros (2002) : Microphytobenthic Potential Productivity Estimated in Three Tidal Embayments of the San Francisco Bay: A Comparative Study, Estuaries, Vol.25, No.3, pp.409-417.
- Hofman P.A.G., S.A.de Jong, E.J.Wagenvoort, A.J.J.Sandee (1991) : Apparent sediment diffusion coefficients for oxygen and oxygen consumption rates measured with microelectrodes and bell jars: Applications to oxygen budgets in estuarine intertidal sediments (Oosterschelde, SW Netherlands), Marine Ecology Progress Series, Vol.69, pp.261-272.
- Hubas C., L.F.Artigas and D.Davoult (2007) : Role of the bacterial community in the annual benthic metabolism of two contrasted temperate intertidal sites(Roscoff Aber Bay,France), Marine Ecology Progress Series, Vol.344, pp.39-48.
- Ichimi K., K.Tada, S.Montani (2008) : Simple estimation of penetration rate of light in intertidal sediments, Journal of Oceanography, 64, pp.399-404.
- Meyercordt J. and L-A.Meyer-Reil (1999) : Primary production of benthic microalgae in two shallow coastal lagoons of different trophic status in the southern Baltic Sea, Marine Ecology Progress Series, Vol.178, pp.179-191.
- Migné A., N.Spilmont, D.Davoult (2004) : In situ measurements of benthic primary production during emersion : seasonal variations and annual production in the Bay of Somme(eastern English Channel, France), Continental Shelf Research, Vol.24, pp.1437-1449.
- Montani S., P.Magni, N.Abe (2003) : Seasonal and interannual patterns of intertidal microphytobenthos in combination with laboratory and areal production estimates, Marine Ecology Progress Series, Vol.249, pp.79-91.
- Nowicki B.L. and S.W.Nixon (1985) : Benthic community metabolism in a coastal lagoon ecosystem, Marine Ecology Progress Series, 22, pp.21-30.
- Perkins R.G., G.J.C.Underwood, V.Brotas, G.C.Snow, B.Jesus, L.Ribeiro (2001) : Responses of microphytobenthos to light: primary production and carbohydrate allocation over an emersion period, Marine Ecology Progress Series, Vol.223, pp.101-112.
- Pinckney J. and R.G.Zingmark (1993) : Photophysiological responses of intertidal benthic microalgal communities to in situ light environments: Methodological considerations, Limnology and Oceanography, Vol.38, pp.1373-1383.
- Platt T. and A.D.Jassby (1976) : The relationship between photosynthesis and light for natural assemblages of coastal marine phytoplakton, J.Phycol, 12, pp.421-430.
- Shaffer G.P. and C.P.Onuf (1985) : Reducing the error in estimating annual production of benthic microflora: hourly to monthly rates, patchiness in space and time, Marine Ecology Progress Series, 26, pp.221-231.
- Spilmont N., D.Davoult and A.Migné (2006) : Benthic primary production during emersion : In situ measurements and potential primary production in the Seine estuary(English Channel,France), Marine Pollution Bulletin, 53, pp.49-55.
- Whitney D.E. and W.M.Darley (1983) : Effect of light intensity upon salt marsh benthic microalgal photosynthesis, Marine Biology, 75, pp.249-252.

質問者：大島先生

質問内容：地下水位の低下量はごくわずかだと思うが、

それでも排出フラックスや排出量の推定に大きな影響を与えるのか？

回答：現地では地下水位は最大でも 20cm 程度しか低下しない。しかし、その範囲において、排出フラックスと地下水には明確な関係性が得られているため、地下水位の影響は大きいと考える。室内実験で地下水を 10cm 程度まで低下させ、排出フラックスを測定している既往研究があるが、この場合においても両者の間には明確な負の相関が得られている。

質問者：大島先生

質問内容：地下水位が低下すると、なぜ排出フラックスが増加するのか？

回答：地下水位が低下すると、土壤中に豊富な酸素が供給され、有機物分解が活性化すると考えられる。また、既往研究により、土壤の含水率が高い場合に有機物分解が低減されることが報告されており、地下水位の低下に伴って、含水率が低下することが影響していると考えられる。

質問者：貫上先生

質問内容：地下水位が低下すると排出フラックスが増加するのは、土壤に空気が浸透して好氣的分解が促進されるからではないのか？

回答：その通りです。しかし、現地堆積物の AVS は表層数 cm は小さく、好氣的分解が卓越していると考えられますが、より深い場所では AVS が高く、土壤への空気の浸透だけで説明されるかはわかりません。

質問者：貫上先生

質問内容：吸収フラックスと光量子量の関係において、単に光合成だけではなく、化学的な要素が含まれているのではないのか？

回答：厳密には含まれていると思います。しかし、本研究では、明チャンバーと暗チャンバーのフラックスの差から吸収フラックスを算出しており、両者の違いは光合成のみと考えています。

質問者：西岡先生

質問内容：地下水位を考慮する場合としない場合でなぜ大きく推定結果が異なるのか？

回答：現地で測定したフラックスには、地下水位が堆積物表面に近い場合と遠い場合があります。これを地下水位で区別せずに、堆積物温度と排出フラックスの関係を見た場合、地下水位が変動幅に対して中程度の場合の関係式が得られます。現地では、地下水位が大きく低下する場合よりも、小さく低下する現象の方が多いため、その影響が大きく表れたと考えられます。

質問者：西岡先生

質問内容：地下水位変動と排出フラックスの対応関係として、どのくらいのタイムラグがあるのか？

回答：基本的には即時だと考えています。地下水位低下によって、好氣的分解が促進されたと考えれば、即時になると思います。

質問者：重松先生

質問内容：堆積物温度と吸収・排出フラックスの関係において、堆積物温度に対して指数関数的に単調にフラックスは増加するのか？減衰はしないのか？

回答：排出フラックスに関しては、森林土壌や農地などで、約 40℃までは指数関数的に増加することが報告されており、本湿地でも同様だと仮定しています。吸収フラックスについては、高温度域では減衰すると考えられるため、微細藻類の最適温度を 32℃、既往の報告より活動限界温度を 40℃と仮定し、高温度域では吸収フラックスが減衰するような関数を用いています。

質問者：水谷先生

質問内容：現地測定において、測定中に温度が変動することもあるが、そういった変動は考慮しているのか？

回答：考慮しています。CO<sub>2</sub> 濃度測定と並行して堆積物温度も測定しており、フラックスを算出する際に、CO<sub>2</sub> の密度を温度で補正しています。また、CO<sub>2</sub> 濃度測定中に急激な温度上昇が起こらないように、チャンバーに濡れたキムタオルをかけるなどして、温度上昇を抑制しています。