

## 干潟実験施設を利用したマクロベントスによる 水質浄化機能定量化手法の検証

武田和也<sup>1†</sup>, 石田基雄<sup>2</sup>, 青山裕晃<sup>2</sup>, 鈴木輝明<sup>3</sup>

### Verification of a technique to quantify the water purification function of a macrobenthic community using a tidal flat experimental facility

Kazuya TAKEDA<sup>1†</sup>, Motoo ISHIDA<sup>2</sup>, Hiroaki AOYAMA<sup>2</sup> and Teruaki SUZUKI<sup>3</sup>

In order to quantify the water purification function of a macrobenthic community, the concentrations of nutrients in overlying water were monitored hourly using the tidal flat experimental facility at Aichi Fisheries Research Institute, which reproduced physical environmental conditions such as tidal level, tidal currents, waves, and winds. The experimental ecosystem supported a macrobenthic community dominated by bivalves. All the nutrient elements (NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, DON (dissolved organic nitrogen), PON (particulate organic nitrogen), PO<sub>4</sub>-P, and DOP (dissolved organic phosphorus)) except for NO<sub>3</sub>-N in the water column were removed. The calculated removal rate of PON by the macrobenthic community (50 mg N · m<sup>-2</sup> · day<sup>-1</sup>) was found to be similar to that estimated by an alternative simple index, or PONrm (41 mg N · m<sup>-2</sup> · day<sup>-1</sup>), which had been devised based on the biomass of the macrobenthic community, and standing stock of chlorophyll *a* and pheo-pigment in an earlier study conducted by our research group. This finding suggests that PONrm is a simple and proper index for quantifying the water purification function of macrobenthic communities.

**Key words:** tidal flat, mesocosm, particulate organic nitrogen, water purification, macrobenthos

#### はじめに

近年、干潟やその沖に続く水深5m前後までの浅場（以下両者をまとめて干潟域と呼ぶ）の有する水質浄化機能が重要視されるようになり、その定量的な評価手法として様々なものが提案されている（今尾・鈴木, 2004）。

ボックスモデル法（Matsukawa and Sasaki, 1986; 青山・鈴木, 1996; 青山ほか, 2000）およびチャンバー法（青山・鈴木, 1997）は、水質や流動の観測値から評価するため精度は高いが、観測や分析の労力が大きく観測頻度に制約が生じるので、時空間的代表性に問題がある。特にチャ

ンバー法は、空間的にはボックスモデル法よりも限定的であり、両者を併用することでデータの検証がなされている（青山・鈴木, 1997）。

生態系モデル法（中田・畑, 1994; 鈴木ほか, 1997, 1998; 安岡ほか, 2005）は、物質循環の各過程が把握でき様々な想定実験も可能であるが、必要な情報量が多いため多大な労力および費用がかかる上、未知のパラメータが多く再現性の検証が充分とは言えない。

現存量法（木村ほか, 1991; 青山・鈴木, 1997; 鈴木ほか, 2000）は、主にマクロベントスの窒素現存量から評価するため、観測や分析の労力が比較的少ない簡便な手法であり、海域間の比較も可能である。しかし、使用パラメータの取り方によっては値が大きく変わるため、他の手法に比べ概算的で、精度に問題があると指摘されている（今尾・鈴木, 2004）。そのため、他の手法との比較による検証が必要であり、青山・鈴木（1997）は、同時期に同一海域で行われたボックスモデル法との比較を行い、使用パラメータの値を検討した。しかし、流動場の複雑さからくる収支計算の精度の問題や、漁業や台風等の人的・自然的攪乱、マクロベントスの局在的分布特性などから、干潟域で

2006年7月18日受付, 2006年11月30日受理

<sup>1</sup> 愛知県知多農林水産事務所

Aichi Chita Office of Agriculture, Forestry and Fisheries, 1–36 Deguchi-cho, Handa, Aichi 475–0903, Japan

<sup>2</sup> 愛知県水産試験場

Aichi Fisheries Research Institute, 97 Wakamiya, Miya-cho, Gamagori, Aichi 443–0021 Japan

<sup>3</sup> 愛知県水産試験場漁業生産研究所

Marine Resources Research Center, Aichi Fisheries Research Institute, 2–1 Toyohama, Minamichita-cho, Aichi 470–3412, Japan

† kazuya\_takeda@pref.aichi.lg.jp

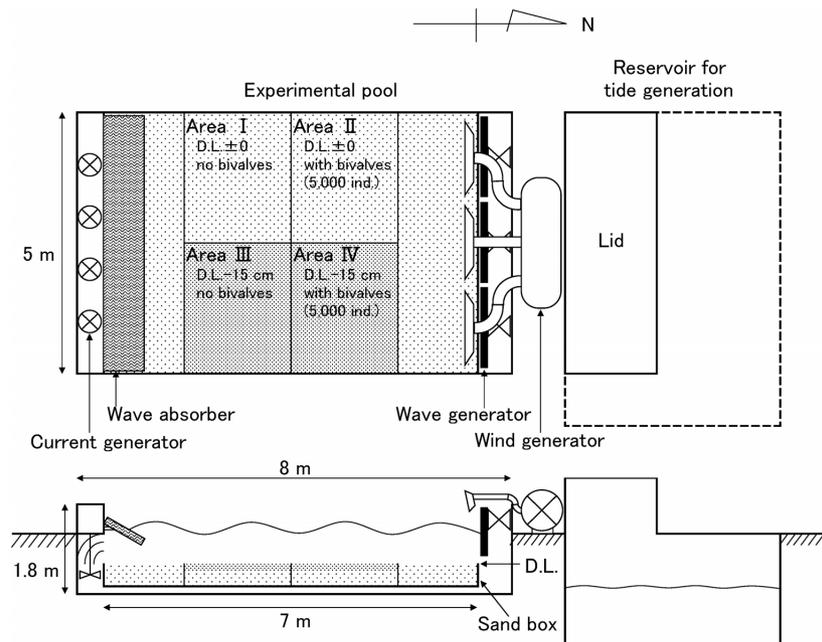


Figure 1. Plan and section views of the tidal flat experimental facility.

のボックスモデル法との比較だけでは充分とは言えない。一方、干潟実験施設（室内設置型メソコズム）は、このような要素を排除でき、任意の間隔でデータを収集して流入水および流出水の水質を正確に把握できるため、高い精度で物質収支を評価することが可能で、近年その有用性が多く報告されている（細川ほか、1996；桑江ほか、2000a, 2004）。本研究は、干潟実験施設内に構築した実験人工干潟域における水質の連続観測、底質および底生生物分析を行い、現存量法による懸濁有機態窒素除去量と、水質変化から求める懸濁有機態窒素除去量とを同時に測定・比較することで現存量法の精度をより厳密に検証することを目的とした。

### 材料および方法

#### 干潟実験施設の構造と設定条件

愛知県水産試験場の干潟実験施設 (Fig. 1) は、平面水槽（長さ8m、幅5m、深さ1.8m）および潮汐発生水槽（長さ4.5m、幅6m、深さ2.3m）から構成される。平面水槽には自然光が入射し、潮汐、水平移流、波、風を任意に与えることができ、水槽内部の砂箱に砂を入れることで、干潟域の環境を再現できる（以下実験人工干潟域と呼ぶ）。

使用海水は、愛知県水産試験場の地先180mの海底に設置されている取水口（基本水準面D.L.-2.8m）より取り入れ、無ろ過で潮汐発生水槽に一旦貯水し、満ち潮時に平面水槽へ給水した。引き潮時には平面水槽から地先へ排水した。潮汐は、水産試験場の位置する蒲郡市三谷町の予測潮位（(財)日本水路協会）を用い再現した (Fig. 2)。ただし、

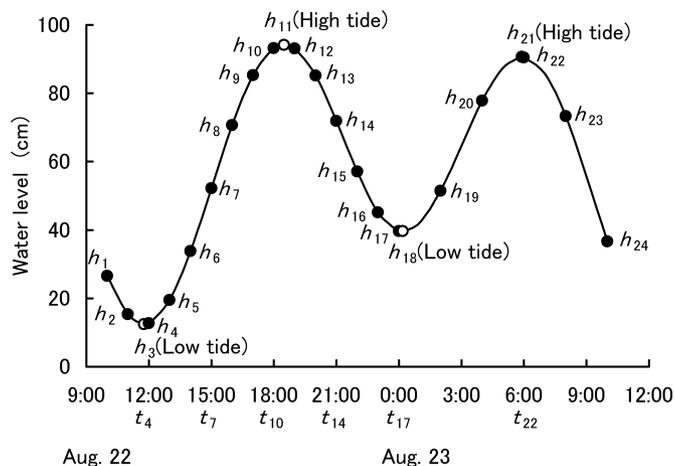


Figure 2. Setup of water level in the experimental pool measured from the top of the sand box. The closed circles indicate the water levels at sampling times, and open circles indicate the water levels at low and high tides.

水槽の深さの制約から振幅は38%に圧縮した。実験人工干潟域の地盤高は砂箱の上縁をD.L.±0に設定した。水平移流は潮汐流を模して干満で流向を逆転し、流速は干満の最強流時に最大 $25 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 、満潮および干潮の潮止まり時に $0 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ となるよう連続的に設定した。ただし、満潮時刻をはさんだ90分間には水平移流を停止し、周期2秒、波高45mmの波を発生させた。また、水位が20cm以下の間には、風速 $4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ の風を発生させて、水面にさざ波を起こすと同時に、直上水や堆積物の過度の昇温を防止した。

干潟実験施設は2000年12月に竣工し, 上記条件で水槽を稼動開始したが, 生物の人為的な移植は行わず, 海水からの自然加入に任せた. 実験人工干潟域では, 地盤高や生物相が一様になりがちなので, より多様な干潟域環境を再現するため, 2002年7月15日に, 厚さ1.5 cm, 高さ30 cm (III区およびIV区の間のみ高さ15 cm) の板で砂箱内を仕切り, Fig. 1に示した4つの区画を設定した. III区およびIV区は砂箱上縁から15 cm掘り下げ, 大潮干潮時にも干出ししない低地盤(D.L.-15 cm)の区画とした. また, II区およびIV区には, 2002年7月26日にアサリ(*Ruditapes philippinarum*)を移植した. 移植したアサリは, 豊川河口の六条潟にて2002年7月3日に採捕した平均(±SD)殻長18.3±1.8 mm, 平均(±SD)湿重量1.1±0.3 gのもので, 三河湾の一色干潟域や六条潟における個体群密度を参考に, 両区画とも約5,000個体(1,000個体・m<sup>-2</sup>)とした. 砂箱の北端と南端には, 区画外の部分が合計15 m<sup>2</sup>存在する. これらの部分の地盤高はD.L.±0で, アサリは移植していないので, 条件的にはI区と同じである.

#### 採水および水質分析

2002年8月22日10:00 ( $t_1$ )から翌23日10:00 ( $t_{24}$ )まで, 24時間連続で採水した. この間の干潮時刻は22日11:46 ( $t_3$ )および23日0:11 ( $t_{18}$ ), 満潮時刻は22日18:29 ( $t_{11}$ )および23日5:54 ( $t_{21}$ )である(Fig. 2). 22日10:00 ( $t_1$ )から23日0:00 ( $t_{17}$ )までは1時間間隔, 23日0:00 ( $t_{17}$ )から10:00 ( $t_{24}$ )までは2時間間隔で各正時に合計20回, 潮汐発生水槽および平面水槽から, それぞれバケツおよび柄杓で採水した. 潮汐発生水槽は曝気, 攪拌しており, 平面水槽は水深が浅く流動があるため, 各水槽内の水質は均質であると仮定し, 採水はいずれも中央部表層で代表させた. 採水と同時に, 多項目水質測定装置(アレック電子製 ACL1183-PDK)を各水槽の採水地点に垂下して, 水面下5~10 cmにおける水温, 塩分, pH, DO, クロロフィルa (Chl-a), 濁度を測定し, 水位を目視により計測した. 各水槽から採水した試水は, 強熱した(450°C, 3時間)ガラスファイバー・フィルター(Whatman GF/C)で速やかにろ過し, ろ液およびフィルターは分析に供するまで冷凍保存した.

水中の栄養物質濃度の測定項目は, アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N), 亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N), 硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N), 溶存態総窒素(DTN), 懸濁有機態窒素(PON), リン酸態リン(PO<sub>4</sub>-P), 溶存態総リン(DTP), 懸濁有機態炭素(POC)である. 溶存態の窒素およびリンは, オートアナライザー(ブラン・ルーベ社製 AACS-III)を用いて分析した. 溶存有機態窒素(DON)は, DTNと溶存無機態窒素(DIN: NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-Nの合計)の差から, 溶存有機態リン(DOP)は, DTPとPO<sub>4</sub>-Pの差から算出した. フィルターで捕集した懸濁物中のPONおよびPOCは, CHNコーダー(住化分析センター製NC-900S)により分析した. 全窒素(TN)はDTNとPONの和とした.

#### 底質分析および底生生物調査

測定項目は, 粒度組成, 全有機炭素(TOC), 全窒素(TN), クロロフィルa (Chl-a), フェオ色素(Pheo), 全菌数, メイオベントスおよびマクロベントスである. 試料の採取時期は, 粒度組成についてはアサリ移植の直前に, その他の項目については24時間連続採水の終了後に, いずれも平面水槽内の水を完全に排水して行った. 採取器具は, マクロベントスについては25 cm×25 cmの正方形枠を用い, 各区画において干潟域表面から15 cmの深さまで堆積物を採取した. その他の項目については内径27.3 mmのアクリルコアを用い, 各区画において干潟域表面から5 cmの深さまで堆積物を5回採取し, 十分に攪拌後に各分析に供した.

粒度組成の分析は日本工業規格のJIS-A1204(日本工業標準調査会, 2000)に従った. TOCおよびTNについては, 60°Cで24時間乾燥させた堆積物約40 mgを4 N塩酸で前処理後, CHNコーダー法により分析した(安井・中根, 1996). Chl-aおよびPheoの測定は, 湿試料約0.2 gを10 ml遠沈管に収容し, 90%アセトンを加え混合し, 10分間の超音波破碎を行った後50分間静置し, 遠心分離(3,000 rpm, 10分間)によって得られた上澄み液を, 蛍光分光光度計(HITACHI 650-10S)により測定し, 含水率を用い乾燥重量あたりの含有量に換算した.

全菌数測定の前処理として, 孔径0.2 μmのヌクレポアフィルターでろ過した2%中性ホルマリン海水を10 ml入れた滅菌容器に, 試料を葉耳で500 mg程度入れ固定した. その後, ピロリン酸を0.01 Mになるように添加し, 超音波分散機(SMT Model UH-50)で45秒間処理した. その上澄み液をDAPIで蛍光染色し, 孔径0.2 μmの黒色に染色したヌクレポアフィルター上にろ過捕集し, 無蛍光イマルジョンオイルで封入したプレパラートを作成し, 落射式蛍光顕微鏡(LEITZ DMRB)下で計数した. 測定後, グラスファイバー・フィルターで全量をろ過し, 試料とした堆積物の乾燥重量を求め, 乾燥堆積物あたりの細胞数を計算した.

メイオベントスについては, 堆積物を3%中性ホルマリンで固定し, 1.0 mm目のふるいを通過し32 μm目のふるいに残留した生物を分類群別に計数した. マクロベントスについては, 1.0 mm目のふるいに残留した生物を, 10%中性ホルマリンで固定し, 分類群別に個体数と湿重量を測定した. マクロベントス現存量は, 鈴木ほか(2000)の方法により食性を分類し, 単位面積当たりの窒素量に換算した.

#### 物質収支の計算

物質の保存を考えると, [内部反応での消失]=[外部からの流入-流出]-[蓄積量の変化](森本, 1993)であるため, 1日あたりの収支に関して(a)式が成り立つ.

$$Q = (Q_{in} - Q_{out}) - (Q_e - Q_s) \quad (a)$$

$Q$ : 平面水槽内での各物質の消失量

$Q_{in}$ : 平面水槽への各物質の総流入量

$Q_{out}$ : 平面水槽からの各物質の総流出量

$Q_s$ : 調査開始時の平面水槽内の水中に存在した各物質の量

$Q_e$ : 調査終了時の平面水槽内の水中に存在した各物質の量

本研究では、満ち潮時に潮汐発生水槽から平面水槽へ給水される水が流入水、引き潮時に平面水槽から系外へ排水される水が流出水である。そこで、満ち潮時における潮汐発生水槽の水質を流入水の水質、引き潮時における平面水槽の水質を流出水の水質とすると、各項は以下により計算される。

$$Q_{in} = S \left( \sum_{i=3}^{10} \int_{h_i}^{h_{i+1}} C' dh + \sum_{i=18}^{20} \int_{h_i}^{h_{i+1}} C' dh \right)$$

$$Q_{out} = -S \left( \sum_{i=1}^2 \int_{h_i}^{h_{i+1}} C dh + \sum_{i=11}^{17} \int_{h_i}^{h_{i+1}} C dh + \sum_{i=21}^{23} \int_{h_i}^{h_{i+1}} C dh \right)$$

$$Q_s = (V_B + Sh_1) C_1$$

$$Q_e = (V_B + Sh_{24}) C_{24}$$

$t_i$ : 全20回の採水時刻, 2回の干潮時刻, 2回の満潮時刻を時系列順に並べた時刻

$h$ : 砂箱上縁 (D.L.±0) を基準とした平面水槽の水位

$h_i$ : 時刻  $t_i$  における  $h$

$S$ : 平面水槽の面積 (40 m<sup>2</sup>)

$C'$ : 潮汐発生水槽 (流入水) における各物質の濃度 (観測時刻以外は線形補間)

$C$ : 平面水槽 (流出水) における各物質の濃度 (観測時刻以外は線形補間)

$V_B$ :  $h=0$  (D.L.±0) の状態で平面水槽内に存在する水量 (8 m<sup>3</sup>)

$C_i$ : 時刻  $t_i$  における  $C$

#### PONの沈降量の計算

一般に、PON等の沈降フラックスは、流速の影響を受けることが知られているが (岡・中根, 2000), 実験人工干潟域では満潮の前後において水平移流を停止しているのので、流動時と静止時に別の沈降速度を与えて沈降量を計算した。中田ほか (1983) による植物プランクトンおよびデトリタスの沈降速度 (それぞれ,  $2.0 \times 10^{-4} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ,  $5.0 \times 10^{-4} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ ) および、三河湾におけるPON中の植物プランクトンおよびデトリタスがほぼ同じ比率であったこと (井野川ほか, 1993) から、流動時のPONの沈降速度は  $3.5 \times 10^{-4} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$  ( $0.30 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$ ) とした。また、Smayda (1970) による実験室での植物プランクトンの粒径と沈降速度との関係および、干潟実験施設での中心的なPON粒子の粒径が  $10 \sim 50 \mu\text{m}$  程度であったことから、静止時のPONの沈降速度は  $3.0 \text{ m} \cdot \text{day}^{-1}$  とした。これらの沈降速度を用いて、観測を実施した1日間のPONの沈降量を、以下の仮

定のもとで概算した。

砂箱下の水路から浮上したPON粒子は、水槽の北側もしくは南側の縁のD.L.±0から水面までに均一に分布するものとして、南北の水平方向には水平移流の流速、鉛直方向には沈降速度で移動し、干潟域表面に達したPON粒子は沈降したとみなした。沈降せず再び砂箱下の水路に入ったPON粒子は、流速が速いため沈降せず、均一な分布となって再び砂箱上に浮上すると仮定した。また、掘り下げ部分 (III区およびIV区) における流動は考慮せず、流動の停止および開始ならびに、それらに伴う沈降速度の変化は瞬時に起こると仮定した。

#### 有機懸濁物除去速度 (PONrm) の計算

水質浄化機能の指標の一つとして、懸濁物食者による有機懸濁物の除去量があげられる。木村ほか (1991) は、干潟域における二枚貝類と多毛類の現存量から、P/B (生産量/現存量) 比を用いて年間生産量を推定し、これに見合う摂餌速度を転換効率から計算し、有機物除去量として報告した。鈴木ほか (2000) は、この手法で欠けていた懸濁物食者排泄物の表層堆積物食者による利用や再懸濁による水中への回帰を考慮し、PONrmを (b) 式で表している。

$$\begin{aligned} \text{PONrm} &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex}) + \text{SFfd} \times \text{Ex} \times (1 - \text{Rs}) \\ &= \text{SFfd} \times (1 - \text{Ex} \times \text{Rs}) \end{aligned} \quad (\text{b})$$

$$\text{SFfd} = (\text{SFst} \times \text{PBsf}) / \text{FDsf} / 365$$

$$\text{Rs} = (\text{SFfd} \times \text{Ex} - \text{SDFfd}) / (\text{SFfd} \times \text{Ex})$$

$$\text{SDFfd} = (\text{SDFst} \times \text{PBsdf} \times (1 - \text{CP})) / \text{FDsdf} / 365$$

$$\text{CP} = \text{Chl-}a / (\text{Chl-}a + \text{Pheo})$$

PONrm: 有機懸濁物除去速度 ( $\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ )

SFfd: 懸濁物食者による有機懸濁物摂餌速度 ( $\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ )

Ex: 懸濁物食者の糞・偽糞排泄率 = 0.55 (秋山, 1988; 山室, 1992)

Rs: 糞・偽糞の再懸濁率

SFst: 懸濁物食者の現存量 ( $\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ )

PBsf: 懸濁物食者のP/B比 = 2.5 (堀越・菊池, 1976; 青山・鈴木, 1997)

FDsf: 懸濁物食者の転換効率 = 0.15 (佐々木, 1989)

SDFfd: 表層堆積物食者による糞・偽糞摂餌速度 ( $\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ )

SDFst: 表層堆積物食者の現存量 ( $\text{mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ )

PBsdf: 表層堆積物食者のP/B比 = 3.0 (堀越・菊池, 1976)

FDsdf: 表層堆積物食者の転換効率 = 0.15 (栗原ほか, 1980a, 1980b; 木村ほか, 1991)

CP: 表層堆積物食者が摂食する底生藻類の割合

ここで鈴木ほか (2000) は、PONrmの過大評価を避けるた

め、懸濁物食者により排泄された糞・偽糞が表層堆積物食者に利用された残りは全て再懸濁すると仮定している。また、表層堆積物食者は糞・偽糞と底生藻類のみを摂食し、底生藻類の摂食割合は底泥中のChl-*a*/(Chl-*a*+Pheo)（以下活性度と呼ぶ）と仮定している。

(b) 式に底質分析およびマクロベントス調査の結果を代入することにより、実験人工干潟域におけるPON<sub>rm</sub>を計算した。

## 結果

### 水質

各水槽における各態窒素濃度の変化をFig. 3に示す。潮汐発生水槽および平面水槽における平均(±SD)濃度(μg・l<sup>-1</sup>)は、NH<sub>4</sub>-Nではそれぞれ260±22, 124±31, NO<sub>2</sub>-Nではそれぞれ29±2, 13±3, NO<sub>3</sub>-Nではそれぞれ165±23, 317±33, DINではそれぞれ454±25, 453±9であった。DONではそれぞれ159±44, 131±11, PONではそれぞれ44±20, 13±2, DTNではそれぞれ613±56, 584±13, TNではそれぞれ657±65, 598±13であった。いずれの水槽においても各水質項目の変動幅は比較的小さかったが、水槽間では大きな違いがみとめられた。潮汐発生水槽では常にNO<sub>3</sub>-NよりもNH<sub>4</sub>-Nが高かったのに対し、平面水槽では逆転していた。また、平面水槽のNH<sub>4</sub>-NおよびPONでは潮汐周期に

連動して、満ち潮時に高く、引き潮時に低い傾向を示したが、NO<sub>3</sub>-Nでは逆であった。

各水槽における各態リン濃度の変化をFig. 4に示す。潮汐発生水槽および平面水槽における平均(±SD)濃度(μg・l<sup>-1</sup>)は、PO<sub>4</sub>-Pではそれぞれ88±8, 90±3, DOPではそれぞれ5±3, 3±1, DTPではそれぞれ93±6, 93±4であった。DTPのほとんどはPO<sub>4</sub>-Pが占め、DOPは低かった。いずれも水槽間に大きな差はなく、ほぼ横這いから漸減傾向にあり、各態窒素濃度にみられた潮汐周期に連動した変動は、みとめられなかった。

潮汐発生水槽および平面水槽におけるPOCの平均(±SD)濃度(μg・l<sup>-1</sup>)は、それぞれ296±147, 104±12であった。いずれの水槽においても、POCはPONと相関して同様の推移を示し、潮汐発生水槽ではPOC/PON=6.6 (r=0.92), 平面水槽ではPOC/PON=7.8 (r=0.85)であった。流入水中のPOC/PONはレッドフィールド比 (Redfield, 1934) に等しく、大半が植物プランクトン由来の有機懸濁物であったが、流出水中のPOC/PONでは若干たかくなる傾向にあった。

各水槽における水温、塩分、pH、DOの変化をFig. 5に示す。潮汐発生水槽における各項目の変動は小さかった。平面水槽においても、水温、塩分、pHは潮汐発生水槽とほぼ同様の傾向を示したが、DOは昼間に高く、夜間に低い傾向にあった。

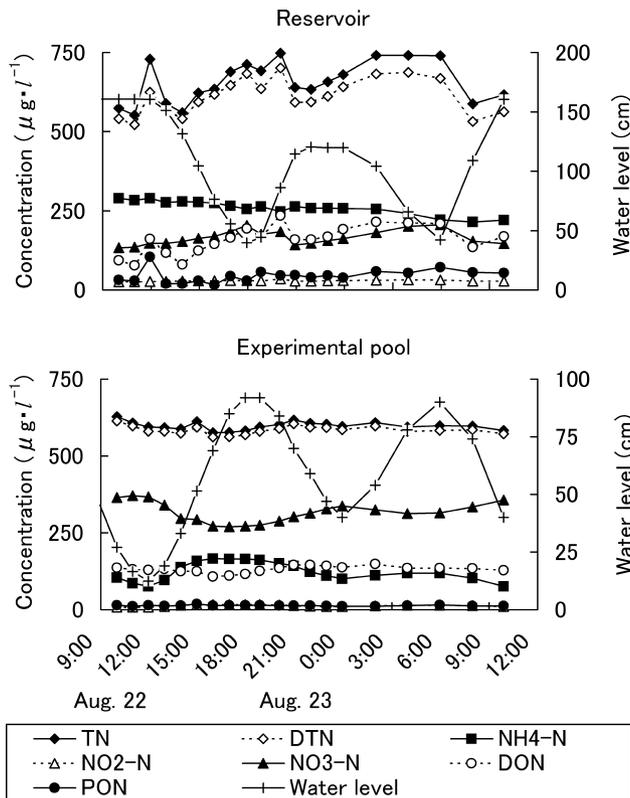


Figure 3. Changes in the concentrations of nitrogen in the reservoir and experimental pool.

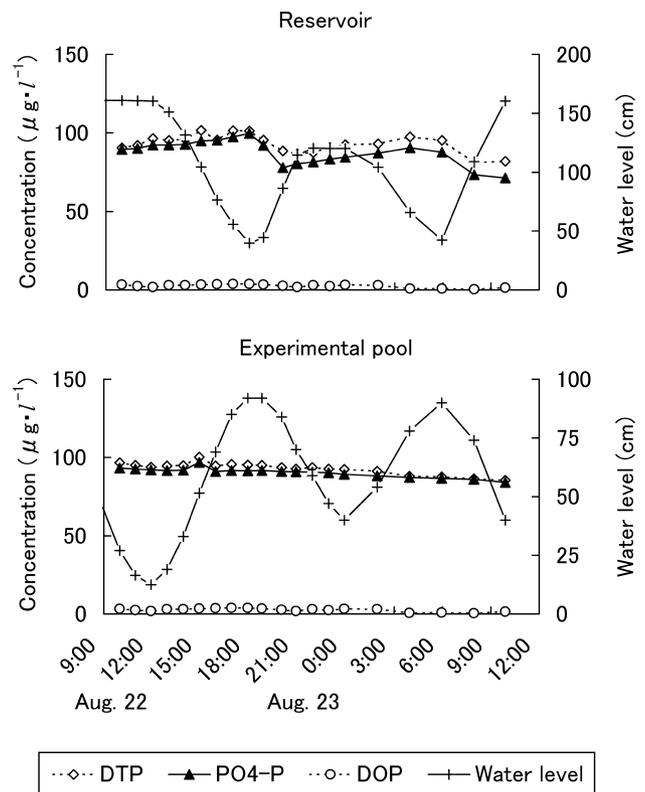


Figure 4. Changes in the concentrations of phosphorus in the reservoir and experimental pool.

底質および底生生物

以下に、実験人工干潟域の4区画における各測定結果を順に示す。なお、実験人工干潟域の区画外の部分は、4区画と直上水を共有しており、地盤高がD.L.±0、アサリ移植なしという条件はI区と同じであるため、底質および底生生物の各項目についてもI区と同程度であったと判断し、各測定結果には実験人工干潟域全体 (35 m<sup>2</sup>) での加重平均を付した。

Fig. 6に示したように、低地盤のIII区、IV区では、高地盤のI区、II区と比較して粒度が大きい傾向にあった。礫分、砂分、シルト・粘土分の加重平均はそれぞれ、7.7、

91.2, 1.1%であった。また、中央粒径の加重平均は0.69 mmであった。

TOCおよびTNの加重平均は、それぞれ1.82, 0.31 mg·dry g<sup>-1</sup>であった (Table 1)。Chl-*a*およびPheoの加重平均は、それぞれ7.9, 13.4 μg·dry g<sup>-1</sup>であり、活性度は0.37と計算された。全菌数の加重平均は2.0×10<sup>8</sup> cells·dry g<sup>-1</sup>であった。

メイオベントスは5門8綱にわたる12種であった (Table 2)。ハルパクテクス目 (Harpacticoida) が優占した他、線虫綱 (Nematoda)、肉質綱有孔虫目 (Foraminiferida) が多く出現した。個体群密度の加重平均の合計は237.9個体·cm<sup>-2</sup>であった。

マクロベントスは全区画の合計で多毛綱、二枚貝綱、甲殻綱の3門3綱にわたる10種であった (Table 3)。移植したアサリ以外では、コケゴカイ (*Ceratonereis erythraeensis*) が優占した他、ドロクダムシ科不明種 (*Corophium* sp.)、モズミヨコエビ (*Amphioe valida*)、ミズヒキゴカイ (*Cirriformia tentaculata*) が多く出現した。個体群密度の加重平均の合計は2,819個体·m<sup>-2</sup>、現存量の加重平均の合計は1,776

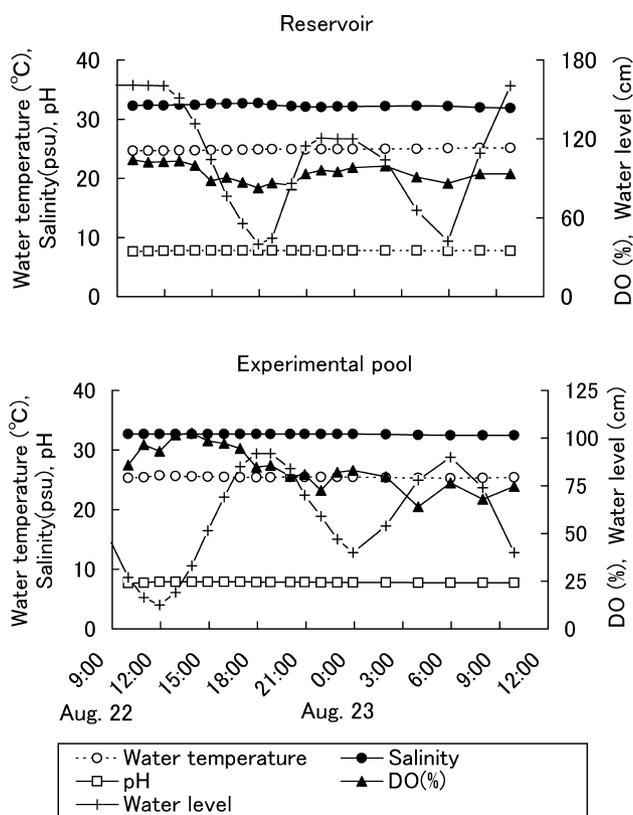


Figure 5. Changes in water temperature, salinity, pH and DO in the reservoir and experimental pool.

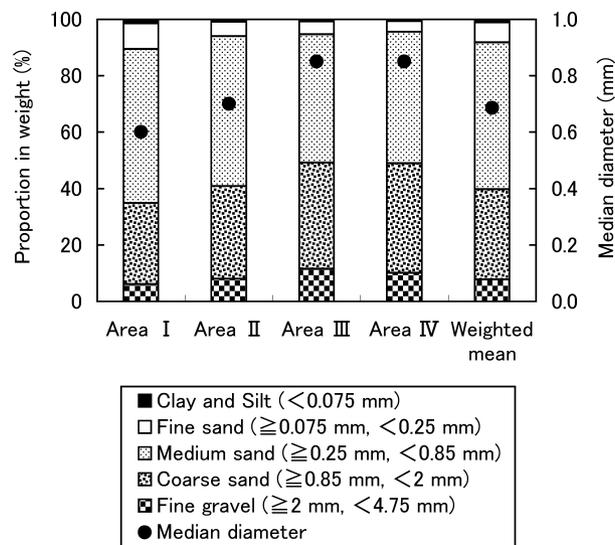


Figure 6. Grain size composition and median diameter in each area of the experimental tidal flat.

Table 1. The standing stocks of TOC, TN, chlorophyll *a*, pheo-pigment and bacteria for each tidal flat area.

	TOC (mg·dry g <sup>-1</sup> )	TN (mg·dry g <sup>-1</sup> )	Chl- <i>a</i> (μg·dry g <sup>-1</sup> )	Pheo (μg·dry g <sup>-1</sup> )	Chl- <i>a</i> / (Chl- <i>a</i> +Pheo)	Bacteria (cells·dry g <sup>-1</sup> )
Area I	2.61	0.44	11.3	21.4	0.35	2.2×10 <sup>8</sup>
Area II	0.63	0.13	4.0	3.3	0.55	2.8×10 <sup>8</sup>
Area III	0.64	0.13	4.4	2.9	0.60	1.1×10 <sup>8</sup>
Area IV	1.01	0.18	1.4	1.8	0.44	1.2×10 <sup>8</sup>
Weighted mean	1.82	0.31	7.9	13.4	0.37	2.0×10 <sup>8</sup>

**Table 2.** The density (ind. · cm<sup>-2</sup>) of meiobenthos in each tidal flat area.

Class	Scientific name	Area I	Area II	Area III	Area IV	Weighted mean
Ciliata	Unidentified Ciliata		2.7			0.4
Sarcodinea	Unidentified Foraminiferida	21.9	24.6	30.1	30.1	24.6
Turbellaria	Unidentified Turbellaria		1.4	5.5		1.0
Rotatoria	Unidentified Rotatoria			2.7	5.5	1.2
Nematoda	Unidentified Nematoda	54.7	39.6	65.6	19.1	49.0
Polychaeta	Unidentified Syllinae		0.2			<0.05
	<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	0.2				0.1
	<i>Cirriformia tentaculata</i>	2.7	0.3		0.3	2.1
Arachnoidea	Unidentified Acarina	2.7	1.4			1.8
Crustacea	Unidentified Ostracoda			2.7		0.4
	Unidentified Harpacticoida	158.5	213.2	79.3	150.3	153.9
	<i>Corophium</i> sp.	1.4	2.9	4.4	12.5	3.6
	Total	242.8	286.3	187.6	220.5	237.9

**Table 3.** The density (ind. · m<sup>-2</sup>) and biomass (mg N · m<sup>-2</sup>) of macrobenthos in each tidal flat area.

Class	Scientific name	Feeding type	Area I		Area II		Area III		Area IV		Weighted mean	
			Density	Biomass	Density	Biomass	Density	Biomass	Density	Biomass	Density	Biomass
Polychaeta	Unidentified Syllinae	C	16	<0.5			32	<0.5			14	<0.5
	<i>Ceratonereis erythraeensis</i>	SD	1,424	366	1,584	316	1,136	161	816	53	1,319	285
	<i>Aonides oxycephala</i>	SD	16	1							9	<0.5
	<i>Cirriformia tentaculata</i>	SD	256	63	224	8	192	90	96	3	219	50
	<i>Capitella</i> sp.	SSD	32	<0.5	16	<0.5					21	<0.5
Bivalvia	<i>Musculista senhousia</i>	SF	96	34	16	<0.5	32	2	32	2	66	20
	<i>Ampithoe valida</i>	H	448	18	32	2	48	1	48	4	274	11
Crustacea	<i>Corophium</i> sp.	SF	432	4	768	7	672	7	592	6	537	5
	<i>Caprella</i> sp.	SD	96	<0.5	64	1	32	1	15	1	71	1
	Subtotal		2,816	485	2,704	333	2,144	261	1,600	68	2,530	372
Bivalvia	<i>Ruditapes philippinarum</i> (added)	SF			1,010	4,950			1,014	4,480	289	1,404
	Total		2,816	485	3,714	5,283	2,144	261	2,614	4,948	2,819	1,776

Feeding type SF: suspension feeder, SD: surface deposit feeder, SSD: subsurface deposit feeder, C: carnivore, H: herbivore

Table 4. The nutrient budgets for the experimental pool.

	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	DIN	DON	DTN	PON	TN	PO <sub>4</sub> -P	DOP	DTP	POC
Cross inflow: $Q_{in}$ (g·day <sup>-1</sup> )	14.0	1.6	9.2	24.8	8.5	33.3	2.1	35.3	4.9	0.3	5.1	15.3
Cross outflow $Q_{out}$ (g·day <sup>-1</sup> )	5.4	0.6	15.7	21.6	6.5	28.2	0.6	28.8	4.2	0.1	4.3	4.7
Stock at the start: $Q_s$ (g)	2.0	0.2	6.9	9.0	2.6	11.5	0.3	11.8	1.8	0.1	1.8	2.4
Stock at the end: $Q_e$ (g)	1.8	0.3	8.6	10.6	3.1	13.7	0.3	14.0	2.0	0.0	2.0	2.2
Removal amount: $Q$ (g·day <sup>-1</sup> )	8.7	0.9	-8.1	1.5	1.5	2.9	1.4	4.4	0.4	0.2	0.6	10.8
100× $Q/Q_{in}$ (%)	62	57	-88	6	17	9	69	12	8	77	11	70
Removal rate (mg·m <sup>-2</sup> ·day <sup>-1</sup> )	249	26	-232	42	42	84	41	125	10	6	16	308

mg N·m<sup>-2</sup>であった。懸濁物食者は、アサリ、ホトトギスガイ (*Musculista senhousia*)、ドロクダムシ科不明種の3種であり、これらの現存量の加重平均の合計は1,429 mg N·m<sup>-2</sup>であった。表層堆積物食者は、コケゴカイ、ケンサキスピオ (*Aonides oxycephala*)、ミズヒキゴカイ、ワレカラ科不明種 (*Caprella* sp.) の4種であり、これらの現存量の加重平均の合計は336 mg N·m<sup>-2</sup>であった。

#### 物質収支

Table 4に栄養物質の収支を示す。NH<sub>4</sub>-Nは総流入量の62%、単位面積あたりでは249 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失し、NO<sub>2</sub>-Nでは、総流入量の57%、26 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失したが、NO<sub>3</sub>-Nでは逆に、総流入量の88%、232 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が生成した。DINでは総流入量の6%、42 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失し、DONでは総流入量の17%、42 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失し、DTNでは総流入量の9%、84 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失した。PONでは総流入量の69%、41 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失し、TNでは総流入量の12%、125 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失した。PO<sub>4</sub>-Pでは総流入量の8%、10 mg P·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失し、DOPでは総流入量の77%、6 mg P·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失し、DTPでは総流入量の11%、16 mg P·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失した。POCでは総流入量の70%、308 mg C·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>が消失した。

実験人工干潟域ではNO<sub>3</sub>-N以外の全項目が消失していた。NO<sub>3</sub>-Nの生成は、NH<sub>4</sub>-Nの消失とほぼ同量であった。リンの消失率は、PO<sub>4</sub>-PおよびDTPは共に約10%であったが、DOPでは77%であった。また、有機懸濁物 (POC, PON) の消失率は約70%であった。

#### PONの沈降量

本研究における干潟域表面全体 (35 m<sup>2</sup>) でのPONの沈降量は0.31 g N·day<sup>-1</sup>と計算され、PON総流入量の15%、単位面積あたりでは9.0 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>であった。

#### 有機懸濁物除去速度 (PONrm)

鈴木ほか (2000) の方法に従い、懸濁物食者および表層堆

積物食者の現存量の加重平均 (Table 3) ならびに活性度 (Table 1) を (b) 式に代入すると、実験人工干潟域のPONrmは41 mg N·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>と計算された。

## 考察

### 実験人工干潟域の環境

三河湾北部沿岸にある一色干潟域 (約1,000 ha) では、干潟域における物質循環や物質収支に関する多くの研究が行われてきた (例えば、Matsukawa and Sasaki, 1986)。今回、現存量法の (b) 式で使用したパラメータは、この一色干潟域でのボックスモデル法の結果 (青山・鈴木, 1996) と比較することにより検証されているが (青山・鈴木, 1997)、実験人工干潟域の環境特性を一色干潟域と比較すると下記のようなであった。

流動環境については、干潟実験施設の物理的制約から、台風・出水等のイベントを含め、実際の干潟域の特定の場所と全く同じ流動場を再現することは困難であるが、材料および方法で述べたように、極力干潟域の平均的な流動環境となるよう、各再現装置の条件を設定した。本施設および類似施設にて、同様の条件設定により干潟域生態系を構築した報告例が多数ある (細川ほか, 1996; Kuwae and Hosokawa, 2000; 桑江ほか, 2000a, b, 2002, 2004; 本田ほか, 2004)。これらの報告からも干潟実験施設は、実験人工干潟域の堆積物や底生生物に対し、干潟域において通常起こりうる程度の外力を与えられたと考えられる。

流入水質については、公共用水域水質調査結果 (愛知県環境部水質保全課, 1995, 1996, 1997, 1998) によると、一色干潟域沖の4定点の表層における1994年度から1997年度のPONの年平均値は、それぞれ167, 159, 174, 167 μg·l<sup>-1</sup>であり、また、青山・鈴木 (1997) は、一色干潟域沖合地点におけるPONを140 μg·l<sup>-1</sup>と報告しているが、本研究における流入水中のPON (44±20 μg·l<sup>-1</sup>) は、これらの25~31%程度であった。この理由としては、取水口が海底

付近に設置されているため、干潟域に供給される表層水と比較して植物プランクトンを含めた有機懸濁物濃度が低かったことや、取水口から平面水槽に給水されるまでの間、送水系施設内部に付着したユウレイボヤ (*Ciona intestinalis*) 等による取り込みや物理的沈降により、有機懸濁物濃度が低下した可能性が考えられる。

底質項目 (Fig. 6, Table 1) についてみると、中央粒径 (0.69 mm) は、愛知県水産試験場 (2000) による一色干潟域における報告値 (0.16~0.77 mm, 平均0.39 mm) の範囲内であったが、平均値では1.8倍であった。TN ( $0.31 \text{ mg} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) は、同じく一色干潟域における報告値 ( $0.08 \sim 0.57 \text{ mg} \cdot \text{dry g}^{-1}$ , 平均 $0.22 \text{ mg} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) と同程度であった。Chl-*a* ( $7.9 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) は、同じく一色干潟域における報告値 ( $1.9 \sim 13.5 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$ , 平均 $5.2 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) と同程度であった。Pheo ( $13.4 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) は、同じく一色干潟域における報告値 ( $1.1 \sim 74.3 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$ , 平均 $7.8 \mu\text{g} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) と同程度であった。

底生生物 (Table 1, 2, 3) についてみると、全菌数 ( $2.0 \times 10^8 \text{ cells} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) は、同じく一色干潟域における報告値 ( $1.38 \times 10^8 \sim 2.05 \times 10^9 \text{ cells} \cdot \text{dry g}^{-1}$ , 平均 $6.30 \times 10^8 \text{ cells} \cdot \text{dry g}^{-1}$ ) の範囲内であったが、平均値では32%であった。メイオセントスの種組成は、有孔虫目、線虫綱、ハルパクテクス目を中心で、一色干潟域近傍の人工干潟域 (今尾ほか, 2003) と類似していた。メイオセントスの総出現密度の平均値 ( $237.9 \text{ 個体} \cdot \text{cm}^{-2}$ ) は、今尾ほか (2003) による9月の報告値 ( $1 \sim 4 \times 10^2 \text{ 個体} \cdot \text{cm}^{-2}$ , 平均 $2.3 \times 10^2 \text{ 個体} \cdot \text{cm}^{-2}$ ) と同程度であった。マクロベントスの種組成は、いずれの区画においても腐肉食者は出現しなかったものの、三河湾内の干潟域と同様に様々な食性のものが出現した。マクロベントスの出現種数 (10種) は、青山・鈴木 (1997) による同じ季節の一色干潟域における報告値 (7~26種) の範囲内であった。マクロベントス現存量 ( $1,776 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ ) は、青山・鈴木 (1997) による一色干潟域における報告値 ( $260 \sim 11,880 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ , 平均 $5,620 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ ) や、愛知県水産試験場 (2000) による一色干潟域における報告値 ( $89 \sim 28,679 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ , 平均 $6,634 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ ) の範囲内であったものの、平均値では27~32%であった。このうち懸濁物食者の現存量 ( $1,429 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ ) については、愛知県水産試験場 (2000) による一色干潟域における報告値 ( $0 \sim 27,774 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ , 平均 $5,987 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2}$ ) の範囲内であったものの、平均値では24%であった。

#### 実験人工干潟域における栄養物質の収支

Table 4に示した栄養物質収支の結果から、実験人工干潟域はPON除去による二次処理機能 ( $41 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ) ばかりでなく、TN除去による三次処理機能 ( $125 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ) も有していた。その内訳はDIN, DONの除去がそれぞれ、PON除去とほぼ同等な  $42 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$  であったことによっている。この詳細な過程の解析は今後の課題で

あるが主として底生藻類による取り込みが関与していると推測された。また、 $\text{NH}_4\text{-N}$  から  $\text{NO}_3\text{-N}$  への急速な硝化が卓越していたことから、脱窒速度も高かった可能性があるが、これも今後の課題である。

#### 有機懸濁物除去速度 (PONrm) の検証

上記から、実験人工干潟域へ流入する有機懸濁物濃度はやや低く、マクロベントス現存量はやや少なかったものの、底質、底生生物相などは一色干潟域と類似していたと判断し、本研究におけるPONrmの計算では、一色干潟域でボックスモデル法との比較で検証された現存量法のパラメータ (青山・鈴木, 1997) を適用して、 $41 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$  を得た。鈴木ほか (2000) は、三河湾沿岸域9地区におけるPONrmを、6月では  $0 \sim 446 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$  (平均 $49 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ )、8月では  $0 \sim 545 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$  (平均 $49 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ ) であったと報告しており、各地区の中での最大値 (D.L. $\pm 0 \sim \text{D.L.} - 3 \text{ m}$  で出現) の平均値は  $151 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$  であった。また、PONrmとほぼ同じ手法で計算した一色干潟域の事例では  $153 \text{ mg N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$  であった (青山・鈴木, 1997)。本研究におけるPONrmはこれらの三河湾内の干潟域における値の約27%であった。これは、実験人工干潟域への流入水中のPON濃度が一色干潟域への流入水の25~31%程度と低かったことと、実験人工干潟域の懸濁物食者の現存量が一色干潟域の24%と少なかったことに起因すると考えられる。本研究で計算されたPONrmの値を検証するにあたり、実験人工干潟域にて除去されたPONの内訳について以下に整理する。

PON沈降量は、その計算手法に仮定部分が多く概算的ではあるが、干潟実験施設に底生生態系モデル (畑・芳川, 2004) を適用した際、本手法と同じ沈降速度を与えた場合に比較的良好な観測値が再現されたことから (愛知県水産試験場, 2007)、計算値はほぼ妥当であったと考えられる。

再懸濁過程を考察するため、Fig. 7に平面水槽における水中のChl-*a*および濁度の推移を、設定した流速の絶対値とともに示す。Chl-*a*および濁度は、流速が大きい期間に時折ピークがみとめられ、この時に再懸濁が起こったと考えられる。植物プランクトン、底生藻類、デトリタスの再懸濁速度はほぼ等しいため (山本ほか, 2005)、Chl-*a*のピーク時には、細胞内にChl-*a*を持つ植物プランクトン、底生藻類の他にデトリタスを含めた沈降有機物が再懸濁したと考えられる。一方、濁度のピーク時には、沈降有機物に加えて沈降無機物 (鉱物) も同時に再懸濁したと考えられる。Fig. 7をみると、Chl-*a*および濁度は、8月22日にはほぼ同じ推移を示したが、23日0時以降は濁度のみに2度ピークがあり、Chl-*a*にはピークがなかった。このことは、限界掃流力がより大きな無機物 ((社) 産業環境管理協会, 2003) が再懸濁したにも関わらず有機物が再懸濁しなかったことから、再懸濁可能な沈降有機物が存在しなかったことを意味しており、それまでに沈降した有機物のほぼ全て

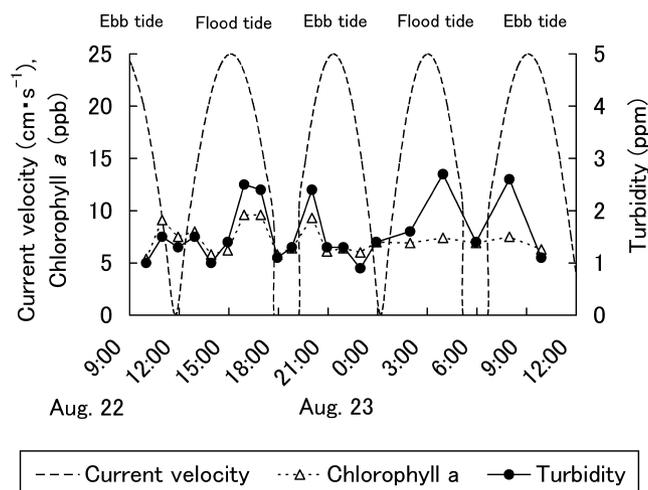


Figure 7. Changes in the concentrations of chlorophyll *a* and turbidity in the experimental pool.

が既に再懸濁して消失していたと考えられる。地形が動的平衡で安定している干潟域では、PONの沈降と再懸濁といった物理的過程は長期的にバランスしていると考えられており（桑江ほか，2000a），実験人工干潟域においても今回の観測期間スケールでは、沈降量≒再懸濁量であったと考えられる。

次に、植物プランクトンの生産量について概算する。昼間（6:00~18:00）におけるChl-*a*の平均濃度6.6ppb（Fig. 7），直上水の平均水深51cm（Fig. 2）から、干潟域全面（35m<sup>2</sup>）の直上水中の平均Chl-*a*量は120mgと見積もられた。光合成活性を3mgC·mgChl-*a*<sup>-1</sup>·h<sup>-1</sup>（佐々木，1989），1日の光合成時間を12時間とすると，上屋や水槽の影響による干潟面への実質日射量は全日射量の約1/2なので，1日あたりの生産量は2,100mgC·day<sup>-1</sup>となる。C/N=6.6（レッドフィールド比）とすると，窒素ベースの1日あたり生産量は320mgN·day<sup>-1</sup>，単位面積あたりでは9mgN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>と推測された。

これらの数値をもとに、有機懸濁物除去速度（PON<sub>rm</sub>）を検証する。まず、実験人工干潟域における水質変化から1日間の収支を計算した結果、PONの消失量は41mgN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>（Table 4）であった。その内訳は、[PONの消失]=[懸濁物食者による除去]+[堆積物への沈降-再懸濁]+[溶存態への変化]-[植物プランクトンの生産]である。ここで、[堆積物への沈降-再懸濁]≒0、[植物プランクトンの生産]≒9mgN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>と考えられたので、[懸濁物食者による除去]≒50(mgN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>)-[溶存態への変化]となる。[溶存態への変化]としては、DON、DINへの分解や細胞外分泌といった諸過程があり、これらの量は本研究では不明であるが、その他の諸過程と比較して少なかったと考えられるため、懸濁物食者による除去量は最大で50mgN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>と見積もられた。したがって、現存量法

から評価したPON<sub>rm</sub>（41mgN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>）は、少なく見積もっても、水質変化等から求めた懸濁物食者による最大除去量（50mgN·m<sup>-2</sup>·day<sup>-1</sup>）の82%に相当した。このことからPON<sub>rm</sub>は、懸濁物食者による有機懸濁物除去速度を簡易に定量化する手法として妥当なものであることが示唆された。しかし、本研究においては三河湾内の干潟域と比較して、流入水中のPON濃度はやや低く、マクロベントス現存量はやや少なかったため、今後は、より自然に近い条件で調査を実施する必要がある。またその際、植物プランクトンによる生産量、PONの溶存態への変化量や沈降・再懸濁過程をより詳細に把握して、より厳密な検証とすることが課題である。

## 謝辞

本研究の取りまとめに際しては、（独）港湾空港技術研究所の桑江朝比呂博士に有益なご助言を頂いた。また、広島大学大学院生物圏科学研究科の山本民次教授、東海大学海洋学部の中田喜三郎教授、佐賀大学有明海総合研究プロジェクトの速水祐一助教授、（株）日本海洋生物研究所の今尾和正博士から文献・資料のご提供およびご助言を頂いた。ここに記し、謝意を表す。

## 引用文献

- 愛知県環境部水質保全課（1995）平成6年度公共用水域及び地下水の水質調査結果。愛知県，265pp.
- 愛知県環境部水質保全課（1996）平成7年度公共用水域及び地下水の水質調査結果。愛知県，269pp.
- 愛知県環境部水質保全課（1997）平成8年度公共用水域及び地下水の水質調査結果。愛知県，291pp.
- 愛知県環境部水質保全課（1998）平成9年度公共用水域及び地下水の水質調査結果。愛知県，293pp.
- 愛知県水産試験場（2000）愛知県実態調査。平成12年度漁場環境修復推進調査報告書（総合とりまとめ），水産庁，55-185.
- 愛知県水産試験場（2007）人工干潟・浅場の水質浄化機能定量化手法等の開発。水産基盤整備事業委託調査実施報告書，水産庁，ページ未定.
- 秋山章男（1988）底生物の挙動と食物連鎖。潮間帯周辺海域における浄化機能と生物生産に関する研究，農林水産技術会議事務局，82-102.
- 青山裕晃・鈴木輝明（1996）干潟の水質浄化機能の定量的評価。愛知水試研報，3，17-28.
- 青山裕晃・鈴木輝明（1997）干潟上におけるマクロベントス群集による有機懸濁物除去速度の現場測定。水産海洋研究，61(3)，265-274.
- 青山裕晃・甲斐正信・鈴木輝明（2000）伊勢湾小鈴谷干潟の水質浄化機能。水産海洋研究，64，1-9.
- 畑 恭子・芳川 忍（2004）メソコズム（人工生態系）における生物群集データをを用いた底生生態系モデルの精度向上について。ヘドロ，90，43-48.
- 本田是人・石田基雄・家田喜一・武田和也・山口安幸・鈴木輝明（2004）底生生物群集の構造およびアサリ（*Ruditapes philippinarum*）浮遊幼生の着底状況を指標とした高炉水砕スラグの機能評価。J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci.，10，19-33.
- 堀越増興・菊地泰二（1976）ベントスの生物生産性。元田 茂（編），海藻・ベントス，東海大学出版会，東京，241-270.

- 細川恭史・桑江朝比呂・三好英一・室善一朗・木部英治 (1996) 干潟実験施設を用いた物質収支観測. 港湾技研資料, **832**, 22 pp.
- 今尾和正・鈴木輝明・浮田達也・高倍昭洋 (2003) 底生動物の出現動向から見た人工干潟の効果評価. 水産工学, **40**, 29-38.
- 今尾和正・鈴木輝明 (2004) 貧酸素化海域の浅場の造成法—三河湾を例として—. 水産工学, **40**, 185-190.
- 井野川伸男・石田基雄・黒田伸郎・岡田 元・蒲原 聡 (1993) 夏季の三河湾における窒素の収支—PONを3区分する試み—. 愛知水試研報, **1**, 63-72.
- 木村賢史・三好康彦・嶋津暉之・赤沢 豊 (1991) 人工海浜の浄化能力について (2). 東京都環境科学研究所年報1991, 141-150.
- 栗原 康・稲森悠平・土屋 誠 (1980a) 人工干潟の研究 (1), 下水道協会誌, **17**, 38-56.
- 栗原 康・稲森悠平・土屋 誠 (1980b) 人工干潟の研究 (4), 下水道協会誌, **17**, 38-40.
- 桑江朝比呂・細川恭史・木部英治・中村由行 (2000a) メソコスム実験による人工干潟の水質浄化機能の評価. 海岸工学論文集, **47**, 1096-1100.
- 桑江朝比呂・細川恭史・小笹博昭 (2000b) メソコスム実験による人工干潟の生物生息機能の評価. 海岸工学論文集, **47**, 1101-1105.
- Kuwaie, T. and Y. Hosokawa (2000) Mesocosm experiments for the restoration and creation of intertidal flat ecosystems. Environmental Sciences, **7**, 129-137.
- 桑江朝比呂・三好英一・小沼 晋・中村由行・細川恭史 (2002) 干潟実験生態系における底生生物群集の6年間にわたる動態と環境変動に対する応答. 海岸工学論文集, **49**, 1296-1300.
- 桑江朝比呂・三好英一・小沼 晋・井上徹教・中村由行 (2004) 干潟再生の可能性と干潟生態系の環境変化に対する応答—干潟実験施設を用いた長期実験—. 港湾技術研究所報告, **43**, 21-48.
- Matsukawa, Y. and K. Sasaki (1986) Budget of nitrogen, phosphorus and suspended solid in an intertidal flat. Bull. Japan. Soc. Sci. Fish., **52**, 1791-1797.
- 森本研吾 (1993) 潮間帯の物質収支と水循環. 沿岸海洋研究ノート, **30**, 208-223.
- 中田喜三郎・堀口文男・田口浩一・瀬戸口泰史 (1983) 沿岸域の3次元生態—流動力学モデル. 公害資源研究所彙報, **13**, 119-134.
- 中田喜三郎・畑 恭子 (1994) 沿岸干潟における浄化機能の評価. 水環境学会誌, **17**, 158-166.
- 日本工業標準調査会 (2000) 土の粒度試験方法 (日本工業規格 JIS-A1204). 財団法人日本規格協会, 東京, 12 pp.
- 岡 健司・中根 徹 (2000) 底層から堆積物へのフラックス—セジメントトラップによる解析—. 小池 勲 (編), 海底境界層における窒素循環の解析手法とその実際, 社団法人 産業環境管理協会, 東京, 35-50.
- Redfield, A. C. (1934) On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. R. J. Daniel (ed.), James Johnstone Memorial Volume, University Press of Liverpool, Liverpool, 177-192.
- 佐々木克之 (1989) 干潟域の物質循環, 沿岸海洋研究ノート, **26**, 172-190.
- Smayda, T. J. (1970) The suspension and sinking of phytoplankton in the sea. Oceanogr. mar. Biol. Ann. Rev., **8**, 353-414.
- 鈴木輝明・青山裕晃・畑 恭子 (1997) 干潟生態系モデルによる窒素循環の定量化—三河湾一色干潟における事例—. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **3**, 63-80.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・畑 恭子 (1998) 貧酸素化の進行による底生生物群集構造の変化が底泥-海水間の窒素収支に与える影響—底生生態系モデルによる解析—. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **4**, 65-80.
- 鈴木輝明・青山裕晃・中尾 徹・今尾和正 (2000) マクロベントスによる水質浄化機能を指標とした底質基準試案—三河湾浅海部における事例研究—. 水産海洋研究, **64**, 85-93.
- 社団法人 産業環境管理協会 (2003) 水質調査手法に関する調査研究. 65 pp.
- 山本讓司・中田喜三郎・堀口文男 (2005) 東京湾におけるTBT底泥蓄積モデルの開発. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **11**, 35-44.
- 山室真澄 (1992) 懸濁物食性二枚貝と植物プランクトンを通じた窒素循環に関する従来の研究の問題点 (総説). 日本ベントス学会誌, **42**, 29-38.
- 安井久二・中根 徹 (1996) 海洋堆積物中の有機炭素・窒素分析のための酸処理方法について. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **2**, 105-110.
- 安岡澄人・畑 恭子・芳川 忍・中野拓治・白谷栄作・中田喜三郎 (2005) 有明海の泥質干潟・浅海域での窒素循環の定量化—泥質干潟域の浮遊系-底生系結合生態系モデルの開発—. J. Adv. Mar. Sci. Tech. Soci., **11**, 21-33.