

伊勢湾小鈴谷干潟の水質浄化機能

青山裕晃, 甲斐正信, 鈴木輝明

A Quantitative Evaluation of the Water Purification Function of Kosugaya Tidal Flat in Ise Bay

Hiroaki AOYAMA, Masanobu KAI and Teruaki SUZUKI

The water purification function of Kosugaya tidal flat, in Ise Bay, was investigated in June and September of 1996. We applied the box model analysis method to estimate the particulate organic nitrogen (PON), dissolved total nitrogen (DTN) and total nitrogen (TN) budget of the tidal flat. The results of this study are compared with the results from Isshiki tidal flat in Mikawa Bay, neighboring on Ise Bay, investigated by Aoyama and Suzuki (1996). The removal rates of PON (9.9 and 21.5 mgN m⁻² hour⁻¹ respectively) were larger than those of Isshiki tidal flat, nevertheless the macrobenthos biomass was smaller than Isshiki tidal flat. It seemed that the purification function in the removal of particulate organic matter from sea water could cope with temporary pulses of high primary production at the time of sampling. We also tried using production per biomass (P/B) ratio as another method to calculate a more continual removal rate of PON from the macrobenthos biomass. It was calculated as 3.9 mgN m⁻² hour⁻¹. The rate of Kosugaya tidal flat was inversely smaller than that for the Isshiki tidal flat.

Key words: tidalflat, water purification function, macrobenthos, box model

はじめに

干潟域は懸濁態有機窒素や総窒素を効率的に除去する高い水質浄化機能を有すると言われているが、観測に基づいて定量化された例(佐々木, 1989; 中田・畑, 1994)は少ない。著者らは1994年に三河湾北部の矢作川河口域に位置する前浜干潟(通称一色干潟)において水質浄化機能を評価するための観測を行ない、ボックスモデル(青山・鈴木, 1996)と、底生生態系モデル(鈴木ら, 1997)による別々の手法で定量化を試みた。その結果、両者の結果は良く一致し、干潟域では懸濁態有機物が効率的に除去されており、その機能は主にろ過食性マクロベントスによって担われていること、大型藻類の存在の多寡によって総窒素の除去機能が大きく異なること等が明らかになった。本報告では、一色干潟とは地理的条件が大きく異なり、周辺に大河川のない伊勢湾東部に位置する小鈴谷地先の干潟域(以降、小鈴谷干潟と称する。)において、一色干潟で行った観測と同様に窒素濃度分布、純生産速度、マクロベントス

分布等の観測を行い、ボックスモデルによる収支計算によって水質浄化機能の評価を試みた。

方法

1. 観測海域および項目

調査対象海域をFig. 1に示す。この小鈴谷地先海域は最大干潮時に岸から300~500m程度干出(観測範囲に潮間帯の占める割合: 15.6%)し、その先は緩やかに傾斜し、沖合2kmでは水深4~5mとなる海域である。底質は泥シルト分が少なく、細砂が主体の清浄な砂質干潟である。1994年に調査(青山・鈴木, 1996)を行った矢作古川河口に発達した一色干潟とは異なり、小鈴谷干潟への大河川の流入はない。一色干潟の潮間帯(距岸1~1.5km, 観測範囲に潮間帯の占める割合: 44.4%)と比較するとその範囲は小さいが海岸線は約8kmで同程度である。

水質分布の観測は1996年の夏(6月3, 4日)と秋(9月25, 26日)の2回実施した。それぞれの観測は、Fig. 2に示すように干潮、満潮ごとに計4回(観測時刻、潮位はTable 1-1, 1-2に示した)、Fig. 1の●印の12地点で行った。水質分析のための採水はSt. 1~5, St. 8~11については表層(海面-0.5m)を、St. 6, 7では表層、下層(海底+1m)

1999年9月6日受付, 1999年12月1日受理

愛知県水産試験場 本場

Aichi Fisheries Research Institute, Miya, Gamagori, Aichi 443-0021, Japan

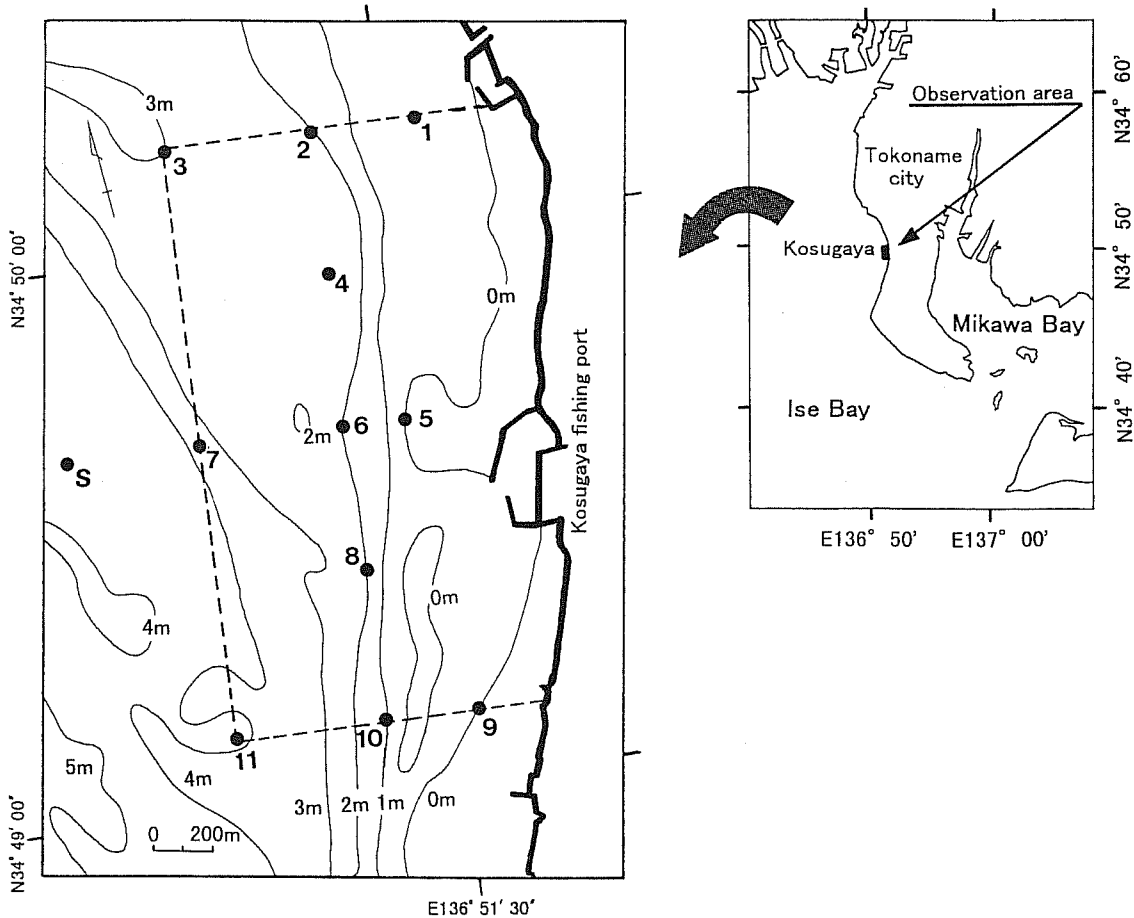


Figure 1. Location of observation area and sampling stations. Depths are expressed by chart datum level. Solid circles indicate sampling stations. The area surrounded by the dashed line indicates the area analyzed by the box model method.

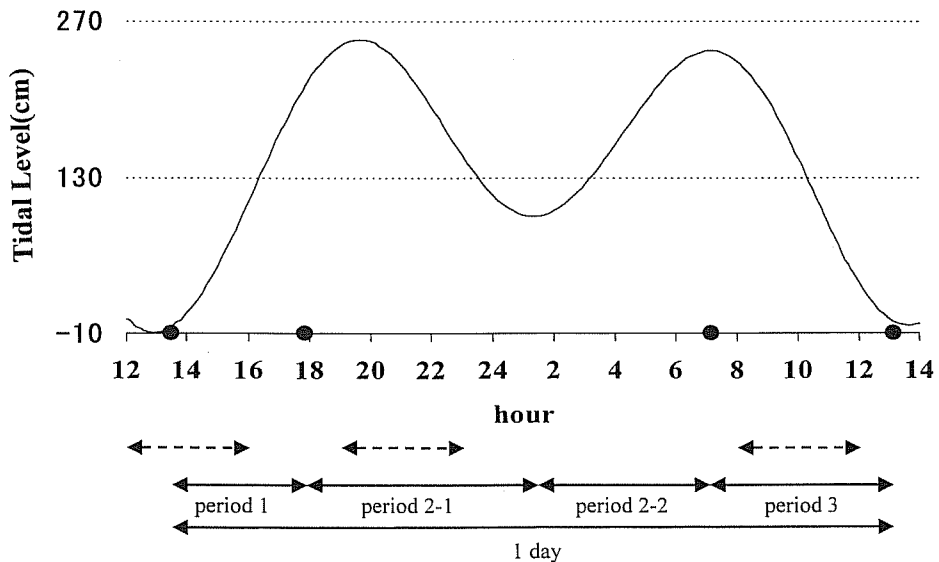


Figure 2. Schema of the field observations such as tidal level, sampling time, measurement periods of primary production and calculation periods of nutrient budgets on 25–26 June. Solid circles indicate the sampling time. Dashed arrows indicate measurement periods of primary production. Solid arrows indicate calculation periods of nutrient budgets.

Table 1-1. PON and DTN budgets for the box analysis area (2.34 km²) on a summer day.

Budget period			Temporal change $\Delta(V+Cv)$	Advection Q*Ca	Diffusion A ₀ *K*T* $\Delta C/\Delta L$	Biological change Bc	Primary Production PP	Biological production Bp
PON budget								
period 1(day)	3-Jun	13:40 (L) DL+ 0.10						
	3-Jun	17:50 (H) DL+ 2.00	324.5	622.2	4.4	-302.1	96.4	-398.5
period 2-1(night)	3-Jun	17:50 (H) DL+ 2.00						
	4-Jun	1:20 (L) DL+ 0.85	-311.8	-340.3	2.8	25.7	51.6	-25.9
period 2-2(night)	4-Jun	1:20 (L) DL+ 0.85						
	4-Jun	7:15 (H) DL+ 2.39	468.4	472.8	1.6	-5.9	63.1	-69.0
period 3(day)	4-Jun	7:15 (H) DL+ 2.39						
	4-Jun	13:15 (L) DL+ 0.10	-652.6	-703.4	2.4	48.5	99.5	-51.0
1 day	3-Jun	13:40 (L) DL+ 0.10						
	4-Jun	13:15 (L) DL+ 0.10	-171.5	51.3	11.1	-233.8	310.6	-544.4
DTN budget								
period 1(day)	3-Jun	13:40 (L) DL+ 0.10						
	3-Jun	17:50 (H) DL+ 2.00	846.5	772.9	-1.1	74.8	-96.4	171.2
period 2-1(night)	3-Jun	17:50 (H) DL+ 2.00						
	4-Jun	1:20 (L) DL+ 0.85	-522.9	-520.8	1.0	-3.0	-51.6	48.6
period 2-2(night)	4-Jun	1:20 (L) DL+ 0.85						
	4-Jun	7:15 (H) DL+ 2.39	668.1	680.4	1.3	-13.6	-63.1	49.5
period 3(day)	4-Jun	7:15 (H) DL+ 2.39						
	4-Jun	13:15 (L) DL+ 0.10	-769.1	-1015.8	-2.0	248.8	-99.5	348.3
1 day	3-Jun	13:40 (L) DL+ 0.10						
	4-Jun	13:15 (L) DL+ 0.10	222.6	-83.4	-1.0	306.9	-310.6	617.5

(L):low water, (H):high water, DL:datum level

Table 1-2. PON and DTN budget for the box analysis area (2.34 km²) on an autumn day.

Budget period			Temporal change $\Delta(V+Cv)$	Advection Q*Ca	Diffusion A ₀ *K*T* $\Delta C/\Delta L$	Biological change Bc	Primary Production PP	Biological production Bp
PON budget								
period 1(day)	25-Sep	10:30 (L) DL+ 0.42						
	25-Sep	16:45 (H) DL+ 2.51	1322.1	704.9	6.6	610.5	1050.5	-440.0
period 2-1(night)	25-Sep	16:45 (H) DL+ 2.51						
	25-Sep	22:56 (L) DL+ 0.64	-902.5	-798.5	6.4	-110.3	216.9	-327.2
period 2-2(night)	25-Sep	22:56 (L) DL+ 0.64						
	26-Sep	6:10 (H) DL+ 2.32	341.9	524.4	8.1	-190.6	90.7	-281.3
period 3(day)	26-Sep	6:10 (H) DL+ 2.32						
	26-Sep	11:20 (L) DL+ 0.38	-413.0	-637.1	7.0	217.1	421.7	-204.6
1 day	25-Sep	10:30 (L) DL+ 0.42						
	26-Sep	11:20 (L) DL+ 0.38	348.5	-206.3	28.2	526.7	1779.9	-1253.2
DTN budget								
period 1(day)	25-Sep	10:30 (L) DL+ 0.42						
	25-Sep	16:45 (H) DL+ 2.51	-419.1	2046.5	-3.8	-2461.8	-1050.5	-1411.3
period 2-1(night)	25-Sep	16:45 (H) DL+ 2.51						
	25-Sep	22:56 (L) DL+ 0.64	-1245.7	-1133.1	-1.5	-111.2	-216.9	105.8
period 2-2(night)	25-Sep	22:56 (L) DL+ 0.64						
	26-Sep	06:10 (H) DL+ 2.32	887.6	873.1	-2.4	16.8	-90.7	107.5
period 3(day)	26-Sep	06:10 (H) DL+ 2.32						
	26-Sep	11:20 (L) DL+ 0.38	-661.3	-1052.1	-8.1	398.8	-421.7	820.5
1 day	25-Sep	10:30 (L) DL+ 0.42						
	26-Sep	11:20 (L) DL+ 0.38	-1438.5	734.5	-15.7	-2157.3	-1779.9	-377.5

(L):low water, (H):high water, DL:datum level

を, St. Sでは表層, 中層(2m), 下層(海底+1m)で行った. 測定項目は, 水温, 塩分, 溶存態総窒素(DTN), 懸濁態有機窒素(PON), クロロフィルa, フェオフィチンである.

また, St. Sにおいて, Fig. 2に示す時間帯に光合成による純生産速度を別途測定した.

1996年6月17日および10月15日に水質調査と同じ12点(Fig. 1)でマクロベントスを調査した.

2. 分析方法

水温は棒状温度計で, 塩分は採水後サリノメーター(AUTO LAB MODEL 601 MKIII)で測定した. DTNはWHATMAN GF/Cろ紙でろ過した試水を過硫酸カリウムで分解した(JIS K0102)後, 銅カドミウム還元法(日本海洋学会, 1990)により測定した. PONはDTNで用いたろ紙を60°Cで通風乾燥後, CHN自動分析器(YANAKO製MT-II型)で分析した. クロロフィルaとフェオフィチンは90%アセトンで抽出後, 蛍光法(日本海洋学会, 1990)で分析した.

純生産速度の測定は明瓶・暗瓶法(日本海洋学会, 1990)で行った. 200mlフラン瓶で明瓶, 暗瓶, コントロール瓶をそれぞれ, 2, 2, 3本ずつ作成し, これに表層水および底層水(海底+1m)を静かに注入し, 調査船上から瓶が採水深になるよう垂下するとともに, コントロール瓶の溶存酸素を固定し, 4時間設置した後, 純生産速度を算出した. 後述する窒素収支計算に利用するため, 生産酸素量から12/32を掛け有機炭素に換算した後, 同時に採水し分析した試水のPON/POC比を掛けて窒素(PON)量への換算を行った. 単位面積当たりの純生産速度は, Fig. 1の点線で囲んだ範囲(以下干潟海域と称する)の平均水深の1/2水深での生産速度を表層と底層の値から内挿補完し, これに平均水深を乗じて収支計算期間ごとにそれぞれ求めた.

マクロベントスは干出する干潟上では透明アクリルカラム(内径35cm×高さ48cm)を30cm程度挿入し, 内部の砂泥とともに採取した. 他の測点では後部に採集袋を取り付けた鉄製の筒(開口部:横幅25cm×縦幅15cm, 筒長25

cm) を用い, 面積 0.125 平方メートル (50 cm×25 cm) 深さ 15 cm の底泥を SCUBA 潜水により採取した. 採取した試料は 1 mm メッシュの篩でふるい, 残ったものを中性ホルマリンで 10% になるように固定した. その後, 種の同定, 個体数, 湿重量を測定するとともに試料の一部について乾燥重量 (軟体動物については軟体部) / 湿重量 (軟体動物は殻付) 比を求めた. 現存量は測定した湿重量に乾重量 (DW) / 湿重量比を乗じて乾重量に換算し, さらに炭素量 (C) / DW (0.3010~0.4290, 中田・畑, 1994) を乗じて炭素量に換算した後, それに C / 窒素量 (N) 比 (3.62~4.93, 中田・畑, 1994) の逆数を乗じて窒素含有量に換算した. また, 出現種については風呂田 (1996) を参考にして食性分類をした.

3. 物質収支

PON, DTN について, 得られた水質分布結果から, 干潟海域における窒素収支を (1) 式 (1 ボックスモデル) により計算した.

$$\Delta(V \cdot C_v) = Q \cdot C_a + A_o \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L + B_c \quad (1)$$

- $\Delta(V \cdot C_v)$: 干潮と満潮の間の現存量の変化量 (時間変化項)
 V : 干潟海域の容積
 C_v : 干潟海域内の容積平均濃度
 $V \cdot C_v$: 干潟海域内の現存量
 $Q \cdot C_a$: 容積変化に伴う物質の干潟海域と沖合間の出入り量 (移流項)
 Q : 干潮と満潮の間の容積変化量
 C_a : 干潟域と沖合域との境界面の平均断面濃度
 $A_o \cdot K \cdot T \cdot \Delta C / \Delta L$: 断面境界を通じての拡散による物質の出入り量 (拡散項)
 A_o : 干潟と沖合域の境界断面積
 K : 水平拡散係数
 T : 干潮と満潮間の時間
 $\Delta C / \Delta L$: 干潟海域と沖合域との間の物質の濃度変化率
 B_c : 干潟海域内での生物作用による現存量の変化量 (生物変化項)

収支計算は 4 回の採水で得られた干潟海域の物質分布からそれぞれの観測期間で行った. その際, 6 月, 9 月の観測とも夜間の最干潮時の水質水平分布調査は行なえなかったため, 前後の第 2, 3 回の採水時の値を平均して用いた. また, 1 日の収支はこの 4 期間の合計とした.

水平拡散係数は同一海域で, 1996 年 5 月 20 日の満ち潮最強流時に漂流クラゲ観測 (日本海洋学会, 1979) を行い, その移動分散により $8.90 \times 10^2 \text{ cm}^2 \text{ sec}^{-1}$ という値が得られている (鈴木ら, 未発表). この値は約 1 時間の観測時間で得られた値であるため, (2) 式 (Okubo, 1974) により

収支計算を行う時間スケール (半潮汐 6 時間) での値 ($K = 3.3 \times 10^3 \text{ cm}^2 \text{ sec}^{-1}$) に換算した.

$$K = 8.90 \times 10^2 \times (L_6 / L_1)^{1.15} \quad (2)$$

L_6 : 半潮汐期間での推定移動距離 (2,160 m : Fig. 1 中 S 点に固定した観測母船の超音波流速計 (Ameteck 社製, DCP-4400/62) による半潮汐間の平均流速から推測)

L_1 : 漂流クラゲ 9 個の観測時間における平均移動距離 (686 m)

流入負荷量は近隣に大きな河川がないため考慮しなかった.

ボックスモデルによる収支計算で得られる PON および DTN の生物変化量 (B_c) は, 干潟海域内部での光合成による PON の生産および DTN の取り込みとマクロベントス等による PON の除去 (摂食) および DTN の排出を含んだ正味の値である. 干潟域の PON の除去能力を正當に評価するには, 沖合域から入ってくる PON の除去量だけでなく, 干潟内部で生産される PON の除去量を合算する必要がある. そのため, 実質的な干潟海域内における PON や DTN の生物作用 (マクロベントス等による摂食, 代謝) による生成・消失 (B_p) を求めるためには, 別に求める干潟海域内部での純生産速度 (PP) を (3), (4) 式により考慮する必要がある.

PON の場合

$$B_p = B_c - PP \quad (3)$$

DTN の場合

$$B_p = B_c + PP \quad (4)$$

B_p : 干潟海域における生物作用による PON, DTN の実質的な生成・消失速度

PP : 純生産速度

純生産速度の計算は干潟海域へ流入すると思われる沖合の St. S 点での純生産速度を干潟海域内部での純生産速度とみなし, DTN から PON への転換のみがおこったと仮定した.

結果

1. 水質分布

Fig. 3-1, 3-2 に 6 月 4 日と 9 月 26 日の干潮時の表層の水質分布を本観測の代表的な分布として示した. 6 月, 9 月のいずれの観測においてもクロロフィル a , PON の濃度が沖側で高く, 岸側で低い分布を示し, 逆にそれらの代謝分解物であるフェオフィチン, DTN の濃度は岸側で高く, 沖側で低いといった分布が観測された.

2. 純生産速度

Table 2 に純生産速度の結果を示す. 6 月の昼間の表層における純生産速度は窒素量に換算すると, 3.9 と 2.6 mgN m^{-3}

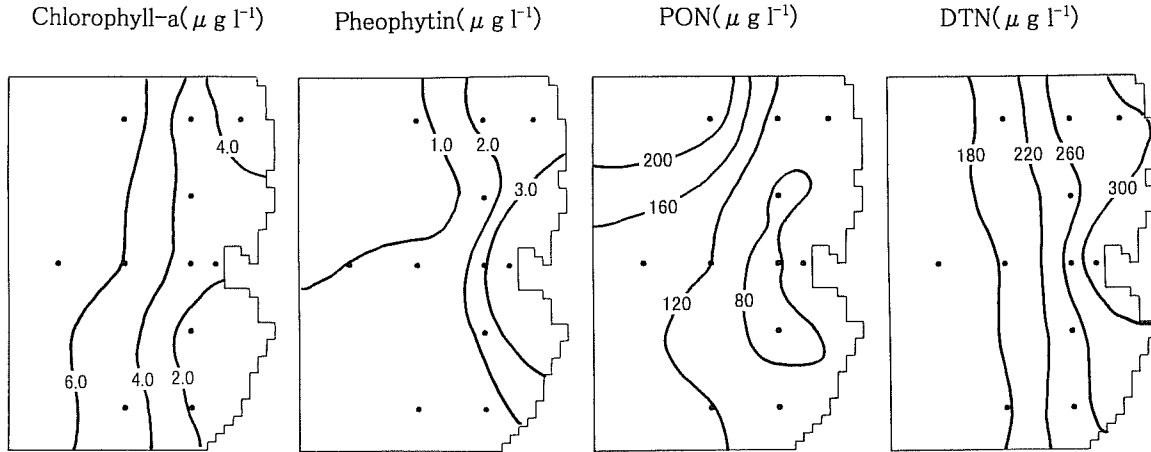


Figure 3-1. Horizontal distribution of surface water quality at low tide on 4 June.

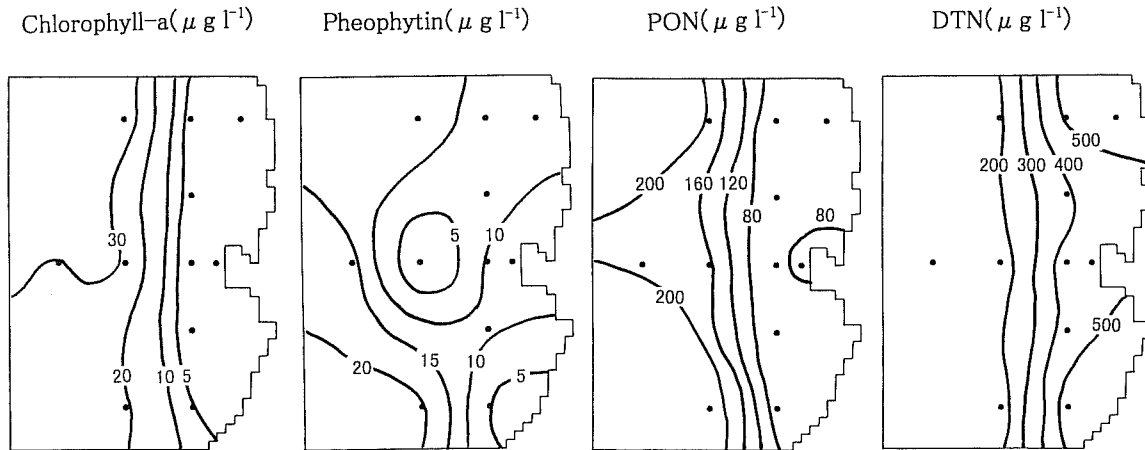


Figure 3-2. Horizontal distribution of surface water quality at low tide on 26 September.

Table 2. Primary production on 3-4 June and 25-26 September.

period	Depth	June		September	
		Depth	Primary production	Depth	Primary production
		m	$\text{mgN m}^{-3} \text{h}^{-1}$	m	$\text{mgN m}^{-3} \text{h}^{-1}$
1st time (day)	surface	0.1	3.9	0.1	44.8
	bottom	3.0	7.7	3.0	7.0
2nd time (night)	surface	0.1	0.7	0.1	-0.3
	bottom	5.0	-1.9	5.0	4.7
3rd time (day)	surface	0.1	2.6	0.1	22.0
	bottom	5.0	4.3	4.0	7.1

hour⁻¹となった。底層では、7.7と4.3 mgN m⁻³ hour⁻¹となり表層よりも高かった。一方、9月の昼間は、44.8と22.0 mgN m⁻³ hour⁻¹となり、6月よりも10倍程高い値となった。底層については、7.0と7.1 mgN m⁻³ hour⁻¹と6月の値とあまり変わらなかった。

干潟海域当たりの純生産速度を Table 1-1, 1-2に示した。1日当たりでみると6月が310.6 kgN day⁻¹ (5.62 mgN m⁻² hour⁻¹)、9月が1779.9 kgN day⁻¹ (30.58 mgN m⁻² hour⁻¹)

となり9月は6月よりも5.7倍高く求められた。

3. 窒素収支

3-1. 6月観測時の収支 Table 1-1, 1-2に各収支期間ごとの(1)式による干潟海域(2.34 km²)全体の収支計算結果、純生産速度(PP)および生物作用による実質的な生産・消失速度(Bp)を示す。

また、Fig. 4には一日当たりの計算結果を単位面積当たりの数値とともに示した。

1日当たりの収支でみるとPON収支では干潟海域外からの移流・拡散による流入フラックス(62 kgN day⁻¹)を上回る干潟海域内での消失(544 kgN day⁻¹)がおこっており、それにより干潟海域内のPON現存量が減少(-171 kgN day⁻¹)する状況下にあった。DTN収支では干潟海域内で純生産による取り込み(-311 kgN day⁻¹)があったもののそれを上回る生成(618 kgN day⁻¹)があり、干潟海域内での現存量の増加(223 kgN day⁻¹)と系外への流出(84 kgN day⁻¹)がおこっていた。TN収支では、DTNの生成(618

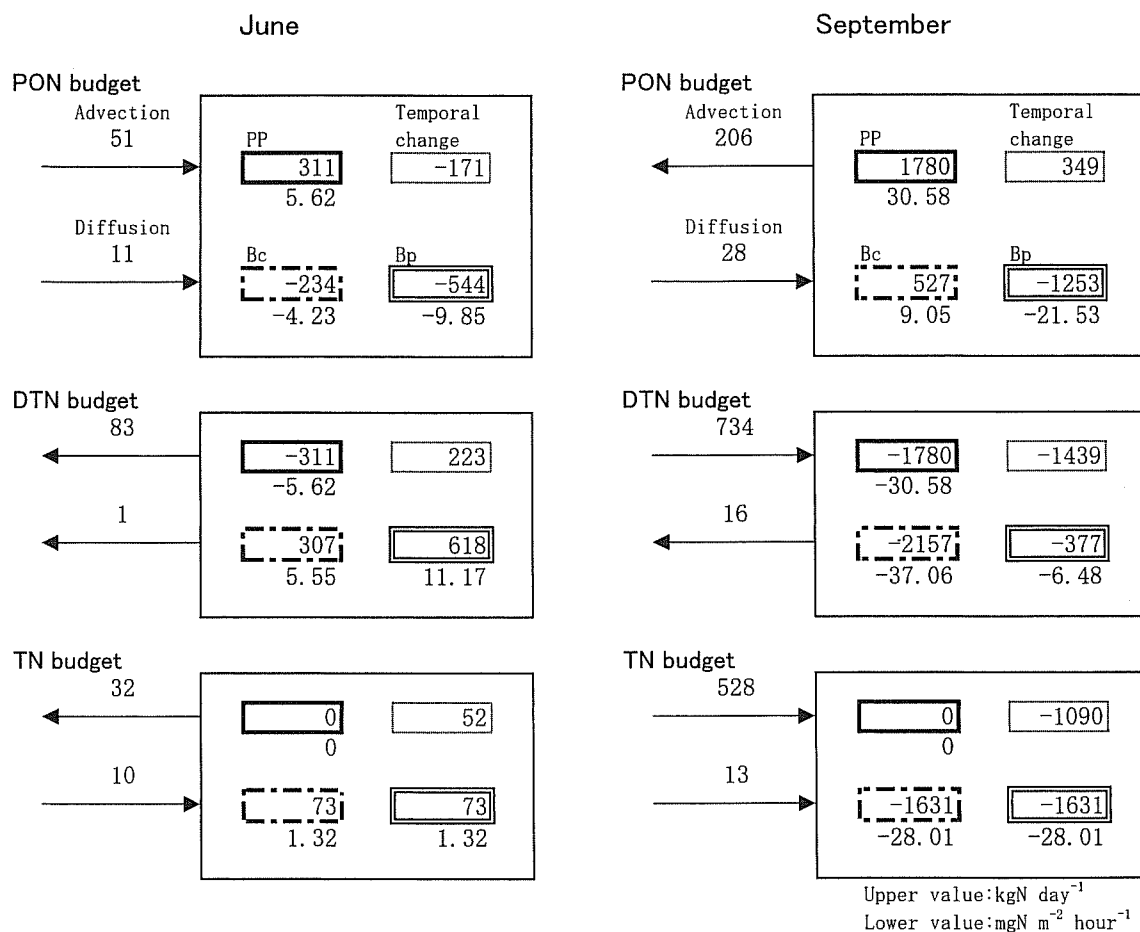


Figure 4. PON, DTN and TN budgets for the box analysis area on two sampling periods (3-4 June and 25-26 September).

kgN day⁻¹) がPONの消失 (-544 kgN day⁻¹) を上回ったため、73kgN day⁻¹の生成となり、系外への流出 (22 kgN day⁻¹) が起こっていた。

単位面積当たりの生成・消失速度 (Bp) を見ると、PON収支では -9.85 mgN m⁻² hour⁻¹の消失、DTN収支では 11.17 mgN m⁻² hour⁻¹の生成となった。

3-2. 9月観測時の収支 1日当たりの収支をみると干潟海域内においてPONが生産され (PP: 1780 kgN day⁻¹), PON現存量が増加 (349 kgN day⁻¹) するとともに、干潟海域外へ流出 (178 kgN day⁻¹) する状況下にあった。DTNでは干潟海域外からの流入フラックス (718 kgN day⁻¹) を上回る干潟海域内での取り込み (PP: -1780 kgN day⁻¹) 消失により、干潟海域内での現存量の低下 (-1439 kgN day⁻¹) が起こっていた。TN収支はPON (-1253 kgN day⁻¹), DTN (-377 kgN day⁻¹) とともに消失となり、計 -1631 kgN day⁻¹の消失となった。

単位面積当たりの生成・消失速度 (Bp) を見ると、PON収支は -21.53 mgN m⁻² hour⁻¹, DTN収支は -6.48 mgN m⁻² hour⁻¹の消失となった。

4. マクロベントス現存量

Fig. 5に食性別に分類したマクロベントス現存量を示す。マクロベントス全体では6月は、0.032~7.086 (平均1.835) gN m⁻², 10月は、0.253~16.413 (平均6.216) gN m⁻²で、10月の方が3.4倍程高かった。食性別では両月とも懸濁物食者が多く、6月は46%, 10月は65%をしめた。種類では、6月はバカガイ (*Macra chinensis*), アサリ (*Ruditapes philippinarum*) が、10月はアサリ, ホトトギス (*Musculus senhousia*) が優占した。表層堆積物食者は6月が13%, 10月が8%, 下層堆積物食者は6月が2.3%, 10月が0.2%, 肉食者は6月が11%, 10月が13%, 食性不明は6月が27%, 10月が14%となった。特に食性不明種ではハスノカシパン (*Scaphechinus mirabilis*) が多く、10月の観測ではSCUBAにより水深2~3m付近に濃密に分布しているのが観察された。

干潟海域で水深ごとに面積加重平均を計算した結果をTable 3に示す。6月、10月の平均値で見ると、水深1m以浅では、7.25 gN m⁻², 水深1~3mでは3.23 gN m⁻², 3~5mでは1.41 gN m⁻²となり深くなるにつれ現存量が低下する

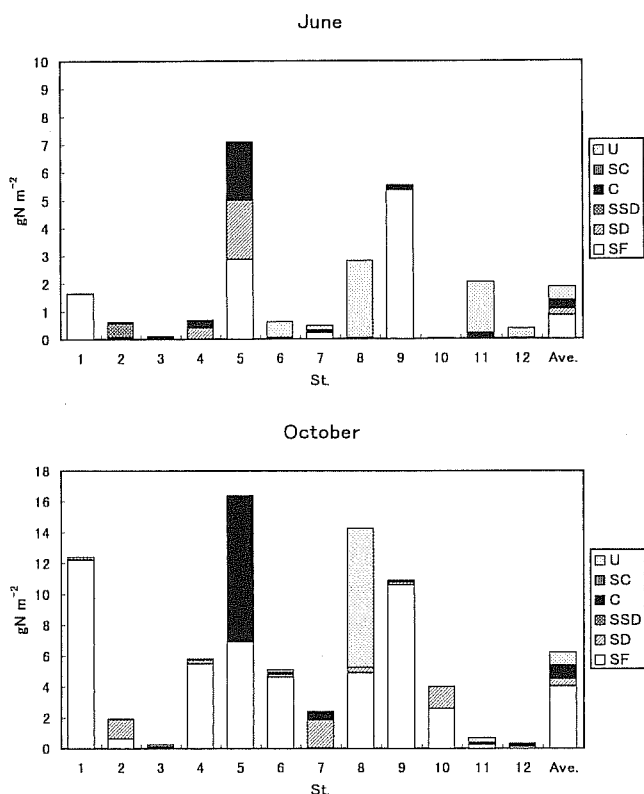


Figure 5. Macrobenthos biomass classified by feeding types, sampled on 17 June and 15 October. SF: suspension feeder, SD: surface deposit feeder, SSD: subsurface deposit feeder, C: Carnivore, SC: Scavenger, U: Unknown.

Table 3. Macrobenthos biomass of Kosugaya and Isshiki tidal flats.

Depth	Unit	Kosugaya			Isshiki*
		June	October	Average	June
< 1m	gN m ⁻²	3.56	10.94	7.25	6.47
1 - 3m	gN m ⁻²	0.97	5.48	3.23	
3 - 5m	gN m ⁻²	1.27	1.55	1.41	
Areal weighted average	gN m ⁻²	2.20	7.52	4.86	
The average per unit coastal line	gN m ⁻¹	1.25	4.29	2.77	10.67

*Aoyama and Suzuki, 1996

結果となった。干潟海域全体では、6月が 2.20 gN m^{-2} 、10月が 7.52 gN m^{-2} 、平均すると 4.86 gN m^{-2} となった。また、海岸線あたりに換算すると平均で 2.77 gN m^{-2} となった。

考察

1. 水質分布

6月、9月ともクロロフィル a 、PONが沖合で高く、その代謝産物であるフェオフィチン、DTNが岸側で高いといった特徴的な分布が観測されたが、これは三河湾の一色干潟周辺海域（青山・鈴木、1996）で観測された結果と類似していた。この水質分布はマクロベントスの分布と一致しており、干潟域でのろ過食性マクロベントスによるろ過摂食

Table 4. Biological change and production rate of PON, DIN and TN in Kosugaya and Isshiki tidal flats. Plus values indicate a source. Minus values indicate a sink.

	Unit	Kosugaya		Isshiki*
		June	September	June
Average PON concentration at out of the box	$\mu \text{g l}^{-1}$	165.8	178.1	109.5
Primary production rate	$\text{mgN m}^{-2} \text{h}^{-1}$	5.62	30.58	2.08
Biological change rate of PON	$\text{mgN m}^{-2} \text{h}^{-1}$	-4.23	9.05	-4.20
Biological production rate of PON	$\text{mgN m}^{-2} \text{h}^{-1}$	-9.85	-21.53	-6.28
Biological change rate of DIN	$\text{mgN m}^{-2} \text{h}^{-1}$	5.55	-37.06	3.34
Biological production rate of DIN	$\text{mgN m}^{-2} \text{h}^{-1}$	11.17	-6.48	5.42
Biological change rate of TN	$\text{mgN m}^{-2} \text{h}^{-1}$	1.32	-28.01	-0.86
Biological production rate of TN	$\text{mgN m}^{-2} \text{h}^{-1}$	1.32	-28.01	-0.86

*Aoyama and Suzuki, 1996

の結果を反映したものと考えられる。

2. 純生産速度

Table 2に示した6月の昼間における表層の純生産速度を単位クロロフィル a 当たりの炭素量で表現すると、 $9.1 \text{ mgC mgchl.}a^{-1} \text{ hour}^{-1}$ 、 $7.0 \text{ mgC mgchl.}a^{-1} \text{ hour}^{-1}$ （平均 $8.1 \text{ mgC mgchl.}a^{-1} \text{ hour}^{-1}$ ）、9月の観測時は、 $16.9 \text{ mgC mgchl.}a^{-1} \text{ hour}^{-1}$ 、 $4.8 \text{ mgC mgchl.}a^{-1} \text{ hour}^{-1}$ （平均 $10.9 \text{ mgC mgchl.}a^{-1} \text{ hour}^{-1}$ ）となり、夏季の三河湾の実測値（田中、1990）の $0.0 \sim 15.3 \text{ mgC mgchl.}a^{-1} \text{ hour}^{-1}$ とほぼ一致していた。特に高かった9月の第1回の観測時は、他の観測時と異なり、*Skeletonema costatum*、*Thalassiosira* spp.が優占する珪藻主体の赤潮（St. Sで順に 348×10^3 、 $221 \times 10^3 \text{ cells ml}^{-1}$ ）状態であった。田中（1990）は三河湾における様々な状況下での光合成活性を測定したが、初期の増殖期にある*Skeletonema costatum*主体の赤潮発生時に光合成活性が特に高くなることを報告しており、本報告の値もその結果と良く一致した。

3. 窒素収支

(1) 式で求められる生物変化項（Bc）は夜間にPONが消失し、DTNが生成されるといった傾向が若干みられる（Table 1-1, 1-2）ものの、PONの生成が起こる期間もあること、また、9月の結果で1日のPON収支結果が生成となることから、この結果だけみると干潟海域の浄化能力はそれほど大きくないと判断されかねない。しかし、(3)、(4)式で干潟海域内部での純生産を考慮した実質的な生成・消失項（Bp）をみればすべての計算期間でPONが消失となり、干潟海域はPONを吸収、摂取する能力が高いことが理解できる。

3-1. 6月観測時の収支 PON収支におけるBc（ $4.23 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ ）は一色干潟の値（ $4.20 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ ）とほとんど同じであったが、干潟海域内の純生産速度を考慮したBp（ $9.85 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ ）は、一色干潟のそれ（ $6.28 \text{ mgN m}^{-2} \text{ hour}^{-1}$ ）よりもやや高い値であった。これはマクロベントス現存量が一色干潟に比べ約34%と低かったにもかかわらず、干潟への流入水の平均PON濃度が一色干潟よりも約1.5倍高く、内部生産が高かったことによると推測される（Table 4）。

DTN収支におけるBc、Bp（それぞれ 5.55 mgN m^{-2}

hour⁻¹, 11.17 mgN m⁻² hour⁻¹) は一色干潟の値 (それぞれ 3.34 mgN m⁻² hour⁻¹, 5.38 mgN m⁻² hour⁻¹) より高く, PON収支における Bc, Bpを上回り, TN収支では 1.32 mgN m⁻² hour⁻¹の溶出となったことは, 小鈴谷干潟が一色干潟に比べ潮間帯面積が少なく, 底泥からの栄養塩を吸収する付着藻類やアオサやアマモのような大型藻 (草) 類が少ないことによっていると推測される. 付着藻類を比較すると一色干潟では 3.386 gN m⁻²に対し, 小鈴谷干潟では 2.073 gN m⁻²と少なかった (鈴木, 未発表).

3-2. 9月観測時の収支 赤潮発生が観測されたこの時期のPON収支における Bpの値が 21.53 mgN m⁻² hour⁻¹という大きな消失となり, 6月や一色干潟での値よりも 2.2~3.4倍高い値となったことは, 干潟の水質浄化機能の評価に関して重要な示唆を含んでいる. これは, 貧酸素化を誘発する赤潮発生時のような非常に多くの有機懸濁物負荷が一時的に集中して発生した時にも, 干潟はそれにすみやかに追従する高い懸濁物除去能力を有しているという点である.

TN収支をみると6月時はPON消失速度 (Bp)に見合うDTN生成速度 (Bp)がほぼバランスし, TN収支では僅かな生成であったが, 9月は 28.01 mgN m⁻² hour⁻¹と大きな消失速度になった. これは珪藻赤潮時の高い純生産速度によるDTNの取込み速度が高かったこととPONの摂取速度が純生産速度に良く追従して大きくなったためと考えられる. その際, 底泥では懸濁物食者による大量の懸濁物摂取があったと考えられるが, すぐにそれが溶存態の溶出として水中に回帰しないことは興味深い. 懸濁物食者体内及び底泥デトリタスへの蓄積とバクテリアによるデトリタスの分解といった経路を経由するため溶存態の溶出に一定のタイムラグがあると考えられる. このような働きにより, 赤潮のような広範囲かつ急激な懸濁有機物負荷が発生しても干潟域はそれを分解するとともにその一部を貯留し, 海水への急激な栄養塩負荷の回帰を抑制するという大きな緩衝作用を持っているのではないかと推測される.

4. マクロベントス現存量

平均マクロベントス現存量を三河湾の一色干潟 (青山・鈴木, 1996) の 6.5 gN m⁻²と比較すると10月は同程度で, 6月は1/3以下であった. 面積加重平均では6月と9月の平均 4.86 gN m⁻²は一色干潟をやや下回り, 海岸線当たりに換算すれば小鈴谷干潟 (2.77 gN m⁻¹) は一色干潟 (10.67 gN m⁻¹) の1/4程度と小さくなる. このことは, 小鈴谷干潟は一色干潟と比較するとマクロベントス現存量の豊富な潮間帯が小さいことと, アサリの盛漁期である4~7月はこの地域に特有の水流噴射式貝桁網により漁獲されるためと推測される.

5. マクロベントス現存量から求める水質浄化能力

ボックスモデルによる定量化は物質濃度の変化を直接観測するため, その時の浄化能力を把握するのに適しており, 求められた値は瞬間的な浄化能力と考えられる.

Table 5. Macrobenthos biomass and removal rates of PON calculated from P/B ratio (Aoyama and Suzuki, 1997) of Kosugaya and Isshiki tidal flats

	Unit	Kosugaya			Isshiki*
		June	October	Average	June
Macrobenthos biomass	gN m ⁻²	2.20	7.52	4.86	6.47
Suspension feeder biomass	gN m ⁻²	1.15	5.04	3.10	5.08
The biomass per unit coastal line	kgN m ⁻¹	0.65	2.88	1.77	8.38
Removal rate of PON	mgN m ⁻² day ⁻¹	34.6	151.7	93.2	153.0
The rate per unit coastal line	gN m ⁻¹ day ⁻¹	19.6	86.7	53.2	252.4

*Aoyama and Suzuki, 1997

一方, マクロベントス現存量から生産量を推測し, 懸濁物除去能力を計算する方法 (木村ら, 1991)がある. これは, 前者と比べて少し長い時間スケールの平均的な水質浄化能力を示すと考えられる.

青山・鈴木 (1997) は, 一色干潟においてマクロベントスのろ過速度を現場測定し, その結果とボックスモデルから求めた懸濁物の収支結果及び木村ら (1991)の方法を比較検討することによって簡易にマクロベントス現存量から浄化能力を求める方法を次式のように示した.

$$\text{懸濁物除去速度} = \text{懸濁物食者摂餌速度} \times (1 - \text{排泄率} \times \text{再懸濁率})$$

$$\text{懸濁物食者摂餌速度} = \text{懸濁物食者現存量} \times \text{P/B比} / \text{転換効率} \quad (5)$$

再懸濁率: 0.62 (青山・鈴木, 1997)

P/B比: 2.5 (11種平均値, 堀越・菊地, 1976)

転換効率: 0.15 (木村ら, 1991)

Table 5に (5)式で求められた結果を示す. この方法により求めた平均的な懸濁物除去速度は, 6月, 10月はそれぞれ 34.6 mgN m⁻² day⁻¹, 151.7 mgN m⁻² day⁻¹, 平均で 93.2 mgN m⁻² day⁻¹となり, ボックスモデルで計算されたPONの Bpの値 (6月: 236.4 mgN m⁻² day⁻¹, 9月: 516.7 mgN m⁻² day⁻¹) より低い値となり, 一色干潟の 153.0 mgN m⁻² day⁻¹と比べてもやや小さい値であった. 今回の観測時は Table 4に示すようにいずれも一色干潟よりも高いPON濃度であったが, 年間を通じて平均的にみれば伊勢湾中央部に位置する小鈴谷周辺海域は外海水が流入しやすいこと, 近隣に大きな河川が無いことから, 河川や生産性の高い衣浦港域, 三河港域の影響を受ける一色干潟周辺海域に比べ, 懸濁物濃度は低いと考えられる. また, 海岸線当たりで比較すると, 潮間帯が広い一色干潟はマクロベントス現存量が高く, 小鈴谷干潟の懸濁物除去速度の4.7倍と計算され, 懸濁物除去という点では潮間帯の広い干潟がより効率的である.

富栄養化した内湾で発生する赤潮や貧酸素水塊をどの程度干潟域が抑制しているかという問題に対して平均的な浄化能力だけで議論することはできないだろう. 貧酸素化は大規模な赤潮発生後急速に発達するが, そのようなクリ

ティカルな富栄養化の特殊状況下で干潟の持つ懸濁物除去能力がどの程度発揮されるかを評価することは重要である。今回使用したボックスモデルによる方法では、水質分布や純生産の測定を実施することによって、それを評価することができる。本報告では、高い純生産速度条件下においても水質浄化能力がある程度追従する可能性が示唆されたが、これを確認するためにも、幅広い純生産速度条件下での調査事例が望まれる。

要 約

伊勢湾中央部に位置する小鈴谷干潟域において、1996年6月および9月の2回観測を実施し、ボックスモデルによりPONおよびDTNの収支を計算し、干潟内部での純生産分を含めた実質的なPON除去速度、DTN生成速度を求めた。その結果、いずれの時期もPONが消失しることが計算され、ろ過食性者による懸濁物除去機能が機能していることが明らかとなった。PONとDTN収支を合計したTN収支では6月では僅かに溶出が上回ったものの、9月はPONの消失が大きかったことから、TNも大きく消失した。これは、貧酸素化を誘発する赤潮発生時のような非常に多くの有機懸濁物負荷が一時的に集中して発生した時にも、干潟はそれにすみやかに追従する高い懸濁物除去能力を有していることを示した。また、別途マクロベントス現存量から計算された年平均的なPON除去速度はボックスモデルにより計算された値や一色干潟での値より低い値となり、これは小鈴谷干潟周辺海域が外海水が流入しやすく、近隣に大きな河川が無いため、三河湾の一色干潟周辺海域に比べ、懸濁物供給が少ないためと考えられた。また、海岸線当たりで比較すると、懸濁物除去という点では潮間帯の広い一色干潟が小鈴谷干潟の懸濁物除去速度の4.7倍と計算された。しかし、富栄養化した内湾で発生する赤潮や貧酸素水

塊をどの程度干潟域が抑制しているかという問題に対して平均的な浄化能力だけで議論することはできない。幅広い純生産速度条件下での調査事例が望まれる。

謝 辞

本報告の一部は水産庁の助成による沿岸漁場総合整備開発基礎調査費によって進められた。関係の方々には心から感謝したい。

文 献

- 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.
- 風呂田利夫（1996）：干潟底生生物の分布と摂食様式, 月刊海洋, 28, 166-177.
- 堀越増興・菊地泰二（1976）ベントスの生物生産性。海藻・ベントス（元田茂編）, 東海大学出版会, pp. 241-270.
- 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.
- 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.
- 日本海洋学会（1979）海洋環境調査法, 恒星社厚生閣, 666 pp.
- 日本海洋学会（1990）海洋観測指針（気象庁）, 428 pp.
- Okubo, A. (1974) Rapp. Proc. Verb., Cons. Int. Explor. Mer., 167, 77-85.
- 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.
- 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—. 海洋理工学会誌, 3, 63-80.
- 田中庸夫（1990）我々国内湾域の植物プランクトン生産の現況。月刊水, 32, 11, 32-40.