

### (3) 湖沼河口域での懸濁態物質組成の特性と底泥組成との関係

## CHARACTERISTICS OF PARTICULATE MATTER COMPOSITIONS AND ITS RELATION TO SEDIMENT COMPOSITIONS NEAR THE MOUTH OF INFLUENT RIVER

福島 武彦\*, 相崎 守弘\*, 海老瀬 潜一\*  
Takehiko FUKUSHIMA\*, Morihiko AIZAKI\*, Senichi EBISE\*

**ABSTRACT** ; To understand the dynamic changes in water qualities near the mouth of influent rivers, some metals and nutrients compositions of particulate matter and sediment were measured in Takahamairi Bay in Lake Kasumigaura. Near the mouth those compositions changed seriously and inside of the lake most of those compositions varied longitudinally in proportion to the log of the volume before reaching each point. In the influent rivers, high correlation coefficients among Ti, POC, PON, PP concentrations of particulate matter were found. Inside of the lake, similar relations were observed except for PP. Two components model and three components model on the basis of Ti content and chlorophylla content were successfully applied to the explanation on those compositions. The variations of some compositions could be also accounted for by the meteorological, hydraulic, chemical conditions of the lake. In the case of POC, PON, Ti, Mn, chlorophylla etc., the compositions of sediment which have little change were closely associated with and could be a useful tool for the estimation of those averages of particulate matter in the water just above the sediment.

**KEYWORDS** ; Particulate matter, Sediments, Metal and nutrient composition, effect of influent river

#### 1. はじめに

河川と湖沼との接合部である河口域は、水をとるまぐ物理、化学、生物的環境が急変する場であり、水質の空間的、時間的変化が激しい。と同時に、河川流入物質の湖心域（沖帯）への移流の観点から見ると、主に懸濁態物質（懸濁物）の沈降等による蓄積、降雨時の激しい流入負荷変動の平滑化<sup>1)</sup>といった意味でフィルターの役割りを有している。こうした機能を積極的に利用する計画として河口域のラグーン化等が検討され、非特定汚染源の比率が高い湖沼における流入負荷量削減の水際作戦として注目されている。

本研究では、こうした河口域における各種物質の動態を明らかにすることを目的として、霞ヶ浦高浜入で行った現地観測結果をもとに、特に懸濁物の組成面での特性把握とこれをもとにした内容分離、及び底泥組成との関係について考察したので報告する。

#### 2. 現地観測と水質分析方法

##### 2.1 調査対象水域

Fig. 1 に調査対象水域とした霞ヶ浦高浜入湾奥部と水質、底質観測点を示す。この水域には恋瀬川が流入しているが、降雨時を除き、河口から上流約 4 km は湖水位の影響を受ける背水域となっている。恋瀬川

は流域面積 151km<sup>2</sup> (天の川分は除く) の田園地河川であり、背水域直前で同じく田園地河川の支流天の川 (54.4 km<sup>2</sup>) と合流している。山王川 (12.4 km<sup>2</sup>) は人為的負荷の多い市街地河川で恋瀬川の背水域に流入している。Fig. 1 中の河川での測点ではバックウォーターの影響は受けない。背水域での川幅は 20 m 程度であり、各地点の平均的な水深は背水域の St. R-1~R-4 で 1~2 m, St. 1, 2 で 1.5~2 m, St. 3, 4, 5 で 2.8~3.5 m, St. 6 で 4 m, St. 7 で 6 m である。各地点までの背水域始端からの容積は後述する Fig. 2 等 に示してある。水位変動は一般に 10~20 cm 程度で、その容積に及ぼす影響は 1 割以下のことが多い<sup>2)</sup>。なお、本文では背水域、湖内 St. 1~4 をあわせて河口域と呼ぶ。

## 2.2 現地観測方法

次のような三種類の調査を行った。(1)調査 A: 1 月約 2 回の頻度で (全 24 回, 1985 年 3 月~1986 年 5 月), St. 1~4, St. R-1~R-4, 及び恋瀬川, 天の川, 山王川の三河川合計 11 地点で採水し, そのサンプルについて 2.3 で示す分析を行い, 水質の流下方向変化, 懸濁物組成等を評価した。(2)調査 B: 1 月 1 回又は 2 回の頻度で (全 12~24 回, 1981 年 7 月~1982 年 6 月), St. 1~7, St. R-1, R-3 の計 9 点で採水及びコアサンプラーを用いた採泥を行い, 懸濁物及び底泥表層 (0~約 5 mm) の組成分析を行った。(3)調査 C: 1984 年 4 月 19~20 日の 23 mm (柿岡, 恋瀬川中流部<sup>3)</sup>) の降雨を対象に, 恋瀬川, 天の川, 山王川三河川で 48 時間連続毎時観測 (流量測定, 採水), ならびに湖内で各日 1~3 回の頻度で採水を約 1 週間続けた。今回の解析では, 懸濁物組成については主に調査 A の結果を, 懸濁物と底泥組成間の関係では主に調査 B の結果を利用する。なお, 調査 A, B, C とも沈殿トラップを用いて沈殿量も測定したが, その結果の一部は既に報告している<sup>4,5,6)</sup>。また, この水域でのリン, 窒素収支は相崎他<sup>7)</sup>で示されている。調査 C を対象に, 降雨時の物質収支, 河川流出特性を検討した結果は福島他<sup>8)</sup>で報告している。

## 2.3 分析方法

Table 1 に調査 A の調査, 分析項目と分析方法をまとめる。懸濁態を P (Particulate), 溶存態を D (Dissolved) と略して示す。PP, PCOD 等はトータルから溶存態を差し引いて求めた。調査 B, C の

水質は Table 1 と同じ方法で分析した。調査 B の底泥は凍結乾燥後, POC, PON (1N HCl で無機炭素を除去後 CHN コーダー), PP, 各種金属 (Table 1 と同様の方法及びけい光 X 線法<sup>9)</sup>), Chla を測定した。

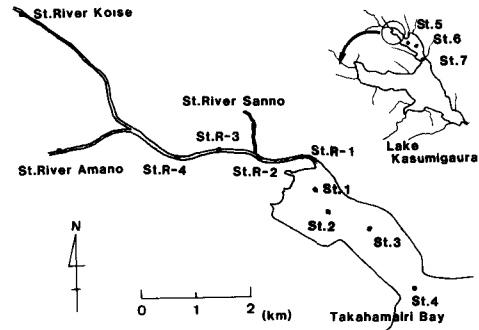


Fig. 1 Inner part of Takahamairi Bay, Lake Kasumigaura, and sampling points

Table 1 Measured item and measuring method

|                         |                          |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|-------------------------|--------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 採水<br>(Sample of Water) | 現地測定 (Field observation) | 水温 (w.t.), 電気伝導度 (E. C.), 流量 (discharge)                                                                                                                                                                                                                                                                                                             |
|                         | 原液 (Total)               | 全窒素 (TN)* <sup>1</sup> , 全リン (TP)* <sup>1</sup> , COD* <sup>2</sup>                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
|                         | ろ液 (Filtrate)            | NH <sub>4</sub> -N* <sup>1</sup> , NO <sub>2</sub> -N* <sup>1</sup> , NO <sub>3</sub> -N* <sup>1</sup> , 全溶存態窒素 (DTN)* <sup>1</sup> , PO <sub>4</sub> -P* <sup>1</sup> , 全溶存態リン (DP)* <sup>1</sup> , DOC* <sup>3</sup> , D-COD* <sup>2</sup> , D-Na* <sup>4</sup> , D-K* <sup>4</sup> , D-Mg* <sup>4</sup> , D-Ca* <sup>4</sup> , D-Si* <sup>4</sup> |
|                         | フィルター Glass              | SS, クロロフィル a (Chla)* <sup>5</sup> , POC* <sup>6</sup> , PON* <sup>6</sup>                                                                                                                                                                                                                                                                            |
|                         | (Filter) Polycarbonate   | SS, P-Na* <sup>7</sup> , P-K* <sup>7</sup> , P-Mg* <sup>7</sup> , P-Ca* <sup>7</sup> , P-Ti* <sup>7</sup> , P-Al* <sup>7</sup> , P-Fe* <sup>7</sup> , P-Mn* <sup>7</sup>                                                                                                                                                                             |

\*1: Autoanalyser (Techicon), \*2: Acid, KMnO<sub>4</sub>, \*3: TOC meter (Oceanography)  
\*4: ICP (Jarrel-Ash Atomcomp), \*5: SCOR/UNESCO, \*6: CHN-corder (Yanagimoto),  
\*7: ICP after digestion by HNO<sub>3</sub> and HF, D: Dissolved, P: Particulate.

## 3. 懸濁態物質の組成と内容分離

### 3.1 懸濁物組成及び水質の流下方向変化

Fig. 2 は調査 A の結果をもとに, 各種物質の懸濁物中含量の測定全平均値が河口域で流下方向にどのよ

うに変化するかを示したものである。横軸は背水域始端からの容積（平均流量で除せば平均的滞留時間）とし、またSS, D-Na の変化も示してある。Fig. 3 には水中の TN, DIN ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ ), TP, DP, P-Ti, P-Fe 濃度について測定全平均値の流下方向変化を示す。図上に表せなかった項目も含めて全体的な特徴をまとめると以下のようなものである。なお、横軸を流下距離等にしなかったのは、高浜入が複雑な形状を有して、流達時間との対応が明らかでなかったためである。

- (1) POC, PON, Chla, Mn 含量, PCOD/SS 比は流下とともに増加し, Ti, Al, Fe 含量は低下する。特にこの変化は背水域と湖内の間 (St. R-1 と St. 1 の間) で大きい, 湖内では容量の対数にはほぼ比例した変化となっている。また, この傾向は濃度でも見られる。
- (2) PP 含量は山王川流入後の St. R-2 より下流側で流下方向に減少している。
- (3) SS は背水域の St. R-4 から St. R-3, St. R-2 から St. R-1 と減少の傾向が見られるが, 湖内に入ると急激に増加する。Chla 濃度の変化から考えて植物プランクトンの増加が原因といえる。
- (4) Na, K, Mg, Ca 含量は減少傾向が見られるものの背水域と湖内での含量差は少ない。
- (5) D-Na, D-K, D-Mg, D-Ca 濃度は増加傾向が見られる。P-Na 等の濃度より圧倒的に大きい濃度変化であるので, 低濃度の河川水と高濃度の湖心方向の水との混合状況がこれらの溶存態物質の濃度分布を決定していると考えられる。
- (6)  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , D-Si は流下とともに減少するが, 特に  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  では夏期の, D-Si では珪藻の卓越する春期<sup>9)</sup>での減少が激しい。PO<sub>4</sub>-P は背水域に比べ湖内で高い。夏期以外ではこれと逆の傾向が見られるが, 夏期には湖内で PO<sub>4</sub>-P の極めて高いピークが見られるためこうした傾向が得られた。夏期の PO<sub>4</sub>-P のピークの原因は底泥からの溶出と考えられる<sup>10)</sup>。DCOD, DOC は背水域に比べ湖内で高く, DON (DTN-DIN) の変化は明白でない。
- (7) TN, TP は湖内で流下方向に減少している。PON の TN に占める割合は, 年平均として, 河川, 背水域で 3~15%, 湖内で 40~50% と増加する。また, PP の TP に占める割合は, 河川, 背水域で 30~50%, 湖内で 75% 前後である。

なお、濃度に流量を乗じて移流フラックスとして流下方向変化を比較してもよいが、いくつかの問題点

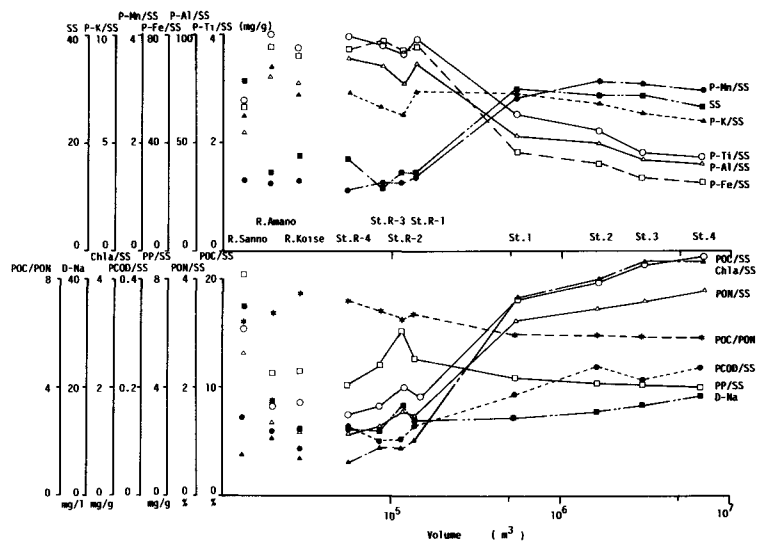


Fig. 2 Longitudinal changes in some metal and nutrient compositions of particulate matter

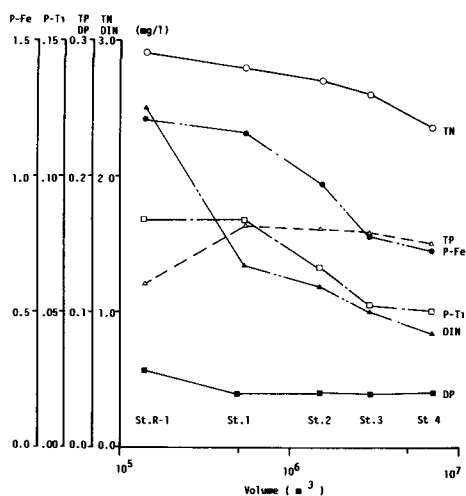


Fig. 3 Longitudinal changes in metal and nutrient concentrations in the lake water

(流下方向流量一定の仮定, 分散フラックスの存在) があるため省略した。

3. 2 河川水中懸濁物の組成間の関係

Table 2 Correlation coefficients among some composition of particulate matter  
(left lower part : river, right upper part : lake)

|         | POC/SS | PON/SS | PP/SS  | PCOD/SS | Chla/SS | P-Ti   | P-Al   | P-Fe   | P-Mn  | D-Na   |
|---------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|--------|--------|-------|--------|
| POC/SS  |        | 0.97*  | 0.27   | 0.72*   | 0.84*   | -0.91* | -0.86* | -0.90* | 0.06  | 0.69*  |
| PON/SS  | 0.99*  |        | 0.39*  | 0.73*   | 0.87*   | -0.90* | -0.83* | -0.89* | 0.12  | 0.66*  |
| PP/SS   | 0.85*  | 0.87*  |        | 0.24    | 0.37*   | -0.21  | -0.22  | -0.23  | -0.03 | 0.19   |
| PCOD/SS | 0.70*  | 0.70*  | 0.63*  |         | 0.59*   | -0.66* | -0.61* | -0.64* | 0.27  | 0.53*  |
| Chla/SS | 0.41*  | 0.39*  | 0.25   | 0.58*   |         | -0.84* | -0.78* | -0.85* | 0.08  | 0.57*  |
| P-Ti    | -0.89* | -0.89* | -0.89* | -0.62*  | -0.42*  |        | 0.93*  | 0.98*  | -0.12 | -0.79* |
| P-Al    | -0.66* | -0.66* | -0.56* | -0.38*  | -0.15   | 0.65*  |        | 0.95*  | -0.08 | -0.76* |
| P-Fe    | -0.42* | -0.41* | -0.17  | -0.21   | 0.12    | 0.29   | 0.51*  |        | -0.07 | -0.80* |
| P-Mn    | -0.12  | -0.15  | -0.24  | -0.06   | 0.37*   | 0.11   | 0.17   | 0.29   |       | 0.28   |
| D-Na    | 0.65*  | 0.67*  | 0.55*  | 0.37*   | 0.12    | -0.65* | -0.56* | -0.50* | 0.01  |        |

\*: the value of correlation coefficient(r) which rejects the null hypothesis  $r = 0$  at the level of significance  $\alpha = 0.01$

Table 2 (左下) には三河川のデータすべてに対し, 各組成, D-Na 間の相関係数を算出した結果を示す。個々の河川で得られた相関係数も大差ない。POC, PON, PP, PCOD 含量等は相互に正の高い相関を有している。Ti, Al, Fe 含量はこれらと負の相関関係となるが, 相関係数の絶対値は Ti 含量に比べて Al, Fe 含量で低い。Mn 含量は他のものと相関は低く, D-Na は POC 等と正の相関を有する。Fig. 4 には懸濁物中の Ti 含量と POC, PON, PP 含量との関係を三河川まとめて示す。得られた各河川での直線回帰式を比較すると, POC, PON 含量では勾配の絶対値が山王川で高い。しかし, POC, PON 含量がゼロとなる切片の Ti 含量は 5~7 mg/g となり, はぼ一定とみなせる。Ti は粘土, 砂等に含まれ, 生物の影響をあまり受けないことから無機物質量を表す指標と考えられている<sup>11)</sup>。Table 3 にはシルト, 粘土, 生物等の元素組成の報告値をまとめて示すが<sup>11-14)</sup>, Ti 含量はシルト, 粘土, 土壌で 5 mg/g 前後と先の切片の値に近い。このため, Fig. 4 は土砂等の無機物とその他の主に有機物との混合度から河川の懸濁物中の POC, PON, PP 組成が決まっていることを表している。勾配の差は市街地河川の山王川と田園地河川の恋瀬川, 天の川での

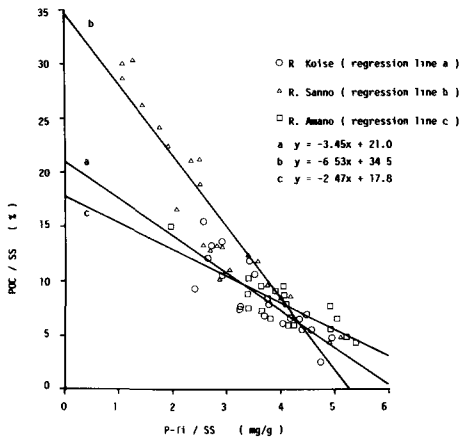


Fig.2 (1) Relationship between Ti content and POC content of particulate matter in the influent rivers

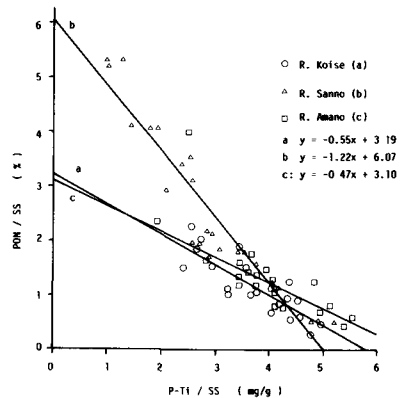


Fig.3 (2) Relationship between Ti content and PON content of particulate matter in the influent rivers

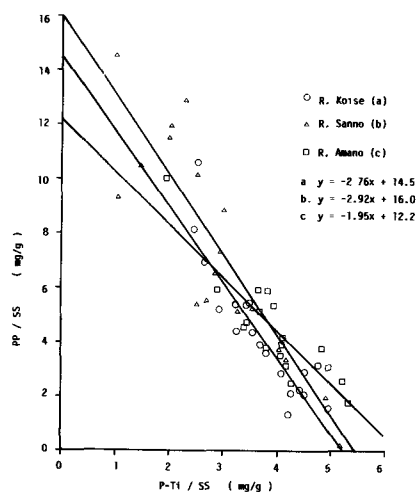


Fig.4 (3) Relationship between Ti content and PP content of particulate matter in the influent rivers

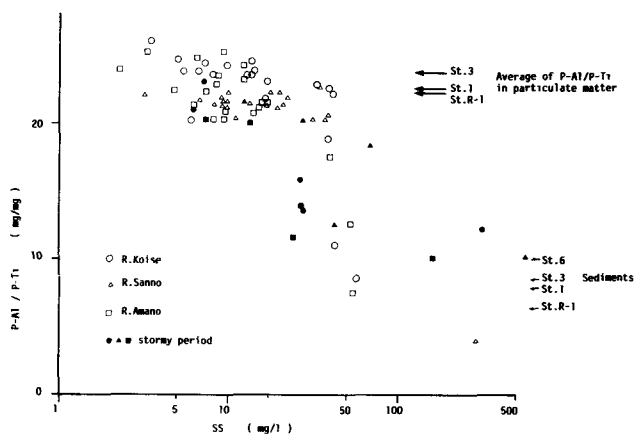


Fig. 5 Relationship between the concentration of suspended solids and the ratio of Al content to Ti content of particulate matter in the influent rivers

懸濁有機物の組成差が原因していると考えられるが、恋瀬川、天の川ではTi含量の低い測定値がないので断定はできない。

次に、Fig. 5 には懸濁物中のAl/Ti 比とSS量との関係を示す。降雨時のデータ（調査C）も加えてある。SS量が25 mg/l を超えるあたりからAl/Ti 比は急激に低下することがわ

Table 3 Reported values for the compositions of some elements in various substaces

|             | (mg/g)                |                      |      |          |                      |      |            |                   |
|-------------|-----------------------|----------------------|------|----------|----------------------|------|------------|-------------------|
|             | Silt                  | Clay                 | Soil | Bacteria | Marine phytoplankton | Aoko | Microcysts | Sheath Materials  |
| Al          | 70                    | 100                  | 71   | 0.21     | 0.04 ~ 0.44          | 0.14 |            |                   |
| C           |                       |                      | 20   | 540      | 225                  | 377  |            |                   |
| Ca          | 37                    | 36                   | 15   | 5.1      | 6.1                  | 5.3  | 4.2        | 23.3              |
| Fe          | 29                    | 51                   | 40   | 0.17     | 0.22 ~ 1.5           | 0.36 | 0.8        | 8.5               |
| K           | 19                    | 21                   | 14   | 115      | 13                   | 6.8  | 5.8        | 7.8               |
| Mg          | 20                    | 22                   | 5    | 7        | 14                   | 2.8  | 2.3        | 3.7               |
| Mn          |                       |                      | 1    | 0.26     | ~ 0.12               |      | 0.1        | 0.8               |
| N           |                       |                      | 2    | 96       | 63 ~ 110             | 94   |            |                   |
| Na          | 9.8                   | 8.7                  | 5    | 4.6      | 6                    | 0.6  | 0.9        | 17.9              |
| P           |                       |                      | 0.8  | 30       | 4 ~ 18               | 7.3  |            |                   |
| Si          | 286                   | 224                  | 330  | 0.18     | 6 ~ 210              |      |            |                   |
| Ti          | 5.1                   | 5.3                  | 5    |          | 0.03 ~ 0.94          |      |            |                   |
| Com. & Ref. | 5 ~ 50 $\mu$ m<br>11) | 1 ~ 5 $\mu$ m<br>11) | 12)  | 12)      | 12)                  | 13)  | 14)        | Microcysts<br>14) |

かる。この特性はFe/Ti比でも見られた。Table 3 からシルトと粘土ではAl/Ti比がそれぞれ13.8、18.8となる。すなわち、粒径の小さい程Al/Ti比、Fe/Ti比が大きくなる。河川で高濁度となるのは流量が大きく、比較的粒径の大きな沈降速度の大きい粒子が多い時なので<sup>10)</sup>、Fig. 5 の傾向は説明される。湖内にはいるとAl/Ti、Fe/Ti比の変化は少ない（Table 2 右上の相関係数からもわかる）。沈殿物の沈降速度が一般に湖内に比べ河口域で大きいことを考え合わせると<sup>4)</sup>、粒径の大きい粒子が背水域で沈降したためと考えられる。

### 3.3 湖内及び背水域での懸濁物組成間の関係

Table 2 右上には湖内に入ったSt. 1 ~ 4 における懸濁物組成間の相関係数を示す。河川のそれらと異っているのは、(1)Chla とPOC等との相関係数大きい、(2)PPとPOC、Ti等との間に相関関係が見られない、(3)D-NaとTi等との間に相関関係が見られる、である。(1)は植物プランクトンが湖内の懸濁態有機物の中心であることを示している。(3)は3.4で説明し、以下には(2)について考える。

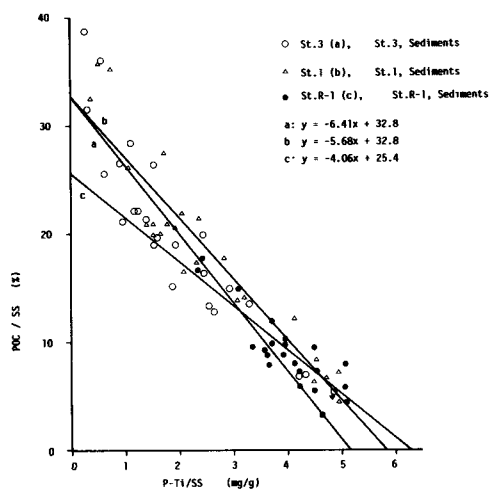


Fig. 6 (1) Relationship between Ti content and POC content of particulate matter in the backwater region and in the lake

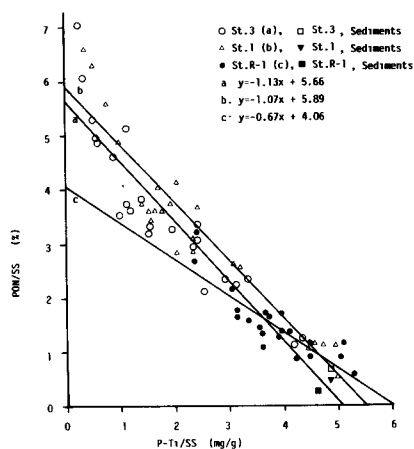


Fig. 6 (2) Relationship between Ti content and PON content of particulate matter in the backwater region and in the lake

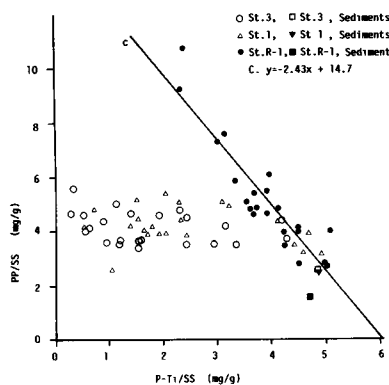


Fig. 6 (3) Relationship between Ti content and PP content of particulate matter in the backwater region and in the lake

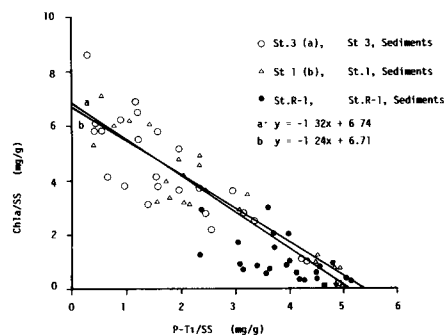


Fig. 6 (4) Relationship between Ti content and Chla content of particulate matter in the backwater region and in the lake

Fig. 6 には Ti 含量と POC, PON, PP, Chla 含量との関係を St. 1, 3, R-1 に対して示す。直線回帰式は POC, PON が山王川のものに似ている。PP 含量は, St. R-1 では Ti 含量と明白な負の相関が見られ, Fig. 4 の三河川での直線回帰式に近い。湖内では, PP 含量は Ti 含量が高い場合には河川での PP 含量とはほぼ同程度の含量となるものの, Ti 含量が低くても含量増加の傾向は見られず, Table 3 の Aoko 等の植物プランクトン中の含量とはほぼ等しいことが注目される。河川, 背水域の懸濁物中の Ti 含量をゼロとした時の PP 含量, すなわち土砂等の無機物を除いた時の PP 含量は 12~16 mg/g となるが, この値は Aoko 等の含量に比べてかなり高い。Fig. 6 (4) に見られるように背水域では湖内に比べ懸濁物中の Chla 含量が低く (河川でも), 一次生産者以外の流域起源の有機物の比率が高い。特に, 分解者であるバクテリア数は全従属栄養細菌数として, 河川では湖内と比べ 1 オーダー以上多い<sup>10)</sup>。リンの供給条件にもよるが, バクテリアでは Table 3 に見られるようにかなり高い PP 含量が報告されていて, このような成分のウェイトが大きいために土砂成分を除いた河川懸濁物の PP 含量を高くしているのではないかと考えられる。

このため, 湖内懸濁物の PP 含量を考える場合には, 土砂等の流入懸濁物, それを除いた流入懸濁物,

植物プランクトン等の湖内で生産された懸濁物（自生性懸濁物）の三者に分けて話をする必要が生じる（POC, PON等ではFig. 6に見られるように、湖内、背水域ともに土砂分とその他の成分という二成分モデルで大まかな説明は可能）。まず、土砂等の流入懸濁物の影響を除去する。土砂等によるSS量 $SS^I$ は、土砂等のみに含まれてそれ以外の成分では含量がゼロと見なせるTiの含量を用いて、次式から推定される。

$$SS^I = SS \times (X/X^{out}) \quad (1)$$

ここに、 $X$ はTi含量、 $X^{out}$ は土砂等に含まれるTi含量でFig. 4, 6等から6.0 mg/gとする。この結果、 $(SS - SS^I)$ が土砂等の成分を除いたSS量となる。次に、土砂等を除いた流入懸濁物と自生性懸濁物との分離には先にも述べたようにChla含量が有効である。 $(SS - SS^I)$

をもとに計算した修正PP含量と修正Chla含量との関係を見たのがFig. 7である。なお、リンでは土壌中にCa, Fe, Al型と称される無機態のものが存在する。この含量は火山灰土壌等で1 mg/g程度であることが報告されている<sup>17)</sup>。このため、土砂分を除いた修正PP含量は $PP - PP^I$  ( $PP^I = 0.001 SS^I$ )から算定した。Fig. 7を見ると一般に湖内では修正Chla含量が高く、修正PP含量が低い。背水域では逆の傾向である。しかし、湖内でも修正Chla含量が低くなった時に高いPP含量が見られることがあり、河川由来の土砂以外の懸濁物が湖内に侵入したことをうかがわせる。以上のように、湖内における懸濁物は主に、土砂等の無機物、それらを除いた河川からの流入懸濁物（主に有機物）、及び自生性懸濁物の混合と考えられる。その内容分離はまずTi含量で土砂分を分け、残りは修正Chla含量を用いて外来性、自生性に分けることが可能といえる。例えばSt. 3の場合、観測期間全平均値として、懸濁物の約30%が土砂等の無機物、約50%が自生性の懸濁物、約20%が土砂以外の流入懸濁物と推定される（ $Chla/(SS - SS^I)$ の最大値から、自生性の懸濁物の $Chla/SS$ を10 mg/gとした）。なお、Chla含量以外でも、有機物を表す指標同士の比、例えばPOC/PON比等が河川と湖内で異なる場合には、土砂以外の流入懸濁物の侵入の目安となる。POC/PON比を例にとれば、Fig. 2のように河川、背水域で高く、湖内ではほぼ一定の低い値となり、年平均的に見れば土砂以外の懸濁物が河川、背水域と湖内とでかなり異っていることを示す。

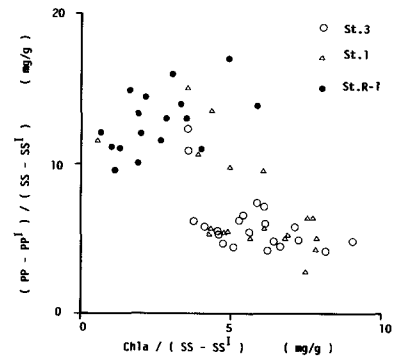


Fig. 7 Relationship between modified Chla content and modified PP content

次に、他の元素と一風変わった挙動を示すMnについて述べる。Fig. 8にはSt. 3における懸濁物中のMn, Ti含量、及びSt. R-1でのMn含量の季節変化を示す。St. 3で、TiとMnとの相関は低く、Mn含量は5, 6月と10, 11月頃にピークを有する。St. R-1でのMn含量は8月に若干高いが、その他は1 mg/g程度とはほぼ一定である。Table 3からSt. 3でのMn含量は土壌、各種生物等での値と比べかなり高い。このため、Mnの供給経路が問題となるが、Mnは底泥深層で還元され溶存化することが知られている<sup>18)</sup>。このため、底泥中では表層の酸化層に偏積している（4.に後述）。4, 5月及び9, 10月は植物プランクトンの新生沈殿量のピークであるため<sup>9)</sup>、この時期底泥の嫌気状態

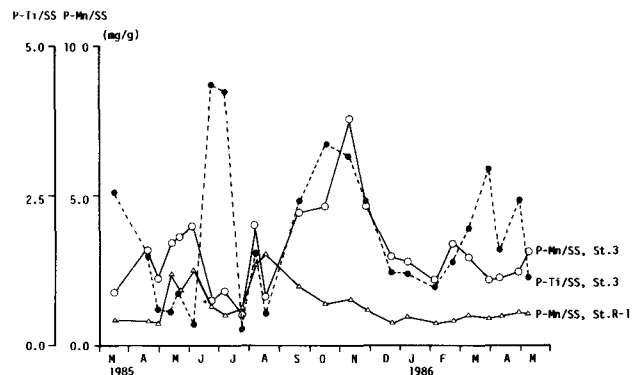


Fig. 8 Seasonal changes in Ti and Mn contents of particulate matter

が強まり Mn が溶出し、水中では溶存酸素等の作用によって酸化され再び懸濁物化し、湖水中懸濁物の Mn 含量が増加したものと考えられる。

### 3.4 湖内への土砂等の流入懸濁物の侵入

降雨時には河川懸濁物量及びその内の土砂等の成分の割合が増加する。湖内の懸濁物中の T<sub>i</sub> 含量をもとにその影響を調べた。Fig. 9 には調査日前 5 日間の降水量（柿岡<sup>31)</sup>）と St. 1～4 における懸濁物中の T<sub>i</sub> 含量平均値との関係を示す（前 5 日間以外に前 3, 8, 10 日間等の降水量との関係を見たが、前 5 日間のものに最も明確な関係が見られた）。降水量の増加とともに T<sub>i</sub> 含量平均値が増加する傾向がはっきりと読み取れ、降雨によって懸濁物内容が大きく変化することがわかる。St. 4 のまでの容量は  $6.8 \times 10^6 \text{ m}^3$ 、流域面積の合計は約  $230 \text{ km}^2$ 、直接流出率を 27.5 %<sup>19)</sup> とすれば、St. 4 までの水が降雨時直接流出水で満される降水量は約 100 mm と予測されるが、Fig. 9 ではこの程度の降雨で T<sub>i</sub> 含量平均値は飽和に近づいている。なお、1985 年 7 月 24 日に降水量のわりには低い T<sub>i</sub> 含量が見られたのは、この時 Chla 量が  $500 \mu\text{g}/\ell$ 、SS 量が  $60 \text{ mg}/\ell$  以上と藍藻類の大増殖が生じたためである。

次に、Fig. 10 には St. R-1, 1, 3 での懸濁物中 T<sub>i</sub> 含量と D-Na 濃度の関係を示す。降雨流出時には河川水の D-Na 濃度は低く、懸濁物の T<sub>i</sub> 含量が増加すること<sup>21)</sup>、及び 3.1 にも述べたように湖心方面の水は D-Na 濃度が高く、T<sub>i</sub> 含量が低いことが原因している。保存性でかつ、湖水と流入水で濃度差のある物質の場合、水中の懸濁物内容を予測するひとつの指標となりうることを示す。

### 4. 懸濁態物質組成と底泥組成との関係

Fig. 11 には底泥組成の流下方向変化を、Fig. 12 には懸濁物組成と底泥組成との関係を示す（主に調査 B の結果）。また、Fig. 6 には各地点での底泥での値を記入してある。これらを考察する前に、底泥組成の時間変化、鉛直分布について既にわかっていることをまとめると次のようである。

- (1) 明確な季節変化は見られず、変動の大きさは小さい<sup>10, 20)</sup>。例えば POC 含量では、懸濁物における変動係数は St. 1 で 0.47、St. 4 で 0.31（調査 A）に対し、底泥表層でのそれは St. 1 で 0.09、St. 4 で 0.14 と数分の 1 であった。このため、極く表層を除き、底泥組成は時間的変化がないとして取り扱うことが可能である。
  - (2) 底泥 0～8 cm を 10 層に分けて組成の鉛直分布を求めた結果<sup>21)</sup>、POC、PON、PP、Chla、Mn 等では上層で高く、Ti 等では下層で高い。POC、PON、T<sub>i</sub> ではその差は鉛直平均値の 1 割程度であるのに対し、PP、Chla、Mn 等では下層に比べ上層で 2 倍程度高い。Chla の場合は分解と考えられ、PP、Mn 等では底泥中の酸化還元状態に基づく表面偏積が原因と考えられている<sup>18)</sup>。
- 以上の知見も参考に、底泥組成について考察を行った。まとめると以下の通りである。

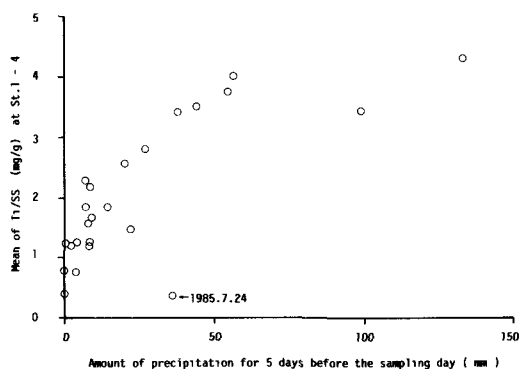


Fig. 9 Relationship between the amount of precipitation and mean T<sub>i</sub> concentration in the inner part of Takahamairi Bay

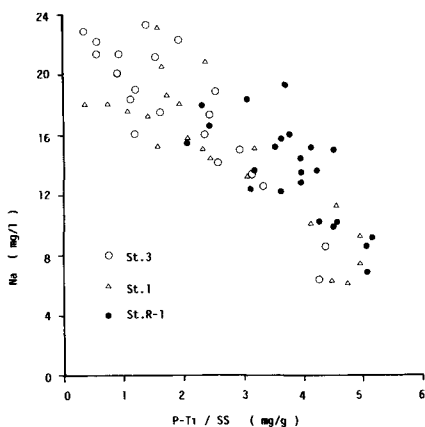


Fig. 10 Relationship between T<sub>i</sub> content of particulate matter and Na<sup>+</sup> concentration in the lake water



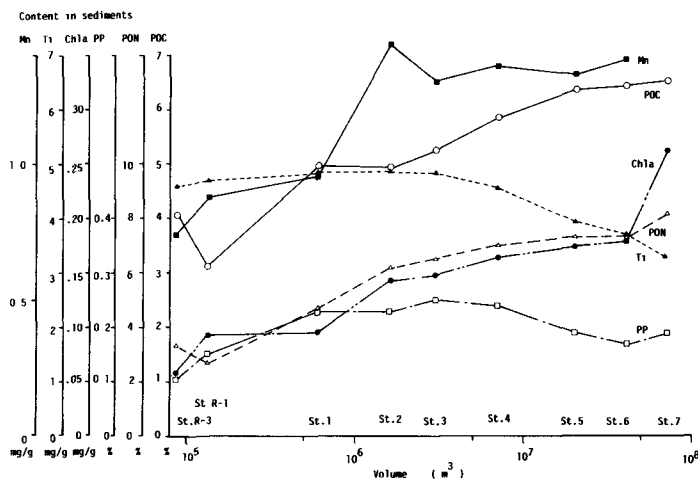


Fig. 11 Longitudinal changes in some metals and nutrients compositions in the sediment

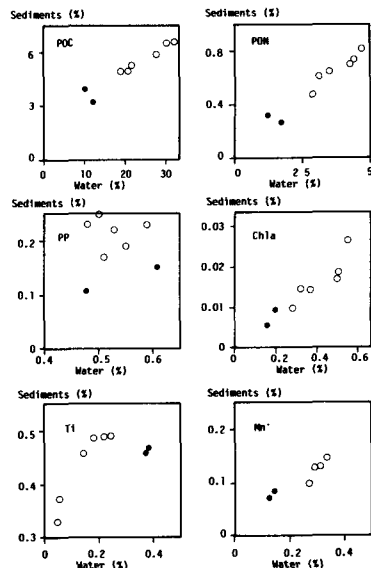


Fig. 12 Relationship between mean composition of particulate matter and that in the sediment at several points

- (1) Fig. 11 から、底泥組成も Fig. 2 の懸濁物組成と同じく、各地点までの容量の対数にはほぼ比例して変化している (St. 6 と 7 との間で変化が大きいのは、St. 7 が高浜入と湖心域の接点にあたり湖心域の水塊の影響を受けるためである)。この特性は、降水及び流出特性、土砂等の流入懸濁物の粒径ならびに沈降速度分布、分散現象と深く関わり、理論的な説明が難しいが、河口域における土砂等の流入懸濁物の影響範囲を評価する際に重要な意味を有している。すなわち、各地点までの容量の対数がひとつの目盛りとなることを示す。
- (2) Fig. 12 から、底泥と懸濁物の組成間に、POC, PON, Chla, Mn ではほぼ原点を通る線形な関係が見られ、Ti では関係があるものの線形ではない。POC 等では底泥組成に日常的な懸濁物組成の影響が大きく、Ti では降雨時等の土砂急増時の懸濁物組成の影響 (調査 A, B のような定期調査では降雨時の評価が不充分である) が大きいことを示している。傾きは POC で 1/5, PON で 1/6, Chla で 1/20 となっているが、傾きが 1 より小さいのは底泥中の分解、各懸濁物粒子の沈降速度差 (ある成分の選択的沈降)、懸濁物組成の平均の取り方 (降雨時の評価) が原因していて、特に Chla の傾きが小さいのは底泥表層での分解速度が大きいと推定される<sup>22)</sup>。PP では明確な関係が得られなかったが、これは、3. で述べたように土砂分、土砂以外の流入懸濁物、自生性懸濁物でそれぞれ異なる組成を有し、それらの混合比率が懸濁物と底泥とで異なっていること、化学的吸着反応の影響を受け底泥含量は湖水中の全リン濃度と関係があること<sup>13)</sup>が原因と考えられる。以上、底泥組成の時間変化が小さいことを考慮すれば、同一の流入河川の影響を受ける背水域、湖内においては、POC, PON 等では、懸濁物組成を推定する際に底泥組成の測定が有効といえる。
- (3) Fig. 6 から、POC, PON の底泥組成値は湖内では湖水懸濁物の回帰直線にはほぼ乗っている。POC, PON では二成分 (土砂分とその他の懸濁物成分) モデルが有効なことを示す。背水域の St. R-1 ではどの項目とも底泥組成値は回帰直線より下側である。背水域の底泥には砂が混ざるが、その Ti 含量が低いこと (約 0.3 mg/g<sup>11)</sup>) が原因している。

## 5. おわりに

水質変化の激しい河口域を対象に、懸濁物の組成面での特性及びその底泥組成との関係を主に論じた。得られた主要な結果をまとめると次の通りである。

- (1) 懸濁物、底泥組成は背水域から湖内へ間で変化が大きい。湖内では各地点までの容量の対数にはほぼ比例する形で変化する項目が多いので、容量の対数は土砂等の外来性懸濁物の影響を示すひとつのものとし

となることがわかった。

- (2) 河川では懸濁物の Ti, POC, PON, PP 含量等が相互に高い相関を有する。湖内では Ti, POC, PON, Chla 含量相互に強い相関関係が見られるが, PP 含量はこれらのものと相関が低い。これは, 土砂以外の流入懸濁物が植物プランクトンを主体とした自生性懸濁物と比べ高い PP 含量を有していることが原因と考えられた。
- (3) Ti 含量をもとに土砂等の流入懸濁物を, 残りの懸濁物は Chla 含量をもとに外来性, 自生性に分離する方法を示し, (2)に記した PP 含量の特殊性を説明した。
- (4) 湖内における懸濁物の Ti 含量平均値が降水量と関係すること, Ti 含量と D-Na 濃度とに相関が見られることを示した。降水量, D-Na 濃度等は湖水中の懸濁物内容を予測する指標となることを明らかにした。
- (5) 懸濁物中の Al/Ti 比が SS 量によって変化することから懸濁物の粒径の, Mn 含量が背水域に比べ湖内で高く新生沈殿量のピーク時に増加することから底泥の酸化還元状態の情報を有していることを示し, これらの元素の環境指標としての意味を検討した。
- (6) POC, PON, Chla, Ti, Mn 等では, 底泥組成とその直上水中の懸濁物の平均的な組成とが明白な関係を有していることを示した。底泥組成の変動が小さいことから, 同一の流入河川の影響を受ける背水域, 湖内では, 平均的な組成の推定にあたって底泥組成の測定が有効であることを明らかにした。

#### 参考文献

- 1) 福島武彦・村岡浩爾 (1894): 浅い湖沼における水質変化特性とそのモデル化, 衛生工学研究論文集, 20, 107-118.
- 2) 村岡浩爾・福島武彦 (1981): 霞ヶ浦の湖流, 国立公害研究所研究報告, 第 19 号, 1-50.
- 3) 水戸地方気象台: 茨城県気象月報, 昭和 59 年 1 月~昭和 61 年 5 月.
- 4) 福島武彦他 (1982): 湖沼の沈降物質に関する研究, 第 18 回衛生工学研究討論会講演論文集, 9-14.
- 5) 福島武彦他 (1984): 霞ヶ浦高浜入における沈殿量とその特性について, 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 89-101.
- 6) 福島武彦他 (1986): 河口域の降雨時流入物質の挙動. 同上, 第 96 号, 13-27.
- 7) 相崎守弘他 (1981): 霞ヶ浦高浜入における栄養塩収支. 同上, 第 22 号, 281-307.
- 8) 高松武次郎 (1978): 岩石及び底質試料の非分散性 X 線分析法. 分析化学, 27, 193-198.
- 9) 今村典子・安野正之 (1981): 霞ヶ浦高浜入における植物プランクトンの種類組成および現存量の季節変化. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 123-148.
- 10) 細見正明・須藤隆一 (1984): 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について. 同上, 第 51 号, 191-218.
- 11) 三宅泰雄編: 海洋科学基礎講座 12. 堆積物の化学. 東海大学出版会, 1-571.
- 12) H. J. M. Bowen (1979): Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, 1-571.
- 13) 高村義親他 (1981): 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystic aeruginosa* の化学的組成. 国立公害研究所研究報告, 第 25 号, 31-46.
- 14) 雨宮由美子・中山大樹 (1984): 藍藻 *Microcystis* より単離した粘質鞘物質の化学的性質と金属類への吸着特性. 陸水学雑誌, 45, 187-193.
- 15) 奥川光治・天野智順 (1986): 懸濁性物質の沈降性から見た河川の降雨時物質流出. 第 20 回水質汚濁学会講演集, 95-96.
- 16) 相崎守弘他 (1985): 霞ヶ浦高浜入における河川流出物の挙動. 文部省環境科学特別研究「河川における物質循環」研究報告集, 1-9.
- 17) 土壤養分測定法委員会編 (1975): 土壤養分分析法, 養賢堂, 1-430.
- 18) 河合崇欣他 (1984): 底泥からのリンの溶出機構. 国立公害研究所研究報告, 第 51 号, 219-240.
- 19) 茨城県委託, EX 都市研究所 (1980): 霞ヶ浦水質保全対策総合解析調査報告書.
- 20) 相崎守弘他 (1979): 底泥からの栄養塩の回帰. 国立公害研究所研究報告, 第 6 号, 105-121.
- 21) 福島武彦他 (1984): 浅い湖における沈殿量の測定方法とその起源. 同上, 第 51 号, 73-87.
- 22) 小山忠四郎 (1980): 生物地球科学. 東海大学出版会, 1-258.
- 23) 細見正明・須藤隆一 (1981): 底泥中のリンの分布特性とその季節変化. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 45-54.