

ISSN 1346-7328

国総研資料 第 236 号

2005 年 3 月

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of

National Institute for Land and Infrastructure Management

No.236

March 2005

陸域・河口域における土砂・栄養塩の動態に関する研究

末次忠司・日下部隆昭・横山勝英・山本浩一

Sediment and Nutrient transport at Terrestrial Environment and River Mouth Estuary

Tadashi SUETSUGI, Takaaki KUSAKABE

Katsuhide YOKOYAMA and Koichi YAMAMOTO

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management

Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Japan

陸域・河口域における土砂・栄養塩の動態に関する研究

末次 忠司 *
日下部 隆昭 **
横山 勝英 ***
山本 浩一 ****

Sediment and Nutrient Transport at the Terrestrial Environment and River Mouth Estuary

Tadashi SUETSUGI *
Takaaki KUSAKABE **
Katsuhide YOKOYAMA ***
Koichi YAMAMOTO ****

概要

感潮域における水質変化および年間を通じた負荷量収支は困難であったが、洪水時も含めた栄養塩負荷流出量を従来よりも正確に算定することが可能な手法を開発し現地へ適用し、河口域も含めた通年の土砂・栄養塩収支の算出を行った。河口域に流出する懸濁物質負荷は面源の寄与が大きく、河口域に流出した懸濁態栄養塩の約半量は溶出して海域に供給されると推定された。以上より河口域の土砂・栄養塩供給においては、洪水時の上流からの土砂供給が主要因となるが、更に平常期の潮汐による土砂移動および溶出が副要因であることが明らかとなった。陸域から供給された土砂は河口域に一時的に蓄積して土砂に含有されているリン化合物が底質から溶出する形で海域に供給されることを筑後川河口部および有明海北部における形態別リンの分析から明らかにした。また、本資料では感潮域における土砂の凝集・高濁度水塊の観測も行い、塩水フロント遡上時の高濁度水塊は通過箇所では巻上げられた底泥が主成分であることを音響観測と懸濁物質の化学分析によって明らかにした。

キーワード：河口域，栄養塩，土砂，洪水，潮汐，高濁度水塊，超音波流速計

Synopsis

For the control and modeling water quality in estuary, lakes and other closed water areas in relation to eutrophication, it is important to estimate accurate value of the amount of total input of nutrients and other chemical components from the basin. Sediment and nutrient loads from the nonpoint sources often discharge in the storm period and occupies over 50% of total discharge for a year. In this study, sediment and nutrient transport by flood discharge and tidal current are measured at river mouth estuary during one year. The results are as follows. 1) A method to measure the sediment and particulate nutrient loads by the turbidity meter and acoustic doppler current profiler was developed. 2) The sediment and particulate nutrients in estuarine sediment mainly came from the nonpoint sources. On the other hand, dissolved nutrients loads which came from the urban areas occupies large portion in the total discharged nutrients loads to the estuary.

Key Words: River Mouth Estuary, Nutrient, Sediment, Flood Discharge, Tide, Turbidity Maximum, Acoustic Doppler Current Meter

* 河川研究室 室長
** 河川研究室 主任研究官
*** 河川研究室 研究官
(現：首都大学東京 都市環境学部)
**** 河川研究室 研究官

*Head of River Division
**Senior Researcher of River Division
***Former Researcher of River Division
(Present: Tokyo metropolitan university)
****Researcher of River Division

目次

	頁
第1章 序論	
1-1 序論	1
1-2 本資料の内容	2
第2章 陸域・河口域における土砂・栄養塩負荷量計測技術の開発	
2-1 序論	3
2-2 研究方法	4
(1) 対象流域	4
(2) 分析方法	5
(3) 使用計測機器	5
(4) 水質負荷ヒステリシス係数	7
2-3 洪水時における栄養塩負荷の変動特性	10
(1) 洪水時における河川水の水質組成	10
(2) L-Q 式、ヒステリシス係数による水質負荷流出特性解析	10
2-4 濁度計による懸濁態栄養塩濃度の推定	12
(1) 濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係	12
(2) 懸濁態栄養塩の粒径分布特性	14
(3) 濁度の粒径依存特性	16
2-5 L-Q-Turb 法 (L-Q 式および濁度による負荷推定法)	16
(1) 溶存態栄養塩負荷の推定	16
(2) 懸濁態栄養塩濃度の算定	16
(3) 栄養塩負荷の算定	17
(4) L-Q-Turb 法の栄養塩流出負荷量推定精度	17
2-6 河口域における土砂・栄養塩負荷量測定方法	19
(1) ソーナー方程式	19
(2) 伝搬損失	19
(3) 体積後方散乱	19
(4) 反射音響強度による懸濁物質濃度の推定	20
(5) 懸濁物質による音波の減衰	22
2-7 河口域における土砂・栄養塩濃度計測例	23
2-8 まとめ	28
参考文献	29
第3章 河川感潮域における懸濁物質の凝集と高濁度水塊の遡上	
3-1 はじめに	30
3-2 研究方法	30

(1) 観測方法	30
(2) 調査方法	30
a)高濁度水塊の物理特性調査	30
b)高濁度水塊の化学特性調査	31
(3) 懸濁物質の凝集に関する解析	32
3-3 研究結果	35
(1) 白川河口域における高濁度水塊の遡上	35
(2) 高濁度水塊中の懸濁物質と底質の化学組成	39
(3) 高濁度水塊中における懸濁物質の凝集状態	41
(4) 白川感潮域におけるフロック形成の要因	42
3-4 まとめ	47
参考文献	47
第4章 河口域における土砂・栄養塩収支	
4-1 はじめに	48
4-2 研究方法	48
(1) 調査対象水域	48
(2) 自記計測	51
(3) 洪水時連続観測	51
(4) 地形測量・底質調査	52
(5) 水質分析	52
(6) 感潮域における平水時連続観測	54
4-3 上流域から供給される土砂・栄養塩	56
(1) 洪水時における土砂流出	56
(2) 洪水時における栄養塩負荷流出	56
(3) 上流域から一年間に河口域へ供給される土砂・栄養塩負荷量	57
4-4 都市域からの土砂・栄養塩流出負荷量	57
4-5 感潮域で流動する土砂の流動特性	58
(1) 平水時の感潮域における土砂の流動特性	58
(2) 感潮域における平水時の土砂収支と河川流量の関係	64
4-6 感潮域で流動する栄養塩の流動特性	65
(1) 感潮域におけるリン濃度の推定方法	65
(2) リンの移流フラックスの算定結果	66
(3) 底質の巻上げによるリン溶出量	66
(4) 濃度勾配によるリン溶出量	67
(5) 出水時の白川感潮域における細粒土砂・栄養塩の収支	68
4-7 河口域における年間の土砂・栄養塩収支	72

4-8	河口域の地形変化と底質の変化	75
4-9	まとめ	80
	参考文献	80
第5章	陸域からの流出土砂・懸濁態栄養塩の河口干潟域における堆積特性	81
5-1	序論	81
5-2	河口域底泥中のリンの形態	81
5-3	研究方法	82
(1)	調査対象水域	82
(2)	洪水時懸濁土砂採取	83
(3)	濁度モニタリング	84
(4)	底質採取	84
(5)	分析方法	84
(6)	河川から流出する栄養塩負荷量の算出方法	88
5-4	筑後川上流域から流出する栄養塩負荷量	89
(1)	流量と溶存態栄養塩負荷量の関係	89
(2)	濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係	89
(3)	河川上流から供給された栄養塩負荷量	90
5-5	河川から流出する懸濁態リンの形態	91
5-6	出水前後における細粒底質中の各態栄養塩含有量の変化	92
(1)	リン化合物等の含有量の変化	92
(2)	主成分分析による底質組成の変動傾向解析	93
1)	感潮河道	104
2)	沿岸干潟域底質	106
5-7	まとめ	106
	参考文献	106
第6章	結論	107

第1章 序論

1-1 序論

河川から河口域へ流送された土砂は、河口域に遠浅の地形を形成し、底生生物を中心とした生物の生息場を提供する。特に粗粒分は二枚貝類の生息場の材料として特に重要である。近年では粗粒分を供給して漁場価値を上げるために有明海の河口などで二枚貝の養殖のために覆砂(人工的に砂を供給する試み)が行われている。土砂のうち一般に泥分といわれている粒径 63 μm 以下のシルト・粘土分には航路埋没や低平地の排水不良を引き起こすため厄介者として扱われることが多いが、栄養塩類および有機物が多量に含まれ、河口域における生物生産量に大きな影響を与える。細粒分は河川から洪水時に多量に供給され、河口域に堆積して底泥の成分となる。細粒懸濁物質は海水との接触により凝集するので、河口域はそれらが沈殿しやすい場である。いったん堆積して底泥となったものも一部は再懸濁して水中に回帰し、潮流に乗って遠方に輸送される。

河川感潮域の水塊は潮汐による約半日を周期とする水位変動によって流動し、順流→流動停止→逆流→流動停止→順流のサイクルを毎日2回繰り返している。海域に接続する河川感潮域では河川水が海水と接触するため、密度の違いにより三次元的な流動場が形成される。潮位変動とともに時々刻々その流動場が変化するため、これに時間軸を加えて四次元的な流動場が形成されているといえるであろう。

潮汐による流動は土砂の輸送にも大きな影響を及ぼしている。たとえば、逆流によって海域で再懸濁した土砂は遡上して感潮河道内に輸送され、流動が停止すると急速に沈殿し底質となるが、順流によって再び底質が懸濁して下流および海域へ輸送されるという現象が有明海に流入する河川で観察される。

懸濁物質は鉍物粒子はもとより植物の細片や藻類など様々な物質の集積体である。特にリンは鉍物粒子によく吸着するために懸濁物質の挙動がリンの挙動に非常に大きな影響を与える。底泥に形を変えた懸濁物質は、微生物や底生生物の生息の場となる。さらにそれらの生命活動や化学物質の反応によって底泥に含まれる物質の形態もさらに変化してゆき、一部は溶解性の物質となって上層水に放出される。特に底質から溶け出す栄養塩は河口域の浮遊藻類の生産量を増大させるため、海域の富栄養化を招くことになる。よって海域の富栄養化を制御するためには陸域から流出した土砂や栄養塩類が河口域に供給される量を把握し、どの程度流動・変質するのかを把握する必要があるが、従来は観測の困難さのために通年の栄養塩収支などの定量的な評価はほとんど行われてこなかった。これは主に観測の困難さに由来している。

感潮域では塩分や懸濁物質濃度が水深方向に一樣でなく、分布して流動する。平水時においては潮汐が河川感潮域の水理条件を支配しており、その塩分の空間分布パターンによって強混合型、緩混合型、弱混合型の3種類に分類されている。「強混合型」は河川流量に対して潮汐による混合が大きく、鉛直方向の塩分分布は一樣である。「弱混合型」は河川流量の影響が潮汐による混合に対して大きく、密度の大きい塩水の上を淡水が滑るように流下する。「緩混合型」は上

述の2型の間である。しかし、この分類は特定の河川に当てはめられるものではなく、同一の河川においても、時期や場所によって様々な分布型が出現する。

従来のモニタリング方法ではこのように刻々と変化し、一様でない流動場である感潮域における物質の流動量を評価するためには、一時間に3回程度以上の採水を鉛直の多層で、しかも異なる潮汐で把握する必要があった。

しかし、河床に上向きに設置した超音波流速計を用いた感潮域での長期土砂モニタリング方法が開発され(横山ら, 2002), 懸濁物質ベースでの負荷量収支の把握は可能となった。本報告はこの方法を基礎として、陸域から河口域に至る土砂・栄養塩の負荷量収支把握方法の開発と河口域における河川から流出した土砂による底質の形成の実態を明らかにすることを目的としている。

1-2 本資料の内容

第1章では河口域における土砂や物質の変化についての概説および全体の内容について記した。第2章では、従来の栄養塩流出負荷量の推定精度向上、および現場設置型栄養塩自動分析装置のサブシステムとして濁度計を用いた陸域からの土砂・栄養塩負荷量測定方法および河口域における土砂・栄養塩負荷量計測方法として超音波流速計を用いた負荷の算定方法について検討した結果を述べている。第3章では、河川感潮域でみられる高濁度水塊(Turbidity Maximum)の発生機構と懸濁物質の凝集の実態を明らかにすることを目的として、白川感潮域において観察される高濁度水塊を対象に、その由来および懸濁物質の凝集状態に関する観測結果をまとめている。

第4章では、第2章で開発した土砂・栄養塩負荷量把握方法を白川河口域に適用した結果について述べており、白川における通年の土砂・栄養塩負荷量収支について述べている。第5章では、河川がもたらす細粒土砂の河口域への分布特性を明らかにすることを目的として筑後川河口域の底質と流入河川の懸濁物質にふくまれるリン組成について述べ、河川が河口域にもたらす懸濁物質の影響範囲について述べている。第6章では、第1章から第5章までを総括し、今後の方針について述べている。

第2章 陸域・河口域における土砂・栄養塩負荷量計測技術の開発

2-1 序論

閉鎖性水域の富栄養化防止にとって、河川を通じて流入するリンをはじめとする栄養塩負荷量の正確な算定は重要な課題である。栄養塩負荷は洪水時や、人為的な活動によって突発的に流出する。したがって年間の栄養塩流出負荷量の正確な算定のためには10分程度の短い間隔で栄養塩濃度データを自動的に取得できることが望ましいが、現状では年に数回、洪水時に河川水を採水し、流量 (Q) と栄養塩負荷量 (L) の関係を $L=CQ^n$ の形で整理した経験式 (以下「 $L-Q$ 式」と略する) によって年間の栄養塩負荷量を算定する手法 (例えば海老瀬, 1981) が広く用いられている。しかしながら $L-Q$ 式による栄養塩負荷量の算定は、河川流量に関係しない人為的な流出を計算に入れることが出来ないため、実際の流出負荷量に対して大きな誤差を生じるおそれがある。

現在、閉鎖性水域のCOD、全窒素、全リンに係る第5次総量規制に伴い、全窒素・全リンの現場設置型自動分析装置が各社から市販されている。この装置を用いれば、1時間に1回程度全窒素・全リンを現場で無人自動分析することは技術的に可能であり、河川からの栄養塩流出負荷量を把握するためには河岸に自動分析装置を設置し、河川水の栄養塩濃度データを常時取得させることが理想的である。しかし中小河川を含めあらゆる河川に自動分析装置を普及させることはコストが高く現実的とはいえず、また自動分析装置が河川に導入されたと仮定しても、例えば河道内の数地点で10分間程度の短い時間間隔で採水し、自動分析させることは試薬コスト・分析装置の能力の限界から現在は難しい。

ところで、栄養塩のうち懸濁態は懸濁物質に含有・付着するものであるから、濁度計により濃度を推定できる可能性がある。濁度計は懸濁粒子の濃度を直接測定しているため、突発的な懸濁態栄養塩の流出にも対応でき、従来よりも高い精度で流出負荷量を把握することが可能になることが期待できる。

現在、濁度計は河川水のSS (懸濁物質) 濃度を自動測定する装置として広く普及している。濁度計はメモリー内蔵型でワイパーなどの光学センサーの清拭装置が付属していれば1ヶ月程度の無人自動観測が可能である。濁度はカオリン換算で20000mg/L程度まで測定可能なものが市販されており、データ取得間隔も任意に設定することが可能である。また、水深方向に濃度分布する河口域においては超音波流速計の音響強度を用いて懸濁物質濃度を推定可能である。

そこで本研究では従来の栄養塩流出負荷量の推定精度向上、および現場設置型栄養塩自動分析装置のサブシステムとしての濁度計および超音波流速計を用いた懸濁態栄養塩濃度・負荷算定について検討した。

2-2 研究方法

(1)対象流域

表-2-1に示す6観測地点にてのべ9洪水時系列について流量観測,採水作業を行った。このうち瀬沼川水系(図-2-1)は主に農耕地を流下する農地河川である。白川(図-2-2)は主たる集水域が阿蘇カルデラであり,上流域は山地が70%を越えるが,そのうち60%は崩壊地および牧草地である。

採水作業は洪水時に行い,採水には自動採水機(ISCO-6700),バケツおよび柄杓などを用いた。

表-2-1 対象流域と解析対象洪水時系列(2002年)

観測地点	河川	流域面積 (km ²)	土地利用	期間	降水量 (mm)
28.1KP	瀬沼川	190	水田	9月12日~13日	21
			畑地 畜産	9月30日~10月2日	80
片庭川-A	片庭川 (瀬沼川支川)	1.1	森林	7月10日~11日	105
				9月30日~10月2日	80
片庭川-B	片庭川 (瀬沼川支川)	3.4	森林	7月10日~11日	105
			採石場 碎石場 (粘板岩)	9月30日~10月2日	80
稲田沢川	稲田沢川 (瀬沼川支川)	4.5	水田 採石場 (花崗岩)	9月30日~10月2日	80
前川	瀬沼前川 (瀬沼川支川)	80	水田 畑地	9月30日~10月2日	80
代継橋	白川	480	森林 水田 畑地 市街地	6月24日~25日	127

(2) 分析方法

採取されたサンプルについては冷蔵して実験室に持ち帰った後、粒径分布、SS（懸濁物質）、TN（全窒素）、DN（溶存態全窒素）、 $\text{NO}_3\text{-N}$ （硝酸態窒素）、 $\text{NO}_2\text{-N}$ （亜硝酸態窒素）、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ （アンモニア態窒素）、TP（全リン）、DP（溶存態全リン）、DRP（溶存態反応リン）、TOC（全有機炭素）、DOC（溶存態全有機炭素）を分析した。懸濁成分については、PP（懸濁態リン）= TP - DP、PN（懸濁態窒素）= TN - DN、POC（懸濁態有機炭素）= TOC - DOCとして算出した。また粒度分布は島津製作所製 SALD-3000S によって測定した。

(3) 使用計測機器

濁度計はアレック電子製の赤外後方散乱方式の濁度計で、測定濃度範囲は 0～2000ppm（稲田沢川に設置の濁度計については 0～20000ppm）、赤外線の使用波長は 880nm である（写真-2-1）。

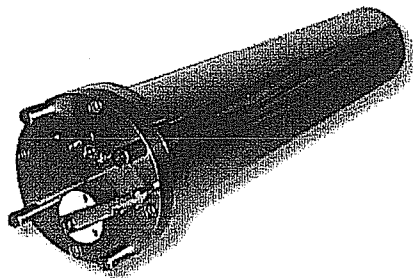


写真-2-1 左：濁度計（アレック電子製 ATU3-8M），右：濁度計設置状況（潤沼川）

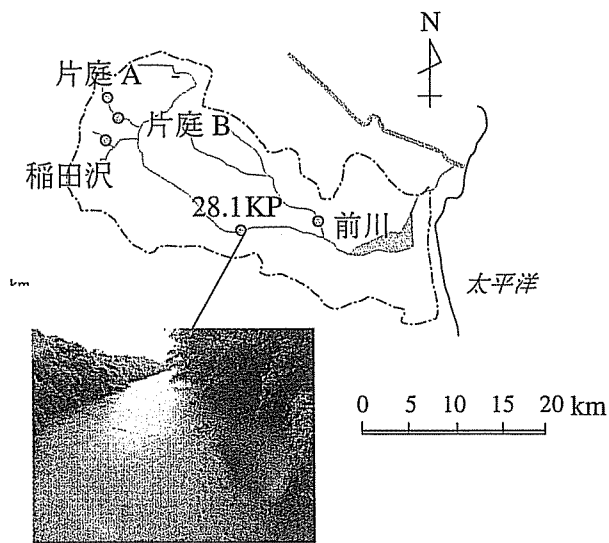


図-2-1 調査対象流域 (酒沼川)

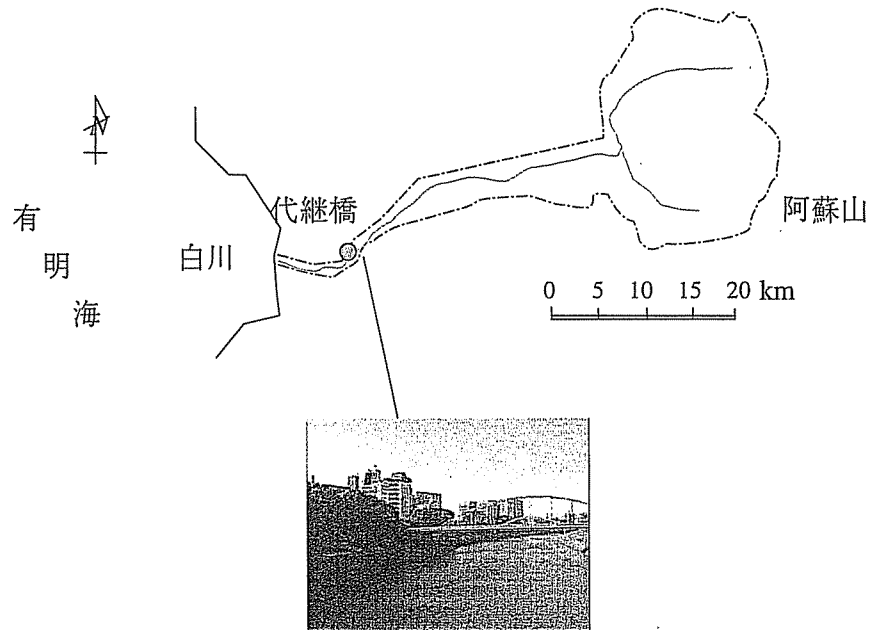


図-2-2 調査対象流域 (白川)

(4)水質負荷ヒステリシス係数

洪水時には流量の変動とともに水質負荷は変動する。水質負荷は主に流量に対応して増減するが、流量にかかわらず一定の負荷が流出する場合や、流量の累乗に比例する場合などがある。

図-2-3に水質負荷の流量依存特性の例を示す。PP負荷の変動特性(流量に対してPP負荷はループを描きながら推移)に代表されるように懸濁成分(SS, PP, PN, POC)負荷は流量に対してヒステリシス(履歴現象)を有していることが多く、流量の一価の関数に近似して負荷量を推定することは不可能では無いが負荷の推定精度が低下する。一方、NO₃⁻-N(硝酸態窒素)成分負荷は流量に対するヒステリシスが小さいので、負荷量を流量の一価関数とすることが可能である。濁度計による懸濁物質濃度推定の有効性を評価するためには水質負荷の変動特性を評価する必要があるが、ヒステリシスの大きさを定量的に評価する方法は現在まで存在しなかった。

そこで洪水時における水質負荷時系列の“ヒステリシスの大きさ”を定量化するため、下記(2.1)~(2.3)式で定義される「水質負荷ヒステリシス係数」を考案した(山本ら, 2003)。

まず、流量-負荷曲線が時計回りであるか、反時計回りであるかを判別する判別関数 D を導入する。すなわち

$$D = \sum_{k=1}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k) \quad (2.1)$$

である。 $D \geq 0$ のとき、水質負荷は図-2-4において時計回りのループを描き、水質負荷ヒステリシス係数 H は

$$H = \frac{\sum_{k=1}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)}{\sum_{k=1}^{M-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)} \quad (2.2)$$

であらわされる。また、 $D < 0$ のとき、水質負荷は図-2-4において反時計回りのループを描き、水質負荷ヒステリシス係数 H は

$$H = -\frac{\sum_{k=1}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)}{\sum_{k=M}^{n-1} (L_k + L_{k+1})(Q_{k+1} - Q_k)} \quad (2.3)$$

であらわされる。

ただし H : 水質負荷ヒステリシス係数, L_k : k 番目の試料採取時の水質負荷, Q_k : k 番目の試料採取時の流量, M : 水質時系列のうち試料採取時の流量が最大であるときの試料の順番, n : 試料数+1

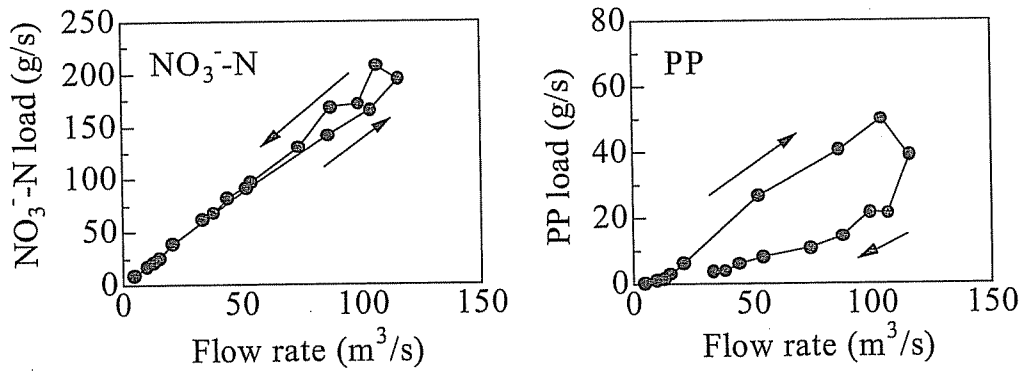


図-2-3 洪水時における流量と栄養塩負荷量の関係，
2002年10月1日～2日，涸沼川28.1KP，硝酸態窒素（左），
懸濁態リン（右）

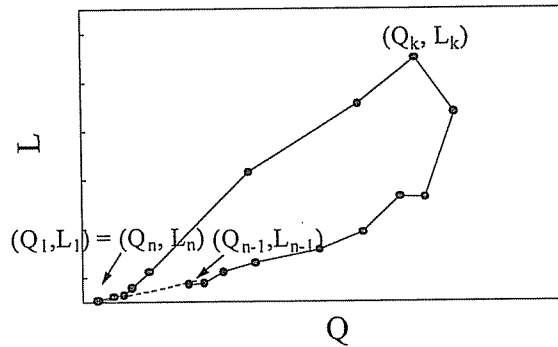


図-2-4 水質負荷ヒステリシス係数にかかわる流量
(Q) と負荷量 (L) の関係の概念図， Q_k : k 番目のサンプル
採取時の流量， L_k : k 番目のサンプル採取時の負荷量

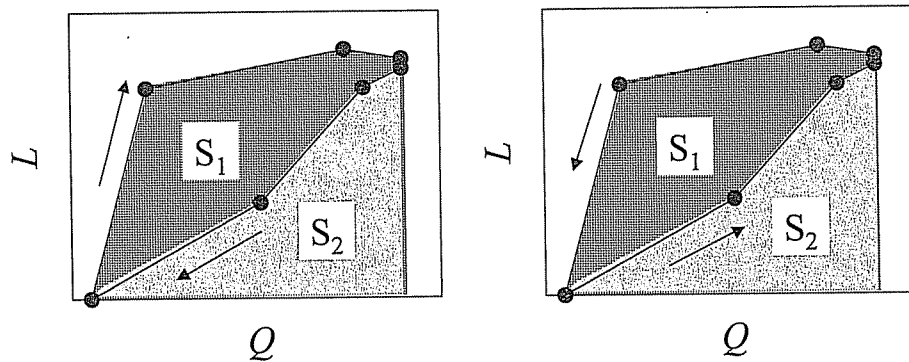


図-2-5 水質負荷ヒステリシス係数の意味， Q : 流量， L : 負荷量

水質負荷ヒステリシス係数 H は図-2-5において $\frac{S_1}{S_1 + S_2}$ を計算したものである。ヒ

ステリシスがない（負荷が流量に関して一価の関数であるか、変動がランダムで一定の履歴をたどらない）状態では $H = 0$ となり、ヒステリシスが大きいほど H の絶対値は 1 に近づく。 H が正の場合には図-2-4上で時計回りのループを、負の値の場合には反時計回りのループを描いていることになる。

なお、 H を計算するためには図-2-4において曲線が閉じている必要がある。このため洪水時の水質時系列の観測はピーク流量を経て初期河川流量に戻るまで採水を継続することが必要であるが、実際には困難であるので、河川水質は洪水発生後、いずれ初期状態に近くなると仮定して $L_n = L_1$, $Q_n = Q_1$ として計算することにする。

2-3 洪水時における栄養塩負荷の変動特性

(1) 洪水時における河川水の水質組成

表-2-2に各河川における洪水時の水質の流量加重平均濃度を示す。SS濃度は稲田沢川、片庭川地点Bで濃度が1000mg/L以上と高く、これは稲田沢川では流域の24.1%が、また片庭川地点Bでは26.5%が植生の存在しない裸地となっていることが原因である(二村ら, 2002)。流域によって差はあるものの、表-2-2のPOC, PP, PNデータから、洪水時にはTOCの88.4%, TPの96.7%, TNの33.6%が懸濁態であることがわかる。したがって全有機炭素、リンについては懸濁態負荷を正確に推定することによって洪水によるそれぞれの流出負荷量を把握することが可能であるといえる。

表-2-2 洪水時における河川水質(白川:1時系列, 湊沼川:9洪水時系列)

	期間	n	Turb.	SS	PN	DN	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N	PP	DP	DRP	POC	DOC
Unit			mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	mg/L	mg/L
湊沼川 28.1KP	Sep.02	12	390	419	1.24	2.07	1.85	1	11	491	19	16	11.6	1.4
	Oct. 02	19	273	258	0.68	1.93	1.76	2	2	247	19	18	7.9	2.2
片庭-A	Jul. 02	8	359	392	1.11	1.17	0.90	1	1	179	1	1	33.3	1.6
	Oct. 02	16	98	90	0.47	1.17	1.08	1	1	52	1	1	6.6	1.8
片庭-B	Jul. 02	17	813	1498	1.05	0.92	0.81	1	1	479	1	1	19.5	0.6
	Oct. 02	15	640	1188	0.62	1.00	0.96	1	1	287	3	1	9.9	1.0
稲田沢	Oct. 02	12	1614	2444	1.18	0.54	0.43	3	3	311	2	1	26.5	2.0
前川	Oct. 02	15	299	377	1.43	4.69	4.28	5	5	549	43	39	16.1	6.7
白川代継橋	Jun. 02	27	156	202	0.74	1.43	1.27	2	2	444	45	37	7.2	0.7

(2) L-Q式, ヒステリシス係数による水質負荷流出特性解析

負荷量を流量の関数として統計モデル(L-Q式)を作成し、流量から負荷量を与える手法は歴史があり、計算が簡単なことから多数の研究例がある(例えば、海老瀬ら, 1981)。流量をQ, 水質負荷量をLとし、C, nを定数として、

$$L = CQ^n \quad (2.4)$$

に回帰させることにより指数n(定数)を求めた。このnとヒステリシス係数Hを併用することによって水質負荷流出特性を表-2-3のように分類した。

n は流量増加に伴う水質濃度変動特性を示し、 $n > 1.1$ であれば濃度増加型、 $0.9 \leq n \leq 1.1$ であれば濃度一定型、 $n < 0.9$ であれば濃度減少型と分類した。 H は水質負荷ループの回転方向とヒステリシスの強度を示しており、ここでは $|H| > 0.25$ であればヒステリシスが強く、 $0.1 < |H| \leq 0.25$ であればヒステリシスは中程度であり、 $0.0 \leq |H| \leq 0.1$ であればヒステリシスは弱いとした。 $H > 0$ の場合、水質負荷は図-2-4において時計回りのループを描き、 $H < 0$ の場合は反時計回りのループを描く傾向にあるといえる。いいかえれば、 $H > 0$ は初期濃度増加型、 $H < 0$ は初期濃度減少型となる。

表-2-3 $L-Q$ 式における指数 n とヒステリシス係数 H による水質負荷変動特性の分類

	$n < 0.9$	$0.9 \leq n \leq 1.1$	$1.1 < n$
$0.25 < H$	D^{++}	C^{++}	I^{++}
$0.1 < H \leq 0.25$	D^+	C^+	I^+
$-0.1 \leq H \leq 0.1$	D	C	I
$-0.25 < H \leq -0.1$	D^-	C^-	I^-
$H < -0.25$	D^{--}	C^{--}	I^{--}

表-2-4に表-2-2の9洪水水質時系列から求めた n , H , さらに表-2-3をもとに求めた分類を示す。濁度, SS, PN, PP, POC等の懸濁態成分はいずれも n , H が大きく、濃度増加型でかつ増水初期に高負荷となるヒステリシス特性を有し I^{++} に分類される。また、溶存物質においても DP, DRP は濃度減少型であるものの増水初期に高負荷となるヒステリシス特性を有し、 D^+ , D^{++} に分類された。 H が 0.1 より大であるこれらの成分は降雨時において表面流出などで流域から短期的に供給されやすい成分であると考えられる。一方 NO_3^- -N, DN は濃度一定型でかつ H の絶対値が小さく、すなわちヒステリシスは懸濁成分に比較して小さい。これらは基底流出時の河川水に豊富に含まれており、降雨時において表面流出により供給されにくい成分であるといえる。

以上より、懸濁成分負荷は流量に対して大きなヒステリシスを持っているため、流量の時系列から $L-Q$ 式を用いて負荷を精度良く算出することには限界があるといえる。一方溶存窒素成分の NO_3^- -N, DN の場合はヒステリシスが小さく、流量から負荷を比較的精度良く求めることが可能であるといえる。

表-2-4 水質負荷変動特性の分類結果 (澗沼川水系; 8洪水時系列, 白川; 1洪水時系列, 全試料数=139, $n: L = CQ^n$ 式における指数, H : 水質負荷ヒステリシス係数)

成分	n				H				分類
	最大	平均	最小	標準偏差	最大	平均	最小	標準偏差	
濁度	2.13	1.67	1.18	0.25	0.86	0.46	0.00	0.29	I ⁺⁺
SS	2.29	1.83	1.05	0.34	0.79	0.51	0.11	0.27	I ⁺⁺
NH ₄ ⁺ -N	1.33	1.05	1.00	0.10	0.61	-0.03	-0.38	0.28	C ⁻
NO ₂ ⁻ -N	1.61	1.16	1.00	0.22	0.27	-0.02	-0.66	0.28	I
NO ₃ ⁻ -N	1.37	1.04	0.88	0.21	0.13	-0.12	-0.30	0.15	C ⁻
DN	1.33	1.04	0.87	0.18	0.14	-0.10	-0.28	0.14	C ⁻
TN	1.40	1.20	1.06	0.11	0.31	0.17	0.02	0.10	I ⁺
PN	2.07	1.57	1.04	0.28	0.70	0.43	-0.01	0.27	I ⁺⁺
DRP	1.19	0.89	0.21	0.28	0.73	0.16	-0.05	0.25	D ⁺
DP	1.38	0.91	0.35	0.30	0.96	0.33	-0.16	0.38	C ⁺⁺
TP	1.91	1.51	0.91	0.26	0.77	0.51	0.07	0.26	I ⁺⁺
PP	1.94	1.59	0.92	0.30	0.77	0.50	-0.04	0.29	I ⁺⁺
TOC	2.04	1.62	1.04	0.29	0.81	0.34	-0.40	0.42	I ⁺⁺
DOC	1.67	1.14	0.95	0.21	0.66	-0.01	-0.80	0.54	I
POC	2.24	1.75	1.06	0.32	0.84	0.39	-0.40	0.44	I ⁺⁺

2-4 濁度計による懸濁態栄養塩濃度の推定

(1) 濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係

濁度とSS濃度の相関係数は一般的に高く、濁度をSS濃度に換算して年間の土砂フラックスを求めるために用いることが多い。これと同様に懸濁態栄養塩濃度との関係を整理することにより濁度から懸濁態栄養塩濃度を推定する方法を検討する。図-2-6に白川における6月24日の時系列データについてのSS濃度および濁度と懸濁成分(POC, PN, PP)濃度の関係を整理した。

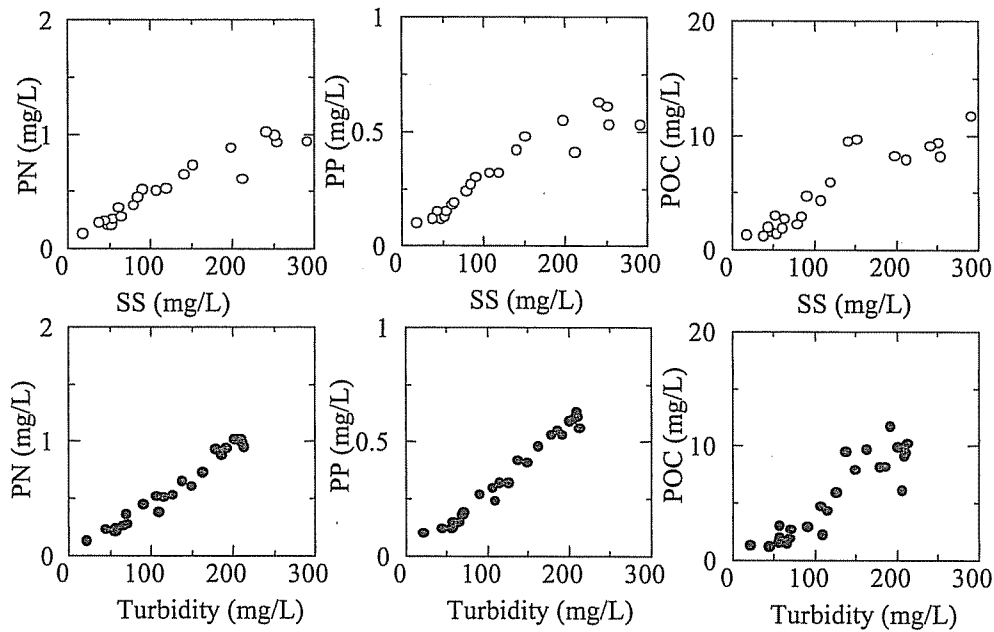


図-2-6 SS 濃度, 濁度 (Turbidity) と懸濁成分濃度 (白川, 2002 年 6 月 24 日-25 日)

さらに C を懸濁成分濃度, Turb : 濁度, SS : SS 濃度, m, n : 定数とし

$$C = \alpha \cdot \text{Turb}^m \quad (2.5)$$

$$C = \beta \cdot \text{SS}^n \quad (2.6)$$

として各曲線に回帰させたときの α , β , および相関係数について表-2-5 にまとめた.

表-2-5 (2.5) 式, (2.6) 式における m, n の平均値 (全 9 洪水, 試料数=137)

	Turb	SS	PN	PP	POC
α	1	0.776	0.0103	0.00121	0.103
β	6.958	1	0.0175	0.00285	0.0773
m	1	1.21	0.812	0.994	1.11
		($R^2=0.963$)	($R^2=0.890$)	($R^2=0.946$)	($R^2=0.906$)
n	0.798	1	0.689	0.867	0.911
	($R^2=0.963$)		($R^2=0.925$)	($R^2=0.966$)	($R^2=0.914$)

表-2-5 から PN, PP 濃度はそれぞれ SS 濃度の 0.689 乗 ($R^2=0.925$), 0.867 乗 ($R^2=0.966$) に比例し, SS が高濃度になるにつれ PN/SS, PP/SS は低下することがわかる. 一方, PN,

PP 濃度はそれぞれ濁度の 0.812 乗 ($R^2=0.890$), 0.994 乗 ($R^2=0.946$) に比例し, それぞれ濁度と線形の関係に近くなった. 特に PP 濃度については濁度の一次関数として表現することが可能であるといえる. ただし PN, POC については濁度との相関係数は PP に比べて若干低い.

(2) 懸濁態栄養塩の粒径分布特性

懸濁態リンは生物の構成成分として存在するだけでなく, 鉄の水酸化物や鉱物粒子表面に吸着されるなど, 様々な形態で存在している (川辺ら, 1997). 懸濁物質は洪水時に多量に供給されるが, 懸濁態栄養塩も例外ではない. 洪水時に河川を流下する懸濁物質は多様な粒径の土砂の混合物として流下している. 一例として洪水時に河川を浮遊する SS の粒径分布を図-2-7 に示す.

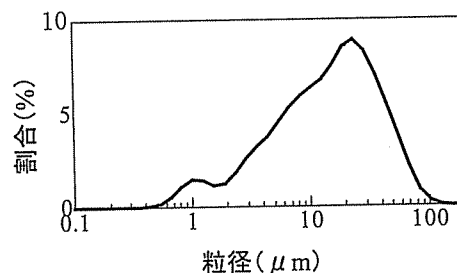


図-2-7 洪水時における河川の SS の粒度分布 (白川代継橋, 2002 年 6 月 25 日)

鉱物粒子表面に吸着された形態の場合, その吸着量は懸濁粒子の比表面積に依存すると考えられ, リンは鉄の水酸化物にも吸着されやすいことから, シルト・粘土成分に比較して細砂 ($75\mu\text{m}$ 以上) の粒径における PP/SS 比は小さくなると予想される. 吉田らが降雨時の河川水中の懸濁物質を粒径分画し, PRP (懸濁態反応リン) 濃度を測定した結果によれば, 粒径が $8\mu\text{m}\sim 44\mu\text{m}$ の PRP/SS 比はそれより粒径が大であるもの ($44\mu\text{m}$ 以上) に比較して高かった (吉田ら, 1995).

本研究では粒径別の PP 濃度の分析を行っていないが, 多変量解析により PP 濃度を支配する粒径集団をある程度把握することが可能である. そこでサンプルに粗砂程度の粒径も含まれる涸沼川の洪水時系列を検討対象として, 粒径別の SS 濃度, POC 濃度を説明変数として, また PP 濃度, PN 濃度を目的変数とし重回帰分析を行った.

涸沼川における 9 月, 10 月洪水時の懸濁態栄養塩濃度 (リン, 窒素) を各粒径の SS 濃度 ($0\mu\text{m} < d < 23\mu\text{m}$, $23\mu\text{m} < d < 54\mu\text{m}$, $54\mu\text{m} < d < 103\mu\text{m}$, $d > 103\mu\text{m}$) および POC 濃度の 5 変数を説明変数として重回帰分析を行い, 表-2-6 の結果を得た. $0\mu\text{m} < d < 23\mu\text{m}$ の画分の SS 濃度が 1% 有意にて PP 濃度と相関があり, 偏相関係数は 0.580 であった. よって, 細粒土砂成分の SS 濃度が懸濁態リンの挙動をほぼ支配することが確認できた.

一方, 懸濁態窒素 (PN) についてはほぼ全量が有機物の構成成分と考えられることから, 表-2-6 の通り, 細粒成分 ($0\mu\text{m} < d < 23\mu\text{m}$) と同様に POC 濃度の影響も大きいことがわかる.

表-2-6 懸濁態栄養塩濃度の重回帰分析結果

(説明変数：粒径別 SS 濃度および POC 濃度，目的変数：PP および PN 濃度，試料：酒沼川 2002 年 9 月：試料数 12，酒沼川 2002 年 10 月：試料数 17)

	説明変数	PN	PP
単相関係数	SS ($0 \mu\text{m} < d < 23 \mu\text{m}$)	*0.935	**0.952
	SS ($23 \mu\text{m} < d < 54 \mu\text{m}$)	0.842	0.851
	SS ($54 \mu\text{m} < d < 103 \mu\text{m}$)	0.464	0.461
	SSC ($103 \mu\text{m} < d$)	0.195	0.187
	POC	*0.811	0.735
偏相関係数	SS ($0 \mu\text{m} < d < 23 \mu\text{m}$)	0.418	**0.580
	SS ($23 \mu\text{m} < d < 54 \mu\text{m}$)	0.240	0.151
	SS ($54 \mu\text{m} < d < 103 \mu\text{m}$)	-0.297	-0.157
	SS ($103 \mu\text{m} < d$)	0.076	-0.029
	POC	*0.498	0.105
標準偏相関係数	SS ($0 \mu\text{m} < d < 23 \mu\text{m}$)	*0.524	**0.795
	SS ($23 \mu\text{m} < d < 54 \mu\text{m}$)	0.370	0.225
	SS ($54 \mu\text{m} < d < 103 \mu\text{m}$)	-0.284	-0.157
	SS ($103 \mu\text{m} < d$)	0.033	-0.012
	POC	0.286	0.052
決定係数		0.891	0.887

** : 1%有意

* : 5%有意

(3) 濁度の粒径依存特性

濁度計の出力は土砂の粒径に依存し、濁度 $Turb$ と懸濁物質濃度 SS の間には

$$Turb = a \cdot SS^b \quad (2.7)$$

の関係があり混合粒径土砂の場合、濁度は SS のうち細粒分 (約 $20 \mu m$ 以下) の濃度に支配され、シルト、砂分の構成比には影響を受けず、細粒成分ほど同濃度の SS に対する濁度の値が高く、(2.7) 式の b が 1 に近づくことが示されている (横山, 2002a)。前節において懸濁態栄養塩 (特にリン) は SS のうち細粒分 (粒径 $23 \mu m$ 以下) に含有される率が高いことを述べたが、懸濁態栄養塩の細粒成分への集中と濁度計の粒径依存特性によって、濁度と懸濁態栄養塩濃度は線形の関係に近くなると考えられる。以上より、濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係式を求めることによって、濁度から懸濁態栄養塩濃度を推定することが可能であると言える。

2-5 L-Q-Turb 法 (L-Q 式および濁度による負荷推定法)

これまでの結果を利用し、栄養塩負荷を流量と濁度の時系列から求める方法を提案する。洪水時の栄養塩負荷を溶存態栄養塩と懸濁態栄養塩に分けてそれぞれ以下のように求める。

(1) 溶存態栄養塩負荷の算定

溶存態栄養塩負荷の流量への回帰式 (2.8), (2.9) を作成し, C_{DN} , n , C_{DP} , p を求める。

$$L_{DN} = C_{DN} Q^n \quad (2.8)$$

$$L_{DP} = C_{DP} Q^p \quad (2.9)$$

ただし L_{DN} : 溶存態窒素負荷, L_{DP} : 溶存態リン負荷

(2) 懸濁態栄養塩濃度の算定

懸濁態栄養塩濃度の、濁度への回帰式 (2.10), (2.11) を作成し, α_{PN} , β , α_{PP} , γ を求める。

$$C_{PN} = \alpha_{PN} Turb^\beta \quad (2.10)$$

$$C_{PP} = \alpha_{PP} Turb^\gamma \quad (2.11)$$

(3) 栄養塩負荷の算定

ある時刻 t での栄養塩負荷は溶存態栄養塩負荷と懸濁態栄養塩負荷の和として (2.12), (2.13) 式で求める.

$$L_{TN}(t) = C_{DN}Q(t)^n + \alpha_{PN}Turb(t)^\beta Q(t) \quad (2.12)$$

$$L_{TP}(t) = C_{DP}Q(t)^p + \alpha_{PP}Turb(t)^\gamma Q(t) \quad (2.13)$$

ここで L_{TN} : 全窒素負荷 (g/s), L_{DN} : 溶存態窒素負荷 (g/s), C_{DN} , n : 定数, L_{TP} : 全リン負荷 (g/s), L_{DP} : 溶存態リン負荷 (g/s), C_{DP} , p : 定数, Q : 流量 (m³/s), $Turb$: 濁度 (mg/L), C_{PN} : 懸濁態窒素濃度 (mg/L), α_{PN} , β : 定数, C_{PP} : 懸濁態リン濃度 (mg/L), α_{PP} , γ : 定数

(4) L - Q - $Turb$ 法の栄養塩流出負荷量推定精度

区間代表法 (実測値), L - Q 式, L - Q - $Turb$ 法により求めた負荷量計算値を対象 8 洪水について表-2-7 にまとめた. 計算の結果, TN 負荷量の推定では L - Q 式による実測値に対する推定誤差は L - Q - $Turb$ 法による推定誤差とほぼ同じで 5.5% であった. TN の負荷量の推定に際しては L - Q 式で十分であるといえる. 一方 TP 負荷量の推定では, L - Q 式による推定誤差は平均 27.5% であるのに対して, L - Q - $Turb$ 法では推定誤差が 18.2% と L - Q 式に比較して小さかった. TP 負荷量など, 細粒土砂の負荷ヒステリシスに大きく依存する成分については L - Q - $Turb$ 法が有効である.

表-2-7 栄養塩負荷量についての実測値とL-Q式およびL-Q-Turb法による推定値, 誤差は $\sqrt{(L_M - L_E)^2 / L_M^2}$ によって算出した. ただし L_M : 実測負荷量 (t), L_E : 推定負荷量 (t)

T-N (全窒素)

地点	期間	実測値 負荷量 (t)	L-Q 回帰式		L-Q-Turb 法	
			負荷量 (t)	誤差 (%)	負荷量 (t)	誤差 (%)
瀬沼川 28.1KP	12-13 Sep.02	2.39	2.12	11.2	2.28	4.7
	1-2 Oct.02	15.1	14.9	1.1	15.1	0.0
片庭-A	10-11 Jul.-02	0.126	0.105	16.9	0.134	5.9
	1-2 Oct.-02	0.166	0.179	8.0	0.158	4.7
片庭-B	10-11 Jul.-02	0.311	0.297	4.6	0.284	9.4
	1-2 Oct.-02	0.269	0.286	6.2	0.259	3.9
前川	1-2 Oct.-02	9.65	9.65	0.0	9.49	1.7
白川代継橋	24-25 Jun.-02	17.2	17.4	1.5	17.2	0.1
平均				6.2		3.8

T-P (全リン)

地点	期間	実測値 負荷量 (t)	L-Q 回帰式		L-Q-Turb 法	
			負荷量 (t)	誤差 (%)	負荷量 (t)	誤差 (%)
瀬沼川 28.1KP	12-13 Sep.02	375	154	58.9	330	13.9
	1-2 Oct.02	1580	1700	7.7	1710	7.7
片庭-A	10-11 Jul.-02	9.74	3.40	65.2	9.02	8.0
	1-2 Oct.-02	5.37	5.53	2.9	5.07	5.9
片庭-B	10-11 Jul.-02	69.8	35.8	48.7	64.0	9.1
	1-2 Oct.-02	46.2	33.6	27.2	57.7	19.9
前川	1-2 Oct.-02	845	792	6.3	760	11.2
白川代継橋	24-25 Jun.-02	3500	3400	2.8	3100	12.9
平均				27.5		11.1

2-6 河口域における土砂・栄養塩負荷量測定方法

密度流などで流動が鉛直2次元性の強いダム湖や河口域においてはSS濃度の分布も鉛直方向に一樣ではなく、濁度計によってSS負荷量を求めることには限界がある。これまでに、超音波流速計を用いて河口域のSS濃度の鉛直分布を求め、SS負荷量を算出する方法が開発されている(横山ら, 2002)が、本報告ではさらにSSの推定方法について改良を加え、この方法が懸濁態栄養塩にも応用可能であることを示し、濁度計と超音波流速計の長所・短所と懸濁態栄養塩の特性を考慮し、様々な懸濁態物質に関して負荷量を算出する方法を示す。

(1) ソナー方程式

超音波流速計は懸濁物質に一定周波数の音波を発射してその反射波のドップラー効果によって鉛直各層の流速を算出するものである。

水中音響工学では、音波を発射したときの懸濁粒子や気泡からの反響を体積残響といい、体積残響レベル(EL)は次式で表される。

$$EL = SL - 2TL + SV + 10 \log V_R \quad [\text{dB}] \quad (2.14)$$

ここで、 SL は発射音響強度(dB)、 TL :超音波流速計から散乱体までの伝搬損失(dB)、 SV は体積後方散乱強度(dB)、 V_R :散乱体積(m^3)である。

(2) 伝搬損失

伝搬損失 TL については、発散損失と吸収損失の和で表される。すなわち

$$TL = 20 \log r + \alpha_w r \quad [\text{dB}] \quad (2.15)$$

となる。ただし、 r :距離(m)、 α_w :減衰係数(dB/m)。

(2.15)式における右辺第一項は音波が球面状に拡散するときの損失であり、第2項は音響エネルギーが媒質の熱エネルギーに変化することによる損失である。周波数1000kHz以上では真水の粘性吸収が卓越し、水による減衰係数を α_w : f を周波数(kHz)として

$$\alpha_w = 3.01 \times 10^{-7} f^2 \quad [\text{dB/m}] \quad (2.16)$$

で表されるから、本研究で用いた周波数2MHzの超音波流速計については $\alpha_w = 1.2$ (dB/m)となる。

(3) 体積後方散乱

(2.14)式における体積後方散乱強度 SV は、単位体積あたりの懸濁物質による散乱断面

積を σ_v (m^{-1}) とすると,

$$SV = 10 \log \frac{\sigma_v}{4\pi} \text{ [dB]} \quad (2.17)$$

で表される. しかし, 散乱断面積の実測は困難なため懸濁物質の濃度 C (g/m^3) の関数として

$$\frac{\sigma_v}{4\pi} = kC^a \quad (2.18)$$

と仮定する. ただし k , a は定数である. (2.14) 式の右辺第4項については, 大きさ V_R の散乱体積に空間的な長さの音波が入射したときに, 散乱体積のすべての部分で散乱が起こると考える. v を音速 (m/s), T を送信パルス長 (sec), ψ を送受波総合の音響等価ビーム幅立体角 (sr) とすると, 超音波流速計から r (m) 離れた散乱体積 V_R は

$$V_R = r^2 (vT/2)\psi \quad (2.19)$$

とあらわされるから, 結局

$$10 \log V_R = 20 \log r + 10 \log (\psi v T / 2) \quad (2.20)$$

となる.

(4) 反射音響強度による懸濁物質濃度の推定

以上より, 流速計の反射音響強度と懸濁物質濃度数の関係は (2.14) 式を変形して

$$\begin{aligned} EL &= SL - 2(20 \log r + \alpha r) + 10 \log k + 10a \log C + 20 \log r + 10 \log (\psi v T / 2) \\ &= SL - 20 \log r - 2\alpha r + 10 \log k + 10a \log C + 10 \log (\psi v T / 2) \end{aligned} \quad (2.21)$$

となる. ここで, 超音波流速計の発射音響強度 SL は実測が難しいため, (2.21) 式において A を定数として

$$A = SL + 10 \log k \quad (2.22)$$

とおくと,

$$EL = -20 \log r - 2\alpha r + 10a \log C + 10 \log (\psi v T / 2) + A \quad (2.23)$$

となる。超音波流速計の場合、流れに対して斜めに入射させて流速を計測するから、例えば測定層までの距離が D の場合、実際の距離は音波の傾斜角を θ として、 $D/\cos\theta$ である。模式図を図-2-8に示す。よって (2.23) 式は

$$EL = -20\log(D/\cos\theta) - 2\alpha(D/\cos\theta) + 10a\log C + 10\log(\psi\nu T/2) + A \quad (2.24)$$

となるが、ここであらためて、

$$EL^* = EL + 20\log(D/\cos\theta) + 2\alpha(D/\cos\theta) - 10\log(\psi\nu T/2) \quad (2.25)$$

とおくと、

$$EL^* = 10a\log C + A \quad (2.26)$$

となるから、 EL^* と $\log C$ の関係から a および A を求めることが可能である。

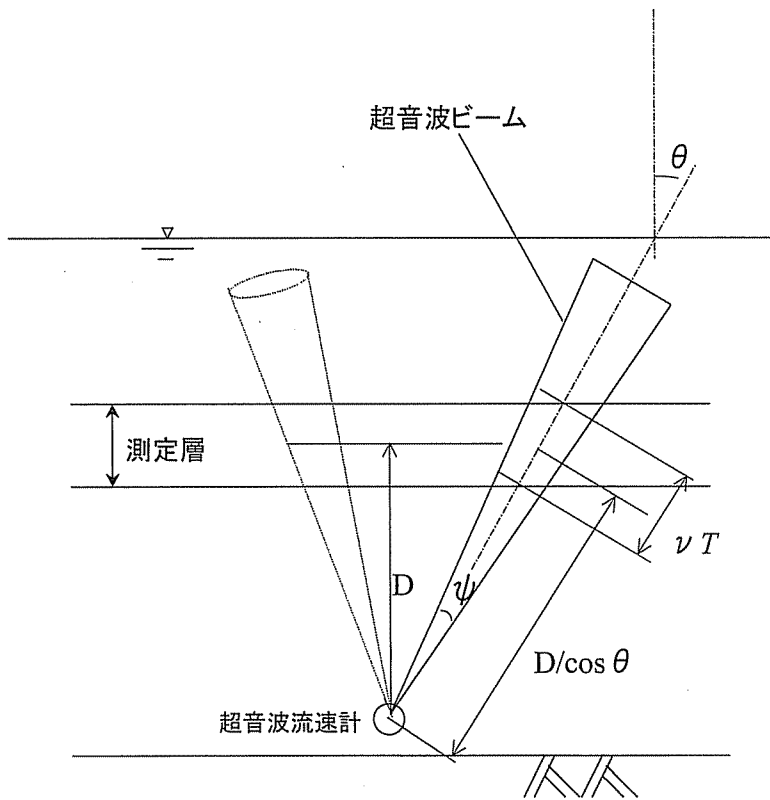


図-2-8 超音波流速計による反射音響強度に関わる模式図

(5) 懸濁物質による音波の減衰

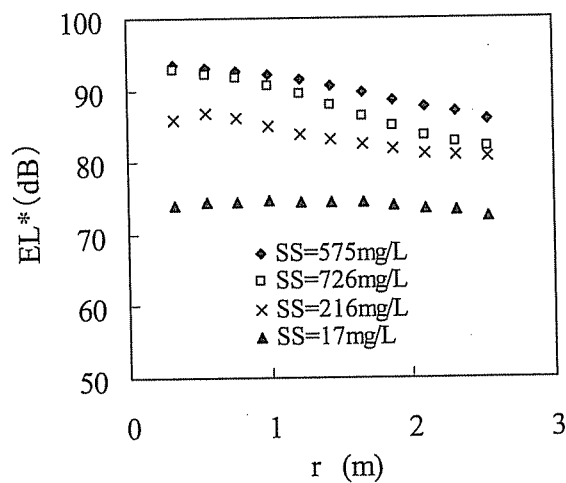
水中の懸濁物質濃度が高いと減衰が大きくなる。白川 3KP において、カオリン濁度で 200mg/L 以上に達する洪水時には鉛直方向の濁度分布はなく、ほぼ均一に分布している。ところが、超音波流速計の反射強度の解析結果によれば、水による減衰係数を考慮しただけでは SS 濃度は下層から上層にかけて鉛直分布することとなり (図-2-9), SS 濃度が高いほどその傾向は強くなる。浮遊砂の鉛直分布を捉えている可能性もないわけではないが、図-2-10 のように SS 濃度が高いほど減衰係数が大きくなる傾向にあるから、水中の懸濁物質による減衰と考えた。

懸濁物質による減衰係数を α_{SS} とすると、白川 3KP における洪水時における超音波流速計の音響強度の鉛直分布と SS 換算した濁度から、本研究で用いた超音波流速計 (Nortek 製 Aquadopp2MHz) については、

$$\alpha_{SS} = 6.8 \times 10^{-4} C \text{ [dB/m]} \quad (2.27)$$

ただし、 C : 懸濁物質濃度 (g/m^3)

が得られた。



$$EL^* = EL + 20 \log r + 2\alpha r - 10 \log(\psi v T / 2)$$

図-2-9 全層が高濁度であるときの音響強度の減衰 (白川 3KP, 2002 年 6 月 24 日)

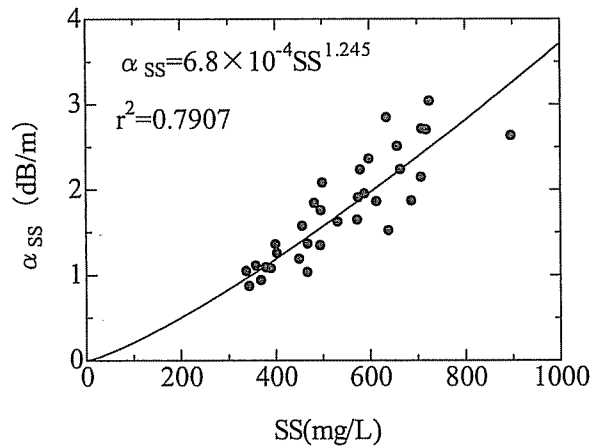


図-2-10 懸濁物質による音波の減衰 (Nortek 製 Aquadopp2MHz)

しかしながら、(2.27)式を(2.24)式に適用した場合、陽解法でSS濃度の解を得るのが困難になるうえ、実用的には全層高濁度になるようなケースでは懸濁物質濃度の推定は濁度計を用いれば十分である。したがって本研究では洪水時における高濁度時には濁度計を懸濁物質濃度の推定に用いることとし、 α_{SS} については考慮しなかった。

2-7 河口域における土砂・栄養塩濃度計測例

熊本県白川河口域の0KP, 3KPの河床に超音波流速計(Nortek製 Aquadopp 2 MHz)を設置した。測定層厚は20cm, 計測間隔は10分で、3次元流速, 反射音響強度を取得した。2003年2月17日~18日の間, 0KP, 3KPにて1時間以下の間隔にて連続採水し, 後日各態栄養塩濃度を分析した。分析によって得られた河口域の各懸濁成分と超音波流速計の補正後の音響強度 EL^* の関係を図-2-11~図-2-16に示す。

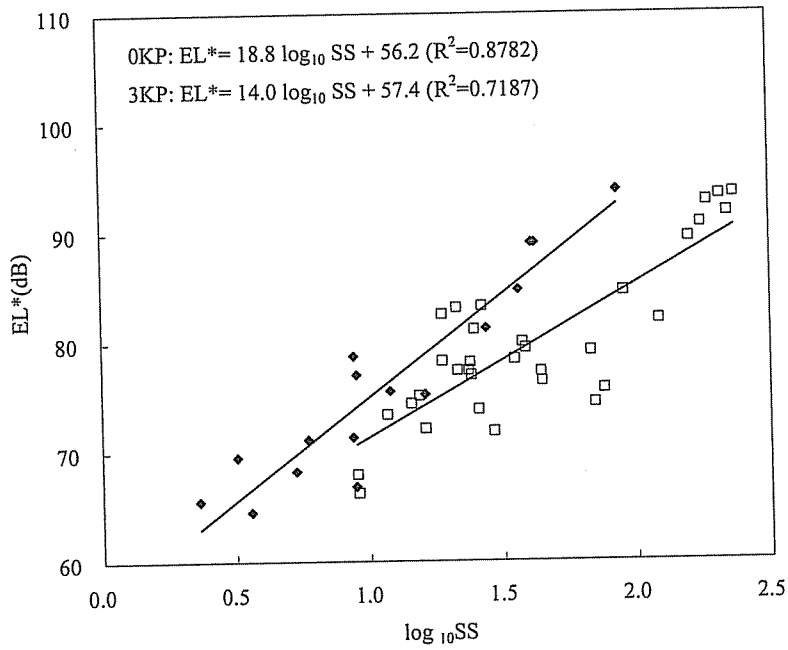


図-2-1-1 SS濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

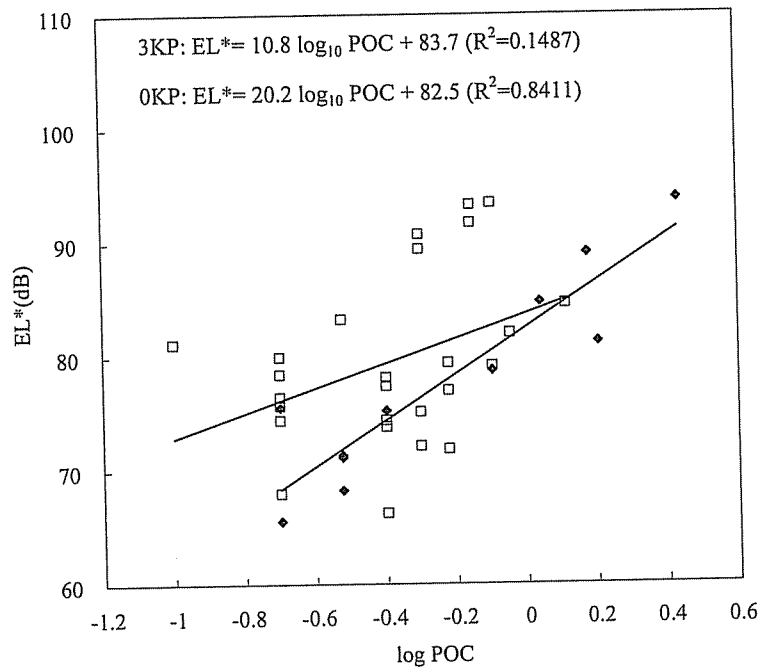


図-2-1-2 POC濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

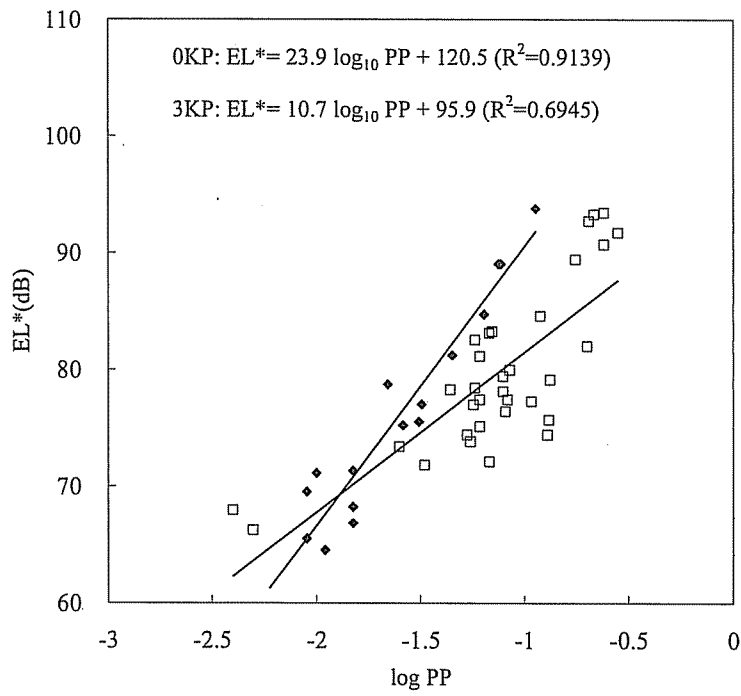


図-2-13 PP濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : OKP, □ : 3KP)

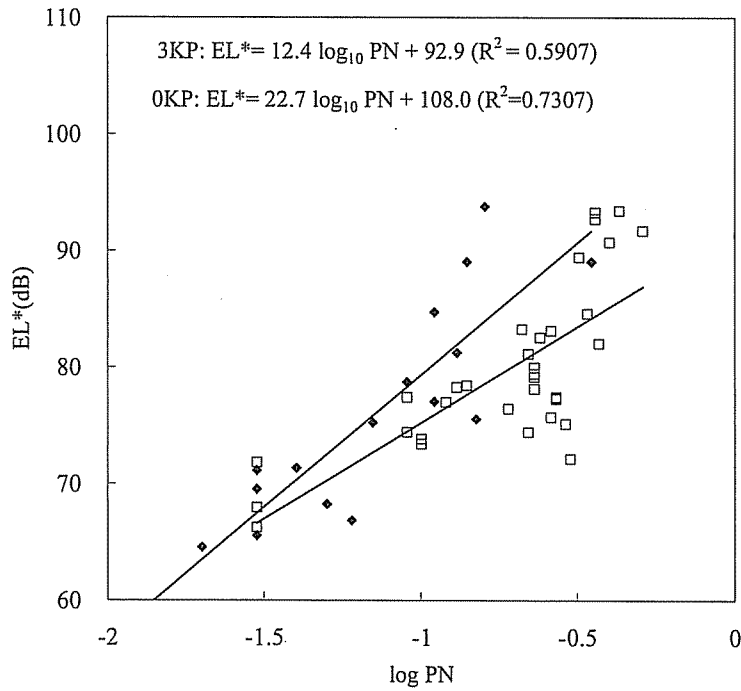


図-2-14 PN濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : OKP, □ : 3KP)

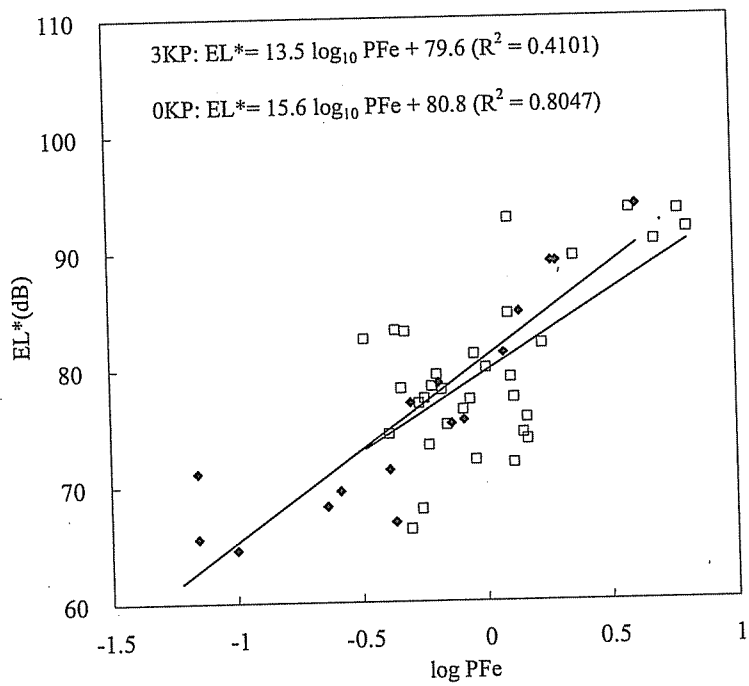


図-2-15 懸濁態鉄 (PFe) 濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

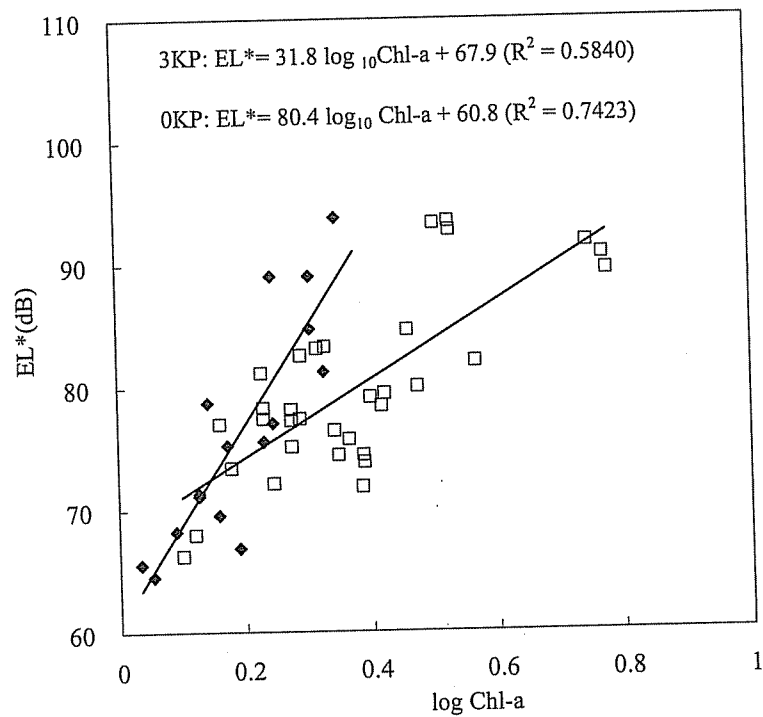


図-2-16 Chl-a 濃度の常用対数と補正後の反射音響強度 EL^* の関係
 (◆ : 0KP, □ : 3KP)

また、図-2-11～図-2-16までの係数を表-2-8にまとめた。SS、懸濁態栄養塩などの相関係数は高く、適切なキャリブレーションによって超音波流速計の反射強度を用いて濃度を推定できる。白川3KP地点における懸濁態リン濃度の推定値を図-2-17に示す。

表-2-8 各項目に対する(2.17)式の係数 a 、 A および決定係数 R^2

項目	白川3KP			白川OKP		
	a	A (dB)	R^2	a	A (dB)	R^2
SS	1.40	57.4	0.719	1.88	56.2	0.878
POC	1.08	83.7	0.149	2.02	82.5	0.841
PP	1.07	95.9	0.695	2.39	121	0.914
PN	1.24	92.9	0.591	2.27	108	0.731
P-Fe	1.35	79.6	0.410	1.56	80.8	0.805
Chl-a	3.18	67.9	0.584	8.04	60.8	0.742

使用超音波流速計：NORTEK 製 Aquadopp 2MHz

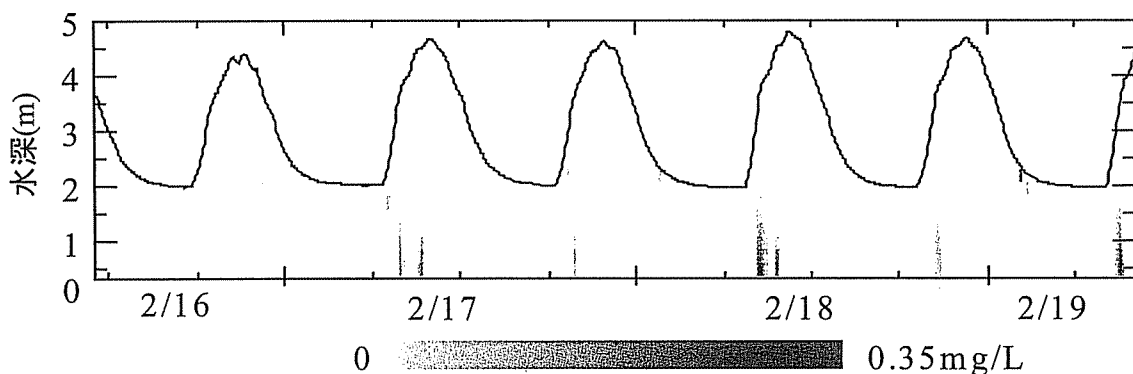


図-2-17 超音波流速計の反射強度により推定された懸濁態リン濃度の鉛直分布の変化(白川3KP, 2003年)

超音波流速計による懸濁態栄養塩濃度の推定可能範囲はSS濃度で400mg/L程度が上限であり、本研究で用いた機器・設定ではこの濃度以上になると反射強度が強すぎて計測が不可能になる。よって超音波流速計は平水時の感潮河道における懸濁態栄養塩濃度を推定するために用いることが適当である。推定された濃度に各層の流量を乗じることにより負荷が算定される。なお、超音波流速計を用いた感潮河道における流量の算出方法についてはこれは既報(横山ら, 2002b)に従い、以下のようにして求めた。

$$V_i = \beta v_i \quad (2.28)$$

$$Q = \beta \sum_{i=1}^n v_i S_i \quad (2.29)$$

ただし V_i 横断方向の平均流速 (m/s), v_i : 測定流速 (m/s), i : 河床からの断面数, β : 流速補正係数, Q : 流量 (m³/s), S_i : 測定層の横断面積 (m²)

実際に β を求める際には, 非感潮域末端の流量を基準として算出する必要がある. 本研究では白川を主研究フィールドとしたが, 代継橋 (河道 12.3km) と感潮域の河道 3km の間には農業用の取水堰が存在し, 灌漑期には河川水を取水するので河道 3km における河川流量は河道 13km よりも低くなる. このため, 非出水期を灌漑期, 非灌漑期に分けて平均流速の補正を行うこととした.

1) 灌漑期 (6月~9月): 出水時において河道 12.3km における日平均流量と河道 3km における日平均流量が等しくなるように河道 3km 地点の β を調整する. その後積算流量が河道 3km と河口 0km で等しくなるように 0km 地点の β を調整する.

2) 非灌漑期 (3月~4月, 10月~翌2月): 河道 12.3km における流量の月間の積算値と河道 3km, 河口 0km における月間の流量の積算値が等しくなるように両地点の β を調整する.

上記の方法で β を調整し, 平均流量の鉛直分布を算出して, SS 濃度の鉛直分布の積を求めることにより土砂フラックスを算出した.

2-8 まとめ

第2章では河川における栄養塩負荷量の推定精度向上を目的として, 濁度計を使用した懸濁態栄養塩濃度の推定法について検討し, 濁度計を用いた洪水時の栄養塩負荷流出量推定法を提案した. また, 超音波流速計を用いた懸濁物質流出負荷計測のための基礎的検討を行った. 濁度計は高濁度対応のものであれば 20000NTU まで対応可能なものも存在し, 非感潮河道, 感潮河道ともに洪水時の懸濁態栄養塩負荷量の計測に用いることができる. また, 懸濁物質の鉛直分布を考慮する必要がある感潮河道の平水時の挙動については, 超音波流速計によって濃度・負荷を推定することが可能であることがわかった. 本研究で得られた結論は次の通りである.

(1) 洪水時における水質成分負荷のヒステリシスを定量化する“水質負荷ヒステリシス係数”を考案し, 従来から用いられている経験式 $L=CQ^n$ 式の指数 n を併用して各水質項目の負荷変動パターンを 15 種類に分類し, 懸濁成分のヒステリシスが溶存成分に比較して大であることを示した.

(2) 懸濁態リン濃度は濁度の 1 次関数に近く、これは濁度の粒径依存特性と、懸濁態リンの細粒土砂成分 (23 μm 以下) への集中が主な理由であると考えられた。懸濁態窒素濃度は細粒土砂成分以外にも POC (懸濁態有機炭素) 濃度の影響を受ける。

(3) 濁度計を用いた栄養塩負荷量推定法 (*L-Q-Turb* 法) を提案した。これは、溶存態栄養塩負荷を *L-Q* 式で推定し、濁度によって推定した懸濁態栄養塩濃度と流量の積から懸濁態栄養塩負荷を求め、溶存態負荷の推定値と懸濁態負荷の推定値を合算するものである。この結果、洪水時の河川水について、*L-Q-Turb* 法による TN の推定誤差は *L-Q* 式とほぼ同じ 5.5%であったが、TP の推定誤差は *L-Q* 式で 27.5%であったのに対して *L-Q-Turb* 法では 11.1%と精度の向上が認められ、特に TP 負荷流出量の推定について有効であった。ただし河川によっては、例外的に誤差が 70%以上になる場合もあり、河川流域の負荷流出特性に応じて本法の採用の可否を判断すべきであろう。

(4) 超音波流速計が、SS だけでなく懸濁態栄養塩や懸濁態有機炭素など様々な懸濁態物質の濃度推定に適用することが可能であることを示した。

<参考文献>

- 海老瀬潜一 (1981) : 「5.流出負荷量の解析モデル」, 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (V) —霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価, 国立公害研究所研究報告, 21.
- 川辺英行・会田丘・橘治国・吉田邦伸 (1997) : 懸濁態リン化合物の組成と藻類増殖能力, 土木学会第 52 回年次学術講演会講演要旨集第 7 部門, pp172-173.
- 橘治国・清水達雄・中川佳久 (1996) : 石狩川の融雪期水質, 水文・水資源学会誌, Vol. 9, No. 5, pp444-456.
- 二村貴幸・諏訪義雄・谷口丞・末次忠司・平舘治 (2002) : 細粒土砂動態観測により明らかになった涸沼川流域の細粒土砂供給特性, 河川技術論文集, 第 8 巻, pp213-218.
- 山本浩一・二村貴幸・坂野章・日下部隆昭・末次忠司・横山勝英 (2003) : 濁度計による懸濁態栄養塩負荷推定に関する研究, 河川技術論文集, Vol.9, pp515-520.
- 横山勝英 (2002a) : 濁度計の粒径依存特性と現地使用方法に関する考察, 土木学会論文集 II, Vol. 698, No. 58, pp93-98.
- 横山勝英・宇野誠高・森下和志・河野史郎 (2002b) : 超音波流速計による浮遊土砂移動量の推定方法, 海岸工学論文集, 第 49 巻, pp1486-1490
- 吉田邦伸・橘治国・川辺英行・岩竹貴則 (1996) : 懸濁態栄養塩の粒径別特性と藻類増殖能力, 土木学会第 51 回年次学術講演会講演要旨集第 7 部門, pp334-335.
- 海洋音響学会編 (2004) : 海洋音響の基礎と応用, 成山堂書店, pp.26-113

第3章 河川感潮域における懸濁物質の凝集と高濁度水塊の遡上

3-1 はじめに

有明海に面する河口部では大きな潮位差により、塩水が強混合で遡上する。白川感潮域も例外ではなく、平水時においては潮汐に伴って大潮時では最大 $100 \text{ m}^3/\text{s}$ に達する流量変動が起こる。これは年間 10 回程度起こる洪水に匹敵する。このような感潮域での流量変動および水理環境の変化に伴って感潮域では高濁度水塊 (Turbidity Maximum) が形成され、高濃度の懸濁物質が含まれる水塊が潮汐により流動する。筑後川では感潮河道の広域で非常に高濃度な SS 濃度が観測されている (横山ら, 2005)。白川においても、定点観測により高濁度水塊の通過が確認されている (横山ら, 2001)。高濁度水塊は感潮河道のシルト・粘土が巻き上げられて形成されているか、河口干潟で巻き上げられた底質が感潮河道に遡上する現象であると考えられているが、その本質については不明な点が多い。本章では、白川感潮域において観察される高濁度水塊を対象に、その由来および懸濁物質の凝集状態を明らかにすることを目的として観測を行い、その化学組成、粒径組成を分析した。

3-2 研究方法

(1) 観測方法

研究対象河川である白川は、熊本県の阿蘇カルデラに源を発する流域面積 480 km^2 、流路延長 74 km の一級河川である (図-3-1)。河口から 4.4 km 地点 (4.4 KP) には農業用の取水堰があり、感潮区間はこれより下流となる。有明海に面する白川河口域は潮位差が最大 4 m 程度 (TP: $-2 \text{ m} \sim 2 \text{ m}$) と大きいため、上げ潮時には海水が強混合状態で河道内へと侵入する。干潮時には沖合 2.5 km 程度まで幅 4 km 程度の砂質～砂泥質の干潟が出現する。調査地点は感潮域に 3 地点 (St. 1～St. 3) 設定した。

(2) 調査方法

a) 高濁度水塊の物理特性調査

2004 年 2 月 23 日～2004 年 2 月 24 日の期間、白川 St.3 (3KP 地点) に、現場設置型粒度分析計 (Sequoia Scientific 製 Lisst-100; 写真-3-1) を設置して、水中における体積粒径濃度を把握し、ヘッド回転型サイドスキャンソナー (Simrad Mesotech 製 MS-1000; 写真-3-2) を同地点の底上 150 cm の位置に固定して河川下流方向の鉛直縦断面の反射音響画像を得た。採水は河床直上 0.5 m の位置に設置したポンプ式ポータブル採水器 (ISCO) およびバンドン採水機を用いて採水し、懸濁物質はシャーレに採取してデジタル顕微鏡 (KEYENCE 製 VHX-100) を用いて観察した。ポータブル採水器で検鏡用のサンプルを採取する際は採水用チューブとポンプの間にビニールチューブを介して採取し、ビニールチ

ューブに採取されたサンプルを検鏡した。2004年6月3日～4日には3KP地点の底上50cmに精密超音波流速計（Nortek製 Vector 6MHz；写真-3-3）を設置し、1分おきに10秒間16Hzで流速を計測し、10秒間の平均流速に対して乱流流速を求め乱流エネルギー（Turbulent Kinetic Energy, TKE）を求めた。

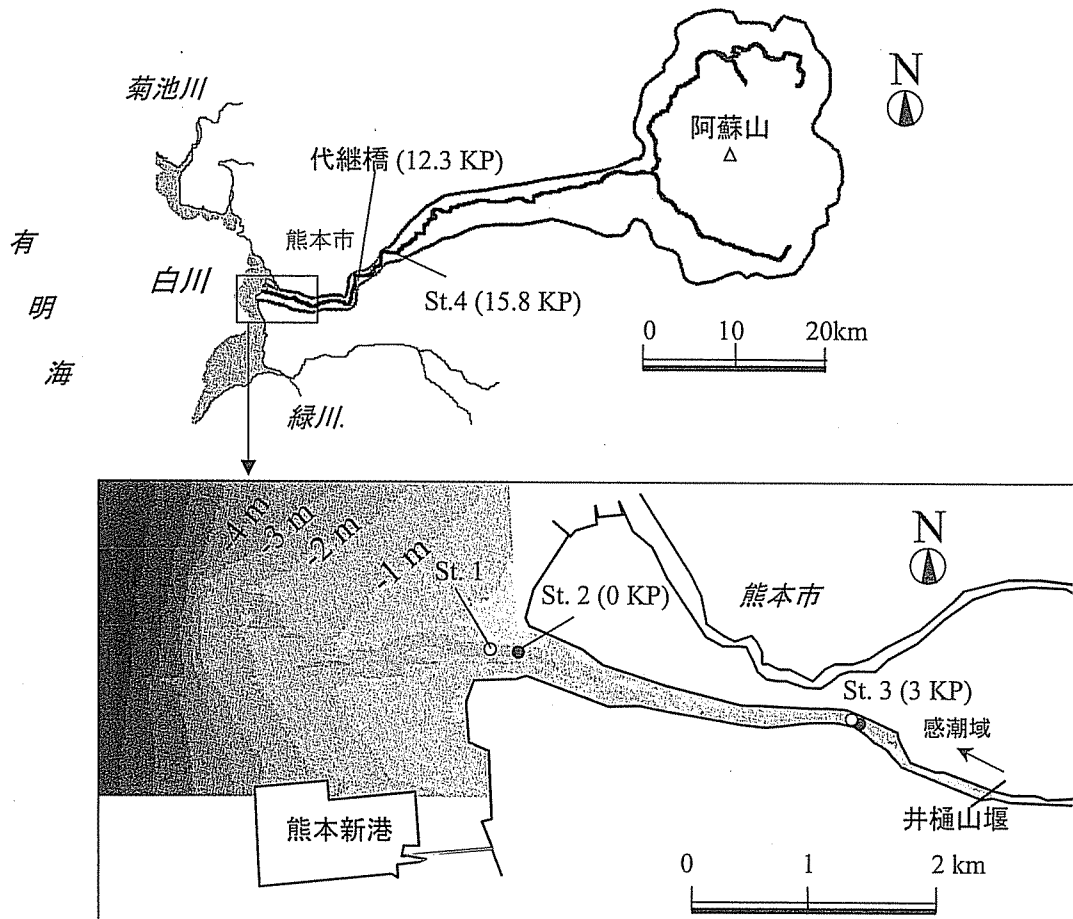


図-3-1 調査対象水域（白川）

b) 高濁度水塊の化学特性調査

2003年2月17日～2月18日までの2潮汐の間（24時間）、多項目水質計を用いて St.1 および St.3 において20分に一回以上、水質計による水温、塩分、濁度、DO、pHの鉛直プロフィールを取得し、採水を行った。同時に St.2 と St.3 の河床に埋設された ADCP（Nortek製 Aquadopp 2MHz；写真-3-4）によって、5分間隔、層厚0.2mの鉛直流速分布を取得した。観測終了時に0KP、1KP、2KP、3KP地点では表層底泥を採取した。水、底質につ

いて SS, 懸濁態窒素 (PN), 懸濁態リン (PP), 懸濁態反応リン (PRP), 懸濁態有機炭素 (POC), 懸濁態酸可溶性鉄 (PFe), クロロフィル (Chl-a) を分析したほか, フロック破砕後の粒度分布をレーザー粒度分析計 (SALD-3000) により分析した.

(3) 懸濁物質の凝集に関する解析

懸濁物質の凝集には, 流体の運動に関連して下記の3種類のプロセス①分子拡散運動(ブラウン運動), ②流速勾配による粒子の衝突, ③乱流拡散によるフロックの破壊が主に関わっているとされている(土木学会, 2004). このうち乱流場である開水路では①に比較して②と③が懸濁物質の凝集・破壊について卓越する要因であると考えられる.

②に関して, 水槽内の流速勾配について, 水槽内で消費されるエネルギーを用いて Camp が (3.1) 式で表される G 値を提案している (Camp, 1953).

$$G = \sqrt{\frac{\varepsilon^*}{\mu}} \quad (3.1)$$

ここで, G : 総括攪拌強度指標 (s^{-1}), ε^* : フロッキュレーター全体のエネルギー逸散率 ($J \cdot m^{-3}$), μ : 流体の粘性係数 ($Pa \cdot s$) である.

開水路の条件では, G として (3.1) 式のかわりに (3.2) 式で与えられる絶対流速勾配 G (s^{-1}) を適用することができる(小田ら, 2002).

$$G = \sqrt{\left(\frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial y}\right)^2 + \left(\frac{\partial w}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial z}\right)^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial x}\right)^2} \quad (3.2)$$

一般に感潮域の流動は鉛直分布が卓越するため $\partial u / \partial z$ および $\partial v / \partial z$ が他の項に比べて卓越するので,

$$G \cong \sqrt{\left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2 + \left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2} \quad (3.3)$$

とおき, 超音波流速計で得られた流速から鉛直各層の G を計算し, 平均値を算出した. 次に, ③に関連して, 底面からの高さ 50cm において 16Hz で 10 秒間計測された流速の平均値に対して乱流流速を求め乱流エネルギー (Turbulent Kinetic Energy, TKE) を求めた. TKE ($m^2 \cdot s^{-2}$) は (3.4) 式で定義される.

$$TKE \equiv \frac{(\overline{u'^2} + \overline{v'^2} + \overline{w'^2})}{2} \quad (3.4)$$

ここで u', v', w' : x, y, z 方向の乱流流速 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

いま, 粒径 a (m) のフロックの体積濃度を $V_F(a)$ ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}$), 粒子単体の密度を ρ_s ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$), フロックの有効密度を $\rho_e(a)$ ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) とすると, 粒径 a のフロックの乾燥重量 $W_F(a)$ ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) は

$$W_F(a) = \frac{\rho_e(a)\rho_s}{\rho_s - \rho_w} V_F(a) \quad (3.5)$$

で表される. また, T ($^{\circ}\text{C}$) における沈降速度を $w(T, a)$ ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) とおき, 沈降速度はフロックを正 8 面体近似したとき, 沈降速度がストークス式に従うとすると,

$$w(T, a) = \frac{\rho_e(a)}{25.5\mu(T)} ga^2 \quad (3.6)$$

で表される. ただし $\mu(T)$ は水温 T ($^{\circ}\text{C}$) における水の粘性係数 ($\text{Pa}\cdot\text{s}$) である. よって, 沈降速度の重量平均 W_{Mean} ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) は, フロック粒子の最小粒径を a_{\min} , 最大粒径を a_{\max} とすると,

$$W_{Mean} = \frac{\int_{a_{\min}}^{a_{\max}} W_F(a)w(T, a)da}{SSC} \quad (3.7)$$

であらわされる. フロック化による沈降速度の影響を考えると, W_{Mean} がその指標となる. フロックの重量平均沈降フラックス J_{Mean} ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) は,

$$J_{Mean} = W_{Mean} \cdot SSC \quad (3.8)$$

であらわされるから, 結局

$$J_{Mean} = \int_{a_{\min}}^{a_{\max}} W_F(a)w(T, a)da \quad (3.9)$$

$$= \int_{a_{\min}}^{a_{\max}} \frac{\rho_e^2(a)\rho_s ga^2 V_F(a)}{25.5\mu(T) \cdot (\rho_s - \rho_w)} da \quad (3.10)$$

であらわされる.

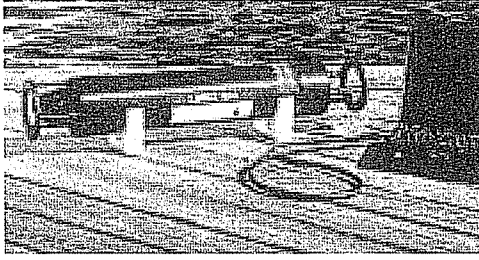


写真-3-1 現場設置型粒度分析計
(Sequoia Scientific 製 Lisst-100)



写真-3-4 超音波流速計 (Nortek 製
Aquadopp 2MHz)

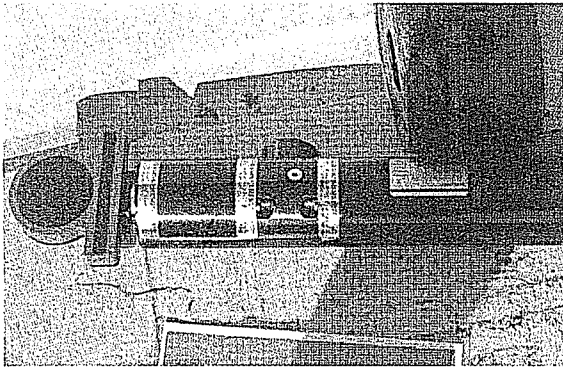


写真-3-2 ヘッド回転型スキャニン
グソナー (Simrad Mesotech 製 MS-1000)

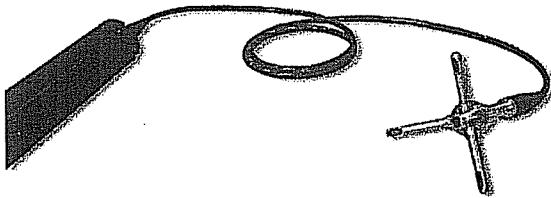


写真-3-3 精密超音波流速計
(Nortek 製 Vector 6MHz)

3-3 研究結果

(1) 白川河口域における高濁度水塊の遡上

2004年連続計測した濁度の計測結果を図-3-2に示す。上げ潮に河口(0KP)でやや濁度が高くなってから約2時間後に3KPで濁度が急激に上昇した。濁度の上昇の程度は河口を上回る高濁度であった。濁度の高い状態の継続時間は30分間程度であった。

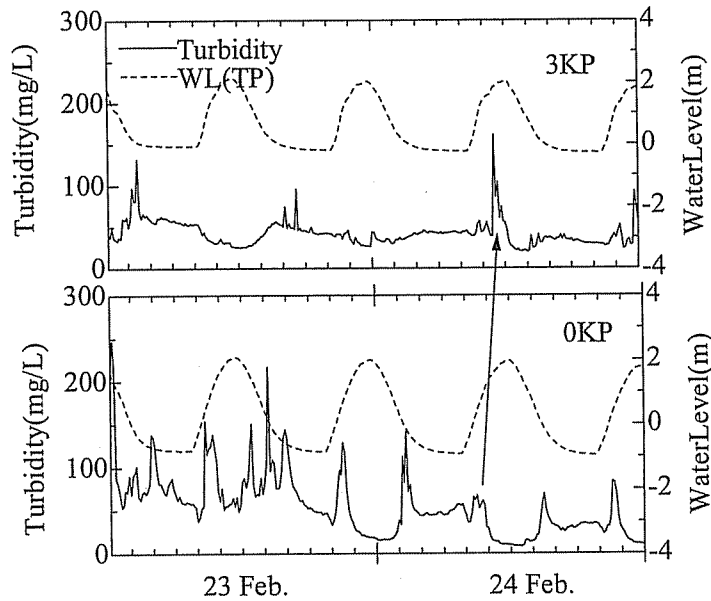


図-3-2 濁度 (Turbidity) の連続計測結果 (2004年2月23日~24日, 白川)

さらに詳細に計測したSS濃度, 電気伝導度 (EC) のグラフを図-3-3に示す。10:48に高いSS濃度が記録された。

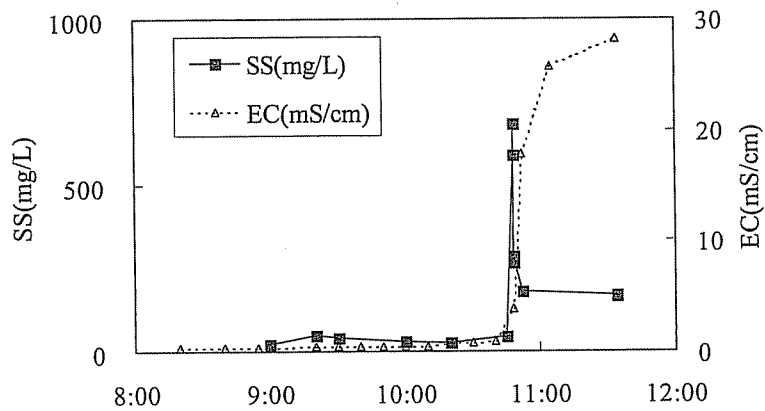


図-3-3 白川St.3におけるSS濃度・電気伝導度 (EC) の観測結果 (2004年2月24日)

ソナーによる音響探査の結果、3KP で高濁度となった 24 日 10:48 に、下流から底層を、音響を強く散乱する水塊が通過しているのが認められた (図-3-4)。音響画像は距離方向の補正がなされているので、図中の黒色の濃い部分は散乱強度が強い部分である。この水塊が通過する前後における水質の鉛直分布の観測結果を図-3-5に示す。10:48 より後では、下層に高濁度の塩水が存在することが分かった。よってこの強音響散乱水塊は高濃度の懸濁物質を含んだ塩水塊であることがわかる。この水塊の通過と同時にポンプによって採水した結果、SS 濃度は $685 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、水温は $10.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、塩分は 2.77 psu であり、塩水フロントの密度は $1003.2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ 、表層部の淡水の水温は $12.1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 、塩分は 0.26 psu 、SS 濃度は $22 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ であり、密度は $999.7 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ となった。

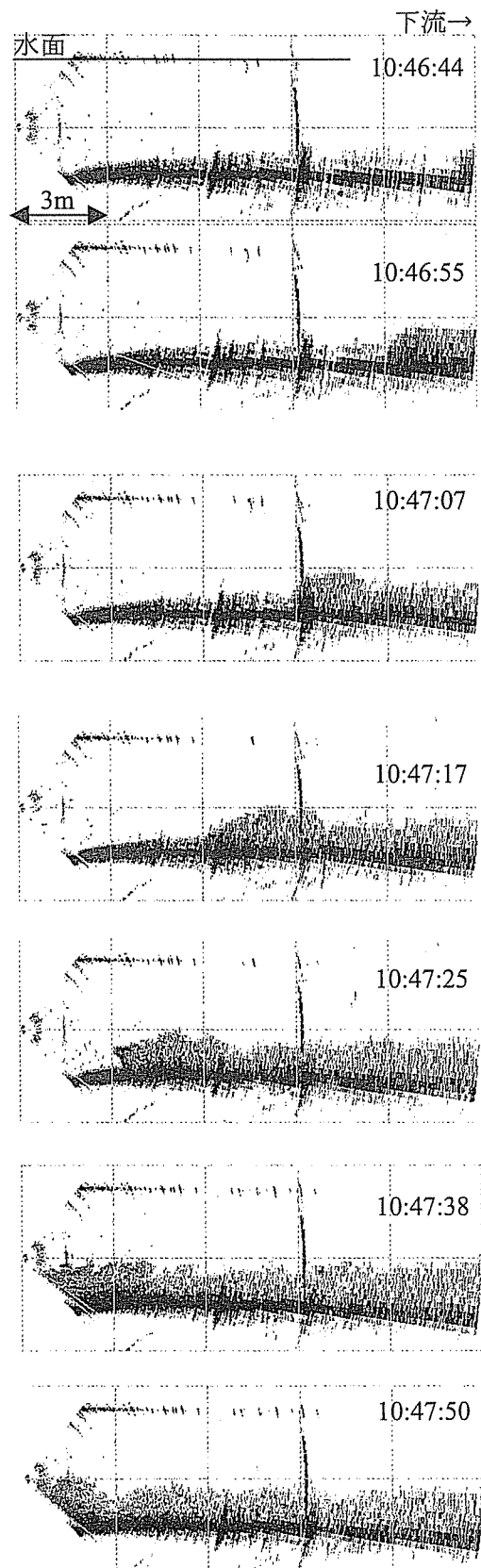


図-3-4 高濁度塩水フロントの連続スキャン結果（白川3KP, 2004年2月24日10:46～10:48, 図中のグリッド：3m)

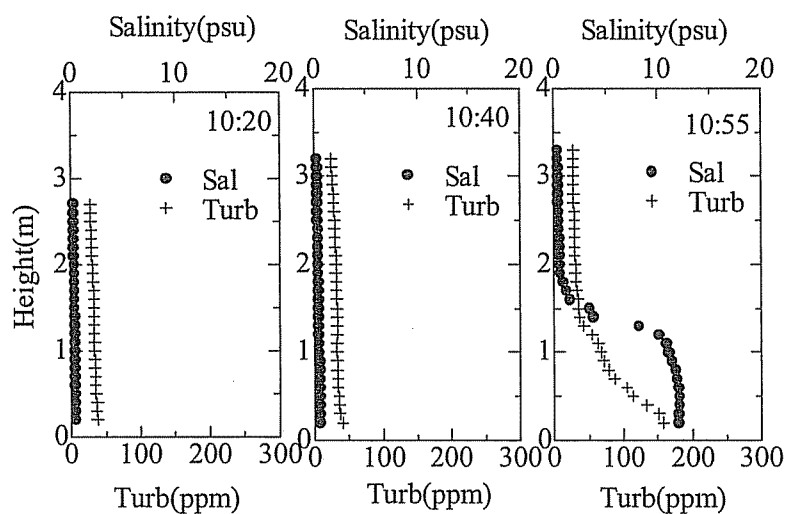


図-3-5 高濁度塩水フロント通過時の濁度 (Turb)・塩分 (Salinity) の鉛直分布
(白川 St.3, 2004年2月24日)

強い散乱を示す水塊は速度 $0.38 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ で遡上しており、その形状は、開放交換流れ (Lock Exchange Flow) の実験で観察される密度カレント先端の形状に非常によく似ている。水塊が図上左側に進行するにつれ、ソナービームが水塊を掃過する時間が長くなるため画像にゆがみを生じるが、10:46:55 の時点まで画像では水塊先端の通過に要する時間は 0.47 秒であるので、画像のゆがみはおおむね無視できる。図-3-6において非粘性流体を仮定した理論解析上は、 θ は 60° となることがわかっている (有田ら, 1998) が、実際に現地で確認された先端の角度 θ は粘性の効果のためか、 60° よりも小さかった。

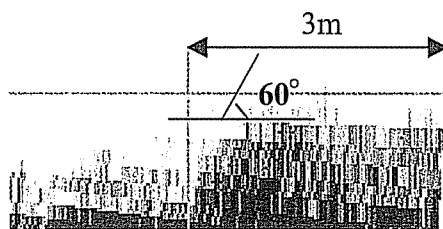


図-3-6 塩水フロント先端の拡大図

(白川 St.3, 2004年2月24日 10:46:55, 図中グリッド: 3m)

Lock Exchange Flow における密度流の進行速度と比較するため、(3.11) 式～ (3.13) 式からなる Benjamin が導いた関係式 (Benjamin, 1968) によって高濁度水塊の進行速度を評価した。

$$\frac{U}{\sqrt{g'h}} = \sqrt{\frac{(1-n)(2-n)}{1+n}} \quad (3.11)$$

$$n = \frac{h}{H} \quad (3.12)$$

$$g' = \frac{(\rho_2 - \rho_1)}{\rho_1} g \quad (3.13)$$

ここで U : 下層密度流の流速, H : 水深, g : 重力加速度, h : 密度流の厚み, ρ_1 : 軽い流体の密度, ρ_2 : 重い流体の密度

実測された速度と計算値を比較した (図-3-7). 実測値は理論上の水塊の速度をやや下回るものの, ほぼ一致する結果が得られた. 実測値が理論値よりも下回るのは横断面形状や底面の摩擦が原因であると考えられる. 白川河口は強混合感潮域に分類されるが, 満潮に近くなって上げ止まると, 塩淡水層流に遷移する. これは Lock Exchange Flow のような流動であることが分かった.

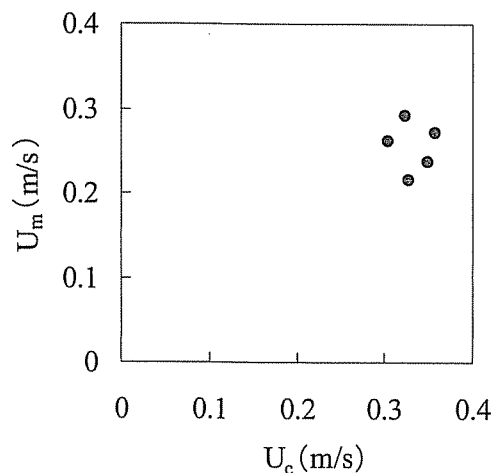


図-3-7 Benjamin の式による密度流の流速の計算結果 (U_c) と実際に観測された流速 (U_m), 白川 St.3, 2004 年 2 月 24 日

(2) 高濁度水塊中の懸濁物質と底質の化学組成

次に, 高濁度水塊中の懸濁物質の組成について考察する. 2003 年 2 月の観測時における, 底質と水中懸濁物質の PN, PP, PRP, POC, PFe, Chl-a 組成および $1.0 \sim 54.8 \mu\text{m}$ にいたる 7 階級の粒径頻度 (%) を用い, 主成分分析によって解析した (図-3-8, 図-3-9). 第二主成分までの累積寄与率は 62.59% であった. 第一主成分は細粒分の寄与を示しており, 第二主成分は窒素やリン成分の含有量の寄与を示している.

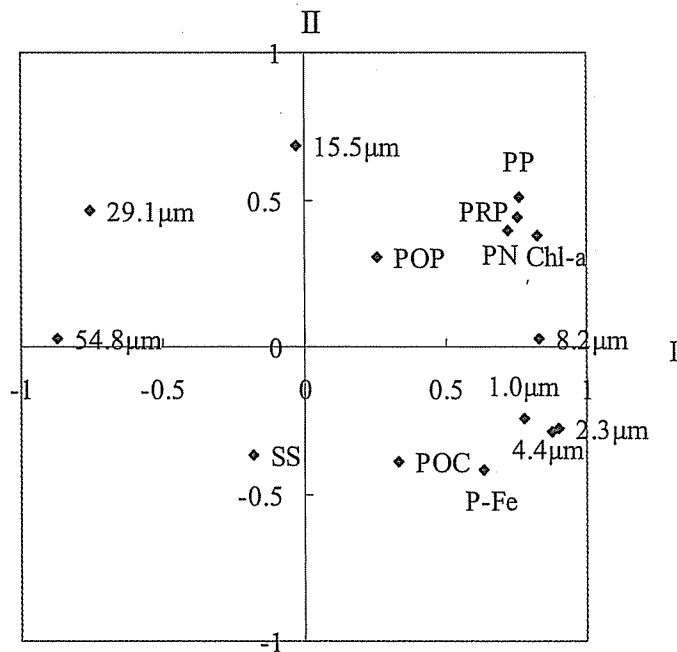


図-3-8 高濁度水塊中の懸濁物質の主成分負荷量分布

(第1主成分 (I) 寄与率 : 47.85%, 第2主成分 (II) : 14.75%)

感潮域上流部の St.3 (3KP) における高濁度水塊中の懸濁物質の主成分得点は河道 2KP あるいは 3KP において採取された底質の主成分得点の近傍にプロットされ、0KP で採取された沈降物や表層泥からはプロットが離れていることから、高濁度水塊の懸濁物質そのものは測定点の直近の底質が混入している割合が高いことが示唆された。すなわち、高濁度塩水フロントを構成する濁質はその場で塩水の通過による強い乱れによって直接巻上げられたものであるといえる。しかし、塩水塊の後方、すなわち海側では第1主成分得点が大きく、どちらかといえば海側の懸濁物質に近いことを示している (図-3-10)。高濁度水塊について、常にフロントの速度 ($0.38 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) は高濁度水塊の後方の速度 ($0.25\sim 0.3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) を上回っているために縦断方向の懸濁物質の分布が生じているものと考えられる。以上より、塩水フロント先端では海域から流入する塩水によって海域の懸濁物質が遡上するが、高濁度塩水フロントの先端部では強い乱れによって懸濁物質が巻上げられ、そのまま塩水塊にとりこまれて河川を遡上していることがわかった。

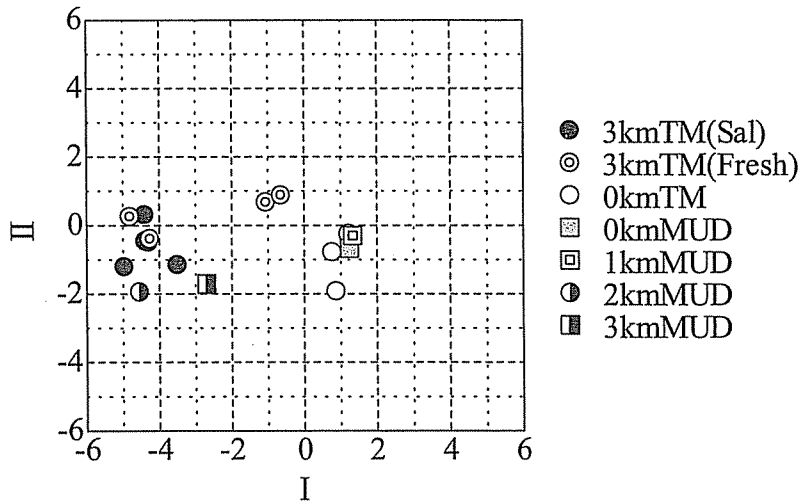


図-3-9 高濁度水塊中の懸濁物質の主成分得点分布

(TM (Sal) : 塩分を含んだ高濁度水塊, TM (fresh) : 淡水の高濁度水塊, MUD : 底泥)

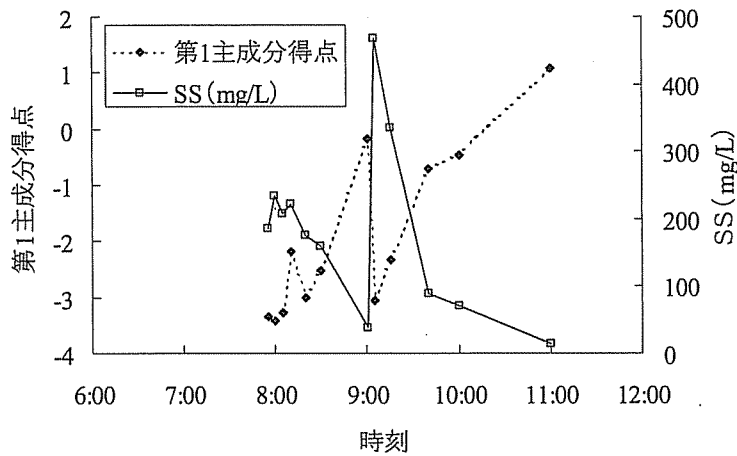


図-3-10 高濁度水塊中における懸濁物質の主成分得点の時系列変化

(St.3, 白川, 2003年2月18日)

(3) 高濁度水塊中における懸濁物質の凝集状態

高濁度水塊中の懸濁粒子の画像を高濁度水塊の先端部の懸濁物質をバンドン採水機で捕集し、現地においてデジタル顕微鏡で検鏡した結果、10%粒径、50%粒径、90%粒径はそれぞれ 247 μm 、577 μm 、900 μm であった。デジタル顕微鏡で撮影したフロックを図-3-11に示す。後日超音波で破壊した後 SALD-3000 により分析した結果、10%粒径、50%粒径、

90%粒径はそれぞれ2.3 μm , 15.5 μm , 73.7 μm であったので、高濁度水塊内部では懸濁物質が凝集・フロック化していることがわかった。また、現場に設置したレーザー粒度分析装置 Lisst-100 によるとそれぞれ81 μm , 276 μm , 426 μm であり、凝集していることを示していた。ただし500 μm 以上の測定が不可能であるので、検鏡結果とは異なっていた。このように高濁度水塊中の懸濁物質はフロック化しており、非常に大きな凝集粒子により構成されている。

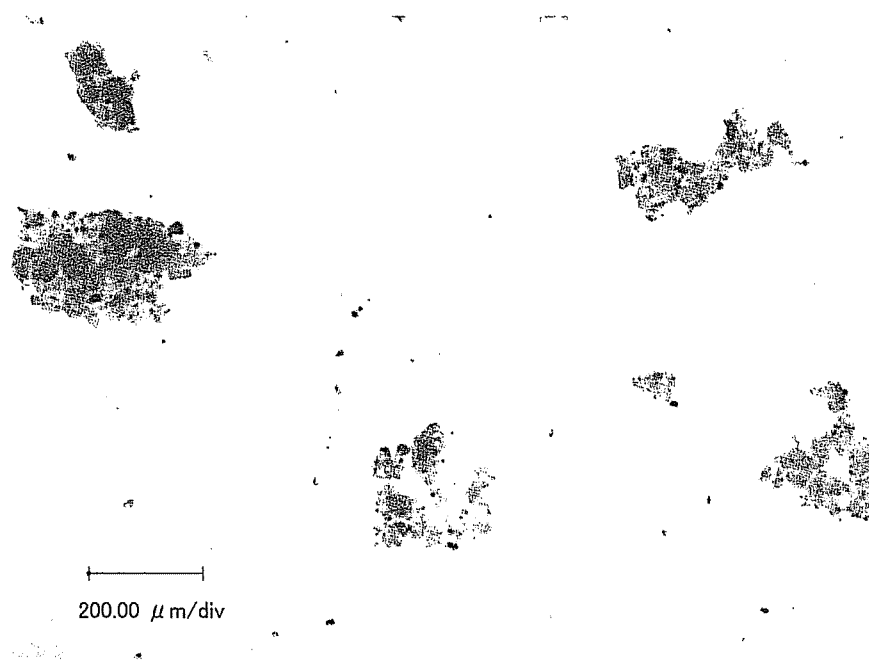


図-3-11 高濁度水塊中の懸濁物質（白川St.3, 10:48 バンドン採水器によって底上50cmの水を採取）

(4) 白川感潮域におけるフロック形成の要因

高濁度水塊中の懸濁物質は凝集状態への寄与を明らかにするため、濁質の凝集状態の要因について検討した。図-3-12に塩分と Lisst-100 によって観測されたフロックの粒径の状況を示す。図-3-12において2月23日22時以前は電気伝導度が0.5mS/cm以下であったが、フロックの50%粒径(D50)と90%粒径(D90)はそれぞれ150 μm から200 μm , 300 μm から400 μm へ増大している。このことは淡水の環境においてフロックの粒径が大きくなっていることを示している。なお、全期間で懸濁粒子の粒径は超音波破碎後200 μm 以下であり、懸濁物質を構成しているのはシルト・粘土であることを確認している。

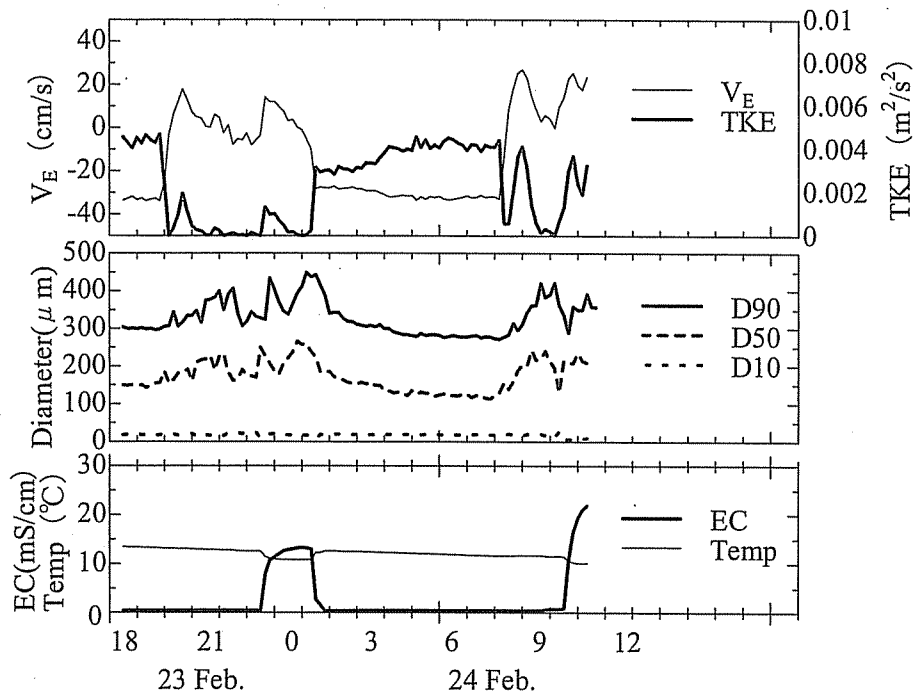


図-3-1-2 底面上50cmにおける東方流速成分(逆流)流速および乱流エネルギー(上), 代表粒径(中), 水温(Temp)および電気伝導度(EC)(下), 2004年2月23日~24日, 白川St.3

河川感潮域では一般に塩水の作用によって懸濁物質が凝集し、フロックを形成するといわれているが、白川では淡水の状況でもフロックを形成していることがわかる。これは懸濁物質が底質に由来するためであるとみられる。感潮域の底質は海水と接触履歴があり、生物の活動が活発であるために塩分に関係なくフロック化していると考えられる。

懸濁物質フロックの粒径の予測のため、重回帰分析により回帰式を作成した。重回帰式は諸変数の積により表現されるものと考えられたから、すべての変数の常用対数について重回帰分析を行った。

懸濁物質の50%径の常用対数値を目的変数とし、TKEの常用対数値($\log_{10}TKE$)、鉛直方向のGの最大値の常用対数値($\log_{10}G_{max}$)、電気伝導度の常用対数値($\log_{10}EC$)、SS濃度を説明変数として重回帰分析(変数減少法)により解析した。これまでの考察から、塩水フロント内外の懸濁物質の由来が異なる可能性があることがわかったので、塩水フロントの内外について考慮するため、電気伝導度0.6 mS/cmを境界として場合分けした。解析の結果得られた偏相関係数を表-3-1に示す。

塩水フロント外(0.6mS/cm以下)の場合、50%粒径の対数値($\log_{10}D_{50}$)は $\log_{10}EC$ と

Log₁₀TKE との関数で示される。偏相関係数はそれぞれ 0.3579, -0.4986 であり, Log₁₀EC については 5%で有意, Log₁₀TKE については 1%で有意であった。すなわち, EC については正の相関があることから, フロックの粒径が増大する方向に, TKE はフロックの粒径が減少する方向にはたらく傾向が示された。他の変数 (G_{max}, SS) についてはほとんど相関が認められなかった。河川感潮域において淡水の環境では潮止まりなどにおいて流体の乱流エネルギーが弱くなる環境においてフロックが形成されることを意味しており, 塩分の混合によってよりフロック化が促進されているらしい。

一方, 塩水フロント内部では Log₁₀TKE (偏相関係数: -0.4358) 以外の変数は相関が認められなかった。すなわち塩水フロント内部では水理・水質的要因によるフロックの形成が起こっておらず, 乱流による破壊のみが卓越していることになる。前述したように高濁度水塊中の懸濁物質の由来を考えると, 河床あるいは海域の底質が塩水フロントの通過により表層が破壊・巻き上げられて, 塩水フロント内部に取り込まれて河川感潮域を遡上すると考えられる。

白川 3KP 地点で得られた代表粒径の経験式を以下に示す。

(電気伝導度: 0.6mS/cm 以下; 淡水)

$$D_{50} = 346EC^{1.44}TKE^{-0.0449} \quad (3.15)$$

(電気伝導度: 0.6mS/cm 以上: 汽水~海水)

$$D_{50} = 114TKE^{-0.0639} \quad (3.16)$$

ここで D_{50} : 50%粒径 (μ m), EC: 電気伝導度 (mS/cm), TKE: 乱流エネルギー (m^2/s^2)

表-3-1 白川3KPにおけるフロックの50%粒径の重回帰分析結果*

(白川3KP, 2004年2月23日~24日) *変数減少法による

	重回帰係数	標準重回帰係数	偏相関係数	単相関係数
EC ≤ 0.6mS/cm				
Log ₁₀ EC	1.441	0.3365	0.3579	0.6892
Log ₁₀ TKE	-0.0449	-0.5049	-0.4986	-0.7400
定数項	2.539	-	-	-
EC > 0.6mS/cm				
Log ₁₀ TKE	-0.06385	-	-	-0.4358
定数項	2.075323	-	-	-

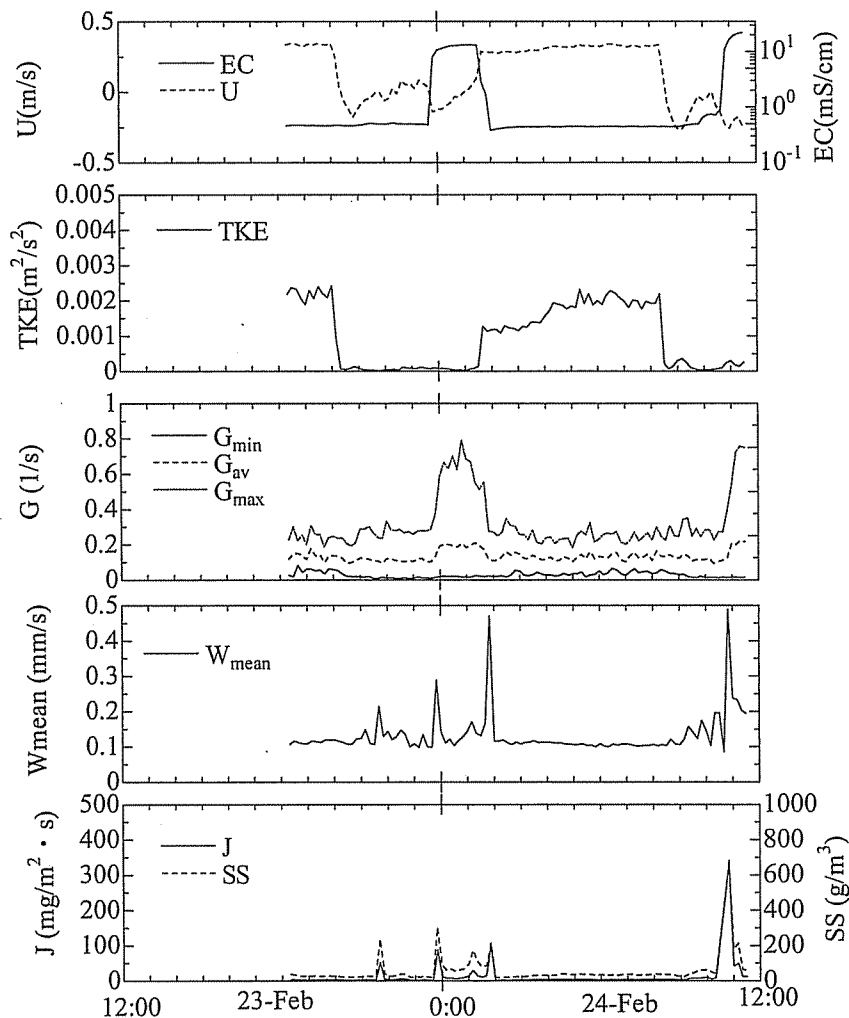


図-3-1-3 白川 St.3 における水理環境と懸濁物質の沈降フラックス

(U: 底面から 50cm 地点の東方成分 (逆流) 流速 (m/s), EC: 電気伝導度 (mS/cm), TKE: 乱流エネルギー (m^2/s^2), G: 攪拌エネルギー (1/s), Wmean: 重量平均沈降速度 (cm/s), J: 懸濁物質の沈降フラックス (cm/s), 2004 年 2 月 23 日~24 日, 白川 St.3)

フロックは塩水による荷電中和のみではそれほど粗大にならないことがわかっており、高分子化合物の架橋構造を必要とする。架橋を促す物質としては藻類から分泌される高分子多糖類 (Gary,1997) や塩水環境中で自ら凝集するフミン質や鉄があげられよう。また、フロックの内部には多数の藻類が認められるから、微生物が分泌するポリマーも懸濁物質の架橋を促している可能性がある。このように懸濁物質が凝集すると沈降速度が大きくなって沈降フラックスが増加する。St.3 における流速、塩分、TKE (平均流速からの推定値)、G 値、重量平均沈降速度、懸濁物質の沈降フラックスを図-3-1-3 に示す。24 日 8 時頃

から粒径を増したフロックの沈降速度は増大しているが、懸濁物質濃度が低いために沈降フラックスは小さくなっている。24日10時30分頃より塩分の増大が始まると、なお一層沈降速度は増大する。

沈降フラックスが最も大きくなるのは塩水フロントの到達時であり、沈降フラックスは最大 $300 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ であった。濃度は高く最大 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ に達し、粒径も飛躍的に大きくなって 1 mm に達するフロックも存在する。ただし塩水フロントの通過時には前述のとおり底泥に堆積した懸濁物質あるいは底泥そのものが活発に巻き上がっており、一方的に沈降しているのではない。

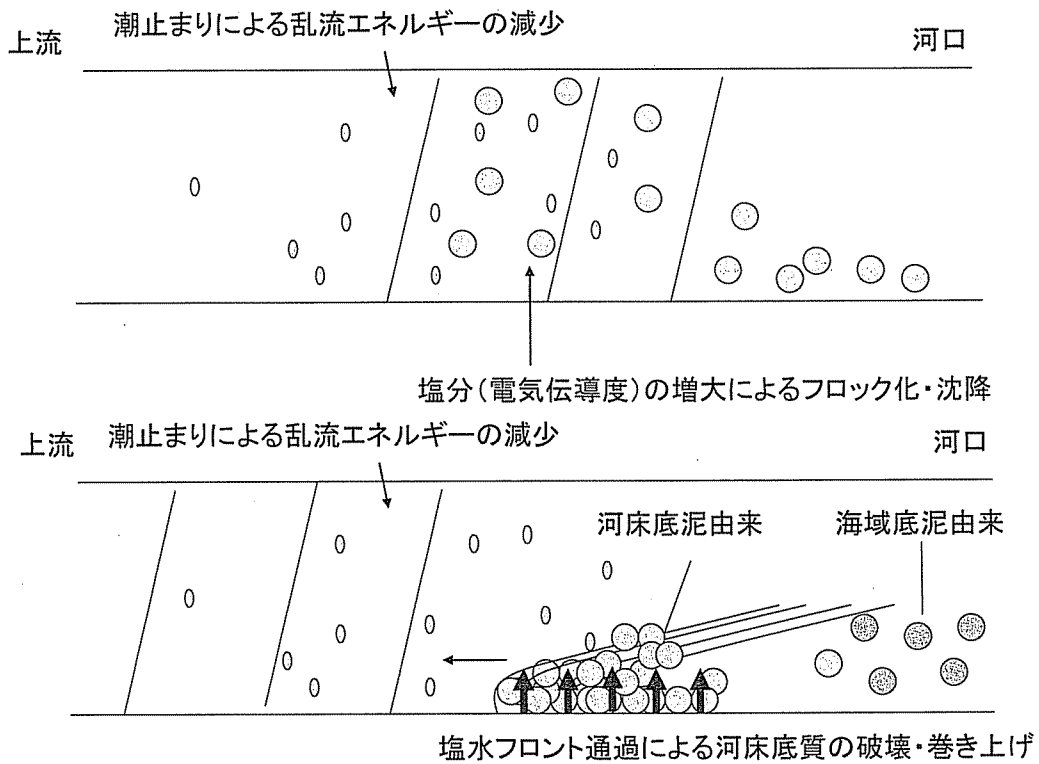


図-3-14 白川感潮域における凝集過程と塩水フロントの通過による高濁度水塊の発生概念図

3-4 まとめ

本研究は高濁度塩水フロント（高濁度水塊）の本質と実態を明らかにすることを目的として、白川河口域を対象に物理・化学的側面から集中的な観測を行った。本研究で得られた結論は次の通りである。

- ・平水時に感潮域を流動するフロックは塩水フロントの先端で形成しているのではなく、上げ潮の憩流時に凝集して底質表面に沈降・堆積したものである。上げ潮時に巻上げられた底質は満潮時の潮止まり時に乱流エネルギーの減退に伴い凝集しやすくなりフロックを再形成して底層に堆積する。淡水中においても水中のフロックの粒径が大きくなっていることから、塩分にほとんど関係なく憩流による乱流エネルギーの減少がフロックの粒径の粗大化に寄与することが明らかになった。

- ・上記の過程で堆積したフロックは塩水フロントの到来に伴って一気に巻上げられ塩水フロントの内部に取り込まれて感潮河道を遡上する。

- ・懸濁物質が取り込まれた塩水フロントは約 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ の高 SS 濃度となる。そのフロントは開放交換流で生じる密度カレントの形態であった。

- ・白川で観測された密度流による懸濁物質の搬送機構は感潮域の細粒底質の堆積に大きな影響を与えている可能性がある。

<参考文献>

横山勝英・河野史郎・山本浩一（2005）：筑後川河口域における高濁度水塊の挙動に関する現地観測，土木学会第 60 回年次学術講演会，CD-ROM

横山勝英，宇野誠高（2001）：河川感潮域における高濁度水塊の挙動—強混合河川の場合—，海岸工学論文集，第 48 巻，pp.631-635

土木学会編（2004）：環境工学公式モデル・数値集，pp.9-15

T. B. Benjamin (1968): Gravity currents and related phenomena, J. Fluid Mech. Vol.31, No.2.

小田一紀，大石大輔，影地良昭，汪思明(2002)：塩水中における長江河口微細浮遊砂の凝集過程と凝集機構に関する研究，海岸工学論文集，第 49 巻，pp.1476-1480.

有田正光編著（1998）：水圏の環境，東京電気大学出版局，pp181.

Camp,T.R. (1953)： Flocculation and flocculation basins, Proc. A.S.C.E., Vol.79, No. 283, pp. 1-18.

Gary G. Leppard(1997)： Colloidal organic fibrils of acid polysaccharides in surface waters: electron-optical characteristics, activities and chemical estimates of abundance, Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, Volume 120, Issues 1-3, 21 February 1997, Pages 1-15.

第4章 河口域における土砂・栄養塩収支

4-1 はじめに

閉鎖性海域の水質保全や河口域の干潟生態系維持能力の評価のためには、河川流域から供給される土砂・栄養塩類の供給量を正確に把握する必要がある。河川流域から流出する土砂・栄養塩は、ほとんどの場合感潮域を経て海域へ供給される。感潮域においては第3章で述べたように懸濁物質等は海水との接触により凝集・沈殿し、潮汐により引き起こされる流動にともなって再移動する。このように感潮域に存在する懸濁物質は常に流動しているから、河川から海域へ流出する土砂・栄養塩の流出負荷量を算出するためには感潮域における懸濁物質の流動を考慮に入れる必要がある。

とくに有明海などの潮位差の大きな沿岸の河川感潮域は、潮汐にともなう懸濁物質の逆流量は無視できず、宇野ら(2002)によれば、通年では中規模の洪水に匹敵する土砂が流動する。

生態系の維持能力に影響を与える細粒土砂や栄養塩の動態と同時に、底質は貝類や底生生物など、様々な生物が生息するための物理的基盤として重要であり、近年では環境問題に関する社会の関心が高まり、干潟の保全が求められている。

河口域には海水と淡水が会うことにより複雑な流況、土砂の流動状況を示すために、通常の河川における土砂モニタリング手法はそのまま適用できない。本章では第2章で検討した河口域における土砂・栄養塩のモニタリング方法を白川河口域に適用し、通年の土砂・栄養塩動態について述べる。

4-2 研究方法

(1) 調査対象水域

調査対象河川の白川は阿蘇カルデラに源を發する流域面積 480 km²、流路延長 74 km の一級河川である。白川はその流域の 8 割を阿蘇カルデラが占める。年間降水量は阿蘇乙姫地点で 2833 mm (1979 年～2002 年平均)、阿蘇山で 3252 mm (1961 年～2002 年平均) と、比較的多い。河道 4.4 KP には取水堰(井樋山堰)があり、これより下流が感潮区間である。日本で最も大きな潮位差を有する有明海に面する白川河口域では潮位差が最大 4 m 程度 (TP: -2 m～2 m) であるため、上げ潮時には海水が強混合状態(塩分の鉛直分布が無い状態)で河道内へと侵入する。干潮時には沖合 2.5 km 程度まで幅 4km 程度の砂泥質の干潟が出現する(写真-4-1)。調査地点は感潮域に 3 地点 (St. 1～St. 3)、非感潮域に 1 地点 (St. 4) の、合計 4 点とした(図-4-1)。St. 1 は河口から 250 m 沖合、St. 2 は 0KP、St. 3 は 3KP、St. 4 は 15.8KP 地点である。また、感潮域に流入する河川流量は河川管理者が代継橋(12.3KP)観測所で測定した流量を用いた。調査日程を表-4-1 に示す。

表-4-1 白川河口域における観測日程および観測項目

観測名	内容	2001											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
上流からの土砂・栄養塩供給	モニタリング												
	濁水採取												
地形変化	測量												
	底質採取												
平水期の土砂・栄養塩移動	モニタリング												
	集中観測												
観測名	内容	2002											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
上流からの土砂・栄養塩供給	モニタリング												
	濁水採取												
地形変化	測量												
	底質採取												
平水期の土砂・栄養塩移動	モニタリング												
	集中観測												
観測名	内容	2003											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
上流からの土砂・栄養塩供給	モニタリング												
	濁水採取												
地形変化	測量												
	底質採取												
平水期の土砂・栄養塩移動	モニタリング												
	集中観測												

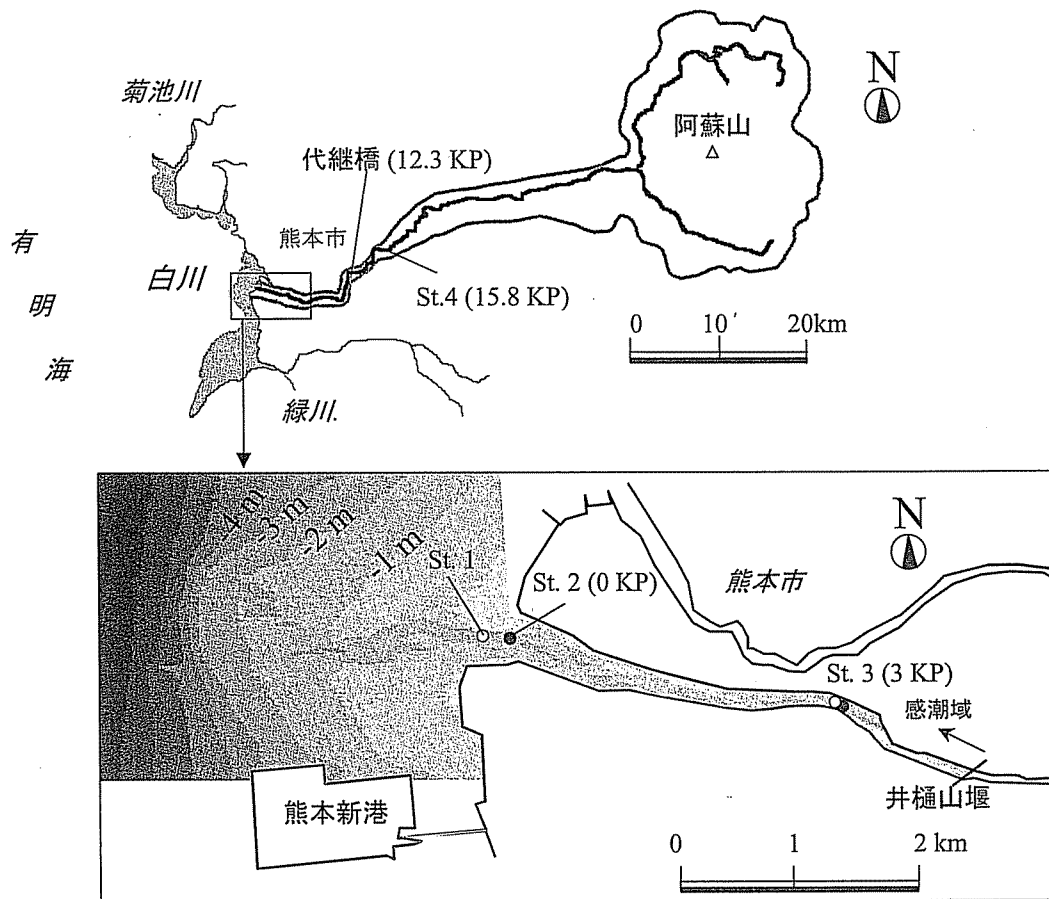


図-4-1 調査対象水域(白川)

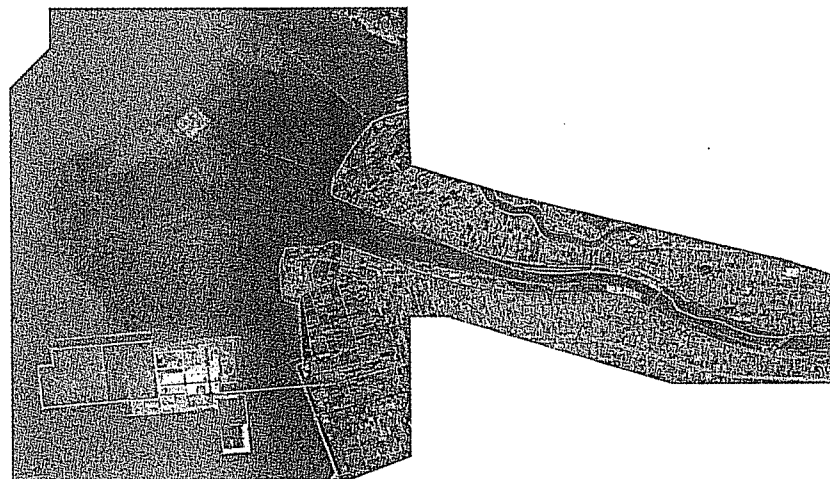


写真-4-1 調査対象水域(白川河口干潟 2004年4月, 最干潮時)

(2) 自記計測

自記式濁度計（アレック電子製 ATU5-8M）を St. 2, St. 3, St. 4 に設置した。さらに感潮域である St.2, St.3 には超音波流速計（Nortek 製 Aquadopp 2 MHz）を設置し、鉛直多層の3次元流速、および後方散乱音響強度を取得した。また鉛直多層に水温・塩分計を配置した。St. 4 の濁度計（20分間隔）を除く全ての計測機器の計測時間間隔は10分とし、通年のデータを取得した。詳細な計測位置を表-4-2に示した。

表-4-2 測定計器の設置状況

St.2 白川河道 0 km地点			
計測項目	塩分	濁度	流速
計測高さ (河床から)	0.25m, 1.00m, 1.75m, 2.50m,	0.25m	河床0.25mから 表面まで0.2mピッチ
使用機材 モデル	メモリー式塩分計 MDS-CT (アレック電子)	メモリー式濁度計 ATU 5-8M (アレック電子)	超音波流速計 Aquadopp 2MHz

St.3 白川河道 3 km地点 (小島橋)			
計測項目	塩分	濁度	流速
計測高さ (河床から)	0.25m, 1.00m, 1.75m, 2.50m,	0.25m	河床0.25mから 表面まで0.2mピッチ
使用機材 (モデル名)	メモリー式塩分計 MDS-CT (アレック電子)	メモリー式濁度計 ATU 5-8M (アレック電子)	超音波流速計 Aquadopp 2MHz

St.4 白川河道15.8km地点 (黒髪地区)			
計測項目	塩分	濁度	流速
計測高さ	設置せず	0.5m	設置せず
使用機材		メモリー式濁度計	
(モデル名)		ATU 5-8M (アレック電子)	

(3) 洪水時連続観測

洪水時の水質変化および濁度と土砂・栄養塩濃度の関係を明らかにするために白川代継橋および St.4 において洪水時に連続採水を行なった。現場では河川水の表層水をバケツで採取し、濁度検定用の艶消し黒塗装の容器に入れて直接濁度を測定した。サンプルはポリエチレン瓶に入れて冷蔵し、後日分析に供した。

(4) 地形測量・底質調査

河口干潟の地形変化量を粒径別に把握するため、2002 年については出水期 4 ヶ月後 (9 月 6 日), 6 ヶ月後 (11 月 5 日), 2003 年については出水期前 (6 月 1 日), 出水期後 (7 月 29 日), 3 ヶ月後 (10 月 1 日) に実施した。作業は音響測深機 (千本電気製 PDR101), D-GPS (Trimble 製 PRO-XR) を作業船に搭載して鉛直位置と水深を同時に把握した。測量船の鉛直位置については熊本港験潮基準点の潮位と St.2 における潮位から東西方向に水面勾配が卓越していると考え、経度のみを用いて内挿した。

測線は岸と平行に 200m 間隔で沖合 4km まで設定した。底質採取は干潟の幅 2.5km, 沖合 3km までの範囲において 47 地点で実施し, 採取過程で土砂の含水率などが変化しないようにダイバーによる直接採取を行い, サンプル容器に密封した。底質は実験室にて密度, 含水率, 粒度分布を測定した。なお, 音響測深の精度は放電紙の読みとり精度や船の動揺の関係で約 5cm である。

(5) 水質分析

懸濁物質 (SS), 全窒素 (TN), 全リン (TP), 溶存態窒素 (DN), 溶存態リン (DP), 懸濁態窒素 (PN), 懸濁態リン (PP), 硝酸態窒素 (NO_3^- -N), 亜硝酸態窒素 (NO_2^- -N), アンモニア態窒素 (NH_4^+ -N), 溶存態反応リン (DRP), 懸濁態反応リン (PRP), 溶存態有機リン (DOP), 溶存態反応リン (DRP), 懸濁態反応リン (PRP), 溶存態有機リン (DOP), 全有機炭素 (TOC), 溶存態全有機炭素 (DOC) を自動分析により分析した。SS については $0.45 \mu\text{m}$ メンブレンフィルターを用いた重量法, TN, DN, TP, DP についてはペルオキシ二硫酸カリウム分解後 BRAN+LUEBBE 社 TRAACS による分析を行った。 NO_3^- -N, NO_2^- -N, NH_4^+ -N, DRP についても TRAACS で測定した。TOC, DOC については島津 TOC-5000A により測定した。懸濁物質 (SS), 次項に示す各態有機炭素, 栄養塩を分析した。ただし栄養塩の分画は次式に従った。

① 有機炭素

$$\text{TOC} = \text{POC} + \text{DOC} \quad (4.1)$$

② 窒素

$$\text{TN} = \text{PN} + \text{DN} \quad (4.2)$$

$$= \text{PN} + \text{DON} + \text{DIN} \quad (4.3)$$

$$= \text{PN} + \text{DON} + \text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NH}_4^+ \text{-N} \quad (4.4)$$

③ リン

$$\text{TP} = \text{PP} + \text{DP} \quad (4.5)$$

$$= \text{POP} + \text{DOP} + \text{TRP} \quad (4.6)$$

$$= \text{POP} + \text{PRP} + \text{DOP} + \text{DRP} \quad (4.7)$$

洪水時の連続採水は2002年6月24日～25日(代継橋), および2003年6月28日～29日(St.4), 7月12日(代継橋)の3回行なった. 2002年および2003年の洪水時の実測データから求めた懸濁物質(SS), 懸濁態窒素濃度(PN), 懸濁態リン濃度(PP), 懸濁態有機炭素濃度(POC)はATU5-8Mで計測した濁度(Turb)に対して,

$$SS = 2.192 \times 10^{-1} \text{Turb}^{1.351} \quad (R^2 = 0.979) \quad (4.8)$$

$$POC = 3.19 \times 10^{-2} \text{Turb}^{1.080} \quad (R^2 = 0.923) \quad (4.9)$$

$$PN = 3.67 \times 10^{-3} \text{Turb}^{1.090} \quad (R^2 = 0.954) \quad (4.10)$$

$$PP = 2.80 \times 10^{-3} \text{Turb}^{0.991} \quad (R^2 = 0.968) \quad (4.11)$$

が得られ, 濁度の連続観測結果からこれらの濃度を連続的に推定した.

また, St.3(12.6KP)地点で連続的に測定された流量を用いて負荷を計算した. 溶存物質について溶存態窒素負荷(DN Load), 溶存態リン負荷(DP Load)は(4.12)式, (4.13)式で算出した.

$$\text{DN Load} = 2.00Q^{0.8405} \quad (4.12)$$

$$\text{DP Load} = 0.0847Q^{0.814} \quad (4.13)$$

感潮域であるSt.1およびSt.2においては超音波流速計の反射音響データを(4.14)式でSS濃度に換算した. 表-2-8より, 3KP地点について $a = 1.198$, $A = 87.12$, 0KP地点について $a = 1.877$, $A = 62.21$ とした.

$$EL = -20 \log R - 2 \alpha R + 10 \log (\psi \nu T / 2) + 10 a \log SS + A \quad (4.14)$$

ここで EL : 反射音響強度 (dB), R : 発信器からの距離 (m), α : 減衰係数 (dB/m), ψ : 音波のビーム幅 (rad), ν : 音速 (m/s), T : パルス長 (s), SS : SS濃度 (mg/L), a, A : 定数

懸濁態栄養塩濃度と超音波流速計の音響強度については第2章で検討したものの, 年間を通じたキャリブレーションを行なうことができなかったため, やむ終えず超音波流速計の音響データと流速データによって算出されたSS負荷量収支に, 2月時における感潮域(0KP-3KP)の底泥(シルト・粘土)あたりの栄養塩含有量(C:1.2%, N:0.18%, P:0.096%)を乗じて感潮域における懸濁態有機炭素, 懸濁態栄養塩の堆積量を算出した.

(6) 感潮域における平水時連続観測

平水時における感潮域の潮汐にともなう栄養塩負荷の流動を観測するため、2003年2月16日～19日に、St. 1, St. 3にて1時間以下の間隔にて連続採水し、かつ多項目水質計によって塩分・濁度の鉛直分布を測定した。調査の状況を写真-4-2に示す。また、調査日程を表-4-3に示す。調査終了時に河口から0KP, 1KP, 2KP, 3KPの滞筋で底質を採取した。特にSt.3では表層底質の30cmをカラム採取し、液体窒素で凍結後1cmの層厚に切断した。切断時の状況を図-4-2に示す。河川水および底質は後日SS濃度と化学成分濃度を分析した。底質は75μm以下の分画について上記に示す各態栄養塩、有機炭素に加え酸可溶性鉄、Chl-aを分析した。またSt.1, St.3では底上50cmにセディメントトラップを設置し、捕集される物質についても底質と同様に分析した。なお、酸可溶性鉄は原子吸光光度法で、Chl-aは蛍光光度法により分析した。

表-4-3 平水時連続観測の調査日程

	2003年			
	2月16日	2月17日	2月18日	2月19日
24時間連続観測		—————		
集中連続観測	—————			
セディメントトラップ調査		●	●	
底質採取				—————

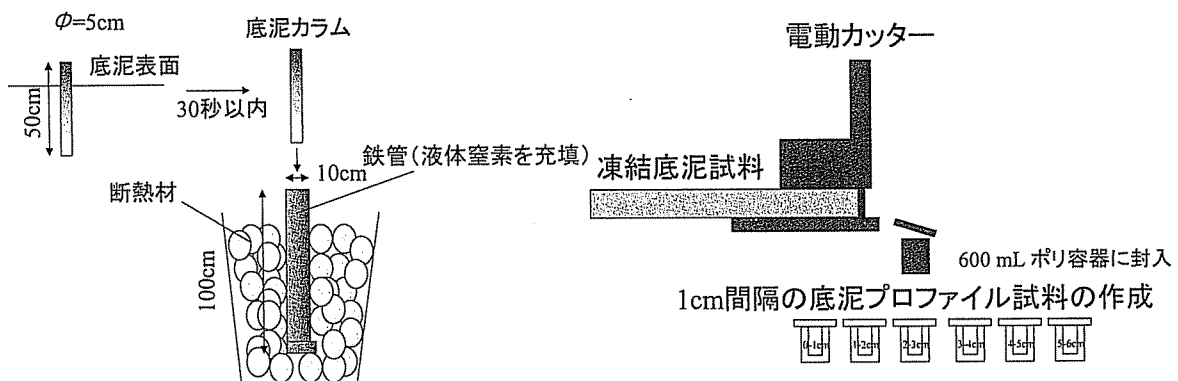


図-4-2 白川3KPにおける底質カラム採取の状況・試料作成方法



写真-4-2 平水時連続観測の状況（白川3KP）

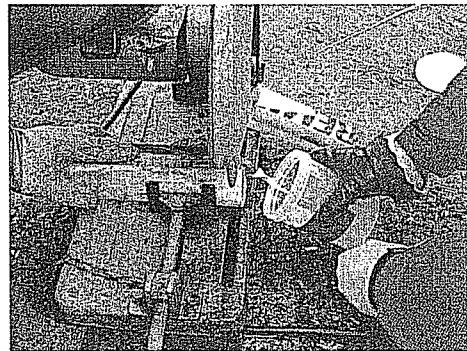
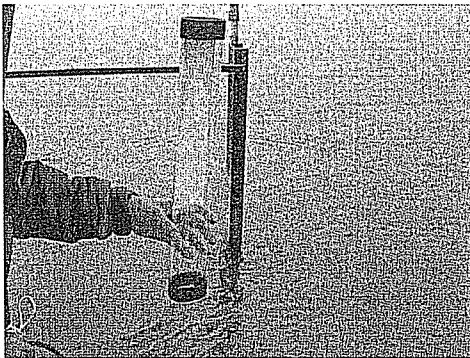


写真-4-3 白川3KPにおける底質カラム採取の状況・試料作成状況

4-3 上流域から供給される土砂・栄養塩負荷量

(1) 洪水時における土砂流出

2001年6月の出水時には3年確率程度の洪水が発生し、濁度計の最高計測濃度レンジである2000mg/lを超える濁度が観測され、このときについては実際に採水された濁水のSS濃度を用いた。上記データからSS負荷(通過土砂量)の時系列を算出することができ、通過土砂量の累積値を算出した。2001年には出水期に13.3万トンの土砂が、2002年には4.8万トンの土砂が上流から供給されたことがわかった。粒度分析の結果、 D_{50} (50%粒径)は0.01mm~0.02mm、 D_{90} は0.03~0.07mmの範囲にあり、出水時に流出する浮遊土砂はシルト・粘土であった。また、出水時に河口に堆積した底質の乾燥密度は0.05(t/m³)であった。以上から、2001年~2002年の2年間で河口部に18.1万トンの土砂(シルト・粘土)が供給されると算出された。ただし砂分の供給については不明であった。

(2) 洪水時における栄養塩負荷流出

洪水時における栄養塩濃度の変化の例を図-4-3に示す。流量の増加に伴い、懸濁態栄養塩濃度は著しく濃度が増加する。しかし、溶存物質の濃度は流量の増加に伴い減少傾向を示した。

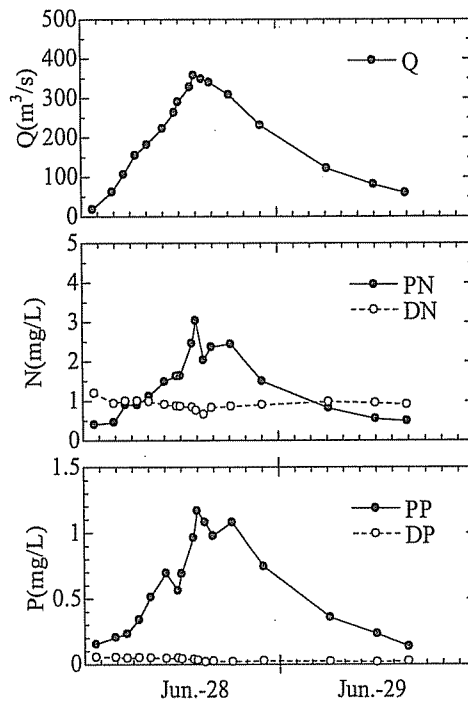


図-4-3 出水時における栄養塩濃度の変化(白川 St. 4, 2003年6月)

(3) 上流域から一年間に河口域へ供給される土砂、栄養塩負荷量

期間中の通年の濁度と流量を図-4-4に示した。2001年5月10日から翌2002年5月10日までの1年間(期間A)に16KPよりも上流から流出する面源由来の負荷量はSS:13.3万t, POC:3300t, PN:480t, DN:820t, PP:155t, DP:35tと求められた。また、年度ごとに比較するため、2002年3月1日から2003年2月28日(期間B)について計算すると、1年間ではSS:4.8万t, POC:1600t, PN:240t, DN:660t, PP:80t, DP:26tであった。期間Aと期間Bではそれぞれ梅雨期の流出負荷が考慮されているが、期間Bに対して期間AのSSおよび懸濁態栄養塩の流出負荷量は2倍程度となった。この原因は降水量の違いにあると考えられる。年間平均降水量(阿蘇山・高森・阿蘇乙姫 AMeDAS データ)は期間Aで2305mm, 期間Bで1902mmであり、顕著な違いは無かったが、期間Aにおいては2001年6月28日に時間最大降水量が81mm(阿蘇乙姫地点)を記録し、代継橋におけるピーク流量は1100m³/sに達した。一方、2002年は最も規模の大きな5月15日の出水でもピーク流量は842m³/sであった。また、期間降水量についても、期間Aの降水量は多く、2001年6月・7月の2ヶ月間で流域平均1241mmの降雨があったのに対して期間Bでは2002年4月～7月の4ヶ月間で1382mmであった。

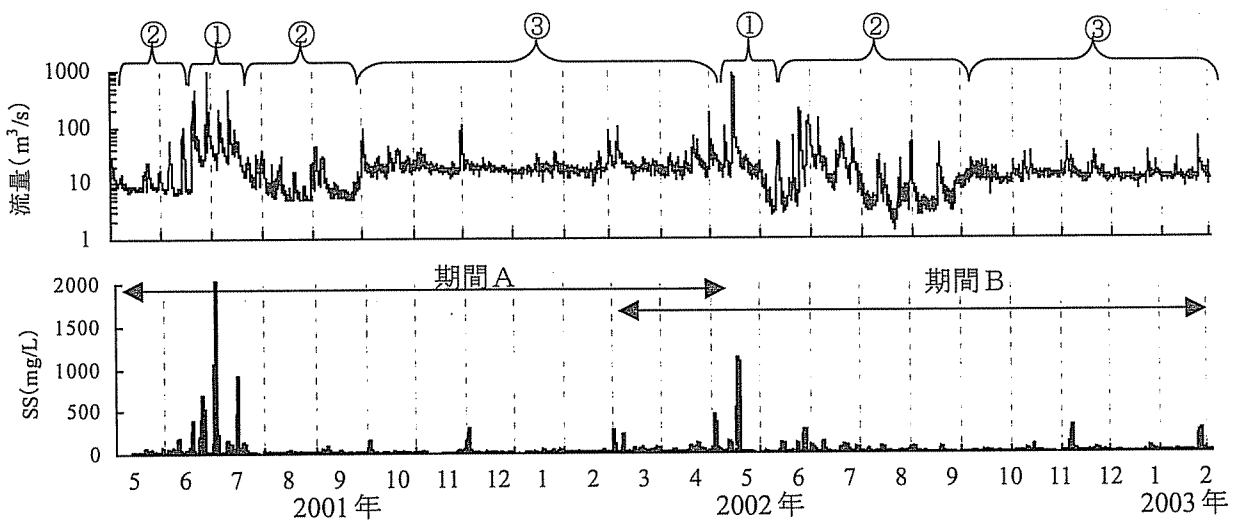


図-4-4 白川13km地点における流量と16km地点におけるSS濃度, 2001年5月～2003年2月; ①: 出水期, ②: 灌漑期, ③: 非灌漑期都市域からの土砂・栄養塩負荷量

4-4 都市域からの土砂・栄養塩流出負荷量

熊本市街より下流において白川には2カ所の下水処理場の排水が流入する。下水処理場からの負荷量は晴天時、雨天時ともに高級処理水質(活性汚泥法による2次処理水)で放流されるとして計算した。その場合2カ所の下水処理場からは合計で2002年度では年間にSS:93t, T-N:440t, T-P44tが放流されたことになる。なお、このうちSS:32t, T-N119t, T-P19.4tは農業用水として水田に供給されているが、水田における水質

変換については現場の実測値がないため、下水処理場の排水を水田で利用したことによる質的变化は無視した。下水処理場の公表データには懸濁態栄養塩の濃度は掲載されていなかったため、処理場の了解を得て処理水を分析した。分析結果の一例を図-4-5に示す。窒素の90%以上は無機の溶存態窒素であり、リンについては90%以上が無機の溶存態であった。

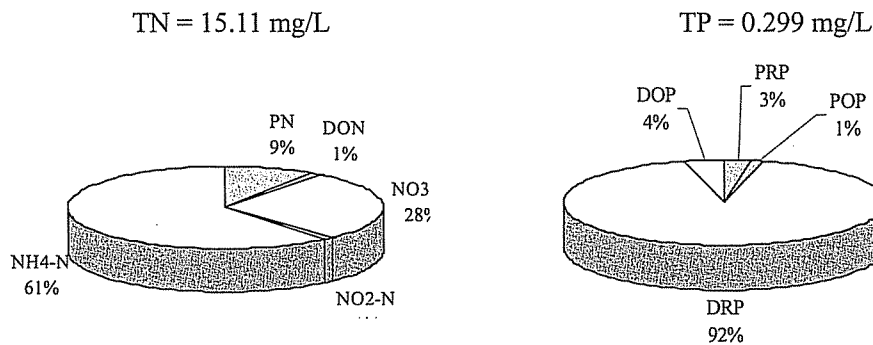


図-4-5 熊本市における下水処理場放流水の栄養塩組成の例（左：窒素，右：リン）

よって、下水処理場からの栄養塩については流出形態のほぼ9割以上が溶存態と考えられる。なお、懸濁態窒素およびリンはSS濃度と相関が高く、SSの4.2%がPN、SSの0.89%がPPであると考えてよい。よって、年間の負荷収支を計算する際にはSS負荷量を基準にPN、PPの負荷量を計算した。

4-5 河川感潮域で流動する土砂の流動特性

(1) 平水時の河川感潮域における土砂の流動特性

2002年3月から2003年2月までの河川流量、潮位、河口の濁度、河道の濁度を図-4-6に示す。河口では小潮から大潮を経て小潮に至る半月周期の土砂濃度のピークがみられ、潮汐によって干潟の土砂が巻きあがっていることが分かる。一方河道3kmでは出水期を除き、河川流量の高くなる非灌漑期（10月～翌4月）ではSS濃度は200mg/l程度であるが、河川流量の低くなる灌漑期（7月～9月）は土砂濃度が500mg/lに達し、濃度が高くなることが分かる。著者らは別途集中観測によって、上げ潮時に河口から河道へと土砂濃度が高い水塊（高濁度水塊）が河道に遡上することを確認している（横山ら，2001）が、河口において巻きあがった土砂（シルト・粘土成分）の1潮汐における河道内への侵入量は潮位差と河川流量によって左右されている可能性が大きい。白川においては中潮～大潮期には海水が強混合状態で河川感潮域を遡上する。2003年2月の集中観測時における、河口（St.2）における鉛直2次元流速および反射強度分布を図-4-7に、同時にSt.2で取得した水質

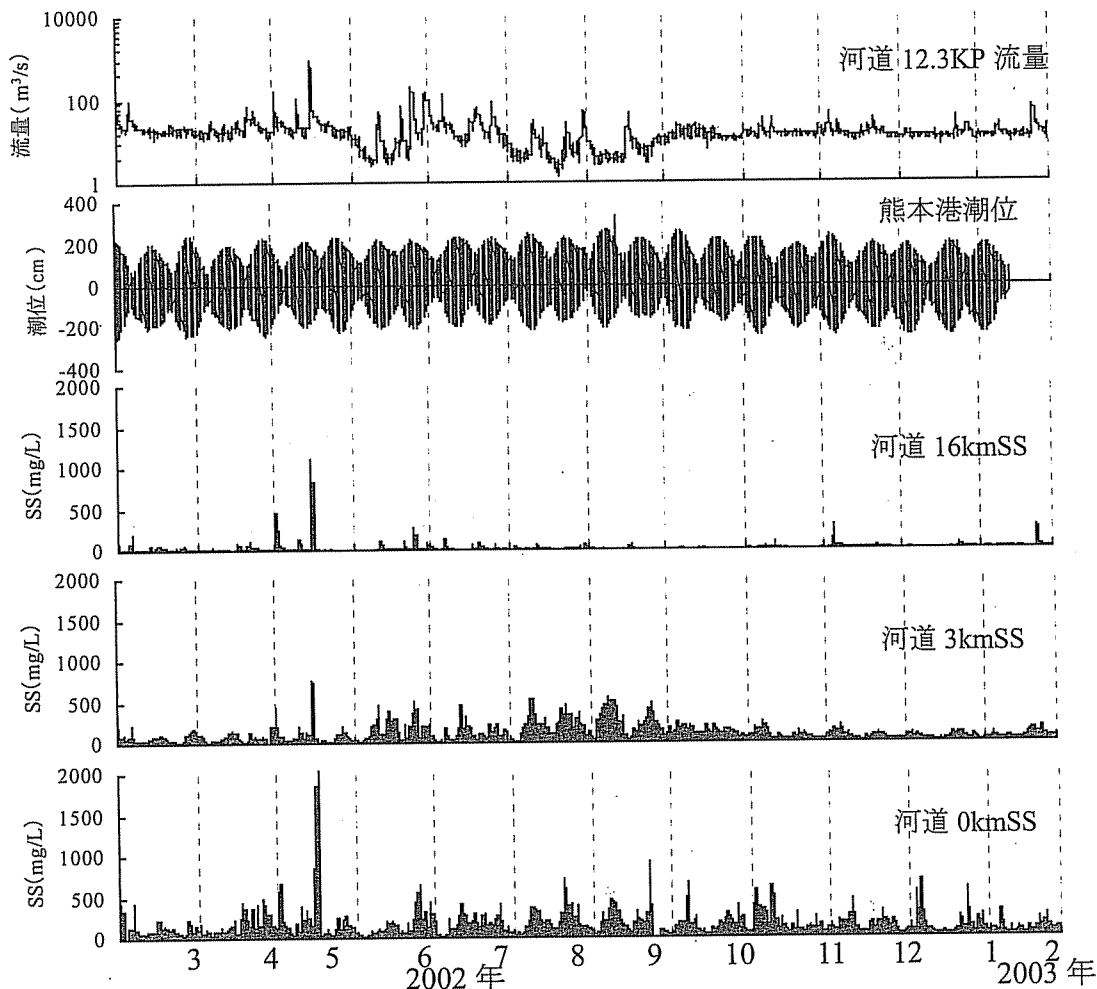


図-4-6 白川下流域における流量，潮位，土砂濃度

の連続観測結果を図-4-8に示す。河口では、上げ潮時に水深方向一様に逆流した後、満潮直前で憩流し、底層の海水は流れが澱んだままとなって淡水が表層1m程度を流下する。引き潮時は塩水層が徐々に薄くなり、干潮時に全層一様に淡水となることがわかる。SS濃度は高流速のとき、底層で塩分が急変するときに高くなる傾向にある。前者は底面せん断応力の増大によって河床の底質が巻き上げられること、後者は懸濁物質が集積した塩水フロントが通過するためであると考えられる。

一方、河道3KP(St.3)では、上げ潮時に強混合状態で逆流し、満潮直前に憩流となり、底層を塩水フロントが遡上して鉛直2層流に転ずる(図-4-9)。上層は順流だが、底層は塩水が侵入して逆流状態となり、エスチャリー循環が生じている。周期50分程度のセイシュを伴うことも読みとれる。St.3においては塩水フロントが付近の底質を巻き上げながら河道を遡上するので、塩水フロントの通過時にはSS濃度が急上昇する(図-4-10)。

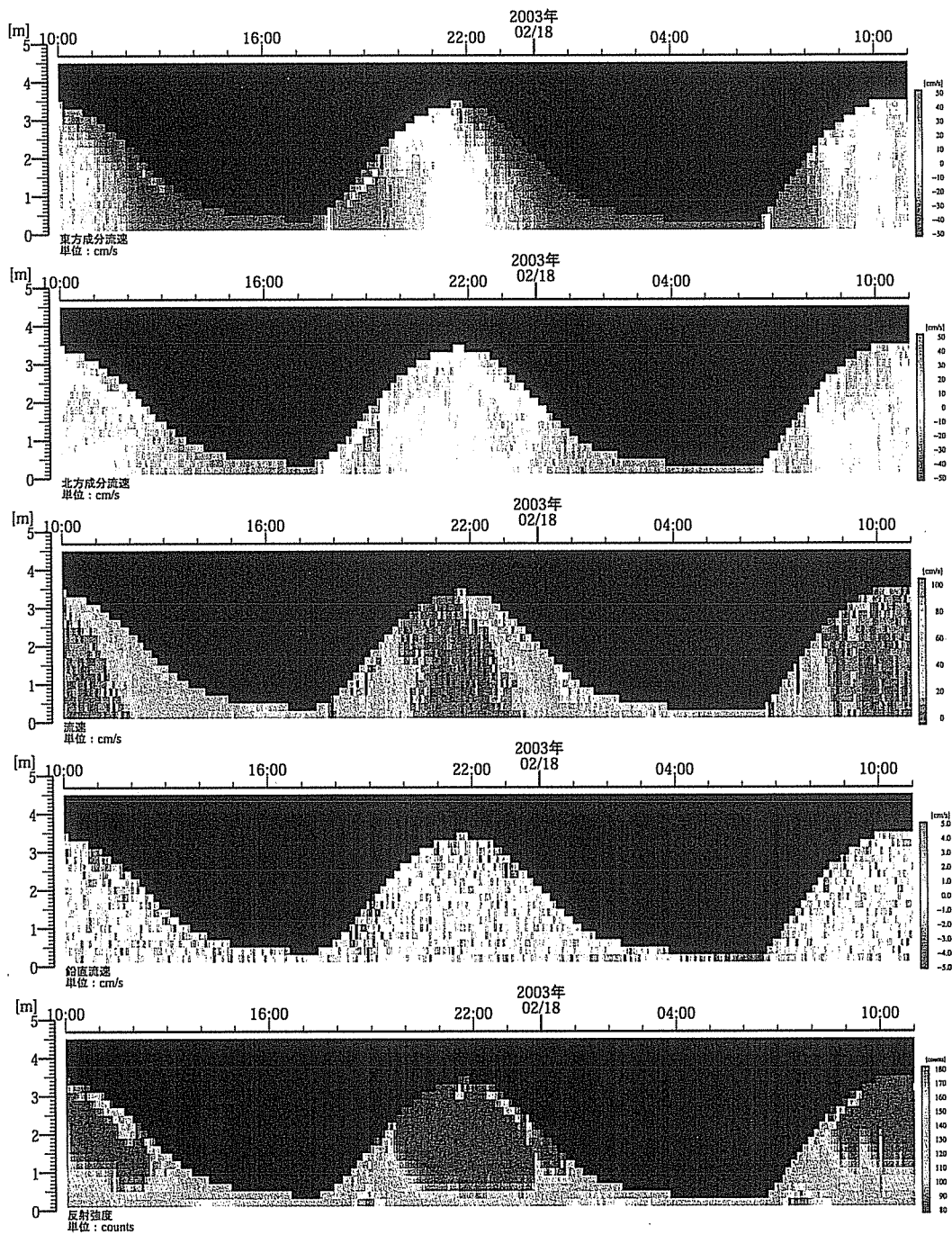


図-4-7 河口における流速および反射強度の観測結果(2003年2月24日, 白川OKP)

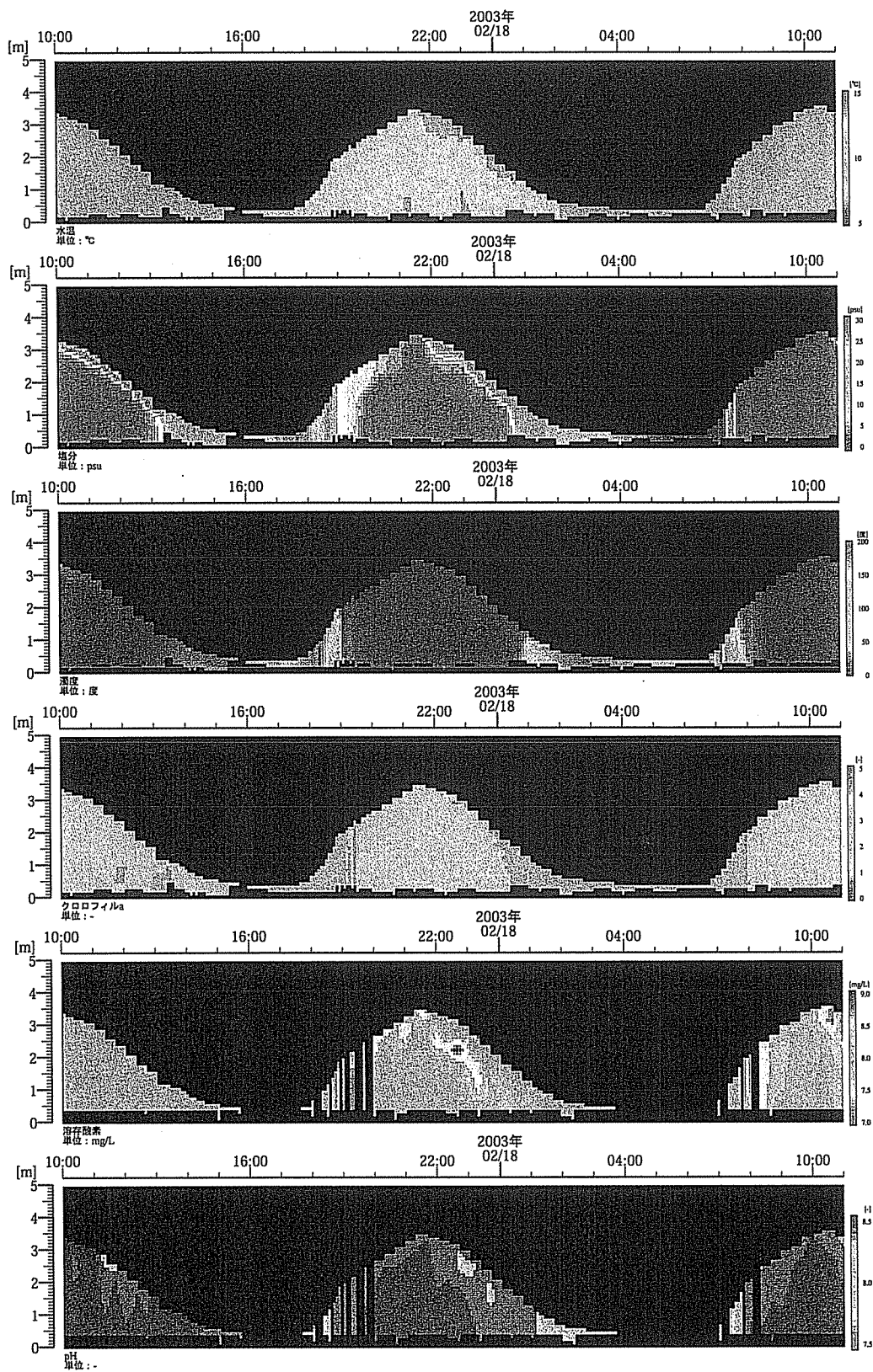


図-4-8 河口における水質の連続測定結果 (2003年2月24日, 白川0KP)

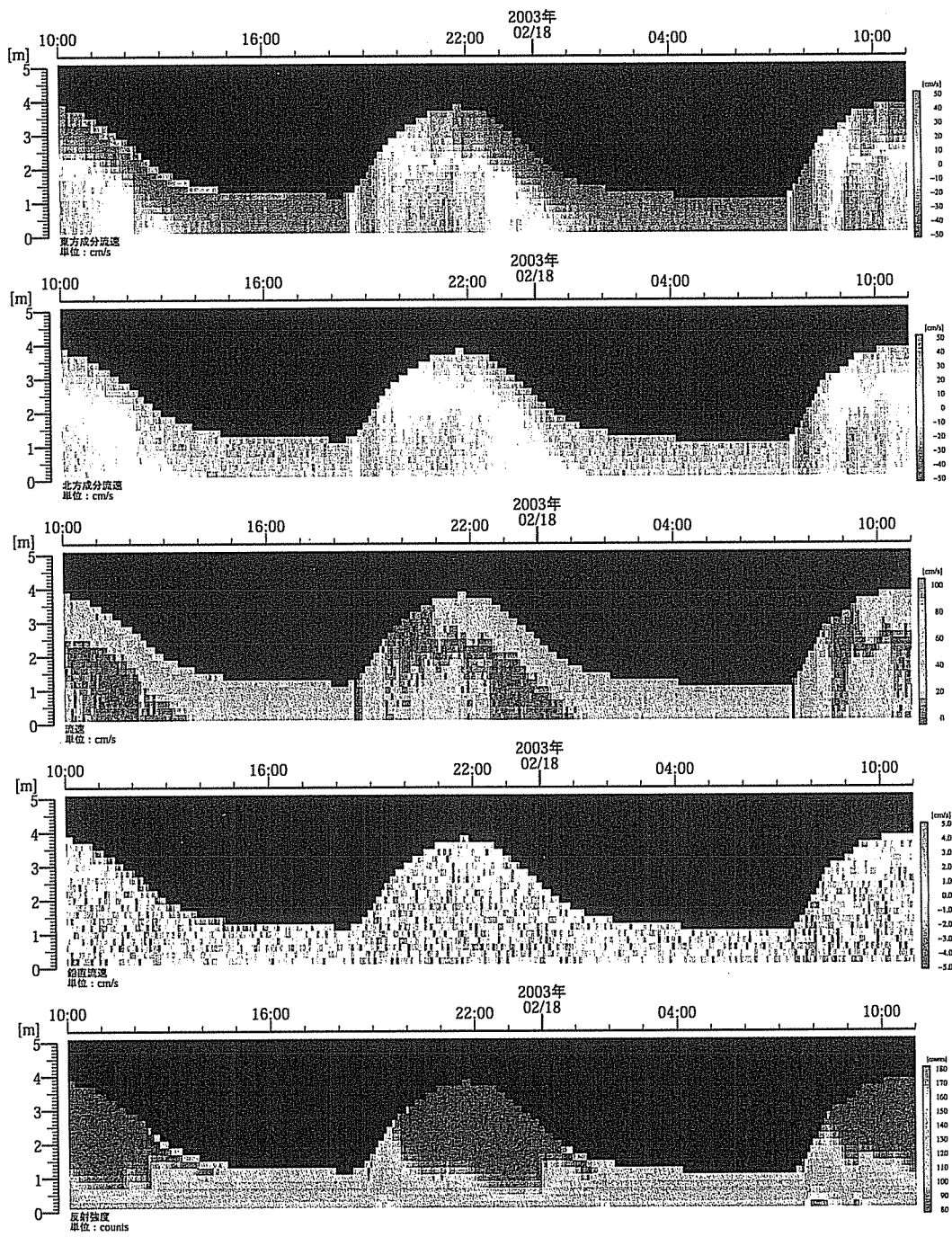


図-4-9 感潮域における流速の観測結果 (2003年2月24日, 白川3KP)

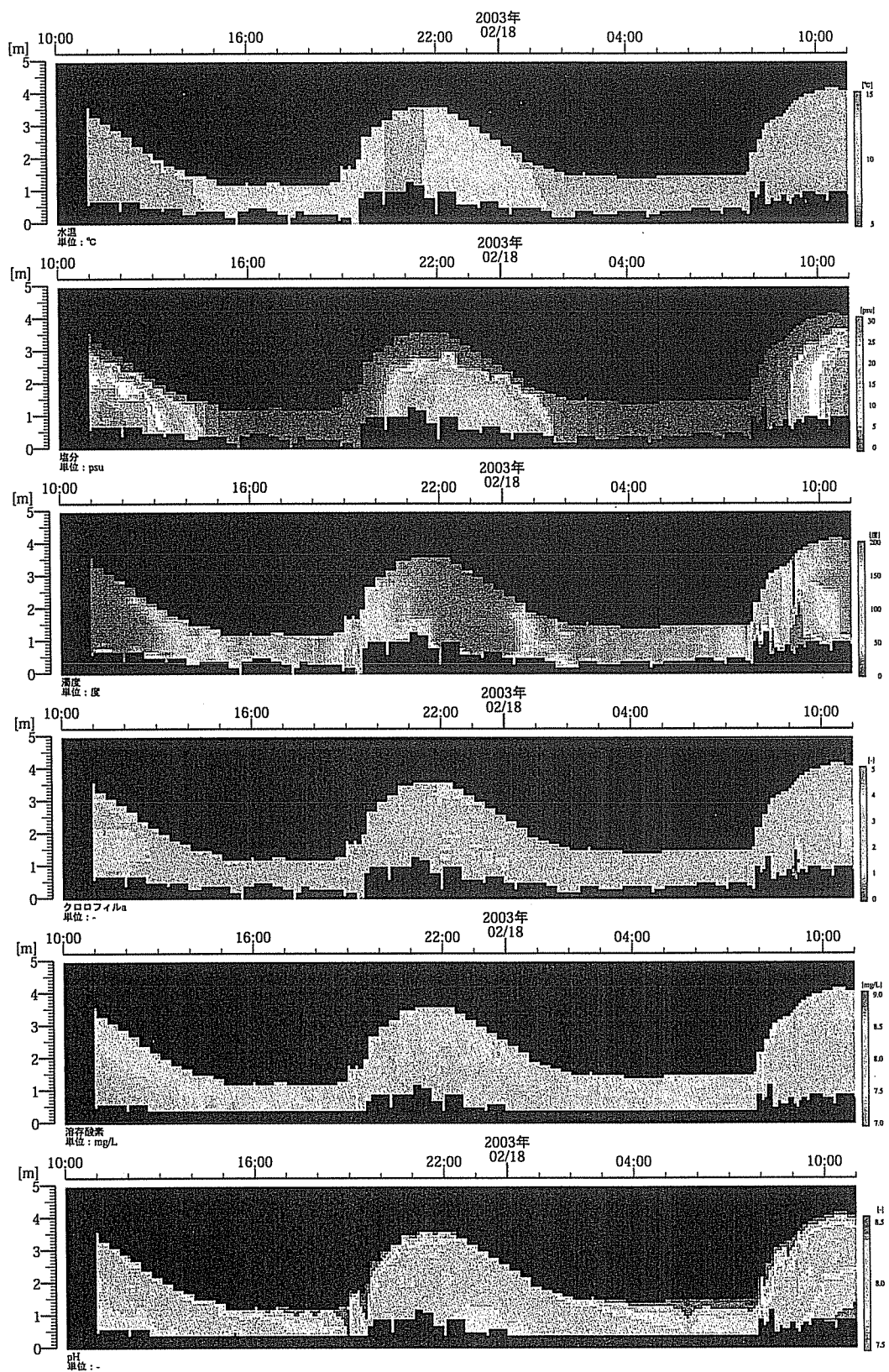


図-4-10 感潮域における水質の連続測定結果 (2003年2月24日, 白川3KP)

(2) 感潮域における平水時の土砂収支と河川流量の関係

非出水期に感潮区間を流動する土砂のフラックスを河川流量で整理した(図-4-11)。この図-4-11において河道3KPにおける近似直線の傾きが0KPにおける近似直線の傾きよりも大であることは、0KPから3KPまでの区間にシルト・粘土が常に堆積する傾向があり、かつ土砂の遡上量および区間内の堆積量は河川流量が小さくなると多くなる傾向にあることを示している。

平水時においては月間流出水量が増加すると、河川から海域へ流出する土砂量は増える傾向にあることがわかる。逆に流量の減少に伴い、海域からの土砂の遡上の傾向が相対的に強まって、土砂が逆流する傾向が強くなる。平水時の河川流量が減少すると、海域から逆流する土砂量も増加し、流下方向の土砂フラックスが減少するために感潮域における土砂の堆積量が増加する。

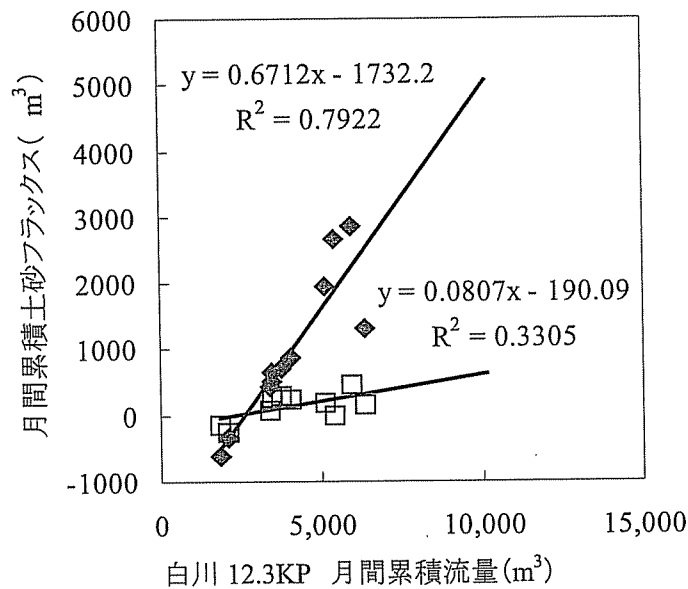


図-4-11 感潮域における土砂収支(◆: 3KP, □: 0KP)と代継橋における月間流出水量の関係, 2002年3月~2003年2月

4-6 河川感潮域で流動する栄養塩の流動特性

(1) 感潮域におけるリン濃度の推定方法

懸濁態リンについては超音波流速計の反射強度から、濃度が推定可能であり、(図-4-1-2). 超音波流速計によって河口域における PP の鉛直 2 次元の負荷流動状況を推定することが可能であった。

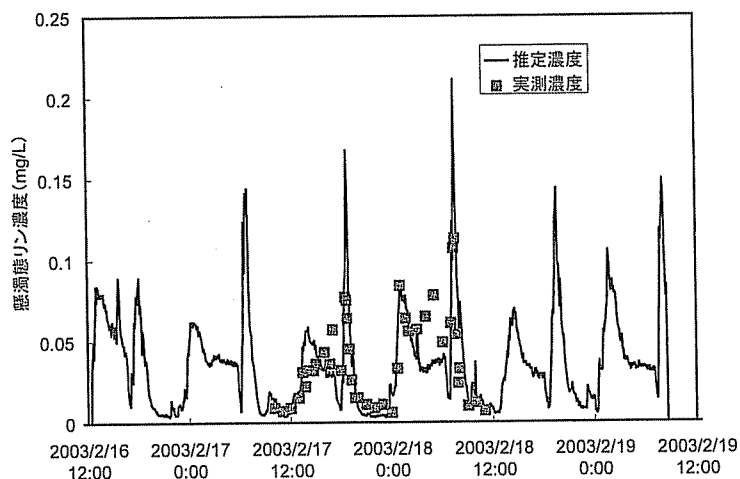


図-4-1-2 超音波流速計の音響強度から推定した懸濁態リン濃度の推定値(—)と実測値(■)

DP (溶存態リン) 濃度は濃度変化が PP よりも小さく、塩化物イオンと良い相関を示す(図-4-1-3)ので、各地点における塩分と DP 濃度の相関式を作成後、各観測地点に設置した自記水温塩分計の塩分データを用いて各地点における DP 濃度の時系列変化を推定した。

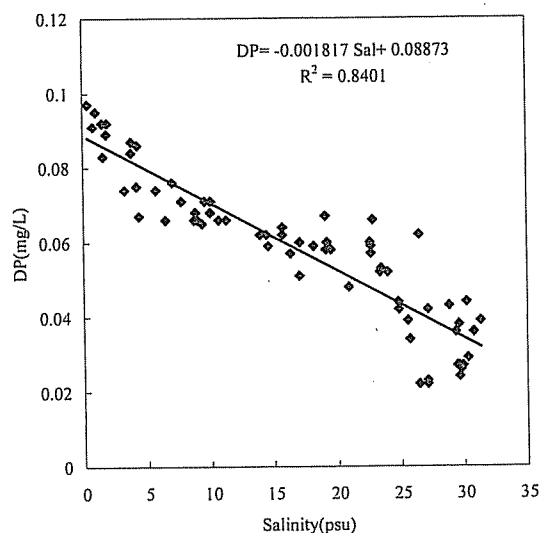


図-4-1-3 塩分と溶存態リン濃度の関係 (白川 OKP, 2003 年 2 月 17 日~18 日)

(2) リンの移流フラックスの算出結果

以上、超音波流速計、塩分計を用いて平水時（流量 $10\text{m}^3/\text{s}$ ）の大潮（潮位差 4m 程度）の条件で白川 0KP～3KP の区間のリン流動量を、実測値をもとに計算した。その結果、PP フラックスは 3KP 地点で下流方向に $32.5\text{kg}\cdot\text{day}^{-1}$ であるのに対して河口 0KP 地点では下流方向に $3.1\text{kg}\cdot\text{day}^{-1}$ となり、3KP と 0KP の間に PP が $29.4\text{kg}\cdot\text{day}^{-1}$ の割合で堆積すると算出された。3KP と 0KP の区間 (0.479km^2) の河床に均一に堆積した場合 $63\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ で PP が堆積する計算になる。また、DP フラックスは 3KP 地点で下流方向に $66.2\text{kg}\cdot\text{day}^{-1}$ であるのに対して 0KP 地点では下流方向に $70.5\text{kg}\cdot\text{day}^{-1}$ となった。すなわち $4.3\text{kg}\cdot\text{day}^{-1}$ の DP フラックスの増加が起きていた。図-4-14 にフラックスの計算結果をまとめた。

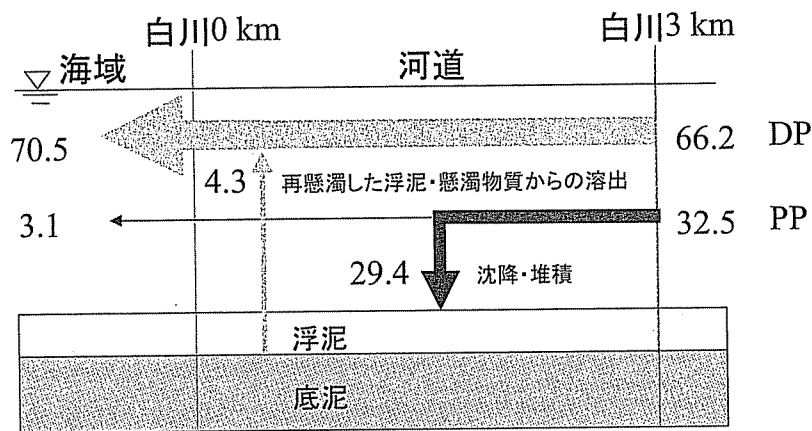


図-4-14 感潮域におけるリンの収支 (kg/day), 2003年2月16-19日

(3) 底質の巻き上げによるリン溶出量

セディメントトラップ内に捕集された内容物は、水塊の流動により底泥が巻き上がって懸濁し再び沈降したものと、新たに外部（上流や海域）から流入した SS の合計量を示していると考えられる。SS の捕集量は、0 KP 地点で $154\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ 、3 KP 地点では $330\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ であった。セディメントトラップ中に捕集された PP は 0KP 地点では $57.9\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ 、3 KP 地点で $420\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ であり、区間平均では $239\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ であった。このうち、(2) における検討より、セディメントトラップに捕集された SS は PP のうち、 $63\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ は外部から流入した PP であるので、区間平均で $176\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ に相当する量が河床から一時的に巻き上がった懸濁物質に由来する PP であると推定された。0 KP, 1 KP, 2 KP, 3 KP 地点の表層底泥に含有される DP 濃度は PP 濃度に対して (4.15) 式で表される関係が認められた。

$$DP = 0.147PP \quad (4.15)$$

よって、セディメントトラップの捕集量 (PP 負荷量ベース) から、巻き上げられた底泥に由来する DP の放出量は区間平均で $26 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ と求められた。区間全体の面積 (0.479 km^2) では $12.5 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ となった。現地では底泥の巻き上げ・区間外部から流入する懸濁物質が海水と接触することによって間隙水中、懸濁物質中のリンが水中に溶出し、下流域 (海域) への負荷となっていることが明らかになった。前節より、新たに堆積した PP (外部負荷) が $29.4 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ であることから、現在の底質が巻きあがって再懸濁した PP (内部負荷) は区間全体で $100 \text{ kg} \cdot \text{day}^{-1}$ 程度とみられる。すなわち、セディメントトラップ中に捕集された PP のうち 77% 程度は区間の内部で巻きあがった PP であったと推定された。

(4) 底質からのリン溶出量

感潮域の底泥のシルト・粘土中には栄養塩が含有されている。図-4-15 に白川 3KP で採取した底質の栄養塩濃度の鉛直分布を示す。溶存態リン濃度は底泥表層 4cm で最高濃度が認められ、溶存態有機リン (DOP) で 23 mg/L 、溶存態反応リンについては 8.7 mg/L となった。底質中には高濃度のリンが蓄積していることがわかる。リンの拡散係数については実測することが困難であるが、流水式試験法で農業排水路の底泥を用いて実験的に求められた例によると $10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ である (塩福ら, 1995)。これを用いて下記で定義される溶出フラックス J ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)

$$J = D \frac{\Delta C}{\Delta z} \quad (4.16)$$

を求めると、底泥表層 2cm について DRP, DOP についてそれぞれ $12 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $13 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ となった。巻き上げ溶出とほぼ同程度のリンが濃度勾配によって溶出しているといえる。

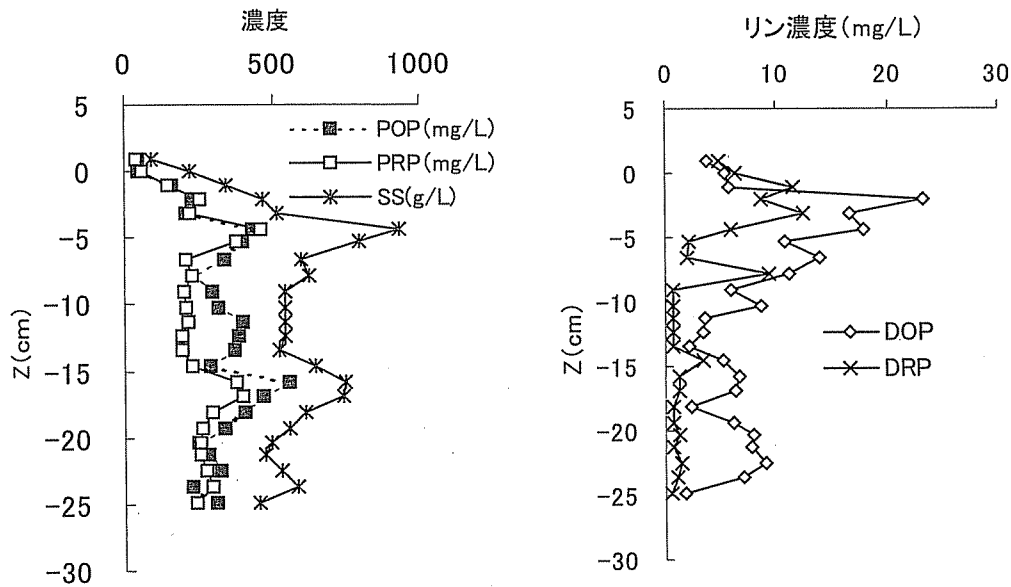


図-4-15 底質中のリン濃度の鉛直プロファイル (白川3KP, 2003年2月19日),
zは鉛直上向きを示す. Z=0cmは目視により判別した底質表面

(5) 出水時の白川感潮域における細粒土砂・栄養塩の収支

出水時には河川感潮域の河岸に堆積したシルト・粘土は流れが強くなると侵食され、流れが弱まると再び堆積すると考えられる。2002年5月15日における出水は代継橋における最大流量が $842 \text{ m}^3/\text{s}$ を記録し、期間Bでは最も規模が大であった。このときの河口域におけるSSの収支を時系列で把握し、侵食量、堆積量を算出した。

出水時にはSS濃度が 500 mg/L 以上となり、超音波流速計の音波は減衰が通常の条件よりも大きくなり、十分なデータが取得できないので音波によるSS濃度の鉛直分布の推定は困難になるから、濁度を解析に用いた。なお、小島橋(3KP付近)にて洪水時における濁度の鉛直濃度分布の観測結果によると、濁度が 500 mg/L を超えるようなときには鉛直分布はほとんど無く、全層一様な濃度であることを確認している(図-4-16)。

解析を行った出水時は中潮であったため、出水前後で塩分の遡上がみられたので、解析期間は底層水が淡水である期間とした。出水にともない塩水が海域に押し出され、St.2の河床上25cmの塩分が初めて 0.5 psu を下回ってから再び塩水が遡上し始めて 0.5 psu を上回る期間とした。St.3とSt.4は hidroグラフの波形を一致させるために必要な80分の時間差を考慮して収支を計算した。図-4-17に白川3KPにおける2002年5月の気象・水文・水質などの状況を示した。なお、St.2においては出水期間中に超音波流速計が土砂により埋没し計測不能となったので、St.2における河川流量は出水期間中に限り、時間遅れ20分でSt.3の流量と等しくすると仮定した。

懸濁態有機炭素および懸濁態栄養塩の収支は次のように計算した。河川上流から供給される懸濁態栄養塩については(4.9)～(4.11)式に基づいて算定した。出水中の河口域における懸濁態栄養塩負荷量収支についてはSSに関する負荷量収支の結果に底質および洪水時懸濁物質の成分含量(洪水時懸濁物質;C:3.3%, N:0.5%, P:0.17%, 底質;C:1.2%, N:0.18%, P:0.096%)を用いて計算した。

すなわち洪水時に侵食される底泥の栄養塩含有量については感潮域の表層底質の栄養塩含有率を用い、懸濁物質が新たに堆積した底泥については洪水時の懸濁物質の栄養塩含有率を用いた。これらの濃度とSSに関する負荷量収支の結果を用いて栄養塩の負荷収支を計算した。

得られた結果を図-4-18に示す。上流から供給された土砂が河口から排出され、感潮域から侵食された底質が流下し、St.2～St.3の区間では侵食された以上の土砂が堆積して、差し引き865tのSS, 71.2tの懸濁態有機炭素, 10.9tの懸濁態窒素, 2.6tの懸濁態リンが当区間に堆積すると求められた。

ところで、出水により供給される懸濁物質中の有機炭素濃度および窒素濃度は出水期から9ヶ月を経過した段階(2月)での感潮域における底泥に含まれる濃度よりも高く、有機炭素含量、窒素含量は洪水時の36%程度と低く、洪水時に感潮域に供給された土砂の有機態窒素成分が底質中の微生物等により利用された結果であるとみられる。このように出水は栄養塩濃度が低下した感潮域底泥の表面を更新し、新たに有機物や栄養塩に富んだ細粒土砂を供給して感潮域の低次生態系を維持する役割を担っているといえる。

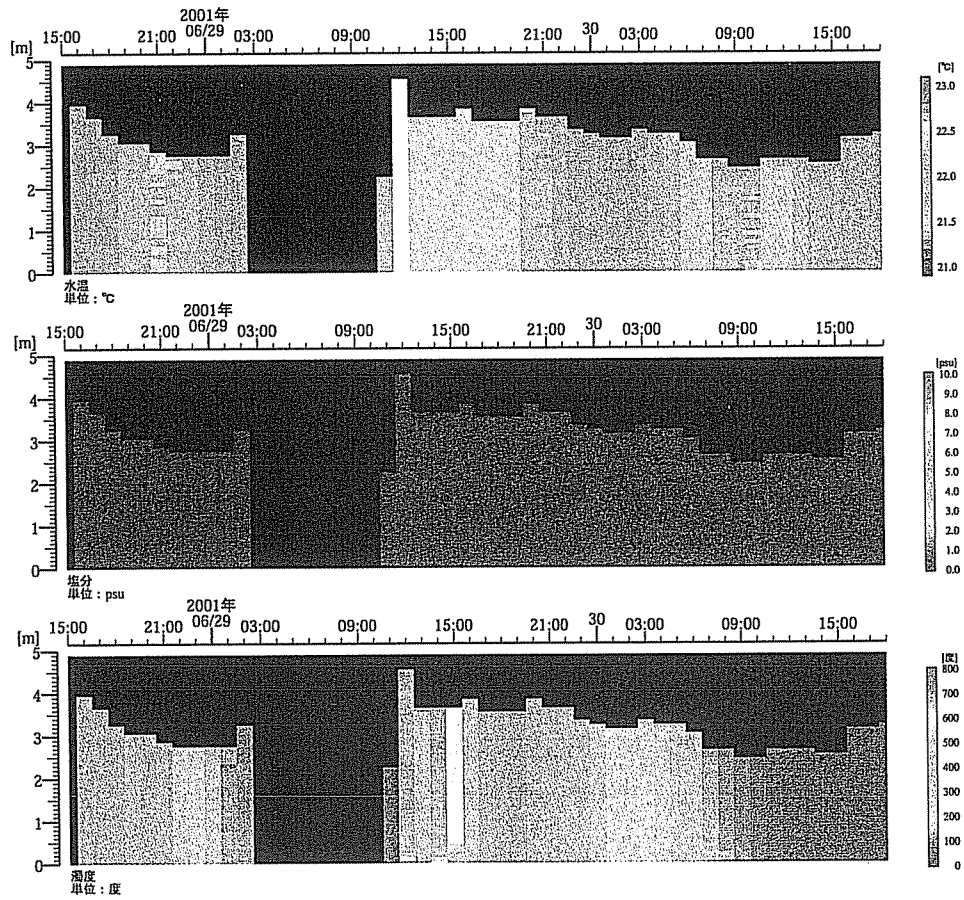


図-4-16 白川感潮河道における出水時の水質イソプレット(2001年6月, 白川3KP, 代継橋におけるピーク流量=1100m³/s)

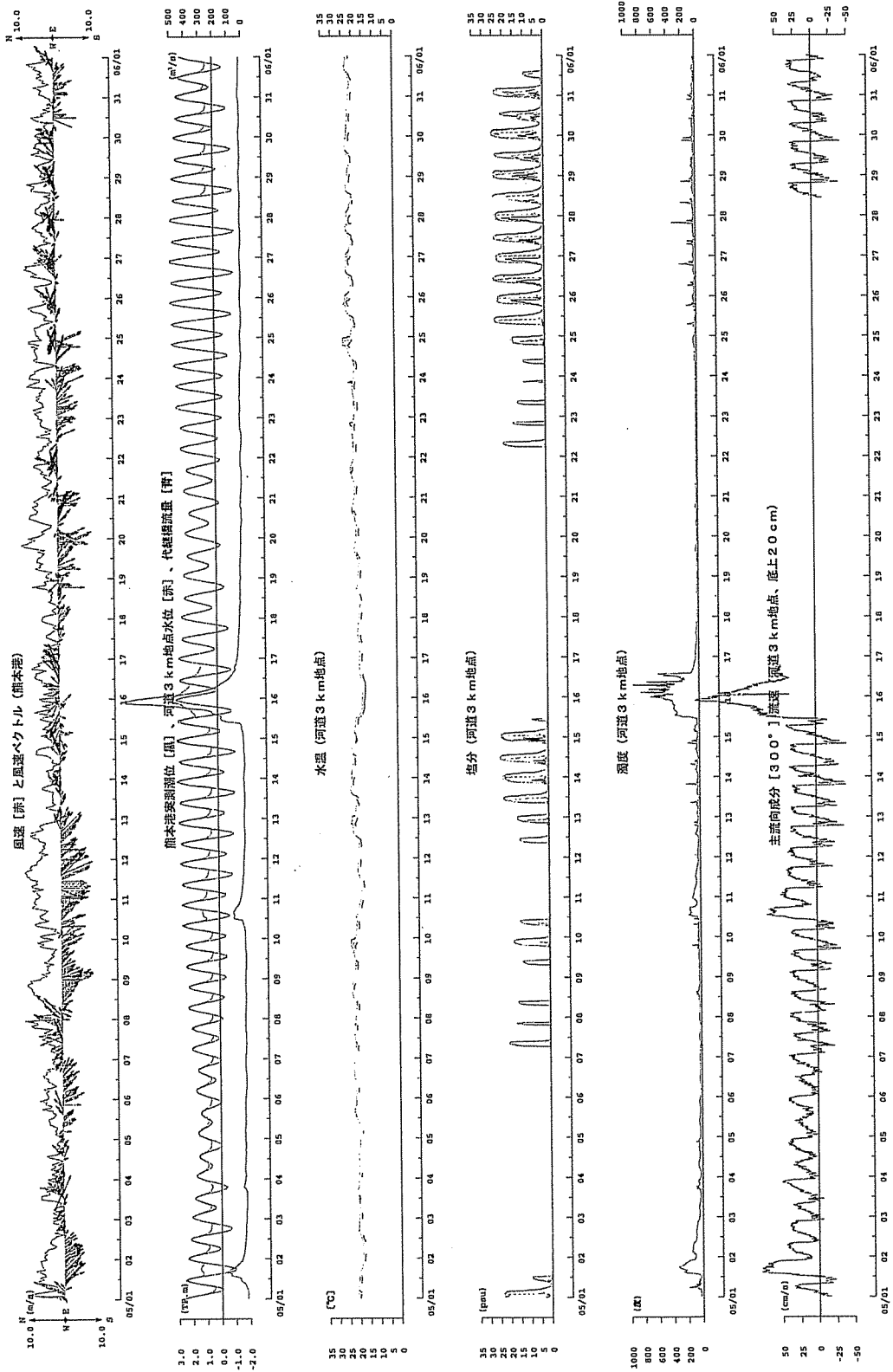


図4-17 白川3KP における気象・水文の状況(2002年5月)

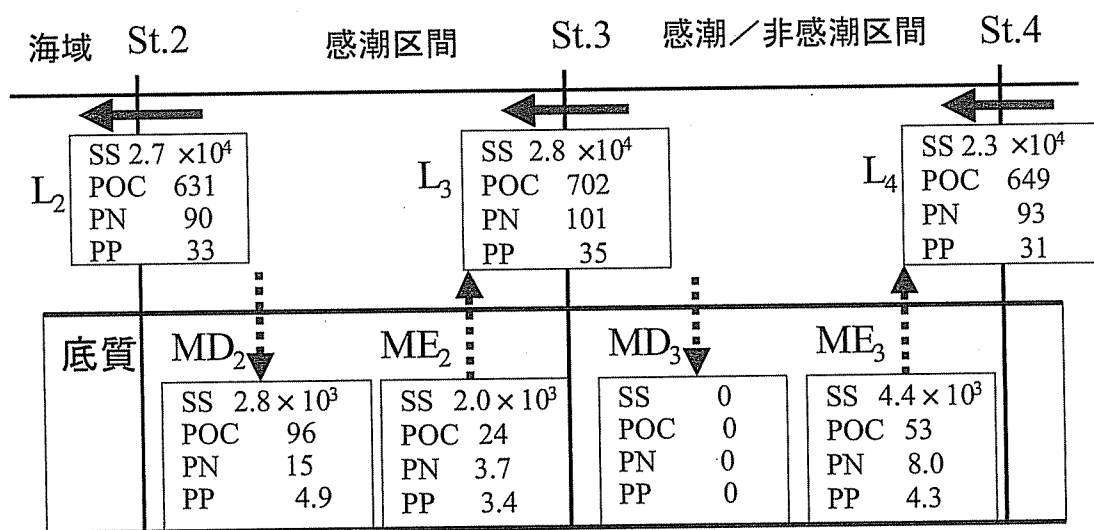


図-4-18 出水時における感潮域の土砂・栄養塩収支 (t) (2002年5月15日~17日)

4-7 河口域における年間の土砂・栄養塩収支

洪水時・平水時を含めた河口域における土砂収支を濁度計、超音波流速計によって求めた。累積土砂流出量を図-4-19に示した。土砂は主に洪水時に供給されており、2002年で年間4.76万tであるが、感潮域では平水時でも土砂の流動が活発であり、St.2から逆流した土砂がSt.2~St.3の区間で土砂が堆積する傾向にある。長期欠測となった5月を除外して計算すると、この区間における年間の土砂堆積量は11ヶ月で1.28万tとなった。すなわち洪水により河口域に供給された流出したシルト・粘土の26.8%が潮汐のはたらきにより河川感潮域の0KP~3KPに堆積することがわかった。同様に面源から流出したPOC, PN, PPの26.8%も感潮域に堆積したと推定された。土砂収支を基準として計算すると、感潮域に堆積した窒素の65%は溶出・脱窒、リンの48%は河口域で溶出したとみられる。これは、底質の窒素含量およびリン含量は面源から流出した懸濁土砂(平均窒素含量C:3.3%, N:0.50%, P:0.17%)に比較して低いためである。

土砂・栄養塩負荷量の算出結果を表-4-4に示す。面源からの流出負荷については降水量の影響が大きいため2期間について見積もった。期間Aは2001年5月10日-2002年5月9日、期間Bは2002年3月1日-2003年2月28日である。白川下流域における下水処理場2箇所の栄養塩負荷および感潮域(0KP-3KP)での土砂堆積・溶出については洪水時に超音波流速計が埋没したために期間Bの5月を除く11ヶ月について計算した。

SS負荷は非点源からの流出によるものが98~99%を占めるが、栄養塩負荷量については全窒素負荷量で25~34%、全リン負荷量で19~30%が下水処理水によるものであること

がわかる。熊本市の下水道普及率は80.4%であるが、処理方法は標準活性汚泥法であるために、栄養塩を除去することは困難である。下水処理によって窒素はその77%が無機態で排出される。リンについては形態別のデータは得られなかったが、そのほとんどが溶存態であるとみられる。白川河口域に供給される栄養塩負荷は全体の6割以上が流域から河川を通じて洪水時等に流出するが、下水処理による寄与は3割に達し、そのほとんどが溶存態栄養塩であるため河口域の一次生産に与える環境に与える影響も大きいといえる。

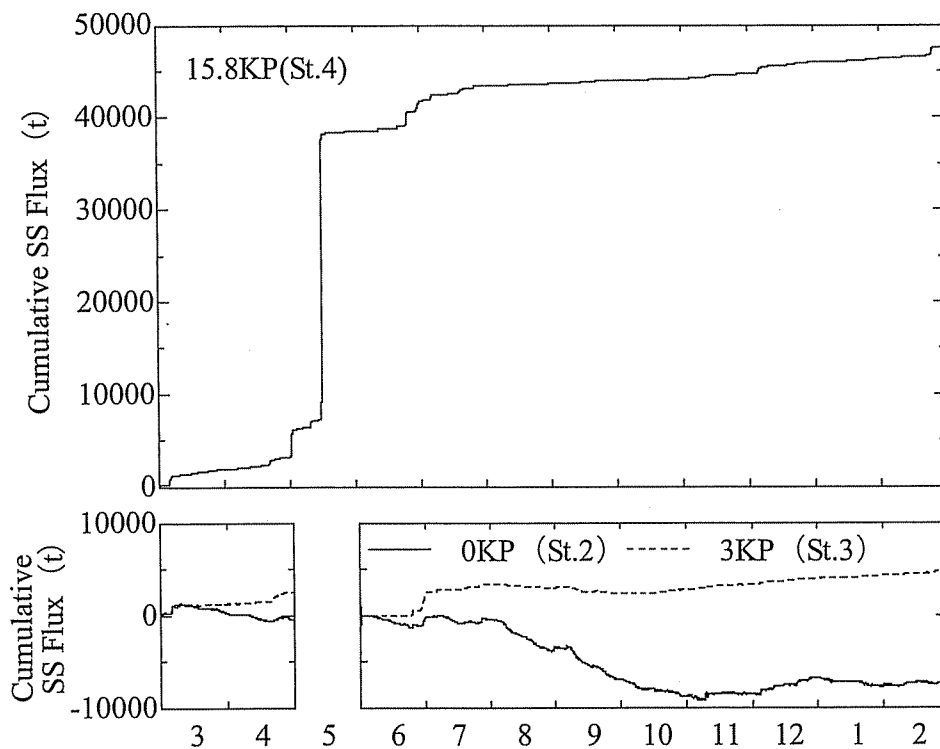


図-4-19 上流域・感潮域における累積SSフラックス(2002年~2003年, 白川)

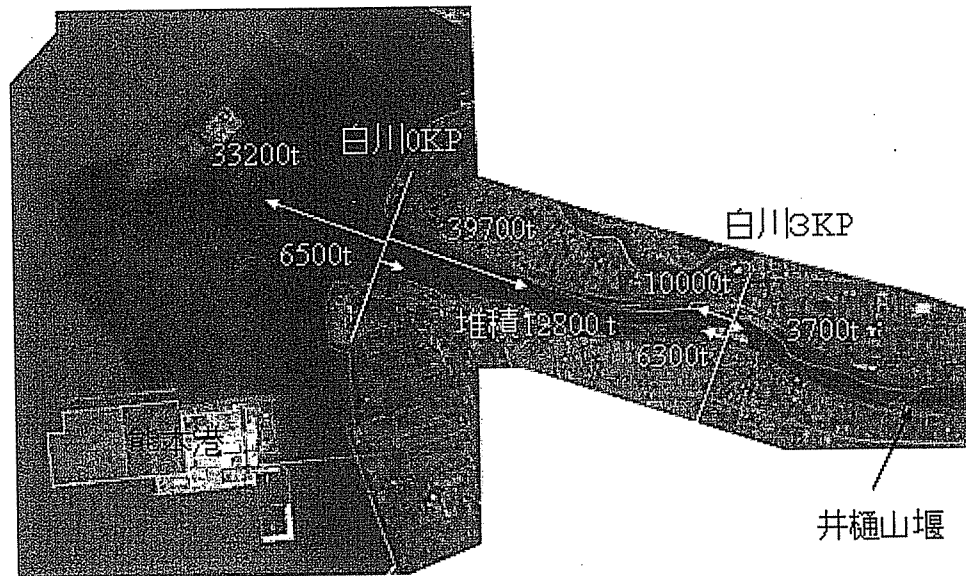


図 4-20 白川における非出水期の年間土砂移動量 (2002年3月~2003年2月;ただし2002年5月は出水期のため除く)

表-4-4 面源, 下水処理場からの土砂・栄養塩負荷流出量および感潮域における土砂・栄養塩の流動量 (×100t)

	SS	POC	PN	DN	PP	DP
(面源からの流出負荷量)						
期間 A	1024	33	4.8	8.2	1.55	0.35
期間 B	476	16	2.4	6.6	0.80	0.26
(下流域の下水処理場からの流出負荷量)						
期間 B	9.3	1.4	0.4	3.4	0.04	0.40
(感潮域への堆積)						
期間 B	128	1.6	0.23		0.11	
(感潮域底質からの溶出)						
期間 B				0.42		0.10

期間 A: 2001年5月10日~2002年5月9日

期間 B: 2002年3月1日~2003年2月28日

4-8 河口域の地形変化と底質の変化

河口干潟の地形・底質の変化はその上に生息する生物の生息条件を直接規定するので、その変動特性の解明が求められている。干潟の地形・底質に影響を与えるのは河川からの土砂供給や漂砂、泥分の流動であるため、地形変化と土砂収支は表裏一体の関係にある。地形変化を捉えるための海底地形の計測には一般に音響測深機を用いるが、シルト・粘土の乾燥密度 (0.5 t/m^3 前後) の十分の一程度の密度である「浮泥」 (0.050 t/m^3 程度) が底質表面を覆うと、見かけの体積は 10 倍となるため正確な土砂収支を評価することは困難であった。そこで底質にシルト・粘土が含有された状態での底質の粒径別の土砂収支を求める方法を考案した。概念図を図-4-2 1 および図-4-2 2 に示す。これを白川における土砂収支に適用し干潟地形・底質の変動特性について検討した。

白川河口干潟においては干潟部の底質は粒径が $75 \mu\text{m}$ 以下のシルト・粘土と $300 \mu\text{m}$ 程度の細砂から構成されている。干潟面の大半は砂干潟であるが、流れの弱いところや沖合にはシルト・粘土質が分布している。

底質調査・地形測量は 2003 年 6 月、8 月、10 月に行った。底質はダイバーが直接採取し、底泥表層 10cm を水中で 600ml のポリエチレンパックに密封した。濁度観測は 2001 年 5 月から 2003 年 12 月まで、感潮域における懸濁物質フラックス計測は 2002 年 3 月から 2003 年 2 月まで行った。2003 年については白川の最大流量は 7 月 12 日に記録されており、2003 年 6 月と 2003 年 8 月の調査により当該出水の影響を把握することができた。

出水前後の底質の粒径 (50%粒径) の変化を図-4-2 3 に示した。出水前の河口テラス頂置面は細砂および粗砂が主成分であったが、出水後に底置面および沖合 2km 以遠の北側頂置面に一様にシルト・粘土が表層に堆積したことがわかった。河口テラスの北東部頂置面および南東部頂置面は底質の変化が顕著でなく、出水前と同様に砂質であった。また、河口テラスの底置面にあたる沖合 3km、濬筋から北に 1.6km 地点の底質はシルト・粘土で出水前後に変化は無かった。河口に供給された土砂のうち、砂は濬筋や河口テラス頂置面に堆積したことがわかったが、沖合の底置面に直接堆積したかどうかは表層部がシルト・粘土質であるので不明であった。

砂は主に頂置面の岸側と濬筋の先端部および前置斜面に堆積する傾向があり、岸に近い干潟は侵食傾向にあった。河川の出水によって砂が岸寄りの干潟や濬筋に供給されるが、漂砂によって沖合へ流送されたことを示している。非出水期である 2003 年 7 月から 10 月にかけては粗粒化が進んだ。なお、干潟の北西部にはアサリ漁場が存在しているため貝殻片の混入があり局所的に 50%粒径が大きい地点があった。非出水期については地形・底質の変化が明瞭ではなかったため、地形測量からは土砂移動量を推定することはできなかった。

地形変化量を基に堆積土砂量を算出するためには底泥表面の乾燥密度を直接測定して底質の堆積厚から重量に換算することが合理的である。また、地形変化を算出する対象の底

るための算出方法を考案した。シルト・粘土の重量比が砂の空隙率 λ 以下の場合、砂の空隙の中にシルト・粘土が混入していると考えて砂分の重量を基準とし、(1)、(2)式で算出した。

$$M_C = \rho_s S \Delta h (1 - \lambda) \quad (1)$$

$$M_F = \rho_s S \Delta h (1 - \lambda) \alpha / (1 - \alpha) \quad (2)$$

一方、底質中のシルト・粘土の割合が砂の空隙率 λ 以上の場合にはシルト・粘土の中に砂分が混入していることになるので、シルト・粘土分の乾燥密度を基準とし、(3)、(4)式で算出した。

$$M_C = C_F S \Delta h (1 - \alpha) / \alpha \quad (3)$$

$$M_F = C_F S \Delta h \quad (4)$$

ここで M_C ：対象面積における砂分(75 μ m以上)の変動重量(t)、 M_F ：対象面積におけるシルト・粘土分(75 μ m以下)の変動重量(t)、 S ：対象領域の面積(m²)、 Δh ：地形変化高(m)、 λ ：底質からシルト・粘土成分を除いたときの空隙率(-)、 α ：全重量に占めるシルト・粘土の重量割合(-)、 ρ_s ：単粒子の密度(t/m³)、 C_F ：シルト・粘土分の乾燥密度(t/m³)として計算した。なお本研究では既往の研究から $\rho_s = 2.65$ t/m³、 $\lambda = 0.3$ として計算した。

土砂収支の算出結果を表-4-5に示す。白川上流域からのシルト・粘土成分の供給量は4.7万t~7.2万tであった。出水前後の地形・底質変化が観測された2003年6月~8月について、河口域へのシルト・粘土の堆積量を検討したところ、2003年については上流からシルト・粘土7.2万tが流出し、河口テラスに6.4万t、テラス底置面に3.2tが堆積したとみられた。流出したシルト・粘土の重量を2.4万t上回るシルト・粘土の量が堆積したと計算された。誤差により過大評価になっているか、別領域から輸送されてきたシルト・粘土を評価している可能性がある。

平常時の河川感潮域での土砂移動については2002年における感潮域(0KP~3KP)での土砂フラックス計測によって、1.2万tのシルト・粘土が再移動して堆積したと算出された。

シルト・粘土を含んだ底質に関する土砂収支を求める方法を考案し、白川河口干潟に適用したところ、従来よりも河口域の土砂収支を精度良く把握できた。シルト・粘土は沖合の底置面や感潮域へ輸送されることが明らかになった。砂分は河川の出水時に河口干潟へ供給されているが、漂砂によって沖合に輸送されていた。

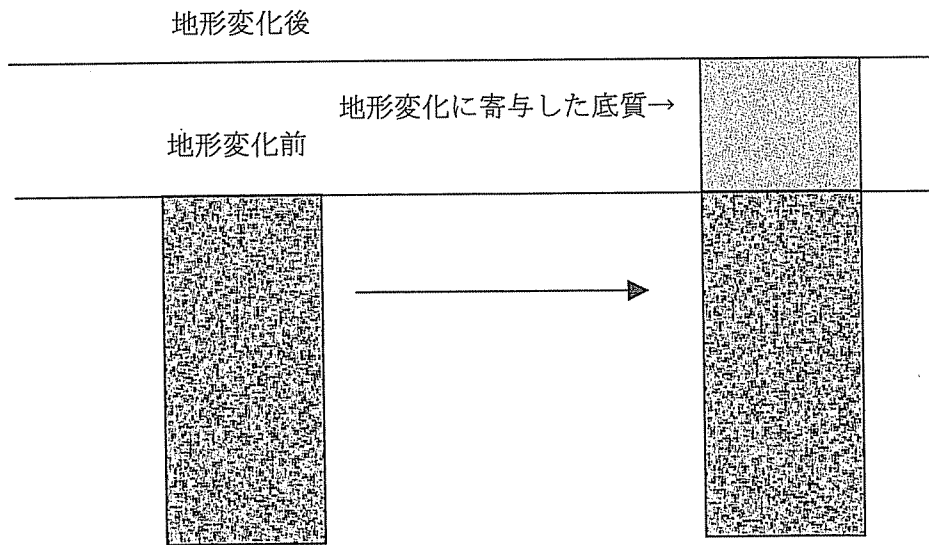


図-4-21 地形変化と底質の堆積状況の考え方

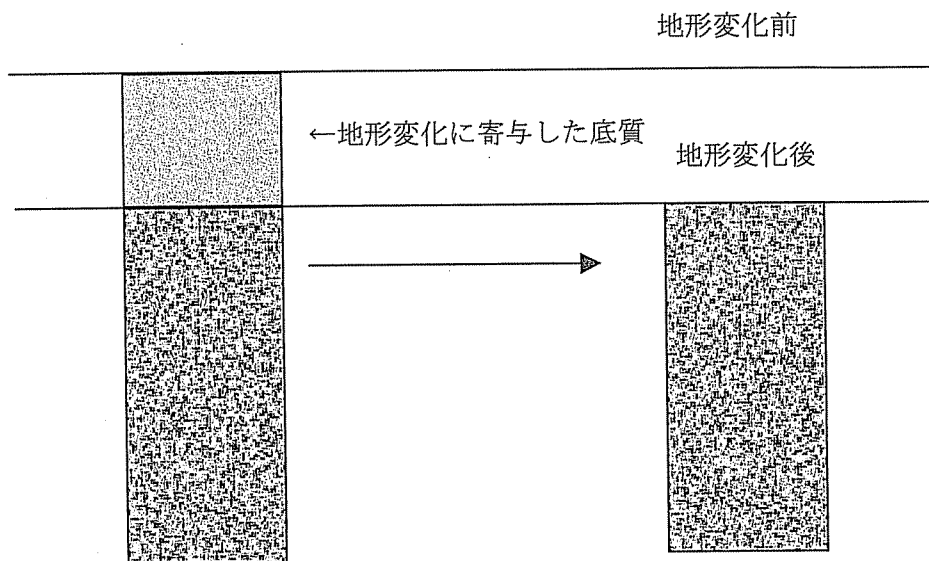


図-4-22 地形変化と底質の侵食状況の考え方

以上より、洪水により河口テラスに供給された土砂のうち、砂分は堆積してテラスの地形変化に寄与するが、シルト・粘土成分は河口テラス部に一旦堆積するものの、時間の経過とともに底質から抜け出して別の場所に移動することが分かった。非出水期には波浪・潮流などの影響によりシルト・粘土は巻き上げられて河口テラスより沖合の底置部に堆積するか、感潮河道に遡上していることが予想される。

表-4-5 白川河口域における粒径別土砂収支 (単位: 万 t)

区域	河川	河川感潮域	河口テラス		テラス底置面	
区間	河川 16KP	河川 0KP~ 3KP	沖合 0km~沖合 3km		沖合 3km~沖合 3.5km	
面積		0.479km ²	8.466km ²		1.609km ²	
項目	通過量	堆積量	堆積量		堆積量	
粒径	シルト・粘 土	シルト・粘土	シルト・粘 土	砂	シルト・粘 土	砂
2002年	4.7	1.2				
2003年	7.2		6.4	6.4	3.2	3.6

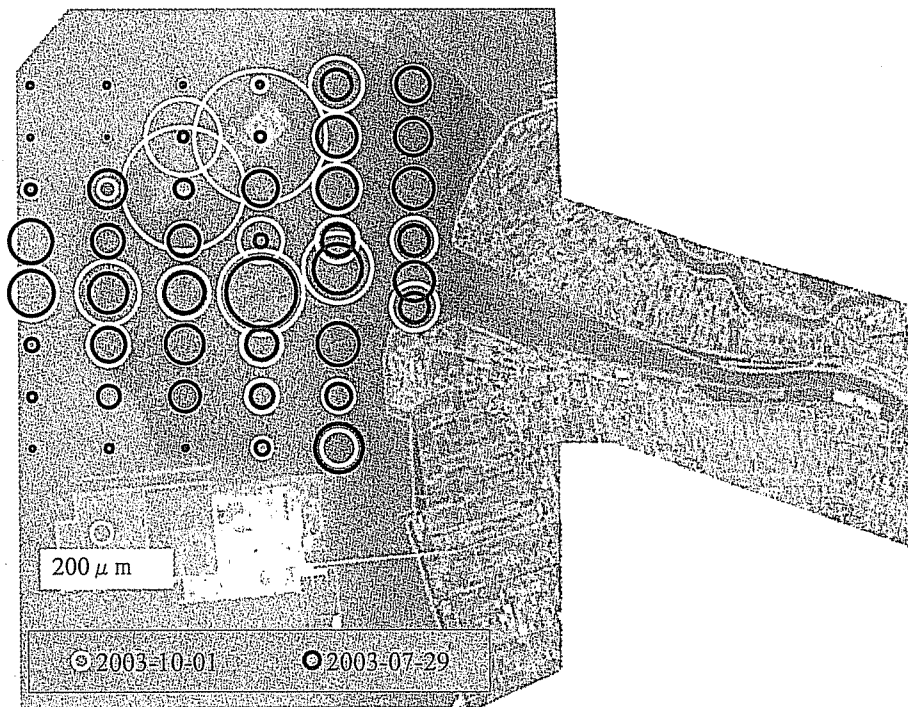
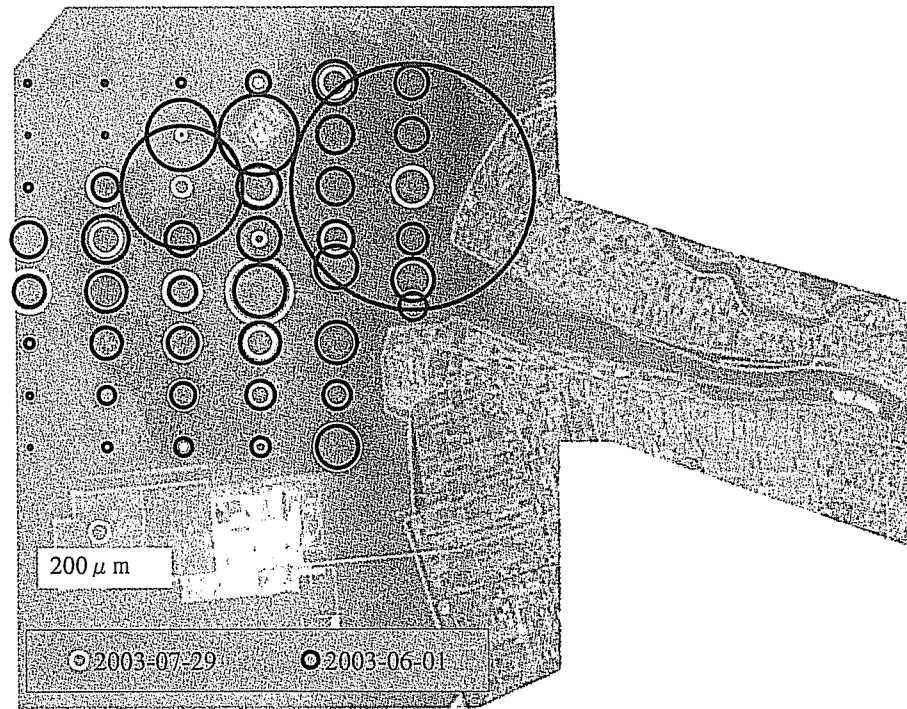


図-4-23 白川河口域における底質の変化
 (上：出水期前及び出水期，下：出水期後)

4-9 まとめ

強混合河川に分類される白川河口域の土砂動態を明らかにすることを目的として河口部に観測機器を設置し、長期モニタリングおよび河口部での集中観測、底質調査、深淺測量を実施した結果、河口部の土砂動態について以下が明らかになった。

(1) 出水期に2001年は10.2万tの、2002年では4.76万tの土砂(シルト・粘土)が上流域から感潮域に供給された。河口域に供給される土砂は洪水による供給が大である。

(2) 栄養塩も出水による供給が大きく、大きな出水のあった2001年についてはPOC:3300t, PN:480t, DN:820t, PP:155t, DP:35tと推計されたのに対し、出水の規模が小さかった2002年についてはPOC:1600t, PN:240t, DN:660t, PP:80t, DP:26tとなった。

(3) 2002年の非出水期11ヶ月には累計7.29万tのシルト・粘土が河口を流動し、河口0kmから河道3kmまでの区間に約1.28万tのシルト・粘土が堆積した。平水時においては月間流出水量が増加すると、河川から海域へ流出する土砂量は増える傾向にあることがわかった。流量の減少に伴い、海域からの土砂の遡上の傾向が相対的に強まって、土砂が逆流する傾向が強くなる。平水時の河川流量が減少すると、海域から逆流する土砂量も増加し、流下方向の土砂フラックスが減少するために感潮域における土砂の堆積量が増加する。

(4) 洪水により河口テラスに供給された土砂のうち、砂分は堆積してテラスの地形変化に寄与するが、シルト・粘土成分は河口テラス部に一旦堆積するものの、時間の経過とともに後底質から抜け出して別の場所に移動することが分かった。非出水期には波浪・潮流などの影響によりシルト・粘土は巻き上げられて河口テラスより沖合の底置部に堆積するか、感潮河道に遡上していることが予想される。

<参考文献>

宇野誠高・横山勝英・森下和志・高島創太郎・大角武志(2002): 熊本県白川河口域における土砂動態, 海岸工学論文集第49巻, pp.561-565.

塩福ほか(1995): 流水式溶出試験法による底質からの溶出速度の推定について, 平成7年度農業土木学会講演要旨集.

末次忠司・藤田光一・諏訪義雄・横山勝英(2002): 沖積河川の河口域における土砂動態と地形・底質変化に関する研究, 国土交通省国土技術政策総合研究所資料, No.32.

横山勝英・宇野誠高・森下和志・河野史郎(2002): 超音波流速計による浮遊土砂移動量の推定方法, 海岸工学論文集, 第49巻, pp1486-1490.

横山勝英・宇野誠高(2001): 河川感潮域における高濁度水塊の挙動—強混合河川の場合—, 海岸工学論文集, 第48巻, pp.631-635.

第5章 陸域からの流出土砂・懸濁態栄養塩の河口干潟域における堆積特性

5-1 序論

近年、有明海ではノリ養殖環境の不安定化が顕著であり、2000年～2001年冬季のノリ漁期にはノリの生産量が激減した。この原因については異常気象による赤潮発生が海域の栄養塩を枯渇させたとしている(農林水産省, 2001)。海域における溶存態栄養塩の主要な供給源は河川からの流入と底質からの溶出である。有明海における底質からの栄養塩溶出実験結果(環境省, 2002)によると、溶存態無機リン(DIP)が $28.3 \sim 745.2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ 、アンモニア態窒素($\text{NH}_4^+ \text{-N}$)が $149.8 \sim 1134.3 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ と大きい。このうち、河川流量が小さくなるノリ漁期である冬季には、波浪などによる底質の影響の寄与が相対的に大きくなると考えられる。

このように河口域の底質、特にシルト・粘土は溶存態栄養塩の供給源として作用するが、河口域における表層のシルト・粘土の起源は河川から洪水時に流出した土砂(懸濁物質)が多い。生態系維持に必要な懸濁態有機物や懸濁態栄養塩についても溶存物質とともに同時に河口域に供給される。よって、河口域における河川に由来する懸濁物質の挙動を把握することは閉鎖性水域にあっては富栄養化や一次生産量の予測について重要な情報を与えるものと考えられる。

本研究では河川から流出する懸濁態栄養塩に着目してその総量を把握し、かつ筑後川河口域を対象として出水前後における底質の形態別栄養塩濃度の分布特性を調査し、出水が河口域の底質中の栄養塩濃度に与える影響を明らかにした。

5-2 河口域底泥中のリンの形態

懸濁物質に由来する栄養塩のうち、とりわけ一次生産で制限物質となりやすいリンは多様な成分から構成されており、様々な形態別分画法が提案されている。懸濁態リンは無機態リンと有機態リンに大別されるが、無機態のリンはアパタイト型リンとそれ以外(非アパタイト型リン)に分けることができる。アパタイトはカルシウムとリンを主成分とした鉱石のことで、フッ素リン灰石、炭酸アパタイト、水酸化アパタイトが存在する。水酸化アパタイトを除き生物に利用されにくい成分とされている。形態別リンのうち、クエン酸・亜ジチオン酸・重炭酸抽出リン(CDB-P)は非アパタイト型リンのうちCDB(クエン酸・亜ジチオン酸・重炭酸)抽出によって溶出するリンの分画であり、海域で循環可能なリンであるとされている(田中, 1994)。また、CDB-Pのうち、海水で溶脱されるものを吸着態リン(Ads-P)と定義し、これは河川から供給された懸濁物質のうち海中に沈降する過程で溶脱し易いリンであり、測定法が確立されている(田中, 1994)。形態別リンの全分画を図-5-1に示した。なお、このうち Res-Pは無機態リン以外のP(Residual-P)を意味している。

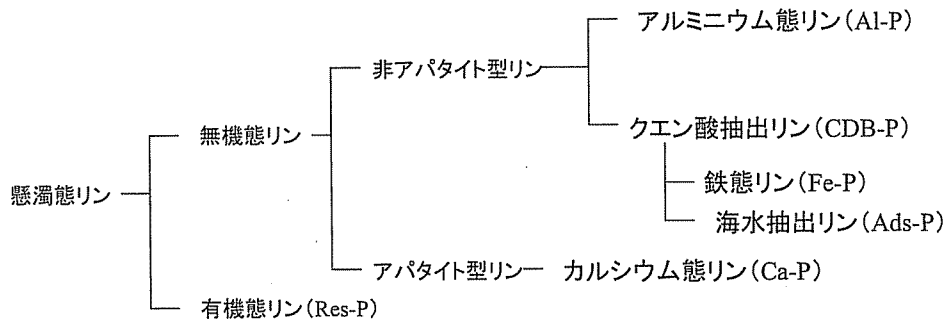


図-5-1 形態別リンの分画例

5-3 研究方法

(1) 調査対象水域

調査対象水域は筑後川流域および有明海湾奥部である。筑後川は熊本県阿蘇郡瀬の本高原に源を発し、急峻な山岳地帯を流下して日田市において、九重連山から流下する玖珠川と合流、筑紫平野を貫流し、有明海へ流入する幹川流路延長 143km、流域面積 2860km² の河川である (図-5-2)。1995 年現在において流域の 56%は森林で、耕地面積は 21%、宅地は 23%である。筑後川流域の平均年降水量は 2050mm 程度であり、その 6 割は 6 月～9 月の梅雨期および台風期に集中している (国土交通省筑後川河川事務所, 2004)。そのため、この時期に集中して土砂が流出する。2003 年の出水期の 5 月 1 日～10 月 31 日には筑後川上流域である日田、伏木、南小国、玖珠、釈迦岳の AMeDAS 観測点平均での期間降雨は平均 1721mm であり、そのうち 7 月における降雨は 636mm であった。最も大規模な洪水は 7 月 12 日～13 日に発生した。調査期間中のハイドログラフおよび調査日程を図-5-3に示す。

筑後川河口部は有明海湾奥部であり、広大な干潟 (4489ha) を有する。干潟部ではノリ養殖が盛んであり、冬季になると干潟は一面のノリ網で覆い尽くされる。

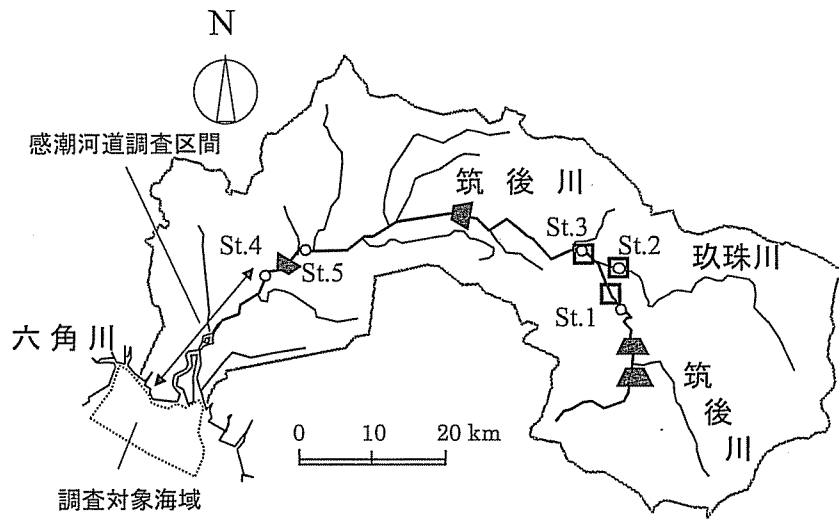


図-5-2 調査対象流域(一級河川筑後川)および調査対象海域(破線部の範囲)○:採水地点,
□:濁度計測地点, ▲:主要なダムあるいは堰

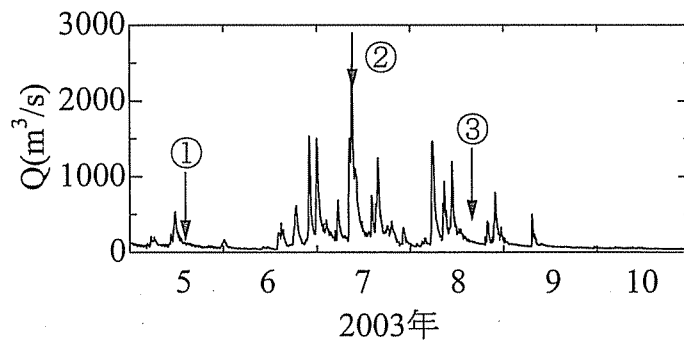


図-5-3 筑後川 St.4 直上流(宮の陣地点)での流量と調査日程(①, ③底質採取, ②:洪水時濁水採取)

(2) 洪水時懸濁土砂採取

筑後川流域において, 2003年7月12日~13日に図-5-2に示す観測地点 St.1(柚木地点), St.2(小ヶ瀬地点), St.3(小淵地点), St.4(下田大橋地点)で出水時の懸濁物質の採取を行った。採取された懸濁物質は保冷して分析室に持ち込み, 分析を行った。また, 比較のため2004年5月16日に筑後川久留米大橋, 矢部川船小屋大橋, 菊池川内藤橋, 白川代継橋においても採水を行った。

(3)濁度モニタリング

St.1～St.3 において濁度計(アレック電子製 Compact-CLW)を設置し、濁度を 10 分間隔で計測したデータを用いた。観測期間は 2003 年 5 月～11 月とした。

(4)底質採取

2003 年 5 月 13 日～18 日と 8 月 13 日～18 日に有明海湾奥部および筑後川河口域、感潮河川(0KP～16KP)において底質を採取した。底質の採取はダイバーが行い、表層底質を 400ml のポリエチレン製パックに水中で封入し、蓋をして水上まで引き上げた。採取された底質は分取して -30℃で凍結保存し、真空凍結乾燥処理した。

(5)分析方法

河川水は懸濁物質(SS)、強熱減量(IL)、全窒素(TN)、溶存態窒素(DN)、全リン(TP)、溶存態リン(DP)を分析した。懸濁態窒素(PN)、懸濁態リン(PP)は

$$PN = TN - DN \quad (5.1)$$

$$PP = TP - DP \quad (5.2)$$

ただし PN:懸濁態窒素濃度, TN:全窒素濃度, DN:溶存態窒素濃度, PP:懸濁態リン濃度, TP:全リン濃度, DP:溶存態リン濃度

として算出した。形態別リンの分画については田中の方法(田中, 1994)に従い Ads-P, CDB-P, Al-P, Ca-P を分析した。なお,

$$Res-P = TP - (CDB-P + Al-P + Ca-P) \quad (5.3)$$

ただし Res-P:有機態リン濃度, TP:全リン濃度, CDB-P:クエン酸・亜ジチオン酸・重炭酸抽出リン濃度, Al-P:アルミニウム態リン濃度, Ca-P:カルシウム態リン濃度

によって算出した。底質の分析については底質の粒径分布の影響を取り除くために、底質を凍結乾燥後ふるいで 75μm 以下のものを取り出して分析した。

底質の分析については均一性の観点から、75μm 以下にふるい分けし、75μm 以下の分画について分析を行った。底質の採取については筑後川河川事務所が 2003 年 5 月と 8 月に有明海湾奥部および筑後川河口域において採取した底質を分取して分析した。乾燥試料をクエン酸・重炭酸緩衝液中で強い還元剤である亜ジチオン酸と反応させ、非アパタイト型リンのうち、主に鉄と結合したリン酸態鉄や、鉄吸着態リンを抽出する。その後 1N-NaOH 処理によってアルミニウムと結合したリンを分画し、最後に 1N-HCl によってカルシウムと結合したアパタイト型リンを逐次分画するものである。海水によって溶脱するリンについては 24 時間の人工海水(組成:表-5-1)による抽出を 10 回繰り返す田中らの方法に従った。以下に分析フローチャートを示す(図-5-4～図-5-6)

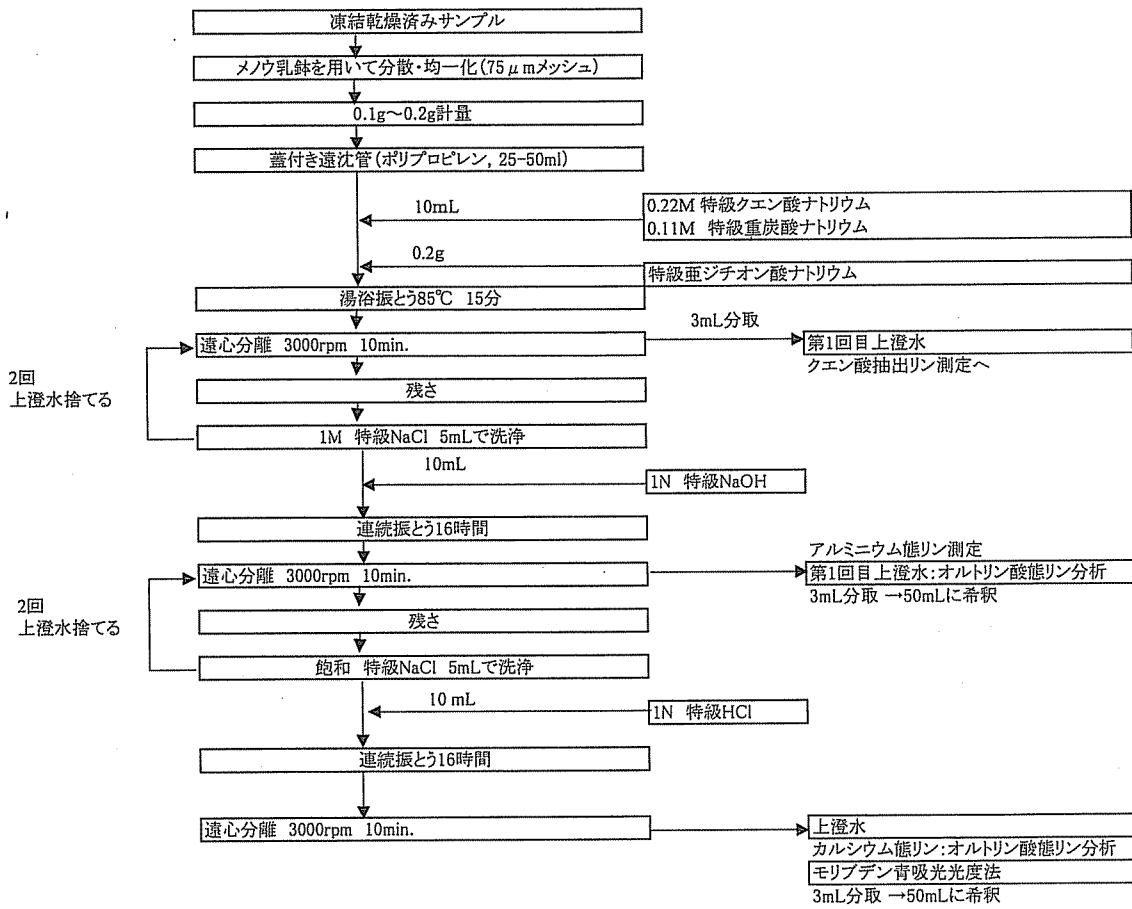


図-5-4 リン分析前処理法

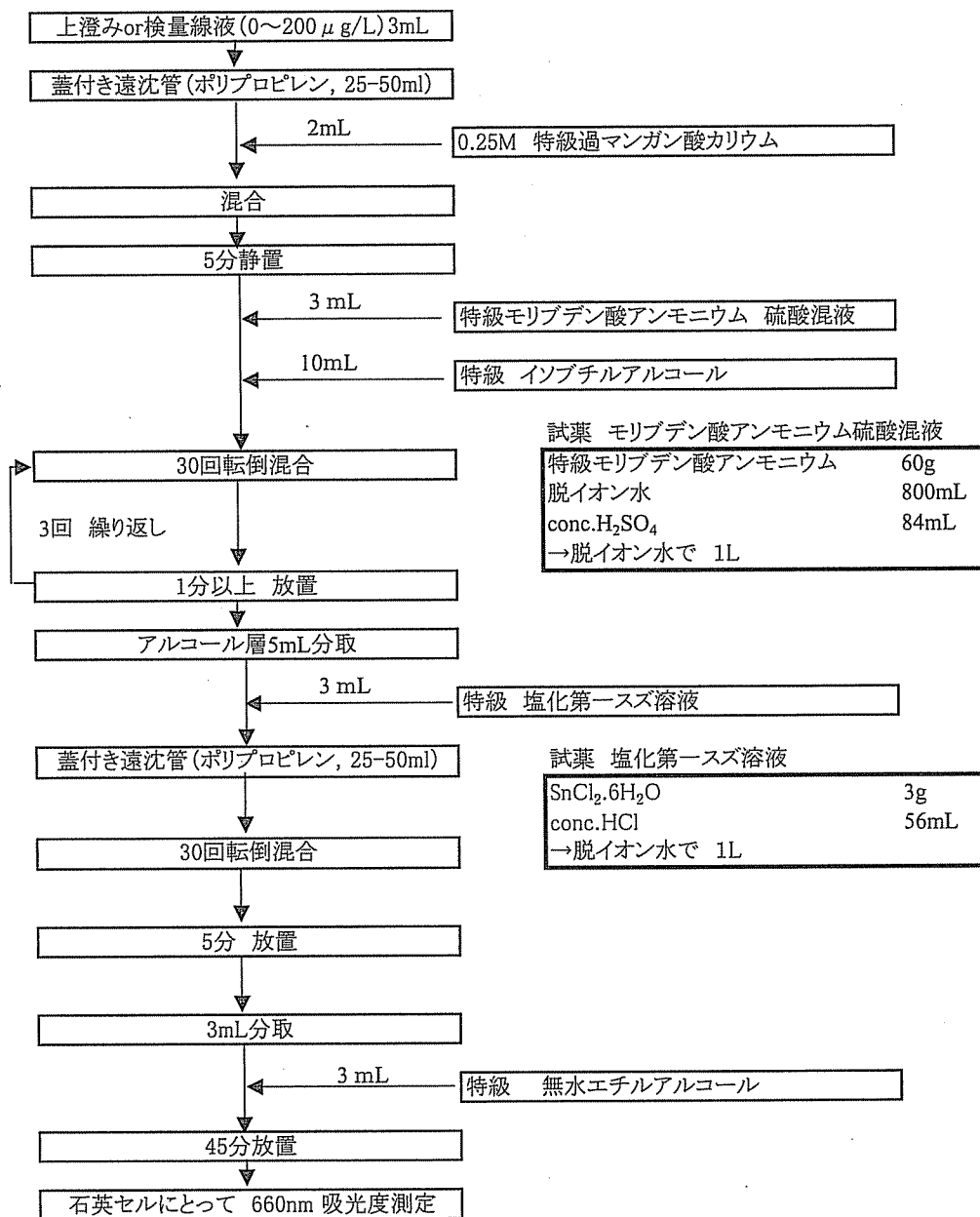


図-5-5 クエン酸抽出リン(CDB-P)の測定方法

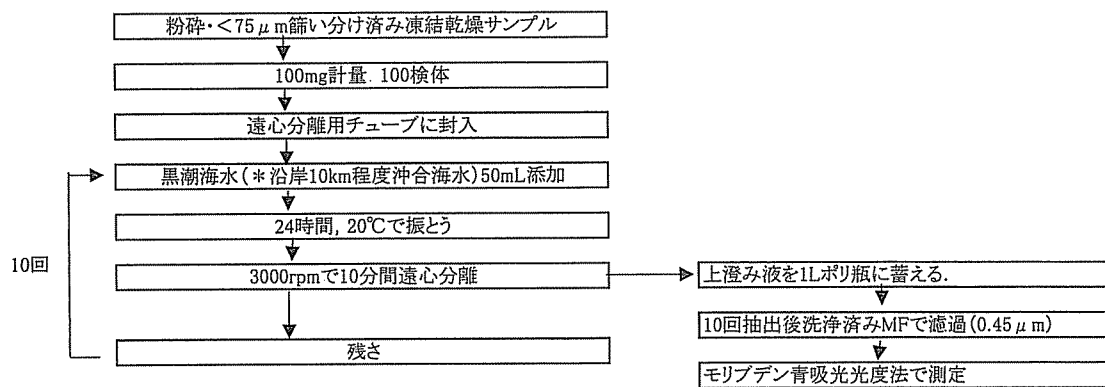


図-5-6 海水抽出リンの前処理方法

表-5-1 人工海水の成分(1Lあたり)

		重量(g)
No.1		
塩化ナトリウム(食塩)	NaCl	28.5
硫酸マグネシウム7水塩	MgSO ₄ 7H ₂ O	6.82
No.2		
塩化マグネシウム6水塩	MgCl ₂ 6H ₂ O	5.16
塩化カルシウム2水塩	CaCl ₂ 2H ₂ O	1.47
No.3		
塩化カリウム	KCl	0.725
炭酸水素ナトリウム	NaHCO ₃	0.2
炭酸ナトリウム	Na ₂ CO ₃	pH調整に適量用いる。(pH:8.2)

(6) 河川から流出する栄養塩負荷量の算出方法

本研究では栄養塩流出負荷の算定に、濁度を用いた栄養塩流出負荷量の推定法である L-Q-Turb 法(山本ら, 2003)を用いた。懸濁態栄養塩については洪水時に濁度と栄養塩濃度との関係を調べ、自記濁度計を用いて懸濁態栄養塩濃度を推定する。溶存態栄養塩については、流量(Q)と負荷量(L)の関係を調べて負荷量に変換する。洪水時の栄養塩負荷は溶存態栄養塩と懸濁態栄養塩に分けてそれぞれ以下のように求める。ただし、St.4 については懸濁態、溶存態ともに下記に示す溶存態栄養塩負荷の推定方法を用いた。平水時の水質および流量は 2003 年の瀬ノ下地点(St.5)のデータを用いた。平水時のデータについては、無機態窒素(硝酸態+亜硝酸態+アンモニア態窒素)を溶存態窒素、リン酸態リンを溶存態リンとみなして計算した。

a) 溶存態栄養塩負荷量の算定

流量から栄養塩負荷量を求めるため下式で栄養塩負荷の流量への回帰式を作成する。

$$L_N = C_N Q^n \quad (5.1)$$

$$L_P = C_P Q^p \quad (5.2)$$

St.1~St.3 については溶存態、St.4 については懸濁態および溶存態について適用する。

b) 懸濁態栄養塩濃度の算定

懸濁態栄養塩濃度を算定するため下式で懸濁態栄養塩濃度の濁度への回帰式を作成する。

$$C_{PN} = k_{PN} \cdot Turb^{a_{PN}} \quad (5.3)$$

$$C_{PP} = k_{PP} \cdot Turb^{a_{PP}} \quad (5.4)$$

c) 栄養塩負荷の算定

ある時刻 t での栄養塩負荷は溶存態栄養塩負荷と懸濁態栄養塩負荷の和として下式で求める。

$$L_{TN}(t) = L_{DN}(t) + L_{PN}(t) = C_{DN} Q(t)^n + k_{PN} \cdot Turb(t)^{a_{PN}} Q(t) \quad (5.5)$$

$$L_{TP}(t) = L_{DP}(t) + L_{PP}(t) = C_{DP} Q(t)^p + k_{PP} \cdot Turb(t)^{a_{PP}} Q(t) \quad (5.6)$$

ここで

L_N : 窒素負荷 (g/s) L_P : リン負荷 (g/s) L_{TN} : 全窒素負荷 (g/s), L_{DN} : 溶存態窒素負荷 (g/s), L_{TP} : 全リン負荷 (g/s), L_{DP} : 溶存態リン負荷 (g/s), Q : 流量 (m^3/s), L_{PN} : 懸濁態窒素負荷 (g/s), $Turb$: 濁度 (mg/L), L_{PP} : 懸濁態リン負荷 (g/s), C_{DN} , C_{DP} , n , p , k_{PN} , a_{PN} , k_{PP} , a_{PP} : 定数

5-4 筑後川上流域から流出する栄養塩負荷量

(1) 流量と溶存態栄養塩負荷量の関係

流量と負荷量の関係を(5.1)式, (5.2)式でモデル化したところ, 溶存態栄養塩はほぼ流量の1乗に比例し, 流量によるモデル化が可能であった. 各地点における(5.1)式, (5.2)式の係数を表-5-2に示す. 感潮域である St.4 では n や p が1以上であり, 濃度増加型の傾向を示した. St.4の平水時については非感潮域である瀬ノ下地点(St.5)の水質データを用いて計算した.

表-5-2 筑後川各地点における(5.1)式, (5.2)式の係数 C_{DN} (溶存態窒素), C_{PN} (懸濁態窒素), C_{DP} (溶存態リン), C_{PP} (懸濁態リン), 相関係数 R , データ数 N St.1: 柚木地点, St.2: 小ヶ瀬地点, St.3: 小淵地点, St.4: 下田大橋(平水時: 瀬ノ下地点))

地点	C_{DN}	n	R	N
St.1	0.414	1.04	0.998	21
St.2	1.20	0.933	0.978	18
St.3	1.51	0.873	0.946	21
St.4	0.880	1.00	0.997	14
地点	C_{DP}	p	R	N
St.1	0.0149	1.05	0.815	9
St.2	0.0124	1.15	0.911	18
St.3	0.0169	1.05	0.871	21
St.4	0.0423	1.34	0.984	14
地点	C_{PN}	n	R	N
St.4	0.0171	1.60	0.986	14
地点	C_{PP}	p	R	N
St.4	0.0042	1.64	0.984	14

(2) 濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係

濁度と懸濁態栄養塩濃度の関係を整理して得られた各係数を表-5-3にまとめた. 懸濁態栄養塩濃度は濁度の0.8乗~1.1乗に比例し, 相関係数は St. 4を除き0.9以上で高い.

表-5-3 筑後川各地点における(5.3)式, (5.4)式の係数, 相関係数 R , データ数 N (St.1: 柚木地点, St.2: 小ヶ瀬地点, St.3: 小淵地点)

地点	k_{PN}	a_{PN}	R	N
St.1	0.0022	1.148	0.975	9
St.2	0.0081	0.907	0.994	18
St.3	0.0357	0.641	0.924	21
地点	k_{PP}	a_{PP}	R	N
St.1	0.00102	1.06	0.977	9
St.2	0.00110	1.07	0.984	18
St.3	0.00227	0.897	0.974	21

(3) 河川上流から供給された栄養塩負荷量

河川の出水期における, 各地点の栄養塩流出負荷量を表-5-4にまとめた. 溶存態栄養塩の負荷量については, 玖珠川から流出する負荷量は筑後川本川と均衡していたが, 懸濁態栄養塩の負荷量については玖珠川流域から流出する栄養塩負荷量が卓越していた.

下流域における懸濁態窒素・リン負荷は上流域から流出した量に対してかなり多い量が流下している.

筑後川における懸濁態栄養塩負荷量は洪水時におけるSt.3よりも上流域からの寄与に加え, 中流域からの負荷や河道内の底質の巻上げによって負荷量が増大するものと考えられる. 溶存態栄養塩負荷量も下流域で増大する. 中流域～下流域に広がる農耕地, 市街地の排水等の影響が強く出ているものといえる.

表-5-4 筑後川各地点における栄養塩流出負荷量(t)

2003年5月1日～2003年10月31日 (St.1: 柚木地点, St.2: 小ヶ瀬地点, St.3: 小淵地点, St.4: 下田大橋(平水時: 瀬ノ下地点))

地点	PN	DN	PP	DP
St.1	102	408	31	17
St.2	540	531	73	16
St.3	605	1038	134	26
St.4	1900	2654	601	68

5-5 河川から流出する懸濁態リンの形態

2004年5月16日に採取された筑後川、矢部川、菊池川、白川における洪水時における河川水の懸濁物質中のリン組成を図-5-7に示す。これは河川の洪水ピーク時に採取した試料である。筑後川から流出する懸濁物質のうち65%はFe-Pであり、海域において物理化学的に溶出する可能性がある。また、Al-P、Res-Pはそれぞれ10%、12%であった。生物に利用不可能な形態であるアパタイト型リンのCa-P(230mg/kg)は13%であった。よって筑後川から海域に供給される懸濁態リンのうち、溶出あるいは生物に利用される可能性のあるFe-PとRes-Pを合計すると77%であり、7割以上の懸濁態リンが海域で溶出する形態であった。

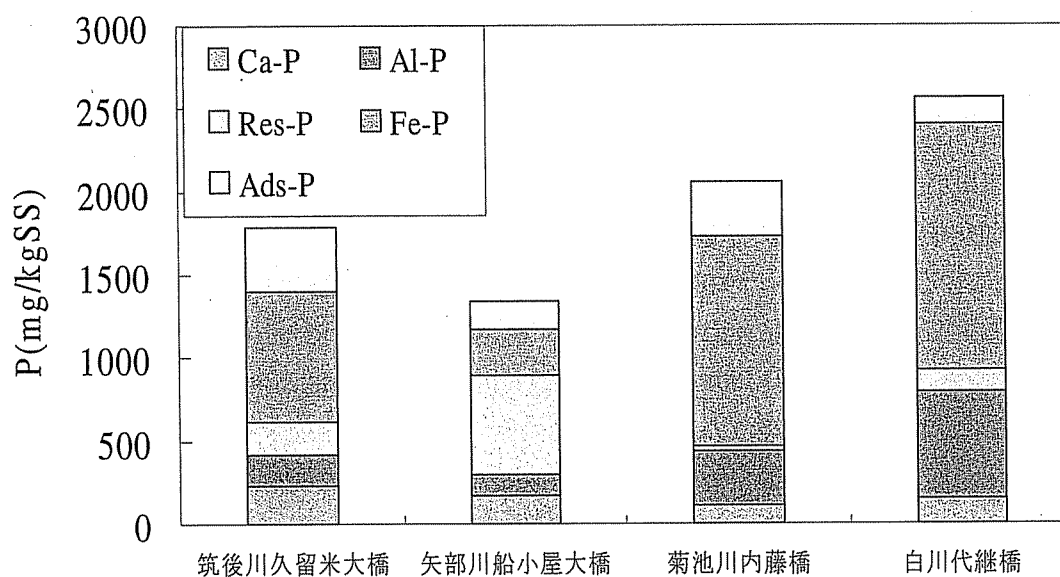


図-5-7 有明海沿岸の各河川から流出するリンの形態(2004年5月16日採取)

Ads-P:海水抽出態リン, Fe-P:鉄態リン, Al-P:アルミニウム態リン, Res-P:有機態リン, Ca-P:カルシウム態リン

5-6 出水期前後における細粒底質中の各態栄養塩含有量の変化

(1)リン化合物等の含有量の変化

図-5-8～図-5-37に筑後川の出水期前(2003年5月), および出水期後(2003年8月)における河口域底質の各形態のリン化合物, 窒素, 有機炭素含量を示した. 海域毎の成分変動特性を調べるため, 海域を便宜的に6区域(A海域:筑後川・早津江川河口前面, B海域:筑後川・早津江川河口テラス, C海域:筑後川・早津江川沖合部, D海域:東与賀町沖干潟, E海域:六角川濘筋, F海域:白石町沖干潟および沖合)に分けた. 表-5-5に海域毎の底質中における懸濁態栄養塩濃度の平均値および主成分分析結果を示す. ここでは底質中の全リン(TP)は, 懸濁態リン(PP)と同義に用いている.

TPは出水後特にB海域で濃度が高い領域が形成され, 平均974mg/kgの高濃度の領域が形成された. 洪水時に供給される懸濁態リンの濃度は75 μ m以下について1800mg/kg程度であり, 海域における底質中の濃度(600~800mg/kg)よりはるかに高く, 5月に比較して濃度が高くなった地点は河川から流出した細粒土砂の影響を受けているといえる. Ads-Pは懸濁物質に吸着したリンのうち, 酸化的環境下において海水との接触により懸濁物質から溶出するリンの分画である. 海中に存在している時間が長いほどSS当たりの濃度が低下するが, 他のリン分画の溶出によっても濃度は増加する. 5月の時点においては海域全体で100mg/kg以下であったが, 出水後B海域で濃度が上昇した. Fe-Pは5月においてはB海域およびE海域における濘筋部で濃度が高く, 海水中に溶出した溶存態リンが潮汐の作用により巻き上げられた底質中の水酸化鉄に好氣的に吸着していることが考えられる. 出水によって800mg/kgに達する高濃度のFe-Pの供給があったと考えられるにも関わらず出水後においては全般的に鉄態リンの濃度が低下しているので, 水温の上昇に伴い底質の微生物活動が活発になり, 底質内部では還元状態になって鉄態リンが溶出したと考えられる.

Al-PはFe-Pと同様に非アパタイト型リンであり, 土壤鉱物中の珪酸アルミニウム等にリンが吸着したものである. 火山灰土壤には珪酸アルミニウムが多量に含有されるので火山灰土壤がSSに含まれているとSS中のAl-Pの濃度は高くなる. Al-Pは植物の根から分泌される酸によっても土壤から溶出しないために陸域では植物が利用不可能なリンの形態である. 海域で物理的に海水と混合するだけではAl-Pは溶出しないためにAl-PはAds-PやFe-Pに比較して保存性が良い. D海域では低い濃度で増減がなかったが, B海域およびE海域で高い濃度であった. これはD海域に河川から流出した細粒土砂の影響が直接及んでいないことを示している.

Ca-P濃度は特にD海域で高く, 全リンに占める割合も60%程度である. D海域の干潟土壤に生物が利用不可能な形態のリンが蓄積していることを示している. 出水後である8月の調査時にはB海域で濃度が低い領域が広がった. 洪水時に河川から供給される土砂により濃度が低下した可能性があるが, 洪水時に供給されるSS中のCa-Pは150~230mg/kgであるので, 海域底泥との濃度差はなかった.

Res-PはINHClによっても溶出しない形態のリンであることから有機態リンであると考えられる.

有機態リンは有機物に結合したリンや生物体自体およびそのデトリタスから構成される。出水後、B 海域において高濃度になった。河川から流出する有機態リン濃度は 200mg/kg～600mg/kg 程度であるので河川から流出した土砂に含まれる有機態リンが堆積したと考えられる。

一方、底泥中の全窒素(T-N)濃度は出水による明確な濃度上昇は見られず、D 海域と C 海域で全窒素濃度が低下している現象がみられた。陸域から供給された懸濁物質中の窒素成分は速やかに生物に利用されていることを示している。

全有機炭素(TOC)濃度は5月における海域平均で19000mg/kgであったが8月は20250mg/kgであり濃度が増加した。河口域では濃度が上昇していたのに対してD 海域で濃度が低下した。これは干潟部における活発な有機物酸化を反映している。

(2)主成分分析による底質組成の変動傾向解析

底質組成の変動傾向を知るために底質の各成分を用いて主成分分析を行った(表-5-5)。サンプルは5月と8月の底質に加え、洪水時の懸濁物質(筑後川、矢部川、菊池川、白川)を対象とし、解析には各態リン濃度とT-N, TOC, 600°CIL, 800°CILを用いた。

第2主成分までの累積寄与率は71.3%であり、第2主成分まででおおよその底質の分布傾向を表すことが可能である。第1主成分(寄与率51.97%)は河川からの懸濁物質の寄与を示す軸であると解釈される。なぜなら、主成分負荷量分布図(図-5-38)において第1主成分にTOCやT-P, T-Nなど、河川から供給される成分が分布し、主成分得点分布図(図-5-39)においても河川の懸濁物質の第1主成分得点が正でかつ大であるからである。第2主成分については主成分負荷量分布におけるCa-Pの負荷量が大であり、Ca-Pは貝殻中に含まれるほか海域でも海水中に含まれるカルシウムと底泥中でリン濃度が高くなると沈殿により生成することから、海域における底質の存在時間の長さを示しているとみられる。

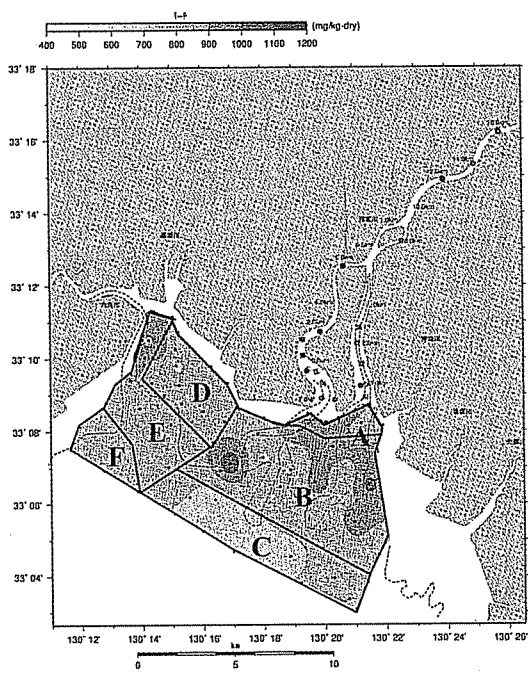


図-5-8 全鉛(2003年5月)

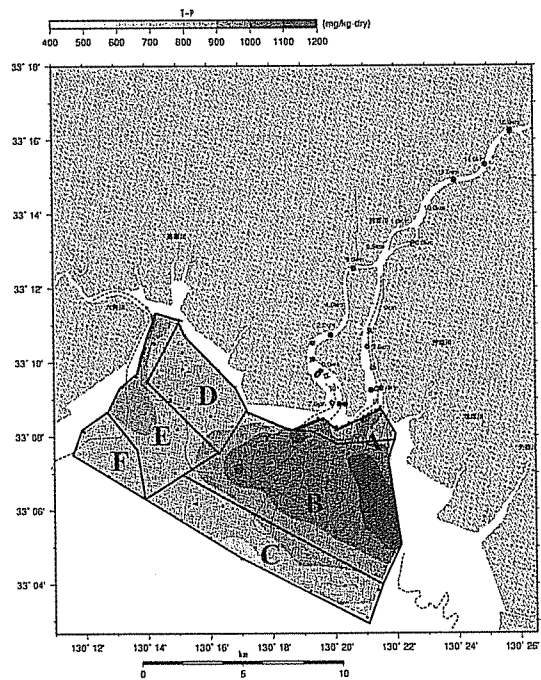


図-5-9 全鉛(2003年8月)

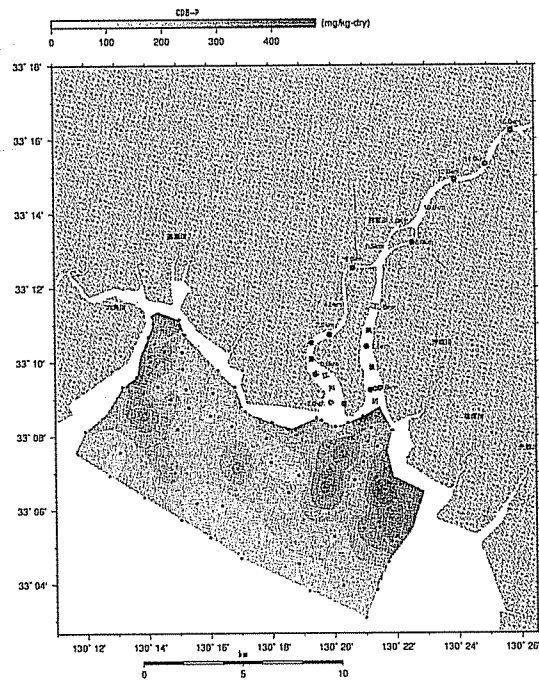


図-5-10 クエン酸抽出鉛(2003年5月)

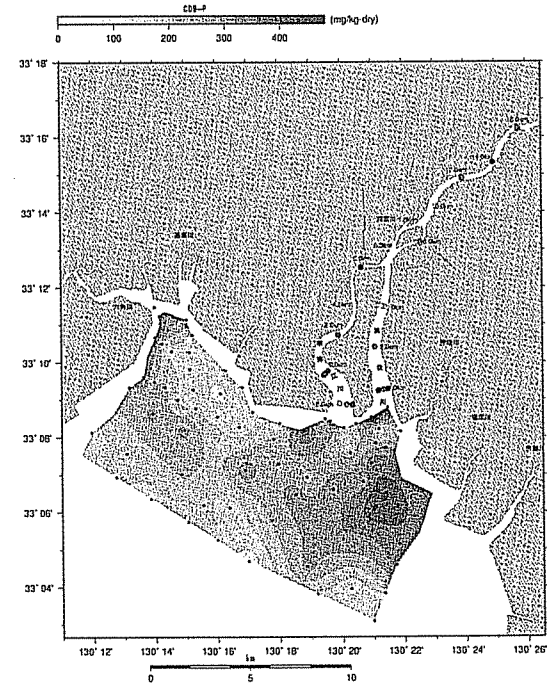


図-5-11 クエン酸抽出鉛(2003年8月)

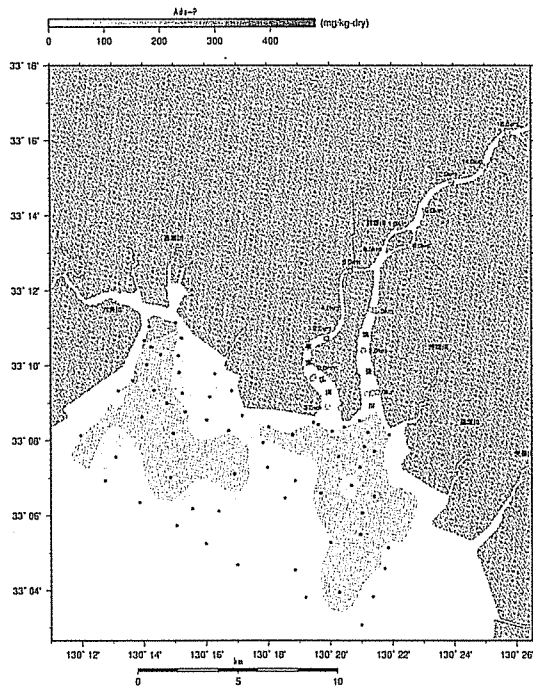


図-5-12 海水抽出リン(2003年5月)

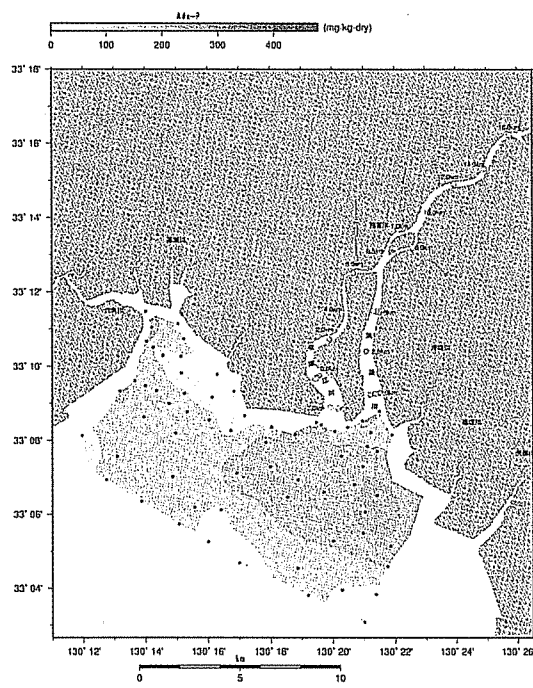


図-5-13 海水抽出リン(2003年8月)

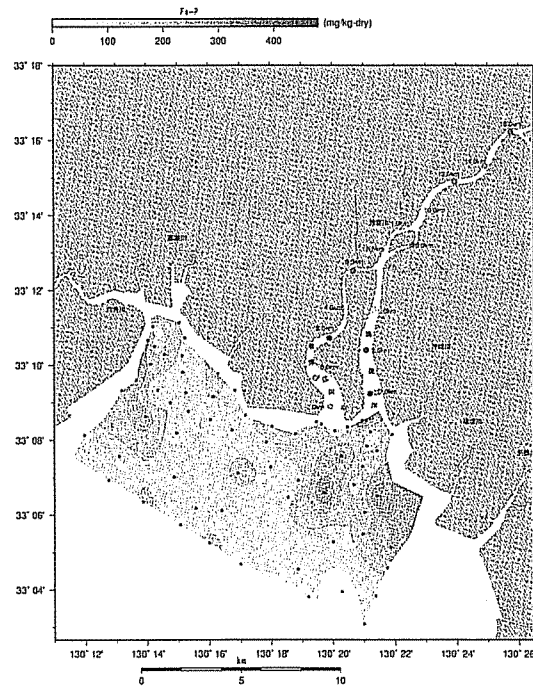


図-5-14 鉄態リン(2003年5月)

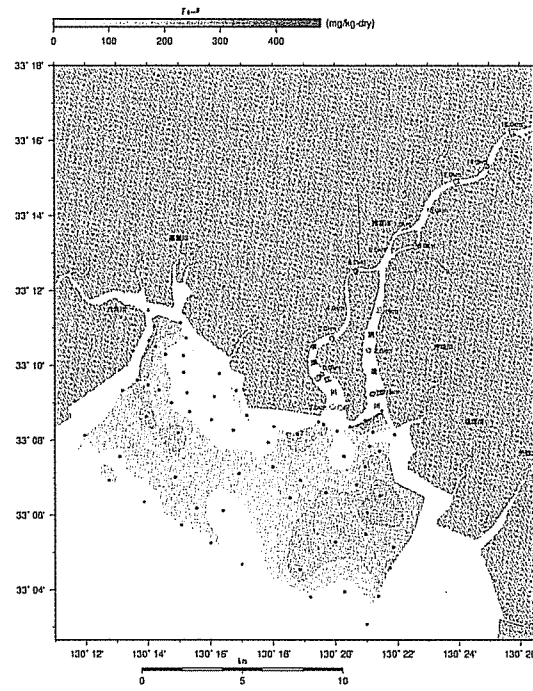


図-5-15 鉄態リン(2003年8月)

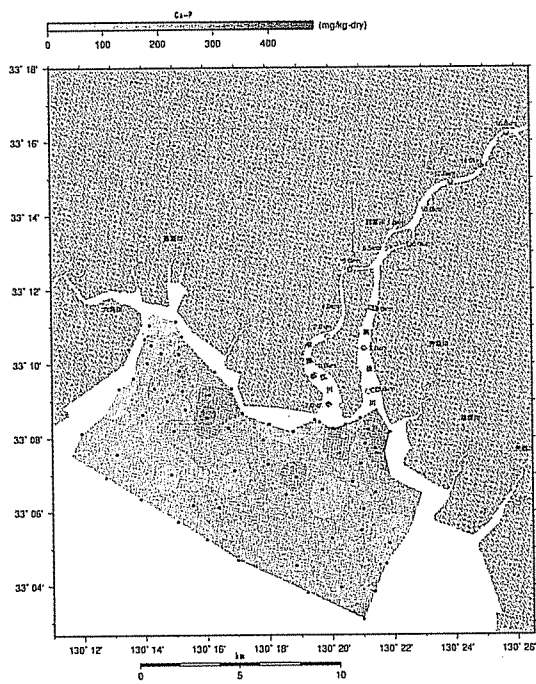


図-5-16 カルシウム態リン(2003年5月)

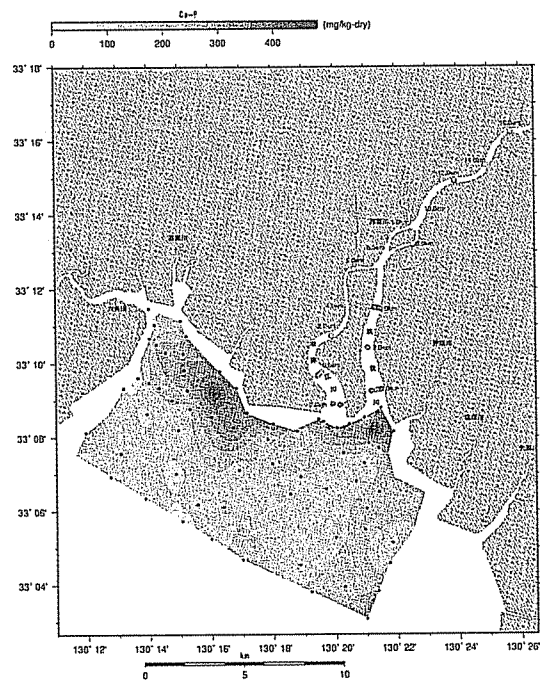


図-5-17 カルシウム態リン(2003年8月)

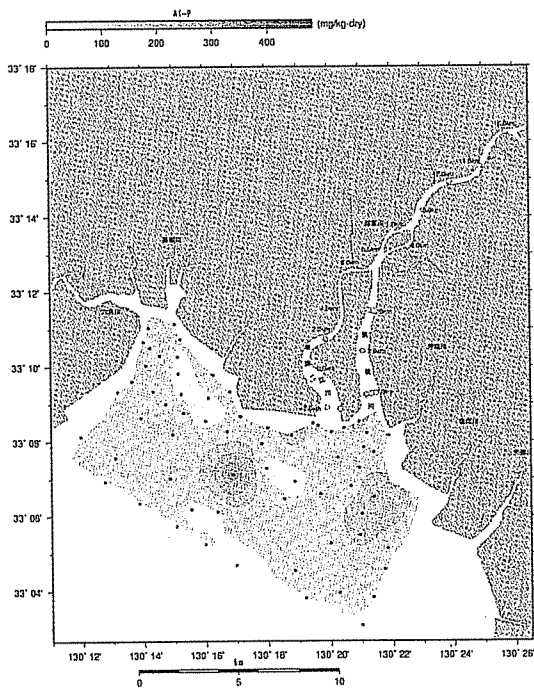


図-5-18 アルミニウム態リン(2003年5月)

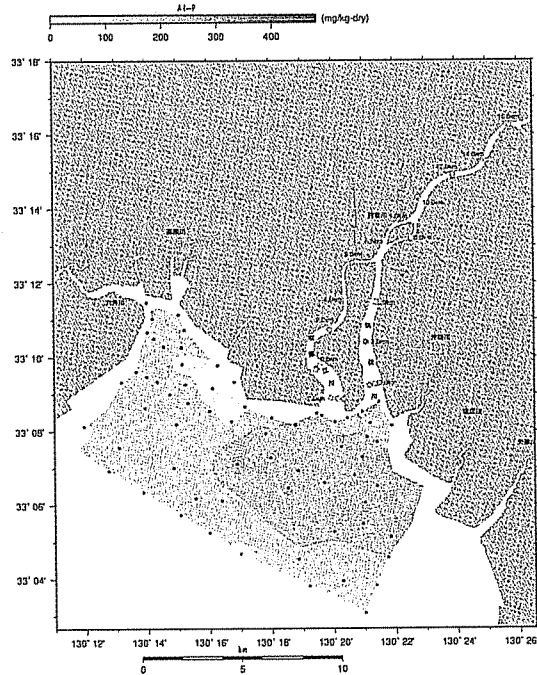


図-5-19 アルミニウム態リン(2003年8月)

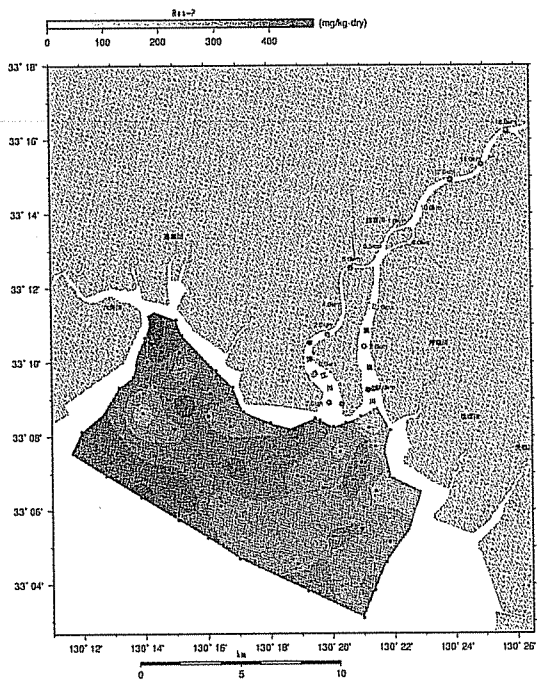


図-5-20 有機態リン(2003年5月)

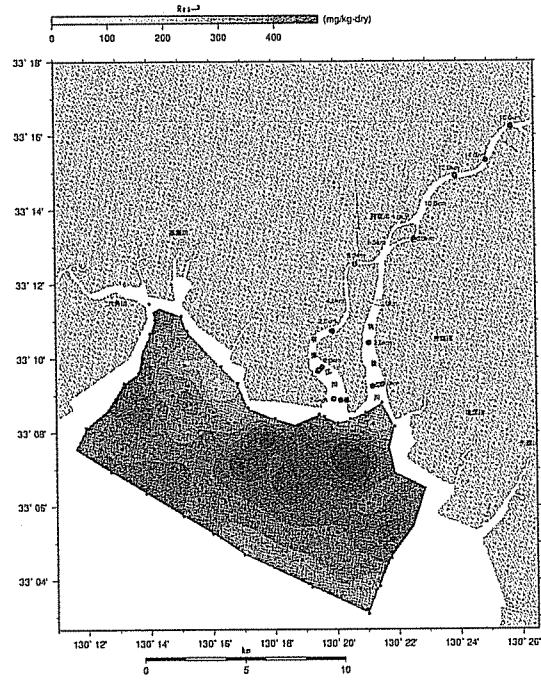


図-5-21 有機態リン(2003年8月)

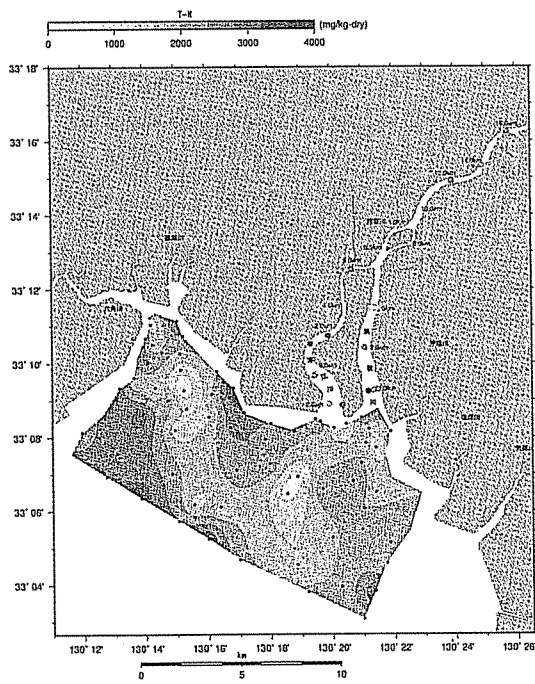


図-5-22 全窒素(2003年5月)

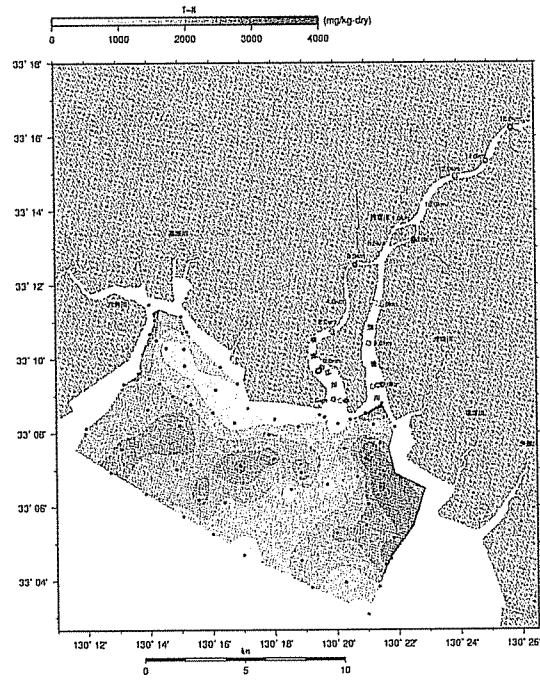


図-5-23 全窒素(2003年8月)

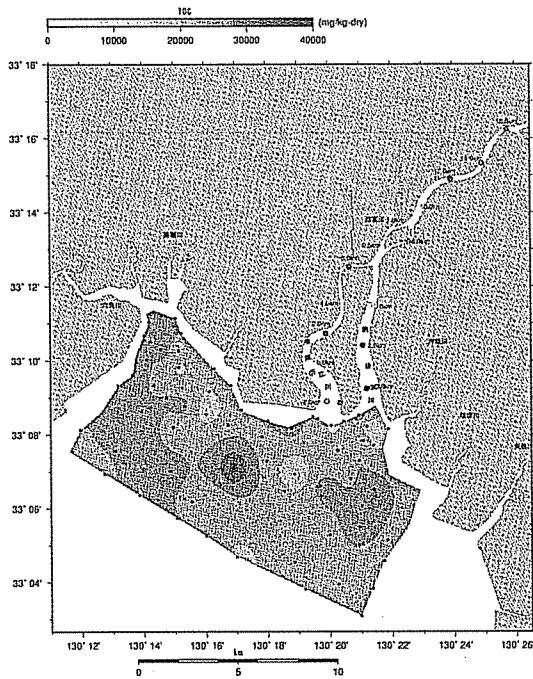


図-5-24 全有機炭素(2003年5月)

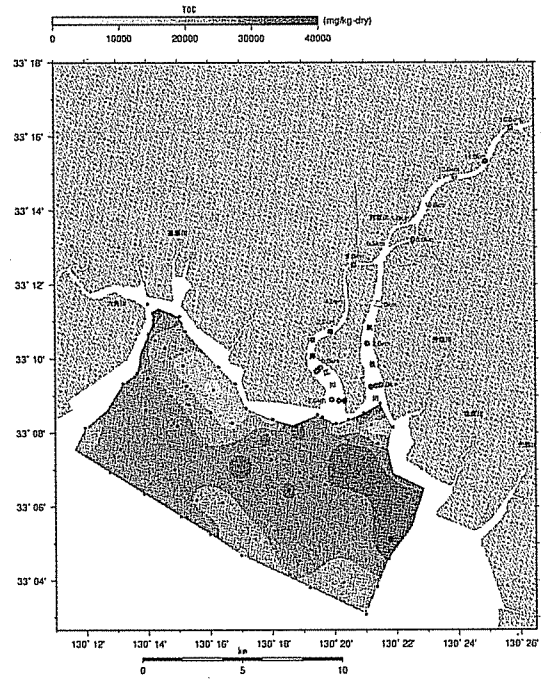


図-5-25 全有機炭素(2003年8月)

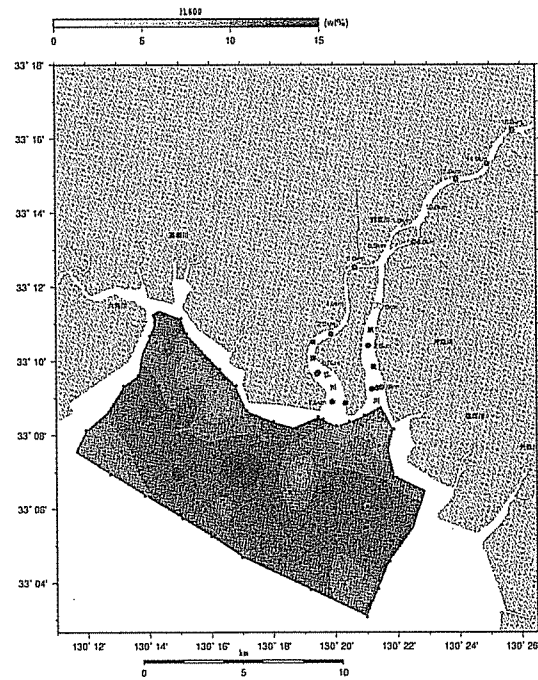


図-5-26 600°C強熱減量(2003年5月)

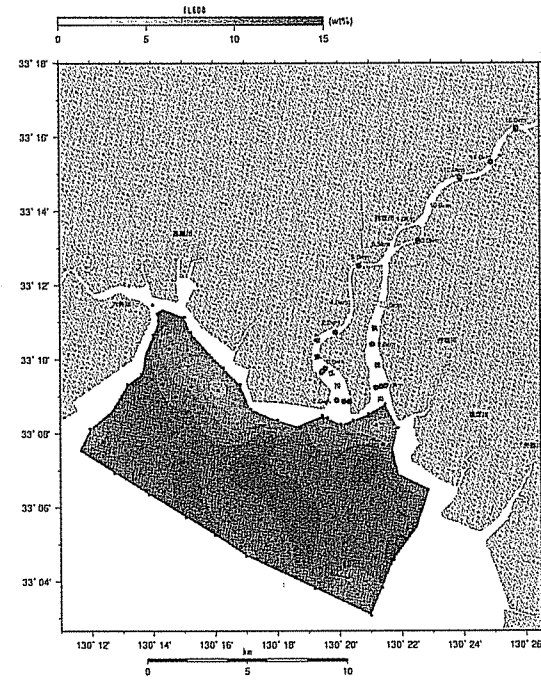


図-5-27 600°C強熱減量(2003年8月)

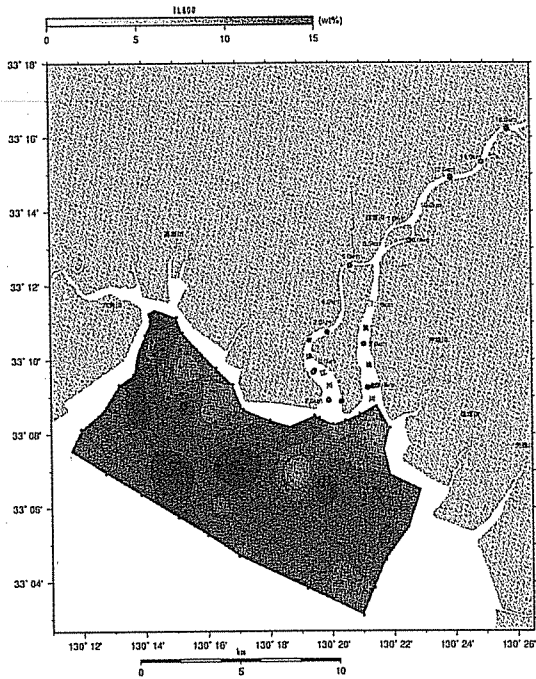


図-5-28 800°C強熱減量(2003年5月)

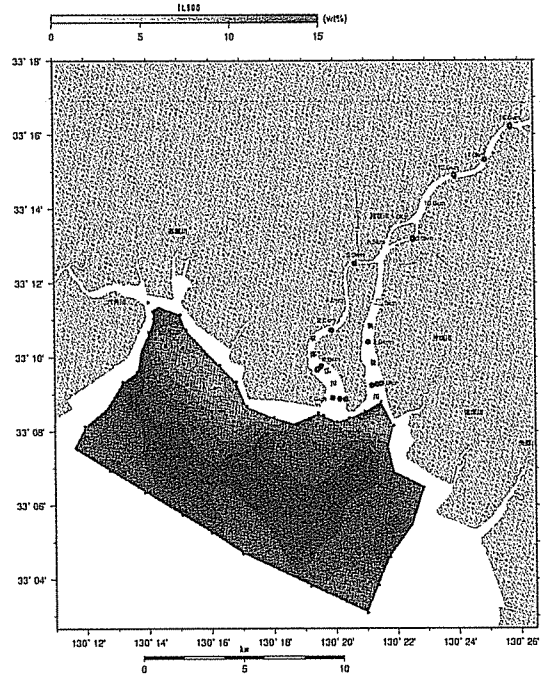


図-5-29 800°C強熱減量(2003年8月)

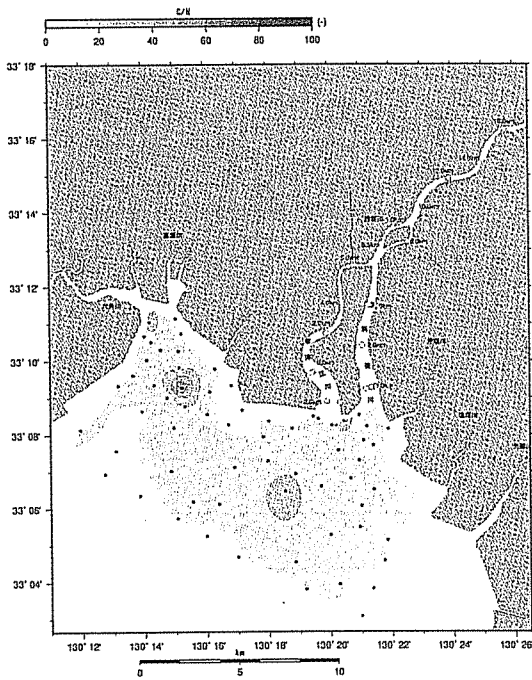


図-5-30 C/N比(2003年5月)

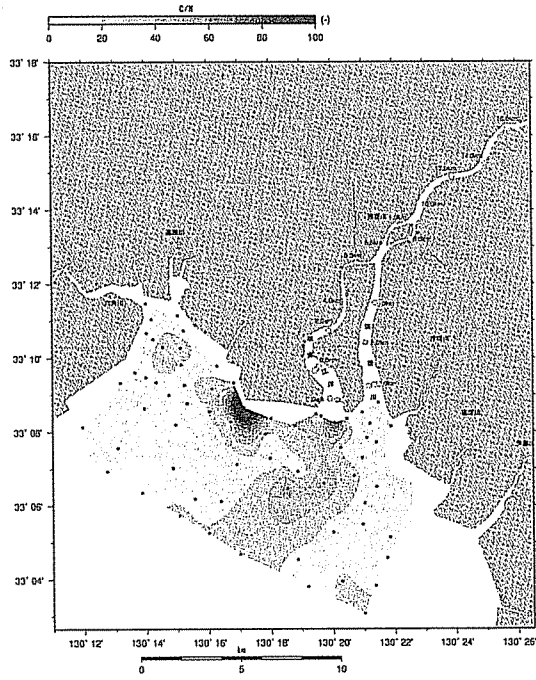


図-5-31 C/N比(2003年8月)

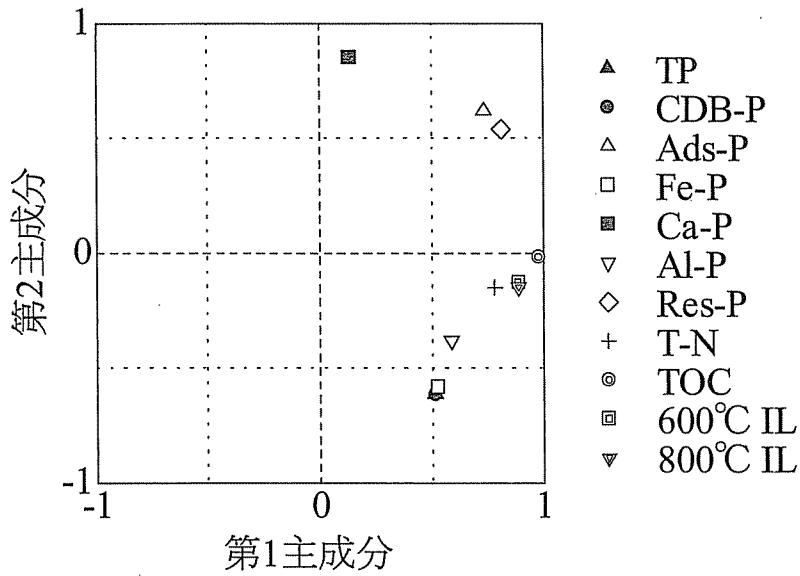


図-5-38 河川感潮域底泥・海域底泥・洪水時懸濁土砂についての主成分負荷量分布

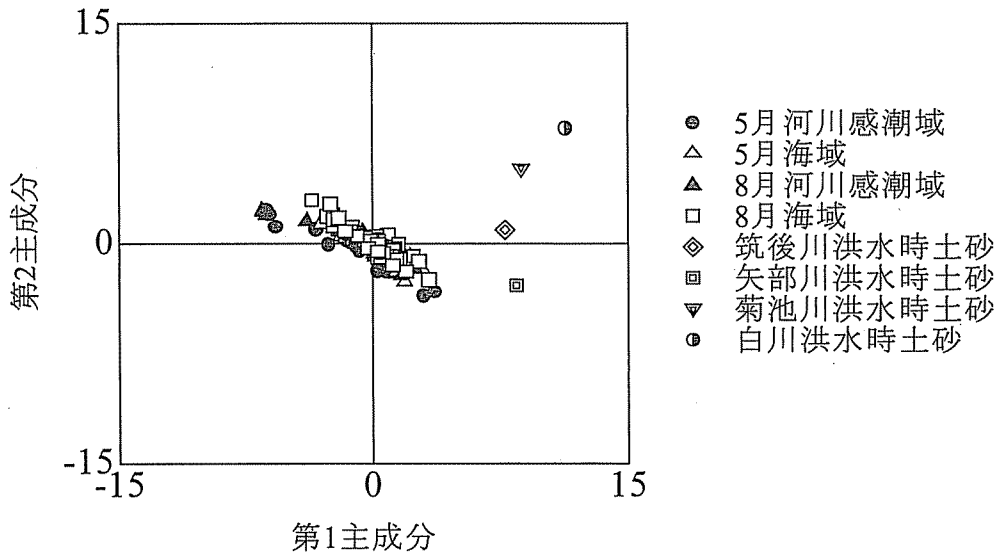


図-5-39 筑後川感潮域底泥・海域底泥・洪水時懸濁土砂についての主成分得点分布(2003年5月, 8月)

1) 感潮河道

出水前(5月時点)において感潮河道の河岸に堆積したガタ土は0km地点を除いて第1主成分得点が負あるいは零に近い。すなわち河川流域から流出してから時間が経過した底泥であることを示している(図-5-40)。出水後には感潮河道全体で第1主成分得点が増加し、河川から流出して間もない底質(河川起源の土砂)が分布した。区間毎の特徴は次の通りである。

感潮河道上流(12km地点~16km地点)において、滞筋は河川から流出した土砂を起源としているが、滞筋以外は河川から流出してから時間が経過した「古い」ガタ土である。出水により新規に供給された土砂が14km地点右岸に分布する。12km地点は主成分得点に変化がなく、出水時に侵食されたまま堆積が少なかったことを意味している。

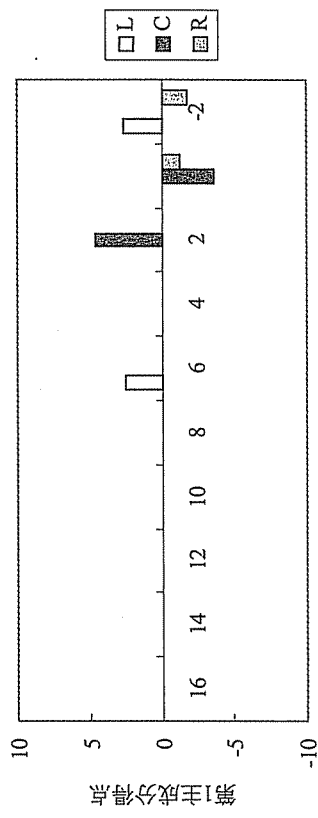
感潮河道中流(4km地点~8km地点)においては滞筋は泥質~砂泥質である。滞筋における第1主成分得点は負であり、古いガタ土が堆積していた。出水後も滞筋では得点の変化が無く、新規に堆積しなかった(一部はフラッシュされたと考えられる)が、河岸では第1主成分の増加がおり、新規にガタ土の堆積が起こったと推測される。4km地点は出水前後において砂質で変わらなかった。8km地点の滞筋は古い底質であるという結果になったが、河川上流から供給された土砂や潮汐による逆流に伴って遡上したシルト・粘土成分の溜まり場になっている可能性がある。

筑後川感潮河道下流(2km地点~0km地点)では全般的に第1主成分の得点は正の値をとるので、新しい底質が分布しているといえる。出水後は滞筋および兩岸の底質の第1主成分得点は増加するためさらに新しい土砂が堆積したものと考えられる。

早津江川においては-2km地点の右岸および0kmより下流の滞筋においては第1主成分得点が負であり古い底質が分布することが示されるが、4kmより上流では新しい底泥が分布していることがわかる。出水後は-2km地点を除いて第1主成分の得点が増加し、新しい底質が堆積したとみられた。

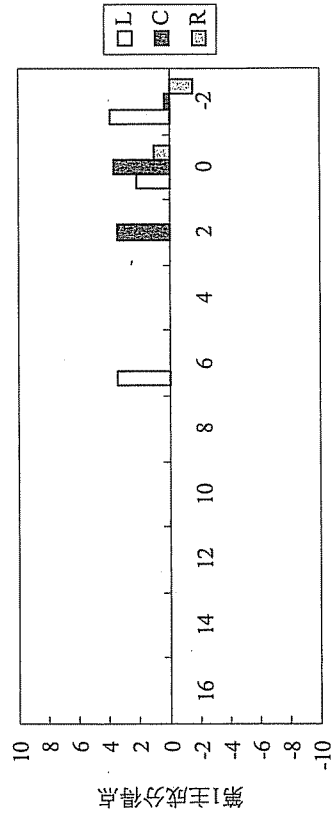
筑後川においては感潮河道の各地点において地形的特徴によって、河川から供給されて間もない「新しい底質」と河川から供給されて時間が経過した「古い底質」が混在している。一般的に滞筋には「新しい底質」が分布し、河岸には「古い底質」が堆積する傾向があった。ただし周囲より深い区間においては滞筋においても「古い底質」が分布している(8km地点)。これは流水によって侵食された結果、古い底質が露出したものであると考えられる。出水に伴って古い底質の河岸は出水に伴い概ね「新しい底質」に変化したとみられる。早津江川においては河口部を除き、常に「新しい底質」が分布する傾向にあった。

早津江川(平成15年5月)



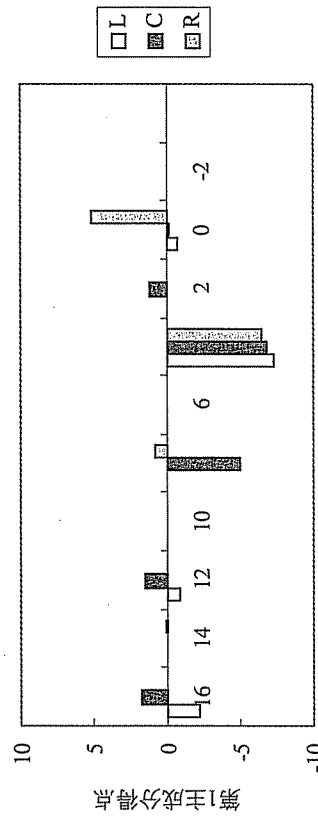
河口からの距離(km)

早津江川(平成15年8月)



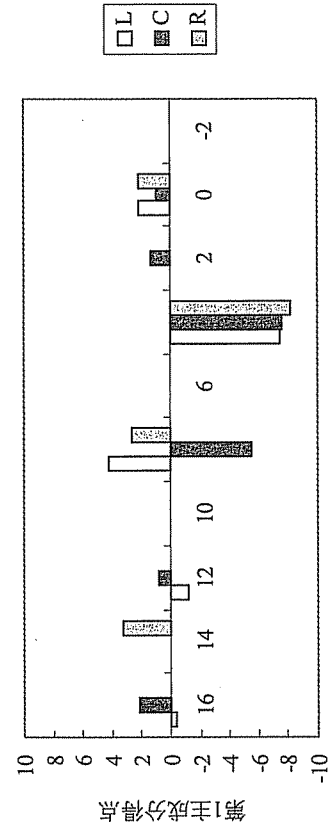
河口からの距離(km)

筑後川(平成15年5月)



河口からの距離(km)

筑後川(平成15年8月)



河口からの距離(km)

図一5-40 筑後川・早津江川感潮河道における主成分得点の変化

2) 沿岸干潟域底質

2003年5月の時点ではB、E海域のみ第1主成分得点が高く、出水後はさらに増加する。すなわちこれらの地点では出水により新規にシルト・粘土成分が河川から新規に供給されたとみられる。一方C、D、F海域の第1主成分得点は負値であり、かつC海域については出水後減少している。これらの海域には河川から新規に供給されたシルト・粘土成分の堆積は起こらず、さらに底質中の有機物の分解・変質が進行したことを示している。

5-7 まとめ

本章のまとめを以下に示す。

- 1) 筑後川から有明海湾奥部には2003年の出水期の6ヶ月に1900t程度の懸濁態窒素、600t程度の懸濁態リンが流出したと推定された。リンのうち70%以上は海域で溶出する可能性のある形態であった。
- 2) 形態別のリン濃度を測定し、主成分分析によって河口域における河川の出水に由来する細粒土砂の分布域を明らかにした。
- 3) 有明海湾奥海域においては筑後川・早津江川に由来する懸濁物質の直接影響が強い海域と弱い海域が存在する。標高が高い区域には洪水時に流出した土砂は堆積しにくくなることがわかった。
- 4) 河川からの直接影響が弱い海域では底質中のリン・窒素・有機炭素の含有量は夏季に減少する。それらの摂取・分解速度に対し懸濁態栄養塩の供給速度が遅いためであると推測される。

今後の課題として、生物に利用可能なリンや窒素の分布は直上の水塊の一次生産速度や量に影響する可能性があるため、海域に供給された河川の出水に由来する底質のその後の動態を明らかにする必要がある。また底質の懸濁態栄養塩含量の変化に伴う溶出速度や溶出量について検討する必要がある。

<参考文献>

- 農林水産省有明海ノリ不作対策関係調査検討委員会(2001):有明海のノリ不作対策等に関する中間取りまとめ。
- 環境省水環境部(2002):平成13年度有明海水質等状況補足調査報告書, pp.292.
- 田中勝久(1994):沿岸・河口域のリン循環過程に及ぼす土壌物質の影響, 西南水研技報, No.28, pp.73-119.
- 国土交通省筑後川河川事務所(2004):筑後川流域基礎情報。
- 山本浩一・二村貴幸・坂野章・日下部隆昭・末次忠司・横山勝英(2003):濁度計による懸濁態栄養塩負荷推定に関する研究, 河川技術論文集 Vol.9, pp. 515-520.

第6章 結論

従来から感潮域における水質変化および年間を通じた負荷量収支は困難であったが、洪水時も含めた栄養塩負荷流出量を従来よりも正確に算定することが可能な手法を開発し現地へ適用し、河口域も含めた通年の土砂・栄養塩収支の算出を行った。河口域に流出する懸濁物質負荷は面源の寄与が大きく、河口域に流出した懸濁態栄養塩の約半量は溶出して海域に供給されると推定された。以上より河口域の土砂・栄養塩供給においては、洪水時の上流からの土砂供給が主要因となるが、更に平常期の潮汐による土砂移動および溶出が副要因であることが明らかとなった。本資料では感潮域における土砂の凝集・高濁度水塊の観測も行い、塩水フロント遡上時の高濁度水塊は通過箇所では巻き上げられた底泥が主成分であることを音響観測と懸濁物質の化学分析によって明らかにした。

第2章では河川における栄養塩負荷量の推定精度向上を目的として、濁度計を使用した懸濁態栄養塩濃度の推定法について検討し、濁度計を用いた洪水時の栄養塩負荷流出量推定法を提案した。また、超音波流速計を用いた懸濁物質流出負荷計測のための基礎的検討を行った。濁度計は高濁度対応のものであれば20000NTUまで対応可能なものも存在し、非感潮河道、感潮河道ともに洪水時の懸濁態栄養塩負荷量の計測に用いることができる。また、懸濁物質の鉛直分布を考慮する必要がある感潮河道の平水時の挙動については、超音波流速計によって濃度・負荷を推定することが可能であることがわかった。

第3章では、白川河川感潮域において高濁度水塊中の懸濁粒子の化学組成および粒度分布について観測を行い、懸濁粒子の由来および凝集状態について考察した。高濁度水塊中の懸濁物質の組成は観測地点周辺の底質の組成に極めて近く、高濁度水塊内の懸濁粒子は観測地点周辺底質が巻き上げられたものである可能性が高い。また、淡水の状態でも懸濁物質が凝集していることから周辺底質が巻き上げられたものであることが示唆される。

干潟部で巻き上げられた底質は高濁度水塊の遡上によって河道上流まで一気に移動するのではなく、懸濁粒子自体は比較的短い距離を遡上していることが本観測によって示唆された。

第4章では、強混合河川に分類される白川河口域の土砂動態を明らかにすることを目的として河口部に観測機器を設置し、長期モニタリングおよび河口部での集中観測、底質調査、深浅測量を実施した結果、河口部の土砂動態について以下が明らかになった。

(1) 出水期に2001年は10.2万 m^3 の、2002年では3.6万 m^3 の土砂(シルト・粘土)が上流域から感潮域に供給された。河口域に供給される土砂は洪水による供給が大であった。

(2) 栄養塩も出水による上流域からの供給が大きく、大きな出水のあった2001年についてはPOC:3300t, PN:480t, DN:820t, PP:155t, DP:35tと推計されたのに対し、出水の規模が小さかった2002年についてはPOC:1600t, PN:240t, DN:660t, PP:80t, DP:26tとなった。

(3) 2002年の非出水期11ヶ月には累計1.84万 m^3 のシルト・粘土が河口を流動し、河口0kmから河道3kmまでの区間に約0.95万 m^3 のシルト・粘土が堆積した。平水時においては月間流出水量が増加すると、河川から海域へ流出する土砂量は増える傾向にあることがわかる。逆に流量の減少に伴い、海域からの土砂の遡上の傾向が相対的に強まって、土砂が逆流する傾向が強くなる。平水時の河川流量が減少すると、海域から逆流する土砂量も増加し、流下方向の土砂フラックスが減少するために感潮域における土砂の堆積量が増加する。

(4) 洪水により河口テラスに供給された土砂のうち、砂分は堆積してテラスの地形変化に寄与するが、シルト・粘土成分は河口テラス部に一旦堆積するものの、時間の経過とともに後底質から抜け出して別の場所に移動することが分かった。非出水期には波浪・潮流などの影響によりシルト・粘土は巻上げられて河口テラスより沖合の底置部に堆積するか、感潮河道に遡上していることが予想された。

第5章では、河川から流出する土砂や栄養塩が河口域にどのように堆積するかを明らかにすることを目的とし、筑後川を対象として出水時における懸濁物質の採取や底質の変化から以下が明らかになった。

(1) 筑後川から有明海湾奥部には2003年の出水期の6ヶ月に1900t程度の懸濁態窒素、600t程度の懸濁態リンが流出したと推定された。リンのうち70%以上は海域で溶出する可能性のある形態であった。

(2) 形態別のリン濃度を測定し、主成分分析によって河口域における河川の出水に由来する細粒土砂の分布域を明らかにした。

(3) 有明海湾奥海域においては筑後川・早津江川に由来する懸濁物質の直接影響が強い海域と弱い海域が存在する。標高が高い区域には洪水時に流出した土砂は堆積しにくくなることがわかった。

(4) 河川からの直接影響が弱い海域では底質中のリン・窒素・有機炭素の含有量は夏季に減少する。それらの摂取・分解速度に対し懸濁態栄養塩の供給速度が遅いためであると推測される。

今後の課題として、生物に利用可能なリンや窒素の分布は直上の水塊の一次生産速度や量に影響する可能性があるため、海域に供給された河川の出水に由来する底質のその後の動態を明らかにする必要がある。また底質の懸濁態栄養塩含量の変化に伴う溶出速度や溶出量について検討する必要がある。

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of N I L I M

No.236

March 2005

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所

本資料の転載・複写の問い合わせは

〒305-0804 茨城県つくば市旭1番地

企画部研究評価・推進課 TEL029-864-2675