

# 礫床河川の物質循環シミュレーション

戸田祐嗣<sup>1</sup>・池田駿介<sup>2</sup>

<sup>1</sup>正会員 学士(工) 東京工業大学助手 工学部土木工学科(〒152-8552 東京都目黒区大岡山2-12-1)

<sup>2</sup>フェロー会員 工博 東京工業大学教授 工学部土木工学科(同上)

礫床河川の流れ, 食物連鎖下位の生物および化学反応を同時に考慮した物質循環のシミュレーションモデルを構築した。本モデルでは, 生物活動や化学変化を化学反応式に基づいて評価し, 同時に物質循環に重要な役割を果たす水理特性を定式化して取り扱った。本モデルによって現地河川でみられる溶存酸素量の時間変化をおおむね再現することができた。河床礫の代表径が異なる河川に関して計算を行った結果, 流れの特性が物質循環に影響を与えることが示された。また, 炭素循環に関しては, 懸濁態物質の沈降・堆積物の巻き上げといった物理プロセスが支配的であることが示された。

*Key Words: gravel rivers, cycling of substances, exchange layer flow, numerical simulation*

## 1. はじめに

河川事業において, 治水に偏った河川改修が見直され, 環境や生物に配慮した川づくりが行われるようになって久しい。河川工学の分野においても, 平水時の河川空間のあり方が改めて問われ, 河川生物の生息環境<sup>1)</sup>や河川景観<sup>2)</sup>に関する研究が盛んに行われるようになった。

その中で, わが国に多く見られる礫床河川は, 瀬と淵に代表されるように, 河川生物の良好な生息の場として, あるいは人々が親しみやすい景観を提供してくれる場として注目が集まっている。このような河川の生物環境的側面に関して, 近年, 昆虫類や魚類といった食物連鎖上位の生物の現存量や種類と流れの大局的な特性の関係が多数調査<sup>3), 4)</sup>されており, それらによって魚類・昆虫類のハビタットの構造特性が明らかになりつつある。しかし, 食物連鎖上位の生物が生息するには, その餌となる下位の生物の生息や生活に適した水質の確保が必要となる。それらを明らかにするためには, 食物連鎖下位の生物の生理活動を含めた平水時の礫床河川の物質循環特性を把握することが重要である。しかし, こういった物質循環といった観点から礫床河川の環境をとらえた例は著者の知る限り少ない。

一方, 礫床河川では河床が浸透性を有するため独特の流れが形成され, それらが物質循環に大きな影響を及ぼしているものと推察される。山田・川端はそのよ

うな流れ場を対象に理論的<sup>5)</sup>, 実験的研究<sup>6)</sup>を行い, 鉛直方向流速分布と抵抗則に関する検討を行った。その結果, 河床面より上部の流水層とそれ以深の浸透流との間で生じる運動量輸送によって固定床とは異なった抵抗則を示すことが明らかになっている。岩佐ら<sup>7)</sup>は流れと浸透層間の物質交換を可視化実験により測定し, 河床表面近くの浸透層に流水層との物質交換が活発な層(以下, 交換層と呼ぶ)が存在することを示している。また, その交換層の大きさや交換層と流水層との物質交換速度が水理特性と関係していることを示している。以上の研究は流れの特性を解明することを主たる目的としているため, 生物環境に重要となる栄養塩や有機物の輸送に関する検討はなされていない。しかし, それらを考える際に, 河川流水層だけでなく交換層まで含めた取り扱いが必要であること, 交換層の厚さや交換速度などの水理特性を考慮する必要があることが示されている。

以上の研究成果に鑑み, 本研究では平水時の礫床河川の流れの特性と生物環境を支える食物連鎖下位の生物の生理活動を同時に考慮した物質循環シミュレーションモデルを構築し, その特性を明らかにすることを目的とする。

## 2. 礫床河川の物質循環の概要

図-1に礫床河川の流れの概要と記法の定義を示す。平均河床高さを鉛直方向座標の原点とする。平均河床

高さから水面までを流水層と呼ぶ。河床表面近くの浸透層では、流水層からの運動量輸送を強く受ける領域が存在し、そこでは流水層との活発な物質交換が生じている。この層を交換層と呼ぶ。若佐ら<sup>7)</sup>によると、交換層以深の浸透層では流水層及び交換層との物質交換は少ないと報告されている。また、長岡・大垣<sup>8)</sup>の硝化菌を対象とした研究では、交換層に対応すると思われる河床表面近くの微生物と比較して、それ以深の浸透層における微生物は硝化活性が小さいことが報告されている。つまり、交換層以深の浸透層では、流水層との間の物理的な物質の交換量が少なく、生物の生理活動においてもその活性度が低いため、河道内の物質循環に関しては流水層および交換層における物理・化学・生物学的な活動が支配的であるものと考えられる。従って、本研究では流水層・交換層を考慮した鉛直方向2層の流下方向1次元モデルの構築をおこなうこととする。

本モデルで考慮する炭素、酸素、栄養塩(窒素・リン)の循環概念図を図-2に示す。一般的な礫床河川では、一次生産の大部分が河床に付着する藻類によって行われているので<sup>9)</sup>、本研究において浮遊性藻類は無視した。また平水時の物質循環を対象としているので、洪水時に大量に輸送される礫・砂・シルトなどの移動は考えず、懸濁態物質および堆積物として生物性の有機態物質のみを取り扱っている。生物の生理活動に関して、河床付着性

の藻類や他栄養生物は生産活性が高いことから、その増殖過程を取り扱うこととするが、それらが剥離により生じる懸濁態物質や交換層内の堆積物は分解や代謝をその生理活動の中心として生息していると仮定し、増殖は考慮しないこととする。

### 3. 物質循環のシミュレーションモデル

#### (1) 生物活動の生物化学的反応

物質循環の健全なモデルを構築するには、生物中の炭素、酸素等の元素構成率を特定し、光合成・成長・代謝による化学反応を定式化する必要がある。既存の研究で報告されている生物の組成式の例を表-1に示

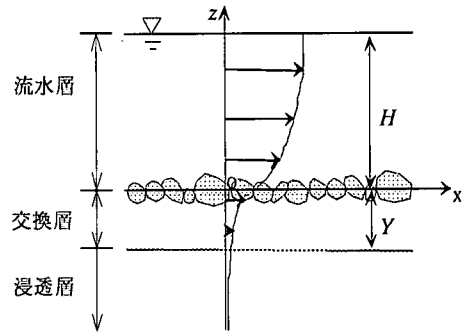


図-1 礫床河川の流れの概要

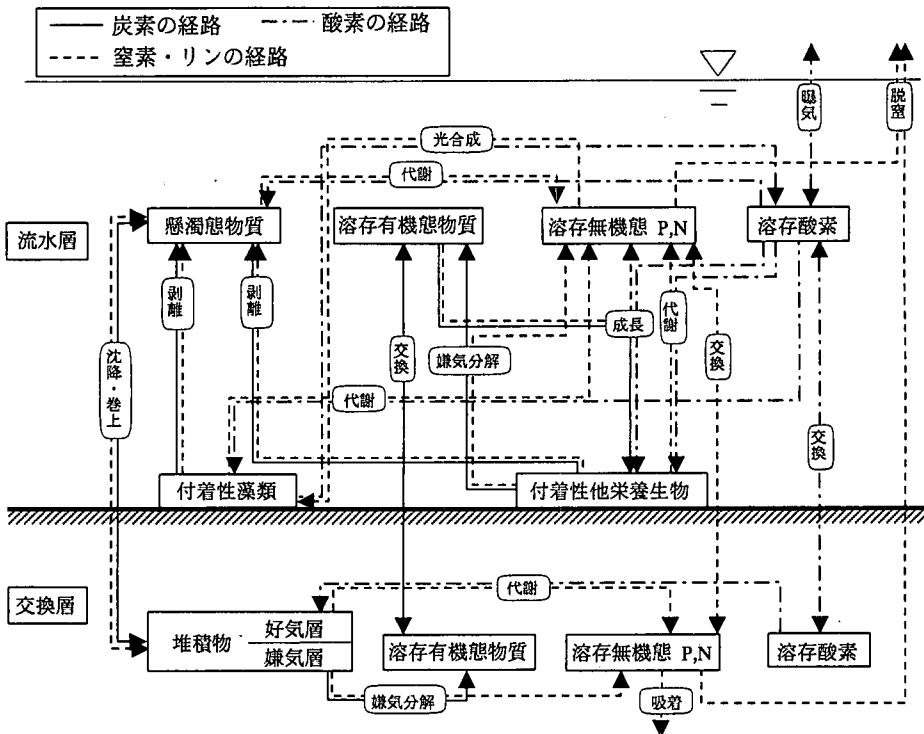


図-2 礫床河川の物質循環

表-2 生物の元素構成率と生理活動による元素使用率

バイオマス中 C含有量	$\alpha_C = \frac{106C}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.524$
バイオマス中 N含有量	$\alpha_N = \frac{16N}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.092$
バイオマス中 P含有量	$\alpha_P = \frac{P}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 0.013$
光合成による 酸素放出率	$\alpha_{OA} = \frac{149.75O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 1.975$
代謝分解による 酸素消費率	$\alpha_{OR} = \frac{149.75O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = 1.975$
他栄養生物の 成長による酸素 消費率	$\alpha_{OG} = \frac{1-\sigma}{\sigma} \frac{149.75O_2}{C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P} = \frac{1-\sigma}{\sigma} \alpha_{OR}$

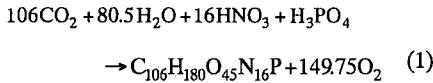
表-1 水中微生物の組成式

組成式提案者	組成式	対象生物
Gloyna <sup>10)</sup>	$C_{106}H_{180}O_{45}N_{16}P$	藻類
Oswald <sup>11)</sup>	$C_{7.6}H_{8.1}O_{2.3}N_{1.0}$	
Eckenfelder <sup>12)</sup>	$C_5H_7O_2N$	バクテリア
Helmer <sup>12)</sup>	$C_{118}H_{170}O_{51}N_{17}P$	

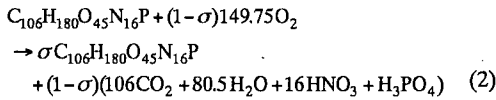
す。これらの構成比は生物種や生息環境によって変化するが、個々の種類や環境における詳細な違いはここでは取り扱わず、本研究では一般的な生物を表すのに妥当と思われる組成式を用いることとする。付着藻類、他栄養生物、溶存有機物、懸濁態有機物にGloyna<sup>10)</sup>が提案する組成式を用いた。

次に、藻類の光合成、生物の成長・代謝・分解に関する化学反応を以下の化学式で表す。

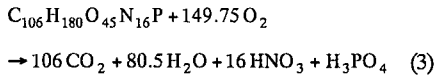
・藻類の光合成



・付着性他栄養生物の成長



・生物の代謝・分解



ここに、 $\sigma$ ：収率である。一般に礫床河川水中の溶存酸素量は豊富であることから<sup>13)</sup>、栄養塩類は最も酸化の進んだ形態のイオンで存在しているものと考え、硝酸態窒素とリン酸態リンのみを取り扱うこととする。

以上の化学反応式を用いて、表-2の様に生物中の元素の構成比や生物活動に伴う物質の取り込み率を決定した。

## (2) 物質循環の数値モデル

図-2で示された各物質の輸送を定式化する。生物の生理活動に関しては、川島・鈴木<sup>14)</sup>に従ってモデル化を行っている。既往の研究を参考に取り入れた生物活動・化学反応を表すモデルでは、多くの係数に次元量が用いられているので、本研究では全ての変数に単位を付けて記してある。また河川の流れに関しては、矩形断面の等流状態を仮定している。

a) 河床付着性生物・堆積物

・付着性藻類

付着性藻類現存量 $A(g/m^2)$ の変化は次式によって表される。

$$\frac{dA}{dt} = G_A - h_A A - k_{ae} A \quad (4)$$

ここに、 $h_A$ ：藻類の剥離速度( $s^{-1}$ )、 $k_{ae}$ ：代謝速度( $s^{-1}$ )である。左辺第1項は光合成による増殖、第2項は剥離による減少、第3項は代謝・分解に伴う減少を表している。

光合成による増殖については、次のように取り扱う。付着性藻類の現存量が一定量以上に達すると付着性藻類の下層まで十分な光が届かなくなる。よって、十分に光の到達する層(ここでは、生産層と称す)にいる藻類のみが成長に寄与する<sup>14)</sup>ものとして、以下の式で表す。

$$G_A = \begin{cases} \mu_A A & : A \leq A_S \\ \mu_A A_S & : A > A_S \end{cases} \quad (5)$$

ここに、 $\mu_A$ ：藻類の比増殖速度( $s^{-1}$ )、 $A_S$ ：生産層内藻類量( $g/m^2$ )である。

比増殖速度は日射量、栄養塩濃度による制約を受けるとし、その制約はMonod型に従う<sup>14)</sup>として、

$$\mu_A = \frac{L_b}{L_S + L_b} \frac{N}{N_S + N} \frac{P}{P_S + P} \mu_{Amax} 1.047^{(T-20)} \quad (6)$$

で表す。水温による活性の違いは指数型で表している。ここに、 $L_b$ ：河床日射量( $W/m^2$ )、 $N$ ：流水層水中硝酸態窒素濃度( $g/m^3$ )、 $P$ ：流水層水中リン酸態リン濃度( $g/m^3$ )、 $L_S$ ：飽和日射量( $W/m^2$ )、 $N_S$ ：飽和硝酸態窒素濃度( $g/m^3$ )、 $P_S$ ：飽和リン酸態リン濃度( $g/m^3$ )、 $\mu_{Amax}$ ：藻類の最大比増殖速度( $s^{-1}$ )、 $T$ ：水温( $^{\circ}C$ )である。実河川の付着性藻類の比増殖速度は、上記の栄養塩、日射以外にも河床近傍の流れの特性の影響を受けることが池田

ら<sup>15)</sup>より示されているが、その詳細は明らかでないため、本研究ではその影響を考慮していない。今後の課題である。

河床日射量は懸濁態物質による散乱・吸光を考慮して<sup>16)</sup>

$$L_b = L \exp\{-(0.28 SS + 0.68) H\} \quad (7)$$

と表される。ここに、SS:懸濁態物質濃度(g/m<sup>3</sup>)、H:水深(m)、L:水中に透過する日射量(W/m<sup>2</sup>)である。

代謝速度は溶存酸素量を制約因子とし、その制約はMonod型に従う<sup>14)</sup>ものとして次式で表す。

$$k_{ac} = \frac{DO}{DO_s + DO} k_{ac,max} 1.047^{(T-20)} \quad (8)$$

ここに、 $k_{ac,max}$ :最大代謝速度(s<sup>-1</sup>)、DO:流水層水中溶存酸素濃度(g/m<sup>3</sup>)、DO<sub>s</sub>:代謝に関する飽和溶存酸素濃度(g/m<sup>3</sup>)である。以下、生物の代謝・分解速度はすべて式(8)に従うものと仮定して取り扱うこととする。

・付着性他栄養生物

付着性他栄養生物現存量Het(g/m<sup>2</sup>)の変化は次式によって表される。

$$\frac{d(Het)}{dt} = G_H - h_H Het - k_{ac} Het_A - k_{an}(Het - Het_A) \quad (9)$$

ここに、 $h_H$ :付着性他栄養生物の剥離速度(s<sup>-1</sup>)、 $Het_A$ :好気層付着性他栄養生物量(g/m<sup>2</sup>)、 $k_{an}$ :嫌気分解速度(s<sup>-1</sup>)である。右辺第1項は成長による増加、第2項は剥離による減少、第3項は好気分解、第4項は嫌気分解による減少を示す。

成長による増加については、一定量以上成長すると下層に栄養分(有機物)が供給されなくなる<sup>14)</sup>ものとして、

$$G_H = \begin{cases} \mu_H Het & : Het \leq Het_s \\ \mu_H Het_s & : Het > Het_s \end{cases} \quad (10)$$

と表す。ここに、 $\mu_H$ :付着性他栄養生物の比増殖速度(s<sup>-1</sup>)、 $Het_s$ :有栄養層内他栄養生物量(g/m<sup>2</sup>)である。

比増殖速度は栄養分となる溶存有機態炭素濃度に制約される<sup>14)</sup>として

$$\mu_H = \frac{DOC}{DOC_s + DOC} \mu_{H,max} 1.047^{(T-20)} \quad (11)$$

とする。ここに、DOC:流水層内溶存有機態炭素濃度(g/m<sup>3</sup>)、DOC<sub>s</sub>:飽和溶存有機態炭素濃度(g/m<sup>3</sup>)、 $\mu_{H,max}$ :付着性他栄養生物の最大比増殖速度(s<sup>-1</sup>)である。

好気層付着性他栄養生物量は

$$Het_A = \begin{cases} Het & : Het \leq Het_{As} \\ Het_{As} & : Het > Het_{As} \end{cases} \quad (12)$$

と表す。ここに、 $Het_{As}$ :好気層他栄養生物限界量(g/m<sup>2</sup>)である。

・堆積物

堆積物量Se(g/m<sup>2</sup>)の変化は、次式で表されるものとする。

$$\frac{d(Se)}{dt} = Dep - Ero - r_{dec} \quad (13)$$

ここで、Dep:沈降量(g/m<sup>2</sup>/s)、Ero:巻き上げ量(g/m<sup>2</sup>/s)、 $r_{dec}$ :好気・嫌気分解量(g/m<sup>2</sup>/s)である。右辺第1項は懸濁態物質の沈降による増加、第2項は堆積物の巻き上げによる減少、第3項は好気・嫌気分解による減少を表す。

沈降量に関しては、懸濁物質濃度SSの鉛直分布が無視出来るものとして、

$$Dep = v_s SS \quad (14)$$

と表す。ここで、 $v_s$ :懸濁物質の沈降速度(m/s)であり、有機物の密度 $\rho_{ss}$ (g/m<sup>3</sup>)と有機物の代表径 $d_{ss}$ (m)が与えられれば、Rubey<sup>17)</sup>の式より求められる。

巻き上げ量は、泉・池田<sup>18)</sup>が提案した浮遊砂の巻き上げ量に、砂礫による巻き上げの遮蔽効果を考え、以下の式でモデル化した。

$$Ero = \theta_{se} \rho_w \frac{0.001 \tau_c^2}{v_s^2} v_s \quad (15)$$

ここで、 $\theta_{se}$ :礫による巻き上げの遮蔽率、 $\rho_w$ :河川水の密度(g/m<sup>3</sup>)、 $v_s$ :無次元沈降速度で $v_s = v_s / (R_s g d_{ss})^{1/2}$ 、 $R_s = \rho_{ss} / \rho_w - 1$ 、 $\tau_c$ :全Shieldsせん断応力で $\tau_c = \tau / (\rho_w R_s g d_{ss})$ である。礫による巻き上げの遮蔽率 $\theta_{se}$ は堆積物が存在しない場合( $Se = 0$ )の場合、 $\theta_{se} = 0$ であり、堆積が進み河床表面が堆積物で覆われた時に、 $\theta_{se} = 1$ となる関数である。 $\theta_{se}$ がどのような関数形となるかは現時点では明らかでないが、ここでは河床表面が堆積物で覆われた場合の堆積物量 $Se_f$ (g/m<sup>2</sup>)を用いて、

$$\theta_{se} = \begin{cases} Se / Se_f & : Se \leq Se_f \\ 1 & : Se > Se_f \end{cases} \quad (16)$$

で表すこととする。 $Se_f$ は交換層の間隙が堆積物で埋め尽くされた場合の堆積物量を用いるものとして、

$$Se_f = \rho_{se} \lambda Y \quad (17)$$

と表す。ここに、 $\rho_{se}$ :堆積物の湿潤密度(g/m<sup>3</sup>)、 $\lambda$ :交換層の間隙率、 $Y$ :交換層の厚さ(m)である。

好気・嫌気分解量は

$$r_{dec} = \begin{cases} k_{ac} Se & : Se \leq Se_{As} \\ k_{ac} Se_{As} + k_{an}(Se - Se_{As}) & : Se > Se_{As} \end{cases} \quad (18)$$

と表される<sup>14)</sup>。ここに、 $Se_{As}$ :好気層堆積物限界量(g/m<sup>2</sup>)である。

b)流水層中の物質

・懸濁態物質

流水層中の懸濁態物質濃度SS(g/m<sup>3</sup>)の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(SS)}{\partial t} + U_s \frac{\partial(SS)}{\partial x} = \frac{1}{H} (-Dep + Ero) - k_{ae} SS + \frac{h_A}{H} A + \frac{h_H}{H} Het + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis \frac{\partial(SS)}{\partial x} \right\} \quad (19)$$

ここに、 $U_s$ : 流水層断面平均流速 (m/s),  $Dis$ : 流水層縦分散係数 ( $m^2/s$ ),  $H$ : 水深 (m) である。右辺第1項は沈降・巻き上げによる増減, 第2項は代謝・分解に伴う減少, 第3, 4項は附着性藻類および附着性他栄養生物の剥離による増加, 第5項は分散を表す。

・溶存有機炭素

溶存有機炭素濃度  $DOC(g/m^3)$  の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(DOC)}{\partial t} + U_s \frac{\partial(DOC)}{\partial x} = -\frac{1}{\sigma} \frac{\alpha_C}{H} G_H + \frac{\alpha_C}{H} k_{an}(Het - Het_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis \frac{\partial(DOC)}{\partial x} \right\} + \frac{\lambda_A}{H} J_{DOC} \quad (20)$$

ここに、 $\lambda_A$ : 河床有効交換面積率,  $J_{DOC}$ : 流水層と交換層間の溶存有機炭素交換量 ( $g/m^2/s$ ) である。右辺第1項は附着性他栄養生物の増殖による取り込み, 第2項は嫌気分解による負荷, 第3項は分散, 第4項は河床交換層との交換を表している。

・硝酸態窒素

硝酸態窒素濃度  $N(g/m^3)$  の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial N}{\partial t} + U_s \frac{\partial N}{\partial x} = -\frac{\alpha_N}{H} G_A + \frac{1-\sigma}{\sigma} \frac{\alpha_N}{H} G_H + \frac{\alpha_N}{H} k_{ae}(A + Het_A + SSH) + \frac{\alpha_N}{H} k_{an}(Het - Het_A) - \frac{\alpha_{ND}}{H} k_{dn}(Het - Het_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left( Dis \frac{\partial N}{\partial x} \right) + \frac{\lambda_A}{H} J_N \quad (21)$$

ここに、 $k_{dn}$ : 脱窒速度 ( $s^{-1}$ ),  $\alpha_{ND}$ : 脱窒に伴う硝酸態窒素消費率,  $J_N$ : 硝酸態窒素の河床との交換量 ( $g/m^2/s$ ) である。右辺第1項は附着性藻類の増殖による取り込み, 第2項は他栄養生物の増殖に伴う負荷, 第3項は代謝・分解による負荷, 第4項は嫌気分解による負荷, 第5項は脱窒, 第6項は分散, 第7項は河床との交換を表す。

・リン酸態リン

リン酸態リン濃度  $P(g/m^3)$  の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial P}{\partial t} + U_s \frac{\partial P}{\partial x} = -\frac{\alpha_P}{H} G_A + \frac{1-\sigma}{\sigma} \frac{\alpha_P}{H} G_H + \frac{\alpha_P}{H} k_{ae}(A + Het_A + SSH) + \frac{\alpha_P}{H} k_{an}(Het - Het_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left( Dis \frac{\partial P}{\partial x} \right) + \frac{\lambda_A}{H} J_P \quad (22)$$

ここに、 $J_P$ : 流水層と交換層間のリン酸態リン交換量 ( $g/m^2/s$ ) である。右辺第1項は附着性藻類の増殖による取り込み, 第2項は他栄養生物の増殖に伴う負荷, 第

3項は代謝・分解による負荷, 第4項は嫌気分解による負荷, 第5項は分散, 第6項は河床との交換を表す。

・溶存酸素

溶存酸素濃度  $DO(g/m^3)$  の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(DO)}{\partial t} + U_s \frac{\partial(DO)}{\partial x} = \frac{K_L}{H} (DO^* - DO) + \frac{\alpha_{O_A}}{H} G_A - \frac{\alpha_{O_G}}{H} G_H - \frac{\alpha_{OR}}{H} k_{ae}(A + Het_A + SS H) + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis \frac{\partial(DO)}{\partial x} \right\} + \frac{\lambda_A}{H} J_{DO} \quad (23)$$

ここに、 $K_L$ : 再曝気係数 ( $m/s$ ),  $DO^*$ : 飽和溶存酸素量 ( $g/m^3$ ),  $J_{DO}$ : 溶存酸素の河床との交換量 ( $g/m^2/s$ ) である。右辺第1項は再曝気, 第2項は光合成による生産, 第3項は成長による取り込み, 第4項は代謝・分解による取り込み, 第5項は分散, 第6項は河床との交換を表す。

再曝気係数は、広範な  $Fr$  数 (0.1 ~ 1.0) で再曝気係数を測定した Krenkel<sup>19)</sup> の実験値をエネルギー勾配  $I$  と水深  $H$  (m) で回帰して得られる

$$K_L = 0.13 I^{0.62} H^{0.74} \quad (24)$$

を用いる。

c) 交換層内物質濃度

・溶存有機炭素

交換層内における溶存有機炭素濃度  $DOC_G(g/m^3)$  の変化は次式によって表される。

$$\frac{\partial(DOC_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(DOC_G)}{\partial x} = \frac{\alpha_C}{\lambda Y} k_{an}(Se - Se_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(DOC_G)}{\partial x} \right\} - \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_{DOC} \quad (25)$$

ここに、 $U_G$ : 交換層平均 (真の) 流速,  $Dis_G$ : 交換層内縦分散係数 ( $m^2/s$ ),  $Y$ : 交換層厚さ (m),  $\lambda$ : 間隙率,  $Se_A$ : 好気層堆積物量 ( $g/m^2$ ) である。右辺第1項は嫌気分解, 第2項は分散, 第3項は流水層との交換を表す。

好気層他栄養生物量は

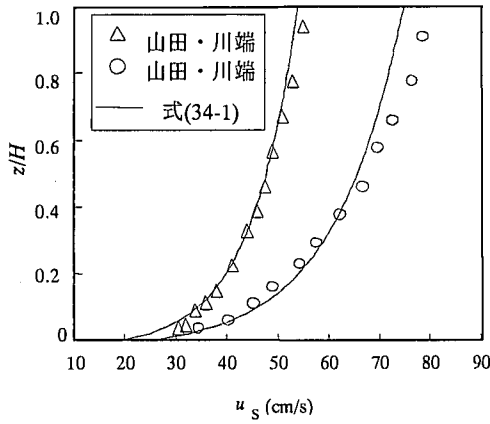
$$Se_A = \begin{cases} Se & : Se \leq Se_{As} \\ Se_{As} & : Se > Se_{As} \end{cases} \quad (26)$$

と表す。

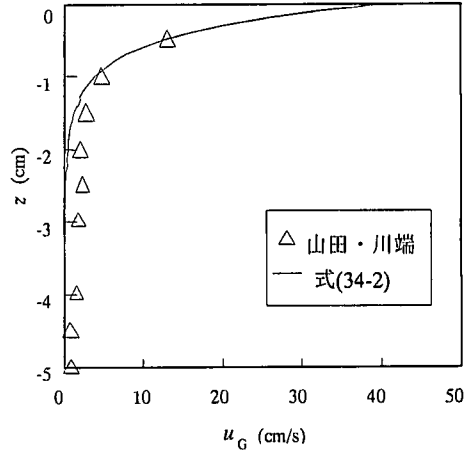
・硝酸態窒素

交換層内における硝酸態窒素濃度  $N_G(g/m^3)$  の変化は次式によって表される。

$$\frac{\partial(N_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(N_G)}{\partial x} = \frac{\alpha_N}{\lambda Y} r_{dec} - \frac{\alpha_{ND}}{\lambda Y} k_{dn}(Se - Se_A) + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(N_G)}{\partial x} \right\} - \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_N \quad (27)$$



(a)流水層



(b)浸透層

図-3 鉛直方向流速分布

右辺第1項は好気・嫌気分解による負荷, 第2項は脱窒, 第3項は分散, 第4項は流水層との交換を表している。

・リン酸態リン

リン酸態リン濃度  $P_G$  ( $\text{g/m}^3$ ) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(P_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(P_G)}{\partial x} = \frac{\alpha_p}{\lambda Y} r_{dec} - k_{ad} (P_G)^{0.345} + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(P_G)}{\partial x} \right\} - \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_P \quad (28)$$

ここに,  $k_{ad}$ : 吸着速度 ( $\text{s}^{-1}$ ) である。右辺第1項は好気・嫌気分解, 第2項は吸着, 第3項は分散, 第4項は流水層との交換を表す。吸着に関しては, Freundlich型の吸着等温式を非平衡状態に拡張して用いている<sup>20)</sup>。

・溶存酸素

溶存酸素濃度  $DO_G$  ( $\text{g/m}^3$ ) の変化は次式で表される。

$$\frac{\partial(DO_G)}{\partial t} + U_G \frac{\partial(DO_G)}{\partial x} = -\frac{\alpha_{OR} k_{ae} S_{eA}}{\lambda Y} + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ Dis_G \frac{\partial(DO_G)}{\partial x} \right\} - \frac{\lambda_A}{\lambda Y} J_{DO} \quad (29)$$

右辺第1項は好気性微生物の代謝・分解, 第2項は分散, 第3項は流水層との交換を表す。

### (3) 水理特性

上記の物質循環モデルの中で水理特性に依存する流水層断面平均流速, 交換層断面平均流速, 分散係数, 交換速度, 交換層厚さの定式化を行う。

a) 流水層断面平均流速, 交換層断面平均流速

山田・川端<sup>9)</sup>と同様に, 流水層および交換層においてそれぞれ混合距離を仮定した。

流水層内 ( $z > 0$ ) では

$$l = l_0 + \kappa z \quad (30-1)$$

交換層内 ( $z < 0$ ) では

$$l = l_0 \quad (l_0 = \kappa B) \quad (30-2)$$

ここに,  $\kappa$ : Karman 定数,  $B$ : 空隙の代表スケールである。 $B$ は山田・川端<sup>9)</sup>の提案に従い

$$B = \frac{2\lambda^2 d_G}{3(1-\lambda)} \quad (31)$$

とする。ここに,  $d_G$ : 河床材料の代表粒径 (m) である。

上記の混合距離を用と, それぞれの層における力の釣り合いより

$$\rho U_*^2 = \rho (l_0 + \kappa z)^2 \left( \frac{du_s}{dz} \right)^2 \quad (32-1)$$

$$\frac{1}{2} f \frac{u_G^2}{B} = \frac{d}{dz} \left( l_0^2 \frac{du_G}{dz} \frac{du_G}{dz} \right) \quad (32-2)$$

を得る。ここに,  $U_*$ : 河床面付近の摩擦速度 (m/s),  $u_s$ : 流水層流速 (m/s),  $u_G$ : 浸透層 (真の) 流速 (m/s),  $f$ : 浸透層内の抵抗係数である。流水層の流速と浸透層の(見かけの)流速は境界部においてなめらかに接合しなくてはならないため, 境界条件は

$$u_s = \lambda u_G \quad : z = 0 \quad (33-1)$$

$$\frac{du_s}{dz} = \lambda \frac{du_G}{dz} \quad : z = 0 \quad (33-2)$$

となる。これより流速分布として

$$u_s = \frac{U_*}{\kappa} \ln \frac{l_0 + \kappa z}{l_0} + \frac{U_*}{l_0 b} \quad (34-1)$$

$$u_G = \frac{U_*}{\lambda l_0 b} \exp(bz) \quad (34-2)$$

を得る。ここに,  $b = \{f/(4Bl_0^2)\}^{1/3}$  である。式(34-1), (34-2)と山田・川端の実験結果<sup>9)</sup>との比較を図-3に示す。

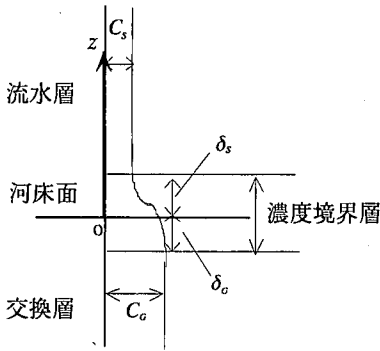


図-4 河床近傍における溶存態物質濃度分布

ここで、交換層内の抵抗係数の算定には山田・川端の提案式<sup>9)</sup>を用いている。流水層における流速分布は一般的に良好に再現されている。浸透層に関しては、流水層からの影響をほぼ受けない浸透層下層の流れは再現できていないものの、本研究で重要となる河床面近傍の交換層付近の流れは良好に再現できている。

式(34-1)、(34-2)で表される流速分布を、河床面から水表面、交換層下端から河床面までそれぞれ積分することにより、流水層断面平均流速および交換層断面平均(真の)流速がそれぞれ

$$U_s = \frac{U_*}{\kappa} \left\{ \left(1 + \frac{l_0}{\kappa H}\right) \ln \frac{l_0 + \kappa H}{l_0} - 1 \right\} + \frac{U_*}{l_0 b} \quad (35-1)$$

$$U_G = \frac{U_*}{\lambda Y l_0 b^2} \{1 - \exp(-bY)\} \quad (35-2)$$

と表される。

#### b) 分散係数

流水層の分散係数として、実河川、室内実験に対してともに適合性の優れているIwasa and Aya<sup>21)</sup>による次式

$$\frac{Dis}{U_* H} = 2.0 \left( \frac{W}{H} \right)^{1.5} \quad (36)$$

を用いた。ここでW: 川幅 (m) である。

また、河床交換層の分散係数は、岩佐ら<sup>7)</sup>の実験の平均値として

$$\frac{Dis_G}{U_* H} = 6.8 \quad (37)$$

を用いた。

#### c) 交換速度

流水層と交換層間での物質の交換速度の定式化は以下のように行った。河床近傍における溶存態物質濃度の鉛直分布が図-4で表されるものとする。図中の $\delta_s$ 、 $\delta_G$ は、流水層および交換層における物質濃度の境界層の厚さ (m) である。また物質濃度は濃度境界層内で急変し、境界層外部の濃度変化は境界層内での濃度変化に比べて小さいものとする。

河床表面における鉛直方向の物質フラックスは次

式で表される。

$$J = -K \frac{dC}{dz} \quad (38)$$

ここに、K: 物質の拡散係数 (m<sup>2</sup>/s) である。

まず、流水層 (z > 0) の濃度境界層内について、物質の拡散係数が底面付近の摩擦速度と混合距離に比例すると仮定すると、

$$K = a l U_* \\ = a (l_0 + \kappa z) U_* \quad (39)$$

である。ここに、a: 比例定数である。濃度境界層内での物質フラックスが一定であると仮定し、境界条件

$$C = C_0 \quad : z = 0 \quad (40-1)$$

$$C = C_s \quad : z = \delta_s \quad (40-2)$$

の下で式(38)を積分することにより、物質フラックスが、流水層濃度境界層外縁の物質濃度 $C_s$ と河床面における物質濃度 $C_0$ を用いて、次式で表される。

$$J = - \frac{a \kappa}{\ln \left\{ \frac{l_0 + \kappa \delta_s}{l_0} \right\}} U_* (C_s - C_0) \quad (41)$$

次に交換層 (z < 0) でも同様に物質の拡散係数Kを渦動粘性係数

$$K = a l_0 U_* \quad (42)$$

で表し、これを境界条件

$$C = C_0 \quad : z = 0 \quad (43-1)$$

$$C = C_G \quad : z = -\delta_G \quad (43-2)$$

のもとに積分すると

$$J = - \frac{a l_0}{\delta_G} U_* (C_0 - C_G) \quad (44)$$

となる。式(41)および式(44)から河床表面濃度 $C_0$ を消去することにより、河床流水層と交換層の間の物質フラックスJが流水層物質濃度と交換層物質濃度を用いて

$$J = -\beta U_* (C_s - C_G) \quad (45)$$

$$\left( \text{但し } \beta = \frac{a \kappa l_0}{\kappa \delta_G + l_0 \left[ \ln \left\{ \frac{l_0 + \kappa \delta_s}{l_0} \right\} \right]} \right)$$

と表される。ここに、 $\beta$  は濃度境界層厚さの関数であり、水理特性に大きく依存するものと考えられるが、その詳細は現在明らかでないので、岩佐ら<sup>7)</sup>の実験と最も適応する値として、 $\beta = 2.4$ を用いた。

#### d) 交換層厚さ

交換層厚さY (m) に関しても、岩佐ら<sup>7)</sup>の実験から得られた推定式を用いることとする。

$$Y = 2.35 \delta_G + 0.0053 \quad (46)$$

上式では、交換層厚さが河床材料の径のみで決定され、他の水理量への依存性などは考慮されていない。また、交換層厚さ測定時に誤差が入りうるものが

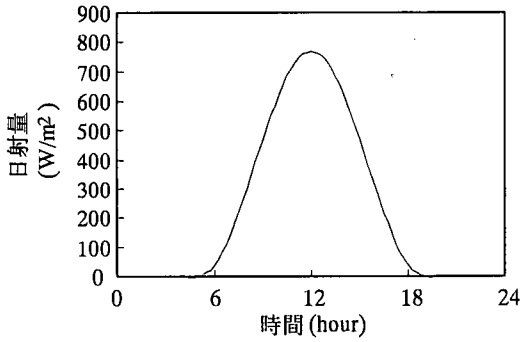


図-5 水中に透過する日射量

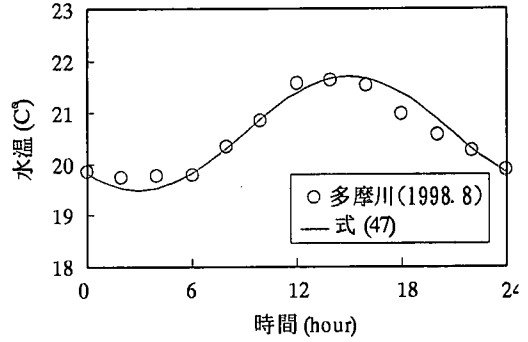


図-6 水温変動

指摘されており、交換層の詳細な特性に関しては今後の課題である。

#### 4. 計算方法および条件

計算領域として流下方向に2kmの区間を設定し、その間を100メッシュに分割し、時間刻みを1時間として解析を行った。礫床河川は流水層の移流速度が大きく、上流で生じる水質の変化は短時間で下流側へ伝わる。それに対して生物学的活動の時間変化は日スケールで生じるため、水質項目の変化に関して移流項と比較して非定常項はオーダー的に小さいものと考えられる。従って、河川河床付着性藻類、河床付着性他栄養生物、堆積物以外の項目に関しては、各時刻において定常として解析を行った。分散項には2次精度の中央差分を用い、移流項には3次精度の風上差分(UTOPIA)を用いた。各時刻における収束計算にはSOR法を用いた。

水中に透過する日射量の日変化は、8月の平均日最高日射量 $L_{max}$  (W/m<sup>2</sup>)と水表面アルベド $\gamma$ を用いて

$$L(t) = \begin{cases} L_{max} (1 - \gamma) \sin^2 \left( \frac{t - 5.0}{14.0} \pi \right) \\ 0 \end{cases} \quad (47)$$

で近似した(図-5)。また、水温変動は1997年8月26日～27日に東京都青梅市中の多摩川において測定<sup>15)</sup>した水温変動を近似した次式を用いた(図-6)。

$$T = 20.6 + 1.1 \sin \left( \frac{t - 9.0}{12.0} \pi \right) \quad (48)$$

その他、計算に必要な各係数、諸量を表-3に示す。

上流側の境界条件(流入条件)は水温変動と同時に多摩川で測定<sup>15)</sup>した物質濃度の日平均値を全時刻において与えた( $SS=3.0$  g/m<sup>3</sup>,  $P_S=P_G=0.87$  g/m<sup>3</sup>,  $N_S=N_G=6.4$  g/m<sup>3</sup>,  $DO_S=DO_G=8.3$  g/m<sup>3</sup>)。但し、溶存有機態炭素濃度に関しては直接測定が行えなかったため、 $COD_G$

の現地観測値を用いて、矢部<sup>27)</sup>によって得られた $DOC \sim COD$ の線形回帰式より算定した値( $DOC_S=DOC_G=5.0$  g/m<sup>3</sup>)を用いている。本来河川への流入物質濃度は流域負荷の時間変化に応じて大きく変化するが、本研究では礫床河床の河道内で生じる物質循環の基本的な特性を明らかにすることを目的としているため、流入量を全時刻において一定として与えた。付着性藻類量、付着性他栄養生物量、堆積物量の初期条件としては、出水後で生物、堆積物がほとんど流されてしまった状況を想定して $A=1.0$  g/m<sup>2</sup>,  $Het=1.0$  g/m<sup>2</sup>,  $Se=1.0$  g/m<sup>2</sup>とした。下流側の境界条件(流出条件)は、濃度の空間勾配が零となるようにした。

計算対象とした河川の水理条件を表-4に示す。全ケースを通じて流量は10m<sup>3</sup>/sとし、川幅は30mとした。本研究では、河床礫の大きさが物質循環に及ぼす影響を検討するため、河床礫の代表径の異なる3ケースの計算を行った(Case1～3)。また計算結果と実測結果を比較するために、現地観測<sup>16)</sup>を実施した東京都青梅市(下奥多摩橋付近)の多摩川における水理条件として、その区間の平均河床勾配(=1/181)、平均川幅(=30m)、観測期間中の平均流量(10m<sup>3</sup>/s)を用いた計算を行った(Case4)。河床礫の代表径に関しては、現地河川において正確に定義することが困難であるため、ここでは5cmとしている。この大きさの礫は、観測地の河床表面に多くみられ、河床流水層近くの礫の代表径として適当であると思われる。

#### 5. 計算結果

##### (1) 現地河川との比較

図-7に現地観測で得られた溶存酸素量の日変化と計算値(Case4)の比較を示す。計算値としては、藻類が充分に生長した計算開始から50日後の上流端から1500m下流地点におけるものを示している。全般的に計算値は実測の結果を再現している。観測値と比較し



表-3 計算に用いたパラメータ

係数	値	内容	文献
$A_S$	6.0 (g/m <sup>2</sup> )	有光層内藻類量	22)
$DO_S$	$5.0 \times 10^{-1}$ (g/m <sup>3</sup> )	成長に関する飽和溶存酸素濃度	14)
$DOC_S$	5.0 (g/m <sup>3</sup> )	成長に関する飽和溶存有機態炭素濃度	14)
$d_{SS}$	$5.0 \times 10^{-5}$ (m)	懸濁態有機物の代表径	観測値
$g$	$1.3 \times 10^8$ (m/hr <sup>2</sup> )	重力加速度	
$Het_{As}$	6.0 (g/m <sup>2</sup> )	好気層他栄養生物限界量	仮定
$Het_S$	6.0 (g/m <sup>2</sup> )	有栄養層内付着性他栄養生物量	14)
$h_A$	$2.4 \times 10^{-2}$ (hr <sup>-1</sup> )	付着性藻類の剥離速度	23)
$h_H$	$2.4 \times 10^{-2}$ (hr <sup>-1</sup> )	付着性他栄養生物の剥離速度	23)
$k_{ad}$	$2.7 \times 10^{-1}$ (hr <sup>-1</sup> )	吸着速度	20)
$k_{aemax}$	$6.1 \times 10^{-3}$ (hr <sup>-1</sup> )	最大代謝速度	14)
$k_{an}$	$2.0 \times 10^{-3}$ (hr <sup>-1</sup> )	嫌気分解速度	14)
$k_{dn}$	$6.9 \times 10^{-4}$ (hr <sup>-1</sup> )	脱窒速度	16)
$L_{max}$	$8.1 \times 10^2$ (W/m <sup>2</sup> )	水中に透過する日射量の日最大値	24)
$L_S$	$4.0 \times 10^2$ (W/m <sup>2</sup> )	成長に関する飽和日射量	25)
$N_S$	$2.5 \times 10^{-2}$ (g/m <sup>3</sup> )	成長に関する飽和窒素濃度	25)
$P_S$	$5.0 \times 10^{-3}$ (g/m <sup>3</sup> )	成長に関する飽和リン濃度	25)
$Se_{As}$	$1.0 \times 10^1$ (g/m <sup>2</sup> )	好気層堆積物限界量	14)
$\alpha_{ND}$	0.875	脱窒に伴う硝酸態窒素消費率	26)
$\beta$	2.4	交換速度に関する係数	7)
$\gamma$	0.05	水表面アルベド	観測値
$\kappa$	$4.1 \times 10^{-1}$	Karman 定数	
$\lambda$	$4.3 \times 10^{-1}$	河床交換層の間隙率	仮定
$\lambda_A$	$9.0 \times 10^{-1}$	河床有効交換面積率	7)
$\mu_{Amax}$	$2.5 \times 10^{-1}$ (hr <sup>-1</sup> )	藻類に関する最大比増殖速度	14)
$\mu_{Hmax}$	$6.1 \times 10^{-2}$ (hr <sup>-1</sup> )	他栄養生物に関する最大比増殖速度	14)
$\rho_{Se}$	$1.3 \times 10^6$ (g/m <sup>3</sup> )	堆積物の湿潤密度	仮定
$\rho_{SS}$	$1.5 \times 10^6$ (g/m <sup>3</sup> )	懸濁態物質の密度	仮定
$\rho_w$	$1.0 \times 10^6$ (g/m <sup>3</sup> )	河川水の密度	
$\sigma$	0.5	収率	16)

表-4 水理条件

	$d_G$ (cm)	$l$	$U_S$ (cm/s)	$U_G$ (cm/s)	$U_c$ (cm/s)	$H$ (cm)	$Y$ (cm)
Case1	1.0	1/200	129.9	1.9	11.1	25.6	2.9
Case2	5.0	1/200	104.8	2.5	12.3	31.5	12.3
Case3	10.0	1/200	94.0	2.7	12.9	34.8	24.0
Case4	5.0	1/181	106.9	2.6	12.6	30.9	12.3

て計算では光合成の行われない夜間における溶存酸素濃度の変動が大きい。このことは、生物による分解・代謝の活性や曝気量の水温に対する依存性が過剰に見積もられているものと思われる。

図-8に付着性生物量(付着性藻類量+付着性他栄養生物量)の観測値と計算値(Case4)の時系列変化を示す。ここで、観測値として、1997年7月24日~9月11日の期間にモルタル製の模擬石を多摩川に設置し、それらへの付着物の強熱減量を用いている。なお、上記観測期間中においては、夕立の影響により模擬石設

置後10日間程は $20\text{m}^3/\text{s}$ 前後の若干流量の多い時期が続いたが、その後はまとまった降雨がなく、河川流量は $10\sim 12\text{m}^3/\text{s}$ 前後の安定した時期が続いていた。従って、流量変化に起因した付着性生物の剥離の影響は少ないものと思われる。計算開始から20日間程度の生物の増殖が活発な期間においては、計算値は初期条件の影響によって観測値より早い増殖を示している。計算開始後30日以降のほぼ平衡に達したときの生物量に関しては、計算値は観測値の平均値より若干大きいものの、20%程度の違いで実測の結果を再現している。計

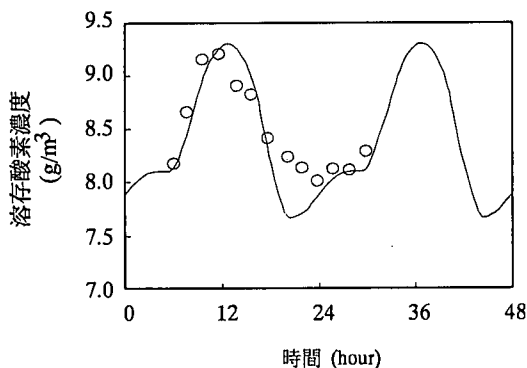


図-7 溶存酸素濃度の実測値と計算値の比較(実測値(○):多摩川<sup>15)</sup>, 1997.8.26~8.27, 計算値(実線, Case4):計算開始地点より1500m下流地点, 計算開始より50日後)

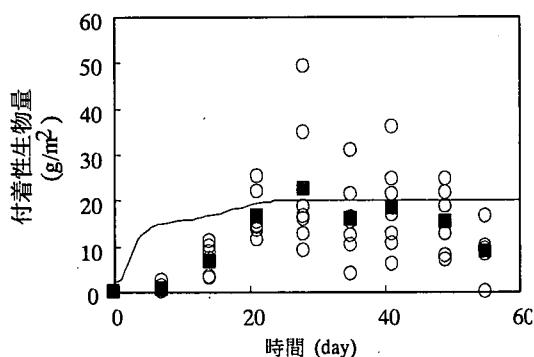


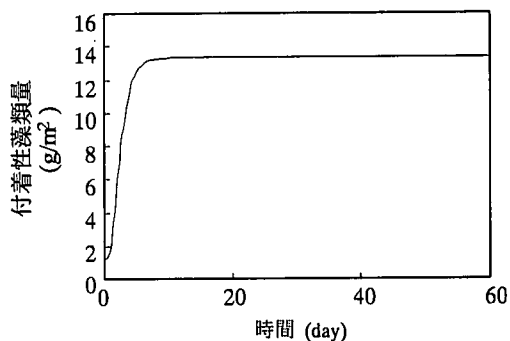
図-8 河床付着性生物量の測定値と計算値の比較(○:実測値(■は平均値)(多摩川<sup>15)</sup>, 1997.7.24~9.11), 実線:計算値(Case4, 計算開始地点より1500m下流地点)

算値が若干大きくなる理由に関しては,食物連鎖上位生物の捕食による付着性生物の減少を考慮していないことや,付着生物の剥離速度の実測値が少なく,且つ低流速に対する実測値しか無いので,計算で与えた剥離速度が小さいことなどが考えられる。今後,これらの効果を取り込めるように,上位生物の捕食を考慮したモデルの開発,及び水理特性と関連付けられた剥離速度のモデル化が必要である。

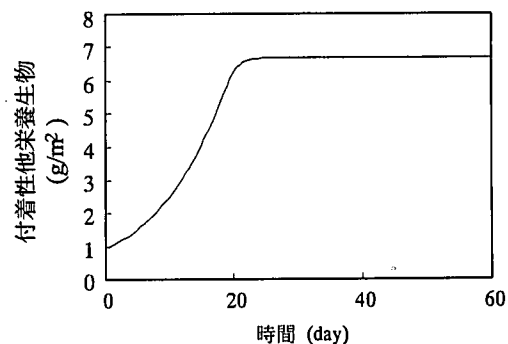
他の物質に関しては,現地観測値が流域からの負荷量の影響を強く受ける,もしくは定量的に測定することが困難であるため,現時点では解析結果と直接比較しうるデータがない。

## (2) 付着性生物

図-9(a), (b)に計算開始地点より1500m下流地点における付着性藻類量,付着性他栄養生物量の時間変化を示す(Case1~3間に有意な差が見られなかったため, Case2のみ示す)。図では,生物活動の日周変化をのぞき長期的な傾向を抽出するため,日平均値の時間変化を示している。図-9(a), (b)より平衡状態におけ



(a) 付着性藻類



(b) 付着性他栄養生物

図-9 河床付着性生物量の時間変化(Case2, 計算開始地点より1500m下流地点)

る生物量は,比増殖速度の違いによって,生産活性の高い付着性藻類量が付着性他栄養生物量の2倍程度の値を示している。増殖の初期過程においては藻類は5日程でほぼ平衡量に達するのに対して,付着性他栄養生物に関しては20日程まで増殖が続きその後平衡状態に達していることが分かる。これらの増殖初期の特性に関しては,計算の初期値依存性が大きいいため詳細な議論は困難ではあるが,生物の活性の違いによる増殖過程の違いが定性的に表されているものと思われる。

## (3) 炭素循環

図-10(a), (b), (c)に計算開始より50日後12:00(正午)の堆積物量,懸濁態物質濃度,溶存有機態炭素濃度の空間変化を示す。懸濁態物質濃度は流下に伴い濃度が上昇し,溶存有機態炭素濃度は流下に伴って濃度が減少している。

図-10(a)より河床礫の代表径が大きくなるほど堆積物量が大きくなることがわかる。図-10(b)から河床礫が大きいほど懸濁態物質濃度の流下方向への増加率が小さくなっている。これは,河床材料が大きくなることにより,流水層の流れの抵抗が増加し流速が小さくなり,懸濁態物質の沈降量が多くなるため

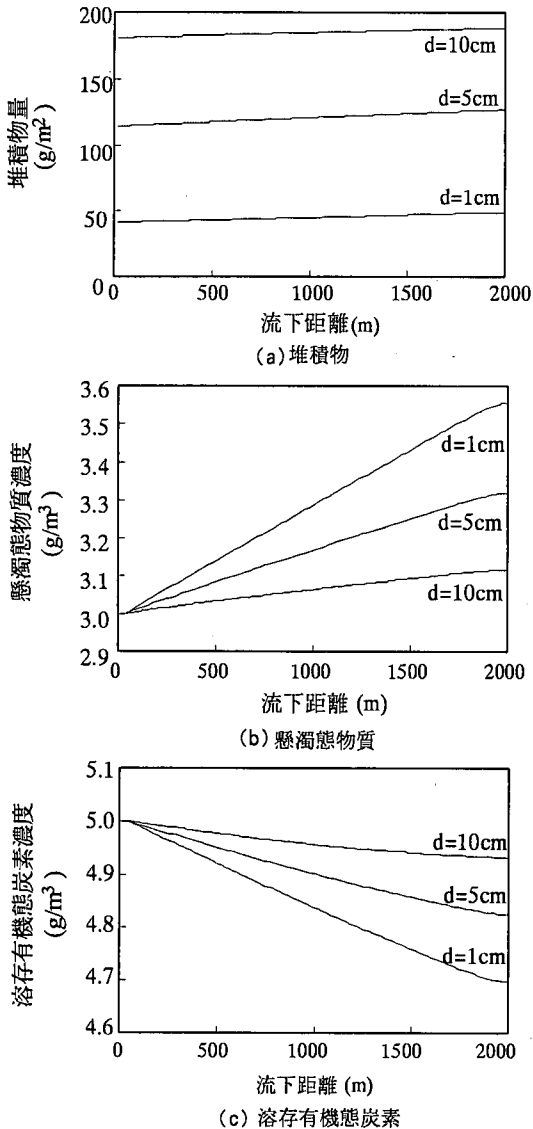


図-10 有機態物質の空間変化 (計算開始より50日後, 12:00, Case1~3)

である。次に流下に伴う懸濁態物質濃度の上昇は以下のとおり説明できる。懸濁態物質濃度を流下方向に増加させる要因として、堆積物の巻き上げおよび付着性生物の剥離が考えられる。この時刻において、堆積物量はほぼ平衡状態に達しており、平衡状態においては、式(13)から巻き上げ量は沈降量よりも小さな値を示す。従ってこの増加は付着性生物の剥離による増加である。この結果より、本研究で対象とするような比較的懸濁態物質濃度の小さな河川では、沈降、巻き上げといった物理的な過程に加えて、付着性生物の剥離量が懸濁態物質濃度に影響を与えることが唆されている。

一方これとは逆に、溶存有機態炭素濃度に関しては、河床礫が大きくなるほど、流下に伴う減少率が小さく

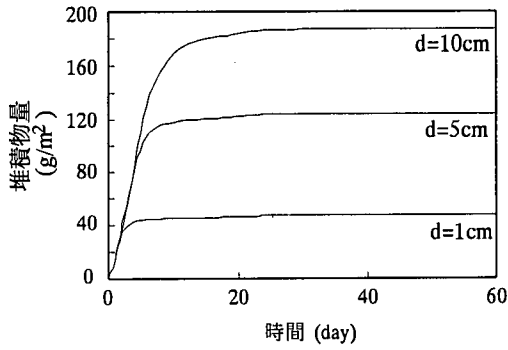
なっている (図-10(c))。溶存有機態炭素濃度は、他栄養生物の成長による取り込み量と堆積層下部からの嫌気分解による生産量のバランスによって支配されている。河床礫が大きくなるほど流水層の流速は小さくなり、他栄養生物による溶存有機態炭素の取り込みは十分に行われるようになる。しかし、流速が小さい場合は堆積物量が増加するため、その下層で生じる嫌気分解量が増加し、溶存有機態炭素の二次的な負荷量が大きくなる。この嫌気分解量の変化が強く現れた結果、前述のような礫径による減少率の違いが生じていると考えられる。

図-11(a), (b), (c)に上流端, 下流端の境界条件の影響が少ないと思われる計算開始地点より1500m下流地点における、堆積物量, 懸濁態物質濃度, 溶存有機態炭素濃度の時間変化を示す。生物活動に対応した日週変動を取り除き、長期的な変化の傾向を抽出するため、日平均値の変化を示している。また、流水層と交換層における溶存有機態炭素濃度の違いは小さかったため、流水層における濃度のみを示す。

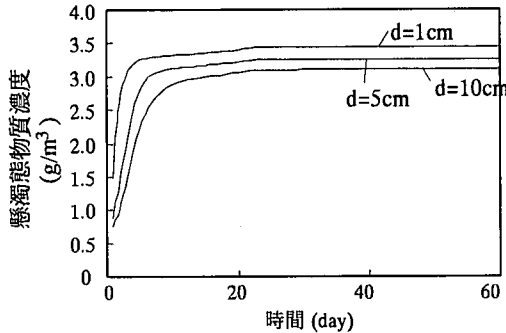
図-11(a), (b)から懸濁態物質と堆積物量の時間変化は以下のとおり説明される。計算開始初期は堆積物が少ないことから、その巻き上げ量は小さく、その結果、上流端より流入した懸濁態物質は沈降によって除去される。従って、図-11に示した地点における初期の懸濁態物質濃度は小さい値を示す。それから10日ほどの間、堆積物が徐々に多くなり巻き上げ量が増加するため、懸濁態物質濃度は徐々に増加する。計算開始より10日目頃から沈降・巻き上げのほぼ釣り合った平衡状態に移行していく。最終的な堆積物量および懸濁態物質濃度は河床材料の径によって異なっており、沈降が活発なケースほど、堆積物量が多くなる。以上のことから類推すると、出水によって堆積物が流し出された後の河川では、その後10日程度の間、高い懸濁態物質の除去能力を発揮することが期待される。

図-11(a), (c)より溶存有機態炭素濃度の時間変化は以下のように説明される。計算開始直後は、付着性他栄養生物量が少ないので、成長による取り込み量が小さく、さらに堆積物の下層における嫌気分解が加わって溶存有機態炭素濃度は上昇する。その後、他栄養性生物の増殖に伴って、溶存有機態炭素は盛んに取り込まれるようになり、他栄養生物量がほぼ一定の値を示すようになる計算開始より20日後付近まで減少する。最終的な平衡状態に於ける濃度は、嫌気分解量の少ない場合、つまり河床材料の径の小さい場合に小さな値を示す。

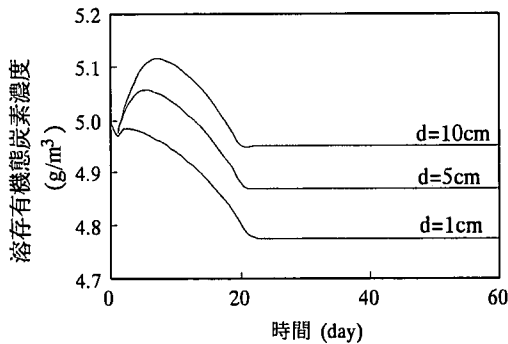
図-12に計算開始より50日後の溶存有機態炭素濃度の日変化を示す。溶存有機態炭素の変動は計算で与えた水温変動 (図-6) と逆位相で変動している。これ



(a) 堆積物



(b) 懸濁態物質



(c) 溶存有機態炭素

図-11 有機態物質量の時間変化(計算開始地点より1500m下流地点, Case1~3)

は、水温変動による他栄養生物の成長の活性の違いにより生じており、水温が高い時刻(12:00~18:00)には成長が活発になり、より多くの溶存有機態炭素が取り込まれることにより、その濃度が低下するためである。河床礫の径による違いは、前述の通り、嫌気分解量の違いにより生じている。

図-13(a), (b), (c)にCase2における、計算全期間・全区間における懸濁態物質、溶存有機態物質、全有機態炭素の収支を示す。図では上流端からの流入量を100とした場合の区内での分配を示している。懸濁態物質に関しては沈降・巻き上げの影響が非常に高いので、河川に流入してきた懸濁態の負荷がこれらの作用によって浄化されることが期待される。また、生物

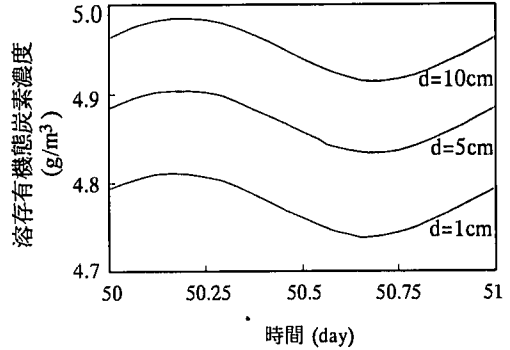
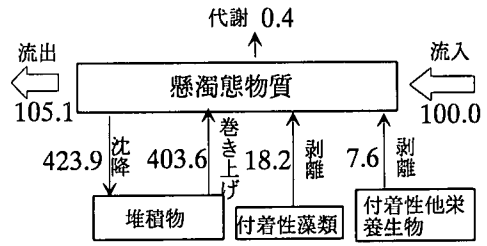
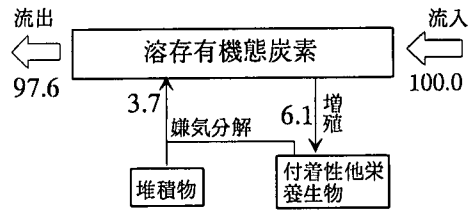


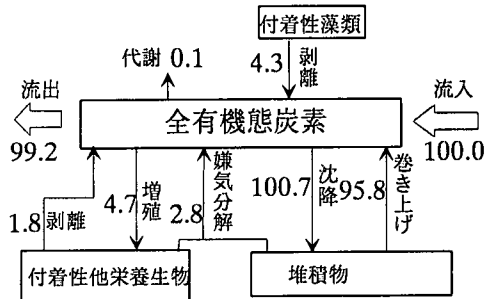
図-12 溶存有機態炭素濃度の日変化(計算開始地点より1500m下流地点, 計算開始より50日後, Case1~3)



(a) 懸濁態物質



(b) 溶存有機態炭素



(c) 全有機態炭素

図-13 計算全期間・全区間における有機物の収支(Case2)

の剥離による変化も比較的大きく、清浄な河川の水质に生物の剥離が影響を及ぼすことが推察される。溶存有機態炭素濃度に関しては、生物的な活動が数%のオーダーで影響を及ぼすのみであり、河川水内の濃度はほぼ流入してきた物質濃度によって決定されるものと思われる。懸濁態・溶存態両方をあわせた全有機態

炭素濃度に関しては、沈降・巻き上げによる変化が大きい。従って、礫床河川の炭素循環に関しては沈降・巻き上げの物理プロセスが直接的に重要な役割を果たしている。

#### (4) 栄養塩循環

図-14(a), (b)に計算開始より50日後12:00における硝酸態窒素およびリン酸態リンの空間変化を示す。どちらも流水層と交換層の間の濃度の違いはほとんどみられなかったため流水層の濃度のみを示す。硝酸態窒素、リン酸態リンともに流下に伴って濃度が減少していくことがわかる。これは付着性藻類の増殖による栄養塩摂取量と窒素に関しては脱窒量、リンに関しては吸着量の合計が生物の分解・代謝による二次的な負荷量より多いためである。また、河床礫の径が大きくなるほど濃度の減少率は大きくなっており、これは以下のように解釈できる。河床礫の径が大きくなるほど流水層の流速は小さくなり、また流水層と交換層間での物質交換量も多くなる。その結果、河床浸透層内での生物・化学的な作用を十分に受けるようになり、脱窒量や吸着量が大きくなる。同時に代謝・分解による二次的負荷量も増加するが、吸着や脱窒の効果が強く現れたため、このような違いが生じている。

図-15(a), (b)に上流端より1500m下流側の地点における流水層の硝酸態窒素濃度、リン酸態リン濃度の日平均値の時間変化を示す。硝酸態窒素に関して、計算開始直後は付着性藻類量、他栄養生物、堆積物が少なく、光合成による減少、脱窒による減少ともに少ないため、この地点においてほぼ流入した濃度がそのまま流下している。それより5日ほどの間、光合成や脱窒によって流下に伴う濃度の減少が大きくなっていく。その後、堆積物量が増加してくるのに伴って、分解量による二次的負荷量も増大し、平衡状態に達している。最終的な硝酸態窒素濃度は脱窒量や吸着量が大きい河床礫の大きなケースほど小さな値を示す。

図-16(a), (b)に上流端より1500m下流地点における、計算開始より50日後の硝酸態窒素濃度及びリン酸態リン濃度の日変化を示す。硝酸態窒素、リン酸態リンともに日中藻類の光合成に対応して濃度が減少している。河床礫の違いによる濃度の違いは前段落で考察した通り、脱窒、吸着量の違いにより生じている。

図-17(a), (b), (c), (d)にCase2における計算全期間・全区間における、硝酸態窒素、リン酸態リン、全窒素(懸濁態物質中窒素+溶存有機物中窒素+硝酸態窒素)および全リン(懸濁態物質中リン+溶存有機物中リン+リン酸態リン)の収支を示す。炭素の収支と同様に、上流からの流入量を100としている。

溶存無機態栄養塩の収支に関しては、生物・化学的

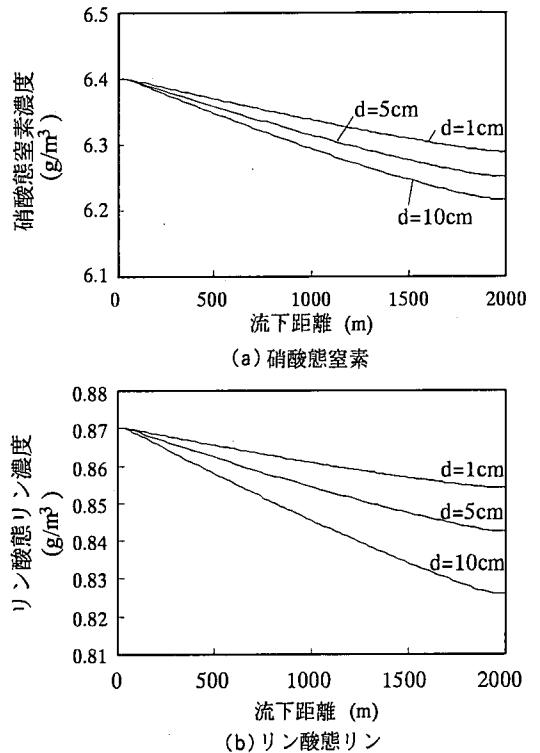


図-14 栄養塩濃度の空間変化 (計算開始より50日後、12:00, Case1 ~ 3)

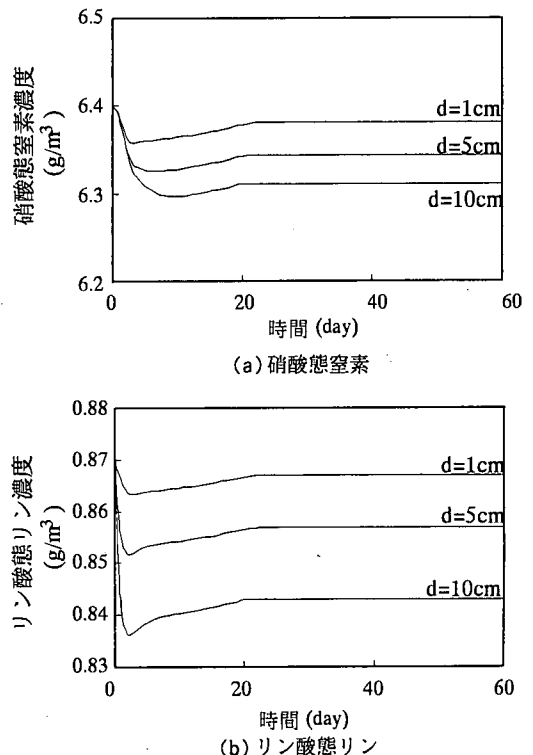


図-15 栄養塩濃度の時間変化 (計算開始地点より1500m下流地点, Case1 ~ 3)

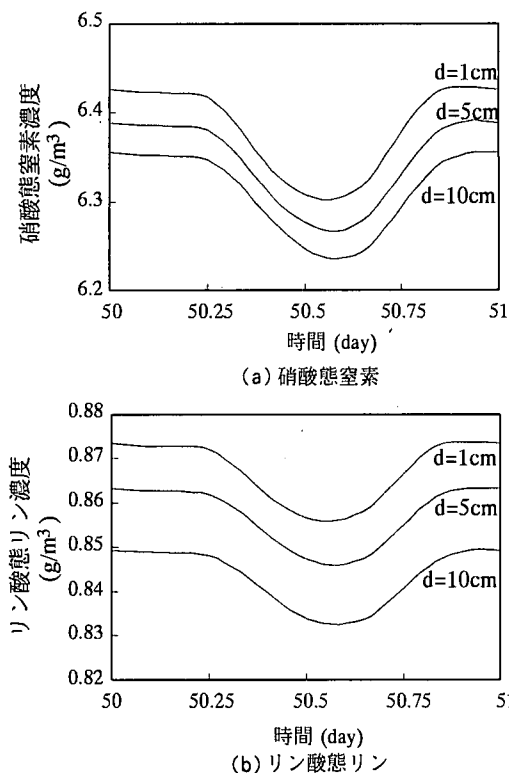


図-16 栄養塩濃度の日変化(計算開始地点より1500m下流地点, 計算開始より50日後, Case1~3)

な作用は1.0%~2.6%程度の影響しか及ぼさず, 河川水内の溶存無機態栄養塩濃度はほぼ流入してきた物質濃度によって決定されるといえる。リン酸態リンに関しては, 河床内に蓄積される量のなかで吸着量のしめる割合が高いことがわかる。これらのリンは河床内の土砂に吸着しており, 洪水時の土砂輸送に伴って大量に輸送されることが知られている<sup>20)</sup>。今後, 本モデルを平水時だけでなく洪水時の物質循環にも適用できるよう拡張していくためには, リンの土砂への吸着特性及び土砂輸送過程を考慮する必要がある。今後の課題である。

全窒素・全リンに関しては, 炭素循環と同様に, 懸濁物質の沈降・巻き上げに伴った物理的な作用による輸送が大きい。しかし, 上記に述べた通り無機態栄養塩に及ぼす生物的作用が小さいため, 有機態・無機態間の形態の変化は小さく, それぞれが比較的独立した経路によって循環していることが分かる。

### (5) 酸素循環

図-18に計算開始より50日後12:00における流水層の溶存酸素濃度の空間変化を示す。流下に伴って溶存酸素濃度が増加していることがわかる。上流端より400m程度流下すると, 溶存酸素濃度はこの時刻の飽和溶存酸素濃度(=8.7g/m<sup>3</sup>)に達しており, 水表面が

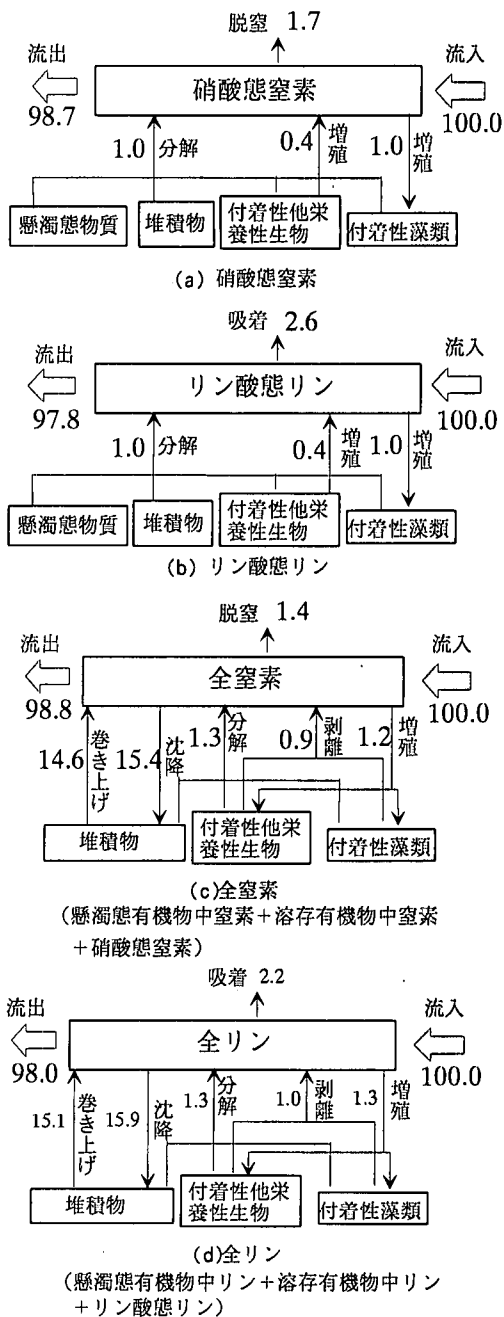


図-17 計算全期間・全区間における窒素・リンの収支(Casc2)

らは溶出が生じている。それにも関わらず, 溶存酸素量は増加しており, 河床付着性藻類の光合成による酸素生産が活発に行われていることを示している。河床礫の違いによる溶存酸素量の違いは, 以下のとおり説明できる。流水層の流速が小さいほど, 藻類の光合成の影響を強く受け, 酸素濃度は上昇するものの, 堆積物量が増加するため, 生物の成長・代謝・分解に伴う酸素消費量も高くなる。この成長・代謝・分解による酸素消費量の違いが強く現れた結果, 河床礫の径が大

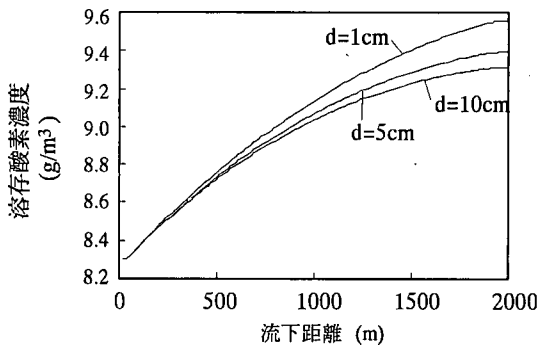


図-18 溶存酸素濃度の空間変化 (計算開始より50日後, 12:00, Case1~3)

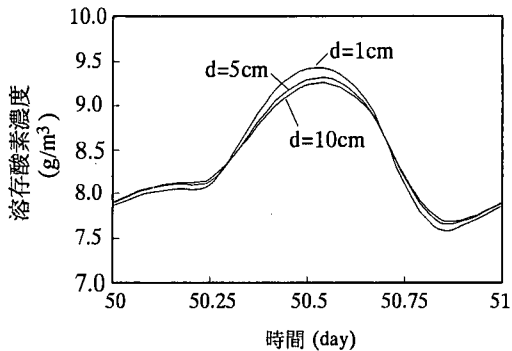


図-20 溶存酸素濃度の日変化 (計算開始地点より1500m 下流地点, 計算開始より50日後, Case1~3)

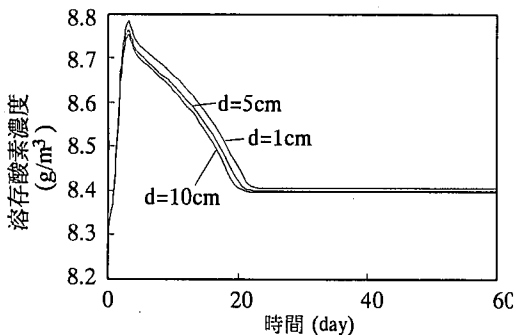


図-19 溶存酸素濃度の時間変化 (計算開始地点より1500m 下流地点, Case1~3)

きい場合ほど流下に伴う酸素上昇率が小さくなっている。

図-19に上流端より1500m下流地点における溶存酸素濃度の日平均値の時間変化を示す。計算開始初期においては、付着性藻類の増殖に伴って、光合成量が増加し、酸素濃度が上昇する。一定量以上に藻類量が増加すると生産層内の藻類によってのみ光合成が行われるようになるため、光合成による酸素生産量は一定量となる。一方、他栄養生物や堆積物量が増加し、好気性生物の維持代謝・分解による酸素吸収量が増加する。その結果、計算開始よりおよそ3日目以降から酸素濃度が減少している。計算開始より20日程度で付着性他栄養生物や堆積物量もほぼ平衡状態に達し、溶存酸素濃度の値も一次生産、消費、曝気の釣り合いによって定まる平衡状態へと移行する。

図-20に上流端から1500m下流地点における計算開始より50日後の溶存酸素濃度の日変化を示す。光合成に対応して日中の溶存酸素濃度が高くなっている。夜間は、水温が比較的高く生物の代謝・分解の活性が高い19:00~20:00頃に、生物による溶存酸素の取り込みによって最も濃度が低くなる。河床材料の径が大きいほど他栄養生物、堆積物による酸素消費が増加し、日中の溶存酸素濃度の最高値は小さくなる。一方、夜

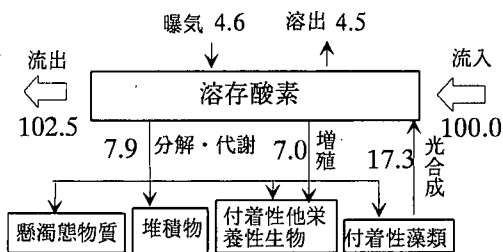


図-21 計算全期間・全区間における溶存酸素の収支 (Case2)

間は生物の活性が低く、その結果、曝気係数が大きくなる、礫径が大きい場合ほど高い酸素濃度を示す。

図-21にCase2における計算全期間・全区間における酸素収支を示す。有機物、栄養塩と同様流入してくる酸素量を100としている。光合成による生産、生物の代謝・分解・成長による取り込みはそれぞれ17.3%、15.3%と比較的高い値を示しており、溶存酸素濃度に関して河道内における生物学的なプロセスの影響は栄養塩と比較すると大きいといえる。

## 6. 結論

本研究では、礫床河川の物質循環シミュレーションモデルを提案し、既往の報告で得られている妥当な範囲での生物、化学的なパラメータを用いて計算を行い、礫床河川の物質循環の特徴について検討した。本計算の範囲内で以下の知見が得られた。

- 1) 本モデルによって、実河川における溶存酸素量の変化をおおむね再現することができた。
- 2) 河道内の炭素循環には、懸濁態物質の沈降、堆積物の巻き上げといった物理的なプロセスが支配的である。
- 3) 河川水の溶存無機態栄養塩濃度は、河道内での生物活動による変化は小さく、おおむね流入する物質

濃度によって決定される。

- 4) 流下に伴う懸濁態物質の除去率, リン酸態リンの除去率, 流下方向への溶存酸素の上昇率は, 出水直後の様な堆積物量が小さい状況において高い値を示す。

謝辞: 本研究は文部省科学研究費補助金基盤研究(A)(2)(研究代表者: 池田駿介, 課題番号: 11305035)及び同補助金奨励研究(A)(研究代表者: 戸田祐嗣, 課題番号: 11750451)の補助を受けたものである。記して謝意を表する。

#### 参考文献

- 1) 例えば, 土屋十圀, 佐藤一夫, 岩永勉, 金子義明, 清水孝之, 久保好明: いきものの生息環境を考慮した河川改修と生物相に関する調査, 水工学論文集, 第40巻, pp.175-180, 1996.
- 2) 例えば, 浅野哲也, 黒木幹男, 板倉忠興: 河川景観の定量的評価に関する研究, 水工学論文集, 第42巻, pp.289-294, 1998.
- 3) 須藤達美, 道上正規, 檜谷治: 扇状地河川における魚類の生息可能性評価に関するケーススタディ, 河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集, Vol. 3, pp.203-208, 1997.
- 4) 日野和弘, 神田学, 井上綱雄: 千代川における生息環境としての瀬と淵, 河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集, Vol. 3, pp.217-222, 1997.
- 5) 山田正, 川端規之: 浸透層上の流れの抵抗則に関する理論的研究, 土木学会論文集, No. 325, pp.69-80, 1982.
- 6) 山田正, 川端規之: 浸透層上の流れの抵抗則に関する実験的研究, 土木学会論文集, No. 325, pp.81-91, 1982.
- 7) 岩佐義朗, 綾史郎, 中井俊雄: 浸透性路床上の流れにおける物質輸送, 京都大学防災研究所年報, B-2, pp.551-527, 1986.
- 8) 長岡裕, 大垣真一郎: 礫で構成された河床における生物学的自浄作用, 水質汚濁研究, 第9巻, 第8号, pp.520-527, 1986.
- 9) 日本化学学会編: 陸水の化学, 3-10, 1992.
- 10) Gloyna, E. F.: Basis for waste stabilization pond designs, *Advances in water quality improvement*, Univ. of Texas, pp.397-408, 1998.
- 11) Oswald, W. J.: Fundamental factors in stabilization pond, *Advances in biological waste treatment*, Oxford Press, pp.

- 357-393, 1963.
- 12) 合田健編: 水質工学(応用編), 丸善, pp.84, 1976.
- 13) 山本讓太郎, 伊藤猛夫: 水界動物生態学 I, 共立出版, 第2章, 1973.
- 14) 川島博之, 鈴木基之: 浅い富栄養化河川水質シミュレーションモデル, 化学工学論文集, 第10巻, 第4号, pp.475-482, 1984.
- 15) 池田駿介, 戸田祐嗣, 赤松良久: 瀬と淵の水質及び生物一次生産に関する現地観測, 水工学論文集, 第43巻, pp.1037-1042, 1999.
- 16) 川島博之, 鈴木基之: 負荷解析のための河川水質シミュレーションモデル, 水質汚濁研究, 第9巻, 第11号, pp.707-715, 1986.
- 17) Rubey, W. W.: Settling velocities of gravels, sand and silt particles, *Amer. J. Sci.*, Vol. 25, pp.325-338, 1933.
- 18) 泉典洋, 池田駿介: 直線砂床河川の安定横断河床形状, 土木学会論文集, No. 429, pp.57-66, 1991.
- 19) Benett, J. P. and Rathburn, R. E.: Recreation in open channel flow, *U. S. Geological Survey, Professional paper 737*, pp.75, 1972.
- 20) Mansell, R. S., Selim, H. M., Kanchanasut, P., Davidson, J. M. and Fiskell, J. G.: Experimental and simulated transport of phosphorus through sandy soils, *Water Resources Research*, Vol. 13, No. 1, pp.189-194, 1977.
- 21) Iwasa, Y. and Aya, S.: Predicting longitudinal dispersion coefficient in open-channel flows, *Proc. of Int. Symp. on environmental hydraulics*, pp.505-510, 1991.
- 22) 川島博之, 鈴木基之: 河床付着性藻類の増殖と剥離, 化学工学論文集, 第9巻, 第3号, pp.324-329, 1983.
- 23) 大橋晶良, 原田秀樹, 桃井清至: 生物膜の成長過程と剥離に関する実験的研究, 衛生工学論文集, 第25巻, pp.209-220, 1989.
- 24) 国立天文台編: 理科年表, 気象, pp.260, 1996.
- 25) Thomas, V., Ditoro D. M. and O'Conner D. J.: Preliminary model of Potomac estuary phytoplankton, *Jour. of Environmental Engineering*, ASCE, EE3, pp.699-715, 1974.
- 26) 楠田哲也編著: 自然の浄化機構の強化と制御, 技報堂出版, pp.7, 1994.
- 27) 矢部禎昭: 水の常時監視と測定法, 公害対策技術同友会, 第2章, pp.226, 1994.
- 28) 森田弘昭, 山田幸男, 安中徳二: 洪水時に湖に流入する粒子性栄養塩の挙動, 水質汚濁研究, 第8巻, pp.233-238, 1985.

(1998. 11. 19 受付)



# NUMERICAL SIMULATION OF CYCLING OF SUBSTANCES IN GRAVEL RIVERS

Yuji TODA and Syunsuke IKEDA

A numerical simulation model is presented to describe the cycling of substances in gravel rivers. The chemical formulas describing the physiological action of attached algae and other microbes are employed in the model in order to correctly estimate the distributions of the substances. The hydraulic characteristics of gravel rivers are specifically taken into account in this model.

The results of the numerical simulation reveal that the deposition of the suspended organic matter and the erosion of organic sediment play important roles in determining the cycling of carbon in gravel rivers.