河床付着生物膜現存量の周年変化シミュレーション

井 上 隆 信* 海老瀬 潜 一*

Simulation on Annual Change of Periphyton Biomass in the River

Takanobu INOUE* and Senichi EBISE*

* National Institute for Environmental Studies, Water and Soil Environment Division, 16-2, Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan

Abstract

In the Hinuma River, changes of periphyton biomass were observed weekly from September 1987 to March 1990 and compared with a model simulation to evaluate the dynamics of periphyton biomass.

A model was developed for simulating the periphyton biomass in a river system. The model consists of two sub-models: growth and scouring models. Parameters of the growth model were estimated based on the daily observation for a two-week period in each season. The change of the periphyton biomass was compared with that calculated through the model. Reasonably close agreement was found between the observed and calculated biomass; however, a significant deviation was observed for the winter seasons when the biomass loss did not occur through scouring due to storm events. This deviation may be caused by significant detachment of the periphyton biomass and intensive grazing by benthic animals during the winter seasons.

The annual growth of periphyton biomass and the annual periphyton biomass scoured were found to be $110 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ and $80 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ as carbon, respectively. The periphyton communities may absorb dissolved nitrogen and phosphorus from river water for their growth. If this is case, in the Hinuma River, at 10-km downstream, 0.6% and 6.7% of the dissolved nitrogen and phosphorus in terms of the annual runoff loading may be utilized by the periphyton, respectively.

Key words: periphyton biomass, model, river, seasonal change, nutrient

1. はじめに

河床付着生物膜は、増殖および剥離によって河川流下過程の水質変化に影響を及ぼしている。富栄養化の要因物質である窒素・リンに着目すると、河床付着生物膜は増殖時に河川水中の溶存態の栄養塩を取り込み、剥離によって逆に河川水中へ栄養塩を懸濁態として放出している。この河床付着生物膜の増殖は低流量時に、剥離は主に降雨に伴う流量増大時に生じている。このため、河川流下過程における水質変化を河床付着生物膜と関連づけて評価するためには、増殖と剥離現

象とともに定量的に把握することが必要である。河床付着生物膜の増殖に関しては数多くの研究が行われており、栄養塩濃度、水質、照度、流速、底生動物による摂食等が増殖に影響を与える要因として取り上げられている^{1)~8)}。しかし、降雨に伴う剥離現象を取り上げた例は少なく⁹⁾、また、河床付着生物膜の長期間の現存量変化をモデル式で表した研究^{10)~13)}も少ない。

河床付着生物膜の河川水質への影響は、増殖と剥離のモデルの精度が同程度以上になって、はじめて定量的に評価することができる。ここでは、増殖・剥離を併せた現存量変化モデル式で河川水質への影響を評価

* 国立環境研究所水圏環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16-2

した。河床付着生物膜の増殖モデル式は、生物膜の増殖速度には水温の影響が大きいため、各季節毎に実施した生物膜現存量変化の毎日調査と、2年半の期間にわたる毎週調査の結果を用いて、既往の研究を参考としてモデル化を行った。このモデル式と降雨に伴う流量増大時の剥離のモデル式を組み合わせ、河床付着生物膜の現存量変化のモデル化を行い、このモデル式を用いて、河床付着生物膜による河川流下過程の水質変化への寄与の大きさについて検討を加えた。

2. 調査概要

河床付着生物膜の現存量変化調査は、Fig. 1 に示す茨城県の中央部を流れる涸沼川の中流部で笠間市の下流の2地点、St. 2 と St. 6 で実施し、毎週調査と各季節毎の毎日調査からなっている。秋季と冬季の毎日調査時には、St. 6 の地点で流域下水道の終末処理場の建設が始まったため、St. 6 を上流側へ0.2km 移動した。

河床付着生物膜は人工の生物膜付着板を用いて採取した。付着板は、礫とほぼ同様に生物膜が付着する10 cm 角の素焼タイルを用い、流量増大時にも流失しないよう30cm 角のコンクリート板に固定し、河床の礫面とタイル面が同じ高さになるように設置した。付着板を河床に設置した場合、付着面に細菌が付着し、そ

の後藻類が増殖するため、河床付着藻類が増殖し始めるまでにラグタイムが存在する¹⁴⁾。しかし、降雨に伴う流量増大時に生物膜が剥離した後の付着板には細菌が残存しており¹⁵⁾、河床に光が届くようになればすぐに藻類の増殖が可能になると考えられる。本研究は、実際の河川での河床付着生物膜の現存量変化による河川水質変化への寄与の定量評価を目的としているので、付着板は剥離と増殖を繰り返し周囲の環境に十分馴染むように調査時の1カ月以上前に設置した。

毎週調査は、1987年8月から1990年3月まで週に一度の頻度で実施した。各季節毎の毎日調査は、原則として降雨による剥離が生じた後に始めることとし、春季は1990年4月19日から5月6日、夏季は8月12日から27日、秋季は11月7日から12月3日、冬季は1991年2月6日から3月13日まで、前半は毎日、後半は採取間隔を延ばして実施した。

実験室に持ち帰った生物膜付着板からブラシを用いて滅菌水を流しながら生物膜をはがしとり、乾燥質量、炭素、窒素、リン、Chl-a、従属栄養細菌数の測定を行った。各調査時には、流量、水温、pH の測定と採水を同時に行い、水質成分は、各態窒素、各態リン、BOD、T-COD、D-COD、POC、DOC、Chl-a 等の一般水質項目について測定した。調査・分析の詳細は既報に記した¹⁵⁾。

3. 季節毎の毎日調査の結果

Table 1 に、毎日調査と毎週調査時の流量と代表的な水質成分の平均値を示した。流量は、春季と秋季の調査時に多く、夏季と冬季は少なかった。春季は、SS、全窒素、全リンの値が他の季節に比べて高い。これは、水稻移植期の水田からの流出が影響していると考えられる。

Fig. 2~5 に各季節毎の毎日調査時の河床付着生物膜の炭素量変化と生物膜付着板設置地点の水深を示

Fig. 1 Location of sampling stations

Table 1 Average flow and water quality at sampling stations

	Spring		Summer		Autumn		Winter		Weekly	
	St.2	St.6	St.2	St.6	St.2	St.6	St.2	St.6	St.2	St.6
Flow ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	3.7	4.7	1.7	1.9	3.7	4.8	2.0	2.5	3.4	4.1
BOD ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	1.9	1.8	1.0	1.1	1.2	1.6	1.8	2.0	1.8	1.8
TOC ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	2.7	3.0	2.4	2.4	1.8	1.9	1.6	1.8	2.8	2.8
T-N ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	2.0	2.2	0.75	0.86	1.5	1.7	1.3	1.6	1.3	1.6
D-N ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	1.8	2.0	0.66	0.78	1.3	1.6	1.2	1.4	1.2	1.4
T-P ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	0.087	0.092	0.041	0.039	0.040	0.045	0.044	0.044	0.081	0.078
D-P ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	0.017	0.017	0.014	0.014	0.010	0.011	0.010	0.010	0.017	0.018
SS ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	25	31	11	11	18	17	13	14	33	33

Fig. 2 Changes of periphyton biomass in spring observation (as carbon)

Fig. 4 Changes of periphyton biomass in autumn observation (as carbon)

Fig. 3 Changes of periphyton biomass in summer observation (as carbon)

Fig. 5 Changes of periphyton biomass in winter observation (as carbon)

す。毎週調査時の炭素量変化については、既報に記した¹⁵⁾。春季の毎日調査では、調査開始直後の4月21日から23日に合計80mmの降雨があり、河床付着生物膜現存量は減少した。その後降雨がなく、水深もSt.2で63cm(流量、 $7.0\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)から28cm(流量、 $3.3\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)に低下した。河床付着生物膜現存量は増加傾向は示すものの、最大で $2\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 程度であった。夏季の毎日調査は、8月7日から10日の合計116mmの降雨後に開始した。この降雨に伴う流量増大時に河床付着生物膜の剝離が生じたため、調査開始日の現存量は両地点とも $0.3\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ と少なかった。その後26日まで降雨はなく、水深はSt.2で調査開始時の50cm(流量、 $4.8\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)から減少し、最低で5cm(流量、 $0.6\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)であった。このため、河床付着生物膜現存量は両地点とも明瞭な増加がみられ、最大値はSt.2で $7.9\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St.6で $11.3\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ となった。秋季の毎日調査は、11月4日の50mmの降雨後に開始した。9日から10日の合計17mmの降雨の後は晴天の日が続き、28日から30日の合計120mmの降雨までまとまった降雨はなく、水深はSt.2で

32cm(流量、 $4.0\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)から9cm(流量、 $2.2\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)に低下した。河床付着生物膜現存量は両地点とも増加し、最大値はSt.2で $8.3\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ 、St.6で $9.8\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ であった。涸沼川流域では冬季に降雨が少ないため、冬季の毎日調査は降雨後に開始することができず、河床付着生物膜現存量の多い時期から始めた。この年の2月上旬は気温が高く、河床付着生物膜現存量は増加した。2月15日から16日の合計73mmの降雨によって、河床付着生物膜は剝離し、その後増加傾向はみられなかった。

Table 2には、毎日調査と毎週調査時の河床付着生物膜の平均組成比を炭素を100として示した。N/C比は、地点、季節、生物膜現存量に関係なくほぼ一定値となったが、P/C比は春季の値が高くなった。Table 1に示したように、春季は水稻移植期の水田からの流出の影響で、河川水中のSS、懸濁態リン濃度が他の季節に比べて高く、この懸濁物質が河床付着生物膜中にトラップされたため、P/C比が高くなったと考えられる。Chl-a/C比は、生物膜現存量が多くなった夏季と

Table 2 Average ratio of dry weight : carbon : nitrogen : phosphorus : chlorophyll a of periphyton

	D.W. : C : N : P : Chl-a
Spring St.2	880 100 17 3.6 0.76
St.6	530 100 18 3.3 0.67
Summer St.2	920 100 16 2.7 0.74
St.6	1160 100 15 1.6 0.81
Autumn St.2	1580 100 15 2.3 1.12
St.6	800 100 17 2.2 0.97
Winter St.2	970 100 16 2.5 0.68
St.6	1010 100 16 2.6 0.72
Weekly St.2	816 100 16 2.2 0.78
St.6	584 100 16 2.2 0.70

秋季が比較的高い値となった。

4. 河床付着生物膜増殖量のモデル化

河床付着生物膜の炭素、窒素、リンの組成比はほぼ一定であったが、乾燥質量に対する炭素の比は河床付着生物膜量が増加すると減少するため¹⁵⁾、河床付着生物膜現存量中の生物膜量を示す指標として炭素量を用いて解析を行った。また、河床付着生物膜炭素量に占める細菌の比率は小さいため、炭素量はすべて藻類であるとして取り扱った。

モデル式では、入手可能で流域の中心に位置する笠間市の地域気象観測所の降水量、平均気温、日照時間の毎日観測データ¹⁰⁾を利用し、水質や流量等の観測値とあわせて日平均流量、日平均水温、日射量を推定した。

日平均流量は、St.2において、3段のタンクモデルを用いて推定することとし、観測流量からパラメータを求めた。St.6の日平均流量は、St.2とSt.6の流量の回帰式から求めた¹⁵⁾。

日平均水温は、調査時の水温と笠間市の地域気象観測所の平均気温の間に高い相関関係が認められたので、St.2の調査時間である午前10時の水温を一日の平均水温 T_w (°C) として平均気温 T_a (°C) との回帰式

$$T_w = 0.837 \cdot T_a + 2.76 \quad (r = 0.98) \quad (1)$$

から求めた。

河床面での日射量は、水表面の日射量変化に、河床までの間の減衰を加味して計算した。日射量は地域気象観測所で測定されていないため、日照時間から日射量の推定を行った。涸沼川流域に近い気象観測所で、日射量と日照時間が観測されている高層気象台のデータ¹⁶⁾を用いて、日照時間と日射量の関係を求めた。まず、可照時間 S_m (hr) の年変化を正弦曲線を用いて

$$S_m = 2.4 \cdot \sin(2\pi \cdot D_v \cdot 365^{-1}) + 12.2 \quad (2)$$

D_v : 春分の日からの日数 (d)

で表した。水表面での快晴日の全日射量 I_m ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) の年変化は、日照時間が可照時間の80%以上の場合のデータを用いて正弦曲線で近似し、観測値から平均値と振幅を求めた。水表面での日射量 I_s ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) は Angström の式¹⁷⁾を参考として、快晴日の全日射量 I_m 、日照時間 S (hr)、可照時間 S_m を用いて

$$I_s = I_m \cdot (S + a \cdot (S_m - S)) \cdot S_m^{-1} \quad (3)$$

で表し、係数 a を高層気象台の実測日射量と日照時間を用いて決定した。これらから水表面の日射量 I_s は、

$$I_s = (7.6 \cdot \sin(2\pi \cdot D_v \cdot 365^{-1} + 18.9)) \cdot (S + 0.29 \cdot (S_m - S)) \cdot S_m^{-1} \quad (4)$$

で表した。この(4)式を用いて、笠間市の日照時間から水表面での日射量を推定した。

河床面での日射量は、水面で一部反射され、水中では河床に達するまでに懸濁物質の影響で水深方向に指数関数的に減少する。湯の湖での観測値¹⁸⁾をもとに、河床面での日平均日射量 I_0 ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) を以下の式で表した。

$$I_0 = 0.70 \cdot I_s \cdot \exp\{-(0.18 + 0.11 \cdot \text{SS}) \cdot h\} \quad (5)$$

SS : 水中懸濁物質濃度 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)、 h : 水深 (m)

河床付着生物膜の増殖モデル式は、McIntire¹⁰⁾、Runke ら¹¹⁾、Horner ら¹²⁾、川島ら¹³⁾によって提案されている。一次反応速度式を仮定したときの河床付着生物膜の増殖速度は、現存量の少ないときに速く、多くなると遅くなることが指摘されている¹⁰⁾。これは、河床付着生物膜現存量が増加すると内部にまで光が届かなくなり、光合成が河床付着生物膜表層のみで行われるためである。この現象を表現するために、増殖速度式として、McIntire、Runke らは現存量の飽和型の式で、Horner らは最大現存量を仮定して最大現存量と現存量の差に増殖速度が比例するとする式で、川島らはある一定現存量までは現存量に比例しそれ以上は現存量には関係ないとして求めている。これらのモデル式を検討した結果、実際の剥離直後の増殖速度の大きさに適合するモデルとして、McIntire、Runke らが用いた飽和型の式を用いた。河床付着生物膜炭素量 C ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$) の増殖モデル式は、底生動物による摂食 (grazing) の影響は無視して、

$$\frac{dC}{dt} = \mu \cdot \frac{C}{K_c + C} - r \cdot C \quad (6)$$

μ : 比増殖速度 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)

r : 比呼吸速度 (d^{-1})

K_c : 定数 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)

を用いた。

比増殖速度は、水温 T_w 、日射量 I_0 、水質濃度 Q の関数

$$\mu = f(T_w) \cdot f(I_0) \cdot f(Q) \quad (7)$$

で表現できるとした。

比増殖速度 μ と水温 T_w の関係について、Bothwell は、人工河川を使った河床付着生物膜の増殖実験で、比増殖速度は水温が 0°C から 25°C の範囲では水温に比例するとしている³⁾。このため、水温の関数としては、一次式

$$f(T_w) = a_g \cdot T_w + b_g \quad (8)$$

を用いた。

河床面での日射量と比増殖速度との関係は、一定以上の日射量になると増加が頭打ちになることが報告されており、植物プランクトンの増殖について多数の式が提案されている¹⁹⁾。ここでは、比増殖速度と河床面での日射量の関係を表す式としては植物プランクトンの増殖モデルでもよく用いられている²⁰⁾飽和型の式

$$f(I_0) = I_0 / (K_I + I_0) \quad (9)$$

を用いた。

澗沼川の平均水質濃度は、Table 1 に示したように毎週調査の結果では、N/P 比が溶解態成分で 79, Total では 20 と高く、リン制限の状態であると考えられる。そのため、増殖に及ぼす水質濃度の影響は主にリンによると考えた。比増殖速度 μ とリン酸態リン濃度 P との関係についても、飽和型の式を仮定し、

$$f(Q) = f(P) = P / (K_P + P) \quad (10)$$

を用いた。

比呼吸速度 r は、水温 T_w のみの関数として扱い、比増殖速度と同じように水温の一次式を考え、

$$r = a_r \cdot T_w + b_r \quad (11)$$

とした。

Table 3 Numerical values for the constants used in the model

Parameter	a_I	b_I	a_r	b_r	K_c	K_I	K_P
Value	0.39	2.3	0.002	0.06	11	1.4	0.006

Fig. 6 Changes of simulated and observed periphyton biomass in summer

以上から、増殖モデル式は、

$$\frac{dC}{dt} = (a_g \cdot T_w + b_g) \cdot \frac{I_0}{K_I + I_0} \cdot \frac{P}{K_P + P} \cdot \frac{C}{K_c + C} - (a_r \cdot T_w + b_r) \cdot C \quad (12)$$

で表すことができる。

各季節毎に行った 4 回の毎日調査の結果をもとに、Runge-kutta 法を用い、時間刻みは 0.1 日で計算を行った。パラメータ a_g , a_r , b_g , b_r , K_I , K_P , K_c は、評価関数として [(観測値 - 計算値)²/観測値] の総和を用い、この値が最小となるように決定した。Table 3 に、推定した各パラメータの値を示した。また、計算結果の一例として、Fig. 6 に夏季の計算値と実測値を示した。河床面での日射量の半飽和定数 K_I や比呼吸速度 r の係数 a_r , b_r は、植物プランクトンで求められている値^{20), 21)}とほぼ同程度となった。リンの半飽和定数 K_P も Welch らが用いた値²²⁾と同程度となり、これらのパラメータの推定値は概ね妥当であると考えられる。

5. 河床付着生物膜現存量変化のシミュレーション

河床付着生物膜は増殖と降雨に伴う剥離を繰り返しながら、その現存量が変化している。このため、河床付着生物膜の増殖モデル式と、降雨に伴う剥離のモデル式を組み合わせる河床付着生物膜の現存量変化のシミュレーションを行った。

降雨に伴う剥離モデル式は、剥離後の現存量を流量の関数として求めた式¹⁵⁾を用いた。矩形断面を考えた場合の流量の指数の理論値は -0.6 となるが、ここでは、それぞれの地点の実際の観測値より推定した値を用い、St. 2 では

$$C = 8.8 \cdot Q^{-0.80} \quad (13)$$

St. 6 では

$$C = 4.0 \cdot Q^{-0.51} \quad (14)$$

C : 河床付着生物膜炭素量 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$), Q : 流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) とした。

増殖モデル式は、前節より次式を用いた。

$$\frac{dC}{dt} = (a_g \cdot T_w + b_g) \cdot \frac{I_0}{K_I + I_0} \cdot \frac{P}{K_P + P} \cdot \frac{C}{K_c + C} - (a_r \cdot T_w + b_r) \cdot C \quad (15)$$

$$T_w = 0.837 \cdot T_a + 2.76$$

$$I_0 = 0.70 \cdot I_s \cdot \exp\{-(0.18 + 0.11 \cdot SS) \cdot h\}$$

$$I_s = (7.6 \cdot \sin(2\pi \cdot D_v \cdot 365^{-1}) + 18.9) \cdot (S + 0.29 \cdot (S_m - S)) \cdot S_m^{-1}$$

$$S_m = 2.4 \cdot \sin(2\pi \cdot D_v \cdot 365^{-1}) + 12.2$$

各パラメータは、Table 3 に示した値を用いた。毎日データの得られていない水深 h (m) は、タンクモデルで求めた流量 Q ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) の関数 $h = a_h Q^{b_h}$ 式を用いて

観測結果より係数 a_h と b_h を求め、St. 2 は $h_{St.2} = 0.183 \cdot Q^{0.58}$, St. 6 は $h_{St.6} = 0.110 \cdot Q^{0.78}$ で表した。懸濁物質濃度 SS ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) も流量との回帰式として統計的に処理した $SS = a_{SS} \cdot Q^{b_{SS}}$ 式を用いた²³⁾。観測結果より係数 a_{SS} と b_{SS} を求め、St. 2 は $SS_{St.2} = 5.68 \cdot Q^{0.82}$, St. 6 は $SS_{St.6} = 2.93 \cdot Q^{1.13}$ とした。リン酸態リン濃度についても毎日データがなく、さらに流量とも明確な関係が認められなかった。しかし、両地点とも濃度の変動幅が小さいため毎週調査時の平均値を用い、St. 2 は $0.009 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, St. 6 は $0.010 \text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とした。

2 年半の毎週調査時の河床附着生物膜現存量の変化では、20mm 前後の降雨で河床附着生物膜の剥離が生じていた¹⁵⁾。20mm の降雨は、先行晴天日数や流量によっても異なるが、 $1.0 \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ の流量の増加、 $0.18 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ の河床附着生物膜表面直上流速の増加に相当する。実測値より求めた流量と河床附着生物膜直上流速との関係式、St. 2 は $Q = 4.0 \cdot V^{1.7}$, St. 6 は $Q = 3.9 \cdot V^{1.8}$ を用い、タンクモデル式による日平均流量から求めた流速が $0.18 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ 以上増加した場合は降雨に伴う剥離が

生じる可能性があるとした。シミュレーションでは、(15)式による増殖モデル式で河床附着生物膜現存量から 1 日後の現存量を Runge-Kutta 法を用い時間刻みを 0.1 日として求めた。剥離が生じる可能性がある場合は、(13), (14)式で剥離後の現存量を求め、この値が増殖モデル式で求めた値より小さければ、この値まで剥離するとした。

St. 2 と St. 6 について、毎週調査を行った 2 年半についてシミュレーションを行った結果を Fig. 7, 8 に示す。3 月から 11 月までは実測値と計算値はよく一致した。このため、降雨の頻度の高い 3 月から 11 月の間は、増殖モデル式と降雨に伴う剥離モデル式のみで河床附着生物膜の現存量変化をシミュレートすることが可能となった。しかし、降雨に伴う剥離が長期間生じない 12 月からの期間には、流量が減少するにもかかわらず現存量が減少するため、モデルとの一致は十分とはいえない。実験水路を用いた河床附着生物膜現存量変化の実験結果をもとに、Sand-Jensen は、定流量時の河床附着生物膜現存量変化を増殖期と飽和減少期に分け

Fig. 7 Seasonal changes of simulated and observed periphyton biomass at St. 2

Fig. 8 Seasonal changes of simulated and observed periphyton biomass at St. 6

Fig. 9 Relationship between Chl-a loadings between St. 2 and St. 6 and days after last scouring

て取り扱っている²⁴⁾。すなわち、増殖期は生物膜が薄いために剥離が起らず、底生動物の成長速度は遅く個体数が少ないために摂食の影響は無視できる。また、飽和減少期は底生動物の個体数も多くなり、摂食による影響が無視できなくなり、生物膜現存量が多くなることから付着面にまで光が届かなくなり、河床付着生物膜の付着力が弱くなるため剥離が生じるとしている。Fig. 9 には、降雨に伴う剥離が生じていない期間の St. 6 と St. 2 の河川水中の Chl-a 負荷量の差と、最後に降雨に伴う剥離が生じてからの日数との関係を示した。降雨に伴う剥離の50日程度後からこの区間での Chl-a 負荷量の増加がみられ、流量増加によらない河床付着生物膜の剥離が起っているものと考えられる。また、多田による月1回2年間の瀬沼川における底生動物現存量調査では、12月から2月にかけて河床付着生物膜を摂食する *beatis spp.* が増加している²⁵⁾。このような流量増加によらない剥離や底生動物の摂食の影響を考慮するために、川島らの既往の研究¹³⁾を参考として、この河川に適用できる式として、(15)式の増殖モデル式に減少の項を河床付着生物膜現存量に比例

するとして加え、

$$\frac{dC}{dt} = (a_g \cdot T_w + b_g) \cdot \frac{I_0}{K_I + I_0} \cdot \frac{P}{K_P + P} \cdot \frac{C}{K_C + C} - (a_r \cdot T_w + b_r) \cdot C - E \cdot C \quad (16)$$

で表した。減少係数は、川島らの研究を参考に、降雨に伴う剥離後の関数と考え、剥離後の日数に比例して大きくなり、その後は一定値になるとして、

$$D < D_1 \quad E = 0$$

$$D_1 < D < D_2 \quad E = e \cdot (D - D_1)$$

$$D_2 < D \quad E = e \cdot (D_2 - D_1)$$

e : 係数

D : 降雨に伴う剥離後の日数

D_1 : 減少開始日

D_2 : 減少係数が一定となる日

で表した。 D_1 は、Fig. 9 に示したように Chl-a 負荷量の増加が始まる50日とした。St. 2, St. 6それぞれ3回しか観測例がないため、係数 e と D_2 は実測値と適合するように求め、それぞれ0.002, 90日とした。

(16)式を用いて、St. 2と St. 6でシミュレーションを行った結果についても、Fig. 7, 8 に示した。減少の項を加えることで冬季の計算値と観測値とのズレが解消できた。計算値の観測値とのズレの評価として (観測値 - 計算値 / 観測値) の値を用いると、毎週調査時の平均値は、St. 2 ($n=111$) で減少の項を加える前の0.64から0.60に、St. 6 ($n=117$) で0.80から0.77に改善された。計算値は観測値とよく一致しており、このモデルで、河床付着生物膜の水質に与える影響を評価するための現存量変化を十分表現できたと考えられる。

6. 河床付着生物膜現存量変化の評価

河床付着生物膜現存量変化のモデルを用いたシミュレーション結果について検討を行った。シミュレーションにおける前日からの河床付着生物膜変化量を、

Fig. 10 Seasonal changes of simulated growth and decreased periphyton biomass at St. 2

Fig. 11 Seasonal changes of simulated scouring periphyton biomass at St. 2

増加量 (増殖量－呼吸量), 減少量 (16式で加えた減少の項 ($E \cdot C$) による減少量), 剝離量 (13), (14式までの剝離量) に分けた。Fig. 10 には, 増加量, 減少量を, Fig. 11 には剝離量を St. 2 について示した。4 月から 9 月の間は, 河床付着生物膜の増加量が多いが降雨に伴う剝離量も多く, 増殖と剝離が繰り返されている。10 月から 3 月の間は, 降雨に伴う剝離は少なく, 増加量も小さい。Table 4 には, 1988 年 4 月から 2 年間の増加量, 減少量, 降雨に伴う剝離量の一年間の値と, 増加, 剝離量の多い 4 月から 9 月の上半期と, 10 月から 3 月の下半期に分けた値とを示した。1988 年は, 1989 年に比べて降雨量が少なかったために, 増加量は多くなった。また, 上半期は下半期と比べて増加量が多く, その全量が降雨に伴う流量増大時に剝離している。

河床付着生物膜の年間増加量は, 炭素量の 2 年間の平均値では, St. 2, St. 6 も $110 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ であった。窒素, リンの年間増加量は, 組成比を Table 2 に示した毎週調査時の値とし, 炭素増加量を $110 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ とすると, それぞれ $18 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, $2.4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ となる。これらの窒素, リンの増加は, 河川水中の溶存態が河床付着生物膜中に取り込まれた結果と考えられる。川幅を 10m, 河床が生物膜の付着可能な礫である比率を 0.5 とすると, 10km の流下で窒素, リンの年間取り込み量はそれぞれ 0.88 ton, 0.12 ton となる。年間流出負荷量は St. 2 で溶存態窒素は 150 ton, 溶存態リンは $1.8 \text{ ton}^{23)}$ なので, 窒素で 0.6%, リンで 6.7% が河床付着生物膜に取り込まれて一時貯留され, 流量増大時に懸濁態として流出したこととなる。河床付着生物膜の増加量は, 水温の高い時期の低流量時に多くなるので, この時期の河床付着生物膜による河川水中栄養塩の取り込み量はさらに大きな比率になると考えられる。

Table 4 Periphyton mass balance calculated from the model (carbon: $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)

	Growth		Decreased		scouring	
	St.2	St.6	St.2	St.6	St.2	St.6
1988.4-1989.3	113	123	24	41	89	82
1989.4-1990.3	102	102	22	24	80	78
1988.4-1988.9	71	64	0	0	71	64
1989.4-1989.9	57	52	0	0	57	52
1988.10-1989.3	42	59	24	41	18	18
1989.10-1990.3	45	50	22	24	23	26

7. ま と め

河床付着生物膜の現存量変化を求めるために, 2 年半の週に一度の頻度の毎週調査と, 各季節毎の 4 回の毎日調査を実施した。河床付着生物膜現存量変化には増殖とともに降雨に伴う剝離が重要なため, 増殖・剝離を併せた現存量変化モデル式で河川水質の影響を評価した。既往の研究を参考として河床付着生物膜の増殖モデル式について検討を行い, 毎日調査の結果からパラメータを決定した。この増殖モデル式と降雨に伴う剝離モデル式から河床付着生物膜の現存量変化のシミュレーションを行った。降雨に伴う剝離が長期間生じない 12 月から 3 月の冬季に一部ズレがみられるものの, 計算値は実測値とよく一致した。冬季のズレは, 付着力が低下することによる剝離と底生動物による摂食が原因と考えられる。このため, 増殖モデル式に減少の項を加えることで冬季のズレが解消でき, 河床付着生物膜現存量の周年変化をモデル化できた。

このモデルを用い河床付着生物膜の年間増加量を推定すると, 炭素で St. 2, St. 6 も $110 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ となった。河床付着生物膜は, 河川水中の溶存態窒素, リンを取り込んで増加すると考えると, 10km の流下で年間流出負荷量のうち溶存態窒素は 0.6%, 溶存態リンは

6.7%が河床付着生物膜に取り込まれていると推定できた。

謝 辞

本論文をまとめるに当たり、北海道大学工学部丹保憲仁教授には多くの有益な助言をいただいた。ここに記して謝意を表します。

(原稿受付 1993年6月16日)

(原稿受理 1993年11月29日)

引 用 文 献

- 1) Lohman, K., Jones, J.R. and Perkins, B.D. (1992) Effect on nutrient enrichment and flood frequency on periphyton biomass in northern Ozark Streams, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **49**, 1198-1205.
- 2) Winterbourn, M.J. (1990) Interactions among nutrients, algae and invertebrates in a New Zealand mountain stream, *Freshwater Biology*, **23**, 463-474.
- 3) Bothwell, M.L. (1988) Growth rate response of lotic periphytic diatoms to experimental phosphorus enrichment: the influence of temperature and light, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **45**, 261-270.
- 4) Hill, W.R. and Knight, A.W. (1988) Nutrient and light limitation of algae in two northern California streams, *Journal of Phycology*, **24**, 125-132.
- 5) Horner, R.R., Welch, E.B., Seeley, M.R. and Jacoby, J.M. (1990) Response of periphyton to change in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration, *Freshwater Biology*, **24**, 215-232.
- 6) Horner, R.R. and Welch, E.B. (1981) Stream periphyton development in relation to current velocity and nutrients, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, **38**, 449-457.
- 7) 橘治国, 森口朗彦, 井上隆信, 木村直人, 大室敏 (1988) 河床付着生物膜の組成と水質浄化能—都市内河川を例として—, *衛生工学研究論文集*, **24**, 1-12.
- 8) 細井由彦, 村上仁士, 住山真 (1985) 流水中にたてた円柱表面に成育する着生藻類と流れの関係について, *衛生工学研究論文集*, **21**, 165-176.
- 9) Biggs, B.J.F. and Close, M.E. (1989) Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients, *Freshwater Biology*, **22**, 209-231.
- 10) McIntire, C.D. (1973) Periphyton Dynamics in laboratory streams: A simulation model and its implications, *Ecological Monographs*, **43**, 399-420.
- 11) Runke, H.M., Shultz, J.E. and Porcella, D.B. (1981) Lotic Periphyton Simulation Model, Energy and Ecological Modelling (Ed. W.J. Mitsch, R.W. Bosserman and J.M. Klopatek), 305-313, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- 12) Honer, R.R., Welch, E.B. and Veenstra, R.B. (1983) Development of Nuisance Periphytic Algae in Laboratory Streams in Relation to Enrichment and Velocity, Periphyton of Freshwater Ecosystem (Ed. R.G. Wetzel), 121-134, Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- 13) 川島博之, 鈴木基之 (1983) 河床付着生藻類の増殖と剥離, *化学工学論文集*, **9**, 324-329.
- 14) Aizaki, M. (1979) Growth rate of microorganism in a periphyton community, *Japanese Journal of Limnology*, **40**, 10-19.
- 15) 井上隆信, 海老瀬潜一 (1993) 河床付着生物膜現在量の周年変化と降雨に伴う剥離量の評価, *水環境学会誌*, **16**, 507-515.
- 16) 水戸地方気象台 (1987~1991) 茨城県気象月報.
- 17) 安芸岐一, 多田文男監修 (1972) 水資源ハンドブック, 104pp., 朝倉書店, 東京.
- 18) 細見正明 (1984) 湯の湖における富栄養化とその防止対策, *国立公害研究所研究報告*, **56**, 206pp.
- 19) Jassby, A.D. and Platt, T. (1976) Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton, *Limnology and Oceanography*, **21**, 540-547.
- 20) 奥川光治, 宗宮功 (1983) 数理モデルによる富栄養化のシミュレーション解析, *土木学会論文報告集*, **337**, 119-128.
- 21) 有賀祐勝 (1973) 水界植物群落の物質生産II (生態学講座8), 50pp., 共立出版, 東京.
- 22) Welch, E.B., Horner, R.R. and Patmont, C.R. (1989) Prediction of nuisance periphytic biomass: A management approach, *Water Research*, **23**, 401-405.
- 23) Inoue, T. and Ebise, S. (1991) Runoff characteristics of COD, BOD, C, N and P loadings from rivers to enclosed coastal seas, *Marine Pollution Bulletin*, **23**, 11-14.
- 24) Sand-Jensen, K. (1983) Physical and Chemical Parameters Regulating Growth of Periphytic Communities, Periphyton of Freshwater Ecosystem (Ed. R.G. Wetzel), 63-71, Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- 25) 多田満 (未発表).