河床礫の状態と底生動物相指標の相関

中島 重旗・小田 泰史・松並 裕子

Interrelationship Between Some Environmental Factors of Riverbed Gravels and Pollution Index of Bottom Fauna in the River

Shigeki NAKAJIMA, Taishi ODA and Yuuko MATSUNAMI

Abstract

The interrelationship between some environmental factors and indicator species of bottom fauna phase in the river was investigated and measured in the Kuma River in Kumamoto Pref. during September and November of 1982 and 1983. Among environmental factors, suspended solids in river water are seriously affected by flash floods, and these suspended solids affect matters attached to riverbed gravels. Pollution index, biotic index and diversity index have been used to clarify the degree of water pollution in the river in addition to chemical water quality such as BOD, nitrogen and phosphates. The numbers of individual CHIRONOMIDAE larvae have a good positive correlation ($r=0.824-0.847$) with the weight of attached matters.

Bottom fauna grew to the critical level of standing crop at 700 dry mg/100 cm² of attached matters on the riverbed gravels. It was also very clear that numbers of species, numbers of individual and standing crops of bottom fauna have a close correlation with their living space, e.g., ratio of gravel to sampling area (occupation ratio), and flatness of gravels.

It was found that biotic indicators should be studied and reported more precisely regarding the riverbed environmental factors such as gravel size, living space, standing crop on the gravel.

1. はじめに

近年、急激な社会変動に伴って、河川の流量、水質、河川形態、河床材料、水生生物などを含む水環境が著しく悪化し、すでに社会問題化している河川もある。

そのうち、水質汚濁については、漸くその理化学的水質による指標を満足するような制御が下水道の整備、工場排水の規制、汚濁物質の使用抑制など、科学技術的アプローチによって進められている。しかし、河川水中に含まれる有機物量の制御だけでは一体どんな水環境なのか判断することはむずかしい。そこでいま、BOD や SS の測定と並行して、水環境を総合的に評価する試みとして、川に棲む水生生物相のモニタリングと生物相指標化の研究が進められている。生物はある期間、それぞれに適した空間で生活している。どんな生物がどれくらい住んでいるかを調査することによって、その付近の水環境を評価することができる。

しかし、水中には藻類、水生昆虫、魚類、水草をはじめさまざまな生物が住んでいる。また、川の瀬や淵などの河床形態、河床材料と底質、水質などあらゆる水環境に応じて、そこに生息する水生生物の種類、

生息密度、分布状況、変遷などがみられる。それにもとづく生物指標については、手法の不統一などの問題から、理化学的測定の補充手段として利用されるか、あるいは啓蒙的役割の域を出ていないように思われる。

本研究は、とくに水環境評価の一つの手段として用いられている底生動物について、水環境の指標性と河川水中の浮遊物質、河床の礫付着物、底生動物の河床における生活空間などの要因との相関について調査、検討を行なった。現場調査期間中に集中豪雨があり、その洪水によって破壊された河床礫付着物の再生と底生動物の遷移との状況も観測できたので考察を加えた。

2. 調査水域の概要

調査は日本3大急流の1つ球磨川の上～中流域（人吉盆地）で行ない、その調査地点を Fig. 1 に示す。この球磨川は九州山脈の銚子岳に源を発し途中川辺川など多くの支流を抱き合流して人吉盆地へ流れ込み、さらに八代市を貫流し不知火海に注ぐ幹川流路延長115 km、流域面積は 1880 km² の河川である。

多良木水域の調査は球磨川本流の市房ダム下流約8 km の地点の中鶴橋で行なった。この水域はダム建

Fig. 1. Sketch map showing stream reaches surveyed.

設 (1960 年完成) にともなって開発された河川であり、ダム完成後 23 年を経過した現在、この水域では淵が短く浅くなり、早瀬が長く平瀬化しつつあることを中島ら (1982) が報告している。

川辺川水域の調査は永江橋で行なった。ここより上流には大きなダムはなく河川改修もほとんど行われていない自然状態の水域である。

人吉水域は球磨川本流と川辺川との合流点より約 2 km 下流で、開発河川と自然状態河川の複合された水域である。

3. 調査方法

底生動物の調査は 1982 年 9 月 2 日、11 月 22 日、1983 年 3 月 16 日の 3 回行なった。採集は底面積 50 cm × 50 cm の金属製のサーバーネット (24 mesh) を用い、水深約 30~40 cm の早瀬の石礫底において、1 地点 4 回採集し約 70% のエタノールで固定して持ち帰り、実体顕微鏡を用いて出来得る限り種まで同定した。種別に個体数を数えたのち、アルミホイルに包み 80°C 24 時間乾燥し、重量を測定して現存量とした。底生動物採集時にサーバーネットを設置した 1 番近くの石 (中軸約 20 cm) を取り上げ石面上の面積 10 cm × 10 cm の付着物を採集し、蒸発乾固後 105~110°C で 2 時間乾燥してその重量を付着物の現存量として求めたのち、700°C で 2 時間強熱して強熱減量を求め付着物中の有機量とした。なお水質調査は底生動物調査時と 1982 年 12 月 2、3 日に自動採水器を用いて採水し BOD、SS を測定した。また 1982 年 9 月 3 日に市房ダムの調査をボートを用いて放流口に近い 1 地点で鉛直方向に行ない、SS、濁度、照度、透明度を測定した。

4. 調査結果

4-1. 降雨量と SS

1982 年 9 月 2 日の時は、7 月の豪雨 (市房山 1316

Fig. 2. SS in the river water and rainfall.

mm, 五木村 1511 mm, 人吉 1132 mm, 農業気候月報より) の影響が大きく残り、河床は破壊され、まだ各水域とも川の水は濁っていた。この濁りは降雨量と SS の関係を Fig. 2 に示すように、多良木水域では 1983 年 3 月の調査時においても大きく影響している。これは上流にある市房ダムからの影響と考えられる。調査日前 8 日間降雨はなく比較的落ち着いたダムの状態で放流口付近 (水深約 25 m) の SS は $23 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、濁度 $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、また透明度は 45 cm と濁った状態であった。このダムの水は降雨にともない放流され、流量、流速の増大は河床の SS 分を再び巻き上げるので、多良木水域の SS は他の水域に比して常に高く平均値 (24 時間採水) で $12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上あり、濁りはいつまでも続く。なお BOD の平均値 (24 時間採水) は $1.5 \sim 2.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。

川辺川水域は Fig. 2 に示すように 12 月ごろから降雨にともなう濁りは少なくなり、SS の濃度も 3 月の調査時には $3.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下である。またその変動も他の水域に比べ非常に小さい (Fig. 2)。これは上流域に大きなダムをもたない自然河川の特徴である。なお、BOD の平均値は $1.7 \sim 2.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。

人吉水域は球磨川本流と支流川辺川の複合された水質を示し、12 月以後、川辺川の SS の減少にともない他の 2 水域の中間の値を示した (Fig. 2)。なお BOD の平均値は $2.4 \sim 3.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と他の水域より高く、調査地点が人吉市に位置することもあり人間活動の影響が現れている。

4-2. SS と河床礫付着物量

SS 分の流下、沈降は礫および付着藻類の間隙につまり、底生動物の生息に影響を与える。Fig. 3 に底生動物採集時に得た礫付着物量を示す。ここで 9 月の場合、多良木・人吉水域の付着物量は非常に少なく、その量は $34.9, 86.9 \text{ dry weight} \cdot \text{mg}/100 \text{ cm}^2$ である。これは 7 月末の集中豪雨とその時の市房ダムの放流による瞬発的な流量・流速の増加により河床が洗われたことによる。川辺川水域の礫付着物量は 553.3

Fig. 3. Attached matter on the surface of the bottom gravels.

dry weight・mg/100 cm² と多く、その中の無機物量は 83.8 % を占めた。これは豪雨後の SS 分の流下が付着藻類の間隙につまったものであり、このことは洪水時に礫の付着藻類は完全にはぎ取られていないということである。11 月には各水域の付着藻類は回復し有機物量として 200~300 dry weight・mg/100 cm² である。この付着藻類の回復は同時に流下する SS 分が間隙につまる原因になり、翌 3 月の川辺川水域の無機物量は 805 dry weight・mg/100 cm²、特に多良木水域では 1860 dry weight・mg/100 cm² と異常にまで

多い量となった。これは 1983 年 1 月~3 月 16 日までに 1 mm 以上の降雨日が市房山で 33 日あり、そのうち 10 mm 以上の降雨日が 9 日、30 mm 以上が 3 日間もある。このためダムからの放流水は常に濁っていたものと考えられる (Fig. 2)。また各水域の SS の粒径を電子顕微鏡を用いて、10 μm 以下、10~20、20~30、30 μm 以上の段階について調査した。その結果川辺川・多良木水域では 10 μm 以下の占める割合はそれぞれ 72.7 %, 66.7 % と大きいことからより付着物中の無機物量が多くなったものと考えられる。

人吉水域の付着物量が 215 dry weight・mg/100 cm² と他の水域よりも少なく特に、有機物量が 86 dry weight・mg/100 cm² と少ないことの明確な原因はつかめていない。ただし、無機物量が 129 dry weight・mg/100 cm² と他の水域より少ない原因について、1 つに大きな淵があることがあげられる。また 12 月の水質調査 (24 時間採水) 結果から SS の実測値で多良木水域と川辺川水域の合計値が人吉水域に達する流達率をみると約 42.6 %~70.5 % 減少する。なお、シミュレーションの結果からも 47.5~48.9 % 減少する。

4-3. 底生動物相

各水域の底生動物の目別種数、個体数、現存量 (dry weight, mg) および生物学的指数を Table 1 に示す。ここで多様性指数 (DI) は次式に示す Shannon

Table 1. Number of species of bottom fauna and DI (N), DI (W), BI and PI over KAWABE, TARAGI and HITOYOSHI stream reach, respectively (50 cm×50 cm) ×four points sampling per one reach.

	Ka.			Ta.			Hi.		
	82'	83'		82'	83'		82'	83'	
	Sept.,	Nov.,	Mar.,	Sept.,	Nov.,	Mar.,	Sept.,	Nov.,	Mar.,
Ephemeroptera	13	11	20	6	12	9	10	12	17
Trichoptera	8	10	16	2	7	4	4	6	10
Plecoptera	2	6	5				1		
Diptera	3	3	3	2	3	2	2	3	3
Coleoptera	3	3	8	2	3	2	3	2	3
Megaloptera	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Odonata	1								
Others					2	2		1	1
Total	31	34	53	13	28	20	21	25	35
Total number of individual	528	1139	2144	41	961	617	254	703	3192
Biomass (dry weight・mg)	320	1398	5696	8	764	392	129	509	5555
DI (N)	3.83	3.78	3.90	3.32	3.58	2.51	3.54	3.52	3.21
DI (W)	3.14	1.98	3.25	3.25	2.46	3.27	2.91	2.66	3.31
BI	57	63	101	21	50	33	37	44	64
PI	1.17	1.18	1.13	1.39	1.27	1.44	1.25	1.27	1.22

指数を用い個体数と現存量の DI 値を求めた。また汚水生物体系での Pollution Index (PI), Biotic Index (BI) を津田 (1974 a, b) に従って次式に示す Pantle-Bauk 法, Beck-Tsuda 法を用いた。

$$DI(N) = -\sum (ni/N) \log_2 (ni/N)$$

$$DI(W) = -\sum (wi/W) \log_2 (wi/W)$$

$$PI = \sum (s \cdot h) / \sum h$$

$$BI = 2A + B$$

ただし

N : 総個体数

W : 総 mg

ni : 個々の種の個体数

wi : 個々の種の mg

s : 汚濁階級指数

h : 生物の出現多少度

A : intolerant

B : tolerant

各標本間の底生動物相の群集類似度は次式に示す MORISITA, M. (1959) の指数を用いた。

(個体数)

$$C_i = \frac{2 \sum_{i=1}^{\infty} n_{1i} n_{2i}}{(\lambda_1 + \lambda_2) N_1 N_2}$$

$$\lambda_1 = \frac{\sum_{i=1}^{\infty} n_{1i} (n_{1i} - 1)}{N_1 (N_1 - 1)}, \quad \lambda_2 = \frac{\sum_{i=1}^{\infty} n_{2i} (n_{2i} - 1)}{N_2 (N_2 - 1)}$$

(現存量)

$$C_{\lambda\mu}(W) = \frac{2 \sum_{i=1}^{\infty} w_{1i} w_{2i}}{(\lambda(W)1 + \lambda(W)2) W_1 W_2}$$

$$\lambda(W)1 = \frac{\sum_{i=1}^{\infty} w_{1i}^2}{W_1^2}, \quad \lambda(W)2 = \frac{\sum_{i=1}^{\infty} w_{2i}^2}{W_2^2}$$

ただし,

N_1, N_2 : それぞれの標本の総個体数

n_{1i}, n_{2i} : それぞれの標本中の個々の種の個体数

W_1, W_2 : それぞれの標本の総重量

w_{1i}, w_{2i} : それぞれの標本中の個々の種の総重量

川辺川水域の各調査時の出現種は 31~53 種とかなり多く 67 種出現した。カゲロウ目 (Ephemeroptera) が 23 種, トビケラ目 (Trichoptera) 21 種, カワゲラ目 (Pcapital) 8 種, 双翅目 (Diptera) 5 種, 鞘翅目 (Coleoptera) 8 種, 広翅目 (Megaloptera), トンボ目 (Odonata) 各 1 種ですべてが水生昆虫であった。特に清冽な水域の代表種である Plecoptera が常に 2~6 種出現した。優先種は個体数では 9 月が *Ephemerella setigera*, 11・3 月が *Hydropsyche ulmeri* である。現存量ではすべて *Stenopsyche griseipennis* が優先種となり, MORISITA (1959) の群集類似度 (C_i)

(w) の値も各調査月間 (9, 11, 3 月) で 0.85 以上と良い類似性を示している。このことから自然河川の川辺川水域は豪雨によって群集組成 (現存量) は大きく変化するまでには至らなかったと考えられる。また種数, 個体数, 現存量とも常に他の水域よりも多い。このように種数が多く, $DI(N)$ の値は 3.78 以上あり, その群集組成が複雑であることを示している。なお, $DI(W)$ の 11 月の結果は 1.98 と小さい。これはきれいな水域で河床が安定している時に優先種 (現存量) となる *Stenopsyche griseipennis* (小松, 1975) が 57.3% を占めたことによる。9 月と 3 月の $DI(W)$ 値はそれぞれ 3.14, 3.25 と高く *Stenopsyche griseipennis* が現存量で優先種となったが, その量は特に多いものではなかった。また安定した河床の目安となる造網型昆虫の割合 (津田, 1974b) は 11 月に比べ 9・3 月は少ない。このことは 9 月の場合豪雨後の群集組成であり, Fig. 3 に示すように付着物中の無機物量が多いことによる。また 3 月の場合も同様に無機物の絶対量が多いためであると考えられる。

多良木水域の各調査時の出現種は 13~28 種と他の水域に比べ少なく, 36 種出現した。Ephemeroptera が 17 種, Trichoptera が 8 種, Diptera 3 種, Coleoptera 4 種, Megaloptera 1 種, その他 3 種が出現した。Plecoptera の出現はなく, 優先種 (N) も 9, 11, 3 月でそれぞれ Baetidae, *Hydropsychodes brevilineata*, Chironomidae と異なっている。特に 9 月の場合, 個体数 41, 現存量 7.7 dry weight・mg と非常に少なく, 現存量での優先種も Baetidae と 7 月の豪雨時の市房ダム放流による影響を強く残す, 破壊された群集組成である。11 月の場合 28 種出現し, 個体数, 現存量とも多くなり, 優先種も造網型の *Hydropsychodes brevilineata* (個体数), *Stenopsyche griseipennis* (現存量) であり, $DI(N)$ の値も 3.58 と高く河床, 群集組成とも安定してきた。しかし 3 月の場合出現種が 20 種と少なくなり, 個体数, 現存量とも少なくなった。これは付着物中の無機物量が 1860 dry weight・mg/100 m² と異常にまで多くなったことによると考えられる。このため泥などで巣を作る固着型の Chironomidae (森谷, 1983; 大串, 1981) が個体数での優先種となり 54.1% を占めた。このことから $DI(N)$ の値も 2.51 と小さくなり群集組成がくずれたことを示している。

人吉水域の各調査時の出現数は 21~35 種と比較的多く 41 種出現した。Ephemeroptera が 20 種, Trichoptera 11 種, Plecoptera 1 種, Diptera 3 種, Coleoptera 4 種, Megaloptera 1 種, その他 1 種が出現した。9 月の優先種は個体数で *Ephemerella setigera*, *Ephemerella* sp., Baetidae, と Ephemeroptera が占めた。現存量では大型の *P. tinctipennis*

が1個体で 62.4 dry weight・mg と全体の約 50 % を占め、造網型昆虫の占める割合は 15.3 % とかなり少ない。また 11 月の場合も大型の *Protohermes grandis* が1個体で 212.1 dry weight・mg と 41.6 % を占め、造網型昆虫の占める割合は 33.2 % と比較的少ない。このように 9, 11 月の場合、現存量での優先種は大型の肉食性の昆虫によって大きく左右される遷移状態の群集組成である。しかし、11, 3 月の個体数での優先種は *Hydropsyche brevilineata* であり、種数、個体数、現存量は調査のたびに増えた。特に造網型昆虫の占める割合は 3 月に現存量で 57.6 % あり、優先種も *Stenopsyche griseipennis* であり、河床および群集組成はかなり安定してきた。なお、この人吉水域は川辺川・多良木水域の合流後に位置するので、底生動物相はどちらの水域の影響をより強く受けているかを知るために各水域間の群集類似度を調べた。9 月の場合、 $C_i(N)$ は川辺川水域と 0.976 と類似性を示したが、 $C_i(W)$ は両水域とも 0.163 以下と類似性はまったくない。11 月の場合 $C_i(N)$ 、 $C_i(W)$ とともに多良木水域とそれぞれ 0.885, 0.628 とより類似している。3 月の場合 $C_i(N)$ は両水域ともほとんど類似性はない。しかし $C_i(W)$ は多良木水域と 0.833 と類似性を示した。すなわち河床が安定してきた 11 月以後の群集組成はより多良木水域に類似しており、流量の多い川辺川水域 (1976 年, Ave 34.2 m³・s⁻¹) よりも汚濁 (特に SS) の変化があり、流量変化のある多良木水域 (1976 年, Ave 16.0 m³・s⁻¹) の影響をより強く受けている。

4-4. 生活空間と生物学的指数

底生動物相を用いて河川の水環境評価を行なう場合、多くは汚水生物体系での BI, PI および群集組成の DI などが利用されている。これらの指数でよりよい評価を求める場合、まず採集用具、採集地点の条件などすべてを一定条件で行なう必要があり、その地点を代表する標本を採集できるかにある。しかし現実には

困難な場合が多く、同一地点における標本間にもばらつきが生じる。このばらつきは河床形態の差異によるものと考えられ、浮き石、沈み石の河床、およびそれぞれの河床の瀬、淵で群集組成が異なることを報告している (小田, 1981)。

ここでは 11 月の調査時に、同一採集地点の一定条件下における底生動物の生活空間としての要素である礫の体積占有率 (Kvf), 扁平率 (Flat.) および平均体積 ($\bar{V}$) と各生物学的指数の変動係数 (CV) を調べその結果を Table 2 に示す。それぞれの値は次に示す各式を用いて算出した。

$$Kvf(1) = \Sigma V / (50 \text{ cm} \times 50 \text{ cm} \times \text{最大石の高さ})$$

$$Kvf(2) = \Sigma V / (50 \text{ cm} \times 50 \text{ cm} \times \text{水深})$$

$$Flat. = 1 - (C_1 + C_2 + \dots + C_n) / (a_1 + a_2 + \dots + a_n)$$

$$a = \text{縦半径}, C = \text{高さ半径}$$

なお、礫の取り扱いについては、まず水深 25~40 cm, 流速: 水面 0.36~0.90 m・s⁻¹, 河床 0.20~0.70 m・s⁻¹ の条件において砂礫の流下調査を行なった。その結果粒径 0.2 cm の礫は 1 日目で 1.5 m 2 日目で 3.0 m まで、粒径 1 cm の礫は 1 日目で 0.5 m, 2 日目で 1.5 m まで流下が認められた。しかし粒径 3 cm 以上の礫は 2 日間で流下は認められなかった。このことは底生動物の生産力に深く関係するものと判断し、粒径 3 cm 以上のものを礫として扱った。

各水域においてほぼ採集条件が一定であるにもかかわらずおのおののコードラート面積内の底生動物の生活空間の要素の変動係数 (CV) は Kvf(1) が 22.4~42.1 %, Kvf(2) が 20.8~37.4 %, $\bar{V}$ が 28.9~68.1 % と大きい。また Flat. は 0.2~5.7 % と変動係数は小さい。一方生物学的指数の変動係数は BI が 5.1~8.6 %, PI が 7.2~10.7 %, DI(N) が 6.0~7.0 % であった。これら生活空間の各要素のばらつきがそのまま生物学的指数に影響を与えているか明確な結果はできない。しかし Table 3 に示す礫の状態と底生動物相の各要因との相関係数からは、Kvf(1) と個体数、

Table 2. Dispersion ratio of environmental factors such as living space of the riverbed gravels, BI, PI and DI (N).

	(50 cm × 50 cm)														
	Ka.					Ta.					Hi.				
	A	B	D	Ave	CV	A	B	D	Ave	CV	A	B	D	Ave	CV
Kvf(1)	24.1	47.8	18.3	30.1	42.1	39.4	23.1	29.4	30.6	22.4	48.8	49.0	26.9	41.5	25.6
Kvf(2)	11.4	10.3	4.9	8.7	38.1	7.7	3.5	9.8	7.0	37.4	16.8	17.8	10.7	15.1	20.8
$\bar{V}(\text{cm}^3)$	772	368	157	415	68.1	172	57	269	166	52.2	497	525	254	425	28.9
Flat.	54.9	58.3	53.3	55.5	3.8	63.1	67.7	60.4	63.7	5.7	59.8	62.2	57.3	59.8	0.2
BI	43	47	53	48	8.6	30	32	34	32	5.1	36	31	31	33	7.2
PI	1.22	1.20	1.17	1.19	10.7	1.32	1.36	1.35	1.34	7.2	1.28	1.30	1.31	1.29	10.2
DI(N)	3.26	3.90	3.75	3.64	6.2	3.52	3.38	3.19	3.36	6.0	3.16	3.38	3.35	3.29	7.0

Table 3. Correlation between living space of the riverbed gravels and bottom fauna.

		n=9			
		Kvf (1)	Kvf (2)	$\bar{V}$	Flat.
Species number		-0.291	-0.331	0.076	-0.705
Individual number		0.776	-0.441	-0.061	-0.656
Biomass		-0.700	-0.390	0.095	-0.632
Species number	Intolerant	-0.215	-0.196	0.165	-0.749
	Tolerant	-0.384	-0.646	-0.593	0.515
Individual number	Intolerant	-0.623	-0.539	0.637	-0.663
	Tolerant	-0.622	-0.628	0.661	0.195
	Swimming	0.485	0.473	-0.646	0.648
	Creeping	0.504	0.215	-0.592	0.282
	Net-spinning	-0.604	-0.462	0.695	-0.573
	Attaching	-0.396	-0.590	-0.338	-0.255
	Case-bearing	-0.259	-0.684	-0.599	0.008
BI		-0.253	-0.254	0.122	-0.729
PI		0.049	0.003	-0.335	0.806
DI (N)		0.045	-0.402	-0.327	-0.240

現存量との相関係数はそれぞれ $r = -0.776$, $r = -0.700$ と良い。Kvf (2) は汚濁耐忍種 (B) の種数、個体数とそれぞれ $r = -0.646$, $r = -0.628$ と比較的良い。 $\bar{V}$ は底生動物の各生活型ごとの個体数との相関性は固着型を除くすべてと良く、遊泳、匍匐、携果型とは負の相関性を示し $r = -0.59$ 以上あり、造網型とは正の相関性で $r = 0.695$ と良い。つぎに Flat. は種数、個体数、現存量とそれぞれ $r = -0.705$, $r = -0.656$, $r = -0.632$ と良く、汚濁非耐忍種 (A) の種数、個体数とそれぞれ $r = -0.705$, $r = -0.663$ とよい。また Flat. は BI, PI とそれぞれ $r = -0.729$, $r = 0.806$ とかなり良い相関性が認められた。以上のことから生活空間の礫の状態は生物学的指数に何らかの影響を与え、それは標本間のばらつきとなって現れていると考えられる。

汚水生物体系での出現種に BI 値では 2 段階 (A : 汚濁非耐忍種, B : 汚濁耐忍種), PI 値では 4 段階 (os, β -ms, α -ms, ps) の見積りの評価点を与え、川の汚濁と底生動物相を一義的に取り扱って水質を評価している。この汚濁非耐忍種の種数と Flat. の相関は $r = -0.749$ とよく、汚濁耐忍種の種数と Kvf (2), $\bar{V}$ とはそれぞれ $r = -0.646$, -0.593 とよい。このことから BI, PI 値による評価値には必ず水質以外の環境要因による誤差が生じていることが考えられる。特に PI 値は個体数についても 3 段階 (偶在, 多い, すこぶる多い) の評価点を与えている。ここで汚濁非

耐忍種の個体数と Kvf (1), $\bar{V}$, Flat. の相関は $r = -0.623$, 0.637 , -0.663 とよく、汚濁耐忍種の個体数と Kvf (2), $\bar{V}$ とはそれぞれ $r = -0.628$, 0.661 とよい。このことは BI 値以上に水質以外の環境要因による影響が強く現われ PI 値の変動係数 (CV) は 7.2 ~ 10.7 % と他の指数に比べて大きい (Table 2)。なお、BI 値については津田、森下 (1974c) に準じた採集方法ではないので、値を biotic index 法に基づく階級分けはさける。

4-5. 河床礫付着物量と底生動物相との相関

洪水により破壊された群集組成が回復への過程において、各水域に共通して出現頻度の高い水生昆虫 (Species or family) を選び、個体数における相互間の相関係数を Table 4 に示す。ここで Chironomidae と *Ecdyonurus* は他のどの種とも相関性は悪く $r = 0.176$ 以下である。Chironomidae は河川形態、河床形態、水質においてかなり広範囲な水域に生息する。一方 *Ecdyonurus* は河川形態 (上・中流域)、河床形態 (瀬)、水質 (os に多い) と比較的環境要因の範囲が狭い。Baetidae は Chironomidae, *Ecdyonurus* を除く他の 6 種とは比較的相関性は良く $r = 0.509$ 以上である。この Baetidae はかなり広範囲な水域に生息する。次に汚水生物体系的にみるなら *Antocha* sp., *Hydropsyche ulmeri*, *Stenopsyche griseipennis* の 3 種はともに相関性が良く $r = 0.578$ 以上である。また *Hydropsychodes brevilineata* と *Epeorus lati-*

Table 5. Coefficient of correlation between amounts of attached matters and numbers of principal spaces.

	I			II			III		
	82' Sept., standing crop	Nov. inorganic matter	83' Mar. (n=36) organic matter	82' Sept., standing crop	Nov. inorganic matter	(n=24) organic matter	82' Nov., standing crop	83' Mar. inorganic matter	(n=24) organic matter
Chironomidae	0.847		0.824	0.830	0.820	0.784	0.801	0.619	0.388
<i>Antocha</i> sp.	0.597		0.550	0.665	0.748	0.680	0.763	0.002	0.081
<i>Hydropsychodes brevilineata</i>	0.292		0.249	0.400	0.661	0.620	0.710	-0.635	-0.727
<i>Hydropsyche ulmeri</i>	0.287		0.238	0.393	0.591	0.538	0.603	-0.191	-0.007
<i>Stenopsyche griseipennis</i>	0.359		0.313	0.433	0.669	0.628	0.639	-0.161	0.020
<i>Epeorus latifolium</i>	0.272		0.238	0.364	0.556	0.523	0.589	-0.571	-0.688
Baetidae	0.275		0.253	0.302	0.523	0.504	0.431	-0.216	-0.189
<i>Ecdyonurus</i> spp.	0.351		0.285	0.505	0.481	0.405	0.636	-0.299	-0.319
Ephemereclidae	0.198		0.158	0.275	0.741	0.732	0.640	-0.626	-0.500

folium の相関性は良く、 $r=0.909$ であり、Ephemerelellidae はこの2種と相関性がよくそれぞれ $r=0.791$, $r=0.693$ である。

河床礫の付着物の現存量、無機物量および有機物量と上記の水生昆虫（個体数）との相関係数を Table 5 に示す。なお、ここでは洪水により付着物が破壊された9月、礫付着物（付着藻類等）が回復した11月、およびその後付着物中の無機物量が増えた（Fig. 3）3月の3回の調査について次の3組の相関関係をみた。第Ⅰとして9、11、3月の全体（ $n=36$ ）、第Ⅱとして9、11月の破壊後から付着物の回復（ $n=24$ ）、第Ⅲとして付着物の回復から無機物量の増大（ $n=24$ ）までの3組である。ここで第Ⅰの破壊された河床から付着物の回復、無機物量の増大までの過程において Chironomidae は付着物量と非常に相関性がよく $r=$

$0.824 \sim 0.847$ と正の関係を示した。また *Antocha* sp. も $r=0.550$ 以上と良い正の相関性を示した。第Ⅱの河床が破壊されたのち礫付着物が再生される過程において、これら水生昆虫の個体数は多くなり、付着物量と良い正の相関性を示す。なお、現存量（重量）も増えた。次に第Ⅲの礫付着物の回復から無機物量の増大までの過程において Chironomidae を除く他の水生昆虫はほとんど付着物量と負の相関性を示す。特に第Ⅱの過程で個体数の多い *Hydropsychodes brevilineata*, *Epeorus latifolium*, Ephemerelellidae は付着物量と強い負の相関性を示した。なお、*Stenopsyche griseipennis*, *Hydropsyche ulmeri*, *Hydropsychodes brevilineata* は1個体当りの重量は増大しており、蛹化している個体も多い。

Fig. 4. Correlation between amounts of attached matters (dry·mg/100 cm²) and numbers of individual of Chironomidae and *Hydropsychodes brevilineata* (○ : KAWABE, △ : TARAGI, ● : HITOYOSHI).

5. 考 察

河床の礫の状態および礫付着物量が底生動物相に与える影響に関する研究は少ない。この調査により、生活空間の礫の状態は生物学的指数に影響を与え、標本間のばらつきとなって現われる。また洪水によって破壊された河床において礫付着物の再生は底生動物相の遷移の過程に影響を与えることが明らかになった。

同一採集地点における標本間のばらつきは底生動物の生活空間の礫の状態（付着物を含む）などの環境要因が複合して現われる。このため川の汚濁（水質）と底生動物相を一義的に取り扱っている汚水生物体系での BI, PI の指数値には必ず水質以外の環境要因による誤差が生じている。特に礫の扁平率 (Flat.) の要因が大きいたことが考えられることから、結果を公表する場合、河床の礫の状態を出来るだけ具体的に明記する必要がある。このことにより地点間、他の河川との評価の比較がより正しく、より容易に行えるものと考えられる。なお、11月のそれぞれの標本の DI (N) 値は 3.16~3.90 である (Table 2)。このような水環境にあって個々の種の力関係は平衡状態にあり、群集組成は均一性がある。このことから DI 値と礫の状態の各要素と明確な関係は示されなかったと考えられる。しかし、Kvf (1) は個体数、現存量、Flat. は種数、個体数、現存量と比較的良好な相関性を示し、礫の状態と DI 値との関係を無視することは出来ない。

洪水後の礫付着物の再生は底生動物相の回復に大きな影響を与える。この礫付着物の現存量およびその無機物量、有機物量と正の関係を示した Chironomidae (個体数)、遷移過程において正から負の関係へと変化した *Hydropsychodes brevilineata* (個体数) との相関図を Fig. 4 に示す。ここで *Hydropsyche brevilineata* は礫付着物の再生にともないその個体数は増加する（現存量も同様）。しかし、礫付着物量が約 700 dry weight・mg/100 cm²、その中の無機物量が約 500 dry weight・mg/100 cm²、有機物量が約 200 dry weight・mg/100 cm² 以上に増大すると *Hydropsyche brevilineata* の個体数は減少する（現存量も同様）。このことは出現頻度の高い種 (Table 5) についても同様な傾向にある。ただし Chironomidae (大部分が固着型) の個体数は増大し (Fig. 4) 優先種となり、多良木水域の3月の場合のように種数、総個体数、現存量とも少なくなり群集組成はくずれ DI (N) は 2.51 と小さくなる。なお、3月の調査時の結果に示すように (Fig. 4) 礫付着物量の増大にともなう Chironomidae の個体数の増加傾向は鈍くなる。

河床が破壊されたのち、礫付着物が再生されて行く過程における底生動物相の遷移状況であるが、礫付着物の量は約 130~700 dry weight・mg/100 cm²、その中の無機物量は約 70~500 dry weight・mg/100 cm²、

有機物量は約 50~200 dry weight・mg/100 cm² の範囲内において底生動物の生産力は高まる。特に造網型昆虫の生息に適した生活空間の礫の状態（水質を含む）であれば、*Stenopsyche griseipennis*, *Hydropsyche ulmeri*, *Hydropsychodes brevilineata* の生産力がもっとも高まる条件である。

摘 要

洪水後破壊された球磨川の河床において、降雨による SS 量のかかわりと礫付着物の再生に伴う底生動物相の遷移状況を探り、その礫付着物量が底生動物相の生息といかなる関係にあるかを検討した。また底生動物の生活空間の礫の状態が生物学的指数にいかなる影響を与えているかを検討した。

1) 洪水後の河川水は降雨時に SS の影響を強く受け、上流にダムのある開発された河川（多良木水域）では濁りがいつまでも続く。一方自然状態の河川である川辺川水域ではその回復は早い (Fig. 2)。

2) 洪水後の礫付着物の回復は約 4 カ月後には認められるが、付着藻類の間隙には SS 分がつまる。この礫付着物中の無機物量は約 7 カ月後において、多良木水域で約 1860 dry weight・mg/100 cm² 川辺川水域で 805 dry weight・mg/100 cm² に達した (Fig. 3)。

3) 礫付着物の再生から増大までの過程において Chironomidae (固着型) の個体数は付着物量と非常に良い正の相関 ($r=0.824\sim0.847$) を示し、付着物の増大はよりよい生活要因になるものと考えられる。

4) 多くの水生昆虫は礫付着物の回復にともないその生産力は高まるが、礫付着物量（特に無機物量）が増え続けると明らかに生産力は弱まり負の要因となる (Table 5)。

5) 礫付着物の現存量が約 130~700 dry weight・mg/100 cm²、その中の無機物量が約 70~500 dry weight・mg/100 cm²、有機物量が約 50~200 dry weight・mg/100 cm² の範囲内において底生動物の生産力は高まる。特に造網型昆虫の生息に適した生活空間の礫の状態であれば、その生産力をもっとも高まる条件である。

6) 底生動物の生活空間である礫の状態、特に礫の体積占有率 (Kvf)、扁平率 (Flat.) と種数、個体数、現存量とは比較的良好な相関性を示し (Table 3) 生物学的指数に影響を与える。このため川の汚濁（水質）と底生動物相を一義的に取り扱っている BI, PI 値には必ず水質以外の環境要因による誤差が生じている。

以上のように河床の礫の状態は底生動物の群集組成を決定される大きな要因となることが明らかとなった。このことから結果を公表する場合、河床の礫の状態を出来るだけ具体的に明記する必要があることがわかった。

本調査研究は、人吉市から委託された川辺川ダム建

設に伴う球磨川問題の調査研究の一環として行なったものであり、調査するにあたっては、本学の助手であった松尾美奈子さん、神崎良久技官、卒研究生荒木慎二(環境エンジニアリング(株)勤務)、鶴田諭(東洋建設(株)勤務)、古田秀雄(大学院生)の3君の協力を受けた。ここに謝意を表する。

文 献

- 原田三郎・渡辺 直 (1974) : 河川汚濁による水生生物相の変化, d. 底生動物相からみた岸田川, 矢田川の水質汚濁. 兵庫県公害研究所研究報告, 6: 14-20.
- 小松 典 (1975) : 溪流の瀬における極相の底生動物群集の季節変動および年次変動. 陸水雑, 25, 3: 160-172.
- MORISITA, M. (1959) : Measuring of interspecific association and similarity between Communities. *Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ.*, Ser. E. (Biol), 3, 1: 65-80.
- 森下清樹 (1983) : ユスリカ類概説. 用水と廃水, 25, 3: 225-233.
- 中島重旗・清崎美奈子 (1982) : 河川環境の調査と評価. 水道協会雑誌, 566: 25-37.
- 小田泰史・植木 肇・宮本留喜 (1981 a) : 底生動物

相をとりまく環境要因について (河川汚濁評価のための考察). 用水と廃水, 23: 1036-1043.

- 小田泰史 他 4 名 (1981 b) : 河床形態に伴う諸条件と底生動物相の群集組成 (河川汚濁評価のための考察). 熊本県衛生公害研究所報, 11: 41-44.
- 大串龍一 (1981) : 水生昆虫の世界, 流水の生態. 東海大学出版会, 206pp.
- 津田松苗 (1974 a) : 水質汚濁の生態学. 公害対策技術同友会, 110-113.
- 津田松苗 (1974 b) : 水生昆虫学. 北隆館, 243-244.
- 津田松苗・森下清樹 (1974 c) : 生物による水質調査法.
- 渡辺 直 (1973) : 多様性指数による生物学的水質判定. 用水と廃水, 15, 6: 725-730.

(著者: 中島重旗・小田泰史*・松並裕子, 熊本大学工学部, 熊本市黒髪2丁目39-1, *熊本県衛生公害研究所, 熊本市千反畑町4-33; Shigeki NAKAJIMA, Taishi ODA* and Yuuko MATSUNAMI, Faculty of Engineering Kumamoto University, Kurokami 2-39-1, Kumamoto 860, *Kumamoto Prefectural Institute of Public Health, Minamisendanbata-machi 4-33, Kumamoto 860)

1984年5月18日受理