

貯水ダムが下流域生態系へ及ぼす影響評価 ～流況変化・土砂供給減少による底質環境と底生生物群集の応答～

波多野 圭亮*・竹門 康弘・池淵 周一

* 京都大学大学院工学研究科

要旨

土砂供給が断たれた貯水ダム下流域とダムのない流域とで底質環境と底生生物群集とを比較することによって、アーマーコート化の実態を示すとともに、底質環境と底生生物群集間の相互関係を明らかにすることを目的とした。

大迫ダム直下地点と高見川地点において底生動物群集を比較したところ、大迫ダム直下では生物多様性の減少と特定種の個体数や現存量の増加が認められた。また、高見川と大滝ダム下流の結果については、2003 年大滝ダム湛水により今後生じる生態系変化をモニタリングする上で底生動物群集に関する事前データを得た。

キーワード: 大滝ダム, アーマーコート化, 吉野川, 底質環境, 底生生物群集

1. 序論

1.1 研究の背景

近年、河川を含む多くの現場で、生物の種多様性の保全や再生が重視されるようになってきている。その背景にはすべての生物に価値を認めるべきだという倫理的な観点もあるが、バイオテクノロジーに裏付けられた遺伝子資源、情報資源として捉える経済的、実利的な観点の浸透がある。

また、農産物や水産物を含めたあらゆる自然の資源が、生態系の物質循環系の制約中でのみ持続しうる点を踏まえるならば、人間社会にとって好ましい河川生態系は、自ずとバランスの良い水循環様式と物質循環を支える多様な生物を必要とする。

生物が生息するためには生息場所が必要であり、種が異なれば、必要となる生息場所やその物理環境も異なる。例えば、河川生物には河床の変動環境に適応した種が多く、適度の河床変動時に種多様性や現存量の最大化する現象が報告され (Ward and Stanford 1983) 河川生態系における攪乱の意義が強調されるようにな

った (竹門 1999)。

その原因として「中規模攪乱説」や「生息場所多様化説」などが挙げられている。「中規模攪乱説」とは、中規模の攪乱により生物群集が非平衡状態のままにおかれるため、種の共存が図られるとする説である。一方、「生息場所多様化説」とは、ある程度の攪乱が生息場所の多様性を維持するために種多様性が維持されるとする説である (Takemon 1997)。そして、多くの河川においては、平常時においても群集が非平衡状態にあるため「生息場所多様化説」の重要性が高いと考えられている。

しかし、各地で実験的な研究が試みられているにも関わらず、そのような現象の生じる過程については未だ未解明の部分が多い。そのため、河川生態環境を好適に維持するために必要な攪乱体制は必ずしも明確ではない。

また、ダム下流域のように土砂の供給が途絶え粗粒化が進んだ場所では、底生動物の種多様性の減少が報告されている (谷田・竹門 1999)。こうした場所では、底質が固化し動きにくくなる現象が知られており

アーマーコート化と呼ばれている(Simon 1979, 辻本 1999, 内田ほか 2002)。この現象もまた、事実の蓄積が薄弱であり、未解明の部分が多いのが現状である

1.2 研究の目的

本研究は、土砂供給が断たれた貯水ダム下流域とダムのない流域とで底質環境と底生生物群集とを比較することによって、土砂堆積量・底質環境・底生生物群集間の相互関係を明らかにするとともに、アーマーコート化の底生生物群集への影響過程を調べることでその現象の実態を示すことを目的としている。

そのために、上流にダムのない高見川、2003 年湛水予定である大滝ダム下流、並びに、1979 年に運用を開始した大迫ダム直下に調査地を設け、底質環境と底生動物群集との対応関係を調査することにした。これらのうち、大迫ダム直下と今だ土砂供給が絶たれていない大滝ダム下流の比較から主にアーマーコート化の底生動物群集への影響過程を考察する。また、高見川と大滝ダム下流の結果については、2003 年大滝ダム湛水により今後生じる生態系変化をモニタリングする上で底生動物群集に関する事前データを提供する意味がある。

2. 調査地の概略

調査は奈良県吉野郡を流れる紀ノ川水系吉野川とその支流の高見川で、十月中旬から十二月上旬にかけて行った。調査流域はダムの影響度の違いにより、以下の3流域とした。

高見川は、大滝ダムの約8 km 下流で合流する支川

である。上流に貯水ダムを欠き多くの土砂供給があるため、河床には砂礫堆がよく発達している。貯水ダムの影響を研究する上で、コントロールサイトとして高見川を選んだ。一方、貯水ダムのインパクトサイトを2 地点設けた。まず、大滝ダム下流域においては、ダムの運用(2003 年試験湛水予定)による貯水池内への土砂の堆積及び洪水調整によって、下流への土砂供給量及び攪乱頻度・規模が徐々に変化すると考えられ、将来アーマーコート化が進行すると予想される地点である。また、大滝ダムの上流約16 km に1973 年完成した大迫ダム直下流域では、長年にわたり土砂供給及び流量の減少が生じているためアーマーコート化が進行している。

底生生物群集の調査については、早瀬の上流端(砂礫堆の上流端)で行った。早瀬は底生動物の種密度(河床面積あたりの種数)や現存量の最も大きな部分であるという理由から早瀬を選んだ。また、全地点で早瀬の上流端で調査することで、河床単位的位置による影響を極力減らすようにした。また、流線方向に1 m 間隔で4 m のサンプルラインを設定し、底質環境調査、水理環境調査、底生生物採集を行った。

3. 現地調査方法

3.1 底質環境の調査

底質環境の調査は、河床表面と間隙水域について行った。河床表面の粒度調査では、面格子法による分析を行った。面格子法では、1 m × 1 m の枠に20 cm おきにラインを引き、計36 格子点における河床材の長径を最小5 mm 以上で計った(各サイト n=144)。

また、底質型判定も行った。判定方法はコドラー

Table 1. Set-up-design of study sites

A: straight reach		B: bending reach		
	Site name	Dam name (completion year)	Storage capacity (1000 m ³)	Amount of sediment deposition (m ³ /year)
Control site	Takami A	No dams	No	No date
	Takami B			
Impact site	Yoshino A	Otaki dam (2003)	84000	51300~81900 Prediction value
	Yoshino B			
	Osako A	Osako dam (1973/85)	27750	58600 Real value

ト(25cm×25cm)内において、浮き石(U)、はまり石(H)、砂利(G)、砂(S)のうち目視にて占有面積の大きい順に3位までを記録した(各サイトn=4)。

間隙水域の粒度調査では、河床表面の石レキを取り除いた後、300cc のステンレス製カップを使用し、約 2 杯分(400~500cc)の河床材を採集した。採集した土砂サンプルは密封シール付き塩化ビニール袋に保存し、持ち帰った(各サイトn=4)。

3.2 水理環境の計測

水深の計測は 25cm×25cm のコドラートの四隅と中央の5点を測り、それらの平均を水深とした。60%流速の計測は水深 60%の流速をコドラート中央にて流速計で各5回ずつ計り、その平均を60%流速とした。

3.3 水質環境の調査

表層水の水質については、各採集地点で溶存酸素濃度 DO(%、mg/l)、電気伝導度 EC(μS)を個別に測定した。について表流水と間隙水で測定した。間隙水については、サンプル地点周辺にシリコン採水管を約20cm下層に埋め込み、そこからシリンジで吸い上げて計測した。ここで採水管とは、内径4mm、厚み2mm、長さ60~80cmのシリコンチューブの先端に、アクリル綿でシルトのろ過装置を装着したものである。

3.4 付着藻類の採集

河床材の表面に付着した藻類を擦りとり法(谷田ほか1999)にて1コドラートに4サンプルずつ採集した(各サイトn=16)。本擦りとり法では、直径25mmの円を切り抜いたゴム板を石面上に手で固定し、その円孔中の付着藻類をマイクロクロスで色が着かなくなるまで擦りとった。

3.5 底生動物群集の採集

河床表面と河床間隙水域(Hyporheic zone、深さ10cmまで)とを分けて、各地点8サンプルで計40サンプル採集した。採集方法は、サンプル地点にコドラート付きサーバーネットを置き、まず河床表面の石のみを取り除き、それらの石に付いた底生動物をブラシで落とし採集した。その際に、付着藻類を先に採集し、また、底生動物を採集した後は、それらの石を長径4cm以上のものについて長径・短径・高さを測定した。その後、河床間隙域を土砂ごと約10cmの深さまで採りだしてから、土砂を少量ずつ洗面器に移し河川水を

入れてかき混ぜ、浮遊してきた底生動物を250μmのシーブにあけた。浮いてこなくなるまでこの作業を繰り返し、採集した。

4. 実験室でのサンプル処理

・土砂サンプル：間隙水域で採集した土砂サンプルを室内で十分に乾燥させたあと、ふるい分けによる粒度分析を行った。シーブの目は31.5mm、16mm、8mm、4mm、2mm、1mm、0.500mm、0.250mm、0.125mmにて行った。その後、0.250mm、0.125mm、及び受け皿に残ったものについては、電子マッフル炉により600℃で2時間燃焼させることで燃焼前後の灼熱減量(減量パーセント)を測った。

・付着藻類サンプル：マイクロクロスで採集した付着藻類サンプルは、10mlの99%エタノールに浸し、冷暗所で24時間以上おきクロロフィルの抽出を行った。その後、UNESCO法(水の分析1994)に準じて、トータルクロロフィル量、クロロフィルa量、及びクロロフィルb量の測定を行った。クロロフィルにはa、b、c、dの四種類に分類されるが、本研究では光合成生産に最も寄与するクロロフィルaの色素量を藻類現存量の指標とした(西條・三田村1995)。

・底生動物のソーティング(種分け)：持ち帰ったサンプルを4mm、1mmのメッシュサイズの土壌分析用シーブでふるい分け、それぞれをバットにあげて実体顕微鏡(Nikon SMZ800)を用いて、カゲロウ類、カワゲラ類、トビケラ類、ユスリカ類、その他に大別した。

・底生動物の種の同定：サイズ別に分けず種の同定を行った。水生昆虫の同定については日本産水生昆虫検索図説(川合1985)、石綿(2000)、近藤ほか(2001)、Wiederholm(1981)を用い、その他の底生動物の種の同定については川村(1973)を用いた。

・底生動物の計量：同定を行った後、ろ紙で水分を吸いとり電子天秤を用いて、タクサゴとの湿重量を0.01mg単位で計量した。

5. 分析方法

5.1 河床材の粒度分析の方法

河床表面と間隙水域のそれぞれの河床材について粒度分析を行った。河床表面については、面格子法によって平均長径を計測し、間隙水域についてはふるい

分析により得られた各分画の重量から粒径加積曲線を描き、D50を読み取った。また同様に、粒径加積曲線からD60とD10を読み取り、均等係数Ucを求めることによって粒径の幅の広さを分析した。一般にUcが10以上を示す時、粒径の幅が広い、つまり、河床材の粒径が多様であるとされている（地盤工学会 2001）。

底質指数S I値の算出手法は以下のとおりである。まず、底質の種類として、岩盤・浮石・沈石・砂利・粗砂・細砂・泥・落葉落枝・倒木に分類を行なう。調査場所のコドラート内で被度の卓越する底質について上位の3つを記録する。第1位から第3位の底質をそれぞれ3, 2, 1点として、さらに各底質のスコアを掛け合わせた値の合計値を各地点における底質指数とする。底質スコアは、河床材料の粒径に応じて大きなものから小さなものまで6点から1点の間の値で算出されている。底質指数は6～36の数値となり、点数が高いほど土砂や有機物が侵食を受ける傾向にあり、点数が低いほどこれらが堆積傾向にあると解釈できる。

5.2 多様度指数

通常、生物多様性は、種類数を意味することが多い。しかしながら、種類数が多くても、ある特定の種のみが卓越する場合、多様性が高く保たれているとは言いきれない。実際に、コンクリート張りの単純な環境下では、ある特定の底生動物種が大量に発生することがある。よって、生物多様性を議論する場合、各種の個体数の配分を考慮した指標が必要となる。そのために、様々な多様度指数が考案されているが、今回は式(1)で求められるSHANNON (1963) の多様度指数H'を用いた。

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{x_i}{N} \ln \frac{x_i}{N} \quad (1)$$

S : サンプル中の総種類数

x_i : 種*i*の個体数

N : 総個体数

この指数は、全ての個体数に差が少なくなるほど高くなり、全ての個体数は等しくなった時、ln Sをとる。つまりこの指標は、種の多さと個体数の均等性を示すものである。

6. 分析結果と考察

6.1 底質環境の地点間比較

(1) 河床表面の粒度分析

河床表面の平均粒径の比較をしたところ高見川と大滝ダム下流の2地点間では、河川間の差はみられなかったものの、河道形状間(直線部と屈曲部)にはみられ、屈曲部の $5.7 \pm 3.6\text{cm}$ が直線部 $4.4 \pm 3.0\text{cm}$ よりも有意に大きかった($P < 0.01$, Mann-Whitney U-test(以下U-test))。そのため、3地点間の比較は直線部のデータのみで比較を行った。また、大滝ダム下流域でのみ屈曲部と直線部の差がみられた($P < 0.01$, U-test)。

次に、3地点の比較をしたところ有意な差がみられた($P < 0.01$, Kruskal-Wallis test)。粒度は大滝ダム地点で最も大きく $22.2 \pm 17.9\text{cm}$ 、次いで高見川の $5.0 \pm 3.6\text{cm}$ であり、次いで大滝ダム地点の $3.8 \pm 1.9\text{cm}$ が他の2地点よりも有意に小さかった($P < 0.01$, U-test)。

Table. 2 Substrate scores for calculation of substrate index (SI) (after Takemon 2000)

Substrate type	Symbol	Score	
mud, detritus, leaf litter	(M, D, L)	1	depositional
sand (<4mm)	(S)	2	↑
gravel (4~50 mm)	(G)	3	
buried* stone (>50mm)	(H)	4	
loose** stone (>50mm)	(U)	5	↓
rock (>250mm)	(R)	6	erosional

* partially buried stone submerged in sandy or muddy substrates.

** loose stone on stony substrates with interstices under the stone.

粒径 D50 の比較をしたところ、河川間の差もみられず(ns, U-test)、河道形状間による差もみられなかった(ns, t-test)。また、高見川での直線部と屈曲部の比較についても差がみられず(ns, t-test)、同様に大滝ダム地点比較でもみられなかった(ns, U-test)。

よって大迫ダム直下との比較においては、高見川と大滝ダム下流について直線部と屈曲部を合わせたデータを用いたところ、高見川の $11.2 \pm 4.9\text{mm}$ 、大滝ダム下流の $14.1 \pm 4.9\text{mm}$ 、大迫ダム $18.6 \pm 1.9\text{mm}$ の順に大きくなっていった。ただし、分析の結果、これら3河川間には有意な差をみることはできなかった(ns, Kruskal-Wallis test)。

また、粒径の幅を比較するために均等係数 U_c の比較を行なったところ、有意な差はみられなかったものの(ns, one-way ANOVA)、大滝ダム下流が最も大きく 12.7 ± 3.5 、次いで、高見川の 9.7 ± 1.7 であり、次いで大迫ダム直下が最も小さく 6.4 ± 2.1 であった。

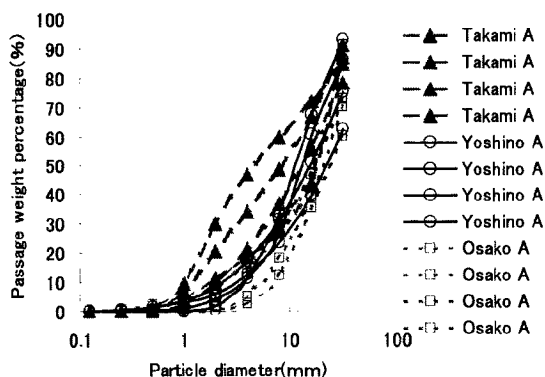


Fig. 2 Difference in cumulative curves of particle diameter among stations

(3) 灼熱減量の比較

0.25mm のシープに残ったものの灼熱減量について比較したところ、高見川と大滝ダム下流の分析から河道形状の違いによる差はみられず(ns, two-way ANOVA)、直線部では $2.75 \pm 0.66\%$ 、屈曲部では $2.48 \pm 0.77\%$ であった。次に、直線部間の比較をしたところ、高見川は $2.17 \pm 0.06\%$ 、大滝ダム下流は $3.33 \pm 0.34\%$ 、大迫ダム直下は $3.73 \pm 3.79\%$ であり、河川間にも有意差は見られなかった(ns, one-way ANOVA)。

0.125mm のシープに残ったものの灼熱減量について比較したところ、高見川と大滝ダム下流の分析から河道形状の違いによる差はいずれもみられなかった(ns, t-test)。次に、直線部間の比較をしたところ、高見川は $2.51 \pm 0.37\%$ 、大滝ダム下流は $3.39 \pm 0.12\%$ 、大迫

ダム直下は $8.96 \pm 7.87\%$ であり、河川間にも有意差は見られなかった(ns, one-way ANOVA)。

受け皿に残ったものの灼熱減量について比較したところ、高見川と大滝ダム下流の分析から河道形状の違いによる差はいずれもみられなかった(ns, t-test)。次に、直線部間の比較をしたところ、大迫ダム直下の $11.18 \pm 5.50\%$ が他の2地点よりも有意に多く、高見川は $3.42 \pm 0.50\%$ ($P < 0.01$, one-way ANOVA)、大滝ダム下流は $3.85 \pm 0.42\%$ ($P < 0.05$, one-way ANOVA) であった。

(4) 底質比較の考察

上記のように、河床表面の粒径では3地点間においての差がはっきりと出ており、大迫ダム直下地点では粗粒化が起こっていることがわかった。また、間隙水域の平均粒径については、有意とは言えなかったものの大迫ダム直下が大きな粒径であること、均等係数が最も小さいこと、また、粒径加積曲線の特徴からやはり間隙水域においても粗粒化が生じていることがわかった。

6.2 水質環境の地点間比較

(1) 表流水の水質

表流水は地点間が離れていないため、どの地点も差は無いものとして1サンプルずつ調べた。figure 1 に示す通り、どの地点においても DO は 100% を越す過飽和状態であった。また電気伝導度 EC の値は山地溪流にしてはいずれも高い値を示した。とくに大滝ダム下流の地点では 120 を超える高い値であった(Table.3)。

Table. 3 The surface water quality(Ave.)

Site name	DO(%)	DO(mg/l)	EC(μs)
Takami A	131.1	13.08	99.2
Takami B	135.0	13.12	98.1
Otaki A	136.1	16.68	124.7
Otaki B	108.3	10.46	94.5
Osako A	105.8	12.10	84.0

Table. 4 The hyporheic water quality(Ave.)

Site name	DO(%)	DO(mg/l)	EC(μs)
Takami A	123.7	12.27	97.7
Takami B	122.4	15.04	126.3
Otaki A	127.0	12.51	97.9
Otaki B	104.0	9.75	104.3
Osako A	97.7	11.58	86.9

(2) 間隙水域の水質

● 溶存酸素濃度 DO(%、mg/l)

高見川と大滝ダム地点については、いずれも高見川では $125.7 \pm 3.9\%$ 、 $12.4 \pm 0.4\text{mg/l}$ 、大滝ダム下流では $108.6 \pm 9.3\%$ 、 $11.1 \pm 2.4\text{mg/l}$ であり、高見川が大滝ダム下流よりも有意に高かった($P < 0.01$, two-way ANOVA)ものの、どちらも100%以上で過飽和であった。

また、大迫ダム直下においては $97.7 \pm 10.4\%$ 、 $12.2 \pm 1.5\text{mg/l}$ であり、他の2地点よりも有意に低かった($P < 0.01$, one-way ANOVA) (Table 4)。

● 電気伝導度 EC(μS)

高見川では $97.8 \pm 0.6\mu\text{S}$ 、大滝ダム下流では $109.8 \pm 9.9\mu\text{S}$ であり、大滝ダム下流が高見川よりも有意に高かった($P < 0.01$, U-test)。大迫ダム直下での $86.9 \pm 7.3\mu\text{S}$ は、他の2地点よりも有意に低かった($P < 0.01$, U-test)が、いずれも、通常の山地溪流よりも高い値であった(Table 4)。

(3) 水質比較の考察

高見川と大滝ダム下流では、間隙水についても溶存酸素濃度が過飽和状態であった。これは両地点の河床間隙の疎通性が高く、表層水の過飽和状態の溶存酸素濃度が保たれているためと考えられる。したがって両地点においては溶存酸素濃度が、生物の制限要因となるとは考えにくいといえる。しかし、大迫ダム直下の河床間隙水では、溶存酸素濃度が有意に低下し、場所においては70%代まで低下していたので、好気性生物にとっては影響しうるのであろう。

また、電気伝導度については、いずれも、通常の山地溪流よりもかなり高い値を示していた。その理由として、高見川や大滝ダム下流においては流域集落からの生活廃水の影響が、大迫ダム直下においてはダム湖内における有機物分解産物の影響が考えられる。

6.2 付着藻類現存量の地点間比較

クロロフィル a 量について分析を行ったところ、高見川の直線部と屈曲部の間には有意な差が見られなかったものの(ns, one-way ANOVA)、大滝ダム下流については直線部と屈曲部の間に有意な差がみられた($P < 0.01$, one-way ANOVA)。

次に、3地点間比較を行った。その結果、高見川の $2.69 \pm 1.95\mu\text{g/ml}$ と大迫ダム直下の $4.12 \pm 3.00\mu\text{g/ml}$ に有意差は無く(ns, one-way ANOVA)、大滝ダム下流域の $7.36 \pm 1.65\mu\text{g/ml}$ が有意に多かった($P < 0.01$, one-way ANOVA)。クロロフィル a 量と開空度の関係を Fig. 2 に

示す。

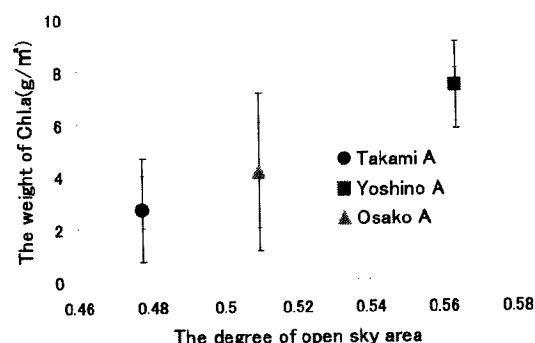


Fig. 3 Relation between the degree of open sky area and the weight of Chl.a

6.4 底生動物群集の比較

(1) 河床表面と間隙水域の底生動物群集比較

底生動物群集を河床表面と間隙水域とで比較するにあたっては、全調査地(5地点)のデータを合わせて、タクサ数、個体数密度、現存量の差について検定を行った。底生動物のタクサ数は河床表面 $20.9 \pm 6.7\text{taxa}$ と間隙水域 $21.4 \pm 7.3\text{taxa}$ とで有意な差はみられなかった(ns, U-test)。個体数密度についても河床表面 $3532 \pm 2943\text{個体/m}^2$ と間隙水域 $4011 \pm 4349\text{個体/m}^2$ とで有意な差はみられなかった(ns, t-test)。現存量についても同様に河床表面 $8.1 \pm 9.5\text{g/m}^2$ と間隙水域 $11.1 \pm 10.1\text{g/m}^2$ とで有意差はみられなかった(ns, t-test)。

以上のいずれの生物群集変量についても有意な差がみられなかったものの、間隙水域については深さ10cmの河床材を採集したのに対し、河床表面の底質については長径平均5.7cm程度の河床材を採集したので、河床材の体積あたりに換算すれば、当然、個体数密度、現存量ともに、河床表面の方が多いと考えられる。

(2) 直線部と屈曲部の底生動物群集の比較

高見川と大滝ダム下流域において、直線部と屈曲部での底生動物群集の比較を行い、河道形状の違いによる差を検定した。

● 河床表面の河道形状間比較

河床表面の底生動物群集について、直線部と屈曲部の間でタクサ数の比較をしたところ、高見川では、直線部の $24.8 \pm 4.3\text{taxa}$ と屈曲部の $26.0 \pm 2.2\text{taxa}$ には有意差がみられなかったが(ns, t-test)、大滝ダム下流地点では直線部の $25.3 \pm 5.3\text{taxa}$ の方が屈曲部の $13.8 \pm 4.1\text{taxa}$ よりも有意に多かった($P < 0.01$, t-test)。

また、個体数密度については、高見川において直線部の 2128 ± 511 個体/ m^2 と屈曲部の 2808 ± 520 個体/ m^2 との間で有意な差がみられなかった(ns, t-test)ものの、大滝ダム下流においては直線部の 5316 ± 1821 個体/ m^2 の方が屈曲部の 824 ± 329 個体/ m^2 よりも有意に多かった($P < 0.01$, t-test)。

次に、現存量の比較では、直線部の 5.9 ± 2.8 個体/ m^2 と屈曲部の 4.4 ± 2.4 個体/ m^2 に間に有意な差は認められなかった(ns, two-way ANOVA)。

● 間隙水域の河道形状間比較

間隙水域で底生動物群集について、直線部と屈曲部の間でタクサ数の比較をしたところ、直線部の $19.8 \pm 3.8\text{taxa}$ と屈曲部の $26.3 \pm 8.5\text{taxa}$ とで有意な差はなかった(ns, two-way ANOVA)。

個体数密度については、高見川では直線部の 944 ± 273 個体/ m^2 と屈曲部の 2640 ± 1517 個体/ m^2 とで有意な差がみられなかった(ns, t-test)。また、大滝ダム下流でも直線部の 2620 ± 1019 個体/ m^2 と屈曲部の 1828 ± 1007 個体/ m^2 とで有意な差はみられなかった(ns, t-test)。

また、現存量については、高見川では直線部の $3.8 \pm 0.8\text{g}/\text{m}^2$ と屈曲部の $8.7 \pm 2.4\text{g}/\text{m}^2$ とで有意差がみられなかったものの(ns, t-test)、大滝ダム下流においては直線部の $9.6 \pm 3.1\text{g}/\text{m}^2$ の方が屈曲部の $3.9 \pm 2.1\text{g}/\text{m}^2$ よりも有意に多かった($P < 0.05$, t-test)。

● 河床表面と間隙水域を合わせたときの比較

河床表面と間隙水域合わせた底生動物群集のデータでの比較を行なったところ、タクサ数については、高見川では直線部の $32.8 \pm 5.7\text{taxa}$ と屈曲部の $38.5 \pm 5.8\text{taxa}$ で有意な差はみられず、また、大滝ダム下流でも直線部の $33.5 \pm 1.7\text{taxa}$ と屈曲部の $28.5 \pm 5.2\text{taxa}$ で有意な差はみられなかった(ns, t-test)。

個体数密度については、高見川では直線部の 3104 ± 831 個体/ m^2 と屈曲部の 5504 ± 1845 個体/ m^2 とで有意差はみられず(ns, t-test)、大滝ダム下流では直線部の 7936 ± 2409 個体/ m^2 の方が屈曲部の 2760 ± 926 個体/ m^2 よりも有意に多かった($P < 0.01$, t-test)。

現存量については、高見川では直線部の $9.6 \pm 3.9\text{g}/\text{m}^2$ と屈曲部の $14.0 \pm 4.3\text{g}/\text{m}^2$ とで有意差はみられず(ns, t-test)、大滝ダム下流では直線部の $15.7 \pm 4.2\text{g}/\text{m}^2$ の方が屈曲部の $7.5 \pm 3.4\text{g}/\text{m}^2$ よりも有意に多かった($P < 0.05$, t-test)。

(3) 河川間の底生動物群集の比較

以上のように、大滝ダム下流では河道形状による差が顕著に認められたので、河川間の比較においては河道形状の同じもの同士で比較検定した。

● 河床表面の河川間比較

河床表面の底生動物のタクサ数は、屈曲部間については高見川の $26.0 \pm 2.2\text{taxa}$ の方が大滝ダム下流の $13.8 \pm 4.1\text{taxa}$ よりも有意に多く(ns, t-test)、また、直線部間では大迫ダム直下の $13.8 \pm 4.1\text{taxa}$ が高見川の $24.8 \pm 4.3\text{taxa}$ や、大滝ダム下流の $25.3 \pm 5.2\text{taxa}$ よりも有意に少なかった($P < 0.01$, one-way ANOVA)(Fig.3)。

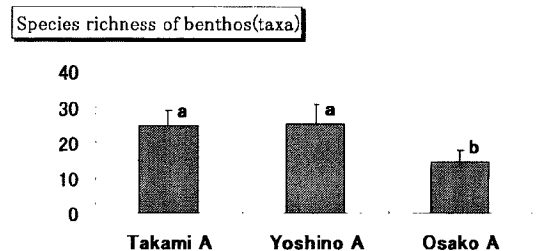


Fig. 4 Difference in the number of taxa of benthos among three sites(a-a : ns, a-b : $p < 0.01$, one-way ANOVA, $n=4$)

個体数密度の比較を行ったところ、屈曲部間では高見川の 2808 ± 520 個体/ m^2 の方が大滝ダム下流の 924 ± 329 個体/ m^2 よりも有意に多かった($P < 0.01$, t-test)。直線部間については高見川の 2128 ± 511 個体/ m^2 、大滝ダム下流の 5316 ± 1821 個体/ m^2 、大迫ダム直下の 6484 ± 4761 個体/ m^2 の間に有意な差がみられなかった(ns, one-way ANOVA) (Fig.4)。

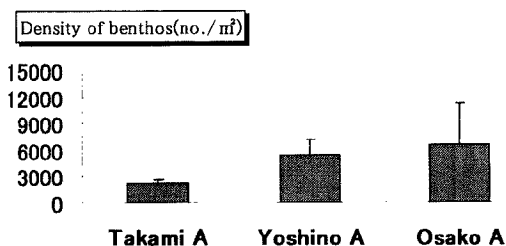


Fig. 5 Difference in the density of benthos among three sites (ns, one-way ANOVA, $n=4$)

現存量の比較を行なったところ、高見川の $5.5 \pm 3.0\text{g/m}^2$ と大滝ダム下流の $4.9 \pm 2.3\text{g/m}^2$ との間で有意差はみられなかった(ns, two-way ANOVA)。直線部間でも高見川の $5.8 \pm 3.4\text{g/m}^2$ 、大滝ダム下流の $6.1 \pm 2.5\text{g/m}^2$ 、大迫ダム直下の $20.0 \pm 17.4\text{g/m}^2$ の間で有意差がみられなかった(ns, one-way ANOVA) (Fig.5)。

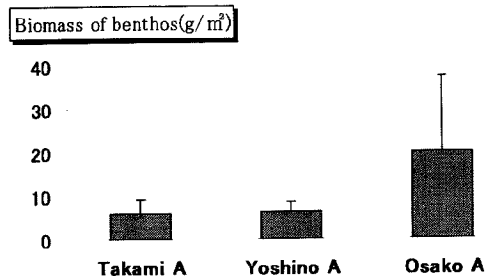


Fig. 6 Difference in biomass of benthos among three sites (ns, one-way ANOVA, n=4)

・ 間隙水域の河川間比較

間隙水域の底生動物群集について、同じ河道形状の河川間でタクサ数の比較を行なったところ、高見川の $25.3 \pm 8.1\text{taxa}$ と大滝ダム下流の $20.8 \pm 5.8\text{taxa}$ とで有意差がみられなかった(ns, two-way ANOVA)。直線部間では、高見川の $20.3 \pm 4.5\text{taxa}$ 、大滝ダム下流の $19.3 \pm 3.6\text{taxa}$ 、大迫ダム直下の $15 \pm 3.7\text{taxa}$ とで有意差がみられなかった(ns, one-way ANOVA) (Fig.6)。

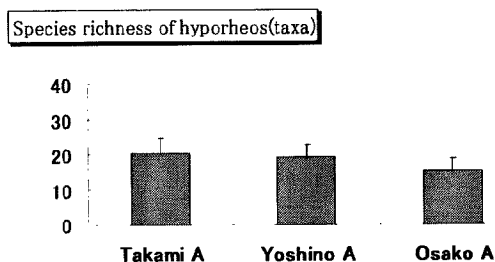


Fig. 7 Difference in the number of taxa of hyporheos among three sites (ns, one-way ANOVA, n=4)

個体数密度については、屈曲部間では高見川の 2640 ± 1517 個体/ m^2 と大滝ダム下流の 1828 ± 1007 個体/ m^2 とで有意な差がみられなかった(ns, t-test)。直線部間では、大迫ダム直下の 12024 ± 2411 個体/ m^2 が、大滝ダム下流の 2620 ± 1019 個体/ m^2 や高見川の 944 ± 273 個体/ m^2 より有意に多かった ($P < 0.01$, one-way ANOVA) (Fig.7)。

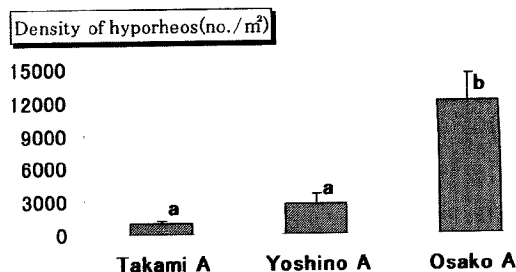


Fig. 8 Difference in the density of hyporheos among three sites ((a-a : ns, a-b : $P < 0.01$, one-way ANOVA, n=4)

現存量については、屈曲部間では高見川の $8.7 \pm 2.4\text{g/m}^2$ の方が大滝ダム下流の $3.9 \pm 2.1\text{g/m}^2$ よりも有意に多く ($P < 0.05$, t-test), 直線部間では大迫ダム直下の $29.5 \pm 4.3\text{g/m}^2$ が他の2地点よりも有意に大きく ($P < 0.01$, one-way ANOVA), 大滝ダム下流の $9.6 \pm 3.1\text{g/m}^2$ の方が高見川の $3.8 \pm 0.8\text{g/m}^2$ より有意に多かった ($P < 0.05$, one-way ANOVA) (Fig.8)。

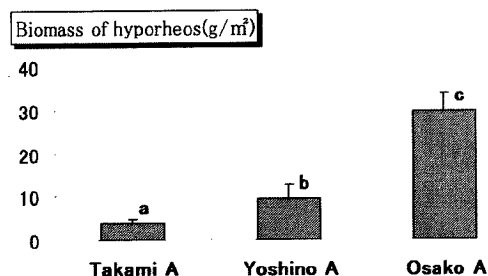


Fig. 9 Difference in biomass of hyporheos among three sites (a-b : $P < 0.05$, one-way ANOVA, a-c & b-c : $P < 0.01$, one-way ANOVA, n=4)

・ 河床表面と間隙水域を合わせたときの比較

河床表面の底生動物量と間隙性動物量を合わせたデータについても同様の比較を行った。タクサ数については、屈曲部間では高見川の $38.5 \pm 5.8\text{taxa}$ の方が大滝ダム下流の $28.5 \pm 5.2\text{taxa}$ よりも有意に多かった ($P < 0.05$, t-test)。直線部間では、大滝ダム下流の $33.5 \pm 1.7\text{taxa}$ の方が大迫ダム直下の $19.0 \pm 6.6\text{taxa}$ よりも有意に多く ($P < 0.01$, t-test), また、高見川の $32.8 \pm 5.7\text{taxa}$ の方が大迫ダム直下よりも有意に多かった ($P < 0.01$, one-way ANOVA) (Fig.9)。

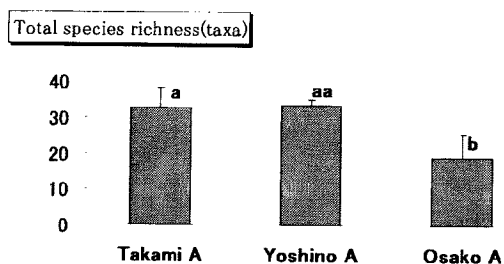


Fig. 10 Difference in total number of taxa of benthos and hyporheos among three sites (a-aa : ns , a-b : $P<0.01$, one-way ANOVA, aa-b : $P<0.01$, t-test , $n=4$)

個体数密度については、屈曲部間では高見川の 5504 ± 1845 個体/ m^2 の方が大滝ダム下流の 2760 ± 926 個体/ m^2 よりも有意に多かった($P<0.05$, t-test)。直線部間では、大迫ダム直下の 18540 ± 7064 個体/ m^2 の方が高見川の 3104 ± 831 個体/ m^2 よりも有意に大きく($P<0.05$, t-test), また、大迫ダム直下の方が大滝ダム下流の 7936 ± 2409 個体/ m^2 よりも有意に大きかった($P<0.01$, one-way ANOVA)(Fig.10)。

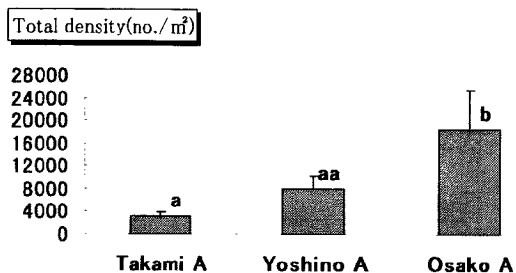


Fig. 11 Difference in total density of benthos and hyporheos among three sites(a-aa : ns , a-b : $P<0.05$, t-test , aa-b : $P<0.01$, one-way ANOVA , $n=4$)

現存量については、屈曲部間では高見川の $14.0 \pm 4.3g/m^2$ の方が大滝ダム下流の $7.5 \pm 3.4g/m^2$ よりも有意に多かった($P<0.05$, t-test)。直線部間では、大迫ダム直下の $49.5 \pm 17.0g/m^2$ の方が、高見川の $9.6 \pm 3.9g/m^2$ よりも有意に多く($P<0.01$, t-test), また大滝ダム下流の $15.7 \pm 4.2g/m^2$ よりも有意に多かった($P<0.01$, one-way ANOVA)(Fig.11)。

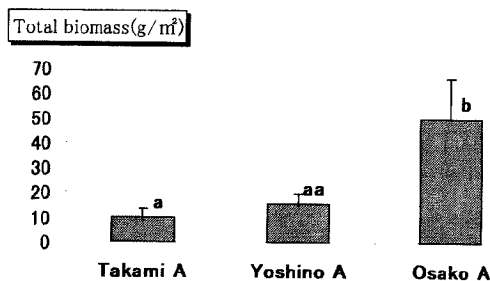


Fig. 12 Difference in total biomass of benthos and hyporheos among three sites(a-aa : ns , a-b : $P<0.01$, t-test , aa-b : $P<0.01$, one-way ANOVA , $n=4$)

(4) 河川間によるタクサ別生息状況の違い

河床表面と間隙水域の合計値を用いて、タクサ別に高見川(直), 大滝ダム下流(直), 大迫ダム直下間で比較した。比較に関しては、全 88 タクサの内から個体数割合の上位 8 タクサを選んだ。選んだ 8 タクサはミズムシ *Asellus hilgendorffii*, マルツツトビケラ *Micrasema quadriloba*, コガタシマトビケラ属の 2 種(コガタシマトビケラ *Cheumatopsyche brevilineata* 及びサトコガタシマトビケラ *Cheumatopsyche infascia*), ミジカオフタバコカゲロウ *Acentrella sibirica*, アカマダラカゲロウ *Uracanthella punctisetae*, ヒゲナガカワトビケラ *Stenopsyche marmorata*, シロハラコカゲロウ *Baetis thermicus*, モンカゲロウ *Ephemera strigata* である。それぞれの比較結果を Fig.12 に示す。

ミズムシについては、高見川(直), 大滝ダム下流(直)では全く採集されず、大迫ダム直下でのみ 6028 ± 2113 個体/ m^2 の高密度で採集された($P<0.01$, t-test)。

マルツツトビケラについては、高見川(直)の 0 個体や、大滝ダム下流(直)の 8 ± 16 個体/ m^2 よりも、大迫ダム直下の 3548 ± 1400 個体/ m^2 の方が有意に高かった($P<0.01$, t-test)。

コガタシマトビケラ属の二種(コガタシマトビケラ・サトコガタシマトビケラ)については、高見川(直)の 4 ± 8 個体/ m^2 や、大滝ダム下流(直)の 4 ± 8 個体/ m^2 よりも、大迫ダム直下の 2360 ± 1940 個体/ m^2 の方が有意に高かった($P<0.05$, t-test)。

アカマダラカゲロウについては、高見川(直)の 16 ± 13 個体/ m^2 や、大滝ダム下流(直)の 32 ± 35 個体/ m^2 よりも、大迫ダム直下の 1312 ± 1081 個体/ m^2 の方が有意に高かった($P<0.05$, t-test)。

モンカゲロウについては、高見川(直)の 0 個体や、

大滝ダム下流(直)の 4 ± 8 個体/㎡よりも、大迫ダム直下の 216 ± 190 個体/㎡が有意に高かった($P < 0.05$, one-way ANOVA)。

ヒゲナガカワトビケラについては、高見川(直)の 64 ± 79 個体/㎡、大滝ダム下流(直)の 112 ± 82 個体/㎡、大迫ダム直下の 20 ± 20 個体/㎡の間で有意差はいずれもみられなかった(ns, t-test)。

シロハラコカゲロウについては、高見川(直)の 72 ± 81 個体/㎡、大滝ダム下流(直)の 20 ± 8 個体/㎡、大迫ダム直下の 36 ± 72 個体/㎡の間で有意差はみられなかった(ns, t-test)。

ミジカオフトバコカゲロウについては、高見川(直)の 360 ± 124 個体/㎡は他の二地点と有意差はみられなかった(ns, t-test)。また、大滝ダム下流(直)の 376 ± 373 個体/㎡の方が、大迫ダム直下の 4 ± 8 個体/㎡よりも有意に高かった($P < 0.05$, t-test)。

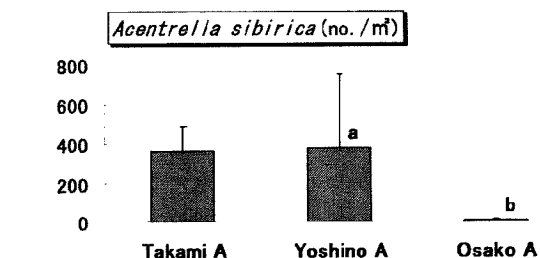
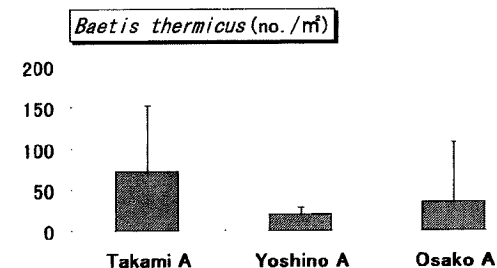
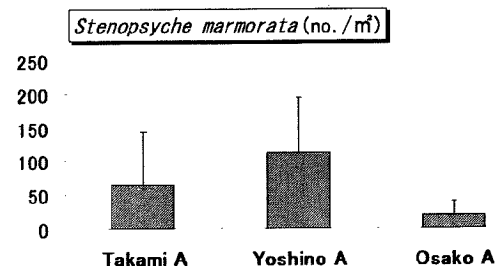
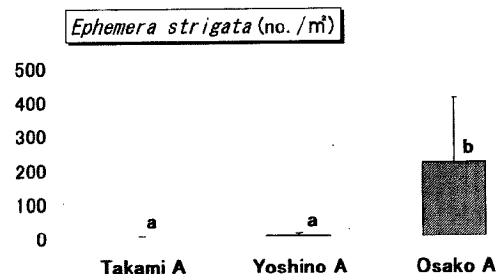
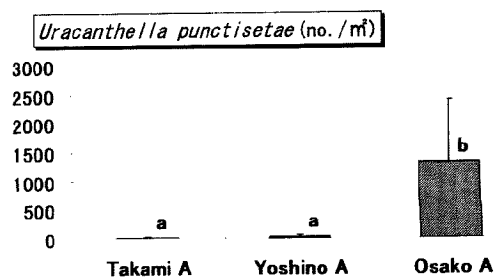
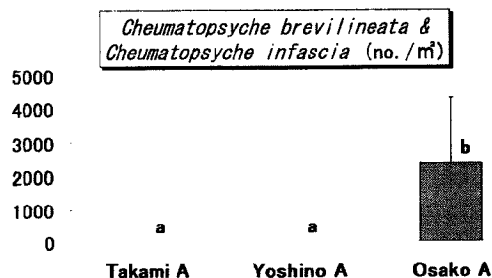
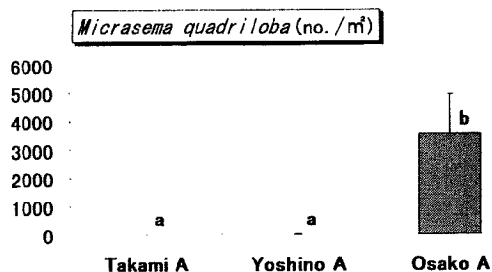
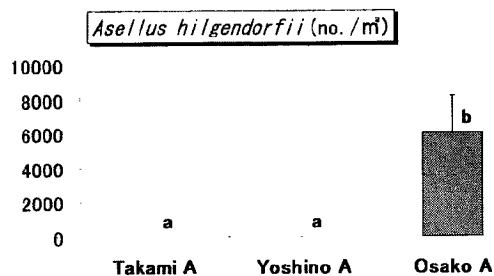


Fig.12 Difference in densities of eight invertebrate species among three sites (date with different symbols indicate significant difference at 5% level, n=4)

● タクサ別分析の考察

選んだ 8 タクサのうち、ミズムシ *Asellus hilgendorffii*, マルツツトビケラ *Micrasema quadriloba*, コガタシマトビケラ属 *Cheumatopsyche* の 2 種(コガタシマトビケラ及びサトコガタシマトビケラ), アカマダラカゲロウ *Uracanthella punctisetae*, モンカゲロウ *Ephemera strigata* の 5 タクサが大迫ダム直下で有意に高かった。これらのうちモンカゲロウの幼虫については、本来、淵や平瀬緩流部の砂泥底に分布し掘潜型の生活をしている。従って、今回調査地点に設定した早瀬の瀬頭からは通常採集されない種である。ところが、大迫ダム直下では 216 ± 190 個体/m² の個体数密度で生息が確認された。これは、大迫ダム直下の底質が粗粒化し動かなくなった上に、ダム湖から放流される有機物やシルトが沈着し、石礫間に泥底を生み出したためと考えられる。これは、同地点で底質マトリクス内の微細な有機物量が有意に多かった結果と符合する。

また、ミズムシ、コガタシマトビケラ属の 2 種(コガタシマトビケラ及びサトコガタシマトビケラ), アカマダラカゲロウについては水質との関係が考察対象となる。とくに、ミズムシについては α 中腐水性水域(水質汚濁は強い)の指標種であり(松本 1975), また、コガタシマトビケラ属(ナミコガタシマトビケラを除く(林ほか 2001))やアカマダラカゲロウについては β 中腐水性水域(水質汚濁は中位)の指標種である(森下 1975)。従って、大迫ダム下流の底生動物群集には、水質悪化の影響が表れている可能性が高い。

逆に、ミジカオフタバコカゲロウについては、大迫ダム下流が大滝ダム下流よりも有意に低かったことから、ミジカオフタバコカゲロウが貧腐水性水域(汚濁は非常にわずか)の指標種である可能性がある。

以上の結果から、底生動物群集に対する大迫ダムの影響は大きいものの、16km 下流の大滝ダム下流ではコントロールサイトと差がない状態に回復していたと考えられる。

(5) 摂食機能群別分析

次に、底生動物群集の組成への影響を調べるために、摂食機能別のタクサ数、個体数密度、現存量について、高見川(直), 大滝ダム下流(直), 大迫ダム直下間で比較した。摂食機能群は個体数密度の高かった捕食者, 刈取食者, 濾過食者, 採集食者の 4 群について分析した。

● 捕食者 predator

捕食者のうち、個体数が多かったのはフタツメカワゲラ属の一種 *Neoperla* sp., プラナリア *Dugesia* sp., カミムラカワゲラ属の一種 *Kamimuria* sp. であり, 現存量で多かったのは, フタツメカワゲラ属の一種, クロヒメガガンボの一種 *Eriocera* sp. であった。これら捕食者のタクサ数, 個体数密度, 現存量の比較結果を Fig.13 に示す。

タクサ数については, 高見川(直)の 9.0 ± 1.8 taxa や, 大滝ダム下流(直)の 8 ± 0 taxa の方が, 大迫ダム直下の 3.3 ± 0.6 taxa よりも有意に多かった($P < 0.01$, t-test)。

個体数密度については, 大迫ダム直下の 2540 ± 438 個体/m² の方が, 高見川(直)の 416 ± 60 個体/m² や, 大滝ダム下流(直)の 932 ± 265 個体/m² よりも有意に高かった($P < 0.01$, t-test)。また, 高見川(直)よりも, 大滝ダム下流(直)の方が有意に高かった($P < 0.05$, t-test)。

現存量については, 大迫ダム直下の 12.6 ± 4.6 g/m² の方が, 高見川(直)の 4.6 ± 2.4 g/m² よりも有意に多く($P < 0.05$, t-test), 大滝ダム下流(直)の 7.1 ± 3.4 g/m² よりも多かった。

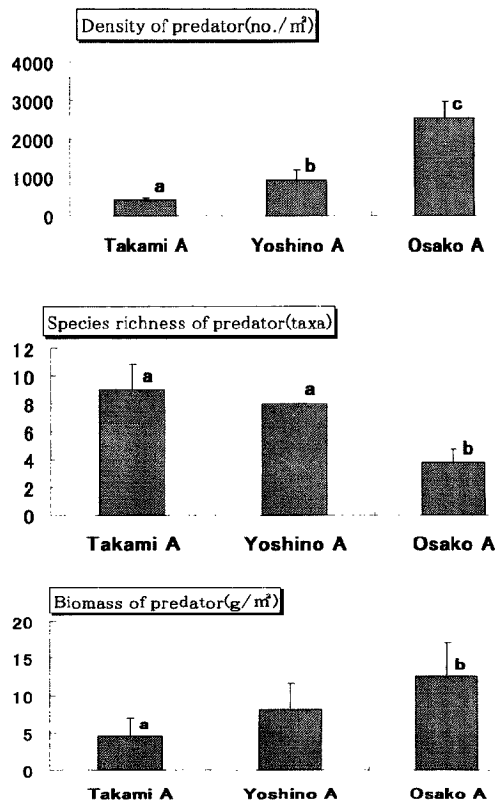


Fig. 13 Difference in species richness, density, and biomass of predators in benthos and hyporheos among three sites (date with different symbols indicate significant difference at 5% level, n=4)

● 刈取食者(藻類食者) *grazer*

藻類食者のうち、個体数で多かったのはマルツツトビケラ *Micrasema quadriloba* であり、現存量で多かったのもまた、マルツツトビケラであった。刈取食者のタクサ数、個体数密度、現存量の比較結果を Fig.14 に示す。

タクサ数については、大滝ダム下流(直)の $10.0 \pm 0.8\text{taxa}$ の方が、高見川(直)の $8.0 \pm 2.2\text{taxa}$ よりも多く、また、大迫ダム直下の $5.0 \pm 2.9\text{taxa}$ よりも有意に多かった($P < 0.01$, t-test)。

個体数密度については、大迫ダム直下の 4072 ± 1804 個体/ m^2 の方が、高見川(直)の 680 ± 174 個体/ m^2 や、大滝ダム下流(直)の 688 ± 110 個体/ m^2 よりも有意に高かった($P < 0.01$, t-test)。平均値で約 6 倍であった。

現存量についても、大迫ダム直下の $8.5 \pm 3.9\text{g}/\text{m}^2$ の方が、高見川(直)の $1.8 \pm 0.7\text{g}/\text{m}^2$ や、大滝ダム下流(直)の $2.0 \pm 0.8\text{g}/\text{m}^2$ よりも有意に多かった($P < 0.01$, t-test)。

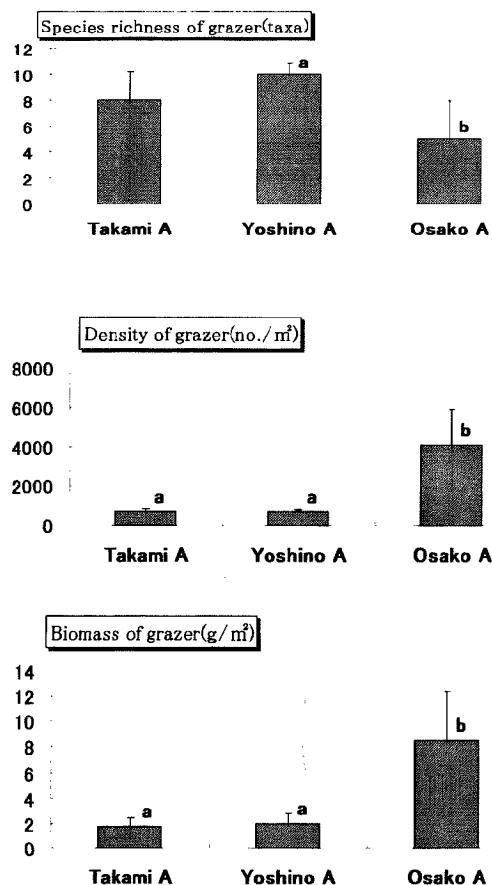


Fig. 14 Difference in species richness, density, and biomass of grazer in benthos and hyporheos among three sites (date with different symbols indicate significant difference at 5% level , n=4)

● 濾過食者 *filter feeder*

濾過食者では、個体数、現存量ともにについて多かったのは、コガタシマトビケラ属 *Cheumatopsyche* の 2 種(コガタシマトビケラ及びサトコガタシマトビケラ)であった。これら濾過食者のタクサ数、個体数密度、現存量の比較結果を Fig.15 に示す。

タクサ数については、高見川(直)の $3.3 \pm 1.3\text{taxa}$ 、大滝ダム下流(直)の $4 \pm 0.0\text{taxa}$ 、大迫ダム直下の $3.3 \pm 0.5\text{taxa}$ の間で有意差はみられず(ns, t-test)、平均タクサ数も、他の摂食機能型のような差はみられなかった。

個体数密度については、大迫ダム直下の 4228 ± 4096 個体/ m^2 が、高見川(直)の 200 ± 124 個体/ m^2 や、大滝ダム下流(直)の 268 ± 173 個体/ m^2 よりも有意に高かった($P < 0.05$, t-test)。平均値にして、約 16 倍もの高さであった。

現存量についても、大迫ダム直下の $20.9 \pm 17.8\text{g}/\text{m}^2$ が、高見川の $2.0 \pm 2.0\text{g}/\text{m}^2$ や、大滝ダム下流の $1.3 \pm 1.1\text{g}/\text{m}^2$ よりも有意に多かった。

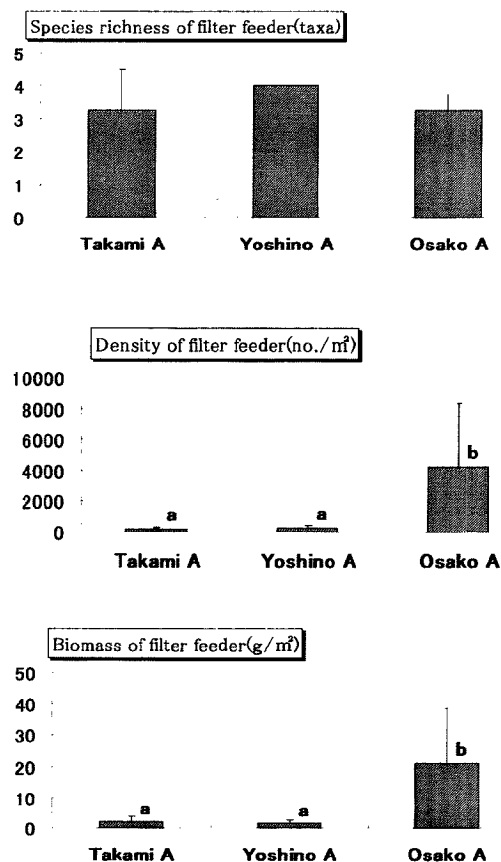


Fig. 15 Difference in species richness, density, and biomass of filter feeder in benthos and hyporheos among three sites (date with different symbols indicate significant difference at 5% level , n=4)

• 採集食者 collector

採集食者のうち、個体数で多かったのはユスリカ亜科 Chironominae gen.spp. 及びエリユスリカ亜科の数種 Orthocladinae gen.spp., ミズムシであり、現存量で多かったのはミズムシ、ユスリカ亜科及びエリユスリカ亜科の数種であった。これら採集食者のタクサ数、個体数密度、現存量の比較結果を Fig.16 に示す。

タクサ数については、大迫ダム直下の 6 ± 2.2 taxa が、高見川(直)の 12 ± 2.4 taxa よりも有意に少なく ($P < 0.01$, t-test), また、大滝ダム下流(直)の 11 ± 2.4 taxa よりも有意に少なかった ($P < 0.05$, t-test)。

個体数密度については、高見川(直)の 1804 ± 685 個体/m²の方が、大滝ダム直下(直)の 6048 ± 2292 個体/m²や ($P < 0.05$, one-way ANOVA), 大迫ダム直下(直) 7700 ± 3078 個体/m²よりも有意に小さかった ($P < 0.01$, t-test)。

現存量については、高見川(直)の 1.3 ± 0.3 g/m²が、大滝ダム下流(直)の 4.3 ± 1.3 g/m²よりも有意に少なく ($P < 0.05$, t-test), また、高見川(直)は大迫ダム直下の 7.6 ± 2.0 g/m²よりも有意に少なかった。さらに大滝ダム下流は大迫ダム下流よりも有意に少なかった。

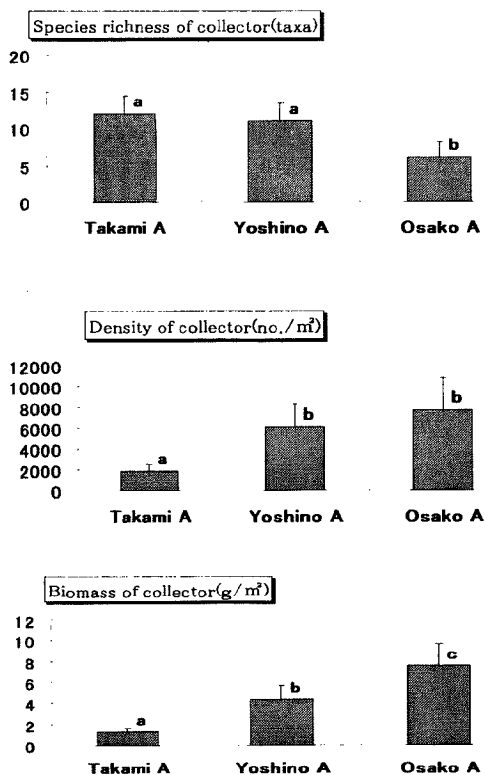


Fig. 16 Difference in species richness, density, and biomass of collector in benthos and hyporheos among three sites (date with different symbols indicate significant difference at 5% level, n=4)

• 摂食機能群集別分析の考察

タクサ数についてみると、捕食者 predator, 刈取食者 grazer, 採集食者 collector については大迫ダム直下地点が、ほかの2地点よりも有意に少なく、濾過食者 filter feeder では有意な差がなかった。これは、大迫ダム直下では濾過食者以外の全摂食機能群においてタクサ数が減少していることを示している。

個体数についてみると採集食者 collector のみ高見川で有意に少なくなっており、大滝ダム下流と大迫ダム直下との間では有意な差がみられなかった。また、捕食者 predator, 刈取食者 grazer, 濾過食者 filter feeder については、どれも大迫ダム直下において有意に多くなっていた。

このうち刈取食者の多い理由については、付着藻類量は、大滝ダム下流が最も多くなっていたため、少なくとも餌資源現存量から説明することはできない。しかも、大迫ダム直下の河床表面にはシルトが厚く堆積しており、刈取食者の生息場所としては必ずしも好適な環境とは言えなかった。にもかかわらず刈取食者の個体数密度が高くなったのには、刈取食者のほとんどがマルツツトビケラであったことに深い関係があると考えられる。それは、マルツツトビケラは、産卵前に源流域へ遡上飛行し集団産卵することが知られているからである(中野 2000)。

春に孵化したマルツツトビケラの幼虫は秋まで源流域に生息し、初冬から冬の間に下流へ分散し、中流域の藻類を利用して成長する生活史を繰り返している。従って、大迫ダム直下で採集した十二月上旬には、まだ下流への分散をしていなかった可能性がある。つまり、下流から遡上して来たマルツツトビケラの成虫がダムでさえぎられ、全個体が大迫ダム直下に集団産卵してしまったとすれば、高密度で生息する理由の説明が可能である。

(6) 造網生活型の分析

生活型の一つである造網型の底生動物群集のタクサ数、個体数密度、現存量、また、総個体数における造網型動物群集の割合を示す造網型指数についての比較を高見川(直)、大滝ダム下流(直)、大迫ダム直下で行った。

造網型のうち個体数で多かったのはコガタシマトビケラ属の2種(コガタ及びサトコガタ)、ヒゲナガカワトビケラ、ナカハラシマトビケラ *Hydropsyche setensis* であり、現存量で多かったのはコガタシマトビ

ケラ属2種、ヒゲナガカワトビケラであった。

タクサ数についてはいずれも有意差はなく(ns, one-way ANOVA), 平均値でも顕著な差は無かった。個体数密度については有意差がみられなかったが, 平均値は, 大迫ダム直下が高見川と大滝ダム下流よりも約8倍多かった。

現存量については, 大迫ダムの $19.9 \pm 18.8 \text{ g/m}^2$ の方が, 高見川の $2.1 \pm 2.0 \text{ g/m}^2$ や, 大滝ダム下流の $1.6 \pm 1.3 \text{ g/m}^2$ よりも有意に多かった($P < 0.05$, one-way ANOVA)。

また, 造網型指数については, 有意差がみられなかったものの, 平均値は, 大迫ダム直下が 0.181 ± 0.133 と高く, 高見川の 0.086 ± 0.042 の約2倍であり, また, 大滝ダム下流の 0.058 ± 0.035 の約3倍であった。

(7) 生物多様性指数(SHANNON 指数)の比較

多様性指数の比較を高見川(直), 大滝ダム下流(直), 大迫ダム直下で行ったところ, 高見川の 2.77 ± 0.12 の方が大滝ダム下流の 1.85 ± 0.23 や, 大迫ダム直下の 1.84 ± 0.18 よりも有意に大きかった($P < 0.01$, t-test)。

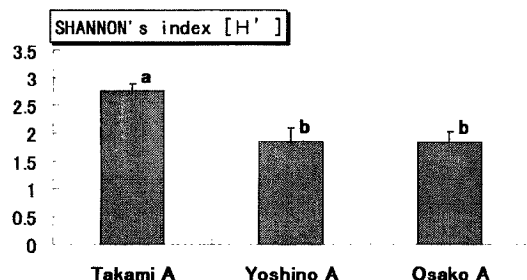


Fig. 17 Difference in biodiversity index (SHANNON) in benthos and hyporheos among three sites (a-b: $P < 0.01$, t-test, b-b: ns, t-test, $n=4$)

(8) 底生動物群集の考察

タクサ数については, 最も少なかったのは大迫ダム直下であったが, 河床表面における地点間の比較と, 河床表面と間隙水域とを合わせたデータによる地点間の比較では有意差がみられたものの, 間隙水域における地点間の比較では有意差がみられなかった。また, タクサ数の分析結果とは逆に, 個体数密度と現存量では, 河床表面と間隙水域とを合わせたデータによる地点間の比較で, 大迫ダム直下が有意に大きかったことから, 河床表面に生息する特定の種にとって, 大迫ダム直下が好適な環境であり, それらの種のみが増加する傾向にあるとわかった。

また, 摂食機能型別の分析結果において, 摂食機能型のうち濾過食者のタクサ数のみ他との差がみられなかったことから, とくに濾過食者にとって, ダムの直下地点が生息しやすい場所であった可能性がある。

また, 造網型が大迫ダム直下に多量に生息していた事実については, ダムで生産されたプランクトンが餌資源となっていることが原因として考えられる。例えば, ナカハラシマトビケラの営業によるダムの放出路の疎通性阻害が知られている(津田 1955)。

また, 生物多様性指数の地点間比較によると, 大滝ダム下流及び大迫ダム直下は, 高見川よりも有意に小さかったことから, 大迫ダム直下のみならず, 大滝ダム下流においても, すでに多様性が低下していることがわかった。これは, 大滝ダム建設の影響が出ていると考えられる。

大滝ダム下流と高見川との分析結果を考察すると, 各河川における直線部と屈曲部との比較では, ほとんどの比較結果に交互作用がみられていたため, 直線部どうしの分析結果についてのみ考察すると, タクサ数では河床表面, 間隙水域及び河床表面と間隙水域を合わせたデータによる分析のいずれも有意差がみられなかった。しかし, 河床表面での個体数密度の比較では, 大滝ダム下流が高見川よりも平均値で2倍程度も多くなっていたことから, 大滝ダム下流においても, 大迫ダム直下と同様に, 河床表面を生息場所とする種のものにとってより有利な環境になっていると考えられる。さらに, 摂食機能群別の個体数密度の比較では, 採集食者のみが大滝ダム下流の方が高見川よりも有意に多かったことから, これらの種にとってとくに生息しやすい場所であった可能性がある。

7. 結論

大迫ダム直下では底質環境と底生動物群集に明らかな変化が生じていた。底質環境については, 河床表面の平均粒径が通常よりも明らかに大きくなっていたと同様に間隙水域の平均粒度も高見川よりも大きかった。また, 粒径の多様性(粒径の幅の広さ)については, 高見川とは有意な差がみられなかったものの, 多様性があるとは言えない値を示していた。その結果と, 粒径加積曲線の特徴から, 間隙水域においても粗粒化が起こっていることがわかった。ただし, 大迫ダム直下の早瀬では間隙水域で細粒な有機物が多く堆積して

いた。また、溶存酸素濃度が山地溪流における値よりも低かった。

また、底生動物群集の特徴として、特定のタクサが多量に生息しているため、生物多様性指数が有意に小さくなっていた。例えば、モンカゲロウは高密度に生息していたが、これは、微細な有機物が堆積する条件と関係すると考えられる。さらに、ミズムシ、ナカハラシマトビケラ、コガタシマトビケラ属2種(コガタシマトビケラ及びサトコガタシマトビケラ)が際立って多量に生息していた。ミズムシとコガタシマトビケラについては、ダム湖による水質の悪化が原因と考えられる。また、シマトビケラ数が多い理由は、ダム湖から濾過食者の餌となるプランクトンが流下してくることも考えられる。

また、底質環境と摂食機能群との関係をCCA(Canonical Correspondence Analysis)によって分析した結果 (Fig. 18)、シマトビケラ科を代表とする濾過食者がSI値と強い相関があり、侵食の卓越した河床表面で高密度となると解釈できる。すなわち、大迫ダムによる土砂供給の減少により河床表面が粗粒化したことによって、シマトビケラ類が増えた可能性も考えられる。

一方、大滝ダム下流域の特徴として、河床表面の平均粒径は高見川と差がないものの、間隙水域については、粒度分布が粒径加積曲線では高見川の曲線とは明らかに違い、大迫ダムに近い形の曲線をしていたこと、また、間隙水域の平均粒径も、高見川と大迫ダム直下の間に位置していたことが挙げられる。

底生動物群集の分析結果からは、すでに大滝ダム下流の生物多様性指数が高見川よりも有意に小さく大迫ダム直下と差がなかった。タクサ数が高見川と差がなかったのに対して、個体数密度は、高見川と大迫ダム直下の値の間の値をとっており、とくに河床表面では高見川の2倍程度大きくなっており、大迫ダムに近い値であることがわかった。

これらの結果をまとめると、大滝ダム下流域では、特定の水質指標種で検出されるほど環境悪化が起きていないものの、既に大迫ダム直下に近い底質構造や生物群集構造に変化していると考えられる。その原因には、大迫ダムの影響がダム建設後の30年間に16km下流にまで及んだ可能性や、大滝ダム建設工事による影響が考えられる。

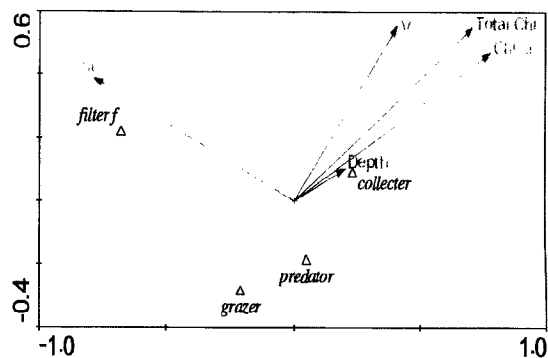


Fig. 18 Result of CCA showing the correlations of the density of four functional feeding groups of benthos and hyporheos to five microhabitat factors : Substrate Index , current velocity , total chlorophyll density and chlorophyll a density.

参考文献

- 内田朝子(1997)：矢作川における付着藻類と底生動物の基礎調査報告，矢作川研究(豊田市矢作川研究所)，No.1，pp.59-80.
- 内田臣一・加藤大典・末松朋浩・西山正臣(2002)：矢作川のアーマー化した河床における砂礫粒径の特徴，愛知工業大学”研究報告”，No.37
- 太田猛彦・高橋剛一郎(1999)：溪流生態砂防学，東京大学出版会
- 太田太一・池淵周一・竹門康弘(2002)：河道における物理的環境と底生動物の挙動との関係，京都大学防災年報，第45号B，pp.719-733.
- 化学同人 日本分析化学会北海道支部編(1994)：水の分析 第4版
- 地盤工学会 土の試験実習書(第一回改訂版)編集委員会(2001)：土質試験－基本と手引き－ (第一回改訂版)，社団法人 地盤工学会，pp.27-38
- 竹門康弘(1997)：溪流における水生昆虫の棲み場所保全，新砂防(砂防学会誌)，第50巻，1号，pp.52-60
- 田中蕃(1997)：砂利投入による河床構造回復の試みとその効果，矢作川研究(豊田市矢作川研究所)，No.1，pp.175-202.
- 谷田一三・竹門康弘(：底生動物に与えるダムの影響，応用生態工学(応用生態工学研究会)，vol.2 No.2
- 谷田一三・三橋弘宗・藤谷俊仁(1999)：特殊アクリル繊維による付着藻類定量法

- 谷田一三・上西実・Tatiana S. Vshivkova(1995): 吉野川上流, 高見川水系(奈良県, 東吉野村)のトビケラの成虫, 2, 陸水学報, No.10, pp.1-6, Biol. Int. Wat.
- 玉井信行・奥田重俊・中村俊六(2000): 河川生態環境評価法—潜在自然概念を軸として—, 東京大学出版会
- 津田松苗(1955): 宇治発電所の発電害虫シマトビケラの研究, 関西電力株式会社 近畿支社
- 辻本哲郎(1955): ダムが河川の物理環境に与える影響—河川工学及び推理工学的視点から—, 応用生態工学 2(2), pp.103-112.
- 林義雄(1998): 酵素多型による日本産コガタシマトビケラ属 (*Cheumatopsyche*: *Trichoptera*; *Hydropsychidae*) 3 種の分類, 陸水雑(Jpn. J. Limnol), 59, pp.175-183.
- 林義雄・町田和俊・尹順子(2001): 多摩川水系におけるコガタシマトビケラ属 (*Cheumatopsych*; *Hydropsychidae*) 幼虫の分布と環境要因について, 陸水学雑誌(Japanese Journal of Limnology), 62, pp.51-59.
- 松本浩一(1975): 11.生物指標としての甲殻類, 環境と生物指標 2—水界編—(日本生態学会環境問題専門委員会編), 共立出版株式会社, p.126-136.
- 森下郁子(1975): 14.生物指標としてのトビケラ, 環境と生物指標 2—水界編—(日本生態学会環境問題専門委員会編), 共立出版株式会社, p.158-168.
- 八田耕吉(1980): 指標生物による矢作川の水質判定(第1報)—矢作川における生物学的水質判定—, 名古屋女子大学紀要, 第26号, pp.123-134.
- 山本護太郎・伊藤猛夫(1977): 水界動物生態学 I, 共立出版株式会社
- Takemon, Y.(1997): Management of biodiversity management in aquatic ecosystems—dynamic aspects of habitat complexity in stream ecosystems. Abe, T., Levin, S.A. and Higashi, M. (eds.), *Biodiversity: An Ecological Perspective*, pp.259-275, Springer

Evaluation of the impact of water-storage dam on lower river ecosystems ~Response of the substrate structure and benthos communities ~

Keisuke HATANO*, Yasuhiro TAKEMON, Shuichi IKEBUCHI

* Graduate School of Engineering, Kyoto University

Synopsis

Substrate structure and benthos communities were compared among three streams including a down-stream site of Osako Dam as an impact site, a down-stream site of Otaki Dam as an impacted site in future, and Takami-stream site as a control site without Dam upstream. Since the Osako Dam was constructed in 1973, the riverbed at the down-stream site was armor-coated by the large cobbles and rocks. On the contrary the control site of Takami River showed a wide variety of substrate grain size. The down-stream site of Otaki Dam has the substrate structure of an intermediate type.

Corresponding to the substrate structure, species richness of the benthos community was the highest at the control site and the lowest at the impact site of Osako Dam. The highest benthos abundance and biomass, and accordingly the lowest value of diversity index were recorded at the down-stream site of Osako Dam. Decrease in species richness and increase in abundance and biomass of filter feeders and burrowers indicate the influence of plankton production in the reservoir and silty matrix fixed among interstices of armor-coated substrates.

Keywords: Otaki Dam, Armor-coating, Yoshino River, substrate structure, benthos community