

## 貯水ダムが底生動物に与える影響の支流流入による緩和

### Impacts of Storage Dams on Stream Invertebrate Assemblage

#### Mediated by Tributaries

渡邊 智紀\*・細田 大三郎\*・三宅 洋\*

Tomonori Watanabe\*, Daizaburo Hosoda\* and Yo Miyake\*

We conducted a field survey in Hida River basin in Gifu prefecture on September, 2004, to reveal the impacts of storage dams on stream invertebrate assemblage and the mediation of the impacts by the confluence of tributaries. Study sites were established in upstream and downstream reaches of 4 storage dams, in 4 tributaries that confluent downstream of each dam, and in downstream of each confluence. The water depth and the value of the DCA axis 1, which indicates community structure of stream invertebrates, were lower, and the standing crop of particulate organic matter was higher in the downstream of the dams. However, these values in the downstream of confluence were similar to those in upstream of dams and in tributaries, implying that the impacts of storage dams were mitigated by the confluence of tributaries. We suggest that the confluence of tributary in downstream of dam mitigates the changes in the flow regime and the deposition of the organic matter caused by storage dams.

*Key Words:* flow regime, particulate organic matter, storage dam, stream invertebrate, tributary

#### はじめに

ダムは、洪水調整、生活用水・工業用水の供給、発電等の治水および利水を目的に多く建設され、人間に安全で豊かな生活をもたらしている (Alan 1995)。一方でダムが建設・運用されることにより、ダム下流域の水温・水質の改変、流量減少、攪乱頻度の減少等の物理化学的環境の変化が起こることが知られている (Hart & Poff 2002)。このことから、河川生態系の保全のためにはダムが生物とその生息場所環境に及ぼす影響を明らかにする必要があると考えられている (原田ほか 2002)

一般的に、河川は源流から河口まで物理化学的環境および生物相が連続的に変化すると考えられており (河川連続体概念: River continuum concept, Vannote *et al.* 1980)、有機物、栄養塩類、水温等の物質やエネルギーの上流から下流へのつながりが、下流の生態系に大きな影響を与えることが知られている (谷田 1999 参照)。しかしダムが建設されることによって、物質やエネルギーの上流から下流への連続性が減少もしくは遮断され、河川連続体を不連続にすることが指摘されている (不連続結合概念: Serial discontinuity concept, Ward & Stanford 1983)。

水生昆虫を中心とした河川性底生動物は、調査が簡便であると共に、河川環境の状態を群集構造が反映するため (大串 2004)、河川生態系の健全性を示す指標として広く用いられている (森下 1977)。これま

\* 愛媛大学工学部 環境建設工学科

Department of Civil and Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Ehime University

原稿受理 平成 17 年 10 月 31 日

でも、ダムの上下流間で、もしくはダムの存否による河川間で底生動物群集構造を比較した研究が行われており（中村 1999）、ダム下流域での底生動物の個体数や分類群数の変化が報告されている（例えば、Stanford & Ward 1989; Munn & Brusven 1991; Garcia de Jalon *et al.* 1994; Ward & Stanford 1995）。一方、ダム下流域で起こる底生動物群集の改変は、支流が流入することによって緩和されることが指摘されている（Storey *et al.* 1991; Stanford & Ward 2001）。ダムの影響を受けていない支流が合流することにより、物質やエネルギーが流入し、ダムの影響を受けて不連続となった餌資源等の生息場所環境が改善され、底生動物群集構造の回復が予想される。しかしながら、ダムが底生動物に及ぼす影響の支流流入による緩和効果についての研究は極めて少ない。そこで本研究では、貯水を主な目的とするダムの上流、下流、支流、支流合流点下流間における底生動物および生息場所環境の比較を行い、貯水ダムが河川性底生動物群集に及ぼす影響の支流流入による緩和効果を明らかにすることを目的とした。

## 方法

### 調査地概況

調査は2004年9月8日から9月15日にかけて、岐阜県を流れる木曾川水系の飛騨川流域に位置する4ダム群を対象として行った。飛騨川流域は地質的に流紋岩により構成されている（小井戸 1988）。各ダム群は発電を主な目的としている（Table 1）。各ダム群の上流（U）、下流（D）、支流（T）および支流合流点下流（C）の計16ヶ所に調査地を設けた（Table 2, Fig. 1）。調査地は、貯水ダムの上流および下流は貯水ダムに、支流および支流合流点下流は支流合流点に、アクセス可能な限り近い位置に設定した。調査地の河床勾配は1-4%であり、調査を行った際の計測では、水温は12-19°C、pHは7.0-7.2、溶存酸素量は9.0-10.2 mg l<sup>-1</sup>、電気伝導度は0.038-0.044 mS cm<sup>-1</sup>の範囲であった。各調査地の集水域（面積：21.4-1026.2 km<sup>2</sup>）は広く森林に覆われており（被覆率：84-94%）、一部に人間による土地利用活動がみられた（2-15%、いずれも地理情報解析により算出）。

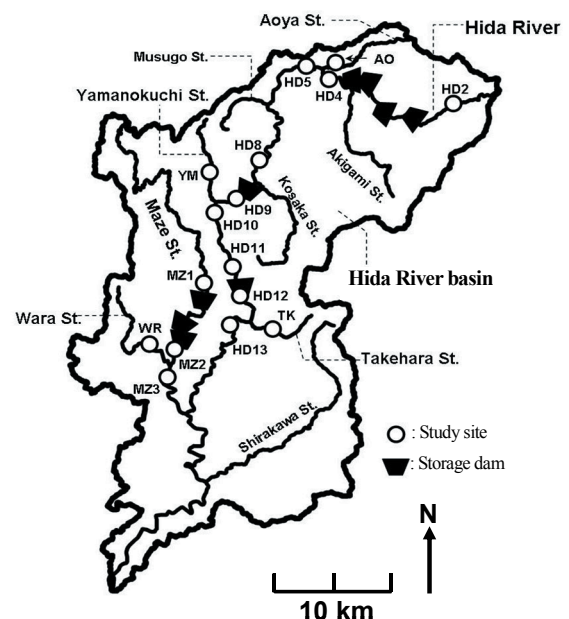


Fig. 1. Hida River basin and the location of study sites and storage dams.

### 野外調査

各調査地に50mの調査区間を設け、等間隔に4本のトランセクト（横断側線）を設定した。各トランセクト上の1地点でサーベネットサンプラー（コードラート 25 cm × 25 cm、ネット長 1 m、目合い 0.5 mm）を用いて底生動物を採取した。採取したサンプル（計 64 サンプル）は分析を行うまで 5%ホルマリン溶液で保存した。

底生動物の餌資源量である付着藻類量を測定するために、各底生動物サンプルに含まれる礫を無作為に1つ選択し、直径 24 mm の円孔を開けたゴム板を押し当て、円孔内の付着藻類を特殊アクリル繊維（ミクロクロス、興洋）で擦り取った（谷田ほか 1999）。このサンプルは分析を行うまで冷暗所で保管した。

底生動物サンプルの採取後、各トランセクトに沿って等間隔に設けた3地点で河床直上 13 mm における流速（cm s<sup>-1</sup>）をプロペラ式流速計（モデル CR-7WP、コスモ理研、Tanida *et al.* 1985）を用いて測定し、同時に水深（cm）、底質粗度および礫の状態を測定した。底質粗度は、岩盤（bedrock）、砂（sand：粒径 < 2 mm）、小礫（gravel：2-16 mm）、中礫（pebble：16-64 mm）、大礫（cobble：64-256 mm）、もしくは巨礫（boulder：

Table 1. Outline of storage dams.

Dam	Stream	Latitude	Longitude	Elevation (m)	Purpose	Dam height (m)	Storage volume (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	Construction year
Takane daiichi dam	Hida	36°16'01" N	137°11'56" E	1,001	P	133.0	43,568	1963
Takane daini dam	Hida	36°14'44" N	137°11'47" E	945	P	69.0	11,927	1963
Asahi dam	Hida	36°12'12" N	137°15'19" E	865	P	87.0	25,513	1952
Kuguno dam	Hida	36°11'09" N	137°15'19" E	779	P	26.7	1,247	1960
Higashiueda dam	Hida	36°04'29" N	137°05'30" E	508	P	18.0	1,065	1952
Seto daiichi dam	Hida	36°03'32" N	136°57'08" E	382	P	8.5	NA	1924
Nishimura dam	Maze	36°01'07" N	136°57'08" E	467	P	19.5	276	1933
Iwaya dam	Maze	35°59'39" N	136°51'59" E	413	F, A, Ir, W, In, P	127.5	173,500	1966
Mazegawa daini dam	Maze	35°58'49" N	136°49'51" E	300	P	44.5	9,736	1966

P: Electric power generation, F: Flood regulation, A: Agricultural water, Ir: Irrigation, W: Water supply, In: Industrial water

Table 2. Outline of sampling sites.

Site	Latitude	Longitude	Location	Elevation (m)	Main stream	Tributary	Dam	Distance to dam (m)	Distance to confluence (m)
Hida - Aoya									
HD2	36°02'27" N	137°32'56" E	U	1,223	Hida	Aoya	Takane daiichi dam	4,055	7,495
HD4	36°05'06" N	137°21'26" E	D	745			Takane daini dam	2,890	550
AO1	36°05'32" N	137°22'40" E	T	779			Asahi dam	-	2,033
HD5	36°05'28" N	137°20'45" E	C	730			Kuguno dam	1,491	941
Hida - Yamanokuchi									
HD8	35°58'34" N	137°16'01" E	U	600	Hida	Yamanokuchi	Higashiueda dam	3,802	9,382
HD9	35°55'53" N	137°14'40" E	D	678				1,621	3,959
YM1	35°57'31" N	137°11'47" E	T	550				-	4,680
HD10	35°55'12" N	137°12'07" E	C	451				4,220	261
Hida - Takehara									
HD11	35°50'43" N	137°13'32" E	U	394	Hida	Takehara	Seto daiichi dam	1,483	8,614
HD12	35°49'37" N	137°14'05" E	D	379				255	6,876
TK1	35°45'48" N	137°17'14" E	T	445				-	4,286
HD13	35°46'15" N	137°13'44" E	C	311				10,559	3,683
Maze - Wara									
MZ1	35°49'19" N	137°11'28" E	U	467	Maze	Wara	Nishimura dam	1,040	2,162
MZ2	35°43'39" N	137°08'22" E	D	292			Iwaya dam	522	600
WR1	35°44'35" N	137°06'33" E	T	339			Mazegawa daini dam	-	4,614
MZ3	35°42'33" N	137°08'16" E	C	268				2,455	1,855

U : Upstream of dam, D : Downstream of dam, T : Tributary, C : Downstream of tributary confluence

> 256 mm) に分類して記録した。礫の状態は、はまり、載り、浮き石のいずれかに分類して記録した（竹門ほか 1995 参照）。さらにハンディ多項目水質測定システム（Model 556MPS, YSI）を用いて水温、溶存酸素量（ $\text{mg l}^{-1}$ ）、pH、電気伝導度（ $\text{mS cm}^{-1}$ ）を測定した。

## 室内作業

底生動物は実体顕微鏡下で可能な限り下位の分類階級まで同定を行い計数した。底生動物は主に Merritt & Cummins (1996) に従って摂食機能群に分類した。底生動物の餌資源である粒状有機物量は、強熱減量（Ash free dry mass : AFDM）により求めた。底生動物を除去後、残ったサンプルを  $65^{\circ}\text{C}$  で 24 時間以上乾燥させ、絶乾重量を秤量した。さらに  $550^{\circ}\text{C}$  で 2 時間灼熱し、再び秤量した。これらの差から粒状有機物量を算出した。

付着藻類の現存量の指標としてクロロフィル *a* 量（chl. *a*  $\text{mg m}^{-2}$ ）を求めた。付着藻類を採取した特殊アクリル繊維を 99.5 %エタノールに浸し（ $4^{\circ}\text{C}$ , 24 時間）、色素を抽出した。抽出液の吸光度を分光光度計（U 1800 形レシオビーム分光光度計, HITACHI）を用いて計測し、クロロフィル *a* 量を SCOR/UNESCO (1966) の方法に準じて算出した。

## データ処理

各調査地に生息する底生動物の群集構造を表すために、生息密度（ $\text{N m}^{-2}$ ）および分類群数（調査地ごとの総出現分類群数）を算出した。各調査地の環境特性を表すために流速（ $\text{cm s}^{-1}$ ）、水深（cm）、底質粗度、はまり石割合（%）、付着藻類量（chl. *a*  $\text{mg m}^{-2}$ ）および粒状有機物量（ $\text{g m}^{-2}$ ）の平均値を算出した。6 つに分類された底質タイプに数値（0 = 岩盤, 1 = 砂, 2 = 小礫, 3 = 中礫, 4 = 大礫, 5 = 巨礫）を (Bain *et al.* 1985; Inoue *et al.* 1997 参照)、同様に礫の状態にも数値（1 = はまり, 0.5 = 載り, 0 = 浮き）を割り当て（竹門ほか 1995）、底質粗度およびはまり石割合とした。

## 統計解析

底生動物の群集構造を解析するために、全サンプルでの出現頻度が 50 %以上の分類群の相対個体数を用いて除歪対応分析（Detrended Correspondence Analysis ; DCA）を行った。除歪対応分析により得られた DCA 軸 1 および DCA 軸 2 の値と出現頻度 50 %以上の分類群の相対個体数との間の関係を相関分析（ピアソンの相関係数, *r*）により解析した。貯水ダムとの位置関係により、環境変数および底生動物に違いがあるか否かを明らかにするために、貯水ダムとの位置関係を要因、各ダム群をブロックとするブロック配置の二元配置分散分析を行った。環境変数が底生動物に及ぼす影響を明らかにするために、環境変数を要因とするステップワイズ回帰分析を行った。変数の正規性および分散の一様性の仮定により整合させるため、必要に応じて解析前に対数変換を行った。同様に、全ての割合データについては逆正弦変換を行った。除歪対応分析は統計解析ソフト CANOCO for Windows 4.5 を、その他の解析は統計解析ソフト Stat View 5.0 J を用いて行った。

## 結果

全サンプルを合計して 5,071 個体、79 分類群の底生動物が採取された。各サンプルには 1 個体から 357 個体、1 から 38 の分類群の底生動物が含まれていた。優占的に見られた分類群（相対密度 5 %以上）はコカゲロウ属 (*Baetis* spp., 収集食者, 相対密度 12 %) で、以下、エルモンヒラタカゲロウ (*Epeorus latiforium* Ueno, 収集食者, 11 %), ウスバヒメガガンボ属 (*Antocha* spp., 収集食者, 7 %), オオシマトビケラ (*Macrostemum radiatum* MacLachlan, 濾過食者, 7 %), チャパネヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche sauteri* Ulmer, 濾過食

Table 3. Comparison of environmental variables among location of study sites to storage dams and tributaries by block-design two-way ANOVA. Means  $\pm$  1 S.E. are shown.

Variable	Location				Model	
	U	D	T	C	$F_{3,9}$	$p$
Velocity (cm s <sup>-1</sup> )	54.0 $\pm$ 13.5	58.1 $\pm$ 7.8	51.1 $\pm$ 6.3	51.7 $\pm$ 7.8	0.096	0.961
Depth (cm)	48.1 $\pm$ 4.1	28.3 $\pm$ 3.2	35.9 $\pm$ 1.2	40.5 $\pm$ 2.9	5.705	0.018*
Substrate	4.3 $\pm$ 0.1	4.1 $\pm$ 0.2	3.7 $\pm$ 0.3	4.3 $\pm$ 0.2	1.562	0.265
Pack	0.38 $\pm$ 0.05	0.35 $\pm$ 0.04	0.49 $\pm$ 0.05	0.19 $\pm$ 0.02	7.645	0.008**
Periphyton (chl. A mg m <sup>-2</sup> )	12.6 $\pm$ 6.0	5.0 $\pm$ 1.1	6.6 $\pm$ 4.3	5.2 $\pm$ 2.3	0.804	0.522
POM (AFDM g m <sup>-2</sup> )	2.9 $\pm$ 1.4	1.3 $\pm$ 0.4	1.3 $\pm$ 0.4	1.8 $\pm$ 0.9	4.142	0.042*
Water temperature (°C)	15.8 $\pm$ 1.4	17.5 $\pm$ 0.5	16.5 $\pm$ 1.0	17.6 $\pm$ 0.6	2.478	0.128
pH	7.0 $\pm$ 0.0	7.0 $\pm$ 0.0	7.1 $\pm$ 0.0	7.0 $\pm$ 0.0	1.976	0.188
DO (ml l <sup>-1</sup> )	9.5 $\pm$ 0.3	9.2 $\pm$ 0.1	9.2 $\pm$ 0.1	9.2 $\pm$ 0.1	1.107	0.396
EC (10 <sup>-3</sup> mS cm <sup>-1</sup> )	37.8 $\pm$ 1.7	40.8 $\pm$ 1.7	38.3 $\pm$ 4.8	44.3 $\pm$ 2.7	0.905	0.615

\* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$

者, 6%), アカマダラカゲロウ (*Uracanthella rufa* Imanishi, 収集食者, 5%) の順で多くみられ, これら 6 つの分類群で総個体数の 47% を占めていた. 最も個体数が多かった摂食機能群は収集食者 (相対密度 56%) で, 以下, 濾過食者 (20%), 刈取食者 (12%), 捕食者 (11%), 破碎食者 (1%) の順であった. また, 出現頻度が 50% 以上の分類群は, コカゲロウ属 (出現頻度 84%), エルモンヒラタカゲロウ (80%), チャバネヒゲナガカワトビケラ (63%), ウルマーシマトビケラ (*Hydropsyche orientalis* Martynov, 収集食者 58%), ダニ目 (*Acarina* spp., 捕食者, 56%) ウスバヒメガガンボ属 (55%), アカマダラカゲロウ (52%) であった.

貯水ダムとの位置関係により河川内の環境特性に変異が生じていることが明らかになった. ブロック配置の二元配置分散分析の結果, 貯水ダムとの位置関係により水深, 粒状有機物量およびはまり石割合にダムおよび支流との位置関係により有意な差がみられた (Table 3). 水深は貯水ダム上流で大きく, 下流で減少した. また, 支流合流点下流で再び増加した. 粒状有機物量は貯水ダム上流で小さく, 下流で増加した. また, 支流合流点下流で再び減少した. はまり石割合は, 貯水ダムの上流および下流で変異はみられなかったが, 支流で大きく, 支流合流点下流で減少した. 水温, pH, 溶存酸素量, 電気伝導度, 流速, 底質粗度およびクロロフィル *a* 量については, 貯水ダムおよび支流との位置関係により有意な差は認められなかった (Table 3). また, 各ダム群ブロックにより水温および pH に変異が生じていた (水温,  $F_{3,9} = 6.099$ ,  $p = 0.015$ ; pH,  $F_{3,9} = 4.317$ ,  $p = 0.038$ ).

除歪対応分析により 2 つの軸を得た. DCA 軸 1 は分類群の相対個体数における全体の変動の 26.9% を, DCA 軸 2 は 17.6% を説明していた (Table 4). 相関分析により, DCA 軸 1 の値はダニ目の相対個体数と正の相関関係が, アカマダラカゲロウおよびウスバヒメガガンボ属の相対個体数と負の相関関係があることが明らかになった. DCA 軸 2 の値はウスバヒメガガンボ属およびエルモンヒラタカゲロウの相対個体数と正の相関関係が, コカゲロウ属およびアカマダラカゲロウの相対個体数と負の相関関係があった (Table 4).

貯水ダムとの位置関係により底生動物群集に変異が生じていることが明らかになった. ブロック配置の二元配置分散分析の結果, 除歪対応分析により得られた DCA 軸 1 の値は, 貯水ダムとの位置関係により有



Table 4. Pearson's correlation coefficients between the relative abundance dominant stream invertebrate taxa and the first two axes for the detrended correspondence analysis (DCA)

Taxon	DCA axis 1	DCA axis 2
<i>Baetis</i> spp.	0.168	-0.719***
<i>Epeorus latiforium</i>	0.106	0.392**
<i>Stenopsyche sauteri</i>	-0.140	0.225
<i>Hydropsyche orientalis</i>	-0.201	-0.120
<i>Acarina</i> spp.	0.762***	0.166
<i>Antocha</i> spp.	-0.274*	-0.708***
<i>Uracanthella rufa</i>	-0.581***	-0.320**
Percentage variance explained	26.9	17.6

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

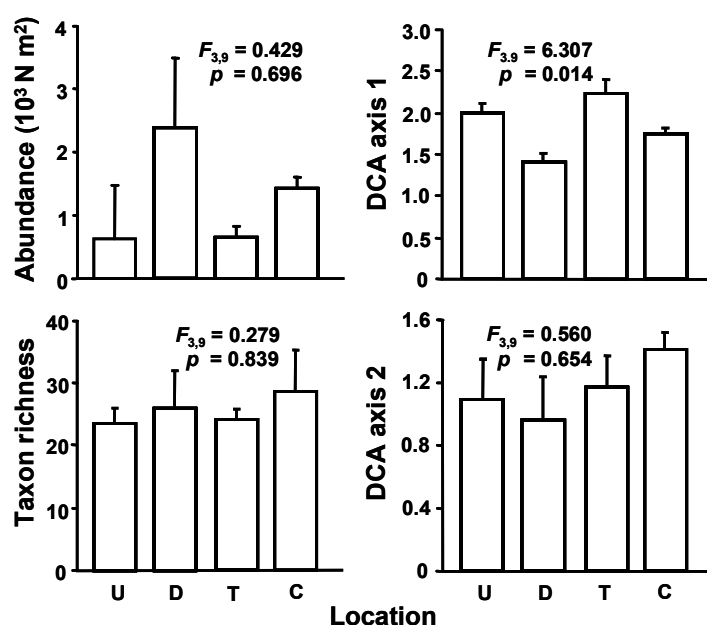


Fig 2. Abundance, taxson richness, DCA axis 1 and DCA axis 2 vs. location of study sites to storage dams and tributaries. Means  $\pm$  1 S.E. and the results of block-design two-way ANOVA are shown.

意な差がみられた (Fig. 2). DCA 軸 1 の値は貯水ダム下流で小さく、貯水ダム上流および支流で大きかった。個体数、分類群数および DCA 軸 2 の値については貯水ダムとの位置関係による有意な差は認められなかった (Fig. 2)。また、各ダム群ブロックにより底生動物に変異は生じていなかった。

ステップワイズ回帰分析により、個体数は流速および粒状有機物量により説明され、流速が小さく、粒状有機物量が多い場所で個体数が大きいことが示された (Table 5)。DCA 軸 1 の値は溶存酸素量および粒状有機物量により説明され、溶存酸素量が多く、粒状有機物量が少ない調査地で DCA 軸 1 の値が大きくなった。DCA 軸 2 の値は水深および溶存酸素量により説明され、水深が大きく、溶存酸素量が少ない調査地で DCA 軸 2 の値が大きくなった。また分類群数については有意なモデルが得られなかった (Table 5)。

除歪対応分析により得られた DCA 軸 1 および DCA 軸 2 について、各調査地の値を二次元プロットした

Table 5. Results of stepwise multiple regression using abundance, taxon richness, DCA axis 1 and DCA axis 2 as dependent variables and environmental variables as independent variables.

Independent variable	Regression coefficient	Standard regression coefficient	Model		
			$r^2$	$F$	$p$
Abundance (N m <sup>-2</sup> )					
Velocity (cm s <sup>-1</sup> )	-0.011	-0.412	0.537	7.542	0.007**
Log <sub>10</sub> (POM) (g m <sup>-2</sup> )	0.823	0.653			
Constant	3.235	3.235			
Taxon richness					
Constant	25.500	25.500			
DCA axis 1					
Arcsin √(Pack) (%)	1.207	0.457	0.537	7.553	0.007**
Log <sub>10</sub> (POM) (g m <sup>-2</sup> )	-0.593	-0.574			
Constant	1.260	1.260			
DCA axis 2					
Depth (cm)	0.024	0.516	0.266	5.077	0.041*
Constant	0.236	0.236			

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$

結果, 貯水ダム上流および支流において DCA 軸 1 の値が大きく, 貯水ダム下流で小さかった. また, 支流合流点下流では中程度の値となった (Fig.3).

## 考察

貯水ダムとの位置関係により河川内の環境特性に変異が生じていた. 水深は貯水ダムの影響のない上流で大きく, 影響のある下流で減少した. また支流合流点下流で再び増加した. 発電目的の取水に伴い貯水ダム下流の流量が減少し水深が小さくなるが (Munn & Brusven 1991; Garcia de Jalon *et al.* 1994), 支流が流入することにより流量が回復し, 再び水深が大きくなったと考えられる (Storey *et al.* 1991). 粒状有機物は貯水ダムの上流で少なく, 下流で増加し, 支流合流点下流で再び減少した. 貯水ダムにより攪乱頻度が減少したことで, 粒状有機物の堆積が助長されたために, 貯水ダム下流で粒状有機物量は増加したと考えられる (Storey *et al.* 1991; Phillips 2003). また, 支流が合流することにより攪乱頻度が回復し, 粒状有機物が堆積されにくくなったため, 再び粒状有機物量は減少したと考えられる (Storey *et al.* 1991). はまり石割合については, 貯水ダムの上下流ではまり石割合は変化していなかったため, 貯水ダムの影響はみられず単に支流の特性によるものであると考えられた.

貯水ダムとの位置関係により底生動物の群集構造に変異が生じていることが明らかになった. DCA 軸 1 の値は貯水ダム上流で大きく, 下流で小さくなった. また支流合流点下流で中程度の値を示した. DCA 軸 1 の値は粒状有機物量により説明され, 粒状有機物量が小さな場所で DCA 軸 1 の値が大きくなった. 粒状有機物は底生動物の重要な餌資源であることが知られている (Vannote *et al.* 1980). そのため, 貯水ダム下流における粒状有機物量の増加が, 粒状有機物を餌資源とし, DCA 軸 1 の値と負の相関関係のあるアカマダラカゲロウおよびウスバヒメガガンボ属の相対個体数の増加を招き, DCA 軸 1 の値が小さくなったと考えられる. また, 支流流入により粒状有機物量が減少したために, アカマダラカゲロウおよびウスバヒメガガンボ属の相対個体数が減少したと考えられる. しかし, 支流が合流しても, 貯水ダムの影響が完全に消失せずに残ったため, DCA 軸 1 の値が中程度の値になったと考えられる.



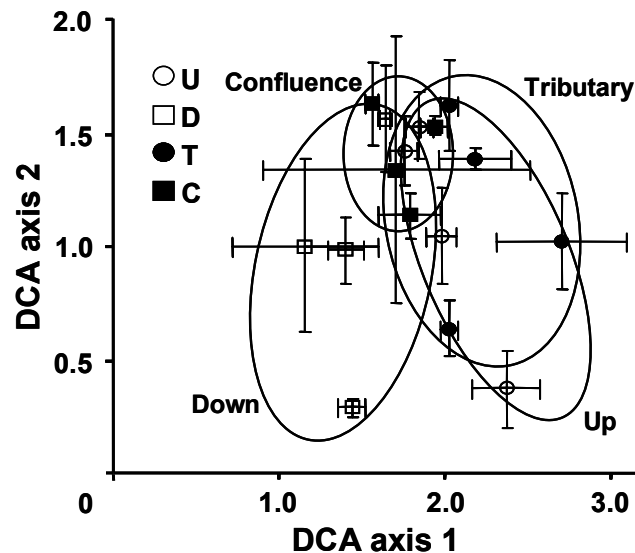


Fig. 3. Plots of the first two axes for the detrended correspondence analysis (DCA) on the relative abundance of stream invertebrates at each study site. Means  $\pm$  1 S.E. are shown.

貯水ダムとの位置関係により個体数および分類群数に変異は生じなかった。既存の研究の多くが、貯水ダムとの位置関係により個体数または分類群数に変異が生じることを示している (Stanford & Ward 1989; Munn & Brusven 1991; Garcia de Jalon *et al.* 1994; Ward & Stanford 1995)。本研究の場合では、貯水ダム下流である分類群の個体数は増加し、別の分類群では減少 (谷田・竹門 1999 参照)、あるいは分類群の入れ替わり (Stevens *et al.* 1997) が生じた結果、個体数および分類群数に変異が生じなかった可能性が考えられる。

本研究では、貯水ダムにより底生動物の群集構造に変異が生じ、支流が合流することにより、貯水ダムの影響が緩和されることを明らかにした。本研究が示した結果は、貯水ダムが河川生態系に及ぼす影響をいかに抑えるかを考える上で重要であると考えられる。今後は、ダムおよび支流流入による環境特性や生物相の変化を、ダムが建設される前から時系列的に明らかにする必要がある。このような研究は、生態系保全を考慮したダムを建設・運用を考える上で重要になるとと思われる。

## 謝辞

本研究の調査期間中、益田川上流、益田川、馬瀬川上流、馬瀬川下流、和良村および飛騨川の各漁協組合に調査の便宜を図っていただいた。岐阜大学流域圏科学研究センター高山試験地は、調査拠点として利用させていただいた。また、保全生態研究室の榎本祐介氏、昌子公太氏には現地調査を手伝っていただいた。ここに記して心よりお礼申し上げる。

## 引用文献

- Allan J. D. (1995) Modification of running waters by humankind. In: Stream Ecology (eds. Allan J. D.), pp. 305-342, Capman & Hall, London.
- Bain M. B., Finn J. T. & Booke H. E. (1985) Quantifying stream substrate for habitat analysis studies. National American Journal of Fish Management 5: 499-506.

- Garcia de Jalon D., Sanchez P. & Camargo J. A. (1994) Downstream effects of a new hydropower impoundment on macroinvertebrate and fish communities. *Regulated Rivers: Research & Management* **9**: 253-261.
- 原田譲二・安田成夫・田中則和・大杉奉功 (2002) 我が国におけるダムの環境保全. 平成 14 年度ダム水源地環境技術研究所所報. 63-73.
- Hart D. D. & Poff N. L. (2002) A special section on dam removal and river restoration. *Bioscience* **52**: 653-655.
- Inoue M., Nakano S. & Nakamura F. (1997) Juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationship in northern Japan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 1331-1341.
- 小井戸由光 (1988) 濃尾流紋岩. 「日本の地質 5, 中部地方 II」(日本の地質「中部地方 II」編集委員会編), pp.85-87. 共立出版株式会社.
- Merritt R. W. & Cummins K. W. (1996) An introduction to the aquatic insects of north America, 3rd edition. Kendall / Hunt Publishing Co. Dubuque.
- 森下郁子 (1977) 川の健康診断 清冽な流れを求めて. NHK ブック.
- Munn M. D. & Brusven M. A. (1991) Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, U.S.A. *Regulated River: Research & Management* **6**: 1-11.
- 中村太士 (1999) 水辺林の更新動態に与えるダムの影響. *応用生態工学* **2**:125-139.
- 大串龍一 (2004) 水生昆虫の世界. 東海大学出版会.
- Phillips J. D. (2003) Toledo Bend reservoir and geomorphic response in the lower Sabine river. *River Research and Applications* **19**: 137-159.
- SCOR/UNESCO (1966) Determination of photosynthetic pigments in seawater, Report of SCOR/UNESCO Working Group 17, In: Monograph on oceanographic Methodology, pp. 69. UNESCO, Paris.
- Stanford J. A. & Ward J. V. (1989) Serial discontinuities in a Rocky mountain river. I. distribution and abundance of Plecoptera. *Regulated River: Research & Management* **3**: 169-175.
- Stanford J. A. & Ward J. V. (2001) Arena revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated River: Research & Management* **17**: 303-310.
- Stevens L. E., Shannon J. P. & BLINN D. W. (1997) Colorado river benthic ecology in Grand Canyon, ARIZONA, USA: dam, tributary and geomorphological influences. *Regulated River: Research & Management* **13**: 129-149.
- Storey A. W., Edward D. H., & Gazey P. (1991) Recovery of aquatic macroinvertebrate assemblage downstream of the Canning dam, western AUSTRALIA. *Regulated Rivers: Research & Management* **6**: 213-224.
- 竹門康弘・谷田一三・玉置昭夫・向井宏・川端善一郎 (1995) 棲み場所の生態学. 平凡社.
- 谷田一三 (1999) 生態学的視点による河川の自然復元:生態的循環と連続性について. *応用生態工学* **2**: 37-45.
- 谷田一三・三橋弘宗・藤谷俊二 (1999) 特殊アクリル繊維による付着藻類定量法. *陸水学雑誌* **60**: 619-624.
- Tanida K. Yamashita K. & Rossister A. (1985) A portable current meter for field use. *Japanese Journal of Limnology* **46**: 219-221.
- 谷田一三・竹門康弘 (1999) ダムが河川の底生動物に与える影響. *応用生態工学* **2**: 153-164.
- Ward J. V. & Standord J. A. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In : *Dinamics of Lotic Ecosystems.* (eds. T. D. Fontaine & S. M. Bartell), pp. 29-42. Ann Arbor Science, Ann Arbor.
- Ward J. V. & Stanford J. A. (1995) The serial discontinuity concept : Extending the model to floodplain rivers. *Regulated River: Research & Management* **10**: 159-168.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 130-137.