

排砂バイパスを導入したダム下流における河床環境と底生動物群集

Riverbed Environment and Benthic Invertebrates in the Downstream of Dams with Sediment Bypass

栗津陽介⁽¹⁾・小林草平・角哲也・竹門康弘

Yosuke AWAZU⁽¹⁾, Sohei KOBAYASHI, Tetsuya SUMI and Yasuhiro TAKEMON

(1) 京都大学大学院工学研究科

(1) Graduate School of Engineering, Kyoto University

Synopsis

In order to understand effects of sediment bypass on downstream ecosystem of dams, we surveyed riverbed environment and invertebrate community both at upstream and downstream of 4 dams with sediment bypass tunnel in Japan and Switzerland. Bed materials were coarse, in terms of a slope-size relationship and dimensionless shear stress at downstream of dams with new bypass tunnel, while they were as fine as upstream of dams at downstream of dams with older bypass tunnel. Sites of below dams and below bypass outlet of new tunnel dams were characterized by the occurrence of organic microhabitats (e.g., moss-mat, mud, filamentous algae), fewer glider mayflies against net-spinning caddisflies, and fewer riffle specialist species against pool specialist species. Our result suggests that sediment supply to downstream by the bypass tunnel would promote filling or covering of coarse bed materials, increase the frequency of bed movement while decrease stagnant patches on bottom and periphery, and consequently encourage a formation of invertebrate community that is similar to upstream reaches after certain years of bypass operation.

キーワード: ダム, 排砂バイパス, 河床粒径, 無次元掃流力, 微生息場, 底生動物

Keywords: dam, sediment bypass, bed material size, bed shear stress, microhabitats, benthic invertebrates

1. はじめに

日本は土砂生産が非常に活発であり, 貯水池の堆砂はダムの維持管理における大きな問題の1つである。出水のたびに増加する堆砂を減らす, あるいは増やさない対策として, ダムの規模に応じて, 貯水池における土砂掘削・浚渫, 排砂バイパストンネル建設による流入土砂の迂回 (Vischer et al., 1997), 排砂門の設置による排砂や通砂の操作, あるいは通砂を促す流水型ダムの建設などが行われている (角, 2000)。排砂バイパスは, トンネルや分派堰など施

設の建設に高価な費用がかかるものの, ダム本体をいじることなく設置ができるため近年注目されている (原田ら, 1998; 竹林ら, 1992)。現時点で排砂バイパストンネルを有するダムは, 日本に5つとスイスに6つ知られている (Sumi, 2015)。

排砂バイパスを導入することが適切であるかは, 土砂の迂回に関わる地質や地形の条件, バイパス施設の建設や維持管理にかかる費用など, 様々な課題を捉え総合的に判断されるべきものである。ダム下流の生態系や環境に及ぼすインパクトは, その判断材料に含まれるべき課題の1つである。一般に上流か



Fig. 1 Location of studied dams (maps from MapQuest) and the outlet of sediment bypass tunnel

らの土砂供給が絶たれたダム下流では、河床の深掘れや粗粒化が生じ（国土交通省国土技術政策総合研究所，2008；遠藤ら，2012），その結果生息場多様性や本来の生物相が失われやすい（谷田・竹門，1999；波多野ら，2005）．そうした状況を改善するために、ダム上流に溜まった土砂を掘削してダム下流へ運び投入する「土砂還元」が全国のダムで行われつつある（角・藤田，2009）．土砂還元によって、ダム下流の土砂環境が本来の状態に近づき、生物相にも変化が生じることが幾つかの事例で報告されている（西田ら，2011；田中・古里，2014）．排砂バイパスによるダム下流生態系への影響としては、土砂流下時の攪乱等の負の効果も考えられるが、主に期待されるのは土砂地形環境や生物相を改善させる正の効果である．土砂の量的質的な観点から、置土に比べて排砂バイパスによる土砂還元はそうした効果がより大きい可能性がある．しかし、排砂バイパス下流における環境や生態系の調査例は限られており（旭ダム：原田ら，2000；竹中ら，2004；三鼓・大本，2010；長田ら，2012；Solisダム：Martín et al., 2015），ダム上流と環境を比較するなどバイパスの効果を詳細に調べた事例はない．

本研究は、排砂バイパスが下流生態系に及ぼす影響の基礎情報を得ることを目的として、日本とスイスの排砂バイパスを有する4つのダムの上下流で、河床環境および底生動物相の調査を行った．特に、排砂バイパス吐口の前後（上下流）で河床環境や底生動物相に大きな違いがあるのか、こういった環境項目あるいは生物種に違いがあるのかに注目した．また、対象とした4つのダムは、排砂バイパスの運用年数が異なる（0～92年）ことから、運用年数が長いダ

Table 1 Properties of dam and bypass tunnel

	Koshibu	Asahi	Solis	Pfaffensprung
River	Koshibu (Tenryu)	Asahi (Kumano)	Albula (Rhein)	Reuss
Elevation (m)	500	400	800	800
Dam type	Arch	Arch	Arch	Arch
Construction (year)	1969	1978	1986	1922
Watershed (km ²)	288	39.2	900	392
Total storage (10 ³ m ³)	58,000	16,920	4,070	150
Dam purpose	F, A, P	P	P	P
Bypass tunnel				
Construction (year)	～2016	1998	2012	1922
Length (m)	3984	2383	968	282
Max. discharge (m ³ /s)	370	140	170	220
Gate open (days/year)		～10	～2	～200

F: flood control, A: agriculture irrigation, P: hydro-electric power

ムほど河床環境や底生動物相が本来（上流）の状態に近づいているのかということにも注目した．

2. 調査地と方法

2.1 調査地

2014年5月から2014年8月にかけて、長野県小渋ダム（天竜川水系、国土交通省管理）、奈良県旭ダム（熊野川水系、関西電力株式会社管理）、スイスのSolisダム（Rhein川水系、Electric Power Company of Zurich, ewz管理）、同じくPfaffensprungダム（Reuss川、Swiss Federal Railways, SBB管理、以降Pfaffenと略す）のそれぞれ上下流で調査を行った（Fig. 1, Table 1にダムとトンネルの諸元を示す）．トンネルの運用年数は小渋では0年（2016年からの予定）、Solisでは2年、旭では17年、Pfaffenでは96年であった．また、1年のうちのトンネル運用は、Solisでは数回（毎回1

日程度)であるのに対して、Pfaffenでは200日にも達した(点検時以外はほぼ常時通水)。また、トンネルの呑口は貯水池の上流端にあるのが通常であるが、Solisでは貯水池の中間にあるのが特徴である。

各ダムにおいて2~4の調査地点を設定した(Fig. 2)。基本的にダム上流(UD)とダム下流のバイパス吐口下流(DD2)の地点を設け、旭とSolisではさらにダム下流のダム堤体直下(DD1、バイパス吐口の上流)と支流合流の下流(DD3、吐口よりさらに下流)の地点も設けた。ダム上流は、ダムの影響のないレファレンスとして位置づけたが、スイスの2ダムでは発電に関わる別のダム・堰堤が上流に存在した。したがって、ダム上流とした地点も、ダムの影響はダム下流地点ほどではないが少なからずあったと考えられる。

2.2 調査内容

各調査地点において、1つの砂州を中心とした100~200mの調査区間を設定し、その中の数ラインで河道幅と河床勾配を計測した。調査区間は瀬—急流部(早瀬、平瀬と呼ばれる地形)と淵—緩流部(淵、わんど、たまりと呼ばれる地形)に区分し、以下の項目についてそれぞれで調査した。

(1) 水質

各地点において水温、pH、電気伝導度、濁度、溶存酸素濃度等を多項目水質計(HORIBA社製U-53)で計測した。また、共立理化学研究所製パックテストを用いて無機態窒素、無機態リン、COD(化学的酸素要求量)を測定した。

(2) 河床材料

砂州の川縁に沿って巻尺を張り、5m間隔で河床30cm×30cm以上の範囲をデジカメで撮影した(合計10枚以上の画像)。パソコン上で各画像に25の格子点を設け、格子点上の礫について長径と短径を測定し、その平均をその礫の粒径とした。10枚の画像があれば250の粒径値が得られ、それから粒度曲線を作成するとともに、 D_{60} (累積60%粒径)などの代表粒径を算出した。基本的に瀬を中心に調べたが、連続した淵が存在する場合は、淵の川縁についても粒径を調べた。

数mm以下の粒径になると、画像での判定が難しい。そのため、31.5mm以下に相当する部分の粒度曲線については、現地で河床材料を採集しフルイ分けにより得られるデータを当てはめた。現地で、巻尺に沿って上・中・下流の3ヶ所で表層の砂礫を各600cc程度採集した(5cm以上の礫は除く)。採集した砂礫は60℃で2日以上乾燥後に、10規格のフルイ(網目mm: 0.063, 0.125, 0.25, 0.5, 1, 2, 4, 8, 16, 31.5)で分けて乾燥重量を測定し、各粒径の割合を求めた。

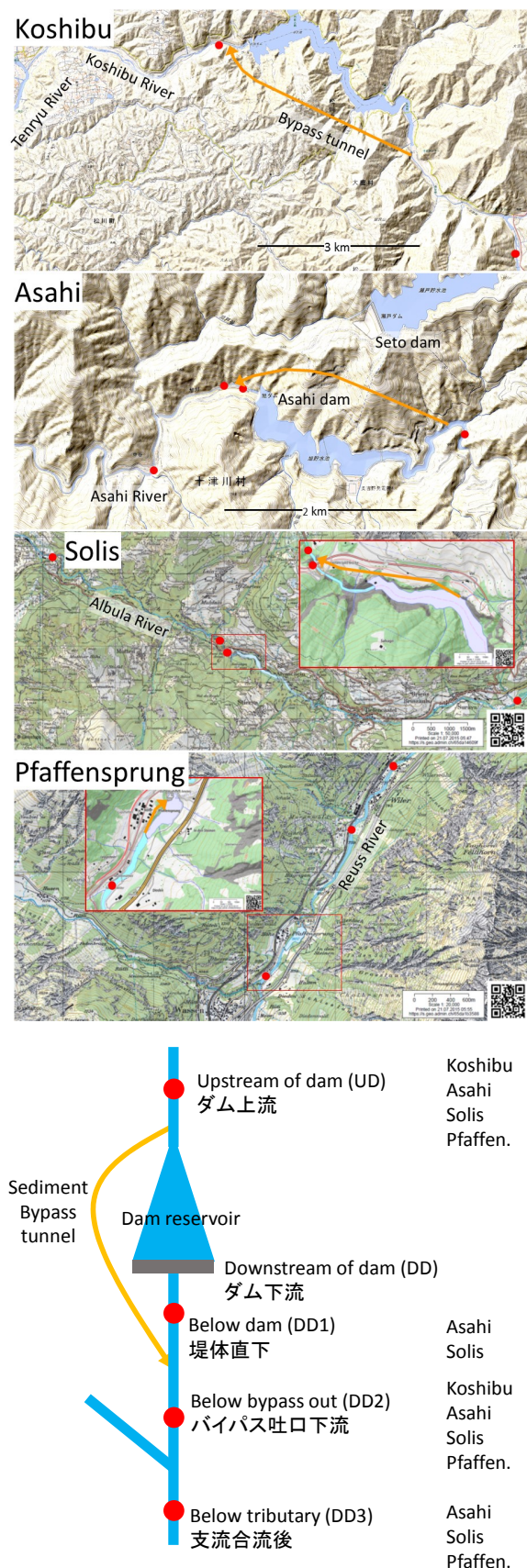


Fig. 2 Field survey sites for each dam (maps are from Geospatial Information Authority Japan and Federal Office of Topography swisstopo)

(3) 河床軟度

河床の粒径やそのはまり具合によって、底生動物の棲みやすさの1指標である空隙の多さなどが異なる。一般に、細粒成分による礫間の充填が少ない河床は、空隙が多いため歩くと軟らかく感じる場合が多い。河床の軟らかさの指標として、シノ（針金作業用の径1センチ、長さ30センチ程度の先がやや尖った金属棒）による河床貫入深の測定を行った。巻尺を張った上・中・下流の3ヶ所において、それぞれ10回以上シノを河床（礫と礫の間）に差し込み、潜り込む深さを記録し、その平均をその場所の河床軟度とした。

(4) 微生物場：マイクロハビタット

瀬や淵の中でも様々な底質環境が存在し、底質の異なる場所を微生物場（マイクロハビタット）として区別して扱う。川の中において、18種類の微生物場（基盤岩、飛沫帯、ダム型リターパック、沈水根、モスマット、流倒木、浮石、はまり石、砂利、砂、沈水植物、抽水植物、堆積型リターパック、泥、糸状藻マット、湧水、したたれ、植生被覆）について、その有無や相対量を目視で4段階（0：なし、1：若干ある、2：それなりにある、3：多い）で評価した。

(5) 底生動物

主に水生昆虫などの無脊椎動物の半定量採集を行った。Dフレームネット（開口部：50cm×50cm、網目：0.5mm）を用いて、10～20分×2人を努力量として、様々な微生物場で採集した。採集物はエタノール99%で固定して持ち帰り、室内で底生動物をソーティングし、実体顕微鏡を用いて種を同定し個体数を計数した。なお、本研究ではミミズ類やユスリカ科など光学顕微鏡による同定を必要とする分類群の分析は行わなかった。また、半定量採集であるため、数に大きな差がない限り、実際に多さの違いがあるかは判断できない。そこで本研究では、各種について採集数を基に多さを4段階のレベルに区別し（0：採集なし、1：1～9個体採集、2：10～99個体採集、3：100個体以上採集）分析に用いた。

2.3 河床や群集の指標の計算

(1) 無次元掃流力

河床の粗礫化の指標として無次元掃流力（ τ^* ）を算出した。粗礫化が進んでいる地点ほど掃流力に対する河床粒径が大きくなっているため、無次元掃流力は低くなることが想定される。

$$\tau^* = H_m I_b / s D_{60} \quad (1)$$

ここで、 H_m は平均年最大流量時のマニング水深（m）、 I_b は河床勾配（m/m）、 s は河床材料の水中比重（1.65）である。

(2) 底生動物群集組成

Table 2 Water quality of each site

	Koshibu		Asahi		Solis		Pfaffensprung	
	UD	DD	UD	DD	UD	DD	UD	DD
Date	24-25, Jul		13, May		28, Aug		30, Aug	
Temperature	°C							
	17.9	21.5	15	13.9-14.3	12.3	9.4-12.4	12.4	10.4-11.2
pH	8.2	8.2	7	6.9-7.3	8.1	7.6-8.2	7.3	7.1-7.3
EC mS/cm	0.17	0.14	0.1	0.06	0.49	0.50-0.55	0.06	0.06
Turbidity								
NTU	-	-	96	36-140	215	48-52	106	216-263
DO %	138	118	108	111-114	120	102-111	107	105-107
COD mg/L	-	-	8	1-6	6	2	4	6
NH ₄ -N mg/L	-	-	0.2	0.2-6	0.2	0.2	0.2	0.2
NO ₃ -N mg/L	-	-	1	0.2-4	0.2	0.2	0.2	0.2
PO ₄ -P mg/L	-	-	0.1	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05

底生動物には様々な種が存在し、種によって異なる水質や底質、流れの環境に適応している。水生昆虫などの無脊椎動物は魚類に比べて、数も種数も豊富で、その場の物理環境や微生物場の影響を受けやすく、環境の違いが群集組成に現れやすい。また、これら無脊椎動物の各種は、数ヶ月～数年の生活サイクルを有するため、調査したその時点だけではなく、過去一定の期間の環境が群集組成に反映する。環境に対する応答を確認するため、各種について摂食型（刈取食者、収集食者、ろ過食者、破碎食者、捕食者）など機能群の分類を行った（竹門，2005）。

本研究では底生動物群集の指標として、よく用いられる全出現種数（分類群数）のほかに、生活型と瀬淵選好性の分類に基づく群集組成値を算出した。生活型は行動に関わる分類である（遊泳型、滑行型、匍匐型、掘潜型、固着型、造網型など）。この中でも特に粗粒化の影響を受けると考えられる滑行型と造網型に注目した（波多野ら，2005）。造網型は河床材料に網を張って定住するシマトビケラ科やヒゲナガカワトビケラ科の種で、粗粒化などにより安定した河床を好む。滑行型は石の上下面を滑るように移動するヒラタカゲロウ科やフタバコカゲロウ属の種で、石が適度に攪乱を受け、表面に藻類マットが発達せず、また石裏に空隙の多い河床を好む。本研究では、造網-滑行指数として滑行型に対する造網型の多さを評価した。

$$\text{造網-滑行指数} = \text{造網型} / (\text{造網型} + \text{滑行型}) \quad (2)$$

粗粒化によって河床の粗度が大きくなることで、河床底面近くの流速が小さくなり、流れを好む底生動物に対して淀みを好む底生動物が生息しやすくなることが考えられる。本研究で分析した種全てについて、瀬と淵のどちらを選好するかを本調査結果を基に区別した。すなわち、全ての地点における多さの合計値が瀬の方が大きい場合は流水性、淵の方が大きい場合は止水性、瀬と淵の多さが同点の場合は無選好（ジェネラリスト）と機械的に区別した。そ

して、止水-流水指数として流水性に対する止水性の多さを評価した。

$$\text{止水-流水指数} = \text{止水性} / (\text{止水性} + \text{流水性}) \quad (3)$$

3. 結果

3.1 水温と水質

水温と水質は、1時点の計測であるため、その場所の通常をどれくらい表しているかは不明である。ただ、各ダムにおいて同一日に計測しているため（小渋だけ計測が2日に分かれた）、違いがある場合はある程度判断ができる。結果としては、どのダムにおいても上下流で水温や水質項目に大きな違いは見られなかった（Table 2）。水温は旭では14℃前後（5月13日）、小渋では18℃前後（7月24日、25日）、8月下旬に行ったSolisとPfaffenでは11℃前後であった（それぞれ8月28日、30日）。

3.2 河床粒径と河床軟度

小渋においては、瀬の粒度曲線における D_{50} はダム上流（42mm）よりもバイパス下流（84mm）で大きく、バイパス下流では特に砂や砂利（16mm以下の成分）が少なかった（Fig. 3, Table 3）。ダム上流に比べてバイパス下流で粒径のばらつきの指標である粒度係数GRが小さいことも（Table 3）、後方で粗い粒径に偏っていることを示している。バイパス下流における淵の D_{50} はさらに大きかったが、砂利から細かい礫の成分（2-40mm）は瀬よりやや多い傾向にあった。一方、ダム上流では淵は瀬と同等の D_{50} であったがGRは小さかった。旭においては、 D_{50} はダム上流（75mm）よりダム下流の支流合流後（51mm）でやや小さかった（Fig. 3）。旭でバイパス下流にあたる地点（DD2）で粒径分布は調べていないが、調査時に見た限りでは、大きな岩が散在するものの、その間を埋める河床材料は支流合流後の地点と大きな違いはなかった。Solisでは、 D_{50} はダム上流（50mm）よりもバイパス下流（71mm）で大きく、後者では特に砂（1mm）以下の成分が少なかった。支流合流後の D_{50} （45mm）はダム上流に近かった。Solisのダム上流の淵では2-5mmの砂利の成分が多いのが特徴である。Pfaffenでは、 D_{50} はダム上流（98mm）よりもバイパス下流（130mm）で大きく、支流合流後（103mm）はダム上流に近かった。Pfaffenのバイパス下流の淵では、5mm以下の砂利とともに10-40mmの小礫の成分が多いのが特徴である。SolisやPfaffenでは、ダム上流に比べてバイパス下流でGRが小さく、粗い粒径に分布が偏っていることを示している。一般に、1つの砂州の中でも下流側よりも上流側で粒径が細かい傾向にあり、旭とPfaffenの各地点でそうし

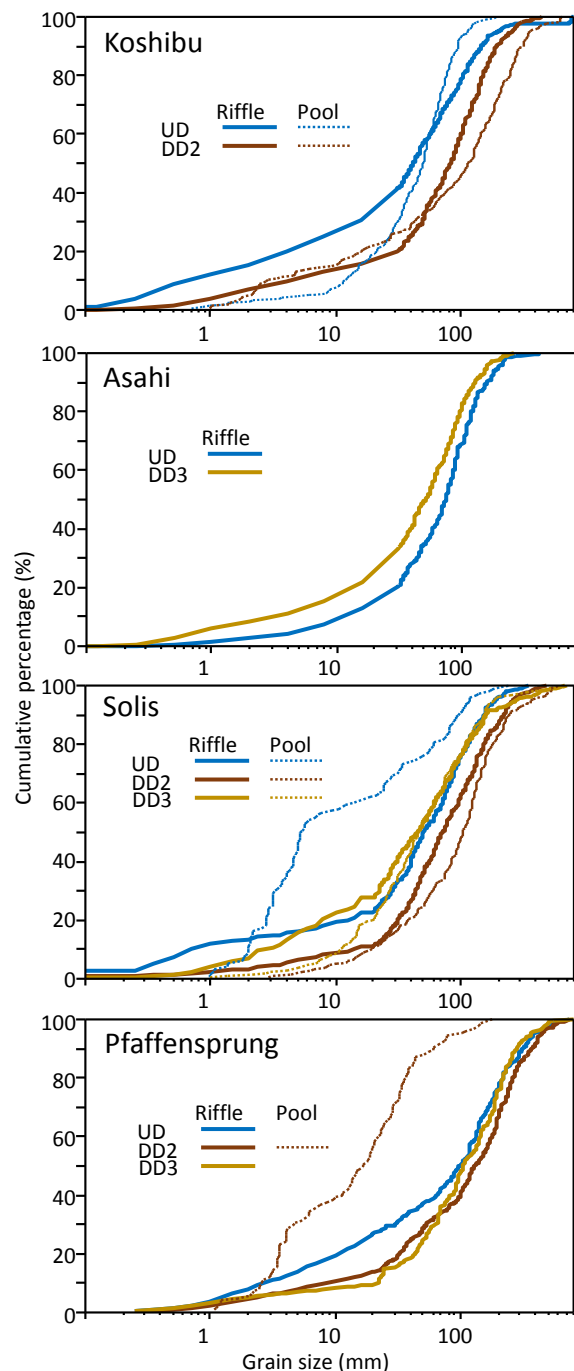


Fig. 3 Grain size distribution of bed surface

Table 3 Bed characteristics of riffle each site

	Koshibu		Asahi		Solis			Pfaffensprung		
	UD	DD2	UD	DD3	UD	DD2	DD3	UD	DD2	DD3
D_{16}	2.2	16.8	20.9	11.6	7.8	27.2	6.4	6.7	25.5	32.5
D_{50}	42.2	84.0	74.7	50.9	50.3	71.4	44.5	98.3	130.3	103.7
D_{60}	57.3	100.1	85.8	63.4	71.4	94.9	61.1	132.3	177.5	145.7
D_{84}	119.3	167.6	130.0	105.0	126.3	173.2	132.3	238.2	288.6	230.4
GR	11.0	3.5	2.7	3.2	4.5	2.5	5.0	8.6	3.7	2.7

size in mm, $GR = (D_{84}/D_{50} + D_{50}/D_{16})/2$

た傾向がみられた（図表はなし）。

各地点の粒径は、ダムとの位置関係以外にも、河

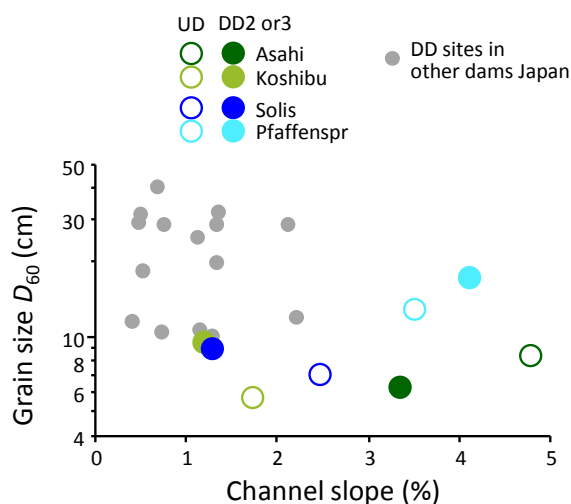


Fig. 4 Relationship between channel slope and D_{60}

床勾配などの河道特性の影響を受ける。一般に河床勾配とともに代表粒径は大きくなる。他のダム下流のデータ（波多野ら，2005）を合わせ、代表粒径（ D_{60} ）を河床勾配に対してプロットすると、ダム上流地点の間では河床勾配とともに粒径が大きくなる傾向がみられた（Fig. 4）。旭とPfaffenのバイパス下流地点はダム上流の領域の中にプロットされた。一方、ダム下流の地点においては、河床勾配と粒径の間に明瞭な関係はなく、また同程度の河床勾配においてダム上流よりダム下流で粒径が大きかった。小渋とSolisのバイパス下流の地点は他のダム下流の領域にプロットされ、河床勾配を踏まえて粒径が大きいことが示された。Pfaffenではダム上流よりもバイパス下流の粒径が大きかったが、この違いは河床勾配に関係するものであった。

河床軟度は、Solisを除く3つのダムでは、各地点において砂州の上流側で最も大きい傾向にあった（Fig. 5）。こうした砂州の中の位置による違いや、各位置におけるばらつきのため、小渋やSolisではダム上流と下流による明瞭な違いは見られなかった。旭とPfaffenでは、砂州の中の異なる位置を通して、ダム上流よりもダム下流で河床軟度が小さい傾向にあった（Fig. 5）。小渋や旭では河床軟度の平均が4cmを下回る場合が多く、全体的に河床が硬かったことが伺える。一般に、河床粒径とともに河床軟度は小さくなると予想される。スイスの地点の間ではそのような河床粒径と河床軟度の間の負の関係が見られたが、日本の地点ではそうした関係はなく、さらに、スイスの同程度の河床粒径の地点に比べて河床軟度が小さかった（Fig. 6）。

3.3 微生物場（マイクロハビタット）

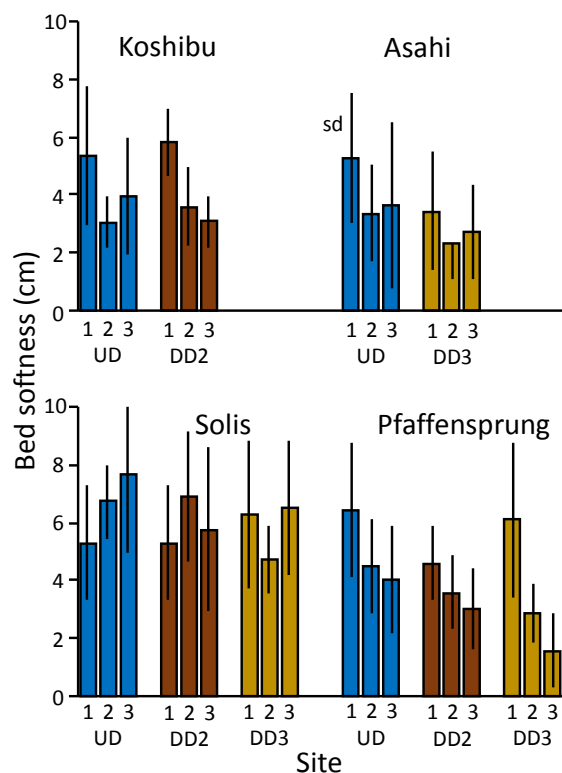


Fig. 5 Bed softness (mean±sd) of each site (1, 2, 3 are upper, middle, lower part within riffles)

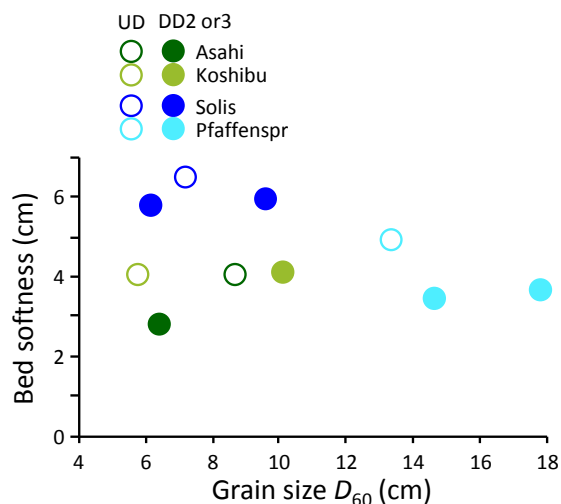


Fig. 6 Relationship between D_{60} and bed softness

小渋においては、微生物場の豊富さ（出現したタイプの数）は、ダム上流（瀬：6，淵：6）よりもバイパス下流（瀬：8，淵：8）で高かった（Fig. 7）。ダム上流における各微生物場タイプの相対的な出現頻度と、ダム上流に対するダム下流のその差分に基づき、各ダムにおける微生物場構成の傾向を示す（Fig. 8）。全体的な差分の大きさからダム上流と下流の違いの程度が、差分の符号からダム上流に対して下流で多い・少ない微生物場タイプが判断できる。小渋

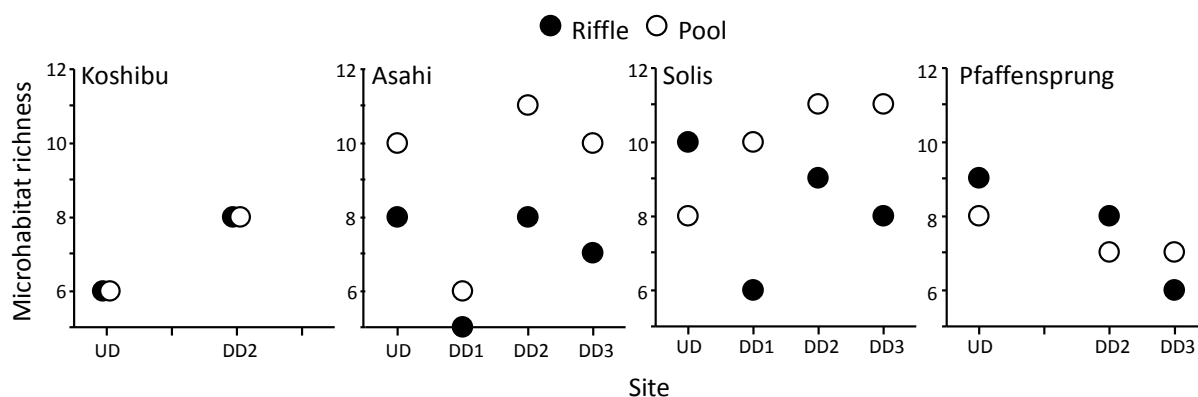


Fig. 7 Microhabitat richness in riffles and pools at each site

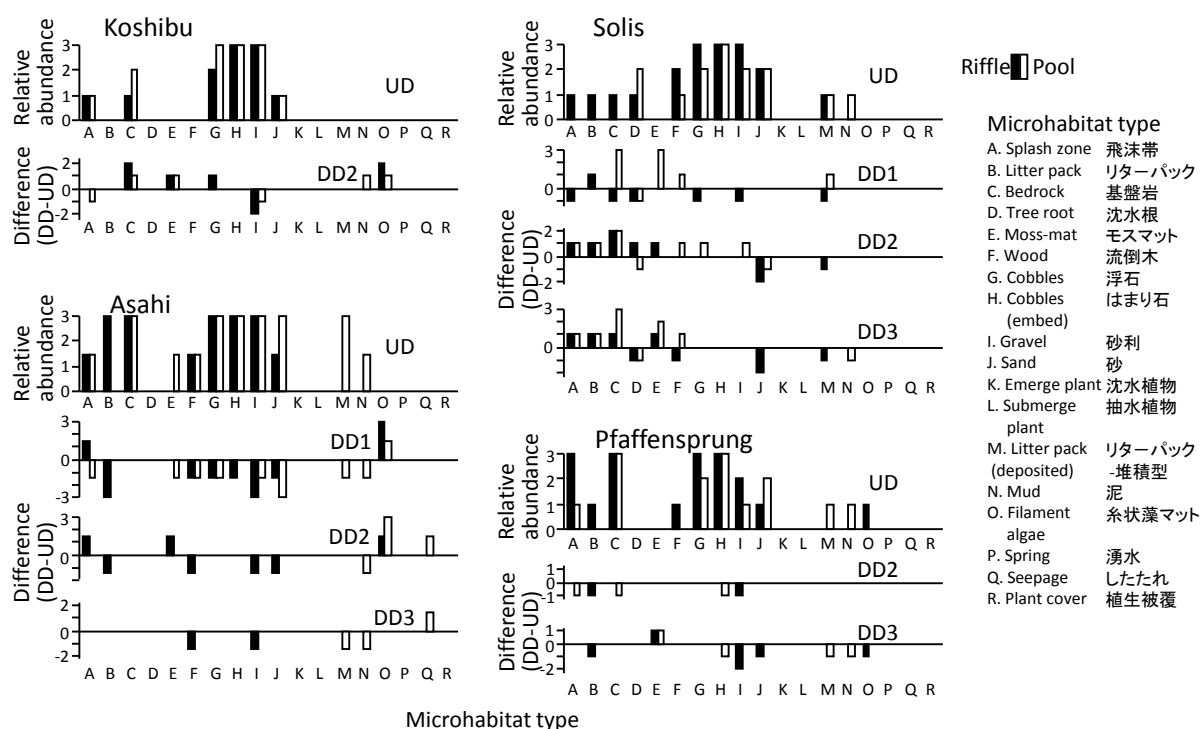


Fig. 8 Relative abundance of microhabitat in pools and riffles for UD and the difference in the relative abundance between UD and DD

において、ダム上流に比べてダム下流では、基盤岩、モスマット、泥、糸状藻マットが多い一方で、砂利や砂は少なかった (Fig. 8)。

旭では、どの地点でも瀬に比べて淵で微生物息場の豊富さが高かった。微生物息場の豊富さは堤体直下で最も低く (瀬: 5, 淵: 6), ダム上流とバイパス下流は同程度であった (瀬: 8, 淵: 10-11) (Fig. 7)。ダム上流と堤体直下では微生物息場構成も大きく異なった (Fig. 8)。ダム上流に比べて堤体直下とバイパス下流では、糸状藻マットやモスマット (瀬) が多い一方、砂利、砂、流倒木、堆積型リターパック、泥が少なかった。

Solisでは、瀬の微生物息場の豊富さは、ダム上流に

比べてダム下流の特に堤体直下で低かったが、淵の微生物息場の豊富さは、ダム上流よりもダム下流の3地点で高かった。ダム上流に比べてバイパス下流や支流合流後では、飛沫帯、リターパック、基盤岩、モスマットが多く、砂たリターパック-堆積型が少なかった。

Pfaffenでは、瀬と淵の両方で微生物息場の豊富さは、バイパス下流や支流合流後よりダム上流で高かった。しかし、他のダムに比べるとダム上流と下流による微生物息場の構成の違いは小さかった。

全ダムを通して、ダム上流よりもバイパス下流で微生物息場の豊富さが低いという一般性は見られなかった。ただし、瀬の微生物息場の豊富さは、堤体直下

で最も低く、バイパス下流でダム上流と同程度になる傾向にあった。また、ダム上流に比べてバイパス下流では、基盤岩、飛沫帯、モスマット、泥、糸状藻マットなどが多い一方、砂利や砂は少なく、特にバイパス運用年数のない・小さい小渋とSolisでその傾向は強かった。

3.4 底生動物群集

小渋において、瀬の全出現種数はダム上流よりもバイパス下流で多かったが、淵の出現種数は後者でやや少なかった (Fig. 9)。また、瀬と淵の両方で、後者の地点ではカワゲラの出現種数が少なくトビケラの出現種数が多かった。地点間での種組成の違いは、摂食機能群、生活型、瀬淵選好性のそれぞれにおける組成 (Fig. 10) に表れている。ダム上流地点に比べてバイパス下流では、ろ過食者や収集食者が多い一方で刈取食者が少なく、また造網型や掘潜型が多くて匍匐型が少なかった。ダム上流よりもバイパス下流で多かった代表的な種として挙げられるヒゲナガカワトビケラ、ナミコガタシマトビケラ、ウルマーシマトビケラ、ナカハラシマトビケラはろ過食者で造網型である。また、滑行型の割合に大きな違いはなかったが、ダム上流ではヒメヒラタカゲロウ属であるのに対して、バイパス下流ではシロタニガワカゲロウが多いなど種構成に違いがあった。前者は流水性で後者は止水性であり、この違いは瀬淵選好性の違いとして表れた (Fig. 10)。

旭において、瀬の出現種数は、ダム上流に比べて堤体直下で極端に少なく、バイパス下流と支流合流後はダム上流よりも多かった (Fig. 9)。一方、淵の出現種数は、ダム上流、堤体直下、バイパス下流で大きな違いはなかった。瀬と淵の両方で、ダム上流にから堤体直下へはカゲロウやカワゲラの種が減ってトビケラの種が増え、堤体直下からバイパス下流へは逆の変化があった。ダム上流に比べて堤体直下ではろ過食者が多くて刈取食者が少なく、造網型が多くて滑行型や匍匐型が少なく、また止水性が多く流水性が少なかった (Fig. 10)。堤体直下のみに出現した種のうち、ヒゲナガカワトビケラ、ウルマーシマトビケラ、ナミコガタシマトビケラはろ過食者で造網型の種で、シロタニガワカゲロウは滑行型で止水性の種である。これに対して、バイパス下流の摂食群、生活型、瀬淵選好性の組成はダム上流に類似しており、共通の出現種も多かった。また、ダム下流 (堤体直下、バイパス下流、支流合流後) ではカワニナ、モンカゲロウ、チラカゲロウ、フタツメカワゲラ属、ムナグロナガレトビケラなど、一般に平地流に多いとされる種が出現した。

調査地点を通して全体的にスイスでは日本に比べ

て底生動物、特にカゲロウとトビケラの出現種数が少なく (Fig. 9)、日本ではダム下流に特徴的である造網型のトビケラ種は全く出現しなかった。Solisにおいて、瀬の出現種数は堤体直下で最大で、ダム上流とバイパス下流は同程度であったが、淵の出現種数はダム上流よりも堤体直下で低く、バイパス直下ではさらに低かった (Fig. 9)。ダム上流に比べて堤体直下では、刈取食者やろ過食者が少なくて破碎食者や収集食者が多く、流水性が少なくて止水性が多かった (Fig. 10)。ここで、ろ過食者は主にブコ科、刈取食者は主にコカゲロウ科の種であった。堰堤直下のみに出現した種の多くはマルハナノミ科、マルガムシ科、エグリトビケラ科、カクツツトビケラ科の種など止水性であった。一方、バイパス下流ではダム上流に比較的類似した組成が見られたが、淵の群集においてはダム上流に比べて刈取食者と破碎食者が少なくて収集食者が多く、滑行型が少なくて匍匐型と掘潜型が多く、流水性が少なくて止水性が多かった。

Pfaffenにおいて、瀬の出現種数は、ダム上流、バイパス下流、支流合流後の間で大きな違いはなく (12-13種)、淵の出現種数はダム上流 (14種) に比べてバイパス下流 (11種) でやや少なかった (Fig. 9)。瀬において、ダム上流に比べてバイパス下流と支流合流後で刈取食者が少なくて破碎食者が多く、携巢型や滑行型が少なくて匍匐型や掘潜型が多かったが、瀬淵選好性の組成は類似していた。

全ダムを通して、瀬と淵のいずれにおいても出現種数においては、ダム上流とダム下流 (堤体直下、バイパス下流) の間に共通した傾向は見られなかった。しかし、瀬の群集組成についてはいくつかの共通点が見られた。日本のダムにおいては、ダムの影響の強い旭ダムの堤体直下や小渋ダム (バイパス運用前) のバイパス下流では、生活型組成において滑行型が少なくて造網型が多かった。また、日本とスイスのダムにおいて、ダムの影響の強い地点 (堤体直下やバイパス運用年数の短いダムのバイパス下流) では、瀬淵選好性の組成において流水性が少なくて止水性が多く、摂食型の組成において刈取食者が少なくて収集食者が多かった。

3.5 河床粗粒化と底生動物群集

河床の粗粒下の指標として算出した各地点の無次元掃流力と底生動物群集組成の関係の有無を確かめた。群集組成として、ダムの影響が現れているものとして、生活型における滑行型に対する造網型の多さを表した造網-滑行指数を用いた。本研究のデータに (造網型の底生動物がほとんどいないスイスは除く)、波多野ら (2005) のデータを加えたところ、

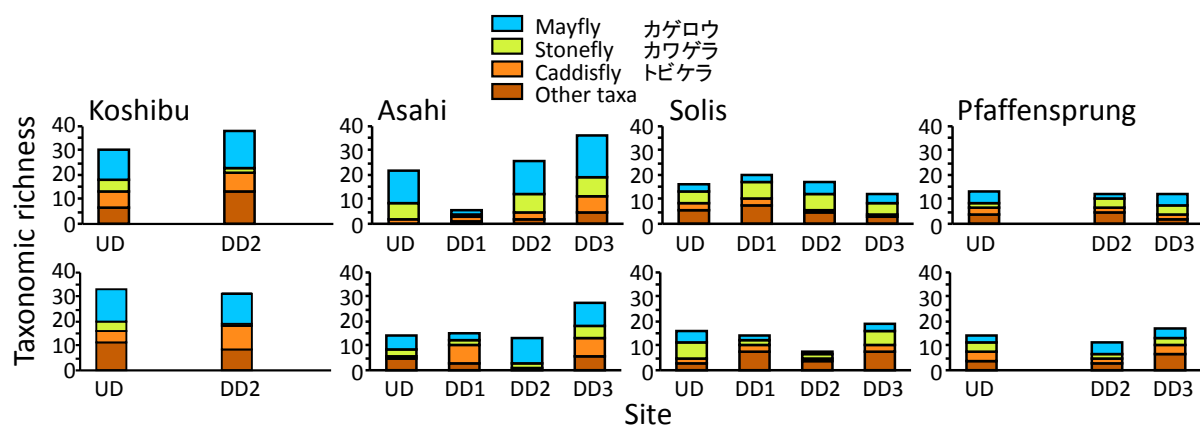


Fig. 9 Taxonomic richness at each site (upper: riffle, lower: pool)

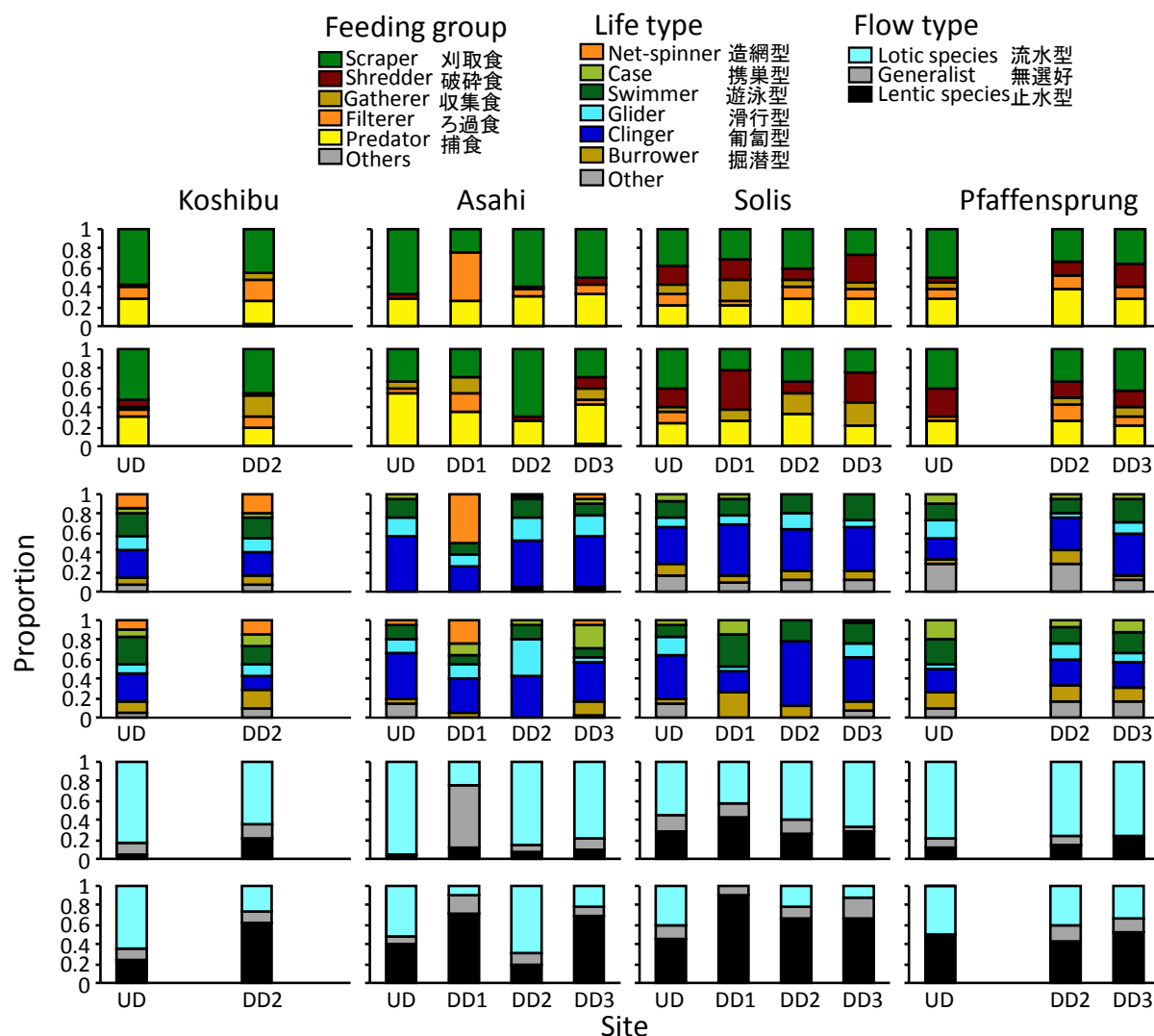


Fig. 10 Community structure of benthic invertebrates at each site (upper: riffle, lower: pool)

無次元掃流力と造網-滑行指数は負の関係にあることが示された (Fig. 11) ; 無次元掃流力が0.1以下のダム下流地点やバイパス運用前の小渋ダム下流では

造網-滑行指数が低く、無次元掃流力が0.1以上のダム上流地点やバイパス運用年数の長い旭ダムのバイパス下流地点では造網-滑行指数が高かった。

同様に、無次元掃流力と止水-流水指数（瀬淵選好性における流水性に対する止水性の多さ）の関係を確かめた。日本に加えてスイスの地点でも瀬淵選好性を区別しているためこの分析に加えられたが、既存研究では瀬淵選好性は明らかでないので分析に加えることはできなかった。無次元掃流力と止水-流水指数にも負の関係があることが示された（Fig. 11）；無次元掃流力が0.1以下のバイパス運用年数の短いまたは運用前の小渋とSolisのバイパス下流では止水-流水指数が高いのに対して、無次元掃流力が0.1を超えるバイパス運用が長い旭とPfaffenのバイパス下流では止水-流水指数が低かった。

4. 考察

4.1 河床環境に対するバイパスの効果

ダム下流で粗粒化した河床は、排砂バイパスの導入によって細粒分が増え、河床粒径が上流に近づいていることが本研究より示された。まず、バイパスの運用が17年の旭ダムでは、バイパス吐口の前後で河床粒径が大きく異なった（微生物場場の結果に基づく）。また、河床勾配との関係や無次元掃流力の観点から、バイパス運用の長い旭とPfaffenでは河床粒径がダム上流と類似するものであったが、運用前の小渋や運用数年のSolisでは、河床粒径はそれぞれのダム上流より大きく、典型的なダム下流の河床粒径を持つことが示された。

河床軟度においては、バイパスの効果を示す結果は見られなかった。河床粒径が小さくなると、河床軟度が大きくなることが期待される。そうはなっていない理由として、山地溪流であるため基本的に粒径が大きく全体的に河床が固い、細かすぎる粒径が礫間に詰まり軟らかくなることの効果が相殺される、各地点における攪乱履歴の違いによって空間的なパターンが見えづらくなっている、などが考えられる。河床軟度については、調査頻度を増やして検証していく必要がある。

堤体直下からバイパス下流へと砂利や砂の成分が河床に増えることで、特に瀬における微生物場多様性は増加することが示された。また、バイパスの運用年数が小さい小渋やSolisで、バイパス下流におけるモスマット、泥、糸状藻マットなど有機質の微生物場が多くみられた。これは河床粒径が大きいため礫が動かないこと（安定していること）、また止水的な環境が川底や川縁にできやすいことに関係していると考えられる。

4.2 バイパスに対する底生動物群集の応答

旭においては、堤体直下からバイパス下流へ、距

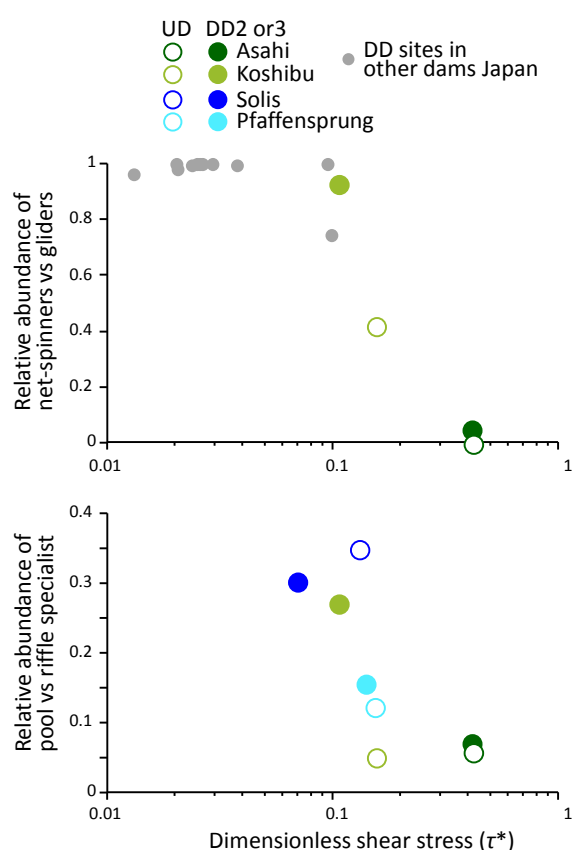


Fig. 11 Relationship between dimensionless bed shear stress and community index (upper: net spinner-glider index, lower: lentic-lotic index)

離的にはわずか数10mしか離れていないが、瀬の出現種数が格段に増加した。これは砂利、砂、礫がバイパスから供給されたことによる微生物場多様性の増加したことが大きく関わると考えられる。一方、Solisでこうした傾向が見られなかったのは、堤体直下において砂や砂利が多く存在し、底生動物に重要な微生物場が消失していないためと考えられる。堤体直下で砂や砂利が多いのは、ダム堤体の底吐からの供給が多少あるためかもしれない。

バイパス運用年数の長い旭やPfaffenでは、バイパス下流の群集組成はダム上流に類似したものであった。日本においては、既存データを含めて無次元掃流力と造網-滑行指数の間に負の関係が認められ、ダム上流と旭ダムのバイパス下流地点では、無次元掃流力が大きく、造網-滑行指数は小さかった。無次元掃流力が大きい河床では、表面の石が出水によって動かされる頻度が大きく、定住生活を好む造網型のトビケラ類にとっては不都合となる。一方、石がよく動く分、付着藻類の成長が抑えられるとともに河床に空隙も多く、石の表面を滑りながら動く滑行型のカゲロウ類にとっては好都合と考えられる。また、日本とスイスのダムを通して、無次元掃流力と止水-

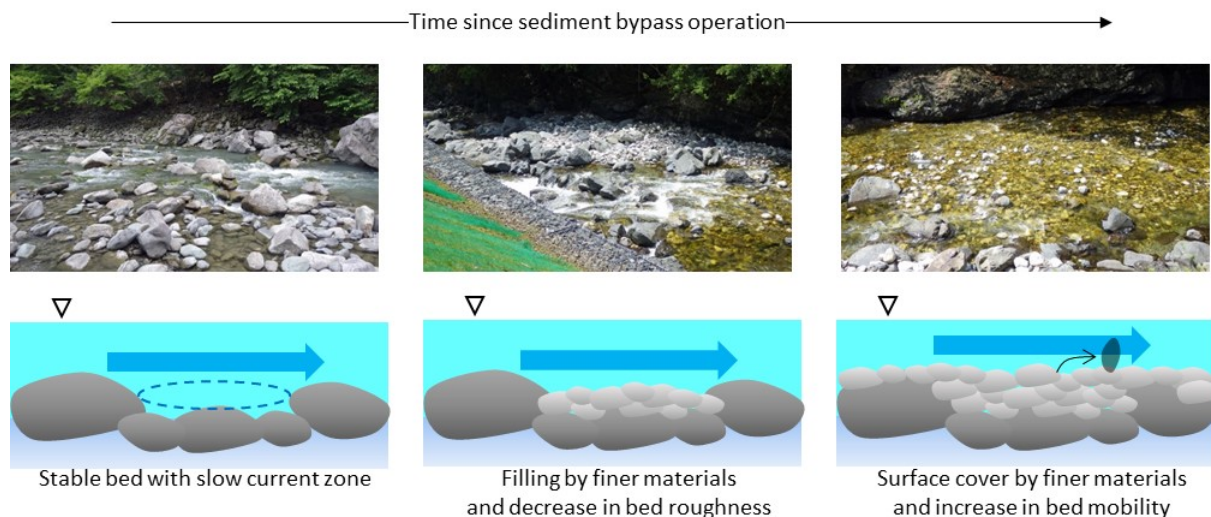


Fig. 12 Expected changes of bed environment by sediment bypass operation

流水指数は負の関係にあり，ダム上流とバイパス運用の長い旭とPfaffenのバイパス下流では，止水-流水指数が低かった．これは，無次元掃流力が低い河床は，河床の粗度が大きいために止水的な環境が川底や川縁にできやすいため止水性の種が生息可能となるが，無次元掃流力の増加と共にこうした環境が減少するためと考えられる．

4.3 バイパス導入で期待される生態系変化

以上より，あるダムにおいて排砂バイパスの導入によってダム下流に砂，砂利，礫が供給されるようになれば，粗粒化していた河床が徐々に埋められていき，川底や川縁などにおける止水的環境が減少し，さらに河床の表面の礫の移動が頻繁になることで，もともとの河床に近づいていくことが期待される（Fig. 12）．こうした変化によって，砂や砂利などの微生息場が増え，モスマット，泥，糸状藻マットといった有機質的な微生息場が減り，底生動物においては滑行型が増えて造網型が減り，また流水型が増えて止水型が減ることが考えられる．さらに，土砂が増えて砂州が発達すれば，砂州による有機物捕捉機能も高まり，水質浄化機能が高まることでまた群集が変わる可能性もある．バイパス運用前の小渋と運用数年のSolisでは今後ダム下流でこうした変化が予想される．

バイパスの導入によって河床や生物群集がどういった速度で変わっていくかは，各ダムにおいて今後モニタリングを継続して明らかにしていく必要がある．また，バイパスの導入によってダム下流に土砂供給が復活しても，供給される土砂の粒径によっても，その生態系に対する効果は異なることが考えら

れる．例えば，供給土砂が細かすぎると出水時に供給されても留まらずに洗い流され，河床が土砂で埋められていく効果はあまり期待できないかもしれない．今後こうしたバイパスの供給土砂特性と環境への効果の関係を検証していく必要がある．

排砂バイパスは土砂還元事業の1つの手法として捉えることができる．様々な土砂還元事業の手法の中で，環境改善効果における排砂バイパスの位置づけを模式的に表したのがFig. 13になる．ダム下流の環境問題において，各手法においてどの問題点について解決できるかを縦軸に沿って示している．置土における土砂還元は量的にも質的にも環境への効果は限定的，一時的である．置土に対して排砂バイパスはより多くの効果を期待できる．排砂ゲートの設置によるフラッシングやスルーシング，さらに流水型ダムの設置は，土砂の量的に環境に対して更なる効果が期待される．生態系に対しては土砂とともに流況や水質をどう改善していくかも重要である．土砂還元の各手法において流況や水質のどういった問題の改善が期待されるかをFig. 13の横軸に沿って示してある．排砂バイパストンネルを平水時にも利用できれば，清水バイパスとなり，水質改善の効果も期待される．各手法の効果についてはまだまだ不明な点が多いが，こうした整理によって河床粗粒化の問題に応じてどういった土砂還元策が有効であるかを考えていくことが重要である．

5. まとめ

ダム下流では河床の深掘れや粗粒化が生じる結果，環境が単調化し本来の生物相が失われやすい．排砂

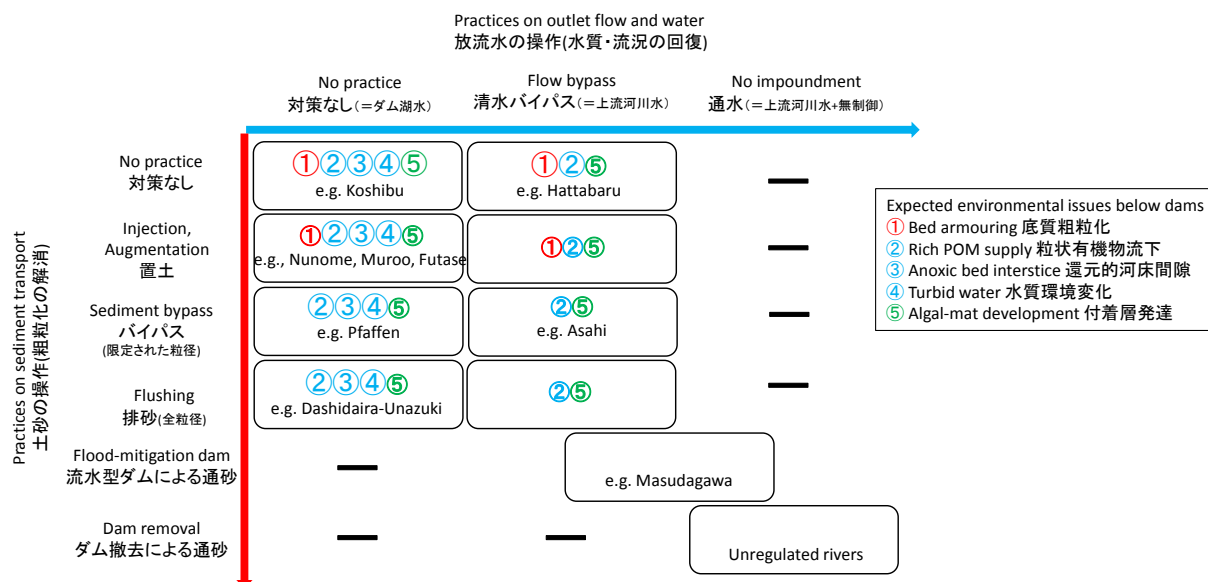


Fig. 13 Practices on outflow and sediment for restoration below dam and remaining environmental issues

バイパスの導入によって土砂供給が増えれば、そうしたダム下流の環境が改善することが期待される。このことを確かめるため、本研究では日本とスイスの排砂バイパストンネルを有する4つのダム（小渋、旭，Solis，Pfaffensprung）において、上流と下流で河床環境と底生動物群集の調査を行った。

排砂バイパスの運用年数の短い小渋とSolisのダム下流では、まだ河床粒径が回復しておらず、河床勾配－粒径の関係や無次元掃流力の観点から、粗粒化していることが示された。一方、バイパスの運用年数が長い旭とPfaffensprungのダム下流では、河床粒径はダム上流地点と類似しており粗粒化は認められなかった。旭ダムでは、バイパス吐口の上流では以前粗粒化していることが微生物場調査より確認された。

微生物場構造においては、ダム上流に比べてダム下流では、基盤岩、飛沫帯、モスマット、泥、糸状藻マットの多さのレベルが高い一方、砂利や砂のレベルは低い傾向にあり、特にバイパス運用年数の小さい小渋とSolisでその傾向が強かった。

底生動物群集においては、バイパス運用の短い小渋とSolisでは、ダム上流に比べてダム下流では、滑行型カゲロウが少なく、造網型トビケラが多く、流水性が少なく、止水型が多く、刈取食者が少なく、収集食者が多かった。一方、バイパス運用年数の長い旭とPfaffensprungの群集組成はダム上流の群集と類似してのものであった。造網-滑行指数（造網型に対する滑行型の多さ）や止水-流水指数（流水型に対する止水型の多さ）を算出し、各地点の無次元掃流力との関係について考察した。

バイパス運用の長いダムでは、ダム下流の河床粒

径、微生物場や底生動物群集の構造がダム上流に近いことから、バイパスの運用から十分な時間が経てば河床環境や底生動物群集が元の姿に近づくことが示唆された。今後モニタリングを続け、土砂供給による回復のプロセス、回復の速度、供給土砂の量や粒径との関係について明きあらかにしていく必要がある。

謝 辞

本研究はJSPS科研費 2657304（研究代表者：角哲也）および国土交通省河川砂防技術研究開発公募地域課題分野（河川）（研究代表者：角哲也）の助成を受けた。また、国内の調査について、関西電力㈱および国土交通省中部地方整備局天竜川ダム統合管理事務所、スイスの現地調査について、スイス連邦工科大学水理・水文・氷河学研究所（ETH-VAW）およびスイス連邦水環境研究所（EAWAG）の協力を得た。ここに記して謝意を表する。

参考文献

- 遠藤希実・天野邦彦・原野崇・伊藤嘉奈子（2012）：ダム上下流における河床材料の縦断分布と変化パターンに関する分析，土木学会論文集B1（水工学），Vol.68，No.4，pp. 769-774.
- 長田健吾・福田朝生・山下克己・福岡捷二（2012）：旭ダム排砂バイパストンネルによる石礫の排出機構および下流河道の瀬淵の回復，土木学会論文集B1（水工学），Vol. 68，No. 4，pp. 1105-1110.

- 国土交通省国土技術政策総合研究所（2008）：日本におけるダムと下流河川の物理環境との関係についての整理・分析ーダムと下流河川の自然環境に関する議論の共通基盤づくりの一助としてー。国土技術政策総合研究所資料，No. 445.
- 角哲也（2000）：ダム貯水池土砂管理の将来，貯水池土砂管理国際シンポジウム論文集，pp. 117-126.
- 角哲也・藤田正治（2009）：下流河川への土砂還元の現状と課題，河川技術論文集，Vol. 15, pp. 459-464.
- 田中規夫・古里栄一（2014）：ダム下流礫床河川における水生昆虫動態と小型河床材料移動性の人為的土砂供給前後の変化，土木学会論文集B1(水工学)，Vol. 70, No. 4, pp. 1327-1332.
- 竹中秀夫・岡崎和樹・奥田敏昭（2004）：旭ダムバイパス放流設備運用後の下流河川環境調査結果報告(中間)，電力土木，No. 309, pp. 112-116.
- 竹林征三・館野悟・高柳淳二・尾作悦男（1992）：美和ダムの排砂バイパスシステムの計画ー美和ダム再開発事業ー，大ダム，No.141 (1992-9)，pp. 328-337.
- 竹門康弘（2005）：底生動物の生活型と摂食機能群による河川生態系評価，日本生態学会誌，Vol. 55, pp. 189-197.
- 谷田一三・竹門康弘（1999）：ダムが河川の底生動物へ与える影響，応用生態工学，Vol. 2, pp. 153-164.
- 西田守一・浅見和弘・石澤伸彰・熊澤一正・中沢重一（2011）：ダム下流河川における試験湛水時の流量制御，その後の粗粒化と土砂還元に伴う底生動物の変化ー11年間にわたる三春ダム下流河川のモニタリング結果ー，応用生態工学，Vol. 14, pp. 63-74.
- 波多野圭亮・竹門康弘・池淵周一（2005）：貯水ダム下流の環境変化と底生動物群集の様式，京都大学防災研究所年報，第48号B，pp. 919-933.
- 原田稔・小久保鉄也・出野尚（1998）：貯水池のバイパス排砂システムにおけるトンネル内土砂水理特性，土木学会論文集，No.600/II-44，pp. 69-84.
- 原田稔・森本浩・小久保鉄也（2000）：バイパス排砂システムの運用実績と効果，大ダム，No.173 (2000-10)，pp. 38-45.
- 三鼓晃・大本雄二（2010）：ダム貯水池の濁水長期化対策及び堆砂対策を目的としたバイパス排砂システムの効果，大ダム，No. 210 (2010-1)，pp. 141-145.
- Martin, E.J., Doering, M. and Robinson, C.T. (2015): Ecological effects of sediment bypass tunnels, Proceeding of the First International Workshop on Sediment Bypass Tunnels, Zurich, Switzerland, pp. 147-156.
- Sumi, T. (2015): Comprehensive reservoir sedimentation countermeasures in Japan, Proceeding of the First International Workshop on Sediment Bypass Tunnels, Zurich, Switzerland, pp. 1-20.
- Vischer, D.L., Hager, W.H., Casanova, C., Joos, B., Lier, P. and Martini, O. (1997): Bypass tunnels to prevent reservoir sedimentation, Q74-R37, in Proceeding of the 19th ICOLD Congress, Florence, Italy, pp. 605-624.

（論文受理日：2015年6月11日）