砂防堰堤のスリット化に伴う生息場と 底生動物群集の時系列変化

糠澤桂¹・林達也²・風間聡³・高橋真司⁴

¹宮崎大学工学部 (〒889-2192 宮崎県宮崎市学園木花台西1-1)

E-mail: nukazawa.kei.b3@cc.miyazaki-u.ac.jp

²東京電力株式会社 (〒100-8560 東京都千代田区内幸町1-1-3)

³東北大学大学院工学研究科 (〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉6-6-06)

⁴東北大学工学部 (〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉6-6-06)

山形県赤川水系早田川を対象に砂防堰堤のスリット化による生息場と底生動物への経年的な影響を評価した。早田川の2基の砂防堰堤の直上・直下(4地点, 下流からst.1~st.4)を対象に2009年から2015年にかけて年1回以上(2012年を除く)底生動物の定量採集と河道形状の調査をした。なお, 下流の堰堤は2010年8月にスリット化されている。河道形状は高精度GPS(Global Positioning System)を用いて計測し, 生息場を7種に分類(e.g., 早瀬, 砂州頭ワンド)して生息場多様性を計算した。結果として, st.2における生息場多様性はスリット工事後に上昇した一方, 底生動物群集の種多様性には経年的な変化は見られなかった。また, 種多様性と止水性生息場割合は既往の報告と反対に負の有意な相関($R^2=0.35$, $P<0.05$)を示した。以上より, 局所的な生息場の多様化が種多様性を高める作用は限定的である可能性が示唆された。

Key Words : aquatic insect, global positioning system (GPS), habitat diversity, lentic habitat, species diversity

1. はじめに

山地溪流における砂防堰堤(砂防ダム)は土砂の一時的貯留による流下土砂量の調節, 河床勾配の緩和による河川浸食の防止, 土砂崩れの防止などの多様な機能を有する。しかし, 砂防ダムの形式の一つである不透過型砂防ダム(非スリット型砂防ダム)は, 河川を流下している水や無機・有機物の連続的な流れを阻害する。ダム上流においては土砂堆積やそれに伴う上流の河床勾配の緩和や河床形態の単調化, 下流にて河床低下が発生するなど, 河川環境に与える影響は大きいといえる¹⁾。

近年では土砂管理と生態系保全の観点から砂防ダムにスリットを設けた透過型砂防ダムの計画と設置が各地において進められている。透過型ダムの魚道としての機能についての検証は多い^{2,3)}が, 砂防ダムの設置が底生動物に与える影響に関する先行研究は少ない。例えば, 砂防構造物施工区間における水生昆虫の流下³⁾や, 砂防ダム下流において底生動物の生息密度の緩やかな増加傾向

を示したもの⁴⁾スリット・非スリットダムがトビケラの一種の交流阻害に及ぼす影響を種と遺伝子の多様度の観点から調べたもの^{5,6)}が挙げられる。しかし, 既存の不透過型ダムのスリット化工事に伴う生態影響を経年的に調べた研究は著者らの把握する限り存在しない。スリット化によりダム周辺の河床環境は大きく変化するため, 水生昆虫の流下や定着に対して経年的に大きな影響を与える可能性がある。このため, スリット化前後の期間において水生昆虫群集と生息場(瀬淵構造など)を調査することにより工事のインパクトを把握する必要がある。

Kangら^{7,8)}は, 山形県赤川水系早田川において2010年8月に実施された砂防ダムのスリット化工事による生態影響を評価するため, 2009年10月, 2010年10月, 2011年10月に底生動物の種多様性を調査した。その結果, スリットダム直上における種多様性は2009年から2010年にかけて僅かに増加したものの, 2011年にかけて大きな減少を示した。これは, スリット化後の初期段階において, ダム直上・直下において河床材料の堆積と流出が

活発であったため、底生動物群集の定着が阻害されたためと結論付けている。しかし、時間の経過とともに河床形態は安定に向かい平衡状態に達すると考えられるため、2011年以降においても底生動物のモニタリングを継続することは有意義である。

本研究では、山形県赤川水系早田川を対象にスリット化工事が底生動物群集に与える影響を2011年以降にも継続して評価した。また、高精度GPS（Global Positioning Satellite System）を用いてスリット化工事後の生息場（ハビタット）の変遷も同時に観測することにより、地形的・生物学的側面からの評価を可能とした。

2. 方法

(1) 対象領域とサンプリング

対象領域は山形県赤川水系の早田川である。早田川においては2基の砂防ダムが存在する（図-1、図-2）。第2ダムは1994年に不透過型ダムとして完成しており、第1ダムは1980年に完成した後、2010年8月にスリット化された透過型砂防ダムである。この透過型砂防ダムは不透過型砂防ダムの下流に位置する。本研究の調査地点は、早田川の各ダムの直上と直下の計4地点である（図-1）。2013年6月5日、2014年6月26日、2015年6月17日、2015年10月28日の計4回、各調査地点における、淵、瀬（または平瀬）、早瀬において1回ずつコドラード付きサーバーネット（30cm×30cm、メッシュサイズ250μm）を用いて底生動物の採集を行った（計3サンプル/地点）。30cm×30cmの範囲に存在する石礫を一つずつ手で拾い上げ、石礫をブラシで擦り、底生動物をサーバーネット内に捕捉するようにした。拾い上げる石礫が無くなった後、30cm×30cmの範囲に残った細かい砂粒を足や手で掘り起こすようにして、河床間隙に存在する底生動物もサンプリングするようにした。各地点においてサンプリングした底生動物を実験室に持ち帰りその日のうちに99.5%エタノールを用いて固定した。サンプルについては、150倍の実体顕微鏡を用いて日本産水生昆虫一科・属・種への検索に従い可能な限り細かい分類レベル（種・属・科）の同定を行い、それらをまとめて分類群とした。2009年から2011年のサンプルはKangら^{7,8)}が上記と同様の手順によりサンプリングし分析したものを使用した。

(2) 種多様性指標

各地点の種多様性をShannon-Weiner多様度指数 H' により評価した。種の多様度指数は一般的に種数が多いほど高い。しかし、群集に含まれる種の数が同程度でも、特定の種の個体数が多く、他の種が少ない場合、種間の均等性を欠くため多様性は低下する。 H' は多様性における

図-1 調査河川である早田川の概念図とst.1、st.2における生息場マップ（2015年6月調査時）。

スリット前撮影（2009年10月）

2010年8月スリット化

スリット後撮影（2010年10月）

図-2 早田川第一砂防堰堤のスリット化前後の様子

2つの要素（豊富さと均等さ）を区別することなく群集の多様性を表す指標であり、 x_i を*i*分類群の個体数密度、 N を全分類群の総個体数密度としたとき、(1)式から算出される。

$$H' = -\sum \left(\frac{x_i}{N} \right) \log \left(\frac{x_i}{N} \right) \quad (1)$$

(3) 河道形状の現地観測と生息場マッピング

河道内の生息場構造を知ることは、底生動物群集の構成を解析する上で重要である⁹⁾。透過型・不透過型砂防ダムは土砂量を調整する機能を有する。このため、ダム直上・直下における土砂堆積パターンの変化、すなわち生息場の変化を把握することは、砂防ダムによる底生動

物群集への影響を把握する上で極めて重要と言える。

本研究では生息場の計測に高精度 GPS を利用した。調査日程は、st.1 と st.2 において底生動物のサンプリングと同日（計 4 回/地点），st.3 と st.4 において 2013 年 6 月 5 日と 2015 年 10 月 28 日である（計 2 回/地点）（区間長：75～245 m）。空中写真や衛星画像等の俯瞰では、ワンドやたまり等の止水性の生息場が河岸植生の陰に存在する場合に詳細な生息場の区分を把握するのが困難である。このようなケースにおいても、高精度 GPS を用いて現場を踏査する手法では、河道内の生息場構造の可視化、定量化において有効である¹⁰⁾。そこで本研究では、ProMark3（THALES, France）を用いて各調査地点の生息場構造を踏査した。基地局を設置し、移動局を可能な限り水平に保ちながら水際を歩いて河道形状を計測した。GPS によって得られた生息場の 3 次元地球座標データより、GNSS solutions（THALES, France）を用いて生息場を可視化した。可視化された調査領域の形状から生息場を ImageJ v1.4.1 を用いて瀬、早瀬、トロ、淵、砂州頭ワンド、砂州尻ワンド、たまりの計 7 種類に生息場を分類しマッピングした。また、早瀬、平瀬、トロ、淵を流水性生息場とし、砂州頭ワンド、砂州尻ワンド、たまりの面積比の合計を止水性生息場と定義した。また、生息場多様性 $H'_{habitat}$ を以下の式より算出した。

$$H'_{habitat} = \frac{H'_{no_hab} + H'_{area_hab}}{2} \quad (2)$$

H'_{no_hab} は生息場数から算出した多様度、 H'_{area_hab} は生息場面積から算出した多様度であり、(1)式に倣い以下の式より算出した。

$$H'_{no_hab} = -\sum \left(\frac{N_{ni}}{N_n} \right) \log \left(\frac{N_{ni}}{N_n} \right) \quad (3)$$

$$H'_{area_hab} = -\sum \left(\frac{N_{ai}}{N_a} \right) \log \left(\frac{N_{ai}}{N_a} \right) \quad (4)$$

ここで、各種類の生息場数を N_{ni} 、全種類の総生息場数を N_n 、各種類の生息場面積を N_{ai} 、全種類の総生息場面積を N_a である。2009 年から 2011 年については、Kang ら^{7,8)} が st.2 で毎年（計 3 回）行った調査結果を用いた。

図-4 各調査地点における 2013 年～2015 年における総個体数密度とその内訳

3. 結果

スリットダム直上 (st.2) における経年的な生息場多様性と底生動物群集の種多様性を図-3 に示した。生息場多様性は 2010 年 8 月のスリット化後に上昇しており、以降もスリット化前より高い数値を示したが、種多様性に経年的な変動傾向は見られなかった。2014 年において種多様性が低下しているのは、サンプル中においてユスリカ科が優占していたため均等度が低下したことが理由として挙げられる（図-4）。2013 年におけるユスリカ科の個体数密度は全調査地点において 0-4 (ind/m²) であるのに対して、2014 年においては 4-315 (ind/m²) であり、st.3 以外の地点において顕著な増加を示した。

全調査地点における、4 種類の流水性生息場と 3 種類の止水性生息場の経年的な割合の変化を表-1 に示す。なお、Kang ら^{7,8)} における結果は生息場の区分方法が異なるため記載していない。止水性生息場の面積割合は、調査地点、調査期間を通じて 0.00-5.47 (%) であり、st.2 においては 1.38-5.47 (%) であった。図-5 に全地点の種多様性と止水性生息場面積割合の相関図を示した。決定係数は $R^2=0.35$ ($P<0.05$) であった。また、そのうち st.2 のみにおける決定係数は $R^2=0.65$ ($P<0.05$) であり強い負の相関を示した。

図-3 2010 年 8 月にスリット化した砂防堰堤の直上 (st.2) における、生息場多様性と種多様性の経年変化

表-1 流水性・止水性生息場の生息場面積比と種多様性

調査日	流水性					止水性				生息場 多様性	種多様性
	早瀬	平瀬	トロ	淵	小計	砂州頭	砂州尻	たまり	小計		
st.1											
2013.06	34.65	28.94	29.39	5.52	98.50	1.50	0.00	0.00	1.50	1.43	2.79
2014.06	27.18	43.89	8.75	17.76	97.58	1.02	0.00	1.41	2.42	1.53	1.80
2015.06	34.97	40.72	4.89	18.86	99.44	0.56	0.00	0.00	0.56	1.36	2.76
2015.10	38.49	26.55	4.95	27.27	97.26	2.01	0.72	0.00	2.74	1.54	2.75
st.2											
2013.06	16.04	47.36	10.65	22.88	96.93	2.62	0.00	0.45	3.07	1.49	2.28
2014.06	38.70	21.82	0.00	34.02	94.53	2.44	3.02	0.00	5.47	1.40	1.85
2015.06	37.65	25.61	19.45	15.91	98.62	1.38	0.00	0.00	1.38	1.43	2.48
2015.10	36.24	25.72	19.87	14.69	96.53	2.51	0.97	0.00	3.47	1.54	1.93
st.3											
2013.06	55.10	21.92	11.42	10.87	99.31	0.69	0.00	0.00	0.69	1.38	2.61
2015.10	32.57	29.18	9.68	28.58	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.31	2.27
st.4											
2013.06	43.02	37.55	13.12	4.18	97.87	1.21	0.68	0.24	2.13	1.51	2.37
2015.10	8.35	81.47	1.22	7.60	98.64	1.36	0.00	0.00	1.36	1.10	2.53

4. 考察

スリット化工事後においてダム直上の生息場多様性が増加した結果は、スリット化工事に伴いダム直上の堆積土砂が流出した結果としてハビタットが多様になり、経年的に見ても多様な状態が保たれていることを示している。一方、底生動物群集の種多様性は、スリット化後において増加する傾向は確認できず、小さな年変動および出水に起因すると考えられる減少が見られるのみであった。これは、ある単一の河川区間において生息場が多様化しても底生動物相は豊かにならない事実を示唆する結果であり、既往の類似した研究報告における傾向¹³⁾とも同様である。この理由として、Palmer ら (2010)¹⁴⁾ は生息場が多様でも他の制限要因 (e.g. 水質や流況) が健全でない場合は底生動物の種多様性は増加しない可能性がある、と述べている。一方で、本研究における種多様性は流水性生息場 (早瀬, 平瀬, 淵) のものであり、これが周囲の生息場多様性の影響を受けにくい可能性も考えられる。また、調査した月は 2009~2011 年において 10 月、2013 年以降では 6 月が大半だが、2015 年 10 月においてもこの傾向は同様である。このため、季節的な要因により 2011 年までと 2013 年以降の種多様性に差異が生じている可能性は低いと言える。

種多様性は 2014 年において、ユスリカ科が優占種となっていることに起因して相対的に低い数値を示している。国土交通省の水文水質データベースによると調査地点から近い月山ダムの観測所データでは 2013 年 7 月 18 日に大規模な出水 (137.0 mm/day) を記録した。降雨流出に伴う底生動物の壊滅的な流下 (catastrophic drift)¹⁵⁾ に代表される大規模出水によるインパクトにおいては、ソースとなりうる上流域や支流のかく乱強度が高まると考

図-5 種多様性と止水性生息場面積割合の散布図。全地点を対象とした場合は決定係数 $R^2=0.35$ ($P<0.05$) であり、st.2のみを対象とした場合は $R^2=0.65$ ($P<0.05$) である。

えられるため、回復速度が遅くなるものと考えられる^{13,14)}。このため、2014 年においても生物相がインパクト前の状態へと回帰しておらず、結果として種多様性が低下したと考えられる。

世界的に見ても河道形状の複雑化・多様化により種多様性の増加を見込むプロジェクトおよびそれに関する研究報告は多い¹⁶⁾が、本研究のような砂防堰堤のスリット化が生息場と底生動物の種多様性に与える影響の経年的な評価事例は著者らの知る限り存在しない。Palmer ら (2010)¹⁴⁾は、1975 年から 2008 年に発表された生息場の多様化・複雑化が底生動物の種多様性に与える影響に関する論文をまとめており、そのほとんどが人工水路や直線化された河道に大小の礫を設置するなどのプロジェクトを対象としている。結果として、生息場の多様化が底生動物の種多様性を増加させる影響は小さいと結論付けている。一方、本研究では砂防ダムのスリット化による

生息場多様性の増加に加えて、ダムの直上・直下における河川本来の物理的な繋がりが再現されている。幼虫期の流下と成虫期の遡上飛行により生活史において移動を伴う水生昆虫群集へのインパクトを評価する場合、物理的な阻害の有無は既往研究において考慮されていない要素であり、この影響により既往研究と異なる傾向を得ることが期待された。しかし、結果として種多様性の増加は確認されず、単一種の遺伝子を調べた既往研究⁹⁾と合わせて、対象とした規模の砂防ダムが底生動物群集の移動を阻害する影響は限定的な事実が示唆された。

高橋ら¹⁰⁾が止水性生息場面積割合と分類群数に正の相関があることを示した一方、本研究においては種多様性と止水性生息場面積割合に有意な負の相関を確認した。本研究において、調査区間長は高橋ら¹⁰⁾と比較して短く、確認された止水性生息場の範囲は小さい(～5.5%)が、既往の知見と逆の傾向を示したことになる。高橋らの調査は宮城県内の隣接した流域内(～30km)ではあるものの空間的な隔たりを有する9か所の河川区間において行われているため、それぞれの地点における生物相と環境収容力に差異があると考えられる。このため、この差異による相関関係が評価された可能性があり、ある河川区間における生息場構造と種多様性の関係性を論じることが難しいと言える。一方、本研究は同一河川区間において行われており、生息場構造に依存して環境収容力が変化し得る環境として分析している点において既往研究と異なる。以上より、単一の河川区間においては、止水性生息場面積が増加するとその場の種多様性は減少する可能性が示された。また、図-5を見ると、止水性生息場面積割合が0(%)の際に種多様性がやや減少している。実際は、止水性生息場が無くなると止水環境を好む分類群の生息場が無くなるため、種多様性が低下する可能性がある。従って、本研究において対象とする流水性生息場についても、その場における止水性生息場が一定割合あることにより種多様性が高まる可能性が示唆された。

一方、本研究と高橋ら¹⁰⁾における止水性生息場面積割合の範囲が違うこと、得られた傾向が異なることから、河川規模の違いで種多様性の最も高まる止水性生息場面積割合が変動する可能性が示唆された。つまり、本研究で対象とした河川において止水性生息場面積と種多様性には負の相関があるが、河川条件が異なればこの傾向が変化する可能性も否定出来ない。今後はこの観点により、異なる河川条件下において同様の分析をすることにより、その条件に適した生息場構造の定義が可能になる可能性がある。また、本研究は単一の種多様性指標に基づく結果である。今後は、異なる指標を横断的に用いることで、包括的な生物多様性評価が実現されると考える。

弘; 16H02363, 風間聡; 26630247, 渡辺幸三; 16H05750, 渡辺幸三; 26820196, 棟澤桂)の助成を受けたものである。併せてここに深甚なる謝意を表します。

参考文献

- 1) 北村泰一, 石松誉至, 砂防構造物施工区間における水生昆虫の流下(drift)特性に関する一考察. 南九州大学研報 Vol.34(A), pp.19-31, 2004.
- 2) 大浜秀規, 坪井潤一, 透過型堰堤における魚道としての機能. 応用生態工学, Vol.12(1), pp.49-56, 2009.
- 3) 水山高久, 中村淳治, 阿部彦七, 階段型魚道を組み込んだ砂防ダムに関する研究. 砂防学会誌, Vol.47(4), pp.39-43, 1994-1995.
- 4) 布川雅典, 菊池俊一, 北海道南部の砂防堰堤の存在する河川における底生昆虫の生息密度と滞留有機物量の縦断分布. J. of Community Cooperative Research Center, Senshu Univ., Vol.2, pp.57-62, 2007.
- 5) 棟澤桂, 風間聡, 渡辺幸三, 透過型・不透透型砂防ダムの存在する山地溪流における底生動物群集の種多様性. 水工学論文集, Vol.54, pp.1285-1290, 2010.
- 6) Nukazawa K, Kazama S, Watanabe K, Kang J, Benthic communities and genetic structure of caddisfly *Stenopsyche marmorata* along a mountain stream fragmented by slit and unslit sabo dams. WIT Transactions on Ecology and the Environment, Vol.146, pp.263-274, 2011.
- 7) Kang J and Kazama S, Short-term river response and restoration of biological diversity following slit construction. Journal of Hydro-environment Research, Vol.7(3), pp.161-173, 2013.
- 8) Kang J and Kazama S, Development and application of hydrological and geomorphic diversity measures for mountain streams with check and slit-check dams. Journal of Hydro-environment Research, Vol.8(1), pp.32-42, 2014.
- 9) 渡辺幸三, 大村達夫, ダム放流水が河川底生動物群集に及ぼす季節的影響. 土木学会論文集G, Vol.63(2), pp.93-101, 2007.
- 10) 高橋真司, 渡辺幸三, 竹門康弘, 大村達夫: 高精度GPSを用いた河川ハビタット構造の定量化と底生動物の種多様性保全への活用. 応用生態工学, Vol.15(1), pp.121-130, 2012.
- 11) Palmer MA, Menninger HL, Bernhardt E, River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice?. Freshwater Biology, Vol.55(s1), pp.205-222, 2010.
- 12) Brittain JE and Eikeland TJ, Invertebrate drift – A review. Hydrobiologia, Vol.166(1), pp.77-93, 1988.
- 13) Niemi GJ, DeVore P, Detenbeck N, Taylor D, Lima A, Pastor J, Yount JD, Naiman RJ, Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. Environmental Management, Vol.14(5), pp.571-587, 1990.
- 14) 渡辺幸三, 吉村千洋, 小川原享志, 大村達夫, Pulse型の人為インパクトを受けた河川底生動物の回復予測モデル. 土木学会論文集, Vol.748/VII-29, pp.67-79, 2003.

謝辞: 本研究は、科学研究費補助金(25241024, 竹門康

(2016.5.26 受付)

TEMPORAL VARIATION OF STREAM INVERTEBRATES AND HABITAT AFTER THE SLIT CONSTRUCTION OF A CHECK DAM

Kei NUKAZAWA¹, Tatsuya HAYASHI², So KAZAMA³, Shinji TAKAHASHI⁴

¹Faculty of Engineering, University of Miyazaki (Gakuen Kibanadai-Nishi 1-1, Miyazaki, 889-2192 Japan)

²Tokyo Electric Power Company Holdings, Inc. (Uchi-Saiwai 1-1-3, Chiyoda, Tokyo, 100-8560 Japan)

³Graduate School of Engineering, Tohoku University (Aoba 6-6-6, Sendai, 980-8579 Japan)

⁴School of Engineering, Tohoku University (Aoba 6-6-6, Sendai, 980-8579 Japan)

We studied temporal effects of slit installation on a check dam on stream habitat and macroinvertebrates in the Wasada River located at Yamagata Prefecture in Japan. Quantitative sampling of benthic macroinvertebrates and measurement of channel morphology were carried out at the inlet and outlet sites of the two check dams in the studied river more than once per year through 2009 to 2015. The dam at downstream was slit in August 2010. The channel morphology was measured using a high precision Global Position System (GPS) and classified into 7 habitat types (e.g., riffle and pool), which was subsequently used for calculating habitat diversity. As results, while the habitat diversity increased at the inlet site of the slit dam after the slit event, species diversity of benthic macroinvertebrates did not display any trends over time. This may suggest that, at least within a few years, local habitat diversification would only result in a fraction of contribution to species diversity. We observed significant negative correlation between the species diversity and the ratio of lentic habitat ($R^2=0.35$, $P<0.05$) in contrast to an earlier study, indicating that increase in lentic habitat at a given stream (or reach) might diminish species diversity of stream macroinvertebrates.