

論文

土砂還元がダム下流生態系の食物網に及ぼす影響：粒状有機物、水生生物の現存量および炭素・窒素安定同位体比を用いた検証

山田晃史<sup>1)</sup>・田代 喬<sup>2)</sup>・辻本哲郎<sup>3)</sup>

**Effects of sediment replenishment on stream ecosystem below dam and reservoir: their verification with particulate organic matters, aquatic organisms and their stable isotope ratios of carbon and nitrogen**

Koshi YAMADA<sup>1)</sup>, Takashi TASHIRO<sup>2)</sup> and Tetsuro TSUJIMOTO<sup>3)</sup>

摘 要

阿木川ダム（岐阜県恵那市）の上流と下流において、物理環境、粒状有機物の流下・堆積状況、生物群集の調査および有機物・生物試料を対象とした炭素・窒素安定同位体比分析を行い、ダムが河川生態系に与える影響と土砂還元によるその修復効果について検証した。ダムの上流と下流における粒状有機物の総量は同程度であったものの、上流では河川で生産された内在性有機物と周辺陸域から供給された外来性有機物は同程度であったのに対し、下流では内在性有機物である付着藻類の割合が有意に大きくなった。また、ダム下流において、底生動物は種数、魚類は種数及び個体数密度の減少傾向を示したが、土砂還元によって部分的に修復される効果が認められた。炭素・窒素安定同位体比を指標とし、底生魚カワヨシノボリを頂点とする食物網構造を分析したところ、ダム上流では外来性有機物の寄与が相対的に大きかったのに対し、ダム下流では付着藻類の繁茂に伴って増加した内在性有機物、土砂還元地点の下流では流砂によって剥離・浮遊した付着藻類からなる内在性有機物の寄与が大きくなることが明らかとなった。以上の結果から、ダム下流の土砂還元について、生息環境の修復、過剰に繁茂した付着藻類の更新に寄与した可能性は示唆されたが、食物網構造の修復効果までは認められなかった。

キーワード：食物網、炭素・窒素安定同位体、カワヨシノボリ、ダム、土砂還元

**Key words:** food web, carbon and nitrogen stable isotope, *Rhinogobius flumineus*, dam, sediment replenishment

(2014年2月19日受付；2014年6月13日受理)

はじめに

河川への土砂還元は、ダム貯水池に堆砂した流入土砂の一部を、下流へ運搬し、出水時に自然流下させながら河道に戻す試みである（田中，1997）。土砂還元の目的は、ダム下流で一般的に生じる河床の粗粒化（辻本，1999；田代ほか，2014）を緩和し、ダムによって変質した生物の生息場所を復元することにある。梶野ほか（2003）は荒川上流に設置され

た浦山ダム下流で土砂還元を行い、ウグイの産卵場所となる砂礫帯の創出に効果があったことを報告している。岐阜県の阿木ダム下流では、土砂還元の結果、底生動物（Katano *et al.*, 2009）や魚類（田代ほか，2014）の群集構造が上流の状態に近づくように変化することが示されている。これら既往の研究では、生息環境の改善と生物相の回復については詳細な記述があった一方で、食物網構造に代表される生物間相互作用については考察されていなかった。以上より、食物網の

<sup>1)</sup> 八千代エンジニアリング株式会社 〒161-8575 東京都新宿区西落合2-18-12, Yachiyo Engineering Co., Ltd., 2-18-12, Nishiochiai, Shinjuku-ku, Tokyo 161-8575, Japan (\* 連絡先 E-mail: ksh-yamada@yachiyo-eng.co.jp)

<sup>2)</sup> 名古屋大学減災連携研究センター 〒464-8601 名古屋市千種区不老町1名古屋大学減災館401室, Disaster Mitigation Research Center, Nagoya University, 401 Disaster Mitigation Research Building, Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya 464-8601, Japan

<sup>3)</sup> 名古屋大学大学院工学研究科社会基盤工学専攻 〒464-8603 名古屋市千種区不老町1 名古屋大学工学部9号館201室, Department of Civil Engineering, Graduate School of Engineering, Nagoya University, 201 Engineering Building 9, Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya 464-8603, Japan

起点となる粒状有機物と食物網に関わる生物群集の定量化が必要である。

従来の研究では、食物網の構造解析は、胃内容物の観察や捕食行動から定量化されてきた（例えば、Nakano *et al.*, 1999; Kawaguchi and Nakano, 2001）が、これらの手法では、調査時の情報しか得られず、本質的にどの餌資源が生物体に同化されているのかを識別することは困難であった。Wada *et al.* (1987), 和田 (2009) によって確立された炭素・窒素安定同位体比分析を用いた食物網の解析手法は、この欠点を補うことができ、実際に同化された餌資源の推定が可能である（高津ほか, 2005）。本研究は、ダムによって分断された河川において、上流と下流の食物網構造を粒状有機物、生物量および炭素・窒素安定同位体比の分析を用いて明らかにし、ダムが下流生態系に及ぼす影響と土砂還元によるその復元効果を検討することを目的とした。

## 方法

### 調査地

調査は、木曾川左支川阿木川（岐阜県恵那市）とその支流である岩村川を対象に実施した。阿木川には、1990年に建設された阿木川ダム（堤高 101.5 m, 流域面積 81.8 km<sup>2</sup>）が存在する。現地では、ダム建設に伴う河川生態系への影響を緩和するために、2005年度から年に1回（2月下旬～3月下旬）、ダム下流の2地点において試験的な土砂還元（600～1,200 m<sup>3</sup>, d50= 約1 mm）が水資源機構阿木川ダム管理所により継続的に実施されている（渡辺・福井, 2007）。

調査地点は、阿木川水系で行われた既往研究（Katano *et al.*, 2009; 田代, 2014）を参考に、ダム上流（岩村川）の St.1, ダム直下の St.2, 土砂還元下の St.3 に設定した（図1）。

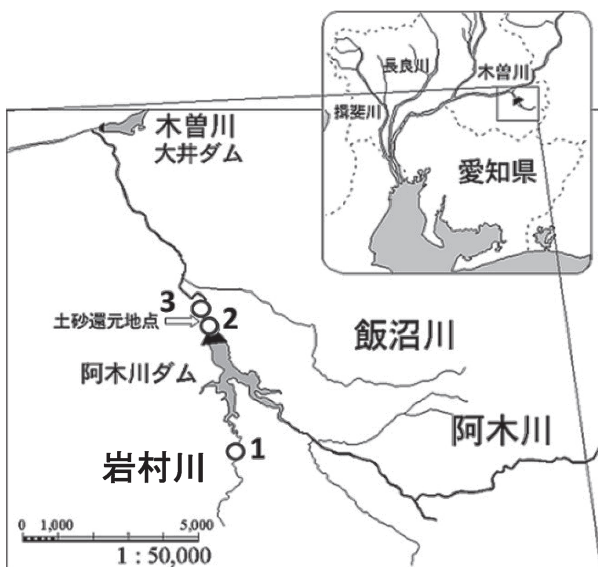


図1. 調査地の位置図.

土砂還元の実施場所は東野大橋上流（St. 2下流約400m）と両島橋下流（St. 3上流約200m）であり、2011年においては3月23, 25日に両地点に800 m<sup>3</sup>が置土されている。岩村川は、阿木川ダムに流入する主な河川の1つであり、本流の阿木川上流域と同等の流域面積を持ち、阿木川より栄養塩濃度が高いことで知られる（（独）水資源機構阿木川ダム管理所, 2012）。貯水池への栄養塩負荷軽減のため、岩村川からの流入水は、平常時にはダム湖をバイパスさせ下流河道へ放流されていることから、ダム上流の調査地点とした。

各調査地点の淵尻に3×3 m<sup>2</sup>の大コドラートを3つ設置し、この大コドラート内で物理環境調査、魚類密度、付着藻類調査を行った。各大コドラート内には、さらに50×50 cm<sup>2</sup>の小コドラートを1つ設置し、底生動物、堆積粒状有機物（BPOM: Benthic Particulate Organic Matter）の定量調査を行った。流下粒状有機物（SPOM: Suspended POM）は、大コドラート近傍の河道中央付近で採取した（表1）。田代ほか（2014）は、底生動物や底生魚が産卵場として利用することに鑑み、河床間隙水の動水勾配や溶存酸素濃度が高くなる淵尻を調査区域にしており、本研究はこの考えを踏襲した。

### 物理環境

水温は各調査地の任意の1箇所、水深と流速を各大コドラート内の任意の3箇所計測した。水深は1 cm 単位で、流速は1次元電磁流速計（ケネック社製, VE10）により、60%水深点において0.1 cm sec<sup>-1</sup> 単位で3回計測し、平均値を採用した。各調査地点の大コドラート内の小コドラートにおいて、巨礫（boulder > 256 mm）、大礫（cobble: 64-256 mm）、中礫（pebble: 16-64 mm）、小礫（gravel: 2-16 mm）、砂（sand < 2 mm）の5つの粒径区分毎の被覆割合（%）について、河床表層を目視評価し河床材料の組成を求めた。

### 付着物

大コドラートあたり大礫を3つ選び、石面 5×5 cm<sup>2</sup> の正方形内の付着物を歯ブラシで剥ぎ取り洗い流すことで採取した。付着物を含む懸濁試料は、実験室に持ち帰った後、強熱減量と Chl. *a* 量を測定した。懸濁試料の一部は、吸引濾過によりガラス繊維ろ紙（Whatman, GF/C）に吸着させ分析に

表1. 調査日程と調査項目.

	調査項目	日付
安定同位体比 分析用試料	付着藻類、BPOM、 SPOM、底生動物	2011/8/31, 9/28
	魚類	2011/9/12, 14
現存量調査	物理環境	2011/9/12, 14
	付着藻類、BPOM、 SPOM、底生動物	2011/10/26, 10/28, 11/2
	魚類	2011/9/12, 14

供した。Chl. *a* 量は、ろ紙上の懸濁物質をジメチルホルムアミド(DMF, dimethylformamide)に浸け、色素を抽出し(Speziale *et al.*, 1984; Suzuki and Ishimaru, 1990), UNESCO 法によって求めた(Jefferey and Humphrey, 1975)。強熱減量は、Biggs and Kilroy (2000) に従い、乾燥重量を測定した後、電気マッフル炉(MPN-310, 島津理化)を用いて400°Cで4時間燃焼させ、その後、デシケータ内で冷却して再び乾燥重量を測定し、前後の重量差から強熱重量を算出した。

### SPOM

大コドラート近傍の河道中央において、プランクトンネット(mesh size: 60μm)を2分間設置して流下するSPOMを採取した。ネットを通過する濾水量は、大コドラート内の任意の4箇所測定した水深と流速から算出した。SPOMは、CPOM(>1mm, Coarse POM, 粗粒状有機物)とFPOM(<1mm, Fine POM, 細粒状有機物)に分画した後、強熱減量と同様の手順で測定し、次式からSPOMフラックスを算出した。

$$\text{SPOMフラックス} [\mu\text{gm}^{-2}\text{sec}^{-1}] = \left( \frac{m}{A \times v \times t} \right) \times v_x \times 10,000 \quad (1)$$

ここに、*m*: 強熱減量[μg], *A*: ネット開口部面積[cm<sup>2</sup>], *v*: 上流河道の平均流速[cm sec<sup>-1</sup>], *t*: 採取時間[sec.], *v<sub>x</sub>*: 各コドラートの平均流速[cm sec.<sup>-1</sup>]とする。本調査では採取時間を2分間(120 sec.)とした。

### 底生動物とBPOM

底生動物及びBPOMの調査は、小コドラートにおいて、サーバーサンプラー(開口部: 50cm × 50cm, mesh size: 500μm)を用いて実施した。河床材料表層に含まれる、底生動物、BPOMをまとめて採取した後、河床材料の付着物を剥ぎ取り、底生動物及びBPOMを抽出した。底生動物とBPOMの混合試料は、実験室に持ち帰り、目視可能なサイズの底生動物のソーティングを行った。

底生動物は、川合(1985)や丸山ほか(2000)を参考とし、可能な限り種レベルまで同定・分類した後に、分類群毎に個体数を計測し、乾燥重量の測定を行った。個体数の数量が多いために全個体のカウントが困難な試料は、標本抽出した複数個体の乾燥重量を求めたうえで総乾燥重量から推定個体数を求めた。乾燥重量は、定温恒温器(STAC-P600K, 島津理化)を用い、105°Cで24時間乾燥させた後にデシケータ内で冷却した試料を測定し得た。なお、底生動物については、同定後に摂食機能群毎に分類し、整理をした。摂食機能群とは、餌の種類と採餌方法によって底生動物を分類したものである(Merritt and Cummins, 2008; 竹門, 2005)。本研究では、濾過食者(CF, collector-filterer), 堆積物食者(CG, collector-gatherer), 刈取食者(SC, scraper), 破碎食者(SH, shredder), 捕食者(PR, predator)の5区分に分類した。

BPOMは、CPOM(>1mm)とFPOM(<1mm)に分画した後、強熱減量を測定することにより定量化した。なお、BCPOMは、藻類、広葉樹、イネ科、リター破砕物に分類した。なお、ここでの藻類は、分画時に1mmの目合いを通過しなかった大型の糸状藻類を指す。BFPOMは、ガラス繊維ろ紙(GF/C)に捕集して測定を行った。

### 魚類

魚類調査は、大コドラートにおいて電気ショックャー(フロンティアエレクトリック製, FISH SHOCKER III S)を用いて実施した。魚類密度推定に除去法(removal method)を用いることから、下流側から3回連続して全量採捕を行い、大コドラート内の魚類を可能な限り捕獲した。採捕した魚類は、魚種を同定し個体数、全長、体長、体重を測定した。なお、既往研究(田代ほか, 2014)から本調査地の優占種と判明しているカワヨシノボリについては、水野・御勢(1972)を参考に標準体長4cmを基準とし、生後1年に満たない当歳魚(以下、小型と表記)とそれ以上の魚(以下、大型と表記)を区

表2. 炭素・窒素安定同位体比解析の対象とした分類群(底生動物)。

	St.1	St.2	St.3
CF	—	ウルマーシマトビケラ モンカゲロウ属	カワカゲロウ属
CG	—	ミズムシ科 ウスバヒメガガンボ	ウスバヒメガガンボ
SC	—	ヒラタドロムシ科	—
PR	カミムラカワゲラ属	カワゲラ科不明	カミムラカワゲラ属 フタツメカワゲラ属
CF/CG	—	ユスリカ科(幼虫) ユスリカ科(ビューバ)	ユスリカ科(幼虫) ユスリカ科(ビューバ)
CG/SC	フタバコカゲロウ クダトビケラ属 ヒメウスバコカゲロウ属	トビイロカゲロウ科 フタバコカゲロウ ヒメシロカゲロウ属	フタバコカゲロウ クダトビケラ属
CG/SC/SH	ヒメドロムシ科(幼虫)	ヒメドロムシ科(幼虫) ヒメドロムシ科(成虫)	ヒメドロムシ科(幼虫)
CG/SC/PR	—	アカマダラカゲロウ	

別した。各魚種の密度は久野 (1986) に従い、次式 (2) によって算出した。

$$N = T_m + \frac{C_m}{\left( \frac{\sum_{i=1}^3 T_i C_i - i \times C_m \times T_m}{\sum_{i=1}^3 T_i^2 - i \times T_m^2} \right)} \quad (2)$$

ここに、 $C_i$ :  $i$  回数目の捕獲数、 $C_m$ : 捕獲数の平均、 $T_i$ :  $i$  回数目の累積捕獲数、 $T_m$ : 累積捕獲数の平均とした。

炭素・窒素安定同位体比

カワヨシノボリを最上位捕食者とする食物網を想定した。付着藻類, SPOM, 底生動物, BPOM の分析試料は、調査地点毎に1つの小コドラートから現存量調査の前に採取し、カワヨシノボリは現存量調査によって採捕された個体から、小型・大型の複数個体 (各地点それぞれ3個体) を抽出して使用した。なお、St.2においては、小型のカワヨシノボリを採捕できなかったため、追加で採捕した。

カワヨシノボリは、2週間以上の絶食状態で胃を空にした後、乾燥・粉末化し、メタノールとクロロホルムの混合液 (メタノール:クロロホルム=1:3) に2日間浸して脱脂を行い、メタノールと水で洗浄後、再乾燥させて分析試料とした。底生動物は、小コドラートあたり 1 mg 以上の乾燥重量であった種を分析した (表2)。前処理として、乾燥・粉末化し、各種1~3 mg に調整した。SCPOM は、藻類, 広葉樹, イネ科, リター破砕物に分類後、乾燥・粉末化し、SFPOM と付着藻類は、ガラス繊維ろ紙 (GF/C) に捕集した試料を乾燥させた。BCPOM は SCPOM と同様に分類後、乾燥・粉末化し、BFPOM はガラス繊維ろ紙に捕集後、1N 塩酸に浸しながら加温した後、乾燥させた。この酸処理は堆積物中に含まれる炭酸カルシウム中の無機炭素を除去するためであり、堆積物試料のうち目視分類しなかった BFPOM についてのみ実施した。分析は SI サイエンス (株) に委託し、元素分析/同位体比質量分析計 (Thermo Fisher Scientific 社製, Flash EA1112 - ConFlo IV DELTAV ADVANTAGE System) で測定を行った。

表3. 各調査地点の河床材料の組成 (平均値±標準偏差)。ただし、英小文字間には調査地点間の結果に有意差があることを示す ( $P<0.05$ , Tukey Kramer test)。

		St.1	St.2	St.3
河床材料の被覆割合 (%)	巨礫	20.0±4.1	26.7±4.7	25.0±4.1
	大礫	33.3±13.1	55.0±4.1	41.7±13.1
	中礫	18.3±8.5	18.3±2.4	26.7±6.2
	小礫	11.7±2.4	a 0.0±0.0	b 3.3±2.4
	砂	16.7±2.4	a 0.0±0.0	b 0.0±0.0

結果

物理環境

水温、流速および水深は、St.1で22.7°C, 38.4±7.1 cm sec<sup>-1</sup>, 45.7±3.7 cm, St.2で22.5°C, 39.6±3.5 cm sec<sup>-1</sup>, 48.7±5.6 cm, St.3で22.0°C, 47.9±5.5 cm sec<sup>-1</sup>, 44.8±3.8 cm であり、地点間で大きな差は見られなかった。河床材料の組成は表3に示す。小礫及および砂の被覆割合は、それぞれ St.1 と St.2, St.3の

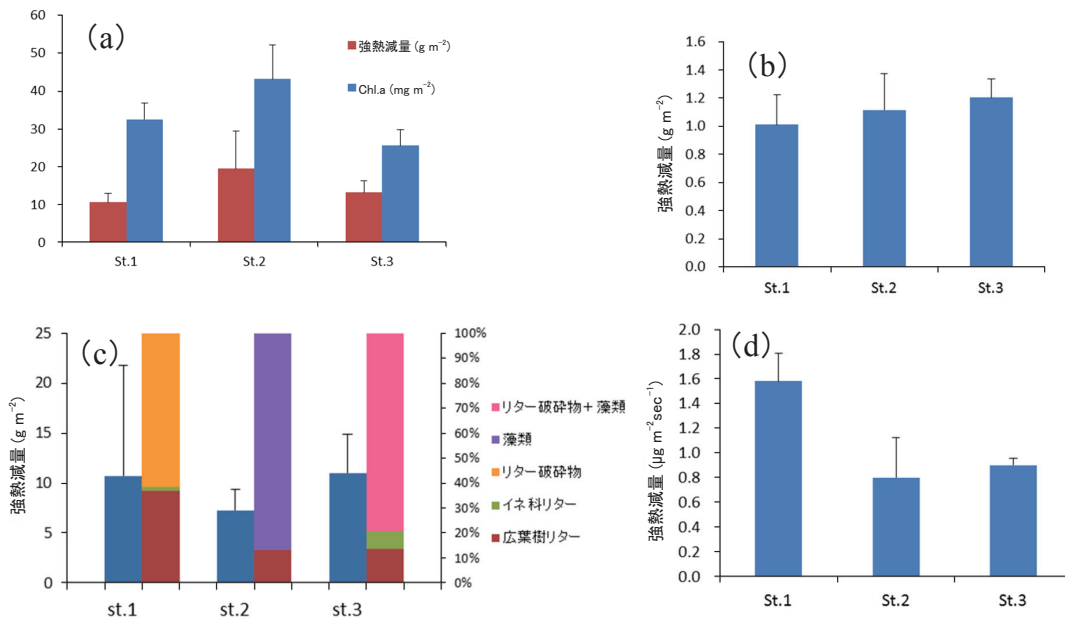


図2. (a). 各調査地点における付着藻類の強熱減量と Chl. a 量 (平均値 ± 標準偏差で表記). (b). BFPOM の強熱減量 (平均値 ± 標準偏差で表記). (c). BCPOM の強熱減量 (平均値 ± 標準偏差で表記) 及び組成 (平均値). (d). SFPOM の強熱減量 (平均値 ± 標準偏差で表記).

土砂還元がダム下流生態系の食物網に及ぼす影響

間で有意差 ( $P<0.05$ , Tukey Kramer test) が認められた。小礫および砂は、St.1で28.4%, St.2で0.0%, St.3で3.3%となった。細粒成分は、ダム直下で消失し、土砂還元後に若干回復したことが示された。

付着藻類と有機物

図2に、付着藻類の強熱減量及びChl. *a* 量 (図2a), BFPOMの強熱減量 (図2b), BCPOMの強熱減量及び構成割合 (図2c), SFPOMの強熱減量 (図2d) を示す。いずれの値も地点間で有意差は認められなかった。付着藻類の強熱減量

はSt.1で10.7, St.2で19.5, St.3で13.2 g m<sup>-2</sup>, Chl. *a* 量はSt.1で32.5, St.2で43.1, St.3で25.6 mg m<sup>-2</sup>となり、いずれもダム直下のSt.2で最大を示した。BFPOMの強熱減量はSt.1で1.0, St.2で1.1, St.3で1.2g m<sup>-2</sup>となり、地点間で大きな差は見られなかった。BCPOMの強熱減量はSt.1で10.7, St.2で7.3, St.3で11.0g m<sup>-2</sup>となり、ダム上流のSt.1及び土砂還元後St.3で大きかった。BCPOMの構成割合は、St.1では外来性有機物のリターで占められていたが、St.2では約85%が藻類, St.3では約80%を藻類+リターが占め、内在性有機物の寄与が大きくなった。SFPOMの強熱減量は、St.1で1.61, St.2で0.82,

表4. 底生動物調査における各生物群ごとの密度の平均値 (個体数 m<sup>-2</sup>).

No.	門	綱	目	科	和名	学名	st.1	st.2	st.3
1	環形動物	ヒル	無物蛭	イシビル	不明	Erpobdellidae	4.0	0.0	2.7
2	節足動物	軟甲	ワラジムシ	ミズムシ	ミズムシ属	<i>Asellus hilgendorfi hilgendorfi</i>	4.0	136.0	4.0
3		昆虫	カゲロウ	ヒメフタオカゲロウ	ヒメフタオカゲロウ	<i>Ameletus montanus</i>	0.0	0.0	4.0
4				コカゲロウ	ミジカオフトバコカゲロウ属	<i>Acentrella</i> sp.	1.3	0.0	0.0
5					フタバコカゲロウ	<i>Baetiella japonica</i>	1.3	101.3	72.0
6					コカゲロウ属	<i>Baetis</i> sp.	38.7	2.7	17.3
7					ヒメウスバコカゲロウ属	<i>Procloeon</i> sp.	58.7	0.0	0.0
8					ヒラタカゲロウ	<i>Epeorus</i> sp.	77.3	0.0	2.7
9					トビイロカゲロウ	<i>Choroterpes altioculus</i>	0.0	0.0	0.0
10					トビイロカゲロウ科	Leptophlebiidae	0.0	0.0	16.0
11					モンカゲロウ	<i>Ephemera strigata</i>	2.7	41.3	10.7
12					カワカゲロウ	<i>Potamanthus formosus</i>	5.3	0.0	8.0
13					マダラカゲロウ	<i>Ephacera longicaudata</i>	1.3	0.0	0.0
14					マダラカゲロウ属	<i>Ephemerella</i> sp.	0.0	0.0	2.7
15					アカマダラカゲロウ	<i>Uracanthella punctisetae</i>	246.7	270.7	244.0
16					ヒメシロカゲロウ	<i>Caenis</i> sp.	0.0	17.3	4.0
17					ガガンボカゲロウ	<i>Dipteromimus tipuliformis</i>	100.0	0.0	48.0
18					不明	<i>Ephemeroptera</i>	2.7	1.3	0.0
19			トンボ	サナエトンボ	オナガサナエ	<i>Onychogomphus viridicostus</i>	6.7	1.3	2.7
20					コオニヤンマ	<i>Sieboldius albardae</i>	0.0	1.3	0.0
21					ヒメサナエ	<i>Sinogomphus flavolimbatu</i>	1.3	0.0	0.0
22			カワゲラ	カワゲラ	カミムラカワゲラ属	<i>Kamimuria</i> sp.	16.0	8.0	40.0
23					フタツメカワゲラ属	<i>Neoperla</i> sp.	2.7	1.3	8.0
24					不明	Perlidae	8.0	0.0	10.7
25			トビケラ	シマトビケラ	ウルマーシマトビケラ	<i>Hydropsyche orientalis</i>	168.0	542.7	268.0
26					シマトビケラ属	<i>Hydropsyche</i> sp.	0.0	0.0	0.0
27					クダトビケラ	<i>Psychomyia</i> sp.	22.7	0.0	8.0
28					ヒゲナガカワトビケラ	<i>Stenopsyche marmorata</i>	52.0	0.0	97.3
29					チャバネヒゲナガカワトビケラ	<i>Stenopsyche sauteri</i>	5.3	0.0	16.0
30					ヒゲナガカワトビケラ属	<i>Stenopsyche</i> sp.	0.0	0.0	2.7
31					ヤマトビケラ	<i>Glossosoma</i> sp.	385.3	0.0	30.7
32					ヒメトビケラ	<i>Hydroptila</i> sp.	12.0	6.7	60.0
33					ナガレトビケラ	<i>Rhyacophila clemens</i>	1.3	50.7	32.0
34					ムナグロナガレトビケラ	<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	49.3	0.0	18.7
35					シコツナガレトビケラ	<i>Rhyacophila shikotsuensis</i>	49.3	1.3	53.3
36					ナガレトビケラ属	<i>Rhyacophila</i> sp.	45.3	2.7	25.3
37					ニンギョウトビケラ	<i>Goera japonica</i>	93.3	0.0	0.0
38					不明	Trichoptera	8.0	0.0	12.0
39			ハエ	ガガンボ	ウスバヒメガガンボ属	<i>Antocha</i> sp.	181.3	88.0	105.3
40					ミカドガガンボ	<i>Ctenacroscelis mikado</i>	2.7	0.0	0.0
41					ユスリカ	Chironomidae	1012.0	1929.3	2757.3
42					アシナガバエ	Dolichopodidae	1.3	0.0	0.0
43			コウチュウ	ヒメドロムシ	ヒメドロムシ科	Elmidae	1037.3	93.3	80.0
44					ヒラタドロムシ	<i>Ectopria opaca</i>	4.0	0.0	0.0
45					マルヒラタドロムシ属	<i>Eubrianax</i> sp.	1.3	0.0	0.0
46					ヒラタドロムシ	<i>Mataeopsephus japonicus</i>	5.3	0.0	4.0
47					マスダドロムシ	<i>Malacopsephenoides japonicus</i>	5.3	185.3	16.0
48			チョウ	ツトガ	キオビミズメイガ	<i>Potamomusa midas</i>	0.0	1.3	0.0
49			カメムシ	ナベブタムシ	ナベブタムシ	<i>Aphelocheirus vittatus</i>	0.0	0.0	1.3
総個体数 (匹/m <sup>2</sup> )							3721.3	3484.0	4085.3
総種数							39	21	35

表5. 底生動物調査における優占種（乾燥重量で上位20種）.

st.1			st.2			st.3		
和名	FFG	乾燥重量 (mg/m <sup>2</sup> )	和名	FFG	乾燥重量 (mg/m <sup>2</sup> )	和名	FFG	乾燥重量 (mg/m <sup>2</sup> )
1 ニンギョウトビケラ	SC	144.00	コオニヤンマ	PR	128.00	ヒゲナガカワトビケラ	CF	202.67
2 オナガサナエ	PR	132.00	ウルマーシマトビケラ	CF	109.33	ウルマーシマトビケラ	CF	129.33
3 ヒゲナガカワトビケラ	CF	69.33	ユスリカ科 (幼虫)	CF/CG	74.67	カミムラカワゲラ属	PR	122.67
4 ヒメドロムシ科 (幼虫)	CG/SC/SH	50.67	アカマダラカゲロウ	CG/SC/PR	68.00	ユスリカ科 (幼虫)	CF/CG	98.67
5 ユスリカ科 (幼虫)	CF/CG	38.67	マスタドロムシ	SC	45.33	アカマダラカゲロウ	CG/SC/PR	45.33
6 ウルマーシマトビケラ	CF	37.33	モンカゲロウ	CF	37.33	ユスリカ科 (ビューバ)	CF/CG	33.33
7 アカマダラカゲロウ	CG/SC/PR	36.00	クレメンスナガレトビケラ	PR	25.33	チャバネヒゲナガカワトビケラ	CF	29.33
8 ヒラタドロムシ	SC	34.67	オナガサナエ	PR	21.33	フタツメカワゲラ属	PR	16.00
9 イシビル科	PR	33.33	ユスリカ科 (ビューバ)	CF/CG	21.33	モンカゲロウ	CF	14.67
10 ウスバヒメガガンボ属	CG	20.00	ヒメドロムシ科 (幼虫)	CG/SC/SH	18.67	ウスバヒメガガンボ属	CG	14.67
11 トビケラ目さなぎ	-	18.67	ミズムシ	CG	16.00	クレメンスナガレトビケラ	PR	14.67
12 カミムラカワゲラ属	PR	17.33	フタバコカゲロウ	CG/SC	16.00	フタバコカゲロウ	CG/SC	13.33
13 ヤマトビケラ属	SC	16.00	ウスバヒメガガンボ属	CG	14.67	トビケラ目成虫	-	13.33
14 ヒラタカゲロウ属	CG/SC	14.67	カミムラカワゲラ属	PR	6.67	ヒメドロムシ科 (幼虫)	CG/SC/SH	12.00
15 クダトビケラ属	CG/SC	13.33	ヒメシロカゲロウ属	CG/SC	5.33	オナガサナエ	PR	12.00
16 ムナグロナガレトビケラ	PR	12.00	カゲロウ目成虫	PR	2.67	カワゲラ科	PR	9.33
17 チャバネヒゲナガカワトビケラ	CF	12.00	コカゲロウ属	CG/SC	1.33	シコツナガレトビケラ	PR	6.67
18 ユスリカ科 (ビューバ)	CF/CG	10.67	フタツメカワゲラ属	PR	1.33	ヒゲナガカワトビケラ属不明	CF	6.67
19 アシナガバエ科	PR	10.67	ヒメトビケラ属	SC	1.33	ムナグロナガレトビケラ	PR	5.33
20 ヒメウスバコカゲロウ属	CG/SC	6.67	ヒメドロムシ科 (成虫)	CG/SC/SH	1.33	クダトビケラ属	CG/SC	5.33

St.3で0.93μg m<sup>-2</sup>sec<sup>-1</sup>となり、St.2及びSt.3の値は、St.1の半分程度であった。SCPOMは全地点で採取されなかった。

底生動物と魚類

表4には、採集された底生動物密度の平均値を示す。St.1では39種約3,721個体 m<sup>-2</sup>、St.2では21種約3,484個体 m<sup>-2</sup>、St.3では35種約4,085個体 m<sup>-2</sup>が確認された。種数、個体数ともにSt.2で最も小さかった。図3aには、摂食機能群毎の底生動物の乾燥重量を示す。St.1では、付着藻類を餌とする刈り取り食者 (SC) と捕食者 (PR) が群集内で優占した。各摂食機能群の乾燥重量については、破碎食者 (SH) にのみ地点間のそれに有意差が検出され (P<0.05, Tukey Kramer test)、St.1は他の地点と比べて大きくなった。なお、平均値で見ると、St.2およびSt.3では刈り取り食者は減少する一方、流下する懸濁有機物を餌とするろ過食者 (CF) が増加する傾向が確認された。表5には、各調査地点において現存量 (乾燥

重量) で優占する上位20種をまとめた。St.1では、ニンギョウトビケラ (SC)、オナガサナエ (PR)、St.2では、コオニヤンマ (PR)、ウルマーシマトビケラ (CF)、St.3では、ヒゲナガカワトビケラ (CF)、ウルマーシマトビケラ (CF)、カミムラカワゲラ (PR) の現存量が多かった。

魚類の密度及び種組成を図3bに示す。平均値で見ると、St.1では4種1.1個体 m<sup>-2</sup>、St.2では1種0.2個体 m<sup>-2</sup>、St.3では2種1.5個体 m<sup>-2</sup>が確認された。全地点でカワヨシノボリが80%以上を占め、優占種であった。カワヨシノボリ密度はSt.1で1.0、St.2で0.2、St.3で1.2個体 m<sup>-2</sup>となり、St.2で顕著に小さくなった。各地点におけるカワヨシノボリの未成魚の構成割合について、St.1及びSt.3において約40%を占めたのに対し、St.2においてはほとんど確認されなかった。魚類密度、カワヨシノボリ密度ともにSt.1及びSt.3とSt.2の間に有意差 (P<0.05, Tukey Kramer test) が認められた。

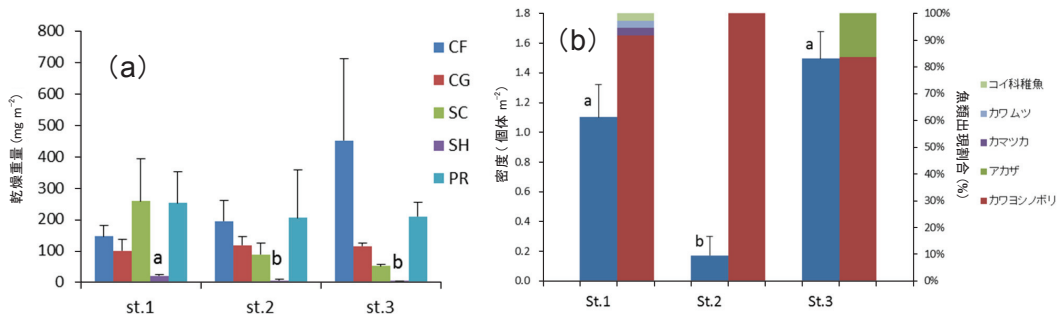


図3 (a). 各調査地点における摂食機能群毎に分類した底生動物の乾燥重量 (平均値 ± 標準偏差で表記)。ただし、英小文字間には当該摂食機能群の調査地点間の結果に有意差があることを示す (P<0.05, Tukey Kramer test)。CF:ろ過食者, CG:堆積物食者, SC:刈り取り食者, SH:破碎食者, PR:捕食者。(b). 魚類密度 (平均値 ± 標準偏差で表記) 及び種構成 (平均値で表記)。ただし、英小文字間には調査地点間の魚類密度に有意差があることを示す (P<0.05, Tukey Kramer test)。

炭素・窒素安定同位体比

炭素・窒素安定同位体比の関係図を図4~6に示す。縦軸に $\delta^{15}\text{N}$ 、横軸に $\delta^{13}\text{C}$ を示し、栄養段階の目安としてカワヨシノボリの $\delta^{15}\text{N}$ 平均値から3.3‰毎に直線を引いた。

St.1では、 $\delta^{13}\text{C}$ が、カワヨシノボリで-17.5~-20‰程度、底生動物で-24‰程度、付着藻類で-14~-22‰程度、SF POMおよびBF POMで-26‰程度、SCPOMで-27‰程度、BCPOMで-28‰程度となり、カワヨシノボリは付着藻類と底生動物の間、底生動物はSF POMやBF POMとBCPOM(イネ科リター)と類似した値となった。 $\delta^{15}\text{N}$ は、カワヨシノボリで10.5~13‰程度、底生動物および付着藻類で7‰程度、SF POMおよびBF POMで4.5‰程度、SCPOMおよびBCPOMで2.5‰程度となり、カワヨシノボリと底生動物・付着藻類の間、底生動物・付着藻類とSPOM・BPOMの間で3~5‰程度で程度の差が見られた(図4)。

St.2では、 $\delta^{13}\text{C}$ が、カワヨシノボリで-19.5~-23‰程度、底生動物で-16~-26‰程度、付着藻類で-18~-24‰程度、SF POMで-24‰程度、SCPOMで-27‰程度、BF POMで-25.5‰程度、BCPOMで-27.5‰程度となり、カワヨシノボリは底生動物・付着藻類と類似した値となった。 $\delta^{15}\text{N}$ は、カワヨシノボリで12.5~14‰程度、底生動物で6~13‰程度、付着藻類で7~10‰程度、SF POMで7.5‰程度、SCPOMで4‰程度、BF POMおよびBCPOMで6.5‰程度となり、カワヨシノボリと底生動物(PR, SC以外)間で2~5‰程度、底生動物(PR, SC以外)と付着藻類・SF POM・BPOM間で2~5‰程度の差が見られた(図5)。

St.3では、 $\delta^{13}\text{C}$ が、カワヨシノボリで-15.5~-17‰程度、底生動物で-13~-25‰程度、付着藻類で-16‰程度、SF POMで-21.5‰程度、SCPOMで-27‰程度、BF POMで-20.5‰程度、BCPOMで-20~-30‰程度となり、カワヨシノボリは底生動物(CF, CF/CG, CF/SC)・付着藻類・SF POM・BF POM(藻類)と類似した値となった。 $\delta^{15}\text{N}$ は、カワヨシノボリで9~11‰程度、底生動物で3~12‰程度、付着藻類で4‰程度、SF POMで6‰程度、SCPOMで4‰程度、BF POMで4.5‰程度、BCPOMで2~4‰程度となり、カワヨシノボリは付着藻類・底生動物(CF, CF/CG, CF/SC)・SF POM・BF POM・BCPOM(藻類)と3~8‰程度の差が見られた(図6)。

各調査地点の付着藻類、SPOM, BPOMの炭素・窒素安定同位体比プロットを図7(a)~(c)に示す。付着藻類の $\delta^{15}\text{N}$ はSt.2, St.1, St.3の順で大きく、 $\delta^{13}\text{C}$ はSt.3, St.1, St.2の順で大きかった。SF POMの $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ は地点によって数値が大きく異なり、ダムの上下流(St.1とSt.2)では $\delta^{15}\text{N}$ で3.0‰程度、最上流(St.1)と最下流(St.3)では $\delta^{13}\text{C}$ で4.0‰程度の違いがみられた。SCPOMは地点による $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ の違いが顕著ではなく、ダム上流(St.1)のSF POMと類似した数値となった。BF POMの $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ は、SF POMのそれらの分布パターンと似た傾向を示した。BCPOMの $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$

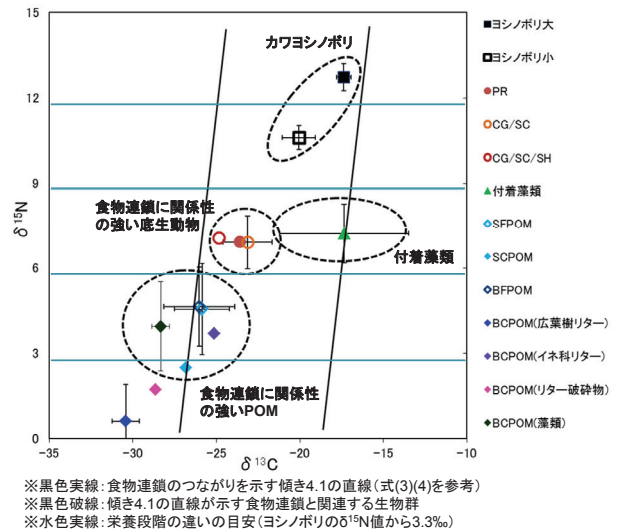


図4. St.1における炭素・窒素安定同位体比プロット。

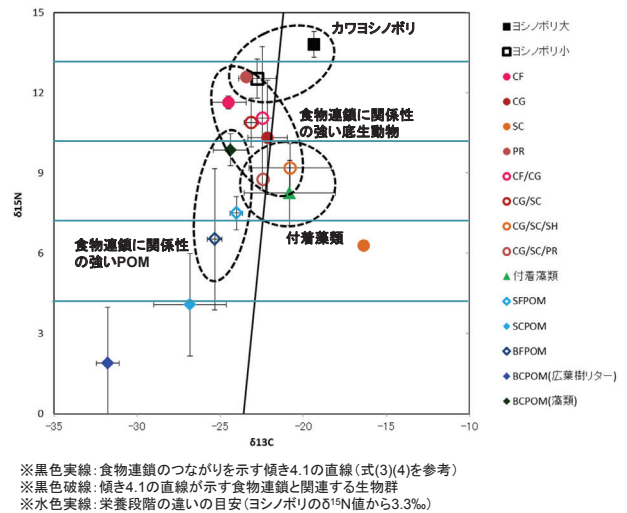


図5. St.2における炭素・窒素安定同位体比プロット。

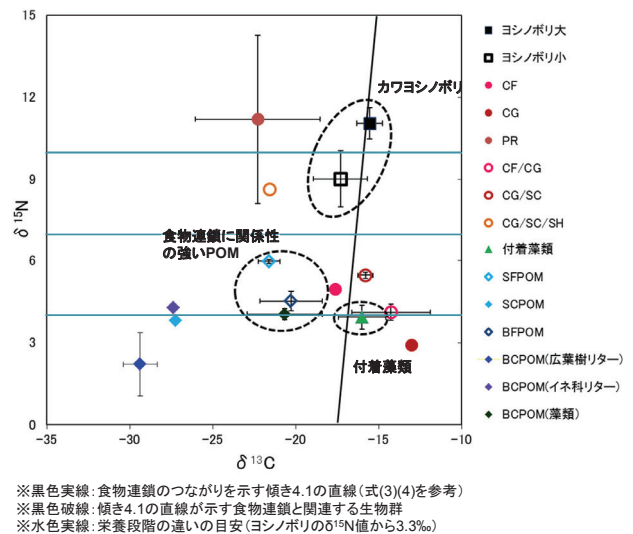


図6. St.3における炭素・窒素安定同位体比プロット。

については、広葉樹リターの分布が地点によらずほぼ同様であったのに対し、イネ科リター、リター破砕物、藻類（大型糸状藻類）については、地点による違いが顕著であった。

### 考 察

#### ダムと土砂還元が群集構造に及ぼす影響

底生動物は、ダム上流の St.1 で刈り取り食者 (SC) が優勢であった。St.1 における SC の乾燥重量は、ニンギョウトビケラが最も大きかった。ニンギョウトビケラは、巢材に 2~4 mm の砂礫を用いる携帯性トビケラであり、河床に巢材が無いと生息が困難になる。ダム上流部の St.1 は細粒土砂 (砂, 細礫) の被覆割合が 3 地点の中で最も大きかったことから (表 3), ニンギョウトビケラに良い影響を与えたと考えられる。類似の結果として, Katano *et al.* (2009) は, 携帯性トビケラであるヤマトビケラ属の密度はダム上流や土砂還元後で大きかったのに対し, ダム直下で小さく, 細粒土砂に依存する種であることを指摘している。また, ダム下流の St.2 及び St.3 では, ろ過食者 (CF) の現存量が大きくなった。

一般的に, ダム設置により河床かく乱頻度は低下し, 餌資源となるプランクトンの流下が生じることにより, 造網型トビケラ (ヒゲナガカワトビケラやシマトビケラ科) が優占する (古屋, 1998; 岩館ほか, 2007)。今回の結果から, ダム下流における流下有機物 (SF POM) の増加は確認できなかったことから (図 2d), 主に河床の安定化がろ過食者の増加に寄与したものと推察される。なお, ダム下流で実施された土砂還元は, 河床における小礫や中礫の被覆を若干増加させたが, ろ過食者の生育基盤となる巨礫や大礫を覆うまでには至らなかったことから (表 3), これらの生息に影響を及ぼすほどの効果は表れなかったものと考えられる。一方, 付着藻類では統計的有意差は検出されなかったものの, ダム下流で強熱減量, クロロフィル量ともに平均値で最大となり, 土砂還元後の St.3 における付着藻類の強熱減量は平均値で最小となった。ダム下流での繁茂は, ろ過食者と同様, 生育基盤となる河床の安定化によるもの (例えば, Biggs, 1996) と考えられる。ただし, 調査期間直近にも小規模の出水は数回確認されたこと ((独) 水資源機構阿木川ダム管理所提供の流況データより) から考えるに, St.3 においては, 土砂還元により供

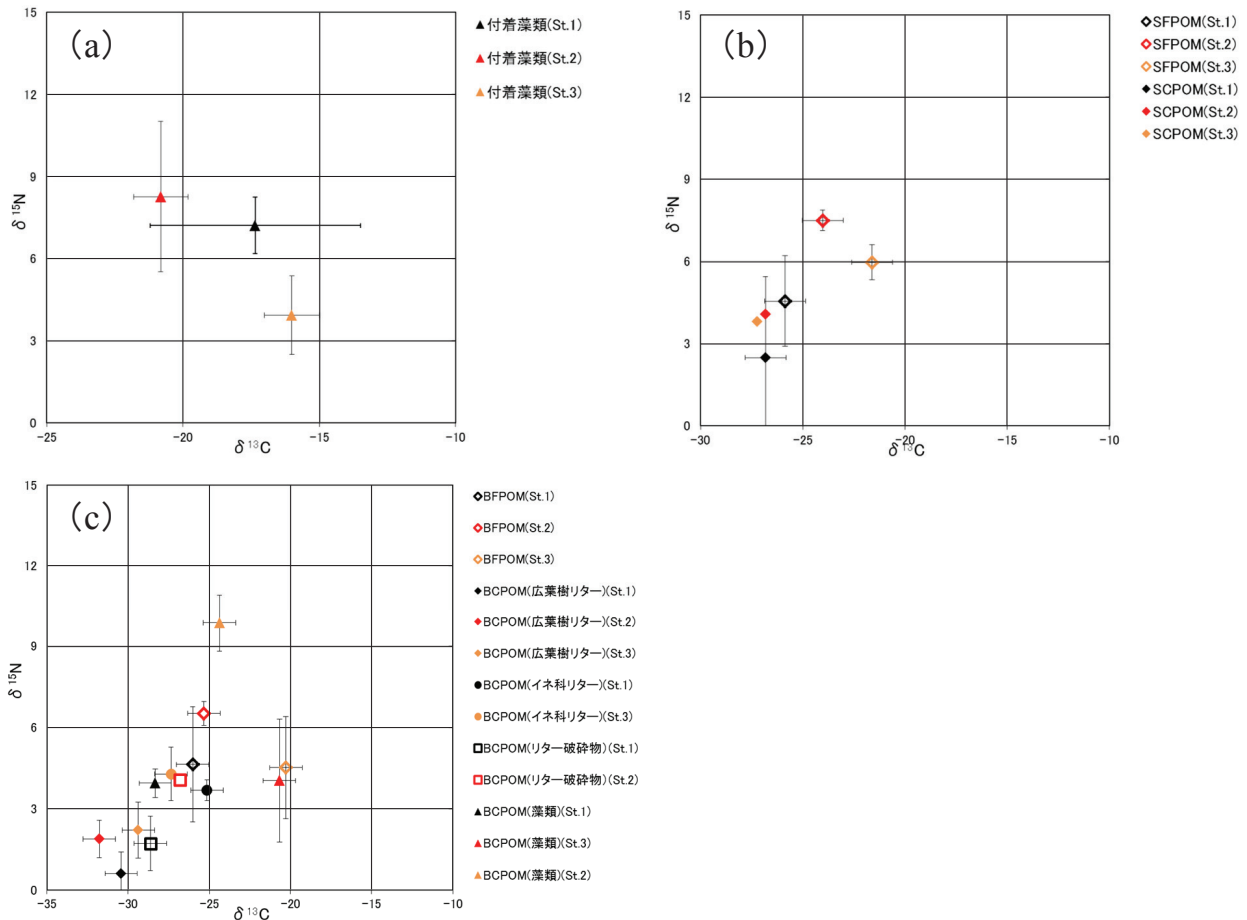


図7 (a). 付着藻類に関する炭素・窒素安定同位体比プロットの地点間比較. (b). SPOM に関する炭素・窒素安定同位体比プロットの地点間比較 (SF POM 及び SCPOM). (c). BF POM に関する炭素・窒素安定同位体比プロットの地点間比較.



給された細粒分の流送によるクレンジング効果（北村ほか、2000；田代ほか、2003）が働き、付着藻類の剥離が促進された可能性が示唆される。

魚類の密度は、ダム直下の St.2 において有意に小さくなり（図 3b）、田代ほか（2014）と同様の結果となった。小型のカワヨシノボリの出現割合は、St.2 で小さくなり、St.3 で再び大きくなった。体長 4cm 以下のカワヨシノボリは細粒土砂を好む傾向があると報告されていることから（田代ほか、2014）、ダム直下の St.2 では、砂礫の被覆割合が少なく生息が制限され、土砂還元によって河床に砂礫が増えると回復につながったと考えられる。なお、田代ほか（2014）は、阿木川におけるダム下流の土砂還元は表層下の砂成分を増加させ、底生魚の生息場所を改善するためには有効であったと結論付けており、今回の魚類密度においてもこれを支持する結果（図 3b）が得られた。以上の結果から、ダムは、付着藻類、底生動物、魚類の生息環境を変質させた一方、下流河道の土砂還元は、付着藻類の繁茂を制限し、底生魚の生息場所の改善に寄与したが、その餌となる底生動物の群集構造を変化させるまでには至らなかったものと考えられた。

#### 炭素・窒素安定同位体比から見た食物網の構造

St.1 のカワヨシノボリの  $\delta^{13}\text{C}$  及び  $\delta^{15}\text{N}$  値は、POM から底生動物へとつながる食物網と付着藻類から始まる食物網の間に位置していた。カワヨシノボリは雑食性であり（児玉、1961）、St.1 でも、底生動物や付着藻類といった複数の餌資源を利用している可能性が示された。St.1 の底生動物は、 $\delta^{13}\text{C}$  値が付着藻類とは大きく異なり、各摂食機能群の同位体比の変動幅が小さいことから、同じ餌資源（SPOM もしくは BPOM）を利用している可能性が高い。SCPOM 及び BCPOM を観察したところ、主な組成は外来性有機物のリターであった。Vannote *et al.* (1980) は、河川上流の食物網の特性としてリター等の外来性有機物の寄与が大きいことを指摘し、阿部・布川（2005）は、炭素・窒素安定同位体比の測定から春期の溪流では底生動物の多くは外来性有機物を餌資源として利用していることを報告している。St.1 の捕食者（PR）はカミムラカワゲラであり、Merritt and Cummins（2008）では、肉食性と区分されているが、他の摂食機能群とほぼ同じ栄養段階にあって肉食と判断できなかった。St.1 の個体は他地点に比べて体サイズが小さく、初期の成長段階であったため、植食性を示したものと考えられる。磯邊ほか（1995）は、カミムラカワゲラは一般的に肉食性であるが性や齢によって植食性となる場合があると報告している。

St.2 のカワヨシノボリは、St.1 とは異なり、POM と付着藻類から底生動物へとつながる 1 つの食物網の上位に位置していた。顕微鏡観察の結果、SFPOM の主な組成は、植物プランクトンであった。プランクトンは底生動物の餌資源として栄養価が高いことが知られている（Richardson, 1984）。さ

らに、BFPOM 及び BCPOM の主な組成は藻類由来の有機物であり、付着藻類の現存量は調査地点の中で最も大きかった。以上の結果より、St.2 のカワヨシノボリを支える食物網は、栄養価の高いプランクトンや現存量の大きい藻類が起点となっている可能性が高い。捕食者（PR）は、小型のヨシノボリとほぼ同じ栄養段階であった。PR は他の底生動物に比べて体サイズが大きいため、小型のヨシノボリは PR を捕食できなかったと考えられる。小型のカワヨシノボリと BCPOM（藻類）や付着藻類の間の  $\delta^{15}\text{N}$  の違いが 3.3‰ 前後であったことから、内在性有機物の直接利用率が高いと考えられる。大型のカワヨシノボリの  $\delta^{15}\text{N}$  は、小型に比べて 1.5‰ 程度高く、PR を含む底生動物の利用率が高いことや小型のヨシノボリを捕食している可能性も考えられる。

St.3 のカワヨシノボリは、藻類由来の POM や付着藻類の内在性有機物を起点とする食物網に属すると考えられる。しかし、カワヨシノボリと POM および付着藻類の間に位置すると考えられる底生動物との明確な関連性は示されなかった。なお、St.3 の底生動物は他の地点に比べ、摂食機能群毎の  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  のバラつきが大きかった。カワヨシノボリがこれらの同位体比の違いの大きい底生動物を選択せずに利用していたため、カワヨシノボリと底生動物の関連性が示されなかった可能性が示唆される。

付着藻類の  $\delta^{15}\text{N}$  は St.2、St.1、St.3 の順で大きかったが、この傾向は各調査地点の Chl. *a* 量と同様であった。付着藻類の現存量の大きい地点では窒素の消費量が大きく、溶存窒素濃度が低くなるため、同位体分別が起こりにくかった（Nathalie *et al.*, 1998; Nathalie *et al.*, 1999）と推察される。また、ダム貯水池内は、河川水に比べて曝気が起こりにくいため、溶存炭素濃度は低く、同位体分別は起こりにくい（Nathalie *et al.*, 1998; Nathalie *et al.*, 1999）。そのため、ダム直下の St.2 において付着藻類の  $\delta^{13}\text{C}$  が高いことが予想されたが、そのような傾向は見られなかった。

SPOM のうち、ダム直下（St.2）の SFPOM の  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  がその他の地点（St.1、St.3）と異なったことに関しては、貯水池から流下する植物プランクトンが含まれたためと考えられる。Katano *et al.* (2009) は、ダム上流には見られない植物プランクトンが、ダム下流約 1 km の地点では高濃度で確認され、さらにその下流（ダム下流約 2.5 km 地点）で半分以下に減少したことを報告している。本調査でも、ダムからの距離に応じて異なる水中の植物プランクトン濃度の違いが St.2 及び St.3 における SFPOM の  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  の違いに影響した可能性が示唆される。

また、植物は C3、C4、CAM といった光合成の反応機構により  $\delta^{13}\text{C}$  が異なるとされる（和田、2009）。BCPOM の  $\delta^{13}\text{C}$  について、本調査では広葉樹リター、イネ科リター、剥離した大型糸状藻類でこれらの分布傾向が異なったことは、植物の種類による光合成の反応機構の違い（和田、2009）が影響

したものと考えられる。BFPOM および BCPOM (藻類) の  $\delta^{15}\text{N}$  が相対的に高かったことは、前記した付着藻類のそれと同様の傾向であった。このことから、これらの起源は採取地点近傍に生じていた付着藻類であることが示唆されるとともに、窒素の消費量が大きかったために同位体分別が起こりにくかった (Nathalie *et al.*, 1998; Nathalie *et al.*, 1999) が推察される。

既往研究の結果を考慮すると、食物網の基盤となる有機物は、現存量に影響されていると考えられる。Hicks (1997) は、ニュージーランドにおいて、森林溪流の食物網はリターに、草地溪流の食物網はリターと藻類の両方に依存していたことを報告した。Spencer *et al.* (2003) は、アメリカ合衆国の山火事跡地の溪流における食物網は、周辺の森林溪流における食物網と比べ、内在性有機物へ依存する傾向が強いことを示している。また、餌資源としての価値は、一般的に外来性有機物に比べて内在性有機物のほうが高いとされるが (Bildy and Bisson, 1992)、今回の結果によれば、外来性有機物の供給が内在性有機物と同程度であったダム上流 (St.1) では外来性有機物が底生動物に利用され、外来性有機物の供給が少ないダム下流 (St.2及び St.3) では内在性有機物が底生動物に利用される傾向が示された。したがって、ダムによって食物網の起点となる有機物は外来性から内在性に変化したものの、底生動物や魚類はこれらの変化には影響を受けず、同所的に存在する餌資源を利用したものと考えられた。なお、本研究で対象とした阿木川ダム下流の土砂還元について、Katano *et al.* (2009) や田代ほか (2014) は、河床の生息場所環境を修復する効果があったと結論付けており、本調査においても餌資源となる有機物の形態が付着藻類のみから付着藻類と堆積有機物に変化するという、修復の効果が確認された。ただし、ダムおよび貯水池に起因して改変された食物網構造までを修復したとは判断できず、この点に関する土砂還元の修復効果は認められなかった。

## 謝 辞

本研究の実施に際し、名古屋大学の戸田祐嗣准教授、広島大学の土居秀幸テニユアトラック講師、東京工業大学の吉村千洋准教授、名城大学の谷口義則准教授には研究計画の段階から多くの有意義な助言をいただいた。阿木川、飯沼川における調査では、(独)水資源機構阿木川ダム管理所、恵那漁業協同組合の方々に多くの便宜を図っていただいた。また、本研究は、水源地生態研究会・ダム湖と下流の生態研究グループ (2008~2013年度、一般財団法人水源地環境センター) の調査研究として実施された。ここに記して御礼申し上げる。

## 参考文献

- 阿部俊夫・布川雅典 (2005) : 春期の溪流における安定同位体を用いた食物網解析. 日本林学会誌, **87**(1) : 13-19.
- Biggs, B. J. F. (1996) : Patterns in benthic algae of streams. In *Algal Ecology*, Stevenson, J., Bothwell, M. L. and Lowe, R. L. (eds.) : 31-56, Academic Press. San Diego.
- Biggs, B. J. F. and Kilroy, C. (2000) : *Stream Periphyton Monitoring Manual*. New Zealand Institute Water and Atmosphere for Ministry for the Environment, Christchurch, New Zealand, [http://www.niwa.co.nz/sites/default/files/import/attachments/peri\\_complete.pdf](http://www.niwa.co.nz/sites/default/files/import/attachments/peri_complete.pdf), 平成26年4月3日閲覧.
- Bildby, R. E. and Bisson, P. A. (1992) : Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**:540-551.
- 独立行政法人水資源機構 (2013) : 個別施設の状況 - 木曾川水系阿木川ダム. 平成24年水質年報, [http://www.water.go.jp/honsya/honsya/torikumi/kankyosuisitu/pdf/h24/2/h24\\_24agig.pdf](http://www.water.go.jp/honsya/honsya/torikumi/kankyosuisitu/pdf/h24/2/h24_24agig.pdf), 平成26年3月19日閲覧.
- 古屋八重子 (1998) : 吉野川における造網性トビケラの流程分布と密度の年次変化, とくにオオシマトビケラ (昆虫, 毛翅目) の生息域拡大と密度増加について. 陸水学雑誌, **59** : 429-441.
- Hicks, B. J. (1997) : Food webs in forest and pasture streams in the Waikato region, New Zealand: A study based on analyses of stable isotope of carbon and nitrogen, and fish contents. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, **31**: 651-664.
- 磯邊ゆう (1995) : 大型カワゲラ類四種の幼虫の生態的文化 : 68-84, 日本の昆虫群集 種分化とすみわけをめぐって (柴谷篤弘, 谷田一三編). 東海大学出版会, 東京.
- 岩館知寛・程木義邦・大林夏湖・村上哲生・小野有五 (2007) : 天塩川水系岩尾内ダム直下流域におけるヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata* Navas) の優占. 陸水学雑誌, **68** : 41-49.
- Jefferey, S. W. and Humphrey, G. F. (1975) : New spectrophotometric equation for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen*, **167**: 191-194.
- Katano, I., Negishi, J. N., Minagawa, T., Doi, H., Kawaguchi, Y. and Kayaba, Y. (2009) : Longitudinal macroinvertebrate organization over contrasting discontinuities: effects of a dam and a tributary. *Journal of North American Benthological Society*, **28**: 311-351.
- Kawaguchi, Y. and Nakano, S. (2001) : Contribution of terrestrial

- invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology*, **46**(3): 303-316.
- 川合楨次 (1985) : 日本産水生昆虫検索図説. 東海大学出版社
- 梶野健・浅見和弘・中畠一彦・杉尾俊治・林貞行・高橋陽一 (2003) : 浦山ダム下流に投入した土砂がウグイの産卵にもたらす効果について—ダム下流河川における土砂投入の効果—. *応用生態工学*, **6**(1):51-58.
- 北村忠紀・加藤万貴・田代 喬・辻本哲郎 (2000) : 砂利投入による付着藻類カワシオグサの剥離除去に関する実験的研究. *河川技術に関する論文集*, **6** : 125-130.
- 児玉浩憲 (1961) : ヨシノボリの食性. *日本生態学会誌*, **11**(6) : 226-231.
- 久野英 (1986) : 動物の個体群動態研究法 I —個体数推定法—. 共立出版, 東京, 111 p.
- 丸山博紀, 高井幹夫, 谷田一三 (2000) : 原色川虫図鑑. 全国農村教育協会, 東京.
- Merritt, R. W., Cummins, K.W. and Berg, M.B.(2008): An Introduction to the Aquatic Insects of North America (4th edition), Kendall/Hart Publishing Company, Dubuque, Iowa. U.S.A., 1158 p.
- 水野信彦・御勢久右衛門 (1972) : 河川の生態学. 築地出版, 東京.
- Nakano, D., Yamamoto, M. and Okino, T. (2005) : Ecosystem engineering by larvae of net-spinning stream caddisflies creates a habitat on the upper surface of stones for mayfly nymphs with a low resistance to flows. *Freshwater Biology*, **50**: 1492-1498.
- Nathalie, A. W., Kedong, Y., Zhiming, Y., Kuninao, T., Paul, J. H., David, H. T., Stephen, E. C.(1998): Nitrogen isotope fractionation during nitrate, ammonium and urea uptake by marine diatoms and coccolithophores under various conditions of N availability. *Marine Ecology Progress Series*, **169**: 29-41.
- Nathalie, A. W., Zhiming, Y., Kedong, Y., Bente, N., Paul, J. H., David, H. T., Stephen, E. C.(1999): Nitrogen isotopic fractionation during a simulated diatom spring bloom: importance of N-starvation in controlling fractionation. *Marine Ecology Progress Series*, **179**: 291-296.
- Poff, N. L. and Hart, D. D.(2002): How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Bioscience*, **52**: 659-668.
- Richardson, J. S. (1984) : Effects of seston quality on the growth of a lake-outlet filter feeder. *Oikos*, **43**: 386-390.
- Spencer, C. N, Gabel, K. O and Hauer, F. R. (2003) : Wildfire effects on stream food webs and nutrient dynamics in Glacier National Park, USA. *Forest Ecology and Management*, **178**: 141-153.
- Speziale, B.J., Schreiner, S.P., Giammatteo, P.A. and Schindler, J.E. (1984): Comparison of N, N- Dimethylformamide, Dimethyl Sulfoide, and Acetone for Extraction of Phytoplankton Chlorophyll. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **41**(10):, 1519-1522.
- Suzuki, R. and Ishimaru, T. (1990) : An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using N, N-dimethylformamide, *Journal of Oceanographic Society of Japan*, **46**: 190-194.
- 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*, **1**:175-202
- 田代喬・渡邊慎多郎・辻本哲郎 (2003) : 掃流砂礫による付着藻類の剥離効果算定に基づいた河床攪乱作用の評価について. *水工学論文集*, **47** : 1063-1068.
- 田代喬・奥田千賀子・辻本哲郎 (2014) : 底生魚の生息場所からみたダム下流の河床のアーマー化と土砂還元による機能の回復. *土木学会論文集 B1 (水工学)*, **70**(4): I\_1321-I\_1326.
- 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*, **55**: 189-197.
- 高津文人・河口洋一・布川雅典・中村太士 (2005) : 炭素・窒素安定同位体自然存在比による河川環境の評価. *応用生態工学*, **7**(2): 201-213.
- 辻本哲郎 (1999) : ダムが河川の物理環境に与える影響—河川工学及び水理学的視点から—. *応用生態工学*, **2**(2): 103-112.
- Vannote, R. L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Gushing, E. (1980) : The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**: 130-137.
- 和田英太郎 (2009) : 安定同位体フィンガープリント法. *日本生態学会誌*, **59**: 159-168.
- Wada, E., Terazaki, M., Kabaya, Y. and Nemoto, T. (1987): 15N and 13C abundances in Antarctic Ocean with emphasis on the biogeochemical structure of the food web. *Deep-Sea Research*, **34**(5-6): 829-841.
- 吉村千洋・谷田一三・古米弘明・中島典之 (2006) : 河川生態系を支える多様な粒状有機物. *応用生態工学*, **9**(1): 85-101.
- (担当編集委員 : 野崎健太郎, 梶山女学園大学教育学部)

