

天竜川下流域における流下に伴う濁水の量的・質的变化と 砂州地形特性の関係について

Relationship Between Quantitative and Qualitative Change of the Turbid Water and Sandbar Characteristics in the Tenryu River

高橋真司⁽¹⁾・兵藤誠⁽²⁾・角哲也・竹門康弘

Shinji TAKAHASHI⁽¹⁾, Makoto HYODO⁽²⁾, Tetsuya SUMI and Yasuhiro TAKEMON

(1) 京都大学大学院工学研究科都市社会工学専攻

(2) いであ株式会社

(1) Department of Urban Management, Kyoto University

(2) IDEA Consultants, INC., Japan

Synopsis

Long-term persistence of turbid water has become an environmental issue in downstream reaches in a lot of dams. Turbid water causes degradation of river landscape, load of water treatment process, burden on the hydraulic power plant and degradation of biodiversity. In this paper, we focus on sandbars as a place of purification of the turbid water. We evaluated the influence of sandbars on qualitative and quantitative change of turbid water in the Tenryu river. Regarding quantitative change of turbid water, turbidity in the river water at downstream of the sandbar showed a 52.8% reduction by drifting through the survey section of 23.7km in total length. However, the concentration of suspended solids in the river water was not significantly reduced, and fluctuated between 3.4 and 5.0 mg L⁻¹. As for qualitative change, proportion of dam POM in SFPOM at downstream of sandbar declined as downstream and varied between 0.01 and 0.94. The reduction rate slope of Dam POM was higher in the double row bars section than the point bars section. Therefore, it is necessary to evaluate the turbid water purification function with attention to various characteristic values of sandbar.

キーワード: 砂州, 濁水, 流下微粒状有機物, 安定同位体比

Keywords: sandbar, turbid water, suspended fine particulate organic matter, stable isotope ratio

1. はじめに

天竜川流域では、ダム上流側で生産された土砂が貯水池へ流入することによってダム堆砂が進行している。天竜川中流部に建設された佐久間ダムについても堆砂対策が喫緊の課題となっており、再開発事業が進められている。現在、佐久間ダムでは堆砂によ

る影響で、ダム下流域での濁水長期化が問題となっている。この問題の解決策として排砂バイパス施設を整備し、下流域へ土砂を移動させる計画が検討されている。しかしながら、下流域へ土砂を供給した際の水質・物理環境、河川生態系への影響については十分な検討がされていない。

河川への懸濁成分の流入は、河川環境の劣化をも

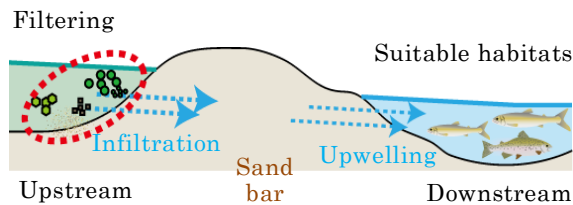


Fig.1 Turbid water purification function by sand bar.

たらずことが知られている (Nobles and Zhang, 2011; Denic and Geist, 2015) . 懸濁成分の流入は濁度を高め、水生生物相や水質へも影響を及ぼす (Wood and Armitage, 1997; Kemp, et al., 2011) . 河川水中の懸濁成分は透明度の低下を引き起こし、河床への入射光を減少させる。そして、河床の光環境が劣化することで付着藻類等の一次生産が抑制される (Davies-Colley et al., 1992; Wood and Armitage, 1999; Henly et al., 2000) . また、河床へ堆積した懸濁物は石礫の間隙に目詰まりし、生物が利用可能な空間を狭め、底生動物群集の生息環境にストレスを与えている (Brim Box and Mossa, 1999; Parkhill and Gulliver, 2002; Kaller and Hartman, 2004) .

懸濁物に含まれている微粒状有機物 (Fine Particulate Organic matter, FPOM: $0.7\mu\text{m}$ <粒径< 1mm) は、水生生物の餌資源として利用されており、特に濾過食者の底生動物にとって重要な食物源の一つである。ダム下流河川ではダム湖由来有機物が含まれるFPOMの増加にともない、濾過食者が増加し栄養起源もダム湖有機物の割合が高まる (Winggins, 1996; Sheldon and Oswood, 1997; Doi et al., 2008) . 流下FPOM中のダム有機物割合を推定するには安定同位体比解析が有効である (高橋ら, 2013; Ock and Takemon, 2014) . 炭素・窒素安定同位体比を使用することでFPOMの構成割合を定量的に求めることができるのでダムPOMの流下距離も算出することが可能となる。

河川水中の懸濁成分は掃流砂、浮遊砂及びウォッシュロードに分類される。このうち浮遊砂の一部とウォッシュロードは水流によって流下し、砂州側面や河岸際に捕捉され、河川地形を改変する (Wood and Armitage, 1997; Gaeuman et al., 2003; Lea and Legleiter, 2016) . また、捕捉された懸濁成分の一部は水勢によって再び浮上し (Wilcock et al., 1996) ,断続的に流下していく。懸濁物質中のFPOMの流下距離は河道地形の複雑さと関係があり、径深が大きいほど河道への捕捉率が高まり、FPOMの流下距離は短くなる (竹門ら, 2006; 玉・竹門, 2008) . 懸濁成分の捕捉は、河道の径深の他に砂州のフィルタリング効果も寄与しているかもしれない (Fig. 1) . 砂州の上流端は、捕捉機能が強く懸濁成分を効率的に捕捉できる。そして、砂州内の間隙に流入した河川水は清澄な伏流

水として砂州下流端から湧出し、魚類の産卵・生育環境として好適な生息場 (ワンド・たまりなど) を形成することが期待される。

本研究では、濁度の量的・質的变化の両方に着目し、流下による濁度の変化プロセスを明らかにすることを目的とした。量的変化は、流下に伴う懸濁物質量の変動から評価した。質的变化は、流下FPOMの構成割合の変化から評価した。加えて、砂州種類と濁度変化の関係も合わせて検証し、砂州が濁度低減に及ぼす影響を評価した。

2. 方法

2.1 調査河川

調査対象河川である天竜川は、流路長 213km、流域面積 5090km^2 の一級河川であり、流程内に 15 のダムが存在する。これらのダムは、治水、利水、発電を目的としたダムであるが、多くのダムが流砂の影響により貯水池の堆砂促進が進行している。本研究では、天竜川本川のダム群のうち最下流にある船明ダム下流域を調査対象区域とした。現地調査は 2016 年 11 月 7~8 日に実施し、調査日当日における船明ダム下流の水位 (鹿島橋観測所) は -2.72 及び -2.68m だった (2016 年の平水位は -2.56m) . 砂州による懸濁物質の捕捉機能を評価するために船明ダム直下から下流 5kp までのおよそ 25km 区間について複数の砂州下端側で縦断的な調査をおこなった (Fig. 2, Table 1) . 採水はボートに乗船し行い、流速と同等の速さで流下しながら調査を行った。砂州下端以外の採水地点として、ダム湖水、ダム直下及び流心部 5 地点と砂州尻ワンドによって創出された湧水地点での採水もおこなった。但し、ダム湖及びダム直下地点の採水は河岸から行った。

2.2 調査項目

調査地点で採水と水質調査を実施した。水温、DO 及び EC はポータブル水質計 (HORIBA 製 U-50 Multiparameter Water Quality Checker) を用いて測定した。懸濁成分量の指標として濁度、浮遊物質濃度 (SS) 及び強熱減量 (AFDM) を測定した。濁度は、採水時に濁度計 (東亜 DKK TB-31) を用いて現地で測定を行った。採取した河川水は実験室に持ち帰り、 1mm のふるいを通水させた後、あらかじめ 450°C で 2 時間燃焼して有機物を除去した GF/F (ポアサイズ: $0.7\mu\text{m}$) に濾過して濾紙上に残った物質を SS サンプルとした。SS サンプルの重量から濾過に使用した濾紙重量を差し引くことで SS を算出した。AFDM は、SS サンプルを灰化し揮発した差分から求めた。SS 及び AFDM の前処理は各地点繰り返し 3 回行っ

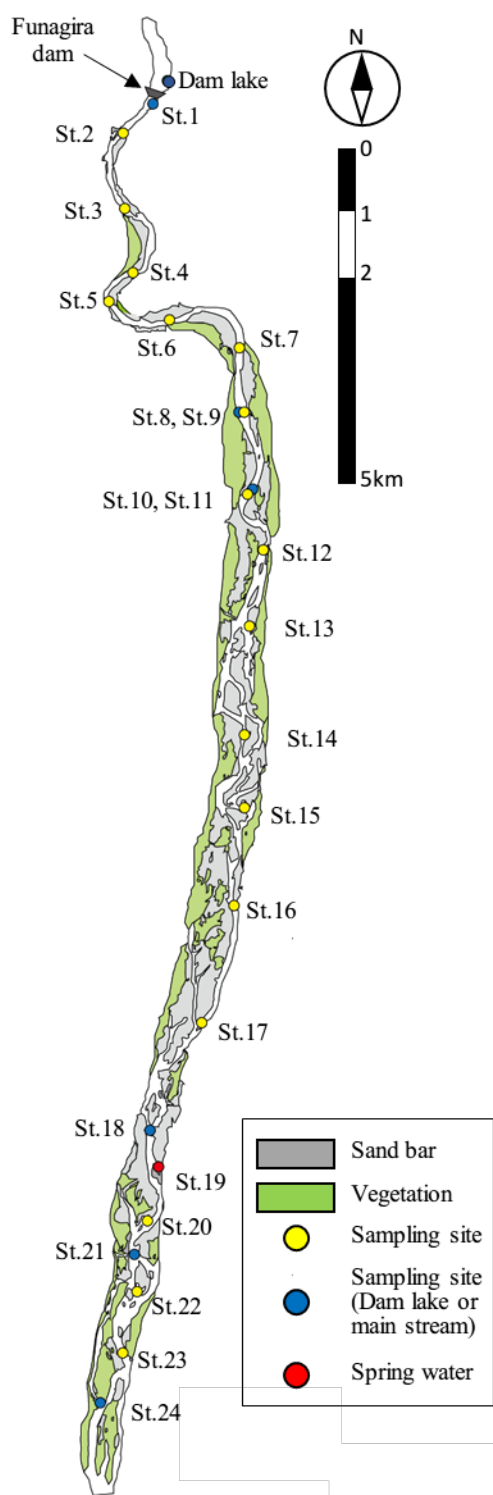


Fig. 2 Location of the 25 survey sites in the Tenryu river (Dam lake site and St.1-24 (longitudinal survey sites)).

た.

懸濁成分の質的評価をするために流下微粒状有機物 (Suspended Fine Particulate Organic Materials: SFPOM), 付着層, 河岸植物及びダム湖有機物 (ダ

Table 1 Sampling site type, location and water qualities. DL indicates the dam lake site, DS indicates downstream of sandbar sites, MS indicates main stream sites, SW indicates spring water site.

Station	Type	distance from dam (km)	Water temp. (°C)	DO (mg L ⁻¹)	pH	EC (μs/m)
Dam lake	DL	-	15.2	9.8	7.1	114
1	DS	0.1	14.5	10.5	7.5	114
2	DS	1.5	15.4	10.3	7.4	115
3	DS	2.8	14.9	10.3	7.7	112
4	DS	4.0	14.7	10.7	7.7	114
5	DS	4.5	14.7	10.6	7.5	114
6	DS	5.8	14.7	10.6	7.4	114
7	DS	7.0	14.9	10.8	7.2	114
8	DS	8.4	14.8	11.1	7.2	115
9	MS	8.4	14.9	11.2	7.0	114
10	DS	9.8	15.0	11.3	7.5	114
11	MS	9.8	14.8	11.0	7.1	115
12	DS	10.8	14.9	12.3	7.1	114
13	DS	12.0	15.4	11.2	7.6	114
14	DS	13.4	15.0	11.4	7.6	114
15	DS	15.4	15.2	11.8	7.6	115
16	DS	17.2	15.7	11.3	7.7	125
17	DS	19.2	15.7	11.6	7.8	115
18	MS	21.4	15.2	11.4	7.8	114
19	SW	21.8	18.6	6.9	6.4	209
20	DS	22.8	14.5	10.6	8.1	116
21	MS	23.6	14.6	10.5	7.9	115
22	DS	24.2	14.7	10.7	7.8	115
23	DS	25.2	15.3	10.7	8.1	114
24	MS	25.8	15.3	10.8	8.2	114

ム POM) 中の安定同位体比測定を行った. SFPOM 及びダム湖有機物は SS と同様の前処理を行うことで分析用サンプルを得た. 付着層は, St.18 で河床に堆積している長径 15~30cm 程度の礫上にゴム製の型枠 (枠サイズ: 5cm×5cm) を固定し枠内の付着層をブラシで剥ぎ取った. 剥ぎ取った付着層は実験室で水洗したのち, 純水に懸濁させ Whatman GF/F に 100ml 程度ろ過して濾紙上に残った物質をサンプルとした. 河岸植物は, 流程間に群生していたヨシ類を採取しサンプルとした. 各種有機物サンプルは安定同位体比測定まで -30°C で冷凍保存した.

2.3 安定同位体比分析

冷凍保存していた各種有機物サンプルは 1mol L⁻¹ HCl で炭酸塩除去を行い, 凍結乾燥させたものを分析用試料とした. 試料を折りたたみ, それぞれスズ箔に入れ, 元素分析装置 (Thermo Scientific 社製 FlashEA1112) と質量分析計 (Finnigan 社製 MATDELTA Plus) から構成されているオンライン分析システムを用いて, サンプル中の炭素・窒素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$) を測定した. $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ は以下の式により標準試料からの相対千分率で示した.

$$\delta^{13}\text{C}, \delta^{15}\text{N} = [\text{R}_{\text{sample}} / \text{R}_{\text{standard}} - 1] \times 1000 (\text{‰})$$

ここで, R は $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ あるいは $^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ である. 標準試料として $\delta^{13}\text{C}$ は Pee Dee Belemnite (PDB), $\delta^{15}\text{N}$ は大気中の窒素を用いた. この装置で標準試料を繰

り返し分析した際の標準偏差は, $\delta^{13}\text{C}$ が 0.05‰, $\delta^{15}\text{N}$ が 0.1‰だった。

2.4 砂州形状解析

調査日近傍の衛星写真を用いて, 砂州及び流路の定量化を行った。採水地点ごとに横断直線を引き, 直線で囲まれた区間を各調査区間とした。調査区間ごとに砂州の種類(寄州, 中州)及び面積を求めた。砂州及び河道の面積はImageJ 1.51を用いて算出した。

2.5 データ解析

流心部と砂州下端側の懸濁成分濃度の差を検定するために t 検定を用いた。湧水地との比較には tukey-kramer test による多重比較を行った。ダム堤体からの距離と懸濁成分との無相関検定として Pearson の積率相関係数を用いた。

粒状有機物は複数の異なる起源を持つ有機物の混合物と考えることができる。安定同位体比分析をおこなうことで, 起源となる有機物の安定同位体比の違いを利用して粒状有機物に対するそれぞれの有機物構成割合を求めることができる (Fry, 2006)。各種有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ から FPOM の起源推定を行った。各調査地点における FPOM 起源推定をおこなうことで, 流下に伴う FPOM の縦断変化を明らかにすることができる。本報告では, FPOM の起源物質として, 付着層(自生性有機物), 河岸植物(他生性有機物)及びダム POM の3種類を設定し, 混合モデル式を適用して FPOM の各有機物寄与率を求めた。起源推定には, SIAR (Stable Isotope Analysis in R) を使用した (Parnell et al., 2010)。SIAR は, 安定同位体比を利用した食物網等の起源推定の計算プログラムであり, 混合モデルにベイズ統計を利用している。なお, 混合モデルを適用する場合, 起源物質間の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ が明確に異なる必要がある。そこで, 起源推定を行う前に, 起源物質の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ について one-way ANOVA を用いて評価した。

3. 結果

3.1 調査地点における水質環境

河川表層水の水温は, 湧水地点である St.19 で 18.6°C と最も高く, それ以外の地点では $14.5^{\circ}\text{C} \sim 15.7^{\circ}\text{C}$ の範囲で変動した (Table 1)。流心部と近傍の砂州下端側との水温に大きな違いは認められず, 流水域における横断的な水温の変化は確認されなかった。DO は止水環境である St.19 とダム湖水で低い値を示した (St.19: 6.9mg L^{-1} , ダム湖: 9.8mg L^{-1})。その他の地点では $10.3 \sim 12.3\text{mg L}^{-1}$ の範囲で変動し, 水温同様に横断的な違いは確認されなかった。pH は地点

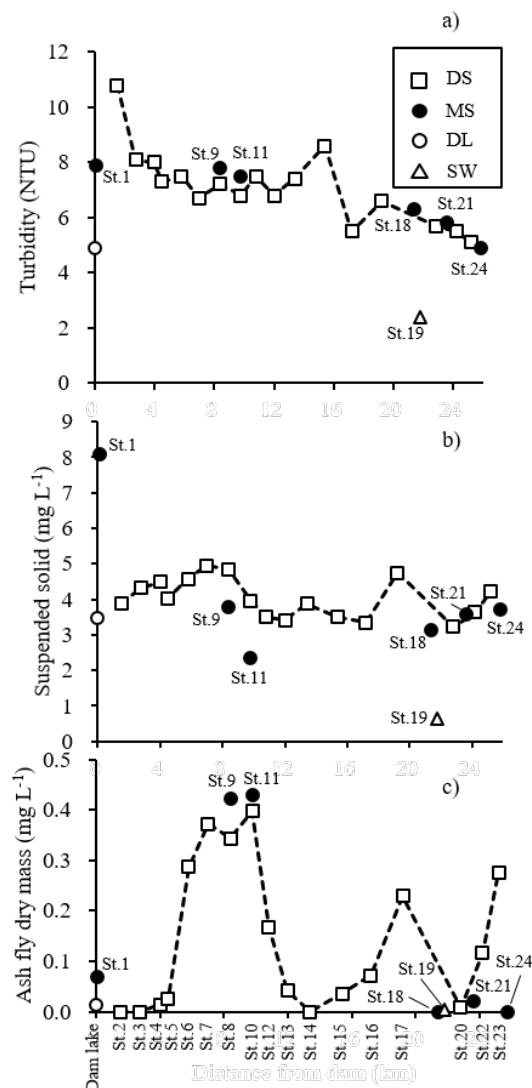


Fig. 3 Variation in turbidity a), suspended solids b) and ash fly dry mass c) during longitudinal survey. Square symbols indicate downstream of sandbar sites (DS), black circles symbols indicate main stream sites (MS), white circle symbol indicates dam lake (DL), triangle symbol indicates spring water site (SW).

ごとに大きな違いは無く下流ほど値が高まり, $7.0 \sim 8.2$ の中性範囲で変動した。河川水中に溶解しているイオン物質量の指標である EC は St.19 で $209\mu\text{S/m}$ と最も高く, 次いで St.16 で $125\mu\text{S/m}$ と高い値を示した。その他の地点では $112 \sim 116\mu\text{S/m}$ の範囲にあった。湧水が滞留している St.19 は流水域とは異なる水質環境を有していた。

砂州下端側の濁度は St.2 で 10.8NTU と最も高く, ダム下流域では地点毎に濁度の増減はありながらも低下傾向にあった ($r = 0.75$, $P < 0.05$) (Fig. 3 a)。最下流の St.23 では濁度が 5.1NTU となり, 最も濁度の高かった St.2 から 5 割以上減少した。流心部の濁度も

下流地点ほど低く、St.9からSt.24にかけて約4割減少した ($r = 0.93$, $P < 0.01$)。ダム直下であるSt.1の濁度はダム湖水より高かったが、直後のSt.2よりは低い値であった。ダム直下のSt.1及び最下流のSt.24を除く4地点の流心部の濁度は、近傍の砂州下端側の濁度より高く、横断的な濁度の違いが認められた。湧水地であるSt.19の濁度は他地点より低く、濁りの少ない水が湧出している場であった。SS濃度は、ダム直下地点であるSt.1で最も高い値を示した (8.1mg L^{-1})。砂州下端側のSS濃度は調査区間の中で一定の傾向は認められず $3.4\text{mg L}^{-1} \sim 5.0\text{mg L}^{-1}$ の範囲を変動した (Fig. 3 b)。流心部のSS濃度は St.1 で 8.1mg L^{-1} と最も高かったが、St.11の時点で 2.3mg L^{-1} まで低下した。St.11以降において若干の増加は認められたが、 4mg L^{-1} 以下で推移した。St.19のSSは顕著に低く、濁度同様に透明度の高い水の湧出が確認された。SS中の有機物割合は $0.1 \sim 18.4\%$ であり、調査河川区間のSSは大部分が無機物で構成され、有機物量は微量であった (Fig. 3 c)。砂州下端側の強熱減量は、SSの変動と同期する傾向を示し、St.6～9, 18及び23で増加した。一方で、St.2～3及び13は強熱減量がほとんど検出されず、懸濁物質はほぼ無機物で構成されていた。ダム湖水の強熱減量は 0.01mg L^{-1} と低く、表層水の懸濁成分は無機物で構成されていた。流心部の強熱減量はSt.1では低かったがSt.9及び11で増加し、下流域ではほぼ検出されなかった。St.19の強熱減量は 0.004mg L^{-1} と低く、濁度及びSSと同様の傾向を示した。

3.2 安定同位体比によるFPOMの起原推定

ダム湖水の流下微粒状有機物 (SFPOM) の炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) は $-30.3 \pm 0.3\%$ であり、ダム下流地点群の平均値より有意に低い値を示した (t -test, $P < 0.05$) (Fig. 4)。ダム下流域における砂州下端側の $\delta^{13}\text{C}$ は、 $-30.5 \sim -25.7\%$ の範囲で変動し、下流ほど高まる傾向を示した ($r = 0.79$, $P < 0.001$)。流心部の $\delta^{13}\text{C}$ は、ダム直下の St.1 から St.9 にかけて増加したが St.11 で低下し、その後、再度増加した。流心部5地点とそれぞれの近傍の砂州下端側の SFPOM の $\delta^{13}\text{C}$ を比較したところ、St.10 vs St.11 のみ有意な差が認められた (t -test, $P < 0.05$)。湧水地である St.19 の SFPOM の $\delta^{13}\text{C}$ は、近傍の St.18 及び St.20 より低かったが有意差は認められなかった (Tukey-Kramer test, $P > 0.05$)。SFPOM 中の窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) は、ダム湖で $1.3 \pm 0.1\%$ を示し、砂州下端側の SFPOM の $\delta^{15}\text{N}$ は St.8 までは $0.6 \sim 1.4\%$ の範囲で変動がみられた (Fig. 4)。しかし、St.8 以降では地点毎の変

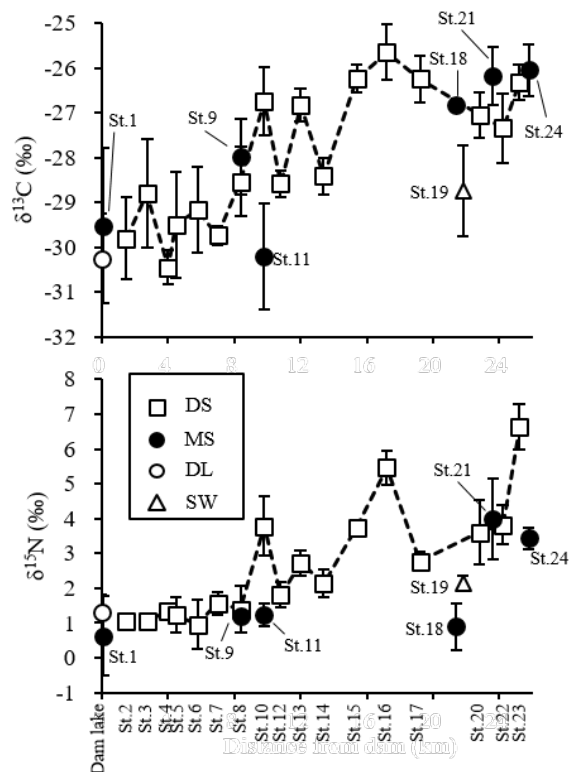


Fig. 4 Longitudinal changes in C and N stable isotope ratios of SFPOM by stations in the Tenryu river. Square symbols indicate downstream of sandbar sites (DS), black circles symbols indicate main stream sites (MS), white circle symbol indicates dam lake (DL), triangle symbol indicates spring water site (SW). Bars indicate standard deviations.

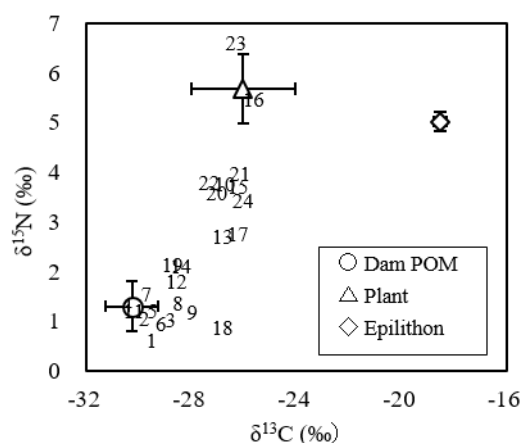


Fig. 5 C and N stable isotope ratios of dam POM, plant, epilithon and SFPOM in the Tenryu river. The figures indicate mean of C and N stable isotope ratios of each survey sites. Circle symbol indicates dam POM, triangle symbol indicates plant, diamond symbol indicates epilithon. Bars indicate standard deviations.

動が大きくなり、St.10 から St.23 までの $\delta^{15}\text{N}$ は 1.8 ~ 6.6‰ の範囲で変動した。流域全体では、 $\delta^{15}\text{N}$ は $\delta^{13}\text{C}$ 同様に流下に伴い増加する傾向を示した ($r = 0.82$, $P < 0.001$)。流心部の $\delta^{15}\text{N}$ は St.1 から St.18 までは、0.6 ~ 1.2‰ の範囲で変動し、その後 3.4 ~ 4.0‰ の範囲で変動した。流心部と砂州下端側の SFPOM の $\delta^{15}\text{N}$ は、St.10 vs St.11 及び St.18 vs St.20 において有意な差が確認された (t -test, $P < 0.05$)。湧水地である St.19 の SFPOM の $\delta^{15}\text{N}$ は $2.1 \pm 0.2\text{‰}$ を示し、流心部の St.18 ($0.9 \pm 0.7\text{‰}$) と砂州下端側の St.20 ($3.6 \pm 0.9\text{‰}$) との間の値を示した。

各種有機物の割合推定に有用とされる $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ を用いた混合モデルにより SFPOM の起源物質割合の算出を試みた。本研究では SFPOM の起源物質として、ダム有機物 (ダム POM)、河岸植物、付着層を選択した。各起源物質と地点ごとの $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ を散布図上に示した (Fig. 5)。各起源物質の $\delta^{13}\text{C}$ は、ダム POM、河岸植物、付着層の順で値が高くなり、互いに有意な差が認められた (Tukey-kramer test, $P < 0.05$)。 $\delta^{15}\text{N}$ はダム POM、付着層、河岸植物の順で値が高くなり、ダム POM と付着層及び河岸植物の間に有意差が認められた (Tukey-kramer test, $P < 0.01$)。地点ごとの SFPOM の $\delta^{13}\text{C}$ は、ダム POM と河岸植物の範囲に存在し付着層とは明らかに離れていたため、付着層を SFPOM の起源物質から除外しダム POM と河岸植物を起源物質として SIAR による SFPOM 構成割合の推定を行った。砂州下端側における SFPOM のダム POM 割合は下流ほど低下する傾向を示した ($r = 0.74$, $P < 0.05$) (Fig. 6)。St.2 のダム POM 寄与率は 0.94 と最も高く、その後 St.8 までは緩やかに低下し、St.10 で 0.44 まで急激に減少した。その後は、St.16 で 0.03、St.23 で 0.01 と局所的にダム POM 割合が著しく低下する地点が複数確認された。流心部のダム POM 割合は、St.1 から St.18 までは 0.84 ~ 0.92 の範囲で変動したが、St.21, 24 ではそれぞれ 0.38, 0.51 であり、流心部においても St.18 以降はダム POM 寄与率が低下する傾向が確認された。しかしながら、流心部のダム POM 割合は最も低くて 0.38 であり、砂州下端側より高い水準を維持していた。湧水地では、ダム POM 割合が 0.80 であり、ダム POM の割合が河岸植物より高い割合を示した。流域全体としては、ダム直下区間ではダム POM の影響が強く、ダムからの距離が大きくなると逆に河岸植物由来の割合が高まる傾向だった。

3.3 砂州地形形状

砂州地形と SFPOM のダム POM 割合の対応関係を調べるために、調査区間間ごとの各砂州の面積割合 (= 寄州面積 or 中州面積 / (水域面積 + 総砂州面積))

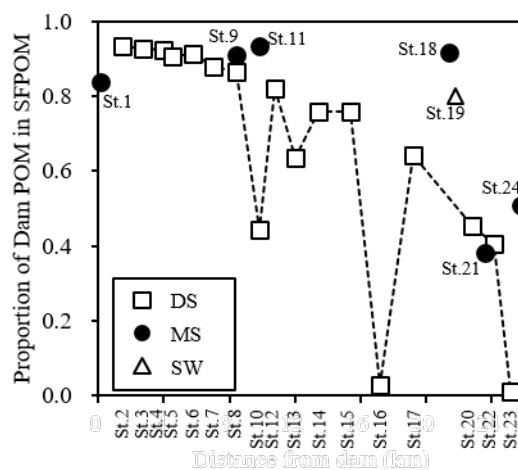


Fig. 6 Longitudinal changes in proportion of Dam POM in SFPOM. Square symbols indicate downstream of sandbar sites (DS), black circles symbols indicate main stream sites (MS), triangle symbol indicates spring water site (SW).

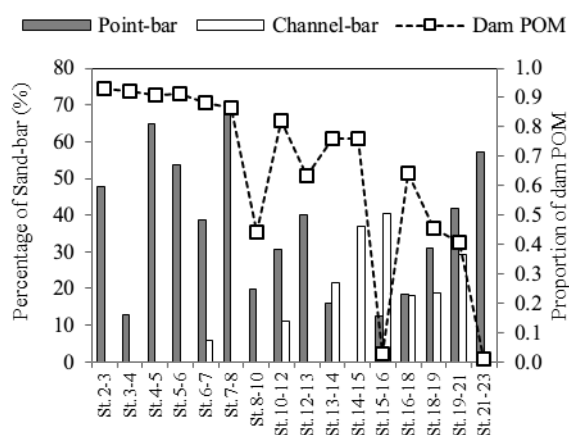


Fig. 7 Percentage of sandbar and proportion of dam POM for each river sections. Gray bars indicate percentage of point-bar, white bars indicate percentage of channel bar. Square symbols indicate proportion of dam POM at downstream of river sections.

と SFPOM のダム POM 割合の関係を整理した (Fig. 7)。Fig. 7 のダム POM 割合は、河川区間の下流側の値をプロットしている。St.1 から St.6 までの区間では寄州のみが出現し、区間ごとの河道面積 (= 水域面積 + 総砂州面積) に対する砂州の割合は 12% ~ 65% の範囲で変動した。St.6 ~ 13 にかけては寄州の他に中州も出現し始めたが、中州の出現は断続的かつ寄州と比較して存在率は低かった。St.13 以降は中州が連続的に出現し、かつ、寄州面積より多く出現してい

る区間が複数確認された。本調査流域のダム直下から中流までの区間は単列砂州が卓越し、中流以降は複列砂州が優占する河床形態だった。単列砂州が優占する St.2~St.8 の区間では SFPOM のダム POM 割合はダム直下とほぼ同等の高い水準で推移したが、St.8~10 の区間において半減した。単列砂州から複列砂州へ移行する St.10 以降でも低下傾向を示し、中州割合が最も高かった St.15~16 において 0.03 と著しく低下した。St.16~18 において 0.64 まで戻るものの St.23 にかけて急激に低下していく傾向が確認された。

4. 考察

4.1 懸濁成分の量的変動

河川水中の懸濁成分の指標である濁度と SS 濃度は異なる挙動を示した (Fig. 3)。砂州下端側の濁度は流下に伴って有意に低下したが、SS 濃度はほぼ横ばいで推移した。この挙動の違いは、測定対象とする懸濁成分の粒径の違いが影響していると考えられる。濁度は水中の光の透過または散乱強度から濃度を換算するため懸濁成分の粒径や形の影響を受けやすい。また、粒径が細砂 (0.42mm) より大きくなるほど単位体積中の総表面積は小さくなるため、SS が等しい濁水でも粒径が大きいと散乱強度が小さくなり濁度は低くなる (横山, 2002)。一方、SS は濾紙上に捕捉された粒径 $0.7\mu\text{m}\sim 1\text{mm}$ 未満の物質量から計算されるため、砂分など粒径の大きい物質が含まれると相対的に値が高くなる。したがって、SS は粒径の大きい (<1mm) 物質に強く影響を受けていると考えられる。SS はダム直下 (St.1) で最も高くなり、直後の St.2 で急激に低下したが、濁度は St.1 より St.2 で値が上昇し、流域内の最大値を示した。ダム直下区間ではダム放流口からの放流水自体に含まれる SS 分と水勢によって巻き上げられた河床土砂が SS の増加要因となり得る。St.1 から St.2 にかけての SS の減少は、比重の大きい細砂などが流下中に河床への沈降・堆積し、かつ、砂州へも捕捉されたと予想される。一方、濁度についてもダム放流水による巻き上げによって値の増加が予想されたが、粒径の大きい砂分の影響によって相対的に値が抑えられた可能性がある。そして、St.2 までに砂分は沈降・堆積及び捕捉され、表層水にはウォッシュロードと浮遊砂の一部のみとなり相対的に値が高まったことが示唆された。St.2 から St.13 にかけての濁度は、顕著な減少後、7NTU 付近を横ばいで推移し対数近似 ($r^2 = 0.74$, $P < 0.01$) の関係が確認された。St.13 までは単列砂州が卓越しており (Fig. 7)、単列砂州による懸濁成分の捕捉では 7NTU 付近が下限であるこ

とが示唆された。St.13 から St.15 にかけての濁度の増加は、中州割合の増加が影響している可能性がある。この区間では中州割合の増加によって河床形態が複列砂州となり、併せて流路も複雑化し砂州下端側においても砂州表面や河床堆積土砂の巻き上げが生じたため、濁度の上昇が生じたと考えられる (Vigilar and Diplas, 1998)。一方で、St.16 の砂州下端側は伏流水の湧出・滞留が顕著に生じている空間であったため濁度が顕著に低下した可能性が高い。St.16 の EC 値は湧水箇所 St.19 に次いで高く、伏流水の湧出の傾向が推察される。また、St.16 における SFPOM のダム POM 割合は前後の地点と比較しても有意に低く、河岸植物の寄与が卓越していたことから、河岸植物由来の POM が滞留している空間であることが示唆された。したがって、St.16 の砂州下端では湧水の湧出と滞留が生じ、近傍の砂州下端とは異なる水環境が創出されていたと考えられる。中州と寄州が共存している St.17 以降については濁度低下が線型性を示し、砂州下端の最下端では 5.1NTU まで低下した。この結果から単列砂州より複列砂州が濁度低下に寄与していることが示唆された。また、流心部の濁度はダム直下の St.1 と最下端の St.24 を除いて砂州下端側より高く、横断的な濁度の違いが確認された。この結果は、砂州が濁度成分の低下に寄与していることを支持するだろう。

砂州下端の SS 濃度は多少の変動はありながらもダム湖の水準を維持しており、砂州による捕捉効果は確認できなかった。この理由としては、砂州表面からの砂分の再浮遊の影響が考えられる。ダム直下を除いた流心部の SS 濃度は近傍の砂州下端側地点より低い値を示し横断的な SS 濃度の違いが確認された。砂礫河川では、側岸の砂州付近において流水による土砂輸送、堆積、巻き上げが同時に生じており側岸は維持される (Andrew, 1982)。したがって、本調査区間においても砂州付近で浮遊砂の巻き上げが生じ、流心部より砂州側で SS が高まる傾向に合った可能性が高い。この現象については、粒度分布や流量、河床地形等のパラメーターを利用した数値計算を行うことで検証する必要がある。

湧水地である St.19 は流水部とは異なる環境を有していた。湧水の湧出源は河岸側にあり砂州内部の伏流水の他に高水敷の地下水が湧き出たと推察される。また、この湧水地は砂州尻ワンドになっており、本流部の流水はほとんど流入してこないため濁度及び SS が顕著に低い水準で維持されていた。過去の空中写真データによると、本湧水地は 2015 年 10 月には存在していることが確認でき、持続性の高く安定した生息場空間として存在していることが明らかとなった。

4.2 懸濁成分の質的変動

河川水中の SFPOM の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ は流下と共に値が変動した (Doi et al., 2008; Ock and Takemon, 2014). SFPOM は複数の有機物の混合物であり、各地点の有機物環境を反映していると考えられる。河川における食物網解析や POM の起源解析のための起源物質は、ダム湖有機物 (プランクトンなど)、藻類, FPOM, CPOM, 細菌などが用いられる (Doi et al., 2008; Lau et al., 2009; 高橋ら, 2013; Ock and Takemon, 2014). 本報告では SFPOM の $\delta^{13}\text{C}$ が付着藻類の $\delta^{13}\text{C}$ に比べて明らかに低い値を示したため、付着層を起源物質から除外した (Fig. 5). 付着層が SFPOM に変換される過程として生産→剥離→分解 (細粒化) のステップを経ることになる。天竜川下流域は濁度が高いため、河床への入射光量が抑制されることで付着藻類の生産が妨げられ、付着藻類由来の SFPOM が生産されなかった可能性がある。また、天竜川には河岸や砂州上に植生が発達しており、陸域植物が河川への供給されやすい環境であったため、河岸植物由来の FPOM の生産が卓越していたと推察される。これらの状況も考慮することで、付着層を SFPOM の起源物質から除外することが妥当だと判断した。

SFPOM のダム POM 割合の低下は、ダム POM の沈降、堆積及び砂州上への捕捉による減少とともに、河岸植物由来の SFPOM が相対的に増加することにも影響している。砂州下端側における SFPOM 中のダム POM 割合は下流地点ほど低い傾向だったことから、流下に伴ってダム POM が砂州または河道に捕捉され、相対的に陸上由来有機物の影響が高まるという SFPOM の質的变化が生じたと考えられる (Fig. 6). 局所的にダム POM 割合が低かった St.16 及び St.23 の直上には砂州尻ワンドがあり、そのワンドからの伏流水によって希釈されることで SFPOM 中のダム POM 割合は低下したと推察される。この現象は、各砂州尻ワンドの SFPOM 中の $\delta^{13}\text{C}$ 及び $\delta^{15}\text{N}$ を測定し、St.16 及び St.23 の SFPOM の値とそれぞれ比較することで検証できるだろう。また、単列砂州区間より複列砂州区間においてダム POM 低下率が高かったことから、砂州形状のパラメーターがダム POM 低下に寄与していることが示唆された。一方、流心部のダム POM 割合はダムから 21.4km 離れた St.18 においてもダム直下地点とほぼ変わらず、ダムの影響が下流域にまで到達していることを示している。しかしながら、St.21 以降ではダム POM 割合が 0.5 程度まで低下することから、流心部においても砂州下端側と同様の水準で SFPOM の質的变化が起きたと考えられる。St.21 より下流では流路の蛇行波長が短くなり (Fig. 1), 側岸における捕捉、堆積の頻度が

増加傾向にあったと仮定すると、流心部のダム POM も砂州に捕捉されやすくなりダム POM 割合が低水準で推移する状況になったと考えられる。本報告では、砂州の種類と面積割合にはだけ着目して解析を行い、流路形状 (蛇行度、波長、頻度等) には注目しなかった。今後は、流路形状とともに砂州の水際線長や時間軸を考慮した砂州地形パラメーター (砂州年齢、砂州寿命、侵食・堆積履歴など) にも着目して、砂州による懸濁成分のフィルタリング機能を検証していきたい。

5 まとめ

天竜川下流域において、砂州が懸濁成分の量的・質的变化に及ぼす影響を評価した。濁度は流下に伴い減少し、交互砂州区間より複列砂州区間でより低下したことから、砂州形態の違いが濁水浄化に寄与していることが明らかとなった。また、SFPOM 中のダム POM 割合は徐々に低下し、河岸植物割合が高まる結果となった。特に、砂州下端側ではその傾向が顕著であり、砂州の存在がダムの影響を軽減させていた。

本報告では、砂州地形のパラメーターとして砂州の種類と面積割合しか取り扱わなかった。過去の空中写真や衛星写真データを利用することで他の砂州地形パラメーターを求めることが可能であるため、今後は砂州地形の履歴も考慮して、砂州の懸濁成分低減化の機能を検証していきたい。また、砂州の捕捉によって懸濁成分が低下していくプロセスを定量的に評価できれば、河川生態系の中での砂州の価値を再評価することができるだろう。

謝 辞

本調査の実施にあたり、国土交通省浜松河川国道事務所、天竜川漁業協同組合、天竜川天然資源再生連絡会、いであ株式会社建設統括本部水圏事業部に協力を頂いた。また、本研究を進めるにあたり奨励研究 (16H00400) ならびに基盤研究 (A) (25241024) の助成を受けた。ここに感謝の意を表する。

参考文献

- 高橋真司・竹門康弘・大村達夫・渡辺幸三 (2013) :
ダム下流河川の流水性・止水性ハビタット間の微粒状有機物の起源の違い, 土木学会論文集 G (環境), 69(7), pp. 547-555.
- 竹門康弘・山本佳奈・池淵周一 (2006) : 河川下流域における懸濁態有機物の流程変化と砂州環境の関

- 係, 京都大学防災研究所年報49B, pp. 677-690.
- 横山勝英 (2002): 濁度計の粒径依存特性と現地使用方法に関する考察, 土木学会論文集, (698), pp. 93-98.
- Andrews, E. D. (1982): Bank stability and channel width adjustment, East Fork River, Wyoming. *Water Resources Research*, 18(4), pp. 1184-1192.
- Box, J. B., and Mossa, J. (1999): Sediment, land use, and freshwater mussels: prospects and problems. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(1), pp. 99-117.
- Davies-Colley, R. J., Hickey, C. W., Quinn, J. M., and Ryan, P. A. (1992): Effects of clay discharges on streams. *Hydrobiologia*, 248(3), pp. 215-234.
- Denic, M., Geist, J. (2015): Linking stream sediment deposition and aquatic habitat quality in pearl mussel stream: implications for conservation, *River research and applications*, 31 (8), pp. 943-952.
- Doi, H., Chang, K. H., Ando, T., Imai, H., Nakano, S. I., Kajimoto, A., and Katano, I. (2008): Drifting plankton from a reservoir subsidize downstream food webs and alter community structure. *Oecologia*, 156(2), pp. 363-371.
- Fry, B (2006): *Stable isotope ecology*, Springer Verlag, pp. 139-149.
- Gaeuman, D. A., Schmidt, J. C., & Wilcock, P. R. (2003): Evaluation of in - channel gravel storage with morphology - based gravel budgets developed from planimetric data. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 108(F1).
- Henly W. F., Patterson M. A., Neves R. J. and Lemly A. D., (2000): Effects of sedimentation and turbidity on lotic food web: a concise review for natural resource managers. *Rev. Fish. Sci.* 8 (2), pp. 125-139.
- Kaller M. D. and Hartman K. J. (2004): Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities, *Hydrobiologia*, 518, pp. 95-104.
- Kemp, P., Sear D., Collins, A., Naden, P. and Jones I. (2011): The impacts of fine sediment on riverine fish, *Hydrological Processes*, 25, pp. 1800-1821.
- Lau, D. C., Leung, K. M., and Dudgeon, D. (2009): Are autochthonous foods more important than allochthonous resources to benthic consumers in tropical headwater streams?. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), pp. 426-439.
- Lea, D. M., and Legleiter, C. J. (2016): Mapping spatial patterns of stream power and channel change along a gravel-bed river in northern Yellowstone. *Geomorphology*, 252, pp. 66-79.
- Nobles, T., and Zhang, Y. (2011): Biodiversity loss in freshwater mussels: importance, threats, and solutions, *Biodiversity Loss in a Changing Planet*, pp. 137-162.
- Ock, G., and Takemon, Y. (2014): Effect of reservoir - derived plankton released from dams on particulate organic matter composition in a tailwater river (Uji River, Japan): source partitioning using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Ecohydrology*, 7(4), pp. 1172-1186.
- Parnell A.C., Inger R., Bearhop S. and Jackson A. L. (2010): Source partitioning using stable isotopes; coping with too much variation. *PLOS One*, 5 (3), e9672
- Parkhill K.L., and Gulliver J.S. (2002): Effect of inorganic sediment on wholestream productivity, *Hydrobiologia*, 472, pp. 5-17.
- Sheldon, A. L., and Oswood, M. W. (1977): Blackfly (Diptera: Simuliidae) abundance in a lake outlet: test of a predictive model. *Hydrobiologia*, 56(2), pp. 113-120.
- Vigilar Jr, G. G., and Diplas, P. (1998): Stable channels with mobile bed: model verification and graphical solution. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(11), pp. 1097-1108.
- Wilcock, P. R., Kondolf, G. M., Matthews, W. V., and Barta, A. F. (1996): Specification of Sediment Maintenance Flows for a Large Gravel - Bed River. *Water Resources Research*, 32(9), pp. 2911-2921.
- Winggins G.B. (1996): *Larvae of the North American Caddisfly Genera (Trichoptera)*, second edition. University of Toronto Press.
- Wood, P. J., and Armitage, P. D. (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental management*, 21(2), pp. 203-217.
- Wood, P. J., & Armitage, P. D. (1999): Sediment deposition in a small lowland stream—management implications. *River Research and Applications*, 15(1-3), pp.199-210

(論文受理日 : 2017年6月13日)