

令和 4 年度

厚岸湖・別寒辺牛湿原学術研究奨励補助金
報告書

北海道大学大学院環境科学院

丁曼卉・竹内祥太

別寒辺牛川から輸送される有色溶存有機物の量的計測

竹内祥太^a, 丁曼卉^a, 白岩孝行^b

^a北海道大学大学院環境科学院

^b北海道大学低温科学研究所

1. はじめに

海洋に流出する河川水は海洋の生物化学環境及び物理環境に影響を与えるため、海洋における河川水の動向を把握することは重要である。河川水は外洋まで輸送され影響を与えることが想定されるが、外洋域においては沿岸域とは異なり広大な領域で河川水を直接追跡する観測が困難である。また、外洋は、様々な水塊が混合する領域であることから河川水の影響はこれまで十分に評価されていない。このような外洋域における河川水の追跡には、広範囲の追跡が可能であり、かつ反復的に観測が可能な人工衛星による衛星リモートセンシングが有益である。リモートセンシングのための河川水トレーサーとして有色溶存有機物 (CDOM; Colored dissolved organic matter) が知られている。CDOM は水中で紫外 (UV) および青の可視波長帯に強い吸収を示す溶存有機成分であり (Bricaud et al., 1981; Nelson and Seigel, 2013)、陸域に由来する CDOM は主に土壌、陸生植物、湿地に由来するフルボ酸や腐植酸などの化学的に同定困難な高分子有機物から構成される (Coble, 2007)。CDOM は水中の光環境を変化させ植物プランクトンの光合成活動に影響を与えるほか (Isada et al., 2013)、微量金属元素と錯形成し、これらのキャリアとしても機能する (Stevenson and Fitch, 1986)。陸域から供給される CDOM の多くは難分解性であり、海洋に流出後も保存的にふるまうため河川水のトレーサーとして使用することができる (Coble, 2007; Blough and Del Vecchio, 2002; Nelson and Siegel, 2002)。海色 (可視光) を計測する人工衛星搭載のセンサで CDOM に関する光学情報をとらえることで、海域における河川水の影響を可視化することが可能である。

海洋においては、植物プランクトンによる一次生産やバクテリアによる分解などの生物活動により作られる海洋由来の CDOM も存在する (Coble, 2007)。海洋由来の CDOM は陸域由来成分とは異なる化学組成・特性を持つと考えられるが、衛星から取得できる光学情報のみでこれらを識別することは困難である。以上のことから CDOM を用いて海洋、特に外洋域における河川の影響を正確に評価するためには、CDOMの供給源である陸域における現場観測によってその流出動態を調査する必要がある。海域における CDOM をリモートセンシングによって捉えた先行研究は多いが、トレーサーとしての陸域起源の CDOM に着目し、その河川流域内での分布や流出動態を調べた研究は少ないのが現状である。陸域から河川や海洋への CDOM 供給は、流域の土地被覆や水文過程により変動することが知られている。例えば湿地帯は泥炭土壌中に未分解の植物遺体が豊富に蓄積され (辻井・橘, 2002) 陸域から沿岸環境までの溶存有機物 (DOM; Dissolved organic matter) および CDOM の重要な供給源となっている (Yamashita et al., 2010)。また、降雨や潮汐、融雪といった水文環境の変化は CDOM の輸送過程に影響を与え、時間的変動の要因となることが予想される (Wilson et al., 2013; Raymond, 2010; Pellerin et al., 2012; Regier P, Jaffé R, 2016)。よってその変動を詳細に解明するためには高空間・時間分解能での調査が必要である。ただし、従来のような一定時間間隔の採水と機器による CDOM 濃度の分析では、時間分解能に

限界がある。この解決策として、近年、溶存有機物の観測に高時間分解能の FDOM(Fluorescent dissolved organic matter)センサーが用いられるようになった (Chen and Gardner, 2004; Spencer et al., 2007)。FDOM は CDOM のうち蛍光成分を有するもので、特に励起波長 320-360nm、蛍光波長 420-460nm の腐植様 (humic-like) 蛍光を有するものが陸起源成分として知られている (Coble, 2007)。FDOM センサーはこれらの波長に感応する感部に加え、データロガー、内部電源を一つの防水装置に統合し、原位置での高頻度サンプリング間隔を実現し、代理関係の校正を除いて実験室での分析を不要にしたものである。これらのセンサーは森林河川や河口域などのさまざまな環境に適用され、新しい知見を提供している (Wilson et al., 2013; Regier P and Jaffé R, 2016 など)。ただし、衛星リモートセンシングに用いる CDOM のすべてが FDOM 蛍光をもつわけではないため、FDOM センサーを用いて CDOM を推定するためには、FDOM センサー出力と CDOM 分析値の対応関係の調査が必要である。

そこで本研究では、海洋における河川水のトレーサーとしての CDOM に着目し、その供給源である河川流域における濃度分布と流出動態を解明することを目的とした。流域内の 17 か所における空間的変動を調べるための広域サンプリングと、最下流域観測点における時間変動を調べるための連続観測によって行った。そして、CDOM 濃度の観測には高時間分解能の FDOM センサーを使用し、採水した水試料の吸光度分によって求められる aCDOM 値との関係から、FDOM 値を aCDOM 値に換算することによって CDOM 濃度とした。

2. 研究対象地域

本研究では、北海道東部の厚岸町に位置する別寒辺牛川流域を観測地とした (図-1(a))。別寒辺牛川は、クッシャロ火山と阿寒湖火山群に起源を持つ火砕流によって形成された根釧台地を源流とし、南に流れて厚岸湖に注いでいる。別寒辺牛川の流域面積は 752 km² で、水辺や湿地帯は 5° 以下の平坦な地形である。流域の土地被覆は、森林 (53.1%)、農地 (24.7%)、湿地 (15.3%) となっている (図-1(b))。湿地帯は主に中下流域に位置しており、タンチョウやオオハクチョウなどの渡り鳥の重要な生息地として認識されている。湿原はヨシやスゲの生える低層湿原が主体で、中央部には高層湿原がわずかに分布している。主な支流にチライカリベツ川、トライベツ川、フッポウシ川、大別川、尾幌川がある。別寒辺牛川の下流域は、潮汐の影響を受けて川面が変動する感潮域であり (Isada et al., 2021)、大潮、小潮の微小潮位はそれぞれ約 1.2m および 0.7m である (Isada et al., 2021)。別寒辺牛川が流入する厚岸湖は太平洋の厚岸湾につながる汽水湖である。この地域は亜寒帯の気候区に属し、2018 年の年間平均気温は 6.3°C、降水量は 1172.9mm であった (気象庁、2018)。

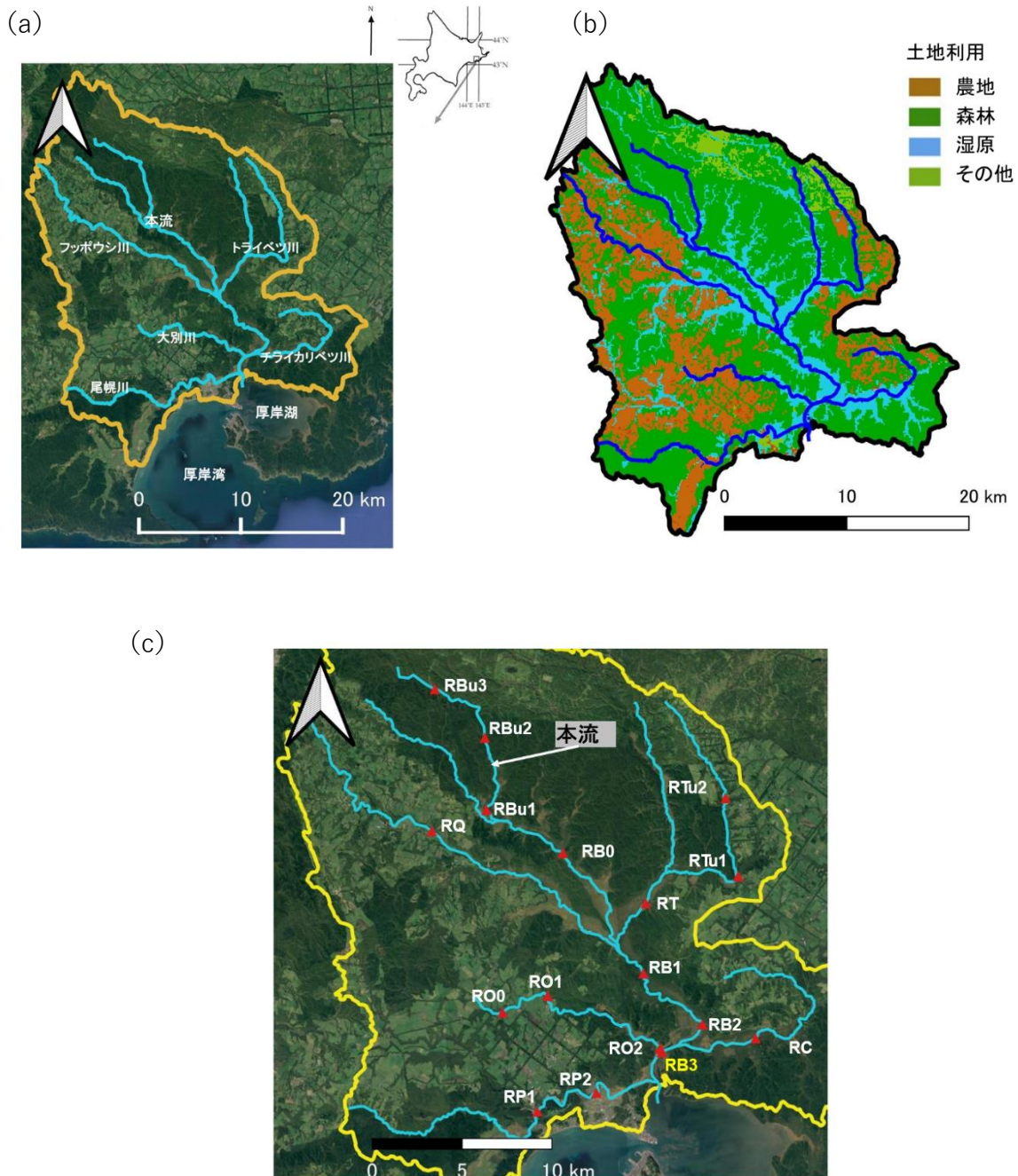


図-1. (a)別寒辺牛川流域の位置と航空写真 (b)流域の土地利用条件図
(c)サンプリングポイントの位置

3. 手法

(1) 広域サンプリング

別寒辺牛川流域の最上流部から河口部の広範囲に CDOM 濃度の空間分布の調査のためのサンプリングポイントを設置した (図-1(c))。サンプリングポイントは本流の別寒辺牛川のほか支流の大別川、尾幌川、チャンベツ川、チライカリベツ川、トライベツ川の合計 17 か所に設置した。河川水試料のサンプリングは、橋上から流心表層の水をバケツで採水した。採水直後に現場で FDOM 濃度、水温・電気伝導度、濁度を測定した。また、 a_{CDOM} 分析用の水試料は遮光ボトルに充填し、氷を入れたクーラーボックスに冷蔵保存した。分析用の水試料は、2021 年 10 月、11 月、2022 年 3 月、4 月の観測時に採取した。

(2) カヌーによる CDOM の空間分布の調査

河口域における CDOM の空間分布を調べるため、2021 年 7 月 13 日に別寒辺牛川本流のRB1～R02 にかけて FDOM センサーによる観測を行いながらカヌーで移動し、河川内における FDOM 濃度の空間分布データを取得した。センサー類はカヌーに曳航され、気泡の影響が少なくなるように深度を調節した。観測項目は FDOM、電気伝導率 (EC)、濁度、水温である。

(3) FDOM センサーの補正

FDOM センサーは米国Turner Designs 社の Cyclops7 を用いた。FDOM センサーは、光源に LED (発光ダイオード) を用い、325/470nm のシングル励起/発光ペアを使用し、それぞれ 120nm と 60nm の励起/発光バンドパスで FDOM 濃度を測定する。蛍光強度は硫酸キニーネ標準品で規格化されており、硫酸キニーネ当量 (QSE) として 10 億分の 1 で表示される。センサーにはデータロガー (PME 社 Cyclops-7 Logger) と感光部の汚れの除去のために 1 時間間隔で動作するワイパーが装着され、5 分ごとにセンサーの光学データを収集する。

FDOM の蛍光強度が試料温度と反比例することが知られている。温度が高いと、励起電子が無輻射減衰によって基底状態に戻る可能性が高くなり、蛍光発光強度が低下する (Watras et al., 2011) ためであるが、Watras et al.(2011)は式(1)で補正できることを見出した。

$$FDOM_{20} = FDOM_m / [1 + \rho (T_m - 20)] \quad (1)$$

ここで、 $FDOM_{20}$ は基準値を 20°C として、温度による補正を施した推定 FDOM、 $FDOM_m$ は温度 (T_m) における測定された FDOM、 ρ は温度係数 ($^\circ\text{C}^{-1}$)。 T_m は温度 ($^\circ\text{C}$) である (式1)。本研究では Watras et al.(2011)の方法を使って同型の Cyclops-7 センサーを補正したLee et al. (2015)の温度計数 ($\rho = -0.017$) を適用した。また、浮遊粒子による光の減衰 (Dawinig et al., 2012)を補正するために、(1)式に対してLee et al. (2015)の補正式を適用した。

$$r_{FDOM, p} = 0.82 * \text{EXP}(-0.005 * (p)) + 0.18 \quad (2)$$

$$FDOM_{20,p} = [FDOM_m / [1 + \rho (T_m - 20)]] / r_{FDOM, p} \quad (3)$$

ここで、 $FDOM_{20,p}$ は 20°C 、濁度 $p(\text{NTU})$ における補正 FDOM 値、 $r_{FDOM, p}$ は濁度 p における FDOM 濃度の懸濁粒子に対する減衰率である(式(2), (3))。今回の観測期間中の濁度は0~30NTU の範囲内であり算出された減衰率は常に 10%未満であった。

(4) CDOM 時間変動の調査

雨や潮汐に伴う時間的変動を詳細に調べるため、別寒辺牛川本流最下流部の RB3 (図-2) に観測点を設け、FDOM センサー (Turner Designs 社:Cyclops7)、水温電気伝導時計 (HOBO:U3)、濁度計 (SEA 社:RBRsolo) を設置し、5 分おきの時系列データを取得した。RB3 の川幅は約 90m、河川中央部の水深は潮位に応じて約 1~2m の範囲で変化しており、観測は 2021 年 10 月上旬、

2022年3月下旬、2022年6月中旬～下旬、2022年8月上旬に行われた。センサーは流路の攪拌が少ないRB3左岸表層部に設置した。観測場所へのアクセスや機材の運搬には、カヌーを使用した。また、CDOMの衛星リモートセンシングの制度に影響を与え、水中の生物生産活動の指標となるChl-a濃度を観測するために、JFEアドバンテック社のワイパー式メモリークロロフィル濁度計（INFINITY-CLW）を使用しChl-a濃度の観測を行った。観測期間中、機材の故障により一部データの欠測がある（2022年6月）。2022年6月と2022年11月は上流のRB1において同様の観測を試みた。ただし2022年6月のFDOM観測にはHDS社のAqua TROLL 500を使用した。このセンサーはCyclops-7と異なりFDOM蛍光強度をラマンユニットとして（RFU）出力する。今回の研究では、上記の二つのセンサー間の校正が行われていないため、また、濁度・水温の補正が行われていないため、Aqua TROLL 500で測定した値をCDOM濃度に変換することはできない。

(5) 河川流量観測

RB3観測地点の左岸から20m付近の河床に米国SonTek社の超音波ドップラー流速プロファイラー（IQ Plus）を設置し、5分間隔で水路全体の流速と深さを観測した（深さ精度：0.003m、流速精度：0.0001m/s）。また、河川の断面方向に観測線を設置し、米国SonTek社の超音波ドップラー流向流速計（M9 RiverSurveyor）をカヌーで曳航して、潮位の変化に合わせて流量測定を複数回行った。M9 RiverSurveyorで測定した流量と、IQ-Plusで測定したインデックス流量との相関関係が極めて良好であったため、この関係を用いて、IQ-Plusで5分毎に測定したインデックス流量をRB3観測地点の流量とみなした。IQ-Plusを設置した付近には、水温と電気伝導度（EC）を測定するセンサーを河床、河床上50cm、河床上100cm、河床上150cmに設置して、5分毎の測定を行った。また河床には、水圧式水位計を設置して水圧の観測を行った。ここで観測した水圧は、RB3地点近傍で測定した気圧計の値で補正し、水位データを求めた。

(6) a_{CDOM} 分析

センサーによって得られたFDOM濃度をCDOM濃度の指標となる光吸収係数（ a_{CDOM} ）に変換するため、2021年10月、11月、2022年4月のサンプリングの際に河川水サンプルを採取し、北海道大学北方生物圏フィールド科学センター厚岸臨海実験所の実験室で、吸光度分析を行った。採水には酸洗浄した暗色ボトルを使用した。採取した河川水は現場で氷を入れたクーラーボックスに冷蔵で保存され、当日中に実験室の電動ポンプを使用し、0.2 μ mのNuclepore Trach-Etch membrane（Whatman, 47 mm diameter）を用いて酸洗浄したアンバーガラス瓶に低真空下（< 0.013 MPa）でろ過し、分析まで冷蔵で保管した。分析に当たっては10cm石英円筒セル（島津製作所）を用い、ミリQ水を基準にダブルビーム分光光度計（UV-2600、島津製作所）で250～750nmを1nm間隔で測定した。スペクトルのベースライン補正は、Babin et al.（2003）に記載された方法に従って行った。最後に、測定した値を、式(4)を用いてCDOMの吸収係数[$a_{CDOM}(\lambda)$]に換算した（Mueller et al., 2003）。

$$a_{CDOM}(\lambda)(m^{-1})=2.303 \cdot Abs(\lambda)/0.1 \quad (4)$$

ここで、2.303はlog10とlogeを変換するための係数、0.1は光路長（m）である。衛星観測によるCDOMデータとしてGCOMC-SGLI（JAXA）から取得されたデータに基づくJASMESプ

ロダクトを使用するため、本研究では、 $a_{\text{CDOM}}(412)$ をCDOM 濃度として用いた。

4. 結果

(1) CDOM 吸収係数と FDOM センサー値の対応関係

観測された $a_{\text{CDOM}}(412)$ と水温・濁度について補正済みの $\text{FDOM}_{\text{p},20}$ の相関関係を示したのが図-2 である。ここでは、不均一なデータ傾向が見られた降雨直後(2021年11月)や融雪時(2022年3月)のデータの一部は除去されている。 FDOM 濃度と $a_{\text{CDOM}}(412)$ の間には有意な正の線形相関 ($r^2=0.9197$, $p<0.001$) が得られたことから、以降の議論では FDOM センサーによる測定値は、この関係を用いて $a_{\text{CDOM}}(412)$ 値に換算し、この値を CDOM 濃度として用いることにする。

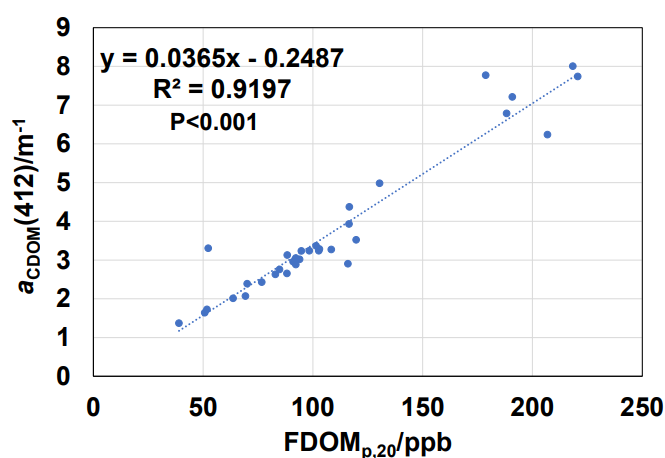


図-2.補正された FDOM 濃度と $a_{\text{CDOM}}(412)$ (CDOM 濃度)

(2) CDOM 空間変動

観測期間別の空間分布結果を図-3 に示す。観測する季節が変わっても、 CDOM 濃度の空間分布はほぼ同じ傾向を示していることがわかる。すなわち、別寒辺牛川本流では、上流から下流に向かって CDOM 値が増加する傾向が一貫している一方、チャンベツ川(RQ)とトライベツ川(RT)は本流に比べて濃度が低く、チライカリベツ川(RC)は常に高い濃度を示している。また、大別川下流の観測点 (RO2) においては本流よりも高い濃度が常にみられた。図-4 に示したカヌーによる河口付近の CDOM 濃度の空間分布の結果によると、本流における CDOM 濃度はチライカリベツ川合流後に増加しており、広域サンプリングでみられたチライカリベツ川における高い CDOM 濃度が本流の CDOM 濃度に寄与していることが分かる。

(3) CDOM 濃度の短期時間変動

図-6 は 2021 年 10 月の大潮(図-5 (a))と 2022 年 3 月の小潮(図-5 (b))における RB3 で記録された流出・流入(m/s)、EC、 CDOM 濃度 ($a_{\text{CDOM}}(412)$)、太田の降水量(mm/日)を示したものである。流量は半日周期で変動し、とりわけ大潮時には流出と流入が潮位に応じて顕著に繰り返す傾向が明瞭である。小潮時には、この傾向が乱れ、流入はごくわずかとなる(図-5 (b))。また、2021 年 10 月(図-5 (a))と 2022 年 6 月の大潮~中潮時(図-5 (c))の流入時には(流量が負)、

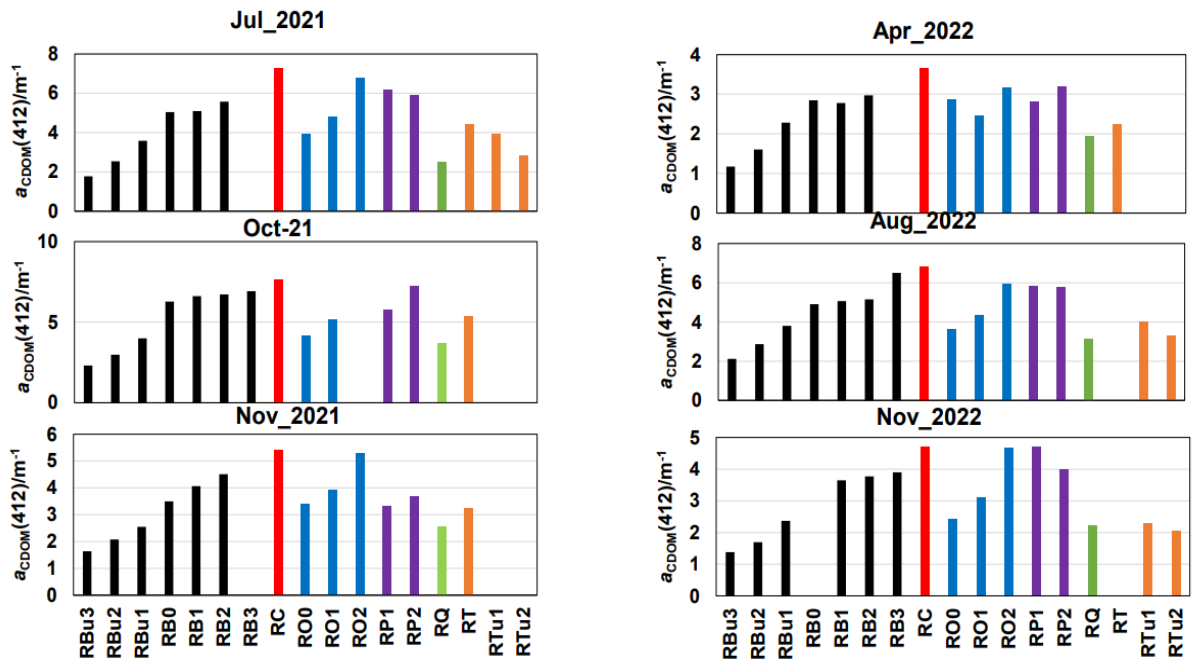


図-3. CDOM濃度の空間分布の観測期間別結果(横軸(左→右)：上流→下流)

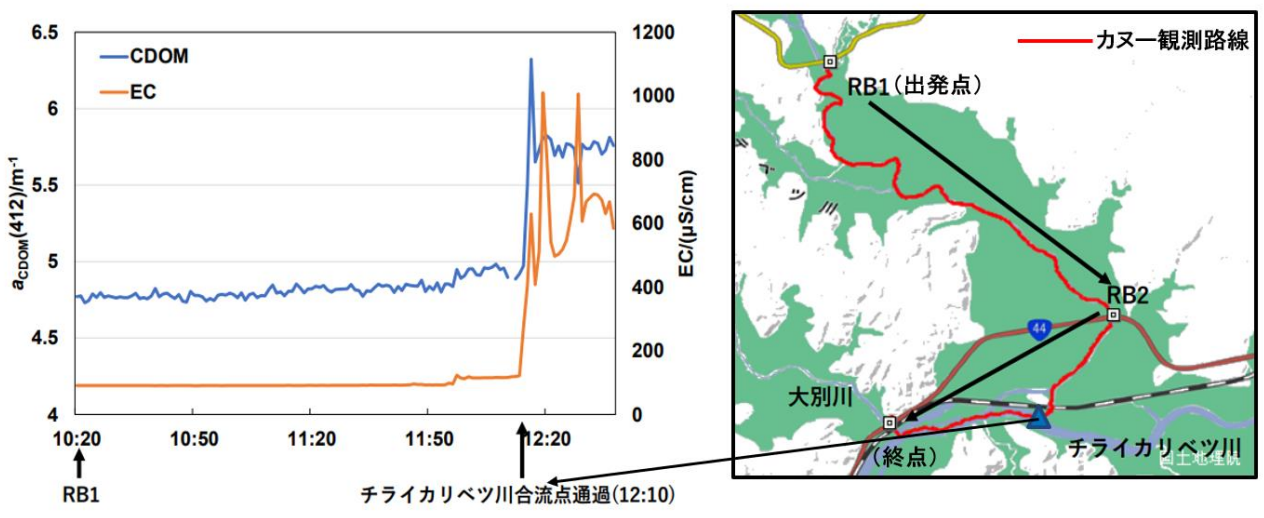


図-4. カヌーによる CDOM の空間分布 (2021年7月13日)

電気伝導度は 8000~16000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ まで一時的に上昇し、RB3に厚岸湖の汽水が流入していることを示している。汽水流入のタイミングは河川流量が負に転じてからおおむね2時間ほど後であった。汽水流入時に CDOM 濃度は一時的に低下していた。また、流量が再度正に転じた直後のタイミングで CDOM と EC には一時的に鋭いピークがみられることが特徴的であった。

RB1 で 2022 年 6 月に観測された水位のデータから RB3 のような半日周期の変動は見られず潮汐の影響が少ない地点であると考えられた (図-6)。また、FDOM の変動は水位にやや遅れて共変動していた。

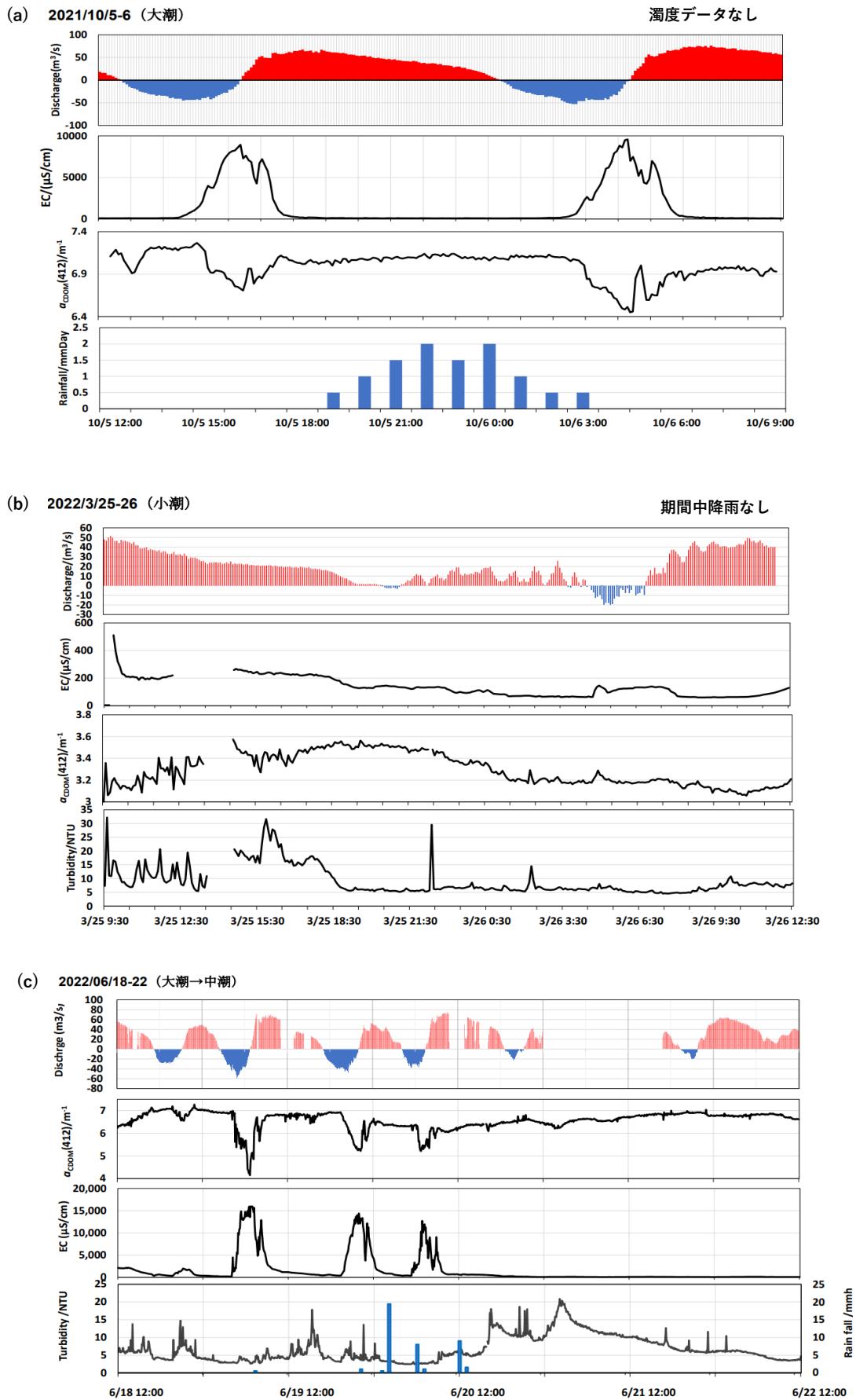


図-5. RB3における流出・流入(m/s)、EC、CDOM 濃度 ($a_{cDOM}(412)$)、太田の降水量(mm/日)の時間変動; (a)大潮時期 (b)小潮時期 (c)大潮→中潮時期

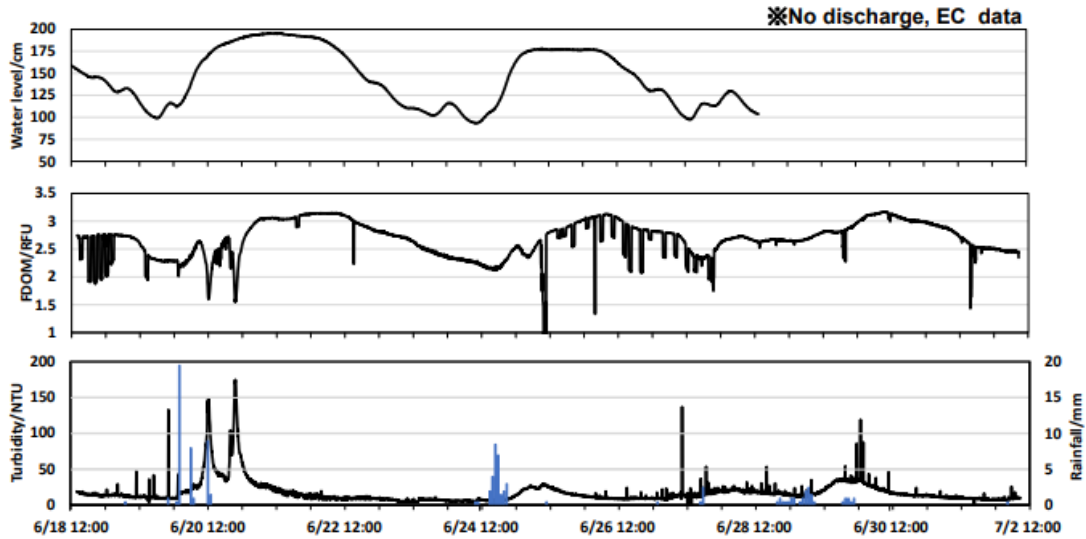


図-6. 2022年6月18日から7月2日におけるRB1 の水位(m)、CDOM 濃度 ($a_{CDOM}(412)$)、太田降水量(mm/日)の時間変動

その他、RB3地点での 2022 年 6 月の観測においては 6 月 20 日未明から 12 時にかけて累計 30mm以上の降雨イベントが発生した(図-5(c))。降雨イベント終了後 CDOM 濃度は 6 月 22 日 0 時にかけて 20ppb ほど緩やかに増加したが、降雨直後 12 時間ほどは CDOM 濃度は低下する傾向を示した。また、濁度も降雨後に最大 20NTU ほどまで上昇し、最大値はCDOM より 21 時間ほど早い 6 月 21 日 2 時 30 分に観測された。このような変動は RB1 でより顕著であった。2022 年 3 月の観測時には降雨は見られなかったが、3 月の観測期間前半には CDOM 濃度と濁度に不規則な小変動がみられた(図-5(b))。この期間流域では融雪が進んでいた。

(4) CDOM 季節変動

別寒辺牛川本流の各観測点の CDOM 濃度は、明確な季節的変動を示していた(図-7)。季節間の変動は本流における 6 つの観測点において共通の傾向が見られ、3 月、4 月から10 月にかけてCDOM 濃度は上昇し、11 月には減少する傾向がみられた。期間中の最大の CDOM 濃度は 2021 年 10 月に見られた。

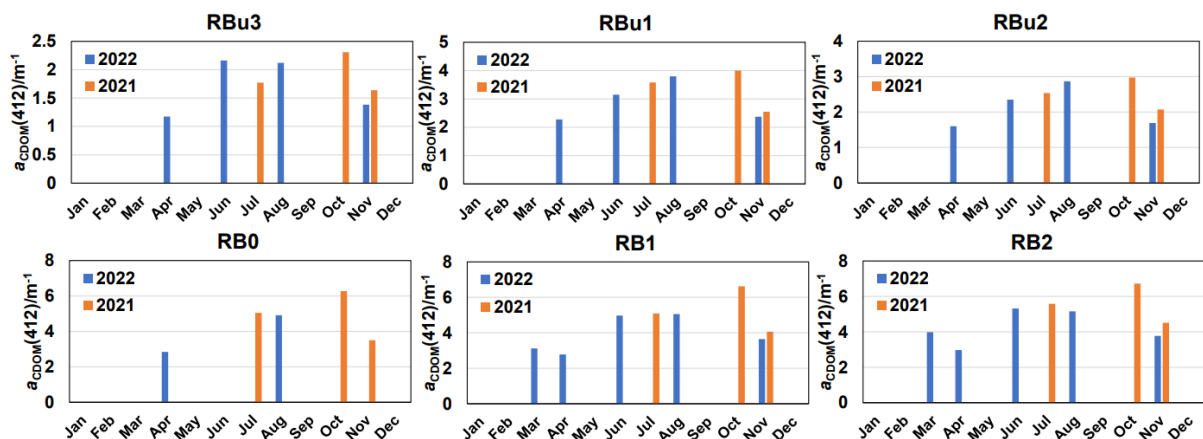


図-7.本流の観測点における観測期間別のCDOM濃度

(5) RB3における日流量の観測結果

RB3における超音波ドップラー流速プロファイラー (IQ Plus) によって得られた各観測期間の累積流量を図-8に示す。2021年10月、2022年3月、6月における河川流量の観測データを用いて、日流量を算出した。2022年3月の日流量は2021年10月と2022年6月に比べてかなり小さいであった。6月と10月の観測期間中の河川水流出量の増加があったことが影響したと考えられる(図-5)。

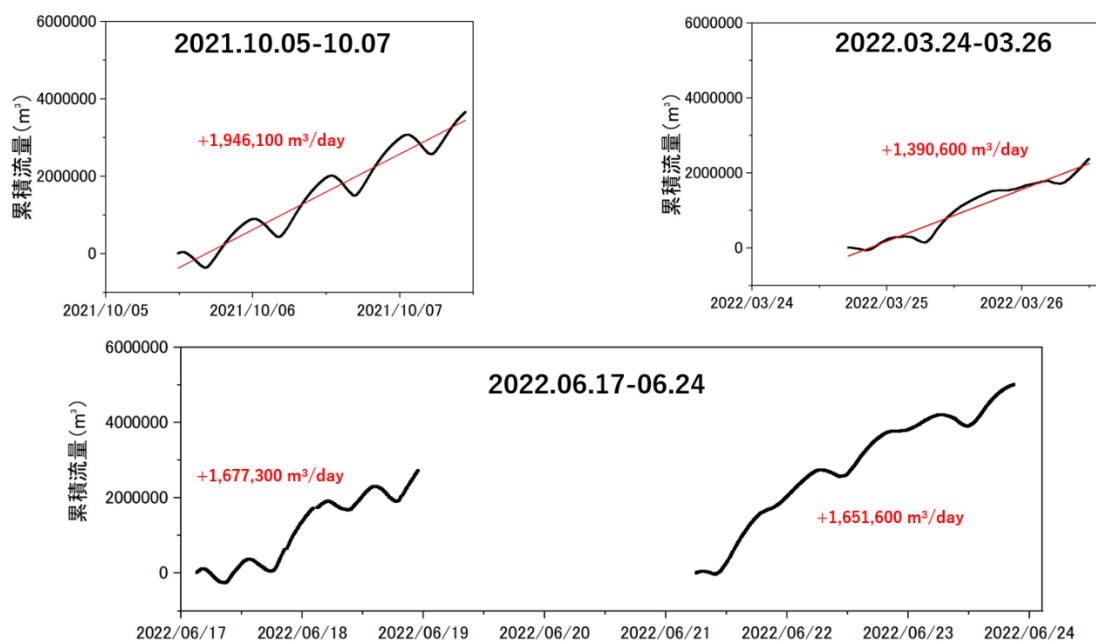


図-8. RB3における河川水の累積流量と日流量

5. 考察

(1) 土地利用が CDOM 濃度へ与える影響

別寒辺牛川本流において、上流から下流へ CDOM濃度が上昇する傾向がみられた。この傾向は別寒辺牛川の河川水が河川流量の増加による希釈の効果を上回る量の CDOM 供給を受け続けながら下流へ輸送されていることを示している。湿原は DOM および CDOM の重要な供給源であるとされているが (Yamashita et al., 2010)、別寒辺牛川流域においても広範に湿原が分布しており (図-1)、特に中流域～下流域において湿原が占める面積が大きく、CDOMの主要な供給源となっていると考えられる。本流の観測地点毎において、それぞれの集水域における湿原面積が集水域に占める面積割合を調べたところ (図-9)、CDOM 濃度と同様に下流に行くほど増加する傾向が見られた。従って、湿原面積が CDOM 濃度を説明できる因子となることが示唆される。支流の観測点に着目すると、RCで最も高い CDOM 濃度が観測された。本流と同様に集水域の湿原面積とその集水域に占める割合を求めたところ、湿原面積はほかの地点に比べて大きな値ではなかったが湿原割合は比較的高かった (図-9)。

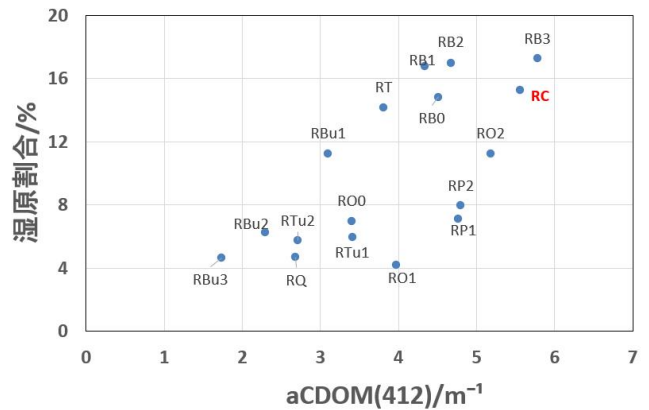
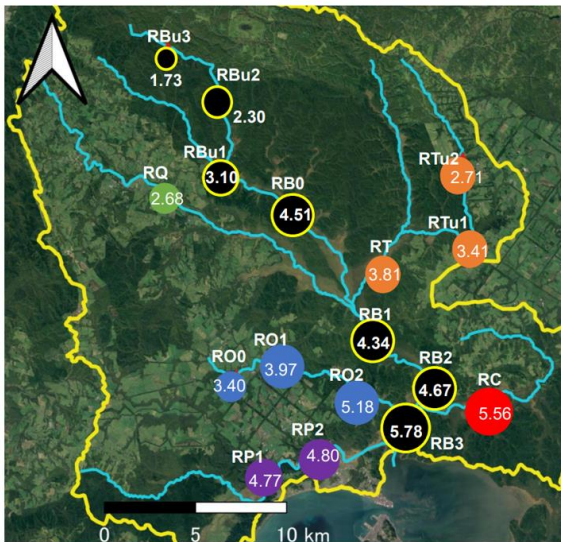


図-9. (a) aCDOM(m⁻¹)の空間分布 (b) 各観測点の湿原割合とaCDOM(412)(CDOM濃度)

RC における一貫した高い濃度を説明するために、流域の平均傾斜にも着目した。Conolly et al. (2018)は流域の平均勾配が DOM 供給量と強く相関することを示している。傾斜が緩いと水の滞留時間が長くなり土壌からの有機物溶出が促進されるからである。本研究でもRC の集水域は最も傾斜が緩く、CDOM 濃度を決める環境条件としては、土地被覆状態のみならず、地形形状も考慮する必要があることを示している。今回観測で得られた各観測点の CDOM 濃度 (a_{CDOM}(412)) に対し、集水域に占める湿原面積の割合と集水域の平均傾斜を変数に使用して重回帰分析を行ったところ有意な関係性が見られた： $r^2=0.6475$ ； $p<0.001$ 。この結果から別寒辺牛川における CDOM 濃度の空間変動は集水域に占める湿原割合と傾斜から説明できることが示された。

(2) 潮汐がCDOM 濃度へ与える影響

RB3 では潮汐の影響を受けて半日周期で流量が変動し、大潮や中潮時に顕著な流入時にCDOM 濃度は低下し、電気伝導度は上昇していた。電気伝導度とCDOM 濃度の間には明確な負の相関が見られ(図-10)、汽水の流入とともに CDOM 濃度が低下することを示している。電気伝導度が高くなるほど CDOM 濃度が低下するという両者の関係は、厚岸湖～厚岸湾にかけて光分解や凝集・単純拡散などの作用を受けて CDOM 濃度が低下している (Isada et al., 2021) ためと推察される。このような汽水の河川内への流入に伴う CDOM 濃度の低下は、主に大潮や中潮時、流入量が 30~40m³/s まで達するとき生じることが判明した。

流量が負に転じてから CDOM 濃度が低下するまでのタイムラグから水塊の動きを考察した(図-11)。1) RB3 において流量が負に転じたとき、河川水-厚岸湖水のフロントラインが上流方向に移動をはじめ；2) 塩淡水フロントラインが RB3 を通過して RB3 の電気伝導度が上昇し、CDOM 濃度が低下する；3) 電気伝導度が最大値に達し、CDOM 濃度が最小値となり、流量が 0 となって流入から流出に転じる；4) RB3 を塩淡水境界が通過して電気伝導度と CDOM が元の濃度に戻る。

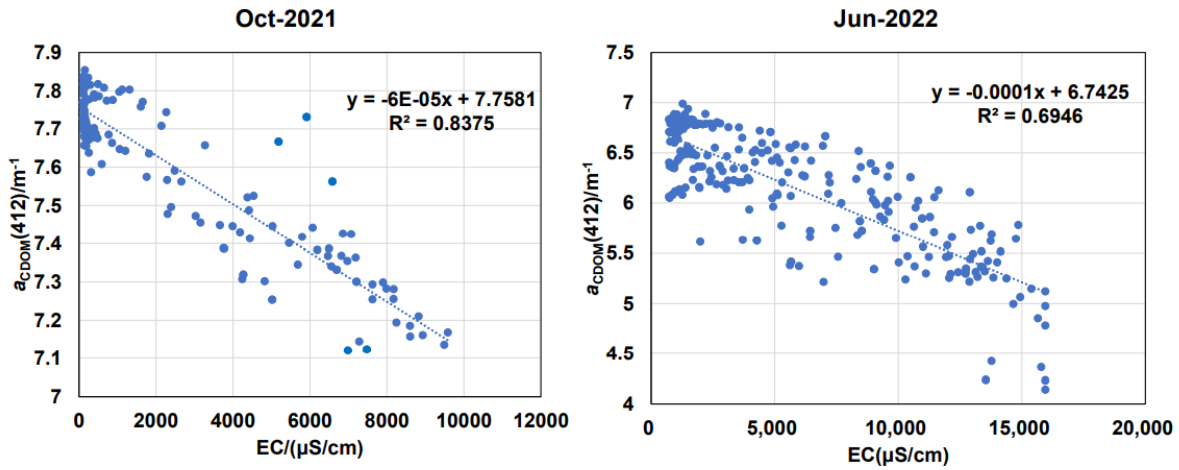


図-10. 汽水流入時におけるECとCDOMの関係

図-5(a)、図-5(c) および図-11 で明らかなように、すべての汽水流入時において、流量が正に転じた直後のタイミングで CDOM 濃度が急激に上昇し、電気伝導度が減少する鋭いピークが形成されることが予期せぬ発見であった。このようなピークは流入時には見られず、別の水塊が流入している可能性が考えられた。この水塊の起源は不明であるが、観測点周辺は複雑に入り組んだ水路となっていることから流入時にこのような場所に河川水が滞留され CDOM 濃度が上昇し、フロントラインとは異なるタイミングで流出する可能性が考えられる。高時間分解能のセンサー観測によりこのような不規則な河川水の動きとそれに 伴う CDOM 濃度の変動をとらえることができた。2021 年 10 月の流入期間に観測された流速データに時間を乗じて算出した汽水の移動距離は 3.172 km であり、このような厚岸湖一河川水の塩淡水フロントラインは本流と知来狩別川が合流する付近まで到達していることが予想される。

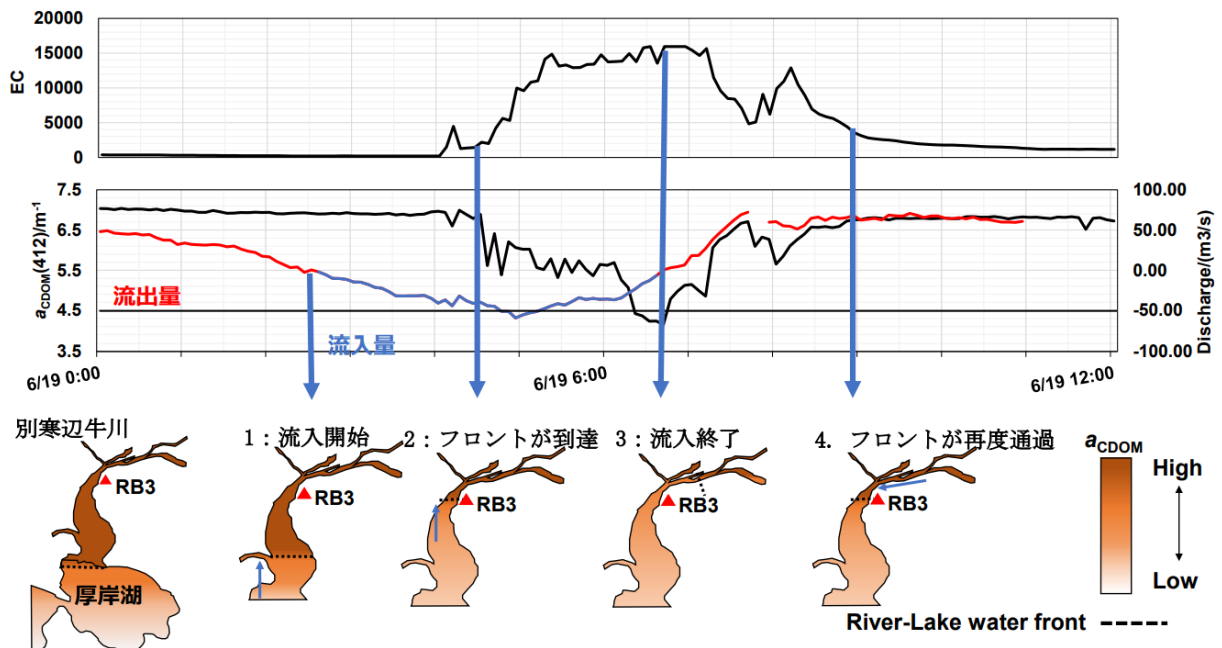


図-11. 塩水流入時の河川水の動きとCDOM濃度変動

(3) 降水がCDOM 濃度へ与える影響

2022年6月の観測期間中には20日未明から昼にかけて合計40mm程度の降雨があった(図-5(c))。降雨イベント終了直後はCDOM濃度は減少したが、その後CDOM濃度は6月22日0時にかけて20ppbほど緩やかに増加した。また、濁度は降雨直後に最大20NTUほどまで上昇し、最大値はCDOMより21時間ほど早い6月21日2時30分に出現した。濁度は主に懸濁粒子から構成され、表層土壌の土砂粒子を起源として流出すると考えられ、濁度とCDOMの上昇のタイミングの違いはこれらの物質の主要な供給経路の違いにあると考えられる。つまり、表層水を起源とした濁度の上昇は降雨直後に地表面の土砂が河川中に輸送されることによって速やかに増大するが、CDOMは湿原土壌中からの溶出が相対的に重要な経路であると考えられ、降雨後に雨水が浸透し土壌間隙水中のCDOMの溶出・移動を促すことによって、濁度に遅れて緩やかな増加を起こしていると推察した(図-12)。

図-13は2021年6月から2022年10月におけるRB2のCDOM濃度と太田の月間降雨量を示したものである。8~9月にかけて降水は増加し、CDOM濃度の変動傾向と一致している。つまり、夏季から秋季にかけては降水が増加することで地下水位が高い状態が維持されやすく豊富にCDOMが供給されていると考えられる。

積雪期の3月におけるCDOM濃度は最も低い値であった。積雪による水文環境の変化はこのような低いCDOM濃度と関連している可能性がある。流域では3月末まで積雪が観測されていた。土壌表層の積雪は降雨や融雪水の地下への浸透を妨げ地下水流からのCDOM供給量の増加を妨げている可能性が考えられる。あるいは北海道東部特有の小雪と低温が土壌の凍結をもたらし水分の移動を妨げている可能性も考えられる。こうして形成された表層水流は地下土壌の有機物を取り込まないため流量に対して低いCDOM濃度をもたらしている可能性が考えられた。

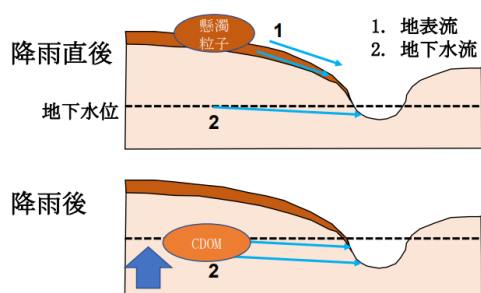


図-12. 降雨に伴うCDOM流出過程

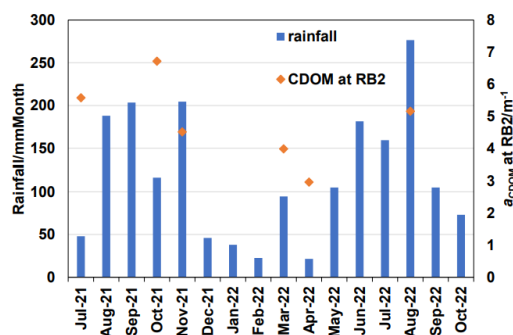


図-13. 降水量(太田アメダス)とRB2におけるCDOM濃度の関係

(4) CDOM フラックスの推定

2022年6月におけるCDOM濃度と河川流量の観測データを用いて、別寒辺牛川から厚岸湖に輸送されるCDOMフラックスを算出した(表-1)。フラックスは観測期間中のCDOM濃度に流量を積算して算出した。汽水の流入がないと仮定した場合のフラックスを流入前後のデータを線形回帰したCDOM濃度を使用して算出した。6月のRB3観測期間中に降雨があったが、降雨に対する流量の関係が特に潮汐の影響を受けるRB3では不明確なため、正確に降雨がフラックスに与える影響を評価することは難しい。また、塩水流入がないと仮定した場合のフラックスは1%ほ

ど過小評価になることが示された。

表-1. 推定したaCDOMフラックスと日流量

期間	a _{CDOM(412)} フラックス x10 ⁴ (m ² /day)	流量x10 ⁴ (m ³ /day)
Jun-22	1101.83	165.69
Jun-22(塩水流入なし)	1092.26	165.69

6. まとめ

本研究では衛星リモートセンシングにおける河川水トレーサーとしての CDOM に着目し、その供給源である陸域の河川流域における変動要因を解明するため、北海道東部別寒辺牛川流域において広域サンプリングと下流部観測点における連続観測を実施し、空間的変動と時間的変動要因を検討した。

広域サンプリングの結果より、別寒辺牛川流域においては本流上流部から下流部方向に位置する測点ほど CDOM 濃度が高くなっており、また、支流の一つであるチライカリベツ川においては最も高い CDOM 濃度が観測された。これらの空間変動要因として集水域に占める湿原割合と平均斜度に着目して重回帰分析を行ったところ有意な関係性が見られ、別寒辺牛川の空間変動要因として湿原割合と斜度が重要であることが示された。

下流部測点における連続観測の結果では、塩水遡上に伴い CDOM 濃度が急激に低下するという潮汐の影響が見られた。その他の時間変動要因としては降雨の影響が支配的であった。降雨後は、地下土壌中の有機物の溶出が促進され、CDOM 濃度は緩やかな増加傾向になることが示唆された。

参考文献

- 辻井達一, 橘ヒサ子 (2002) 北海道の湿原. 北海道大学図書刊行会, 札幌, 304pp.
- Andy Baker. (2005). Thermal fluorescence quenching properties of dissolved organic matter. *Water Research*, Volume 39, Issue 18, 4405-4412. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.023>.
- Babin, M., Stramski, D., Ferrari, G. M., Claustre, H., Bricaud, A., Obolensky, G., et al. (2003). Variations in the light absorption coefficient of phytoplankton, nonalgal particles, and dissolved organic matter in coastal waters around Europe. *J. Geophys. Res.* 108:3211. doi: 10.1029/2001JC000882
- Blough N.V., and R. Del Vecchio (2002): Chapter 10, Chromophoric DOM in the coastal environment, p. 509-546. In: *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*, edited by D.A. Hansell, and C.A. Carlson, Academic Press, San Diego.
- Bricaud, A., Morel, A., and Prieur, L. (1981). Absorption by dissolved organic matter of the sea (yellow substance) in the UV and visible domains. *Limnol. Oceanogr.* 26, 43-53.
- Robert F Chen, G. Bernard Gardner. (2004). High-resolution measurements of chromophoric dissolved organic matter in the Mississippi and Atchafalaya River plume regions. *Marine Chemistry*. Volume 89, Issues 1-4, Pages 103-125.
- Coble, P. G. : *Marine optical biogeochemistry : The chemistry of ocean color*, *Chem. Rev.*, 107, p.402~418, (2007)
- C T Connolly, M S Khosh, G A Burkart, T A Douglas, R M Holmes, A D Jacobson, S E Tank and J W McClelland. (2018). Watershed slope as a predictor of fluvial dissolved organic matter and nitrate concentrations across geographical space and catchment size in the Arctic. *Environ. Res. Lett.* 13 104015
- Downing, B. D., B. A. Pellerin, B. A. Bergamaschi, J. F. Saraceno, and T. E. C. Kraus. (2012). Seeing the light: The effects of particles, dissolved materials, and temperature on in situ measurements of DOM fluorescence in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 10: 767-775. doi:10.4319/lom.2012.10.767
- Henry F. Wilson, James E. Saiers, Peter A. Raymond & William V. Sobczak. (2013). Hydrologic Drivers and Seasonality of Dissolved Organic Carbon Concentration, Nitrogen Content, Bioavailability, and Export in a Forested New England Stream. *Ecosystems* 16, 604-616 (2013). <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9635-6>
- Isada T, Abe H, Kasai H and Nakaoka M (2021) Dynamics of Nutrients and Colored Dissolved Organic Matter Absorption in a Wetland-Influenced Subarctic Coastal Region of Northeastern Japan: Contributions From Mariculture and Eelgrass Meadows. *Front. Mar. Sci.* 8:711832. doi: 10.3389/fmars.2021.7118
- Isada, T., Iida, T., Liu, H., Saitoh, S.-I., Nishioka, J., Nakatsuka, T., et al. (2013). Influence of Amur River discharge on phytoplankton photophysiology in the Sea of Okhotsk during late summer. *J. Geophys. Res.* 118, 1995-2013. doi: 10.1002/jgrc.20159
- Lee, E.-J., Yoo, G.-Y., Jeong, Y., Kim, K.-U., Park, J.-H., and Oh, N.-H. (2015). Comparison of UV-VIS and FDOM sensors for in situ monitoring of stream DOC concentrations. *Biogeosciences*, 12, 3109-3118, <https://doi.org/10.5194/bg-12-3109-2015>.

- Nelson, N. B., and Seigel, D. (2013). The global distribution and dynamics of chromophoric dissolved organic matter. *Annu. Rev. Mar. Sci.* 5, 447–476. doi: 10.1146/annurev-marine-120710-100751
- Nelson, N.B., and D.A. Siegel (2002): Chapter 11, Chromophoric DOM in the open ocean, p. 547-578. In: *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*, edited by D.A. Hansell, and C.A. Carlson, Academic Press, San Diego.
- Mueller, J. L., G. S. Fargion, C. R. McClain, S. Pegau, B.G. Mitchell, M. Kahru, J. Wieland, and M. Stramska. (2003). *Inherent Optical Properties: Instruments, Characterizations, Field Measurements and Data Analysis Protocols*. NASA Tech. Memo., NASA/TM-2003-211621/rev 4 -vol.4.
- Pellerin, B.A., Saraceno, J.F., Shanley, J.B. et al. (2012). Taking the pulse of snowmelt: in situ sensors reveal seasonal, event and diurnal patterns of nitrate and dissolved organic matter variability in an upland forest stream. *Biogeochemistry* 108, 183–198. <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9589-8>
- Raymond, P.A., Saiers, J.E. (2010). Event controlled DOC export from forested watersheds. *Biogeochemistry* 100, 197–209. <https://doi.org/10.1007/s10533-010-9416-7>
- Regier P and Jaffé R. (2016). Short-Term Dissolved Organic Carbon Dynamics Reflect Tidal, Water Management, and Precipitation Patterns in a Subtropical Estuary. *Front. Mar. Sci.* 3:250. doi: 10.3389/fmars.2016.002
- Robert G. M. Spencer, Brian A. Pellerin, Brian A. Bergamaschi, Bryan D. Downing, Tamara, E. C. Kraus, David R. Smart, Randy A. Dahlgren, Peter J. Hernes. (2007). Diurnal variability in riverine dissolved organic matter composition determined by in situ optical measurement in the San Joaquin River (California, USA). *Hydrol. Process.* 21, 3181–3189 . DOI: 10.1002/hyp.6887
- Stedmon, C. A., and Nelson, N. B. (2014). “The optical properties of DOM in the Ocean,” in *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter (2nd)*, eds D. A. Hansell and C.A. Carlson (San Diego: Academic press), 481–508.
- Stevenson, F. J. and A. Fitch (1986) Chemistry of complexation of metal ions with soil solution organics. In: *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes*. Soil Science Society of America (SSSA) Special Publication No.17 (eds. P. M. Huang and M. Schnitzer,): 29-58, SSSA, Inc, Madison.
- Yamashita, Y., Scinto, L. J., Maie, N., and Jaffé, R. (2010). Dissolved organic matter characteristics across a Subtropical Wetland’s landscape: application of optical properties in the assessment of environmental dynamics. *Ecosystems* 13, 1006–1019. doi:10.1007/s10021-010-9370-1
- C.J. Watras, P.C. Hanson, T.L. Stacy, K.M. Morrison, J. Mather, Y.-H. Hu, and P. Milewski.

(2011). A temperature compensation method for CDOM fluorescence sensors in freshwater. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 9, 2011, 296–30