

河川整備基金助成事業

「利根川上流域におけるアユの漁獲数の減少
と藻類生産量が及ぼす要因に関する研究」

助成番号：21-1215-009

前橋工科大学工学部社会環境工学科
土屋十圀

平成21年度

1. はじめに

河川生態系の水中生物群集の生産量に関して、沖野¹⁾が指摘している通り、付着藻類や水生植物は日射量や窒素化合物などの栄養塩類を用いて、光合成を行い有機物を生産している。この有機物は、底生動物や魚類などに活用され、さらにこれらの生物は大型の魚類や鳥類などに捕食され、食物連鎖の基礎を支えている。また、動植物や水生昆虫類などの遺骸は、細菌類や水生昆虫類などにより分解され河川生態系を構成している。

日本の河川を代表する淡水魚の一つであるアユ(学名: *Plecoglossus Altivelis*)は、生産者である付着藻類を捕食し、高次消費者に捕食され、河川生態系の食物連鎖を繋ぐ重要な位置を占めている。また、アユは釣りなどのレジャーや食文化を通して人間と深く関わっている。しかしながら、群馬県内の河川で捕獲されるアユの数は減少傾向にある。群馬県内の利根川におけるアユの放流数と漁獲数の推移を図 1.1 に示す²⁾。群馬県は、アユを県魚に指定するほどかつての漁獲数は多く、1980 年には 669 万尾の記録をした。しかしながら、1981 年以降では漁獲数は減少し、2003 年には放流数約 527 万尾に比べて漁獲数約 32 万尾と大きく減少しており、アユの生息にとって良好な環境が維持されているとは言えない状況にある。図 1.2 に、主としてアユを中心に捉えた利根川上流域の河川生態系の概念図を示す。利根川において、生産者は付着藻類、一次消費者・分解者は水生動物、一次・二次消費者はアユなどの魚類が、高次消費者は鳥類(主としてカワウ 学名: *Phalacrocorax Carbo*) や人間が存在する。

この様に、利根川のアユは、過去 40 年以上に渡り放流されてきた実績、生産者と高次消費者を繋ぐ位置し、近年の研究より、摂食による付着藻類の更新と底生動物の種の変移^{3)、4)}を及ぼすアユは、利根川の河川生態系におけるキーストーン種(Keystone Species)といえる。キーストーン種とは、個体数が少なくとも、その種が属する生物群集や生態系に及ぼす影響が大きい種である。

一般的に、アユ漁獲数の減少について、都市・産業排水などによる水質汚濁などによる水質的な要因、細菌性疾病である冷水病(原因菌: *Flavobacterium psychrophilum*)やカワウによる食害及びアユの主な餌である珪藻類を中心とした付着藻類の減少など生物的な要因、ダムや堰などによる遡上阻害や人為的な流量の調整など物理的な要因などが挙げられる。

このような状況において、著者らは現在利根川に遡上してきたアユの生息環境を、特に生育時に主な餌となる付着藻類の生産量について、利根川上流域に位置する群馬県において定量的に求めることは重要であると考え検討してきた。具体的には、2006 年から 2007 年の季節毎に 4 回行った調査で利根川の濁度が高いと確認されたため⁵⁾、濁度と付着藻類の増殖について利根川本川の調査を行った。また、濁水による影響として、一般的に水中に透過する光量の不足が生じると考えられるため、濁度と光環境が付着藻類の増殖に及ぼす影響についても検討した⁶⁾。

この結果、津田⁷⁾が濁水による光量不足が主として珪藻類の増殖に影響を及ぼすと指摘している通り、藻類の増殖速度と濁度による負の関係があることを明ら

かにした。しかしながら、調査において明らかにした藻類の生産量は現在の生産量であり 1981 年以降のアユの漁獲数の減少と直接的な関連性を見つけることは困難であると考えられる。

以上の様な背景から、本研究では利根川上流域のアユの漁獲数の減少要因について検討するため、水質的、生物的及び物理的な 3 つの要因について検討を行った。第一番目に水質要因として、1975 年から 2004 年の 30 年間の上武大橋の水質データより、アユの漁獲数の変化に伴い 30 年間のデータを主成分分析により

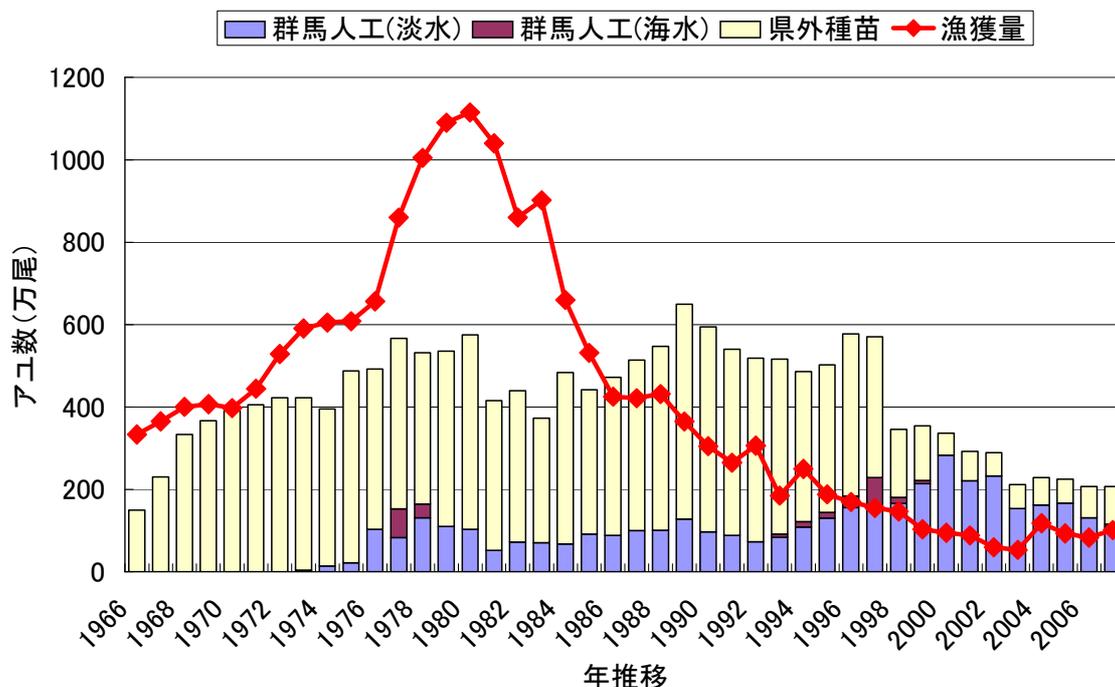


図 1.1 群馬県内のアユの放流数と漁獲数の推移



図 1.2 利根川の河川生態系の概念図

解析した。

第二番目に生物的な要因として、利根川において SS の季節的な濃度差がある夏季と冬季において、SS と光環境が藻類の生産量に及ぼす影響について 2007 年夏季と 2008 年冬季に調査を行った。この結果、付着藻類の増殖を阻害している SS について、利根川上流域における発地点の検証を行った。

第三番目に物理的な要因として、流量変動がアユの漁獲数に与える影響について確率論的な手法を用いた結果として、魚類などの高次消費者に与える影響について、最大流量が有用な検討手法の一つになる可能性が高いとの所見を得たので、上記 2 つの要因と共にここで報告する。

表 2.1 主成分分析の結果

	第1主成分	第2主成分	第3主成分	第4主成分	第5主成分	第6主成分	第7主成分	第8主成分
固有値	2.60	1.69	1.23	0.95	0.67	0.50	0.33	0.04
寄与率	32%	21%	15%	12%	8%	6%	4%	0%
累積寄与率	32%	54%	69%	81%	89%	95%	100%	100%
解析項目	固有ベクトル							
流量(自然対数)	0.34	0.30	0.19	-0.36	0.72	0.14	0.30	-0.01
SS	0.12	0.40	0.24	-0.65	-0.56	0.09	-0.16	-0.05
DO	-0.41	-0.23	-0.25	-0.36	0.28	0.52	-0.48	0.00
BOD	-0.42	-0.16	0.22	-0.36	0.21	-0.75	-0.09	0.07
NH ₄ -N	-0.35	0.57	-0.29	0.14	0.09	-0.12	-0.02	-0.66
NH ₃ ⁺	-0.45	0.50	-0.06	0.12	-0.01	0.10	0.19	0.69
水温(°C)	-0.09	0.15	0.76	0.39	0.13	0.14	-0.44	-0.07
pH	-0.45	-0.27	0.36	-0.08	-0.15	0.31	0.64	-0.27

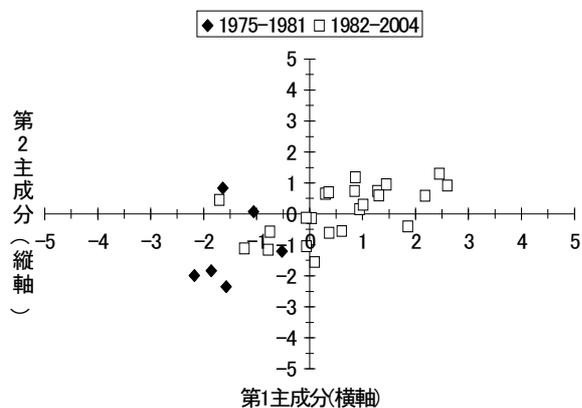


図 2.1 第 1 主成分得点と第 2 主成分得点の分布

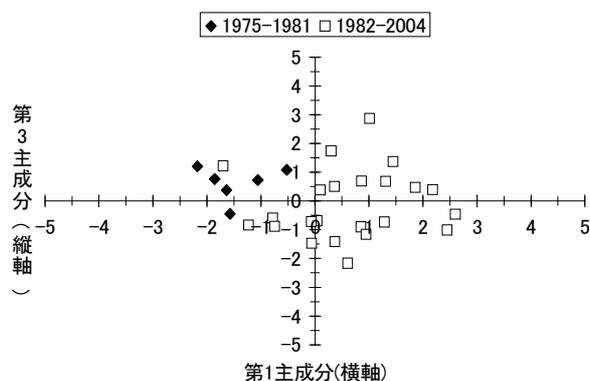


図 2.2 第 1 主成分得点と第 3 主成分得点の分布

2. 水質要因とアユ漁獲数減少の検討

2.1 既往研究の概要

河川の水質汚濁評価に関する研究では、多変量解析の手法であるクラスター分析と主成分分析を用いた多くの研究が存在する。松本ら⁸⁾は、奈良県内の河川水のイオン成分を分析し、これらの手法を組み合わせると大和川水系、淀川水系、紀

の川（吉野川）水系、新宮川（熊野川）水系において、COD、BODと関係のあるイオン成分とをグループ分けて、4水系の地理的特色を反映していることを明らかにした。坂本ら⁹⁾は、東北海道茶内地区の風蓮水系において、13項目の水質データを用いて、降雨による土砂流入による自然汚濁や牧場と生活排水の影響による人為的汚濁の箇所を解明している。藤波ら¹⁰⁾は、群馬県内の河川水質評価を行い、良好な水質群、人為汚濁の進んだ群、人為汚濁に加えて窒素、塩素による汚染が進んだ群に分類した。

本研究では、利根川上流域のアユの漁獲数の減少要因を検討するために、1975年から2004年の30年間の水質データを主成分分析により解析した、なお、水質変化の推移に焦点を当て検討を進めるため、クラスター分析を行っていない。

2.2 主成分分析項目に用いる水質

検討する期間は1975年から2004年¹¹⁾である。本研究では、変数間の関連性を明らかにし対象ケースを弁別し、総合指標を作成することが可能である主成分分析を用いる。主成分分析を用いた既往研究⁸⁾⁻¹⁰⁾では、採水地点の各水質項目より作成された総合指標に基づき、各地点の地理的な相違が確認されている。

本研究の解析に用いた項目は、自然対数に置き換えた年平均流量 (m^3/s)、SS (mg/L : 以下単略)、D₀、BOD、NH₄-N、遊離アンモニア (NH₃⁺)、水温 (°C)、pHの8つの項目とする。流量を自然対数に置き換えた理由として、解析結果に占める流量と水質の寄与率を同程度にするためである。遊離アンモニアは、NH₄-Nが水中で水温やpH等により一定の割合で解離した物質であり、水生生物に対して毒性が高い物質である¹²⁾。また風間ら¹³⁾は、東京都の神田川における天然アユ遡上の定着要因として、NH₄-N濃度の低下が、NH₃⁺濃度の低下に繋がったためと考察している。このため、本研究でもNH₃の魚毒性の視点から考察することとした。

なお、NH₄-Nは1983年から1997年のデータが存在しないため、上武大橋の上流に位置する福島橋と下流に位置する刀水橋の値の差を最小二乗法により線形近似させ、欠損値を補完している。また、解析以外の水質項目として、全窒素は1997年以前のデータが存在しないため、亜硝酸と全リンは微量又は検出されていないため本研究では解析より除外した。

2.3 主成分分析の結果と考察

本研究では、1975年から2004年の上記8項目を用いて、1地点の経年変化に着目し主成分分析を用いて解析する。

主成分分析には相関行列を用い平均0、分散1に基準化したデータを用いる。相関行列を用いた主成分分析を行ったため、固有値は1以上 (Kaiser criterion) を採用する。これは、抽出された主成分がもとの変数を持つ情報の平均と少なくとも同じだけの情報を持たせるためであり、表2.1に示す主成分分析の結果より、本研究では第1主成分から第3主成分まで採用する。X軸に第1主成分得点とY軸に第2主成分得点を分布させた図を図2.1に、X軸に第1主成分得点とY軸に第3主成分得点を分布させた図を図2.2にそれぞれ示す。



図 3.1 調査地点の地図

表 2.1 より、第 1 主成分は年平均流量の値が高く、SS の固有ベクトルが正でありそれ以外の値が負であるため、年平均流量の増加による浮遊粒子の増加と栄養塩類の希釈や分解とする。第 2 主成分は SS と $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び NH_3^+ の値が高く、年平均流量と水温が正、DO と BOD 及び pH が負であるため、浮遊粒子に含まれる窒素分の増加と有機物の分解とする。第 3 主成分は、水温が高く、年平均流量、SS、BOD 及び pH が正であり、DO と $\text{NH}_4\text{-N}$ 及び NH_3^+ が負であるため、水温の上昇による窒素分の硝化とする。この様に、年平均流量と SS の固有ベクトルは第 1 主成分から第 3 主成分までともに正であり、これら 2 つの因子は年毎の変動が大きいことである。このため、利根川上流域において、年毎の変動は流量と SS が支配的であり、他の水質項目と比較して河川生物群集構造に及ぼす影響が大きいと推察することができる。この結果、流量が主な説明因子である第 1 主成分に着目し、第 1 から第 3 主成分の主成分得点分布で、流況が変動した年を検証する。

図 2.1 と図 2.2 より、流量が主成分得点の主な説明要素である第 1 主成分は 1975 年から 1981 年では負に集中し、1982 年から 2004 年では正に集中しているため、1975 年から 1981 年と 1982 年から 2004 年という 2 つの期間変化に分けられる。このため、既往研究⁸⁾⁻¹⁰⁾では地理的な相違が確認されているが、同一地点の時間的な相違を確認することも可能であり、この視点からも有効な手法であるといえる。

3. SS と光環境が付着藻類の増殖に与える影響

3.1 既往研究の概要

河川生態系において、河床礫面上に付着する藻類は、光合成による生産によって有機物合成を行い、底生動物、魚類、鳥類などの生息を支える重要な一次生産者である。このため、付着藻類の増殖や剥離に関して、実河川やその特性を再現

表 3.1 実験期間中における各地点の水理特性

河床勾配	久呂保橋		大渡橋		福島橋		上武大橋	
	1/226		1/419		1/525		1/874	
季節	夏季	冬季	夏季	冬季	夏季	冬季	夏季	冬季
川岸からの平均距離(m)	8.73	22.74	6.07	10.30	6.12	6.68	18.68	28.84
平均水深(m)	0.38	0.35	0.42	0.44	0.31	0.31	0.27	0.38
平均流速(m/s)	0.34	0.33	0.22	0.20	0.37	0.17	0.43	0.21
平均フルード数	0.30	0.18	0.11	0.08	0.22	0.09	0.25	0.11
平均レイノルズ数($\times 10^5$)	2.11	0.78	0.94	0.84	1.45	0.38	1.32	0.56
平均底面剪断応力 ($\text{kg}/\text{m}\cdot\text{s}^2$)	16.41	15.08	9.76	11.99	5.81	5.79	3.05	4.25

表 3.2 籠の実験に使用した材料

品名	寸法(mm)	奥行き	幅	高さ
籠	外寸	340	400	100
	内寸	315	375	87
杭	外形	-	直径：30	700
礫	外形	100-150	100-120	30-40
レンガ	外形	110	220	40



写真 3.1 籠の設置

(久呂保橋：2008年2月22日)

した人工水路や水理実験を行うなど多くの研究が行われている。

実河川において、西村ら¹⁴⁾は強熱減量を用いて付着藻類の増殖量を算出している。また、池田ら¹⁵⁾は瀬や淵に着目して、瀬の水理と河床礫上の一次生産を求めている。さらに、阿部ら¹⁶⁾は、人工水路で流速を調節し、藻類の増殖についてロジスチックモデルを用いて解析している。そして、戸田ら¹⁷⁾は実河川の観測と水理実験により水理特性の違いが藻類の一次生産性と剥離に与える影響について定量的に考察している。一方、藻類の剥離について、田代ら¹⁸⁾は異常に繁殖した藻類をサルテーション運動する掃流砂礫の衝撃により剥離させるメカニズムを解析し、その効果を算出している。

河川の光環境に着目した研究として、諸田ら¹⁹⁾と沖野¹⁾の研究が存在する。諸田らは、河川の光環境と生物環境の重要性を指摘し、早瀬と平瀬及び淵において、光環境が底生動物や付着藻類に及ぼす影響を調査している。この結果として、淵よりも平瀬・早瀬の方において光量子量が河床の浮き石まで届き、生産性が高いことをフラッシュ効果として考察している。この効果について、沖野も同様な指摘をしている。このように、光環境は、付着藻類の光合成を左右する要因であり、他の生育要因である水温や栄養塩類等と共に重要な要素の一つである。

本研究は河川内へ実際に通過する光環境が付着藻類に与える影響について、光を阻害する要因と推察できるSSと共に検討した。また付着藻類の増殖速度は、西村ら¹⁴⁾と池田ら¹⁵⁾の既往の研究と同様に算出する。調査は、アユの生息時期で主に

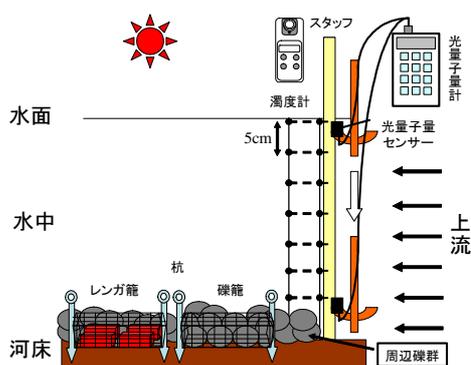


図 3.2 籠の設置と光環境の計測の様子

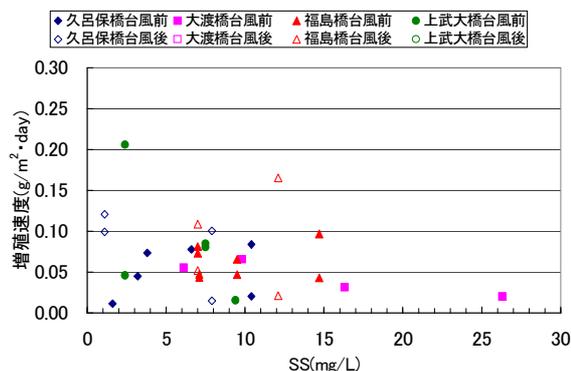


図 3.4 増殖速度と SS の関係 (夏季)

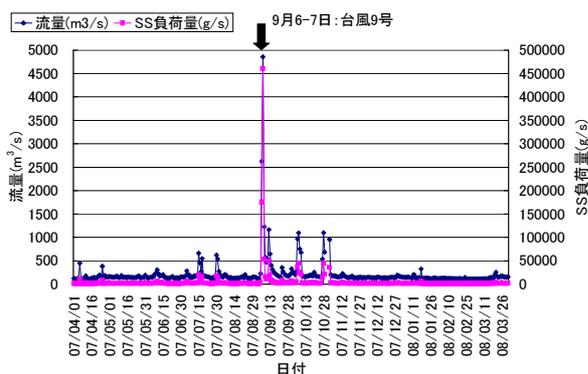


図 3.3 2007年4月-2008年3月の流量とSS負荷量の推移

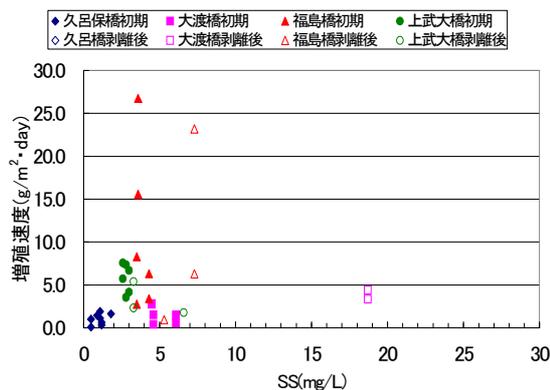


図 3.5 増殖速度と SS の関係 (冬季)

付着藻類を捕食していると推測できる8月から9月の夏季と、2006年度の調査⁵⁾でSSが高く藻類の増殖を阻害していると考えられる1月から3月の冬季に行った。

3.2 調査の概要

本研究の調査地点を示した図を図3.1に、付着藻類を採取するための河床礫、レンガ入りの籠(以下、籠という)を設置した各地点の水理特性を表3.1に、籠、河床礫とレンガの寸法を表3.2に、久呂保橋地点の籠の写真を写真3.1に、籠の設置と光環境の計測の様子を図3.2にそれぞれ示す。

籠を設置した場所は、利根川上流より久呂保橋下流、大渡橋上流、福島橋下流及び上武大橋下流の4箇所であり、流下距離にして約50kmである。4地点の選定理由として、久呂保橋は濁度が低い所、大渡橋は釣り客が多い所、福島橋は濁度が高い所及び上武大橋は本調査中に利根大堰の夏季貯水によるバックウォーターの影響が少ない所であり、各地点は利根川において河道の特色が現れているためである。4地点における籠の周辺の水理特性は表3.1の通りである。流速は、付着藻類の採取時に、各4つの籠で籠の上下流、左右と上部の5箇所流速計(KENEK社製、夏季:VP1000、冬季:VP3000、それぞれ10秒平均)を用いて、6割水深の流速を1点計測した。

表3.2より、本研究では凹凸がなく平坦面で藻類を採取できる河床礫とレンガ

を選んだ。この理由として、既往研究²⁰⁾で付着藻類の採取する場合には流れの状態や河床礫の凹凸により増殖速度や種類構成などに違いが生じると報告されているためである。河床礫とレンガの増殖速度の違いについて、著者らの既往研究⁶⁾で検討を行い、有意な差が確認されており、本研究では増殖速度の違いについて検討は行わないこととする。河床礫は、利根川で調査前に採取し、付着藻類などを除去し、乾燥させたものを用いる。なお、夏季に使用した河床礫、レンガと籠は実験終了後に洗浄し、冬季の実験に再び使用した。河床礫、レンガ、籠の寸法については、表3.2に示した通りである。籠と蓋は格子型であり、籠の中に入れた河床礫とレンガが外に流れないようにした。さらに写真3.1と図3.2に示すように、4地点には、河床礫とレンガを入れた籠を2つずつ、同種の籠が隣り合わないよう交互に配置した。各地点の4つの籠は、籠の密集による他の籠への流速の影響を避けるためにほぼ同一の流れのポイントで1mから2m程度離し、かつ河川流量の変化により水深の違いが生じない様に、水深350mmから500mmに設置した。

計測は一週間に1回行い、同時にSS分析用の水採取を行った。付着藻類のサンプル数は、各地点の礫とレンガの籠より1つずつ採取し計4個である。藻類の採取は、50mm×50mmのコドラートを用い、藻類を採取した。藻類は、暗瓶に入れ、分析までは冷暗所で保存した。付着藻類量の分析は、600℃で30分間燃焼させ、前後の有機物の減少量差を強熱減量として算出している。さらに、本研究では光環境の状況について水中を透過する光量子量として検討する。また図3.2より、光量子量の測定方法は水面から5cm間隔で水深(鉛直)方向に2回から3回測定した。河川内で光量子量計を使用し、光の透過率を実測した値を吸光係数とする。光量子量の計測にはLI-COR社製のLI-192SA Quantum Sensorを、日射量の計測にはカスタム社製のLX-1332を使用した。

3.3 付着藻類の増殖速度とSSの関係

調査の期間は、夏季は2007年8月2日から9月27日の9週間分であり、冬季は2008年1月21日から3月6日の7週間分であり、このデータから考察を行う。2007年4月から2008年3月の流量とSS負荷量の推移を図3.3に、夏季と冬季の増殖速度を纏めた表を表3.3に、夏季と冬季のSSと増殖速度の関係を図3.4と図3.5に、国内外の既往研究^{1)、14)}の増殖速度を纏めた表を表3.4にそれぞれ示す。また、付着藻類の増殖速度は、藻類の強熱減量の一週間の増減より算出し、剥離量や水生昆虫などによる捕食圧を含めて考察した。以下に、増殖速度($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$)の算出式(3.1)を示す。ここで、IL(Ignition Loss)は強熱減量(g/m^2)、 t は採取日時、 n は採取間隔である。

$$\text{増殖速度} = \frac{IL_{t+n} - IL_t}{n} \quad (3.1)$$

図3.3より、夏季実験中の9月6日から7日にかけて群馬県内を台風9号が通過した影響により、沼田市の2日間総降水量87mm、前橋市120.5mm及び伊勢崎市149mmを観測し、7日に八斗島で河川流量4、854 m^3/s 、SS負荷量460、477 g/s を記録し、

表 3.3 利根川調査地点の増殖速度

採取地点	期間	レンガ	礫	備考
久呂保橋	8/2-9/5	0.19	0.03	台風9号前
	9/14-27	0.42	0.25	台風9号後
	1/25-2/22	0.36	0.41	初期増殖
	2/22-3/3	ND*	ND*	剥離後の増殖
大渡橋	8/2-9/5	0.16	0.16	台風9号前
	9/14-27	ND*	ND*	台風9号後
	1/25-2/7	0.58	0.51	初期増殖
	2/15-2/22	0.91	0.72	剥離後の増殖
福島橋	8/2-9/5	0.28	0.26	台風9号前
	9/14-27	0.46	0.22	台風9号後
	1/25-2/7	0.85	0.79	初期増殖
	2/15-22	1.31	1.24	剥離後の増殖
上武大橋	8/2-9/5	0.13	0.17	台風9号前
	9/14-27	ND*	ND*	台風9号後
	1/25-2/7	0.82	0.74	初期増殖
	2/15-2/22	1.04	1.00	剥離後の増殖

*NDは No Data の略称とする
 ているためと推察される。

また、付着藻類の増殖と籠の上流で観測したSSとの関係について検討すると、夏季と冬季とも負の関係が見られる、従って、SSは利根川における付着藻類の増殖にとって阻害要因となっていると推察される。さらに表3.4より、他の河川の調査結果と比べて、利根川における付着藻類はかなり低い増殖速度となっている。具体的に、夏季において長野県千曲川と比べて、0.01倍から0.11倍であり、大分

河川流量の増加により設置した礫とレンガの付着藻類は洪水による剥離されたと考えられる。このため、表3.3に示した通り、台風前後の藻類の増殖速度を別々に算出している。一方、冬季実験中に、4地点において約2週間ごとに増殖と剥離と推察できる強熱減量の差が計測されたために、実験開始後の初期増殖と剥離後の増殖を別々に算出している。

図3.4と図3.5より、夏季と冬季を比較すると、冬季のSS濃度は夏季に比べて値が半減しており、SSが少ないために冬季の増殖速度は夏季に比べ100倍大きいことが分かった。これは、冬季は藻類を餌とする水生生物の摂取量が少なく、藻類の成長が低温に適応し¹⁾、付着藻類の増殖速度が増大し

表 3.4 国内外の河川の付着藻類の増殖速度(参考文献¹⁾、¹⁴⁾より著者作成)

河川名・地点名(国名・地域名)	調査者(発表年)	日総生産力(g/m ² ・day)	調査時期
Hudson River (イギリス)	Swaney (1999)	1.50-3.44	
Mary River (オーストラリア)	Bunnら (1996)	2.04	
MERS (アメリカ)	Sheldonら (1984)	0.05-11	
Havelse River (デンマーク)	Siminsennら (1977)	4.5-9.71	
Itchen River (イギリス)	Butcher (1964)	2.06-5.25	
Flint River (アメリカ)	Courchin (1960)	0.84-4.84	
千曲川 (日本・長野)	辻本 (2000)	3.25-4.15	
駅館川 (日本・大分)	西川ら (1991)	3.6	1985年7月24-25日
番匠川 (日本・大分)		1.7-8.4	1985年6月10-11日, 8月5-6日
津江川 (日本・大分)		1.1-4.6	1986-1987年(5回の平均)
利根川・久呂保橋 (日本・群馬)	三崎, 土屋 (2007-2008)	0.03-0.42	2007年8-9月
		0.36-0.41	2008年1月-3月
利根川・大渡橋 (日本・群馬)		0.16	2007年8-9月
		0.51-0.91	2008年1月-3月
利根川・福島橋 (日本・群馬)		0.22-0.46	2007年8-9月
		0.79-1.31	2008年1月-3月
利根川・上武大橋 (日本・群馬)		0.13-0.17	2007年8-9月
		0.74-1.04	2008年1月-3月

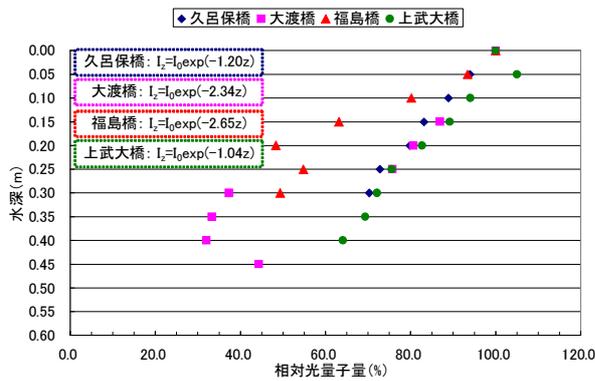


図 3.6 水中での光量子量の減衰 (夏季)

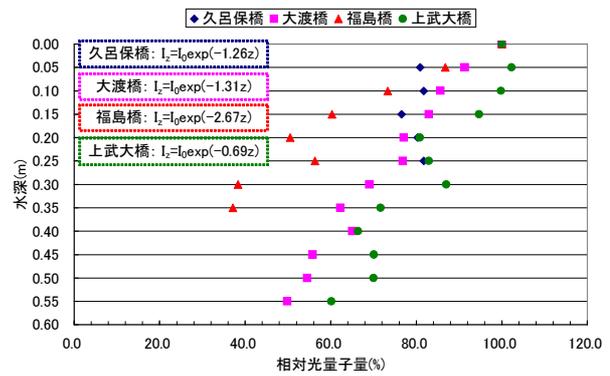


図 3.7 水中での光量子量の減衰 (冬季)

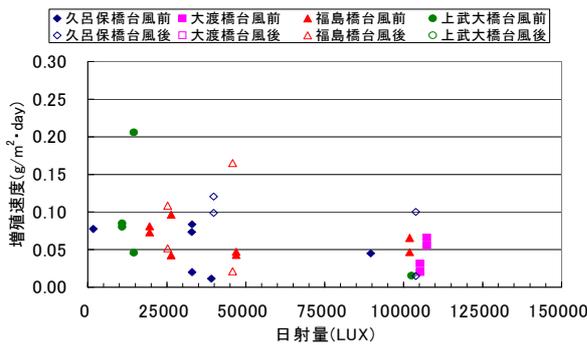


図 3.8 日射量と増殖速度の関係 (夏季)

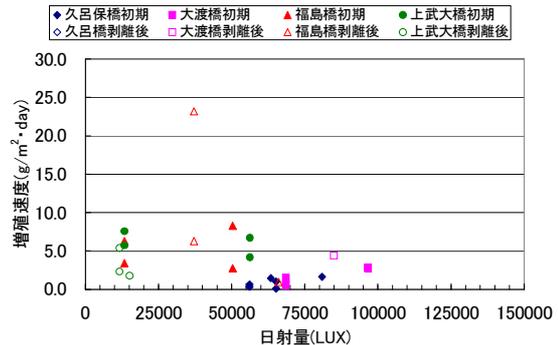


図 3.9 日射量と増殖速度の関係 (冬季)

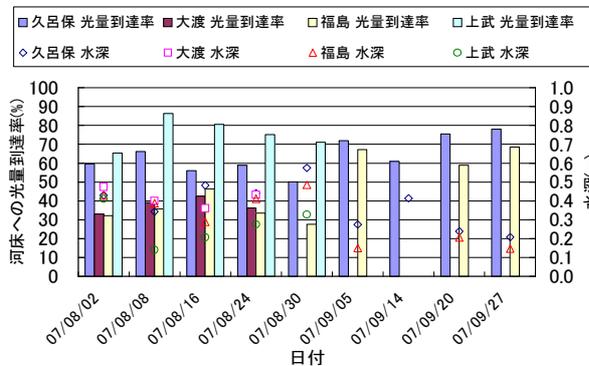


図 3.10 水深と河床に届いた光量の推移 (夏季)

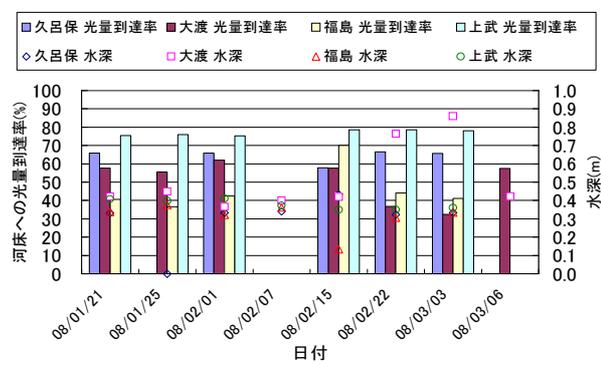


図 3.11 水深と河床に届いた光量の推移 (冬季)

県を流れる3河川と比べても0.03倍から0.05倍、冬季において千曲川と比べて、0.11倍から0.32倍であり、大分県を流れる3河川と比べても0.16倍から0.33倍と藻類の増殖速度は低い結果となった。

この結果より、国内の他河川と比べて低い藻類の増殖速度は、SSが水中に透過する光量を阻害するために生じている。前節の解析結果と併せて考察すると、この様に、年平均流量とSSは年毎の変動が大きい、アユの主な餌である付着藻類の増殖が低いことが、アユ生息環境が良好に保てていない要因の一つであると推察される。

3.4 河床に到達する光量と藻類増殖の検討

調査開始1週間後に、夏季は8月8日から9日と冬季は1月25日から26日にかけて、各地点の設置した籠の周辺において、流水中の光の透過率について計測した。観測4日間の天候は晴れであり、日射量は安定しており、各水深の光量子量を水面の光量子量に対する比で扱い、相対光量子量とした。夏季と冬季の水中での光量子量の減衰の様子を図3.6と図3.7に、夏季と冬季の水面の日射量と増殖速度の関係を図3.8と図3.9に、夏季と冬季において各地点の水深と河床に届いた光量の推移を図3.10と図3.11にそれぞれ示す。

図3.6と図3.7より、水面から河床に鉛直に、光量子量が減衰していく過程が顕著に現れている。光の水中での減衰は、一般的に Lambert-Beer の法則式(3.2)に従う²⁰⁾。

$$I_z = I_0 \exp(-\alpha z) \quad (3.2)$$

ここで、 I_0 は水面の光量子量 ($E/m^2/s$ (E:Einstein) = $\mu mol/m^2/s$)、 I_z は水深 $z(m)$ における光量子量、 α は吸光係数 (m^{-1}) である。また、吸光係数は水中の浮遊物質濃度により影響される²¹⁾。

現地で観測した吸光係数の平均値は、夏季の久呂保橋 1.20、大渡橋 1.31、福島橋 2.67、上武大橋 1.04、冬季の久呂保橋 1.26、大渡橋 2.34、福島橋 2.65、上武大橋 0.69 である。

図3.8と図3.9より、台風通過前は、日射量が 25,000LUX から 50,000LUX と 100,000LUX に集中して、通過後の日射量は 25,000LUX から 50,000LUX に集中している。一方、通過前後の増殖速度について、0.02 g/m²・day から 0.12g/m²・day の間で推移し大きな違いは認められない。これは、水面上で観測された日射量が増えても増殖速度には特に変化がないことを示している。このため、付着藻類の増殖には河床に到達する光量が重要であると考えられ、夏季調査時に台風9号通過前後に藻類の増殖速度の変化について、以下で検討する。

図3.10より、台風通過前と比べて通過後には、水深が低下し河床に届く光量の到達率が、久呂保橋では 60.5%から 71.5%へ、福島橋では 40.4%から 63.8%へ上昇している。このため、水深の低下による河床への光量の届く割合が上昇し、付着藻類の増殖速度は増加したと推察できる。また図3.11より、冬季の大渡橋では 58.4%から 47.2%へ、福島橋では 39.9%から 57.1%へ、上武大橋では 75.6%から 78.6%へと、地点別の増殖速度の上昇と到達率の関係が見られない。これは、流量が安定している冬季は夏季と違い台風などの洪水による掃流の影響がなかったため、付着藻類の強熱減量の値に極端な差が生じなかったためと推察された。

2007年の台風9号通過後において、河川の一次生産者である付着藻類の増殖速度は、水深の低下に伴う河床に到達する光量の増大により増加した。久呂保橋と福島橋では、水深の低下に伴い河床に到達する光量は、洪水攪乱後に河床に存在する礫などに付着した藻類が掃流された後に、再び増殖する藻類の増殖速度を上昇させる要因の一つであると考えられる。これは、大規模攪乱後の生態系の回

復を促進すると推測される。

4. 利根川上流域に発生するSSについて検討

利根川の付着藻類は、大分県の3河川や長野県の千曲川と比べて10%から33%と低い増殖速度であり、SSにより藻類の生育が阻害されていることが確認された⁶⁾。これは、津田⁷⁾が濁水による光量不足が主として珪藻類の殖に影響を及ぼすと指摘している通りであり、群馬県内の利根川においては、濁水が常時発生し、河床に到達する光を遮るだけでなく礫の表面に堆積しているためと推察される。

以上の様な背景より、利根川本川で観測されるSSについて、発生地域と成分的な特徴及び発生構造について解明することを目的とし、群馬県の水質測定結果の解析と県内の発生地域と推定された地域の水質調査を行うこととする。この結果、利根川本川においてアユの主な生息場所である前橋市内で、SSが発生しており、成分を含めて発生構造について明らかにすることができた。

4.1 利根川の水質観測地点と水位流量観測所

群馬県が毎月計測し纏めている水質測定結果のうち、以下に示す水質観測所のSSデータを用いる²³⁾。また、水質観測地点の近くにある水位流量観測所の流量データを用いて、各地点のSS負荷量を算出する。水質観測地点と水位流量観測所の位置を示した図を図4.1に示す。

図4.1より、水質観測地点は群馬県北部より利根川本川の岩本、大正橋、群馬大橋、福島橋、上武大橋、刀水橋と利根大堰及び吾妻川の吾妻橋の8地点とする。これは、各地点の上流側には、利根川水系の主な河川の流入や都市・産業排水等の人為的な影響及び土木構造物の影響について検証するために選定している。岩本は利根川本川の源流部と赤谷川水系及び片品川水系等の影響、吾妻橋は吾妻川水系の影響、大正橋は利根川本川と吾妻川の合流後の影響、群馬大橋と福島橋は前橋市の排水等や発電用の導水管路の影響について検討する。また、上武大橋は神流川や烏川の影響を、刀水橋は藤波らの研究¹⁰⁾で汚濁が進んでいる早川や石田川などの影響を確認する。さらに、利根大堰は堰による影響について考慮する。一方、水位観測地点の近傍には、水位流量観測所があり、流量が観測されている。岩本には岩本、吾妻橋は村上、群馬大橋は前橋、福島橋には上福島、上武大橋の上流には八斗島、刀水橋には古戸、利根大堰には利根大堰が対応している。また、大正橋の近くに水位流量観測所がないため、岩本と村上地点の流量を足した値を使用する。

4.2 SSと流量及びSS負荷量の推移

1972年1月から2006年3月まで各水質観測地点の月毎のSS推移を示した図を図4.2に、上記期間の月平均流量とSS負荷量の推移を図4.3と図4.4にそれぞれ示す。

図4.2より、SS値は各水質観測地点において20mg/L前後で推移している。特

水質観測地点

- 1: 岩本
- 2: 吾妻橋
- 3: 大正橋
- 4: 群馬大橋
- 5: 福島橋
- 6: 上武大橋
- 7: 刀水橋
- 8: 利根大堰

水位流量観測所

- I: 岩本
- II: 村上
- III: 前橋
- IV: 上福島
- V: 八斗島
- VI: 古戸
- VII: 利根大堰

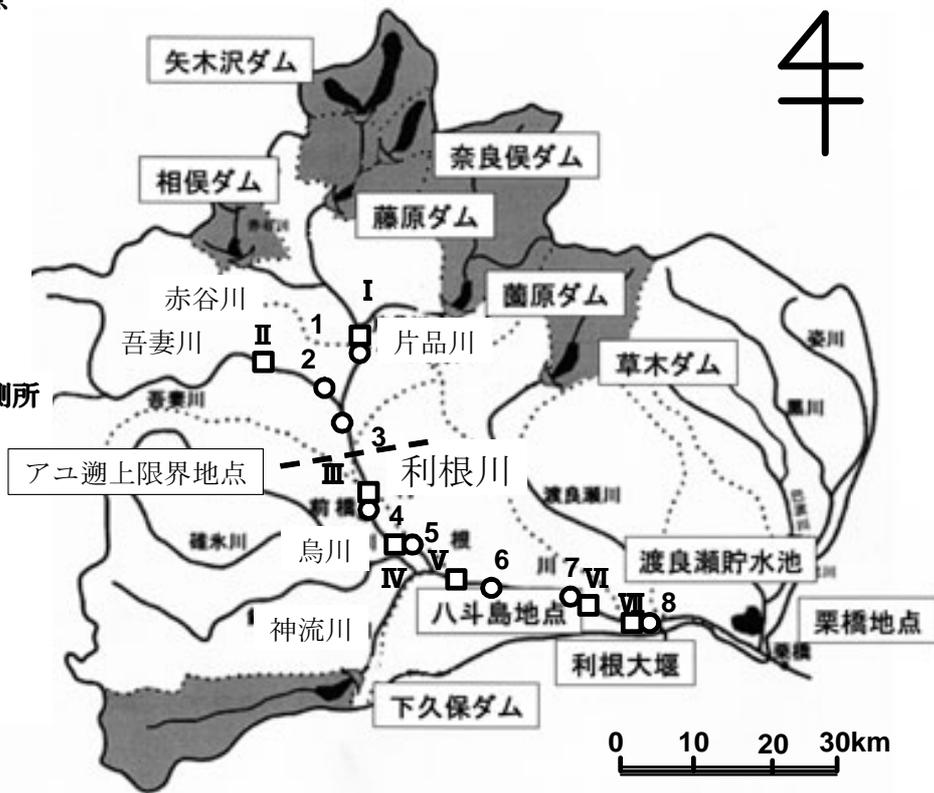


図 4.1 群馬県の水質観測所と水位流量観測所の位置

に、吾妻橋、群馬大橋、福島橋と利根大堰においては、それぞれ 1988 年 6 月 554.5mg/L、1998 年 9 月 310.0mg/L、2000 年 9 月 900mg/L、1985 年 4 月 284.0mg/L と観測期間の中で最大値を記録している。一般的に、アユの漁獲数に対しては自然濁水(SS濃度 5mg/L)の長期化で影響が出はじめるとされている³¹⁾。このため、利根川においては、平常時でもアユ漁獲数に影響を与える SS 濃度が河川中に存在していることになる。

図 4.3 より、月平均流量は 1972 年以降に初めて生じた 1981 年 8 月の流量 (408.6m³/s) 以後、1982 年を境に月毎の推移が大きく上下変動している。これは、Fig. 1 に示す様に群馬県内に藤原ダム (1958 年竣工)、相俣ダム (1959 年竣工)、菅原ダム (1966 年竣工)、矢木沢ダム (1967 年竣工)、下久保ダム (1969 年竣工)、草木ダム (1977 年竣工)、渡良瀬貯水池 (1990 年竣工) と奈良俣ダム (1991 年竣工) の 8 ダム群を初めとして大小多数のダム群が存在する。これらのダム群は、東京を中心とする首都圏の発電と飲料用水及び産業用水等の利水以外にも、洪水調整等の治水のため、融雪期の放流を含めて台風等の大雨に備えるため洪水期の水位に移行する操作を行っている。このため、利根川上流域ではダム群による季節変化など人為的な影響が強く現れていると推察される。

図 4.4 より、観測期間の初期は、群馬県内の利根川の下流に位置する刀水橋や利根大堰において SS 負荷量が高い状況であった。しかしながら、1983 年を境に群馬大橋や吾妻橋でも高い負荷量が観測されるようになり、1990 年代以、刀水

橋や利根大堰では観測されなくなり、大正橋、群馬大橋、福島橋と上武大橋で高い負荷量と観測されるようになってきている。これらの橋が位置するのは、前橋市を含む地域であり、高いSS負荷量の発生の可能性が高い地域と推察することができる。

この結果、1972年1月から2006年3月までの月別のSS値や負荷量の推移より、前橋市を中心とした地域でSSが発生している可能性が高い。また、月平均流量が季節毎に変動があり、ダム群からの発生及び月平均流量の流量差によるSS発生の可能性もあり、検証する必要がある。

4.3 流量差によるSS発生の有無と発生地域の特定

前述した通り、群馬県内には多くのダムが存在し、利水や治水のために、利根川本川及び支川の流量を調整している。このため、流量調整により、ダム湖並びに河床などより流出するSSが利根川で観察される濁水となっている可能性がある。手計ら16)は、高速フーリエ変換(FFT)を用いて、ダムの貯水池操作による放流量が河川流量の周期特性に与える影響を明らかにしている。本研究では、利根川で観測されたSS濃度と月平均流量の周期特性について解析を行う。

4.3.1 スペクトル解析とその手法

ダムの貯水池操作による放流量が河川流量の周期特性に与える影響を明らかにする手法の一つとして、高速フーリエ変換(FFT)が用いられている²⁴⁾、²⁵⁾。本研究では、利根川の月平均流量による周期特性やスペクトル密度が、底生動物の個体数に与えた影響について、FFTを用いて解析を行う。FFTによるスペクトル解析は式(4.1)から(4.5)を用いる²⁴⁾。

ランダム変数 $x(t)$ のフーリエ変換を $X(f)$ とする。

$$X(f) = \int_0^{\infty} x(t) e^{-i2\pi ft} dt \quad (4.1)$$

期間 T の間の等間隔の $N(=2^p; p: \text{正の整数})$ 個のデータ $x(j) (j=0, 1, 2, \dots, N-1)$ が与えられたとき、この有限離散化フーリエ変換を $X(k)$ とする。

$$\begin{aligned} X(k) &= \sum_{j=0}^{N-1} x(j) \exp\left[-i2\pi \cdot \frac{k}{T} \cdot \frac{jT}{N}\right] \cdot \frac{T}{N} \\ &= \sum_{j=0}^{N-1} x(j) \exp\left[-i2\pi \frac{jk}{N}\right] \cdot \frac{T}{N} \end{aligned} \quad (4.2)$$

($k=0, 1, 2, \dots, N/2$)

ここに、

$$\begin{aligned}
\Delta t &= T/N \\
\Delta f &= 1/T \\
t &= j\Delta t = j(T/N) \\
f &= k\Delta f = k/T = k/(N\Delta t) \\
f_{\max} &= N/(2T) = 1/(2\Delta t)
\end{aligned}
\tag{4.3}$$

(Nyquist周波数)

なお、周波数範囲 f が Nyquist 周波数 f_{\max} より小さいという条件から、 k の範囲は次のように決まる。

$$|k| \leq \frac{N}{2} \tag{4.4}$$

すなわち、FFTにより求められるフーリエ成分の個数は、総データ数の半分となる。

スペクトル $x(t)$ のフーリエ変換から次式で与えられる。

$$\begin{aligned}
\tilde{P}\left(\frac{k}{T}\right) &= \frac{1}{T} E[X(k)X^*(k)] \\
&= \frac{1}{T} E[|X(k)|^2]
\end{aligned}
\tag{4.5}$$

ここに、 E はアンサンブル平均を意味する。なお、本研究では、流量のデータは1サンプルずつの期間を用いており、アンサンブル平均は考慮することが出来ないため、取り扱わないこととする。

FFTを行うには、データ数が2の整数乗で行うことが求められるが、本解析では、既往文献^{24)、26)}に従い使用するデータの後に0を入れて、データ数に一番近い2の整数乗となる様にした。これは、解析データの最初と最後のつながりによるリンク効果による波形の変化を断ち切り、現実の波のスペクトルに近いとされているためである。

4. 3.2 解析結果と考察

各地点の流量推移の解析結果を図4.5に、SS推移の解析結果を図4.6にそれぞれ示す。

図 4.5 より、FFT を用いて利根川の流況を解析結果として、利根川において 12 ヶ月と 6 ヶ月及び 4 ヶ月の周期が確認された。12 ヶ月は年最大流量による影響、

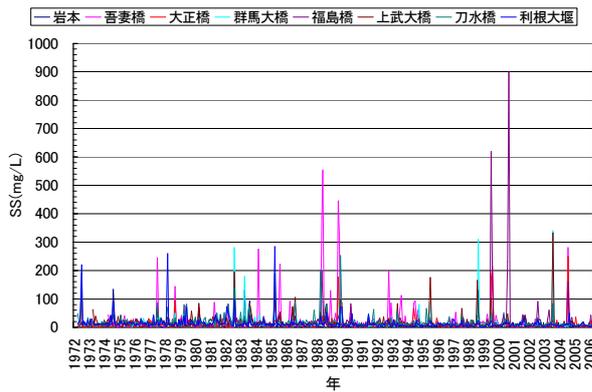


図 4.2 1972 年から 2006 年までの SS の推移

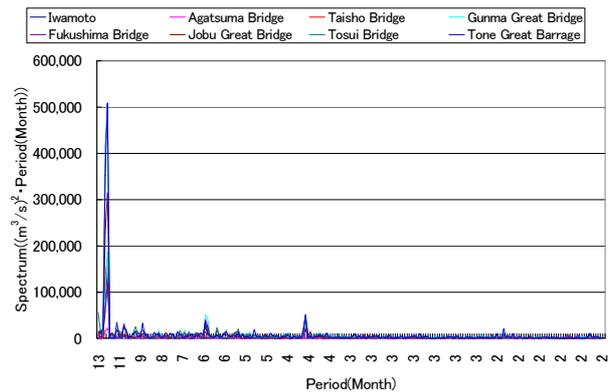


図 4.5 月平均流量のスペクトル密度

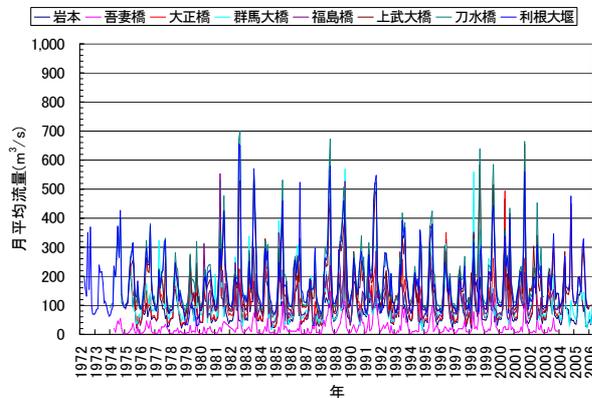


図 4.3 1972 年から 2006 年までの月平均流量の推移

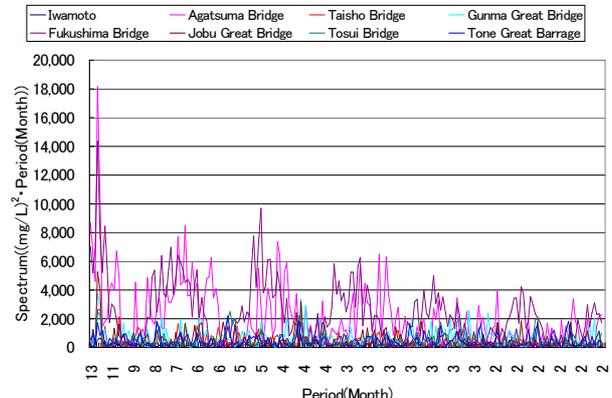


図 4.6 SS のスペクトル密度

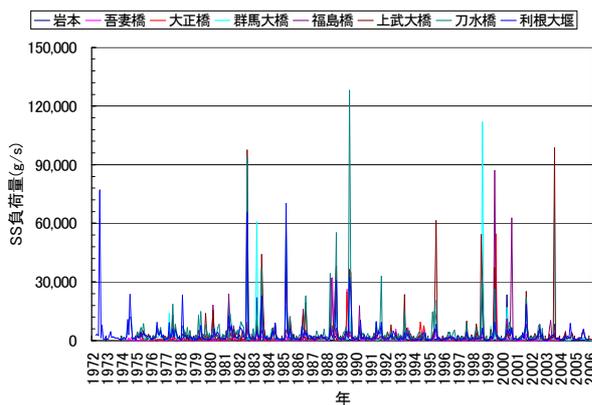


図 4.4 1972 年から 2006 年までの SS 負荷量の推移

6 ヶ月は夏季と冬季の流量の差による影響、4 ヶ月は春季の融雪等の放流や夏季の最大流量及び秋季の台風等の影響と考えられる。一方、図 4.6 に示した様に利根川の SS において、流量と同じ周期が確認されたのは、12 ヶ月周期だけである。このため、年最大流量が発生時には、利根川の SS に影響を与えていると考えられる。また、吾妻橋と福島橋では、他の 6 水質観測地点とは違い毎月 SS

の周期が確認されており、流量の増減に関わらず、SS が常時に発生していると推察することができる。

この結果より、群馬県内の SS 発生地域としては、吾妻橋が位置する吾妻川と福島橋が存在する前橋市の南東と考えられるため、SS の発生と SS を構成する成分について検証するために、これら 2 つの橋を含めて利根川と吾妻川の現地調査

を行った。

4.4 調査地域の概要

本研究で調査を行う地点は、図 4.7 に示す前橋市と吾妻川流域を対象とする。吾妻川流域には pH2 前後という強酸性河川が多数あり、かつては生物が棲めない「死の川」と呼ばれていた。1964 年より国土交通省関東地方整備局品木ダム水質管理所によって、湯川と大沢川及び谷沢川では石灰(炭酸カルシウム:CaCO₃)を用いた河川水の中和が、現在に至るまで常時行われている。また、中和後に生成される中和生成物を堆積させるため、下流側には生成物堆積用のダムである品木ダムが存在する。この中和事業の成果により、現在の吾妻川流域では魚類を含む生物が生息していることが確認されている²⁷⁾。

一方、調査流域である前橋市郊外と吾妻川流域では、発電所が多く存在し、群馬県内の他の発電所と同様に効率的に発電を行うため、発電所間は導水管によって繋がっている。品木ダムで湯川発電所の発電用に取水された水は、吾妻橋下流で一部が吾妻川に合流するが、大部分は直接流下することなく導水管を伝わって、利根川の他の発電所の水と混ざり前橋市内の群馬県庁横に位置する柳原放水路より利根川本川に流入している。

本調査の観測地点は、吾妻流域の中和前の湯川(図 4.7 の中では St.1 と記し、以後の下流地点でも同様に番号を示す。)、中和後の品木ダム流入前(St.2)、湯川発電所放水口(St.3)、白砂川合流前の吾妻川本川(St.4)、白砂川合流後の吾妻川本川(St.5)、吾妻川に流入前の山田川(St.6)、山田川流入後の吾妻

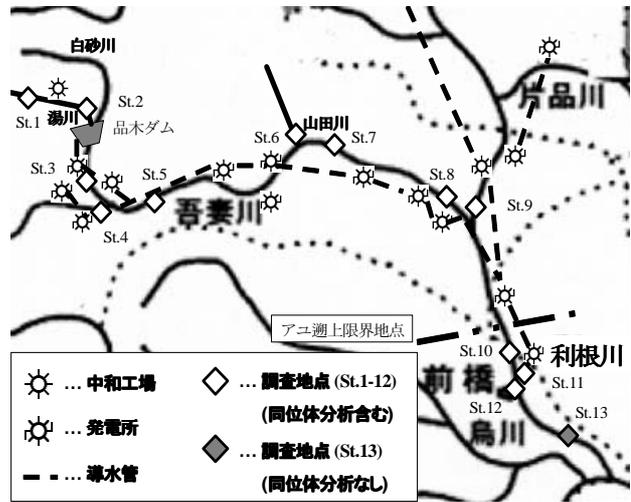


図 4.7 利根川と吾妻川の調査地点

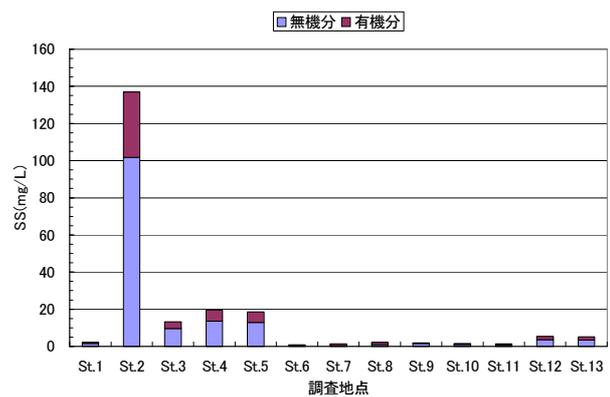


図 4.8 調査地点の SS 推移

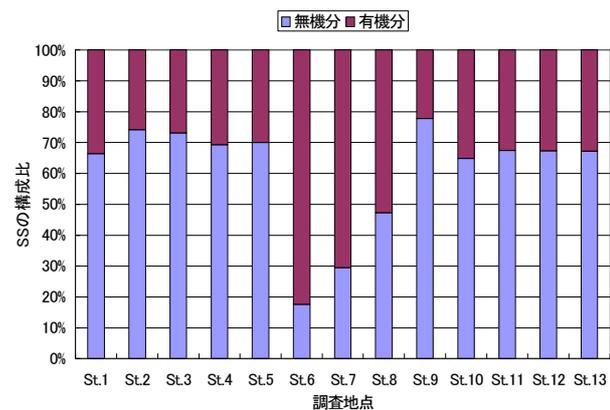


図 4.9 調査地点の SS 構成比

川本川 (St. 7)、吾妻川の吾妻橋 (St. 8)、吾妻川が流入前の利根川本川 (St. 9)、流入後の利根川本川 (St. 10)、群馬県庁横に位置する柳原放水路 (St. 11)、柳原放水路合流後の利根橋 (St. 12)と福島橋 (St. 13)とする。

4.4.1 調査の概要とその方法

本調査では、吾妻川流域の主な河川と吾妻川と合流した後の利根川を対象とし、SSの調査を行う。なお、導水管内は試料水の採取が不可能であるため、利根川合流前の柳原放水路より採水を行っている。

調査は、2009年8月24日から26日に St. 1 から 12 までを実施している。福島橋においては、9月9日と14日及び21日に調査を行い、3回の平均値を用いている。水質項目は、SSとし、分析方法は河川水質試験法²⁸⁾に準じ濾紙 (Whatman GF/C 1.2 μm) を用いて分析を行っている。また、SS中に含まれるシルト等の無機分と藻類等の有機分の割合について検討するために、600℃で30分間燃焼させ、前後の濾紙重量の減少より有機物量を算出している。

4.4.2 調査結果と考察

13箇所の調査地点のSSの分析結果を図4.8に、SSの構成比を図4.9にそれぞれ示す。

図4.8より、石灰を用いた中和前後 (St. 1 と 2) によって、SSの値は2.3mg/Lから137.0mg/Lへと約60倍に上昇しているが、品木ダムによる沈殿後には、吾妻水系白砂川と導水管に放流される値は13.2mg/Lと1/10に大きく減少している。吾妻川本川と合流前後 (St. 4 と 5) においても19.6mg/Lと18.6mg/Lと高い濃度が観測されている。また、山田川 (St. 6) とその下流側 (St. 7 と 8) では、SSは1mg/Lから2mg/Lであり、アユ

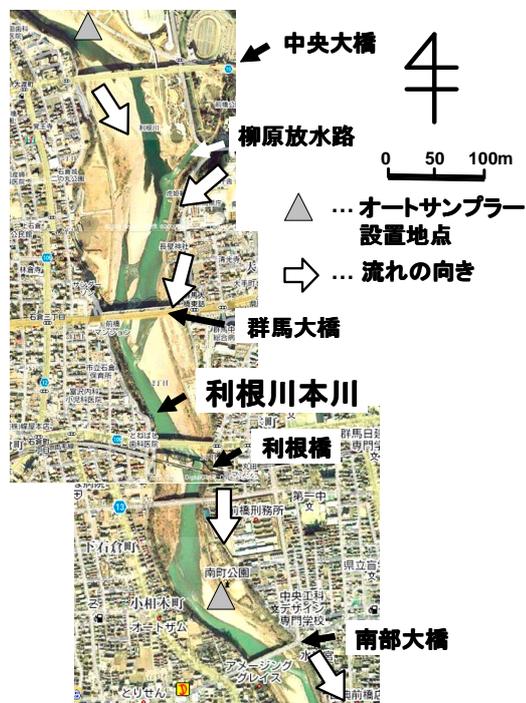


図 4.10 前橋市内に設置したオートサンプラーの地点

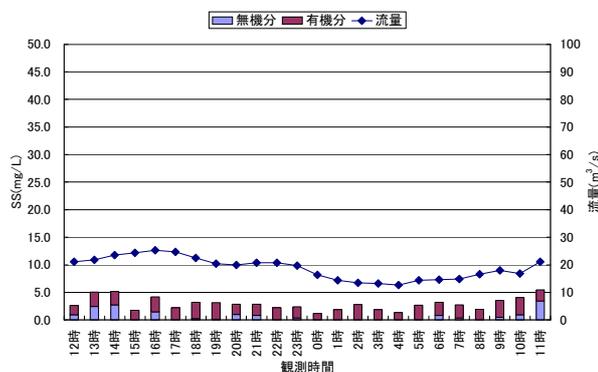


図 4.11 中央大橋の調査結果 (9月25日から26日)

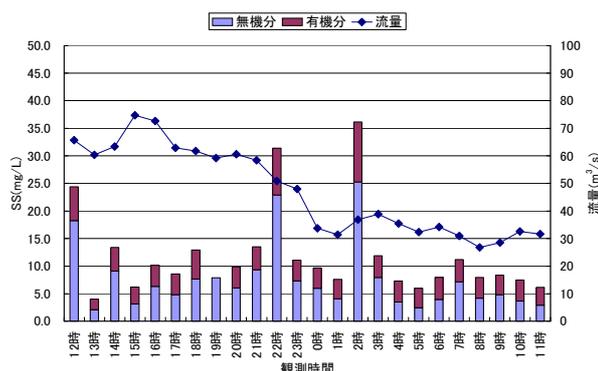


図 4.12 南部大橋の調査結果 (9月26日から27日)

漁獲数に影響を与えない値である。これは、SS値は山田川やSt.5以降の他の流入河川による希釈や河床に沈降により濃度が低くなっているものと推察することができる。

吾妻川合流前後の利根川(St.9と10)では、吾妻川中下流と同様にSS値は2.0mg/Lと1.6mg/Lであり、アユの漁獲数に与える影響は少ないと考えられる。今回の調査では、柳原放水路(St.11)のSS値は1.3mg/Lであるが、下流に位置する利根橋(St.12)では、汚染源がないにも関わらずSS濃度は5.4mg/Lに上昇している。

一方、図4.9に示した様にSSの構成比は、St.1からSt.8とSt.10から13においては、SSに含まれる無機分は66%から74%の範囲に存在し、約70%の無機分が特徴として挙げられる。山田川及び山田川流入後の吾妻川では、無機分が18%から47%であり、その構成比が吾妻川上流部と違っている。また、利根川本川大正橋上流は78%と吾妻川上流部よりやや高い結果である。

この結果より、70%前後の無機分を含んだSSは、吾妻川上流部の河川水の特徴と考えられ、この河川水が利根川本川のSSに及ぼす影響を検討する際には、トレーサーの役割を果たすと推察された。これは、図4.8と図4.9に示した福島橋においても、SS値は5.1mg/L、無機物含有量は67%であり、この上流に位置する利根橋と変化がない。このため、吾妻橋と並んで福島橋において観測されるSSは、柳原放水路より利根川本川に流入するSSが大きな要因となっていることが確認された。さらに、導水管網を通して柳原放水路より排出される河川水が、利根川本川のSSの挙動に与える影響について、詳細に検証するために、24時間の観測を行った。

4.5 SS発生構造についての検討

4.5.1 24時間観測の調査方法

柳原放水路から利根川本川のSSに及ぼす影響について検証するため、オートサンプラーを用いて24時間のSS観測を行う。設置した地点は、図4.10²⁹⁾に示す前橋市内を流れる利根川に位置し、柳原放水路の上下流の中央大橋上流と南部大橋上流である。2地点は、砂礫の護岸が安定しており、オートサンプラーの設置が容易であるという特徴を持つ。観測期間は、中央大橋上流では2009年9月25日から26日、南部大橋上流では9月26日から27日であり、3日間に大きな流量変動は確認されていない。オートサンプラーはA.SIGMA社製リキッドサンプラーモデル900ポータブルタイプを使用し、1時間毎に採水している。また、観測時間は12:00より翌日11:00までとする。なお、SSは前述と同様に分析している。一方、流量は、図4.1に示した様に南部大橋上流は前橋の水位計よりH-Q式を用いて算出した値を使用する。なお、前橋の水位計は、柳原放水路の流量を含めて観測しているため、中央大橋上流については、利根川本川の岩本と吾妻川の村上の水位計より流量を計算し、合計した値から柳原放水路の流量を引いて概算している。なお、柳原放水路の流量は、2000年から2007年の日単位の値³⁰⁾

より、8年間の9月の平均日流量 $49.5\text{m}^3/\text{s}$ を算出し、一定値として用いる。

4. 5. 2 調査結果と考察

9月25日から26日の中央大橋上流のSSと流量の推移を示した図を図4.11に、9月26日から27日の南部大橋上流のSSと流量の推移を図4.12にそれぞれ示す。

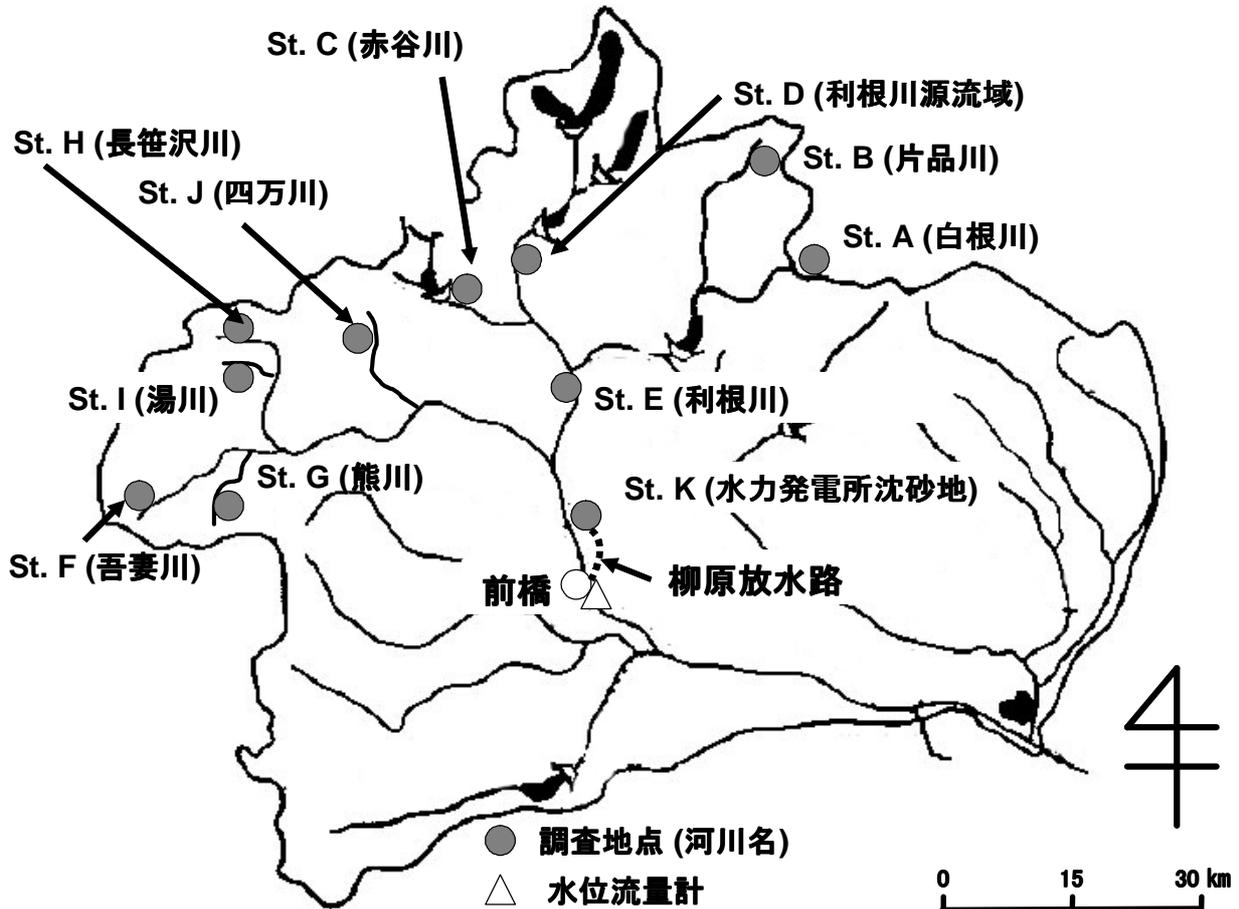


図 4.13 水力発電所上流域の取水口

図 4.11 より、南部大橋上流において SS 濃度は 1.3mg/L から 5.5mg/L であり、無機分が 5%から 50%と低い結果となっている。これは、有機分が多いため、前橋市北部の排水の流入による影響と推察することができる。また、流量が上昇する時に SS に占める無機分の含有率が 30%から 50%の間で増え、巻き上げによる効果が発生し河川の SS 濃度を上昇させている。一方、図 4.12 に示す様に、柳原放水路の水が流入した後の利根川本川では、SS が 5mg/L から最大 35mg/L まで上下しており、アユ漁獲数に及ぼす影響は少なくないといえる³¹⁾。また、図 4.10 で示す様に、柳原放水路流入後の利根川は白濁しており、季節的な変化はあるが常時見ることができる光景である。また、SS に含まれる無機分は、60%から 90%(1日の平均値 75.2%)と中央大橋と比較して高い割合である。また、夜間から早朝にかけて流量が少ない時には、無機物の含有量が 80%を越えており、河床礫の表面に堆積し、アユの餌である付着藻類への影響が推察される。さらに、流量の増加時には、巻き上げにより水中に含まれる高濃度の SS は、河床に到達する光量

を阻害させ、藻類の増殖速度を低下させることになる^{6)、7)}。

この結果より、SSが恒常的に高い吾妻川上流の河川水を含む柳原放水路から利根川本川への流入は、放水路直下のSS濃度を上昇させ、下流域の付着藻類及びアユの漁獲数に影響を及ぼしていると考えられる。

4.5.3 研究対象地域

群馬県の北西に位置する山岳地帯には、首都圏の洪水調節、発電、灌漑、水道用水、工業用水等に利用するために建設されたダム群がある。このため、前橋市を含むこの地域には、県内水力発電所の84%を占める63箇所の発電所があり、発電所間は導水管路網によって結ばれている。これら発電用管路網は、前橋市内で合流し、1967年以降より柳原放水路を通して利根川本川に合流する構造となっている³²⁾。

柳原放水路の集水域は、白根川、片品川、赤谷川、利根川源流域、利根川本川、吾妻川、熊川、長笹沢川、湯川及び四万川である。調査地点を示した図4.13より、それぞれの発電用導水路の取水口上流において調査を行い、調査地点をSt. AからSt. Jとする。また、前橋市内に位置する発電所沈砂地をSt. Kとし、利根川に合流する柳原放水路と合流点上流部大渡橋及び合流点下流部利根橋を調査している。

4.5.4 測定項目と測定方法

調査日は、St. AからSt. Eまでは2009年11月23日に、St. FからSt. Jまでは同年11月27日に、St. Kは2010年2月5日である。St. Kについては、発電所の沈砂地の定期清掃時に併せて調査を行っており、沈砂地に堆積した土砂のみを採取している。また、柳原放水路と大渡橋は2009年8月24日に、利根橋は2009年8月26日に調査している。St. AからSt. Kの地点において、河床の礫砂を採取し、大学の実験室において篩いを用いて分級した。この内、2mm以下の土砂は溶出試験を行い、SSに含まれる有機態炭素同位体比($\delta^{13}\text{C}_{\text{PDB}}$ Natural Abundance)を測定する。溶出試験には、土質試験の方法と解説³³⁾に準じ、30分間攪拌し、30分静置させている。この後、上澄み水を河川水質試験法²⁸⁾に準じ、Whatman GF/C(口径47mm, 孔径 $1.2\mu\text{m}$)を用いて、濾過している。さらに、土質試験の方法と解説に準じ、SSの密度を求めている。一方、柳原放水路と大渡橋及び利根橋については、水中に含まれるSSを河川水質試験法に準じて濾過した。

なお、同位体分析はSIサイエンス株式会社杉戸研究所分析センターに依頼し分析を行っている。分析装置は、Thermo Fisher Scientific Model Flash EA1112-DELTA V ADVANTAGE ConFlo IV System (EA-IRMS)であり、測定精度は $\pm 0.15\%$ である。炭素の同位体比は式(4.6)で評価された値を用いた。

$$\delta^{13}C = \left[\frac{R_{sample}}{R_{standard}} - 1 \right] \times 1000 (\text{‰}) \quad (4.6)$$

ここで、 $R_{standard}$ は標準物質で同位体比が定義された既知の値であり、 R_{sample} は試料同位体比の測定値を示す。標準物質は PDB (Pee Dee Belemnite: 米国南カロライナ州ピーディー層産箭石化石 (CaCO_3)) を用い、この物質に対する千分率偏差 (‰) を表している。

4.5.5 水位流量の推定

発電用導水管路網を流れる水量については、発電所を所管する群馬県企業局が公示している資料を参照している³²⁾。また、柳原放水路が合流した直下流に前橋の水位流量観測所が存在しており、放水路に流れる水量と利根川の流量の合計流量を確認することが可能である。放水路と利根川の流量の推定には、有機態炭素の同位体比をトレーサーとし、それぞれの水量を水の収支式 (4.7) と同位体比の物質収支式 (4.8) より算出した^{34) - 36)}。

$$Q_t = Q_o + Q_y \quad (4.7)$$

$$Q_t \delta_t = Q_o \delta_o + Q_y \delta_y \quad (4.8)$$

ここで、 Q は流量及び水量 (m^3/s) であり、 δ は有機態炭素同位体比の濃度 (‰) である。また、添え字 t と o 及び y はそれぞれ利根橋と大渡橋及び柳原放水路を意味する。

柳原放水路から利根川に水が流れていた日は、調査日では 2009 年 8 月 24 日、8 月 26 日、11 月 23 日、11 月 27 日と 4 日間であり、前橋地点における流量はそれぞれ $45.16 \text{m}^3/\text{s}$ 、 $48.26 \text{m}^3/\text{s}$ 、 $48.65 \text{m}^3/\text{s}$ 及び $43.81 \text{m}^3/\text{s}$ である。なお、柳原放水路の最大使用水量は、6 月 1 日から 9 月 25 日の灌漑期には $58.89 \text{m}^3/\text{s}$ 、9 月 26 日から 5 月 31 日の非灌漑期には $90.10 \text{m}^3/\text{s}$ であり、この 4 日間には最大使用水量よりも少ない水量が放水路を流れていた。また、前橋地点の河川流量³⁷⁾ はほぼ同じであり、水力発電所の構造と併せて考慮すると、各調査地点の取水量及び管路網内の水量は、調査を行った 4 日間には変化はないものと推察される。この結果より、前橋地点の平均河川流量である $46.47 \text{m}^3/\text{s}$ を用い管路網内の水量と有機炭素の物質収支を取り扱う。

4.5.5 調査地点の粒径分布の相違

St. A から St. K までの河床礫の粒径分布を示した図を図 4.14 に、各調査地点の結果を示した一覧表を表 4.1 に示す。

図 4.14 より、St. A から St. J までにおいて、2mm 以下の粒径は土砂の重量に対して 9% から 39% となっている。これは、調査地点が各河川の源流域に位置し、SS の基準とされる 2mm 以下の粒径が少ないためである。しかしながら、水力発

電所沈砂地の St. K では、2mm 以下の粒径が 98%を占めており、導水管路網設置されている金網により、2mm より大きな砂礫が進入しておらず、各発電所にある沈砂地には 2mm 以下の土砂が中心となっていると考えられる。

一方、平水時の表層水と溶出試験後の SS の変化及び土粒子の密度を示した表 4.1 に示す様に、St. A から St. J (St. I を除く) では表層水中には SS は殆ど観測されていない。St. I は pH2 という強酸性河川であるため、採取地点上流で国土交通省品木ダム水質管理所により石灰 (炭酸カルシウム: CaCO_3) による中和が行われている²⁷⁾。一方、St. K 通過後の柳原放水路では、SS 濃度 18mg/L が観測されている。この状況について、溶出試験時の上澄み水の SS を測定すると、各地点において 100mg/L から 1200mg/L と高い SS 濃度を示しており、SS の濃度と SS を構成する土粒子の密度には 0.58 という相関係数があり、密度の小さな土砂は SS 発生要因となりやすい傾向となっている。この様に、平水時に SS が少ない地点で取水したとしても、水力発電所の沈砂地を通ることにより、土砂を巻き上げ、SS を下流に発生させる構造となっていると推察される。

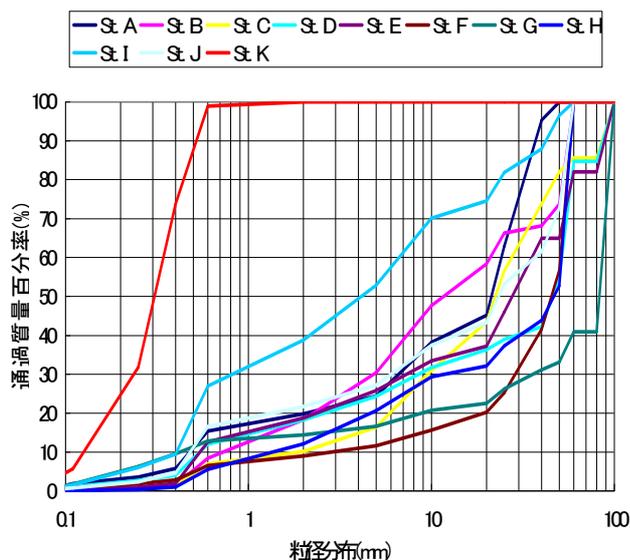


図 4.14 土砂の粒径分布

エラー! リンクが正しくありません。

図 4.15 水量と同位体比の物質収支
(図中 W:水量($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)、WC:水量と有機態炭素同位体比 ($\text{‰} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$))

表 4.1 調査結果一覧

調査地点	調査日 (年/月/日)	水量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	SS ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)		2mm以下の 土砂密度 ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	$\delta^{13}\text{C}_{\text{PDB}}$ 有機 態炭素同位体 比 (‰)	水量 × $\delta^{13}\text{C}_{\text{PDB}}$ 有機 態同位体比 ($\text{‰} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	利根橋地 点の比率 (%)
			平水時の 表層水	溶出試験後の 上澄み水 (土砂 100g・純粋 L^{-1})				
St. A	2009/11/23	1.82	1	1126	1.7	-28.7	-52.1	4%
St. B	2009/11/23	5.00	0	182	2.3	-27.5	-137.6	12%
St. C	2009/11/23	3.48	2	600	2.3	-27.6	-95.9	8%
St. D	2009/11/23	3.33	0	350	2.6	-28.4	-94.3	8%
St. E	2009/11/23	7.25	1	343	2.3	-25.8	-187.0	16%
St. F	2009/11/27	8.95	1	631	2.3	-21.6	-193.4	17%
St. G	2009/11/27	0.56	1	107	2.6	-24.1	-13.6	1%
St. H	2009/11/27	0.37	0	604	2.2	-25.1	-9.4	1%
St. I	2009/11/27	0.10	97	1299	2.2	0.6	0.1	0%
St. J	2009/11/27	0.12	1	879	2.5	-24.1	-2.8	0%
St. K	2010/2/5	20.20	-	461	2.1	-25.0	-504.8	44%
柳原放水路	2009/8/24	30.98	18	-	-	-26.0	-805.1	70%
大渡橋	2009/8/24	15.49	2	-	-	-20.3	-314.1	27%
利根橋	2009/8/26	48.26	9	-	-	-24.0	-1157.8	100%

4.5.6 土砂に含まれる $\delta^{13}\text{C}$ の物質収支

導水管路の水量と有機体炭素同位体比の物質収支を示した図を図 4.15 に示す。

水量と有機体炭素同位体比及び比率を示した表 4.1 より、有機態炭素の同位対比は、St. B と St. C を除く地点間では値が異なっており、利根川を構成する各流域では、違いがあることが確認された。この様に、取水を行っている流域には、調査 4 日間の前橋地点の河川流量とした $46.47 \text{m}^3/\text{s}$ を用いて管路網内と利根川の水量と物質収支を算出すると、柳原放水路の水量は $30.98 \text{m}^3/\text{s}$ と -805.1 、放水路合流前の利根川の流量は $15.49 \text{m}^3/\text{s}$ と -314.1 であり、調査期間では柳原放水路の水量は利根川と比べて 2 倍となっていた。また、柳原放水路合流後の利根橋にお

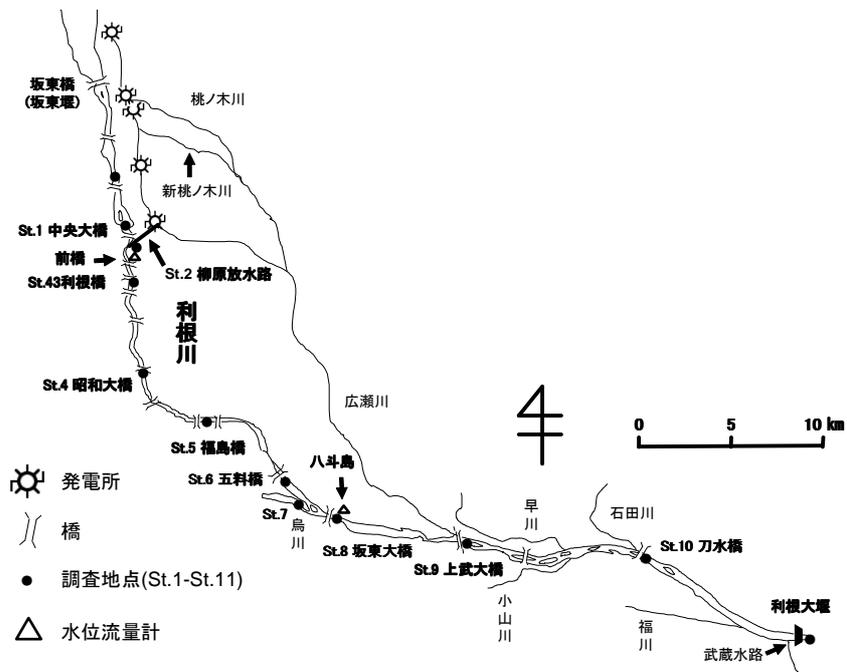


図 4.16 柳原放水路より下流調査地点

表 4.2 調査結果一覧

	St. 1	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	St. 8	St. 9	St. 10
SS ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1.2	6.1	3.4	3.8	3.7	3.7	1.4	1.9	1.8	0.8
無機態 (%)	6	57	43	42	35	36	0	0	21	0
有機態 (%)	94	43	57	58	65	64	100	100	79	100
水量 ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)	23.17	20.27	43.44	43.44	43.44	43.44	61.36	104.79	106.01	185.69
河川流量に占める発電放水 路の水量比率 (%)	0%	100%	47%	47%	47%	47%	0%	19%	20%	12%
ss-index			0.0	0.1	0.1	0.1		0.2		0.3

ける SS の 70% は放水路からであり、合流前の利根川は 27% である。この様に、利根橋地点において、SS の割合は水量比である 2:1 とはなっておらず、平水時には柳原放水路から利根川よりも高い濃度の SS が発生し、排出されていることが確認された。一方、各調査地点別に SS の由来は、St. B と St. E 及び St. F でそれぞれ 12% と 16% 及び 17% と高い割合を占めている。

図 4.15 に示す様に、導水管路網には St. A から St. E と St. F から St. J という 2 つの管路経路があり、調査時の St. A から St. E の合計水量は $20.87\text{m}^3/\text{s}$ 、St. F から St. J は $10.10\text{m}^3/\text{s}$ である。また、同位体比の物質収支は、それぞれ -566.8 と -219.1 となり、利根橋地点の 49% と 19% を占めている。

これらの結果より、県北部に位置する St. A から St. E という導水管路網及び St. F から St. J の中で 88% という高い割合を示す St. F が、柳原放水路より排出される 94% の SS 供給地となっている。これらの地点に共通していることは発電用導水管路網に占める水量として多く、2mm 以下の土砂の密度が 2.3 という特徴がある。さらに、柳原放水路に近い St. K は他の調査地点と比べて土砂密度が

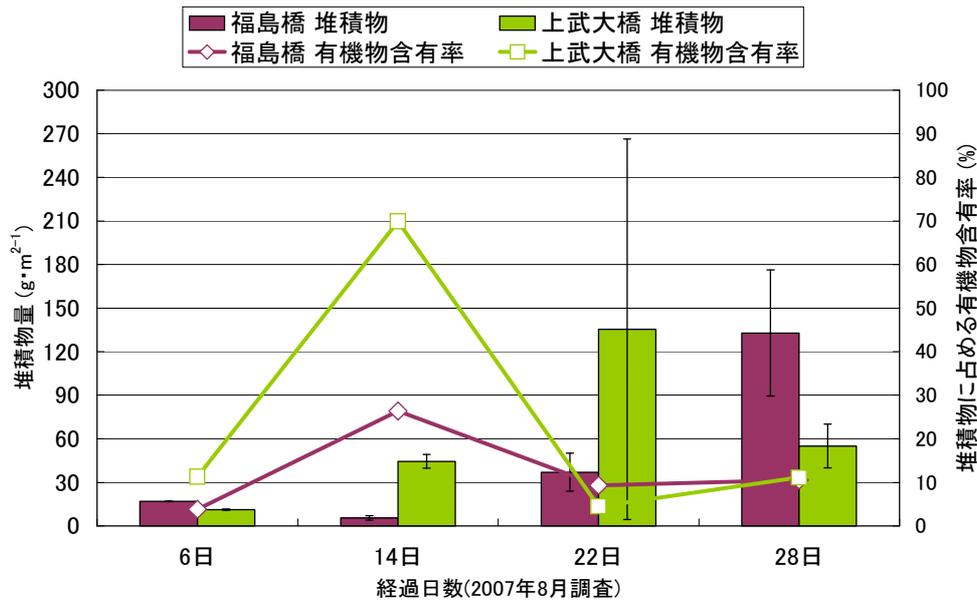


図 4.17 堆積物と有機物含有率の推移

2.1 とさらに小さいことから、上記地点から混入する土砂の中でもより巻き上げられやすい土砂が堆積し、管路網の主な集水地点のため水量が多いという構造より、土砂由来の SS が発生しやすい条件が整っていると推察される。このため、各水力発電所に存在する沈砂地に堆積した土砂が柳原放水路から利根川に排出される SS の発生源となっていることが確認された。

4.6 SS が河川生物群集に及ぼす影響

4.6.1 研究対象地域

柳原放水路より土砂由来の SS が流出していることにより、SS が合流後の利根川下流域に影響を与えている地点の特定及び生息する生物群集の構造に及ぼす影響について検討を行う。研究地域は、柳原放水路後の利根川を対象とし、利根大堰上流に位置する刀水橋までの 10 地点を調査地点として選定した。調査地点の概要図である図 4.16 に示す様に、上流側より柳原放水路の合流直上流部に位置する中央大橋を St. 1、放水路を St. 2、利根橋を St. 3、昭和大橋を St. 4、福島橋を St. 5、五科橋を St. 6、利根川の主な支流河川である烏川を St. 7、利根川と烏川合流地点である坂東大橋を St. 8、上武大橋を St. 9 及び刀水橋を St. 10 とする。また、柳原放水路の一部水量は、桃ノ木川と新桃ノ木川及び広瀬川を通して、上武大橋の上流部で利根川本川に合流している。研究対象地域にある水位流量観測所は、柳原放水路合流直後にある前橋観測所、福島橋にある上福島観測所、坂東大橋にある八斗島観測所、刀水橋にある古戸観測所がある³⁷⁾。

4.6.2 河川水の測定項目と測定方法

調査日は、2009 年 10 月 17 日に St. 1 から St. 10 の河川表層水を採取してい

る。調査項目は、SSとVSS(Volatile Suspended Solid)であり、河川水質試験法²⁸⁾に準じ、濾紙(Whatman GF/C 1.2 μ m)を用い分析した。SS中に含まれる土砂等の無機分と藻類等の有機分の割合は、600 $^{\circ}$ Cで30分間燃焼させ、前後の濾紙重量の減少より有機物量を算出する。

4.6.3 底生動物群集の解析手法

河川生物群集については、群馬県水産試験場により、St. 3からSt. 6及びSt. 8は1979年から、St. 10は1991年から追加され、現在に至るまで底生動物調査が実施されている^{38), 39)}。本研究では、1979年から2004年までのデータを使用し、底生動物の生活型の変化について検討を行う。一般的に、底生動物の定量採取には方形枠が用いられるが、本研究では採取に用いられた河床面積は、1979年から1981年までは0.25m \times 0.25mの方形枠を2回用い採取された面積は0.125m²であり、1982年から2004年までは0.50m \times 0.50mの方形枠を1回用い採取された面積は0.250m²となっている。このため、1979年から1981年の個体数を2倍し、採取面積を0.250m²に統一したデータを用いる。また、上記期間の採取季節は、9月から12月にかけて年1回秋季か冬季に調査されている。秋季や冬季は、羽化し成虫になる種もいる春季から夏季と比べて、底生動物の種類数が多いという特徴がある。一方、解析手法として、森下⁴⁰⁾によって提案された底生動物を用いた濁りの指標であるss-indexを用いる。この指数は、比較的濁りに強いとされている遊泳型(X軸)と弱い固着型(Y軸)に分布させ、原点より線形近似させ算出した係数K値により判定する。このK値は、0.5未満であると無機汚濁すなわち濁りや鉱山排水などによって生息場が汚濁の圧力を受けているとされる。

4.6.4 付着藻類の増殖速度の算出方法

付着藻類を含む河床礫上の堆積物は、St. 5及びSt. 9において、2007年8月2日より28日間に渡り、週一度4回調査を行った。また堆積物は、50mm \times 50mmの方形枠により採取し、分析は600 $^{\circ}$ Cで30分間燃焼させ、前後の減少量差を有機物量として算出している。付着藻類の増殖速度は、藻類の強熱減量の一週間の増減より日単位として算出し、ほぼ同じ流速の掃流による剥離量や水生昆虫などによる捕食圧を含めて考察した。以下に、増殖速度の算出には式(3.1)を用いている。

4.6.5 結果と考察

水質調査とss-indexの結果を表4.2に、付着藻類を含む堆積物の調査結果を図4.17にそれぞれ示す。

表4.2より、有機態SSが主であるSt. 1は、St. 2の放水合流後に、無機態SSの割合が増加している。これは、土砂由来のSSが無機態SSとして表れているためである。この後、利根川水系の主な河川である烏川の合流(St. 7)により河川流量が43.44m³/sから104.79m³/sに増加し、SSは希釈されSt. 8からSt. 10では無機態SS濃度は減少している。一方、ss-indexは調査地点の全てで0.5未

満であり、無機態 SS の影響を受けていることが確認された。また、烏川合流後には、0.0 及び 0.1 から 0.2 及び 0.3 へと指数が若干上昇しており、無機態 SS の影響が減少している。これは、河川流量の増加により、流量に占める放水路の水量が 47%から約 20%に減少しているために生じていると推察され、利根川で発生している土砂由来の無機態 SS は河川流量の増加によって希釈されているといえる。

図 4.17 より、河床に堆積する物質は、調査開始後 6 日後と 22 日後及び 28 日後に、St. 9 よりも St. 5 の方で堆積量が多いことが確認された。また、堆積物に占める有機物含有率は、2 地点とも 14 日後に最大となっている。これは、著者らの研究⁶⁾で、群馬県内の利根川において、付着藻類は約 14 日後に極相値に達することが確認されており、極相に達する日に有機物量が最も多かったためである。この時の最大値は、St. 5 では 27%、St. 9 では 70%であり、柳原放水路の占める割合が少ない St. 9 の方が堆積物に占める有機物含有率が高くなっている。このため、St. 9 で堆積物量が多かった 14 日後には、St. 9 では付着藻類の有機物生産によって、河床礫上の堆積物量の増加に繋がったと推察される。この後 22 日から 28 日にかけて有機物含有率が約 10%に低下しており、付着藻類による有機物生産量が減少している。表 3.4 に示す様に、日本の他の河川の増殖速度^{1), 14)}と比較して、利根川の付着藻類は 3%から 4%の増殖速度となっている。

これは、極相値に達する 14 日間後には、河床に堆積する無機物により、付着藻類の生育が阻害されているためと推察される。なお、2007 年 8 月の流量は、八斗島地点で 130m³/s から 150m³/s であり、調査期間には大きな洪水はなく、礫上の無機物は無機態 SS の沈降によって生じていると推察される。一方、8 月は群馬県内の利根川ではアユ釣りの季節であるが、堆積物の調査中に礫にはアユのハミ跡は観察されなかった。一般的に、アユは縄張りを作り摂食を繰り返すことによって、自ら有機物を多く含んだ餌環境を創ることが確認されている^{41), 42)}が、調査地点では 10%前後で推移し、無機物を多く含んでいる付着藻類はアユにとって良好な餌資源とはならないといえる。また、アユの漁獲数に対しては自然濁水(SS 濃度 5mg/L)の長期化で影響が出はじめるとされており³¹⁾、本調査を行った時の柳原放水路から発生する SS は 6mg/L から 18mg/L であり、合流部から烏川合流前の 20km 区間では 3mg/L から 9mg/L となり、アユ漁獲数に影響を及ぼしている可能性が高いといえる。

これらの結果より、柳原放水路より利根川に排出されている土砂由来の無機態 SS は、烏川が合流する前の St. 6 までの範囲で強い無機汚濁として底生動物の生物群集及び付着藻類の増殖速度に影響を及ぼしている。また、烏川合流後に河川流量が増加し、無機態 SS は希釈され河川環境は改善されているが、日本国内の他の河川と比較して、付着藻類の増殖は阻害されていることが確認された。

5. アユ漁獲数と流量変動の確率論的検討

利根川における最大流量(Q1)は1980年490m³/sから1981年4383m³/sに、豊水流量(Q95)は1980年169m³/sから1981年218m³/sに、年毎に大きく変動しており、洪

水頻度の確率的な検討が必要と考えられる。江村ら⁴³⁾は、年間60番目に大きな流量 Q_{60} を河床の藻類に付着した泥土を取り除く効果がある流量とみなし、生態的なフラッシュ流量として検討している。また、土屋ら⁴⁴⁾は、中規模攪乱説に基づき豊水流量を洪水攪乱が起こりうる流量と仮定し、豊水流量の超過確率を攪乱規模に相当する値とし、底生動物の多様度を示すSimpson指数との関係より適度な攪乱頻度が存在することを示している。この結果より、本研究においても豊水流量の超過確率とアユ漁獲数について検討を行った。なお、上武大橋より約10km上流にある坂東大橋(八斗島)の1975年から2003年の流量データ⁴⁵⁾を用い、豊水流量の超過確率は対数正規分布より算出した。豊水流量の超過確率とアユの漁獲数の関係を図5.1に、

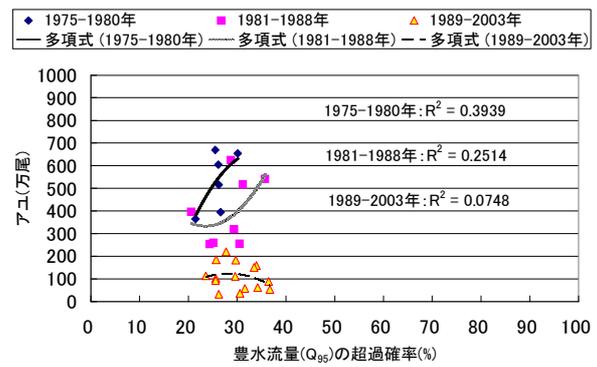


図 5.1 豊水流量の超過確率とアユの漁獲数の関係

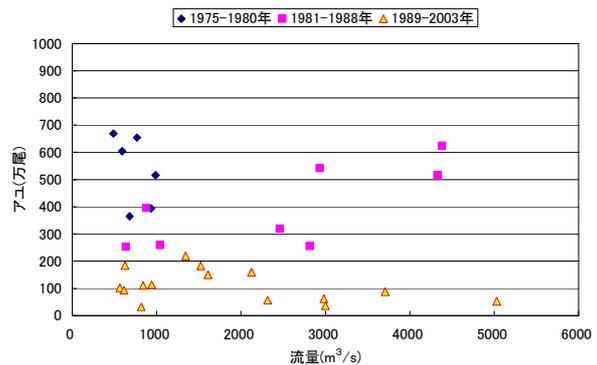


図 5.2 最大流量とアユ漁獲数の関係

最大流量とアユの漁獲数の関係を図5.2にそれぞれ示す。

図5.1より、1975-1980年は豊水流量の超過確率とアユ漁獲数において、相関係数0.63とあるため上に凸の二次曲線に近似することが可能である。しかしながら、1981年から1988年、1989年から2003年では、1975年から1980年と比べて相関係数もよくないため中規模攪乱説では説明が付けられない。これは、土屋らの研究⁴⁴⁾で示しているように、ダムや継続した河川工事のない秋川などで底生動物などの低次の消費者では上記の説が適応できるが、河川工事が頻発する河川やダムのある河川ではこれらの相関性はないことが本研究でも明らかにされた。ダムの多い利根川では流量が平滑化による攪乱頻度が低下し、一方融雪期のダム放流など不規則な流量変動で適度な攪乱が生じていないと考えられる。このため、アユの生息環境と漁獲数に影響を与える流量について、検討していく必要がある。

図5.2より、1975年から1980年と1989年から2003年を比べて、近年は最大流量が増加している。最大流量とアユ漁獲数の関係には、負の相関が見受けられ、最近の最大流量の増加がアユ漁獲数の減少に関わっている可能性がある。一次・二次消費者であるアユなどの魚類は、利根川上流のダムが多い河川では、今後中規模で定期的な攪乱頻度と推察される豊水流量などの検討より、ダム放流を含む年最大流量などに代表される洪水などの流量変動を検討する必要がある。

6. 結論

本研究では、利根川上流域のアユ漁獲数の減少に関して、水質データの主成分分析、付着藻類にSSと光環境が及ぼす影響、SSの発生構造並びに発生機構の調査、流量の変化による確率統計を用いて考察を行ってきた。以下に、本研究で得られた知見を列挙する。

- (1) 利根川において、流量とSSの年変動が支配的であり、1975年から1981年まで、1982年から2004年に分けることができる。
- (2) 藻類増殖とSSには夏季と冬季とも負の関係があり、増殖の阻害要因となっている。
- (3) 利根川の藻類は、千曲川と比べて、夏季0.01倍から0.11倍、冬季0.11倍から0.32倍である。また、大分県を流れる3河川と比べて、夏季0.03倍から0.05倍、冬季0.16倍から0.33倍であり、増殖速度は低い結果となった。
- (4) 台風9号通過前と比べて通過後には、水深の低下により河床への光量の届く到達率が久呂保橋では60.5%から71.5%へ、福島橋では40.4%から63.8%へ上昇し、付着藻類の増殖速度は増加した。
- (5) アユ漁獲数に対して、水産用水基準ではSS濃度5mg/Lが長期的に継続すると影響が出はじめるとされており、30年以上に渡り利根川本川では約20mg/LのSSが発生し、SSは漁獲数の減少要因の一つの可能性が高い。
- (6) 流況とSS発生を検討するために用いたFFT解析結果より、SSと同じ周期が確認されたのは、12ヶ月周期の年最大流量だけであり、年最大流量発生時には利根川で観測されるSSに影響を与えている。しかしながら、吾妻橋と福島橋では、流量の増減に関わらず、SSが常時に観測され、流況以外の要因が考えられる。
- (7) 利根川本川のSSは、吾妻川流域の上流部で取水された河川水が導水管網により運ばれ、前橋市内の柳原放水路より発生している。また、吾妻川上流部と導水管内のSSは無機分の含有率が約70%であり、これらの河川水が利根川本川に及ぼす影響を調査する指標となる。
- (8) 利根川の河川流量が減少時に、柳原放水路の占める流量が相対的に高くなり、河川中のSSに含まれる無機分が80%を越える、また、日流量の変動は、流量の減少時にはSSは河床礫の表面に堆積、増加時には巻き上げによる光環境の阻害し、付着藻類の増殖に影響を及ぼす。
- (9) 利根川のSSは、水力発電所沈砂地を通過時に、2mm以下の土粒子密度2.1の土砂が巻き上げられ発生している。
- (10) 利根川のSSは、県北部に位置する導水管路網及び吾妻川本川の由来が94%を占めている。これらの地域に共通していることは発電用導水管路網に占める水量として多く、2mm以下の土砂の密度が2.3という特徴がある。
- (11) 利根川のSSは、烏川合流前まで、無機態のSSとして観測されており、底生動物は調査地域の中で最も強く無機汚濁の影響を受け、付着藻類の有機物生産

は少ない。烏川合流後には、河川流量の増加により無機態SSの影響が少なくなり、合流前と比較して底生動物は無機汚濁の影響が減少し、付着藻類は有機物も増えている。しかしながら、付着藻類は14日間以上経過すると河床礫上に無機態SSが堆積し、有機物生産量は減少している。このため、利根川上流域において、付着藻類は、日本国内の河川と比較して増殖速度が3%から4%と遅い結果となっている。

- (12) 利根川では、放水路の合流部から烏川合流前の区間では $3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ から $9\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ のSS濃度により、アユ漁獲数に影響を及ぼす可能性が高い結果であった。また、河床礫は、有機物を約10%しか含んでおらず、無機物を多く含んでいる付着藻類はアユの良好な餌とはなっていない。
- (13) 利根川上流などのダムの多い河川では、豊水流量などとアユ漁獲数の関係は中規模攪乱説では説明が付かない。今後、ダム放流を含む年最大流量などに代表される洪水などの流量変動の検討が必要である。

群馬県内のアユ漁獲数の減少要因の一つに大規模な洪水が寄与していると推察できるが、調査期間中の2007年9月に台風9号通過時に大洪水が観測された。一方、台風通過後には河川の一次生産者である付着藻類の増殖速度の増加が確認された。これは、ダムにより流量が安定し攪乱頻度が低下している利根川上流域において、攪乱後に河川生態系の回復を促進すると推測される。今後、台風などの大規模な洪水後に利根川上流の河川生態系がどのくらい速度で回復するか主として藻類や底生動物などの研究を進めていき、洪水攪乱の規模や間隔が河川生態系の回復に寄与するのか検討していく予定である。

本研究は、平水時を対象とし調査を行っており、洪水時や融雪期及び夏季制限水位への移行などの放流によるSS濃度の挙動を対象としておらず、今後の課題である。

謝辞：吾妻水系の河川調査は、国土交通省関東地方整備局品木ダム水質管理所の協力を受け、水質データは群馬県環境保全課より、柳原放水路の流量データは県発電課より提供して頂きました。上武大橋の水質データは、群馬県環境保全課より、八斗島の流量データは、国土交通省利根川上流河川事務所より提供して頂きました。また、付着藻類の調査を行うにあたり、群馬県漁業協同組合連合会、利根漁協、群馬漁協、東毛漁協の協力を得た。また、調査当時に協力して頂いた当研究室大学院生の林丈男君、4年生の落合繁君、栗原大輔君、佐瀬勝亮君、武政真利子さん、森田知世さん、渡邊智人君に感謝を表す。また、本研究は、(財)河川環境財団研究助成を受け、実施しているものであり、ここに記して感謝を表す。

参考文献

- 1) 沖野外輝夫(2005)：河川の生態学、共立出版、pp.13～39.
- 2) 群馬県蚕糸園芸課(2008)：県内アユ放流量と漁獲量の推移.
- 3) 阿部信一郎(2006)：河川付着珪藻とアユの生態学的相互関係、海洋と生物、

Vol.28/5、pp.490～500.

- 4) 阿部信一郎・片野修・南雲保・田中次郎(2000)：木曾川の底生付着藻類群落の種組成に及ぼすアユの摂食の影響、Diatom、Vol.16、pp.37～43.
- 5) 大伴舞・土屋十囀(2007)：群馬県内の利根川本川におけるアユ減少の要因に関する研究、土木学会関東支部第34回技術研究発表会、II-34.
- 6) 三崎貴弘・土屋十囀(2008)：河川の光環境と濁度が付着藻類の増殖に及ぼす影響、土木学会環境システム研究、Vol.36、pp.437～444.
- 7) 津田松苗(1971)：汚水生物学、北隆館、pp.24～25.
- 8) 松本光弘・浅野勝佳・氏家英司(2005)：奈良県内の河川水のイオン成分の特性と多変量解析法による評価、環境技術、Vol.34/2、pp.115～126.
- 9) 坂本博明・濱口龍司・岩瀬政吉(1988)：東北海道茶内地区河川の多変量解析法による汚濁の評価、用水と廃水、Vol.30/3、pp.241～245.
- 10) 藤波洋征・矢島久美子・斉藤武夫(2005)：群馬県内の環境用水の水質 -主成分分析を用いた河川水質評価-、環境技術、Vol.27/8、pp.542～547.
- 11) 群馬県環境保全課(1972-2006)：水質測定結果.
- 12) 菊池幹夫・若林明子(1997)：アンモニア汚染の環境リスク評価、東京都環境科学研究所年報、pp.143-148.
- 13) 風間真理・小倉紀雄(2001)：神田川におけるアユ遡上の水質要因に関する研究、水環境学会誌、Vol.24/11、pp.745～749.
- 14) 西村和紀・安東生雄(1991)：付着藻類の増殖量測定方法とアユによる摂食状況、日本水産学会誌、Vol.57/3、pp.391～396.
- 15) 池田駿介・戸田祐嗣・佐野貴之(1998)：現地観測に基づく瀬の水理と生物一次生産に関する研究、土木学会論文集、No.593、pp.93～103.
- 16) 阿部信一郎・南雲保・田中次郎(2002)：ロジスティックモデルによる河川付着藻類群落の量的動態の解析、陸水学雑誌、Vol.63、pp.209～213.
- 17) 戸田祐嗣・赤松良久・池田駿介(2002)：水理特性が付着藻類の一次生産特性に与える影響に関する研究、土木学会論文集、No.705、pp.161～174.
- 18) 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、土木学会水工学論文集、Vol.47、pp.1063～1068.
- 19) 諸田恵士・土屋十囀・朝田聡(2004)：底生動物と光環境に基づく瀬-淵構造の検討、土木学会水工学論文集、No.487、pp.1555～1560.
- 20) 例えば 石田典子(1994)：河床の石の異なった面における付着藻類群集、名古屋女子大学紀要、家政・自然偏、Vol.40、pp.93～98.
- 21) 土木学会編(1987)：水理公式集(第1編11章)、土木学会.
- 22) 岩佐義明編著(1990)：湖沼工学、山海堂、pp.312～314.
- 23) 群馬県環境保全課(1973-2005)：水質測定結果.
- 24) 日野幹雄総編集(2004)：スペクトル解析ハンドブック、朝倉書店.
- 25) 手計太一・古谷純一(2005)：大ダム建設が流況に与えた影響 -タイ王国・Chao Phraya 川流域を対象として-、水文・水資源学会誌、Vol.18、pp.281～292.
- 26) 大崎順彦(2008)：新・地振動のスペクトル解析入門、鹿島出版会、pp.60～69.

- 27) 国土交通省関東地方整備局品木ダム水質管理所(2009): 暮らしや生きものをまもる中和事業.
- 28) 建設省建設技術協議会水質連絡会・財団法人河川環境管理財団編(1998): 河川水質試験方法(案) 1997年版 -試験方法編-, 技報堂出版、pp.445~454.
- 29) Google(2009): 前橋市内の地図を転写.
- 30) 群馬県ダム発電課(2000-2007): 柳原放水路河川流量.
- 31) 日本水産資源保全協会(2006): 2005年版水産用水基準、pp.19~25.
- 32) 群馬県企業局 群馬県の電気事業
- 33) 社団法人地盤工学会(1996): 土質試験の方法と解説, 社団法人地盤工学会、東京.
- 34) 永田俊・宮島利宏(2008): 流域環境評価と安定同位体-水循環から生態系まで-, 京都大学学術出版会.
- 35) 山崎学・石井吉之・石川信敬(2007): 多雪山地流域の融雪期における河川水の水質形成過程、日本水文学会誌、Vol.37、pp.123~135.
- 36) 中村高志・風間ふたば(2010): 扇状地河川における出水時の硝酸イオン流出-水の酸素安定同位体比を用いた検討-, 水環境学会誌、Vol.33、pp.11~16.
- 37) 国土交通省 水文水質データベース <http://www1.river.go.jp/>
- 38) 利根川上流流域下水道事業対策協議会下水道研究会(1981-1998): 下水道研究報告書、Vol.1~19.
- 39) 群馬県水産試験場(1998-2005): 群馬県水産試験場研究報告、Vol.4~11.
- 40) 森下郁子(1985) 指標生物学-生物モニタリングの考え方-, 山海堂.
- 41) 阿部信一郎(2006): 河川付着珪藻とアユの生態学的相互関係、海洋と生物、Vol.28、pp.490~500.
- 42) 阿部信一郎・片野修・南雲保・田中次郎(2000): 木曾川の底生付着藻類群落の種組成に及ぼすアユの摂食の影響、Diatom、Vol.16、pp.37~43.
- 43) 江村歆・玉井信行・松崎浩憲(1997): 生態的なフラッシュ流量に関する考察と貯水池の連結操作による流況の改善について、土木学会環境システム研究、Vol.25、pp.415~420.
- 44) 土屋十圓・諸田恵士(2005): 底生動物群集の多様性に及ぼす流況の確率論的特性、水文・水資源学会誌、Vol.18/5、pp.521~530.
- 45) 国土交通省利根川上流河川事務所(1975-2005): 日流量データ.