

図・本館

ダム下流河道における河床の低攪乱化に着目した
水域生態系評価に関する研究

田代 喬

名古屋大学図書



11476875

報告番号	甲第	6262	号
------	----	------	---

目次

1 序論

1.1 研究の背景	1
1.1.1 生態系保全の概念	1
1.1.2 河川環境の特徴 —連続性と不安定性—	3
1.1.3 人的インパクトによる河川生態系の変質	7
1.2 研究の目的	9
1.2.1 低攪乱化された河床における生態系の実態把握	9
1.2.2 河川生態系の総合的把握	9
1.3 本論文の構成	12
参考文献	13

2 河川生態系の評価手法の概観

2.1 概説	17
2.2 生態系に関する既往の評価手法	17
2.2.1 河川生態系を捉える視点	17
2.2.2 環境を表す生態系指標生物	18
2.2.3 生態系における「環境」の評価モデル	19
2.2.4 生態系における「生物」の評価モデル	23
2.3 生息場評価モデルの概要とその適用	24
2.3.1 IFIM / PHABSIMの概要	24
2.3.2 最近の動向	25
2.4 個体群動態モデルの概要とその適用	26
2.5 本論文における河川生態系評価手法	27
参考文献	29

3 河床の低攪乱化とそれに伴う生息場の変質

3.1 概説	33
3.2 矢作川中流における河道動態と生息場の変質	34
3.2.1 概説	34
3.2.2 流況特性の変化	36
3.2.3 河床縦断形状の変化	37
3.2.4 河床構成材料の変化	39
3.2.5 河床横断形状の変化	40
3.2.6 河床の攪乱頻度の変化	43
3.2.7 棲息生物から見た生態系の変質	44

3.3 河床攪乱頻度を指標とする生息場変質に関する考察	46
3.3.1 概説	46
3.3.2 NH2D モデルによる流れの解析手法	47
3.3.3 対象流況と対象河道の設定	52
3.3.4 河床形状と流況の変化に伴う水理特性の変化	53
3.3.5 PHABSIM 手法を用いた生息場評価	56
3.4 結語	59
参考文献	60

4 魚類生息場の時空間構造の評価

4.1 概説	63
4.2 生息場の時空間構造とその評価手法	64
4.2.1 生息場の空間構造	64
4.2.2 生息場の時間構造	65
4.2.3 時空間構造を考慮した生息場の評価手法	66
4.3 対象とする河道・流況条件と物理環境指標	66
4.3.1 対象河道と対象流況の設定	66
4.3.2 対象とする物理環境指標	72
4.4 生息場の評価とその考察	72
4.4.1 評価対象魚種	72
4.4.2 物理環境指標と選好曲線の設定	73
4.4.3 時空間構造を考慮した生息場の評価	75
4.5 結語	77
参考文献	77

5 河床の低攪乱化に伴う付着藻類の繁茂

5.1 概説	79
5.2 矢作川中流における付着藻類生育場の現況	80
5.2.1 対象区間の概要	80
5.2.2 物理環境に関する調査	81
5.2.3 付着藻類の繁茂状況調査	83
5.2.4 矢作川中流における付着藻類の消長要因	85
5.3 掃流砂礫による付着藻類の剥離効果と河床攪乱作用	86
5.3.1 概説	86
5.3.2 砂利投入による付着藻類の剥離除去に関する水理実験	86
5.3.3 藻類剥離効果の算定に基づいた河床攪乱作用の評価	93
5.4 付着藻類の繁茂動態のモデル化	97

5.4.1	モデル化の概要	97
5.4.2	光合成による増殖	97
5.4.3	代謝による減少	101
5.4.4	低攪乱礫床における付着藻類の剥離効果	101
5.5	付着藻類繁茂動態シミュレーション	102
5.5.1	対象河道における流れの解析	102
5.5.2	付着藻類繁茂動態シミュレーション	103
5.6	結語	104
	参考文献	105

6 造網型水生昆虫の個体群動態と河床の固結化

6.1	概説	109
6.2	矢作川における造網型トビケラの生息状況	111
6.2.1	調査の概要	111
6.2.2	造網型トビケラの生息状況と個体群動態	113
6.2.3	矢作川中流に優占する造網型トビケラの生態	116
6.3	造網型トビケラの営巣による河床の固結化	117
6.3.1	概説	117
6.3.2	造網型トビケラの営巣実験	118
6.3.2	造網型トビケラをつくる巣による河床材料固結強度の測定	122
6.3.3	河床の固結化のモデル化	124
6.4	造網型トビケラ個体群動態のモデル化	125
6.4.1	モデル化の概要	125
6.4.2	個体数の変動要因	126
6.4.3	個体の成長要因	128
6.5	造網型トビケラの個体群動態と河床の固結化のシミュレーション	129
6.5.1	造網型トビケラの個体群動態シミュレーション	129
6.5.2	個体群動態に伴う河床の固結化のシミュレーション	131
6.6	結語	132
	参考文献	132

7 結論

7.1	各章の研究成果	135
7.2	今後の課題と展望	136
	謝辞	139

1 序論

1.1 研究の背景

1.1.1 生態系保全の概念

人類は古くから自然環境を改変し、その資源を利用して文明社会を成立させてきた。この点に関しては現代に至るも同様であるが、近年では、過度に利便性を追及し開発してきた結果、生態系を変質させた例が多く見受けられるようになった。いわゆる公害問題は、こうした生態系変質が人類に直接的な影響を及ぼすことになった極端な例で、開発的行為の負の側面であると言えるが、この問題を契機として、人間が生態系の一員であることを再認識し、生態系全体としての「持続的発展 (sustainable development)」を目指すといった考え方が生じてきた。現在では、生態系保全の重要性が広く認識されるようになってきたと言って良いだろう。しかしながら、生態系の有する希少性・貴重性ばかりを殊更に取り上げようとする風潮は依然として残っており、生態系保全の理念については曖昧なままの点も多い。本論文では、河川における生態系を対象としていることから、ここではまず、生態系保全の考え方について整理することとした。生態系保全における保全の意味合いは、沼田 (1994) によれば、「人間との関わりにおいて賢明かつ合理的に利用すること」とされており、人間が一段高い立場から自然を保護するといった箱庭的な構図ではなく、手を加えながらこれを良好な状態に保つことにある。すなわち、生態系は、将来的な理想像を設定した上で継続的に管理を行っていくことが重要であると言える。近年のわが国では、1993年に環境保全を目的として成立した、環境基本法 (1994年から施行) に始まり、開発行為を行う際の事前の事業評価である環境アセスメント (1997年に環境影響評価法が制定、1999年から施行)、開発後の追跡調査であるフォローアップ (1996年からダム事業について試行) が制度化されたほか、2003年には自然再生法が施行されるなど、生態系を管理していくための素地が整いつつある。

生態系の管理目標について、最近では、対象とする生態系の潜在性が着目されている。玉井 (1996) は、植物社会学における潜在自然植生 (potential natural vegetation) の概念 (Tuxen, 1956; 奥田, 2000) の援用を提案している。ここでの「潜在自然」は「他の条件をそのままにして人的影響を停止した時に現れる自然」を表し、「現存植生」が「潜在自然植生」からずれているのは、それだけ人為が施されていることを示す。これは植生に限らず、生態系と言い換えても通じる。対象とする生態系が時々刻々と変化する中で、「今日的潜在自然」を認識しながら、生態系管理を考えることは重要な視点である。しかし、人的影響の中には河川におけるダムを例にとっても分かるように、ある時点から生じた影響がその後も継続している例があるため、現時点における過去の人的影響を排除することによって期待されるものを「潜在自然」と定義する方が適切な場合がある (辻本, 1998)。こうしたことに鑑み、辻本 (1998) は推移していく

過程を「潜在自然型変遷」と定義している。この概念を生態系の変質について適用したものが図-1.1であり、この図に従えば、管理目標を明確に認識することができると思われる。

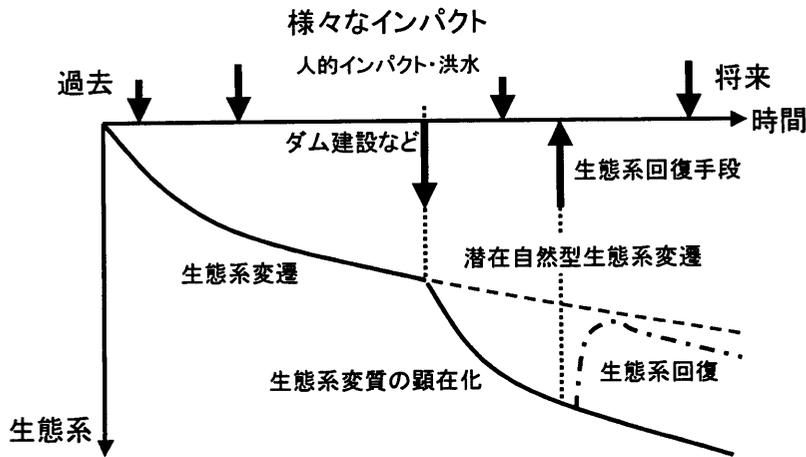


図-1.1 生態系の潜在自然型変遷の概念図 (辻本, 1998)

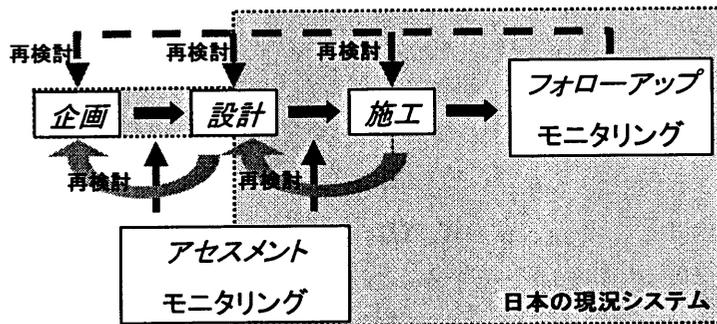


図-1.2 アダプティブ・マネジメントの概念と日本の現況システム

以上のような目標設定に基づき、実際の管理においては、図-1.2 に示すようなフィードバック・システムにしたがって行うべきであると考えられる。このシステムは、いわゆるアダプティブ・マネジメントに相当する。例えば、ある事業が企画された際には、これに起因する周辺の生態系への影響を把握し、その影響を回避・低減していくことになるし、既に存在している構造物などについても、生態系への影響を調べ、これが甚大である場合には、緩和 (mitigation) を模索するか、緩和不可能な状況である場合には、生態系の自然復元を目指していくことになる。自然復元河川工学研究会 (1998) によれば、自然復元には、①修復 (rehabilitation)、②復元 (restoration)、③再自然化 (re-naturalization) の3つの方法で対応すべき水準があるとされており、実際に自然復元していく場合には、状況に応じ、改めてこれらを認識する必要があると考えられる (玉井, 1998)。現在の日本では、図に示すように、このシステムの全てが制度化されている訳ではない上、生態系把握のために行うアセスメント、フォローアップの有効な適用手法が確立されているとは言えないなど、改善されるべき点は多い。ところが、これよりさらに本質的な問題として、こうしたシステム的前提になると考えられる、生態系を如何に把握す

るかという問題は依然として残されている。実際には、多種・多様な生物と環境の相互作用系である生態系を完全に捉えることは不可能であるため、その系の一部を素過程として抽出し、記述することによって、生態系全体の変遷を議論するしかないであろう。本論文のテーマでもある河川生態系の評価手法は、正にこの部分の精緻化を目指したものと言える。

1.1.2 河川環境の特徴 —連続性と不安定性—

河川の様相は、水流、流砂、地形の基本要素に、植生や人工構造物の影響が加わった相互作用のもとに成り立っており、辻本（1998）はこの相互作用系を河相と呼んでいる。「河川環境」という言葉は、通常、様々な意味で用いられているが、本論文では、水源地から海岸へ至るまでに、様々な河相が空間的な連続性を有しながら存在している様子を表現するものと考え、以下の議論を進める。ここでは、連続性と不安定性に着目して河川環境の特徴をまとめる。

河相における相互作用系は、定常な境界条件のもとでは平衡状態に向かい、河川勾配や地質条件に応じた河相が形成される。したがって、河相が上・下流方向に連続的に変化していることは容易に推測されるが、特に勾配に着目すると、溪流や山地河川、扇状地河川、沖積地河川といった特徴のある区間に分類できる。この分類単位は「セグメント」と呼ばれ、河川の特徴を大まかに捉える上で重要な役割を果たしている。山本（1994）の行った整理によれば、各セグメントは、河床勾配、河床材料、河床形態、生育する植物などによって特徴づけられる。こうしたセグメントは、河川の流域（「ネットワーク」）を構成する要素になっており、セグメントの特徴を備えた1区間を「リーチ」、リーチを構成する単位要素を「ユニット」と定義することによって、河川環境の階層性を表現することが可能になる。これまでに Frissell *et al.*（1986）や Poole（2002）は、この河川環境の階層性を整理しており、彼らの成果によって図-1.3 が描ける。上位の環境要素は、下位の環境要素によって構成され、かつ、規定されているというこの考え方は、河川環境、生態系を捉える上で重要な示唆を与えるものと考えられる。

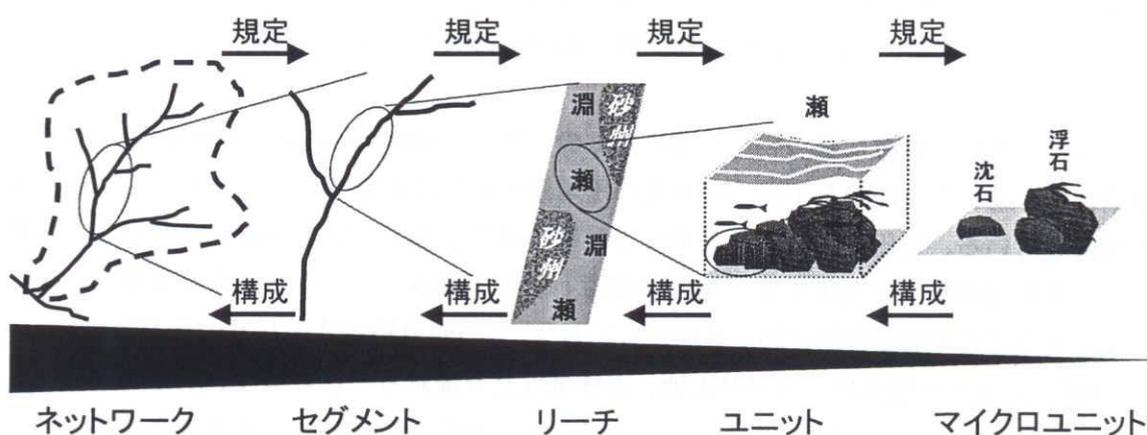


図-1.3 河川環境の階層性の概念図（Frissell *et al.*, 1986；知花, 2003 をもとに作成）

セグメントを特徴づける要素の一つでもある河床形態について、土砂水理学の分野では、河床材料の粒径や水深に規定される小規模河床形態と河幅規模の比較的大きな中規模河床形態に分類され、その形成プロセスや平衡形状の解明などが研究テーマとされてきた（例えば、中川・辻本、1986）。特に、中規模河床形態は、平水時には河道内の砂州として認識され、瀬・淵構造を呈するなど、河川環境を支配する重要な要素であると考えられる。生態学の分野では、この中規模河床形態の変化に着目した河川の分類法が提案されている。一つの「リーチ」における瀬と淵の分布に着目した可児（1944）は、上流から下流へと変化する「河相」について、①大局的な地形的特徴と、②瀬から淵へ流れ込み方の違いから、次のような分類を行っている。まず、①については、一般に上流に見られる、リーチ内に複数の瀬と淵が交互に存在する場合を A 型、中・下流域に多く見られる、リーチ内に一对の瀬と淵しかない場合を B 型と区分した。次に、②については、滝のように流れ込む a 型、滑らかに流れ込みながら、波立っている b 型、波立たない c 型を定義した。この 2 種類（①、②）の特徴は関連しており、以上の区分を組み合わせれば、Aa 型、Bb 型、Bc 型といった分類が可能である（図-1.4 参照）。ただし、2 つの典型的な河川形態の間には、中間的な型が認められることも多く、彼は明確に分類できない中間型を移行型と呼んでいる。

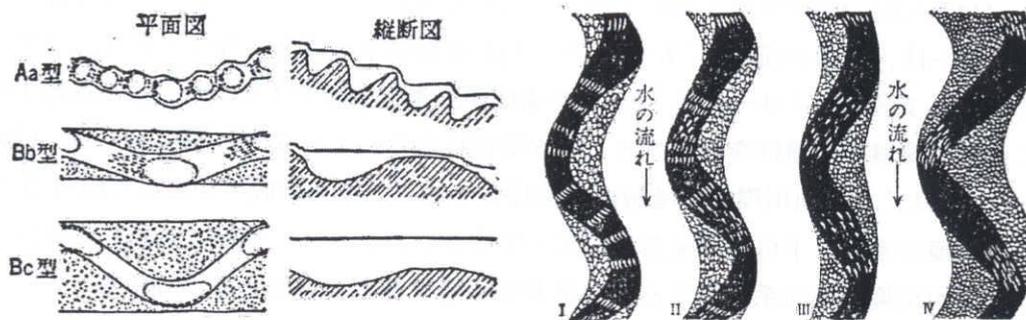


図-1.4 可児（1944）による河床形態の分類（図は、水野・御勢（1993）から引用）
（右図中、I：Aa 型、II，III：Aa~Bb 移行型、IV：Bb 型）

以上の分類が地形的特徴に基づいた分類であるのに対し、Vannote *et al.*（1980）は、生息生物の群集組成の違いと上流から下流への環境の不可逆的变化に着目することによって、新たな観点を提供している。谷田（2001）の著書によれば、河川生態系には、基礎資源として、付着藻類群集や水生植物群集を利用する「生食物連鎖」と周辺の森林から供給される落葉などの有機物離体を利用する「腐食食物連鎖」が存在しており、2つの連鎖が共存している（Cummins, 1973）。通常、上流の生態系は、河川が山地、森林域などを流れることにより、水域内においては日光が遮られがちで、周囲から供給される落葉なども豊富であるため、腐食食物連鎖が中心であるのに対し、平野部を流れる中流では、河幅も広がってきて日光が降り注ぐことによって付着藻類や水生植物の1次生産が活発になり、生食物連鎖の占める割合が上昇する。下流に至ると、水深の増加によって河床における日射量が減少し、上・中流で利用し切れなかった有機

物が供給される結果、再び、腐食食物連鎖が中心になる。このような餌資源の変化に対して、最も敏感な反応を示す底生動物群集は、「摂食機能群 (Cummins, 1973)」と称される摂餌形態を多様化させてきた (新名, 1996)。つまり, Vannote *et al.* (1980) の提唱した「河川連続体仮説 (River Continuum Concept, 以下, RCC と表記)」は, この底生動物 (水生昆虫) における摂食機能群の違いに着目することによって, 河川環境の連続的変化に伴う群集組成の変化を示したものである。

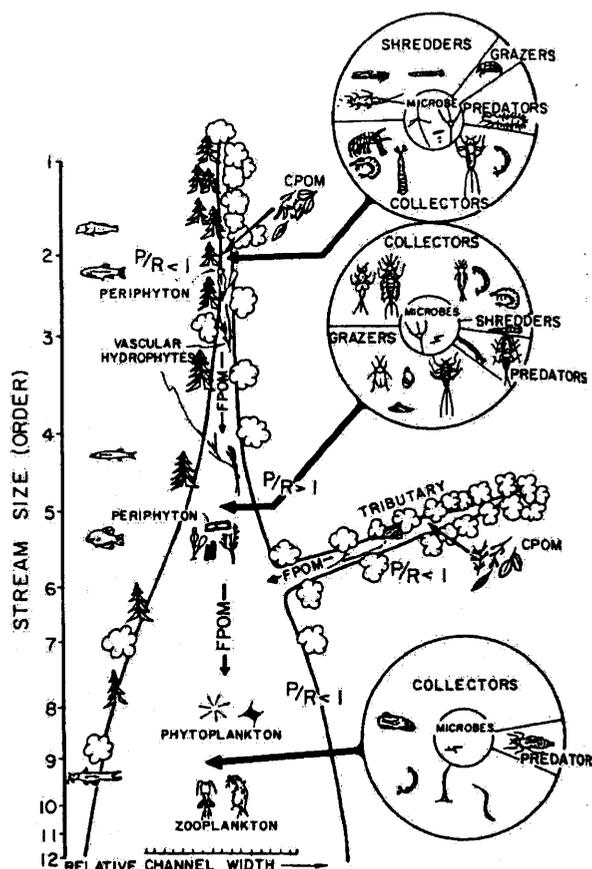


図-1.5 河川連続体仮説 (River Continuum Concept) の概念図 (Vannote *et al.* 1980)

図-1.5 には, RCC の概念図を示す. 図中, 縦軸は Horton-Strahler の位数理論 (例えば, 岩佐, 1979) に基づく位数 (stream order) に相当し, 上流から下流へ, 河川が合流するたびに増えていく. P/R は, 1 次生産量 (production) と群集代謝量 (respiration) の比を表し, 前述した 2 種の食物連鎖のいずれに相当するかを判断する基準にもなる. また, 流下しながら生物的作用を受け, ダウンサイジングされていく有機物 (POM: Particulate Organic Matter) の変化は, 上流で供給された CPOM (Coarse Particulate Organic Matter) が FPOM (Fine Particulate Organic Matter) へと変化している様子に表れている. さらに有機物が分解されると, 溶存態である DOM (Dissolved Organic Matter) (図-1.6 参照) の状態を呈することも知られている. ここでの摂食機能群は, 破碎食者 (shredders), 剥ぎ取り食者 (grazers), 収集食者 (collectors), 捕食者 (predators) に分類されており, 上流では比較的大きな有機物 (CPOM) を餌とする破碎食者が多いのに対

し、中流では藻類などの付着生物 (periphyton) を餌とする剥ぎ取り食者が多いのが特徴的である。この RCC で示されたように河川環境においては、上下流方向への縦断方向の連続性だけでなく、周辺陸域からの餌供給という横断方向の連続性をも含めた、空間的連続性が存在し、物質の動きや生態的影響は上流から下流へとスパイラルに伝播されている。この考え方は河川生態系を捉える上で重要な視点である。

ところで、大抵の河川には、降雨・流出に伴う流量変化があり、梅雨や台風などに伴って季節的に発生する洪水時には平常時と大きく様相を変えるなど、大小様々な流量変化を呈する流況変動ダイナミズムがある。生物の生息場としての観点から見た河川環境は、流況変動に伴う非定常性に大きく支配されており、これもまた、上記の相互作用系である「河相」の概念無くしては把握し得ない。一般に、洪水時に水理条件 (水流) が変化することによって河床材料が輸送され (流砂)、形成された中・小規模の河床形態 (河床形状) は、平水時に現れる瀬・淵構造を更新することになる。多くの河川で見られるこうした「攪乱」は、「生物の生息域の条件を不連続に変えてしまう外的な出来事及びその結果」(玉井, 2000) との解釈にあるように、自然現象を起因するものに限らないが、生態系の変遷と密接に関係している。例えば、水質変化のように「外的な出来事」が起きてから即座に「結果」が現れる攪乱もあれば、ダム建設後の下流河道における問題のように、河相における相互作用系を介した後になって、突然、「結果」が現れたように見える攪乱もある。その他、頻繁に起こりうる攪乱もあれば、そうで無いものもあるし、攪乱によって受ける影響も生物によって様々であろう。このように攪乱作用には、多様な要因とその影響が考えられる。そのため、系統的な議論を行っていくためには、攪乱を引き起こす要因と生態系に対するその影響の両面から、定量的に評価することが重要であると考えられる。

生態学の分野では、この攪乱作用が生物群集に及ぼす影響について、多くの成果が報告されている。熱帯雨林とサンゴ礁を対象とした Connell (1978) は、中程度の攪乱作用が働いた場合に種の多様性が最大になるという「中規模攪乱仮説 (Intermediate-Disturbance Hypothesis, 以下 IDH と表記)」を提唱した。この仮説は、生態系遷移の初期段階にあっては、周囲からの移入によって種の多様度が上がるが、遷移が進行し、密度が増加するのに伴って競争が激しくなる結果、生存種が限られてきて多様度が低下するという現象に着目し、作用する攪乱の頻度・強度が中程度であった場合に多様度が最大となると想定したものである。Abugov (1982) や Petraitis *et al.* (1989) は、数理モデルを用いた理論的解析によってこの仮説を確認し、攪乱が生物群集における発生量や種の多様性を左右することを示した。河川の生物群集と攪乱作用との関連からは、主に河床付着性藻類や底生動物を対象として研究が進められてきたが、この IDH を適用した例は少なくない (Resh *et al.*, 1988)。しかし、観測データに基づく成果をまとめた Lake (1990) の総説によれば、彼の対象とした沿岸と河川の環境下において、この仮説を検証することはできないとされており、McAuliffe (1984) によれば、むしろ、高頻度の攪乱が作用する環境下において、生物多様性が増加するとされている。さらに、定期的に河床の石礫を人為的に「攪乱」することなどによって攪乱頻度をコントロールしながら、底生動物群集の遷移を調べるといった実験的な検討も行われてきたが、この仮説は適用できなかった (例えば, Doeg

et al., 1989; Reice, 1985; 三宅ら, 2003). こうした状況下において, Huston (1979) の提唱した, 「非平衡状態にある群集内の多様性は, 群集内における種間の競争能力の違いに左右される」との仮説は, 攪乱作用と多様性の関係にばかり脚光が集まる中で, 新たな観点を提示してきており, Resh *et al.*, (1988), Death & Winterbourn (1995), McCabe & Gotelli (2000) はこれを支持している. この仮説の本質的な特徴は, 攪乱の度合いと生物多様性のピークの関係は, 群集内における各個体群ごとの成長率によって決まるという点にある (McCabe & Gotelli, 2000). 一般に, 生産者である植物の成長率は大きいのに対し, 消費者である動物の成長率は比較的小さいことが知られているが, 「栄養段階の下部に位置する植物群集などは IDH に従う傾向が大きい, 上部に位置する生物群集は IDH によらない (Wootton, 1998)」ことにも相通ずる部分がある. 以上に鑑みても分かるように, 攪乱作用と生物群集の関係の理解は, 生態学の中でも大きな関心事項であったが, Lake (1990) が指摘するように, 攪乱作用の定義は未だに明確化されていない. そこで, 以下では, 河川環境において攪乱を引き起こす要因を整理した上で, 攪乱をどのように捉えるかについて考えてみたい.

攪乱を引き起こす要因は, ①生物的要因, ②化学的要因, ③物理的要因に大きく分けられる. 生息域の条件を不連続に変えてしまうという攪乱の定義 (玉井, 2000) に従えば, ①は外来種の新たな移入, ②は汚濁負荷, 有害物質などのパルス的流入と捉えることができ, ③については, 水理条件が大きく変わるケースや河床材料が輸送されるなどして生息基盤自体が変質するケースなどが考えられる. 外来種移入の問題は, 「ブラックバス (*Micropterus salmoides*)」に象徴される外来魚 (東, 1999) だけでなく, 貝類では「カワヒバリガイ (*Limnoperna fortunei*)」, 水生植物では「オオカナダモ (*Egeria densa Planch*)」といったように, 河川生態系の様々な部分において顕在化してきている. 多くの研究者がその重要性を指摘しているが, 有効な解決策は見つかっていないなど, 今日的には最も重視すべきトピックの一つである. また, 水域汚濁の問題は, 「環境概念を軸とした河川工学 (玉井, 1998)」で触れられているように, 経済の高度成長に伴って水域汚濁が進行する中で 1960 年代以来, 重視されてきている. こうした生物・化学的要因は, 本来, 攪乱を議論する上では欠かすことのできないものであるが, 以下の本論文では, 物理的要因による攪乱を対象とした議論を進める. 河川における物理的攪乱 (以下, 攪乱と表記) は, 通常, 洪水時に作用するものと考えられてきたが, 平水時における砂礫移動なども, 局所的には攪乱と同様の影響を有する場合があります (例えば, Miyake & Nakano, 2002), 攪乱に含めて考えられよう.

攪乱をどのように捉えるかという問題について, 現地観測においては, マーキングした後に河床に設置した石礫を追跡調査することによって, 洪水前後での石礫の変位を調べる試みが行われている (Downes *et al.*, 1998; Matthaei *et al.*, 1999). Matthaei *et al.* (1999) は, 攪乱された石礫の分布がパッチ状であることに着目し, 安定した石礫のあるパッチが底生動物にとっての避難場になっている可能性に言及している. また, Matthaei & Townsend (2000) は, 河床高の変化を継続して調査することによって, 攪乱履歴の把握を試みている. 極端な例ではあるが, McCabe & Gotelli (2000) のように, 攪乱=出水と仮定して扱ったものもある. これらは, それぞれ一連のデータの中で相対的な比較はできるが, いずれも異なる場所で異なる生物を対象と

している上、定性的な記述にとどまっているために、相互の文献にわたって比較することはできず、結果として攪乱を総合的に把握することができていない。攪乱が生息場に及ぼす影響を適正に評価しようとするならば、それが作用した際の微視的な現象に着目し、攪乱が作用するプロセスを記述すべきであると考えられる。現実的に、こうした試みの対象となり得るのは、定着性の強い生物に限られるであろうが、河川生態系における付着藻類や固着型、造網型の底生動物の重要性を考慮すれば、十分に意義のあることだと言えよう。様々な強度と頻度を有する攪乱が河川生態系にどのような影響を与えるかについては、河川生態系を管理していく上で克服しなくてはならない大きな課題である。

1.1.3 人的インパクトによる河川生態系の変質

生態系管理の重要性については1.1.1で述べたとおりであるが、日本の河川管理において生態系への影響が配慮され始めたのは近年のことである。1997年に改正された新河川法では、従来の治水・利水に加えて環境が河川の整備・管理目的とされ、環境機能には、アメニティなどの親水機能と生態系保全機能が求められている。また、1997年に制定され、その2年後の1999年から実施されている環境影響評価法でも、生態系保全がクローズアップされ、その基盤となる生息場の保全によって、これを成し遂げていくという一つの方向性が確立されてきた。したがって、それ以前には、河川を流れる「フレッシュ・ウォーター」と訳される淡水は、生態系への配慮は等閑にされたまま、重要な水資源として飲料水や農・工業用水に利用されてきたし、時折、発生する洪水による災害を防ぐために、様々な構造物が河道内に建設され、河川改修が行われてきた。このように、治水・利水機能の確保を目的とした河川整備が施されてきた結果、多くの河川では、生態系が変質されてきた。このような人的インパクトによる生態系変質の中でも、「ダム及び低堰堤」の建設によるものは特に典型的な問題であると考えられる。ここでは、ダム建設に起因する河川生態系の変質を概観した上で、その復元への取り組み状況についてまとめたい。

河川における横断構造物であるダムの建設は、①河川環境の縦断方向への連続性を遮断し、②その上流に貯水池を誕生させるといった劇的な変化とともに、その下流部においても、③貯水による水温・水質の変化、④流量調節による流況の変化、⑤貯水池での堆砂に伴う下流への供給土砂の減少をもたらしてきた。ダム構造物と魚類の生活をまとめた、森（1999）の総説によれば、種類や成長段階によってその生態は様々であるために、ダム構造物がもたらす影響に差異があることを認識し、どのような影響をもつかを体系的に知る必要があるとされている。この考えは、魚類に限らず、底生動物など他の生物を対象とした場合にも適用されるべきだと考えられる。上記の環境変化との関連から言えば、まず、①に起因する直接的な影響としては、言うまでも無く、サケ、アユ、ウナギなど回遊性魚類の上・下流方向への移動の阻害が挙げられる。魚道が設置されているダムも少なくないが、わが国においてその実効性が評価されたことはあまり無い（森、1999）ことから分かるように、依然として未解決な点も多い。②については、流水域から止水域に変化するのに伴って生じる生物相の変化、産卵のために遡上する魚への影響や孵化した稚魚が降海する際の継続時間増加による体力的負担などの回遊魚への影

響が挙げられ(森, 1999), ③については, 水温変化によって冷水を好む魚, 温水を好む魚の生息条件が変化する(森, 1999)ほか, ダム貯水池における水質の変化は, 下流水域の栄養状態を変化させ, 底生動物, 付着藻類群集を変化させることが確認されている(例えば, 谷田・竹門, 1999; 香川, 1999). また, ダムによって流量, 流砂が調節される(④, ⑤)場合(その直下流に減水区間が存在する場合など)には, 生息域そのものが変化することによって魚類, 底生動物, 付着藻類相が変化することはこれまでに多くの研究によって確認されている(例えば, 森, 1999; 谷田・竹門, 1999; 香川, 1999).

以上のように, ダム建設による河川生態系の変質の問題は, 非常に多様化しているが, こうした状況を受けて, 近年では, ダムからの放流による河川環境の回復への取り組み(国土交通省河川局, 1998; 皆川ら, 2000)が始められてきた. 例えば, 木津川水系名張川では, 新たに建設されたダムにおける試験湛水中に, 下流河道における低流量の継続によって底生動物群集に変質が生じた(大杉・福田ら, 2000)が, その後のフラッシュ放流によって回復している(大杉, 尾澤ら, 2000; 辻本ら, 1999). こうした放流は魚類の産卵場の回復にも有効であることが示されており(梶野ら, 2003), 現在も尚, 実施が検討されているところも多い(例えば, 田中ら, 2003). また, 排砂設備を備えたダムも建設されたことにより, 放流と同時に排砂を行うといった試みも始められてきた(例えば, 角, 2000). これらの事例は, まさにアダプティブ・マネジメントとしての生態系管理(図-1.2 参照)が緒についてきたことを示していると言えよう.

1.2 研究の目的

1.2.1 低攪乱化された河床における生態系の実態把握

本論文では, ダム下流河道で生じる河床の低攪乱化に着目しているが, ここではその概要について説明した後, その意義, 目的について論じる.

人的インパクトによる生態系の変質については既に概観したとおりであるが, 前述の①~⑤といった境界条件の変化は, それ自身が生態系に影響を及ぼす場合に限らず, 河相における相互作用系を介して河川環境を変化させ, 生態系を変質させるケースも少なくない. こうしたケースは, インパクトを加えられてから, 長期間を経て反応(レスポンス)が顕在化してくるために, 生態系におけるインパクト・レスポンスの関係についての記述が不十分なものも多い. 例えば, 生態系変化との関連性が良く指摘されている「河床のアーマー化」は, こうしたケースの典型と言えるだろう. 河床のアーマー化(armoring)は, 表層の粒度構成における粗粒分が卓越する現象である(中川・辻本, 1986). 流砂が非平衡状態にあって上流からの供給土砂が少ない場合に起こりうる現象であって, 河床低下に伴って生じることが多いが, 本来はダム建設の有無に関わらない現象である. 自然状態の河川にあって, 瀬の河床で粗い材料が卓越している状態は, まさにアーマー化していると言える. したがって, それ自体に生態系変質の原因があるという訳ではないが, ダム下流河道で見られる河床のアーマー化には, 次のような現象も付随して確認されることが多い. すなわち, (1) 表層や間隙に細粒分の堆積を伴うもの(シルテーションと呼ばれる)や, 供給土砂の減少によるアーマー化の進行とともに, 洪水によつ

ても河床が攪乱されにくくなり、(2) 河床の更新される頻度が極端に低下したものである。これらの影響によると思われる生態系変質については、谷田・竹門(1999)によって論じられているが、十分に解明されているとは言い難い。

本論文では、(2)の状態を低攪乱な河床状態にあると定義し、こうした環境の実態把握を一つの目的としており、その対象として矢作川を選定した。愛知県豊田市を流れる矢作川中流は、近年、アユ漁獲高の減少、糸状藻類の異常繁茂などの問題が顕在化してきたが、こうした生態系変質の原因の1つとして、1971年に完成した矢作ダムをはじめとするダム・低堰堤群の影響が指摘されている(例えば、田中, 1997)。上流にダムが建設されると、ダム下流河道では洪水時に最大流量を低減することによる治水効果や、渇水時に維持流量を確保できるなどの利水効果が期待される一方で、流況の平滑化、供給土砂の減少により、河床のアーマー化が進んだ結果、それ以前の状態と比較して、河床の攪乱頻度が低下してきた。こうした人的インパクトによる生態系の変質について、矢作川においても、「アーマー化」した河床の自然復元を目指して、砂利投入による河床構造回復の試みがなされた(田中, 1997)。こうした取り組みを今後の河川管理に活かしていく上でも、河川生態系におけるインパクト・レスポンスの関係を把握しておくことは重要であると考えられる。

1.2.2 河川生態系の総合的把握

生態系の適切な把握は、1.1.1で前述したように、生態系保全を行っていく上で前提となる条件である。本論文の最終的な目的は、河川生態系を総合的に把握可能な手法を開発することであり、生態系の指標となる生物群として、魚類、底生動物、付着藻類の生息状態を総合的に記述できるモデルの構築を試みている。ここでは、河川生態系の構成要素について概観した上で、本論文で議論を行う空間スケールを設定し、そこで研究対象とした相互作用系を抽出する。

生態系(ecosystem)は、Transley(1935)(文献は、沼田, 1974)によって用いられた語で、生物群集と無機的環境からなる一つの物質系であるとされている(沼田, 1974)。生物的構成要素は、生産者(producer)、消費者(consumer)、分解者(decomposer)であり、この系内では、生物相互作用などのつながりを通して、無機物→有機物→無機物という物質代謝が行われ、それにしたがってエネルギー、物質が循環している(沼田, 1974)。これは前述したRCC(図-1.5参照)にも継承されている考え方であり、生態系におけるインパクト・レスポンスの関係を把握するためには、このシステムの総合的な把握が重要である。河川を対象とした場合、特に水域内における生物間のつながりに着目すると、例えば、図-1.6のような関係が見出せる。水域内では、生産者である付着藻類と水域から、或いは、陸上から供給された有機物を基礎資源として、消費者である底生動物、魚類が生活を営んでいる。消費者は、さらに、食植性、肉食性、雑食性に分けられ、肉食性の魚類、或いは、陸域の鳥類などを頂点とする食物連鎖のピラミッドが成立しているが、水域の中に限って言えば、雑食性の生物が多いのが特徴的である。分解者であるバクテリア(微生物)は有機物のダウンサイジング(分解、小型化)と無機化に貢献しており、生成された無機物は、栄養塩として再び生産者に利用される。このように、河川生態系では、水域・陸域を通じたエネルギーと物質のスパイラルな循環が成立しているが、その

一方で、縦断方向への空間的連続性の影響（図-1.4, RCC 参照）によって、上流からの生態的・物質的影響を大きく受けるために、開放的なシステムとなっている。ここで概観したシステム（図-1.6 参照）は、空間的階層性の区分（図-1.3 参照）から言えば、セグメント・スケールに対応していると考えられ、河川生態系のある一部分を一側面から取り出したに過ぎない。しかしながら、ここで触れた生物・化学的相互作用だけでなく、河相に見られる物理的相互作用も内包しており、複雑な河川生態系を把握するためには、一つの有用な見方であると言えよう。

(1) 研究対象とする空間スケール

本論文では、矢作川中流におけるセグメント・スケールを対象とする。セグメントは、流域全体を視野に入れたネットワーク・スケールの構成要素である一方で、リーチによってその特性を議論できるといった利点を有しており（図-1.3 参照）、河川管理を行う上での最も重要なスケールであると考えられる。なお、本論文中においては、セグメントにおける河川環境変遷の概要を把握した後、リーチ、マイクロユニット・スケールにおける詳細な議論を進めている。

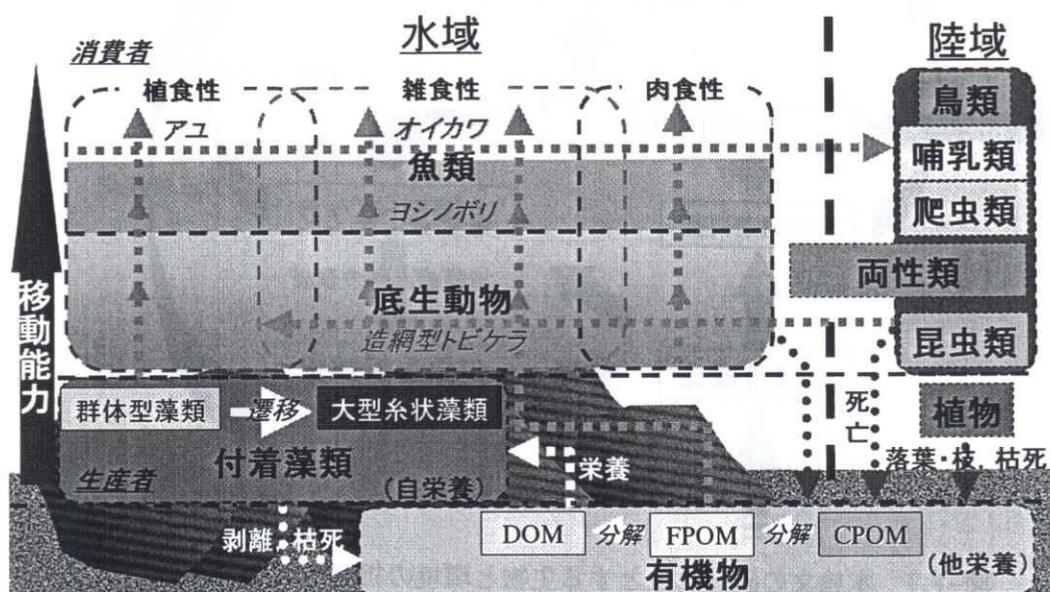


図-1.6 河川生態系における生物間のつながりの概要

(2) 研究対象とする相互作用系の抽出

河川生態系を適切に把握するには、物理環境を適切に把握することはもとより、食物網などに見られる生態系の階層構造を考慮する必要があると考えられる。しかし、開放的なシステムである河川生態系の中で、しかも、限られた空間内において、複雑に入り組んだ関係を全て明らかにすることは不可能であるため、生態系変質を象徴するレスポンスに結びつけて考える必要がある。本研究で対象とする矢作川中流においては、付着藻類の異常繁茂と造網型トビケラの生息種組成の変化が確認されている（内田，1997）ことに着目し、現地の生態系から図-1.7のような単純化された系を抽出する。図に示す相互作用系は、数ある生態系変質のうち、矢作

1.2 研究の目的

川中流で生じた一つの例に過ぎない。しかしながら、図中のそれぞれの因果関係を記述すること、さらに、それらの成果を関連付けることによって、生態系の変質を総合的に評価できる枠組を構築することができれば、河川生態系の総合的な評価手法の構築に向けた一助となるものと思われる。

1.3 本論文の構成

本論文は、ダム下流河道で生じた河床の低攪乱化に着目し、それが生態系変質に及ぼす影響を記述し、さらに生態系を総合的に把握するための方向性を示すものである。魚類、底生動物、付着藻類といった生物の生息・生育状態の把握を各論のテーマとして研究を進める中で、以下のように本論文を構成する。

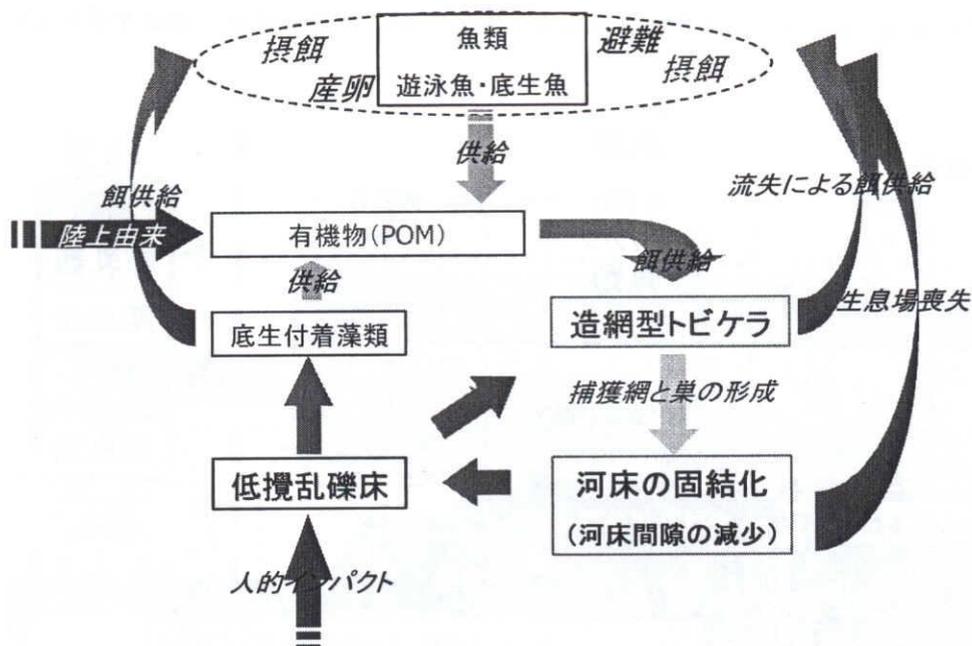


図-1.7 本論文の研究対象とする生物と環境の相互作用系の概要

本章では、生態系保全の概念について整理した上で、空間的連続性と環境の不安定性を中心に河川環境の特性を記述し、人的インパクトによる河川生態系の変質について議論した上で、本論文の方向性と目的をまとめた。第2章では、これまでに提案された河川生態系を評価・予測する手法を整理し、それぞれの特徴、適用性を考察した上で、本論文中で取り扱う手法及びその考え方について記述する。これら2つの章は、河川生態系において、一般的に生じている様々な問題から、本論文の背景及び方向性を提示するための概論的な部分である。

第3章以降では、愛知県豊田市を流れる矢作川中流において生じてきた河川生態系の変質に焦点を当てる。具体的には、図-1.7のような相互作用系を想定、抽出した上で、以下のように構成し、議論を行う。第3章では、物理環境の変化をまとめ、それに伴う生息場の変質につい

て分析・考察を行う。既往の文献・資料の解析，仮想河道を設定しての数値解析を通して検討する。第4章では魚類の生活史に着目し，生息場の時間的・空間的連続性を把握可能な生息場評価モデルを提案する。ここでの議論は，モデルの特性を把握するため，仮想河道を対象として行う。第5章では，河床の低攪乱化が付着藻類の繁茂に及ぼす影響について，第6章では，造網型トビケラの生息状況が河床の固結化に及ぼす影響について，それぞれ，現地観測，文献調査，数値解析によって生育・生息動態モデルを構築し，検討を行う。以上を踏まえ，第7章の結論では，第6章までに得られた成果をまとめるとともに，生物間のつながりを組み込んだ生態系の総合的評価手法の構築に向け，今後，取り組むべき課題について論じる。

参考文献

- 東幹夫（1999）外来魚による生態系攪乱，淡水生物の保全生態学—復元生態学に向けて—（森誠一編），自然復元特集5，信山社サイテック，pp.145-153.
- 岩佐義朗（1979）河川工学，最新土木工学シリーズ17，森北出版，158p.
- 内田朝子（1997）矢作川における付着藻類と底生動物の基礎調査報告，矢作川研究，No. 1，pp.59-80.
- 大杉奉功・福田圭一・泉田武宏（2000）ダムの試験湛水時における流況変動と底生動物群集の応答関係に関する研究，河川技術に関する論文集，Vol. 6，pp.179-184.
- 大杉奉功・尾澤卓思・小笠原智宏・角哲也（2000）フラッシュ放流による河川掃流効果に関する検討，河川技術に関する論文集，Vol. 6，pp.185-190.
- 奥田重俊（2000）今日的潜在自然植生，河川生態環境評価法（玉井信行，奥田重俊，中村俊六編），東京大学出版会，pp.18-27.
- 梶野健・浅見和弘・中嶋一彦・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，Vol. 6，pp.51-58.
- 可児藤吉（1944）溪流棲昆虫の生態—カゲロウ・トビケラ・カワゲラその他の幼虫について—，昆虫上巻（古川晴男編），日本生物誌第四巻，研究社.
- 香川尚徳（1999）河川連続体で不連続の原因となるダム貯水による水質変化，応用生態工学，Vol. 2，pp.141-151.
- 国土交通省河川局（1998）ダムからの放流による河川環境への効果把握の調査実施，記者発表資料，http://www.mlit.go.jp/river/press/9807_12/981127_-a.html.
- 自然復元河川工学研究会/翻訳・編集（1998）自然の復元と再生のための河川工学（P. Klingeman 原著，玉井信行監修），リバーフロント整備センター，p.24.
- 新名史典（1996）河川昆虫群集の食物網，多様性と動態，海洋と生物，Vol. 18，pp.434-440.
- 角哲也（2000）ダム貯水池土砂管理の将来，貯水池土砂管理国際シンポジウム-ワークショップ論文集，pp.117-126.

- 田中則和・浦上将人・宮川勇二 (2003) 生物の生息環境改善に資するフラッシュ放流計画手法, 河川技術論文集, Vol. 9, pp.103-108.
- 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, No. 1, pp.175-202.
- 谷田一三 (2001) 生き物からみたミティゲーション水生昆虫, ミティゲーション—自然環境の保全・復元技術— (森本幸裕, 亀山章編), ソフトサイエンス社, pp.172-189.
- 谷田一三・竹門康弘 (1999) ダムが河川の底生動物へ与える影響, 応用生態工学, Vol. 2, pp.153-164.
- 玉井信行 (1996) 潜在自然型川づくりの体系化に向けて, 河川, No. 598, pp.61-66.
- 玉井信行 (1998) 環境概念を軸とした河川工学について, 第34回水工学に関する夏季研修会講義集, 土木学会水理委員会・海岸工学委員会, 98-A-6, 17p.
- 玉井信行 (2000) 河川の自然特性, 河川生態環境評価法 (玉井信行, 奥田重俊, 中村俊六編), 東京大学出版会, pp.8-18.
- 知花武佳 (2003) 瀬一淵構造の形成に着目した魚類生息場評価法の開発, 東京大学学位論文.
- 辻本哲郎 (1998) 河川景観の変質とその復元のための河川水理学, 河川水理学基礎講座講義集, 応用生態工学研究会, pp.125-134.
- 辻本哲郎・増田健一・寺本敦子・田代喬 (1999) 試験湛水時のダム下流河道の生息環境の変質とその復元のためのフラッシュの効果の評価, 河川技術に関する論文集, Vol. 5, pp.81-86.
- 中川博次・辻本哲郎 (1986) 移動床流れの水理, 新体系土木工学 23, 技報堂出版, 310p.
- 沼田誠編 (1974) 生態学辞典 (増補改訂版), 築地書館, 519p.
- 沼田真 (1994) 自然保護という思想, 岩波新書, 岩波書店, 212p.
- 水野信彦・御勢久右衛門 (1992) 河川環境とその調査法, 河川の生態学補訂版, 築地書館, pp.4-22.
- 皆川朋子・清水高男・島谷幸宏 (2000) 流量変動による生物への影響に関する実験的検討, 河川技術に関する論文集, Vol. 6, pp.191-196.
- 森誠一 (1999) ダム構造物と魚類の生活, 応用生態工学, Vol. 2, pp.165-177.
- 山本晃一 (1994) 沖積河川学, 山海堂, 470p.
- Abugov, R. (1982) Species diversity and phasing of disturbance, *Ecology*, Vol. 63, pp.289-293.
- Connell, J. H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs, *Science*, Vol. 199, pp.1302-1310.
- Cummins, K. W. (1973) Trophic relations of aquatic insects, *Ann. Rev. Entomol.*, Vol. 18, pp.183-206.
- Death, R. G. and M. J. Winterbourn (1995) Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities the influence of habitat stability, *Ecology*, Vol. 76, pp.1446-1460.
- Doeg, T. J., P. S. Lake and R. Marchant (1989) Colonization of experimentally disturbed patches by stream macroinvertebrates in the Acheron River, Victoria, *Aust. J. Ecol.*, Vol. 14, pp.207-220.
- Downes, B. J., P. S. Lake, A. Glaister and J. A. Webb (1998) Scales and frequency of disturbances rock size, bed packing and variation among upland streams, *Freshwater Biol.*, Vol. 40, pp.625-639.
- Frissell, C. A., W. J. Liss, C. E. Warren and M. D. Hurley (1986) A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context, *Env. Manage.*, Vol. 10, pp.199-214.
- Huston, M. (1979) A general hypothesis of species diversity, *Am. Nat.*, Vol. 113, pp.81-101.
- Lake, P. S. (1990) Disturbing hard and soft bottom communities a comparison of marine and freshwater

- environments, *Aust. J. Ecol.*, Vol. 15, pp.477-488.
- Matthaei, C. D. and C. R. Townsend (2000) Long-term effects of local disturbance history on mobile stream invertebrates, *Oecologia*, Vol. 125, pp.119-126.
- Matthaei, C. D., K. A. Peacock and C. R. Townsend (1999) Patchy surface stone movement during disturbance in a New Zealand stream and its potential significance for the fauna, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 44, pp.1091-1102.
- McAuliffe, J. R. (1984) Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community, *Ecology*, Vol. 65, pp.894-908.
- McCabe, D. J. and N. J. Gotelli (2000) Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblages of stream macroinvertebrates, *Oecologia*, Vol. 124, pp.270-279.
- Miyake, Y. and S. Nakano (2002) Effects of substratum stability on diversity of stream invertebrates during baseflow at two spatial scales, *Freshwater Biol.*, Vol. 47, pp.219-230.
- Petraitis, P. S., R. E. Latham, R. A. Niesenbaum (1989) The maintenance of species diversity by disturbance, *Q. Rev. Biol.*, Vol. 64, pp.393-418.
- Poole, G. C. (2002) Fluvial landscape ecology addressing uniqueness within the river discontinuum, *Freshwater Biol.*, Vol. 47, pp.641-660.
- Reice, S. R. (1985) Experimental disturbance and the maintenance of species diversity in a stream community, *Oecologia*, Vol. 67, pp.90-97.
- Resh, V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. L. Sheldon, J. B. Wallace and R. C. Wissmar (1988) The role of disturbance in stream ecology, *J. North Am. Benthol. Soc.*, Vol. 7, pp.433-455.
- Tuxen R. (1956) Die heutige potentielle naturliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung, *Angewandte Pflanzensoz iologie*, Vol. 13, Stolzenau, Weser, pp.5-42.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell and C. E. Cushing (1980) The river continuum concept, *Can. J. Fish. & Aquat. Sci.*, Vol. 37, pp.130-137.
- Wootton, J. T. (1998) Effects of disturbance on species diversity a multitrophic perspective, *Am. Nat.*, Vol. 152, pp.803-825.

2 河川生態系の評価手法の概観

2.1 概説

生態系保全の重要性が認識されている今日では、環境アセスメント、フォローアップといった施策を含めたアダプティブ・マネジメント（図-1.2 参照）によって、生態系を適切に管理しようとする試みが始められている。アダプティブ・マネジメントの思想は、不確実な事象を対象とした場合に、まず行動を起こすことによって、それに対する反応を知り、そこから得られた知見を次の行動に活用していく（learning by doing とも呼ばれる）というフィードバック・システムを内包する。こういったシステムを採用した場合、ただ闇雲に行動を起こしたとしても、効果を高めていくことは難しいため、調査・研究を重ねた上での科学的知見に基づいた仮説を構築し、これに沿った管理を行いながら、適宜、修正を加えていくという段階的な取り組みが有効である。生態系管理の前提としては、言うまでも無く、生態系の適切な把握が基本であり、これを科学的にサポートしてきたのが、生態系の評価及びモデリング手法であったと考えられる。

生態系は、「生物群集」（以下、「生物」と表記）と「無機的環境」（以下、「環境」と表記）によって構成されている相互作用系である（沼田，1974）ことから、両者を関連付けて捉えることが必須であり、既往の評価、モデリング手法の多くもこれを実践してきた。しかし、河川生態系を対象としたものは、河川独特の大規模な物理的攪乱作用の生態的影響を的確に捉えることの難しさにも起因して、現在のところ、その適用範囲は限定されていると言わざるを得ない。

本章では、これまでに構築、提案されてきた河川生態系の評価及びモデリング手法を取り上げ、それぞれの特徴及び問題点を考察する。さらに、本論文の目的とする河川生態系の総合的評価のために必要な枠組の構築を試みる。

2.2 生態系に関する既往の評価手法

2.2.1 河川生態系を捉える視点

生態系が「生物」と「環境」の相互作用系である以上、その評価・モデリング手法を議論するに当たって、両者を捉える視点が重要である。河川においては、土砂水理学、地形学を中心とする研究の進展（例えば、吉川，1985；中川・辻本，1986）から、「環境」そのものを系統的に把握することについては、ある程度可能になってきた。その一方、「生物」の挙動把握については、今日に至るまで、生態学における知見の積み重ねが続けられてはいるものの、それが有する多様性と相互作用系の複雑さに加え、空間的連続性や非正常性といった河川環境の有する特異性（1.1.2 参照）から、必ずしも系統的な成果が得られているとは言えない。しかし、生態学の分野で得られた知見からは、これまでに多くの生態系評価手法が生み出されてきている。河川生態系を対象

とした場合、これらの手法はあまりに定性的な記述であったり、定量的であったとしても河川の有する上下流方向への連続的な環境にそぐわなかったりするなど、必ずしも適切な手法では無かったものの、重要な示唆を与えるものと考えられる。そこで本節では、河川生態系を把握する上で重視すべき点を押さえることを目的とし、生物の挙動把握に関する生態学的視点について考察する。

生物の挙動把握には、様々な段階の対象があり得る。すなわち、生態系を構成する生物単位は多様な種を含んだ「群集」であり、これは1つの種からなる「個体群」の集合である。また、言うまでも無く、個体群は「個体」の集合体である（例えば、沼田，1974）。生態学では、こうしたそれぞれの単位を冠した群集生態学、個体群生態学、個体生態学（行動生態学）に専門分化され、それぞれの単位での挙動把握が試みられている。このような目的意識に基づいた上で、研究アプローチとしては、大きく分けて、①数理生態学などに代表される理論的モデルと、②様々な調査、実験で得られたデータに基づく統計的モデルの2種類が採用されている。①については、個体群動態を扱ったロジスティック方程式や種間の相互作用を扱った Lotka-Volterra（ロトカ・ヴォルテラ）方程式（例えば、寺本，1997）などが有名であり、どちらかと言えば大局的な視点に立った、トップダウン的な考え方であると言える。一方、②については、種の生態的特徴を記述することが主要な目的であったが、最近では、同一種内においても個体差が無視できないとする見方（例えば、片野，1995）もあり、個体の行動特性から個体群及び群集動態を議論できる個体ベースモデル（IBMs, Individual-Based Models）（DeAngelis *et al.* 2001）も開発されてきた。この試みは、①とは対照的にボトムアップ的思想が背景にあると考えられる。両者の視点は対照的であるが、実際の管理への適用までを視野に入れた場合には、いずれの視点も不可欠であると考えられる。このような認識を念頭に置きながら、以下では既往の評価手法を整理した上で、本研究で用いる評価手法の方向性について論じる。

2.2.2 環境を表す生態系指標生物

ある場所の生態系を捉えようとする際に、そこに棲息する生物に着目するのは自然なことである。そもそも生物はその場の環境に適応しながら棲息しているので、生物の棲息状況に関する知見が積み重ねられていくにしたがって、それらのデータをもとに環境を類型化し、把握することが可能になる。こうした生物のうち、特に、生息場所が限られている種は、環境条件を表現するための一つの基準となり、その場所の環境を表す良い指標生物となることが知られる（森下，1977）。従来、指標生物の概念は、「一定の立地条件下にとくにしばしば出現する形を、逆にその立地条件の指標種として利用することができる（沼田，1974）」とあるように、これまでは環境指標（environmental indicator）として扱われてきたが、生態系指標として捉えても差し支えないものと思われる。ここでは、既往の評価手法について論じる前に、生態系評価手法の基本となる指標生物の概念について考察する。

河川における指標生物の取り扱いには、これまで、主に水生昆虫群集を対象とした生物学的水質判定（森下，1977）における活用が中心であったと考えられる。現在でも、水質判定の各階級には、貧腐水性→中腐水性→強腐水性（矢印の順に汚濁が進む）といったネーミングがなされてい

るが、これは、湖沼におけるトロフィー性（栄養性）と異なり、河川においてはザプロビ性（汚水性）と称される水質尺度を用いて発展させられてきたことによる（森下，1977）。このような水質判定法は、化学的水質測定法では得ることができない複合汚染を知ることができ、人間への影響を計り知ることができる一方で、生物の環境に対する耐性に幅があるために定量化という点に関しては課題がある（森下，1977）。しかしながら、現在では、それ自体の有効性だけでなく、指標生物という言葉の認知に一役買っているなどの二次的な効用も生んでおり、環境を捉える上で指標生物の重要性は一般的な認識になってきている。

1.1 で前述したように、実際の河川生態系が複雑な相互作用系によって成立している中で、このような生態系指標生物の概念は、河川生態系の評価を考える上で重要な考え方である。以下では、生態系が「環境」と「生物」によって構成されていることに着目し、それぞれを対象とした評価手法について記述する。

2.2.3 生態系における「環境」の評価モデル

人的インパクトによる生態系の変質を把握する際、「環境」へのインパクト・アセスメントを行うことは必要不可欠である。これを前提とすることで、生態系を管理していくことが可能となる。ここでは、環境から見た河川生態系の評価モデルについて、次の4つにカテゴライズする。すなわち、(1)一般的環境評価に用いられているもの、(2)ミティゲーション効果の評価に用いられているもの、(3)河川の正常流量を検討するための環境評価手法、(4)生物の種組成に基づく環境評価モデルである。以下では、各評価手法についてそれぞれの特徴を整理する。なお、ここでの整理は、岩佐（1979）、中村（2000）、加藤（2000）の記述を参考にした。

(1) 一般的環境評価に用いられているもの

初期の環境影響評価手法の代表的なものとして、主に以下に示す手法が挙げられる。

(a) 重ね合わせ法 (Overlay method)

事業が行われる流域、河道において、各種の環境情報を事業の目的や与える影響などによって、地形、地質、土地利用状況、交通体系（道路、鉄道など）、氾濫区域、生物分布、審美的情報、産業活動、文化的情報などに分類し、それぞれの情報要素による影響を示すとともに、結果を重ね合わせて望ましい事業計画を立てようとするものである（岩佐，1979）。なお、本手法はペンシルベニア大学の McHarg（1968；1969）によって開発された（中村，2000）。

(b) マトリックス法 (e.g. Leopold matrix)

本手法は大きく分けて、①ただ一つの既定のマトリックスを用いて評価するものと、②環境に及ぼす影響を現況と比較しながら段階的に決めていくものがある（岩佐，1979）。①の例である、Leopold matrix 法（Leopold，1971）は、水平方向に88種の環境要素を、鉛直方向に100個の開発事業に関連する計画行動をとった matrix を作成し、環境要素と計画行動との各種の対応関係の評価することにより、環境へのインパクト・アセスメントを可能にしている（中村，2000）。

また、②の例である Fisher-Davies 法は、Leopold matrix 法のもつ欠点（評価項目が多岐にわたること）を改善するために考案された手法であり、環境要素の重要度を考慮することでより効果的に環境へのインパクトを評価しようとしている（岩佐，1979）。

(c) 評価関数による方法（バトル法, Battelle system)

アメリカの Battelle Columbus 研究所で開発された手法であり、数量的評価の導入によって各代替案の比較を可能にしている。なお、環境へのインパクトは、次式によって求められる（岩佐，1972）。

$$EI = \sum_{i=1}^m [(EQ)_i W_i]_1 - \sum_{i=1}^m [(EQ)_i W_i]_2 \quad (2.1)$$

ここに、 EI ：全環境インパクト、 $(EQ)_i$ ： i 番目の環境指数、 W_i ：その環境要素の重要度、 m ：関連環境要素の数であり、添え字の数字は、事業を実施したとき（1）としないとき（2）の状態に対するものである。

(d) 構造モデル法

資源生物とそれを取り巻く環境との関わりを整理し、環境変化への影響が漁業生産まで波及する影響伝達の細部構造を一つ一つ定量的に吟味することによって評価を行う方法である（中村，2000）。わが国の漁場環境影響評価法として推奨されている（日本水産資源保護協会，1984）。

(2) ミティゲーション効果の評価に用いられているもの

磯部（1995）によれば、ミティゲーション効果の評価には、主に以下の4つが用いられる。

(a) HEP (Habitat Evaluation Procedures)

対象地区の理想状態（環境容量）を100%として、現状はその何%であるかを算出する手法であり、ある特定種の生物など、限られた指標に対して評価される（中村，2000）。

(b) WET (Wetland Evaluation Technique)

湿地機能としての4つの観点（社会的重要性、物質移動における役割、リクリエーションとしての有効性、生息地としての資質）について、それぞれ9項目の機能（function）と2項目の価値（value）の計11項目に分類した。機能は、地下水の涵養、排出、表面流水の置換、底質の安定化、底質における有毒物、栄養塩の除去と移動、生産物の移動、水圏生物の多様性、野生生物の生息地であり、価値は、レクリエーションとユニークさとしての価値である。評価項目ごとに3段階程度に評価し、この結果を統合することにより総合評価を行う。

(c) BEST (Biological Evaluation Standalized Technique)

比較対象可能な2つの地域について、それぞれの地域ごとに、同等、または、等価な魚種10

種を選択し、それぞれの成魚とその餌生物・産卵・生産量などについて比較評価を行う (Barnett *et al.*, 1991 ; 中村, 2000).

(d) アメーバ法

生態系を構成する生物種を円周上に並べ、基準システムとの相対値として、それぞれの現存量をアメーバ状に表示することによって、生態系における多様性などの特性を可視化し、評価を行う手法である (Brink *et al.*, 1991 ; 中村, 2000).

(3) 河川の正常流量検討のための環境評価手法

河川の正常流量 (instream flow) は、環境流量とも称されるように、水域の生物が生息環境を維持していくために最低限必要な流量である。欧米では、古くからこうした流量の設定根拠を与えるためのモデルが数多く提案されており、以下のもので代表される (中村, 2000)。これらの手法を大まかに分類すれば、「単変数法」と「複変数法」に分けられるが、(b)のテナント法は流量を独立変数とした単変数法の典型であると言えるし、「複変数法」の代表格に当たるのが、(d)のIFIMであると考えられ、最近では、こうした第2世代モデルが一般的になりつつある (中村, 2000)。

(a) 一流量法 (One Flow Method)

対象河川に平均的な流量が流れているときの航空写真などを元に、瀬の部分の平均水面幅と淵の部分の平均水面幅を求め、それをもとにサケ類の産卵のための「最適流量 (Optimum flow)」を算出する方法である (Sams & Pearson, 1963)。

(b) テナント法 (Tennant Method) 或いはモンタナ法

Tennant は、アメリカ国内、58箇所、38種の流量条件下において、10年間の調査を実行し、対年平均流量のパーセンテージが同一なら、その時の生息環境は、河川及び地理的な場所によらず類似することを確認した。本手法は、この結果をもとに、主として年平均流量に対する割合によって維持流量や正常流量の推奨値を与えるもので、アメリカでは最も多く用いられている手法の一つである (Tennant, 1975)。

(c) 潤辺長変曲点法 (Wetted Perimeter Inflection Point Method)

流量と潤辺長の関係図を描き、その関係曲線の変曲点を一つの目安にする方法である (Nelson, 1984)。

(d) IFIM (Instream Flow Incremental Methodology)

日本語で、「流量漸増式生息域評価法」と訳されることがあるように、流量変化によって変化する生息場適性を評価できる手法群である (Stalnaker *et al.*, 1995)。大きな特徴として、多くのモジュールによって構成されたシステムとなっており、各モジュールを再設定することによって、進化させていくことが可能な仕組みとなっている。本論文でも重要なツールとして用いて

いる手法であり、後の 2.3 において詳細に記述する。

(4) 生物の種組成に基づく環境評価モデル

既に 2.2.2 では生態系指標生物の概念を論じているが、ここで整理するモデルは、いずれもこの指標生物の生息状況に基づいた評価モデルである。

(a) 生物学的水質判定法

2.2.2 で前述のように、指標生物の棲息状況によって水質を把握する手法であり、水質の悪化に伴う生物群集の変化が分かっていることが前提にある。

(b) 種多様性の評価

種多様性のうち、種の豊富さについては、対象地全域において生息する全ての種の数で示されるべきである。しかし、現実には、調査上の制約から全ての種を網羅することができない場合も多い。こうした時には、地点間を比較する際の利便性を考え、一定の調査条件のもとで記録された種の数として表現する。種の豊富さに加え、種間の均衡性まで併せて評価しようとする際には、いわゆる多様性指数が用いられる。その代表的なものとして、Shannon の指数及び Simpson の指数の存在が知られている（例えば、加藤，2000）。

(c) 多変量解析

生物群集に影響を与える要因の同定や、環境モニタリングの対象としての適当な指標種の選定といった、環境管理・環境計画上、重要な課題に対処する方法として、多変量解析による種組成の解析が、近年、利用されてきている（例えば、加藤，2000）。

(d) RIVPACKS (River Invertebrate Prediction And Classification System)

イギリスにおける比較的汚染の進んでいない 81 の河川において、438 カ所における水生昆虫などの無脊椎動物 (invertebrate) のデータをもとに、水質などの種々の環境データから主として水性昆虫などの無脊椎動物の変化を予測するシステム (Moss *et al.*, 1987) である。

(e) IBI (Index of Biotic Integrity)

Biologic Integrity (生物学的保全性) の概念は、陸域における biodiversity (生物多様性) に類似した概念として水域で使われてきた。この多様性指標としての biologic integrity を指数化したものが、IBI であり、生物群集における 12 の基準項目について、自然状態の良い川と比較することによって評価する方法である (Karr, 1981)。

以上、環境評価モデルを整理したが、(1)~(3)では、環境影響評価やミティゲーション評価など、従来、実際の管理に使われてきたモデルが中心であり、計画段階中の事業による影響を評価することから、これらのモデルはポテンシャル量としての環境特性を評価したものであると言え

る。それに対し、(4)は、環境影響が作用した結果としてしか存在し得ない、生物の種組成に基づいたモデルであり、環境状態の現状を把握すると言う意味での評価が中心になっている。

一口に環境評価モデルと言っても、両者の特性は大きく異なるが、図-1.2 に示すアダプティブ・マネジメントの適用を考えた際には、こうした特性の違いが有効に作用すると考えられる。すなわち、前者のモデルは、予め事前評価（アセスメント）するのに適しているし、後者のモデルによって、継続的にモニタリングしながら管理していく（フォローアップ）ことができる。ここでは、「環境」評価モデルを整理したに過ぎないが、河川生態系を総合的に評価するためにも、両者の融合は重要な課題であると考えられる。

2.2.4 生態系における「生物」の評価モデル

生物の評価モデルについては、言うまでも無く、生態学の分野で発展させられてきたモデルが中心となる。ただし、ここでの評価は、定量的に記述・予測するという意味合いで用いている。

2.2.1 では、河川生態系を捉える視点を論じる中で、一部のモデルを紹介した。ここでは、改めて、生物の評価モデルを次の2つのカテゴリーに分類し、各評価手法の特徴を整理する。すなわち、(1)生物の挙動を記述するもの、(2)生物群集の挙動を中心とした物質収支を記述するものである。

(1) 生物の挙動を記述するもの

2.2.1 で示されたように、生物単位は、規模の小さい方から、個体、個体群、群集といったように区分される。したがって、生物の挙動についても、これまでは各生物単位における記述が試みてこられた。ここでは、これらの整理を試みる。

(a) 個体ベースモデル

生物1個体の個性を重視し、個体群中の各個体が有する特徴の変異性を統計モデル（多くの場合、モンテカルロ法を援用）によって考慮し、個体群全体の挙動を説明しようとするモデルである（DeAngelis & Gross, 1994; DeAngelis *et al.*, 2001）。わが国でも、石川ら（2001）がこれを導入し、新たな魚類生息環境評価手法の構築を試みている。

(b) 個体群動態モデル及び群集動態モデル

個体数の時間変化を微分方程式によって表すことにより、個体群や群集の動態を説明しようとするモデルである（例えば、寺本, 1997）。有名な支配方程式として、個体群動態に関わるロジスティック方程式と被食—捕食の関係を組み入れ、群集動態まで視野に入れた Lotka-Volterra 方程式が存在する。IFIM とともに本論文における重要なツールであり、後の 2.4 でも詳述する。

(2) 生物群集の挙動を中心とした物質収支を記述するもの

本手法の代表とも言うべき、水域生態系モデルは、主な対象が湖沼などの閉鎖的水域ではあるが、生物量の変動を水域中の栄養塩濃度などと結び付けて記述する手法である（例えば、楠田、

2000). モデルの根幹をなす数式には、個体群・群集動態モデルのほか、移流・拡散などの物質輸送モデルなどが援用されており、形としては生態系における相互作用系の総合的把握を行える枠組になっている。

2.3 生息場評価モデルの概要とその適用

2.3.1 IFIM / PHABSIMの概要

アメリカ合衆国内務省国立生物研究所（1999）によれば、IFIMは、1976年に設立されたアメリカ合衆国魚類及び野生生物保護局、正常流量共同研究班（後の国立生物研究所）によって開発された。その構成要素は、図-2.1に示すように、制度分析、マイクロ生息場モデル、マクロ生息場モデル、トータル生息場モデル、ネットワーク生息場モデルなど数多い。Insream flowとは、「正常流量」に該当し、流水の正常な機能を維持するために必要な流量を意味する。この値を少しずつ変化させたとき、その変化に対応した生息環境などの変化を考察可能な手法（incremental techniques）であることが、IFIMの大きな特徴である。IFIMは、その利用の当初においては、河川に生息する生物を含む、多くの河川水利用者が相互に納得する形で利用方法を決めていくためのプロセスに関する methodology として用いられた。しかし、河川における流量に何らかの変化をもたらす計画案に対して、変化後の流量下で生じることが予想される生息場の空間的・時間的変化を記述できるという特性から、現在では、生息場の評価手法として多用されている。

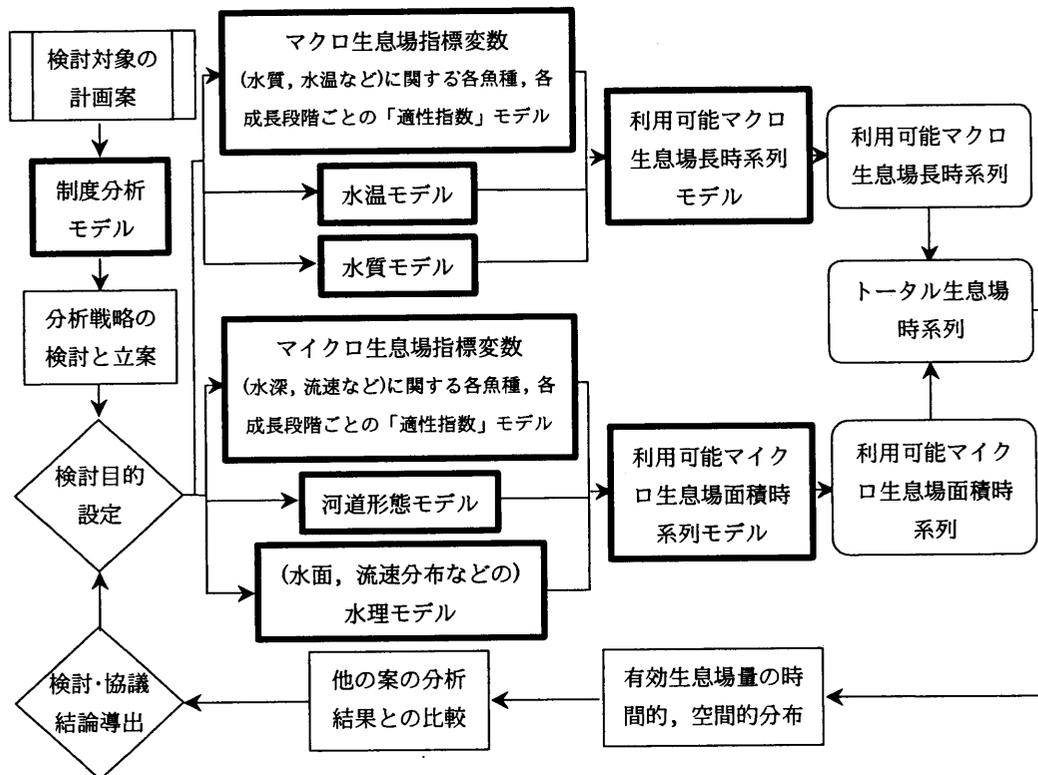


図-2.1 IFIMにおけるモデル群とその結びつき (Stalnaker et al., 1995)

図-2.1 中のマイクロ生息場モデルの一つである PHABSIM (Physical HABitat SIMulation) は、対象とする種の、対象とする生活史上の生息適性を、選好曲線 (Preference curve) と呼ばれる評価関数を介して、河川地形・水流の物理特性量と関連付けて評価する手法である。図-2.2 には、その概要を示す。

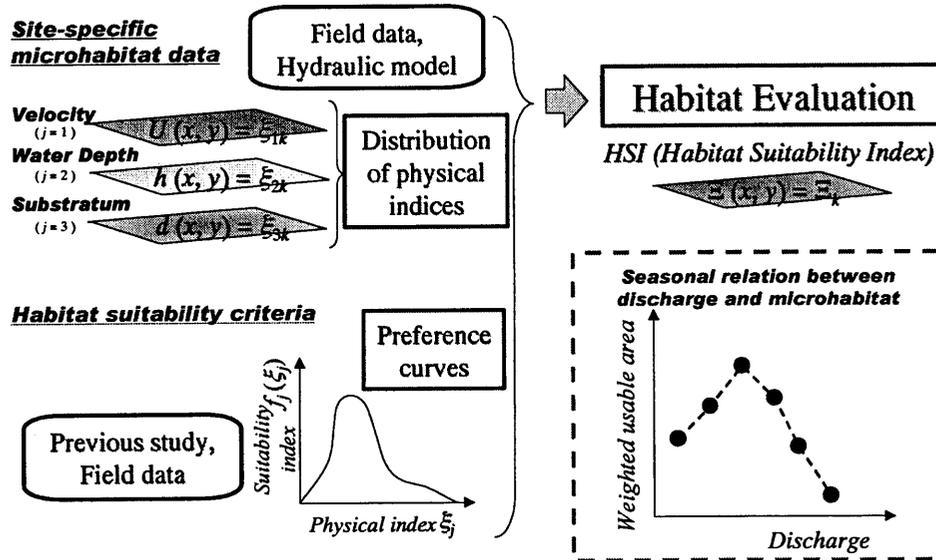


図-2.2 PHABSIM 手法の概要 (Stalnaker *et al.*, 1995 を改変)

以下に、本研究で用いる PHABSIM の適用法について、その手順を記述する。まず、流速、水深、底質など物理環境指標 ξ_j を選び、そのそれぞれの指標について、生息場適性を 0~1 の数値で評価した選好曲線 $f_j(\xi_j)$ を作成する。各指標への選好性は独立ではないが、個別に考慮することによって様々な指標の組み合わせの条件での生息特性を合理的に評価できる。また、生息場適性は、普段の定位場所以外に、採餌、産卵、休息、仔稚魚の成長など生活史上のステージ (m) ごとに異なるため、選好曲線群の作成については、図鑑的知見から簡単な関数形を想定する方法のほか、観測データからの出現頻度分布に基づいて決める方法がある。水理モデルによって流速、水深、底質粒径などの空間分布 (ξ_{jk} , k : 位置を表す添え字) を推定できれば、これらと選好曲線群から、例えば、次式のように生息適性評価値 (habitat suitability index) Ξ_k が評価される。

$$\Xi_k^{(m)} = \sqrt[p]{\prod_{j=1}^p n_{jk}^{(m)}} = \sqrt[p]{\prod_{j=1}^p f_j^{(m)}(\xi_{jk})} \quad (2.2)$$

ここに、 η_j : 物理環境指標 ξ_j に対する適性値、 p : 指標の個数である。

2.3.2 最近の動向

上記のように IFIM / PHABSIM は、魚類及び他の水域生物についての生息場評価ツールとして多くの優れた特徴を持っているが、現状のモデルには問題点も少なくない。そこでここでは、これまでに知られている主要な問題点とそれに関わる最近の動向を中心に論じる。

例えば、式(2.2)により算出される評価値は、ある魚種のある特定の成長ステージにおける限定的な生息場のポテンシャルを表現しているに過ぎないために、現状では、①魚類の1つの種を対象とした場合でさえも、膨大な量の解析が必要となったり、PHABSIMなどで対象河道と設定することの多いリーチ・スケールでは行動圏を網羅することができなかつたりするので、生活史にそって生息場を評価するのは困難である。また、当然、②他の生物との競争、被食―捕食関係などの相互作用は無視されている。その他、2.3.1でも触れたように、③PHABSIMに用いる各物理環境指標が相互に独立でない問題もあげられる。

こうした問題点のうち、①について、楊ら(1999)は、魚類の異なる行動状態を「行動モード」と定義付け、遊泳魚であるオイカワを用いた水路実験を行うことにより、個々のモード毎に流速、水深、遮蔽等の物理環境指標に対する選好性が異なることを示した。さらに、行動圏の概念を導入することによって個々の行動モード時における生息適性値を統合化している(楊ら, 2001)。一方、辻本ら(2000)は、これらの行動モードに応じた生息場が相互に連携し合うことにより、魚類の生活圏が形成されていると考え、普段定位する場から、それぞれの生息場への「アクセス性」を組み入れた評価モデルを提案した。さらに、著者ら(2002)は、魚の成長過程を重視し、各成長段階における物理環境特性に対する選好強度を考慮した魚類生息場の時空間構造モデルを構築している(第4章参照)。②、③の問題点について、生息場評価を扱った研究においては、現時点でもなお、未着手と言わざるを得ない状況であるが、次節に示す個体群動態モデルを用いた検討によってはいくつかの知見が得られている。中でも、付着藻類を対象としたものの中では、種間競争を考慮できるモデル(Duongら, 2001; 戸田ら, 2003)も存在している。

さる2003年6月にアメリカ・コロラド州で行われた *International IFIM Users' Workshop* において、水域生息場のモデリングに関する展望を発表した Souchon & Capra (2003) は、生息場モデリングの今後の流れとして、物理量把握は、2次元から3次元、さらに、非定常性を考慮した4次元へ、生物量把握については、①成長ステージの考慮の段階から行動モデルへ、②魚類1種から底生動物、植物を含めた多種を対象へ、そして予測(評価)については、生息適性から個体群、群集状態の把握へと進展する方向性を示した。以上に鑑みても、将来的には、著者ら(2003)が試みたように、生息場評価と個体群動態モデルの視点を融合させていくことが重要であると思われる。

2.4 個体群動態モデルの概要とその適用

個体群動態モデルは、特定種の個体数変化やその原因を解明するために有用な手法である。現存量の密度依存効果によって増殖率が左右されるロジスティック方程式(2.4.2参照)のほか、現存量が大きくなるにつれて増殖率は飽和傾向を示す Monod 型の表現式(McIntire, 1973; 楠田, 2000)やロジスティック・モデルの対象を複数種へと広げ、2種、3種の個体数変化を連立させて解くことにより、種間の相互作用を考慮可能な Lotka-Volterra の式(例えば、寺本, 1997)などが代表的な数学モデルである。個体群における増殖率、競争係数、或いは、環境容量、半飽和定数などの各種パラメータ(式(2.3)参照)を設定することによって、個体数の時間変化を扱うことができる点が最大の特徴であると言えよう。

前節で示した PHABSIM が、あるとき、ある場所における瞬間的な環境情報のみをもとに、生息適性を記述していたのに対し、個体群動態モデルで得られる、ある時点における個体数は、その時点に至るまでの環境履歴が大きく影響することになる。

個体群動態モデルの中でも、特に有名な増殖モデルである、ロジスティック・モデルの基礎方程式（例えば、寺本，1997）を以下に示す。

$$\frac{d}{dt}N = \varepsilon \left(1 - \frac{N}{K}\right)N \quad (2.3)$$

ここで、 t : 時間、 N : 個体数、 ε : 内的自然増殖率、 K : 環境容量（最大許容個体数、 $K = \varepsilon/\lambda$ ）、 λ : 種内競争係数である。

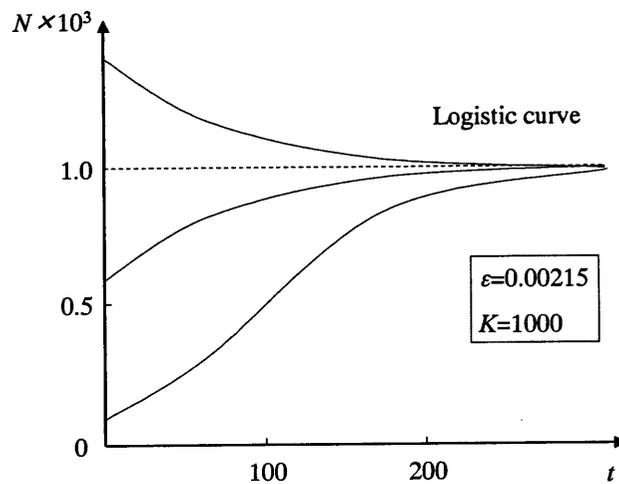


図-2.3 ロジスティック・モデルで表される個体数の挙動の例

図-2.3には、式(2.3)を援用して得られる結果の一例を示す。いずれの初期値からスタートした解析ケースも最終的には環境容量に至る結果となっているが、環境容量と初期値の違いが大きければ、初期における増殖（減衰）率は大きく見積もられ、環境容量に近づいていくにつれて、増殖（減衰）率は小さく見積もられるようになっている。環境容量を一つの平衡値と考えれば、この個体群の挙動には、十分、納得がいくものと思われる。

なお、ここで示したロジスティック・モデルは最も単純なケースであり、実際の現象に適用する場合には、図のように単純な挙動を示すとは限らないことを付け加えておく。例えば、植物を対象とした場合には、季節変化などを起因として、増殖率、環境容量が時間的に変動するほか、草食動物に捕食されたり、天変地異にさらされたりすることによって、個体数が変化することも予想される。こういった場合には、式中のパラメータの再設定や基礎式に新たな項を加える必要性も考えられる。

2.5 本論文における河川生態系評価手法

本章では、既往の河川生態系評価手法を整理し、その大まかな特性に応じて区分しながら、それぞれの特徴について考察した。図-2.4には、本章で取り扱った河川生態系の評価手法について概略的にまとめる。

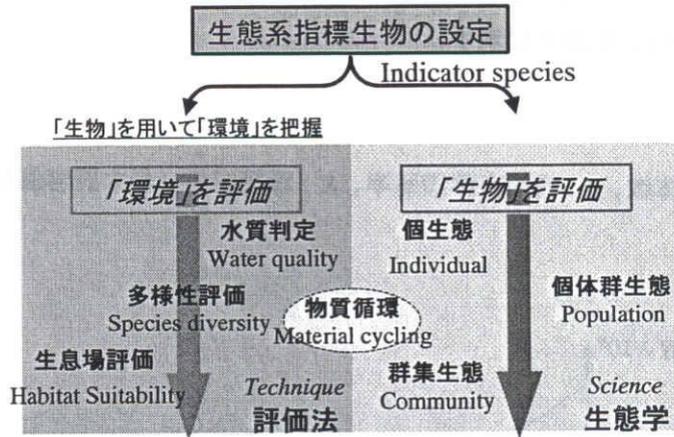


図-2.4 既往の河川生態系評価法の整理

図中に示される「環境」部分の評価手法は、環境・生態系管理におけるアセスメント、フォローアップを行っていく上での必要不可欠なアプローチを含んでいる(2.2.3参照).しかしながら、この環境部分の評価手法中において、最先端と言わなければならない生息場評価システムをもってしても、生態系を総合的に捉えることは難しいため、もう一方の「生物」の挙動把握のための個体群動態モデルを組み合わせることが重要である(2.3, 2.4参照).こうした考え方にに基づき、本節では、以下の論文文中で取り扱っていく河川生態系の評価手法について考察する。

個体群動態モデルは、前節で論じたように、ある個体群における個体数の時間的変動を予測する手段として、数理生態学の分野における根幹となっている。増殖率、死亡率などの様々なパラメータを、実現象に則して設定することにより、生態系に関する諸問題の解明に貢献してきた。河川を対象とした分野でも、工学系研究者がその導入を試み、生物現象の工学的把握に大きな成果をあげている(例えば、楠田, 2000)。一方、同じく生物現象を工学的に取り扱ってきた生息場評価手法についても、数多くの研究が行われている。前述のように、河川生態系を総合的に把握するためには、これらのアプローチの融合が重要な課題であると考えられる。

しかしながら、両者の特長には若干の違いが存在するため、これらを統合しようとする試みはなされてこなかった。環境特性として上下流に開いた開放系である河川生物を対象にする場合、個体群動態モデルは空間的スケールに関する取り扱いが曖昧であるので、限られた空間に定着して生育するような植物を対象とするか、非常に大きな空間内における動植物の傾向(ある個体群の絶滅の可能性など)を把握することに用いられてきた。それに対し、生息場評価は、その場所の物理環境をもとに生息適性を求めることが多く、生物の環境変化に対する反応速度というものが考慮されていない上に、時々刻々と変化する河川の物理環境を対象とする難しさから、生息適性=生息状況となるような環境変化に対する反応速度の速い動物(魚類など)を対象とすることが多かった。図-2.5は、生息場評価で算出する生息適性(容量)(habitat potential)と実際に存

在する生物現存量 (biomass) との間に表れるであろう, 生物の環境変化に対する応答遅れについて概念的に示している。

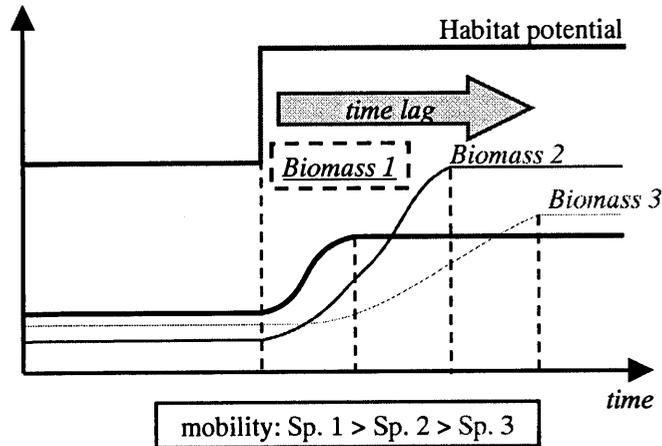


図-2.5 移動能力 (mobility) を介した生息適性 (habitat potential) と現存量 (biomass) の関係

以上に鑑み, 本論文では, 移動能力の高い魚類については生息場評価モデルにて取り扱い (第3章及び第4章参照), 移動能力が比較的低く, かつ, 環境変化に対する反応速度の遅い, 付着藻類, 底生動物については, 個体群動態モデルを用いて検討を行う (第5章及び第6章参照). なお, 本論文の最終目標は, 河川生態系を総合的に評価可能な手法の構築にあるので, 第7章の結論において, 今後, 取り扱っていくべき内容を含めながら, 河川生態系の総合評価に向けた考察を加える。

参考文献

- アメリカ合衆国内務省・国立生物研究所 (テリーワドゥル・中村俊六訳) (1999) IFIM 入門, 財団法人リバーフロント整備センター, 197p.
- 石川雅朗・足立恒・平野弘晃 (2001) 個体ベースモデルによる魚類生息環境評価手法の構築, 河川技術論文集, Vol. 7, pp.315-320.
- 磯部雅彦 (1995) 海岸におけるミチゲーション, 地球環境問題検討小委員会 WG-3, 第2回資料.
- 岩佐義朗 (1979) 環境へのインパクト・アセスメント, 河川工学, 最新土木工学シリーズ 17, 森北出版, pp.99-107.
- 片野修 (1995) 新動物生態学入門—多様性のエコロジー—, 中公新書, 中央公論社, 240p.
- 加藤和弘 (2000) 生物群集の種組成に基づく環境評価, 河川生態環境評価法 (玉井信行, 奥田重俊, 中村俊六編), 東京大学出版会, pp.183-216.
- 吉川秀夫 (1985) 流砂の水理学, 丸善, 543p.
- 楠田哲也 (2000) 水域生態系モデルの進歩と課題, 第36回水工学に関する夏季研修会講義集 A

- コース, pp.A-3-1-23.
- DUONG, Hong Son・浅枝隆・田中規夫・谷本勝利 (2001) 種間の競争を考慮した付着藻類群集の変動解析, 土木学会論文集, 第 677 卷, II-55 号, pp.151-161.
- 田代喬・伊藤壮志・辻本哲郎 (2002) 生活史における時間的連続性に着目した魚類生息場の評価, 河川技術論文集, Vol. 8, pp.277-282.
- 田代喬・加賀真介・辻本哲郎 (2003) 個体群動態モデルの生息場評価手法への導入に関する基礎的研究, 水工学論文集, 第 47 卷, pp.1105-1110.
- 辻本哲郎・田代喬・伊藤壮志 (2000) 生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価, 河川技術に関する論文集, Vol. 6, pp.167-172.
- 寺本英 (1997) 数理生態学, 朝倉書店, 183p.
- 戸田祐嗣・赤松良久・池田駿介 (2003) 単細胞・群体型付着藻類と糸状型付着藻類の増殖競争モデルの開発, 河川技術論文集, Vol. 9, pp.481-486.
- 中川博次・辻本哲郎 (1986) 移動床流れの水理, 新体系土木工学 23 (土木学会編), 技報堂出版, 310p.
- 中村俊六 (2000) 魚類生息場評価, 河川生態環境評価法 (玉井信行, 奥田重俊, 中村俊六編), 東京大学出版会, pp.168-183.
- 日本水産資源保護協会 (1984) 構造モデルによる漁場環境影響評価手法マニュアル.
- 沼田誠編 (1974) 生態学辞典 (増補改訂版), 築地書館, 519p.
- 森下郁子 (1977) 川の健康診断—清冽な流れを求めて—, NHK ブックス, 日本放送出版協会, 210p.
- 楊継東・関根雅彦・浮田正夫・今井剛 (1999) 行動モードを考慮した魚の環境選好性に関する実験的研究, 土木学会論文集, 第 636 卷, VII-13 号, pp.35-45.
- 楊継東・関根雅彦・浮田正夫・今井剛 (2001) 行動モードを考慮した魚の生息環境評価手法に関する研究, 土木学会論文集, 第 671 卷, VII-18 号, pp.13-23.
- Barnett, A. M., T. D. Johnson and L. Purcell (1991) Evaluation of the mitigative value of an artificial reef relative to open coast sand bottom by the biological evaluation standardized technique (BEST), *JSU Proc.*, pp.112-115.
- Brink, B., J. E. Ten, S. H. Hosper and F. Colijn (1991) A quantitative method for description and assessment of ecosystems – the AMOEBA – approach, *Mar. Poll. Bull.*, Vol. 23, pp.265-270.
- DeAngelis, D. L. and L. J. Gross (1994) *Individual-Based Models and Approaches in Ecology: Populations, Communities and Ecosystems*, Chapman & Hall, New York, 552p.
- DeAngelis, D. L., W. M. Mooij, M. P. Nott and R. E. Bennetts (2001) Individual-Based Models: Tracking Variability Among Individuals, *Modeling in Natural Resource Management: Development, Interpretation, and Application* (edited by Shenk, T. M. & A. B. Franklin), Island Press, Washington D. C., pp.171-195.
- Donalson, D. D. and R. M. Nisbet (1998) Population dynamics and spatial scale: effects of system size on population persistence, *Ecology*, Vol. 80, pp. 2492-2507.
- Karr, J. R. (1987) Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework, *Env*

- Manage.*, Vol. 11, pp.249-256.
- Leopold, L. B., F. E. Clarke, B. B. Hanshaw and J. R. Basley (1971) A procedure for evaluating environmental impact, *Geological Survey Circular*, No. 645, Government Printing Office, Washington D. C., 13p.
- McHarg, I. (1968) A comprehensive highway route-selection method, *Highway Res. Record*, No. 246, pp.1-15.
- McHarg, I. (1969) A step forward, *Design with Nature*, Natural History Press, New York, pp.31-41.
- McIntire, C. D. (1973): Periphyton Dynamics in Laboratory Streams: A simulation Model and Its Implications, *Ecological Monographs*, Vol. 43, pp.399-420.
- Moss, D., M. T. Furse, J. F. Wright and P. D. Armitage (1987) The prediction of the macroinvertebrates fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data, *Freshwater Biol.*, Vol. 17, pp.41-52.
- Sams, R. E. and L. S. Pearson (1963) A study to develop methods for determining spawning flows for anadromous salmonids, *Unpublished report*, Oregon Fish Commission, Portland, Oregon, 56p.
- Souchon, Y. and H. Capra (2003) Aquatic habitat modeling: biological validations of IFIM / PHABSIM methodology and new perspectives, *Proc. International IFIM Users' Workshop*, Fort Collins, Colorado, 16p. (CD-ROM)
- Stalnaker, C., B. L. Lamb, J. Henricksen, K. Bovee and J. Barthlow (1995) The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM, *Biological Report 29*, U. S. Department of the Interior, National Biological Service, Fort Collins, Colorado, vi +45p.
- Tennant, D. L. (1975) Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources, *U. S. Fish and Wildlife Service Report*, Billings, Montana, 30p.

3 河床の低攪乱化とそれに伴う生息場の変質

3.1 概説

近年、我が国における多くの河川では、ダム建設による流況の平滑化、供給土砂の減少から、本来形成されるはずの砂州地形が変化し、滯筋部における河床低下、河床のアーマー化といった物理環境の変化が生じている。こうした河川では、物理環境の変化に応じて生息場が変質しているが、様々な要因が複雑に絡み合っているため、現状ではこれらの変化を十分に把握できていない。ダム下流河道で生じた河床の低攪乱化もこうした現象の典型例である。

本論文の対象とする矢作川中流では、アユ (*Plecoglossus altivelis*) 漁獲高の減少、糸状藻類の繁茂といった生態系の変質が顕在化してきており、河床の低攪乱化との関連性が指摘されている(後述, 3.2.7 参照)。アユは、河床の礫に生える藻を食んで成長することが知られているが、この餌に適した藻類の生育場は、適度に河床が攪乱されることで維持されている。栄養条件が十分であった場合、攪乱頻度が減少すると藻類相が遷移し、糸状藻類が繁茂する(例えば, Peterson, 1996)ことから、アユを始めとする食物連鎖の上位種へ与える影響が懸念されている。生態系保全という観点に立って、アユの保全を考えた場合、漁業目的のために稚アユの放流事業が広く行われている(例えば, 豊田市矢作川研究所, 2002)など、まだまだ議論すべき点は多い。しかしながら、矢作川におけるアユは貴重な漁業資源であり、古くからの川文化の象徴でもある(豊田市・豊田市矢作川研究所, 1999)ことから、人間も含めた広義の生態系における key species であると考えられる。そこで本章では、矢作川中流におけるアユを中心とした生息場の変質について、河床攪乱作用に着目することによって、河川水理学的見地から定量的に把握することを目的とする。

既に、一般的な「攪乱」については 1.1.2 でまとめ、低攪乱河床(礫床)についても、「河床の更新される頻度が極端に減少した状態」と定義した(1.2.1 参照)が、言うまでも無く、河床攪乱の強度には強弱があり、それが作用する頻度も様々であるために、系統立てた議論を進めるためには、河床攪乱のクラス分けが必要であろう。河床を住処とする生物の立場から河床攪乱の強度を分類すれば、次の 3 段階のレベルが設定できる。すなわち、(I) 河床材料の輸送は伴わず、通常時よりも高流速が作用する段階、(II) 生活基盤となる河床材料は不動であるが、流送されてくる細粒分によって衝撃が加わる段階、(III) 生活基盤たる河床材料が輸送される段階である。このクラス分けは、(I) で言えば、作用する流速の大きさによって、(II) で言えば、流送砂礫の量や質によって攪乱強度が変化するなど、厳密なものでは無く便宜的なものであるが、河床攪乱の作用する頻度の変化を議論する場合には重要である。本章では、3 つのレベルの中でも最も効果が大きいと考えられる、(III) の強度を基準として、河床が攪乱されたか否かを判断することとする。

生息場変質を議論するには、前章でも記述したように、IFIM / PHABSIM を用いたアプローチが

3.1 概説

一般的になりつつある。PHABSIM は、対象とする種の、対象とする生活史上の生息場適性を河川地形・水流の物理特性量と関連づけて評価する手法と言える。したがって、水理モデルで記述し得る物理環境の変化であれば、適切な物理環境指標を選ぶことによって、ある区間における生息場の変質状況を評価することが可能である。物理環境指標は、流速、水深、底質粒径とされることが多いが、最近では河川の瀬・淵構造が重要であるという認識から、その空間的微分（環境傾度）を考慮することもある（知花・玉井，2000）。また、島谷ら（1994）及び野上ら（2000）は河川改修前後の調査結果から、魚類の生息場における浮き石帯、沈み石帯の重要性を指摘している。浮き石帯、沈み石帯のような底質構造は、マイクロユニット・スケール（図-1.3 参照）の範疇にあって、これまでの水理モデルでは取り扱ってこなかったため、こうした特性を予測する手法は確立されておらず、生息場評価に反映させていくには注意を要する。また、浮き石や沈み石の分布が瀬・淵構造や出水の履歴と密接に関連しており、瀬や淵そのものが形成される過程にも関わっている（例えば、竹門，1995）ことも現象を複雑化している要因であると言えよう。このような問題を抱える状況下において、本研究で新たな指標として導入した「河床攪乱頻度」は、河床形状の違いのみならず、流況特性の違いによっても、瀬・淵構造の変質についての議論を可能にした（北村ら，2001；田代・辻本，2002）。つまり、評価する時点に至るまでの環境履歴を考慮できる河床攪乱頻度は、生息場の変質を簡易に捉える上で、有効な指標に成りうると思われるのである。本章では、こうした考えのもと、矢作川中流における低攪乱礫床の形成過程を中心とした河道動態と生息場の変質状況を確認し、河床攪乱頻度を指標とする生息場評価を行うことによって、生息場変質について考察する。

3.2 矢作川中流における河道動態と生息場の変質

3.2.1 概説

矢作川は長野県平谷村大川入山（標高 1,908m）に水源を発生し、巴川、乙川などの支川を合わせ、矢作古川を分派して三河湾に注ぐ、幹線流路延長 117km、流域面積 1,830km² の 1 級河川である（図-3.1 参照）。流域は長野県、岐阜県、愛知県の 3 県に及び、流域内の人口は約 46 万人である。治水、農工業用水、発電利用のために、河口から 34km～80km 地点の本川区間に 7 つのダム・低堰堤が建設されており（図-3.2 参照）、中でも 1971 年に建設された矢作ダムの規模は大きい。

矢作川流域における地質は、沖積層以外はその殆どが花崗岩地帯であり、風化花崗岩を産出源とする砂河川として有名であった（例えば、愛知県土木研究会豊田支部，1990）。しかし、近年の砂防事業の整備、大規模な砂利採取、ダムによる土砂扞止などから、ダム直下流における河床の「アーマーコート化」が進み、生態系が変質してきたと言われている（田中，1999；内田，2000）。矢作川越戸ダム（45.8km 地点）下流の古巣地区で見られるこの「アーマーコート」は、元々砂に覆われていた残留礫層（愛知県土木研究会豊田支部，1990）が河床低下によって露見した結果、生じた現象であると考えられる。この残留礫は 10～30cm 程度の大きさで「玉石」と呼ばれ、現在ではこの地区における主要な河床構成材料となっている。一般的に土砂水理学で言うアーマー化（armoring）は、流砂の水理学（吉川編，1985）によれば、「河床は混合砂礫から構成されるた

めに、河床低下の進行につれて細かい砂が選択的に輸送され、河床構成材料は次第に粗くなっていく」とされる現象であり、古峯地区のそれと区別して考える必要があるが、以下の本論文におけるアーマー化及びアーマーコートに関する記述は、古峯地区のそれとして扱うものとする。

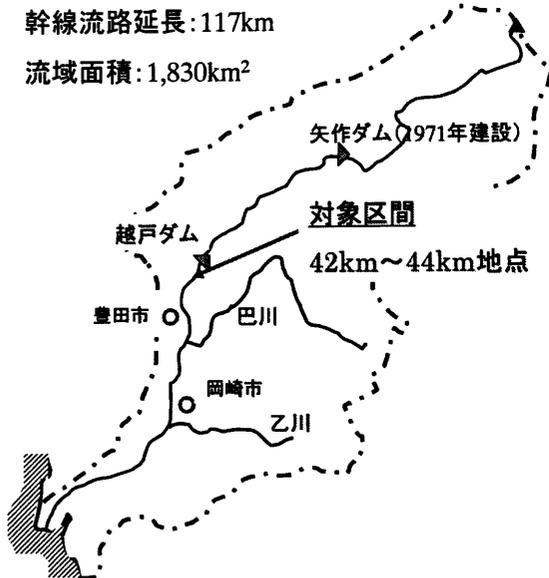


図-3.1 対象区間の位置と矢作川流域

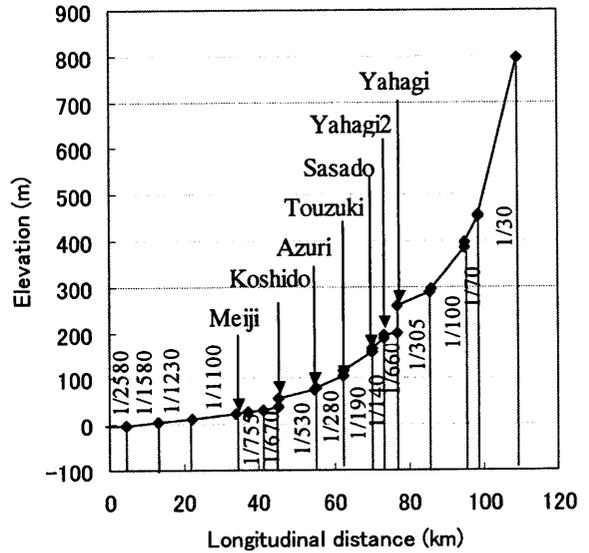


図-3.2 矢作川本川のダム・低堰堤

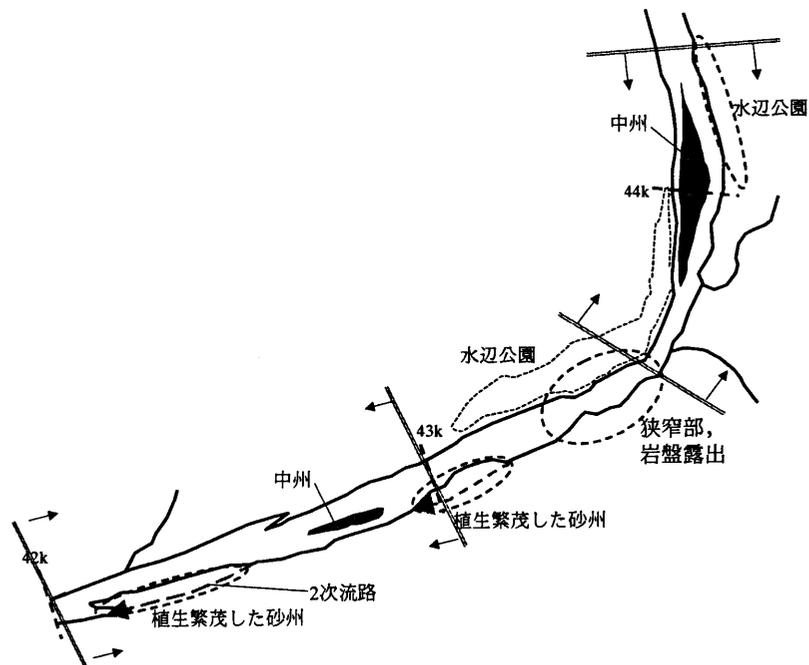


図-3.3 対象区間の概要図

本節では、矢作ダム建設前後における流況、底質、河床形状の変化を整理し、これら一連のデータを用いた水理解析を行って、生育・生息場の変質状況について議論を行う。研究対象として、上流に発電を目的とした越戸ダム(1929年完成)を有する矢作川42km~44km地点を選定した(図

-3.3 参照). 対象区間における現在の状況について、上流部に位置する古峯地区 (44km 地点) は、河岸に水辺公園が整備され、水衝部に巨石を用いた水制が設置されるなど、日本における多自然型川づくりの先駆けとなった場所として有名である。そこから下ると、43.6km 地点の狭窄部を中心とする蛇行部が 400m ほどあって、43.2km 地点からは直線河道が続き、これより下流は国土交通省直轄の管理区間となっている。対象区間の全般にわたって、植生を伴う砂州が発達し、河川敷には、河畔林や治水目的の竹林が密生しており、かつて砂河川といわれた当時の面影はほとんど無い。以下では、データ蓄積の豊富な 42km 地点を中心に、既往の資料・文献を整理し、考察を加える。

3.2.2 流況特性の変化

中部電力越戸ダム管理所のゲート操作記録より、発電使用水量、ゲート放流量を調べ、それらの合計をもって対象区間の流量 Q (m^3/s)とした。こうして得られた日平均流量、年最大流量 (時間平均流量) を用いて、流況変化を捉えるものとする。対象期間中に建設された矢作ダム (1971 年 3 月に完成) による流量調節の影響に着目するために、完成後の湛水期間を考慮して、ダム運用前 (1970 年以前) と運用後 (1973 年以後とする) に分けてデータ整理を行うこととする。

表-3.1 には、ダム運用前後の平均的な流況変化をまとめ、図-3.4 には年最大流量の経年変化を、図-3.5 には各年の日平均流量時系列から算出した、豊水・平水・低水・渇水流量 (例えば、岩佐, 1979) の経年変化を示す。なお、流況変化は、降水量の変化にも大きく依存することから、図中には、降水量の経年変化も併記している。ここで示した降水量は、国土交通省中部地方整備局 (2002) によって推定された岩津 (29.2km 地点) における流域平均雨量であり、図-3.4 には年最大流量時における 12 時間雨量、図-3.5 には年総雨量の経年変化が示される。洪水時の流量について、最大降雨量の平均値がほぼ同様であるにもかかわらず、ダム運用前に $1500m^3/s$ 程度あった年最大流量が、ダム運用後には $800m^3/s$ 程度にまで落ち込んでいる (表-3.1 参照)。また、平水時の流量についても、年総雨量の平均値に有意な差は無いが、いずれの流量ともに僅かながら減少している (表-3.1 参照)。これらから、対象区間においては、洪水時の流量は低減され、平水時の流量は平滑化されている様子が分かる。洪水時の流況変化に関して、越戸ダムは洪水調整機能を有しておらず、洪水流に影響を及ぼすことはないために、矢作ダムの運用によるインパクトが明確であると言える。一方、平水時の流況変化については、越戸ダムを含めた上流ダム群の運用による影響と考えられる。

表-3.1 矢作ダム建設前後の流況変化 (表中の値は平均値)

	年最大流量	最大流量時雨量	豊水	平水	低水	渇水	年総雨量
ダム建設前 (1958-1970)	1450	110	37.2	23.8	17.3	11.7	1800
ダム建設後 (1973-2000)	830	110	35.6	22.8	14.1	8.5	1900
	(m^3/s)	(mm / 12h)				(m^3/s)	(mm)

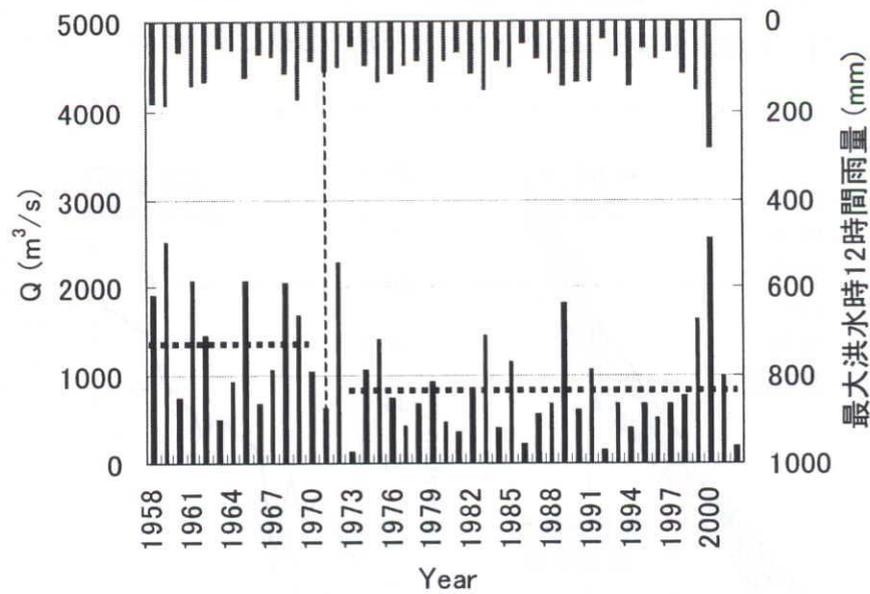


図-3.4 対象区間における年最大流量と当該時点の雨量の経年変化

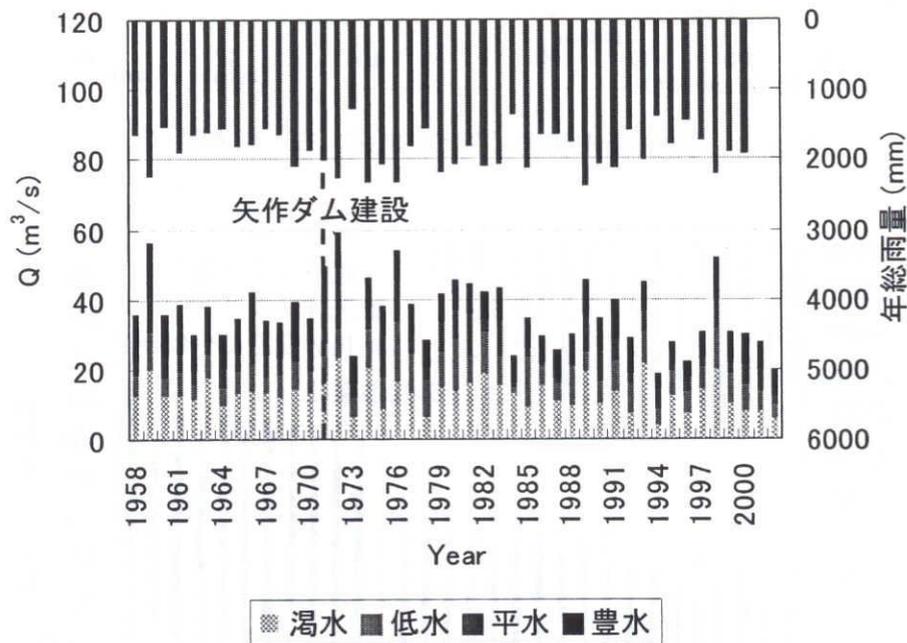


図-3.5 豊水・平水・低水・渴水流量と年総雨量の経年変化

3.2.3 河床縦断形状の変化

河床縦断形状は、河口から 200m 刻みに調査された河床横断形状 (3.2.5 参照) について、最深点の縦断変化を押さえることによって得られている (建設省中部地方建設局)。この最深河床の縦断変化について、河口から 42km 地点までの広域図と対象区間を含む 40km~45km 地点の拡大図を図-3.6 に併記する。また、1999 年に行われた堤防近傍のボーリング調査では礫層の存在が確認されており (建設省中部地方建設局豊橋工事事務所, 1999)、広域図中にはこの礫層の確認された

3.2 矢作川中流における河道動態と生息場の変質

標高を示し、これらから推定された礫層位置の縦断変化を破線により示している。図より、矢作ダムが建設された1971年以降、最深河床の低下が年々下流へ伝播している様子が確認される。

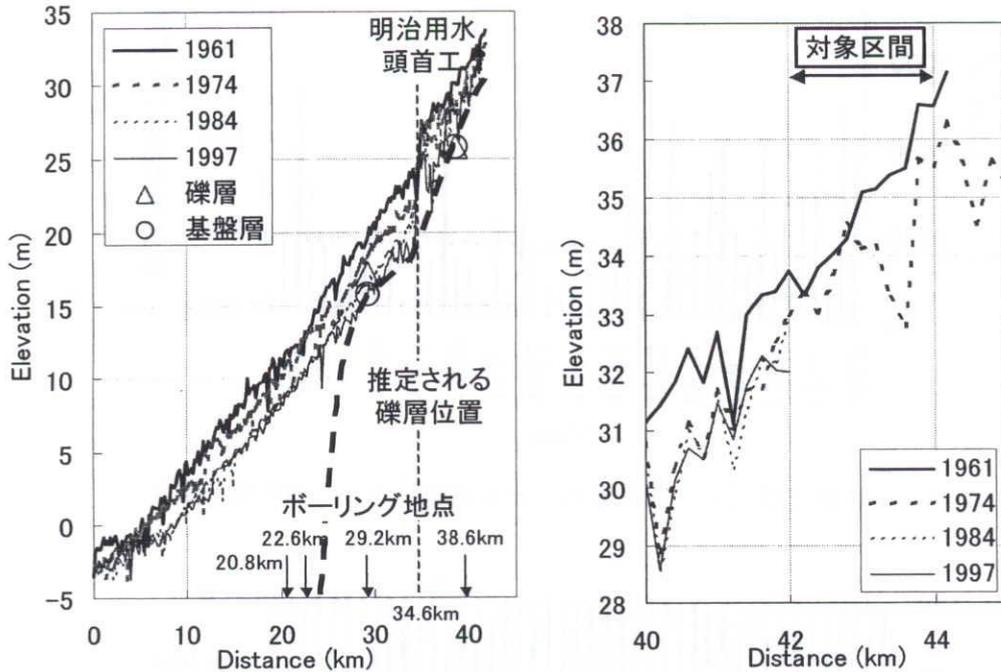


図-3.6 河床縦断形状図（左：広域図，右：拡大図）

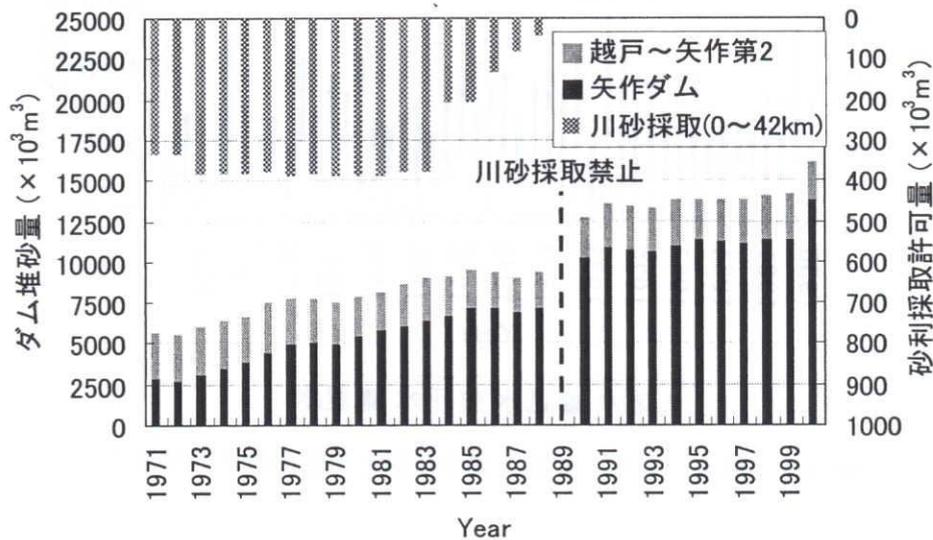


図-3.7 ダム堆砂量と川砂利採取許可量の経年変化（国土交通省中部地方整備局，2002）

こうした河床低下は供給土砂の減少によるものであり、その主な原因として、①ダム貯水池における堆砂、②砂利採取の影響が考えられる。図-3.7には、ダム堆砂量と河道内の砂利採取許可量の経年変化（国土交通省中部地方整備局，2002）を示す。①について、矢作ダム以外の堆砂量

が不変でありながら、年々、堆砂量は増加傾向にあることが確認でき、矢作ダム貯水池における堆砂が供給土砂の減少に及ぼす影響は大きいものと判断される。②について、図中のデータは対象区間より下流が中心である(0~42km 地点, 国土交通省中部地方整備局, 2002)が、ダム貯水池内での砂利採取が近年まで続いていた(矢作ダムでは現在も継続中, 国土交通省中部地方整備局, 2002)ことから考えると、若干の影響を及ぼしていたものと考えられる。

最深河床の縦断変化に話を戻すと、明治用水頭首工(34.6km 地点)より下流では、5~6m 程度の河床低下が生じている一方、対象区間(42~44km 地点)付近では、2~3m 程度の範囲に収まっている(図-3.6 参照)。さらに、図中に併記された礫層位置の分布と突き合わせて考えてみても、前述した残留礫層の存在を裏付ける結果となっている。

3.2.4 河床構成材料の変化

河床構成材料については、河道に沿って縦断的に調査地点が設定され、2km ごとに各地点の代表点(基本的に、横断面内で3点を選定)について、粒度分布が調べられている(建設省中部地方建設局, 1961; 1967; 1983; 1997)。ここでは、河床構成材料の経年変化について、平均粒径 d_m の縦断方向分布を図-3.8 に、42km 地点の粒度分布を図-3.9 に示す。両図より、河床の粗粒化が年々進行している様子が分かる。平均粒径の縦断変化を見ると、明治用水頭首工(34.6km 地点)、越戸ダム(45.8km 地点)などのダム直下流における変化が特に顕著であり、上流から河床の粗粒化が伝播している様子が分かる(図-3.8 参照)。河床の粗粒化は、上流からの供給土砂の不足に起因しており、その原因については3.2.3で推論したとおりである。また、42km 地点の粒度分布から、1967年以前では、10~30cm 程度の粒径の「玉石」(2.1 参照)が河床表層に全く存在しないが、1983年に出現し、1997年には、それらが半分以上占めている様子が分かる(図-3.9 参照)。このことと、先に示した河床縦断形状の変化、ボーリング調査の結果(図-3.6 参照)と併せて考えると、礫層の上を砂で覆っていた河床において、供給土砂の減少に伴う河床低下が起こり、2~3mm 程度の表層の砂が侵食された結果、玉石からなる礫層が露出してきたものと考えられる。3.2.1でも触れたように、ここでのアーマー化は、粒径別の選択輸送が顕著である通常のアーマー化とは異なるものであると言えよう。

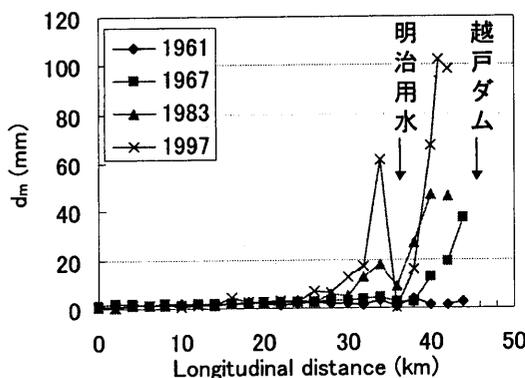


図-3.8 河床材料平均粒径の縦断分布

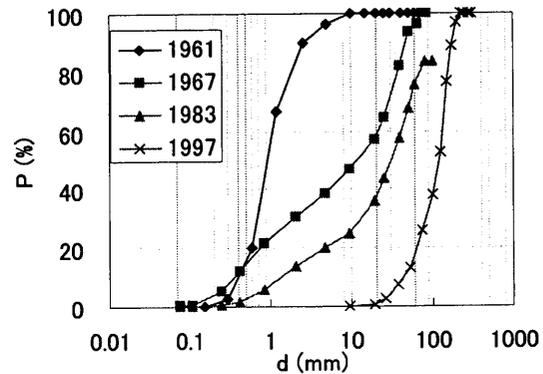


図-3.9 42km 地点における粒度分布

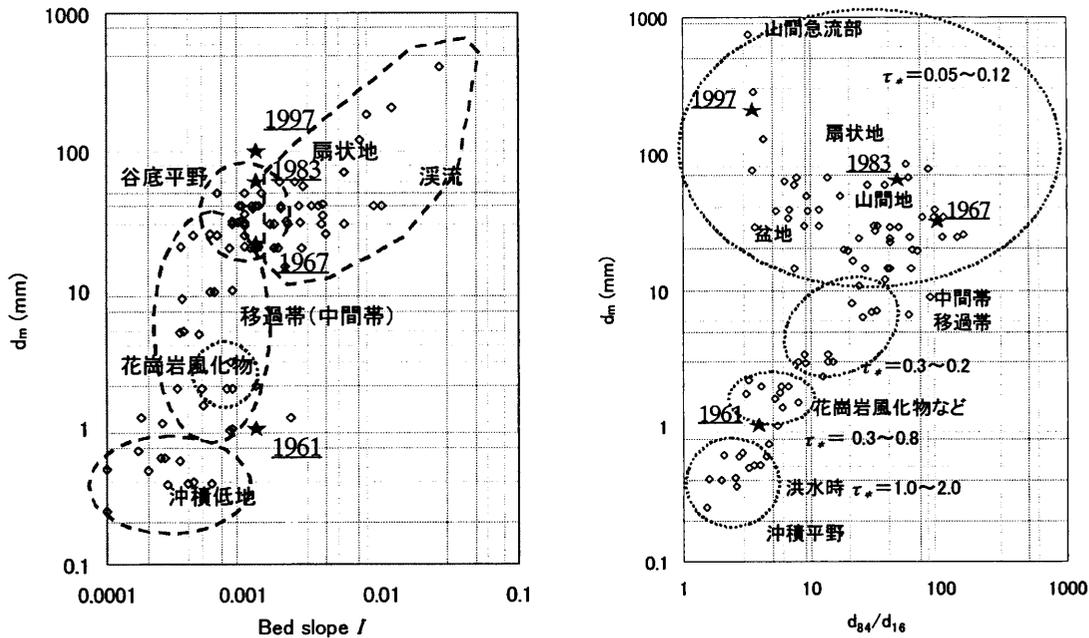


図-3.10 全国1級河川の平均粒径と河床勾配（左）及び d_{84}/d_{16} （右）との関係（山本，1988）

山本（1988）は河床材料の産出源に着目し、日本全国の1級河川73地点について、平均粒径 d_m と河床勾配 I の関係及び平均粒径 d_m と d_{84}/d_{16} の関係をまとめている。これに矢作川42km地点（平均河床勾配1/670）の経年変化（★印で表記）を併記すると、図-3.10のように表せる。矢作川の産出土砂は、花崗岩の風化によるものが多いことで知られている（愛知県土木研究会豊田支部，1990）が、図を見ると、1961年当時は花崗岩流域の河川の範疇に近いものの、年々河床の粗粒化が進み、1997年にはそのレベルが谷底平野を超えてしまっている。以上のことから、本研究の対象区間における河床のアーマー化は、近年、著しく進行してきたことが分かる。

3.2.5 河床横断形状の変化

河道横断面については、縦断方向200m刻みに測量されている（建設省中部地方建設局）。ここでは、対象区間内の42km地点における河床横断形状の変化に着目する。図-3.11には、42km地点における横断面の経年変化を、図-3.12には、対象区間における航空写真の経年変化（国土地理院）を示す。なお、図-3.11には、全体図と低水路部（横断距離70~190m）に焦点を当てた拡大図を併記している。全体図中、1985年から1989年にかけて左岸側の高水敷の河床形状が大きく変化しているが、これは対象地点直下流に、1985~93年にかけて建設された橋梁（平成記念橋）による人為的な変化である。低水路内の河床形状変化に着目すると、1960年代から河床低下が生じているが、1970年代の一時期、河床上昇の傾向が見られ、1980年代に再び、河床低下の傾向を示した後、その傾向に変化が無いまま、現在に至っている。また、年々、左岸側に移動していった滞筋部は、1980年代以降、固定化され、それに伴って低水路内の高低差が拡大してきている。

この間の航空写真の経年変化によれば、1960~70年代にかけては、比較的明瞭な交互砂州を呈し、砂州が移動している様子が確認されるが、これに続く1980年代からは砂州上に植生が繁茂し始めるのに伴い、砂州が固定化されてきて、近年では、その傾向が益々顕著になっている。これらの事実を、前述した流況の変化（図-3.4参照）と併せて考えるに、洪水時の流量が減少し、低水路に流れが集中することによって、最深河床の低下、流路の固定化を引き起こし、その結果、砂州域の冠水頻度が減少することによって、植生が繁茂したものと推測される。また、1960~70年代の河床形状の変化は、砂州の移動に伴うものがその原因の一つとして考えられるが、先に示した河床縦断形状の変化（図-3.6参照）によれば、1970年代にも河床低下の傾向は確認されており、ここで示した結果だけでは結論付けられない。

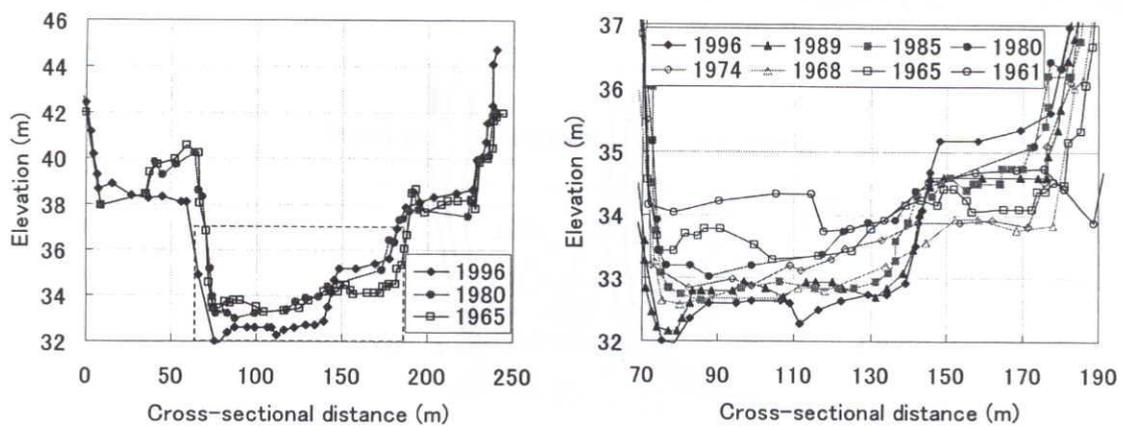


図-3.11 42km地点における河床横断面形状の経年変化（左：全体図，右：低水路内図）

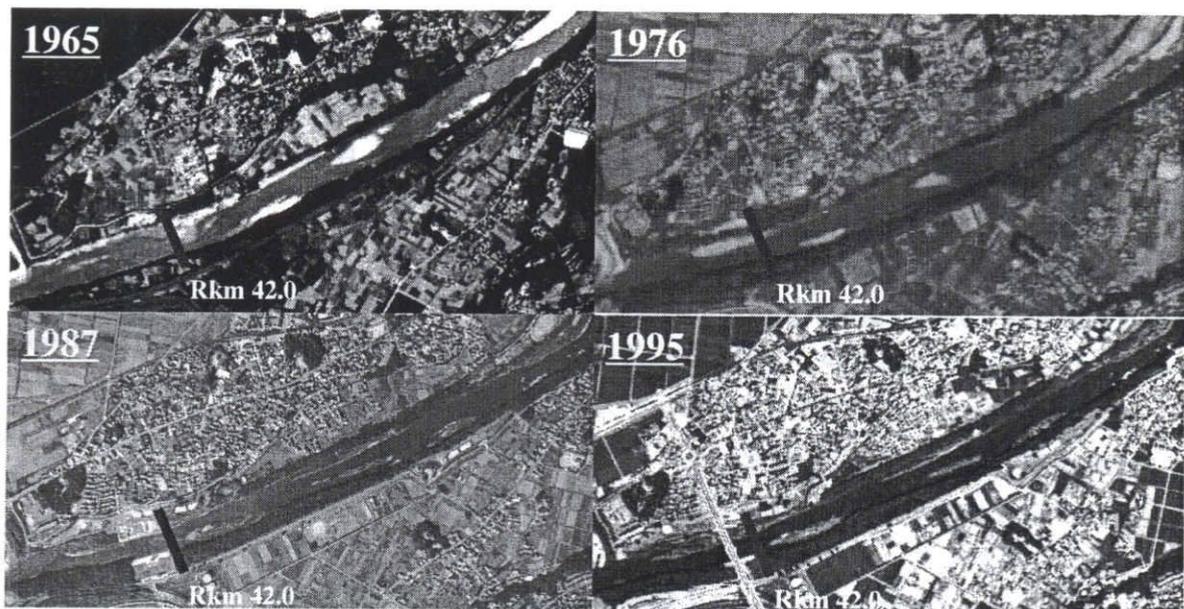


図-3.12 対象区間における航空写真の経年変化

交互砂州に代表される中規模河床形態について、中川・辻本（1986）の著書によれば、局所的な河道条件によって形成される固定砂州と直線河道に現れる移動性の砂州に分類され、このうち、移動性の砂州は、そのモードによって、単列砂州、複列砂州、鱗状砂州に分類される。河床の線形安定解析を行った黒木・岸（1984）は、移動性砂州の形成領域を図-3.13のように区分している。図中、横軸は河幅 B 、平均河床勾配 I_0 、等流水深 h_0 から得られるパラメータを、縦軸は無次元掃流力 τ_b を表す。なお、図には、対象区間における河道条件（1967, 1983, 1997 年）をもとに得られた点を★印にて併記する。この際、年最大流量規模の洪水時に砂州が形成されると仮定し、図-3.4、表-3.1 を参考に、矢作ダム建設（1971 年）以前には $1500 \text{ m}^3/\text{s}$ 、それ以後には $800 \text{ m}^3/\text{s}$ の流量を流入条件として与え、以上で把握した 42km 地点における河床材料（図-3.8）、横断面形状（図-3.11）、平均河床勾配 ($I_0 = 1/670$) をもとに、1 次元等流計算（後述、3.2.6 参照）を行い、等流水深、無次元掃流力を算出している。

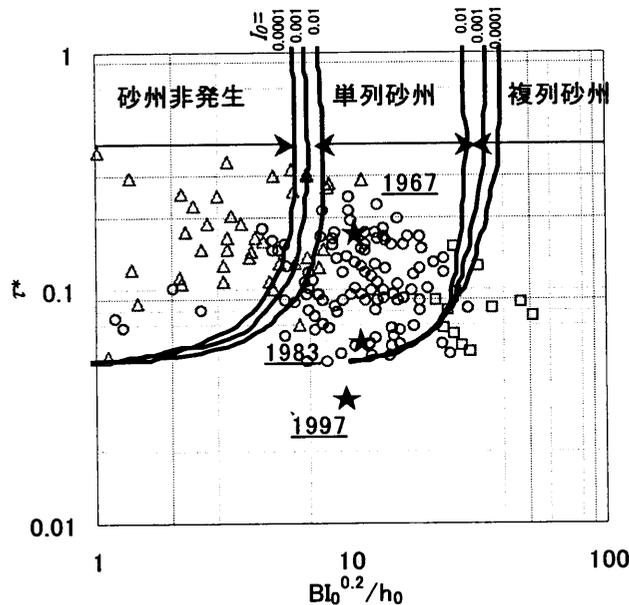


図-3.13 中規模河床形態の形成領域区分図（黒木・岸，1984）

交互砂州の砂州波長は河幅の 10 倍程度になることが知られている（例えば、中川・辻本，1986）。航空写真の経年変化から、直線河道区間における交互砂州の砂州波長を調べると、1947～1977 年までは $1000 \sim 1200\text{m}$ であったが、1980 年代以降には、砂州が不明瞭で判読し難いが、 1500m を超えているケース（1995 年）も見受けられる。一方、同区間における航空写真を用いて、約 50 年間に及ぶ河床形態の経年変化の判読を行った神尾ら（2001）は、明瞭な早瀬が出現した 1947～48 年と 1972～77 年を比較した結果、前者の波長が大きいと判じている。しかし、前者の早瀬が交互砂州の前縁線と一致している一方で、後者のそれは必ずしも一致していないことから、砂州特性の変化を議論するには注意を要する。この議論の精緻化には、対象区間だけではなく、その下流区間についても検討が必要であろう（上流区間は、砂州非発生領域）。仮に、著者の判断を採用した場合には、現地の水路幅が $120 \sim 130\text{m}$ であることから、近年の砂州波長は自然状態のそれと比

較して著しく長いと言える。

3.2.6 河床の攪乱頻度の変化

3.2.2~3.2.5で把握した流量、河床材料、横断面の経年変化をもとに、42km地点に着目して1次元等流計算を行い、1年当たりどの程度の頻度で、河床材料が移動するかを把握する。計算条件について、流入条件とする流量時系列は日最大流量を与え、境界条件とする対象地形と河床材料については、当該時点における横断面形状(図-3.11参照)と平均粒径(図-3.8参照)を用いるものとする。また、河床勾配は対象地点における平均河床勾配(図-3.2参照)から一様に設定した。以下、計算手法について記述する。

河床全体の粗度を一樣と仮定し、Manning-Stricklerの式(式(3.1)参照)(例えば、椿, 1973)に従い、以下の式(3.1)~(3.3)を用いて、断面平均流速 U 、底面摩擦速度 u_* 、平均粒径 d_m に対する無次元掃流力(Shields数) τ_{*m} を算出する。相当砂粒粗度 k_s は、Schlichting(1936)(文献は、椿, 1973)の3次元粗度の実験結果を参考に $k_s = 2.5d_m$ とし、平均粒径 d_m から粗度を見積もる。

$$\frac{U}{u_*} = 7.66 \left(\frac{R}{k_s} \right)^{1/6} \quad (3.1)$$

$$u_* = \sqrt{gRI} \quad (3.2)$$

$$\tau_{*m} = \frac{u_*^2}{(\sigma/\rho - 1)gd_m} \quad (3.3)$$

ここに、 R : 径深 ($R = A/s$, A : 湿潤部分の断面積, s : 潤辺), I : 河床勾配 (1/670), g : 重力加速度 (9.8 m/s^2), σ : 砂の密度 (2.65 g/cm^3), ρ : 水の密度 (1.0 g/cm^3) である。

均一粒径で砂粒 Reynolds (レイノルズ) 数 ($Re_* = u_* d_m / \nu$) の十分大きい条件下では、 τ_{*m} はその値が無次元限界掃流力 $\tau_{*c} = 0.05$ を超えると掃流砂として運搬される(例えば、岩垣, 1956)が、混合砂礫の場合には、平均粒径に対する τ_{*mc} の値は小さくなる(芦田・道上, 1971)。そこで、ここでは $\tau_{*c} = 0.03$ と想定し、計算によって得られた τ_{*m} の時系列から、その値が0.03を超える日数を年毎にカウントし、まとめた。図-3.14には、こうして得られた河床攪乱頻度の経年変化を示す。矢作ダムが完成した1971年以降、減少し続けてきた河床攪乱頻度は、1990年以降、その減少が特に顕著になり、河床が動きにくくなってきた様子が分かる。

山本(1989)は、気候・地質が河床に働く掃流力に及ぼす影響について研究する中で、カナダ・アルバータ州の河川について、 u_*^2 と d_{65} の関係を調べている。 d_{65} は、粒度分布において累加百分率65%に対応する粒径を表し、混合砂礫床における相当砂粒粗度 k_s を評価する際に、平均粒径 d_m の代わりに用いられることもある(Einstein, 1950)。山本(1989)の図に、本計算で得られた数値を併記したものを図-3.15に示す。カナダ・アルバータ州は、亜寒帯多雨気候で気温が低い為に、化学的風化作用が弱く、降水量も少ない。したがって、この地方の河川は、一般的な日本の河川と比較すると、流量が小さく、土砂生産も少ないため、残留礫河床と砂河岸で特徴付けられる。一方、かつて砂河川であった矢作川も、近年、「玉石」と呼ばれる残留礫が河床を構成しているこ

とから、気候・地質などの条件は異なっているが、ダムという人工構造物の影響により、両者の河川特性は似通ってきていると考えられる。

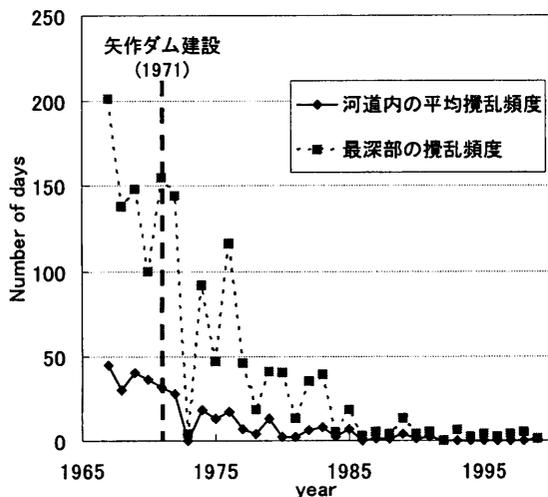


図-3.14 河床攪乱頻度の経年変化 (42km 地点)

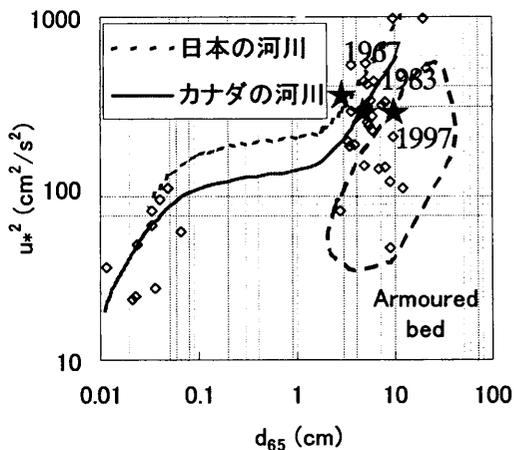


図-3.15 カナダ・アルバータ州の河川における d_{65} と u_*^2 の関係 (山本, 1989)

3.2.7 棲息生物から見た生態系の変質

矢作川の生物相に関する調査・研究については、当時の建設省河川局治水課 (1995) 監修のもと、まとめられた国勢調査を始め、いくつかの成果が存在している。ここでは、既往の文献・資料から、生物相の経年変化について考察する。矢作川で行われた河川水辺の国勢調査 (建設省河川局治水課, 1995) のうち、対象区間に最も近い 40.5km 地点 (高橋) の調査 (1991 年秋季~1992 年夏季) について概観する。この時点での魚類の優占種は、遊泳魚として、オイカワ (*Zacco platypus*)、アブラハヤ (*Phoxinus lagowski*)、ウグイ (*Leuciscus hakonesis*) に加え、夏季にはアユであり、底生魚として、カマツカ (*Pseudogobio esocinus*)、カワヨシノボリ (*Rhinogobius flumineus*) である。底生動物の優占種は、ウルマーシマトビケラ (*Hydropsyche orientalis*)、ギフシマトビケラ (*Hydropsyche gifuana*)、コガタシマトビケラ (*Cheumatopsyche brevilineata*) といった造網型トビケラ (第 6 章参照) の他、カワニナ (*Semisulcospira libertina*)、ユスリカ科 (*Chironomidae*) などであった。なお、本論文中での学名表記は、魚類は川那部・水野 (1989) に、水生昆虫は川合 (1985) に、付着藻類は山岸 (1999) にしたがっている。

魚類相の変遷について、優占種の一つであるアユを指標とすれば、その釣果の記録から概略的な変化を把握できると考えられる。山本 (2000) は、ある釣り人の日誌をもとに、古巣地区 (44km 地点) における、時間当たりのアユ釣果記録を年代別にまとめているが、ここではこれを図 3-16 のように改変して示す。図は、1 人の釣り人の釣果であって古巣地区の総漁獲高ではないが、1980 年代と 1990 年代の釣果には有意な差があり、定性的にアユが釣れなくなってきていると推察される。また、この日誌には、①アユのアタリの変化、②ハミ跡の変化、③河床の硬化、④糸状藻類の異常発生、⑤オオカナダモの大繁茂など、釣りを始めた 1979 年からの川の変化についても記述されている (山本, 2000)。図-3.17 には、山本 (2000) が整理した年表を示す。

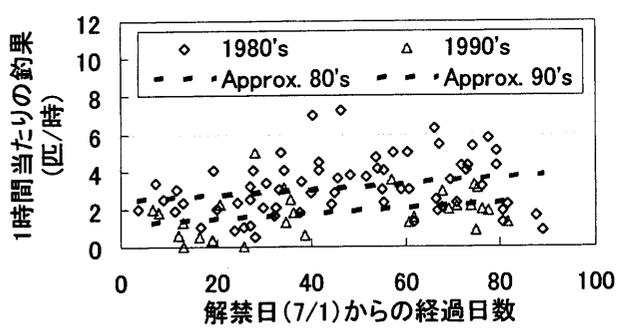


図-3.16 古峯地区のアユ釣果の変化

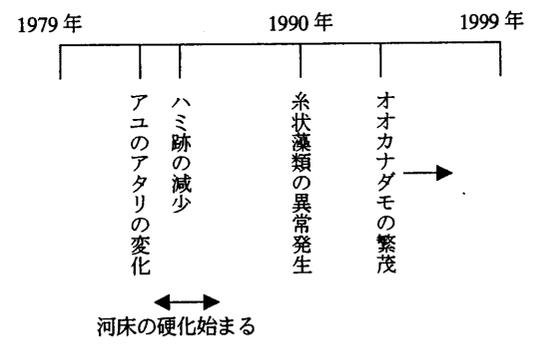


図-3.17 釣人から見た川の変化(山本, 2000)

底生動物相の変遷については、内田 (1997) によって、既往文献の収集、整理がなされ、大まかな傾向が把握されている。図-3.18 に底生動物からみた水質、河床、流下物の変化の概要 (内田, 1997) を示す。これによると、1960年代には貧腐水性~β中腐水性の指標種であり、広い礫空間内の細礫を材料として営巣するチャバネヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche sauteri*) が主要種で、良好な水質環境を示していたが、1970年代になると礫表面に営巣するウルマーシマトビケラやコガタシマトビケラが、1980年代~90年代には安定した浮き石環境下で営巣するオオシマトビケラ (*Macrostemum radiatum*) が主要種となり、水質はβ中腐水性~α中腐水性へと変化し、有機汚濁が進行していった (内田, 1997)。谷田 (1995) によれば、シマトビケラ属は礫表面に営巣し、発電所の導水路内にも巣を作ることから、「発電害虫」になるとされている。また、オオシマトビケラ属の生息場には砂が必要であり (谷田, 1995)、餌を獲得するために張る捕獲網は、他の造網型トビケラに比べて目が細かいために、オオシマトビケラ属が卓越する背景には、流水中の有機物サイズの小型化が関連することが指摘されている (古屋, 1998)。古屋 (1998) は、吉野川流域におけるオオシマトビケラの消化管内容物を調べた結果、上流のダム貯水池から流下するプランクトン性種を多く含んでいることを確認している。以上に鑑み、矢作川中流にお

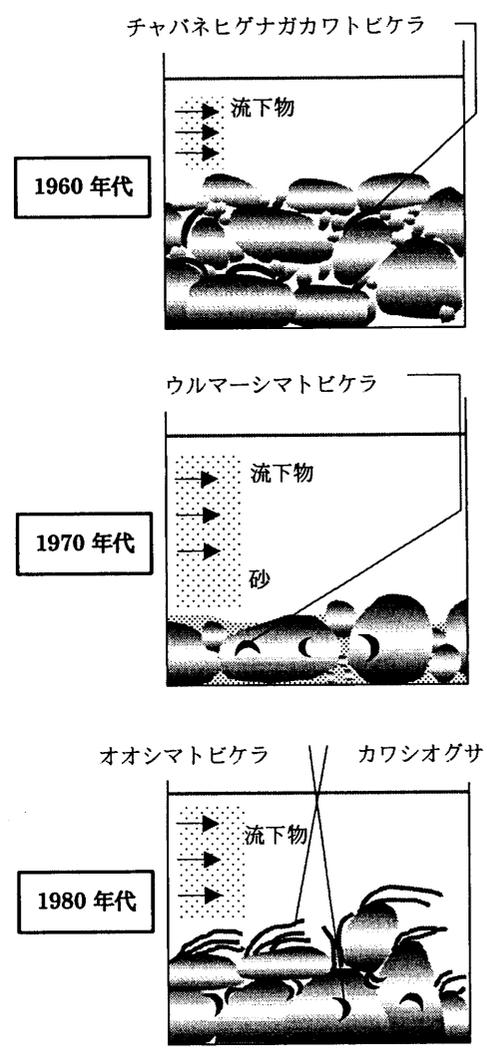


図-3.18 底生動物から見た矢作川中流における河床変化 (内田, 1997)

ける近年のヒゲナガカワトビケラ類の減少、ある種のシマトビケラ類の増加を突き合わせてみると、河床構成材料のうち、特に細礫分が減少し、水質も変化してきたものと考えられる。

付着藻類層の変遷として、糸状藻類カワシオグサ (*Cladophora glomerata*) は、古峯地区において1990年代から繁茂している。内田(1997; 1998; 1999; 2000)は、矢作川中流の広域にわたって、1995年4月から1999年2月に行った付着藻類調査の結果をまとめており、その中で、1995年春から1998年冬の期間、カワシオグサの分布は春及び秋に拡大し、夏及び冬に縮小する傾向にあったが、1998年夏以降は顕著な消長はなく、広域に継続して発生したと報告している。また、糸状藻類の他水域での発生事例では、春から秋に発生することが多い(野崎・内田, 2000)こと、カワシオグサをはじめとする付着性緑藻の異常繁茂は、富栄養化し、かつ、河床の攪乱が減少した河川における一般的な傾向であること(Petts, 1984)が知られており、矢作川中流における現状と一致している。

以上から考えると、1971年の矢作ダム建設に伴って生じてきた、底質構造と水質の変化、河床攪乱頻度の減少(3.2.6参照)が生息場変質の最大の要因と考えられる。アユ釣果の減少(山本, 2000)は目に付きやすい問題であるが、付着藻類、底生動物はさらに甚大な影響を受けている(内田, 1997)。「食物連鎖」という見地から、その上位種である魚類にインパクトの影響が伝播するのは最終段階であることを考えれば、矢作川における生育・生息場の変質は深刻なものであると考えられる。こうした問題の解決を目指し、砂利投入による河床構造回復の試みがなされた(田中, 1997; 1998; 1999; 2000)ことは1.2.1で述べたが、対象区間では、44km地点の古峯地区において、1997、1998年にそれぞれ1500m³の砂礫(最大粒径約5mm)が投入された。この投入で期待される効果には、①砂利量の増加による浮き石帯の回復、②投入砂利による糸状藻類の繁茂した礫河床の更新などがあった。この投入砂利の量について、北村ら(2000)は、それらが1回の洪水時に流下されるものと仮定すれば、繁茂していたカワシオグサをほぼ一掃できると推論している。しかし、投入砂利を平水時の流量条件下によって徐々に流下させたこと、投入砂利に適切な粒度についての知見が不足していたことなどから、期待した成果は得られていない(田中, 1999)。今後はこうした試みと研究成果をフィードバックさせながら、変質させられた生育・生息場の回復を図っていく必要があると考えられる。

3.3 河床攪乱頻度を指標とする生息場変質に関する考察

3.3.1 概説

前節で行った、矢作川中流における既往資料の整理・分析から、河床攪乱頻度の変化が生息場変質に大きく関わっていることが示唆された。3.2.6での等流解析を参照するまでも無く、河床攪乱頻度の影響要因として、流況、河床地形、河床材料の存在が挙げられる。これらの環境要素は、河相における相互作用を介して変化することが知られており、現象に即した生息場変質に関する議論のためには、本来、移動床過程を考慮した河床変動解析モデルを用いる必要があると考えられる。しかしながら、矢作川でも見られた、横断形状(図-3.11参照)や航空写真(図-3.12参照)に表れる交互砂州の変質を記述することは困難であるばかりか、様々な要因が絡み合っ

いるために各要素の影響を系統的に把握することは難しくなることが予想され、かえって現象を把握しにくくなると考えられる。そこで本節では、上記の3つの環境要因のうち、流況と河床地形が生息場変質に与える影響について考察するものとする。

流況について、矢作ダム建設による流況変化の影響を調べるため、ダム建設前後の日最大流量時系列を用いるものとし、河床地形については低水路内における高低差の拡大の影響を調べるため、砂州波高の違いを簡易に考慮できるモデル河道を設定するものとする。各種水理量の把握には、平面2次元流れの解析手法を用い、得られた水理量を用いて生息場評価を行う。以下では、まず、水理量把握に用いたNH2Dモデル(Nagoya Hydraulics 2 Dimensional flow simulation model) (北村, 未発表; Pornprommin *et al.*, 2002) について記述する。なお、本章では、本解析モデルによって得られる計算結果の検証は行っていないが、後述の第5章において、矢作川中流での現地観測データをもとに行っている。続いて、矢作川対象区間を参考に、計算対象とする河道及び流況を設定し、本モデルを用いて物理環境特性を把握することによって、河道形状、流況の違いによる特性の違いについて考察する。さらに、河床攪乱頻度を指標に加えたPHABSIM手法による生息場評価を行い、生息場の変質状況について論じる。

3.3.2 NH2Dモデルによる流れの解析手法

流れの基礎式は、非定常3次元流れの運動方程式、連続式を水深方向に積分して得られる平面2次元流れの保存形で記述された以下のような基礎式を用いる。

$$\frac{\partial q_x}{\partial t} + \text{div} \left(q_x \frac{\mathbf{q}}{h} - \frac{\mathbf{T}_x}{\rho} \right) = -gh \frac{\partial \xi}{\partial x} - \left(\frac{C_f}{h^2} + \frac{C_D \lambda}{h} \right) q_x |\mathbf{q}| \quad (3.4)$$

$$\frac{\partial q_y}{\partial t} + \text{div} \left(q_y \frac{\mathbf{q}}{h} - \frac{\mathbf{T}_y}{\rho} \right) = -gh \frac{\partial \xi}{\partial y} - \left(\frac{C_f}{h^2} + \frac{C_D \lambda}{h} \right) q_y |\mathbf{q}| \quad (3.5)$$

$$\frac{\partial \xi}{\partial t} + \text{div} \mathbf{q} = 0 \quad (3.6)$$

ここで、 t : 時間、 x : 縦断方向距離、 y : 横断方向距離、 q_x , q_y : それぞれ x , y 方向の単位幅流量、 \mathbf{q} : 単位幅流量のベクトル、 ξ : 基準面からの水面高さ、 h : 水深、 \mathbf{T}_x , \mathbf{T}_y : 乱流拡散による運動量フラックスのベクトル、 g : 重力加速度、 ρ : 水の密度、 C_f : 河床抵抗係数、 C_D : 植生の抗力係数、 λ : 植生密度である。また、 div (divergence) はスカラー乗積を示す演算子であり、例えば、 $\text{div} \mathbf{q}$ は、 $\partial q_x / \partial x + \partial q_y / \partial y$ を表す。

水平方向の乱流拡散による運動量フラックスは、次のように、渦動粘性係数 ν_T を用いて表現される。

$$T_{xx} = 2\rho\nu_T h \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{q_x}{h} \right) \quad (3.7)$$

$$T_{xy} = T_{yx} = \rho\nu_T h \left[\frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{q_x}{h} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{q_y}{h} \right) \right] \quad (3.8)$$

$$T_{yy} = 2\rho\nu_T h \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{q_y}{h} \right) \quad (3.9)$$

渦動粘性係数は摩擦速度 u_* と水深 h によって次のようにモデル化される。

$$\nu_T = \alpha u_* h \quad (3.10)$$

ここで、 α : 経験定数 (=0.1) である。

(1) 計算格子と離散化の基礎

NH2D モデルでは、非直交境界適合格子 (Ferziger & Peirc, 1997) を採用している。計算格子の例を図-3.19 に示す。図に示されるように、各セルの形状は四角形であり、各セル内のすべての物理量はセル中心の値で代表される (collocated grid と呼ばれる) (Ferziger & Peirc, 1997)。各セル (P) は E, W, N, S という 4 つのセルに取り囲まれており、そのセル境界をそれぞれ e, w, n, s と表す。

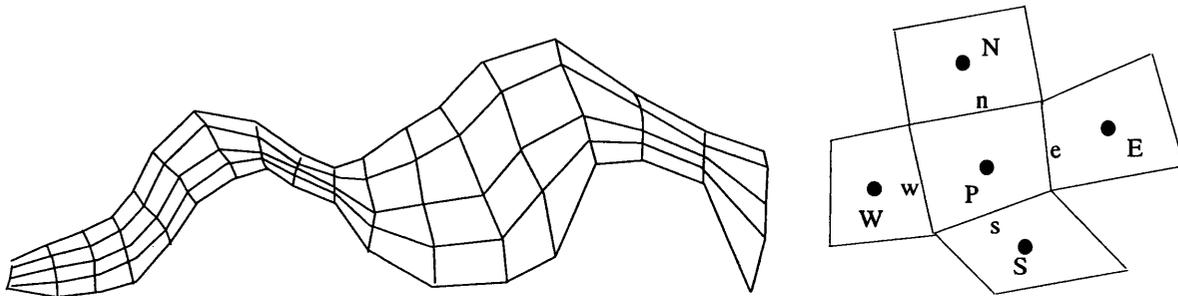


図-3.19 計算格子についての概念図 (左 : 非直交境界適合格子, 右 : collocated grid)

本モデルでは、支配方程式の離散化にあたり、有限体積法 (FVM, Finite Volume Method) (Ferziger & Peirc, 1997) を用いる。すべての支配方程式は、各セル内で積分される。このとき、次のような近似を用いるものとする。

$$\iint \phi dA \approx \phi_P \Delta A \quad (3.11)$$

$$\iint \text{div} \mathbf{V} dA = \int (\mathbf{V}_c \cdot \mathbf{n}_c) dS \approx \sum (\mathbf{V}_c \cdot \mathbf{n}_c) S_c \quad (3.12)$$

ここで、 ϕ : 物理量 (スカラー量), A : 各セルの面積, \mathbf{V} : 物理量 (ベクトル量), \mathbf{n}_c : セル境界における外向き単位法線ベクトル, S : セル境界面の長さであり、添え字 P, C はそれぞれセル中心, セル境界での値を示す。

(2) Fractional step method

運動量の輸送方程式と連続式をいかに連立させて解くかは流れの解析において重要な問題である。本モデルでは、水面高さに関する Poisson 方程式の解を反映させる Fractional step method (Ferziger & Peirc, 1997) を用いる。

x 方向の運動量の輸送方程式をセル内で積分すれば、次のようになる。

$$\left. \frac{\partial q_x}{\partial t} \right|_P = -(C_{xP} - D_{xP} + P_{xP} + F_{xP}) \quad (3.13a)$$

$$C_{xP} \equiv \frac{1}{\Delta A} \iint \operatorname{div} \left(q_{xP} \frac{\mathbf{q}_P}{h_P} \right) dA \approx \frac{1}{\Delta A} \sum_c \left(q_{xc} \frac{\mathbf{q}_c \cdot \mathbf{n}_c}{h_c} \right) S_c \quad (3.13b)$$

$$D_{xP} \equiv \frac{1}{\Delta A} \iint \operatorname{div} \left(\frac{\mathbf{T}_{xP}}{\rho} \right) dA \approx \frac{1}{\Delta A} \sum_c \left(\frac{\mathbf{T}_{xc} \cdot \mathbf{n}_c}{\rho} \right) S_c \quad (3.13c)$$

$$P_{xP} \equiv \frac{1}{\Delta A} \iint gh \frac{\partial \zeta}{\partial x} dA \approx gh \left. \frac{\partial \zeta}{\partial x} \right|_P \quad (3.13d)$$

$$F_{xP} \equiv \frac{1}{\Delta A} \iint \left(\frac{C_f}{h^2} + \frac{C_D \lambda}{h} \right) q_x |\mathbf{q}| dA \approx \left(\frac{C_f}{h^2} + \frac{C_D \lambda}{h} \right) q_x |\mathbf{q}| \Big|_P \quad (3.13e)$$

式(3.13a)は有限の時間ステップ Δt を用いて時間軸上に次のように離散化する。

$$q_{xP}^* = q_{xP}^{n-1} - \Delta t (C_{xP}^{n-1} - D_{xP}^{n-1} + F_{xP}^{n-1}) \quad (3.14)$$

$$q_{xP}^n = q_{xP}^* - \Delta t gh_P^{n-1} \left. \frac{\partial \zeta}{\partial x} \right|_P^n \quad (3.15)$$

ここで、上付き添え字 n は時間ステップを表し、*は中間的な値であることを意味する。 y 方向の運動量の輸送方程式も同様に次のように離散化される。

$$q_{yP}^* = q_{yP}^{n-1} - \Delta t (C_{yP}^{n-1} - D_{yP}^{n-1} + F_{yP}^{n-1}) \quad (3.16)$$

$$q_{yP}^n = q_{yP}^* - \Delta t gh_P^{n-1} \left. \frac{\partial \zeta}{\partial y} \right|_P^n \quad (3.17)$$

式(3.14)、(3.16)を式(3.6)に代入すれば、結局、水面高さに関する次の Poisson 方程式が得られる。

$$\left. \frac{\partial \zeta}{\partial t} \right|_P + \operatorname{div} \mathbf{q}_P^* - \operatorname{div} (\Delta t gh_P^{n-1} \operatorname{grad} \zeta_P^n) = 0 \quad (3.18)$$

ここで、 grad は勾配 (gradient) を表す演算子であり、 $\operatorname{grad} \zeta_P^n$ は、 $(\partial \zeta_P^n / \partial x, \partial \zeta_P^n / \partial y)$ を成分とするベクトルを表す。式(3.18)をセル内で積分した後、有限の時間ステップ Δt を用いて時間軸上に離散化すれば、次のようになる。

$$\frac{\Delta A}{\Delta t} (\zeta_P^n - \zeta_P^{n-1}) + Q_P - R_P = 0 \quad (3.19a)$$

$$Q_P \equiv \iint \operatorname{div} \mathbf{q}_P^* dA \approx \sum_c (\mathbf{q}_c^* \cdot \mathbf{n}_c) S_c \quad (3.19b)$$

$$R_P \equiv \iint \operatorname{div} (\Delta t gh_P^{n-1} \operatorname{grad} \zeta_P^n) dA \approx \sum_c (\Delta t gh_c^{n-1} \operatorname{grad} \zeta_c^n \cdot \mathbf{n}_c) S_c \quad (3.19c)$$

ここで、式中の $\text{grad}\zeta_e^n \cdot \mathbf{n}_e$ は次のように近似するものとする (図-3.20 参照)。

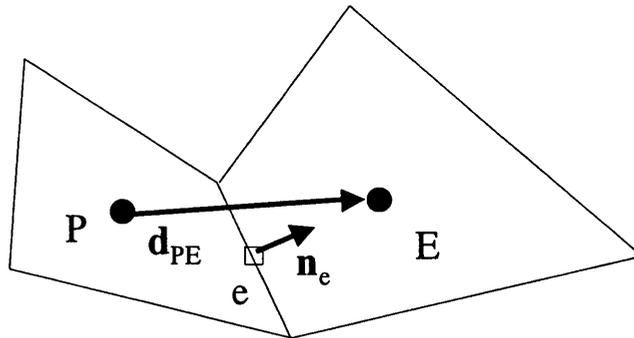


図-3.20 水面勾配の近似の概念図

・セル境界 e について

$$\text{grad}\zeta_e^n \cdot \mathbf{n}_e = \frac{\zeta_E^n - \zeta_P^n}{|\mathbf{d}_{PE} \cdot \mathbf{n}_e|} \quad (3.20)$$

ここで、 \mathbf{d}_{PE} ：点 P-E 間のベクトルである。

上述した近似を基にすれば、結局、次の代数方程式が導かれる。

$$a_P \zeta_P^n = a_E \zeta_E^n + a_W \zeta_W^n + a_N \zeta_N^n + a_S \zeta_S^n + b_0 \quad (3.21a)$$

$$a_P \equiv a_E + a_W + a_N + a_S + b_P \quad (3.21b)$$

$$a_E \equiv \frac{\Delta t g h_e^{n-1} S_e}{|\mathbf{d}_{PE} \cdot \mathbf{n}_e|} \quad (3.21c)$$

$$a_W \equiv \frac{\Delta t g h_w^{n-1} S_w}{|\mathbf{d}_{PW} \cdot \mathbf{n}_w|} \quad (3.21d)$$

$$a_N \equiv \frac{\Delta t g h_n^{n-1} S_n}{|\mathbf{d}_{PN} \cdot \mathbf{n}_n|} \quad (3.21e)$$

$$a_S \equiv \frac{\Delta t g h_s^{n-1} S_s}{|\mathbf{d}_{PS} \cdot \mathbf{n}_s|} \quad (3.21f)$$

$$b_P \equiv \frac{\Delta A}{\Delta t} \quad (3.21g)$$

$$b_0 = - \sum_c (\mathbf{q}_c \cdot \mathbf{n}_c) S_c + \frac{\Delta A}{\Delta t} \zeta_P^{n-1} \quad (3.21h)$$

それぞれの時間ステップにおいて、まず、式(3.14)、(3.16)が解かれる。そこで得られる仮の単位幅流量を代入して式(3.21)が解かれる。これにより、水面高さとその勾配が得られ、最終的に、それを式(3.15)、(3.17)に代入することにより、その時間ステップにおける単位幅流量と水面高さが得られることになる。これを収束解が得られるまで繰り返す。

もし、計算の最中に水深が限界値以下となった場合には、まず、単位幅流量を強制的にゼロと設定し、さらに、式(3.21)のかわりに、次の伏流の支配方程式を離散化した式を解くものとする。連立方程式の係数が異なるものの形式的には式(3.21)と同じであり、表面流と伏流の水面高さを同

時に解くことになる。

$$a_P \zeta_P^n = a_E \zeta_E^n + a_W \zeta_W^n + a_N \zeta_N^n + a_S \zeta_S^n + b_0 \quad (3.22a)$$

$$a_P \equiv a_E + a_W + a_N + a_S + b_P \quad (3.22b)$$

$$a_E \equiv \frac{C_{sub,e}^{n-1} S_e}{|\mathbf{d}_{PE} \cdot \mathbf{n}_e|} \quad (3.22c)$$

$$a_W \equiv \frac{C_{sub,w}^{n-1} S_w}{|\mathbf{d}_{PW} \cdot \mathbf{n}_w|} \quad (3.22d)$$

$$a_N \equiv \frac{C_{sub,n}^{n-1} S_n}{|\mathbf{d}_{PN} \cdot \mathbf{n}_n|} \quad (3.22e)$$

$$a_S \equiv \frac{C_{sub,s}^{n-1} S_s}{|\mathbf{d}_{PS} \cdot \mathbf{n}_s|} \quad (3.22f)$$

$$b_P \equiv \frac{\Delta A}{\Delta t} \quad (3.22g)$$

$$b_0 \equiv \frac{\Delta A}{\Delta t} \zeta_P^{n-1} \quad (3.22h)$$

(3) 内挿補間法

セル境界での値はセル中心の値から内挿することになるが、本モデルでは、次の式によって内挿を行う (図-3.21 参照)。

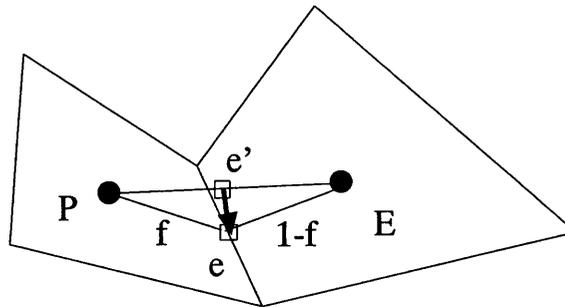


図-3.21 セル境界値の内挿に関する概念図

・セル境界 e について

$$\phi_e = \phi_{e'} + \text{grad} \phi_{e'} \cdot \mathbf{d}_{ee'} \quad (3.23)$$

$$\phi_{e'} = (1-f)\phi_P + f\phi_E \quad (3.24)$$

$$\text{grad} \phi_{e'} = (1-f)\text{grad} \phi_P + f\text{grad} \phi_E \quad (3.25)$$

$$f = \frac{|\mathbf{d}_{Pe}|}{|\mathbf{d}_{Pe}| + |\mathbf{d}_{eE}|} \quad (3.26)$$

ここで、 $\mathbf{d}_{ee'}$, \mathbf{d}_{Pe} , \mathbf{d}_{eE} : それぞれ点 $e-e'$, $P-e$, $e-E$ 間のベクトルである。

本モデルでは、セル中心における物理量の勾配は次のように得られるものと近似する (図-3.22

参照).

$$\frac{\partial \phi}{\partial x} \Big|_P \approx \frac{1}{\Delta A} \iint \frac{\partial \phi}{\partial x} dA \approx \frac{1}{\Delta A} \sum_c \phi_c S_{xc} \quad (3.27)$$

$$\frac{\partial \phi}{\partial y} \Big|_P \approx \frac{1}{\Delta A} \iint \frac{\partial \phi}{\partial y} dA \approx \frac{1}{\Delta A} \sum_c \phi_c S_{yc} \quad (3.28)$$

上記の内挿法は運動量の輸送方程式中の C 項を除いてすべての量に適用される。C 項については、繰り返し計算に伴う振動解の発生を防ぐため、また、移流現象特有の数値不安定性を除去するために、次のような内挿を行う (図-3.23 参照)。

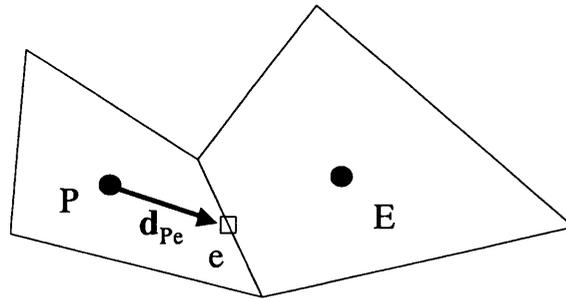
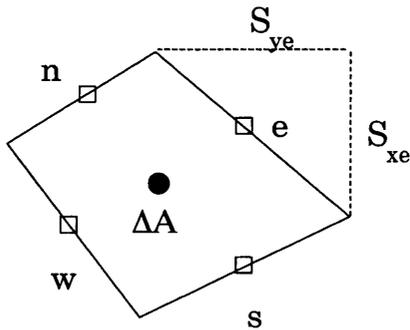


図-3.22 セル中心の物理量勾配の近似 図-3.23 風上近似 (QUICK) についての概念図

・セル境界 e について

$$(\mathbf{q}_e \cdot \mathbf{n}_e) S_e = (\mathbf{q}_e \cdot \mathbf{n}_e) S_e - \Delta t g h_e \left[\left(\frac{\zeta_E - \zeta_P}{|\mathbf{d}_{PE} \cdot \mathbf{n}_e|} \right) - \left\{ \frac{1}{2} (\text{grad} \zeta_E + \text{grad} \zeta_P) \right\} \cdot \mathbf{n}_e \right] \quad (3.29)$$

$$\mathbf{q}_e = \begin{cases} \mathbf{q}_P + \text{grad} \mathbf{q}_P \cdot \mathbf{d}_{Pe} & (\mathbf{q}_e \cdot \mathbf{n}_e > 0) \\ \mathbf{q}_E + \text{grad} \mathbf{q}_E \cdot \mathbf{d}_{Ee} & (\mathbf{q}_e \cdot \mathbf{n}_e < 0) \end{cases} \quad (3.30)$$

式(3.29)のアイデアは Rhie & Chow (1983) によるもので、セル境界での質量フラックスに対し、互いに打ち消しあう、表現の異なる 2 つの水面勾配項を付加するものである。これにより、collocated grid に特有の振動解の発生を抑制する。一方、式(3.30)は移流によって輸送される運動量成分を風上近似によって与えるもので、この表現はいわゆる QUICK scheme (Ferziger & Peirc, 1997) と等価である。

3.3.3 対象流況と対象河道の設定

対象流況は、矢作川中流における日最大流量時系列から設定する。図-3.24 には、計算流量とその確率の関係を表すヒストグラムを示す。図中、流況 1 は矢作ダム建設以前 (1958-1970 年) に、流況 2 はダム建設以後 (1973-1999 年) に対応している。また、対象河道は、河床形状の設定しやすさと解析上の簡便性から、次式で与えられる河床形状を設定し (図-3.25 参照)、NH2D モデル (3.3.2 参照) を用いて議論を進める。

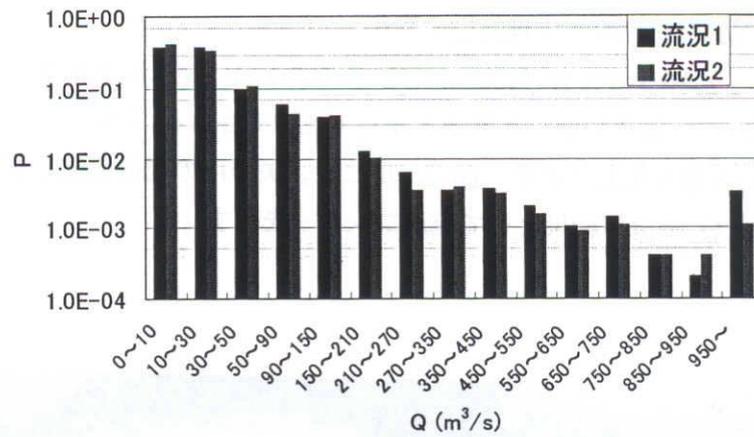


図-3.24 対象流況の確率分布

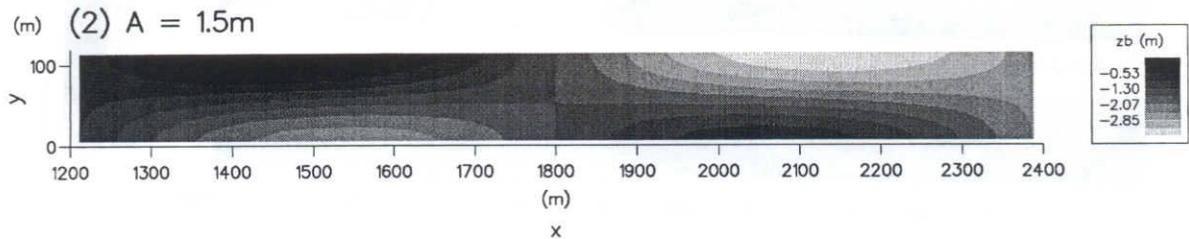


図-3.25 対象河道の河床高コンター図 (ケース (2) についての例)

$$z_b = -i_b x + A \cos\left\{\left(\frac{2\pi}{2B}\right)y\right\} \sin\left\{\left(\frac{2\pi}{L}\right)x\right\} \quad (3.31)$$

ここに、 z_b ：河床高さ、 x ：縦断方向距離、 y ：横断方向距離、 i_b ：平均河床勾配 (1/670)、 A ：砂州の半波高、 B ：河幅 (120m)、 L ：砂州波長 (1200m) であり、これらの数値は、矢作川現地形を参考に設定したものである。河床材料については、1967年当時の平均粒径 ($d_m = 1.9\text{cm}$, 図-3.8 参照) を与え、砂州の半波高は、(1) 0.5m, (2) 1.5m, (3) 3.0m の3ケースを設定する。

交互砂州の波高特性を調べた池田 (1983) は、砂州波高 H_B を推定するのに、次の実験式を提案している。

$$\frac{H_B}{h_0} = 0.0442 \left(\frac{B}{h_0}\right)^{1.45} \left(\frac{h_0}{d_m}\right)^{-0.45} \quad (3.32)$$

$$H_B = 0.0442 \cdot B^{1.45} \cdot h_0^{-0.9} \cdot d_m^{0.45}$$

上式を用いて矢作川中流における砂州波高を推定すると、ダム建設前の年最大流量 (1500m³/s) を流入条件とし、1967年当時の河道条件をもとに等流計算 (3.2.6 参照) より得られる等流水深 h_0 (4.23m)、平均粒径 d_m (1.9cm) を用いることにより、 $H_B = 2.48\text{m}$ と見積もることができる。したがって、上記のケース (2) は、標準的な砂州地形を近似したものと考えられる。

3.3.4 河床形状と流況の変化に伴う水理特性の変化

計算を行うに当たり、砂州3波長分(1200m×3)とその下流の矩形断面区間を合わせて縦断方向に4000mを計算区間とし、流量に応じた等流水深を下流端で与える。これより示す解析結果は、区間中央部の1波長分を取り出して示す。図-3.26には、矢作川の現地流況で言うところの平水時(30m³/s、表-3.1参照)の計算結果として流速コンターを示す。

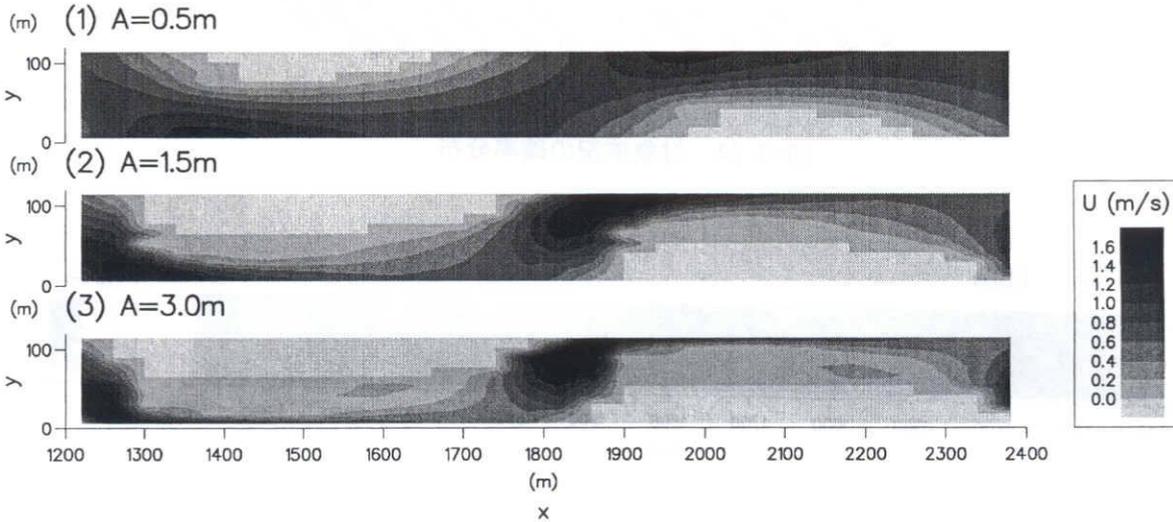


図-3.26 平水条件下における流速コンター図

Froude (フルード) 数 ($F_r = u/\sqrt{gh}$, u : 流速, g : 重力加速度, h : 水深) は、流れの特性を表す無次元パラメータとして知られ、最近では、瀬・淵構造との関連性が着目されている(例えば、野上ら, 2000)。また、河床攪乱頻度は $\tau > \tau_c$ となる再帰期間(RPD: Return Period of Disturbance)によって表記するので、流況によって変化し、環境履歴の一部を表現することができる。そこでここでは、砂州波高によって異なる水理特性を考察するために、Froude 数と河床攪乱頻度の空間分布に着目する。図-3.27に、解析結果として得られる平水時のFroude 数と流況1(図-3.24参照)を用いて得られる河床攪乱頻度の空間分布を示す。図中、Froude 数の高い領域が瀬に相当し、その瀬において、河床が頻繁に攪乱されている様子が確認できる。一般に、実河道では、瀬と淵で底質粒径が異なったり、流量変化に応じて底質が入れ替わったりすることも多く、この結果を直接、実現象と結び付けて論じるのは早計であるが、河床攪乱頻度の空間分布は瀬・淵に対応して変化している。この考察から分かるように、水理量のコンター図は、同一河道内における空間的差異を論じるには適するが、異なる条件下で得られる複数の結果を同時に比較するには多くの図面が必要となるため、工夫が必要である。そこで、以下のような検討を行った。

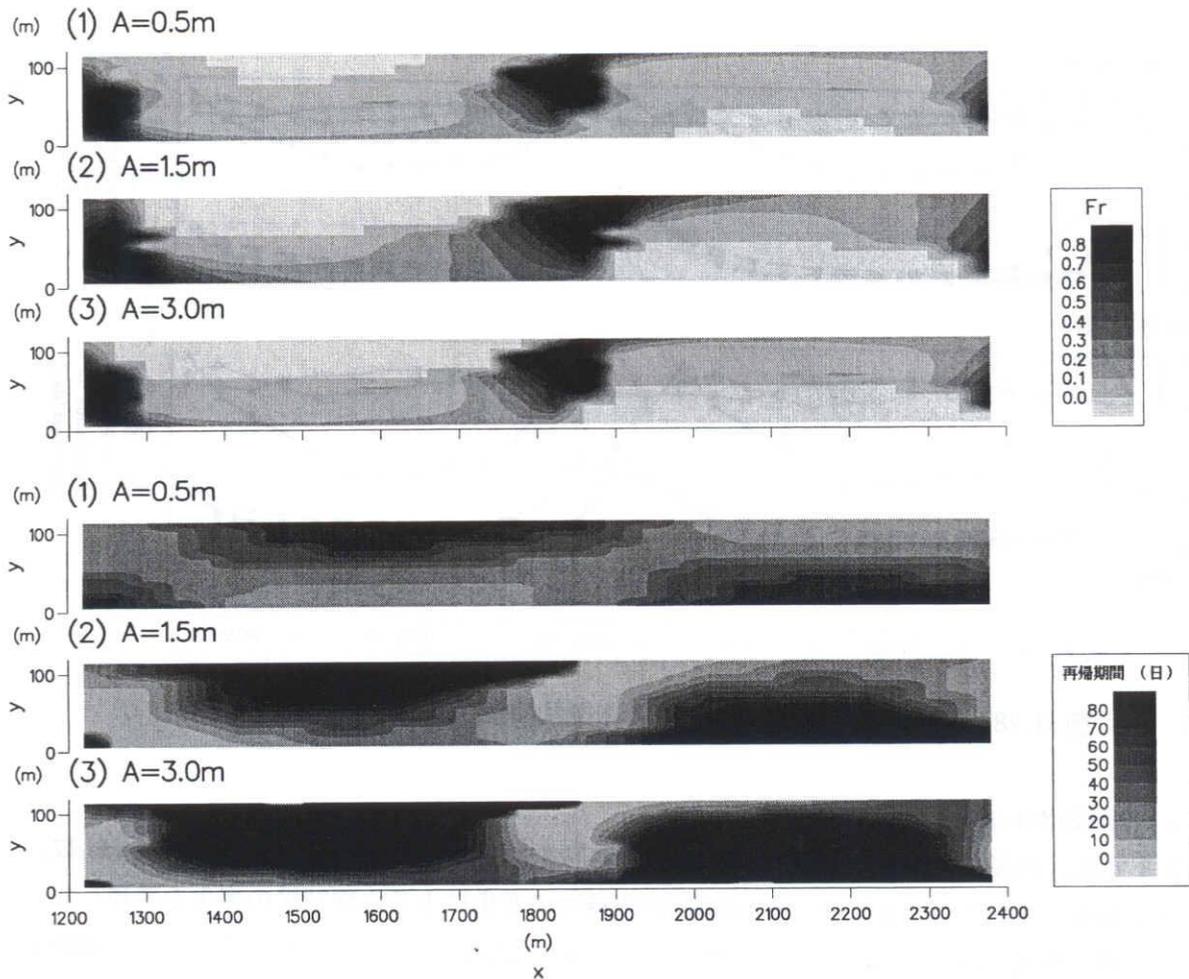


図-3.27 平水条件下における Froude 数 (Fr) と河床攪乱頻度 (再帰期間) のコンター図

対象河道のような交互砂州を呈する河道で見られる瀬・淵構造は、滞筋に沿って表れることから、生息場把握を目的として、滞筋に沿って線的に現れる特徴が調べられており（例えば、萱場ら，2002），こうした調査によって得られる瀬・淵構造の特性は，平常時の流量条件下の冠水域内に限れば，縦断的な変化によっても捉えられるものと思われる．そこで以下では，対象河道における水域内の縦断変化を線的に捉えることによって，整理する．図-3.28 には，水域内の平水時 Froude 数と河床攪乱頻度について，横断平均をとることによってその縦断変化を示す．図中に破線で示す Froude 数の分布を見ると，標準的な波高を有するケース (2) は他の 2 ケースと比べ，Froude 数が相対的に大きな区間が長くなっており，「瀬」の占める割合がやや大きいと判断できる．また，実線で示す河床攪乱頻度の分布を見ると，波高の小さいケース (1) では変動幅が小さく，「瀬」よりむしろ「淵」で攪乱され易く，Froude 数の分布が示すような瀬と淵の明確な差が見られない．それに対し，他の 2 ケースでは Froude 数の分布特性に応じて変化しており，「瀬」での攪乱頻度が卓越している．さらに，流況を変化させた際の応答に着目すると，全体的に攪乱頻度は減少傾向にあるが，中でも，波高が大きいケース (3) の「淵」における攪乱頻度の減少が顕著であることが分かる．

3.3 河床攪乱頻度を指標とする生息場変質に関する考察

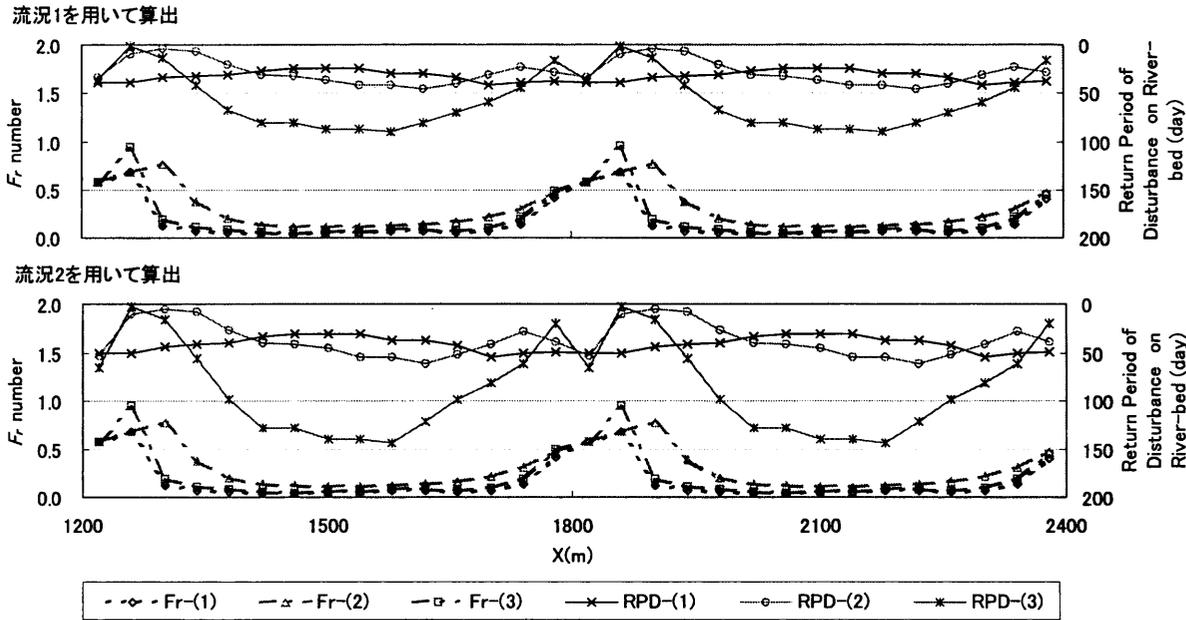


図-3.28 平水時 Froude 数 (Fr) と河床攪乱頻度 (RPD) の縦断方向変化

3.3.5 PHABSIM 手法を用いた生息場評価

3.3.3 では、波高を変化させた 3 ケースの砂州地形を対象とした水理解析を行い、Froude 数、河床攪乱頻度に着目することによって、流況、砂州特性の変化による水理特性の変化を表現した。しかし、瀬・淵構造は、水域を利用する生物の生息場と密接に関わっており、その変質を議論するためには、水理特性の変化を記述するだけでは不十分であり、生物の利用する生息場としての変質を視野に入れる必要がある。そこでここでは、得られた水理量をもとに PHABSIM 手法を用いて生息場評価を行い、生息場の変質を議論する。

(1) 選好曲線の作成

PHABSIM を適用し、生息場を評価するには、評価の対象とする生物（ここでは、アユ、オイカワ）に対して適当な物理環境指標を選び、それぞれの指標について生息適性を 0~1 の数値で表した選好曲線を作成する必要がある。従来、この指標には流速、水深、底質粒径が選択されてきたが、洪水履歴や流砂の条件とも関わっている瀬・淵構造や生息場の変質を十分に記述できていない。ここでは、従来からの指標である流速、水深に加えて、河床攪乱頻度（再帰期間）について選好曲線を設定する。

流速、水深に対する選好曲線については、中村 (1997) の言うところの第 1 種評価基準（文献は、中村・小出水, 1999）を採用する。河床攪乱頻度については、付着藻類の生育場、底生動物の生息場と密接に関連することから、対象魚種であるアユ、オイカワの食性・餌環境を考慮して、選好曲線を作成する。アユは、非糸状藻を専食する傾向が強いのにに対し、オイカワは、それを中心としながらも雑食性であることが知られている。一方、付着藻類の増殖・遷移過程を調べた既往の

研究（例えば、赤松ら，2000；浅枝ら，2000）によると，非糸状藻は，河床表面に何も生じていない状態から10～20日を経て，繁茂状態がピークに達し，その後，糸状藻に遷移する．これらから，生息場としての適性を考えるに，河床攪乱の再帰期間が10～20日ならば，良好な生息場が形成，維持されると考えられる．そこで，河床攪乱頻度に関わる選好曲線は，再帰期間が15日で適性値が最大（1.0）となるようなベル型曲線（ガンマ分布の密度関数）で与えた．図-3.29には，このようにして得られたアユ，オイカワの選好曲線を示す．

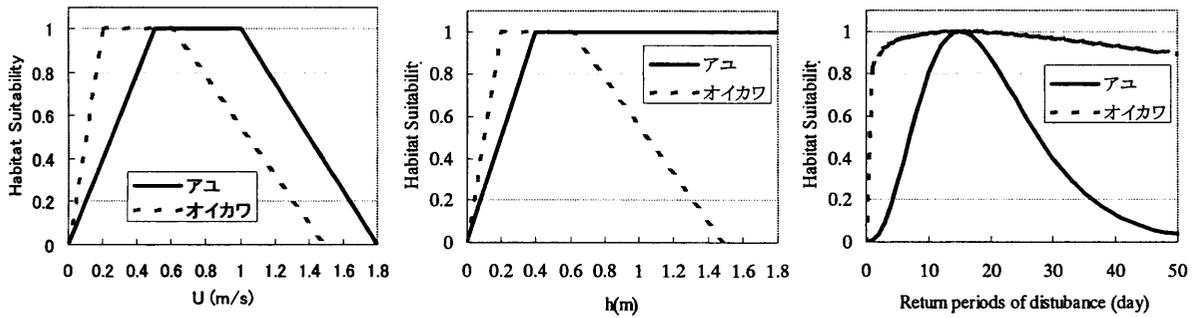


図-3.29 流速，水深，河床攪乱頻度に対するアユ，オイカワの選好曲線

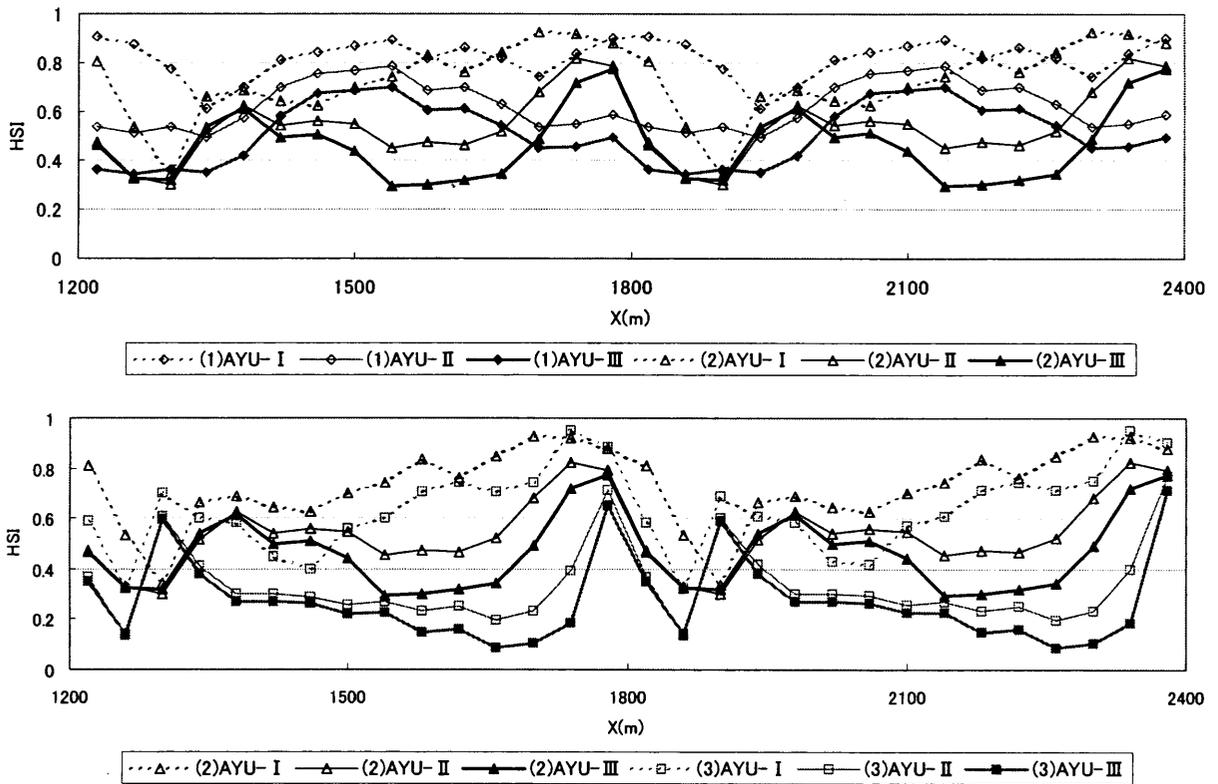


図-3.30 アユ評価値（AYU）の縦断分布（上：(1)，(2)の比較，下：(2)，(3)の比較）

(2) 生息場の変質に関する考察

ここでは，(I) 流速，水深を指標とした場合，(II) 流速，水深，河床攪乱頻度（流況1をも

とに算出)を指標とした場合、(Ⅲ)流速、水深、河床攪乱頻度(流況2をもとに算出)を指標とした、生息場評価を行う。生息適性評価値の算出には次式を用いる。

$$\Xi_k = \sqrt[p]{\prod_{j=1}^p f_j(\xi_{jk})} \quad (3.33)$$

ここに、 Ξ_k : 生息適性評価値 (*HSI*, Habitat Suitability Index), ξ_j : 物理環境指標 (ここでは、流速、水深、河床攪乱の再帰期間), $f_j(\xi_j)$: 選好曲線, p : 指標の個数, k : 位置を表す添字である。さらに、水域内の評価値 *HSI* の空間平均をとり、規格化された *WUA** (Weighted Usable Area) についても算出し、ここでの議論に用いるものとする。

図-3.30 にアユ評価値の縦断分布を示す。図中に破線で示した (Ⅰ) による評価値 HSI_I (以下、 HSI_I とだけ表記。(Ⅱ), (Ⅲ) についても同様) について、局所的にはケース (2) やケース (3) の評価値が高いものの、総じて砂州波高の小さなケース (1) の評価値が高い。この結果に河床攪乱頻度の影響を加味した HSI_{II} 及び HSI_{III} を見ると、全区間にわたって同じように評価値が低下しているケース (1) に比べ、ケース (2), (3) では、「瀬」における評価値の低減が抑えられている。このことから、流況が変化した場合には、「瀬」を生息場とする生物にとっては、波高の比較的大きなケース (2), (3) の方が波高の小さなケース (1) よりも良好な生息場が維持されやすいと考えられる。

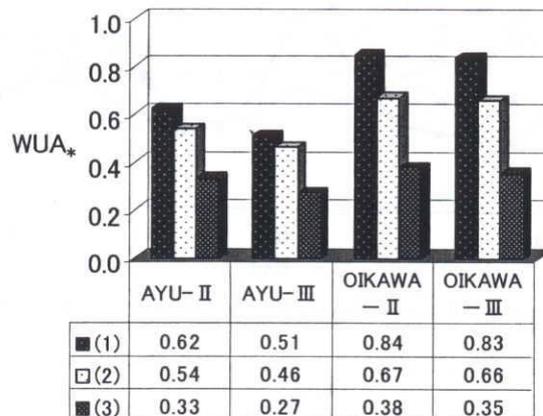


図-3.31 流況の変化によるアユ、オイカワの $WUA*$ 評価値の変化

図-3.31 には、 HSI_{II} 及び HSI_{III} の空間平均から得られる $WUA*$ を、対象河道、対象魚種ごとに整理して示す。全体的に、砂州波高が大きくなる ((1) \rightarrow (2) \rightarrow (3)) につれて、 $WUA*$ は小さくなる傾向が認められる。流況変化による影響に着目すると、オイカワについては流況の差異による $WUA*$ の変化が有意でないために、評価時点での水量分布で生息場が決定されることが推測される一方、アユについては、ケース (1) 及び (3) では $WUA*$ の低下の度合いが大きく (18% 減)、ケース (2) では $WUA*$ の低下の度合いが小さい (13% 減)。図-3.24 を見ても分かるように、ここで対象とした 2 種の流況は、流量規模が $1000\text{m}^3/\text{s}$ 以上の洪水頻度に僅かな違いが見られるに過ぎないために、 $WUA*$ 評価値自体の大小関係を変化させるまでには至っていないが、更なる流量

調節が行われた場合には、その大小関係に逆転が生じることも予想される。こうしたことまで含めて考えれば、標準的な砂州波高を有するケース(2)では、流況が変化してもある程度良好な生息場が保持し得るものと考えられる。

砂州波高は、式(3.32)を見ても分かるように、河幅、等流水深、平均粒径によって決定されることから、ダム建設を始めとするさまざまな人的インパクトに起因して変化するが、このような変質を受けていない交互砂州を有する河道では、適度な瀬・淵構造が現れ、流況が変化しても比較的良好的な生息場を維持しうるものと推測される。こうした議論は、河床攪乱頻度を指標に加えることによって始めてなし得たものであり、生息場変質を論じる上での河床攪乱頻度の有意性を見出すことができたと言えよう。

3.4 結語

本章では、ダム下流河道における河床の低攪乱化とそれに伴う生息場の変質について、矢作川中流で生じた事例を対象として、文献・資料調査、流れの数値解析による考察を行い、河床攪乱頻度の減少が生息場変質に及ぼす影響についてまとめた。図-3.32には、ダム下流河道における低攪乱礫床の形成プロセスについての概念図を示す。本章前半部で論じた、矢作川中流の河道動態では、実測データを整理・分析することによって、本図の矢印に沿って論理を展開している。この議論の中で、河床攪乱作用を支配する要素として、河床材料の粒度変化、地形変化、流況変化を抽出した。これらの環境要素は、3.3.1で前述したように、河相における相互作用系を介して生じる変化であるために、その変化の過程を記述することは、それ自体、非常に重要な問題である。しかし、ここでは、これら環境要素が生息場変質に及ぼす影響を知ることこそが重要であるとの認識から、後半部において、交互砂州の特性を簡易に設定できるモデル河道を用いた議論を行った。図中に*を付した粒度変化については検討していないが、地形変化をモデル河道によって設定し、ダム建設前後の流況を与えることによって、砂州波高の変化、流況の変化が生息場変質に及ぼす影響について検討した。PHABSIM手法を援用した生息場評価を行った結果、既往の研究で示された標準的な波高を有する交互砂州は、適度な瀬・淵構造を提供し、流況が変化しても比較的良好的な生息場を維持しうるということが推察され、河床攪乱頻度を指標とすることによって生息場の変質状況を記述できることが示された。今後は、図中の矢印に相当する粒度変化や河床変化のプロセスの記述を本章で得られた成果と合わせることによって、実際の河川を対象とした議論が進められるように展開していきたい。

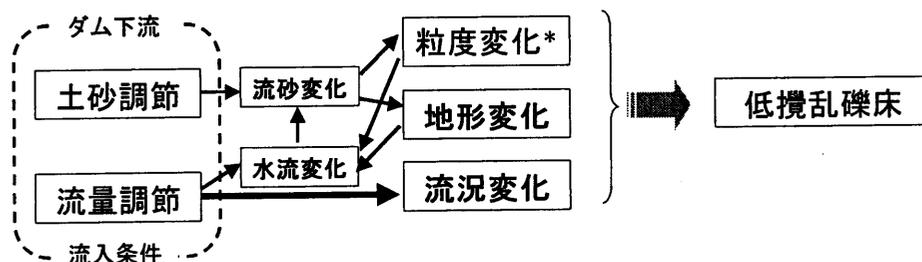


図-3.32 ダム下流河道における低攪乱礫床形成プロセスの概念図

最後に、河床攪乱作用を取り扱っていく上で、今後、解決していくべき課題の方向性を提示する。本章で扱った河床攪乱頻度は、河床砂礫が動くか否かという基準に基づいて算出した指標であるが、実際には、高流速が作用したり、上流からの流送砂礫が河床に接触したりすることによる河床の更新など、他の攪乱要因も考えられる。そのため、他の河川に適用しようとする際には、その河川の環境特性を十分に理解した上で検討していく必要がある。また、頻度という概念を扱う以上、判断基準が必要となるが、ここでの砂礫が動くか否かという基準は、その場で僅かに動いたに過ぎない場合と下流に流送される場合を等価に取り扱ってしまうという難点があるため、河床攪乱強度の評価についても改善が必要となる。河床攪乱の強度に関しては、後述する第5章における付着藻類の剥離モデルでも検討を行っており、そちらでさらに進んだ議論を行う。

参考文献

- 愛知県土木研究会豊田支部企画（愛知県豊田土木事務所編集）（1990）矢作川，愛知県豊田土木事務所発行，256p.
- 赤松良久・戸田祐嗣・池田駿介（2000）河床付着性藻類の増殖と剥離に関する実験的研究，河川技術に関する論文集，Vol. 6，pp.113-118.
- 浅枝隆・Duong Hong Son・藤野毅（2000）河床のペリファイトンの遷移過程の解析，河川技術に関する論文集，Vol. 6，pp.119-124.
- 芦田和男・道上正規（1971）移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究，土木学会論文報告集，第195号，pp.55-61.
- 池田駿介（1983）単列交互砂州の波長と波高，第27回水理講演会論文集，pp.689-695.
- 岩垣雄一（1956）限界掃流力に関する流体力学的研究，土木学会論文集，第41号，pp.1-21.
- 岩佐義朗（1979）河川工学，最新土木工学シリーズ17，森北出版，158p.
- 内田朝子（1997）矢作川における付着藻類と底生動物の基礎調査報告，矢作川研究，No. 1，pp.59-80.
- 内田朝子（1998）矢作川における付着藻類と底生動物その2，矢作川研究，No. 2，pp.19-32.
- 内田朝子（1999）矢作川における付着藻類と底生動物その3，矢作川研究，No. 3，pp.19-34.
- 内田朝子（2000）矢作川における付着藻類と底生動物その4，矢作川研究，No. 4，pp.5-18.
- 神尾孝弘・守屋良平・大村泰章・内田臣一（2001）空中写真で見た矢作川中流の河床形態の経年変化，河川環境復元総合調査研究事業（古川プロジェクト）平成12年度調査報告書，豊田市矢作川研究所，pp.71-75.
- 萱場祐一・千葉武生・力山基・河口洋一・尾澤卓志（2002）ハビタットアセスメントにおける河道内微地形の把握手法に関する研究，河川技術論文集，Vol. 8，pp.191-196.
- 川合禎次編（1985）日本産水生昆虫探索図説，東海大学出版会，409p.
- 川那部浩哉・水野信彦編・監修（1989）日本の淡水魚，山溪カラー名鑑，山と溪谷社，719p.
- 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, Vol. 6, pp.125-130.
- 北村忠紀・田代喬・辻本哲郎 (2001) 生息場評価指標としての河床攪乱頻度について, 河川技術論文集, Vol. 7, pp.297-302.
- 吉川秀夫編 (1985) ダム下流の河床低下, 流砂の水理学, 丸善, pp.460-468.
- 黒木幹男・岸力 (1994) 中規模河床形態の領域区分に関する理論的研究, 土木学会論文報告集, 第 342 号, pp.87-96.
- 建設省河川局治水課監修 (財団法人リバーフロント整備センター編集) (1995) 平成 4 年度河川水辺の国勢調査年鑑-魚介類調査編, 山海堂, pp.352-363.
- 建設省河川局治水課監修 (財団法人リバーフロント整備センター編集) (1995) 平成 4 年度河川水辺の国勢調査年鑑-底生動物調査編, 山海堂, pp.343-353.
- 建設省中部地方建設局 (各年) 河床年表.
- 建設省中部地方建設局豊橋工事事務所 (1961) 昭和 36 年度矢作川河床材料調査報告書, 7+3p.
- 建設省中部地方建設局豊橋工事事務所 (1967) 昭和 42 年度矢作川河床材料調査報告書, 7+3p.
- 建設省中部地方建設局豊橋工事事務所 (1983) 昭和 58 年度矢作川河床材料調査報告書, 10+124p.
- 建設省中部地方建設局豊橋工事事務所 (1997) 平成 9 年度矢作川河床材料調査報告書, 112p.
- 建設省中部地方建設局豊橋工事事務所 (1999) ボーリング柱状図, 平成 10 年度豊川・矢作川堤防詳細点検業務委託報告書, 12p.
- 国土交通省中部地方整備局 (2002) 矢作川の環境を考える懇談会会議資料集, 国土交通省中部地方整備局豊橋工事事務所, 264p.
- 島谷幸宏・小栗幸雄・萱場祐一 (1994) 中小河川改修前後の生物生息空間と魚類相の変化, 水工学論文集, 第 38 巻, pp.337-344.
- 竹門康弘 (1995) 河川の棲み場所構造, 棲み場所の生態学 (竹門康弘, 谷田一三, 玉置昭夫, 向井宏, 川端善一郎著), 共生の生態学シリーズ 7, 平凡社, pp.36-51.
- 田代喬・辻本哲郎 (2002) 河床攪乱頻度を指標とした生息場評価による瀬・淵構造の変質に関する考察, 水工学論文集, 第 46 巻, pp.1151-1156.
- 谷田一三 (1995) 河川ベントスの棲み込み関係キースピーシーズとしてのトビケラ, 棲み場所の生態学 (竹門康弘, 谷田一三, 玉置昭夫, 向井宏, 川端善一郎著), 共生の生態学シリーズ 7, 平凡社, pp.95-128.
- 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, No. 1, pp.175-202.
- 田中蕃 (1998) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果II, 矢作川研究, No. 2, pp.191-224.
- 田中蕃 (1999) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果III, 矢作川研究, No. 3, pp.203-246.
- 田中蕃 (2000) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果IV, 矢作川研究, No. 4, pp.135-142.
- 知花武佳, 玉井信行 (2000) 環境傾度を考慮した魚類生息環境評価法に関する研究, 河川技術論文集, Vol. 6, pp.161-166.
- 椿東一郎 (1973) 水理学 I, 基礎土木工学全書 6, 森北出版, 208p.
- 豊田市・豊田市矢作川研究所・西日本科学研究所 (1999) 矢作川アユ生態調査報告書, 51+16p.
- 豊田市矢作川研究所 (2002) 矢作川 100 年誌資料研究, 第 1 集, 豊田市矢作川研究所, 81p.

- 中川博次・辻本哲郎 (1986) 移動床流れの水理, 新体系土木工学 23 (土木学会編), 技報堂出版, 310p.
- 中村俊六 (1997) 多自然型護岸などの小規模フィッシュ・ハビタット (魚類生息場) の評価法に関する研究, 河川整備基金助成事業, 86+55p.
- 中村俊六・小出水規行 (1999) 第 1 種適性基準 (案), IFIM 入門 (アメリカ合衆国内務省国立生物研究所原著作・発行, 中村俊六・テリーワドゥル訳), 財団法人リバーフロント整備センター, pp.145-150.
- 野上毅・渡邊康玄・新目竜一 (2000) 真駒内川における魚類の生息環境, 河川技術に関する論文集, Vol. 6, pp.95-100.
- 野崎健太郎・内田朝子 (2000) 河川における糸状緑藻の大発生, 矢作川研究, No. 4, pp.159-168.
- 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, Vol. 59, pp.429-441.
- 山岸高旺編著 (1999) 淡水藻類入門—淡水藻類の形質・種類・観察と研究—, 内田老鶴圃, 646p.
- 山本晃一 (1988) 河道特性論, 土木研究所資料, 第 2662 号, pp.16-25.
- 山本晃一 (1989) 気候・地形・地質が河道特性に及ぼす影響に関する研究ノート, 土木研究所資料, 第 795 号, pp.88-124.
- 山本晃一 (1994) 沖積河川学—堆積環境の視点から—, 山海堂, pp.17-57.
- 山本敏哉 (2000) アユ釣りの記録からたどった釣果の変遷, 矢作川研究, No. 4, pp.169-176.
- Einstein, H. A. (1950) The bed load function of sediment transportation in open channel flows, *Technical Bull.*, No. 1026, USDA, Soil Conservation Service, Washington, D. C., 78p.
- Ferziger, J. H. and M. Peirc (1997) *Computational Method for Fluid Dynamics*, Springer Verlag, Berlin, 364p.
- Petts, G. E. (1984) Impounded rivers, *Perspectives for Ecological Management*, John Wiley and Sons Inc., New York, pp.150-157.
- Peterson, C. G. (1996) Response of Benthic Algal Communities to Natural Physical Disturbance, *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (edited by Stevenson, R. J., M. L. Bothwell and R. L. Lowe), Academic Press, San Diego, California, pp.375-402.
- Pornprommin, A., A. Teramoto, N. Izumi, T. Kitamuta and T. Tsujimoto (2002) Numerical simulation of bar formation in straight channels by the NHSED2D model, *J. Applied Mechanics*, Vol. 5, pp.629-638.
- Rhie, C. M. and W. L. Chow (1983) Numerical study of the turbulent flow past an airfoil with trailing edge separation, *AIAA J.*, Vol. 21, pp.1525-1532.
- Schlichting, H. (1936) Experimentelle Untersuchungen zum Rauigkeitsproblem, *Ing.-Arch.*, 7, pp.1-34.

4 魚類生息場の時空間構造の評価

4.1 概説

河川における魚類の生息場評価手法として、一般的になりつつある IFIM / PHABSIM であるが、様々なケースに適用されるにつれて、問題点が顕在化してきた。その一つとして、魚類の生態を十分に考慮できていないという問題がある。食物網に見られる生物同士の相互作用は、個体群の動態モデルなどで数学的に取り扱われている（例えば、寺本，1997）が、生息場評価に関する既往の研究の中では議論されてこなかったし、特定魚種を対象とした評価でさえ、生活史における時間的・空間的連続性を総合的に把握するまでに至っておらず、特定の成長ステージに限った評価を積み重ねているに過ぎない。

一般に、魚類は種類だけでなく、その成長段階によっても、摂餌、休息、逃避、産卵等の異なる行動状態を持つことが知られており（島谷ら，1996）、生息場もそれに応じて時々刻々と変化する。例えば、仔魚期と成魚期では、遊泳能力の違いなどにより、生息場の物理特性（流速・水深・底質など）に対する選好強度が大きく異なるし、河川環境の特性でもある流況変化（1.1.2 参照）に応じて、出水時には氾濫原内の一時水域を主要な避難場を利用するといった具合に生息場を選択する。しかし、実際には、このような知見は経験的に得られてきたものであることが多く、河川という非正常な環境下における調査の困難さもあって、魚類生息場の実態を総合的に把握した例は少なかった。東（1999）は、陸上の大型動物に対する行動調査で有効性が確認されているラジオテレメトリー法を、河川魚類であるウグイに適用することによって、実際の河道における日常的な行動圏の大きさや昼夜で異なる生息場を確認したほか、洪水時や季節変化に伴う広範囲にわたる移動行動の追跡を試みた。このような取り組みは、今のところ、非常に少ないながら、魚類生息場の把握にとって重要なアプローチであると言えるが、闇雲に調査を積み重ねるだけでは十分な成果を上げることが出来ないであろう。こうしたアプローチを効果的に進めていくには、科学的手法に裏打ちされた仮説に沿って行うことが有効であると考えられる。

ところで、河川における魚類群集の挙動把握には、第 2 章で既に方向付けしたように、生息場評価を用いたアプローチが有効である。以上に示したような、河川魚類の行動特性を鑑みれば、魚類生息場を適正に評価するためには、①様々な行動の側面についての評価をどのように行っていくかということと、②それらをどう総合化していくのかという問題が残されている。楊ら（1999）は、魚類の異なる行動状態を「行動モード」と定義付け、遊泳魚であるオイカワを用いた水路実験を行うことにより、個々のモード毎に流速、水深、遮蔽等の物理環境指標に対する選好性が異なることを示した。さらに、行動圏の概念を導入することによって個々の行動モード時における生息適性値を統合化している（楊ら，2001）。しかしながら、楊ら（2001）のモデルは、異なる行動モード時における各生息適性値を空間的に統合しているに過ぎず、卵～仔稚魚～成魚の成長過

4.1 概説

程に見られる時間的な連続性についての議論には至らなかった。そこで本研究では、成長段階及び摂餌、産卵、避難などの生活形態ごとに行動特性を変化させる魚類の生息場を総合的に捉えることを目的とする。実際には、楊ら（1999）の成果を参考に、行動モードに応じた生息場が相互に連携し合うことにより、魚類の生活圏が形成されていると考え、普段定位する場から、それぞれの生息場への空間的な「アクセス性」を組み入れた評価モデルを提案する（辻本ら、2000）とともに、対象魚種の成長段階を連続的に取り扱うことによって、「生息場の時空間構造モデル」を考案し、総合的な評価を試みている（田代ら、2002）。これらのモデル（辻本ら、2000；楊ら、2001；田代ら、2002）と東（1999）が行ったような、実際の河川における調査を組み合わせていくことが魚類生息場の実態把握への糸口になると考えられる。

評価対象とする魚種としては、河川中流を代表する魚種である、遊泳魚のオイカワ、底生魚のカワヨシノボリを選定し、摂餌、産卵、避難など生活形態ごとに異なる、物理環境への選好強度を考慮した上で、生活史に沿った生息適性の変化を論じる。従来、生息場適性との関連から議論されることが少なかった摂餌行動に着目し、魚類の摂餌場を評価するために、流線の集中環境や底質構造といった物理環境指標を導入する。対象河道は、前章で扱った矢作川中流をイメージした交互砂州を有する河道であり、異なる砂州形状パターンについて検討することによって、交互砂州に伴う瀬・淵構造に着目し、良好な生息場を提供する瀬・淵構造について考察を加える。このシナリオ自体は、既に3.3において、河床攪乱頻度を導入することによって、その一部を確認したものであるが、本章では、魚類の生態に即した生息場評価を考案することによって新たな考察を加えるものである。

4.2 生息場の時空間構造とその評価手法

4.2.1 生息場の空間構造

時間軸を固定した場合、ある瞬間での生息場の状況について考えると、その場には様々な魚種がいて、様々な成長ステージのものが、それぞれに異なる行動をしている。魚類の行動が、定位・摂餌・産卵・避難によって説明しうるものとすれば、こうした行動の場（生活場）が単に存在するだけでなく、利用可能であることが重要である。本研究では、このように個々の生活場が連携して成立しているといった概念を「生活圏」と定義し、定位場を中心として各生活場とのアクセス性、すなわち空間的連結性に配慮して、生息場を総合的に評価することが重要であると考えた（辻本ら、2000；田代ら、2002）。図-4.1には、生活圏の概念図を示す。図中、各生活場に対応する行動モード指数 m は、定位場で0、摂餌場で1、産卵場で2、避難場で3（洪水時）及び4（渇水時）である。また、 $\gamma[0, 1]$ は、アクセス性を評価する際、ある位置 (x, y) における生息適性が、 x - y 座標でそれぞれ ξ 、 η だけ離れた位置の生息適性（ただし、対象河道内水域）に及ぼす影響を関数化したもので、行動圏（home range）スケール $S_0(m)$ を用いて、次式のように設定する。

$$\gamma(\xi, \eta) = \exp\left(-\frac{\sqrt{\xi^2 + \eta^2}}{\Lambda}\right) \quad (4.1)$$

ここで、 $\Lambda = \alpha \cdot S_\theta$ ($\alpha=0.3\sim 1.0$, ここでは 1.0) であり、 θ は平常時, 非常時を区別する添え字である。すなわち, 洪水, 渇水など非常時の避難の際に, 魚類は行動パターンを変え, 平常時の行動圏を広げると予想されることから, ここでは, 魚類の遊泳速度である突進速度 V_{fb} と巡航速度 V_{fc} の比を用いて, 平常時の行動圏 S_n を拡張し, 次式により非常時の行動圏 S_e を設定する。

$$S_e = S_n \cdot \frac{V_{fb}}{V_{fc}} \tag{4.2}$$

ここで, S_n は Minns (1995) にしたがって, 魚の個体質量 W_T (g) を用いて次式のように設定する。

$$\log_e S_n^2 = 3.43 + 0.53 \cdot \log_e W_T \tag{4.3}$$

上式中の W_T は, 対象魚種ごとの体長・体重関係 (宮地ら, 1992) から推定する。

上述のように算定された行動圏の範囲内ならば, 魚は移動可能, すなわち, 複数の生活場の HSI 分布を結合させる際, 行動圏内の HSI 値は相互に影響を及ぼし合うと考えられる。したがって, 対象とする魚種の, 対象とする成長ステージにおいて, 定位場から各生活場へのアクセス性を導入し, 行動モードを組み入れた評価指標である CI (connectedness index) を定義して, 生息場評価を行うものとする。

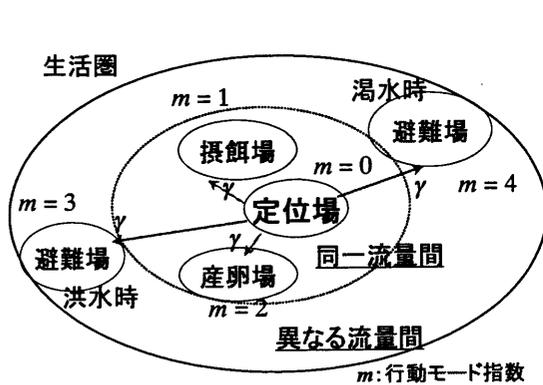


図-4.1 魚類の生活圏の概念図

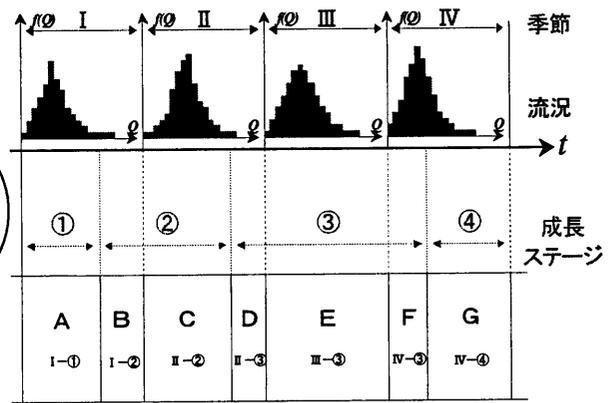


図-4.2 魚類生息場の時間構造の概念図

4.2.2 生息場の時間構造

河川における魚類生息場の時間構造については, 次の 2 通りの取り扱いが考えられる。すなわち, (i) 対象とする生物の生活史という意味での時間, (ii) 対象とする河川における流量時系列という意味での時間である。そのため, 生息場の時間的連続性を考える際には, これらの組み合わせによって分割される phase (A~G, 図-4.2 参照) の一つ一つに着目し, 生活史を通じた観点から議論する必要があると考えられる。

(i) に関して, 魚類はその成長ステージごとに物理環境に関する選好性, 摂餌物などの生物学的・生態学的特徴を大きく変化させることが知られている。例えば, 仔魚期には非常に流れが緩く, 浅い水域に定位しているものが, 成長するにしたがって流れの速いところに定位するようになるものが多い。また, 魚類は, 孵化したばかりの前期仔魚期には体内に備わっている卵黄を吸収することで栄養を確保するが, 卵黄吸収が終わり, 後期仔魚期に入ると摂餌行動が開始され

る。摂餌物の内容は、個々の魚種ごとに特徴があり、成長ステージごとに変化する。例えば、仔魚期には流下してくる小さな有機物片が中心だったものが、稚魚期には付着藻類も摂餌するようになり、成魚期には底生動物が中心になるといった具合である。そこで、ここでは、魚種の成長ステージごとに生息場の利用形態が異なることを考慮し、生活史を、①仔魚期、②稚魚期、③未成魚期、④成魚期（図-4.2 参照）のように分類して取り扱う。

一方、(ii) に関しては、河川の流量は時々刻々と変化しており、過度に流量制御されない限り、流況はダイナミックに変化することが知られている。しかし、生息場評価を行う上で、こうした流量変動を考慮して検討するには、膨大な計算を行うことになる上、仮に検討したとしても、評価値の変動性が大きく、全体的に評価することが難しい。また、前述した生活圏のうち、定位場・摂餌場・産卵場は平常時の流量（以下、平常流量と表記）で規定される場であるのに対し、避難場は洪水・渇水などのイベント時の流量（以下、それぞれ、洪水流量、渇水流量と表記）で規定される場である（図-4.1 参照）。本研究で扱う避難場は、洪水時におけるそれを対象とするが、河川における生物群集に大きなインパクトを与えるような洪水流量に関する研究は、生態学の分野で1980年代ごろから行われてきた(Matthews, 1998)。洪水時の攪乱による生物群集への影響は、その規模とタイミングによって大きく異なるため、本来、洪水流量の設定には、水域に生息する生物のレスポンスを把握することが重要で、系統的な把握には綿密な調査が必要となる。しかし、現状では十分な知見が得られていないため、何らかの近似的な手法によって洪水流量を設定する必要がある。そこで、ここでは、流量データの平均値に標準偏差の2倍を加えた値を洪水流量とした Resh *et al.* (1998) の定義を採用する。この定義は、対象地域の気候特性を反映する必要があるため、季節変化を考慮し、I春、II夏、III秋、IV冬（図-4.2 参照）として、季節ごとに流況整理を行う。なお、平常流量については、洪水流量を除いた日平均流量の平均値とする。したがって、季節ごとに一組の平常流量と洪水流量が得られることとなる。

4.2.3 時空間構造を考慮した生息場の評価手法

4.2.1, 4.2.2 で記述したモデルをまとめ、魚類生活圏におけるアクセス性評価指標 CI を、季節と成長ステージによって区切られた phase ごとに算出することによって、対象魚種の生活史を捉え、かつ、行動モードの移行時における連続性を考慮した生息場評価を行う。 CI の算出には、定位場 ($m=0$) 及び各生活場 ($m=1\sim 4$) の生息適性値を、行動圏に関わる影響関数 γ (式(4.1)参照) によって結びつけ、0~1に規格化した次式を用いる。

$$CI^{(m)}(x, y) = \frac{\Xi^0(x, y) \iint \{ \Xi^{(m)}(x, y) \cdot \gamma(x - \xi, y - \eta) \} d\xi d\eta}{\iint \{ \gamma(x - \xi, y - \eta) \} d\xi d\eta} \quad (4.4)$$

ここで、各生活場についての生息適性値 $\Xi^{(m)}$ は、前章の生息場評価 (式(3.33)参照) でも用いた、次式により評価する。

$$\Xi^{(m)}(x, y) = \sqrt[p]{\prod_{j=1}^p f_j^{(m)}\{\xi_j(x, y)\}} \quad (4.5)$$

ここに、 ξ_j : 物理環境指標 (ここでは、流速、水深等)、 $f(\xi_j)$: 選好曲線を表す評価関数、 p : 指

標の個数である。なお、後の 4.4 では、生息場の時空間構造を対象とした議論を行うが、評価値 CI の空間分布のみでは考察できないので、その空間平均値 \overline{CI} を定義して用いる。

4.3 対象とする河道・流況条件と物理環境指標

4.3.1 対象河道と対象流況の設定

本研究では、ダム建設などの様々な人的インパクトによって生息場が変質されながらも、砂州を維持し、瀬・淵構造を伴う河道を有する矢作川中流の河道を想定した。すなわち、3.3 で考察を行ったモデル河道を用い、そのスケールは矢作川中流の河道条件を参考に設定した。次式には、河床形状 (図-3.25 参照) を表す数式 (式(3.31)参照) を再掲する。

$$z_b = -i_b x + A \cos\left\{\left(\frac{2\pi}{2B}\right)y\right\} \sin\left\{\left(\frac{2\pi}{L}\right)x\right\} \quad (4.6)$$

ここに、 z_b : 河床高さ、 x : 縦断方向距離、 y : 横断方向距離、 i_b : 平均河床勾配 (1/670)、 B : 河幅 (120m)、 L : 砂州波長 (1200m) である。砂州の半波高 A については、(1) 0.5m、(2) 1.5m、(3) 3.0m の 3 ケースを設定し、3.3 と同様に、砂州波高の差異による生息場特性の変化を検討する。なお、上述したケース (2) は、標準的な砂州地形を近似したものと考えられる (3.3.3 参照)。流れ場の把握には、3.3.2 で示した NH2D モデルを用いる。

流況については、対象地点 (42.0km 地点) 上流の越戸ダム (45.8km 地点) における約 60 年分の放流量データをもとに得られる日平均流量の時系列を対象とする。4.2.2 で記述した生息場の時間構造という観点から、Resh *et al.* (1998) の手法を用いて季節ごとに整理する。すなわち、矢作川中流における 1943~2001 年の日平均流量データを材料とし、季節ごとの流量データの平均値に標準偏差の 2 倍を加えた値を洪水流量、洪水流量を除いた流量の平均値を平常流量とする。こうして得られた洪水流量と平常流量をまとめると、表-4.1 のようになり、季節ごとに大きく変化している様子が分かる。

表-4.1 季節ごとに整理された矢作川中流における対象流況

	春	夏	秋	冬
平常流量 (m ³ /s)	30	40	30	20
洪水流量 (m ³ /s)	80	180	130	40

4.3.2 対象とする物理環境指標

本研究で行う生息場評価においては、対象とする物理環境指標として、従来、用いられてきた流速、水深 (例えば、中村・小出水, 1999) に加え、瀬・淵構造を捉える Froude 数、底質構造類型を把握できる礫の露出率、流れの集中度を表現できる流線の集中度を新たに導入する。例えば、早瀬に生息するといった、魚類生態に関する図鑑的知見を反映させて選好曲線を作成する場合には、流速、水深の詳細な数値よりも Froude 数を用いた方が有利なこともあり得るし、浮き石・沈

み石などで知られる底質構造類型は、近年の矢作川中流のように、河床材料の粒度分布に偏りがある場合（図-3.9 参照）には、底質粒径のみで捉える従来の底質指標（例えば、中村・小出水、1999）よりも底質の実態把握に適していると考えられる。また、魚類の摂餌場を評価しようとする際、流れに沿って流下してくる藻類や昆虫などは餌資源として重要であるが、流線の集中環境はこのような餌の集まりやすさを定量的に把握できる指標であると考えられる。

ここでは、新たに取り扱う物理環境指標のうち、礫露出率と流線の集中率の算定手法について記述する。なお、ここで挙げた物理環境指標は、後述する 4.4.2 のように、対象とする魚類の成長段階及び行動モードに応じ、適宜選択して用いる。

(1) 礫露出率の評価

竹門（1995）は底生動物の生息場に着眼した研究を進める中で、底質の構成・構造について、図-4.3 のようなクラス分けを提案している。図に示される底質構造類型は、水域の棲み場所を考える上で重要であり、魚類の産卵床や底生動物の多様な生息場を提供することが知られ、矢作川中流（図-4.4 参照）では、底質を構成する礫の裏面に魚類の卵が産みつけられている様子が確認された。また、microform bed clusters と呼ばれる、礫の積み重ねによって浮き石状に形成された底質上のパッチは、洪水時における底生動物の避難場になることも確認されている（例えば、Biggs et al., 2000 ; Matthaei & Huber, 2002）。

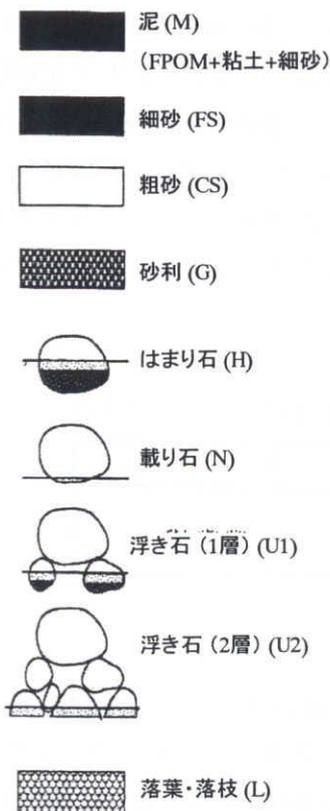


図-4.3 底質の種類と状態の分類（竹門，1995）

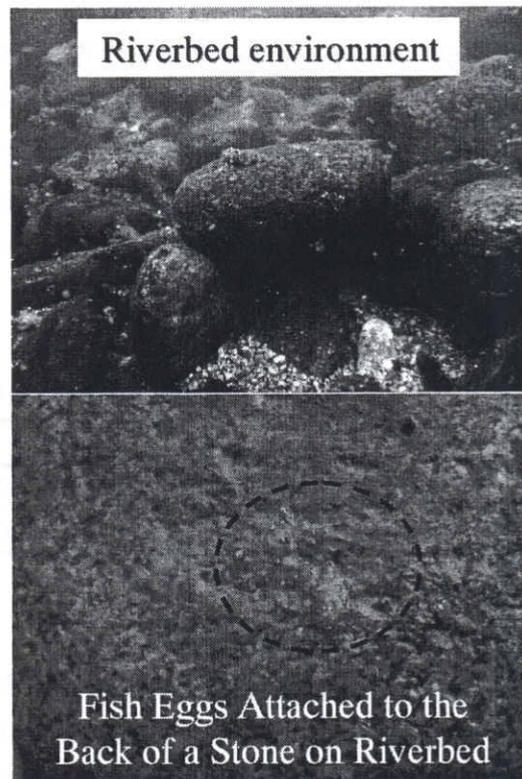


図-4.4 矢作川中流で見られる底質状態

このように近年、その重要性が認識されつつある底質の構成・構造であるが、3.1 で前述したように、本来、浮き石・沈み石といった底質の構成・構造は、瀬・淵構造及び流況変化の履歴に大きく依存しているため、これまで水理的記述は行われていない。そこでここでは、浮き石帯・沈み石帯に代表される底質の構成・構造を簡易に取り扱うため、礫の粒径に対する砂面からの礫の露出高の割合、「礫の露出率」に着目する。

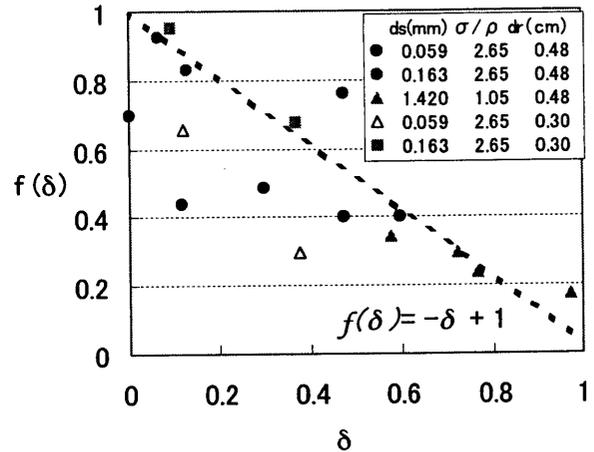
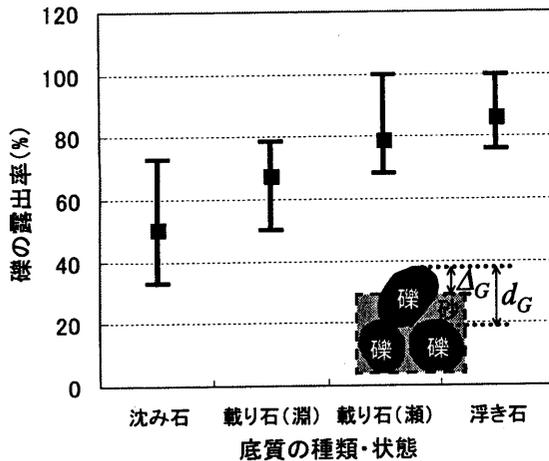


図-4.5 底質の種類・状態と礫の露出率の関係

図-4.6 礫の露出率と砂面遮蔽係数の関係

図-4.5には、矢作川中流における現地調査から得られた底質の構造類型と礫の露出率の関係を示した。ここでの礫露出率 $\delta (= \Delta_G / d_G)$ は、礫露出高 Δ_G と礫の高さ d_G （球形の場合は粒径）を用いて、図中のような礫床のモデルに基づいて算出される。線分の下端は当該コドラート（1m×1m）で計測された礫の露出率の最小値、上端は最大値、線分中の点は平均値である。各領域につき、サンプル数は4~8と現時点で十分なデータ量ではないが、ばらつきが大きいながらも底質と礫の露出率に対応している。これまで、感覚的な指標に過ぎなかった底質の構成・構造であるが、礫露出率を導入することによって、数値的に扱える可能性があると言えよう。

河床材料としては、矢作川中流の現状（例えば、図-3.9 参照）を参考に、礫（10cm）と砂（1mm）の2粒径を与える。礫床河川では、発生頻度の高い中小洪水時には大礫は不動で流れに対し粗度として働き、細砂のみが流送される。ここでは、礫の遮蔽効果を考慮した藤田ら（2000）のモデルを援用し、NH2D モデルを用いて底質の数値的な表現を試みる。藤田ら（2000）は、礫間に存在する砂の有効掃流力を、次式のように砂面からの礫の露出高さ（露出率）の関数とした。

$$\tau_{*e} = f(\delta) \cdot \tau_* \quad (4.7)$$

ここで、 τ_{*e} ：礫間の無次元有効掃流力、 δ ：礫の露出率、 $f(\delta)$ ：遮蔽係数、 τ_* ：無次元掃流力である。図-4.6には、礫の露出率と遮蔽係数の関係を調べた芦田・藤田（1986）及び道上ら（1994）による成果をまとめる。ここで $f(\delta)$ は、図中の破線の関数によって見積もるものとする。解析の初期条件として、礫層の上に一様に薄く砂が載った河床を想定した上で、流れ場を計算することによって τ_* を求める一方、 $\tau_{*e} = \tau_{*c}$ （ τ_{*c} ：無次元限界掃流力）とにおいて、式(4.7)の関係から礫の露

出率を推定する。これは、最終的な礫の露出率は砂が動かなくなった時点、流砂の静的平衡状態で得られると考えたためである。さらに、礫の露出率に応じた粗度を設定し直して再計算するといった操作を繰り返し、収束解が得られた時点で、各流量に応じた礫の露出率が得られるものとした。図-4.7には、各流量条件下で得られる礫露出率のコンター図を示す。砂州波高の違い、流量規模の違いによって礫露出率の分布が大きく変化する様子が確認できる。平常流量時の結果は、瀬で浮き石が出現し、平瀬から淵に至るのに伴って、沈み石、砂底と変化していく様子を表しており、一般に言われるような瀬・淵構造と底質構造タイプの対応関係（例えば、竹門，1995）が表現できている。

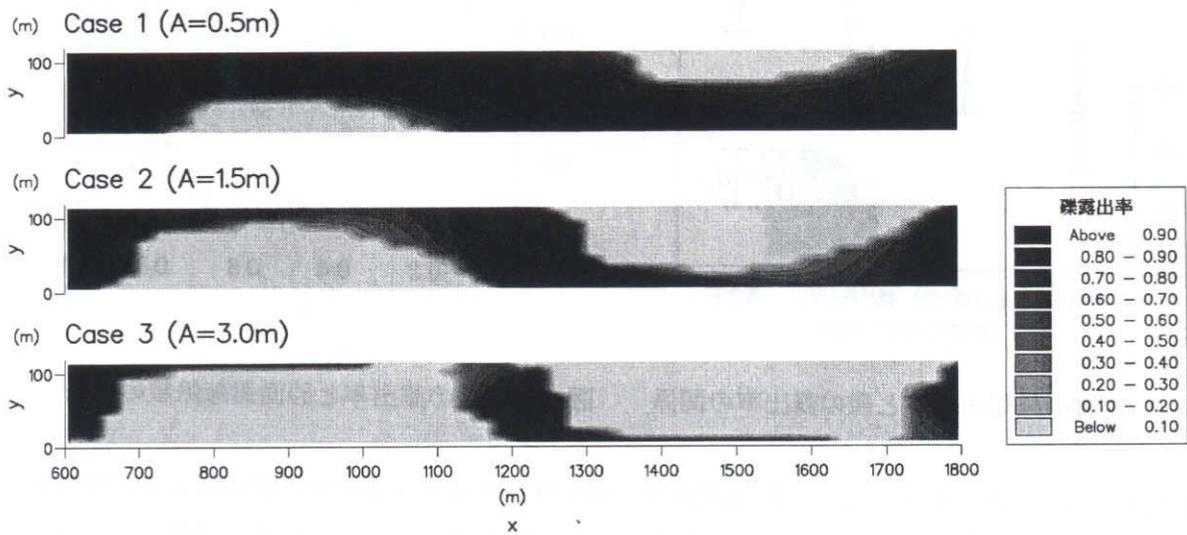


図-4.7a 流量 $30\text{m}^3/\text{s}$ 条件下における礫露出率のコンター図

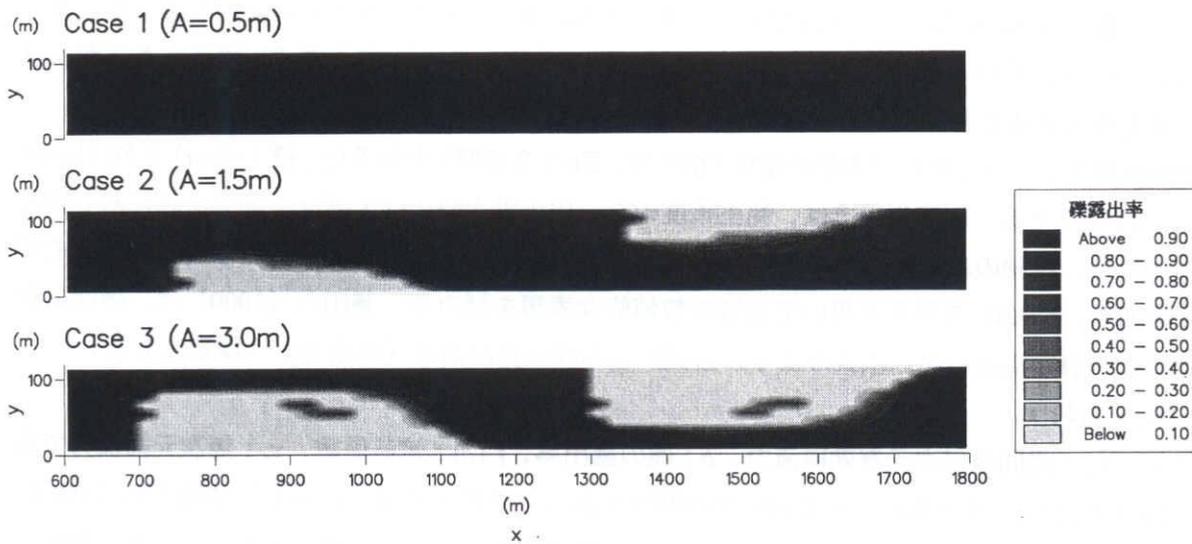


図-4.7b 流量 $180\text{m}^3/\text{s}$ 条件下における礫露出率のコンター図

(2) 流線の集中度の評価

魚類や底生動物の重要な餌資源として、流下してくる昆虫や有機物の存在が挙げられる。こうした餌の供給は、流れが集まるところに多いと考えられるので、流線の集中度を指標として考案する。辻本ら(2000)は既に、流速の流れ方向の変化率を算出することによって、流線の集中環境を近似的に把握している。しかし、実際の流れ場は流速の変化に伴って水深も変化するために、水深変化率の方が卓越する場合には、上記の想定によって流線の集中度を議論するのは適切ではないと考えられる。そこで、流線の集中(発散)率は、局所的な線流量の流線方向(s)に対する線流量の微小幅(b)の変化率と捉える。線流量を $q \cdot b$ (ただし、 q は単位幅流量)として、流線方向について全微分すると、 $d(q \cdot b)/ds = 0$ (連続式)より以下のように書ける。

$$\frac{d(q \cdot b)}{ds} = \frac{\partial q}{\partial s} b + q \frac{\partial b}{\partial s} = 0 \tag{4.8}$$

$$\frac{1}{q} \cdot \frac{\partial q}{\partial s} = -\frac{1}{b} \cdot \frac{\partial b}{\partial s} \tag{4.9}$$

したがって、流線の集中(発散)率は $1/q \cdot (\partial q/\partial s)$ (式(4.9)左辺)によって決定され、これが大きければ流線の集中度は高いことになる。

図-4.8には、流線集中環境の概念図を示し、図-4.9には、対象河道における解析結果を示す。図中の数値が正の箇所では流線が集中しており、負の箇所では発散している。平常時(30m³/s)には、ケース2に比べ、ケース1,3の方は流線が集中する領域は大きい。洪水時(180m³/s)にはその逆の現象が生じているのが特徴的である。

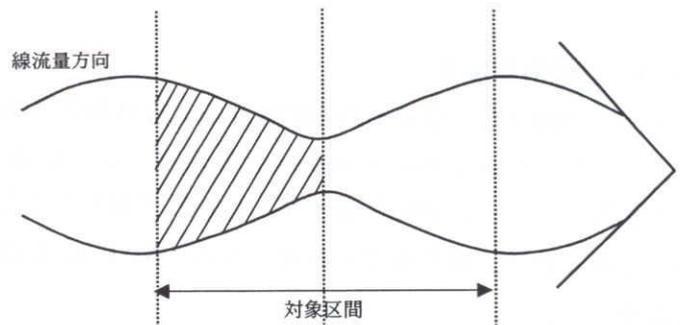


図-4.8 流線集中環境の概念図(斜線部で流線が集中)

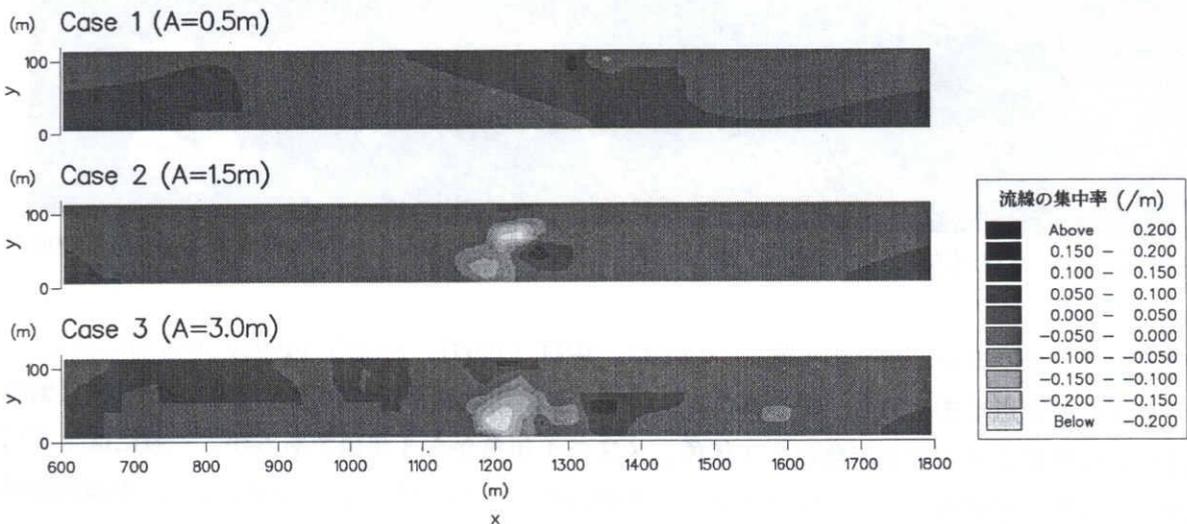


図-4.9a 流量 30m³/s 条件下における流線集中(発散)率(1/q · (∂q/∂s)[m⁻¹])の解析結果

4.3 河道の設定と流況の整理

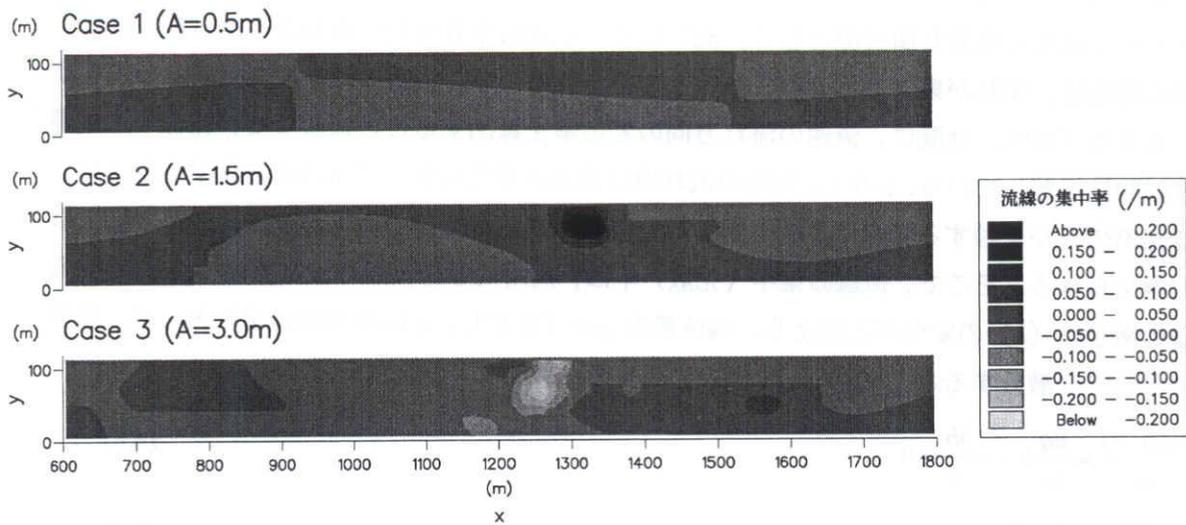


図-4.9b 流量 $180\text{m}^3/\text{s}$ 条件下における流線集中（発散）率 $(1/q \cdot (\partial q / \partial s)) [\text{m}^{-1}]$ の解析結果

4.4 生息場の評価とその考察

4.4.1 評価対象魚種

矢作川中流域に生息する魚類の中から、評価対象魚種として、オイカワ (*Zacco platypus*)、カワヨシノボリ (*Rhinogobius flumineus*) を選定する。図-4.10 には、両種の成魚の写真（リバーフロント整備センター，1996）を示す。4.2.2 で記した生息場の時間構造という観点から、両種の生活史を見るには、成長曲線が有効である。図-4.11 には、水野（1992）の著書にある両種の成長曲線を示す。



図-4.10 オイカワ（左）、カワヨシノボリ（右）の写真（リバーフロント整備センター，1996）

オイカワ、カワヨシノボリの生態については、中村（1969）、宮地ら（1992）の著書に詳しい。以下ではその要点をまとめる。オイカワについて、産卵期は6月初旬から8月下旬までで、（繁殖可能な）成熟期はオスで2年魚から3年魚；メスで1年魚から3年魚であるが、一般には2年で成熟し、成熟・産卵後には、ほぼ死亡する。産卵特性については、流れの緩やかな、平瀬の砂礫底にオスが産卵床を作り産卵床付近の一定区域を占有し、産卵は雌雄一対にて行われる。一方、

カワヨシノボリについて、産卵は5月初旬から8月下旬にかけて、平瀬の水深60cm以下、流速60cm/s以下のところで行われ、砂を掘りこんで巣をつくり、沈み石の石の裏面に卵を産みつけ、孵化するまでオスが保護するとされる。普通は2年で成熟し、産卵後死亡するのが一般的である。ここでは、オイカワ、カワヨシノボリを2年魚とみなし、各成長ステージの出現時季と体長の関係について、矢印を用いて図-4.11中に示す。また、両種の成長ステージによって変化する摂餌特性については、表-4.2にまとめる。

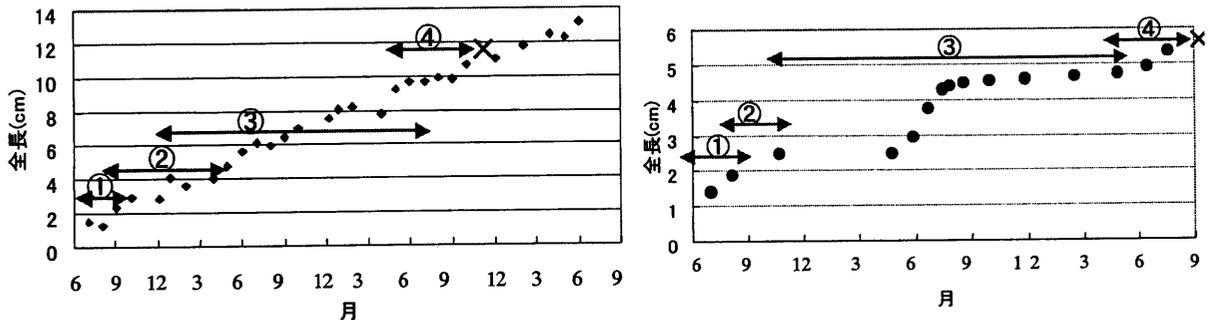


図-4.11 オイカワ (左)・カワヨシノボリ (右) の成長曲線
(左：水野・中川, 1968, 右：水野・宮城, 1968)

表-4.2 対象魚の成長ステージに応じた摂餌特性

成長ステージ	オイカワ摂餌特性	カワヨシノボリ摂餌特性
①仔魚期	浅く開けた流れの緩い所において流下物をとる	底生生活に入り、浮遊生物をとる
②稚魚期	付着藻類や水生昆虫を動き回りながらとる	浮遊生物をとる
③未成魚期	付着藻類を中心に、流下昆虫・底生昆虫もとる	平瀬～淵において、付着藻類や小型水生昆虫をとる
④成魚期	付着藻類を中心に、流下昆虫・底生昆虫もとる	平瀬～淵において、付着藻類や小型水生昆虫をとる

4.4.2 物理環境指標と選好曲線の設定

PHABSIM を適用し、生息場を評価するには、評価の対象生物に対して適当な物理環境指標を選び、各指標に対する生息適性(0~1)を表した選好曲線を作成する必要がある(図-2.2参照)。本研究では、流速(U)、水深(h)、Froude数(Fr)、礫の露出率(δ)、流線の集中率(Ψ)を物理環境指標とし(4.3.2参照)、それぞれについて選好曲線を設定する。表-4.3には、対象魚の生態的特徴と併せ、定位・摂餌・産卵・避難の各生息場評価に用いる物理環境指標をまとめる。

表-4.3 対象魚の生態的特徴と物理環境指標

魚種	成長ステージ	体長(mm)	行動モード 行動圏S(m)	定位(m=0)		摂餌(m=1)		産卵(m=2)		避難(m=3)
				環境指標(j)	環境指標(j)	餌	環境指標(j)	産卵環境	環境指標(j)	環境指標(j)
オイカワ	①仔魚	20	8.79	U, h, δ		浮遊有機物	U, Ψ			U
	②稚魚	40	10.56			底生藻類, 動物	δ			
	③未成魚	85	12.89			底生藻類, 動物	δ			
	④成魚	120	14.12			底生藻類, 動物	δ			
カワヨシノボリ	①仔魚	15	5.45	U, h, δ		浮遊有機物	U, Ψ			U
	②稚魚	25	6.24			浮遊有機物	U, Ψ			
	③未成魚	45	7.29			底生藻類, 動物	δ, Fr			
	④成魚	55	7.69			底生藻類, 動物	δ, Fr			

4.4 生息場の評価とその考察

流速、水深に対する選好曲線については、中村（1997）及び中村・小出水（1999）の言うところの第1種評価基準を採用し、礫の露出率及び Froude 数に対する選好曲線については、図鑑的知見（水野，1993；中村，1969）を活用し、作成する．流線の集中環境については、式(4.9)左辺に相当する、 $1/q \cdot (\partial q / \partial s)$ を基準として、これが正の場合、 HS (Habitat Suitability) 値を 1.0 とし、負の場合の HS 値を 0.0 とする．表中の摂餌場の環境指標について、浮遊有機物の供給量は、流線の集中環境に、底生（付着）藻類及び底生動物の生育・生息状態は礫露出率に依存することを表している．図-4.12 には、定位・摂餌・産卵場に関する選好曲線を示す．

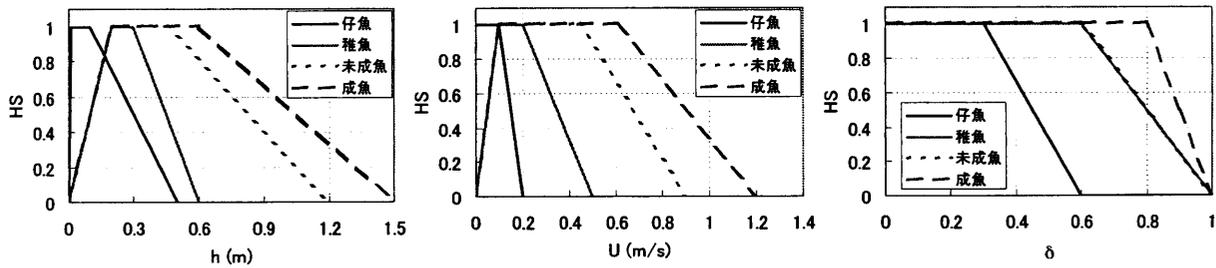


図-4.12a オイカワ定位場の選好曲線

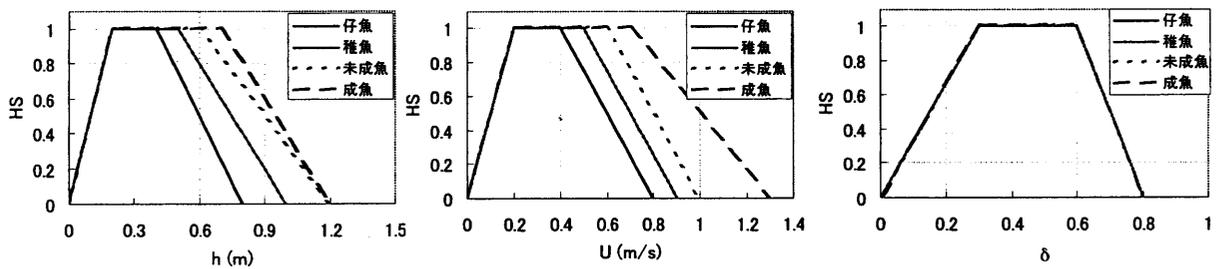


図-4.12b カワヨシノボリ定位場の選好曲線

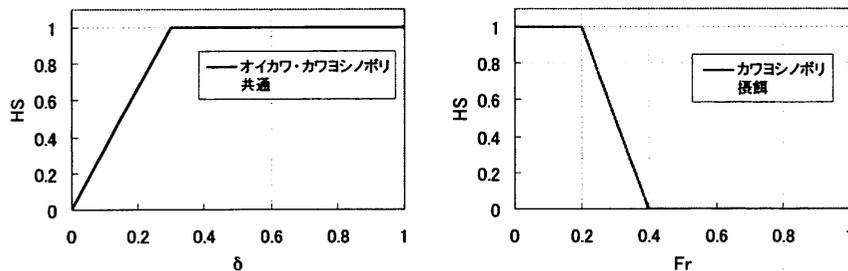


図-4.12c オイカワ・カワヨシノボリ摂餌場の選好曲線

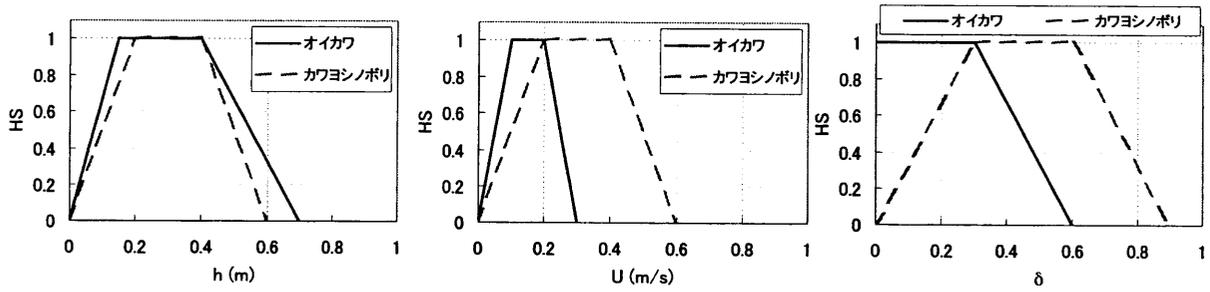


図-4.12d オイカワ・カワヨシノボリ産卵場の選好曲線

4.4.3 時空間構造を考慮した生息場の評価

ここでは、4.4.2 で記述した評価手法を用いて、空間的アクセス性の評価を行った上で、得られた \overline{CI} 評価値を考察する。まず、生活史と季節変化の2つの時間スケールの組み合わせによって得られる phase (図-4.2 参照) を設定する。両種的生活史について、図-4.11 を参考に、オイカワは夏から、カワヨシノボリは春からスタートとし、オイカワは2年後の秋に、カワヨシノボリは同年の夏に終了(死亡)するものと考えれば、季節変化に応じて、オイカワは a~o の15の phase に、カワヨシノボリは a~m の13の phase に分割できる。表-4.4 には、両種の成長ステージ及び季節変化と phase の対応関係をまとめて示す。また、凡例に摂餌、避難、産卵とあるが、定位場からそれぞれの生息場へのアクセス性を示している。

表-4.4 オイカワ、カワヨシノボリの成長ステージ及び季節と phase の対応関係

phase :	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l	m	n	o
オイカワ	仔魚		稚魚				未成魚						成魚		
	1年目						2年目			3年目					
	夏	秋	夏	秋	冬	春	冬	春	夏	秋	冬	春	夏	夏	秋
カワヨシノボリ	仔魚		稚魚			未成魚						成魚			
	1年目						2年目			3年目					
	春	夏	夏	秋	秋	冬	春	夏	秋	冬	春	春	夏		

図-4.13 には、オイカワ、カワヨシノボリのそれぞれについて得られる \overline{CI} 評価値の時間変化を示す。砂州波高の違いに応じ、上段にケース1、中段にケース2、下段にケース3が示される。図中の横軸は、オイカワ、カワヨシノボリの phase (表-4.4 参照) に対応している。

4.4 生息場の評価とその考察

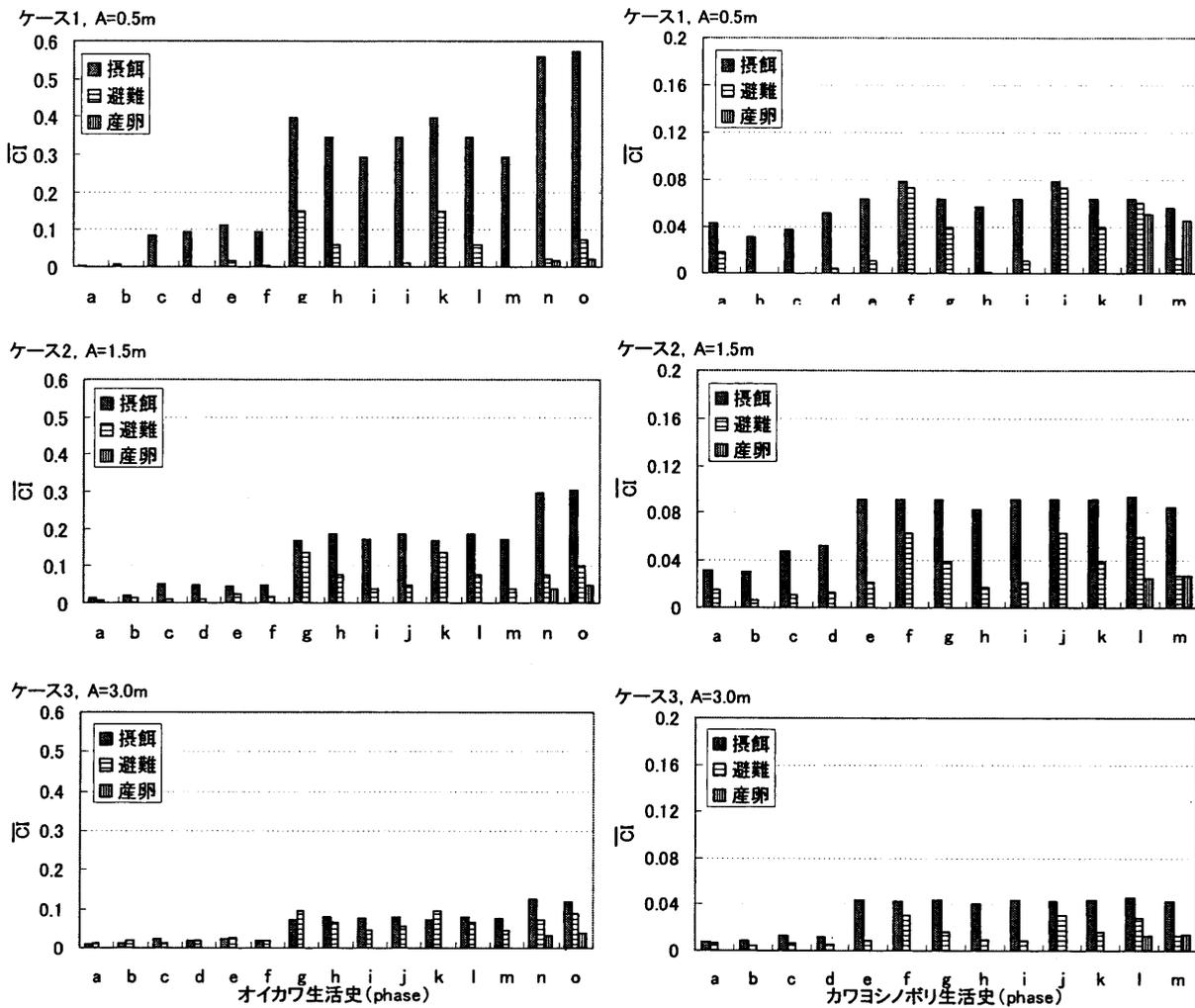


図-4.13 生活史 (phase) にそったオイカワ (左), カワヨシノボリ (右) の \bar{C} 評価値

図より、砂州波高の小さなケース (1) ($A=0.5m$) では、オイカワ、カワヨシノボリともに避難場へのアクセス性が確保されていない時期が多く存在し、存在した場合にも評価値が低いことが多く、このリーチを生活史を通じて利用するのは困難である。しかしながら、ここでは、特にオイカワについての摂餌場へのアクセス性の評価値は総じて高いため、限定的に利用されるものと考えられる。これは、砂州波高の小さいケース 1 の河道では、露出した礫の現れる区間の割合が大きい (図-4.7 参照) ことによっていと考えられ、凹凸の少ない河床上では、変化に乏しい瀬・淵の曖昧な河道となる代わりに、付着藻類の生育に適した底質が形成されるのであろう。一方、砂州波高の大きなケース (3) ($A=3.0m$) では、生活史を通じて避難場への高いアクセス性が確保されているが、評価値は総じて低く、夏季の出水期を中心とした安全な生息場が確保されていると考えられる。標準的な砂州波高を有するケース(2) ($A=1.5m$) は、上記のケース(1), (3) の欠点を補うようなバランスのとれた評価値分布を示しており、生活史を通じた利用が可能と考えられる。

4.5 結語

本章では、生息場の時空間構造に着目し、流況の季節変化、魚類の成長過程を組み合わせることによって、魚類生活史における時間的・空間的連続性を考慮した「魚類生息場の時空間構造モデル」を考案し、生息場評価を行った。交互砂州を模したモデル河道において平面 2 次元解析を用いて検討を行った結果、標準的な交互砂州を有する河道における生息場としての有効性を確認できた。この結果自体は、前章の検討・考察によるものと同様であるが、本章のように、摂餌、避難、産卵といった魚類生態の細部にわたるモデル化を行い、季節変化に応じた生息場特性の変化を考察した結果において、同様の結論が導き出せたことに大きな意義がある。

本章で生息場評価の基本とした PHABSIM の考え方は、①各環境指標をそれぞれ独立に扱っているために、各指標間の相互依存性が無視されている問題を内包しており、また、これを適用しても記述できなかった問題として、②他の生物などとの被食・捕食、競争などの生物間相互作用、③移動・回遊などを始めとする「行動」の把握が挙げられる（中村，2000）。①、②の問題点については、後の第 7 章にてその一部を考察するが、本章における成果は、リーチ・スケールを対象としたものであり、降海、遡河するような回遊魚には生活史を通じて適用できるわけではないものの、上記の③を解決するための糸口を提供するものであると思われる。今後は、こうした取り組みを積み重ねていき、本章で取り扱った魚類生息場を始めとする適正な生態系評価手法の開発に関する諸問題を解決していきたい。

参考文献

- 芦田和男・藤田正治（1986）河床粒子の浮遊機構とそのモデル化，土木学会論文集，第 375 巻，II-6 号，pp.79-88.
- 東信行（1999）ラジオテレメトリーを用いたウグイ (*Leuciscus hakonensis*) における河川空間利用の時間的変化，河川生態環境評価基準の体系化，平成 9~10 年度科学研究費補助金（基礎研究 A1）研究成果報告書，pp.155-165.
- 島谷幸宏・萱場祐一・渡辺昭彦（1996）水辺における生物生息空間創成技術及び生物保全工法に関する研究，平成 7 年度環境保全研究成果集，No. Pt 2，pp.83.1-10.
- 竹門康弘（1995）水域の棲み場所を考える，棲み場所の生態学（竹門康弘，谷田一三，玉置昭夫，向井宏，川端善一郎著），共生の生態学シリーズ 7，平凡社，pp.11-51.
- 田代喬・伊藤壮志・辻本哲郎（2002）生活史における時間的連続性に着目した魚類生息場の評価，河川技術論文集，Vol. 8，pp.277-282.
- 辻本哲郎・田代喬・伊藤壮志（2000）生活圏の連結性に着目した魚類生息環境評価法の提案と河道内微地形の役割評価，河川技術に関する論文集，Vol. 6，pp.167-172.
- 寺本英（1997）数理生態学，朝倉書店，183p.
- 中川博次・辻本哲郎（1986）移動床流れの水理，新体系土木工学 23（土木学会編），技報堂出版，

310p.

- 中村俊六 (1997) 多自然型護岸などの小規模フィッシュ・ハビタット (魚類生息場) の評価法に関する研究, 河川整備基金助成事業, 86+55p.
- 中村俊六・小出水規行 (1999) 第 1 種適性基準 (案), IFIM 入門 (アメリカ合衆国内務省国立生物研究所原著・発行, 中村俊六・テリーワドゥル訳), 財団法人リバーフロント整備センター, pp.145-150.
- 中村俊六 (2000) 魚類生息場評価, 河川生態環境評価法 (玉井信行, 奥田重俊, 中村俊六編), 東京大学出版会, pp.168-183.
- 中村守純 (1969) 各種の生活史の記載—オイカワ—, 日本のコイ科魚類, 財団法人資源科学研究所, pp.224-231.
- 藤田正治・澤田豊明・水山高久・木下篤彦 (2000) 砂防ダムからの排出土砂の移動とそれが溪流環境に与える影響, 水工学論文集, 第 44 巻, pp.1215-1220.
- 水野信彦 (1992) 魚類の生態学的研究, 河川の生態学補訂版 (水野信彦, 御勢久右衛門著, 沼田真監修), 築地書館, pp.104-214.
- 水野信彦・中川尚之 (1968) オイカワの生長, 大阪府の川と魚の生態, 大阪府水産林務課, pp.164-177.
- 水野信彦・宮城正義 (1968) カワヨシノボリの生長, 大阪府の川と魚の生態, 大阪府水産林務課, pp.178-182.
- 道上正規・藤田正治・北川豊広・三村光太郎 (1994) 空隙の大きな河床への浮遊砂の沈み込み課程と非平衡浮遊砂, 水工学論文集, 第 38 巻, pp.609-614.
- 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦 (1992) 原色日本淡水魚類図鑑, 保育社, 520p.
- 楊継東・関根雅彦・浮田正夫・今井剛 (1999) 行動モードを考慮した魚の環境選好性に関する実験的研究, 土木学会論文集, 第 636 巻, VII-13 号, pp.35-45.
- 楊継東・関根雅彦・浮田正夫・今井剛 (2001) 行動モードを考慮した魚の生息環境評価手法に関する研究, 土木学会論文集, 第 671 巻, VII-18 号, pp.13-23.
- リバーフロント整備センター編 (1996) 川の生物—フィールド総合図鑑一, 山海堂, 383p.
- Biggs, B. J. F., M. J. Duncan, S. N. Francoeur and W. D. Meyer (1997) Physical characterization of microform bed cluster refugia in 12 headwater streams, *New Zealand J. Marine & Freshwater Res.*, Vol. 31, pp.413-422.
- Matthaei, C. D. and H. Huber (2002) Microform bed clusters: are they preferred habitats for invertebrates in a flood-prone stream?, *Freshwater Biol.*, Vol. 47, pp.2174-2190.
- Matthews, W. J. (1998) Disturbance, harsh environments, and physicochemical tolerance, *Patterns in Freshwater Fish Ecology*, Chapman & Hall, New York, pp.318-379.
- Minns, C. K. (1995) Allometry of home range size in lake and river fishes, *Can. J. Fish. & Aquat. Sci.*, Vol. 52, pp.1499-1508.
- Resh, V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. A. Sheldon, J. B. Wallace and R. C. Wissmar (1998) The role of disturbance in stream ecology, *J. North Am. Benthol. Soc.*, Vol. 7, pp.433-455.

5 河床の低攪乱化に伴う付着藻類の繁茂

5.1 概説

河床に生育する付着藻類は、魚類・底生動物の餌資源として重要であるが、近年、ダム下流などの攪乱機会の減少した河道（低攪乱礫床）において、時に異常繁茂の傾向を示す例が見られる。この異常繁茂を構成するのは、主にカワシオグサなどの大型糸状藻類であり、河川空間における景観面の悪化だけでなく、餌資源の質的变化を伴うことによってアユの成長を阻害する（内田，2002）など、生態系へ及ぼす影響も甚大であるため、こうした状況の早急な改善が求められている。このような付着藻類の異常繁茂を制御していくためには、生育状況を左右する様々な物理・化学・生物的要因を整理した上で、これらによる影響を考慮できる繁茂動態の評価・予測手法の構築が必要である。

既往の研究では、個体群動態モデルなどの数理モデルを用いた検討がなされており、主に物質収支に着目した水域生態系モデル（例えば、楠田，2000）を援用した例（井上，1996；Duong *et al.*，2001；戸田ら，2003）が多い。これらは、藻類の生育形態に着目することによって種間競争を議論できるレベルにまで発展させられてきた（Duong *et al.*，2001；戸田ら，2003）。しかしながら、室内水路における定常な流れの下での藻類の繁茂状況の再現にとどまっているために、増殖・代謝に関する記述に汎用性が見られる一方で、実河道への適用を考えた場合には、物理的剥離に関する記述は不十分であったことは否めない。

一方、この付着藻類の物理的剥離について、最近では、実験水路における検討とその理論的解析から、掃流砂礫の運動と関連付けられている（北村ら，2000；山本ら，2003）。著者らは、この掃流砂礫による剥離効果を組み込んだロジスティック方程式を用いて、まずは、藻類の植被（面積）率を対象として（辻本ら，2002；田代・加賀・辻本，2003a），次いで、単位面積当たりの強熱減量を対象として、付着藻類の繁茂動態モデルの構築を試みてきた（田代・加賀・辻本，2003b）。これらによって、あるリーチ内において時間的・場所的に変動する物理環境条件に応じた繁茂動態を議論できる素地は整ってきた。しかし、平坦河床において理論展開されてきた剥離モデル（北村ら，2000）を実際の河床に適用すると、剥離効果が過大に評価され（辻本ら，2002；田代・加賀・辻本，2003a；2003b），その再現性を定量的に議論できるレベルまでには至っていない（田代・加賀・辻本，2003b）。また、増殖に関する記述についても、実際の観測結果と物理量との関係に基づいており、汎用性という点でも不十分であった。

本章では、時に異常繁茂の状態を呈する、低攪乱な状況下における付着藻類の繁茂動態の解明を目的に、特に剥離効果の適正な評価について検討した上で、付着藻類の増殖・剥離過程に関するモデル化を行い、矢作川中流を対象として本手法の適用性について検討する。以下では、5.2において、矢作川中流において対象リーチを設定し、行った調査をまとめ、付着藻類生育の現況

5.1 概説

を捉える。5.3 では、室内水路において行った砂利投入実験をもとに藻類剥離効果を評価した上で、掃流砂礫による付着藻類の剥離効果と河床攪乱強度の関係について考察する。さらに、5.4 では、既往の生理・生態学的知見をもとに、付着藻類の繁茂動態についてのモデル化を行い、5.5 では、本モデルを矢作川現地河道に適用し、付着藻類の繁茂動態をシミュレートしながら議論を行う。

5.2 矢作川中流における付着藻類生育場の現況

5.2.1 対象区間の概要

矢作川では、治水ならびに農・工業用水、発電利用のために、河口から 34km～80km 地点の本川区間に 7つのダム・堰堤が建設されている（図-3.2 参照）。このうち、カワシオグサの異常発生が見られるのは、ダム・堰堤群のなかで下流側に位置する阿摺ダム、越戸ダム、明治頭首工それぞれの下流部である（内田, 1997）。既に第3章でも示したように、これらの場所では、上流でのダム建設を始めとする多様なインパクトによって、河床のアーマー化（粗粒化）が進行し、河床が攪乱されにくくなって、生育・生息場が変質されてきた。本章の調査対象区間は、越戸ダム（45.8km 地点）下流に位置する矢作川 42km 地点付近のリーチに設定する。この付近の河道は複断面形状を示し、低水路内は砂州と瀬・淵構造によって特徴付けられる。河幅が約 250m あるのに対し、低水路幅は約 100m、高水敷は河畔林や竹林が密生しているなど矢作川中流域の特徴を呈している区間である。本区間の河道動態については 3.2 でまとめた通りであるが、付着藻類の生長には水中の栄養塩も重要であるとの認識から、ここではそれに加え、水質特性について概観する。

矢作川中流における水質特性については、対象区間の下流、明治用水頭首工（34.6km 地点）にて 1990 年 4 月～1998 年 3 月に連続的に観測されたデータ（愛知県環境部, 1990-1996; 1998）（1997 年は観測機器更新により、欠測期間が長いために割愛）が存在する。このデータをもとに、全窒素濃度と全リン濃度の関係を図-5.1 のように作製した。図中の両濃度の比率から、Borchardt(1996) に従えば、矢作川中流における河川水の栄養状態としては「リン制限」にあることが分かる。また、対象区間に程近い古巣地区（44km 地点）において、1999 年 8 月～2000 年 3 月にかけて継続的に水質を調査した白金(2002)によれば、洪水直後を除いて富栄養化をもたらすほどの値を検出することは無く、愛知県環境部（1990-1996; 1998）の観測データと比較してもほぼ同様の値であった。これらから、ダム建設などによって水質特性が変化してきた（内田, 1997; 3.2.7 参照）とされる近年においても、矢作川中流における河川水の栄養状態として

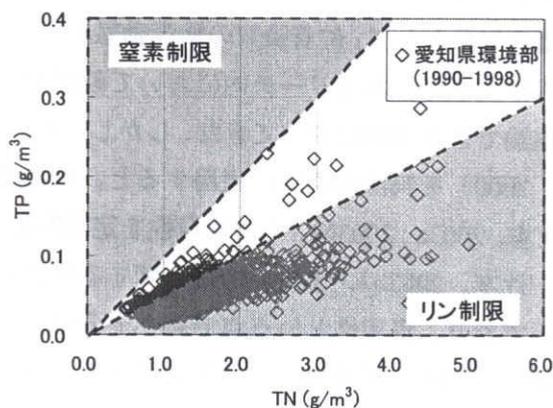


図-5.1 矢作川中流における全窒素濃度 (TN) と全リン濃度 (TP) の関係

は低いと判断できる。

5.2.2 物理環境に関する調査

調査に先立って、対象区間における河床形状把握のため、GPS (Global Positioning System) とレベル測量を併用して縦断方向 (x) に約 20m 間隔、横断方向 (y) に約 5m 間隔で測量を実施するとともに、水深、流速分布を調べた。流速の計測は、6 割水深において電磁流速計を用いた。このようにして得られた河床高コンター図を図-5.2 に、水深、流速の平面分布を、それぞれ図-5.3、図-5.4 に示す。図中、水深、流速の計測時点 (2001 年 8 月 17 日) での日平均流量は $15.0\text{m}^3/\text{s}$ であり、表-3.1 を参照すれば、低水流量規模に相当することが分かる。

また、河床材料 (底質) については、その粒度と構造を調査した。粒度は、粒径を (1) 20cm 以上, (2) 5~20cm, (3) 1~5cm, (4) 0.1~1cm, (5) 0.1cm 以下の 5 クラスに、底質構造 (類型) は、竹門 (1995) (図-4.3 参照) を参考に、(1) 浮石 2 層, (2) 浮石 1 層, (3) 載り石, (4) 浅い沈み石, (5) 深い沈み石, (6) 石無しの 6 クラスに分類した。これらの調査結果を平面分布として表したのが、それぞれ図-5.5, 図-5.6 である。矢作川中流 (42km 地点) の現状の底質は、主として 1cm 以下の砂集団と礫層を構成する粒径 5cm~20cm 集団の組み合わせで構成されている (図-3.9 参照) が、図-5.5 もそれを裏付ける結果となっている。そこで本研究では、既に 4.3.2 で扱った、底質構造を把握できる礫の露出率 ($\delta = 0.0 \sim 1.0$) を調査した。この礫露出率は、浮き石・沈み石などの底質構造類型と良好な相関関係にある (図-4.5 参照) ことが分かっており、この関係と図-5.6 をもとに、礫露出率コンター図は図-5.7 のように書ける。なお、図中には植生域分布も示した。

ここで示した対象区間内の各種物理量の分布 (図-5.2~5.7 参照) から、上流部は淵、中央部から下流部にかけては瀬の状況を呈している様子が分かる。また、このような縦断方向の連続的な変化に伴って、上流部から下流部にかけて、砂底、沈み石、載り石、浮き石といった具合に、底質構造も変化していることから、瀬・淵構造と対応している様子が伺える。

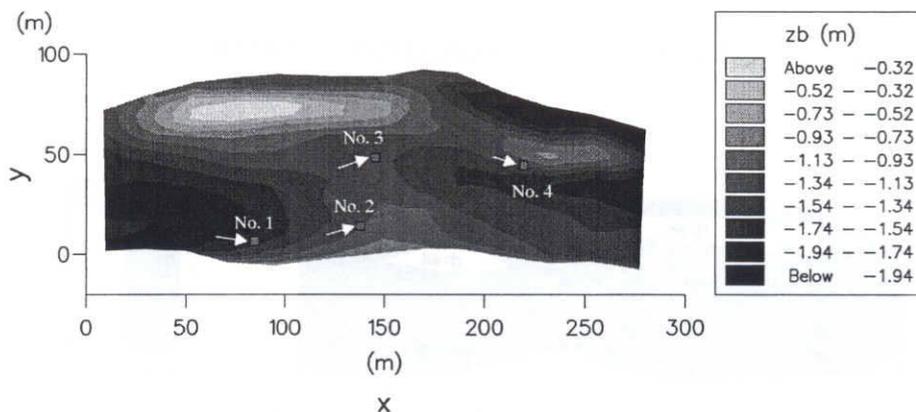


図-5.2 矢作川対象区間における河床高コンター図 (矢印は流向)

5.2 矢作川中流における付着藻類生育場の現況

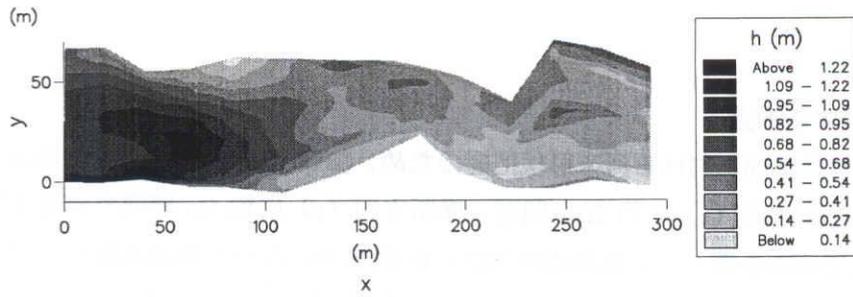


図-5.3 矢作川対象区間における水深コンター図

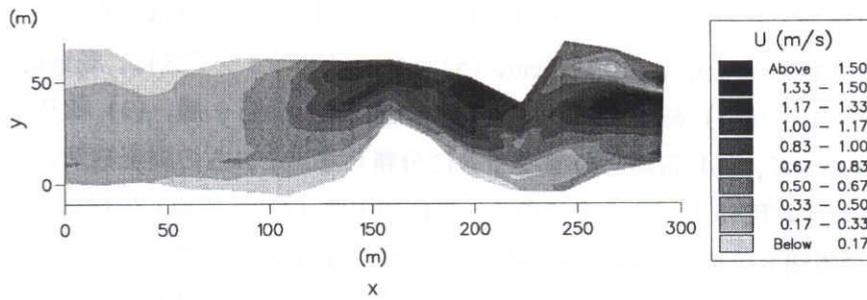


図-5.4 矢作川対象区間における流速コンター図

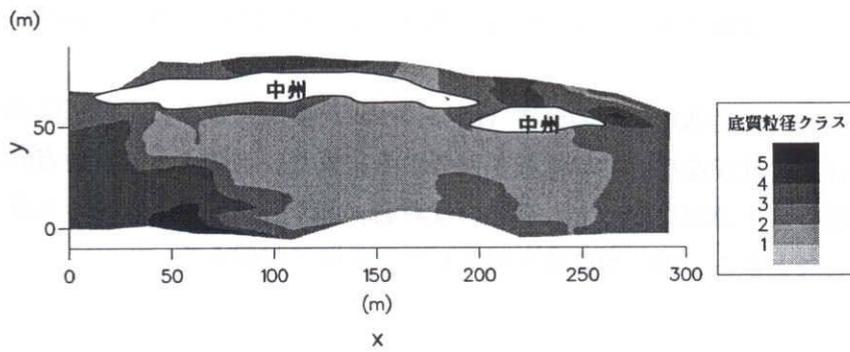


図-5.5 矢作川対象区間における底質粒径クラス分布

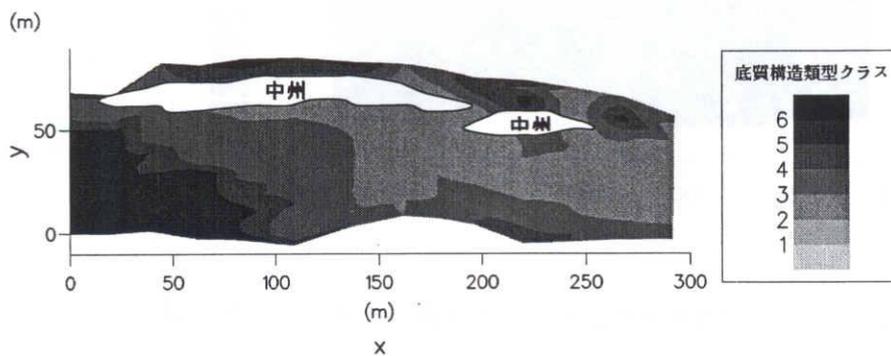


図-5.6 矢作川対象区間における底質構造類型分布

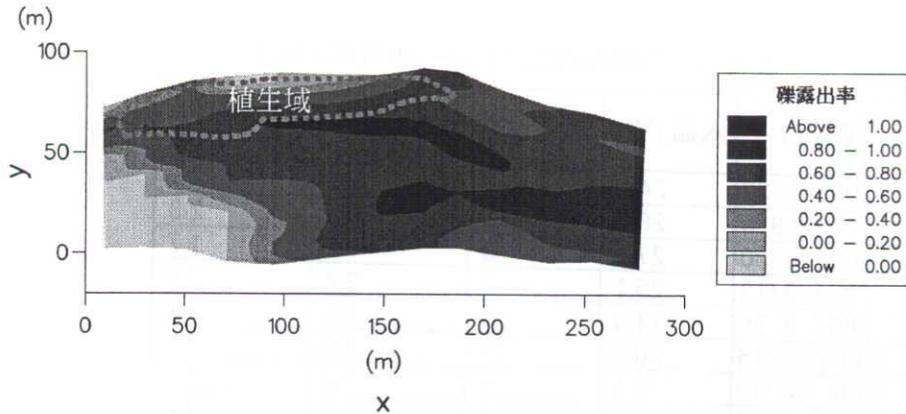


図-5.7 矢作川対象区間における礫露出率コンター図

5.2.3 付着藻類の繁茂状況調査

図-5.2 中のコドラートを対象として、付着藻類の繁茂状況を調査する。各コドラートは $1\text{m} \times 1\text{m}$ の大きさで、瀬・淵構造の変化に伴う物理環境の違いを代表するように、それぞれ、No. 1: 淵、No. 2: 平瀬、No. 3: 平瀬～早瀬、No. 4: 早瀬に設定した。調査は 2002 年 7 月 23 日 ($t=0$ day (以下、d と表記)) から 2003 年 1 月 15 日 ($t=176$ d) まで、月 2 回の頻度で実施した。

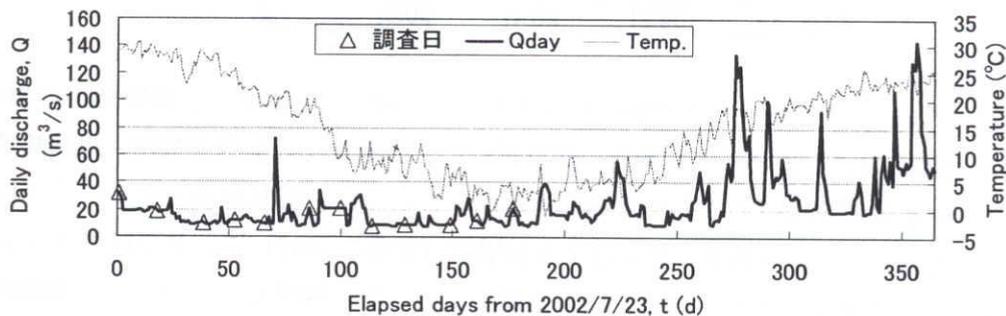


図-5.8 調査期間中の日平均流量と気温の変化

図-5.8 には、調査期間を含む 1 年間の日平均流量と日平均気温の変化（気象庁電子閲覧室，2002-03）を示す。各調査時点における水質（水温，濁度，栄養塩濃度）を「HORIBA マルチプローブ W-23（堀場製作所製）」により測定し、各コドラートにおける流速（6 割水深），水深を測定した。各調査時点における水質測定結果を表-5.1 に、各コドラートで測定した流速，水深を表-5.2 にまとめる。

表-5.1 中の水質データは 42km 地点のものであり，44km 地点を中心とした一連の水質測定結果（白金，2002）とほぼ同様であるはずだが，現状では，検出方法の違いによるデータ範囲の違いのために，それぞれの水質データをリンクさせた議論はできない。しかし，表-5.1 中に現れている，秋から早春にかけての栄養塩濃度の上昇傾向は，白金（2002）の測定した全ての地点においても確認された傾向であり，同一計器により表示されデータ範囲内における相対的な変化については議論できると考えられる。

表-5.1 各調査時点における水質測定結果

調査日	水温(°C)	濁度(度)	イオン濃度	
			Cl ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)
2002/7/23	24.6	37	0.0	1.3
2002/8/9	26.8	13	0.8	2.3
2002/8/30	27.4	3	1.2	1.7
2002/9/13	25.1	4	2.4	2.5
2002/9/26	21.3	5	3.0	7.1
2002/10/16	20.0	13	3.0	7.1
2002/10/30	15.1	5	2.0	7.4
2002/11/13	13.1	4	2.2	7.4
2002/11/28	11.6	37	5.4	9.5
2002/12/18	6.7	32	2.9	8.8
2002/12/30	6.1	42	2.0	8.3
2003/1/15	4.8	17	5.0	14.6

表-5.2 各コドラートにおける流速, 水深

	流速 (cm/s)		水深 (cm)	
	平均	標準偏差	平均	標準偏差
No. 1	25.0	9.8	88.1	7.5
No. 2	28.8	18.3	31.8	6.9
No. 3	67.5	28.9	59.2	10.9
No. 4	104.2	23.4	50.6	7.2

付着藻類サンプルは、コドラート内の繁茂状況を代表する礫を2個選択し、各礫面上の10cm×10cm領域内を全量採取することにより得た。採集試料は、同定及び細胞数計数用、強熱減量測定用、クロロフィルa量測定用にそれぞれ3等分するが、ここでは、強熱減量とクロロフィルa量の結果について考察する。強熱減量の測定は下水試験法(佐藤, 1987)に、クロロフィルa量の測定はLorenzen法(西条・三田村, 1995)にしたがって行った。採集したサンプルの強熱減量及びクロロフィルa量について、各コドラート(No. 1~4)における平均値の時間変化を図-5.9に示す。

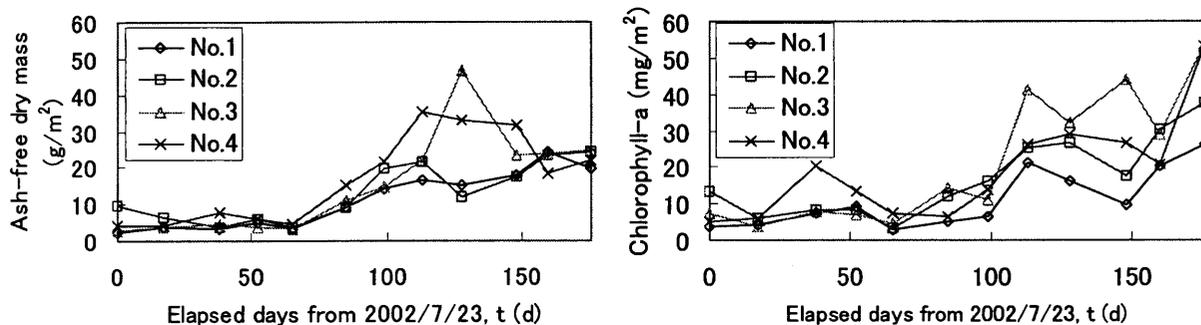


図-5.9 各コドラートにおける強熱減量(左)とクロロフィルa量(右)の時間変化

両図から、秋口（9月下旬）より増殖傾向が始まること、11月中旬～12月中旬と1月上旬の2回のピークを有することが確認できる。この結果を同じ中流域における複数の調査結果（内田，1997；内田ら，2002）と比較した結果，2002年の本調査結果（42.0km地点）は，1995年の阿摺ダム直下流（53.0km地点）のものと同様の傾向を示している。当該時点の日流量時系列を参照すると，この両年は，増殖期間（9月下旬～1月上旬の約3ヶ月間）中に出水が無いことから，図-5.9は，平常流量時における典型的な増殖過程を示していると推測される。

5.2.4 矢作川中流における付着藻類の消長要因

一般に，付着藻類の現存量は，光・水温など気象条件による影響，水質・栄養塩など流入条件に起因する影響，流速・底質・攪乱（流砂）などの物理条件による影響，捕食などの生物的作用による影響によって制限される（Borchardt, 1996；Stevenson, 1996；Peterson, 1996）。ここでは，対象区間における付着藻類繁茂を論じるに際し，まずは，当該区間において優占が確認されているカワシオグサの生態を既往の調査・研究からまとめる。

カワシオグサを含む *Cladophora* 属は，世界各地に生息し，様々な研究が行われている。Whitton（1977）によれば，カワシオグサは水温 6°C～30°Cが生育範囲であり，15°C～20°Cでは最も早く成長し，春の終わりと秋の2回に生長ピークがあるとされる。その大繁茂については，富栄養化された汚水中で確認されており，南アフリカでは，20mにまで生長した例が報告されている（Joska *et al.*, 1994）。ダムの河川生態への影響について取りまとめた Petts（1984）の著書によれば，カワシオグサをはじめとする付着性緑藻の異常繁茂は，富栄養化しさらに河床の攪乱が減少した河川における一般的な傾向であるとされている。また，Whitford & Schumacher（1961）は，汚水濃度，流速と藻類の生育の関係を調べた研究から，カワシオグサはより速い流速を好み，その原因は，栄養塩を有効に取り入れるためであるとしている。さらに，洪水のような大きな流速に対しても，Brock *et al.*（1999）によれば，衰弱したもののみ剥離・除去されるというように，流速のみのインバクトには非常な耐性を持つ。また，比較的堅固で，枝状に広がる形態から，他の生物の餌としては適さないが，多くの無脊椎動物にとっての生息場を提供するとされている（Power, 1991; 1992）。我が国においても，香川（1999）は，ダムによる河川水質の変化について検討し，深層放流型のダムの下流ではしばしばカワシオグサの繁茂が見られ，その原因としてダム下流の比較的安定した流れとダム湖底からの栄養供給を挙げている。矢作川中流を対象としたものについて，内田（1997）は，底生生物の変遷に関する文献調査から，1960年代以降の底生動物相の変化はこれらの地点での富栄養化と河床の安定化傾向を示すものであり，こうした河川の状況の変化がカワシオグサの異常繁茂と関係しているものと考えている（3.2.7参照）。一方，野崎・内田（2000）は，矢作川を始めとする河川の栄養塩濃度と大型糸状藻類の発生についてまとめる中で，矢作川中流も含め，極めて低い栄養塩濃度の河川においても発生が見られることを確認し，日本の河川では，潜在的に大型糸状藻類が繁茂できる環境にあることを示唆しており，栄養塩を瞬間的な濃度だけでなく，累積的な供給量という視点で捉えなおすべきであるとしている。

これら既往の研究に鑑みて，矢作川中流における付着藻類の消長要因について考えるに，捕食

の効果は藻類の増殖に比して小さく、①低攪乱化された河床状態、②水温、日照時間などの気象条件、③栄養塩の累積的供給（野崎・内田，2000）による影響が重要であるとの認識に基づいて、以下の議論を行う。

5.3 掃流砂礫による付着藻類の剥離効果と河床攪乱作用

5.3.1 概説

第3章における生息場評価によって、河川中流部における物理環境変化を、総合的に、かつ、簡易に判断できる指標の一つとして、河床攪乱頻度の有用性を示した。しかし、河床攪乱頻度は、河床を構成する材料が動く確率を表現したものであるため、細かな砂が動くのと粗い石礫が動くのを同列に扱っている上に、これらの材料が動いたとして、生息場にどのようなインパクトを与えるかについての検討はなされていない。また、このような基準から低攪乱河床と判断された場合にも、上流から流送される比較的細かな砂が河床に与える攪乱作用が、付着藻類の繁茂を制御することも予想され（5.3.2で記述）、生息場の維持・復元に寄与する可能性も指摘されている（辻本ら，2002）。そこでここでは、3.1で定義した3段階の河床攪乱強度のうち、(II)河床は動かないが、流送砂礫が河床の石礫に与える衝撃によるもの、(III)河床を構成する石礫が輸送されることによるものを対象とし、付着藻類の剥離効果を基準とすることによって、河床攪乱作用の評価に関する検討を行う。

本節では、まず、5.3.2において掃流砂礫による付着藻類の剥離効果を記述し、続く5.3.3において、付着藻類の剥離効果から見た河床攪乱作用について考察した上で、矢作川中流の現地河道条件（3.2参照）の導入により、対象区間における河床攪乱作用の経年変化を記述する。

5.3.2 砂利投入による付着藻類の剥離除去に関する水理実験

矢作川中流では、糸状藻類の異常繁茂した河床状態の復元を目指し、1995年度より、砂利投入実験が試みられているが、砂利投入を行う時期、場所、手法についての検討が不十分であったために、明確な効果は確認できなかった（田中，1997；1998；1999；2000）。ダム建設によって流砂の連続性が失われている現状では、河床状態の復元は困難であるため、本来ならば、長期的視点にたって、供給土砂を旧来のレベル程度まで回復し、河床が頻繁に攪乱されるように復元するべきである。しかしながら、これを実現するのは様々な制約から困難な場合が多い。また、仮に実現に向かうとしても、これまで数十年かけて変化してきた河川の状況は、回復するまでにさらに多くの時間を費やすであろう。既に繁茂してしまったカワシオグサの生育状況（前述）に鑑みると、短期的視点にたった何らかの代替措置が必要となる。ここでは、カワシオグサ繁茂制御には、アーマー化した河床上を投入砂礫が移動することで河床に攪乱を与える効果が期待されることから、砂利投入も有効な手法の一つに成り得るものと考え、室内水路において砂利投入による藻類剥離実験を行い、カワシオグサの剥離特性に関する考察を行った。

(1) 砂利投入によるカワシオグサ剥離実験

実験水路は、図-5.10 に示すような、長さ 8m、高さ 0.2m、幅 0.3m の矩形断面を有する名古屋大学地圏環境工学専攻の可変勾配直線水路である。この水路に、高さ 0.1m の木製固定床を取り付けて、その固定床の途中区間に 0.4m だけカワシオグサの生えた巨礫を設置するための凹部を設けた。固定床表面は塗装して滑面とした。

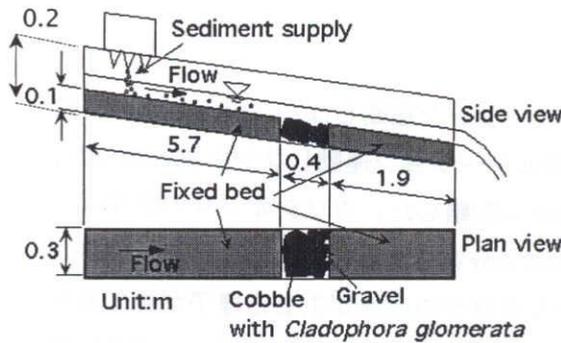


図-5.10 実験装置の概要
(単位は全て m)

表-5.3 実験条件と結果の概要

Case No.	1	2	3	4	5
礫採取日	1999/11/24	1999/12/1	1999/12/7	1999/12/14	2000/1/11
実験日	1999/11/29	1999/12/3	1999/12/8	1999/12/17	2000/1/12
勾配 S	1/100	1/25	1/25	1/25	1/25
Q ($10^2 \text{ m}^3/\text{s}$)	1.8	2.8	2.8	2.8	1.3
U (m/s)	1.0	1.9	1.9	1.9	1.4
h (m)	0.06	0.05	0.05	0.05	0.03
d (mm)	1.6	3.5	3.5	1.6	3.5
q_B ($10^4 \text{ m}^2/\text{s}$)	1.17	4.71	2.30	2.60	2.43
p ($10^4/\text{s}$)	0.20	4.83	2.15	1.08	1.60

実験で使用したカワシオグサの生えた巨礫は、矢作川越戸ダム下流部の古嵐地区において、1999年11月24日から2000年1月11日にかけて採取されたものである。採取地点は、平水状態で水深約0.5m、流速約0.5m/sである瀬の流心付近であり、河床はアーマー化されて巨礫が露出している。採取期間においては、河床の大部分の巨礫上面においてカーペット状に3cm程度の長さのカワシオグサが繁茂していた。こうした巨礫のうち、比較的平らな面をもち、そこにほぼ均質に被度90%以上でカワシオグサが繁茂しているものを採取した。実験ケースごとの採取日と実験日は表-5.3に示すとおりであり、採取後実験日までには、エアポンプを装着した水槽において保存した。実験直前に、観察のための矩形区間だけが残るようにブラシでカワシオグサをはぎ取り、このカワシオグサの生えた平らな部分が固定床表面とほぼ同じ高さになるように、巨礫を前述した固定床間のスペースに設置した。さらに、この巨礫と固定床のすき間は直径約3cmの礫で埋めた。

水路上流端には投入する砂礫の速度と総量を調整するための砂礫投入装置を取り付け、砂礫がほぼ一定の速度で供給されるようにした。実験では、平均粒径 (d) 3.5mm の礫と 1.6mm の砂を使用して、粒径の違いによる剥離状況の違いを検討することとした。粒径のほか、流量 (Q)、河床勾配 (S)、砂礫投入速度 (q_B : 単位幅流砂量) を変化させた合計 5 ケースの実験を行い、それぞれのケースについて、砂礫の移動状態とカワシオグサの剥離の様子を観察するとともに、一定量の砂礫投入ごとに通水を止めて、写真撮影とスケッチによりカワシオグサの剥離状況の時間的変化を記録した。実験条件を表-5.3 に示す。表中、 U : 断面平均流速、 h : 水深、 p : 剥離特性値 (単位時間当たりのカワシオグサの剥離率) である。また、本実験における砂礫投入速度 q_B (表-5.3 参照) は、砂礫径 d を 1mm、エネルギー勾配 I_e を 1/670、河床の礫露出率 δ を 0.8 と仮定して

行った簡単な等流計算（後述，5.3.3 参照）によれば，十分な砂礫供給があった場合には，単位幅流量で $q = 7.0 \sim 23.0 \text{ m}^2/\text{s}$ の条件下における流砂量と等価になることが確認されている．矢作川対象区間における河幅が 120m 程度であること（5.2.2 参照）を考えれば，現状の年最大（日平均）流量規模（ $Q = 830 \text{ m}^3/\text{s}$ ，表-3.1 参照）以上の洪水時における流砂量に相当することが分かる．なお，今回の実験では，最も掃流力が大きいケースでも，砂礫の投入を行わずに流れだけを作用させた場合には，カワシオグサの剥離は全く生じなかった．これは，前述したカワシオグサの生態に関する記述（Brock *et al.*, 1999）に反せず，流速に対して強い耐性を持つことを示している．

(2) 砂礫の移動状態とカワシオグサ剥離

水路上流端から投入された砂礫は，滑面水路床をサルテーション運動しながら流下し，カワシオグサの生えた巨礫の表面に衝突して，下流方向に再びサルテーション運動しながら流れ去った．砂礫の巨礫表面への衝突によって，カワシオグサは基質から剥離した．カワシオグサの繁茂は，被度が 90% といえども，巨礫に接する基質部分はある間隔で分布したものとなっている．砂礫がこの基質の部分に何度か衝突するうちに，基質ごとカワシオグサの剥離が生じる様子が見て取れた．なお，カワシオグサ剥離後の巨礫の表面は，カワシオグサだけでなくほとんどすべての付着物が剥がされていた．図-5.11 に，Case 2 における，礫投入前と 3180s（53 分）かけて 0.449 m^3 の礫を投入した後のカワシオグサの状態を示す．

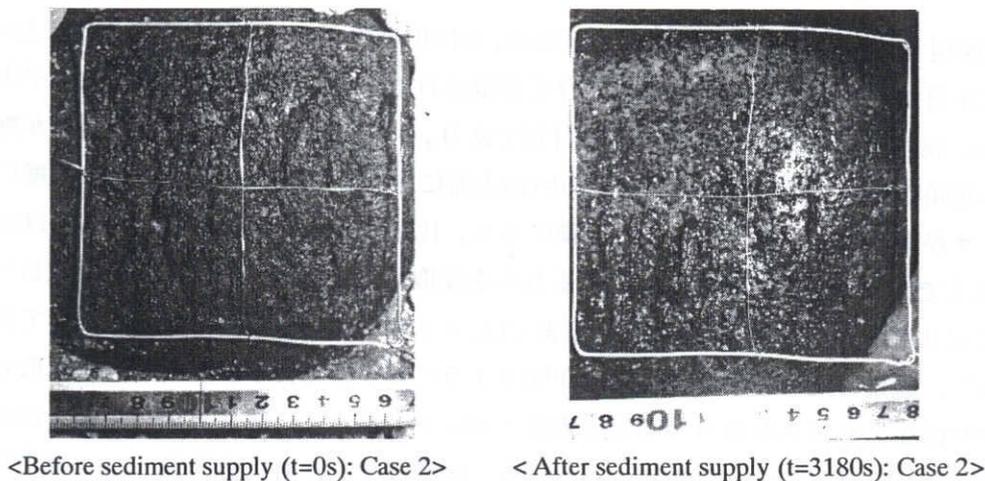


図-5.11 カワシオグサ剥離の様子

礫を用いたケースでは，礫が巨礫表面にほぼ均質に衝突する様子が観察され，カワシオグサの剥離速度は比較的大きかった．Case 1（最も掃流力が小さく，砂を投入したケース）では，砂を供給し始めた初期には，砂の巨礫表面への衝突によってカワシオグサの剥離が生じるものの，ある程度剥離が進むとそれ以降は剥離された部分を砂が通過して繁茂領域への砂の衝突が少なくなると，全体的な剥離の進行速度は著しく低下した．また，このケースでは，部分的にカワシオグサのすき間への砂の堆積もみられ，砂の移動はカワシオグサの存在によって変化した流れ場の影響を受けているようである．同じ粒径でも掃流力の大きい Case 4 では，砂はほぼ均質に巨礫の表面

全体に衝突する様子が観察され、砂移動に対するカワシオグサの存在の影響はそれほど顕著でない。掃流力が大きくなると局所的な流れの変化はそれほど重要でなくなるものと考えられる。

砂礫の移動がカワシオグサの存在によって顕著に影響を受けるかどうかは、砂礫径あるいはサルテーションの跳躍高さとかワシオグサの繁茂状態の相対的な関係であると予想される。今回実験に用いたカワシオグサは流水中では流下方向にたなびいて河床からの高さが約 2mm 程度となるが、カワシオグサがより大きく成長した場合には、直径 3mm 程度の礫であっても、カワシオグサの存在によって変化させられた流れ場の影響を受けることは十分にありうると考えられる。

(3) カワシオグサの剥離速度

カワシオグサの現存量を代表する量として、存在面積に着目する。各実験ケースについて、カワシオグサの繁茂状態を撮影した写真とスケッチから、カワシオグサの存在面積の変化を求めた。図-5.12 は、各実験ケースにおけるカワシオグサ存在面積 (A) をその初期値 (砂礫投入前の値: A_0) で基準化して、時間的変化を示したものである。

今、単位時間あたりのカワシオグサの剥離率を p (s^{-1}) とする。このとき、存在面積 A のカワシオグサが dt 時間に剥離される面積 dA は、

$$dA = -pA dt \quad (5.1)$$

と書ける。 $t=0$ で $A=A_0$ として、式(5.1)を解くと、

$$\frac{A}{A_0} = \exp(-pt) \quad (5.2)$$

が得られる。

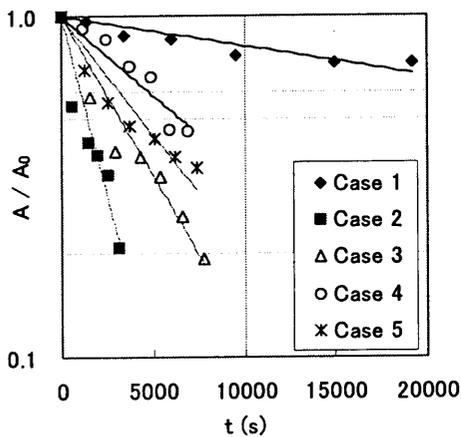


図-5.12 カワシオグサ繁茂面積の時間変化

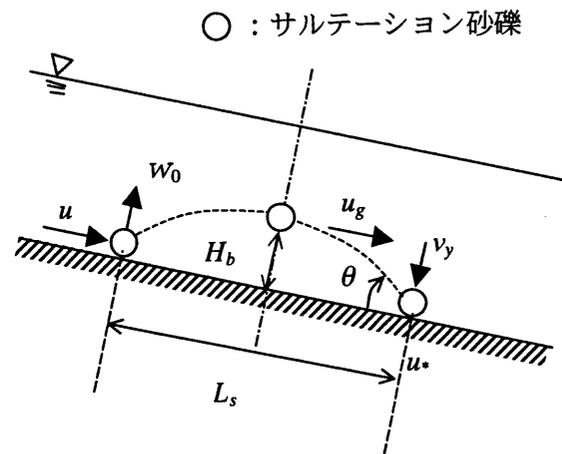


図-5.13 サルテーション砂礫の運動モデル

図-5.12 中の直線は、各実験ケースごとに、実験値が式(5.2)に最も適合するように p 値を与えたときの変化を表しており、剥離量の時間変化は概ね式(5.2)で表現可能である。したがって、剥離特性値として p 値を知れば、剥離過程が記述できる。実験ケースごとに得られた p 値を表-5.3 に示す。 p 値は掃流力、砂礫径、砂礫投入速度が大きいほど大きくなる傾向にある。

(4) 剥離要因に関する考察

(a) カワシオグサ剥離のイメージ

実験時の観察によれば、カワシオグサの剥離要因は、カワシオグサの生えた基質部分へのサルテーション砂礫の衝突にある。そこで、サルテーション運動する砂礫が巨礫表面に衝突する際、河床に対して鉛直方向に働く力に比例した摩擦力が河床に作用し、カワシオグサの基質部はこの摩擦力によって剥離するというイメージを描く。このとき、剥離率 p は河床に作用する摩擦力による仕事量に比例するものと考え、サルテーション運動する砂礫によって河床に作用する摩擦力は、鉄やコンクリートでできた水路の摩耗の要因となることが指摘されており（石橋, 1983）、ここではこうした摩耗とほぼ同様の機構でカワシオグサの剥離が生じるものと考え。

(b) サルテーション砂礫のなす摩擦力による仕事量の解析

石橋（1983）は、滑面開水路において投入された砂礫のサルテーション運動による河床への衝撃力を実測するとともに、粒子運動の解析結果に基づいて、サルテーションの跳躍長さ L_s 、高さ H_b 、河床への進入角度 θ を逆算して、水理条件による系統的な変化をまとめている。さらに、弾性衝突理論に基づいた解析から得られる、砂礫の衝突時間 Δt と砂礫の路床方向移動速度 u_g から、砂礫の衝突時の摩擦による仕事量 W_x を求めている。ここでは、石橋（1983）の行った解析を概略的に記述する。

図-5.13 には、固定床上を移動するサルテーション砂礫の運動モデルを示す。図中、 u 及び w_0 は、砂礫の水路床と平行方向及び鉛直方向の初速度を、 v_y は水路床に鉛直方向の砂礫の移動速度を、 u_* は摩擦速度を表す。石橋（1983）は、実験結果の解析から、サルテーション砂礫の衝突による衝撃力 F 、サルテーションの跳躍長 L_s 、河床への進入角度 θ （ここでは、 $u_g/v_y = 1/\tan\theta$ ）を次のように見積もっている。

$$F/W' = \alpha_1 \cdot (\tau_* - \tau_{*c})^{\beta_1} = \alpha_1 \cdot \tau_*^{\beta_1} \quad (5.3)$$

$$H_b/d = \alpha_2 \cdot (\tau_* - \tau_{*c})^{\beta_2} = \alpha_2 \cdot \tau_*^{\beta_2} \quad (5.4)$$

$$L_s/d = \alpha_3 \cdot (\tau_* - \tau_{*c})^{\beta_3} = \alpha_3 \cdot \tau_*^{\beta_3} \quad (5.5)$$

$$u_g/v_y = \alpha_4 \cdot (\tau_* - \tau_{*c})^{\beta_4} = \alpha_4 \cdot \tau_*^{\beta_4} \quad (5.6)$$

ここで、 W' ：付加重量を考慮した砂礫の水中重量 (N)、 d ：砂礫径 (m)、 $\alpha_1 \sim \alpha_4$ 、 $\beta_1 \sim \beta_4$ は定数、 τ_* ：砂礫の無次元掃流力、 τ_{*c} ：砂礫の無次元限界掃流力を表す。各定数は、それぞれ $\alpha_1 = 4.81 \times 10^3$ (平坦床) $\alpha_1 = 8.21 \times 10^3$ (礫床)、 $\alpha_2 = 1.3$ 、 $\alpha_3 = 100.0$ 、 $\alpha_4 = 19.2$ 、 $\beta_1 = 1.0$ 、 $\beta_2 = 1.35$ 、 $\beta_3 = 1.21$ 、 $\beta_4 = -0.13$ と見積もられている（石橋, 1983）。このように得られたサルテーション特性量を用いて、以下では、砂礫の衝突時に生じる摩擦による仕事量を推定する。

まず、1つの砂礫が1回衝突したとき、水路床に作用する砂礫の運動エネルギー E_s (N m)について、砂礫が水路床に作用する衝撃力 F (N) を用いて次のように書ける。

$$E_s = W' \cdot \frac{v_y^2}{2g} = \beta \cdot F^{5/3}, \quad \beta = \frac{1}{1.98 \cdot n_1^{2/3} d^{1/3}} \left[\text{N}^{-2/3} \text{m} \right] \quad (5.7)$$

ここに、 W' : 付加重量を考慮した砂礫の水中重量 (N), n_1 : 砂礫の弾性体としての性質に依存する係数であり、石橋 (1983) の測定によれば、 $n_1 = 7.53 \times 10^9$ (N m⁻²) である。

上式より、砂礫の運動エネルギーは衝撃力の 5/3 乗に比例することが分かるが、石橋 (1983) の測定結果によれば、衝撃力の発生確率は指数分布で近似されるためにその分布を考慮する必要がある。衝撃力が f と $f + \Delta f$ 内に発生する確率を $q(f)\Delta f$ とし、 f より大となる確率を $p(f)$ とすれば、衝撃力の分布を考慮した砂礫の運動エネルギー E_d は、次式で与えられる。

$$E_d = \beta \int_0^{\infty} f^{5/3} q(f) df = m\beta \int_0^{\infty} f^{5/3} e^{-mf} df \quad (5.8)$$

ここで、 m は定数であり、 $\log p(f)$ と f との関係が式(5.9)のように表されることから、 $p(f)$ 、 $q(f)$ はそれぞれ、式(5.10)のように表される。

$$-d \log p(f) / df = m \quad (5.9)$$

$$p(f) = e^{-mf}, \quad q(f) = m e^{-mf} \quad (5.10)$$

定積分公式より、ガンマ関数 $\Gamma(\cdot)$ を導入すれば式(5.11)が導かれるので、 $E_d / E_s = \Gamma(8/3) = 1.5$ が得られることになる (石橋, 1983)。

$$\int_0^{\infty} f^{5/3} e^{-mf} df = \Gamma(8/3) / m^{8/3} \quad (5.11)$$

一方、単位時間、単位面積当たりに衝突する砂礫の個数 N_s は、流下方向単位長さ当たりの砂礫の衝突回数は $1/L_s$ 、単位体積当たりの砂礫の個数は $1/A_3 d^3$ (A_3 : 3次元形状定数 ($\pi/6$)) で与えられることから、単位幅当たりの流砂量を q_B (m² s⁻¹) とすれば、次式で与えられる。

$$N_s = \frac{q_B}{L_s A_3 d^3} \quad (5.12)$$

従って、単位時間、単位面積当たりに作用する運動エネルギー E (N) は次式で得られる。

$$E = E_d \cdot \frac{q_B}{L_s A_3 d^3} = 1.5 \cdot E_s \cdot \frac{q_B}{L_s A_3 d^3} \quad (5.13)$$

以上から、サルテーション砂礫の衝突時における摩擦による仕事量を推定する。ここでは、砂礫の回転に消費されるエネルギーを無視して、水路床に平行な摩擦力が作用するものと仮定する。図-5.14に示すように、砂礫が衝突しているときの移動距離を ΔL とすると、砂礫が1回衝突したときの平均衝撃力の摩擦による仕事量 W_{xs} (Nm⁻¹s⁻¹)は次式で表される。

$$W_{xs} = \frac{1}{2} \cdot \mu \cdot F \cdot \Delta L \quad (5.14)$$

ここに、 μ : 動摩擦係数である。また、 ΔL (m)が近似的に砂礫の衝突時間 Δt (s)に、水路床に平行な砂礫の移動速度 u_g (m/s)を乗じたものに等しいと仮定して、次式が得られる。

$$W_{xs} = \frac{1}{2} \cdot \mu \cdot F \cdot u_g \cdot \Delta t \tag{5.15}$$

$$\Delta t = \frac{2.94x_{\max}}{v_y}, \quad x_{\max} = \left(\frac{5W'v_y^2}{4n_1(d/2)^{1/2}g} \right)^{2/5} \tag{5.16}$$

ここに、 x_{\max} ：最大押し込み深さである。

これらより、 $Es = W'(v_y^2/2g)$ として整理すると、次のように表される。

$$W_{xs} = 3.675 \cdot \mu \cdot \frac{u_g}{v_y} \cdot E_s \tag{5.17}$$

さらに、運動エネルギーの時と同様に、衝撃力の分布を考慮すると、次式が得られる。

$$W_{xd} = 3.675 \times 1.5 \cdot \mu \cdot \frac{u_g}{v_y} \cdot E_s \tag{5.18}$$

したがって、単位時間、単位面積あたりの河床に作用するサルテーション砂礫のなす摩擦力による仕事量 W_x ($\text{Nm}^{-1}\text{s}^{-1}$)は、最終的に次のように書ける。

$$W_x = 5.513\mu \frac{u_g}{v_y} E_s \frac{q_B}{L_s A_3 d^3} \tag{5.19}$$

上式に、式(5.3)~(5.6)を代入すれば、最終的に、単位時間、単位面積あたりの河床に作用するサルテーション砂礫のなす摩擦力による仕事量が次のように得られる。

$$W_x = \gamma q_B d^{1/3} u_*^{2/3} \tag{5.20}$$

$$\gamma = 2.78(\alpha_1/\rho)^{5/3} (\mu\alpha_4/\alpha_3)(A_3/n_1)^{2/3} \{(\sigma/\rho - 1)g\}^{4/3}$$

ここに、 γ ：路床の材料特性に関わる係数、 u_* ：摩擦速度 (m s^{-1})である。本実験のような平坦床では、 $\gamma = 2.02 \times 10^5$ ($\text{Nm}^{-4}\text{s}^{2/3}$)となる(ただし、礫の比重を2.65、動摩擦係数を0.4とした)。これより、滑面水路においては、 W_x は流砂量(砂礫投入速度に相当)に比例し、砂礫径、摩擦速度の増加関数となることが分かる。

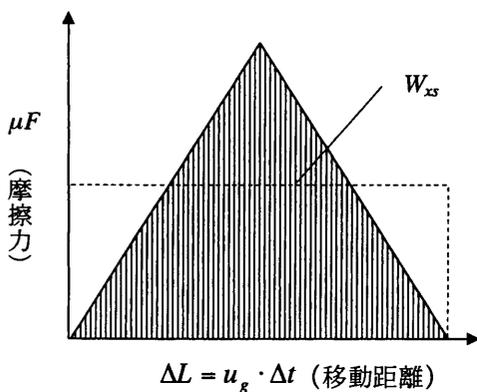


図-5.14 摩擦力による仕事量

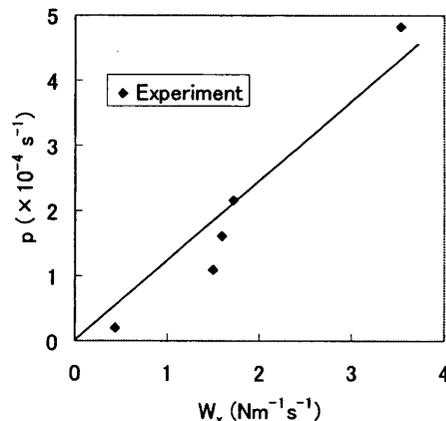


図-5.15 単位時間、単位面積あたりの砂礫のなす摩擦による仕事量と剥離特性値の関係

(c) カワシオグサの剥離特性値とサルテーション砂礫のなす摩擦力による仕事量の関係

本実験における諸量を式(5.20)に代入して得られる W_x と剥離特性を表す p 値の関係を図-5.15 に示す。図より、両者の間にはほぼ線形的な関係が認められ、次式での近似が可能である。

$$p = \alpha W_x = \alpha \gamma q_b d^{1/3} u_*^{2/3} \quad (5.21)$$

ここで、 α : カワシオグサの成長状態に依存する係数であり、本実験で用いられた長さ 3cm 程度の状態では、本実験の範囲で $\alpha = 1.23 \times 10^{-4}$ ($N^{-1}m$) 程度が適当である。図-5.15 の関係は、カワシオグサの剥離が摩擦力によっているという考えを裏付けるものである。

5.3.3 藻類剥離効果の算定に基づいた河床攪乱作用の評価

前述 (5.3.1 参照) のように、河床攪乱を、①河床を構成する石礫が動くことによるもの (以下、移動床と表記)、②河床は動かないが、流送される砂礫が河床の石礫に与える衝撃によるもの (以下、固定 (礫) 床と表記) と考え、5.3.2 で記述した付着藻類の剥離モデルを援用して、この2種類の河床攪乱作用の評価を行う。なお、河床攪乱による藻類剥離について、①ではアーマー化路床が出水によって破壊される様子をイメージし、河床からリフトアップされ、サルテーション運動する礫の衝突による剥離現象を、②では礫自体は動かないが、その間隙に存在する砂のサルテーション運動による剥離現象を対象とする。

(1) サルテーション砂礫のなす摩擦力による仕事量

石橋 (1983) は、弾性衝突理論に基づいて、衝突時の砂礫の押し込み深さと砂礫の水平移動速度から、砂礫の衝突時の摩擦力による仕事量を求めている。この詳細については、5.3.2 でも記述したとおりであり、砂礫の衝突時の摩擦力による仕事量は式(5.19)で表される。一方、辻本・中川 (1984) は、掃流粒子の確率過程論的解析を行うことによって、移動床状態でのサルテーション特性量を推定している。

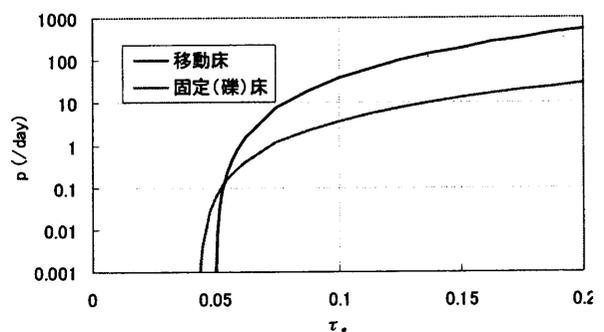
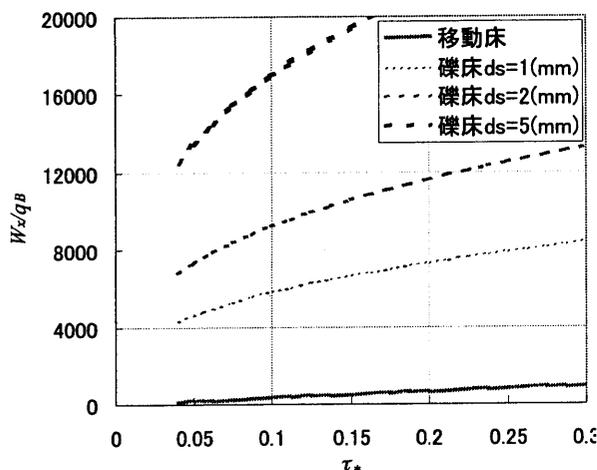


図-5.16 無次元掃流力と掃流砂礫の仕事量との関係 図-5.17 無次元掃流力と藻類剥離率の関係

ここでは、この式(5.19)を用いて、2種の河床攪乱作用(①, ②)による仕事量を推定するものとした。すなわち、移動床条件(①)では、式(5.19)中で与えるサルテーション特性量である θ , L_s について、辻本・中川(1984)の数値模擬により得られた値を用いるものとし、固定(礫)床条件(②)では、5.3.2で予め導いた式(5.20)を用いる。式(5.20)中の γ について、ここでは礫床を想定しているため、 $\gamma = 4.94 \times 10^5 \text{ (Nm}^4\text{s}^{2/3})$ と設定する。図-5.16には、2種の河床攪乱作用における無次元掃流力と掃流砂礫がなす仕事量との関係を示す。ここでの礫の粒径は、 $d_G = 10\text{cm}$ とした。

(2) 付着藻類の剥離効果の算定

藻類剥離に必要な水理条件を得るにあたって、1次元水理解析を用いるが、現状の矢作川中流域を意識して条件を設定する。すなわち、礫粒径 $d_G = 10\text{cm}$, 砂粒径 $d_s = 1\text{mm}$ とし、移動床条件(①)では河床一面に移動可能な礫が存在し、固定(礫)床条件(②)では移動しない礫床上に砂が存在するものとする。抵抗則には Manning-Strickler の式(式(5.22)参照)を用い、粗度条件(k_s)は、移動床条件では礫粒径 d_G で与え、固定(礫)床条件では、砂面からの礫露出率 $\delta (= \Delta_G / d_G, 4.3.1$ 参照)に応じて式(5.23)のように変化させる。

$$h = \left\{ \frac{k_s^{1/3} q^2}{7.66^2 g I_e} \right\}^{3/10} \quad (5.22)$$

$$k_s = \Delta_G + d_s \quad (5.23)$$

ここで、 q : 単位幅流量, g : 重力加速度, I_e : エネルギー勾配 (1/670) である。

さらに、固定(礫)床条件においては、砂面は突出した礫の生む流れで遮蔽されるため、砂面上の有効無次元掃流力 τ_{*e} を見積もるのに芦田・藤田(1986)に倣って、遮蔽係数 $f(\delta)$ を導入した次式(式(4.7)を再掲)を用いる。

$$\tau_{*e} = \frac{h I_e}{(\sigma/\rho - 1)d} \cdot f(\delta) \quad (5.24)$$

ここに、 d : 砂礫径であり、移動床条件の場合には、上式において $d = d_G, f(\delta) = 1.0$ とすれば良い。固定(礫)床条件における遮蔽係数の見積もりには、芦田・藤田(1986)及び道上ら(1994)の実験結果(図-4.6参照)から、4.3.1と同様に式(5.25)を用いる。このようにして算出した(有効)掃流力を、芦田・道上(1972)の式(式(5.26)参照)に適用して流送される砂礫量を評価する。

$$f(\delta) = 1 - \delta \quad (5.25)$$

$$q_{B*} = \frac{q_B}{\sqrt{(\sigma/\rho - 1)gd^3}} = 17\tau_{*c}^{3/2} \left(1 - \frac{\tau_{*e}}{\tau_{*c}} \right) \left(1 - \sqrt{\frac{\tau_{*e}}{\tau_{*c}}} \right) \quad (5.26)$$

ここで得られた無次元掃流力 τ_{*e} と剥離率 p の関係を図-5.17に示す。河床構成材料(①では礫, ②では砂)が運動状態にあるとき、同一 τ_{*e} の条件下では、移動床条件の方が大きな剥離効果を有することが分かる。また、剥離率 p は無次元限界掃流力 τ_{*c} によって大きく変化することから、 τ_{*c} (この場合、0.05)を越える確率だけで判断してきた河床攪乱作用のこれまでの取り扱いを改善すべきであると言える。例えば、1日あたりの剥離率が95%を越えるようなケース(p が3.0以上)を攪乱と判断するならば、移動床条件では $\tau_{*e} = 0.065$ が、固定(礫)床条件では $\tau_{*e} = 0.095$ が基準値と

なろう。

図-5.18には、礫露出率 δ をパラメータとした単位幅流量 q (m^2/s)と藻類剥離率 p (d^{-1})の関係を示す。これによると、礫が露出するほど、藻類は剥離しにくくなる。以下の固定（礫）床に関する検討では、一例として、 $\delta = 0.8$ の結果を掲載している。図-5.19には、エネルギー勾配 I_e をパラメータとした単位幅流量 q (m^2/s)と藻類剥離率 p (d^{-1})の関係を示す。同一流量による藻類剥離効果は、固定（礫）床条件の方がはるかに大きいことが分かる。なお、これらの結果は、礫や砂が粘着性を持たないものと仮定して計算したものであるが、礫間隙にシルトや粘土が詰まったり、造網性の底生動物が生息したりするとこれらが固結して無次元限界掃流力が大きくなることが知られている（芦田ら, 1982 ; Statzner, 1999）。今後は、こうした影響も検討していく必要がある。本論文では、後述の第6章において造網性トビケラの棲み込みによる「河床の固結化」を対象とした検討を行っている。

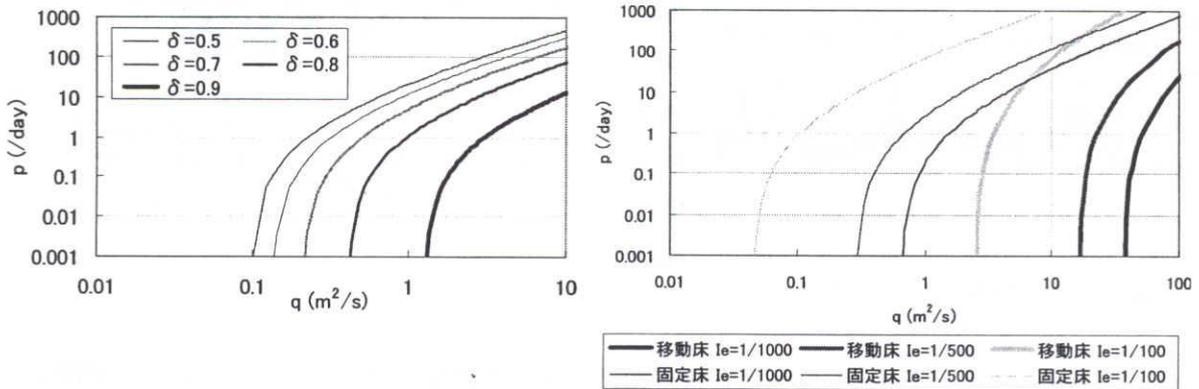


図-5.18 礫露出率をパラメータとした単位幅流量と剥離率の関係 図-5.19 エネルギー勾配をパラメータとした単位幅流量と剥離率の関係 ($\delta = 0.8$)

(3) 矢作川現地条件への適用

矢作川 42km 地点における実際の流量時系列（日最大流量）、3.2 で示した横断地形、河床材料粒径をもとに、藻類剥離率 p の時間変化を求める。図-5.20には、矢作川 42km 地点における流量時系列と剥離率 p (p_1 : 河道平均, p_2 : 最深部)の日変化を示す。図中、上段は、矢作ダム建設前の1967-1969年の結果、下段は、河床のアーマー化が進行した1997-1999年の結果である。図-3.14に示した河床攪乱頻度の経年変化と同様に、河床攪乱によるインパクト減少の傾向を呈するが、それだけでなく、攪乱作用によるインパクトの大きさの日変化も記述し得た。

さらに、ここでは、1997年以降のアーマー化した河床を対象として、その生息場変質状況の復元を検討するために、固定（礫）床条件を仮定した検討を行う。図-5.21には、1999年における現地の流量時系列、横断地形をもとに1次元等流解析を行い、礫露出率 δ をパラメータとして算出した剥離率の日変化を示す。図中には、図-5.20でも示した現地条件による結果 (p_2 -97d) と1967年当時の粒径 (1.9cm) を用いて算定した結果 (p_2 -67d) も併載している。これらを見比べると、固定（礫）床条件における河床攪乱のインパクトは、僅かな量の砂しか存在しなかったとしても、

移動床条件における河床攪乱のインパクトを大きく上回ることが分かる。ただし、河床のアーマ化が進行しなかった場合 (p2-67d を想定) には、十分な強度とタイミングを有する河床攪乱作用が確保されることも確認された。これらの結果から判断するに、河床のアーマ化が進行した「低攪乱河床」では、砂の投入が有効な生息場復元手法になり得ることが分かる。

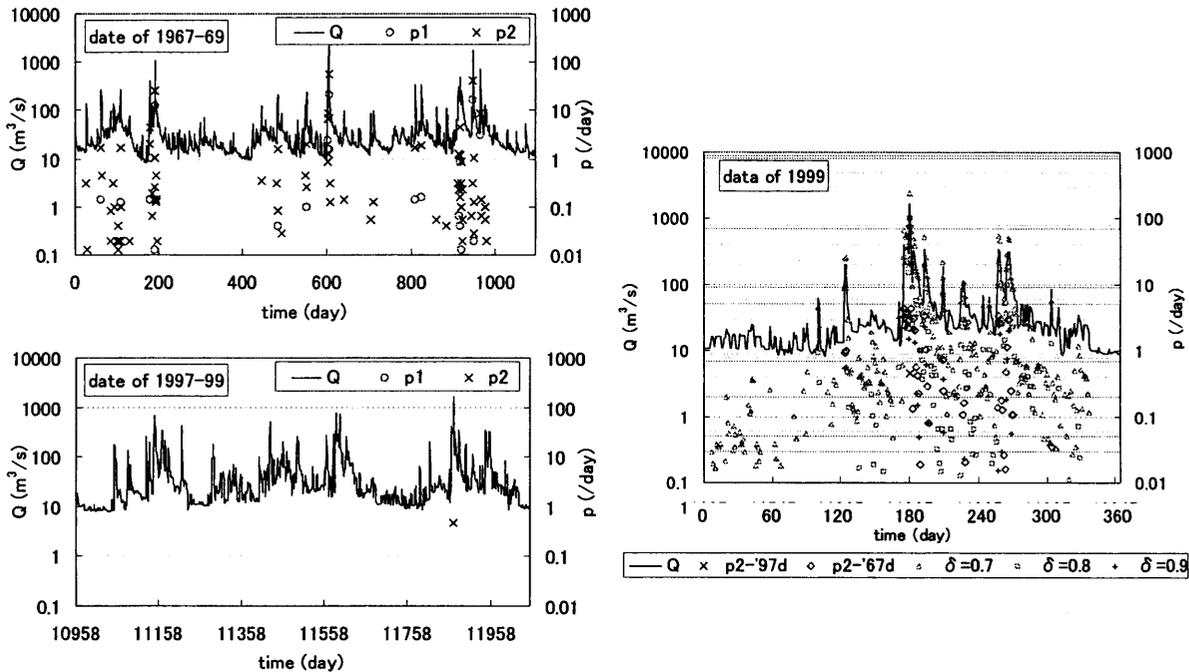


図-5.18 矢作川 42km 地点における流量時系列 図-5.19 礫露出率をパラメータとした剥離率と剥離率 ($p1$:河道平均, $p2$:最深部) の日変化

本節で扱った付着藻類の剥離率は、室内実験水路における平坦床条件下で得られた値であり (5.3.2 参照)、河床における礫露出率などを考慮したとは言え、実河道への適用性が議論できるほどには精緻化されていない (田代ら, 2003a; 2003b)。しかしながら、その相対的变化について把握したことにより、矢作川中流における河床攪乱作用の変化を議論することができた。こういった視点は、攪乱強度、頻度を記述する上での有用な試みであると思われる。なお、付着藻類剥離率の適正な評価については、5.4.4 において展開しており、そちらで更なる議論を行う。

5.4 付着藻類の繁茂動態のモデル化

5.4.1 モデル化の概要

5.2 では、矢作川中流における付着藻類繁茂の現況把握し、5.3 では、掃流砂礫による付着藻類の剥離効果を記述した。本節では、以上を踏まえ、付着藻類の繁茂動態解明を試みる。付着藻類繁茂動態のモデル化に当たり、増殖要因として光合成、移入による効果を、減少要因として剥離 (5.3 参照)、代謝による効果を考慮し、また、剥離に関する項に密度依存の効果 (例えば、Shenk

& Franklin, 2001) を加味すれば、付着藻類の繁茂動態は次のように記述できる。

$$\frac{dX_A}{dt} = \mu_A X_A \left(1 - \frac{X_A}{K_A}\right) + i_A X_A - r_A X_A - p_A X_A \frac{X_A}{K_A} \quad (5.27)$$

ここに、 X_A ：付着性藻類群の現存量(g/m^2)、 μ_A ：同増殖率(d^{-1})、 K_A ：同環境容量(g/m^2)、 i_A ：同移入率(d^{-1})、 r_A ：同代謝率(d^{-1})、 p_A ：同剥離率(d^{-1})である。

ここでは、上式を基礎式として採用するが、上記のパラメータのうち、 K_A は調査期間中の最大現存量（ここでは $46.8 \text{ g}/\text{m}^2$ 、図-5.9の強熱減量値を参照）を与え、 i_A は μ_A に比して十分に小さいことから考慮しないものとした。式(5.27)のようなロジスティック型の方程式を採用する際、環境容量は解析結果に大きく影響する問題である。本来、環境容量は局所的、かつ、瞬間的な環境条件に応じて変化すると考えられるが、河道内の非定常な環境下にあるそれを評価できるほどの知見は存在しないため、上記のように設定した。以下、 μ_A 、 r_A の定式化について記す。

5.4.2 光合成による増殖

植物が光合成を行うためには、光、水、二酸化炭素が必須であるが、河川水中に生育する藻類にとっては、特に光環境が重要である。また、栄養塩、中でもリンと窒素はそれぞれ制限要素になるなど藻類自身の形成に必要であり、河川水中における栄養塩の摂取は増殖率を大きく左右する (Borchardt, 1996)。従来のモデルの多くは、湖沼における植物プランクトンモデル（例えば、楠田, 2000）を参考にしているためか、栄養塩摂取速度は水中の栄養塩濃度のみによって記述されてきた。しかし、流水中に生じる付着藻類の栄養塩摂取速度は、流速によっても変化することが知られており (Borchardt *et al.*, 1994)、栄養塩の濃度ではなく供給量そのものによって記述されるものとするのが望ましい (Borchardt, 1996; 野崎・内田, 2000)。ここでは、流水中での栄養塩摂取は栄養塩フラックスに依存するものと考えた。

以上から、光合成による付着性藻類群の増殖率 μ_A は、次のように与える。

$$\mu_A = \mu_{A_{\max}} \cdot f_{T_w} \cdot f_F \cdot f_{I_w} \quad (5.28)$$

$$f_{I_w} = I_w / (K_{I_w} + I_w) \quad (5.29)$$

ここに、 $\mu_{A_{\max}}$ ：最大比増殖速度（ここでは既往の知見 (Borchardt, 1996; Canale *et al.*, 1983) から、 1.0 d^{-1})、 f_{T_w} ：光合成活性に対する水温 T_w の効果、 f_F ：栄養塩摂取に関するフラックス F_N の効果、 f_{I_w} ：水中日射量 I_w による効果、 K_{I_w} ：日射に関する半飽和定数である。

愛知県環境部 (1990-1996; 1998) (図-5.1 参照) 及び白金 (2002) の観測結果によれば、平水時の矢作川中流の河川水はリン制限であると判断できるので、ここでの栄養塩はリンを対象とし、そのフラックス F_P を次式で与えるものとする。

$$F_P = TP \cdot U \quad (5.30)$$

ここに、 TP ：全リン濃度(g/m^3)、 U ：水深方向平均流速(m/s)であり、 TP は、白金 (2002) をもとに作製した図-5.22 から、次式のような日平均流量 Q_{day} の関数で与える。

$$TP = \begin{cases} 0.02 & (Q_{day} \leq 21.5 \text{ m}^3/\text{s}) \\ \alpha_{TP} \cdot Q_{day}^{\beta_{TP}} & (Q_{day} > 21.5 \text{ m}^3/\text{s}) \end{cases} \quad (5.31)$$

ここに、 $\alpha_{TP} = 2.0 \times 10^{-4} (\text{g m}^{-1.5} \text{s}^{1.5})$, $\beta_{TP} = 1.5$ である。

f_{TW} , K_{TW} については、矢作川中流における付着藻類の光合成活性に関する野崎ら (2003) の研究成果から、 T_w の関数として図-5.23 のように与えられる。ここでは図中の実線により f_{TW} を、破線により K_{TW} を表すものとした。

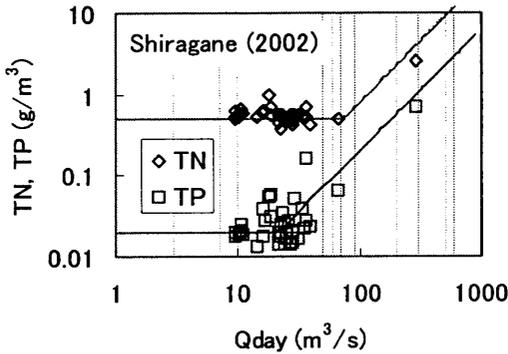


図-5.22 矢作川中流における日平均流量と全窒素濃度 TN 、全リン濃度 TP の関係

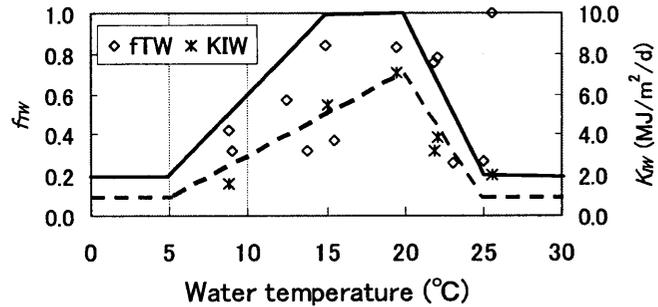


図-5.23 水温と光合成活性の関係

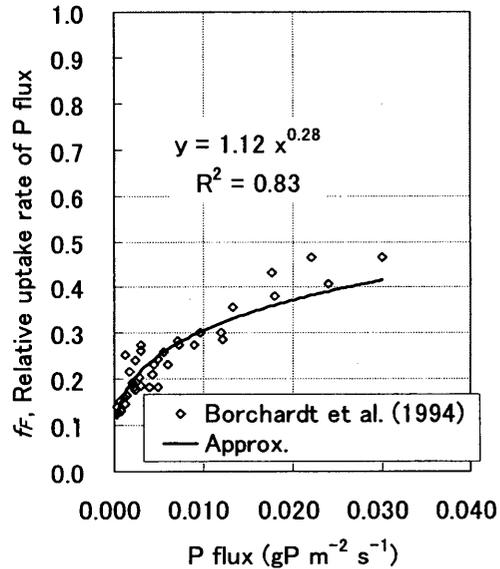
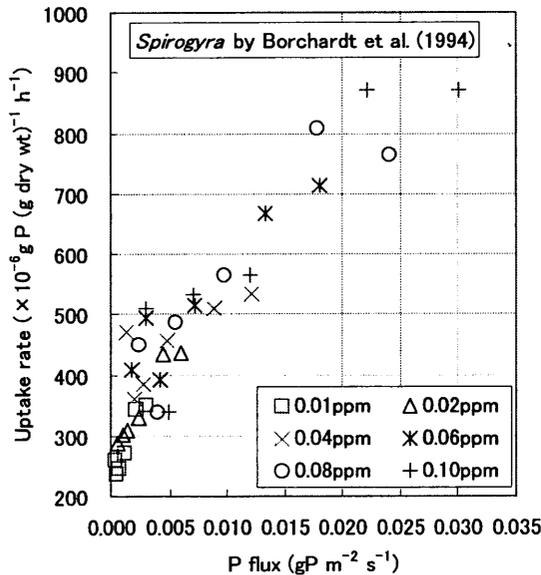


図-5.24 全リンフラックスと栄養塩 (リン) 摂取速度の関係 (Borchardt *et al.*, 1994)

f_F については、糸状藻類 *Spirogyra fluviatilis* のリン摂取速度に及ぼす流速の影響を調べた Borchardt *et al.* (1994) の成果から、 F_P とリンの相対摂取速度 (f_F) の関係を調べ、図-5.24 のように作成し直した。この際、Auer & Canale (1982) に従い、リンの最大摂取速度を $1875 \times 10^{-6} \text{ g P (g}$

dry wt)⁻¹ h⁻¹として縦軸を規準化した。図中の実線は、 f_F を表すものである。

水温 T_w については、調査時点に計測した水温 T_w (表-5.1 参照) と日平均気温 T_A (図-5.8 参照, 気象庁電子閲覧室, 2002-2003) との関係 (図-5.25 参照) から得られる次式により推定した。

$$T_w [^{\circ}\text{C}] = 0.75 \cdot T_A [^{\circ}\text{C}] + 5.25 \quad (5.32)$$

水中の日平均日射量 I_w (MJ m⁻² d⁻¹) の推定は、以下に示す井上 (1996) の手順に従った。すなわち、水面での日平均日射量 I_s (MJ m⁻² d⁻¹)、懸濁物質濃度 SS (g/m³)、水深 h (m) を用いて、次式のように書ける。

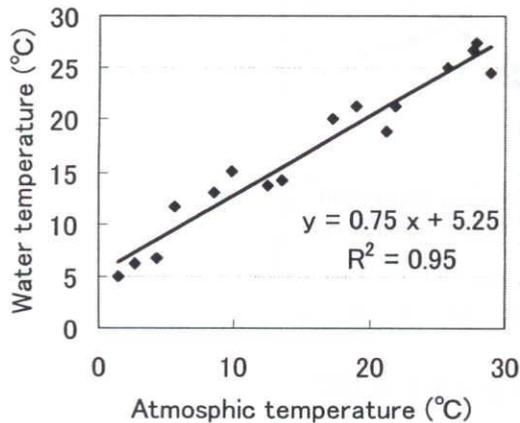


図-5.25 豊田地域気象観測所で観測された日平均気温と調査時点での水温の関係

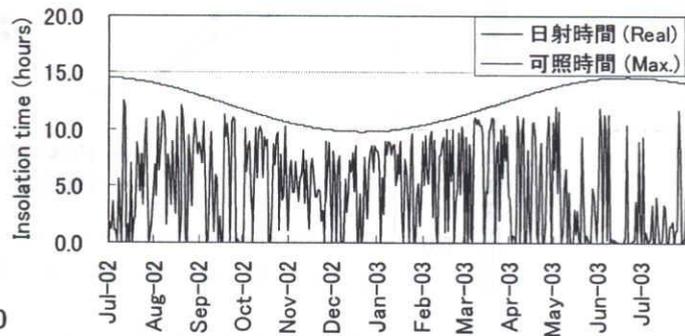


図-5.26 豊田市における日射時間と可照時間

$$I_w = (1 - \delta) I_s \cdot \exp\{-(\lambda + \varepsilon \cdot SS)h\} \quad (5.33)$$

ここに、 δ : 水面での反射率 (0.70), λ : 水の吸光係数 (0.18 m⁻¹), ε : 懸濁物質による吸光係数 (0.11 m⁻¹) である。なお、 I_s は、日照率 S/S_m を用いて以下に示すオングストロームの式 (安芸・多田, 1967) で与える。

$$I_s = I_m \cdot \left(0.25 + 0.75 \frac{S}{S_m}\right) \quad (5.34)$$

ここに、 I_m : 日平均最大日射量 (MJ m⁻² d⁻¹) であり、安芸・多田 (1967) の資料をもとに、次のように与える。

$$I_m = 9.7 \cdot \sin\left(2\pi \cdot \frac{t - t_0}{T}\right) + 23.1 \quad (5.35)$$

ここに、 T : 周期 (ここでは、365d), t_0 : 春分の日(d)を表す。可照時間 S_m (h) の算定についても、豊田市 (東経137度10.6分, 北緯35度7.9分地点) における暦情報 (国立天文台天文情報公開センター一暦計算室 (2002-2003) などから推算) をもとに、同様の近似を行った。その式を以下に示す。

$$S_m = 2.37 \cdot \sin\left(2\pi \cdot \frac{t - t_0}{T}\right) + 12.17 \quad (5.36)$$

図-5.26には、式(5.36)から得られる対象期間(2002年7月~2003年6月)における可照時間の日変化と調査地点に程近い豊田地域気象観測所(東経137度10.6分,北緯35度7.9分地点)における日射時間 $S(h)$ の日変化を示す。

以上から推定される,水面における日平均日射量の月別平均値を,豊田市に隣接する名古屋市(東経136度55分,北緯35度10分)における実測データ(国立天文台,1997)と比較すると,相対的に良好な一致が見られる(図-5.27参照)ことから,本推定手法の妥当性が示されたと考えられる。

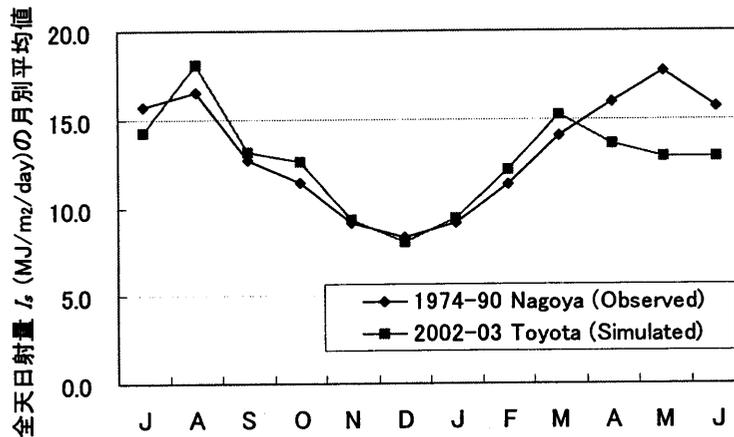


図-5.27 日射量の月別平均値の推定値と実測値

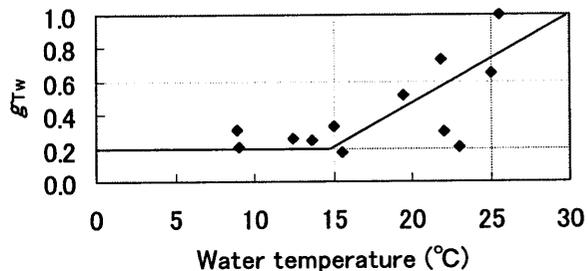
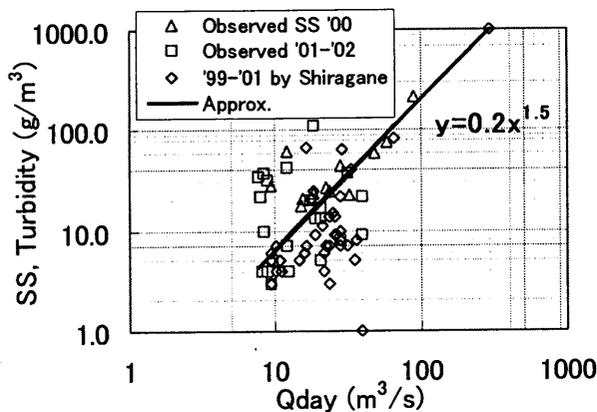


図-5.28 日平均流量と濁度,懸濁物質濃度の関係 図-5.29 水温と付着藻類相対代謝率の関係

SSは,TPと同様,日平均流量 Q_{day} との関係(図-5.28参照)から,式(5.22)により得られるものとした。なお,図中には,直接法の「濾別」(例えば,佐藤,1987)によって分析したSS(Observed SS '00),HORIBA W-23(堀場製作所)で実測した濁度(表-5.1参照)を単位変換したデータ(Observed 2001-2002),白金(2002)による濁度を単位変換したデータ(1999-2001 by Shiragane)を併示している。

$$SS = \alpha_{SS} \cdot Q_{day}^{\beta_{SS}} \tag{5.37}$$

ここで、 $\alpha_{SS} = 0.2 (\text{g m}^{-1.5} \text{s}^{-1.5})$, $\beta_{SS} = 1.5$ である。

5.4.3 代謝による減少

付着藻類の代謝率 (d^{-1}) は、水温に依存するものと考え、次式でその効果を見積もる。

$$r_A = r_{A_{\max}} \cdot g_{TW}(T_W) \quad (5.38)$$

ここに、 $r_{A_{\max}}$: 最大比代謝率 (ダーリー (1987) を参考に、 0.075 d^{-1}), $g_{TW}(T_W)$: 水温による影響 (図-5.29 参照) である。なお、ここでの代謝は呼吸・枯死の影響を含めて考えるものとする。

5.4.4 低攪乱礫床における付着藻類の剥離効果

5.3 においては、河床攪乱作用を、①河床を構成する礫が動くことによるもの、②河床は動かないが、比較的細かい粒径の掃流砂が河床の礫に与える衝撃によるものと区別して取り扱っているが、低攪乱礫床において期待される攪乱は、必然的に②のタイプとなる。露出した礫の隙間を砂が移動する場合、掃流砂が礫に生じた藻類を剥離させるには、その生育基盤たる礫に達するほどに跳躍する必要がある。つまり、剥離に貢献する掃流砂量は実際の掃流砂量の一部に過ぎない。そこで、ここではサルテーション粒子の鉛直方向分布を考慮して、礫床条件下における藻類剥離率を評価することとした。なお、礫床上の全掃流砂量の算出については、既に 5.3.3 で記述しており、ここでもこれを援用する。

藻類剥離に寄与する有効掃流砂量 q_{Be} について、ここではサルテーション粒子の鉛直方向 y の存在確率密度分布 $f(y)$ を用いて、以下のように見積もることとした。

$$q_{Be} = P \cdot q_B, \quad P = \int_{\alpha \Delta_G}^h f(y) dy \quad (5.39)$$

ここに、 P : 剥離に寄与できる高さ ($\alpha \Delta_G$) 以上に跳躍する砂礫の存在確率、 α : 定数 (ここでは 1.0 と仮定)、 Δ_G : 礫露出高、 q_B : 掃流砂量 (式(5.26)参照) である。 $f(y)$ の算定には、辻本・中川 (1984) の手法を援用し、Kikkawa & Yamada (1980) のモデルを変形、規準化して得られる次式を用いた。

$$f_*(\xi) = K_0(\xi) / \int_0^\infty K_0(\xi) d\xi \quad (5.40)$$

$$K_0(\xi) = \exp\left\{-\frac{(\xi-1)^2}{2\alpha_y^2}\right\} + \exp\left\{-\frac{(\xi+1)^2}{2\alpha_y^2}\right\}$$

ここに、 $f_*(\xi)$: 規準化された確率密度関数 (図-5.30 参照)、 $\xi = y/E[y]$, $\alpha_y = \sqrt{\text{Var}[y]}/E[y]$, $E[y]$: サルテーション粒子の平均存在高さ、 $\text{Var}[y]$: 存在高さの分散である。 $E[y]$, $\text{Var}[y]$ は辻本・中川 (1984) の数値模擬の結果より、次式で与えた。

$$E[y] = \left\{ A_3 (\sigma/\rho + C_M) / (A_2 C_D) \cdot \tau_* e^{0.7} + 0.5 \right\} d_s \quad (5.41)$$

$$\sqrt{\text{Var}[y]}/E[y] = 0.65$$

ここに、 A_2 : 2次元形状係数 ($\pi/4$), A_3 : 3次元形状係数 ($\pi/6$), ρ : 水の密度, σ : 砂の密度,

C_M : 付加質量係数 (0.5), C_D : 抗力係数 (0.4), τ_{*e} : 砂面上の無次元有効掃流力である. 図-5.30 に, 規準化されたサルテーション粒子の鉛直方向確率密度分布 (辻本・中川, 1984) を示す.

ここでの議論から, 藻類剥離率を改めて求めようとする際には, 式(5.39)で得られる有効掃流砂量 q_{Be} を式(5.21)における q_B に代入することにより再評価できる. 図-5.31 には, 矢作川中流の対象区間における剥離率の空間分布を示した. ここでは, 対象期間中の出水規模 (図-5.8 参照) に当たる $150 \text{ m}^3/\text{s}$ を流入条件とする算定結果を示す. 図より, サルテーション粒子の鉛直分布を考慮しない従来の推定剥離率は, 極端に過大評価されていた様子が分かる. なお, 図中の剥離率算定に必要な, 対象河道における流れ場の把握には, NH2D モデル (3.3.2 参照) を用いているが, 対象区間における流れ場の再現状況についての検証は, 後の 5.5.1 で行うものとする.

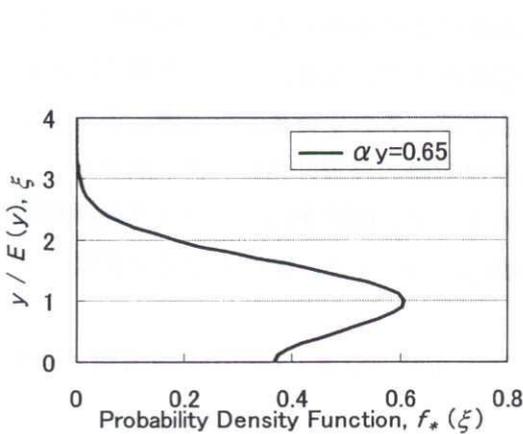


図-5.30 Saltation 粒子の鉛直方向分布

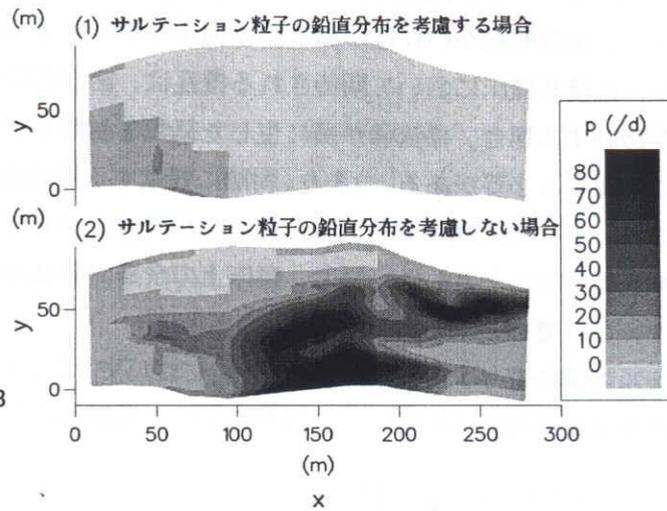


図-5.31 対象区間における剥離率分布の比較
(上: saltation 粒子の分布を考慮した場合)

5.5 付着藻類繁茂動態シミュレーション

5.5.1 対象河道における流れの解析

対象河道の概要は 5.2.2 で示した通りであるが, 付着藻類の繁茂動態をシミュレートするには, 河道内の流れ場を把握しておくことが前提となる. ここでは, 現地にて実測された水深, 流速 (6 割水深) の空間分布をもとに, 対象河道における流れ場の再現性について検証を行う. なお, 流れ場の把握には, 第 3 章及び第 4 章と同様に NH2D モデル (3.3.2 参照) を援用する.

図-5.32 には, 水深, 流速の測定結果 (図-5.3, 図-5.4 参照) のある流量 $15.0 \text{ m}^3/\text{s}$ における計算結果を各測定結果と併せて示す. 図より, 解析結果は実測値を良好に再現していることから, 本解析モデルは流れ場を十分に再現しうるものと言えよう.

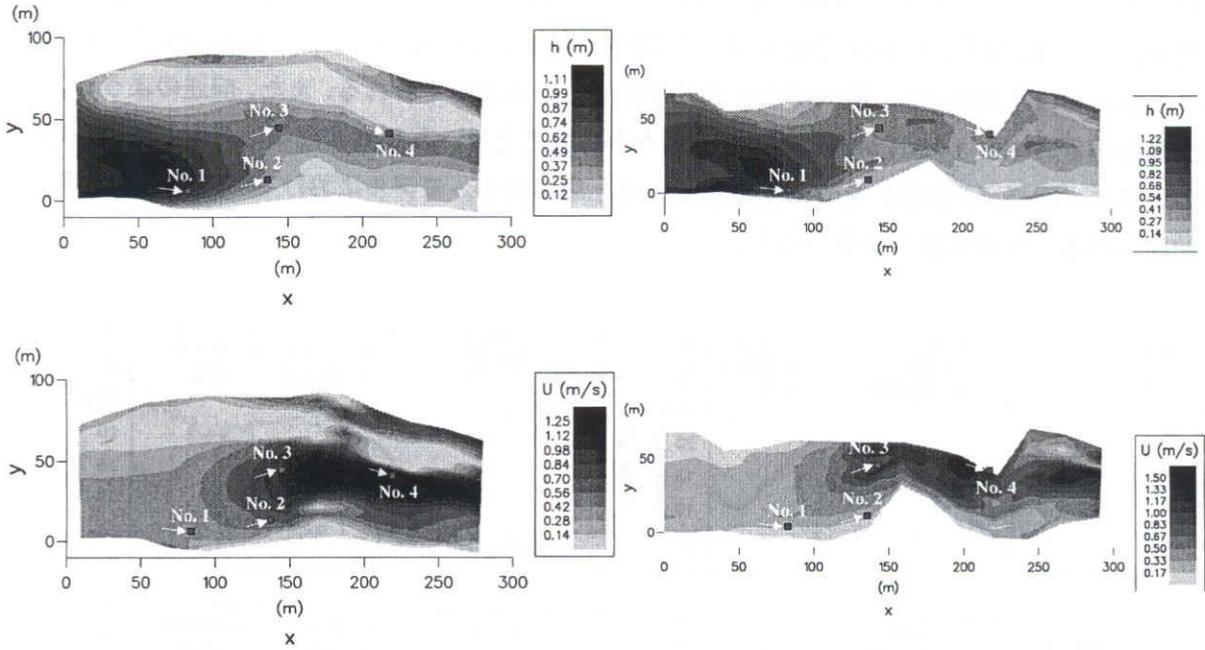


図-5.32 矢作川対象区間におけるNH2Dモデルを用いた流れの解析結果(左)の検証
(上段:水深コンター図, 下段:流速コンター図)

以下の付着藻類繁茂動態シミュレーションは、対象流況(図-5.8参照)に沿って変化する日平均流量条件下での、本手法による流れ場の再現結果をもとに、解析された結果を示す。

5.5.2 付着藻類繁茂動態シミュレーション

本解析では、式(5.27)の任意の時点での解 $X_A(t + \Delta t)$ を与える次式を用い、調査開始日である2002年7月23日を $t = 0$ (d)として、地点ごとの1年間の変動を追跡する。

$$X_A(t + \Delta t) = \frac{X_A(t) \cdot \exp \alpha \Delta t}{\beta X_A(t) \cdot (\exp \alpha \Delta t - 1) + 1} \quad (5.42)$$

ここに、 $\alpha = \mu_A + i_A - r_A$ 、 $\beta = (\mu_A + p_A) / \alpha K_A$ である。

初期条件となる $X_A(0)$ については、対象区間内の(植生域を除く)裸地領域(図-5.7参照)に、一様に与える(ここでは、 3.62 g/m^2)。解析の過程で、水域が陸化した場合には、Burns & Walker (2000)の成果を参考に、陸化状態が1日継続する毎に、現存量は半減させられるものとする。また、ある場所での藻類現存量が、ある時点において(理論的には起こりえないが、計算機の表記上の問題で)0となった場合には、その後の現存量も0になってしまうため、こうした場合に限り、初期値の1% (0.036 g/m^2)の藻類が新たに移入されるものとした。

図-5.33に、各コドラート(図-5.2中のNo. 1~4参照)における繁茂動態解析の結果を示す。図中、縦軸のAFDMはAsh-free dry massを意味し、単位面積当たりの強熱減量を示す。なお、図には、対象期間中の気温変化も併記してある。ここでの各解析値は、コドラートを含むセルにおける結果を表示している。図中の解析値2種(A, B)の違いは、剥離率(5.4.4で推算したもの)を組み込んだ(A)か否(B)かを表している。No. 1(淵)を除き、剥離効果は解析結果に表れて

いないにもかかわらず、前半の観測結果を再現できたのは、カワシオグサに代表される付着藻類の繁茂が、光合成及び代謝効果の評価によって記述できたことによる。特に、代謝効果は、初期の高水温期における増殖抑制、最大値の低減に作用していると考えられる。また、前述のように、礫露出高の小さい No. 1 でしか剥離効果が表れなかったことは、藻類剥離効果に対する露出高の影響の大きさ（図-5.31 参照）を改めて示していると思われる。モデルにおける「礫露出高一定」との前提条件は、今後見直す必要がある。

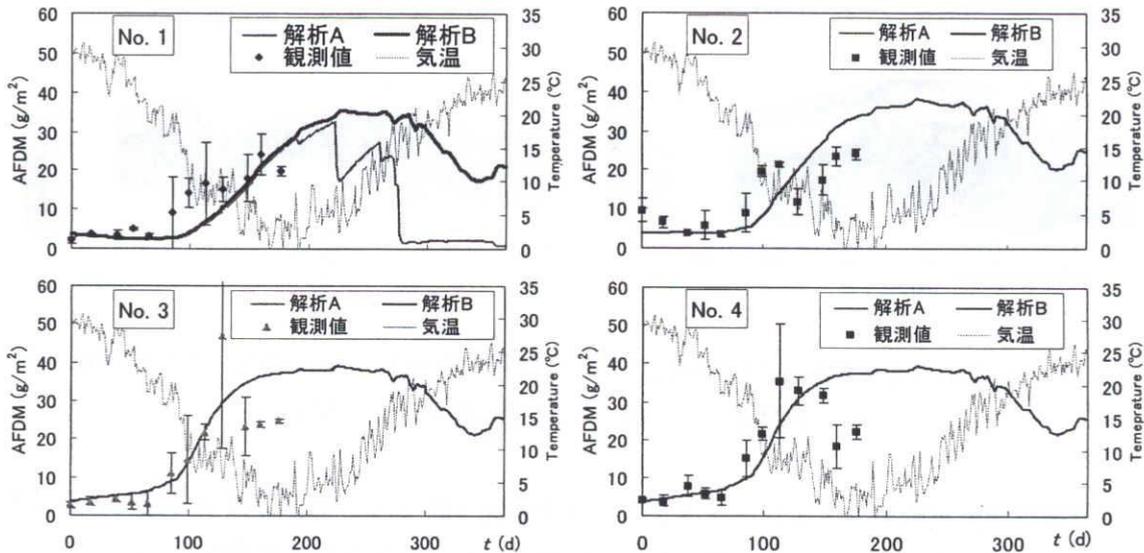


図-5.31 付着藻類の繁茂動態シミュレーションと観測結果の比較

5.6 結語

本章では、河床の低攪乱化に伴う付着藻類の繁茂を対象とし、現地観測による藻類生育場の現況把握、土砂水理モデルを適用した、掃流砂礫による藻類剥離効果の評価を行い、付着藻類の繁茂動態モデルを構築した。5.2では、矢作川中流における現状の藻類繁茂状況を整理し、5.3では、藻類剥離効果の算定に基づいた河床攪乱作用の評価に関する考察を加えた。これらの情報をもとに、5.4では、藻類の生理生態学的知見や掃流砂礫の運動特性に関する知見を導入することによって、付着藻類の繁茂動態をモデル化し、5.5では、矢作川対象区間に適用し、観測結果と照合した。本章で構築した付着藻類の増殖・剥離モデルは、観測資料不足のため、定量的検証が不十分ではあるが、矢作川中流における藻類繁茂の特徴を記述することができ、インパクト・レスポンスの考案などに十分応用できる枠組みができた。5.1で述べたように、既往の研究で提案された付着藻類モデルは、攪乱による剥離効果の記述が不十分であったために、実河道への適用性については、平常流量条件下における限定的な議論にとどまっていた。本章で構築したモデルは、以下に示すように抱えている課題点も少なくないが、こうした問題を解決しうる方向性を示唆するものと言える。

現行モデルの主な課題として、①付着藻類群集全体の繁茂傾向を、概略的に記述しているに過

ぎないこと、また、掃流砂礫による藻類剥離効果を記述したが、②底質構造が常に一定であるとの仮定に基づいていること、③対象期間中には藻類剥離を生じさせる大きな出水が無かったために、観測データ数の不足によって剥離効果の検証が不十分であることなどがあげられる。

①の課題について、例えば、今回、扱ったカワシオグサの優占する群集以外を対象とする場合には、各種パラメータの大幅な組み換えを余儀なくされるし、また、優占種が変遷していくようなダイナミズムを有する群集には適用できない。既に、Duong *et al.* (2001) 及び戸田ら (2003) は、種間競争、種の遷移過程を組み込んだモデル化を行っており、今後の展開の一つの方向性として考えている。また、藻類剥離効果に関する問題のうち、②について、「底質構造一定」との仮定は、著者らが行ってきた調査結果に鑑みると、大局的には実現象と齟齬は無いと考えられるが、出水時に一時的に底質構造が変化していることは十分に予想できるために、出水時の瞬間的な藻類剥離を考慮する必要があると考えられる。③については、今後の観測を充実させ、モデル中の各種パラメータの精緻化を図っていく必要がある。以上のような検討を今後も重ね、問題の解決に努めていきたい。

参考文献

- 愛知県環境部 (1990) 矢作川豊田月報総括表, 昭和 63 年度水質自動計測報告, pp.132-143.
- 愛知県環境部 (1991) 矢作川豊田月報総括表, 平成元年度水質自動計測報告, pp.180-191.
- 愛知県環境部 (1992) 矢作川豊田月報総括表, 平成 2 年度水質自動計測報告, pp.126-137.
- 愛知県環境部 (1993) 矢作川豊田月報総括表, 平成 3 年度水質自動計測報告, pp.110-121.
- 愛知県環境部 (1994) 矢作川豊田月報総括表, 平成 4 年度水質自動計測報告, pp.110-121.
- 愛知県環境部 (1995) 矢作川豊田月報総括表, 平成 5 年度水質自動計測報告, pp.114-125.
- 愛知県環境部 (1996) 矢作川豊田月報総括表, 平成 6 年度水質自動計測報告, pp.122-133.
- 愛知県環境部 (1998) 矢作川豊田月報総括表, 平成 8 年度水質自動計測報告, pp.116-127.
- 安芸皎一・多田文男 (1967) 地表水—湖沼および人造湖—, 水資源ハンドブック, 朝倉書店, pp.92-123.
- 芦田和男・江頭進治・加本実 (1982) 山地流域における侵食と流路変動に関する研究 (1) —粘着性材料を含む砂礫の移動限界と流砂量—, 京都大学防災研究所年報, 第 25 号, B-2, pp. 1-12.
- 芦田和男・藤田正治 (1986) 河床粒子の浮遊機構とそのモデル化, 土木学会論文集, 第 375 巻, II-6 号, pp.79-88, 1986.
- 芦田和男・道上正規 (1972) 移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究, 土木学会論文集, 第 206 号, pp.59-69, 1972.
- 井上隆信 (1996) 河床付着生物膜による河川流下過程の水質変化に関する研究, 北海道大学学位論文, 135p.
- 石橋毅 (1983) ダム排砂設備の流下砂礫による磨耗・損傷に関する水理学的研究, 土木学会論文集, 第 334 号, pp.103-112, 1983.
- 内田朝子 (1997) 矢作川における付着藻類と底生動物の基礎調査報告, 矢作川研究, No. 1, pp.59-80.

- 内田朝子 (2002) 矢作川中流域におけるアユの消化管内容物, 矢作川研究, No. 6, pp.5-20.
- 内田朝子・藤居勇・山戸孝浩 (2002) 矢作川における大型糸状緑藻の時空間変動, 矢作川研究, No. 6, pp.113-124.
- 香川尚徳 (1999) 河川連続体で不連続の原因となるダム貯水による水質変化, 応用生態工学, Vol. 2, pp.145-151.
- 気象庁電子閲覧室 (2002-2003) 豊田地域気象観測所 (東経 137 度 10.6 分, 北緯 35 度 7.9 分) における気象観測資料, <http://www.data.kishou.go.jp/>, 12p.
- 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, Vol. 6, pp.125-130.
- 楠田哲也 (2000) 水域生態系モデルの進歩と課題, 第 36 回水工学に関する夏季研修会講義集 A コース, pp.A-3-1-23.
- 国立天文台編 (1997) 気象部日射量, 理科年表, 丸善, pp.260-263.
- 国立天文台天文情報公開センター暦計算室 (2002-2003) 各地の日の出・南中・日の入り時刻, <http://www.nao.ac.jp/reki/hdni/hdni.html>.
- 西条八束・三田村緒佐武 (1995) 新編 湖沼調査法, 講談社, 230p.
- 佐藤敦久 (1987) 水環境工学—浮遊物質からみた環境保全—, 枝報堂出版, 247p.
- 白金晶子 (2002) 矢作川中流域の水質—古川水辺公園を中心に—, 矢作川研究, No. 6, pp.99-112.
- Duong, H. S.・浅枝隆・田中規夫・谷本勝利 (2001) 種間の競争を考慮した付着性藻類群集の変動解析, 土木学会論文集, 第 677 巻, II-55 号, pp.151-161.
- 田代喬・加賀真介・辻本哲郎 (2003a) 個体群動態モデルの生息場評価手法への導入に関する基礎的研究, 水工学論文集, 第 47 巻, pp.1105-1110.
- 田代喬・加賀真介・辻本哲郎 (2003b) 河床付着性藻類群の繁茂動態のモデル化とその実河道への適用, 河川技術論文集, Vol. 9, pp.91-96.
- 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, 第 47 巻, pp.1063-1068.
- 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, No. 1, pp.175-202.
- 田中蕃 (1998) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果 II, 矢作川研究, No. 2, pp.191-224.
- 田中蕃 (1999) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果 III, 矢作川研究, No. 3, pp.203-246.
- 田中蕃 (2000) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果 IV, 矢作川研究, No. 4, pp.135-141.
- ダーリー, W. M. (手塚泰彦, 渡辺泰徳, 渡辺真利代共訳) (1987) 藻類の生理生態学, 基礎微生物学 9, 培風館, 199p.
- 辻本哲郎・中川博次 (1984) 掃流粒子の Saltation の確率過程論的解析, 土木学会論文集, 第 345 巻, II-1 号, pp.83-90.
- 辻本哲郎・北村忠紀・加藤万貴・田代喬 (2002) 低攪乱礫床における大型糸状藻類繁茂のシナリオ, 河川技術論文集, Vol. 8, pp.67-72.
- 戸田祐嗣・赤松良久・池田駿介 (2003) 単細胞・群体型付着藻類と糸状型付着藻類の増殖競争モデルの開発, 河川技術論文集, Vol. 9, pp.481-486.

- 野崎健太郎・内田朝子 (2000) 河川における糸状藻類の大発生, 矢作川研究, No. 4, pp.159-168.
- 野崎健太郎・神松幸弘・山本敏哉・後藤直成・三田村緒佐武 (2003) 矢作川中流域における糸状緑藻 *Cladophora glomerata* の光合成活性, 矢作川研究, No. 7, pp.169-173, 2003.
- 道上正規・藤田正治・北川豊広・三村光太郎 (1994) 空隙の大きな河床への浮遊砂の沈み込み課程と非平衡浮遊砂, 水工学論文集, 第 38 巻, pp.609-614.
- 山本亮介・松梨史郎・下垣久 (2003) 移動粒子を伴う流れの付着藻類剥離効果, 水工学論文集, 第 47 巻, pp.1069-1074.
- Auer, M. T. and R. P. Canale (1982) Ecological studies and mathematical modeling of *Cladophora* in Lake Huron. 2. Phosphorus uptake kinetics, *J. Great Lakes Res.*, Vol. 8, pp.84-92.
- Borchardt, M. A. (1996) Nutrients, *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (edited by Stevenson, R. J., M. L. Bothwell and R. L. Lowe), Academic Press, San Diego, California, pp.375-402.
- Borchardt, M. A., J. P. Hoffmann and P. W. Cook (1994) Phosphorus uptake kinetics of *Spirogyra fluviatilis* (Charophyceae) in flowing water, *J. Phycol.*, Vol. 30, pp.403-417.
- Brock, J. T., T. V. Royer, E. B. Snyder and S. A. Thomas (1999) Periphyton metabolism: a chamber approach, the controlled flood in Grand Canyon, *Geophysical Monograph*, Vol. 110, pp.217~223.
- Burns, A. and K. Walker (2000) Effects of water level regulation on algal biofilms in the River Murray, South Australia, *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, Vol. 16, pp.434-444.
- Canale, R. P., M. T. Auer, Y. Matsuoka, T. M. Heidtke and S. J. Wright (1983) Optimal cost control strategies for attached algae, *J. Env. Eng.*, Vol. 109, pp.1225-1241.
- Joska, M. A. and J. J. Bolton (1994) Chlorophyta, *Guide to Common Filamentous Freshwater Macroalgae*, Water Research Commission, Cape Town, pp.12-24.
- Kikkawa, H. and T. Yamada (1980) Transport rate of bed load based on "the existence probability" of a sand particle, *Proc. 3rd Int'l Symp. on Stochastic Hydraulics*, Tokyo, pp.337-346.
- Peterson, C. G. (1996) Response of benthic algal communities to natural physical disturbance, *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystem* (edited by Stevenson, R. J., M. L. Bothwell and R. L. Lowe), Academic Press, San Diego, California, pp.375-398.
- Petts, G. E. (1984) Impounded rivers, *Perspectives for Ecological Management*, John Wiley and Sons Inc., New York, pp.150-157.
- Power, M. E. (1991) Shifts in the effects of tuff-weaving midges on filamentous algae, *Am. Mid. Natl.*, Vol. 125, pp.275-285.
- Power, M. E. (1992) Hydrologic and trophic controls of seasonal algal looms in northern Californian rivers, *Arch. Hydrobiol.*, Vol. 125, pp.385-410.
- Shenk, T. M. and A. B. Franklin (2001) Models in natural resource management: an introduction, *Modeling in Natural Resource Management* (edited by Shenk, T. M. and A. B. Franklin), Island Press, Washington, D. C., pp.1-8.
- Statzner, B., M. F. Arens, J. Y. Champagne, R. Morel and E. Herouin (1999) Silk-producing stream insects and gravel erosion: Significant biological effects shear stress, *Water Resources Res.*, Vol. 35, pp.

参考文献

3495-3506.

Stevenson, R. J. (1996) The stimulation and drag of current, *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (edited by Stevenson, R. J., M. L. Bothwell and R. L. Lowe), Academic Press, San Diego, California, pp.321-336.

Whitford, L. A. and G. J. Schumacher (1961) Effects of current on mineral uptake and respiration by a freshwater alga, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 6, pp.423-425.

Whitton, B. A. (1977) Biology of *Cladophora* in Freshwaters, *Water Res. Pergamon Press*, Vol. 4, pp. 457-476.

6 造網型水生昆虫の個体群動態と河床の固結化

6.1 概説

河川に棲息する水生昆虫のうち、造網型と呼ばれるものは、流れのあるところを好み、砂礫や植物破片などを利用して河床の礫周辺に営巣する。営巣形態は種によって異なるが、総じて、流れの向きに対向して捕獲網を張り、上流から流下してくる有機物などをこの網によって濾過し摂食するという特性をもつ（図-6.1 参照）。津田（1959）は、様々な川の底生動物の現存量に関する調査の考察から、造網型昆虫、特に、ヒゲナガカワトビケラ（*Stenopsyche marmorata*）の優占状況を確認するとともに、河川の生物生産におけるその生産量の大きさを見出している。ヒゲナガカワトビケラ科 Stenopsychidae やシマトビケラ科 Hydropsychidae を始めとする造網型トビケラは、日本の多くの河川において、底生動物群集中に優占する生物群となっている（森下，1978）。

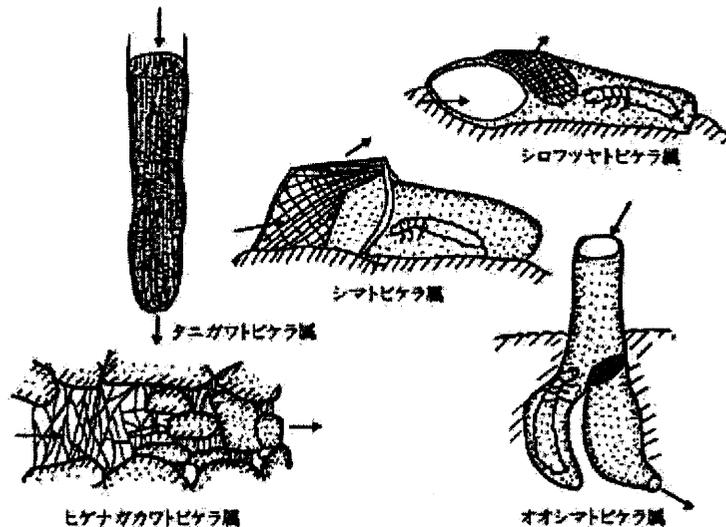


図-6.1 造網型トビケラの代表的な営巣形態の様子（谷田，1987）

谷田（1995）によれば、造網型トビケラの営巣による環境変更作用は、他の生活型（例えば、匍匐型、遊泳型など）の水生昆虫が、せいぜい自分の体に相当する空間だけを占有するのに比べ、はるかに大きい。例えば、直接的には、次のような作用が考えられる。すなわち、①石の表面を這い蹲って移動するような、匍匐型の底生動物や底生魚にとっては、運動範囲を狭められるし、②巣の存在によって、微小な昆虫は潜伏可能な場所が増加するような場合である。さらに、実際には、他の水生昆虫が造網型昆虫の造った巣・網を取り払ったりすることはまず不可能であるため、造網型トビケラが河床における利用可能な生息場を占めたとき、その群集は一応の「極相」を呈していると判断される（谷田，1995）。津田・御勢（1964）は、こうした造網型昆虫の棲み込

みによる影響に着目し、「川の瀬における水生昆虫の遷移」に関する仮説を提示した。図-6.2 にこの仮説の模式図を示す。図は、洪水直後などの優占種の無い群集から、匍匐型、あるいは、携巢型優占の群集を経て、造網型優占の群集（「極相」）に遷移するとの内容を示している。これらの遷移の過程は、これまでの研究によって必ずしも明らかにされているわけではない（谷田,1995）が、生物的な相互作用による遷移と河川における物理的な攪乱作用の両面からの影響を含んだ話題であると考えられる。その主旨は、ここまでの本論文で取り扱ってきた「河床攪乱作用から見た生態系変化」（主に、第3章及び第5章）と共通する部分もあり、示唆に富んだ仮説であると言えよう。

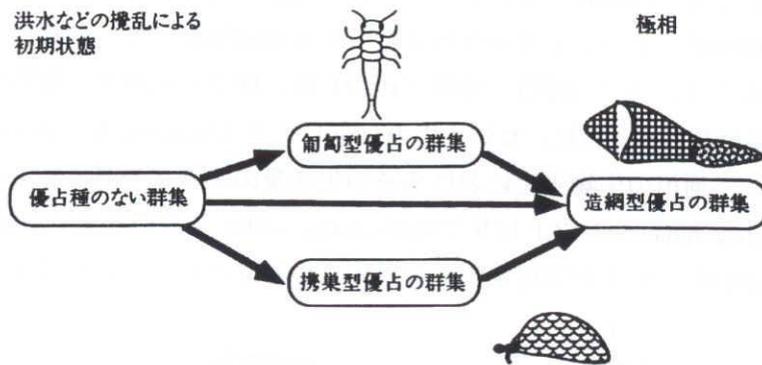


図-6.2 「川の瀬における水生昆虫の遷移」（津田・御勢，1964，引用は谷田，1995）

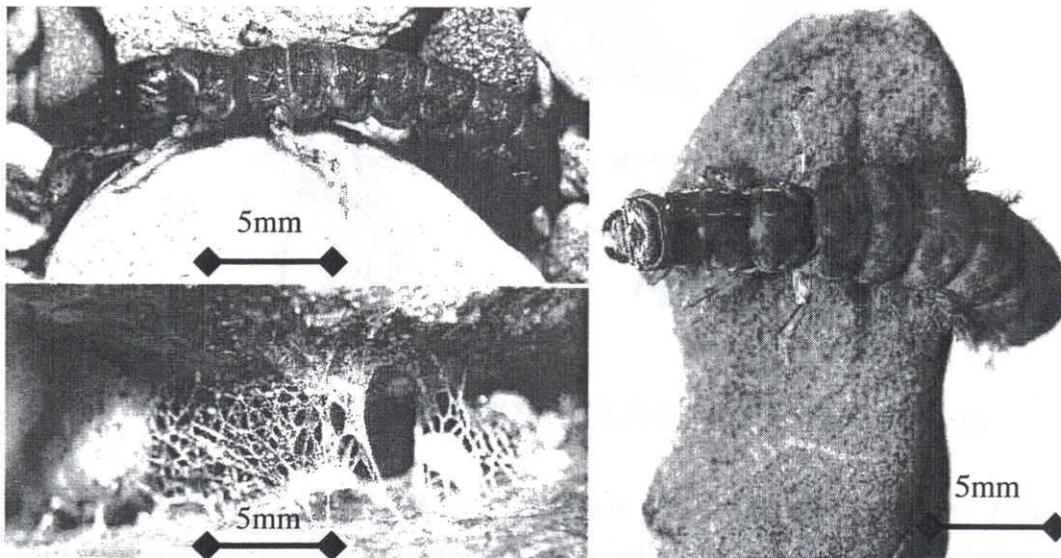


図-6.3 矢作川中流に優占するヒゲナガカワトビケラ（左）とオオシマトビケラ（右）（丸山・高井，2000）。左下写真はヒゲナガカワトビケラの捕獲網と巣を示す。

ところで、ダムなどが建設された下流河道では、特定の種が高密度化する場合があり（谷田・竹門，1999），それによる他の生物群の生息場への影響も懸念されている。こうした問題の典型として、既に本論文中では、矢作川中流における生態系変化（図-1.7 参照）について、魚類・付着

藻類を対象とした議論を進めてきたが、本章では、造網型トビケラの棲み込みが及ぼす環境変更作用のうち、「河床の固結化」に着目して検討を行う。既に、矢作川中流において、近年、オオシマトビケラ (*Macrostemum radiatum*) が優占してきたことを確認した (3.2.7 参照) が、本章では、現地に優占するオオシマトビケラとヒゲナガカワトビケラの 2 種を対象とする (図-6.3 参照)。両種の個体群動態の把握、営巣条件及び巣・網の力学的強度の把握を通して、トビケラの現存量と河床の固結強度を結びつけ、両種の個体群動態をモデル化した上で、矢作川中流における河床の固結化の進行状況について論じる。

矢作川中流において優占する造網型トビケラ群集の生息量の季節変化を調べた結果、1 個体当たりの平均湿潤重量の変化から成長過程が推定され、また、調査期間中の流況変化に応じて個体数が増加している様子が確認された (6.2 参照)。6.3 では、室内実験水路に舞台を移し、その営巣条件を把握し、造網型トビケラをつくる巣・網の強度を調べる。各個体の成長と個体数の変動を連動させた造網型トビケラの個体群動態モデルを構築し (6.4 参照)、6.3 の実験結果を併せて、6.5 では、造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化について考察する。

6.2 矢作川における造網型トビケラの生息状況

6.2.1 調査の概要

本章の対象区間は、矢作川 42 km 地点付近のリーチで、第 5 章のそれと同様である。物理量分布についての詳細は、5.2 を参照されたい。底生動物群集の採集地点であるコドラート (ここでは、0.5m×0.5m) の位置を、図-6.4 に再掲する河床高コンター図 (図-5.2 参照) 上に示す。また、調査は 2002 年 7 月 23 日から 2003 年 6 月 6 日まで計 9 回実施したが、図-6.5 には、対象期間中の流量時系列 (Q_{ave} : 日平均流量, Q_{max} : 日最大流量) に調査日を併せて示す。

調査時には HORIBA 「W-23」 (堀場製作所) により、水温、濁度、栄養塩濃度を計測するとともに、各コドラートにおける流速 (6 割水深)、水深を記録した。表-6.1 には、調査期間中に得られた水質測定結果と、表-6.2 には、各コドラート (No. 1-4) で計測された流速 (6 割水深)、水深の平均値を示す。また、図-6.6 には、各コドラートにおける河床材料の粒度分布を示す。

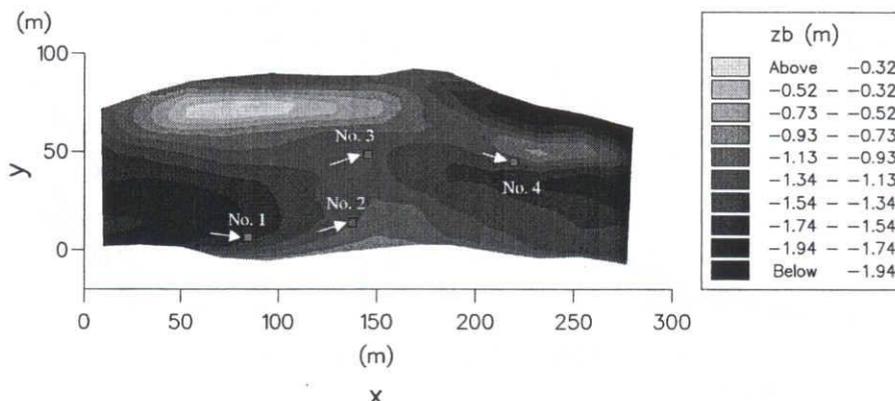


図-6.4 矢作川対象区間における河床高 (m) コンター図 (矢印は流向)

6.2 矢作川における造網型トビケラの生息状況

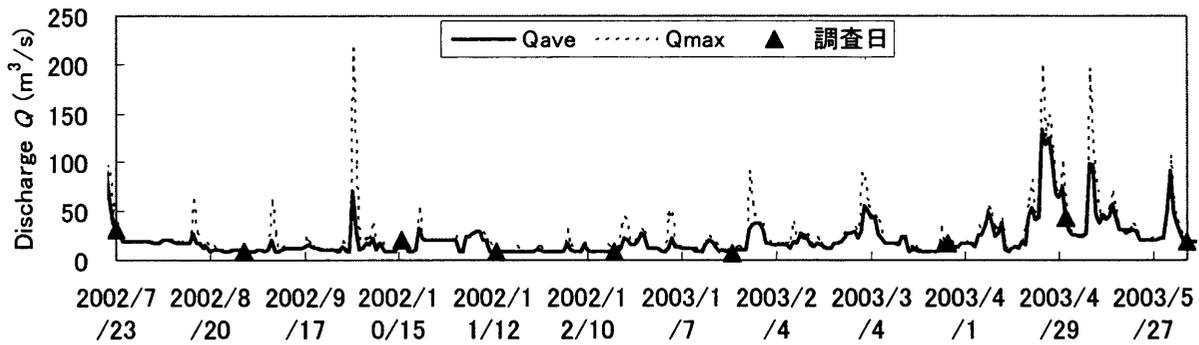


図-6.5 矢作川対象区間における調査期間中の流量時系列

表-6.1 調査時点における水質測定結果

調査日	水温(°C)	濁度(mg/l)	イオン濃度	
			Cl ⁻ (mg/l)	NO ₃ ⁻ (mg/l)
2002/7/23	24.6	37	1.3	21.2
2002/8/9	26.8	13	0.8	2.3
2002/8/30	27.4	3	1.2	1.7
2002/10/16	20.0	13	3.0	7.1
2002/11/13	13.1	4	2.2	7.4
2002/12/18	6.7	32	2.9	8.8
2003/1/22	5.0	35	2.7	12.3
2003/3/27	13.7	20	4.9	17.2
2003/5/1	14.3	-	1.4	22.8
2003/6/6	18.9	-	0.8	3.8

表-6.2 各コドラート地点における水理量

	Velocity (cm/s)	Water-depth (cm)
Quadrat No.1	25.9	89.7
Quadrat No.2	37.9	34.0
Quadrat No.3	75.3	60.7
Quadrat No.4	106.1	52.5

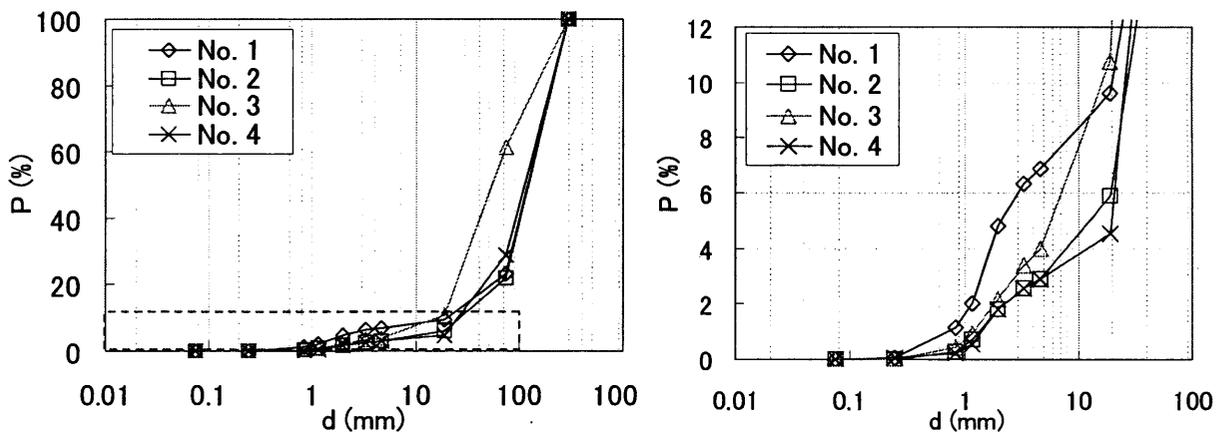


図-6.6 各コドラートにおける河床材料粒度分布 (左:全体図, 右:拡大図)

5.2でも示したように、各コドラートはそれぞれ、No.1:淵、No.2:平瀬、No.3:平瀬～早瀬、No.4:早瀬に位置し、底質構造(類型)についても、No.1:沈み石、No.2:載り石、No.3:載り石、No.4:浮き石状態をそれぞれ呈している。しかし、図中、左の全体図を見て分かるように、No.3のコドラートにおいて、大粒径成分が若干、小さくなっている以外には大きな違いが見当たらない。現在の矢作川の底質は、図-6.6に示されるように、主に礫成分と砂成分で構成されており、全体の粒度分布には違いがほとんど現れなかった。矢作川における河床のアーマー化の現状把握を試みた内田ら(2002)によれば、中流域の河床におけるアーマーコートは、2層目にも及んでおり、表層のみの採取では、平瀬と早瀬の違いを見出せない状態にまで進行していることを示しているが、本対象区間においてもこのことが当てはまるものと考えられる。なお、各コドラートにおける砂成分の含有比率を比較するために、図中、右側には、1~10mmの粒度成分の含まれる割合に着目した拡大図を示す。この図により、淵で沈み石であったNo.1において、相対的比率にすると僅かながら、砂成分の割合が大きい様子が確認できる。

対象区間における底生動物群集について、図-6.1中のコドラートを対象として調査した。各コドラートは、瀬・淵構造に伴う物理環境の違いに着目して設定されている(5.2.3参照)。試料採取に当たっては、対象地点に金属性方形枠を設置し、下流側には2mmメッシュのネットを設置し、方形枠内の試料を河床材料ごと採取し、現地で大まかに選別し、ホルマリン4%溶液中で固定した後、実験室に持ち帰って詳細な分析を行った。表-6.3には、各調査時、各コドラートにおける重量占有率からみた優占種(表中には、属レベルまでの学名を表示)を示す。造網型トビケラは対象区間において淵以外に広く分布しており、その現存量は、オオシマトビケラが最も多く、ヒゲナガカワトビケラがそれに次いでいる。

表-6.3 各調査時、各コドラートにおける底生動物群集の優占種

Date	No.1	No.2	No.3	No.4
02/7/23	オオシロカゲロウ <i>Epholon</i>	ヒゲナガカワトビケラ <i>Stenopsyche</i>	ヒゲナガカワトビケラ <i>Stenopsyche</i>	ヒゲナガカワトビケラ <i>Stenopsyche</i>
02/8/30	マシジミ <i>Corbicula</i>	オオシロカゲロウ <i>Epholon</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>
02/10/16	マシジミ <i>Corbicula</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>
02/11/13	カワニナ <i>Semisulcoospira</i>	マシジミ <i>Corbicula</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>
02/12/18	マシジミ <i>Corbicula</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>
03/1/22	マシジミ <i>Corbicula</i>	ヒゲナガカワトビケラ <i>Stenopsyche</i>	ヒゲナガカワトビケラ <i>Stenopsyche</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>
03/3/27	カワゲラ目 PLECOPTERA の一種	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	ヒゲナガカワトビケラ <i>Stenopsyche</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>
03/5/1	モンカゲロウ <i>Ephemera</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	ヒゲナガカワトビケラ <i>Stenopsyche</i>
03/6/6	マシジミ <i>Corbicula</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>	マシジミ <i>Corbicula</i>	オオシマトビケラ <i>Macrostemum</i>

6.2.2 造網型トビケラの生息状況と個体群動態

図-6.7、図-6.8には各コドラートにおけるヒゲナガカワトビケラ(*Stenopsyche*)、オオシマトビケラ(*Macrostemum*)両種の出現個体数、1個体当たりの平均湿潤重量の変化を示す。図-6.6から、ヒゲナガカワトビケラは春・秋の2度、オオシマトビケラは春から夏にかけて個体数が激減している。図-6.7と併せて見ても、この時期には成虫～卵の状態にあると考えられるので、本対象区

間においてヒゲナガカワトビケラは2世代 / 年であり, オオシマトビケラは1世代 / 年となっていることが分かる. その他の期間においても個体数の変動が生じているが, 図-6.5と比較してみると必ずしも出水後に減少しているわけではなく, 上・下流からの移入・移出による効果は出水時以外にも認められるものと推察した.

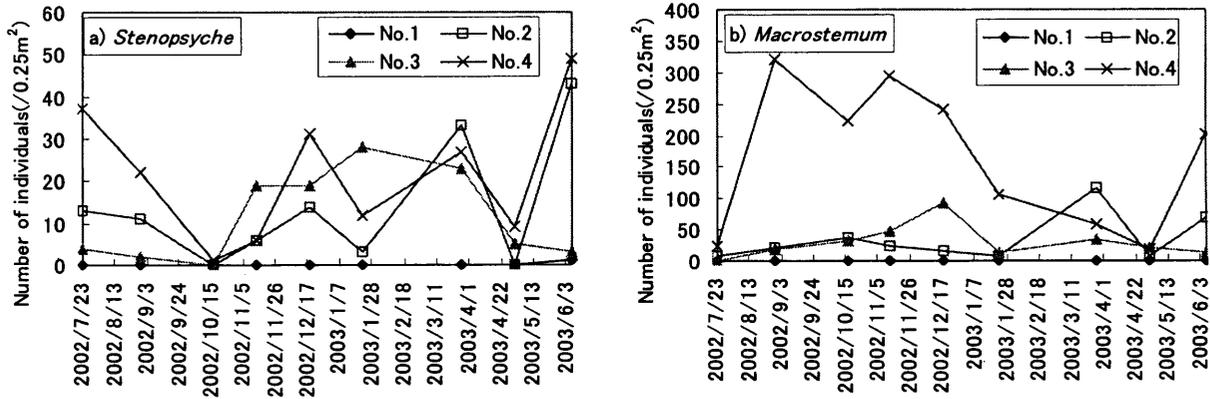


図-6.7 各コドラートにおけるヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの出現個体数の変化

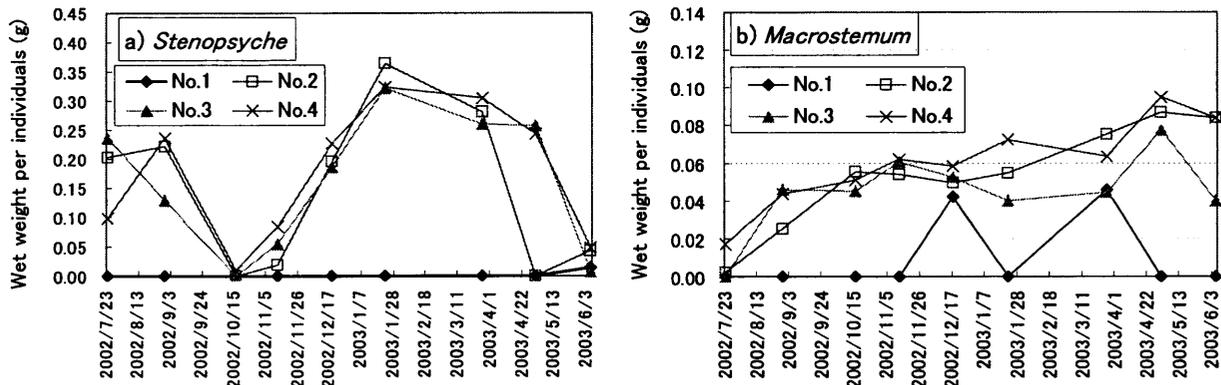


図-6.8 各コドラートにおけるヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの個体湿潤重量の変化

ところで, 個体群動態を議論するために必要と思われる, 個体数の変化についての情報は, 本来, 齢期分析まで行えるように, 様々なサイズのサンプルを確保することが望ましいと考えられる. 御勢 (1970) の行った齢期分析により, ヒゲナガカワトビケラは5段階の齢構造をもつことが確認されている. さらに, 西村 (1987) によれば, 1 齢幼虫は体長約 2mm で体重は 0.15mg 程度であり, ここで対象とするような越冬世代については, 卵期から, 1 齢, 2 齢, 3 齢, 4 齢, 5 齢期に至るまでの所要日数は, それぞれ 8 日, 15 日, 24 日, 33 日, 45 日程度とされている. 一方, ここでのサンプル採取に用いた網目サイズは 2mm であり, 1, 2 齢といった若齢幼虫については多くのものが採取できなかったことが予想される. こうした情報から, 図-6.7 を解釈するに, 2002 年 10 月 16 日に生活史の始まったヒゲナガカワトビケラは, 次の調査が行われた 28 日後の

11月13日には、既に3齢程度にまで成長していたことが予想される。したがって、図の結果には、3齢以降（体長1.5cm以上）という比較的大型の幼虫期に限定された個体数変動が現れているものと考えられるため、この図を用いた考察には注意を要するだろう。例えば、生活史初期の個体数の少ない状態から、徐々に増加していくという変化は、あくまでも3齢幼虫以降に限った話で、実際にはより多くの個体が生活史の初期に存在していたものと考えられる。

一方、図-6.8からは、1個体当たりの湿潤重量変化は調査地点によらず、本対象区間における両種の成長には、生息場の違いによる差異は確認できなかった。Alstad (1982) は、造網型トビケラの成長速度には、流速と自己が形成する網を通過する流水の濾過速度 (filtering rate) が支配要素となると指摘しているが、今回の調査結果においてそのような現象は確認できなかった。谷田・竹門 (1999) の総説では、ダム下流河道においては、上流のダム湖で滞留した水の流下により、餌資源として十分な量の有機物が存在すると指摘されている。古屋 (1998) は、吉野川における造網型トビケラ生息状況の流程変化を調べる中で、ダム貯水池で確認されたプランクトン類が、下流河道に急増したオオシマトビケラによって利用されている状況を明らかにした。以上に鑑みれば、図中の1個体当たりの湿潤重量変化が場所によらず、ほぼ同様であったことは、成長に十分な餌資源が豊富に供給されていると考えられる。

次に、図-6.9では調査地点を区別しない、各調査時における1個体当たりの平均湿潤重量を水温時系列と併せて示す。ここでの水温 T_w は調査日における平均水温であり、豊田地域気象観測所 (豊田市高町) における日平均気温 T_A ($^{\circ}\text{C}$) から推定した値 (式(5.17)参照) である。ヒゲナガカワトビケラについては、世代数に重複があるデータを区別していないため、図から、ヒゲナガカワトビケラの成長と水温の関係について直接的に読み取ることは難しいが、御勢 (1993)、西村 (1987) は、世代数 (成長速度) と水温には密接な関係があることを確認している。また、オオシマトビケラについては、図から低水温期 (11月~3月) と高水温期 (4月~10月) における成長速度が明らかに異なる。これらの事実から、本調査期間中の矢作川中流における造網型トビケラの成長は、水温によって制限されていると考えられる。

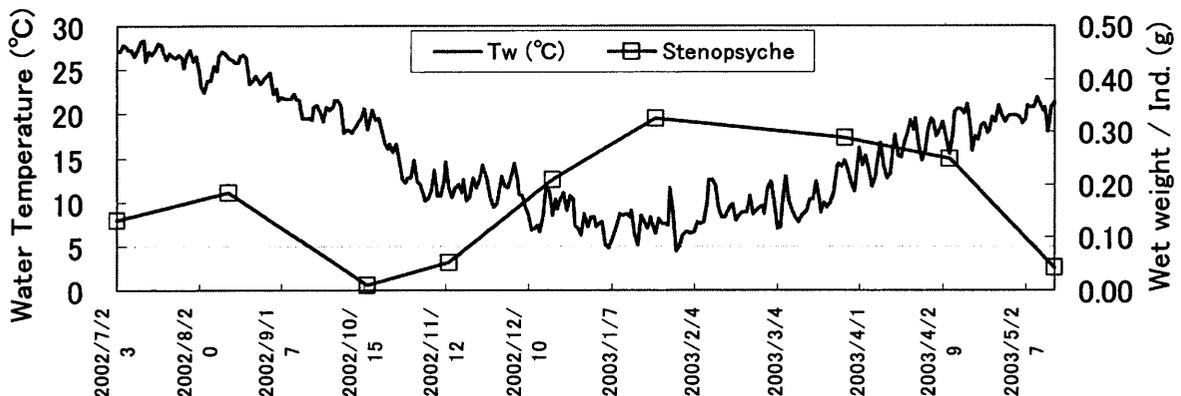


図-6.9a ヒゲナガカワトビケラの1個体当たり湿潤重量の変化

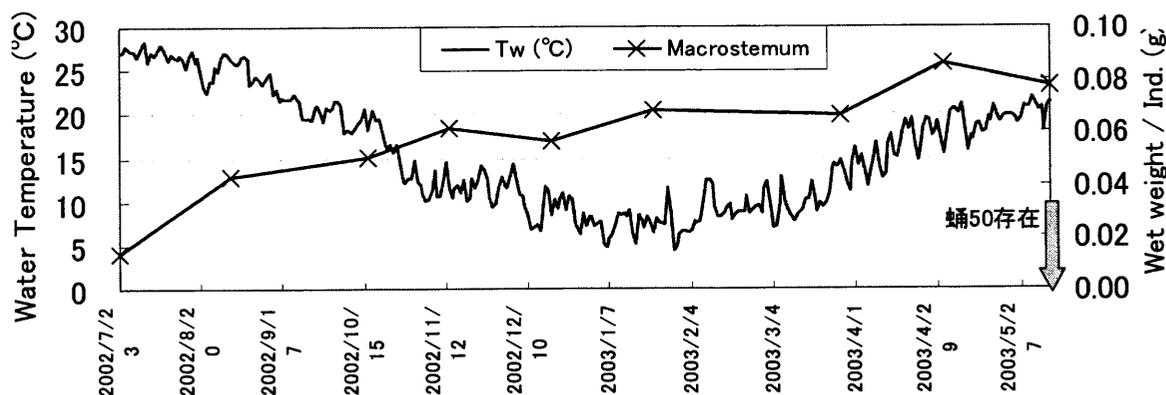


図-6.9b オオシマトビケラの1個体当たり湿潤重量の変化

6.2.3 矢作川中流に優占する造網型トビケラの生態

本節では、対象河道区間における調査結果を整理し、対象区間における優占種である、オオシマトビケラとヒゲナガカワトビケラについて、約1年間に及ぶ観測結果から、その生息状況の現状を把握し、考察を行ってきた。ここでは、現地観測だけでは把握し切れなかった部分を含め、両種の生態的特徴について、既往の研究成果から補足し、整理する。

造網型トビケラの捕獲網と巣についての形態の概要は、図-6.1にまとめた。巣室と捕獲網の基本構造は、ほぼ科、あるいは、亜科のレベルで決まることが多く、網目のサイズは、餌とする資源や生息場によって決まるようで、種の分化系統との関連は少ないとされる(谷田, 1995)。

ヒゲナガカワトビケラ科の幼虫は、石礫を粗く綴り合わせて巣を作り、石面上、あるいは、石と石との間に粗大な網目の捕獲網を張る(松井, 1972)。河床の安定した河川や、濾過摂食に適した餌資源の多い河川では、時として、著しく高密度となることがあり、1m²あたり2000個体を超える観測例も報告されている(Tanida, 2002)。谷田(1995)によれば、栃木県湯の湖の流出流である湯川では、かつて、河床の石礫がモルタルで固めたようになり、石を持ち上げようとしても持ち上げることが出来なかったし、その上を歩いても石の動くこともなかった状態であったとされている。現在の矢作川では、多いときでも1m²あたり200個体程度の密度である(図-6.7参照)が、湯川と同様に、石を持ち上げられなかったり、その上を歩いても安定して動かなかったりするなどの現象がおきており、この種の棲み込みによる「河床の固結化」の影響は十分にあるものと考えられる。最近では、このような造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化についての関心が徐々に高まってきているようで、シマトビケラ属を対象としてその棲み込みによる無次元限界掃流力の上昇を調べた Statzner *et al.* (1999) やヒゲナガカワトビケラの接着強度を現地で実測した高尾ら(2003)など、いくつかの取り組みが始められてきている。

オオシマトビケラの幼虫は、西南日本の大型河川の中下流部では、ときに優先的な群集となることがあり、砂と礫の混在した平瀬に多く、煙突状の巣室とバイパスで引き込んだ水質内部の水路に非常に細かい目の網を張る(谷田, 1995)。この網目の細かさは、この種の特徴であるらしく(中川, 1970)、前述したヒゲナガカワトビケラと対照的に精巧な巣をつくる。Plague & McArthur (2003)は、本種の同属である *Macrostemum carolina* について、巣の形態を類型化し、流速など

との関係について考察している。また、砂粒を大量に集めて営巣するため、砂の堆積があることが生息場所の必須の条件で、早瀬のやや流れの弱い部分から平瀬にかけてである（谷田，1995）。しかし、矢作川対象区間においては、最も流れが激しいコドラート No.4（表-6.2 参照）での生息密度が特に卓越している。また、この種が発電所水路に巣食った場合には、発電害虫としての被害が大きい（谷田，1995）。こうした厳しい環境下において高密度に営巣する事実について、初期状態において進入した他の造網型トビケラの棲み込みによる環境変更作用をきっかけとして、巧みに棲みこむようになったのではないかと推察されている（谷田，1995）。また、造網型トビケラの種類数と生息密度の関係をまとめた森下（1978）は、オオシマトビケラ幼虫は、他の造網型トビケラの種数が少ない場合に限って高密度化する特徴があることを示している。

ここでは、トビケラの作り出す巣と網の特性に焦点を当てて整理を行ったが、個体群動態をモデル化するに当たり、整理すべき要素として、摂食、代謝、呼吸、漂流、移動などがあげられる。生理生態学的側面から重要な知見も多く存在するが、6.4 で個体群動態をモデル化する際に併せて後述したい。なお、両種の知見の累積について、河川の生物生産に大きく寄与することにより、古くから注目されてきたヒゲナガカワトビケラについては充実している一方で、オオシマトビケラについての生活史の詳細は依然、不明である（丸山・高井，2000）など、今後、検討されるべき課題が少なくないことを付け加えておく。

6.3 造網型トビケラの営巣による河床の固結化

6.3.1 概説

本節では、ヒゲナガカワトビケラ、オオシマトビケラの両種について、その営巣による河床の固結化の実態を把握することを目的とし、室内実験水路における検討を行う。両トビケラの営巣条件を明らかにした上で、トビケラのつくる巣・網の力学的強度を測定する。

このような検討を進めるに当たり、トビケラが営巣に用いる材料についての考察が必要であると考え、前節の調査において得られた巣室の材料を分析することとした。巣室を 600°C にて一時間強熱後、分解し、得られた粒度分布を図-6.10 に示す。各データは平均値を、鉛直軸方向のレンジ

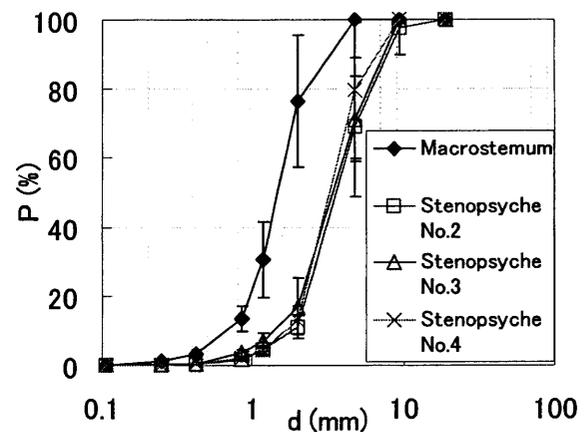


図-6.10 造網型トビケラの巣室の材料

は、標準偏差を表す。図中、個々の曲線についてのサンプル数は、 $n = 7\sim 9$ であった。サンプル数の多少の関係から、ヒゲナガカワトビケラについてはコドラートごとに整理し、オオシマトビケラについてはコドラートを区別せず、1本の曲線とした。多少のばらつきは存在するものの、オオシマトビケラは粒径 1~2mm を中心とする比較的小さい材料を利用し、ヒゲナガカワトビケラは 2~4mm を中心とする材料を利用することが分かった。以下の実験では、この結果を参考に、路床

材料を設定する。

6.3.2 造網型トビケラの営巣実験

(1) 実験手法

図-6.11 には、実験装置の概要を示す。実験に用いた名古屋大学地圏環境工学専攻の矩形断面水路の諸元は、縦断方向に全長 6 m、幅 0.2 m、高さ 0.35 m であり、上流端に設置した油圧ジャッキにより、勾配を変化させることができるが、今回の実験では、勾配は 0 のまま行っている。下流端に設置した低水槽からポンプ（流量 0.08 l / min）によって水をくみ出し、循環させている。低水槽には、水温の急変を防ぐために、観賞魚飼育用のサーモスタットとクーラー、ヒーターを設置し、また、水質保持のため、水中式濾過フィルターを備え付けた。実際の実験区間として、水路内、中央部の 3.4 m を確保し、ここに珪砂 3 号（平均粒径 2 mm 程度）と珪砂 4 号（平均粒径 1 mm 程度）を同配分にて混合させて得られる材料（図-6.10 の結果を参考に設定）を路床に敷き詰め、造網型トビケラに営巣させるレンガ（8.5cm×18.5cm×4.5cm）を図のように配置させる。すなわち、レンガは上流側から 2 列にて、レンガの砂面からの相対高さ（露出率）を 0.5, 1.0, 0.25, 0.75, 0.0 の順に設定し、この組み合わせを縦断的に 2 回繰り返し、配置した（図-6.11 参照）。計 20 個のレンガを設置することになる。なお、レンガ同士の間隔は、縦断方向に約 13 cm、横断方向に約 1 cm とし、側壁との間も約 1 cm 確保することとする。

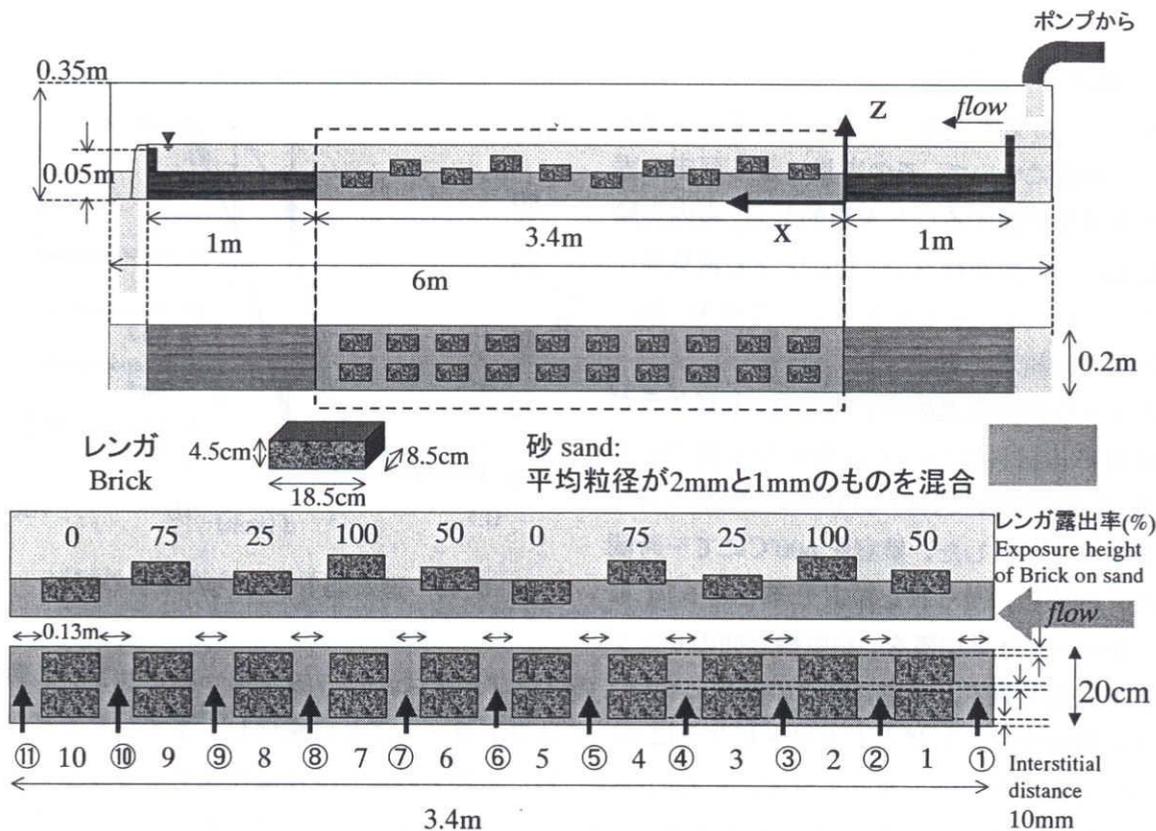


図-6.11 実験装置の概要（上）と実験区間の路床の設定（下）

実験は、砂面上への造網型トビケラの投入（投入方法は後述）によって開始され、室内における定常流量（流量 0.08 l/min）条件下で 1 週間継続した後、通水停止してその全てを回収し、営巣した場所の特性、最初の投入位置からの移動距離を把握することを目的とした。トビケラの投入に先立ち、水路中央部において縦断的に変化する流速分布を、小型プロペラ式流速計により計測した。図-6.12 には、実験区間内における流速の断面 2 次元コンター図を示す。レンガ間隙の流れは、露出率が大きいほど速く、また、上流からの入り口付近で速いが、出口付近で遅くなっている。また、図中に示す砂面上の流速は、底面に近づくほどに一樣となっており、投入位置の違いによってトビケラが受ける流速の影響には差異が無いと考えられる。

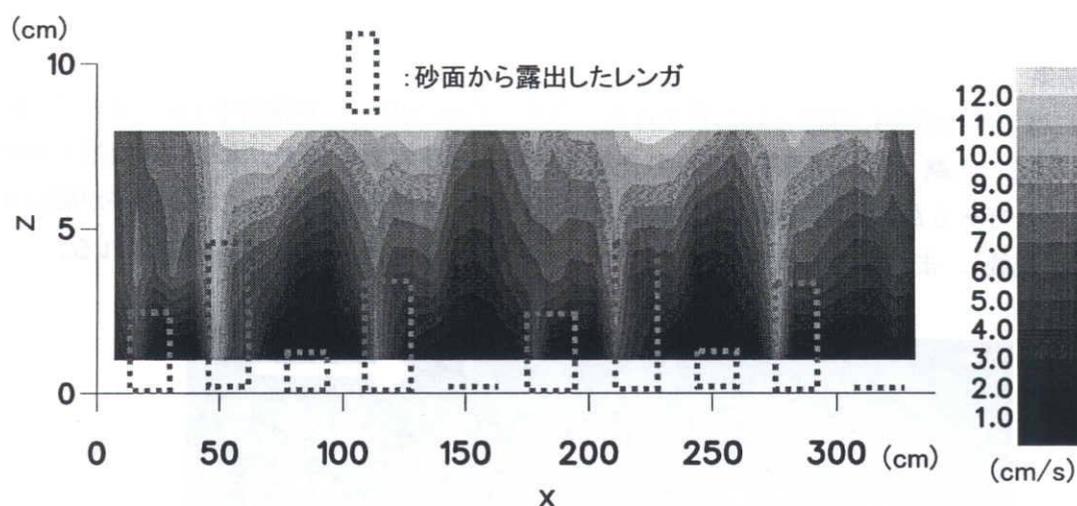


図-6.12 実験区間内における水路中心部に沿った流速の断面 2 次元コンター図

トビケラの投入位置は、図-6.11 中に①～⑩で示されるレンガの間の砂面上とし、投入直後には、それぞれの場所で同じ個体数となるようにした。通水状態では、投入時の流下リスクが大きいため、投入時には一旦、通水停止し、トビケラ個体の路床への着床を確認した後、通水を再開している。なお、移動距離の把握のため、一部個体には、胸部の背面に市販のマニキュア液によるマーキングを施し、個体識別できるようにした。このマーキング手法は、Elliott (1971) によって考案されたものであり、この措置がサンプルとなるトビケラに影響を与えることは無いとされている (Elliott, 1971 ; 2003) (Elliott (2003) の例では、*Potamophylax* (エグリトビケラ科の 1 種) を対象)。本実験では、Case 2 におけるマーキング個体の営巣数が極端に少なかった (表-6.4 参照) が、投入後のオオシマトビケラの活動により、マーキングが剥離してしまっているケースが多く見受けられた。今後、オオシマトビケラを対象とする際には、別のマーキング手法の考案が必要であると思われる。表-6.4 には、実験条件をまとめる。

表-6.4 造網型トビケラの営巣実験の条件

実験ケース	Case 1	Case 2	Case 3
種類	ヒゲナガカワトビケラ	オオシマトビケラ	ヒゲナガカワトビケラ
投入個体採集日	2003/10/8	2003/10/20	2003/11/20
開始日	2003/10/10	2003/10/20	2003/11/20
終了日	2003/10/17	2003/10/27	2003/11/27
開始時水温(°C)	23.0	20.3	15.7
終了時水温(°C)	19.3	19.8	12.7
採集時の水温(°C)	17.4	17.1	14.0
投入個体数	22(2×11)	198(18×11)	154(14×11)
有効営巣個体数	12	132	88
マーキング個体投入数	11(1×11)	44(4×11)	44(4×11)
マーキング個体営巣数	9	5	24

(2) 実験結果

図-6.13には、本実験中に確認された営巣行動のうち、Case 3のレンガ露出率1.0において（図-6.11中の「2」）、水路（左）壁面際で見られた状況を撮影した写真を示す。本ケースは投入個体数の多いケースであるが、写真で判読できる限りにおいても5個体が営巣している様子が確認される（図中に記載）。また、そのうち1個体にマーキングが施されている様子も確認される。

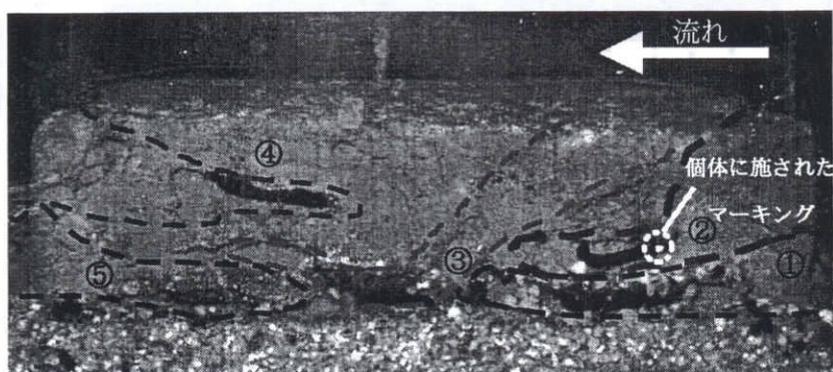


図-6.13 本実験で見られた営巣状況の例（Case 3、図-6.11中の地点「2」）

本実験で得られた結果について、レンガの露出率との関係から整理したものを図-6.13に、局所流速（底面付近流速、 u_b (cm/s)）との関係から整理したものを図-6.14に示す。なお、図-6.14では、局所流速の分かっている、水路中心線に沿って営巣したトビケラを対象とした。この実験において、レンガの露出率は、それぞれ同じ頻度で現れるように設定している（図-6.11参照）が、流速についてはある数値近辺の頻度が高くなることが予想され、これを考慮せずにデータ整理を行うと、高い頻度で出現するレンジにおいては、営巣数の大小を絶対的に判断することが出来ない可能性も考えられる。そのため、図中の縦軸は、単に横軸の指標別に整理するのではなく、指標自体の頻度で除すことで、そのレンジにおける平均的な営巣数を表示することとした。なお、図中の凡例には、上流側、下流側、全区間とあるが、図-6.11を参照すれば、それぞれ「1-5」、「5-10」、「1-10」のレンガを対象とした整理を表す。

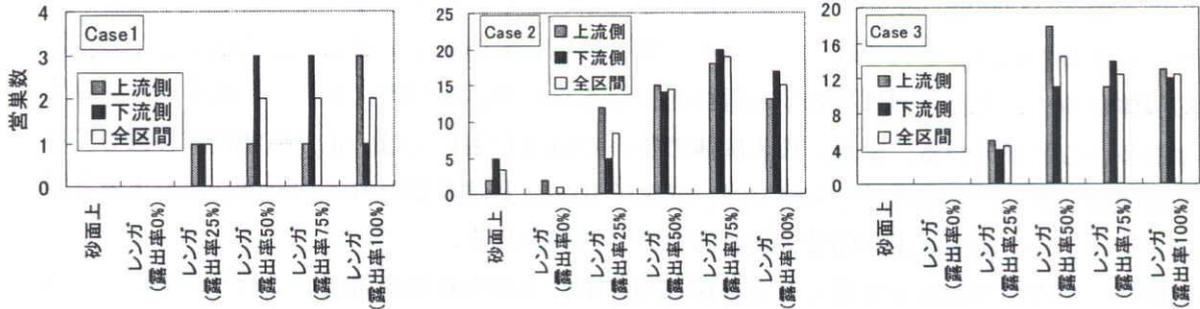


図-6.14 レンガの露出率と造網型トビケラ営巣数の関係

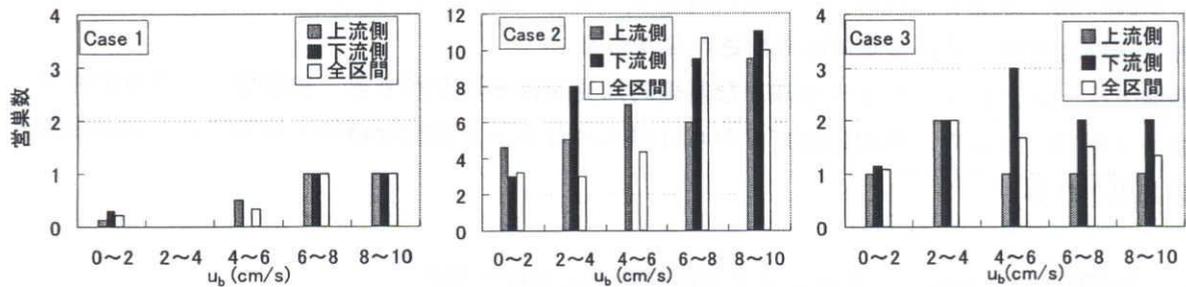


図-6.15 局所流速と造網型トビケラ営巣数の関係

図-6.14 について、レンガ露出率と営巣数の間には、良好な正の相関関係が存在すると言える。Case 1, Case 3 のヒゲナガカワトビケラでは、砂面に営巣することは無かったが、Case 2 のオオシマトビケラでは、路床近傍の壁面上に営巣するものが確認され、その結果、砂面上の営巣数が存在している。そのため、本来的には、オオシマトビケラも露出の大きいレンガを営巣する場所として好むと考えられる。また、図-6.15 を見ると、Case 1, Case 2 からは流速と営巣数の間には良好な正の相関が確認できる一方で、Case 3 においては、それほどはっきりとした傾向が出ているわけではない。ヒゲナガカワトビケラはオオシマトビケラに比べ、大型であり、営巣に必要な空間が大きいことから、(流速の速い) 好ましい生息場を利用し尽くした結果、図のような曖昧な相関が生まれたと考えられる。

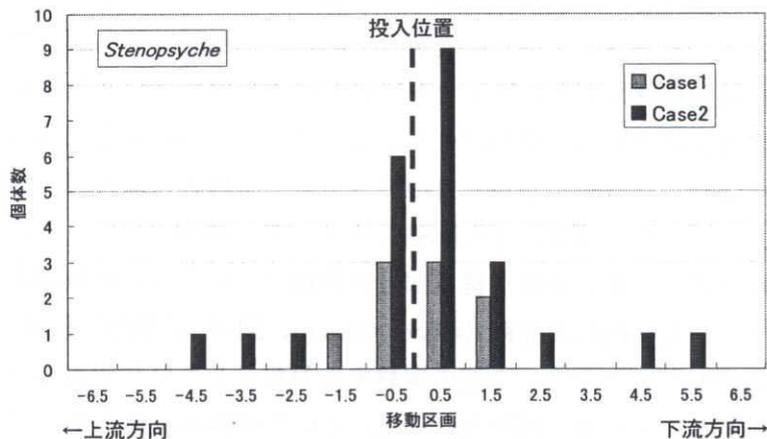


図-6.16 ヒゲナガカワトビケラの投入位置からの縦断方向への相対移動距離

さらに、図-6.16 には、マーキングした個体を対象として、投入位置からの相対移動距離をまとめた。横軸の数値は、それぞれがレンガの位置に対応しているが、投入地点付近のレンガに営巣する個体が多く、上流方向に移動する個体も少なくないが、相対的に見て、下流方向へ移動する個体が多いことが分かる。また、投入個体の多い Case 2 においては、より広範囲に移動している様子が確認できる。今回行った実験では、流速が 10cm/s 程度に限られていたが、より大きな流速の場合には、この傾向はより顕著に現れるものと推察される。

本実験は、矢作川中流などで見られる礫床河道における河床状態を再現して行ったものではないが、営巣条件に関わる様々な物理環境要因について考察することができた。特に、実際の河道では、石礫の裏に生息していることの多い造網型トビケラだが、今回の実験ケースにおいては、レンガ下部面に営巣している個体は確認されなかった。

本実験では、以上に示したような様々な基礎的知見を得ることができ、造網型トビケラの営巣に関する支配要因として、現地観測だけでは得られなかった貴重な情報を集積することが出来たものと思われる。

6.3.3 造網型トビケラのつくる巣による河床材料固結強度の測定

(1) 実験手法

高尾ら (2003) は現地河道にばねばかりを持ち込んで、ヒゲナガカワトビケラ幼虫の生息する河床の固結強度を直接測定している。しかし、形状のばらつきの大きな現地の石礫を対象とした測定では、底質構造においても様々な形態を呈しているなど、影響要素が多いために系統的な整理を行うのが難しいことが予想される。そこでここでは、図-6.11 に示した水路の実験区間より下流の 1m 区間 (図-6.17 参照) において、上記の実験とは別に造網型トビケラを営巣させ、材料同士の固結強度を測定した。ここで営巣させる材料は、正方形の敷石タイルを図-6.17 のような形に加工して得るものとし、この 2 枚を一組として、適度な幅を有するように流水中に平行に並べ、周囲に砂を配置することで、その後、投入する造網型トビケラの営巣を促すこととした。ここでの材料間の幅は、西村 (1987) の著書にある、湯浅 (1987) の営巣実験における 6mm を基準として、3~10mm 程度に設定した。表-6.5 には、各実験ケースの条件をまとめる。このようにして得られる試料について、図-6.18 に示す実験装置を用いて、引張、せん断強度を測定する。図中、上部に設置された荷締め機により、ワイヤーに吊るされたばねばかりを鉛直方向に徐々に引き上げられるように工夫されている。ばねばかりによって、2 枚からなる試料の一方を固定しておき、鉛直方向に引っ張り上げた際にかかる力の最大値より材料の自重を差し引いた数値をもって、固結強度とした。なお、引張強度、せん断強度によって、図-6.17 のように力の作用方向を変える。なお、強度を見積もる際に必要な営巣部分の面積については、直接測定することが困難であるため、本実験では、実験材料の面積 (4.6cm×9.2cm, 図-6.17 参照) に統一した。

本実験で投入する造網型トビケラは、上記の実験でも対象としたヒゲナガカワトビケラ、オオシマトビケラの 2 種であり、実験後に間隙内に営巣していた個体を計量することとした。

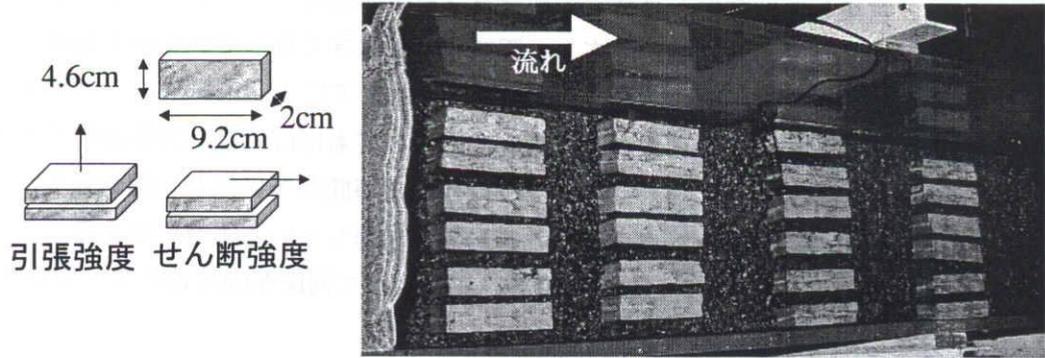


図-6.17 造網型トビケラの営巣による固結強度測定 (左: 概要図, 右: 水路における試料の準備)

表-6.5 実験条件表

実験ケース	No. 1	No. 2	No. 3	No. 4
投入個体採集日	2003/11/20	2003/11/20	2003/11/20	2003/11/20
営巣開始日	2003/11/20	2003/11/27	2003/11/27	2003/11/28
実験実施日	2003/11/26	2003/11/28	2003/12/1	2003/12/1
営巣時間(日)	6	1	4	3
実験時の水温(°C)	14.9	14.7	14.7	14.7
採集時の水温(°C)	14	14	14	14
実験試料数	12	6	6	6
有効試料数	11	5	5	5

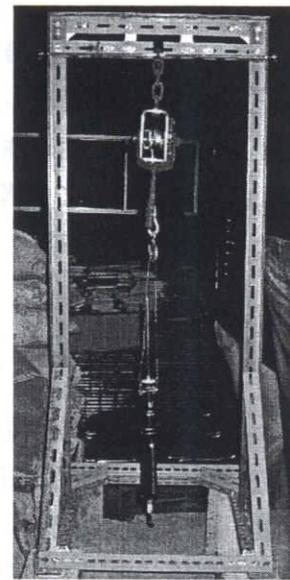


図-6.18 固結強度測定装置

(2) 実験結果

トビケラの営巣が生み出す固結強度に関わるパラメータのうち、本実験で想定されるパラメータとしては、①造網型トビケラの現存量、②(付着可能面積含む) 営巣可能な空間の大きさ、③営巣にかける時間、④ヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの存在比率などがあげられる。ここでは、①～③の条件に着目して、実験結果の整理を行う。

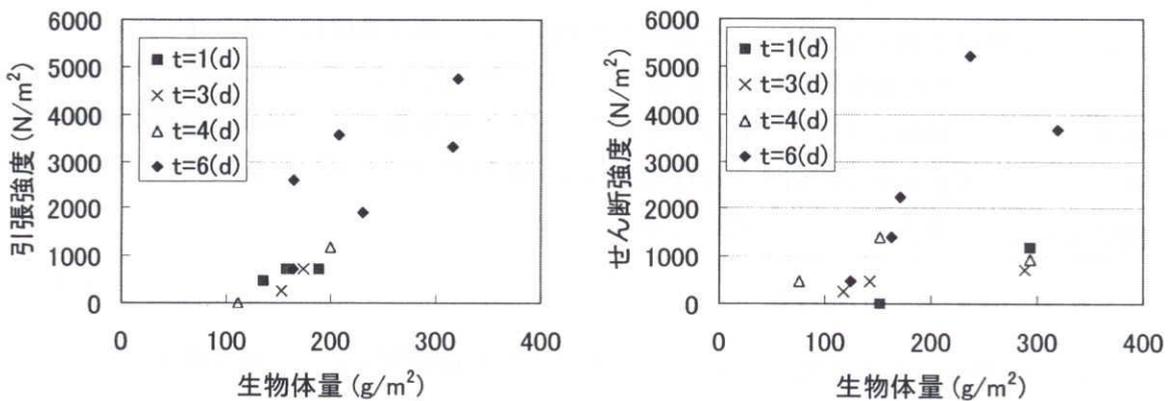


図-6.19 営巣した造網型トビケラの現存量と引張強度(左)、せん断強度(右)との関係

図-6.19 には、営巣した造網型トビケラの現存量（単位面積あたりの湿潤重量）と固結強度との関係を示す。図より、現存量の増加に応じ、固結強度が大きくなっていく様子が確認される。造網型トビケラの現存量とせん断強度の比例関係は、これまでに Stazner *et al.* (1999) や高尾ら (2003) が確認したのと同様であったが、引張強度についてもほぼ同様な関係が得られることが確認できた。また、現存量同一の場合には、営巣にかかる時間が多いほど、固結強度が大きくなっており、経過時間ごとに異なる傾きをもった線形関係を呈しているように見える。ここで示した実験結果から考えても、造網型トビケラの棲み込みによって河床が固結化するとのシナリオは、十分に納得できるものであると言えよう。

6.3.4 河床の固結化のモデル化

造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化には、次のような影響が考えられる。すなわち、①固結力による砂礫の限界掃流力の増加、②トビケラをつくる巣・網による砂面の遮蔽である。ここでは、①の効果に着目し、河床の固結化のモデル化について検討する。

芦田ら (1983) は、粘着性材料を含む砂礫の移動限界について、滑動形式による移動を想定した考察を行っている。この考え方に従えば、粘着力の影響を受けた砂礫の無次元限界掃流力 τ_{cc} は、次式が導かれる (中川・辻本, 1986)。

$$\tau_{cc} = \tau_c \left\{ 1 + \frac{s \cdot A_2}{\mu_f A_3} \cdot \frac{f_c}{\rho(\sigma/\rho - 1)gd} \right\} \quad (6.1)$$

ここに、 τ_c : 無次元限界掃流力、 μ_f : 静止摩擦係数、 s : 接着面積率、 A_2/A_3 : 2/3次元形状係数、 f_c : 単位面積当たりの粘着強度、 ρ : 水の密度 (1.0 g/cm^3)、 σ : 砂礫の密度 (2.65 g/cm^3)、 g : 重力加速度、 d : 砂礫径である。 μ_f については、 $\tan\phi$ (ϕ : 静止摩擦角) によって与えられ、礫の粒径と安息角の関係 (中川・辻本, 1986) から評価されるが、ここでは $\mu_f = 1.0$ としている。 A_2, A_3 については、砂礫の形状が球形であることを仮定し、それぞれ $\pi/4, \pi/6$ で与える。

粘着性材料を扱った芦田ら (1983) のケースでは f_c の評価が難しかったが、造網型トビケラの巣・網による影響を議論する際には、本節の実験結果を利用できるものと考えられる。すなわち、式(6.1)中の粘着強度は、6.3.3で求めた固結強度によって代替して捉えるものとする。図-6.19では、引張、せん断の2種の強度について個別に整理したが、測定数値に大きな違いは見られないことから、ここでは固結強度として同等に扱うこととした。図-6.20に、改めてその関係を示す。営巣時間ごとに線形近似できるとすれば、造網型トビケラ現存量と f_c の関係は図中の破線のようになり、これらの傾きである固結強度特性値 α は、図-6.21のように設定可能である。こうし得られる固結強度 f_c は、次式のように評価される。

$$f_c = \alpha \cdot B \quad (\alpha = 1.8 \cdot t \text{ [Nd/g]}) \quad (6.2)$$

ここに、 t : 営巣開始からの時間(d)、 B : 単位面積当たりの造網型トビケラ現存量(g m^{-2})である。

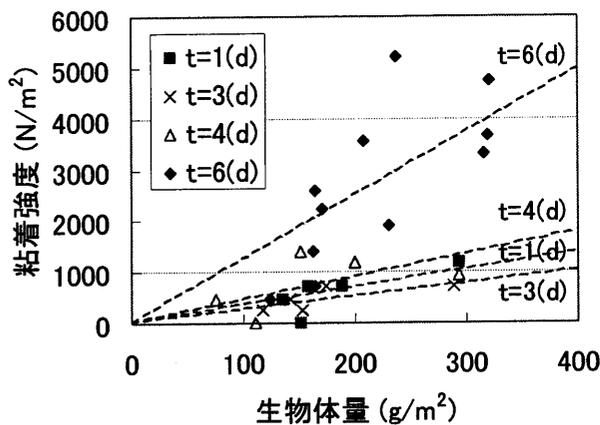


図-6.20 トビケラ現存量と固結強度の関係

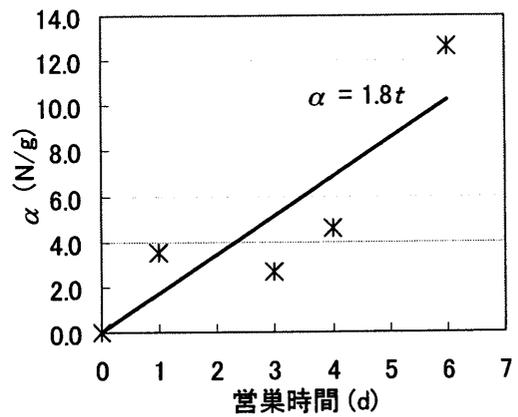


図-6.21 営巣時間による固結強度特性値の見積もり

また、 s_c については、礫の露出率 δ を用いて、式(6.3)のように与えられるものとした。

$$s_c = \frac{s}{A_2 d^2} = \begin{cases} \frac{\cos^{-1}(1-2\delta)}{\pi} - d^2(0.5-\delta)\sqrt{\delta(1-\delta)} & [\delta \leq 0.5] \\ \frac{\cos^{-1}(1-2\delta)}{\pi} + d^2(0.5-\delta)\sqrt{\delta(1-\delta)} & [\delta > 0.5] \end{cases} \quad (6.3)$$

上式は、球状を想定した礫の砂面上の遮蔽面積について、簡単な幾何学的関係により与えられる。

以上のような各種パラメータの設定に基づき、ここでは、式(6.1)によって得られる無次元限界掃流力を用いて検討を行うものとする。

6.4 造網型トビケラ個体群動態のモデル化

6.4.1 モデル化の概要

現地観測 (6.2 参照) の結果、①移入・移出による個体数の変動が出水時以外にも認められること、②個体の平均成長過程には固有の特徴があり、本調査期間における成長過程には水温が重要であることを見出した。これらをもとに造網型トビケラ個体群動態について、以下のような取り扱いで検討していくこととした。

すなわち、造網型トビケラの個体群動態の更なる理解のための一つの手段として、数学モデルの有効性に着目する。水中生活中の造網型トビケラ幼虫の現存量推移を個体数の変化と1個体当たりの成長量で表現できると仮定すると、その現存量 X_c (g m^{-2}) は、個体数密度 N_c (m^{-2}) と1個体重量 IM_c (g) を用いて次式で表せる。

$$X_c = N_c \times IM_c \quad (6.4)$$

さらに、上式中の N_c 、 IM_c の時間変化量をモデル化するのに、水生昆虫の移出 (分散) はその場

所の生息密度に依存すること (Anholt, 1995) を考慮し, 楠田 (2000) を参考にすれば, 以下の微分方程式で与えられる.

$$\begin{aligned} \frac{dN_c}{dt} &= (i_c - d_c)N_c - e_c N_c \frac{N_c}{K_c} \\ \frac{dIM_c}{dt} &= (\mu_c - r_c)IM_c \left(1 - \frac{IM_c}{IM_{cmax}}\right) \end{aligned} \quad (6.5)$$

ここに, i_c : 移入率 (d^{-1}), d_c : 死亡率 (d^{-1}), e_c : 移出率 (d^{-1}), K_c : 環境収容個体数密度 (m^{-2}), IM_{cmax} : 蛹になる直前の最大個体重量, μ_c : 同化率 (d^{-1}), r_c : 代謝率 (d^{-1}) である. なお, 環境容量は対象期間中の最大現存量 X_{cmax} ($g\ m^{-2}$) で与えるものとし, ここでは, ヒゲナガカワトビケラで $10\ g\ m^{-2}$ (湿潤重量), オオシマトビケラで $20\ g\ m^{-2}$ (湿潤重量) と設定される. これと式(6.4)に従えば, 解析過程での K_c の変化を見積もることができる.

ところで, 造網型トビケラは幼虫期のみ水中生活することから, 1 世代について考えた場合には, 蛹から成虫となって水域内から消滅する時期が存在する. 御勢 (1970) は, ヒゲナガカワトビケラの羽化時期について調べる中で, 羽化までに必要な積算水温量を推算している. 本モデルではこの考え方を参考に, オオシマトビケラ, ヒゲナガカワトビケラの積算水温量について, 次式のように設定し, 世代交代を考慮できるようにしている.

$$\begin{aligned} \sum(T_w - 4) &\geq 1650 [^{\circ}C] \quad (T_w \leq 13^{\circ}C) \\ \sum(T_w - 4) &\geq 3650 [^{\circ}C] \quad (T_w \leq 13^{\circ}C) \end{aligned} \quad (6.6)$$

ここに, T_w : 日平均水温 ($^{\circ}C$) であり, 水温 $4^{\circ}C$ 以下で成長が停止する (御勢, 1970) ことに従った. さらに, 羽化抑制水温は $13^{\circ}C$ 以下である (御勢, 1970) ことから, 上式が成立しても, この条件を満たさない限り, 水中に留まるように設定した.

6.4.2 個体数の変動要因の見積もり

ここでは, 式(6.5)中の個体数変動に関わる, 移入率, 死亡率, 移出率, 個体数基準の環境容量を設定する.

(1) 移入率, 移出率の見積もり

ある地点における移出入の要因としては, ①上流への遡上, ②漂流による流下といった減少要因と, ③上流からの漂着, ④下流からの遡上といった増加要因が考えられる. 理想的な平衡状態ならば, これら 4 つの要因のうち, ①と③及び②と④は等しいものと考えられる (Minshall & Petersen, 1985) が, 河川環境は空間的にも時間的にも定常でない (1.1.2 参照) ため, 移入, 移出と水理条件は結び付けて考える必要がある. また, 平水時と洪水時における移出入には, 次のような本質的な違いがあるものと推測される. すなわち, 平水時の移出入が戦略的, 意図的なものである一方, 洪水時には攪乱を伴って受動的に移出入が起こるものと考えられるよう. なお, 本解析の対象とする流量条件下 (図-6.5 参照) では, 流れ場の再現計算 (5.5.1 参照) により, 対象区間内において, 造網型トビケラが営巣している礫 (10cm 程度) は不動であることが分かっている. そこで, ここでは洪水時における造網型トビケラの巣・網の破壊を伴う受動的な移出入に

については考慮しないものとする。

既往の研究では、Muller (1954) によって提唱された「Colonization Cycle : (卵から孵った幼虫は漂流しながら、下流へ流下して生息場を広げ、成長し羽化した後、産卵のために遡上するという考え方)」が有名であり、Elliott (1968), 西村 (1978) を始め、これを裏付ける結果を示した研究も少なくない。しかし、上流への遡上を重視した研究例 (例えば、Elliott, 1971) もあり、移出入に対する密度依存性の影響を検討した例 (例えば、Turner & Williams, 2000) もあるなど、底生動物の移出入に関する研究は多岐にわたっている。これらの系統的な整理を行うには、今後の更なる知見の蓄積が必要であろう。

モデル化の対象とする造網型トビケラについては、漂流による流下が支配的であるとの知見 (Elliott, 1968) のほか、成長段階によって異なる漂流特性を示す (Elliott, 1981) ことが知られている。ここでは、漂流による影響を考慮するため、摩擦速度と流線の集中環境 (4.3.1(2)参照) を指標としたモデル化を行う。すなわち、移入率 i_c は、周辺の水理条件も影響すると考えられることから、摩擦速度 u_* (m/s) と流線の集中率 $(\partial q / \partial s) / q$ [m^{-1}] の関数 (式(6.7)参照) として、移出率 e_c は、その場の摩擦速度 u_* のみの関数 (式(6.8)参照) として表されるものとする。

$$i_c = f(u_*) \cdot \left(1.0 + \alpha_{i_c} \frac{1}{q} \frac{\partial q}{\partial s} \right) \quad (\alpha_{i_c} = 1.0 [m]) \quad (6.7)$$

$$e_c = f(u_*) \quad (f(u_*) = \varepsilon \cdot u_*) \quad (6.8)$$

ここで、 α_{i_c} : 単位補正係数(m), $f(u_*)$: 漂流効果を表す関数(d^{-1})であり、その傾き ε ($0.61 \times (24 \times 3600) [m^{-1}]$) は清水ら (1998) の実験結果から見積もる。彼らは、流量の増加が底生動物の掃流に及ぼす影響を調べており、図-6.22 には、造網型トビケラの 1 種であるウルマーシマトビケラについての結果を示す。図中の数値は摩擦速度である。本研究では、図に示す結果のうち、河床材料が移動しない水理条件下のものを対象とし、図-6.23 のように漂流効果を表す関数を作成する。

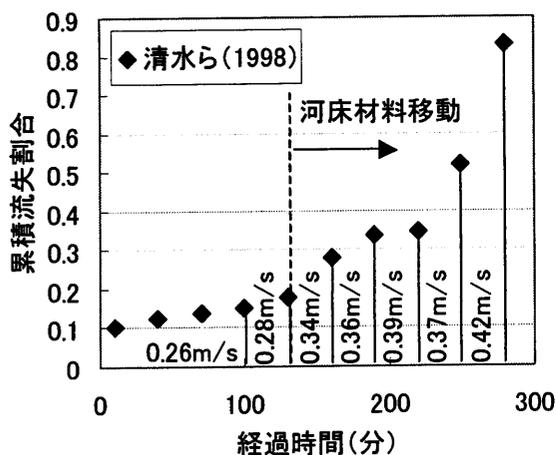


図-6.22 実験経過時間と累積流失割合の関係

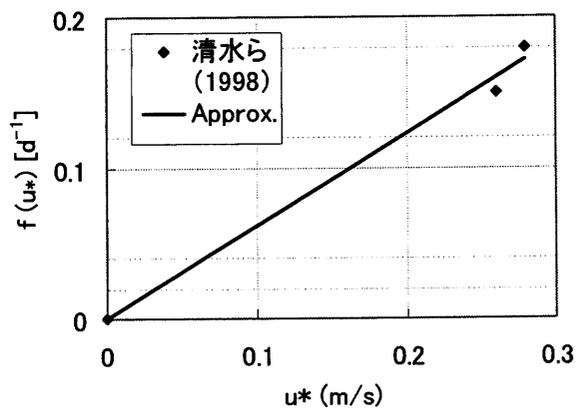


図-6.23 漂流効果を表す関数の見積もり

(2) 死亡率の見積もり

死亡に関わる要因は様々であるが、移出や捕食による死亡については考慮しないものとした。系統的評価を行うには今後の知見の累積が求められるが、ここでは、仮に、先に行った営巣実験における死亡数と初期投入数（表-6.4 参照）から、死亡率を見積もることとした。表中の数値を参照すれば、Case 1, 3（ヒゲナガカワトビケラ）で 0.065, 0.06 (d^{-1})、Case 2（オオシマトビケラ）で 0.048 (d^{-1}) であることから、ヒゲナガカワトビケラには 0.06 (d^{-1})、オオシマトビケラには 0.05 (d^{-1}) の死亡率を与えることとした。

(3) 環境収容個体数密度の見積もり

式(6.5)のようなロジスティック型の方程式を採用する際、環境収容個体数密度（いわゆる環境容量）は解析結果に大きく影響する問題である。既に 6.4.1 で触れたが、ここでの環境収容個体数密度は、現存量として設定した環境容量から、個体の成長段階に応じ、式(6.4)の関係により見積もることとした。なお、本来、環境容量は局所的、かつ、瞬間的な環境条件に応じて変化すると考えられるが、河道内の非定常な環境下にあるそれを評価できるほどの知見は存在しないため、ここでは、調査期間中の最大現存量をもって代用することとした。

6.4.3 個体の成長要因の見積もり

式(6.5)中の個体の成長に関わる同化率、代謝率について、ここでは、同化率から代謝率を差し引いた純同化率（成長率）を定義し、この評価について議論する。ただし、モデルの一般性、汎用性から考えた場合に、同化率、代謝率を個別に評価することが望ましいと考えられるため、それぞれの設定についての展望を、下記の(1)、(2)において記述した上で、純同化率の設定を行う。

(1) 同化率の見積もり

同化量の時間変化である同化率は、厳密には、摂餌率、不消化排出率によって決定される。不消化排出率を考慮する代わりに、同化率に寄与できる摂餌率の割合を収率として表現することもあるが、いずれにしても、これらの評価に際しては、餌資源の量・質の両面からの把握が必要である。従来、造網型トビケラ群集の餌資源については、その場所の環境に大きく依存しているが、植物由来の餌を中心に摂食するとされ、これによって成長は支配されるものと考えられていた。しかし、Benke & Wallace (1980) は、造網型トビケラのなす生産に寄与する、餌資源について調べた結果、動物由来の餌の収率が高いために、これが支配的になり得る可能性を示している。また、造網型トビケラが濾過摂食者であることに着目し、流速と営巣場との関係から、フラックスとしての餌供給量を調査した事例 (Alstad, 1982; Geogian & Thorp, 1992) もある。その他の知見を参照しても、餌資源の種類によって収率（不消化排出率）が左右されるだけでなく、流速などの物理条件に加え、場所・時期に応じた供給量の違いが顕著であり、同化率評価の難しさを再認識させられる。このような細部に着目した取り組みの一方で、水温による摂餌活性のみに着目した成果もある。御勢 (1970) の調べた摂食量もその一つであり、コドラートの違いによる生長の違いは認められなかった、本章の調査結果（図-6.8 参照）とも対応していることから、こうした

方向性に沿った知見の蓄積が同化率の評価に繋がる可能性は大いにある。なお、これまでの研究では、5 齢幼虫を対象とする検討がほとんどであり、若齢幼虫についての知見が不足していることを最後に付け加える。

(2) 代謝率の見積もり

造網型トビケラの代謝については、付着藻類のモデルにおける代謝 (5.4.3 参照) がそうであったように、水温変化との関係が大きいものと推察される。水温変化との関係から言えば、Roux (1992) による 5 種のシマトビケラ科幼虫についての検討は十分、適用可能であると考えられる。ただし、同化率で触れたように、代謝率についても、やはり、5 齢幼虫を対象とした検討がほとんどであり、若齢幼虫についての知見が不足している。

(3) 純同化率としての成長率

前述のように、同化率、代謝率の評価について、様々な影響要因を全て考慮できたとは言えない中で、最終的に確認される成長率をもとにして解析を実行した方が効果的なケースもある。汎用性、一般性という観点からは不十分な点も多いが、同じような河道条件、棲息生物を有する河川生態系では、適用できるだろう。以下のシミュレーションにおいては、純同化率としての成長率を設定し、考察する。現地観測結果 (図-6.9 参照) を参照し、ヒゲナガカワトビケラについては $0.06 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ 、オオシマトビケラについては $0.025 \text{ (d}^{-1}\text{)}$ と設定する。

6.5 造網型トビケラの個体群動態と河床の固結化のシミュレーション

6.5.1 造網型トビケラの個体群動態シミュレーション

6.4 のモデル化に基づき、造網型トビケラの個体群動態を解析する。本解析では、式(6.5)の任意の時点 ($t = t + \Delta t$) での解を与える次式を用い、世代交代期に注意しながら、その後の変動を追跡する。

$$N_c(t + \Delta t) = \frac{N_c(t) \cdot \exp \alpha \Delta t}{\beta N_c(t) \cdot (\exp \alpha \Delta t - 1) + 1} \quad (6.9)$$

$$IM_c(t + \Delta t) = \frac{IM_c(t) \cdot IM_{C_{\max}}}{IM_c(t) + (IM_{C_{\max}} - IM_c(t)) \cdot \exp \gamma \Delta t}$$

ここに、 $\alpha = i_c - d_c$ 、 $\beta = e_c / \alpha K_c$ 、 $\gamma = -(r_c - \mu_c)$ である。

図-6.24 には、個体成長シミュレーションの結果を示し、図-6.25 には、各コドラートにおける個体数変動シミュレーションの結果を示す。両図中の時間軸は、世代の始まった時点をもとに $t = 0$ としたものであり、図-6.7~9 の観測結果を参考に設定する。すなわち、ヒゲナガカワトビケラについては 2002 年 10 月 16 日を、オオシマトビケラについては 2002 年 7 月 23 日を $t = 0$ 時点とした。なお、解析の初期値については、 $IM_c(0) = 0.01 \text{ [g]}$ とし、6.4.1 で前述した環境容量 $X_{C_{\max}} \text{ (g m}^{-2}\text{)}$ (ヒゲナガカワトビケラで 10 g m^{-2} 、オオシマトビケラで 20 g m^{-2}) と式(6.4)の関係から、 $N_c(0) \text{ [m}^{-2}\text{]}$ を与えるものとする。両図中に示す実測値は、現地観測によって得られた値であるが、個体成長

に関する実測値は平均個体重量を，個体数変動に関する実測値については，各コドラートにおいて得られた個体数を表す。ただし，個体数の実測値（図-6.25 参照）のうち，若齢期幼虫については，調査手法などの問題によって個体数を適正に把握できていない（6.2.2 参照）ことから，解析値との比較については注意を要する。

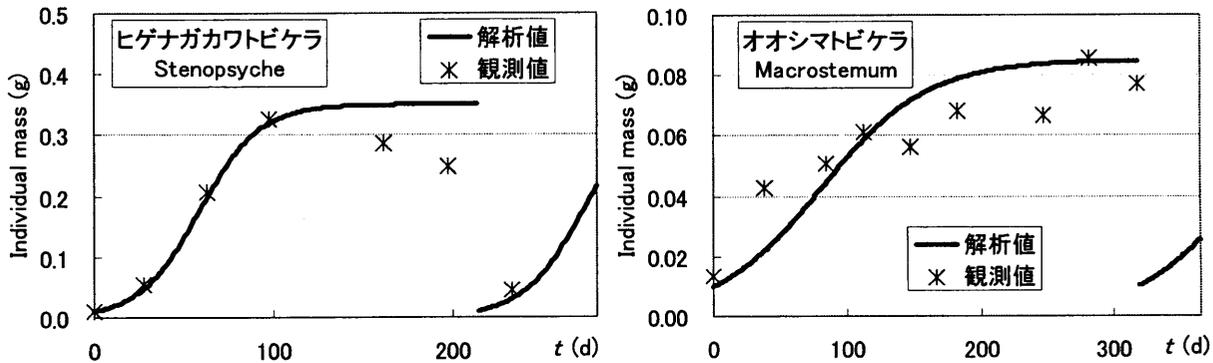


図-6.24 造網型トビケラの個体成長シミュレーション
（左：ヒゲナガカワトビケラ，右：オオシマトビケラ）

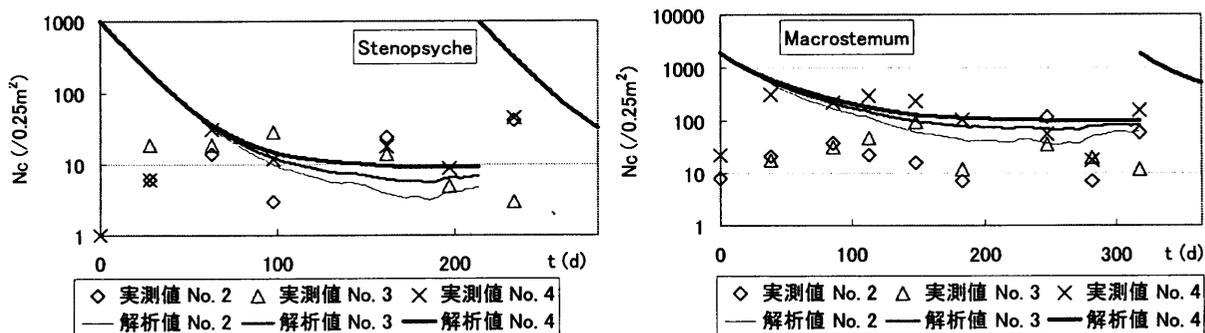


図-6.25 造網型トビケラの個体数変動シミュレーション
（左：ヒゲナガカワトビケラ，右：オオシマトビケラ）

図-6.24 の結果を見る限りにおいて，個体成長の挙動にもロジスティック型の方程式を適用できることが分かる。個体成長を概略的に把握するには，この手法で十分であると言えるが，他の河道への適用を考えるには，6.4.3 で前述したようなパラメータ（同化率，代謝率など）を記述できるような枠組を構築し，一般化していく必要がある。図-6.25 では，No. 2，No. 3，No. 4 といった各コドラート間の個体数の相対的優位関係はある程度再現できており，変化の全般的な挙動を把握できた一方で，若齢期幼虫についての個体数の変動状況については議論できなかった。また，調査時点によって最大個体数を示すコドラートが異なったことまでは，現状のモデルでは記述できていない。本モデルでは，移出入の効果を評価する際に，受動的に流される漂流だけを考慮した形（6.4.3 参照）になっているが，実際には，蛹になる際に大きな石を選択する傾向がある（西村，1987）などの戦略的な行動も展開されていると考えられる。今後は，このような行動

特性についてもモデルに反映させていく必要がある。

以上を踏まえ、最後に、個体数と個体重量の積で得られる現存量の変化について、その実測値と解析値を図-6.26 に示す。図より、個体数の変動を解析によって再現しきれなかった点が、解析値と実測値の差異にも現れていると考えられ、現存量の再現性については、依然として不十分な点が少なくない。

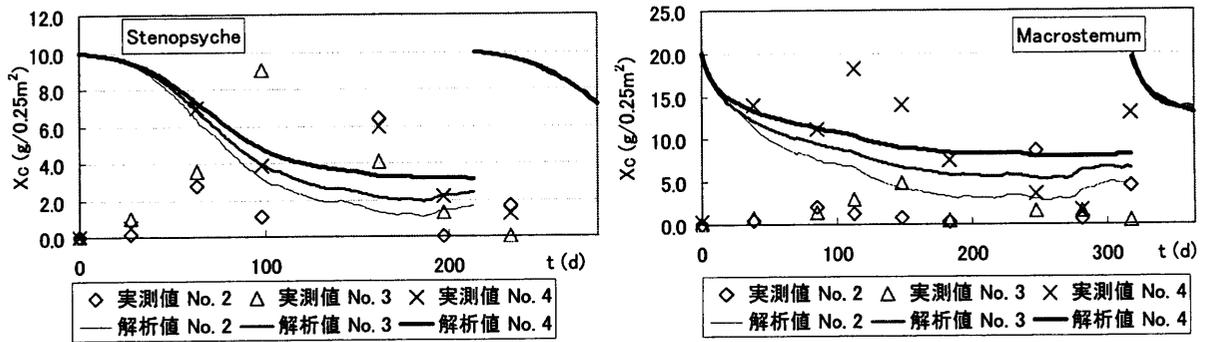


図-6.26 造網型トビケラ現存量の時間変化
(左：ヒゲナガカワトビケラ，右：オオシマトビケラ)

6.5.2 個体群動態に伴う河床の固結化のシミュレーション

室内実験 (6.3 参照) の結果をもとに得た、河床の固結化モデル (6.3.3 参照) を 6.5.1 の個体群動態シミュレーションと組み合わせることによって、河床の固結化のシミュレーションが可能である。図-6.27 には、ヒゲナガカワトビケラの現存量の時間変化 (図-6.26 参照) をもとに、6.3.3 のモデル化に基づいて算出した無次元限界掃流力の時間変化を示す。なお、ここでは、オオシマトビケラの棲み込みによる影響は考慮していない。図の時間軸は、ヒゲナガカワトビケラの個体群動態で採用した 2002 年 10 月 16 日を $t = 0$ (d) としたものであり、造網型の生活を開始する 2 齢幼虫になるのが約 15 日後である (西村, 1987) ことを考慮し、算定した。

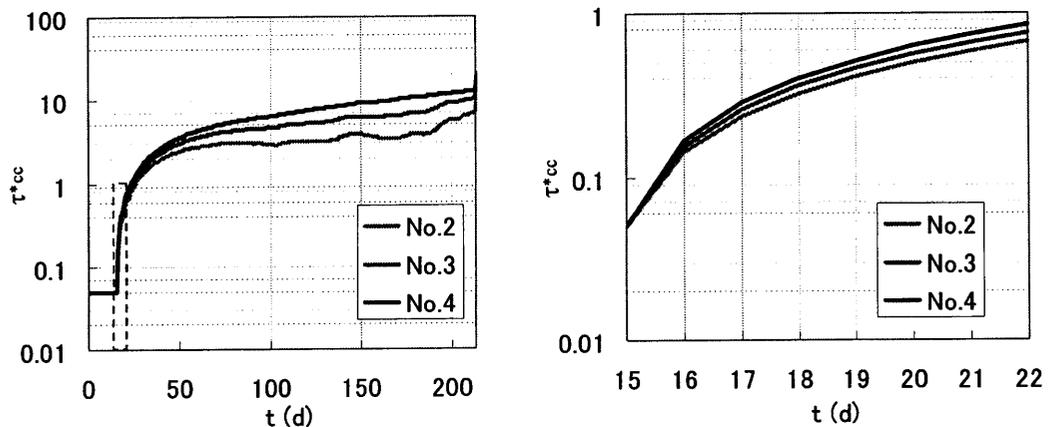


図-6.27 礫 (10cm 径) の無次元限界掃流力の時間変化
(左：ヒゲナガカワトビケラの一世代分の時間スケール，右：営業開始後から 1 週間)

図-6.27 は、営巣開始から同じ巣を利用し続け、かつ、補強し続けることを仮定して描いた図であること、また、営巣による固結強度を推定するのに、5 齢幼虫を中心とする大きな個体を対象として行った実験結果（6.3 参照）を利用していることによって、実際の状況と比較して、限界掃流力は過大評価されていると推測される。しかしながら、営巣開始からの 1 週間に限って見ても、無次元限界掃流力の上昇は顕著であり、造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化は確かに存在するものと言えよう。さらに言及すれば、造網型トビケラの棲み込みによる河床攪乱作用への影響は大きいと考えられる。

6.6 結語

本章では、造網型水生昆虫の個体群動態とそれによって引き起こされる河床の固結化メカニズムの解明を試みた。まず、矢作川中流における現地観測及び既往の文献調査をもとに、造網型トビケラであるヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの個体群動態について、個体の成長と個体数の変化といった 2 つの側面に分割し、モデル化を行うことによって、個体群動態を議論した。一方、室内実験水路では、現地にて採集してきた両種のトビケラを導入した実験を行い、営巣条件について確認した後、造網型トビケラの棲み込みによる固結強度の測定を行った。最終的には、個体群動態の解析結果及び実験結果をもとに、河床の固結化の影響を定量的に把握した。

造網型トビケラの棲み込みによる河床の固結化による影響としては、①固結力による砂礫の限界掃流力の増加、②トビケラをつくる巣・網による砂面の遮蔽効果が考えられる。本章では、①の効果を推算した結果、造網型トビケラの棲み込みによって河床の低攪乱化が益々促進されることを確認した。しかしながら、矢作川中流のような既に低攪乱化した河床においては、②の効果によって流砂量が増加することの影響も小さくないものと考えられる。今後は、砂面への遮蔽効果についても検討を加え、河床の固結化を系統的に議論できるようにする必要がある。

参考文献

- 芦田和男・江頭進治・加本実（1982）山地流域における侵食と流路変動に関する研究（1）—粘性材料を含む砂礫の移動限界と流砂量—, 京都大学防災研究所年報, 第 25 号, B-2, pp. 1-12.
- 内田臣一・加藤大典・末松朋浩・西山正臣（2002）矢作川のアーマ化した河床における砂礫粒径の特徴, 愛知工業大学研究報告, 第 37 号 B, pp.109-114.
- 川合禎次編（1985）日本産水生昆虫探索図説, 東海大学出版会, 409p.
- 御勢久右衛門（1970）ヒゲナガカワトビケラの生活史と令期分析, 陸水学雑誌, Vol. 31, pp.96-106.
- 御勢久右衛門（1993）底生生物の生態学的研究, 河川の生態学—補訂版—（水野信彦・御勢久右衛門共著）, 築地書館, pp.24-102.
- 清水高男・皆川朋子・島谷幸宏（1998）底生動物の掃流に関する基礎研究 実験水路における流量の増加と底生生物の流失量の関係. 応用生態工学研究会 第 2 回研究発表会講演集, pp.65-68.
- 高尾彰・布川雅典・五味高志・根岸淳二郎・中原修（2003）北海道北部の小河川におけるヒゲナ

- ガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata*) の巣網が河床礫安定性に及ぼす影響, 応用生態工学会第7回研究発表会講演集, pp.5-8.
- 谷田一三 (1987) シマトビケラ類幼虫の摂食形態と生態的分化, 日本の昆虫群集—すみわけと多様性をめぐって (木元新作・武田博清編), 東海大学出版会, pp.124-132.
- 谷田一三 (1995) 河川ベントスの棲み込み関係キースピーシーズとしてのトビケラ, 棲み場所の生態学 (竹門康弘, 谷田一三, 玉置昭夫, 向井宏, 川端善一郎著), 共生の生態学シリーズ7, 平凡社, pp.95-128.
- 谷田一三・竹門康弘 (1999) ガムが河川の底生動物へ与える影響, 応用生態工学, Vol. 2, pp.153-164.
- 津田松苗・御勢久右衛門 (1964) 川の瀬における水生昆虫の遷移, 生理生態, Vol. 12, pp.243-251.
- 津田松苗編 (1962) 水生昆虫学, 北隆館, 269p.
- 中川義和 (1970) トビケラの巣と捕獲網の観察—ナカハラシマトビケラとオオシマトビケラ—, 昆虫と自然, Vol. 3, pp.10-15.
- 西村登 (1978) ヒゲナガカワトビケラの生息場所と個体群動態, 個体群生態学会報, Vol. 31, pp.7-12.
- 西村登 (1987) 日本の昆虫⑨ ヒゲナガカワトビケラ, 文一総合出版, 144p.
- 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, Vol. 59, pp.429-441.
- 松井ゆう (1972) ヒゲナガカワトビケラの巣について, 吉野川の生物生産力の研究, Vol. 4, pp.31-36.
- 丸山博紀・高井幹夫著 (2000) (谷田一三監修) 原色川虫図鑑, 全国農村教育研究会, 244p.
- 森下郁子 (1978) 生物からみた日本の河川, 山海堂, 193p.
- 湯浅義明 (1987) ヒゲナガカワトビケラの巣づくり, IRATSUME (但馬むしの会), Vol. 11, pp.27-37.
- Anholt, B. R. (1995) Density Dependence Resolves the Stream Drift Paradox, *Ecology*, Vol. 76, pp.2235-2239.
- Alstad, D. N. (1982) Current speed and filtration rate link caddisfly phylogeny and distributional patterns on a stream gradient, *Science*, Vol. 216, pp.533-534.
- Benke, A. C. and J. B. Wallace (1980) Trophic basis of production among net-spinning caddisflies in a southern Appalachian stream, *Ecology*, Vol. 61, pp.108-118.
- Elliott, J. M. (1968) The life histories and drifting of Trichoptera in a Dartmoor stream, *J. Anim. Ecol.*, Vol. 37, pp.615-625.
- Elliott, J. M. (1971) The distances traveled by drifting invertebrates in a Lake District stream, *Oecologia*, Vol. 6, pp.350-379.
- Elliott, J. M. (1981) A quantitative study of the life cycle of the net-spinning caddis *Philopotamus montanus* (Trichoptera: Philopotamidae) in a lake district stream, *J. Anim. Ecol.*, Vol. 50, pp.867-883.
- Elliott, J. M. (2003) A comparative study of the dispersal of 10 species of stream invertebrates, *Freshwater Biol.*, Vol. 48, pp.1652-1668.
- Minshall, G. W. & R. C. Petersen, Jr. (1985) Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems, *Arc. Hydrobiol.*, Vol. 104, pp.49-76.
- Muller, K. (1954) Investigations on the organic drift in North Swedish streams, *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm*, Vol. 35, pp.133-148.

参考文献

- Plague, G. R. and J. V. McArthur (2003) Phenotypic plasticity of larval retreat design in a net-spinning caddisfly, *Behavioral Ecology*, Vol. 14, pp.221-226.
- Roux, C., H. Tachet, M. Bournaud & B. Cellot (1992) Stream continuum and metabolic rate in the larvae of five species of *Hydropsyche* (Trichoptera), *Ecography*, Vol. 15, pp.70-76.
- Statzner, B., M. F. Arens, J. Y. Champagne, R. Morel and E. Herouin (1999) Silk-producing stream insects and gravel erosion: Significant biological effects shear stress, *Water Resources Res.*, Vol. 35, pp. 3495-3506.
- Tanida, K. (2002) *Stenopsyche* (Trichoptera: Stenopsychidae): ecology and biology of a prominent Asian caddis genus, *Proc. 10th Int. Symp. Trichoptera: Nova Suppl. Ent.*, Keltern, pp.595-606.
- Turner, D. and D. D. Williams (2000) Invertebrate movements within a small stream: density dependence or compensating for drift?, *Internat. Rev. Hydrobiol.*, Vol. 85, pp.141-156.

7 結論

7.1 各章の研究成果

本論文を取り纏めるに当たり、各章で得られた成果を以下に示す。

第 1 章では、生態系保全の概念について整理した上で、空間的連続性と環境の不安定性を中心に河川環境の特性を記述し、人的インパクトによる河川生態系の変質について議論した上で、本論文の方向性と目的をまとめた。

第 2 章では、これまでに提案された河川生態系を評価・予測する手法を整理し、それぞれの特徴、適用性を考察した上で、本論文中で取り扱う手法及びその考え方について記述した。これら 2 つの章は、河川生態系において、一般的に生じている様々な問題から、本論文の背景及び方向性を提示するための導入部である。

第 3 章では、ダム下流河道における河床の低攪乱化とそれに伴う生息場の変質について、矢作川中流で生じた事例を対象として、文献・資料調査、流れの数値解析による考察を行い、河床攪乱頻度の減少が生息場変質に及ぼす影響についてまとめた。さらに、交互砂州の地形変化をモデル河道によって表し、ダム建設前後の流況を与えることによって、砂州波高の変化、流況の変化が生息場変質に及ぼす影響について検討した。河床攪乱頻度を指標とした生息場評価を行った結果、既往の研究で示された標準的な砂州波高を有する交互砂州は、適度な瀬・淵構造を提供し、流況が変化しても比較的良好な生息場を維持すること、また、砂州波高の過大な発達や衰退は生息場の劣化を招くことが推察され、本手法を用いて生息場の変質状況を記述できることを明らかにした。

第 4 章では、生息場の時空間構造に着目し、流況の季節変化、魚類の成長過程を組み合わせることによって、魚類生活史における時間的・空間的連続性を考慮した「魚類生息場の時空間構造モデル」を考案し、その上で生息場評価を行った。交互砂州を模したモデル河道において平面 2 次元解析を用いて検討を行った結果、標準的な交互砂州を有する河道における生息場としての有効性を確認できた。第 4 章では、摂餌、避難、産卵といった魚類生態の細部にわたるモデル化を行い、季節変化に応じた生息場特性の変化を考察した点で大いに意義がある。

第 5 章では、河床の低攪乱化に伴う付着藻類の繁茂を対象とし、現地観測による藻類生育場の現況把握、土砂水理モデルを適用した、掃流砂礫による藻類剥離効果の評価を行い、付着藻類の繁茂動態モデルを構築した。まず、矢作川中流における現状の藻類繁茂状況を整理し、続いて、藻類剥離効果の算定に基づいた河床攪乱作用の評価に関する考察を加えた。これらの情報をもとに、藻類の生理生態学的知見や掃流砂礫の運動特性に関する知見を導入することによって、付着藻類の繁茂動態をモデル化し、さらに、矢作川対象区間に適用し、観測結果と照合した。第 5 章で構築した付着藻類の増殖・剥離モデルは、観測資料不足のため、定量的検証には不十分さが残

るが、矢作川中流における藻類繁茂の特徴を記述することができ、インパクト・レスポンスの考察などに十分応用できる枠組みを構築した。

第6章では、造網型水生昆虫の個体群動態とそれによって引き起こされる河床の固結化メカニズムの解明を試みた。まず、矢作川中流における現地観測及び既往の文献調査をもとに、造網型トビケラであるヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの個体群動態について、個体の成長と個体数の変化といった2つの側面に分割してモデル化を行い、議論した。一方、室内実験水路では、現地にて採集してきた両種のトビケラを導入した実験を行い、営巣条件について確認した後、造網型トビケラの棲み込みによる河床材料固結強度の測定を行った。最終的には、個体群動態の解析結果及び実験結果をもとに、河床の固結化の影響を定量的に示した。

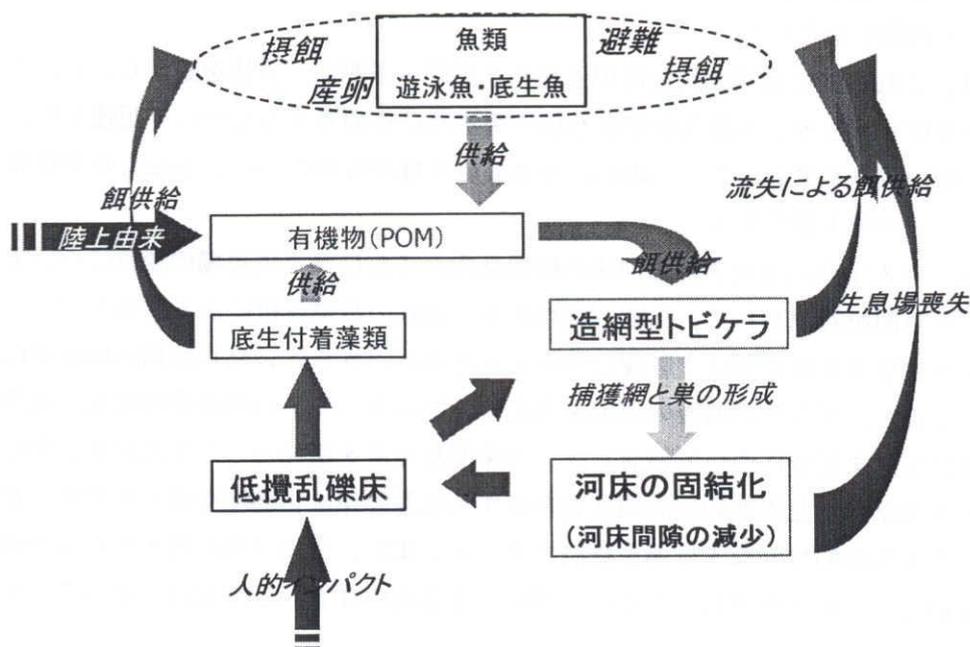


図-7.1 本論文の研究対象とする生物と環境の相互作用系の概要 (図-1.7 再掲)

本論文では、矢作川中流のリーチを対象として、以上のような成果を得たが、研究の目的(1.2.2 参照)で明らかにしようとした相互作用系(図-1.7 参照, 図-7.1 に再掲)の全てが記述できたわけではない。しかしながら、図中の主要な部分を個別に扱って得た本論文の成果を用いることにより、これらの相互作用を考えていくことができると考えられるし、他にも次のような展開が期待できる。すなわち、本論文において構築した各種のモデルは、他の河川で生じた生態系変質を対象とすることが可能であるし、生態系の復元(restoration)や再生(rehabilitation)に向けた取り組みの中で、さまざまな形で利用できるものと思われる。

以下の次節では、残された課題をあげるとともに、河川生態系を把握し、予測していくために、今後、取り組んでいく上での方向性を提示する。

7.2 今後の課題と展望

本論文では、魚類、底生動物、付着藻類を対象とした検討を行ってきたが、それぞれの生物が環境によってどのような影響を受け、あるいは、環境をどのように改変してきたか、といった問題について、生物をそれぞれ個別に取り扱うことによって得た成果が中心であった。図-7.1の相互作用系にあるように、食物連鎖を始めとする生物間相互作用の評価は、本来、生態系を把握する上で重要な視点である。本節では、図-7.1中に示しながら、記述できなかった問題のうち、生物間における、①食物連鎖（食物網）と②競争に着目しながら、その課題点を整理する。

①については、図-7.1を参照しても分かるように、付着藻類は直接、剥ぎ取られて餌とされるほか、剥離による流出などによって、造網型トビケラ、魚類にとっての餌資源となる。また、造網型トビケラは、通常、強固な巣・網に守られており、直接的に餌となるリスクは少ないが、剥離・流出した場合には、魚類にとっての餌資源となりうる。さらに、陸上や魚類由来の（枯死などによる）有機物が、造網型トビケラに利用されることも考えられる。こうした栄養・エネルギーの流れに関する問題については、本論文では推論にとどまっており、今後、検討していくべき一つの大きな課題であろう。②について、例えば、第5章で提案した付着藻類モデルでは、種間の競争を考慮せずに付着藻類群集全体の繁茂傾向を概略的に記述しているに過ぎない。矢作川中流では、カワシオグサを対象として扱えば、全体の挙動を把握できたとも言えるが、魚類の餌資源という観点から言えば、カワシオグサは餌として不適であることから、こうした取り扱いでは不十分であると考えられる。つまり、藻類の挙動は、量だけでなく、餌としての質まで考慮する必要があり、種間競争、種の遷移過程を組み込んでいくことが重要となろう。また、造網型トビケラの棲み込みによる影響のうち、河床間隙の減少については本論文中で触れなかったが、この問題は、底生魚生息場との関連性から言えば、ある種の競争であると考えられる。矢作川中流での現地観測からも、これは十分に予想し得た現象であり、検討していきたい。

例えば、矢作川中流における河川生態系の総合評価手法を構築するには、以上の課題点をクリアした上で行うのが望ましいと考えられる。また、河川の水域内における上位種が魚類であることは疑いようがなく、河川水域における様々な生物の被る影響は、最終的には魚類に集約されていくために、生態系の階層構造への十分な配慮が求められる。本論文では、生物の挙動を解明するのに、魚類については生息場の適性、底生動物、付着藻類については個体群動態を扱っているが、将来的には、個体群動態シミュレーションで得られる結果を生息場適性の評価に反映させていくといった展開が必要となるものと思われる。

河川における生態系の保全・管理を行っていく際には、河川生態系の把握という問題が依然として残されているが、本論文の成果を踏まえ、少なくとも次のことが言える。すなわち、矢作川に限らず、生態系変質を議論する際には、まず、その基軸となる相互作用系（例えば、図-7.1参照）を見出すことが重要なのである。本論文で直接的に扱ったのは、矢作川中流における生態系変質であるが、河川における生態系変質の問題に取り組んでいくための一般的な方法論を提示したものであるという点で、十分に汎用性のある、有意義な成果であると考えられる。本論文で扱ったような、ダム下流河道における河床の低攪乱化を始めとする生態系変質の問題は、昨今、矢

7.2 今後の課題と展望

作川のみならず，多くの河川で顕在化している問題である．河川生態系保全の実現のため，本論文がこうした問題解決に向けた一助となることを祈念して，本論文の結びとする．

謝辞

本論文は、私が大学院博士前期課程に進学して以来、後期課程修了に至るまでの5年間の研究成果をまとめたものです。

学部4年生のとき、研究室に配属されてから、今日に至るまでの6年間、終始変わらぬご指導を頂いた辻本哲郎教授に衷心より御礼申し上げます。本研究を進めていく中で、常に大局的な視点に立ち、温かく見守って頂き、適切な方向に導いて下さったこと、研究することの喜び、苦しみを学び得たことなど、先生への感謝の念は表しきれません。先生より頂いた年賀状のお言葉から窺い知れた、河川という空間を軸に、流域環境の改善を果たすことによって社会を変えていくという、先生の強い信念に衝撃を覚えたことがございます。私も、河川生態系を扱う学術・技術の発展に尽くしながら、新たな学問分野を確立していく、そんな高い理想を胸に、今後も努めてまいりたいと存じます。

岩田好一朗教授、水谷法美教授には、本論文の草稿原稿に目を通して頂き、重要なご指摘を賜りました。岩田先生には、本論文だけでなく、学部の卒業論文、修士論文ともにご査読頂き、その都度、適切なご助言を賜りました。水谷先生には、修士論文をご査読頂いたほか、実験材料についての相談にのって頂きました。ここに、深甚の謝意を表します。

高木不折名誉教授（現豊田工業高等専門学校校長）には、研究室配属時より2年間、的確にご指導頂き、ご異動の後も折に触れて研究室をご訪問の上、温かいお言葉をかけて頂きました。心より感謝申し上げます。

鷲見哲也講師には、常に適切なご指導を頂き、実験、調査手法など、懇切にご教授頂きました。寺本敦子助手には、数値解析、実験手法を始め、さまざまな技術的相談にのって頂きました。鷲見先生の実際の現象を重視する姿勢、寺本先生の物事の本質を見極めようとする姿勢には、多大な影響を受け、私自身の研究姿勢も形成されてきたように思います。また、寺本先生と同時期に学位論文を執筆できたことは、私にとって大いなる励みとなりました。この場をお借りして、心より御礼申し上げます。

北村忠紀博士（現パシフィックコンサルタンツインターナショナル）には、博士（前期）課程1年から後期課程1年に至る3年間にわたり、右も左も分からぬ状況だった私を、さまざまな面から、懇切丁寧にご指導頂きました。今となつては、この時期の北村先生のご指導によって、研究することの楽しさを垣間見ることができたように思います。厚く御礼申し上げます。

東京工業大学・戸田祐嗣助手には、付着藻類の増殖過程のモデル化について、論文作成上、非常に有用なご指摘を賜りました。東京大学・知花武佳助手には、魚類生息場の評価手法の構築に関し、何度となく、重要な示唆に富むご助言を頂きました。深く感謝申し上げます。

なお、本研究は、生態学との学際領域にあることから、生態学を専門とされる、以下の方々のご教授、ご助言無くしては成り立ち得ないものであります。

京都大学・山村則男教授には、数理生態学の基礎についてご教授頂きました。梶山女学園大学・野崎健太郎博士、豊田市矢作川研究所・内田朝子氏には、糸状藻類のさまざまな生態についてご教授頂きました。内田朝子氏、白金晶子氏（豊田市矢作川研究所）には、藻類分析手法の詳細に

ついてご教授頂きました。大阪府立大学・谷田一三教授には、造網型トビケラを中心とした底生動物の生態について、重要かつ適切なご教授を頂きました。愛知工業大学・内田臣一助教授には、矢作川の底生動物の生息状況とそれに関わる環境について、懇切にご教授頂きました。北海道大学博士課程・中野大助氏には、水生昆虫を用いた実験やそれに関連した知見についてご助言を頂きました。豊田市矢作川研究所・山本敏哉氏には、魚類生態に関わる調査から分析手法に至るまで懇切にご教授頂きました。

本論文中でさまざまな生物を扱いながら、その生理・生態に関しては全くの素人であった私を懇切丁寧にご指導頂き、ありがとうございました。以上の方々に、心より感謝申し上げます。

本研究でフィールドとした矢作川中流の河道動態を論じるに当たって、国土交通省中部地方整備局豊橋工事事務所（旧建設省中部地方建設局豊橋工事事務所）には、矢作川の河床形状及び河床構成材料データ、中部電力越戸ダム管理所には放流量データなど、各種の必要不可欠なデータを提供して頂きました。ここに記して、御礼申し上げます。

また、本論文の一部は、「矢作川古川プロジェクト（代表：古川彰教授（関西学院大学）」の一環として行われたものであります。矢作川を対象としたフィールド研究を進める中で、本プロジェクトに参加できたことは掛け替えの無い体験でした。生態学、人文学など河川に関わる他分野の研究者の方々との活発な議論や交流は、さまざまな視点から研究を見つめ直す機会になり、本研究の方向性を示唆するものでした。研究代表者である古川彰教授、プロジェクトを主催した豊田市矢作川研究所の方々を始め、携わった全ての方々に深く感謝いたします。

なお、本論文は、河川生態系の評価をテーマとしたものですが、そもそも私がこの分野に取り組む直接的なきっかけは、卒業研究でダム下流河道の生息場変質を対象としたことに始まります。増田健一氏（三重県）には、研究室内の「河川生態研究グループ」の先輩として、当時の私の論文作成を指導して頂きました。このときに感じた興味、関心が、現在までの私の研究の礎となっていたように思います。深謝いたします。さらに、本論文中におけるさまざまなテーマは、暑いときも寒いときも矢作川に通い、観測をともにした、以下のグループ・メンバーの協力無くしては達成し得ないものでした。

魚類生息場のモデル化について何度となく論じ合った伊藤壮志氏（水資源機構）、砂利投入による付着藻類の剥離過程についてともに実験した加藤万貴氏（名古屋市上下水道局）、付着藻類の繁茂過程解明のため、大量の試料を分析してくれた加賀真介氏（扶桑建設工業）、造網型水生昆虫の個体群動態把握のため、試料の分析や室内実験をともにした渡邊慎多郎氏（大学院博士前期課程学生）、本論文中にその全ては示せなかったが、河床環境（底質）の定量的評価に向けてともに取り組んだ溝口俊太氏（大学院博士前期課程学生）、上記の各氏に対し深く感謝します。

また、本研究の遂行に際し、ときには現地観測、試料分析、室内実験を快く手伝って頂くなど、一方ならぬご支援を頂いた、環境システム工学講座（通称：水理学研究室）の学生及び卒業生の皆様に、厚く御礼申し上げます。

最後に、大学入学以来9年間、家を離れた私の色々なわがままを最後まで聞き届けてくれ、温かく見守ってくれた両親、祖父母を始め、家族の皆様、そして、苦しいときも楽しいときも常に私を支えてくれた、妻むつみに心から感謝します。