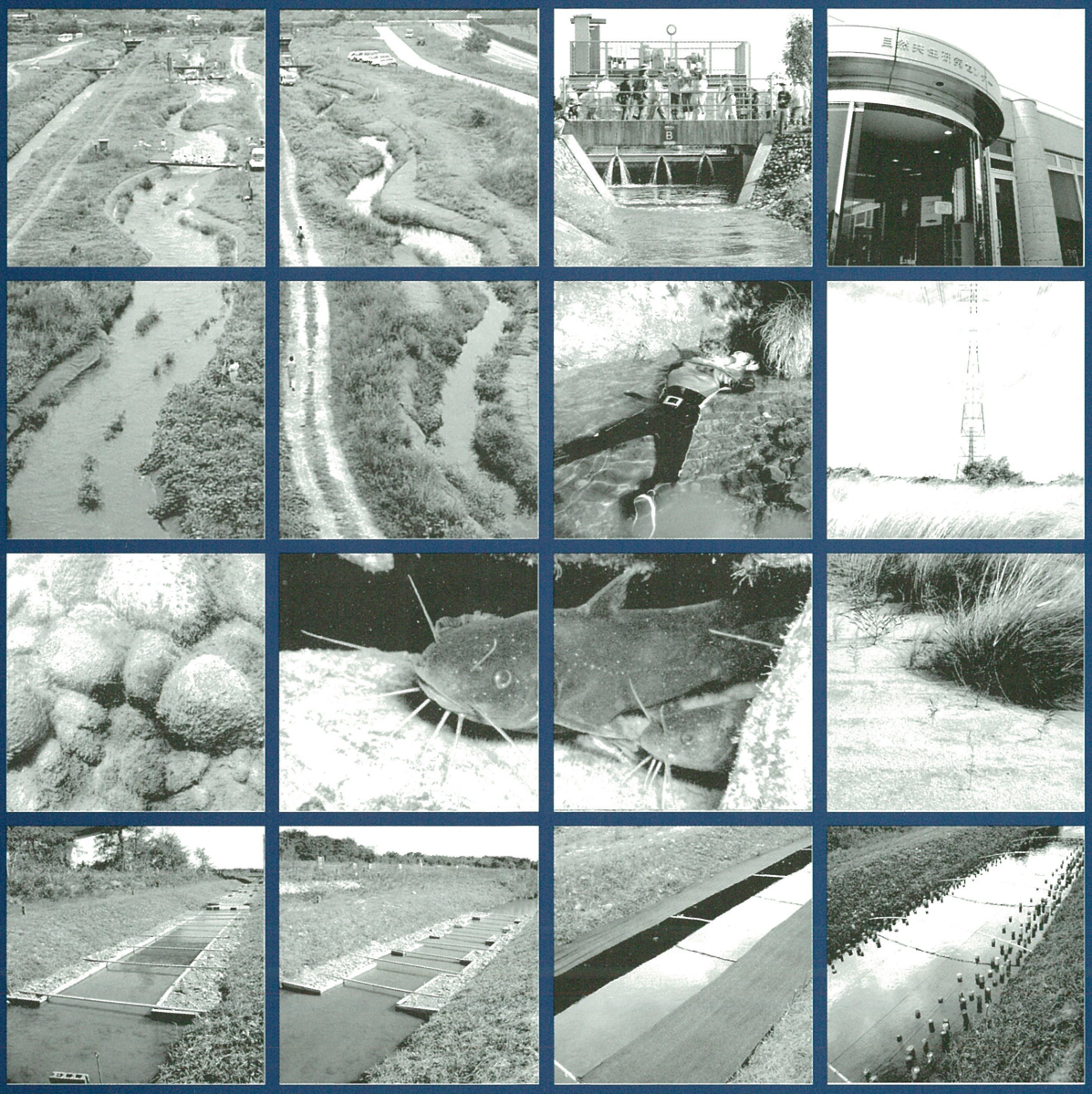
ISSN 0386-5878
土木研究所資料 第3988号



平成16年度 自然共生研究センター 研究報告書

Annual Report of Aqua Restoration Research Center 2004

平成17年11月

独立行政法人土木研究所

独立行政法人土木研究所
自然共生研究センター
AQUA RESTORATION RESEARCH CENTER

Copyright©(2005) by P.W.R.I.
All rights reserved. No part of this book may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Director General of P.W.R.I.
この報告書は、土木研究所理事長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は、土木研究所理事長の文書による承認を得ずしてこれを行ってはならない。

土 木 研 究 所 資 料
第3988号2005年11月

平成16年度
自然共生研究センター　研究報告書

水循環研究グループ　自然共生研究センター*
〃　河川生態チーム*
中部地方整備局中部技術事務所　環境共生課*

要　旨

自然共生研究センターは，自然環境と人間との共生に関する研究とその結果の普及を目的として平成10年11月に設立された．

本報告書は，平成16年度に自然共生研究センター実験河川・実験池及び実河川を用いて実施した研究課題である出水と生物（付着藻類，魚類，植物）との関係，水際植生の生態的機能，沿岸帯の構造と池の水質との関係，希少種ネコギギの生息環境，大気暴露が付着藻類群集の遷移に与える影響，外来植物シナダレスズメガヤの拡大要因，児童の河川における事物・自象の捉え方，に関する成果をとりまとめたものである．

キーワード：河川，出水，生物，付着藻類，魚類，植生，沿岸帯，池，水質，生産速度，環境教育，ネコギギ，シナダレスズメガヤ

＊　執筆者は巻末に一覧を記載した．



自然共生研究センター　全景



■自然共生研究センター位置

自然共生研究センター実験施設の特徴



3本の川があります。

1本の真っ直ぐな川と2本の曲がった川があります。
それぞれの条件を変えて比較実験を行うことができます。

洪水を起こすことができます。

自然の川から水を引いて、上流に貯め、
水量をコントロールしながら川に水を流すことができます。

様々なしかけが作ってあります。

曲がった川には、瀬や淵、ワンドなどがつくられ、
生き物が空間をどのように利用しているのかを調べることができます。



実験池

実験池は、植物が生えないように池のまわりがコンクリートでつくられた池が3つ、自然に植物が生えるように土でつくられた池が3つあります。池の中に植物があることで、池の中の生態系や水質がどのように変化するのかを研究します。



河原植物保全ゾーン

河原植物と外来植物との関係について研究し、河原らしい植生を保全する方法について検討しています。

配水池

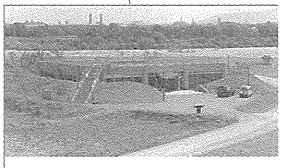
新境川の水はこの配水池から制水槽を経由して実験河川・実験池に配水されます。また配水池のゲートを倒すことによって、各河川に毎秒約4トンの人工的な出水を起こすことができます。

1 蛇行ゾーン（上流）

川を蛇行させて流れに変化を与え、瀬、淵、よどみなどをつくり、生き物が川の空間をどのように使うのか、また、それらを保全するためにどのようにすればよいのかを研究しています。
（延長:180m、河床勾配:1/300）

2 自然環境復元ゾーン

幾つかのタイプの構造物を設置して人工的にハビタット（生物生息空間）の復元を行っています。
（延長:100m、河床勾配:1/800）



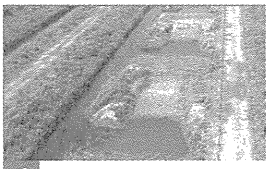
研究棟

研究棟には、研究室、水質実験室、実験制御室、図書室、ビジタールームなどがあります。ビジタールームと図書室は一般に公開しています。実験制御室には大型の映像スクリーンがあり、屋外に取り付けたカメラから実験施設の様子をみることができます。



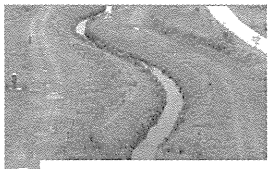
3 氾濫原ゾーン

本川の横に幅の狭い高水敷があります。出水時の冠水により生物相がどの様に変化するのか、氾濫原の基本的特性を研究しています。
（延長:110m、河床勾配:1/800）



4 ワンドゾーン

ワンドは、魚の産卵場、稚魚の成育場、増水時の避難場所としての役割を持っています。ワンドの形や水循環の状況を変化させ、ワンドの果たす役割を研究しています。
（延長:110m、河床勾配:1/800）



5 蛇行ゾーン（下流）

実験河川の一番下流にあるこのゾーンは、上流の蛇行ゾーンと同じように蛇行させ、瀬や淵をつくった区間です。実験河川の上流と下流で生き物の生息状況を比較できるようにつくられています。
（延長:180m、河床勾配:1/300）

■実験河川の平面図

平成１６年度　自然共生研究センター研究報告書

目次

１．はじめに ……1
２．本年度の研究課題 ……2
３．流量の多少が生産・呼吸速度に及ぼす影響 ……3
４．河床付着物の状態に起因した小規模出水による剥離特性 ……9
５．水際植物の生態的機能に関する研究 ……22
　５．１　実河川における水際域の機能評価 ……22
　５．２　河川における生息場所に関する研究 ……26
６．出水時の水理特性が魚類行動に与える影響
　ーテレメトリと行動予測モデルを用いた人工出水時の魚類行動予測 ……32
７．沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について ……41
８．中小河川における希少魚ネコギギの生息環境 ……48
　８．１　ネコギギ生息河川の地形特性と生息場所の物理環境 ……48
　８．２　ネコギギ微生息場所の物理環境特性 ……58
９．大気暴露が珪藻類の優占する人工水路の付着藻類群集に及ぼす影響　67
１０．外来植物シナダレスズメガヤの拡大要因 ……77
１１．児童の河川における事物・事象の捉え方 ……84

１．はじめに

自然共生研究センターは，河川に生息・生育する生物と河川管理のあり方とを研究する施設として平成 8 年度に計画，平成 9 年度に建設の着手，平成 10 年度に開所の運びとなった．本格的な研究は平成 11 年度より開始し平成 16 年度で 6 年目を迎えた．この間，実験河川の生態工学的な特性や実験施設としての長所や欠点についての理解が進み，施設の特性をフルに活かした実験の実施が可能になってきた．

平成 16 年度は今まで実施してきた研究課題を継続する一方で，実河川を対象とした新たな調査・研究も開始した．継続課題として実施した生息場所に関する研究では，水際域の水際植物の構造を分解しこれを人工構造物によって代替して実験することにより水際植物が有する生態的機能について検討を行った．川に見られる典型的な構造を可能な限り分解し，個々の構造と生態的機能とを結びつけることで，昨今劣化しつつある中小河川の水際域の再生手法に応用できる研究成果が得られたものと考えている．また，流量変動に関する研究では，河床付着物の剥離特性を付着藻類の群集構造にまで踏み込んで検討を行い，群集構造の変化が遷移期間と関係が深いこと，また，付着形態によって剥離の程度が異なること等が明らかになった．これらの知見はフラッシュ放流や土砂還元事業等の実施計画や事業評価を行う際に基礎的な知見として活用できるものと考えている．また，テレメトリーを用いた出水時における魚類行動に関する研究，実験池を用いた研究，デジタルコンテンツを活用した河川情報伝達手法に関する研究等も継続課題として研究を実施し成果を報告している．平成 16 年度新たに実施した課題としては，三河湾・伊勢湾に注ぐ河川のみに生息するネコギギを対象とした生息環境の解明を試みた研究成果を報告した．

平成 16 年度にこれらの得られた成果は，この施設に関わった研究者の熱意とアドバイザー委員をはじめとした様々な方々の適切な助言によるところが大きい．センターに関わって頂いた皆様に深い謝意を表したい．

平成 17 年 10 月
自然共生研究センター長
萱場祐一

２．本年度の研究課題

本年度の研究課題を表－２に示す．河川に関する研究では，生息場所（ハビタット）に関する研究と流量変動に関する研究が主要な研究テーマである．この２つは，実験河川の構造と流量を任意に操作できる実験河川の特性を最大限に活かしたテーマであるが，より一般性のある検討を行うため実河川における調査も実施している．多くは前年度からの継続課題であるが，８章の希少魚ネコギギに関する研究，９章の大気暴露実験は平成16年度から新たに取り組んだ課題である．７章の湖沼等に関する研究（実験池を用いた研究），１０章の外来種シナダレスズメガヤの拡大要因，１１章の河川における情報発信手法に関する研究は継続課題であるが，１０章の課題については，平成16年度まで実施していた河原固有植物の復元と外来植物の駆除・管理に関する研究の一部として実施している．

表2 本年度研究課題一覧

大分類	中分類	研究項目	概要	H16研究内容	本報告書での当該箇所	備考
河川に関する研究	ハビタットと生物の生息に関する研究	水際域におけるハビタットと魚類の生息に関する研究（実験河川）	主として水際域のハビタットを取り上げ，水際域の構造を人為的に操作し，この水際域の構造と生態的機能との関係について明らかにする。結果は水際域の再生手法の検討を行い際の基礎資料として用いる。なお，研究は実験河川・実河川を用いた研究がある。	実験河川Aを用いて，植生の有無と魚類の稚魚・仔魚の生息状況との関係，照度の変化と魚類の生息状況との関係，河岸の入り組みと魚類の生息状況との関係について把握を行った。	5章	
		水際域におけるハビタットと魚類の生息に関する研究（実河川）		実河川を対象とし，コンクリート護岸，入り組み河岸，植生河岸について物理量及び魚類の生息状況について調査を行い，物理量と魚類の生息状況との関係について整理した。		
	流量変動に関する研究	水質に及ぼす影響	流量変動に伴う自浄作用・自濁作用を定量化し，水質を維持するための効果的流量変動の手法について検討を行う。	実験河川Bと実験河川Cに異なる流量を与え，生産速度と呼吸速度の違いについて検討を行った。	3章	
		付着藻類に及ぼす影響	河床の生態的・景観的評価手法を明らかにし，健全性を維持・向上させる手法について流量変動といった観点から検討を行う。	実験河川に人工基質を設置し，経過時間に伴う付着層群落の変化と強熱減量等の藻類指標の変化，出水時の剥離状況を把握し，これらの相互関係について検討を行った。	4章	
		大気暴露が珪藻類の優占する人工水路の付着藻類群集に及ぼす影響	河床に付着した珪藻類を大気暴露することにより除去する手法を開発する。	実験河川で人工基質を暴露し，その後実験河川でフラッシュ放流を行い，剥離状況を把握した。	9章	平成16年度の取り組み
		出水時の魚類行動に及ぼす影響	出水時における魚類の行動を把握し，水理量の変化が魚類の行動に及ぼす影響の把握を行う。結果は，出水時における魚類のリフュージの保全手法の検討を置行う際の基礎資料として用いられる。	実験河川において流量を制御し，水理量変化時の魚類の行動特性を把握した。また，水理量と魚類の行動とを関連付け，出水時の魚類行動に関するアルゴリズムを立案する。	6章	
	希少魚ネコギギに関する研究		希少魚ネコギギの生息環境を幾つかの空間スケールに着目して調査解析を行い，具体的な保全手の検討を行うことを目的としている。	微生息環境スケール，リーチスケールの2つのスケールに着目し，昼間のネコギギの生息環境を現地調査に基づき明らかにした。	8省	平成16年度の取り組み
湖沼等に関する研究	沿岸対の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について		沈水植物の有無によって水質にどの程度の差が生じるかを明らかにする．湖岸帯の植生管理の基礎資料とする．	実験池の3池を土羽，3池をコンクリートとし実験を行うことにより，湖岸がコンクリートで被覆されている場合の影響について定量的に明らかにする。	7章	
外来植物シナダレスズメガヤの拡大要因			礫河原に侵入・拡大を続ける外来種シナダレスズメガヤの分布域拡大要因を鬼怒川を対象として明らかにし，具体的な保全手法を検討する際の基礎資料とする。	鬼怒川を対象としてシナダレスズメガヤの分布域と水理量との関係を明らかにし，分布域を支配する要因を水理学的に明らかにした。	10章	
河川における情報発信に関する研究			河川環境に関する情報を効率的に伝達する手法の研究を行っている。成果は河川環境行政等に関わる様々な情報の効果的な発信手法の開発に活かされる．	児童が川の中に存在する様々な要素をどのように認識するかについて，実河川を対象に現地実験を行った。また，この結果を元に認識しにくい要素をデジタルコンテンツによって情報提供し，その効果について検討を行った。	11章	

３．流量の多少が生産・呼吸速度に及ぼす影響

３．１はじめに

河川における内部生産は河川に生息する生物に餌資源を供給する一要素である．特に，中流息では内部生産が外部から流入するエネルギー量を上回ることや，この結果として，付着藻類を採餌する生物が増加することが知られており，内部生産が河川生態系を支配する重要な要素と考えられる[1)]．また，河川における内部生産は付着藻類の剥離を通じて河川水の自浄・自濁作用の程度に影響することから[2)]，水質を適正に維持するためにも勘案すべき要素の一つと考えられる．

しかし，河川における生産は，その値を正確に測定することが難しかったことからその実態がほとんど明らかになっていない．生産速度に影響を与える要因としては栄養塩類濃度，水温，流速，光量子量等が挙げられる．これらの要素は川の構造，水質，水量等を操作することにより変化すると考えられるから，河川改修や水資源開発等の人為的インパクトにより生産速度が変化することが予想される．

本研究では，以上を背景として，異なる流量下での生産・呼吸速度の変化を明らかにすることを目的とし，

実験河川ＢとＣを用いて生産・呼吸速度を推定したので，これを報告する．

３．２研究の方法

（１）実験区間

実験は岐阜県各務原市にある（独）土木研究所自然共生研究センター内の実験河川を用いた（図－3.1）．実験河川は延長 800mあり，河川水は隣接する新境川から取水し，配水池（長さ 50m，幅 30m，実験時水深約 2.5m）を経て実験河川へと供給される仕組みとなっている．実験河川は，平面形状が直線の実験河川（実験河川Ａ）が１本，蛇行区間や川幅が広がっている区間を有する（実験河川ＢとＣ）が２本，合計３本設置されている．生産・呼吸速度の推定は実験河川 B，実験河川 C の上流区間（それぞれ 200m，180m）を用いて行った．本区間の平均河床勾配はおよそ 1/300 であり，河床材料は砂礫より構成されている．

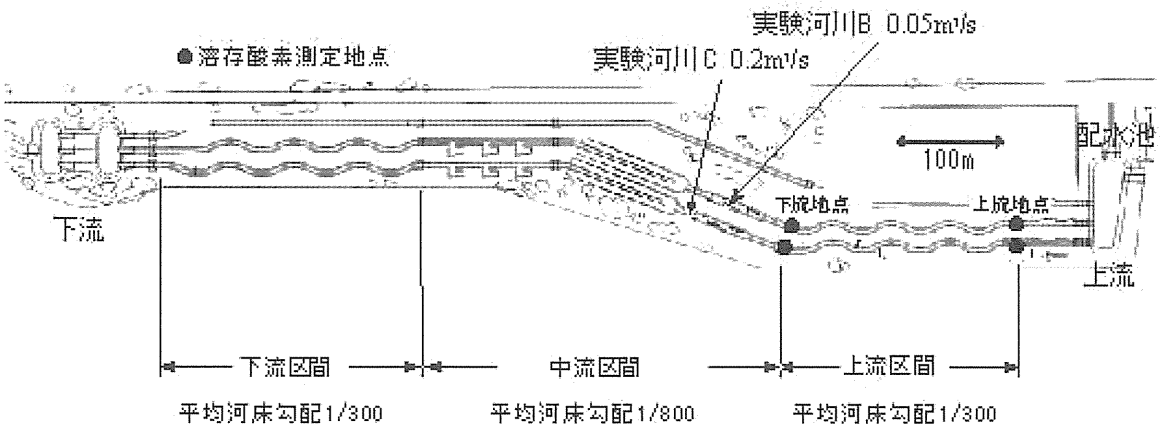


図 3.1 実験河川平面図及び実験区間，測定地点位置図

(2)実験期間と実験流量

実験期間は2004年7月20日～28日で，実験期間中は実験河川Bに0.05 ㎥/s，実験河川Cに0.2 ㎥/sの水を安定して供給した.7月26日から12時前からDO及び水温の測定を自動観測式のDOメーターで行い，7月28日正午まで概ね3日間実施した.本流量が流下する場合の当該区間の平均水深は実験河川Bで16cm，実験河川Cで29cm，平均流速は実験河川Bで10cm/s，実験河川Cで18cm/sであった.

(2)流下時間の測定

流下時間の測定は実験終了後実験区間を縦断方向に10m間隔で横断測量を行い推定した.横断測量では水際から50cm間隔に水深と流速を測定し，流量を断面積で除して10m区間の流下時間を推定した．その後全10m区間の流下時間を積分し流下時間とした.

(3)溶存酸素の測定と生産･呼吸速度の推定

溶存酸素及び水温の測定は実験区間の上流地点及び下流地点に自動観測式の溶存酸素計を設置して行った.溶存酸素計はアレック電子（株）製COMPACT-DOW（ガルバニ電極式）で，各地点にある人道橋上から吊り下げた.

測定は10分間隔で行い，測定値は同時刻に1秒間隔で30回測定したデータを，実験終了後に平均化して用いた．生産・呼吸速度の推定は2点法を実験区間に適用して行った[3)]

3．3結果

測量結果より得られた推定流下時間は実験河川Bで概ね35分，実験河川Cで19分となり，流量の小さい実験河川Bはおよそ2倍の流下時間となった．上流地点における溶存酸素濃度と水温，下流地点における流下時間後の溶存酸素濃度及び水温は，流下時間が相対的に長い実験河川Bでは日中に上流から下流に向かって水温が上昇し，溶存酸素濃度は日中に下流に向かって上昇，夜間に降下する傾向を示す（図－3.1）．一方，実験河川Cでは上流地点と下流地点の差が小さく，両河川の結果は流下時間の長短を反映した結果となった.

生産･呼吸速度を算出するために必要となる再曝気係数及び基準呼吸速度の値は表－3.1のとおりである.再曝気係数及び基準呼吸速度は流量の小さい実験河川Bでより大きくなり，再曝気係数で2倍，基準呼吸速度で3倍程度となった．これらの結果を用いて，7月26日の12時～7月28日の12時における両実験河川の総生産速度・呼吸速度を推定した（図-3.2）．両河川とも夜間の総生産速度はほぼゼロとなり，光量子量がゼロとなる時間帯において再曝気係数と基準呼吸速度の推定が妥当であることを示している．総生産速度を見ると，7月27日正午頃に実験河川Cのピーク値が大きく実験河川Bと同程度となっているが，ピーク値以外の昼間における値は実験河川Bで大きくなっている．一方，呼吸速度は両河川とも水温が上昇する時間帯で呼吸速度が大きく，降下する時間帯で呼吸速度が小さい変動パターンを有している．全体として実験河川Bで呼吸速度が大きく，どの時間帯においても実験河川Cを上回っている.

一日当たりの総生産速度，呼吸速度は実験河川Bで実験河川Cを上回った（図-3.3）．ただし，両河川における差は呼吸速度で大きく，生産速度の差よりも呼吸速度の差がより顕著となっている．純生産速度は両河川でマイナスとなり,実験河川Bではマイナス値が大きく,実験河川Cの概ね2倍となっていることが解る.

両河川の生産と呼吸の比を示す P/R 比は実験河川 B で 0.5，実験河川 C で 0.6 程度となり，流量の大きな実験河川 C において相対的に有機物に関する他生的な系となっている．

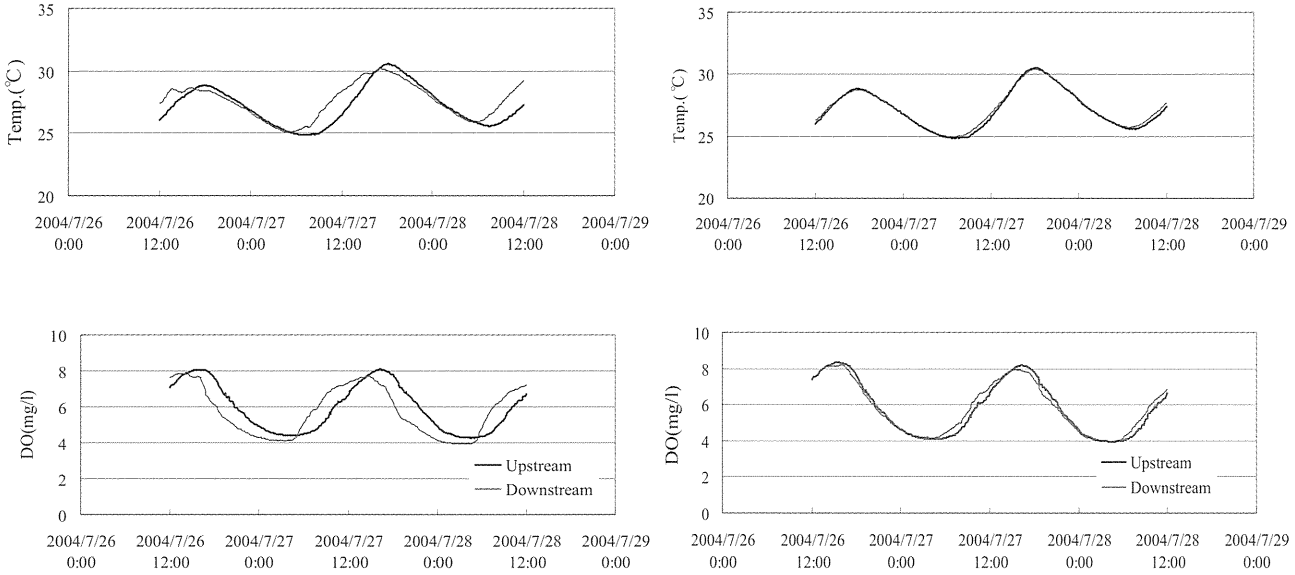
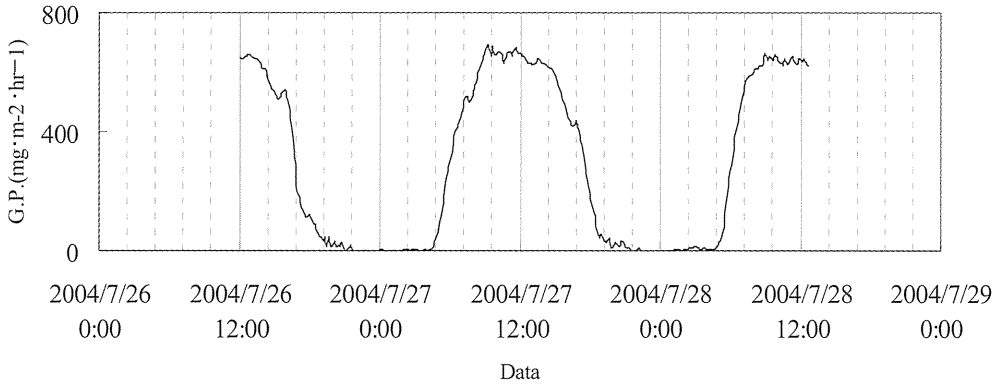


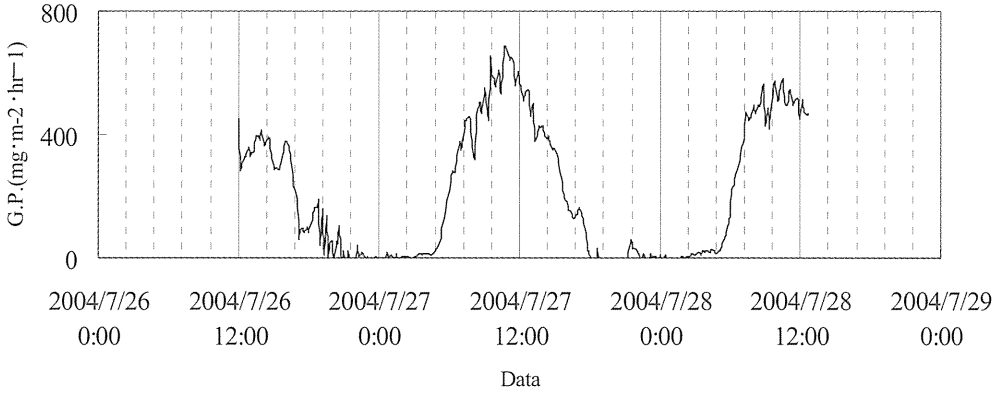
図 3.1　上流地点及び下流地点の水温及び溶存酸素濃度（左：実験河川 B，右：実験河川 C）

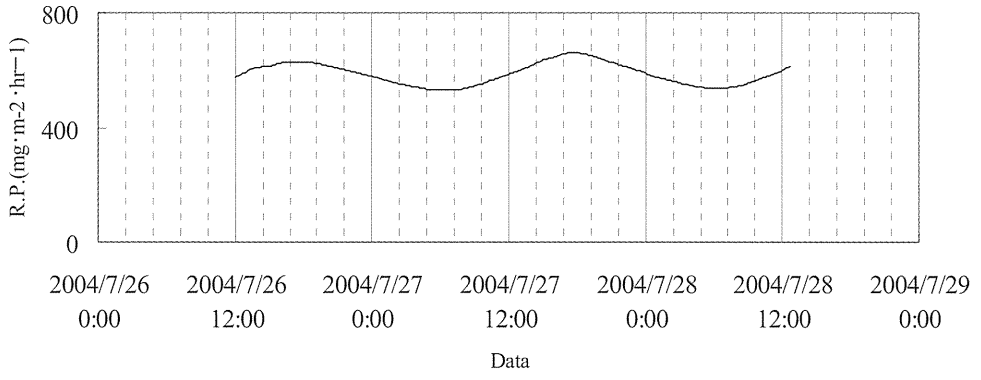
表 3.1　両河川における再曝気係数と基準呼吸速度

再曝気係数（hr^{-1}），基準呼吸速度（$hr^{-1}\ m^{-2}$）

	実験河川B		実験河川C	
	再曝気係数	基準呼吸速度	再曝気係数	基準呼吸速度
7月26日	0.66	2.68	0.38	0.98
7月27日	0.62	2.59	0.2	0.76







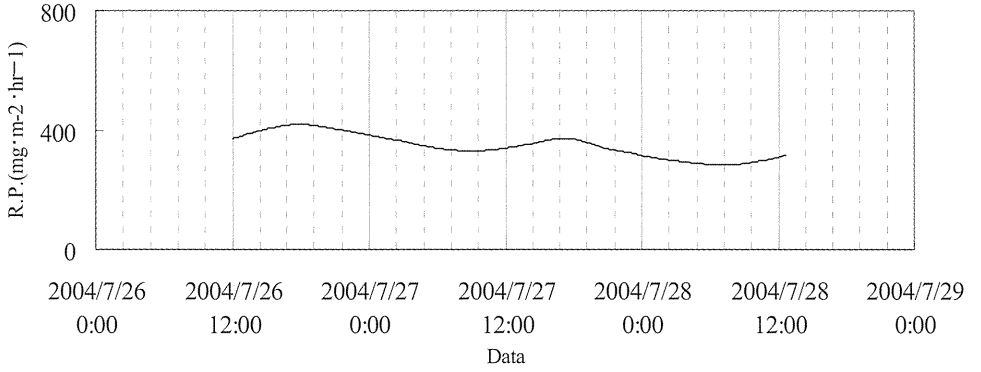


図 3.2 実験期間中の生産速度と呼吸速度

（上から総生産速度と呼吸速度を示す．それぞれ順番は実験河川 B，実験河川である）

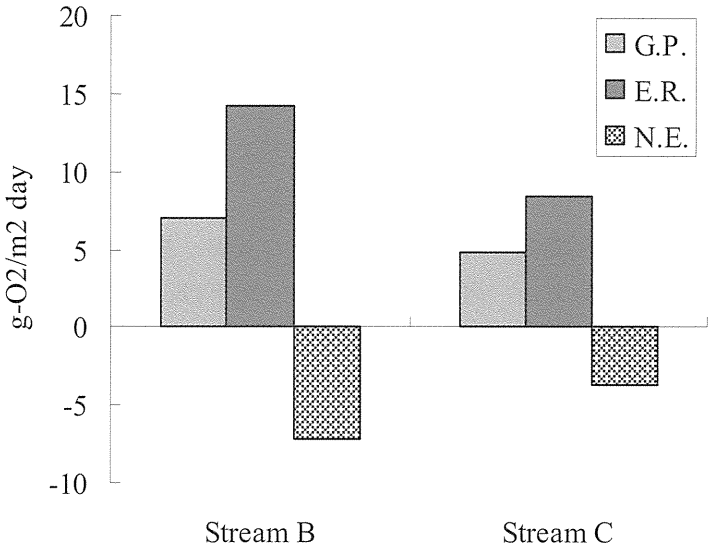


図 3.3　実験河川Ｂ及びＣにおける日総生産量（G.P.），日呼吸量（E.R.），日純生産量（N.P.）

３．４　考察及びまとめ

流量の変化は流速・水深の変化を介して，付着藻類の光合成速度及び生物群集の呼吸速度を支配する環境要因に影響を及ぼす．ここでは，既往の研究から流速・水深と環境要因との関係を整理し，流量と総生産速度及び呼吸速度との関連性について考察を行う．

総生産速度については，流速の増加が付着藻類に対する栄養塩類の供給速度を増加させ光合成速度に正の効果をもたらすことが知られている [4]．この効果は栄養塩類濃度と関係があり，栄養塩類濃度が高い場合には栄養塩類の供給量は低流速で飽和に達し，それ以上の流速の増加は光合成速度の上昇に寄与しないとされている [5]．一方，流速の増加は付着藻類の移入量を減らし移出量を増加させるために，流速の増加は付着藻類の堆積量に負の効果をもたらすことが示されている [6),7]．流量増加に伴う水深の増加は河床に到達する光量子量の減少を引き起こし，光合成速度の低下を引き起こす負の要因として働く．特に，透明度が低く消散係数が高い河川においてはこの効果が大きく，水深の増加に伴い指数関数的に光量子量が低下する [8]．

今回の実験における水理量の平均値を見ると，実験河川 B で流速が 10cm/s，水深が 16cm，実験河川 C ではそれぞれ 18cm/s，29cm であり，実験河川Ｃで流速・水深とも概ね２倍となっている．また，実験河川において 2001 年 7 月，2002 年 7 月に実施した水質調査結果によると，T-N は 1.08～2.20mg/l，T-P は 0.11～0.14mg/l であり栄養塩濃度は比較的高い [9),10]．光合成速度はこれらの要因が複雑に作用した結果であるので，流速及び水深の減少・増加がどのようなプロセスを経て総生産速度の減少・増加に寄与したかを定量的に考察することはできない．しかし，高流速・高水深の実験河川Ｃで総生産速度が減少したという事実は，流速増加に伴う負の効果が流速・水深増加に伴う正の効果を上回ったことを示唆している．特に，実験河川における栄養塩濃度が高いことを考慮すると付着藻類細胞内への栄養塩類が飽和に達する流速は小さい可能性があり，結果として流速が光合成速度の上昇に与える正の効果が小さく，負の効果が現れやすかったとも考えられる．

次に，実験河川Ｂにおいて相対的に呼吸速度が大きかった点について考察する．実験河川Ｂにおける呼吸速度の相対的上昇は両河川における総生産速度の違いよりも大きく，結果として実験河川Ｂにおける純生産

速度の著しい低下につながった．流量の大小に伴う水深と流速の変化は呼吸量の増加に対して正と負の効果を有している．正の効果としては，流量増加に伴う魚類生息量の相対的増加が挙げられる．実験河川を用いて流量を段階的に増加させて魚類生息量を調査した既往実験結果を見ると，３つの異なる流量（0.05 ㎥/s，0.15 ㎥/s，0.25 ㎥/s）において魚類の生息量は流量の増加と共に上昇することが確認されている[11]．今回の実験流量は 0.05 ㎥/s，0.15 ㎥/s であることから，後者の流量下における魚類の生息量は大きかったと推定され，結果として呼吸量を増加させる方向に寄与したものと考えられる．一方，流量増加は流速を相対的に増加させるため，付着藻類を含む流下有機物の河床への移入量の減少，移出量の増加を引き起こし，河床に堆積する有機物量を低下させる可能性が高い．河床堆積有機物の低下は，河床に現存する呼吸基質量を減らすだけでなく，堆積物中に生息する微生物と底生動物の生息量の低下を引き起こすことから，結果として呼吸量が減少する．今回の実験では，負の効果が正の効果を上回り結果として実験河川 B における生物群集の呼吸速度の上昇を引き起こしたと推定される．

本考察では，異なる流量条件下において総生産速度・呼吸速度が上昇もしくは低下する理由を定量的に考察することはできなかった．また，大小２つの流量規模のみで実験を行っているため，より大きい流量，より小さい流量，中間的な流量下における代謝の状況は不明なまま残された．

しかし，流量の大小が純生産速度に影響を及ぼすという事実は川の自浄作用や自濁作用，水生生物の餌資源を考える上で重要であり，今後正常流量等を設定する際の一つの視点として重要となるだろう．

参考文献

1)Vannote, R. L., G. W. Minshall, , K. W. Cummins., J. R. Sedell., and C. E. Cushing (1980) : The River Continuum Concept, Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences, 37 : 130-137.

2)川島博之・鈴木基之（1982）：河川における自浄作用と自濁作用．生産研究第 34,7,pp.287-295.

3)萱場祐一（2005）：溶存酸素濃度の連続観測を用いた実験河川における再曝気係数，一次生産速度及び呼吸速度の推定，陸水学雑誌 Vol.66 No.2，pp93-105.

4)Horner,, R. P., Welch, E. B., Seeley, M. R., and Jacoby, J. M. (1990) : Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. Freshwater Biol. 24, 215-232.

5)Stevenson, R. J. (1996) : The stimulation and drag of current. In the Alga, Ecology, Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. and Lowe, R. L. (eds.) : 321-340. Academic Press, San Diego.

6)Peterson, C. G. and Stevonson, R. J. (1989) : Substratum conditioning and diatom colonization in different current regimes. J. phycol. 25. 790-793.

7)McIntire, C. D. (1966) : Some effects of current velocity on periphyton communities in laboratory streams. Hydrobiologia. 27, 559-270.

8)高橋正征・古谷研・石丸隆（監訳）：生物海洋学２

9)土木研究所（2002）：平成 13 年度自然共生研究センター研究報告書．土木研究所資料第 3873 号

10)土木研究所（2003）：平成 14 年度自然共生研究センター研究報告書．土木研究所資料第 3915 号.

11)土木研究所（2004）：平成 15 年度自然共生研究センター研究報告書．土木研究所資料第 3946 号

４．河床付着物の状態に起因した小規模出水による剥離特性

４．１　はじめに

河床砂礫表面上に形成される付着藻類を主体とした被膜（以下，「河床付着物」とする）は，河川生態系の生産者としての役割を担っている[1]．しかし，近年，横断工作物の設置による流量の減少や河床攪乱頻度の減少[2]に起因したシルト等の微細な土砂の堆積[3]や大型糸状藻類の繁茂[4]等が生じ，魚類や底生動物の餌資源の観点からみた河床付着物の質の低下[5][6]，礫に産卵する魚類への影響[7]等が指摘されている．また，景観の悪化も指摘され，地域住民がその改善を求めるケースも増加してきている．

これらは，特にダム下流部のような人為的な流量制御の影響が顕著である区間において課題になるケースが多く，その一時的な対策として，ダムの弾力的管理試験が 1997 年より実施されている．これは，ダムの運用を弾力化させ，洪水調整容量の一部を活用し，維持流量の増量放流やフラッシュ放流を行う[7]もので，河床の有機物や泥のフラッシュ，付着藻類の更新，あるいはアユの餌としての付着藻類の育成が目的の一つとされている[8]．しかし，放流の効果について調査は実施されているが，定量的かつ科学的に評価されているケースは少ない．例えば，河床付着物の剥離効果の評価においては，放流量と藻類現存量や有機物量の減少量等の量的把握はなされているが，流量を単位として扱われている場合が多く，具体的な河床に働く水理諸量との関係は示されていないため，他の河川との比較や適用は困難な状況にある．また，河床付着物の剥離しやすさは，付着藻類の遷移時間や種によって異なること[9][10]，カワシオグサ *Cladophora glomerata* などの大型糸状緑藻等の剥離は，掃流力のみで剥離・掃流させることは困難であること[11]，付着藻類やデトリタスが含まれる有機物よりも活性が高い藻類群の方が抵抗が大きいこと[12]等が指摘されている．これは，付着藻類の付着基質への付着力の程度の違いや河床付着物の構成によって剥離の程度は異なることに起因するものと考えられるが，これまで，大型糸状藻類以外の藻類に関する定量的知見はほとんど得られていない．しかし，河床付着物の掃流を目的とした放流計画を立案する上で，また，掃流効果を評価する上で，河床付着物の状態の違いに起因した剥離特性に関する知見は基礎的情報になるものと考えられる．

以上を鑑み本研究では，河床付着物の状態，特に，これを構成する付着物量やそれらの構成比，及び付着藻類群の種組成やそれらの付着形態に起因した剥離特性を明らかにすることを目的とする．

４．２　方法

河床付着物は，藻類及び藻類以外（デトリタス，バクテリア，菌類等）の有機物及び，無機物（シルト等の微細な土粒子（以下，細粒土砂とする））から構成される[13]．付着藻類については，植物が草本から木本へと遷移するのと同様に遷移し，平面的な珪藻から，長い柄をもったり，ロゼット状を呈する珪藻と，さらに糸状性の緑藻や藍藻からなる上層へと発達し極相に達する[14]ことが知られている．また，季節的にも群集構造は変化する．藻類以外の有機物や無機物については，水中の浮遊砂や有機物の沈降や，藻類が分泌する粘性物質による補足[14]によって河床付着物に取り込まれ[15]，時間の経過とともに量的変化や，構成比の変化が生じる．さらに，付着物の膜が厚くなると，光が届かなくなった下層の藻類は死滅する藻類が増加するものと考えられる．このように，河床付着物の状態は経時的に変化する．そこで，本研究では，時間の経過とともに変化する河床付着物に着目し，出水前の河床付着物の状態と出水による剥離との関係を分析することとした．

(1) 調査河川

調査河川は，流量制御が可能な（独）土木研究所自然共生研究センター（岐阜県羽島市各務原市川島）内にある人工河川（以下，実験河川とする）とした（図 4.1）．実験河川は，延長 800m，川幅 2.5～6.0m で，隣接する木曽川支川新境川から取水した水を配水池（長さ 50m，幅 30m，実験時水深約 2.5m）に一旦貯留し，配水池から導水管を経て実験河川を流下した後，終末池を経て新境川に流下させる仕組みとなっている．また，実験河川最上流部のゲートを操作することによって，3m³/s までの小規模な出水を起こすことが可能である．なお，実験河川に生育・生息する生物は，新境川の生物が実験河川上下流から移入，もしくは移入後，実験河川内で再生産されたものであり，新境川の生物相と特徴が類似している．

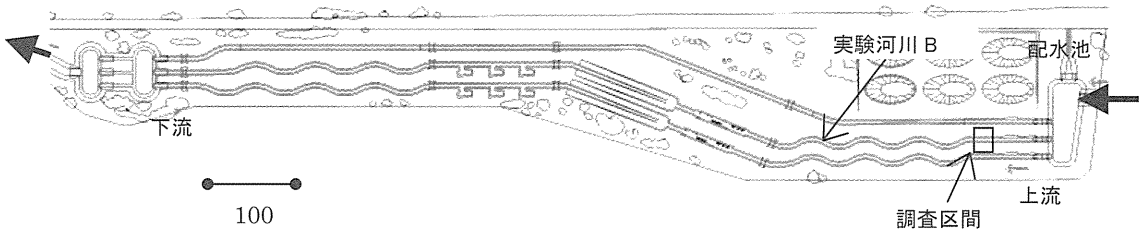


図 4.1　実験河川平面図

(2) 実験条件

実験に用いた基質は，試料採取に際し，材質や形状の違いによる影響を排除するため，これらが統一されている市販の自然石（花崗岩，10cm×20cm×厚さ 4.5cm に加工されている）を用いた．基質の設置地点は，実験河川 B 上流の直線部とした（図 4.1）．本区間の水面幅は約 3m，水深約 16cm，流速（6 割水深）は 35～40cm/s 程度である．

調査は，基質の設置（2003 年 5 月 22 日）から 20 日が経過した 2003 年 6 月 10 日から 9 月 4 日まで行った．この間の実験河川の基底流量は 0.1m³/s とし，計 8 回の出水（出水①～⑧）を与えた（図 4.2）．出水①～④及び出水⑤～⑧の間は約 1 ヶ月間隔を設け，前半を I 期，後半を II 期とし，河床付着物の状態に違いをもたせた．各出水は，基底流量 0.1m³/s から 10 分かけて徐々に出水流量 1～2m³/s まで増加させ，これを 1～12 時間継続させた後，再び 10 分かけ徐々に基底流量に低下させた．なお，出水時の摩擦速度等，河床付着物の剥離に関与すると考えられる水理諸量は，各流量条件でピーク時の水深及び水面勾配を測定し，算定した．

河床付着物の採取は，出水の前後に，付着基質を河床からランダムに 3 つずつとりあげ，それぞれ上面 5×5cm の範囲からナイロン製ブラシと蒸留水を用いて行い，各ケース 3 検体ずつ得た．

調査期間中の水温は，調査地点に自動水温計測計（ONSET 社製，StowAway TidbiT，TBI32-05+37）を設置し，1 時間ピッチで測定した．また，水質分析のための採水を月 1～2 回の頻度で行った．

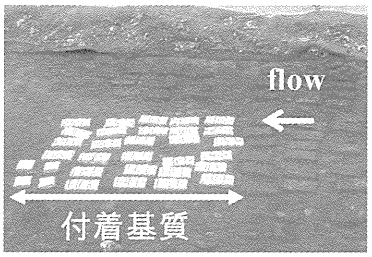


写真 4.1　付着基質の設置（2003.5.22 撮影，基質設置直後）

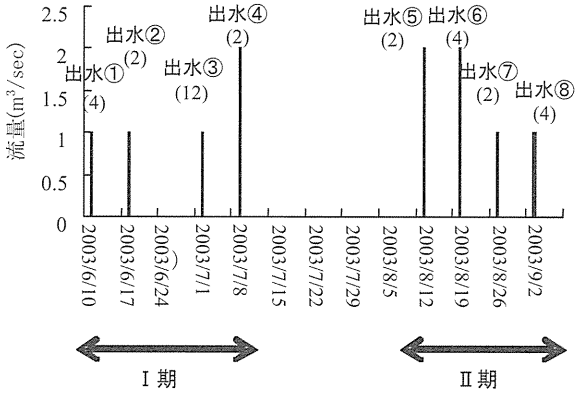


図 4.2　与えた出水流量と継続時間
（()内の数字はピーク流量の継続時間を示す）

（3）分析方法

a）河床付着物

①河床付着物量及び構成

有機物量の目安となる強熱減量，シルト等の細粒土砂量の目安となる強熱残留物量を河川水質試験法（案）[16]で測定し，活きている藻類量の目安となるクロロフィル *a* 量，及び死滅した藻類量を示すフェオフィチン量は，Lorenzen（1967）の方法（標準法 1（単波長吸光光度法）[16]）で測定した．また，これらの構成比を示す指標として，有機物の割合を示す強熱減量（%），そして，有機物に占める藻類量の比率（以下，藻類比率とする），全藻類量に占める活きている藻類量の割合（以下，生藻類比とする）をそれぞれ以下のように定義し用いた．なお，ここで定義した生藻類比について，渡辺は，藻類の活性の目安になるとしている[17]．

藻類比率＝クロロフィル *a*／強熱減量×100（%）

生藻類比＝クロロフィル *a*／（クロロフィル *a*＋フェオフィチン））

②付着藻類の種組成

各試料を濃縮後，試水を十分に撹拌し，オートピペッターを用いて 0.05ml を，0.5mm 間隔の界線入りスライドグラス上に採り，カバーグラスを被せ，顕微鏡下で全列計数し，1mm² 当たりに占める種とその細胞数を算出した．ただし，細胞数が多い種が観察された場合は，適宜希釈または列数を減らして計数した．なお，糸状体を形成する種については，細胞区分が不明瞭なため，糸状体数で計数した．

珪藻の種類の同定は，試料の一部を酸処理して有機物を分解した後，プレウラックスで封入し，永久プレパラートを作成し，これを用いて行った．種名の同定には，珪藻は，Krammer K. und Lange-Bertalot H.[18]，小島貞男・須藤隆一・千原光雄編[19]，その他の藻類は，廣瀬弘幸ほか[20]等を用いた．

③付着力

藻類の付着基質への付着力は，付着形態によりある程度区分できるものと考えられる．河村は，珪藻の付着形態を，群体形成の有無と群体の形状，粘液の分泌様式，運動性及び付着力等から図 4.3 に示す 8 型に分類し[21][22]，それらの付着力を，弱い，比較的弱い，強い，極めて強いの 4 段階で示している[22]．珪藻の付着形態区分については付着力の程度が示されている河村の分類[22]（表 4.1）を用いることとした．また，付着基質に付着せず，水中に浮遊し生活する種は別に区分した．藍藻及び緑藻については，出現種ごとに文献[18][19][20][23]及び観察から，基質に付着するタイプと水中に浮遊するタイプに区分した．

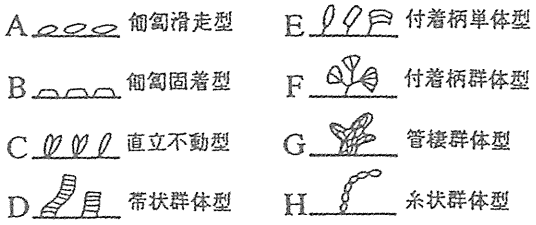


図 4.3　河村による付着形態の 8 分類 [22)]

表 4.1　河村による付着形態分類 [22)]

	形態分類と付着力
A)匍匐滑走型	・蓋殻の前面で基質に水平方向に付着．活発な滑走運動を行う．付着力は弱い．
B)匍匐固着型	・蓋殻の前面で基質に水平方向に付着．滑走運動は活発でない．付着力は極めて強い．
C)直接不動型	・細胞の一旦から分泌される粘液で基質に直立に付着．運動性なし．付着力は比較的弱い．
D)帯状群帯型	・群体の末端細胞で基質に付着．付着力は比較的弱い．
E)付着柄単体型	・群体の一端から分泌される粘液物質が付着柄を形成し基質に付着．付着力は強い．
F)付着柄群体型	・群体の末端細胞から分泌される付着柄で基質に付着．付着力は強い．
G)管棲群体型	・多細胞が連結した形成された糸状または樹枝状群体のチューブの末端で基質に付着．付着力は強い．
H)糸状群体型	・多細胞が連結した糸状群体を形成．末端細胞で基質に付着．付着力は弱い．

b) 水質

pH（ガラス電極法），T-N（JIS K0102 45.4），NO_3-N（EPA-1992 353.1），NH_4-N（EPA-1992 350.1），T-P（JIS K0102 46.3.1），PO_4-P（JIS K0102 46.1.1），導電率（JIS K0102 13）で測定した．

(4) 水理諸量の算定

各流量条件で得られた水深 h，水面勾配 I_e を用いて，出水時の摩擦速度及び河床に作用する流体力の仕事量を以下のように算定した．

$$u_* = \sqrt{ghI_e}$$

$$W = \tau_0 \cdot \frac{\Delta L}{\Delta t} \cong \tau_0 \cdot u_*$$

ここで，u_*：摩擦速度，W：単位時間，単位面積あたりの河床に作用するせん断力がなす仕事率，τ_0：底面せん断応力，ΔL：せん断力の作用する距離，Δt：時間長である．

4．3　結果

(1) 水温・水質及び水理諸量

調査期間中の水温，水質の平均値を表 4.2 に示す．調査期間中の水温の平均値は 25.8℃で，水質はやや富栄養化している状況であった．

表 4.2　調査期間中の水質（平均値，n=6）

水温 ℃	pH	NH_4-N (mg/l)	NO_3-N (mg/l)	T-N (mg/l)	PO_4-P (mg/l)	T-P (mg/l)	EC (μS/cm)
25.8*	7.0	0.13	1.16	1.99	0.066	0.103	13.3

*　水温は，調査期間中の毎時測定値の平均値を示した．

表 4.3　出水時の水理諸量

流量 (m^3/s)	水深 (m)	水面勾配 (%)	摩擦速度 (m/s)	仕事率 (N/m/s)	掃流限界粒径 (cm)	浮遊限界粒径 (mm)
0.1	0.16	0.23	0.06	0.23	0.46	0.07
1.0	0.46	0.39	0.13	2.37	2.20	0.33
2.0	0.61	0.32	0.14	2.62	2.35	0.35

表 4.4　出水時の仕事量

	流量 (m^3/s)	継続時間 (h)	仕事量 ($\times 10^5$ N/m)
出水①	1.0	4	0.34
出水②	1.0	2	0.17
出水③	1.0	12	1.02
出水④	2.0	2	0.19
出水⑤	2.0	2	0.19
出水⑥	2.0	4	0.38
出水⑦	1.0	2	0.17
出水⑧	1.0	4	0.34

表 4.3 に各流量時の水深及び水面勾配の測定値と水理諸量の算定結果を示す．摩擦速度および仕事率はそれぞれ，基底流量 0.1 m^3/s 時は 0.06 m/s および 0.23 N/m/s，出水流量 1.0 m^3/s 時は 0.13 m/s および 2.37 N/m/s，2.0 m^3/s 時は 0.14 m/s および 2.62 N/m/s となった．また，表 4.3 には，各条件における河床材料の移動状況を推定するため，掃流，浮遊の各輸送形態に応じた移動限界粒径を付記した．移動限界粒径の算定に際し，掃流限界については岩垣[24]式を，浮遊限界については Rubey[25]の式から算定される沈降速度と摩擦速度の比（ここでは，1.0）を用いた．掃流限界粒径は 1.0 m^3/s，2.0 m^3/s 時では 2 cm 程度であり，出水による付着基質の移動はなかった．また，付着基質周辺を移動しうる掃流砂礫の跳躍高さを石橋[26]，辻本・中川[27]に基づいて推算したところ，本条件下では付着面の河床からの突出高さ（4.5 cm）に及ばないこと，また，浮遊状態で流送される土砂は最大でも 1.85 mm であったことから，いずれも河床付着物の剥離に作用しないものとみなした．表 4.4 に，出水の継続時間に応じて算定された，流体力がなす単位面積あたりの仕事量を示した．

(2)　I 期と II 期の河床付着物の違い

a) 付着物量及び構成

表 4.5 に，I 期，II 期の出水前の①強熱減量，②強熱残留物量，③クロロフィル *a*，④フェオフィチン，⑤強熱減量（%），⑥藻類比率（%），⑦生藻類比の平均値及び標準偏差を示した．　また，表中には I 期，II 期の両者の違いについて Student の t 検定を用いて検定した結果を示した．*，**，***はそれぞれ，危険率 $P<0.05$，0.01，0.001 で有意差が検出されたことを示している．なお，出水①前の強熱減量及び強熱残留物量の値は欠測した．

表 4.5　出水前の河床付着物量と構成（平均値±標準偏差）

項目	Ⅰ期	Ⅱ期	検定結果
①強熱減量(g/m²)	18.3±5.4	24.0±6.4	*
②強熱残留物量(g/m²)	23.4±13.8	148.7±133.3	*
③chl.*a*　(mg/m²)	90.6±54.5	80.6±40.9	n.s
④ﾌｪｵﾌｨﾁﾝ (mg/m²)	4.9±1.9	11.9±9.4	*
⑤強熱減量　(%)	46.9±15.7	17.7±7.8	***
⑥藻類比率　(%)	0.51±0.19	0.34±0.17	*
⑦生藻類比	0.94±0.03	0.86±0.11	n.s

*　; $P<0.05$, **; $P<0.01$, ***; $P<0.001$, n.s ; $P>0.05$　(Student't -test)

表 4.6　全細胞数の 1%以上を占めた種

	Taxa	割合	付着形態
藍藻	*Homoeothrix janthina* *	+	付着性
	Lyngbya spp.*	+	浮遊性/付着性
珪藻	*Melosira varians*	+	H)糸状群体型
	Fragilaria construens		D)帯状群帯型
	Synedra ulna		C)直接不動型
	Cymbella minuta		E)付着柄単体型
	Gomphonema parvulum		E)付着柄単体型
	Navicula cryptocephala		A)匍匐滑走型
	Navicula cryptotenella		A)匍匐滑走型
	Navicula goeppertiana		A)匍匐滑走型
	Navicula viridula var.rostellata	+	A)匍匐滑走型
	Achnanthes subhudsonis		E)付着柄単体型
	Nitzschia palea	+	A)匍匐滑走型
	Nitzschia spp.		A)匍匐滑走型
緑藻	*Scenedesmus* spp.	+	浮遊性
	Stigeoclonium sp.		付着性

+ ; >1%
* ; 糸状体の数を 1 として計数した種.

設置からの経過日数が多いⅡ期の方が，強熱減量（有機物量），強熱残留物量（細粒土砂量），死滅している藻類量を示すフェオフィチン量が多く，強熱減量（%）や藻類比率は低い．なお，クロロフィル *a*，生藻類比については，統計的には有意差は認められなかったが，Ⅱ期はⅠ期よりも，クロロフィル *a* 量，生藻類比が低く，藻類の活性が低下している傾向がみられた．

b) 付着藻類群の種組成

表 4.6 に，出水前の検体から得られた種ごとの細胞数を合計し，全細胞数に占める割合が 0.2%以上の 16 種を示すとともに，各種の付着形態型についても示した．全細胞数の 1%以上を占めた種は，このうち 6 種で，藍藻の *Homoeothrix janthina*, *Lyngbya* spp.珪藻の *Melosira varians*, *Navicula viridula* var. *rostellata*, *Nittzshia palea*, 及び緑藻の *Scenedesmus* spp.であった．図 4.4 には，この 6 種を対象に，出水前の付着藻類群の種組成を，各ケースで得た 3 検体の平均値で示した．出水①～④までは，*Homoeothrix janthina* で構成される群集であったが，出水⑤の出水によって *Homoeothrix janthina* が減少し（図 4.8 参照），これ以降，他の 4 種が増加した群集へと変化した．なお，*Homoeothrix janthina* は，糸状体性で，日本の多くの河川で春から秋にかけて優占する種である[28]．図 4.5 には，表 4.6 に示した 16 種を対象に，付着形態型

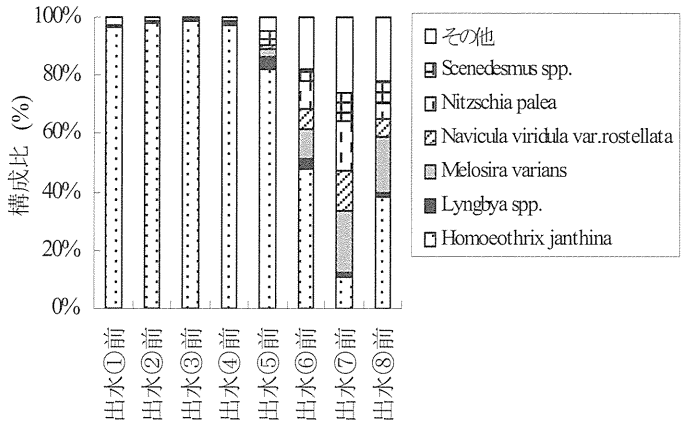


図 4.4　付着藻類群の種組成

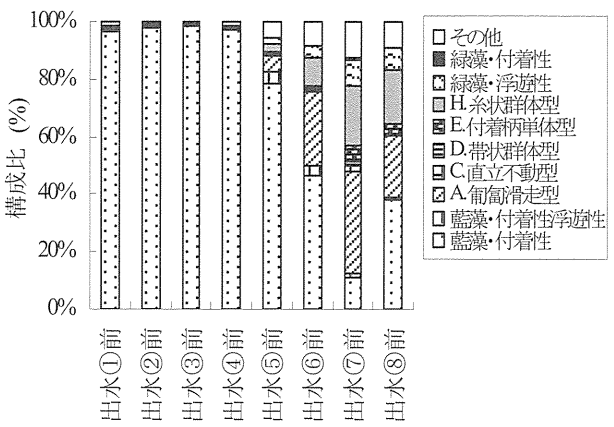


図 4.5　付着形態区分 [22)]

による区分の構成比を示した．出水⑤以降は，藍藻・付着性（*Homoeothrix janthina*）の割合が減少し，A）匍匐滑走型，H）糸状群体型の割合が増加した．なお，16 種において，珪藻で付着力が強い付着形態型とされる [22)] B）匍匐固着型，F）付着柄群体型，G）管棲群体型に該当する種はなかった．

(3) 出水による河床付着物の剥離

図 4.6 に出水前後の強熱減量，強熱残留物量，クロロフィル *a* 量，フェオフィチン量の変化を各ケースで得た 3 検体の平均値と標準偏差で示した．なお，図中の*，**は，Welch の t 検定によって出水前後でそれぞれ $P<0.05$，0.01 で有意差が検出されたことを示している.各項目の出水前後の変化は，Ⅰ期出水①～④と，Ⅱ期出水⑤～⑧では異なる傾向がみられ，前者は，出水による減少が明瞭ではないのに対し，後者は，出水⑤，⑦，⑧で強熱減量，強熱残留物量，クロロフィル *a* 量等において有意差を伴う減少が認められ，これ以外の項目や出水⑥においても有意差は検出されていないものの，減少の傾向がみられた.表 4.7 には，Ⅰ期出水①～④と，Ⅱ期出水⑤～⑧の各項目の減少率を以下のように算出し，それらの平均値を示した．

減少率＝（出水前－出水後）／出水前

各付着物量の減少率の平均値は，いずれもⅡ期の方が高く，Ⅱ期では，強熱減量及び強熱残留物は出水前の約 3～4 割，クロロフィル a 及びフェオフィチンは約 6～7 割が減少した．

(4) 剥離に関与する要因

表 4.5，4.7 に示したようにⅠ期とⅡ期では，出水前の河床付着物量や構成比，及び付着藻類群の種組成は異なり，出水による減少率は異なっていた．このような出水による剥離の程度の違いをもたらす要因を検討するため，まず，出水流量時の摩擦速度，仕事量と，各項目の減少率との関係について，Peason の相関係数の検定を用いて検定した．その結果，いずれも有意な相関関係は検出されなかった．また，Ⅰ期，Ⅱ期で区分し検討したが，今回のケースでは水理量との関係は得られなかった．出水流量が 1m³/s，2m³/s で摩擦速度では 0.13, 0.14m/s であり，変数の幅が小さかったことが要因の一つとして考えられた.このことから，以下の検討において，各出水の水理諸量の違いによる剥離への影響は考慮しないこととした．

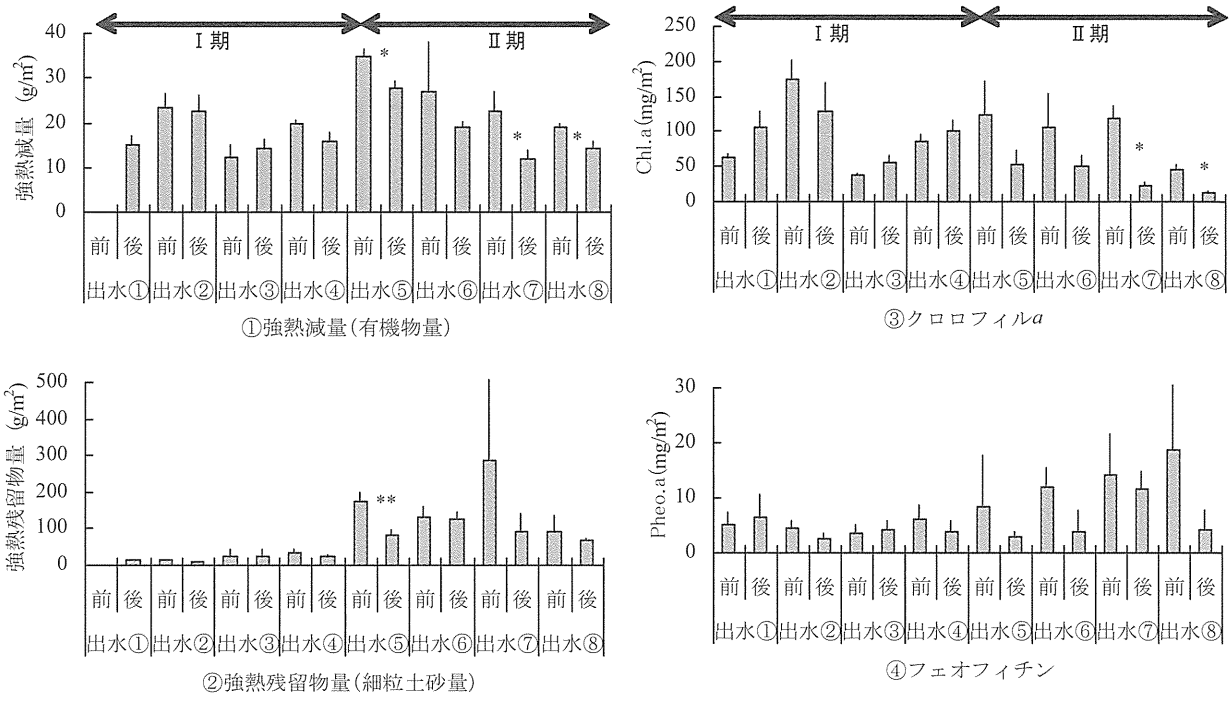


図 4.6　出水前後の河床付着物量の変化
(平均値±標準偏差)

表 4.7　出水による河床付着物の減少率（平均値）

項目	Ⅰ期 (出水①～④)	Ⅱ期 (出水⑥～⑧)
①強熱減量減少率	0.16	0.40
②強熱残留物減少率	0.28	0.40
③chl.*a* 減少率	-0.25	0.69
④ﾌｪｵﾌｨﾁﾝ減少率	0.10	0.54

a) 出水前の河床付着物量及び構成比との関係

図 4.7 に，各項目の出水前の付着物量と減少率との関係をⅠ期とⅡ期で区分し示した．強熱減量においては，出水前の付着物量との明瞭な関係は見いだせない．強熱残留物及びフェオフィチンについては，Ⅱ期の方が出水前の付着物量がⅠ期より多く，出水前の付着物量が多いほど，減少率が高くなる傾向がみられる．一方，クロロフィル *a* は，出水前のクロロフィル *a* 量との関係はみられなかった．

b) 付着形態との関係

図 4.8 に各付着形態型の出水前後の細胞数の変化を 3 検体の平均値で示した.また，**表 4.8** にはⅠ期出水①～④，Ⅱ期出水⑤～⑧の出水前後の各付着形態型の細胞数減少率を平均値で示した．ただし，**表 4.8** では細胞数が少ない付着形態型は除いた．また，藍藻の *Lyngbya* spp.は，種によって浮遊性と付着性の両方の形態をとることから，**図 4.8**，**表 4.8** から除いた．

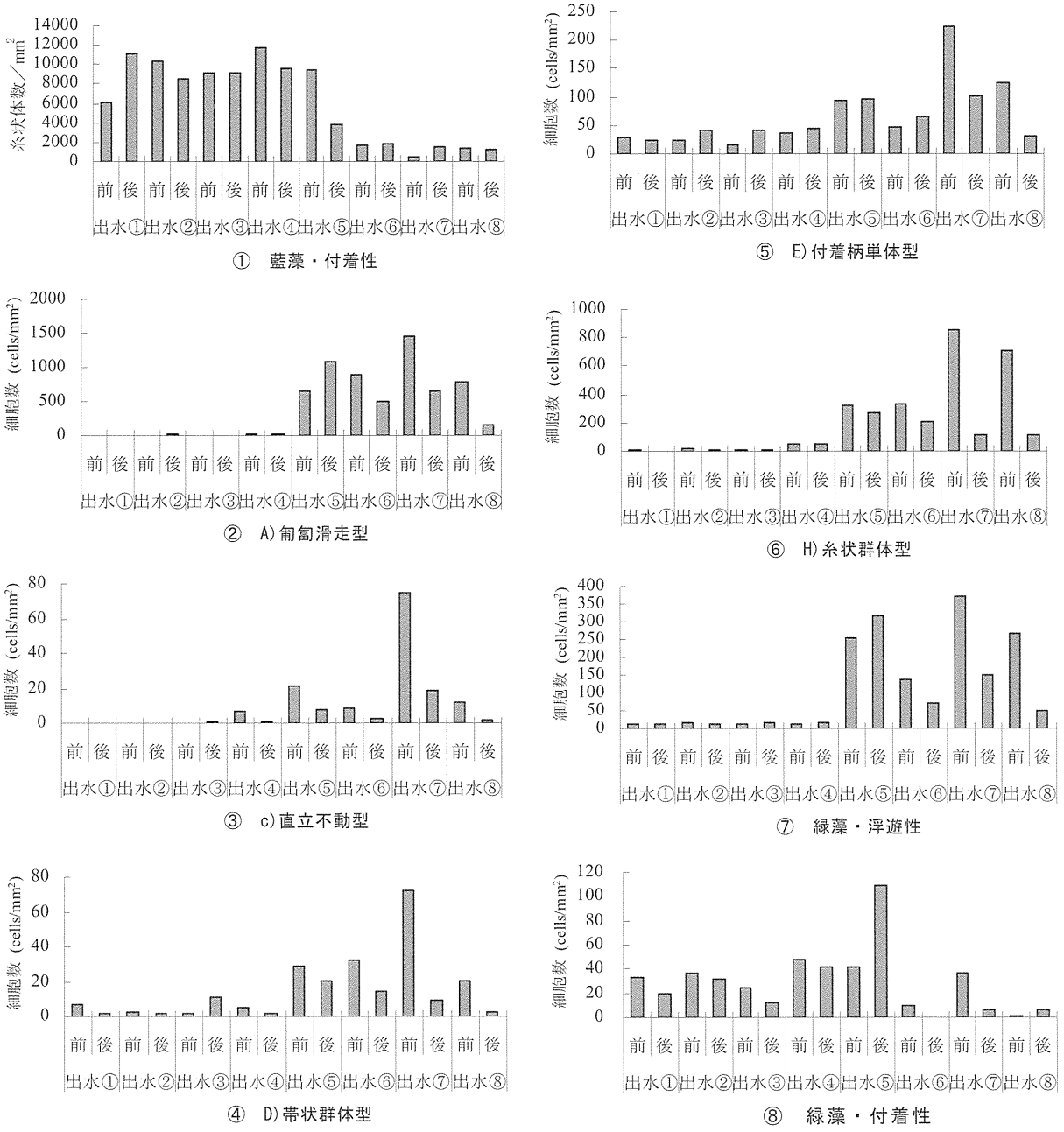


図 4.8　付着形態型別出水前後の細胞数の変化

表 4.8　付着形態型細胞数減少率（平均値）

付着形態型		Ⅰ期 (n=4)	Ⅱ期 (n=4)
藍藻	付着性	-0.12	0.39
珪藻	A)匍匐滑走型	−	0.28
	C)直接不動型	−	0.72
	D)帯状群帯型	−	0.65
	E)付着柄単体型	-0.62	0.21
	H)糸状群体型	−	0.56
緑藻	浮遊性	−	0.41
	付着性	0.29	−

これらの図表から，藍藻・付着性等は，出水による細胞数の減少がほとんどみられないのに対し，帯状群体型や緑藻・浮遊性等のように，出水により大きく細胞数が減少し剥離しているタイプなど，以下，ⅰ)～ⅲ)に示すような付着形態が付着力や剥離の程度に関与している傾向がみられた．

ⅰ） Ⅰ期において，藍藻の付着性（*Homoeothrix janthina*），E)付着柄単体型（*Cymbella minuta*, *Gomphonema parvulum*, *Achnanthes subhudsonis*)は，出水による減少がほとんどみられない．このことから，基質への付着力は強いと判断される．

ⅱ） Ⅱ期において，A）匍匐滑走型（主に，*Navicula viridula var.rostellata*, *Nitzschia palea* ），緑藻・付着性(*Stigeoclonium* sp.)は，出水前の細胞数の約2～3割が減少しており，付着力はやや弱いと判断される．

ⅲ） Ⅱ期において，珪藻のc）直立不動型（*Synedra ulna*），

D）帯状群体型（*Fragilaria construens*），H）糸状群体型（*Melosira varians*），及び緑藻の浮遊性は，出水前の細胞数の半数以上が減少しており，付着力は弱いと判断される．

珪藻については，河村の区分[22]で付着力が弱いとされるA）匍匐滑走型，H）糸状群帯体型，比較的弱いとされるC）直立不動型はⅱ）あるいはⅲ）に該当し，付着力が強いとされるE）付着柄単体型はⅰ）に該当する等，付着力の程度は，河村の区分[22]と概ね一致するものであった．ただし，Ⅰ期とⅡ期，両方で対象となった藍藻・付着性及びE）付着柄単体型は，Ⅱ期の方がⅠ期よりやや減少しやすい傾向がみられ，これには a)で示した細粒土砂や死滅した藻類の増加など付着物の構成の違いが関与していることが推察された．このことから，Ⅰ期の状態の方が，付着形態に起因した付着力がより正確に表れているものと考えられた．Ⅱ期のみで対象となった藻類については，付着物の構成による影響が関与しているが，ⅰ） ⅱ）にみられるような剥離の程度にやや違いがみられ，付着力の違いがある程度反映されているものと考えられた．

4．4 考察

本研究は，時間の経過に伴って生じる河床付着物の状態の違いに起因した小規模出水に伴う剥離量とこれに係わる要因を検討した．

基底流量0.1m^3/s（摩擦速度0.06m/s）の下，付着基質の設置から20日経過した6月から7月（Ⅰ期）にかけての河床付着物の付着藻類は，*Homoeothrix janthina* でほぼ構成され，シルト等の微細な土粒子の堆積が少なく，また，死滅した藻類が少ない状態であった．これに1～2m^3/sの出水（摩擦速度，0.13～0.14m/s）を与えたが，河床付着物量の減少はほとんどみられなかった．

その後，基底流量0.1m^3/sを約1ヶ月継続させた後の8月から9月にかけての河床付着物は，シルト等の微細な土粒子が増加し，強熱残留物量ではⅠ期の約5倍の約100g/m^2，死滅した藻類量を示すフェオフィチンもⅠ期の約2倍の10mg/m^{2}に達していた．また，付着藻類群は，出水⑤によってⅠ期で優占していた *Homoeothrix janthina* の糸状体数が減少した後は，珪藻の *Navicula viridula var.rostellata*, *Nitzschia palea*, *Melosira varians* が増加し，Ⅰ期とは種組成が異なる付着藻類群へと変化した．このようなⅡ期の河床付着物は，剥離しやすい傾向があり，Ⅰ期とⅡ期で，出水による剥離の程度は異なっていた．本研究では，これに係わる要因として，出水前の付着物量や構成，及び付着藻類の種組成との関係を検討した．

出水前の付着物量について，Biggs *et al.*は出水による藻類の剥離量は，流量増加前の付着物の現存量が多いほど多くなる[12]ことを指摘している．また，井上は，剥離後の残存する炭素量を，出水時の最大流量の指数関数で表し[14]，Biggs *et al.*と同様に剥離量は，流量増加前の付着物の現存量が多いほど多くなる[31)32)]ことを指摘している．本研究においては，細粒土砂や死滅した藻類は，出水前の付着物量が多いほど，出水による減少率は高くなる傾向がみられたが，藻類量については，出水前の藻類量との関係はみられず，有機物

と細粒土砂量の割合を表す強熱減量（%）や生きている藻類と死滅した藻類の比を示す生藻類比等が関与しており，細粒土砂や死滅した藻類の割合が高いほど，剥離･掃流しやすい状態にある傾向が示された．本研究では，河床付着物の状態を加味し，剥離特性を検討したことによって，出水前の現存量のみでなく，河床付着物を構成の違いにより剥離の特性は異なることを示すことができた．

Ⅱ期で細粒土砂が増加した主な要因は，それまで約１ヶ月間一定流量を流下させていたため，沈降や藻類の取り込み [7]により増加したものと考えられるが，死滅した藻類量の増加については，この細粒土砂量の増加が関与したことが推察される．山田は，細粒土砂量が 200g/m^2 を超えると付着藻類は死滅すること [7]，相崎は，付着物の層が薄い場合，付着藻類は河川水中の栄養塩類を利用して高い生産性を示すが，流量が安定化すると層は厚くなり，内部へ光の透過が制限させ，平均光合成速度は低下することを報告している [30]．Ⅱ期における出水前の細粒土砂量は平均値で 171.3g/m^2 であることを考慮すると，下層では，光の透過の遮断が生じ，死滅した藻類が増加したものと考えられた．

一方，Ⅰ期の河床付着物は，細粒土砂や死滅している藻類量が少なく，藻類の活性が高い状態であったと考えられる．藻類の活性と出水に対する抵抗については，Biggs *et al.* は，付着藻類やデトリタスが含まれる有機物よりも活性が高い藻類群の方が抵抗が大きいことを示しており [12]，Ⅰ期の河床付着物は，これを支持する結果であったものと考えられる．

藻類の細胞数の変化については，Ⅰ期で優占した *Homoeothrix janthina* の細胞数の減少はほとんどみられなかった．*Homoeothrix janthina* は糸状体の藍藻で，基質に直立に付着した連鎖体が伸長することにより生長し [29]，連鎖体は，固着しているため，アユの摂食に対して強い抵抗性があると考えられており [29]，このことからも基質への付着力は強いものと考えられる．一方，Ⅱ期で優占した *Navicula viridula var.rostellata*, *Nitzschia palea* 等の匍匐滑走型の藻類は，出水前の細胞数の約 2～3 割が減少し，糸状群体型の *Melosira varians* も，約 6 割が減少する等，減少しやすい傾向があった．これらの基質への付着力は，河村の付着形態型の分類 [22]においても付着力が弱いとされており，本研究の結果とほぼ一致するものであった．藻類の剥離は，一定流量下における自然の剥離においても，流れのせん断力よりも藻類の種組成や生理的特性の影響をうけることが指摘されている [33]．本研究の結果も，出水による河床付着物の剥離において，流体によるせん断力だけでなく，付着藻類の付着形態による基質への付着力の違いが関与することを示すものであった．しかし，Ⅱ期では，細粒土砂の増加等，付着物の構成も剥離の程度に影響し，これと，付着藻類の付着形態に起因した要因が複合的に作用しているため，付着形態のみによる付着力や剥離しにくさは示すことはできていない．今後，これを排除した条件の下での考察を行うことが必要であると考えられる．

また，本研究では，流体によるせん断力や仕事量との関係は明らかにできなかったが，今回の実験における出水流量規模 1m^3/s，2m^3/s（摩擦速度で 0.13，0.14m/s）は，*Homoeothrix janthina* の剥離には寄与しないが，シルト等の細粒土砂や，付着力が弱い藻類をある程度剥離掃流させる効果が期待される．しかし，効果の評価においては，具体的な掃流後の目標とすべき状態の設定や（例えば，アユの餌資源として利用可能な付着物の状態や，景観の観点からの河床付着物量等），また，剥離の効果がどの程度継続するかの検討が必要であると考えられる．

４．５　まとめ

本研究は，時間の経過に伴って生じる河床付着物の状態の違いに起因した小規模出水に伴う剥離量とこれに係わる要因を検討した．

付着基質の設置から 20 日経過後の 6 月から 7 月の河床付着物（*Homoeothrix janthina* が優占し，シルト

等の微細な土砂や死滅した藻類が少ない）の減少は明瞭ではなかった．これに対し，設置から 80 日が経過した８月から９月における河床付着物（*Homoeothrix janthina, Navicula viridula var.rostellata, Nitzschia palea, Melosira varians* が優占し，シルト等の微細な土砂や死滅した藻類量が多い）は減少し，両者の剥離特性は異なっていた．これに係わる要因として，シルト等の微細な土粒子の増加，これに伴う藻類活性の低下，付着藻類の付着形態に起因した基質への付着力の違いが関与していることを示唆した．これらの知見は，河床付着物の掃流を目的とした放流を行う際，河床付着物の状態を考慮し，放流規模を設定する必要があることを示唆するものと考えられる．

今回対象とした付着藻類群は，夏期における２つの群集タイプであり，今後は，他の季節における異なる付着藻類群における検討が必要であると考えている．

参考文献

1) Home, A. J. and Goldman, C. R.: Liminology, Second edition , McGraw-Hill Book Company, USA, 1994.
2) 北村忠紀，田代喬，辻本哲郎：生息場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.297-302，2001.
3) 墨田迪影，渡辺仁治:石川県手取川におけるダム建設に伴う着生珪藻群集の変化，藻類 Jap. J. Phyecol.No.34，pp.194-202，1986.
4) 野崎健太郎，内田朝子:河川における糸状緑藻の大発生，矢作川研究所，No.4，pp159-168，2000.
5) 全国内水面漁業協同組合連合会：魚を育む豊かな流れ～河川生物資源保全流量調査報告書～，pp.204-205, 1988.
6) Ryan, P.A.: Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. New Zealand journal of marine and freshwater research, Vol.25, pp.207-221, 1991.
7) 山田浩之：細粒土砂堆積による河床構造及び河川生物相の変化機構に関する研究，学位論文，2002.
8) 尾澤孝思，大杉奉功，原田譲二:ダム放流による下流河川の環境復元，大ダム，No.177，pp.87-97，2001.
9) 福嶋　悟，皆川朋子，萱場祐一：人工出水が付着藻類の遷移及ぼす影響，日本珪藻学会第 22 回研究集会要旨集，2002.
10) 皆川朋子，福嶋　悟，萱場祐一，尾澤孝思:河床石面付着物に及ぼす影響に関する実験的検討，河川技術に関する論文集，Vol.9，pp475-480，2003.
11) 北村忠紀，加藤万貴，　田代喬，辻本哲郎：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研究，河川技術に関する論文集 Vol.6，pp.125-130，2000.
12) Biggs, B. F. and Close , M. E. : Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effect of flows and nutrients, Freshwater Biology, Vol.22, pp.209-231, 1989.
13) アレキサンダー･J･ホーン，チャールス･R・ゴールドマン著，手塚泰彦訳，陸水学，東京大学学術出版会，pp.282-284，1999.
14) Stevenson R. J , Bothwell, M. L, Lowe R.L.:Algal Ecology , ACADENMIC PRESS, USA, 1996.
15) Hiroyuki YAMADA and Futoshi NAKAMURA : Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the MAKOMANAI RIVER, North Japan, River Res. Applic.,No.18,

pp.481-493, .2002.
16) 建設省河川局監修：河川水質試験法（案）［1997 年版］試験方法編，技法堂出版，1997.
17) 渡辺泰徳：光合成研究法，共立出版，p137，1981.
18) Krammer K. and Lange-Bertalot H.:Bacillariophyceae 1～4, Suesswasserflora von Mitteleuropa Band 2/1～2/4. Gustav Fischer Verlag，1986-1991.
19) 小島貞男，須藤隆一，千原光雄編：環境微生物図鑑，講談社，1995.
20) 廣瀬弘幸他：日本淡水藻図鑑，内田老鶴圃，1991.
21) Kawamura, T. and R. Hirano: Seasonal changes in benthic diatom communities colonaizing glass slides in Aburatsbo Bay , Japan. Diatom Reseach, Vol.7, pp.227-239.1994.
22) 河村知彦：付着藻類群落の変動機構，月刊海洋, Vol.27, No.10, pp.591-595, 1995.
23) 山岸高旺: 淡水藻類入門，内田老鶴圃，pp.11-12，1999.
24) 岩垣雄一：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.1-21，1956.
25) Rubey, W.W.: Settling velocities of gravels, sand and silt particles, American Journal of Science, Vol. 25, pp.325-338, 1933.
26) 石橋毅：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.
27) 辻本哲郎・中川博次：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.83-90，1984.
28) 田中志穂子，渡辺仁治：日本の清浄河川における代表的付着藻類群集 Homoeothrix janthina-Achnanthes japonica 群集の形成過程，藻類，Vo.38，pp.167-177，1990.
29) 阿部信一郎，アユが自ら創る生活空間－アユと付着藻類の相互作用を通して－，中央水研ニュース 28，2002.
30) 相崎守弘：富栄養河川における付着微生物群集の発達に伴う現存量及び光合成量の変化，Linnol., Vol.41, No..4，pp.225-234，1980.
31) 井上隆信：河床付着生物膜による河川流下課程の水質変化に関する研究，学位論文，1996.
32) 井上隆信，海老沼潜一：河床付着生物膜現存量の周年変化と降雨に伴う剥離量の評価，水環境学会誌，Vol.16，No.7，pp.59-66，1993.
33) 戸田祐・赤松良久・池田俊介：水理特性が付着藻類の一次生産特性に与える影響の関する研究，土木学会論文集 No.705，II-59，pp.161-174，2002.

５．１　実河川における水際域の機能評価

５．１．１　はじめに

実際の河川で見られる自然の河岸形状と人為的に改変された河岸形状では，水際の構造とその生態的機能はどのように異なるのだろうか？一般に水際域は河道の直線化や拡幅など人為的な影響を受けやすい領域であり，現在広く行われている多自然型・環境保全型護岸については，水際域が持つ生態的機能のどの部分が護岸構造によって保全，復元できるのかを考えていくことが重要である．そのためにはまず，自然状態の河岸形状や，それぞれの河岸を特徴づける物理環境要素，魚類による利用形態を理解することから始める必要がある．水際域の機能に関する既往研究には，実験河川を用いて水際の植物の生態的機能を明らかにした研究[1)]がある．本研究では，水際域の構造の違いに着目し，中小河川中流域に典型的に見られる自然河岸として「植生が繁茂する河岸（以下，植生河岸）」，「水際が入り組んでいる河岸（法先に凹凸が見られる河岸，以下，入り組み河岸）」を，人工的に改変された河岸として「コンクリート護岸（以下，コンクリート河岸）」を取り上げ，それらの水際タイプが持つ物理環境特性と魚類相の特徴について把握することを目的として，調査を行ったのでこれを報告する．

５．１．２　調査方法

調査は，１級水系揖斐川の一次支川である牧田川（岐阜県養老郡上石津町）において，2004 年 9 月中旬に実施した．調査サイトは，湾曲や砂州による流れの変化の影響を極力受けていない直線河道において，植生河岸・入り組み河岸・コンクリート河岸（法勾配 1：0.5～1.0）を各 3 区間選定した（図 5.1.1）．

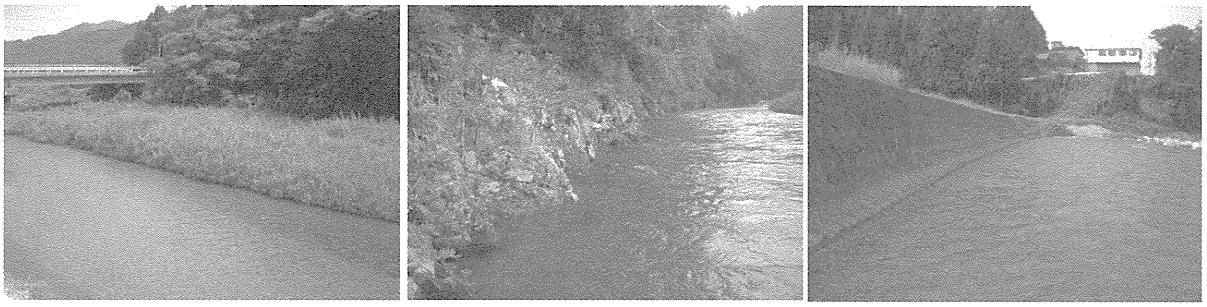


図 5.1.1　調査サイト（左から植生河岸，入り組み河岸，コンクリート河岸）

１調査区の延長を 10mとし，水際線から 2m 程度の位置に縦断側線を設置し，ここから水際線までの範囲について，魚類調査および物理環境調査を実施した．魚類調査は，縦断方向に 2 m間隔の５スパンに分割し，潜水を行い目視にて個体数を計測し，全長を測定した．物理環境調査は，水深と流速について，縦断方向に 1m 間隔，横断方向に 0.25m間隔のメッシュ，及び流心部で測定，入り組み河岸では，河岸形状を把握するため縦断側線から水際線までの距離を 50 cmごとに測定した．相対照度は，調査区の始

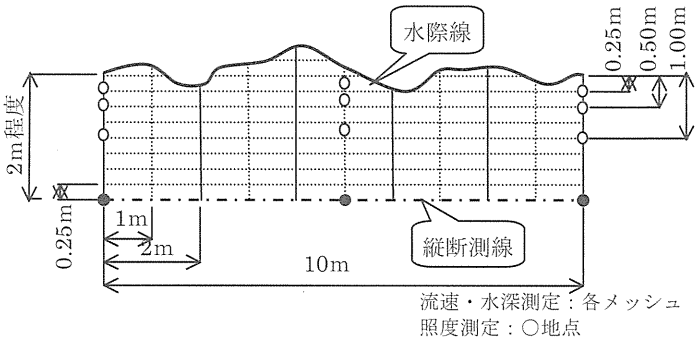


図 5.1.2　物理環境測定位置

点・中間点・終点において，水際線から 0.25m，0.50m，1.00mはなれた地点の水面における照度と，調査区周辺の日射を遮るものが無い裸地での照度との対比を行った（図 5.1.2）.

５．１．３　結果

1）各水際タイプの魚類生息状況

潜水観察により確認された魚種は，遊泳魚では，オイカワおよびカワムツと推察されるコイ科の稚仔魚（全長＜３０mm）が優占し，底生魚では，ヨシノボリ属が最も多く，次いでシマドジョウ属が優占した.

１調査区当たり平均の個体数（図 5.1.3）は，植生河岸，入り組み河岸の順で多く，コンクリート河岸では僅かしか確認されなかった．遊泳魚と底生魚の割合（図 5.1.4）をみると，植生河岸では遊泳魚が 60%以上を占めているのに対し，入り組み河岸ではほぼ半々，コンクリート河岸では遊泳魚は僅かで，底生魚が 90%以上を占めた．体長（図 5.1.5）の平均は，植生河岸と入り組み河岸では遊泳魚，底生魚とも同程度であったが，コンクリート河岸では他水際タイプよりも遊泳魚は大きく，底生魚は小さい傾向がみられた.

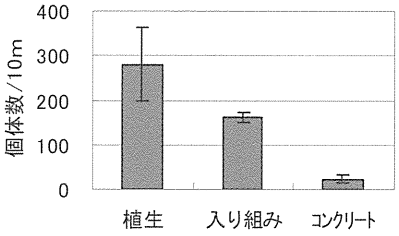


図 5.1.3　平均個体

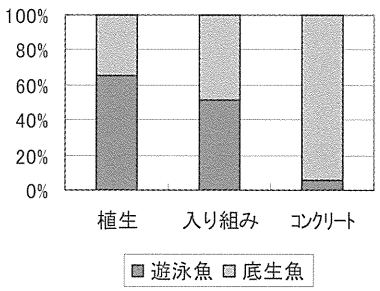


図 5.1.4　遊泳魚と底生魚の割

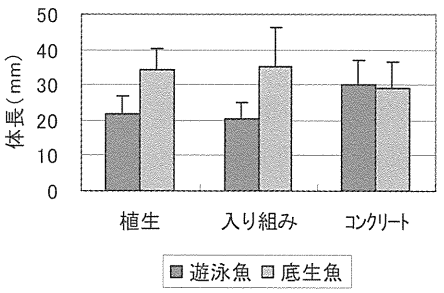


図 5.1.5　平均体長

2）各水際タイプの物理環境特性

各河岸の水深と流速の分布（ここでは，水際から 1.0mまでの範囲）を図 5.1.6 に示す．　各水際タイプの調査地ごとに分布域にちがいは見られるが，魚類の個体数が最も多かった植生河岸では，３地区とも水深が 20cm 程度以下と浅く，水際植生の影響で流速が 0～10cm/s 程度の小さな領域に分布が集中していた．入り組み河岸では，水深・流速とも幅広く分布しており，河岸の凹凸によって複雑な流れが形成されている様子が伺える．また水深は他水際タイプよりも大きいが，流速は植生河岸と同程度で比較的小さい領域に分布している．コンクリート河岸では水深・流速とも分布域が狭く，変化の少ない単調な環境となっている．また，水深 10cm 以下の浅い領域および，流速 20cm/ s 以下の遅い領域がほとんど無かったことが特徴といえる．各

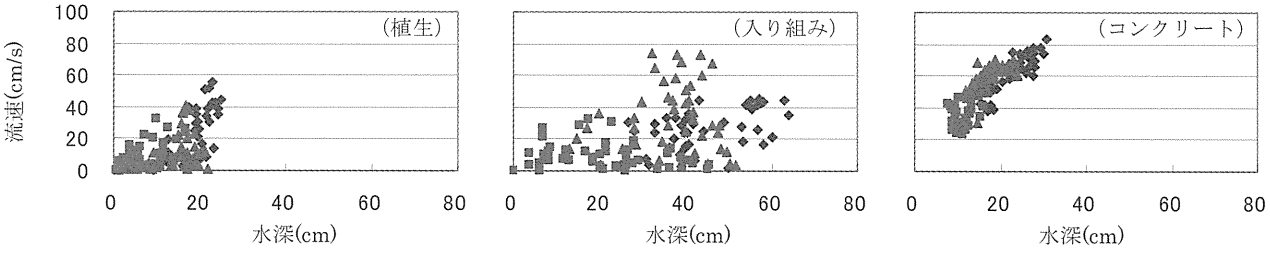


図 5.1.6　水深・流速分

調査区の流心部における水深は，入り組み河岸で他水際タイプより大きく，流速は各水際タイプで大きな差は無かった．

相対照度の各測定位置における平均値（図 5.1.7）は，植生河岸では，水際から近いほど植物の影響で低くなるのに対し，コンクリート河岸では河岸形状による照度の低下はほとんどなく高い値を示した．入り組み河岸では全ての測定位置において他水際タイプに比べて低い値を示したが，これは調査区が位置する地形的な条件に起因する部分が多く，植生河岸とコンクリート河岸では，平地で河岸構造以外に照度に影響を与える要素がなかったのに対し，入り組み河岸では渓谷部であったため，周辺の地形や樹木の影響を受けたものであり，他水際タイプとは条件が異なる．そこで，河岸の状態による影響が大きいと判断できる水際部での照度変化の程度を把握するため，水際から 1.00mの位置から 0.25mの位置までの相対照度の低下率を求めたところ，植生河岸では平均 55%程度低下し，入り組み河岸で 32%，コンクリート河岸で 5%となり，コンクリート河岸での低下率は他水際タイプに比べ非常に小さかった ．

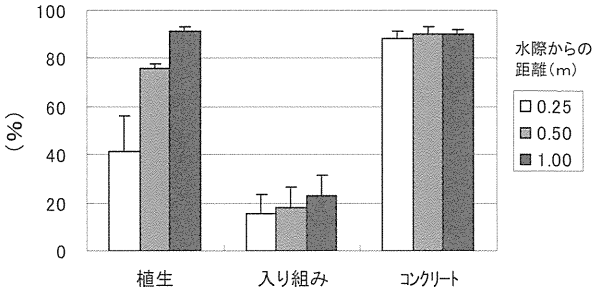


図 5.1.7　相対照度

3）各物理変量の相互関係

水際部の各物理環境要素（水深，流速，水深および流速のばらつき（変動係数），相対照度）を標準化したデータを用いて，主成分分析(PCA)を行った結果，第 1 主成分で全体の 62%，第 2 主成分までで全体の 93%が説明された（表 5.1.1）．1 軸では流速に有意な負の相関，水深および流速の変動係数に有意な正の相関がみられ，2 軸では水深に有意な負の相関がみられた．主成分分析により得られた因子スコアを用いた各水際タイプ，調査区毎の空間別（水際から 0.25m，0.50m，1.00mまでの空間）の因子プロットを示す（図 5.1.8）．各水際タイプで明瞭に分布域が異なり，植生河岸では第 1 象現（低水深，低流速，水深・流速多様），入り組み河岸は第 4 象現（高水深，低流速，水深・流速多様），コンクリート河岸は第 2 象現（高流速，水深・流速単調）に分布が集中した．

表 5.1.1 主成分分析結

変数	1軸	2軸
水深	−0.08	−0.98
流速	−0.96	−0.09
相対照度	−0.68	0.68
水深変動係数	0.90	0.32
流速変動係数	0.96	0.01
累積寄与率(%)	62.50	92.87

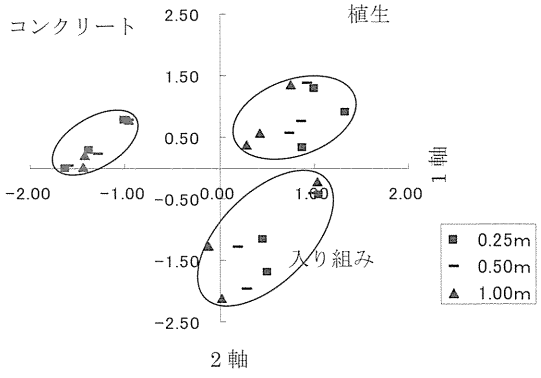


図 5.1.8　因子プロット

5．1．4　考察とまとめ

植生河岸と入り組み河岸では，ともに水際部に流速が 0 cm/s に近い微流速域が形成され，水際から流心方向への横断的な流速の変化状態も比較的似ていたことから，水深の大小が両河岸を特徴づけていたといえる．また，ここでの魚類の個体数や体長には大きな差はなかった．一方，コンクリート河岸では，流速が大きく，水深・流速ともに単調な流れであり，魚類個体数

は他水際タイプに比べ大きく減少した．以上の調査結果から，植生河岸と入り組み河岸にみられた低流速域の有無が河岸周辺の魚類，とくに遊泳稚仔魚の生息場を大きく規定していたと考えられる．オイカワの仔稚魚の生息には岸近くの水深 10cm 以下，流速 0～5cm/s の安定した淀みが重要であり[2]，さらに，魚類の選好流速はオイカワで標準体長 20mm 以上，ヨシノボリで同様に 30mm 以上になると急速に拡大し，流れの速い場所に生活範囲を拡げていく[3]ことが報告されており，本調査地においても，同様の傾向が見られ，植生河岸と入り組み河岸で仔稚魚による利用が多かったこと，及び，コンクリート河岸で遊泳魚の個体数が少なく，体長が大きくなる傾向が見られたことは，これらの理由によるものと推察できる．また，底生魚の体長がコンクリート河岸で小さくなったことは，水中の植物や粒径の大きな石のような，隠れ場となるものが無かったことが一因として考えられる．

相対照度については，魚類にとってある特定の照度が重要なのか，照度が変化する環境が重要なのかは今回の調査から明確にすることは出来ない．また魚種によっても選好する照度は異なると思われる．しかし，水際植生によって創出された流心部より低く，植生の繁茂状態により複雑に変化する環境は，今後の環境保全型護岸構造を考える上で参考にすべき項目のひとつと考えている．

今回の調査で，入り組み河岸の平面形状をもとに，河岸長および入り組みの面積や奥行き等を算出したが，それらの結果と魚類の生息場との関係を推察するには至らなかった．ここでは河岸の入り組みが流速や水深を多様にし，重要な魚類の生息空間となっていたことから，入り組み形状と物理量および魚類相との関連性を明らかにすることは，代替工作物によって，水際植生の回復が期待できない箇所における生息場復元への可能性を示すものと思われる．しかし河岸の入り組み周辺の環境は，単に入り組みの形状だけではなく，水面幅や流量，河道内の位置関係，砂州等によって影響を受けていることが考えられ，それらを考慮した検討が必要であり，これについては今後の課題としたい．

本研究では，水際域における川づくりに求められる重要な要素と考え，「水際植生」と「河岸の入り組み」に注目し，併せてコンクリート護岸部についても調査を実施することにより，実際の河川に見られる各水際タイプの特徴を示した．しかし，本調査は各水際タイプについて 3 地区の結果のみを扱っているためデータ量としては十分とはいえない．また，自然状態の水際構造が持つ生態的機能が流量の変動や季節によってどのように変化するのか，さらに河道地形や流域特性といったより大きなスケールの因子とどのように関連しているのかといったことを考慮した検討が必要と考えられる．今後さらに実際の河川での調査を進め，水際構造と魚類の生息場との関係を解明することにより，護岸構造の評価システムを構築し，より有効な魚類生息場復元工法の開発につなげていく必要がある．

〈参考文献〉

1)「ARRC NEWS」　(独) 土木研究所　自然共生研究センター発行，NO.6 (2003)

2) 駒田格知・山田久美子・鈴木輿道「オイカワ仔・稚魚の生息場所と成長について」 成長，Journal of Growth 33:113～119，1994

3) 鈴木輿道　「魚の住みやすい川づくりに資する魚類の生息分布とその場の流速」 土木学会論文集 No.593/Ⅱ-43，21-29，1998.5

５．２　河川における生息場所に関する研究

５．２．１　水際植生の繁茂状況を変えた実験

（１）研究目的

平成 15 年度の実験では，実験河川Ａにおいて，成魚と甲殻類を対象に水際の植生の効果を調べた．

その結果，水際植生の機能を考える場合，水中部の植物による流速の低減効果や休憩場所の提供機能以外にも，水上部に植生があることにより水際が覆われる環境も水生生物の分布に影響を及ぼし，重要であることが明らかとなった．今年度は，新たに，遊泳力が弱く，特に水際の環境が重要とされる稚仔魚を対象に，水際植生の繁茂状況を変えた実験を実施した．

（２）調査方法

水際植生の機能について明らかにするため，４つの処理区（図 5.2.1）を実験河川Ａに設定し，魚類の生息量について調査した．河床状況及び生物状況を安定させるために，各処理区を設定後，概ね３週間後に魚類調査及び物理環境調査を実施した．魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕し，種別・体長・生息量（湿重量）を計測した．物理環境調査では，水深・水温・流速・底質・開放度，相対照度を計測した．

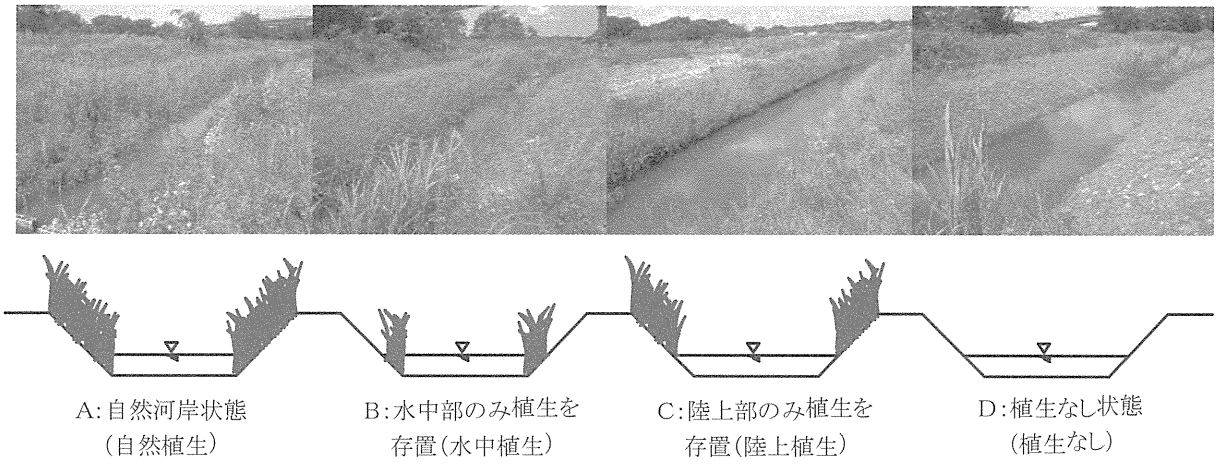


図 5.2.1　処理区の設定イメージ

実験に際し，以下について留意した．

- 実験河川Ａにおいて，１処理区を 15m とし，統計的解析にも耐えうるように繰り返し調査とし，Ａ～Ｄを各４処理区として，これをランダムに配置して計 16 処理区とした．
- 魚類は，各処理区間を自由に往来できるようにした．
- 水深については全処理区の平均水深がほぼ同じになるように，各処理区の下流側にコンクリート方角ブロックを設置し，水深を調整することによって，水深の違いによる変化が起こらないように配慮した．
- 稚仔魚を対象とするために，各処理区中央部の平均水深が 25cm 程度となるように目標を定め，実験期間中は，実験河川の維持流量を毎秒 100 ﾘｯﾄﾙとした．

（3）結　　果

魚類生息量の比較

本調査は稚仔魚を対象としたため，体長 3cm 未満の個体を整理した．

- 魚類の個体数（図 5.2.2）を見ると，A（自然植生）と B（水中植生）はほぼ同じで，C（陸上植生）と D（植生なし）より多くなっている，この結果は水中部の植生が無くなることによる影響といえる．
- 魚類の平均サイズは A～D の各ケースで差異は見られなかった．また，魚類の種類数は A,B はほぼ同じで，C,D より多くなっていた．これは水中部の植生が無くなることによる影響と考えられる．

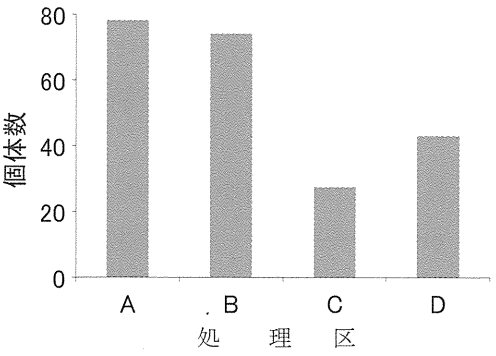


図 5.2.2　魚類の個体数（3cm 未満）

（4）考　　察

以上の結果から，植生の繁茂状況の違いによる魚類の稚仔魚の生息状況に影響があることがわかった．

稚仔魚の個体数と種類数ともに水中に植生のある A（自然植生）及び B（水中植生）に比べ，他の C（陸上植生）と D（植生なし）が少なく，かつ，A と B の間及び C と D の間に差がないことが明らかとなった．

この結果から，水中の植生の有無が稚仔魚の生息量に大きな影響を与え，水中の植生は稚仔魚の生息に正の影響を与える一方で，陸上部の植生の有無は稚仔魚の生息量に大きな影響として現れないことが示された．

５．２．２　水際植生の水上部の機能復元調査

水際の植生が魚類の生息環境に与える効果としては，平成１４年度に整理したように，流速の低減，休憩場所・産卵基質の提供，捕食圧の低減，日陰の創出による水温上昇の抑制などが考えられる．

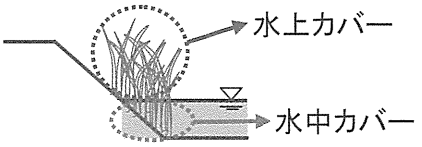


図-5.2.3　水際植生のカバー効果の分類

これらの効果を，図-5.2.3 のように２つの効果に分類した．

・水中カバー効果：水際植生の水中部がもたらす効果で，流速の低減，休憩場所・産卵基質の提供，捕食圧の低減と考えられる．

・水上カバー効果：水際の水中に繁茂している植物の水上部がもたらす水温上昇の抑制や捕食圧の低減（水中カバー効果にもある．）と考えられる．

今までの調査で植生の水上カバー効果の機能の再現に課題が残っており，水上カバー効果の代替の可能性を判別するために，遮光シートを設置して魚類への影響を調査した．

(1)　調査内容

水際植生の水上部の効果について明らかにするため，照度を制御する A（暗い）～D（明るい）,４種類のシート（図-5.2.4）を設置し，水生生物の生息量について調査した．

河床状況及び生物状況を安定させるために，各処理区を設定後，概ね３週間後に魚類調査及び物理環境調査を実施した．魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕し，種別・体長・生息量（湿重量）を計測した．物理環境調査は，水深・水温・流速・底質・※相対照度を計測した．

※相対照度…堤防天端部の照度を 100%とした時，水面直上部の照度の割合（%）

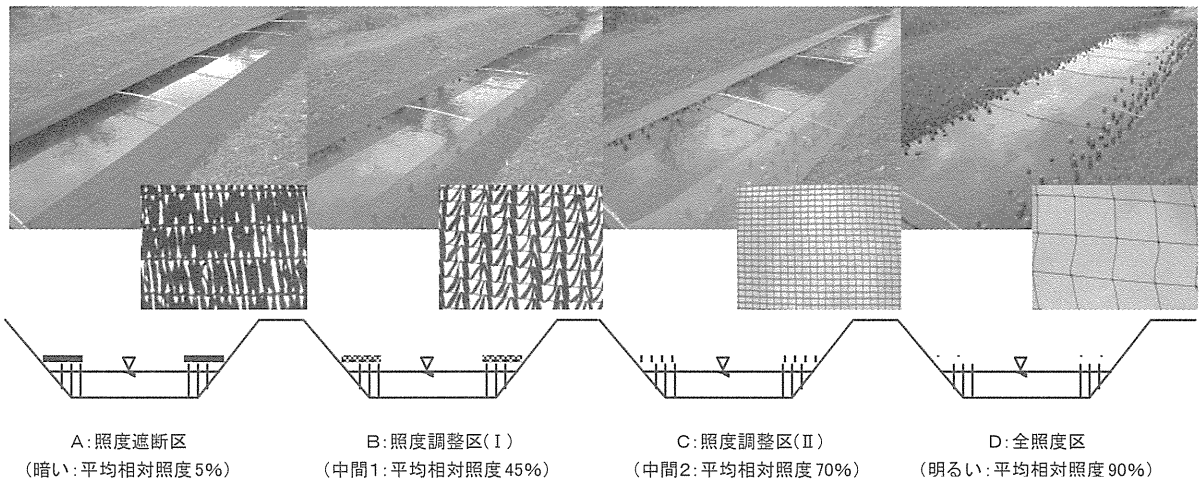


図-5.2.4　処理区の設定イメージ

(2)　調査結果

魚類生息量の比較

・　魚類の個体数（図-5.2.5）を見ると，C（中間２）が多く，暗い方へは B(中間１)，A（暗い）と個体数が減り，D(明るい)が C より少なかった．これは，明るいところや暗いところより B,C の中間的な照度を好むもの

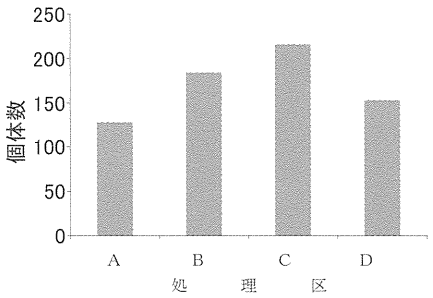


図-5.2.5　魚類の個体数

が多い傾向がみられた.

(3) 考　　察

以上の結果から，水際の明るさの違いにより魚類の生息状況に影響があることが分かった.

生息状況として，個体数は，今回の実験では明るいところや暗いところより，中間的な相対照度７０％の処理区が多くなっており，魚類は中間的な相対照度を好む傾向がみられた.

これらより，植生の水上カバーの代替施設等の整備やその技術開発を実施するには，暗くするために単に遮光するだけではなく，明るさの調節という点も検討する必要がある.

５．２．３　入り組みの機能復元調査

河川の水際を水生生物から見た時，植生と共に入り組みが多様な生息空間を形成している．

この入り組みに着目し，入り組みを再現した簡易な構造物を設置し，魚類への影響の調査を実施した．

(1)　調査内容

水際の入り組みの違いにより魚類にどのような影響及び効果があるか明らかにするため，今回は入り組みの長さを変えた河岸を３種類（A～C），入り組みの全く無い河岸を１種類（D）設置し（図-7），魚類の生息量について調査した．

入り組みは平面的な形状の変化と水際の緩勾配により形成されているが，今回は平面的な形状に着目し簡単な構造とした．

なお，入り組みの長さは，既往の研究より実際の河川における入り組みの長さを参考に，３ｍを中心に1.5m，3m，6mの３ケースとし，幅も実際の河川を参考に，40cm とした．また，入り組みの無いケースも設定し，合計４ケースを設定した．（図-5.2.6）

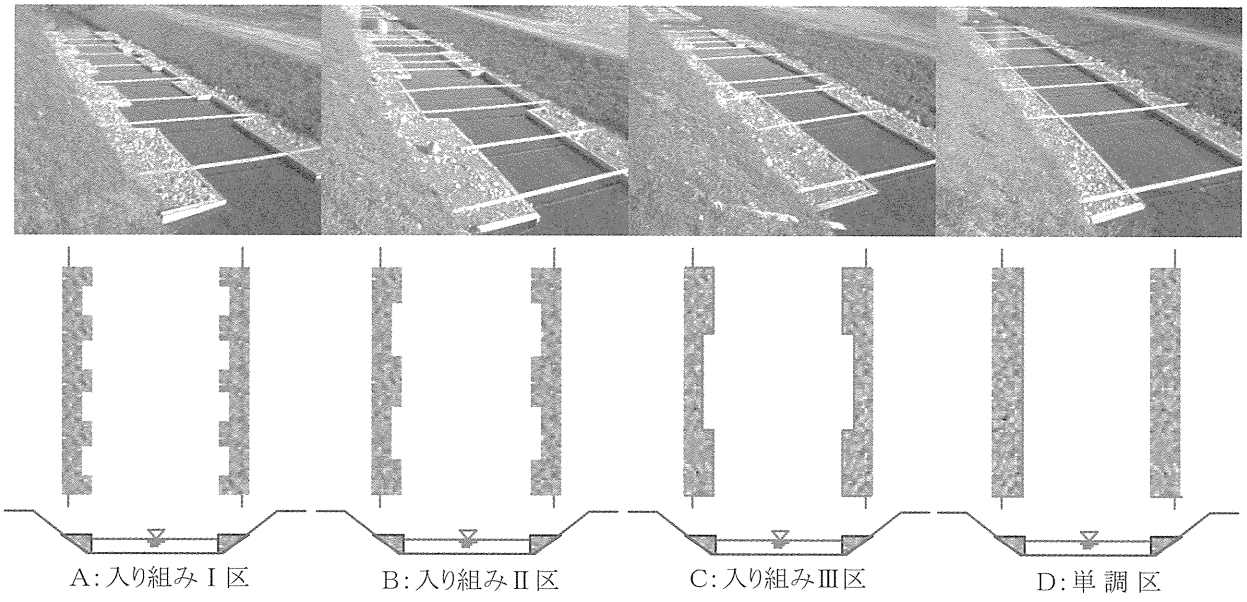


図-5.2.6　処理区の設定イメージ

河床状況及び生物状況を安定させるために，各処理区を設定後，概ね３週間後に魚類調査及び物理環境調査を実施した．魚類調査は電気ショッカーを用いて採捕し，種別・体長・生息量（湿重量）を計測した．物理環境調査は，水深・水温・流速・底質・相対照度を計測した．また，詳細な流速分布を把握するため，各種類のうち１箇所入り組みで詳細な流速の分布を調査した．

(2)　調査結果

①　物理環境の変化

相対照度は各処理区 90%以上であり，平均水深は，各ケースともほぼ同じであり，いずれも計画した実験条件を満たしていた．

各処理区とも河川縦断方向に同じ間隔で 10 側線を設け，水際(岸から 20cm)の流速を計測した．

そして，水際の平均流速を入り組み，出っ張りに分け，この平均流速を計算して整理した（図-5.2.7）．平均流速は，水際で入り組みのない D で最も速く，C から A へと遅くなっている．入り組みの流速を見ると，入り組みの小さい A で逆流を示して，B,C と入り組みが大きくなるにつれて流速が大きくなる傾向を示した．

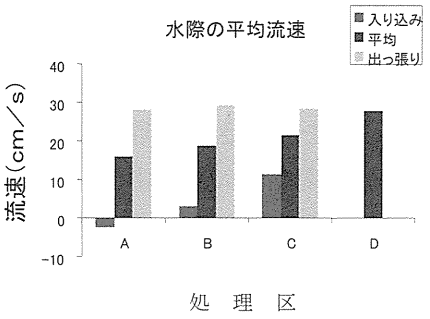


図-5.2.7　流速の分布

②　魚類生息量の比較

- 生息量（図-5.2.8）については，A,B,C の順で湿重量が多くなっている．また，入り組みのある C と入り組みのない D を比べると，その差は大きい．
- 魚類の個体数及び平均サイズは，各ケース共に大きな差は見られなかった．

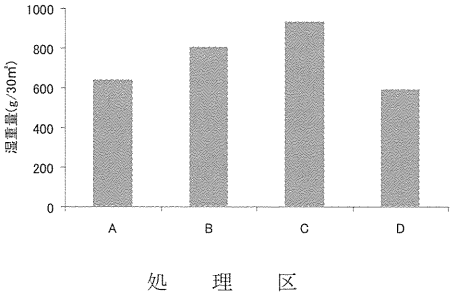


図-5.2.8　生息量の比較

(3)　考　　察

以上の結果より，入り組みを単純な形状で模した実験で，入り組みの長さによる流速分布の変化が魚類の生息に影響を及ぼす傾向がみられた．

入り組みの長さが短い場合は流速の遅い割合が増え，入り組み内の全体の逆流がみられた．

今回の実験で水際に沿った入り組みの形状変化は，多様な生息空間を提供し，水生生物の生息量に影響を与えているものと考えられる．

６．出水の水理特性が魚類行動に与える影響　―テレメトリと行動予測モデルを用いた人工出水時の魚類行動予測―

６．１ はじめに

河川は常に流量を変動させ，時には極端な増水によって生物に大きな影響を与える．特に水中に生息する魚類は河川の流量変動に大きく影響を受けながら河川内を移動し生息していると考えられる．

魚類の移動は，産卵や摂餌のために意図的に河川内を遡上，降下するものの他に，増水によって下流に流されることもある．このような個体には，その後に元の生息場まで戻ろうとする「復帰回帰」と，おおよそ流された場所で日常ルーティンを再開するものがいると考えられている．しかし，いずれの場合においても出水が魚類の生息に与える影響は大きい[1)]．

河川に生息する魚類にとって良好な生息環境を保全・創出するためには，出水時の魚類移動の特性，特に水理特性との関連の理解は重要である．出水の水理特性から魚類の行動を予測することができれば，ワンドや氾濫源等に代表される魚類の避難場を効果的に整備し河川改修による魚類への影響を軽減することが可能になると考えられる[2) 3)]．

このような背景から，本研究では以下の項目について検討を行った．①実大規模の実験河川において，複数パターンの人工出水を発生させ，出水に対応して魚類がどのような行動をとるかを電波テレメトリ手法（魚類に電波発信機を装着して行動を追跡する手法）で追跡する実験．②上記実験を再現する水理計算による出水時の水理特性（流量，流速，加速度）が魚類行動に与える因果関係の把握．③上記因果関係を行動予測アルゴリズムとして実装した行動予測モデルの作成と上記因果関係の妥当性についての検証．本稿では，以上の３点について検討し，出水の水理特性が魚類に与える影響についての情報を提供することで今後の河川環境保全に有益な情報提供を行うことを目的とする．

６．２　研究の方法

(1)　実験地の概要

実験は 2002 年 9 月，11 月，2003 年 6 月にかけて，木曽川支川新境川沿いに位置する自然共生研究センター（35° 22′ N，136° 48′ E）の蛇行河川水路で行った．実験河川の縦断形状は，河床勾配は上流と下流区間が 1/300，中流区間が 1/800 で，標準的な川幅は底幅で 2.5m となり，河道周辺にワンドや模擬氾濫源（冠水頻度研究ゾーン）が設置されている．実験河川には，実験河川下流端を 0m とした測量用横断面が 10m おきに設置されている．河床材料は砂，中礫が主要構成材料である(図 6.1)．実験河川への魚類の移動は上流端もしくは下流端から自然に行われ，放流等の人為的な制御は行っていない．

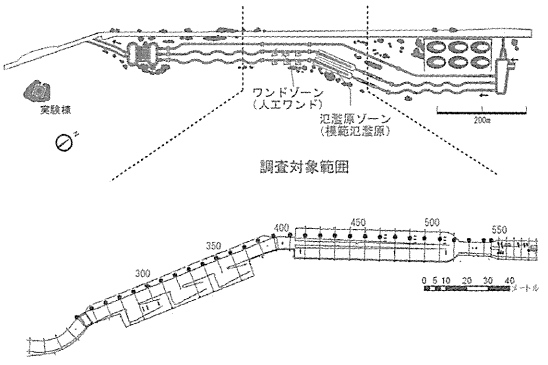


図６．１　調査地の概要

(2) 実験方法

a) 実験河川における人工出水時の魚類行動データの収集

実験条件として実験河川への放流量が異なる6ケースを設定した(表 6.1)．各ケースで用いた魚類（以下，供試魚）は，実験河川での確認個体数が多く，テレメトリ装着の負荷への耐性が強いコイ及びギンブナを対象とした(表 6.2)．

表６．１　出水調査の概要

No	出水日時	出水時刻	ピーク流量 (m3/s)	立ち上がり時間(min)	ピーク継続時間(min)
1	2002/9/11	10：00～12：30	1.93	40	5
2	2002/11/7	14：00～16：00	0.39	50	5
3	2002/11/8	10：00～12：00	0.39	55	20
4	2002/11/8	15：15～17：00	0.39	35	25
5	2003/6/4	9：30～12：30	1	30	90
6	2003/6/4	13：30～16：30	1	60	60

表６．２　供試魚の概要と発信機データ

	供試魚データ			発信機データ	
No	魚種	体長(mm)	湿重量(g)	周波数(MHz)	発信機重量(g)
1	コイ	185	151.7	143.5	1.8
2	ギンブナ	138	91.6	143.6	1.8
3	ギンブナ	142	87	143.4	1.8
4	ギンブナ	152	97.1	143.3	1.8
5	ギンブナ	143	84.3	143.4	2.3
6	ギンブナ	151	115.3	143.1	1.4

実験河川及び新境川において，供試魚を定置網（袖網長 5m，袋網直径 60cm，袋網長 6m，目合約 12mm），投網(目合は 18mm)及びエレクトロフィッシャー（スミスルート社，ModelLR-24）を用いて採集した．濃度約 5%に調整した麻酔薬（田辺製薬株式会社製魚類・甲殻類用麻酔薬 FA-100）で満たしたバケツ内に供試魚を入れて麻酔をかけた．その後，十分な麻酔状態になるまで観察し麻酔状態を確認後，供試魚の腹腔内をメスで開き，発信機（LOTEK 社　MBF シリース 143MHz 帯）を埋め込み外科手術糸で縫合した．縫合後，供試魚は麻酔薬が混合していないバケツ内で養生し麻酔から覚醒するまで，安静化をはかった．

供試魚を実験河川終末池内に設置した生簀に実験日前日 16：00 に入れ実験日午前 7：30 まで蓄養した．実験約 60 分前には放流地点周辺に移動し，小型生簀内で実験河川の水への適応をはかった．供試魚の放流地点は，出水実験時魚類が上流へ移動する可能性が高いことから実験河川上流端から 600m 下流のワンド研究ゾーン下流側とした．供試魚は出水実験が始まる概ね 30 分前に実験河川に放流し行動追跡した．

供試魚の移動追跡は，テレメトリ調査手法を用いて調査員 2 名（A,B）で行った．調査員 A，B はテレメトリ機材(電波受信機：ALINCO DJ-X3，ハンディアンテナ：北辰産業株式会社製八木アンテナ MY-144E2F)及び DGPS 受信機を持ち，供試魚に取り付けられた電波発信機の発信信号を聞き取り供試魚がいた河川横断面を特定した．調査員Ｂはテレメトリ機材を携帯し調査員Ａの追跡が困難になった場合の追跡補助を行った．

b) 水理計算（1 次元不等流計算）

魚類の行動と出水時の水理条件を関連付ける目的で，魚類が定位した断面の流速，加速度を算出した．水理計算断面は，実験河川に 10mおきに設置された横断面とした．算定は，1 次元不等流計算 [4]により以下の手順で行った．①不等流計算により対象地点の流量（以下，Q），断面平均流速（以下，V）を算出し Q-V 曲線を作成した．②対象地点の時刻（以下，t）における Q を求めて，流量観測結果と計算結果から補正した t-Q を作成した．③　①，②で用いた関係式を用いて t-V，t-加速度（以下，α）の関係式を算出した．

(3) 魚類行動データと水理計算結果の関連性の把握

a) 出水時魚類行動追跡調査データの定量化

出水時の魚類行動と水理特性とを結びつけるため，出水時の供試魚の正確な位置特定，水理計算断面への関連付けを DGPD,GIS（ESRI 社 ArcGISVer8.2）を用いて行った．DGPS により収集したデータをソフトウェア（Trimble 社 Pathfinder Office ver. 2.9）及び国土地理院が公開する DGPS 基準局用補正データを用いて補正した．　DGPS の位置精度検証した結果，概ね既知座標点±1m 程度の精度があった．　その後，DGPS データを GIS 上に投影した．GIS の空間解析ツールを用いて，各 GPS ポイントデータに最も近傍に

位置する横断面を特定し，供試魚の位置とした．DGPS の時刻データを用いて供試魚追跡結果と水理特性量との関連付けを行った．

b) 魚類行動データと水理計算結果の関連性の把握

魚類行動と水理計算結果の関連性を以下の方法で解析した．(1)魚類位置（横断面番号で記述，以下，P.NO）と魚類が存在した P.NO の水理計算結果（流量，流速，加速度）を時系列上で比較する．② P.NO と魚類が存在した P.NO の水理計算結果（流量，流速，加速度）の関係を分析し，水理計算結果が魚類行動に与える因果関係を設定する．③設定した因果関係をもとに水理計算結果から魚類が移動すると考えられる P.NO を予測する行動予測アルゴリズム（以下，アルゴリズム）を作成する．

（4） 魚類行動予測ソフトの開発によるアルゴリズムの妥当性の検証

作成したアルゴリズムを実装するソフトウェアを開発した．開発環境は，開発環境（DELL　DIMENSION 8250，CPU：Pentium4 2.4GHz，メモリー：768MHz），オペレーションシステムとソース記述言語（OS：Microsoft　Windows Xp Professional，言語：Borland 社 Delphi Version 7.0）で行った．以降，シミュレーションソフト上を遊泳する魚類個体を仮想魚と呼ぶ．

開発は，石川らの研究 [5]を参考にアルゴリズムを実装した（3.(2).a に記述）．作成した行動アルゴリズムの検証は，開発したソフトウェア上で供試魚と仮想魚の行動予測データの比較を行うことで，行動アルゴリズムの妥当性を検証した．

６．３　結果

(1) 実験河川における人工出水時の魚類行動の追跡結果と水理計算結果の関連性の把握

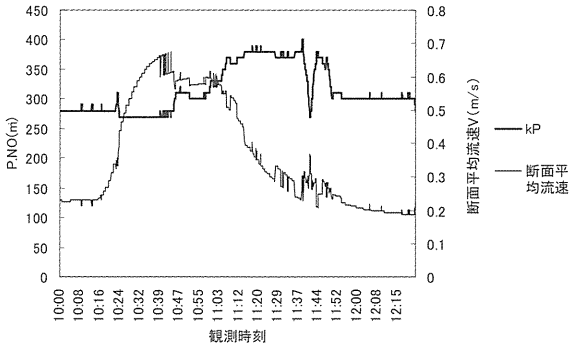
特徴的な行動を示した実験ケース（ケース 1,2,5）について行動追跡結果と水理計算結果の時系列比較を図 6.2～6.6 に示す．全ケースの魚類の移動特性の整理結果を表―3 に示す．なお，ここでの Q,V,α は各時刻における供試魚が存在した位置の値を示す．

表６．３　実験全ケースの移動特性

ケースNo	魚種	放流地点	移動した最小P. NO	移動した最大P. NO	備考
1	コイ	280	270	390	ワンド付近を利用
2	ギンブナ	270	390	390	-
3	ギンブナ	290	280	300	-
4	ギンブナ	290	290	310	-
5	ギンブナ	290	290	510	模擬氾濫源を利用
6	ギンブナ	290	290	510	模擬氾濫源を利用

出水の Q により，供試魚は異なる行動をとった．Q が大きい出水時（ケース１，5，6）では,供試魚が上流側へ移動した．一方，Q が少ない出水時（ケース 2，3，4）では,供試魚は上流への移動をしなかった（表 6.3）．

ケース１では,出水時，供試魚はハイドロのピーク付近から上流へ移動を開始し，途中，実験河川沿いのワンド入り口付近で一時的に滞留しながら上流へ移動した．供試魚は，Q がピークを過ぎ減少開始時に上流へ移動する．V との関係で見ると，10:43 分頃，Q ピーク時に一旦増加した V が約 0.6(m/s)以下になった時点で上流へ移動を始めている（図 6.2）．α とは明瞭な関連性を示し，α が 0.0001(m/s2)以下となり減少している 10:43 分頃に上流へ移動している（図 6.3）．



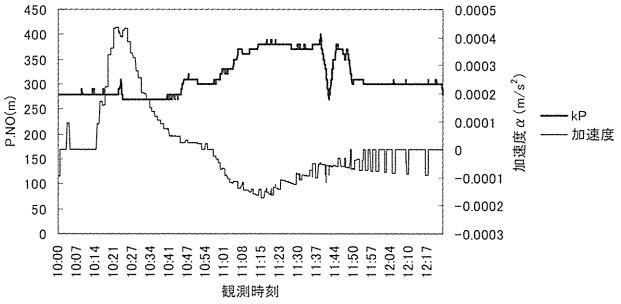


図６．３　ケース１における加速度と行動の関係

ケース 5 では,供試魚は，出水前から緩やかに上流へ移動を始め，出水による Q の増加時にも上流側へ移動し，供試魚は実験河川沿いにある 490m の距離ポスト付近の模擬氾濫源で滞留した．その後，Q の減少に伴い模擬氾濫源の水位が低下し水位が約 0.3m 以下になった状態で実験河川の本流へ移動していく様子が把握できた．供試魚は，Q がピークを迎える 10：00 頃まで断続的に上流へ移動した．また,V が 0.43(m/s)に達した 9：42 分頃に一時的に上流への移動を停止するが，V=0.43(m/s)を切る 9：50 分頃から 10：00 頃まで上流へ移動する（図 6.4）．V=0.43（m/s）は概ね魚類の巡航速度の限界値とされる 3BL（BL：標準体長）に概ね一致している．α との関係は，α が激しく上昇する 9：35 頃でも上流へ移動を続け，9：42 分頃一時的に移動を止めるが，α の減少と共に上流側に移動をはじめ，α が 0 になった時点で停止している（図 6.5）．

Q が少ない場合の移動ケース（ケース 2，3，4）では，供試魚は大きな移動をせずほぼ同一箇所に滞留した．また,Q が多いケースと異なり α が減少傾向にある場合でも上流側へ移動しないことが特徴的である（図 6.6）．

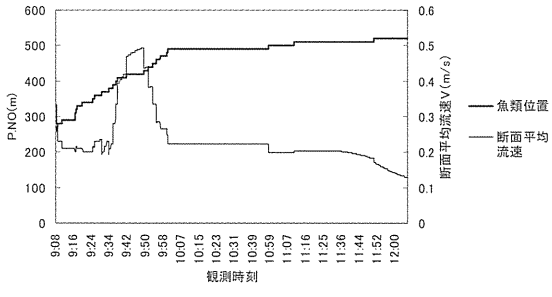


図６．４　ケース５における断面平均流速と行動の関係

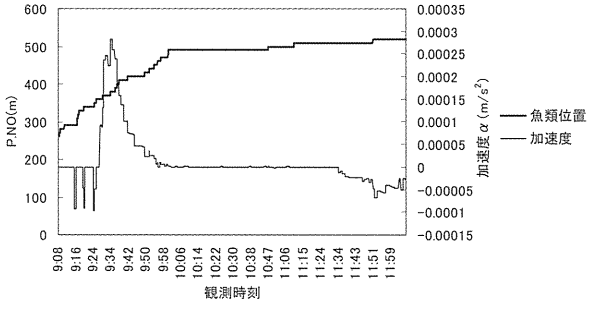


図６．５　ケース５における加速度と行動

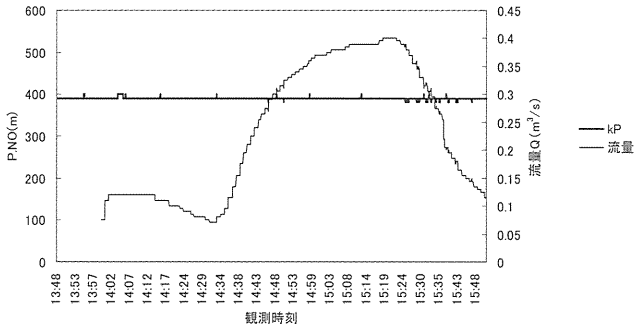


図６．６　ケース２における流量と行動の関係

(2) 魚類の行動特性を考慮した行動アルゴリズムの開発とその妥当性の検証

a) アルゴリズムの作成

ルール１（以下，R1）：(出水の判断及び遡上の動機付け)

出水の規模を魚類は存在するα，V の組み合わせで判断し一定の閾値以上で上流へ移動する．本研究ではαは 0.0001(m/s2)，V は反応速度とした．反応速度は本研究において定義したパラメータで後述する．R１に応じて魚が出水対応モードに移った後，ルール２及び３に従い行動を開始する．ルール２及び３では速度及び加速度の種々の閾値を複数設定し魚類行動解析を行った．

ルール２　加速度の閾値に関するルール（以下，R2）

R2-1:魚類はα=0 の場合上流へ移動しない．

R2-2:加速度が減少傾向の時には上流へ移動が可能．加速度の減少傾向は以下の様に判断する．魚類は加速度の増減を直前時間の状態と現在の状態を比較して判断すると仮定して加速度の差分を判断材料とした．

⊿α<0 の時，供試魚が加速度が減少傾向にあると判断し上流へ移動する．

R2-3:加速度が減少傾向か微増の場合には上流へ移動する（⊿α≦0.000025）．

R2-4:加速度が減少傾向で⊿αの絶対値が大きい場合には上流への移動距離も大きい．予測計算では，⊿α≦-0.00003(m/s2)では上流へ 10m，-0.00003(m/s2) ＜⊿α＜0 では上流へ 5m 移動する．R2-4 を適用しない場合は常に 10m 移動するとした．

R2-5:魚類は加速度の微妙な変化は感知できない．-0.00001(m/s2)＜⊿α＜0.00001(m/s2)では移動しない．

ルール３　速度に関するルール（以下，R3）

R3-1:移動限界速度（定義：速度が魚類の行動能力以上の速度）以上である場合には魚類は上流に移動できない．この速度は供試魚の個体差を考え各ケースに設定した．

R3-2:反応速度（定義：魚類は流失の危険性を感じない速度）以下になった時は上流へ移動を終え出水対応モードから出る．この速度は供試魚の個体差を考え各ケースに設定した．

上記のルールを組み合わせ，行動予測アルゴリズムを６構成想定した．想定した６構成の概要及びパラメータの設定を示す（表 6.4，6.5）．なお下流へ移動する行動はケース１のみに限定されたためアルゴリズムには組み込まなかった．

表６．４　実験全ケースの移動特性

	R1		R2					R3	
	α	V	R2-1	R2-2	R2-3	R2-4	R2-5	R3-1	R3-2
A1	○		○	○					
A2	○		○	○	○	○			
A3	○	○	○	○	○	○	○	○	
A4	○	○	○	○		○		○	○
A5	○	○	○	○	○	○	○	○	
A6	○	○	○	○	○	○	○	○	○

表６．５　巡航速度とパラメータ（反応速度，移動限界速度）の比較

No	2BL(m/s)	3BL(m/s)	反応速度(m/s)	移動限界速度(m/s)
1	0.37	0.56	0.56	0.62
2	0.28	0.41	0.3	0.45
3	0.28	0.42	0.3	0.45
4	0.26	0.47	0.33	0.4
5	0.29	0.43	0.18	0.51
6	0.3	0.45	0.33	0.45

b）シミュレーションソフトによる行動アルゴリズムの妥当性の検証

ケース１，２，５の供試魚と仮想魚の行動を比較した結果を示す．

ケース１における比較では，アルゴリズム１（以下，A1）は仮想魚が供試魚よりも上流へ移動し続ける結果となる．アルゴリズム 2,3（以下，A2,A3）は互いに類似の結果を示し供試魚が上流へ移動する状況が再現されているが,移動のタイミング，移動距離等が供試魚と仮想魚で大きく異なっている．アルゴリズム 4,5,6（以下，A4，A5，A6）は同様の結果を示している．上流への移動のタイミングが若干異なっているが上流への移動する傾向，上流への移動距離も概ね供試魚の動きと類似している結果となっている（図 6.7）．

ケース 2 における比較では，　A1 は，仮想魚が上流へ移動し続け供試魚が同じ場所に定位する状態が再現されていない．　A2～A6 は，仮想魚が同じ場所に定位する状態が再現され供試魚の動きとほぼ合致している（図 6.8）．

ケース 5 における比較では，　A1 では仮想魚は上流へ移動を続け供試魚の行動と一致していない．　A2，A3 は，供試魚が上流へ移動しすぎる状況が軽減され移動のタイミングもあっているが移動距離が供試魚の移動と異なっている．A4，A5 は同様の結果を示し，上流への移動する特性，移動距離は概ね合致しているが移動のタイミングがあっていない．A6 は，上流への移動特性，移動距離，上流への移動のタイミングが供試魚の動きと概ね合致し供試魚の動きをほぼ再現しているといえる．また,ケース 5 に関しては，全アルゴリズムとも 11：16 分頃の移動のタイミングを再現できていない点，魚類が模擬氾濫源に移動し流速，加速度変化がない箇所に入った場合，行動を再現できていないのが特徴である（図 6.9）．

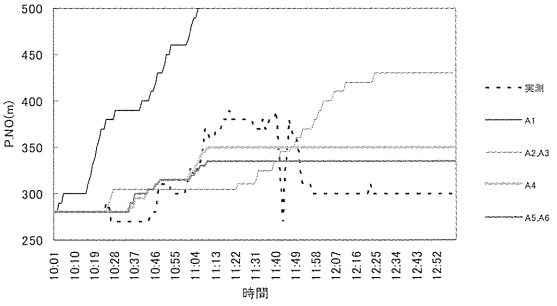


図６．７　ケース１の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

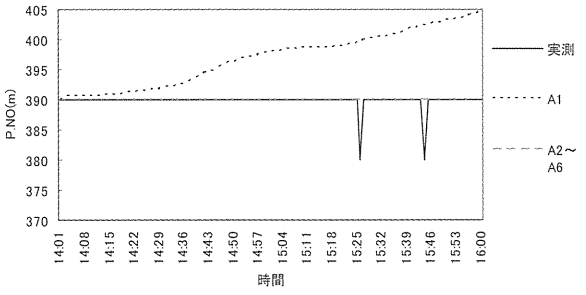


図６．８ケース２の供試魚と仮想魚の行動比較

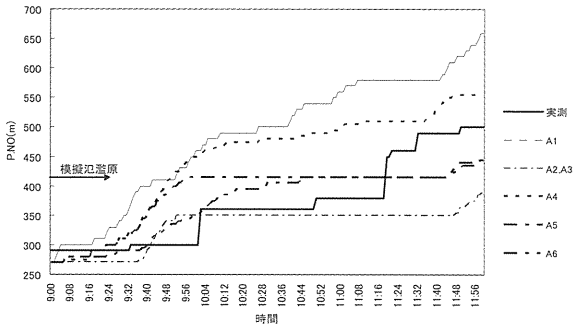


図６．９　ケース５の供試魚と仮想魚の行動比較の関係

６．４　考察

(1) 出水の水理特性が魚類の行動に与える影響の可能性

魚類行動追跡実験の結果，実験ケースにより行動が異なったことが特徴的である．ケース 1，5，6 で流量の増加と共に上流へ移動している様子は，河川に生息する魚類が下流への流失を恐れ上流側へ移動するとされる既往研究の報告と一致する[6]（図 6.2,6.4）．一方，ケース 2，3，4 では流量が増加しても大きな移動はしていない．ケース 2，3，4 の流量では，魚類は流失する可能性が少なかったため上流側へ移動せず同じ場所に滞留したと考えられる(表 6.3)．魚種の違い，季節的な違いも上流への移動意欲に影響を与える要因として考えられるが，魚種，季節が異なるケース 1，5，6 共に上流へ移動していることからも魚類が上流への移動する要因として出水の流量規模が影響を与えている一つの要因と考えられる．また,ケース 5，6 では魚類の移動範囲がほぼ一致している(表 6.2)．魚種，水理条件，時期を均一にした場合には魚類の行動が概ね一致する可能性が高いことを示している．これらの実験結果は，①出水の流量規模，水理特性に魚類が敏感に対応しながら行動すること，②出水流量が大きく魚類が下流側へ流失する規模の出水である場合，魚類は上流側へ移動を行う可能性があることを示している．

(2) 出水時の魚類の行動に与える新たな水理指標としての加速度の重要性

流速は魚類個体にかかる流体力を増減させ，常に水流の影響を受ける魚類にとって重要なパラメータである．このため，魚類行動に影響を与える水理特性として流速，特に巡航速度（疲れをしらない血合筋だけを使って泳ぐ早さ）がよく評価に用いられる[7)8)9)]．

しかし，魚類行動に影響を与えるパラメータは流速だけでなく加速度も重要であると考えられる（図 6.3）．水流にいる魚類にとって，加速度の増加は大きな圧力変化として感じられ下流への流失の可能を感じると考えられる．このため，加速度の増加に対応し流失回避の行動をとる可能性は高いと思われる．

また，魚類の行動生態学的に考えれば，下流へ流失することを回避し上流へ移動するには，個体に作用する流体力に抗し上流へ移動できるだけの運動を行う必要がある．運動を行うには限られたエネルギーを戦略的に使用する必要がある．最も合理的なのは加速度が増加傾向で流体力が増大している時には，魚類は定位に必要な運動だけで上流へ移動しないのが適切である．また,加速度変化が流下方向に対してマイナスの時，すなわち魚類が相対的に上流へ押し上げられる力を感じていると考えられる時を積極的に選択して上流へ移動すれば移動に消費するエネルギーの軽減の可能性が高く有利であると考えられる．このことは，ケース 1，5，6 の実験結果が示唆している．

このようなことから出水時の魚類行動に影響を与える指標として加速度が重要な指標と考えられる．

(3) 流速と加速度の複合条件から魚類行動を評価する重要性

魚類行動に影響を与える水理特性は流速（V），加速度（α）が単独で作用するのではなく二つの要素が複合的に作用していると考えられる．

αだけが,魚類行動（上流への移動）に影響を与える要因だと仮定したA1のシミュレーション結果では，仮想魚の上流への移動タイミングは供試魚と異なり，仮想魚は上流側へ移動し続ける（図 6.7，6.8，6.9）．しかし，実際の魚類は一定の範囲で行動を止める．このことからA1には実際の魚類行動と何らかの矛盾がある．アルゴリズムの構成から判断するとA1ではVが魚類に与える影響を考慮していない点に問題があると考えられる．

一方，αに加えVを考慮したA2～A6では改善がみられる．特に上流側への移動限界速度，反応速度を組み込んだA4～A6は，移動開始のタイミング，移動距離共に供試魚と仮想魚の動きが類似していることがわかる．この結果は，例えαがマイナスであっても，あるVの範囲でしか魚類は上流へ移動していないことを示している（図 6.7，6.8，6.9）．その範囲は，ギンブナの場合では巡航速度の範囲，2BL＜V＜3BL（BL：Body Length　標準体長）程度で表された（表－5）．

この結果に基づくと出水のように長時間泳ぎ続けながら流失を回避する場合には，魚類は以下のような動きで運動コスト最適化していると考えられる．①V＜2BLでは激しい遊泳行動を行わなくても流失を回避できるため定位を続ける．②V≧2BLでは遊泳行動を行ないと流失する可能性が高いため遊泳し上流へ移動する．③V＞3BLでは，遊泳行動の限界になり上流への移動が停止する（図 6.4，図 6.7）．④V＞3BLを経験した後は，αが減少傾向でかつ3BL＞V≧2BLの時，再び移動をする.供試魚は，この動きを繰り返し長時間続く流失の可能性を低くしていると考えられる．実際の魚類行動は，流速，加速度により複合的な影響を受けながら流失を避けるために上流へ運動コストを最適化しながら行動していると考えられる．

６．５　今後の課題

本研究では，出水時の魚類行動の把握，魚類の行動と水理特性の関係について概括できた．しかし実験ケースは６ケースと少ない．特に，調査時期，魚種，個体差を考慮した実験ケースを実施していない．今後は追加のデータを加えより詳細に評価する必要がある．また，魚類の移動に関する情報の不足があげられる．特に今回の魚類移動追跡手法では，１次元的な魚類移動しか把握できず横断面上での議論に限定された．今後は，魚類移動と水理特性の関係を平面的に展開する必要がある．また，出水時水理特性だけが魚類の行動を支配するわけではない．このため，水温，濁度等の水質データとの関連等，行動に影響を与える可能性があるパラメータを追加し行動予測をする必要がある．

６．６　結論

(1) 実験河川での人工出水時の魚類行動を追跡した結果，魚類は，出水の流量により異なる行動をとった．出水流量が小さい出水｛0.4（m^3/s）｝では，同じ箇所に定位し続けたのに対し，出水流量｛約１（m^3/s），約２（m^3/s）｝が大きい出水では上流へ向かって移動をした．

(2) このことから魚類が上流した出水ケースでは，魚類の移動に影響を与える水理特性としては，魚類が存在する位置の流速と加速度が影響を与えたと考えられる．

(3) そしてシミュレーションとの比較を行い，出水時の水理特性から魚類の行動分析を行った結果，ある程度の流量増加後の加速度の減少傾向，巡航速度の下限値が上流への移動要因，巡航速度の上限値が移動の制限要因とするアルゴリズムで概ねの説明が可能になった．

引用文献

1) 東信行，鴨下真吾，佐原雄二，関泰夫，渡辺勝栄：増水時における河川魚類の挙動と河川構造，環境システム研究，Vol.27 pp793-798,1999

2) 大橋弘道，清水康行：数値計算による魚道における魚の挙動の解析，水工学論文集，Vol.48，pp.1597-1602，2001.

3) 天野邦彦，傳田正利，時岡利和，対馬孝治：河川環境評価における流域特性の河川地形からの視点と新技術の適用，土木技術資料，Vol46，No. 5，pp.26 - pp.31，2004

4) 土木学会水理委員会編：水理公式集，河川編，丸善，1999

5) 石川雅朗，足立恒・平野弘晃：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, 2001.

6) 森下郁子，森下雅子，森下依理子：川の H の条件　陸水生態学からの提言，山海堂，pp.3-8,2000

7) 中村俊六著（財）リバーフロント整備センター編：魚道のはなし　魚道設計のためのガイドライン，山海堂，pp84- pp93，1997

8) 廣瀬利雄・中村中六編著，（財）ダム水源地環境整備センター編：魚道の設計，山海堂，pp202- pp215，1991

9) 玉井信行・水野信彦・中村俊六：河川生態環境工学　魚類生態と河川計画，東京大学出版会，pp190-192，1993

７．　沿岸帯の構造が池の水質・生態系に及ぼす影響について

７．１　はじめに

湖沼や池などの沿岸帯は，治水事業，湖岸保護，利水開発，港湾建設，観光目的などの様々な開発によって破壊されてきた．自然の沿岸帯は，生物多様性の維持，生態系の安定化，水質浄化などの生態的機能を有するが，開発によってその機能が著しく下がっていると言われている．特に日本においては，「コンクリート三面張り」と批判されるように，沿岸帯が「コンクリート」によって被覆され，単調化することにより生態系機能が低下すると言われてきた（例えば，西廣・中村，2003）．

しかし，これまでに湖沼沿岸帯の開発，なかでもコンクリート被覆によって実際にどれほど生態的機能が低下するのか，定量的に研究した事例はほとんどない．これまでの研究の多くは，河川や海岸の沿岸帯に関するものがほとんどであり，湖沼沿岸帯における研究事例は少ない（鈴木，1992；岡田ら，1998；安陪ら，2002）．湖沼沿岸帯の変化と生態系の変化を調査した研究においても，それは流域全体の変化や様々な要素が関連した結果であり，沿岸帯の変化だけによるものではない．自然状態における沿岸帯開発の影響を確認するためには，ある程度の規模で，かつ管理された実験系を使用する必要がある．

そこで，本研究では，自然共生研究センターにある大規模な６つの実験池を使用して，自然状態に近い（土羽で植生を有する）沿岸帯と人工的な（コンクリート被覆した）沿岸帯を有する池の生物相および水質を比較し，沿岸帯開発の影響を明らかにすることを目的とした．生物としては動・植物プランクトンを対象に調査した．

７．２　方法

７．２．１　実験池について

自然状態を模した沿岸帯と人工的な沿岸帯を有する池の生物相，水質を比較するための実験を岐阜県各務原市にある（独）土木研究所・自然共生研究センターの実験池６池を用いて実施した．沿岸帯の構造による差を比較するために，水生植物が生育可能な底面・法面ともに「土羽の池（以下，「土羽池」）」３池（A1，A2，B1）と全面コンクリートで覆われた「コンクリートの池（以下，「コンクリ池」と呼ぶ）」３池（B2，C1，C2）を準備した（図 7.1）．池は楕円形で，法肩から法肩までの距離が長軸で 40 m，短軸で 26 m である．実験時の水深は 0.99 ± 0.017 m （± 標準偏差）で容積は 497 m^3 （測量時平均）であった．

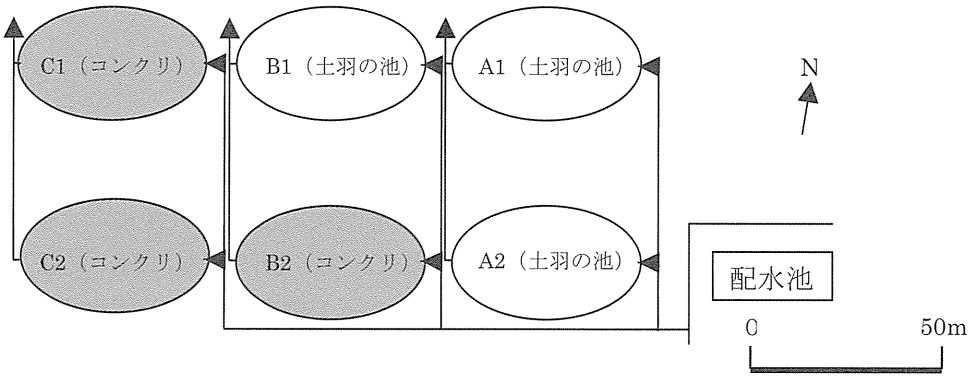


図 7.1　実験池の概要と配置

７．２．２　実験条件

観測は，2004 年 8 月 4 日から 2004 年 11 月 10 日の 4 ヶ月弱の期間実施した．観測に先立ち実験準備として，以下のことを実施した．2004 年 7 月 26 日に全池排水し，排水後，魚類等の水生動物を除去した．水生動物の除去を行ったのは，これらの生物量が水質等に影響することを最小限にするためと，これらの生物を同等の条件にすることが困難と判断したからである．7 月 29 日に湛水を開始し，約一日で湛水を完了した．その後，5 日間，給水時の流量を維持し，ゴミや植物デトリタスを除去した．7 月 30 日からは実験時に近い約 0.5 L/s の流量とし，観測まで 5 日間の馴致期間をおいた．

実験池の水は木曽川の支川である新境川から途中，配水池を経由して供給されている．実験期間中の配水池の COD，全窒素(TN)，全リン(TP)は平均でそれぞれ，3.7 mg l^{-1}，2.12 mg l^{-1}，0.097 mg l^{-1} である．実験池の取水口である配水池の出口には，2 mm メッシュのステンレスネットと 5 mm のプラスチックネットを設置し，魚類やその他のゴミなどの流入がないよう工夫した．実験池からの流出量は 42 ± 9.1 (±標準偏差) m^3 day^{-1} で，滞留時間(HRT)は，12.4 ± 3.0(±標準偏差)日であった．土羽池とコンクリ池の流量，滞留時間は，配水池の水位によって変わるので，実験期間中多少の変動はあるものの，両者間に統計的に有意な差はなく，両者の流量，滞留時間は同じとみなせる．

７．２．３　調査項目

調査項目を表 1 に示す．水質および動物・植物プランクトンは，全ての池において週 1 回の頻度で 2004 年 8 月 4 日から 2004 年 11 月 10 日まで合計 15 回調査した．水質の調査項目は，水素イオン濃度（pH），導電率（EC），濁度，浮遊物質量（SS），強熱減量（VSS），溶存酸素（DO），化学的酸素要求量（COD_{Mn}），全窒素（TN），アンモニア態窒素（NH_4-N），亜硝酸態窒素（NO_2-N），硝酸態窒素（NO_3-N），全リン（TP），リン酸態リン（PO_4-P），クロロフィル a（chl.a)である．底質について，土羽池のみで約 3 週間に 1 回の頻度で実施し，合計 5 回実施した．底質の調査項目は含水率（%），強熱減量，COD，TN，TP である．これらの項目に加えて現地観測項目として，天候，気温，水温，水深，透視度（100cm 計），水色，風向・風速を観測した．

水質調査，植物プランクトンのサンプリングは，実験池に設置されている桟橋から行い，実験池の中心において，水表面から池底 10cm 上までコア型採水器を用いて採取した．水温については表層と底層の 2 地点で測定した．動物プランクトンに関しては植物プランクトンと同じ箇所において，北原ネットを使用し，全水深を曳き採取した．採取した試料は顕微鏡下で同定した．

植生の繁茂を表す指標としてここでは PVI(Percent Volume Infested)を使用した．PVI は池容積に占める大型水生植物の占める体積百分率で Canfield ら(1984)が用いて以来，「浅い湖沼(shallow lake)」の研究者

らに多く用いられている．PVI 調査は実験終了日に 1 回実施した．PVI の測定は以下のように行った．まず，実験池の上にロープを縦方向，横方向に 5m 間隔で設置し，38 区画，26 格子点を設定した．次に，水深と植生の高さを各格子点において測定した．その次に，各区画における沈水植物の被度を 10%間隔で目視により測定した．PVI は各区画における水量と植生の体積の比として計算される．植生の体積は，被度とその区画を取り囲む格子点の植生の高さの平均値の積として計算した．

表 7.1　調査項目一覧

現地観測項目	天候，気温，水温，水深，透視度，水色，風向・風速
水質等調査項目	水素イオン濃度（ｐH），導電率（EC），濁度，浮遊物質量（SS），強熱減量（VSS），溶存酸素（DO），COD_{Mn}，全窒素（TN），アンモニア態窒素（NH_4-N），亜硝酸態窒素（NO_2-N），硝酸態窒素（NO_3-N），全リン（TP），リン酸態リン（PO_4-P），クロロフィルａ（chl.a）
生物	動物プランクトン，植物プランクトン
植生	目視調査（主に法部），現存量調査（水生植物 PVI 調査）

７．３　結果と考察

７．３．１　水質

水温の経時変化を図 7.2 に示す．夏季の水温に関しては，配水池よりも実験池が高く，実験池において水温が上昇していた．秋季になると配水地の実験池の水温差は少ない．平均値ではコンクリ池に比して，1℃弱土羽池が低い．これは，土羽池の方が比熱が大きく水が温まりにくいこと，また植生帯によって被陰されていることが原因と考えられる．

pH の経時変化を図 7.3 に示す．コンクリ池(平均 pH=9.3)において明らかに土羽池(平均 pH=7.4)よりも高い pH が観察された．これは，土羽池では土羽が pH に対して緩衝作用を有するのに対し，コンクリ池においては，その作用が小さいために起こったと考えられる．

COD（図 7.4），濁度，SS，栄養塩などに関しては，平均的に土羽池が高く，コンクリ池で低くなった．ただし，これには季節差があり，実験当初はコンクリ池でプランクトンが増殖し，COD が高い状態となっていた．しかしながら，時間の経過とともに土羽池においてもプランクトンが増殖し，一方コンクリ池においてはプランクトンが減少し，透視度が高くなった．土羽池がコンクリ池よりも水質が悪化した原因として，時間経過とともに池底にシルト・粘土分が堆積し，その堆積した泥土からの溶出，巻き上がりが増えたこと，池底の質が低下したことにより沈水植物の生育環境が悪化し，沈水植物があまり繁茂しなかったこと，また管路に堆積した泥土が，配水池から実験池までの管路長の短い土羽池により多く流入したことなどが考えられる．また，コンクリ池において比較的水質が良好であった要因として，糸状藻類が池底に繁茂し，これらが栄養塩を吸収したこと，あるいは濁質をトラップしたことなどが考えられる．

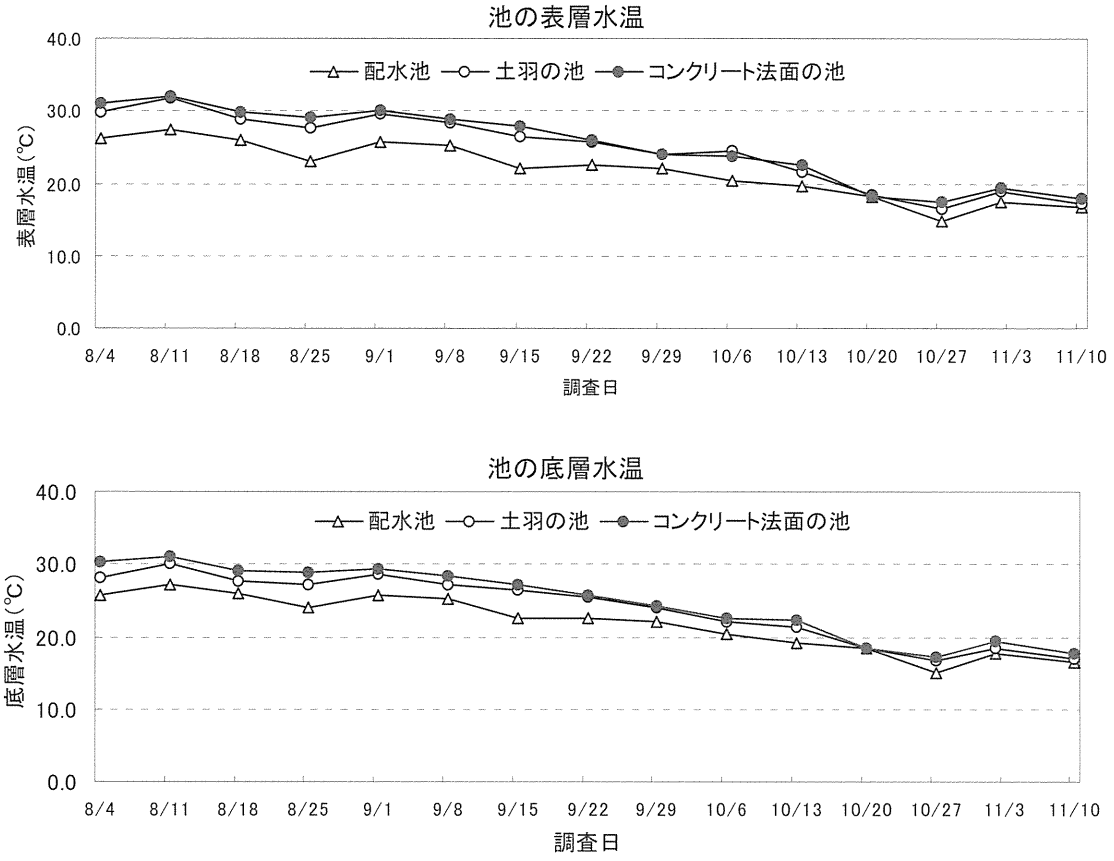


図 7.2　実験池の水温の変化　表層(上)，底層(下)

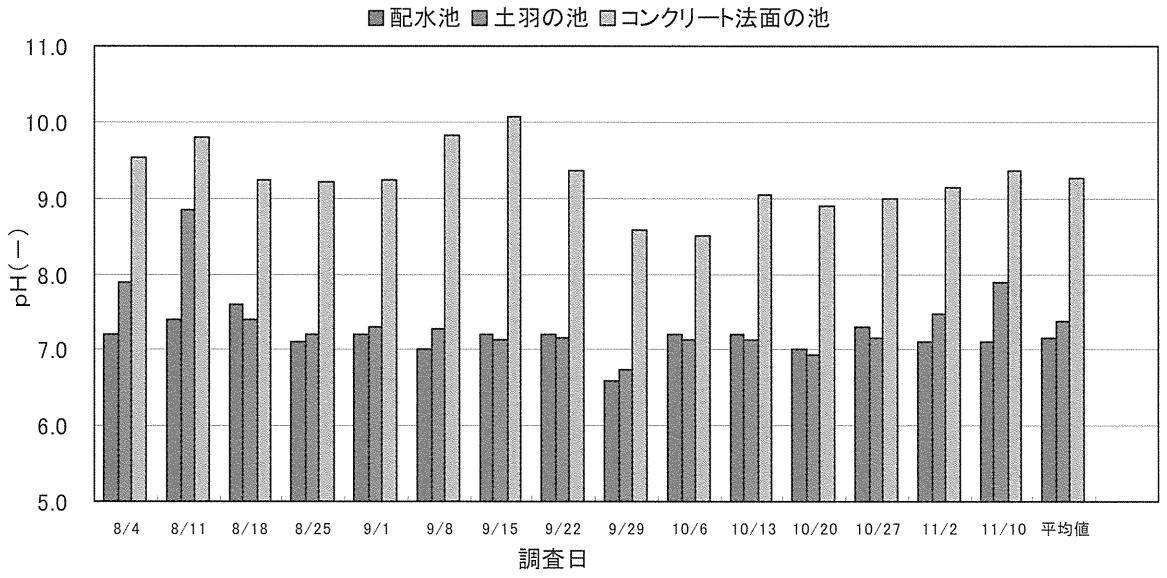


図 7.3 実験池の pH の変化

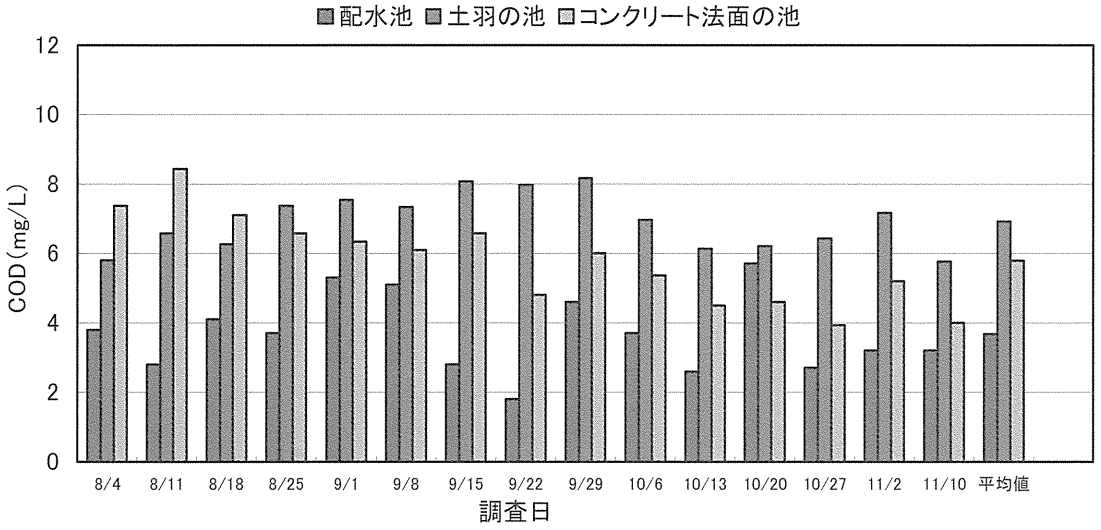


図 7.4　土羽池とコンクリ池の COD の経時変化

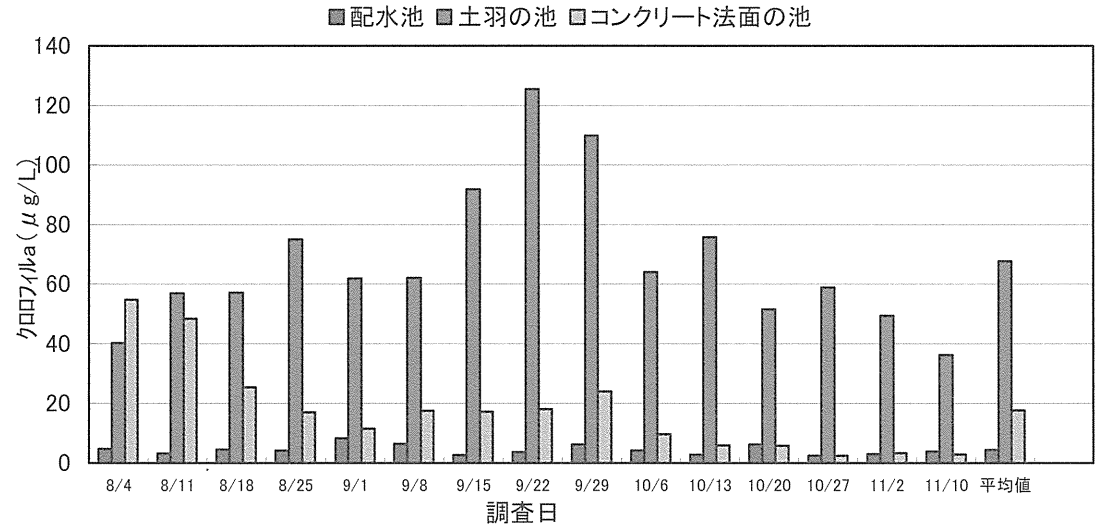


図 7.5　土羽池とコンクリ池のクロロフィル a の経時変化

7．3．2　動・植物プランクトン，植生および糸状藻類

動物プランクトンとしては，ワムシ類のツボワムシ，カイアシ類のケンミジンコ，ヒゲナガケンミジンコなどが多く観察された．植物プランクトンとしては，緑藻のイカダモ，ディクティオスフェリウム属などが多く観察された．また，土羽池とコンクリ池を比較すると，土羽池で種類数が多く観察された．前述の図 7.5 に示したように土羽池で全般的にクロロフィル a が高いので，土羽池において種類数が多いことは一般的な傾向と考えられる．しかしながら，コンクリ池の方が，クロロフィル a が高かった調査開始時においても，土羽池が多かったという結果は，やはり植生などを多く有する土羽池の空間的多様性が，種類数の増加に寄与していると考えられる．

植生については，土羽池については沈水植物などの PVI を調査し，コンクリ池については，糸状藻類の被服率などについて求めた．結果を図 7.7，図 7.8 に示す．平成 16 年度の調査においては，土羽池において，

濁りが卓越した状態(turbid water state)になったために，沈水植物が繁茂せず，PVI も平成 14 年度の調査などと比較するとかなり低い状態となっている．この要因として，土羽池の池底の状態が軟泥化し，沈水植物の生息にとって必ずしも望ましい状態でなかったことが考えられる．

一方，コンクリ池において，比較的清水状態を維持した要因として，そもそも池底に堆積物がないことや図 7.8 に示すアオミドロを中心とした池底における糸状藻類の繁茂により，栄養塩がプランクトンではなく糸状藻類に消費されたことが原因と考えられる．その他に，実験が長期化してきたことにより，管路内での底泥の堆積が進行し，管路長の短い土羽池の方が，コンクリ池よりもその影響により，濁度の高い水を流入させてしまった可能性がある．

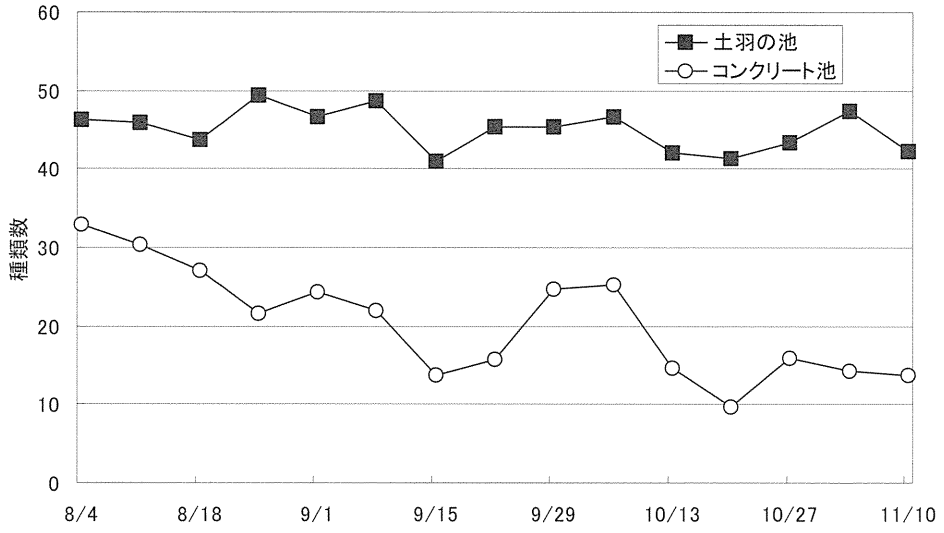


図 7.6 植物プランクトンの種類数の経時変化

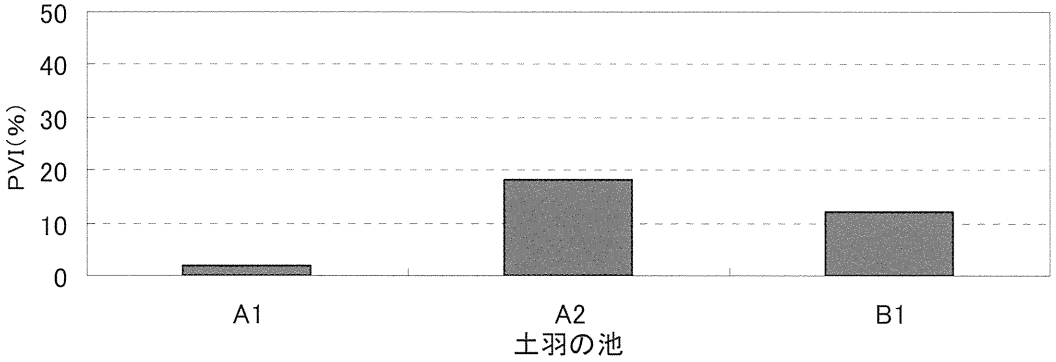


図 7.7 土羽池における PVI (%)

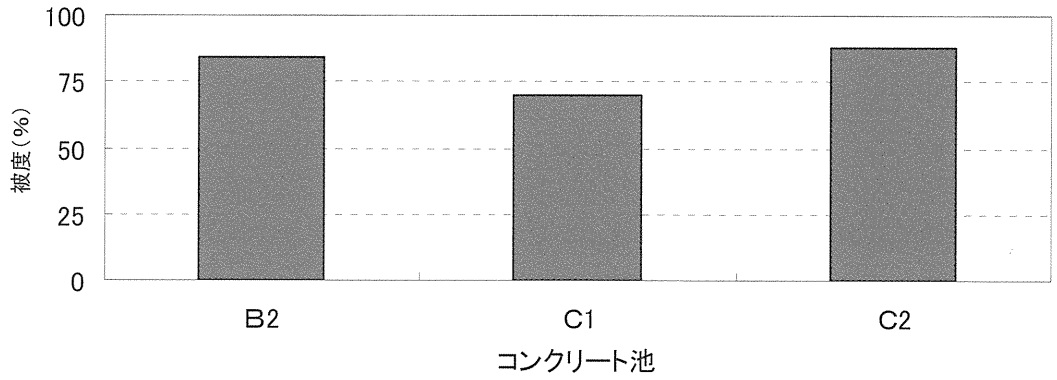


図 7.8 コンクリ池における糸状藻類の被度（%）（面積占有率）

7．4　まとめ

池の法面の状態が，水質，生物に及ぼす影響を調べるために，土羽池３つとコンクリ池３つを比較した．その結果以下のようなことがわかった．

① コンクリ池においては土の緩衝作用がないために，pH が土羽池に比べて高くなった．

② 水質としては，コンクリ池が土羽池に比べて良好であった．その原因として，土羽池においては，すでに池底に栄養塩を多く含む土砂が堆積し，そこからの栄養塩の回帰があったこと，池の状態が濁水モード(turbid water state)となり，沈水食物が繁茂せず，植生の浄化機能が作用しなかったこと，コンクリ池においては，アオミドロを中心とした糸状藻類が池底に繁茂し栄養塩を吸収し，植物プランクトンが増殖しなかったこと，管路に堆積した土砂の影響を土羽池の方がより被り易い状況にあったこと，などが原因として考えられる．

③ 植物プランクトンなどの種類数は土羽池において高く，土羽池における植物などによる空間的多様性が生物の多様性に寄与していると考えられた．

参考文献

1) 西廣淳，中村圭吾（2003）：湖岸植生帯の現状とその水質浄化機能，エコテクノロジーによる河川・湖沼の水質浄化（島谷幸宏ら編），ソフトサイエンス社，pp. 65-72.

2) 鈴木興道（1992）：コンクリート護岸による魚類生息環境への影響，土木学会年次学術講演会概要集第２部，Vol.47，pp.430-431.

3) 岡田美穂，片倉徳男，金子文夫（1998）：沿岸域における付着生物の生息場と付着特性，土木学会年次学術講演会概要集第７部，Vol.53，pp.440-441.

4) 安陪和雄，鈴木茂正，水野徹（2002）：実験河川においてコンクリート護岸が魚類の生息に与えた影響について，土木学会年次学術講演会概要集第７部，Vol.57，pp.89-90.

８．中小河川における希少魚ネコギギの生息環境

ネコギギ（*Pseudobagrus ichikawai*）は伊勢湾・三河湾に注ぐ河川にのみ生息しているナマズ目ギギ科の日本固有の純淡水魚である[1]．その分布域の狭さと学術的な貴重性から1977年に天然記念物に指定された．さらに近年では，生息場所および個体群サイズの縮小が著しく，絶滅危惧種として選定（1998年に水産庁，1999年に環境庁）されている[2),21)]．本種の生息場所は流れの緩やかな清流の平瀬から淵であり，水質変化や河川改修などによる生息場所の改変によって大きな影響を被っているとされている[3)]．ネコギギの生態に関する既往の知見に関しては，近縁種や周辺地域個体群との遺伝的差異を扱ったもの[4)-6),23)]が多いが，産卵・成長[7),8),22)]，生息分布[9)-12),24),25)]，生息場所特性[12)-16),26)]などについても知られる．活動的な夜間に，流れの緩やかな平瀬や淵を遊泳する[7)-16)]一方，活性の低い昼間には，緩流部に堆積した巨礫や岩などの隙間に潜むことが経験的に知られている[3),12)-16)]が昼間の定量的な調査は行われていない．このような環境では，細粒分が平常時に堆積し，出水時にはフラッシュされるが，粗粒分は輸送されないと推算されるため，間隙の「隠れ家」に象徴されるネコギギの微小生息場所は，出水時の水理や巨礫，岩の供給プロセスなど，流域特有の水文，地形，地質的要因によって形成・維持されるものと考えられる．近年では，ダム建設などによって流量変動レジームが変化してきたほか，河道の直線化や護岸整備によって周辺からの地すべりや土砂崩落などによる土砂供給レジームが変化してきた中にあって，ネコギギの微小生息場所が減少してきたとの指摘[15),16)]は十分に納得できるものであろう．

多くの河川で人為的な環境改変がなされている今日，環境変化に対する耐性が極端に低いとされるネコギギのような生物の生息環境を保全していくことは，種の保全といった直接的観点のみならず，生態系を支える多様な河川空間を保持していく上で重要であると思われる．そこで本章では，ネコギギ生息場の再生・創出の実現のため，既往知見の少ない物理的生息場所に関する知見の取得と潜在的生息場所の予測手法の確立を目的とする．

８．１　ネコギギ生息河川の地形特性と生息場所の物理条件

８．１．１　はじめに

本節では，ネコギギの昼間の生息場所の構造と機能に着目し，その物理的特性を理解するために，微小生息場所スケールのみならず，この形成と維持に関わるリーチ，小流域スケールにおける生息場所について分析を行う．このようなプロセスは，ネコギギ地域個体群の絶滅が危惧されている河川において，持続的な生息場所保全を検討する際に有用となる．はじめに，地形特性が類似しながらもネコギギが豊富に生息する対照河川の選定作業を通して，三重県内を対象地域としたネコギギ生息河川の地形特性について考察する．さらに，地域個体群が絶滅に瀕した河川と対照河川におけるの生息場の物理的特性の解析から，リーチスケールにおける潜在的生息場所の推定を試みる．

８．１．２　材料と方法

本研究は次の手順に沿って進められた．すなわち，(1)対照河川の選定およびネコギギ生息河川の地形特性分析(小流域)，(2)ネコギギ微小生息場所の解析，(3)リーチにおける生息場所の利用に関する考察である．

(1)　対照河川の選定－ネコギギ生息河川の分析－

ここで対象とする河川は，地域個体群が絶滅に瀕したＡ川[18)]を含む三重県内におけるネコギギ生息河川である．三重県では行政，研究者によって数多くの調査が行われ，広範な生息分布が把握されている[11),17),18)]．

A 川の次数[19]は「3 次」であることに鑑み，最近の調査[18]でネコギギの生息が確認された河川のうち，3 次水流に相当する河川を選定した．本条件に該当するのは員弁川水系 1 河川（A 川），雲出川水系 2 河川，宮川水系 2 河川の計 3 水系 5 河川であった．ここでの河川次数の判定には各河川の管内図（国土交通省中部地方整備局，三重県）を用いた．

必要情報の取得には，**図-1** に示す方法を用いた．まず，国土地理院発行の地形図（1/25,000）から生息確認地点を含む河道に沿った 2～3 km 区間の対象地形を切り出した（図中の②）．横断測線設定の際には，河道の位置するところの谷地形を捉えるため，河道側方に存在する稜線を含むように配慮した．はじめに，対象地形内の河道線形に沿った河道延長を計測し，これと標高差，直線距離との関係から対象河川の河床勾配，蛇行度を得た（③）．さらに各測線において，河床標高，河幅を計測するとともに横断面図を作成することにより，谷底幅，谷底の比高，谷勾配を得た（③）．すべての地形特性量の計測には画像解析ソフトである Scion Image for Windows（Scion Corporation 製フリーソフト）を用いた．これらの情報をもとにネコギギ生息河川の地形特性を考察し，A 川以外の 4 河川から A 川と地形特性が類似した対照河川（B 川）の選定を行った．

ここでの解析には，①各河川を対象ケースとするクラスター分析（ウォード法，ユークリッド距離を採用）と②各河川における横断測線を対象ケースとした主成分分析を用いた．なお，解析に用いた変数は要素ごとにそれぞれ標準化を行った．

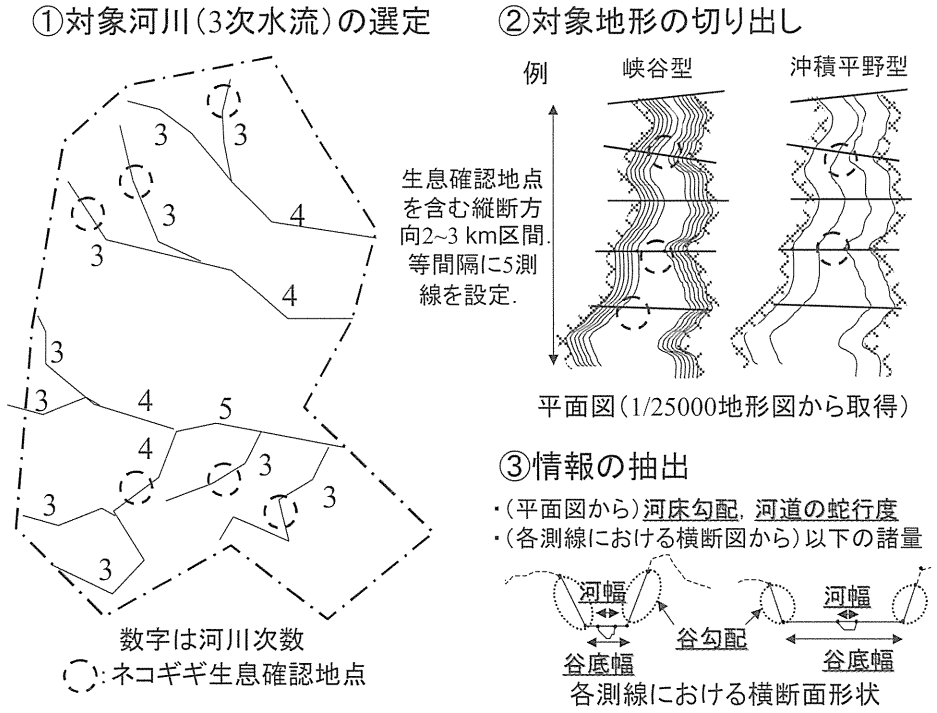


図-1　ネコギギ生息河川を対象とした地形特性に関する情報の取得方法についての概念図

(2) 昼間に利用する微小生息場所の解析

(1) で抽出された対照河川 B 川において，縦断方向でそれぞれ 100 m の湾曲部と直線部からなる調査区間を計 6 地区設け，潜水目視によるネコギギの生息確認と生息確認地点での物理環境の把握を試みた．既往の

調査のほとんどは夜間に行われている[7),11)-14),17),18)]が，ここでは，保全・再生する場合に必要不可欠な知見と考えられる昼間の生息場所について調査を行うものとした．これは，本種の生息河川における河川改修などを起因とする環境改変の際，代替生息場所として創出・供与された魚巣ブロックなどの多くが有効に機能していない現状[15),16)]を踏まえてのことである．

調査は2004年10月12～15日の昼間に行った．まず，調査区の下流より必要に応じて河床材料を捲りながら礫の隙間などに潜むネコギギ個体の確認調査を行い，次いで，確認地点を中心とする2 m×2 mの方形枠内において物理環境を調査した．生息確認には1地区あたり4名×2時間を費やし，現状の物理環境をできるだけ改変しないように注意を払った．ネコギギ個体が確認された際には，確認地点をマーキングするとともに当該個体の全長を計測した．物理環境調査は，方形枠内50 cm間隔で計25測点を設け，流速（6割水深点），水深，河床材料（長径，短径，形状），底質状態（4：浮き，3：載り，2：沈み，1：砂・小礫（<16 mm）or 岩盤）を計測した．ここで，底質状態が「浮き」と判定された場合に限り，実測された水深に河床材料の中間径（ここでは，長径と短径の相加平均）を加えて補正した．

微小生息場スケールを対象とした分析のうち，方形枠内の全データを網羅した部分の考察については次節に譲り，ここでは生息確認地点で得られた情報をもとに次の(3)において得られる情報と併せて考察した．

(3) リーチスケールにおける生息場所の利用

既にネコギギ個体群が矮小なA川において，かつて豊富な生息が確認された区間[14),17)]を2地区（A-1, A-2）選定し，その対照となるB川では，(2)の結果から特に豊富な生息が確認された1地区（B-1）を選定した．これら既往の調査[14),17)]に鑑み，縦断方向に約80 mの直線河道区間を調査区間とする物理環境調査を行った．

調査期間は2004年12月13～16日で(2)の調査時期と異なるが，この間に大きな洪水などは無く河床形状はほぼ同様であったと見なせる．まず，約80 mの対象区間内において縦断方向5 m間隔に設定した測線上で横断測量を実施し河床形状を把握するとともに，中間径50 cm以上の大型河床材料の空間分布を把握した．この50 cmという閾値の設定は，A川およびB川の境界条件（ここでは，河床勾配：1/100～1/200，マニングの粗度係数：0.03）を与えて行った等流計算において既往最大クラス（単位幅流量で30～80 m^2/s程度）の出水時における移動限界材料がおよそ50 cmの「岩」であったこと（田代ら，未発表）による．ここで調べた大型河床材料は，間隙が必要なネコギギ生息場所の維持に大きく寄与するものと考えられる．また，水域内では横断測線上1 m間隔に設置した測点における水深，流速，河床材料，底質の分布状況を調べた．これらの測定項目は(2)と同様である．

ここでは，物理環境諸量の空間的分布を把握した3調査地区内において，ネコギギが昼間にどのような生息場所を利用しうるのかを考察するため，主成分分析とクラスター分析を用いてネコギギの物理的生息場所の解析を試みた．ここでの解析手順は井上・中野[20)]を参考にしたものである．はじめに，本調査で得られた情報と(2)で得られたネコギギ生息確認点での情報から，全測点を対象ケースとして主成分分析を行った．その結果として得られる第3主成分までの主成分スコアを用いてクラスター分析（ウォード法，ユークリッド距離を採用）を行い，各調査地区においてネコギギの潜在生息域区分を試みた．解析に用いた変数は流速，水深，中間径，底質状態（1～4）であり，(1)でのデータ解析と同様に要素ごとに標準化し用いた．

8．1．3 結果と考察

(1) 対照河川の選定－ネコギギ生息河川の分析－

地形図から得られたネコギギ生息河川に関する情報を河川ごとに整理し，**表-1**に示す．表中の数値のうち，各測線で得られる地形特性量については平均±標準偏差で表した．**表-1**から，A川は直線的な法線形状を呈

し，平坦な土地を流れる河道であると言えそうである．このような実際のデータから各河川の特性をそれぞれ概略的に把握することはできるが，河川間の違いについては議論できない．そこで，河川ごとにデータ（N=5）の正規性，等分散性が確認された谷底幅と谷勾配には一元配置分散分析を，その他の諸量にはクラスカル・ワーリス検定を用い検定を行った．解析の結果，河幅，谷底の幅および比高に関しては河川の違いによる有意な差は無かったが，河床標高*，谷勾配**に関しては有意な差が認められた（*：P<0.001，**：P<0.00001）．よって，対象5河川は存在標高が違うなどに若干の違いはあるものの，概略的な地形特性は似通ったものと考えられる．

表-1　地形図から得られたネコギギ生息河川の物理的情報

	員弁川水系	雲出川水系		宮川水系	
	A川	支川1	支川2	支川1	支川2
河床勾配 (%)	0.6	1.4	1.6	0.5	1.0
蛇行度	1.1	1.3	1.6	1.4	1.6
河床標高 (m)	126.0±4.2	90.0±7.1	64.0±20.7	28.0±4.5	98.0±8.4
河幅 (m)	15.4±2.2	13.5±3.0	26.2±3.3	17.5±3.7	26.2±3.2
谷底幅 (m)	202.6±99.6	304.3±148.0	95.7±160.9	209.2±166.8	77.8±176.6
谷底比高 (m)	6.0±3.5	10.0±8.9	6.0±0.0	9.0±4.5	6.0±0.0
谷勾配 (%)	2.2±1.1	3.5±2.0	12.8±2.2	8.7±2.5	10.7±3.9

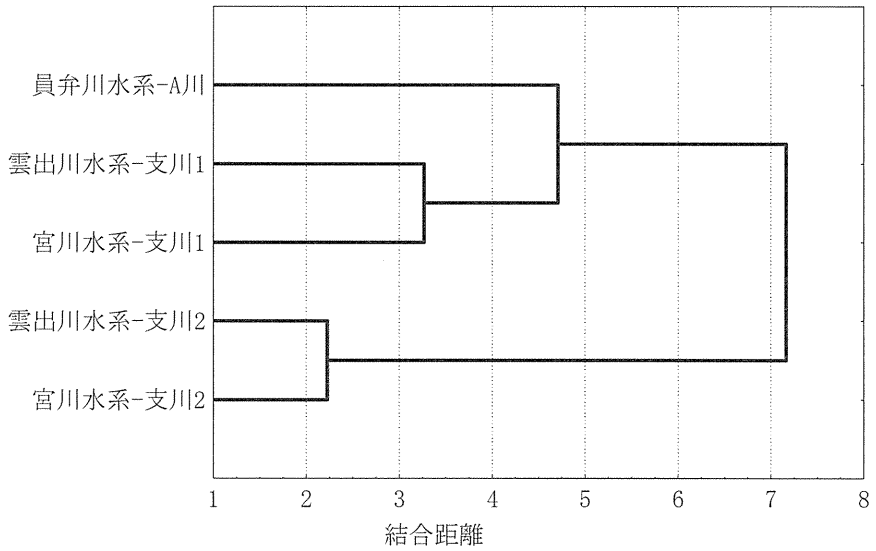


図-2　クラスター分析による対象5河川のデンドログラム

河川間の地形特性を比較し，A川と類似した河川を抽出するために，多変量解析を行った．はじめに，**表-1**中から河床標高を除く10変数（河床勾配，蛇行度と河幅，谷底幅，谷底比高，谷勾配の平均と標準偏差）を選択し，河川を対象ケースとするクラスター分析（ウォード法，ユークリッド距離を採用）を行った．**図-2**の結果から，A川と類似した地形特性を有する河川として，雲出川水系-支川1と宮川水系-支川1が挙げられた．

さらに，各測線（5河川×5測線，N=25）を対象ケースとした主成分分析を行った結果，第2主成分まで

の固有値が大きく累積寄与率が 65%に達した．使用 5 変数と因子負荷量の関係を**表-2** に，これら 2 軸によって展開された散布図を**図-3** に示す．第 1 主成分（PC1）には谷底幅が，第 2 主成分（PC2）には河床高が大きく寄与した．横軸（PC1）の数値差を見ると，谷底幅が小さい峡谷を流れる河川と河道周辺が開けた河川に区分され，その移行帯として A 川と雲出川水系-支川 1，宮川水系-支川 1 の存在が位置づけられた．同様に縦軸（PC2）に注目すれば，河床高の変動の大きさによっても区分でき，A 川に類似した河川として宮川水系-支川 1 が抽出された．ここでの河床高は，河川の存在標高の違いによる影響を差し引いた河川ごとの比高を採用したため，縦軸の数値変動は各河川の河床勾配に由来するものと考えられた．すなわち，個体群絶滅が危惧される A 川は，緩やかで平坦な土地に位置し，宮川水系-支川 1 とは類似するが他のネコギギ生息河川とは異なる特徴を有すると考えられる．

表-2　主成分分析の使用 5 変数に対する各主成分（PC1，PC2）の因子負荷量と寄与率（*：P<0.05 で有意）

	河幅	河床高	谷底幅	谷底比高	谷勾配	寄与率(%)
PC1	0.695	−0.142	−0.728*	−0.512	0.694	35.5
PC2	0.578	−0.914*	0.131	0.410	−0.325	29.2

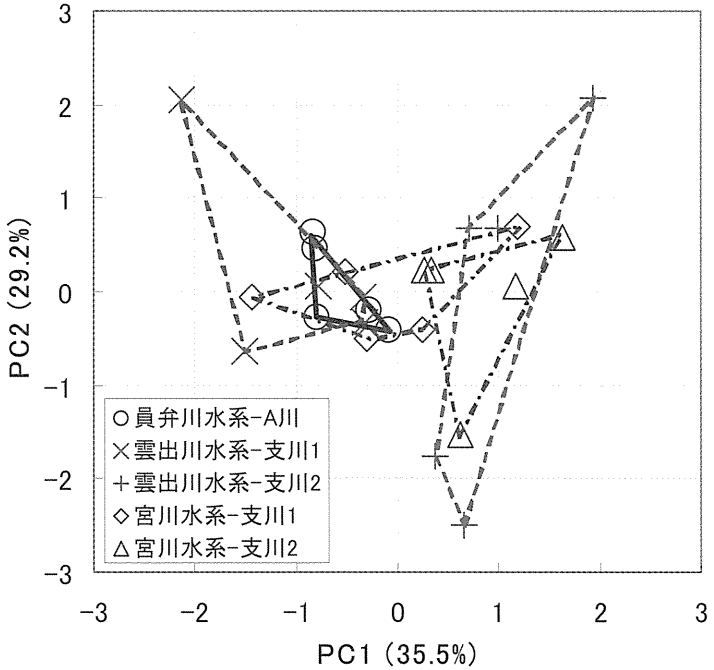


図-3　対象 5 河川の地形特性量を変数とした主成分分析（括弧内は各主成分の寄与率（%））

ここでの解析結果は，先のクラスター分析の結果（**図-2** 参照）と反しないため，A 川の対照地区として宮川水系-支川 1 を B 川として選定した．なお，A 川は堰堤などの横断工作物が多く人為的な影響が大きいと考えられるが，地形図によれば B 川対象区間には堰堤は存在しない．対照河川は人為的影響が少ない方が望ましいが，こうした要求をも満たす結果となった．

実際に調査を行う 2 河川が決定したところで，A 川，B 川の基本特性をここで整理しておく．A 川は約 14 km の流路延長を有し，員弁川の 1 支川に合流する小河川である．かつての空中写真によれば明瞭な交互砂州を形成しており，縦断方向に約 200 m 間隔で低堰堤が高密度に存在するがいずれの堰堤も老朽化が進んでいる．本川のネコギギの分布は合流点より上流約 1.5 km の区間に限られ [17]，1990 年代の台風による土砂災害とその後の復旧事業により，生息域が減少したと目されている [17]．一方，B 川は A 川よりは若干長く約 20 km の流路延長を有し宮川に注いでおり，河床に散在する「岩」が特徴的な景観を形成している．

(2) ネコギギの物理的生息場所についての分析

B 川におけるネコギギの生息確認調査の結果，設定した 6 地区のうち 4 地区において，31 地点で計 58 個体の生息が確認された．今回計測した物理量だけでは分析不可能と考えられる 4 地点（オーバーハングした岩盤の裏面や河岸の横穴）と計測ミスの 2 地点を除き，計 25 地点を有効データとした．地点の内訳は，成魚と稚魚の混在（Family）が 4 地点，成魚のみ（Adult）が 1 地点，稚魚複数個体（JuvenileS）が 3 地点，稚魚 1 個体（Juvenile）が 17 地点であった．成魚の生息場所，特に稚魚と混在する生息場所は恒常的に利用されている可能性が高いと考えられるため，本論文では保全すべき生息場所の優先順位を Family>Adult>JuvenileS>Juvenile と考えた．

リーチスケールの調査対象区は，A-1，A-2 地区は員弁川支川との合流点からそれぞれ 0.3 km，0.6 km 上流に，B-1 地区は宮川合流点から約 16 km 上流に位置した．対象区内の物理環境は，3 地区とも同程度の流量（1.0 m^3/s 程度），水面幅（10～20 m）を有し，堰堤の上流に位置する A-2 を除けば，水面・河床勾配もほぼ同様（A-1 : 1/100～1/130，B-1 : 1/125）であった．**図-4** には，各調査地区の水域内において縦断 5 m，横断 1 m 間隔に設けた測点における河床材料分布を示す．図中の凡例は，基岩 : >1.5m，大岩 : 1.0～1.5 m，中岩 : 50～100 cm，小岩 : 25.6～50 cm，大礫 : 64～256 mm，中礫 : 16～64 mm，小礫 : 2～16 mm，砂・シルト : <2 mm である．調査地区内の河床材料分布は，A-1 と B-1 が似通っているが 50 cm 以上の「岩」の割合が異なっていた．

ネコギギ生息確認地点とリーチスケールにおける水域内の物理環境の測点（有効ケース数合計 647）を対象ケースとした主成分分析を行った結果，第 3 主成分までの固有値が大きく，累積寄与率が 85%に達した．使用した 4 変数と因子負荷量の関係（**表-3** 参照）を見ると，第 1 主成分（PC1）には水深と底質，第 2 主成分（PC2）には流速，第 3 主成分（PC3）には河床材料が大きく寄与した．これら 3 軸（PC1，PC2，PC3）によって展開された散布図を**図-5** に示す．なお，図中の凡例は各調査区（A-1，A-2，B-1）とネコギギ生息地点（Family，Adult，JuvenileS，Juvenile）を表すものである．**図-5** のように，調査区ごとにデータセットを囲うと各調査区が備える環境の多様度を類推しやすい．調査区間の物理環境特性を比較すると，A 川の調査区は対照である B 川に比べ，いずれの散布図においても狭い分布を示しており，単調な物理環境を呈していることが分かる．特に堰堤上流の背水区間に相当する A-2 は，測点が最多である（N=277）にもかかわらず，最も単調であった．反対に，最も多様な物理環境を備える調査区 B-1（N=224）では，PC1 および PC2 で大きな値を，PC3 では小さな値をとる点の存在が特徴的であった．このような地点では，大きな材料から構成される「浮き」状態の河床でありながら，流速が小さく水深が大きい．

ネコギギ生息場所の物理特性に着目すると，宮川水系 B 川における昼間の生息場所としては，①大水深，

②浮き状態の河床，③小流速が重要で，さらに，④大型の河床材料がネコギギ Family の生息に寄与する一方，それより小型の河床材料でもネコギギ Juvenile には利用されていることが分かった．B 川には小礫，砂など比較的小さな材料が A 川と同程度（約 10%）に存在する（図-4 参照）のみならず，大出水時でさえ輸送され得ないと予想される大型の河床材料（８．１．２(3)参照）も河床の 10%近くを占めていた（図-4 参照）．これらの事実を念頭に入れ，B 川のネコギギ生息場所を考察するに，①出水時における細粒分の定期的なフラッシュ，②上流起源ではない大型河床材料の存在などが重要な物理的要因として挙げられる．後者には地質・地理学的情報を含めた検討が必要になってくるものと思われる．

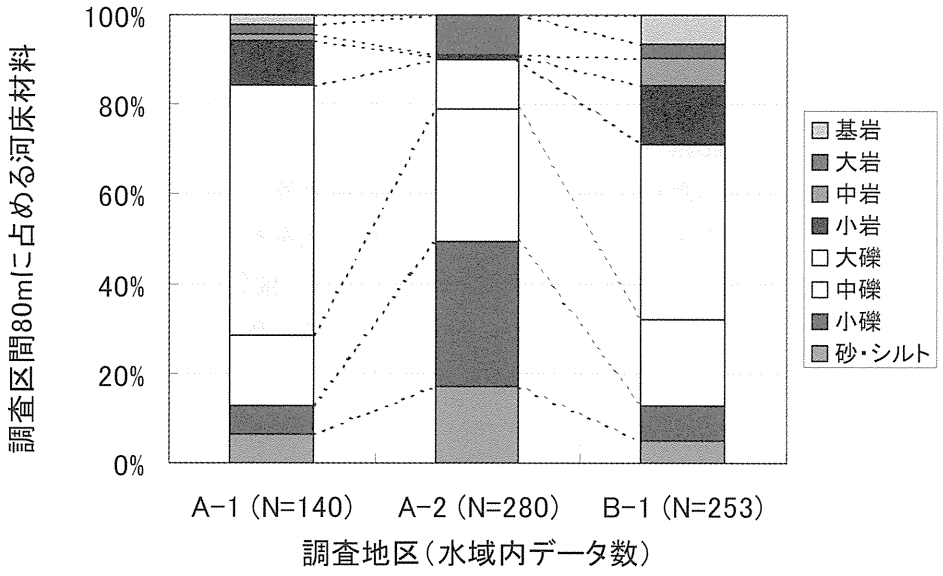


図-4　各調査地区における河床材料の頻度分布

表-3　主成分分析における使用 4 変数に対する各主成分（PC1，PC2，PC3）の因子負荷量と寄与率（*：P<0.05 で有意）

	流速	水深	河床材料	底質	寄与率(%)
PC1	0.208	0.798*	0.440	0.753*	36.0
PC2	-0.925*	0.261	0.250	-0.166	25.4
PC3	-0.261	0.140	-0.837*	0.413	24.0

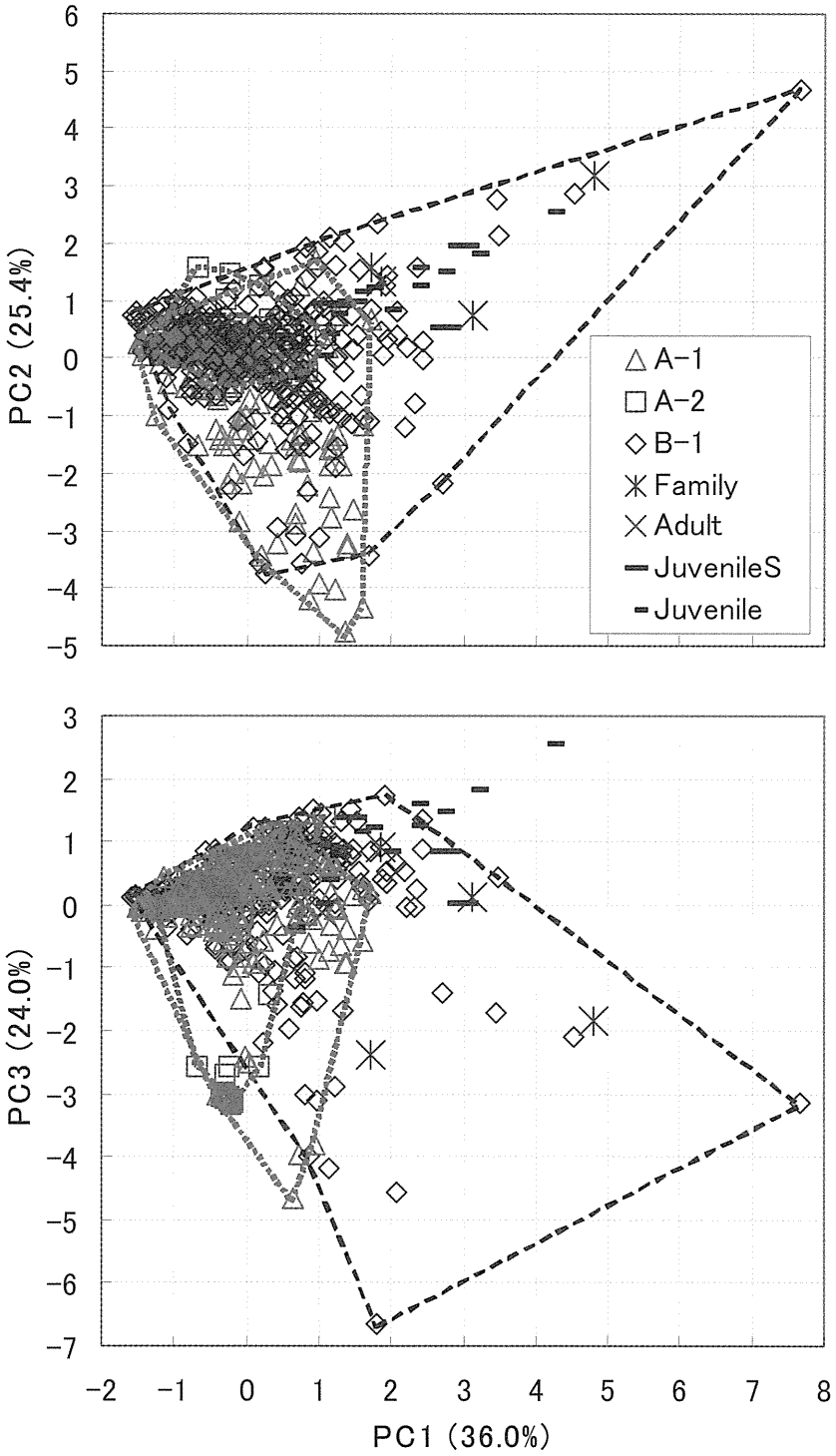


図-5　ネコギギ生息地点（*N*=25）と対象 3 地区内の測点（*N*=622）の物理環境指標を変数とした主成分分析
（括弧内は各主成分の寄与率（%）を示す）

(3) ネコギギの潜在的生息場所の推定

上記の結果から，第 3 主成分までの因子スコアを用いてクラスター分析を行った．合計 13 個のグループに細分されたが，ネコギギ生息地点が含まれるか否かによってこれらのグループを次の 4 種のレベルに統合した．すなわち，1 は Family，2 は Adult，3 は Juvenile がそれぞれ生息でき，4 は生息に不適と考えられた．

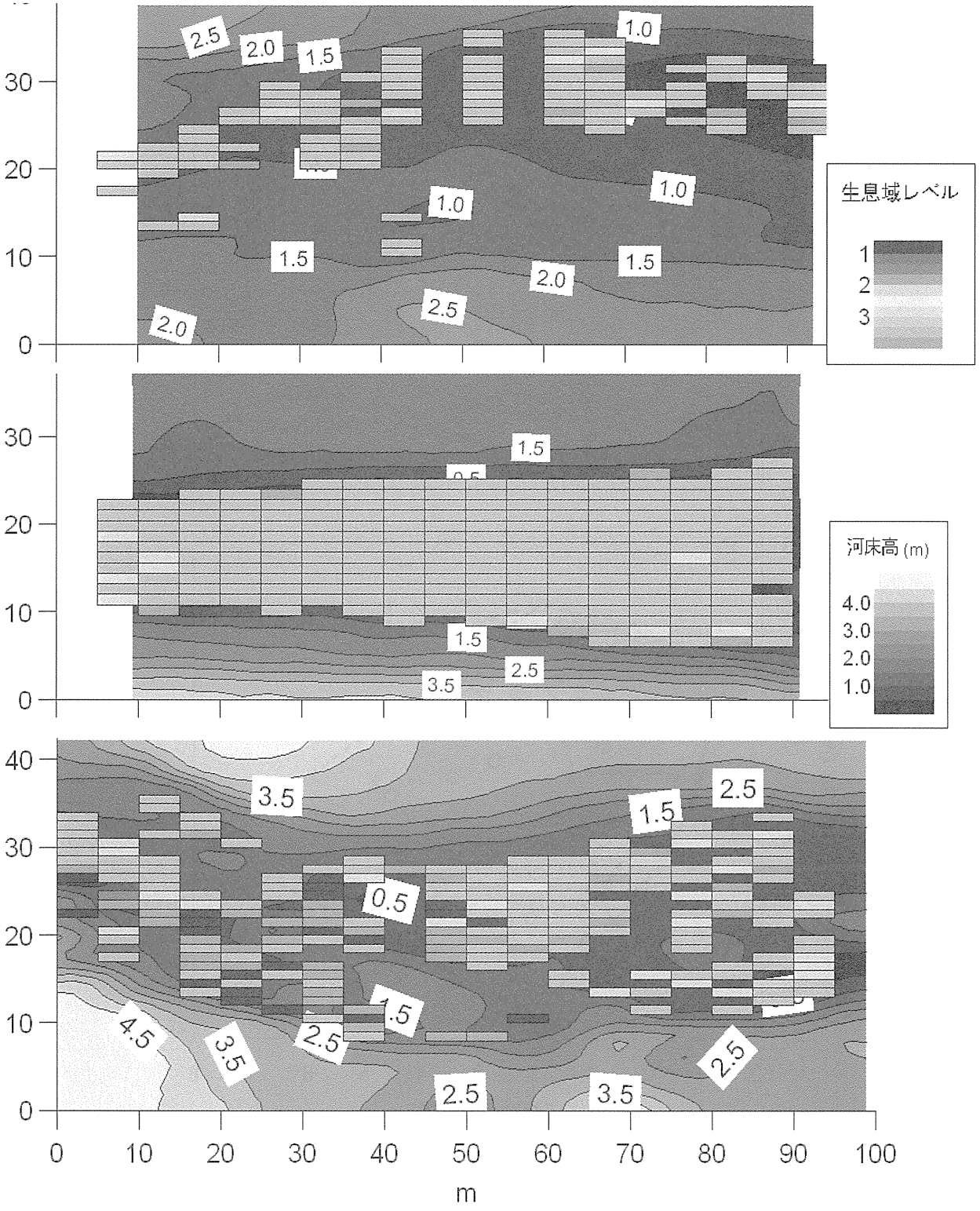


図-6　各調査区（上：A-1，中：A-2，下：B-1）におけるネコギギの潜在生息域分布と河床高コンター（左が上流）

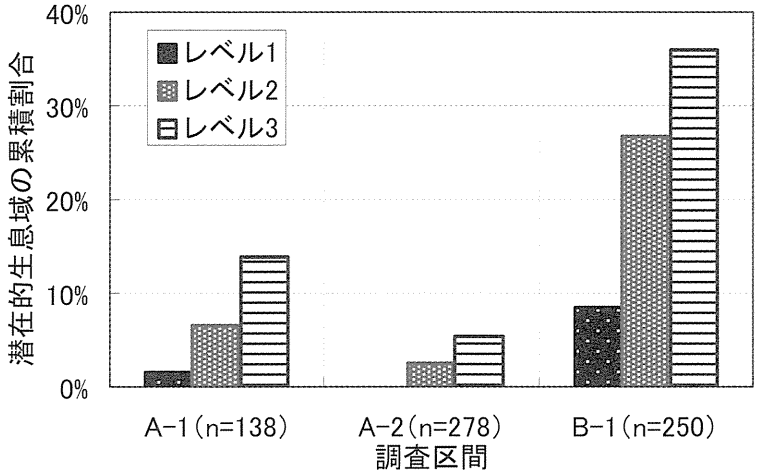


図-7　各調査区におけるネコギギの潜在的生息域の割合

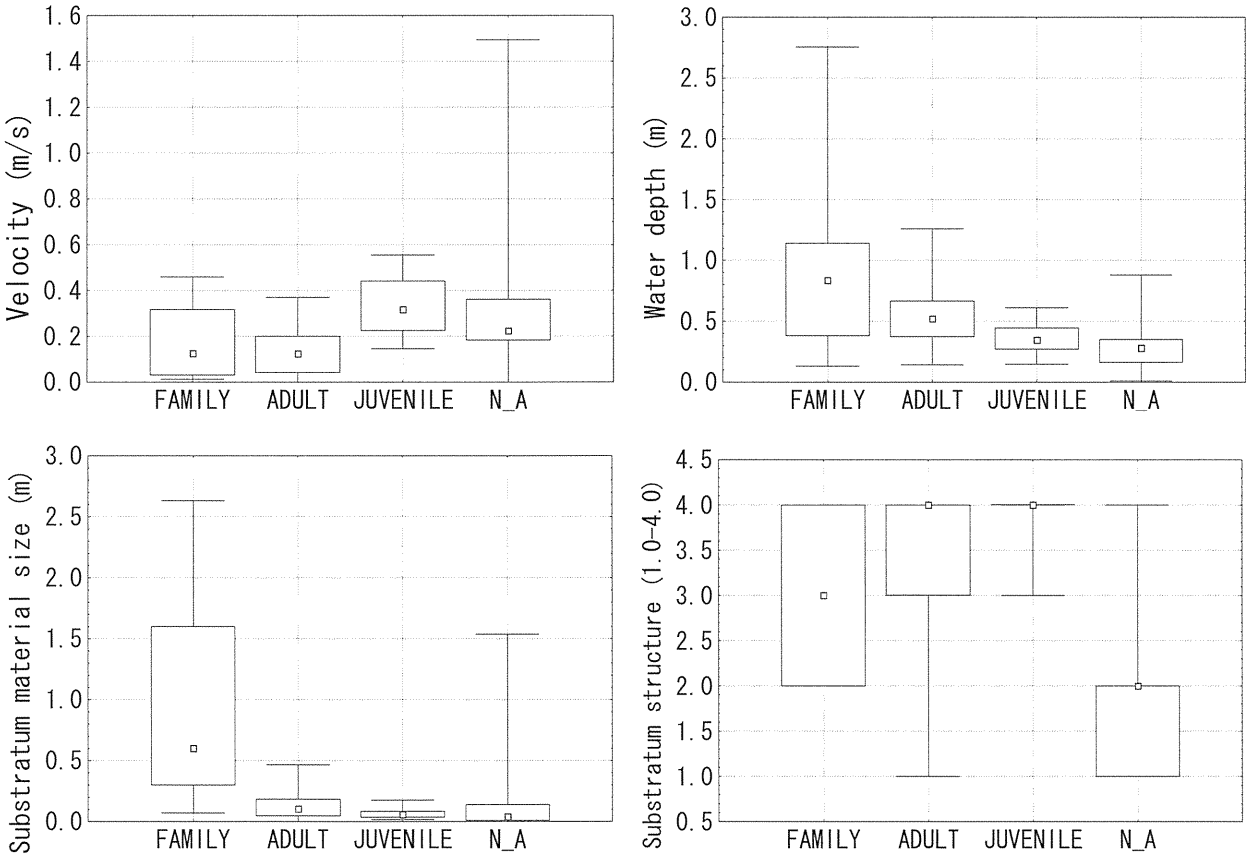


図-8　ネコギギ潜在生息域の各類型レベルに応じた物理環境指標の分布
（FAMILY：レベル 1，ADULT：レベル 2，JUVENILE：レベル 3，N_A：レベル 4 に対応）

図-6 には，各調査区における河床高コンター上に，これら 4 段階の潜在生息域の空間分布を併記した．図中に示したセルはそれぞれ測点の位置に対応する．より利用されやすいレベル 1，2 の箇所は，水際に出現する傾向が見られた．こうした箇所では「岩」や「巨石」によって構成されるクラスターが存在しており，既往の報告における記述 [3),12)-16)] と一致した．本論文における物理環境の分析は必ずしも十分だったとは言え

ないが，ここまでの手順を経てネコギギの潜在生息域の分布を初めて推定可能になったと言える．図-7 にはレベル 3 までの潜在生息域の割合をまとめた．ここで推定されたネコギギの潜在生息域の分布によれば，A 川の調査区間内においてネコギギの生息可能性が少ないながらも見出された．また，図-8 には，ネコギギ潜在生息域の各類型レベルに応じた物理環境指標の分布（上から最大，75%，中央，25%，最小の各値）を示した．これより，大水深，小流速で，大型の材料から構成される浮き状態の河床がネコギギの生息場にとって不可欠であることが強く示唆されており，既往の報告における定性的な記述と良好な一致を見た．

これらの結果は，生息場の再生・創出を試行していく上で，実施区間の優先度や実施箇所を決定する有益な情報と成りえよう．しかしながら，本検討は昼間の生息場についての調査結果をもとに行ったもので，夜間の採餌場特性などと異なってくることが予想されるため，今後は追加調査などを実施してこの影響を加味していく必要があることを付記しておく．

８．１．４　おわりに

本研究は，中小河川におけるネコギギ生息場の再生と創出を目的としたもので，昼間の微小生息場所の物理的特性を題材とし，その形成と維持に寄与する小流域，リーチスケールなどの多層的な視点を含めて考察を行ったものである．昼間のネコギギ生息場所の物理特性としては，大水深，小流速で，大型の材料から構成される浮き状態の河床が寄与していることが分かり，これらの結果をもとに，調査した 3 区間における潜在的な微小生息場所の分布に関する推定方法を提案した．

ネコギギ生息場の再生・創出には，このように多層スケールからの視点が不可欠であることを十分に認識し，河川の階層構造に配慮して各スケールにおける生息場の情報を系統的に連携させながら理解することが重要である．ここでの調査・分析方法は未確立であり，生息場所特性の理解には，更なる知見の集積が必要であると思われるが，多層スケールを対象としたこのような検討は，階層構造を有する河川の生息場所の分析手段として，他の生物にも広く適用できるものであり，保全再生技術の確立に資する知見になるものと考えられる．

８．２　ネコギギ微生息場所の物理環境特性

８．２．１　はじめに

ネコギギの生態に関する知見は十分でないことは前述の通りであるが，特に，昼間の生息場所については，夜間の潜水調査による分布状況および周囲の環境状況から，「昼間は抽水植物帯や岩の隙間や横穴に潜んでいる」という推測された記載的な報告があるのみ[3), 12), 13), 26)]で，実際に昼間に本種が潜む場所と河川の物理環境との関係を体系的に調査・解析し，本種の生息に必要な物理環境データを提示した知見は見られない．

本研究は，ネコギギの保護・増殖に資するために実施したものであり，ネコギギの昼間の生息場所特性について新たな知見を得たのでここに報告する．

8．2．2　研究目的

ネコギギの昼間の恒常的な生息場所の物理環境特性を河川の空間スケールごとに把握する．**表-4** に本研究で対象とする生息場所スケールの概念をまとめた．

表-4　研究対象とする生息場所スケール

研究対象とする生息場所スケール	空間スケールのサイズ
河川規模：3 次水流，4 次水流	大きい
調査地区：200m 区間	↑
リーチ：湾曲部 100m，直線部 100m	|
ユニット：瀬，平瀬，淵	|
サブユニット：水際，流心	|
	↓
マイクロスケール：セル（面）	小さい
マイクロスケール：確認地点（点）	

8．2．3　研究方法

(1)　調査地

調査地は，前節において選定された対照河川である宮川水系の 1 支川（B 川）において，3 次水流に 5 調査地区，4 次水流に 1 調査地区の計 6 調査地区である（**図-9** 参照）．すべての調査地区は，宮川の合流点から 16.0 km の範囲内に分布し，3 次水流は Aa-Bb 型の，4 次水流は Bb 型の河川形態を呈し，流域の大部分が山地渓流である．一つの調査地区は，縦断距離で 100m の湾曲部と 100m の直線部が連続している区間に設定した．

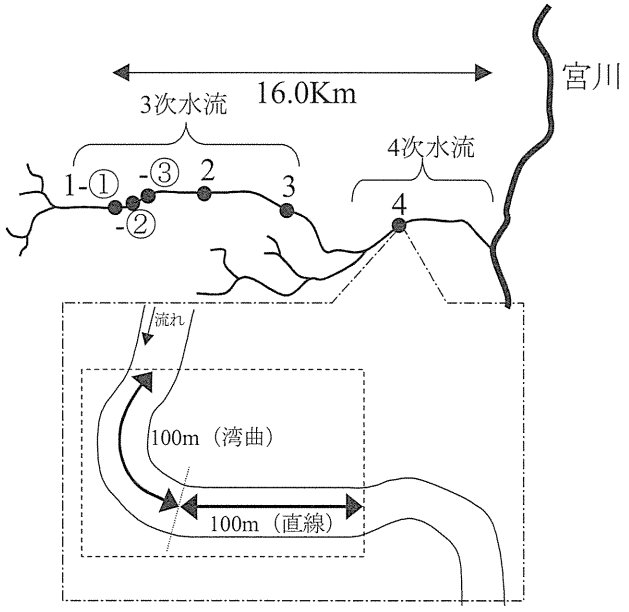


図-9　調査地の位置（上）および調査地区の設定（下）についての概念図

(2)　調査方法

調査は3回実施した．すなわち，調査地区4での潜水による個体確認調査（予備調査）を2004年8月26日および9月27日の2回，全調査地区での調査（生息場所調査，方法は後述）を2004年10月12-15日に実施した．

(3)　生息確認調査

1調査地区あたり4名で2時間の潜水目視調査を実施した．対象範囲は調査地区全面とし，下流から上流に向かって「石はぐり」や「隙間探し」を行った．ネコギギが確認された場合は，尺と対比することにより全長（mm単位）を計測し，すみやかにその場を元に戻し，マーキングをし，その周囲約2m範囲には手をつけないようにした．「物理環境調査（後述記載）」の後に再度，確認地点を中心としたセル内（後述）のネコギギの確認，全長の計測を詳細に行った．

(4)　物理環境調査

ネコギギが確認された地点（以下，確認地点という）を，リーチ（湾曲部，直線部），ユニット（瀬・平瀬・淵），サブユニット（水際・流心）の区分で記録した．また，確認地点を中心に2m×2mの方形枠（セル）を設置し，セルに50㎝間隔で設置した測点（N=25）において水深（cm），流速（cm/sec）の測定，河床材料の計測（長径と短径，cm）および性状（空隙状況，石の形状）の記録を行った．空隙状況は，各測点の石について竹門[27]を参考とし，4：浮石，3：載り石，2：はまり石，1：砂・小礫・岩盤に区分した上で，河床下の空隙の大きさ（空隙度）を4＞3＞2＞1と重み付けて表すものとした．石の形状は，各測点の石面に規則的に設置した6つの測点において，6測点に対する滑らかに凸隆起している測点数の割合から，原則として，≧3/6を玉石，≦2/6を角石と定義した．

8．2．4　研究結果および考察

生息場所調査の結果，31確認地点において計60個体のネコギギが確認された．彼らの個体サイズは，Watanabe[22]から推定すると，i（≦63mm：雌雄1才魚），ii（64-93mm：雌雄2才魚と雌3，4才魚），iii（≧96mm：雄3，4才以上魚）の年級群に区分された．この年級群区分を用いると，本研究の各確認地点の個体は，6つの生息タイプに区分された（図-10参照）．2回の予備調査および全調査の結果からは，◆の確認地点では3回とも◆が確認されたのに対して，○の確認地点では調査ごとに確認場所が異なった．以上より，Adultもしくは複数個体の確認地点は恒常的な生息場所の可能性が高いと判断し，保全すべき生息場所の優先順位を，年級群優先（（◆,■,▲,△：Adult系）＞（●,○：Juvenile系）），個体数優先（（◆,■,▲,●：複数系）＞（△,○：単数系））の2パターン（以下，年級群パターン，個体数パターンという）で考えた．

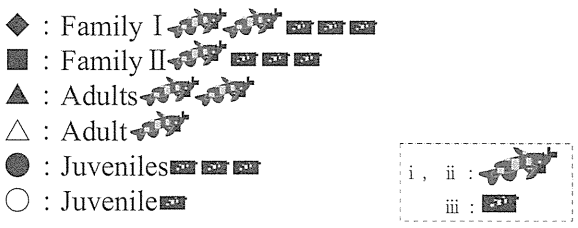


図-10　調査から推定されたネコギギ生息状況を表す6つの類型パターン

(1)　河川規模および調査地区の選択性

ネコギギは河川の中・上流域に生息することが報告されている[3),28)]．今回調査を実施した 3 次水流と 4 次水流も，流域での位置関係，河川形態から判断すれば中・上流域にあたる．水系次数ごとの確認地点数および確認個体数に特徴的な相違は認められなかったものの（**図-11** 参照），調査地区 1-②および 3 では，生息が全く確認されず，ネコギギは，河川内の中でも局所分布している可能性が示唆された．また，年級群パターン，個体数パターンでみると，3 次水流の方が Adult 系，複数系の確認地点数が多い傾向が確認された．

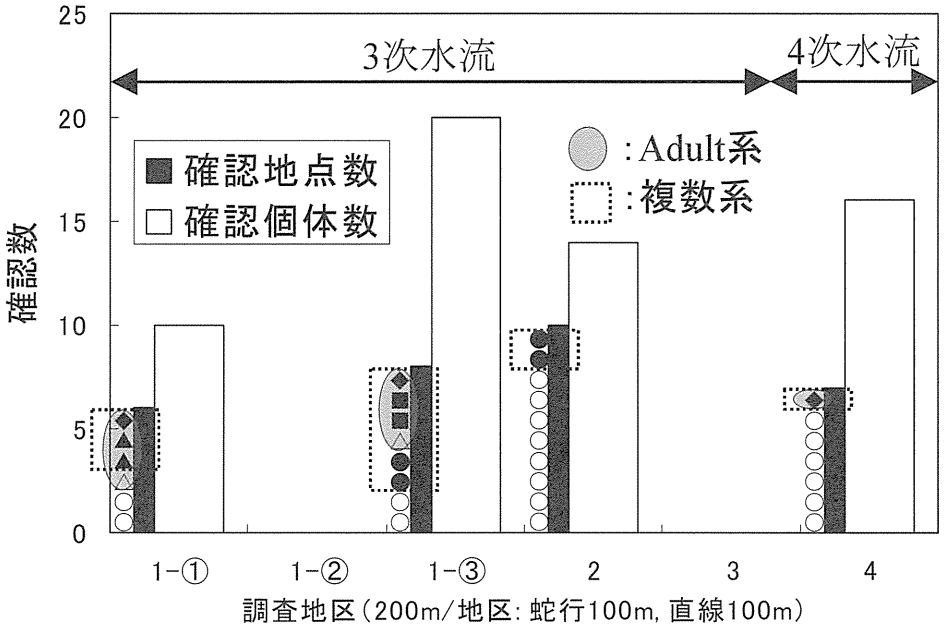


図-11　調査地区別のネコギギ確認地点および確認個体数

以上より，今後，サンプル数を増やして検討する必要はあるが，本調査結果からは，3 次水流の方がネコギギ個体群の維持（再生産，遺伝的交流）が良好に行われていると考えられた．

(2)　リーチ，ユニット，サブユニットの選択性

リーチ区分では，直線部が 16 箇所，湾曲部が 15 箇所と確認地点数に違いはみられなかった（**図-12** 参照）．ユニット区分では淵での，サブユニット区分では水際部での確認地点数が多い傾向が確認された．模式的な湾曲-直線河道形状図に全確認地点を重ねてみると，Adult 系および複数系は，特に湾曲部から直線部の外岸側で多く確認される傾向が認められた．以上より，前項までの結果も踏まえると，大きな空間スケールでは，ネコギギの良好な生息場所は，3 次水流の湾曲外岸側の淵部であることが示唆された．

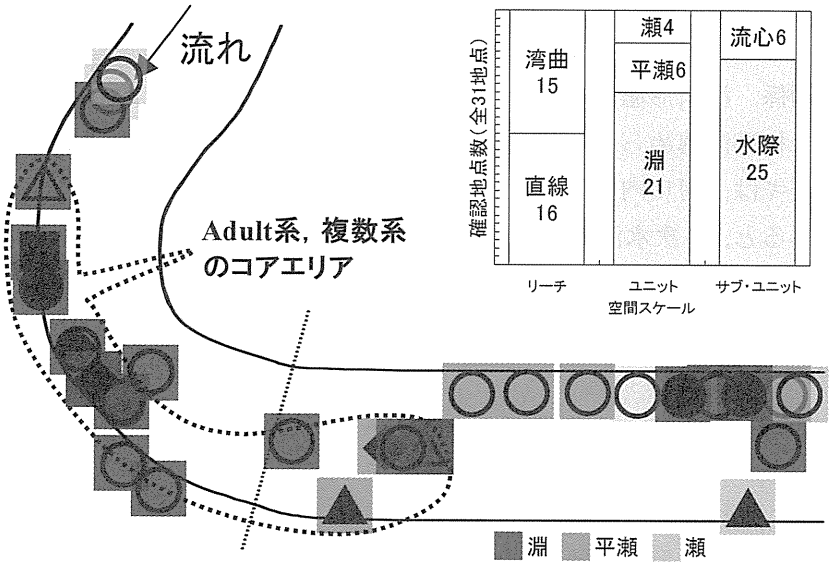


図-12　リーチ，ユニット，サブユニット・スケールにおけるネコギギの確認地点

(3)　マイクロハビタット（面的条件）の選択性

1セルあたり25測点の物理環境データから，ネコギギ生息地点を含む面的な物理環境指標として11因子を定義し（表-5参照），主成分分析を実施し，各パターンの物理環境特性の相違を総合的に把握した（図-13参照）．

表-5　主成分分析に用いた環境因子

水深	①平均水深cm（平均値）
	②水深変動%（変動係数）
流速	③平均流速cm/sec（平均値）
	④流速変動%（変動係数）
河床	⑤平均石径cm（中間径の平均値）
	⑥石径変動%（中間径の変動係数）
	⑦石被度%（8.5cm以上の礫の測点数の割合）
	⑧角石被度%（8.5cm以上の砕石の測点数の割合）
	⑨地形安定度%（50）
	⑩平均空隙度（順位変数の平均値）
	⑪空隙変動%（変動係数）

・①-⑧，⑩，⑪は，水中測点のデータから数値化
・⑨は，水中および水上測点のデータから数値化
・8.5cmは，本調査でネコギギの生息が確認された石径の最小値

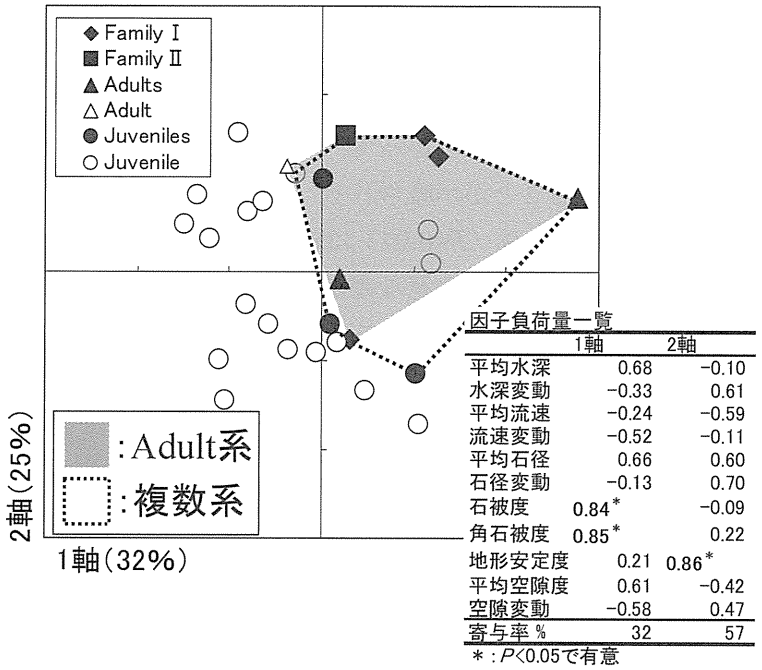


図-13　ネコギギ生息セルを対象ケースとした主成分分析の結果
（各軸の括弧内は各主成分の寄与率（%）を示す）

解析の結果，1軸および2軸の固有値が大きく，寄与率が57%に達した．1軸は，石被度および角石被度と，2軸は，地形安定度と有意な正の相関が確認された．この1, 2軸によって展開される各セルの散布図をみると，Adult系および複数系のセルと他のセルのモードに相違がみられた．すなわち，Adult系および複数系は1軸の正の象現に，Juvenile系および単数系は1軸の負の象現に主に位置した．また，Adult系の方が，Juvenile系よりも，2軸の正の方向に位置する傾向がみられた．以上より，Adult系および複数系のセルは，石の被度，中でも角石の被度が高く，さらに，Adult系は，地形の安定度がより高い環境を呈していると解釈できる．以上のことは，3因子の物理量グラフからも示された（**図-14**参照）．このように，本スケール（セル平面）の解析からは，面的な河床および地形の性状が，ネコギギの恒常的な生息場所に深く関係していることを示唆させた．

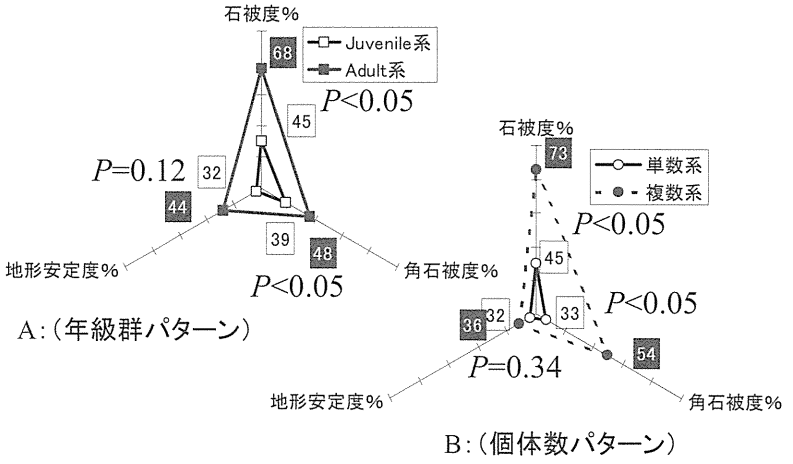


図-14　ネコギギ生息タイプによる物理量（3因子の中央値）の違い
（P値は，■□間の U検定の有意確率）

(4)　マイクロハビタット（点的条件）の選択性

確認地点の 5 つの物理因子（水深，流速，石径，空隙度，角石割合）をパターンごとに比較した（図-15 参照）．まず，特徴的なのがすべての確認地点の空隙度が最高順位の 4 であったこと，Adult 系および複数系の角石割合が 100%であったことである．したがって，ネコギギが好んで潜む石（岩）は，隙間がある，角張った（もしくは凸凹した）石であることが示唆される．また，Adult 系および複数系の石径には有意な差が確認され，その有意確立から，Adult 系（P<0.01）は複数系（P<0.05）よりもより大きい石を好むことが明らかとなった．また，水深および流速には有意な差が確認されなかったが，水深については，単数系と複数系の間の有意確立が P=0.38 と小さかった．よって，複数系がより深場を好む傾向があるといえる．

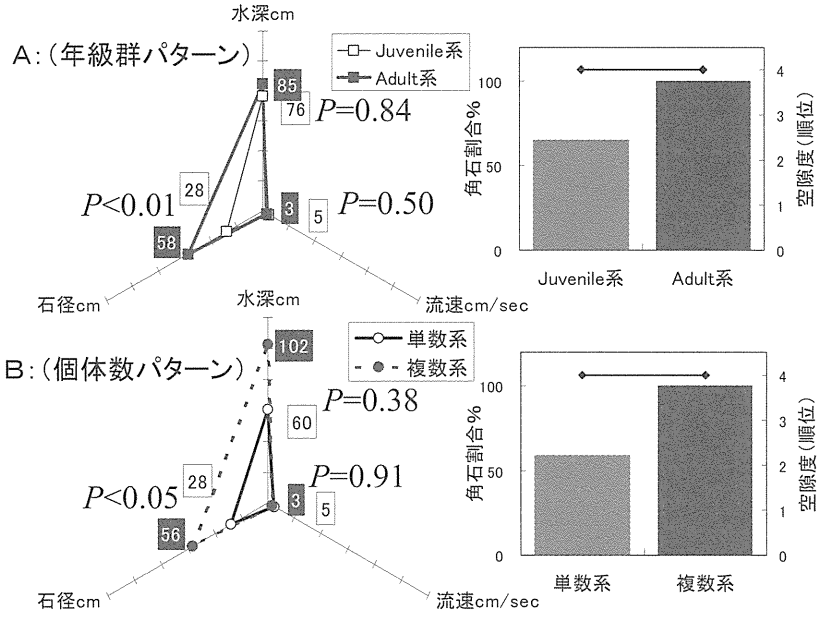


図-15　ネコギギ生息タイプによる物理量（5 因子の中央値）の違い（P値は，■□間の U検定の有意確率）

以上より，前項までの結果も踏まえると，小さな空間スケールでは，ネコギギの良好な生息場所は，地形の安定度が高く（Adult 系：地形安定度 44%（以下，中央値記載）），大きな角石が多い（Adult 系：石径 58 cm，角石被度 48%，複数系：石径 56 cm，角石被度 54%）深場（複数系：102 cm）であることが示唆された．

なお，角石の方が玉石よりも間隙率が大きく，石下に届く照度が小さいことが実験によって示唆されており（佐川ほか 未発表），このことが，昼間にネコギギが角石下に選好性を示す理由の一つと考えられる．

8．2．5　おわりに

(1)　生息に必要な物理環境特性

本研究で明らかになった知見は以下に示すものであった．

- ネコギギは昼間，複数個体もしくは単数個体で潜んでおり，Adult 個体を含める複数個体の生息場所は恒常的に機能していると考えられた．
- Adult 系および複数系の生息場所は，Juvenile 系および単数系のものと異なった．
- 大きな空間スケールでは，Adult 系および複数系の生息場所は，3 次水流の湾曲外岸側の淵部に多かった．

・ 小さな空間スケールでは，Adult 系および複数系の生息場所は，地形の安定度が高く（Adult 系：地形安定度 44%（以下，中央値記載)），大きな角石が多い（Adult 系：石径 58 cm，角石被度 48%，複数系：石径 56 cm，角石被度 54%）深場（複数系：102 cm）であった．
・ 昼間にネコギギが角石下を選択する理由の一つとして，玉石に比べて間隙率が大きく，石下に届く照度が小さいこと（佐川ほか 未発表）が考えられた．

(2) 生息場所創出に向けて

本研究では，ネコギギの生息場所特性として，河川の空間スケールごとにそれぞれの特徴があることが明らかになった．従って，ネコギギの生息場所を創出するために単に点的な環境を整備・創出したとしても，長期的視点に立てば成果があがらない可能性がある．今後行われる創出事業に際しては，創出の対象とするスケールを要検討する必要がある．下位の空間スケールはより大きな空間スケールに影響を受けるが，本研究で明らかとなった各空間スケール環境特性の関連性については，河床地形や流量規模による河床の掃流関係，流域からの土砂供給量を加味して解析・検討する必要がある．

謝辞：本章における研究の一部は，天然記念物ネコギギ保護増殖事業（事務局：三重県教育委員会）の一貫として行われた．森誠一教授（岐阜経済大），渡辺勝敏助教授（京都大）を始めとする同事業の指導委員諸氏には有用な助言を頂いた．村岡一幸氏を始め三重県教育委員会の方々には調査の便宜を図って頂いた．ここに記して謝意を表す．

参考文献

1) Okada, Y. and Kubota, S.: Description of a new freshwater cat-fish *Coreobagrus ichikawai*, with an emendation of the genus Coreobagrus Mori, *Japanese Journal of Ichthyology*, Vol. 5, pp.143-145, 1957.
2) 環境庁編：日本の絶滅のおそれのある野生生物，脊椎動物編，日本野生生物研究センター，東京，1991.
3) 渡辺勝敏：ネコギギ*Pseudobagrus ichikawai*（Okada & Kubota），日本の淡水魚保護の現状と系統保存-よみがえれ日本産淡水魚-（長田芳和・細谷和海編），緑書房，東京，pp.122-132，1997.
4) Okazaki, T., Jeon, S-R., Watanabe, M. and Kitagawa, T.: Genetic relationships of Japanese and Korean bagrid catfishes inferred from mitochondrial DNA analysis, *Zoological Science*, Vol. 16, pp.363-373, 1999.
5) Watanabe, K. and Nishida, M.: Genetic population of Japanese bagrid catfishes, *Ichthyological Research*, Vol. 50, pp.140-148, 2003.
6) Watanabe, K., Watanabe, T. and Nishida, M.: Isolation and characterization of microsatellite loci from the endangered bagrid catfish, *Pseudobagrus ichikawai*, *Molecular Ecology Notes*, Vol. 1, pp.61-63, 2001.
7) Watanabe, K.: Mating behavior and larval development of *Pseudobagrus ichikawai* (Siluriformes: Bagridae). *Ichthyological Research*, Vol. 41, pp.243-251, 1994.
8) Watanabe, K.: Meristic variation in the endangered bagrid catfish, *Pseudobagrus ichikawai*, *Ichthyological Research*, Vol. 45, pp.99-104, 1998.
9) 渡辺勝敏，伊藤慎一郎：△△川における希少種ネコギギの生息個体数と分布，魚類学雑誌，第46巻，pp.15-30，1999.

10) 徳原哲也，原徹：岐阜県における希少魚ネコギギの分布，魚類学雑誌，第49巻，pp.121-126，2002.
11) 宮本敦史，西村昭史，藤吉利彦，水野知巳：三重県におけるネコギギ分布の現状，三重県科学技術振興センター水産研究部研究報告，第11号，pp.57-66，2004.
12) 清水実，清水義孝：○○川に生息するネコギギの分布環境調査，関西自然保護機構会報 8: 13-24, 1982.
13) 清水義孝：ネコギギの生態と保護，淡水魚保護，Vol. 1，pp. 63-66，1988.
14) 渡辺勝敏：ネコギギの生態調査と保護の現状，関西自然保護機構会報，Vol. 12，pp.49-56，1990.
15) 渡辺勝敏：ネコギギ生息地の保全対策 -岐阜県△△川における護岸災害復旧工事に際して-，淡水魚保護，Vol. 4，pp.87-90，1991.
16) 渡辺勝敏，森誠一：橋の架け替え工事に伴うネコギギ生息場所の変化， 魚から見た水環境-復元生態学に向けて/河川編-（森誠一編），pp161-176，信山社サイテック，東京，1998.
17) 三重県教育委員会，東海淡水生物研究会：天然記念物ネコギギ-三重県における分布・生態調査報告-，1993.
18) 三重県教育委員会，三重県科学技術振興センター：天然記念物ネコギギ緊急調査報告書，2003.
19) Strahler, A.N.: Quantitative analysis of watershed geomorphology, *Transactions of the American Geophysical Union*, Vol. 38, pp.913-920, 1957.
20) 井上幹生，中野繁：小河川の物理的環境構造と魚類の微生息場所，日本生態学会誌，第44巻，pp.151-160，1994.
21) 水産庁 ：日本の希少な野生水生生物に関するデータブック，社団法人日本水産資源保護協会，東京.，1998.
22) Watanabe, K.: Growth, maturity and population structure of the bagrid catfish, *Pseudobagrus ichikawai*, in the ?????? River, Mie prefecture, Japan, *Japanese Journal of Ichthyology* Vol. 41, pp.15-22, 1994.
23) Maeda, H., Watanabe, K. and Taki, Y.: Genetic relationships of Japanese bagrid catfishes, *Journal of Tokyo University of Fisheries*, Vol. 81, No. 2, pp.111-121, 1994.
24) Watanabe, K.: Parsimony analysis of the distribution pattern of Japanese primary freshwater fishes, and its application to the distribution of the bagrid catfishes, *Ichthyological Research*, Vol. 45, pp.259-270, 1998.
25) Watanabe, K. and Uyeno, T.: Fossil bagrid catfishes from Japan and their zoogeography, with description of a new species, *Pseudobagrus ikiensis*, *Ichthyological Research*, Vol. 46, pp.397-412, 1999.
26) 森誠一：道路計画地におけるネコギギの実態調査と行政の対応，環境保全の理論と実践Ⅰ（森誠一編），信山社サイテック，東京，pp.67-82，2000.
27) 竹門康弘：水域の棲み場所を考える，棲み場所の生態学，平凡社，東京，pp.11-66，1995.
28) 森誠一，名越誠：ネコギギ，日本の淡水魚（川那部浩哉・水野信彦編），山と渓谷社，東京，pp.408-409，1989.

９．大気暴露が珪藻類の優占する人工水路の付着藻類群集に及ぼす影響

９．１　はじめに

河川流量の安定化に伴う藻類の異常増殖は，河川環境の問題点となっていることが指摘されている[1)]．異常増殖した藻類は河川生態系へ影響を及ぼし[2・3)]，生活環境の弊害を生じ[2)]，景観を悪化させ[3~6)]，河川水の汚濁源となる[7)]．

藻類対策を目的として，実験装置を利用した水の掃流力[8)]や，砂による剥離の効果[9~11)]が検討されている．屋外水路によるフラッシュ放流の藻類対策効果[12・13)]，ダムからのフラッシュ放流の効果[14・15)]についても調査が行われている．河川に投入した土砂の移動が藻類に及ぼす影響[16)]，ダムのフラッシュ放流による土砂還元の効果[17)]についても検討されている．

フラッシュ放流あるいは土砂還元は，大量に生育する藻類対策だけでなく，魚類の生息・産卵環境の復元，土砂供給による河床材料の粗粒化の防止，細粒土砂の除去，砂州の維持・再生と浸食速度の低下，氾濫原の冠水による樹林化の防止などを目的としている[18・19)]．フラッシュ放流を実施するために，放流する水を維持しなければならない．また，水位が上昇する流域の安全性の確保が前提となり，河川の利用頻度が高い時期における実施は困難である．安全性や放流量できる水量から，放流の規模は制約されるため，フラッシュ放流のみでは，自然の降雨による掃流の効果は期待できないことが指摘されている[20)]．

ダム下流河川における藻類対策方法として，これらの方法以外に，藻類の生育基質あるいは河床の大気暴露による藻類の乾燥が挙げられる．大気暴露は，ダム放流水の一次的な停止や，放流量の減少により，河川水位が低下し，水面上に位置するようになる河床部分の藻類対策に効果があると考えられる．大気に暴露された付着藻類の減少が乾季に観察されている[21)]．水位低下により水際に沿って帯状に白色化することがしばしば観察される現象について，死滅した珪藻類による珪藻骸白帯であることが報告されている[22)]．大気暴露が糸状緑藻類の *Cladophora* 群集，あるいはそれに付着する藻類に及ぼす影響について，いくつかの研究が行われている[23~28)]．それに対して，珪藻群集への影響を対象とした研究は少ない[27，29・30)]．河川の流速が緩い部分では，珪藻類が優占する藻類群集がしばしば大量に発生する．このような珪藻類が優占する藻類群集に，短期間の大気暴露が及ぼす影響を明らかにすることを目的として検討した結果をまとめた．

９．２　実験方法

実験は，土木研究所自然共生研究センターの屋外にある長さ 800ｍの実験水路で行った．水路に 2002 年夏期より設置した花崗岩の人工基質（長さ 20cm，幅 10cm，高さ 4.5cm）に生育した珪藻類の優占する藻類群集を，大気暴露実験に供した．

藻類は３個の基質から５×５cm の付着物を，ナイロンブラシで擦り落とし個別に採取した．それぞれの試料の一部をガラス繊維ろ紙（Whatman GF/C，直径 47mm）で濾過し，90％アセトン溶液で抽出して，三波長吸光光度法あるいは単波長吸光光度法[31)]で測定した．ホルムアルデヒド溶液を約５％容量になるように加えて保存した試料の一部を，総合倍率 600 倍で顕微鏡（オリンパス BX 型）を用いて観察し，生細胞のみを対象に，種別に計数して相対出現頻度を算出し，群集構造を把握した．

大気暴露実験は以下に示す３回の異なる方法で行った．

実験１：晴天時における大気暴露時間の検討実験

実験期間は 2003 年８月 19 日から９月２日まで．48 時間の大気暴露した人工基質は，８月 19 日午前９時から，実験水路の外に取り出し，日射の遮断されない場所に放置した．24 時間の場合は翌日の同時刻から，

48 時間大気暴露した基質と同じ場所に放置した．２ケースの基質を８月 21 日の午前９時に実験水路に戻した．８月 19 日から 21 日までの気象状況は，平均気温 27.8～29.2℃，日照は 7.7～8.3 時間，平均相対湿度は 63～74％であった[32]．また，大気暴露しない基質の一部は対照とし，一部は８月 21 日午前９時に表面の付着物をナイロンブラシで擦り落とす方法により人工的に攪乱し，遷移初期段階の藻類群集の基質とした．

藻類試料の採取は，期間中の８月 19 日，８月 21 日の大気暴露後に実験水路に戻して５時間後を０日後とし，それから 12 日後までの間に５回の計７回行った．水路の流量は期間中 0.1m^3/s であった．

期間中に１時間に１回測定された水温の平均値は 28.3℃で，実験開始日に測定された水質は PO_4-P 0.040mg/l，NO_3-N 0.69mg/l，NH_4-N 0.10mg/l であった．

実験２：晴天時における大気暴露，大気暴露とフラッシュ放流の比較実験

実験期間は 2003 年９月２日から９月９日まで．９月２日の午前９時から，人工基質を実験水路の外で５時間大気暴露し，その一部を水路に戻した後に水路上流の水門を開き，２m^3/s 規模のフラッシュ放流を 0.5 時間継続（小規模フラッシュ放流）し，その後 0.2m^3/s の流量を維持した．５時間大気暴露した人工基質の一部は，フラッシュ放流中は他の水路の水中に維持し，出水終了後に実験水路に戻した．対照の基質は他の水路にフラッシュ放流終了時まで移動し，その後に実験水路に戻した．大気暴露を行った９月２日の気象状況は，平均気温 28.8℃，日照は 8.4 時間，平均相対湿度は 68％であった[32]．藻類試料の採取は，９月２日の大気暴露前，同日のフラッシュ放流直後の０日後，それから７日後までの間に２回の計４回行った．

期間中に１時間に１回測定された水温の平均値は 28.8℃で，実験終了日に測定された水質は PO_4-P 0.064mg/l，NO_3-N 1.08mg/l，NH_4-N 0.10mg/l であった．

実験１の期間中に水路自体は顕著な水量の増加はなかったが，実験２では上記規模のフラッシュ放流が水路で行われたことが，環境面での相違点である．

実験３：曇り時における大気暴露とフラッシュ放流，フラッシュ放流の比較実験

実験期間は 2004 年８月 23 日から８月 30 まで．８月 23 日の午前９時から，人工基質を実験水路の外で５時間大気暴露した後に水路に戻し，水路上流の水門を開き，水路に２m^3/s 規模のフラッシュ放流を１時間継続し，その後 0.1m^3/s の流量を維持した（大規模フラッシュ放流）．大気に暴露しなかった人工基質の一部を，フラッシュ放流時も水路内に維持した．また，対照の基質は，実験２と同様に他の水路にフラッシュ放流終了時まで移動し，その後に実験水路に戻した．大気暴露を行った８月 23 日の気象状況は，平均気温 23.9℃，降水量 58mm の大雨で日照はなく，平均相対湿度は 88％であった[32]．大気暴露日の天候が雨であったため，水路の横に設置した天蓋により，基質が雨水に当たらないようにして大気暴露を行った．藻類試料の採取は，８月 23 日の大気暴露前，同日のフラッシュ放流直後の０日後，それから７日後までの間に２回の計４回行った．

期間中に１時間に１回測定された水温の平均値は 31.0℃で，実験開始の数日前に測定された水質は PO_4-P 0.073mg/l，NO_3-N 1.02mg/l，NH_4-N 0.06mg/l であった．

実験２と実験３では期間中にフラッシュ放流が水路で行われたことが，環境面での類似点となる．

実験水路は通常時の流れ幅が 2.5m，水深は約 10cm である[13]．大気暴露実験を行った水路上流部の，２m^3/s 規模のフラッシュ放流時の水深は約 60cm 以上，流速（６割水深）は 1.4～1.5m/s である[12・13]．この規模のフラッシュ放流では実験河川の河床にある石はほとんど移動しないことが観察されている．

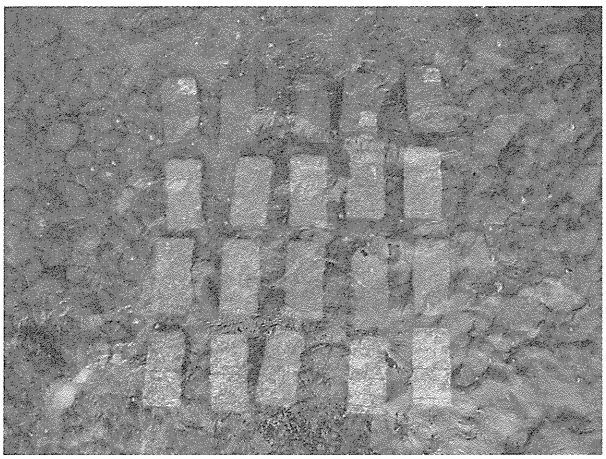


写真 9．1　実験 1 の水路内の人工基質
上段は対照，上から 2 段目は 24 時間大気
暴露，上から 3 段目は 48 時間大気暴露，
下段は人為的に攪乱したもの

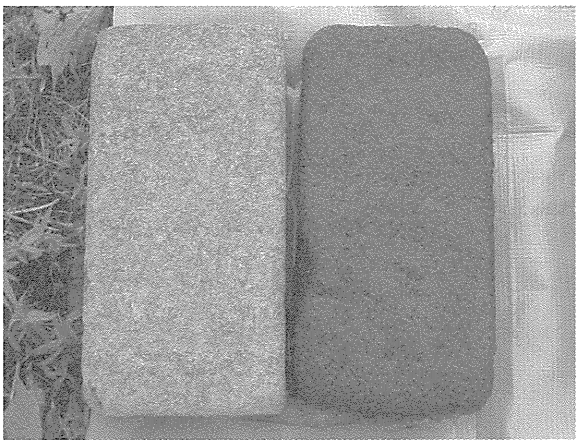


写真 9．2　実験 1 の人工基質，左は大気暴露
開始から 24 時間後（付着物は白色化），
右は大気暴露開始直後



写真 9．3　実験 3 のフラッシュ放流時におけ
る最大流量が維持されている実験水路

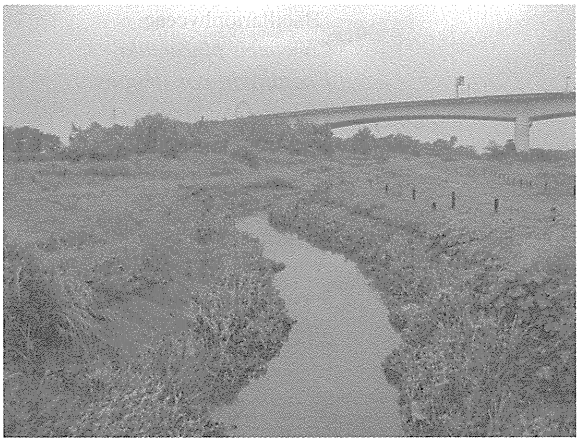


写真 9．4　実験 3 のフラッシュ放流終了後
の実験水路

９．３　結　果

（１）藻類群集構造

実験１から実験３の大気暴露実験の対象とした藻類群集の構成は，珪藻類が占める割合が最も大きく，46%から85%を占めた（表9．1）．それぞれの群集で珪藻類の *Melosira varians* が優占種となった．実験１の対象とした群集では藍藻類の *Chamaesiphon* sp.，*Homoeothrix janthina* そして緑藻類の *Scenedesmus* spp.の割合もやや大きかった．実験２と実験３の群集では，それぞれ緑藻類の *Stigeoclonium* sp.と珪藻類の *Navicula confervacea* の割合がやや大きかったが，これらの群集では優占種となった *Melosira varians* の割合が大きく，他の種類の割合は小さい傾向が認められる．

表9.1　大気暴露実験（実験１～３）開始時における藻類群集の
代表種の出現率（mean±1SD，n=3），括弧内は藍藻類，珪藻類，緑藻類の出現率

	Exp.1	Exp.2	Exp.3
Cyanophyceae	(32.7)	(7.8)	(3.8)
Chamaesiphon sp.	18.1 ± 1.7	1.0 ± 1.7	
Homoeothrix janthina	15.3 ± 18.9		2.9 ± 3.4
Bacillariophyceae	(45.8)	(73.7)	(85.0)
Cocconeis placentula	4.1 ± 3.0	1.7 ± 1.4	0.8 ± 0.3
Fragilaria construens		2.8 ± 2.4	8.1 ± 7.0
Melosira varians	18.8 ± 6.0	44.7 ± 2.6	33.7 ± 3.0
Navicula confervacea		1.0 ± 0.3	10.2 ± 7.7
Navicula viridula var. *rostrata*	7.2 ± 4.2	2.7 ± 0.5	3.3 ± 1.0
Nitzschia palea	4.4 ± 1.6	4.5 ± 1.6	2.8 ± 0.9
Synedra ulna	1.3 ± 0.6	0.2 ± 0.2	4.5 ± 1.0
Chlorophyceae	(21.5)	(18.5)	(11.2)
Scenedesmus spp.	10.7 ± 7.9	7.2 ± 0.4	8.4 ± 3.1
Stigeoclonium sp.	6.7 ± 2.3	10.0 ± 10.3	

（２）藻類現存量の変化

晴天時に24時間と48時間大気暴露した群集と，人為的に攪乱された群集の現存量（クロロフィル *a* 量）変化を検討した実験１の結果を図9．1に示した．大気暴露した人工基質表面の付着物は，暴露開始時には茶色と緑色を呈し，大気暴露後は白色化した（写真9．2）．24時間と48時間大気暴露した群集では，大気暴露直後の現存量は明瞭に小さくなった．両群集とも２日後までは現存量はあまり増加せず，対象に比べて明瞭に小さい状態が維持された．４日後には大気暴露された群集の現存量は最大値を示した．最大値とその後の減少期における現存量は，対象のそれよりやや小さい傾向が認められた．

大気暴露した群集の現存量が最大値となった４日後に，人為的な攪乱によりフラッシュ放流の影響を強く受けた状況とした群集も最大値を示し，対照とほぼ同じ現存量まで回復した（図9．1）．

実験２では，晴天時に５時間大気暴露した群集と，大気暴露後にフラッシュ放流を受けた群集の現存量変化を検討した（図 9．2）．大気暴露のみを行った群集の現存量は，暴露後から実験期間を通して減少する傾向が示されたが，暴露直後の現存量は対照より僅かに小さい傾向が示されただけで，３日後と５日後になって明瞭に小さくなった．それに対して，大気暴露後にフラッシュ放流を受けた群集では，フラッシュ放流直

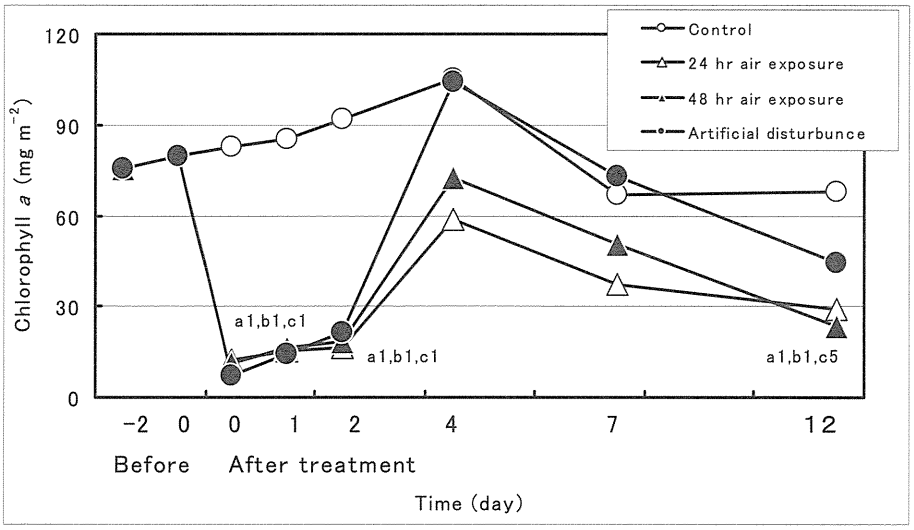


図 9.1　大気暴露（晴天時 24 時間と 48 時間）と人為的攪乱による付着藻類現存量平均値（n=3）の変化，○は対照，△は 24 時間大気暴露，▲は 48 時間大気暴露，●は人為的攪乱，a は○△；b は○▲；c は○●に有意差（1：$P<0.01$，5：$P<0.05$）があることを示す

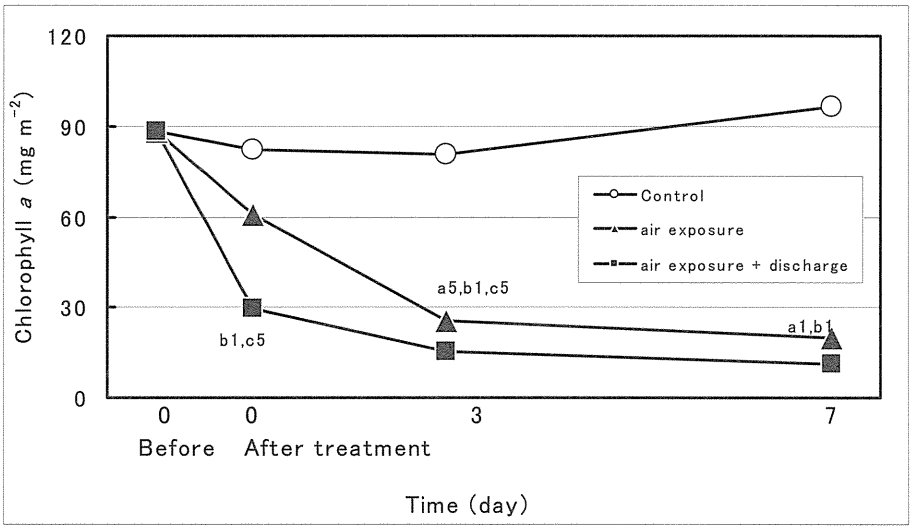


図 9.2　大気暴露（晴天時５時間）とフラッシュ放流（２m^3/s，0.5h）による付着藻類現存量平均値（n=3）の変化，○は対照，▲は５時間大気暴露，■は大気暴露とフラッシュ放流，a は○▲；b は○■；c は▲■に有意差（1：$P<0.01$，5：$P<0.05$）があることを示す

後の現存量の減少は大きく，大気暴露した群集に比べても，現存量は明瞭に小さくなった．その後，両群集の現存量は類似していた．

実験３の曇り時に５時間大気暴露しその後フラッシュ放流を受けた群集と，フラッシュ放流のみを受けた群集の現存量は，期間中対照と明瞭な相違は生じなかった（図 9. 3）．大気暴露後にフラッシュ放流を受けた群集では，実験終了時の現存量が大気暴露のみの群集よりやや大きくなった．晴天時に大気暴露した人工

基質の付着物は白色化したが，曇り時に場合には色調の変化は見られなかった．

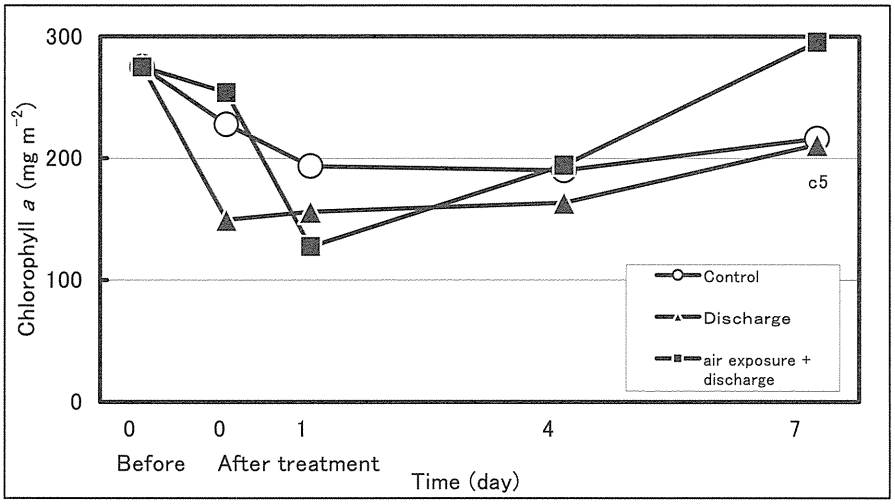


図 9.3　大気暴露（曇り時５時間）とフラッシュ放流（２m^3/s，１h）による付着藻類現存量平均値（n=3）の変化，○は対照，▲はフラッシュ放流，■は大気暴露とフラッシュ放流，cは▲■に有意差（5：$P<0.05$）があることを示す

９．４　考　察

珪藻類が優占する付着藻類群集を長期間大気暴露すると，現存量の小さい状態が長期間維持されることが示されている[27・30]．例えば，３ヶ月間大気暴露した場合には，河川に戻してから 18 週間後でも，藻類現存量は小さく[27]，15 日あるいは 30 日間大気暴露した後，30 日後の現存量は回復していない[30]．河川に生育する藻類を大気暴露する現実的な方法は，上流にある貯水池を利用し，ダムなどから下流へ流している水を減少あるいは停止することである．河川流量を長期間に減少させると，水温変化や懸濁物質の沈殿など水環境に変化が生じ，河川生態系が影響を受けるようになる．生態系への影響を小さくするためには，水位の低下期間を短くする必要がある．そのため，本研究では大気暴露期間を最長で２日間とした．

実験１と実験２の大気暴露前と直後の現存量を比較すると，実験２の晴天時における５時間の大気暴露より，24 時間あるいは 48 時間における現存量は小さくなっている．また，24 時間と 48 時間とでは相違は示されていない．

実験１では大気暴露後に現存量は小さくなったが，その後急激に現存量が増加し，４日後には最大値に到達した．人為的な攪乱により，強度のフラッシュ放流の影響を受けた状況となった群集でも，現存量の最大値までの到達日数は同じであった．本実験を行った水路において，過去に実施された大規模フラッシュ放流実験で，現存量回復までの日数は，本実験結果と類似している[12]．藻類群集の発達に伴い，群集内に取り込まれる無機物は増加し[33]，死滅した藻類も多く蓄積されるようになる[34～36]．藻類群集内に蓄積された無機物や有機物は，流速の増加あるいは出水により掃流され[33，37・38]，死滅した藻類も減少する[39]．フラッシュ放流後の藻類成長速度，現存量の最大値が大きくなるのは，藻類群集内に取り込まれた無機物や有

機物の減少によるものであることが指摘されている[12・13]．また，出水後に群集の発達が進む要因として，死滅した藻類の掃流による光条件の改善，群集全体への栄養の供給が挙げられている[39・40]．

実験１で大気暴露された群集の現存量が最大値となるまでの日数が，群集の発達が促進されるようになったフラッシュ放流を受けた群集と同じになったのは，上流からの藻類の移入[41・42]が寄与していると推察される．実験１ではフラッシュ放流を行っていないので，対照の基質上の生育量に示されているように，水路に生育する藻類は多く，剥離流下する藻類[43・44]の量も多いと考えられる．これとは逆に，実験１より短時間の大気暴露あるいは，大気暴露の後にフラッシュ放流を受けた実験２の群集で，現存量が小さい状態が実験終了時まで維持されているのは，フラッシュ放流を行ったために，水路に生育する藻類量が減少したためであろう．過去のフラッシュ放流実験[12・13]と実験２は共に，規模は異なるものの水路はフラッシュ放流を受けているが，実験２では期間中に現存量の増加は示されていない．これは，フラッシュ放流を受けた群集より，大気暴露された藻類群集で，現存量の小さい状態が，長期間維持されることを示している．しかし，４時間大気暴露した後，流水中で２週間維持された珪藻群集の現存量は，対照より大きくなったことも報告されている[29]．

実験水路と周辺河川を対象に，モニターによる視覚調査で，藻類現存量が 20 Chl.*a* mg/m^{2}以下の場合に，良好な景観として許容される傾向が示された[45]．大規模フラッシュ放流でも，実験水路の藻類量は良好な景観レベルまで減少していない[12・13]．それに対して，晴天時の短期間大気暴露後に，小規模フラッシュ放流を受けた藻類群集の現存量は，ほぼそのレベルまで減少した．これは，大気暴露が河川景観の修復にも寄与することを示唆している．

今後，ダム下流河川などの藻類対策として，河川水位を低下し，河床に生育する藻類の大気暴露を実施するためには，他の水生生物群集への影響について検討を進める必要がある．

９．５　まとめ

珪藻類が優占する藻類群集に短期間の大気暴露が及ぼす影響について検討した．晴天時に 24 時間と 48 時間大気暴露した藻類群集の現存量は，共に大気暴露直後に減少した．また，大気暴露後の現存量の最大値は対照の現存量よりやや小さくなった．

晴天時に５時間大気暴露した群集と，大気暴露後に小規模なフラッシュ放流を受けた群集の藻類現存量は共に，７日後までの期間を通して小さい状態が維持され，大規模なフラッシュ放流より現存量を小さい状態を維持する効果が長期に及ぶことが示された．

曇り時に５時間大気暴露し，その後に大規模フラッシュ放流を受けた藻類群集では，対照あるいは大規模フラッシュ放流のみを受けた群集と比べて，現存量の減少は明瞭ではなく，雲り時における短期間大気暴露の効果は小さいことが明らかにされた．

引用文献

１）福嶋悟：川の新たな問題となっている流量の安定化と藻類，自然共生研究センターARRC NEWS No. 5, p3,

2002.

2）野崎健太郎・内田朝子：河川における糸状緑藻の大発生，矢作川研究 4，pp159-168，2000.

3）皆川朋子・福嶋悟・萱場祐一：河川流量管理のための河床付着物の視覚的評価に関する研究，河川技術論文集 11，pp553-558，2005.

4）Horner, P.R., Welch, E.B. and Veenstra, R.B. : Development of nuisance periphytic algae in laboratory streams in relation to enrichment and velocity, pp121-134, *In* : Wetzel, R.G. (ed.) Periphyton of
Freshwater Ecosystems, Dr W.Junk Publishers, Hague, 1983.

5）Welch, E. B., Jacoby, J. M., Horner, R. R. and Seeley, M. R : Nuisance biomass levels of periphytic algae in streams, Hydrobiologia 157, pp161-168, 1988.

6）平山公明：水質と水路形態，pp87-96，都市圏における水の再利用システム 1987/89 年度研究成果報告書，「人間環境系」研究報告集 G044-N32-02，文部省「人間環境系」重点領域研究 N32-02「都市圏における水の再利用システム」研究班，1990.

7）坪郷久子・和波一夫・島津暉之：多摩川中流部の再生に関する研究（その５）－付着藻類による有機物の生成とその河川水質への影響－，東京都環境科学研究所年報 1999，pp185-192，1999.

8）箱石憲昭・塚原千明：水流による藻類の剥離に関する実験的研究，ダム技術 73，pp32-41，2001.

9）北村忠之・加藤万貴・田代喬・辻本哲郎：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，河川技術論文集 ６，pp125-130，2000.

10）辻本哲郎・北村忠紀・加藤万貴・田代喬：低攪乱礫床での大型糸状藻類の異常繁茂のシナリオ，河川技術論文集 ８，pp67-72，2002.

11）山本亮介・松梨史郎・下垣久：移動粒子を伴う流れの付着藻類剥離効果，水工学論文集 47，pp1069-1074，2003.

12）皆川朋子・福嶋悟・萱場祐一・尾澤卓思：出水と川床付着物の剥離に関する実験的検討，応用生態工学研究会第６回大会講演要旨集，pp7-10，2002.

13）皆川朋子・福嶋悟・萱場祐一・尾澤卓思：出水が河床石面付着物に及ぼす影響に関する実験的検討，河川技術論文集 ９，pp475-480，2003.

14）大野博之・斉藤大：付着藻類の変化から捉えたダム放流の効果，応用地質技術年報 22，pp1-12，2002.

15）徳蔵修二（2002）：宮ケ瀬ダムのフラッシュ放流，ダム技術 191，62-66，2002.

16）皆川朋子・福嶋悟・天野邦彦 ：土砂投入が付着藻類に及ぼす影響 －多摩川永田地区を事例に－，河川技術論文集 10，pp477-482，2004.

17）坂本博文・谷崎保・角哲也：河川土砂還元を組み合わせた真名川ダム弾力的管理試験「フラッシュ放流」，河川技術論文集 11，pp273-278，2005.

18）島谷幸宏：ダムと自然環境，河川 2004 年－６月号，pp6-10，2004.

19）名波義昭・大杉奉功：海外におけるダム下流河川環境改善のためのフラッシュ放流，河川 2004 年－６

月号, pp59-62, 2004.
20) 竹門康弘：ダムの自然環境への影響評価について, 河川 2004年－6月号, pp3-5, 2004.
21) Douglas, B. : The ecology of the attached diatoms and other algae in a small stony stream, Journal of Ecology 46, pp295-322.
22) 渡辺仁治：京都疎水の珪藻骸白帯, 奈良陸水生物学報 1, p25, 1968.
23) Usher, H. D., and Blinn, D. W. : Influence of various exposure period on the biomass and chlorophill *a* of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta), Journal Phycology 26, pp244-249, 1990.
24) Angradi, T. R. and Kubly, D. M. : Effects of atmospheric exposure on chlorophyll *a*, biomass and productivity of the epilithon of a tailwater river, Regulated Rivers: Research & Management 8, pp345-358, 1993.
25) Blinn, D. W., Shannon, J. P., Stevens, L E. and Carder, J. P. : Consequences of fluctuating discharge for lotic communities, Journal of the North American Benthological Society 14, pp233-248, 1995.
26) Shaver, M. L., Shannon, J. P., Wilson, K. P., Benenati, P. L., and Blinn, D. W. : Effects of suspended sediment and desiccation on the benthic tailwater community in the Colorado River, USA, Hydrobiologia 357, pp63-72, 1997.
27) Benenati, P. L., Shannon, J. P. and Blinn, D. W. : Desiccation and recolonization of phytobenthos in a regulated desert river: Colorado River at Lees Ferry, Arizona USA, Regulated Rivers: Research & Management 14, 519-532, 1998.
28) McKinney, T., Rogers, R. S. and Persons, W. R. : Effects of flow reductions on aquatic biota of Colorado River below Glen Canyon Dam, Arizona, North American Journal of Fisheries Management 19, pp984-991, 1999.
29) Peterson, C. G. : Influences of flow regime on development and desiccation response of lotic diatom communities, Ecology 68, pp946-954, 1987.
30) Mosischi, T. D. : Effects of desiccation on stream epilithic algae, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 35, pp173-179, 2001.
31) 建設省河川局：河川水質試験方法（案）1997年度版－試験方法編－, 技報堂出版, 東京, 1036pp, 1997.
32) 気象庁気象統計情報（岐阜）：http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html
33) Jowett, I. G. and Biggs, B. J. F. : Flood and velocity effects on periphyton and silt accumulation in two New Zealand rivers, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31, pp287-300, 1997.
34) Stevenson, R. J. : How currents on different sides of substrates in streams affect mechanisms of benthic algal accumulation, Internationale Revue für gesamten Hydrobiologie 69, pp241-262, 1884.
35) Peterson, C. G. and Stevenson, R. J. : Post-spate development of epilithic algal communities in different current envilonments, Canadian Journal of Botany 68, pp2092-2102, 1990.

36) Johnson, R. E., Tuchman, N. C. and Peterson, C. G. : Changes in vertical microdistribution of diatoms within a developing periphyton mat, Journal of North American Benthological Society 16, pp503-519, 1997.

37) Biggs, B. J. F. and Close, M. E. : Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients, Freshwater Biology 22, pp209-231, 1898.

38) Biggs, B. J. F. and Thomsen, H. A. : Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance, Journal of Phycology 31, pp233-241, 1995.

39) Stevenson, R. J. : Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate, Journal of North American Benthological Society 9, pp277-288, 1990.

40) Horner, R. R., Welch, E. B., Seeley, M. R. and Jacoby, J. M. : Responses of periphyton to change in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration, Freshwater Biology 24, pp215-232, 1990.

41) Stevenson, R. J. : Mathematical model of epilithic diatom accumulation, pp325-335, *In*: Ricard, M. (ed.) Proccedings of the Eight Diatom Symposium 1984, Koeltz Scientific Books, Koenigstein, 1986.

42) Stevenson, R. J. : Effects of current and conditions simulating autogenically changing microhabitats on benthic diatom immigration, Ecology 64, pp1514-1524, 1983.

43) Swanson, C. D. and Bachmann, R. W. : A model of algal exports in some Iowa streams, Ecology 57, pp1076-1080, 1976.

44) Rolland, T., Fayolle, S., Cazaubon, A. and Pagnetti, S. : Methodical approach to distribution of epilithic and drifting algae communities in a French subalpine river: Inferences on water quality assessment, Aquatic Sciences 59, pp57-73, 1997.

45) 皆川朋子・福嶋悟・萱場祐一：河川流量管理のための河床付着物の視覚的評価に関する研究，河川技術論文集 11, pp553-558, 2005.

１０．外来植物シナダレスズメガヤの拡大要因

１０．１　はじめに

シナダレスズメガヤ（*Eragrostis Curvula*）は，南アフリカ原産のイネ科の多年生草本で，戦後道路法面の緑化・浸食防止，砂防工事などに広く用いられ野生化した[1]．現在，全国の河川で分布が確認されているが，他の植物の生育を阻害する可能性や，増水時に水流の妨げとなり砂が堆積し，河原環境そのものが変化する可能性について指摘されている[2)3)4)]．鬼怒川では，絶滅危惧種のカワラノギクの急激な減少とシナダレスズメガヤの分布拡大が問題となっており，その対策が急がれている[3)4)]．

繁茂しているシナダレスズメガヤを人為的に除去することは短期的，局所的には有効であるが，再生産の可能性や対策継続によるコスト負担などを考えると，根本的解決には至らない．河川植生の自然再生という面から考える場合，シナダレスズメガヤが繁茂しないような河川のシステムづくりを検討することが必要である．既存研究においては，シナダレスズメガヤと生育地の基質との関係に関する研究[2)3)4)]や実生と成株の除去に必要な無次元掃流力を比較するなどの研究[5)]があるが，シナダレスズメガヤが河川のどのような環境で繁茂し，どのような箇所に繁茂していないかの把握は必ずしも十分ではない．

本研究では，近年シナダレスズメガヤの分布域が拡大している鬼怒川中流域を対象として，シナダレスズメガヤの繁茂状態を調査し，その実態を把握するとともに，河床物理環境，水理量とシナダレスズメガヤの繁茂状態との関係を調べることにより，シナダスズメガヤの生育適地に関する知見を得，今後のシナダレスズメガヤの適切な管理手法の提案に資する．

１０．２　研究方法

１０．２．１　調査対象河川

調査対象河川の鬼怒川は，一級河川利根川の支川で，流域面積 1,761km^2，河道延長 176km である．

調査地の選定に際しては，シナダレスズメガヤ等の植生分布が広がっている下流区間（87－88km）と裸地的環境が広がっている上流区間（95－96km）の２区間を選定した．調査区間周辺は鬼怒川の扇状地にあたり，本来礫河原が広がる箇所である．

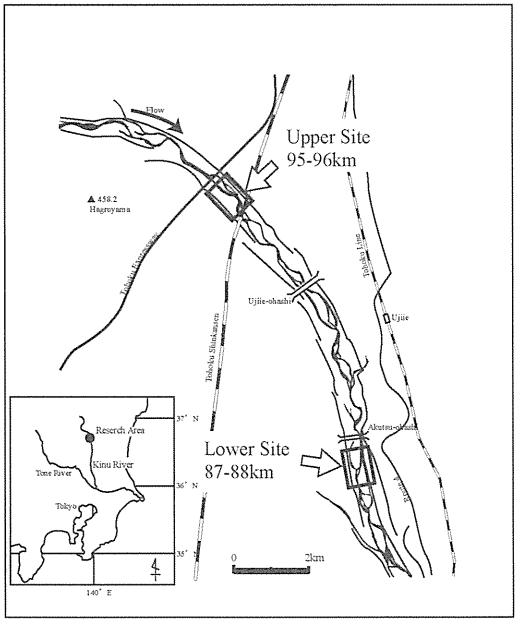


図 1．調査地区

１０．２．２　調査方法

調査は平成 15 年 12 月 9 日～12 日及び平成 16 年 11 月 3 日～5 日に実施した．両調査時期間における出水状況は平成 16 年 10 月の 1123m^3/s をはじめ，300 m^3/s 以上の出水が５回発生した．

（１）横断測量

各調査区間内の50m間隔の横断測線上で，地形変化点について座標，標高を取得した．測量にあたっては作業効率が高く，高精度の結果が得られるRTK-GPS測量を実施した．

（2）河床物理環境調査と植生調査

横断測線をさらに50m間隔に区切り，調査区間内で50×50mのメッシュを設定した．メッシュの各交点を河床物理環境と植生の調査地点とした．調査項目は以下の通りである．

○粒径(%)： 50cm×50cmの方形区を設置し，方形区内における各粒径の砂礫が占める表面積の割合を10%刻みで目測し，記録した．粒径の区分は巨礫（>256mm），玉石（64－256mm），粗礫（32－64mm)，中礫(8－32mm)，細礫(2－8mm)，砂(0.062－2mm)，シルト(0.004－0.062mm)，砂質土の8区分とした．

○表層堆積厚(cm)：検土杖を用いて表層（砂・砂質土）の堆積厚を測定した．

○植生：各調査地点において植物社会学的調査法に基づき[8]，種ごとの被度について記録した．

（3）水理計算

調査対象地区において， 2003年の現地横断測量データを用いて平面流況解析を実施した．1964年から2003年の空中写真及び下館河川事務所が実施した横断測量結果及び本調査で実施した2004年の地形測量データを比較すると，1993年～2004年までは大きな地形変化がなかったことから，本計算結果はこの期間における水理量を概ね反映していると判断した．計算流量は，鬼怒川の平均年最大流量を参考に設定し，メッシュ各交点の水理量の計算を行った．平均年最大流量は水位・流量観測所宝積寺（上）の1994年から2003年までの10年間の日流量データを用いた．宝積寺（上）は鬼怒川の84km地点に位置し，概ね調査地区の流量を代表する値であると考えられる．

（4）解析方法

調査地点の物理環境の特徴を主に粒径から把握するために，主成分分析を行った．解析には玉石以上（巨礫・玉石），礫（粗礫・中礫・細礫），砂・シルト，砂質土，表層堆積厚の5変数を標準化した値を用いた．また，得られた主成分得点をもとにクラスター分析（結合方法：ウォード法，距離測定法：ユークリッド距離）を行い，各調査地点の物理環境による類型化を行った．次に，河床物理環境とシナダレスズメガヤの生育環境の関係を把握する目的で，各クラスター間において，シナダレスズメガヤの被度に対してノンパラメトリックな方法であるクラスカル・ワーリス検定を行った．有意な差が認められた場合には，マン・ホイットニのU検定により，各クラスター間の多重比較を行った．多重比較の際には，ボンフェローニの不等式に従い，有意水準は1.7%（=0.05/3×100）とした．なお，被度はそれぞれ1～7まで順位づけし，検定を行った．さらに，河床物理環境と洪水時の摩擦速度の関係について把握するため，各クラスターの平均年最大流量時の摩擦速度について一元配置分散分析を行った．有意な差が認められた場合には，シェッフェの検定を用い多重比較を行った．

１０．３　研究結果

１０．３．１　河床物理環境

主成分分析を行った結果，２つの主成分が抽出され，寄与率は第１主成分 46.9%，第２主成分 24.1%で，第２主成分までの累積寄与率は 71.0%であった．第１主成分は砂・シルト，堆積厚の値について正の相関が高く，玉石以上と礫の値について負の相関が見られた．第２主成分は砂質土について正の相関がみられた更に主成分得点を元にクラスター分析を行った結果，結合距離の大きさから，３つのクラスターに区分することができた．各クラスターの物理環境データの平均値についてまとめた結果，クラスターＡが礫質，クラスターＢが砂，クラスターＣが砂質土で主に構成されていることがわかった．

表１．主成分分析の結果

	第1主成分	第２主成分
玉石以上(%)	-0.759	-0.128
礫(%)	-0.670	0.123
砂･シルト(%)	0.825	-0.534
砂質土(%)	0.282	0.914
堆積厚(cm)	0.748	0.226
固有値	2.346	1.204
寄与率	0.469	0.241
累積寄与率	0.469	0.710

上流区間と下流区間でクラスター毎に主成分得点をプロットしたものが図２である．クラスターＣはクラスターＡ，Ｂに比べて特殊な環境であり，下流区間でのみ確認できた．また，2003 年のデータを用いて，調査区間ごとの各クラスターの地点数の割合について示したものが図３である．両区間を比較すると，上流区間はクラスターＢ，Ｃの頻度が高い下流区間より礫質の河床が多いことがわかる．なお，各クラスターの地点数の割合は，2004 年のデータについても同様の傾向を示した．

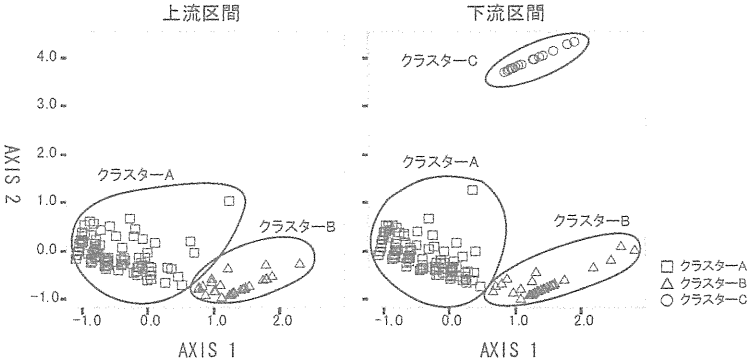


図２．調査地区毎の主成分得点プロット図（クラスター別）

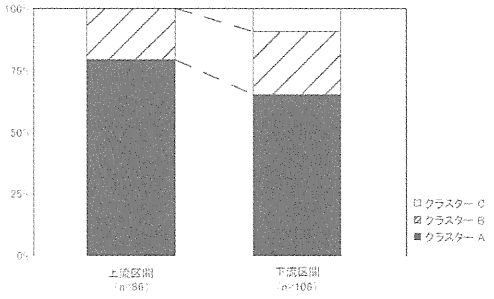


図３．調査地区毎のクラスターの地点数の割合

１０．３．２　河床物理環境とシナダレスズメガヤの被度

各クラスター間におけるシナダレスズメガヤの植被状況の把握をしやすくするため，シナダレスズメガヤの被度を優占度階級の考え方[8]に基づき，便宜上①0%（被度 0）②0－50%（被度+～3：中被度）③50－100%（被度 4～5：高被度）の３段階に区分した．各区分の割合を調査年ごとに調査区間のクラスター別にグラフにしたのが図４である．2003 年の結果をみると，クラスターＡではシナダレスズメガヤの被度 0 の地点の割合が高く，クラスターＢ，Ｃの順に割合が低下した．逆に，高被度の地点の割合は，上下流ともクラスターＡ

で見られず，Cで最も大きくなった．

上流区間と下流区間を比較すると，上流区間では高被度の割合が大きいクラスターCが見られず，クラスターA，Bにおける高被度と中被度の割合も小さい傾向が見られた．

また2003年と2004年では，クラスターAにおいて高被度が確認されなかったものの，クラスターCを除く全クラスターで中被度の割合の増加，被度0の割合の減少が確認され，1年間でシナダレスズメガヤの分布域が広がったことが示唆された．

各クラスター間において，シナダレスズメガヤの被度に対してノンパラメトリックな方法であるクラスカル・ワーリス検定を行った結果，$P<0.001$ で有意な差が認められた．多重比較の結果，クラスターAとB，AとCには有意な差があったが，BとCには被度の差は認められなかった．

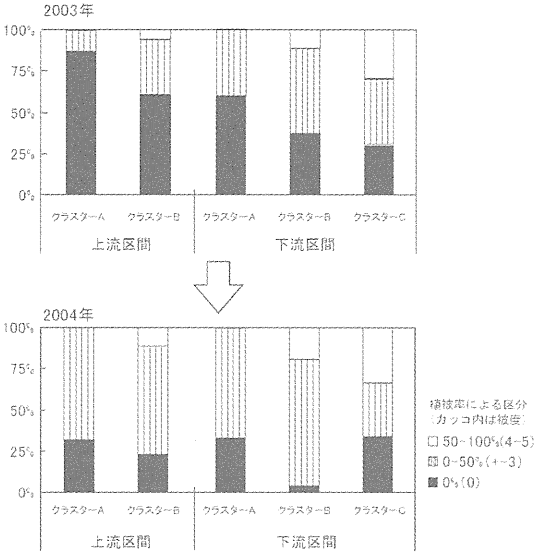


図4．クラスター毎のシナダレスズヤの被度

１０．３．３　河床物理環境と水理量との関係

各クラスターにおける水理量を分析した結果，各クラスター間で摩擦速度にもっとも差が見られた．計算に用いた流量は1,200m³/sとした．本流量は1994年から2003年までの鬼怒川の平均年最大流量1,259.7m³/sを参考に決定した．また，本流量は本調査を実施した2時期間で発生した最大流量1,123 m³/sを上回っている．クラスター毎の摩擦速度の平均値について図５に示す．クラスターAからCに向かって摩擦速度が減少していく傾向が見られる．計算流量時の摩擦速度はクラスターAで23.7cm/s，クラスターBで21.5cm/s，クラスターCで15.9 cm/sであった．本流量時の摩擦速度から，砂及び砂質土を河床材料とするクラスターB及びCにおける無次元掃流力を推定すると0.05を上回ることから，平成16年の最大出水時には，河床材料が移動した可能性が示唆された．一元配置分散分析の結果，有意に摩擦速度の平均値に差があることがわかった．更にシェッフェの多重比較検定を行った結果，クラスターAとCではP<0.05で有意な差が得られた．

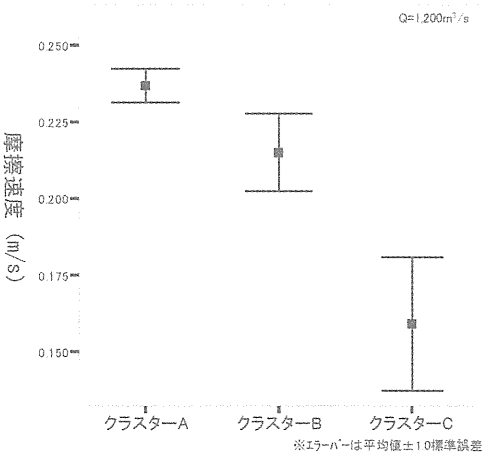


図５．クラスター毎の流量1200m³/s時の摩擦速度の平均値

１０．３．４　各クラスターの平面分布

各クラスターの平面分布を明確にするため，平成15年に撮影した空中写真上に各クラスターをプロットし，図６に示した．両区間のみお筋と砂州の配置を見ると，上流区間はみお筋が2～3本に分かれ個々のみお筋の幅に大きな差が見られなかった．一方，下流区間は相対的に幅の広いみお筋が左岸から右岸へと斜め

に走り，もう一方のみお筋幅は狭く縦断的に連続していない区間が見られ，交互砂州と推定される砂州が分布していることが判った．各クラスターの分布を見ると，クラスターAは水衝部ないし水際に多く位置しており，出水時にみお筋となり，比較的速い流れが発生する場所と判断された．クラスターBとクラスターCは個々の砂州の中央部に位置しているが，両方のクラスターが分布する下流区間を見るとクラスターBがクラスターCを取り囲むように分布し，クラスターCがより砂州の中央に位置していることがわかった．また，クラスターCは植被が全体的に多く空中写真上で色が異なっている部分と一致していることがわかった．

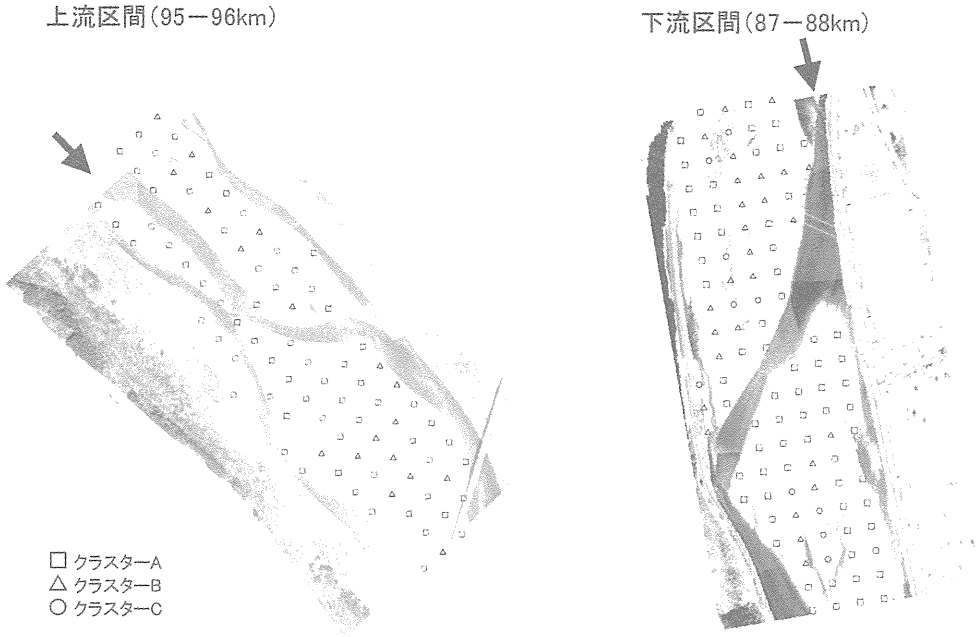


図６．　クラスターの平面分布図

１０．４　考察

河床物理環境を主に粒径で特徴づけた場合，３つのクラスターに区分され，シナダレスズメガヤの被度はクラスターAとB・Cの間で有意に差が見られた．

クラスターCは砂質土の割合が高く，砂地との結びつきが深いとされている[2)]過去の研究結果と一致した．また，計算流量に対する摩擦速度はクラスターCで最も小さいことから，シナダレスズメガヤが出水時に流出する可能性が他のクラスターと比較して小さくなること，クラスターCに細粒土砂が堆積し生育適地の形成に寄与していること，が可能性として示唆された．現地調査においても，クラスターCでは砂質土の中に植物片や根などが含まれていた．シナダレスズメガヤや，ツルヨシなどの高茎草本が高密度に分布し，またヤナギ類の低木の侵入が見られ，出水時の攪乱の影響を受けにくく植生の遷移が進んでいる箇所と判断できた．また，シナダレスズメガヤの種子は流水中において粒径 0.5mm 程度の細砂と同様の挙動を示すことが確かめられている[9)]が，クラスターCのように砂質土が堆積する場所は，種子の漂着といった観点からも適地であることが予想された．つまり，クラスターCは生育適地の形成，種子の漂着，平常時の河床物理環境そして出水時の流出特性といった幾つかの点で，シナダレスズメガヤの生育に適した環境と言える．　一方，

クラスターAは河床物理環境は礫であり，冠水頻度の高い水際に位置しているため出水時の攪乱の影響を受けやすく，計算流量時の摩擦速度も大きいことから，クラスターCとは相反する特性を有し，シナダレスズメガヤの被度が低く抑制されていると考えられた．クラスターBは河床物理環境は砂であり，出水時の摩擦速度の平均値はどちらかと言えばクラスターAに近いと言える環境を呈していた．クラスターBは河床物理環境の点でクラスターC同様シナダレスズメガヤには好適な環境と考えられたが，出水時の攪乱の程度がクラスターCに比べて大きく，結果，被度はクラスターAより大きく，クラスターCより小さい傾向を示したものと推測された．

2003年と2004年を比較すると，クラスターB及びCにおいて高被度，中被度の割合が2004年に増加し，シナダレスズメガヤの分布域が拡大していることが判った．また，両時期間には平均年最大流量に匹敵する出水があり，本出水時にはクラスターB及びクラスターCにおける無次元掃流力は0.05以上になったと推定された．既往の研究[5]から，無次元掃流力が0.05を超えるとシナダレスズメガヤの当年生実生が，0.07を超えると成株が流出することが報告されているが，本調査結果は，これを支持するものとはならなかった．平均年最大流量規模の出水があってもなおシナダレスズメガヤの分布域が拡大したことは注視すべき現象と考えられた．特に，クラスターBにおいても中被度の割合が2004年に増加したことから，今後，クラスターCが分布しない場所においても，シナダレスズメガヤが分布域を拡大し，より細粒土砂を堆積しやすい環境を形成して，シナダレスズメガヤの分布域拡大をより促進する可能性がある．

既存研究において，複列的な砂州形態で澪筋が単調化し，複列砂州が単列砂州に推移する現象が報告されている[10)11)12)]．また，単列砂州上に中小洪水が流下すると澪筋部の河床が低下し，高位面が澪筋に対してより高くなる複断面化が生じ，植生域が拡大する現象も報告されている[13)14)]．今回の調査は二つの調査区間のデータであり各クラスターの平面分布について確からしい言及はできないが，下流区間は過去に複列以上の砂州形状を示していたこと，現状は単列砂州の形状を示していること，砂州の高位面にクラスターCであるシナダレスズメガヤを始めとする植生が高密度に繁茂していることから，同様の現象が鬼怒川で生じている可能性もある．クラスターCは出水に対して比較的安定した立地と言えるため，今後更に植生の遷移が進行し，樹林化等の問題がおきる可能性が懸念される．上流区間は未だ複列的な砂州形状を呈しているため，下流区間に見られる高位面が形成されず，結果として，クラスターCが存在しなかった可能性が高い．しかし，下流区間で見られたように今後複列的な砂州が単列砂州へと推移し，下流区間と同様の現象が発生する可能性は否定できない．調査を継続し，注視していく必要がある．

今後，クラスターCに該当する環境を無くし，クラスターAを増やしていくていくことがシナダレスズメガヤ抑制の一つの方策であると考えられるが，今回の調査だけでは，クラスターCの形成過程を明らかにすることはできなかった．また，クラスターBにおける中被度の割合はたかだか1年で増加していることから，今後このクラスターにおいてもシナダレスズメガヤの分布域が拡大していくことが懸念される．個体数増加に伴う種子散布量の増加や，被度増大に伴う出水時の細粒土砂の補足等を要因としてさらに分布域を拡大し，より悪化した方向へと状況が変化していく可能性も否定できない．シナダレスズメガヤの分布域拡大のメカニズムを解明するとともに，シナダレスズメガヤの分布域拡大を防除する必要性もあるだろう．

＜参考文献＞

1) 林弥栄　監修：野に咲く花，山と渓谷社，1989

2) 中坪孝之：河川氾濫源におけるイネ科帰化草本の定着とその影響．保全生態学研究，vol.2，pp179－187，1997.

3) 村中孝司・鷲谷いづみ：鬼怒川の植生と外来種の侵入，応用生態工学4（2），pp121－132，2001

4) 村中孝司・鷲谷いづみ：鬼怒川砂礫質河原における外来牧草シナダレスズメガヤの侵入と河原固有植物の急激な減少：緊急対策の必要性，保全生態学研究 vol.6，pp111－122，2001

5) 鎌田磨人・小島桃太郎・岡部健士：河川砂州上に侵入したシナダレスズメガヤを除去するに必要な洪水営力，応用生態工学会　第8回研究発表会講演集，2004.

6) 山本晃一：沖積河川学，山海堂，1994.

7) 外来種影響・対策研究会　編集：河川における外来種対策に向けて（案），リバーフロント整備センター，2001.

8) 鈴木兵二・伊藤秀三・豊原源太郎：植生調査法Ⅱ－植物社会学的研究－，共立出版，1985.

9) 平成15年度　自然共生研究センター　研究報告書，土木研究所，2004.

10) 竹林洋史・江頭紳治・岡部健士：混合砂河床における網状流路の数値解析，水工学論文集，第47巻，pp631－636，2003.

11) 野呂守・前田諭・浅野智仁・池田正：揖斐川における自然再生と高水敷掘削に関する検討，リバーフロント研究所報告，第15号，pp9－16，2004.

12) 渡邊康玄・桑村貴志：複列砂州のモード減少過程に関する水理実験，水工学論文集，第48巻，pp195－200，2004.

13) 中別川における河道内植生域の変化と砂州地形の関係について，第48回北海道開発局技術発表会論文集，2005.

14) 建設省土木研究所河川部河川研究室：扇状地礫床河道における安定植生域の形成機構に関する研究，土木研究所資料，1999.

15) （社）土木学会編：水理公式集〔平成11年版〕，1999.

16) 山本晃一：沖積河川学　堆積環境の視点から，山海堂，1994.

１１．児童による河川の見方とデジタルコンテンツの構築方法について

１１．１．はじめに

今日，教育環境の情報化に伴って，学校や博物館等の社会教育施設を中心に，教育効果の高いデジタルコンテンツ（デジタル教材）を開発する方法の模索が続けられている．河川は多くの教育現場にとっての身近な題材であり，理科や社会等の教科教育だけでなく，総合的な学習の時間における環境をテーマにした学習においてもとりあげられる機会が多いことから，河川の短編映像を用いたデジタルコンテンツも多く存在する．河川の事物や事象には，水面下に生じる流れや河床の状況，俊敏に動き回る魚類や石の間隙に潜む小さな水生昆虫等，現場で直接認識しづらいものが多い．デジタルコンテンツは，そのような捉えにくい事物・事象を視覚的に鮮明に表現できることから，河川に関する学習内容の定着を図る教材として，その役割が注目されている．

河川の環境は縦断，横断，鉛直方向に形状や流れの状況が変化し，そのような特徴に生物の生息地（ハビタット）としての重要な意味がある．しかしながら，河川の環境や生物を題材にした多くのデジタルコンテンツは，生物の系統分類学的な観点から整理されたもの，あるいは上流－中流－下流と流程別に大きく分けられたものが主流となっており，ハビタットスケールを対象に，コンテンツの構築方法の工夫によって生物と環境の生態学的な関係性を提示したものはほとんど見当たらない．また，このようなコンテンツ構築方法の検討にはフィールドにおける利用者の河川の見方を知ることが重要となるが，そのような調査や利用者の河川の見方を反映したコンテンツ開発の事例についても報告されていない．

本研究では，河川上流域の瀬・淵を対象として，実際のフィールドにおける観察の機会を小学校の児童に提供し，児童の川の見方や特徴について調査した．その分析結果をもとにデジタルコンテンツを構築する際の視点について考察するとともに，素材となる生物や環境に関するコンテンツを生態学的に秩序立てて提供する方法について検討し，その一例を提案する．

１１．２．フィールドにおける調査

岐阜県武儀郡洞戸村を流れる高賀川の瀬・淵を観察場所に選んだ．この場所は透明度が高く，日光の反射しない流れが緩やかな水面であれば，河床までを観察しやすい状況であった．調査は2004年8月に実施した．被験者には岐阜県のＫ小学校６年生の児童９名を選んだ．調査は「川岸からの観察」と「川に入っての観察」の２段階に分けて行った．「川岸からの観察」では，右岸側から河川を眺めて観察を行い（図１１．１），「川に入っての観察」では，川岸から観察した区間に実際に入って観察活動を行った（図１１．２）．それぞれの観察時に児童の行動や発言の記録を行い，観察終了後に質問紙調査を行った．質問紙の設問は以下の通りである．

設問①「どんなものが見えましたか？見つけたものをできるだけたくさん書いてください．」

設問②「観察したかったけど，できなかったことはありますか？それは，どんなことですか？」

設問③「川岸からながめる観察と，水の中に入る観察では，どちらの方がよく川を観察できましたか？」



図１１．１　河川の見方の調査（川岸からの観察）



図１１．２　河川の見方の調査（川に入っての観察）

１１．３．調査結果

観察時の児童の行動や発言を見ると，「川岸からの観察」では，あまり動き回らずに川を眺めやすい場所を選び，そこに止まって観察する姿が多く見られた．水際や陸上の目につきやすいものを見つけて示し合う行動も見られた．「川に入っての観察」では，水際の流れが緩やかな浅い場所を中心に観察する児童が多く，流れ抵抗の大きい瀬や深い淵を観察する児童は少なかった．また，水中をじっと覗き込む児童は多かったが，石の隙間等の細部を調べる児童はほとんど見られなかった．

質問紙のそれぞれの設問に対する回答を以下に示す．設問に明らかに対応しない回答については削除した．括弧内は回答人数．

設問①：「どんなものが見えましたか？見つけたものをできるだけたくさん書いてください．」

→魚（9），水（9），石（7），木（5），岩（5），虫（4），こけ（3），草（3），葉（3），くもの巣（3），植物（2），せみ（2），ゴミ（2），ゆるやかな流れ（2），じゃり（2），砂（1），枝（1），はやい流れ（1）

設問②：「観察したかったけど，できなかったことはありますか？それは，どんなことですか？」

→大きい魚（6），いろいろな種類の生物（2），石の奥にいる魚（1），石の中（1），動きのはやい魚（1）

設問③「川岸からながめる観察と，水の中に入る観察では，どちらの方がよく川を観察できましたか？」

→川岸から（5），水の中（3），両方（1）

１１．４．考察

児童の行動をみると，「川岸からの観察」では，児童は最も全体を眺めやすい場所を選択し，そこに止まる傾向があることが確認された．また，「川に入っての観察」では，多くの児童が生物を探す行動をとっていたが，流れの抵抗のある場所や深い場所では，それらの場所に近づくことができず観察活動が制限されていることが示された．

設問①について，あげられた事物については，「草」と「植物」等，重複するものもみられるが，半数以上が生物的な要素であった．上位には「魚」や「木」があがった．環境的な要素については，水に関する要素としては，「水」は全員が回答しているが，「流れ」について書いた児童は１，２名であった．空間に関する要素としては，「石」や「岩」を半数以上の児童があげており，さらに細かい「じゃり」「砂」をあげた児童は１，２名であった．全体として現場で鮮明に捉えることのできる比較的目につきやすい事物があげられており，物理的な条件により観察することが困難な対象や，小さな要素や事物の状態等を捉えたものは少なかった．また，生物については種名，行動等についての詳細な記述はほとんどみられなかった．

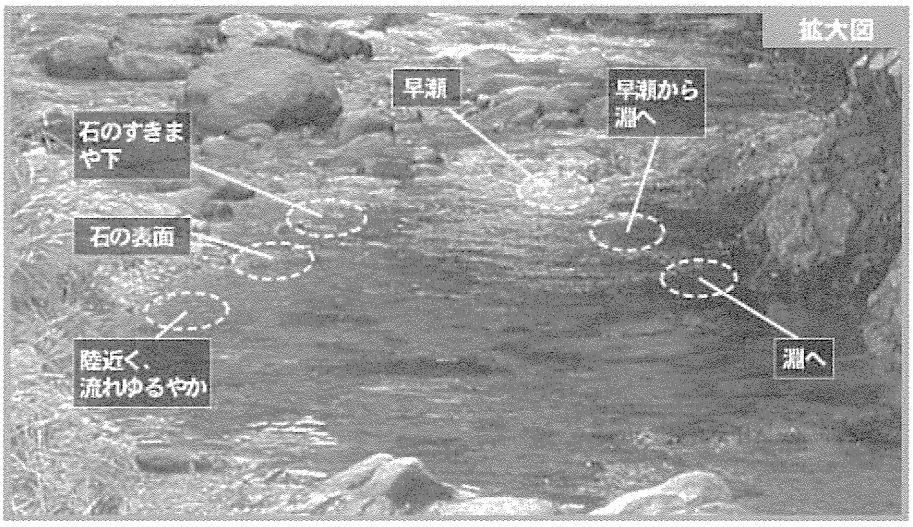
設問②の回答には，大きな魚や多くの種類の生物を観察したかったといった回答が上位にあげられた．石の奥にいる魚や動きの速い魚を観察したかったができなかったという回答もみられ，これらは上述の観察行動が制限されていることによるものと考えられた．

設問③では，２つの観察方法を比べると，川に入るよりも川岸から眺める方が川をよく観察できたと回答した児童が半数以上であり，観察においては必ずしも川に入ることだけが重要ではなく，全体を眺めることも必要であることが示された．

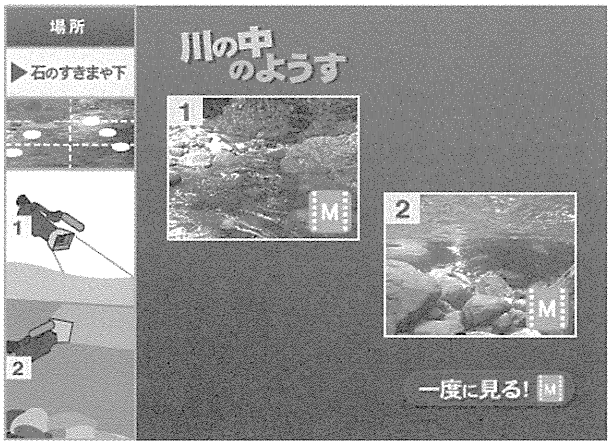
以上より，ハビタットの理解を促すデジタルコンテンツにおいては，対象とする場所全体を眺めることができる場面を用意し，児童が観察しやすい事物を関連づけながら，フィールドの物理的な条件で観察できない部分，石の隙間等の小さな空間，流れや水深の変化等をわかりやすく示し，それらに依存する複数の種類の生物との関係を表現する階層構造を構築する必要性が示された．すなわち，「対象とする環境全体とそこに含まれるハビタットの明確な提示」→「捉えにくい視点を含むハビタットの詳細情報の提示」→「対応する生物の詳細情報の提示」，以上の流れに沿ってコンテンツを提示する方法が考えられた．

１１．５．デジタルコンテンツの提案

調査により得られた視点をもとに，フィールド調査と同じ場所で撮影された生物と環境の短編映像（動画）を素材としてデジタルコンテンツを作成した（図１１．３）．環境全体（瀬・淵とその周囲）を把握することができる現場の写真を用意し，その中に含まれるハビタット，Ⅰ「早瀬」，Ⅱ「早瀬から淵」，Ⅲ「淵」，Ⅳ「石の隙間や下」，Ⅴ「石の表面」，Ⅵ「水際の緩やかな流れ」，以上６つを選び，それぞれに対応する場所に選択ボタンを配置した．ボタンを選択した次の画面においては，それぞれの環境の特徴を把握できるよう，「水面」と捉えにくい「水中」の映像を用意した．さらに，それぞれの環境においてよくみられる生物のボタンを配置し，それを選択することで次の画面において生物の映像が視聴できるように構成した．ぞれぞれの環境に対応させた生物は，Ⅰ「アユ，アマゴ」，Ⅱ「アユ，アマゴ，カワムツ，ウグイ」，Ⅲ「カワムツ，ウグイ」，Ⅳ「アカザ，アジメドジョウ，ヒゲナガカワトビケラ，ヘビトンボ」，Ⅴ「ヨシノボリ，ヒラタカゲロウ，ニンギョウトビケラ」，Ⅵ「ナガレヒキガエル，ツチガエル，稚魚（魚種は不明）」である．生物の映像には，それぞれに「生息場所」「体の特徴」「生活の様子」に関する３つの解説を添えた．



①環境全体の提示画面



②ハビタット（石の隙間や下）の提示画面



③生物映像の例（ヒゲナガカワトビケラ）

図１１．３　デジタルコンテンツの構成

１１．６．利用者の反応

2005 年 2 月，自然共生研究センター研究棟において，作成したデジタルコンテンツをフィールド調査参加者の中の６名に提供し，その反応を確認するための観察及びヒアリング調査を実施した（図１１．４）．その結果，児童全員が作成側が意図した通りに画面を操作しながら情報を取り出していることが示された．また，使用中の発言や使用後のヒアリングに対する回答から，確認したものとして，石や砂のサイズや形状，様々な流れの状況，魚が餌を採る様子等，フィールド観察時よりも事物の状態や生物の行動等，多くの要素の詳細な情報について捉えていることが示された．環境の違いにより異なる生物種が生息していることについても発言する児童が半数以上みられた．したがって，作成したデジタルコンテンツは，フィールド観察を補完する役割を担い，生物と環境を関連づけた生態的な情報を提供していることが確認された．

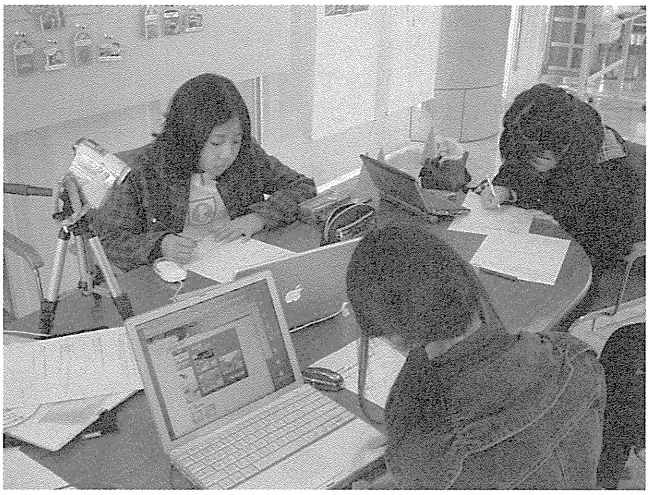


図１１．４　デジタルコンテンツ利用状況の調査

１１．７．今後の課題

本研究では，選択したフィールドの地理的な条件等から被験者数が限られたため，河川の見方については9 名の児童の反応をもとに考察している．今後はさらなるデータ数の確保が課題であり，また，異なる環境条件での同様の調査も行うことで，河川の見方の特徴について詳細に分析していく必要があると考える．また，本稿では，ハビタットの理解を促すデジタルコンテンツの提示順序をとりあげて提案したが，画面上の提示方法としては，さらに３次元的な表現やその断面を捉えた表現，流心から周囲 360 度を捉えた臨場感ある表現等を導入できる可能性もあり，画面のデザインの工夫によっては，さらに個々のコンテンツを捉えやすく提示する方法を見出せるかもしれない．今後，デジタルコンテンツの用途や対象に応じて，さらに有効な表現方法やコンテンツの構築方法について提案できるよう検討していきたい．

編集・執筆者一覧

独立行政法人 土木研究所

〃	自然共生研究センター	センター長	萱場祐一	(1, 2, 3)
		研究員	皆川朋子	(4)
		前 〃	河口洋一*	(5.2)
		交流研究員	長谷川浩二	(5.1)
		前 〃	佐川志朗**	(8.2)
		〃	阿部 充***	(10)
		専門研究員	田代 喬	(8.1) (4)
		部外研究員	福嶋 悟****	(9)
		〃	吉冨友恭*****	(11)
〃	河川生態チーム	主任研究員	中村圭吾	(7)
		研究員	伝田正利	(6)

国土交通省中部地方整備局

中部技術事務所	環境共生課	前係長	齊木雅邦******	(5.2)
	〃	係長	新田良彦	(5.2)

( ) は執筆分担

---

* 在職期間：平成 14 年 1 月～平成 17 年 6 月， 九州大学大学院 工学研究院 環境都市部門 都市環境工学講座 流域システム工学研究室 助手

** 交流研究期間：平成 14 年 4 月～平成 16 年 3 月，㈱ドーコン 環境保全部

*** 交流研究期間：平成 14 年 4 月～平成 16 年 3 月，(財) リバーフロト整備センター 企画部

**** 横浜市環境科学研究所 基礎研究部門

***** 東京学芸大学 環境教育実践施設 助教授

****** 中部地方整備局 豊橋河川事務所 工務課