

自然的攪乱・人為的影響に着目した
河川植生の変遷分析とその管理手法

2009年3月

大石 哲也

目次

第1章 序論	1
1. 1 研究の背景	1
1. 1. 1 河川利用・河川管理の変遷	1
1. 1. 2 河川環境保全、整備の取り組み	2
1. 1. 3 研究対象とする河川地形区分とその特徴	5
1. 1. 4 河川環境整備の動向と河川植生管理の課題	8
1. 2 研究の目的と本論文の構成	8
参考文献	
第2章 近年の河川植生の変遷	13
2. 1 概説	13
2. 2 全国7河川における地被状態の長期変動の実態	13
2. 2. 1 対象河川および対象区間の概要	13
2. 2. 2 把握手法の概要	14
2. 2. 3 検討結果および考察	16
2. 3 結語	23
参考文献	
第3章 自然的攪乱・人為的インパクトと河川植生の応答	25
3. 1 概説	25
3. 2 出水が外来草本アレチウリ群落の拡大に及ぼす影響	28
3. 2. 1 概説	28
3. 2. 2 研究対象河川のアレチウリ群落の分布概要	29
3. 2. 3 実験および解析方法	31
3. 2. 4 結果と考察	34
3. 2. 5 アレチウリの分布に関する生物的・人為的側面 からの考察とその対処法	38
3. 3 人的利用が減少した河川における河川植生の変化	40
3. 3. 1 研究対象地の概要	40
3. 3. 2 利用データと解析方法	41
3. 3. 3 検討結果	43
3. 3. 4 人的利用が河川植生に及ぼす影響に関する考察	48
3. 4 結語	49
参考文献	
第4章 砂礫堆に発達する植物の発芽・成長条件と先駆植生の成立	53
4. 1 概説	53
4. 2 礫構造の違いから見た植物の生育要因	54
4. 2. 1 調査地の概要	54
4. 2. 2 現地調査および実験方法	55
4. 2. 3 結果	57
4. 2. 4 砂礫州での種子発芽・成長の条件についての考察	62
4. 3 礫州における埋土種子分布とそれが植生成立に与える影響	64
4. 3. 1 調査地の概要	64

4. 3. 2	調査方法および解析方法	65
4. 3. 3	結果	66
4. 3. 4	埋土種子分布とそれが植生成立に与える影響についての考察	73
4. 4	結語	75
	参考文献	
第5章	河川植生の現状とその評価	79
5. 1	概説	79
5. 2	小貝川下流に分布する河川植生の現状について	80
5. 2. 1	調査地の概要	80
5. 2. 2	調査および解析の方法	80
5. 2. 3	植物群落の分布範囲と群落の生態的特性	82
5. 2. 4	小貝川の群落体系	83
5. 3	河川植生の評価	102
5. 3. 1	概説	102
5. 3. 2	評価の方法	102
5. 3. 3	結果	105
5. 3. 4	群落の縦断方向への評価検討	108
5. 3. 5	まとめ	109
5. 4	群集表プログラムの検討	111
5. 4. 1	概説	111
5. 4. 2	植生プログラムの考え方	111
5. 4. 3	解析結果および考察	115
5. 5	結語	117
	参考文献	
第6章	河川植生管理手法の提案	119
6. 1	概説	119
6. 2	河川環境の保全、持続可能な河川植生管理の在り方	119
6. 2. 1	河川植生に対するインパクト・レスポンスと対策の方向性	119
6. 2. 2	中長期的な視点に立った植生管理の考え方	120
6. 2. 3	河川植生の維持管理の方針～河川植生のアセットマネジメント～	121
6. 3	河川植生保全・整備の考え方	124
6. 3. 1	植生保全・整備の必要性	124
6. 3. 2	河川整備計画時の植生への配慮	125
6. 4	植生変化の予測技術と予測対策	128
6. 4. 1	外来種対策	128
6. 4. 2	ミニマムコストに向けた樹林管理	129
6. 5	結語	130
	参考文献	
7. 結論		133

謝辞

第1章 序論

1. 1 研究の背景

1. 1. 1 河川利用・河川管理の変遷

川はそれを利用する人々の生活スタイルにあわせてつねに姿を変えてられてきた。とくに、江戸時代には、物資運搬の航路として利用するため、各所で瀬替えが行われるなど、大規模な改修が行われた。また、それ以前からも川は、衣、食、住の面から経済的価値を生み出すものであった。水はけの良い砂分が卓越する自然堤防帯付近では畑作が行われ、そこから離れた泥分がたまる場所では水田が行われた。また、川の近くでは、雑木林（クヌギ、コナラ）を植えることで生活燃料を得たり、桑（カイコの餌）を植えることで衣服に利用していた。人々は川と共に生活し、川による資源を巧みに利用し、文明社会を築いてきた。川は子供にとっても格好の遊び場でもあった。川で泳ぎ、川辺に生えているヨシなどを使いチャンバラをするなど、川はアメニティを提供する場でもあった。このように川と共に生きる生活様式は、今から50年ほど前までは普通であったという。しかし、1960年代の前半から、高度成長期にともない生活にも大きく変化が表れるようになった。生活燃料として利用していた雑木林は、石油へととって代わり、間もなくガスへと代わった。農地の肥料として“朝飯前”に行われてきた落ち葉かきは、化学肥料の普及に伴い減少し、落ち葉掻きが行われなくなった雑木林の林床内は徐々に草地化が進んだ。このころから、川と共に生活しているという意識が薄れ、川は洪水の氾濫により人の命を奪う危険な場所という意識が強くなり、親から川に近づかないように教えられるようになってくる。同時期に、コンクリート基材の需要が増し、川砂利が過度にとられるようになった。砂利採取にともない河床低下が進行し、農業用水・水道用水の取水困難、橋脚の洗掘、河川工作物の破壊、沿岸地帯の井戸水の枯渇、内水面漁業の不振等河床低下に起因する具体的現象が顕著となり、砂利採取が大きな社会問題となった（多摩川では、昭和39年3月末全面禁止となった）。

この間、河原に生きる植物は生育場を奪われ姿を消し始めていた。広く礫が卓越する扇状地を流れる河川流域では、河床・河岸に粒径の細かい成分が卓越するようになり、そこに高茎多年生草本や樹木が侵入し、やがて砂州上を覆うことが目立つようになった。1970年代には、ダム、河岸整備などの治水重視の河川事業が行われ、河川生態系への配慮の行き届かない工事も見られた。経済的発展を追求し開発してきた結果、水質汚濁や大気汚染などの公害が顕在化し、人々への健康被害が増大した。公害問題を契機として、1980年代半ばから公害対策が進む共に、自然環境の保全、再生を求める声が高まり、人間が生態系の一員であることを再認識し、生態系全体としての「持続可能な発展」を目指すといった考え方が生じてきた。世界的にも1992年にリオ宣言が採択されるなど、我々の住まいである地球が不可分なものであり相互に依存しあっていることを再認識させられる契機となった。

日本の河川では、1990年から建設省（現：国土交通省）を中心に、各所でドイツの近自然工法を参考に多自然型川づくり（現：多自然川づくり）が行われるようになり、地域の歴史文化を考慮した河川整備が進められるようになってきた。

1997年（平成9年）に河川法の一部改正が行われ、河川の自然環境保全と整備の項目が追加された。これにより、洪水の防止軽減が主要な課題であった1896年（明治29年）の河川法制定から、100年を経て、治水、利水、自然環境の保全整備が河川管理の主要な柱となった。しかしながら、環境保全は、現在でもなお最終的には貴重種保全だけが論点の中心となり、全体としての総合評価が不十分である例が多い。野生植物の個体群や群落保全には、それらの成立を可能にしている環境、生育地そのものの保全が必要不可欠である。実際の現場では、制約のある中で対応させられるケースも多い。それでもなお、河川改修計画において重要なことは、治水、利水、環境保全の3つの目的が最低限以上満足されるような最適解を探すことである。その中でも、これまで配慮が足らず、多種多様な生物の種や生育場が減少している環境については、一度失ってしまうと回復までに時間がかかるだけでなく、取り返しの付かない場合も考えられることから、基本的に保存を前提に熟慮して計画を立てることが望まれる。2003年には「自然再生推進法」が施行されるなど、その法令の中身から、今後はさらに河川生態系に配慮し、社会的にも河川環境を保全、整備する管理へと向かう段階にあるものと言える。

1. 1. 2 河川環境保全、整備の取り組み

河川環境の保全、整備に関する研究は、国内に限らず世界各地で実施され、1990年以降急増している。その背景として考えられることは2つある。1つは、河川環境の復元に対する社会ニーズが急増したこと、もう1つは、そのようなニーズを背景として、河川工学と河川生態学の学際的取り組みが盛んに行われ始めたことによる。例えば、中村ら¹⁾の海外の河川復元への取り組み状況の調査によると、ヨーロッパでは近年頻発する洪水の原因のひとつが、効率を求めすぎた河川改修とされており、遊水機能を有する氾濫原を川に戻す取り組みが盛んに行われるようになった。これは、洪水対策により河川復元を同時に推し進める原動力にもなったと言われている。加えて、ヨーロッパ（EU諸国）では、Water Framework Directive（水枠組み指令）により、「2015年末までにすべての水域において、良い生態的状態（Good ecological status）」を実現するための河川復元が推し進められている。アメリカでは、河川生態学者が中心となって河川復元のデータベース（National River Restoration Science Synthesis :NRRSS）を構築しているが、それから河川復元件数の推移を見ると1990年頃から急激に事例数が増えている。日本においては、1990年に当時の建設省河川局から出された「多自然型川づくり」の通達を機に、河川環境の保全に関する取り組みが急増し、その後1997年の河川法改正に伴う「河川環境の整備と保全の目的化」、さらには2003年の「自然再生推進法」の施行により、河川環境の復元が積極的に行われるようになってきたことは先に述べたとおりである。

本論文は、流砂による河川地形の変化と河川植生の有機的な関連性に踏み込んだ研究事例を含むが、従来の研究においては、それぞれの単独の学問分野をベースに発展してきたといえる。それらの中でも、河川工学で発展してきた川の物理的環境の動態には、土砂の運動形態とその量に着目し、実河川における流砂量、河床変動について評価した佐藤ら²⁾の成果、その後の理論面からの研究の進化として芦田ら³⁾、石川⁴⁾、関根ら⁵⁾の研究、その他、地形学からのアプローチとし

て池田^{6),7)}による砂州の発生域とスケール、形成される砂州形状タイプの変化に関する成果などが挙げられる。その後、平面二次元解析法の発達により、神田ら⁸⁾、清水⁹⁾、富所ら¹⁰⁾は河床変動を含めた数値解析によって現地の河床変動が再現可能であることを示した。さらに、清水ら¹¹⁾⁻¹³⁾は樹木にかかる流体モーメントを基準にして流れが植物群から受ける抵抗力を求めることで、既往の手法を補い、植生を考慮した平面二次元数値計算モデルを提案した。これらの成果から、現状では、流れによる河道内地形の変化をおよそ予測できるレベルにあると考えられる。

一方、河川植生に関する調査研究例としては、中野¹⁴⁾、植原^{15),16)}、奥田・佐々木^{17),18)}、石川^{19),20)}の植物生態学者によって研究が行われてきた。これらは、植物群落ごとに立地条件に対する選好性があること、また洪水作用によって植物群落の分布が変化することを詳細な現地調査に基づき評価しているが、物理的環境の動態についての理解は定性的な記述にとどまっている。

以上で紹介した川の物理的環境の動態、河川植生に関する調査研究は一部にしか過ぎず、河川工学と植物生態学で個々に進められた研究成果は少なくない。しかし、1990年以前には、互いに有機的な関連性に踏み込み、定量的解析を行った調査研究はほとんどなく、相互浸透性のある学際的研究の進展が望まれていた。

そのような研究が盛んになったのは、1990年以降であって、例えば、アメリカでは、ダム建設により流量、流砂レジームが短期間で変化したことによる河道内植生への影響を調査し、その軽減措置の検討がなされた。また、ダム建設が下流の河道に与えた影響を河道地形、土砂動態、動植物など幅広い観点で概括的にわかりやすく紹介した Collier et al.²¹⁾の成果、Gunnison 川の Black Canyon でのダムによる洪水流量減少に伴う植生変化を予測する実用的手法を提案した Auble et al.²²⁾の研究、植生変化と細粒土砂堆積や河床材料の移動特性との関わりを調査した Elliott et al.²³⁾の研究、ダムの灌概による年間の流量パターンの変化をもたらした Platte 川での樹林地拡大の実態を調べた Johson²⁴⁾の研究などが先駆的研究として挙げられる。

ほぼ同時期に、国内においても、1990年代後半から河川工学と植物生態学による学際的研究が盛んに行われるようになった。例えば、洪水によって変化する植物群落の変化状況について、塚原ら²⁵⁾は、千曲川における過去20年の洪水履歴と空中写真、横断地形の変化の解析に基づき、洪水の役割が大洪水と中小洪水で異なり、大洪水が立地環境(河道形状と表層河床材料分布)を初期状態に戻す役割をもち、その後の中小洪水で立地環境と植生分布が時間の経過とともに変化してきたことを整理し、河道スケールにおける植生動態予測の端緒になる提案をしている。その後、渡辺ら²⁶⁾、藤田ら²⁷⁾の研究によって、近年の河川植物群落の変化は、洪水に伴う細粒土砂の堆積が草地や樹林地の形成に重要な役割を果たすことを現地調査や解析から明らかにした。さらに、李ら^{28),29)}は、細粒土砂の堆積厚と地下水位からの比高によって発達する植物群落の種類が異なること、細粒土砂の堆積が安定的な植生の発達に及ぼす影響について予測モデルを通じて検討した。これらの研究は、主に河川に細粒土砂が堆積し、一方向的に植物群落の変化が進行する(遷移する)現象を、学際的見地から現場の実証事例に基づき調査研究した例と言える。

一方、洪水に伴う植物群落の破壊(再裸地化)と再生に関する研究も多くみられる。李ら³⁰⁾は、植物群落の破壊が破壊に至るのは、流速の大きさによって起こるとするよりも、河床表層の移動、侵食の有無を支配要因であることを明らかにした。また、瀬崎ら³¹⁾や鎌田ら³²⁾は、植物が

破壊に至る過程を50%粒径に対する無次元掃流力を用いて評価した。その他にも、以上の植物群落の動態プロセスを包括的とりまとめモデル化を試みた藤田ら³³⁾の研究や、植物群落の種類(タイプ)により洪水の影響が異なること、その変化の筋書きを現場の膨大なデータから整理して示した榎本ら³⁴⁾による研究がある。

また、渡辺ら³⁵⁾は、物理的な破壊や堆積による植物群落の遷移という観点からだけでなく、洪水によって植物の繁殖体(種子や枝など)が裸地へと漂着するプロセスについて、より詳細な現場調査や流れモデル(平面二次元)から、樹林化に至るプロセスについて明らかにし、そこから、樹林化防止のための河道形状の設計や砂礫河原の再裸地化の管理方法について研究を行っている。

以上に掲げた既往論文では、河川工学、河川生態学(河川植生)の視点から河川環境の変質に関する研究が行われている。これらは、過去の河川管理が環境へ影響し、そのため環境の劣化が生じているので、過剰な管理行為そのものを低減し、河川のダイナミクス(動的挙動)を復元することで河川環境の修復を目指すという考え方が強く働いているケースが多く見られる。確かに、河川のダイナミクス復元の観点は非常に重要であり、基本的な考え方であるが、我が国の河川において、特に陸域環境は周辺住民の生活に伴う人為的攪乱に大きく影響を受けてきており、このような攪乱が減少した現在、河川環境を動的平衡状態に維持するには、河川のダイナミクス復元に加えて、このため、過去の人為的攪乱に相当する攪乱を計画的に加える必要がある河川も少なくないと考えられる。各河川あるいは各場の植生がどういった変遷を経て今に至っているかを、過去のデータを紐解くことで現状の河川の状態をできる限り正しく評価し、今後の維持管理に活かしていくことが求められる。

1. 1. 3 研究対象とする河川地形区分とその特徴

(1) 研究対象とするセグメントと植生との関係

本研究の対象河川は、扇状地、平野や自然堤防帯に位置する河川を中心に取り扱っている。これは地理学的な立場からみた地形の位置づけであるが、河川工学では、山本のいうセグメント1～2-2にあたる部分を指す。山本³⁶⁾の行った整理によれば、各セグメントは、河床勾配、河床材料、河床形態、生育する植物などによって特徴づけられる(表1-1)。また、河川植生の区分も従来、上流、中流、下流というような区分で整理されていたが、セグメントに対応する植生の整理もなされており、河川工学と植生学の相互補完も行われつつある。こういった試みは、本研究で取り扱った各セグメントの典型的な姿を理解するのに役立つ(図1-1)。

表1-1 各セグメントとその特徴³⁶⁾

	セグメントM	セグメント1	セグメント2		セグメント3
			2-1	2-2	
地形区分					
河床材料の代表粒径 d_R	さまざま	2cm以上	3cm～1cm	1cm～0.3mm	0.3mm以下
河岸構成物質	河床河岸に岩が出ているところが多い。	表層に砂、シルトが乗ることがあるが薄く、河床材料と同一物質が占める。	下層は河床材料と同一、細砂、シルト、粘土の混合物。		シルト・粘土
勾配の目安	さまざま	1/60～1/400	1/400～1/5000		1/5000～水平
蛇行程度	さまざま	曲りが少ない	蛇行が激しいが、川幅水深比が大きい所では8字蛇行または島の発生		蛇行が大きいものもあるが小さいものもある。
河岸侵食程度	非常に激しい	非常に激しい	中、河床材料が大きいほうが水路はよく動く。		弱、ほとんど水路の位置は動かない。
低水路の平均深さ	さまざま	0.5～3m	2～8m		3～8m

(2) 研究対象とする河川地形構造の変化

現在の河川の形は、主として第四紀の後氷期にあたる沖積時代に形成されたものである。形成の過程では、度重なる出水により、川は転流を繰り返し、また、側刻・下刻を繰り返しつつ谷幅を拡げ氾濫原を大きく作ってきた。人の関与が始まり、氾濫原の一部は農耕地として利用されていたが、江戸時代になると人口が急増し、氾濫原の利用がさらに高まり、安定的な食糧確保する場所として新田開発が行われた。江戸時代からの土地利用の改変以降、近年はさらに、洪水から人命や食糧を守るため、堤防が作られ川と氾濫原を分断された。この結果として、洪水を狭い堤外地内でコントロールする思想が進み、堤防が設置される前と比べて、河川地形のプロセスそのものや地形変化に与える影響も異なってきた。

さらに言えば、日本の河川では、最近数十年間において、例えば、大規模な砂利採取、堤防の巨大化、また流域規模の水資源開発事業によって、人為的な地形変化や水位管理の影響を大きく受けている。したがって、どの空間、時間スケールで河川を捉えるかによって、そこに関わる自然攪乱の影響と人為的攪乱の影響も異なると想像できる。それは、学問上においても違いを見せ。例えば、地質・地形学の分野では100万年、10万年という超長期的スケールから、今日の地形形成と関わりをもつ第四期以降の1万年、1000年の時間スケールでの河川地形変化について議論される。また、治水、環境を扱う河川工学の分野では、時々刻々の流砂現象とそれに伴う河道変化を何らかの方法で評価するとともに、100年、10年という短期的なスケールで議論され、例えば、大きな出水後の河川の姿を予測するといった試みが行われている。



図1-1 セグメントと河川植生との関係³⁸⁾

さらに、困ったことにそれぞれの学問では、対象とする内容や時間スケールが異なるだけでなく、使用している言葉の概念が異なることも少なくない。例えば、本研究で利用する用語の中で、基本となる“河道”については、地形学と工学（厳密に言えば、工学では具体的な定義が示されておらず、各研究者の間で示している場所が異なっている）の間で指している概念が異なる。すなわち、地形学では、水の主道を河道といい、河岸より水が溢れる範囲を氾濫原（広義には河道も氾濫原と考えている）という³⁷⁾。一方、河川工学では、地形学で定義することと同様に考える者や、堤防による洪水流の変化に配慮してか、洪水時における水の主道が河道とし、堤防から水があふれる箇所を氾濫原とする者もみられる³⁹⁾。

したがって、両研究者の立場から誤解を招かないように、以下では、本研究で使用する河川空間の定義を簡単に整理しておく。ここでは、本研究を進めるにあたり、学問上の用語矛盾を避けるため、ここでは河道計画上の用語⁴⁰⁾を利用し、地理学でいうところの河道を低水路と呼び、堤防間で挟まれた氾濫原の一部を高水敷と呼ぶこととした（図1-4）。

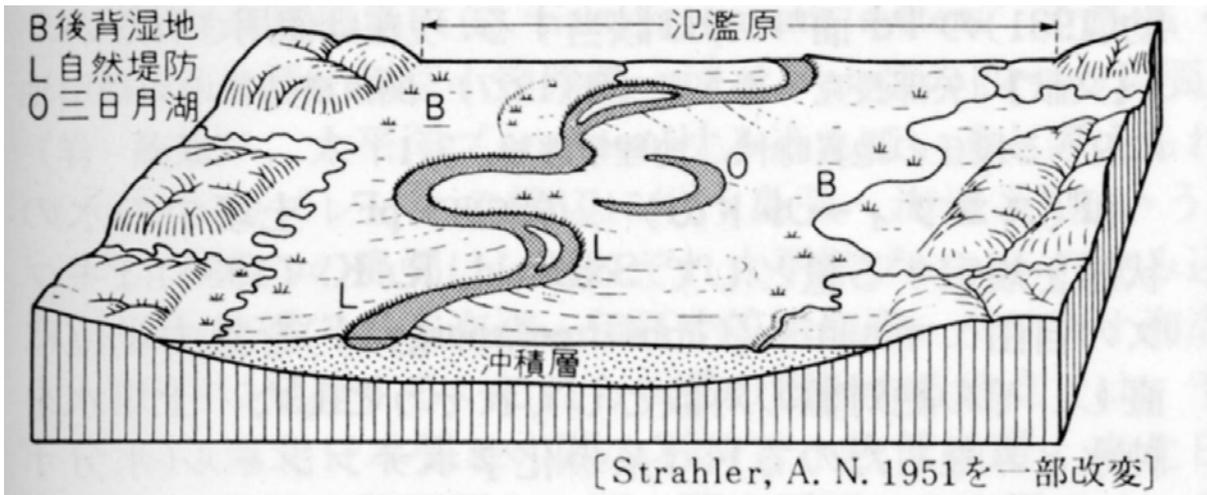


図1-2 河川地形（河道と氾濫原）³⁷⁾

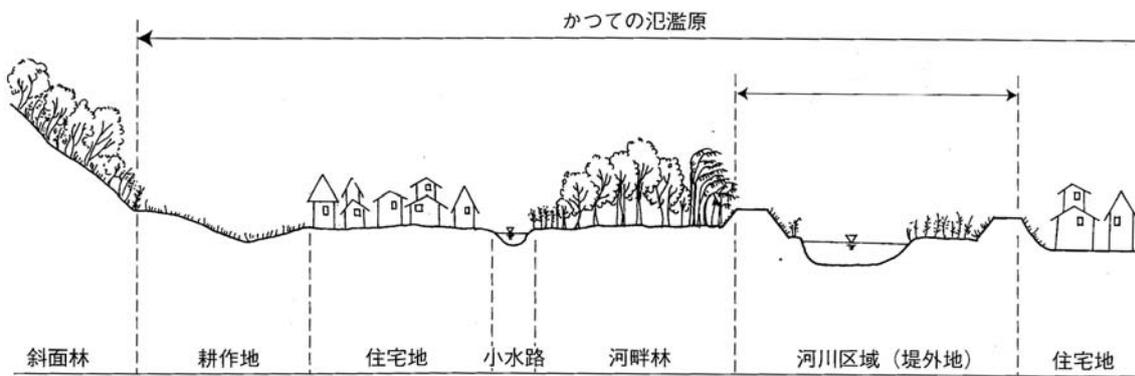


図1-3 土地開発にともなう氾濫原の減少³⁸⁾

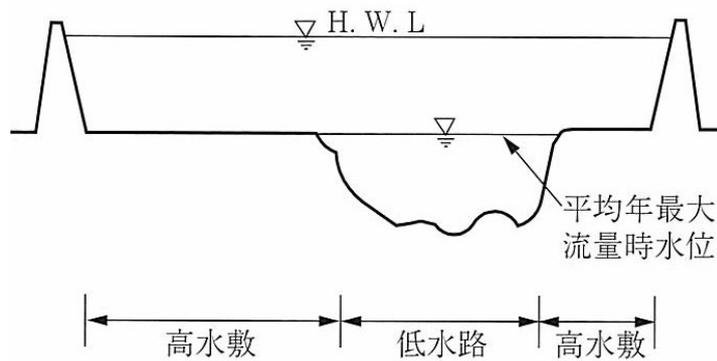


図1-4 河川構造の概念図⁴⁰⁾

1. 1. 4 河川環境整備の動向と河川植生管理の課題

1. 1. 1でも触れたように、2003年の「自然再生推進法」以降、河川においても失われた自然を元に戻す取り組みが行われるようになった。例えば、河原再生事業では、河川の改変等によって、動植物の生育生息場の減少など河川本来の更新システムが損なわれ、かつて見られた川の自然らしさが無くなったことを問題視し、河川の物理的環境の動態を加味した環境復元を目的として実施される場合がみられるようになった。これは、治水安全度を高めるための樹木伐採とかつての自然環境（主に砂礫河原）を取り戻すための1つの最適解とも考えられるが、十分な検討がなされておらず、却って河川環境を悪化させている例も見られる。例えば、自然再生を目的として行われた河原再生事業後には、砂州上に外来性植物が蔓延する箇所もみられるといったように、再生が必ずしも良好な環境創造に繋がらない事例からも分かる。この事実は、流域に生育している植物の分布状況や植物の持つ生理特性をよく理解し、その後の維持管理を含めた検討が必要であることを教えてくれる。とくに、河川に蔓延する多くの外来植物は、開放景観を利用する先駆的な植物であることが多い。

また、これら外来種の蔓延は、経緯を探るとほとんどが人の利用によりもたらされたものである。例えば、治山・地すべり防止緑化の材料としてハリエンジュや、早期のり面緑化材である外来性イネ科草本（シナダレスズメガヤ、オニウシノケグサ）・イタチハギ、あるいは、外国から輸入された家畜飼料に混入する草本（アレチウリ、イチビ）などがあげられる。また、外来性イネ科草本などは、1970年代以降に多くののり面で利用され（道路やダム）、1980年代はイタチハギが多く利用された。この負の連鎖が河川植生に影響を与え、今では過去とは違う河川の姿を作っている。

その他、川へ及ぼす人為影響そのものの減少により河川の景観が変化していることも考えておかなければならない。川は確かに自然らしい景観を有しているが、人の暮らしと共に成り立っている箇所も多い。洪水や土砂等の自然攪乱と人的攪乱の結果、現在の河川植生が成り立っており、ややもすると自然攪乱のみの議論になりがちだが、人による攪乱を適度に加えないと草地や樹林化が進み、たとえ自然攪乱が起こったとしても、異なる結果となろう。

今後の河川植生管理においては、河川を取り巻く環境が変わってきていることを認識しておく必要がある。また、河川環境に求められる姿は、流域の状況や時代背景、社会情勢の影響を受けて変化するものであり、今後とも河川管理者は柔軟な対応が求められるだろう。

1. 2 研究の目的と本論文の構成

本論文では、河川における地形、人的作用が植生に及ぼす影響について現況把握を行ったうえで、今後の実管理に生かすべき持続的な河川環境管理手法を提案することを目的としている。植物の生育と地形との関係から研究を進める中で、以下のように本文を構成する。

第1章では、本研究が必要となった背景について論説した。論説するにあたり、過去からの河川利用や河川管理が河川植生に及ぼす影響を概観し、現状課題の整理や、河川植生の動態に関わる

従来の研究を通し本論文の必要性を示す。第2章では、河川植生の経年変化を巨視的に理解することを目的とし、地被状態の変化を指標とし河道特性量との関係性を明らかにする。これら2つの章は、本論文の背景および対象とする研究範囲を示す概略的な部分である。

第3章では、河川での植物繁茂の実態を把握するため、前半では、洪水等の自然攪乱による植物繁茂の実態について、種子の流送特性を実験により明らかにし、数値解析および既往資料・文献による考察を通し、種子の着床・流出のシナリオを提示する。ここでは、自然的攪乱の一要素である出水の規模やタイミングの違いによる植物繁茂の実態を分析・考察する。とくに在来植物の生育場を奪う蔓性植物のアレチウリを取り上げる。これにより、アレチウリだけでなく、1年生種子拡散型の外来植物除去対策を計画するうえで有用な考え方も示す。後半では、人的管理が減少した河川植物の植物繁茂の実態について、その繁茂の影響が流域の生活との関わりが深いということを定量的な解析手法により示す。人的影響の管理が減少したことにより、河川の樹林化が急速に進行しており、治水との兼ね合いの中で、これらの樹林をどう管理していくのか、今後大きな問題となる。過去100年間の資料を基に、既存の文献・資料を解析し、かつての河川の自然環境を保全するには、河川のダイナミクス復元に加えて、過去の人為的攪乱に相当する攪乱を計画的に加える必要があることを示す。

第4章では、礫河原が残存している河川を対象に、礫構造と植物選好性との関係や種子の供給が河川植生の成立に与える影響について考察する。これは、礫河原再生直後に植物の繁茂場とならないような法則を河川の物理構造と植物の生物生態との関係から、原理原則を知ることによって再生事業に生かすことにある。

第5章では、河川植生の現状を把握するとともに、河川植生を数値的に評価し、植生のデータを有効に活用できる方法について検討する。とくに、ここでは、人的管理が減少した河川における植生の実態把握とその評価を行う。人的管理が減少した河川では、樹林化の進行に伴い治水安全率が減少している。その一方で、かつての湿性林の回復もしてきており、河川植生を保全する意味においても、現在の河川植生を定量的に評価し、管理に繋げていくことが重要である。河川生態系の構成要素には人間も含まれることを1.1.1で述べたが、環境は地域と結びつきが強く、地域ごとに自然の利用や自然観が異なり、絶対的な答えは存在しない。そのため、今後、河川の基盤ともいえる植生をどのように管理していくか、その基準を明確にし、定量的に評価していくことが重要な課題となるだろう。例えば、樹林化問題が深刻化している現状について、どういった管理をしてゆけば、河川生態系に配慮した改修となるのか、また維持管理につなげられるかを判断する必要がある。その際には、過去の資料を使いながら新たな植生評価システムを構築し、維持管理に繋がられるようなものであることが求められる。本章で示す植生評価システムを構築すれば、定量的な説明規範になることができるものと考えられる。

第6章では、堤間内で起こりうる河川環境の変化がこの50年間に大きく変化してきていることや、その変化は主として様々な人的活動の結果であることを明らかにし、河川環境の整備と保全、持続可能な河川管理の在り方について提案を行う。

第7章の結論では、第6章までに得られた成果をまとめるとともに、これからの河川植生管理手法の構築に向け、今後、取り組むべき課題について論じる。

参考文献

- 1) 中村圭吾,天野邦彦:ヨーロッパを中心とした先進国における河川復元の現状と日本の課題,応用生態工学, No.8(2), pp.201-214, 2006.
- 2) 佐藤清一,吉川秀夫,芦田和男:河床砂堆の掃流砂量に関する基礎的研究,土木学会論文集,第98号, pp.51-69, 1953.
- 3) 芦田和男,道上正規:移動床流れの抵抗と掃流砂騒に関する基礎的研究,土木学会論文集,第206号, pp.51-69, 1972.
- 4) 石川忠晴:河川の流砂に関する基礎的研究,東京工業大学土木工学研究報告, No.24.
- 5) 関根正人,吉川秀夫:掃流砂の流送機構に関する研究,土木学会論文集,第351号, pp.69-75, 1984.
- 6) 池田宏:実験水路における砂礫堆とその形成条件,地理学評論, No.467, pp.435-451, 1973.
- 7) 池田宏:砂礫堆から見た河床形態のタイプと形成条件,地理学評論, No.4310, pp.712-730, 1975.
- 8) 神田佳一,福井奈美子,福岡涼子:多然型護岸を有する低水路狭窄部の河床変動に関する研究,明石高専紀要, pp.1-8, 2001.
- 9) 清水義彦:1次元流れと河床変動の計算,水理公式集例題プログラム集平成□年度版,例題2-4, 2001.
- 10) 富所五郎,後藤和也,石原祐樹,松本明人:植生を考慮した千曲川の洪水流と河床変動の解析,水工学論文集,第45巻, pp.775-780, 2001.
- 11) 清水義彦,辻本哲郎,中川博次:直立性植生層を伴う流れ場の数値計算に関する研究,土木学会論文集, No.447/II-19, pp.35-44, 1992.
- 12) 清水義彦,辻本哲郎:植生帯を伴う流れ場の平面2次元解析,水工学論文集,第31巻, pp.513-518, 1915.
- 13) 清水義彦,辻本哲郎,小葉竹重機:平衡植生流れと浮遊砂輸送に関する数値計算,水工学論文集,第41巻, pp.845-850, 1997.
- 14) 中野治房:中部利根河岸の植物生態について. 植物学雑誌, 24, 277, pp.27-35, 1910
- 15) 橘原恭爾:植物生態学より見た本邦河川の植物群落,資源科学研蕊報,第22巻6号, pp.65-103, 1936.
- 16) 橘原恭爾:荒川河原植物群落の生態学的研究並びに其の治水植栽と高水敷牧場化, 資源科学研彙報,第8巻, pp.1-155, 1945
- 17) 奥田重俊:関東平野における河辺植生の植物社会学的研究,横浜国大環境研紀要, No.4, pp.43-112, 1978.
- 18) 奥田重俊,佐々木寧編:河辺環境と水辺植物,ソフトサイエンス社, 1996.
- 19) 石川慎吾:揖斐川の河辺植生 I,扇状地の河床に生育する主な種の分布と立地環境,日本生態学会誌, No.38, pp.73-84, 1988.
- 20) 石川慎吾:揖斐川の河辺植生 II,扇状地域の砂礫堆上の植物動態,日本植生学会誌, No.41, pp.31-43, 1991.
- 21) Colloer, M., Webb, R., Hand Schmidt, J.C.: Dams and rivers-Primer on the downstream effect of dams U.S. Geological Survey, Circular 1126, 1996.
- 22) Auble, G.T., Friedman, J.M. and Scott, M.L.: Relating riparian vegetation to present and streamflows, Ecological Applications, Vol.4-3, pp.544-554, 1994.
- 23) Elliott, J.G. and Parker R.S.: Altered streamflow and sediment entrainment in the Gunnison Gorge, Journal of the American Water Resources Association, Vol.33-5, pp.1041-1054, 1997.
- 24) Johnson, W.C.: Woodland expansion in the Platte River, Nebraska: patterns and causes, Ecological Monographs, Vol.64(1), pp.45-84, 1994.
- 25) 塚原隆夫,渡辺敏,望月達也,藤田光一:礫床河川における水際環境の変化と洪水の作用,土木技術資

料, No.39-5, pp.30-35, 1997.

26) 渡辺 敏, 藤田光一, 塚原隆夫: 安定した砂礫州における草本植生発達の有無を分ける要因, 土木学会論文集, No.503/II-29, pp.59-68, 1994.

27) 藤田光一, 渡辺 敏, 李参熊, 塚原隆夫: 礫床河川の植生繁茂に及ぼす土砂堆積作用の重要度, 第4回河道の水理と河川環境に関するシンポジウム論文集, pp.117-122, 1998.

28) 季参照, 藤田光一, 塚原隆夫, 渡辺敏, 山本晃一, 望月達也: 礫床河川の樹林化に果たす洪水と細粒土砂流送の役割, 水工学論文集, 第42巻, pp.433-438, 1998.

29) 季参照, 山本晃一, 望月達也, 藤田光一, 塚原隆夫, 渡辺敏: 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, 第3266号, 1999.

30) 季参照, 渡辺敏, 望月達也, 藤田光一, 塚原隆夫: 礫州上の植物群落の破壊と河床材料の移動, 土木学会第52回年次学術講演会, pp.286-287, 1997.

31) 瀬崎智之, 服部敦, 近藤和仁, 徳田真, 藤田光一, 吉田昌樹: 礫州上草本植生の流失機構に関する現地観測と考察, 水工学論文集, 第44巻, pp.825-830, 2000.

32) 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, pp.97-98, 2004.

33) 藤田光一, 季参照, 渡辺 敏, 塚原隆夫, 山本晃一, 望月達也: 扇状地礫床河道における安定植生域消長の機構とシミュレーション, 土木学会論文集, No.747/II-65, pp.41-60, 2003.

34) 榎本慎二, 服部敦, 瀬崎智之, 伊藤政彦, 末次忠司, 藤田光一: 礫床河川に繁茂する植生の洪水攪乱に対する応答, 遷移および群落拡大の特性. 河川技術論文集, 第10巻, pp.303-308, 2004.

35) 渡辺 敏, 前野詩郎, 藤塚佳晃, 宮崎貢, 真田淳二: 旭川における礫河原再生と樹林化抑制に関する現地試験による検証, 水工学論文集, vol.50, 2006.

36) 山本晃一: 沖積河川学, 山海堂, 470p, 1994.

37) 町田貞, 井口正男, 貝塚爽平, 佐藤正, 榎根勇, 小野有五: 地形学辞典, 二宮書店, 1982.

38) リバーフロント整備センター: 河川植生の基礎知識, 65p, 2000.

39) 福岡捷二: 洪水の水理と河道の設計法 (治水と環境の調和した川づくり), 森北出版, 2005.

40) 国土技術研究センター: 河道計画の手引き, 山海堂, 189p, 2002.

第2章 近年の河川植生の変遷

2. 1 概説

日本の扇状地における多くの河川では、砂利採取の直接的な人為インパクトによる河床掘削は、河床低下や低水路川幅の拡幅をもたらすが、その後、十分な砂礫供給がされず、従前の河床状態まで回復できない河川が多く見られる。このように強制的に川幅が拡大した区間では、その場の流速低下に伴い、それまで通過していた土砂が低水路河岸部を中心に堆積し、新たな段丘部分ができる。さらに、河床低下や川幅拡大に伴い、従前まで比較的高頻度で冠水や攪乱が生じていた河原環境が減少してきている^{1),2)}。このような現象は、国内のみならず欧米でも顕在化してきている³⁾。近年、減少の著しいカワラノギク、カワラバツタなどを代表とする河原固有の生物や樹林化現象も、河床低下を一因とし減少してきていると考えられ、今後、生物多様性の保全を図る上でも、この問題解決は極めて重要である。

低水路川幅が縮小する過程は、経験的な方法による Lacey らの研究⁴⁾、実河川のデータに力学的な考察を加味した山本らの研究⁵⁾がある。その他、泉ら⁶⁾、藤田ら^{7),8)}、関根ら⁹⁾は、河幅が縮小する現象の力学的機構の解明に基づき、植物の繁茂がウォッシュロード堆積を促進し、川幅が縮小していく過程を明らかにした。このように、河川工学の観点から、河床が低下し、低水路川幅が縮小する過程は、経験的および物理的側面から解明されつつある。

また、河床低下を一因として減少してきている河原固有の植物の減少について、例えば萱場¹⁰⁾は、雫石川を対象とし、空通写真から約50年間の地被状態の分布と河道形状の変化の把握により、1.5日/年程度の冠水頻度を境界とし、裸地および木本地が占める面積の割合が変化することを明らかにしている。また、石川¹¹⁾、渡辺ら¹²⁾、大石ら¹³⁾は、植生と河川地形との関連から、河川の水流による攪乱の頻度および強度により生育する植生に違いがみられることを明らかにしている。

以上のように、河床低下とこれに起因する現象については、かなり以前から検討されてきている。しかしながら、河床低下と低水路川幅の縮小の実態を明らかにし、この程度と河原固有生物の減少、樹林化の進行等の関連性について、全国の河川を定量的な比較により明示した事例はほとんど見あたらない¹⁴⁾。そこで、ここでは全国的な比較により河川植生の変化について知るため、河床低下と低水路川幅の変化の程度を川幅水深比と最深河床低下量を指標として示し、その経年的変化と地被状態の経年的変化との関連性について明らかにすることとした。ここでとりあげる指標と地被状態の変化の関連性を明らかにすることは、河川の歴史的な変遷を理解することにつながり、結果として、将来における河川の動向を予測する際の参考となる。

2. 2 全国7河川における地被状態の長期変動の実態

2. 2. 1 対象河川および対象区間の概要

対象河川は、河川横断図、空中写真、洪水痕跡水位、年最大流量などの資料が揃っており、昭和30年以降（1955年以降）、河道区間の一部の河床が低下した（直接的には砂利採取の影響による）猪名川、菊地川、九頭竜川、手取川、大井川、天神川、木曾川とした。表2-1に対象区間

の河川名，対象区間の河床勾配，流域面積，幹川距離を示す。

表 2-1 対象区間の概要

河川名	対象区間(Kp)	対象区間平均河床勾配	流域面積 (km ²)	幹川距離 (km)
手取川(石川県)	4.9-6.4	170	809	72
大井川(静岡県)	13-23	240	1,200	168
木曾川(岐阜県)	41-44	620	9,100	227
	50-54	565		
猪名川(兵庫県)	8-10	350	383	43.2
九頭竜川(福井県)	20-31	345	2,930	116
天神川(鳥取県)	2.5-3.9	1,010	500	32
菊地川(熊本県)	0-14	2,930	995	71

2. 2. 2 把握手法の概要

本研究では，河床低下と低水路川幅の変化を異なる河川間で比較するため，平均年最大流量時の川幅水深比を一つの指標として用いた。この理由として，日本の河川における平均年最大流量は，低水路満杯流量に対応する流量に近く，その時の川幅水深比が砂州の平面形状を決めると指摘されていることにある¹⁵⁾。すなわち川幅水深比は，河道形状を規定する重要な指標と考えられるので，この値を指標とし，横断形状の変化を知る手立てと考えた。ただし，川幅水深比だけでは，河床低下量を示す指標に結びつかないため，ここでは，もう一つ指標として，最深河床高の変化量を求め，以上の2つの指標により川の横断面形状の変化を示すこととした。

河床低下と低水路川幅の拡幅は，冠水頻度の低下^{1)-3),11)-13)}とともに，掃流力の減少を引き起こす⁴⁾⁻⁹⁾ため，堤間幅内の植物の生長が促進されるものと予測される。そこで，地被状態の変化は，対象区間の堤間幅内全域について判読した。

表 2-2 は，河道特性を求めるために用いた横断測量図と，地被状態の判別をするために用いた空中写真データの取得年の一覧である。以下に河道特性の把握方法と地被状態の判別方法について説明する。

(1) 不等流計算による河道特性の把握方法

河幅水深比を求めるため，河道計画で行われる次元不等流計算を計算した。具体的な手順としては，まず，200m ごとに測量された横断測量図から，低水路法肩と高水敷との境界位置を低水路の左右岸位置とした。これをもとに高水敷高（低水路法肩高）および低水路平均河床高を算出し，次いで河床勾配を決定した。各河道内断面に対して，高水敷（本報では，0.035 に固定）および低水路の粗度係数を設定した。設定した粗度係数が妥当であるかを検証するため，痕跡水位

表 2-2 使用資料の横断測量図および空中写真

河川名	使用資料	使用資料の取得年				
		1980	1981	1991 *	1998	2003 *
手取川	横断測量	1980	1981	1991 *	1998	2003 *
	空中写真	1977	1984	1997 *	1998	—
大井川	横断測量	—	1968	1979	1982 *	2001
	空中写真	1956 *	1968	1979	1995 *	2001
木曾川	横断測量	—	1972	1982	1997	2000
	空中写真	1959 *	1973	1981	1994	2002
	横断測量	—	1972	1982	1997 *	2000
	空中写真	1959 *	1973	1981	1993 *	2002
猪名川	横断測量	1959	1967	1976	1983 *	—
	空中写真	1959	1967	1976	—	2000 *
九頭竜川	横断測量	1981	1983 *	1989	1997 *	2001
	空中写真	1981	—	1989	—	2000
天神川	横断測量	1963	1971	1979 *	1990	1991
	空中写真	1963	1971	—	1990	1997
菊地川	横断測量	1960 *	1967	1982	2002	
	空中写真	1947 *	1967	1982	2002	

—*は川幅水深比と地被状態の面積割合について算出する際に利用していない—

実測値と計算水位の誤差をもとめ、その値が小さくなるまで、低水路の粗度係数を変更し、両者の一致を確認した。

ただし、低水路法肩と高水敷との境界位置や粗度係数については、痕跡水位が得られたデータに最も近い年のものを用いた。また、河道の拡幅などの低水路位置の明確な変化があった場合には、低水路法肩と高水敷との境界位置の変化に併せてその位置を変更するとともに、新たな低水路と高水敷の区分に応じた粗度係数を与えた。

他方、各河川の10数年分の年最大流量データより、平均年最大流量をガンベル・チョー法により算出し、この流量を与えた不等流計算の結果から、200mごとの水面幅と平均水深を求めた。本報では、この時の水面幅を川幅 (B) および平均水深 (H_m) と定義する。なお、ここでいう平均年最大流量とは、低水路満杯流量にあたる回帰年2年の流量¹⁴⁾である。

(2) 空中写真による地被状態の把握方法

図2-1の木曾川(犬山)の例に示すように、空中写真により地被状態を判別した。地被状態の判別の範囲は、堤外地内を対象とし、表2-3に示す分類項目別に地被状態を判別し、その面積変化を把握した。なお、水域や自然裸地は撮影された日時により大きく変動するため、ここでは2つを併せて無植生地と分類している。また、人工地に分類された項目について、例えば、耕作地であった場所が放棄され、草地などへ変化した場合には草地と判読している。

表 2-3 分類項目とその定義

分類項目		分類項目の定義
無植生地	(水域)	空中写真撮影時に水面であった場所
	(自然裸地)	空中写真撮影時に植物の繁茂がなく、人工的利用でない場所、主に砂州。
草本地		空中写真撮影時に草本植物が繁茂している場所
樹林地		空中写真撮影時に木本植物が繁茂している場所
人工地		グラウンド、田畑、河川構造物のある場所

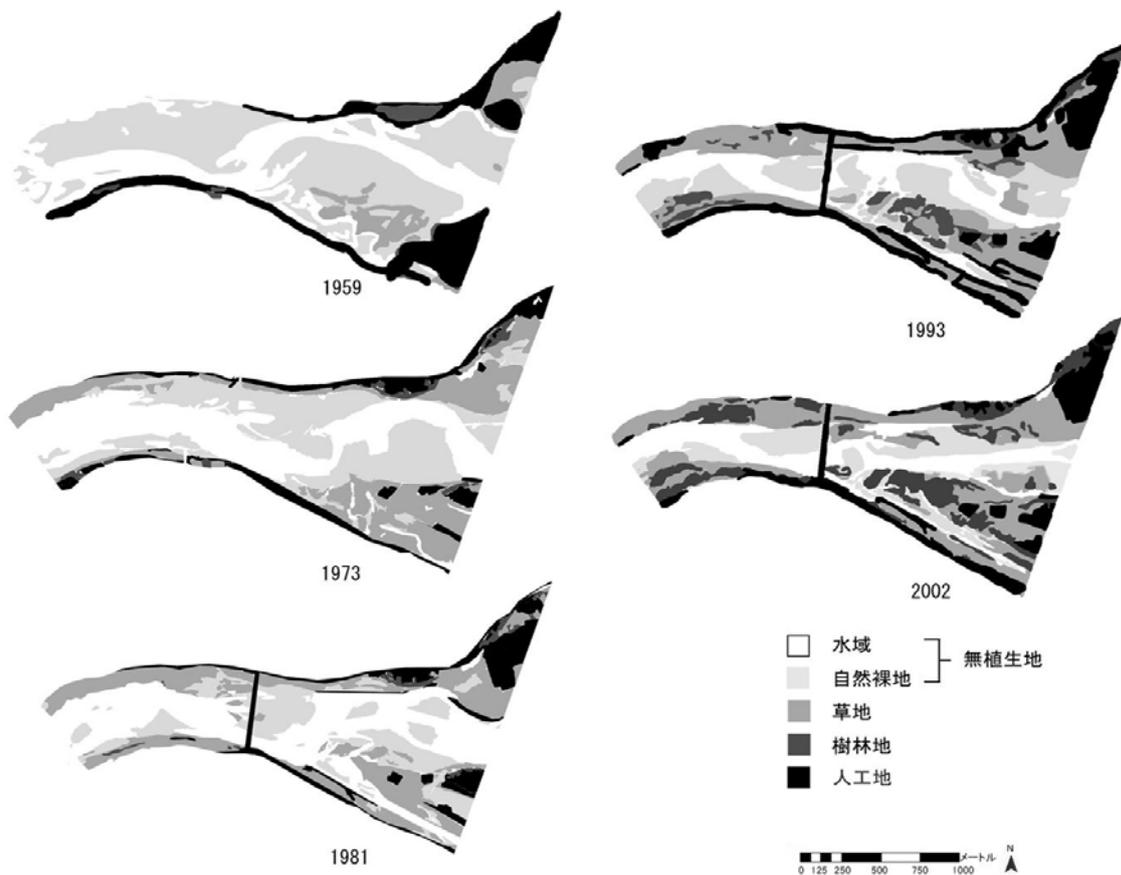


図 2-1 地被状態の経年的変化（木曽川 41-44km）

2. 2. 3 検討結果および考察

(1) 河道内地形および地被状態の経年的変化

a) 最深河床高の経年的変化

図 2-2 に各河川における各年の最深河床の変化図を示す。手取川については、1980 年以降の変化図を示している。6.2km 付近の変化をみると、1980 年～1981 年の 1 年間に約 4m 上昇してい

る。また、対象区間全体の縦断変化をみると、1981年以降は、約1.5m前後の変動幅をもっている。

大井川については、1968年以降の変化図を示している。19.2km付近の変化をみると、1968年～1982年の14年間に、最深河床高は約2m低下し、2002年までにさらに約3m低下している。対象区間全体の縦断変化をみると、最深河床高は、1968年から徐々に低下してきており、2002年までに2～3m程度の低下がみられる。

木曾川（犬山）については、1972年以降の変化図を示している。41.6kmおよび42.3km付近をみると、1972年～1982年の10年間に、最深河床高は約8m低下している。1997年に最深河床高は上昇するものの、1972年と比較すると全体的に約2m低い。また、1992年と比較し、2000年には、42.2kmより上流において、河床の低下はみられないものの、それより下流は、徐々に低下し、41.4km付近で約7mの局所的な低下がみられる。

木曾川（笠松）については、1972年以降の変化図を示している。53.2km付近の変化をみると、1972年～1982年の間に約2m上昇している。対象区間全体の縦断変化についてみると、53kmより下流では、2000年までに約2m低下している。

猪名川については、1956年以降の変化図を示している。9.6km付近、8.4km付近の変化をみると、1959年～1967年の8年間に1～2m程度、河床の低下がみられる。対象区間全体の縦断変化についてみると、河床は、1983年までに徐々に低下する傾向にあるが、他河川と比較しても低下の程度や変動量は小さく、比較的安定しているといえる。

九頭竜川については、1981年以降の変化図を示している。1980年以前と比較し、局所的な低下区間はみられないものの、対象区間の縦断変化をみると、1981年以降、断続的に約2m低下している箇所がみられる。

天神川については、1963年以降の変化図を示している。2.8km付近より上流測では、1963年以降、最深河床高は徐々に低下し、1997年までに約1.5m低下している。対象とした区間も短いことも相まって、他河川と比較すると最深河床の変動は小さい。

菊池川については、1960年以降の変化図を示している。1967年を除き、局所的に2～5m程度の河床の上下変動がみられる。対象区間全体の縦断変化をみると、1982年までに区間全体において、2～3m程度、河床の低下がみられる。

以上のように、1970年以降、ほとんどの河川で河床の低下がみられるものの、河床低下した年代も違えば、最深河床高の低下の程度や変動量にもばらつきがみられる。また、手取川や九頭竜川などのように、1980年代以降の横断測量図との比較では、他河川と比較し、明確な河床の低下がみえにくい場合や、天神川や猪名川のように、対象区間全体における縦断変化の変動幅の小さい河川もある。

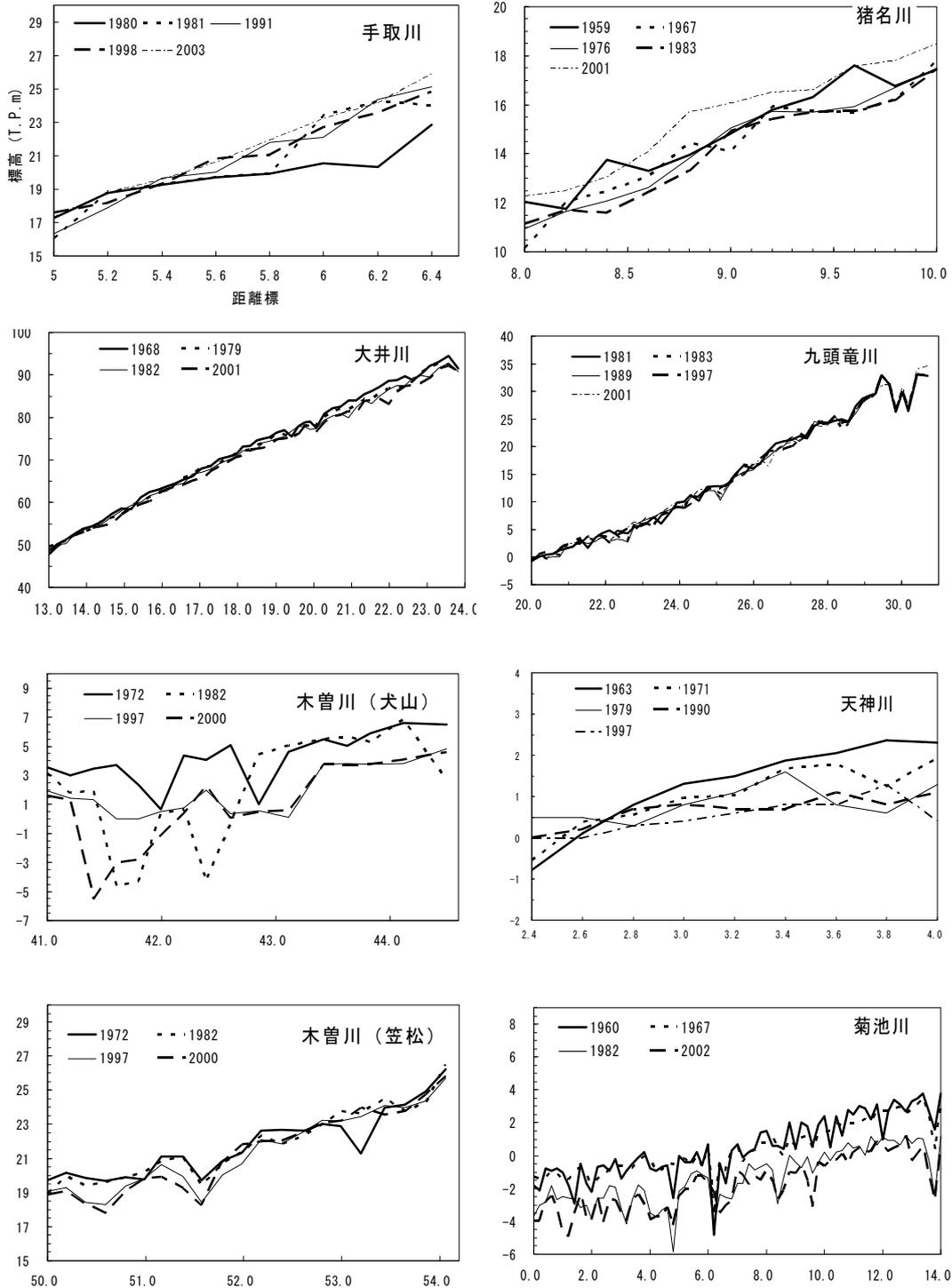


図 2-2 各年の最深河床高の縦断的变化

* 距離標は、河口からの距離(km)を示す。

b) 平均川幅水深比と平均最深河床高の経年的变化

横断測線ごと(200m 間隔)の川幅水深比を平均して求めた平均川幅水深比 (B/H_m) と横断測線ごとの最深河床高を平均して求めた平均最深河床高の経年变化を示す(図 2-3)。

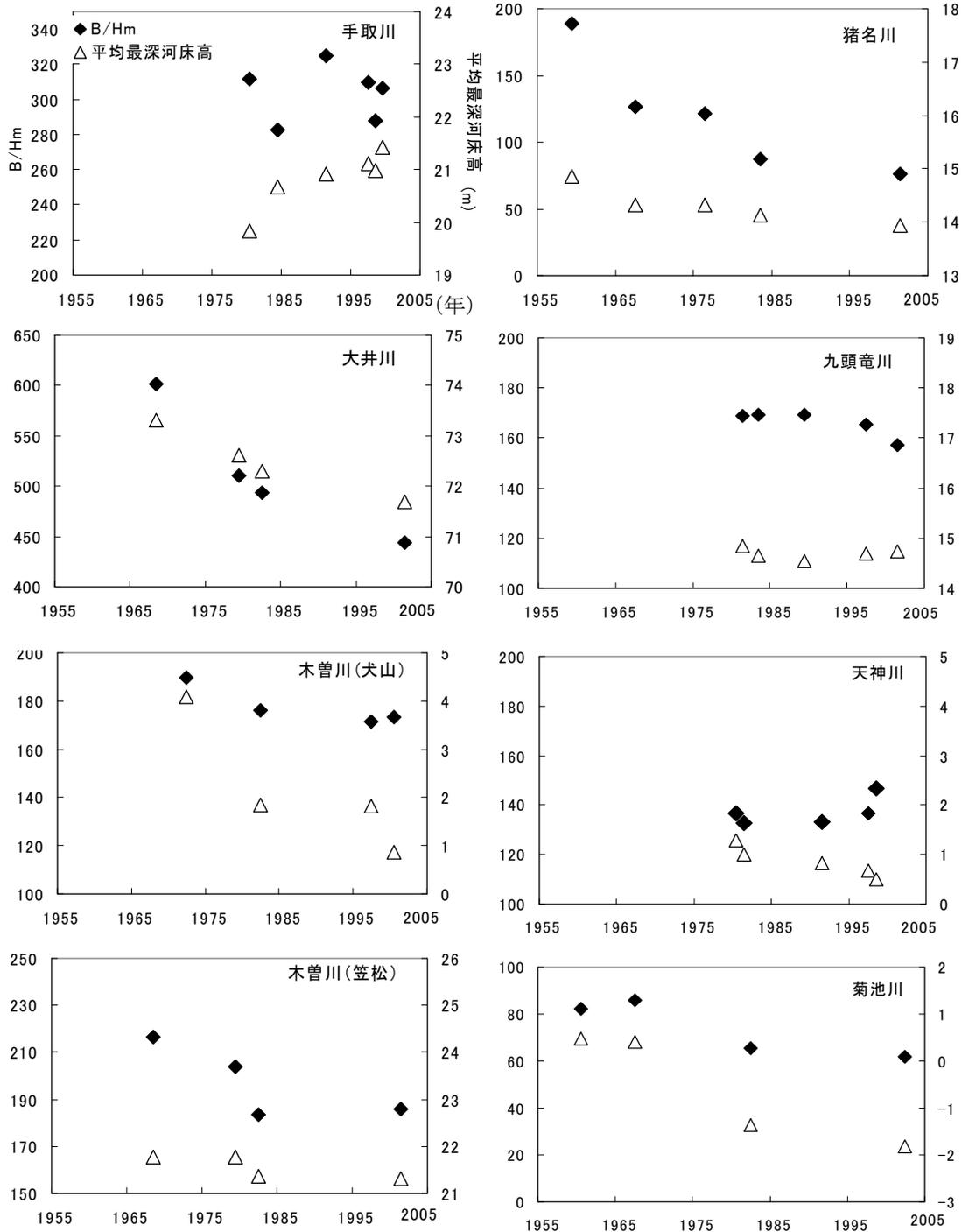


図2-3 各河川の川幅水深比 (B/H_m) と平均最深河床の経年変化

—大井川，猪名川を除き B/H_m は 10 刻み，平均最深大河床高は 5m に図示している刻みで図示した—

手取川では，1981 年以降， B/H_m は，低下と上昇を繰り返しながら 300～330 を変動している．平均最深河床高は，年々増加傾向にある．

大井川では，1968 年に B/H_m が約 600 であったが，年々減少し， B/H_m は約 450 となった．また，平均最深河床高も年々減少し，1968 年と比較して 2001 年までに約 1.5m 低下している．

木曾川（犬山），木曾川（笠松）は，同様の傾向を示し，1982 年までは B/H_m は低下傾向にあるが，

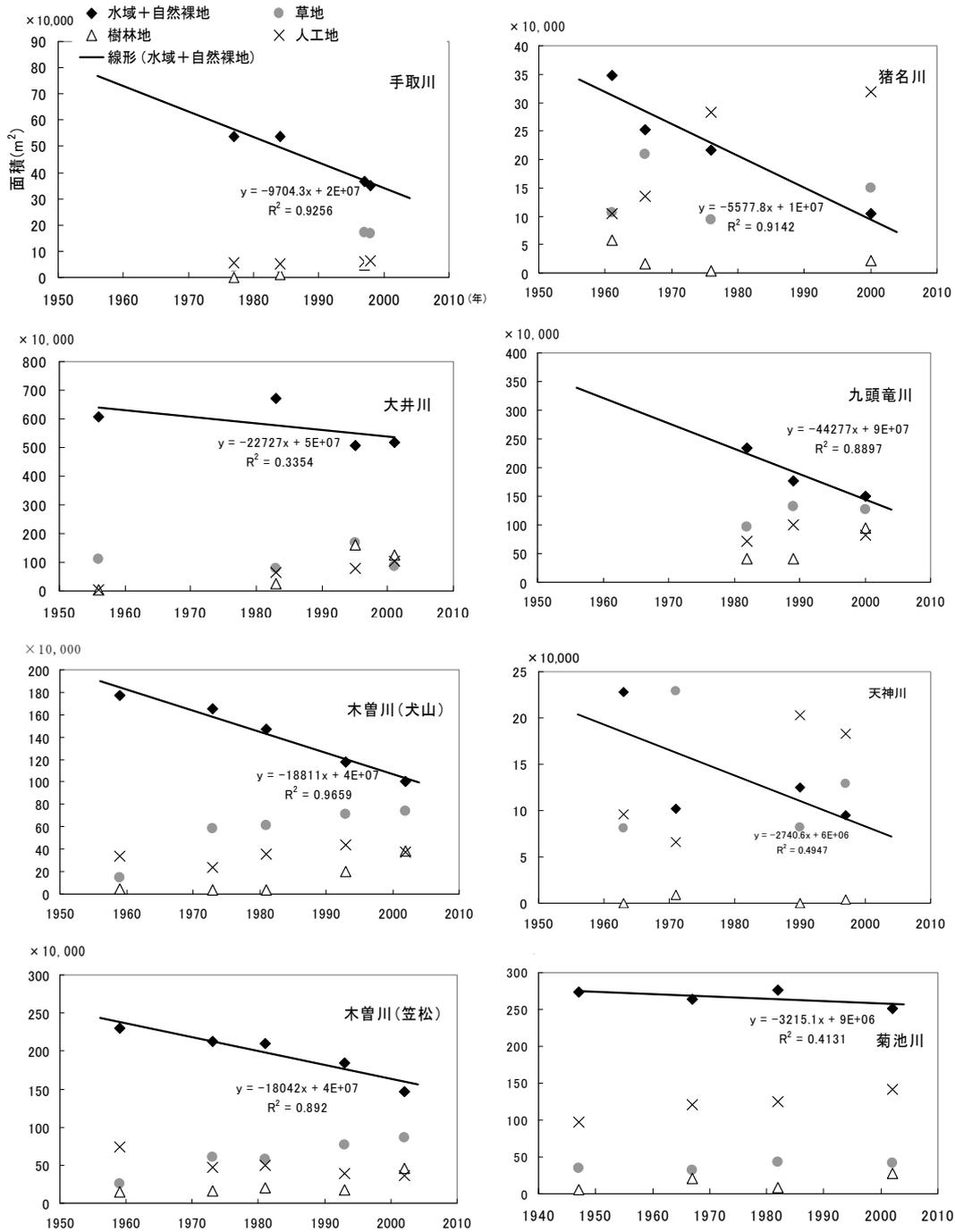


図 2-4 各河川の地被状態の面積変化

それ以降は、横ばいという結果となった。 B/H_m の変動幅は、20~40 程度であった。また、平均最深河床高についても、1982 年までに減少したあと、1982 年以降横ばいの傾向を示した。

猪名川は、1965 年までに B/H_m が約 70 低下したあとに横ばい傾向を示し、さらに、1983 年に約 35 低下し、それ以降、ほぼ横ばいの傾向を示した。平均最深河床高については、低下量は約 50cm と少ないものの、 B/H_m に対応するように低下と横ばい繰り返していた。

九頭竜川では、 B/H_m についてみると、1997 年以前のデータと比較し、近年はやや低下傾向に

ある。 B/H_m の変動幅は、約 15 であり、他河川と比較しても小さい。平均最深河床高は各年ともほぼ横ばいの傾向を示した。

天神川では、他の河川と違い B/H_m は一度下がった後に、再び上昇する他河川とは違った傾向を示した。

菊地川では、 B/H_m についてみると、低下傾向にあるものの、1960 年と比較し、2002 年には、約 30 低下しているが大きな低下量ではなかった。一方、平均最深河床高は、約 2.5m の低下が見られた。

以上のように、ほとんどの河川で B/H_m 、平均最深河床高ともに減少傾向にあることがわかった。ただし、 B/H_m 変動幅は各河川で異なり、1960 年代以降のデータを有する河川について比較しても、大井川のように、2001 年までに、 B/H_m は約 150 低下している河川もあれば、木曾川（笠松）のように、約 40 しか低下していない河川もあるなど、その変動幅にはばらつきがみられる。 B/H_m の変動幅の傾向としては、そもそも B/H_m が小さい箇所では、その低下の程度も小さいという傾向がうかがえる。

c) 地被状態の経年的変化

図 2-4 に各年の地被状態の経年的変化を示す。全対象河川において、無植生地（水域＋自然裸地）の面積は減少傾向にあり、線形的に回帰すると 6 箇所（5 河川）で相関が高い。その減少スピードをみると、年間に $5,000 \sim 40,000 (\text{m}^2/\text{year})$ 、割合で $1 \sim 3 (\%/ \text{year})$ の速さで減少してきている。一方、草地、樹林地、人工地の面積は、1970 年以降上昇傾向にあることがわかる。とくに猪名川（1976 年以降）、天神川（1990 年以降）において、人工地の面積は無植生面積よりも大きな値を示している。これらは、それまで草地、樹林地であった場所が、グラウンド、建造物、護岸などに変化しているためである。また、1970 年以前に人工地が大きい箇所は、耕作などの人工地の面積が大きい傾向にあった。

(2) 全対象河川の河道内地形と地被状態の変化

a) 全対象河川における地被状態の面積割合の経年的変化について

図 2-5 は、全対象河川を対象に、全地被状態に占める各地被状態の面積の割合の経年変化を示した図である。ここでは、過去から現在までの動向を知るため、1970 年以前まで、1971 年～1990 年、1991 年以降から現在までの 3 つの期間のデータに分け、四分位の箱ひげ図を用いて示している。

無植生地については、年が経るにつれて、分布の中央値、最小値が低下傾向にある。樹林地については、1990 年以前は分布の中央値が横ばいであるが、1991 年～2002 年には大幅に増加している。草地については、中央値は徐々に増加傾向にあり、1991 年～2002 年での四分位範囲（25%～75%）は、中央値の方へ狭まる傾向にあった。1970 年以降の人工地については、それ以前と比較し、増加傾向にあることがわかった。

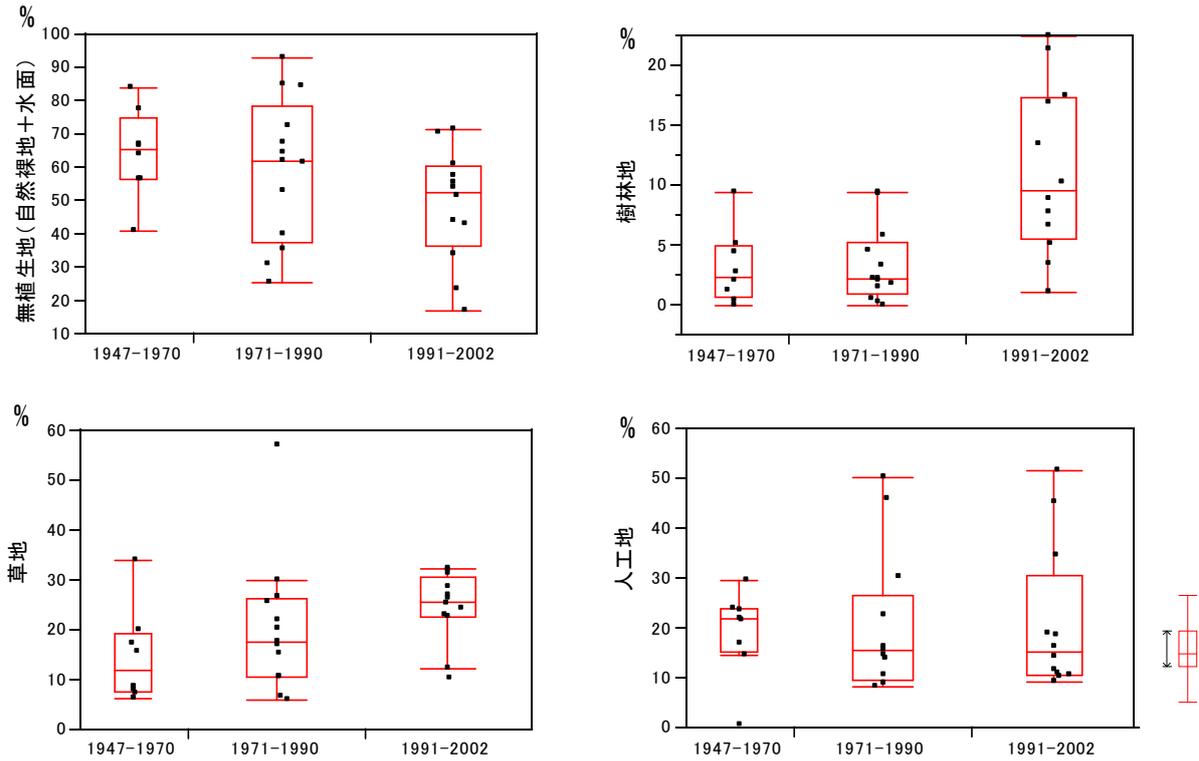


図2-5 全対象河川における各地被状態の面積割合の経年的変化

—x軸の幅は、標本数に比例したものである—

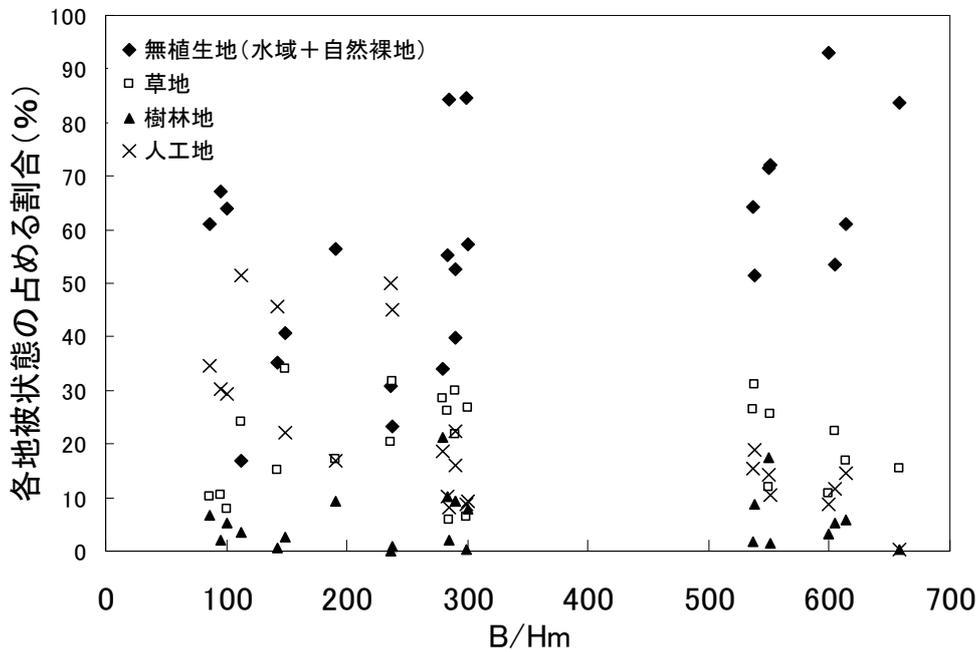


図2-6 対象河川における B/H_m の違いによる各地被状態の面積割合の変化

b) B/H_m と地被状態の面積割合との関係について

図2-6に B/H_m とそれに対応する各地被状態の面積割合との関係(表2-2中の*を除くデータ)について示す. 全体的に, B/H_m が小さくなるに従い, 無植生地の面積割合は減少する傾向にある.

一方, B/H_m が小さくなるに連れ, 草地, 樹林地, 人工地の面積割合の総和が大きくなる傾向に

ある。それらの内訳をみると、人工地の増加が顕著な傾向を示し、 B/H_m が小さいところでは、その割合が最大で50%を超えている。また、 B/H_m が減少するに従い、草地、樹林地は増加傾向にありながら、300程度でピークを迎えているが、これは、本来、草地、樹林地であったような箇所が人為的改変により、人工地へ変化していると考えられ、実際に、グラウンドなどの整備などが進んでいた。山本¹⁵⁾の研究からも、 B/H_m が100を切るような河川では、複列砂州の発達は期待できず、単列砂州が発達することが多くなると言われており、川幅の縮小は、川の安定化をもたらすものと解釈できる。

したがって、川幅水深比が小さくなることによって、河川の自然的なプロセスとしては、草地・樹林化を促すことに繋がると解釈されるが、川幅水深比が十分に小さくなると、それにともない河川の安定化が助長され、人為的な利用拡大が高まるものと推察される。

2. 3 結語

本章では、全国7河川を対象に川幅、水深、河床低下量といった河道特性や空中写真から読み取った地被の長期変動の実態について検討した。

その結果、河床低下の変動についてみると、1970年以降、ほとんどの河川で河床の低下がみられるものの、河床低下した年代も違えば、最深河床高の低下の程度や変動量にもばらつきがみられた。

また、ほとんどの河川において、 B/H_m 、平均最深河床高ともに減少傾向にあることがわかった。ただし、 B/H_m 変動幅は各河川で異なり、1960年代からデータのある河川を対象にその低下の程度を比較してみると、約40~150の間で低下していた。 B/H_m の低下の程度については、そもそも B/H_m が小さい箇所では、その低下の程度も小さいという傾向がうかがえた。

空中写真より読み取った各地被状態のうち、無植生地（水域+自然裸地）の面積は、6箇所（5河川）で線形的に減少する傾向を示し、年間に1~3%の割合で減少していた。他方で、草地、樹林地、人工地の面積は1970年以降上昇傾向にあることがわかった。

B/H_m と各地被状態の面積割合の違いについてみると、 B/H_m が小さくなるに従い、草地、樹林地および人工地の割合が増えていた。とくに人工地の面積割合は最大で50%を超える河川もあり、人的改変の影響が大きく関与していた。

本検討では、土砂動態の物理的プロセス、植物種間での生態的プロセス、改修や管理等の人的プロセスといった個別の現象について十分に考察できたものと言えないものの、巨視的な観点から、河川植生の変遷や河道特性量との関連性について把握することができた。

参考文献

- 1) 皆川朋子, 島谷幸宏: 扇状地における河川の自然環境保全・復元目標の指標化に関する研究, 環境システム, vol.27, pp.237-246, 1999.
- 2) 萱場祐一, 島谷幸宏: 扇状地河川における地被状態の長期的変化とその要因に関する基礎的研究, 河道の水理と河川環境論文集, pp.191-196, 1995.
- 3) Dave Rosgen: APPLIED RIVER MORPHOLOGY, 1996.
- 4) Lacey Gerald: Stable channels in alluvium. London: Institution of Civil Engineers. Excerpt Minutes of Proceedings of the Institution of Civil Engineers, vol. 22, 1929.
- 5) 山本晃一, 藤田光一, 佐々木克也, 有澤俊治: 低水路川幅変化における土砂と植生の役割. 河道の水理と河川環境シンポジウム論文集, pp.233-238, 1993.
- 6) 泉典洋, 池田駿介: 直線砂床河川の安定横断河床形状, 土木学会論文集, No.429, II-15, pp.57-66, 1991.
- 7) 藤田光一, Moody.J.A, 宇多高明, Meade.R.H: 川幅縮小機構についての考察—パウダー川と川内川の観察結果から—, 河道の水理と河川環境シンポジウム論文集, pp.183-190, 1995.
- 8) 藤田光一, 宇多高明, 藤井政人: ウォッシュロードの堆積による高水敷の形成と川幅縮小, 水工学論文集, vol.551(II-37):pp.47-62, 1996.
- 9) 関根正人, 鯨岡史歩: 非常流中のウォッシュロードの堆積とそれに伴う川幅縮小過程, 水工学論文集, vol.41, pp.877-882, 1997.
- 10) 萱場祐一: 雫石川におけるハビタットの変化と冠水頻度との関連について, 環境システム研究論文集, vol.28, pp. 347-352, 2000.
- 11) 石川慎吾: 揖斐川の河川植生. I. 扇状地の河床に生育する主な種の分布と立地環境, 日生態会誌, vol.38, pp.73-84. 1988.
- 12) 渡辺敏, 藤田光一, 塚原隆夫: 安定した砂礫州における草本植生発達の有無を分ける要因, 水工学論文集, vol.42, pp.439-444, 1998.
- 13) 大石哲也, 天野邦彦: 河川植生の生育場を評価するための現場調査方法とその適用, 土木技術資料, vol.46-5, pp.32-37, 2004.
- 14) 大石哲也, 萱場祐一, 天野邦彦: 全国7河川の河道特性及び地被の長期変動の実態とその関連性, 河川技術論文集, Vol.8, pp.357-362, 2005.
- 15) 山本晃一: 構造沖積河川学, pp.149-155, 690p, 山海道, 2004.

第3章 自然的攪乱・人為的インパクトと河川植生の応答

3. 1 概説

近年、我が国における多くの河川では、流域の治山工事に伴う砂防ダムや山腹の再樹林化、ダム建設による流況の平滑化等により、供給土砂や出水といった自然攪乱の頻度や規模が減少したとされている。ダム事業による下流河川周辺の植生に及ぼす影響については、浅見¹⁾より、乾燥立地を好む先駆的な多年生草本や木本類の繁茂を増長することが確認されている。山地にあるダム直下の河川では、環境変化の影響を直接に受ける箇所であるので、当然のことながら植生が変化する。これが下流の扇状地付近の河川となると、ダムによる影響は緩和され間接的な影響に変わるが、河道の直線化、砂利採取等の直接的な影響、外来生物の侵入など様々な人為的要因が複雑に絡み合い、第2章でも取り上げたような、河川に河原が少なくなり、草地や樹林地が増える結果となった。現状では必ずしもこれらの変化度合いを定量的に把握できている状況とは言えないが、河川における自然的攪乱・人為インパクトが植物へ与える影響については、小倉・山本ら²⁾によってまとめられている(図3-1)。

これら河川環境の変質への対策の1つとして、国内外の多くの河川で河原を再生する取組が試みられている³⁾。実際、国土交通省の各地方整備局に対し、自然再生事業についてのアンケート調査を実施(2005年)したところ、かつての川らしさを取り戻す事業としては、砂礫地を多く有する開放的な河原景観を取り戻す取り組みが多く、今後ともその需要は増えていくと考えられる(表3-1)³⁾。

河原が少なくなり、草地や樹林地が増えるプロセスについては、これまで流れや土砂移動といった水理的作用と植物の物理的・生理的作用との関係により、その解明が進められてきている⁴⁾⁵⁾。これについては、攪乱の主役であった洪水が減ったために植物が増えたと単純に考えられることもあったが、洪水をきっかけに植物が急激に増えるパターンがあることもわかるようになってきた⁶⁾。これは、洪水作用による土砂堆積により、植物の侵入するスペースができることで、草地化・樹林化に至る遷移の進行プロセスを明らかにきたものである。ただし、これらの研究⁴⁾⁶⁾は、植物が土砂堆積を促す効果により遷移が進むといった主に物理的な条件を中心に扱ったケースが多く、植物繁茂の絶対的条件である種子やその流送特性や着床・流出のシナリオを提示し、出水の起きる規模だけでなく、そのタイミングの違いによる影響を考察したものではない。

以上を背景に、本章では、砂利採取等により川の形が変化して以降、自然的攪乱と人的攪乱の影響により、現状の河川がどのようなシステムで草地化・樹林化に至るのかを出水による種子拡散や植物の生育プロセス等の観点を加味し検討する。

まず、流水による種子移動や植物群落の拡大を評価する第一歩として、3.2節では、千曲川で1996年から蔓延し、草地化を進行させたアレチウリ(*Sicyos angulatus* L.)を対象に検討を行う。具体には、土砂流送実験の要領で、実験水路でアレチウリ種子の掃流実験を行う。次に、一次元河床変動計算により、過去の出水によるアレチウリ種子の着床状況、出水時に河床に働く摩擦速度の違いからアレチウリ群落の破壊耐性を示し、アレチウリの生活史、人為影響からアレチウリ種子が拡大に到った背景を考察する。これらは、結果として、出水規模に応じた種子の着床しや

すい場所や種子の供給源となりうる場所が抽出でき、流域の河川景観を変えるような種子拡散型の外来植物の除去対策を計画するうえで有用な考え方を提示できる。

一方、流れや土砂移動の影響が少ない箇所についても、近年、草地・樹林化が進行してきている。これらは、耕作放棄や河川管理による樹林伐採の減少など、川へ関わる人為的攪乱の減少により、これまで抑制されてきた樹木が成長した結果と考えられる。しかしながら、その解明については、過去から実際に作用した影響を定量的に捉えることが難しいために、定量的データをもとにした十分な分析・議論が為されていないものと思われる。そこで、3.3節では、人的管理が減少した河川植物の植物繁茂の実態について、定量的データを基に時代ごとの流域生活を加味し考察する。ここでは、過去100年間の資料を基に、既存の文献・資料を解析する。以上を基に、かつての河川の自然環境を保全するには、河川のダイナミクス復元に加えて、過去の人為的攪乱に相当する攪乱を計画的に加える必要があることを示す。

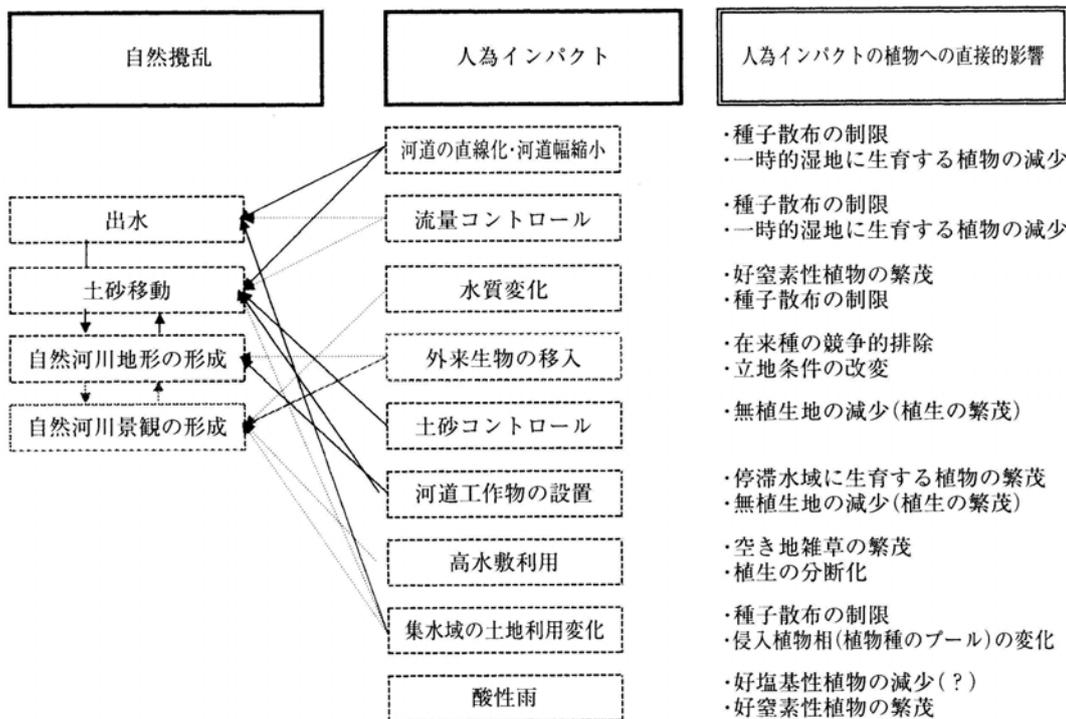


図3-1 河川における自然的攪乱・人為インパクトが植物へ与える影響¹⁾

表3-1 国内外における河原再生事業の概要³⁾

河川名	基本諸元・事業区間の河道特性											再生の動機	目標	整備手法	事後評価			
	流域標高 (m)	流域面積 (km ²)	幹線流路延長 (km)	年間平均降雨量 (mm)	計画高水流量 (m ³ /s)	平水流量 (m ³ /s)	セグメント	生態的河川形態	勾配	代表粒径 (mm)	平均年最大流量 (m ³ /s)					砂州形態	横断形状 (複・単断面)	
国内	鬼怒川	2,578	1,760	176.7	1200 ~ 2000	8800	Seg.1	Bb	1/200			交互 (以前複列)		・河床低下 ・土砂供給量の減少 ・河原固有生物の減少	・レキ河原の再生 ・河原生態系の回復 (希少生物カワラギクの保全) ・腐化植物の制御(ナガレスミガヤ)	・砂州の切り下げ(高水敷の掘削) ・上流からの土砂供給 ・カワラギクの保全 ・地元自治体及び地域住民との協議と協働		
	多摩川	1,953	1,240	138	1500 ~ 1600	6500	2	Seg.1	Bb	1/250	35	520	交互	複断面	・砂利採取による土砂供給の減少 ・堀による流量安定化・レキ河原の減少 ・高水敷の樹林化 ・河床低下	・レキ河原の再生 ・固有生物(カワラギクカワラハツタ)の保全 ・樹林化抑制(ハリエンジュ)	・高水敷の掘削 ・植生除去、表土はく離 ・レキ河原造成(スケルトンバスケット) ・残存固有生物(カワラギク、カワラハツタ)の緊急保全 ・土砂供給	・チドリ類富集数・カワラハツタの個体数・カワラギク(播種有り)が増大(文献6)・毎年5000m ³ (空除を除いた実体積)程度の土砂供給で、河床高維持(文献8)・一部土砂の堆積により再樹林化の懸念
	千曲川	2,475	7,163	214	1000 ~ 1800	5500	47	Seg.2-1	Bb	1/500	40	1300	交互	複断面	・砂利採取による河床低下 ・レキ河原の減少 ・水際植生帯が減少 ・樹林化による流下能力の低下	・レキ河原再生 ・水際植生の回復 ・樹林化(ハリエンジュ)抑制(流下能力向上・維持費低減) ・腐化植物の制御(オオアレチウリ)	・高水敷掘削 ・植生除去 ・ワンド整備(水路流入部)	
	狩野川(黄瀬川下流)	1,438	852	46	2000 ~ 3000	1200	4	-	-	-	63	500	交互	複断面	・放水路完成に伴う攪乱作用 ・冠水頻度の低下による陸域化 ・樹林化およびレキ河原・レキ河原の減少 ・アユカケ、ウツセミカガシ、カワラギクの生息・生育域の減少	・レキ河原の再生 ・水際植生の回復 ・固有種(カワラギク)の保全	・陸域化した河岸部の切り下げ(平水位レベル) ・樹木伐採	
	豊川	1,152	724	77	1800 ~ 2400	4100	14	Seg.2-1	Bb	1/954	57	1563	交互	複断面	・洪水攪乱の減少により砂州の草地化 ・砂レキ河原の減少	・レキ河原再生 ・樹林化抑制 ・チドリ類の生息環境創出	・砂州掘削(平水位レベルまで緩傾斜整地)	
	揖保川	1,139	810	79	1400 ~ 2100	4000	14	Seg.2-1	Bb	1/500	20-30	1080	交互	複断面	・水質環境の改善 ・砂レキ河原が3分の1に減少(S50-H12)	・レキ河原の再生 ・河原植物(カワラヨモギ、カワチヤナ、カワラサイエ、フシカマ)の生育地の復元 ・外来種(アレチウリ、セイタカアワダチソウなど)の抑制	・中州の切り下げ	・レキ河原造成後3度の洪水を評価、草本の破壊に最大粒径程度の移動限界掃流(0.14)が必要であるとの仮説を裏づけ・レキ河原維持の必要流量が650m ³ /s(回帰年1.8)と試算、出水との整合性を確認(文献14)
	旭川	1,081	1,800	142	1450	6000	38	Seg.2-1	Bb	1/670	50	1400	交互	複断面	・ダム建設、砂利採取による土砂供給量の減少 ・河道植生の持出し行為停止により、複断面化、レキ河原の減少、樹林化 ・河原生態系の劣化 ・流下能力の低下	・レキ河原再生 ・樹林化抑制(ヤナギ類) ・複断面化の解消によるダイナミズムの回復 ・腐化植物抑制(ナガレスミガヤ)	・砂州の切り下げ ・ヤナギの切り株残状剥皮・萌芽枝の繰り返し伐採	・一部自律的レキ河原再生(動的河床の回復)、一部おろ筋河床上昇、一部植生の回復、ヤナギの切り株からの萌芽再生抑制成功、レキ河原で回復した植生の除去策が課題、市民共同による管理実践が課題(文献10~13)
	江の川	1,218	3,870	194	1700	1200	5	Seg.2-1	Bb	1/590	40	350	交互	複断面	・レキ河原の減少 ・樹林化の進行 ・アユの生息環境の悪化	・レキ河原の再生・河原草地の再生 ・アユの生息環境の改善(河床堆積物フラッシュ機会の回復) ・オキナギク、カワラハハコ、イカルチドリ生息環境の保全	・砂州の切り下げ ・中水敷整地形成による河幅水深比の縮小 ・フラッシュ放流	・整備地区の直上流部で地先優先が発生し、そこから供給される土砂が河原のダイナミクスに貢献 ・河原レキを利用する鳥類などの増加が見られる
	四万十川	1,336	2,270	196	3500	14000	50	Seg.2-1	Bb	1/1300	40	5300	交互 (以前複列)	複断面	・発電ダム、砂防ダムによる土砂貯留、砂利採取による土砂供給量減少 ・それともなう河床低下、複断面化、アユの産卵場減少 ・砂州の高水敷化による草地と樹林増大	・レキ河原の再生 ・アユの産卵場の再生 ・樹林化抑制	・低水路幅縮小による交互砂州領域の複列砂州領域化 ・砂州切り下げによる冠水頻度の増大(50日冠水位以上) ・樹木伐採	・整備後大きな出水があり、河原が再生されているが、整備の効果なのか、出水の規模によるものなのか判断が難しい
	海外	Thur川(スイス)	2,501	1,700	130			Seg.2-1	Bb			561 (回帰年2)	交互	複断面	・河床低下による沖積レキ層の喪失、第三期軟岩層の露出 ・流下能力の向上 ・生態機能の不足	・生物生息場・親水の間を目指したレキ河原の再生 ・河床低下抑制 ・流下能力向上	・箇所河道拡幅(River widening)による再生(低水護岸の除去による側岸侵食の促進と土砂供給)(文献16) ・低水護岸の水制、倒木水制(木流し工)による低水河岸処理	・拡幅(1000m以上)施工した区間は、魚類数が増加する傾向、しかし400m以下の区間では変化なし(文献15) ・生物の回復は供給源となる良好な自然が近くにあるかどうか(文献16) ・河道拡幅は空間的多様性を増す(文献16)
Lech川(オーストリア)		2,789	4,126	264	2300 (回帰年200) (下流)	100-200 (下流)	Seg.1	Bb				複列	単断面	・河川改修、砂防ダムにより河床低下 ・水系ネットワークの分断化、地下水位の低下、氾濫源(高水敷)の乾燥化 ・河床低下による河川構造物の不安定化 ・生物生息場の減少	・自然で、ダイナミックな河川の保全と再生・河床低下、地下水位低下の防止・環境に配慮した治水対策・EUの法令により指定されている貴重種の保全・環境意識の向上、多くの関係者の参加	・植策(Johannes様)の撤去を含む河道幅拡幅・Hornbach川、Schwarzwasserbach川における砂防ダム等の撤去による土砂輸送量の回復・周辺地下水位の上昇、ネットワーク回復・河原生態系の保全・見学対応施設の充実・PR活動	・自然再生と観光利用の最適化(文献23)	
Waitaki川(ニュージーランド)		3,764	11,686	211				Bb					複列		・発電ダムの建設による流量の安定化 ・外来種であるヤナギなどの進入による河道の樹林化 ・河原に生息する鳥類ハビタットの減少	・レキ河原(網状河道)の保全・再生 ・Himantopus novaezelandiae(セイタカンギの一種 Kakiとも)を含む河原に生息する多くの鳥類の保全	・1991年に河川回復事業(PRR)をWaitaki川流域で開始 ・長期にわたる議論の後、植物除去には機械的除去に加えて農業(grazing)による除去も実施された(植物除去全体11,000ha以上)(文献31)	・農業の水生昆虫への影響はみられない(文献17) ・植物除去により河原を利用する鳥類などの営巣は増加、ただし捕食者の影響もあり長期的な効果は不明(文献31)
Platte川(アメリカ)		844	14.5万	499		15	Seg.2-1	Bb	1/700				複列		・上流の水資源開発による河道直線化と樹林化 ・河床低下・川幅縮小・水の清浄化 ・河原を利用する鳥類(ツル、コアジサシ、コチドリなど)の減少	・貴重なツル(Grus americana)やアジサシのすみかとなる幅広い河道 ・植生除去による動的河道の回復・土砂輸送量の増大	・36haの植生の除去(2002-2004年)による河床ダイナミクスの回復実験 ・環境流量確保のための貯水(Environmental water account)	・植生除去により下流域への土砂の堆積などが心配されたが、調査結果では大きな河道地形変化や土砂輸送量の増大はなかった(文献19)
Isar川(ドイツ)		1,160	8,370	295		40	Seg.2-1	Bb	1/500				交互	複断面	・流下能力の不足 ・観水場の供給 ・床止め工による魚類通上阻害	・流下能力の向上 ・観水施設としての河原の整備 ・近自然的・再自然的改修	・巨石を用いた横帯工による河床低下対策・控え(隠し)護岸により水際の変動性確保・洪水対策、観水整備を兼ねた高水敷の切り下げ・河原へのアプローチ整備・観水と考慮した流入汚濁河川の水質対策(特に大腸菌、UV消毒)・電力会社からの水利権リースによる最小流量確保	・河原再生後河床レキが移動し、空間的多様性が自然河川に近く、それに伴い、カゲロウ、カワゲラ、トビケラなどの水生昆虫も多様性も増大(文献21)

3. 2 出水が外来草本アレチウリ群落の拡大に及ぼす影響

3. 2. 1 概説

千曲川（長野県）は、アレチウリ群落の面積が多摩川と並んで全国でもトップレベルにある。1999年までの河川水辺の国勢調査からアレチウリ群落は、全国109河川のうち20河川でその存在が確認されている⁷⁾。アレチウリは、他河川でも確認数が増えるとともに、群落の面積も拡大の一途を辿っており、その成長力からして今後、セイタカアワダチソウ、オオブタクサ以上に河川の在来植物の環境を脅かす危険がある⁸⁾。

アレチウリが蔓延する中で、千曲川流域の数カ所でアレチウリ撲滅のため、市民が中心となりその除去作業を行っている。このような取り組みがより成果のあるものになるため、アレチウリ種子の着床しやすい場所を把握することや、出水時に種子の供給源となる場所から除去することが重要である。しかし、アレチウリ群落の拡大に影響を及ぼすアレチウリ種子の拡散、流送特性からアレチウリの着床・流出のシナリオを提示した具体的な研究事例は見あたらない⁸⁾。そこで、本研究の目的は、アレチウリ種子の流送現象をおさえ、アレチウリ種子が過去の出水により、こういった場所に着床するか、こういったところから流出し分布域を拡大してきたかを明らかにすることとした。

アレチウリは北米原産の1年生のツル植物であり、近年、秋になるとクズと並んで河川敷で大群落を形成する。アレチウリは、1952年に初めて日本で確認されており、とくに1990年前後に、日本全国の飼料畑を中心にまん延し、農作物を枯らす原因として問題となった外来雑草である⁹⁾。アレチウリは、成長が旺盛で、1株あたり長さ数m～10数mになる。種子生産量は400～500個/株であり、発芽率も約70%と高い¹⁰⁾。アレチウリの発芽期間は5月～10月にかけて、長く雨が続いたあとに芽生えることが多い¹¹⁾。開花は8月下旬頃から10月で、果実は9月上旬から熟れ、下旬にはツルから種子が落ち始める¹²⁾。また、アレチウリは約800個/m²の種子を生産し、埋土種子の平均密度は、約14個/m²である¹²⁾。明環境を好み、河川では高茎草本の群落の中というよりは、裸地や低茎草本の隙間から発芽し周囲の群落へ侵入していく。このため、秋にはヨシ、



写真3-1 千曲川（2005年9月撮影）

—右の写真はヤナギ林の上へアレチウリが覆っている例—



写真3-2 アレチウリ

—左：成長期のアレチウリの写真，右：種子を右から順に分解した写真—

オギなどを被うことも多い。また、蔓性植物であるため、ヤナギ、クヌギの幹に絡まり、ひどい場合には、樹木に覆い被さり樹木自体を枯らしてしまう例もみられる。

3. 2. 2 研究対象河川のアレチウリ群落の分布概要

研究対象河川は信濃川水系を流れる千曲川（長野県）とした。対象区間は、新潟県境から上流の30～109kmである。国土交通省北陸地方整備局千曲河川事務所では、1994年以降、数年おきに水辺の国勢調査や踏査により、アレチウリ群落の分布状況の把握に努めている^{11, 12)}(図3-2)。調査報告によると、アレチウリ群落の分布面積は1994年の段階では1(ha)であったが、2001年は、162(ha)にまで拡大した。

アレチウリ群落の河川上流から下流へかけての縦断方向の分布状況をみると、犀川合流点より下流付近の比較的川幅が広い区間にアレチウリ群落が集中していた。また、横断方向の分布状況の変化をみると、1996年には河岸（ここでは、高水敷と低水路の変化点）を中心に繁茂しており、本研究で対象とした期間のうち最も繁茂した時期にあたる。その後、1999年の調査では、大きな出水後の調査のためか、大部分のアレチウリ群落の消失が確認された。ところが、2年後の2001年のアレチウリ群落の分布調査では、再びアレチウリ群落が現れることに加えて、これまで存在していなかった河岸から離れた高水敷の箇所までアレチウリ群落が現れる結果となった。

2001年の段階で、アレチウリ群落の面積は、千曲川河川直轄区間の植物群落のうち約10%を占めており、現在もなお増え続けている。

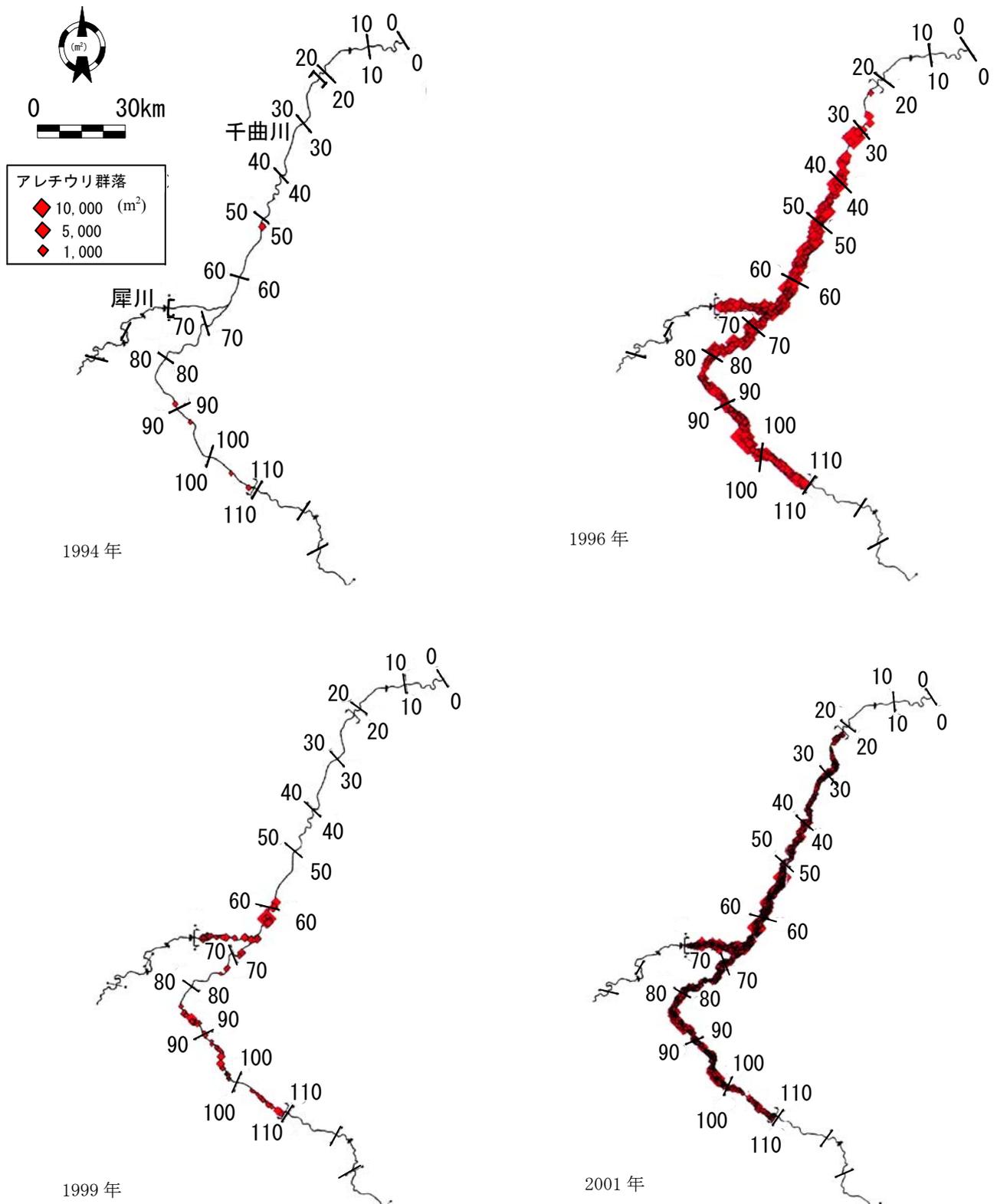


図3-2 アレチウリ群落の分布状況の経年変化⁹⁾

—図中の数字は千曲川区間内（国土交通省）で定められている距離標（km）を示す，0km以降は信濃川に繋がる—

3. 2. 3 実験および解析方法

(1) アレチウリ種子の掃流実験

実験は、国土交通省国土技術総合研究所内の実験水路（全長 30m、幅 60cm）で行った。水路は、側壁がガラス張りの鋼製で、勾配が 1/100～水平で自動設定が可能であり、通水量は自動制御ポンプにより任意に設定できる（表 3-2）。実験の目的は、地表面にある状態の種子が出水時にどのような挙動を示すのかを把握することとした。実験は①～④の工程で行った。

①2005年10月20日に現地にて種子を採取したのち、約30cmの深さのある容器に水を張った中にアレチウリ種子を一昼夜浸した。そのうち、沈降しないものについては、実験で扱う種子から除外した。

②アレチウリの種子を、図 3-3 に示すように水路の一部に延長約 1m、幅 60cm の範囲に底面と種子間になるべく隙間が生じないように平坦に敷き詰めた。また、敷き詰めたアレチウリ種子の上下流にはほぼ同じ粒径の礫を敷き詰め、礫と種子の上端面が平行になるようにし、アレチウリ種子に対し急激な水深の変化が起きないようにした。

③通水を開始し、少しずつ流量を増加させながら、アレチウリ種子が下流へ流送され始める瞬間と、完全に流送され始めた瞬間の水位、流量を記録した。

④実験に使用したアレチウリ種子のうち、無作為に 40 個の種子を取り出し、粒径（長径、短径）を測定した。次に、メスシリンダーに種子を入れ、水中での落下速度と湿潤重量を測定し、沈降

表 3-2 実験ケース

Run No.	河床勾配	流量 (m ³ /s)
Run 1	1/1563	5.6 × 10 ⁻⁴ ~ 4.7 × 10 ⁻³
Run 2	1/943	5.6 × 10 ⁻⁴ ~ 4.9 × 10 ⁻³
Run 3	1/578	3.9 × 10 ⁻⁴ ~ 2.5 × 10 ⁻³
Run 4	1/288	4.4 × 10 ⁻⁴ ~ 3.3 × 10 ⁻³

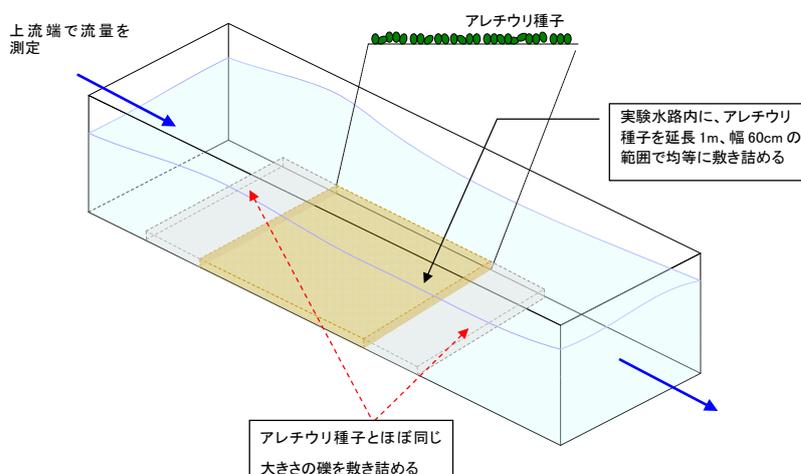


図 3-3 アレチウリ種子の実験

速度と密度を計算した。

(2) 一次元河床変動計算による種子着床状況の縦断的变化

a) 基礎方程式

本数値解析では複断面水路（低水路及び高水敷を表す2つの矩形断面を積み重ねた形で表現）の取扱いが可能な一次元河床変動計算モデルを使用した。水面形の計算は井田の方法¹³⁾によって行った。

流砂の基礎方程式

Q_B を B_s 全体にわたっての掃流砂量（Bed load）とすると、全流砂の連続の式は以下のように示される。

$$\frac{\partial z}{\partial t} + \frac{1}{B_s} \frac{1}{(1-\lambda)} \frac{\partial Q_B}{\partial x} = 0 \quad (1)$$

ここに、 z :河床高、 t :時間、 B_s :掃流砂幅、 λ :砂の空隙率 で表す。

掃流砂量式

掃流砂量式には、混合砂の掃流砂量に関する芦田・道上の式を使用した¹⁴⁾。

$$\frac{q_{Bi}}{i_b u_{*e} d_i} = 17 \tau_{*ei} \left(1 - \frac{\tau_{*ci}}{\tau_{*i}} \right) \left(1 - \sqrt{\frac{\tau_{*ci}}{\tau_{*i}}} \right) \quad (2)$$

ここに、 q_{Bi} :粒径 d_i の砂礫の単位幅流砂量、 i_b :粒径 d_i の砂礫が河床において占める割合、

$$\tau_{*ei} \equiv u_{*e}^2 / (\sigma / \rho - 1) g d_i,$$

$$\tau_{*i} \equiv u_*^2 / (\sigma / \rho - 1) g d_i, \quad \tau_{*ci} \equiv u_{*ci}^2 / (\sigma / \rho - 1) g d_i,$$

σ :砂、水の密度、 u_{*e} :有効摩擦速度、 u_* :摩擦速度、 u_{*ci} :各粒径 d_i の限界摩擦速度、 g :重力加速度である。

各粒径砂の連続式

河床上昇の場合について記述すると、各粒径の砂粒の連続式は、砂が掃流される河床幅を B_s として次のように表される。

$$\frac{\partial i_b}{\partial t} = \frac{1}{a B_s (1-\lambda)} \left\{ \frac{\partial (q_{Bi} B_s)}{\partial x} - i_b \frac{\partial (q_B B_s)}{\partial x} \right\} \quad (3)$$

なお、河床低下の場合には、上式の右辺の i_b の代わりに元河床の粒径 d_i の砂礫が河床に占める割合(i_{b0})を用いた。ここに、 a は流砂の交換層厚（最大粒径程度を仮定）で表す。また、 $q_B = \sum_i q_{Bi}$

で、 $Q_B = q_B \cdot B_s$ で表す。

表 3-3 解析時の条件

流量 (m ³ /s)	区間間隔 Δx (km)	時間間隔 Δt ($\times 3600$ (s))	1日あたりの河 床変動量計算 回数(回)
0-50	1.0(た だ し、犀川 合流箇所 は0.5km)	24	1
50-100		6	4
100-500		3	8
500-		2	12

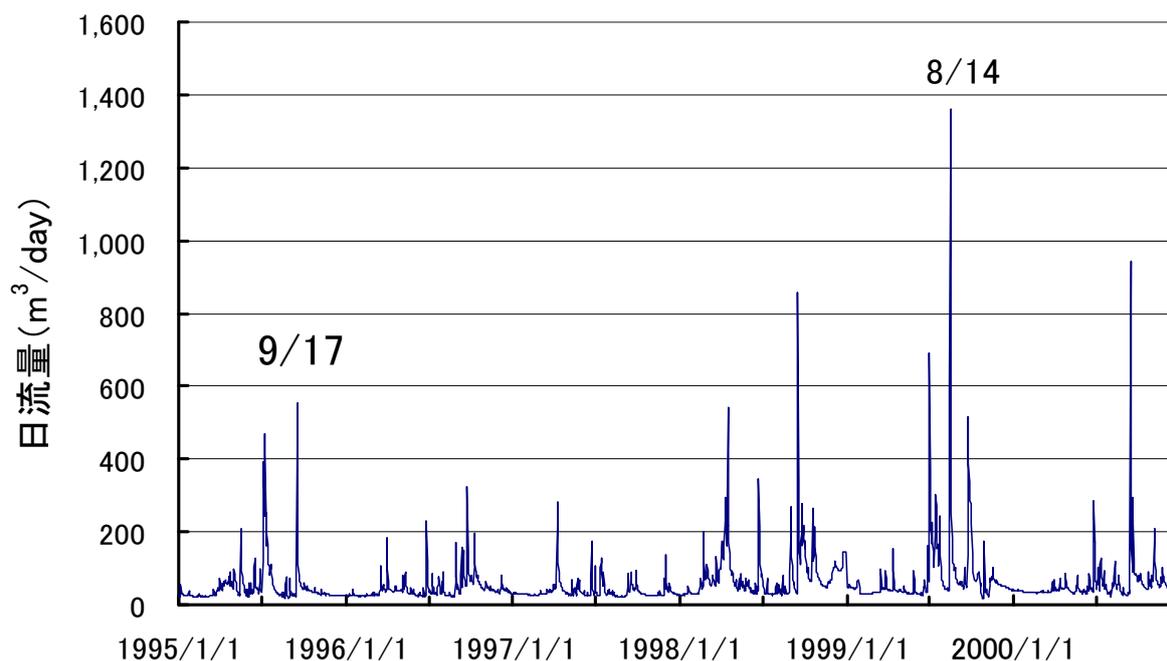


図 3-4 1995 年～2001 年までの日流量 (杭瀬下流量観測所)

b) 初期条件の設定

計算区間と計算時間の設定

数値解析の対象区間は、新潟県境から上流の 30km～109km とした。流れの計算において与えた諸条件を表 3-3 に示す。縦断方向に断面分割した区間距離 x は、原則として 1.0km とした。ただし、河床変動が大きいと想定される犀川合流地点付近等の区間では $x=0.5$ km とした。計算時間間隔 t は 1 日を基準としたが、流量が大きい場合、24 時間以内にながりの量の土砂が移動してしまう。そのため、流量規模に応じて、計算時間の間隔を細かく設定しなおし、計算の安定性を確保した。

使用した流量時系列

解析期間 (1995 年 1 月～2000 年 12 月) および計算区間 (30km～109km) が長いことや、研究の目的が縦断的に種子の着床・流出箇所を把握するといったことにあるので、河床変動および流

砂量の計算には、日流量を用いることとした。各支川（16支川）と本流合流点での流量時系列を把握するため、まず、杭瀬下流量観測所より上流側の流域面積と各支川の流域面積の面積比を求めた。次に、杭瀬下流量観測所の流量（図3-4）を先に求めた面積比をもとに比例配分し、各支川の比流量（ $Q_{SISEN}(1\sim 16) = Q_0$ （杭瀬下流量） $\times a_{1\sim 16}$ （各支川流域面積）/ a_0 （杭瀬下流域面積））を求めた。最後に、各支川が本流と合流する地点での流量時系列を求め、数値解析に利用した。

諸定数の設定

河床砂の粒度分布は区間ごとの実測値を用いた。数値解析では、これらを10階級に分けて河床砂の粒度分布を計算した。粒径の階級分けは0.074~0.25mm, 0.25~0.84mm, 0.84~2.0mm, 2.0~9.52mm, 9.52~25.4mm, 25.4~50.8mm, 50.8~76.2mm, 76.2~150mm, 150~250mm, 250~400mmとした。

また、マンニングの粗度係数 n は低水路で $n=0.03$ 、高水敷で $n=0.035$ とした。なお、本検討では低水路幅は一定とし、低水路、高水敷それぞれについて、計算水深に応じ、土砂輸送量から変動量を計算した。ただし、高水敷上の変化は、過去の測量結果から大きな低下は生じておらず、計算を簡略にするため、堆積のみが生じると仮定した。さらに、支川の流砂量は、河床勾配・川幅と河床砂の粒度分布等を用いて、前述した掃流砂量式（式-(2)）より計算した。

c) モデル計算結果とアレチウリ分布変化との比較

過去6年間の出水のうち、アレチウリ種子の移動に大きく関与したと思われる期間を2つ選定した。すなわち、1996年のアレチウリ分布に影響を与えたと思われる出水期間（1995年9月16日~18日）を検討期間Ⅰ（繁茂期）とした。同様に、2001年のアレチウリ分布に影響を与えたと思われる出水期間（1999年8月14日~16日）を検討期間Ⅱ（攪乱減少期）とした。これら2つの期間における計算結果を用いて、アレチウリ分布の変化状況との比較から、出水とアレチウリ繁茂との関係について調べた。

3. 2. 4 結果と考察

(1) アレチウリ種子の挙動について

a) 沈降速度

実験結果からアレチウリ種子の沈降速度を求めると平均で6.66cm/sであった。一般に砂粒子の沈降速度は、Rubey⁸⁾の式（式-(4)）により示される。式-(4)より、アレチウリの沈降速度は細砂（0.2~0.02mm）の沈降速度（2.51-9.79cm/s）の範囲と一致する。したがって、この結果は、アレチウリ種子の着床が、出水の低水位時に流速が低下した場所で、細砂と同様な箇所にとどまる可能性を示唆するものと思われる。

$$w_0 = \sqrt{\frac{2}{3} \left(\frac{\sigma}{\rho} - 1 \right) g d + \frac{36\nu^2}{d^2}} - \frac{6\nu}{d} \quad (4)$$

ここに、 w_0 : 沈降速度、 σ : 砂の密度、 ρ : 水の密度、 g : 重力加速度、 d : 粒径、 ν : 水の動粘性係数である。ただし、砂粒子の比重2.65、水温20度として計算した。

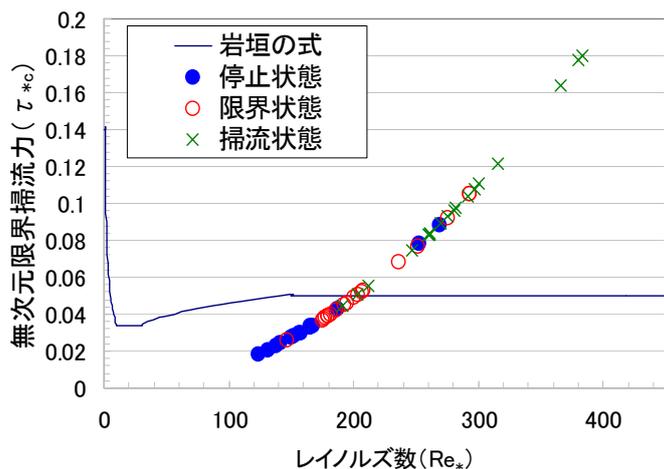


図 3-5 アレチウリ種子の無次元限界掃流力（実験結果）

b) 限界掃流力

実験結果から掃流砂量式を用い、流量の増加によりアレチウリ種子が下流へ動き始める限界(=無次元限界掃流力 τ_{*c}) を岩垣の式¹⁵⁾により求めた。なお、限界掃流力を求めるにあたり、アレチウリ種子の粒径、密度は実験の平均値を用いた。

$$\tau_{*c} \equiv \frac{u_{*c}^2}{(\sigma/\rho - 1)gd} = f(R_{e*}) \quad (5)$$

ここに、無次元限界掃流力 τ_{*c} 、レイノルズ数 R_{e*} 、摩擦速度 $u_{*c}^2 = ghi$:(水深・勾配により 1.14-3.47 で変化) で表す。

図 3-5 は、種子の状態を見るため、実験におけるレイノルズ数と無次元掃流力の関係を示したものである。アレチウリの密度が砂粒子に比べてかなり小さいことや果皮、種皮による影響があるとも考えられ、一概に砂粒子との比較はできないが、無次元化した限界掃流力の最小値は 0.04 付近に集中しており、砂の場合の無次元限界掃流力 (0.05) よりも概ね小さくなっており、通常の土砂に比べると、より少ない流量でも流送されやすいものと考えられる。

(2) 一次元河床変動計算による種子着手状況の解析結果

a) モデル検証

図 3-6 は、初期の平均河床高 (1995 年) を基準とし、計算によって得られた終了時 (2000 年) の平均河床高の変化量と実測によって得られた平均河床高の変化量を比較した結果である。平均河床の変動傾向は、実測値、計算値ともに概ね一致していた。

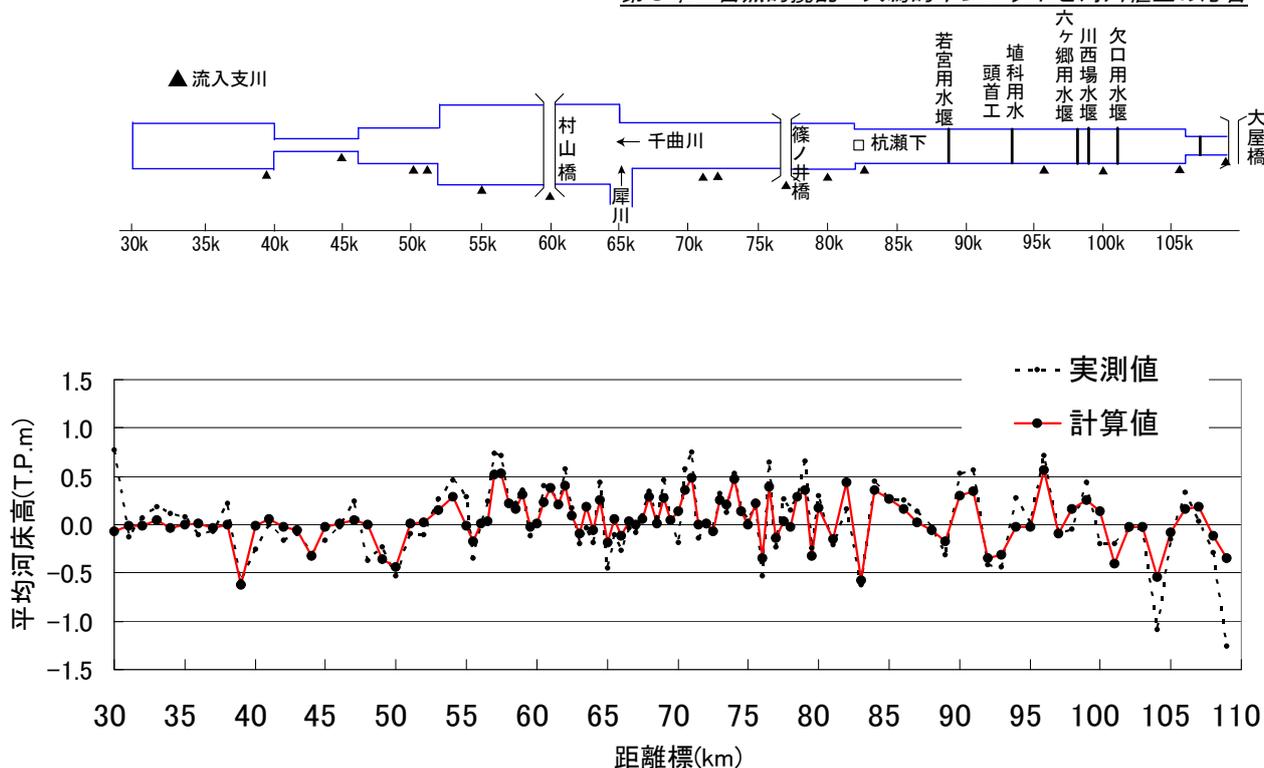


図3-6 1995年から2000年までの平均河床変動量の比較

b) 種子着床状況の解析結果

検討期間Ⅰ：1995年の出水による種子の着床と流出

図3-7に1995年の9月16日～18日の低水路内、左・右岸高水敷での種子に働いたと推定される無次元掃流力を示す。なお、ここでは、横断面の特徴から、30-52kmを狭窄区間Ⅰ、52～66km区間を拡幅区間、66-109kmを狭窄区間Ⅱと定義した。

表3-4に出水ピーク時における各区間の種子に働く無次元掃流力の平均を示した。

数値解析の結果、9月17日の時点で、左・右岸高水敷上には、種子が下流へと流される掃流力は働かなかった。一方、低水路内の種子に働いた掃流力は、種子の移動限界掃流力を上回る状況にあり、対象区間の低水路内ではアレチウリ種子が移動しやすくなっていたと考えられる。また、狭窄区間Ⅰ、Ⅱでは、拡幅区間よりも相対的に無次元掃流力が大きくなっていた。したがって、出水時に種子が下流方向へ流されやすい箇所であったと言える。一方、拡幅区間では、その上・下流の区間よりも、無次元掃流力が相対的に約40～50%小さくなっていた。そのため出水の減水期には、掃流力も減少し、上流から流入してくる種子量と比較し、下流へ流送される種子量が少なくなるため、この区間で、種子がより着床しやすい傾向にあったと考えられる。しかし、実際には、1996年のアレチウリ分布図から判断すると、河岸沿いを中心にアレチウリ群落が分布しており、減水期には、すべての区間の水際域において種子が着床しやすかったものと思われる。

検討期間Ⅱ：1999年の出水による種子の着床と流出

図3-8に1999年8月14日～16日の低水路内、左・右高水敷での種子に働く無次元掃流力を示す。8月15日の時点で、検討期間Ⅰの場合と比較し、左・右岸高水敷上、低水路内ともに種子

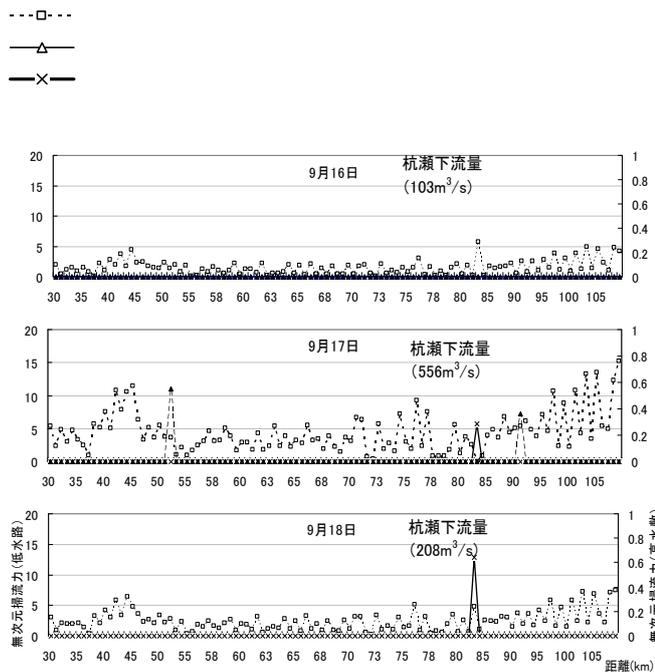


図 3-7 検討期間 I (1995 年 9 月)

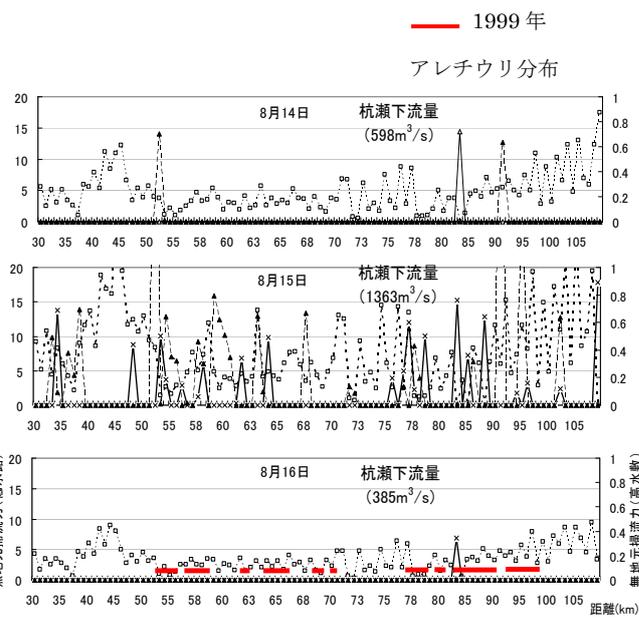


図 3-8 検討期間 II (1999 年 8 月)

表 3-4 各区間の種子に働く無次元掃流力の平均

対象区間(km)	1995		1999	
	低水路	高水敷	低水路	高水敷
30-52(狭窄区間 I)	5.43	0.00	11.57	0.50 (14%)
52-66(拡幅区間)	3.03	<0.01	5.06	0.47 (42%)
66-109(狭窄区間 II)	4.79	<0.01	8.33	0.55 (19%)

— () 内は、全区間のうち高水敷に水が乗り上げた区間の割合—

に対し大きな掃流力が働いていた。

表 3-4 より、種子に働く無次元掃流力は、狭窄区間 I で最も大きく、拡幅区間の約 2 倍であった。1995 年と比較すると、どの区間でも約 1.6~2.1 倍の無次元掃流力が働いていた。また、水位が高水敷まで到達した区間の無次元掃流力は、高水敷と同様に拡幅区間で最も小さい値を示したものの、低水路のような違いはなく、どの区間も 0.5 前後であった。なお、拡幅区間では、他の区間と比較し、高水敷へ水がのりやすく (表 3-4 参照)、出水後期には、多くの種子が着床しやすかったものと思われる。

この出水後の秋に行われたアレチウリ群落の分布状況 (図 3-2, 図 3-8 参照) をみると、狭窄区間 I のようにアレチウリ群落が確認されない区間や、拡幅区間、狭窄区間 II のように、アレチウリ群落がところどころ確認されている箇所がみられる。これらは、出水後にも残っていたアレチウリ群落と思われるが、なぜその箇所に残っていたのかは不明であった。そこで、アレチウリ群落の残存の有無の違いを知るため、出水ピーク時の河床に働く摩擦速度を比較した。その結果、

拡幅区間において、アレチウリ群落が残存していた60～62.5kmでは、河床に13.0～17.6cm/sの摩擦速度が働いていた。同じく拡幅区間において、アレチウリ群落が確認されなかった63～64.5km区間では、河床に16.6～30.5cm/sの摩擦速度が働いていた。両者の結果から、アレチウリ群落の消失した箇所での河床の摩擦速度は、約17cm/s以上(岩垣の式¹⁵⁾より砂礫の移動限界粒径は3.6cm)であったと思われる。

ところが狭窄区間Ⅱについてみると、アレチウリ群落を確認された箇所の摩擦速度は、例えば、93～97kmでは17.8～36.2cm/sであった。これは、先に検討した結果と矛盾する。原因として考えられるのは、この区間に生育する植生に違いがみられるということである。実際に、狭窄区間の中州、河岸沿い、高水敷上にハリエンジュ(*Robinia pseudoacacia*)が多く存在しており、93～97kmの箇所では、中州・河岸沿いのハリエンジュの林床にアレチウリ群落を確認されていた。つまり、流水により、大部分のアレチウリ群落は消失したものの、大規模なハリエンジュ群落の存在により、群落の内部や下流側では流れの緩い空間が形成された。そのため、そこに生育していたアレチウリ群落は、全て消失するには至らず出水後も群落を確認できたものと考えられる。なお、今回の一次元河床変動計算では、横断方向でのハリエンジュ群落の規模を考慮しきれていない。ハリエンジュ群落による流速低減効果を考慮すると当該区間における摩擦速度は、より低かった可能性がある。本検討から、縦断的にアレチウリ種子の着床しやすい箇所や河床に働く摩擦速度を指標とし、アレチウリ群落が消失に至った過程について推察した。

3. 2. 5 アレチウリの分布に関する生物的・人為的側面からの考察とその対処法

前節でとりあげた物理的な側面からのアレチウリ群落の繁茂・消失の検討に加え、ここではアレチウリの生活史から、1995年と1999年に起きた出水後のアレチウリ群落の広がりや差を決めた点も考察しておく。

1995年の出水は、9月中旬であり、低水路内を中心に、河床に落ちていた種子に加えて、ツルに付いた結実した種子の多くが下流へと流れたものと思われる。しかも、小規模な出水であったため、結果として、種子がすべて下流へと掃流される前に、52～66kmの拡幅区間や出水減水期の初期に掃流力の落ちる河岸沿いを中心に着床し、翌年、大繁茂に到ったものと考えられる。一方、1999年7月の出水は、7月の出水であったため、まだツルには種子は生産されておらず、流送された種子のうち発芽に適していたものの多くは、前年までに形成されていた埋土種子と考えられる。このときの出水は、規模が大きく、高水敷まで水が浸ったことでアレチウリ種子の着床が起こったが、同時に出水継続時間も長かったため、1995年の出水と比較し、減水期に種子を河床へ着床させる前に多くの種子が下流へと流された可能性がある。したがって、1996年のアレチウリ群落の面積と比較すると、2001年の群落の面積は小さかったとも考えられる。

また、アレチウリ群落は今もなお千曲川上流から供給され続けている可能性がある。筆者は、アレチウリの発生源を確かめるため、109kmよりさらに上流域にある川を数日に渡り踏査した。その結果、112km付近の支川にて、アレチウリが支川沿いに大群落を形成している箇所を発見した。この支川の上流は小高い丘となっており、そこには飼料置き場がある。飼料置き場から支川

の方向へ雨水が流れる筋が付いていることからすると、飼料の中にアレチウリ種子が混入している可能性が高いと考えられる。実際、晩夏になると支川の両サイドには、本川との合流の地点まで、アレチウリ群落がびっしり繁茂している。さらに、支川はかなり急傾斜（1/10）であり、秋になると多くの種が支川や丘の傾斜を伝って、本流へと種子を供給するものと考えられる。以上のように、除去効果を高めるためにも、河川だけの対策に終わらず流域の流入箇所からの供給を止めるような対策も考える必要がある。

3. 3 人的利用が減少した河川における河川植生の変化

3. 3. 1 研究対象地の概要

研究対象とした小貝川は、延長 112km、流域面積 1,043km² の 1 級河川である (図 3-9)。標高 187m の栃木県那須郡南那須長大赤根の丘陵地を源流とし、利根川合流部にあたる茨城県相馬郡利根長町まで流れる。本河川の特徴は、他の 1 級河川に比較して、平地面積率が大きく、山地の高度が低いことがあげられる¹⁶⁾。近くに鬼怒川という砂利採取効率のよい河川があることにより、河床掘削がほとんどなされず、このため河床高があまり変化せず、位況の経年変化は少ない¹⁶⁾。

小貝川は用水利用も目立ち、関東の 3 大堰として有名な福岡堰、岡堰、豊田堰があるほか、上流部に 7ヶ所の堰があり、農業用水等に利用されている¹⁷⁾。人の暮らしと密接に関係していたため、現在でも高水敷上には、薪炭林の残存であるクヌギ (*Quercus acutissima*)、コナラ (*Quercus serrata*) の高木が目立つ。ただし、近年、それらの樹種は、河畔の代表的な樹種であるヤナギやハンノキに置き換わられつつある¹⁸⁾。

調査対象区間は、小貝川の河川管理区間である 10km から 30km までとした (図 3-9)。河床勾配は、約 50km 上流にある黒子橋付近で大きく変化し、橋の上流側が 1/500、下流側が 1/4,000 となる。本検討で対象とした地区は、河床を砂分が多く占める下流部にあたる。流域形状の特性を反映して、出水による大きな河道変化がないため、高水敷の地被状態の変化は、主に生活利用などによる草刈りや樹木伐採など人為的な改変行為によるものである。そのため、人為的攪乱による河川高水敷の地被状態の変遷を定量的に理解しやすいモデル的な場所とも考えられる。

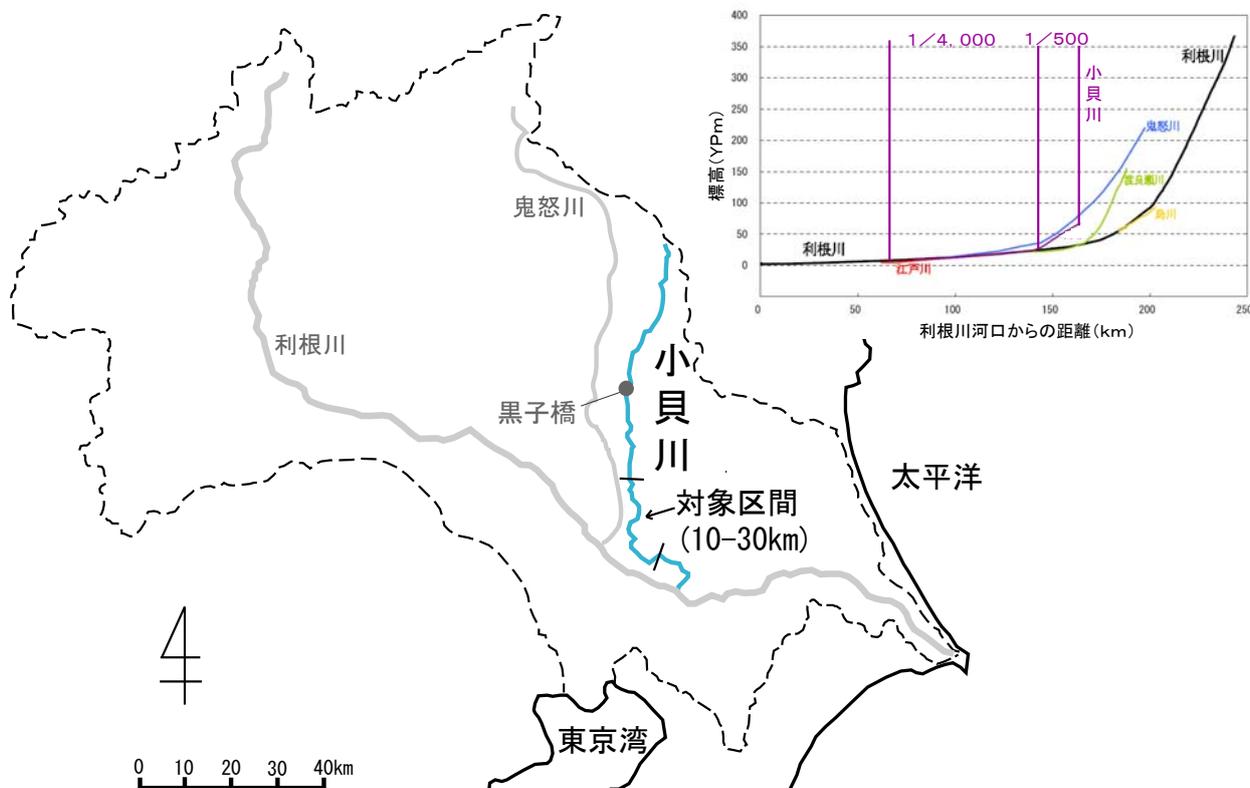


図 3-9 研究対象地とその周辺の主要な河川

表 3-5 分類項目とその定義

分類項目	分類項目の定義
水域	水面である場所
自然裸地	植物の繁茂が目立たなく、人工的利用がなされていない場所、主に砂州
人工裸地	樋門などの人工的な場所および車両等の侵入で裸地化されていた箇所
耕作地	水田、畑である場所
草地	草本植物が繁茂している場所
樹林地	木本植物が繁茂している場所
その他	凡例不明、判読不可能（雲の陰りなど）である場所

ここでは、①現況で入手できる資料（迅速図や国土地理院で撮影された空中写真）をもとに堤間内の過去 100 年間の地被状態の変遷を明らかにする、②空中写真から樹木や草本の高さを判読し、その変化を明らかにする、③各年のデータを GIS（Geographic Information System）を用いて整理する、という手順で、土地利用の変化パターンやその変化量を抽出することを目的とした。さらに、得られた結果を踏まえて、地被状態の変化と人的利用の変化との関係について考察を行う。

3. 3. 2 利用データと解析方法

(1) 地被状態の GIS 化

迅速図（1890 年）、空中写真（1947 年、1961 年、1974 年、1990 年）から GIS を用いて地被状態情報を抽出し、1つの空間座標系に統合した（図 3-10）。迅速図については、土地利用の凡例をもとに、水域・自然裸地・人工裸地・耕作地・草地・樹林地の 6 項目に分類し、ポリゴン・データ化を行った。このデータを 1890 年の土地利用データとした。

空中写真は、迅速図で分類した項目を参考に、表 3-5 に示す定義に基づき判読しポリゴン・データ化を行った。なお、凡例不明、判読不可能である場所は、迅速図、空中写真とも「その他」とした。以上の処理により、迅速図や空中写真を数値情報化することで地被状態の定量的分析を可能にした。

(2) 表層高の読み取りと草地・樹林高の算出方法

図化機により空中写真を立体視することにより地物の高さを求める方法で、表層高情報を取得した。読み取り区域は、約 1ha（100m×100m）内とし、区域内における表層高を判読した（図 3-11）。本研究では代表的な区域を 4 箇所のみ選定している。読み取りに当たっては、当該箇所の草や樹木といった地物の表層高を約 0.5m 間隔で読み込み、ポイント・データに変換したのち、TIN（Triangulated irregular network）処理により起伏データを作成した。さらに、この起伏データを基に 1m 格子の Grid データに区分することにより、各 Grid に標高値を与えた。なお、水面や堤

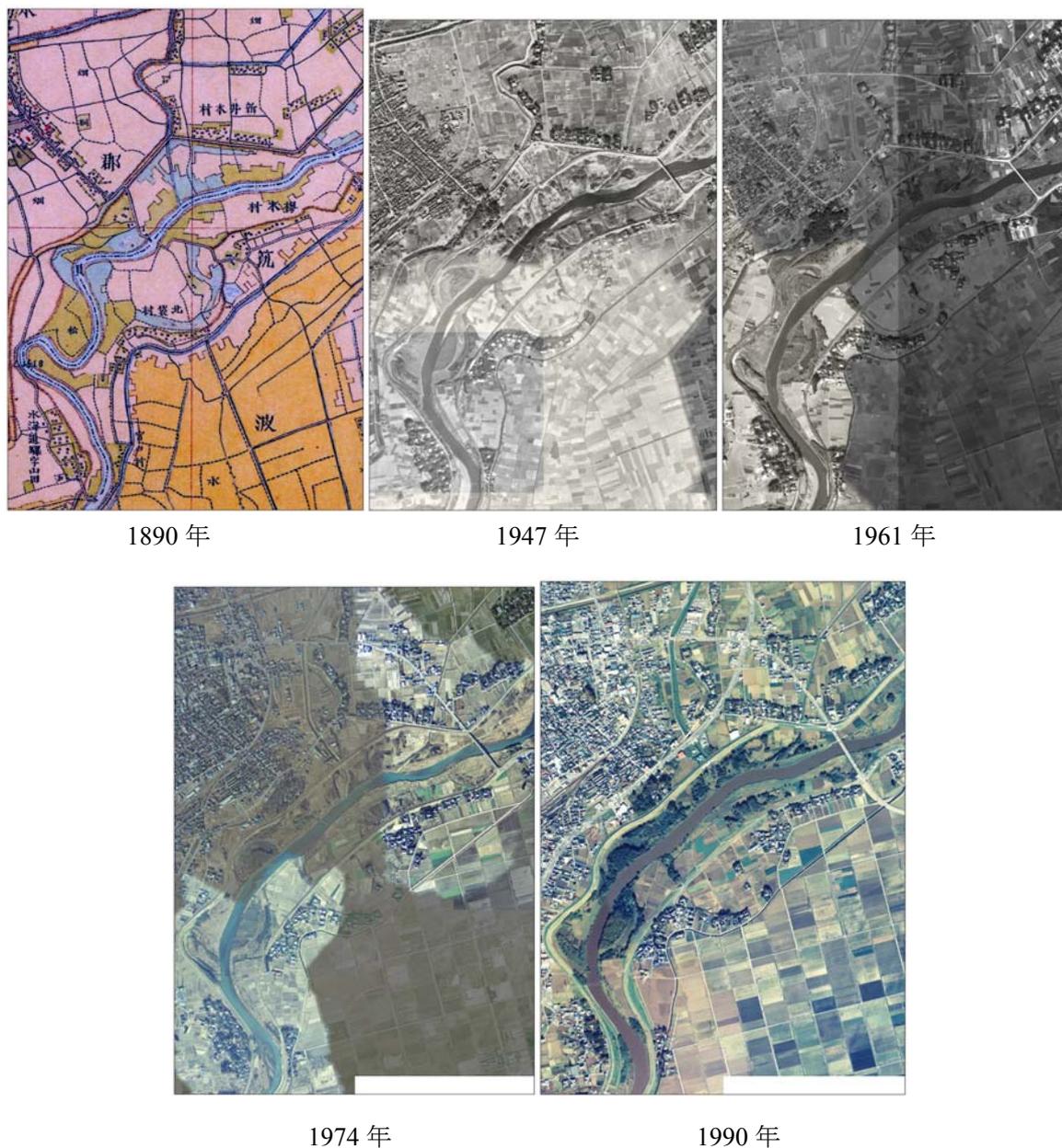


図 3-10 利用した迅速図および空中写真

防にかかる領域はデータから除外した。

取得された表層高を元に地盤高との差分により草地・樹林の地物高を算出した。地盤高については、2003年に取得されたプロファイラ・データ¹⁹⁾を TIN 処理したものをを用いた。作成された地盤高と定期横断測線図を見ると、当該地区の基盤高は昭和初期から現在までに大きな変化はなかったため、ここでは各年の基準の地盤高とし、地物高の算出に用いた。

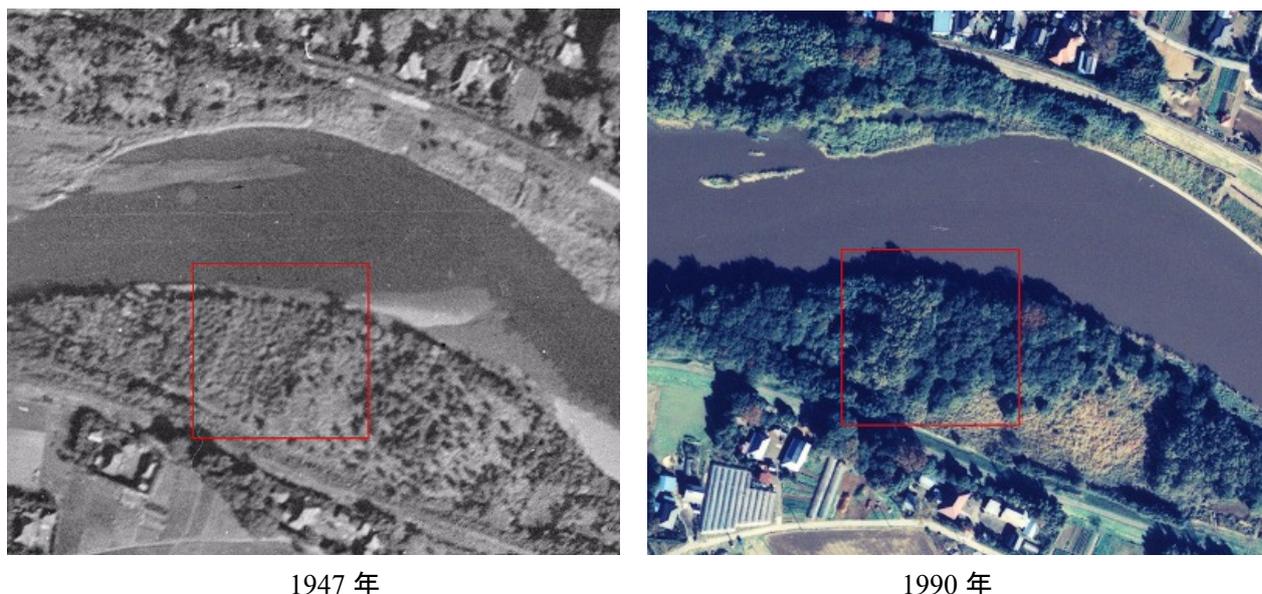


図 3-11 表層高の抽出に選んだ区域（抜粋：右岸 23km）

—□で囲まれた区域（約 1ha）の表層高を図化機により判読—

3. 3. 3 検討結果

(1) 地被状態の経年的な変化

図 3-12 に調査対象区間における堤間区域の地被状態の経年的な変化を示す。

1890 年は、耕作地や樹林地の面積が 40%を超えるなど、他年と比較し、その割合が多い。松や雑木（クヌギ、コナラなど）が多く、小貝川の高水敷は生活利用されていたことが迅速図から伺える。ただし、地図上の地被状態については、松や雑木がどの程度の密度であったかは確認できないことや写真と比較すると情報が簡素化される分だけその割合も正確性に欠ける。現状では、これ以上詳しいデータは無いため、ここでは 1890 年の地被状態と見なすが、あくまでも参考程度として理解する必要がある。

1947 年では、耕作地や樹林の占める割合が減少し、代わりに草地の占める割合が大きくなった。1961 年、1974 年ともに、耕作地の面積が多少変化しているものの 1947 年と大きな差異は見られない。なお、自然裸地や水域の場合、写真撮影前の降雨状況により両者の割合は大きく変化する可能性がある。したがって、水域と自然裸地域に限っては、人為影響の及ばない箇所として、ひとくくりの情報として考える方が妥当と言える。

1990 年になると、地被状態が大きく変化した。その傾向を見ると、草地・耕作地が減少し、逆に樹林地の割合が増加した。その割合は、1974 年からの 16 年間で樹林割合が 3 倍まで増え 18% となった。

(2) 土地利用の変化パターン

図 3-13 に土地利用の変化パターンを示す。楕円内の数字は、読み取りから得られた各地被の面積（ha）を示している。図の上部が下部よりも古い年であり、古い年を基準とし新しい年へ向

かつての地被状態の変化を線で結んでいる。線内の数字は、上部から下部へ向かい同一あるいは別の地被状態へ変化した面積を示している。なお、1890年のデータは、他と比較し正確性に欠けるため、ここでは比較検討から除いた。また、地被状態が「その他」である箇所も主要な変化パターンとして検討できないため、検討外とした。

1947年から1961年（期間①）にかけて、耕作地のほとんどはそのまま耕作地として維持されており、草地への転換も若干見られる。草地は、主として草地のまま維持されているが、耕作地へ約9ha、樹林地へ約6haへと変化していた。また、樹林地は、半分よりやや少ない面積が樹林地のままであるが、残りが草地へと変化していた。1961年から1974年（期間②）にかけては、期間①での傾向とほぼ同等と見なしてよく、例えば、草地と樹林地との間の変化については、変化面積がほぼ同じであった。一方、1974年から1990年（期間③）にかけては、期間①、期間②と比較すると、その変化の傾向は異なっていた。とくに、これまで、草地と樹林地で約7ha前後の面積が入れ替わっていたものが、草地から樹林地へと変化する面積が36haと大きくなり、樹林地から草地へと変化する面積は3haと小さくなっていった。また、樹林地のまま維持される面積は約10haと大きくなっていった。期間③においては、草地であった箇所が樹林地へと変化する傾向が強まり、樹林へと遷移が進行していることが伺えた。

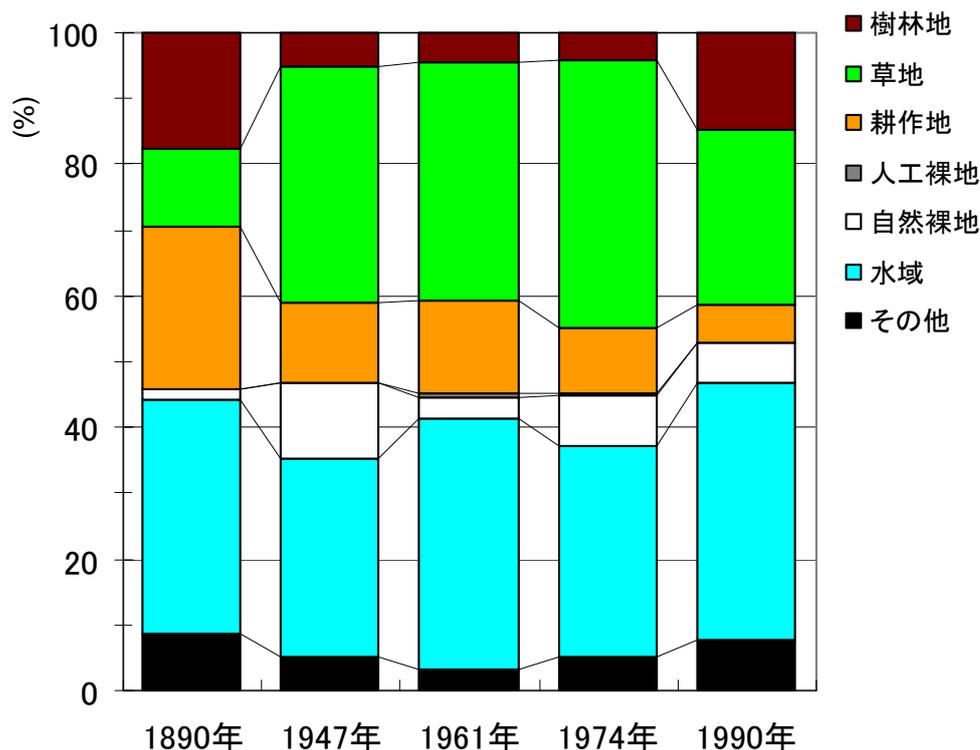


図3-12 各年における地被状態の状態

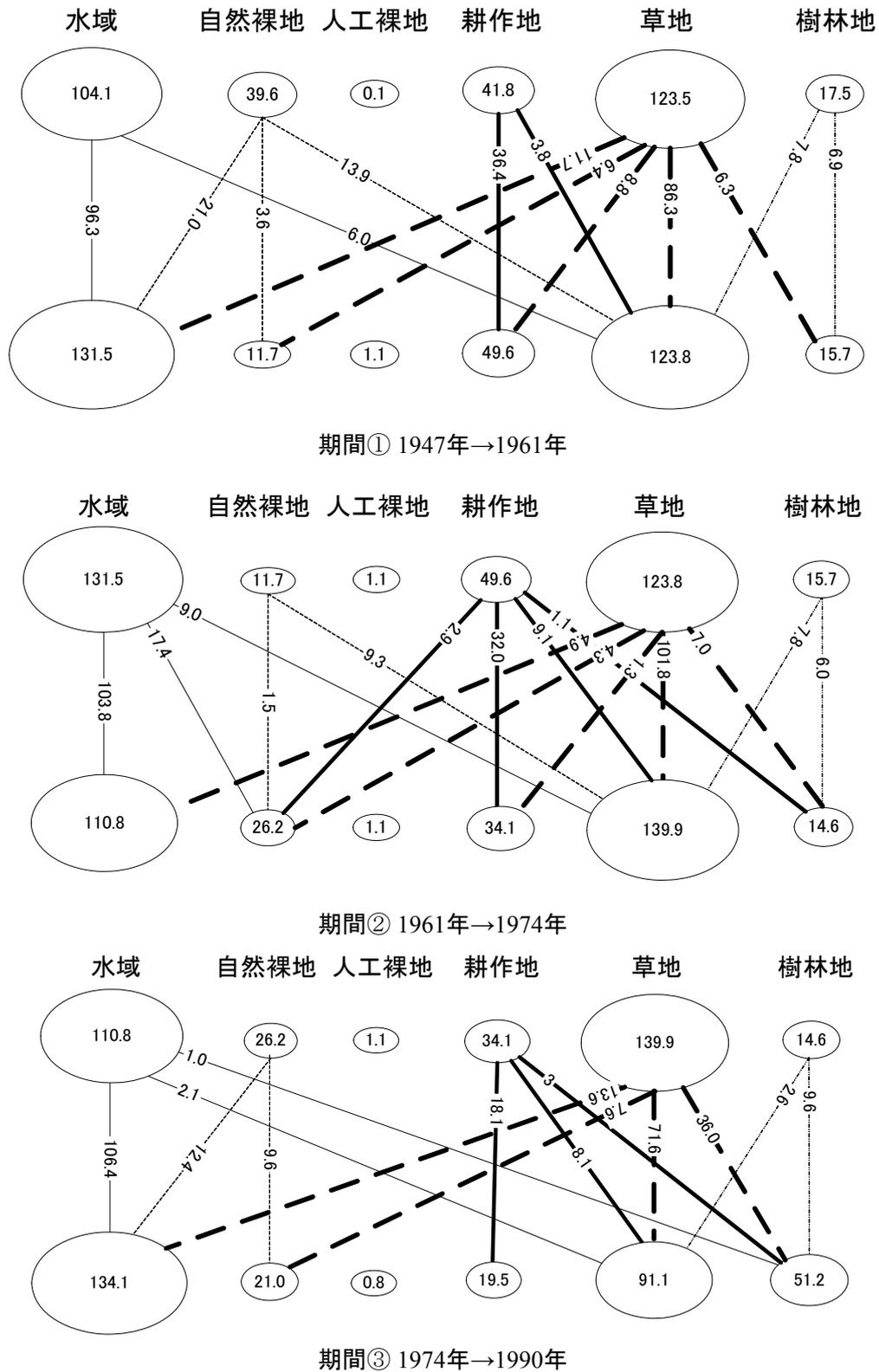


図 3-13 期間別にみた地被状態の変化パターン

—期間①, 期間②にかけての地被の割合は前と後で変化が少ない。一方, 期間③では前後で変化が表れており, この変化は主に草地—樹林地間の利用が変化したと考えられる。—

(3) 地物高（草本高・樹林高）の変化

樹林化と関連するとみられる典型的な変化について、高さ情報を利用して検討する。図 3-14 に樹林化に関わる典型的な 4 つのパターンを示した箇所における地物高とその密度との関係を示す。なお、ここでは地物高の結果以外にも当該箇所の迅速図での凡例や 2007 年に植生調査を行ったので、100 年前から現在までの地被状態の変化について定性的な記述も加えた。

a) 草地が近年になり樹林地となるパターン

(草地(1947)→草地(1961)→草地(1974)→樹林地(1990))

右岸の17km付近にあたり、迅速図ではヨシ原であった箇所が、2007年には、ムクノキエノキ林が優占している。図3-12、図3-13にもみられるように、草地が減少し、樹林地が増加するパターンは、主要パターンの1つとしてあげられる。

地物高の変化をみると、1947年には中央値で約2mであり、1~2mの地物高の占める割合が高い。1961年は、中央値が1m未満であり、1~4mにかけて幅広く分布していた。1974年には、大部分は地物高1~2mであるが、10mを超える地物高もわずかにみられた。1990年には、中央値で約11mであり、全体的に高木林が目立つようになった。他年と比較し大きな地物高（樹林）が目立ち、地物高が9m~14mの間において、どの高さも密度が10%前後であった。

b) 草地が30年以上前に樹林地となっていたパターン

(草地(1947)→草地(1961)→樹林地(1974)→樹林地(1990))

右岸の23km付近にあたり、迅速図ではヨシ原であった箇所が、2007年には、ムクノキエノキ林が優占している。

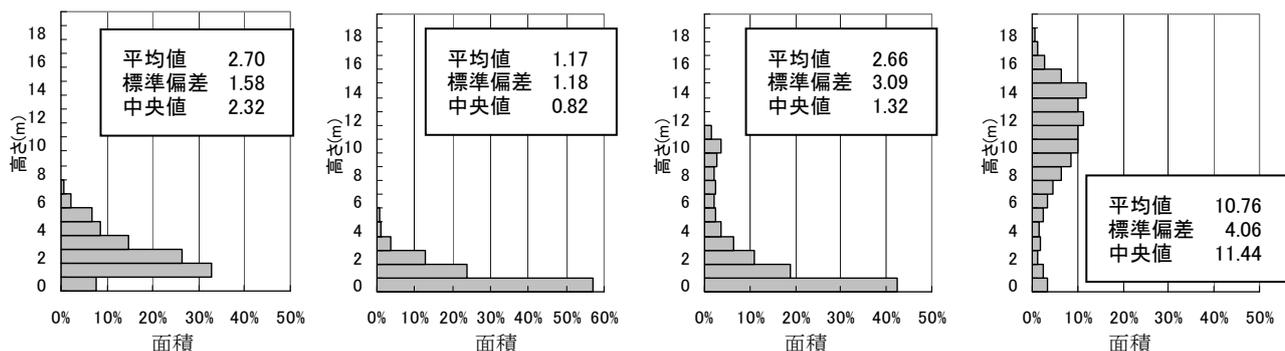
地物高の変化をみると、1947年には、0~2mの地物高が全体の90%以上を占めていた。中央値が1mということからみても、背丈の小さな草本が優占していたものと思われる。1961年になると、徐々に地物高が高くなり、2mが分布の中央となる。大部分はヨシやオギといった高茎草本と考えられる。また、密度は僅かだが、最大で7mの高さもみられることから、孤立の樹木があったものと思われる。1974年には、平均値、中央値とも6m前後であり、樹林が目立つようになった。1990年になり、12~15m付近だけで全体の約80%を占めるなど、高木の樹林地が目立つようになった。

c) 過去より樹林地のまま推移したパターン

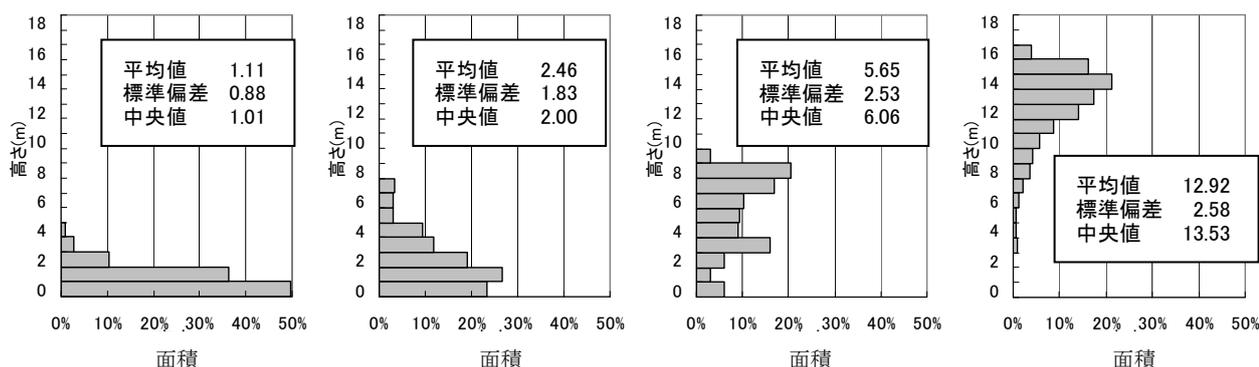
(樹林地(1947)→樹林地(1961)→樹林地→樹林地(1990))

左岸の22km付近にあたり、迅速図では松林であった箇所が、2007年にはクヌギ林が優占している。

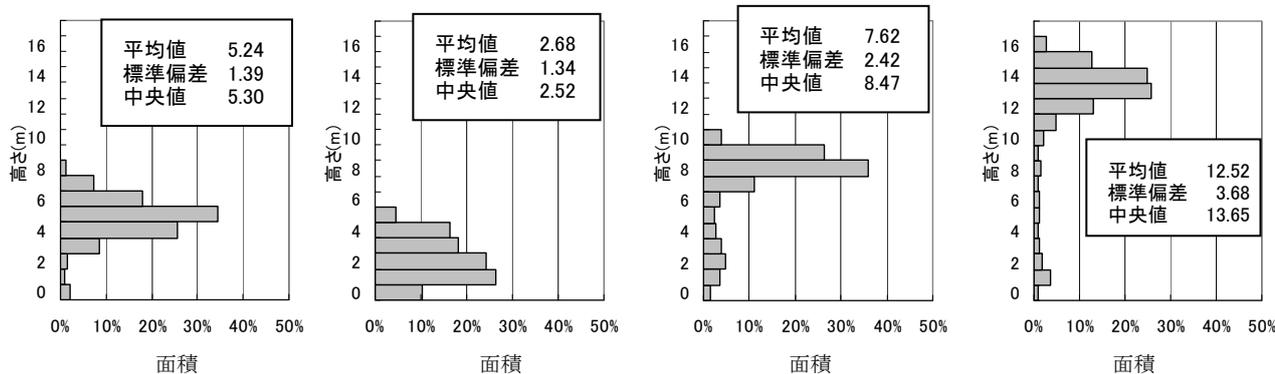
空中写真による地被状態の変化から、1947年から1990年にかけて樹林地である箇所だが、地物高（樹林）には大きな変化がみられた。



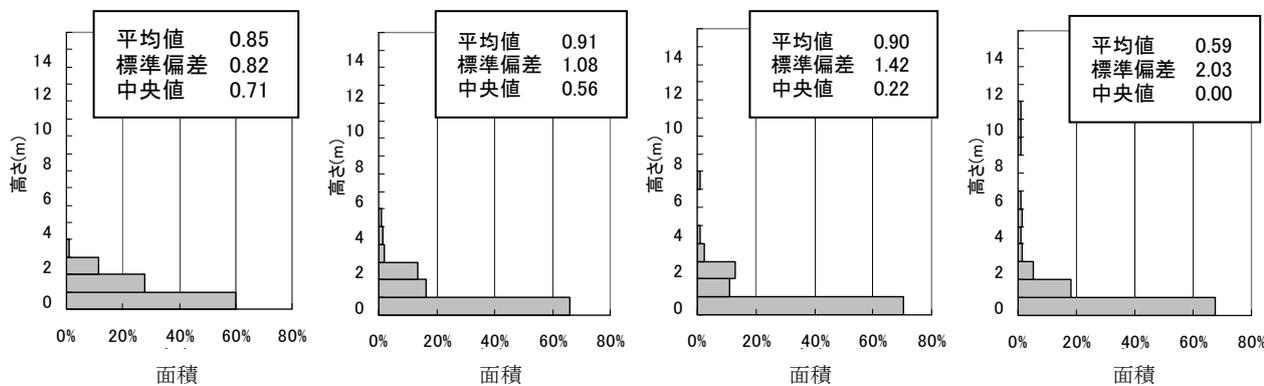
a) 草地在近年になり樹林地となるパターン 草地(47)→草地(61)→草地(74)→樹林地(90) (右岸17km)



b) 草地在30年以上前に樹林地となっていたパターン 草地(47)→草地(61)→樹林地(74)→樹林地(90) (右岸23km)



c) 過去より樹林地のまま推移したパターン 樹林地(47)→樹林地(61)→樹林地(74)→樹林地(90) (左岸22km)



d) 耕作地が草地になったパターン 耕作地(47)→耕作地(61)→耕作地(74)→草地(90) (左岸24km)

図3-14 各年の地物高分布と密度との関係

- () 内の数字は判読年を示す-

地物高の変化をみると、1947年には中央値が約5mであり、4m～6mの低木林が大部分を占めていた。1961年には、中央値が約3mになり、この期間中に刈り取りが行われていたものと推察される。1974年には、中央値が8mを超え、7m～9mの亜高木林が多く占めるようになった。1990年には、中央値が約14mになり高木林が多く占めるようになった。

d) 耕作地が草地になったパターン

(耕作地(1947)→耕作地(1961)→耕作地(1974)→草地(1990))

左岸の24km付近にあたり、迅速図では畑地だったが、2007年には、草本にセイタカアワダチソウ、ハナムグラ、オギ、カナムグラなど、樹林にタチヤナギ、スギ・サワラなどが混成している。

地物高の変化をみると、1947年から1974年にかけては、耕作地であるため、地物高も低い。1990年に耕作地から草地へ変化した。地物高に大きな変化はみられなかった。この理由として、1990年の段階では、放棄されてから数年ほどしか経ていない可能性がある。1981年、1986年の2度に渡る大きな出水を境に、耕作放棄地が増えたのが一因と思われる。

以上のように、管理が行き届いた土地では、時間が経ても地物高が高く成り得ないが、放置してから約15年も経ると樹林が目立つようになるようである。

3. 3. 4 人的利用が河川植生に及ぼす影響に関する考察

本節では、現存する迅速図や空中写真を用いて、人的利用の変化が河川高水敷の地被状態へ表れることを定量的に把握した。1940年代から1970年代までにかけては、各地被面積の割合はほぼ一定であったが、その内訳をみると草地が樹林地に変化したり、また戻ったりしていた。これらの変化は、収支バランスがとれており、人の生活に密着し持続的に管理されていたことが伺えた。1970年代以降になると、生活様式の変化により、河川を生活の一部として利用しなくなり、一方的な変化が始まった。それは、樹林面積の拡大と樹木高の増加であった。樹木高については、管理放棄を始めて約15年も経ると15～20mほどの高木林へと変化していた。このように人為の影響が少なくなれば、植物の自然的な遷移に従い、程度の違いはあるが10年～20年のうちに樹林を密に有する景観へ進行すると言える。

地物高の変化の検討から、樹林化の傾向については、3つの傾向があることが考えられた。1つ目は、草地から樹林地へと変化するもので、かつてヨシ原であった箇所が樹林へ至るパターンである。ヨシ原は、根葺き、垣根、よしず、あるいは燃料、肥料などに利用されていたが、現在では、その利用のための刈り取りや火入れが行われなくなり、樹林地の増加に繋がったと考えられる。本河川の場合、その傾向は早い箇所では、1974年には表れていた。

2つ目は、樹林地であった箇所の樹木が高木化したり、樹林地が拡大するパターンである。これは、マツ、クヌギ、コナラの薪炭林が利用されなくなった結果、樹木の高木化や樹林地の拡大に繋がったものと考えられる。この理由として、河川においても里山管理と同じように、15～25年に1度は薪炭林の更新のため伐採する²⁰⁾という生活様式が消滅したことによる影響が大きいと思われる。また、1970年以降は、河川管理上、治水安全率を維持するための樹林伐採が樹木の

成長・拡大の抑制につながっていたが、これが最近減少してきた結果が表れているものと推察される。

3つ目は、耕作地であった箇所が放棄された結果、草地化へと進行し、15～20年後には、樹林地への変化が懸念されるパターンである。以上の3つのパターンは、すべて生活様式の変化を反映したものである。例えば、カヤ場（ヨシ原）の減少は茅葺き屋根からトタンや瓦屋根へと変化した結果であるし、薪炭林放棄は、燃料が木炭から石油、ガスへと変化した結果である。さらに、第一次産業の衰退にともなう耕作地の減少は、近年、堤内地においても多く見られるようになってきた社会現象の一端であり、今後河川の樹林化を促進する可能性が高い。

これらの生活様式の変化は、地被状態の変化に与えただけでなく、地域の河川生態系にも影響を及ぼしている可能性が高い。一例をあげれば、ヨシ原に依存するオオヨシキリや林床内のフジバカマの減少なども生活様式の変化に起因する現象とも考えられる。

3. 4 結語

自然攪乱による影響が高い河川において、3.2節では、河川植物が繁茂に至る過程を把握するため、洪水等の自然攪乱が植物繁茂に及ぼす影響について検討を行った。具体には、千曲川（30km～109km）に蔓延するアレチウリ（外来種）を対象に、水路実験により種子の流送特性を求め、その結果を数値解析に利用することで、1994年以降のアレチウリ繁茂の消長の検討を行った。結果として、①アレチウリ種子の沈降速度は6.66(cm/s)で細砂の沈降範囲にあり、種子の無次元限界掃流力は0.04であった。②シミュレーション解析（一次元河床変動解析）の結果より、河床に働く摩擦速度が約17cm/s前後でアレチウリ群落が消滅する可能性があった。③17cm/sを超えた箇所でも、ハリエンジュの存在により、アレチウリ群落が消滅に至らないケースも見られた④種子の生産時期と自然的攪乱の一要素である出水の規模やタイミングにより、植物繁茂の消長が生じていることが分かった。本研究で示した実験、解析と考察のプロセスは、現在河川で蔓延する外来種除去対策を計画するうえでも有用な考え方である。

また、3.2節では、人的管理が減少した河川植物の植物繁茂の実態について検討を行った。具体には、小貝川を対象に明治迅速図や1947年以降の空中写真をGISに格納し、堤間内の地被状態、土地利用の変遷や表層高（草本高や樹林高）の変化を読み取り、ある場の変遷を定量的に整理、検討した。その結果、全体的な地被状態や土地利用の変遷を見ると、1940年代から1970年代までにかけては、それぞれの地被面積の割合はほぼ一定であったが、その内訳をみると草地が樹林地に変化したり、また戻ったりしていた。これらの変化は、収支バランスがとれており、人の生活に密着し持続的に管理されていたことが伺えた。

1970年代以降になると、生活様式の変化により、河川を生活の一部として利用しなくなり、樹林面積の拡大と樹木高の増加が見られた。その傾向パターンは①草地から樹林地へと変化するもので、かつてヨシ原であった箇所が樹林へ至るパターン②樹林地であった箇所の樹木が高木化したり、樹林地が拡大するパターン③耕作地であった箇所が放棄された結果、草地化へと進行し、15～20年後には、樹林地への変化が懸念されるパターンが考えられた。いずれの変化も生活様式

の変化を反映したものであった。検討結果から、河川植生の保全には、河川のダイナミクス復元に加えて、過去の人為的攪乱に相当する攪乱を計画的に加える必要があることを提起したい。

河川環境を知るためには、本研究でも示したように、現存する資料を整理し、過去から現在までに河川環境が種々の作用に対応してどう変化してきたのかといったことを捉えることがまずは重要と考える。それを基に河川環境を議論することで、種々の作用の結果として見える過去を単に模倣するのではなく、過去を参考としながら、将来の河川環境の姿を捉え、河川をどのように管理していくのか目標も立てやすくなるものと思われる。

参考文献

- 1) 浅見和弘, 斉藤大, 児玉奈美子, 渡辺勝: 三原ダム下流河川の植生変化, 植生学会誌, Vol. 18, pp. 1-12, 2001. 6.
- 2) 小倉紀雄, 山本晃一: 自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系, 2005
- 3) 中村圭吾, 大石哲也, 天野邦彦: 海外事例との比較による河原の自然再生計画に関する考察, 河川技術論文集, Vol.vol.13, pp.123-8, 2007.6.
- 4) 藤田光一, 李参熙, 渡辺 敏, 塚原隆夫, 山本晃一, 望月達也: 扇状地礫床河道における安定植生域消長の機構とシミュレーション, 土木学会論文集, Vol. pp.41-60, 2003.
- 5) 李参熙, 藤田光一, 山本晃一: 礫床河道における安定植生域拡大のシナリオ,-多摩川上流部を対象にした事例分析により, Vol.43, pp.1-6, 1999.
- 6) 藤田光一: 河原での植物と洪水のせめぎ合いを計算する, 辻本哲朗監修・(財)河川環境管理財団編, 川の技術のフロント, pp.164, 2007.7.
- 7) 国土交通省河川局河川環境課: 平成 11 年度河川水辺の国勢調査年鑑 (植物調査編), 2001.10.
- 8) 大石哲也, 天野邦彦: 出水がアレチウリ群落の拡大に及ぼす影響とその考察-実験・数値解析からの検討, 水工学論文集, vol.50, pp.1207-1212, 2006.2.
- 9) 村上興正・鷺谷いずみ: 外来種ハンドブック, pp.208-9, 2002.
- 10) 長野県林業総合センター: ミニ技術情報, No.15, 1999.8.
- 11) 国土交通省北陸地方整備局千曲河川事務所,株式会社建設環境研究所: 平成 12 年度アレチウリ調査検討業務委託報告書, 2001.3.
- 12) 国土交通省北陸地方整備局千曲河川事務所,株式会社建設環境研究所: 平成 14 年度アレチウリ調査検討業務委託報告書, 2002.3.
- 13) 井田至春: 自由表面を有する急勾配流れ, 土木学会誌, Vol.vol.40(3), pp.17-22, 1955.
- 14) 芦田和男,道上正規: 移動床流れの抵抗と掃流砂量に関する基礎的研究, 土木学会論文報告集, Vol.206, pp.59-69, 1972.
- 15) 岩垣雄一: 限界掃流力に関する基礎的研究, (I) 限界掃流力の流体力学的研究, 土木学会論文集, Vol.vol.41, pp.1-21, 1956.
- 16) 山本晃一: 河道・環境特性情報の読み方と利用-事例研究を通じて-, 河川環境総合研究所資料, Vol.18, pp.150, 2007.2.
- 17) 鬼怒川・小貝川サミット会議: 鬼怒川・小貝川-自然 文化 歴史, 鬼怒川・小貝川サミット会議 (下館工事事務所), pp.271, 1993.3
- 18) 大石哲也, 天野邦彦: 人的利用が河川高水敷の地被状態変化に及ぼす影響の定量的把握方法とその考察, 水工学論文集 (CD-MOM) ,vol.52, 2008.2.
- 19) 国土技術政策総合研究所危機管理技術研究センター水害研究室,国際航業株式会社: 航空レーザを用いた利根川等の河道測量業務報告書, 2003.
- 20) 宮脇昭: 日本の植生, 学研研究社, 1977.

第4章 砂礫堆に発達する植物の発芽・成長条件と先駆植生の成立

4. 1 概説

自然再生推進法の施行以降、各地で砂礫河原の再生が行われている。砂礫河原の再生の取り組みの多くは、過去に失われた砂礫河原の再生にとどまらず、樹林の伐採による治水安全度の向上、レジャー空間の創出、生物多様性の維持などの副次的な効果が期待できる。砂礫河原の再生事業としては、先駆的な事例である多摩川、千曲川などがある（表 3-1）。これらの事業では、川幅水深比や河床に働く摩擦速度といった河道特性を考慮に入れた事業効果に対する工学的検討が進められている¹⁾。これまでの検討の中で、植物の研究に限ってみれば、かつて砂礫河原に生育していたカワラノギク (*Aster Kantoensis Kitam*)、カワラハハコ (*Anaphalis margaritacea*) などの絶滅の危機に瀕した植物に関する研究が行われている¹⁾⁻⁴⁾。実際、多摩川では、現地にてカワラノギク再生のための実証実験が行われている¹⁾²⁾。しかし、カワラノギクの維持のためには、生育する外来植物の抜き取りが欠かせない³⁾など、人為による管理が必要とされる。カワラノギクなどが多く生育していた時代と違い、近年、外来植物が急速に増えており、河川をとりまく周囲の環境そのものが変化していることの反映と考えられる。例えば、1970年代以降に道路のり面の緑化材に利用されているシナダレスズメガヤ (*Eragrostis curvula*)、オニウシノケグサ (*Festuca arundinacea*)、ネズミムギ (*Lolium multiflorum*) などの早期活着型の外来牧草が河川に侵入してきている⁴⁾。既に3. 2の千曲川のアレチウリのように、出水の時期や規模に伴い、爆発的に拡大する事例をみた。このことは、単に出水による破壊と再生のプロセスのみの検討による砂礫河原再生へ向けたシステムを作りさえすれば、カワラノギク、カワラハハコなどの生育環境が再生されるとは限らないことを示唆している。

河原植物が生育する微地形環境に係わる既存の研究として、1980年代以降、石川⁵⁾、李ら⁶⁾、末次ら⁷⁾、藤田⁸⁾、辻本⁹⁾らを始めとし、揖斐川、多摩川、千曲川、木津川での報告事例がある。ここでの研究では、調査時（あるいは平水位時）の水位標高からの地表面までの高さの差（以下、比高という）、冠水頻度の違いから、生育する植物種を整理している。確かに、比高と植物種の生育場所には、有意な関係があることが知られている⁵⁾⁶⁾⁷⁾。ところが、1つの河川において明らかとなった比高と植物の関係を、そのまま他の河川の事業現場へ適用できるとは限らない。実際、植物の水利用の観点から見ても、比高の違いが必ずしも植物の種類を決めているわけではない。また、比高のみの整理では、新しくできた裸地に植物が侵入してきた際にどのようなプロセスを経て発芽・成長に繋がり、現在に立地しているのかが不明確である¹⁰⁾。

一方で、本章でも取り上げる砂礫構造の違いからみた生育植物状況の比較に着目した研究事例も見られる。末次ら⁷⁾は、砂礫構造の違いを4つのタイプに分け現地調査を実施し、生育状況の比較を行っている。しかしながら、砂礫構造と植物種との関係については、やや定性的な記述にとどまっている。例えば、砂礫厚の違いにより生育する植物にどのような変化があるか、または、植物が侵入し、初期的な遷移に係わる種子散布量の違いと先駆植生の成立の条件については、定量的に明らかにされていない。これらのことが定量的に明らかにされなければ、実際の再生工事

においても、形だけを模倣することに成りかねないし、学術的にも科学的な発展が見込めない。

以上に鑑み、本章では、砂礫河原における植物の生育のプロセスを知るとともに、最終的には、砂礫河原を再生する際に、どのような河原が再生できるのかについての展望を示す一助になることを目的とする。そこで、まず、(I) 砂礫構造の違いが、河原植物の生育環境特性に及ぼす影響を確かめることとする。具体には、那珂川と久慈川の砂州上にて、砂礫構造の異なる356地点を調査し、砂礫構造タイプの違いにより、植物の生育量(植被率)がどの程度違うかを明らかにする。さらに、室内実験において、砂礫構造、灌水(水やり)頻度を変え、植物がどのような条件で発芽可能かを検討する。

次に、そもそも、砂礫地に植生が成立するということを、生物学的な観点から考えれば、そこに植生が成立するためには、その植生を構成する種子が土壌中に存在することが必要不可欠であるということになる。しかし、これまでのところ砂州内の土壌中に種子がどの程度存在しているのか、攪乱の激しい場所や堆積の著しい場で種子量にどの程度違いがあるのかといった基本的な問題に取り組む研究は少なく、土壌中の種子と河川植生との関係については未解明のままである。

植生学では、土壌中に存在する種子を埋土種子(seedbanks)といい¹¹⁾、これに関する研究事例が多く見られる。本研究に関連する埋土種子と植生に関する研究によると、埋土種子量は、土地利用形態別に異なっていること、種類組成が地上部の種類組成と違っていることなどが知られている¹¹⁾¹⁴⁾。例えば、耕作地での埋土種子は、29,000~70,000 個/m²と多いが、森林では、200~3,300 個/m²と少ない¹²⁾。また、埋土種子の種類(埋土種子相)と地上部にある植物の種類(植物相)との類似度合は0.1~0.3と低いことも報告されている¹³⁾。

また、河川では、上記のように包括的に埋土種子と植生の関係について調べて例は少ない¹⁴⁾¹⁶⁾ものの、特定種子の生理的な特性についての研究があり、これにより希少種保全や外来種対策などに生かした例¹⁵⁾¹⁷⁾が見られる。この他、現地、水路実験、数値解析等の結果から、洪水時における種子供給が植物群落の形成に寄与するといった研究例がある¹⁸⁾²¹⁾。ただし、これらはいずれも、個々の現象解明に特化した研究例であって、埋土種子層と植生の関係について明らかにしたものではない¹⁶⁾。

そこで、既往研究のような特定種を対象を絞らず、(II) 砂礫地が持続的に残っている那珂川の一区間を対象に、砂礫地内に存在する種子(埋土種子)の種類・量と成立している植生との間にどのような関係があるかを明らかにする。以上の検討では、いずれも、砂礫地において植物の成長が抑止される要因について、生育場の物理的条件と植物がもつ生理的条件から考察する。

4. 2 砂礫構造の違いから見た植物の生育

4. 2. 1 調査地の概要

現地調査は、茨城県的那珂川(河口から30km~75km)、久慈川(河口から25km~45km)にて行った。那珂川は、幹川流路延長150km、流域面積3,270km²の一級河川である。標高1,915mの那須岳(栃木県)を源流とし、茨城県を跨ぎ太平洋へ注ぐ。河床勾配は源流部から60km付近までが約1/80~1/400、60~27km付近までが約1/770、27kmより下流の箇所では1/1,000~1/7,000

である。対象砂州の河床勾配は 1/400~770, 河床材料の代表粒径は 25mm で, セグメント 2-1 に分類される。一方, 久慈川は, 幹川流路延長 124km, 流域面積 1,490km² の一級河川である。標高 1,022m の八溝山 (福島県・栃木県・茨城県の県境) を源流とし, 茨城県を跨ぎ太平洋へ注ぐ。河床勾配は源流部から 76km 付近までが約 1/20~1/200, 76~38km 付近までが約 1/40~1/900, 38km より下流の箇所では 1/700~1/2,000 である。対象砂州の河床勾配は 1/700~1/1,000, 河床材料の代表粒径は 20~25mm で, セグメント 2-1 に分類される。両者は, 平行して流れる区間もあるほか, 那珂川は関東一の清流とも呼ばれる。また, 両河川は砂礫も多く開放的で, キャンプや釣りといったレクリエーション利用も多いほか, 10 月になるとアユの遡上に伴い, 至る所に梁が仕掛けられるなど, 人との関わりが深い河川でもある。

4. 2. 2 現地調査および実験方法

調査は砂礫上に 1m×1m の方形区を設定し, 2005 年 10 月 18~20 日にかけて合計 356 地点で行った。調査区の設定に際しては, 砂州構造の上にパッチ状に成立している植物群落の状態を把握し, 隣接する群落の影響を受けない最も典型的とみなされる所を選択した。調査方法は, まず, 調査区内の砂礫構造をタイプ I~V に区分し記録した。ここで設定する砂礫構造のタイプは, 砂礫の被覆率に応じてあらかじめ 5 つに分類したものである。それぞれの砂礫構造のタイプは, 表層が礫 100% で被覆され, 最表層から礫を 2 層以上除去しても砂成分が確認できない (タイプ I), 表層が礫 100% で被覆され, 最表層を除去すると砂成分が確認できる (タイプ II), 表層が礫と砂から構成され, 砂成分による被覆は 10% 未満 (タイプ III), 表層が礫と砂から構成され, 砂成分による被覆は 10% 以上 (タイプ IV), 表層に砂成分が堆積し, 礫が全く見えない (タイプ V) とした (写真 4-1)。また, 植生調査は, 調査区内の全植被率, 種名と植物種ごとの主根長を計測した。なお, 主根長は, 20cm を上限とした。

現地調査で確認された植物および他の河川の河原でも現在多く見られる植物^{5),7)}を対象に, 植物の発芽・成長実験を行った。実験は恒温室にて行い, 砂礫構造のタイプ, 灌水頻度を変え, それぞれのタイプの生育状況の違いを確かめた。

(1) 実験対象とした種子と休眠解除処理

対象とした種子は, 発芽時に光要求性の高い在来種 (ヤナギタデ (*Persicaria hydropiper*), メドハギ (*Lespedeza juncea*), ヨモギ (*Artemisia indica*)), 外来種<史前帰化種含む> (シロザ (*Chenopodium album*), ケイヌビエ (*Echinochloa crus-galli*), コセンダングサ (*Bidens pilosa*), セイタカアワダチソウ (*Solidago altissima*), アキノエノコログサ (*Setaria faberi*)) とした。休眠解除のため, それぞれの種子を冷蔵庫(4°C)に 2 週間保存した。

(2) 礫構造作成

プランター (縦 38cm×横 14cm×高さ 20cm) 内に, 図 4-1 に示すような砂礫構造を作成した。砂礫構造は, 現地調査時と同様に表層の砂礫の被覆率, 砂礫層厚の違いからタイプ I~タイプ V



写真4-1 現地調査区の設定 (タイプIII)

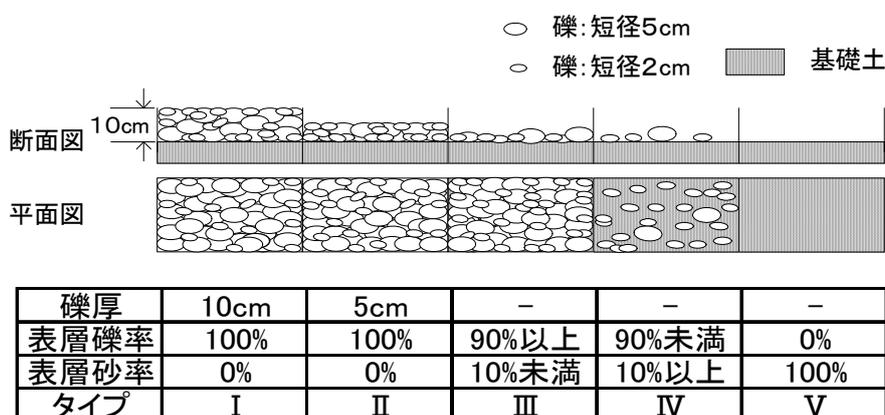


図4-1 実験時の砂礫構造のタイプと礫の被覆率 (模式図)

とした。

図中にある基礎土とは、細砂、シルト、粘土を用い、これらを重量比率 85 : 10 : 5 で混合したものである。作成した基礎土をプランター内に 10cm 入れ、休眠処理を施した種子をそれぞれのプランターに均等に播種した。最後に、短径 2cm, 5cm からなる礫を混在させ、タイプ別に割合を変え、基礎土の上に敷き詰めた。とくに、タイプ I, タイプ II では、隙間ができないように礫を敷き詰め、基礎土に光が届き難い環境を作った。

なお、基礎土で作成した細粒分の混合比は、実河川から採集したサンプル土(7 検体)の粒度分析の結果を参考にして決定している。

(3) 環境条件の設定と測定項目

作成したプランターを恒温室に搬入し実験を開始した。明暗条件は、明期 12 時間、暗期 12 時間に設定した。温度条件は、明期に 28℃、暗期に 15℃とした。光源には、植物育成用蛍光灯(プ

ランクルトス, FL40S-BRN, 東芝社)を用いた。光量子量の測定には, LI-250A ライトメーター (LI-COR Co.)を用いた。なお, 光量子の測定は, 別途用意したプランター内にガラス板をはめ込み, その上に実験で使用するタイプと同様に礫を敷き, ガラス板下に透過する値を記録した。また, 各タイプの光量子量は, プランター内の中央と4角の計5箇所を計測した。

土壌水分の測定には, FDR (Frequency domain reflectometry) 型の DIK-311A 土壌水分計(大起理化工業株式会社)を用い体積含水率を計測した。計測器の測定範囲は表層から 6cm であり, 炉乾法と比較し 2~5%の精度誤差がある。

実験では, 灌水の頻度を変えることで発芽・成長条件に差を付けた。灌水頻度は, 3日おき, 7日おき, 14日おきの3パターンとし, 水がプランターの下部から抜けるまで十分に灌水を行った。

4. 2. 3 結果

(1) 現地調査結果

図4-2に現地調査でのタイプ別にみた植被率を示す。タイプ別の植被率の平均値・中央値は, タイプIでは0%に近く, 砂礫が少なくなるに連れて徐々に平均値・中央値が大きくなり, タイプIVでは全タイプの中で最も植被率が大きく, 平均値・中央値とも約40%であり, 分布の形状は正規分布に近いことを示している。一方, タイプVでは, タイプIVと比較し平均値・中央値が小さくなった。分布の形状は, 植被率が小さい方に偏っていた。分布が偏った背景には, タイプVのような構造に生育する植物には2つのタイプがあったからである。1つは, 水際から遠いオギのようなタイプと, もう1つは水際に近い場所で表層が中砂であるか, 薄いシルト, 粘土から構成されている場所に生育できる種 (アゼナ (*Lindernia pyxidaria*), タネツケバナ (*Cardamine scutata*) など) である。いずれの場合も乾燥により表層に水分がなく, 通常, 多種の生育が困難なタイプであった。今回の調査では, 後者が卓越していた。

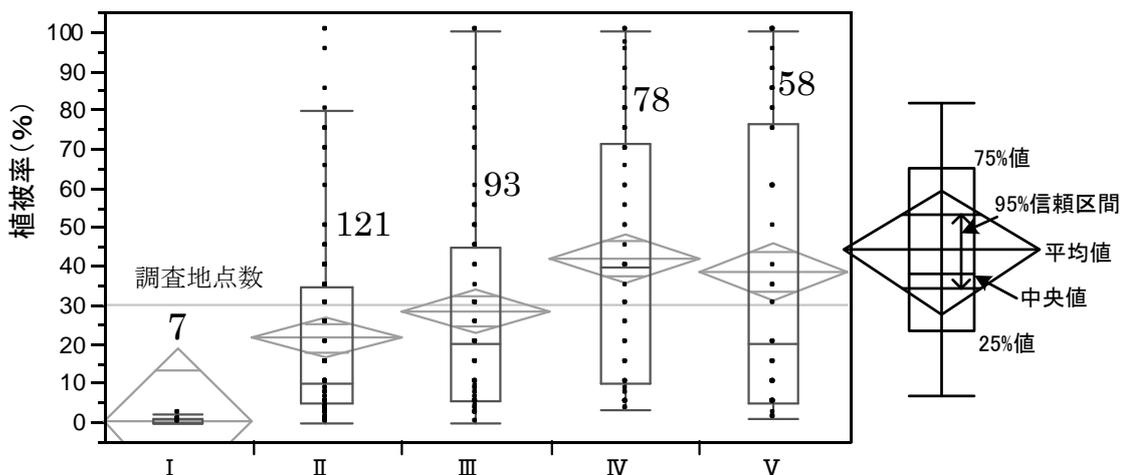


図4-2 タイプ別にみた植被率

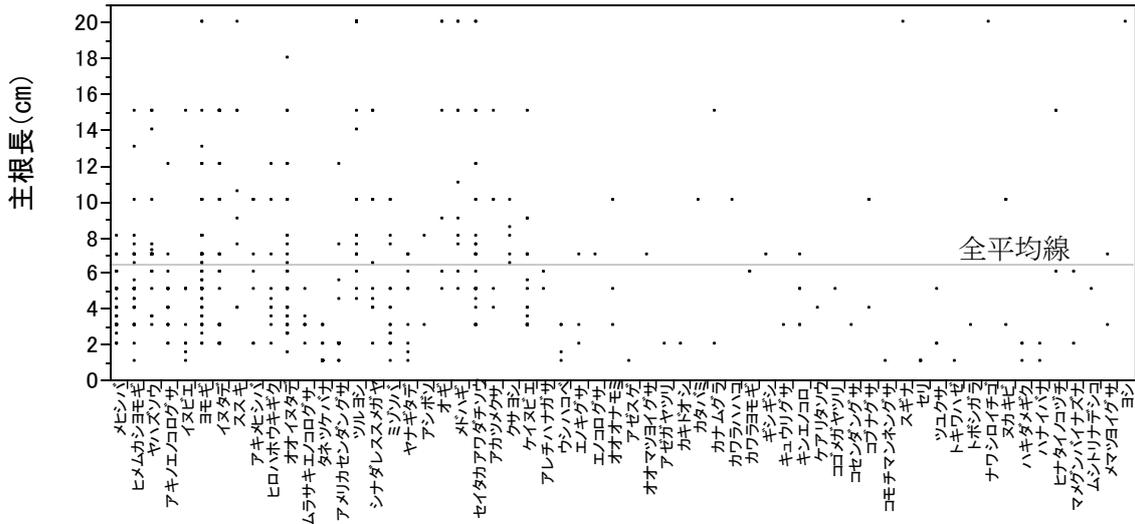


図 4-3 植物種と主根長の関係 (抜粋)

表 4-1 タイプ別の光量子量

礫層タイプ	I	II	III	IV	V
光量子量 ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)	0.00	0.21	0.35	29.31	49.66

図 4-3 に植物種ごとの主根長を示す. 平均して約 6.5cm であり, 多くの植物は浅い場所に主根を伸展させていた. とくに種から発芽する一年生植物であるアキノエノコログサ, ケイヌビエなどは, その傾向が顕著であった. 一方, 20cm 以上の土壌厚を有した場所では, オギ, ススキなどのイネ科の多年生草本や, ヨモギなどの多年生広葉草本, セイタカアワダチソウが見られた.

(2) 実験結果

表 4-1 に計測したタイプ別の光量子量の平均を示す. タイプ I ~ タイプ III までは, 光量子量は $0 \sim 0.21(\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$ であり, 砂礫により光量子量が制限されていた. タイプ IV から光量子量が大きくなり, タイプ V では約 $50(\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$ となった.

図 4-4 にタイプ-灌水頻度別からみた観測期間中の体積含水率の変化を示す. 体積含水率は, 平均して $0.2(\text{m}^3/\text{m}^3)$ を示した. 光量子量とは逆に, 平均より体積含水率が大きいタイプは, タイプ I ~ タイプ III であった. 一方, 平均より体積含水率が小さいタイプは, タイプ IV, V であった. また, V-14 を除き, いずれのタイプにおいても, 灌水頻度が 14 日のときに体積含水率の平均値は最小であった. 分散分析より, タイプ別の平均値には, 有意な差 ($p < 0.0001$) があった.

図 4-5 に実験開始から実験終了時までの累積発芽数の変化を示す. 発芽は, 実験開始から 3 回目 (6 日目) の観測で, I-3,7,14 および II-7 を除く実験区で確認された. また, ほとんどの実験区で観測 3 回目に確認された発芽数が最も多く, その後は, 実験終了時まで徐々に発芽数が減

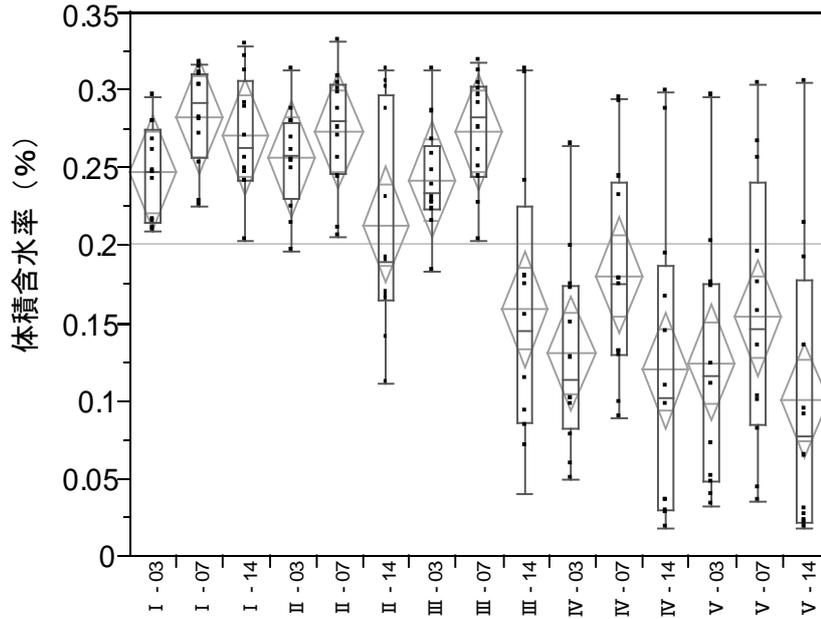


図4-4 タイプ・灌水頻度別にみた体積含水率

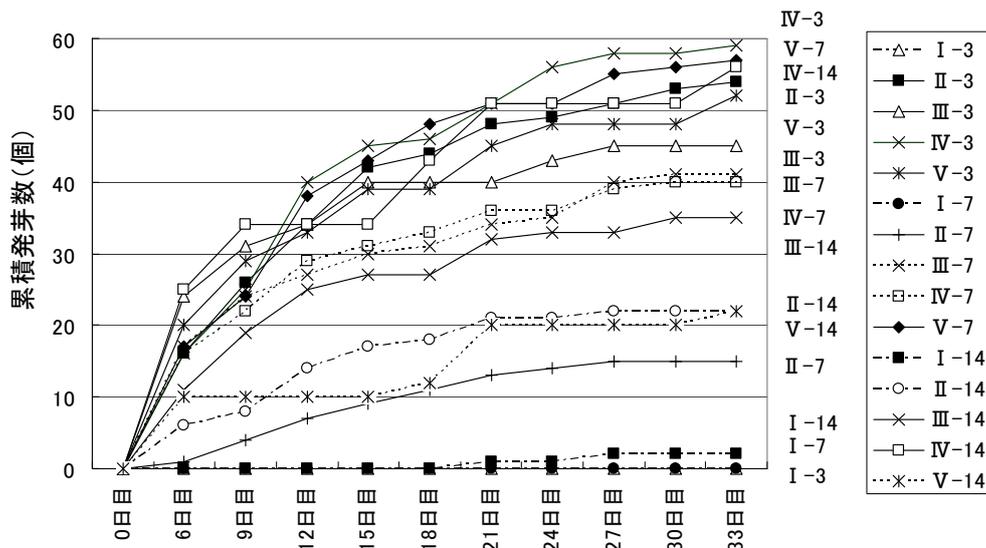


図4-5 実験開始からの累積発芽数の変化

少していった。

図4-6にタイプ別にみた植物種ごとの累積発芽数を示す。どの実験区も灌水頻度に関わらず、コセンダングサ、アキノエノコログサの発芽数が多く、ヨモギ、メドハギの発芽数は少なかった。また、I-14で1個体ずつケイヌビエ、コセンダングサが確認された。これらの発芽した場所をみると、礫層厚が部分的に低かった。そのためタイプIIと同様な状態となり、礫間の僅かな隙間から基礎土へ光が届き発芽できたものと考えられる。なお、本実験では、ヤナギタデ、セイタカアワダチソウの生育は確認されなかった。実験終了後、改めて追試実験を行ったが、発芽されなかったことを見ると、種子が不稔であったことも考えられる。これら2種については、今後の研究でさらに明らかにしていきたい。

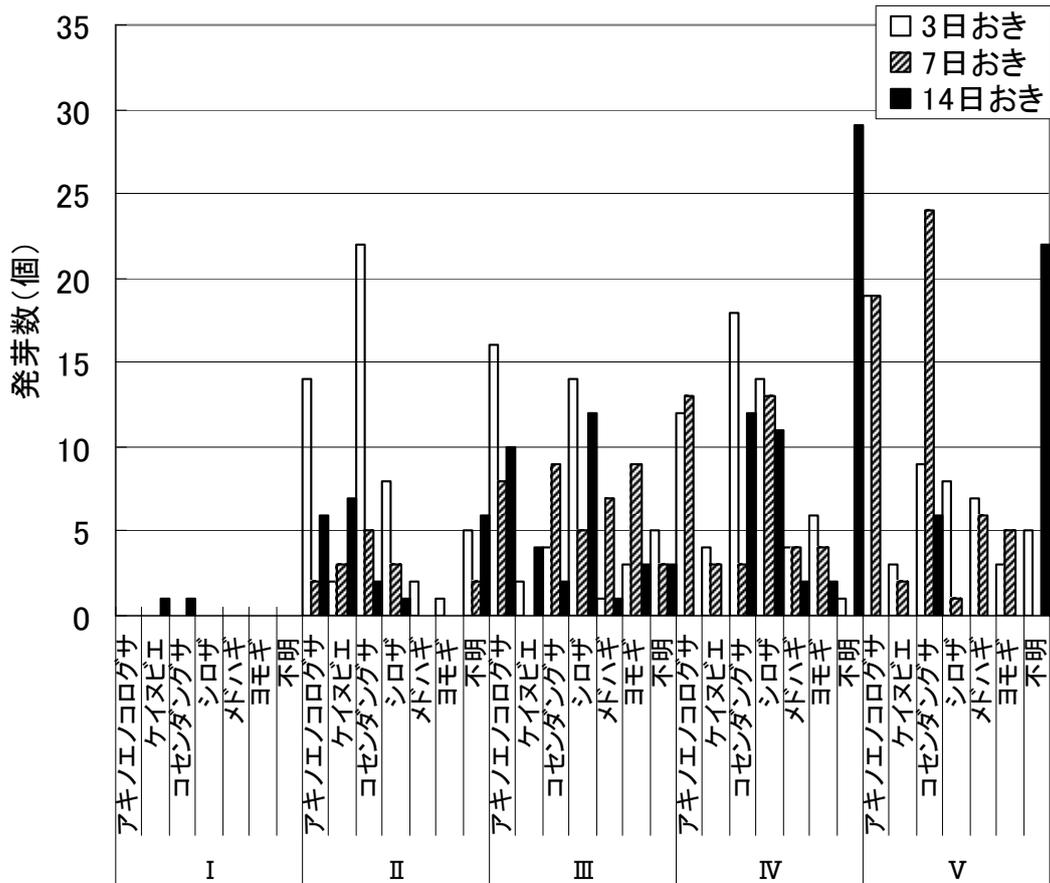


図4-6 タイプ別にみた植物種ごとの累積発芽数

図4-7にタイプ別の植物の枯死率を示す。灌水頻度が3日おきのものは、7日、14日おきと比較し、各タイプで枯死率が最も小さかった。一方、灌水14日おきでは、タイプIV、Vの枯死率が90%を超えた。

図4-8に実験終了時におけるタイプ別の生存個体数を示す。タイプIは、総個体数が最も少なく、タイプIIで約80個、タイプIII～タイプVでは100個を超えた。その内訳をみると、灌水頻度が3日おきのタイプの個体数は、40個～60個で増減を繰り返していた。灌水頻度が7日おきのタイプの個体数は、タイプIが最も少なく、タイプIIからタイプVへ向かうにつれ徐々に多くなった。灌水頻度が14日おきのタイプの個体数は、3日おき、7日おきと同様にタイプIが最も少なかったが、タイプIV、Vでは、個体数が減少した。

図4-9に実験終了時の植物の状況と砂礫下の根の状況を示す。例えば、アキノエノコログサなどは、礫間の隙間から礫層厚の分だけ、胚軸を伸展させ葉を礫の表面へ展開させていることが確認された。

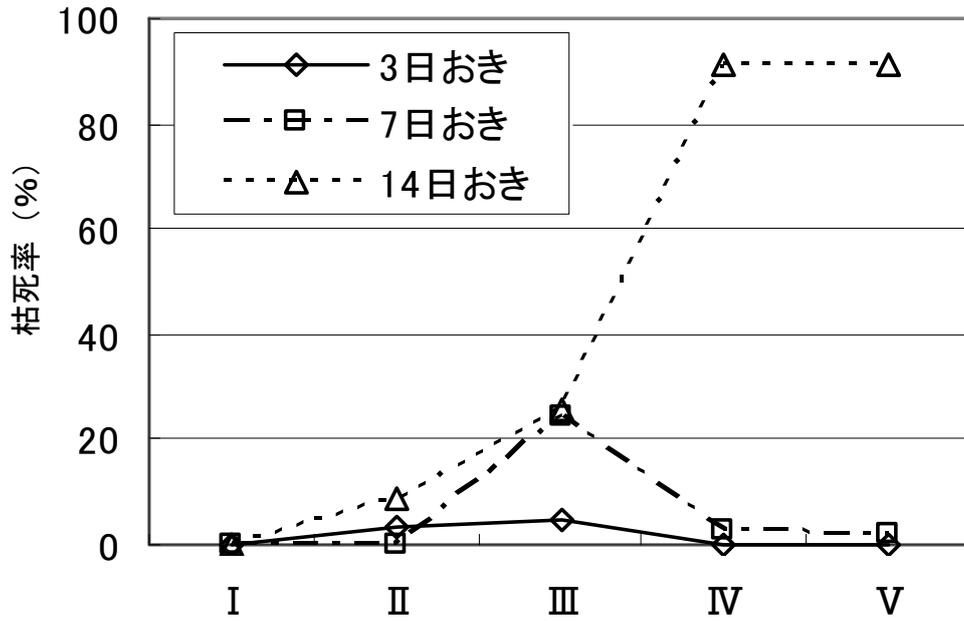


図4-7 灌水頻度の違いによるタイプ別の植物枯死率（実験終了時）

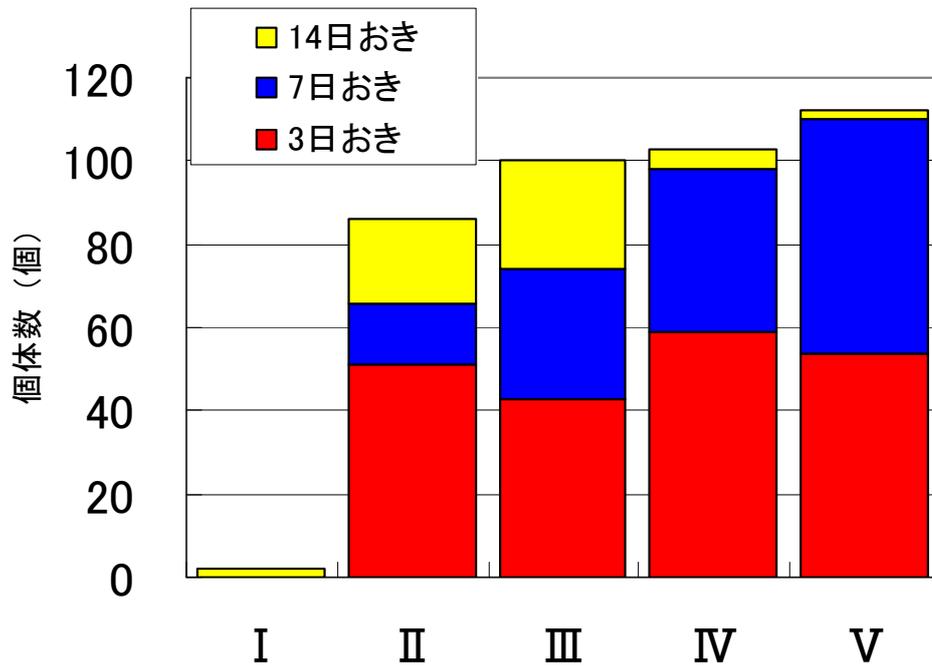


図4-8 タイプ別の生存個体数（実験終了時）

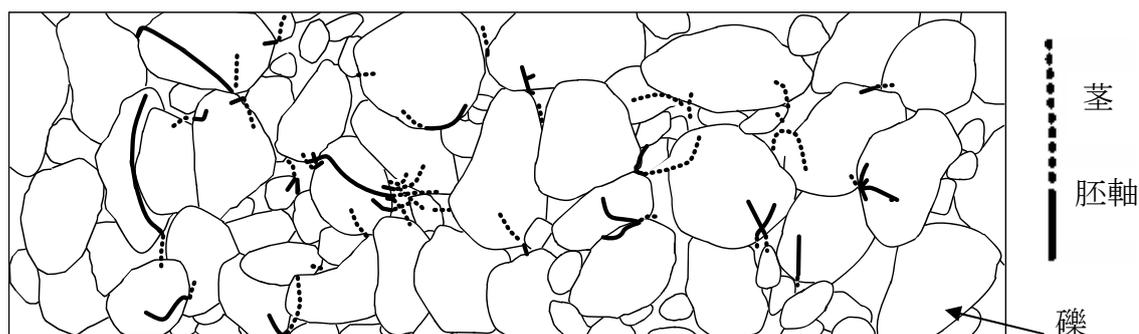


図4-9 実験終了時における植物の茎と胚軸の伸展状態（タイプⅡ）

（図は、上部よりスケッチしたものである。礫と礫の間から胚軸が伸展し茎が礫上に伸びている。なお、胚軸の位置は、礫を取り除いた後にスケッチしている。）

4. 2. 4 砂礫州上での種子発芽・成長の条件についての考察

前節までの結果により、砂礫構造が光や土壌水分率を決定し、植物の発芽・成長に影響をもたらしていることが示唆された。そこで、本節では、植物の発芽と成長に至るプロセスを知るため、砂礫構造の違いが植物の生育に及ぼす影響について考察する。

(1) 発芽

植物の発芽を支配する3大環境要素は、温度、水、光と言われている²²⁾。今回の実験において、恒温室内の温度設定は28℃であり、関東地方の6月の平均気温に相当する。そのため、環境を阻害する温度とは考え難い。次に水の条件をみると、図4-4に示すように、砂礫構造の違いから、土壌表面の体積含水率に与える影響がみられた。タイプⅣ、Ⅴでは著しく体積含水率が減少したが、体積含水率そのものが、発芽数を抑制したわけではない。その証拠として、Ⅳ-14では、体積含水率の平均は2番目に小さいが、図4-5、図4-6に見られるように累積発芽数は多い。つまり、発芽に対する水分条件は、体積含水率が極端に低い場合でも可能であることを示唆している。発芽の過程では、第一に吸水により休眠が解除される²²⁾ことからしても、今回対象とした種子では、Ⅳ-14のような含水率が低い場合でも、休眠を解除できるだけの十分な吸水があったと考えられる。

最後に光の条件を考えてみる。タイプⅠにみられるように、十分な体積含水率があったとしても、礫層が10cmで、基礎土に光が届かないような場所では、植物の発芽が抑制されていた。これは、図4-2の現地調査結果からも確かめられており、8cmの礫層厚のときの植被率は0%に近いという結果であった。さらに、図4-5に示されるように、礫の被覆率が減少するにつれて、累積発芽数が多くなるなど、少なくとも実験に使用した礫河原に生育する植物は光条件の影響により個体数が変化していると考えられる。

(2) 成長

どのタイプも、発芽により礫上に出た葉に対する光条件は均等に与えられている。そのため、

植物の成長には、根系が利用する箇所での土壤水分の状態が成長に対し重要な要素となる。図4-4、図4-5より、IV-14、V-14において、体積含水率の減少にともない、枯死率が90%を超えるに至った。この現象は、水分が成長の制限因子として働いた顕著な例を示している。そこで、以下では、灌水頻度14日おきの各タイプを取り上げ、IV-14、V-14で枯死に至ったプロセスとともに、砂礫構造の違いが植物の成長に及ぼした影響について考察を進める。

IV-14、V-14は、礫が少ないか全くない構造であり、基礎土が直接大気中に触れる面積も多く、灌水頻度も少ないことも相まって、表層が乾きやすい状況にあったと考えられる。他の灌水頻度14日のタイプをみると、枯死率はIII-14で約20%、II-14では約10%、I-14では0%とタイプIV-14、V-14と比較しかなり低い。とくに、I-14、II-14では、図4-4からも土壌中の水分は十分であったと考えられる。ところが、III-14の体積含水率は、I-14、II-14よりも低く、むしろ枯死率の高かったIV-14、V-14に近い体積含水率であった。それに関わらず、枯死率が低く、生存発芽数が多かった。この理由として、第一に、IV-14、V-14と比較し、僅かな体積含水率の違いが、植物の成長の可否に大きく関わったことが考えられる。このことは、農作物を作る際に土壤水分が減少すると作物が枯れるシオレ点(wilting point)があることから理解できる。シオレ点とは、植物が成長する過程で、体積含水率の減少に伴い、生育に必要な水分を十分に吸収することができず、ついには植物が枯れてしまうことをいう²³⁾。つまり、IV-14、V-14では、このシオレ点に至ったため枯死したことが考えられる。また、III-14では枯死率が低かったことからすると、図4-4より、体積含水率の中央値が $0.1(\text{m}^3/\text{m}^3)$ より小さくなった場合、植物の枯死率は高くなると考えられる。また、第二に、砂礫量の多少が植物の成長を助けていたことが考えられる。III-14では、基礎土を被覆する砂礫が90%と多く、実験終了時に礫下の状況を確認したところ、植物の根系は、礫と基礎の間の土壤水分が高い空間を利用していた(写真4-2)。このことから、III-14では、全体として土壤水分が低いにも関わらず、礫の割合が多いこ



写真4-2 礫下を利用する根系

とで、礫と基礎の間の土壌水分の高い空間を利用し、植物は成長し続けたものと考えられる。また、このように礫と基礎土の間に根系がみられる現象は、タイプVを除く残りのタイプ全てで確認できた。

なお、今回検証できなかった地下水位との関わりや土壌の構成などにより、土壌水分は変化してくる。これらは、植物の成長に影響を与える主要な因子と考えられるが、まだ未解明な部分も多く、今後の研究課題としたい。

4. 3 礫州における埋土種子分布とそれが植生成立に与える影響

4. 3. 1 調査地の概要

研究対象とした那珂川は、幹川流路延長 150km、流域面積 3,270km² の一級河川である。標高 1,915m の那須岳（栃木県）を源流とし、茨城県を跨ぎ太平洋へ注ぐ。河床勾配は源流部から 60km 付近までが約 1/80～1/400、60～27km 付近までが約 1/770、27km より下流の箇所では 1/1,000～1/7,000 である。対象砂州の河床勾配は 1/770、河床材料の代表粒径は 25mm で、セグメント 2-1 に分類される（図 4-10）。対象砂州の平均年最大流量（確率規模 1/2）は約 1,400m³/s である（参考までに図 4-12 に流量に対する標高点を示した²¹⁾）。対象砂州を含め、その前後の数 km 区間に明瞭な単列砂州を有しているが、この 10 年ほどは大きな出水もなく、砂州の移動はみられない。

砂州上における植生の特徴は、カワラヨモギやカワラハハコといった、かつて、河原によく見られた植物が存在している。対象砂州は那珂川にある砂州群の中でも、河原あるいは湿性環境で見られる植物が比較的多く残存している砂州である¹⁰⁾。



図 4-7 那珂川（対象砂州）

-対象砂州にある数字は調査区 No. を示す-

4. 3. 2 調査方法および解析方法

(1) 対象砂州の概観調査-地形調査と植生調査-

対象砂州の地形は、VRS-GPS (Virtual Reference Station-GPS) により座標 (X,Y,Z) を計測し (約 1,200 地点), TIN 処理により, GIS(Geographic Information System) 上に三次元地形を作成した。植生は植生調査を実施し, GIS 上に植生図を作成した。なお, 植生調査は, 2007 年 6 月 20 日から 7 月 5 日にかけて行った。また, 地形調査も同時期に行った。

(2) 調査区内の地上部植生と埋土種子の分布調査

a) 調査区の設定

調査区は, 対象砂州を縦断方向へ 50m, 横断方向へ 30m 間隔で格子状に区切った交点に設定した。ただし, 設定する調査区に異なった植物群落が含まれる場合は, 前後 2,3m ずらし, 1 つの群落内に再設定した。さらに, ワンド部 (1 地点), 希少植物 (1 地点), 外来植物 (2 地点) の生育場所も加え, 合計地点数を 40 地点とした。調査区の大きさは, 0.5m×0.5m とした (図 4-10 参照)。

b) 調査区の砂礫構造および植生調査

現地では, 各調査区において砂礫構造と植生について調査を行った。砂礫構造は, 砂礫量に応じてタイプ I ~タイプ V に区分し記録した (図 4-11)。植生調査では, 植物の種類と各植物の植被率を記録した。

c) 土砂の採取

土砂は, 種子発芽に関係の高い表層から 0.1m の深さまで採土した。

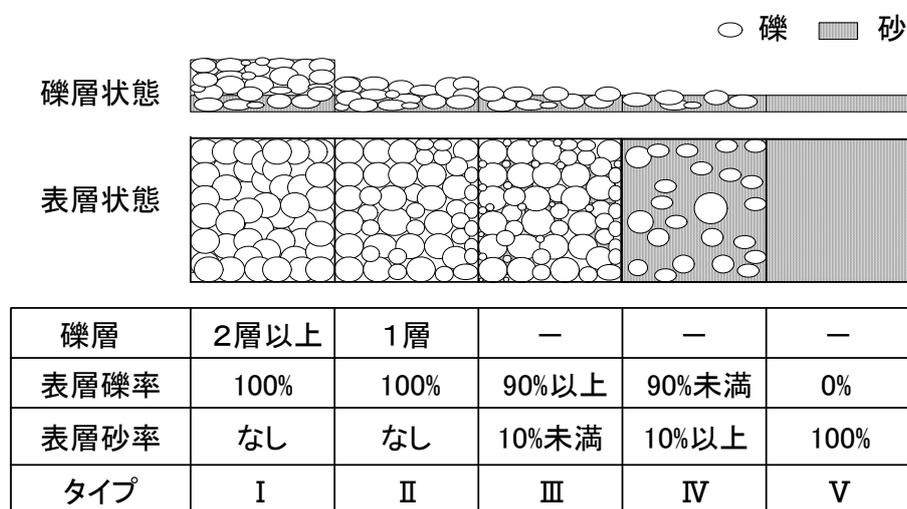


図 4-11 砂礫構造タイプ (模式図)

(3) 粒度試験と種子分析

a) 粒度試験および種子選別

粒度試験は, 自然乾燥を行った後で土の粒度試験方法 (JIS-A-1204) に従った。なお, 粒径区分に関しては, 河川工学で利用されている国際区分法 (極粗砂 2-1mm, 粗砂 1-0.5mm, 中砂 0.5-0.25

mm,細砂 0.25-0.125mm,微細砂 0.125-0.062mm) に従って行った²⁴⁾。

b) 種子の抽出

種子の抽出に際し、粒度試験によって得られた土砂サンプルのうち、種子径 8mm 以上は目視で種子の有無を確認した。8mm 以下の種子については、高比重法処理により埋土種子や有機物を浮遊させ、顕微鏡を用いて種子選別を行った。高比重処理法とは、比重 1.54 の 50%炭酸カリウム溶液 (K_2CO_3) に土砂を投入し、5 分間攪拌したのちに、上澄み溶液を回収する²⁵⁾もので、これらを 3 回繰り返した。回収した浮遊物を低温乾燥 (6 時間程度) させ、有機物塊を取り除いた残砂中のうち 1/8 を取り出し、種子の選別・同定を行い、種子数を記録した。

なお、砂州中の埋土種子が乾燥・収縮や動物・微生物の分解作用により、予想していたよりも変色や種子の形が歪なものも多く含まれたため、種レベルでの同定が困難であった。したがって、同定結果に示す科、属は、いくつかの種類を含んだ種子数の合計値である。このため、埋土種子と同じ科あるいは同じ属に含まれる種類が植物相みられる場合は、少なくとも埋土種子中の同科、同属にもその種が存在していると判断した。

(4) データ解析

a) GIS によるデータ解析

現地調査により得られたデータを GIS に整理し、地形図、植生図、粒径別の堆砂量分布および埋土種子分布の関係についてデータ解析を行った。また、植生図と地形図を用いた解析では各図を 1m メッシュに分割し、メッシュ毎に植物群落名と標高値を格納しデータを作成した。

b) 埋土種子相と植物相の関係解析

調査区中で、ある植物種が埋土種子として存在する地点数と地上部で出現している地点数との関係割合を求めた。割合を求める際、ある種が植物相に見られるものの、埋土種子相に見られない場合には、過去に埋土種子が存在したと仮定し、埋土種子として存在する数に加えた。以下では、この割合を出現率と定義する。

4. 3. 3 結果

(1) 対象砂州の地形と植生の関係

図 4-12 に対象砂州の地形と砂礫構造タイプ、図 4-13 に植生図を示す。

対象砂州は、主流部の水際線から左岸側に向かい、砂州標高が約 3~4m 高くなっていた。この高まりとともに群落は、ツルヨシ群落、ヨモギ群落、マルバヤハズウソウ群落類の順で変化した。砂礫構造はタイプ I ~ III が多くを占めていた。砂州の頂上付近から左岸側へかけて砂州高が低くなり、砂州前縁部と左岸との間にワンドが形成されていた。砂礫構造はタイプ IV, V が多くを占めていた。また、ワンド付近ではモザイク状に多くの群落が混在していた。

図 4-14 に群落の生育範囲の箱ひげ図を示す。過湿性に見られる 1 年生在来草本群落 (セリークサヨシ群落, ヤナギタデ群落, ミゾソバ群落など) は、比高 (調査時の水位標高と生育標高との差) の中央値が 0.5m 付近にあり、生育分布の範囲が約 1m と狭い。

一方、湿性から乾燥状態でみられる多年生在来草本群落（ヨシ群落，オギ群落，ヨモギ群落類）やヨシ，オギ等からみつく一年性ツル性草本のカナムグラは，比高の中央値が2～3m 付近にあ

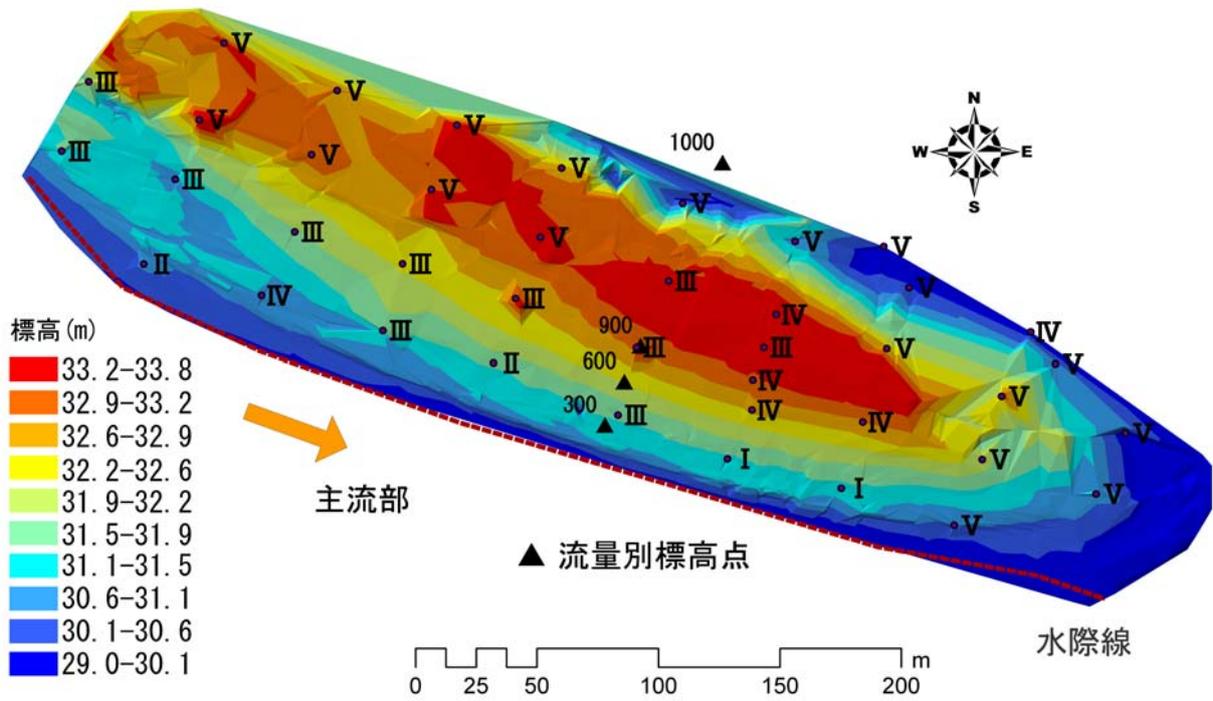


図4-12 対象砂州の標高分布と砂礫構造

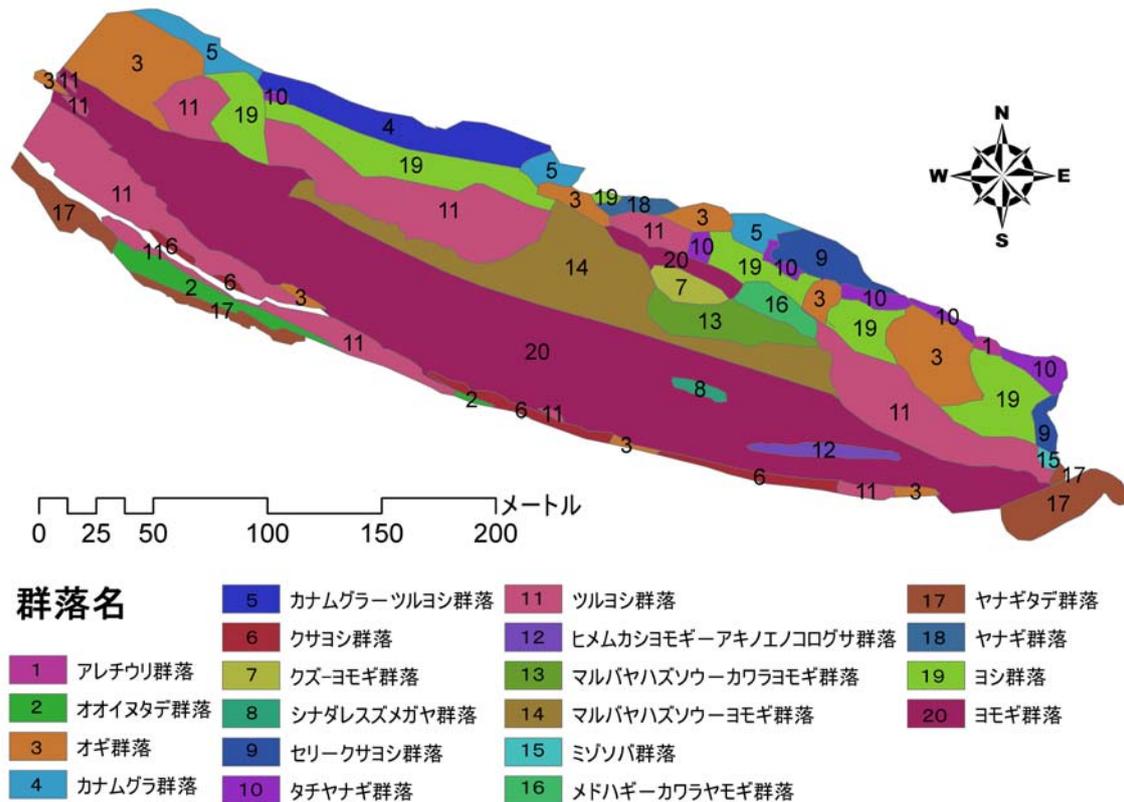


図4-13 対象砂州の植生図

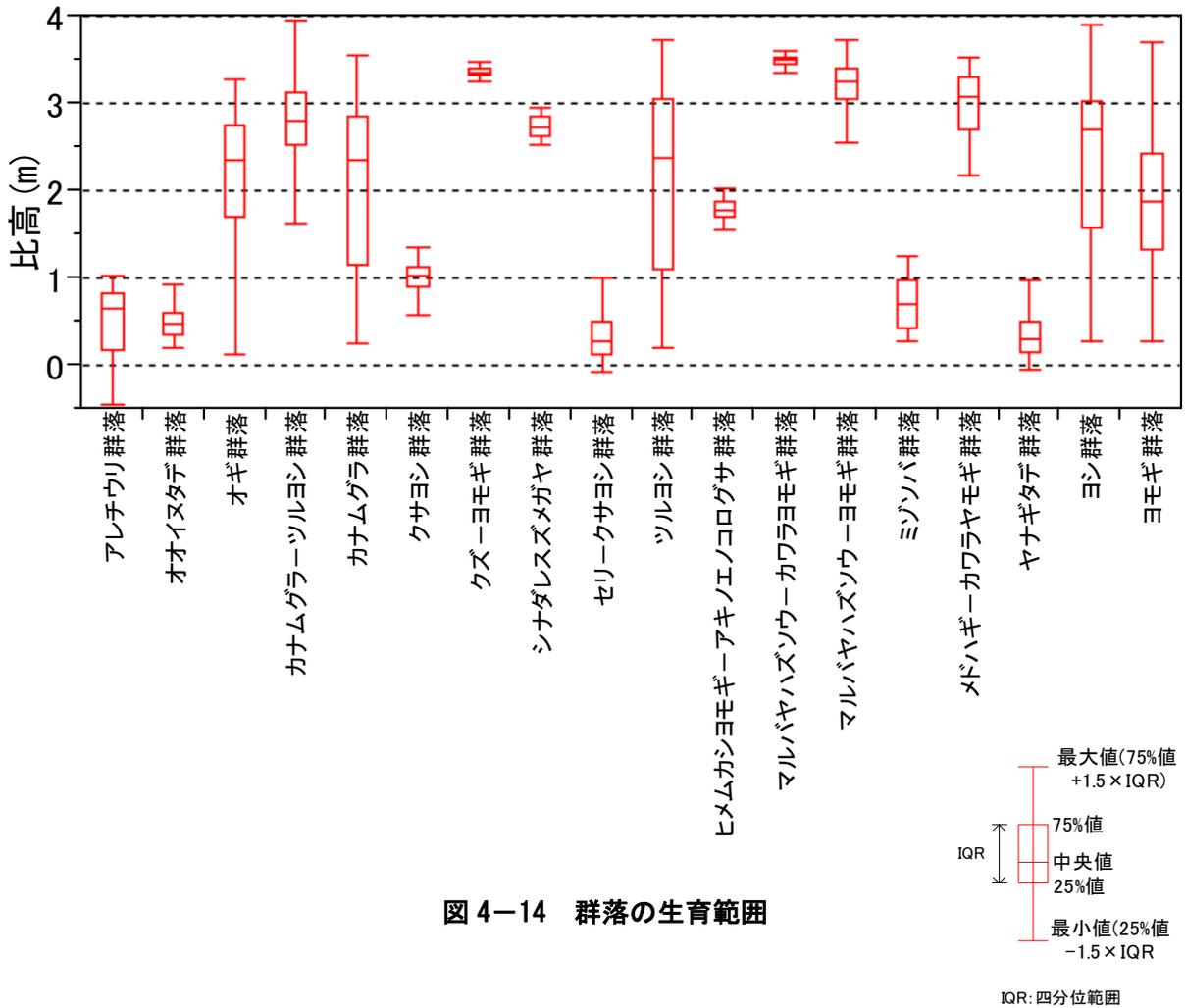


図4-14 群落の生育範囲

り、生育分布の範囲も約 3m と広い。ただし、同一比高でまとめられた群落も、水際から砂州頂部にかけては、草丈が 1m 程度のヨモギ群落が多く見られ、砂州頂部から左岸側のワンド部では、草丈が 2m を超えるヨシ群落、オギ群落が多く見られるという違いがあった。

(2) 埋土種子の空間分布

図 4-15 に単位面積（深さ 0.1m）あたりの種子数（以下、種子密度）と堆砂量（以下、堆砂密度）の分布を示す。なお、図中の堆砂密度は、種子密度との対応関係が見られた極粗砂・粗砂の合算値と細砂以下の合算値について図示した。

巨視的に埋土種子の分布を見ると、主流部の水際から離れるに従って種子密度が高くなる傾向にあった。種子密度の高い場所の堆砂分は、細砂以下が多く、極粗砂・粗砂が少ないという傾向がみられ、逆に、種子密度の低い場所は細砂以下が少なく、極粗砂・粗砂が多いという傾向が見られた。

また、砂礫構造からみると、タイプ I～III で種子密度が低く、タイプ IV, V で種子密度が高い

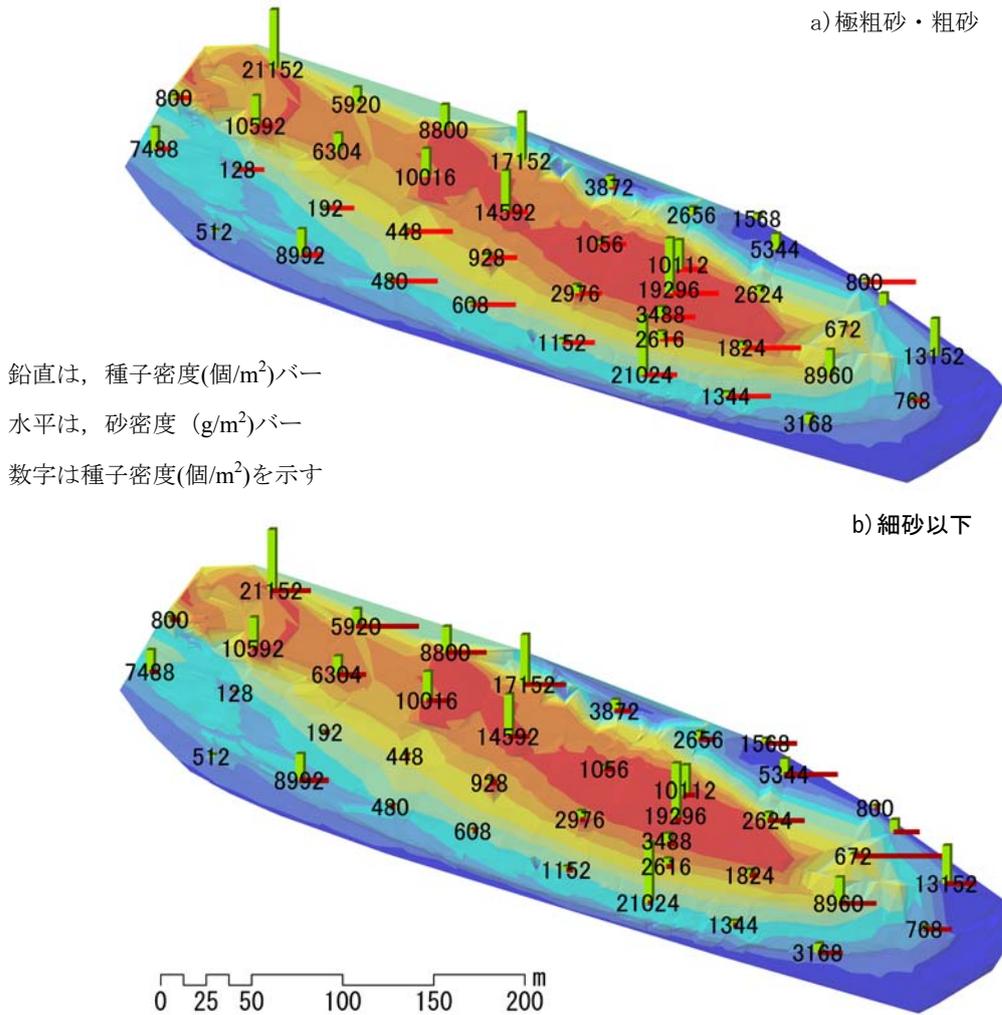


図 4-15 種子と粒径の空間分布

傾向にあった。砂礫構造を指標とし、種子密度の分布をみると、タイプ I～IIIでは、96-20,928 個/m² の範囲にあり、中央値が 928 個/m²であった。一方、タイプIV, Vでは、448-21,152 個/m² の範囲であり、中央値が 5,344 個/m²であった。

(3) 調査区の埋土種子相と植物相

調査区内における埋土種子相は 38 科であった(表 4-1)。全調査区に広く分布している種類は、スベリヒユ (*Portulaca oleracea*) 37 箇所、タデ属 (サクラタデ (*Persicaria macrantha*) あるいは オオイヌタデ (*Persicaria lapathifolia*)) 36 箇所、カヤツリグサ科 (Cyperaceae spp.) 35 箇所であった。種子数の累計は、スベリヒユ、イネ科 C (シナダレスズメガヤ (*Eragrostis curvula*), メヒシバ (*Digitaria adscendens*) などの種子群)、カヤツリグサ科の順に多かった。また、埋土種子中には、地上部の植物相に成長個体を確認できない種類も多数あった。例えば、スベリヒユは、広く分散しているうえに種子数も多いものの植物相には見られなかった。カヤツリグサ科も同様であった。また、山地や陸域で見られる樹木類も多く含まれていた。

調査区内における植物相は 21 科であった(表 4-2)。全調査区に広く分布している種類は、ヨ

モギ (22 箇所), ツルヨシ (*Phragmites prostrata*) (18 箇所), カナムグラ (*Humulus scandens*) (15 箇所) であった。また, 植物相には, 埋土種子に含まれていない種類も多数あった。例えば, 分布の広いヨモギやヒメムカシヨモギもそのうちの1つである。これらが埋土種子中に存在していなかった原因として, キク科のヨモギ属, ムカシヨモギ属などは乾燥収縮に弱いといわれており²⁶⁾, 河原のように乾燥の著しい場所では, すでに種子が風化・消失していた可能性が高い。

4. 3. 4. 埋土種子分布とそれが植生成立に与える影響についての考察

ここでは、調査結果を受けて、第一に、埋土種子密度には差が見られるものの、種類の偏在性は見られず、砂州中に広く分散している。第二に、広く分散している種子が地上部の植物相でも優占度が高いわけではなく、むしろ種子（植物）の生理的特性に応じて、発芽・成長できる場所が決まっている。したがって、河川植生の成立は、埋土種子による影響よりも、その場の物理環境による影響が支配的である。という仮説を立てて、埋土種子の分布と植生の関係について、以下で考察を行う。

(1) 埋土種子の空間分布特性

埋土種子密度は場所によって異なっていた。砂礫が多く占める場所（砂礫構造Ⅰ～Ⅲ，以下、砂礫帯という）に比べて、砂分を多く占める場所（砂礫構造Ⅳ，Ⅴ，以下、堆積帯という）の種子密度は、約6倍多かった（図4-15）。ただし、両者の種子密度は、森林と比較しても決して少なくないことから、地上部が植物で覆われるのに十分なだけの埋土種子が存在していると考えられる。また、両者の種子密度の差は、堆積密度との関係も高い（図4-15）ことが分かる。したがって、砂礫帯と堆積帯での種子密度の差は、主に流水に伴う種子供給量の差と考えてよいと考えられる。

しかし、埋土種子相の結果から、ある種類が砂礫帯や堆積帯にだけ偏って分布しているわけではなく、種子は、種類に限らず砂州全体にわたって広く分散していると考えられる。スベリヒユ、イネ科、カヤツリグサ科、タデ属のように調査区中全般にわたり見られる種類などは言うまでもないが、アワ (*Setaria italica*)、オヒシバ (*Eleusine indica*)、ニシキソウ属といった調査区の半数程度にしか見られない種類についても、砂礫帯、堆積帯を問わず分布がみられる（表4-1）。

(2) 埋土種子相と植生との関係—河川植生成立の支配的要因

上述したように、埋土種子は、その種類を問わず分散性が高い。しかし、現実に我々が目にしている植生は、図4-14に見られるように群落別に生育範囲がある程度決まっている。このギャップについて、表4-2に示す植物相と埋土種子相との関係から、埋土種子の分布が植生に与える影響について考察を進める。

最初にミゾソバ (*Polygonum thunbergii*) を例として説明する。ミゾソバ埋土種子の存在箇所は28箇所であり、調査範囲にまんべんなく分布していたが、調査区での個体の出現箇所は9箇所のみであった。出現率は32%であり、平均的な値を示している。生育が確認された地点は、砂分が多く（砂礫構造Ⅳ，Ⅴ）、湿性的な場所（No.30,36,39）で植被率がよく（10～60%）、このような場がミゾソバにとって良好な環境状態であるといえる。一方、埋土種子の存在は確認できるが、植物相での出現が見られないか、植被率が著しく低い（1～5%）場所は、砂礫が多く（砂礫構造Ⅰ～Ⅲ）、比高の低い主流部の水際か、砂礫が多く（砂礫構造Ⅳ，Ⅴ）比高の高い箇所（ツルヨシ群落内）であった。以上から、広く分布するミゾソバ種子の中でも、その箇所の環境条件の違いが、植物の発芽・成長に大きく寄与していると考えられる。

イネ科植物についても、埋土種子は広く分布しているが、植物相の出現率は頻出の多いツルヨシやクサヨシ (*Digraphis arundinace*) を除けば、10%以下である。頻度の多いツルヨシについてみると、その出現箇所は、比高の低い水際から高い箇所にかけて広く分布しているが、砂礫構造にタイプⅣ、Ⅴを有する箇所では植被率が高く、タイプⅡ、Ⅲで植被率が低いという特徴がある。また、クサヨシの出現箇所は、ほとんどが水際域やワンド部に占め、砂礫構造にタイプⅣ、Ⅴを有する。これらも上記を支持する結果と言える。

埋土種子の存在箇所が多く、出現率が著しく高いものに、カナムグラがあげられる。この種は、比高の高い堆積帯に多く存在している。カナムグラは、一年性のツル性植物であることや、生育場が主流部から離れていることも相まって、攪乱による種子の流出等を受けにくく、自らがヨシやオギの上部を渡り、広範に種子を拡散することで、発芽・成長に至ったと考えられる。ただし、カナムグラの場合も、埋土種子の存在が確認できるものの植物相での出現が見られない箇所もあり、それは砂礫帯 (No.16,タイプⅢ)であった。

以上の検討から分かるように、埋土種子は地上部の植生に影響を与えていると言えるが、埋土種子のある場所すべてが地上部の植物相と結びついているわけではない。むしろ、埋土種子は、その場の環境によって、発芽・成長に至るものと、そうでないものに分かれていると考えられる。したがって、植生の成立を考える際、埋土種子量や種類は、その場に成立する植生の組合せを制限するものと解釈でき、とくに河川のような10年程度の短期間に植生破壊と再生を行う場での植生成立には、その場の物理的環境が支配的であると考えられる。

4. 4 結語

本章では、砂礫堆に発達する植物の発芽・生育条件と先駆植生の成立について検討を行った、まず、那珂川・久慈川での現地調査および実験をもとに、砂礫構造の違いからみた河原植物の生育環境特性について研究を行った。その結果、砂礫構造の違いにより、礫厚が大きくなり、光が種子のある下層にまで届かないことで、植物の発芽・成長に必要な条件が制御されることや、逆に適度な礫があることで、礫下の土壤水分が高くなり、植物の成長を促進していることが明らかとなった。すなわち、一度発芽した種子は、礫があることで相当な乾燥にも耐えられることが明らかとなった。

次に、植生を構成する種子が土壌中に存在することが必要不可欠であることから、砂礫中に存在する種子量やそれが植生に与える影響について研究を行った。その結果、礫の多い攪乱的な環境下での埋土種子密度は928 個/m² (中央値) であり、砂の多い堆積的な環境下での埋土種子密度は、5,344 個/m² (中央値) であった。埋土種子密度は、極粗砂・疎粗成分が増えると減少し、細砂成分が増すと増加する傾向にあった。埋土種子は種類に関係なく、砂州内に広く分散していたが、全ての場所で発芽・成長に至ってはいなかった。砂州内の河川植生の成立は、埋土種子量や種類による影響よりもむしろ、その場の物理的環境が支配的であることが示唆された。河川では埋土種子が群落の多様性を維持していると考ええるよりは、地形的複雑さや、水分の過多によって、群落の多様性が維持できると考えられる。

本研究結果を踏まえ、砂礫河原再生での現場適用にあたっての注意点は、礫の被覆率だけでなく、礫の厚さにより植物の生育程度が異なる点にある。とくに、砂礫層が5cmでは、被覆率が100%であっても、僅かに植物の発芽を制限するのみで、10cm程度の礫層厚がなければ、短期間で植物が繁茂に至る。近年、10cm以上の礫層厚を確保できる河川は少なくなりつつあるが、土木工学的には、本研究の成果を用いて植物が活着し辛い砂礫河原を再生することは可能である。ただし、そのためには出水等のインパクトにより表層に細砂分がたまり難い場所を選定する視点が必要となる。また、過去の写真のみにとらわれることなく、現在の流域状況から、どのような砂礫河原を目指すのか、事業実施後についても維持管理の問題も含め、あらかじめ展望を明らかにしておく必要がある。この際、現場を見る視点としては、現地での礫層厚を調べることはもちろんのこと、シルト・粘土といった細粒分の供給量や現場近くでの支川等からの土砂の供給や、河岸浸食の有無などが砂礫河原の維持に直接に係わっている。さらに植物の視点に立てば、乾燥に強い外来植物が上流に群生する河川においては、過去と同じような景観だけを優先させると、単に外来種の生育場を増やす事になりかねない。このように、砂礫河原の再生については、より一層の慎重な計画と管理が必要となる点に注意を要する。

参考文献

- 1) 河川生態学術研究会多摩川研究グループ：多摩川の総合研究－永田地区を中心として－，(財)リバーフロント整備センター,818p,2000.
- 2) 島谷幸宏：多摩川永田地区の河道修復，応用生態工学, vol.5(2),pp.233-240,2003.
- 3) 倉本宣，井上健：多摩川におけるカワラノギクの生育地の特性についての研究，ランドスケープ研究,Vol.59(5), pp.93-96,1996.
- 4) 村上興正・鷺谷いづみ：外来種ハンドブック,日本生態学会,390p,地人書館,2002.
- 5) 石川慎吾：揖斐川の河川植生. V. 扇状地の河床に生育する主な種の分布と立地環境,日生態会誌, vol.38,pp73-84, 1988.
- 6) 李参熙,藤田光一,塚原隆夫,渡辺敏,山本晃一,望月達也：礫床河川の樹林化に果たす洪水と細粒土砂流送の役割,水工学論文集, vol.42,pp.433-438,1998.
- 7) 末次忠司，藤田光一，服部敦，瀬崎智之，伊藤政彦，榎本真二：礫床河川に繁茂する植生の洪水攪乱に対する応答，遷移および群落拡大の特性－多摩川と千曲川の礫河原を対象として－,国土交通省国土技術政策総合研究所資料, vol.161,148p,2004.
- 8) 藤田光一，李参熙，渡辺 敏，塚原隆夫，山本晃一,望月達也：扇状地礫床河道における安定植生域消長の機構とシミュレーション，土木学会論文集, No.747/II -65, pp.41-60, 2003.
- 9) 辻本哲郎，寺井達也，寺本敦子：木津川下流部砂州の植生繁茂と裸地維持の仕組み，河川技術論文集, 第 8 卷,pp.307-312, 2002.
- 10) 大石哲也，天野邦彦，中村圭吾：砂礫構造の違いからみた河原植物の生育環境特性について，河川技術論文集, Vol.12, pp.477-482,2006.6.
- 11) 林一六:埋土種子集団，群落の遷移とその機構，朝倉書店, pp.193-204, 1977.
- 12) Cook R.: The Biology of Seeds in the Soil. In: Solbrig, O. T. (ed.) Demography and Evolution in Plant Populations, Blackwell Scientific Publications, pp.107-129, 1980.
- 13) 細木大輔，米村惣太郎，亀山 章：関東の森林の土壌シードバンクにおける緑化材料としての利用可能性とその測定方法，日本緑化工学会誌,vol.29(3), pp.412-422, 2004.
- 14) Carol C. & Jerry M. Baskin： Seeds： Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination, Academic Press, pp.133-179. 1998.
- 15) 宮脇成生，鷺谷いづみ：土壌シードバンクを考慮した個体群動態モデルと侵入植物オオブタクサの駆除効果の予測，保全生態学研究, vol.1, pp.25-47,1996.
- 16) 大石哲也，角哲也，藤原正季，天野邦彦：砂礫州における埋土種子分布とそれが植生成立に与える影響に関する研究，水工学論文集 (CD-ROM), vol.53, 2009.2.
- 17) Washitani, I., Takenaka, A., Kuramoto, N., & Inoue, K. : Aster kantoensis Kitam., an endangered flood plain endemism plant in Japan: Its ability to form persistent soil seed banks, Biological Conservation, Vol.82(1), pp. 67-72,1997.
- 18) 田所奈美，知花武佳：河原における植生の種子漂着場に関する研究，河川技術論文集, vol.12, pp.465-470, 2006.
- 19) 大石哲也，天野邦彦：出水がアレチウリ群落の拡大に及ぼす影響とその考察-実験・数値解析からの検討，水工学論文集, vol.50, pp.1207-1212, 2006.
- 20) 島谷幸宏，河口洋一，池松伸也，重松光太郎，山口正裕，西廣淳：出水によりアザメの瀬に運搬される種子

の沈降特性分析, 第10回研究発表会講演集, 応用生態工学会, pp.69-71, 2006.

21) 藤原正季, 大石哲也, 天野邦彦: 洪水攪乱と周辺植物の影響に着目した希少河原植物生育値の成立および維持機構, 河川技術論文集, vol.12, pp.145-150, 2008.

22) 鷺谷いづみ: 休眠・発芽特性と土壌シードバンク調査・実験法ー(連載第1回), 保全生態学研究, vol.1, pp.89-97, 1996.

23) 川口桂三郎: 土壌学概論, pp.116-123, 279p, 養賢堂, 1977.

24) 山本晃一: 構造沖積河川学, 山海堂, pp.136-137.

25) Tsuyuzaki, S.: Rapid seed extraction from soils by a flotation method., Weed Research, vol.34, pp.433-436, 1994.

26) 古代の森研究舎 吉川純子氏私信.

第5章 河川植生の現状とその評価

5. 1 概説

本章では、植生学の観点から、河川植生の現状を把握するとともに、河川植生を数値的に評価し、植生のデータを有効に活用できる方法について検討する。とくに、ここでは、人的管理が減少し、豊かな氾濫原植生を有する小貝川を対象とし、植生の実態把握と植生の数量評価について検討を行う。

人的管理が減少した河川では、樹林化の進行に伴い治水安全率が減少する一方で、かつての河辺林が回復してきていることを第4章で明らかにしてきた。今後、こういった場所は、治水危険度が高まることから、引提や涌水施設の設置といった大胆な土地利用転換に伴う治水安全度の向上が行われない限り、従前同様に、樹林伐採あるいは河道掘削などが行われるものと思われる。実際に、伐採等の措置がとられる場合には、周辺住民の自然保全へ要求や生物保全の観点から、現況植生を生かした河川整備計画が進められることとなる。この際、植生に配慮した整備を行うには、これまでと同じように、植生の現状把握を行い、保全に努めることが必要不可欠であるのは言うまでもない。ただし、保全対策の理由が単に希少種が存在するから、あるいは専門家の個々の意見への対応に終始するのでは、十分に配慮した取り組みにならない。むしろ、個体群や群落の成立を可能にしている環境、生育地そのものの保全が不可欠である。また、これまでに、河川水辺の国勢調査にみられるような河川植生調査は、現況の植生データ状況を把握するには優れた方法であるものの、これらのデータが計画時あるいは事業実施の事前、事後の環境評価や管理において有効に活用されるケースが少なかったように思われる。この理由の1つとしては、植生のような自然物が、治水や利水のように、その状態を具体的な数値で示すことが難しく、どういった視点で、どのように管理していけばよいのかを明示することができなかったためと考えられる。

したがって、河川植生の保全・整備の取り組みは、面的に植生を残すこと、より客観的な評価を行うことが重要な視点となる。計画段階からこのような検討を行うことが、その後の管理へと繋がる。

そこで以下では、現況の植生調査方法を踏襲しながら、植生成立場の物理的条件の整理、植生の資料整理、それによって得られた群集評価を行い、これらをもとに植生評価の方法について検討する。

5. 2節では、関東河川の代表的な氾濫原植生を現在でも有する小貝川の下流域において、現状の植生について分析を行う。ここでは、まず現地での植生図と航空プロファイラデータにより、各植物群落の分布と地形について、GISから簡易的に解析する、次に、現植生の状況を整理するため、植物社会学的手法に基づき小貝川の群落体系について検討を行う。5. 3節では、5. 2節での群落体系の結果をもとに、定着度指数¹⁾の概念を適用し、植生評価を行う。

また、5. 2節で行われるような群集表の作成は、他の植生資料との比較検討を伴うため、その資料整理は時間が要する^{2),3)}。そこで、5. 4節では、群集表の作成を自動的に行えるプログラムを開発し、その適用の可能性について検討を行う。

5. 2 小貝川下流に分布する河川植生の現状について

5. 2. 1 調査地の概要

研究対象は、在来植生の豊富な小貝川とした。調査区間は、利根川合流地点から約 14km 上流に位置する常総橋から 28km 上流に位置する福岡堰までとした。河床勾配は 1/4,000 で、本検討で対象とした地区は、植生のほとんどが左右岸の高水敷上に存在している（図 5-1）。河床には、砂分が多く占める。

調査地にある常総市の年間平均気温は約 14℃、年間降雨量 1,200mm であり、東京よりも気温が低く、降雨量も若干少ない地域である。小貝川の風景は、昭和初期の荒川下流の風景と似ており、関東河川の代表的な氾濫景観を現在でも有する希少な河川と考えられる。

また、地理学上、小貝川は、もとは鬼怒川が下妻の西方から東へ向きを変え、比毛の付近で小貝川に合流し、現在の小貝川の流路を南下していた。このため、鬼怒川が堆積させた土砂が小貝川を堰き止め、その北側は騰波の江（とばのうみ）と呼ばれる一大沼沢地となっていた。それが現在のような姿になったのは、10 世紀前半に鬼怒川が現流路に転流してからのことであり、まだ 1,000 年しか経過していない河川としても知られる^{4),5)}。



図 5-1 小貝川周辺の状況と調査対象区間

5. 2. 2 調査および解析の方法

(1) 植生調査

植生調査は、2005 年 3 月から 2006 年 3 月に植物社会学的方法^{6),7)}により行い、約 230 地点の調査資料を得た。

(2) 群落分布の整理

a) 植生図の作成

2005 年 10 月 14 日に航空機により空中写真の撮影（縮尺 1/6,000）を行った。空中写真から相観植生図（Physiognomical vegetation map）を作成し、植生調査から推測できなかった場所や空中写真の判読がむつかしかった場所について、別途調査を行い現存植生図（Actual vegetation map）を作成した。これらを GIS 上に格納した。

b) 地形図の作成

2004 年 3 月に航空機搭載のレーザ・プロファイラのデータを基に地形図を作成した。レーザ・プロファイラとは、レーザ・パルスを連続的に地面に向けて照射することで、1 パルス毎に地上

測点を設定し、それぞれの測点に経度、緯度、標高の位置情報を付与する仕組みとなっている⁸⁾。レーザ・プロファイラなどの新しい測量技術は、面的に詳細な情報（植生のない場合、地上測量との誤差は約10~20cm）が取得できるため、陸上の凹凸の把握が容易にし、地形をより広範に、速く、正確に、定量的に把握できる。とくに、航空機を利用したGPS搭載型のマルチ・レーザ・プロファイラは、地形高（DSM : Digital Surface Model）や地表高（DEM : Digital Elevation Model）の取得に優れ、調査地の詳細な起伏情報を収集することを可能にした⁹⁾。

ここでは、DSMを基にTIN（Triangulated Irregular Network）処理を行い、GIS（Geographic Information System）上に、3次元の地形図を作成している。

c) 群落別の標高分布

GIS上に作成した植生図と地形図を基に、群落別の標高分布を求めた。

(3) 群集表の作成

上述した(2)で行うように、GISを用いた群落整理は、例えば、群落再生に向けた定量的な環境条件データとして活用できるなど、群落の成立条件の整理として活用可能である。他方で、河川の植生類型を考える場合には、調査データを基に植物社会学的表操作法^{例えば、6)}に基づき組成表を作成し、群落区分をおこなうことも、植生学の中では古くから行われてきた分類法の1つである。ここでは、植物社会学的手法に従い小貝川の群落体系を整理することとした。

群落区分は、上位階層を優占とし¹⁰⁾、群集ごとに常在度表を作成した後、総合常在度表にまとめた。この総合常在度表をもとに、植生単位を抽出した。

なお、ここでは、小貝川で記録された植物群落の分類大系を示すとともに、文献11を参考に、各群集の「相観」、「標徴種」、「区分種」、群落中の植物の「高さ」、群落の成立に係わる「人為影響」の状況、「隣接群落」、今後予測される「遷移」について検討した。なお、本河川において新群集として記録できたのは、ヤガミスゲ群集、ウマスゲ群集、コカイソウ群集、コカイタネツケバナ群集である。ただし、本研究で用いた新称名は正式に認められたものでないため仮称扱いとする。

5. 2. 3 植物群落の分布範囲と群落の生態的特性

(1) 植生図と地形図の作成

植生図は、2005年に撮影した空中写真を元に現地調査を実施し、優占種による相観的な群落区分により作成した（図5-2）。地形図は、航空機搭載のプロファイラ・データを利用した地形測量結果（2004年取得）より、GISを用いて、地理座標をもった起伏図を作成した（図5-3）。

(2) 植生と地形との関係-群落別の標高分布

図5-4に群落の生育範囲の箱ひげ図を示す。標高の低い場所では、草本が多く占め、高い場所では木本が多くを占めていた。最も低い箇所では、マコモ、ヒメガマといった過湿地に生育する抽水植物帯があり、その分布範囲は狭い。ヨシ群落が生育する箇所から標高が高くなるにつれて、ヤナギなどの適湿地に木本類が混交するようになる。次に、クズーツルマメ群落、ツル植物など

のマント群落は優占する。マント群落は草本と樹林の境界域にできるツル性植物の群落を指す。マント群落から標高が高くなると、畑などによくみられる草本類（キュウリグサーイヌタデ群落）などが見られる。最も高い位置には木本類が占める。木本類には、ジャノヒゲークヌギ群落のように、下草に照葉樹林帯でよく見られる草本も混入してきており、かつて人為利用されていたクヌギ林は、気候とともに植物の遷移が進行していることが伺える。また、鳥によって運ばれた種子により成立したと考えられるムクノキーエノキ群落も比較的比高の高い所に見られた。さらに、竹林類は、人為管理が及ばなくなった結果、広範囲にわたり分布してしまったものと推察された。

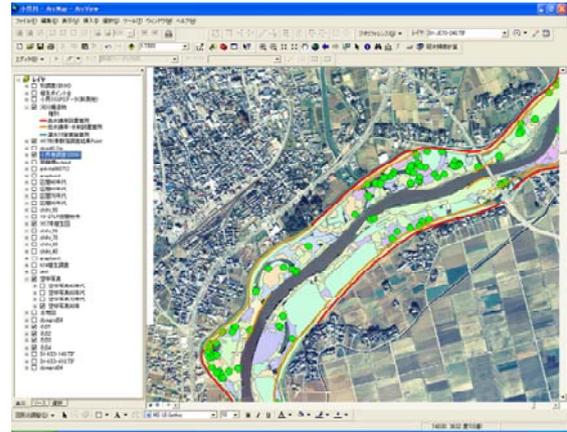


図 5-2 GIS 上に格納した植生図

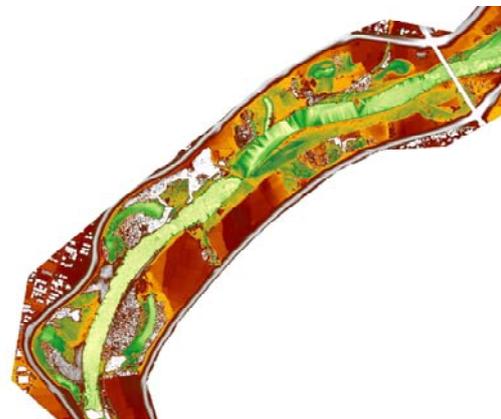


図 5-3 DEM データより TIN 処理を行った地形図

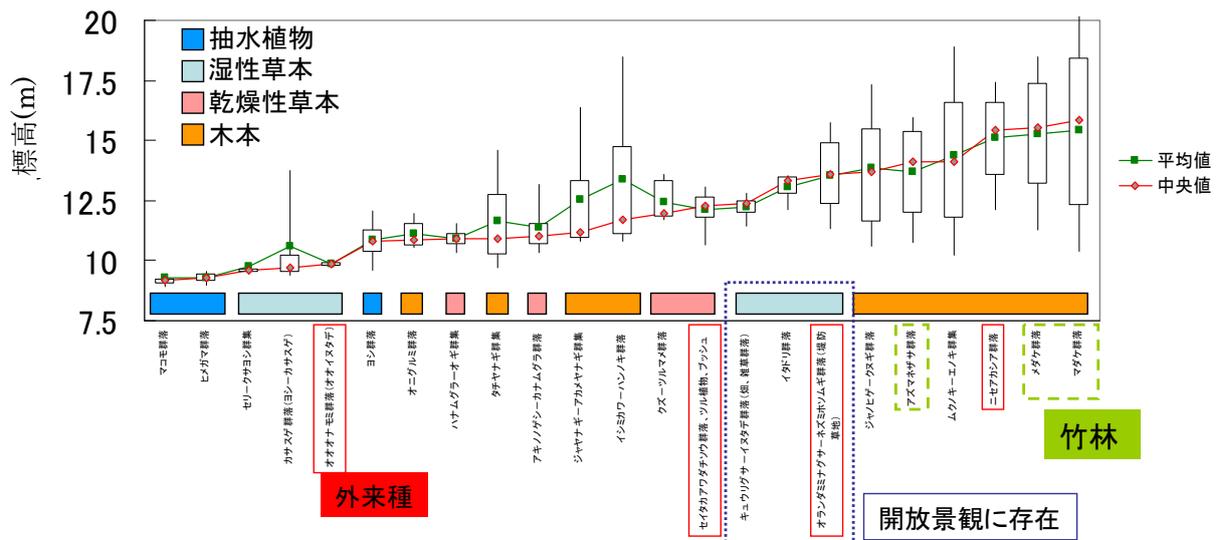


図 5-4 標高別の植物群落の分布範囲

5. 2. 4 小貝川の群落体系

小貝川の群集表を作成するため、次に示す38の群集および群落に区分し、それらを17つの群団にまとめた。さらに所属するオーダーおよびクラス(11)を決定した。なお、本研究で異名として示したものは群集名のみとし、群落レベルの単位については割愛した。また、植生単位の命名規約上、正規の発表と認められない裸名 (nomen nudum, naked name) については、名称の引用にとどめた。

(1) 高木林

[夏緑林] (表 5-1)

1. ムクノキーエノキ・ジャノヒゲ亜群集

相観：ムクノキ、エノキを中心とする夏緑広葉樹林。自然に残存する植分が極めて乏しいので、本来の種類構成は明らかでないが、小貝川の高水敷では、ムクノキ、エノキ、イボタノキ、クヌギ、ジャノヒゲがみられる。なお、ムクノキ-エノキ群集は2つの亜群集に分かれる。エノキを中心とし、下層にジャノヒゲが生育するタイプである。

標徴種：ムクノキ、エノキ

識別種：ジャノヒゲ

高さ：8～24m, 分布：冠水が少ない箇所に生育。

人為影響：本来の土地は水田などに開かれてしまっているものと考えられる。現在の断片的な植分に対しては、人の干渉はあまりない。

隣接群落：タチヤナギ群集に接することが多い。またマント群落のセンニンソウ群集と混合したような状態が多い。

遷移：河川の氾濫や地下水位の高さに対応して持続する群落と考えられる。

2. ムクノキーエノキ・ナガバジャノヒゲ亜群集

相観：下層にナガバジャノヒゲが生育するタイプである。ヤブツバキ群網の構成種も見られる。

標徴種：ムクノキ、エノキ

識別種：ナガバジャノヒゲ

高さ：6～25m, 分布：1. に準ずる

人為影響：1. に準ずる

隣接群落：1. に準ずる

遷移：現在の立地に応じ、シラカン群集へと移行するものと考えられる。

(2) 低木林

[沼地林]

3. チョウジソウ-ハンノキ群落

相観：ハンノキ、チョウジソウを中心とする夏緑広葉樹。林内には、クサヨシ、イシミカワ、ツ

ボスマレがみられる。

標徴種：ハンノキ，チョウジソウ，アカネ

高さ：7～22m，分布：ワンドやため池内の湿地

人為影響：河川改修や水田などによって，開かれてしまっているものと考えられる。

隣接群落：タチヤナギ群集に接することが多い。またマント群落のセンニンソウ群集と混合したような状態が多い。

遷移：河川の氾濫や地下水位の高さに対応して持続

[河原林]

4.タチヤナギ群集

相観：ハンノキ，チョウジソウを中心とする夏緑広葉樹。林内には，クサヨシ，イシミカワ，ツボスマレがみられる。

標徴種：タチヤナギ，ナガバカワヤナギ，スズメウリ

高さ：7～22m，分布：ワンドやため池内の湿地

人為影響：河川改修や水田などによって，開かれてしまっているものと考えられる。

隣接群落：タチヤナギ群集に接することが多い。またマント群落のセンニンソウ群集と混合したような状態が多い。

遷移：河川の氾濫や地下水位の高さに対応して持続

5.ジャヤナギーアカメヤナギ群集

相観：アカメヤナギ，ジャヤナギを中心に，下層にクサヨシ，イシミカワ，セリなどがみられる。

標徴種：アカメヤナギ，ジャヤナギ

高さ：4～18m，分布：湛水跡地に目立つ持続先駆群落

人為影響：現在の植分に対しては，人の干渉はあまりない。

隣接群落：タチヤナギ群集に接することが多い。またマント群落のセンニンソウ群集と混合したような状態が多い。

遷移：河川の氾濫や地下水位の高さに対応して持続する群落と考えられる。

表 5-1 夏緑林, 沼沢林, 河原林の常在度表

群落名 調査区数	a	b	c	d	e
	11	3	5	16	8
a. ジャヤナギ-アカメヤナギ群集
アカメヤナギ	V	1	.	.	.
ジャヤナギ	III
キヌヤナギ	+
b. タチヤナギ群集
タチヤナギ	II	3	III	.	.
ナガバカワヤナギ	+	2	.	.	.
スズメウリ	.	2	.	+	.
c. ハンノキ群落
ハンノキ	.	.	V	+	.
チョウジソウ	.	.	III	+	.
アカネ	.	.	III	+	.
d. ムクノキ-エノキ群集
ムクノキ	I	.	.	IV	V
エノキ	+	.	I	IV	III
e. ジャノヒゲ亜群集
ジャノヒゲ	.	.	.	V	I
f. ナガバジャノヒゲ亜群集
ナガバジャノヒゲ	IV
湿潤林指標種
クサシ	V	3	IV	II	.
ヤウラスゲ	II	.	I	II	.
ノウルシ	+	1	III	.	.
オヘイイチゴ	II	1	I	.	.
ハンゲシヨウ	II	1	I	.	.
ヤガミスゲ	III	2	I	I	.
ミノソバ	+	2	I	+	.
シロネ	II	1	I	I	.
ノカラマツ	.	.	I	I	.
カサスゲ	II	1	I	.	.
コバギボウシ	.	.	I	.	.
ウマスゲ	I	2	I	.	.
ケキツネノボタン	I	2	III	.	.
ヨシ	II	2	IV	.	.
アゼナルコ	I	1	I	.	.
アキノウナギツカミ	.	1	III	.	.
ハナムグラ	I	1	I	+	.
ネズミホソムギ	II	1	I	.	.
オギ	III	1	V	.	.
フジバカマ	+	.	I	I	.
アゼスゲ	I	.	I	.	.
スマトラノオ	I	.	I	.	.
イヌゴマ	+	1	I	.	.
タチスミレ	+	1	.	.	.
夏緑林構成種
クヌギ	II	.	III	IV	I
ゴマギ	II	1	III	IV	I
ヤブラン	.	.	.	IV	.
ノビル	+	.	I	II	.
ヤブジラミ	+	.	.	II	.
エナンヒゴクサ	.	.	I	II	.
ツルウメモドキ	.	.	I	III	.
エゴノキ	.	.	.	II	.
シオデ	.	.	.	II	.
ムラサキケマン	.	.	.	II	.
ニガキ	.	.	.	I	.
オオハナワラビ	.	.	.	+	.
カマツカ	.	.	.	III	.
ニワトコ	.	.	.	III	.
ブナ群集
ケヤキ	.	.	.	IV	II
マユミ	+	.	.	III	II
コナラ	.	.	.	II	I
コブシ	.	.	.	I	I
イヌザクラ	.	.	.	II	I
ウグイスカグラ	.	.	.	I	I
ヤブデマリ	+	.	.	I	.
コマユミ	.	.	.	+	.
クリ	.	.	.	+	.
ウワミズザクラ	.	.	.	+	.
ヤマコウバン	.	.	.	1	.
ニシキギ	.	.	.	+	.
ヤブニシジン	.	.	.	+	II
ノイバラ群集
イボタノキ	III	1	I	V	I
ノブドウ	I	1	I	II	I
ノイバラ	II	2	V	IV	.
スイカズラ	.	1	IV	V	I
ヘクソカズラ	III	2	.	II	I
ヤマゲタ	I	1	III	II	.
センニンソウ	I	1	IV	III	.
シラカン群集
シラカン	.	.	.	II	V
ヤブツバキ	.	.	.	+	III
ヤブコウジ	II
マダケ	IV
オヤブジラミ	+	1	III	+	.
ナガバギンギン	+	1	I	+	.
ヘビイチゴ	II	2	I	I	.
ウシハコベ	I	1	.	.	.
ヤエムグラ	IV	3	IV	IV	.
アマチャヅル	I	.	III	III	II
ヒカゲイノコヅチ	III	1	III	II	.
イシミカワ	IV	3	V	III	.
カモジグサ	IV	2	V	II	.
ツボスミレ	II	1	IV	I	.
ツタ	.	.	.	+	I
カナムグラ	III	2	IV	II	I
セリ	IV	2	IV	I	.
スイバ	+	.	IV	I	.
ヨモギ	I	.	III	I	.
ツユクサ	+	.	I	.	I
スギナ	+	.	I	.	I
イヌワラビ	.	.	.	I	II
ドクダミ	.	.	.	I	II
ヤブタビラコ	.	1	I	.	.
セイトカアワダチソウ	III	3	IV	III	.
アズマネザサ	+	.	IV	III	II
オオバタクサ	II	.	I	+	.
ヒナタイノコヅチ	.	1	I	+	.
ヒルガオ	+	1	I	.	.
アレチウリ	I	.	I	+	.
ギンギン	II	1	.	I	.
アメリカセンダングサ	+	.	I	.	.
コハコベ	I	.	I	.	.
スギ	.	.	.	+	II
ヤブマメ	+	.	.	I	.
ナヨクサフジ	+	.	I	.	.
ヨウシュヤマゴボウ	I	.	.	I	.
ヤハズエンドウ	+	.	I	.	.
オオジシバリ	+	.	.	+	.
キチジョウソウ	.	.	I	+	.
スズメノテッポウ	+	.	I	.	.
アケビ	.	.	I	IV	III
キツタ	.	.	.	IV	IV
オニドコロ	+	.	.	II	I
ヤブガラシ	.	1	III	I	II
シロダモ	.	.	.	IV	IV
シュロ	.	.	.	V	V
ヤマウコギ	.	.	.	II	I
アカメガシワ	.	.	I	II	.
カラスウリ	+	.	.	+	.
カミエビ	.	.	I	II	I
フジ	.	.	I	+	II
ヤマノイモ	+	.	.	+	.
サネカズラ	.	.	.	+	I
ナンテン	.	.	.	I	I
マダケ	.	.	.	II	I

その他の種 Other species, no. 1: オニグルミ+, no. 2: ガガイモ 1, シロバナサクラタデ 1, no. 3: ツルニンジン I, カニツリグサ I, イボクサ I, コモチマンネングサ I, タチシオデ I, カキドオシ I, アキメヒシバ I, アマドコロ I, イヌムギ I, ウラシマソウ I, ゲンゲ I, ゴキヅル I, ユウガギク I, オオチドメ I, オオバコ I, アゼムシロ I, アメリカタカサブrow I, エノキグサ I, スミレ I, ミチヤナギ I, ホソバイヌタデ I, ヒメジソ I, スカシタゴボウ I, カゼクサ I, シロザ I, ムシロ I, スカキビ I, メヒシバ I, no. 4: マサキ+, オモト+, ガマズミ I, クマヤナギ+, エビヅル II, クワ+, ハリエンジュ+, ナツグミ I, コウゾ I, スルデ I, シンジュ+, オカウコギ+, ヤブヘビイチゴ I, ケチヂミザサ I, トボシガラ+, ススビトハギ I, イチゴツナギ+, アキカラマツ+, シロバナタカアザミ I, マイズルテンナンショウ I, マスクサ+, カキノキ+, カキムグラ+, サルトリイバラ+, ノコンギク+, オオスズメノカタビラ+, キツネガヤ+, サンショウ+, ジュズスゲ+, タチカモジ+, ツルフジバカマ+, ニガクサ+, ノササゲ+, ツルマンネングサ+, キンミズヒキ+, ヤブカンゾウ+, ヤブマオ+, イヌツゲ+, ナキリスゲ+, no. 5 ヒサカキ II, ネズミモチ I, モウソウチク II, ヤツデ II, ベニシダ I, オオバジャノヒゲ I, クサギ I, ムラサキシキブ I, オクマワラビ I, カラスビシャク I, カントウマムシグサ I, ゼンマイ I, マルバノホロシ I, ハルジオン I

[林縁低木林・先駆低木林] (表 5-2)

6. センニンソウ群集

相観：ノイバラ，ウツギなどの低木と，センニンソウ，クズ，ノブドウなどの多数の蔓植物の混合群落である。林床は暗く，草本の植被は乏しい。鳥分布型の植物が多い。

標徴種：ノイバラ，センニンソウ

高さ：0.7～1.8m，分布：河川や池沼の水湿地，たまりの跡など，肥沃で適湿からやや多湿の深い土壌を好む

人為影響：数年におきの刈り取りに対応して存続する

隣接群落：ムクノキ-エノキ群集に隣接することが多い。

遷移：刈り取り管理が持続する限り存続しつづけるが，放置されれば，ムクノキ-エノキ群集，シラカシ群集に遷移する所が多いと考えられる。

7. メダケ群集

相観：ほとんどメダケが優占する。

標徴種：メダケ

高さ：4～18m，分布：河岸の厚い肥沃な土壌。

本来は自然堤防に結び付いた群落であろう。小貝川の河岸沿いよくみられる

人為影響：かつては，刈り取りによって抑制されてきた。現在は，あまり認められない。

隣接群落：本来はムクノキ-エノキ群集のマント群落をなすものである。

遷移：持続群落であるが，一部はムクノキ-エノキ群集に遷移するものと考えられる。

8. アズマネザサーススキ群集 (アスマネザサ群集)

相観：ほとんどアズマネザサが優占する。

標徴種：アズマネザサ

高さ：3～5m，分布：河岸の厚い肥沃な土壌。

耕作跡地によくみられる。防水林として河岸沿

表 5-2 林縁低木林・先駆低木林の常在度表

群落名 調査区数	a	b	c	d	e
	4	9	2	2	4
a. センニンソウ群集					
ノイバラ	4	I	3	5	.
センニンソウ	2	.	3	.	.
b. メダケ群集					
メダケ	.	V	.	.	.
c. アズマネザサーススキ群集					
アズマネザサ	.	.	5	.	.
d. クサイチゴータラノキ群集					
ヌルデ	.	.	.	3	.
アカメガシワ	.	I	.	3	.
e. クズ-カナムグラ群集					
クズ	2	.	.	.	5
カナムグラ	3	II	.	.	2
群網・群目・群団(上級単位の種)					
イシミカワ	3	I	.	.	.
フジ	2	II	.	.	.
ヤブガラシ	3	III	3	3	3
イボタノキ	.	I	3	3	.
ヤマウコギ	.	II	.	.	.
オニドコロ	.	.	5	.	.
ツルマメ	2
ヤブジラミ	.	.	.	5	.
その他					
スイバ	.	I	3	3	.
スギナ	2	IV	.	3	.
ヨモギ	3	I	.	3	5
オギ	3	.	.	3	5
セイタカアワダチソ	3	.	.	5	5
ヒカゲイノコヅチ	2	II	.	.	2
ヘクソカズラ	.	II	.	5	2
ヤブマメ	2	.	.	3	2
ヨシ	3	.	.	3	2
エナシヒゴクサ	2	.	.	3	.
エノキ	.	II	.	3	.
カモジグサ	3	.	.	3	.
シロダモ	.	III	3	.	.
スイカズラ	.	II	.	5	.
ナヨクサフジ	.	.	3	3	.
ネズミホソムギ	2	.	.	3	.
ノウルシ	2	.	.	3	.
ノブドウ	2	.	.	3	.
ハナイバナ	.	.	3	.	2
ヒルガオ	.	I	3	.	.
マスクサ	.	.	3	3	.
ヤエムグラ	4	III	.	.	.
ヤハズエンドウ	3	.	.	3	.

その他の種 Other species, no. 1:イボタノキ 2, ウツギ 2, シロネ 2, セリ 2, ハナムグラ 2, ヒメジョオン 2, メキシコマンネングサ 2, no. 2:アレチウリ I, キツタ I, アキカラマツ I, アマチャヅル II, イヌゴマ I, ウシハコベ II, カキドオシ I, カラスビシャク I, カントウマムシグサ I, ジャノヒゲ I, ツボスミレ I, ツユクサ II, テリハコナラ I, ネズミモチ I, フユノハナワラビ I, ヘビイチゴ I, ムクノキ I, ムラサキケマン I, ヤマガワ I, no. 3:ワレモコウ 3, no. 4:ナワシロイチゴ 3, アカネ 3, イヌザクラ 3, カミエビ 3, キンミズヒキ 3, シンジュ 3, no. 4:アキノエノコログサ 2, アキノノゲシ 2, オオブタクサ 2, ガガイモ 3, キクイモ 2, キンエノコロ 2, コセンダングサ 2, チガヤ 2, メドハギ 3

いに植えられたものも多い。

人為影響：防水林として河岸沿いに植えられたものが、かつては、刈り取りによって抑制されてきた。近年は他の木本群の林床内にも侵入しているケースもみられる。

隣接群落：本来は持続群落であるが、一部はムクノキーエノキ群集に遷移するものと考えられる。

遷移：持続群落であるが、一部はムクノキーエノキ群集に遷移するものと考えられる。

9.クサイチゴータラノキ群集（クサギーアカメガシワ群集）

相観：クサギ、アカメガシワ、ヌルデを主とし、クズなど蔓植物をともなう。草本層は発達が悪く、構成種は一定しない。鳥分布型の植物が多い。

標徴種：ヌルデ、アカメガシワ

高さ：0.8m、分布：深い肥沃な土壌で適湿な環境が本来の適地だが、低水護岸上の薄い土壌にも多い

人為影響：-

隣接群落：ムクノキーエノキ群集の立地において最もよく発達する。またモウソウチク林の周辺にみられることも多い。

遷移：ムクノキーエノキ群集またはシラカシ群集に遷移するものと考えられる。

10.クズーカナムグラ群集

相観：クズを中心とし、カナムグラ、オギ、セイタカアワダチソウ、ヨモギなどが混在する。

標徴種：クズ、カナムグラ

高さ：0.4～1.0m、分布：乾燥した立地であり、肥沃な土壌条件下に多い

人為影響：-

隣接群落：オギ群集やユウガギクーヨモギ群集などと隣接する。

遷移：クズが密生しているため、遷移はあまり進行しないが、長期的にはノイバラ群落、アカメガシワーヌルデ群落などの低木林へと移行すると考えられる

(3) 多年草

[沼沢草原] (表 5-3)

11. ショウブ群落

相観：夏緑性の抽水多年草群落。ショウブを中心とする群落。

標徴種：ショウブ

高さ：1.2m、分布：常に滞水した池状の立地に成育する

人為影響：-現在の断片的な植分に対しては、人の干渉はあまりない

隣接群落：アシ群集など。

遷移：アシ群集に推移するものと思われる。

表 5-3 多年草：沼沢草原の常在度表

調査区数	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	l
a. ショウブ群落	3
b. ウキヤガラ-マコモ群落	.	V	3	I
c. サンカイイ-コガマ群落	.	.	5	I
d. ヒメガマ群落	.	.	.	V	.	.	.	I
e. ヨシ群落
f. オギ群落	V	IV	II	II	I	.	III
g. ハナムグラ-オギ群落	I	III	I	I	.	.	II
h. セリークサヨシ群落	I	I
i. ヤガミスケ群落	.	.	.	II	III	I	II	V	III	II	V	.
j. カサスケ群落	.	I	I	.	III	I	II	.
k. ウマスケ群落	I	.	.	I	I	V	II	.
l. チゴザサ-アゼスゲ群落	I	I	V	.
アゼスゲ	V
群団・群目・群綱(上級単位の種)												
ヨシ	3	II	.	I	V	.	III	III	I	IV	II	IV
シロネ	III	.	I	III	.	.
イヌゴマ	I	.	II	II	.	.
アゼナルコ	II	.	.	II	II	I	.
ハンゲショウ	.	I	I	.	I	I	.	.
フジバカマ	I	I	.	I	.	.	.
サデクサ	.	I	.	.	I	.	I	.	I	.	.	.
シロバナスクラタデ	I	I	I	.
スマトロノギ	I	I	.	.
キシウフ	I
タウコギ群綱の種												
ミソソバ	.	I	.	II	I	.	I	IV	III	.	III	.
カナムグラ	.	I	I	I	II	II	II	II
インミカフ	I	.	III	I	II	III	II	II
アネノオノギツカミ	II	II	II	II	II	II
ウナギツカミ	I	II	II	II
ヤナギタデ	.	II	3	II	I	.	.	.
オオバタクサ	I	I	I	I	I	I	.
オオイヌタデ	I	I	.	II
アメリカセンダングサ	.	I	.	.	I	.	.	.	I	.	.	.
イボクサ	I	.	.	.
シロバナタカアザミ	I
ミノゴメ	I	I	.	.
チョウジタデ	II
オオミソソバ	I	.
オオカワジシャ	I
その他の種												
ヤエムグラ	II	IV	III	II	II	II	.
ヘクソカズラ	I	II	I	I	.	.	I
ギンギン	.	I	.	.	III	.	I	I
ヤブマメ	I	I	I	II	I	.	.
ヒルガオ	I	I	I
ヨモギ	I	III	I	I
カモジグサ	I	I	II	II	.	.	.
スキナ	I	I	I
スカシタゴボウ	.	.	I	.	III	.	.	I	.	.	.	V
コタネツケバナ	.	I	.	.	IV	.	.	I
オオオナモミ	.	I	.	.	III
ムシクサ	.	I	I
アメリカアゼナ	IV	.	I
セイタカアワダチソウ	V	II
ヤブガラシ	I	.	II
ガガイモ	III	.	II	I	.	.	.
ヘビイチゴ	I	I	I
ツボスレ	I	I	.	.	I	.
オハビイネゴ	I	I
ヒロハボウキギク	.	I	.	I	.	.	.	I
イヌタデ	I	.	I	.	.	I	.
カワヂシャ	I	.	I
アメリカカタカサブロウ	.	I	.	.	II
カラシナ	I	.	.	II
ウシハコベ	I	.	.	I
ノウルシ	III	I
ミソコウジュ	I	.	.	I	.	.
ネズミホソムギ	I	.	I
アキノノゲシ	III	I
スイバ	I	.	I
キュウリグサ	I	.	.	I
ツユクサ	I	.	I	.	.	.
ヤハズノエンドウ	I	.	I
ノイバラ	I	I	.	.	.
クワイモ	I	.	I
ツルマメ	I	.	I
ヒカゲノコヅチ	I	I
ヤウラスゲ	II	.	I
タネツケバナ	.	.	.	I	II
ノブドウ	I	.	I	.	.	.
イヌムギ	I	.	I
マスクサ	I	.	I
イネ科sp	I	.	I
アマチャヅル	I	I	.	.	.
ヨキヅル	I	.	.	.	I	.	.

その他の種 Other species, no. 2: セイタカアワダチソウ I, no. 4: トキンソウ I, タコノアシ I, イヌビエ I, no. 5: コイヌガラシ III, トキワハゼ III, コゴメガヤツリ I, オオアレチノギク III, メヒシバ I, シロザ I, ノミノフスマ I, ヒメクグ I, no. 6: アゼナ I, クサイ I, シロツメクサ I, ミコシガヤ I, メドハギ III, チガヤ I, クズ I, ムラサキツメクサ I, コモチマンネングサ I, エゾノギンギン I, カニツリグサ I, ウシノシッペイ I, ヨメナ sp I, ナルコスゲ sp I アオカモジグサ I, no. 7: チョウジソウ II, ヤハズソウ I, ナガバギンギン I, ハルジオン I, センニンソウ I, アレチウリ I, ヒメヨモギ I, オニドコロ I, セイヨウアブラナ I, コナラ I, no. 8: ツルヨシ I, スズメノテッポウ I, オランダミミナグサ I, ケキツネノボタン I, コハコベ I, イヌガラシ I, ハナイバナ I, カラスウリ I, ヒメムカシヨモギ I, ヒエガエリ I, スクラタデ I, ムクノキ I, カキドオシ I, タデ sp I カンガレイ I, コウガイゼキショウ I, カントウヨメナ I, ジュズスゲ I, ノビル I, ヤブジラミ I, アケビ I, ヒナタイノコズチ I no. 11: ヒメジョオン I

12.ウキヤガラマコモ群集

相観：夏緑性のイネ科を主とする湿地多年生群落。マコモ中心群落で、ウキヤガラはみられない

標徴種：マコモ

高さ：1～3.3m，分布：水位が数10cmの河川のたまりや旧流路跡の比較的貧養な水域に見られる

人為影響：-現在の断片的な植分に対しては、人の干渉はあまりない

隣接群落：アシ群落など

遷移：持続群落と考えられるが、泥土の沈積で浅くなればアシ群集に移行するであろう。

13.サンカクイコガマ群落

相観：夏緑性のカヤツリグサ科を中心とする多年草群落。サンカクイを中心とする群落

標徴種：サンカクイ

高さ：0.8～1.0m，分布：水位が数10cmの河川のたまりや旧流路跡の比較的貧養な水域に見られる

人為影響：-現在の断片的な植分に対しては、人の干渉はあまりない

隣接群落：ミゾソバ群集，セリクサヨシ群集，ウキヤガラマコモ群集，アシ群集など

遷移：アシ群集に推移するものと考えられる

14.ヒメガマ群集

相観：夏緑性のガマ科多年草群落。ヒメガマを中心とする群落。

標徴種：ヒメガマ

高さ：0.9～2.5m，分布：常に滞水した池状の立地に成育する。堰による湛水や、旧流路跡に目立つ

人為影響：現在の断片的な植分に対しては、人の干渉はあまりない

隣接群落：ウキヤガラマコモ群集，アシ群集，ヤナギ群落に隣接する。

遷移：ウキヤガラマコモ群集に推移するものと考えられる。

15.アシ群集

相観：夏緑性のイネ科多年草群落。アシを中心とする群落。

標徴種：上級単位と同じ（アシ）

高さ：2.0～3.5m，分布：河川の河水敷のやや湿った箇所に普通にみられる。河岸や地下水位が高い場所で、土層が柔らかい箇所に多い。

人為影響：一部で刈り取り，あるいは火入れが行われている。

隣接群落：ミゾソバ群集，セリクサヨシ群集，サンカクイ群集，マコモ群集などに隣接する。

遷移：おおむね持続群落であるが，陸域の乾燥地帯は，オギ群集に推移するものと思われる。

16.オギ群集

相観：夏緑性のイネ科多年草オギを中心とする群落。オギ，セイタカアワダチソウ，アゼナルコ，

ヤワラスゲなど中心とする群落。

標徴種：オギ

高さ：0.7～2.4m，分布：河川の河水敷に普通にみられる。検土丈で貫入した際に20cmを超える土層では、オギが中心であるが、10cm程度の土層が薄く、硬い箇所ではセイタカアワダチソウが目立つ。

人為影響：刈り取りや火入れが少なくなり、ツル植物がオギ上部に蔓延する箇所も目立つ

隣接群落：アシ群集，アキノノゲシーカナムグラ群集など。

遷移：おおむね持続群落である。

17.ハナムグラ－オギ群集

相観：夏緑性のイネ科多年草群落。オギを中心とし、下層の乾湿具合によりハナムグラ，ノカラムツなどが混在する。

標徴種：ハナムグラ，ノカラムツ，トネハナヤスリ

高さ：0.7～2.4m，分布：河川の河水敷に普通にみられる。検土丈で貫入した際に20cmを超える土層で、表層部分も適度な湿りがある。

人為影響：刈り取りや火入れが少なくなり、ツル植物が蔓延する箇所も目立つ。

隣接群落：オギ群集，アシ群集，アキノノゲシーカナムグラ群集など

遷移：地下水位面の低下があれば、オギ群集へ推移するだろう。

18.セリークサヨシ群集

相観：夏緑性のイネ科を主とする湿地夏緑多年草群落。クサヨシが優占し、セリ，ミゾソバなどが混生する。

標徴種：セリ，クサヨシ

高さ：0.5～2.0m，分布：肥沃ないし極めて有機質に富んだ泥土で水位0～数cmの緩やかな水流の岸，または池の岸に生育する。

人為影響：-

隣接群落：ミゾソバ群集，アシ群集，タチヤナギ群集，ヤガミスゲ群集など

遷移：タチヤナギ群集に遷移するものと考えられる。

19.ヤガミスゲ群集（新称）

相観：夏緑性のイネ科を主とする多年草群落。ヤガミスゲを中心とし、クサヨシなどが混在する。

標徴種：ヤガミスゲ

高さ：0.5～1.4m，分布：河川や池沼の水湿地，たまりの跡など。

人為影響：-

隣接群落：セリークサヨシ群集，ミゾソバ群集など

遷移：

20.カサスゲ群集

相観：夏緑性の湿地多年草の密生群落。カサスゲを中心とする優占群落，ヨシ，シロネ，イシミカワが希に混在する。

標徴種：カサスゲ

高さ：0.8～2.6m，分布：常時滞水のある水辺，流水の岸など。肥沃な深い泥土。

人為影響：自然的な群落であるが，放棄水田などに拡大しているものもある。成立した群落は放置され人の影響は少ない。

隣接群落：アシ群集，ミゾソバ群集など

遷移：ハンノキ群落に遷移するものと思われる。また，アシ群集への遷移も観察される。

21.ウマスゲ群集（新称）

相観：夏緑性のイネ科を主とする多年草群落。ウマスゲを中心とする優先群落，希にクサヨシ，ミゾソバなどが混在する。

標徴種：ウマスゲ

高さ：0.5～1.3m，分布：河川や池沼の水湿地，たまりの跡など，セリークサヨシ群集の周囲に存在する。

人為影響：自然的な群落であるが，確認例が少なく生態はよくわかっていない。

隣接群落：セリークサヨシ群集，アシ群集，ミゾソバ群集

遷移：セリークサヨシ群集あるいは，アシ群集に遷移するものと思われる。

22.チゴザサーアゼスゲ群集

相観：夏緑性のイネ科を主とする多年草群落。普通，チゴザサとアゼスゲが優占するが，小貝川の場合チゴザサは確認されず，ほぼアゼスゲのみが優先する。小貝川の場合，乾燥した立地のスポット的な湿性に生育するためか構成種は貧弱である。

標徴種：アゼスゲ

高さ：1.6～2.2m，分布：本来は谷戸奥の湧水で函養される湿地にみられるものであるが，河川の川岸や池沼の水湿地などにある人為影響：自然的な群落であるが，確認例が少なく生態はよくわかっていない。

人為影響：-

隣接群落：アシ群集，ハナムグラ－オギ群集

遷移：アシ群集あるいはハナムグラ－オギ群集に遷移するものと思われる。

[中性・貧養地イネ科草原] (表 5-4)

23.ゲンノショウコ－シバ群集

相観：多年草の夏緑イネ科低群落。シバが優先し，オランダミミナグサ，イヌナギナタガヤ，ヤハズソウ，ニワゼキショウ，シロツメクサなどが混生する。

標徴種：シバ

高さ：0.3～0.9m，分布：河川ののり面に多い。
 人為影響：造成され，芝刈りおよび除草管理のもとで維持されている箇所が大部分である。
 隣接群落：アキノエノコログサーコセンダングサ群集など
 遷移：管理が緩和されれば，ヨモギ群綱，ススキ群綱などの丈の高い諸群落に移行する

[林縁・路傍肥沃地草原] (表 5-5)

24.アキノノゲシーカナムグラ群集

相観：夏緑性の蔓草を中心とする一年草または二年草群落，カナムグラと主とし，アキノウナギツカミ，イシミカワ，ヤブガラシ，オギなどを混ざる
 標徴種：カナムグラ
 高さ：0.5～2.5m，分布：肥沃な適湿～ややしめった，深い土壤に生育する。また，畑の周辺，土手，2次流路の跡地など

人為影響：ごみの堆積，とくに畑の作物の残骸や出水後のゴミ溜まりの後にみられる。自然的には河川下流域の河原の2次流露跡地にみられる。

隣接群落：アズマネザサーススキ群集，クサイチゴータラノキ群集，オギ群集，アシ群集など
 遷移：オギ群集あるいはアズマネザサーススキ群集に推移するであろう。

25.イタドリ群落

相観：夏緑性の多年草群落でイタドリを中心とする群落
 標徴種：イタドリ
 高さ：1.4m程度，分布：河川の堤防法面などなど
 人為影響：堤防草刈りの跡地の斜面に生育する。
 隣接群落：ヨモギ群落，オギ群集など
 遷移：－

26.ユウガギクーヨモギ群集

相観：夏緑のイネ科を中心とする多年性草本群落
 標徴種：カゼクサ，チカラシバ，ネズミノオ
 高さ：0.15～0.4m，分布：車両や踏圧によりかなり固められる造成地や道沿いなど，グラウンド周辺に顕著にみられる。
 人為影響：刈り取り，踏みつけの影響下に成立する。

表 5-4 中性・貧養地イネ科草原の常在度表

群落名 調査区数	a 7
a.ゲンノショウコシバ群集	
カタバミ	I
群団・群目・群綱(上級単位の種)	
シバ	V
スズメノヤリ	I
ヤハズソウ	IV

その他の種 Other species, no. 1: オランダミミナグサV, イヌナギナタガヤIV, ニワゼキショウIV, アオスズメノカタビラIII, タチチコグサIII, ネズミホソムギIII, シロツメクサIII, ヒメジョオンIII, オオナギナタガヤII, セイヨウタンポポII, ヘクソカズラII, ヨモギII, アメリカフウロI, イヌムギI, ウシハコベI, オニウシノケグサI, クサイI, コハコベI, スイバI, スギナI, セイタカアワダチソウI, タチイヌノフグリI, ナガバギシギシI, ノミノツヅリI, ハハコグサI, ブタクサI, マメグンバイナズナI, ムシクサI, ムラサキツメクサI, メリケンカルカヤI, ヤセウツボI, ヤハズノエンドウI

表 5-5 林縁・路傍肥沃地草原の常在度表

群落名	a	b	c	d	e	f	g
調査区数	30	1	2	1	1	4	5
a.アキノゲシ-カナムグラ群集							
アキノゲシ	r
カナムグラ	IV	I
b.イタドリ群落							
イタドリ	.	5
c.ユウガギク-ヨモギ群集							
カゼクサ	.	.	5	.	.	2	.
チカラシバ	.	.	5	.	.	2	.
ネズミノオ	.	.	3
d.ギョウギンバ群落							
ギョウギンバ	.	.	5	5	5	3	.
e.オオバコ-シロツメクサ群落							
シロツメクサ	.	.	5	5	5	5	III
オオバコ	5	4	II
f.ミコシガヤ-クサイ群落							
ミコシガヤ	5	III
クサイ	5	.
g.ネズミホソムギ-カモジグサ群落							
ネズミホソムギ	I	5	.	5	5	4	IV
カモジグサ	I	3	IV
群団・群目・群綱(上級単位の種)							
ヨモギ	II	5	3	.	.	2	IV
ヒルガオ	r	5	.	.	.	2	I
ヤハズソウ	I	.	5	.	.	2	I
セイタカアワダチソウ	III	5	.	.	.	2	III
ナガバギシギシ	II	5	3	.	.	.	II
ヤブガラシ	IV	5	I
ヤブマメ	I	.	3	.	.	4	.
オヘビイチゴ	r	2	II
ギシギシ	I	2	.
イシミカワ	III	2	.
ガガイモ	I	I
ヘクソカツラ	I	5
ハルジオン	r	I
カントウヨメナ	.	.	3	.	.	.	I
スギナ	I
クワイモ	r
ヒナタイノコヅチ	II
カキドオシ	I
ヒナタイノコヅチ	I
ナガハグサ	II
その他の種							
オギ	IV	5	I
オランダミナグサ	.	.	.	5	.	3	IV
メドハギ	I	2	I
オオオナモミ	I	I
オオアレチノギク	r	I
セリ	I	I
ウシハコベ	II	I
アキノエノコログサ	2	I
メヒシバ	I	I
ミゾコウジュ	3	II
シバ	.	.	5	5	.	.	.
アメリカフウロ	.	.	.	5	5	.	.
アメリカセンダングサ	I	2	.
イヌタデ	r	II
ツユクサ	I	II
オニウシノケグサ	.	.	3	.	.	.	I
キンエノコロ	r	.	5
チガヤ	r	.	3
ヒメヨモギ	I	I
ケナシチガヤ	2	I
タチイヌノフグリ	.	.	.	5	.	2	.
ヤハズエンドウ	.	.	.	5	.	.	II

その他の種 Other species, no. 1: ヨシⅢ, クサヨシⅡ, アキノウナギツカミⅡ, スカキビⅡ, アレチウリⅡ, カラスウリⅡ, コタネツケバナⅠ, アメリカアゼナⅠ, アゼナⅠ, オオイヌタデⅠ, ミヅソバⅠ, ヤナギタデⅠ, ヤエムグラⅠ, ツボスミレⅠ, オオブタクサⅠ, シロザⅠ, サデクサⅠ, ノイバラⅠ, ツルマメⅠ, サクラタデⅠ, アメリカイヌホウズキⅠ, アメリカカタカサブロウ r, カラシナ r, スカシタゴボウ r, ハナムグラ r, フジバカマ r, カサスゲ r, センニンソウ r, アキカラマツ r, スズメウリ r, ヨウシュヤマゴボウ r, キツネノマゴ r, クサフジ spr, ミツバツチグリ r, ヤマノイモ r, ヨツバムグラ r, no. 2: イヌムギ 5, no. 3: アキメヒシバ 5, ミチヤナギ 3, カヤツリグサ 3, オヒシバ 3, ウシノシッペイ 3, ホウキギク 3, no. 4: マスクサ 5, no. 6: アオスズメノカタビラ 3, アゼナルコ 3, ブタクサ 3, ムシクサ 2, ニワゼキショウ 2, イヌガラシ 2, ヤワラスゲ 2, カズノコグサ 2, オオチドメ 2, オオイヌノフグリ 2, アカメヤナギ 2, コガマ 2, no. 7: ヒメジョオンⅢ, スズメノチャヒキⅡ, ヒメムカシヨモギⅡ, コハコベⅠ, スイバⅠ, ムラサキツメクサⅠ, コモチマンネングサⅠ, ゲンノショウコⅠ, イヌビエⅠ, ノダイオウⅠ, セイヨウタンポポⅠ

隣接群落：アキノエノコログサーコセンダングサ群集など

遷移：人為影響が無くなれば、アズマネザサーススキ群集などの低木群落に推移するであろう。

27.ギョウギシバ群落

相観：夏緑性の多年草群落。オオバコ、シロツメクサを中心とし、アオスズメノカタビラ、ミチヤナギなどがみられる。

標徴種：ギョウギシバ

高さ：0.15～0.4m，分布：車両や踏圧によりかなり固められる造成地に顕著にみられる。

人為影響：人による踏みつけの影響下に成立する。

隣接群落：ユウガギクーヨモギ群集，シバ群落など

遷移：人為影響が無くなれば，センニンソウ群集などの低木群落に推移するであろう。

28.ミコシガヤークサイ群落

相観：夏緑性のイネ科を中心とする多年草群落。ミコシガヤ，クサイを中心にシロツメクサ，オオバコなどが混成する。

標徴種：ミコシガヤ，クサイ

高さ：0.4～0.8m，分布：道沿いなど踏みつけ環境で湿った箇所。

人為影響：人による踏みつけの影響下に成立する。

隣接群落：クサイチゴータラノキ群集など

遷移：クサイチゴータラノキ群集などに推移するであろう。

29.ネズミホソムギーカモジグサ群落

相観：夏緑性のイネ科を中心とする一年草群落。カモジグサ，ネズミホソムギを中心としシロツメクサ，ヨモギなどが混在する。

標徴種：カモジグサ，ネズミホソムギ

高さ：0.6～0.9m，分布：造成地，耕作地の周辺，堤防法面など

人為影響：堤防草刈り跡地など

隣接群落：オオバコーシロツメクサ群落，ユウガギクーヨモギ群落，イタドリ群落など

遷移：クサイチゴータラノキ群集などに推移するであろう。

30.オオバコーシロツメクサ群落

相観：夏緑性の多年草群落。オオバコ，シロツメクサを中心とし，アオスズメノカタビラ，ミチヤナギなどがみられる。

標徴種：オオバコ，シロツメクサ

高さ：0.15～0.4m，分布：車両や踏圧によりかなり固められる造成地に顕著にみられる。

人為影響：人による踏みつけの影響下に成立する。

隣接群落：ユウガギクーヨモギ群集，シバ群落など

表 5-7 水辺一年生草原、畑・都市雑草群落の常在度表

群落名 調査区数	a	b	c
	13	1	3
a. ミゾソバ群集			
ミゾソバ	II	.	.
オオクサキビ	II	1	.
ヤナギタデ	V	1	4
b. アキノエノコログサ-コセンダングサ群集			
アキノエノコログサ	.	4	.
c. ノミノフスマ-スズメノテッポウ群落			
ノミノフスマ	.	.	5
スズメノテッポウ	III	.	5
群団・群目・群綱(上級単位の種)			
ケイヌビエ	I	1	.
オオオナモミ	II	1	.
イヌビエ	II	2	.
アメリカセンダングサ	I	1	.
コタネツケバナ	II	.	.
コイヌガラシ	I	.	.
カワヂシャ	II	.	.
オオブタクサ	.	1	.
イボクサ	I	.	.
スカシタゴボウ	II	.	5
カナムグラ	.	.	4
ウナギツカミ	.	.	2
オオイヌタデ	II	.	2
コハコベ	.	1	2
ハナイバナ	.	.	2
ノボロギク	.	.	2
シロザ群綱の種類			
シロザ	.	1	2
ツユクサ	.	2	5
イヌタデ	I	1	5
キュウリグサ	.	.	5
ハハコグサ	.	1	4
その他の種類			
ウシハコベ	.	4	5
コムギ	.	.	5
ムシクサ	II	.	4
ケキツネノボタン	.	.	4
ナガバギシギシ	.	2	4
ヤエムグラ	I	.	2
アメリカセンダングサ	.	.	2
アキノゲシ	.	1	2
ナズナ	.	.	2
カタバミ	.	1	2
ヌカキビ	III	1	.
ヨシ	I	1	.
アメリカアゼナ	r	2	.
セイタカアワダチソウ	I	5	.
ギシギシ	I	1	.
セリ	I	1	.
メヒシバ	r	3	.
イヌガラシ	I	1	.
ツルヨシ	I	.	.
クサヨシ	II	.	.
オギ	I	2	.

その他の種 Other species, no. 1: アシボソ II, クサヨシ II, カサスゲ II, ヒロハホウキギク II, ミノゴメ II, タチヤナギ II, オオミゾソバ II, ツルヨシ I, ヒメガマ I, コカイソウ I, アゼナ I, アズマツメクサ I, ヤブマメ I, ミゾコウジュ I, イボクサ I, アオコウガイゼキショウ I, ヤノネグサ I, アリタソウ I, イシミカワ r, サデクサ r, no. 2: オオアレチノギク 5, ヤブガラシ 3, ガガイモ 2, マダイオウ 2, ヒメジョオン 2, ヨモギ 2, スギナ 2, ヒナタイノコヅチ 1, カラシナ 1, ヘビイチゴ 1, ヤハズソウ 1, セイヨウタンポポ 1, オヘビイチゴ 1, スイバ 1, メドハギ 1, ヤハズノエンドウ 1, ノイバラ 1, キクイモ 1, ツルマメ 1, ヒカゲイノコヅチ 1, オニウシノケグサ 1, ハルジオン 1, センニンソウ 1, カントウヨメナ 1, アゼガヤツリ 1, アレチウリ 1, アキメヒシバ 1, カラスウリ 1, ナワシロイチゴ 1, アカツメクサ 1, ヒメムカシヨモギ 1, クサネム 1, アキカラマツ 1, ドクダミ 1, メマツヨイグサ 1, ヨウシュヤマゴボウ 1, シソ sp1, オニノゲシ 1, ワレモコウ 1, タカサブrow 1, コヒルガオ 1, メダケ 1, セリ sp1, タチイヌノフグリ 1, ノゲシ 1, オニタビラコ 1, コナスビ 1, ヤナギバヒメジョオン 1, no. 3: コムギ 5, ケキツネノボタン 4, ナズナ 2

[畑・都市雑草群落]

34.ノミノフスマスズメノテッポウ群落

相観：イネ科と広葉草本による越年性草本群落。
 スズメノテッポウ，ノミノフスマ，スカシタゴボウ，ケキツネノボタン，など。
 標徴種：ノミノフスマ，スズメノテッポウ
 高さ：0.8～0.9m，分布：河川の水際に生育する。
 人為影響：小貝川の場合，ほとんどコムギ畑やその周辺にみられる。もとは河川下流域の湿った肥沃な河床にあったものだろう。
 隣接群落：コイヌガラシ群落など
 遷移：放置すればチゴザサーアゼスゲ群集などに推移する。極相はムクノキーエノキ群集であろう。

[水位変動域の草原・荒原]

35.アズマツメクサーミズハコベ群落

相観：春の一年性草本群落。アキノエノコログサ，メヒシバ，シロザなどが混成する。
 標徴種：アズマツメクサ，ミズハコベ
 高さ：0.1m程度，分布：河川の水際に生育する。
 人為影響：人の踏跡地，法尻の草刈跡，河原では礫間に泥土がたまった箇所みられる。
 隣接群落：セリークサヨシ群集，ミゾソバ群集など
 遷移：持続群落

36.コカイソウ群集（新称）

相観：春の一年性草本群落。コカイソウを中心とし，タコノアシ，コイヌガラシ，ムシクサ，カワヂシャなどが混在する。
 標徴種：コカイソウ
 高さ：0.25～0.5m，分布：湛水後の泥湿地
 人為影響：湛水後にみられる。小貝川では，福岡堰の上のケド土（コケの残骸により形成された土）上によくみられる。
 隣接群落：コカイタネツケバナ群集，セリークサヨシ群集など
 遷移：持続群落

表 5-8 水位変動域の草原・荒原の常在度

群落名 調査区数	a	b	c
	2	5	9
アズマツメクサ群落			
アズマツメクサ	5	.	.
ミズハコベ	3	.	.
コカイソウ群集			
コカイソウ	3	IV	.
コカイタネツケバナ群集			
コカイタネツケバナ	3	II	V
群団・群目・群綱			
ムシクサ	5	V	II
コイヌガラシ	3	V	III
タウコギ群綱の種類			
スカシタゴボウ	3	III	I
タコノアシ	3	IV	.
スズメノテッポウ	.	III	II
オオイヌタデ	.	II	I
サナエタデ	3	.	.
ヒロハホウキギク	.	V	.
カワヂシャ	.	IV	.
チョウジタデ	.	II	.
アメリカセンダングサ	.	II	.
ミゾソバ	.	I	.
イボクサ	.	I	.
カズノコグサ	.	I	.
ホソバヒメミソハギ	.	I	.
オオカワヂシャ	.	I	.
タガラシ	.	I	.
オオオナモミ	.	.	II
その他の種類			
セイタカアワダチソウ	3	I	.
ヨモギ	.	II	I
イヌガラシ	.	II	I
クサヨシ	.	I	I
ギシギシ	.	I	I

その他の種 Other species, no. 1: ミズハコベ 3, no. 2: トキワハゼ III, アメリカアゼナ III, トキンソウ III, クサイ III, ミゾハコベ II, ヒメガマ I, アゼナ I, ヘビイチゴ I, シロツメクサ I, ヒメジョオン I, ネズミホソムギ I, コハコベ I, タチヤナギ I, エノコログサ I, ケアリタソウ I, ヒエガエリ I, no. 3: ヨシ I, オオアレチノギク I, オギ I, ノウルシ I, メヒシバ I, ミゾコウジュ I, ナガバギシギシ I, カモジグサ II, キュウリグサ II, ナズナ II, ハナイバナ I, タネツケバナ II, ノミノフスマ I, ハキダメギク I, ミミナグサ I, スズメノカタビラ I

37.コカイタネツケバナ群集（新称）

相観：冬～春の一年性草本群落。コカイタネツケバナが優占する群落であるが、コイヌガラシ、ムシクサ、タネツケバナなどが混成する。

標徴種：コカイタネツケバナ

高さ：0.5程度，分布：湛水後地や河川や池沼の水湿地，樹木の根付近など

人為影響：湛水後にみられる。

隣接群落：セリークサヨシ群集，コカイソウ群集など

遷移：持続群落

[路傍雑草]

38.アオズメノカタビラ群落

相観：1年～短命な多年草群落アオズメノカタビラが主で隣接の群落からオオバコ，ミチヤナギなどが混入する。

標徴種：アオズメノカタビラ

高さ：0.5程度，分布：水田の畦道によくみられる。一般には，市街地や路傍にみられる雑草である。

人為影響：強い人為影響のもとでのみみられる。

隣接群落：ギョウギシバ群落など

遷移：シロザ群網の大型雑草群落，ヨモギ群網の群落へ遷移するであろう。

表 5-9 路傍雑草の常在度

群落名 調査区数	a 2
a.アオズメノカタビラ群集 アオズメノカタビラ	5
群団・群目・群網(上級単位の種類) ミチヤナギ	5
タウコギ群網 スカシタゴボウ	3
ヨモギ群網 オオバコ	5

その他の種 Other species, no. 1 セイタカアワダチソウ 3, メヒシバ 3, シロツメクサ 3, イヌタデ 3, タチイヌノフグリ 3, メグンバイナズナ 3, エノキグサ 3

(5) 小貝川で記録された植物群落の分類体系

[夏緑林]

ブナ群綱 *Fagetea crenatae* Miyawaki, Ohba et Murase 1964

コナラ-ミズナラ群目 *Quercetalia serrato-grosseserratae* Miyawaki et al. 1971

エノキ-ムクノキ群団 *Celtido-Aphananthion* Okuba 1978

ムクノキ-エノキ群集 *Aphanantho-Celtidetum japonicae* Ohno 1979

ムクノキ-エノキ・ジャノヒゲ亜群集 Subassoc. of *Ophiopogon ohwii*, *Aphanantho-Celtidetum japonicae*

ムクノキ-エノキ・ナガバジャノヒゲ亜群集 Subassoc. of *Ophiopogon japonicus*, *Aphanantho-Celtidetum japonicae*

[沼地林]

ハンノキ群綱 *Alnetea japonicae* Miyawaki, K. Fujiwara et Mochizuki 1977

ハンノキ群目 *Alnetalia japonicae* Miyawaki, K. Fujiwara et Mochizuki 1977

ヤチダモ-ハンノキ群団 *Fraxino-Alnion japonicae* Miyawaki, K. Fujiwara et Mochizuki 1977

チョウジソウ-ハンノキ群落 *Amsonio elliptica - Alnetum japonica* community

[河原林]

オノエヤナギ群綱 *Salicetea sachalinensis* Ohba 1973

コモチマンネングサ-タチヤナギ群目 *Sedo-Salicetalia subfragilis* Okuba 1978

タチヤナギ群団 *Salicion subfragilis*. Miyawaki et Okuda 1972

タチヤナギ群集 *Salicetum subfragilis* Okuda 1978

ジャヤナギ-アカメヤナギ群集 *Salicetum eriocarpo-chaenomeloidis* Okuda 1978

[林縁低木林・先駆低木林]

ノイバラ群綱 *Rosetea multiflorae* Ohba, Miyawaki et Tx. 1973

トコロ-クズ群目 *Dioscoreo-Puerarietalia lobatae* Ohba 1973

ウツギ群団 *Deutzion crenatae* Ohba et Sugawara 1980

センニンソウ群集 *Clematidetum terniflorae* Miyawaki et Fujiwara 1968 em Murakami in Miyawaki 1983

メダケ群集 *Pleioblastetum simonii* Minamikawa 1970

アズマネザサ-ススキ群集 *Arundinario chino-Miscanthetum sinensis* Miyawaki 1971

(アズマネザサ群集)

クサギ-アカメガシワ群団 *Clerodendro-Mallotion* Ohba 1971

クサイチゴ-タラノキ群集 *Rubo hirsuti-Aralietum* Miyawaki et al. 1971

(クサギ-アカメガシワ群集)

クズ-カナムグラ群集 *Puerario lobatae-Humuletum japonici* Miyawaki 1967

[沼沢群落]

アシ群綱 *Phragmitetea* Tx. et Prsg. 1942

ヨシ群目 *Phragmitetalia eurosibiricae* Tx. et Prsg. 1942

ヨシ群団 *Phragmitetea* Tx. et Prsg. 1942

ウキヤガラ-マコモ群集 *Scirpo fluviatilis-Zizanietum latifoliae* Miyawaki et Okuda 1972

サンカクイ-コガマ群落 *Scirpo-Typhetum orientalis* Community

ヒメガマ群集 *Typhetum domingensis*. ass. nov.¹²⁾

アシ群集 *Phragmition australis* Schamale 1939

ショウブ群落 *Acorus calamus* community

オギ-アシ群団 *Miscantho sacchariflori-Phragmition* Miyawaki et Okuda 1970

オギ群集 *Miscanthesetum sacchariflori* Miyawaki et Okuda 1972

ハナムグラ-オギ群集 *Galio dahurici-Miscanthesetum sacchariflori* Okuda 1978

セリ-クサヨシ群集 *Oenanthe-Phalaridetum arundinaceae* Miyawaki et Okuda 1972

ヤガミスゲ群集 (新称) *Caricetum maackii* ass. nov.

大型スゲ群目 *Caricetum dispalatae* Miyawaki et Okuda 1972

ホソバノヨツバムグラ-大型スゲ群団 *Galio brevipedunculati-Magnocaricion* et K. Fujiwara 1970

カサスゲ群集 *Caricetum dispalatae* Miyawaki et Okuda 1972

ウマスゲ群集 (新称) *Caricetum idzuroei* ass. nov.

チゴザサ-アゼスゲ群集 *Isachno-Caricetum thunbergii* Miyawaki et Okuda 1972

[中性・貧養地イネ科群落]

ススキ群綱 *Miscanthea sinensis* Miyawaki et Ohba 1970

シバスゲ群目 *Caricetalia nervatae* Suganuma 1966

シバ群団 *Zoysion japonicae* Suz.-Tok. et Abe 1959 ex Suganuma 1970

ゲンノショウコ-シバ群集 *Geranio-Zoysietum japonicae* Suganuma 1966

[林縁・路傍肥沃地群落]

ヨモギ群綱 *Artemisietea principis* Miyawaki et Okuda 1972

ヨモギ群目 *Artemisietalia principis* Miyawaki et Okuda 1972

カナムグラ-ヤブガラシ群団 *Humulo-Cayracion* Okuda 1978

アキノノゲシ-カナムグラ群集 *Lactuco indicae-Humuletum japonici* Okuda 1978

イタドリ群落 *Fallopia japonica* community

チカラシバ-ヨモギ群団 *Penniseto-Artemision principis* Okuda 1978

ユウガギク-ヨモギ群集 *Kalimerido-Artemisietum principis* Okuda 1978

ギョウギシバ群落 *Cynodon dactylon* community

オオバコ群目 *Plantaginetalia asiaticae* Miyawaki 1964

オオバコ群団 *Plantaginion asiaticae* Ohba et al.1978

- ミコシガヤ-クサイ群落 *Caricetum neurocarpo - Juncusetum tenui* community
ネズミホソムギ-カモジグサ群落 *Lolium hybridum - Agropyron tsukushiense* community
オオバコ-シロツメクサ群落 *Plantago asiatica - Trifolium repens* community

[沈水・浮葉群落]

- ヒルムシロ群綱 *Potametea* Tx. et Prsg. 1942
ヒルムシロ群目 *Potametalia* W. Koch 1926
ヒルムシロ群団 *Potamion eurosibirici* W. Koch 1926
ミズハコベ群落 *Callitriche palustris* community

[水辺一年生群落]

- タウコギ群綱 *Bidentetea tripartitae* Tx., Lohm. et Prsg. 1950
タウコギ群目 *Bidentetalia tripartitae* Br.-Bl. et Tx. 1943
オオクサキビ-アメリセンダングサ群団 *Panico-Bidention frondosae* Miyawaki et Okuda 1972
ミゾソバ群集 *Polygonetum thunbergii* Lohm. et Miyawaki 1962
アキノエノコログサ-コセンダングサ群集 *Setario-Bidentetum pilosae* Miyawaki et Okuda 1972
コイヌガラシ群落 *Rorippa cantoniensis* community

[水位変動域の群落・荒原]

- ヒメミズニラ-ヒメコウガイゼキショウ群綱 *Isoeto-Nanojuncetea* Br.-Bl et Tx. 1943
アゼナ-アゼテンツキ群目 *Lindernio- Fimbristyletalia* Ohba 1989
アゼナ群団 *Lindernion procumbentis* Miyawaki et Okuda 1978
アズマツメクサ-ミズハコベ群落 *Tillaea aquatica - Callitriche palustris* community
コカイソウ群集 (新称) *Limoselletum aquatica* ass. nov.
コイヌガラシ-コカイタネツケバナ群集 (新称) *Rorippo cantoniensis-Cardaminetum pariviflorae* ass.
nov.

[畑・都市雑草群落]

- シロザ群綱 *Chenopodietea* Br.-Bl. 1951
ツユクサ群目 *Commelinetalia communis* Miyawaki 1969
カヤツリグサ-ザクロソウ群団 *Cypero-Molluginion strictae* Miyawaki 1969
ノミノフスマ-スズメノテッポウ群落 *Stellaria alsine - Alopecurus aequalis* community

[路傍雑草]

- ミチヤナギ-スズメノカタビラ群綱 *Polygono-Poeteaannuae* Rivas-Martinez 1975
ミチヤナギ-スズメノカタビラ群目 *Polygono-Poetalia annuae* Tx.1972
アライトツメクサ群団 *Saglinion procumbentis* Tx. Et Ohba 1971
アオスズメノカタビラ群落 *Poa annua* subsp.annua community

5. 3 河川植生の評価

5. 3. 1 概説

5. 2節で、植物社会学的手法に基づき、小貝川の植生整理を行い、群集区分を行った。このような方法は、従前から各河川で定期的に行われている河川水辺の国勢調査でのとりまとめにおいても有効な手法の1つである。ところで、このような手法は、河川植生による環境指標化に繋がるものと考えられるが、実際には、客観的な河川植生の評価へと生かされておらず、効果的な活用方法が模索されている段階と言える^{13),14)}。

したがって、以下では、過去の資料の活用、今後の整備方針に繋げるためにも、科学的知見に基づき、客観的な数的評価を軸とした植生についての評価方法について検討を行う。

5. 3. 2 評価の方法

(1) 植物の評価の取り組みと地域定着度指数

生物群集の研究は、その時間的・空間的・機能的な構造を明らかにすることから出発する。群集の分類(クラスター分析 cluster analysis)と座標付け(序列化 ordination)は、そのための有力な方法であって、現在までに多数の方法が提案されてきた¹⁵⁾。生物群集の評価は、分類あるいは序列化した解析の結果により基準が設定でき、その比較を通し評価が行われる。この際、分類や序列化は、多くの場合、対象となる生物の生育・生息場の環境要因(乾燥、人為的攪乱の影響、遷移の影響など)から行われている。例えば、イギリスの環境評価手法を例にあげると、RHS (River Habitat Survey)¹⁶⁾と呼ばれる河川環境調査手法によって、生物が成育・生息するための物理的環境を類型化することで、河川構造の分類がなれ、その構造の比較を通し、希少性や典型性などの評価が可能となる。

他方で、それぞれの種について、ある環境傾度に沿って、評点があらかじめ分かっている場合の座標付けの方法も行われてきた。これは、加重平均法(weighted average Community)¹⁵⁾と言われるものである。この手法は、評点が主観的に決められるものであるという欠点はあるが、計算手順も簡単であり、定量的に示せ、結果の解釈も容易であるという大きな利点がある。先に示したイギリスでは、HQA・HMS (Habitat Quality Assessment, Habitat Modification Scores)¹⁷⁾と呼ばれる環境評価法を用いて、RHSで得られた各構造を生物環境に良い構造、悪い構造を場合分けし、その量の大小により評価点を与え、その場の環境評価(座標付け)を行うようなことも試みられている。

さて、河川植生評価についてみると、古くはEllenberg¹⁸⁾が植物の数量的指標化について、加重平均法を基にし、検討した取り組みがあり、その有効性がCutis¹⁹⁾らによって示されている。我が国では、このような方法により、植物の数量的指標化を行ったものに、大場¹⁾の提唱する地域定着度指数があげられる。地域定着度指数とは、ある地域の自然環境の状態をその地域に自生する植物のすべてを用いて評価する方法である。地域定着度指数による評価は、地球上の多様性の保護には、それぞれ歴史を異にするそれぞれの地域に固有の自然の多様性を、それぞれの地域ごとに補完することが肝要であるとの考えに立脚している。このため、ある植物の地域定着度指数は、

その植物の土着性の程度によって評価され、最も異郷のものを最低とする5項目5段階の評価を行うことで得られる(表5-10)。

表5-10 定着度指数の評価項目^{1),2)}

項目	評価点	判断基準
A：移住の時期	5	縄文期以前
	4	弥生期より室町期に至る間
	3	江戸時代
	2	明治・大正から昭和30年代前半まで
	1	昭和30年以降
B：生活空間の自然・人為度	5	自然林、自然草原
	4	二次林、半自然草原、マント群落、スソ群落で伐採、刈り取り、火入れなど的人為力が1年以上の間隔で働く空間
	3	農耕地、人工草地など、数週間または数ヶ月の間隔で人為営力(耕起、除草、放牧など)が働く空間
	2	路上、庭など、ほぼ毎日人為力の及ぶ空間
	1	大都市、工業地帯など、2の条件にさらに強度の物理的・化学的人為作用の加わっている空間
C：渡来の方法	5	土着のもの(移住が縄文期以前のもの)
	4	重力、水流、風による移住
	3	動物による散布、飛行、遊泳、歩行などによる動物の自力移動と、それに付着して移住する生物
	2	人が意識的に運ぶ、または人の移住に付随して移住する生物
	1	人が作り出した人為的生物
D：分類群(taxon)としての異質性	5	その地域に本来生活している土着のもの、または外から移住したものであってもまったく土着のものと同じ分類に含まれるもの
	4	その地域にはなかった種、または亜種
	3	その地域には欠けていた節または上種に属するもの
	2	その地域には欠けていた属に属するもの
	1	その地域には欠けていた科に属するもの
E：生物地理上の異質性	5	生物地理地域区分が同一の地域内での移住
	4	異なった区系地域からの移住
	3	異なった亜区系区からの移住
	2	異なった区系区からの移住
	1	異なった区系界からの移住

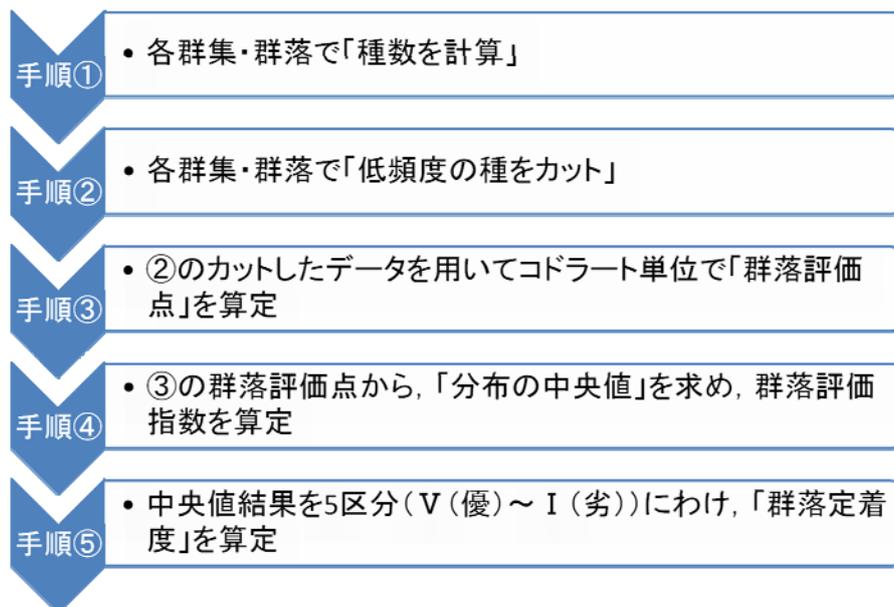
(2) 地域定着度指数の群落評価適用にあたっての考え方

地域定着度指数を用いた植生評価は、すでに地域の植物相（フロラ）の数量的評価に対して応用可能な手法であることが知られている^{1),20)}。そこで、ここでは、地域定着度指数の手法をさらに応用し、群落評価への適用可能性について検討を行うこととした。

5. 2節で作成した群集表の中には、ある群集と密接の高い種（適合度が高いという）からその群集と直接結びつきのない、あるいは弱い種も含めて種名が記録される。この際、常在度が小さく、優先度が低いもの（適合度の低いもの）を随伴種といい、例えば、Ellenberg は、随伴種を10%以下に、鈴木らは3回以下に設定している³⁾など、若干運用が異なっている。いずれにせよ、群落の評価を考える場合にも、偶発的に出てきた種を除いて評価を行うことが適切と考えられる。

そこで、本節では、5. 1項のデータを用いて、a) 群落構成種をカットしないケースも含め、b) 群落構成種のうち頻度1回以下をカットしたケース、c) 群落構成種のうち頻度1/3以下をカットしたケース、の3ケースについて、第一にカットの有無が群落の評価点にどう影響するかを確かめると共に、各群落の植生評価の検討を行った。

検討手順は以下の①から⑥の順で行った。



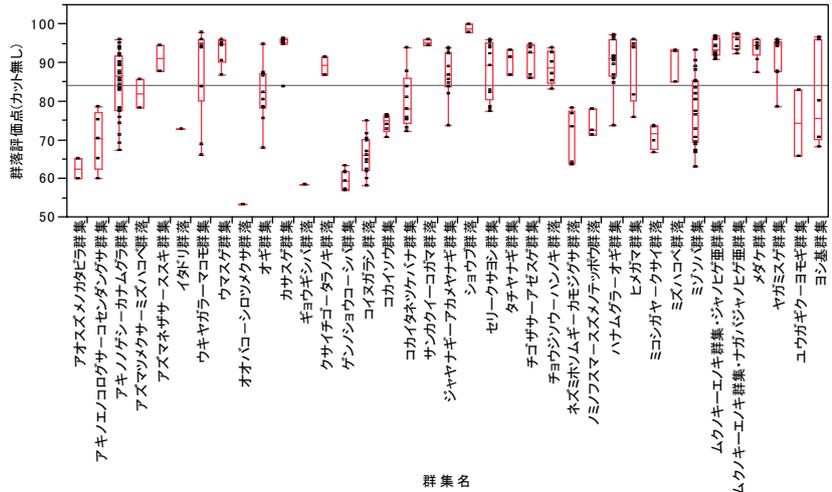
5. 3. 3 結果

(1) 植生の群落評価

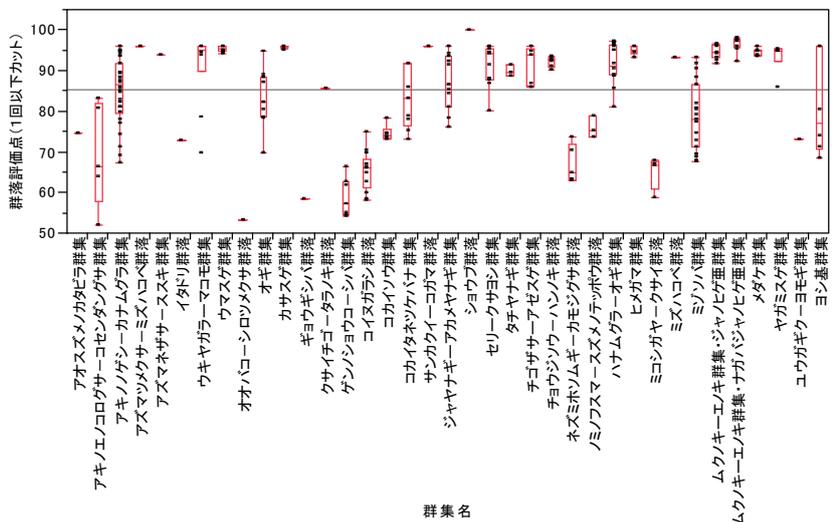
1) 群落評価の計算

上記の検討手順①～③により，a) 群落構成種をカットしないケース，b) 群落構成種のうち頻度1回以下をカットしたケース（ただし，1種のみからなる群落はカットしていない），c) 群落構成種のうち頻度1/3以下をカットしたケース，の3ケースでの検討結果を図5-5a)-c)に示す．

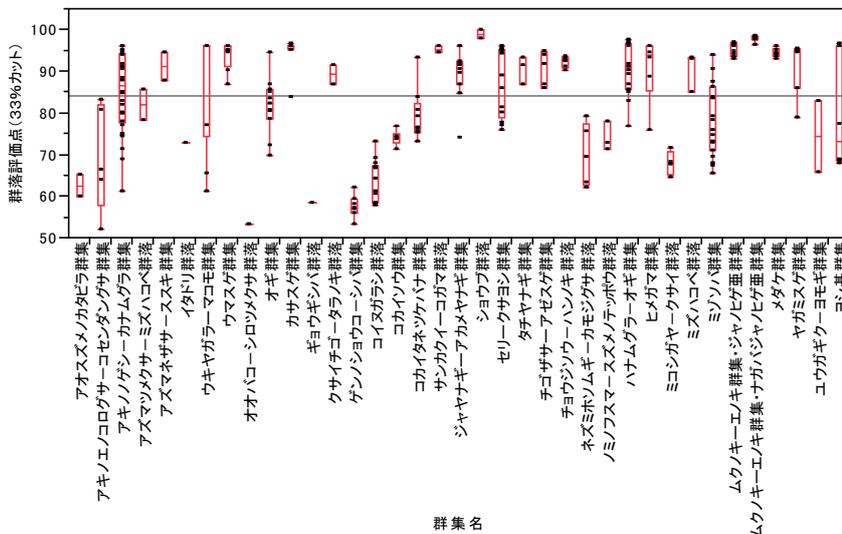
a) ～c) のいずれの検討においても，それぞれの群集・群落の群落評価点の分布に幅が見られたほか，主に路傍や湛水後の乾燥した跡地に現れやすい群落（ゲンノショウコ群集，ミコシガヤクサイ群落，アオスズメノカタビラ群集，コイヌガラシ群落），外来種の群落（ネズミホソムギカモジグサ群落）は，群落評価点が低い傾向にあり，より安定した群落（例えば，オギ群集，オギーハナムグラ群集，ムクノキエノキ群集など）になると，評価点が高い傾向にあった．



a) 群落構成種をカットしないケース



b) 群落構成種のうち頻度1回以下をカットしたケース



c) 群落構成種のうち頻度1/3以下をカットしたケース

図5-5 地域定着度指数の群落評価結果

2) 群落評価指数の算定

先の検討結果では、各群落の群落評価点に差が見られ、どのケースにおいても群落間での良し悪しをある程度示すことができた。ただし、どのケースにおいても1つの群落内において、その評価点にばらつきがみられた。実際の運用において、このままでは、曖昧さが残ってしまう。そこで、1つの群落の平均的な姿としては、分布の中央値を代表的な値とし適用し、この中央値を各群落の典型的な評価点（群落評価指数）としたい。以下では、a)～c)の検討ケースについて、群落評価指数の違いを検討し、それぞれの検討ケースについて、群落評価指数の変化を検討する。

群落評価指数の結果を図5-6に示す。同図から、どの検討結果も大まかな傾向は似通っているが、1種のみをカットしたb)のケースが他との乖離が著しい。これは、群落構成種の種数が少ないものに限ってのみ見られる現象であった。それ以外の種については、すべてのケースで大きな差は見あたらなかった。

また、カット無しのケースと33%種カットのケースを比較すると、33%種カットのケースの方が、木本類であるジャヤナギーアカメヤナギ群集、チョウジソウハンノキ群落、ムクノキエノキ・ジャノヒゲ亜群集で高く、外来草本類のアキノエノコログサコセンダングサ群集、ネズミホソムギカモジグサ群落、路傍雑草のゲンノショウコシバ群集、ミコシガヤクサイ群集で低い傾向になった。ただし、ヨシ群集、コカイタネツケバナ群集、ミゾソバ群集の在来型においては、若干低い値を示した。このことから勘案するに、今回、検討に利用した小貝川の群集表では、33%種カットを行った場合において、良好な群落は評価指数が高く、比較的良好でない外来種の群落や人為影響により質が劣化した群落は評価指数が低いという結果を得た。

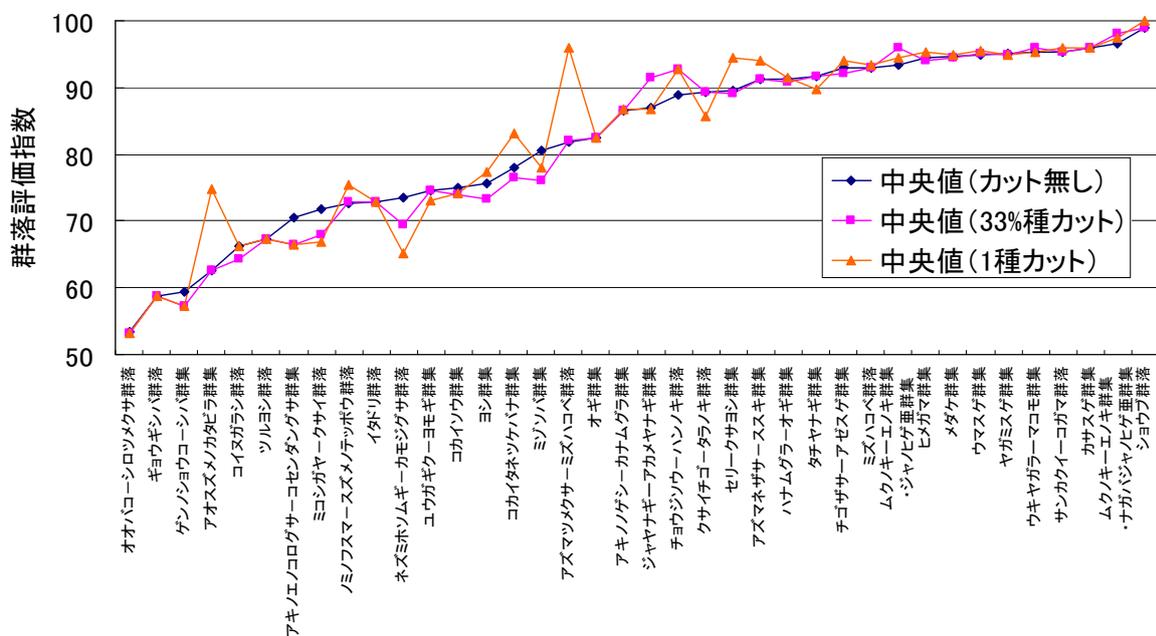


図5-6 群落構成種除去の有無による群落評価指数の変化

(2) 小貝川における植生の群落定着度評価

手順⑤に従い、(1)で求めた33%種カットケースの群落評価指数について、さらに5つのラ

ランクに分け（以下、群落定着度という）GIS上に図示した（図5-7）。なお、群落定着度の区分については、対象区間における差を知るため、全検討資料を群落評価順に並べ、均等割りすることで（表5-11）、群落定着度を5区分している。同図でも見られるが、小貝川では、河川全般にわたって、左岸側の群落定着度ランクが低いことが伺える。この理由として、小貝川では左岸川の人為利用（公園等の整備）や河岸改修が多く行われており、それらが結果として表れたものと考えられる。

表5-11 群落資料数を均等割りした群落定着度ランク

群落定着度	均等値	群落資料数
V	95-100	58
I	91-95	50
II	84-91	51
III	73-84	54
IV	53-73	54

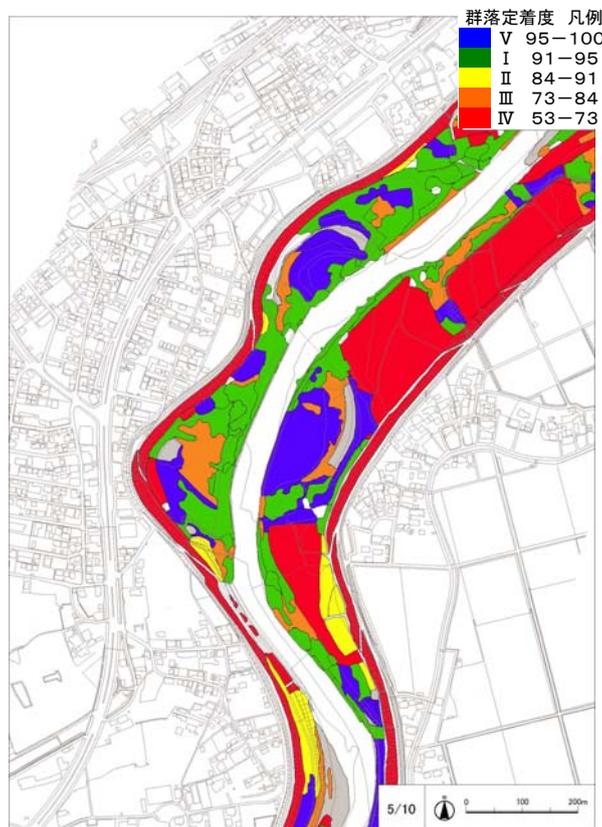


図5-7 小貝川における植生の群落定着度図の例（（大和橋下流22.5km付近）

5. 3. 4 群落の縦断方向への評価検討

前節までに、群落の評価について検討したが、現況での河川環境管理を考えると、ここで用いた指標をもう少し簡単に理解しやすいように、縦断方向の距離標別に河川植生の評価を行っておく必要があると考えた。そこで、ここでは、前節で用いた群落評価指数を指標とし、小貝川における河川植生の面的および縦断的な植生評価について、さらに検討を進めることにする。

(1) 群落評価検討指数の計算方法

1km ごとに植物群落の評価を行うにあたり、経済的な指標などに用いる単位面積あたりの評価で示すのが容易に理解を得られやすいと考えた。そこで、式 5.1 に従って、1km ごとに単位面積あたりの群落評価指数（式 5.1）を求めた。

$$\text{単位面積あたりの群落評価指数} = \frac{\sum(\text{各群落面積} \times \text{各群落評価指数})}{\text{全群落面積}} \quad \text{式 5.1}$$

また、この際、自然裸地および人工裸地等、植生のない箇所での評価は、双方共に評価の対象になっていない。しかしながら、人工裸地に関しては、植物が成立する場を損失している点や河川本来にあるべく自然景観単位の1つとは考えられないことから、群落評価指数を0とした。一方、自然裸地に関しては、植生が生えうる場を有しており、河川本来にあるべく景観単位の1つと考えられるが、今回は評価しない場とし、データから取り除いた。次に、また、1km あたりの地被状態について、面積割合も求めた。ここで検討した地被状態は、人工裸地、自然裸地、草地、樹林地、耕作地、水域（高水敷に分布するもののみ）の6つのカテゴリーとした。

以上をもとに、群落評価指数と求めると共に、地被状態との関係についても明らかにすることとした。

(2) 結果

図 5-8 に各距離区間における単位面積あたりの群落評価指数を示す。左岸は右岸と比較すると、単位面積あたりの群落評価指数が低い傾向にある。群落定着度図から左岸側に評価Ⅰ、Ⅱの群落が目立つ（例えば、図 5-7 参照）ことから適切な傾向を示していると言える。また、左岸上流側（25-26km, 26-27km）にいたっては、人工裸地面積が大きいいため、評価指標指数の値が低い。同様な傾向は、右岸側の 18-19km にかけても見られる。

5.3.5 まとめ

群落体系の結果をもとに、地域の土着性を基準とし、群集・群落を数値で評価できる方法について検討を行い、定量的な評価を示した。群集表を整理するにあたり、適合度の低いものをのぞき評価することにより、群落の評価をより適切に行えることを示した。また、各群落の評価値には差があることから、その中央値を代表値とし、群落評価指数と捉えることで、各群落の評価値の設定を行った。これを基に、河川に存在する植物群落の面的な評価を行うことが可能となった。

最後に、実際の現場で生かせるようにするため、1km ごとの植生評価を行う方法についても検討を行った。

本手法は、河川植生の変化を数量的に評価できるほか、その応用としては、例えば事業実施前、後の段階での評価に用いることが可能となる。

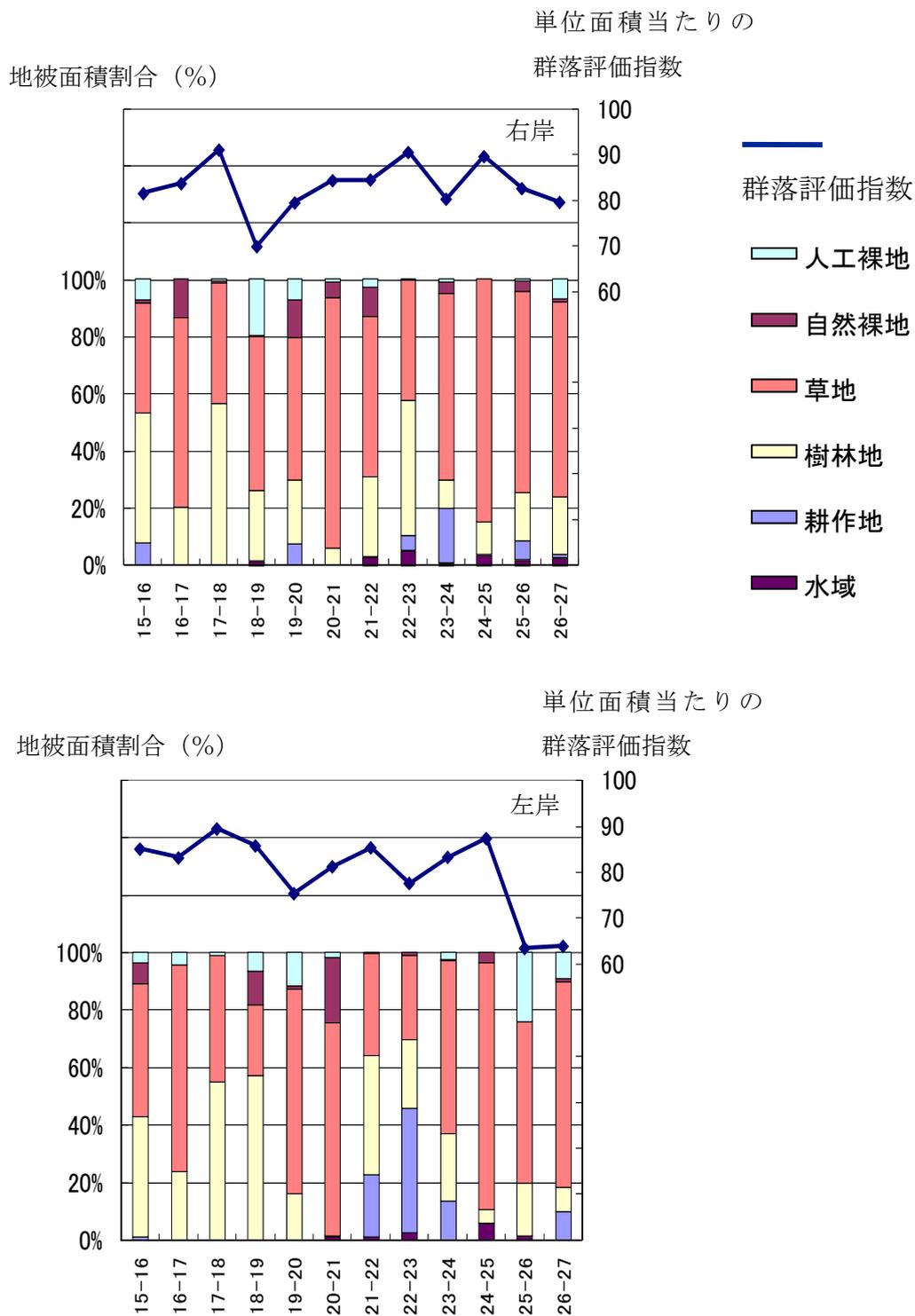


図 5-8 各距離区間における単位面積当たりの群落評価指数

5. 4 群集表自動化プログラムの検討

5. 4. 1 概説

5. 3節では、5. 2節の植物社会学的手法をもとに群集表を作成し、それを評価へと利用したが、群集表の作成は容易ではなく、他の植生との関わりを調べるなど、1つの河川の群集表の完成までに多大な時間がかかるという欠点があげられる。このため、近年、植生の解析には、Twinspan (two-way indicator species analysis)²¹⁾などを用いた統計解析的手法が代替的に利用されるようになってきた。しかしながら、Twinspanは得られた資料の中でのみの解析には有効であって、これまでの資料との比較には不向きで、長年の間行われてきた総合的な観点から植生を捉える考えとは異なるものである。したがって、Twinspanでの解析は、局所的な理解は可能だが、大局的な理解が進まないという欠点も併せ持つ。

そこで、本研究では、両者の長所を生かすことで、群集表を自動的に作成するプログラムの開発について検討を行った。具体的には、Twinspanを用いて植生資料の解析を行う中で、過去に培われてきた植生単位の基準である標徴種を境界条件とし設定し、資料解析を行う方法について検討した。

5. 4. 2 群落区分プログラムの考え方

(1) 群落区分プログラムのフロー

群落区分プログラムは、以下の流れに沿って構成した。図5-9にフロー図を示す。

1. 解析データの作成 (解析データを任意のフォーマットに整理：プログラム外)
 - 解析には被度のデータを用いる (被度+は0.1, 被度0は0または空欄とする)。
2. 部分データの作成
 - 解析データから出現回数が**一定値【1回】**以下の種のデータを除く。
3. TWINSpanの実行
 - 部分データを用いてTWINSpanを実行する。
 - TWINSpanの解析条件は以下の通り。

・カットレベル	【6段階 0.1 1 2 3 4 5】	・分割の最低地点数	【5地点】
・指標種の最大数	【5種】	・種数の最大数	【500種】
・分割レベルの数	【レベル7】		
4. 素表の作成
 - TWINSpanの結果を用いて、解析データの列、行の並び替えとグルーピングを行う。
5. まとまりの小さいグループの統合
 - 一定のレベルの範囲【レベル5】**で、まとまりの小さいグループの統合を行う。
 - 「4.」のグルーピングについて、グルーピング内の地点数が**一定値【1地点】**以下の場合にはTWINSpanにおける最も近似のグループと統合する。
6. グループの確定と群集名称の同定
 - ①「5.」のグルーピング毎に常在率、標徴率、識別率を集計する。

常在率：「グループ内の出現回数」÷「グループの地点数」×100

標徴率：「グループ内の出現回数」÷「総出現回数」×100

識別率：「一定値【33%】以上の常在率」+「一定値【33%】以上の標徴率」

※識別率の集計では一定値【33%】より小さい常在率，標徴率を0%とする。

②識別率が一定値【120%】以上の種を**識別種**として抽出する。

③各グループに抽出された識別種について，標徴種データベース（以下，「DB」）に参照して，群集名称を同定する。各グループにDBに参照される識別種が複数存在する場合は識別率が大きい種を優先する。

④群集名称が同定されない場合は，一定のレベルの範囲【レベル5】で，TWINSpanにおける最も近似のグループと統合する。

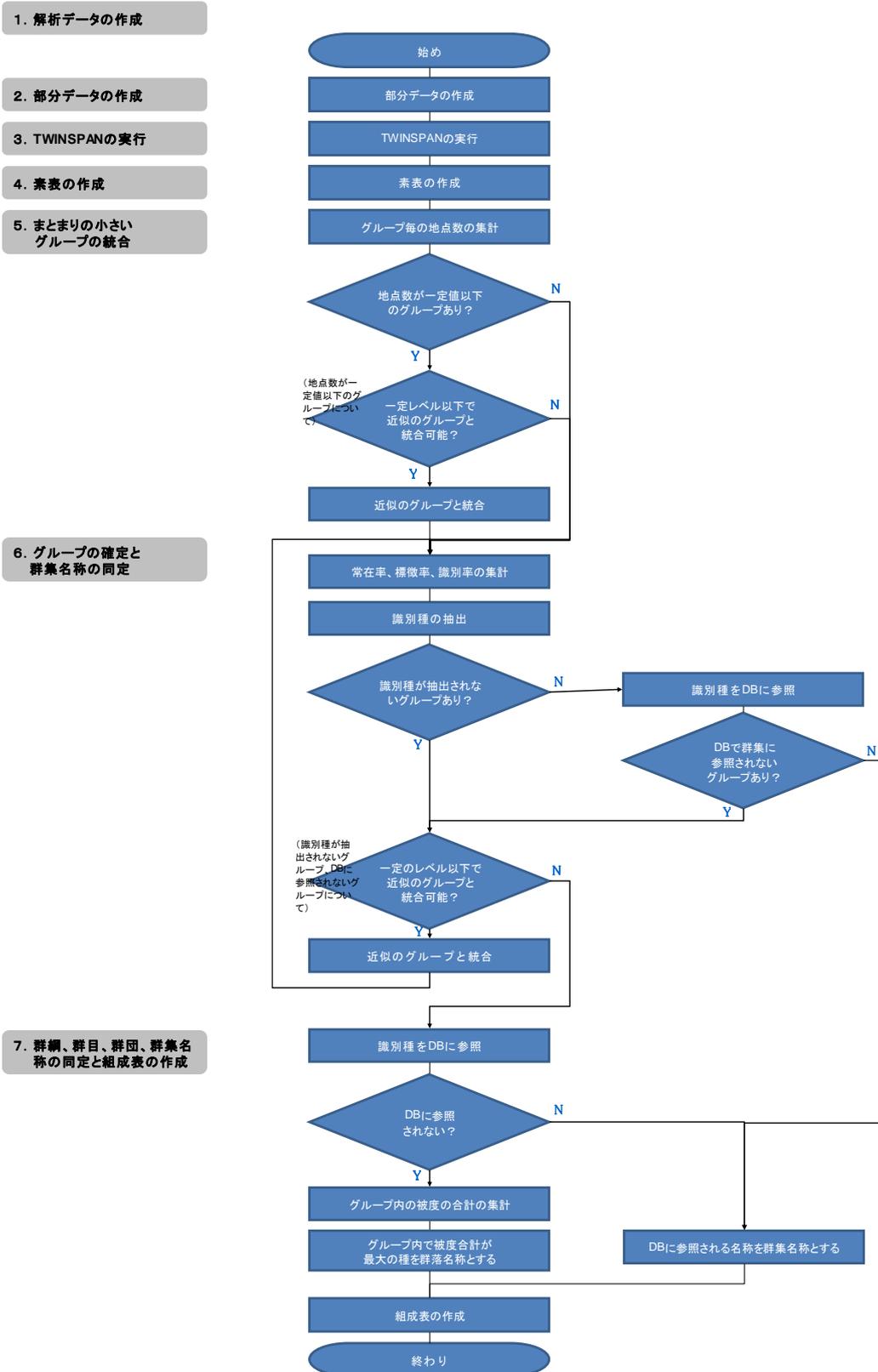
⑤以下の場合まで①～④を繰り返し，グルーピングと識別種を確定する。

→全グループが群集に同定された場合，または，TWINSpanにおける最も近似のグループとの統合が一定のレベルの範囲【レベル5】に達した場合

7. 群網，群目，群団，群集名称の同定と組成表の作成

→確定した各グループについて，群網，群目，群団，群集名称を整理し，組成表を作成する。

→群集名称が同定されたグループは，同定された群集が所属する群網，群目，群団を整理する。



- 1. 解析データの作成
- 2. 部分データの作成
- 3. TWINSpanの実行
- 4. 素表の作成
- 5. まとまりの小さいグループの統合
- 6. グループの確定と群集名称の同定
- 7. 群綱、群目、群団、群集名称の同定と組成表の作成

図 5-9 群落区分プログラムの考え方 (アルゴリズム)

(2) 群落区分プログラムの試行

群落区分プログラムの試行にあたって、以下の4ケースについて検討を行った。

試行1：木本のデータを全て用いる。

試行2：木本データのうち1群集・群落あたりの調査地点数が5以上のデータを用いる。

試行3：草本データを全て用いる。

試行4：草本データのうち1群集・群落あたりの調査地点数が5以上のデータを用いる。

試行2および4では、調査地点数5以上としているが、調査地点が少ない場合は、データの一致率が悪くなることも予想されることと、群集評価を行う際には、通常調査地点5以上で行うことによる。

「木本」の解析条件を表5-10に、「草本」の解析条件を表5-11に示す。群落区分プログラムの検証は、5.2節で求めた経験に基づく群集・群落と、本検討で求めた群落区分プログラムによる群集・群落とを比較した。なお、比較検討では、完全に一致するものと、それぞれの群集・群落に類似するもの(概ねの一致率とする)について示した。

表5-10 「木本」データの解析条件

解析条件		木本all	木本5以上
解析に使用したデータ		木本の全データ	木本のデータのうち1植生区分あたりのデータ数が5以上のデータ
植生プログラム	出現回数切捨て	2	2
	統合レベルの上限	3	3
	統合最小数	1	3
	常在率の切捨て値	33%	33%
	標徴率の切捨て値	33%	33%
	常在率と標徴率の切捨て値	120%	120%
	DB抽出	木本	木本
TWINSpan	分割最小数	5	5
	分割あたりの最大指標種数	5	5
	種の最大数	300	300
	分割レベル	5	5

表5-11 「草本」データの解析条件

解析条件		草本all	草本5以上
解析に使用したデータ		草本の全データ	草本のデータのうち1植生区分あたりのデータ数が5以上のデータ
植生プログラム	出現回数切捨て	1	1
	統合レベルの上限	5	5
	統合最小数	1	3
	常在率の切捨て値	33%	33%
	標徴率の切捨て値	33%	33%
	常在率と標徴率の切捨て値	120%	120%
	DB抽出	草本	草本
TWINSpan	分割最小数	2	4
	分割あたりの最大指標種数	5	5
	種の最大数	500	500
	分割レベル	7	7

5. 4. 3 解析結果および考察

「木本」データの解析結果を表 5-12 に、「草本」の解析結果を表 5-13 に示す。

経験に基づく群集・群落との比較から、群落の完全な一致率は試行 1 の木本 all および試行 2 の木本 5 以上で 56%、32%であり、試行 3 の草本 all および試行 4 の草本 5 以上で 42%、22%であった。いずれも全ての群落を用いた方の一致率が高い結果となった。

また、表 5-12 にみるように、例えば経験に基づく群集・群落判断が、メダケ群集とあるが、植生プログラムではメダケ群集とメダケ群落でそれぞれ分けられる場合も見られる。そのほか、類似の群落と判断できるものも多く、この点は恣意的な作業となるが、類似群落の一致率も求めることとした。この結果、概ねの群集一致率は、試行 1 の木本 all および試行 2 の木本 5 以上で 72%、76%であり、試行 3 の草本 all および試行 4 の草本 5 以上で 56%、37%となった。とくに、木本での一致率は、草本と比べて高い結果となった。草本の一致率が低かった理由について、草本で一致しなかった区分についてみると、構成種や生育環境が類似の群集に同定されている区分が多い。したがって、草本は、木本に比べて、種組成が類似している群集が多いため群集同定の難易度が高いと考えられる。これは、実際の群集作業でも同様である。

以上から今後の精度向上は必要であるが、植物社会学的手法に基づいて行う際にも、作業量の軽減が見込め、参考となるデータ区分の方法を提示できたと考える。

表 5-12 「木本」データの解析結果

経験に基づく群集・群落	植生プログラムによる群集・群落	木本all	木本5以上
アズマネザサーススキ群集	ムクノキーエノキ群集	2	
クサイチゴータラノキ群落	タラノキークマイチゴ群集	1	
	ムクノキーエノキ群集	1	
ジャヤナギーアカメヤナギ群集	ジャヤナギーアカメヤナギ群集	11	10
	イボタノキ群落		1
タチヤナギ群集	ジャヤナギーアカメヤナギ群集	3	
チョウジソウーハンノキ群落	ゴマギーハンノキ群集	2	
	ハンノキ群落	3	4
	クヌギ群落		1
	ジャヤナギーアカメヤナギ群集	1	1
ムクノキーエノキ群集・ジャノヒゲ亜群集	ムクノキーエノキ群集	15	
	ゴマギーハンノキ群集		15
	ハンノキ群落	1	
	イボタノキ群落		1
ムクノキーエノキ群集・ナガバジャノヒゲ亜群集	シラカシ群集	8	8
メダケ群集	メダケ群集	6	6
	メダケ群落	3	3
計		57	50

群集の一致	32	16
群集一致率	56%	32%
類似群集・群落・類似群落の一致	9	22
概ねの一致率	72%	76%
不一致	16	27

表 5-13 「草本」データの解析結果

経緯	植プロ	草本all	草本5以上
アオスズメノカタビラ群集	アオスズメノカタビラ群落 ミチヤナギ群落	2	
アキノエノコログサーコセンダングサ群集	アキノエノコログサーコセンダングサ群集 オギ群落 オギ群落 ネズミホソムギ群落		1 2 5 2
アキノゲシ-カナムグラ群集	アキノゲシ-カナムグラ群集 オギ群落 オギ群落 ミソソバ群落	21 7 7 2	20 6 4
アズマツメクサーミズハコベ群落	アズマツメクサーミズハコベ群落 コイヌガラシ群落		2
イタドリ群落	オギ群落	1	
ウキヤガラ-マコモ群集	ウキヤガラ-マコモ群集 マコモ群落 ハンゲショウ群落 ミソソバ群落	8 2 1 1	5 2 1 2
ウマスケ群集	ウマスケ群落 ミソソバ群落	7 1	8
オオハコ-シロツメクサ群落	シロツメクサ群落 カゼクサーオオハコ群集	1	
オギ群集	オギ群落 オギ群落 ハナムグラ-オギ群集		2 9 1
カサスケ群集	カサスケ群集	9	9
キョウギシバ群落	キョウギシバ群落	1	
ゲンノショウコ-シバ群集	シバ群落 イヌナギナタガヤ群落 ネズミホソムギ群落	3 3 1	4 2 1
コイヌガラシ群落	コイヌガラシ群落 コカイソウ群落 コアカザ-オオオナモミ群集	13 13	13
コカイソウ群集	コカイソウ群落 アズマツメクサーミズハコベ群落 カズノコグサーカワヂシャ群落 コイヌガラシ群落		6
コカイタネツケバナ群集	コカイタネツケバナ群落 オギ群落 ハナムグラ-オギ群集	8 1	8 1
サンカクイ-コガマ群落	サンカクイ-コガマ群落	2	
ショウブ群落	ショウブ群落	2	
セリ-クサヨシ群集	オオクサキビ-ヤナギタテ群集 オギ群落 コアカザ-オオオナモミ群集 コイヌガラシ群落 ハナムグラ-オギ群集 ミソソバ群落	1 1 1 1 10	1 1 1 11
チゴザサーアゼスゲ群集	チゴザサーアゼスゲ群集 オギ群落 カサスケ群集 ハナムグラ-オギ群集	4 2 3 1	2 3
ツルヨシ群落	カサスケ群集	1	
ネズミホソムギ-カモジサ群落	ネズミホソムギ群落 アキノエノコログサーコセンダングサ群集 オギ群落 ミシガヤ群落	3 1 1 1	4 1
ミノフスマ-スズメノテッポウ群落	コカイタネツケバナ群落	3	
ハナムグラ-オギ群集	ハナムグラ-オギ群集 オギ群落 オギ群落 アキノゲシ-カナムグラ群集 ミソソバ群落 ミソソバ群落	11 1 1 1 1 1	1 1 12 1 1
ヒメガマ群集	ヒメガマ群落 サンカクイ-コガマ群集 ミソソバ群落 ヤナギタテ群落	4 1 1 1	4 2
ミシガヤ-クサイ群落	カゼクサーオオハコ群集 シロツメクサ群落 ミシガヤ群落		
ミズハコベ群落	アズマツメクサーミズハコベ群落 コイヌガラシ群落		
ミソソバ群落	ミソソバ群落 オオクサキビ-ヤナギタテ群集 アキノゲシ-カナムグラ群集 カズノコグサーカワヂシャ群落 コアカザ-オオオナモミ群集 コイヌガラシ群落 コカイソウ群落 コカイタネツケバナ群落 ヤナギタテ群落	3 1 10 1 4 3 3 3	2 9 12 1 3 5
ヤガミスゲ群集	オギ群落 ミソソバ群落	2 8	3 7
ユウガキ-ヨモギ群集	カゼクサーオオハコ群集 シロツメクサ群落		
ヨシ基群集	カサスケ群集 コアカザ-オオオナモミ群集 コイヌガラシ群落 コカイソウ群落 ミソソバ群落	2 3 3 1	2 3 3 1

A 一致	88	37
B 類似の一致	30	29
C 不一致	92	120
D サンプル数(A+B+C)	210	186
E 一致率(A/D)	42%	20%
F 概ねの一致率((A+B)/D)	56%	35%

5. 5 結語

本章では、植生学の観点から、河川植生の現状を把握するとともに、河川植生を数値的に評価し、植生のデータを有効に活用できる方法について検討を行った。とくに、ここでは、人的管理が減少した河川植生の実態把握とその評価を対象とし検討を行った。

現在、河川では、樹林化の進行に伴い治水安全率が減少している一方で、かつての湿性林が回復してきている。このように自然遷移に従って、回復しつつある河川植生について、今後は現状を定量的に評価し、河川生態系の基盤ともいえる植生管理基準の明確化が重要な課題となると考えられる。本研究では河川植生の現状把握に加えて、河川植生の価値を数値的に評価できる方法について検討した。

具体には、まず、在来植生の豊富な小貝川（17～23km）を対象とし、植物社会学的手法により約 230 地点の植生調査を行った。調査データをもとに、小貝川の現存群落を 38 の群集および群落に区分し、それらを 17 つの群団にまとめた。さらに所属するオーダーおよびクラス(11)を決定した。植生評価については、群落体系の結果をもとに、地域の土着性を基準とし、群集・群落を数値で評価できる方法について検討を行い、定量的な評価を示した。また、膨大な作業時間を要する群集表の作成について、自動化プログラムの可能性について検討を行った。とくに木本での検討結果からは、両者の間で約 80%の一致率を得た。本プログラムは、今後の精度向上は必要であるが、植物社会学的手法に基づいて行う際にも、作業量の軽減が見込め、参考となるデータ区分の方法を提示できたと考える。

参考文献

- 1) 大場達之：植物群落の評価－保護を要する植物群落の評価基準－, 群落研究, vol.12, pp.31-51, 1995.
- 2) 伊藤秀三編：群落の組成と構造, 朝倉書店, 332p, 1977.12.
- 3) 鈴木兵二, 伊藤秀三, 豊原源太郎：植生調査法□, 190p., 共立出版, 1985.
- 4) 鬼怒川小貝川－自然 文化 歴史, 鬼怒川・小貝川サミット会議, p.81-82, 1993.
- 5) 松本至巨, 池田宏：台地に沿う鬼怒川・小月川中流の地形発達, 筑波大学水理実験センター報告, vol.21, pp.51-59, 1996.
- 6) Braun-Blanquet, J. : Pflanzensozilogie. 3 Aufl., 865p, Springer-Verlag, Wien, .1964 (鈴木時夫 (訳) : 植物社会学□, □, 朝倉書店, 1977.)
- 7) 伊藤秀三：植生研究の方法と植生概念 (佐々木好之編) .植物社会学, pp.103-109, 共立出版, 1977
- 8) 日本測量調査技術協会：航空レーザ測量ハンドブック, p.119, 2004.1.
- 9) 廣瀬要項, 深見和彦, 金木誠：リモート・センシングを活用した河川流域情報収集, 土木技術資料, Vol43(1), pp.14-19, 2001.
- 10) Muller-Dombois, D. and H. Ellenberg : Aims and methods of vegetation ecology, 547p, John Wiley & Sons, New York, 1974.
- 11) 相模原市教育委員会：相模原市の植生, 227p., 1988.3.
- 12) (財) 千葉県史料研究財団, 千葉県の自然誌, 千葉県, 1181p, 2003.3.
- 13) 中村哲, 前田諭, 岡田昭八, 樋村正雄, 野谷靖浩, 大石三之, 松間充：河川水辺の国勢調査マニュアルの改訂に向けて (中間報告), リバーフロント研究所報告 (14), pp.86-93, 2003.
- 14) 大石哲也, 天野邦彦, 小澤卓思：RHS・HQA の適用による円山川河川環境評価の検討, 応用生態工学論文集, 応用生態工学会, vol.8(2), pp.179-191, 2006.1.
- 15) 小林四郎：生物群集の多変量解析, 蒼樹書房, 194p, 1995.
- 16) Environment Agency UK : River Habitat Survey Field Survey Guidance Manual 2003 version SEPA, 2003.
- 17) Environment Agency UK : River Habitat Quality –the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man, 1997.
- 18) Ellenberg, H. Zeigerwert der Gefaesspflanzen Mitteleuropas. Scriptoria Geobotanica p1-97. 1974
- 19) Curtis J. T. and R.P. McIntosh : An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin., Ecology 51, pp.476-496, 1951.
- 20) 奥田重俊, 佐々木寧 共編：河川環境と水辺植物, ソフトサイエンス社, 261p, 1996.
- 21) Hill, M.O : TWINSpan: A Fortran Program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two-way Table by Classification of the Individuals and Attributes, Cornell Univ., J. Ecol. 63, pp.597-613, 1979

第6章 河川植生管理手法の提案

6. 1 概説

本研究は、河川における地形変化、人的作用が植生に及ぼす影響について現況把握を行ったうえで、今後の実管理に生かすべく河川植生管理手法を提案することにある。第2章では、河川堤間内で起きている河川植生の変遷について、7河川を対象に巨視的な観点から50年間の植生の変化を明らかにした。第3章、第4章では、千曲川、那珂川、久慈川を対象とし、流水による種子拡散や着床場の砂礫構造の違いが先駆植生の成立に影響することに着目し検討した。また、小貝川を対象に、100年間の植生の経年的変化や1970年代を境に、河川の利用形態が変わったことで樹林化が進み、その変化が表層高（草高や樹高）に表れていることを定量的データから明らかにした。さらに、第5章では、植生学を応用し、河川植生評価ツールを開発した。これにより、植生整理の作業効率を高めると共に、複数ある植生（群落）の保全に関して、数値を用いて評価できるように単純化し、GIS上に反映させることで作業効率をあげ、群落保全の優先順位を客観的に定める方法を検討した。

本研究では、河川植生の長期的変化の現象把握、植生（とくに先駆植生）の成立についての現象解明、既存の植生学を規範とした植生評価法の開発を対象を絞り、工学と植生学の双方の視点から研究を行うことで、それぞれの学問が有機的に繋がるための方法やツール開発を検討してきた。このような検討を行う背景には、1970年代の公害問題発生以降、環境に対する配慮は確実に高まり、例えば水質などは1970年代よりも改善傾向にあるものの、河川植生あるいはその他の自然環境全般も含め、現状において環境保全のための取組が不十分であることは否めない点にある。今後は、この取組みを十分なものにするためにも河川を改変する公共事業が環境破壊に繋がるような負荷を極力少なくし、将来の事業が新たな環境問題を引き起こす引き金になることのないように、未然防止型の技術をより一層高めることが重要である。問題を未然に防ぐ対策を取ること、我々が維持してきた地域の景観、風土、環境を保全でき、国家的な生物多様性保全の取り組みにも貢献できよう。ただし、これまで行われてきたような環境の後付対策の考えでは、新たな問題を生み、結局は対策費用がかさむことに繋がると思われる。

以上の背景から、本章では、既往の研究や前章までの結果をもとに、良好な河川植生の保全へ向けて、河川植生管理の方法を総合的に考察する。

6. 2 河川植生の保全、持続可能な河川植生管理の在り方

6. 2. 1 河川植生に対するインパクターレスポンスと対策の方向性

河川植生の成立について、インパクターレスポンスを包括的に整理すると、ある場所の河川植生の変化を規定している要因は、流域の土地利用・管理（ダム、砂防、緑化など）による間接的な作用と人の河川物資の利用（砂利採取、植物の持ち出しなど）による直接的な作用が複合的に影響しあいによって成立しているものと捉えられる（図6-1）。

流域の土地利用・管理は、河川への流量規模、土砂輸送量を定める。さらに、それらの量に見

合った物理的環境（砂州，河岸，河床など）を河川内に提供し，その土地・地形に見合った植物が生育しうる。

例えば，近年問題となっている河川に似つかわしくない植物の異常繁茂は，ダム，砂防，道路の緑化管理や家畜飼料の管理不足により，系外種（外来種）が河川に流入することで起きている。これらは，緑なら何でもよいという安易な緑化思想やコスト縮減を名目に金銭的な経済性を優先した緑化方法のツケが，河川植生へ影響を及ぼした結果と捉えることができる。

また，河道掘削や砂利採取などの河川工事は，その場の植生が破壊されるばかりか，河川地形にも大きな変化を与え，河床低下や細粒分の堆積が進み樹林化が促進される。第2章で示したように，現在の河川は，年間に1～3%の速度で砂礫地が減少し，1～20%の速度で樹林地が拡大してきている。このような変化を通してみると，河川植生は，現状の大きな環境変化に併せて，新たな動的平衡状態へ向かっているととも考えられる。

上記のように，河川植生の著しい変化は，種組成の単一化や氾濫原植物の減少に繋がり，生態系劣化が危惧されるようになってきた。このような著しい変化を緩和するため，各所で大規模改修以前の環境復元をするための再生事業が各地で執り行われるようになった（第3章参照）。ただし，それらの取り組み事例は，現在までのところ，空中写真等を参考に大規模改修が行われる前の河川地形を部分的に戻すための方法を模索しているように感じられる。確かに，過去の姿を理想として捉えるのは理解できるが，その修復が単に過去を模倣した場を作ればよいというわけではなく，現況の水理学的あるいは生態学的な変化の流れに併せ，物の本質を読み取る智慧を働かせ，場を作っていくことが科学的と言え，本質と考える。

したがって，対策の方向性は，どういったインパクトがあって現在のレスポンスが生じているかを客観的に検討し，どういったインパクトを与えれば，目指すべき場（レスポンス）を取り戻すことが可能かを科学的に予想するといった考えを持つことが重要である。

6. 2. 2 中長期的な視点に立った植生管理の考え方

流域からの土砂生産量は，日本全体で年間2億 m^3 と言われ，治山・治水の影響により年間にその50%ほどが上流へ留まっている¹⁾。とくに治山工事の影響は，日本の地被状態を大きく変えた。明治大正期(1900年頃)及び昭和中期(1950年頃)にかけて国土に占める荒れ地の割合はそれぞれ11.2%，7.8%であったが，植林等により治山が進み1985年頃には3.7%まで減少している²⁾。下流への災害を防ぐために行われてきた事業が，河床低下や河口海岸線の後退を招く結果となり，下流の自然環境システムを大きく変化させた。現在では，砂防で透過型砂防ダム（スリットダム）の対策，ダムで下流域への土砂還元（排砂，土砂バイパス）の対策等により，下流の土砂供給を

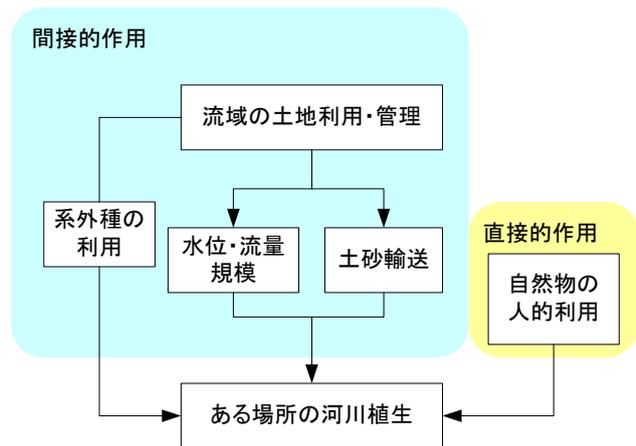


図6-1 河川植生の成立に係わるインパクトとレスポンス

遮断しないような対策が行われている。しかし、一度に大量な土砂を流せば、河川生態系に与える影響が大きすぎることや、構造物の損傷被害が起きる可能性があるなど、検討すべき課題が残っている。このため、現状では徐々に土砂供給量を増やしながら下流へ流す試行的段階であり、流域の土砂の円滑な循環が回復するまでには時間がかかるだろう。

中長期的にみれば、現在ある河川植生はさらに遷移を続け、第2章や第4章で取り上げた各河川の事例にみられるように、10年～20年の間に樹林化の進む河川が増えていくと予想される。対策が遅れば、治水安全度は低下し、河原植物や湿性草本植物の生育場は樹林化の影響によって減少していくこととなる。だとすれば、人的な攪乱を上手に加え、河川植生の保全へ繋がるように維持管理を行っていく必要がある。さらに、その管理の在り方が治水安全度の向上、河川の地域固有種を守ることに繋がるように、最適な方法を追求していくことが求められる。

6. 2. 3 河川植生の維持管理の方針～河川植生のアセットマネジメント～

(1) 河川植生管理にあたっての基本的な考え方

河川植生管理を行うにあたっては(図6-2)、第一の段階で、現況把握を行い、目標を設定し、設定した目標に対して戦略を練っていく必要がある。この目標設定にあたっての基本的な考え方の中には、土着種の存在を重視した評価を行うことが重要である。評価には、第6章で検討した植生評価ツールを用いることで、数量的に河川植生の土着性の評価を行えよう。

第二の段階で、現況評価の良し悪しを評価することとなる。評価の視点は、対象とする場と近い場での状態と比較するか、対象とする場との過去との乖離で考えるのがよいだろう。第5章で示したように1kmごとの単位面積あたりの価値のような指標を用いても植生評価の優劣が判断

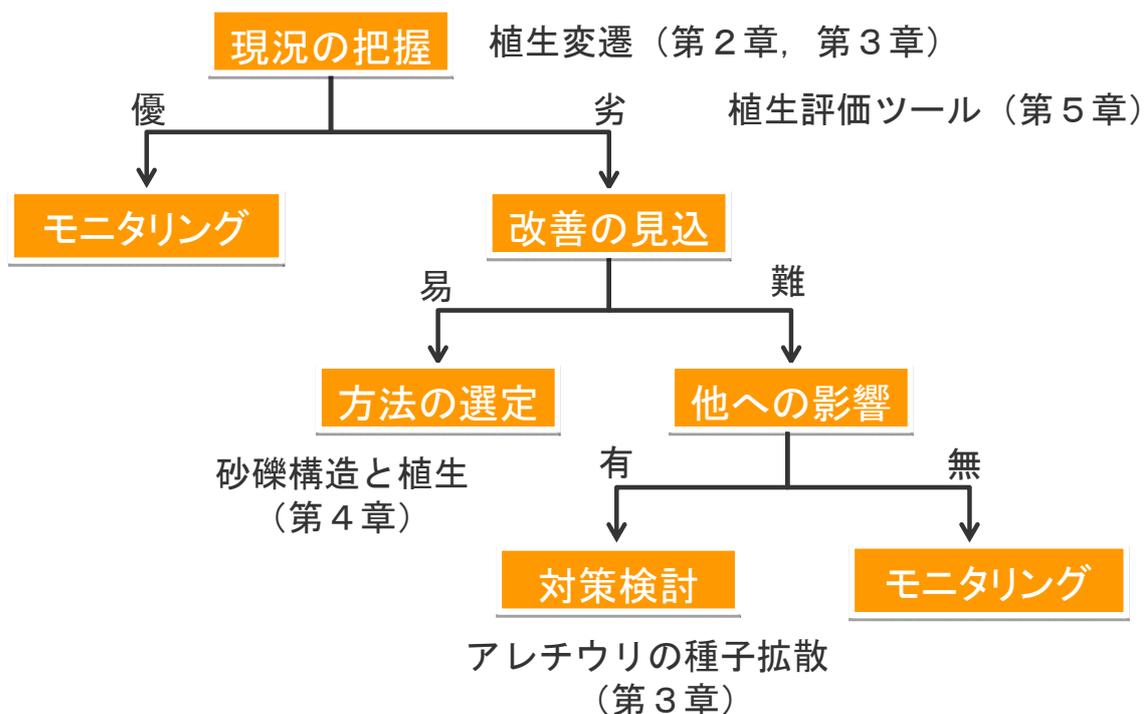


図6-2 河川植生管理の基本的な考え方フロー

できる。いずれにせよ、両者の間に乖離が少なければ、良い状態と判断でき、手を加えないで引き続きモニタリングを行ってあげばよい。乖離が多ければ、その乖離は修復可能かどうか、改善の見込みがあるかどうかを、社会的な視点や自然科学的な視点（ここでは植生学、河川地形学、河川工学などを示す）から判断することになる。

修復可能と判断されれば、どう修復していくのか、その手段を検討することとなる。これが第三の段階にあたる。例えば、第4章で検討したような砂礫河原再生では、砂礫構造を基本に据えた工学的な取組が重要な視点となる。

一方、修復不能と判断される場合は、土地利用の観点か、外来種の繁茂によって、その場の地域生態系が危機的状況にあることが考えられる。とくに外来種の繁茂に関しては、それ以上拡がらないように監視を続けることが重要である。第3章で示したアレチウリの拡大プロセスでは、出水の規模や時期によって縮小する場合もあるので、縮小した際に一網打尽に駆逐に追いやるなどの対策も考えられる。また、良い状態と判断される場合でも、実際には治水との兼ね合いによって、改修される場合も少なくない。このような場合には、連続的に典型的な群落のセット（群落体系）を河川内になるべく多く残しておくことが、植生保全やその後の河川植生の回復に大きな影響を与える。以上を基本とした上で、河川植生管理を行っていくことが望ましい。

(2) 河川植生のアセットマネジメント

河川植生とは、たった一回の洪水や短時間の強い乾燥によって消滅する動態の実例でもある。人的あるいは物理的な攪乱により新しい場ができ、そこに先駆植生が成立する。ある場では、植物自体が土砂を堆積することで遷移が進行する。また、たとえ土砂堆積が起きなくとも時間の経過と共に、その場所に最適な植生へと遷移が進行する。この例のように流水環境下における河川植生の変化は、土砂や攪乱による他律的な変化と植物の自律的な変化に分けられる。したがって、我々が目にする河川植生は、時空間的なバラツキが多いほど、各所で遷移段階が異なった植生が成立しており、多様性を保っている。原理的には自然攪乱の中で、河川植生は多様な群落を形成していると説明されているが、実際には、過去からの人的な利用や管理によって、多様な群落を保持できている場合も少なくない。

いずれにせよ、現在の河川植生の維持管理は、河川管理者のもと国民の税金を原資として行われているため、自然環境に配慮しながら周辺住民の安全性、利用者の満足を確保しつつ、いかに長期的な費用を低減し、自然環境を保全していくかが重要なポイントと考えられる。この際、植生を含めた自然物は地域の財であるとともに、国の重要な自然資産と捉え、その保全や劣化等を将来にわたり把握することにより最も質の高い維持管理を行うことが望まれる。ただし、治水計画や利水計画の経済的価値とは異なり、河川植生の価値は、人それぞれの多様な自然観に基づくことも多く、単純に貨幣換算できない。CVMのような手法により河川植生の価値を評価する手だてもとられるが、それだけでは、どのように維持管理を行っていくのか本質的な提案ができない。したがって、本質的に河川植生を維持管理するための共通理念の構築が先決と考えられる。

共通理念として理解を得られやすい基準としては、感覚によるものよりも、その地域にもっとも古くからすみついているものを、もっとも貴重であるとする（土着性原理³⁾）のが最適であ

ろう。古くから存在する種が、地域の生態系を支えてきたメンバーであると考えられ、土着種を保全していくことが基本となる。したがって、河川植生の維持管理においては、土着種を価値の高いものとし、それらを保全するような方策を立てることとなる。ただし、河川の場合、自然攪乱により河川地形が変化する過程で、植物の破壊と再生が繰り返されており、陸域植生とは異なり、必ずしも同じ場と同じ植物が長期間にわたり存在しているとは限らない。むしろ、河川植生は、ある一定の範囲内、例えば同一セグメント内で、上下流、横断方向、周辺環境と連続的あるいは断続的に、大きな空間スケールの中で更新しつつ生きながらえてきた植物集団である。

河川植生の管理においては、個々の場の個々の種に着目し管理を考えることは現実的でなく、空間スケールを広げ、植生をいくつかの固まり（群落）として面的に捉えておく必要がある。

実際の管理方策では、地域に存在するいくつかの植物群落バランスよく保たれているかが評価の軸となり、保てていないのであれば、それを解消していくための手だてはあるかを考える必要がある。各群落をバランスよく保つには、連続的に典型的な群落のセット（群落体系）を河川内になるべく多く残しておくことが重要である。最低限どの程度の間隔で残しておくべきかという議論については、明快な答えを持ち得ていないが、例えば大場³⁾の提唱するように、環境を“地域固有の財産”と考え、周辺住民が環境を享受できるような小学校区程度（2km）の範囲で区切って考えることも可能だろう。

いずれにせよ、河川内に複数の群落を残しておくことは、他の動植物の種多様性を保つことに貢献するばかりか、何らかのインパクトにより、ある1つ群落が破壊されたとしても、破壊された群落と同質の群落が他にも存在することで、河川全体としての質や環境システムの劣化を緩和できる。また、破壊された群落が自然的に再生される場合には、同質の群落は種のソースとなりうるし、人為的に再生される場合にも河川の典型的な姿として参考となる。また、典型的な群落体系とは、第5章でも検討したように、対象とする河川の過去の植生資料、現存の植生状態を調べ、環境傾度に沿った群落の生態系列を作成することで得られる。この整理は現状の河川がどのような群落構成になっており、どの群落が欠けているかを知るために最適な方法と考えられる。

以上のように、河川植生の維持管理において、地域固有の財である植物を保全するための手だてについて考えることが、改修時の決定的な植生劣化防止や外来種の異常繁茂に対する抑制効果につながり、近年起こっている環境問題や外来種問題を未然に防ぐことが可能となり、将来にわ

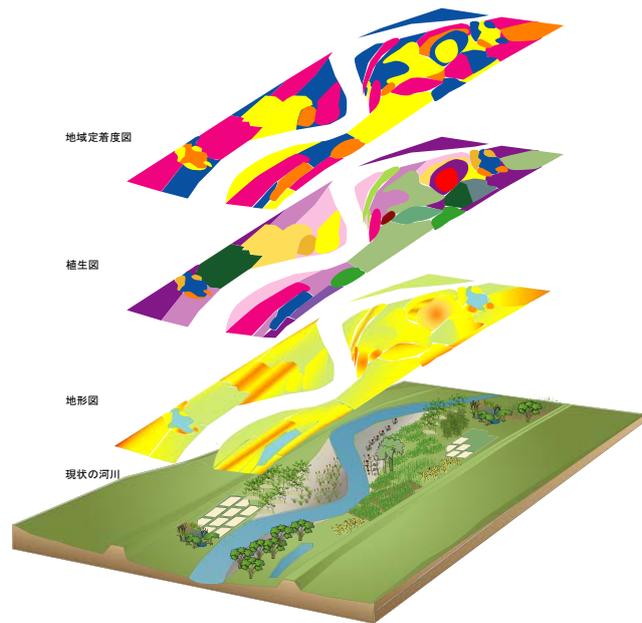


図6-3 河川植生維持に向けたGISの活用

下のレイヤーから、現状の河川—地形図—植生図—地域定着度図（第5章）を示す。

たり影響を軽減するためのコストが減少でき、費用効果の高い方法と考えられる。こういった一連の考えを“河川植生のアセットマネジメント”管理として意味づけたい。

この実践には、共通のツールとしてGISを用い、河川地形や河川植生、各環境情報をレイヤーに整理しておくことが判断に役立つことになる(図6-3)。複雑な河川生態系の変化を予測するためにGISを利用することは、複数ある情報の整理・分析といった繁雑な作業の効率化が可能にする。

6. 3 河川植生保全・整備の考え方

6. 3. 1 植生保全・整備の必要性

前節までに、植生管理の基本的な考え方について論じてきた。ここでは、植生保全・整備の必要性とその実効、すなわち河川整備計画時の植生整備の配慮事項について述べたい。

かつて、実際の計画段階で植生への配慮がなされることは極めて希で、長い間、植生保全と人命、資産を守るための河川改修は相反するものと考えられてきた。それは、周囲に比較的良好な環境が多く存在するなかで、多少の環境を犠牲にしてでも、治水、利水を中心に改修を考えられてきた社会的背景があったからであろう。

1997年の河川法改正が行われる以前から(表6-1)、環境保全の意識は高まりを続けているが、河川管理は現在でもなお、治水、利水を中心として考えられることも多く、環境は後付対策で行われることが多いように感じ

られる。歴史的に見ると、河川植生は“地域固有の財産”でありながら、開発が進む中で、よほどのことがない限りその環境そのものやそのシステムの保持は考えられてこなかった。

河川改正法以後、環境保全や整備という新しい「必要」が生じたのに新しい「技術」を生み出さなければ、身近な自然が消滅していくことに対し漠然とした危機感はぬぐい去れないと感じる。身近な河川環境との共生もできなければ、世界が目指している“人と自然の共生”も単なる理念だけで終わることとなる。これまで強調してきたように、自然と人との共生を実現するためには、工学と生物学(本研究では、このうち植生学)の融合が不可欠であるし、これによって新しい技術を生み出していく必要がある。また、学問上においても河川工学が単なる水理学を実践的に発展した学問と捉えるだけでは十分でなく、自然を必要以上に破壊することを防ぎ、自然を上手く利用した計画や技術を開発して欲しい。

表 6-1 河川法改正前後の環境年表

西暦	内容
1992	生物多様性条約の採択
1993	環境基本法
1994	環境政策大綱
1995	PRTR(環境汚染物質排出・移動登録) 河川審議会答申「今後の河川環境のあり方について」 「生物の多様な生息・生育環境の確保」と「健全な水循環系の確保」が盛り込まれる 生物多様性国家戦略(1999年に見直し) 河川生態学術研究会(発足)
1996	ISO(国際標準化機構)による河川管理・監査の国際規格
1997	河川法改正 河川環境の整備と保全が目的に位置付けられる
1998	自然共生研究センター
1999	PRTR法 ダイオキシン類対策特別措置法
2000	循環型社会形成推進基本法 建設リサイクル法
2001	環境省発足 PCB廃棄物の適正な処理の推進に関する特別措置法 MSDS(化学物質等安全データシート)制度
2002	新・生物多様性国家戦略 土壌汚染対策法
2003	自然再生推進法 自然再生基本方針 美しい国づくり政策大綱
2004	景観法
2005	外来生物法(特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律)
2006	外来生物法改正

また、植生学の立場からは、改修の時期や河床環境状態の違いや、周囲植物からの種子供給や栄養体の供給により、改修後の物理的環境に対応して植生遷移をある程度予測する技術を定量的に示していくことが必要不可欠となる。例えば、第3章、第4章で示したような外来種の繁茂の過程や砂礫の構造、あるいは比高による各植物群落の生育範囲などが物理的環境と植物の生理・生態な関係を示した一事例となり、実際の計画に生かせるものとなろう。

計画段階から環境に配慮した方向へと意識、技術を転換することで、初めて地域の植生保全・整備に繋がる。

6. 3. 2 河川整備計画時の植生への配慮

1997年の河川法改正以前、河川管理者は、水系ごとに「工事实施基本計画」を定めることを義務付けられていたが、本計画では河川整備の内容が詳細に決められておらず、具体的な川づくりの姿が明らかとなっていなかった。河川法改正によって、工事实施基本計画で定めている内容を、河川整備の基本となるべき方針に関する事項（河川整備基本方針）と具体的な河川整備に関する事項（河川整備計画）に区分し、後者については、具体的な川づくりが明らかになるように、地域の意向を反映する手続きを導入することになった。

したがって、現行の河川法では、

- 1) 洪水、土砂、高潮等による災害発生の防止（治水対策）
- 2) 河川の適正利用と流水の正常な機能の維持（利水対策）
- 3) 河川環境の整備と保全（環境対策）

の3つの対策が総合的に達成できるように計画することが求められている。すでに全ての水系で河川整備基本方針が策定され、河川整備計画も徐々に立案されつつある。河川整備基本方針は、100年程度先の河川整備の方針を示したもので、河川整備計画はその方針に従って、20年から30年程度先の整備の目標を示したものである。

上記に掲げた1),2)の項については、これまでの工事实施計画をもとに、策定し直したもので過去の洪水計画高水量などが数値によって具体的に示されたもので、従前と大きな違いはない。例えば、利根川の例を見ると（図6-4）、流入支川や本川上流からの流れが太平洋へ注ぐように、計画高水流量が定められている。計画高水流量の設定に際し、本川の利根川の安全度は、1/200 確率流量と観測史上最大流量のいずれか大きい値を採用している。また、支川についても1/100 確率流量と観測史上最大流量のいずれか大きい値を採用している。

設定される流量規模は異なるものの、どの河川、どの区間においても設定されている高水流量を満足するには、河積の確保が必須で、その達成には①ダムの設置②遊水池の設置③河幅の拡幅

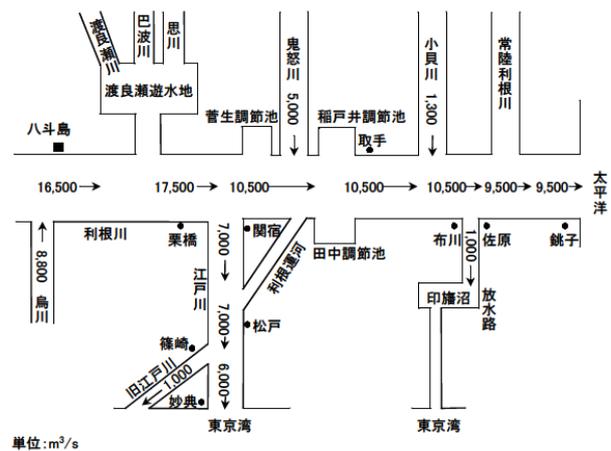


図6-4 利根川計画高水流量図⁴⁾

(引堤)④河道掘削(低水路部, 高水敷部の掘削)⑤樹林伐採が主な対策がなされる。ただし, 社会的影響及び大幅な河道掘削による河川環境の改変や将来河道の維持から, どの対策をとるかはまちまちである。①から③に関しては, 条件を整えば可能だが, 事業費の調整や土地的制約の調整に費用がかかるうえ, 時間もかかる。このため, 通常, 河積確保には④や⑤の対策が選択される。④や⑤の対策は, 6. 2. 1で示したように河川植生に直接的に与えるインパクトあり, 植生そのものに大きな影響を与える。また, その影響の程度は, 区間に存在する植生のボリュームや工事規模によっても異なる。また, 河川区間の植生に与える影響は, そもそも保有しているボリュームによっても異なるものであるし, 現実には, 治水安全度の達成具合によっても改変の程度が異なる。

例えば治水安全度が十分に満足できていない河川では, 治水安全度を向上させるため, 大きな改修が行われるため, 環境に対する負荷も大きくなりがちである。一方で, 治水安全度が比較的満足できている河川では, 環境に対する負荷が比較的小さく, 環境に配慮した大胆な取り組みが可能となるだろう。そこで, 河川規模の違いによる影響を加味したうえで, 以下では, I. 治水安全度が低い河川での植生整備, II. 治水安全度が高い河川での植生整備に分けて, 本研究の成果を応用し, 制約条件のある中での現実的な植生整備の考え方を示す。

(1) 治水安全度が低い河川での植生整備

治水安全度が低い河川では, 治水と環境を同時に満たさなければならない。治水安全度の低い河川の特徴として, 「河幅が狭い」, 「堤間幅が狭い」, 「(農耕地放棄などによって)高水敷に樹林が多い」というように, いずれも設定している計画高水位に対する河積容量が少ない場合に生じるものと考えられる。さらに, 堤間幅の狭い河川区間では, その場に存在する河川植生の量も少ないため, 改変によるダメージが大きくなりやすく, 問題が顕在化してしまう。

しかし, このように植生への配慮が困難な河川においても, その場に土着群落(土着種)や希少群落(希少種)が存在する限り, 保全を基本にし, 次に代替処置が考えられないかと段階をおって検討することが望まれる。代替処置では, ある場へ移植するか, 新たに創造することで, そこを利用する生物の種の保存や生態系としての機能を保存することが可能となる。この機能を生かすには, できうる限り元の場と近い場所に処置を行うことがよい。このように, 現況に近い形で植生創造を行うことは, 地域にとっての貴重な環境空間を守ることにつながり, 精神的豊かさや文化を維持していく上でも大切である。

以上の施策がとれない場合には, 現在ある植生の大部分を欠落させることになる。この際, 河川整備基本方針に従って, いかに自然環境に配慮した取り組みができるかが, 河川管理者には求められる。

しかし, 先にあげたように, 地形改変か植物の除去(樹林の伐採など)というように, 河積確保のための基本的なメニューは限られているため, どのように工夫して環境に配慮した河積確保を実現するかということとなる。地形改変については, 基本的に高水敷の切下げを行い, 形状や高さの設定の取り決めが問題となる。この際, 第5,6章でも取り上げたように, 植生はその場の環境に適用して群落を形成しているので, 切下げ高さ設定は, 治水安全度や改修費用のみから切

り下げ高さを決定するよりも、中長期的な植生動態を加味したうえで切り下げ量を決定するのがよい。さらに、「切り下げ時期」、「切り下げ高さ」、「切り下げ後の基盤（土砂条件、水分条件）」の3つの点について検討するのがよい。例えば、河川でもっとも広くみられる樹木のヤナギは3月～4月にかけて種子を散布するため、この時期に、例えば、過湿な裸地域を形成することは、風によって運ばれたヤナギ種子の生育環境の場を与えかねない。むしろ、5月以降に裸地域を形成すれば、この被害は防ぐことが可能である。この事例に示すように、少なくとも植物が生育する物理的環境と周辺植物の生活環を考慮に入れておかなければ、1年後には再樹林化に至ることも考えられる。これは事業費用に対して、その効果が短時間で消えてしまうばかりか、無駄な環境破壊に繋がってしまう。したがって、計画初期の段階から、植物の生理・生態特性に配慮しておく理由がここにもある。

環境に配慮し切り下げ高さの設定等を決定したとしても、掘削後は、優占する植物群落が複数個存在する可能性が高い。この際、何が最も良い群落かを議論するよりはむしろ、何が良くない群落かを明確にしておく必要がある。例えば、掘削後に外来植物が生育するような場になることは、絶対に避けなければならない。何が良い群落かという議論については、理想を言えば、最終的には周囲の植生を含めてそのバランスによって決められるものである。もちろん、土着種が優占することが第一に重要であるには代わりはないが、それが必ずしもヨシ、オギ、ヤナギでなければいけないということにはならない。むしろそれらが増えすぎることは、河川生態系の全体のバランスを考えた場合、不適ですらある。したがって、最適解は1つとは限らず、その後の河川の利用や管理のあり方、あるいは河川全体にわたってのバランスを見ながら、順応的に管理していくことが最善と言える。

(2) 治水安全度の高い河川での植生整備

治水安全度が比較的満足している河川あるいは環境をより積極的に重要視した河川整備計画では、河川植生整備を先進的に取り組める自由度が高い。こういった河川の特徴は、「河幅が広い」、「堤間幅が広い」、「砂礫地が多く樹林が少ない」というように、河積確保のために河道改修が行われることは少ない箇所と考えられる。比較的攪乱の場で見られる植物も多く残っていると考えられるが、現在の植生状態を調査し、中長期的にどのような方向へ遷移していくか、次の改変時に配慮すべき事項を検討しておく必要がある。例えば、解放景観が多い場合、河原植物の生育も可能だが、それは同時に乾燥により強い外来性の植物が多く繁茂する要素を同時に持ち合わせていることも知っておいて欲しい。このような外来植物は、瞬く間に拡がるため、平素からの巡視が欠かせない。

また、河川規模が大きいために、出水による破壊も激しく、河川地形が大きく改変される過程で植生の破壊も予想される。出水による災害が甚大な場合は、これまで同様に、次の出水に備え、より強固な治水対策が進められる。その際、あらかじめ現況の植生に関する物理的条件の整理や群落系列の配置がわかっているならば、その修正の方針や、改変せざるを得ない場合においても最低限の改変にとどめられる。次の災害へ向けた危機管理対策の取り組みが、将来にわたる良好な河川植生の保全へと繋がる。

6. 4 植生変化の予測技術と予測対策

本研究でも、生物生態系の劣化を招く外来草本の増加や、高水敷における残存林の高木化の実態を取り上げてきた。外来種の増加、樹林の増加は、今後の河川においても主要な管理テーマとなりうるため、ここでは、2点に絞って、未然防止的な管理、予測技術についてアイデアを踏まえて捕捉しておく。

6. 4. 1 外来種対策

本研究でも取り扱ったアレチウリも含め侵略的外来種の多くは、繁殖力が高く、明るい箇所を好む性質（明発芽性）を持つ。例えば、第3章で取り扱ったアレチウリは、1年生草本でありながら1株で1年に10m四方を覆うツル植物であり、河川に生きる在来植物の中で、このような旺盛な繁殖力を持った1年生植物は存在しない。このような繁殖力の旺盛な外来種を手軽に対処する方法は無いが、数年間の抜き取りにより、対処が成功に至るという事例（千曲川河川事務所）もみられる。地域住民による抜き取り作業は、河川植生への関心を高めるため、多少とも外来種の繁殖を抑えるためには有効だが、上流にシードソースがある限り、下流での対策は無意味なものに成りかねない。このように逐次的な対策では、効果が極めて限定的であるため、上流から対策を行っていくべきである。

また、既にかかなりの箇所に広がりをもってしまった場合、対処に費用と時間がかかるため、逆に大規模出水を利用することによって、植物の破壊を促し、その後に生育するもののみ対処する方策も有効であろう。

これと同様にシナダレスズメガヤ、ハリエンジュ、イタチハギの斜面、のり面緑化に使われた材も砂礫地に多く住み着いてきている。とくにシナダレスズメガヤは、かつて確認された種とは異なっている可能性も高く、現場で見ても「しなだれ」ていないズメガヤが多い。さらに日本に活着しているシナダレスズメガヤは、形態的には発見当初に標本として収集されているシナダレスズメガヤと異なっており、近年爆発的に広がっていることから勘案するに、日本の気候風土に合うように生理特性を変化させたのかのかもしれない。いずれにしても、外来生物の反応は、元の生育地とは異なり、新しい場の生態的特性に反応して形態を変化させ、異常繁茂することもよく知られている事実である。もちろん、このような外来種は、今後とも日本に持ち込まないことが原則であり、持ち込まれたとしても管理を徹底すべきである。

他方で、樹林の鬱蒼とした箇所では外来種が極端に少ない。これは、森林と同じように、被陰効果が明発芽性の外来種の発芽・成長を抑えていると考えられる。この例から推測すれば、ある箇所の樹林を全伐すれば、開放景観が生まれ、埋土種子や種子供給により外来種の発芽・成長がみられることとなる。これらを防ぐには、伐採後に適切な管理を行っていくか、伐採は間引く程度に行い、林床草本は保持しておくことが考えられる。したがって、樹林は、治水安全の観点から好ましい状態とは言えないが、少なくとも樹林による被陰環境の機能を保持することで外来種の繁茂を防ぐ手だてとなる可能性があることも念頭に置いておくべきと思う。

6. 4. 2 ミニмумコストに向けた樹林管理

1990年代、河川の樹林化といえば、ハリエンジュといった外来性の樹木を取り扱った研究が多かった。しかし、近年は、ヤナギ林、竹林の群落拡大が著しいことも明らかにされてきた。

いずれの樹種も成長力が旺盛であると言えるが、とくに、竹林の生長は他の樹種と比較しても、5～10倍の速度で成長することから、特別に配慮していくべきであろう（図6-5）。また、河積断面が小さな場所では、数年もすれば竹林が河道に広がることも起こりうる。近年の社会情勢により、今後、河川管理費のミニмумコスト化が図られることになるだろう。このためにも未然防止の技術が必要となる。

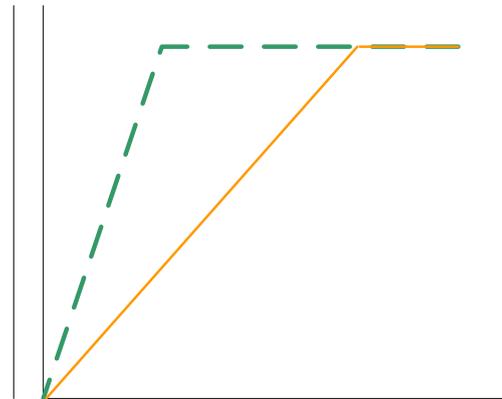


図6-5 樹種別に見た管理費の違い（概念図）

樹木の伐採費用は、＜伐採費、処分費＞－＜肥料、燃料＞の収支によって決まる。樹木の再利用化によって、処分費をまかなったとしても、ヤナギ類で4,000～5,000円/m³、竹林で5,000～6,000円/m³が現況の相場のようなものである。価格は、そのときの需要・供給に応じて変化する者だが、両者の価格の違いはその行程にある。つまり、ヤナギの場合は、肥料のみで利用でき手間がかからないが、竹林の場合は、肥料には利用できず燃料等で利用するチップ化の手間がかかるため、それが費用に反映してしまう。

また、竹林はヤナギに加えて成長が早いので、小規模のうちか拡大傾向にある樹林群を対処すべきである。一方で、すでに拡大してしまった群は成長が止まっているか、適した生育地が無いため、それ以上に拡大しないか、拡大スピードは遅くなっている。したがって、早く手をうつべきは、今現在拡大しつつある竹林ということになる。河川事業の多くの場合は、問題が顕在化してから対策費を組み、結局は対策費用がかさむような事業を行うことが多い。以上に見てきたように、未然防止の観点から管理を行っていくべき理由がここにもある。

6. 3 結語

既往の研究や前章までの結果をもとに、良好な河川植生の保全へ向けて、河川植生管理の方法を総合的に考察した。河川管理を行うにあたっては、第一に目標設定をし、設定に対して戦略を組んでいく必要がある。目標設定にあたっては土着種の有無を評価の基本とし、数量的に現況の河川植生の評価を行っていく方法について示した。また、河川植生の維持管理において、地域固有の財である植物を面的に保全するための手だて考えることが、改修時の決定的な植生劣化防止や外来種の異常繁茂に対する抑制効果につながり、近年起こっている環境問題や外来種問題を未然に防ぐことが可能となり、将来にわたり影響を軽減するためのコストが減少でき、費用効果の高い方法と考えられる。こういった一連の考えを“河川植生のアセットマネジメント”管理として示した。

参考文献

- 1) 末次忠司：河川の雑学，ナツメ社，p52-53，2005.
- 2) 西川治 監修：アトラス—日本列島の環境変化，朝倉書店，p. 187，95.
- 3) 大場達之：植物群落の評価—保護を要する植物群落の評価基準，群落研究，vol. 12，pp. 31-51，1996.
- 4) 国土交通省関東地方整備局：利根川水系河川整備基本方針（基本高水等に関する資料），38p.，2006.2

第7章 結論

河川植生は、地域の財であるとともに、国の重要な自然資産と捉え、その保全や劣化等を将来にわたり把握することにより最も費用対効果の高い維持管理を行うことが望まれる。

1990年の「多自然型川づくり（現：多自然川づくり）」や、1992年の「環境と開発に関するリオ宣言」により、人類と自然との調和へ向けた諸原則の宣言を契機とし、1997年の河川法改正や2003年の「自然再生推進法」の成立など、自然環境を配慮した取組を進める法整備がなされた。これを受け、実際の事業においても、河川植生を含め、河川環境の保全・整備と復元が目的に掲げられるようになった。しかしながら、現在までも河川植生の保全・整備や復元手法などの取組方法は手探りの状態であるうえ、河川全体としてどのような状態を目指していけばよいのかといった目標設定や評価方法についても、科学的論拠に基づいた研究がされているとは言えない。

そもそも、現在、我々が目にする河川植生は、河川本来がもつ自然的攪乱、河川流域の人間活動による人為的影響、あるいはその複合により成立しており、その成立は時空間的にも異なっている。このため、河川植生の保全・整備に向けては、まず、諸処の要因や関連性について、過去からの植生変遷を分析することが必要不可欠となる。また、目標設定や評価方法については、治水や利水と比較し、河川植生を含めた生物群集は数値による評価が困難なため、植物学の知識を柔軟に取り入れ、数的評価により、一定のルールを見いだしていくことが重要である。

さらに、河川植生に関する知見を集積していく中で、今後、河川を改変する公共事業が環境破壊に繋がるような負荷を極力少なくし、将来の事業が新たな環境問題を引き起こす引き金になることのないように、得られた知見をフィードバックし次に生かせるような未然防止型の技術を目指した学術的、科学的発展をはかることが望まれる。

以上を背景とし、本研究では、河川における地形、人的影響が植生に及ぼす影響について現況把握を行ったうえで、良好な河川植生の保全へ向けて、今後の実管理に生かすべき持続的な河川環境管理のあり方について検討を行った。

本論文では、河川植生の長期的変化の現象把握（第2章）、植生（とくに先駆植生）の成立についての現象解明（第3章、第4章）、既存の植生学を規範とした植生評価法の開発（第5章）、河川植生管理手法の提案（第6章）を対象を絞り、工学と植生学の双方の視点から研究を行うことで、それぞれの学問が有機的に繋がるための方法やツール開発について検討した。

以下に本研究で得られた結果を各章ごとに既述する。

第1章では、本研究が必要となった背景と現状の問題に至った背景を知るため、河川利用や河川管理が河川植生に及ぼす影響について概観し、現状の課題を抽出するとともに、河川植生の動態に関わる従来の研究を明らかにし、本論文の方向性と目的をまとめた。

第2章では、河川生態系の変化を巨視的観点から理解するため、地被状態の変化を指標とし河

道特性量との関係性を明らかにした。

日本の扇状地における河川の多くは、砂利採取の直接的な人為インパクトにより砂礫の回復がなされず、河床低下に至る河川が多く見られる。近年、カワラノギク、カワラバッタなどの河原に生育する生物の減少や河川の樹林化も、河床低下を一因とし生じていると考えられ、今後、生物多様性の保全や河川管理を図る上でも、この問題解決は極めて重要である。

河床低下とこれに起因する現象については、かなり以前から検討されてきているが、河原の減少、樹林化の進行等の関連性について、全国河川の実情を定量的に明示した事例はほとんど見当たらない。そこで、本研究では、河床低下と地被状態の経年的変化との関連性について明らかにした。対象とした河川は、手取川、大井川、木曾川、稲川、九頭竜川、天神川、菊池川である。

検討の結果、1970年以降、ほとんどの河川で河床低下がみられるものの、低下の始まった年代も違えば、最深河床高の低下の程度や変動量にもばらつきがみられた。さらに、河幅水深比、平均最深河床高についても、多くの河川において減少傾向にあることがわかった。空中写真から判読した無植生地（水域＋自然裸地）の面積は、年間に1～3%の割合で減少していた。他方で、草地、樹林地、人工地の面積は1970年以降上昇傾向にあることがわかった。ただし、河幅水深比が小さくなるに従い、草地、樹林地が減少し、人工地が増加する傾向にあり、小規模河川ほど人的関与が大きくなることが分かった。

第3章の前半では、河川植物が繁茂に至る過程を把握するため、洪水等の自然攪乱が植物繁茂に及ぼす影響について検討を行った。具体には、千曲川（30km～109km）に蔓延するアレチウリ（外来種）を対象に、水路実験により種子の流送特性を求め、その結果を数値解析に利用することで、平成6年以降のアレチウリ繁茂の消長の検討を行った。結果として、種子の生産時期と自然的攪乱の一要素である出水の規模やタイミングにより、植物繁茂の消長に違いが生じていることを示した。本研究で示した実験、解析と考察のプロセスは、現在河川で蔓延する外来種除去対策を計画するうえでも有用な考え方となる。

第3章の後半では、人的管理が減少した河川植物の植物繁茂の実態について検討を行った。具体には、小貝川を対象に明治迅速図や1947年以降の空中写真をGISに格納し、堤間内の地被状態（水域、自然裸地、人工裸地、耕作地、草地、樹林地に分類）、土地利用の変遷や表層高（草本高や樹林高）の変化を読み取り、河川植生の変遷を面的あるいは立体的に整理、検討した。その結果、各の地被面積の割合は、1940年代から1970年代にかけてほぼ一定であったが、その内訳は、例えば、ある場の草地在翌年代に樹林地に変化し、さらに翌年代には草地へと逆に戻っており、人の生活に密着し持続的に管理されていることが伺えた。しかし、1970年代以降になると、生活様式の変化により、河川を生活の一部として利用しなくなったためか、樹林面積の拡大と樹木高の増加が見られた。したがって、河川植生の保全には、従来提示されてきているような河川のダイナミクス復元に加えて、場所によっては、過去の人為的攪乱に相当する攪乱を計画的に加える必要があることを提示した。

第4章では、砂礫河原における植物の生育のプロセスを知るとともに、最終的には、砂礫河原を再生する際の一助になることを目的とした検討を行った。

まず、砂礫構造の違いが河原植物の生育環境特性に及ぼす影響を確かめた。具体には、那珂川と久慈川の砂州上にて、砂礫構造の異なる356地点を調査し、砂礫構造タイプの違いにより、植物の生育量(植被率)がどの程度違うかを明らかにした。さらに、室内実験において、砂礫構造、灌水(水やり)頻度を変え、植物がどのような条件で発芽・成長が可能かを検討した。その結果、砂礫構造の違いにより、植物の発芽・成長に必要な条件が制御されることや、逆に礫があることで、礫下の土壤水分が高くなり、植物の成長を促進していることが明らかとなった。また、一度発芽した種子は、礫があることで相当な乾燥にも耐えられることが明らかとなった。

次に、砂礫河原で植生が成立するためには、その植生を構成する種子が土壤中に存在する(以下、埋土種子)ことが必要不可欠であるということから、砂州の比較的浅い部分(10cm)を対象に、埋土種子の空間分布特性を知ることを目的とした調査を行った。さらに、埋土種子の分布が砂礫上に生育する植生にどのように影響しているかについて考察した。その結果、埋土種子量は物理的な攪乱環境に応じて各所で異なっており、細かい土砂の堆積が増えれば、種子量が増える傾向にあった。しかしながら、物理的攪乱が激しい箇所でも、植物が十分に繁茂できるだけの種子量(約900個/m²/0.1m)を有していることや、種類についても偏り無く砂州内に広く分散していた。本検討結果から、砂州内の河川植生は、埋土種子量や種類による影響よりもむしろ、その場の物理的環境が支配的であることが示唆された。

第5章では、河川植生の現状を把握するとともに、河川植生を数値的に評価し、植生のデータを有効に活用できる方法について検討した。本章では人的管理が減少した河川における植生の実態把握とその評価を行った。人的管理が減少した河川では、とくに高水敷を中心とした樹林化の進行に伴い治水安全率が減少している一方で、かつての湿性林が回復してきている。このように自然と回復しつつある河川植生について、現状を定量的に評価し、河川生態系の基盤ともいえる植生の管理基準の明確化が、今後の河川管理の重要課題の1つになると考えられる。

具体には、まず、在来植生の豊富な小貝川(17~23km)を対象とし、植物社会学的手法により約230地点の植生調査を行った。調査データをもとに、小貝川の現存群落を38の群集および群落に区分し、それらを17つの群団にまとめた。さらに所属するオーダーおよびクラス(11)を決定した。植生評価については、群落体系の結果をもとに、地域の土着性を基準とし、群集・群落を数値で評価できる方法について検討を行い、定量的な評価を示した。また、一連の作業の中でも、群集表の作成は、膨大な時間を要するため、群集表の作成を自動化プログラムの可能性について検討を行い、一定の成果は得られた。とくに樹林型の植生については、約80%の一致率を得た。本プログラムは、今後の精度向上は必要であるが、植物社会学的手法に基づいて行う際にも、作業量の軽減が見込め、参考となるデータ区分の方法を提示できたと考える。

第6章では、既往の研究や前章までの結果をもとに、良好な河川植生の保全へ向けての河川植生管理の方法を総合的に考察した。河川植生の成立には、自然的攪乱の影響、人為的攪乱の影響が関わっていることを再度提示し、河川植生改変時の計画段階から、保全・整備に向けた検討を行う必要があることを示した。このように、計画段階から河川植生管理を推し進める理由は、すなわち、これまで行われてきたような河川植生を含め、環境の後付対策的な考えでは、その対

策が遅れ、新たな問題を生み、結局のところ生態系の劣化や費用がかさむことに繋がると考えるからである。

また、各章で示した植生遷移の把握方法や植物繁茂のプロセス、植生評価の考えは、河川植生管理に大いに役立たせる手法の1つで、それらの活用法についても基本的な考えを示した。今後、河川植生の保全・整備は、地域固有の複数の群落を残す方向に考え方を発展していくべきであるし、そのことが、希少種を含め、他の動植物の種多様性を持続的に保ちうる方法であると考えている。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、多くの方々に御世話になりました。ここに深く感謝の意を表します。

指導教員である京都大学工学系研究科准教授 角哲也先生には、終始懇切に惜しみないご教授をいただきました。甚大なる謝意を表します。私が曲がりなりにも短期間のうちに博士論文をまとめることができたのは、先生の的確なご指導・ご助言のおかげです。この経験を心の糧に、今後も研究者として人の役に立っていく所存です。

貴重な御教示を賜りました京都大学工学研究科教授 中川一先生、藤田正治先生に心より感謝申し上げます。先生方には私のつたない論文に御助言いただき、本論文の内容を向上させることができました。ここに、心からの謝意を表します。

埼玉大学大学院理工学研究科教授 佐々木寧先生には、学生時代からいつも優しく穏やかに私を研究活動の場に導いていただきました。植物のことなどほとんど何も知らない頃からお世話になり、本論文をまとめることで、植生に関連する研究者として1歩を踏み出したのは、長年にわたる先生のご指導・ご助言があったからこそだと思っております。ここに、心からの謝意を表します。

元千葉県立博物館副館長 大場達之博士には、研究期間中に小生が所属する独立行政法人土木研究所河川生態チームの招聘研究員としてご指導を受けました。先生には、植物社会学的手法、河川植生の評価を進めるにあたりご指導いただきました。先生の豊かな経験と科学的知見に基づいた考えは、本研究を推し進める上で必要不可欠でした。先生のお宅にお伺いし、ご指導を受ける時間がとても楽しく、常に前向きに新しい技術に挑戦される先生の姿が印象的でした。今後も1歩でも先生に追いつけるように精進して行きたいと思っております。元筑波大学地球科学系助教授 池田宏先生にも、研究期間中に当チームの招聘研究員としてご指導を受けました。先生には、河川地形の見方、地形から環境を読むことを教えていただきました。この素敵な地球環境を子孫へと引き継ぐため、先生の熱い思いを若い子供達に少しでも伝えられるように今後の研究活動の励みにしたいと思っております。ウエスコ株式会社 渡辺敏博士には、研究当初からいつも私の議論に真摯に向き合いお付きあい頂き、本研究の礎となりました。皆様から受けた刺激が研究を進める動機となり、皆様の協力無くしては、どれ1つを取っても成し遂げることが叶わなかったことは間違いありません。ここに記して、皆様に感謝の意を表します。

博士課程へ進学する機会を与えてくださり、私のゆっくりとした成長に辛抱強く付き合ってくれ、研究者としてのやりがいと面白さを私に示して下さいました上席研究員 天野邦彦博士、当チーム配属当初、右も左も分からない時にも暖かくご指導いただきました総括主任研究員 萱場祐一博士、また研究室の皆様にも心より感謝いたします。

最後になりましたが、ありとあらゆる場面で私を温かく見守り続けてくれた母幸子と弟泰之に深く感謝いたします。これからすこしずつ時間をかけて恩返しをさせてください。

本研究の成果が皆々様のご期待に沿うものかどうか甚だ疑問ではありますが、ここに重ねて厚く謝意を表し、謝辞といたします。