

河川環境総合研究所資料  
第31号

河 川 植 生 管 理 論  
—堤防植生を除く—

2012年3月

(財)河川環境管理財団  
河川環境総合研究所



# 河川植生管理論

—堤防植生を除く—



## まえがき

近年、河川高水敷の利用形態が耕作地から耕作放棄地へ、さらに河川低水路の河床低下、川幅縮小により、高水敷の藪化・樹林化の進行、景観の悪化、河川流下能力の減少が見られる。また、河川管理施設、河川公園などの利用施設、親水施設に関わる植生管理業務の合理化やコスト削減が求められている。一方で河川の持つ景観機能や生態環境機能の価値の重要性が言われている。

河川の持つ治水機能、利水機能、環境機能と調和を図りながら、河道・河川構造物・利用施設の管理に当たって、植生をどのように計画的に維持管理していけばよいか問われている。

その問いに答えるため、平成22年度後半の準備期間を経て、23年度の河川塾高等科の調査研究課題を「河川植生管理論」とした。ここでは、わが国の河川植生状況と植生管理の実態を提示し問題点を整理するとともに、植生管理に関する技術情報を集約・体系化し、今後の方向性について論じる。

本報告は、その活動成果の報告である。ただし、別途検討が進められている堤防植生管理論については記載しない。



# 河川植生管理論 - 堤防植生を除く -

## 目 次

### まえがき

### 第1章 序

1.1 研究目的	1
1.2 河川地形形成プロセスにおける植生の役割と植生景観	1
1.3 河川区域の土地所有者と行為制限	2
1.4 維持管理行為と植生	4
1.5 民地および占用地以外の高水敷の植生管理	5

### 第2章 わが国における河川植生管理思想の変遷と現代の課題

2.1 河川植生の位置付けの変遷	9
2.1.1 近世における河川植生の位置	9
2.1.2 明治の初めから中期における河川植生の位置	11
2.1.3 旧河川法の制定から敗戦までの河川植生の位置	13
2.1.4 敗戦から昭和の終わりまでの河川植生の位置	15
2.1.5 平成時代の河川植生の位置	20
2.2 現在における植生管理の課題	29

### 第3章 河川植生に関する基礎情報

3.1 河川植生の空間分布特性を規定する要因	33
3.1.1 河道特性としての植生	34
3.2 河川植生の機能	41
3.2.1 河川植生の機能分類	41
3.2.2 セグメント区分と植性機能の差異	43
3.3 植生による土砂のトラップと植生の耐侵食力	45
3.4 植生の河岸および高水敷侵食防止機能	54
3.5 高水敷上の地被状況と粗度	59
3.5.1 草本植物の粗度	59
3.5.2 樹木群の粗度設定	60
3.6 高水敷利用と植生	72
3.7 自然的・人為的インパクトによる植生変化	74
3.7.1 植生の応答特性の捉え方	74
3.7.2 人為インパクトによる鬼怒川の植生変化	76
3.7.3 100年スケールの人為インパクト後の地形・植生変化想定シナリオ	79

## 第4章 河川整備計画・河川環境管理基本計画と植生管理

4.1 河川整備計画と河川環境管理基本計画	92
4.2 河道計画と植生	96
4.2.1 1997(平成9)年河川法改定前の河道計画	96
4.2.2 河川法改定後の河道計画	98
4.3 河川空間管理計画と植生	100

## 第5章 河道整備・河道の維持と植生管理

5.1 治水安全度の確保の観点からの植生管理	103
5.2 流下能力判定手法	105
5.2.1 二次元不定流計算による評価モデルの作成	106
5.2.2 評価モデルの検証	109
5.3 流下能力不足区間における対処	111
5.3.1 流下能力不足区間における対応手段	111
5.3.2 流下能力不足区間の植生管理	111
5.3.3 流下能力不足区間の河道掘削	112
5.4 外来種(ハリエンジュ)対策としての	
セグメント1の河道整備 — 神流川の事例 —	118
5.4.1 検討の目的	118
5.4.2 神流川の概要	118
5.4.3 樹林化の要因と今後の河道変化	123
5.4.4 樹林化による河道管理上の課題	126
5.4.5 樹林伐採を考慮した河道管理	127
5.4.6 今後の課題	131
5.5 流下能力向上および河原植生の安定を考慮した	
セグメント2-1の河道掘削計画 — 烏川の事例 —	133
5.5.1 検討の目的	133
5.5.2 烏川の概要	133
5.5.3 烏川の河道特性	140
5.5.4 人為的に拡大した河積の縮小する要因およびプロセス	144
5.5.5 河道の応答を考慮した低水路掘削形状の設定	148
5.5.6 掘削効果の持続可能な河道掘削と治水安全度の確認	149
5.5.7 今後の課題	151
5.6 吉野川における放棄竹林および低水路樹林化防止対策としての伐採箇所の選定	152
5.6.1 検討の目的	152
5.6.2 河川の概要と改修の経緯	152
5.6.3 吉野川のセグメント区分と河道特性	153
5.6.4 吉野川の河道形状の変化	156

5.6.5	吉野川における樹林の現状と課題	162
5.6.6	樹林伐採箇所の選定	169
5.6.7	伐採計画の立案	171
5.6.8	今後の課題	171

## 第6章 セグメントスケールから見る植生の保全・再生

6.1	植生の保全・再生計画と空間管理計画	176
6.2	多摩川セグメント1における植生の保全・再生のための植生管理	176
6.2.1	検討の目的	176
6.2.2	多摩川の概要と河道特性	177
6.2.3	植生群落の立地条件の検討	183
6.2.4	植生の自然度評価	189
6.2.5	自然度の劣化(外来種の増加)の著しい個所の抽出とその要因	193
6.2.6	植生の保全方策について	197
6.3	多摩川汽水域(セグメント3)における植生の保全・再生のための植生管理方策	199
6.3.1	検討の目的と検討フロー	199
6.3.2	河口域の物理環境の変化	199
6.3.3	河口域のヨシ原の変化と現状	202
6.3.4	ヨシ原の保全方策の検討	206
6.3.5	試験施行・モニタリング計画の立案	210
6.3.6	試験施工の評価とその後の対応	213
6.3.7	汽水域生態系の保全・再生のための調査・研究課題	214

## 第7章 リーチスケールの植生の保全・再生

7.1	植生の保全・再生の目的と制御対象	221
7.2	絶滅危惧植物カラコギカエデのミティゲーションとその評価	229
7.2.1	検討の目的	229
7.2.2	ミティゲーションの概要	230
7.2.3	PVAによるミティゲーションの評価	233
7.2.4	結論と今後の課題	239
7.3	相模川萩園地区における樹木(水害防備林)の保全	243
7.3.1	検討の目的	243
7.3.2	相模川萩園地区の水害防備林の概要	243
7.3.3	萩園地区水害防備林の調査	247
7.3.4	萩園地区水害防備林の移植の考え方	251
7.3.5	萩園地区水害防備林の移植計画の立案	253
7.3.6	移植後の管理方針	258
7.3.7	今後の課題	258

7.4	工事による裸地化後の早期植生回復－利根川稲戸井調節地での検討－	260
7.4.1	検討の目的	260
7.4.2	稲戸井調節地の地質特性と実験区の位置および施設概要	260
7.4.3	植生回復実験の概要	261
7.4.4	気象状況および土壌水分状況	264
7.4.5	植生の変化状況	266
7.4.6	モニタリング結果の分析	272
7.4.7	結論と今後の方向	280
7.4.8	掘削法面における植生回復試験の進捗状況	281
7.5	淀川鵜殿地区のヨシ原の保全・復元手法の開発	283
7.5.1	検討の目的	283
7.5.2	ヨシ原衰退の経緯	284
7.5.3	植生分布と位況から見た生育場の評価	287
7.5.4	高水敷の切り下げによるヨシ原の復元実験	289
7.5.5	高水敷の湿潤度調整によるヨシ原の復元	292
7.5.6	今後の鵜殿のヨシ原保全の方向	300
<b>第8章 高水敷利用施設における植生管理</b>		
8.1	利用型公園施設の植生管理の実態と管理水準	308
8.2	自然環境保全型河川公園における植生管理	320
8.2.1	石川河川公園自然ゾーンの計画と植生管理の実態	320
8.2.2	小貝川ふれあい公園	330
8.3	アダプト制度を活用した住民による植生管理	337
8.4	出水を考慮した公園植生の活用方法	341
<b>第9章 流下能力維持のための河道内植生・樹林のモニタリングと対応</b>		
9.1	モニタリングの目的	349
9.2	監視・観測（モニタリング）項目とその手法・モニタリング頻度	350
9.3	小貝川におけるサイクル型河道内樹木管理システムの構築	373
9.4	樹木伐採手法と伐採木の処理	377
<b>第10章 今後の課題</b>		
10.1	高水敷および低水路の粗度設定法の課題と方向性	380
10.1.1	高水敷群落別粗度係数の標準値の設定	380
10.1.2	低水路粗度係数設定の課題と方向性	380
10.2	耕作放棄地の問題	381
10.3	維持管理費用の確保と合理化	381
10.4	コモンズとしての植生管理	382

10.5 河川植生管理技術の編成・統制 .....	383
---------------------------	-----

#### 参考資料

1 航走波によるヨシ原の侵食に対する対策 .....	387
2 ハリエンジュの生育条件と生育制御 .....	389
3 ヤナギ属の生育条件と生育制御 .....	399
4 竹の生育条件と生育制御 .....	401
5 吉野川・久慈川における水害防備林の歴史的経緯と竹林景観 .....	404

#### 河川塾高等科議事録

#### 執筆者・編集者等

#### あとがき

注：⇒は関連情報のある章，節，図等を示す，



## 第1章 序

### 1.1 研究目的

近年、河川低水路の河床低下・川幅縮小により、拡大された高水敷の藪化・樹林化が進行し河川流下能力の減少、河川高水敷上の耕作地が放棄地へ転化・藪化し河川景観の悪化や流下能力の減少が見られる。また、侵入する植生も外来種のハリエンジュ、シンジュなどの樹木、シナダレスズメガヤ、アレチウリ、セイタカアワダチソウ等の草本類が侵入・繁茂している。

一方で、河川管理施設、河川公園などの利用施設、親水施設に関わる植生管理も含めて、管理業務の合理化やコスト削減が求められ、また植生の持つ景観・生態環境機能の価値の重要性が言われている。

河川の持つ治水機能、利水機能、環境機能と調和を図りながら、河川区域内の植生をどのように維持管理するか、またいかに植生を保全・再生するのかの回答が求められ、保全・復元技術の開発や植生管理システム（管理主体、管理費用）のあり方が問われている。

河川環境管理財団では、河川の維持管理の視点から堤防植生および河川区域内植生の管理手法、治水安全度の向上のための河道内樹林・草本の取り扱い方について調査研究を行ってきた。本報告は、これらの成果、当財団が河川整備基金等において助成した研究の成果等の植生管理に関する技術情報を集約し、さらに現地調査等を加え、流水・土砂・植生・人為行為の相互関係、応答関係を踏まえ、求められる河川機能（価値）を考慮しながら、主に河川管理の視点から今後の河川植生管理の方向・あり方についての検討成果を報告するものである。

本研究で対象とする河川は沖積河川であり、主に一級河川の指定区間外（大臣管理区間）の河川とする。なお、堤防植生の管理については、別途、調査・研究が進行中なので、本研究では取り上げない。

### 1.2 河川地形形成プロセスにおける植生の役割と植生景観

ところで、河川は、流水とそれを流下させる器である河床、河岸、高水敷、堤防からなる。河川を流下する水は、主として降雨によってもたらされ、その降雨の集水範囲を流域という。河川の地形・植生（景観）は、気象変化、流水による侵食・運搬・堆積という自然の作用と人間社会の労働・生活活動に伴う人為作用により、絶えず変化している。

沖積河川地形の変化を直接的に支配するのは流水と土砂である。人間を除けば河川を生活の場あるいはその一部とする動物は河床材料を移動させたり巣穴を掘ったりするが、その土砂再移動能力は大きなものでなく、通常、水深規模程度以上の河川地形変化現象の支配要因とはならない。微小地形（10cm程度以下）を検討対象空間スケールとする場合には、動物（例えばモグラ穴）を地形形成の説明因子として取り入れなければならないが、通常、河川地形を制御するという河川工学的技術の対象スケールではない。

河川沿いや水際の草本・樹木は、流水に対して粗度となり流速を軽減したり、時には樹木群の周辺の流速を速くしたりして、土砂の堆積や再移動に影響を及ぼす。また草本類は表層土壌の侵食を防ぎ、樹木の根は河岸侵食の抑制効果を持つ。河川およびその近傍に生育する植物は、洪水という攪乱を受け、これに耐えられる植物が生き残り河川植生という独自の植生景観を形づくる。

図1.2.1に沖積河川地形と植生の相互作用を流れと流砂を媒介としてその関連を示す。

気候帯がほぼ同じところを流れている自然の沖積河川では、微地形、河床材料、氾濫原土壌、表層土壤水分がセグメントごとに変わるので、河川植生の空間的分布特性を河川水質とセグメントにより分類・記述可能である(山本, 1980, 2010)。すなわち、セグメントは河川植生の河川縦断方向空間区分として利用しうる。また洪水による攪乱あるいは人為的インパクトに対しても、セグメントごとに河川植生の応答は似たようなものとなる。

しかしながら、わが国の河川は自然河川とは言えず、河川区域(⇒1.3)内の土地は人為的作用を受け、そこに生育する植生は自然的なものではない。特に河岸部を除いた高水敷および堤防上の植生は、人為的攪乱を受けている植生景観である。これについては、3.1に詳述する。

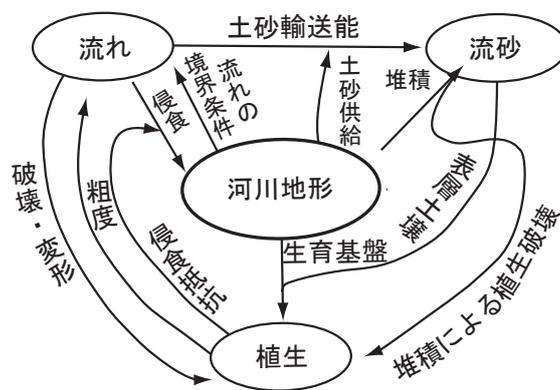


図1.2.1 沖積河川地形と植生の相互関係

### 1.3 河川区域の土地所有者と行為制限

河川区域は、図1.3.1に示す3種からなる。

- ①1号地：河川の流水が継続して存する土地(水面)及びこれに類する土地の現況を呈する土地で河岸の土地を含む区域
- ②2号地：河川管理施設(ダム、堰、堤防、護岸等)の敷地である土地の区域
- ③3号地：堤外の土地の区域のうち1号地と一体として管理を行う必要のあるものとして河川管理者が指定した土地の区域

通常、2号地は国有地であるが、1号地、3号地は、近世以来の土地開発史、土地制度史、河川法の変遷、河川改修の経緯により種々の土地所有者がいる。大きくは官地と民地に2分される。

河川局水政課調べによると、一級河川指定区間外(大臣管理区間)の面積および3号地の土地所有者の割合は、図1.3.2のようである。また目的別占用地面積(河川法第24条により、河川管理者の許可を受けた土地面積)およびの目的別占有割合は、表1.3.1、図1.3.3のようである(山田, 2008)。図1.3.4は、1921年(大正10)地方庁により河川と告示され、1965年(昭和40)に一級水系指定区間外となったある河川における河川区域内の土地所有形態である。かなり錯綜している(⇒注1)。ここで赤線は旧河川法(1886年(明治29)制定)時代の法定河川域を示す。

河川管理者が所有する土地については、河川管理者がその権原に基づいて植生を管理するが、占用地は占有者が占有条件に基づき管理する。他省庁所有地、地方自治体所有地、民地については、河川法第二十七条(⇒1.4)による規制を受けるが、その所有権者が植生を管理することになる。

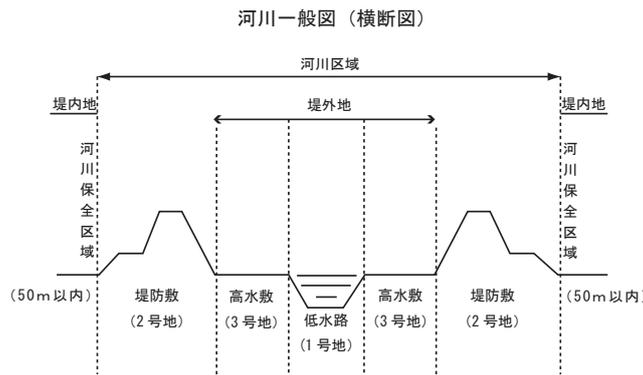


図 1.3.1 河川区域内の分類



図 1.3.2 一級河川・指定区間外の河川区域の面積の種別(平成 19年 4月 30日現在、国土交通省河川局水政課調べ)

表 1.3.1 一級河川の目的別占有面積と割合(平成 19年 4月 30日現在、国土交通省河川局水政課調べ)

	公園緑地	運動場	ゴルフ場	採草地	田畑	その他	合計
指定区間外	7.8 (27.3)	3.6 (12.5)	1.6 (5.8)	7.4 (25.9)	5.9 (20.7)	2.3 (7.9)	28.6 (100.0)
指定区間	2.7 (22.4)	0.9 (7.2)	0.1 (0.5)	1.4 (11.4)	3.1 (24.4)	4.3 (34.1)	12.7 (100.0)
一級河川計	10.5 (25.8)	4.5 (10.9)	1.7 (4.1)	8.8 (21.4)	9.0 (21.8)	6.6 (16.0)	41.3 (100.0)

単位：千 ha（％） 注：その他は船舶係留施設、グライダー練習場等である。



図 1.3.3 一級河川指定区間外の目的別占有面積割合



図1.3.4 ある河川の土地所有形態

#### 1.4 維持管理行為と植生

河川の維持管理の目的は、治水・利水・環境という河川機能を設定された水準に確保できるように、河川・河道の監視（川の状態の観察・測定）、記録（それを一定の様式に整理・保存）、状態の評価（河川機能の評価）、対策（評価結果を用いて対応手段を取る）を定期的に繰り返し（概ね5年程度毎）、河川の種々の機能を保全し、さらに河川整備計画に則り改善していくことである。

河川管理者の河川植生に関わる維持管理行為は、堤防等の河川管理施設の機能保全のために植生管理計画に則り除草・樹木伐採を行うこと、民地を含めて河川区域内の地被状態の監視・状況の把握を行い、治水安全度を評価し、必要な対応を実施していくことである。

地被状態は、5年に1回以上の頻度で行われる河川水辺の国勢調査による植生図、航空写真による地被状態の把握、河川巡視等による植生状況の把握により、地被状態の変化を読み取る。それに基づいて流下能力、河川生態環境、景観の量的・質的变化を評価する。

評価によって治水安全度の質が管理水準を下回れば、その回復のため、官地における除草・樹木の伐採・河道形状の変更（掘削）、占用地における植生管理の指導、民地における除草・樹木の伐採・河道形状の変更（権原保持者への補償が必要）を河川管理行為として実施することになる。また、環境の質が管理水準を下回れば、環境の質の回復のため、植生の管理（保全・回復）や植生育環境の改善のため地形改変などを実施することになる。

現状の河川区域内植生管理の実態は、以下のようである。

官地：植生管理計画のあるもの：堤防、堰・水門などの重要構造物周辺、河川管理用通路、緊急河川敷道路などは、その機能維持のため計画に則り植生管理が通常為されている。

植生管理計画のないもの：1号地における草本・樹木、上記以外の3号地。ただし、河川機能の維持のために必要に応じて植生の管理を実施することがある。

占用地：占有目的に応じた植生管理を実施している。また植栽等については河川敷地占有許可準則（⇒注2）により規制されている。

民地：民地所有者の土地利用目的に応じた植生管理を実施しているが、利用放棄等により植生管理が行われず植生遷移に任せている例が増加している。

河川管理者はこの様な条件下において、治水安全度・景観・河川利用の観点から植生状況の監視と河川植生管理の実行が求められている。

なお、河川管理者以外の者の河川区域における植物の採取あるいは伐採行為は、河川法第25条及び27条により河川管理者の許可が必要である。

(第二十五条) 河川区域内の土地(河川管理者以外の者がその権原に基づき管理する土地を除く。)において土石(砂を含む)及び竹木、あし、かや等を採取する行為。

(第二十七条) 河川区域内の土地において土砂の掘削、盛土若しくは切土その他土地の形状を変更する行為又は竹木の植栽若しくは伐採する行為。ただし、政令で定める軽易な行為については、この限りでない。

政令で定める軽易な行為については、以下に規定されている。

(河川区域における土地の掘削等で許可を要しないもの)

(政令：第十五条の四第三号) 地形、地質、河川管理施設及びその他の施設の設置状況その他の状況からみて、竹木の現に有する治水上又は利水上の機能を確保する必要があると認められる区域として河川管理者が指定した区域及び樹林帯区域以外の土地における竹木の伐採

なお、河川管理者が、治水・利水・環境機能の保持のため、管理者以外の者がその権原に基づき管理する土地の形質を変化させる場合は、土地の買い上げ、あるいは損失補償を行う必要がある。すなわち、河川土地の竹木を伐採するのは、権原を有するものとの協議と損失補償が必要である(⇒河川法第二十一条)。

河川区域内の土地所有の差異が河川植生管理のあり方に制約を与えるのである。

## 1.5 民地および占用地以外の高水敷の植生管理

河川区域内の民地および占用地以外の高水敷植生の管理主体は、河川管理者である。堰・床固工等の横断構造物周辺は、構造物の機能監視および維持のために除草等の植生管理が為されるが、それ以外の所は、通常、定期的な植生管理は為されていない。植生管理が必要とされるのは次のような場合である。

### ①治水安全度の確保(⇒5.1, 第9章)

河川整備計画で設定された安全度あるいは維持管理すべき安全度の水準を満たすように、樹木の生長・範囲を監視し、治水安全度を確保できるように樹木の伐採・間伐・枝打ちをする。

従来、河川管理者の費用で伐採・処理されたが、近年は伐採木を河川工事用の資材として利用(岩木川)したり、市民に無償提供(千曲川, 阿武隈川, 米代川)し処理費の軽減が図られている。

2005年、千曲川では公募により樹木伐採を実施した。公募伐採の仕組みは、河川事務所では伐採場所を選定し、区画割りを行い、ホームページなどで伐採希望者を募集し、希望者は区画内の木を指定期間内に自分で伐採、小割り、積み込み、搬出するものである。処理された木は伐採希望者に無償提供される。ただし不用な枝葉は希望者が現地に一纏めし、それを河川管理者が撤去処分する。これにより樹木の伐採・処理費のコストが削減された。公募伐採の背景には、薪ストー

ブ燃料等の需要増加などが背景にある。2007年の公募伐採面積24000m<sup>2</sup>では約1100万円のコスト削減効果があった(吉田大, 2008)。

## ②環境保全

環境保全のための植生管理は、市民団体との協働行為として実施する例が多数である。以下に事例を示す。

・自然再生事業としての植生管理(⇒第6章, 第7章)。

荒川高水敷(上尾市平方)では、自然再生事業として三ツ又ビオトープが整備され(2000年完成)、そこでは国土交通省荒川上流工事事務所が市民団体と協力して、セイタカアワダチソウ、オオブタクサの伐根除去作業を行った(外来種影響・対策研究会, 2003)。

・希少種保全

小貝川では、希少種オオムラサキの保全のため、生息環境である樹林(エノキ)を市民団体が中心となり樹林管理をおこなった(亀山編, 1996)。

・外来種対策(外来種影響・対策研究会, 2003)

天竜川左支川三峰川では、市民団体等により「三峰川アレチウリ駆除大作戦実行委員会」が組織化され、年1回ボランティアによる抜き取りによる駆除が為された。国土交通省天竜上流河川事務所は後援し協力している。

信濃川十日町下島地区では、国土交通省信濃川河川事務所主催で市民が参加してアレチウリを駆除した。

その他にも事例がある。

## ③防火・防犯対策

都市近郊の河川においては、地域からの要望により枯れ草の野火発生防止や防犯上の要請から、除草することがある。

## ④景観・見栄えの改善

地域住民からの要請により実施することがある。

## ⑤クレーム対策

地域住民から河川植生に関する種々のクレームに対する対応として植生管理を実施することがある。

以下に事例を示す。

・日陰等による農作物への影響懸念

・花粉症原因草本の除草要請

## ⑥人と河川の豊かなふれあい活動の場の維持・形成

ふれあい活動の場の環境の質の維持、利便性・快適性・安全性の確保のため、植生管理を実施することがある。

ところで、高水敷の植生を人為的に攪乱せず放置すれば、高水敷植生はその場の環境条件(地形・土壌・水分・洪水攪乱等)に応じて遷移していく。その遷移過程はセグメント毎に、また横断方向によっても異なるが、セグメント3以外では、最終的に樹林化する。

河川環境管理基本計画における空間管理計画における自然生態保全ゾーン(⇒2.1.5, 4.1)は、

植生遷移を含めた変化を許容する管理が基本であるが、多摩川の自然生態保全ゾーンに見るように(⇒6.2, 6.3), 何らかの人為的干渉を加えないと沿川住民が望む空間とならず, 手を加えざるを得なくなっている。近世以後, 沖積地の高水敷は自然空間ではなく, ほとんどが農地・里山的な人間との干渉空間であった。

河川環境管理基本計画における空間管理計画の策定に当たっては, 各ゾーンのランドスケープイメージとその植生管理水準を策定せざるを得ないといえよう。

河川管理者が実質的管理主体となる河川区域内の民地および占用地以外の高水敷植生の植生管理メニューとしては以下のものがあり, 実施方法, 実施時期, 管理頻度を策定する必要がある。

① 放置・自然攪乱

水際帯, 河岸付近の植生帯, 自然生態系保全ゾーンなど

② 除草(草刈)

樹林化防止, 植生景観の連続性の確保(占用地間の官地の除草), 防火対策として, 年一回(秋に実施)あるいは2回除草,

③ 選択的除草

外来種対策として住民等と協働して実施

④ 皆伐・間伐・枝打ち

治水安全度の確保の観点から適宜実施, 伐採木の有用資源化

河川管理用通路の確保のため枝打ち等を適宜実施

ハリエンジュ等の外来種対策として住民等と協働して実施

⑤ 踏圧・転圧

車輛・人による踏圧による草本繁茂の抑制

## 注.

### 注1)

(1) (旧) 河川法(明治29年4月8日, 法律第71号)

[私権の排除]

第三条 河川並其ノ敷地若ハ流水ハ私権ニ目的トナルコトヲ得ス

(2) 不動産登記法(明治32年2月24日, 法律第24号)

第九十条 土地ガ河川ノ敷地ト為リタル場合ニハ当該官庁ハ遅滞ナク其登記ノ抹消ヲ登記所ニ囑託スルコトヲ要ス

② 前項ニ囑託ヲ受ケタル登記所ハ土地ノ表示ヲ抹消シ其ノ登記用紙ヲ閉鎖スルコトヲ要ス此場合ニ於テハ前条ノ規定ヲ準用ス

旧法では実質的に低水路だけに限定されていた。その周辺は河川附近地令という形で特別な規制をした。

(3) 河川付近地制限令

第四条 左ニ掲ゲタル行為ヲ為サムトスル者ハ府県知事ノ許可ヲ受ケベシ

一 河川附近ノ土地ニ於ケル家屋以外ノ工作物ノ新築, 改築又ハ除去

二 河川附近ノ土地ノ掘削其ノ他土地ノ形状ノ変更

三 堤外地ニ於ケル家屋ノ新築，改築若シクハ除去又ハ竹木ノ植栽若シクハ伐採  
新河川法では流水だけに私権が排除され，堤外民地が存続してもよいこととされた。新河  
川法制定以前の規定は，国家権力が強かったのであるが，それが法律通りに実行されたわけ  
でもない。

注2) 河川敷地占用許可準則（平成11年8月5日建設省河政発第67号，別紙）

第八 工作物の設置，樹木の植栽等を伴う河川敷地の占用は，治水上又利水上の支障を生  
じないもので無ければならない。以下省略

現状の具体的樹木管理の技術面については，財団法人リバーフロント整備センター編  
(1999)を参照されたい。

### 参考文献

外来種影響・対策研究会（2003）河川における外来種対策の考え方とその事例，リバーフロント  
整備センター。

財団法人リバーフロント整備センター編（1999）河川における樹木管理の手引き，山海堂。

山田博史（2008）河川敷地等の利用に関する最近の動向，第30回河川管理研修テキスト，社団  
法人河川協会，pp.163 - 200。

山本晃一（1980）河道特性論ノート [1] - 護岸論のために一，土木研究所資料第1625号，pp.129  
- 131。

山本晃一（2010）沖積河川一構造と動態一，技報堂出版，pp.88 - 92。

吉田大（2008）河川の維持管理基準とこれからの河川管理，第30回河川管理研修テキスト，社  
団法人河川協会，pp.107 - 159。

## 第2章 わが国における河川植生管理思想の変遷と現代の課題

### 2.1 河川植生の位置付けの変遷

#### 2.1.1 近世における河川植生の位置

沖積地の大開発が行われた16世紀後半から現在までの河川植生の位置(価値)付けの変遷について記す。

近世における河川植生に関する言説は、専ら治水機能の観点から論じられている(山本, 1999)。

##### (1) 堤外地の管理

堤防と河道(低水路)河岸との間、すなわち堤外地は洪水時における流水の流下空間であり、農民にとっては流れ作場である開発可能地であった(開発の容易さからセグメント2の区間の開発圧力が強く、セグメント1および3の開発は難しかった)。堤外地の植生の繁茂や堤外地の家屋の存在は、流水の妨げとなるため、江戸幕府はたびたび堤外地の開発規制と植物の刈り取りを指示している。

1727(享保12)年には、利根川、江戸川、小貝川、荒川の川通りの堤外地における百姓の家屋建築の禁止を(荒井編, 1969)、1803(享和3)年には、寄州や片側に高州となっている場所などに草が繁茂していたら、農業が手薄となったとき(農閑期)残らず掘り取ることを、1831(天保2)年には、1727年の命と同様な指示を、1842(天保13)年には、利根川、江戸川、小貝川、荒川、多摩川、その他の川通の付州が段々と高くなって、葎、萱、竹木が生い茂っていることを指摘し、これらを出水の頃合を見計って、毎年それ以前に(出水期前に)刈り払うこと、また堤外には小堤防でも築造することを禁止している。

連続堤のある河川堤外地の植生の繁茂、構造物の建設は、洪水の通りが悪いとして好ましくないとしていたのである。

なお、村田(2011)は、上方大阪町奉行所が所管した諸河川(淀川、大和川、木津川)の貞享～享保期の堤外地政策の変遷について調査している。概要は以下のようである。

1718(享保3)年2月、幕府は堤外地における田畑の耕作や、堤外地に草木を生やすことを全面的に禁止した。貞享期(1684～1688)の堤外地政策に回帰するものであった。しかしながら、すでに流れ作場の開発が進んでおり、この実態を無視できず「川筋の障害となる場合に限り、古田・新田の別なく田畑の作付けを差し止めるが、それ以外のものについてはこれまで通りとする。堤外地の田畑の囲いとして草木を生やすことを堅く禁止する」と早々と政策修正を行わざるを得なかった。

流れ作場の作物の高さは自然状態の植生より低く、流れ作場を高入地にすれば領主にとって租税増となるのであり、継続的農業生産が可能な土地であれば開発が進むのである。

堤外地の草本・樹木は、農民にとって飼料、肥料、燃料、建築・農業用資材として有用資材であり、また田畑への開発可能地であった。堤外地の植生は河川周辺の集落領民の管理に任されていたといえよう。

##### (2) 水害防備林

上田(1955)は、水害防備林を堤防に対する立地位置とその機能から、次の3つに分類してい

る(浜口他, 1987;松浦他, 1988).

#### ①堤塘林

古くは土留林,堤植松と呼ばれている地方もあった。名前の通り堤防に植えられたものである。筑後川の千栗堤は川表に竹を植え川裏には杉を植え付けて,水防用に備えていた。

#### ②護岸林

古くは立竹林と呼んでいた所もある。高水敷の低水路沿いや無堤部の河岸沿いに有る樹林帯,竹林帯で,河岸の決壊を防止する機能や林内へ土砂を堆積させ,堤内地への土砂堆積の軽減,氾濫水の流速の軽減,集中の防止などが期待された。

通常,護岸林は,セグメント2の河道の無堤部に整備されるのが普通である。

#### ③水除林

古くは川原柳,川除柳林,川除柳と呼んだ地方もある。霞堤の間や堤内地,堤防前面の高水敷等にあり,護岸林と同様な機能が期待された。セグメント1の釜無川の信玄堤,笛吹川の万力林では霞堤と共に水防林が造成された。

今日,水害防備林(水防林)と呼ばれているものは,護岸林,水除林に相当している。近世においては氾濫被害の削減のために高い堤防を築造するだけの投資ができず,氾濫を許容する乗越堤の築造,水防林の造成あるいは河岸沿いの樹林の保全により,堤内地の被害軽減(土砂堆積の軽減,流水の集中の防止)を図ったのである。

### (3) 堤防植生

土で築造された堤防は,表面を雨水,流水による侵食から防ぐため,保護工が必要である。1680~1683年頃に書かれた「百姓伝記」(著者不明)では次のように言っている。

- ① 新堤を10~2月内に築いたら(農閑期に川除を行うのが通例であった),芝を張りつけるとともに柳を杭に使用する。柳は背の高くならない種類(例として九葉柳,白楊,こり柳を挙げている)を用いる。大木となるものは用いてはならない。
- ② はんのき,はりのきは水を好む木であるが,柳に比べれば劣る。竹を植えるなら女竹を植えて年々刈り取って伸びないようにする。男竹を植えて生い茂らせると堤はゆるむ。
- ③ 大木となる木は,大風雨のとき堤がゆるんで痛む。また木を切って,その根が腐れば堤に穴があく。
- ④ 柳は秋の末に枝を刈り取って若芽の出やすいようにしておく。毎年刈らないと木が太くなって水当りが強くなり,堤の腹を洗う。

堤防上の大木は堤防にとって良くないが,背の低いヤナギのように灌木となり,風や流水によって根の周りが緩まないものを好ましいというものである。

17世紀後期の地方書である「地方竹馬集」(平岡,1689)では次のように記している。

- ① 堤の上の核柳梅壇末杉があり,大木となり枝葉が茂れば,風雨時に必ず風に揉まれ動いて堤のために悪いので,根より伐採,枝を下ろすことは古法である。堤外に小柳小葉であれば珍重である。しかし大竹多く生えれば,腰付け工事(堤根に犬走り,腹付けする工事)のとき大方邪魔になる。また川裏に竹木があると腹付・腰掛・笠置(堤防の増築)のときの土を持ち運ぶのに都合が悪い。芝を付置すれば,人足・馬挽きが自由に通行できるので漏水等

も早く見つけることができる。

- ② 堤に芝斗儀はホロ網にひかえ有<sub>レ</sub>之か、可<sub>レ</sub>付の堤のなりには悪し(意味不明)。堤両面に柳を刺し、篠笹竹を植えつことがある。大竹大木は良くない。柳は2、3年ごとに刈り取るべきである。総て上に高い木の葉の茂るのは良くない。柳などは根ざし多く堤のためによい。ただし、対岸の堤とこちらの堤の間が狭い川には、川表に竹木を植えることは良くない。

堤防に高木を植えることが好ましくない理由は「百姓伝記」と同様であるが、地方役人の堤防普請の経験を通じて、施工および水防の観点から堤防上の大竹木は好ましくないとしている。他の地方書、農書も基本的には、大木となるものは好ましくなく、高くならないように管理したヤナギや小笹等は堤防にとって好ましいとするものであるが、18世紀中頃より、堤防普請という観点よりも存在する堤防の維持管理という観点が強くなり、「地方竹馬集」に記された施工、水防の観点からの芝の記述がなくなる。

1789年(寛政元年)、幕府は各代官に次のような申渡しを行った(御触書天保集成)。

御代官え申渡

川々堤之儀、竹林・葭萱・薄萱之類生立有之、保方宜場所は格別、左も無の箇所は、川表之方え水際と中段とへ二重二柳を植候共、又は差木に成共いたし、其間々え小笹を植、柳は年々刈取、株より枝多く出候様ニ手入いたし、株より若枝多く出候様成候ハ、後々は水際と中段とを隔年ニ刈取可申候、堤外方之儀も、立木有之候ても害ニ不成功場所は、豹尾・櫛・犬山椒・毒荏・はんの木之類助ニ成候品植付可申候、右之木共笹の根ニメられ、痛ニも成不申候は、堤外法えも小笹植候様可致候、

右は堤之土性ニも寄、又は水流之寛急ニもより、一樣ニは有之間敷候得共、右の通相成候得は、堤保方は勿論、末々村方之助にも成候事ニ付、土地柄ニ応、勘弁いたし、村々之ものえ得と申教候様可被致候、尤定掛り場有之候分は、其掛ニて取計候共、又は支配限り御代官ニて取計候共、申合、差支ニ不相成、弁利宜様可取計候、此段御沙汰も有之候事ニ付、申渡候条、可被得其意候、

堤防に竹木・葭萱・薄萱の類が生えるのは好ましく、これらが生えていないところは、川表に柳を植え、また挿し木を行い、間々に小笹を植えること、川裏法面に立木があっても害とならない場合には、尾豹(オヒョウ)?、櫛(ハゼ)、犬山椒(イヌサンショウ)、毒荏(ドクエ(アブラギリの別名))、はんの木(ハンノキ)類のように助けとなるようなものを植え付けることを指示している。

18世紀後半の幕府財政の圧迫、農村の疲弊は、堤防そのものを経済財の生産場として位置付け、川普請材料としてのヤナギ、また商品財の立地場所として堤防裏法を意図的に利用し、財政負担の軽減、農村の疲弊を救おうとした。治水・施工の論理より経済の論理が強くなったのである。

### 2.1.2 明治の初めから中期における河川植生の位置

1867(慶応3)年12月、王政復古の大号令、大政奉還によって翌年明治新政府が成立した。新政府の基礎が固まるまで、治水制度、水防制度はめまぐるしく変遷したが、1890(明治23)年水利組合条例、1896(明治29)年河川法、1897年砂防法の成立をもって一応の近代的法制度が確立した。

1870(明治3)年11月民部省土木司から「治水策要領」という建策が提出されている。ここでは14条の法規原案とその立案理由を5つの点から論じている。河川植生に関わる点を要約すると(山本, 1999),

- ① 堤防には水楊, 細竹の類を植え, 堤脚で耕作することを禁じ, 裏法面には杉の類を植え, その成長を待ち, これを治河要に用いる。
- ② 流れ作場のようなものは, 水害がないと, 段々に集落となって, 州地が耕地となり撤去できなくなる。これは治水の大患であるので, 今後これを禁止する。
- ③ 河川の水源と沿岸地の樹木を切ることを禁じて, 土砂の河川への流出を防止する。

技術内容は幕藩体制期のものとほぼ同様である。

わが国の近代化を急ぐ明治政府は, 欧米の近代技術を取り入れるため, オランダから河川技術者を雇い入れる。

1872(明治5)年2月に来日したファン・ドールンは, 翌年2月「治水総論」(ファン・ドールン, 1873)を大蔵省土木寮頭, 小野義直に提出し, 通史淀川碇が翻訳した。ここでは, 河川改修計画や工事に必要な各種用語の説明, すなわち近代的な河川改修に当たって必要となる概念(理論)の説明をまず行い, 次に水刳(水制), 堤防などの河川構造物の技術的説明を行っている。

この「治水総論」は, 技術的権威のある一種の教科書, 指針としてわが国の河川を司る役人に読まれた。

河川植生については, 次の記述がある。

#### ① 樹木の取り扱い方

堤防の天端においても法面においても大きな木を植えることは良くない。その理由は第一に草の生長を妨げる。第二に暴風の時, 樹木が動揺して, 地面がこれにより崩れるからである。

高水敷の樹木は「ストロイン, ゲワス」(枝葉が繁茂する低い木の種類)の低木および短い樹木が良い。これは満水となったとき, 堤防に接する流水の力を減じる効果があるためである。

#### ② 堤防植生の取り扱い方

- ・堤防外法面(川表法面)に草を植えて被覆すれば, 十分な法面の保護となる。
- ・河川の洪水継続日数は長く続かないので草を腐らすまでに至らない。
- ・新たに堤防を築いた時, たまたま天候が悪く洪水が避けられない場合で, いまだよく草がついていない間は法面を臨時に芝枝(柳枝か)あるいは藁草で被覆し, その崩壊を防がなければならない。
- ・河川の上流においては法面の土質が草の付きにくいものである場合がある。そのときには特に石が多いところでは石を一層積み法面を保護する。この石は芝枝の編牆(ヘンショウ, しがら工と同様なもの)を使って保持する。

内務技師ヨハネス・デレーケは, 1873(明治6)年に来日, 桂川, 以後, 宇治川, 淀川, 木曾川の改修計画を担当し, 吉野川, 多摩川, 大和川の検査を行い報告書を作成していた。1882(明治25)年には, 常願寺川の改修計画および構造物の設計を行った。そこでは, 下流セグメント2-1の左岸(河口から約3km)の新堤の表法面の侵食防止工として「しがら工」に柳枝を植える工法としている。

「治水総論」の記述, デレーケの設計より, 堤防植生の考え方や河川樹木の取り扱い方は, 植種・

工法が多少異なるが、わが国の近世の扱い方の考え方と大きく異なるものではなかった。

明治中期ともなると、フランス留学を終えた古市公威、沖野忠雄やわが国の近代的高等技術教育を受けた卒業生がお雇い外人に代わって河川技術界の指導層となっていく。

1892(明治25)年、美濃安八郡に住む西松喬(1892)は、治水協会の機関紙「治水雑誌」に「堤塘植樹管見」という論文を寄稿した。そこでは維新の際に欧米の新事物を輸入して、わが国の固有の良所まで破壊し、欧米化の主張により廃れてしまったなかに、オランダの水理法を取り入れて堤防に生育している樹木類を伐採するということにより行われなくなった「堤防の樹木を植えつけること」があるとし、これを見直すべきだとした。西松は、樹木の効用を種々検討し、この工法について世の治水論者が一考することを希望している。

堤防上に樹木を植えることの利害については、近世においても種々の議論があったところであり、これらを踏まえて発言したと考えるが、この提言は受け入れられることはなかった。

### 2.1.3 旧河川法の制定から敗戦までの河川植生の位置

1896(明治29)年、河川法が制定された。この制定により治水費の国庫負担の道が法制度的に開け、国は高水工事を本格的に実施していく。国、内務省の直轄工事は国民経済的に見て重要な河川から始まる。1911(明治44)年時点までに着手された河川は、淀川、利根川、筑後川等、計13河川であった。

改修方式は、河道整齊、築堤、放水路の建設、護岸水制により、農地・都市の洪水からの開放を主目的にするものであった。計画高水位以下に計画流量を流下させるという改修計画であり、高水敷は洪水流下空間と位置付けられ、流下能力を軽減させる高水敷の樹木は好ましくないものとされた。以降、この考え方は河川の改修に当たっての基本方針となった。

河川区域内の民地・堤外農地防御のため、従来の水防林が残された河川があったが、築堤により水防林機能を必要としなくなったところでは、河川区域内の樹木は伐採され減少した。水害防備林が商品生産(竹材等)となって収益がえられた場所は、集落で管理される共有地として残され、慣行として竹林の利用が許された。

改修に当たって旧堤の腹付け、笠置きに当たっては、旧堤防上の樹木は工事の邪魔になり伐採された。腹付け後、新堤築造後は堤防保護のため芝張りが為され、堤防植生は草本類がほとんどとなった。

北海道は開拓最前線であった。この開拓は北海道開拓使が担った。石狩川は明治初期には自然河川に近いものであったが、開拓が進み石狩川の本格的改修の必要性が高まり、1909(明治42)年、「石狩川治水計画調査報告書」として纏められ、北海道長官に提出された。

本土の河川のように近世において沖積地の開発が進み、利水・治水秩序が確立していた河川と異なり、沖積地の開発がまだ十分進んでいない河川における河川植生の位置について、本計画の立案に当たって主導的役割を演じた岡崎文吉の論文(岡崎, 1915)より探る。

岡崎は同論文において、次のように記している。

河岸の原生林 河岸に繁茂する原生林が原始的河川の荒廃を防ぐ所以を挙げるならば、

一、原生林地に密生する樹草の根部はあたかも海綿状に禰蔓して土壤を纏縛し、よく河流の洗

掘作用に抵抗している故に、河岸の崩壊及び洪水時沿岸還流時における地頸（蛇行度の大きい迂曲河道の首部）を溢して流して自然捷水路を開削しようとする傾向を軽減する。

二、河岸に密生する樹草は幹茎枝葉などにて溢流の流速を減じ、その破壊力を弱めることは勿論濁水に対して濾過作用を呈しその含有物を沈殿させる。

三、河岸に密生する樹草はあたかも墻壁のような作用し、流水を誘導し、これを河道内に集中させ河底に対して洗掘力を増進し流路の自治能力を発揮させる。

即ち原生林は河川の現状を維持するために必要なものにして、これの荒廃はこれが及んで河川の荒廃を惹起するものであるから、沿岸既存の原生林は単にこれを維持するということだけでなく充分保護を加えなければならない。猥（みだ）りにこれを伐採しまたは侵壅するような不法の行為はこれを厳禁しなければならない。しかして決壊個所（侵食個所）の河岸近く生長した喬木（高木）は、河岸の崩壊とともに河中に転倒して流木となり、さきに叙述したように害悪を醸す根源であるので、これを伐採除去するのが得策である。

上述の原生林の維持保護は、適当なる護岸工事が直ちに施工されない場合において、原始的河川の維持方法として特に緊急な要件である。

と述べ、河川沿いの樹木の持つ機能を評価し、これを積極的に河道計画の中に位置付けようとした。ただし、河岸侵食部の喬木（高木）は流木となって種々の害的側面（流下断面縮減、洪水の疎通抑止、舟航の阻止、河岸決壊）が生じるので、これを除去するとしたのである。なお、石狩川の第一期治水計画においては、本川沿いの堤防の築造は予定されておらず、樹木による流れの阻害による洪水時の水位上昇作用の影響を心配する必要性は少なかった。これが本土の河川改修の考え方と異なり、高水敷状の樹林保護の必要性を強調する要因になったのである。

1921（大正10）年に策定された第二期治水計画によって、直轄で改修すべき河川計81河川が選択された。翌年より20ヵ年で改修することにした。これらの河川の改修に当たっては、治水機能の改善が主目的であった。

1935（昭和10）年の土木会議の決議事項に基づき設置された、技術的基礎条件について各省の利害を調整する水害防止協議会（内務省21、農林省23、鉄道省22、通信省12、商工省3、宮内省1の合計81名で構成）での決定事項のなかにある河川植生に関わる事項は、

[八] 林業ニ関スル事項 中の一項（四）河岸ニ於ケル植林ハ治水ニ支障アル場合ニハ行ナワサルコト

があるのみである。

昭和の初期、内務省の河川技術者であった福田次吉（1933）、宮本武之輔（1936）、富永正義（1932）が執筆した河川工学の教科書に樹木についての記述はない。技術的関心が薄いのである。実際の河川工事では、護岸に柳枝工を採用し河岸に柳列が形成された事例、堤防小段に桜を植樹し並木となりそれが地域住民の愛された事例、また県管理の河川で堤防に松などを植林した事例があるが、それらは例外にとどまった。

堤外地の植生管理は、近世以来の慣習に則って地元集落・農民が実施していたと判断される。

## メモ 旧河川法時代 直轄河川堤防除草に税金を使ったか

利根川百年史（建設省関東地方建設局，1984）の座談会記録によると、「戦前は，農村地帯では地元地先の農民が堆肥用の草として刈ってくれていた。区長さんの所に草が伸びすぎただけけれど，何とかならないかと言うと，何とかあった。ただし町場では刈ってくれないので義理人夫を出して刈らせた。半分位金をはらった。利根川では金を払わなかった。利根川下流では集落単位に割り振って決めていた。戦後1960年代から，このような方法が難しくなった。最初に請負化したのは淀川でした。」と記されている。

請負化が進んだのは，1960年代後半からと推察される。

### 2.1.4 敗戦から昭和の終わりまでの河川植生の位置

敗戦直後の日本経済は，災害の頻発，物資の不足，激しいインフレーションによって危機的状態であった。堤外地は食料確保のため農地となった。

#### (1) 水害防備林

戦後の相次ぐ大水害，特に西日本を襲った1953（昭和28）年豪雨災害は，水害防備林が見直されるきっかけとなった。小出博や上田弘一郎をはじめとする林野関係の研究者によって水害防備林の実例，その機能・役割に関して多くの報告がなされた（松浦他，1988）。

小出（1954）は，水害防備林（水防林）の直接的な効果として，

- ① 洪水を減勢して河岸の侵食，決壊や農地の流出を防止する。
- ② 土砂礫を篩い分け，堆積させて河原を農地化する。天井川の形成を抑制する。
- ③ 土砂流の発生を抑制し，溪流や谷の荒廃を防止する。

間接的効果として

- ① 山間部の水害防備林は，遊水地や調節地の役割をし，洪水を調節する。
- ② 水害防備林は，洪水を濾過し河岸に肥沃な土壌が生成維持される。
- ③ 応急水防資材が供給される。

とし，洪水に対し山間部では水害防備林で防備し堤防や護岸工事は従属的なものとするとし，下流平野地帯では堤防の重点を於いて水害防備林はそれに従属するものであるとした。

上田（1955）は，水害防備林に最適なものとして竹を挙げ，その適正さと優秀さを述べている。また総理府資源調査会，砂地他（1955）でも矢部川，嘉瀬川等の実情を視察し，水害防備林の利害得失を検討し，以下の所見を纏めている。

- ① 水害防備林は河川工作物と同様に上・下流，河岸，背後地の経済関係はもとより治水上の観点から検討を行った上，設置しなければならない。
- ② 一般に河川または氾濫域にある一連の林は，流水に抵抗するものであるから，水害の軽減に役立つものもあれば，却って水害を助長するものもある。すなわち対象となる河川の場所，設置方法，維持管理の如何によって利害相反するものである。

水害防備林については，1934（昭和9）年の室戸台風をきっかけに設置された前記「水害防止協議会」において検討され，1936（昭和12）年から始まった第二期森林事業の中で，水害防備林と遊水林が府県奨励事業として発足したが，まもなく始まる太平洋戦争のため目的を達成しないま

ま終戦となっていた(松浦他, 1988)。西日本水害は、治水事業が十分に遂行されていない河川、山間部中小河川での水害軽減対策として、水害防備林の利害得失および造成配置形態の問題を再度浮かび上がらせ、水害防備林のあり方が論じる契機となったのである。

その後、図2.1.1に見るように1960年までは保安林指定を受けた水害防備林は増加したが、その後急激に減少した。この減少の原因は、わが国の高度経済成長に伴う治水投資、耕地整理事業の進行、堤防の築造・護岸の整備、堤内地の整備に伴う樹林の伐採、治水安全度の向上による水害防備林機能の低下、農林業における労働形態や地域規範意識の変化、竹の需要低下による竹林や樹林の保全造成意欲の低下があった。

河道内樹林に対する技術上の関心が薄れていき、樹林は流下能力を減少させる厄介者となったのである。ただし、セグメント2-1における堤外農地の防除のため水害防備林機能のある樹林(例、豊川、由良川、仁淀川、久慈川⇒参考資料5)、また堤防の無い河川や堤防が低い河川では樹林は保全された(吉野川⇒参考資料5)。また、扇状地河道の周辺にあった水害防備林は堤防築造後も健康保安林(福島・荒川)や地域のシンボル(笛吹川・万力林)として残された。

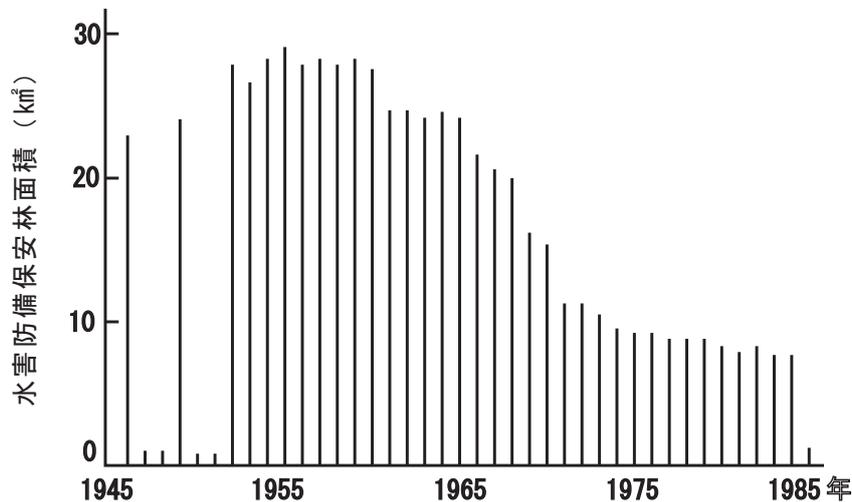


図2.1.1 水害防備保安林面積の推移(第60次農林水産省統計表S58～59より)

#### メモ 急流扇状地河川の水害防備林の機能

25年ほど前、水害防備林の調査を始めた時、福島・荒川の水害防備林の調査を実施した。勾配1/40の急流セグメント1区間の堤防堤内地沿いに連続するアカマツの水害防備林が存在する。扇頂付近右岸側の立派に生長した太いアカマツ林を見たとき、このアカマツ林の機能とは何かについて考えさせられた。樹間が広く洪水流速を低減する効果があるとは思えなかったのである。

急流扇状地河川の氾濫水の水深は浅い(1m程度以下であろう)が掃流力は大きい。アカマツの根により扇状地性礫を緊縛また横方向に伸びた根により礫層の侵食を軽減し、流水の集中を抑え、流木を樹幹に捕捉し流木が農地まで侵入することを抑えると同時に、流水の集中を抑えたのであろう。水害防備林は、霞堤・導水石堤、水防活動と一体となって、その機能を発揮する施設であったと考える。

記 山本晃一

## (2) 水質悪化と都市水害

戦後の1950年代後半から始まった経済の高度成長は、都市河川において工場および家庭排水による水質の悪化、都市への人口の集中による宅地開発が進み雨水流出率を増加させ、都市河川における洪水被害の増加など、河川にかかわる環境・治水問題に対する社会的関心を引き起こさせた。

1958(昭和33)年の「工場廃水等の規制に関する法律」および「公共水域の保全に関する法律」いわゆる旧水質2法が制定された。

その後、公害に対する国民の認識の高まりにより、1967(昭和42)年「公害対策基本法」が制定され、これにより環境基準が定められることになり、1970(昭和45)年に水質汚濁の基準が閣議決定された。また、同時期、旧水質2法に代わって「水質汚濁防止法」が制定された。

都市近郊の河川では、過密化による地価の上昇、住宅地不足、公共用地の不足から、流域周辺から河川空間の利用の要望がなされるようになった。1961(昭和36)～1964(昭和39)年の建設大臣河野一郎は、多摩川堤防敷地を住宅地に活用せよとの指示(100m程度の東京都の外環状道路の建設と住宅地開発の構想)を発し、それに対する賛否両論が国会で論議され、結局、この構想は撤回された。

1964(昭和39)年の東京オリンピック後、国民の運動能力の向上が叫ばれ高水敷の運動公園化の要望がなされ、1966(昭和44)年、多摩川・荒川・江戸川の河川敷地開放計画の公表がなされ、ゴルフ場等の占用地から一般公衆の利用に供する公園・緑地等へ開放が進んだ(西川編, 1972)。この時代、日本橋川の上空空間は高速道路となり、都市の小河川はドブ川となり暗渠化された河川は多かった。

都市河川の洪水被害に対しては、治水投資の重点配分を行ったが、都市化の勢いが止まらず、1979(昭和54)年「総合治水特定河川事業」を発足させた。そこでは「流域整備計画」の策定が期待され、流域を保水区域、遊水区域、低地域に3区分し、それぞれの区域において流域で負担するべき処理流量(遊水地, 調整池, 雨水浸透施設)を設置するという画期的な事業であった。

公害に対する国民の怒りは、政治的にも革新自治体を生む背景となり、公害対策、下水道整備に多額の投資がなされた。1973(昭和48)年には第1次オイルショックおよび1979(昭和54)年の第2次オイルショックは、日本経済の成長率を鈍化させ、一方で、国民意識は公害反対から居住環境の改善を求めるといった安定志向型に変化していった。河川についても緑とか生物とか言う言葉がKey概念となりだした。

## (3) 河川環境管理基本計画

1975(昭和50)年10月、美濃部東京都知事は、多摩川の河川区域を自然環境保全法に基づく自然環境保全区域に指定したいと申し入れ、関東地方建設局との話し合いが膠着状態になった。関東地方建設局京浜工事事務所に所長として着任した近藤徹は、東京都環境保全局との協議に積極的にかかわり、河川敷は河川管理者がかってに管理する土地ではなく、流域住民が納得する形で治水・利水に加えて河川環境も管理すること、そのための河川環境管理のビジョンを示す必要があると考えた(近藤, 1982)。

そこで流域首長、関係行政部局、有識者が参加した多摩川河川環境管理委員会(委員長 山本三郎)を設置して、多摩川環境のビジョンである多摩川河川環境管理マスタープランを審議した。

さらに住民アンケートの結果，多摩川沿岸の自治体および関係市民団体の意見を聞いたうえで，10数回の審議により多摩川河川環境管理計画（案）（1979（昭和54）年9月最終報告書）が作成された。なお，関東地方建設局では，この委員会の設置前の1972（昭和47）年から植生，魚類，水生生物，小動物，野鳥，社会環境等について調査を実施していた。

なお，東京都との協議は難航し，環境庁が主催する多摩川環境各省連絡会議が設置され，1976（昭和51）年6月3日に開催された。これに出席した近藤徹は，多摩川で実施している環境調査，また東京都環境部局を含む環境委員会を設置し，多摩川環境管理計画を策定中であることを説明した。その結果，京浜工事事務所が進めている作業の進展を見守ろうということになり，東京都も自然環境保全区域指定問題を急がなくなった（近藤，1982）。河川管理者が，治水・利水・環境を一体的に管理するという方針が守られた。

多摩川で策定された多摩川河川環境管理計画は，現在の河川環境管理基本計画の原型となったのである。

1981（昭和56）年3月，建設大臣は河川審議会に「河川環境管理のあり方について」諮問し，同年12月審議会から答申がなされた。そこでは

- I 河川環境の理念
- II 河川環境管理に関する基本方針の確立
- III 河川環境管理に関する施策の推進
- IV 河川環境管理に関する実施体制等の強化

についての基本的方向が示された。そこでは河川環境を次のように定義している。「河川環境とは，水と空間の総合体である河川の存在そのものによって，人間の日常生活に恵沢を与え，その生活環境に深く係っているものを言う」。ここに河川行政として河川環境という言葉に概念規定が与えられた。

これを受ける形で，1983（昭和58）年6月28日，建設省河川局長から県知事，建設局長等あてに「河川環境管理基本計画の策定について」通達が出された。そこでは河川環境管理基本計画の策定方針が示され

1. 河川管理者が策定
2. 治水・利水計画を前提に他計画と調整
3. 協議会の設置，意見聴衆
4. 基本計画に定める基本事項

が示された。基本計画に定める基本事項としては

- ① 水環境管理に係る基本事項
  - イ) 水量及び水質の総合管理に関する基本構想
  - ロ) 水量及び水質の監視に関する計画
  - ハ) 河川管理施設の管理に関する計画
  - ニ) 許可工作物の管理に関する計画
  - ホ) 水環境に関連する他の施策との調整に関する方針
- ② 河川空間環境管理に係る基本事項
  - イ) 河川空間の適正な保全と利用に関する基本事項

- ロ) 河川空間の整備のための事業の実施に関する計画
- ハ) 河川工事及び占用許可等にあたって配慮すべき事項
- ニ) 河川空間管理に関連ある他の施策との調整に関する方針
- ホ) その他河川空間環境管理に係る重要な事項

の2本立ての計画を示した。なお、水環境管理に係る基本事項または河川空間管理に係る基本事項のうちいずれか一方の事項を定めること、また基本事項の一部を定めることができるものとしている。同じ1983(昭和58)年8月、山海堂から「解説 河川環境」(河川環境研究会監修、(財)河川環境管理財団編)が出版され、1981(昭和56)年の答申および河川環境管理基本計画の解説、調査法について記述され、計画策定の参考資料とされた。

1984(昭和59)年6月13日には建設省河川計画課長から県土木部長、地方建設局河川部長等あてに「河川環境管理基本計画の策定の推進について」が通達され、1985(昭和60)年3月30日には河川環境対策官から「河川環境管理計画策定に当たっての留意事項」が事務連絡されている。さらに1989(昭和64)年6月20日「河川環境管理基本計画策定に当たっての留意事項」が河川環境対策室より関係先に事務連絡された。これらの通達、事務連絡により、河川環境管理基本計画が1988(昭和63)年度から1990(平成2)年度にかけて、直轄河川の約89%が策定された。ただし、これらの全ては空間環境管理計画のみの計画であった。水環境管理計画は策定されなかったのである。

ここまでが河川環境管理概念形成の第1期といえる。

この河川環境管理基本計画は、工事实施基本計画に基づく河道計画を前提としており、河道計画と調整を行うものではなかった。1980代前半の環境の位置が色濃く反映する計画であった。なお1983(昭和58)年6月「河岸等の植樹基準(案)」が制定された。河川公園、ゴルフ場などの利用施設における日陰施設や景観設計における樹木植樹の要望が強く、治水上に悪影響が生じないように配慮しながら、それに応えようとしたのである。

#### (4) 環境保全意識の高まりと河川と流域のかかわりの変化

80年代後半に入ると、中山間地の過疎化の進行が止まらないこともあって、地域がそれぞれ魅力ある活力あるものとする町づくり、村おこし運動が展開され、1987(昭和62)年に町づくりと一体となった「ふるさとの川モデル事業」、「マイタウン・マイリバー整備事業」が、翌年には「桜つつみモデル事業」、「河川利用促進事業」、「ラブリバー制度」が始まり、地域の歴史、風景、文化を保全・創造し、また地域市民がそれらの活動に参画するような事業が実施された。

これらの事業をより活性化、サポートするため1987(昭和62)年5月29日に河川法の一部が改定され、それに伴う政令、省令等が制定された。ここでは市町村長が従来の準用河川制度に加え、その発意によりあらかじめ政令の定めるところにより、河川管理者の承認を受け一級河川の指定区間内(直轄河川区間外)及び二級河川について、河川工事または河川の維持を行うことができるようにした。景観、親水性等を活かした河川環境整備、地域整備を目的とする他事業との調整、地域住民の意向の的確な反映を図りつつ河川整備を推進していくことが求められ、地域と密着した市町村長がこれを担う方途を開いたのである。

昭和も末となるとドイツ・米国を中心とした環境保護運動は先進国に広がり国際的なものと

なった。1988（昭和63）年の先進国7ヶ国会議で地球環境問題が取り上げられ、翌年には国連総会で地球サミットの開催が決まり、地球温暖化に伴う海面上昇、オゾンホール等がマスコミの話題となり、地球環境時代にふさわしい環境政策のあり方が問われ、また自然と人間との関係のあり方について種々の考えが提示され論争となった。折から1988（昭和63）年に始まった長良川河口堰本体建設工事は、自然保護運動活動の攻撃のシンボルとなり論争と反対運動が繰り広げられ、自然保護の問題は国民的関心事となった。

このような時、スイス、ドイツで行なわれ始めていた河川環境を保護・保全・改良する建設工法（Naturnahe Wasserbau）を、この工法の先駆者であったスイス連邦チューリッヒ州のクリスチャン・ゲルディを通じて福留脩文が紹介し、これを1989（昭和64）年「近自然河川工法」として出版した。折からの自然保護運動の高まりの中で、この思想・工法は自然保護運動家・団体に速やかに伝わっていった。

この近自然工法は、自然素材を使ったわが国の在来工法に近いものであったため、わが国の伝統工法の見直しの契機ともなった。

### 2.1.5 平成時代の河川植生の位置

潤いを求める国民意識の変化、河川水辺の価値意識の変化、そして高水敷の利用・景観の面から、河川区域内の樹木に対して関心が高まり、河川管理の規範の変化や河川事業の内容・技術に変化が見られるようになる。

「河岸等の植樹基準（案）」が1989（平成元）年4月改定され、また河道内における樹木の伐採・植樹については1993（平成5）年「河道内の樹木の伐採・植樹のためのガイドライン（案）」が試行された。さらに1998（平成10）年「河岸等の植樹基準（案）」および「河道内の樹木の伐採・植樹のためのガイドライン（案）」の内容を抜本的に見直し、新たに「河川区域内の樹木の伐採・植樹のためのガイドライン植樹基準」を定めた。これは樹木群の有する治水機能の明記、河道の高水敷における高木の植樹基準の緩和、治水上・環境上等からの必要性から行う植樹で治水上支障とならないものについての特別扱いを追記したものである。

建設省河川局は、1990（平成2）年11月「多自然型川づくり実施要綱」を通達し、河川が本来有している生物の良好な生息・生育環境に配慮し、合わせて美しい自然景観を保全あるいは創出する事業の実施を定めた。ここでは河道計画に当たっても河道の平面形状、川幅、横断形状について一律に設定することを避け、河川が有している多様性に富んだ環境の保全に努めることとし、「多自然型川づくり」の主旨に沿うことを求められた。また、護岸工法についても生物の生息・生育環境と自然景観の保全・創出に配慮した適切な工法を選択することが求められた。

この動きと連動し、「河川水辺の国勢調査」が1990（平成2）年から始まり、河川生態環境調査が河川管理行為として実施され、翌年には「魚ののほりやすい川づくり推進モデル事業」が始まり、魚道の設置・改良や魚道流量の確保等、魚類の遡上環境の改善を行うこととなった。

この時期は、民間NGO・NPO団体が、河川自然復元を求めて活動を繰り広げる一方、河川技術界においても官民技術者の意識改革、必要な技術情報の整理、啓蒙活動が活発化した。

1992（平成4）年、地球の砂漠化や都市化によって自然が減少してきているため、「絶滅の恐れのある野生生物の種の保存に関する法律」が制定された。

同年、ブラジルのリオデジャネイロで12日間に亘って開催された「環境と開発に関する国連会議」いわゆる地球サミットは、地球環境問題の深刻さを世界に認知させた。ここでは「生物多様性条約」が提起された。この条約の目的は、①生物多様性の保全、②持続可能な利用、③野生種および栽培種のいずれにおいても新たな生物種から得られる利益の公平な分配、である。なお、生物多様性は、①種の多様性、②遺伝子の多様性、③生物群集と生態系の多様性、の3つのレベルからなる（詳しくはリチャード他（1997）参照）。

わが国は翌年5月締結国となった。日本は生物多様性条約の第6条に基づいて「生物多様性国家戦略」を環境庁が中心となり関係11省で作成した。2002（平成14）年には「新・生物多様性国家戦略」として改定された（地球環境保全に関する関係閣僚会議，2002）。そこでは3つの目標が掲げられた。

- ① 各地域固有の生物の多様性を、その地域の特性に応じて適切に保全すること。
- ② 特に日本に生息・生育する種に、あらたに絶滅のおそれが生じないようにすること。
- ③ 世代を超えた自然の利用を考えて、生物の多様性を減少させず、持続可能な利用を計ること。

河川管理においても生物多様性という概念とその価値を認識し、管理することが要請されたのである。

1993（平成5）年には「環境基本法」が制定され、これを受けて建設省は「環境政策大綱」を定め、「健全で恵み豊かな環境を保全しながら、人と自然の触れ合いが保たれ、ゆとりとうるおいのある美しい環境を創造するとともに、地球環境問題の解決に貢献することが建設行政の本来の使命であるものと認識をすること、すなわち「環境」を建設行政に内部目的化する。」と宣言した。1997（平成9）年6月13日には「環境影響評価法」が制定され、2年を超えない範囲で政令の定める日から実施されることとなった。ダム事業や放水路などの大規模事業は環境アセスメントの観点から規制されざるを得なくなった。

1993（平成5）年、建設大臣から河川審議会に対して「今後の河川環境はいかにあるべきか」の諮問がなされ、1年4か月に亘る議論を経て、1995（平成7）年3月、答申がなされた。その基本方針は、

- ① 生物の多様な生息・生育環境の確保

地域固有の生物の多様な生息・生育環境を確保しつつ、川を治め、川の恵みを利用することが必要である。

- ② 健全な水循環系の確保

人間の諸活動を持続可能とするような健全な水循環系の確保を目指し、水循環系を変化させる行為のうち、その変化による影響の回復が不可能または回復に長期間を要するものは極力排除し、また、影響を与えざるを得ない場合は、その回復のための処置を可能な限り講じる必要がある。

- ③ 河川と地域の再構築

河川と地域に刻まれた歴史や風土に学びつつ、将来の地域の動向に柔軟に対応しながら、地域の新たな風土の創造を目指し、河川と地域の密接な関係を再構築していくことが必要である。

の3つの大きな柱からなり、表2.1.1に示すような施策の推進を図ることが望まれるとした。

表2.1.1 施策の推進方法

推進方法				
<p>●河川環境に関する計画の充実</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・河川環境管理基本計画の内容の充実、策定の推進(役割の明確化、進捗状況の点検および計画の見直し)</li> <li>・整備・改善目標と投資規模等を含め、諸施設を一元的かつ総合的に定めた投資計画の策定</li> </ul> <p>等</p>	<p>●住民・地方自治体・関連する他行政との連携の強化、体制の整備</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・河川環境流域協議会(仮称)の設置</li> <li>・河川空間利用者会議(仮称)の設置</li> <li>・住民や民間団体と積極的な連携</li> <li>・人材育成と体制整備</li> <li>・専門家ネットワークづくり</li> </ul> <p>等</p>	<p>●地域とのコミュニケーションの充実、環境教育の普及</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・地域とのきめ細かな情報交換</li> <li>・流域の広範な情報の収集</li> <li>・河川に関する情報の適切な公開</li> <li>・提供</li> <li>・環境教育の普及</li> </ul> <p>等</p>	<p>●調査研究の推進</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・生態学と河川工学の協力による新たな技術分野の展開</li> <li>・水循環系に関する調査研究・技術開発</li> <li>・河川景観に関する調査研究</li> <li>・水辺の存在が心と体の健康に与える効果に関する調査研究</li> </ul> <p>等</p>	<p>●基準・制度等の充実</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・河川環境の魅力を更に増進し、一層改善するため、基準・制度等についての必要な改訂</li> <li>・河川の特長や地域の個性の尊重</li> <li>・画一的にならないような配慮</li> </ul> <p>等</p>

施策の推進方法では、河川環境に関わる計画の充実があげられ、「河川環境管理基本計画の内容の充実および策定を推進するとともに、幅広い関係者の参加による各種計画の促進、工事実施基本計画の内容の充実を図る。」とされた。答申に沿った河川環境管理基本計画の見直しが求められたのである。

この答申を受けて1995(平成7)年3月30日、建設省河川局河川環境課長より「河川環境管理基本計画の策定の推進について」という通達が県河川部長、地方建設局河川部長等へ出され、ここでは、「・・・できるだけ速やかに「策定の手引き」を作成し、その周知を図る予定であるが、それには若干の検討期間が必要である。」という記述がある。翌、1996(平成8)年5月9日、建設省河川環境課建設専門官から地方建設局河川部河川調査官、県土木部担当部河川担当課長等に「河川環境管理基本計画の内容の充実及び策定の推進について」という事務連絡がなされ、「策定の手引き」的なものが提示された。しかしここでは「・・・多摩川水系を事例として、内容の充実の考え方について取りまとめたものであり、活用にあたっては、下記の事項について留意されたい。」とし、「①内容の充実にあたって考慮すべき観点及び配慮すべき事項をまとめたので、基本計画を作成したものでない。②今後河川管理者が主体的に、あるいは流域と連携して実施すべき施策を主に取り上げており、すでに実施している施策についての具体例は、あまり取り上げられていない。③個別の河川では地域の状況を踏まえ、多摩川の例にないものも含めて検討する必要がある。」としている。なお、多摩川水系の事例には生態環境の改善施策が記載され、水環境管理計画についての記載はない。

この時期が第2期の河川環境管理概念の形成期といえる。しかしながら、この第2期の河川環境管理概念の実体化は進まなかった。

1996(平成8)年6月28日の河川審議会において丸2年かけて審議されていた「21世紀の社会を展望した今後の河川整備の基本方針について」が答申された。この答申は、まず近代治水100年の歴史および河川整備の現状と課題を提示し、次に21世紀の社会と河川の関係の理念型を明確化し、これに向けた河川整備の基本認識、基本施策、施策の推進法を提示し、最後に総合的水行政の課題を示したものである。21世紀に向けた河川整備に当たっての基本方針としては

- ① 流域の視点の重視
- ② 連携の重視
- ③ 河川の多様性の重視～川の365日～
- ④ 情報の役割の重視

の4点が挙げられた。このうち、河川の多様性は、河川の形態や生態の多様性を意味するものではなく、河川が持つ種々の機能の多様性を言うもので、治水、利水、環境に関わる施策を洪水、渇水という異常時のみならず365日を意識しつつ総合的に展開することを意味するものである。

1997(平成9)年6月4日、33年ぶりの抜本的改正となる河川法改定案が国会での審議の結果、可決を経て公布された。

主な改定点は、

- ① 河川法の目的に「河川環境の整備・保全」が位置付けられたこと、
- ② 工事実施基本計画を「河川整備基本方針」と「河川整備計画」の2つに分け、前者の策定に際しては河川審議会の、後者の策定については住民の意見を聞く仕組みとしたこと、
- ③ 渇水時における水利用の調整において「渇水の恐れのある段階」で調整にかかれる法的根拠がなされ、また河川管理者は当該協議が円滑に行われるようにするため、必要な情報の提供に努めなければならないとしたこと、
- ④ 樹林帯(⇒注1)を河川管理施設として位置付け、樹林帯区域(堤内の土地に堤防に沿って設置される帯状の樹林で、堤防の治水上の機能を維持し、または増進する効用を有するものを言い、越流時における堤防の安全度の向上、破堤時の堤防破堤部の拡大抑制、洪水氾濫流量の低減等の機能を有するもの)を指定し、公示することとしたこと、

である。ここで「河川整備基本方針」は長期的な河川整備の方針を示すものであり、「河川整備計画」はその目標達成期間はおおむね20～30年とされ、「河川整備基本方針に沿って計画的に河川工事等の河川の整備を進める区間について、具体的な河川整備の計画を定めておかなければならない」とした。河川整備計画に定める事項としては、河川法施工令第十条の三に以下のように示された。

一 河川整備計画の目標に関する事項

二 河川整備の実施に関する事項

イ 河川工事の目的、種類及び施工の場所並びに当該河川工事の施工により設置される河川管理施設の機能

ロ 河川の維持の目的、種類及び施工の場所

「河川整備基本方針」および「河川整備計画」は河川法で定めなければならない法定計画であり、

河川行政はこの計画策定にエネルギーを集中せざるを得ず、第2期の河川環境管理計画概念に基づいた河川環境管理基本計画構成の検討および新たな計画策定は止まってしまった。

その後、河川環境に関連するに法律、答申、政令の改定が多々出されている。1999（平成11）年3月25日「新たな水循環・国土管理に向けた総合行政のあり方について」河川審議会答申がなされた。そこでは新たな水循環・高度管理に向けた総合行政の展開方策として

- ① 水循環の概念を取り入れた国土マネジメント
- ② 流砂系における総合的な土砂管理の推進
- ③ 「川に学ぶ」社会の構築
- ④ 河川を活かした都市の再構築
- ⑤ 危機管理施策の展開

が強調された。

同日、「川の365日」を重視した河川行政を展開するためには、河川敷地占用許可準則を見直し、河川環境に配慮しつつ河川敷地の多様な利用をより一層推進するとともに、その利用方法を地域の要請に応えるものとする必要があると考えるが、その見直し方針はいかにあるべきかの答申も出されている。これを受けて1999（平成11）年8月5日 建設事務次官から改正された河川敷地占用準則が通達され、同時に河川局長からも地方建設局長、県知事等に「河川敷地の占用許可について」が通達され準則の運用についての解説がなされた。

2000（平成12）年1月21日には「経済・社会の変化に対応した河川管理体系のあり方について」、「河川管理への市町村参加の拡充方策について」が、同12月19日「流域での対応を含む効果的な治水のあり方」、「今後の水災防止のあり方について」、「経済・社会の変化に対応した河川のあり方について」、「河川における市民団体等との連携方策のあり方について」の答申がなされた。

2000（平成12）年、環境庁は、絶滅確率に評価に基づく環境庁版植物レッドデータブックを出版した（矢原，2002）。表2.1.2は維管束植物レッドデータブックに掲載された分類群の評価の内訳である。なお、分類群の定義を表2.1.3に示す。

表2.1.2 維管束植物レッドデータブック(環境庁,2000)に掲載された分類群数の評価の内訳

絶滅		Ex	20 (35)	
野生絶滅		Ew	5	
絶滅危惧	絶滅危惧Ⅰ類		1044 (146)	
	ⅠA類	CR	564	1,655
	ⅠB類	EN	480	
	絶滅危惧Ⅱ類	VU	621 (678)	
準絶滅危惧		NT	145	
情報不足		DD	52 (36)	
計			1,887	

( ) は「我が国における保護上重要な植物種の現状 (NACS-J 1989) からの分類群数。旧カテゴリーを使用しているため、あくまで参考数値。

表2.1.3(1) 日本版の新たなレッドカテゴリーの分類表

区分および基本概念		定性的要件		定量的要件
絶滅 Extinct (EX) わが国ではすでに絶滅したと 考えられる種 <sup>(注1)</sup>		過去にわが国に生息していたことが確認されており、飼育・栽培下を含め、わが国ではすでに絶滅したと考えられる種		
野生絶滅 Extinct in the Wild (EW) 飼育・栽培下でのみ存続している種		過去にわが国に生息していたことが確認されており、飼育・栽培下では存続しているが、わが国において野生ではすでに絶滅したと考えられる種 【確実な情報があるもの】 ①信頼できる調査や記録により、すでに野生で絶滅したことが確認されている ②信頼できる複数の調査によっても、生息が確認できなかった 【情報量が少ないもの】 ③過去 50 年間前後の間に、信頼できる生息の情報が得られていない		
絶滅危惧	絶滅危惧 I 類 (CR+EN) 絶滅の危機に瀕している種	次のいずれかに該当する種 【確実な情報があるもの】 ①既知のすべての個体群で、危機的水準まで減少している ②既知のすべての生息地で、生息条件が著しく悪化している ③既知のすべての個体群が、その再生能力を上回る捕獲・採取圧にさらされている ④ほとんどの分布域に交雑のおそれのある別種が侵入している 【情報が少ないもの】 ⑤それほど遠くない過去 (30~50 年) の生息記録以後確認がなく、その後信頼すべき調査が行われていないため、絶滅したかどうかの判断が困難なもの	絶滅危惧 IA 類 Critically Endangered (CR) ごく近い将来における野生での絶滅の危険性がきわめて高いもの	絶滅危惧 IA 類 (CR) A. 次のいずれかの形で個体数の減少が見られる場合 1. 最近 10 年間もしくは 3 世代のどちらか長い期間 <sup>(注2)</sup> を通じて、80%以上の減少があったと推定される 2. 今後 10 年間もしくは 3 世代のどちらか長い期間を通じて、80%以上の減少があると予想される B. 出現範囲が 100km <sup>2</sup> 未満もしくは生息地面積が 10km <sup>2</sup> 未満であると推定されるほか、次のうち 2 つ以上の兆候が見られる場合 1. 生息地が過度に分断されているか、ただ 1ヶ所の地点に限定されている 2. 出現範囲、生息地面積、成熟個体数等に継続的な減少が予測される 3. 出現範囲、生息地面積、成熟個体数等に極度の減少が見られる C. 個体数の成熟個体数が 250 未満であると推定され、さらに次のいずれかの条件が加わる場合 1. 3 年間もしくは 1 世代のどちらか長い期間に 25%以上の継続的な減少が推定される 2. 成熟個体数の継続的な減少が観察、もしくは推定・予測され、かつ個体群が構造的に過度の分断を受けるかすべての個体が 1 つの亜個体群に含まれる状況にある D. 成熟個体数が 50 未満であると推定される個体群である場合 E. 数量解析により、10 年間、もしくは 3 世代のどちらか長い期間における絶滅の可能性が 50%以上と予測される場合
THREATENED	現在の状態をもたらした圧迫要因が引き続き作用する場合、野生での存続が困難なもの			

注1 種 動物では種および亜種、植物では種、亜種および変種を示す。

注2 最近 10 年間もしくは 3 世代 1 世代が短く 3 世代に要する期間が 10 年未満のものは年数 1 世代が長く 3 世代に要する期間が 10 年を超えるものは世代数を採用する。

表2.1.3(2) 日本版の新たなレッドカテゴリーの分類表

区分および基本概念		定性的要件		定量的要件
絶滅危惧	THREATENED		絶滅危惧 I B 類 Endangered (EN) I A 類ほどではないが、近い将来における野生での絶滅の可能性が高いもの	絶滅危惧 I B 類 (EN) A. 次のいずれかの形で個体数の減少が見られる場合 1. 最近 10 年間もしくは 3 世代のどちらか長い期間を通じて、50%以上の減少があったと推定される 2. 今後 10 年間もしくは 3 世代のどちらか長い期間を通じて、50%以上の減少があると予想される B. 出現範囲が 5000km <sup>2</sup> 未満もしくは生息地面積が 500km <sup>2</sup> 未満であると推定されるほか、次のうち 2 つ以上の兆候が見られる場合 1. 生息地が過度に分断されているか、5 以下の地点に限定されている 2. 出現範囲、生息地面積、成熟個体数等に継続的な減少が予測される 3. 出現範囲、生息地面積、成熟個体数等に極度の減少が見られる C. 個体数群の成熟個体数が 2500 未満であると推定され、さらに次のいずれかの条件が加わる場合 1. 5 年間もしくは 2 世代のどちらか長い期間に 20%以上の継続的な減少が推定される 2. 成熟個体数の継続的な減少が観察、もしくは推定・予測され、かつ個体群が構造的に過度の分断を受けるかすべての個体が 1 つの亜個体群に含まれる状況にある D. 成熟個体数が 250 未満であると推定される個体群である場合 E. 数量解析により、20 年間、もしくは 5 世代のどちらか長い期間における絶滅の可能性が 20%以上と予測される場合

表2.1.3(3) 日本版の新たなレッドカテゴリーの分類表

区分および基本概念	定性的要件	定量的要件
<p>絶滅危惧 絶滅危惧 T H R E A T E N E D</p> <p>絶滅危惧Ⅱ類 Vulnerable (VU) 絶滅の危険が増大している種</p> <p>現在の状態をもたらした圧迫要因が引き続き作用する場合、近い将来「絶滅危惧Ⅰ類」のランクに移行することが確実に考えられるもの</p>	<p>次のいずれかに該当する種</p> <p>【確実な情報があるもの】</p> <p>①大部分の個体群で個体数が大幅に減少している</p> <p>②大部分の生息地で生息条件が明らかに悪化しつつある</p> <p>③大部分の個体群がその再生産能力を上回る捕獲・採取圧にさらされている</p> <p>④分布域の相当部分に交雑可能な別種が侵入している</p>	<p>A. 次のいずれかの形で個体数の減少が見られる場合</p> <p>1. 最近10年間もしくは3世代のどちらか長い期間を通じて、20%以上の減少があったと推定される</p> <p>2. 今後10年間もしくは3世代のどちらか長い期間を通じて、20%以上の減少があると予想される</p> <p>B. 出現範囲が2万km<sup>2</sup>未満もしくは生息地面積が2000km<sup>2</sup>未満であると推定され、また次のうち2つ以上の兆候が見られる場合</p> <p>1. 生息地が過度に分断されているか、10以下の地点に限定されている</p> <p>2. 出現範囲、生息地面積、成熟個体数等に継続的な減少が予測される</p> <p>3. 出現範囲、生息地面積、成熟個体数等に極度の減少が見られる</p> <p>C. 個体数群の成熟個体数が1万未満であると推定され、さらに次のいずれかの条件が加わる場合</p> <p>1. 10年間もしくは3世代のどちらか長い期間に10%以上の継続的な減少が推定される</p> <p>2. 成熟個体数の継続的な減少が観察、もしくは推定・予測され、かつ個体群が構造的に過度に分断を受けるかすべての個体が1つの亜個体群に含まれる状況にある</p> <p>D. 個体群がきわめて小さく、成熟個体数が1000未満と推定されるか、生息地面積あるいは分布地点がきわめて限定されている場合</p> <p>E. 数量解析により、100年間における絶滅の可能性が10%以上と予測される場合</p>
<p>準絶滅危惧 Near Threatened (VU) 存続基盤が脆弱な種</p> <p>現時点で絶滅危険度は小さいが、生息条件の変化によっては「絶滅危惧」として上位ランクに移行する要素を有するもの</p>	<p>次に該当する種</p> <p>生息状況の推移から見て、種の存続への圧迫が強まっていると判断されるもの。具体的には、分布域の一部において、次のいずれかの傾向が顕著であり、今後さらに進行するおそれがあるもの</p> <p>a. 個体数が減少している</p> <p>b. 生息条件が悪化している</p> <p>c. 過度の捕獲・採取圧による圧迫を受けている</p> <p>d. 交雑可能な別種が侵入している</p>	
<p>情報不足 Data Deficient (DD) 評価するだけの情報が不足している種</p>	<p>環境条件の変化によって、容易に絶滅危惧のカテゴリーに移行し得る属性（具体的には次のいずれかの要素）を有しているが、生息状況をはじめとして、ランク判定するに足る情報が得られていない種</p> <p>a. どの生息地においても生息密度が低く希少である</p> <p>b. 生息地が局限されている</p> <p>c. 生物地理上、孤立した分布特性を有する（分布域がごく限られた固有種等）</p> <p>d. 生活史の一部または全部で特殊な環境条件を必要としている</p>	

●付属資料

区分および基本概念	定性的要件	定量的要件
絶滅のおそれのある地域個体群 Threatened Local Population (LP) 地域的に孤立している個体群 で、絶滅のおそれが高いもの	次のいずれかに該当する地域個体群  ①生息状況、学術的価値等の観点から、レッドデータブック掲載種に準じて扱うべきと判断される種 の地域個体群で、生息域が孤立しており、地域 レベルで見た場合絶滅に瀕しているかその危 険が増大していると判断されるもの  ②地方型としての特徴を有し、生物地理学 的観点から見て重要と判断される地域個体群 で、絶滅に瀕しているか、その危険が増大 していると判断されるもの	

2001(平成13)年7月31日には「河川における外来種対策に向けて(案)」の送付について」が河川環境課企画専門官の事務連絡として出された。2002(平成14)年12月11日には「自然再生推進法」が議員立法で制定された。翌年度、河川事業として自然再生事業が河川公共事業の一部として実施された。植生管理に関わる事業としては、「自然環境の保全・復元を必要とする区域についての河道整備、湿地再生等の事業」が始まる。

2003(平成15)年2月26日には「新しい時代における安全で美しい国土づくりのための治水政策のあり方について」の社会資本整備審議会河川分科会の答申が、2004(平成16)年には「景観法」、「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」が制定され、また2005年(平成17)3月28日、河川敷地の多様な利用により一層の推進が図られるように、河川敷地占用許可準則が一部改正された。

このような社会情勢、価値観の変化は、河川整備の根幹である河道計画策定の考え方の見直しを要求した。河道計画立案の基本方針は、従来の計画洪水量を流すに足る定規断面の計画方式、これを基準とした河川管理方式から、河道の形状および地被状態は時間の変化と共に変化することより計画洪水流量を流下させるに足る地被状況および河道断面積を確保する方式、これに応じた河川管理方式に変化した。すなわち、ある時点における河川の流下可能流量(管理洪水流量、この概念はまだ無い)を定め、河道の状況を監視し、この流下能力を下回らないように河道管理することが求められたのである。

すなわち、高水敷の植生の変化は洪水流下流量を変化させるため、高水敷の粗度設定は、そのまま高水敷の地被状態(植生状態)を規制する量的基準となった。高水敷における植生を生態系機能の観点からどのような状態として設定(空間管理計画におけるゾーニングごとに植生状態を定め粗度を設定)し、それを維持管理せざるを得なくなったと言えよう。新たな河道計画に対応するべく「河道計画検討の手引き」が、(財)国土技術センターから2002(平成14)年に発刊された。

ここに、高水敷および河岸付近の植生管理が技術上の課題となった。このような変化は、高水敷の植生状況と粗度の関係に関する研究が進み、ある程度評価しえるようになったこと、また低水路の粗度係数も水深、エネルギー勾配、河床材料を用いて評価できるようになったこと、洪水時の流速とそれによる植生の応答特性(倒木化、裸地化条件など)の解明、また水位計算方式の高度化という背景があった。

河川内の樹木の持つ生態系機能、景観機能の価値の上昇は、河道計画のあり方、河道の維持管理方式の変革を促しているのである。

2006(平成18)年7月7日、社会資本整備審議会河川分科会より「安全・安心が持続可能な河

川管理のあり方について」が答申された。そこでは、1.現状と課題、2.基本的な方向（河川の維持管理の基本的な方向と危機管理から見た河川管理上の基本的な方向）、3.具体的な施策が提示されている。具体的施策の中で、「河川環境管理の推進」が挙げられ、以下のことが示された。

① 河川環境管理にかかわる戦略的仕組みづくり

河川環境の管理目標や必要な管理内容について随時点検して 空間管理計画、水環境管理計画を含む河川管理基本計画をより充実するものに改定、また戦略的に河川管理実施、計画に基づく施策の進捗状況を定期的に把握・公表し、見直す仕組みを確立

② 河川を管理するための目標等の設定

③ 工事实施に伴う影響予測の高度化

ここに、河川環境管理を含む河川環境管理基本計画の充実が謳われたのである。1995（平成7）年の答申から11年、ようやく、河川環境管理基本計画の再検討、第3期の河川環境管理計画概念形成期に到ったといえる。

2007（平成19）年4月25日には、国土交通省河川局長発「効果的・効率的な河川の維持管理の実施について」が各地方整備局長等に、国土交通省河川局治水課長発「河川の維持管理にかかわる計画の作成等について」が各地方整備局河川部長等に発せられ、「概ね5年間を計画対象期間とする河川維持管理計画およびこれに基づいて作成する年間の河川維持管理実施計画は、河川整備計画に沿って、河川の維持管理を適切に実施するために必要となる維持管理内容を定めるものである。」とその策定を指示した。しかしながら河川技術の未成熟もあり前記答申の②河川を管理するための目標等の設定については具体的基準が与えられず、「河川及び河川管理施設の状態を評価するに当り、事務所等や整備局等单位での検討会、学識経験者から計画（案）の内容や個々の課題に関する検討に対して技術的助言を得られるような仕組み等、必要な体制を整備するものとする。」としている。

漸く、2011（平成23）年5月、国土交通省 河川砂防技術基準 維持管理編 が作成され、維持管理の基本方針が定まった。植生管理に係わる重要項目として、第3章 河川維持管理目標 第2節 流下断面の確保、第4章 河川の状況把握 第2節 基本データの収集 2.4 河川環境の基本データ、第5章 河道の維持管理 第3節 樹木の対策 が挙げられた。

公共空間である河川空間を秩序あるものとしようという河川管理の立場と河川空間を多様に利用しようという地域および利害集団の論理との矛盾を、いかに解消し流域と一体となって治水安全度の質、河川環境の質を高めるか、河川管理システムがそれにどう応えるかが問われている。

このように平成時代は、自然との共生、生物多様性という言葉が時代のキーワードとなった時代であり、また財政制約下の河川の維持管理をいかにシステム化・標準化していくかが問われ、それを実体化しようとする時代なのである。

工事の技術から管理の技術へが、河川技術界のスローガンであると言えよう。

## 2.2 現在における植生管理の課題

河川における緑の価値の増加は、河川管理者と河川環境保護団体等との河川植生の取り扱いに関する協議やクレーム処理など河川管理業務の増加となり、河川内の樹木の伐採に当っては関心のある人々への説明が必要となった。

一方で、山間地の大型水ダムの建設、河道掘削などにより扇状地河川における低水路幅の縮小や固定化された中州が発生し、これらに樹木が侵入し樹林化した。また、民地では耕作放棄地が増加し植生が変化し、藪化や樹林化が生じた。さらに侵入する草本や樹木にシナダレスズメガヤ、アレチウリ、ハリエンジュ、ニワウルシ（シンジュ）などの外来種が増えた。

これらは、以下のような河道管理上の問題を生じさせた。

① 粗度係数の増加による治水条件の変化

低水路幅の縮小や耕作放棄地の増加によりセグメント1および2においては高水敷の植生遷移が生じ、草丈の高い草本類の占める面積、樹林化の進行により、高水敷の粗度が増加し、流下能力の減少、遊水地の越流開始流量の変化が生じ、河川の治水機能の劣化が見られる。

② 景観の悪化・河川利用機能の低下

植生遷移過程において、高水敷の藪化などが生じ、景観の悪化、低水路部へのアクセス不能などが生じ、またゴミの不法投棄の誘引となり、河川利用機能の低下が見られる。

③ 巡視への悪影響

草丈の高い草本類の占める面積の増加、樹林化の進行により、見通しが悪化し、ゴミ等の不法投棄の増加や、河川巡視行為（巡視対象構造物の点検行為や不法行為の発見）の困難が生じている。

④ 希少生物の保全

1992年（平成4）6月5日「絶滅の恐れのある野生動植物の種の保存に関する法律」が制定され、河川空間の存在する希少動植物に対する保全が求められた。河川においては希少種の生息・生育空間を保全するため人の立ち入りを規制することが困難であり、また自然攪乱場であることもあり保全手法の策定が困難である。

⑤ 外来種の繁茂

河川堤防、高水敷、水際に外来種が繁茂し、その対策に苦慮している。

⑥ 外来牧草等による花粉症の発生

ネズミホソムギ、オオブタクサなど花粉症を生じさせる外来種が繁茂し、その消滅対策に苦慮している。

⑦ 野火の発生増加

河川高水敷上のオギ、ヨシ、ススキなどの群落は晩秋には枯れるが、倒伏せず枯れ草原となる。都会に近い河川では非意図的あるいは意図的な発火により火災が発生することがある。野火発生の懸念から、附近の住民から除草を求められることがある。

⑧ 河道形状の変化に対する対応

人為的作用による洪水および平水時の流量の変化と沖積地に流入する土砂量の減少は、セグメント1、2-1、2-2区間の上・中流部の河床低下と低水路幅の縮小という地形変化をもたらし、その変化に伴う洪水攪乱頻度の変化により植生の遷移（河原から草地、樹林へ）が生じ、維持し易い河道形状および植生管理のあり方が問われている。

河川環境を保全・復元する「総合水系環境整備事業」（⇒2009（平成21）年 国河環第118号 総合水系環境整備事業の実施について）の事業計画の立案とその後の維持管理、河川空間環境管

理計画における植生管理のあり方についての答えも、強く求められている課題といえよう。

一方で、わが国の財政赤字の拡大は、河道の維持管理行為の合理化（粗放化）への圧力を強くしている。自然に生長、遷移していく河川植生を、何のために、誰が、誰の費用で、いつ、どのようにして、管理していくのかという、植生管理システムの基本に関わる検討が必要となっている。

このような中、民主党政権下において、2011（平成23）年度から直轄河川の維持管理費に対する地方負担が無くなった（⇒注2）。

## 注.

注1) 財団法人河川環境管理財団では、樹林帯の制度をうけて、樹林帯の計画、整備、維持管理に関する手引きと技術的知見を「堤防の沿った樹林帯の手引き」（山海堂刊、2001）に取りまとめている。

注2) 都道府県の行政経費の削減という観点で制度設計してよかったのだろうか。河川という公共財をコモンとして管理していこうという動きが見える現在、社会の動向に反する方向ではないのか。

## 参考文献

荒井顕道編、瀧川政治郎校訂（1969）牧民金鑑上巻、刀江書院、pp.741 - 743.

上田浩一郎（1955）水害防備林、産業図書。

岡崎文吉（1915）原始河川の処理について、土木学会誌第1巻第6号、pp.2013 - 2041.

建設省関東地方建設局（1984）利根川百年史、pp.1972 - 1973.

小出博（1954）国土の保全と水害防備林（その2）、資源5月号、pp.27 - 28.

近藤徹（1982）河川環境管理のあり方－河川審議会の答申－、雑誌 河川、No.427、pp.11 - 18.

近藤徹（1982）河川環境の現状と課題、雑誌 河川、No.427、pp.19 - 39.

砂地国良、笈斌治（1955）水害防備林に関する所見、総理府調査会。

著者不明（1680～1683頃）百姓伝記、ここでは日本農書全集第十六巻、農山魚村文化協会刊（1979）によった。

富永正義（1932）河川、岩波書店。

浜口達男、松浦茂樹、藤田光一他（1987）水害防備林調査、土木研究所資料、第2479号。

ファン・ドールン（1873）治水総論。

平岡道敬（1689）地方竹馬集、ここでは近世地方経済史第2巻、昭和6～7年、同刊行会によった。

福田次吉（1933）河川工学、常磐書店。

西川喬編（1972）増補改定 河川管理の理論と実態、山海堂、pp.64 - 115.

西松喬（1892）堤塘植樹管見、治水雑誌第11巻、pp.29 - 35.

松浦茂樹、山本晃一、浜口達男、本間久恵（1988）水害防備林の変遷についての一研究、第8回日本土木史研究発表論文集。

村田路人（2011）堤外地政策より見た近世治水政策の研究、河川整備基金助成事業報告、22 -

1216 - 005.

宮本武之輔（1936）治水工学，修教社．

山本晃一（1999）河道計画の技術史，山海堂，pp.90 - 92, 122 - 136, 185 - 188, 298 - 305, 336 - 339.

矢原徹一（2002）第3章 植物レッドデータブックにおける絶滅リスク評価とその応用，植物学会編，文一総合出版，pp.59 - 94.

リチャード B. プリマック，小堀洋美 訳（1997）保全生物学の進め，文一総合出版．

### 第3章 河川植生に関する基礎情報

#### 3.1 河川植生の空間分布特性を規定する要因

現存する河川植生の空間分布は、以下に示す物理・化学系、生物系、人間系という3つの系の相互連関の現れである(山本, 2002)。

物理・化学系：境界としての地形，構成物質(表層材料)，流量(水位)，粒径集団別土砂量，栄養塩量(窒素，燐，炭素，その他)，エネルギー(光，熱など)

生物系：植生，陸生動物，水生生物(魚，昆虫など)，微生物(動・植物プランクトン，細菌など)

人間系：河川流域における意識的および無意識的生産・消費活動(物理・化学系，生物系への働きかけ)とその生産・消費物

3つの系は相互依存系であるが，生物系は他の2つの系に対する従属的性格が強い。技術として河川植生を捉えるという本論の目的においては，人間系と他の2つの系との相互作用(流域土地利用行為，河川技術行為，地域における労働・消費活動)については，人間を含めた生態系として直接的相互作用を(流域開発・保全史として)捉えるのではなく，物理・化学系および生物系に対するインパクト要因(外乱;働きかけ)として位置付けるものとする。

自然的攪乱・人為的インパクトという外乱が，河川植生の変化として現れる時間・空間スケールには種々のものがある。空間スケールおよび植物種が異なれば，その現象の表現様式(認識のための概念枠)と時間単位は異なる。すなわち，植生管理対象空間スケールおよび管理の対象とする種(寿命の差異等)・管理目的により，検討すべき時間単位が異なるのである。

本論で対象とする河川植生空間は，セグメントスケール(⇒注1)，リーチスケール(砂州長，蛇行波長スケール，自然堤防等の中地形スケール)，水深スケール(砂堆，反砂堆)，礫径スケール(巨石，礫)である。

なお，河川生態系を構成する生物種ごとに空間スケールのターミノロジーは異なっている。魚類生態学では，セグメント相当の上・中・下流，リーチスケール相当の瀬・淵構造が，水生昆虫生態学では，これに加えて礫径スケールが空間階層として取られることが多い。

桜井(1995)は生物の棲み場所の観点から，海や他流域を含む流域を越えたスケール(渡り鳥，回遊魚などを対象)であるビオトープネットワーク，流域スケールである大生息場所(ビオトープシステム)，リーチスケールである生息場所(ビオトープ)，水深スケールである小生息場(ハビタット)，礫径スケールの微生息場所(マイクロハビタット)，砂スケールである超微生息場所(スーパー・マイクロハビタット)の6階層区分を提示している。

図3.1.1にそれぞれの領域で研究の対象とされる空間スケールを示す。ただし，水平方向のスケールであり垂直方向のスケールでない。

人為の影響のない河川植生の空間分布が洪水等の自然的インパクトによる変化を対象とする場合には，河川植生と河川地形が相互に関連しあっていることにより，河川地形変化と河川植生変化の空間スケールと時間スケールは，ある程度比例的関係性にある。しかし，植生管理という植物に直接技術的働きかける場合には，植物種ごとの生育・生活リズム，植生遷移としての時間等の時間単位(時間スケール)を考察の対象とせざるを得ない。基本は人間が植生に働きかける技術目的に応じた時間(考えるべき時間単位)が考察の対象となる。例えば，運動グラウンドの植生管理であれば，週，季節，年が時間単位となろう。樹林をある望ましい植生に意識的に転換する

ものであれば、季節、年、10年、100年という時間単位が考察の対象とされる。当然ながら、植生の変化は地形変化と相互関係を持つので、地形変化の時間・空間スケールを植生管理の時間・空間スケールとして組み込む必要がある。

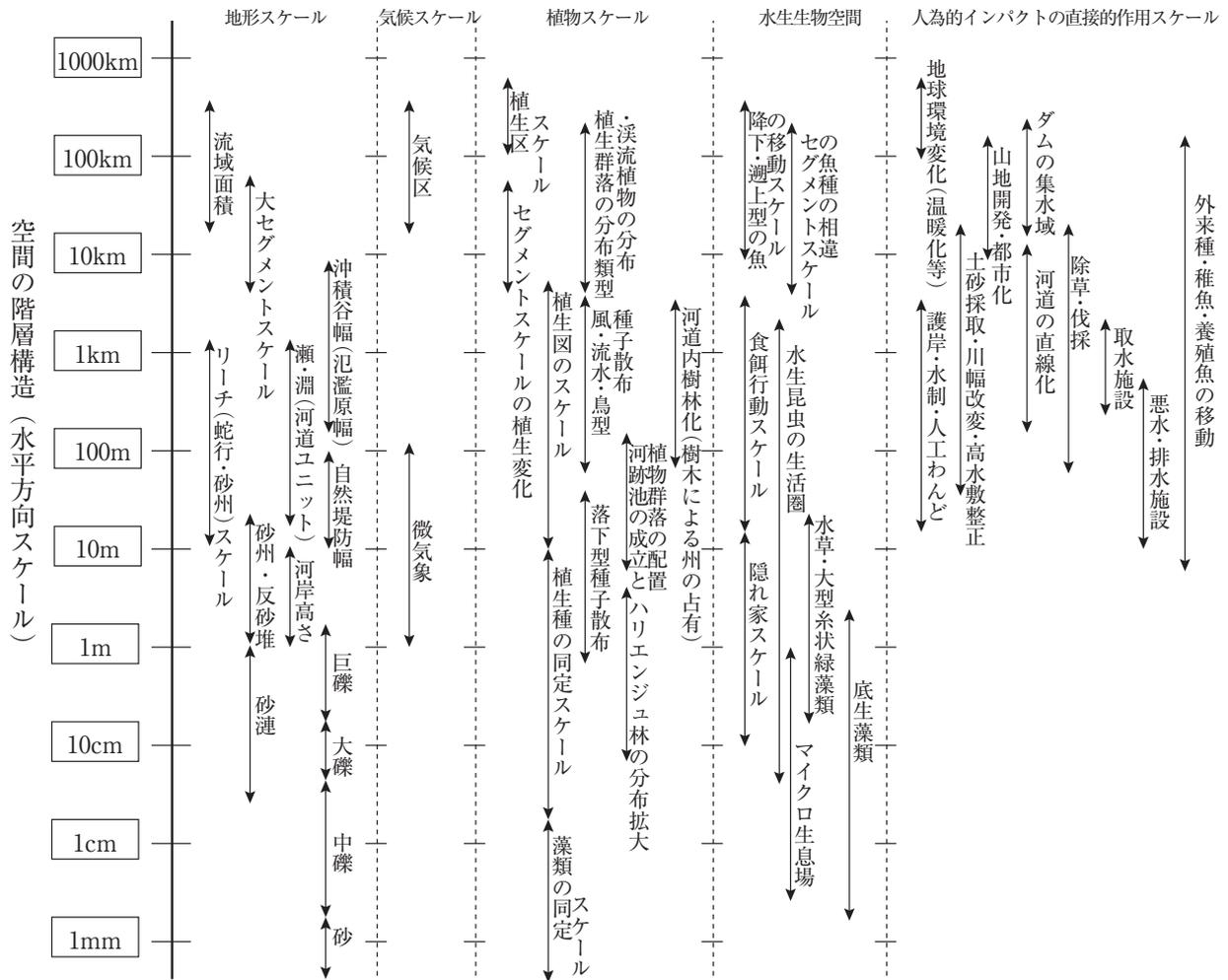


図3.1.1 河川生態系に関わる空間スケール

### 3.1.1 河道特性としての植生 (山本, 1994, 2010a)

#### (1) 河川地形と植生

河川周辺の環境は、植物の生育環境として他の陸上の環境とは明らかに異なった性質を有している。それは時々起こる冠水と通常の著しい乾燥という水分条件の両極端にまたがる状態を交互に繰り返すことや、時には生育基盤である表土が洪水により破壊されるということに代表される。そればかりでなく水湿地から乾燥地までの環境傾度に従った植生立地を見出すことができる。それは川の横断方向に見ていった場合にも、縦断方向に見ていった場合にも見出される。

河川微地形さらには河床材料、氾濫原土壌、氾濫原表層土壌水分は、セグメントごとに変わるので、河川生態系の一般的特性をセグメントと河川水質により分類・記述可能である。すなわち、セグメントは河川生態系の河川縦断方向空間区分(空間方向の変化)として適用しえるのである。

こうした環境上の特殊性は、そこに生育する植生の状態(群落組成, 生活型, 相観等)を規定し、逆に植生の状態からその立地の環境条件を推定できることを示している。つまり河川敷に生育す

る植生の状態は、その場所の環境条件の指標となり得るのであり、逆にその場所の環境条件は植生状況を規定するのである。

河道特性として植生を記載するには、まず植生地理学としての植生の空間配置と植生を取り巻く環境要素との関係を明確にすることである。

## (2) 河川区域内の環境区分

植生の生育環境区分として大きな空間スケールから順に以下のように区分する。

第1に、気候区分を取るべきであろう。気候が異なると日照、気温、降雨の特性が異なり、生育する植生が異なるからである。

第2に、河道の縦断方向の環境区分を現すものとして、小セグメント区分を取るべきである。同一小セグメント内では、河床材料、表層材料・土壌、河道の種々のスケール、洪水時の流速（攪乱外力）がほぼ同様であり、植生景観が似たものとなるからである。

第3に、河道横断方向の環境区分を現すものとして、水際部、河岸侵食部（裸地）、河岸堆積部（植生被覆地）、河岸肩部、自然堤防部（河畔堆積部を含む）、後背湿地部、旧河道跡低地部、三日月湖部、などの地形による区分を取るべきであろう。なお高水敷部は、人為作用の影響を受けたところが多く、それに応じた群落種となるので人為地形部（堤防、ゴルフ場、水田、畑、牧草地、グラウンドなど）に区分する。

植生管理としては河川域の植生種とその存在形態の制御が目的となるので、環境区分の制御因子としての水位を表すような物理的な指標が必要である。植生の生育条件としては、平水時の水位と洪水時の水位（土壌特性の指標でもある）が大きな要素である。各セグメントの位況図（年間の平均的な日単位で示した冠水頻度  $T_1$  と水位の関係）は、**図3.1.2**に示すように2つの勾配変化点（ $K$ 、 $J$ ）を持っている。 $J$ 点より低い水位は概ね350日以上水中に没し、 $K$ 点より上部は冠水頻度が50日程度であり、 $K$ 点以上は植物が繁茂領域となる。横断方向の植物群落の差異を表す分類指標としては、冠水頻度  $Y_i$  を実証的に調べて適切なものとする必要がある。

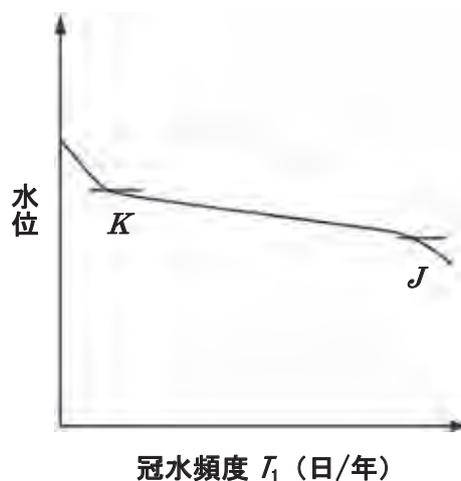


図3.1.2 冠水頻度の急変点(山本他、1994)

### (3) 環境区分と植生配置

植生の配置及び生育種については、河川水辺の国勢調査(⇒注2)などにより河道内の植生図および植物種リストが作成されている。これらの情報により環境区分と植生配置の関係性についての知見の増大が図られつつある(石川, 1996)。

第1の環境区分である気候区分と植生群落については、暖かさ指数(各月平均気温の値からそれぞれ5°Cを引き、平均気温が5°C以下の月は0とする。その年間総和をいう)や寒さの指数(月平均気温5°C以下の月だけについて、5°Cから月平均気温の値を引き、その総和をいう)を用いて区分する(吉良, 1949)。照葉樹林帯と落葉広葉樹林帯との区分は、暖かさ指標でおよそ85度、落葉広葉樹林帯と針葉樹林帯との区分は、およそ45~55度といわれている(沼田他, 2002)。まず既存の研究成果に基づく日本の植生帯図により区分し、区分された空間ごとに河川植生種の違いを記述・分析・整理することがなされなければなるまい。

第2の環境区分については、河川域で見られる優占種を取り出し、それがどのセグメントで多いか明らかにする。図3.1.3は猶原(1945)が関東を流れる荒川の河辺植生の縦断方向変化を模式図として示したものである。数量的に示したものでなく感覚的なものであるが、セグメントごとにどのような植生種が生育するのか分かり易い。

これに第3の環境区分である横断方向の環境区分、例えば、水際、河岸斜面部、河岸肩部、自然堤防、後背湿地などの地形区分、人為地形区分ごとに整理すれば、より利用し易いものとなる。このような作業により気候区分毎に各セグメントの代表種や群落構成が特徴付けられよう。これに加えて水位の発生頻度を環境区分情報として付加する場合は、平水位からの高さで植生群落の関係を分析し、標高差を分類基準とする。より細分化した区分を考えるには平常時の地下水面と地表面の標高差等の環境因子を加えて区分する。

### (4) 自然植生, 潜在自然植生

河川自然植生は、洪水による攪乱現象を含む場で生じると考えられる理念型の植生であり、攪乱というイベントの累積積分を時間平均化した状態量としてイメージされる。すなわち、河川植生は攪乱を伴う動的な平衡系(年変動および中規模洪水という自然攪乱による変動を平均化したもの、恒常機構を持つシステム)として捉えられる。しかしながら、河川では大規模洪水により河川生態系がカタストロフィックに変わり、動的平衡系(理念的雛型)が崩壊してしまうこと(回復安定性の破壊)がある。攪乱規模として、動的平衡系を特徴付ける定常攪乱(中規模攪乱)とカタストロフィックな変化を伴う大規模攪乱を分けて考えていく必要がある。例えば火山噴火活動や山地崩壊を伴う大規模洪水(山地崩壊により土砂供給量が急増し、死んだ川(河床表面の材料がアーマ化あるいはベドロック露出)から生きた川(細粒物質の増加による河床変化の活性化)への変化などである。なお、より広い空間スケールおよび長時間スケールから見れば狭い空間および短い時間スケールでのカタストロフィックな事象は、単なるエピソードにしかすぎず動的平衡系に組み込まれてしまう。すなわち検討の対象としている空間と時間のスケールによりカタストロフィックの意味・内容は変わる。

個々の時間断面を取れば河川生態系は時間断面ごとに差異があり、2度と同じパターンはないが、河川生態系を技術的対象とするには、ある時間平均化した生態系(自然攪乱現象、生物の季

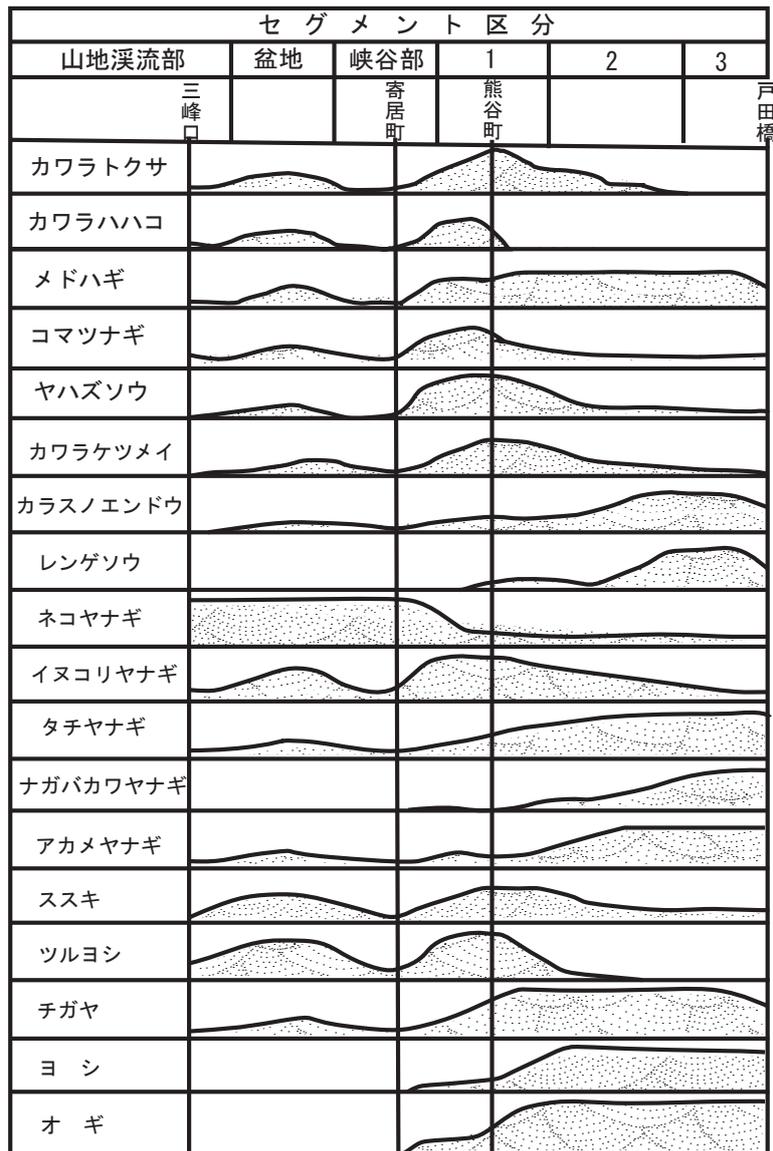


図3.1.3 荒川河辺植生の縦断方向変化(猶原、1945に加筆)

節的周期変動を含む平衡系)のイメージを必要とし、それをベンチマーク(理想的雛型)とし現実にある河川生態系(人為的攪乱や人為的ストレスにさらされた系)との差異を、人為的攪乱や人為的ストレス因子が生態系を規定する諸要因間の関係のなかで及ぼす影響程度として分析せざるを得ない。このような研究により理想的雛型の分類体系の高度化、分析・統合理論の高度化、知見の拡大がなされていく。しかしながら河川生態系の各構成要素についての自然攪乱を包含した理想的雛型の情報編集が十分に進んでいるとはいえ、この編集業務から始めなければならないものがほとんどである。そもそも、北海道、国立公園を除けば、わが国に自然植生(理想的雛型)空間が残る沖積河川は存在しない。

河川植生管理論としては、自然植生を100年程度の動的平衡系と考えたい。その中で洪水規模の変動に伴う植生変化をある幅として、セグメント別に描出できるように知見を整理する必要がある。

現実の河川植生は、基盤材料、洪水攪乱頻度と強度、平水時の水位等の河道特性と、河川構造物、

意図的土地利用（伐採，除草，農地利用，公園利用，水防林等）という人為攪乱により規定されている。わが国の沖積河川は氾濫原から農地化への過程で河岸侵食を護岸・水制で防ぎ，河道平面位置を固定してきた歴史があり，大部分の河道内氾濫原（高水敷）は人為的に固定され，河岸付近の植生（樹木）は基盤破壊という攪乱を受ける機会から逃れており，それに対応した河岸付近植生となっている。また，河川区域の高水敷には民地，公有地，占用地があり，それぞれが権原に基づき河川法の制約の中で利用している。河川区域内の植生は人為的規定要因が強いのである。

このような人為的インパクトを受けている沖積河川において，生態系の保全・再生を図る植生管理を行う場合，人為的干渉を少なくした場合の植生のイメージが必要となる。植物生態学では，チュウセン（Tüxen, 1956）によって潜在自然植生という概念が提唱されている。潜在自然植生とは，ある一定の地域に存在していた自然植生が，人為的影響のもとに置き換えられて存続するさまざまな代償植生によって構成されている状態において，人為的影響を一切停止した場合にそれぞれの植生域が支えられる潜在的な能力を理論的に推定し，それを自然植生で表現したものと定義している（奥田，2000）。

技術的には人為的影響を一切停止した場合の植生相を推定するのでは無く，堤防があることを前提に，上流に建設された（る）ダム等の存在による流量および土砂レジームの変化の基（想起するシナリオで条件が変わる。例えば，護岸が在置か，撤去か）での高水敷および低水路における人為的攪乱を停止したときに生じる，おおよそ100年後までの植生相の変化プロセス（植生相の変化）を推定したい。

河川植生は自然攪乱・人的攪乱の影響を強く受けている特殊な環境に生育するものである。低水路内および河岸付近の植生は，現河川の植生群落分布およびその変化を物理・化学環境指数との関連性として分析・整理していけば，理論的に推定可能であろう。

#### (5) 植生と自然攪乱

一般にある程度湿った裸地ができると，植生は一年生草本→多年生草本→木本類へと遷移する。しかし河川では洪水という攪乱があり，このときの流速と冠水時間が植生を破壊あるいは死滅させてしまう条件にあると，遷移が進まず元に戻る。

セグメントごとに洪水と植生の関係を記す。

##### ① セグメント1

扇状地河川では出水がないとツルヨシ等の草本類やイヌコリヤナギ，カワヤナギが水分の多い水際付近に，オギ，ススキなどの草本類，アキグミなどの木本類が砂州上に生育する。これらの植生は中出水により破壊され元の河原に戻るというサイクルを繰り返している。

ダムなどにより流送土砂量が減少し滲筋の河床低下が進んだ河川や洪水流量が減少した河川では冠水頻度が減少し，礫間にマトリクス材である細砂・シルトの侵入，砂州頂部付近への小礫・中砂の堆積を通じて草本類が侵入し，草本類と流水との相互作用によりさらに細かい細砂・シルト層が形成され，ヤナギ類，ハリエンジュ，オニグルミなどの木本類が育ち島状・高水敷化が進み，中洪水でも破壊されなくなる。図3.1.4は多摩川永田地区（51～53km， $I_b=1/220$ ， $d_m=35\text{mm}$ ）程度の河道で，左岸側に滲筋が生じ，右岸側は高水敷化した）における安定的な植生域拡大のプロセスを示したものである（季他，1999）。なお図中のタイプ型は表3.1.1のとおりである。

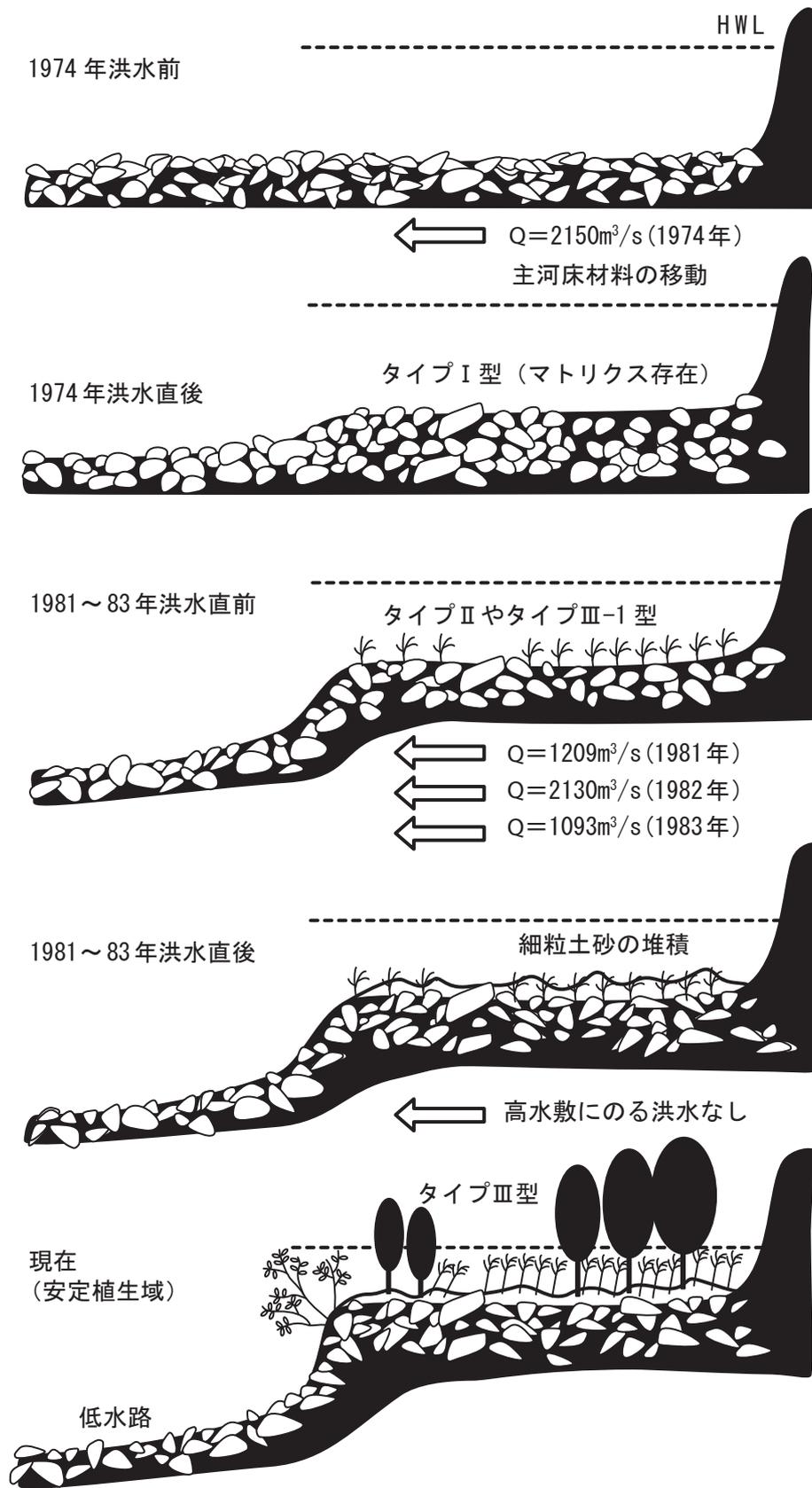


図3.1.4 安定的な植生域の拡大のイメージ(季他、1999)

草本類の破壊は、基盤である礫層が移動し生育基盤が破壊される、表層の細砂混じりのシルト層が草本の根と一緒に捲くれ上がる、あるいはブロック状に破壊される事により流出してしまう場合、移動してきた砂・礫に完全に埋もれてしまうような場合に生じる。ツルヨシ等の地下茎のある多年生植物は、多少埋まっても、倒れても、葉がちぎれても生き残る。

ヤナギ類、ハリエンジュなどの樹木は流水の流体力により倒伏しても萌芽により再生する。流出は河岸侵食により根こそぎ流されるもの、速い流速により倒伏し基盤が破壊され根系が露出流出するものがある(清水, 2002; 清水他, 2002)。

高水敷の冠水頻度が数年に一回程度の標高の所では、大出水時(100年確率洪水程度)の流速が速く植生は破壊される。ただし、冠水頻度が20年に一回程度の標高の所は、水深が浅いので高木は存置し得よう。

表3.1.1 比高-堆積厚(細粒物質の表層の厚さ)軸による植物群落のタイプ(藤田他, 2003)

I型	裸地およびカワラノギク、コセシダングサを優占種とする群落 が該当	比高*によらず、ほとんどの場所では堆積厚0である。一部薄い(10cm程度以下)表層細粒土層厚を持つ場合がある。
II型	ツルヨシ、イヌコリヤナギ群落 が該当	2つの離れた存在領域を持つ、すなわち、堆積厚0で比高が30cm以下の場所と、堆積厚10cm程度以上で比高がおおむね50~100cm以下の場所に分布する。
III型	ススキ・オギ・オオブタクサ・ハリエンジュ群落 が該当	堆積厚0の場合に存在しない(ただしススキは堆積厚ほぼ0の場所にも存在しえる可能性がある)。比高0および比高0近くの場所には存在しない。堆積厚数cm以上、比高50cm程度以上の場所に幅広く分布する。 ----- ススキをIII-1型、それ以外をIII-2型と細分することはできそうである。この場合は、III-1型は、低比高に存在せず(150cm程度以上)、堆積厚が薄い(10cm前後が多い;0でも繁茂不可能でない可能性も)ことが特徴となる。

\*比高とは平水時の水位を基準とした立地地盤の高さ

## ② セグメント2-1

セグメント2-1の高水敷の流速は、河床掘削等により平均河床高が低下していなければ大出水において1.5~2.5m/s、水深3~4mとなる。この流速は密に生えた草本類は耐えられる流速であるが、木本類は一本立ちの場合には倒伏したり折れたりする流速である。特に幼樹や樹高の低いオニグルミ、クワ、ヤナギなどは、ゴミが枝や幹に引っかかり流体抵抗が大きくなり、倒伏しやすい(⇒3.3(5))。

水防林として育成される竹類は群中のものは倒伏しないが、群の最上流端や河岸寄りには倒伏する。

セグメント2-1の河川は自然河川であれば、通常、蛇行河川となり、外湾部の河岸侵食と内湾部の細粒物質の堆積により、動的低水路幅を維持している。間欠的な河道の側方侵食に伴う内湾側河岸付近の土砂堆積、低水路であった状況からの時間経過(間欠的な河岸成長速度の増加)により(山本c, 2010)、河道に沿った帯状の植生群落の差異や樹木樹齢の差異の帯が生じる。写真3.1.1は亜寒帯地方を流れるカムチャッカ川の内湾ポイントバー後部の植生状況を示したものであり、ヤナギの樹齢の差異に応じた樹高のことなる3段の帯がよく示されている(山本, 2003)。ポイントバーの滑走斜面は、攪乱頻度に応じて河床材料、水分量が異なり、植生群落も帯状となるのである。日本の河川は、河岸侵食を災害として防止し氾濫原を農地化してきた歴史

があり、このよう樹齢の異なる帯状の樹木帯はほとんど見られないが、1960年代以前の北海道の河川では蛇行の移動に伴う樹木帯の帯が航空写真により確認されている。

日本の本州においてはポイントバーの平水時水際からヤナギタデ、カワラヨモギ、ツルヨシ、オギ、タチヤナギ群落となるのが典型例である（(財)リバーフロント整備センター、2000）。



写真3.1.1 セグメント2-1における自然植生:カムチャッカ川の間欠的河岸侵食に伴うポイントバーの堆積形態と内湾側帯状樹林帯(同一樹齢林の帯)、2002年撮影(山本、2003)

### ③ セグメント2-2

セグメント2-2の河道区間では、高水敷の流速は大出水でも通常2m/s以下であり、草本類は倒伏するが破壊まで至らない。河岸近くで洪水流が低水路から乗り上げる所では、土砂の堆積により埋もれ死滅することがある。

樹木は一般に倒伏しないが、一本立ちのヤナギ類ではゴミが付着して倒伏することもある。河岸付近にヤナギ類が生え河岸林となることが多いが、群として生育しており、河岸が崩壊しなければ出水に耐えられる。

### ④ セグメント3

セグメント3では洪水時の高水敷上の流速は小さく、河岸付近での草本(ヨシ)の倒伏があるが一般に倒伏まで至らない。したがって植生種は洪水の攪乱によらず地下水位および汽水環境(塩分濃度)に規定されるものとなる。高水敷の人為的改変がなければ、満潮時の水位と河岸高の標高差が少なく平坦面である満潮位より1mぐらいの所まで一面のヨシ原となっている。これより地表面が高いとより乾燥した土壤に生育するギシギシ、セイタカアワダチソウ、オギ群落等の植生となる。

なお、ヨシ群落の河川側は、低水路の砂質物質とヨシ群落によりトラップされたシルト・粘土質物質の境界となっている。

## 3.2 河川植生の機能

### 3.2.1 河川植生の機能分類(山本、2009)

#### (1) 動物の生息環境機能

河川およびその周辺域は、流水および流送土砂により侵食・堆積等の攪乱を受ける場所である。このような攪乱の規模および頻度は、河川およびその周辺域に生息・生育する動植物等の生態系の

構造と変動特性を規定しており、河川生態系の特徴となっている。攪乱の強度・頻度は、河川縦断方向および横断方向に変化し、その変化に応じて、河川地形、植生、生息する動物相が変化する。河川生態系は流水、土砂、植物、動物の相互作用によって形成されるものであり、その中で河畔林は下草として生える草本類とあいまって、以下の機能を有す。

河岸近くに立地する河畔林は、動物の繁殖、採餌、休息、避難、移動という生活場を提供し、また、動物の食物の供給源となる。動物に対するその機能は、河川縦横断方向に変化する。

山地溪流部での河畔林は、太陽の光をさえぎり、川には木漏れ日が差し込む程度であり、日中の河川水温の上昇を抑制する。溪流に生息する水生昆虫やイワナなどの溪流性魚類は、この環境に適応している。落ち葉は水生昆虫の餌資源となり、樹冠から落ちる昆虫などの動物も餌資源となる。

川幅が広がる沖積地では樹木による日照遮蔽効果は少なくなる。豊富な日光は底生藻類の生長を促し、アユなどの餌資源となる。河岸に生えるヤナギ類などの樹木や草本からの落ち葉や枯れ草は、昆虫や水生昆虫や魚類の餌となり、倒木、落下した枝、水中の根は、魚類の生息場として機能している。倒木、枝葉、草茎の河川内の集積は、周辺の流れの状況を変え、河床材料や流速が変化する多様な生物の生息・生育空間となっている。樹木の枝葉、果実、花の蜜、樹液などは動物の餌資源となり、河川生態系を支えている。中州や寄州などは人が近づきにくく、樹木はサギ類などのコロニーとなり、繁殖や産卵、営巣の場となる。連続した樹木は哺乳類、昆虫類などの移動経路となる。

感潮域にはヨシ原が広く広がり、オオヨシキリ・ヨシキリなどの営巣地となる。

## (2) 治水機能

樹木はその樹冠で雨を受け、その根で土壌を緊縛し、土壌流出を軽減する。水際の樹木は河岸付近の流速を軽減させ、かつ河岸物質をその根で緊縛し、河岸の侵食を軽減する。高水敷の樹木は洪水時の堤防付近の流速を軽減し堤防を保護する。破堤時には洪水流出を抑制する。

樹木は、洪水時の河道からの土砂やゴミ、流木、浮遊砂を濾しとり、また、氾濫原への流水の集中を軽減させ、農地などの氾濫被害を軽減させる水防林機能を持つ。

樹木は流水の流れを阻害し、洪水時の水位を上昇させる。これは河道貯留量の増大であり、下流の洪水流量を軽減させる。

草本類はその根により土壌を緊縛し、表層土壌の流水からの侵食を防止する。

## (3) 人と自然との豊かな触れ合い

植生は河川景観の主構成要素であり、良好な景観形成に必須のものである。これにより人々の安らぎ、自然との触れ合いの場を提供する。

## (4) 河川周辺の微気候の調節

植生はその蒸発散作用により気温を低下させる。これによりヒートアイランドの軽減、また騒音などの軽減に役立つ。

#### (5) 洪水被害拡大機能

一方で河畔林は洪水時の流れを阻害し水位を上昇させ、氾濫被害拡大機能を持つ。

#### (6) 流木発生源と流木捕捉機能

洪水時に流速が速い溪流部や扇状地河川・砂利川では、速い流速により、また側岸侵食により、河畔林が倒木、流木化し、洪水被害の拡大要因となる。一方で、河畔林は流下する流木・ゴミの捕捉機能を持つ。

### 3.2.2 セグメント区分と植性機能の差異

河川植生（河畔林）の機能は、河川上流から下流に向かって変化する。変化の原因は自然的特性の差異とその差異に基づいた河川周辺の土地利用、河川利用形態の変化である。上流からその違いを記す。

#### (1) 山地部狭隘谷部（セグメントM）

流下土砂量より流送能力の高い下刻傾向の河道では、河岸・河床に基岩や巨石が存在するため河床は安定し、谷壁の樹木は洪水位と洪水頻度に応じた樹種分布となる。流木の発生や堆積量は大きくない。

流下土砂が多く沖積堆積物層の厚さがある場合は、流下土砂量の変化により谷幅内に小段丘が生じ、その段丘面に安定期間に応じた樹齢の樹林が生じる。大洪水で上流からの土砂が急増したり、側岸の小溪流から土石流が流入したりすると河床が上昇し谷底の樹木は流木化する。橋や取水ダムなどがあると流木が引っかかり堆積し、上流の河床上昇、横断構造物周辺の氾濫水による侵食が生じる。

狭い谷底平野を流れる勾配1/150～1/50の河川で計画的な改修がなされていない場合では、大洪水時（確率年1/100程度）、谷底の水田・畑の多くは破壊され、樹木は流木化し、草本類はゴミとなって流下する。

河畔林は河川生態系また景観にとって重要な構成要素となっている。

#### (2) セグメント1

1960年代以前の有堤扇状地河川においては、扇状地の開発が進み堤外地（堤防間）は狭められ河原状であり樹木は少なかった。急流の扇状地河川では、堤防背後や無堤部の河岸沿いに水防林を仕立て氾濫被害の軽減を図った（例：釜無川、笛吹川、福島・荒川）。氾濫原の表層土壌は薄く、その下が礫なのでマツ、スギなどが植林された。樹幹間隔は広く、また水深も浅いので、樹木による流速低減効果は大きくない。流木、樹木の倒壊による流木ジャムの形成などより流水の集中を防止し、氾濫水の分散化を図ると同時に、霞堤による氾濫水の河川への回帰を狙った。広い河原は河原性の草本の生育場所であり、コチドリ等の鳥類の営巣場所であった。

1960年代後半以降、河道掘削がなされたが堤防沿いは治水安全上の確保のため掘残された。また、山間部に貯水ダム、砂防ダムの建設、植林がなされ、流出土砂量および洪水流量が減少し、河道の複断面化が進行し（高水敷の形成）、固定的な中州が形成され、そこにヤナギ、ハリエン

ジユ、オニグルミなどが侵入して樹林化が進んだ。

この樹林化は、鳥類の生息場や採餌場となり、緑環境の増加として肯定的な評価を得たが、一方で河原環境の減少により河原系植生の減少として否定的な評価も受けた。

河道内の樹林化は大洪水時の流木の発生源となり、また洪水流下能力の減少をもたらし、治水機能の保全のため河川管理上の課題となった。

### (3) セグメント2-1

勾配が扇状地河川と比べ緩く ( $I_b=1/500 \sim 1/2000$ )、洪水時の河岸侵食幅が小さくなる。

砂利を河床材料として持つ自然堤防帯の河川は、沖積谷(氾濫原)の幅が狭い場合が多い。無堤時代、このような河川では、水防林を河川沿いに配置して洪水流が氾濫原を走らないようにして、耕地の流水による侵食および中砂以上の粗粒物質の堆積による田畑の埋没を防いだ例が多い。

堤防が作られた場合は、自然堤防上に堤防を配置し、支川の合流点や山付き部は開口部として残されることが多かった。

1960年代後半以降、堤防が築造され、また開口部は締め切られ、堤外地となった高水敷の樹木の多くは、流下能力の確保のため伐採されるものとされた。

近年、河川環境の向上のため、樹林として存置される事例が増えた。現在、堤外地の耕作放棄により高水敷の樹林化が進み、治水上の問題が生じている河川が増加している。

一般に樹林化された樹木は、河岸侵食がなければ大洪水においても存置する。

### (4) セグメント2-2

1960年代以前は、高水敷は流れ作場として利用され樹木は少なかったが、養蚕のためのクワ畑であったところ、薪炭材として維持されたものもあった。また河岸防護のため柳枝工が施行され、河岸斜面がヤナギ林となった河川もあった。

今後、耕作放棄地、無利用地の増加により樹木の増加(ヤナギ、ハンノキ、竹、クヌギ、クワ等)が予想される。

大洪水でも高水敷上の樹木は流木化する恐れは少ないが、治水上、環境上、利用上の観点から高水敷樹木の計画的管理が求められている。

### (5) セグメント3

セグメント3においては、高水敷と満潮時水位との差が小さく湿地的環境にあり、高水敷はヨシ原となる場合が多い。ヨシは屋根材等の有用資源として刈り取られ、野焼き等の管理が為されてきた河川があったが、中国からの輸入品との競争に敗れ管理放棄されつつある。ヤナギは生育するが樹林となっている例は少ない。

以上、各空間ブロックの樹木の機能と流木の発生・堆積をまとめると、表3.2.1のようである。

表3.2.1 各空間区分における樹木の機能と流木の発生・堆積機能

空間区分	樹木の侵食防止機能		土砂堆積機能	洪水位上昇機能	生態系保全機能	流木発生機能	流木堆積機能	その他
山地狭隘部 (セグメントM)	(河岸) △	(氾濫原) △	(氾濫原) —△	△	◎	○	○	河岸侵食および氾濫原侵食による流木化
セグメント1	—	○	△	○	◎	◎	○	河岸侵食による流木化, 河床・氾濫原への流木の堆積
セグメント2-1	△	◎	○	◎	◎	○	○	河岸侵食による流木化, 河床・氾濫原への流木・ゴミの堆積
セグメント2-2	○	◎	○	◎	◎	△	○	河岸侵食量が小さい
セグメント3	—	◎	△	△	△	—	△	樹木が少ない, 氾濫原へ流木・ゴミの堆積
海岸	—	—	—	—	—	—	◎	海岸への流木・ゴミの堆積

注) ◎：大, ○：中, △：小, —：関係が少ない  
生態系保全機能は平常時の機能評価, その他は大雨時・大洪水時の機能評価

### 3.3 植生による土砂のトラップと植生の耐侵食力

植生には土砂をトラップする機能と土壌侵食を防止する機能がある。これについて概説する(山本, 2009)。

#### (1) 高水敷上の流れの評価

洪水時, 高水敷にどのような現象がどのような水理環境のもとで生じるかを把握するためには, まず高水敷上の流れを的確に評価しなければならない。

高水敷上の水の流れは, 高水敷上の地被状態, 高水敷を含めた河道形状が明らかであれば, 流れの二次元平面流計算によって比較的正確に評価することができる。平面流計算は基本的には浅水流方程式を離散化して解く方法であり, 種々の解き方がある。従来は直交座標系による差分法が多かったが, 最近では境界条件を取り込みやすい汎用性が高い曲線座標系による差分法(清水, 1991)や有限要素法によるものも現れている。この計算には電子計算機が必要であり, 入力条件の設定等手間と時間がかかる。

高水敷の流れの評価は, わざわざ平面流計算を行わなくても特殊な場所を除いて, 局所等流近似で実用的な評価が可能である。

局所等流近似とは, 高水敷の地被状態から高水敷上の粗度 $n_f$ と水深 $H$ および水面勾配 $I_s$ を求め, これを用いて次式の等流近似より流速 $V_e$ を求めるものである。

$$V_e = 1/n_f \cdot H^{2/3} \cdot I_s^{1/2} \dots\dots\dots (3.3.1)$$

$I_s$  は不等流計算結果や洪水後の痕跡水位を用いて評価すればよい。

航空写真測量による表面流速 $V_r$ の評価結果を用いて式(3.3.1)の適合度を評価したところ, 低

水路の流れが高水敷に乗り上げる所や高水敷の流れが低水路に落ち込むような所、また粗度係数が急変するような所では両者の対応は良くないが、これら特別な箇所を除けば両者はかなり良い対応を示す。特別な箇所を除いた資料をプロットしたものを図3.3.1に示す。この図によれば、両者の差異は±20～25%におさまっている(建設省治水課他, 1990)。このことは、低水路からの流れが高水敷に乗り上げる所や河岸のごく近傍を除けば、高水敷上の流速は概略的には等流近似法で求まることを現しているといえる。

高水敷の河岸付近は、低水路の高速流と高水敷の低速流により横断方向に流速差が生じることによって、そこに渦が発生し、式(3.3.1)で評価される流速より速い流速となる。この渦領域の範囲は、福岡他(1990)により評価が可能である。

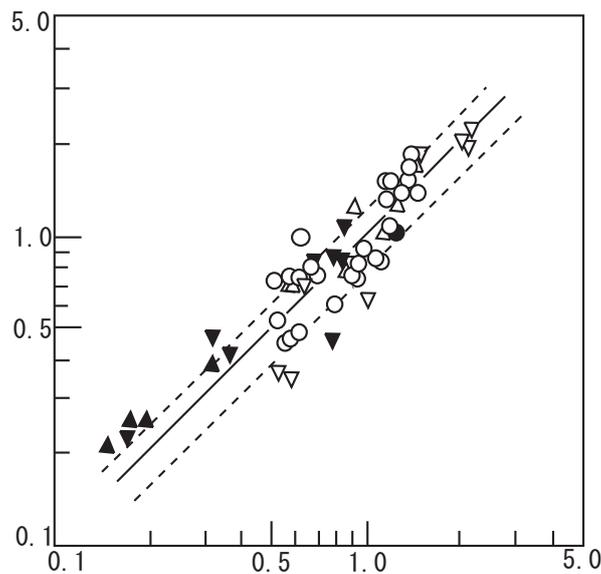


図3.3.1 高水敷上の表面流速と局所等流近似流速との関係(建設省治水課他, 1990)

セグメント2-2でのこの影響範囲 $\Delta b$ (高水敷における河岸渦の影響範囲)は、図3.3.2の例のように航空写真を用いた分析によると高水敷上の水深の15～20倍前後であることが多い(建設省他, 1990)。高水敷上の $u_*^2$ は局所等流近似が成立する場所では、 $u_*^2 = gHI_s$ で求めることができる。局所等流近似が使えない場所では、平面流計算等より局所的なエネルギー勾配 $I_e$ を求め、 $u_*^2 = gHI_e$ で求められる。航空写真より流速 $V_e$ がわかっている場合には、 $u_*^2 = g \cdot n_f^2 \cdot V_e^2 \cdot H^{-1/3}$ より、 $u_*^2$ が求められる。

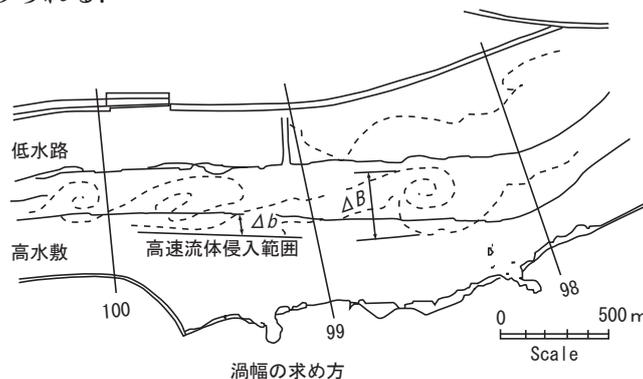


図3.3.2 河岸渦の読み取り、利根川の例(建設省治水課他, 1990)

## (2) 土砂の堆積条件

高水敷の土砂の堆積には、河畔堆積物の堆積と自然堤防堆積物の堆積の2つに分けられる。

河畔堆積物とは、洪水時に、低水路で巻き上がった河床砂が高水敷へ運ばれ急速な掃流力の低下に伴い堆積したもので、発生箇所は低水路の流れが高水敷への乗上げる地点などに限られているのが特徴である。通常、1回の洪水において下層に洪水初期に堆積した泥層が薄く入り、その上に均一性の良い砂が乗る(伊勢屋, 1980)。

自然堤防堆積物は、洪水時に低水路のワッシュロードや浮遊砂形態で運搬される微細な粒径のものが、低水路から高水敷上への流れに乗って、また低水路の流れと高水敷の流れの混合による拡散によって高水敷上に運搬され、その一部が沈降堆積したものである。

河畔堆積物と自然堤防堆積物は、以上のように堆積形態および堆積物の質に違いがあり、洪水直後には明確に区別し得るが、植生が生えると見分けがつきにくくなる。地形的には河畔堆積物は自然堤防の一構成要素とみなされる。

高水敷に土砂が堆積しそれが成長を続ける条件としては、次の2つの条件が必要である。

### ① 堆積物の供給条件

浮遊砂として高水敷の高さまで舞い上げられる粒径は、洪水時の  $u_* / \omega$  が2.5程度以上である必要があり、この条件に満たない粒径のものは高水敷に土砂を供給できない。

大出水時においても低水路部の  $u_*^2$  は平均年最大流量時の2倍以下であるので、**図3.3.4**によりセグメント2では0.5mm以上の材料は特殊な所(構造物が河岸近くにあり流速が大きくなる所、人工的に河岸高を低くした所)以外は高水敷上にほとんど供給されない。同様に、セグメント3では0.25mm以上のものは供給されない。

### ② 低水路から高水敷への土砂の移流条件

セグメント2で顕著な河畔堆積物(細砂からなることが多いが、まれに中砂からなる場合もある)が堆積する所は、洪水時河水が低水路から高水敷に乗り上げる所で顕著なことが江戸川(伊勢屋, 1980)、澗沼川(平林他, 1991)、阿賀野川(山本, 1988)、庄内川(山本, 2002)の河畔堆積物調査より明らかにされている。逆に、高水敷から低水路に河水が戻る所では河畔堆積は生じない。

低水路から高水敷に乗り上げる流れがなくても、高水敷部の流水が低水路部の流水と混合拡散し、この拡散によって細砂が高水敷に運ばれ堆積する。石狩川において1981年(昭和56)洪水後の堆積物調査によると、この混合域(河岸渦域)において堆積厚が大きくなっている(建設省他, 1990)。

## (3) 高水敷への沈降条件

河畔堆積物は、浮遊砂が堆積して形成されたものであるため、沈降条件は摩擦速度  $u_*$  と沈降速度の比  $u_* / \omega$  の値により評価できる。

河畔堆積物のような粗粒の浮遊物質は、高水敷に低水路部で浮遊していた細砂・中砂が河岸付近で流速が遅くなるため高水敷に堆積する。低水路部分の  $u_* / \omega$  が2.5以上となり水面近くまで浮遊し得る材料が堆積しえる最大粒径と考えられる。高水敷に主流部の流れが流入すると流速が遅くなるので、浮遊砂物質のうち粗粒の材料は堆積し河畔堆積物となるが、細粒物質は高水敷の

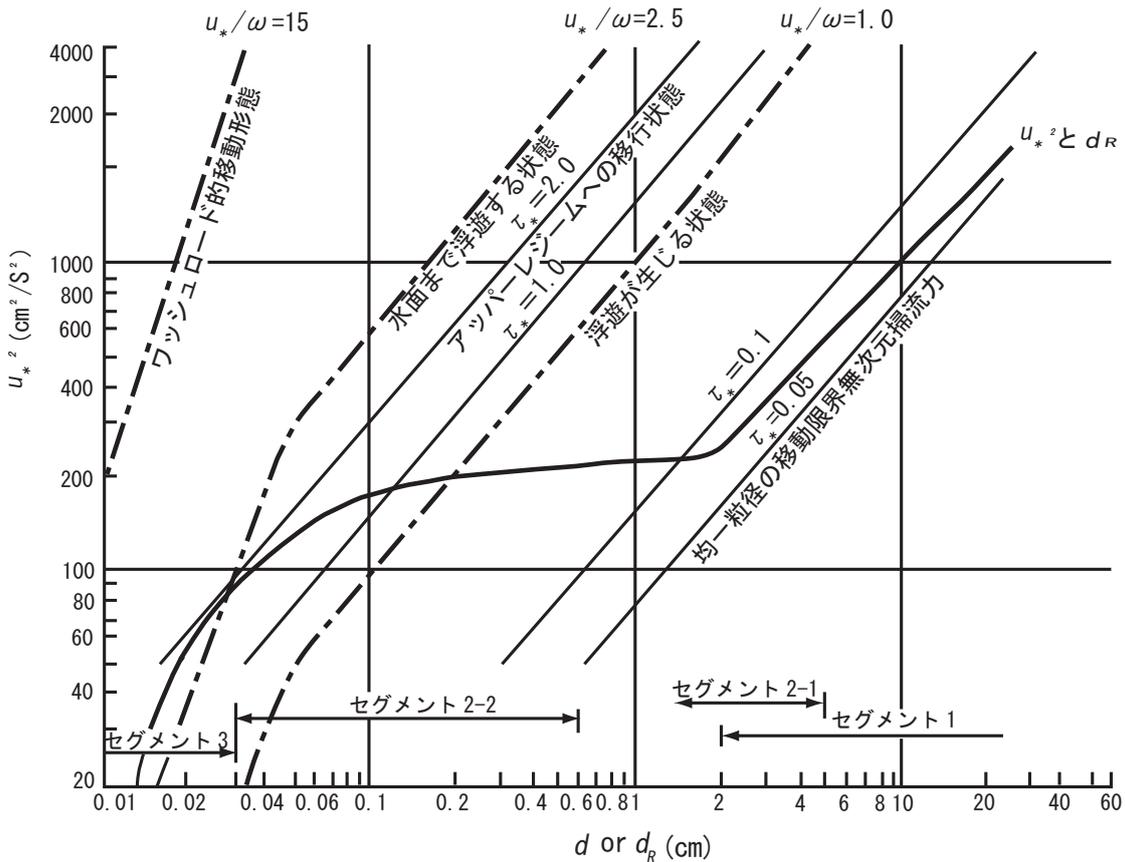


図3.3.3 粒径dと $u_*/\omega$ ,  $\tau_*$ の関係( $\omega$ はRubeyの式  $s=1.65$ ,  $T=25^\circ\text{C}$  で評価)

流速がそれを浮遊させるだけの流速があり、かつ濃度が高くなければ堆積せず、より流速の遅いところに移送され堆積する(その水理条件に対する輸送可能量より運搬されてくる土砂量が多ければ堆積する)。庄内川の洪水堆積物調査(山本, 2010b)によると、堆積するところはワッシュロード的運動形態が浮遊砂的運動形態に変わる高水敷上の流れの $u_*/\omega$ が3程度となるところである。

以上の検討は、植生がないと考えた場合の沈降堆積条件であるが、植生が存在すると植生層内では流速が遅くなるので堆積条件が変化する。ヨシ原の場合を考えてみる。

今、ヨシの茎の直径をDとし、ヨシが水面上に出ており直立しているとし、流れがヨシ原で等流とすると、**図3.3.4**の幅B、長さLの断面間に働く外力はつり合っているので、

$$\Sigma F_D + \Sigma \tau = \rho \cdot g \cdot l_e \cdot B \cdot L \cdot h \quad \dots\dots\dots (3.3.2)$$

となる。ここで左辺第1項は1~2断面間にある茎に働く抗力の総和、2項は底面に働く掃流力である。ヨシの茎の抗力係数を $C_D$ 、 $B \cdot L$ 内のヨシの本数をNとし、また左辺第2項を第1項に比較すれば小さいので無視すると

$$\Sigma F_D = \rho / 2 \cdot C_D D h V^2 \quad \dots\dots\dots (3.3.3)$$

であるので式(3.3.2)、(3.3.3)より

$$V \approx (2g/C_D \cdot BL/DN \cdot l_e)^{1/2} \quad \dots\dots\dots (3.3.4)$$

となる。

円柱の場合の抗力係数より、 $C_D = 1.2$ 、ヨシの茎の直径 $D=1\text{cm}$ 、茎の間隔を格子で $10\text{cm}$ と

5cmとし、勾配 $I_0=1/5000$ の流れとすると、流速 $V$ はそれぞれ5.7cm/s、2.8cm/sとなる。

この流速は、シルト・粘土が堆積する条件の中にある。細砂はもう少し流速の速い所に堆積してしまうので、ヨシ原の中はシルト粘土が堆積することになる。なお、ヨシの葉による抗力も考えると、ヨシ原の中の流速はこれより遅いと考ええる。

勾配 $1/1000$ の自然堤防帯においても、前述のヨシと同様な植生密度とすれば、植生中の流速はそれぞれ13cm/s、6.3cm/sとなる。植生があれば、そこには細砂、シルトが堆積しよう。

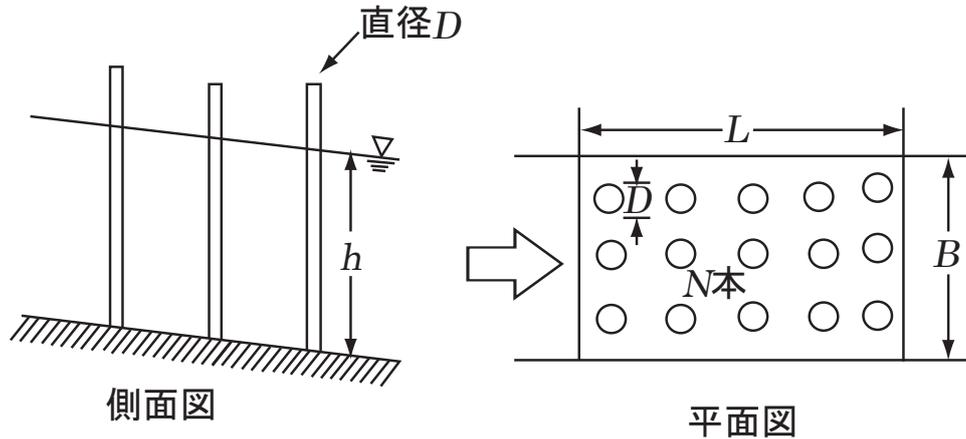


図3.3.4 ヨシ原のモデル

#### (4) 侵食条件

高水敷上に土砂の堆積があっても、次の洪水流量が大きくその流速が大きいと、堆積したものが侵食され高水敷の上昇が生じないことがある。すなわち、堆積物が次の大洪水までに植生等で保護され、その植生が洪水で破壊されないことが高水敷の成長にとって必要である。

植生(草本類)のある高水敷は、いくつかの観測例(福岡他, 1988, 山本, 1988)によると、流速 $3\text{m/s}$ 以上でも耐えることもあるが、洪水継続時間が長くとより低速流で侵食される。一般には草本類が高水敷を覆っていれば、 $2.0\text{m/s}$ 程度の流速には十分に耐えられる。

裸地の場合は、細砂、中砂では流速 $30\sim 40\text{cm}$ で移動侵食されてしまうが、粘土分を含むセグメント2-2の高水敷堆積物は、縦横 $1.5\text{m}$ 、厚さ $0.5\text{m}$ の不攪乱試料を用いた耐侵食実験(上流部に高さ $3.5\text{m}$ のゲートを持つ勾配 $1/30$ 、幅 $1.5\text{m}$ のモルタル仕上げの水路に縦 $1.5\text{m}\times$ 横 $1.5\text{m}\times$ 厚さ $0.5\text{m}$ の供試体をモルタル床と水平になるように設置し、一定流量を与え侵食量を測定した。供試体は水路上部より吊り下げ、侵食された深さ分だけ供試体を上昇させている。ゲートからはほぼ等流状態の水流を発生させることができる。実験水深は $8\sim 20\text{cm}$ である)によると(佐々木他, 1993)、図3.3.5中の②-2の細砂を50%程度含む場合は図3.3.6に示すように流速 $1.5\text{m/s}$ 程度まで、②-1のようにシルトが多い場合には $2\text{m/s}$ 程度まで、③のように粘土が大部分を占めると $3\text{m/s}$ でも耐えられる。

実河川では水深が大きいのので、より大きい流速にまで耐えられることになる。なお、試料①、⑤は採取土砂を攪乱後に河川土工品質管理基準に従って締め固めたものであり、④は表層に植生が存置したままのものである。

その後、宇多他(1997)は、同じ実験装置で粘性土(氾濫原堆積物等)の耐侵食力を測定している。それらの実験を含めて粘性土の耐侵食速度を評価すると表3.3.1のようである(財団法人河

川環境管理財団, 2010).

以上よりセグメント2-2の高水敷は、畑地やゴルフ場のバンカーのようなところを除けば1.5m/s程度の流速に十分に耐えられると判断される。

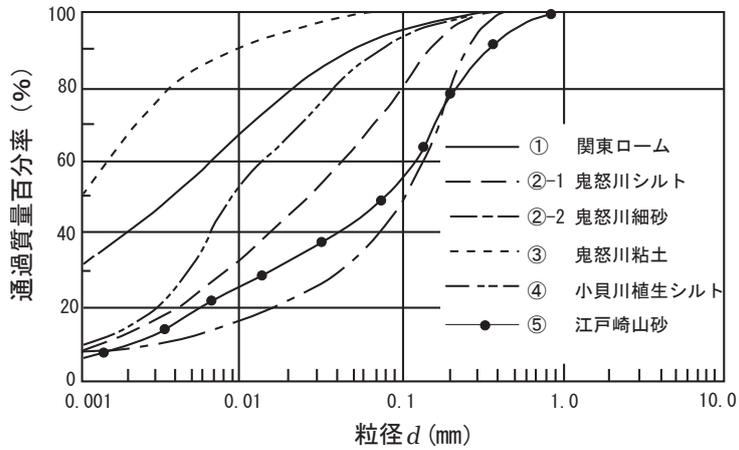


図3.3.5 供試体の粒度分布(佐々木他、1993に付加)

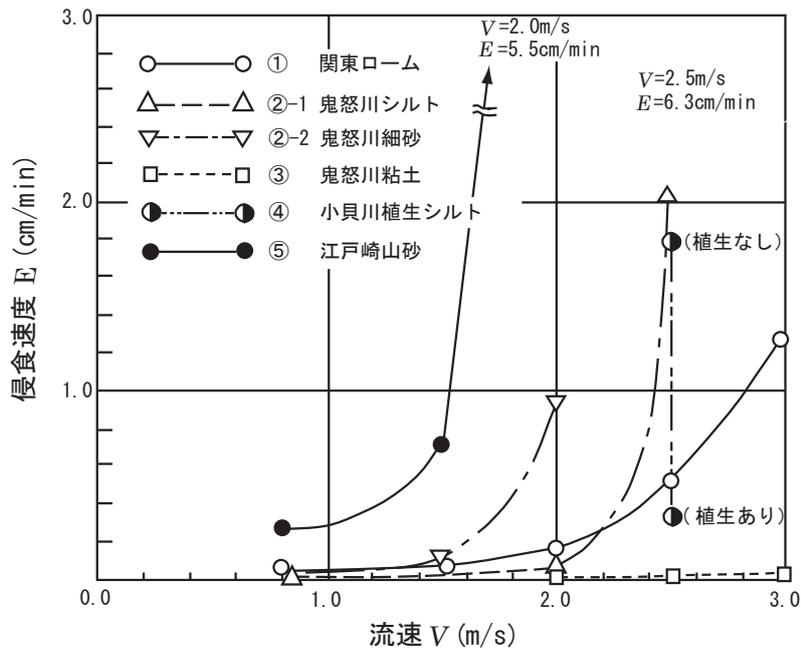


図3.3.6 土質別侵食速度(佐々木他、1993に付加)

表3.3.1 粘性土の物性値と侵食限界流速・侵食限界摩擦速度の関係

土質・岩質	地質年代	堆積環境	場所	粒度構成	$\sigma_{tb}$ (gf/cm <sup>2</sup> )	$u_{*c}^*$ (cm/s)	$V_c^{**}$ (m/s)	文献
高水敷堆積物	完新世	氾濫原堆積物	鬼怒川16k	細砂50%		13	1.5	山本(1994)
				シルトが多い		17	2.0	
				粘土が多い		25	3.0	
高水敷堆積物 一部人工盛土	完新世	氾濫原堆積物	江戸川・利根川 鬼怒川・小貝川	細砂50%以上	0.8~4.8	7~17	0.8~2.0	宇多他(2001)
				シルト・粘土 が80%以上	4.8~19.2	17~33	2~4	
					19.2~43.2	33~50	4~6	
					43.2~76.8	50~67	6~8	

$\sigma_{tb}$ は引張強度

\*  $V_c/12$ による評価

\*\* 実験値による評価であり、現地河川では1~2割増となる

(5) 植生の耐流速値

植生は根毛により土壌を緊縛している。流水にさらされるとその表層土壌が徐々に抜け出し、最後は根毛層が剥がれ破壊に至る。図3.3.7と図3.3.8は草丈の低いシバ、草の耐流速値と流水にさらされる時間の関係式を示したものである(福岡他,1987;Hemphill他, 1989)。後者は、草でライニングした水路(排水のための小水路)設計のためのものであり、自然河川の河岸と異なる。前者より多少耐流速値が大きい。

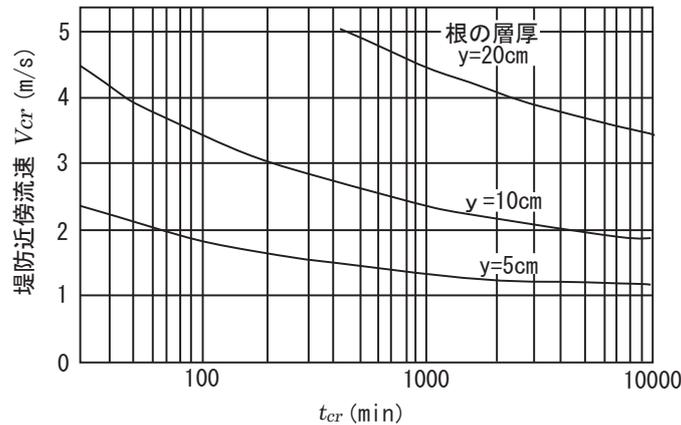


図3.3.7 現場侵食試験結果から得られた耐侵食強度推定図(福岡他、1987より作成)

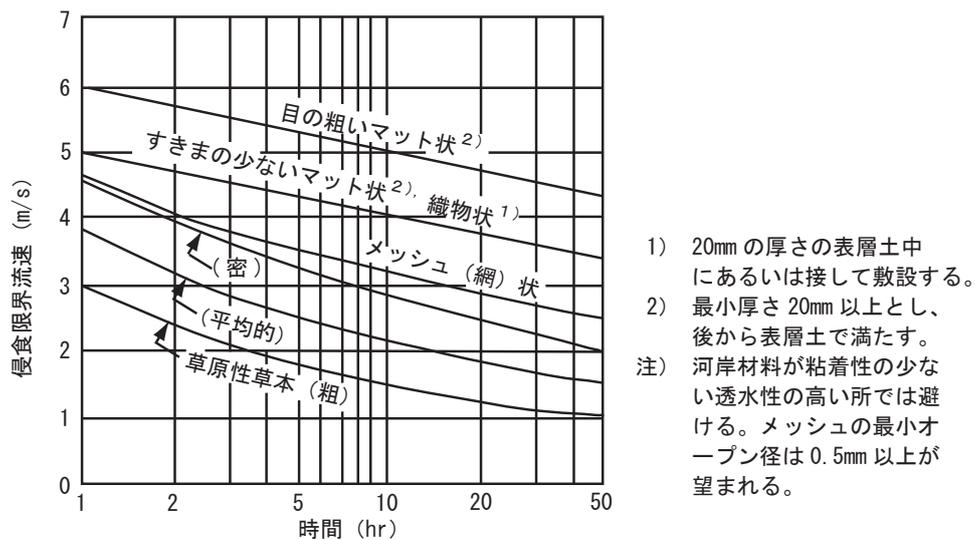


図3.3.8 草の耐侵食流速値と流れにさらされる時間との関係(Hemphill et al, 1989に付加)

表3.3.3には、Begemann 他(1997)、アンドレアス(1998)、宇多他(1997)および山本(2010j)の日本の河川での洪水後における植生状況観察結果などを踏まえ、ある植生種が耐えられる流速値を示した。なお、現実の植生の破壊状況を見ると植生は上述のような破壊形態をとるものは少ない。セグメント1およびセグメント2-1の河川においては、植生の生えていないところの基盤が侵食され植生が根毛ごと捲くれ上がってしまい破壊されるか、上流から輸送されてきた土砂により埋まり死滅してしまう。セグメント2-2の高水敷においては、植生があれば構造物回りのように局所流の生じる所を除けば侵食されない。

表3.3.3 植生護岸の許容流速値

植生種	許容流速* (m/s)	適用セグメント	コメント
草本類 (シバ, チガヤ)	2 ~ 2.5	セグメント3, 2-2	堤防護岸に使用
ヨシ	2 ~ 3	セグメント3, 2-2	ヨシ生育域前面の河床侵食対策が必要
ヤナギ・ハンノキの幼木**	3 ~ 3.5	セグメント2-2, 2-1	基盤が侵食されると流出する
ヤナギ**	3 ~ 4.0	セグメント2-2, 2-1	同上
竹**	3 ~ 4	セグメント2-2, 2-1	水防林として多用された

\* 河岸近くの流速

注) 根部の侵食は防止されていることを前提とする。砂地には用いない。

\*\*1 本立ちではなく群生

大洪水後の利根川、庄内川などでの観察によるとセグメント2-2の区間では、河岸に群(列)として生えているヤナギは、ごみが引っかけたり傾いているものがあるが、ほとんどそのまま残っている。ただし一本立ちしているものはゴミが引っかけたり倒伏しているものがある。セグメント2-1では河岸の樹木群(ヤナギ)、竹の群生は存置している。河岸根部の侵食がなければ樹木は存置する。

以下においては樹木が倒伏する水理条件についての既往の研究成果を、清水義彦他(2009)の記述を用いて概説する。

樹木を根の部分で固定された片持ち梁とみなし、倒伏試験を行って倒伏限界モーメントが様々な樹種、大きさの樹木について求められている。

図3.3.9は、倒伏試験の模式図である。図3.3.10は、建設省(現国土交通省)が行った河道内樹木の引き倒し試験の結果を示したものである(財団法人リバーフロント整備センター(1997))。倒伏限界モーメント $M_c$  [Nm]は、樹木の胸高直径 $d$  [m]に関係付けられ、次式で与えられる。

$$M_c = a d^2 \quad \dots\dots\dots (3.3.5)$$

同図では  $a$  を評価して以下のように与えている。

$$M_c = 7.64 d^2 \times 10^5 \quad \text{調査木の平均}$$

$$M_c = 2.45 d^2 \times 10^5 \quad \text{調査木の下限}$$

なお、これらの関係式は、図中の関係式をSI単位で表現している。一方、北海道の鶴川や沙流川で調査(油川他,2005)された調査木の平均は、それぞれ

$$M_c = 2.55 d^2 \times 10^5 \quad \text{鶴川の平均}$$

$$M_c = 1.20 d^2 \times 10^6 \quad \text{沙流川の平均}$$

となっており、根系の張り方や強度など樹種に応じて、また、生育する基盤特性にも依存して限界モーメントは大きく異なるため、その適用には注意を要する。

いま、倒伏限界モーメントを

$$M_c = a d^2 \quad \dots\dots\dots (3.3.6)$$

と与えると、 $u$ を水深方向の平均流速として、

$$u > \frac{2}{h} \sqrt{\frac{a}{\rho C_d}} \quad \dots\dots\dots (3.3.7)$$

の場合に、倒伏することとなる。ただし、樹木の倒伏は、根の部分が洗掘を受けて倒伏しやすくなる場合や、根の部分の土砂とともに流送される場合もあるため、流体力のみでの樹木の倒伏を

判断することはひとつの目安に過ぎない。また、洪水時には多量の枯れ草やゴミが流下し、それが樹木群の上流の樹木に絡みつき、樹木に働く流体力を増加させる（清水他，2009）。

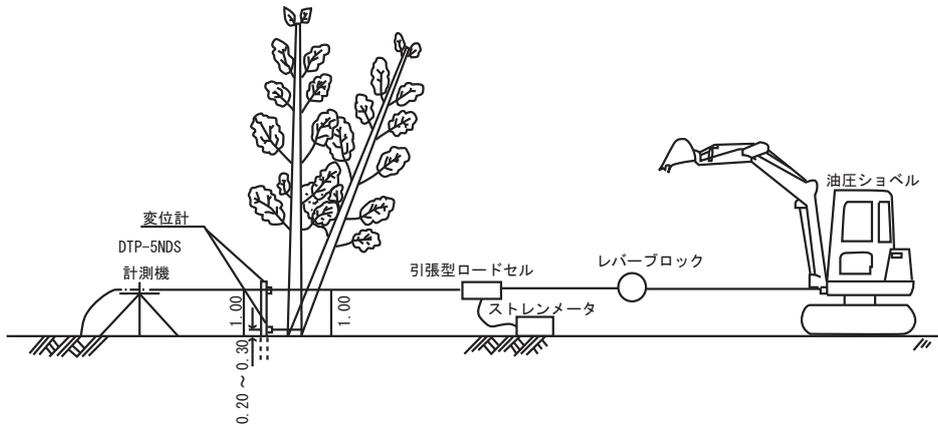


図3.3.9 河畔林の倒伏試験模式図(リバーフロント整備センター編、1997)

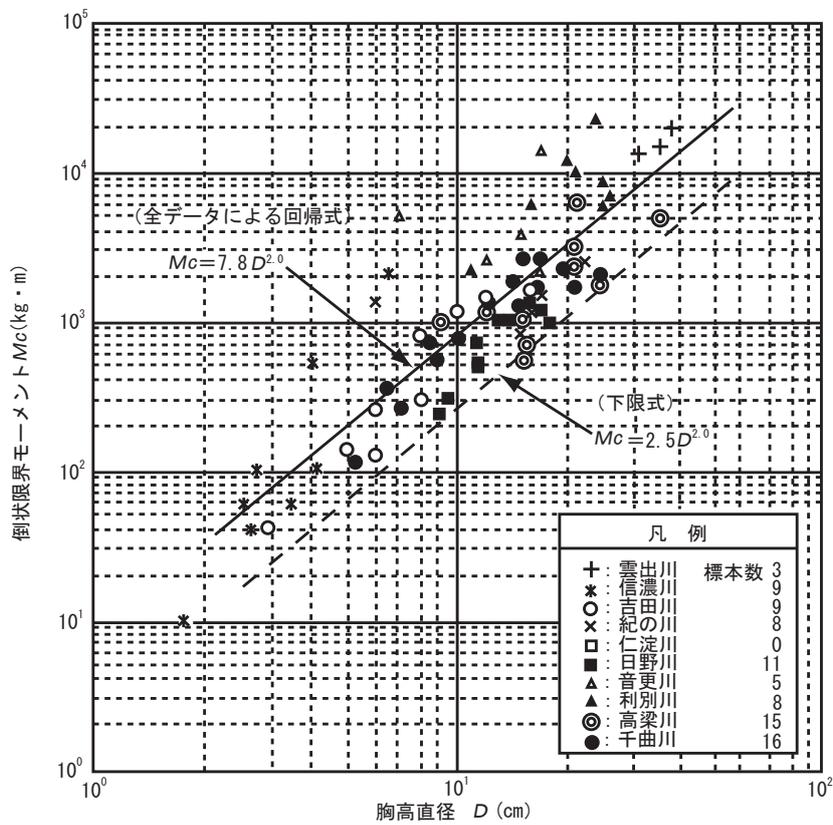


図3.3.10 河畔林の倒伏限界試験結果(リバーフロント整備センター編、1997)

## メモ 植生の耐冠水性

日本の河川の流域面積は海外の大河川に比べて小さく、河川高水敷の冠水日数は通常1日以下であり、利根川でも2日程度である。このような冠水日数で高水敷の植物が枯れ死するだろうか。

樹木においては、ダムの試験湛水時の調査結果に基づき、根元冠水日数と生存率の関係について実証的な調査が為されている（梅原，2001；及川他，2001；浅見他，2004；白井他，2007）。調査結果によると、2日位の冠水では樹木はほとんどが生存すると判断される。これは洪水後の樹木の状態観察結果とも一致する。なお、河川においては、洪水時、流速が遅い場所では泥が葉に付着する。ダム湛水の場合と泥の付着による光や呼吸条件が異なり、ダム試験湛水実験による経験知は河川と異なる可能性がある。

ヨシ、オギ、イネ科植物は、洪水により葉が千切れても根部が洗掘されなければ生存している。渡良瀬川遊水地における3～4日の冠水では、ヨシには問題が生じていない。他の植物を覆う「つる性植物」であるアレチウリ、カナムグラは、冠水に弱く枯れてしまうようである。

### 3.4 植生の河岸および高水敷侵食防止機能

セグメント3を除けば沖積河川の河岸満杯流量は、概ね平均年最大流量に近い（河岸高は、河川の側方移動、氾濫原の土砂堆積速度、河床上昇速度の関数である）。平均年最大流量は、年第1位流量を平均化したもので、年確率洪水流量で2～2.5年程度である。100年確率洪水流量は、地域によって異なるが平均年最大流量の4～8倍程度である。この程度以上の洪水を大洪水といおう。可能性としてある洪水流量は十分な検討がなされていない。

流域面積が小さいほど、可能最大洪水流量と100年確率洪水流量との比は大きくなる。雨量観測点での日降雨量の観測実績から（花籠，1973）、日本の小流域河川ではこの比が3程度となる可能性があるが、流域面積5000km<sup>2</sup>以上の河川では1.5倍程度以下であろう。

セグメントMの河川で谷幅と河道幅がほぼ等しい狭窄部では、大洪水時の水深は平均年最大流量時の水深の3倍程度、谷幅が河道幅の4～5倍であれば2.0～2.5倍程度となろう。

谷幅が大きく開ける沖積地河川では、堤防がなければ氾濫してしまうのでセグメントMの河川ほどとはならず、せいぜい1.5倍程度であろう。堤防で洪水を閉じ込めてしまうと、河口付近を除き大洪水時の低水路部の水深は平均年最大流量時の1.5～3倍となる。

河床に働く掃流力は水深に比例するので、大洪水時の低水路部の平均掃流力は、平均年最大流量時の1.5～3倍に、氾濫原部は平均年最大流量時の低水路河床平均掃流力の0.5～2倍にもなる。ただし、直轄河川では、1960年代から1970年代にかけての河床掘削により低水路部が2～3m程度低下した河川では、可能性としてある大洪水時の氾濫原部（高水敷）の水深は、以前より小さくなるので0.5～1倍程度であろう。ただし、セグメント1において低水路の堤防寄りが掘り残され、新たに高水敷化したところを除く。このような大きな掃流力によって河岸および高水敷がどのように変化するのか、以下セグメント毎にとりまとめる。

まず、セグメントごとに河岸侵食量について記す（山本，2010 c）。

図3.4.1は、わが国の河川資料を用い、一洪水で生じた河岸侵食幅 $B_0$ と河床勾配 $I_b$ の関係を示したものである（建設省治水課他，1990）。この図では侵食幅は、低水路河岸高（高水敷高と低水路平均河床高との差）で無次元化してある。これより、セグメント1では一洪水で砂州幅の半

分にも達する侵食があること、セグメント2-1では $B_e/H_b$ が2~5程度、セグメント2-2および3では2~3程度であることがわかる。なお、**図3.4.2**は典型的な砂州の配置形態と侵食位置を示したものである。

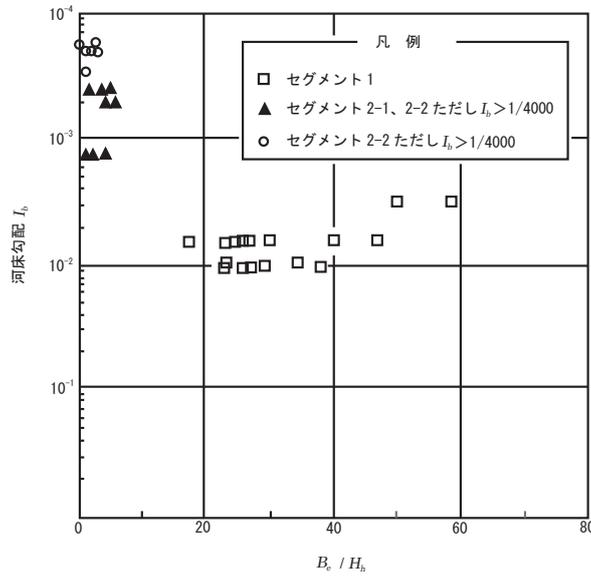


図3.4.1 侵食幅と河床勾配の関係(建設省治水課ほか,1990)

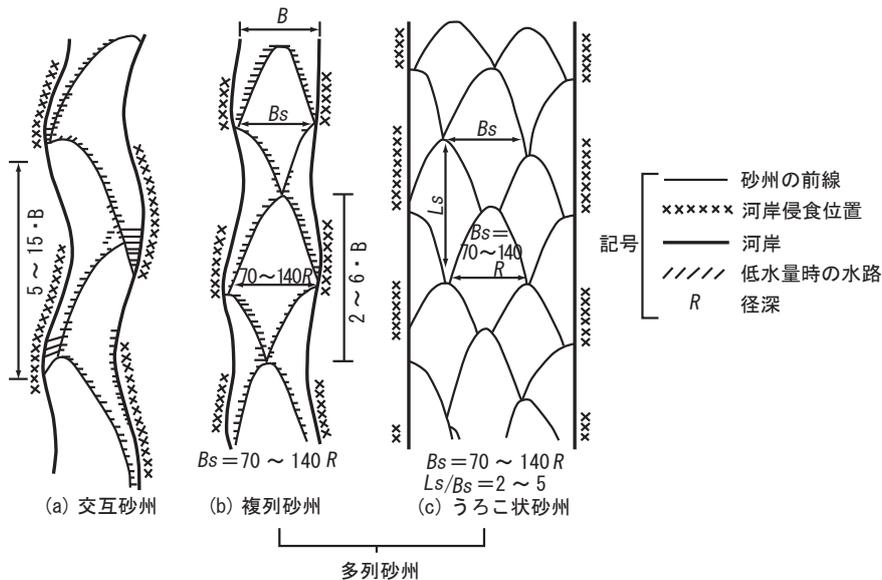


図3.4.2 典型的な砂州のスケール

以下にセグメントごとの河岸侵食量，高水敷の侵食形態，植生破壊形態に，なぜ差異が生じるのか記す(山本, 2010 c ; 2010 d)。

#### (1) セグメント1

扇状地河川のように河岸物質の大部分が河床材料と同様な粗粒物質からなる場合は，河岸前面の洗掘，砂州の移動を伴いながら，洪水によって侵食される受食型のタイプとなる。

侵食崖の肩線は，**写真3.4.1**の常願寺川(6.6km左岸, 1983年撮影)に示すように滑らかである。この侵食は砂州の発達と移動と密接に関係しており，その侵食は砂州の長さ支配される(砂州

長の約半分)。図3.4.3は、黒部川で生じた河岸侵食長と側方侵食幅の関係を示したもので、側方侵食幅は側方侵食長の1/10～1/5となっている。側方侵食幅の2倍と側方侵食長の比は1対3～4程度であり、砂州幅と砂州長の比に近い。これは侵食が砂州と密接な関係にあるということを示している。

1回の洪水で生じた河岸侵食幅は、過去の事例によると最大で100m程度である。侵食幅が大きな理由は、河岸物質が河岸材料と同様なものからなり、流水に対する耐侵食力は河床と同程度であるので、流水が河床材料を動かすことができる限りは侵食が連続して発生し得ること、侵食が生じると同時に多量の土砂が上流から運ばれ砂州の前進が生じ、河岸前面の侵食力が弱くならないことによる。

扇状地河川では出水がないとツルヨシ等の草本類やイヌコロヤナギ、カワヤナギが水分の多い水際付近に、オギ、ススキなどの草本類、アキグミなどの木本類が砂州上に生育する。これらの植生は中出水により破壊され、元の河原に戻るというサイクルを繰り返している。

ヤナギ類、ハリエンジュなどの樹木は、流水の流体力により倒伏しても萌芽により再生する。流出は、河岸侵食により根こそぎ流されるもの、速い流速により倒伏し基盤が破壊され根鉢が露出流出するものがある(清水, 2002)。

高水敷の冠水頻度が数年に一回程度の標高の所では、大出水時(100年確率洪水程度)の流速が速く植生は破壊される。ただし、冠水頻度が20年に一回程度の地表面高の所は、水深が浅いので樹木は存置しえよう(ただし河床勾配1/100以下)。

低水路部分に生育している草本、柳などは倒伏流出する。高水敷化されたところに生える樹木は、河岸侵食がなくても高水敷上の流速が速いので倒伏・流出する可能性がある。倒伏・流出するかは、高水敷の高さ、水位により異なる。高水敷上の流速が2m/sを超えると、細砂・シルトからなる表層材料は侵食され、樹木回りが洗掘され倒伏する可能性が高くなる。低水路の代表粒径が2～3cm程度である場合は、大洪水時の低水路の平均流速が3～4m/s程度であるので、高水敷に樹木が群生していれば洪水流に耐えられよう。



写真3.4.1 常願寺川左岸6.6km付近(1983年8月,富山工事事務所提供)

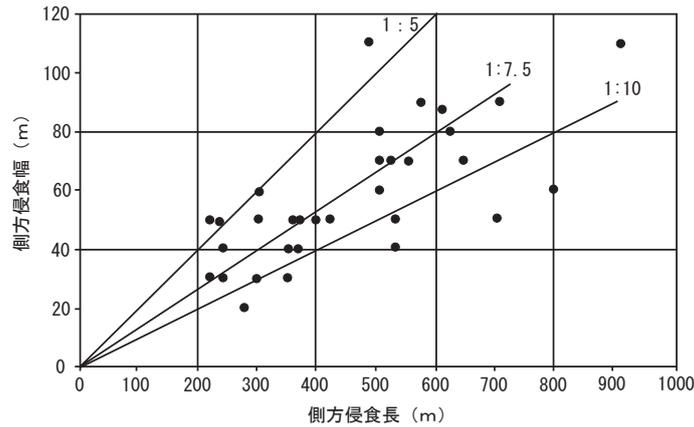


図3.4.3 黒部川の側方侵食長と侵食幅の関係(富山工事事務所資料に付加)

### (2) セグメント2-1

セグメント2-1では、河岸の上層が細砂混じりのシルト、中層が砂層と泥層の互層、下部が砂混じり礫からなることが多く、水衝部で河岸前面が洪水時に洗掘されると河岸の安定性が崩れ、上・中層が滑落する崩落型の河岸侵食が生じる。上・中層は、切り立っているのが特徴である。下部の斜面勾配は1/2から1/3程度である。

河岸侵食崖の細砂層と泥層の互層面は、小出水によって細砂層が差別的に侵食されたり、雨水による浸透水によって細砂層が液状化して多少流出したり、あるいは泥層の乾燥収縮等によって崩れたりして、大きな出水がないと少しずつ勾配が緩くなり、そのうちに植生に覆われてしまうようである。

侵食位置は河道の砂州配置形態、蛇行形態と密接な関係があり、洪水時に主流部が河岸による側(水衝部)が侵食される。河岸の侵食は間欠的であり、侵食幅は河岸高の2~3倍程度である。

セグメント2-1の高水敷の流速は、河床掘削等による平均河床高が低下していなければ大出水において1.5~2.5m/s、水深3~4mとなる。裸地や畑地は侵食される流速であるが、密に生えた草本類は耐えられる、木本類は、一本立ちの場合には倒伏したり折れたりする流速である。特に幼樹や樹高の高くないオニグルミ、クワ、ヤナギなどは、ゴミが枝や幹に引っかかり流体抵抗が大きくなり、倒伏しやすい。水害防備林として育成される竹類は群中のものは倒伏しないが、樹林の先頭部周辺の河床が洗掘され樹木が倒伏する。また、竹は群生する竹林の周辺は、折れたり倒伏したりする。草本類は、倒伏してしまうが表層材料が侵食されない限り破壊されない。樹林でないと高水敷上の流速が3m/s程度となるので、裸地、畑地などでは侵食される可能性がある。低水路部のヤナギは倒伏し、流出する。

日本の河川は、河岸侵食を災害として防止し氾濫原を農地化してきた。攻撃斜面側には護岸と水害防備林を整備し、農地を守ってきた。1970年代以降、都市近郊では、蛇行河川の滑走斜面側を都市公園等の利用施設を整備した河川は多い。大出水時、この部分に表層侵食や砂礫の堆積が生じ、利用施設の被災となった事例がある(山本, 2010 b)。

### (3) セグメント2-2

セグメント2-1と同様な滑りを伴う崩落形式の侵食となるが、セグメント2-1と比べて洪水時に河岸に働く掃流力が小さいこと、また、河岸物質がより細粒化し粘着力もあり、その層厚も

厚いこともあって、河岸崩落はセグメント2-1より間欠的である。

この崩落による河岸の側方移動速度は、河床材料の大きさが同じであっても河岸物質によって大きく異なる。河岸の物質が後背湿地の粘土質の物質である場合や縄文最海進時のデルタ底置層、あるいは更新統の半固結物質が下部に露出したりすると側方移動速度は非常に小さくなる。逆に河岸物質がデルタフロントの細砂やポイントバーの粗粒物質である場合は、河岸侵食速度が大きくなる。

河岸崩壊は根の洗掘による滑落で生じるので、侵食面が切り立っているのが特徴である。滑った河岸物質がそこに滑った形のまま残り、一時的に河岸の侵食を防止する役目を果たしていることがある。崩壊面は、大きな出水がないとセグメント2-1同様少しずつ崩れ斜面が緩くなっていく。河岸物質が細砂混じりの自然堤防物質からなる場合には、最終的には2割程度の勾配になって落ち着くようである。河岸物質が粘土質の場合は、侵食面がほぼ垂直のまま長い期間存置する。

セグメント2-2の河道区間では、高水敷の流速は大出水でも通常2m/s以下であり、草本類は倒伏するが破壊まで至らない。河岸近くで洪水流が低水路から乗り上げる所では、土砂の堆積により埋もれ、死滅することがある。樹木は一般に倒伏しないが、一本立ちのタチヤナギではゴミが付着して倒伏することがある。裸地は侵食される恐れがある。

河岸付近にヤナギ類が生育し、河畔林となることが多い。これらは群として生育しており、河岸が崩壊しなければ出水に耐えられる。

#### (4) セグメント3

細砂をA集団に持つセグメント3の河道では、河床が洗掘されるとデルタ底置層が露出することがあること、洪水時の掃流力が小さいこと、潮位の影響によって水面上に現れる河岸高が低いこともあって河岸侵食は生じにくい。しかし、河床材料の代表粒径が0.2～0.3mmで、**図3.4.4**のような河岸層序構造を持つ荒川30km付近では、デルタフロント堆積物である細砂層が侵食されて、上・中層の氾濫原堆積物が滑落し、河岸侵食が生じた。

シルト・粘土を河床河岸に持つ河川の水際下の最大斜面角度は、1/15～1/5程度で、若い堆積物ほど緩くなるようである。このようなシルト・粘土を持つ河川では、河岸侵食による河道位置の移動はほとんどないと考えてよい。

セグメント3では、洪水時の高水敷上の流速は小さく、河岸付近での草本(ヨシ)の倒伏を除けば、通常倒伏まで至らない。

自然河川における河岸侵食形態は、以上に示したように侵食される河岸の法面には樹木、草本が少なく、植生による侵食防止機能は小さい。ただし、河岸侵食により河岸肩に生育していた樹木が河岸側に倒伏すると、流水を刎ね河岸侵食を緩和することがある。河岸沿いに樹木が在り、それが河岸侵食を防止機能を発揮している場合は、河岸根部に柳枝工の残骸である玉石等が存在している。

河岸侵食された氾濫原(高水敷)に樹木があれば、その樹木は流木化する。なお、わが国の沖積河川の多くは護岸水制で河岸侵食を防止しており、河岸侵食は護岸の破壊を伴い、上述のような典型的は河岸侵食形態とならない。

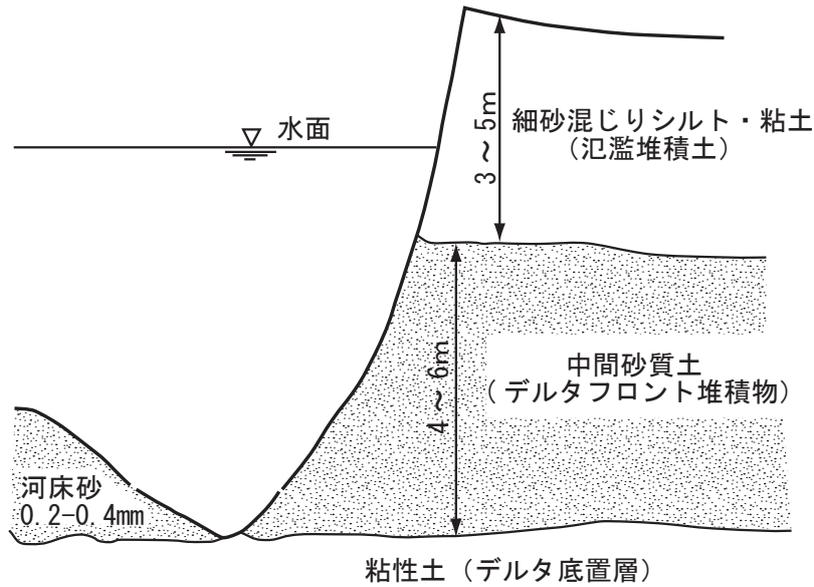


図3.4.4 セグメント3の河岸(荒川30km付近)

### 3.5 高水敷上の地被状況と粗度

#### 3.5.1 草本植物の粗度

高水敷の粗度係数は、高水敷上の水深と地被状況(草本の高さ $h_v$ 、倒伏状況)に影響される。高水敷上の地被状態と粗度計数 $n$ の関係は、航測写真による表面流速の測定と痕跡水位の資料などにより、**図3.5.1**のように評価されている。この図により評価された $n$ を用いて高水敷の流速係数は、 $\phi_0 = H^{1/6} / g^{1/2} / n$  として求められる。ここで、 $H$ は水深、 $g$ は重力加速度である。

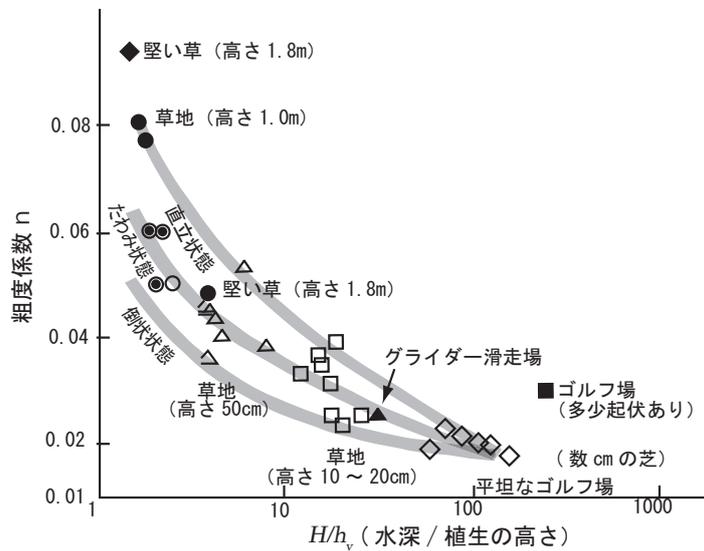


図3.5.1 高水敷の植生状況と粗度係数の関係、建設河川局治水課他、1989に付加(国土技術研究センター編、2002)

なお、草本類が流水に対して倒伏するかどうかは、以下のものである(宇多他、1997)。

[堅い草が繁茂している場合]

ヨシ、ススキ、セイタカアワダチソウなどに代表される、高さ1~3mに達する堅い草は、 $u_*$ が12cm/s以下で直立、12~22cm/sでたわみ、22cm/s以上では倒伏する。

[柔らかい草が繁茂している場合]

エノコログサ、イヌビエ、ネズミムギなどに代表される、地表面近傍から多数の葉が生えており、かつ比較的曲がり易い茎を有する草は、 $u_*$ が7cm/s以下で直立、7～15cm/sでたわみ、15cm/s以上では倒伏する。

以上の評価は、数少ない水路実験データを用いて評価したものである。庄内川2000年（平成12年）9月洪水による植生の倒伏状況と洪水ピーク時の掃流力値より判断すると、堅い草が繁茂している場合の上述の標準値は少し小さいようであるが、ほぼ妥当であると判断された（山本，2010b）。

上述の記載内容は、草本草丈 $h_v$ より冠水深 $H$ が大きい場合であるが、ヨシなどは背丈が3mに達し、 $h_v/H$ が1以下になる場合があり、その様な状態での倒伏状態を含めた粗度係数の推定法が求められる。これについては、狩野他（2004）、福岡他（2005）が、オギ、ヨシ、ツルヨシ、オオイトドリ、ススキ、マコモのような背丈の高い茎の太い草本（高茎草本）を対象に、実河川での洪水時の草本の状況や実験水路での草本について観測されたデータを分析し、倒伏判定および粗度係数の推定法を提案している。図3.5.2は、粗度係数推定のための図であり、水面勾配 $I_w$ 、 $H/h_v$ の2変数により粗度係数が推定できる。なお、この推定図は倒伏の影響を含んでいる。

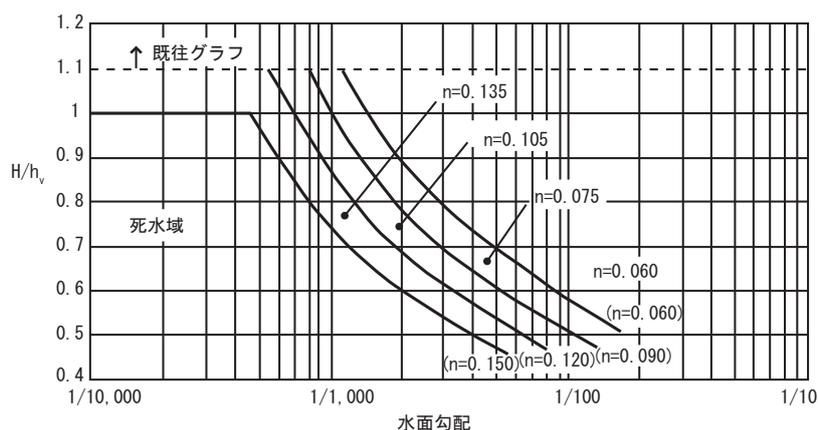


図3.5.2 粗度係数推定グラフ(狩野他、2004)

### 3.5.2 樹木群の粗度設定

#### (1) 樹木群の粗度係数の評価法

河道の流下能力は、低水路の流下能力と高水敷の流下能力の和である。流下能力の算定には、低水路および高水敷の粗度係数を的確に設定しなければならない。設定法については、「河道計画の手引き」（財団法人国土技術研究センター，2002）を参照する。

高水敷の粗度係数は、地被状況によって変化する。すなわち、高水敷の地被状況（土地利用状況）ごとに、粗度係数を設定し、準二次元不等流解析法や不定流計算を実施し、求められている計画高水流量（整備計画流量等）に対して流下能力があるか判定する。流下能力が不足していれば、堤防の嵩上げ・引堤、樹木群の伐採・除草あるいは河道掘削により流下能力を確保することになる。

樹木は、時間とともに生長し樹林帯の範囲も変化する。変化による粗度係数の変化および樹林範囲の変化、さらに樹木以外の地被状況をモニターし、一定期間（概ね5年）ごとに流下能力を評価し、対応方針を確定していくこと、これが河川植生維持管理の基本である。以下にその手続き

を示す。

### ① 地被状況のモニター

高水敷の地被状況は、河川水辺の国勢調査による植生図、航空写真、現地調査等により計算メッシュごとの地被分類を行う。

高水敷粗度係数は、地被状況によって設定する。高水敷粗度係数は以下の3分類に分け、さらに地被状態に応じて細区分する。

- ・ 草本類
- ・ 樹林
- ・ その他 (畑地, 人工草地)

### ② 樹林の粗度設定

樹林の粗度係数の設定手法は、以下の「河道計画検討の手引き」にある透過係数による手法を標準とする (財団法人国土技術研究センター編, 2002)。

透過係数  $k$  (m/s) を以下の式より定義する。

$$k = (2g/a_w/C_d)^{0.5} \dots\dots\dots (3.5.1)$$

ここに、 $a_w = ND$  ( $m^2$ )、 $C_d = 1.2$ 、 $g = 9.8$  ( $m/s^2$ ) である。Nは単位面積 ( $1m^2$ ) 当たりに繁茂する樹木の本数、 $D$ は幹の胸高平均直径である。透過係数を算定するための樹林の諸元 (= 胸高直径、密度) は、既存の樹木群諸元調査のデータを用いる。

粗度係数  $n$  は

$h_m = 0$  の場合 (⇒メモ 藪状樹林の粗度)

$$n = \infty \text{ (すなわち水域とする)} \dots\dots\dots (3.5.2)$$

$h_m > 0$  かつ  $h \leq h_m$  の場合

$$n = (n_b^2 + h^{4/3}/k^2)^{0.5} \dots\dots\dots (3.5.3)$$

$h_m > 0$  かつ  $h_m < h \leq h_v$  の場合

$$n = (h/h_m)^{5/3} \cdot (n_b^2 + h_m^{4/3}/k^2)^{0.5} \dots\dots\dots (3.5.4)$$

$h_m > 0$  かつ  $h_v < h$  の場合

$$n = (h_v/h_m)^{5/3} \cdot (n_b^2 + h_m^{4/3}/k^2)^{0.5} \dots\dots\dots (3.5.5)$$

ここに、 $h_m$  は枝下長さ、 $h_v$  は樹高である。

また、 $n_b$  は樹林が繁茂する範囲内での高水敷地表面の粗度係数であり、下草の有無によって下記の値を用いる。

- ・ 下草あり  $n_b = 0.04$
- ・ 下草なし  $n_b = 0.03$

### ③ 草本類の粗度係数

草本類の粗度係数は、「河道計画検討の手引き」にある草丈水深比 ( $h/h_v$ ) と粗度係数の関係、**図3.5.1** より設定することを標準とする。

洪水時の草は、直立している状態 (直立状態)、流向に沿って倒伏している状態 (倒伏状態)、さらにはそれらの中間的な状態 (たわみ状態) により、草の粗度と  $h/h_v$  の関係が異なる。

草丈水深比 ( $h/h_v$ ) と粗度係数の関係は下記の式で表わされる。

- ・ 直立状態 :  $n = 0.094 \times h/h_v - 0.31$

•たわみ状態： $n=0.069 \times h/h_v - 0.27$

•倒伏状態： $n=0.055 \times h/h_v - 0.27$

また、草本の分類は、表3.5.1に示す植生の種類によって「堅い草」「柔らかい草」に分類し、草本の状態（直立、たわみ、倒伏）は、3.5.1に記した摩擦係数 $u_*$ と倒伏状態の関係より閾地を適用する。

表3.5.1 植物種別の分類

種別	群落名
堅い草	オギ群落, ヨシ群落, ヒメガマ群落
柔らかい草	メヒシバ・エノコログサ群落, アレチウリ群落, キタミソウ群落

④ その他の地被状況の粗度係数

その他の地被状態による粗度係数は、高水敷上の畑地、堤防法面等の人工草地などを対象とする。これらの粗度係数は、下記の一般的な粗度係数を与える。

•畑地の粗度： $n=0.030$

•人工草地： $n=0.025$

メモ 藪状樹林の粗度

式(3.6.2)は地表面から枝が分枝し、地表近くから葉が茂るような藪状樹木(シノタケ、ヤナギの幼樹群等)をイメージしている。このような樹木は樹高が低く、洪水時冠水することが多い。その場合、樹冠高を河床とし、その上の水深を流れる流量を粗度係数 $n=0.05$ 程度として評価している例が多い。

勿論、藪状であっても流水は藪中を流下する。図3.5.1のように樹种群落毎に水深/藪高と粗度係数の関係の評価することが求められる。

なお表3.5.2はChow(1957)の提案による植生とマニング粗度係数の標準値である。これによる藪状樹林の粗度設定は、0.05より大きそうである。

表3.5.2 樹木の粗度係数(Chow, 1959)

氾濫原の状態	最小値	標準値	最大値
[藪]			
① まばらな藪と密集した雑草	0.035	0.050	0.070
② 冬季の散らばった藪と樹木	0.035	0.050	0.060
③ 夏季の散らばった藪と樹木	0.040	0.060	0.080
④ 冬季の中間から密な藪	0.045	0.070	0.110
⑤ 夏季の中間から密な藪	0.070	0.100	0.160
[樹木]			
① 夏季の密集した真っ直ぐな柳	0.110	0.150	0.200
② 木の株が残っている開墾地で、芽が出ていない	0.030	0.040	0.050
③ 同上、しかし木株から芽がたくさん出ている	0.050	0.060	0.080
④ 樹木が密集し、倒れた木もある。下ばえほとんどなし。洪水時の水位は枝の下	0.080	0.100	0.120
⑤ 同上、しかし洪水時の水位は枝にとどく	0.100	0.120	0.160

なお、洪水時には流木やゴミが樹木に引っ掛かり樹木間に堆積する現象があり、粗度の設定に当たっては注意が必要である。これらのごみが洪水後の樹木には多く絡まっている。このため、洪水中に樹木にかかる流下物によって遮蔽面積は増加し、樹木に作用する流体力が大きくなる。服部他(2001)は千曲川礫床区間(平均河床勾配1/215, 平均粒径10cm)において既往最大の出水(平均年最大流量で1100m<sup>3</sup>/sに対しピーク流量2170m<sup>3</sup>/s)を受けた後の現地調査からハリエンジュの倒伏状況を調べた(図3.5.3)。そして、洪水痕跡より樹木にかかる流下物の集積状態を図3.5.4のように分類し、流れ方向の遮蔽面積を集積物の最大高さで除した集積幅(D<sub>a</sub>)を定義し、集積形態別に集積幅と胸高直径との関係を求めた(図3.5.5)。ただし、集積形態Ⅲについては集積幅を(集積物全幅÷集積物のかかる樹木本数)としている。データにバラツキがあるものの、集積形態ⅠではD<sub>a</sub>=0.75m, 集積形態Ⅱ, ⅢではD<sub>a</sub>=2.5mを仮定し、これを胸高直径(D)と置き換えて流下物遮蔽面積を考慮した樹木の倒伏破壊を説明している。

図3.6.6は、樹木の間隔とごみの付着による樹木間の閉塞について調査された結果(北川他:1989)で、ここでは、樹木間隔が6m以上ではほとんど閉塞しないことを示している。

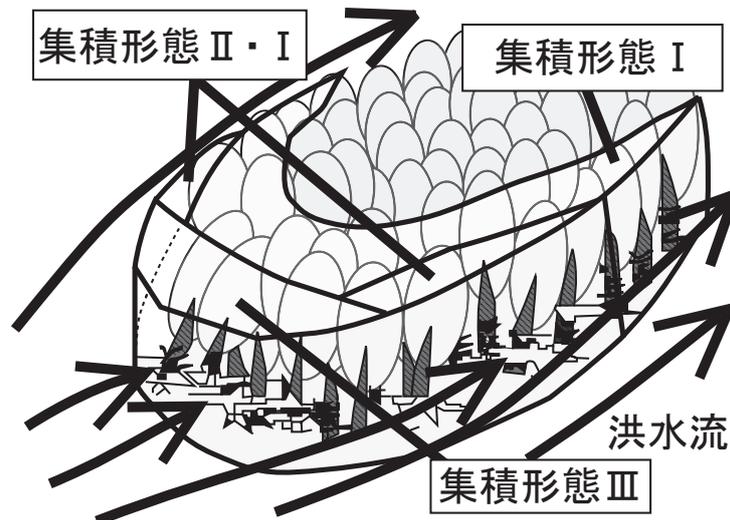


図3.5.3 河道内樹林地周辺の流木の集積形態(服部他2001)

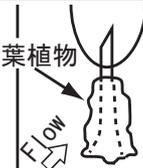
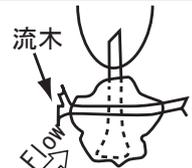
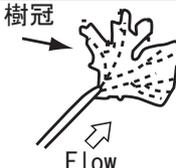
記号	I	II	III	IV	V
倒伏状況					
備考	草本植物が幹に巻き付く	流木が幹に引っ掛かり、さらに草本植物が巻き付く	隣り合う幹にまたがって流木が引っ掛かった形態Ⅱ	露出した根茎に草本植物が集積する	樹冠部に草本植物が集積する

図3.5.4 千曲川洪水痕跡調査による流下物の集積形態の分類(服部他、2001)

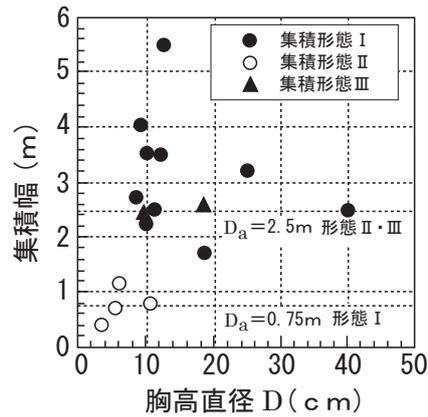


図3.5.5 流下物の集積幅と樹木胸高直径の関係(服部他、2001)

$l_0$  : 実際の樹木間隔

$l$  : 流れに直角方向の樹木間隔

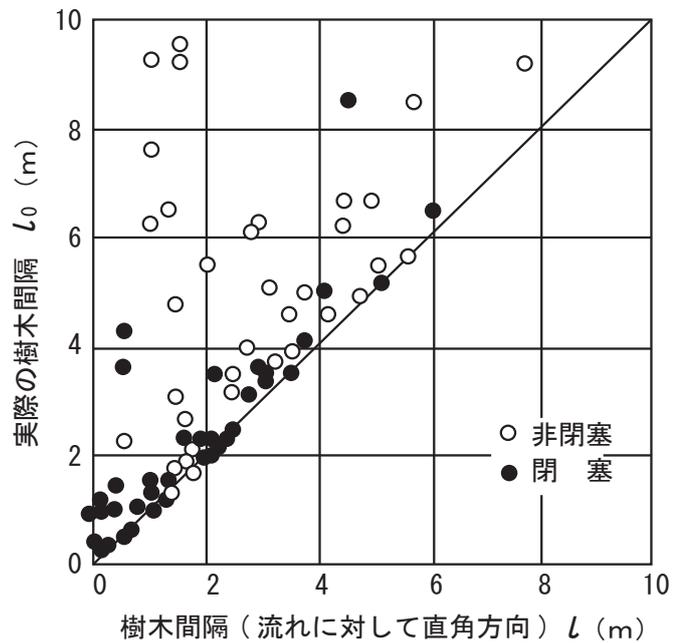
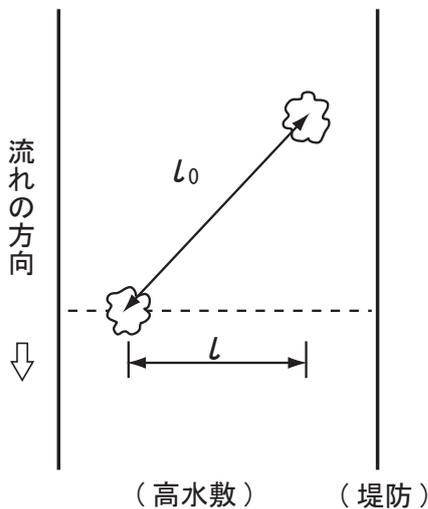


図3.5.6 河畔林の間隔とゴミの閉塞の関係(北川他、1989)

## (2) 樹林密度 $a_v = ND$ の評価と粗度設定

粗度係数の設定は、河川管理のための必要な行為となった。上記の方式による粗度設定は、樹木の林分や樹木の形状の測定を要し、手間とコストの掛かる行為である。今後の維持管理コストの趨勢を考えると、樹林を類型化し、樹齢、樹高、枝下高、立木密度の関係式を評価し、透過係数(粗度係数)を評価できるようにしておくべきである。以下その方向性を探る。

樹木の生長特性は、樹種、生育する土壌基盤、気候により異なる。また樹木は生育段階において上限の立木密度が存在する。坂口(1961)は立木密度  $n$  (1エーカー当りの生育本数) と平均胸高樹径  $d$  (インチ) の関係である  $\log(n) = -1.605\log(d) + K$  を用いて、針葉樹であるスギ、ヒノキ、アカマツについて表3.5.3の  $K$  の値を得ている(1 $m^2$ 当りの生育本数  $N$ ,  $D$  の単位を  $m$  として評価すると  $\log(N) = -\log(D) + K - 1.055$  となる)。このように、樹木は生育とともに単位面積当りの本数を減少させる。これが、自然間引という現象である。これにより  $D$  と  $N$  と関係が概略評価できる。これによると樹木の平均樹齢が高いほど(平均胸高直径  $D$  が大きいほど、樹高が高いほど)  $ND$  は小さくなる。すなわち、粗度係数が小さくなる。

表3.6.3 生育密度の係数(坂口, 1961)

樹種	K
スギ	5.501
ヒノキ	5.137
アカマツ	5.333
カラマツ	5.377

竹林, 東北地方のコナラ・クヌギ林, 長野県飯山地方のブナ林を主体とする樹林, 常緑広葉樹林の平均胸高直径D (cm) と1haの立ち木本数Nの関係は, 図3.5.7～図3.5.9のようである. ここで特性曲線は最多密度曲線と同じものであり, SDIは立木密度指数といわれ, 最多密度線で評価される $N_h$ に対する任意の林分の本数 $N_h'$ の比( $N_h'/N_h$ )である.

表3.5.4には樹林密度の測定事例を示す(財団法人河川環境管理財団編著, 2001). なお, 樹林群の立木密度の視覚的イメージとNDの関係を, 竹林について写真3.5.1～写真3.5.5に, ケヤキ, クヌギ, アカマツ林等について写真3.5.6～写真3.5.11に示す(財団法人河川環境管理財団, 2001).

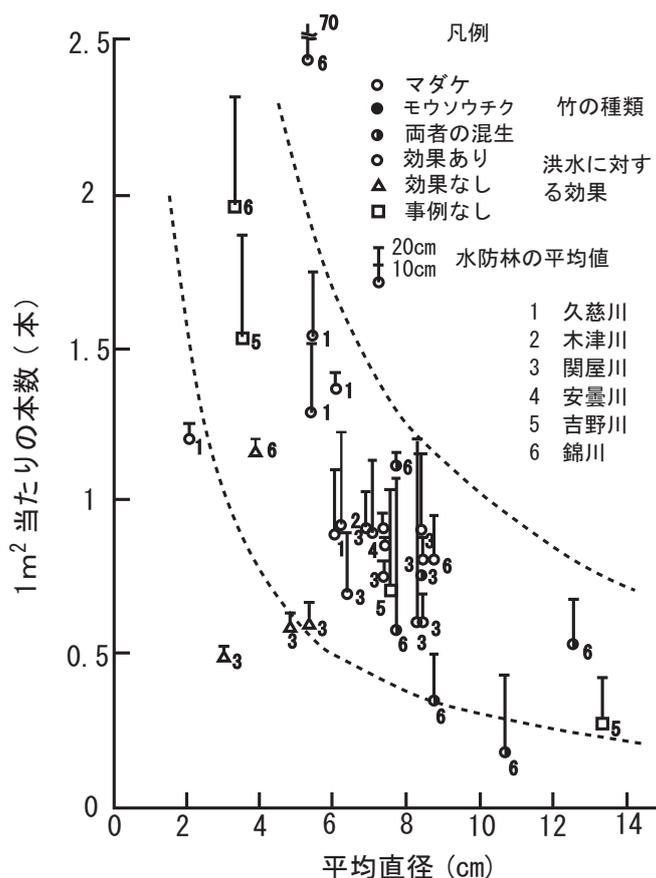


図3.5.7 竹の直径と1m<sup>2</sup>当たりの本数および水防林幅  
上田 (1955), 江島 (1955), 山口県林業指通課 (1952) より作成 (浜口他, 1987; 松浦他, 1988 微修正)

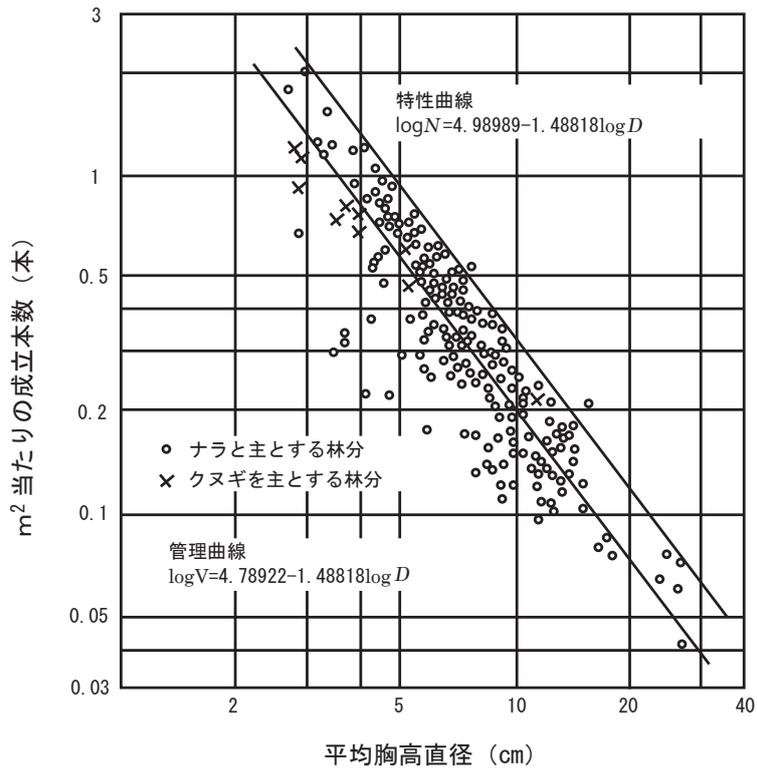


図3.5.8 シイタケほだ木・薪炭用ナラ・クヌギ林の平均直径と立木密度に関する特性曲線(最多密度曲線)と管理曲線(柳谷他、1966に微修正)

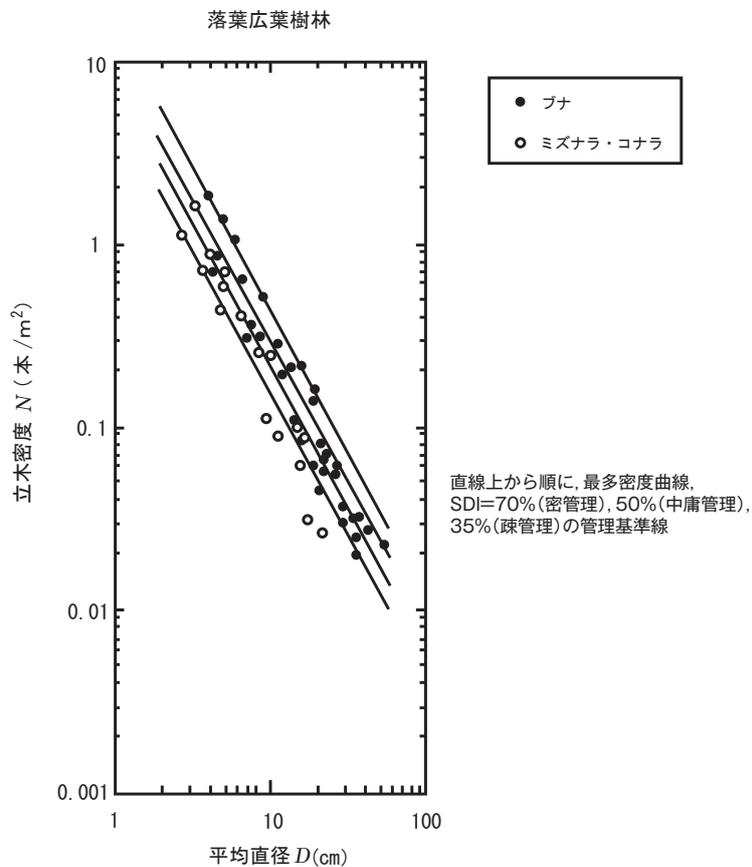


図3.5.9 ブナ・ナラを主体とする落葉樹林の最多密度曲線と管理基準線(只木良也作成)  
(財団法人河川環境管理財団編著、2001に微改変)

表 3.5.4 樹林密度の事例(財団法人河川環境管理財団編著、2001)

通常の高木林の事例

		平均胸高直径 (cm)	樹木間隔 (m)	ND (m <sup>2</sup> )	備考
ムクノキーエノキ群集	主林木のみを対象	25.29	4.36	0.013	林高 15~18 m 河川敷
	直径 5cm以上を対象	16.48	3.02	0.018	
	直径 2cm以上を対象	11.27	2.34	0.02	
ムクノキーエノキ群集	主林木のみを対象	20.79	3.85	0.014	林高 23m 吉見データ
	直径 5cm以上を対象	16.78	3.29	0.015	
	直径 2cm以上を対象	10.83	2.48	0.018	
ハンノキ林	主林木のみを対象	33.24	4.86	0.014	林高 16~18m 吉見データ
	直径 5cm以上を対象	18.76	3.09	0.02	
	直径 2cm以上を対象	10.64	2.16	0.023	
ハンノキ林	主林木のみを対象	15.71	5	0.006	林高 12~15 m 嵐山データ
	直径 5cm以上を対象	11.15	2.83	0.014	
	直径 2cm以上を対象	6.4	1.82	0.019	
スジダイ林	主林木のみを対象	11.29	2.54	0.018	林高 11.5m 嵐山データ
	直径 5cm以上を対象	11.28	1.94	0.03	
	直径 2cm以上を対象	6.12	1.19	0.044	
タブノキ林	主林木のみを対象	15.49	3.13	0.016	林高 19~22 m 嵐山データ
	直径 5cm以上を対象	13.3	2.59	0.02	
	直径 2cm以上を対象	9.57	2.09	0.022	
スジダイ林	主林木のみを対象	38.02	4.47	0.019	林高 17m 敦賀データ
	直径 5cm以上を対象	21.6	3.02	0.024	
	直径 2cm以上を対象	17.93	2.67	0.025	
クヌギ林	主林木のみを対象	21.64	5.22	0.007	林高 15m 吉見データ
	直径 5cm以上を対象	14	3.27	0.013	
	直径 2cm以上を対象	6.26	1.86	0.023	
コナラ林	主林木のみを対象	11.63	4.33	0.006	林高 10m 嵐山データ
	直径 5cm以上を対象	10.74	3.78	0.008	
	直径 2cm以上を対象	5.76	2.38	0.01	
アカメヤナギ林	主林木のみを対象	19.63	6.12	0.005	林高 8m 吉見データ
	直径 5cm以上を対象	16.86	4.63	0.008	
	直径 2cm以上を対象	11.39	3.61	0.009	
アカマツ林	主林木のみを対象	25	2.89	0.03	林高 15~17m 敦賀データ
	直径 5cm以上を対象	19.05	2.24	0.038	
	直径 2cm以上を対象	14.68	1.74	0.048	
スギ人工林	主林木のみを対象	23.53	2.63	0.034	林高 22m、嵐山データ
スギ人工林	主林木のみを対象	29.3	2.58	0.044	林高 13~17m、敦賀データ

高密度植栽の常緑広葉樹林 (通称宮脇式)

タブ・カシ林	直径 2cm以上を対象	7.2	1.02	0.07	林高 10m、横国構内
タブ・スジダイ林	直径 2cm以上を対象	5.1	1.01	0.05	林高 5m、東扇島未間伐
タブ・スジダイ林	直径 2cm以上を対象	5.6	1.3	0.03	林高 5m、東扇島間伐

幼齢の雑木林の場合

雑木林 (整備林)	樹高 1.3m以上を対象	8.5	1.61	0.032	林高 16m、中部データ
雑木林 (放置林)	樹高 1.3m以上を対象	4.7	1.01	0.046	林高 12m、中部データ

大分における現地調査事例

ムクノキーエノキ群集	直径 2cm以上を対象	10.8	2.35	0.02	林高約 18 m、乙津川中島橋
タブ・クスノキ林(宮脇方式)	直径 2cm以上を対象	11.2	1.89	0.031	林高 12~13 m、新日鐵構内
アラカシ林	直径 2cm以上を対象	7.3	1.63	0.027	林高約 8~9m、松岡池ノ上

習志野緑地における現地調査事例

スジダイ・シラカシ林	直径 1cm以上を対象	4.5	1.8	0.018	林高 8m、植栽後 13年程度
アラカシ低木林	直径 1cm以上を対象	2.9	1.4	0.014	林高 3~4m、植栽後 5年程度

(注) ブレック研究所所蔵データおよび国際生態学センターのデータから作成。



写真3.5.1 手入れされたモウソウチク林(城原川、 $D=0.042$ )



写真3.5.2  $ND=0.049$ のモウソウチク林(矢部川)



写真3.5.3 ムクノキーエノキ林にマダケが侵入している(愛知川、 $ND=0.064$ )



写真3.5.4  $ND=0.074$ のマダケ林(矢作川)



写真3.5.5  $ND=0.121$ のマダケ林(花月川)



写真3.5.6 樹木の密度 $ND=0.01$ 程度の樹林(ケヤキ林、釜無川)



写真3.5.7 樹木の密度ND=0.02程度の樹林(ヒノキ  
クヌギ林、富士川水系笛吹川)



写真3.5.8 樹木の密度ND=0.02程度の樹林(アズマ  
ネザサーアカマツ林、阿武隈川水系荒川)



写真3.5.9 樹木の密度ND=0.03程度の樹林(アカマ  
ツ林、阿武隈川水系荒川)



写真3.5.10 樹木の密度ND=0.03程度の樹林(イヌシ  
デーアカマツ林、阿武隈川水系荒川)



写真3.5.11 樹木の密度ND=0.03程度の樹林(クスノ  
キ林、矢部川)

河川高水敷に生育するヤナギ類の生長特性については、建設省河川局他(1990)の調査によると図3.5.10のようである。樹木の樹高は、樹齢が増加すると生長率が低下し、やがて生長を止める。図3.5.10ではヤナギの樹種の区別がされていないが、樹種により樹径や樹高は異なり、ネコヤナギで樹高0.5～3m、イヌコリヤナギで2～3m、カワヤナギで5～6m、タチヤナギで10～15m、アカメヤナギで15～16m、ジャヤナギで15～16m、コゴメヤナギでは25m程度、ケショウヤナギで20～30mになる。オニグルミは7～25m、エノキは20～25m、ムクノキは20～30m、ケヤキは20～25mにもなる(リバーフロント整備センター編, 1996)。近年、扇状地河川に侵入してきたハリエンジュは、胸高直径が年1～2cm程度の速度で生長し、15～20年ぐらいで樹高15～25mに達する。

1992年(平成4)8月、北海道鶴川で洪水により大量の樹木の倒伏が生じた際に調査された河畔林の生長特性(ケヤマハンノキ4本、ヤナギ1本)の結果を図3.5.11に示す(渡邊他, 1993)。幹の樹高生長を見るとケヤマハンノキは3～9年生で70～210cm/年でよい生長を示し、それ以降はやや成長が衰えてくる。直径についても同じ傾向が見える。ヤナギの樹高生長は3～17年生では30～170cm/年でよい生長を示し、それ以降はやや生長が衰えていく。直径成長は、20年間を通じて生長している。図3.5.12は調査地点に比較的近い釧路地方のケヤマハンノキ林の収穫予想表(森林計画研究会北海道林務部(1960))である。これは河畔の礫地、沢頭の肥沃な湿潤地などのケヤマハンノキ一斉林の調査に基づいて作成されたものである。A等地は生長「良」なもの、B等地は「並」な樹林と考えてよい。図3.5.12中の丸は図3.5.11のデータをプロットしたものである。この様な資料により、樹齢と胸高直径の関係が評価できる。

以上、樹木群落別に最多密度線のNとDの関係が、図3.5.7～図3.5.9および表3.5.3に整理されているので、樹木群落別のNDが概略推定ができ(ただし河川敷の樹木群は最多密度状態となるとは限らず、SDIを評価する必要がある。対象河川における樹木の実態調査によるのが望まし

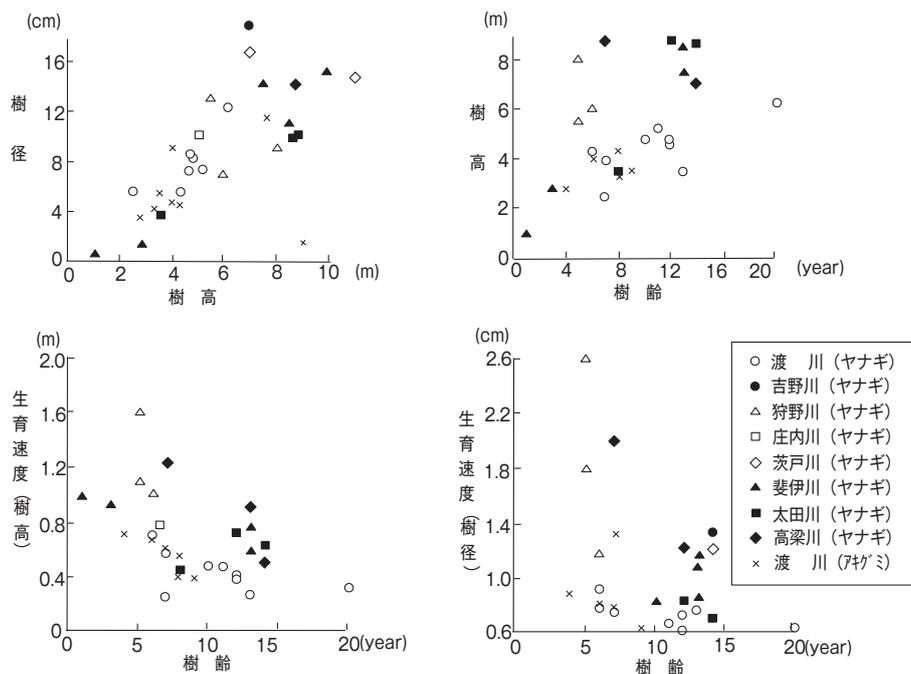


図3.5.10 樹木の生長特性(建設省河川局ほか, 1990)

いが、SDIを70%程度としておけばよからう), また, 図3.5.10, 図3.5.11, 図3.5.12のように樹齢と胸高直径, 樹高の関係が整理されていれば, 3.6.2 (1) ②の手続きにより群落別の樹齢および水深別の標準粗度係数が推算できる。

樹木群ごとに水深とNDを指標とした標準値評価曲線を作成しておくことは, 技術検討の作業効率の高度化となろう。

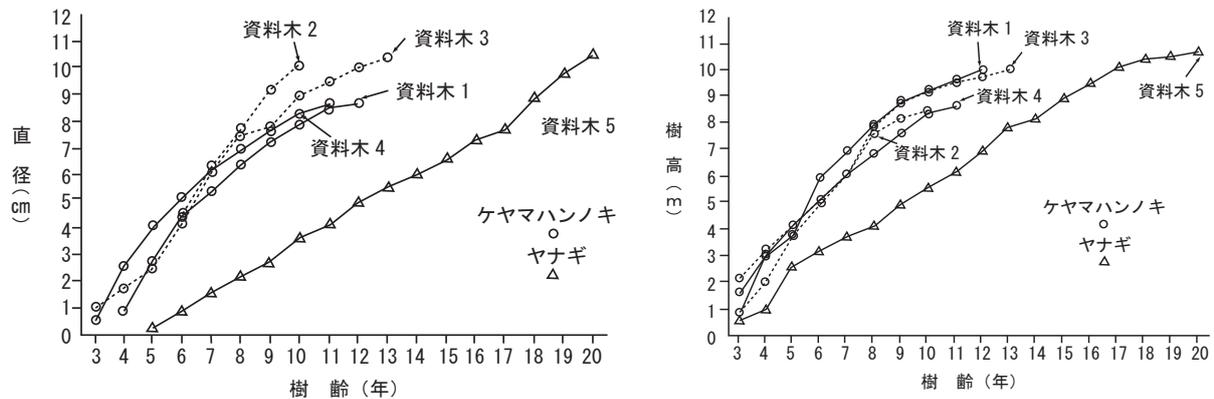


図3.5.11 河畔林の生育特性の一例(渡邊他, 1993)

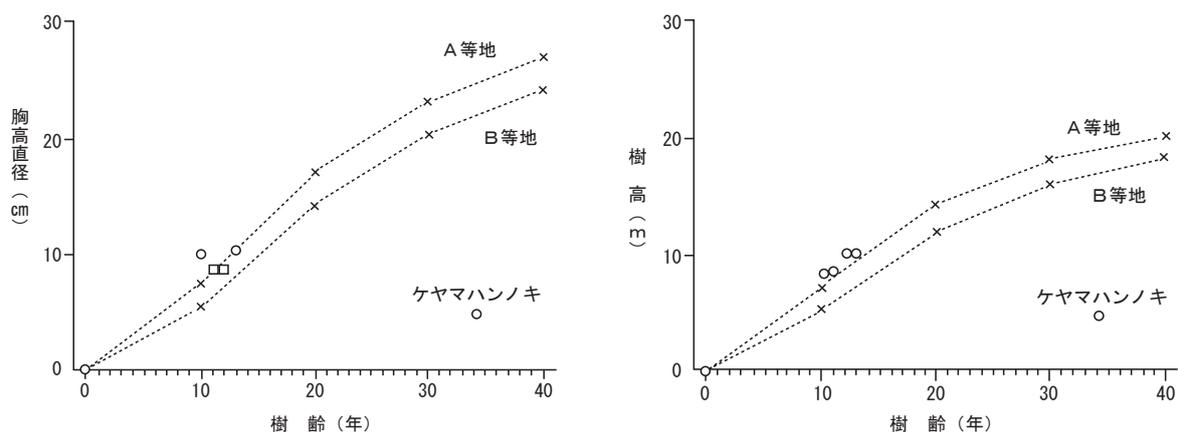


図3.5.12 収穫予想図の一例(森林計画研究会北海道林務部, 1960)

### メモ 河川区域内の樹木の密度管理について

河川区域内の民地においては, まれではあるが林業という産業目的でスギなどを植林することがあり, 間伐などの立木密度管理が行われる。占用地についても占用者がその目的で立木の管理をおこなう。それ以外の官地については, 河川管理者が樹木の管理を行う(慣行で地元民が管理している場合もある)。河川内植生の生態学的意義の高まりは, 河川内樹林を生物多様性の観点から保全すべき対象としつつある。河川敷内の自然ゾーンや生態系保全ゾーンにおける樹木の管理のあり方が問われている。

河川内の植生の遷移を自然に任せれば, セグメント3以外は高水敷の大部分が100年以内に樹林化しよう。生態系保全ゾーンに存在する樹林は, その場所における潜在的樹林群への遷移途上にあるといえる。治水安全度向上の観点から, 高木への遷移を進ませ, 樹木密度を低下させるという管理の方向があるのではないかと。

ところで河川に生育する希少種の生育する場は、そのほとんどが人間の干渉行為（管理行為）を受けている空間である。干渉行為を止めると植生遷移が進み、希少種が生育できなくなるおそれのある空間でもある。これを保全するのは人間の干渉行為（手入れ）をどの程度にするかという計画論が必要である。管理費用の負担者はだれか。地域とのかかわりをもたなければ維持できないであろう。

山本晃一 記

### 3.6 高水敷利用と植生

河川高水敷には、農地、公園施設等の利用施設が多くある。

セグメント1においては、洪水時の流速が早く、また土壌層も薄いので、農地利用は少ないが、緩流扇状地（勾配1/300程度以下）では畑として利用されることがある。1980年以降は運動場、公園等に利用される事例が多い。

セグメント2-1においては、農地として畑、りんご園（千曲川、岩木川）等に利用されている。近代的堤防の無かった時代は、水害防備林を河川沿いに仕立て管理されてきたが、堤外地に農地が残ることが無ければ堤防の完成と共に水害防備林が必要とされなくなり、伐採されたものが多い。利用施設としては、運動場、公園、ゴルフ場、自動車練習所、グライダー滑走路などに利用された。これらの施設における樹木は、通常、樹木の維持管理が為される。必要に応じて7月～8月に剪定、高木では12月～1月の骨格剪定が為される。草本類は、年2回程度の除草がなされるのが通例である。

セグメント2-2においては、農地として畑、桑畑、牧草地として利用された。また萱場として利用された所もある。最近では、農地利用は減少し利用施設用地が増えた。利用施設種はセグメント2-1と同様である。

農地は、その栽培植物が育つように管理され、利用施設はその利用目的に応じた植栽、植生管理が成される。

近年、耕作放棄地が増え、農地が藪化、樹林化し始めている。

#### メモ 木材の腐朽特性

自然利用ゾーンでは洪水による倒木、枯れて倒木したものは、そのまま放置されるのが普通である。それらは木材腐朽菌により腐食していく。

倒木・堆積流木の樹木の主要な有機成分であるリグニン、セルロースなどは、微生物（木材腐食菌）、シロアリなどのデトリタス食者によって分解されていく。木材の腐朽特性は、木材の種類（樹種）や同一樹種でも心材（内側の色の濃い部分）と辺材（外側の色の薄い部分）によっても異なる。

木材腐朽に関する要因として、栄養分、水分、空気、温度、pH、光などが挙げられる（屋我他編，1997）。

#### ・栄養分

木材腐朽菌が生育するためには、炭素、窒素、燐、無機塩類などが必要である。腐食の初期には辺材部分（樹液の流動や養分の貯蔵など樹木が生育するうえで必要な機能を持つ細胞があり、生木の含水成分が心材に比べて高い）を利用する。なお心材（細胞としての機能が停止し、取り残された樹液などが変質して、色素や樹脂になり組織にたまっている）では、比較的利用さ

れやすいグルコース，ショ糖，デンプン，アミノ酸が利用される。主要な有機成分であるセルロースは，酵素セルラーゼを持った生物によってしか分解できない。大部分のデトリタス食者はセルラーゼを持たず，共生している細菌類，原生動物によって生産されるセルラーゼを利用する。

・水分

木材中の水分は結合水と自由水があり，木材の腐朽には自由水が不可欠である。自由水が認められない状態の最大飽和点を繊維飽和点（乾燥重量に対する水分の割合，25～35%）と呼ぶ。この飽和点以下では木材の腐朽は生じず，飽和点以上から150%の範囲で腐朽が起こる。

・空気（酸素）

木材腐朽菌は好気性菌であり，酸素が無い状態では生長できない。木材腐朽菌が生育するためには，材の容積の20%程度の空気があればよいとされている。水中では木材の空気を追い出してしまうために，腐食が生じにくい。

・温度

腐朽菌は中温菌（25～40℃）に属する。生育できる温度範囲は0～50℃である。

・pH

木材腐朽菌の生育に適するpHは5～6.5の範囲である。

・光

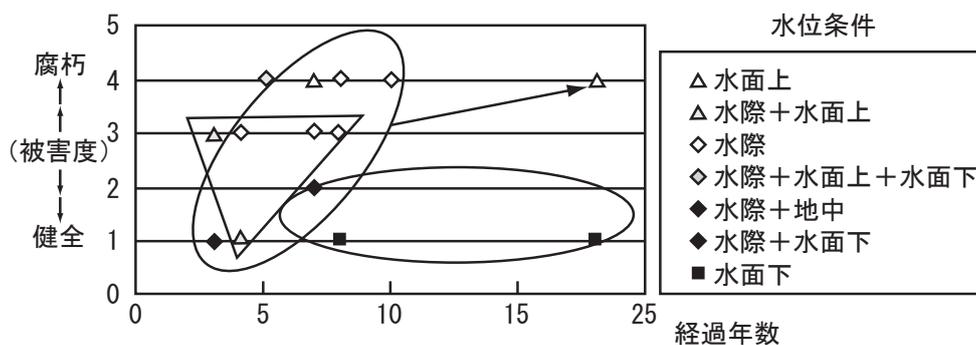
光は木材腐朽菌の菌糸の生育にはあまり影響を及ぼさないが，子実体の形成に大きな影響を及ぼす。リグニンやポリフェノール類は紫外線を吸収し易く光分解作用（日焼け）を受けやすい。分解された成分は水に溶解し易く雨水によって表面から流れ出る。

以上より，倒木および堆積地点の条件によって腐朽速度（分解速度）が異なる。水分が十分あり，好气的環境にある腐食土のある樹林，草地では分解速度が大きく，礫床や岩床などの裸地では乾燥して分解速度が遅くなる。また水中ではさらに分解が遅く，嫌気状態となると分解がほとんど進まない。

間伐材を使用した土木工作物の木材の腐朽度を調査した結果によれば，**図3.6.1**のようであり，水面以下においては20年の経過でも被害度（**表3.6.1**参照）が1であるが，空中，水際には5年程度で被害度4となっている（河川環境管理財団編，2004）。溪流に設置した木製堰堤袖部（ほとんど流水がかからない）と堰堤本体部（常時水がかかっている）に分けて，年平均の腐朽厚さを測定した事例を**図3.6.2**に示す。調査箇所は京都府内の溪流であり，スギおよびヒノキを用いたえん堤である。スギとヒノキに腐朽速度に大きな差は認められなかった。常時水のかかっている部分では年平均腐朽厚は約1mm/年であり，ほとんど流水のかからない部分は1～5mm/年であった（Dang 他，2008）。

北村（1966，1968）は，スギ，クロマツ，カラマツなどの伐採後の抜根抵抗力は16～18年後に最小となり，この時期に山地の崩壊が起こりやすいとしている。なお，幼樹ほど胸高直径が小さいので腐食が早く進行するとしている。

以上より，樹木が地表面や水際に堆積した場合には，15～30年程度で腐食分解すると判断される。樹木の寿命より短いのである。

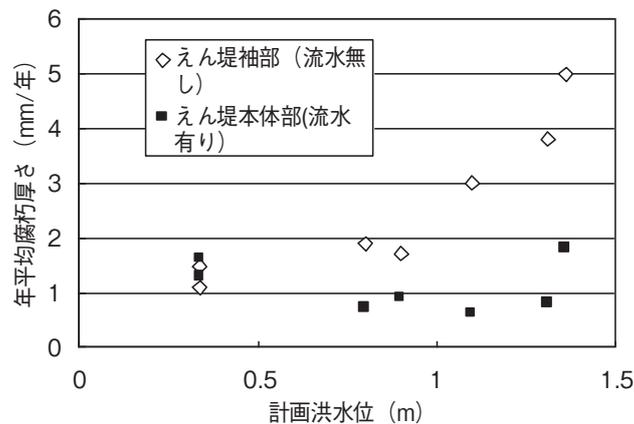


※縦軸の腐朽度を示す数値は「表3.1.1 被害度の現し方」と同様である。

図3.6.1 木材の水位条件別の経過年数と腐朽度

表3.6.1 被害度の現し方

被害度	観 察 状 況
0	健 全
1	部分的に軽度の腐朽または虫害
2	全面的に軽度の腐朽または虫害
3	2.の状態のうえに部分的に激しい腐朽または虫害
4	全面的に激しい腐朽または虫害
5	腐朽または虫害により形が崩れる



(設置後 7～9 年間の平均) (Dang 他、2008)

図3.7.2 木製えん堤の年平均腐朽厚さ

### 3.7 自然的・人為的インパクトによる植生変化

#### 3.7.1 植生の応答特性の捉え方

河川植生相の自然的攪乱・人為的インパクトに対する応答特性の捉え方については、十分に概念化、理論化が進んでいるとはいえない。自然的攪乱・人為的インパクトに対する河川植生の応答特性を把握するには、まず各空間スケールでの植生相ごとに、以下のような情報が求められる。

- ・場の特性と植生相の関係：植物生育場の特性と生育植物種
- ・攪乱限界外力：攪乱を生じせしめる限界外力，例えば外力として樹木倒壊流速，草本破壊流速などである。
- ・攪乱後の応答速度：攪乱後の植物相の変化速度，生長速度，群落拡大速度などである。
- ・攪乱時の植物の破壊形態

などである。

これらの情報により、自然的攪乱・人為的インパクト後の生物相・景観の遷移プロセスを河道地形の変化を媒介とすることにより概略描き出すことができる。

人為的インパクト後の生物相の変化をより定量的（時間項を含む）に描き出すためには、河川縦断方向に河川空間を空間区分し、各区分空間（コンパートメント）の境界を通じた物質の出入

りを、洪水時、月平均および年平均の物質収支として縦断方向に繋ぐことが必要である。具体的には、単位空間スケール内での物質の変換過程を取り込んだ物質収支を把握し、河川の上流から海までの物質の流れ量を表出する。しかしながら、河川という移流場では閉鎖系(湖沼)より時間変動性が大きいこと、移流量を評価しなければならないことより、量的把握が困難であり、漸く実態把握が始まった段階にある。

まずは小セグメントに空間区分し、区分線を境界として、物質収支を評価していくことから始めなければなるまい。河川植生にとって重要な河川流送物質に関する情報が不足しているので、すべての物質について収支図を描けないが、水量については作図可能であり、土砂については粒径別流送土砂量を土砂動態マップとして河川に沿って描かれた。BOD、窒素などの水質項目についても漸く描く試みがなされている(河川生態学術研究会千曲川グループ, 2002)。なお物質収支図を描くには、当然、生態系構成生物が物質の量と質の変化に及ぼす作用、物質の沈降・堆積・溶出・拡散に及ぼす水と土砂の影響、さらには物理・化学過程における各要素間の相互作用に関する情報が必要であり、この情報を得るための観測と理論化が求められる。

ところで、ある空間階層内での物流を通した物質収支を評価するには、生物による相互作用による食物連鎖に関する知見が必要である。生態学ではこれを食物網(生食物連鎖と腐食食物連鎖)として例えば生食物連鎖においては、緑食植物を1次栄養段階、これを食べる捕食者を2次栄養段階、捕食者を食する肉食者を3次栄養段階、肉食者を食う肉食者を4次栄養段階としており、生態系を垂直方向のイメージで階層構造として捉えている。これは生物の生き残り(行動)戦略(生活史、動物行動学、動植物の空間配置形態)を理解するために必要な構造化である(この食物連鎖の階層構造には、直接的には前述してきた空間階層性の概念は含まれていない)。

河川植生変化を予測するとは、2つの性質の異なる階層構造における階層境界面での物質の流れ(情報)の量・質の変化(ディスタバンスとストレス)による階層内構造の変移を明らかにすることにあるといえる。

上述したように、空間階層間の情報のやり取りを記載記述できるようにしていくことが必要であるが、現実には、河川生態系を構成する要素間の相互連関性の実態把握も理論化も十分なされていないといえず、漸く意識的に総合研究が始められた段階といえる。

今は少ない情報(経験則)を取り入れ植生変化をモデル化し、植生の変化方向を見極められるようにする必要がある。礫河原における植生遷移については、藤田他(2003)、末次他(2004)、河川生態学術研究会北川グループ(2008)等がモデル化の試みを行っている。

人為作用の影響については、3つの作用形態に区分する必要がある。

1つは、高水敷上をある目的のために、ある特定の植物種を人為的に育生する場合である。例えば、水防林としての竹類・クスノキ、水田としてのイネ、畑地としてのクワ・ナガイモ・ゴボウ、牧草、公園、ゴルフ場としてのシバなどである。この場合、セグメントごとに生育しえる植生種が河道特性として表現されることになる。

2つは、直接的人為作用の強さである。野焼き、草刈りである。野焼きはヨシあるいは牧草生育条件の改善のため行われていた所が多かったが、近年ダイオキシンの発生に対する恐れ、煙害からほとんど行われなくなった。草刈りは高水敷利用の増進のため増加の傾向にある。この場合、人為的制御因子の指標としては草刈り回数と時期が上げられる。例えば堤防におけるシバ群落は、

放置すると長茎の植物との競争において光の奪い合いに負け衰退していく。シバ群落として維持していくには年4回以上の草刈りが必要であり、年2回程度ではチガヤ群落に、年1回程度ではススキ群落に遷移してしまう。

3つは、間接的人為的作用による地形および位況の変化による生育基盤条件の変化である。近年、礫床河道区間では樹林化が進行して礫床面積が低減している事例が増加している。これには供給土砂量の減少、洪水流量の減少、河道掘削などが関係している(辻本, 1993; 萱場他, 1995; 藤田他, 2003)。

### 3.7.2 人為インパクトによる鬼怒川の植生変化

鬼怒川の植生変化を事例として示す(山本他, 2009)。鬼怒川の河道形状は、河床掘削、上流ダム群の建設、砂防事業の実施、護岸および高水敷の整備により、河道形状が大きく変化した。砂利川では、川幅(移動床幅)の減少、砂州列数の減少と河道の複断面化が進行した。砂川では、河床から砂がほとんど無くなり、沖積粘性土を穿入し溝状の水路が形成され川幅も縮小した区間が多い。これにより、河原の面積が減少し、植生が覆う面積が増加した。

図3.7.1は1947(昭和22)年、1973(昭和48)年、2002(平成14)年における鬼怒川の河川空間(堤外地)における河道距離2kmごとの利用地、植生域、裸地(河原)、水面の面積を航空写真により計測し、縦断方向の面積変化を示したものである。1947(昭和22)年に比べ、五十里ダム、川俣ダムの完成後である1973(昭和48)年は裸地の面積が減少した。なお、植生は洪水という攪乱が無いと砂利州に草本類(パイオニア植生)が次の年には侵入してくる。1947(昭和22)年はカスリン台風による大洪水直後の空撮写真であり、河原の草本類は破壊され裸地が多いのである。これを鬼怒川の原風景とするべきでは無いが、戦前の地形図、写真等よりセグメント1においては裸地の河原が大きな部分を占めていたと判断される。1947(昭和22)年における利用地は、堤外の農地である。2002(平成14)年には河床掘削による河道の複断面化(高水敷の形成)により利用可能地が拡大したため公園利用地が増加している。

昭和30年代後半から50年代において掘削された場所は、一時、平坦な裸地となるが、何度かの洪水により砂州が再生し、小出水による細粒物質の堆積・侵食により表層物質、地下水位、土壤水分に空間的差異が生じる。その差異に応じて、また、その後の洪水による攪乱頻度と強度に応じて、植物の侵入と破壊が生じ植物群落の分布が変化する。

近年、河原植生の群落構成の変化が生じている。河川水辺の国勢調査によりその変化を把握する。図3.7.2に示すように、セグメント1では2000(平成12)年ごろから外来種であるシナダレスズメガヤが繁茂し始め、2002(平成14)年から2006(平成18)年にかけて爆発的に占有面積を増加させ、在来の河原植生であるカワラハハコ、カワラヨモギ、カワラニガナ、カワラノギクの生育基盤を奪っている。2002(平成14)年7月の2800m<sup>3</sup>/s程度の洪水後、2006(平成18)年まで1000m<sup>3</sup>/s程度以下の洪水しか生起せず、河原にシナダレスズメガヤが侵入したのである。3000m<sup>3</sup>/s程度の洪水が来れば占有面積は減少するが、その後、再度侵入しよう。高水敷化された場所で利用ゾーンとされていない場所はハリエンジュ群落の面積が拡大している。なお、1993(平成5)年、1996(平成8)年前後には大きな出水がないので、2000(平成12)年頃から上流の道路・砂防工事等に伴う裸地保護工として導入されたシナダレスズメガヤの種子が流水散布され、河原への侵入が始まったと言える。

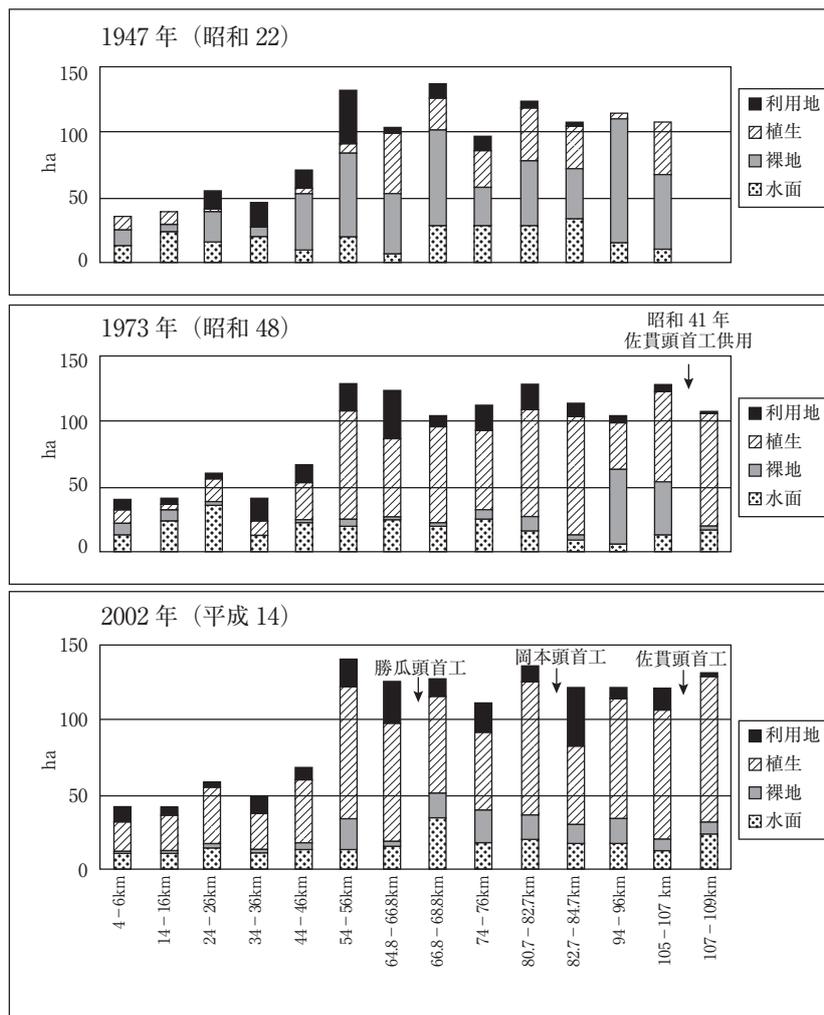


図3.7.1 堤外地の環境区分ごとの面積変化(航空写真より読み取り)(下館河川事務所資料を微修正)

セグメント2-2では、その土壤環境、河床材料、土地利用からシナダレスズメガヤ、ハリエンジュの侵入はほとんど無いが、河床低下により、かつての河床が高水敷化した河岸沿いおよび島状地形には、タチヤナギ群落が定着し面積が拡大している。

1993(平成5)年以降の在来種面積の変化を図3.7.3に示す。外来種の繁茂面積の増加にもかかわらず(セグメント1においては、1996(平成8)～2006(平成18)年の間に約10ha/km程度増加した)、在来種面積はそれほど変化が無い。図3.7.4には1km当りの裸地面積の推移を示す。裸地面積は大洪水により増加し、洪水が無い年が続くと減少する。セグメント1-①での裸地面積が大きいのは、洪水時の掃流力が大きく、かつ河床材料も大きいので、パイオニア植生の侵入が遅れるためである。裸地面積変化からは外来種増加の原因を読み取れない。植生調査対象面積内の面積(陸域+水域の合計面積)と陸域面積の推移を見ると、陸域+水域の合計面積は概ね同じであるが、陸域面積は1996(平成8)年と2006(平成18)年で比較すると約1000ha増加している。外来種は同じ期間に全体で約600ha増加していることから、新たに増加した陸域(水域だった所)が裸地となり、それまで裸地であった所に外来種が侵入したのである。従来であれば裸地的環境であったような所に、シナダレスズメガヤが侵入したといえる。シナダレスズメガヤは絶滅危

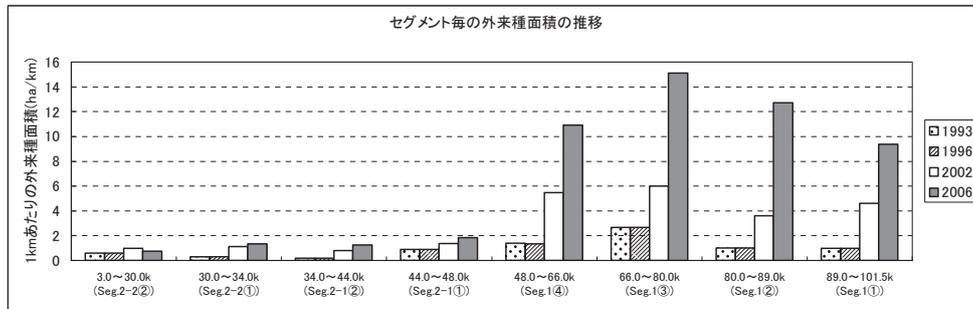
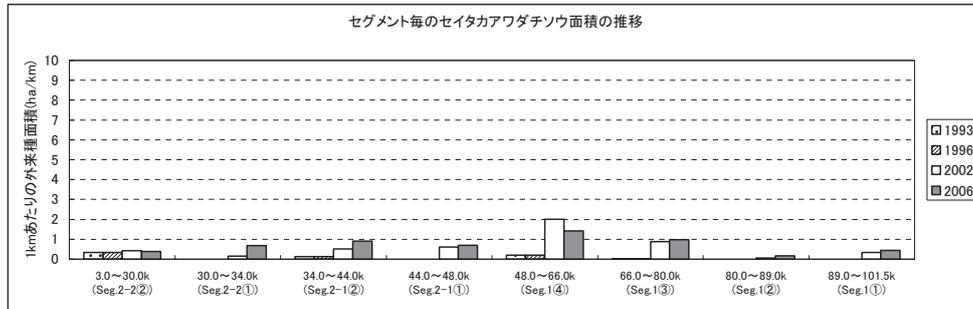
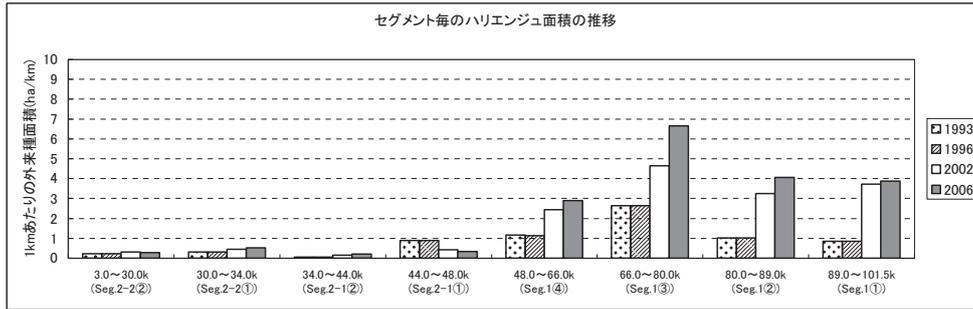
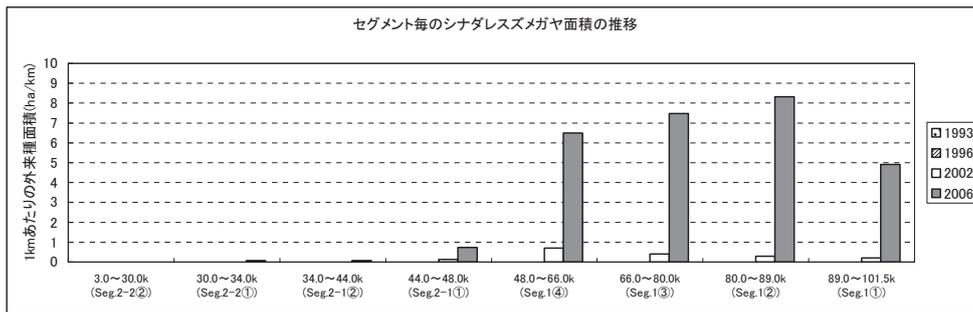


図3.7.2 外來種面積の小セグメント別推移

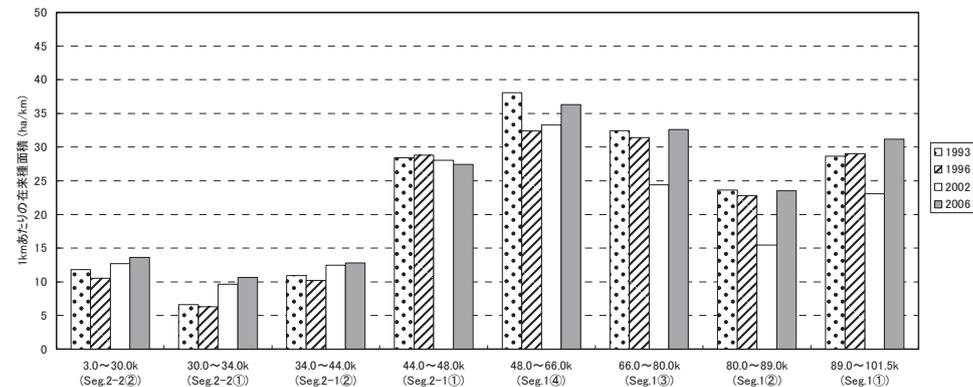


図3.7.3 平成年間における在來種面積の小セグメント別推移

惧種であるカワラノギクの生育基盤（河原）を奪い、カワラノギク群落が急減している（村中他，2001）。ただし、カワラノギクは群落として捉えられていないため、河川水辺の国勢調査結果からはその変化を読み取れない。

砂利河原環境へのシナダレスズメガヤの侵入は植生の変化のみならず、細砂・中砂のトラップ効率を高め、また、在来種に比べ流水に対して破壊されにくいので、砂利河原地形の変動形態（砂州の形成と移動形態）に影響を与えている。

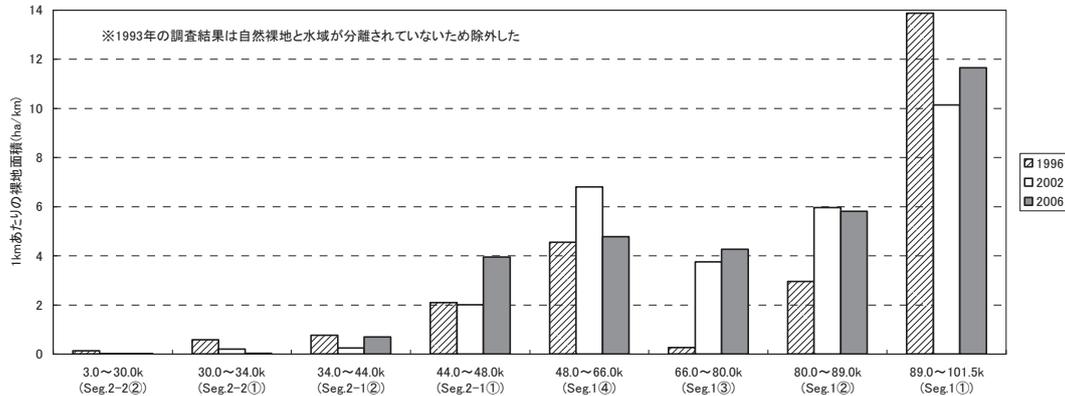


図3.7.4 1 kmあたりの裸地面積の小セグメント別推移

### 3.7.3 100年スケールの人為インパクト後の地形・植生変化想定シナリオ

山本他（2005，2010a）は、河川流量と流送土砂の変化による植生等の100年スケールの応答について、既存の知見を用いて時間軸変化の沿ったシナリオを以下のように描いている。

上流山間地に大ダムが建設された後のセグメントスケールにおける生物相変化のシナリオを描いてみる（山本他，2005修正）。

具体的に上流に大ダムが建設され、平均年最大流量が1500m<sup>3</sup>/sから1000m<sup>3</sup>/s程度に減少した本州の一級河川規模の河川を対象に、100年スケールの生態系変化プロセスのシナリオを作成する。ただし、ダム建設による豊・平・低・渇水流量および水質の変化は大きくないものとする。また検討対象セグメントの下流端河床高の変化は小さいものとする。

#### メモ 沖積河川の河道スケール

低水路のスケール，すなわち川幅 $B$ ，河積 $A$ ，水深 $H_m$ ，および低水路の平均流速 $V_m$ ，フルード数 $F_r$ は，河床勾配 $I_b$ ，河床材料の代表粒径 $d_R$ ，平均年最大流量 $Q_m$ の3量によって評価可能である（山本，2010 d）。

平均年最大流量時の流速係数 $\phi$ は，**図3.7.5**に示す。河床勾配 $I_b$ ，代表粒径 $d_R$ の2量によりほぼ定まるので

$$\phi = f_1(d_R, I_b) \dots\dots\dots (3.7.1)$$

と表せる。 $u_*^2$ の値は，**図3.7.6**より

$$u_*^2 = f_2(d_R) \dots\dots\dots (3.7.2)$$

となる。 $u_*^2 = g \cdot H_m \cdot I_b$ であり， $Q_m = B \cdot V_m \cdot H_m$ であるので

$$H_m = 1/g \cdot f_2/I_b \dots\dots\dots (3.7.3)$$

$$B = f_1^{-1} \cdot f_2^{-3/2} \cdot g \cdot Q_m \cdot I_b \dots\dots\dots (3.7.4)$$

$$A = f_1^{-1} \cdot f_2^{-1/2} \cdot Q_m \dots\dots\dots (3.7.5)$$

$$V_m = f_1 \cdot f_2^{1/2} \dots\dots\dots (3.7.6)$$

となる。

以上河道の平均的なスケールは  $Q_m$ ,  $d_R$ ,  $I_b$  の3量の関数として表現しうる。その他の種々の地形要素  $Y_i$  についても

$$Y_i = f_i (Q_m, d_R, I_b) \dots\dots\dots (3.7.7)$$

の関係が成立するものとして記載が可能である。

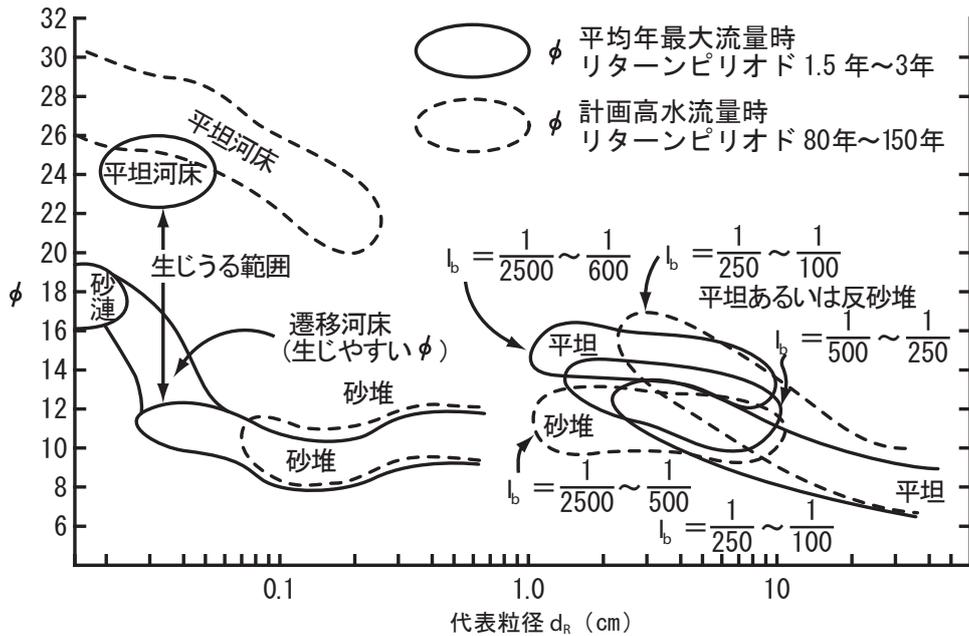


図3.7.5  $\phi$ と代表粒径の関係

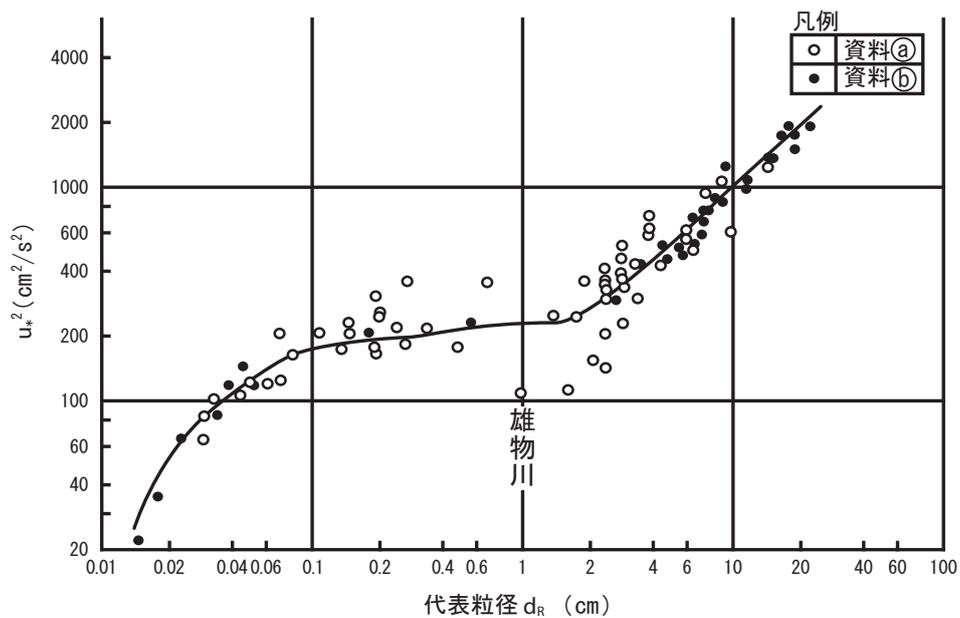


図3.7.6 日本の沖積河川の  $U_*^2$  と  $d_R$  の関係

(1) セグメント1：シナリオ A (洪水流量の減少)

①人為的インパクトおよび河道条件

長さ15km程度のセグメント1の河道を考える。河床勾配 $I_b$ は1/150, 代表粒径 $d_r$ は10cm, 流量変化に対応する砂集団以上の土砂は供給されるとする(ダムにより供給土砂の急減が生じるがダム地点と検討対象区間の距離があり土砂の供給がある)。

②変化プロセスのシナリオ

ダム建設前の河床に働く平均年最大流量時の河床に働く掃流力( $u_*^2$ )は,  $100\text{N/m}^2$  ( $1000\text{cm}^2/\text{s}^2$ ) 程度である(⇒図3.7.6)。流速係数 $\phi$  ( $f_2$ ) =10程度である(⇒図3.7.5)。このときの平均水深 $H_m$ および川幅 $B$ は, 式(3.8.3), 式(3.8.4)より1.53m, 306mとなる。 $B/H_m=200$ であり, 4列程度の砂州が形成されている(⇒図3.4.2)。小洪水しかない年が続くと浮遊砂が砂州の標高の高い所に堆積し, 表層水分条件が変化し, 草本類が侵入するが, 平均年最大流量程度以上の洪水があると草本の生育基盤が破壊され白州へ戻る。

以下に河道の変化プロセスのシナリオを記す。

ステップ1:ダム建設前は川幅306mの河道に4列程度の砂州が形成されている(個々の砂州は平均値に対してそのスケールが前後30%程度の差異がある)。砂州頂高は平均河床高より平均年最大流量時の水深 $H_m$ (1.53m)の3~5割程度高い所にある(山本, 2010 e)。草本が豊水流量より高い所に馬蹄形状をなして生育している。草本は平均年最大流量程度の洪水が生じると破壊され河原となる。平水時の水路面積は40~60mある。破壊されなかった草本類の下流には砂が帯状に堆積する。

ステップ2:洪水流量が減少するため(平均年最大流量時の平均水深1.17m, 変更前の75%), 砂州頂部の冠水頻度が減少し, そこに小粒径(砂・小礫)のものが堆積し, 保水性が高まり草本類の侵入を見る。流水は滯筋に集中し, 細粒物質は標高の高い所に堆積する。平均年最大流量では, 砂州の全面的移動が生じなくなる。

ステップ3:草本類により浮遊砂がトラップされ, 細砂が堆積する(1~10年)。さらにシルトも堆積し, 草本類, ハリエンジュ, ヤナギ(実生の生育基盤として光と水分が必要である。水分の多い水際に帯状に生育し, 樹齢が同じとなることが多い)などの木本類が侵入する(5~15年)。

ステップ4:砂州の島状化, 砂州の高水敷化が進み, かつ標高が高くなり, 河原部の平均年最大流量時の水深が年々上昇し, 河岸侵食も生じる。川幅は島状化, 高水敷化されたところを除けば200m程度となる。島は上流部が侵食され下流部は延伸する。

ステップ5:川幅は平均年最大流の減少比に比例して縮小し平均200m程度となる(⇒式(3.8.4))。河道には2~3列の砂州が生じる。動的安定状態となる(30~50年)。

水生生物は川幅の減少比に比例して生息空間が減少するが, その種構成は大きくは変わらない。

川幅の減少は陸域植生(氾濫原植生)の生育空間の増大となる。陸化されたところにはハリエンジュ, アキグミ, ヤナギ類, オニグルミが増加し, 一方で河原系植生の生育空間は減少する。すでに高水敷であった所は, 樹木の遷移が進み, エノキ, ムクノキなどの樹木が侵入する。

陸域樹林の増加は樹木を営巣空間とする鳥類にはその空間域の増大となる。一方で河原に巣を作るコアジサシの営巣空間の減少となる。

ステップ6：上流からの供給土砂の影響が扇状地まで及ぶようになるとシナリオBに転化する。

## (2) セグメント1：シナリオB（洪水流量の減少および流送土砂量の急減）

次のような人為的インパクトにおける河川環境の変化を考える。

### ①人為的インパクトおよび河道条件

長さ15km程度のセグメント1の下流部を除く河道を考える。河床勾配 $I_b$ は1/150、代表粒径 $d_R$ は10cm、流量変化相当以下に土砂の供給は急減する（ダム地点と検討対象区間の距離が短く、土砂の供給源がない）。

### ②変化プロセスのシナリオ

以下に変化プロセスのシナリオを記す。

ステップ1：ダム建設前の河道状況はセグメント1：シナリオAの初期状態と同じである。

ステップ2：洪水流量および供給土砂量が急減するため、ダム建設前の滞筋に流水が集中し、上流から滞筋部の河床低下が1～2m程度進む（山本, 2010 f）。瀬のところは上流からの供給土砂が減少するため河床が低下し、C集団（40cm）が多くなる（⇒注2）。

ステップ3：砂州頂部の冠水頻度が滞部の河床低下および洪水流量の減少により、そこに小粒径のものが堆積する。ただし、細粒分の供給土砂も減少するため堆積速度が小さく、細粒土層の形成が貧弱である。草本類の侵入を見る。

ステップ4：ヤナギ、アキグミ、ハリエンジュ、オニグルミ、エノキなど木本類が侵入する（5～15年）。

ステップ5：C集団（40cm）が河床面の60%程度を覆うと河床低下は止まり（パラレルデグラデーション, 山本, 1976）平瀬状の流路となる。アーマ化される区間は時間とともに延伸する。アーマ化の進行中は、流水部の瀬と淵の標高差が小さくなり、州の標高の高いところは河床低下により粒径が大きくなる。アーマ化された所は大洪水でも動かなくなる。川幅は粒径が大きくなるので、洪水流量減少比以上に縮小する（川幅100～150m）。

ステップ6：河道は淵と瀬の標高差が小さくなり平瀬状となる。低水路幅は100～150m程度となり静的安定状態となる（50～150年）。高水敷化された空間は樹林となる。水生生物の種が変化する。造網性の水生昆虫が増える。魚類は種が少なくなる。砂、小礫を生息環境とする種が減少する。

## (3) セグメント2-1：シナリオC（洪水流量減少）

次のような人為的インパクトにおける河川環境の変化を考える。

### ①人為的インパクトおよび河道条件

長さ20km程度のセグメント2-1の中礫を河床材料に持つ河道を考える。河床勾配 $I_b$ は1/1000、代表粒径 $d_R$ は4cm、流量に対応する砂分以上の土砂は供給されるとする（ダム地点と検討対象区間の距離が長く中砂が補給される）。

## ②変化プロセスのシナリオ

ダム建設前の河床に働く平均年最大流量時の河床に働く掃流力 ( $u_*^2$ ) は、 $4.2\text{N/m}^2$  ( $420\text{cm}^2/\text{s}^2$ ) 程度である (⇒図3.7.6). 流速係数  $\phi$  ( $f_1$ ) =15程度である (⇒図3.7.5). このときの平均水深  $H_m$  および川幅  $B$  は式 (3.8.3), 式 (3.8.4) より  $4.3\text{m}$ ,  $114\text{m}$  となる.  $B/H_m=27$  となり単列砂州が形成されている (⇒図3.4.2). 河道は護岸等の侵食防止工が水衝部に設置されている. 蛇行度  $S$  は1.2程度とする.

以下に変化プロセスのシナリオを記す.

ステップ1: ダム建設前は川幅114mの河道に単列砂州が形成されている. 護岸のない (人為的改変のない) 自然状態では迂曲河道であり, 勾配が1/2,000程度川幅60m程度であったであろう.

緩い蛇行形状に河道が制御されており単列砂州が生じている. 草本類は豊水位以上のところに生育している.

ステップ2: 洪水流量が減少するため, 変更前の滞筋に流水が集中し, 砂州の頂部および湾曲内湾側は冠水頻度が低下し, 小出水ではB集団である中砂が掃流形式で運ばれ河床が高くなる. 中出水では, 河岸に近い方から細砂, 中砂, 礫分が分級・堆積する.

ステップ3: 砂州頂部および湾曲内岸の豊水位以上のところに草本類が侵入する (2~5年).

ステップ4: 草本類の繁茂により細砂・ワッシュロードがトラップされ, 急速な堆積が始まる (5~20年). その河岸斜面は勾配がきつくなる.

ステップ5: 川幅は流量減少比程度の幅 (76m) に減少する. 蛇行波長が減少し380~700mとなる. ヤナギなど木本類が河岸非侵食部に侵入する. 侵食部は崖状となる. 非水路部は氾濫現 (高水敷) 化する. 侵食が堤防にまで及ぶ恐れのある区間に護岸が設置される (20~50年).

ステップ6: 川幅の減少により淵の間隔は短くなり, かつ川幅水深比が小さくなるので旧流路内において蛇行し蛇行度が増し (山本, 2010h), より勾配が緩くなり, かつ水深が深くなり, 川幅はさらに減少する.

ステップ7: 動的安定化に至る (50~100年). その後は礫の供給量が減少し, セグメント2-1の上流から新たな変化プロセスに入る.

## (4) セグメント2-2: シナリオD (洪水流量の減少)

次のような人為的インパクトにおける河川環境の変化を考える.

### ①人為的インパクトおよび河道条件

長さ20kmのセグメント2-2の粗砂を河床材料にも持つ河道を考える. 河床勾配  $I_b$  は1/2000, 代表粒径  $d_R$  は0.1cm, 流量変化に対応する砂集団が供給されるとする (ダム地点と検討対象区間の距離が長く, また支川から粗砂が補給される).

### ②変化プロセスのシナリオ

ダム建設前の河床に働く平均年最大流量時の河床に働く掃流力 ( $u_*^2$ ) は、 $17\text{N/m}^2$  ( $170\text{cm}^2/\text{s}^2$ ) 程度である. 流速係数  $\phi$  ( $f_1$ ) は10程度である (⇒図3.7.5, 図3.7.6). このときの平均水深  $H_m$  および川幅  $B$  は式 (3.8.3), 式 (3.8.4) より  $3.47\text{m}$ ,  $332\text{m}$  となる.  $B/H_m=96$  となり洪水時2列,

小流量時多列砂州が形成されている。河道は直線状で護岸が整備されているものとする。

以下に変化プロセスのシナリオを記す。

ステップ1：ダム建設前は川幅332mの河道に多列の砂州が形成されている。砂州頂高は豊水位程度で水面にでる程度の高さである。草本類は低水路には侵入していない。

ステップ2：洪水流量が急減するため、砂州の移動速度が減少する。小出水でB集団である細砂が掃流形式で運ばれ砂州上の河床が高くなる。ただし、少し大きい洪水で細砂は再移動する。

ステップ3：豊水流量が変化しなければ砂州の頂部および湾曲内湾側は冠水頻度がそれほど低下しないので、草本類の侵入はそれほど早くない。豊水流量が減少すると、冠水頻度が減少し、減少しない場合に比べて、草本類の侵入が早くなる（⇒山本，2010i）。

ステップ4：草本類の繁茂により洪水時の浮遊砂（細砂）やワッシュロードがトラップされ、急速な堆積が始まる（5～20年）。

ステップ5：川幅は平均年最大流量の減少比に比例して縮小し220m程度になる。この減少速度は、豊水流量の減少比が大きいほど早い。ヤナギなど木本類が河岸非侵食部に進入する。侵食部は崖状となる。

ステップ6：川幅水深比 $B/H_m$ が63程度であるので平均年最大流量程度以上の洪水時においては単列的砂州となるが、小洪水時に多列砂州となることがある（⇒山本，2010沖積河川 9.2）。旧流路幅内において蛇行するが、既存護岸の存在のため制限蛇行となり蛇行度はあまり大きくならない。

ステップ7：蛇行度が多少増加し勾配が緩くなり、川幅は勾配変化に比例して減少する。

ステップ8：蛇行流路は下流にシフトするが、川幅の変化の少ない動的安定化に至る（30～50年）。

#### (5) セグメント2-2：シナリオE（洪水流量の減少および流送土砂量の急減）

次のような人為的インパクトにおける河川環境の変化を考える。

##### ①人為的インパクトおよび河道条件

長さ20km程度のセグメント2-2の下流部を除く粗砂を河床材料にも持つ河道を考える。河床勾配 $I_b$ は1/2000，代表粒径 $d_R$ は0.1cm，砂分以上の土砂の供給が急減する（ダム地点と検討対象区間の距離が短く，砂集団の供給量が急減する）。

##### ②変化プロセスのシナリオ

河道は直線状で護岸が整備されているものとする。また、河床材料にはC集団である砂利集団（平均4cm）が5%存在するものとする。以下に変化プロセスのシナリオを記す。

ステップ1～ステップ3：セグメント2-2シナリオDとほぼ同じプロセスをとる。

ステップ4：草本類の侵入が生じたところでは、細砂・ワッシュロード（シルト・粘土）の堆積が生じる（5～20年）。川幅は平均年最大流量の減少比に比例して縮小し220m程度になる。

ステップ5：セグメント2-2の上流部では山地からの砂分の供給減少のため河床が低下し、河

床中に存在したC集団である砂利が取り残され、砂利集団の量が多くなり河床低下進行速度が遅くなる。このプロセスが下流に伝播していく。この現象が進行している区間の河床勾配は多少緩くなり、河道特性がセグメント2-1に対応するものになっていく。すなわち、平均年最大流量時の河床に働く掃流力が砂利川対応のものとなる。高水敷化された場所には、ヤナギ、エノキなどの木本類が侵入する(20～50年)。

ステップ6:セグメントの上流部の川幅は流量減少比に対応する川幅220mより4～5割りも減少し120m程度となる(式(3.8.4)を用いて $\phi=15$ ,  $u_*^2=380\text{cm}^2/\text{s}^2$ に変化したとした)。水生生物は砂川対応種から砂利川に生息する種に変化する(30～100年)。

ステップ7:大洪水時においてアーマ層が破壊され河床低下が進み、セグメント2-2の上流部には更新世の堆積物・基岩等が露出するようになる(50～200年)。

ステップ8:沖積層の層序構造、河床下の地質条件、C集団の供給量によりその後の河道変化の方向は異なる。これらの情報無しには変化方向の予測は不可能である。

#### (6) セグメント2-2:シナリオF(洪水流量の減少および流送土砂量の急減)

次のような人為的インパクトにおける河川環境の変化を考える。

##### ①人為的インパクトおよび河道条件

長さ30kmのセグメント2-2の下流部を除く中砂を河床材料にも持つ河道を考える。河床勾配 $I_b$ は1/3000、代表粒径 $d_r$ は0.4mm、砂分以上の土砂の供給が急減する(ダム地点と検討対象区間の距離が短く、砂集団の供給量が急減する)。

##### ②変化プロセスのシナリオ

ダム建設前の平均年最大流量時の河床に働く掃流力( $u_*^2$ )は、 $11\text{N}/\text{m}^2$ ( $110\text{cm}^2/\text{s}^2$ )程度である。流速係数 $\phi$ ( $f_1$ )は12程度である(⇒**図3.7.5**, **図3.7.6**)。このときの平均水深 $H_m$ および川幅 $B$ は式(3.8.3)、式(3.8.4)より3.36m、353mとなる。 $B/H_m=104$ となり洪水時2列、小流量時多列砂州が形成されている。河道は直線状で護岸が整備されているものとする。

また河床材料にはC集団である砂利集団がほとんど存在しないものとする。以下に変化シナリオを記す。

ステップ1:ダム建設前は川幅353mの河道に多列の砂州が形成されている。砂州頂高は豊水位程度で水面にでる程度の高さである。草本類は低水路には侵入していない。

ステップ2:洪水流量が急減するため、砂州の移動速度が減少する。小出水でB集団である細砂が掃流形式で運ばれ砂州上の河床が高くなる。ただし、少し大きい洪水で細砂は再移動する。

ステップ3:豊水流量が変化しなければ砂州の頂部および湾曲内湾側は冠水頻度がそれほど低下しないので、草本類の侵入はそれほど早くない。豊水流量が減少すると、冠水頻度が減少し、減少しない場合に比べて、草本類の侵入が早くなる(山本, 2010 i)

ステップ4:草本類の侵入が生じたところでは、細砂・ワッシュロード(シルト・粘土)の堆積が生じる。高水敷上に氾濫するような洪水時には河床材料中の細砂・中砂が浮遊し、それらがトラップされるので堆積速度はかなり速く高水敷化が進行する(10～20

年)。川幅は平均年最大流量の減少比に比例して縮小し230m程度になる。セグメント2-2の上流部では砂供給量が減少するので河床低下が進行する一方、セグメント2-2の中・下流部は上流で侵食されたが中砂が供給されるので河床低下は小さい。河床低下する区間は徐々に下流に移行する。

ヤナギなど木本類が河岸部、高水敷に進入する(10～30年)。

ステップ5:セグメント2-2の上流部では河床が低下し砂集団がなくなり、河床には沖積粘性土(後背湿地堆積物)、腐植土、洪積層などが露出し始める。土層の耐侵食度の違いにより、河床が急激に洗掘する場所(腐植土層、旧河道部の砂層など)、河床低下が止まる場所(洪積シルト層など)、沖積粘性土を溝状に侵食する場所などが生じるようになる。この現象はダム建設前の河道部砂層の厚さに関係し、砂層が薄いほど早期に現れる(日本では砂利採取により砂層の厚さが2m程度人為的に薄くなっている)、この現象がより早期に現れる)。このような穿入河道的性格を持つ区間が下流に延長していく(20～200年)。穿入河道となったところは河岸の耐侵食性が増すので平均年最大流量時の河床に働く掃流力が大きくなり、川幅の減少がさらに進む。浮遊砂およびワッシュロードが穿入河道部から取り残された区間に堆積し高水敷化が進行する。

高水敷化されたところでは、ヤナギ、エノキなどの木本類が侵入する。水生生物種は、砂川から、粘性土および軟岸を基盤とする種に変化する。

ステップ6:沖積層の層序構造、河床下の地質条件により、その後の河道変化の方向は異なる。これらの情報無しには変化方向の予測は不可能である。

以上、セグメントスケールの人為的インパクトによる100年程度の生物相変化のシナリオを記した。なお、植生の遷移過程において大洪水が生起すると遷移の遅滞が生じる。

インパクトの種類および初期河川条件に応じて、インパクトに対する応答プロセスを時間ステップごとに、山本(2010, a～j)の知見に基づき、河道特性や生物相特性の量的・質的变化を推察、構成していけば、生物相変化のシナリオが作成できよう。リーチスケールの低水路の生物相変化についても、ステップごとにセグメントスケールの河道変化による砂州ユニット(そのスケールは川幅と水深で規定される(⇒[図3.4.2](#)))のスケール変化を評価し、砂州ユニット内の物理・化学環境の差異(ハビタット)を推察していけば、生物相の空間分布形の時間変化を描くことができよう。

## 注

注1) セグメント

山間部を含めて河川の縦断形は、ほぼ同一勾配を持ついくつかの区間に分かれているとみることができる。このような河床勾配がほぼ同一である区間は、河床材料や河道の種々の特性が似ており、これをセグメントと呼んでいる。河川におけるセグメントの数は、河川によって、また河川をセグメントに区分する目的によって異なる。

**表A.3.1**は、山本(1994)によるセグメントの定義と特徴を示したものである。セグメント1、

2-1, 2-2, 3に加え, 沖積河川の上流の山間部および狭窄部をセグメントMと呼び, これらを地形特性と対応した大セグメントと呼んでいる. セグメントごとの河道の特徴が大きく異なることは, それを存在基盤とする河川生態系もセグメントごとにその特徴が大きく異なることを示す. セグメントは河道の特徴の単位であると同時に河川生態系空間区分の単位でもある.

表A.3.1 各セグメントとその特徴

セグメント	M	I	2		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	河床河岸に岩で出ていることが多い.	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	曲がりが少ない.	蛇行が激しいが, 川幅水深比が大きいところでは 8 字蛇行または島の発生.		蛇行大きいものもあるが, 小さいものもある.
河岸侵食程度	露岩によって水路が固定されることがある. 沖積層の部分は激しい.	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: ほとんどの水路の位置は動かない.

## 注2) 粒径集団

河床材料の粒度分布形は, 対数生起分布形に近いと言われているが, 実際には, 特性の異なる3つ以上の集団からなる. 河床材料の主モードである集団をA集団, それより細かいものをB集団, A集団より大きいものをC集団と呼んでいる(山本, 2010 g).

## 参考文献

浅井節夫, 赤井達男 (1965) ブナ林生産力と更新について, 長野営林局, p.30.

浅見和弘他 (2004), 三春ダムの試験湛水において冠水した湖岸の樹木の成長量の変化と枯死, 応用生態工学, 6 (2), pp.131 - 143.

アンドレアス・ディートリッヒ, 1998: 生物工学護岸 (Biological Engineering Method) の強度について, 国際水資源工学会議に発表したものを奥道泰治が補足資料と編集を加えて和訳したもの, 多自然研究 No.39, pp.14 - 16.

季参熙, 藤田光一, 山本晃一 (1999) 礫床河道における安定植生域拡大のシナリオ, 水工論文集 第42巻 pp.977 - 982.

伊勢屋ふじこ (1980) 砂床河床における自然堤防の形成, 1980年日本地理学会春季大会前刷.

- 石川信吾 (1996) 河川環境と水辺植生 6章 河川植生の特性, 奥田重俊, 佐々木寧 編, ソフトサイエンス社.
- 宇多高明, 望月達也, 藤田光一, 平林桂, 佐々木克也, 服部敦, 藤井政人, 深谷渉, 平館治 (1997) 洪水流を受けた時の多自然型河岸防御工・粘性土・植生の挙動, 土木研究所資料, 第 3489 号.
- 上田弘一郎 (1955) 水害防備林, 産業図書.
- 梅原徹 (2001) ダム建設が自然環境に及ぼす影響, ミティゲーション—自然環境の保全・復元技術一, pp.310 - 314.
- 江島政吉 (1955) 久慈川水害防備林について, 林業技術, 147 号, pp.6 - 15.
- 及川隆, 菊池孝 (2001) 早池峰ダムの試験湛水と貯水地樹木の枯死状況, ダム技術, No.181, pp.101 - 108.
- 奥田重俊 (2000) 河川生態環境評価法 第 2 章河川生態環境を規定する基礎概念, 東京大学出版会, pp.18 - 27.
- 河川生態学術研究会北川グループ (2008) 北川の研究, (財) リバーフロント整備センター.
- 河川生態学術研究会千曲川グループ (2002) 千曲川の総合研究, (財) リバーフロント整備センター.
- 狩野晋一, 森吉尚 (2004) 高茎草本の洪水時の挙動, リバーフロント研究所報告 第 15 号, pp.102 - 108.
- 萱場裕一, 島谷幸宏 (1995) 扇状地河川における地被状態の長期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シンポジウム論文集, 土木学会水理委員会基礎水理部会, 建設省土木研究所, pp.191 - 196.
- 管誠, 斉藤秀樹, 四手井綱英 (1965) 常緑広葉樹林の物質生産力について, 京大演習林報告 3.6, pp.55 - 75.
- 北川明, 島谷幸宏, 小栗幸雄 (1989) 川辺の樹木に冠するフィールドワーク, 土木学会水理講演会論文集 33 巻, pp.625 - 630.
- 北村嘉一 (1966) : 77 回日林講, p.568.
- 北村嘉一 (1968) : 79 回日林講, p.360.
- 吉良竜夫 (1949) 日本の森林帯, 日本林業技術協会.
- 建設省河川局治水課, 土木研究所 (1990) 河道特性に関する研究—その 2—高水敷の機能に関する研究, 第 43 回建設省技術研究会河川部門指定課題論文集.
- 財団法人河川環境管理財団編著 (2001) 堤防に沿った樹林帯の手引き, 山海堂, pp.220 - 226.
- 財団法人河川環境管理財団編 (2004) 木材活用工法ガイドブック (案), 山海堂, pp.98 - 101.
- 財団法人 河川環境管理財団 (2010) 河道特性に及ぼす粘性土・軟岩の影響と河川技術, 河川環境総合研究所資料第 29 号, pp.332 - 339.
- 財団法人国土技術研究センター編 (2002) 河道計画検討の手引き, 山海堂, pp.97 - 131.
- 財団法人リバーフロント整備センター編 (1997) 河川における樹木管理の手引き, p.157, 山海堂.
- 財団法人リバーフロント整備センター編 (2000) 河川植生の基礎知識, (財) リバーフロント整備センター.
- 坂口勝美 (1961) 林試研報, p.131.
- 桜井善雄 (1995) 多自然型川づくりとビオトープ (1), 多自然研究 No.3.

- 佐々木克也, 藤田光一, 山本晃一 (1993) 大型不攪乱試料を用いた土の侵食特性把握実験, 土木学会第 48 回年次講演会概要集第 2 部, pp.132 - 133.
- 清水康行 (1991) 沖積河川における流れと河床変動の予測手法に関する研究, 開発土木研究所報告 No.93.
- 清水義彦 (2002) 河川整備基金事業, 自然的攪乱・人為的インパクトと河川生態系の関係に関する研究 第 6 章, (財) 河川環境管理財団, pp.103 - 129.
- 清水義彦, 小葉竹重機, 吉川武志 (2002) 出水によるハリエンジュ樹林地の破壊とその規模推定に関する考察, 水工学論文集, 第 46 巻, pp.953 - 958.
- 清水義彦, 渡邊康玄 (2009) 4.2.1 河畔林の倒木化機構と流木の捕捉機構, 監修小松利光, 編集山本晃一, 流木と災害, 技報堂出版, pp.83 - 92.
- 島谷, 高瀬, 泊, 中山, 福岡, 田村, 鶴田 (2003) ヨシ原現地通水実験結果の六角川河道計画への適用, 河川技術論文集, 第 9 巻.
- 白井明夫, 五十嵐崇敬 (2007) 植生の耐冠水性について, ダム水源地環境技術研究所報, pp.60 - 65.
- 森林計画研究会北海道林務部 (1960) 北海道の主要樹種, 林分収穫表.
- 末次忠司, 藤田光一, 服部敦, 瀬崎智之, 伊藤政彦, 榎真二 (2004) 礫床河川に繁茂する植生の洪水攪乱に対する応答・遷移および群落の拡大特性, 国土技術政策総合研究所資料, No.161.
- 高橋 保, 中川 一, 加納茂紀 (1985) 洪水氾濫による家屋流失の危険度評価, 京大防災研年報, 第 28 号 B - 2, pp.455 - 470.
- 只木良也 (1995) 立地密度が違うコジイ幼齢林の構造と物質生産, 名古屋大演習林報告 14, pp.1 - 24.
- 只木良也 (2001) 堤防に沿った樹林帯の手引き 参考資料 2. 樹林密度の基本的考え方, 財団法人河川環境管理財団編著, 山海堂, pp.227 - 241.
- 地球環境保全に関する関係閣僚会議 (2002) 新・生物多様性国家戦略.
- 辻本哲朗 (1993) 手取川扇状地区間の河原の植生群落と河道特性, 金沢大学日本海域研究所報告 第 25 号, pp.83 - 99.
- 沼田眞, 岩瀬徹 (2002) 図説 日本の植生, 講談社学術文庫.
- 村中孝司, 鷺谷いずみ (2001) 鬼怒川の植生と外来種の侵入, 応用生態工学 4 (2), pp.121 - 132.
- 新潟県土木部河川課, 上越土木事務所 (2001) 平成 7 年災関川災害復旧助成事業工事記録誌, 新潟県.
- 花籠秀輔 (1973) フィルダムの異常洪水流量設計のための資料, 土木技術資料, Vol.15 - 3.
- 服部敦, 瀬崎智之, 吉田昌樹 (2001) 礫床河道におけるハリエンジュ群落の出水による破壊機構と倒伏発生予測の試み, 河川技術論文集, pp.321 - 326.
- 浜口達男, 本間久枝, 井出康朗, 高橋克彦, 松浦茂樹, 島谷幸宏, 小栗幸雄, 藤田光一 (1987) 水害防備林調査, 土木研究所資料, 第 2479 号.
- 平林 桂, 山本晃一 (1991) 涸沼川における河畔堆積物調査, 水工論文集第 35 巻, pp.269 - 274.

- 福岡捷二, 藤田光一, 加藤善明, 森田完史 (1987) 堤防芝の耐侵食実験, 土木技術資料 Vol.29 - 12, pp.44 - 49.
- 福岡捷二, 藤田光一 (1988) 越水を伴う洪水流による堤防被災機構の調査およびその解析, 土木技術資料 30 - 3, pp.133 - 138.
- 福岡捷二, 藤田光一 (1990) 洪水流に及ぼす河道内樹木群の水理的影響, 土木研究所報告, 第 80 号の 3.
- 福岡捷二, 渡辺明英, 盛谷明弘, 日比野忠史, 大村靖人 (1997) オギ原上を流れる洪水流に関する現地実験とオギ原の抵抗係数特性, 第 3 回河道の水路と河川環境に関するシンポジウム論文集.
- 福岡捷二, 島谷幸宏, 田村浩敏, 泊耕一, 中山雅文, 高瀬智, 井内拓馬 (2003) 水量による高水敷上のヨシ原の倒伏・変形と粗度係数に関する現地実験, 河川技術論文集, 第 9 巻.
- 福岡捷二, 成田一郎, 服部敦, 狩野晋一 (2005) 洪水時の高茎草本の挙動と粗度係数, 河川技術論文集, 第 11 巻, pp.236 - 241.
- 藤田光一, 季参熙, 渡辺敏, 塚原隆夫, 山本晃一, 望月達也 (2003) 扇状地礫床河道における安定植性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.
- 松浦茂樹, 山本晃一, 浜口達男, 本間久枝 (1988) 水害防備林の変遷についての一研究, 第三回土木史研究発表会.
- 屋我他編 (1997) : 木材化学講座 12 保存・耐久性, 海清社.
- 柳谷新一他 (1966) 東北地方におけるシイタケ原木林の本数管理原木生産, 林業試験所東北支場年報 7.
- 矢原徹一 (2002) 第 3 章 植物レッドデータブックにおける絶滅リスク評価とその応用, 植物学会編, 文一総合出版, pp.59 - 94.
- 山口県林業指導課 (1952) 錦川水害防備林について, 防長林想, 13 号, pp.49 - 55.
- 山本晃一 (1976) ダム下流の河床低下に関する研究, 土木研究所資料第 147 号, pp.32 - 33
- 山本晃一 (1980) 河道特性論ノート [1], 土木研究所資料第 1935 号, pp.129 - 130.
- 山本晃一 (1988) 河道特性論, 土木研究所資料第 2662 号, pp.51 - 79.
- 山本晃一 (1994) 沖積河川学, 山海堂, pp.23.6 - 252.
- 山本晃一 (2002) 自然的・人為的インパクトと河川生態系に関する研究 4. 生態系基盤としての河川地形に及ぼす自然的・人為的インパクトとその応答, (財) 河川環境管理財団, pp.41 - 87.
- 山本晃一 (2003) 第 3 編 カムチャッカ川の河道特性, 河川環境総合研究所資料第 6 号, pp.59 - 82.
- 山本晃一 (2009) 1.3 溪畔林・河畔林の機能, 監修小松利光, 編集山本晃一, 流木と災害, 技報堂出版, pp.5 - 9.
- 山本晃一 (2010a) 沖積河川, 技報堂出版, pp.362 - 392.
- 山本晃一 (2010b) 沖積河川, 技報堂出版, pp.178 - 201, 338 - 359.
- 山本晃一 (2010c) 沖積河川, 技報堂出版, pp.203 - 258.
- 山本晃一 (2010d) 沖積河川, 技報堂出版, pp.114 - 156.
- 山本晃一 (2010e) 沖積河川, 技報堂出版, pp.262 - 263.

- 山本晃一 (2010f) 沖積河川, 技報堂出版, p.359.
- 山本晃一 (2010g) 沖積河川, 技報堂出版, pp.92 - 96.
- 山本晃一 (2010h) 沖積河川, 技報堂出版, pp.218 - 263.
- 山本晃一 (2010i) 沖積河川, 技報堂出版, pp.314 - 318.
- 山本晃一 (2010j) 沖積河川, 技報堂出版, pp.179.
- 山本晃一, 阿佐美敏和, 田中正尚, 新清晃, 鈴木克尚 (2009) 鬼怒川の河道特性と河道管理の課題, 河川環境総合研究所資料第 25 号.
- 山本晃一, 白川直樹, 大塚士郎, 伊藤英恵, 内田士郎 (2005) 流量変動と流送土砂の変化が沖積河川の生態系の及ぼす影響とその緩和技術, 河川環境総合研究所資料, 第 16 号.
- 猶原恭爾 (1945) 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, 資源科学研究叢書 8.
- 油川曜佑, 渡邊康玄, 阿部修也 (2005) 沙流川 2003 年 8 月洪水における樹木の倒伏状況から算定される流速, 土木会水工学論文集, 第 49 巻, pp.163 - 168.
- 渡邊康玄, 三谷修司 (1993) 鵜川 KP14.1 ~ KP15.2 における河道内植生の変遷と平成 4 年 8 月洪水による下層内樹木の倒伏調査, 開発土木研究所月報, 第 483 号, pp.55 - 69.
- リチャード B. プリマック, 小堀洋美 (1997) 保全生物学の進め, 文一総合出版.
- Begemann.W. and Schiechl H.M., 三浦裕二, 藤井和 訳 (1997) 工学的生物学の実践, 彰国社.
- Chow, U. T. (1959) Open-Channel Hydraulics, McGraw-Hill, pp.101
- Dang, Q. D., Ishikawa, Y. and Shiraki, K. (2008) Influence of design high water level, warm index, and maximum snow depth on deterioration rate of wooden crib dams, Japan Society of Erosion Control Engineering .
- Hemphill R.W., Bramley M.E. (1989) Protection of River and Canal Banks, CIRIA.
- Tüxen,R (1956) Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung, Angewandte Pflanzensoziologie,13,Stolzenau/Weser,pp.5 - 42.

## 第4章 河川整備計画・河川環境管理基本計画と植生管理

### 4.1 河川整備計画と河川環境管理基本計画（財団法人河川環境管理財団，2009）

河川の計画の根拠となる基本法は、1997（平成9）年に改定された河川法第16条による「河川整備基本方針」と「河川整備計画」である。この河川整備計画は、計画を定める区間の全体についての段階的、計画的な整備を定めるものであり、個別工事の詳細な計画を定めるものではない。この河川整備計画の目標達成年は、概ね20～30年とされている。河川整備計画は、法定上の河川空間内（河川区域）での河川整備および河川の維持に関する計画を定めたものであり、その策定に当たっては地域の意見を反映する手続きが導入されている。

河川整備計画の具体的内容を、表4.1.1に示す多摩川水系河川整備計画（直轄管理区間編）の目次に見てみる。これによると河川整備計画は、河川環境管理基本計画（⇒2.1.4）を包摂しているように見える。時間軸を持つ河川整備計画の策定に加え、河川環境管理基本計画を策定する意義を検討する。

改定河川法前の法定計画である工事実施基本計画は、時間軸での計画（行動）方針を規定するものではなく、流域における各種計画との進捗状況と調整する体系となっていなかった。また、河川空間の管理、環境の質の管理を規定する側面は弱かった。そのもとで策定された第一期の河川環境管理基本計画は、当時の時代状況の課題・要請に答える河川環境管理のために、取り急ぎ計画が策定されたものであった。地域の意見、流域の反映や調整のための流域協議会などを通して策定されたが、そのほとんどは河川空間管理計画に終わり、それも高水敷の空間区分の計画に終わった。

ところで、新たに改定されるべき河川環境管理基本計画は、1995（平成7）年の河川審議会答申「今後の河川環境管理のありかたについて」の精神を活かし、かつ、その後の社会経済、文化状況を反映した種々の河川環境管理に関わる提言を活かすべきものである。

1995（平成7）年3月「今後の河川環境のあり方について」の主要な概念は、「生物の多様な棲息・生育環境の確保」「健全な水循環系の確保」「河川と地域の関係の再構築」の3つであり、これを実現するために

- ・流域全体としての取り組み

  - 水と緑のネットワーク、地域との連携、

- ・河川環境に関する計画の充実

  - 河川環境管理基本計画の充実策定、新たな視点の重視、各関係主体の役割の明確化アクションプログラム、計画の進捗状況の点検、河川工事実施基本計画への反映、施策の総合的計画の策定に向けての検討、住民・地方公共団体・関連組織との連携強化、地域とのコミュニケーションの充実、環境教育の普及

を提言している。その後の河川管理に関する答申は、これに加えて、日々の河川環境管理の充実とその実行計画化を唱えるものであった。

河川環境管理基本計画は、平成の時代状況を踏まえて、大幅に構成・内容を書き換えなければならないといえよう。ところで、河川整備計画においても、同様に河川管理理念の変化を踏まえて策定されなければならないものである。河川整備計画と河川環境管理計画の差異とその関係性がどの様であるべきか検討してみる。

表4.1.1 多摩川水系河川整備計画(直轄管理区間編)目次(平成13年3月)

目 次	
第1章 河川整備計画の目標に関する事項	
第1節 流域及び河川の概要	1
第2節 河川整備の現状と課題	2
第3節 河川整備計画の目標	12
第1項 計画対象区間及び計画対象期間	12
(1) 計画対象区間	12
(2) 計画対象期間	12
第2項 洪水、高潮等による災害の発生の防止又は軽減に関する事項	13
第3項 河川の適正な利用及び流水の正常な機能の維持に関する事項	14
第4項 河川環境の整備と保全に関する事項	15
第2章 河川の整備の実施に関する事項	
第1節 河川の整備の前提	16
第1項 河岸維持管理法線等の設定	16
(1) 河岸維持管理法線の設定	16
(2) 維持管理河床高の設定	16
(3) 特殊防護区間の設定	17
第2項 河川敷の区分設定	17
(1) ゾーンの設定	17
(2) 機能空間区分の設定	18
第3項 水面の区分の設定	24
(1) 水面の空間設定	24
(2) 水際の空間設定	24
第2節 河川工事の目的、種類及び施行の場所並びに当該河川工事の施工により 設置される河川管理施設等の機能の概要	28
第1項 洪水、高潮等による災害の発生の防止又は軽減に関する事項	28
(1) 多摩川本川	28
① 河道断面の確保対策	28
② 堤防等の安全性向上対策	30
③ 総合的な治水対策	32
④ 超過洪水対策	33
⑤ 広域防災対策	34
(2) 浅川	35
① 河道断面の確保対策	35
② 堤防等の安全性向上対策	36
③ 総合的な治水対策	38
④ 広域防災対策	38
第2項 河川の適正な利用及び流水の正常な機能の確保に関する事項	39
第3項 河川環境の整備に関する事項	39
(1) 生態系保全回復関連対策	39
(2) 水環境関連対策	41
(3) 人と川のふれあい関連対策	41
(4) 福祉関連対策	42
(5) 歴史文化関連対策	43
第3節 河川の維持の目的、種類及び施行の場所	44
第1項 洪水、高潮等による災害の発生の防止又は軽減に関する事項	46
(1) 国土保全管理情報の収集・提供システム	46
(2) 河川の形状機能	47
(3) 河川管理施設の機能	48
(4) 洪水・高潮対策の体制	49
(5) 広域防災機能	50
(6) 情報システム	50
第2項 河川の適正な利用及び流水の正常な機能の維持、 並びに河川環境の保全に関する事項	50
(1) 流水機能	50
(2) 濁水調整体制	51
(3) 秩序ある利用形態	51
(4) 河川美化体制	52
(5) 人と川のふれあい機能	52
(6) 福祉関連施設の機能	53
(7) 河川環境モニター機能	53
(8) 河川環境	54
(9) 河川景観	54
(10) 多摩川の文化育成機能	55
(11) 住民等との協働システム	55
●計画諸元表	57
●附 図	
1. 洪水、高潮等による災害の発生の防止又は軽減に関する事項	附図1
2. 河川環境の整備と保全に関する事項	附図2
3. 河川の維持に関する事項	附図3

河川整備計画は、河川法に規定された法定計画であり、そこでは河川管理者の行う河川整備と管理の方針が計画されているが、河川環境管理基本計画は、「今後の河川環境管理のあり方について」の精神を活かすとするれば、河川環境の改善・保全のための河川管理者の河川環境管理に対応する行動計画を主要項目とする、河川周辺・流域関係自治体、住民、住民団体、企業、農漁業団体などのステークホルダーの協働計画となるべきものであろう。そこでは上記ステークホルダーからなる「〇〇川河川環境管理流域協議会」の設置とそこでの計画の合意が期待される。

それは1979(昭和54)年から始まった「総合治水対策特定河川事業」の発足に伴い設置された「流域総合治水対策協議会」とそこで合意された「流域整備計画」と似たようなものとなる。当該制度は、それまで要綱その他で地方自治体を実施してきた宅地開発の伴う排水流量増加に対する貯留および浸透対策、建設省で検討されてきた治水対策を発展させたもので、河川のみならず流域を含めて洪水被害を軽減させようとするものである。ただし、この制度は、依命通達を軸とした法のレベルに乗った制度でなく、流域総合治水対策協議会は、地方自治法第252条の2に規定する協議会ではなく「事実上の協議会」として設置されるものと判断され、そこで承認される「流域整備計画」は構成メンバーの信義のみに担保されるにすぎず、法的拘束力を持たないものと理解される。この意味で流域対策に関わる流域計画との整合性は法的には確保されない。

河川環境管理流域協議会および河川環境管理基本計画は、総合治水対策特定河川事業と似たようなシステム、運営方針、位置付けとなると想定されるが、当然、河川整備計画と矛盾のない整合化されたものでなくてはならない。本来、河川環境管理基本計画は河川整備計画と同時期に策定されるべきものであるが、河川整備計画のほうが先行しており、当面、策定された河川整備計画を与件として河川環境管理基本計画を策定・改定せざるを得ない。河川整備計画が20～30年先を見通した計画であり、5～10年ごとに計画の実施状況を点検し修正・改定していくリサイクル型のものであれば、河川環境管理基本計画も河川環境のモニタリング、河川環境管理行為の実施状況を点検して修正・改定せざるを得なくなろう。河川整備計画策定と河川環境管理計画策定は、相互に依存・浸透し合う同時計画となる。そこでは、両計画策定・修正において、地域の意見の反映するための仕組みが、両計画で2重とならないよう制度設計すべきである。

また、評価、修正・改定の時期は、5～10年程度が妥当であろう。なお、一度計画が策定されれば、評価、修正、改定にかかわる費用および事務量は、大きなものとならないであろう。

河川環境の課題は、健全な河川環境の確保のため、空間環境と水環境を保全・改善していくことにあるが、空間環境や水環境に関する諸課題について、多くの人々、自治体、関係機関と協働関係をつくり、流域連携の中で解決に向け歩みを進める“流域共同体”の意識が醸成されるかが、その実効性を規定することになる。

河川環境管理は「流域の視点」を基本とし、流域構造とその変動を解釈・理解し、総合的にバランスの取れた河川環境管理基本計画とする必要がある。改正河川法では、河川環境の保全と整備の計画は「河川区域」内に限定しているが、河川環境の管理にあつては、1981(昭和56)年の答申「河川環境管理のあり方について」で「河川環境は、流域と密接な関係にあり、その自然風土、生活環境、産業経済、社会文化等のかかわりにおいて、それぞれの特性を有するものであるので、その特性を踏まえて管理されなければならない」とあるように「流域の視点」が必要なのである。

河川整備計画および河川環境管理基本計画の策定に当たっては、河川を含め流域に関連し、そ

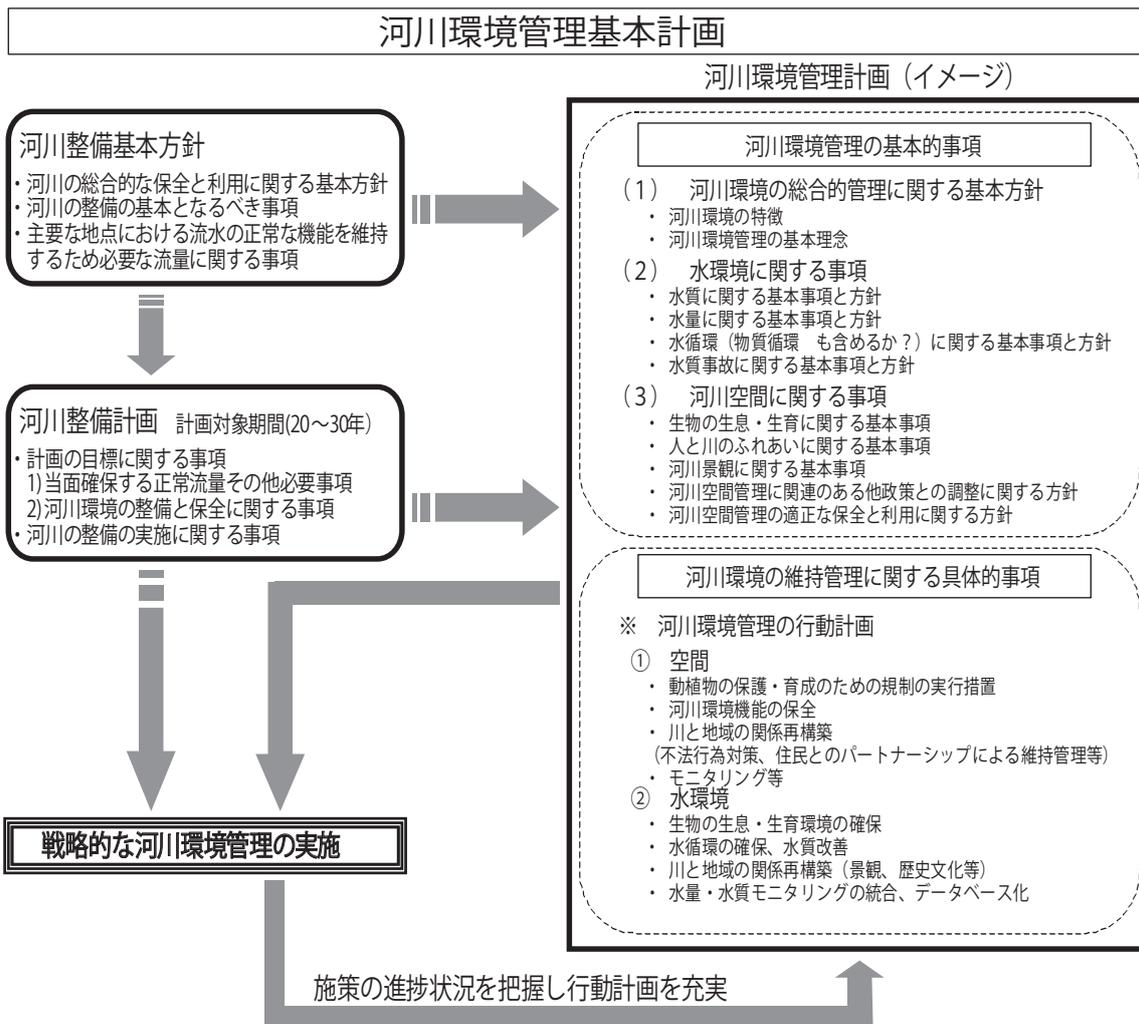


図 4.1.1 当面の河川環境管理基本計画の構成と法定計画との関係

の影響を受ける地域住民と、河川以外の関連行政機関及び関係団体等からの意見、および各行動主体間の協働活動の調整が求められ、協議機関を設け策定する必要がある。また、実効性を担保するため、河川管理者は日々の河川環境管理の行動計画(維持管理)を策定し、さらに、計画の実行性の監視・審査のための組織についても設計・組織化しておくことが必要である。

これからの河川環境管理概念の骨格として、次のことが挙げられる。

- ① 1995(平成7)年「今後の河川環境のあり方について」の答申の精神を活かしつつ、この15年の経済・社会の変化を踏まえること
- ② 流域との連携と繋がるものであること(住民・地方公共団体・関連組織との連携強化、地域とのコミュニケーションの充実、川に学ぶ活動の活性化)、河川空間管理と地域の活性化対策との連携
- ③ 河川整備計画と河川環境管理基本計画は同時進行計画であること
- ④ 各関係主体の役割を明確にすること(地域との協働計画)
- ⑤ 計画の進捗状況の点検できるアクションプログラムであること(PDCAサイクルを担保し得る計画指標、環境指標、管理指標を提案)
- ⑥ 流域計画との調整が図られること

⑦ハード・ソフトの一体計画であること

⑧計画を監視，エンフォースする組織，制度を明確にすること

表4.1.2は，河川環境管理財団において検討した第3期の河川環境管理基本計画の構成（私案）である（財団法人 河川環境管理財団，2009）。

河川植生管理は，河川整備基本計画および河川環境管理基本計画における計画項目として直接表出されるものではないが，計画策定においては，植生管理に関する理論・手法や植生の維持管理に関するも目論見（計画）を必要とする。

## 4.2 河道計画と植生

河川整備基本方針および河川整備計画の策定にあたって最も重要な項目は，計画高水流量および整備計画対応計画高水流量の設定とその流量を安全に流下させる河道形状および地被状態を設定すること，これに加えて自然環境の保全・復元，湿地再生等のための河道整備方法・河道形状を設定することである。

### 4.2.1 1997（平成9）年河川法改定前の河道計画

1976（昭和51）年発刊の「建設省河川砂防基準（案）計画編」（建設省河川局監修，日本河川協会編）第9章 河道並びに河川構造物計画 第1節 河道計画の策定 1.1 河道計画の策定の方針 では，「河道は，計画高水流量（暫定改良計画の場合はその計画で定める暫定の計画高水流量）以下の流量を安全に流過させるように計画するものとし，また河川に利用の増進，自然環境の保全及び河岸に沿う地域の土地利用の現状等について配慮するものとする。」。また1.2 河道計画の策定手順は，「河道計画は次の手順によって進める。

1. 河道の計画高水流量を設定する。
2. 改修を必要とする理由に応じ計画区間を設定する。
3. 計画の法線を設定する。
4. 河道の縦断形を設定する。
5. 河道の横断形を設定する。
6. 改修効果の検討を行う。

2. 以下の段階において見直しを行い，計画全体が均斉の取れた計画となるまで必要な修正を繰り返すものとする。」とし，さらにその解説では，「計画高水流量は計画編 第2章 洪水防御計画の基本によって算出する。」としている。なお，河道および流水を制御する基本的な河川構造物である堤防，護岸，漏水防止工，水制工，床止め工，堰，樋門，水門等の河川改修に当たって必要となるものの配置・基本形状の計画についても，河道の基本形状の設定と密接に関係しているため，河道計画の範疇に含める。

設定された河道形状は定規断面と言い，河道掘削計画や構造物の設計，維持管理に当たっては，この定規断面が基準とされた。低水路法線の維持に当たっては護岸が計画され，定規断面を基準として許認可行為が為された。

流下能力の算定に必要なマンシングの粗度係数は，洪水時の痕跡水位から逆算された値や標準値

表4.1.2 河川環境管理基本計画 目次(平成20年度 河川塾高等科案)

<b>新河川環境管理基本計画目次</b>	
まえがき	
<b>1. 水系の概要(過去、現在)</b>	
1.1 流域・河川の概要	
1.1.1 流域・河川の概要	
1.1.2 地形、地質	
1.1.3 気象	
1.1.4 水文特性	
1.1.5 社会特性	
1.2 治水および利水の概要	
1.2.1 治水の経緯・変遷	
1.2.2 利水の経緯・変遷	
1.3 河川環境の概要	
1.3.1 自然環境	
1.3.2 水循環	
1.3.3 川と地域の関係	
<b>2. 河川環境から見た河川環境管理の課題</b>	
2.1 自然環境に関する課題	
2.1.1 河川の物理環境特性	
(1) 生物生息場の物理環境特性	
(2) 水質環境特性	
2.1.2 生物の生息・生息状況の変化	
2.1.3 生物の生息・生息に関する課題	
2.2 水循環に関する課題	
2.2.1 水質の変化と課題	
(1) 水質の変化と現状	
(2) 水質に関する課題	
2.2.2 水量の変化と課題	
(1) 水質の変化と現状	
(2) 水質に関する課題	
2.2.3 土砂収支の変化と課題	
(1) 土砂収支の変化と現状	
(2) 土砂収支に関する課題	
2.3 川と地域の関わりに関する課題	
2.3.1 川と地域の関わりの変化と現状	
2.3.2 川と地域の関わりに関する課題	
2.4 河川景観に関する課題	
2.4.1 河川景観の現状と変遷	
2.4.2 河川景観保全上の課題	
<b>3. 河川環境の適正な保全と利用に関する基本構想</b>	
3.1 河川環境管理計画の基本理念	
3.2 河川環境管理計画の策定方針	
3.2.1 計画の構成	
3.2.2 計画範囲、計画期間	
3.2.3 ブロック計画(ブロック区分)	
<b>4. 水環境管理計画</b>	
4.1 水環境の管理に関する基本構想	
4.1.1 基本方針	
4.1.2 計画の構成	
4.2 水量水質改善のための管理計画	
4.2.1 水量・水質に関する計画目標	
(1) 水量・水質の見通し	
(2) 目標水量及び目標水質を設定する河川	
(3) 小ブロック区分(水量と水質)	
(4) 目標水量及び目標水質	
1) 目標流量	
2) 目標水質	
4.2.2 河川での実施計画	
(1) 実施方針	
(2) 実施計画・内容	
1) 水利用の適正化と水供給の安定化	
2) 河川浄化の推進	
3) 水量の確保	
4) 流域住民による河川愛護活動の支援	
4.2.3 河川の水量・水質の監視計画	
(1) 水量監視	
(2) 水質監視	
(3) 情報編集システム	
4.2.4 水量・水質にかかわる流域との連携・協働	
(1) 連携方針	
(2) 連携・内容	
1) 水利用の適正化と水供給の安定化	
2) 河川浄化の推進	
3) 水量の確保	
4) 水環境に配慮した河川整備	
5) 水量・水質監視	
4.2.5 水量・水質にかかわる危機管理の方針	
(1) 異常渇水時の措置	
(2) 水質事故時の措置	
4.3 土砂環境の保全・改善のための水系土砂管理計画(仮称)	
4.3.1 土砂環境に関する計画目標	
(1) 方針	
(2) 目標	
(3) 土砂環境に関わるブロック分割	
4.3.2 土砂環境の保全・改善のための実施計画	
4.3.3 土砂環境にかかわる関係機関との調整・方針	
4.3.4 モニタリング計画と調査研究	
4.4 水生生物の保全・改善のための水環境管理計画	
4.4.1 水生生物に関する計画目標	
(1) 方針	
(2) 目標	
(3) 水生生物にかかわるブロック分割	
4.4.2 水生生物の保全・改善のための実施計画	
4.4.3 水生生物にかかわる関係機関との調整・方針	
<b>5. 河川空間管理計画</b>	
5.1 河川空間管理に関する基本構想	
5.1.1 基本方針	
5.1.2 計画の構成	
5.1.3 河川空間管理の目標	
(1) 生物の生息・生育に関する目標	
1) 河川の縦断方向の生態系連続性の確保	
2) 河川の横断方向の連続性の確保	
3) 高水敷の生物の生息・生育環境の確保	
4) 在来種・貴重種の保全	
5) 外来種・移入種の侵入制限	
(2) 河川利用の目標	
(3) 河川景観に対する配慮	
(4) 緊急時の配慮事項	
5.2 河川空間管理計画(河川空間の具体的計画)	
5.2.1 空間配置計画	
(1) 河川空間区分	
(2) 空間配置計画	
(3) 空間区分別の整備・保全方針	
5.2.2 河川景観の保全・向上に関する計画	
5.2.3 水面利用計画	
5.3 河川空間整備のための事業計画	
5.3.1 河川空間整備のための事業計画	
5.3.2 生物の生息・生育環境保全・改善のための事業計画	
<b>6. 川と地域の関係の再構築</b>	
6.1 基本方針	
6.2 川と地域の関係の構築のためのアクションプラン	
・環境学習	
・水質調査	
・市民参水質調査	
・生態系調査	
・河川愛護活動等	
<b>7. 河川環境の維持管理計画(行動計画)</b>	
<u>7.1 水量水質改善のための管理計画</u>	
<u>7.1.1 正常流量の確保</u>	
1) 流量のモニタリング	
2) モニター施設の維持管理	
3) モニター結果の記録・蓄積	
4) 適正な取水状況の把握	

を用いて評価された。洪水時に発生する小規模河床波を適切に評価して粗度設定する方法が確立されず、高水敷の地被状態と粗度の関係が明確化されていないという技術段階であったのである。また、河道横断形状は、計画高水流量を計画高水位以下で流下させる断面を設定するという方法（主に掘削による計画河床高の低下）が取られた。

#### 4.2.2 河川法改定後の河道計画

河川環境の整備・保全が河川管理の目的の加わり、河道計画の考え方が大きく変わった（詳細は「河道計画検討の手引き」（財団法人 国土技術研究センター編，2002）を参照）。

定規断面管理主義から流下能力管理主義に大転換したのである。計画高水位、川幅（堤間幅）、計画高水敷高、計画河床高、計画低水路幅という定規断面方式から、河道の変化（砂州の移動、低水路位置の変化など）を許容し、計画高水流量を計画高水位以下に流下されるように河道を管理する方式とした。流下能力は、河道地形および地被状態の制御を通して確保するものとなったのである。

この転換を可能としたのは、低水路粗度を河床材料、水深および水面勾配の3量で、また、高水敷粗度を高水敷の地被状況（植生状況等）と水深、水面勾配で評価できるようになったという技術進歩にあったこと、さらに、自然低水路幅は、ほぼ河床材料、平均年最大流量、河床勾配に規定されるということが明らかになり、低水路幅の設定根拠がより明確になったことが挙げられる。

高水敷の植生（粗度）は、計画の操作対象となり維持管理の対象となったのである。高水敷の植生状況、河川地形変化、低水路粒径をモニタリングし、高水敷の粗度、低水路の粗度を評価し、流下能力を判定し、必要な植生管理（草刈、樹木伐採・間伐）と河道管理（掘削、河岸侵食防止対策等）を実施することが、維持管理行為の大きな柱となったといえる。また、河川環境管理基本計画の空間管理計画は、植生管理計画という操作的指針が必要とされるようになったのである。

河道内の自然環境機能を最大限に保全・回復するため、および治水安全度の確保のために、河道計画に新たに堤防防護ラインと低水路河岸管理ラインという概念が導入された。

堤防防護ラインとは、侵食・洗掘に対する堤防の安全性確保のため、河岸侵食が直接堤防侵食に繋がらないように必要な高水敷幅を確保するものである（堤防漏水対策として高水敷をブランクと位置付けている場合、また地震による堤防の損傷対策として位置付けている場合は、これに必要な幅も確保する）。この幅の確保が、治水面からの必要河積の確保や河川環境（生態、景観等）の面から不可能な場合は、護岸・水制等による侵食対策を確実なものとし、さらに堤防の補強により対処する。このようにして求められた高水敷幅を確保したラインを堤防の防護の観点から見た堤防防護ラインという。

この堤防防護ラインは、従来の計画低水路法線のように「計画」として、そのラインに低水路を固定するという積極的な意味を持つものでなく、低水路の移動により、このラインが侵食により犯された場合、あるいは犯される恐れが生じた場合に、防護のための措置が必要となるという消極的な意味を持つものである。いわば「計画」ではなく「管理」の目安となるものである。すなわち、エコシステムとしての河川を生かす、あるいは回復するために、河川自身が作り出す河川形態とそれと密接な関係性を持つ生態系を、両ラインのなかで自由に形成させようという意図

のもとにこの概念が導入されたのである。もちろん河川は人間が働きかけた歴史化された自然であり、種々の制約のなかで河道形状をコントロールされてきた。これからも同様、種々の制約条件下にある河道は地域社会が考える許容範囲内でしか自由を与えられないが、できるだけ河川のダイナミズムを取り戻そうというのである。

低水路河岸管理ラインとは、河道内において治水、利水、環境等の面から期待される機能を確保するために措置（河岸侵食防止工）を講ずる必要がある区間を示すものであり、高水敷利用や河岸侵食に対する堤防防護の観点から、低水路を安定化させることを目的に設定するものである。低水路形状を制限する必要がないと判断される箇所・区間では低水路河岸管理ラインは不要である。

低水路河岸管理ラインは、現況河道の低水路平面形状の変動要因あるいは安定要因を分析し、河川整備によって河道の平面形状がどのように変化するかを予測・推定し、これに基づいて設定する。たとえば、セグメント2-1および2-2では護岸がないと経年的に河岸侵食が生じ、低水路が蛇行し、その振幅が徐々に大きくなることがある。このような区間においては、水衝部または局所洗掘の発生位置が移動することから、既往の定期横断測量結果や空中写真から、低水路法線の経年変化を把握し、河川流量変動と流送土砂の変化による低水路の近未来形（低水路幅、蛇高形状）を読み込み、堤防位置、蛇行振幅、低水路幅、川幅、堤外地の土地利用を勘案して平面形状を安定化（水衝部の固定化）するべきか判断し、低水路管理ラインを設定する。すなわち、低水路は、適応（順応）的管理の一つなのである。高水敷の利用および高水敷幅が狭く、低水路平面形の安定化を図る場合は、河道が自ら作り出す低水路幅を評価し、蛇行波長と低水路幅とが調和するように平面形状を設定するのが基本である。近過去に存在した河川植生の再生のため、河川流量変動と流送土砂の変化により形成された現低水路幅を、より広い川幅に人為的に維持するのは、管理費用が掛かりすぎ、避けるべきであろう。中水敷を造成して攪乱頻度を増加させても、植生の繁茂と細粒土砂の堆積は免れない。

河川生態系の保全・復元の観点からの河道計画は、上述の技術思想を極力取り入れ、河川の自然的動態を極力妨げないにすることである。そのためには

- ・ 人為的インパクト後の流況に応じた低水路幅の推定とその幅を前提とした河道計画の策定
- ・ 蛇行の復元と河岸侵食の許容
  - 河岸侵食をやり過ごす工法の採用（伝統工法，生物工法の活用）
  - 直線河道の再蛇行化と最少の河岸線防御工となるような平面計画
  - 河岸の自然化（自然河岸を保全する河岸防御工の開発:河岸線防御水制の採用）
- ・ 河岸侵食防止工の近自然化
  - 捨石，異型ブロックの乱積みの緑化促進（平水位上における礫・砂の投入・間詰めによる草本の進入と自然堆砂の促進）
- ・ 堰の可道堰化
- ・ 落差工のない（少ない）河道計画（急流小河川）
- ・ 生態系の視点からの河川域内の空間管理計画（面的管理へ）
  - 低水路河岸沿いの自然化（生態系保全幅の設定），水防林効果の認知（セグメント2-1），
  - 河川生態系保全区域の設定
- ・ 河川内における植栽基準の改定

などが考えられる。

なお、大ダムの築造等の人為的インパクトにより縮小した低水路幅（礫河原）を回復するためには、ダム貯水池における洪水制御方式・方法の改善（放流流量の増大）、沖積河川に流入する土砂量の回復が必要であり、研究が進められている。

#### 4.3 河川空間管理計画と植生

河川環境管理基本計画の概念および骨格を生み出した多摩川では、1980（昭和55）年3月「多摩川河川環境管理計画」を策定している。

そこでは、…地域社会における河川環境のこれからの貴重な機能にかんがみ、治水・利水機能を確保しながら地域社会の各種要請を調整して河川環境を保全・整備することが、今日の重要な課題であると考えられ、ここに多摩川河川環境管理計画を策定するものである。…としている。多摩川河川環境管理計画の目次構成は、表4.3.1のようで河口0kmから62km間の高水敷の空間利用計画を策定したものである。河川環境管理基本計画で言う河川空間管理計画に相当するものである。そこでは、5つのゾーンタイプ（①人工整備ゾーン ②施設利用ゾーン ③整備自然ゾーン ④自然利用ゾーン ⑤自然保全ゾーン）を河川縦断方向にゾーニング（1次元区分）し、さらに8つの機能空間（①避難空間 ②地先施設レクリエーション空間 ③広域施設レクリエーション空間 ④運動・健康管理空間 ⑤自然レクリエーション空間 ⑥文化・教化空間 ⑦情操空間 ⑧生態系保持空間）に再区分（二次元区分）している。計画主体は関東地方建設局となっている。

表4.3.2は、利根川水系河川空間管理計画 鬼怒川区域・小貝川区域の目次構成で、河川空間区分は3つのゾーンタイプ（①自然ゾーン ②自然利用ゾーン ③整備ゾーン）にゾーニング（1次元区分）し、拠点整備計画を貼り付け、さらに水と緑のネットワーク計画を付加したものである。計画主体は建設省関東地方整備局、茨城県、栃木県であり、「利根川水系河川環境管理協議会」の「鬼怒・小貝部会」の意見を聴取して策定された。

2001（平成13）年3月多摩川は、多摩川河川環境管理計画を改定した。改定の骨子は

1. 5つのゾーン及び8つの機能空間について、住民、行政及び専門家からの多数の意見を踏まえ、近年の自然環境保全に対する市民の意識の高まり、河川敷利用の要望の変化等を反映して、配置を見直す。
2. 多摩川本川の主として自然保護と利用を目指す自然系空間と、主として人工的利用に供する人工系空間の面積比を6対4にする。
3. 機能空間区分の設定範囲は、「多摩川水系河川整備計画」における「河岸維持管理法線」の設定に伴って見直す。
4. 空間管理計画の対象範囲区間に、浅川（直轄管理区間）を追加する。
5. 水面利用の盛んな下流部については、平成4年策定の「多摩川水面利用計画」を踏まえて、管理計画の中に水面と水際部を対象とした管理区分を設定する。

である。

以上のように空間管理計画は、ゾーンを設定し、そのゾーンの利用・保全形態を規定したもので、直接には植生管理を規定したものではないが、形態の差異は高水敷の地被状態、すなわち、植生景観および植生管理レベルを規定してしまうものである。

表4.3.1 多摩川河川環境管理計画 目次(昭和55年3月)

目 次	
1. 計画の背景	1
2. 多摩川河川環境管理計画	1
2.1 基本方針	3
2.2 管理計画	5
(1) 空間利用計画	5
(2) 環境管理上配慮すべき事項	13

表4.3.2 利根川水系空間管理計画 鬼怒川区域・小貝川区域 目次(平成2年3月)

目 次	
1. 河川空間配置計画	1
(1) 計画を定める区域	1
(2) 河川空間区分	2
(3) 河川空間配置計画	4
(4) 河川空間区分(ゾーンタイプ)別の整備・保全方針	9
2. 拠点地区整備計画	10
(1) 拠点地区の設定	10
(2) 拠点地区の整備方針	11
3. 水と緑のネットワーク計画	12

なお、空間区分の中で白地にしている空間管理計画がある。白地は民地等の河川管理者以外の所有者の敷地で農地等である。空間管理計画論としては、白地を自然利用ゾーン等にゾーニングし、その利用を規制するものでないとし、官地と民地の規制(河川管理)条件に差異を付しておけばよいと思われる。

河川周辺の社会条件や既往の河川利用実態を繰り返さざるを得ない河川空間管理計画におけるゾーニングは、セグメントより空間スケールが小さく、そのゾーン内の空間のあり方を規定しているものである。植生管理の面からはゾーニングの中をさらに細分化し、植生管理を実行せざるを得ない。例えば、整備ゾーンと名付けられた空間は、野球場、サッカー場、多目的広場、ゴルフ所等に細分化され、細分ごとにその植生状況と植生管理方式が示されることになろう。

通常、整備ゾーンは占有地であり占有者が管理するので、河川管理としての植生管理は占有条件の中で担保される。一方、自然ゾーンは、通常、河川管理者が直接管理する空間であり、河川管理者がその空間に期待された河川機能を保全しなければならない空間であり、植生管理を実施せざるを得ないのである。

## 参考文献

財団法人河川環境管理財団(2007) 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、第18号。

財団法人河川環境管理財団（2009）河川環境管理計画に関する研究ノート〔Ⅱ〕—平成20年度河川塾高等科活動報告—，河川環境総合研究所資料第28号。  
財団法人国土技術研究センター編（2002）河道計画検討の手引き，山海堂。

## 第5章 河道整備・河道の維持と植生管理

本章においては、治水安全度の確保の観点からの植生管理、河道掘削のあり方について論じる。次に、具体事例として神流川、烏川、吉野川における河道整備・河道維持のための植生管理の計画策定検討事例について記す。事例は、河川環境管理財団の受託事業として実施したものである。

### 5.1 治水安全度の確保の観点からの植生管理

4.2で述べたように、治水安全度の管理は、維持管理計画設定時において設定された治水安全度に対応した管理用高水流量（通常、河川整備計画対象流量）を安全に流下させるように、すなわち管理用高水位（通常は計画高水位であるが堤防が完成堤防でない区間は、暫定的に管理用高水流量および管理用高水位を設定せざるを得ない）以下に流下させ、氾濫させないように、河道、河川構造物、植生を維持管理することである。植生管理は維持管理計画の一部門である。

すなわち、河川区域内の土地所有者の土地利用および占用者の占用目的に応じた地被状態とその空間配置を考慮に入れた河道計画・河川空間管理計画に則り、それを制約条件として適切な植生管理計画を策定し、植生管理行為を実施していくことである。河川区域内の植生管理は、上位計画、法令に従う下位の行動計画である。

民地（組合等所有地を含む）および他省庁所有地・地方公共団体所有地については、河川法第二十七条による規制（⇒1.4）を受けながら所有者が土地利用目的に応じて植生管理を実施している。したがって、河川管理者は河川巡視等を通じて土地の地被状況をモニタリングし、適切な利用であるか監視することになる。土地所有者による植生管理が利用放棄等により行われないと、植生遷移が生じ、藪化、樹林化が進行し、高水敷の粗度係数が増加する。それにより河道流下能力が減少する。治水安全度が確保できないのであれば、財産補償してでも伐採等の樹林管理が必要とされる。

占用地については、占用目的に応じた土地利用および植生管理を実施しているかを、河川巡視等によりモニタリングし、適切でなければ指導監督することになる。

占用地以外の官地については、植生管理計画のあるもの（堤防、堰・水門などの重要構造物周辺、河川管理用通路、緊急河川敷道路）は植生管理計画に則り管理されるが、植生管理計画の定まっていない三号地および一号地の草本・樹木は、植生状況をモニタリングし、治水安全度・河川利用・河川景観・河川巡視（巡視通路の確保、見通しの確保）・健全な植生保全の観点（希少種の保全、外来種対策等）から、植生管理水準を設定し順応的に管理していくことになる。

植生管理計画は、上位計画である河川整備計画における河道計画と河川環境管理基本計画における空間管理計画と整合性が図られていなければならない。しかし、現実には、空間管理計画の各ゾーンにおける地被状態（植生等）と治水安全度の関係を評価し、整合性の取れた植生管理計画とする検討がなされているとは言えない。

#### (1) 治水安全度の観点からの植生管理計画策定に当たっての原則事項

- ① 河川の河道形状および河川区域内の植生は、河川を流下する流水・土砂により絶えず変化している。その変化速度は、上流山地部からの粒径集団別の供給土砂量と流量および各セグメン

トの長さ・位置によって異なる。

絶えず変化する河川地形および植生を、求められている治水安全度、環境の質、河川利用形態を確保するように管理水準を定め、河川地形および植生をモニターし、管理水準が確保されているか評価し、不都合が生じればその不都合を解消するよう河道の維持管理・植生管理を行う。すなわちサイクル型（PDCA型）維持管理を実施する。

- ② 対象河川の河道の変遷と植生被覆状況の変化を自然および人為的インパクトとの応答として捉え、その関連性を分析・総合化し、その情報を経験知として植生管理計画策定に活かす。
- ③ 維持管理計画に当たっては、維持管理コストが少ない計画とする。河川のなりたがる姿に川の形を合わせていくことは、維持管理費を低減する。自然ゾーン、生態系保全ゾーンを設定する区間では、植生変化や配置形状が変わっても、それが治水安全度を犯さないような余裕ある河道作りとする。
- ④ 河道計画における堤防防護ラインおよび低水路河岸管理ライン（⇒4.2.2）は、空間管理計画と植生管理計画におけるゾーン配置を規制し、植生管理計画を策定する重要な要件である。
- ⑤ 河川区域内の土地利用および土地所有形態は歴史的蓄積物であり、これを条件（条件の変更は可能である）とし、河道形状および河川区域内の植生管理を行う。

## (2) 植生管理計画作成の流れ

ここでは、河川整備計画作成の段階において、当該河川の河道特性・環境特性の調査が為され、河道・環境の質が自然のおよび人為的インパクトによりどのように変遷・変化してきたかについて分析され、近い将来の河道・環境の評価がなされた河川整備計画が策定されているとする。

### ① 河川整備計画の把握

- ・整備計画対象流量の確認
- ・河道・環境特性情報の確認（セグメント毎の河道特性・環境特性の把握）
- ・整備計画対象流量流下のための工事個所の確認
- ・堤防防護ラインの確認
- ・低水路幅（低水路河岸管理ライン）の確認

### ② 河川空間管理計画の把握

- ・ゾーニング区分毎の利用および植生状況の確認
- ・ゾーニング区分配置図の確認
- ・土地所有区分図の作成・確認
- ・土地所有者別土地利用状況および地被状況の把握
- ・河川区域内の法令上および河川環境管理基本計画における協議事項における河川植生に関わる規制・誘導・啓発行為の把握
- ・河川管理者以外の土地および占用地における植生管理形態の把握

### ③ 植生管理計画の策定

- ・30年後程度（整備計画の計画達成年に合わせる）の期間における河川管理者以外の土地および占用地における地被状況・植生状況の変化をその管理方式（確定されているものはその管理様式、確定されていないものは仮説的な植生管理様式）を前提に植生管理計画を策定する。

- ・設定された治水安全度（管理水準）に対応した管理用高水流量（ある時点における管理水準に対応する洪水流量）を設定する。これは時間経過により治水安全度が変化するので、検討対象時点により変わる（5年程度で見直す）。

#### メモ 管理用洪水流量と管理用洪水位について

現在の河川管理において、管理用洪水流量および管理用洪水位という概念は存在しないが、高水敷の植生管理という維持管理行為を行うためには、この概念が必要される。しかしながら、実際に管理用洪水流量を設定しようとする時、これを設定するための考慮条件が多々あり、一元的に規約に則って設定できない。

##### ① 空間管理計画におけるゾーニングごとの高水敷植生管理の制約性のレベル

植生生育空間として先取的に空間構造が規定され（例えば希少種の生育条件として）、その空間の範囲および植生構造を保全しなければならないのか、治水条件の緩和のために植生構造を改変しえるのか等、制約性のレベル異なり、フレキシビリティがある。

##### ② 河道流下能力の縦断方向変化

植生管理は、流下能力の低い区間の現治水安全度を低下させないような管理方式を取るのが一般的であるが（⇒9.3）、流下能力の低い区間の治水安全度に影響を与えない区間でも、植生管理用の管理用洪水流量が必要な場合がある。例えば、現状の植生状況に近い将来変化することにより粗度係数が増加し、整備計画対象流量が流下できなくなる恐れのある場合など。

流下能力が十分ある区間では、河川利用、河川景観、河川生態環境保全の観点から植生管理を実施でき、管理用洪水流量は河川整備計画流量あるいは計画高水流量となる。

##### ③ 未完成堤防区間

完成堤防区間では、管理用洪水流量流下時の水位は計画高水位であるが、未完成堤防の場合は、計画高水位をするわけにはいかない。評価時点の堤防天端高、堤防断面形状、越流氾濫した場合の堤内地の被災程度などを勘案して設定するが、一般的ルールがあるわけではない。未完成堤防は計画高水位の流水の作用に対して構造的な安全度を求めているのではないので、

- ・堤防天端高が計画高水位より低い場合  
堤防天端高から0.6～1.0m程度下の水位
- ・堤防天端高が計画築堤高までであるが、堤防幅が不足している場合  
計画高水位としてもよいのでなかろうか。

## 5.2 流下能力判定手法

通常、「河道計画の検討の手引き」（財団法人国土技術研究センター編、2002）に従い、設定された高水敷の粗度および低水路の粗度を用い、計画高水流量および整備計画流量時の水位を準二次元不等流計算により求め、流下能力の評価を行うものであるが、ここでは、より詳細に植生の影響や流速、流向を評価しえる平面二次元不定流計算を用いた流下能力評価手法の事例を記し、今後の流下能力評価の高度化を図る。

なお、平面二次元不定流計算を用いるにあたっては、実績洪水の再現性の検証を行う必要がある。その際、縦断的な痕跡水位のみならず、平面的（横断的）な水位分布や流速分布が観測されていることがより精度の高いモデル構築となることから、これら観測が行われていることが望ましい。

### 5.2.1 二次元不定流計算による評価モデルの作成

評価モデルの作成を行ったのは、小貝川35.7～53.4kmの約17.7km区間である。本区間は高水敷に樹林が多く、それにより水位が上昇する恐れのある区間である。

解析対象区間は、小貝川の長峰橋上流の水位分布詳細観測箇所を含み、境界条件として使用できる実績データがある区間である。

#### (1) メッシュ分割

図5.2.1にメッシュ分割の一例を示す。分割は、樹林繁茂のエリアの形状をメッシュによって概ね再現できる程度の空間の解像度および低水路内の深掘等の河床状況を反映できるメッシュ分割とし、以下のとおりとした。

##### ① 横断方向

- ・右岸高水敷9分割
- ・低水路6分割
- ・左岸高水敷10分割

##### ② 縦断方向

- ・200mピッチ測線を10分割
- ・メッシュサイズ=概ね20m

#### (2) 計算条件

##### ① 河道条件

河道条件は、下記の定期横断測量成果および航空レーザ測量成果を用いた。

- ・2008(平成20)年度測量断面(200mピッチ)
- ・2006(平成18)年航空レーザ測量成果

##### ② 地盤高

2008(平成20)年横断測量成果を用いた。

測線と測線間のエリアについては、航空レーザ測量成果により補完した。ただし、低水路内は航空レーザ測量成果が存在しないので、低水路内の地盤高は、上下流の定期横断測量成果から内挿設定した。その際、左右岸の河岸法線を平面図から設定し、法線に沿って内挿断面を設定した。

##### ③ 低水路粗度係数

2008(平成20)年出水時のピーク流量(上郷地点約 $680\text{m}^3/\text{s}$ (年平均最大流量の約1.5倍))、水位、既存の逆算粗度評価における同規模洪水流量時のマンシングの評価値 $n=0.030$ を用いて水位計算を行い、この程度の粗度で実績洪水の再現が良いことを確認した。

#### メモ 本区間の低水路粗度係数について

$n=0.030$ という粗度係数は、小規模河床波が砂堆河床から遷移河床に移行するような状態の粗度係数である。代表粒径が0.4mm程度であり、計画高水流量時には平坦河床となり $n=0.020$ 程度になる可能性がある。ただし本検討区間は10世紀以前の鬼怒川が合流して流れていた時代の自然堤防間を迂曲して流れていた小貝川を人為的にショートカットした区間であり(山



図5.2.1 メッシュ分割図例

本, 2010), 洪水時には河床に後背湿地性の粘性土, 古鬼怒川の礫層が露出する可能性が高く, 低水路の土層特性および洪水時の低水路流速の観測調査が必要と考える。

④ 高水敷粗度係数

高水敷粗度係数は, 植生等の地被状況によって設定した。小貝川における代表的な高水敷の地被状況(土地利用状況)を勘案して, 高水敷粗度係数は以下の分類ごとに設定した。具体的な値の設定方法は, 以下に述べるとおりである。

a) 地被状況の区分

高水敷の地被状況は, 河川環境情報図の植生図を参考に2000(平成12)年撮影の航空写真と見比べながら, メッシュごとの地被状態を表5.2.1の河川環境情報図による地被の分類に従い区分し, 高水敷粗度係数の設定区分とした。

b) 樹木群の扱い

樹木群は, 流水が流れる流水域とした。樹木群の粗度係数の設定は, 3.6.2に記した方法に従った。実際の計算にあたっては, 不定流計算のタイムステップ毎に得られる各メッシュの水深に応じて, 粗度係数を算定し, 次のタイムステップにおける流れの計算で, 前時刻で算定した粗度係数を用いることとした。

表5.2.1 地被状況の分類

群落名	群落名	分類番号	解析上の扱い	群落名	群落名	分類番号	解析上の扱い	
沈水植物群落 浮葉植物群落	ササバモ群落	016	草本	落葉広葉樹林	クヌギ群落	1417	樹木	
	ヨウホネ群落	021	草本		クヌギ群落(低木林)	1418	樹木	
	ヒシ群落	022	草本		ハンノキ群落	1421	樹木	
一年生草本群落	ミゾソバ群落	058	草本		ヌルデ・アカメガシワ群落	1429	樹木	
	ヤナギタテ群落	059	草本		ヤマグワ群落	1431	樹木	
	オオイヌタテ・オオクサビキ群落	0510	草本		ヤマグワ群落(低木林)	1432	樹木	
	オオオナモミ群落	0512	草本		オニグルミ群落	1433	樹木	
	メヒシバ・エノコログサ群落	0514	草本		オニグルミ群落(低木林)	1434	樹木	
	ヒメムカシヨモギ・オアレチノギク群落	0515	草本		ムクノキ・エノキ群落	1435	樹木	
	オオブタクサ群落	0516	草本		ムクノキ・エノキ群落(低木林)	1436	樹木	
	アレチウリ群落	0524	草本		カラコキカエデ群落	1443	樹木	
	カナムグラ群落	0525	草本		常緑広葉樹林	シラカシ群落	164	樹木
	キタミソウ群落	05502	草本			アカマツ群落	173	樹木
多年生 広葉草本群落	ヨモギ・メドハギ群落	064	草本		植林地	モウソウチク植林	181	樹木
	セイタカアワダチソウ群落	068	草本			マダケ植林	182	樹木
	カゼクサ・オオバコ群落	0614	草本	スギ・ヒノキ植林		191	樹木	
イネ科草本群落	ヨシ群落	071	草本	農耕地		ハリエンジュ群落	209	樹木
	ツルヨシ群落	081	草本			植栽樹林群	2010	樹木
	オギ群落	091	草本			桑畑	211	樹木
	ウキヤガラ・マコモ群落	101	草本			果樹園	212	樹木
	ヒメガマ群落	104	草本			樹園地	213	樹木
	セイバンモロコシ群落	1028	草本			畑地(畑地雑草群落)	222	その他
ヤナギ高木林	ススキ群落	1041	草本	水田		23	その他	
	タチヤナギ群集	125	樹木	人口草地系	人口草地	24	その他	
	タチヤナギ群集(低木林)	126	樹木		公園・グラウンド	251	その他	
	ジャヤナギ・アカメヤナギ群集	127	樹木		人口裸地	253	その他	
	ジャヤナギ・アカメヤナギ群集(低木林)	128	樹木	人口構造物	構造物	261	その他	
	オノエヤナギ群落	1215	樹木		コンクリート構造物	262	その他	
	オノエヤナギ群落(低木林)	1216	樹木		道路	263	その他	
	カワヤナギ群落	1217	樹木	自然裸地	自然裸地	27	低水路	
カワヤナギ群落(低木林)	1218	樹木	水域		早瀬		低水路	
その他の低木林	メダケ群落	1139		樹木	淵		低水路	
	アズマネザサ群落	1312		樹木	湿水域		低水路	
	クス群落	1315		樹木	池・ワンド・よどみ		低水路	

c) 草本類の粗度係数

草本類の粗度係数の設定は, 3.6.2に記した方法に従った。

洪水中の草は, 作用する流体力の大きさと草が有する曲げつよさの大小に応じて, 通常繁茂している場合と同じように直立している状態(直立状態), 流向に沿って倒伏している状態(倒伏状態), さらにそれらの中間的な状態(たわみ状態)を呈することになる。草の粗度としての大き

さはこれらの状態によって変化する。草本の分類は、表5.2.2に示すように植生の種類によって「堅い草」「柔らかい草」に分類した。

表5.2.2 草本類の分類

種別	群落名
堅い草	オギ群落, ヨシ群落, ヒメガマ群落
柔らかい草	メヒシバ・エノコログサ群落, アレチウリ群落, キタミソウ群落

#### d) その他の地被状況の粗度係数

高水敷上の畑地、堤防法面等の人工草地などの粗度係数は、下記の一般的な粗度係数を与え、水深によらず一定値とした。

- ・畑地の粗度:  $n=0.030$
- ・人工草地 :  $n=0.025$

### (3) 境界条件

上流端は黒子地点(53.4km付近)の実績流量ハイドロ、下流端は上郷地点(35.8km付近)の実績水位ハイドロを設定した。水位、流量は、上流端および下流端の断面に対して観測水位を横断方向一定で与えた。

## 5.2.2 評価モデルの検証

2008(平成20)年出水を対象として評価モデルの検証を行った。

流向と流速の計算ベクトルを図5.2.2に示す。

計算流速と浮子による流速を比較すると、長峰橋付近では、低水路の計算流速は1.6m/sであり、観測流速は1.65m/sと概ね一致している。また、流向については概ね一致している。高水敷の流速は、0.5m/s前後であり、観測値とはほぼ一致している。流向については、計算値は橋梁に直角方向となっているが、観測値は右岸側に寄った流れとなっていて、多少異なった結果となった。

治水安全度評価としての水理モデルの今後の方向と課題を整理すると以下のようである。

現在、河道計画の策定に当たっては、計画高水流量(整備計画対象流量)時の水位を準二次元不等流計算により求め、流下能力の評価を行うのが標準である。本検討で使用した平面二次元不定流計算は、準二次元不等流計算より詳細に植生の影響や流速、流向を評価し得るのでより優れた手法といえる。今検討では縦断方向に多く水位計を設置し、また、樹林内にADCP(流速プロファイラー)流速計を設置し、かつ航空レーザ測量成果による地形形状調査結果を取り入れ、植生状況(樹高、樹形等)も詳細に調査した結果を用いてシミュレーションを実施し検証したものである。通常の河川管理においては、ここまで詳細な情報の収集を行っておらず、5年毎の植生調査、200~500mピッチの横断測量、河床材料調査に基づいて水位評価を行わざるを得ず、準二次元不等流計算による評価手法を使用せざるを得ないといえる。

しかしながら、航空レーザ測量による地形測量のコストが低減し、横断測量に比べて情報量も多く、さらには樹高データ等の植生に関するデータを取得できる可能性があり、今後、航空レーザ測量による地形測量が実施されることになろう。その時には、平面二次元不定流計算が用いられよう。

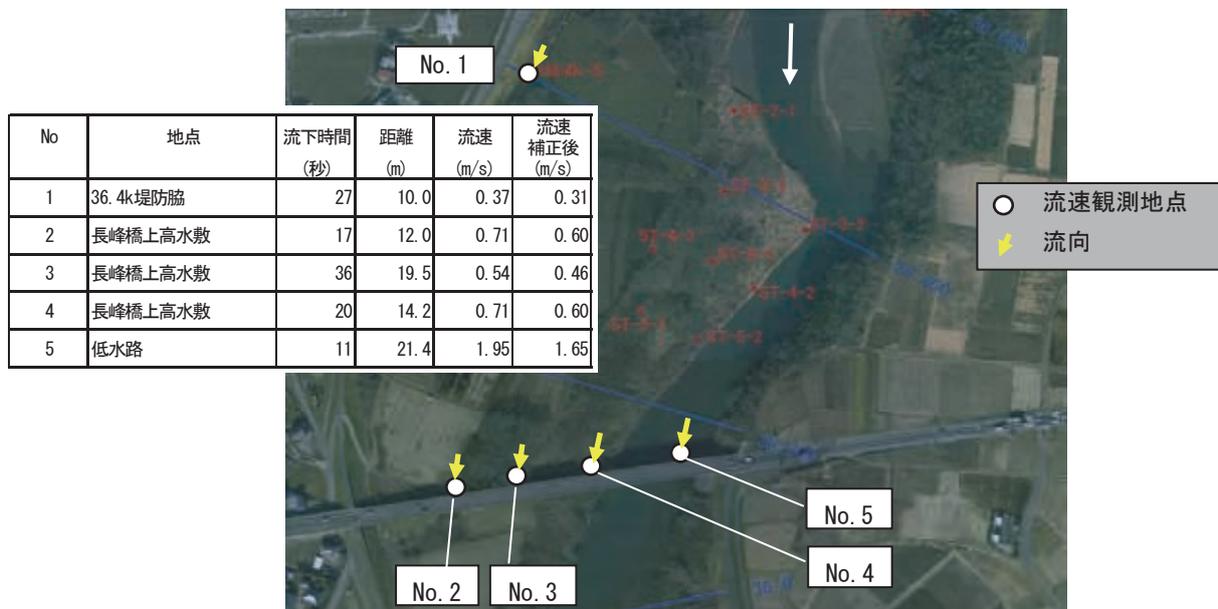
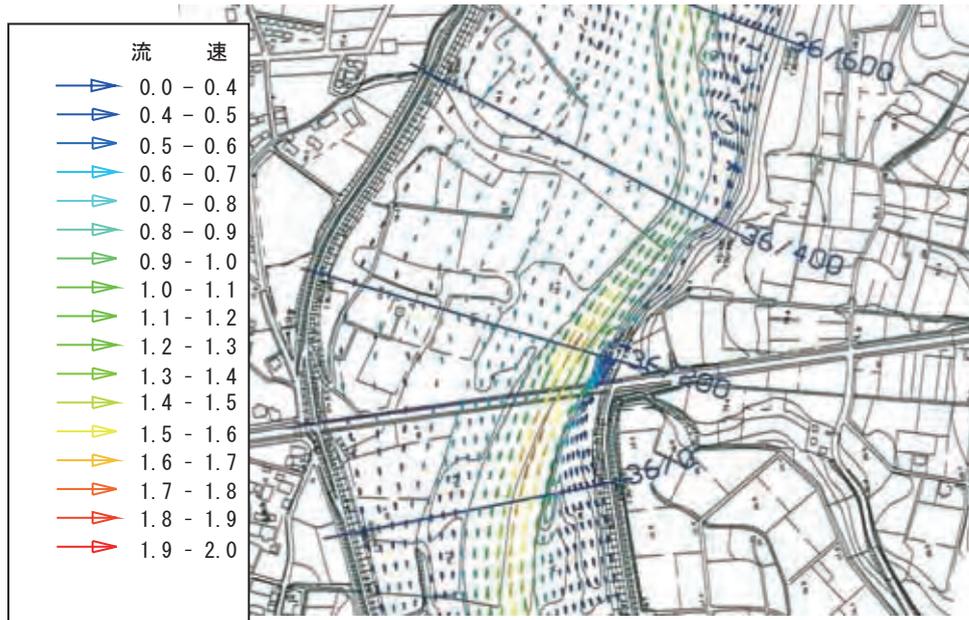


図5.2.2 長峰橋付近の観測流速と計算流速の比較(上図:計算結果, 下図:観測結果)

なお、「河川水辺の国勢調査」における植生調査では、樹林群落名ごとに階層構造（Ⅰ．高木層，Ⅱ．亜高木層，Ⅲ．低木層，Ⅳ．草本層）の樹高，胸高直径，植被率の概略測定がなされ，粗度評価に関する情報となっている。

高水敷の粗度評価に当たっては，河川水辺の国勢調査の植生図に基づいて，似たような粗度特性を持つ群落を区分（例えば表5.2.2のように柔らかい草，硬い草等）し，区分ごとに粗度を設定していくのが実用的であろう。区分ごとの粗度係数は，計画高水流量時，整備計画流量，1/10年確率洪水流量時における水深，掃流力より当該洪水時の草本および樹木の状態（直立，倒伏）を推定し，粗度係数を設定していくこととなる。今後，区分ごとの標準の粗度係数を表示することが河川植生管理の合理化のために必要である。ただし，樹木群落については，検討対象河川ごとに樹木状況調査を行い（間伐状況，枝払い状況，樹高，胸高直径，樹木の年齢構成等），粗度

係数の評価を行うことが、当面、必要である。そのような技術行為による情報が蓄積していけば、樹木群落形態区分（類型）ごとに標準の粗度係数を設定することができよう。

## 5.3 流下能力不足区間における対処

### 5.3.1 流下能力不足区間における対応手段

流下能力判定結果より確保すべき流下能力が不足している区間が存在した場合には、流下能力の確保のための対応方針を決定し、河川工事、植生管理行為を実施する必要がある。

対応手段としては、①堤防嵩上げ、②引き堤、③掘削、④除草、⑤樹木の伐採・間伐、⑥樹木の枝払い、が考えられる。

通常、①、②の手段を取ることは少ないが、河川生態系の保全の観点からは、河川敷空間を増加させる②の手段をとることが好ましい。人口減少時代に入り、農地開発および保全圧力が弱まる21世紀においては、堤防間幅の拡幅という手段は、現在より容易となろう。

③は植生管理手段を取っても治水安全度が確保し得ない場合にとる手段であるが、確保すべき生態系を保全するべきであり、河道掘削量や掘削形状に配慮すべきである。掘削の方法としては低水路拡幅、低水路河床掘削、高水敷の掘削が取り得る方法であるが、低水路拡幅は土砂の堆積により低水路の縮小が生じ、維持するのが難しい。低水路河床掘削は、既存施設（護岸・水制、横断構造物、橋梁橋脚・橋台の補強が必要とされ、近年は控えられる方向にある。高水敷の掘削は事例としては少ないが、今後の治水安全度確保手段として取り入れよう。

④は毎年の除草が必要となる。⑤、⑥は樹木の範囲や樹木密度を管理し、治水安全度を確保するものであり、河川の樹木化が進む河川で取られる手段である。

### 5.3.2 流下能力不足区間の植生管理

流下能力不足区間における植生管理の基本と手法を、低水路域と高水敷域に分けて整理、記述する。

#### (1) 低水路域

河道計画においては、低水路には洪水時に植生が存在しないことが前提である。砂利河川では草本類の生育が見られるが、洪水時には攪乱により植生が破壊されると考えられているのである。しかしながら、わが国の低水路と考えられてきた空間は、人為的要因により低水路の縮小や中島の形成が植生の繁茂を伴いながら生じており、治水安全度の確保・河川生態系の保全の観点から樹木の伐採を行わざるを得ない事例が増加している。

河道計画上は、与えられた自然的・人為的環境において河川自身がなりたがる低水路幅、高水敷の地被状態を設定して河道計画の修正を行うことが維持管理上好ましいが、堤防の嵩上げ、引き堤、河道掘削等を行わないと治水安全度を確保できず、現実的な計画とならないことが多い。したがって、維持管理行為として低水路の掘削（拡幅）を含めて樹木伐採を実施するのが普通である。低水路の拡幅部は、樹木の再繁茂期間を長期化するため、表土層（浮遊堆積物層）を含め低水路平均河床高程度まで掘削してしまうのが好ましい。

## (2) 高水敷域

高水敷の植生管理は、河川空間管理計画(⇒4.3)によるゾーンタイプ毎の植生景観のイメージに則り管理するべきであるが、流下能力不足区間では樹木の伐採、間伐を行わざるを得ないことが多い。どの程度の伐採、間伐が必要であるかの決定は、水理計算結果により判断する。伐採あるいは間伐後は、植生の再生状況を監視し、流下不足が懸念されたら再伐採あるいは間伐を行う。

### 5.3.3 流下能力不足区間の河道掘削

#### (1) 掘削断面形状設定の基本

掘削は、河道形状を人為的に変化させるものであり、河道はそれに対して応答変化する。望ましい掘削形状は、河積増大後の再堆積量が少なく維持管理が容易であり、かつ環境の改善となるようなものである。すなわち、河道の応答特性を的確に把握し、設計しなければならない。

設計に当たっては、検討対象区間のセグメントのみならず、河川管理区間全川に亘る河道特性調査(山本, 2010)を実施し、縦断方向の河道形状、河床材料、掃流力、川幅、川幅水深比、水深粒径比、植生等の変化を評価し、各セグメントの特徴を総括し、セグメント間の流送土砂の量・質、粗度係数、砂州形態、侵食形態、堆積形態の差異を把握しておく。さらに、流域や河道に加えられた人為的インパクト、大洪水のインパクトが当該セグメントにどのような応答を生じさせたか分析しておくことが必要である。特に山地部での大ダム建設による洪水流量および流送土砂量の減少、河道掘削のインパクトが河道にどのような反応を生じさせ、その反応速度がどの程度であるか分析しておくことは、必須な検討作業である。一級河川の指定区間外の河川においては、これを評価するための資料が存在し、分析可能である。

また、河道掘削形状の設定に当たって、対象検討区間の自然的および社会的制約条件を把握し、設計に反映させるのは当然の行為である。

例えば

- ・付近に道路・鉄道橋が存在し、掘削による橋脚回りの洗掘量が増加しそうである。
- ・掘削により希少生物の生育に影響を与えそうである。
- ・河床の浅い所に基岩が存在、あるいは橋梁が存在し、垂直方向の掘削は多大の費用が掛かるので、掘削深に制限がある。

さらに掘削後の掘削断面の変化および植生遷移を30年程度以上に亘って定性的に予測・イメージしておくことが大切である。当該河川の河道・環境特性調査および他河川の事例から抽出した蓋然的法則性を利用することにより予測する。

#### (2) 既往の河道掘削形状の問題点とその対処

河川整備計画に則り河道掘削が必要とされ、その際に河原環境(河原植生)や水辺環境(湿地環境)が復元・再生できるような掘削断面とする試み(計画)がなされている。以下のようなものであるが種々の問題点がある。そこで、問題点を踏まえた新たな形状設計の考え方を示す。

##### ① セグメント1

現在、直轄河川のセグメント1の河道は、60年代、70年代の河道掘削により低水路平均河床高が2～3m程度低下し、これに加えて、山地部における大貯水ダムの建設、植林、砂防事業によ

り洪水流量・土砂供給量が減少し、低水路幅が縮小している。これにより中州の樹林化、堤防沿いの樹林化が進行している河川が増加した。掘削による河積の増加により流下能力が増加し、治水安全度が確保されている河道区間が多いが、流下能力が不足している区間では樹林伐採、河道掘削等が計画される。

また、流下能力は確保されているが、強固な中州の発達（樹林化され島状となった砂州）により流路が二分され、大洪水時において低水路河岸の侵食が懸念され、堤防安全度の確保の観点から固定化された中州の解消を図る河道形状への変更が企画されること、または水衝部が堤防に接近し水衝部の深掘れ軽減のため、その前面の砂州の一部を掘削し水衝作用を軽減させる計画が立案されることがある。その他、礫河原再生のため河道掘削により河原の再生が、ハリエンジュ等の外来種駆除のため河道掘削が為されることがある（⇒5.3）。

これらの掘削に当たっては、河原環境の復元となるように掘削形状が計画される。図5.3.1にその掘削形状のイメージを示す。掘削底高は平水位以上とするのが普通である。

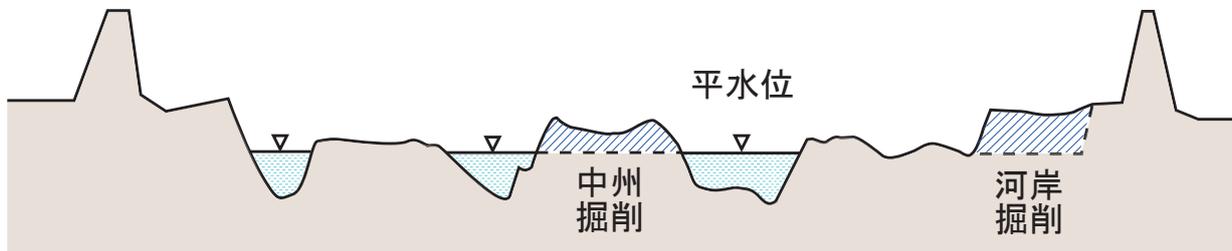


図5.3.1 セグメント1の掘削イメージ

現河川の川幅は、洪水という自然の攪乱および河川流域に加えた人間の人為インパクトによる応答の結果であり必然である。この川幅を拡大する河道掘削は、河川がなりたがる河道からの乖離である。掘削後、河道の応答変化を予測する必要がある。

川幅の人為的拡大は河床に働く掃流力の減少となるが、扇状地河川の川幅は広く、また、洪水により川幅が変動するという特性をもつので、過去数十年の平均川幅の1割程度の川幅の増減は河道特性を大きく変えるものでない。より川幅を広げると、川幅の縮小あるいは固定的な中州が生じると推定され、1.5割以上の川幅の拡大は控えるべきであろう。それでも河積が不足する場合は、護岸の根継ぎを伴う低水路平均河床高の低下を図るべきである。

大貯水ダムの築造等により洪水流量、河床を構成するA集団材料の供給土砂量の減少により縮小した低水路川幅を河原環境復元のために広げると、その後川幅の縮小が進む。この縮小速度が遅く、20年以上低水路川幅が確保できれば維持掘削費が多大とならず、計画が受け入れられるが、持続可能性のない対応はなるべく避けたい。川幅縮小速度は、60年代後半から70年代前半の河床掘削および上流大貯水ダム建設後の洪水流量変化後の河道形状および植生状況の変化を分析することにより、概略見積もることができる（⇒5.4）。

大貯水ダムの建設により上流からの河床材料相当（A集団）の土砂補給が減少し、河床表層にC集団が残りアーマ化した河床は、上流からA集団を土砂補給しない限り、生きた河原環境を復元することは難しい。土砂補給が少ない場合には、広げた河道の一部が河床低下し、小段丘化を伴う川幅の縮小とアーマ化が生じる。

長期的に川幅が維持され、生きた河道（砂州の形成）とするためには、洪水流量の増大（貯水

ダムの放流操作手続きの変更と放流設備の改良)と河床材料相当の粒径集団の土砂補給(土砂排砂技術の開発と設置)が必要である(山本他, 2005)。

### ② セグメント2-1

セグメント2-1の低水路河道は通常緩やかに蛇行している。河積を増加させるため、**図5.3.2**のように滑走斜面および湾曲内岸高水敷を掘削する計画(複々断面化)が為される。

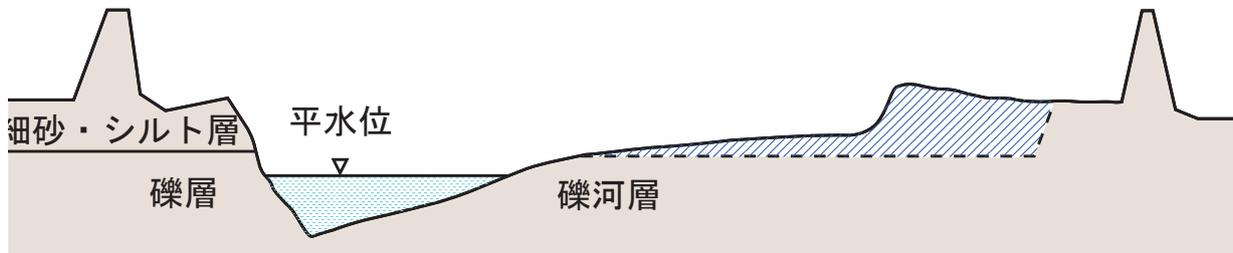


図5.3.2 セグメント2-1の掘削イメージ

掘削による河積拡大は、洪水時の低水路に働く掃流力が減少し、土砂の堆積を促す(山本, 2010)。掘削後の平均年最大流量時の河床に働く掃流力を掘削前の1割程度(河岸高の数倍)以下の減少に押さえない。なお、掘削面を内湾側の低水路河床高程度(内湾側の砂利州高)以下とすると、急激に浮遊砂が堆積し(河畔堆積現象)、河岸の再形成(10~30年程度)を促す。

流下能力が不足している区間であり、かつ堤防の高上げや低水路の河床掘削が構造物の維持や基岩の露出により難しい場合は、高水敷敷高を低下させるか、河岸再生域を継続的に維持掘削する計画とする。

### ③ セグメント2-2

河積不足のセグメント2-2の河道では、湿地性植生の生育基盤を造成するために、**図5.3.3**のように平水時の水位より多少高い位置を掘削底面とした中水敷造成(複々断面化)を図る計画が為されることがある。

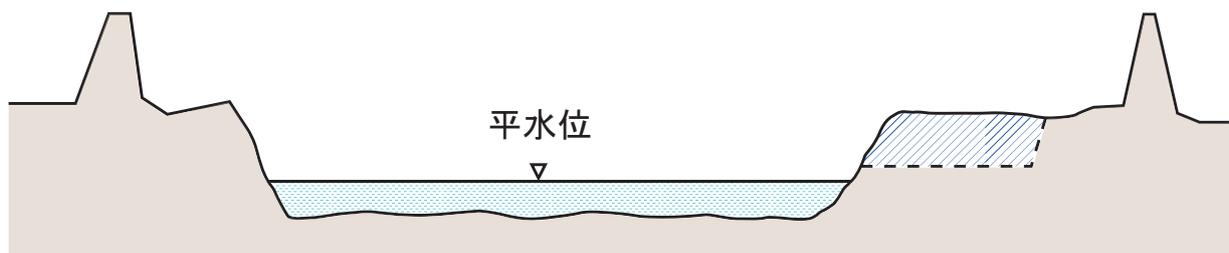


図5.3.3 セグメント2-2の掘削イメージ

しかし、感潮域および堰等の湛水区間でなければ、中水敷に草本類がすぐに進入し浮遊砂が堆積するので、中水敷形状を維持することが難しい(山本他, 2005;山本, 2010)。再度の維持掘削が必要となる。

草本の侵入を避けるには、河床砂面高と同程度の高さを掘削とし、低水路の幅の拡大を掘削前の15%以下に押さえない。さらなる河積増のためには、引堤や堤防嵩上げという選択肢があるが、現実には不可能の場合が多く、低水路河床を下げざるを得ない。その場合には護岸の補強が必要となる。

#### ④ セグメント3

図5.3.4に利根川36～38kmおよび図5.3.5に21～23kmの河積拡幅後の河道横断形状変化を示す(山本他, 2010)。36～38km区間は、1960年代、セグメント2-2の河道であったが川幅拡大により河床に働く掃流力が低下し、中砂から細砂の河道に変わった区間である。掘削により水衝部位置の変化と掘削後に内湾側となった場所に河床上昇が見られるが、川幅縮小は顕著なものでない。これは本区間が感潮域であり、また18.5kmにある利根川河口堰により水位が規制され川幅一杯に水面が在り、河岸付近低水路側に植生が生育できず、浮遊砂の捕捉が大きくないためである。しかしながら、内湾側の堆積速度が外湾側に比べて大きく、今後陸域化する可能性が高い。

21～23km区間は、30年間で河床上昇が生じているが川幅は縮小していない。河道の曲がりがあるので、横断形状は逆台形状となっている。

セグメント3の河道拡幅部は、海水位により掘削部が水面下にあり、植生が河岸付近に生育しにくく浮遊砂の堆積作用が弱いため、川幅の縮小速度はセグメント2-1に比べ遅く、30年程度は維持できそうである。ただし、掃流力の低下により河床上昇や河床材料の細粒化が生じる。

なお、細粒砂・シルトを河岸に持つ潮汐流河川(潮位変動が3m以上あり、潮汐流により河道上流に細粒物質を運ぶ。ただし、洪水により吐き出される)では、河積拡大後、再堆積速度が速く、河積維持が難しい。

河積不足に対して、どのような断面形状で掘削したらよいかについては、汽水域に生息・生育する汽水性動植物への影響を評価して策定されるべきである。

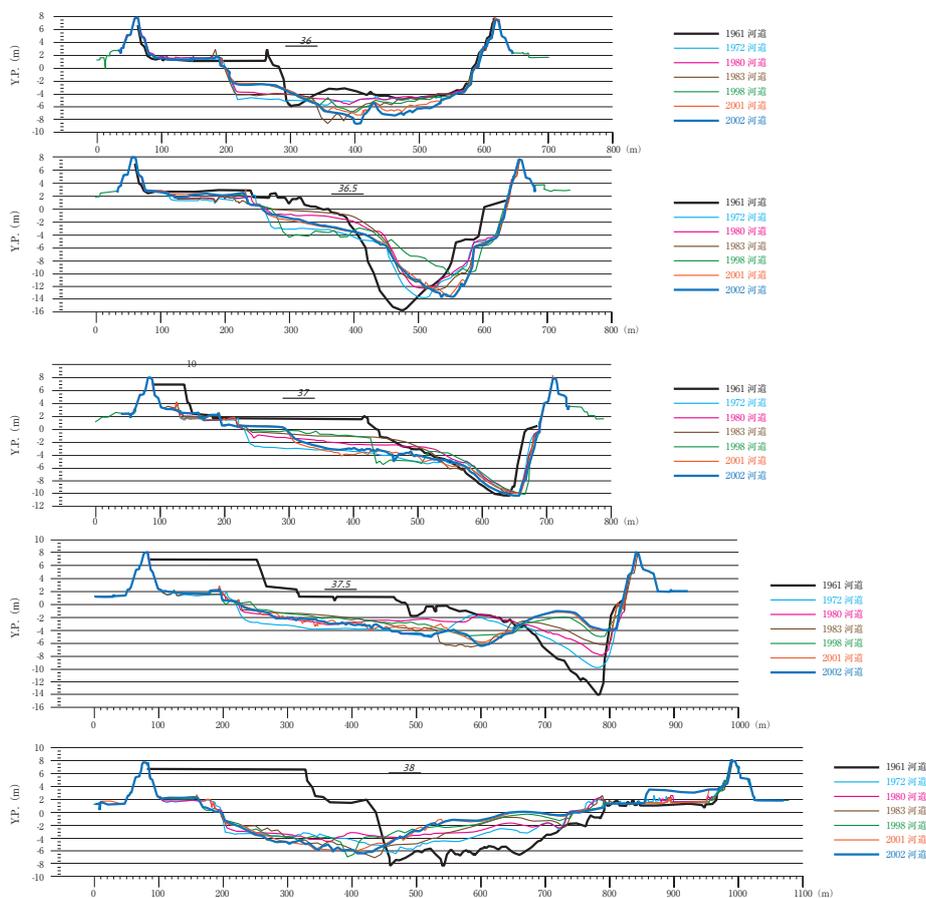


図5.3.4 利根川下流における河床横断形の経年変化(36.0km～38.0km)

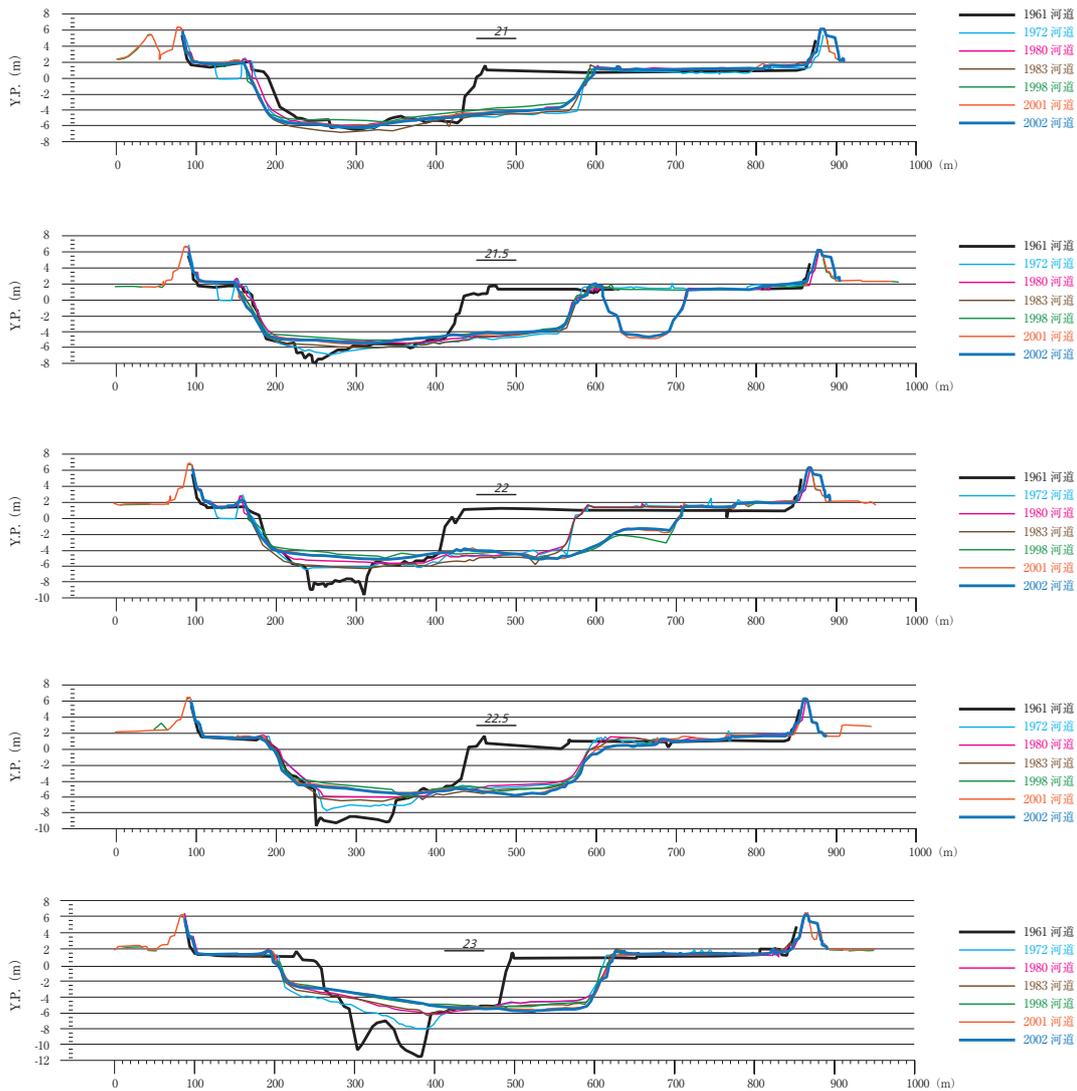


図5.3.5 利根川下流における河床横断形の経年変化(21.0km～23.0km)

### メモ 河道掘削後の河道変化速度・植生遷移速度の把握

対象河川の明治から現在までの河道形状、植生分布の変化を自然的・人為的インパクトの応答として分析整理することにより、堆積速度、植生遷移過程を概略把握することができる。河道・環境特性調査を必ず実施すべきである。本章5.5, 山本(2010), 山本他(2005, 2009)などが参考になる。

なお、河道横断形状を変えた後の河道の断面形状を予測し得る河床変動モデルは、完成していない。以下のような課題がある。

#### ① 流量変動の評価の高度化

過去から現在までの植生状況の変化を追跡するためには、実績流量を用いればよいが、将来を予測するためには、流量変動発生モデルが必要である。雨を過去のパターン(20年程度)で繰り返すのが通例であるが、高度化をねらうなら、確率統計分析を通じた外力発生シミュレータを開発し、その雨に流域の土地条件、ダム放流操作規則を入力した流出モデルを構築する。

#### ② 流砂量評価式

混合粒径河床材料の粒径別流砂量式による流砂量評価の信頼性が乏しく、粒径集団別の流砂量の評価の精度は低い。実施すればそれなりの情報となる。A集団の流砂量は評価でき

るが、B、C集団は難しい(山本, 2010).

③ 外力を入力条件とした河川地形の経時変化予測(力学的・化学的モデル化)

次のような要素モデルが必要である.

・二次元流況モデル

モデルは完成しているが、地被状態に応じた流速係数の設定法の高度化を図らなければならない.

・二次元河道変化モデル

土砂の堆積・侵食と草本類との相互作用モデル、河岸侵食と形成モデル、植生遷移モデル、生物の生長・破壊モデルを組み込む必要がある.

要素モデルの開発に当たっては、生態系を規定する要因の実態と分析が必要であり、基礎研究なしには前進しない. 特に、地形変化モデルの高度化が難しい. 入力条件の不確定(偶然)性、河床変化における砂州の発生の不確定(偶然)性、浮遊砂・ワッシュロード量の評価の困難性、堆積・侵食現象における粒径集団ごとの役割評価の困難・不明確性、植生遷移と土砂の相互関係などの不明確性、などにより地形変化を30年先まで確度良く予測することは困難である.

④ 植生変化モデル

地形、堆積物、河川水理量、水質、土壌の栄養塩と植物種別選好度・成長過程モデル、生物間相互作用モデルの開発と高度化が必要であるが、河床変動モデルと同様な問題点を抱え、早急に解決するのは困難である.

⑤ モデル化に当たっての隘路

モデル化に当たっての最大の隘路は、河道地形・植生の変化を的確に予測することが難しいことである.

## 5.4 外来種（ハリエンジュ）対策としてのセグメント1の河道整備 —神流川の事例—

### 5.4.1 検討の目的

大貯水ダムの築造により洪水流量が小さくなった神流川を対象に、治水安全度の向上・河道の安定性を考慮し、繁茂した外来種（ハリエンジュ）の伐採優先地区の選定・掘削手法について検討する。

基本的な考え方は、自然の営力である「洪水」と「河道整正」を適切に組み合わせることにより外来種による樹林化を抑制し、神流川の治水上の安全度を向上させることである。

検討内容は、まず流域・河川に加えた人為的インパクトと神流川の河道特性・植生繁茂状況の時間的・空間的変遷の関係を整理することにより、河道内の樹林化の形成プロセスを明らかにする。次に、この分析結果を基に今後の神流川の河道変化の方向を読みとり、河道の維持管理コストが低減でき、かつ治水安全度を向上させる樹林伐採計画の提案を行う。

### 5.4.2 神流川の概要

#### (1) 流域の概要

神流川は、利根川の支川であり、その源を群馬県多野郡上野村浜平にある三国山の西側に発し、標高1000～1500mの多野山地を曲がりくねりながら流下している流路延長87.4kmの河川である。流域の形状は図5.4.1であり、三波川帯の広域変成岩、秩父帯の堆積岩からなる地質が土砂の供給源である。流域面積は407km<sup>2</sup>で、そのうち約380km<sup>2</sup>が山地部である。



図5.4.1 神流川流域図

直轄区間最上流部は鳥川の合流点から11.6kmの神流川合口堰であり、これより上流はV字谷を成し谷底平野は狭小である。合口堰付近から下流は、やや開析された扇状地を形成しており、この扇状地の各所では湧水が見られる。

河床勾配は比較的急であり、直轄管理区間の勾配は、1/215～1/340の急流河川である（図5.4.2）。

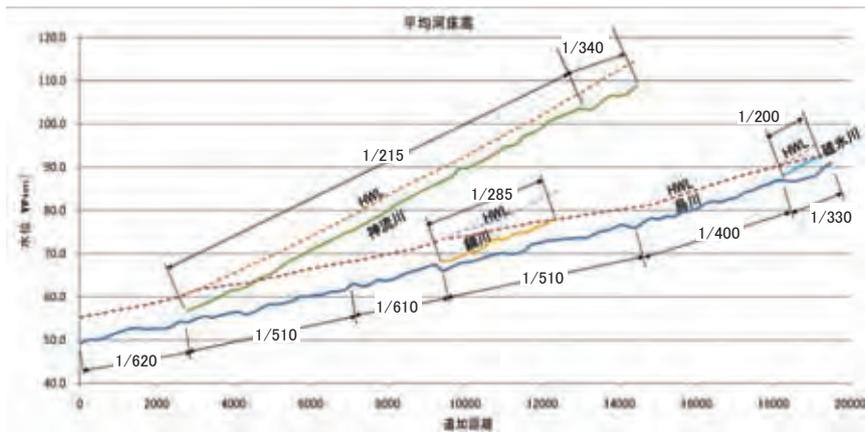


図5.4.2 神流川現況河床縦断面図

## (2) 改修の経緯

神流川は、1933（昭和8）年より第一次改修として改修工事が開始された。第一次改修は、築堤および河道掘削が行われ、1962（昭和37）年度に完了した。

その後、1968（昭和43）年に下久保ダムが完成し、河床低下防止を目的とした床止めが3基設置された。

この間、1963（昭和38）～1980（昭和55）年の18年間において砂利採取が行われ、約3600千 $m^3$ が採取（許可量）された。図5.4.3に1.2km間隔毎の砂利採取量および砂利採取量の経年変化（許可量の経年変化）を示す。

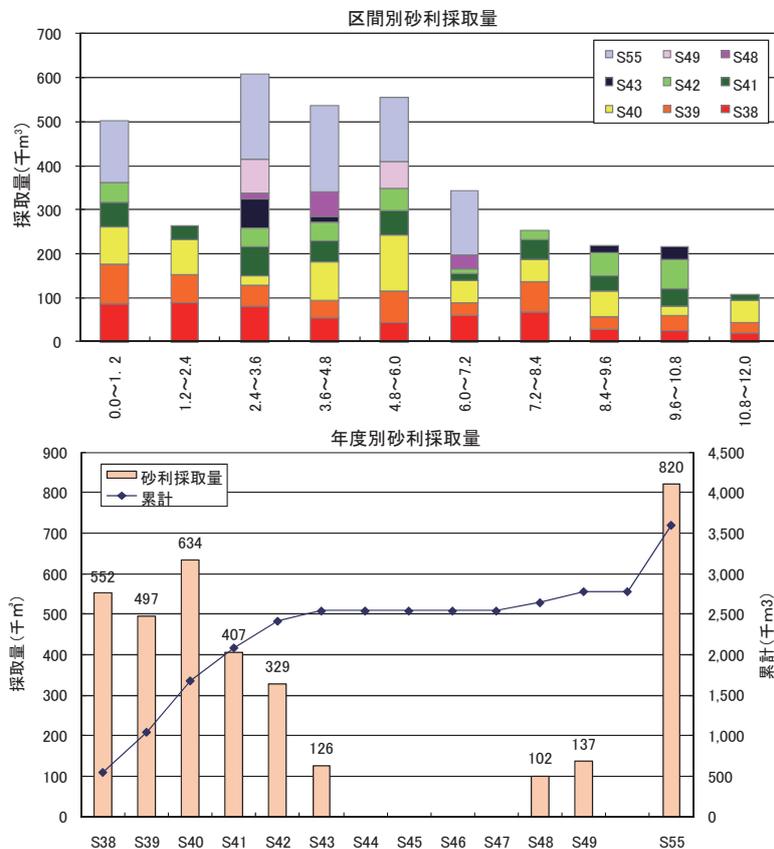


図5.4.3 神流川における砂利採取量

### (3) 河道特性

対象区間 (0 ~ 11.6km) は、セグメント1に属しているが、9.8km付近を境に河道特性が異なる。

9.8kmより上流区間は、下久保ダム建設による土砂供給量の減少や、神流川合口堰等によって河床のアーマ化が進み、川幅が狭く穿入河道的な特性を持つ。河床勾配は、9.8kmより上流区間 (セグメント1-①) が1/340、その下流区間 (セグメント1-②) が1/215である。

堤防は、下久保ダム建設前に築堤されたものであり、**図5.4.4**に示すように堤間幅は広大である。現在の低水路幅は、下久保ダムによる洪水流量の減少および河床掘削の影響を受けて大幅に減少しており、堤間幅に比べて狭小となっている。

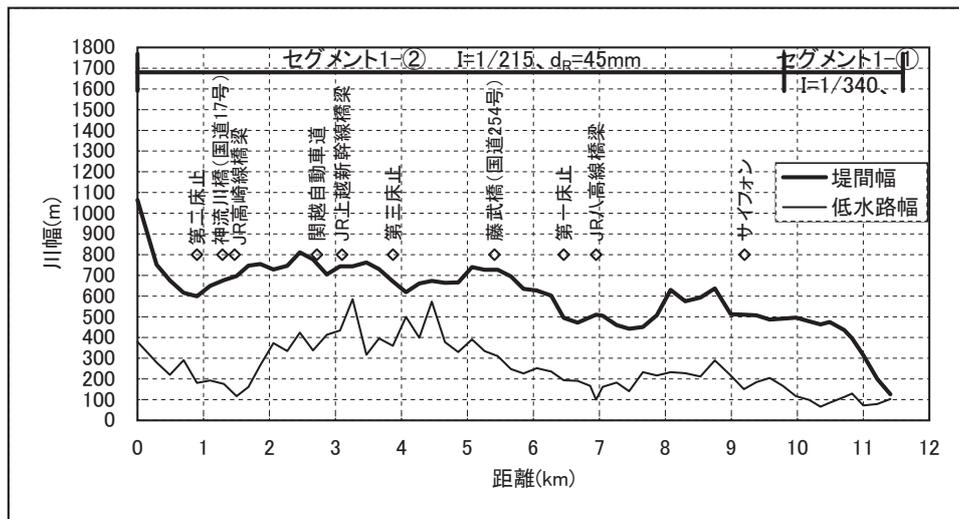


図5.4.4 堤間幅, 低水路幅縦断面図

このように堤間幅が広く、河積が十分に確保されていることから、現況流下能力は計画流量  $1800\text{m}^3/\text{s}$  を直轄区間全川で上回っており、量的な治水安全度は非常に高い河川といえる。なお、下久保ダム (集水面積  $323\text{km}^2$ ) の最大放流量は  $800\text{m}^3/\text{s}$  である。

神流川の河床材料調査は、至近年では1983 (昭和58) 年に実施された。この調査は、1kmピッチ毎に左岸, 流水, 右岸の3地点で行われたもので、表層下の材料を採取し篩分けたものである。河床材料の粒度分布を**図5.4.5**に示す。

粒度分布形から、本区間の河床材料は次の4集団からなる。7 ~ 20cmの大礫集団, 1 ~ 7cmの中礫集団, 1 ~ 10mmの小礫集団, 0.2 ~ 1mmの中砂集団である。本区間のA集団は、小礫集団と中礫集団からなり、その割合は45 ~ 90%程度である。C集団は、大礫集団で0 ~ 25%, B集団は中砂集団であり、0 ~ 20%程度である。

セグメント1-①の区間は、河床の低下により河床の表層に大礫集団が集中してアーマ化、川幅が縮小し、砂州構造も見られなくなった。この縮小化の過程において**図5.4.6**の11.0km地点の横断面図に示すように2段の小テラスが生じている。

セグメント1-②の区間は、アーマ化した大礫集団が表層を覆っている場所があり、そこでは2007 (平成19) 年の約  $1050\text{m}^3/\text{s}$  の洪水流量でも、大礫集団はほとんど移動していない (**写真5.4.1**, **写真5.4.2**)。しかし、河床が上昇した場所では中礫および小礫集団が堆積しており、河岸侵食も生

じている。

ちなみに、2002（平成14）年6月、9.0kmの中州における大礫が多い表層材料を線格子法によって測定した粒度分布形を図5.4.7に示す。大礫集団が40%程度占め、アーマ化が生じている。

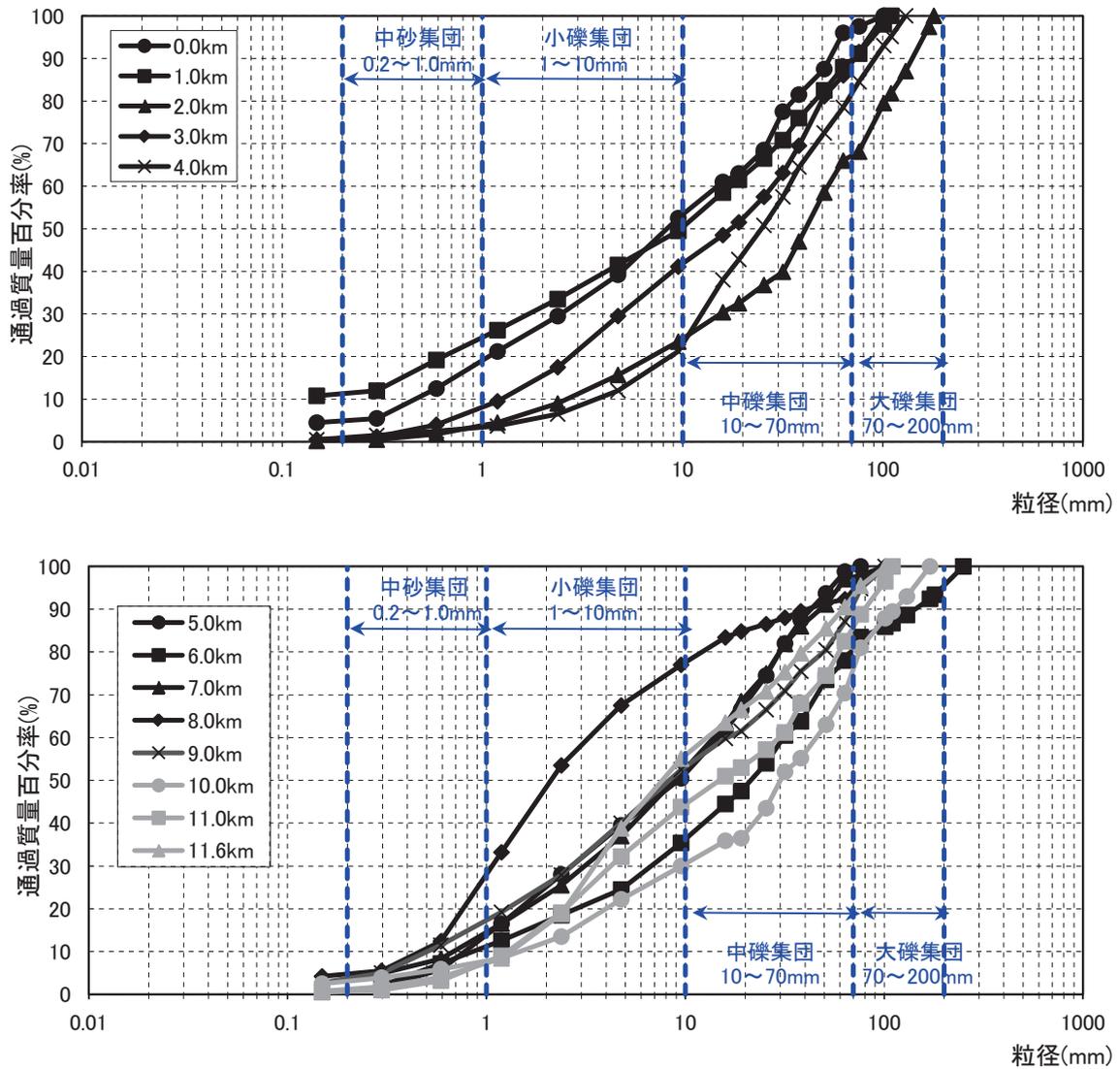


図5.4.5 河床材料の粒度分布図(1983年)

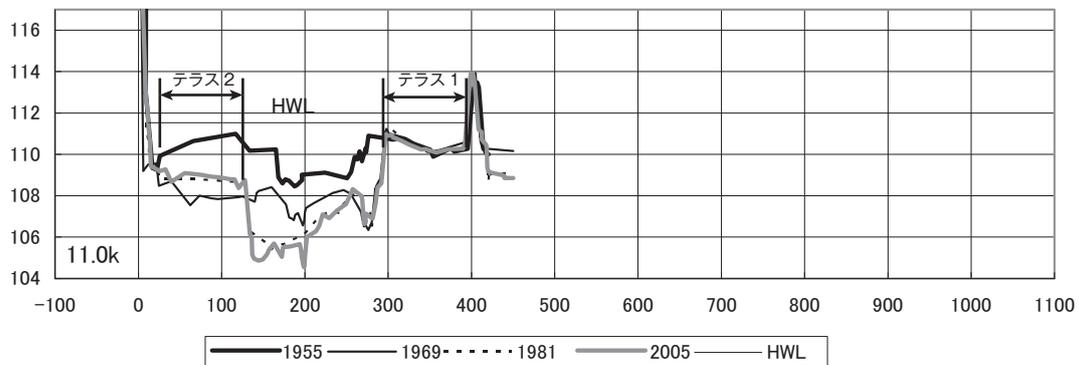


図5.4.6 11.0km地点横断面図



写真5.4.1 大礫集団



写真5.4.2 アーマ化した河床

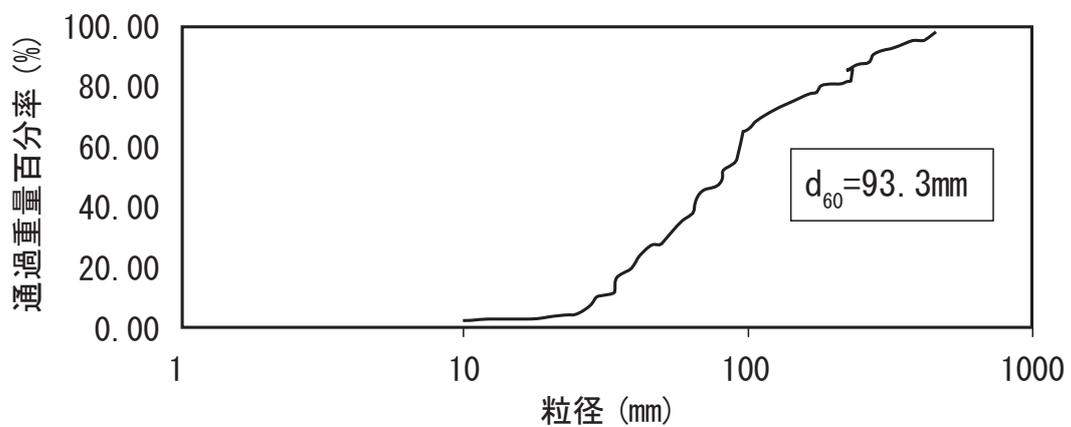


図5.4.7 表層材料の粒度分布(9.0km地点)

なお、セグメント1-②区間のうち、3kmから烏川合流部付近は、河床勾配が若干緩く、堆積空間となっており、アーマ化している場所が少ない。2007(平成19)年の洪水では、堆積した区間には中礫および小礫が見られ、侵食したところは大礫および中礫が集中した(写真5.4.3)。

2002(平成14)年6月、0.3kmの水際附近の表層材料を線格子法によって測定した粒度分布形を図5.4.8に示す。10cm以上の大礫は見られない。



写真5.4.3 侵食箇所における大礫・中礫の集中

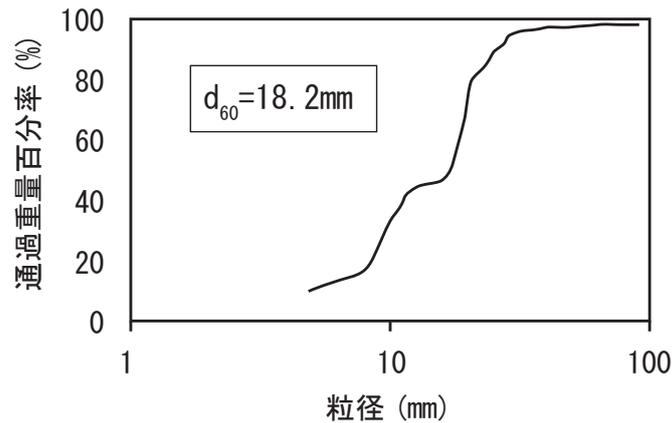


図5.4.8 表層材料の粒度分布(0.3km地点)

### 5.4.3 樹林化の要因と今後の河道変化

#### (1) 樹林面積の変化

図5.4.9に対象区間(0～11.6km)における河川区域内の土地種別の経年変化を示す。1947(昭和22)年はカスリーン台風の直後でもあり裸地の割合が多いが、60年代後半～80年代の砂利採取や下久保ダム建設による河道内の攪乱頻度の減少により、1985(昭和60)年においては1/3程度までに減少している。その後、裸地面積は減少を続けたが、2007(平成19)年の出水により河道の一部が裸地化し、その割合が増加した。また、1985(昭和60)年頃から外来種であるハリエンジュ(写真5.4.1)を主体とする樹林の割合が増加し始めた。樹林面積は、1985(昭和60)年は河道区間内の約10%であり、2007(平成19)年は出水で樹林の一部が流出したが約30%を占めている。

現在(2004年(平成16))の河川区域内における樹林の河道内占有割合(1km区間毎)は、図5.4.10のとおり18～54%で、平均33%と非常に高い割合となっている。



写真5.4.4 高水敷上のハリエンジュ

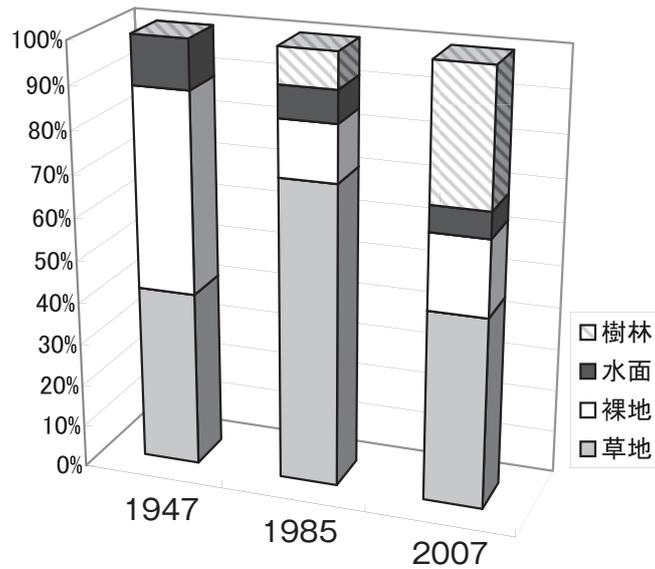


図5.4.9 河川区域内の土地種別の経年変化(0km～11.6km)

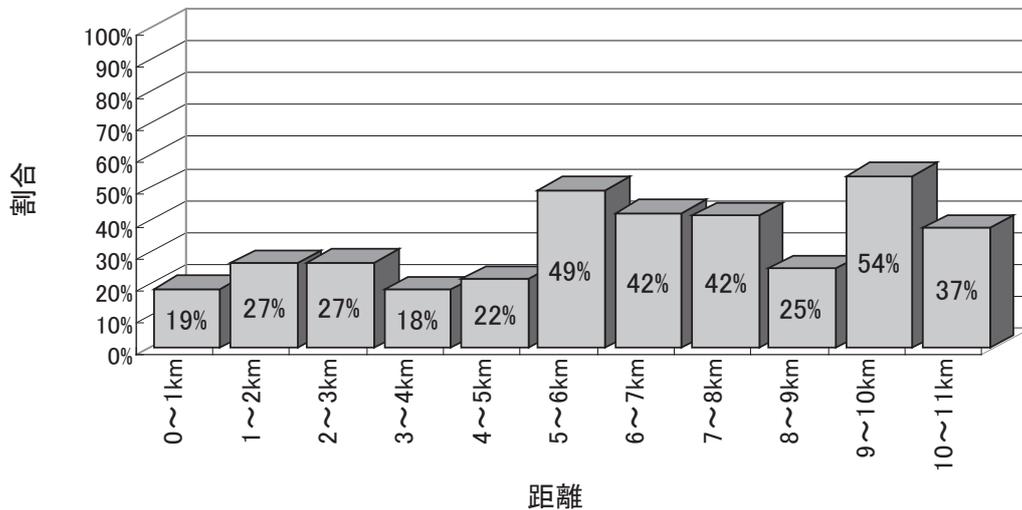


図5.4.10 1km区間における河道内樹林占有面積の割合

## (2) 樹林化の経緯

### ① 洪水外力の変化

図5.4.11に年最大流量の経年変化を示す。1968(昭和43)年に下久保ダムが建設されたことで、平均年最大流量は、約630m<sup>3</sup>/sから約340m<sup>3</sup>/sまでの約5割の減少となった。

なお、下久保ダム建設後に1000m<sup>3</sup>/s以上の洪水流量が4回発生したが、これはダム放流量(800m<sup>3</sup>/s)に加え、下流の残流域分の降雨が流れ込んだものである。

### ② 低水路幅の変化

図5.4.12に3.6km、6.8km、7.2kmにおける横断形の経年変化を示す。1947(昭和22)年には約500mあった低水路幅が1965(昭和40)年には約400mに、2010(平成22)年には約100mまでに減少した。

この減少要因として、1968(昭和43)年に下久保ダムが建設され、洪水流量が減少したこと、土砂供給量が減少したこと、60年代後半からの堤防沿いを掘り残した河床掘削(砂利採取)によ

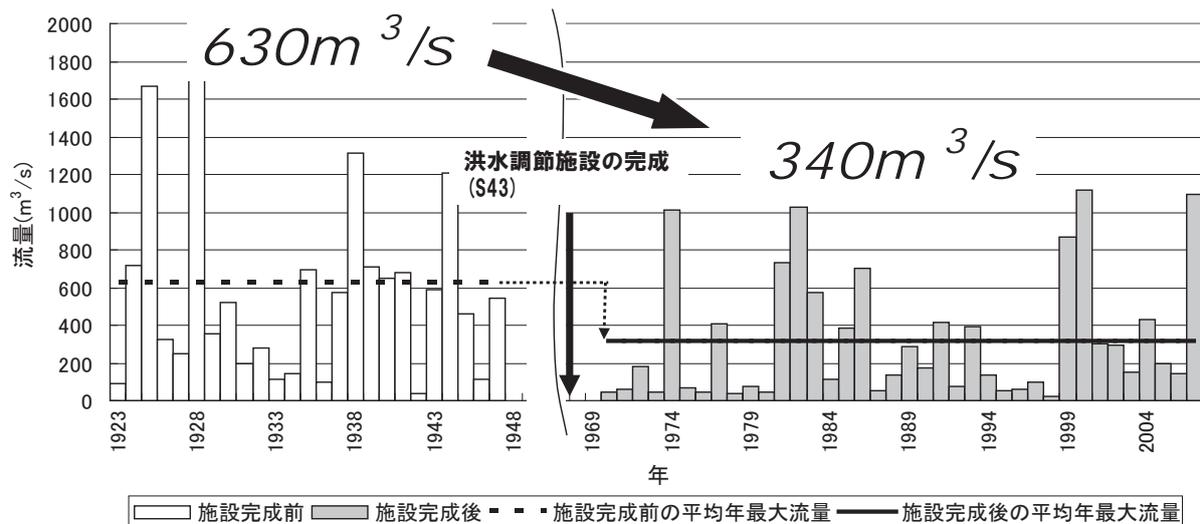


図5.4.11 年最大流量の経年変化

り堤防間の平均河床高が2m程度の低下が生じたことが挙げられる。

### ③ 供給材料の減少と表層材料の変化

下久保ダムの神流川流域の山地面積に占める割合は約85%であり、ダム建設以前に比べて、細砂以上の粒径集団が11.6km地点に供給される量は、その比以上に低下したと判断される。

したがって、セグメント1-①の区間はアーマが進行し、セグメント1-②の区間はアーマ化の過程にあり大礫が表層に集積している場所（河床低下域）が目立つ。3kmから合流部区間では、顕著なアーマ化現象は見られない。

### ④ 砂州形状の変化

低水路幅の変化に伴い、砂州形状についても滯筋の固定化や低水路幅の縮小が生じ、多列砂州から複列的単列砂州（⇒注1）へと砂州形状が変化してきている。

### ⑤ 中州の形成

洪水流量の減少、低水路幅の減少、さらに砂州形状が多列砂州から複列的単列砂州へ移行する過程において、一部が中州として取り残された。これは、下久保ダム完成までは洪水時に中州も含めて多列砂州の形状で変動していた砂州が、洪水流量の減少によって、多列砂州の形状で砂州を移動させることができなくなり、中州として取り残されたものである。

### ⑥ 樹林化のプロセス

前述した事象を踏まえ、樹林化のプロセスを推察すると以下の順となる。

- ・ 砂利採取による河道掘削
- ・ 洪水流量・上流からの供給土砂量の減少
- ・ 低水路幅の減少、砂州形状の変化
- ・ 上流側からの表層河床材料の粗粒化
- ・ 砂州の複列的単列砂州化、中州の発生、高水敷の形成
- ・ 高水敷および中州の樹林化

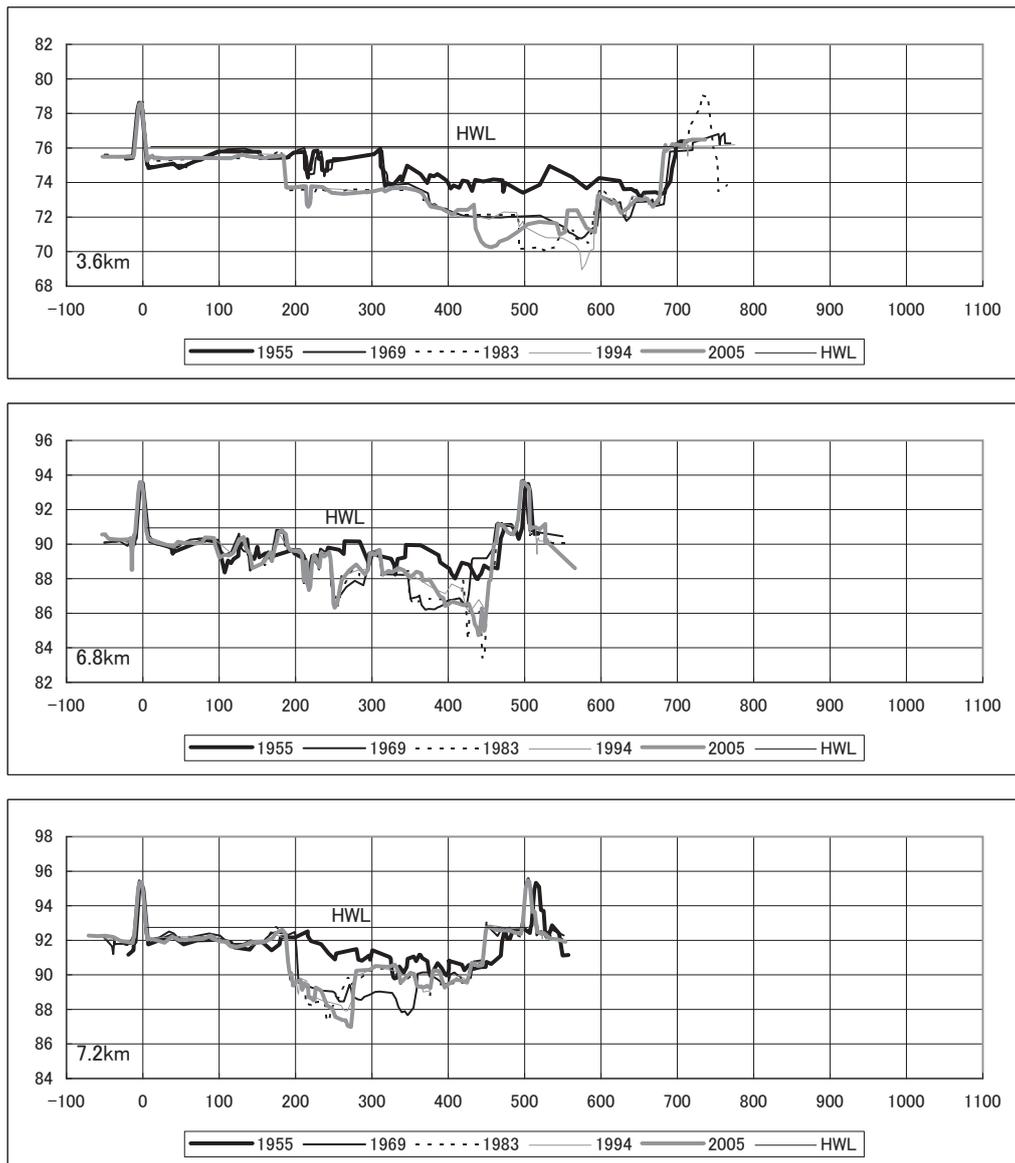


図5.4.12 横断面(3.6km, 6.8km, 7.2km)の経年変化

### (3) 今後の河道変化分析

神流川は洪水流量および供給土砂量の減少に伴い、低水路幅の減少、砂州形状の変化、複断面化した高水敷の樹林化が生じている。これらの変化は今後も継続すると考えられ、低水路幅は減少した洪水流量および表層材料の変化に見合ったものとなり、低水路幅に応じた砂州形状は複列的単列砂州になるものと想定される。現在、9.8kmより下流区間は3ヶ所の中州形成区間を除けば、複列的単列砂州である。

例えば、2.0～4.6km区間の低水路幅は110m程度であり、川幅水深比 $B/H$ は概ね100（単列砂州と複列砂州の境界領域）である。したがって、近い将来、低水路幅は100m程度の緩い蛇行河川（複列的単列砂州）となるものと推定される。

#### 5.4.4 樹林化による河道管理上の課題

樹林化による河道管理上の課題は、①中州の樹林化・固定化による洪水時の偏流発生、②滯筋

沿いの河岸侵食，③外来種の侵入の3点である。

なお，神流川は前述のとおり現況流下能力が大きく，樹林化による洪水疎通に対する悪影響は小さいことから，課題として流下能力の観点では除外して考えるものとする。

#### ① 中州の樹林化・固定化による洪水時の偏流発生

中州の樹林化・固定化に伴い，洪水時の偏流発生による河岸侵食が懸念される。また，島状地形の部分では，大洪水時に分岐水路となり，想定外の偏流が生じることが懸念される。

これら河岸侵食は，侵食が進行すると最終的に堤防の安全性を脅かすこととなる。

#### ② 滲筋沿い河岸侵食

上流区間(9.4～9.8km)においては，堤防に接して滲筋が寄っている区間があり，堤防の侵食が懸念される。

#### ③ 外来種の侵入

樹林化した樹木の大部分は，侵略的外来種であるハリエンジュであり，その拡大の防止・減少させることが求められている。

### 5.4.5 樹林伐採を考慮した河道管理

#### (1) 基本的な考え方

現在，神流川は地形形成外力である洪水流量が減少したこと，表層材料の粗粒化等によって低水路幅が狭まり，多列砂州形状から複列的単列砂州形状に移行する過渡期にあると考える。

山本(2010)によると，沖積河川における川幅は，代表粒径が同じであれば，概ね平均年最大流量と河床勾配の積に比例する(⇒図5.4.13)。河床勾配はほとんど変化しないことから，平均年最大流量が減少すれば，川幅も縮小することとなる。ところで，神流川の低水路幅は平均年最大流量の減少率以上に減少している。小礫・中礫集団の土砂供給量の急減により，セグメント1-①では大礫によりアーマ化され砂州の発生が抑えられ，セグメント1-②では大礫が表層を覆う区間が増加している。アーマ化傾向にあるため，河床表層材料を全面的に移動させる洪水流量が従来より発生頻度の小さい洪水(平均年最大流量時の河床表層の代表粒径に対する無次元掃流力の減少となる)となったと推定される。なお2007(平成19)年洪水後(約1050m<sup>3</sup>/sの洪水流量)でも河道の大部分は，複列的単列砂州形態であった。これらのことより，以下のような樹林伐採を考慮した河道管理とした。

① 川がなりたがる姿に誘導する。すなわち現状(2007年洪水後)の神流川砂州形態である複列的単列砂州河道(一部中島による分岐水路あり)に誘導する。

② 中州が残されている区間を複列的単列砂州河道に誘導する。すなわち，河岸侵食位置の予見性の向上を図る。

神流川には中州が残されている箇所があり，これが樹林化すると固定化され，さらに島状地形となる。神流川では平均年最大流量が減少していることから，中州をフラッシュするほどの流量(=掃流力)が不足している。

しかしながら，9.8kmより下流の河道は，現在も小礫・中礫が移動している河川(2007年出水で確認されている)であることから，今後の河道管理の方針としては，複列的単列砂州が形成される程度の河道スケールとすることで分岐水路の発生を抑制する。

なお、複列的単列砂州河道においても水衝部が生じてしまうが、中州が存在する河道に比べて河岸侵食位置が予想しやすく河道管理が容易となるため、複列的単列砂州河道を目指すこととする。複列的単列砂州河道における水衝部対策としては、河岸防護ラインを基準とし、必要に応じて護岸・水制等により対応していくものとする。

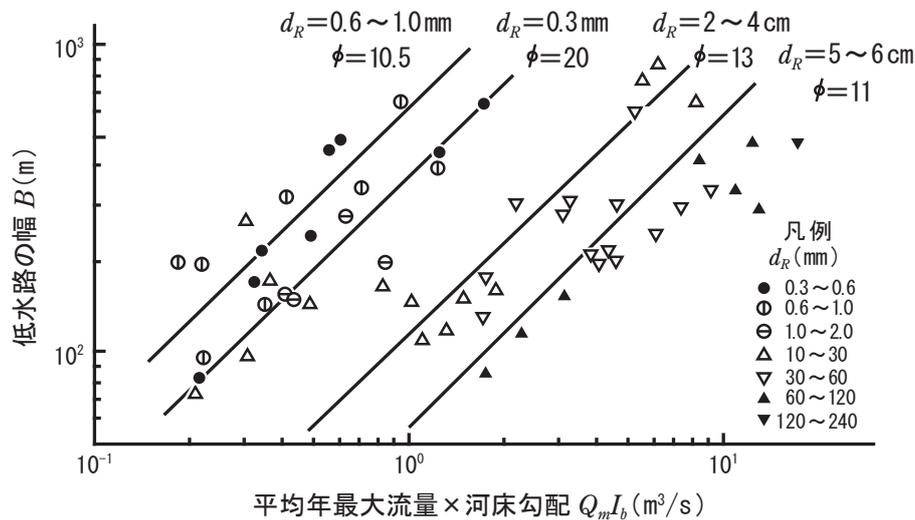


図5.4.13 日本の河川における低水路幅Bと $Q_{mb}$ の関係(山本, 2010)

## (2) 低水路掘削による樹林伐採等

### ① 低水路内の樹林の発達による偏流発生の防止のための掘削の考え方

#### ・掘削幅

現状において単列砂州の形成されている場所(2.0km～4.6km付近)の川幅は、約100～110m、平均年最大流量時の水深は約1.0～1.1mであり、平均年最大流量時で川幅水深比 $B/H$ が100程度である。これが現在の神流川において、複列的単列砂州を形成する目安となる川幅と考えられる。

なお、平均年最大流量(およそ河岸満杯流量に相当)における $B/H$ (川幅水深比)が100を超えると複列砂州が形成されることが知られており(山本, 2010)、複列的単列砂州となるべき川幅としてはやや広いが、前記したアーマ化による砂州形成洪水生起頻度の減少、現状において複列的単列砂州となっている川幅を重視し、110m程度の川幅を設定した。

今後は河床材料の粗粒化が進行し、緩い蛇行河道となると推定されるため、川幅はこれより減少すると考えられる。

#### ・掘削深

神流川では河積不足は生じていないため、深く掘削する必要はない。掘削深さは、ハリエンジュの生態および攪乱の程度を考慮して設定した。

ハリエンジュの水平根からの再萌芽防止のためには、伐採、抜根後に最低限0.5mは表土を剥ぎとる必要がある。確実に除去するために、より深く掘削するとして0.5～1m程度が再萌芽防止の目安となる。

出水後に白州となっている箇所の高さは、出水時の攪乱により植生がなくなり、砂州が維持さ

れている高さである。この高さ以下では植生基盤が不安定なため、樹林化が進行しないと考えられる。すなわち、樹林の生じる境界の高さを目安とした。

#### ・低水路形成範囲外の処置

神流川の樹林管理における主な対象種であるハリエンジュは、種子生産による繁殖の他、水平根から発生する根萌芽による栄養繁殖や、切り株や倒木からの旺盛な萌芽再生能力を有することで知られている。このため、掘削範囲外の樹林を伐採しない場合には、早い段階で掘削範囲に侵入することが予想される。

出水前にハリエンジュ等が「低水路形成範囲」に侵入することを防止するため、「低水路形成範囲」に隣接する樹林についても伐採・抜根・表土の剥ぎとりを行う。樹林化の抑制が目的であるため、表土の剥ぎとりは「ハリエンジュの根が侵入しにくい砂利層地盤高」とする。

また、主流でない分岐水路は、洪水がそこを走り、河岸侵食が生じる可能性が在り、河道の安定性を目指す上で好ましくないので、埋土することを基本とする。

ただし、分岐水路において良好な生態環境が形成されていること、埋土によりハリエンジュの樹林形成を促進する恐れもあることより、全面的な埋土については、これらを評価した上で対処するものとし、当面は、洪水時に流入しづらくなる程度に分岐水路上流端のみの埋土（土手の形成）にとどめる。

上記した樹林伐採方法の概念図の一例を図5.4.14に示す。

#### ② 低水路法線の是正

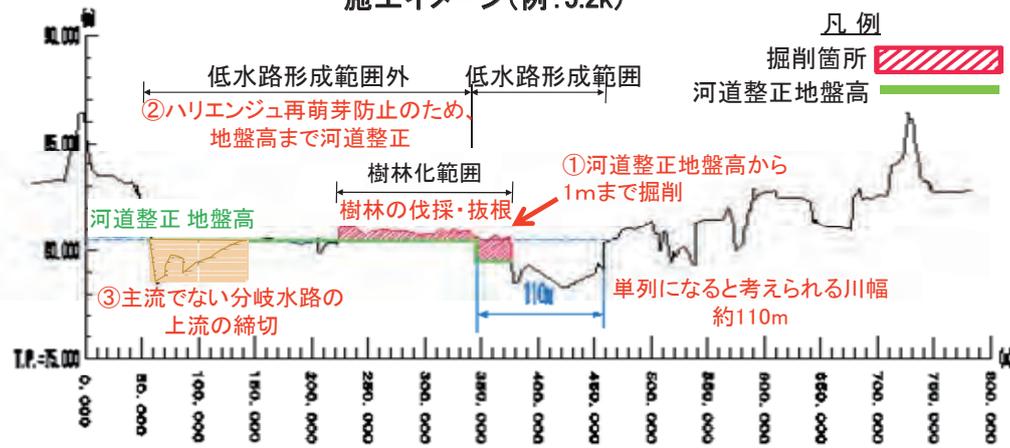
対象区間(9.4～9.8km)の水衝部の緩和と滞筋の是正には、川幅を拡大した範囲の地盤を掘り下げる(比高を下げる)ことが望ましい。しかし、対象区間の直下流にサイフォンが位置しており、掘削深さによってはサイフォンに悪影響が生じることが懸念される。一方、ハリエンジュによる再樹林化を抑制するためには、伐採だけでなく抜根(水平根を含む)と表土剥ぎとりが必要である。これら2点を考慮し、ハリエンジュの再萌芽を抑制する最低限の厚さ(50cm)の表土剥ぎとりにとどめることとした。

また、伐採対象は地盤高が低く、洪水時に冠水する範囲の樹林とした。具体的には、2007(平成19)年の出水時に冠水したと思われる範囲を考慮して図5.4.15のとおり設定した。

#### (3) 樹林伐採後の状況

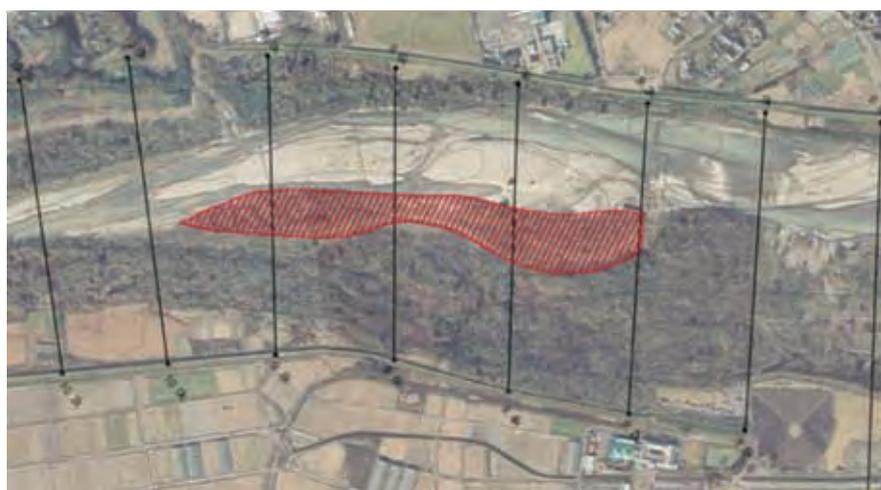
これまでの考え方を基に、対象箇所(9.4～9.8km)の樹林伐採を行った。樹林伐採前後の状況の一例を図5.4.16に示す。

### 施工イメージ(例:5.2k)



凡例 低水路の掘削 樹林伐採・抜根、表土はぎとり(低水路形成範囲外)

図5.4.14 施工イメージ(5.0～5.4km区間)



凡例 樹林伐採・抜根、表土はぎとり

図5.4.15 施工イメージ(9.4～9.8km区間)



図5.4.16 樹林伐採の実施状況(5.0～5.4km区間)

#### 5.4.6 今後の課題

以上のとおり、神流川の時間的・空間的変遷を整理することによって、河道内の樹林化の形成プロセスを明らかにした。さらに、これらの情報から今後の神流川の河道変化を読みとり、洪水規模や河道形状の時間的・空間的変遷を踏まえた樹林伐採方針（箇所）を示した。河道管理方策としては、洪水流量に見合った低水路幅（低水路の位置は移動する）を推定し、この低水路幅で複列的単列砂州に誘導するとともに、固定化されつつある中州上の樹林伐採を行うこととした。ハリエンジュ伐採の効果を判定し、今後の対応をより合理的にしていくため、再萌芽の状況・河道変化の状況をモニタリングし、その変化機構を解明することが重要となる。モニタリングしていくべき内容は、表5.4.1のとおりであると考えられる。

今回の措置により、ハリエンジュ生育面積を多少減少させた。高水敷の伐採地区は、伐採したハリエンジュをチップに粉碎し、それをマルチング材として伐採地区表層に布設し萌芽再生を抑制した。

表5.4.1 モニタリング・監視内容一覧

内 容	目 的
定点撮影による状況変化の把握	再萌芽の監視および再萌芽の機構の把握
樹木調査（再萌芽した場合）	樹木生長の状況の把握
航空写真による平面形状の変化の把握	河道状況の変化の把握 河道状況の変化と再萌芽の関連性の把握
横断測量による横断形状の変化の把握	
河床材料調査による代表粒径等の変化の把握	

しかしながら、依然として高水敷には多量のハリエンジュ生育面積が残っている。多額の費用を費やして駆除することは、経済的にも（費用効果分析による評価の観点からも）、社会的にも（ハリエンジュを駆除することが社会的に受け入れているとは言い難い）難しいと判断される。ハリエンジュの侵入後40年程度経過し、樹種の遷移が進み、同じ外来種のシンジュに遷移している。

また、エノキ等の在来種の生育も見られることから、これら在来種の生育できる環境の把握、植生遷移を促進させる方法、すなわち、先駆植生であるハリエンジュ林を在来樹種に遷移させる手法の開発が求められる(⇒巻末参考資料2)。モニタリング調査は、この開発のための資料として役立つであろう。

なお、セグメント1-①および1-②の河道区間は、複列的単列砂州であり、今後の出水により河岸侵食が生じ、また、水衝部位置も変化する。神流川の河道管理の方向性としては、堤防防護ラインあるいは低水路河岸管理ラインを確定し、その中で緩く蛇行する河道とすべきである。堤防防護ライン(低水路管理ライン)を犯しそうになったら(現在、予算措置が難しい)、また、犯したら河岸侵食防止工を設置する方向(災害復旧工事)で河道管理する。

神流川における供給土砂量の急減は、低水路表層のアーミング区間を下流に伝播し、それにより川幅はより縮小しよう。将来、下久保ダムの運用や放流施設の改良により、神流川直轄区間の年平均最大流量が増加し、また、ダムからの排砂礫を供給できる技術が可能となった場合、上記の方針はそれに柔軟に対応できる。

## 5.5 流下能力向上および河原植生の安定を考慮したセグメント2-1の河道掘削計画—烏川の事例—

### 5.5.1 検討の目的

#### (1) 検討の目的

流下能力の向上のため、無堤部の築堤にあわせた河道掘削が想定される烏川（セグメント2-1区間）を対象に、河道掘削後の河積と河原環境の維持を企図した掘削形状について検討する。

従来、河道掘削後の土砂堆積については維持浚渫や再度の掘削により対応することが多かったが、近年の財政的な状況を踏まえれば、できるだけ当初の掘削による河積拡大効果を長期に持続させることが望ましい。また、砂利河川における近年の課題のひとつに、樹林化・草地化による河原環境（砂利河原）の喪失がある。

河道掘削を行う際、再堆積を抑制する形状で掘削することは、河原環境の創出と、掘削により創出した空間（河積、河原環境）の維持の長期化にもつながると考えられる。

河道掘削後の土砂の再堆積は、掘削という人為インパクトに対して生じるレスポンス（河道の応答）である。本研究では、河道掘削（インパクト）に対する河道の応答（レスポンス）を予測するため、過去のインパクト・レスポンスの関係を読み解いた。また、現況河道特性の評価結果とあわせて、再堆積を抑制するための掘削形状の基本的な考え方を示す。

検討対象区間の特徴は、以下のとおりである。

烏川には右岸12.4～15.4kmおよび左岸11.2～12.4kmに無堤部が残存しており、特に右岸12.4～15.4kmは堤内地盤高が低いため、治水安全度が著しく低く、無堤部の解消が急務となっている。

無堤部の河道改修に際しては、上下流の治水安全度を考慮した河積とする必要がある。築堤のみで河積を確保することも考えられるが、新たな用地買収の必要や、上信越電鉄の既設橋梁による築堤高の制約等を考慮すると、築堤形状に合わせた河道掘削が必須となる区間（13.6～14.6km）が存在する。

この区間は、後述するように沖積層の堆積厚が薄く、最深河床高は基盤に達している可能性が高く、河床を掘り下げることによる事業費の増大等が想定されるため、河床の掘り下げによる河積確保を避けたい。

以上により、築堤だけでは必要な河積を確保できない13.6～14.6km区間を主な対象区間として、維持管理しやすい低水路の拡幅形状と高水敷高の切り下げ高について検討した。なお、河道の変化は、上下流から相互に影響を受けて生じるため、必要に応じて全川的な特性を把握した上で、掘削区間の小セグメントを対象に重点的な検討を行った。

### 5.5.2 烏川の概要

#### (1) 流域および河川の概要

烏川は、群馬県と長野県との県境にそびえる鼻曲山に端を發し、榛名山の西と碓氷丘陵の東の傾斜地を東南の方向に流れて平野部に入り、高崎市内で右支川・碓氷川を、高崎市南部で右支川・鐺川を合わせて流下し、群馬県と埼玉県との県境で右支川・神流川と合流して利根川本川に注ぐ、幹川流路延長61.8kmの河川である（**図5.5.1**）。

支川の流域は細長い羽状流域であり、最も北側を流れる烏川に向かって碓氷川、鐺川、神流川の比較的規模の大きな支川が合流する形態を持っている（以下、烏川、碓氷川、鐺川、神流川を

総称して「烏・神流川」という)。

冬季の降水量(積雪量)が少なく、利根川水源地帯の他流域に比べ、融雪流量が豊富でないことが特徴である。

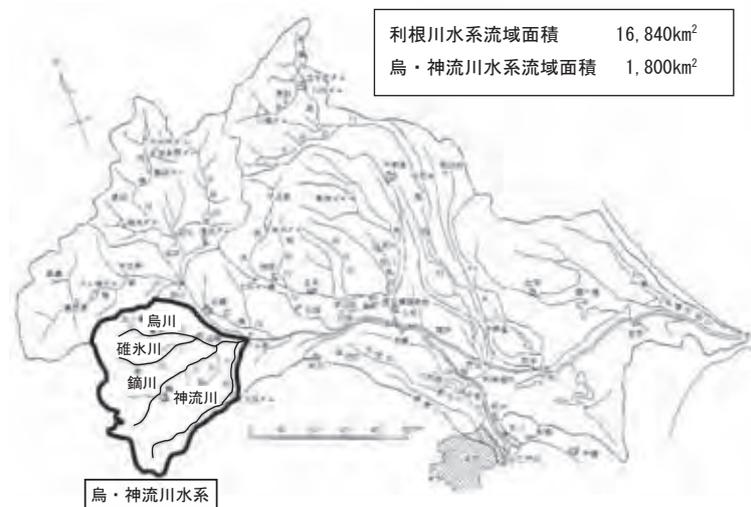


図5.5.1 烏川流域図

## (2) 地形・地質特性

烏・神流川の流域の大部分は山地であり、平野部は北東側に偏って存在する。さらに、低地部も大部分が丘陵地、台地、火山山麓地となっており、氾濫原はごく限られた面積となっている。

地質的には、烏・神流川の流域は中央構造線を跨いでおり、主に神流川流域が外帯、それ以外が内帯に属する。

内帯に属する烏川、碓氷川、鎭川周辺の地質を見ると、第三紀の堆積岩と火山噴出物が多い。一方、神流川流域の地質は、烏川および他の支川の流域とは明確に異なり、白亜紀頃に堆積した古い地質である(図5.5.2)。



図5.5.2 烏川流域地質図

また、現在より2万4千年前に浅間山（現在の浅間山西に位置する黒斑山旧カルデラに相当）の山体崩壊による土石なだれが生じ、北側に流れた泥流が吾妻川を經由して烏川左岸沿いまで到達した（塚原土石なだれと呼ばれる）。これが、泥流堆積物として堆積し、利根川右岸の前橋台地および高崎台地を形成した（図5.5.3）。



図5.5.3 塚原土石なだれの分布範囲

烏川の地質縦断分布（図5.5.4）と過去の台地形成過程を踏まえると、烏川の左岸側では、洪積層の基盤（更新統砂礫土、粘性土）の上に、更新世の泥流堆積物（2万4千年前の浅間山山体崩壊による岩なだれによる堆積）が堆積（20m程度）して形成された台地と考えられる。左岸の一部区間では、泥流堆積物の上に新しい完新世の砂質土が堆積している。右岸側では、洪積層の基盤の上に、薄く完新世の砂礫土が堆積している。

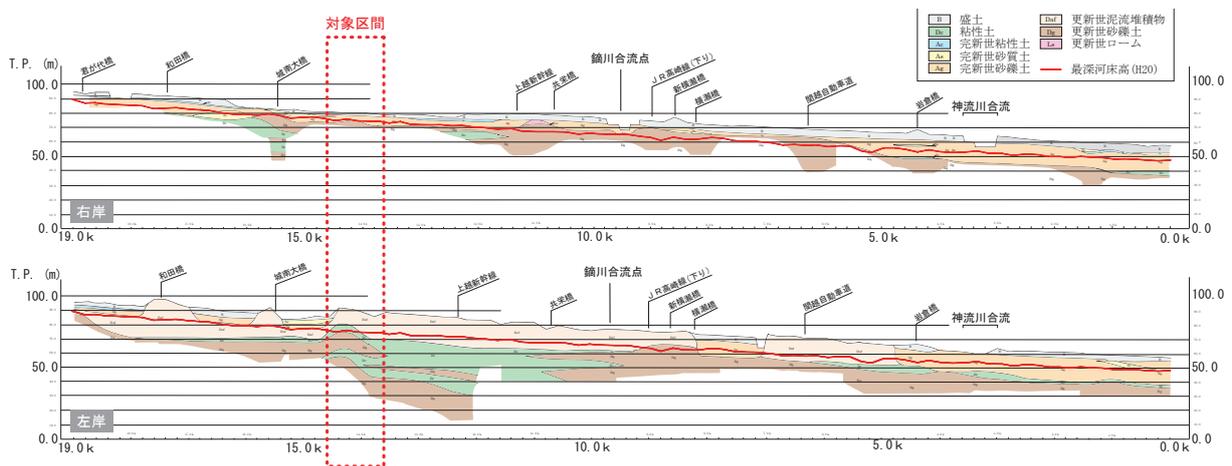


図5.5.4 烏川地質縦断分布

烏川の地質縦断分布から判断すると、対象区間においては沖積層の堆積厚が薄いと推測される。ここで、対象区間における最深河床高の経年変化を見ると、一部の区間では最深河床高が基盤にまで達し、固結している基盤が侵食されにくいことで河床低下が抑制されていると考えられる（図5.5.5）。

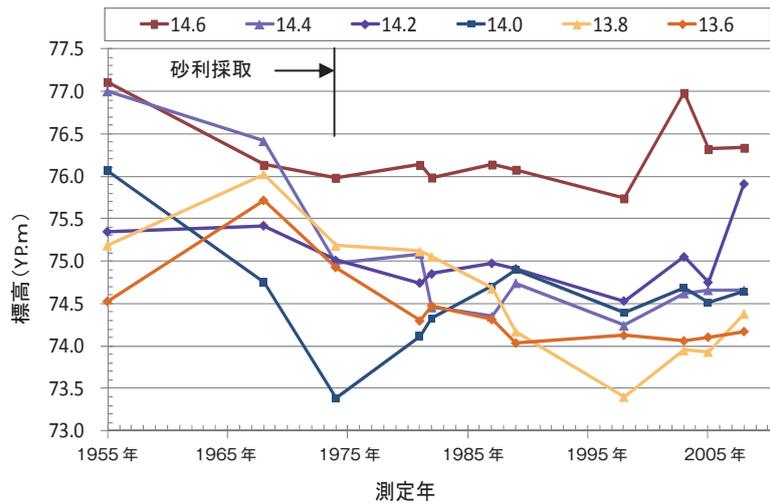


図5.5.5 最深河床高の経年変化

### (3) 主な人為インパクトと河道の応答

#### 1) 人為インパクト

河道掘削後の河道の応答を予測する上で重要な、過去のインパクト・レスポンスの関係を分析・把握する。烏川において想定される過去の人為インパクトは、以下のものである。

##### ①河川改修工事

烏・神流川は、利根川源流域を構成する支川群であるが、利根川東遷に代表される大きな人為的な瀬替え等が実施されてきた利根川水系にありながら、近世以前に大規模な治水工事は行われていない。

明治以降の近代的河川改修工事は、河道の大きな変化を伴う工事は1933（昭和8）年～1962（昭和37）年までに行われ、1968（昭和43）年以降では大きな変化はなかったものと考えられる。

なお、烏・神流川水系には現在5箇所のだムが建設されているが、烏川筋には大ダム建設は行われておらず、大規模ダムは最下流部に流入する神流川に設置されている下久保だムのみのため、検討対象区間ではダム建設によるインパクトは小さい。

##### ②砂防施設

土砂生産域における砂防だムや床固め等の整備は、流下土砂量を減少させる可能性があり、河道の変化を予測する上ではその影響を考慮する必要がある。烏川上流域においては、直轄砂防だムの整備が特に進んでいる（図5.5.6）。

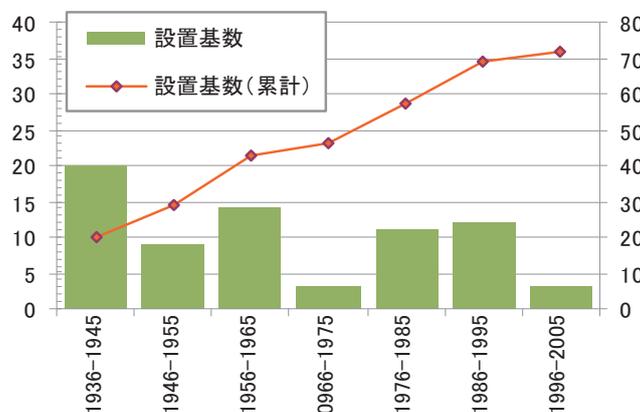


図5.5.6 砂防だム(直轄)の設置状況

これにより、大規模な崩壊が減少しており、礫成分の土砂の沖積地への供給量は減少したと考えられる。しかし、礫成分の移動速度は遅いため、通常、砂利河川では供給量の減少の影響が顕在化するまでに長い時間を要する。後述する河床材料の状況とあわせて考えると、現在のところ対象区間への礫供給量には、それほど大きな変化はないと考える。なお、砂以下の細粒土砂の供給量は、崩壊地の減少により、少なくなっているものと推定される。

### ③砂利採取

烏・神流川における砂利採取は、1883（明治16）年に高崎線延伸のために、神流川に砂利採取場を設けたことから始まった。それ以降、砂利採取の中心地は神流川であったが、烏川においても昭和30年代から砂利採取が増加し、1965（昭和40）年にピークを迎えた。その後、川砂利採取が規制されたことにより、1973（昭和48）年に完全に砂利採取事業は終了した。（図5.5.7）

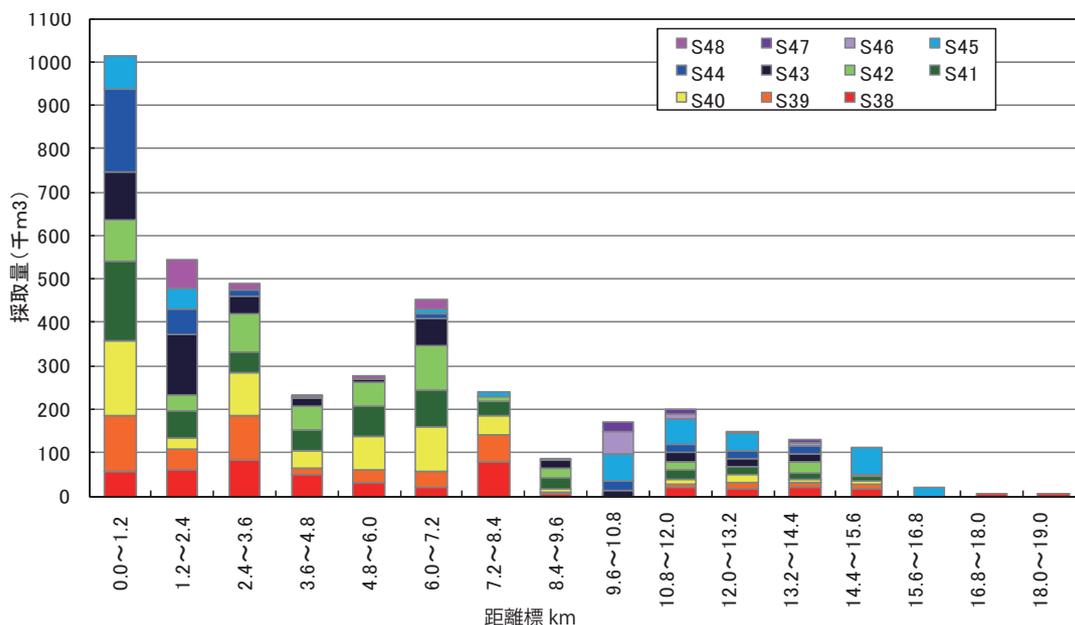


図5.5.7 砂利採取許可量の推移

## 2) 河道の応答 (レスポンス)

前項までの整理より、上流部に大規模ダムのない烏川においては、洪水流量および土砂供給の条件を大きく変える人為インパクトはなかったと考えられる。砂利採取と河道掘削は、ともに河道の形状を変える類似した人為インパクトである。烏川においては、砂利採取が過去に河道特性を変化させた最も大きなインパクトであったと考える。

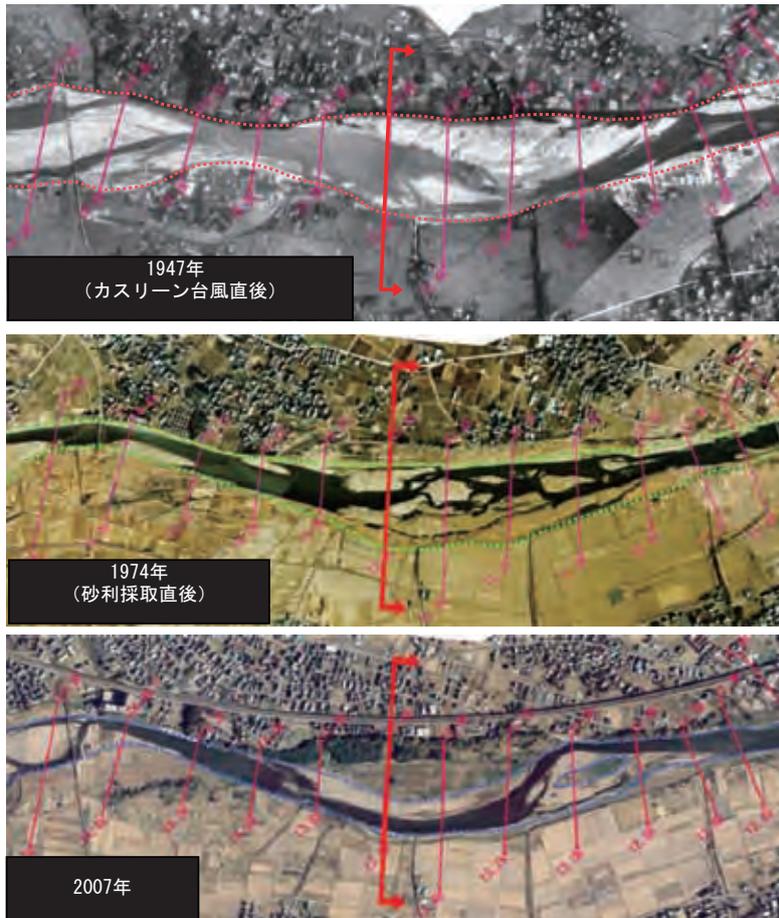
過去の砂利採取がどのように河道に影響を及ぼし、その後どのような河道の応答が生じたか、以下に整理した。

### ①低水路幅の変化

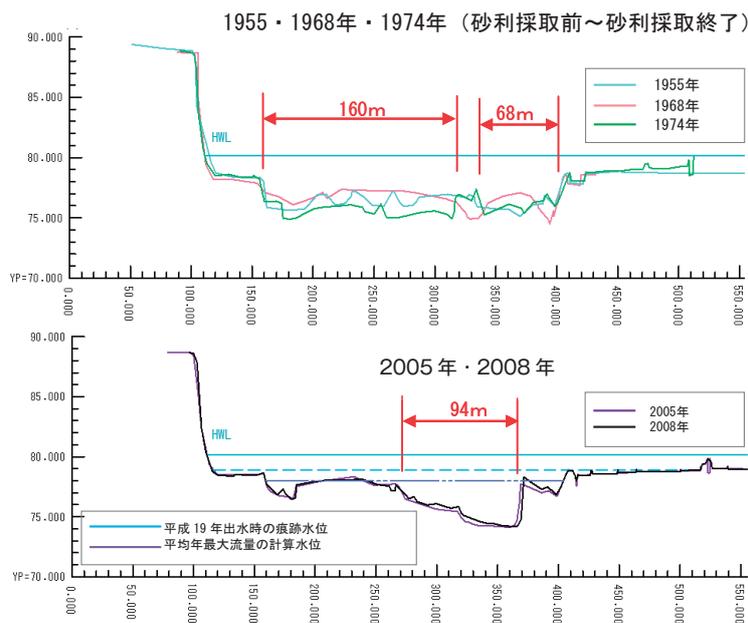
1947（昭和22）～1974（昭和49）年の航空写真と横断図（対象区間の代表点:13.6km）を見ると、砂利採取を開始した時期の河道は、カスリーン台風1947（昭和22）年をはじめとした規模の大きな出水の影響で、一時的に低水路が広がった状態にあったものと考えられる。この広がった低水路から砂利採取が行われたことで、結果的に本来の川幅の2倍近くに拡幅されたものと考えられる。

砂利採取直後の1974（昭和49）年と2007（平成19）年の航空写真と横断図（13.6km）を見ると、

砂利採取により約245mに拡幅された低水路幅は約30年間の間に土砂堆積，オギの繁茂や樹林化，島状地形化が進み，半分以下の約94mへと縮小した。



※図中の点線は各年代の低水路を，矢印は代表断面を示す。  
図5.5.8 低水路幅の縮小(航空写真比較)



※旗揚げは1974年および2008年の低水路幅を示す。  
図5.5.9 低水路幅の縮小(横断面比較), 13.6km地点

## ②河積の変化

低水路幅の縮小に伴うHWL以下の河積の経年的変化量を図5.5.10に示す。

一部の例外はあるものの、砂利採取期間に河積が増加し、砂利採取が規制されてからは河道が元の河積に戻ろうとする傾向が見られ、約30年の間に砂利採取前の河積に戻っている箇所が見られる。

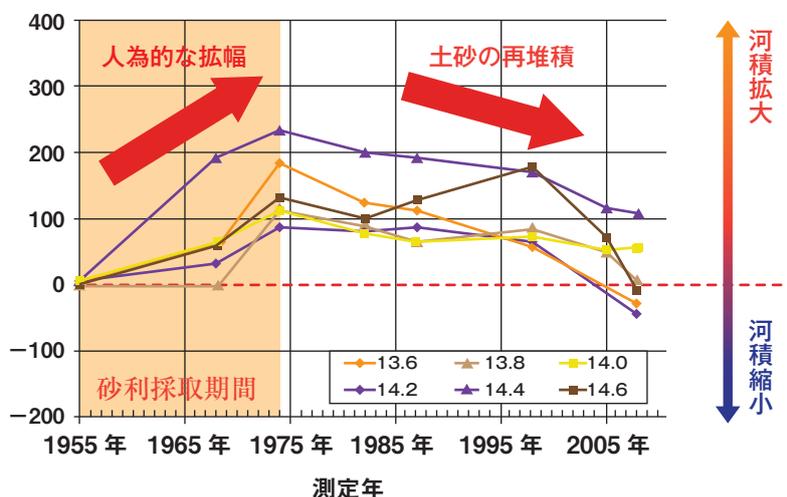


図5.5.10 河積の変化(13.6～14.6km区間)

## ③河床材料の変化

河床材料調査の結果を基に、河床材料を構成する粒径集団ごとの割合の経年的・縦断的な変化を整理した結果(図5.5.11)を以下に示す。

直轄管理区間においては、各年代ともに、粒径集団の構成割合の縦断方向での変化は小さく、年度間で比較してみた場合にも、粒径集団の構成割合に大きな変化はみられない。このことから、砂防施設設置の影響は小さく、対象区間においては供給土砂量に大きな変化はなかったものと考えられる。

なお、2009(平成21)年度の河床材料調査では、表層を除去して試料を採取する「容積法」と表層の礫を測定する「線格子法」を実施している。調査法の性質から、線格子法は現在の河床状況を反映し、容積法は現在の流況や土砂供給に左右されない過去に堆積した河床材料を反映するが、本調査では両調査方法における各礫集団の割合は同等もしくは容積法の結果の方が高くなっていた。このことから、粒径集団の構成に有意な変化(アーミング等)は生じていないといえる。

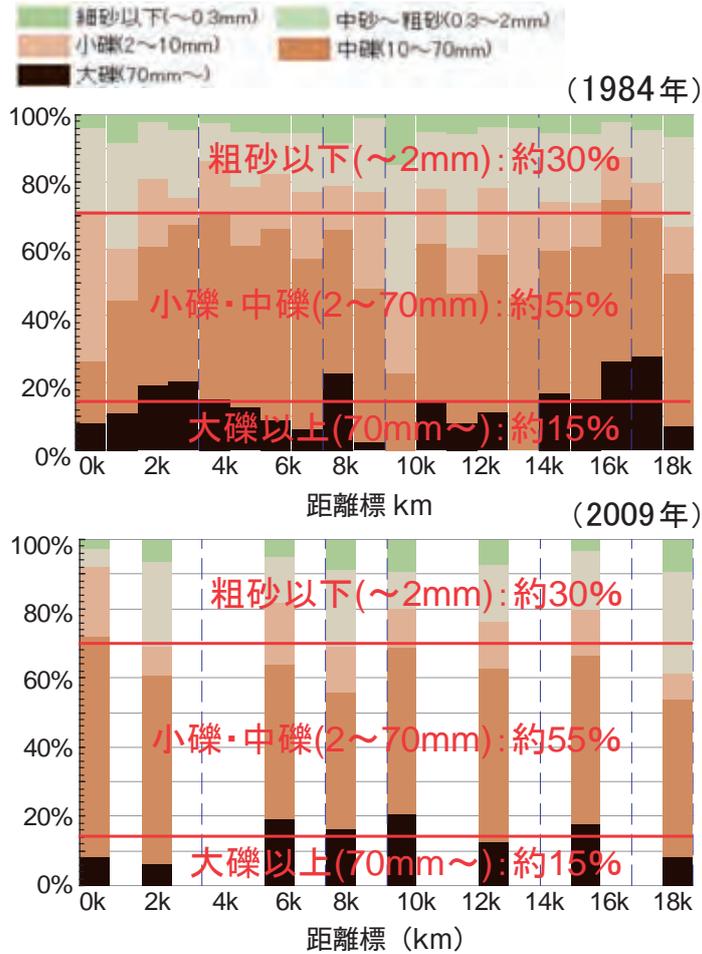


図5.5.11 粒径集団別構成割合

### 5.5.3 烏川の河道特性

#### (1) 平均年最大流量の経年変化

対象区間の上流部には大規模ダムが存在しないため、経年変化を見る上で、洪水流量を大きく変化させる人為的な要因はないと考える。

高松観測所（碓氷川合流点直下流）における流量データの経年的な推移（**図5.5.12**）からは、比

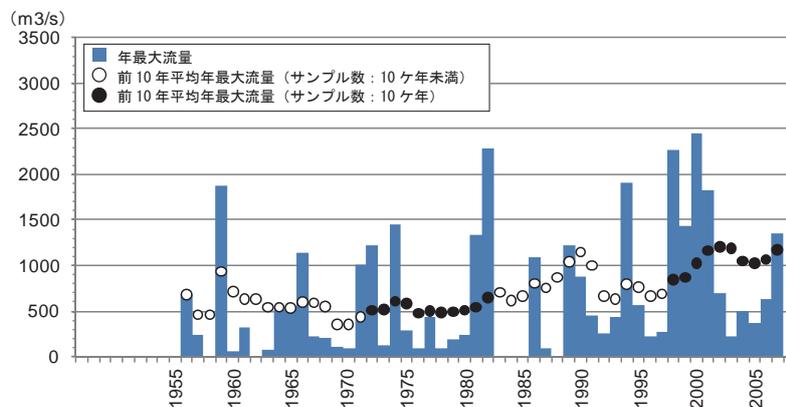


図5.5.12 平均年最大流量の推移(高松観測所)

較的規模の大きな出水の発生頻度が近年において増加する傾向がみられる。しかし、1947(昭和22)年のカスリーン台風時の流量は、岩鼻観測所(神流川合流点直下流)で1/30確率流量に相当する流量となっており、さらに1948(昭和23)年と1949(昭和24)年の出水規模も大きくなっているため、高松観測所における年最大流量の推移は、昭和40～50年代に出水規模の小さい時期をはさむが、カスリーン台風以降から昭和30年代前半までの平均年最大流量は近年と同程度と推測される。後記する河道特性量の評価のための平均年最大流量は $740\text{m}^3/\text{s}$ とした。

## (2) 河床勾配(セグメント区分)

烏・神流川は、利根川本川に比べると流程が短く、いずれの河川も急勾配となっているが、神流川、鑄川、碓氷川は、烏川に比べて河床勾配が急(1/200～1/350)であり、セグメント1に属する。一方、烏川は上流区間の河床勾配が1/400以上でセグメント1に属し、中・下流区間は、河床勾配が1/500以下であり、セグメント2-1に属している(図5.5.13)。

なお、セグメント区分は、河道特性の基本的な分析単位であり、河床勾配や後述する流量等に応じて区分されるものであるが、これを再区分した小セグメント区分を用いた記述が理解しやすいため、河床勾配とあわせて小セグメント区分を図5.5.13に示す。

ここで、対象区間である13.6～14.6km付近は、セグメント2-1の最上流部に属しているが、直上流がセグメント1に切り替わる勾配変化点であるため、土砂の流送能力の減少に伴う土砂堆積が発生しやすい箇所である。

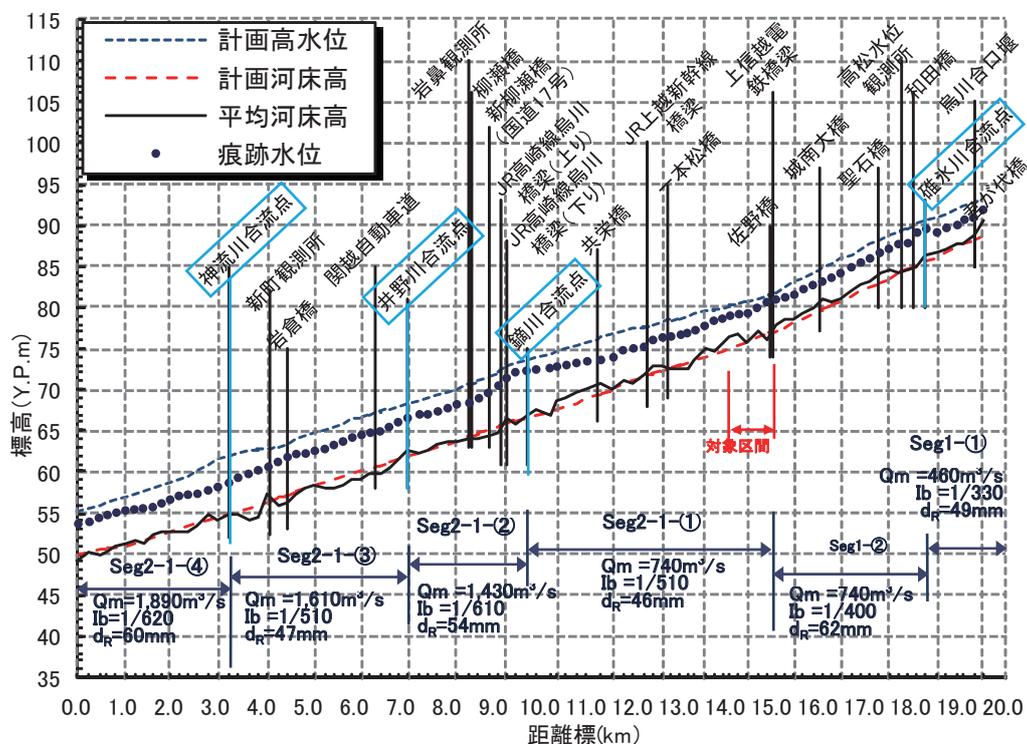


図5.5.13 現況河道縦断面図

### (3) 河床材料の代表粒径

烏川の河床材料の代表粒径は、1984（昭和59）年度の河床材料調査結果に基づき、セグメント2-1-①（9.4～14.6km）を46mm、セグメント1-②（14.6～17.8km）を62mmに設定した。

なお、代表粒径の設定に際しては、河床材料調査の粒度分布に基づき、粒径集団の区分を行い、河床の主構成材料とならない小粒径集団は除外して代表粒径の評価を行った。なお、粒径集団の区分粒径については、全川的な土砂動態を把握可能なように、全川共通とした。

### (4) 河道特性量の評価

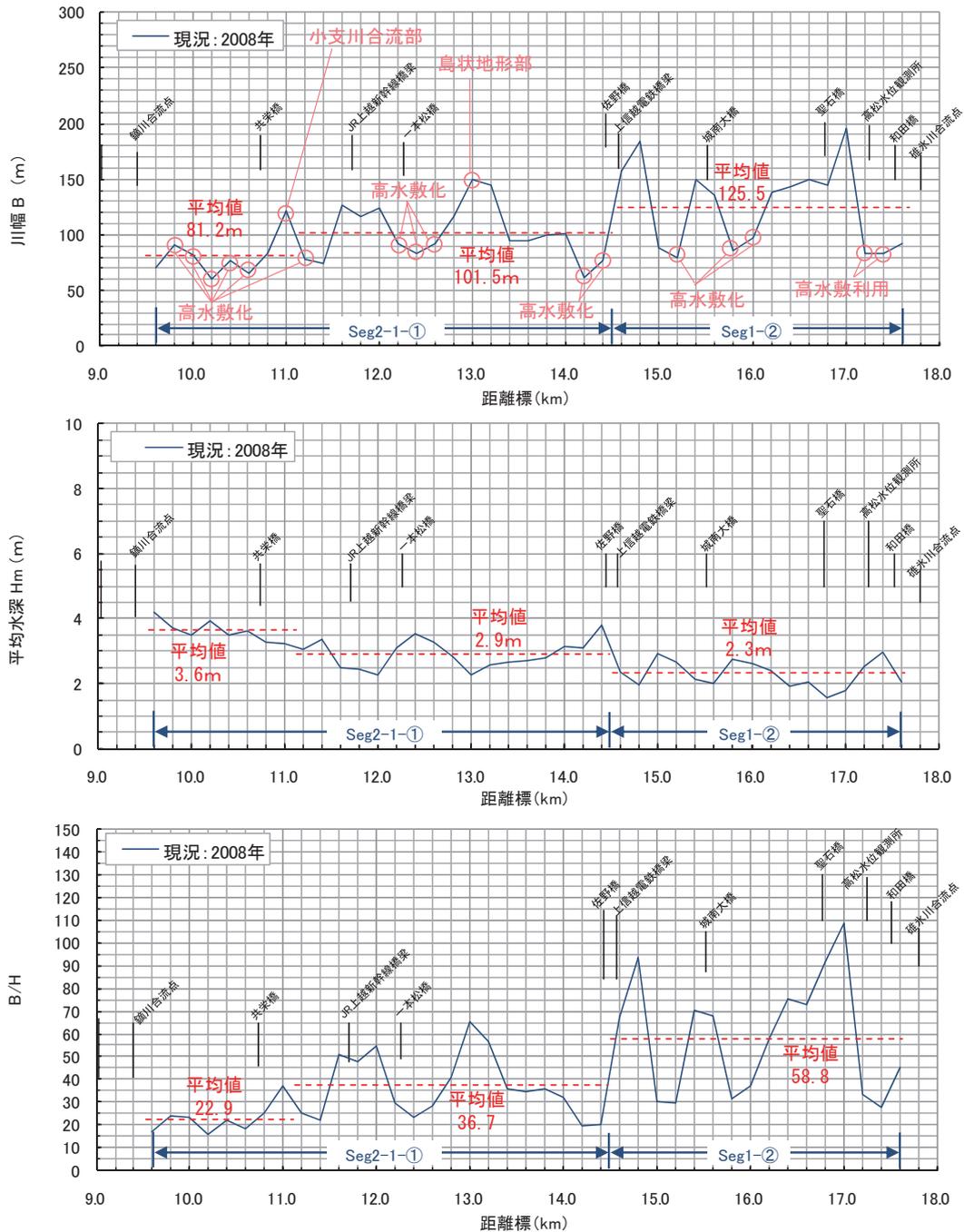
対象区間の位置するセグメント2-1-①とセグメント1-②における河道特性量の縦断変化を図5.5.14に示す。なお、セグメント2-1-①の評価は、鑄川合流による堰上げ影響の及ぶ範囲を考慮して、9.6～11.0km（セグメント2-1-① 堰上げ影響あり。以下、セグメント2-1-①下流という）、11.2～14.4km（セグメント2-1-② 堰上げ影響なし。以下、セグメント2-1-①上流という）に細区分した。

セグメント2-1-①の2区間にセグメント1-②（14.6～17.6km）を加えた、3区間の平均的な河道特性の評価を行う。なお、河道特性量の整理に際しては、2008（平成20）年度の横断形状を基に、準二次元不等流計算により各断面における平均年最大流量時の水位を求めた。また、川幅は低水路幅を以下のように見定めた。方法は、2007（平成19）年度の出水前後において、横断形状に変化が認められるか（2005（平成17）年度と2008（平成20）年度の横断測量成果の比較）、植生が流失している（2005（平成17）年度と2007（平成19）年度の航空写真の比較）範囲を低水路と判断し、平均年最大流量の計算水位で冠水していても、高水敷化している範囲は除外した。

川幅水深比（以下、B/Hという）をみると、セグメント2-1-①下流は砂州の発達が十分でない領域（ $B/H < 20$ ）に近いが、セグメント2-1-①上流は単列砂州の発生する領域（ $B/H = 30 \sim 50$ ）にあると評価できる。実際に、セグメント2-1-①下流では発達した砂州がみられないが、セグメント2-1-①上流では砂州が形成されている。一方、セグメント1-②のB/Hは、高水敷化した箇所（高水敷の人工的利用箇所含む）が断続するため、平均で60弱となっているが、高水敷化していない箇所のB/Hは複列的砂州を形成する領域（ $B/H > 70$ ）にあり、実際に2列以上の砂州が見られる。

次に、掃流力（摩擦速度の2乗： $u_*^2$ ）と代表粒径 $d_R$ の関係について、全国河川平均値との整合状況（図5.5.15）をみる。セグメント2-1-①上流における掃流力と代表粒径は、全国平均値と整合している。河道掘削によりこの関係が大きく崩れれば、回復する方向に河道は応答することが推定できる。また、セグメント2-1-①下流の掃流力がセグメント2-1-①上流に比べて高く、既往の調査結果から導かれた関係性から若干外れている。しかし、出水時には鑄川の合流による堰上げが生じる（図5.5.6にH19出水の痕跡水位を示す）ため、河床勾配により算出した掃流力が過大評価であり、実際にはセグメント2-1-①上流と同程度以下と考える。

なお、掃流力の算出は、前述の3区分について、低水路の平均水深の区間平均と河床勾配（セグメント2-1-①下流（9.6～11.0km）： $I_b = 1/455$ 、セグメント2-1-①上流（11.2～14.4km）： $I_b = 1/505$ 、セグメント1-②（14.6～17.6km）： $I_b = 1/395$ ）により行った。さらに、上記に加え、11.6～12.0km（ $I_b = 1/405$ ）を対象に掃流力を算出した。11.6～12.0kmは、セグメ



(最上段: 川幅, 2 段目: 平均水深, 3 段目: 川幅水深比)  
 図5.5.14 セグメント2-1-①, セグメント1-②における河道特性量の縦断変化

ント2-1-①において、堰上げや狭窄の影響がなく、かつ砂州が存在している連続的な区間である。また、島状地形により分岐水路の生じている箇所を除けば、セグメント2-1-①の中で最も川幅が広い(約116~127m)区間である。

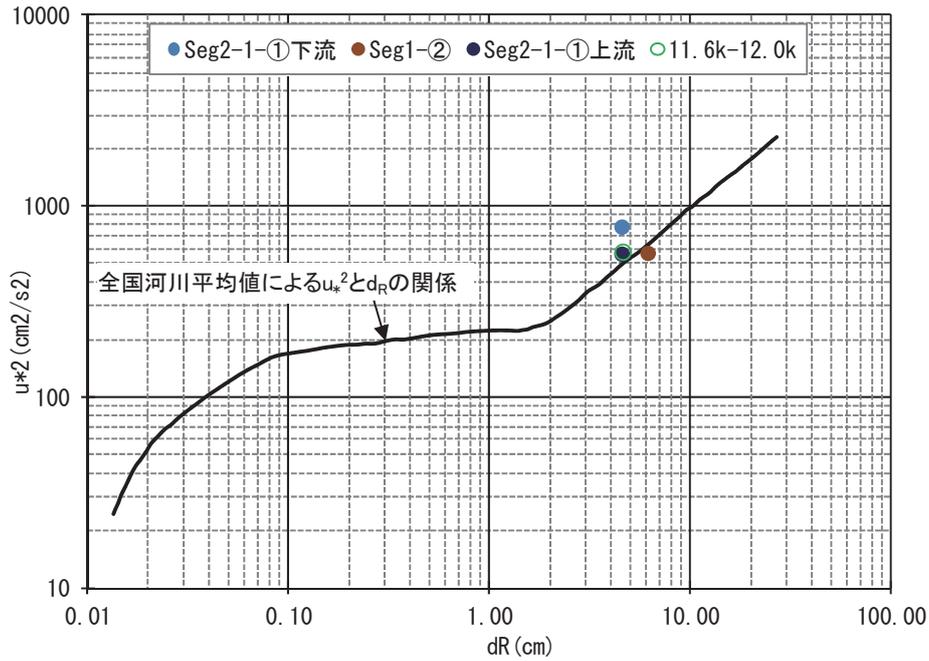


図5.5.15 平均粒径と摩擦速度の関係(現況河道)

#### 5.5.4 人為的に拡大した河積の縮小する要因およびプロセス

##### (1) 河積縮小を引き起こした土砂の質

過去の河積縮小を引き起こした土砂の質については、砂利採取後に低水路幅が縮小した箇所(図5.5.16)の河岸堆積物の調査により把握した。

礫層上の堆積土砂測定の結果、堆積物は主に中砂・細砂・シルトで構成されており、堆積厚は約2m前後、最も堆積した地点では2.6m以上であった。これは、1974(昭和49)年と2009(平成21)年の横断図比較(図5.5.17)で分かるように河道の応答で進行した堆積の厚さと一致している。



図5.5.16 河岸堆積物調査箇所の堆積状況

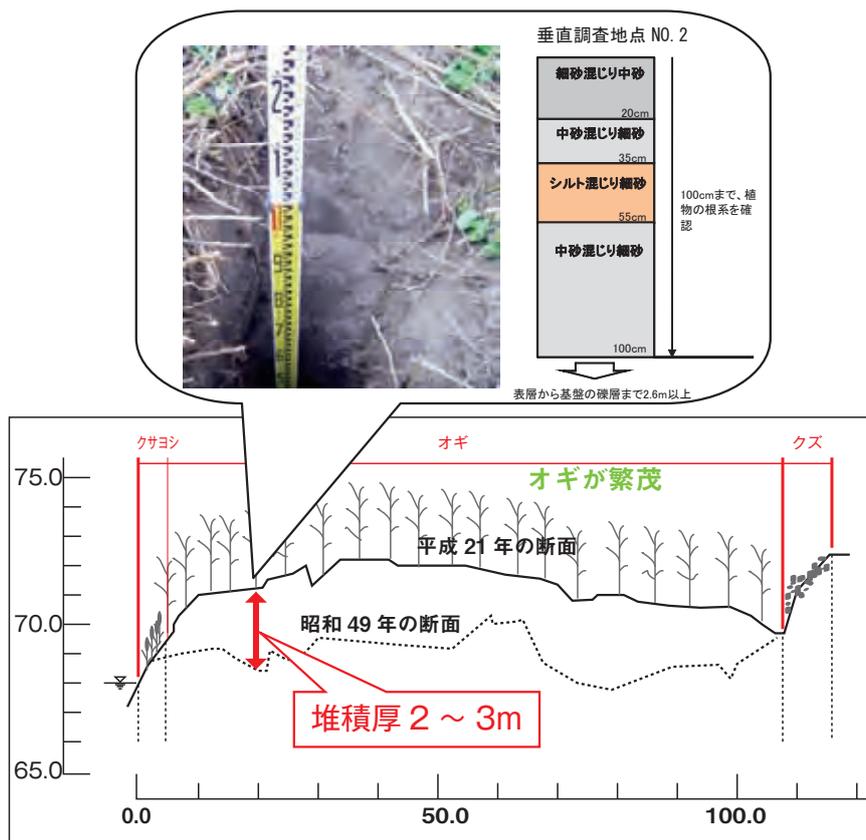


図5.5.17 調査箇所横断形状の変化と植生

## (2) 細粒土砂等の堆積抑制手法

### 1) 細粒土砂等の堆積プロセス

出水後の植生群落内に細粒土砂が堆積することは一般的に知られているところであり、烏川での低水路幅縮小も植生による細粒土砂の捕捉が関係していると考えられる。

藤田 (2007) によれば、セグメント2-1における低水路幅縮小のプロセスは、**図5.5.18**に示すように、①低水路拡幅後、出水により低水路内に凹凸(平水時に水面に露出する部分)が生じ、②平水位より上の箇所に植生が入植、低水路拡幅による掃流力の低下もあり、有意な攪乱の発生しない期間が続いて繁茂が進む、③植生を破壊し得ない小出水が続く間、繁茂した植生が細粒土砂を捕捉、表層土層の厚みが増して生育条件が好適化、④好適化した環境では、既存植生の密生化や細粒土層を生育基盤とする植生への遷移を起こしながら、細粒土砂の捕捉能力と出水への耐性が高まり、高水敷化が始まる、⑤高水敷化による、攪乱頻度の低下と、河床との流速差に起因する高水敷への土砂流送があいまって、高水敷化が急速に進行するというものである。

低水路幅が縮小するプロセスにおいては、植生の繁茂と地形変化が相互に影響し合って進行し、拡幅された低水路内で植生が細粒土砂を捕捉することが不可欠な要因となっている。

なお、セグメント2-1においては、セグメント1よりも植生が進入しやすく、流速が遅いので、急速に細粒土砂が堆積し、河岸の高水敷化が生じやすい。

### 2) 細粒土砂の堆積抑制手法

河積の縮小を抑制するためには、細粒土砂が堆積する条件が整わないようにすることが必要である。低水路幅縮小プロセスにおいて、出水があれば①の変化は不可避であること、④に至った

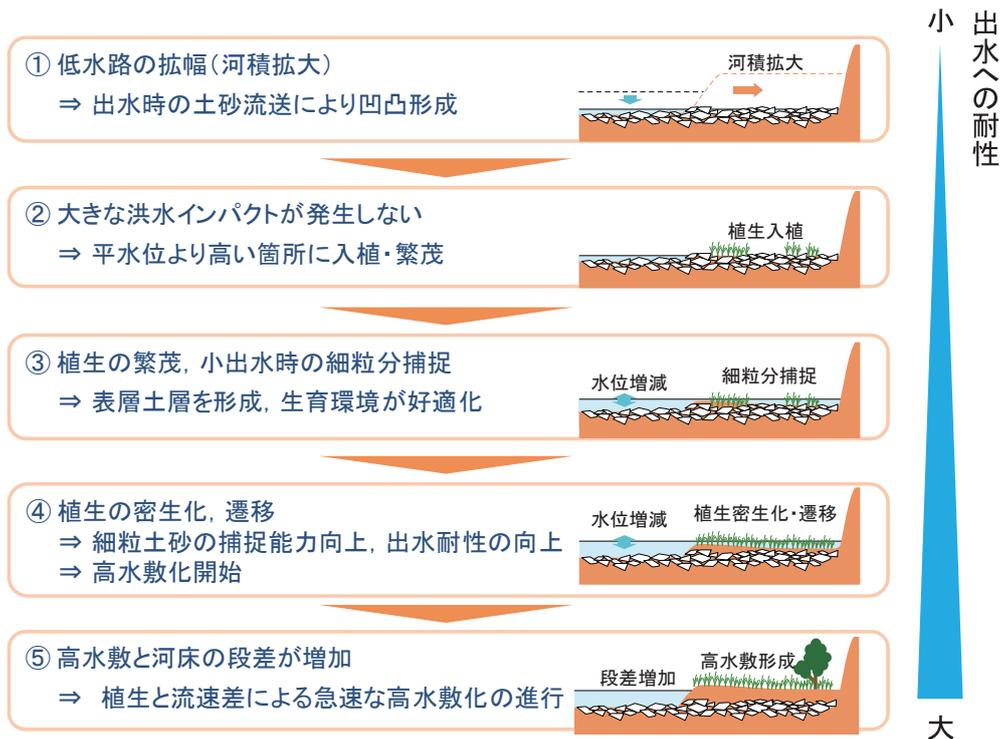


図5.5.18 低水路縮小のプロセス(藤田(2007)を基に作成)

段階では、高水敷化した箇所が河原環境へと戻る可能性が急激に低下する（非常に規模の大きな洪水でなければ、有意な攪乱が生じない）ため、植生の生育・遷移の初期段階（②または③の初期の段階）で植生に有意な攪乱が生じる必要がある。

裸地状態から高水敷化して、オギやハリエンジュ等が繁茂する状態に至るまでの植生については、表層土層と洪水インパクトに大きく左右されることが知られている（図5.5.19）。

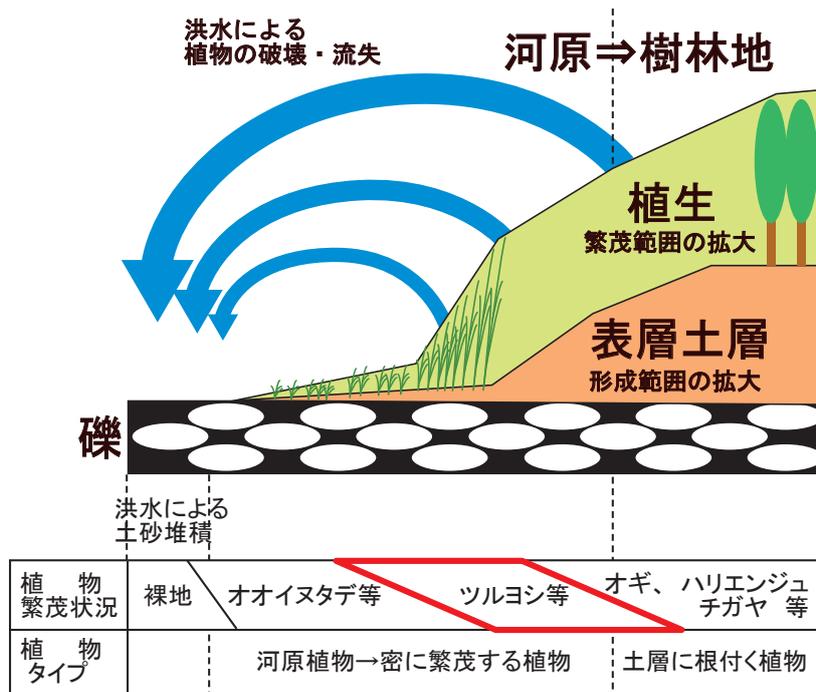


図5.5.19 植生遷移と地形変化プロセス(末次他, 2004)

末次他 (2004) は、植生遷移過程における植物の役割に着目してタイプ分類を行っている。分類の概要は、まず、安定的に生育せず遷移により消滅する植生をタイプⅠ、安定的に生育する植生をタイプⅡ・Ⅲとして分類。タイプⅢは、比高が大きい (1m程度以上) 場所にだけ繁茂し、洪水による破壊を受けにくく細粒土砂を貯めやすい植生タイプである。タイプⅠ・Ⅱについては、洪水直後に先駆的に侵入し拡大する植生を①、洪水後1年経過してから、裸地や他の植生群落に侵入して拡大していく植生を②に細分類している。なお、タイプⅡ-①は、比高が小さく表層細粒土層厚が薄い場所に繁茂し、タイプⅡ-②は繁茂場所が比高の大きさや表層細粒土層の厚さによらないという特性をあわせもつ。さらに、Ⅰ-①とⅡ-②においては、洪水に対して抵抗力が弱くて細粒土砂を貯めにくい植生をタイプA、逆に抵抗力が強くて土砂を貯める植生をタイプBと分類している。

さらに、これらの分類を基に、河原植物が疎らに生える環境から樹林へ進行する植生遷移の過程を明らかにし (図5.5.20)、裸地からタイプⅢに至るまでには土砂堆積が必要で、その役割を果たす植物群落タイプⅡ-②-BとⅠ-①-Bであるとしている。

川の現植生の中では、タイプⅡ-②-Bに該当する植物としてツルヨシが挙げられる。ツルヨシは洪水時における土砂捕捉能力、強い群落拡大能力を有する代表的植生である。

以上より、ツルヨシ群落拡大の初期段階において有意な攪乱が生じることが、烏川における細粒土砂等の堆積抑制につながると考えられる。

洪水の規模・頻度は人為的に操作できるものではないため、ツルヨシの群落拡大速度を考慮した期間内に、高確率で生起する規模の洪水時に、ツルヨシを攪乱可能な掃流力が発生しうる河道形状とすることが、具体的な細粒土砂の堆積抑制手法となる。

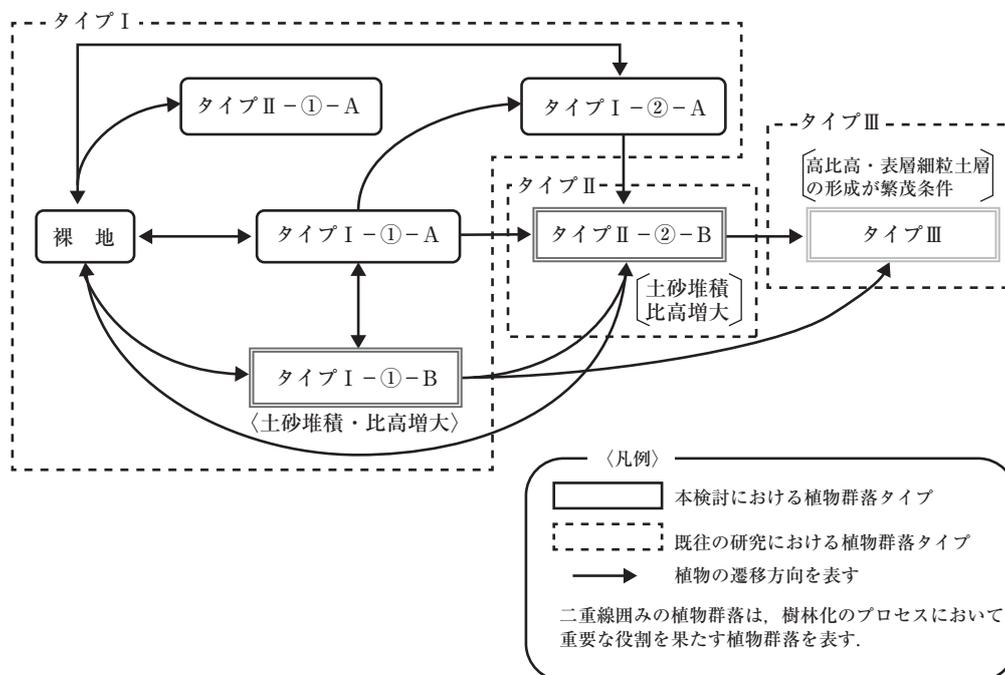


図5.5.20 河原から樹林地へ変化する仕組みと植物群落タイプの役割 (末次他, 2004)

### 5.5.5 河道の応答を考慮した低水路掘削形状の設定

#### (1) 低水路の設計流量

##### ① 攪乱頻度の設定

既往の知見では、ツルヨシの特性として以下が確認されている。

- ・ 入植後3～5年目にかけて拡大域・密度ともに飛躍的に増加する。
- ・ 無攪乱状態が5年経過すると、土砂移動が生じない領域を拡大させる可能性がある。

このことから、ツルヨシ群落を抑制するためには、3年以内を目安に有意な攪乱を生じさせることが必要である。

##### ② 設計流量

対象区間の平均年最大流量は、2年確率洪水と3年確率洪水の間に相当する。そのため、平均年最大流量もしくは3年確率洪水で、有意な攪乱を生じ得る河道形状の検討を行った。

#### (2) 必要水深（掃流力）

航空写真と横断図により、2007（平成19）年の出水前後で植生がフラッシュされた箇所的水深を確認した結果からは、2m～2.5mの水深が閾値となっている（**図5.5.21**）。そのため、最低限2mの水深があれば、ある程度植生が生育する状態でも河床材料を移動し得ると考えられる。

なお、2007（平成19）年の出水は、碓井川合流後（高松観測所）で、4～5年確率洪水に相当する規模であった。

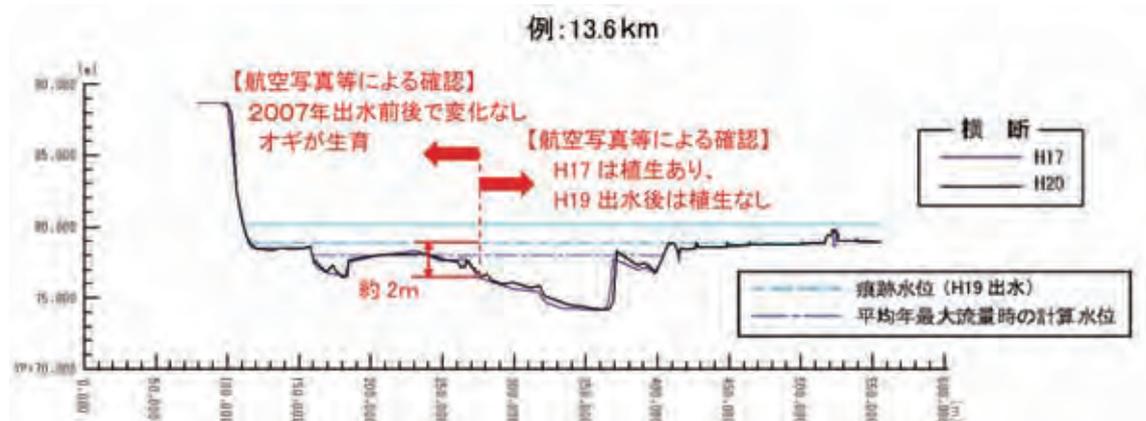


図5.5.21 2007(平成19)年出水による植生フラッシュ箇所

1/510の勾配（計画河床勾配）で水深2mと水深2.5mの場合について、代表粒径 $d_R$ を移動させ得る無次元掃流力となるかどうか確認した。

均一粒径であれば無次元掃流力が0.06以上で、混合粒径であれば0.05以上あれば河床材料を十分に移動し得るため、最低限2mの水深があれば妥当な掃流力になると考えられる。以上により、有意な攪乱を生じるためには、水深2m以上を確保する必要があるとあり、2.5m程度あることが望ましい。

#### (3) 低水路幅

##### ① 現況川幅からの設定

掘削後の川幅縮小を回避するには、流下能力確保のために低水路を拡幅する際に、動的平衡が

保たれる川幅とする必要がある。現況で砂州が維持されている川幅（低水路幅）は90～110mの地点が多い（中州や支川合流の影響のある地点を除く）が、最大で125mの地点（11.6km）が存在する。

しかし、現況で最大の低水路幅を示す11.6km地点は、上越新幹線橋梁の直下流であり、橋梁により川幅縮小が抑制されている可能性が考えられるため、次項に示すとおり既往の知見との整合性を確認する。

②既往知見からの確認

沖積地河川において、代表粒径 $d_R$ が同じような値を持つ河川間では、低水路の幅 $B$ は平均年最大流量 $Q_m \times$ 河床勾配 $I_b$ に比例することが知られている。（図5.5.22）

烏川の検討対象区間（ $d_R=46\text{mm}$ ）における $Q_m \times I_b=1.45$ であり、代表粒径40mm～50mmに対する低水路の幅 $B$ はグラフより80～180mであり、 $d_R=46\text{mm}$ に対する低水路の幅は120m程度と評価できる。

以上から、現況の最大の低水路幅である125mは、既往の知見と大きな乖離はないものと判断し、動的平衡を保つための低水路幅は、現況の低水路の最大値である125m以内とする。なお、流下能力を確保できるのであれば120m程度がより望ましい。

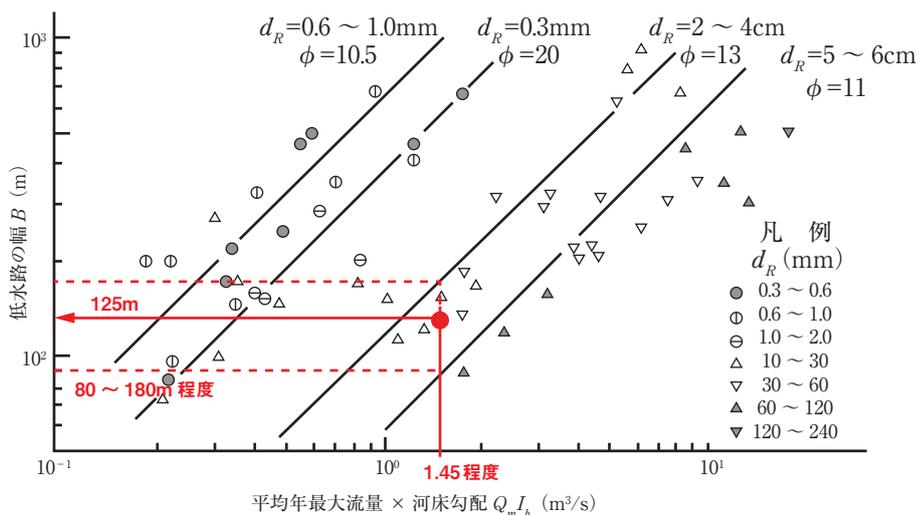


図 5.5.22 検討対象区間における日本における低水路幅 $B$ と $Q_m \times I_b$ の関係の比較

5.5.6 掘削効果の持続可能な河道掘削と治水安全度等の確認

前項までの検討より、掘削した砂州が高水敷化せず維持される低水路幅と出水時の低水路内の水深を条件として、当面の河川整備目標流量（下記検討では1/10確率流量とした）に応じた河積を確保するために必要な河道拡幅への適用方法を以下に示す。

低水路については、前項で定めた低水路幅（概ね125m）まで拡幅を行う（A掘削範囲）。掘削高については、現況の最深河床高以上であることを確認した上で、図5.5.23に示す既往の計画掘削面まで掘り下げることとした。

次に、低水路の拡幅だけでは不足する河積を、高水敷の切り下げにより確保する。高水敷の切り下げ高および切り下げ範囲は、低水路におけるツルヨシの攪乱に必要な3年確率洪水流下時の

水深、および10年確率洪水に応じた河積を確保することを考慮して設定する。ここで、高水敷の切り下げ高=低水路河岸高であり、高水敷の切り下げ高は河床高に対して、ツルヨシ攪乱の必要水深(2.0m)を加えた高さ以上とする。

なお、洪水時の水位が低水路河岸高(設定水深)を越えると、水が広く高水敷を流れるようになり、低水路の中だけで流れている場合に比べて水位が上昇しにくくなる。そのため、高水敷を一律で切り下げると、低水路水深が設定水深以上となり難くなる。ツルヨシの攪乱に必要な掃流力を得るために最低限必要な水深を2.0m以上として低水路河岸高を設定しているが、2.5m以上の水深となることが望ましいため、出来る限り洪水規模に応じて掃流力が增大するように、切り下げ範囲を区分(低水路側よりB掘削範囲とC掘削範囲と呼ぶ)して掘削高の設定を行う。B掘削範囲は、1/3確率流量流下時に低水路の水深が2.0~2.5mを確保できるように、低水路際から必要範囲を計画河床高+2.0mの高さまで切り下げる。C掘削範囲は、堤防防護ラインまでを切り下げ範囲の限界とし、低水路掘削高面+2.5mの高さまで切り下げる。B掘削範囲とC掘削範囲の境界位置は10年確率洪水に応じた河積を確保するために必要な範囲で、3~5年確率洪水程度がC掘削範囲内で流下するように調整する(図5.5.23)。

なお、掘削区間における治水安全度および低水路におけるツルヨシの拡大を防ぐ必要掃流力については、平面二次元不定流計算により確認した。

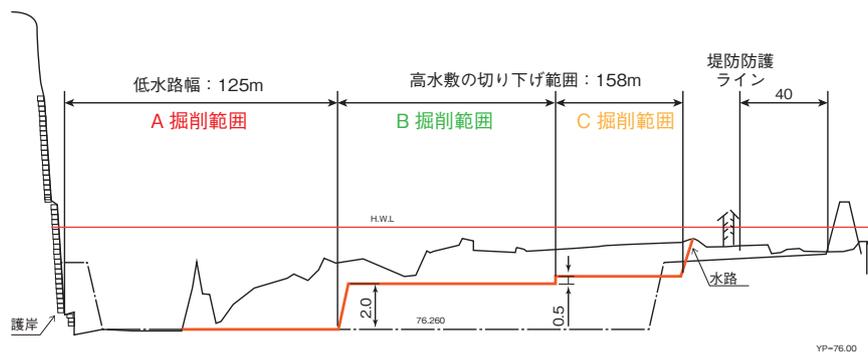


図5.5.23 断面設定イメージ(代表断面13.6km)

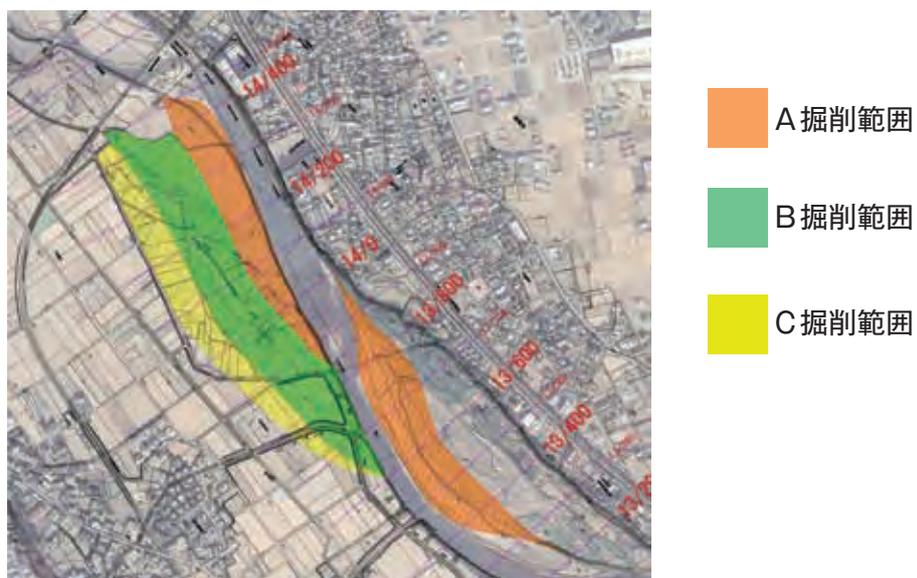


図5.5.24 河道掘削イメージ

### 5.5.7 今後の課題

#### (1) 効果の持続性を考慮した段階的な低水路掘削手法

掘削後に維持しやすい河道形状について検討を行ったが、検討したとおりの効果が発現されるためには、施工段階においても掘削による急拡・急縮が生じることのないように、すりつけを行うことが必要である。

予算等の各種制約が存在する中で河川改修を実施していくにあたり、長期的な視野でライフサイクルコスト（掘削効果の喪失、河積維持のための再掘削）を考慮すれば、すりつけ等に配慮して河道掘削の工程計画を検討する必要があると考える。段階的に低水路を掘削する場合は、常に必要水深を確保し、死水域が生じないように河道形状を設定する必要がある。

#### (2) 高水敷の植生管理

低水路内における細粒土砂の堆積抑制を主眼に掘削形状の検討を行っており、切り下げた高水敷には植生が繁茂する。植生が遷移し、高茎草本が繁茂すると粗度が増加し、流下能力が減少することが想定される。流量規模の大きい洪水を流下させるためには、高水敷を切り下げた箇所の植生を管理し、適度な粗度係数に保っておく必要がある。

今後、どのように高水敷の空間を望ましい状態に誘導し、どのように管理をしていくのか、具体的な検討（空間利用計画等）が必要と考える。

## 5.6 吉野川における放棄竹林および低水路樹林化防止対策としての伐採箇所の選定

### 5.6.1 検討の目的

吉野川においては、近年、種々の要因により河道内樹林の繁茂が著しく進行し、河道内樹林化の進行による河川管理上の問題および課題が顕在化し、2005（平成17）年1月～2006（平成18）年2月に「吉野川河道内樹木管理手法検討委員会」において、その対応策が議論された。委員会において、「吉野川河道内樹木の管理について」がとりまとめられ、今後の河道内樹木管理の基本方針が提言された。その成果を基に、2009（平成21）年8月に吉野川河川整備計画において、樹木管理に関する今後の方針がとりまとめられた。

上記の樹木管理においては、長期的な管理方針がとりまとめられたが、現状に則した短期的な樹木管理方策および樹木伐採計画が策定されていない状況であった。そのため、今後5年間程度における優先順位が明示された伐採計画が求められた。

以上の背景のもと、吉野川の現状の河道特性を踏まえた上で、樹林繁茂による河川管理施設への影響を除去するための樹木伐採計画の立案を行った。

### 5.6.2 河川の概要と改修の経緯（国土交通省四国地方整備局，2009）

#### (1) 河川の概要

吉野川は、その源を高知県吾川郡の瓶ヶ森（標高1896m）に発し、四国山地に沿って東に流れ、敷岩において穴内川を合わせ、北に向きを変えて四国山地を横断し、銅山川、祖谷川等を合わせ、徳島県池田において再び東に向かい、岩津を経て徳島平野に出て、大小の支川を合わせながら、第十堰地点で旧吉野川を分派し、紀伊水道に注ぐ、幹川流路延長194km、流域面積3750km<sup>2</sup>の一級河川である。

吉野川の池田上流では、山間を流れ、大歩危・小歩危で渓谷を形作り、河床勾配も1/400程度と急峻であり、池田から岩津間では谷底平野が形成され、河床勾配も1/800程度と緩くなる。岩津から河口は、河床勾配も1/1100程度と一段と緩流になる。

吉野川流域は、四国4県にまたがり四国全域の約20%に相当する広さを持ち、下流域には徳島県の拠点都市である徳島市を擁し、四国における社会・経済・文化の基盤となっている。



図5.6.1 吉野川流域図

## (2) 改修の経緯

藩政時代には、吉野川沿川に造成した水害防備林（竹林）によって洪水被害の軽減を図っていた。

本格的な治水事業が開始されたのは、1907（明治40）年、国による第一期改修工事以降である。

1907（明治40）年から約20年の歳月をかけ、第一期改修は1927（昭和2）年に竣工した。これによって、河口から岩津に至る約40kmの吉野川下流部の堤防が概成し、吉野川の河道がほぼ現在の姿となった。また、旧吉野川は、第十樋門の新設によって治水計画上、本川から分離され、沿川の洪水に対する安全性が飛躍的に向上した。第一期改修工事は、吉野川流域の今日の発展を築いた根幹的治水事業であった。

第一期改修工事が終わった1927（昭和2）年以降、相次ぐ大型台風に見舞われ、堤防は各所で亀裂・漏水が顕著になり、危険な状態となった。

さらに、1945（昭和20）年9月の枕崎台風において発生した最大流量が当時の計画高水流量を超えるものであったため、新たな改修の機運が高まり、1949（昭和24）年から第二期改修工事が着手された。

第二期改修工事では、岩津下流の既設堤防の拡築、漏水対策等を実施したが、1961（昭和36）年9月の第二室戸台風によって甚大な内水被害を引き起こしたため、内水排除対策も着手された。

1965（昭和40）年、吉野川は一級河川の指定を受け、河口～岩津間に加えて上流の岩津～池田間が直轄管理区間に編入された。以降、無堤地区の解消のため、築堤が積極的に進められることとなった。

現在、岩津上流部の無堤区間では築堤整備等を推進し、岩津下流部の堤防概成区間では漏水対策等の質的整備事業を実施している。

また、吉野川流域においては、土石流対策等の地先対策と崩壊地等からの急激な土砂流出の防止等を目的として砂防事業が実施されており、国、県の事業として、砂防堰堤、護岸工、溪流保全工、床固工が吉野川水系内各地で設置されている。

さらに、吉野川水系では、現在までに早明浦ダム、池田ダム、新宮ダム、柳瀬ダム、富郷ダムの5ダムが建設され、治水、利水、発電の役割を担って、洪水被害の軽減や地域の発展に大きく寄与している。

池田ダムを除く4ダムの集水面積は958.8km<sup>2</sup>であり、山地面積3270km<sup>2</sup>の約30%に達する。これにより、少なくとも30%の土砂はダムで捕捉されていると考えられる。

### 5.6.3 吉野川のセグメント区分と河道特性

本節で示す河道特性量は、2006（平成18）年度河道横断測量より低水路幅を設定し、その幅での平均河床高 $Z_m$ を求め、平均年最大流量時の不等流計算より水面高を求め、その標高から平均河床高を引き、低水路の水深 $H_m$ としたものを用いて評価した。

#### (1) セグメント区分

セグメント区分は、河床縦断勾配、河床材料、河道の平面形状より設定した。代表粒径は、1997（平成9）年度調査結果を用いた。表5.6.1にセグメント区分等を示す。

表5.6.1 吉野川のセグメント・河道区分

セグメント	河道区分	代表粒径 (mm)	河床勾配
2-2	0.0 ~ 11.0km	0.4	Level
2-1-①	11.0 ~ 14.0km	10.0	1,280
2-1-②	14.2 ~ 19.8km	(堰湛水区間)	—
2-1-③	20.0 ~ 24.0km	40.0	1,070
2-1-④	24.2 ~ 25.8km	40.0	1,000
2-1-⑤	26.0 ~ 32.2km	50.0	880
2-1-⑥	32.4 ~ 40.0km	50.0	850
2-1-⑦	40.2 ~ 56.8km	60.0	780
2-1-⑧	57.0 ~ 61.0km	80.0	580
2-1-⑨	61.2 ~ 69.4km	80.0	680
M	69.6 ~ 71.4km	(岩露出区間)	530
2-1-⑩	71.7 ~ 77.7km	80.0	710

(2) 平均年最大流量の変化

河道特性量の評価に用いた平均年最大流量は、岩津地点（40.20km）の1961（昭和36）～2008（平成20）年の平均年最大流量値7170m<sup>3</sup>/sとした。なお、支川の流入量は、河川整備基本方針の計画流量配分比により設定した。

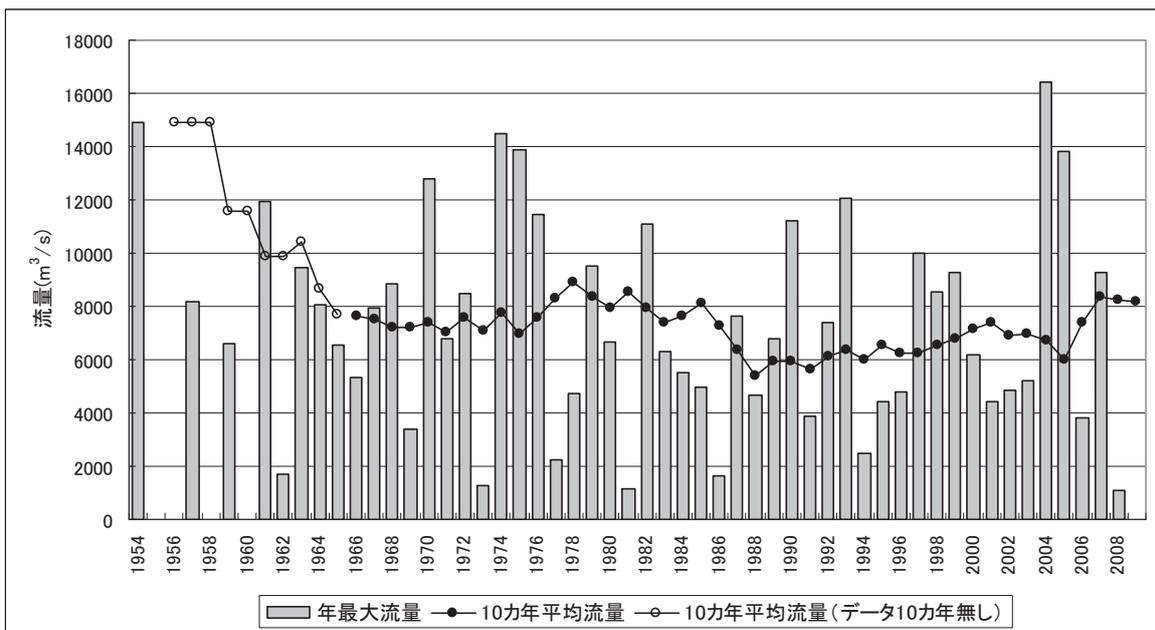


図5.6.2 年最大流量の経年変化(岩津地点)

(3) 河床縦断と勾配

河床勾配は、河口より10km地点下流はほぼレベルであり砂川の特徴を有する区間である。第十堰（14.0km付近）までの区間は比較的勾配が緩い。

第十堰（14.0km付近）上流から、河床勾配は徐々に急となり、岩津地点（40.0km付近）まで約1/850～1/1070である。

岩津地点（40.0km付近）上流の河床勾配は、一部区間で河床勾配が約1/580と他の区間と比べて急な区間が存在するものの約1/700～1/800と変化が少ない。また、69.6～71.4km区間は狭窄部であり岩露出区間である。岩露出により、この区間の河床勾配は他の区間の傾向と異なる。

図5.6.3 (下流部), 図5.6.4 (上流部) に平均河床高および最深河床高縦断面図を示す。

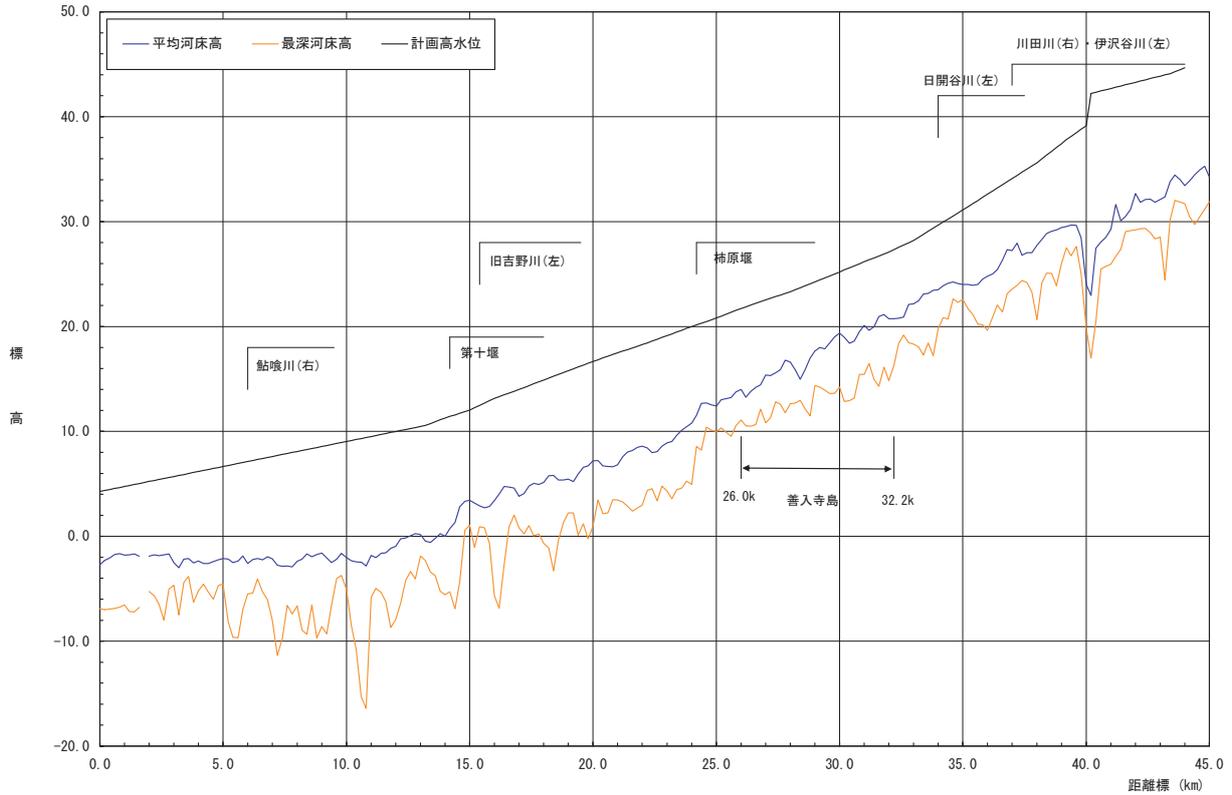


図5.6.3 河床縦断面図(岩津下流) (2005年測量断面)

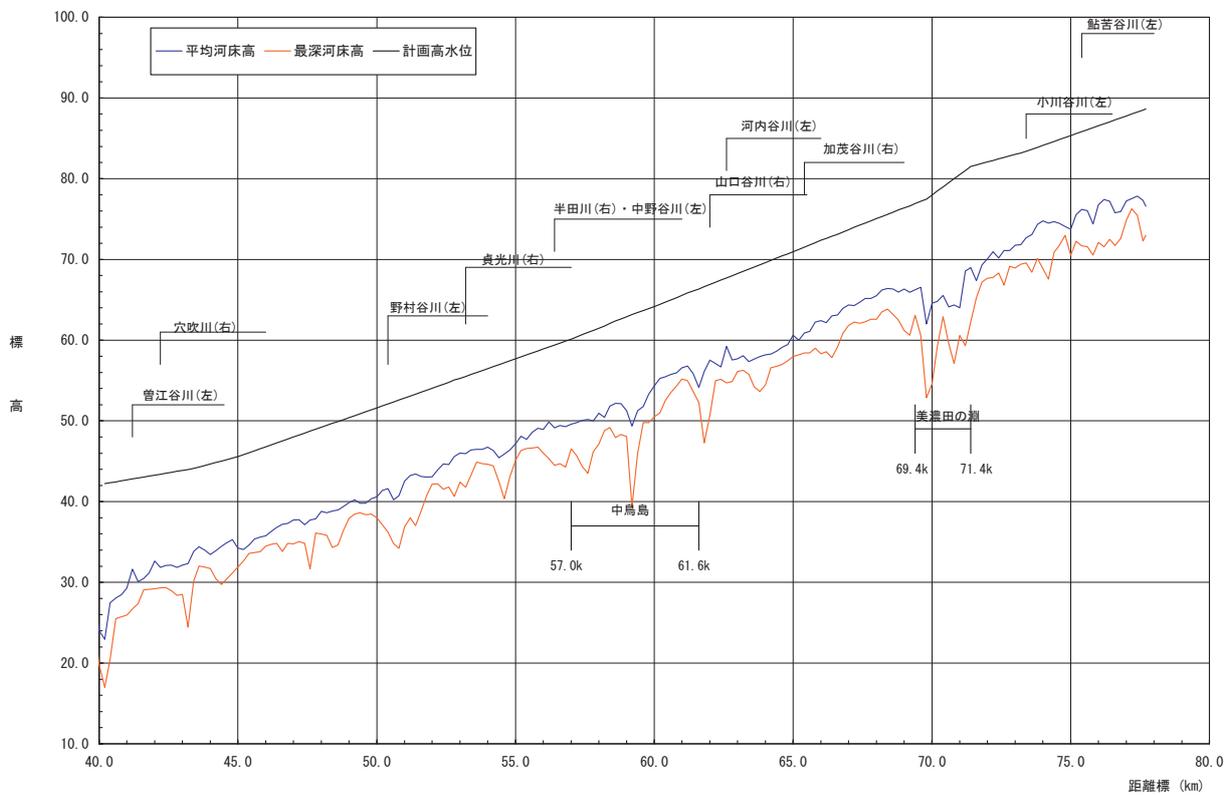


図5.6.4 河床縦断面図(岩津上流) (2005年測量断面)

#### (4) 河道特性のまとめ

平均年最大流量，1997（平成9）年度の河床材料調査による代表粒径，2006（平成18）年度の河床横断測量を用いて準二次元不等流計算により河道特性量を評価した。その結果より，表5.6.2に吉野川直轄区間0.0～77.69km区間の河道特性量を小セグメントごとにまとめた。

表5.6.2 河道特性整理表

河道区分	距離(km)	セグメント	河床材料 $d_R$ (mm)	平均水深H(m)	水深粒径比 $H/d_R$	エネルギー勾配の逆数	河床勾配の逆数	摩擦速度 $u_*^2$ ( $cm^2/s^2$ )	無次元掃流力 $\tau_{*R}$	平均川幅水深比	平均年最大流量( $m^3/s$ )	低水路粗度係数
1	0.0～10.8	2-2	0.4	5.31	11823	5369	Level	102	1.118	193	7007	0.023
2	11.0～14.0	2-1-①	10.0	5.99	599	1712	1280	340	0.210	102	6830	0.039
3	14.2～19.8	2-1-②	—	—	—	—	—	—	—	—	6830	—
4	20.0～24.0	2-1-③	40.0	5.07	127	1434	1070	347	0.054	131	6830	0.028
5	24.0～25.8	2-1-④	40.0	3.56	89	901	1000	375	0.058	224	6830	0.028
6	26.0～32.2	2-1-⑤	50.0	3.82	76	914	880	398	0.049	134	7175	0.029
7	32.4～40.0	2-1-⑥	50.0	3.60	72	748	850	459	0.057	242	7420	0.029
8	40.2～56.8	2-1-⑦	60.0	5.86	98	814	780	699	0.072	60	6770	0.031
9	57.0～61.0	2-1-⑧	80.0	5.69	71	805	580	658	0.051	63	6450	0.031
10	61.2～69.4	2-1-⑨	80.0	5.71	71	752	680	736	0.057	59	6400	0.031
10	69.6～71.4	M	—	8.16	102	596	530	1320	0.102	29	6350	0.042
11	71.6～77.7	2-1-⑩	80.0	6.01	75	823	710	702	0.054	50	6350	0.031

#### 5.6.4 吉野川の河道形状の変化

##### (1) 河床高変動と土砂収支

吉野川では昭和30年代から40年代にかけて砂利採取が盛んに行われていたが，1966（昭和41）年の河川砂利基本対策要綱の策定を機に砂利採取業者の規制・指導が始まり，以降，砂利採取量は大幅に減少した。

現在も砂利採取は続いているが，年間20万 $m^3$ 程度の許可量であり，1966（昭和41）年の10分の1程度である。1965（昭和40）年からの累積砂利採取許可量でみると2000万 $m^3$ に達している。

一方，ダムによる堆砂量についてみると，流域最大のダムである早明浦ダム（1975（昭和50）年管理開始）で約1100万 $m^3$ ，流域で最も古い柳瀬ダム（1954（昭和29）年管理開始）で約750万 $m^3$ となっている。5ダム合計での堆砂量は約2300万 $m^3$ であり，四国電力所管のダムの堆砂量も合計すると約4400万 $m^3$ である。早明浦ダム，柳瀬ダムでは想定を上回る堆砂量を記録しており，流域からの土砂生産量は比較的多い。

河床低下量の推移をみると，1966（昭和41）年～1978（昭和53）年の間では全区間にわたって河床低下が進行している。この間での全低下量は約4200万 $m^3$ 以上であった。砂利採取のピークが過ぎた昭和50年（1975）年以降は安定傾向にあり，早明浦ダム，池田ダム，新宮ダムなど，昭和50年前後に相次いで完成したダムの影響は，河床低下量に明確にはみることができない。

なお，図5.6.5に示したように，平成年間以降，累積河床低下量は減少している。このことは河床が堆積傾向にあり，砂利採取量以上に山地からの土砂が流入していることを示している。1989（平成元）年より2005（平成17）年までの河床低下量は－6百万 $m^3$ であり，シルト・粘土の海域への流出分を山地からの供給土砂量の約50%程度とし，砂分の河口からの流出はほぼゼロと考え，池田ダム下流の砂利採取量3百万 $m^3$ を付加すると，供給された土砂量は1500万 $m^3$ と評価される。この供給源として，早明浦ダムなどの主要なダムの集水域（1053.8 $km^2$ ）および平地面積（480 $km^2$ ）を全流域面積から差し引いた2216.2 $km^2$ からの土砂供給と考えると，年平均比供給土砂量は約400 $km^3/km^2/年$ となる。なお，直轄上流端（78km付近）池田ダムにおいては，その

ダム形状・機能から、土砂は堆砂せず下流に供給されるものと考えた。

上記において砂利川区間（第十堰上流）の河床低下量は約 - 410 百万  $m^3$  であり、砂川区間（第十堰下流）の河床低下量は約 - 190 百万  $m^3$  である。通常の河川では山地からの砂利・砂・シルト・粘土の供給比は、約 0 ~ 10%, 35 ~ 40%, 50 ~ 60% である（山本, 2010）。山地から供給された砂利と砂が吉野川河道内に全て堆積するものとした仮定に問題があることを示す。吉野川における山地からの砂分の供給量を砂利分の3倍として年平均比供給土砂量を評価すると  $600m^3/km^2/年$  と評価される。

この値は、流域面積とダム堆積土砂量の関係（芦田他, 1974）から概ね妥当であろう。

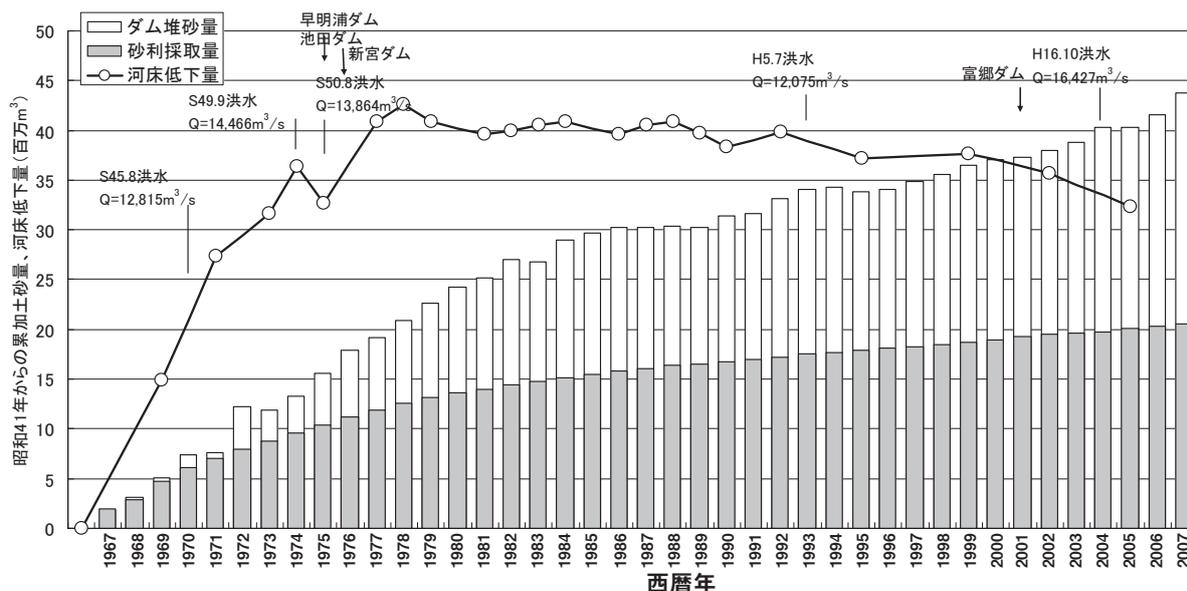


図5.6.5 河床低下量と砂利採取許可量・ダム堆積量の関係

## (2) 河床材料の時空変化

吉野川においては、1971（昭和46）年度および1997（平成9）年度に全川にわたる1kmピッチの河床材料調査が行われている。試料採取は断面ごとに数地点で行われているが、ここでは断面平均の粒度分布データで縦断的な変化を比較した。

1971（昭和46）年度、1997（平成9）年度調査のいずれも一測線横断方向に低水路内1点（1971（昭和46）年度は水際が主）、高水敷あるいは砂州上1、2点調査している。なお、1971（昭和46）年度の調査においては20cm以上の大礫のサンプリングは行われていない。また、1997（平成9）年度の調査においては、最大粒径は30cmであり、それ以上の大礫のサンプリングは行われていない。

なお、本検討においては、河床材料を、12 ~ 40cmの玉石集団、1.5 ~ 12cmの砂利集団、2 ~ 15mmの小砂利集団、0.2 ~ 2mmの中・粗砂集団、0.06 ~ 0.2mmの細砂・シルト・粘土集団に区分した。

1971（昭和46）年度と1997（平成9）年度の各集団の構成割合を比較すると、岩津上流部において中・粗砂集団の減少と玉石集団の増加がみられる。一方、15kmより下流域では、細砂・シルト・粘土集団、中・粗砂集団の増加と小砂利集団の減少をみることができる。

前者については、ダムの建設に伴う細粒分の供給量の減少によるマトリックス材の減少、粗粒化（玉石集団の比率の増加）の進行が推測される。後者については、掘削による河床に働く掃流力の低下が推測される。

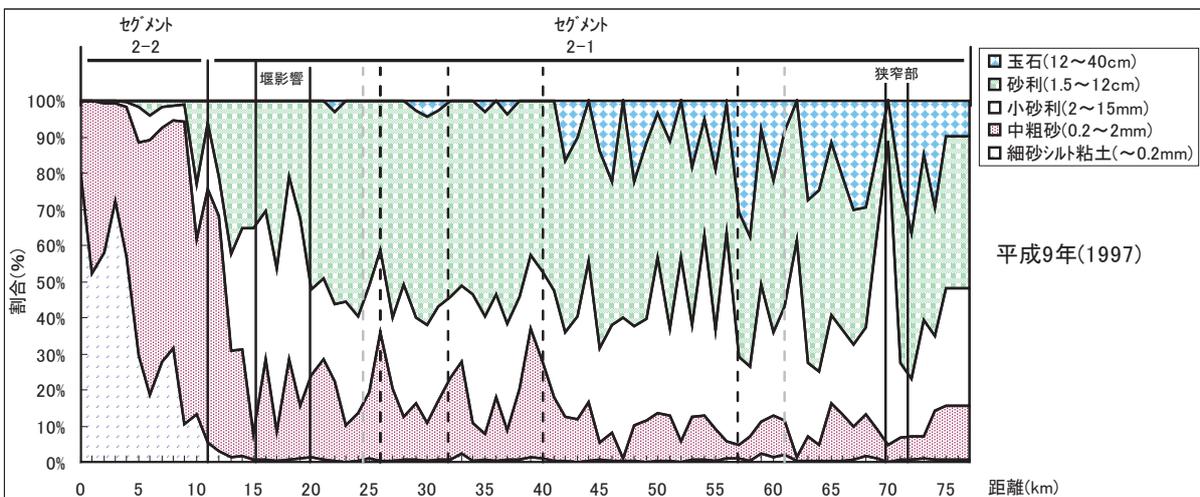
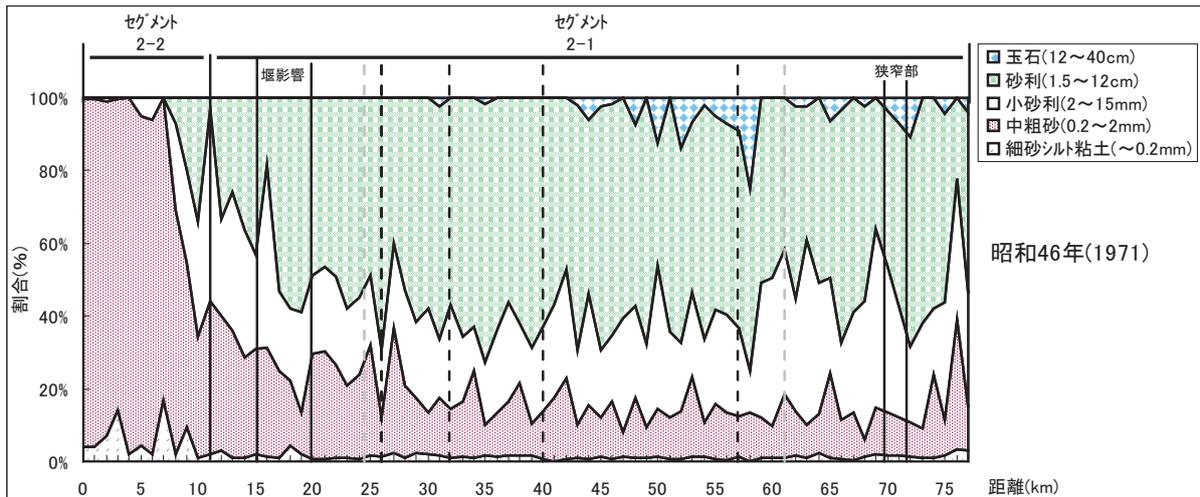


図5.6.6 粒径集団の割合の変化

### メモ 粒径10cm以上の河床材料を持つ河床材料の粒度分布形の測定・推定法

JIS A 1102は、本来、河床材料の粒度分布推定のためのものではない。明らかに河床材料調査としては採取量が不足している。少なくとも前北陸地方建設局調査部門共通仕様書に準拠して採取を行うべきである(山本他, 1993)。当然コストと調査時間がかかる。

移動床の河床材料を的確に捉えるには、移動層厚内(移動砂州の内部物質)の材料を採取しなければならない。少なくとも表層を剥いで採取すべきである。採取場所は砂州長の下流1/3地点などが目安になろう。

採取量はC集団の割合を同一の精度を確保したければ、最大粒径の3乗に比例させるべきであるが、採取量が膨大になる。1m<sup>3</sup>の採取量(空隙率0.3と仮定)でC集団の割合が10%、C集団の平均粒径が15cmとするとその中にはC集団の採取個数は41個程度、25cmとすると8.6個程度となる。25cmの場合、最低1m<sup>3</sup>程度の採取量が必要であろう。なお10cm以上は全個数を採取し3軸を測定し、10cm以下の材料はよく切り返し4分法等で篩分け試験用の試料を減らすと良い。いずれにしても膨大な量の採取と篩い分け試験が必要である。

簡易な方法として、河岸侵食部の侵食崖の垂直に近い斜面の下部層をなるべく長い距離に渡って線格子法により河床材料を採取し粒度分布を評価する(100個を採取すると調査長は最大粒径×100程度)。あるいは長いトレンチを掘り、侵食崖と同様な方法により評価するのが

良いと考える。1cm以下のマトリック材粒度分布は、測線に沿って何箇所から1cm以下のマトリックス材を合計数20kg程度採取し、篩い分け、線格子法の粒度分布と合成すればよい（線格子法による1cm以下の部分の粒径分布を篩分試験結果を用いて評価する）。護岸工事などにおいて掘削を行う場合、掘削斜面の粒度構成を調べておきたい。砂州の内部構成材料であり、測定空間（長さ）が大きく、砂州の平均的な河床材料の推定値に近くなるからである。斜面の構成材料は、垂直方向に粒度が異なり層序構造となっている。大粒径が集まった層は滞筋部（洪水時の侵食部）であった材料である。その層の上が移動床厚に相当する材料である。逆に細粒物質が層を形成することもある。砂州表層に堆積する洪水終期の堆積物である可能性が高い。線格子法による採取は、細粒物質層は避け、移動床部分と大粒径層の部分を層序毎に採取し、さらに層序厚さを測定し、層厚で比例配分すれば混合材の粒度分布となろう。いずれにしても層序構造を測定しておきたい。

アーマ化した河床材料の粗度評価、アーマ層の破壊限界掃流力を評価するためには線格子法による表層材料の採取により、石径dの河床面上に占める面積支配累加関数を評価すると良い。また、砂州表面の場所による粒度の差異、時間経過による変化の実態把握のためには面積格子法による表層材料の採取が好ましい（山本、1971）。

### (3) 縦断形状の変化

吉野川における平均河床高の縦断的な経年変化を図5.6.7に示す。

低水路の平均河床高は、昭和40（1965）年代において、全川的に河床低下が著しく進行したが、昭和50（1975）年代において河床低下は緩やかになった。その後、平成年間（1989）に入り、河床は安定し、平成10（1998）年代以降堆積傾向となったが、特に下流部（30km下流）での堆積が顕著である。なお、平成年間においては、大きな洪水後においては堆積傾向となっている。また、岩津上流においては、岩（緑色片岩等）が露出している区間が少なからず存在する。

河床低下が進んだ昭和30（1955）年代から昭和40（1965）年代は、前述のとおり砂利採取の最盛期だった一方、当時、支川銅山川の柳瀬ダム（1954（昭和29）年管理開始）のみであったことから、河床低下に対しては、砂利採取による影響が最も大きかったと推測される。

河床が比較的安定する1975（昭和50）年以降は、砂利採取のピークが過ぎた時期であるとともに、早明浦ダム、池田ダム、新宮ダムといったダム群が運用開始された時期でもある。その中で河床が安定してきたことは、少なくとも河床低下に対しては、ダム群による影響は顕著に現れていないということがいえる。

最深河床高の縦断的な経年変化を図5.6.8に示す。

最深河床高の変化の傾向をみると、20km上流においては平成10（1998）年代に入るまで河床低下が進行していることがわかる。その後、安定していたが、2004（平成16）年洪水後に再度河床低下が進行した。

下流部（20km下流）においては、他の区間と特徴が異なり、10km下流では昭和50（1975）年までは河床低下であった。平成初期（1990）頃に堆積傾向となり、その後の洪水により河床低下するものの堆積傾向である。10～20km区間では、昭和40（1965）年代に河床低下が著しく進行したが、その後、緩やかになったものの局所洗掘の進行は止まっていない。特に柿原堰（24.2km付近）下流の左岸側は、砂州の固定化が進行し、洗掘が進行している。

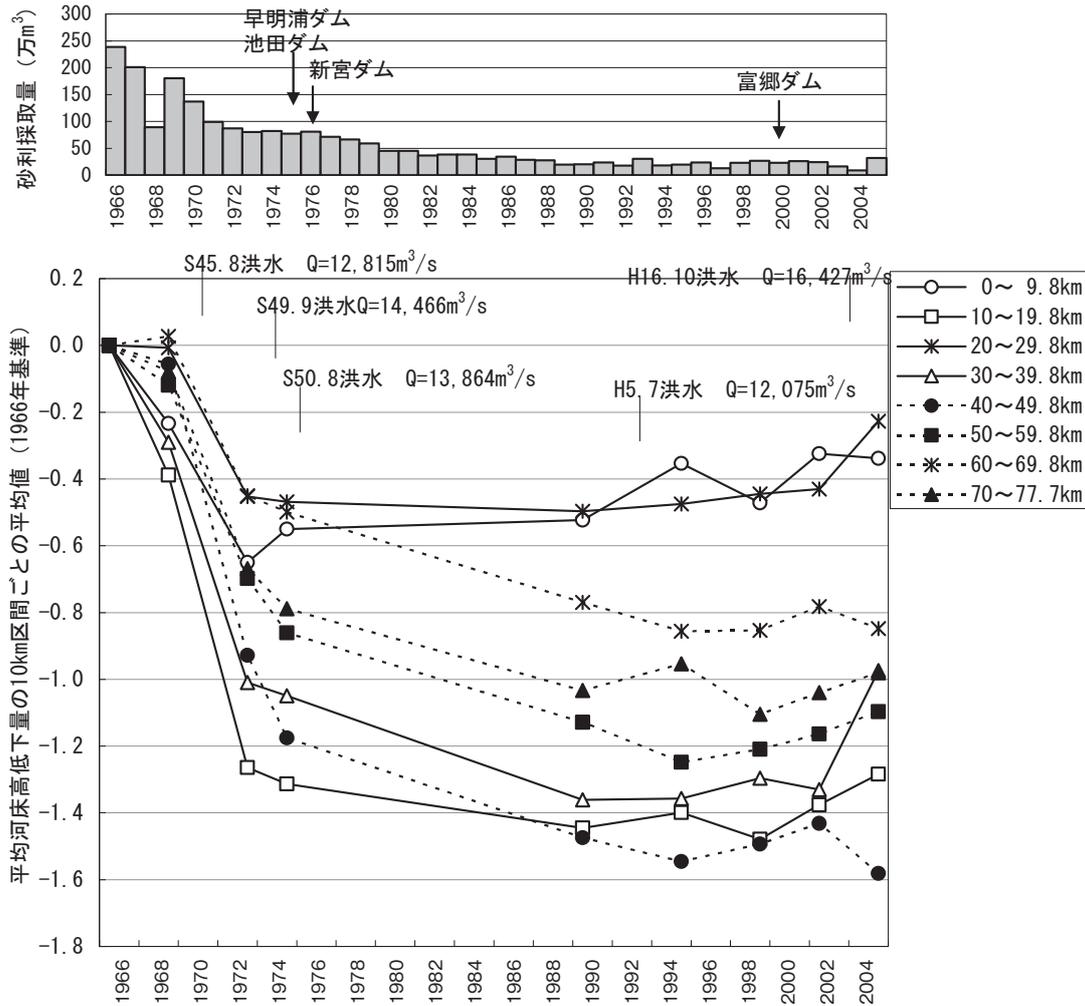


図5.6.7 砂利採取量と平均河床高の経年変化の関係

#### (4) 横断形状の変化

岩津(40.0km付近)上流域においては、1955(昭和30)年代～1975(昭和50)年頃の期間は、砂利採取により砂州が平坦化され、また、1965(昭和40)年代より築堤が始まった。

1975(昭和50)～1990(平成2)年の期間には、砂防事業の進展、洪水調節施設の設置に伴う土砂供給量の減少により、河床材料の粗粒化が始まる。また、砂州の冠水頻度の減少により、草本類、木本類が侵入し始めた。1990(平成2)～2002(平成14)年の期間には、砂州上の樹林域が拡大した。一方で、築堤による河道内に存置された竹林の水防林としての機能の必要性が薄まり、竹林の管理が粗放化した。

2002(平成14)～2005(平成17)年の期間には、2004(平成16)年洪水等により、低水路内の樹木(草本)が流出したが、その後、再樹林化傾向にある。竹林は、さらに荒廃化が進行した。

岩津下流域においては、1955(昭和30)～1975(昭和50)年頃の期間に大規模な砂利採取により複断面化、複列的単列砂州化(⇒注1)が進行した。

1975(昭和50)～2000(平成12)年の期間には、洪水調節施設の設置や砂州の固定化に伴う平水位と砂州の高い箇所の水位差の増大により、砂州の高い箇所の冠水頻度が減少し草本類、木本類の侵入が顕著となってきた。

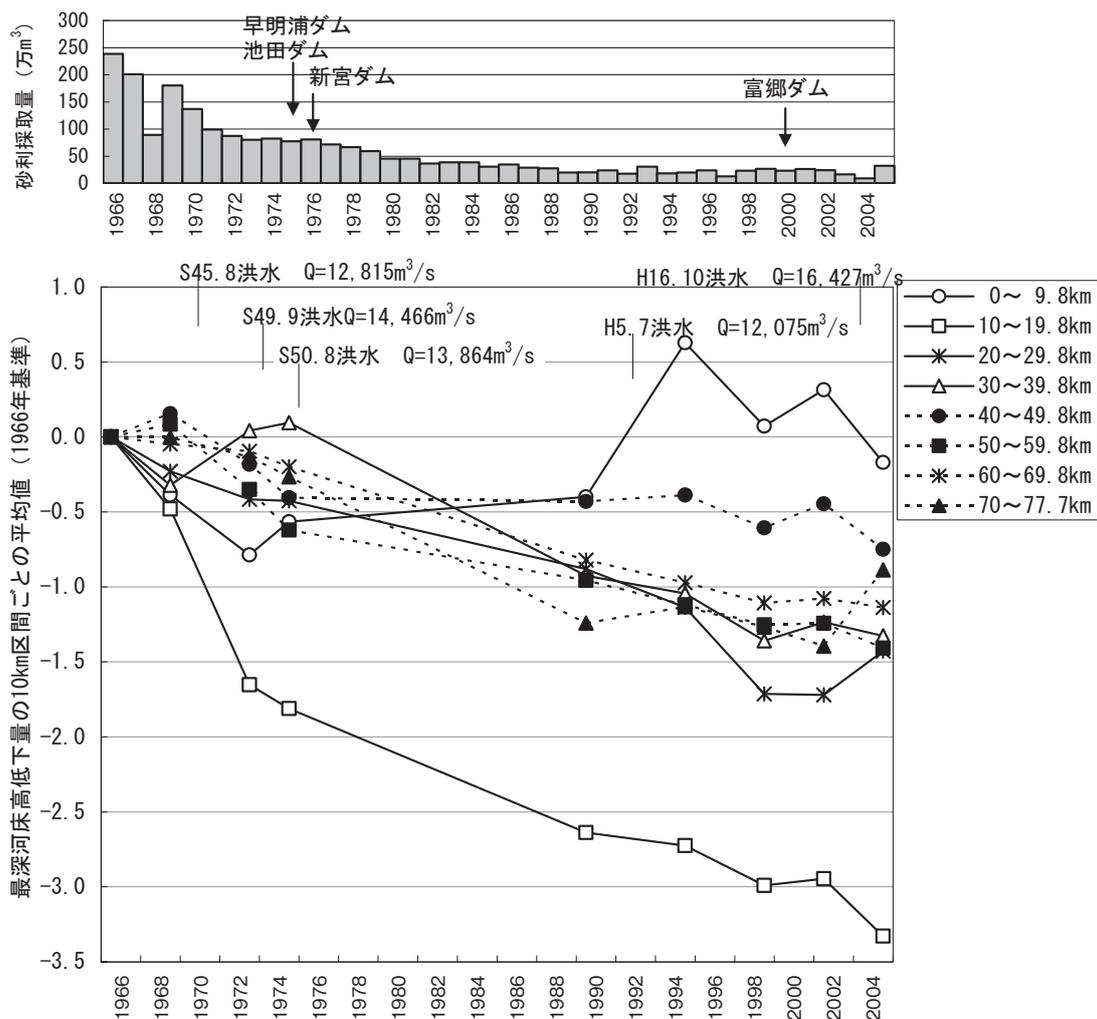


図5.6.8 最深河床高の経年変化図

1990 (平成2)～2002 (平成14) 年の期間には、浮遊砂の砂州への堆積等により、砂州の高水敷化が進行し、砂州と低水路の水位差がさらに増大した。これにより、砂州がさらに固定化され、樹林域の拡大による水衝部の水衝作用が増大することとなった。

2002 (平成14)～2005 (平成17) 年の期間には、岩津上流部と同様に2004 (平成16) 年洪水等により、低水路内の樹木 (草本) が流出したが、その後、再樹林化傾向にある。

図5.6.9、図5.6.10に上述した横断形状の変遷のイメージ図を示す。

#### (5) 平面形状の変化

昭和30 (1965) 年代以前は、岩津上流域においては河道の平面形状が蛇行し、水衝部が固定され砂州移動は制限されていた。岩津下流域については、第一期改修等により概ね築堤整備および護岸設置による平面形状の固定化がなされた。従来の河道の平面形状を尊重した法線形としたため、蛇行が存置され、そのため、砂州移動限界に関する知見 (三輪, 1974) どおり、砂州の移動が制限されている。このことは、深掘部が固定されることを示す。

1955 (昭和30)～1975 (昭和50) 年の期間には、砂利採取等による複断面化が始まった。岩津下流域においては、砂州の多列砂州の列数の減少 (複列的単列砂州化) が進行した。

1975（昭和50年）～1985（昭和60）年の期間には、岩津上流域においては、無堤部の築堤がなされた。岩津上流，下流ともに，この期間においては低水路の固定化，砂州幅の減少（低水路幅の縮小），中水敷の拡大で樹林化が進行した。

2002（平成14）年以降は，樹林化の更なる進行により，水衝部における水衝作用の増大することとなった。

#### (6) 既往最大出水後（2004（平成16）年10月出水）の河道変化

2004（平成16）年に生じた戦後最大規模の洪水により，河道にどのような変化が見られたか横断測量および空中写真により把握し，河道特性の変化等を考察した。

2004（平成16）年10月出水は，台風16号によりもたらされた洪水であり，基準地点岩津において戦後最大流量（16400m<sup>3</sup>/s）が観測され，池田から岩津の間にある無堤地区で浸水被害が生じるとともに，各所で内水はん濫による被害が発生した近年の大出水である。

前述のとおり，昭和30（1955）～40（1965）年代の大量砂利採取を主な要因として，みお筋の固定化，砂州上の樹林化が経年的に進行していたが，戦後最大流量を記録した2004（平成16）年洪水により，砂州の移動，侵食と堆積，樹林の流出などが生じている。2004（平成16）年洪水前後の河道変化の特徴的な事柄を代表的なセグメントごとに整理した。

#### ①セグメント2-2（0～9.8km）・セグメント2-2-①（10～14km）

砂州上（砂州頂部）への堆積が進行した。ただし，河口部の右岸側は侵食された。深掘部の河床低下はほとんど生じていない。

#### ②セグメント2-1（14.2～40km）

砂州の移動や形状変化，みお筋の深掘や新たなみお筋の出現など，河道形態の変化が顕著にみられる。特に岩津狭窄部の下流では，侵食により最深河床高が大きく低下している。また，砂州上の樹林群の流出なども見られる（例えば37～39km）。

#### ③セグメント2-1（40.2～77km）

岩津狭窄部上流で最深河床部高の上昇が生じているほか，50～60km付近で砂州の形状が変化している箇所が見られるが，全体的には大きな変化は少ない。ただし，岩津下流同様，砂州上の樹林群の縮小などが見られている。

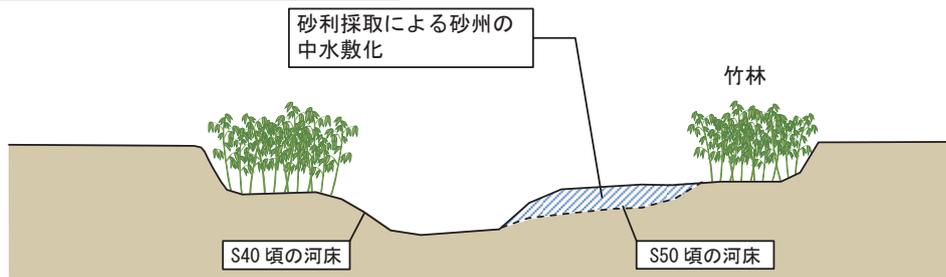
### 5.6.5 吉野川における樹林の現状と課題

#### (1) 樹林面積の変化

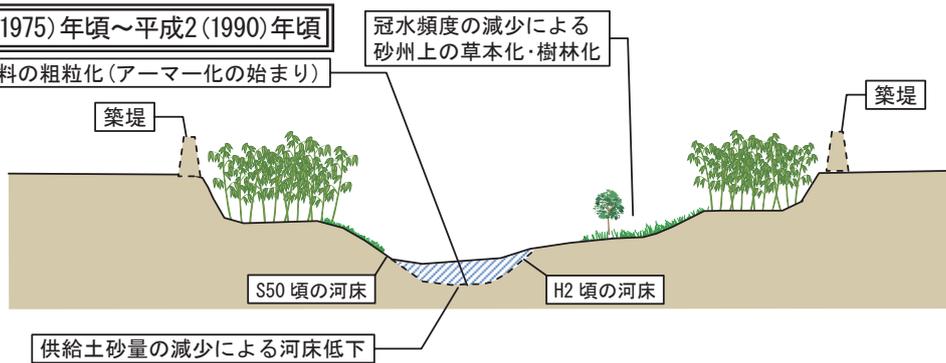
1947（昭和22）年，1969（昭和44）年，1986（昭和61）年，1999（平成11）年，2009（平成21）年の航空写真を用い，植生の状況を竹林，高木林，低木林，草地，自然裸地に分類し，それぞれの面積を整理した（国際航業株式会社，2010）。その結果を図5.6.13に示す。

図5.6.13から，吉野川全体では1947（昭和22）年および1969（昭和44）年には礫砂州などの自然裸地が大きな面積を占めていたが，1986（昭和61）年には極端に減少し代わりに草地在顕著に増えている。1947（昭和22）年から1969（昭和44）年までに全体の面積が減少したのは，築堤による堤外地の堤内地化によるものである。

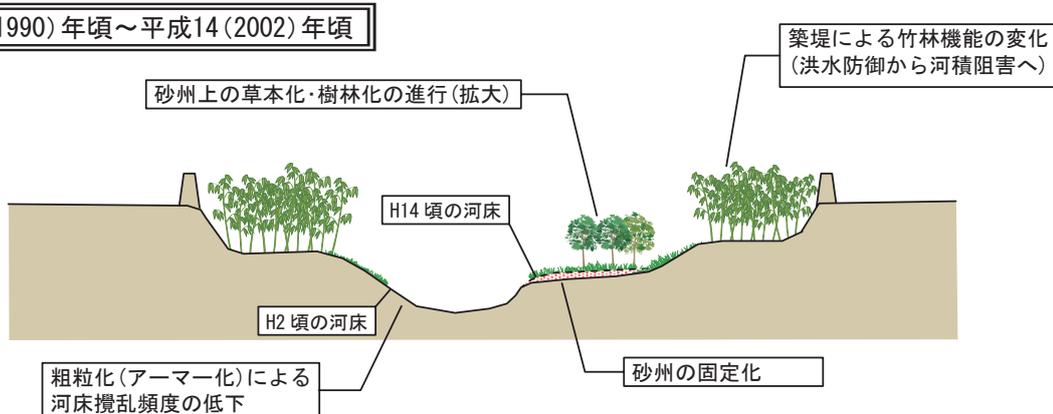
昭和30 (1955) 年代～昭和50 (1975) 年頃



昭和50 (1975) 年頃～平成2 (1990) 年頃



平成2 (1990) 年頃～平成14 (2002) 年頃



平成14 (2002) 年頃～平成17 (2005) 年頃

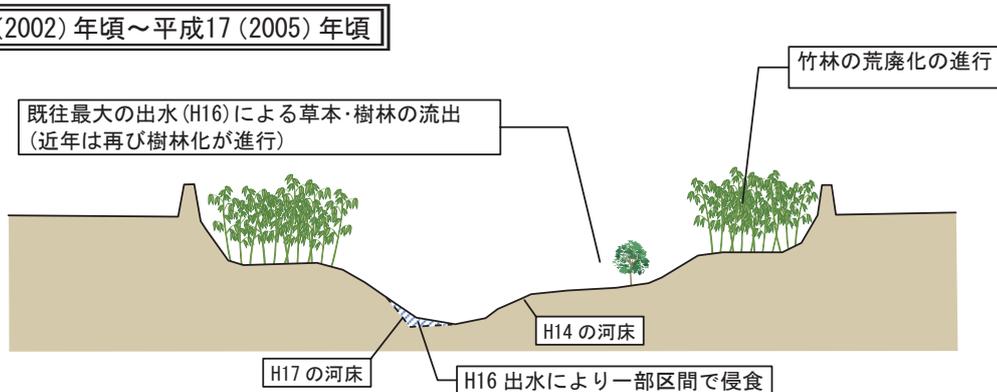
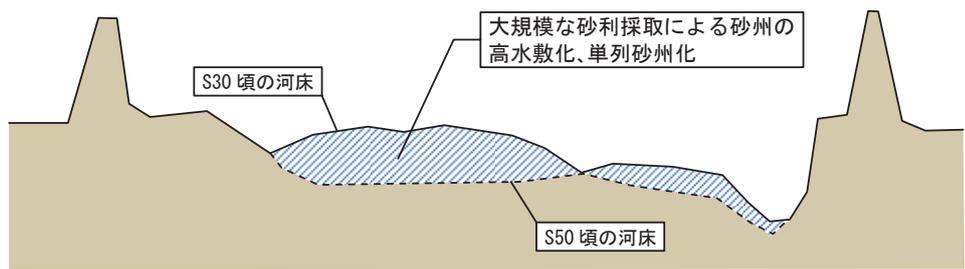
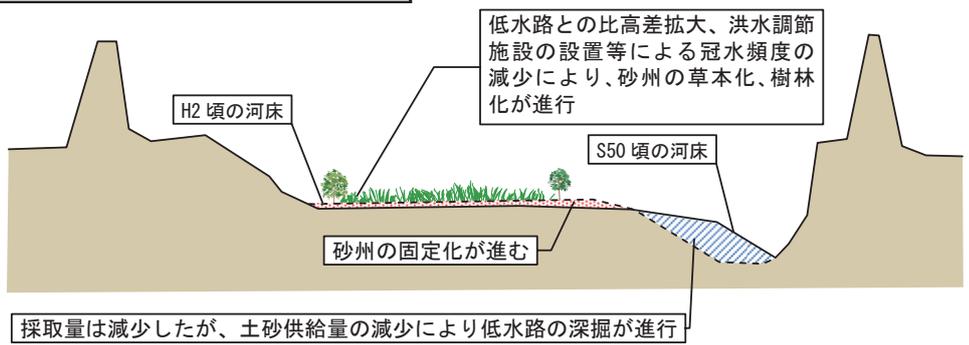


図5.6.9 横断形状の経年変化図(岩津上流部)

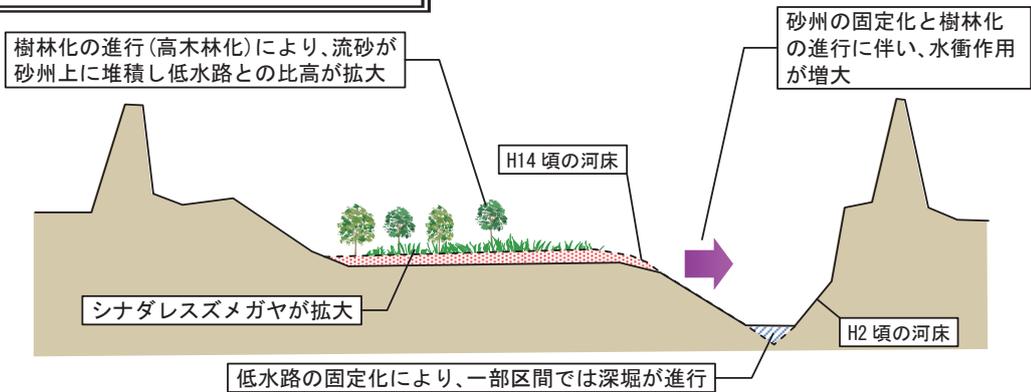
昭和30 (1955) 年代～昭和50 (1975) 年頃



昭和50 (1975) 年頃～平成2 (1990) 年頃



平成2 (1990) 年頃～平成14 (2002) 年頃



平成14 (2002) 年頃～平成17 (2005) 年頃

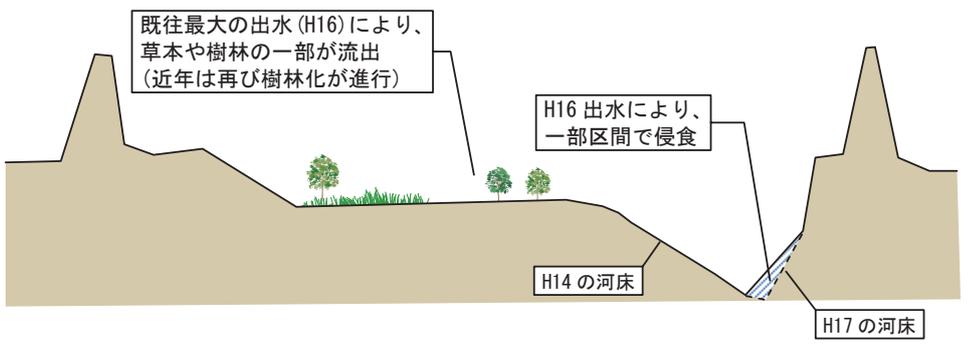


図5.6.10 横断形状の経年変化図(岩津下流部)



図5.6.11 平面形状の経年変化(岩津上流部)



図5.6.12 平面形状の経年変化(岩津下流部)

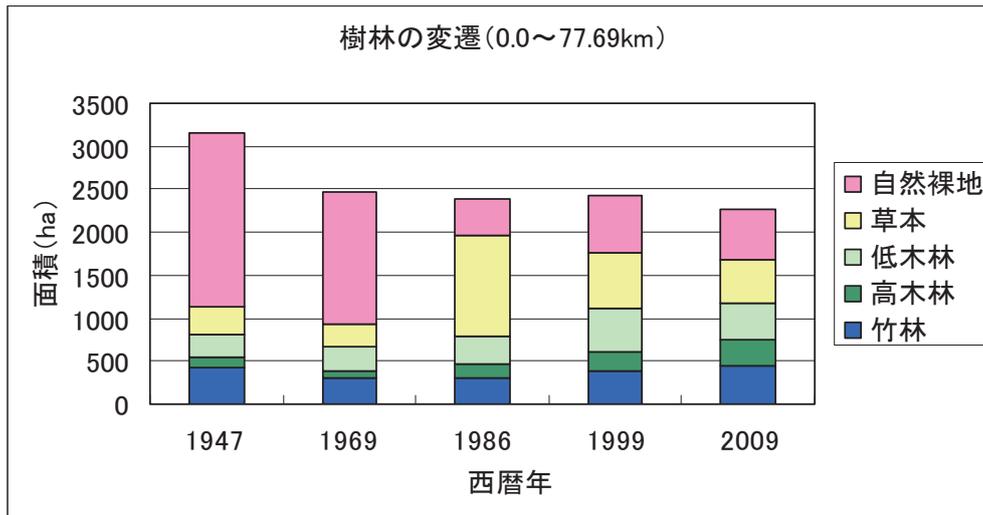


図5.6.13 河道内における植生の面積割合の変化(国際航業株式会社, 2010)

それ以後、1999(平成11)年では低木林(ヤナギ)が増加し、2009(平成21)年では高木林が増加していることから、1969(昭和44)年以降において、砂州などの自然裸地が草地化し、それがやがて低木林、高木林に変化してきたことが推測される。1986(昭和61)年から1999(平成11)年間に草本が減少したのは、その間の渇水や洪水(1993(平成5)年洪水)の影響であると推測される(1993(平成5)年洪水は継続時間が比較的長かった)。

1975(昭和50)年代以降は、ダムの完成や土砂の採取が規制されるなど、吉野川の土砂環境が大きく変化した時期であり、また、それを境に草地や樹林の分布が増加している。

区間別に見た樹木面積の変化は、図5.6.14に示すように、1964(昭和39)～1975(昭和50)年の間では、14～35kmの区間で僅かに増加し、39～73.5kmの区間では減少している。1975(昭和50)～1990(平成2)年の間では、全区間において増加傾向が見られ、特に岩津下流で増加している。

竹林は、図5.6.15に示すように、第十堰付近上流域に分布しており、岩津付近(42～56km)を除いて大きな変化はない。岩津付近の減少は、1964(昭和39)～1975(昭和50)年の築堤工事による竹林伐採、および築堤により分離され一部の竹林が堤内に取り込まれたため、面積計測の定義上、河道から竹林が除外されたものと考えられる。

なお、図5.6.14、図5.6.15のグラフにおいては横軸に縦断距離(左側が上流)、縦軸に樹木面積をとっている。横軸の縦断距離は7kmピッチであり、その区間の樹木面積を示している。

## (2) 樹林化プロセスの要因分析

河道特性の変化および樹林面積の変化等より、樹林化のプロセスは以下のものであると推定した。

吉野川における、樹林生育基盤である河道は、以下のように変遷し、その結果として樹林化に適した生育基盤が形成されたと判断される。

低水路においては、1955(昭和30)年以降、砂利採取等により複断面化が進行するとともに、砂防事業の進展および洪水調節施設の設置等による本川への土砂供給量の減少した状態において、低水路主流部分の河床低下が進行した。その結果、高水敷と低水路の水位差の増大、砂州の

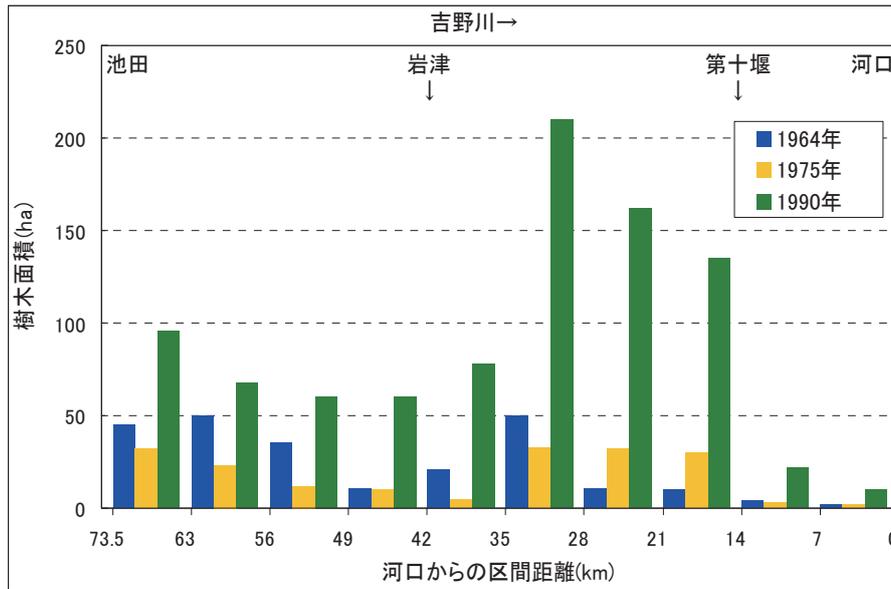


図5.6.14 河道内の樹木面積(竹林以外)の分布と経年変化(鎌田他, 1997)

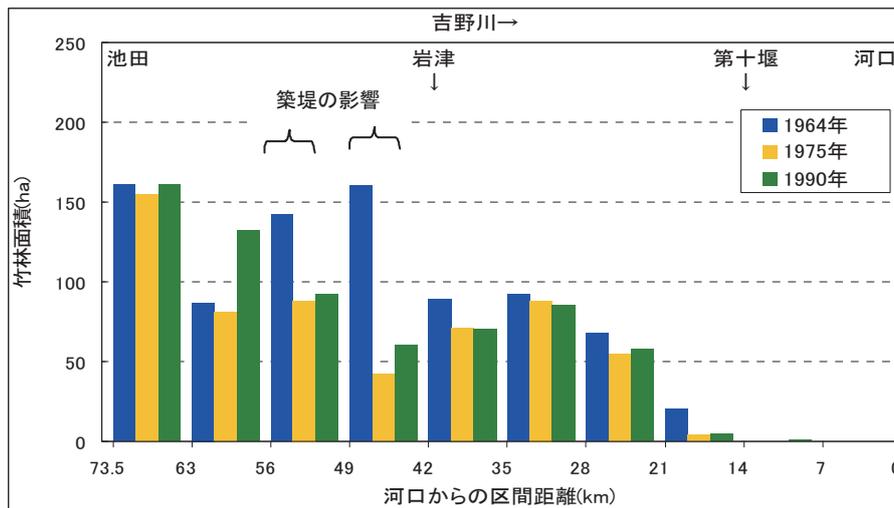


図5.6.15 河道内の竹林面積の分布と経年変化(鎌田他, 1997)

頭部の冠水頻度等の減少により、草地化、樹林化が進行した。

また、高水敷においては、築堤等による竹林機能の変化、社会情勢の変化等によりタケノコ、竹に対する需要が減少し、竹林の荒廃が進行した。

また、今後の樹林化の傾向は、砂州上においては、規模の大きな洪水(2004(平成16)年洪水規模、 $16000\text{m}^3/\text{s}$ )が生起しない場合は、砂州の樹林化(特に固定化した砂州の水裏部)が進行し、規模の大きな洪水が生起する場合は砂州上の攪乱(土砂移動等)により、草本、樹木の倒伏、流出により、少なからず樹林域が減少するものと想定される。

高水敷においては、竹林の荒廃化が一層進行し、竹林域の拡大(低水路側への拡大)が想定される。また、ヤナギについても水衝部の対岸側の河岸沿いの砂州上に拡大していくことが想定される。

### 5.6.6 樹林伐採箇所の選定

吉野川の河道特性や樹林化要因と今後の傾向を踏まえ、河川管理上の課題に対応するための伐採箇所を抽出した。

#### (1) 伐採判断基準

伐採判断基準は、有堤河道の平面形状・無堤区間など河道特性と河川環境特性を考慮しつつ、以下の5つの観点から設定した。

##### ① 流下能力による基準

現況流下能力が不足（整備計画流量に対して）している区間の樹木群が伐採対象となるが、本検討においては、維持管理面での伐採・伐根判断基準を設定するためであり、現状を悪化させないことが目的であることから、現況より樹木群が拡大した場合（=面積が拡大）を判断基準とした。現況より樹木群が拡大するか否かの判断は、1985（昭和60）年以降の航空写真（1986（昭和61）年、1999（平成11）年、2009（平成21）年の3年代）による樹木分布図より樹林の増大面積が大きい場所を抽出した。

##### ② 堤防への影響による基準

堤防への影響は、樹木群の繁茂による堤脚への流速増大による侵食の可能性と堤体への根の侵入の可能性を判断基準とした。堤脚への洪水流による侵食の可能性は、上流側の樹林と堤防間の開放状況と下流側の閉塞状況を判断基準とした。

堤体への根の侵入の可能性は、竹林と堤防との間の距離を用いて評価する。1年間でのタケの地下茎の成長率が一般に3m程度とされている（上田，1955）ことから、堤防法尻から3m以内に位置するか否かを判断基準とした。

##### ③ 巡視点検への影響による基準

巡視点検に対する影響は、樹木群による視界の妨げ程度を判断基準とし、CCTVの視界確保、橋梁への視認を判断基準とした。また、支川、樋管・樋門の堤外水路の樹木群による閉塞状況も判断基準とした。

##### ④ 不法投棄防止からの基準

不法投棄防止からの基準は、樹木群の繁茂による不法投棄が容易であるか否かを判断基準とした。不法投棄の容易性は、対象とする区域の視認性とアクセス性で判断するものとした。また、実績としての不法投棄も評価した。

##### ⑤ 河岸侵食への影響からの基準

水衝作用増大への影響は、水衝部において対岸の砂州上の樹林化程度を判断基準とした。

#### (2) 伐採箇所の選定

伐採判断基準の評価基準に基づいて、伐採箇所の設定を行った。なお、整備計画で伐採箇所となっている樹木群は検討対象外とする。伐採箇所の設定は、以下のフローにしたがい設定した。

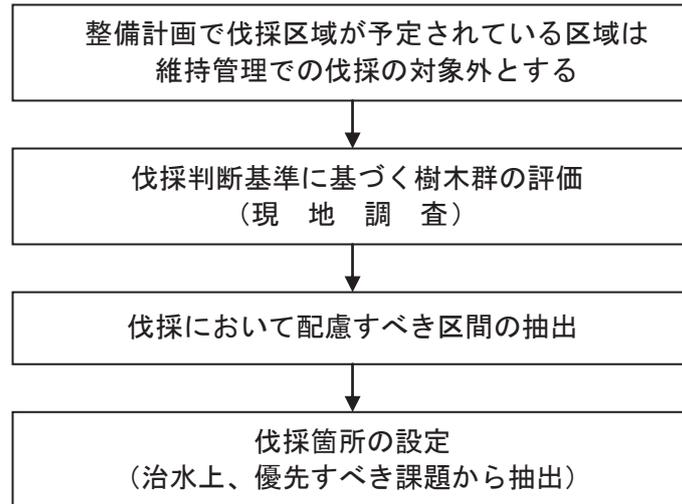


図5.6.16 伐採箇所の設定フロー

### ① 樹木群の評価

樹木群の評価は、現地調査により伐採判断基準に基づき、○、△、×として評価した。○、△、×の評価は、以下のとおりとした。

○:伐採判断基準を下回っている。あるいは基準を満たしている。

×:伐採判断基準を上回っている。あるいは基準を満たしていない。

なお、△として評価したものは、以下のとおりである。

現況流下能力については、整備計画流量に対して河積不足による流下能力が不足している区間がほとんど無く、現状では伐採の必要性が低いことから△とした。

堤防堤脚の直接侵食については、高水敷の等流計算や2007(平成19)年7月洪水での観測結果等より流速2m/s以内であること、既往最大出水であった2004(平成16)年10月洪水で堤防崩れ等の事象がほとんど発生していないことから、直接侵食の可能性が低いことから△とした。

堤体への根の侵入については、1年間での根の生長が3m程度であることから、3～5mは△とした。(1年以上放置すると、侵入する恐れがある)

水衝部の水衝作用増大については、対岸側の砂州上の樹林化までは至っていないものの、数年後に樹林化の可能性のある草本類の侵入を△とした。

### ②伐採において配慮する区間

伐採を実施する際には、伐採に際して配慮すべき区間がある。吉野川の場合、以下の区間が該当する。

- ・保安林指定、河川法施行令第15条の4第1項第3号(伐採につき許可を要する区域)
- ・堤防への水衝を緩和する機能をもつ樹木群(無堤区間では堤防機能の補完)
- ・水衝部等で耐侵食機能を発揮できる樹木群
- ・貴重種が生息・生育している樹木群
- ・風土上の役割を持つ竹林

伐採箇所の選定にあたっては、予め上記区間の抽出を行った。

### ③ 伐採箇所の選定

樹木群の評価において、調査区間ごとに伐採の評価項目に対する判断基準により評価を行った。区間ごとに、各評価項目に対して点数評価を行い、点数上位の区間を伐採箇所に設定することが考えられるが、この方法によって伐採箇所を設定した場合、個々の樹木群の伐採の目的意識が明確とならない。そのため、治水上、優先すべき課題が顕在化している箇所を伐採箇所として抽出した。

伐採箇所の設定における治水上、優先すべき課題は、以下のとおりとした。

- ・堤防に対する影響
- ・河岸・護岸に対する影響
- ・点検等（CCTVの視界、支川合流点の閉塞、樋門の堤外水路の閉塞）に対する影響

以上までの考えに基づき、21箇所、約72.8haを伐採箇所として設定した。

### 5.6.7 伐採計画の立案

#### ① 伐採の優先順位

伐採の優先順位は、治水上の重要度の観点から以下のとおりに設定した。

1. 水衝作用の増大防止（河岸・護岸に対する影響）
2. タケ類等の根の堤体への侵入防止（堤防に対する影響）
3. 支川の樹木による閉塞防止
4. 樋門の堤外水路の樹木による閉塞防止

なお、巡視点検に対して支障となる樹木群は治水上の影響が比較的緊急を要しないため、対象外とした。

#### ② 伐採の年次計画

年次計画は、今後の事業費を念頭に設定し、至近年の樹木伐採の予算から1年間あたりの予算額程度の伐採・伐根箇所を計上した。年次計画は、伐採の実施状況、樹木群の繁茂状況、洪水等による河道変化等を踏まえて定期的に見直していくこととした。

#### ③ モニタリング計画

吉野川における河道内樹木の主な樹種であるヤナギ類、タケ類は萌芽再生能力が高いことから、伐採・伐根後比較的早い段階で再度樹林化することが想定される。そのため、再樹林化を監視するという観点から、モニタリング（監視）を行う。また、伐採を実施した箇所以外にも、課題が顕在化する可能性のある区間の樹林化程度をモニタリングする。

モニタリング（監視）を行う上では、以下の事柄を明確にした。

- ・モニタリング（監視）内容とその視点
- ・頻度および時期
- ・モニタリング（監視）結果の整理および評価

### 5.6.8 今後の課題

#### (1) 継続的な樹木管理の実施に向け

吉野川における樹木の樹種は、大きくヤナギとタケに分類され、これらは伐採（伐開）後の再萌芽および再繁茂が比較的早いことが知られている。

したがって、樹林伐採後も樹林管理を適切に継続して実施していくことが必要となる。

樹林管理の基本は、樹林の状況をよく観ること（モニタリング）、これによって得られた情報を体系的に整理編集し、これら情報を適切に解釈しそれに基づいた評価を行い、この評価に基づいた伐採等の実管理をサイクリックに実施していく管理システムの構築が極めて重要である。また、サイクル型の管理システムの構築にあたっては、各段階における実行内容を明確にし、その役割分担（事務所、出張所、民間）を明確にすることも重要である。

## (2) 空間管理を含めた樹木保全域の検討

本検討において、河川管理上樹木伐採を実施すべき箇所の設定を行った。これとは逆に、河川管理上、あるいは土地利用状況上、保全すべき樹木群も少なからず存在する。

したがって、これら保全すべき樹木群を明確にするとともに、土地利用の保全等の空間管理計画上の樹木群を位置づけていくことが重要である。

## (3) 樹木伐採におけるコスト縮減

近年の社会情勢の変化による維持管理費の削減等から、河川管理者単独で伐採を実施し、かつ、再萌芽の監視や竹林の管理を行っていくのは難しい状況である。そのため、コスト縮減等の観点から、樹木伐採および伐採後の管理を実施していく上での地域との連携・協働が重要である。

こうした観点から、樹木伐採に対する地域住民の意向調査をアンケートにて行った。図5.6.17～図5.6.19にアンケート結果を示す。採木に対する需要は、河口より15～40km区間において比較的高いことが示されている。これらの結果は、都市部よりも郊外部において伐採木に対する需要が高いことが表されている。伐採木に対する一定の需要があると判断されたため、公募伐採による地域住民による樹木伐採が計画され、実施された。

なお、公募伐採を行うことによって、通常の伐採費と比較して1m<sup>2</sup>あたり約100円費用が削減できると試算されている。

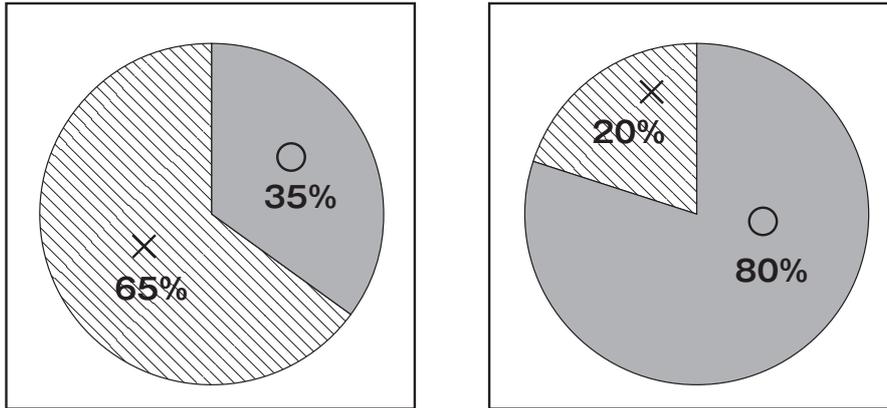


図5.6.17 アンケート結果(左:伐採木のチップ化の是非, 右:自ら伐採することの是非)

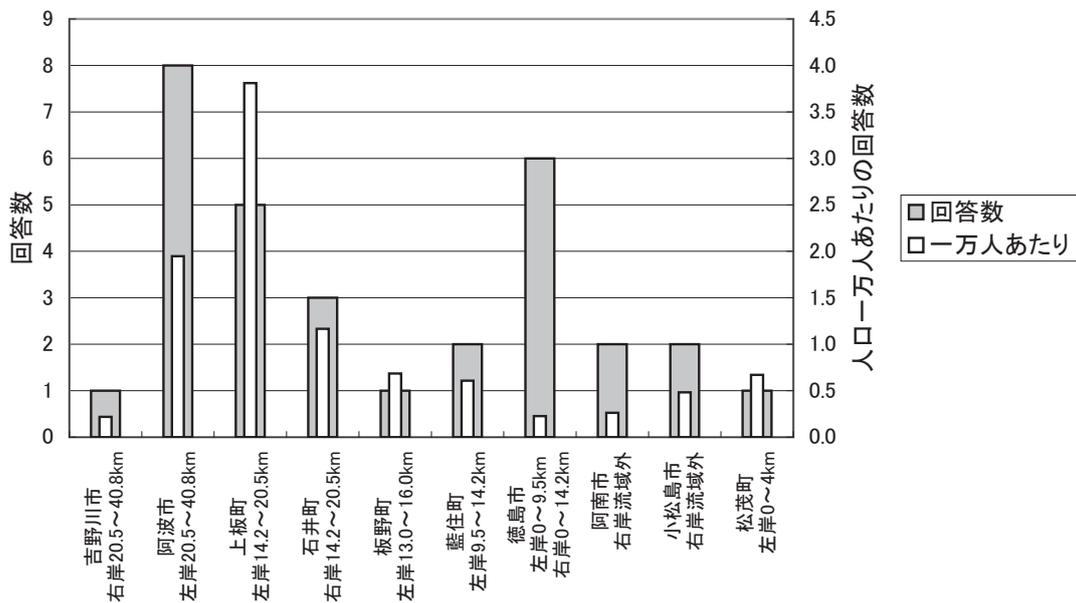


図5.6.18 アンケート回答者の地域分布

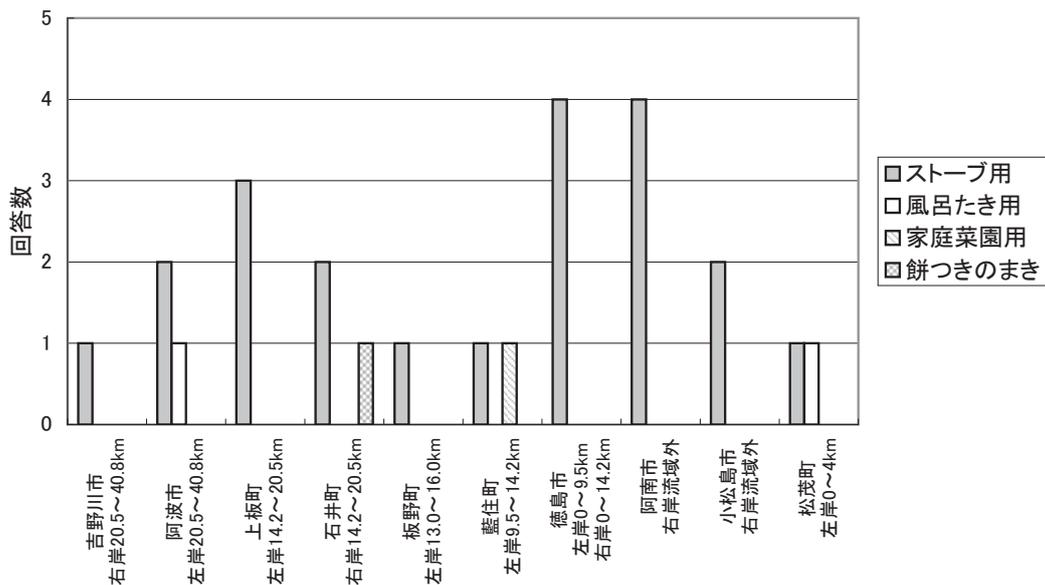


図5.6.19 地域ごとの伐採木の利用分布

## 注.

### 注1) 複列的砂州の特徴

複列的砂州は、**図T.6.1**のような砂州配置となり実河川では川幅水深比50～120程度で生じている。砂州波長 $L$ は川幅 $B$ の3～8倍であり、砂州波高 $H_s$ は複列砂州とあまり変わらない(山本, 2010)。



図T.6.1 複列的砂州の平面形状

## 参考文献

- 青木信哉・田中規夫・八木澤順治(2007)洪水攪乱影響の違いがツルヨシの形態的特徴と繁茂量・拡大域に与える影響, 水工学論文集第51巻.
- 芦田和男, 奥村武信(1974)ダム堆砂に関する研究, 京都大学防災研究所年報, 第17号B, pp.555～570.
- 上田弘一郎(1955)水害防備林, pp128～133.
- 鎌田磨人, 岡部健士, 小寺郁子(1997)吉野川河道内における樹木及び土地利用変化型の分布の変化とそれに及ぼす流域の諸環境, 環境システム研究 Vol. 25, pp.287～294.
- 国際航業株式会社(2010)平成21年度吉野川河道内樹木調査業務, pp15～80.
- 国土交通省 四国地方整備局 徳島河川国道事務所(2006)吉野川河道内樹木の管理について(案).
- 国土交通省 四国地方整備局(2009)吉野川水系河川整備計画-吉野川の河川整備(国管理区間)-.
- 財団法人河川環境管理財団編(2001)堤防に沿った樹林帯の手引き, 山海堂. pp.152～154.
- 財団法人河川環境管理財団 河川環境総合研究所(2010)堤防維持管理技術 河川堤防の現地における目視点検の視点, pp.96～98.
- 財団法人国土技術研究センター編(2002)河道計画検討の手引き, 山海堂, pp.75～132.
- 末次忠司・藤田光一・服部敦・瀬崎智之・伊藤政彦・榎田真二(2004)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床を対象として—, 国土技術政策総合研究所資料.
- 藤田光一(2007)河道セグメント2における川幅縮小のメカニズムと予測技術～掘削後の河道応答を「もっと読もうとする」河川技術のために～, 第43回 水工学に関する夏期研修会講演原稿.
- 三輪式(1974)実際河川における砂レキ堆の移動と安定の限界角度, 昭和49年農業土木学講演会.
- 八木澤順治・田中規夫・青木信哉(2006)ツルヨシのランナーによる群落拡大が土砂の移動限界に与える影響, 水工学論文集第50巻.
- 山本晃一(1971)礫河床のサンプリングと統計処理, 土木技術資料 Vol.13 - 7.
- 山本晃一(2010)沖積河川, 技報堂出版, pp.46 - 69, 71 - 85, 114 - 116, 202 - 204, 216 - 218, 303 - 361, 419 - 425, 455 - 573, 455 - 575.

山本晃一，高橋晃（1983）扇状地河川の河道特性と河道処理，土木研究所資料第 3159 号．pp. 27 - 31.

山本晃一，白川直樹，大塚士郎，伊藤英恵，内田士郎（2005）流量変動と流送土砂の変化が沖積河川の生態系の及ぼす影響とその緩和技術，河川環境総合研究所資料第 16 号．

山本晃一，阿佐美敏彦，田中成尚，新清晃，鈴木克尚（2009）鬼怒川の河道特性と河道管理の課題，河川環境総合研究所資料，第 25 号．

山本晃一編著（2010）河道特性に及ぼす粘性土・軟岩の影響と河川技術，河川環境総合研究所資料，第 29 号，pp.136 - 164, 250 - 257.

山本嘉昭，鈴木克尚，江幡禎則（2011）神流川における外来樹木種対策を組み込んだ河道整備，河川技術論文集，第 17 巻，pp.155 - 160.

## 第6章 セグメントスケールから見る植生の保全・再生

本章においては、初めにセグメントスケールを計画対象空間とした植生の保全・再生計画と空間管理計画の考え方を記し、次に、多摩川セグメント1およびセグメント3における植生の保全・再生計画の検討事例を記す。

事例は、河川環境管理財団の受託事業として実施したもので、小林他(2006)の報告を基に記したが、多摩川の河道および植生の変化の要因分析や河道特性に関する記載が十分でないので、財団法人河川環境管理財団(2010)、山本(2005)の情報を付加し、編集、修正した。

### 6.1 植生の保全・再生計画と空間管理計画

これまでセグメントスケールを空間とした詳細な植生の保全・再生計画を策定した河川は無い。これは、本来、4.3に記した河川環境管理基本計画の部分計画である空間管理計画の中に位置付けられるものである。セグメントスケールの植生の保全・再生計画を策定するにあたっては、当然、植生の立地基盤の異なるセグメント毎に、河道特性および河川環境特性調査結果に基づき、立地条件にあった、また地域に応じた植生の保全・再生計画を策定し、植生の管理方針を定め、空間管理計画に位置付けておかなければならない。当然、河川整備計画にも反映されるものである。

セグメントスケールの植生の保全・再生計画は、本来、既存の河川整備計画および空間管理計画を与件として策定されるものであるが、セグメントスケールの植生の保全・再生計画の検討を通して、既設の空間管理計画を修正・付加・改定がなされる可能性が高く、絶対的な与件とせず、柔軟に検討・策定されるべきである。河川整備計画、河川環境管理基本計画自体も、10年単位程度毎に、社会・経済状況の変化や大災害の発生など、計画を取り巻く条件の変化に応じて、見直し、修正して行かざるを得ないものである。

植生の保全・再生計画に当たっては、対象河川の河道特性が人為的インパクトにより変化しているため、それによる河道および植生の応答を分析しておかなければならない。河道および植生は過去には戻れないのであり、変化の必然性を読み取り、近未来を予測し対応計画を策定しなければならない。

植生の保全・再生に当たっての計画目標は、植生のみの維持管理行為ではその目的の達成が不可能である場合が多く、人為的な河道形状の造成、洪水制御方式の変更、供給土砂の補給など多様な対応措置が求められる。

### 6.2 多摩川セグメント1における植生の保全・再生のための植生管理

#### 6.2.1 検討の目的

「多摩川河川環境管理計画」は、1980(昭和55)年に全国初の河川環境計画として策定された。その後、2001(平成13)年3月に機能空間配置の見直し等に伴い管理区分の設定などの改定を実施した(⇒4.3)。

2004(平成16)年6月「特定外来生物による生態系等に係わる被害の防止に関する法律」が公布された。多摩川においてもオオブタクサ、ハリエンジュ、アレチウリ等の侵略的外来種が自然系保持空間で拡大していた。また、セグメント1における礫河原の減少が問題となった。

すなわち、人為的影響を極力排除する「生態系保持空間（⑧空間，通称，マルハチ空間）」において侵略的外来種の増加，礫河原の減少に伴う在来河原植生の減少が生じた。これらは，従来の生態系保持空間の植生管理方針を見直す必要性を示していた。

本検討は，多摩川河川環境管理計画の見直し検討の一環として，多摩川セグメント1における植生状況評価と生態系保持空間の植生管理手法を検討したものである。

## 6.2.2 多摩川の概要と河道特性

財団法人河川環境管理財団（2010）より，多摩川の概要と河道特性を整理し，セグメントスケールでの植生の保全・再生のための検討の基礎情報とする。なお，本小節においては，多摩川61.8kmから河口までの河道特性について記述している。これらは，後述する6.3における多摩川汽水域の植生管理論に関連する背景情報となるからである。

### (1) 多摩川の概要と改修の経緯

多摩川は，その源を山梨県甲州市の笠取山（標高1953m）に発し，途中，秋川，浅川などの支川を合わせながら，東京都の西部から南部を流下し，東京都と神奈川県の間を流れ，東京湾に注ぐ，幹川流路延長138km，流域面積1240km<sup>2</sup>の一級河川である。上流域では，関東山地南部に位置する雲取山，笠取山，大菩薩嶺などで囲まれる地域に発する小菅川，丹波川などの水を集め，東へ流れて奥多摩湖に入り，小河内ダムを経て氷川で日原川を合流し，青梅で山地から関東平野に出る。中～下流域では，渓谷部から平野部へ流出し，武蔵野台地の南縁に沿って瀬と淵を織り成し，密集した市街地の中を抜け東京湾に注いでいる。

その流域は，首都圏の南西部にあって細長い羽状形を呈し，山梨県，東京都および神奈川県の1都2県にまたがっている。中・下流の平野部は，首都圏の中でも都市化の進展が著しい地域であり，流域内の人口のほとんどが集中するとともに，高度な土地利用がなされている。

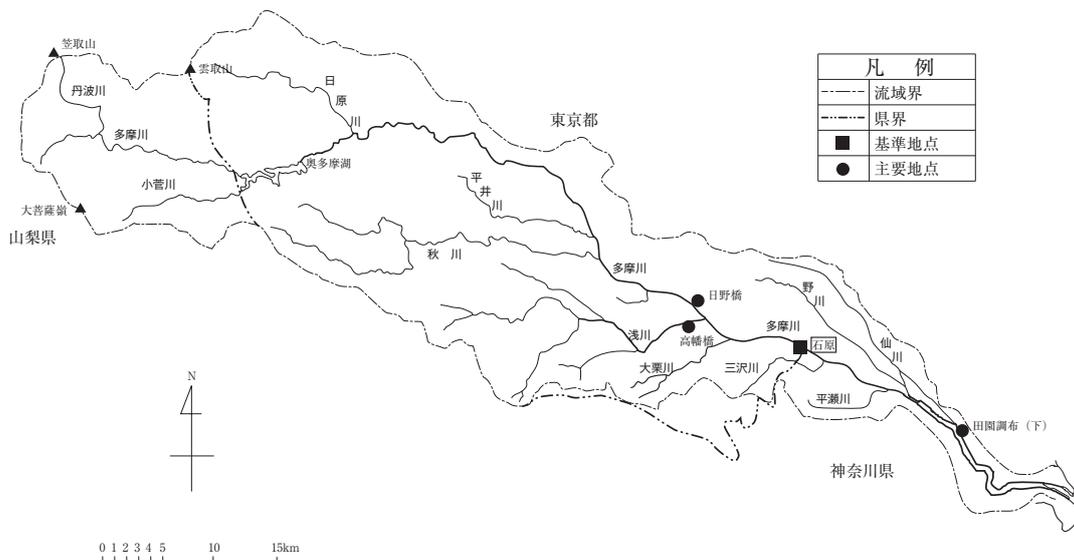


図6.2.1 多摩川流域図

多摩川流域は台地、丘陵地の発達により洪水氾濫地域が規定され、沖積谷幅が比較的狭小である。

青梅より上流側は関東山地の一部にあたり、穿入蛇行形態が見られる。そのため、川の両側が切り立った崖となり、樹林と河川が一体となった良好な景観を呈している。

青梅から調布取水堰(13.3km)までの区間は、連続した瀬と淵および中州が存在し、水際および高水敷にはオギやツルヨシ等の群落が見られる。また、羽村大橋(53.2km)下流右岸等に見られる礫河原には、カワラノギク等河原特有の植物が見られたが、近年、低水路の縮小により高水敷化した区域にハリエンジュの繁茂が進行し、河原植生の生育場が減少している。

調布取水堰(13.3km)より下流は、感潮域である。また、河口より1km地点下流は、多くの沿岸部の埋め立てが行われ、日本の高度成長を支えた京浜工業地帯となった。

多摩川においては、江戸時代、治水事業として蛇行の直線化(ショートカット)が行われ、利水事業として玉川上水、二ヶ領用水、六郷用水等の開発が行われた。玉川上水は、丘陵地を切り開いて用水路を開削し、多摩川の氾濫とは無関係の武蔵野台地、江戸に多摩川の水を導いたものである。二ヶ領用水は多摩川右岸側、六郷用水は多摩川左岸側の灌漑用水として開発された。これらの事業は近世初期から中期に手掛けられたものである。

近年の治水事業については、1910(明治43)年の出水を契機に、1918(大正7)年より直轄事業として二子橋地先から河口までの区間について、計画高水流量を $4170\text{m}^3/\text{s}$ とし、築堤・掘削・浚渫および水衝部等に護岸が施工された。また、1932(昭和7)年より二子橋地先から日野橋地先までの区間について、日野橋地点における計画高水流量を $3330\text{m}^3/\text{s}$ とし、築堤・掘削・護岸等の工事が実施され、あわせて支川浅川の高幡橋地先から下流の区間について同様の工事が実施された。加えて、1959(昭和34)年の伊勢湾台風を契機として河口部の高潮対策が実施された。

1966(昭和41)年には、これらの計画を踏襲した多摩川水系工事実施基本計画が策定された。しかし、1974(昭和49)年9月の台風16号により計画高水流量に匹敵する出水に見舞われ、二ヶ領宿河原堰左岸の狛江地区で堤防決壊が発生し、家屋等19棟が流される被害が生じた。この被害により、1975(昭和50)年4月、この出水等の状況および流域の開発状況等を考慮し、基準地点石原の基本高水のピーク流量を $8700\text{m}^3/\text{s}$ とし、このうち上流ダム群により $2200\text{m}^3/\text{s}$ の調節を行い、計画高水流量を $6500\text{m}^3/\text{s}$ と改定された。

さらに、多摩川において破堤氾濫が発生した場合、壊滅的な被害が予想され、経済社会活動に甚大な影響を与えることが懸念されるため、超過洪水対策として1987(昭和62)年3月の河川審議会の答申を受けて、1988(昭和63)年3月に工事実施基本計画に高規格堤防の整備が位置付けられた。

2001(平成13)年には、1997(平成9)年の河川法改正に基づく河川計画制度の見直しに基づき、長期的な河川整備の方針である「多摩川水系河川整備基本方針」と当面20～30年の期間を対象とした具体的な整備計画である「多摩川水系河川整備計画」が策定された。

## (2) 多摩川のセグメント区分と河道特性

本節で示す河道特性量は、2008(平成20)年2月に行われた河道横断測量より低水路幅を設定し、その幅での平均河床高 $Z_m$ 、および平均年最大流量流下時の不等流計算結果より水面高を求め、

その標高から平均河床高を減じた低水路の水深 $H_m$ を用いて評価した。

① セグメント区分

多摩川のセグメント・河道区分毎の河床勾配，代表粒径を整理すると表6.2.1のとおりである。堰地点で河道区分が変化することから，多摩川の河道特性には堰が大きな影響を及ぼしていることがわかる。

表6.2.1 多摩川のセグメント・河道区分

セグメント	河道区分	代表粒径 $d_R$ (mm)	河床勾配 $1/l_b$	備考
1	① 48.4k ~ 61.8k	44	220	
	② 37.0k ~ 48.4k	27	260	上流端は秋川合流点
	③ 32.4k ~ 37.0k	31	330	上流端は浅川合流点
2-1	① 22.4k ~ 32.4k	24	440	上流端は大丸用水堰
	② 13.3k ~ 22.4k	27	800	上流端は二ヶ領宿河原堰
2-2	5.0k ~ 13.3k	6	1730	上流端は調布取水堰
3	0.0k ~ 5.0k	0.2	3100	

※代表粒径は2005(平成17)年度多摩川河床材料地質調査業務の調査結果より下層の代表粒径を平均して算出。ただし0.0k ~ 5.0kは水中採取(上層)の平均値。

② 平均年最大流量の評価

河道特性量の評価に用いた平均年最大流量は，石原地点(28.11km)の1968(昭和43)～2007(平成19)年の平均年最大流量値 $1356\text{m}^3/\text{s}$ とした。なお，支川の流入量は，河川整備基本方針の計画流量配分比により設定した。

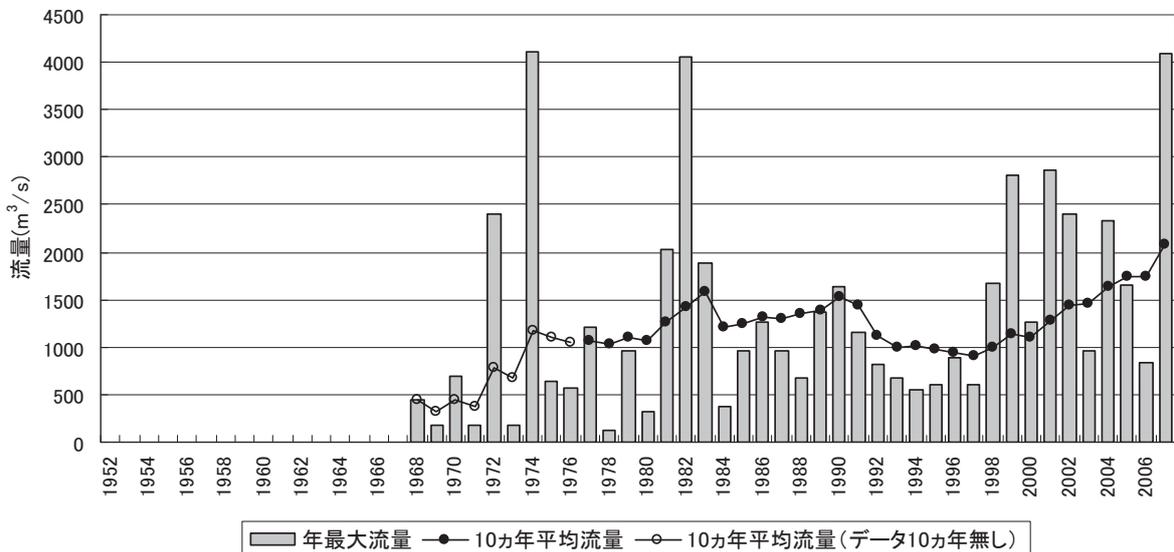


図6.2.2 年最大流量の経年変化(石原地点)

### ③ 河床縦断形と勾配

多摩川は、堰（落差工）地点で河床形状が不連続になり、階段状の河床縦断形状となっている。宿河原堰の改築（1999（平成11）年3月竣工）や旧四谷本宿堰改築（2005（平成17）年4月竣工）によって階段状の河床縦断形状が滑らかになりつつある箇所も存在するが、多くの堰地点で未だ河床形状は階段形状となっており、特に大丸用水堰（32.4km）、昭和用水堰（47.94km）、小作堰（55.93km）上下流での河床高の差が大きい。

図6.2.3に多摩川の2008（平成20）年2月時点の平均河床高および最深河床高縦断図を示す。同図には横断構造物位置、主な支川合流点位置を示した。

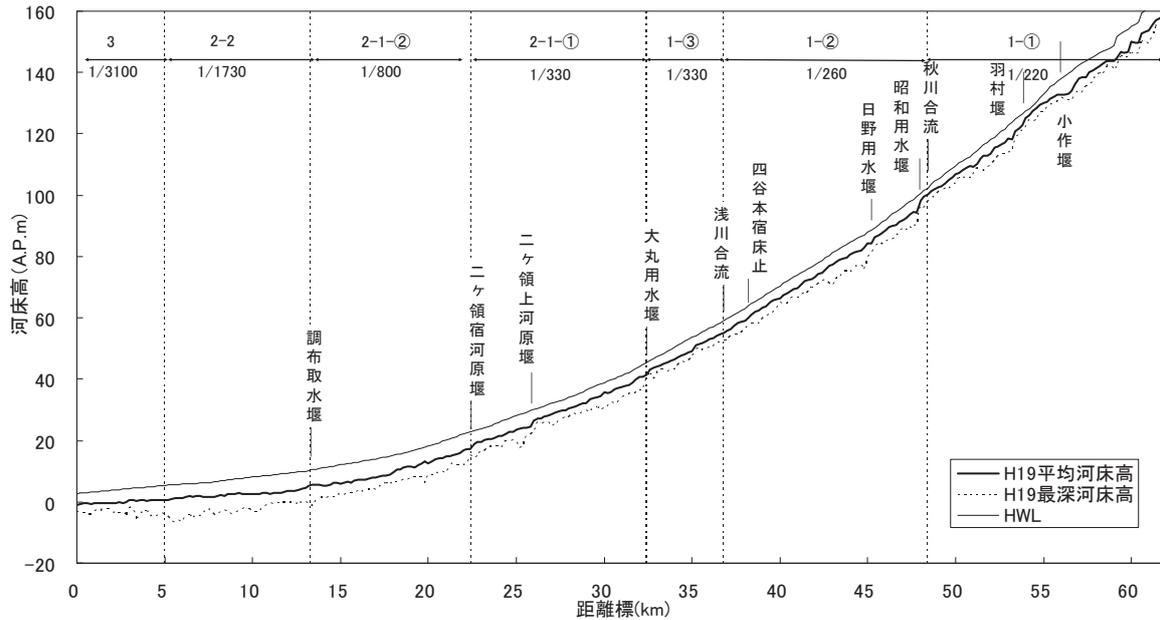


図6.2.3 2008年平均河床高および最深河床高縦断図

### ④ 河道特性のまとめ

平均年最大流量，2005（平成17）年の河床材料調査による代表粒径，2008（平成20）年の河床横断測量を用いて準二次元不等流計算により河道特性量を評価した。その結果より，表6.2.2に多摩川直轄区間0.0～61.8km区間の河道特性量を小セグメントごとにまとめた。なお，河口出発水位は0.0kmでの計画高水位であるA.P.2.72mとして評価している。河道特性の把握のためには平均潮位を取るべきである。河口出発水位を平均潮位とした場合のセグメント3の $u_*^2$ は50～55 $\text{cm}^2/\text{s}^2$ 程度となる。

表6.2.2 河道特性整理表

距離(k)	セグメント	河床材料 $d_R$ (mm)	河床勾配 の逆数	エネルギー 勾配の逆数	平均水深 $H_m$ (m)	摩擦速度 $u_*^2$ ( $\text{cm}^2/\text{s}^2$ )	無次元 掃流力 $\tau_{*R}$	平均 低水路幅 (m)	平均 川幅 水深比	平均年最大 流量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	低水路 粗度係数
0.0-5.0	3	0.2	3100	14150	2.99	23.5	0.779	490	166	1460	0.018
5.0-13.3	2-2	6	1730	4200	3.06	93.4	0.097	265	109	1460	0.018
13.3-22.4	2-1-②	27	800	760	2.71	347.0	0.079	195	75	1460 <sup>※)</sup>	0.025
22.4-32.4	2-1-①	24	440	480	2.18	434.7	0.110	219	107	1356	0.025
32.4-37.0	1-③	31	330	380	1.69	474.6	0.095	325	196	1356	0.030
37.0-48.4	1-②	27	260	320	1.91	611.5	0.141	192	110	542	0.030
48.4-61.8	1-①	44	220	240	1.67	657.3	0.093	130	94	980	0.030

※) 13.3-17.8k:1460 $\text{m}^3/\text{s}$ , 17.8-22.4k:1356 $\text{m}^3/\text{s}$

#### (4) 人為的インパクトと河床高変化

##### ① 河床高に影響を与えた河道改修

多摩川の直轄区間における河道地形の変化に影響を与えた河川改修としては、1919（大正8）1933（昭和8）年に実施された多摩川改修工事が挙げられる。同工事では、高水敷が設計高水敷高面に掘削浚渫され、築堤材料の一部となるとともに、周辺低地の埋め立て材料として使用された。

その後、初期の効果を保持させるために、多摩川維持工事が1933（昭和8）～1942（昭和17）年までの10カ年継続事業として実施された。

これらの工事において、高水敷掘削や低水路浚渫が度々行われたことで、多摩川の河道特性に多大な変化がもたらされ、現在に至っている（山本，2005）。

##### ② 砂利採取

砂利は、鉄道線路用、道路用のほか、コンクリート用として用いられる。多摩川では都市化の進行とともに、コンクリート用砂利の需要は、増加の一途をたどってきた。

コンクリート用砂利は、弾力性に富むものが良質とされ、これは活石〔いきいし〕と呼ばれている。多摩川水系の水源地域には、秩父古生層が広く発達しており、多摩川の砂利の多くは、この秩父古生層を母岩としている。特に本流に活石が多く、良質の砂利が堆積していた。

多摩川での砂利採取は、明治年代に入って首都が東京に移り、セメント工業の発達と近代化にあたっての建設材料とするために、明治10（1877）年代から本格的に始められた。その後大正年代に入って関東大震災（1923（大正12）年）が発生したことから、東京の再生を目指す帝都復興事業が始まり、それに伴って砂利採取が一層活発に行われるようになった（多摩川史編集委員会，1986）。

戦後の高度成長時代に始まる砂利採取の急増により低水路河床が低下し、堰頂の突出や軟岩の露出によって、河道内に段差が形成される等の影響をもたらした。

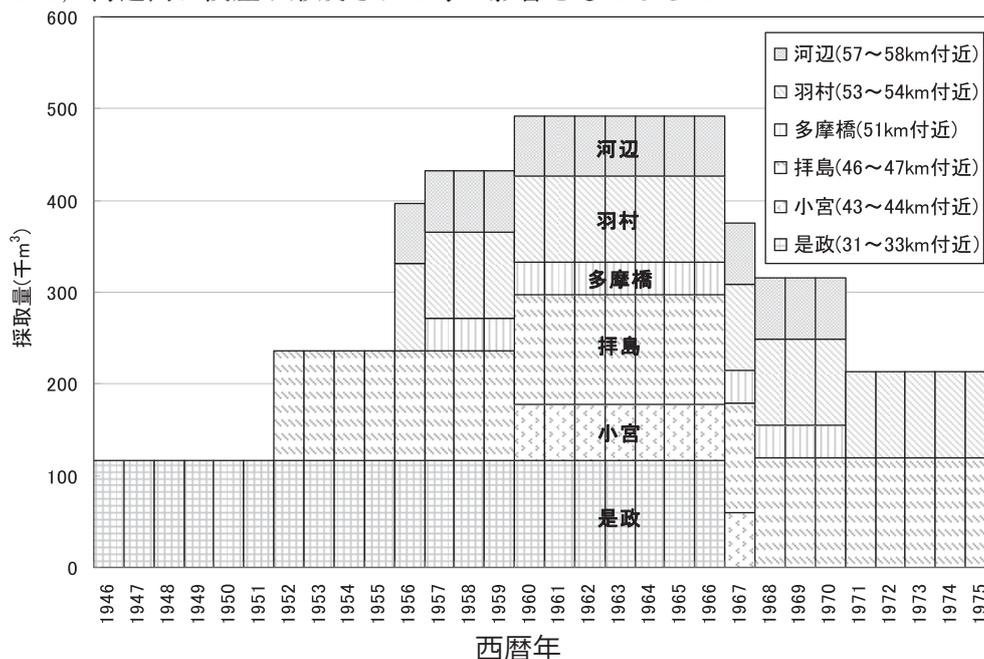


図6.2.4 西部建設株の採取工場別砂利採取数量 (多摩川水系砂利採取調べより作成)

### ③ 上流域におけるダム設置とダム堆砂状況

多摩川の直轄上流には、小河内ダムと白丸ダムの2つのダムが存在する。

多摩川の最上流端に位置する小河内ダムは、1957（昭和32）年に竣工したダムである。ダム上流の流域面積は262.9km<sup>2</sup>であり、全流域面積の21%を占める。このダムには土砂排砂ゲートが無いため、ダム上流域から供給された土砂は、ほぼ全量がダム貯水地に堆砂する。そのため、小河内ダム下流への土砂供給はほとんど無く土砂供給量が大幅に減少した。なお、小河内ダムでは、1957（昭和32）～2005（平成17）年で年平均11万m<sup>3</sup>/年の土砂が堆積している。

一方、その下流に位置する白丸ダムは、1962（昭和37）年に竣工したダムである。小河内ダム～白丸ダム間の残流域の面積は約134km<sup>2</sup>である。このダムは排砂ゲートを持っており、洪水時には排砂が行われている。また、堆積土砂の人為による採取を継続的に行っている。そのため、白丸ダム上流域からの供給土砂の多くはダム下流側へ供給されている。

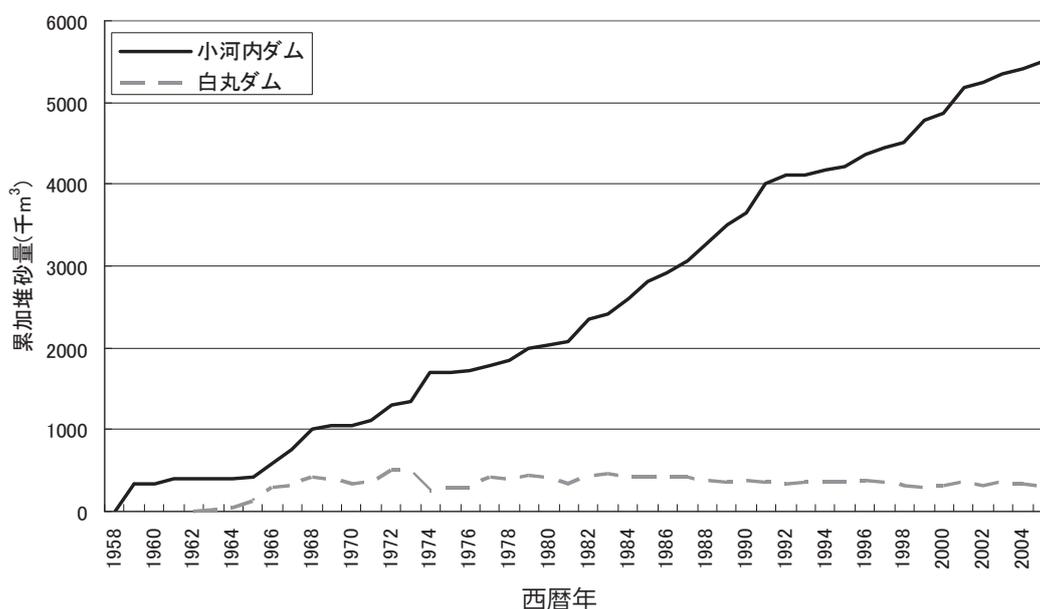


図6.2.5 小河内ダム・白丸ダムの堆砂量の経年変化

### ④ 河床高変化の状況

戦前の河床高変化（1905（明治38）～1933（昭和8）年）最深河床高は、河川改修や砂利掘削（浚渫）の影響により、河口～二子間で最深河床高が約2m低下した（山本2005）。

さらに、戦後も砂利採取が行われ、1957（昭和32）年に小河内ダムが完成したことで、1962（昭和37）年までに河口～二子間（20km）の最深河床高は約0.8m低下し、河床低下は継続していた。その後、砂利採取の終了（1962（昭和37）年）とともに平均河床高についてはほぼ安定している。

20km上流では、砂利採取が1975（昭和50）年まで継続され、**図6.2.6**の10km区間ごとの最深河床高の経年変化に示すとおり、中流域（20～40km）での河床低下が進行している。また、近年（1998（平成10）年以降）、粘性土・軟岩が露出し始めた40km上流では最深河床高の低下、すなわち、軟岩の溝状侵食が進行している。

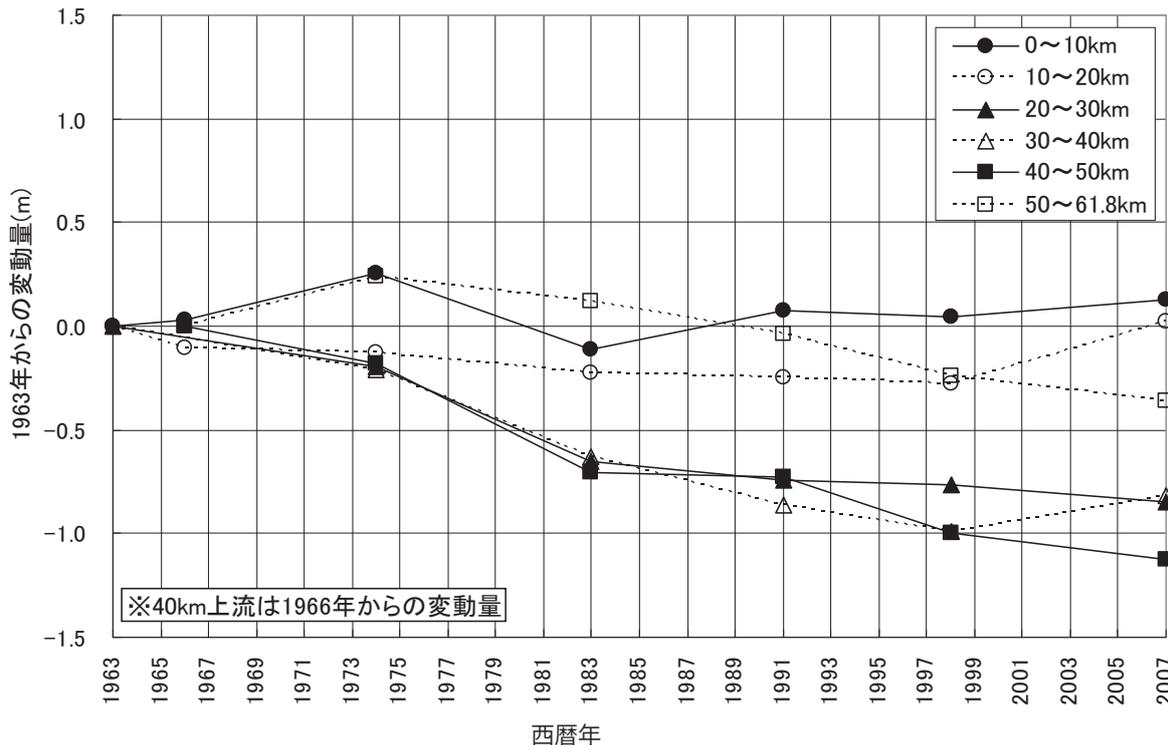


図6.2.6 10km区間ごとの最深河床高の経年変化

### 6.2.3 植生群落の立地条件の検討

植生管理方針に資する目的で、多摩川のセグメント1における植生群落の立地条件および植生変化状況を把握した。

#### (1) 植生の立地環境の評価指標

河道内の植生環境は、土壌、比高などの基盤環境の状態や、洪水などによる基盤条件の変化・攪乱により変動変化するものである。植物が生育する場の環境を規定する重要な物理環境の指標として、日常の河川管理業務（定期縦横断測量・水位観測・流量観測等）により把握することのできる以下の4つの指標を抽出し、それらを用いて植生の立地環境を評価する。

- ・比高（平水位からの高さ）
- ・水際線からの距離（平水時の水際からの距離）
- ・冠水頻度（過去10年の日流量に対して冠水日数）
- ・摩擦速度（過去5ヶ年の最大流量）

横断地形と生育する植生の関係の分析イメージは、図6.2.7の様であり、分析フローを図6.2.8に示す。

具体的には、定期横断測線上に5m間隔で情報抽出地点を設定し、各地点の植生情報と基盤環境情報（比高、冠水頻度）を横断図、不等流計算結果、植生図等から求めた。

物理環境を示す4つの指標の具体的算出方法は、以下のとおりである。

- ・比高:水分条件を表す指標の一つとする。平水位からの高さを地下水からの比高と仮定して算出した。

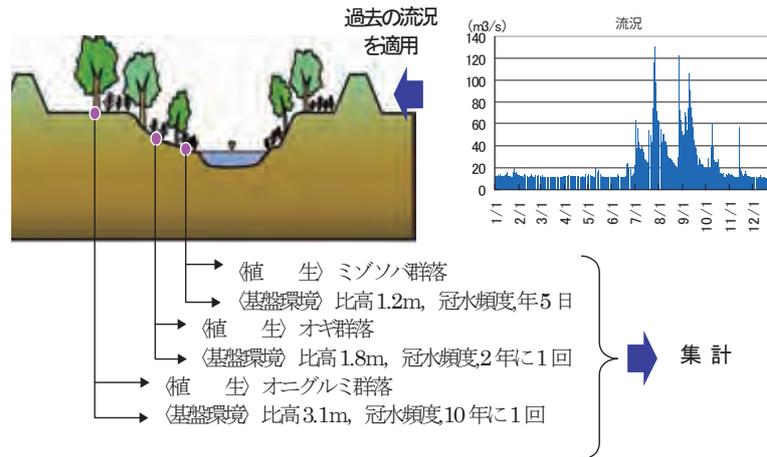


図6.2.7 分析イメージ

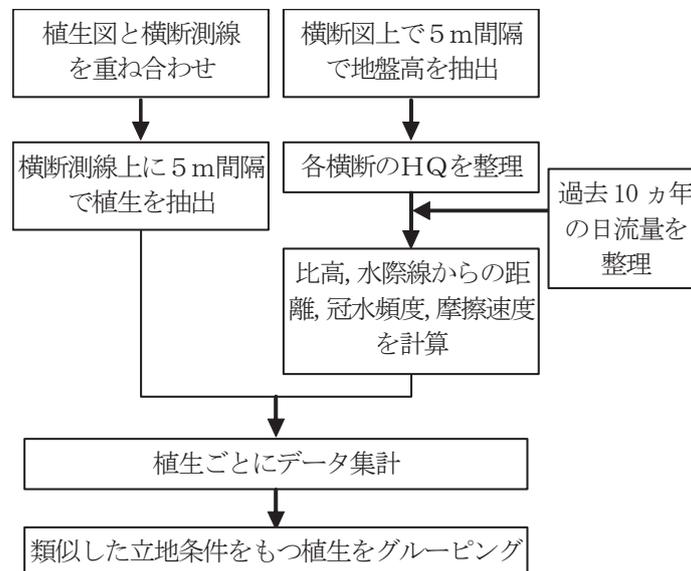


図6.2.8 分析フロー

- ・ 水際線からの距離:水分条件を示す指標の一つとする。比高と同じ平水流量時の水域と陸域の境界地点を基準に水平方向の距離を算出した。
- ・ 冠水頻度:洪水による攪乱条件の一つとする。情報抽出地点の地盤高と過去10年の日流量より、その地点が10年間で冠水した日数を計算し、1年間当りの冠水頻度(日/年)を算出した。(植生図の調査間隔がほぼ10年であることから過去10年の日流量を採用した。)
- ・ 摩擦速度:洪水による攪乱条件の一つとした。植生調査の実施年より過去5年の最大流量が流下した際に、情報抽出地点における摩擦速度を算出した。

摩擦速度  $u_*$  は、以下の式を用いて計算した。

$$u_* = (g \times H \times I)^{0.5}$$

$g$  は  $9.8\text{m/s}^2$ 、 $H$  は情報抽出地点の水深 (m)、 $I$  は水面勾配 (前後の断面の水位差と区間距離より算定) である。

なお、対象とする流量では冠水しない地点の摩擦速度は  $0.0\text{m/s}$  とした。

## (2) 植生種と比高の関係

1976 (昭和51) 年, 1994 (平成6) 年, 1999 (平成11) 年の植生図を植生分布の情報として, セグメント1-③, 1-②, 1-①の32.4 ~ 61.8km 区間における植生と比高の関係を整理した. なお, セグメント1における河道特性は, 図6.2.3および表6.2.2に示すように縦断方向に差異が小さいので, セグメント1を1つの評価空間とした.

図6.2.9に, 1976 (昭和51) 年および1994 (平成6) 年および1999 (平成11) 年のセグメント1区間における比高と植生種との関係の整理結果 (セグメント1区間における各地点の植生種と比高のデータを情報単位とし, 全データを用いて, 上下位15%のデータを除去した70%レンジ幅, 中央値, 平均値) を示す.

### ① 1976 (昭和51) 年

- ・カワラヨモギ-カワラサイコ群集は, 比高が概ね2m以上の箇所に生育している.
- ・オギ群集は, 比高が約2m前後の箇所に生育している. 水際線からの距離は, 約25m ~ 約200mの範囲となっており, 広い範囲に生育している.
- ・ヨシ群落やオオクサキビ-ヤナギタデ群集など水辺に生育する種は, 比高の中央値が約2m以下となっている場合が多い.

### ② 1994 (平成6) 年

- ・セグメント1区間に多く見られるハリエンジュ群落は, 同じ木本類であるオニグルミと比較して比高はほぼ同じであるが, 別途検討した摩擦速度と植生の関係を見ると, 摩擦速度が大きい箇所にハリエンジュ群落が生育している傾向がある.
- ・ヨシ群落やオオクサキビ-ヤナギタデ群集など水辺に生育する種は, 概ね比高の中央値が約2m以下となっている場合が多い.

### ③ 1999 (平成11) 年

- ・自然裸地, オギ群落, ハリエンジュ群落, オオブタクサ群落, アレチウリ群落, ツルヨシ群落の出現頻度が高くなっている.
- ・各植生群落は, 1994 (平成6) 年と比較して全体的にやや比高中央値の上昇傾向 (冠水頻度の減少) が見られる. これは, 1999 (平成11) 年8月洪水によって水際の植生等が破壊された影響と考えられる.
- ・セグメント1区間の水際から生育している草本類の水際線からの距離は, 50m前後に集中している傾向にある. これは, 1999 (平成11) 年8月洪水によって, 水際部の草本が破壊されたことが原因と考えられる.
- ・ハリエンジュ群落やオギ群落の生育地の状況は, 1994 (平成6) 年と大きく変化していない.

## (3) 植生の類型化

(2) で記した物理環境指標を用いて, 1976 (昭和51) 年以降, 人為的改変を受けていない河川域に生育する植生を対象に, 植生の類型化を行った. 類型化には, 目的変数に植生群落をとり, 比高および摩擦速度の中央値, 70%レンジ上端値, 70%レンジ下端値を説明変数としたクラスター分析を用いて, 類以した物理環境上の立地条件をもつ植生群落をグルーピングした. グルーピング (類型化) した植生群落集団 (植生類型区分と称す) は, 水際部から安定域に向かってグループ1, グループ2, グループ3, グループ4と名付けた.

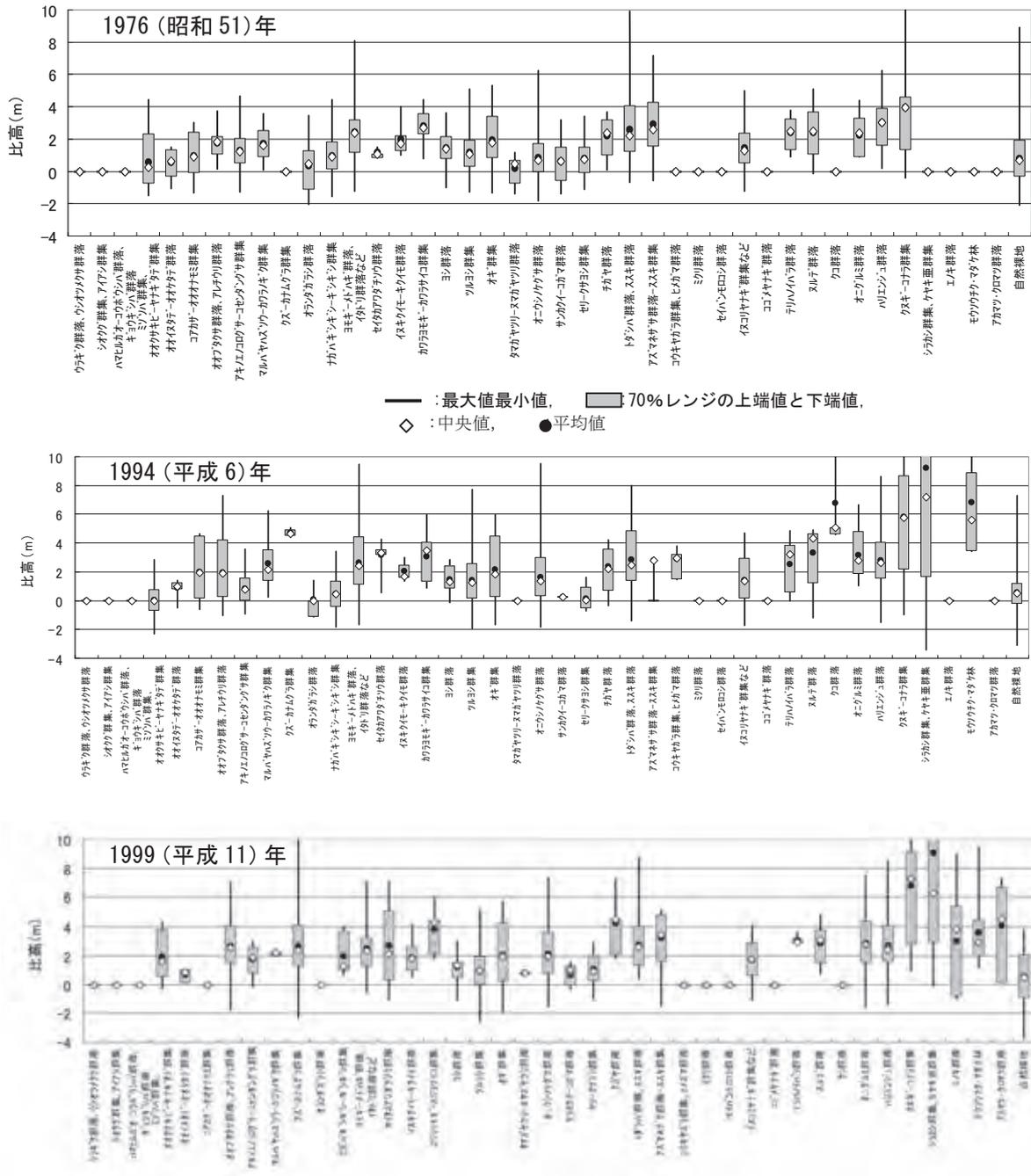


図6.2.9 植生と物理環境(比高)の関係

整理結果の例として、**図6.2.10**にクラスター分析の整理結果（デンドログラム）を示す。**図6.2.10**をみると、1976（昭和51）年は4つのグループに分類することができた。最も水際に近いグループ1が、ミゾソバ群集、オオクサキビ－ヤナギタデ群集を中心とするグループ1－1と自然裸地を中心とするグループ1－2に分類された。

1994（平成6）年は、1976（昭和51）年と同様に4つのグループに分類することができる。最も水際に近いグループ1は、自然裸地やナガバギシギシ－ギシギシ群集等から構成される。グループ2はツルヨシ群集とオニウシノケグサ群落から構成される。グループ3は、オギ群集が圧倒的に占めている。グループ4は、1976（昭和51）年と比較して生育種数も多くなりハリエンジュ群落等から構成される。

1999（平成11）年におけるグループ1は、自然裸地とツルヨシ群集のみであった。グループ2は、イヌコリヤナギ群集などの他はアキノエノコログサ－コセンダングサ群集しか見られない。グループ3は、オギ群集がほとんどを占めている。グループ4は、細分化されたが、他年度との整合からグループ4として1つにまとめた。

#### メモ クラスター分析とデンドログラム

クラスター分析は、多変量解析の一種であり、類似のサンプルをグループに分けることができ、似たサンプルが近くに描かれた図を得ることができる。**図6.2.10**の図はデンドログラム（樹形図）といい、階層が下にあるものほど類似度が高い関係にある。

なお、クラスター分析等については、Jongman et al. (1987) や小林 (1995) 等に詳しく記述してある。

#### (4) 類型化した植生種の経年変化

**表6.2.3**に類型化した各グループ毎の植生変化を示す。

グループ1は、1976（昭和51）年および1994（平成6）年においては、自然裸地を主体とし、ナガバギシギシ－ギシギシ群集、ミゾソバ群集、オオクサキビ－オオイヌタデ群落が見られたが、1999（平成11）年の出水後は、それらの河原系の草本類は洪水により破壊され、残存したツルヨシがシュートを伸ばし群落域を拡大した。グループ2は、出水などの影響によって群落構成が異なるが、3調査時点を通してイヌコリヤナギなどが見られる。グループ3は、オギ群集が主体となる。さらに比高が高い箇所グループ4が位置しており、ハリエンジュ群落などの樹木群を中心とした構成となっている。近年、ハリエンジュ群落が生育範囲を拡大しており、占有面積割合が大きくなっている。

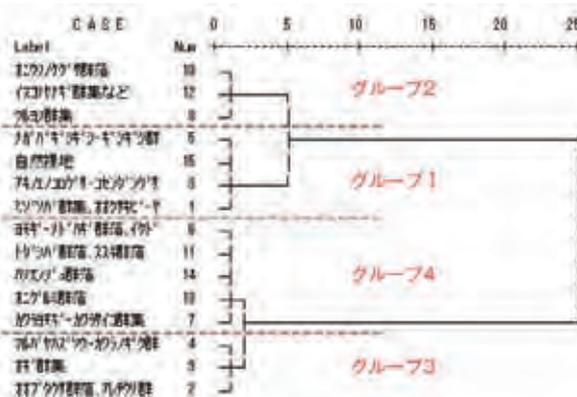
1976（昭和51）年と1994（平成6）年、1999（平成11）年と比較すると、1976（昭和51）年のグループ1は群落の多様性が最も高い。1994（平成6）年および出水による影響が大きい1999（平成11）年の両年においては、グループ1における群落数の減少が見られ、水際部の裸地化がうかがえる。また、1976年（昭和51年）では、グループ2にマルバヤハズソウ－カワラノギク群集が見られたが、1994（平成6）年にはグループ3の構成群落となっている。これは、河道が安定した時期に礫河原等にオニウシノケグサなど様々な植物が侵入し、それらが細粒土砂をトラップして細粒土層が形成されたため、より比高の高い群落を残して他群落に置換されたのではないかと推測される。

逆に、最も比高が高く安定した箇所に生育するグループ4は、さまざまな群落が確認され、多

1976 (昭和 51) 年



1994 (平成 6) 年



1999 (平成 11) 年



図6.2.10 クラスター分析による整理

表6.2.3 セグメント1の立地環境と植生の経年比較

1976(昭和51)年植生	データ数	1994(平成6)年植生	データ数	1999(平成11)年植生	データ数
グループ1-1	119	グループ1	1238	グループ1	1907
比高:-0.88m~1.46m, 摩擦速度:0.244m/s~0.603m/s		比高:-0.27m~1.35m, 摩擦速度:0.187m/s~0.350m/s		比高:-0.25m~1.72m, 摩擦速度:0.156m/s~0.337m/s	
ミゾハ群落、オオササビヤナキタテ群落	87	ナガバキンキンシキンシ群落	339	ツルヨシ群落	528
オランダガシ群落	32	自然裸地	412	自然裸地	1379
グループ1-2	2470	アキ/エノコグサコセンダングサ群落	358		
比高:-0.15m~1.88m, 摩擦速度:0.222m/s~0.412m/s		ミゾハ群落、オオササビヤナキタテ群落	129		
オオササビヤナキタテ群落	86				
サンカイコカマ群落	71				
オニウシケグサ群落	223				
セリウサヨシ群落	125				
自然裸地	1190				
ナガバキンキンシキンシ群落	343				
ツルヨシ群落	380				
ユアカサオオナミ群落	52				
グループ2	1136	グループ2	1501	グループ2	281
比高:0.60m~2.21m, 摩擦速度:0.204m/s~0.408m/s		比高:0.19m~2.76m, 摩擦速度:0.101m/s~0.308m/s		比高:0.69m~2.69m, 摩擦速度:0.000m/s~0.263m/s	
アキ/エノコグサコセンダングサ群落	681	オニウシケグサ群落	509	アキ/エノコグサコセンダングサ群落	93
ヨシ群落	60	イヌコリヤナキ群落など	282	イヌコリヤナキ群落など	188
イヌコリヤナキ群落など	213	ツルヨシ群落	710		
オオアサ群落、アレチウリ群落	34				
マルバヤハスソウカララキ群落	148				
グループ3	2152	グループ3	2490	グループ3	1874
比高:0.97m~3.61m, 摩擦速度:0.058m/s~0.319m/s		比高:0.98m~3.87m, 摩擦速度:0.000m/s~0.240m/s		比高:0.82m~3.66m, 摩擦速度:0.000m/s~0.233m/s	
ヨモギノハハキ群落、イタリ群落など	244	マルバヤハスソウカララキ群落	51	ヨモギノハハキ群落	1534
チカヤ群落	33	ヨモギノハハキ群落	2339	オニウシケグサ群落	148
テリノイハラ群落	44	オオアサ群落、アレチウリ群落	100	オニウシケグサ群落、イタリ群落など	192
ヨモギノハハキ群落	1152				
トタンハ群落、ススキ群落	642				
スルテ群落	37				
グループ4	208	グループ4	1300	グループ4	2219
比高:2.092m~3.775m, 摩擦速度:0.000m/s~0.257m/s		比高:1.41m~4.28m, 摩擦速度:0.000m/s~0.212/s		比高:1.51m~4.16m, 摩擦速度:0.000m/s~0.186m/s	
カララヨモギノハハキ群落	120	ヨモギノハハキ群落、イタリ群落など	327	オオアサ群落、アレチウリ群落	731
ハリエンジュ群落	88	トタンハ群落、ススキ群落	240	ハリエンジュ群落	762
		ハリエンジュ群落	634	クスノキ群落	375
		オニグルミ群落	49	トタンハ群落、ススキ群落	130
		カララヨモギノハハキ群落	50	オニグルミ群落	81
				スルテ群落	48
				セイカアワダチソウ群落	58
				カララヨモギノハハキ群落	34

様性は年々増加している傾向にある。

植生立地環境図を植生類型区分図と植生図を基に作成すると図6.2.11のとおりである。多摩川41～44kmの1976(昭和51)年と1999(平成11)年を比較すると、1976(昭和51)年の水際部グループ1の面積が減少し、グループ3区分の大半がグループ4に変化している。

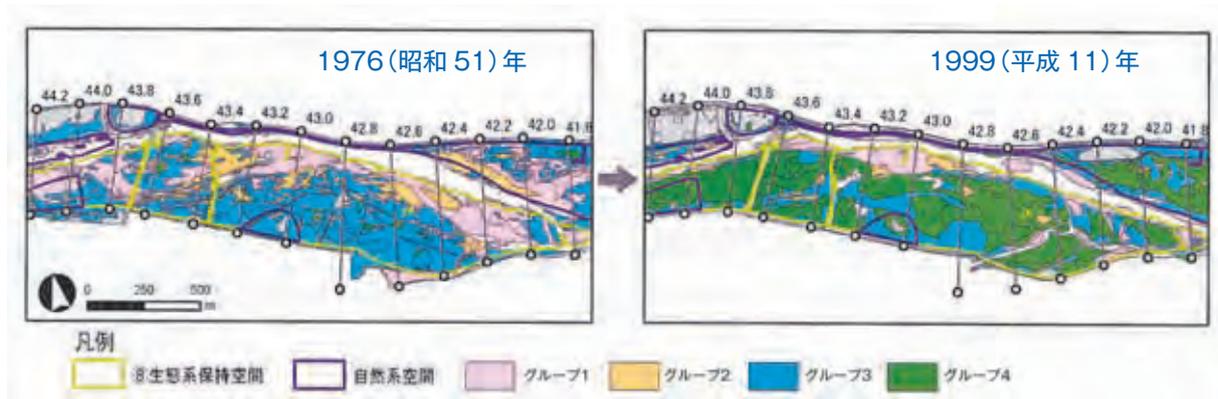


図6.2.11 植生立地環境図の変化の例(1976年→1999年)

### 6.2.4 植生の自然度評価

「多摩川河川敷自然環境評価報告書 1978」に示された表6.2.4の植物保全度評価基準に基づき自然度の評価を行った。なお、当時のハリエンジュ群落は「Ⅲ残されることが好ましい群落」(表6.2.4参照ニセアカシア群落として記載)となっていたが、外来種に対する社会的位置付けの変

化や占有面積の変化等を鑑み「I 望ましくない群落」に変更した。

表6.2.4 河辺植生の保全度評価基準

	群 落 名	a	b	c	d	群 落 名	a	b	c	d
(V)特に保存の配慮を要する群落	テリハノイバラ群落	◎	◎	◎	◎	ハマヒルガオーコウボウシバ群落	×	○	○	◎
	ツルヨシ群落	◎	◎	○	◎	ギョウギシバ群落	×	○	○	◎
	ネコヤナギ群落	◎	◎	◎	◎	カズノコグサーカワジシャ群集	◎	×	×	◎
	ココマヤナギ群落	◎	◎	○	◎	オオクサキビーヤナギタテ群集	◎	×	×	◎
	マルバヤハズソーカワラノギク群集	◎	○	◎	◎	ウラギク群落	◎	×	×	○
	カワラヨモギーカワラサイコ群集	◎	○	◎	◎	ミゾソバ群集	○	×	×	◎
	シオクグ群集	◎	○	◎	◎	ヌマガヤツリ・タマガヤツリ群落	○	×	×	◎
	アイアシ群集	◎	○	◎	◎	オオイヌタデーオオケタテ群落	○	×	×	◎
(IV)出来る限り保存の配慮を要する群落	オギ群集	◎	◎	◎	◎	コアカザーオオオナモミ群集	○	×	×	◎
	イヌコリヤナギ群集	○	◎	○	◎	ウシオツメクサ群落	○	×	×	◎
	タチヤナギ群落	○	◎	○	◎	セリークサヨシ群集	○	○	×	◎
	オニグルミ群落	○	○	◎	◎	オニウシノケガサ群落	×	○	×	◎
	オランダガラシ群落	○	○	◎	◎	イタドリ群落	×	○	×	◎
	チガヤ群落	○	○	◎	◎	ナガバジシギシーギシギシ群集	×	×	×	◎
	ザンカクイ・コガマ群集	○	○	◎	◎	シナダレスズメガヤ群落	×	×	×	◎
	ヨシ群落	×	◎	◎	◎	メドハギーヨモギ群落	×	×	×	◎
(III)残されることが好ましい群落	アキノエノコログサーコセンダンゲサ群集	○	×	○	◎	キクイモ・イヌキクイモ群落	×	×	×	○
	ススキ・トダンバ群落	×	○	◎	◎	セイタカアワダチソウ群落	×	×	○	×
	ニセアカシア群落	×	○	◎	◎	オオブタクサ・アレチウリ群落	×	×	×	×
	ヌルデ群落	×	○	◎	◎					

(注) a: 特殊度 ◎特有の群落  
○主に川辺で生育する群落  
×他に本拠がある群落  
b: 土地の保全度 ◎高い  
◎高いとはいえない  
×低い  
c: 復元の難易度 ◎復旧には相当の時間を要す  
○比較的短時間で復旧する  
×すぐに復元する  
b: 人間への影響度 ◎ほとんどない  
○起こり得るがその影響は極めて軽い  
×ときに悪影響を及ぼす

セグメント1区間では自然系空間，⑧生態系保持空間が広く指定されている。1976（昭和51）年は，自然度Ⅰの群落（外来種）はあまり見られないが，2005（平成17）年には，自然系空間，⑧生態系保持空間のいずれにおいても，自然度Ⅰの群落が増加している傾向にある。

図6.2.12に自然度評価図および図6.2.13に自然度毎の面積の変化を示す。なお，両図に示される色の違いは，表6.2.5に示される自然度の評価区分である。

表6.2.5 自然度評価区分の凡例

自然度凡例	
V	特に保存の配慮を要する群落
IV	出来る限り保存の配慮を要する群落
III	残されることが好ましい群落
II	比較的速やかに復元するためそれ程の配慮を必要としない群落
I	望ましくない群落
	その他

図6.2.13を見ると，1976（昭和51）年の植生は，自然度Ⅰの「望ましくない群落」がほとんど見られない。46kmより下流はオギ群集が広く分布しており，自然度Ⅳの「出来る限り保存の配慮を要する群落」が多い。一方，46kmより上流は，ツルヨシ群集やカワラヨモギーカワラサイコ群集，マルバヤハズソーカワラノギク群集が多く生育することにより，自然度Ⅴの「特に保存の配慮を要する群落」が多い。

1994（平成6）年以降，自然度Ⅰが多くみられるようになり，特に1999（平成11）年と2005（平

成17)年に多くなっている。1999(平成11)年は、オオブタクサ群落、アレチウリ群落とハリエンジュ群落が増加しており、2005(平成17)年は、ハリエンジュ群落の拡大が影響している。

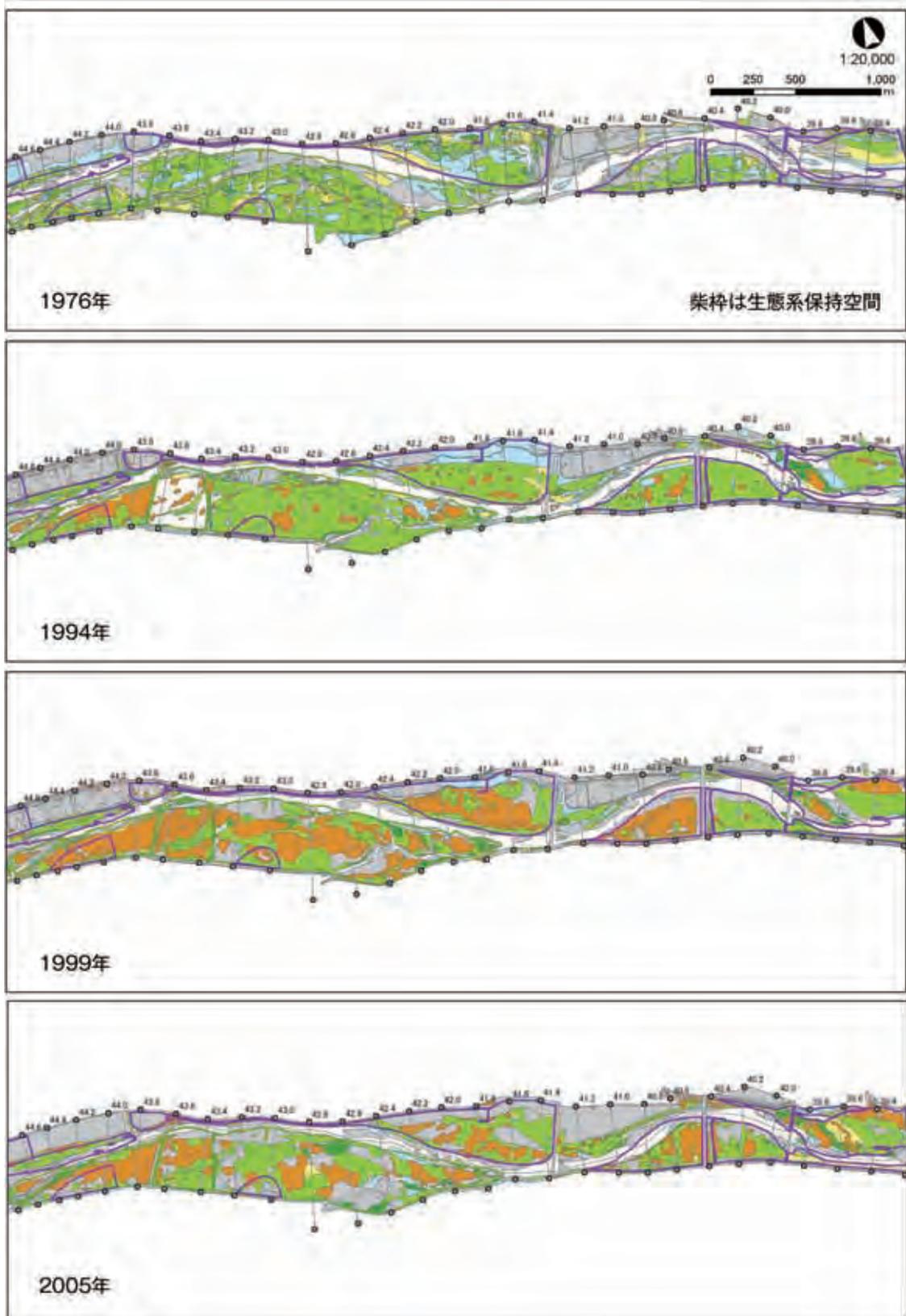


図6.2.12 植生立地環境の変化(色は表6.2.5に示す自然度を表わす)

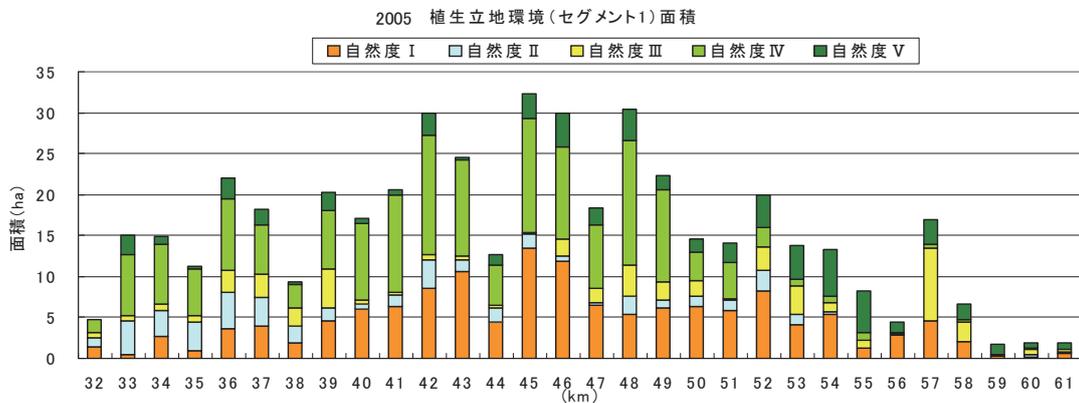
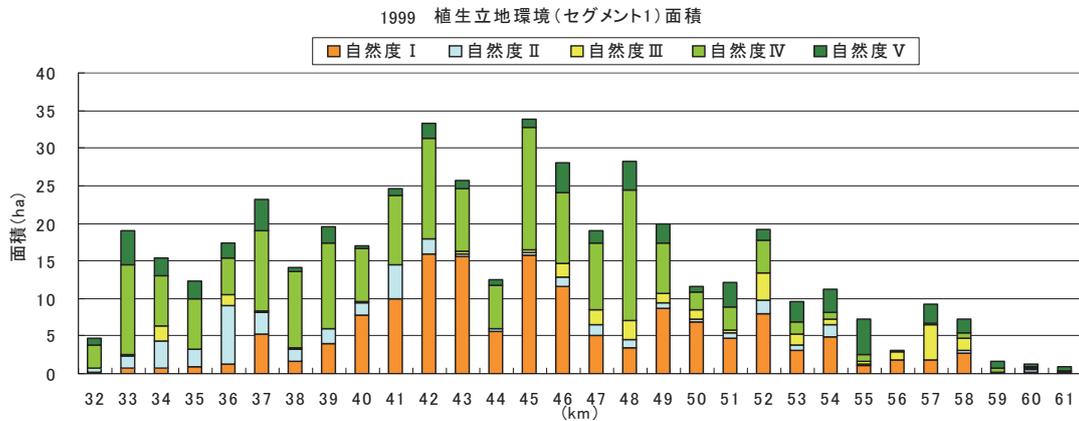
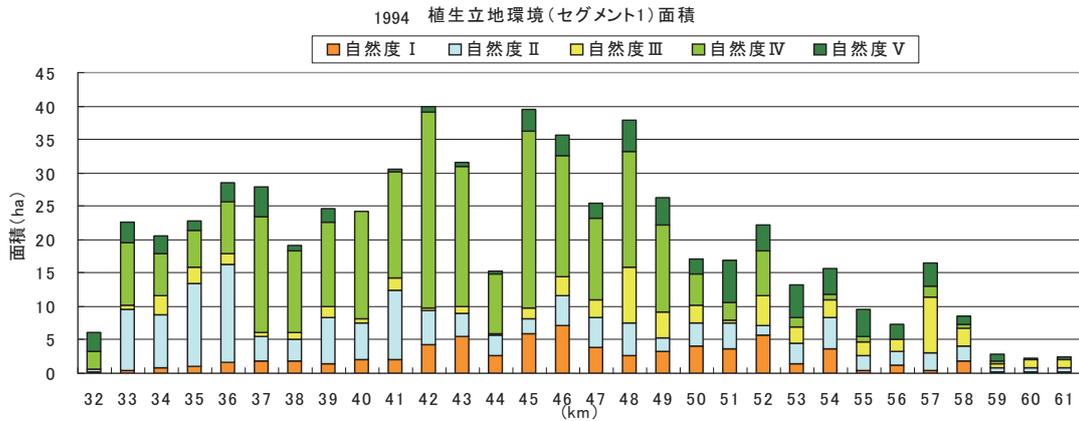
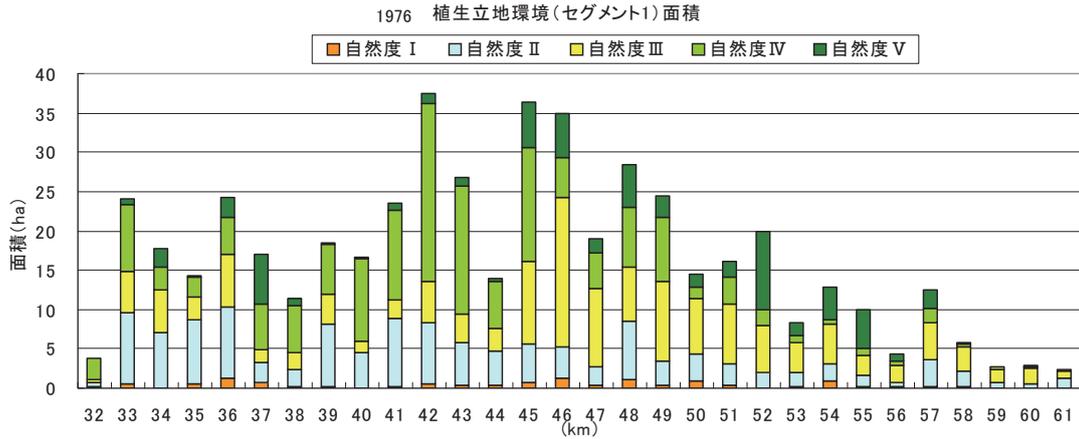


図6.2.13 自然度面積の変化グラフ図(1976, 1994, 1999, 2005)

### 6.2.5 自然度の劣化(外来種の増加)の著しい箇所の抽出とその要因

多摩川全体で、植生と自然度の変化図を見るとセグメント1の区間の劣化が著しい。セグメント1における戦後の植生の主変化要因としては、6.2.2(4)に記した砂利採取、供給土砂量の変化、流況の変化に加え、頭首工による侵食基準面の存在が与えた地形変化に伴う植生立地場の物理環境の変化である。

セグメント1の中でも特に劣化の著しい区間は、次の4区間である。

#### ① 52.0～53.3km(永田地区)

この区間の植生および地形変化要因とそのプロセスについては、李他(1999)、藤田他(2003)、末次他(2004)に詳しい分析がなされている。そのプロセスを再構成すると以下のようなものである。

- ・本地区およびその上流の河辺地区(57～58km付近)を含めて1950(昭和25)年代後半から1970(昭和45)年代前半にかけて砂利採取がなされ河床が低下したが、54.0kmに存在する羽村堰は取水位の確保のためその形状が変わらず、その地点の河床が維持された。
- ・羽村堰の上流の河床低下により、羽村堰が相対的に河床から突出し、上流から流入する礫が羽村堰の上流に堆積し、下流に流出する礫が急減した。これには1957(昭和32)年に竣工した小河内ダムによる土砂トラップの影響がダム建設後30年弱経過し、羽村堰下流への礫の供給量の減少も影響している。
- ・羽村堰下流は、上流からの礫供給が減少し、河床が滲筋沿いに低下し、下部更新統の砂・礫層をも侵食した。これに対して羽村堰の保全対策を含めて3基の床止め工(53.65km, 53.48km, 53.35km付近)が設置された。
- ・羽村堰、床止め工群の影響により本対象区間に供給される礫は、さらに減少し左岸滲筋沿いが下部更新統の砂・礫層まで侵食され、溝状の狭い水路になった。

3.1(5)で示した図3.1.4は、李他(1999)が図化した多摩川永田地区(51～53km,  $I_b=1/220$ ,  $d_m=35\text{mm}$ 程度の河道で、左岸側に滲筋が生じ、右岸側は高水敷化した)における安定な植生域拡大のプロセスを示したものである。なお、図中のタイプ型は表3.1.1のとおりである。高水敷化の初期には草本類が細粒土砂を捕捉し、ハリエンジュの生育基盤を拡大させたのである。

#### ② 49.0～50.0km

秋川合流点(48.4km)下流の昭和用水堰(47.8km)が侵食基準面となり、砂利採取後、本区間は図6.2.14に示すように河床に礫が堆積する空間(49kmは河床上昇)となっている。ただし、50kmより上流は、侵食空間で河床に下部更新統の堆積岩が露出する。この侵食空間の川幅の影響を受け、この区間の川幅は縮小し、単列砂州形状となっている。50.0km右岸下流にはグラウンドが整備され、人為的な平坦面が形成された。これによる滲筋の固定およびグラウンド周辺が安定化し、グループ4の範囲が拡大したものと考える。

#### ③ 45.0～46.0km

この区間は、45.2kmにある日野用水堰のため、土砂が堆積しやすい傾向にあると推定されるが、図6.2.3に示したように、堰頂の河床からの突出高が低く堰による水位堰上げ区間が短く、46kmより上流は侵食区間で河床には下部更新統が露出し、幅の狭い溝状の流路となっている(写真6.2.1)。この川幅の縮小区間下流の川幅は堰に向けて徐々に広がるが、滲筋は固定化されている。

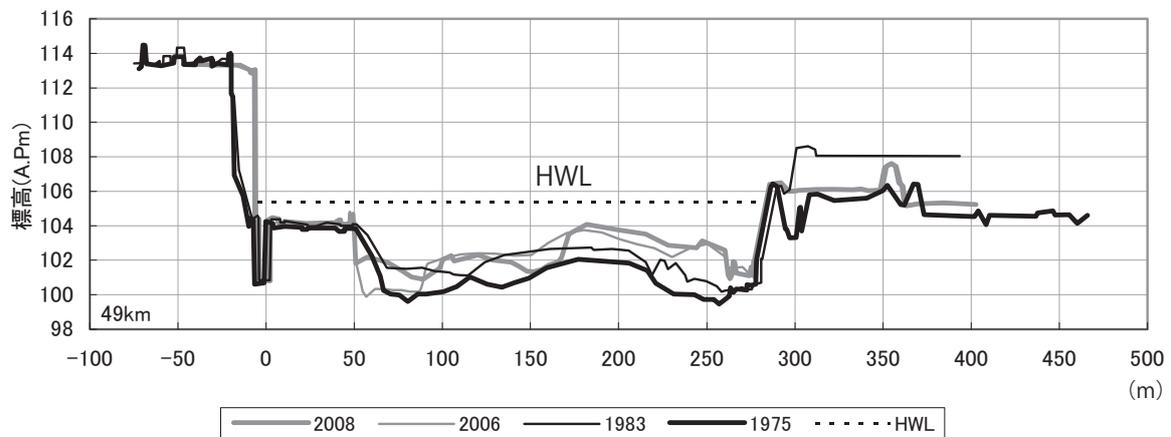
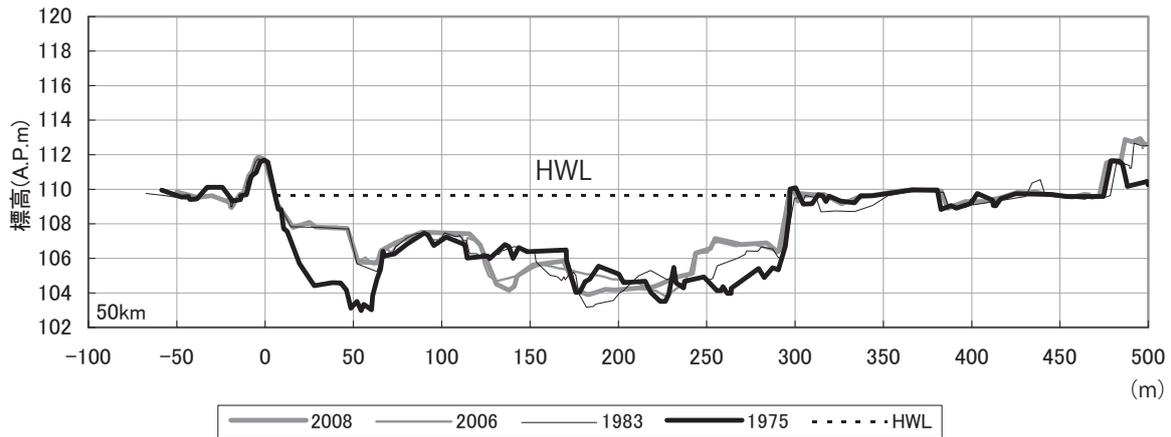


図6.2.14 50, 49km地点横断面図(横軸は左岸堤防からの距離)

④ 40.0 ~ 44.0km

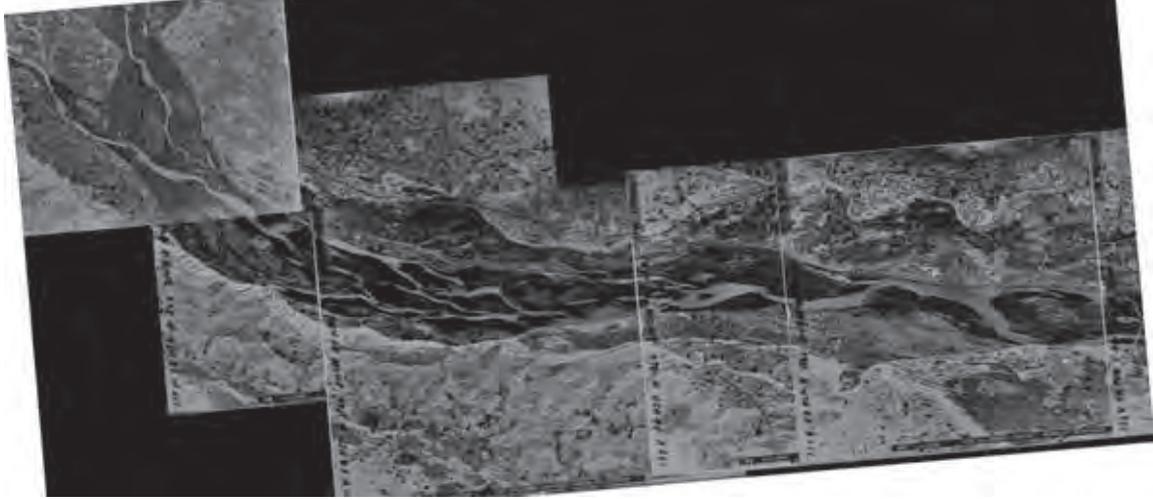
この区間の植生および河道の変化は、永田地区と同様、河床掘削後の礫供給量の減少により河床の下部更新統の堆積岩が露出し、滲筋部が穿入河道形状となりつつあり、取り残された左岸側が高水敷化し、劣化した植生が侵入した。

日野橋上流のセグメント1の区間は、砂利採取により沖積礫層の厚さが薄くなり、供給土砂量の減少(小河内ダムおよび取水堰間の砂利採取による頭首工直上流の堆積空間の発生による堰下流への礫供給量の減少)、勾配の減少(取水堰間の河床勾配の低下)、流況の変化により河床低下と川幅の減少が生じ、河道が複断面化し、さらに河床には下部更新統の堆積岩が露出し、それが侵食されつつある穿入河道への移行期にあるといえる。それが植生変化の主要因である。

それを物理変化量として見てみる。劣化箇所を含むセグメント1は、**図6.2.15**に示すとおり比高の拡大傾向が見られる。これは、近年においても継続している。特に、43 ~ 44kmと52 ~ 53km付近は、水位低下によって大きく比高が増加した。また、河道が複断面化し、水際肩の地盤高も上昇する傾向にある。

1976(昭和51)年と1999(平成11)年の比高別の植生立地環境の形成割合を比較すると、1976(昭和51)年当時は、グループ4の占める面積が狭く、比高が2.5mであってもグループ4となる割合は小さいが、1999(平成11)年では、比高が2.5mとなると半数以上がグループ4となってい

多摩川航空写真(1947年)撮影



多摩川航空写真(2004年)撮影



写真6.2.1 航空写真(48～43km)による河道平面形の変化



写真6.2.2 多摩川43km付近の状況(セグメント1)

る。これは、1976（昭和51）年においてもハリエンジュ群落や外来植生からなるグループ4にとって生育し易い環境となっていたが、植生遷移の位相遅れ（遷移は環境条件変化に即応するものでなく遅れる）によりグループ4への移行量が小さかったと考える。現在、グループ4ではない箇所でも、滞筋部の河床低下が継続すれば、グループ4に変化する可能性が高い。

また、図6.2.16は1976（昭和51）年と1999（平成11）年の平水位を比較したものである。堰の上流域の平水位は変化が小さいが、全体的に低下傾向にあり、43～45km付近、52～53.5km付近の低下が著しい。

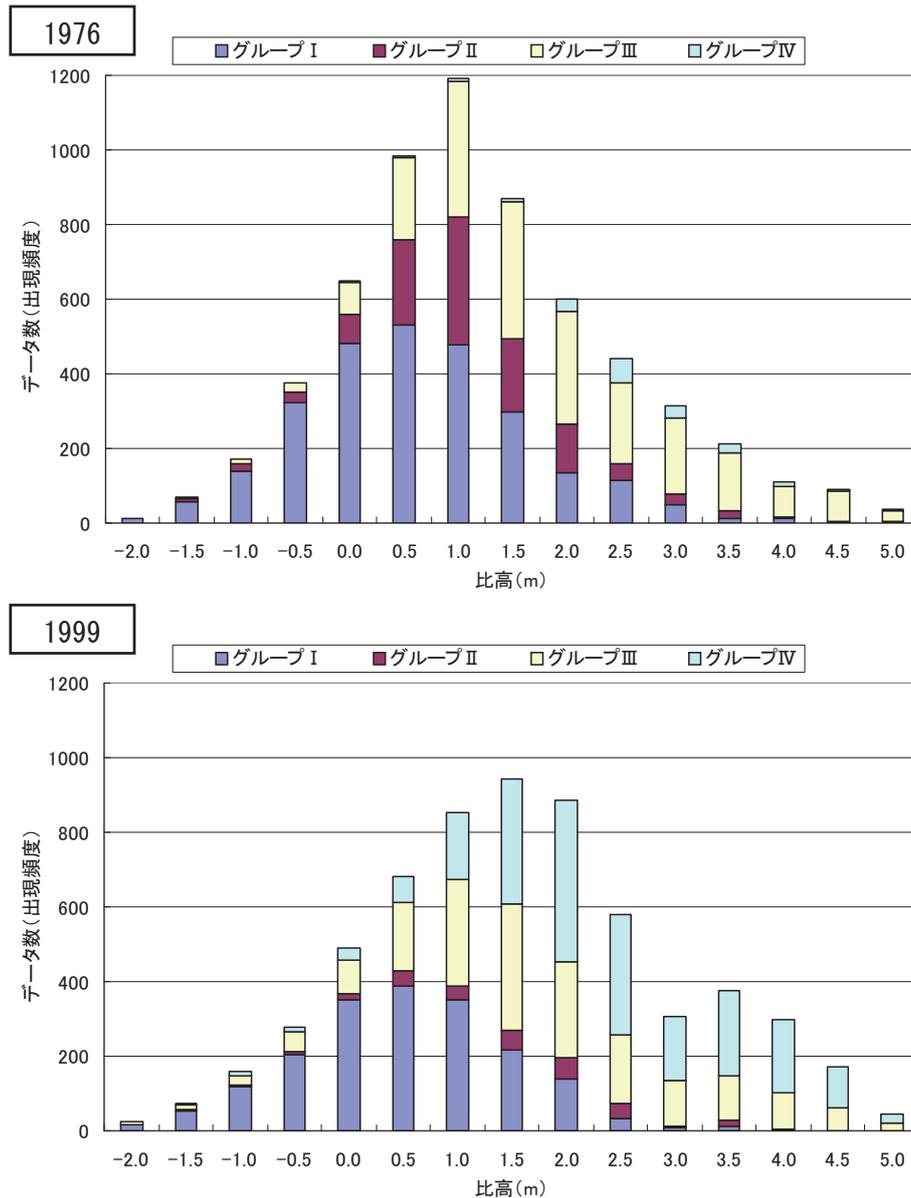


図6.2.15 比高別グループ別出現頻度(セグメント1)

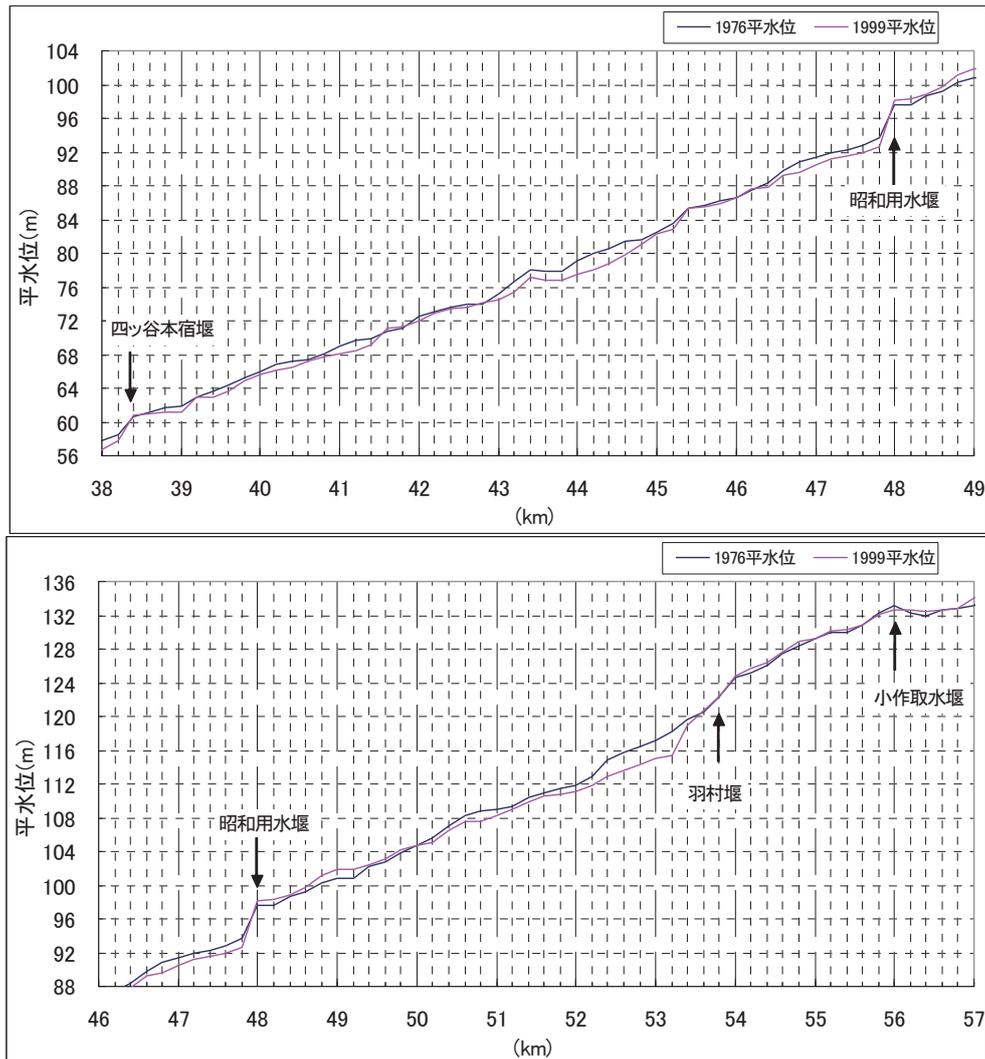


図6.2.16 1976(昭和51)年と1999(平成11)年平均水位の比較(セグメント1)

## 6.2.6 植生の保全方策について

### (1) 保全対策の必要性

多摩川の⑧生態系保持空間等では、できる限り河道の人為的な改変をしないように保全されてきた。しかし、流況の変化(河川の攪乱の減少)や河床低下(水位低下)、植生生育域への細粒土砂の堆積などにより、⑧生態系保持空間をとりまく外的要因は変化している。

⑧生態系保持空間に求められる機能を保持するためには、⑧生態系保持空間に本来の多摩川が持っていた攪乱要因を維持していくことが必要である。⑧生態系保持空間が配置されている区間は、セグメント1にあたり、本来、出水による攪乱が絶えず起こっている環境であるが、これまでの検討の結果、セグメント1において植生が生育している基盤の比高が上昇し続けており、動的平衡状態とは言えず、このままでは、ますます比高の拡大および低水路位置の固定、徐々の河床低下が進行し、この傾向は今後も続くと想定される。

1976(昭和51)年と比較して、1999(平成11)年は同じ比高であっても、グループ2やグループ3が安定した植生立地環境であるグループ4に変化しており、高水敷化した部分の攪乱頻度が低下していること示している。これは、細粒土砂の堆積の増加要因として機能し、土壌等の条件が

グループ4の群落の生育に適している環境になっているのである。

1980（昭和55）年に制定された⑧生態系保持空間の管理方法は、今まで「人為を排する」（河道に対して人為的攪乱を与えない）ことを主眼に置いてきた。これにより自然状態の生態系が保全できると考えていたと言える。しかしながら、1980（昭和55）年以前に加えた河道および上流域における人為作用（インパクト）に対して河道が応答し、その応答が現在も継続している。植生変化（外来種の繁茂）もその応答の結果なのであり、元には戻らない非可逆過程に入っている。

今後の⑧空間の植生管理方針として「外来種駆除等の適度な管理の手をいれること」が目指される。

## (2) 具体的保全対策の実施方法

特に問題なのは、⑧生態系保持空間に侵略的外来種が拡大し、在来植生種が減少していることである。

具体的な対策として、以下の2つの方法があげられる。

・河道整正により、高水敷を掘削し河原域を拡大する。その河原を維持するために上流から土砂を補給し、河床を礫床化し、動的平衡状態の河道に戻す。

河道整正等は、堤防安全度の確保のための深掘れ対策により治水事業として行うことが可能である。

・グループ4に繁茂しているハリエンジュ等の外来種を駆除する（⇒巻末 参考資料1）。

生態系保持空間の植生の保全・再生の具体的事業がなされたのは、永田地区（52.0～53.0km）であった。1999（平成11）年3月に永田地区植生管理修復計画に関するワーキンググループが発足し、次の計画がまとめられた（河川生態学研究会多摩川研究グループ、2006）。

第1ステップ:絶滅危惧種カワラノギクの保全

- ・ハリエンジュの伐採・抜根、表層粒度土砂の除去
- ・高水敷の掘削、透かし礫層の造成、カワラノギクの播種、植生管理（市民とともに）、礫補給

第2ステップ:多摩川扇状地にふさわしい多様性の保全

河道修復に関する検討会・工事の経緯を、表6.2.6に示す。計画、工事、その後の河道・植生の反応・応答の詳細については、河川生態学術研究会多摩川研究グループ（2006）を参照されたい。

表6.2.6 河道修復に関する検討会・工事等の経緯

年月	検討会・工事等 <sup>※1</sup>	備考
1998年9月	第2回市民合同発表会	ハリエンジュ伐採に関する討議
1999年3月	永田地区植生管理方針検討会発足	～1999年10月
2000年5月	永田地区河道修復計画に関するワーキンググループ発足 永田地区植生管理計画検討会	2000年12月に「永田地区河道修復モニタリングワーキンググループ」が発足
2001年2月	礫供給 <sup>※2</sup> （供給量 <sup>※3</sup> ：約1,800m <sup>3</sup> ）	
2001年3月～6月	河道修復（ステップ1-1）の実施	ハリエンジュの伐採・抜根，表層細粒土砂の除去
2001年11月～ 2002年3月	河道修復（ステップ1-2）の実施	高水敷の掘削，透かし礫層*1の造成，カワラノギクの播種，植生管理（市民とともに），礫供給
2002年2月	礫供給（供給量：約4,000m <sup>3</sup> ）	
2002年5月	礫供給（供給量：約400m <sup>3</sup> ）	
2003年2月	礫供給（供給量：約4,300m <sup>3</sup> ）	
2004年8月	漁協現地見学・意見交換会	
2005年2月	礫供給（供給量：約3,600m <sup>3</sup> ）	
2006年2月	礫供給（供給量：約12,000m <sup>3</sup> ）	

※1 この他に，カワラノギクの播種，植生管理等を実施している。

※2 永田地区の約3km上流に位置する小作堰（東京都管理）上流に堆積した礫を定期的に都が浚渫していたが，当該礫の一部を2001年より永田地区上流（羽村堰の床固め下流）に搬入・敷設し，出水により下流（永田地区）に供給されるようにしている。

※3 空隙除き。

## 6.3 多摩川汽水域（セグメント3）における植生の保全・再生のための植生管理方策

### 6.3.1 検討の目的と検討フロー

「多摩川河川環境管理計画」は，1980（昭和55）年に全国初の河川環境計画として策定された。その後，2001（平成13）年3月に機能空間配置の見直し等に伴い管理区分の設定などの改定を実施した（⇒4.3）。その際，人為的影響を極力排除する「生態系保持空間（⑧空間，通称，マルハチ空間）」である河口域のヨシ原の劣化が生じており，ヨシ原の保全が課題となった。

そこで，ヨシ原の生育基盤の変遷を整理し，ヨシ原の変化の原因を考察する。また，多摩川河口のヨシ原の持つ人や生物への寄与効果を把握し，ヨシ原の保全対策の必要性和ヨシ原保全方策について検討する。なお，多摩川河口でのヨシ原とは，ヨシ群落，塩性湿地群落（ウラギク群落，シオクグ群落），干潟等からなる河口域の多様な草地環境として定義する。検討のフローを図6.3.1に示す。

### 6.3.2 河口域の物理環境の変化

明治期の多摩川河口部は，図6.3.2に見るように複数に分派する川によって前浜干潟が形成されていた。現堤防内（河川域）には蛇行する低水路と河岸沿いのヨシ，その背後は畑地，梨園である農地として利用されていた。その後，大正期に入り多摩川下流改修工事が始まり，連続堤防の整備，低水路の拡幅が5.2km付近まで進んだが，その上流は拡幅されなかった（山本，2005）。

戦後から高度成長期までは，多摩川維持工事による第二次浚渫，低水路の大幅な拡大により河

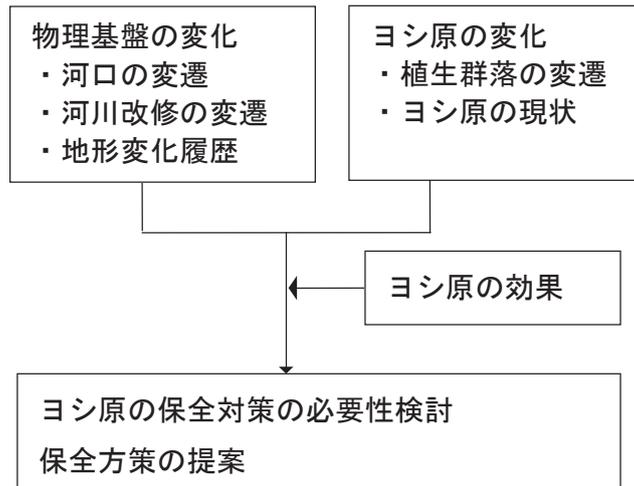


図6.3.1 検討のフロー

道内の干潟面積が増加する一方、川崎側の埋め立て、羽田空港の拡張により前浜干潟のほとんどが消滅した。

1960（昭和35）年代後半以降、河道掘削等により、水面下および干潟であった区域に植生が侵入し、現在はヨシ原の面積が拡大し、種多様性が減少する傾向にある。

近年の河口干潟の土砂の堆積・侵食状況を、**図6.3.3**のように河口域の横断図（1975（昭和50）年，1999（平成11）年）を重ね合わせることで示す。河口域全体としては、河道浚渫の影響を強く受けているが河道の滞筋は固定している。縦断方向では、1.6kmより下流は侵食傾向、上流は



図6.3.2 河口部の干潟・埋立の変遷

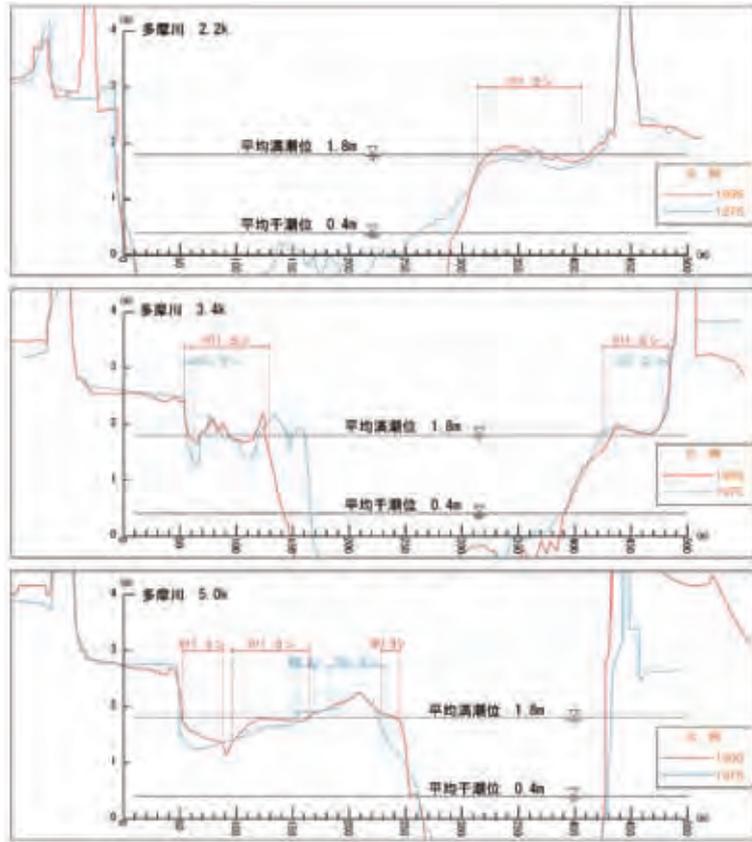


図6.3.3 河口部のヨシの拡大状況

堆積傾向にある。ヨシ原の分布域は若干の堆積傾向にある区域である。

なお河川汽水域の生物の多様性や現存量に大きく影響を与える河川汽水域の水質の変化を図6.3.4に示す。家庭排水、工場排水によって悪化した汽水域の水質は1970（昭和45）年代に入り排水規制により回復し、1960（昭和35）年代の都市化に伴う流入水質の悪化が下水道の整備に伴って改善された。近年は下水の三次処理によってさらに水質が改善され始めた。いなくなった生物（アユ等）が復活し始めている（佐藤，2005）。

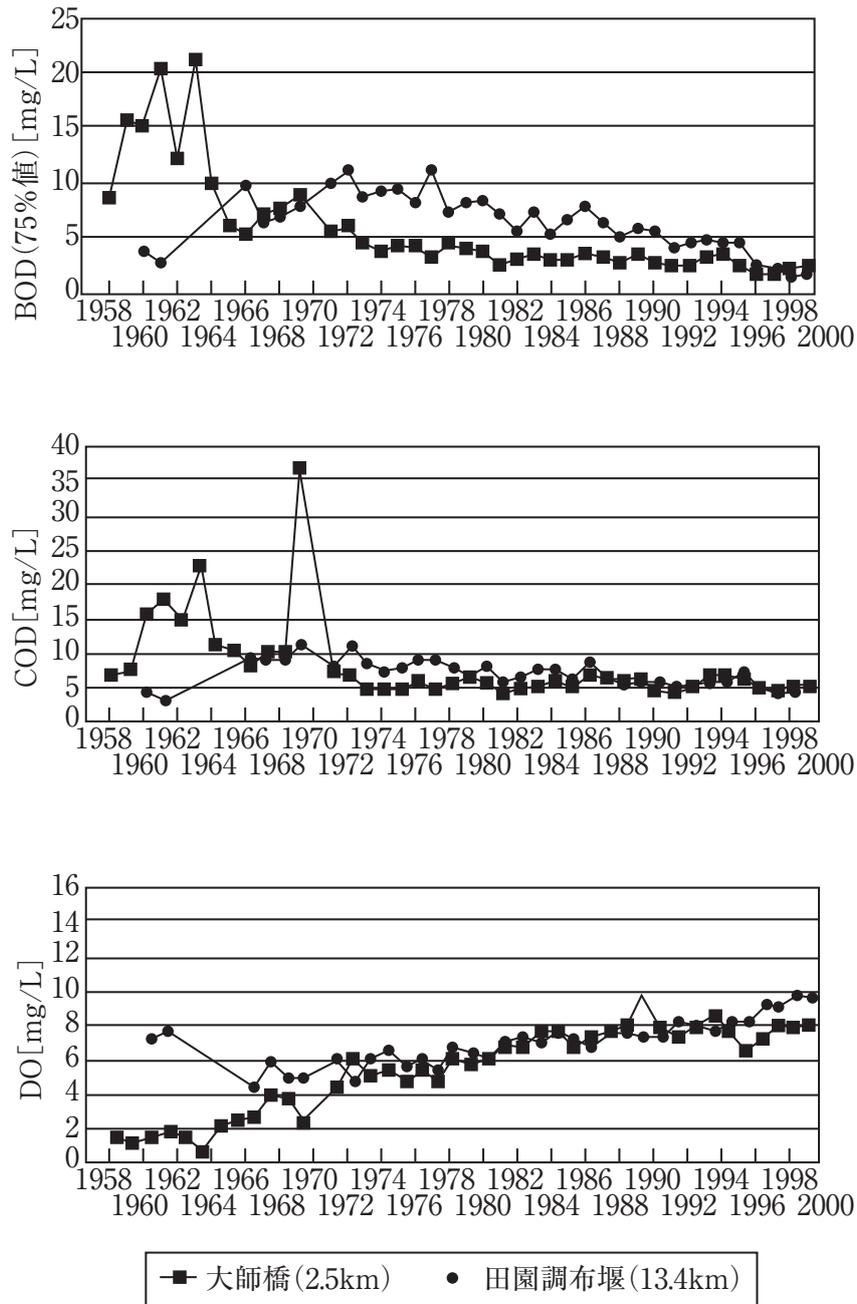


図6.3.4 多摩川有機物(BOD75%値, COD), DOの推移(佐藤, 2005 改変)

### 6.3.3 河口域のヨシ原の変化と現状

#### (1) 河口部の植生域の変化

河口部のヨシ原を中心とする植物帯は、**図6.3.5**に示すとおり、現在5地区(六郷地区、本羽田地区、中瀬地区、殿町地区、多摩川河口地区)に分布しているが、1955(昭和30)年頃には、ほとんど見られず、植物帯の面積は10haに満たなかった。しかし、**図6.3.6**に示すように1971(昭和46)年以降はその面積が増大している。



図6.3.5 多摩川河口部ヨシ原の分布箇所

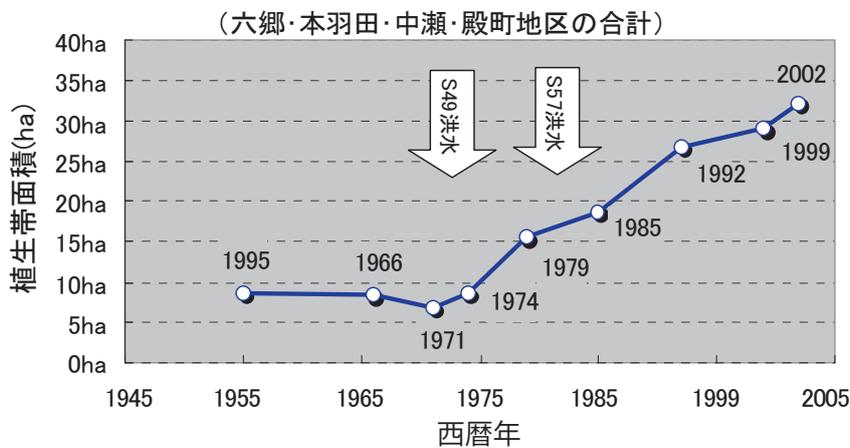


図6.3.6 多摩川河口部の植生帯面積の推移

## (2) ヨシ原内の群落の変遷

図6.3.7に六郷地区の植生の変遷を示す。六郷地区は、1971（昭和46）年以降、その地形特性から土砂が堆積し、そこに植生が侵入し植生域が急増している。

1976（昭和51）年は、干潟に塩性湿地植生（ウラギク・シオクグ群落等）やヨシが生育し、生物多様性の豊かな植生であったが、現在は塩性湿地植生がほぼ消滅し、ヨシが卓越した単調な環境となっている。

## (3) 多摩川河口域のヨシ原の現状

多摩川河口域では、図6.3.5に示す5つのヨシ原（多摩川河口・殿町・中瀬・本羽田・六郷）が存在する。過去と現在の植生図やこれまでに整理した断面形状等の変化を基に、各地区におけるヨシ原の現状を整理すると表6.3.1のとおりである。

ヨシ原が存在するエリアは、洪水時の河床に働く掃流力が小さく、細砂・シルトが堆積する空間である。また、河口域は引き続き細粒土砂（細砂・シルト・粘土）が堆積することにより、干潟部分が拡大・陸域化する傾向がある。そのため、ヨシ群落およびアイアシ群落の広がりが予想され、多様な干潟環境（水路・入り組み）は消失し、塩性湿地性植物の繁茂域が減少すると想定される。

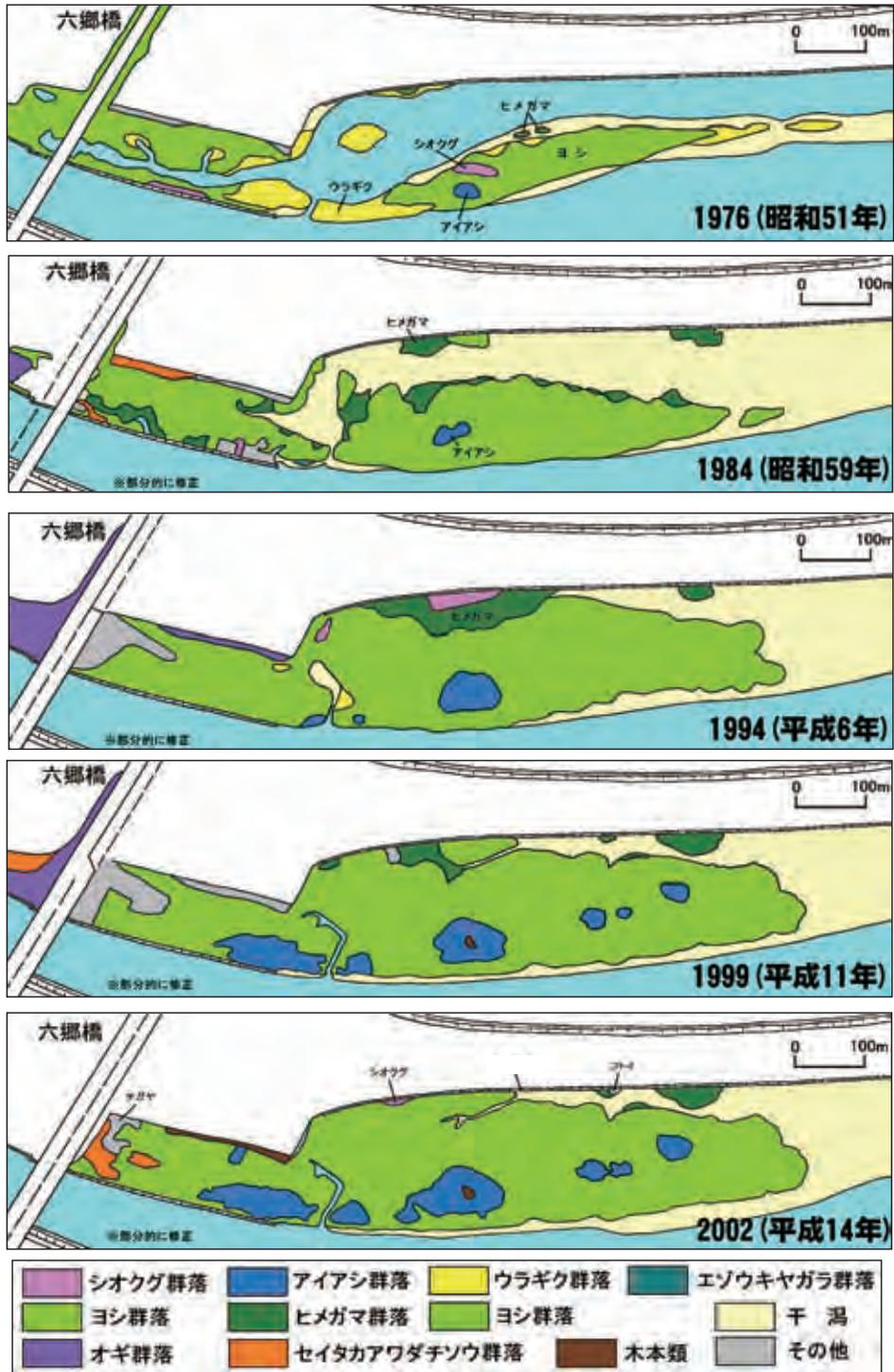


図6.3.7 六郷地区の植生の変遷

表6.3.1 多摩川河口部ヨシ原の変化状況

地 区	ヨシ原の変化
河口地区	・ヨシの拡大に伴う海浜植生等の減少
殿町地区	・土砂(細砂・シルト)の堆積, 植生拡大に伴う, 水路・入り組み, 湿地環境の消失 ・ヨシの拡大に伴う, 塩性湿地植生の減少 ・ヨシの夏枯れ
中瀬地区	・土砂(細砂・シルト)の堆積, 植生帯の拡大に伴う, 湿地環境の消失 ・ヨシの夏枯れ
本羽田地区	・土砂(細砂・シルト)の堆積, 植生の拡大による水路・入り組みの消失 ・流水の作用による河岸の侵食 ・ヨシの夏枯れ
六郷地区	・土砂(細砂・シルト)の堆積・植生帯の拡大に伴う, 水路・入り組み, 湿地環境の消失 ・ヨシの拡大による塩性湿地植生の減少 ・ヨシの夏枯れ

#### (4) ヨシの夏枯れについて

近年の多摩川河口では、ヨシが最も繁茂する夏季において、**写真6.3.1**のように広範囲に亘ってヨシが枯死する現象が見られる。

既往の調査(株式会社エコー, 2005)である六郷地区のヨシ原調査結果では、多摩川河口のヨシの根茎が最も深い層の酸化還元電位は、 $-300\text{mV}$ 以上の高い値を示し、全て還元状態である。ヨシの夏枯れの原因は、根茎がほぼ地下水面下にあり、土砂粒径が細かいために水交換が行われないことや、土壌中に含まれる有機物が嫌氣的分解により、ヨシの基盤が酸欠状態による何らかの原因で夏枯れが生じたと推測される。地盤が少し高い所に生育するアイアシの根茎の酸化還元電位は $+100\text{mV}$ 以上であり、還元状態ではない。

以上のことは、浮遊砂の堆積により標高が高くなるとヨシに変わってアイアシが繁茂する可能性が高いことを示す。



写真6.3.1 多摩川河口部のヨシの夏枯れの状況(2004(平成16)年8月撮影)

### 6.3.4 ヨシ原の保全方策の検討

多摩川におけるヨシ原の保全方策を立案するにあたり、多摩川河口域に存在する5つのヨシ原(多摩川河口、殿町、中瀬、本羽田、六郷)(⇒図6.3.5)を対象として、保全方策の方向性を検討する。

#### (1) 河口域ヨシ原の変化方向とヨシ原の保全の必要性

多摩川河口域におけるヨシ原は、近い将来、細粒土砂(細砂・シルト・粘土)の堆積により、以下の方向に変化すると考えられる。

- ・干潟のヨシ原の拡大、陸化の進行
- ・干潟の入り組みや水路の消失
- ・ヨシ群落の拡大に伴う、河口域特有の植物群落(塩性湿地群落、海浜植生)の減少
- ・ヨシ群落の刈り取り(リター除去)等を行っていないこと等による、ヨシそのものの生育条件の悪化(過熟化)。また、それに伴うヨシの夏枯れの発生
- ・汽水域であるため、固有の動植物が見られるとともに、多様な生物が生息・生育する環境であるが、ヨシ原の多様性低下(質の単調化・水路や入り組みの消失)に伴い、汽水域特有の生物種の減少。
- ・多摩川河口域は、多摩川八景に指定されており、多摩川らしさを代表する景勝地であるが、近年、ヨシ原の変化や周辺の土地利用、河川利用の変化などにより汽水域らしい風景の劣化。これらにより、ヨシ原の持つ7つの機能(水質浄化機能、多様な生物の生息・生育の場としての機能、河岸保護機能、景観機能、地球温暖化に対する機能(炭素の固定化)、ヒートアイランド抑制機能、ヨシの有効利用面としての機能)のうち、多摩川河口域においては、「多様な生物の生息・生育の場としての機能」「景観機能」が特に重要である。

なお、多摩川河口域は、⑧生態系保全空間として貴重な生態系を保持しようとする空間と位置付けられ、今までは「人為を排する、手を入れない」ことを管理方針としてきたが、健全な汽水域生態系の保全の観点から必要な管理(特にヨシ原の保全・再生対策)を行うことが望まれた。

#### (2) ヨシ原を保全するための目標

多摩川の河口域の貴重な汽水域生態系を保全するためには、汽水域の象徴植物であるヨシ原を保全することが重要である。

多摩川河口域で特に保全が必要なヨシ原の主な機能は

- ・多様な生物の生息・生育の場としての機能
- ・汽水域特有の景観機能

の2点である。ここでは、それら2つの機能に関する目標値を整理する。

##### ①多様な生物の生息・生育の場としての機能

多摩川河口域の健全なヨシ原を保全を通して汽水域に生息・生育する動植物の種の多様性を確保することが重要である。

河口域の植生分布状況が把握されているなかでは、1965(昭和40)年代～1975(昭和50)年代が植物の種の多様性が最も高かった。1980(昭和55)年策定の多摩川環境管理計画では、河口域に設定された2箇所の生態系保持空間(⑧空間)の位置付けを表6.3.2のように記している。これ

によれば、河口域は、ヨシをはじめとしウラギク群落・アイアシ群集などの汽水域特有の群落、ハマヒルガオなどの海浜砂丘性群落があるとともに、それらに守られた干潟の生物群集の特異性・多様性に価値があると整理されている。この当時のヨシ原は、現在のようにまとまった塊として存在していたのではなく、河岸や干潟中に島状に点在し、水路や入り組みなどの多様なハビタットで構成されていた。

以上より「多様な生物の生息・生育の場としての機能」についての環境目標を、次のように設定する。

ヨシを中心とし、ウラギク群落、アイアシ群集、海浜砂丘植物群落など多様な植物相で構成されるヨシ原を確保し、物理環境としては、干潟と一体となり水路や入り組み等の複雑な構造を持った状況(1975(昭和50)年代に見られたような環境)の復元を目標とする。また、それらのヨシ原において、ハゼ類などの魚類、クロベンケイガニなどの甲殻類、干潟を利用するシギ・チドリ類やヨシ原に営巣するオオヨシキリ、ヨシゴイなどの鳥類、キイロホソゴミムシやヒヌマイトトンボなど河口域の汽水環境に適応した特徴的な生物群集が健全に生息している状態を目標とする。

これらヨシ原内外を利用する生物群集を確保するためには、ヨシ原を構成するヨシおよびその生育基盤が健全になっている状態を確保する必要がある。

表6.3.2 生態系保持空間の位置付け

<p>1. 川崎市川崎区殿町(右岸0～1.7km) 汽水域帯が、ほとんど自然性の高い水際を失った多摩川において、<u>唯一の海浜砂丘性群落(ハマヒルガオ、コウボウシバなど)</u>が記録された区域である。 また、河口部にほぼ限局する鳥として、シロチドリ、メダイチドリ、キョウジョシギ、ハマシギ、アジサシ、セグロカモメなどがあげられ、特にシギ・チドリ類は採餌地を干潟面に依存しており、本区域はこれらの鳥類にとって重要な区域である。</p> <p>2. 東京都大田区南六郷(左岸中洲3.9～5.2km) 中洲状地にヨシ群落をはじめ、ウラギク群落、アイアシ群集など豊富な汽水帯特有の植物群落が残された貴重な区域である。 また、ここはヨシ群落に守られて、汽水域の動物相も豊富であり、さらにこれらの動物を餌とする野鳥類もまた多い。</p> <p>出典：多摩川河川環境管理計画報告書 S55.2(財)河川環境管理財団</p>
--



写真6.3.2 昭和50(1975)年代の多摩川河口部のヨシ原

② 景観機能

近年、河口域の植物多様性の減少や、ヨシの夏枯れ等により景観機能が劣化している。この劣化は、生態系機能の回復により改善されるため、特に目標を立てないこととする。

以上を踏まえ、多摩川河口域のヨシ原の現状を踏まえた保全目標を示す。

「多様な生物の生息・生育の場としての機能」を確保するためには、ヨシを中心とした多様な植物相で構成されるヨシ原を確保し、干潟と一体となった水路や入り組み等の複雑な構造を持った状況を保全・復元する。また、ヨシ原を構成するヨシおよびその生育基盤の健全性を確保し、河口域の汽水環境に適応した特徴的な生物群集が健全に生息している状態を確保する。

(3) ヨシ原の保全方策

多摩川河口の地区の5地区のヨシ原について現状を踏まえた評価を行い、その結果からヨシ原保全方策の方向性を設定する。各地区の保全方策の方向性を以下の図6.3.8、表6.3.3に示す。

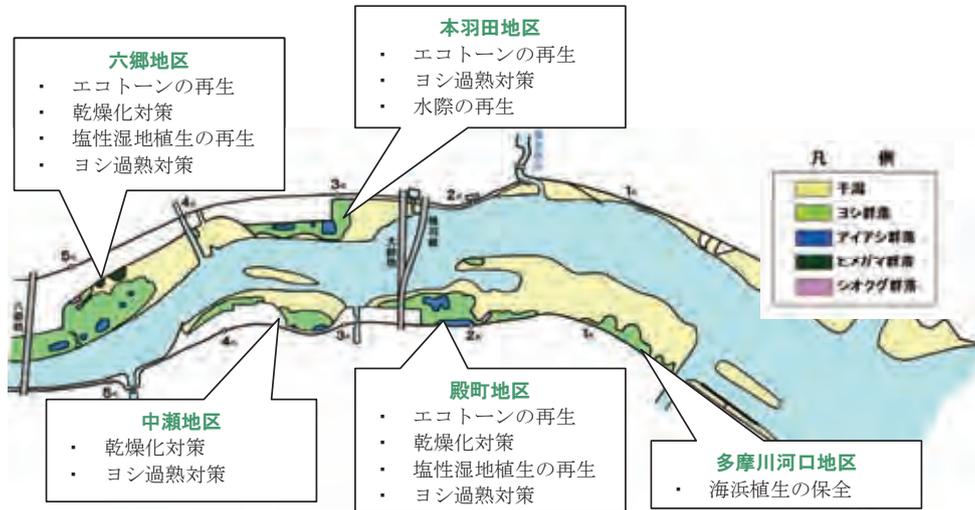


図6.3.8 多摩川河口部ヨシ原の保全方策の方向性

表6.3.3 多摩川河口部ヨシ原の保全方策の方向性

地区	ヨシ原の現状	現状評価	ヨシ原の保全方策の方向性
多摩川河口地区	・ ヨシの拡大に伴う海浜植生等の減少	・ 多摩川のヨシ原で唯一、海浜植生がまとまって存在する箇所であり、保全が望まれる。	・ 海浜植生の保全
殿町地区	・ 土砂の堆積、植生拡大に伴う、水路・入り組み、湿地環境の消失 ・ ヨシの拡大に伴う、塩性湿地植生の減少 ・ ヨシの夏枯れ	・ 多摩川八景に記載されているような干潟、塩性湿地植生、ヨシ、水路・入り組みがバランス良く配置されること、健全なヨシが生育することが本来の姿であり、これらを復元することが望まれる。	・ エコトーンの再生 ・ 乾燥化対策 ・ 塩性湿地植生の再生 ・ ヨシ過熟対策
中瀬地区	・ 土砂の堆積、植生帯の拡大に伴う、湿地環境の消失 ・ ヨシの夏枯れ	・ 湿地環境が存在すること、健全なヨシが生育することが本来の姿であることから、これらを復元することが望まれる。	・ 乾燥化対策 ・ ヨシ過熟対策
本羽田地区	・ 土砂の堆積、植生の拡大による水路・入り組みの消失 ・ 流水の作用による河岸の侵食 ・ ヨシの夏枯れ	・ 入り組みやなだらかな水際が存在し、健全なヨシが生育することが本来の姿であることから、これらを復元することが望まれる。	・ エコトーンの再生 ・ ヨシ過熟対策 ・ 水際の再生
六郷地区	・ 土砂の堆積・植生帯の拡大に伴う、水路・入り組み、湿地環境の消失 ・ ヨシの拡大による塩性湿地植生の減少 ・ ヨシの夏枯れ	・ 干潟、塩性湿地植生、ヨシ、水路等の湿地環境がバランス良く配置され、ヨシが健全に生育することが本来の姿であることから、これらを復元することが望まれる。	・ エコトーンの再生 ・ 乾燥化対策 ・ 塩性湿地植生の再生 ・ ヨシ過熟対策

#### (4) ヨシ原の優先的保全対策項目の抽出と保全対策

多摩川河口域のヨシ原で実施すべき保全再生メニューとして、**図6.3.9**に示す7つの項目があげられる。多摩川河口域のヨシ原を健全化するためには、これら全てに対応することが望まれるが、ここでは7つの対策項目の中から、特に早急を実施すべき対策項目を抽出し、試験施工・モニタリング計画の検討対象とする。

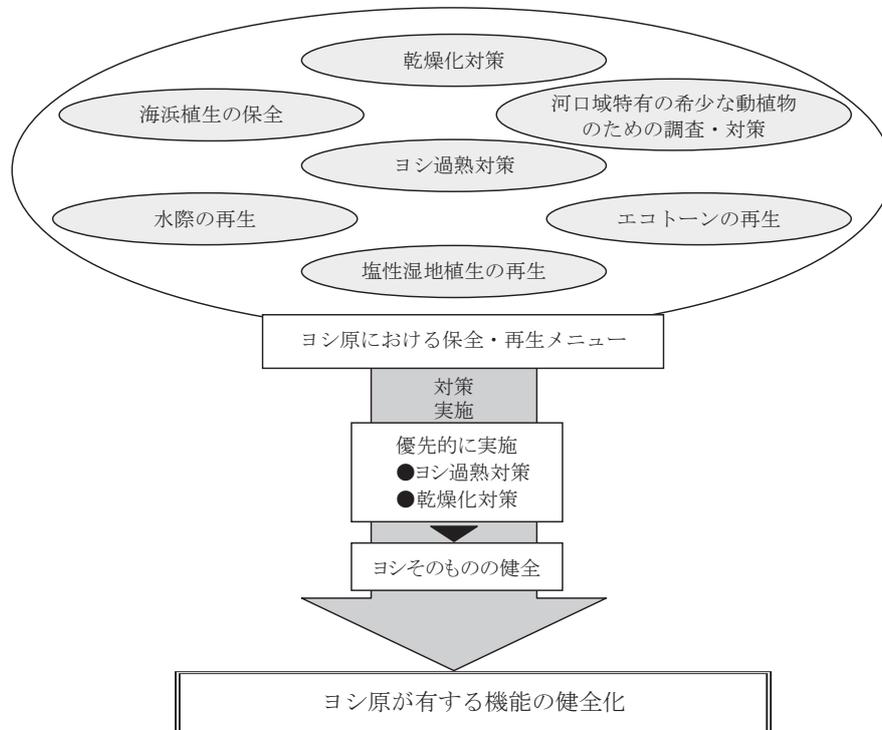


図6.3.9 ヨシ原における保全・再生メニューとヨシ原健全化の流れ

ヨシ原において、保全・再生対策を実施するにあたり、メニューの中でもヨシそのものの健全化に係わる事項を優先的に実施すべきである。

ヨシそのものの健全化に係わる対策としては、「ヨシ過熟(夏枯れ)対策」「乾燥化対策」があげられる。乾燥化対策については、ヨシの生育基盤を盤下げすることで対応可能であるが、ヨシ過熟対策については、その原因・対策手法が明確にされていない。そこで「ヨシ過熟(夏枯れ)」を中心としてヨシの保全方策に関する文献調査および有識者へのヒアリングを実施した。その結果、「ヨシ過熟(夏枯れ)」に直接関係する記述やコメントは得られなかったが、ヨシの保全策について以下の参考となる知見が得られた。

- ・ヨシの生育限界は、塩分1.5～2%、酸化還元電位(ORP値) -150mV以上である。
- ・淀川の鶴殿地区のヨシ原は、河床低下に伴う乾燥化により衰退しており、その復元・保全対策として、切下げ試験と導水路試験が行われた。

切下げ試験は、高水敷を切下げ、冠水頻度を増加させることにより、乾燥化の改善を行うものである。平水位～12日水位がヨシの生育に適した地盤高であるという知見が得られている。さらに、導水路を設置することで、群落面積が拡大し、水分条件の改善により、ヨシの保全に効果があることが確認されている(⇒7.4)。

- ・渡良瀬遊水地におけるヨシ原の適切な管理を行うため、野焼きの有無によるヨシの生育に与

える影響評価が行われた。

ヨシの生育状況は、バイオマス（乾燥重量）、ヨシの出芽によって評価された。その結果、野焼きを行った箇所のバイオマス（乾燥重量）、ヨシの出芽がいずれも多く、野焼きがヨシの良好な生育に寄与していると評価された。

ヨシの野焼きは、枯れヨシのリター化（腐敗物化）を防ぎ、また表層の有機物を無機化し、リターの分解による酸素消費を減少させ、表層からの酸素供給が増加し、ヨシの生育にプラスとなる。

以上の知見等により、「ヨシ過熟（夏枯れ）対策」としては、以下に示す4つの手法が考えられた。その技術的評価は以下の様である。

#### ①水路の整備

土壌の還元化や高塩分濃度化によりヨシの健全な生育が妨げられている箇所では、水路の整備に伴う潮位変動により水が流動化し、常に土壌にフレッシュな水（酸素を含んだ水）を供給することができる。それにより、ヨシの根茎部の土壌における酸化還元電位（ORP値）を高める（土壌の好気化）塩分濃度を低下できる可能性がある。ただし、水路の整備により水環境が改善される範囲は、狭い範囲に限られる可能性も指摘されているので注意が必要である。

2005（平成17）年度に多摩川の六郷地区を対象として実施された自然水路（水路幅5m）の横断方向の酸化還元電位調査の結果（冬季1回）では、自然水路から4mの範囲は酸化還元電位がプラスとなった（国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所，2005）。

#### ②ヨシの野焼き

渡良瀬遊水地の事例では、野焼きを3月に実施することでヨシの生育状況（地上茎・地下茎の乾燥重量、出芽数）が良好になり、ヨシが活性化することが確認されている。

渡良瀬遊水地では、現在、樹林化防止、希少種保全、多様な春植物生育の維持、野火の防止、ヨシに巣くう害虫の駆除、良質のヨシの維持のためにヨシの野焼きを実施している。

#### ③ヨシの刈取り

ヨシ刈取りは、ヨシ原の維持のため、世界中で行われている手法である。土壌が還元化している環境では、ヨシ刈取りを行うことによりヨシの茎から土中へ酸素が供給され、また、リターの供給を減少させるのでヨシの生育には好ましい手法である（浅枝，2005）。

#### ④リターの除去（リター：落葉・枯死体）

ヨシの生育基盤に堆積したリターを除去することで、ヨシの芽生えの障害物が除去されるとともに土壌が直接空気と触れるため、土壌が好気化され健全なヨシが生育可能となる。

なお、どの程度のリターの堆積厚が土壌に影響を与えるのか不明瞭である。

### 6.3.5 試験施工・モニタリング計画の立案

前項のヨシの夏枯れ対策に効果的な手法については、いずれも河口域において実施されたものではないため、多摩川河口域において定量的な効果が不明であった。そのため、複数の手法について試験施工を実施し、その効果を見極めることとした。

過熟（夏枯れ）対策に主眼をおいた試験施工計画およびモニタリング計画の内容を記す。

(1) 試験施工対象箇所を検討

試験施工対象箇所については、現状でヨシの夏枯れが確認されている地区を対象とする。

試験施工においては、夏枯れの効果的な対策が明確になっていないため、種々の工法の試験を行うことが必要である。そこで、最も広いヨシ群落が存在する六郷地区を試験施工対象箇所とする。

(2) 試験施工内容の検討

試験施工では複数の手法を実施するが比較的簡易に実施でき、（環境の改変度合いが少なく）かつ多摩川河口に適応可能な手法を対象とする。

各手法の試験施工の可能性については、表6.3.4の通りである。試験施工としては、「水路の整備」、「ヨシの刈取り」、「リターの除去」の3つの手法とする。

表6.3.4 ヨシ健全化手法の試験施工の可能性

手法	試験施工への適応	
水路の整備	○	施工が比較的簡易であり、環境への改変度合いは少ない。また、河口域は干満により水位が変動するため、自然状態で連続的に水が流下する水路の整備は難しいが、冠水頻度の異なる水路を創出することが可能である。
ヨシの野焼き	×	実施に当たっては、消防車等の消火体制を取る必要があり、試験施工としても大がかりになること、周辺に住宅地等が多く、野焼きを実施した際の煙の問題等もあることから、多摩川河口において実施することは現実的でない。
ヨシの刈取り	○	ヨシが枯れている時期に刈取りを行うことで、環境への影響も少ない。また、将来的には住民との協働により継続することも考えられるため、多摩川において適応可能と考えられる。
リターの除去	○	環境の改変度合いが少なく、将来的には住民との協働により継続することも考えられるため、多摩川において適応可能と考えられる。ただし、多摩川のヨシ原は、ヨシが密生しているため、ヨシの刈取りを実施することを前提として、リターを除去する必要がある。

① 水路試験区の試験内容

- ・水路を施工することで、ヨシの生育基盤がどのように変化するかを調べる。（地下水、酸化還元電位、塩分濃度）また、その変化はどの程度の範囲であるかを調べる（敷高の違いによる差異）。
- ・生育基盤（塩分濃度等）の変化により、ヨシの生育状況（草丈・密度・茎の太さ）はどのように変化するかを調べる。

表6.3.5、図6.3.10に試験パターンと水路の配置イメージを示す。

表 6.3.5 水路試験区の試験パターン

No.	試験区パターン (水路敷高)	土中水 交換量	目的
1	A.P.+0.0m ※ (水平水路：深掘)	多	水交換量が最も多くなるよう、水路敷高を最低干潮位とした場合のヨシの生育基盤や生育状況の変化の把握
2	A.P.+1.0m (水平水路：浅掘)	中	水交換量が中程度となるよう、水路敷高をヨシの根系が最も多い箇所の高さ（平均潮位）に設定した場合のヨシの生育基盤や生育状況の変化の把握
3	現状のまま（比較区）	少	水交換量が最も少なくなるよう、現状のままでのヨシの生育基盤や生育状況の変化の把握
4	A.P.+0.0m ※～現地盤 (傾斜水路)	多～少	上記、3つの試験区を補完する視点で、水路に縦断勾配をつけ、様々な冠水頻度における生育基盤やヨシの生育状況がどのように変化するか把握。

※ No.1 と No.4 の試験区については、実際の施工時に、掘削残土を場内処理する必要性があり、土量を抑えるため掘削深を A.P.+0.7m としている。

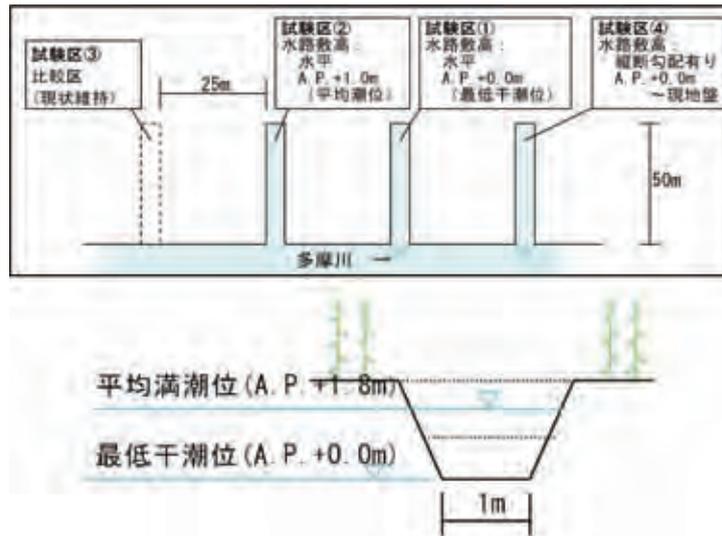


図6.3.10 水路の配置イメージ

② ヨシ刈り試験区の試験内容

- ・ヨシ刈り，リターの除去を行うことで，ヨシの生育基盤がどのように変化（酸化還元電位）するかを調べる。
- ・障害物（枯死したヨシ，リター）の除去や生育基盤（酸化還元電位）の変化により，ヨシの生育状況（芽生えの状況，草丈，密度，茎の太さ）はどのように変化するか調べる。

表6.3.6，図6.3.11に試験パターンとヨシ刈り試験区配置イメージを示す。

表6.3.6 ヨシ刈り試験区の試験パターン

試験区パターン		目的
刈り取り	リター除去	
●	●	刈り取りとリター除去の相乗効果を確認する
●	—	刈り取りのみの効果を確認する
—	—	比較工区

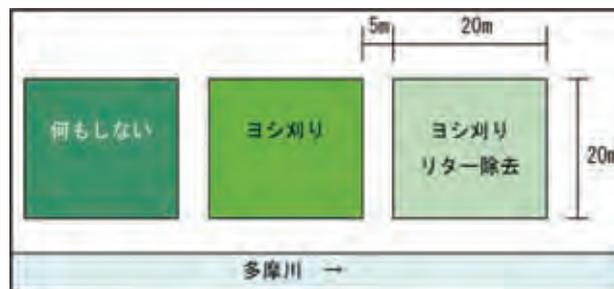


図6.3.11 ヨシ刈り試験区の配置イメージ

③ モニタリング計画

モニタリング調査として表6.3.7に示す項目を提案した。

表 6.3.7 ヨシ原試験区調査項目

【調査目的】 ・試験施工の手法別にヨシの生育基盤、生育状況の変化を把握し、ヨシ健全化のための知見を取得					
調査項目		ねらい	数量	調査期間	調査頻度
水路試験区	水質調査 (水温,DO,BOD,塩分濃度,T-P,T-N)	基礎情報として水路の水質を把握	1箇所	3年	春、秋
	ヨシ生育状況調査	試験パターンの違いによる生育基盤(地下水、土壌環境)の変化把握 生育基盤の変化に伴うヨシの生育状況(草丈、密度、茎の太さ)の変化把握	86箇所※	3年	1回
	地下水(水位,DO,pH)調査		21箇所		毎月
	土壌調査		酸化還元電位	86箇所※	
塩分濃度 粒度組成			12箇所	1年	1回
ヨシ刈り試験区	ヨシ生育状況調査	試験パターンの違いによる生育基盤(地下水、土壌環境、リター堆積量)の変化把握 生育基盤の変化に伴うヨシの生育状況(草丈、密度、茎の太さ)の変化把握	15箇所※	3年	1回
	地下水(水位,DO,pH)調査		6箇所		毎月
	土壌調査		酸化還元電位	15箇所※	
			塩分濃度 粒度組成	3箇所	1年
	リター堆積		15箇所※	3年	2回

※2年目以降は、地点数を絞って追跡することを予定する。

### 6.3.6 試験施工の評価とその後の対応

モニタリング調査の提案を受け、試験施工が京浜河川事務所によって実施された。その結果の概要を記す(株式会社エコー, 2008, 2009, 2010)。

#### (1) 試験施工結果の評価

##### ①水路試験区の試験結果

試験施工の調査結果を総合して、各種水路の掘削による効果(ヨシの生育状況、植生基盤の物理的条件への影響)を評価した結果、以下の知見が得られた。

- ・水路の掘削により、水路内への流入水と植生基盤との間に水交換が行われることが明らかになった。特に、掘削深(A.P.+0.7m)の水平水路(深掘)の水交換が顕著であり、植生基盤の物理的条件の改善には、最も適していると考えられる。
- ・なお、面的な広がりをもって水交換を行う場合、水路の間隔を20mにして配列することが適当である。
- ・ヨシは地下茎で分布を拡大するものであり、物理環境の改善とヨシの生育状況の相関性が非常に小さいことが分かった。ただし、一部ではあるが、ヨシの生育状況(生産量)と物理環境(ORP値)に関連性がある箇所もあり、水路掘削は有用であると考えられる。

##### ②ヨシ刈り試験区の試験結果

試験施工の結果、試験区の処理(ヨシ刈取り、リター除去)による物理的・化学的条件(ORP, DO, pH, 土壌水分, 塩分濃度)への影響についての関係性は見られなかった。

ただし、調査期間がヨシの活動時期(4月～10月)から外れているため、年間を通じた調査を実施して結論を見出すことが必要であるが、その後の効果の検証はされていない。

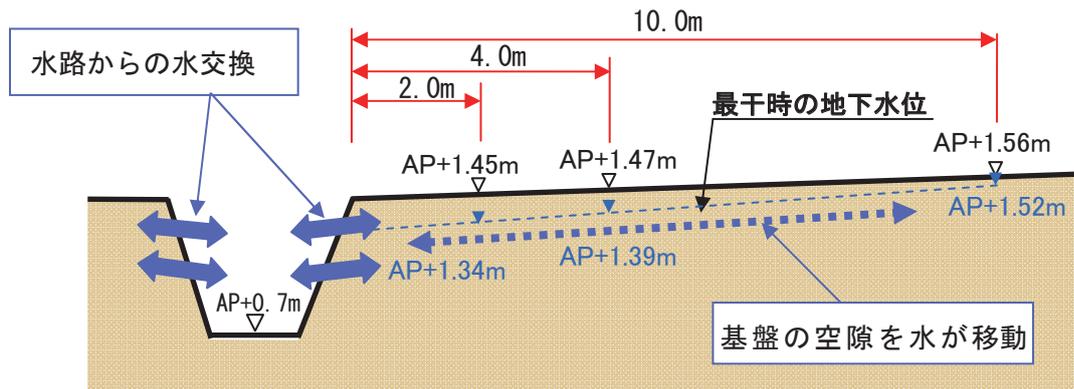


図6.3.12 水交換のイメージ(水平水路:深掘)

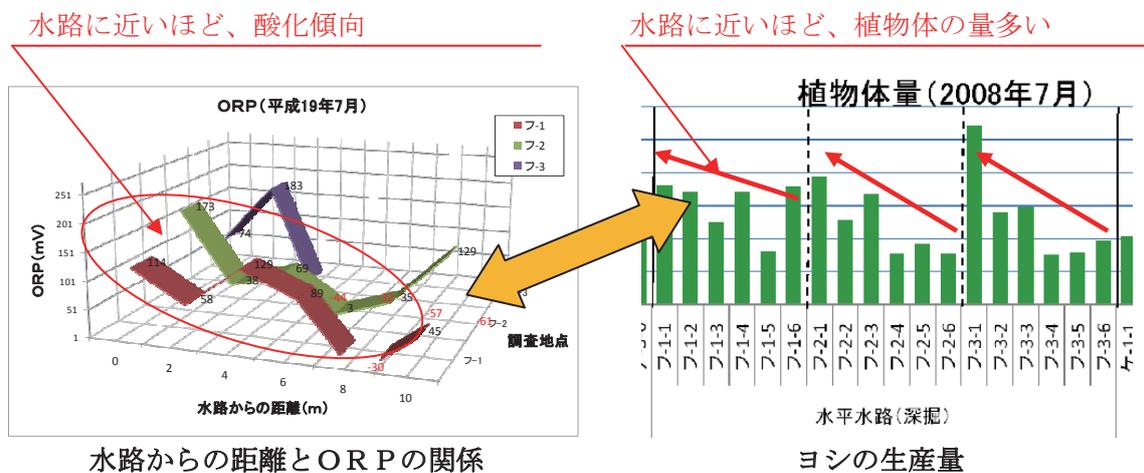


図6.3.13 水路からの距離とORP及びヨシの生産量の関係性(株式会社エコー, 2009)

## (2) 六郷地区の生態系保持区間再生計画

六郷地区の試験施工結果から、水路掘削による水交換により植生基盤の改善が図れることが明らかとなった。そのため、基盤の切下げと水路掘削による水交換の促進により、ヨシの健全化を図ると同時に、その他、河口域特有の環境の保全・再生を加味した六郷地区の生態系保持空間再生計画が2009(平成21)年度に作成された。検討した自然再生対策のゾーニングを以下に、対策の考え方を図6.3.15、表6.3.8に示す。

これらに基づき、2010(平成22)年度に詳細設計がされているが、施工はまだ行われていない。

## 6.3.7 汽水域生態系の保全・再生のための調査・研究課題

河川汽水域生態系に関する調査の困難性により、わが国では既往の調査研究が少ない。今後以下のような視点で調査・研究に取り組む必要がある。

### (1) 情報の生産と観測体制

河川汽水域の河川管理区間は、河川水辺の国勢調査を通じて生態系の空間分布特性が漸く把握

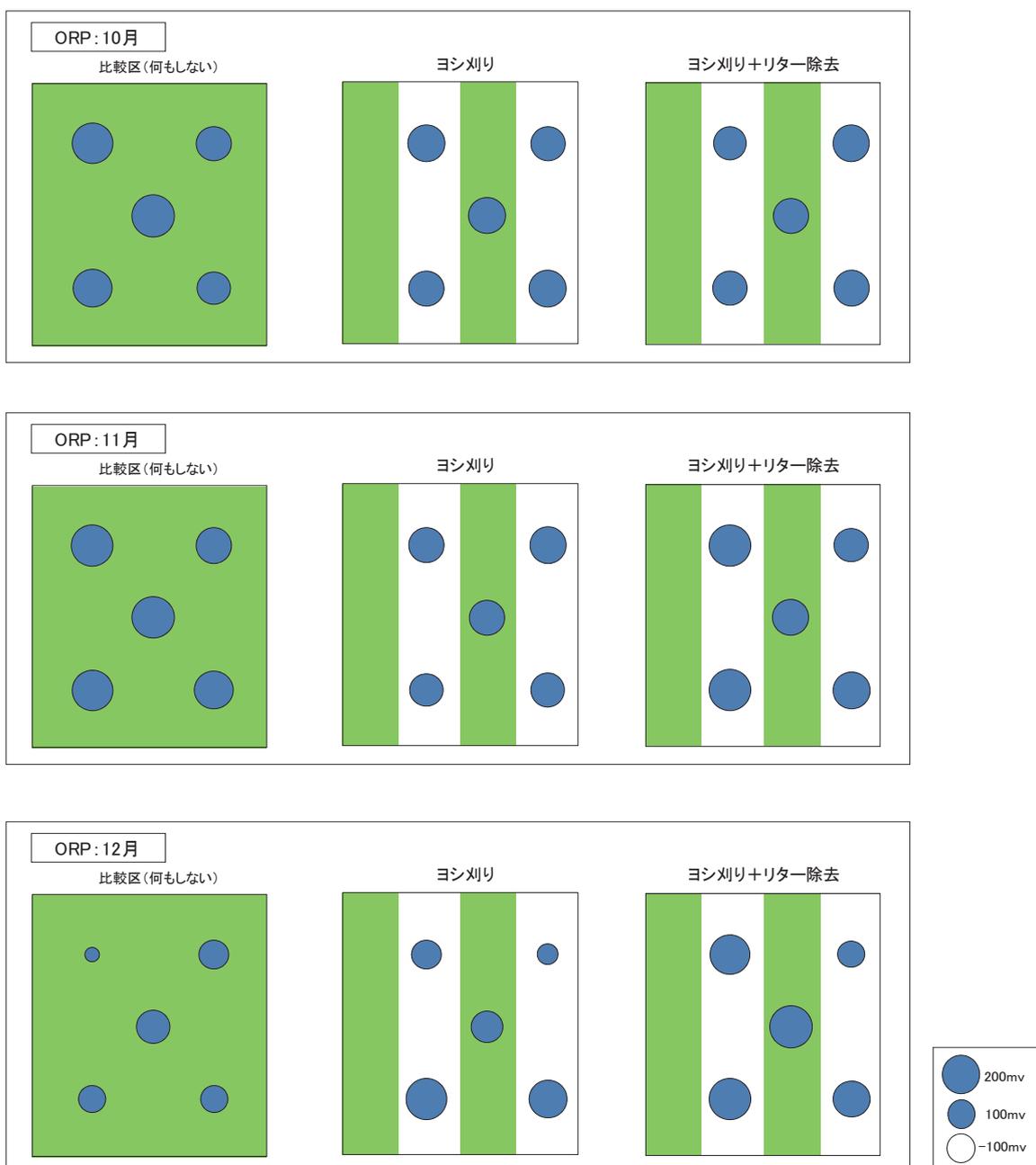


図6.3.14 ORPの月変化(株式会社エコー, 2008)

できるようになり、河川汽水域生態系を構成する各要素間の関連性の分析が漸く始まっている。しかし、河川水辺の国勢調査によって表出される情報は、5年に一回のある時点のものであり、また、水質に関する種々の微生物やプランクトンなどの生物情報が欠けている。また、昼夜という日変動、潮汐にかかわる月変動、季節変動、洪水などの攪乱に関わる情報も欠けている。時間変動特性の把握、分析、一般化は、これからの調査・研究に待たなければならないことが多い。

河川汽水域生態系の構造特性とその変動形態の理解のため、そして河川汽水域生態系の保全・再生のためには、河川生態系の各構成要素に関わる多量の実証的資料を必要とする。この資料の収集は、手間と資金が掛かるものである。現在、データの収集は、事業者である河川管理者がコンサルタントに業務委託して実施するもの、河川に関わる研究者がその研究目的のために実施す

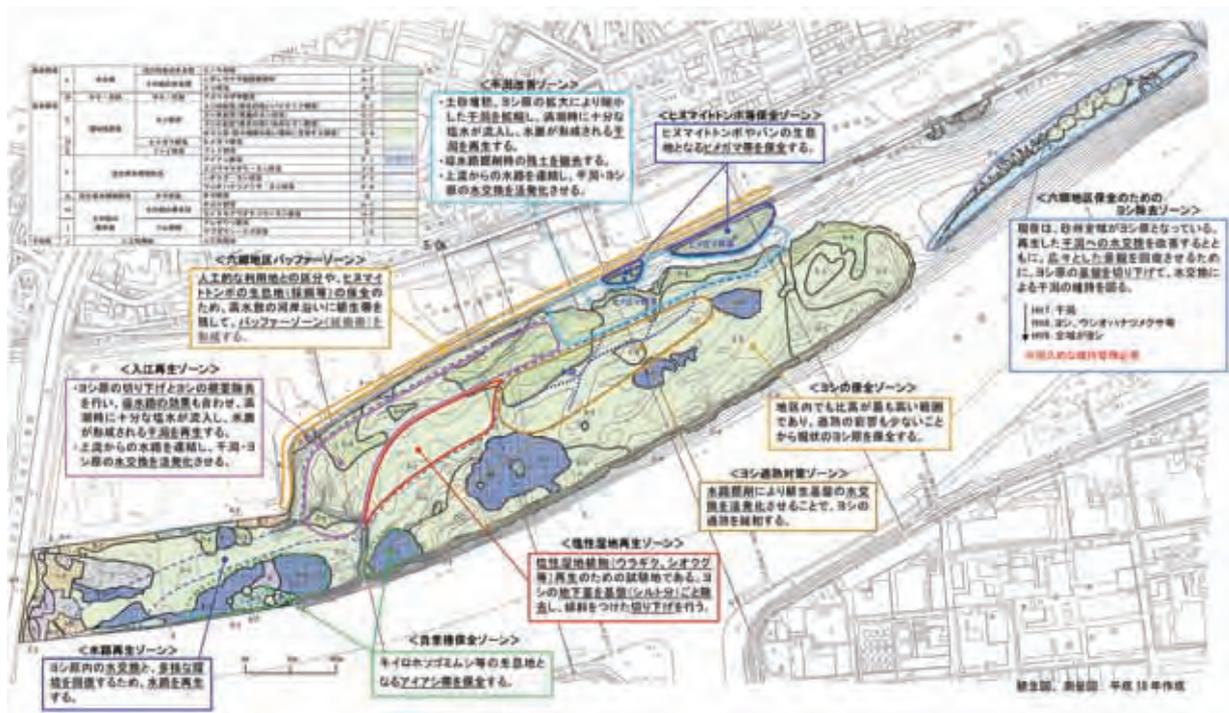


図6.3.15 自然再生対策のゾーニング図(六郷地区)(株式会社エコー, 2010)

るもの、市民あるいは団体が河川環境の関する学習や理解を深めるために行うものなど多岐に行われている。しかし、これらの情報が有機的に繋がれておらず、また、構造要素の重要な項目が欠落し、河川汽水域河川生態系の総合的理解の隘路となっている。今後、汽水域生態系の構造把握のためには、生態学、土木学、生物学、地理学などの関係する学問分野の情報編集および方向性をリードする研究センター、あるいはグループの組織化が必要である。

## (2) 河川技術行為の評価と時間の思想

多摩川河口汽水域の環境は、大正期以来の河川改修工事、航路維持のための浚渫、工業地および飛行場造成のための埋め立てと浚渫、水資源開発のためのダム貯水池および取水堰の建設、流域の都市化に伴う河川水質の変化という大きな人為作用を受けた。

河口域の変化と植生の遷移は、この100年弱における人為と洪水のインパクトに対する反応の現れであり、必然である。さらに人為の手を加え、人間の望ましいと考える空間として働きかける技術行為を行うには、何処まで手を加えるか、行為の効果が持続可能か、という河川技術行為の評価と時間の思想(管理論)が問われる。これに答えていかねばなるまい。

前者については、現在、標準的目標水準は設定されておらず、現状では行為決定のためのプロセスの中で河川汽水域ごとに位置付けを行わざるを得ない。ただし、意思決定や合意形成のプロセスにおいては、生態系の質の指標が必ず必要となる。目的、検討の対象領域の大きさに応じた生態系の質の指標を何にするか検討する必要がある。

目標を定めれば、その目標に向けての行為を評価(量と質)しなければならない。評価項目としては以下の5項目が挙げられる。

表6.3.8 自然再生対策(六郷地区)のゾーニングの考え方(株式会社エコー, 2010)

求められる機能	対応する空間(ゾーン)	空間(ゾーン)配置の考え方	空間(ゾーン)整備の方向性
キイロホソゴミムシ等の貴重種の生息地の確保	貴重種保全ゾーン	キイロホソゴミムシ等の生息地とするアイアシが分布する範囲を対象とする。	キイロホソゴミムシ等の生息地となるアイアシ帯を保全する。
ヒヌマイトトンボ、パン等の生息地の確保	ヒヌマイトトンボ等保全ゾーン	ヒヌマイトトンボ、パン等の生息地となるヒメガマが分布する範囲を対象とする。	ヒヌマイトトンボ、パン等の生息地となるヒメガマ帯を保全する
ヨシ原の過熟を緩和し、ヨシ原を健全化	ヨシ過熟対策ゾーン	ヨシ原の過熟により、ヨシの夏枯れが発生した範囲を対象とする。	水路掘削により植生基盤の水交換を活発化させることで、ヨシの過熟を緩和する。
過熟による影響を受けていない健全なヨシ原の保全	ヨシの保全ゾーン	六郷地区でも地盤高が高く、夏枯れの発生が生じなかった範囲を対象とする。	地区内でも比高が最も高い範囲であり、過熟の影響も少ないことから現状のヨシ原を保全する。
健全な干潟の再生	干潟改善ゾーン	現存する干潟であるが、土砂堆積やヨシ原の拡大により、縮小化している範囲を対象とする。	<ul style="list-style-type: none"> <li>・土砂堆積、ヨシ原の拡大により縮小した干潟を拡幅し、満潮時に十分な塩水が流入し、水面が形成される干潟を復元する。</li> <li>・導水路掘削時の残土を撤去する。</li> <li>・上流からの水路を連結し、干潟・ヨシ原の水交換を活発化させる。</li> </ul>
入江状の干潟の再生	入江再生ゾーン	かつて、入江が存在したが、土砂堆積やヨシ原の拡大で完全に埋没した範囲を対象とする。	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ヨシ原の切り下げとヨシの根茎除去を行い、導水路の効果も合わせ、満潮時に十分な塩水が流入し、水面が形成される干潟を再生する。</li> <li>・上流からの水路を連結し、干潟・ヨシ原の水交換を活発化させる。</li> </ul>
かつての良好な塩性湿地植物の生息環境の復元	塩性湿地再生ゾーン	六郷地区内でも、勾配が平坦で、広い空間が確保でき、かつ、入江と一体化できる範囲を対象とする。	塩性湿地植物(ウラギク、シオクグ等)回復のための試験地である。ヨシの地下茎を基盤(シルト分)ごと除去し、傾斜をつけた切り下げを行う。
六郷地区全体の水交換を図る水路の復元	水路復元ゾーン	上流から本川の水を導入するため、六郷地区内でも、最上流部の範囲を対象とする。	ヨシ原内の水交換と、多様な環境を回復するため、水路を復元する。
六郷地区全体の自然地を保全するための高水敷と自然地との緩衝帯を形成	六郷地区バッファゾーン	高水敷と六郷地区の自然地とを区分するため、高水敷の河岸沿いを対象とする。	人工的な利用地との区分や、ヒヌマイトトンボの生息地(採餌等)の保全のため、高水敷の河岸沿いに植生帯を残して、バッファゾーン(緩衝帯)を形成する。
水交換による干潟への酸素の供給が十分に行われることとあわせて広々とした静水面を確保	六郷地区保全のためのヨシ除去ゾーン	六郷地区下流に形成され、ヨシに全面的に被覆された砂州を対象とする。	現在は、砂州全体がヨシ原となっている。再生した干潟への水交換を改善するとともに、広々とした景観を回復させるために、ヨシ原の基盤を切り下げて、水交換による干潟の維持を図る。

### ①水質改善効果

汽水域全体を計画空間とする場合は、流入水質を汽水域の境界条件とし、汽水域内事業実施と実施無しの場合における汽水域空間の河川水質を物理化学モデル（生物と水質の関する帰納的に求めた物理・化学パラメータを取り入れる）を用いて評価する。内湾域の水質改善をも評価対象とする場合は、評価対象空間を拡大する。

事業空間が小さい場合は、事業空間スケールで簡易な評価を行う。たとえば干潟の造成であれば造成面積当たりの水質改善効果を評価する。

### ②生物生息・生育環境改善効果

①の評価に連動して生物生息・生育環境の変化量が評価される。生物種ごとにその生育・生息環境の物理・化学環境に対する依存性に関する知見と対象汽水域の詳細な生物および物理・化学環境の調査があれば、生物相の変化は物理・化学環境場の変化の量・質の変化を媒介にすることにより概略推定可能である。なお、微生物による分解および藻類による一次生産と食物網による物質収差を通して水質が変化し、それがまた生物の生息条件を変化させるが、汽水域への流入栄養塩濃度、汽水域の生物、水質の相互関係に関する経験的知見があれば中型・大型の生物相の変化は概略推定可能であろう。

### ③アメニティー改善効果

汽水域の保全・再生による汽水域景観の改善や親水空間の増加、さらにはヨシのさわさわした音など音空間の改善効果を抽出する。

### ④河川と地域の関係改善効果

風景の再生による地域景観としての誇りや安らぎ、心象の再現による癒し効果、環境教育空間としての利用効果などを抽出する。

### ⑤経済評価

事業便益としては、①、②、③、④の事業効果を代替法、ヘドニック法、仮想市場法、旅行費用法などを用いて評価することになるが（河川に係る環境整備の経済評価研究会、2000）、環境を物財（金銭）として扱う方法が社会的に認知されているとはいえない。

投資コストとしては、保全・再生事業に対する直接投資量と保全・再生事業の治水・利水機能損失に対するの対応措置の費用を評価することになる。

なお、再生技術の中には維持修繕行為、災害復旧工事の中で実行できるものもある。たとえば、護岸の破損に伴う復旧に当たって、近自然工法を採用するなどである。これらは、維持管理費用、災害復旧費用としてカウントするべきものであろう。

河川汽水域の保全・再生事業に関する経済評価法は信頼されているとはいえ、事業プロセスのあり方、意思決定のあり方を含め、今後経験を積み重ね改良していくしかあるまい。

## (3) 維持管理

計画された植生空間を維持していくためには、維持管理費と労働力が必要である。すなわち維持管理計画が必要である。維持管理費用の確保が難しいのであれば、なりたがる姿に空間を合わせていくことになる。

## 参考文献

- 浅枝隆 (2005) 4.3.1 抽水植物群落の管理・育成, 河川整備基金事業 流水・土砂の管理と河川環境の保全・復元に関する研究, 財団法人 河川環境管理財団, pp.88 - 91.
- 河川生態学術研究会多摩川グループ (2006) 多摩川の総合研究 - 永田地区の河道修復 -, pp9 - 45
- 河川に係る環境整備の経済評価研究会 (2000) 河川に係る環境整備の経済評価の手引き (試案), (財) リバーフロント整備センター.
- 株式会社エコー (2008) 平成 19 年度多摩川河口環境調査業務.
- 株式会社エコー (2009) 平成 20 年度多摩川河川環境管理検討業務.
- 株式会社エコー (2010) 平成 21 年度多摩川河川環境管理検討業務.
- 鎌田麻人 (2008) 河川汽水域 6.3 異なった空間スケールを用いた生物分布の把握事例, 技報堂出版, pp.185 - 188.
- 建設省関東地方建設局京浜工事事務所 (1978) 多摩川河川敷自然環境評価調査報告書.
- 小林四郎 (1995) 生物群集の多変量解析, 蒼樹書房.
- 小林豊, 藎義光, 大手俊治, 並木嘉男 (2006) 多摩川における生態系保持空間の管理保全方策について, 河川環境総合研究所報告第 12 号, pp45 - 67.
- 国土交通省関東地方整備局京浜河川事務所 (2006) 平成 17 年度多摩川・相模川河口域環境調査業務報告書.
- 国土交通省関東地方整備局利根川上流河川事務所 (2005) 利根川上流生態系河道計画検討業務報告書.
- 財団法人河川環境管理財団 (2003 ~ 2005) 淀川生態環境調査検討業務報告書.
- 財団法人河川環境管理財団 (2010) 河道特性に及ぼす粘性土・軟岩の影響と河川技術, 河川環境総合研究所報告第 29 号, pp.71 - 111.
- 佐藤和明 (2005) 2.4 ケーススタディ 1: 多摩川, 河川と栄養塩類 [財団法人河川環境管理財団編], 技報堂, pp41 - 56.
- 末次忠司, 藤田光一, 服部敦, 瀬崎智之, 伊藤政彦, 榎本真二 (2004) 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, 国総研資料 第 161 号.
- 高橋俊守, 皆川朋子, 星野義信延, 北村直也 (2005) 2.2 多摩川ハリエンジュの分布の拡大, 多摩川の総合的研究, 河川生態学学術研究会多摩川研究グループ, pp187 - 226.
- 竹内健悟, 東信行 (2005, 2006) 鳥類を指標とした河川下流域草地の生態環境と管理手法, 河川整備基金事業報告書, 平成 16 年度 助成番号 16, 平成 18 年度多摩川生態学術研究会.
- 多摩川史編集委員会 (1986) 多摩川史 第 5 編 治水 第 3 章 砂利採取, 財団法人 河川環境管理財団, p.985.
- 藤田光一, 李参熙, 渡辺敏, 塚原隆夫, 山本晃一, 望月達也 (2003) 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, p41 - 60.
- 李参熙, 山本晃一, 望月達也, 藤田光一, 塚原隆夫, 渡辺敏 (1999) 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.
- 山本晃一 (2005) 多摩川下流水制の配置構造と技術史上の意義, 河川環境総合研究所資料第 15 号.

Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F. & van Tongeren O.F.R. (1987) *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*, Pudoc Wageningen, Wageningen, the Netherlands.

## 第7章 リーチスケールの植生の保全・再生

河川植生は、河川生態系の重要な構成要素、景観要素として保全育成されるまでになった。河川植生は、攪乱という現象を必須の考慮事項とする治水・河川利用（高水敷利用）・生態系との相互関係を調整する価値的・技術的（制御）対象となったのである。

ここでは、河川管理者が計画主体となる河川環境の改善・保全の視点から、リーチスケールの植生管理に関わる個別技術について記す。

### 7.1 植生の保全・再生の目的と制御対象

植生の保全・再生の目的として以下のようなものが挙げられる。

#### (1) 河原・氾濫原環境の再生

河原・氾濫原環境の劣化と認識されている河川環境の変化は、氾濫原（高水敷）の利用、樹木伐採、河川流量レジームと流送土砂の変化による河道地形、土壤水分条件、洪水攪乱頻度の変化に伴う植生遷移である。

対象植物種・群落の生育環境を改善するために植物に働きかける直接的な手段として、

光条件の改善：樹木の伐採・枝打ち、除草

植生生理条件の改善：施肥、転耕、灌水

植物間競争条件の緩和：マルチング、除草、競争種の除去

対象植生種の増殖：播種、移植、植樹

人為的ストレスの除去：土地利用制限・誘導、護岸の近自然化

などがあり、種々の試みがなされているが、河川利用空間および河川構造物の維持管理のための空間以外の空間の植生管理としては、コストが掛りすぎ、自然空間として放置し植生遷移に任せているのが実態である。

直接的な河川植生制御手段以外の植生の保全・再生手段を以下に示す（山本他，2005）。これらはリーチスケールの植生の保全・再生となるものであるが、対象リーチに直接働きかけるものと、セグメントおよび流域スケールに働きかけるものを含む。

#### ①河道形状（リーチおよびセグメントスケールの空間計画）

河川管理者は、従来、治水・利水の目的のため、河道形状を河道計画に則り河道の縦横断形状を整形、河川管理構造物の建設・維持してきた。これらは、河川生態系に対する人為的インパクト要因であり河川生態系に大きな影響を与えたが、河川生態系の再生手段ともなりうる。

局所的に悪化した河川空間を生態系の保全・再生のため、河道の再蛇行化や人工ワンド・たまりの形成、高水敷切り下げによる湿地の造成などが為されているが、その機能が維持できないものが多々あり、どの程度の期間維持可能か評価し、造成を行うのか検討すべきである。

河川構造物の建設に当たって、河川縦断方向および横断方向における生物の移動、物質の移動を分断化しないような設計や生態系の再生に貢献するような構造物の設置がなされている。

#### ②水位（地下水位）

河床掘削などによる水位低下、高水敷への土砂堆積による高水敷（氾濫原）の乾燥化などによっ

て、高水敷植生の遷移が生じている河川では、水位の制御（堰の設置）により乾燥化を防ぐことがなされている。また高水敷に水路を造成し地下水位の上昇を図る試みなどがなされている。

### ③洪水流量

洪水流量は、河川生態系の動態と変動を規定する最も主要な要素である。洪水流量を直接的に制御する構造物はダム貯水池である。ダムの運用は治水、利水を目的とするもので、「河川生態系の保全と再生」を直接的な目的とした洪水時の運用はなされてこなかった。

洪水調節容量の大きいダムにおいては、平均年最大流量が低下し、河道風景、河川生態系の変化が生じている。洪水時の放流方式を「河川生態系の保全と再生」の観点から治水、利水と整合を図りつつ、攪乱規模をどの程度にし、どう制御すべきか検討する時期にきている。小流量を長時間流すより、高水敷に乗るような洪水が攪乱として重要であるが、河川高水敷利用との競合・調整問題の解決が必要である。

ダム放流における無害流量（河道の疎通能力）を大きくし、攪乱規模を大きくすることが考えられる。通常、無害流量はダム地点から沖積平野に出るまでの山間部における洪水被害発生流量で規定されてしまうことが多く、山間部の治水安全度を上げるという対応措置が必要となる。無害流量が大きくできれば、ダムの治水容量をより有効に利用しえる。放流施設を改善し放流流量制御幅を拡大すれば、制御自由度が拡大し、放流ハイドログラフを工夫する余地が増加する。なお放流流量を制御するためには、既存ダムの放流施設の改善を必要とする場合が多い。

### ④平水時流量

平常時の流量は、流水の正常な機能を維持するために必要な流量（正常流量）を確保するため、ダム貯水池放流量を制御することにより確保される。正常流量は、舟運、漁業、景観、塩害の防止、河口閉塞の防止、河川管理施設の保護、地下水位の維持、動植物の保護、流水の清潔の保持等を総合的に考慮し、渇水時において維持すべき流量（維持流量）およびそれが定められた地点より下流における流水の占有のために必要な流量（水利流量）の双方を満足する流量である。

「河川生態系の保全と再生」の観点から維持流量の増加が望まれるが、河川生態系の視点からどの程度の流量が必要であるが明確にされていない。もともと理学的に定まるものでなく、社会的用語なのである。たとえ明確化されても無い水は生まれない。環境用水ダムの築造、流域変更、水利利用の合理化、流域の保水性の確保なしには生み出せないものである。

### ⑤土砂

砂防ダムは、もっぱら土砂の流出を減少させる目的で設置されてきたが、下流への土砂供給を確保するため、スリットダムなどの透過型ダムが設置され始めた。これは、土石流や確率頻度の低い多量な土砂流出時に土砂の流出を抑制し、通常の出水時には土砂を流下させるような機能をもつものである。

貯水ダムは電力開発、利水開発、治水対策のために山間地に設置されてきた。ダムにおける堆砂はダムの機能の損失であり、土砂の排除技術の開発は大きな課題であった。土砂の排除の方法として以下の方法が考えられている（角；2003，柏井；2004，中川；2004）。

- a. 土砂排砂ゲート・門
- b. 掘削・浚渫材料のダム下流へ移動
- c. 土砂バイパス

d. 土砂フラッシング（水位低下による排砂）

e. サイフォンを利用した排砂

ダム高の低い電力ダムではaの対応、ダム高の高い貯水容量の大きなダムではb、cの対応、土砂堆積量の大きいダムではcの対応がなされている。eは調査・研究がなされている。なお、b、cにおいてはダム湖上流端付近に貯砂ダムを設置し粗粒材料をそこにトラップし、排出の効率化を図ることがなされている。

河川域の土砂管理については、河道掘削を河川環境管理および水系土砂管理の観点から最適のものとするのが肝要であるが、取水堰の堆積土砂の下流への移動、頭首工の可動堰化などが土砂移動の制御手段となりうる。実際、河川生態系再生のため、取水堰に溜まった土砂を下流に移動させること（多摩川永田地区）や、頭首工の改築に当り、悪化した河川環境の改善を目指した堰の可動堰化と河道掘削の検討が行われている。

以上、河川植生の劣化に対する実行可能な制御項目を挙げたが、河川の変化は非可逆的である。復古主義（昔の形状に河道を戻す）での河道・植生管理はありえないと言える。河道変化の必然性を認識した上で技術的対応を取るべきである。

## (2) 河畔林の保全・再生

河畔林の機能を認知し、積極的な維持・保全・再生を意図するようになったのは、最近のことである。期待する河川沿いの樹林（河畔林）の機能には、3.2において述べたものがあるが、河畔林が河川生態系の主要な構成要素であり、それ自体に価値があるという社会の価値観の変化が大きい。河畔植生を保全する生態系保全ゾーンを設定すること、利用ゾーンにおいても低水路附近の河畔林をある幅で存置・維持・再生することが計画されるようになり、さらには修景要素として、樹木が植樹、存置するというも行われるようになった。

河川敷内にある樹林のタイプとしては、以下に示す5つのタイプに分けられよう（財団法人河川環境管理財団，2001）。

### ①気候的極相型

潜在自然植生のうち、気候的要因により成立する極相林である。

本来、河畔林は、②で言う土地的極相型であり、洪水という攪乱を受け河岸から堤防方向に群落構成が変化する。河床低下により氾濫頻度と洪水外力の減少が生じると気候的極相型に近づくが、堤防のある河川では人為的干渉が多く、また、大洪水による攪乱により、一般にこの型の樹林帯が出現しない。

### ②土地極相型

潜在自然植生のうち、土地的要因により成立する極相林である。

河川においては、上流から下流に至るまで、勾配の変化に応じて地形や土壌の堆積状況、地下水位などが変化するため、その土地に内在する土地的制限要因に応じて成立しうる群落が決定される（⇒3.1）。

土地的極相型は、治水上の制約がなければメンテナンスが最小限ですむ。すなわち、自然ゾーンとして存置すれば良い。ただし、利用ゾーンとの境界付近は利用に支障となる樹木の侵入等があり、維持管理が必要となる。

近年（ここ、40年）樹林化したセグメント1においては、ニセアカシヤ等の侵略的外来種が繁茂し、外来種対策として樹種転換が求められている。ニセアカシヤ林は、土地極相林とは言えず、数十年において樹種の遷移が生じる可能性がある。治水上、土地利用上の制約が無ければ、自然の遷移に任せるという選択もありえる。

### ③雑木林型

人為により植栽・管理されたもの、それが放置され土地極相型河畔林に遷移途中にあるもの、を含めたタイプである。管理された樹林では、除伐や下刈り、落ち葉かき等の作業がなされていた。

セグメント2-1および2-2において薪炭林として管理されていたものが、放置され雑木林になったものが多い。都市近郊の自然生態系の保全に寄与し、生物多様性の高さや自然とのふれあいの面から注目されている。自然公園として整備し、自然愛好者等、地域の参加を図ることにより、維持管理費用の軽減を図れる。

### ④水害防備林型

本来、管理された樹林である、近年は水害防備林としての機能の減少、水害防備林からの経済材の採集がなくなり放置されている水害防備林が多い。治水上、河川利用上の問題がなければ存置・遷移に任せる。風景空間、歴史性の観点から昔の樹林を維持したいなら、公園として管理していくこととなろう。

### ⑤修景林型

維持管理費の軽減の観点からは、土地極相型河畔林構成となるような修景林とするのが好ましいが、修景の目的に応じて樹種を選び、維持管理していくこととなろう。通常は公園として管理されることとなろう。

河畔林の保全・再生の方法は、高水敷の利用形態によって異なる。高水敷に種々の利用施設のある地域と利用施設の少ない自然保全地域に分けて、河畔林のあり方・保全方法の差異を記す。

#### ① 高水敷利用地域の河畔林

高水敷空間は、都市公園、運動場、ゴルフ場等に利用され、占用地となっている。河岸水際帯の植生は河川生態系の重要な構成要素であることにより、河岸利用施設（船着場、河原へ降りる場所、公園を一体となった水際・河岸施設、河川管理施設）を除けば、河岸位置から10m程度は河岸植生（自然保全）ゾーンとし植生遷移に任せる（占用地としない）。必要であれば河畔林の造成を図る。

#### ② 自然保全地域

自然保全地域は、河川高水敷の高度な利用を避け、なるべく自然の状態に置くものであり、放置しておけば土地極相型に遷移する。この状態においても河川の自由使用が禁じられたものでない。川遊び、魚取り、山菜取り、などに河川が利用され、踏み分け道や散策路などができ易い。河畔林の生態的機能から考えると河岸から10m程度の幅は河畔林ゾーンとして人間の干渉を加えない空間としたい。計画的に散策路（管理用通路）を配置し、人の導線を誘導することは、生態系の保全の観点からも、人々が河川と言う自然に触れる機会を増すという点からも、好ましい。

多摩川などで為されている生態系保全ゾーンは、極力人為的干渉を加えず、現河川生態系その

ものを価値的存在として保全するものであるが、6.1に見たように多摩川における生態系保全ゾーンの高水敷植生(河畔林)は、遷移過程にあり土地極相型の植生相となっておらず、その遷移過程において種々の問題(ハリエンジュ(ニセアカシア)、シンジュ等の外来種の侵入、アレチウリの繁茂)が生じ、何らかの植生管理行為をせざるを得なくなっている。

## コラム 水防防備林とセグメント

わが国の沖積低地は、有史以来、開発圧力に曝されてきた。開発に当たっては、河川氾濫に対処する技術と用水確保に対処する技術が必要であった。河川の制御と用水技術の高度化と制御工作物とその維持に投下される資本力の増大が、沖積地を農地に替え、18世紀半ばにその限界に達した。

近世末期における堤防と河川付近の樹林地の関係をセグメント毎に整理しておく。

### ①セグメント1

扇状地は、堤防の建設と用水路の建設なくして氾濫原の開発は無かった。堤防は破堤し洪水が堤内地に流れ出しても、次の堤防でこれを受けて河道に戻す霞堤状の配置が北陸、東海の急流扇状地河川で行われている。ただし、扇状地部全体を一つの計画として意図的に行ったものではなく、新田開発の進行に伴い堤防が築かれ、徐々に霞堤状の配置となったものが多かった。堤防前面には、出し水制や杵類を設置し、堤防の破損を防ぐ工法が取られた。このような工法が取られたのは、扇状地河川の洪水時の水深は浅く、低い堤防で氾濫に対処できたことが大きい。高さより、堤防(河岸)侵食対策の方が技術的課題であった。

堤外地は河原状を呈し、河道内樹林は多くは無かった。限界まで開発が進んでいる河川が多いのである。

霞堤の整備と相まって水害防備林を堤内地に整備し、氾濫水の流下の集中化を緩和、また流木を捕捉し、氾濫水を河道に戻す方法が、釜無川の信玄堤、笛吹川の万力林、福島荒川などに見られた。

### ②セグメント2-1

勾配が扇状地河川に比べ緩く( $I_b = 1/500 \sim 1/2000$ )、洪水時の河岸侵食幅も小さくなる。自然堤防帯の河川は、沖積谷が狭いことが多く、このような河川では、水害防備林を河岸沿いに配置して洪水が氾濫原を走らないようにして、耕地の流水による侵食および粗流物質や流木・ゴミの堆積による田畑の埋没を防ぐことが為された。由良川、白川、高梁川、吉野川、江の川、嘉瀬川、久慈川、那珂川などで水害防備林が仕立てられた。堤防は、搔寄堤のような小規模のもの、あるいは作られていない。

小規模な堤防が築造されても、河岸および河岸付近の樹木は河岸侵食軽減、氾濫被害の軽減のため存置されたであろう。

### ③セグメント2-2

セグメント2-2の河川は、氾濫水が長時間湛水する。氾濫原の開発に当たっては、耕地の開発が進み、その後、開発地を守るために堤防を築造したものが多く、堤外地は開発余地であり、水害防備林を意図的に仕立てた例を管見にて知らない。河岸斜面や水際は自然の樹林となるものもあったと推察されるが、樹木は燃料や農業用資材等に利用され、利根川上流の砂川区間では樹木は少なかった。

セグメント2-1および2-2の河畔林・水害防備林は、明治以後の近代的河川改修により、その機能を失い、伐採されたが、民地であった水害防備林、水害防備林指定されたものは、存置しているものが多い。河川生態系の観点からは、堤外地における樹林群は存置したいが、その場合には治水安全度の確保の点から存置可能か、あるいは堤防の嵩上げが可能かなどの検討が必要である。

存地させる場合には、粗度管理、景観性の向上、堤外地の利用の観点から、伐採場所の選定、

下草刈り，間伐等の植生管理計画が必要である。

セグメント1における堤外地の樹林化は，1990年代から問題となり出したもので，水害防備林の保全問題ではない。

### (3) 希少野生植物の保全・再生

1992(平成4)年，「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律」が制定され，絶滅の恐れのある希少野生植物の保存・保護・採取の禁止などが図られた。また絶滅の恐れのある植物がレッドデータブックとして編纂された。河川区域内には希少野生植物が多く，植生管理の対象となっている。なお，絶滅の恐れのある希少野生動物には，その生育環境として特定の植物種を必要とすることがあり，保存の観点から植生管理が必要となる。

希少植物の保全に当たって最も大切なことは，その種が継続的に生育しえる環境を保全・再生することである。そのためには，その種が生息するある広がりを持った生態系空間を保全しなければならない。希少植物が生育する場所を含む広い空間を，空間管理計画における自然(生態系保全)ゾーンとし人為的攪乱をなるべく受けないようにするのが原則であるが，希少植物の生育・生息空間を保全するために人の立ち入りを規制することが難しい。保全のための説明用看板などの設置が為されているが，希少植物の生育場所を周知させると盗掘される恐れが増す。

河川区域の希少植物は，本来洪水という自然の攪乱の激しい空間に生育するものであり，洪水により生育空間が消滅したりするような攪乱に対応する繁殖戦略を持つものである。現在，河床掘削による河床低下(土壌水分条件の変化)，大ダムによる洪水流量や流送土砂量の減少などの人為的作用により，希少植物が生育していた環境が変わり，希少植物が生育しえる空間の減少，位置の変化が生じ，希少生物の個体群の絶滅の恐れが増している。このように希少種の生息・生育環境が劣化してしまった場合，単に保護空間を指定しても保全できず，希少種が生息・生育できる場所に移植，生育空間の再生などの植生・河道・水文環境の管理が必要である。

また，セグメント毎に植生の生育環境が異なるので，希少種植物の種も保全手法も異なる。セグメント1では河原系の乾燥や洪水攪乱に対応しえる植物種が，セグメント2-1では水際帯に生育する植物が，セグメント2-2および3では湿地性の植物や汽水域特有の植物が保全・再生の対象になることが多い。

なお，希少植物(動物)の中には，萱材・薪炭材の採取や水害防備林の維持のために，野焼き，除草，樹木伐採，下草刈りなど人為的攪乱を加えた空間に生育するものがあり，このような人為的攪乱を加えないと植生遷移が進行し，生育できなくなってしまう。このような人為的攪乱を含めて里川的環境を保全しようとする河川環境保全活動が為されている事例がある。

セグメント1区間である多摩川永田地区や鬼怒川氏家地区では，河原環境の再生と河原に生育するカワラノギク(絶滅危惧種)の保全のため，市民(ボランティア)との協働の基に以下の植生管理を実施した。

- ・多摩川永田地区(ハリエンジュ(ニセアカシア)の伐採，河道掘削，土砂補給，カワラノギクの保全・播種)
- ・鬼怒川氏家地区(シナダレスズメガヤの駆除，カワラノギクの播種)

セグメント2-2区間である荒川河川敷にある田島ヶ原サクラソウ自生地では、文化財保護法による特別天然記念物(1920年指定, 管理者:さいたま市)に指定され保護されている。そこでは外来種であるオオブタクサが侵入したので、芽生え抜き取りによる駆除等の保護活動が為された。

以上のように希少植物が生育していた空間の物理・水分・水質環境が変化してしまった空間における希少植物は、単に保護空間の設定で保全できず、流域全体の流水および土砂の管理のあり方を考えざるを得ない状況にある(⇒(1))。

#### (4) 外来植物に対する対応措置

2005年(平成17)6月、「特定外来生物等に係わる被害の防止に関する法律」が施行された。生態系、人の生命若しくは身体又は農林水産業に被害を及ぼす外来種を「特定外来生物」として指定し、その飼養や運搬、輸入等の取り扱いを規制するとともに、防除を行うこと等により、その被害を防止しようとするものである。

特定外来生物に指定されている植物(2006(平成18)年9月)は、オオキンケイギク(根)、オオハンゴウソウ(根)、ナルトサワギク(茎、根)、アレチウリ、オオカワジシャ(根)、ナガエツルノゲイトウ(茎、根)、ブラジルチドメグサ(茎、根)、ミズヒマワリ(茎、根)、アゾルラ・クリスタル(茎)、オオフサモ(茎、根)、ボタンウキクサ(茎、根)、スバルティナ・アングリカ(茎、根)の12種であり、これらの植物の個体(種子、胞子を含む)、および( )内の器官が規制(飼養、栽培、保管、運搬、輸入等の取り扱いが原則禁止)の対象となり、被害が生じている、または生じる恐れのある場合、必要に応じた防除を行う、こととなった。

現在指定されている特定外来生物のうち、オオキンケイグサ、オオハンゴウソウ、ナルトサワギク、アレチウリ、オオカワジシャについては、国土交通大臣が主務大臣等として防除の公示を2006年2月に行った。河川管理行為等を行う際には

1. 前述の陸生植物5種を運搬する際は、可能な限り運搬距離が短くなるように努める。
2. 前述の陸生植物5種の種子若しくは外来生物法の政令で定める器官を含む恐れのある土砂を運搬する際は、
  - (1) 同一現場内における土砂流用に努めるなど、可能な限り運搬距離が短くなるように努める。
  - (2) 運搬する際には、可能な限り逸出防止に努める。
3. 除草・工事等の請負業者、占有者、河川で活動している市民団体等に対して、できるだけ外来生物法の理解を深める。
4. 河川水辺の国勢調査を実施している場合は、前述の5種の分布を確認する。

とした。

なお、環境省がこの法律による規制とは別に、「生態系に悪影響を及ぼしうることから、利用に関わる個人や事業者等に対し、適切な取り扱いについて理解と協力について啓発を行う」リストとして「要注意外来生物」を指定している。ハリエンジュ、ホテイアオイ、シナダレスズメガヤ、オオブタクサ、セイタカアワダチソウ等である。特定外来生物である5種の植物は、植生管理が必要な植物であり、要注意外来生物もできるだけ繁茂させない植物といえる。

## メモ 外来種対策の実態

河川における外来種対策の事例については、以下の書を参照されたい。

- ・「河川における外来種対策の考え方とその事例」（2003, 外来種影響・対策研究会編, リバーフロント整備センター発行）
- ・「外来種ハンドブック」（2002, 日本生態学会編, 地人書館）

### (5) 直接的人為行為による植生劣化に対するミチイゲーション

河川に新たな橋梁を建設, 堤防の築造などは, 構造物附近に日陰の部分や工事ヤードの存在のため植生の破壊・劣化が生じる。その希少植物・動物種あるいは地域のシンボル生物(ヨシハラ)などが存在する場合, それらの生物種および生息・生育空間保護のため, 対応措置(ミチイゲーション)が実際されることがある。その場合どのような対応措置を取るのか, その規模をどの程度とするのかのが問われ, 技術的課題となる。

基本的には, 保全されるべき種が人為インパクトにより減少しないこと, 生息・生育空間(ハビタット)が減少しないことが目標となるが, 対象生物種の生態特性や生息・生育空間に関する知見が少なく, 工事前に保全生態学的調査・研究を実施せざるを得ないのが実情である。

## 7.2 絶滅危惧植物カラコギカエデのミティゲーションとその評価

### 7.2.1 検討の目的

一般国道50号は、群馬県高崎市を起点とし、茨城県水戸市までの約160kmの主要幹線道路であり、北関東地域における物流・人流を担う大動脈となっている。下館バイパスは、茨城県下館中心市街地の慢性的な渋滞を解消するために、下館市玉戸地先から真壁郡協和町横塚地先に至る延長約8kmの4車線で計画された道路である。

下館バイパスが小貝川を渡河する位置（**図7.2.1**，小貝川62.2km付近）に新常盤橋の建設が予定された。新常盤橋の建設に先立ち、常陸工事事務所（現常陸河川国道事務所）が2002（平成10）年度に現地調査を行った結果、茨城県版レッドデータブック（茨城県，1997）で危急種に選定されているカラコギカエデの生育が計画線上およびその周辺に確認された。なお、本地点の小貝川は、河床勾配1/500程度のセグメント2-1の河道区間である（山本他，2007）。

検討の結果、橋梁の建設に伴うカラコギカエデの個体群への影響を最小化するため、個体群の代替地への移植（ミティーション）を実施することになった。

本検討は、ミティゲーションの実施の方法とミティゲーションによる個体群の存続可能性について評価した結果を記すものである（戸谷他，2004）。

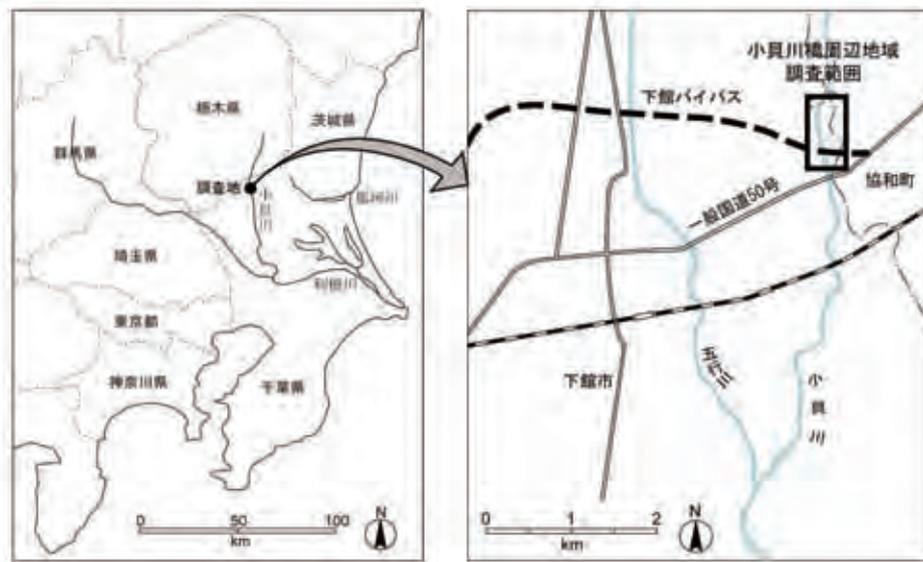


図7.2.1 対象地の位置



写真7.2.1 カラコギカエデ成木

## 7.2.2 ミティゲーションの概要

### (1) 対象地のカラコギカエデ个体群

カラコギカエデは、カエデ科の樹高5～7mになる落葉広葉樹であり(⇒写真7.2.1)、野生状態での生育地は湿地に限られるといわれる(緒方, 1994)。茨城県内における本種の生育地は、本対象地を含めて2カ所のみが確認されており、茨城県版レッドデータブックでは危急種に指定されている(茨城県, 1997)。

小貝川の直轄管理区間においては、本調査地を含めて2カ所でカラコギカエデ个体群が確認されている(建設省下館工事事務所, 1997)。本対象地のカラコギカエデ个体群は、他の茨城県あるいは小貝川で確認されている个体群と比較して、その個体数が多い。

本対象地のカラコギカエデ个体群は、その希少性から「特定植物群落」に選定され(環境庁, 1980, 1988)、また「植物群落レッドデータブック」において保護を要する群落として選定されている(我が国における保護上重要な植物種および植物群落研究委員会植物群落分科会, 1996)。

このように、対象域におけるカラコギカエデ个体群は、その保全上の重要性が認識されていたものの、2002(平成10)年度の時点で生態学的な研究はほとんど行われておらず、保全対策において必要な情報は十分でない状態にあった。

### (2) ミティゲーション実施の経緯

1998(平成10)年度に国道50号下館バイパス小貝川渡架橋建設地周辺において、生物相(植物、哺乳類、鳥類、両生類、爬虫類、魚介類、底生動物、昆虫類)および植生の調査と、これらへの工事の影響予測を実施した結果、橋梁計画線上およびその周辺にカラコギカエデ个体群が存在することが明らかになった(建設省常陸工事事務所, 1999)。この結果を受け、橋梁配置・設計において橋梁建設に伴うカラコギカエデ个体群への影響を最小化するため検討を行ったものの、その効果は不十分と考えられたため、カラコギカエデ个体群を代替地への移植を実施することとなった。

カラコギカエデ个体群移植計画の検討は1999(平成11)年度および翌年度に実施された(建設省常陸工事事務所, 2000; 国土交通省常陸工事事務所, 2001)。その検討に際して必要となる情報、すなわち対象地におけるカラコギカエデ生育状況および生育適地把握のための調査・実験が実施された。調査結果に基づきカラコギカエデの生育に適している移植候補地の選定が行われ、さらに他の条件に基づき候補地を絞り込んだ。ここで考慮した絞り込みの条件は、治水安全性への影響、重機等を用いた移植作業による周囲への影響等である。この検討に基づき、2000(平成12)年度および翌年度に移植作業が実施された。

2001(平成13)年度以降は、移植されたカラコギカエデ个体群(以下、「移植地个体群」と呼ぶ)および工事の影響範囲外に位置し工事後も残った个体群(以下、「自生地个体群」と呼ぶ)のモニタリングが実施された。

調査範囲においては、小貝川の両岸にカラコギカエデの成木(樹高4m以上)1058個体、幼木(樹高1m以上4m未満)279個体が生育することを確認された(⇒表7.2.1)。

樹高1m未満の個体については、左岸の自生地では多数確認できたが、その個体数は把握されていない。一方、右岸では樹高1m未満の個体を全く確認できなかった(春季には種子から発芽した個体を確認したが、これらも秋季には全個体枯死していた)。対象地におけるカラコギカエ

表7.2.1 対象地で確認したカラコギカエデ個体数(1999年)および工事影響範囲内の個体数

	小貝川左岸	小貝川右岸	計
1999年生育個体数			
成木(樹高4m以上)	861	197	1058
幼木(樹高1m以上4m未満)	263	16	279
工事影響範囲内個体数			
成木(樹高4m以上)	226 (26.2%)	48 (24.4%)	274 (26.0%)
幼木(樹高1m以上4m未満)	30 (11.4%)	7 (43.8%)	37 (13.3%)

※括弧内は、「1999年生育個体数」に対する「橋梁工事影響範囲内個体数」の百分率を示す。樹高1m未満の個体数は未調査

デ生育地面積は約1.4haを占めると推定された。

### (3) 橋梁建設による影響範囲内の個体数

樹高4m以上のカラコギカエデ個体と影響範囲の位置関係を図7.2.2に示した。ここでは橋梁建設による影響範囲を、工事に伴う改変範囲(仮設道等を含む)および建設後の橋梁による日照遮断範囲(4～8月の各月遮断時間10時間以上)とした。橋梁建設に伴う影響範囲内に生育するカラコギカエデ成木および幼木の個体数はそれぞれ274個体および37個体だった(⇒表7.2.1)。影響範囲内個体数の全生育個体数に対する百分率は、成木で26.0%(274 / 1058個体)、幼木で13.3%(37 / 279個体)だった。

### (4) 移植個体数

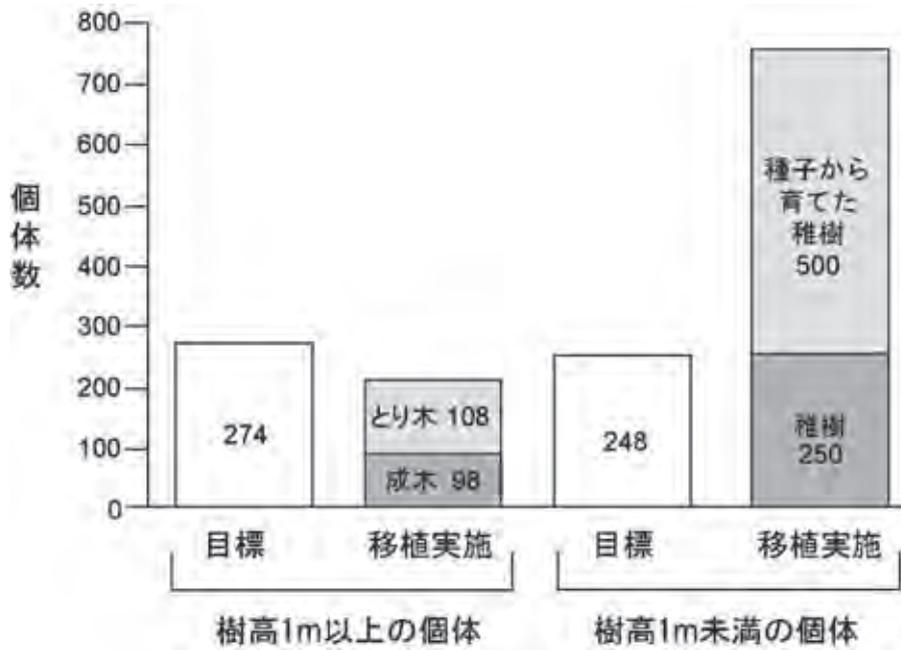
2000(平成12)年度および翌年度に移植されたカラコギカエデ個体数は、成木・幼木(樹高1m以上の個体)については98個体だった。また、「とり木」により108個体を植え付けている。「とり木」とは、成木の枝から発根させたクローン個体による増殖方法である。カエデ類は挿し木では発根・定着しにくいため(右田, 1989)、ここではとり木による増殖方法を採用した。

稚樹(樹高1m未満の個体)については、2000(平成12)年度に250個体、翌年度に500個体を移植した(⇒図7.2.3)。2000(平成12)年度に移植した個体は、工事影響範囲に生育していたものであるが、2001(平成13)年度に移植した稚樹は、前年に採取した種子から発芽させ、約9ヶ月間圃場で生育させたものである。

これらの個体を3カ所(移植地A、移植地B、移植地C)の移植地に植え付けた(図7.2.2)。このとき、小貝川左岸で採取された個体(あるいは、とり木、種子)は左岸に位置する移植地AおよびBに、右岸は右岸に位置する移植地Cにそれぞれ移植した。なお、右岸では樹高1m未満の個体を確認できなかったため、移植地Cに移植した個体は1m以上の個体のみである。また、各移植地には、移植元の種子を含む表土も撒きだした。



図7.2.2 工事前(左図)と工事後(右図)のカラコギカエデ成木(樹高4m以上の個体)の生育位置と移植地の位置



「目標」は影響範囲内に生育していた個体数である。

図7.2.3 カラコギカエデ移植個体数と移植目標個体数

## (5) モニタリング

対象地におけるカラコギカエデ個体群の詳細な調査は、橋梁建設工事着工前の1999(平成11)年に実施されてから、2003(平成15)年5月まで継続された。移植実施後の2001(平成13)年以降は、自生地個体群(工事影響範囲外だった個体群)および移植地個体群において調査を実施している。この一連の調査で、樹高1m以上の個体については、全個体をマーキングして識別し、その生死等を追跡した。また、樹高1m未満の個体については、26地点の2m×2mの方形区内に生育する個体をマーキングして識別し、その生死等を追跡した。

### 7.2.3 PVAによるミチゲーションの評価

対象地でカラコギカエデ個体群に対して行ったミチゲーションが、個体群存続可能性(あるいは絶滅リスク)を工事前と同等なレベルを維持することができるのか、あるいは改善することができるのかを個体群動態モデル(PVA)により評価した。

個体群動態モデルとは、生物個体数の経時変動を表現するモデルである(Silvertown & Charlesworth, 2001)。個体群動態モデルを用いれば、現地調査データから推定した現存個体数、生存率、繁殖率などの個体群パラメータにより、将来の個体数を予測することができる。そこで、1999(平成11)年から2002(平成14)年に行われた調査から得られた個体群パラメータとその年変動のデータを用い、確率的変動性を取り入れた個体群動態モデルによるシミュレーション(Burgman et al., 1993; Morris & Doak, 2002)を行い、カラコギカエデのミチゲーション後(50年後)の存続可能性について評価を試みた。

#### (1) カラコギカエデの個体群動態モデル

##### ① 行列モデル

1999(平成11)年から実施した調査で明らかになったカラコギカエデの生活史から、以下の個体群動態モデルを構築した。本検討で用いた個体群動態モデルは、行列モデル(matrix model)である。行列モデルとは、“行列”式によって個体数の経時変化を表現するモデルである。

このモデルは、様々な年齢やサイズ段階に分けられる個体で構成され、年齢やサイズに依存する繁殖率や死亡率をもつ種の個体数変化を表現するのに適している。植物では、一般に個体のサイズ(例えば、樹高など)によって、生存率や種子生産数も異なってくる。カラコギカエデの場合も、種子から芽生えたばかりの実生(みしょう)は、生存率が低く種子を生産しない。これに対し、樹高が4mを越えるような成木は、生存率は高く大量の種子を生産する。

そこで本モデルでは、生存率と繁殖率に基づきカラコギカエデの生活史を4つの生育段階に区分した。すなわち、「生育段階1」を「発芽後1年目の個体」、「生育段階2」を「発芽後2年目以降で樹高1m未満の個体」、「生育段階3」を「樹高1m以上4m未満の個体」、「生育段階4」を「樹高4m以上の個体」とした(⇒表7.2.2)。

このように、4つの生育段階に分けたとき、ある生育段階から別の生育段階へ推移する確率を「推移確率」と呼ぶ。生育段階1～生育段階4について、それぞれ推移確率や繁殖率を求めると、これを行列のかたちで表すことができる。これを推移行列と呼ぶ。推移行列を用いると式(7.1.1)より、各生育段階に属する個体数がある年(t)からその翌年(t+1)にかけて、どのように変化する

表7.2.2 生育段階区分の基準

生育段階	基準
1	樹齢1年（発芽後1年目）の個体
2	樹齢2年以上かつ樹高1m未満の個体
3	樹高1m以上4m未満の個体
4	樹高4m以上の個体

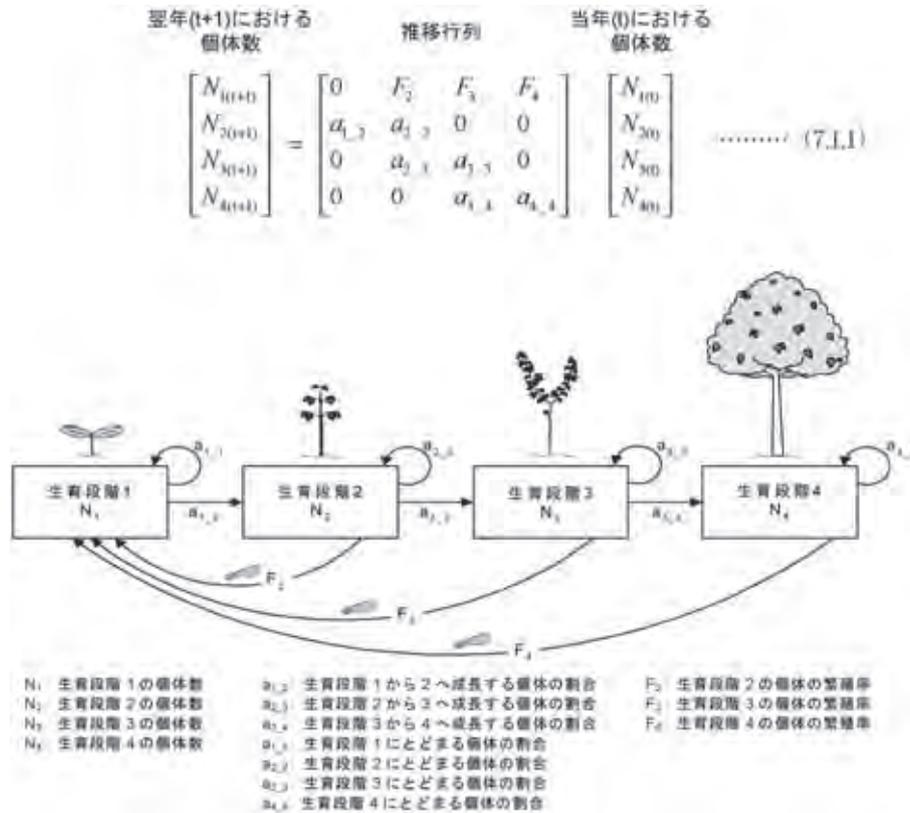


図7.2.4 生育段階にもとづく行列モデルの概念図

るかを予測することができる。式 (7.1.1) の記号については図7.2.4の説明に示す。

② パラメータの推定

モデル中のパラメータは、1999～2002（平成11～14）年の現地調査データから算出した。生育段階3・4に関する自生地の推移行列のパラメータは、調査範囲における全個体の追跡データから、生育段階1・2に関するパラメータは、26地点のコドラート（2m×2m）における全個体の追跡データから算出した。移植地の推移行列のパラメータについては、移植地内の全個体を対象とした追跡データから算出した。推移行列の各行列要素の算出には、各個体を表7.2.2の基準で分類し、Caswell (2001) による方法を用いた。

なお、推移行列は4つの個体群（「自生地個体群（小貝川右岸）」、「自生地個体群（小貝川左岸）」、「移植地個体群（移植地A）」、「移植地個体群（移植地B）」）毎に算出した（建設省常陸工事事務所，2000；国土交通省常陸工事事務所，2001；2002）。個体群を4つに分けてパラメータを算出した理由は、これまでの調査で、自生地個体群と移植地個体群の間、および自生地個体群でも右岸と左岸では、実生の定着可能性が異なっていること、成長の程度が異なっていることが明らかになって

いたためである。

本モデルでは、環境許容量を各生育段階に設定した。ここでは環境許容量とは与えられた空間において、種が維持できる最大の個体数とした。その値は、各生育段階の環境許容量を単位面積あたりの最大個体数、すなわち最大個体密度とした。各生育段階の最大個体密度は、1999～2002年の調査結果より算出した。

以上の調査データから算出した個体群パラメータは、本節末の補遺に記載した。

### ③ 環境変動

PVAでは個体群サイズに影響を与える様々な要因をモデルに取り入れられる。本検討においては、以下の環境変動を考慮した。

環境変動をモデルに取り入れる方法の1つは、繁殖や生存にとっての良い年と悪い年を導入することである。行列モデルでは、行列式により $t$ 年から $t+1$ 年の個体数を算出するとき、各年で推移行列の要素を変動させることでモデルに環境変動を取り入れることができる (Burgman et al., 1993; Morris & Doak, 2002)。これにはいくつかの手法があるが (Morris & Doak, 2002)、本モデルでは、環境条件が非周期的で、時間的に相関していない状態で変動するという仮定をおき、シミュレーションの各年についてランダムに推移行列を選択し、計算に用いることとした。すなわち、自生地個体群 (小貝川右岸・左岸) の場合は、1999～2002年の調査から算出した3つの推移行列の中から、各年1つの推移行列をランダムに選択し、個体数の算出に用いた。

また、河川における環境変動を考えると、洪水は重要な要因となる。本研究では、2000～2002年には個体群が冠水するような洪水は確認されていないものの、1999年7月の調査時にカラコギカエデ生育地において水位約1mとなる洪水を経験し、この洪水の影響と考えられる実生の死亡が確認されている (建設省常陸工事事務所, 2000)。したがって、1999～2000年の推移行列には、この洪水の個体群への影響が反映されているため、本モデルには数年に1回程度発生する洪水の影響も取り入れられていることになる。

移植地個体群については、植生の管理を行わなかった場合、高木等の侵入による生育環境の変化が生じ、コナラなどの高木とカラコギカエデが混じって生育する自生地個体群に近い状態になることが予想される。コナラの樹高が、カラコギカエデの樹高を上回る10m以上に成長するまでに、約25～35年を要する (藤森・河原, 1994)。したがって、高木種の侵入が起こった場合でも、移植地個体群が自生地個体群に近い状態になるまでには少なくとも約25～35年を要すると予想される。移植地個体群に対して、このような高木の侵入が生じるとき、個体群パラメータにも変化が生じることが予想される。そこで、移植地個体群が現在の自生地個体群と同程度に高木が侵入している状態になるまでに要する時間を $t_c=30 \pm 5$ 年とし、この範囲の値をランダムにとることとした。移植地個体群の推移行列の各要素は、毎年一定の比率で自生地個体群の推移行列 (1999～2002年の平均) に近づき、 $t_c$ 年で自生地個体群と同じ値になることとした。また、 $t_c$ 年以降の移植地個体群は、自生地個体群と同じ推移行列によって個体数が推移することとした。

### ④ シミュレーション

以上の条件に基づき、次の手順でカラコギカエデ個体群の個体数予測のシミュレーションを行った。

a. 初期個体数を与える。

- b. 行列モデルに従って、生育段階1～4の個体数を計算する。各年の計算に用いる推移行列は、各地点の推移行列の中からランダムに選択する。各生育段階の個体数が、それぞれの環境許容量を上回る場合は、個体数が環境許容量の値をとることとする。
- c. b.を50回(50年間)繰り返し計算する。
- d. a.～c.を5000回繰り返し計算する。

なお、移植地個体群(移植地A・B)の場合は、2000～2002年のデータからそれぞれ2つの推移行列しか算出できなかったため、シミュレーションにおいては2つの移植地個体群を1つにまとめ、4つの推移行列から各年1つの推移行列をランダムに選択し計算に用いた。なお、予測した個体数は、3つの個体群毎(自生地個体群(小貝川左岸)、自生地個体群(小貝川右岸)、移植地)に算出した個体数の合計値とした。

本検討では、シミュレーションによる予測を、ミティゲーション実施の50年後とした。既往の文献では、50～100年に設定している場合がほとんどである。ただし、予測するのがより遠い将来であればあるほど、個体数の変動に影響する不確定要因も増加するため、すなわち推定の信頼性がより低くなるため、できるだけ近い将来の推定にとどめるべきであると判断し50年と設定した。

また、シミュレーションは5000回繰り返すこととした。一般に、このようなシミュレーションでは、1000回程度は繰り返したほうがよいとされている。これは経験的に計算を1000回繰り返せば、結果の統計量(中央値や平均値など)が安定すると考えられているからである。今回は、より堅実にそれよりも多い5000回の繰り返し計算とした。

#### ⑤ 個体群の将来予測およびミティゲーション効果の評価

前項で述べた個体群動態モデルを用いれば、カラコギカエデ個体群の将来の個体数を予測することができるが、それだけではミティゲーション効果の評価するには不十分である。また、シミュレーション結果には不確実性が伴うため、予測の絶対値による評価よりも、異なるシナリオに基づく予測の相対比較に基づく評価を行うほうが信頼性の高い結果が得られると考えられる(Reed et al. 2002)。そこで、本検討では前述の個体群動態モデルを、ミティゲーションの実施に関する3つのケースに適用し、それぞれの将来の個体数を比較することにより、ミティゲーションの効果の評価した。比較した3つのケースは次のとおりである。

##### ケースI：橋梁建設工事を行わなかった場合

工事が実施されず、工事によるカラコギカエデ個体数の減少がなかった場合の将来の個体数を予測する。この予測値は、個体群の存続可能性を評価する上での“バックグラウンド値”となる。

##### ケースII：橋梁建設工事を実施したが、ミティゲーションを行わなかった場合

工事を実施したが、カラコギカエデの移植を行わず、工事影響範囲の個体が消失した場合の将来の個体数を予測する。

##### ケースIII：橋梁建設工事を実施し、ミティゲーションを行った場合

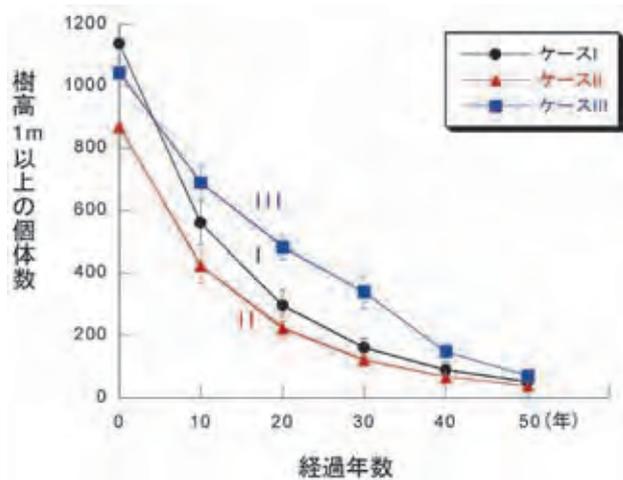
工事を実施し、工事影響範囲内のカラコギカエデ個体群を移植地に移した場合、すなわち前述のミティゲーションを実施した場合の将来の個体数を予測する。

シミュレーションにおいては、各ケースで異なるパラメータ設定を行った(⇒表7.2.3). 表7.2.3に示した以外のパラメータについては、各ケース同じ値を用いてシミュレーションを行った。

その結果、いずれのケースにおいても、将来の推定個体数(平均値)は減少傾向を示した(図7.2.5). ケースIでは、シミュレーションの開始の0年には樹高1m以上の個体は、1138個体であったが、50年目の推定個体数(平均値)は51個体であり、個体数の90%推定区間は46～77であった(⇒表7.2.4, 図7.2.6). ケースIIでは、50年目の推定個体数(平均値)は38個体であり、個体数の90%推定区間は27～52だった。実際に行ったミティゲーションを想定したケースIIIでは、50年目の推定個体数(平均値)は72個体であり、個体数の90%推定区間は53～96だった。

表7.2.3 シミュレーションにおいて3つのケース間で異なる値を設定したパラメータ

パラメータ	ケース		
	I	II	III
初期個体数			
自生地個体群			
小貝川左岸			
生育段階1	0	0	0
生育段階2	6603	5141	5141
生育段階3	223	188	188
生育段階4	730	546	546
小貝川右岸			
生育段階1	0	0	0
生育段階2	0	0	0
生育段階3	7	3	3
生育段階4	178	132	132
移植地個体群			
小貝川左岸			
生育段階1	0	0	0
生育段階2	0	0	660
生育段階3	0	0	79
生育段階4	0	0	78
小貝川右岸			
生育段階1	0	0	0
生育段階2	0	0	0
生育段階3	0	0	0
生育段階4	0	0	18
生育地面積 (m <sup>2</sup> )			
自生地個体群			
小貝川左岸	10200	8000	8000
小貝川右岸	3475	2600	2600
移植地個体群			
小貝川左岸	0	0	1050
小貝川右岸	0	0	100

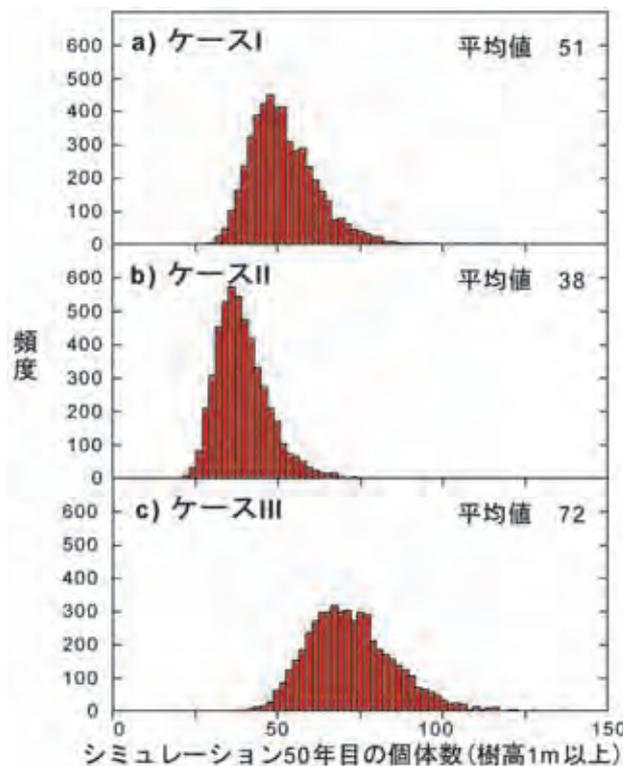


シミュレーション 5000 回の平均個体数の推移を示した。  
 エラーバーは標準偏差を表す。  
 ケース I. 橋梁建設が行われなかった場合  
 ケース II. 橋梁建設を行い、カラコギカエデ保全対策を行わなかった場合  
 ケース III. 今回の保全対策を行った場合

図 7.2.5 個体数(樹高 1m 以上)の経年変化

表 7.2.4 シミュレーション 50 年目の樹高 1m 以上のカラコギカエデの個体数

推定値	ケース		
	I	II	III
平均値	51	38	72
90% 区間			
上側	71	52	96
下側	37	27	53



各ケースについて 5000 回ずつのシミュレーションにより得られた 50 年後の推定個体数の頻度分布。  
 a) ケース I. 橋梁建設が行われなかった場合  
 b) ケース II. 橋梁建設を行い、カラコギカエデ保全対策を行わなかった場合  
 c) ケース III. 今回の保全対策を行った場合

図 7.2.6 シミュレーション 50 年目の樹高 1m 以上のカラコギカエデ個体数

以上の結果より、50年先のカラコギカエデ個体群の個体数は、ケースIIIの工事实施に伴い今回のミティゲーションを行った場合が、ケースIの工事を行わなかった場合よりも大きな値を示した。すなわち、今回実施されたミティゲーションは、対象地におけるカラコギカエデ個体群の存続可能性を、工事前と比較して、同等以上の状態に補償できたと考えられる。しかし、いずれのケースにおいても、50年後の推定個体数（樹高1m以上）は100個体を下回っている。この個体数は、現在の樹高1m以上の個体数の1割未満である。

このような結果が導かれた理由には、もともと自生地のカラコギカエデ個体群が衰退傾向にあったこと、および移植地個体群でのカラコギカエデの生育が良好であったことが挙げられる。個体群に含まれる個体数が増加傾向にあるか、減少傾向にあるかの指標となる個体群成長率（1999～2002年の平均推移行列から算出した固有値の正の実根）を「自生地個体群」と「移植地個体群」で比較してみると、**図7.2.7**に示すように自生地個体群の成長率がすでに1.0を下回り、減少傾向にあること、それに対して移植地個体群の成長率がおよそ1.1と増加傾向にあることがわかる。そのため、自生地個体群と移植地個体群で構成されるケースIIIでは、自生地個体群のみで構成されるケースIおよびIIと比較して、減少傾向が緩やかになったものと考えられる。

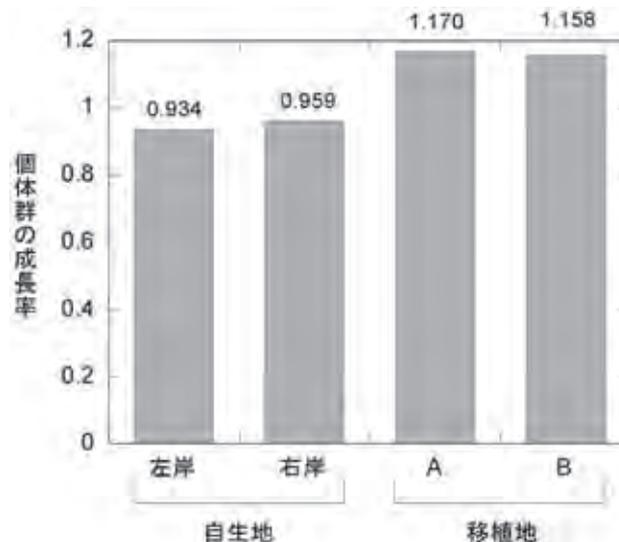


図7.2.7 自生地および移植地の個体群成長率

#### 7.2.4 結論と今後の課題

本検討では、“橋梁工事へのミティゲーションの効果”を評価するために、現地調査データとシミュレーションモデルを用いたカラコギカエデ個体群の将来予測を行った。この結果より、対象地のカラコギカエデ個体群は、橋梁建設工事後も、工事を行わなかった場合と同等の存続可能性を維持できているという結果を得た。すなわち、カラコギカエデ個体群へのミティゲーションは、目的の達成を十分に期待できると考えられる。

しかし、工事の影響緩和には成功したと考えられるものの、対象地のカラコギカエデ個体群は衰退傾向にあり、将来的には個体群の絶滅リスクが高くなることが予測された。この傾向は、たとえ工事を行わなかったとしても同様であったと考えられる。これらのPVAの結果について、現時点で我々が有するデータ等からその妥当性を検証する手段はなく（鷺谷, 1999）、今後カラコギカエデ個体群に対してモニタリングを行いながら検証していく必要がある。

本検討におけるPVAに基づく評価は、次の理由から比較的頑健性のあるものだと期待できる。まず、本検討では、異なる3つのケースでシミュレーションを行い、その比較によりミティゲーションの効果を評価した。このように、予測の絶対値を用いるのではなく、異なるシナリオに基づく相対比較の方が、その結果の頑健性は高いと考えられる (Reed et al., 2002)。

また、シミュレーションに用いた個体群パラメータのうち、樹高1m未満の生育段階のものはコドラート調査に基づくため、サンプリング効果の影響を受けると考えられるものの、樹高1m以上の個体については、調査域のほぼ全個体のデータに基づくものであるため、その信頼性は高い。

さらに、より信頼性の高い結果を得るためには、より長期間の調査が必要であることは言うまでもない。本検討の調査期間は、Menges (2000) による植物を対象としたPVAに関する研究の平均調査期間と同じ4年であるものの、より信頼性の高い結果を得るためにはさらに追跡調査を行うべきである。ただし、十分なデータがあったとしても、そもそも不確実性を含むため、「正確」な予測ができるという保障はない (三浦・堀野, 2002)。加えて、PVAが果たすべき役割は、正確な予測を行うというよりは、意志決定のための共通の尺度をつくりだすところにある (三浦・堀野, 2002) ことを忘れてはならない。

なお、本対象地におけるカラコギカエデ個体群衰退の傾向は、実生から成木に成長する個体が少ないこと、成木の死亡率が高いことからも確認される。これらは植生の遷移が進み、コナラ等の高木がカラコギカエデの樹冠を覆うまでに成長したこと、近年分布を拡大しているメダケやアズマネザサの群落内への侵入により、林冠および林床が暗くなったことの影響によるものと考えられる。この植生変化の傾向は、空中写真からも確認されており (建設省常陸工事事務所, 2000)、この変化は現在も進行している。このことは、カラコギカエデの生育に適した場所が、本検討の対象地において減少しつつあることも意味している。

カラコギカエデ個体群を長期的に保全するためには、上述の減少要因に対する対策が必要である。しかし、カラコギカエデは洪水等の大きな攪乱により植生が破壊された後の植生遷移の初期相において、先駆的に群落を形成すると考えられる種である。現状の個体群の衰退傾向を考慮すると、この種の長期的な保全には、小貝川において上述のようなカラコギカエデの侵入に適した場所が新たに形成されるか (洪水による攪乱)、すでにあるそのような場所に新たにカラコギカエデが定着する必要があると考えられる。したがって、長期的なカラコギカエデの保全は、対象地だけでなく堤内地における個体群を含めて考える必要がある。

またカラコギカエデ個体群の生育する小貝川の氾濫原の環境は、河道整備、河床掘削や上流にダムの建設がないので氾濫頻度の変化や低水路部の河道特性の変化が少ないが、多くの河川ではこれらにより河道特性が変化しつつある。このような河川でPVAを適用する場合には、これらによる影響を配慮する必要がある。

#### メモ ミティゲーション効果評価と個体群動態モデル

道路橋の建設に伴うカラコギカエデ個体群の保存のためのミティゲーションの効果を、個体群動態モデル (PVA) を用いて定量評価する方法は、経験に頼った専門家評価より信頼性が高いと評価されるが、この方法には種々の限界があることを心しておくべきである。

本来、ミティゲーションの効果判定は、建設工事前に行われるべきである。建設工事影響範囲および移植地における個体群動態モデル作成のために、建設前にそれぞれに対して4年以上に現地個体群動態に関する情報（調査）が望まれている。7.2の検討は4年の調査であるが、実質、自生地で3つ（3年）、移植地では2つ（2年）の推移確率が求められ、それにより評価している。

企業者は貴重な生態環境を改変する計画を立案するに当たって、建設4年以上前から個体群動態を調査し、ミティゲーションの範囲程度をPVAを用いて評価することが望まれることになろう。

PVAによる評価の精度向上のためには、さらに、以下の検討が必要であるが、このような調査・検討を企業者に義務付けるのは難しく思われる。

- ① 橋梁の建設に伴う影響範囲の検討（光条件の変化程度（日陰率）希少種の生存率の変化情報）

7.2では工事影響範囲（工事に伴う地表改変範囲+4～8月の各月日遮断時間10時間以上）の個体消滅。

- ② 自然攪乱（洪水）による個体群動態に及ぼす影響評価  
事前（4年の観測）にこれに関する情報を得ることは困難。7.2では工事後の観測期間中に1回の水深1mの洪水を含むデータにより、この影響を考慮したと評価。

- ③ 移植地の適正度評価  
7.2では移植種の生育地条件に関する情報および現個体群生息地の環境条件の調査情報により判断。

- ④ 移植地における移植樹および幼樹の養生の効果（施肥、除草などの行為による生存率、繁殖率の変化）  
移植予定地における個体群剛体調査により把握可能。7.2では移植元の表土を移植地に撒きだし（種子の移動）、成木・幼木は樹高1m以上、稚樹は1m未満、養生未実施。

- ⑤ 植生遷移の検討  
河川域内の先駆性植物は、洪水という攪乱による生育基盤の破壊、新生育基盤の形成により、生育場を移動させてメタ個体群を保全している。攪乱条件がないと長期的には植生の遷移が進み個体群は消滅する。4年という短期間の個体群動態調査ではこの効果を判定できない。

- ⑥ メタ個体群の変化  
対象域外に存在するメタ個体群の動態は、種子生産に影響を与える。7.2では考慮せず。

- ⑦ 移植個体の移植時期が及ぼす推移確率への影響  
休眠期に移植するのが原則である。7.2では記述なし。

- ⑧ ある個体群が成長・生育するプロセスにおいて河川環境が変化してしまう影響  
小貝川ではこの変化が小さいが、多くの河川ではここ50年で大きく変わってしまっている。

ミティゲーション効果評価にあたっては、もう少し簡単な方法が求められる。事業者には人為作用で影響される面積を、最低限、他の場所に確保させ、移植等のミティゲーション後、ある期間、モニタリングと順応的管理を義務付けるという方向もあろう。

記 山本晃一

補遺

カラコギカエデ個体群動態シミュレーションに用いた個体群の推移確率を下表に示す。  
 自生地個体群の推移確率

小貝川左岸

生育段階	1999-2000 年の推移確率				2000-2001 年の推移確率				2001-2002 年の推移確率			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0	0	0	0.7109	0	0	0	27.0916	0	0	0	0
2	0.5333	0.4127	0	0	0.4000	0.7930	0	0	0.0372	0.3514	0	0
3	0	0.0024	0.8852	0	0	0.0006	0.8142	0	0	0	0.7590	0
4	0	0	0.0410	0.9824	0	0	0.0531	0.9242	0	0	0.0361	0.8880

小貝川右岸

生育段階	1999-2000 年の推移確率				2000-2001 年の推移確率				2001-2002 年の推移確率			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	0	0	0.6000	0	0	0	0.9000	0	0	0	0.8571	0
4	0	0	0.2000	0.9300	0	0	0.1000	0.9850	0	0	0	0.9638

生育段階別の環境許容量 (1m<sup>2</sup> あたりの個体密度の上限)

生育段階	1	2	3 および 4
環境許容量 (本/m <sup>2</sup> )	17.5	34.5	0.24

移植地個体群の推移確率

移植地 A : \* は自生地個体群 (小貝川左岸) からの外挿

生育段階	2000-2001 年の推移確率				2001-2002 年の推移確率			
	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0	0	0	0	0	0	0	3.8718
2	0.4000 *	0.7121	0	0	0.0372 *	0.7979	0	0
3	0	0.1288	0.9469	0	0	0.1383	0.9639	0
4	0	0	0.0531*	1.0000	0	0	0.0361*	0.9750

移植地 B : \* は自生地個体群 (小貝川左岸) からの外挿

生育段階	2000-2001 年の推移確率				2001-2002 年の推移確率			
	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0	0	0	0	0	0	0	0.2821
2	0.4000*	0.4625	0	0	0.0372*	0.4865	0	0
3	0	0.3000	0.8040	0	0	0.3234	0.8782	0
4	0	0	0.0531*	0.9750	0	0	0.0361*	1.000

## 7.3 相模川萩園地区における樹木（水害防備林）の保全

### 7.3.1 検討の目的

相模川左岸の茅ヶ崎市萩園地区には、明治期にマツ林として整備され、その後、自然遷移が進み、現在はエノキ・タブノキを主体とする広葉樹林となっている水害防備林が存在する。本地区周辺では、2006（平成18）年度から2009（平成21）年度において暫定堤防となっている堤防の嵩上げ事業が実施された。

この事業により、萩園地区水害防備林の一部が影響を受けることが予測された。この水害防備林は茅ヶ崎市内において数少ないまとまった平地林であり、多様な動植物が見られるため、地域の方々から樹木の保全の要望が寄せられていた。

本検討では、2006（平成18）年度及び2007（平成19）年度に実施した水害防備林の保全（移植）のための調査及び保全計画について報告する。なお、樹木の移植は2008（平成20）年度から実施している。

### 7.3.2 相模川萩園地区の水害防備林の概要

#### (1) 河川の概要

相模川は、その源を富士山（標高3776m）に発し、山梨県内では「桂川」と呼ばれ、山中湖から笹子川、葛野川などの支川を合わせ、山梨県の東部を東に流れて神奈川県に入り、「相模川」と名を変え、相模ダム、城山ダムを経て流路を南に転じ、神奈川県中央部を流下し、中津川などの支川を合わせて相模湾に注ぐ、幹川流路延長113km、流域面積1680km<sup>2</sup>の一級河川である。

その流域は、東西を軸とした弓状を呈し、山梨県、神奈川県との2県14市4町6村にまたがり、山地等が約80%、水田や畑地等の農地が約10%、宅地等の市街地が約10%となっており、下流部の厚木市等の市街化された地域に人口が集中している。

#### (2) 萩園地区の概要

茅ヶ崎市萩園地区は、相模川の河口から3.2～4.0km左岸に位置しており、セグメントは2-2である。当該地区の堤防は、茅ヶ崎市街に隣接しており、高さ・幅とも不足している暫定堤防となっていることから、築堤による治水安全度の向上が求められていた。

表7.3.1 萩園地区の河道特性

区間	セグメント	河床勾配	代表粒径
河口～4.0k	2-2	1/2,700	2.73mm
4.0～神川橋 (6.6k)	2-1	1/1,000	27.95mm

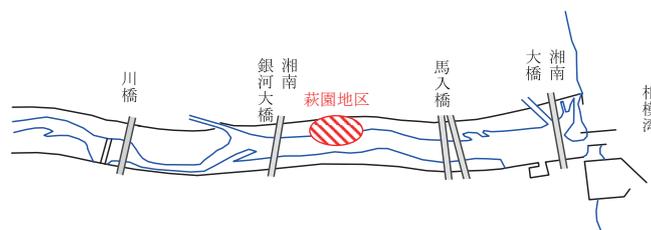


図7.3.1 萩園地区位置図

### (3) 萩園地区水害防備林の概要

萩園地区の水害防備林は、相模川に接する在来堤の両側に整備されたもので、1897（明治30）年に保安林指定が行われている。当該区域は、長い年月をかけて形成された樹林地が動植物の生息・生育場として重要となっており、茅ヶ崎市の「自然環境評価調査」においても貴重な存在とされている。また、1945（昭和20）年頃からの水害防備林が自然の遷移を経て、60年ほど経過したタブノキやエノキの大径木が存在しており、歴史的にも価値のある樹木群となっている。茅ヶ崎市内における河川沿いの景観要素としても重要である。このようなことから、その保全を求める市民の声が強い。

### (4) 萩園地区水害防備林の変遷

萩園地区水害防備林は、1882（明治15）年迅速図（林は松・杉など樹木の種類が記載）では認められず、1921（大正10）年地形図では針葉樹の林が読み取れる。樹種についての記録はないが、神奈川県における他の水害防備林の例や文献から「クロマツ林」であったと考えられる。

1955（昭和30）年代以降は植生の遷移が進行し、現在は落葉広葉樹に常緑広葉樹が混在する状態となっている。なお、1973（昭和48）年の航空写真では、樹木の枯死が確認されており、当時被害が拡大していたマツ材線虫病による松枯れによるものと推測される。



図7.3.2 萩園地区の変遷

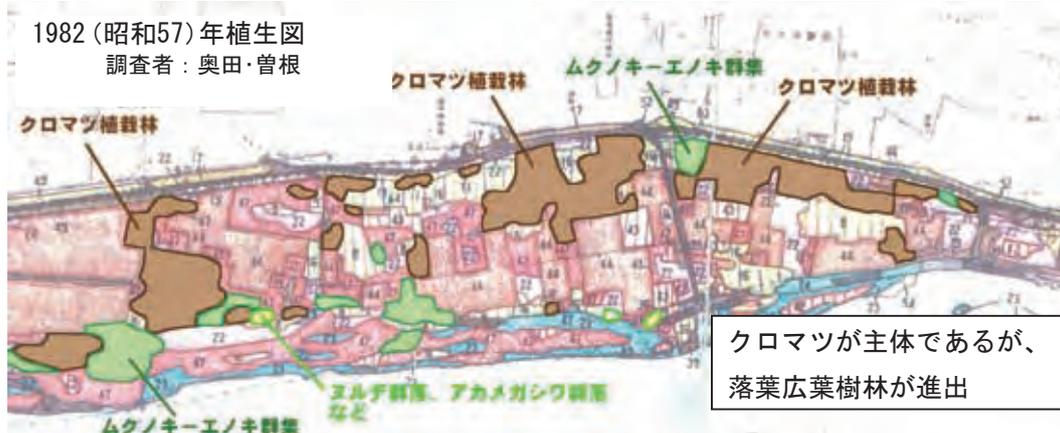
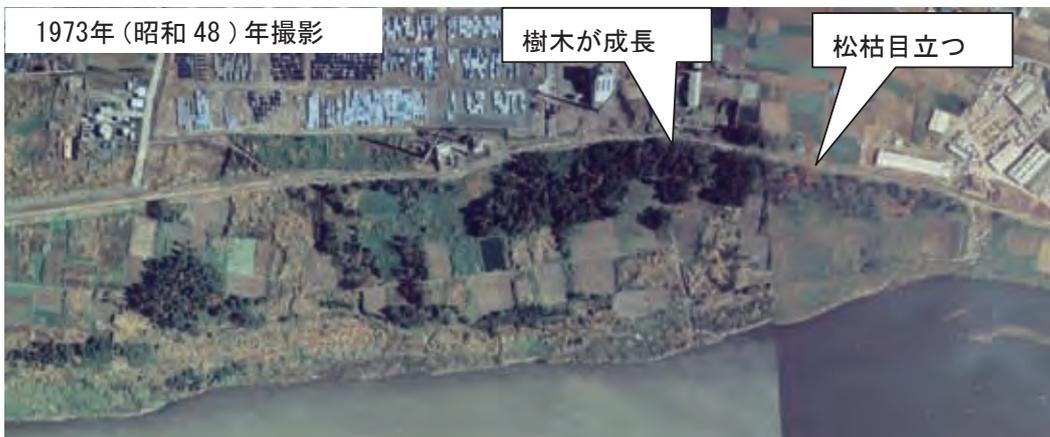


図7.3.3 萩園地区の植生変遷(その1)

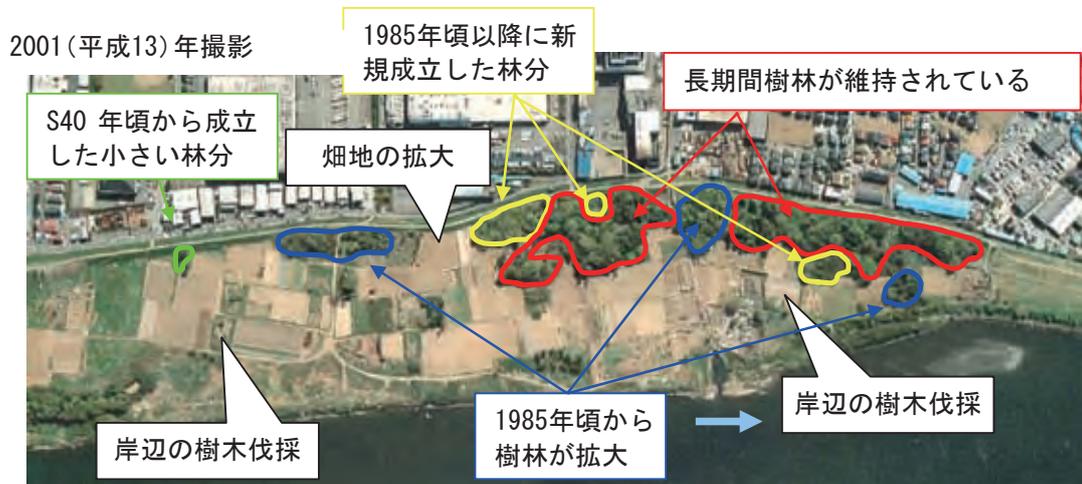


図7.3.4 萩園地区の植生変遷(その2)

### メモ マツ材線虫病

マツ材にマツノザイセンチュウが侵入し、樹脂滲出の停止、仮道管の閉塞により通水阻害が生じ、最終的に萎凋枯死に至る萎凋病であり、「マツ枯れ」と呼ばれている。なお、マツノマダラカミキリが媒介者となる。日本においては、20世紀初頭に初めて確認され、第二次世界大戦後に伐倒駆除により被害は減少したが、1970年代から再び被害が増加し、1979 (昭和54) 年度には全国で243万 $m^3$  (神奈川県: 7.3千 $m^3$ ) の被害が生じた。2010 (平成22) 年度の被害は、全国で58万 $m^3$  (神奈川県: 0.4千 $m^3$ ) である。マツ枯れの防除としては、伐倒駆除、樹幹注入、薬剤散布が主に行われている。

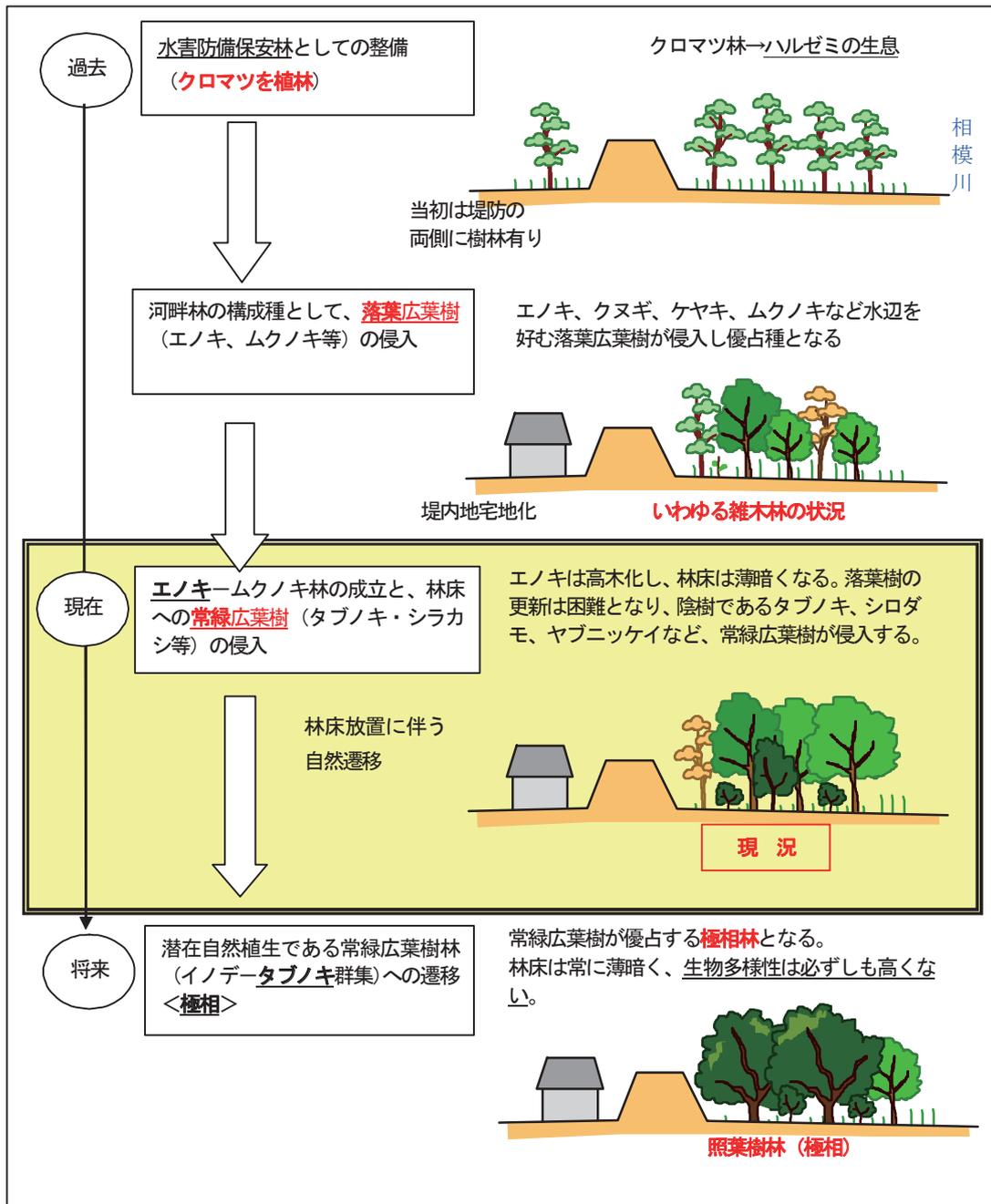


図7.3.5 萩園地区水害防備林の変遷イメージ

### 7.3.3 萩園地区水害防備林の調査

萩園地区の樹木調査の目的は、築堤工事で現地保存が困難な水害防備林に対し、環境的機能の保全を目的に移植による樹木群保全を図ることである。そのため、正確な樹種の判定や、樹木の移植が可能かどうかの判断を行う必要がある。樹木調査は、樹木の樹勢を判断できる「樹木医」による樹勢診断と、樹木移植の適正を判断できる造園技師による調査を行った。

なお、樹木の移植適否の判断については、移植工法としてTPM工法 (Trans Planting Machine工法) を用いることを前提とした。

## (1) 調査手順

樹木調査の手順は以下の通りである。

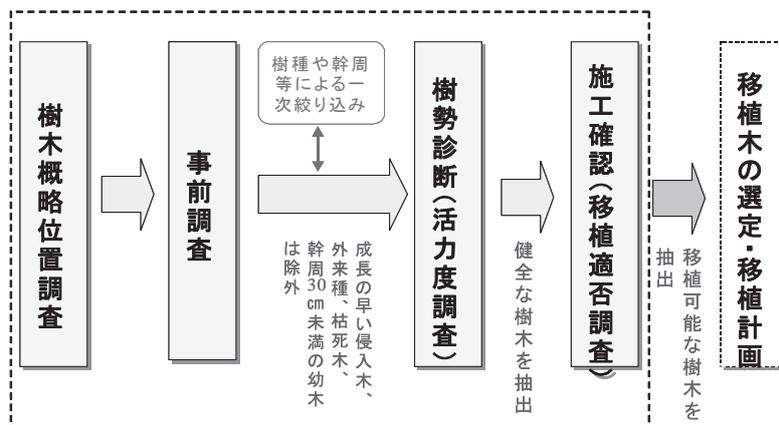


図7.3.6 樹木調査フロー

## (2) 樹木群概略位置調査

用地境界杭等を基準に、巻き尺等を使って樹木の概略位置を測定するとともに、既存の測量図の上に樹木位置を落とした。また、測定した樹木については、テープ等によりナンバリングを行い、樹木を個体識別可能な状態とした。

樹木群概略位置調査の結果、調査範囲内で確認された樹木の本数は1069本であった。

## (3) 事前調査

図上にプロットされた樹木に対して、樹種、樹高、胸丈幹周、葉張り（長軸・短軸）について地上から判定して記録する。ここで枯死および樹種の判定を行う。なお、この段階の調査により、移植する樹種として相応しくない種（造園木、外来種等）、侵入力が大きく成長が早いため移植に及ばない種、十分成長していない樹木、枯死した樹木については移植対象外となるため、次のステップに引き継がないものとした。

移植対象外とする樹木の考え方は、以下のとおりとした。

### ①樹種による絞り込み … 不適格木

- ・ 外来種：萩園地区における保全対象種として相応しくないため、移植対象から除外した。具体的にはトウネズミモチ、ハリエンジュ（ニセアカシア）等が挙げられる。
- ・ 早成樹：明るい場所に他の木よりも早く成長して大きくなる樹種（パイオニア種）については、移植対象から除外した。アカメガシワなど。
- ・ その他：サワラなど持ち込まれたと考えられる樹種については、除外した。例外として、ユリノキについては、市民に親しまれ公園・街路樹に使われることから、事前調査で除外しなかった。

### ②樹齢による絞り込み … 規格外木

太さ（幹周）30cm（直径10cm）未満の樹木については、移植の効率が低いことと、早期に再繁茂が期待できることから、移植対象から除外した。ただし、成長しても大きくなりな低木は移植の対象とした。

### ③状態による絞り込み … 枯死木

枯死木については、移植の意義がないことから移植対象から除外した。

事前調査は、1069本の樹木を対象に調査を行った結果、584本が移植を検討する樹木（樹勢診断の対象木）と絞り込まれた。

#### (4) 樹勢調査（活力度調査）

移植の検討対象となる樹木群を対象に、その樹木が生理的に健全性を有しているかどうかを判断する。判断は樹木の診断および治療、後継樹の保護育成、樹木保護に関する知識の普及および指導を行う専門家である「樹木医」（（財）日本緑化センターによる民間資格）が実施した。判定の項目は樹勢、樹形、枝の伸長量、梢先端の状況、枝葉の密度、葉の大きさ、剪定後の巻き込み、胴ふき・ヒコバエの有無により活力度を判定するほか、病害・腐朽・虫害の有無を確認した。これらの指標により、総合的に樹木の活力度を5段階に判定した。

診断結果については、診断カルテとして整理を行った。

樹勢診断の結果に基づき、移植に適した樹木かどうかの判断を行い、移植が困難であると考えられる樹木については、移植対象外とした。

表 7.3.2 樹勢診断の項目

評価項目		内容
活力度評価項目	樹勢	旺盛な生育を示しているか、衰弱しているか
	枝の伸長量	枝が正常に伸長し、短小傾向にないか
	梢端の枯損等の被害	梢端の枯損がないか
	枝端の枯損等の被害	枝端の枯損がないか
	枝葉の密度	枝と葉の密度のバランスが取れているか
	葉の大きさ	葉がすべて十分な大きさになっているか
	剪定後の巻き込み	剪定後の巻き込みが早い（傷口が修復されているか）
	樹皮の状態	樹皮部分に傷、空洞、剥がれ等があるか
	胴吹き・ヒコバエ	枝葉が多く、胴吹きやヒコバエが多くないか
障害評価項目	病害	根や主幹に病害がみられないか
	腐朽	根や主幹が腐っていないか
	虫害	根や主幹に虫による穿孔や巣がないか
その他	ツタなどによる被圧、支柱等の有無	

このうち、活力度評価項目については、各項目の得点の合計を項目数で除した数値を持って活力度指数を算定し、5段階の健全度区分を行い、上位2区分までを移植対象とした。

以上の評価基準に従い、事前調査により移植対象として絞り込まれた樹木584本について、樹木診断を実施した結果、445本が生理的な適合木として判断した。

#### (5) 施工確認

活力度の判定の結果、絞り込まれた移植対象種を対象に、施工面（周辺樹木との接近度合い、工事用車両の通行可否など）からの移植の適否について現地で判断した。これは、移植対象とし

て十分健全な樹木であっても、生育場所条件により施工面から掘り取りが困難であったり、樹木同士が近接しあって両方の樹木を良い状態で掘り出せない可能性があったりするためである。

樹勢診断の結果より移植対象として絞り込まれた樹木445本について、施工確認を実施した結果323本が移植可能と判断した。

(6) まとめ

樹木移植対象を選定する調査の結果、323本が移植対象木として選定した。

表7.3.3 樹木調査結果

樹種名	確認総数	影響範囲外 樹木数	事前調査による 移植適合木数	樹勢診断による 移植適合木数	施工確認による 移植適合木数
エノキ	370	40	307	244	173
タブノキ	126	4	72	60	37
ムクノキ	114	52	32	29	22
ヤマグワ	76	73	3		
ケヤキ	59	19	35	32	29
マユミ	47	4	43	40	32
シラカシ	33	0	20	4	4
ゴマギ	23	22	1	1	1
ミズキ	22	3	13	9	6
マテバシイ	17	10	4	4	4
イボタノキ	13	0	13	1	1
ウコギ	13	12	1	1	1
クワ	11	1	4	1	
マツ	10	1	3		
イチヨウ	9	8			
シロダモ	8	1	6	4	3
ユリノキ	8	0	8	3	1
アオキ	6	0	6	6	6
ニワトコ	4	0	3	2	1
ニレ	4	0			
クスノキ	3	3			
エンジュ	3	1	2		
オニグルミ	2	0	2		
ハマヒサカキ	2	0	2	1	1
ヤブニツケイ	2	1	1	1	1
サクラ	2	0	1		
シデ	1	0			
ネムノキ	1	0	1	1	
モチノキ	1	0	1	1	
イチジク	1	0			
シュロ	28				
アカメガシワ	12				
ネズミモチ	4				
マサキ	4				
イヌツゲ	2				
サワラ	2				
トウネズミモ	2				
ツゲ	1				
枯れ	23				
合計	1069	736	584	445	323

不適格木

### 7.3.4 萩園地区水害防備林の移植の考え方

萩園地区水害防備林の移植にあたって、「河川区域内における樹木の伐採・植樹基準」で定められている制約条件を整理し、移植の検討を行った。

#### (1) 河道の高水敷における高木の植樹の基準についての確認

「河川区域内における樹木の伐採・植樹基準」において、下記のごとく定められている。

(河道の高水敷における高木の植樹の基準)

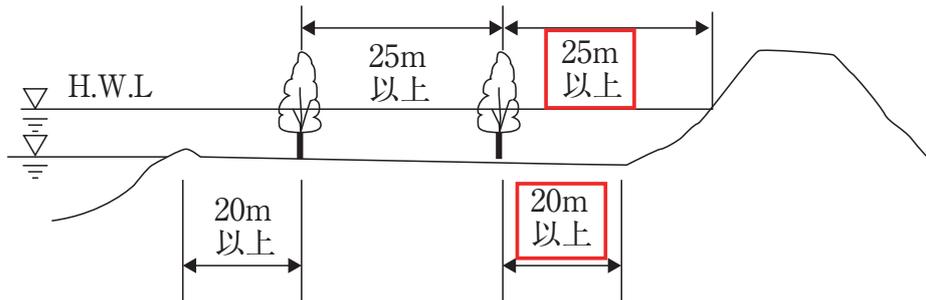
第十一 河道の高水敷に高木を植樹する場合には、次の各号の区域以外の区域で、かつ、比較的流下能力に余裕がある区域において行うものとする。

- 一 堤防に危険を及ぼすおそれのある区域
- 二 河川管理施設へ影響を及ぼすおそれのある区域
- 三 植樹木が倒伏または洗掘されるおそれのある区域
- 四 植樹木が倒伏または流出し河道等が閉塞されるおそれがある区域

2 植樹が可能な高水敷においては、次表に示す密度以下で植樹を行うことができるものとする。(以下省略)

3 高水敷に高木を植樹する場合には、次に掲げる基準に適合するように行うものとする。

- 一 高木の植樹は、堤防表法尻および低水路法肩から20m以上の距離を離し、かつ、堤防表法面と計画高水位の接線から25m以上の距離を離すこと。



これにより以下の5項目の確認を行った。

#### ① 流下能力の不足箇所の確認

準二次元不等流計算を行った結果、植樹により水位は上昇するが河川整備基本方針河道の整備により水位はHWL以下となることから、流下能力上は特に問題ないと判断した。

#### ② 堤防に危険を及ぼすおそれのある区域の確認

堤防沿いの高速流等による堤防の安全性を脅かすおそれのある区域については、準二次元不等流計算により、左岸堤防法尻前面の流速は最大(3.6km断面)で0.86m/sであり、堤防表法面および法尻表面の耐侵食性を確保できる目安として「河川堤防の構造検討の手引き」示された2m/sを下回っている。

#### ③ 堤防に危険を及ぼすおそれのある区域の確認(樹木の伐採範囲)

根茎の広がり(侵入)を想定して堤防法尻から7mのライン(優占種であるエノキの樹冠幅14mの1/2)を設定し、この範囲の樹木は築堤の際に伐採することにより直接的な護岸への損傷を回避した。

一般に樹木の太い径の根は樹冠幅と同じ程度の範囲に分布するため、堤防保護として、樹木の根が堤防構造に支障を与えないよう、樹冠幅の1/2程度を確保する。

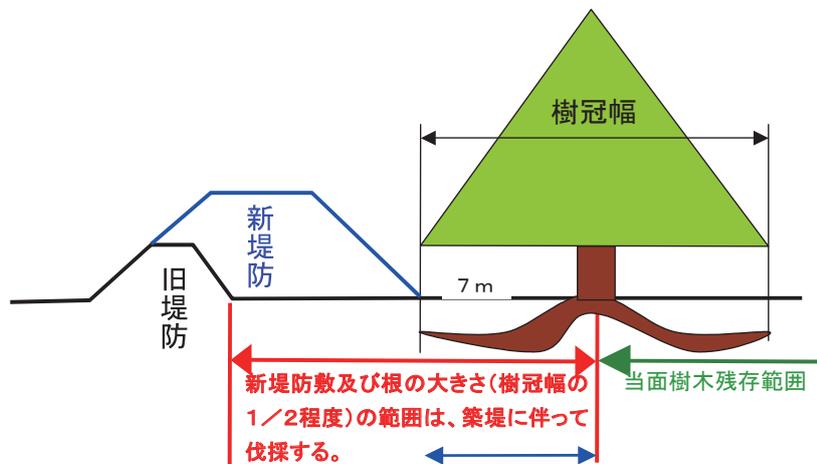


図7.3.7 築堤に伴う樹木伐採イメージ

#### ④植樹木が倒伏・流出等に関する確認

移植木の倒伏の可能性について検討した。樹木の倒伏の可能性の算定は「河川における樹木管理の手引き」に記載されている、次の方法で行った。

樹木の倒伏の可能性の算定方法

樹木の倒伏限界モーメント > 外力モーメント : 倒伏しない

樹木の倒伏限界モーメント < 外力モーメント : 倒伏する

「外力モーメント」には「流水」を対象とした。

樹木の倒伏限界モーメント ( $M_C$ )

$$M_C = a D^{2.0}$$

$M_C$  : 倒伏限界モーメント ( $\text{kg}\cdot\text{m}$ )

$D$  : 樹木の胸高直径 (cm) (地盤から1.2mの高さの幹の直径)

$a$  : 定数 (全国の試験結果による下限値2.5を使用)

樹木にかかる外力モーメント ( $M$ )

$$M_1 = 1/2 \rho_1 C_{D1} S_1 \mu_1^2 L_1$$

$M_1$  : 流水による外力モーメント ( $\text{kg}\cdot\text{m}$ )

$\rho_1$  : 水の密度 ( $102\text{kg}\cdot\text{s}^2/\text{m}^3$ )

$C_{D1}$  : 樹木の抗力係数 (手引きより設定し、幹: 1.2, 樹冠部分: 0.9)

$S_1$  : 流水中の樹木の投影面積 ( $\text{m}^2$ )

$\mu_1$  : 流速 (m/s) (準二次元不等流計算より1.229m/sと設定)

$L_1$  : 流水の作用中心の地表面からの高さ (m)

移植対象木323本について倒伏の可能性について検討した結果、49本が流水により倒伏する可能性が示された。

移植にあたっては、倒伏に強い大径木を植樹するとともに、移植後は支柱等の支えを施し、活

着するまでモニタリングする。倒伏に強い樹種を考慮して堤防に近い側に植樹するとともに、堤防に近い樹木に対しては、特に支柱等の支えで強化する等、倒伏防止策を検討した。

⑤植樹する場合の堤防からの距離についての確認

「河川区域内における樹木の伐採・植樹基準」では、新堤防表法尻から20m以上の距離、かつ、新堤防表法面と計画高水位の接線から25m以上の距離までの移植は本来できない。

しかしながら、第十五「植樹の特例の適用」の規定に照らすと、「治水上の支障」をクリアできていれば、この章（第三章 植樹）の規定にかかわらず植樹することができる。当該区域では、特例のうち、「生態系の保全、良好な景観形成等の環境上の必要性から行う植樹」に該当すると判断した。

(植樹の特例)  
 第十五 次に掲げる植樹で、数値解析、水理模型実験等により、治水上支障とならないと認められるものについては、この章の規定にかかわらず植樹することができるものとする。

- 一 洪水の流勢の緩和等の治水上の必要性から行う植樹
- 二 生態系の保全、良好な景観形成等の環境上の必要性から行う植樹
- 三 親水施設等の安全対策として行う低木の植樹

したがって、移植用地が確保できないため、移植候補地（堤防法尻から7m離れた範囲）に当面は移植を行い、将来、移植用地が確保された段階で再移植する。

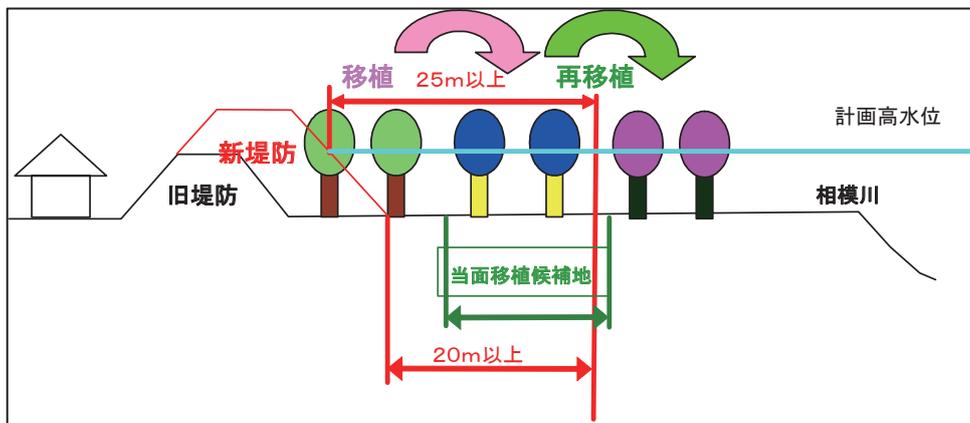


図7.3.8 築堤に伴う樹木移植イメージ

7.3.5 萩園地区水害防備林の移植計画の立案

移植対象木について、地元住民の意見を反映させるため勉強会（勉強会4回、現地視察1回）を立ち上げ、勉強会での意見等を基に移植計画を立案した。

(1) 移植エリア

樹木伐採範囲、残存範囲、将来の移植候補地の各面積を表7.3.4、図7.3.9に示す。

表 7.3.4 樹林面積の内訳

		面積
現在の樹木エリア		23,699 m <sup>2</sup>
	伐採範囲	12,945 m <sup>2</sup>
	当面樹木残存範囲	10,754 m <sup>2</sup>
将来の樹木エリア		17,110 m <sup>2</sup> (当面樹木残存範囲と、当面移植候補地の合計. 現在の樹林の 72%)
	当面移植候補地	6,356 m <sup>2</sup>

## (2) 移植ゾーニングの考え方

地元住民との勉強会より、移植地の樹林は基本的に次のように、エノキを主体とした落葉広葉樹林を作るということで合意された。

新しい樹林地は基本的には、エノキを主体とし、ケヤキ・ムクノキが混在する明るい落葉広葉樹林の樹林にする。

上記を基本として、個々の移植地について次のような考え方でゾーニングを行った。特に、畑地に対しての日照不足の影響がないように、林縁や狭いエリアには大木を配置しないように配慮した。

また、明るい森を目指すことから、移植を行う樹木については、樹冠以上の距離を空けることとした。なお、移植地番号は、**図 7.3.10**に示されている。

表 7.3.5 移植地エリア毎のゾーニングの考え方

移植地番号	目指す森の目標像	考え方
1～13 (「全体」と同様)	落葉広葉樹の森 エノキを中心とし、ケヤキ、ムクノキが混在する	・ 明るい落葉広葉樹林の森をつくるため、エノキ、ケヤキ、ムクノキを配置する。 日照面で民地への影響がないように配慮する。
2・6 (細長いエリア)	生物の移動路としてのエリア	・ 細長いエリアであるため、樹冠の小さい個体を1列に配置する。日照面で民地への影響がないようにする。
14	常緑樹林 タブノキを中心に配置	・ 既存の樹林との連続性及び、地域の潜在自然植生・大径木の保存の観点から、一部をタブノキ、シロダモ、シラカシなどの樹種を配置する。 ・ 14 は既存の樹林と接しているため、林縁部は設けない。
15～17	常緑樹林 タブノキを中心に配置	・ 下流側の樹林地が、全体にタブノキが優勢であることから、連続性を考慮し、タブノキを中心に配置する。 日照面で民地への影響がないように配慮する。
18	落葉広葉樹林 エノキを中心には位置	・ 上流側、下流側の隣接地がエノキ主体であるため、連続性を考慮し、エノキを配置する。 日照面で民地への影響がないように配慮する。



図7.3.9 現状の樹林地と移植後の樹林地

全体平面図

〈落葉広葉樹の森の下流側にタブノキ林〉上流側

移植後

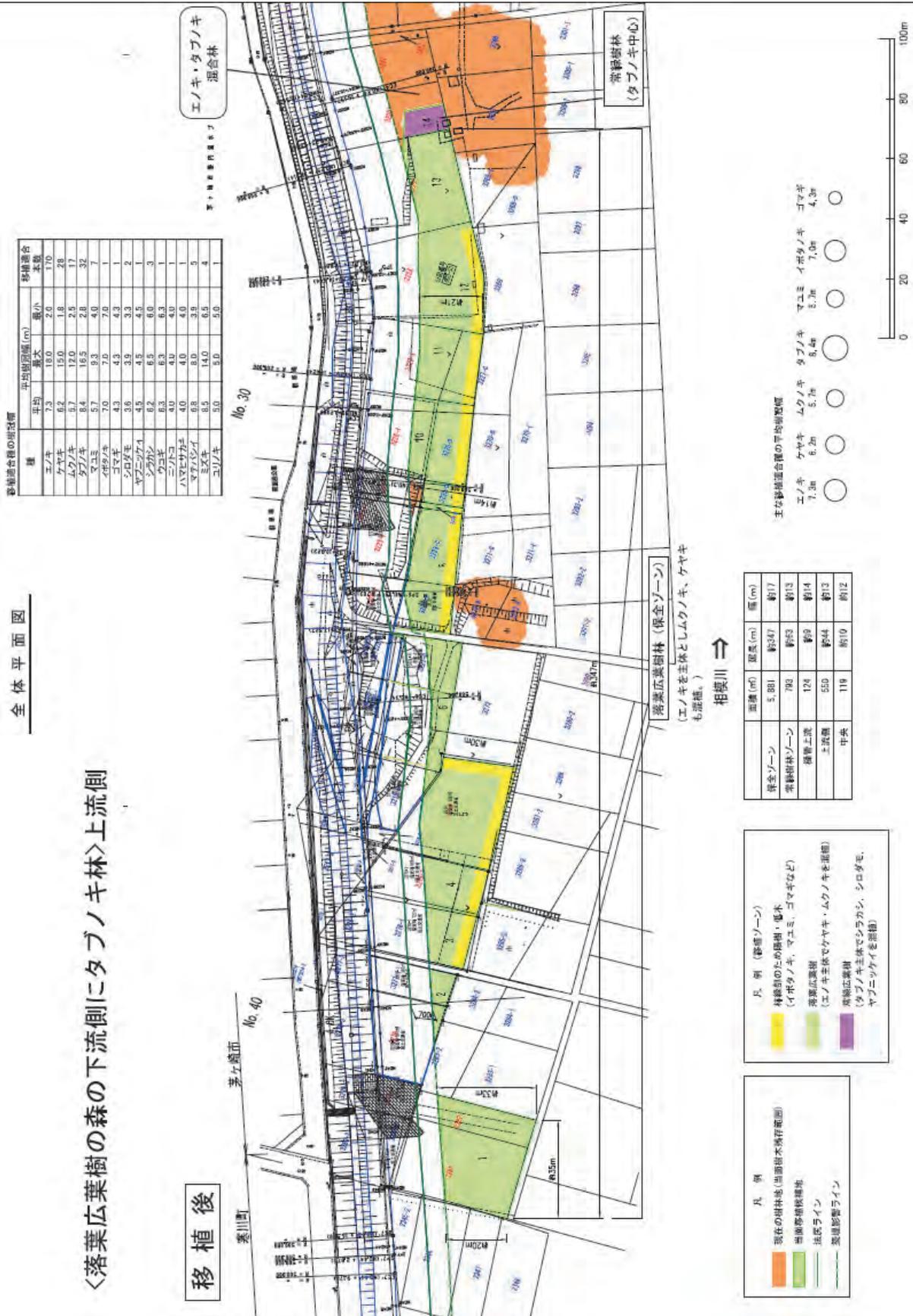


図7.3.10 移植ゾーン図(その1)

全体平面図

〈落葉広葉樹の森の下流側にタブノキ林〉下流側

移植後

移植適合種の樹形値

種	平均樹形値(m)			移植適合率
	平均	最大	最小	
エノキ	7.3	15.0	2.0	17%
クワナギ	6.2	15.0	1.8	2%
ムクノキ	5.7	12.0	2.5	17%
タブノキ	8.4	16.5	2.8	32%
マユミ	5.7	9.3	4.0	7%
イボクサ	7.0	7.0	7.0	1%
コマギ	4.3	4.3	4.3	1%
シロダモ	3.6	3.9	3.3	2%
ヤマブキ	4.5	4.5	4.5	1%
シカクシ	6.2	5.5	6.0	3%
アケボノ	8.3	5.3	5.3	1%
ハシロハナギ	4.0	4.0	4.0	1%
マツノキ	8.0	8.0	8.0	5%
ミズギ	8.5	14.0	6.5	4%
ユリノキ	5.0	5.0	5.0	1%



区画	面積 (㎡)	樹高 (m)	樹種
保全ゾーン	5,881	約17	杉17
常緑樹林ゾーン	702	約13	杉13
闊葉上流	124	約14	杉14
上流側	550	約12	杉12
中央	119	約10	杉10

凡 例

- 林縁沿いの原樹・苗木 (イボクサノキ、マユミ、コマギなど)
- 常緑樹林
- 落葉広葉樹 (エノキ主体でクワナギ・ムクノキを混植)
- 常緑広葉樹 (タブノキ主体でシラカシ、シロダモ、ヤマブキを混植)

凡 例

- 森林の樹林帯(当道河川沿存範囲)
- 当道河川沿存帯
- 法線ライン
- 変遷影響ライン

主な移植適合種の平均樹形値

エノキ	7.3m	クワナギ	6.2m	ムクノキ	5.7m	タブノキ	8.4m	マユミ	5.7m	イボクサノキ	7.0m	コマギ	4.3m
-----	------	------	------	------	------	------	------	-----	------	--------	------	-----	------

図7.3.11 移植ゾーニング図(その2)

### (3) 樹木移植配置案の作成

樹木移植配置案を策定するに当たっては、次のような樹木選定の考え方に基づいて選定を行った。限られた移植先の面積と、樹冠の大きさ、畑地への影響を最小限にする等の考え方から、移植配置される樹木は65本程度となった。

#### 【樹木選定の考え方】

- エノキ、ムクノキ、ケヤキの落葉広葉樹で、樹勢診断により活力度が高く、施工性も問題がないもの（既往の移植選定木）から選ぶものとする。また、流木化の計算により、流水により流木化すると判定された樹木は除く。
- 樹勢診断から樹木の活性度・活力度が高いもの最優先する。活力度Ⅰかつ樹勢0の樹木をまず拾い、移植エリアに配置する。
- 林縁部には、マユミなどの低木を配置する。林縁部の低木等については、流木化検討により、相当数の低木が選定から外れるため、移植できる低木の本数は限られる。したがって、そのふり分けにより残った樹木を配置することになる。
- NO.247ムクノキは、流木判定により流木化すると判定されているが、既に移植済みのため、強固な支柱を施すものとする。
- ゴマギについても希少種であるため、支柱等の養生を強固にすることを条件として移植対象樹木とする。
- エノキ、ムクノキ、ケヤキ、タブノキといった主要木についても、川側の林縁は比較的若い木、堤防側になるほど大径木になるような配置とする。

### 7.3.6 移植後の管理方針

萩園地区における潜在自然植生や経年的な植生遷移を踏まえ、移植後の樹木が目標の森に近づくよう、管理を継続する必要がある。

移植後の管理は、樹木が活着するまでの間（約5年間程度）は、流木化の防止という点において、河川管理者で実施し、その後は茅ヶ崎市および茅ヶ崎市民によって、管理を行うこととなった。

### 7.3.7 今後の課題

移植後の現状を把握し、今後の課題を抽出するため、移植から3年後の2011（平成23）年10月に現地踏査を行った。

移植した樹林地は、**写真7.3.1**や**写真7.3.2**に示すように比較的明るい樹林地が維持されており、「エノキ主体とし、ケヤキ・ムクノキが混在する明るい落葉広葉樹林を作る」という当初の考え方は概ね達成できたと考えられる。ただし、**写真7.3.3**に示すように移植地ではツル性草本類が繁茂し、支柱等を伝って移植樹に巻き付いていることから、移植樹の樹冠が大きくなるまではツタ切り等の維持管理が必要と考えられる。また、現状で維持管理が十分に為されているとは言えないことから、河川管理者、茅ヶ崎市及び地元住民による役割分担を明確にする必要がある。

移植した樹木は、概ね活着していたが、直前の台風（平成23年台風15号）の風により倒伏したと考えられる樹木が確認された（**写真7.3.4**）。流木化はしていないが、風による外力が想定より大きかったため、支柱による倒伏防止工が十分に機能しなかったと考えられる。今後、樹木の移

植を行う際には、想定する外力と支柱の種類（鳥居型やハッ掛など）や強度を十分に検討する必要がある。



写真7.3.1 移植ゾーン3～5の状況



写真7.3.2 移植ゾーン15～16の状況



写真7.3.3 ツル性草本類の繁茂状況  
(移植ゾーン10付近)



写真7.3.4 移植樹の倒伏状況  
(移植ゾーン2)



写真7.3.5 残存樹木の状況

## 7.4 工事による裸地化後の早期植生回復－利根川稲戸井調節池での検討－

### 7.4.1 検討の目的

利根川左岸に設置された稲戸井調節池は、**図7.4.1**に示す利根川と鬼怒川の合流点(96.5km)下流、約95～87kmの守谷市および取手市に位置する。鬼怒川の利根川本川への合流量を田中・菅生調節池と合わせて調節し、鬼怒川の洪水による利根川本川への影響を減少させる目的で設置されたものである。

田中・菅生の両調節池は暫定的に完成しており、稲戸井調節池は、2009(平成21)年度に調節池化が概成し、引き続き治水容量確保のための掘削が行われている。調節池化による池内への洪水流入頻度の減少と池内掘削により、調節池内の植生は大きく変化することが予想される。そこで掘削工事における環境配慮措置として「表土の播き出しによる早期植生回復措置」が検討された。

本論はその措置の実効性の検証、特に将来、回復が見込まれる植生(優占繁茂が見込まれるヨシ・オギ等の在来の高茎抽水植物)の回復状況の確認を目的として実験区を設定し、2ヶ年の現地での植生回復実験を行い、その結果をとりまとめたものである(戸谷他, 2008)。

本検討は、国土交通省関東地方整備局利根川上流河川事務所委託業務の一環として実施された。



図7.4.1 位置図

### 7.4.2 稲戸井調節池の地質特性と実験区の位置および施設概要

**図7.4.2**は稲戸井調節池の地層層序図である。同図には概略掘削形状が太赤線で示されている。セグメント2-2の砂川である利根川が流れる本区間の沖積谷は、縄文海進時は海の底であった。当時、利根川は本沖積谷を流下していない。本沖積谷に利根川の水が流れるようになったのは1621年の赤堀川掘削以降であり、鬼怒川の水が流れるようになったのも1629年の洪積台地を切り開いた大木開削以降のことである。すなわち本沖積谷に砂分の供給量が急増してから400年しか経過していない。

地質層序図はこの地史の影響の反映である。Y.P. - 1.0m程度以下の粘性土(Ac2)は縄文海進時の海成粘性土であり、約Y.P. - 1.0 ~ +3.0mは利根川が運んだ河成の砂層(As1)であり、その上の粘性土(Ac1)は後背湿地の氾濫原堆積物であると判断される。

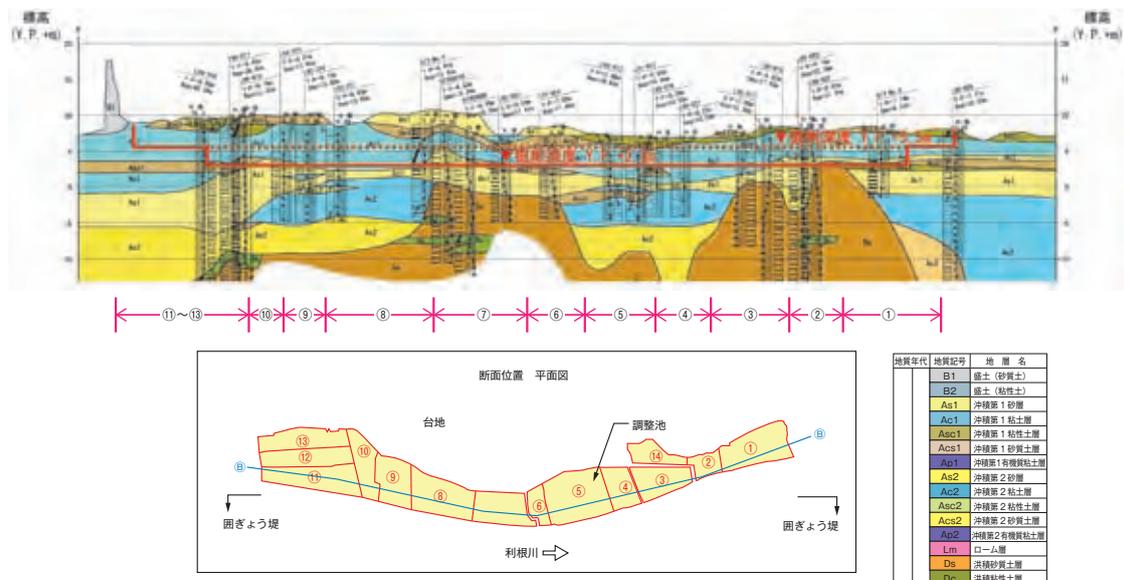


図7.4.2 地層層序図(縦断方向, 左側が上流(守谷市), 右側が下流(取手市))

実験区は、回復する植生の湿性や乾性への適応性を確認し得ることと、掘削時の雨水処理のし易さを考慮して、図7.4.3に示すように長浜水路沿いを選定した。実験施設形状は、図7.4.4および図7.4.5に示すように1区画の幅10.0m×長さ28.0m(水路際より15.0mの平坦地、13.0mの5割勾配の斜面)とし、4区画を設置した。

平坦地基盤高は、低水位期における自由地下水位(Y.P.+4.7m)で設定した。なお、表土の播き出しを平均20cm厚(区画A～C)としたため、長浜水路水位(Y.P.+4.5m)と基盤高は区画A～Cで0.4m、区画Dで0.2mの差がある。



図7.4.3 実験区の設置位置図および採土位置

### 7.4.3 植生回復実験の概要

#### (1) 実験内容

植生回復実験は、表7.4.1に挙げるヨシの定植・表土の播き出しの4ケースを実施した。実験区は2006(平成18)年2月に造成し、表土の播き出しを同年3月10日および14日に行った。表

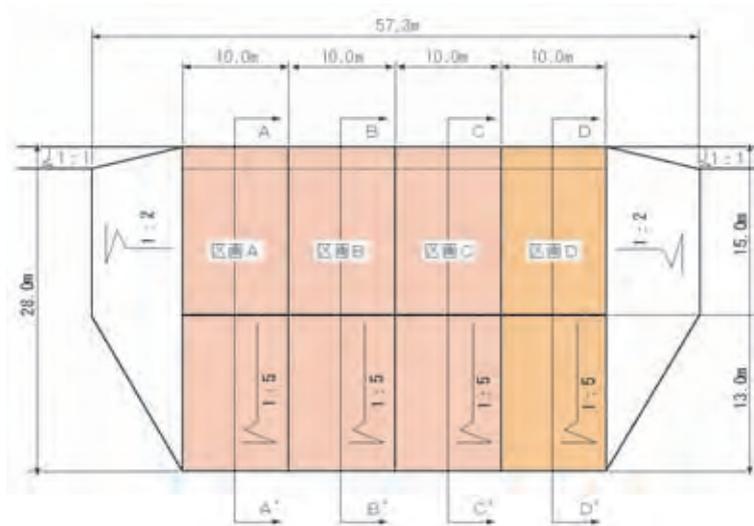


図7.4.4 実験施設 平面図

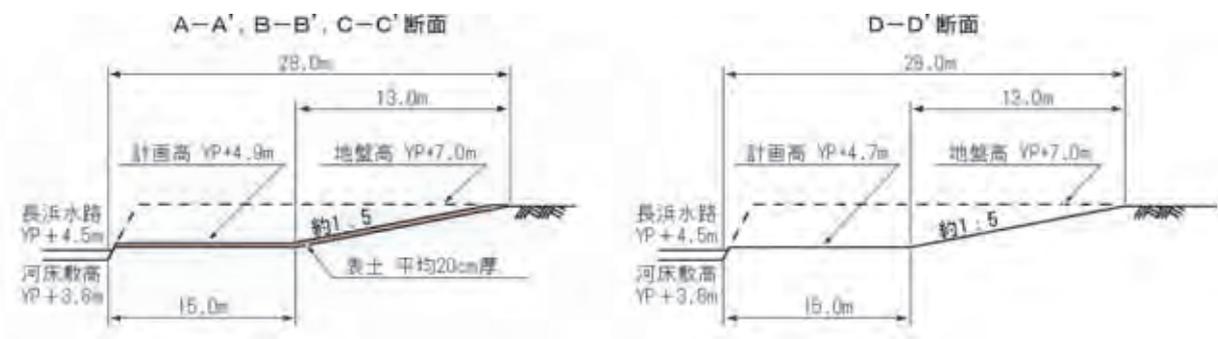


図7.4.5 実験施設 断面図

表7.4.1 実験内容

ケース	概要					
	実験趣旨	採土・採取状況	播き出し厚	表土保存期間	備考	
CASE1 (区画A)	表土の播き出し(ヨシ)	ヨシ群落の回復実験	ヨシ群落の表層から50cmの根土を採土	平均20cm	0日 (採土直後に播き出し)	ヨシの回復状況を観察
	ヨシ根茎の定植		ヨシ群落の表層からヨシ根茎を採取	-	0日 (採取直後に植え付け)	ヨシ根茎の発芽率の確認 16本/1コドラート 2箇所
CASE2 (区画B)	表土の播き出し(オギ)	表土の播き出しによる植生回復	オギ群落の表層から30cmの表土を採土	平均20cm	0日 (採土直後に播き出し)	表土保存期間の違いによる植生回復状況の観察
CASE3 (区画C)	表土の播き出し(オギ)	表土の播き出しによる植生回復	オギ群落の表層から30cmの表土を採土	平均20cm	5ヶ月	
CASE4 (区画D)	表土の播き出しなし	表土を播き出さない植生回復	施設造成時の基盤のまま放置	なし	-	CASE1~3との比較 表土の播き出しの有無による植生回復状況の観察

土の播き出しは、根茎や種子を含む表土を約30～50cm剥ぎ取り、これを掘削した実験区に約20cm厚で播き出した。

区画Aはヨシ群落、区画B・Cはオギ群落の回復実験を行い、区画Dは表土の播き出しをしない実験区画とした。また、区画Cの表土保存期間(5ヶ月間)においては、シート等により覆うなどの

温度・湿度管理はしていない。表土の播き出し後も、刈り取り・散水等の維持管理は一切していない。

(2) モニタリング項目と調査方法

実験区の1区画に図7.4.6に示すように斜面(5割勾配)2箇所、底面3箇所のコドラートを設置し、植生の生育環境に影響を及ぼす自然環境および物理環境指標である表7.4.2の5項目をモニタリングした。調査方法も同表に示す。また、調査期間の気象観測データの収集・整理を行った。調査期間および時期を表7.4.3に示す。

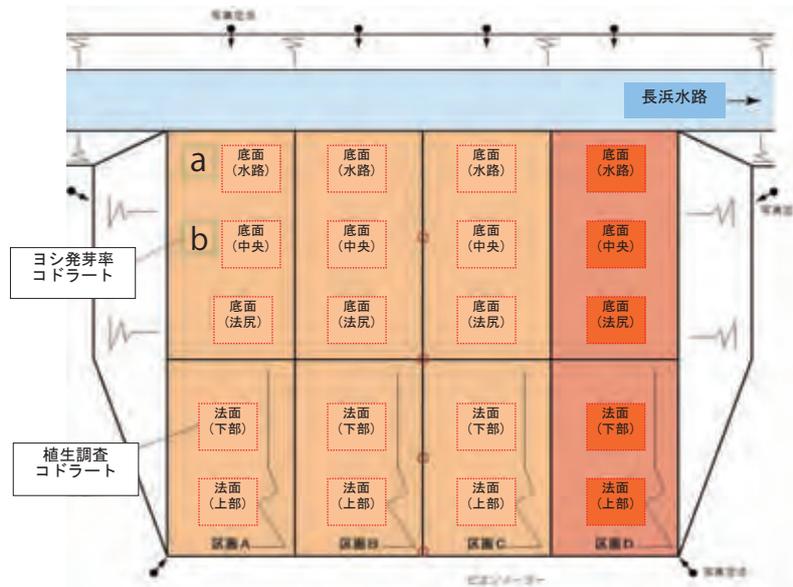


図7.4.6 モニタリング調査位置図

表7.4.2 モニタリング項目と調査方法

モニタリング項目		内容	調査方法
基礎情報	気象情報	降水量, 気温, 日照時間	気象庁の観測データ(千葉県我孫子市)を整理
自然環境	定点観察	植生の繁茂状況の変化	回復植生の全体および各区画の状況が把握できる場所に定点を設置し、写真による記録を実施
	植生調査	出現種 被度・群度 植被率, 植生高	コドラート(2m×2m)を1区画あたり5箇所(底面3箇所, 法面2箇所)を設置。コドラート内で階層ごとに出現種を記録するとともに、Braun-Blanquetの全推定法に基づいて被度・群度を記録
	ヨシ発芽率	ヨシ発芽率 ※16本/1コドラートにおける発芽の割合	区画A(ヨシ根茎を含む表土を播き出した区画)に、コドラート(2m×2m)を底面2箇所に設置。16本/1コドラートのヨシ根茎を定植する「地下茎工法」で発芽率を確認
物理環境	土壌状態	土壌水分量(体積含水率)	土壌水分計による現地測定を実施
	地下水位	自由地下水位	観測施設設置(自記水位計)による常時観測(平成18年度)

表7.4.3 調査期間および時期

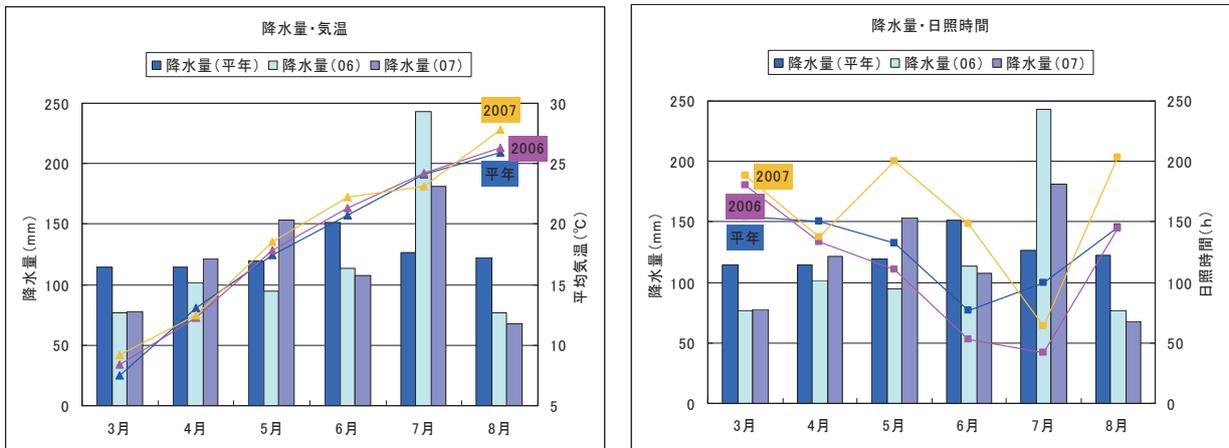
年度	項目	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月	備考
		10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 30	10! 20! 28	10! 20! 30	
平成17年度	実験区造成	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	
	播き出し	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	3月10日(区画B,C及びA法面部) 3月14日(区画A底面部, ヨシ根茎)
平成18年度	コドラート調査	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	1回/月(5月~10月) ※発芽期(5-6月のみ2回/月)
	ヨシ発芽率	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	1回/月(5月~6月) ※発芽期(6月のみ2回/月)
	土壌状態	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	1回/月(5月~10月)
平成19年度	コドラート調査	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	夏季1回
	土壌状態	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	夏季1回

## 7.4.4 気象状況および土壌水分状況

### (1) 気象概況

気象庁の千葉県我孫子測候所の2006（平成18）年、2007（平成19）年のアメダス・データを用い、表土の播き出しを実施した3月から、植物が旺盛な生育を見せ植生が安定する8月までの期間の気象状況を整理した。図7.4.7に整理結果を示す。

気温は、2006（平成18）年、2007（平成19）年ともに概ね平年並みであった。降水量は、2006（平成18）年の7月は平年値の約2.0倍、2007年は約1.4倍と多い状況であった。日照時間は、2006（平成18）年では4～7月に平年値を下回る状況が続き、7月は平年値の半分以下であった。2007（平成19）年は7月に平年値をやや下回ったものの、植物の芽吹きから生育初期にあたる5・6月や生育最盛期である8月は平年値を50時間程度上回る良好な日照状況であった。



※平年値：降水量・平均気温の統計期間：1979～2000，日照時間の統計期間：1987～2000

図7.4.7 気象庁我孫子測候所アメダス・データ（2006, 2007年, 3～8月）

### (2) 地下水位と表層土壌水分量

植生基盤の物理環境として、実験区内の自由地下水位、および表層土壌水分（体積含水率）を測定した。表層土壌水分量の測定は、コドラートと同様の5箇所で行った。

図7.4.8に示すように、実験区内の自由地下水位は、法肩から法面までは基盤内に位置している。

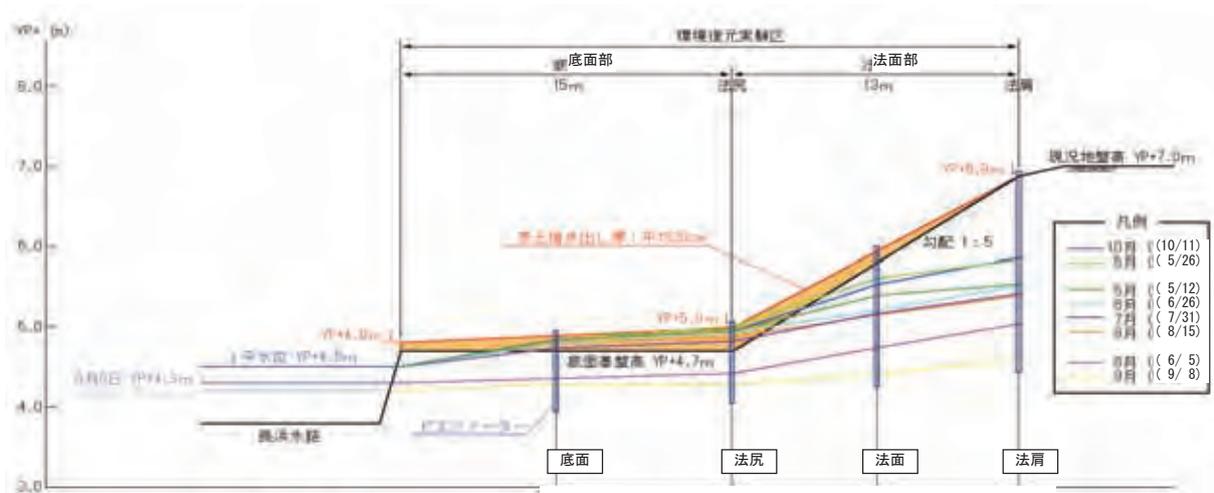


図7.4.8 実験区内の自由地下水位

区画A～Cでは、播き出し表土の法尻付近を通り、底面部では表土内を通り、長浜水路の水位へとすりついている。また、区画Dでは、地下水は法尻付近にて基盤面から滲み出し、底面部の基盤上を流下し、長浜水路へ流れ込んでいる状況であった。

実験区の底面高を低水位期の自由地下水位を基準に設定していることから、全区画とも、表層土壌水分量は底面から斜面法尻にかけて高い値を示し、法尻から斜面上部に向けて表層土壌水分量が低下する。

図7.4.9～図7.4.12は、区画Aから区画Dの5箇所の表層土壌水分量を、2006（平成18）年の5～10月の平均値、2007（平成18）年の7月の測定値を示したものである。2007年7月は夏季であり法面上部の表層土壌水分量が小さくなっている。

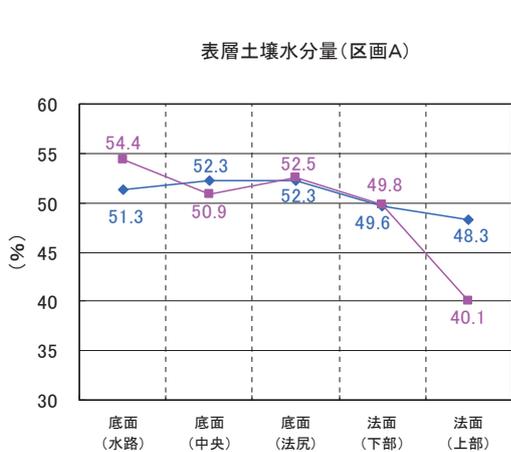


図7.4.9 箇所別表層土壌水分量(区画A)

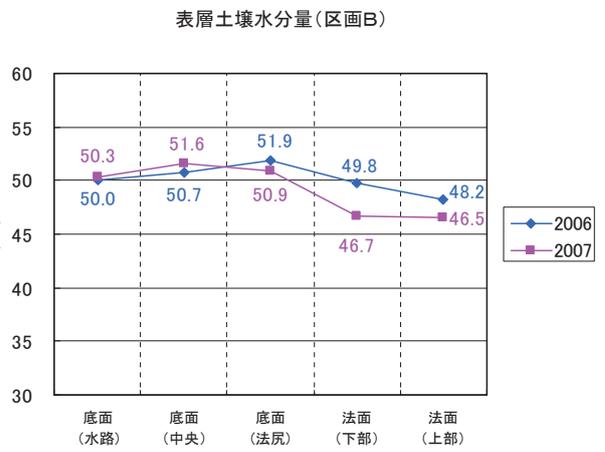


図7.4.10 箇所別表層土壌水分量(区画B)

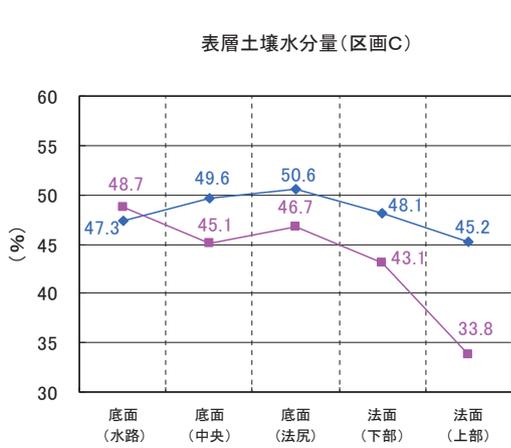


図7.4.11 箇所別表層土壌水分量(区画C)

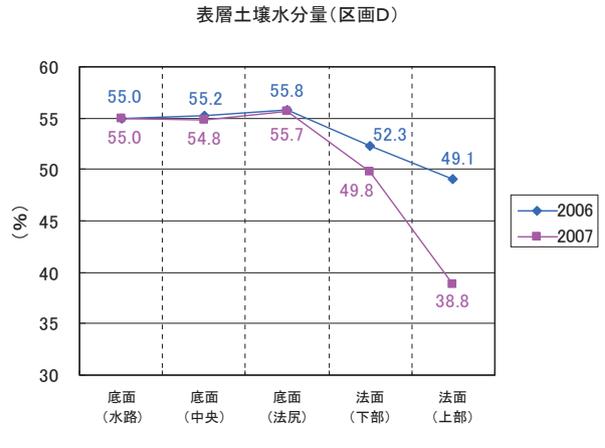


図7.4.12 箇所別表層土壌水分量(区画D)

## 7.4.5 植生の変化状況

### (1) 植生概況

実験区における植生概況を出現種数や出現率を用いて記す。各区画別の出現率は、4つの区画に出現した種総数に対する各1区画での種数の割合であり、箇所（底面、法面）別の出現率は、各1区画における出現種の総数を母数とした箇所別コドラートの出現種数の割合である。なお、算出には2006（平成18）年度は5～10月、2007（平成19）年度は7月の調査結果を用いた。

表7.4.4および表7.4.5に2006（平成18）年の5～10月および2007年の7月の各区画の出現種数を、表7.4.6に各区画の植生回復状況の概要、写真7.4.1に植生回復状況を示す。全区画合計で2006（平成18）年は35科125種、2007（平成19）年は25科60種が確認された。科種数の差異の主原因は、調査期間の長さによるものである。

2006（平成18）年は、一年生草本が優占した。底面全体（水路・中央・法尻）ではイヌビエ、法面全体（上部・下部）ではツルマメやオオブタクサが優占していた。特に、ヨシ根土および表土を播き出した区画A～Cでは、7月以降、比較的順調な植生回復が確認された。表土を播き出さなかった区画Dでは8月調査時点まで植生が見られず、9月以降に底面全体で湿生植物を主とした植生が見られた。これより、表土の播き出しによる早期植生回復の効果が実証された。

2007（平成19）年は、オギ等の多年生草本の優占が顕著となり、2006（平成18）年に優占していた一年生草本から多年生草本へと植生の遷移が見られた。

区画A～Cでは順調な植生回復が確認され、区画Dでは湿生植物を主とした植生の回復が見られた。

表7.4.4 平成18年度 出現科種数(5～10月)

分類	区画A		区画B		区画C		区画D		合計	
	科	種類	科	種類	科	種類	科	種類	科	種類
高等植物	28	73	26	77	23	66	18	59	35	125
シダ植物	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
種子植物	27	72	25	76	22	65	17	58	34	124
裸子植物	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
被子植物	27	72	25	76	22	65	17	58	34	124
双子葉植物	22	55	20	61	19	51	13	34	28	90
離弁花類	14	33	13	29	11	27	10	21	18	48
合弁花類	8	22	7	32	8	24	3	13	10	42
単子葉植物	5	17	5	15	3	14	4	24	6	34

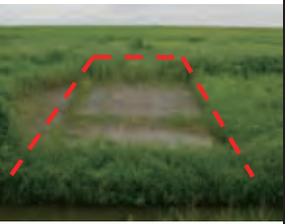
表7.4.5 平成19年度 出現科種数(7月)

分類	区画A		区画B		区画C		区画D		合計	
	科	種類	科	種類	科	種類	科	種類	科	種類
高等植物	16	32	18	29	15	27	13	30	25	60
シダ植物	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
種子植物	15	31	17	28	14	26	12	29	24	59
裸子植物	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
被子植物	15	31	17	28	14	26	12	29	24	59
双子葉植物	12	22	13	21	12	23	8	17	19	40
離弁花類	8	13	8	11	8	13	6	10	14	23
合弁花類	4	9	5	10	4	10	2	7	5	17
単子葉植物	3	9	4	7	2	3	4	12	5	19

表7.4.6 植生回復状況一覧

区画	年度・出現種数（出現率）	全体概況
区画A	H18 28科73種 (58.4%)	◆植生回復は概ね順調 ・夏季に底面では一年草のイヌビエ、法面では一年草のツルマメが優占 ・表土の播き出し実施区画の中で植生の回復が最も不良
	H19 16科32種 (53.3%)	◆植生回復は概ね順調 ・底面では一年草のツルマメ、法面では湿生多年草のオギや外来種のセイタカアワダチソウが優占
区画B	H18 26科77種 (61.6%)	◆植生回復は概ね順調 ・夏季に底面では一年草のイヌビエ、法面では一年草のツルマメが優占 ・表土の播き出し実施区画の中で植生の回復が最も良好
	H19 18科29種 (48.3%)	◆植生回復は概ね順調 ・底面では湿生多年草のオギやヨシ、法面では一年生草本のツルマメや湿生多年草のオギが優占
区画C	H18 23科66種 (52.8%)	◆植生回復は概ね順調 ・夏季に底面では一年草のイヌビエ、法面では一年草のツルマメが優占 ・区画Bより植生の回復状況は不良
	H19 15科27種 (45.0%)	◆植生回復は概ね順調 ・底面では湿生多年草のオギ、法面では一年草のツルマメが優占
区画D	H18 18科59種 (47.2%)	◆植生回復は不良 ・8月まで植生の回復は見られなかったが、9月以降に底面でカワヤナギやガマ類、法尻でカワヤナギといった湿生植物の回復が見られた
	H19 13科30種 (50.0%)	◆植生回復は概ね順調 ・底面では湿生多年草のマツカサスキやサンカクイ、法面では湿生木本のカワヤナギや湿生多年草のサンカクイが優占

【植生回復状況：2006（平成18）年7月18日】

区画A：ヨシ根土播き出し	区画B：表土播き出し（採土直後）	区画C：表土播き出し（保存5ヶ月）	区画D：表土播き出し無し
			
・良好な植生回復 →法面・底面ともオギが優占、セイタカアワダチソウも多い	・良好な植生回復 →法面・底面ともオギが優占、他区画よりヨシが多い	・良好な植生回復 →法面・底面ともオギが優占、セイタカアワダチソウも多い	・良好な植生回復 →底面はサンカクイ、マツカサスキ等の湿生植物が多い、法面はカワヤナギ、アカメヤナギ等の湿性木本、ツルマメ等を確認

【植生回復状況：2007（平成19）年7月30日】

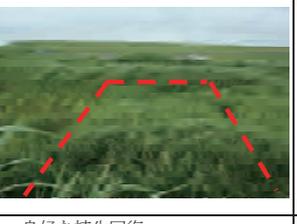
区画A：ヨシ根土播き出し	区画B：表土播き出し（採土直後）	区画C：表土播き出し（保存5ヶ月）	区画D：表土播き出し無し
			
・良好な植生回復 →底面では一年生草本のイヌビエ、法面ではオギ、ツルマメ、オオブタクサが優占	・良好な植生回復 →底面では一年生草本のイヌビエ、法面ではオギ、ツルマメ、オオブタクサが優占	・良好な植生回復 →底面では一年生草本のイヌビエ、法面ではオオブタクサが優占	・底面（法尻）等の一部が植生回復 →底面にヨシ、スゲ類等の湿生植物が点在して生育

写真7.4.1 植生回復状況

(2) 区画別回復状況の把握

2006（平成18）年は植物の芽吹き・生育初期の初夏（5月下）と生育最盛期である夏季（8月）、2007（平成19）年は夏季（7月）における区画別の植被率・植生高、出現種数、出現率、植生の回復状況を記す。

① 区画A（表7.4.7）

2006（平成18）年は、初夏の植被率が10～30%、植生高0.4～1.1mで、底面ではイネ科の一種、法面（下部）では湿生多年草のオギの回復が見られ、他にカナムグラ、オオイヌタデ、タネツケバナ、イシミカワ、外来種のオオブタクサ等が点在して生育していた。夏季の植被率は70～95%、植生高1.5～1.9mで、底面全体では一年草のイヌビエ、法面全体では一年草のツルマメや湿生多年草のオギが優占していた。

2007（平成19）年は植被率90～95%、植生高1.8～2.4mと良好であった。オギが優占する箇所が多かったが、外来種のセイタカアワダチソウも多く確認された。また、一部でツルマメが優占しており、オギや外来種のセイタカアワダチソウが被圧されていた。

出現種数は2006（平成18）年（5～10月）は28科73種、2007（平成19）年（7月）は16科32種が確認された。

表7.4.7 植生回復状況一覧(区画A)

	調査時期・出現種数（出現率）		概況	オギ・ヨシの状況	
底面（水路）	H18	20科46種（63.0%）	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシが回復
			夏季	ツルマメ・イヌビエが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
	H19	9科15種（46.9%）	夏季	セイタカアワダチソウ・オギが優占	被度・群度は小さいもののヨシが生育
底面（中央）	H18	28科73種（100.0%）	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシが回復
			夏季	イヌビエが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
	H19	12科17種（53.1%）	夏季	ツルマメが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
底面（法尻）	H18	16科37種（50.7%）	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシが回復
			夏季	イヌビエが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
	H19	11科18種（56.3%）	夏季	ツルマメが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
法面（下部）	H18	17科36種（49.3%）	初夏	主にオギが回復	ヨシが回復
			夏季	ツルマメ・オギが優占	被度・群度は小さいもののヨシが生育
	H19	8科15種（46.9%）	夏季	セイタカアワダチソウ・オギが優占	被度・群度は小さいもののヨシが生育
法面（上部）	H18	19科42種（57.5%）	初夏	主にオギが回復	ヨシ <sup>*</sup> が回復
			夏季	オギが優占	被度・群度は小さいもののヨシ <sup>*</sup> が生育
	H19	8科16種（50.0%）	夏季	オギ・ヨシ <sup>*</sup> が優占	—

※法面(上部)に回復したヨシは、基盤中の生存地下茎から出芽したものであり、播き出したヨシ根土から回復したものではない。

② 区画B（表7.4.8）

2006（平成18）年は、初夏の植被率が20～50%、植生高0.7～1.2mで、ヨシおよびオギの被度が比較的高く、他にカナムグラ、オオイヌタデ、タネツケバナ、イシミカワ、外来種のオオブタクサ等が点在して生育していた。夏季の植被率は50～100%、植生高1.7～2.5mで、ヨシやオギの一時的な優占が見られたが、秋季にかけて底面全体では、一年草のイヌビエ、法面全体では一年草のツルマメが優占していた。

2007（平成19）年は植被率90～95%、植生高1.8～2.7mと良好であった。底面全体でオギが

優占し、ヨシも多く生育していた。また、法面（下部）ではツルマメが優占し、オギやセイトカアワダチソウが被圧されていた。

出現種数は、2006（平成18）年（5～10月）は26科77種、2007（平成19）年（7月）は18科29種が確認された。

表7.4.8 植生回復状況一覧(区画B)

	調査時期・出現種数（出現率）	概況	オギ・ヨシの状況
底面（水路）	H18 16科43種 (55.8%)	初夏 主にオオブタクサが回復	オギ・ヨシが回復
		夏季 オオブタクサが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
	H19 8科15種 (51.7%)	夏季 オギが優占	ヨシが生育
底面（中央）	H18 21科43種 (55.8%)	初夏 主にオギ・ヨシが回復	—
		夏季 オギ・ヨシが優占	—
	H19 8科13種 (44.8%)	夏季 オギが優占	ヨシが生育
底面（法尻）	H18 21科48種 (62.3%)	初夏 主にオギが回復	ヨシが回復
		夏季 イヌビエが優占	オギの順調な生育と被度・群度は小さいもののヨシが生育
	H19 13科19種 (65.5%)	夏季 オギ・ヨシが優占	—
法面（下部）	H18 20科39種 (50.6%)	初夏 主にオギが回復	ヨシが回復
		夏季 ツルマメが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
	H19 8科13種 (44.8%)	夏季 ツルマメが優占	オギの生育と被度・群度は小さいもののヨシが生育
法面（上部）	H18 17科34種 (44.2%)	初夏 主にヨシ <sup>※</sup> が回復	オギが回復
		夏季 ツルマメが優占	被度・群度は小さいもののオギ・ヨシ <sup>※</sup> が生育
	H19 8科12種 (41.4%)	夏季 オギ・ヨシ <sup>※</sup> が優占	—

※法面（上部）に回復したヨシは、基盤中の生存地下茎から出芽したものであり、播き出した表土から回復したものではない。

### ③ 区画C（表7.4.9）

2006（平成18）年は、初夏の植被率が25～80%、植生高0.4～1.1mで、オギの被度が比較的高く、他にヨシ、カナムグラ、ヨモギ、ムシクサ、外来種のオオブタクサやアレチウリ等が点在して生育していた。夏季の植被率は60～95%、植生高1.6～2.4mで、オギの生育が見られるものの、底面全体では一年草のイヌビエやオオブタクサ、法面全体ではオオブタクサが優占し、他種を被圧する状況であった。

2007（平成19）年は、植被率80～100%、植生高1.7～2.4mと良好であった。底面全体でオギが優占し、セイトカアワダチソウの生育も多い。また、法面（下部）ではツルマメが優占し、オギやセイトカアワダチソウが被圧されつつあった。

出現種数は、2006（平成18）年（5～10月）は23科66種、2007（平成19）年（7月）は15科27種が確認された。

### ④ 区画D（表7.4.10）

2006（平成18）年は、初夏の植被率が1～35%、植生高0.05～1.4mで、カワヂシャ、イシミカワ、タネツケバナ、ガマ類、ヨシ等の湿生植物が点在して生育する状況が見られた。夏季の植被率は5～70%、植生高0.4～2.7mで、植生がやや回復する状況が見られ、主に湿生木本類のカワヤナギ、湿生草本のガマ類やスゲ類等が点在して生育する状況が見られた。また、重要な種であるタコノアシやカンエンガヤツリの生育が確認された。特に底面（法尻）では秋季に、ヒメガマやサ

表7.4.9 植生回復状況一覧(区画C)

	調査時期・出現種数(出現率)	概況	オギ・ヨシの状況
底面(水路)	H18 18科42種(63.6%)	初夏 主にタデ科の一種が回復 夏季 オオブタクサが優占	オギ・ヨシが回復 オギの順調な生育と被度・群度は小さいもののヨシが生育
	H19 9科14種(51.9%)	夏季 オギが優占	ヨシが生育
底面(中央)	H18 19科46種(69.7%)	初夏 主にオオブタクサが回復 夏季 イヌビエが優占	オギ・ヨシが回復 被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
	H19 7科13種(48.1%)	夏季 オギが優占	被度・群度は小さいもののヨシが生育
底面(法尻)	H18 16科30種(45.5%)	初夏 主にタデ科の一種が回復 夏季 イヌビエが優占	オギ・ヨシが回復 オギ・ヨシの生育は見られない
	H19 7科11種(40.7%)	夏季 オギが優占	ヨシが生育
法面(下部)	H18 16科43種(65.2%)	初夏 主にタデ科の一種が回復 夏季 オオブタクサが優占	オギ・ヨシが回復 被度・群度は小さいもののオギ・ヨシが生育
	H19 7科14種(51.9%)	夏季 ツルマメが優占	オギの生育が見られるが、ヨシの生育は見られない
法面(上部)	H18 17科33種(50.0%)	初夏 主にタデ科の一種が回復 夏季 オオブタクサが優占	オギ・ヨシ <sup>*</sup> が回復 オギ・ヨシ <sup>*</sup> が生育
	H19 6科12種(44.4%)	夏季 ヨシ <sup>*</sup> が優占	オギが生育

※法面(上部)に回復したヨシは、基盤中の生存地下茎から出芽したものであり、播き出した表土から回復したものではない。

ンカクイの群生が見られた。

2007(平成19)年は、植被率40～90%、植生高1.4～1.7mと、良好な回復が見られた。底面全体では、湿生多年草のマツカサススキが多く見られ、底面(法尻)では湿生多年草のサンカクイが群生し、外来種のセイタカアワダチソウの生育は少なかった。2006(平成18)年はヤナギ類が点在する程度であった法面(下部)でも植生の回復が見られた。また、重要な種も確認され、底面でカワヂシャやカンエンガヤツリが、コドラート外ではタコノアシの生育も確認された。

出現種数は、2006(平成18)年(5～10月)は18科59種、2007(平成18)年(7月)は13科30種が確認された。

### (3) ヨシ根茎の定植実験

ヨシ根茎を定植する「地下茎工法」の効果をヨシの発芽率で評価することにした。ヨシ根土の採土箇所からヨシの根茎を採取し、区画Aの底面部(図7.4.6参照)に設置した2箇所のヨシ発芽率コドラート(aとbと呼ぶ)に、図7.4.13のように根茎16本/1コドラートを定植した。なお、残存するヨシ根茎からの発芽を避けるため、コドラート設置箇所を深さ1mまで掘削して基盤土壌ごとヨシ根茎を除去した後、ヨシ根茎を含まない赤土による埋め戻しを行った。ヨシの定植状況を写真7.4.2に、2007(平成19)年7月のヨシの生育状況を写真7.4.3に示す。表7.4.11および表7.4.12はヨシの発芽本数、発芽率を示す。

長浜水路に近い底面部(水路)であるaコドラートより底面部(中央)のbコドラートの方が、発芽本数および発芽率とも高い。

1コドラートあたりのヨシ発芽本数は、2006(平成18)年は2箇所のコドラート平均12本(5月下旬)、18本(6月上旬)、28本(6月下旬)であり、2007(平成19)年は平均39本(7月下旬)であった。

また、1コドラートあたりの定植したヨシ根茎の発芽率は、2006(平成18)年5月下旬で平均56.3%、6月中旬で平均75.0%、6月下旬で平均90.6%であった。2007(平成19)年7月は平均59.4%で枯死した根茎が多く見られた。

表7.4.10 植生回復状況一覧(区画D)

	調査時期・出現種数(出現率)	概況	オギ・ヨシの状況	
底面(水路)	H18 12科37種 (62.7%)	初夏	主にカヤツリグサ科の一種が回復	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	イヌビエが優占	被度・群度は小さいもののヨシが生育、オギの生育は見られない
底面(中央)	H19 9科16種 (53.3%)	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	カワヤナギが優占	オギ・ヨシの生育は見られない
底面(法尻)	H18 6科15種 (25.4%)	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	カワヤナギが優占	オギ・ヨシの生育は見られない
法面(下部)	H19 9科16種 (53.3%)	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	マツカサススキが優占	オギ・ヨシの生育は見られない
法面(上部)	H18 5科11種 (18.6%)	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	ガマ類が優占	オギ・ヨシの生育は見られない
法面(下部)	H19 6科12種 (40.0%)	初夏	主にイネ科の一種が回復	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	サンカクイが優占	オギ・ヨシの生育は見られない
法面(上部)	H18 7科12種 (20.3%)	初夏	僅かに双子葉類が見られる程度	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	カワヤナギが優占	オギ・ヨシの生育は見られない
法面(下部)	H19 7科14種 (46.7%)	初夏	僅かに双子葉類が見られる程度	オギ・ヨシの回復は見られない
		夏季	カワヤナギ、クソニンジン、ツルマメ、サンカクイ、イネ科の一種等が生育	オギ・ヨシの生育は見られない
法面(上部)	H18 13科26種 (44.1%)	初夏	ヨシ*が回復	オギの回復は見られない
		夏季	ヨシ*が優占	オギの生育は見られない
法面(下部)	H19 6科8種 (26.7%)	初夏	ヨシ*が回復	オギの回復は見られない
		夏季	ヨシ*が優占	オギの生育は見られない

※法面(上部)に回復したヨシは、基盤中の生存地下茎から出芽したものである。

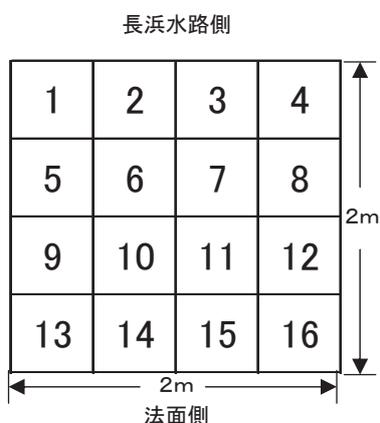


図7.4.13 1コドラートにおけるヨシ根茎の定植順



写真7.4.2 各コドラートの定植状況(平成18年度)



写真7.4.3 ヨシの発芽・生育状況(2007年度)

表7.4.11 ヨシの発芽本数

年度	調査日	コドラート	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	発芽数(本)	平均(本)
2006	5月26日	a	1	0	0	1	1	0	2	0	1	0	1	0	0	0	1	2	10	12
		b	1	1	2	2	0	0	1	1	0	0	0	2	2	1	0	1	14	
	6月9日	a	1	1	2	2	0	0	1	1	0	0	0	2	2	1	0	1	14	18
		b	1	3	3	2	1	1	1	2	1	2	0	2	1	1	0	1	22	
2006	6月29日	a	2	2	0	1	3	1	2	1	2	2	2	1	1	4	1	2	27	28
		b	1	3	3	2	1	1	3	2	2	4	0	1	1	3	0	2	29	
2007	7月30日	a	4	4	0	0	5	0	3	2	5	3	0	0	7	0	3	0	36	38.5
		b	6	10	3	0	4	4	5	0	3	4	1	1	0	0	0	0	41	

注1) 網掛けは、枯死した根茎を示す  
 注2) aは、長浜水路側のコドラートを示す

表7.4.12 ヨシ根茎の発芽率

年度	調査日	コドラート	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	合計	発芽率(%)	平均(%)
2006	5月26日	a	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	8	50.0	56.3
		b	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	10	62.5		
	6月9日	a	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	1	10	62.5	75.0	
		b	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	14	87.5		
2006	6月29日	a	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	15	93.8	90.6
		b	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	14	87.5		
2007	7月30日	a	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	9	56.3	59.4
		b	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	10	62.5	

注1) 網掛けは、枯死した根茎を示す  
 注2) aは、長浜水路側のコドラートを示す

## 7.4.6 モニタリング結果の分析

### (1) 表層土壌水分量

各区画の箇所別表層土壌水分量の平均値(2006(平成18)年および2007(平成19)年における観測回数)の平均)を図7.4.14に示す。区画A・Bの底面全体(水路・中央・法尻)、法面全体(上部・下部)ともに同程度の水分量であるが、区画Cは全体的に2~3%程度低い。区画Dは底面全体で55%、法面全体で48%と高い値を示した。

各区画の表層土壌水分の平均値(各年度における区画毎の平均)を図7.4.15に示す。採土直後の表土を播き出した区画A・Bは50%程度、5ヶ月間保存後の表土を播き出した区画Cでは46%程度を示し、表土を播き出さなかった区画Dでは52%程度で底面部では湛水箇所が見られた。

以上のことから、区画A・Bでは播き出した表土が基盤面から滲み出した地下水・雨水を吸水・保水し、湿潤な状態となっており、区画Cでは5ヶ月間の保存期間を設けた(野外での盛土放置)表土のため土壌が乾燥・固結しており、雨水や基盤面から滲み出した地下水・雨水を十分に吸水・保水できないため土壌水分量が少なくなったと推察される。区画Dでは、表土を播き出さなかったことで、法尻付近から滲み出した地下水が基盤上を流下し湛水箇所を形成するなど過湿な状態

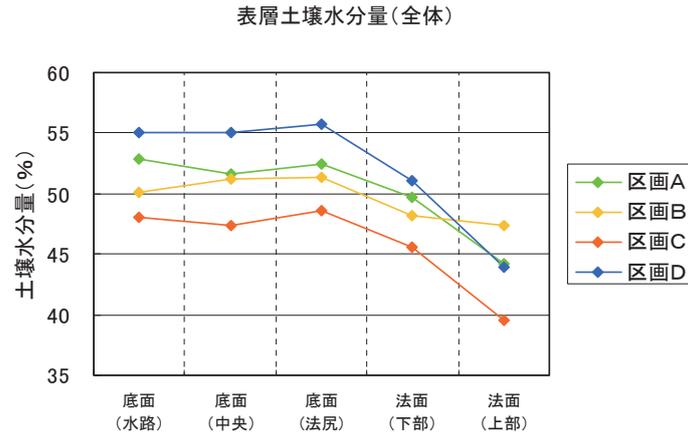


図7.4.14 箇所別表層土壌水分量

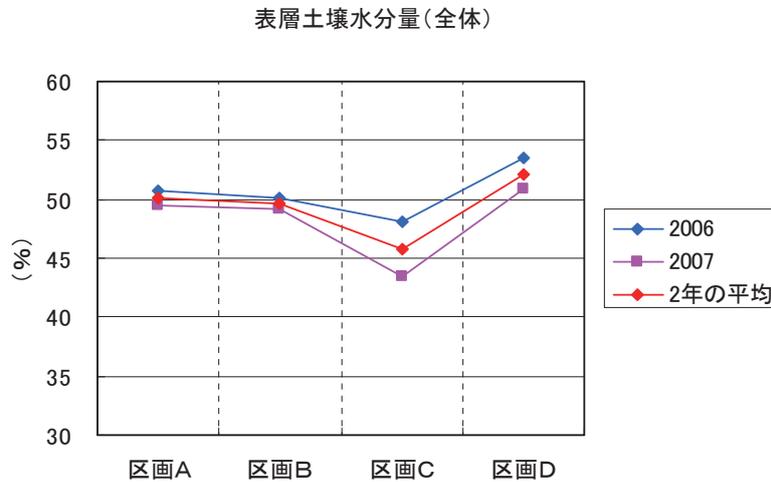


図7.4.15 区画別表層土壌水分量(平均値)

となった。

## (2) 区画別の植生遷移

2006(平成18)年と2007(平成19)年の植生の生育状況が最も良好な夏季のデータを用いて植生遷移状況を調べる。具体的には、2006(平成18)年8月18日(実験1年目)、2007(平成19)年7月30日(実験2年目)を比較する。図7.4.16に各区画別の優占種の状況を示す。

実験1年目は、全区画とも一年草のイヌビエやオオブタクサ等の優占が多く、区画Dでは湿生木本類が優占する箇所も見られた。

実験2年目になると、区画Aで一年草のツルマメ、多年草で外来種のセイタカアワダチソウ、湿生多年草のオギ、区画B・Cではツルマメやオギ・ヨシ、区画Dでは湿生木本類のカワヤナギ、湿生多年草のサンカクイやマツカサススキが優占している状況であった。

表層土壌水分量と植生の遷移との関係は、区画Aでは、底面全体より表層土壌水分量が低い法面全体で多年草(オギ、ヨシ、セイタカアワダチソウ)が優占している。区画Aの底面全体では、一年草の優占がみられることから、52%と比較的高い表層土壌水分量が影響しているものと推察される。

区画B・Cでは、表層土壌水分量が48～51%の底面全体でオギ・ヨシの多年草が優占してい

表7.4.13 2年目の遷移状況と優占種(区画別)

区画	遷移状況	優占種
区画A	遷移が遅れ (遷移段階：一年草～多年草)	ツルマメ（一年草） セイタカアワダチソウ（多年草） オギ・ヨシ※（湿生多年草）
区画B	遷移は最も順調 (遷移段階：多年草)	ツルマメ（一年草） オギ・ヨシ※（湿生多年草）
区画C	遷移は順調 (遷移段階：多年草)	ツルマメ（一年草） オギ・ヨシ※（湿生多年草）
区画D	遷移は概ね順調 (遷移段階：多年草)	カワヤナギ（湿生木本類） サンカクイ・マツカサススキ（湿生多年草） ヨシ※（湿生多年草）

※法面（上部）のヨシは、実験区施工時に基盤に露出した地下茎から出芽・生育したものである

H18	区画A	区画B	区画C	区画D	H19	区画A	区画B	区画C	区画D
底面(水路)	ツルマメ イヌビエ	オオブタク サ	オオブタク サ	イヌビエ	底面(水路)	セイタカ オギ	オギ	オギ	サンカクイ
底面(中央)	イヌビエ ケイヌビエ	オギ ヨシ	イヌビエ	カワヤナギ	底面(中央)	ツルマメ	オギ	オギ	マツカサス スキ
底面(法尻)	イヌビエ	イヌビエ ケイヌビエ	イヌビエ	ガマ類	底面(法尻)	ツルマメ	オギ ヨシ	オギ	サンカクイ
法面(下部)	ツルマメ オギ	ツルマメ	オオブタ	カワヤナギ	法面(下部)	セイタカ オギ	ツルマメ	ツルマメ	サンカクイ カワヤナギ
法面(上部)	オギ	ツルマメ	オオブタ	(ヨシ)	法面(上部)	オギ (ヨシ)	オギ (ヨシ)	(ヨシ)	(ヨシ)

凡例	
一年草	○
多年草	□
湿生多年	■
湿生木本	■

注1)法面(上部)の(ヨシ)は、実験区施工時に基盤に露出した地下茎から出芽したもの  
注2)セイタカの表記は、セイタカアワダチソウを示す

図7.4.16 優占種の状況

ることから、表層土壌水分量が50%程度でもオギ・ヨシの回復が順調に進むと推察される。

区画Dの底面全体では、過湿環境を好む湿生多年草が優占しており、表層土壌水分量が55%を越えるような生育基盤では湿生植物が優先して出現すると推察される。

### (3) 区画別の生活型出現率の差異

生活型別出現率は、(各区画の生活型別出現種数/全区画の出現種総数×100)と定義する。

一般に植物の生活型は休眠型・生育型・繁殖型の3つの視点から区分されるが、ここでは一年草、多年草、湿生多年草、湿生木本類の4項目で分類する。

図7.4.16および図7.4.17に示すとおり実験1年目は、全区画において一年草の割合が多いが、実験2年目になると、表土を播き出した区画A～Cでは、一年草と(多年草+湿生多年草)の出現比率が概ね同じであった。特に、区画Aでは、B・C区画と比べ湿生多年草の出現率が高く、区画Bでは、(多年草+湿生多年草)の出現率が一年草をわずかに上回っており、区画Cでは、A・B区画と比べ多年草の出現率が高かった。また、区画Dでは、(多年草+湿生多年草)が表層土壌水分量50%以下において出現率が高くなる傾向が見られ、表層土壌水分量が47%以下で出現率50%を示した。

(多年草+湿生多年草)は、底面全体・法面全体とも出現率が高い。特に、区画Bで最も高い65%を示した。

多年草は、表層土壌水分量が概ね50%以下で出現率が高くなる傾向がある。逆に、湿生多年草では表層土壌水分量が高くなると出現率が高くなる関係が見られ、表層土壌水分量が52%を

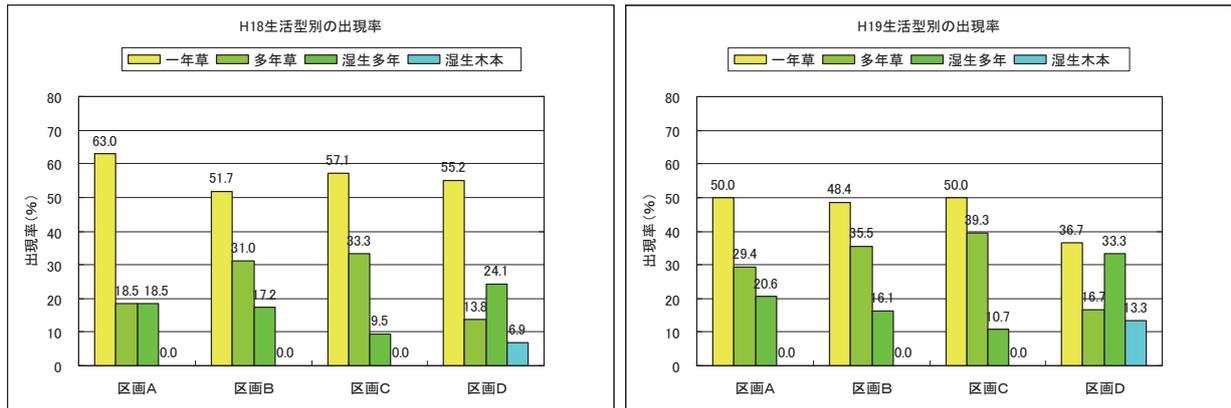


図7.4.17 生活型別の出現率(区画別)

超えると出現率が急に高くなる傾向となっている。

湿生木本類では、底面全体・法面全体とも区画Dのみで出現しており、表層土壌水分量も底面全体で55%、法面全体で48%と他の区画より湿潤であった。

以上より、植生は生活型の違いにより適する表層土壌水分量が異なる。区画Dの植生回復に見られるように、表層土壌水分量が過湿に近い52%を超えると、比較的湛水箇所を好む湿生植物が急増する。また、表層土壌水分量が47%以下となると、乾性の生育基盤を好む一年草や多年草が出現する。

#### (4) 区画別の外来種の出現率

外来種の区画別出現率は、(各区画の外来種出現種数/全区画の外来種出現種総数×100)と定義する。

図7.4.18に示すように表土を播き出した区画Aで約15%、区画Bで約10%、区画Cで約11%であり、表土を播き出さなかった区画Dでは約7%であった。

区画Aでは、播き出したヨシ群落の表土に外来種の種子が含まれており、一年草の外来種が比較的多く出現し、区画Cでは表土の保存期間を設けたことで、埋土種子や根茎の一部が劣化・枯死し、環境変化に耐性のある外来種が比較的多く出現したものと推察される。区画Dでは土壌水分量が高いことに加え、表土の播き出しを行わなかったため、外来種の出現率が低かったものと推察される。

実験2年目の外来種の出現率は、底面全体・法面全体の表層土壌水分量が46～50%で、概ね12～13%であったが、表層土壌水分量が43%と比較的低い区画Cの法面全体では、出現率が21%と高い値を示した。また、区画Dでは、底面全体・法面全体とも出現率が4～6%と低い値を示した。

このことから、表層土壌水分量が45%以上であれば、外来種の出現率は概ね12～13%程度に抑えられ、表層土壌水分量が45%以下になると、在来種よりも比較的耐乾性のある外来種の出現が増加するものと推察される。

#### (5) 在来種の回復状況

##### ① オギの優占度

植生調査で確認された区画別箇所別のオギの優占状況については、Braun - Blanquetの優占

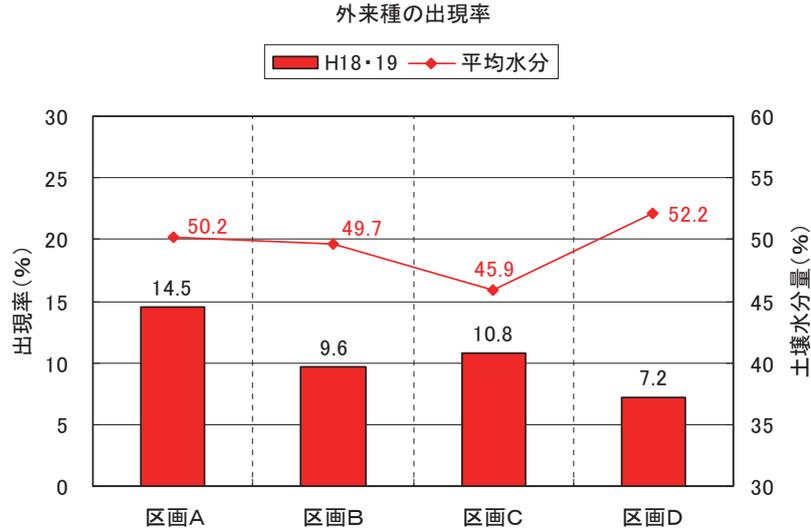


図7.4.18 外来種の出現率(区画別)

度基準(表7.4.14)によるオギの被度の調査結果を用い、1コドラートに占めるオギの優占度(被度をBraun - Blanquetの優占度の基準より被度の百分率(中央値)に換算)を求めた。

表7.4.14

被度	被度の百分率(中央値)
5	75 ~ 100% (88%)
4	50 ~ 75% (63%)
3	25 ~ 50% (38%)
2	10 ~ 25% (18%)
1	~ 10% ( 5%)
+	-( 1%)

※非常に低い被度(+)で出現が見られる箇所は、便宜上、被度の百分率(中央値)を1%とした。

図7.4.19に区画別箇所別のオギの優占状況を、図7.4.20にオギの区画別優占度を示す。

オギの優占状況は、実験1年目では区画Aの法面全体、区画Bの底面(中央)であり、実験2年目では区画Aの底面(水路)、法面全体、区画Bの底面全体、法面(上部)、区画Cの底面全体で確認され、区画Dでは実験1・2年目とも、オギの回復は見られなかった。

H18	区画A	区画B	区画C	区画D	H19	区画A	区画B	区画C	区画D
底面(水路)	ツルマメ イヌビエ	オオブタクサ	オオブタクサ	イヌビエ	底面(水路)	セイタカ オギ	オギ	オギ	サンカクイ
底面(中央)	イヌビエ ケイヌビエ	オギ ヨシ	イヌビエ	カワヤナギ	底面(中央)	ツルマメ	オギ	オギ	マツカサスキ
底面(法尻)	イヌビエ	イヌビエ ケイヌビエ	イヌビエ	ガマ類	底面(法尻)	ツルマメ	オギ ヨシ	オギ	サンカクイ
法面(下部)	ツルマメ オギ	ツルマメ	オオブタ	カワヤナギ	法面(下部)	セイタカ オギ	ツルマメ	ツルマメ	サンカクイ カワヤナギ
法面(上部)	オギ	ツルマメ	オオブタ	(ヨシ)	法面(上部)	オギ (ヨシ)	オギ (ヨシ)	(ヨシ)	(ヨシ)

	一年草
	多年草
	湿生多年
	湿生木本

注1) 法面(上部)の(ヨシ)は、基盤に残された地下茎から出芽・回復したもの  
 注2) セイタカの表記は、セイタカアワダチソウを示す

図7.4.19 オギの優占状況(区画別箇所別)

実験2年目のオギの優占度は、底面全体のうち区画B、Cのそれぞれで約46.3%、法面全体のうち区画A、Bのそれぞれで38.0%、28.0%と高い値を示した。この時の表層土壌水分量は、底面全体の区画B、Cで48～51%、法面全体の区画A、Bで47～48%であった。また、区画Aでは、底面全体より法面全体で高い優占度を示し、表層土壌水分量が43%と低い区画Cの法面全体では、優占度も低い値であった。区画Dではオギの出現は見られなかった。

このことから、オギは、表層土壌水分量が概ね48～50%程度で最も良好な回復を見せ、表層土壌水分量が52%以上または45%以下になると回復への影響が出るものと推察される。また、区画Dでは、表土の播き出しによるオギの根茎がほとんどなかったことで出現しなかったと推察される。

## ② ヨシの優占度

オギの優占度と同様に、**図7.4.21**に区画別箇所別のヨシの優占状況を、**図7.4.22**にヨシの優占度を示す。

ヨシの優占状況は、実験1年目では区画Bの底面（中央）および区画Dの法面（上部）、実験2年目では区画Bの底面（法尻）、区画A～Dの法面（上部）で確認された。なお、区画A～Dの法面（上部）でヨシの回復が顕著に見られるのは、実験区施工時に基盤に露出した地下茎から出芽・生育しているためである。

実験2年目の底面全体におけるヨシの優占度と表層土壌水分量は、区画Aで1.0%程度、52%、区画Bで31.3%、51%、区画Cで8.0%、48%、区画Dで0.3%、55%を示している。底面全体と法面全体を比較すると、ヨシの優占度は法面全体の方が高い値を示している。

以上より、底面全体におけるヨシ優占度が低い要因として、区画Aでは一年草の優占による被圧、区画Cは表土の保存による根茎の劣化・枯死、区画Dは表土を播き出さなかったことによりヨシの根茎がほとんどなかったこと、一方、区画Bではこれらの要因による影響が少なく、土壌水分量50%程度で高い優占度を示したと推察される。

## ③ 地下茎工法によるヨシの発芽率・出芽本数

**図7.4.23**にヨシ出芽本数を示す。

ヨシ根茎を定植した区画Aのコドラートa・bは、実験2年目の植生調査時の観察では、概ねヨシが優占している状況であった。

定植したヨシ根茎の発芽率は、実験1年目では、順調に増加して90%程度の値を示したが、実験2年目では、60%程度に低下していた。

また、ヨシの発芽本数は、実験2年目にかけて順調に増加しており、実験2年目の生存根茎の出芽数は、両コドラートとも平均4本/1根茎であった。

このことから、定植したヨシ根茎は、実験2年目で6割程度が生存し続け、4本/1根茎程度の出芽を見せていることから、地下茎工法では、比較的早くヨシ群落が回復するものと推察される。

なお、実験2年目で枯死したヨシ根茎は、表土の播き出し側に集中していることから、定植した根茎から出芽・生育したヨシが、表土の播き出しで回復した一年生の植生により被圧され、枯死した可能性が高いものと推察される。

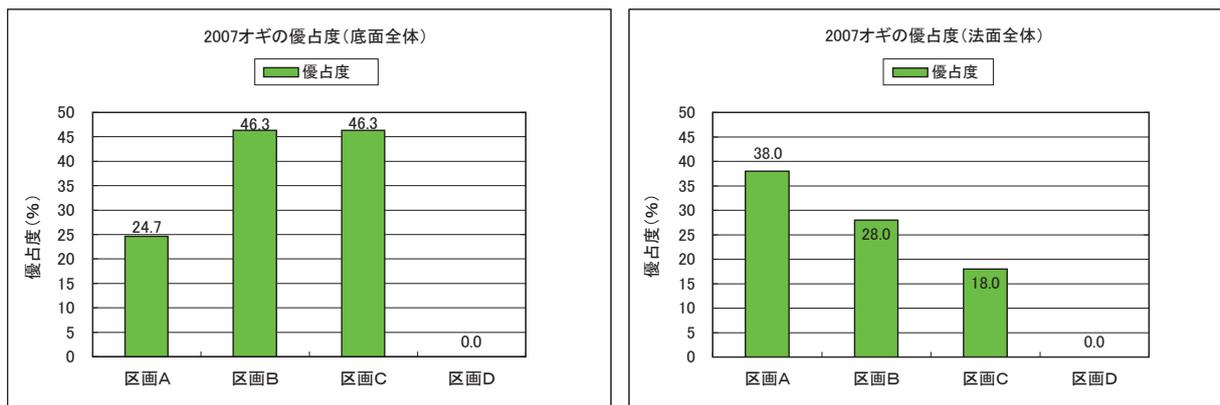


図7.4.20 オギの区画別優占度

H18	区画A	区画B	区画C	区画D	H19	区画A	区画B	区画C	区画D
底面(水路)	ツルマメ イヌビエ	オオブタク サ	オオブタク サ	イヌビエ	底面(水路)	セイタカ オギ	オギ	オギ	サンカクイ
底面(中央)	イヌビエ ケイヌビエ	オギ ヨシ	イヌビエ	カワヤナギ	底面(中央)	ツルマメ	オギ	オギ	マツカサス スキ
底面(法尻)	イヌビエ	イヌビエ ケイヌビエ	イヌビエ	ガマ類	底面(法尻)	ツルマメ	オギ ヨシ	オギ	サンカクイ
法面(下部)	ツルマメ オギ	ツルマメ	オオブタ	カワヤナギ	法面(下部)	セイタカ オギ	ツルマメ	ツルマメ	サンカクイ カワヤナギ
法面(上部)	オギ	ツルマメ	オオブタ	(ヨシ)	法面(上部)	オギ (ヨシ)	オギ (ヨシ)	(ヨシ)	(ヨシ)

凡例	
	一年草
	多年草
	湿生多年
	湿生木本

注1) 法面(上部)の(ヨシ)は、基盤に残された地下茎から出芽・回復したもの  
 注2) セイタカの表記は、セイタカアワダチソウを示す

図7.4.21 ヨシの優占状況(区画別箇所別)

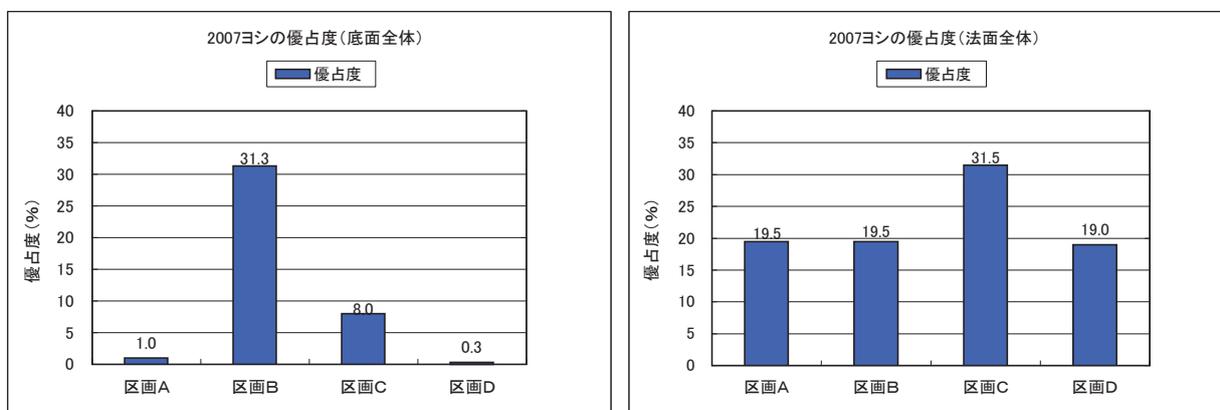


図7.4.22 ヨシの区画別優占度

#### (6) 区画別の出現植物種数の比較

区画別の出現植物種数を以下に示す出現率を用いて比較する。出現率は、各年の夏季(7月)の出現植物種数を用いて、出現率 = 各区画の出現種数 / 全区画の出現種総数 × 100 と定義した。図7.4.24に区画毎の出現率を示す。

表土を播き出した区画Aの出現率は53.0%、区画B 49.4%、区画C 39.8%であり、表土を播き出さなかった区画Dは57.8%と高い割合を示した。また、表層土壌水の平均分量は、区画A、Bで50%程度、区画Cで46%程度、区画Dで52%程度を示し、土壌水分量が高い区画の出現率が高い。

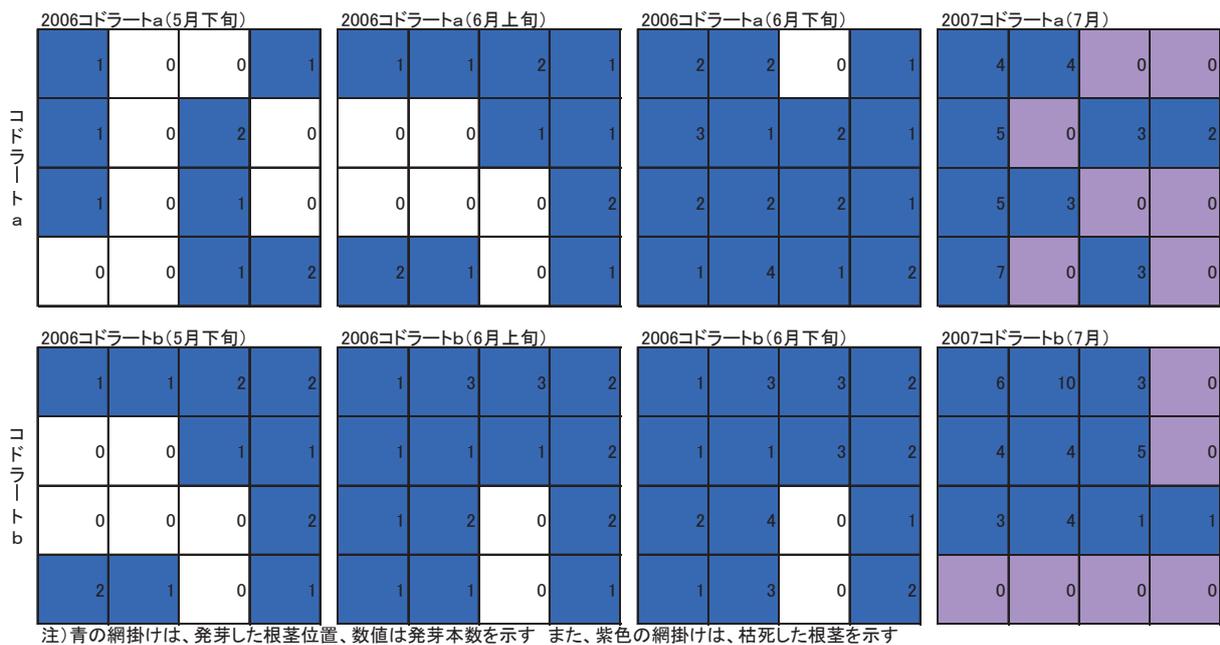


図7.4.23 ヨシの発芽箇所および出芽本数

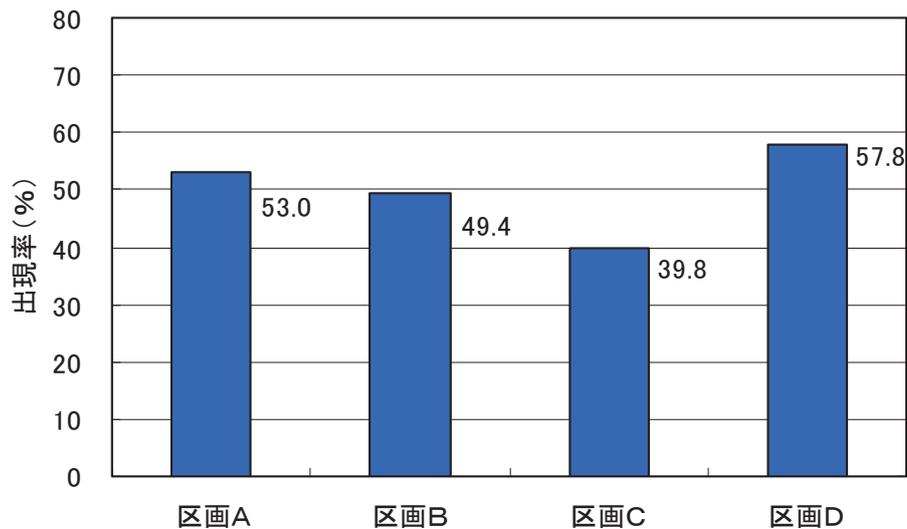


図7.4.24 出現率と表層土壌水分量(区画別)

以上のことから、区画A、Bでは、表土を採土直後に播き出したことで、表土に含まれる埋土種子や根茎が良好な状態で播き出され、生育基盤の表層土壌水分量が50%程度あったことにより発芽しやすく、出現率は50%を示し、区画Cでは、表土の5ヶ月の保存期間中の水分量低下により埋土種子や根茎の劣化・枯死があったと考えられ、出現率は40%と比較的低い値を示したものと推察される。

区画Dでは、湛水が見られる程の過湿な生育基盤のため、多くの湿生植物の埋土種子が発芽したと考えられ、現況地盤(Y.P.+7.0m)から-2m程度(Y.P.+4.7m)の深さの土層にも多くの埋土種子が存在しているものと推察される。

#### 7.4.7 結論と今後の方向

植生回復実験の結論を下記に整理する。

- ①植生の早期回復には、「表土の播き出し（冬季3月実施）」が有効である。
  - ・回復期間は、「表土の播き出し」で4ヶ月程度、「表土の播き出しなし」では約半年である。
  - ・実験2年目は、各実験区ともに植生が繁茂しており、特に「保存期間が短い表土の播き出し」（区画B）では良好な植生回復、遷移段階が見られた。
- ②ヨシ根茎の定植は、ヨシ群落の回復手法として期待できる。
  - ・ヨシ根茎の定植とともにヨシ群落から採土した表土の播き出しも回復手法として期待できる。
  - ・しかしながら、現段階では実験2年目であることから、ヨシ群落の回復を判断するには継続的なモニタリングが必要である。
- ③オギ群落の回復手法には、「表土の播き出し」が有効である。
  - ・オギ群落から採土した表土の播き出しは、オギ群落の回復が十分に期待でき、回復手法として実効性も十分にあると評価できる。
  - ・ただし、表土の保存期間により差が生じる。
- ④過湿（湛水）状態は高い外来種抑制効果がある。
  - ・外来種の出現率を抑制する効果が「表層土壌水分量の高い箇所」で見られた。
  - ・表土の播き出しなし（区画D）は、底面全体でより高い外来種抑制効果が得られた。過湿（湛水）状態が保たれたこと、表土の播き出しがないために外来種の埋土種子が少なかったことが要因と考えられる。
- ⑤オギ・ヨシの回復には、50%程度の土壌水分量が適する。
  - ・表層土壌水分量が50%程度で、オギ・ヨシの回復が進むと推察される。

今後の課題として以下のことが挙げられる。

表土播き出しは、早期の植生回復が期待できた。しかしながら、植生回復を判断するには植生遷移段階が進んだ時点までの追跡調査が必要である。すなわち、望まれているオギ、ヨシ群落は植生遷移の一段階であり、人為的攪乱および自然攪乱を加えないとヤナギ類等の陽樹が進入する。

将来、期待される植生が最終的に成立するかどうかについては、長期間におけるモニタリング調査を行い、植生の回復状況についてのデータを収集・蓄積していく必要があるが、調節池工事の工程から試験地は消滅してしまった。2年というモニタリング期間は短すぎる。工事後の裸地化された区域に調査地を設定し、植生の遷移を観察記録すべきである。

調節池内の雨水排水路の位置および深さにより、調節池内の地下水面および表層土壌水分が変化する。どのような植生をどこに生育させるかは、雨水排水路の平面形状および深さに強く規定されるので、今後の調節池内の具体的な状況に合わせて、本検討の成果を含めた土壤材料、土壌水分量、地下水位、植生群落の相互関係を文献および実態調査により把握し、その成果を用いて将来の調節池内の地形形状および排水計画を立案し、植生群落の分布形を予測し、植生管理を実施していくことが望まれる。

### 7.4.8 掘削法面における植生回復試験の進捗状況

稲戸井調節池は2009（平成21）年度に越流堤の設置，囲繞堤の締め切りにより完成し，調節池としての機能を持つようになった。現在，調節池は首都圏氾濫堤防強化対策のための採土場として掘削事業が行われている。2009年度，2010年度は，地盤高Y.P.+5.5m（第一試験地の一部区域はY.P.+2.8m）まで掘削されている。

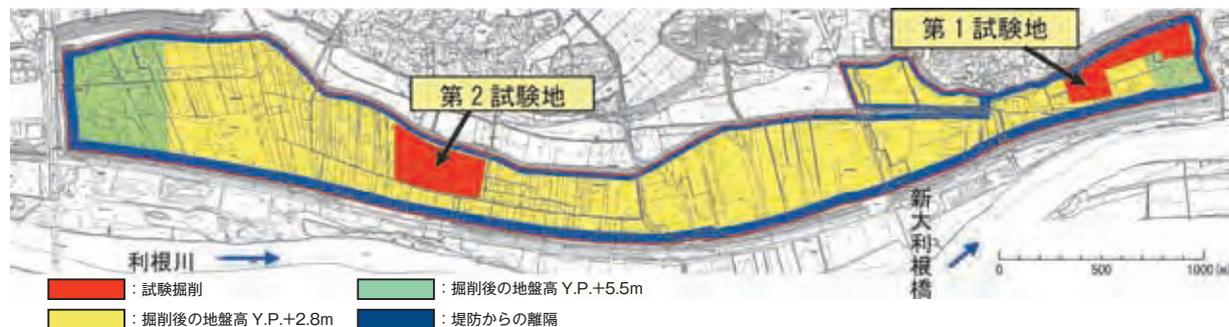


図7.4.25 試験掘削区域(第一および第二試験地)

第一試験地における掘削区域（Y.P.+2.8m）では法面勾配1：3，1：5，1：7の3種類が設けられており，2006（平成18）年度からの実験結果を踏まえ，植生回復及び多様性の確保を目的とした植生回復試験を実施している。

掘削終了後の2010（平成22）年6月に，**図7.6.26**に示す4ヶ所で表土播き出しを行い，表土播き出しの有無による植生回復モニタリング調査を実施している。調査内容を**表7.4.18**に示す。



図7.4.26 表土播き出し区域(第一試験地)

表7.4.18 植生回復モニタリング調査内容

項目	内容
コドラート調査	<ul style="list-style-type: none"> <li>各調査対象法面に沿って3本のラインを設定し，その上にコドラート(2m×2m)を配置した。コドラート面積は，植生回復後の植物高を想定した。</li> <li>各コドラートでは，生育する植物を階層に区分し，各階層の平均的な植物高，植被率，優占種，各植物種の種名，被度・群度※を記録する。</li> </ul> <p>※「Braun -Blanquetの全推定法（1964）」に基づく</p>

モニタリング調査は2年目であり、現時点で得られている結果を以下に示す。

なお、植生回復状況は確認出来たが植生遷移は長い年月を要するため、継続的なモニタリング調査が必要である。

- ・「播き出しあり」区画では早期の植生回復が見られたが、植生の種組成は「播き出しなし」区画と比較すると単調であった。「播き出しなし」区画でも植生が回復しつつある。
- ・北側法面および各法面の下部は植被率が低く、湿性環境を好む種類が生育するなど、法面の向きや法面における位置により植生の発達状況が異なっている。
- ・表土播き出しは、短期的にみると表土由来の植生が早期に発達し、自然侵入による植生の発達を抑制する効果があると考えられる。
- ・繁茂したツル植物が高茎植物を覆って倒伏させ、被陰された地表部分は茎だけになっていた。

## 7.5 淀川鵜殿地区のヨシ原の保全・復元手法の開発

本節においては、検討対象事業において復元という言葉を使用しているのですが、再生という言葉を用いない。再生と復元という概念には微妙な差異がある。技術用語として再生が使用される事例が多くなっている。

### 7.5.1 検討の目的

淀川の鵜殿地区（セグメント2-2，河床勾配1/2000，平均粒径2mm程度）は、河口から30.0～32.5km地点右岸（大阪府高槻市）にある。長さ2.5km，最大幅400m，面積75haの湿地性植物のヨシを中心とする淀川最大の高水敷である（⇒写真7.5.1）。鵜殿のヨシ原は淀川を代表する景観として古くから和歌に詠まれ，ヨシの加工品は特産品として利用されてきた。また，鵜殿のヨシ原はオオヨシキリの生息地であるとともに2万羽を越すツバメねぐらの囀りであり，ヨシ原特有の生息環境を持つ豊かな自然であったが，淀川低水路の河床低下により高水敷の乾燥化が生じ，ヨシが衰退してきている。なお，1975年から高槻市と協力してヨシ焼き実行委員会がヨシ狩りのあと，残った枯れヨシを除去し，樹木の生育を押しさえるためヨシ焼きを行っている。

本地区は，ヨシに代表される歴史と生物環境を有する地区であり，ヨシの保全のあり方について淀川河川事務所を中心に検討され，昭和30～40（1955～1965）年代のヨシ原の復元を目指すこととされた。鵜殿地区の7割（約50ha）のヨシ原面積を回復・保全する目標が立てられた。

そこで，植生調査，地下水の調査，土壌の調査が成され，ヨシ保全のため，高水敷の切下げ実験，ポンプ揚水・導水路による灌水実験等が行われた。

ここでは，これらの検討や実験結果について記し，ヨシの保全・再生手法について検討をおこなう（川野他2002；藤長他2009）。

なお，本調査研究は，国土交通省近畿地方整備局淀川河川事務所委託業務の一環として実施されたものである。また，本実験をまとめるにあたり，淀川環境委員会委員の皆様にご指導・ご助言いただいた。

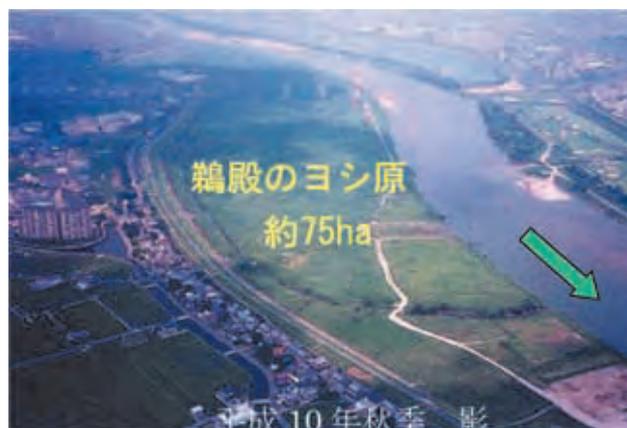


写真7.5.1 淀川本川と鵜殿ヨシ原(1998年秋)

## 7.5.2 ヨシ原衰退の経緯

淀川本川は河口から約37kmの区間である。10km地点には淀川大堰が存在し、約26km付近までが大堰の背水影響区間となっている。1971年（昭和46）3月、淀川水系工事实施基本計画が改定され、淀川枚方地区地点での超過確率は従来の1/100から1/200に高められ、計画高水流量は12000m<sup>3</sup>/sに増加した。それに伴い低水路の蛇行を是正するとともに、河床掘削、低水路幅の拡幅、堤防の強化、高水敷整備等の治水対策が行われた。これにより、以下のような物理的変化が生じた。

- ①低水路が約130 mから約300 m幅に拡大
- ②河床の掘削による河床低下，最大部で4 m程度（**図7.5.1**，参照）
- ③低水路護岸法線の直線化，単調化（**図7.5.2**，参照）

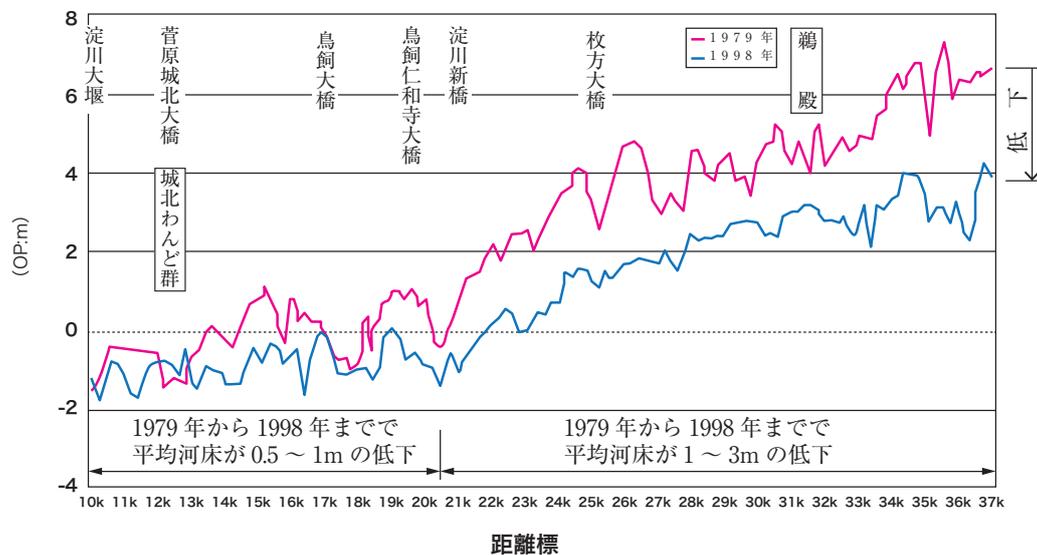


図7.5.1 平均河床高の変化

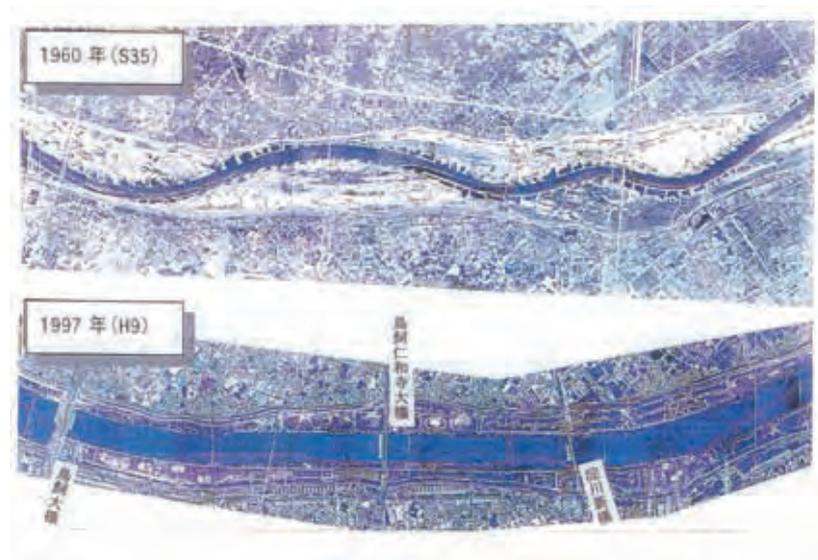


図7.5.2 1960年と1997年の河道状況

- ④高水敷と低水路の比高（平水位と高水敷地盤面との標高差）の拡大（改修前との比較では最大約4m）
- ⑤河口堰である淀川大堰上流部の水位変動幅の縮小および水位の安定化（**図7.5.3**参照）
- ⑥淀川大堰の上流部平均水位の上昇（**図7.5.3**参照）
- ⑦汽水域の干潟の減少（1951年約180ha，1972年約70ha，1998年約50ha存在し，1951年から1998年で130haの減少）
- ⑧明治時代の水制築造に起因したわんどやたまりの減少
- ⑨変化に富んだ水際が消滅（**図7.5.2**参照）
- ⑩浅い水域面積の減少（**図7.5.4**参照）

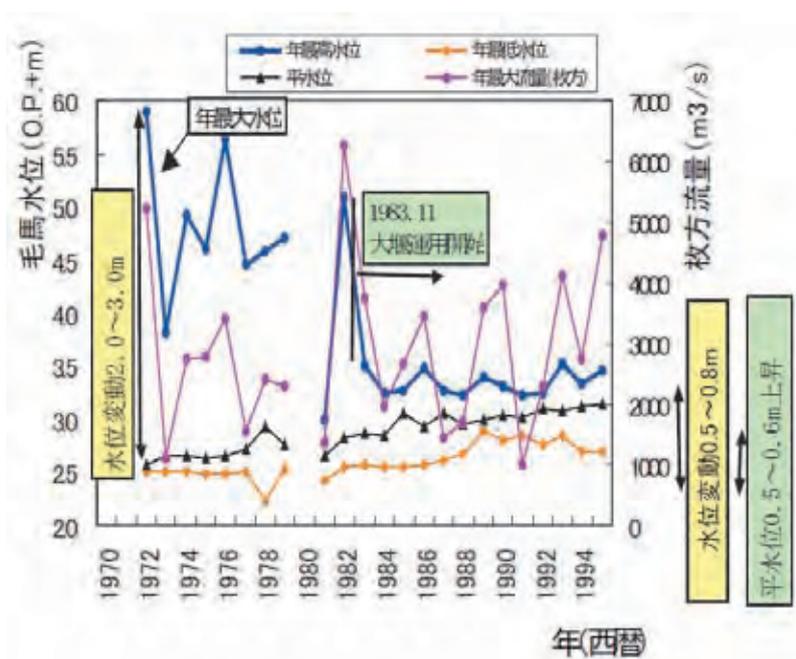


図7.5.3 淀川大堰直上流部の水位変動経年変化図

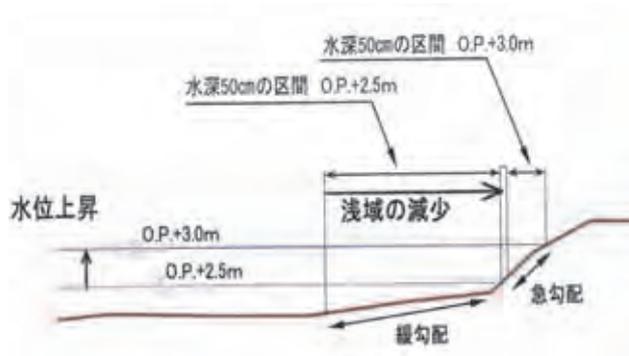


図7.5.4 城北わんど群の断面の一般概要説明図

**図7.5.2**の17～22km付近の航空写真に明らかなように，1960年に存在していた水制工，わんど，滯筋部の湾曲，河原の砂州および砂州内のたまりが1997年には消滅していることが明瞭である。

このため，湿地性植物群落から干陸化した環境に生育する植物群落への優占種の変化が見られ，

高水敷の干陸化が進んでいる。昭和50年代(1975～1985)以降になると、高水敷の植生は冠水頻度の低下や、地下水位の低下とともに植生の変化が生じた。

淀川の鶉殿(30～32.4km付近)のヨシ原を代表として示すと、近年、淀川の河床低下に伴う水位の低下により(図7.5.5参照)、高水敷と河川の平水位との比高の拡大が進み、近年では出水による鶉殿の高水敷(O.P.+10m程度)への冠水の頻度が減少している。このため、湿地性植物群落から干陸化した環境に生育する植物群落への優占種の変化が見られ、高水敷の干陸化が進んでいると見られる。昭和50年代以降になると、鶉殿の1/3程度の区域でカナムグラ群落優先する状況が現れている(図7.5.6参照)。

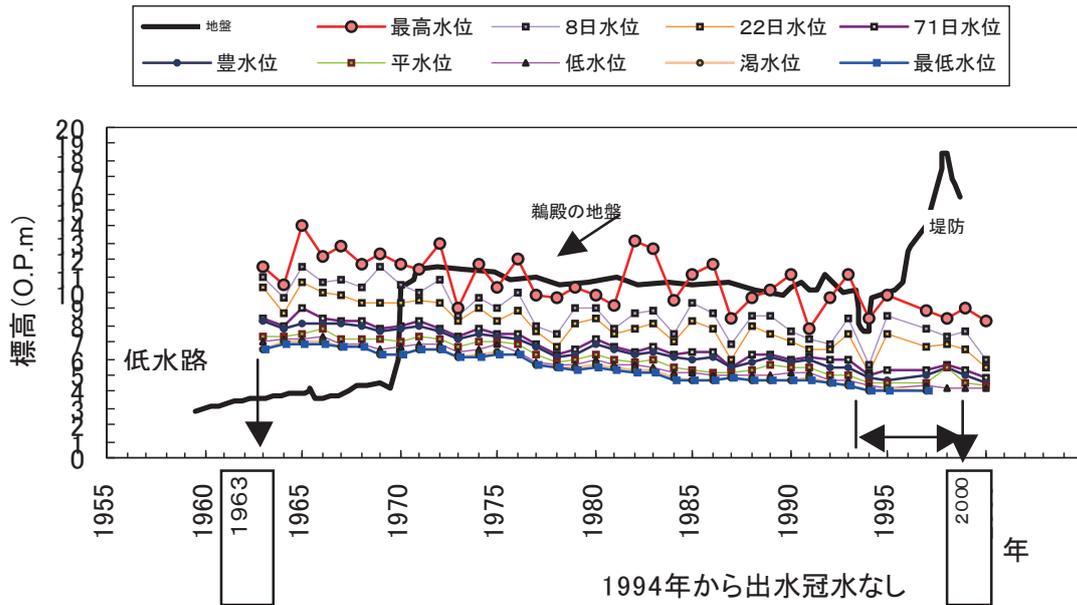


図7.5.5 高浜水位経年変化

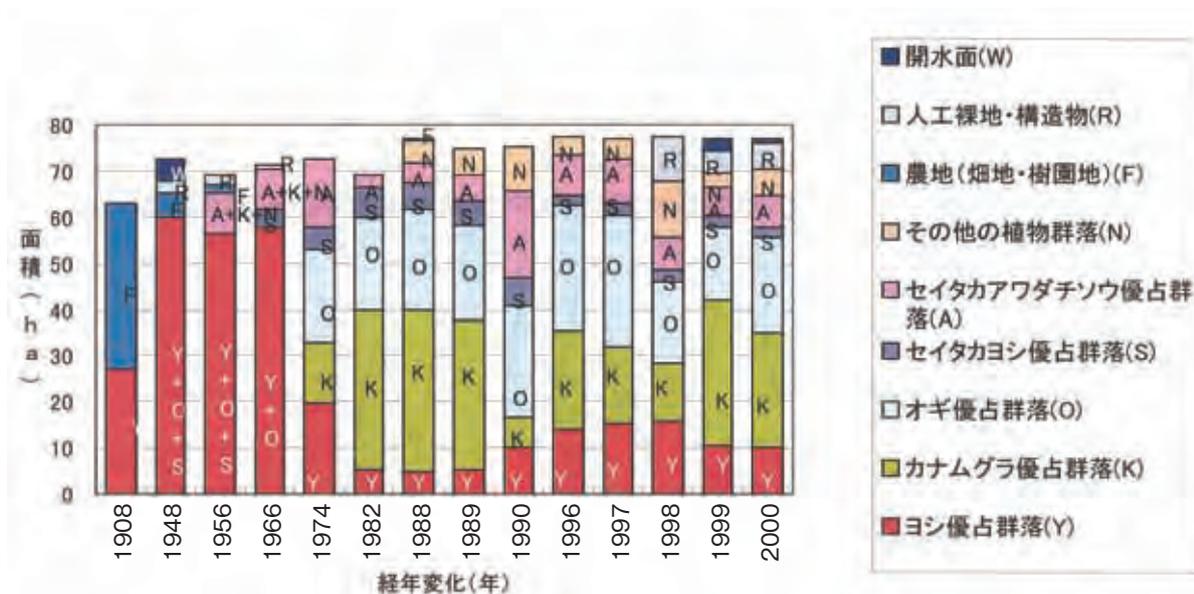


図7.5.6 鶉殿植物群落経年変化

### 7.5.3 植生分布と位況から見た生育場の評価

河川における植物群落の生育場の物理的な指標として、河川の冠水による攪乱の程度を表す冠水頻度が重要である(宇多他, 1994; 綾他, 2002).

ここでは、鵜殿地区に接近する樟葉(32km付近)および牧野(30km付近)における河原・河岸・高水敷に生育する湿地性植物種と生育標高、冠水頻度の関係について調べた結果より、生物種ごとの生育場を評価する。

河原は、洪水時の摩擦速度が大きく、洪水攪乱が頻繁に起こり、砂礫の存在する区域として、カワラヨモギ、カワラナデシコ、カヤツリグサ、ヤナギタデに代表されるような一年草が分布する領域であり、その上の標高域としては、マコモ、ヨシ、ヤナギ等に代表されるような湿地性の多年草の生育環境域であり、これらを含めた区域は、川としての生物の多様性がみられる貴重な環境域と言われている。しかし、都市域の河川においては、上流からの流砂の減少や河床の低下等の影響で、現在あまり見られなくなっている。

淀川の流水域で、砂州の河原の環境が残されている牧野地区(30km付近)および楠葉地区(33km付近)の概略の植生種区分と冠水頻度との関係を図7.5.7、図7.5.8に示した。

本川の流水の影響を直接受ける攪乱域植物であるヤナギタデ等は、概ね平均水位と71日水位の範囲で生育している。

乾燥域を示すセイタカアワダチソウ、オギは、牧野地区では概ね22日水位程度以上、楠葉では46日水位以上で、若干境界高に差がある。その他の地区(25.2~34km)の植生と特性水位の関係を調査した結果を示す図7.5.9、図7.5.10より、淀川においては、平均的な値として、攪乱域の上限水位を71日水位とし、乾燥域の下限を22日水位で表現することとした。この地盤高の洪水冠水頻度は、直上流の高浜水位観測所(33km付近)での1986年~2001年の71日水位の平均が約5.2m、22日水位の平均が約6.2mでとなっている。河道の形態が類似した箇所の植生と位況は関係がつけられ、目標となる川らしい植生環境づくりの指標となり得る。

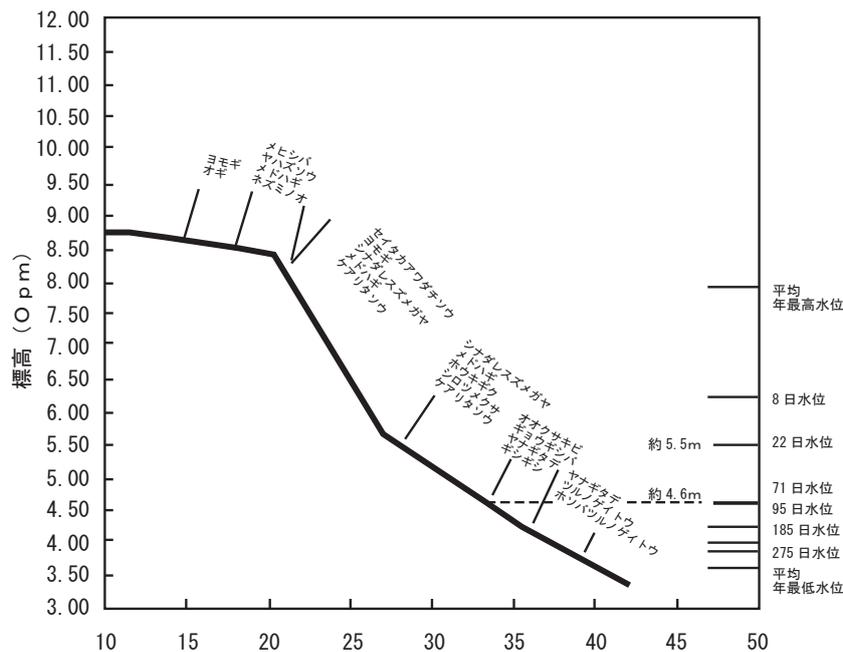


図7.5.7 牧野地区の植生と水位の特性

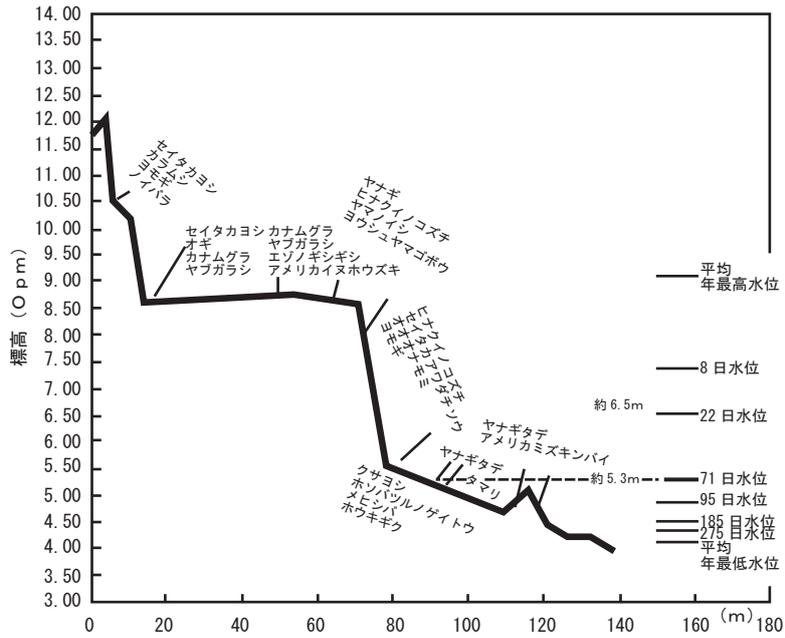


図7.5.8 楠葉地区の植生と水位の特性

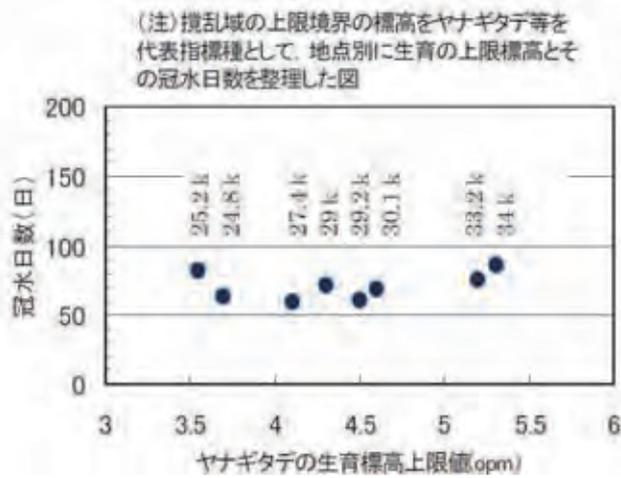


図7.5.9 攪乱域の上限境界標高と冠水日数

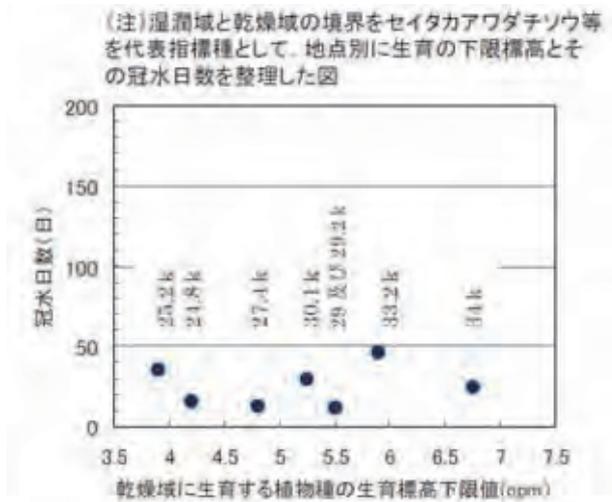


図7.5.10 乾燥域の下限境界標高と冠水日数

### 7.5.4 高水敷の切り下げによるヨシ原の復元実験

#### (1) 切り下げ地の位置および地盤高の概要

切り下げ実験地は、2000年切り下げ地（旧切り下げ地）、2001年切り下げ地（新規切り下げ地）の2箇所存在する。位置を図7.5.11に示す。

2000年切り下げ地は、図7.5.12に示すように幅20m、奥行き100mを5段に切り下げ、標高約3.6m、約4.1m、約4.6m、約5.1m、約5.6mの試験地を設けた。埋め戻し表土をヨシ群落表土、ヨシ地下茎含有土、切り下げ地表土の3種の条件とし50cm厚で埋戻し、植生回復調査を実施した。

2001年切り下げ地は図7.5.13に示すように幅160m、奥行き100mを3段に切り下げ、標高5m、6m、7mまでの試験地を設けた。表土埋戻し条件は、切り下げ地の現況表土とヨシ地下茎含有土の2種類とし表土を50cm厚で埋戻し、植生回復調査を実施した。



図7.5.11 切り下げ地位置図

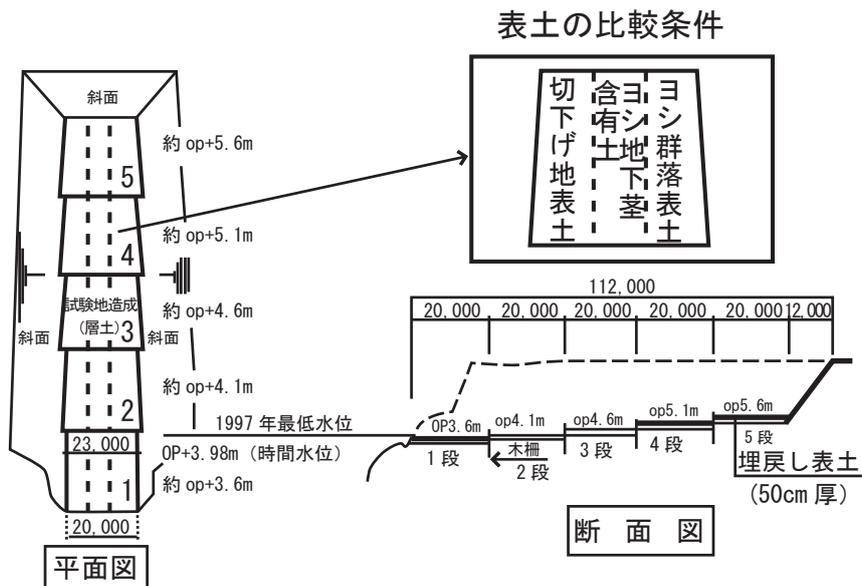


図7.5.12 2000年切り下げ地概要

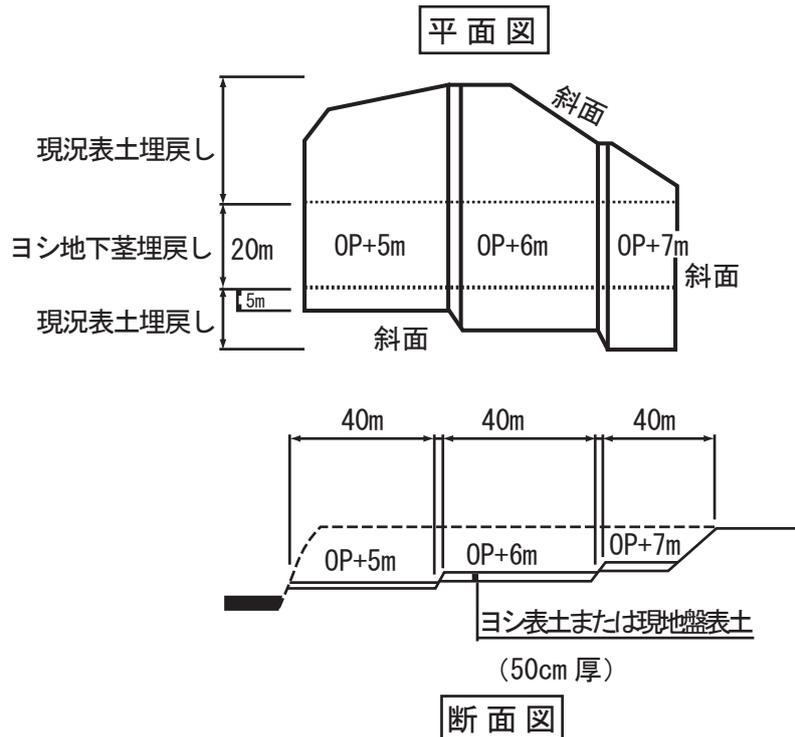


図7.5.13 2001年切下げ地概要

## (2) ヨシ植栽工法

ヨシ植栽工法としては、一般的に、苗植え工法、株移植工法、地下茎工法、播種工法等ある。苗植え工法、株移植工法は、ヨシ生育の割合が高いことが知られているが(国立環境研究所, 2000), ここでは、機械施工で容易に、且つ大規模施工に対応できる工法を想定し、切下げ実験地盤の表土として、鶺鴒のヨシ地下茎を含む表土で埋め戻す方法、ヨシ群落の表土で埋め戻す方法、切下げ地の表土で埋め戻す方法によるヨシ回復比較調査を実施した。

## (3) 結果

2000年切り下げ地、2001年切り下げ地における切り下げ地表土およびヨシ群落表土埋め戻す方法ではヨシの発芽が余り見られず、ヨシ地下茎を含む埋め戻し土でヨシの発芽が見られた。つまり実生のヨシの発芽は期待できないと判断された。

ヨシの生育が良好な表土条件と地盤標高は、2000年切下げ地では、地下茎含有土の標高O.P. + 4.6 m ~ 5.6 m (⇒図7.5.14)。2001年切下げ地では、地下茎含有土のO.P. + 5 m から6 m 程度であった (⇒図7.5.15)。この標高は、平均水位から1 ~ 1.5 m 程度高い地盤高に該当する。この標高は、攪乱域の上限標高と乾燥域の下限標高の間であり、冠水頻度50日程度標高に相当する。この標高に呼応した地下水位条件や冠水条件が、鶺鴒の陸域に地下茎工法を用いたヨシの育成を図る場合の整備条件の目安と考えられる。

また、試験地では、地盤乾燥化に伴う鶺鴒でのヨシ衰退の課題となっているカナムグラ(3 ~ 11月生育)は、発芽が見られなかった。2000年切下げ地のO.P. + 3.6 m, 4.1 m 付近では、攪乱域の1年生草のオオイヌタデ、ヤナギタデが侵入した。

2001年切下げ試験地においては、優占種の生育密度について調査した。生育密度は、表7.5.1

の評価基準を用いている。標高O.P. + 5.0m付近の地盤の地下茎が混入する区域において、ヨシの生育が一番良好であることが判る。この切下げ地盤高において、所々疎の区域が存在するが、モトクロスの侵入による人為的な影響であった。

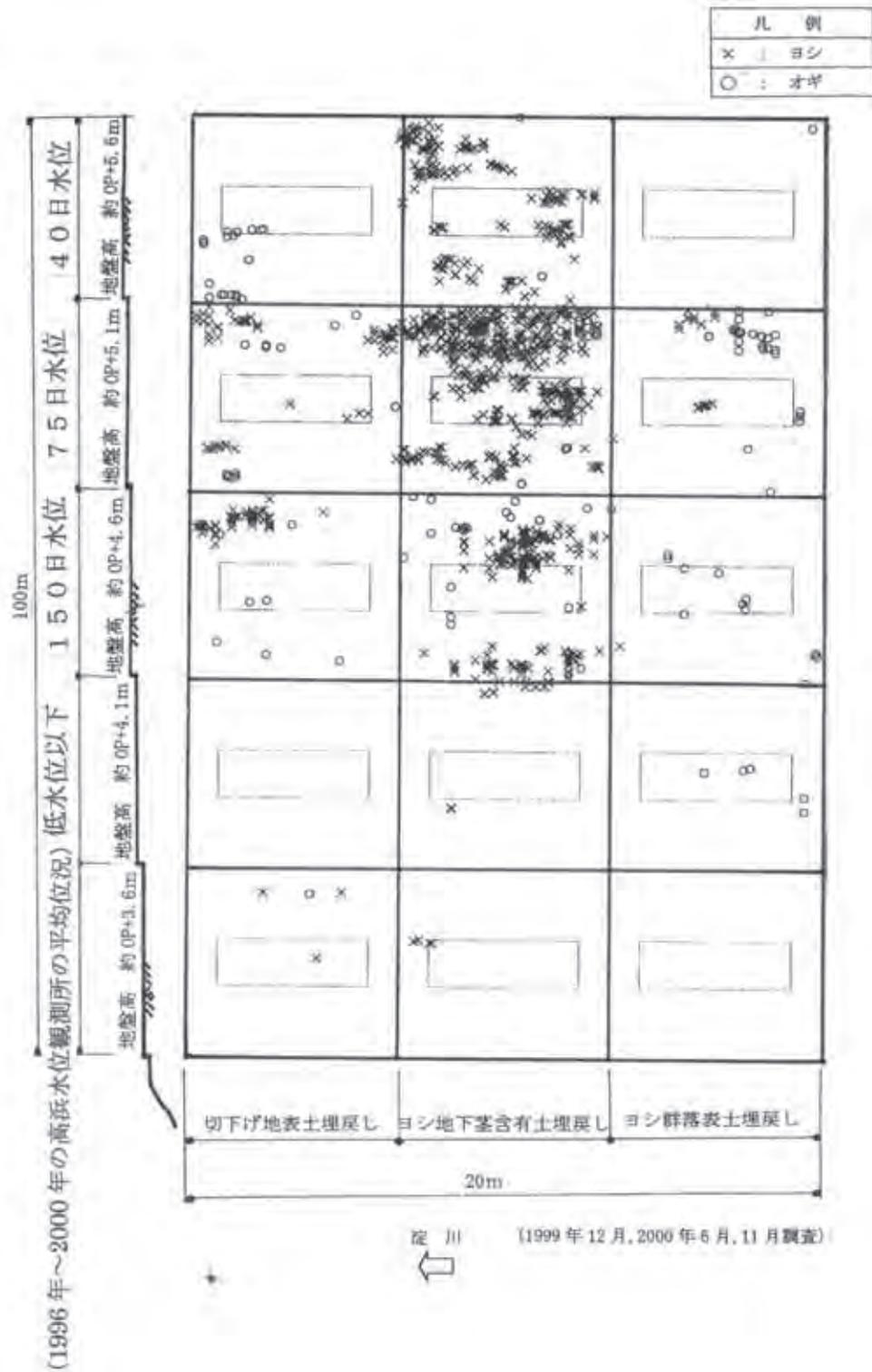


図7.5.14 2000年切下げ地(旧切下げ地)のヨシ・オギ発芽状況

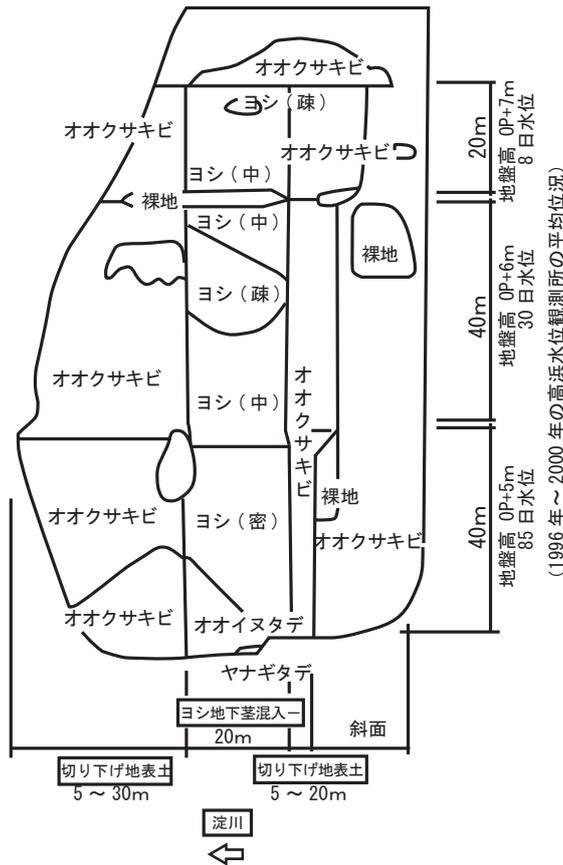


図 7.5.15 2001年切下げ地(新規切下げ地)の植生状況

表 7.5.1 生育密度の区分

疎密度	1m <sup>2</sup> あたりの本数
疎	0 ~ 40本/m <sup>2</sup>
中	40 ~ 80本/m <sup>2</sup>
密	80本/m <sup>2</sup> 以上

### 7.5.5 高水敷の湿潤度調整によるヨシ原の復元

1998年(平成10)より実施した導水実験(ポンプ等により揚水し灌水させることにより、地下水位を上昇させ高水敷を湿地化させることにより、陸生植物の生育抑制を図る)によって生育したヨシの草丈・茎径、平面分布などの2002年(平成14)までのモニタリング結果から、導水効果を評価し、問題点および今後の課題について考察する。

#### (1) 導水実験の目的

鵜殿地区ヨシ原の上流域に設けたポンプで揚水し、ヨシ原に設けた浅い水路(導水路)に水を導き、水路から水を溢れさせてヨシ原を冠水・湿潤化させ、ヨシに対する湿潤状態を改善するとともに、ヨシの生育に悪影響を与えていたカナムグラやセイタカアワダチソウなどの陸生植物の生育を抑制する。

## (2) 実験概要

揚水ポンプと導水路の設置状況および位置について表7.5.2, 図7.5.16に示す。

1996(平成8)～1997(平成9)年に導水路が設置され, 1998(平成10)年の導水開始に伴い, ヨシや他の植物の調査や地下水位の観測を始めた。

導水の影響範囲を広げること, 陸性植物の生育範囲を縮小させることを目的に, 1998(平成10)年に導水路を2本に分けて延伸した。2001(平成13)年と2002(平成14)年には, 2本の導水路をさらに延伸した。

表7.5.2 揚水ポンプと導水路

	揚水ポンプ	導水路
1996(平成8)年	3月設置	約400m完成
1997(平成9)年		約400m完成
1998(平成10)年	2月から稼動	分水路 各400m完成
1999(平成11)年		
2000(平成12)年		
2001(平成13)年		右側分水路 200m延伸
2002(平成14)年		左側分水路 400m延伸



図7.4.16 導水路位置図

当初, 導水ポンプを2台用い, 揚水量約 $1\text{ m}^3/\text{s}$ で鵜殿全体を冠水させようとしていたが, 全面的に冠水状態にすることは揚水量から困難と考え導水路を設ける方法をとった。導水量はポンプ1台で $0.55\text{ m}^3/\text{s}$ とした。

ポンプの運転は概ねヨシの芽吹きが始まる3月からヨシ地上部が枯れ始める11月までとした。冬場は湿性植物の休眠期であり, また地温を下げないことを考慮して導水は行わなかった。

## (3) モニタリング結果と考察

### ① ヨシ群落面積の変化

ヨシ群落の経年変化は, 導水前の1996(平成8)年, 導水開始直後の1998(平成10)年, および導水開始後3年が経過した2001(平成13)年, および2002(平成14)年の相観植生図をもとに, 5m角メッシュにより「ヨシ」, 「オギ」, 「セイタカヨシ」, 「セイタカアワダチソウ」, 「カナムグラ」, 「その他」の群落を区分した植生分布図より把握することにした。その植生分布図を図7.5.17～

図7.5.20に示す。調査は植物の成長が終わる秋季に行っている。図中の赤線で囲った範囲は群落面積率の算出域で、面積は54.0haである。なお図7.5.17、図7.5.18におけるヨシ原を横切る4本の帯状の線は、ヨシ・オギを刈り取って作られた防火帯である。

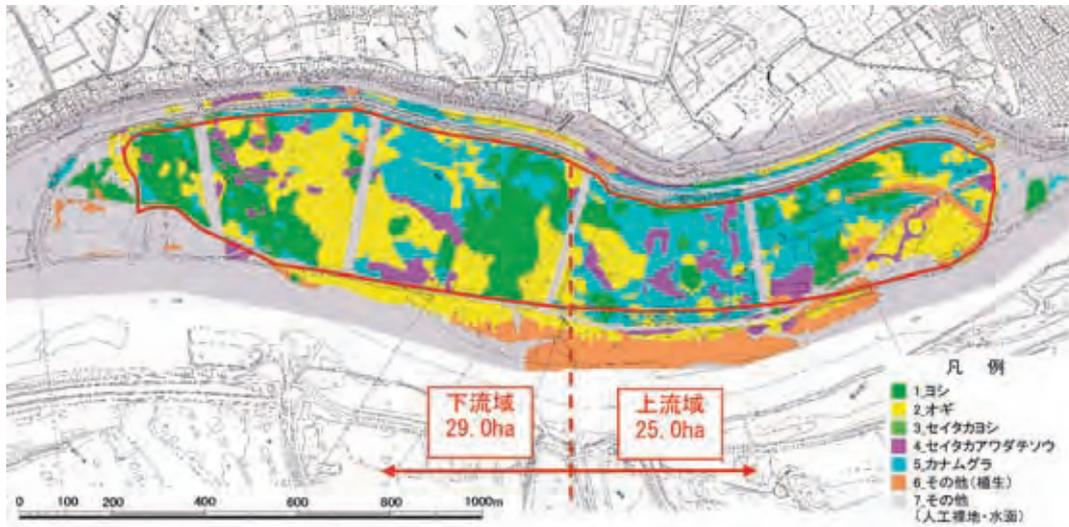


図7.5.17 1996(平成8)年 植生分布

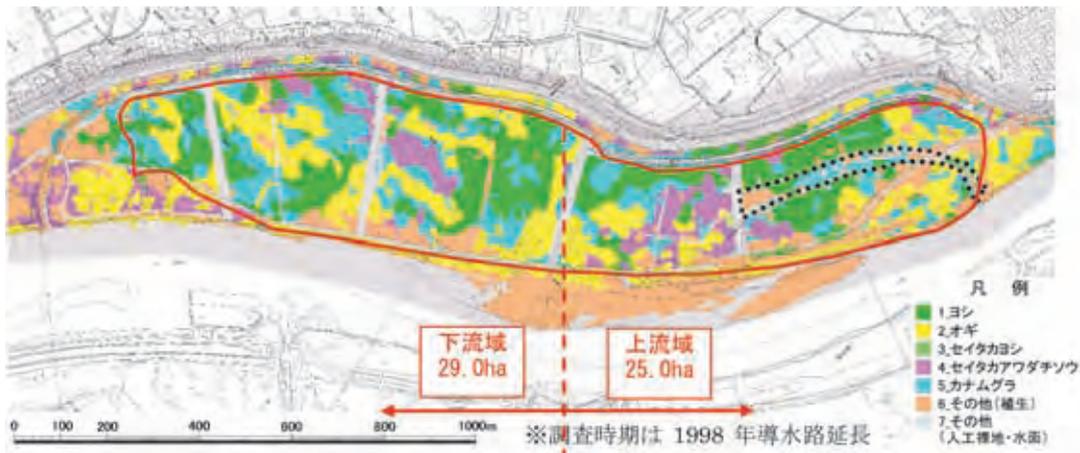


図7.5.18 1998(平成10)年 植生分布

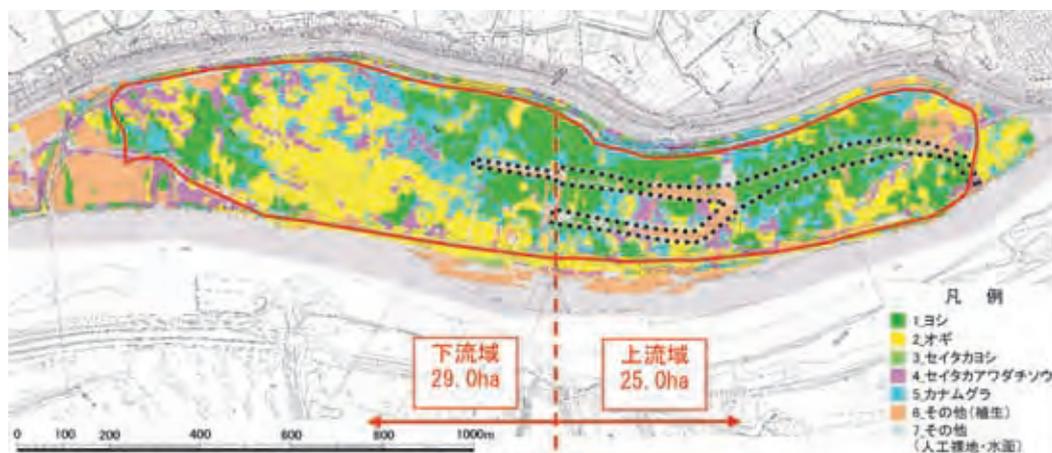


図7.5.19 2001(平成13)年 植生分布

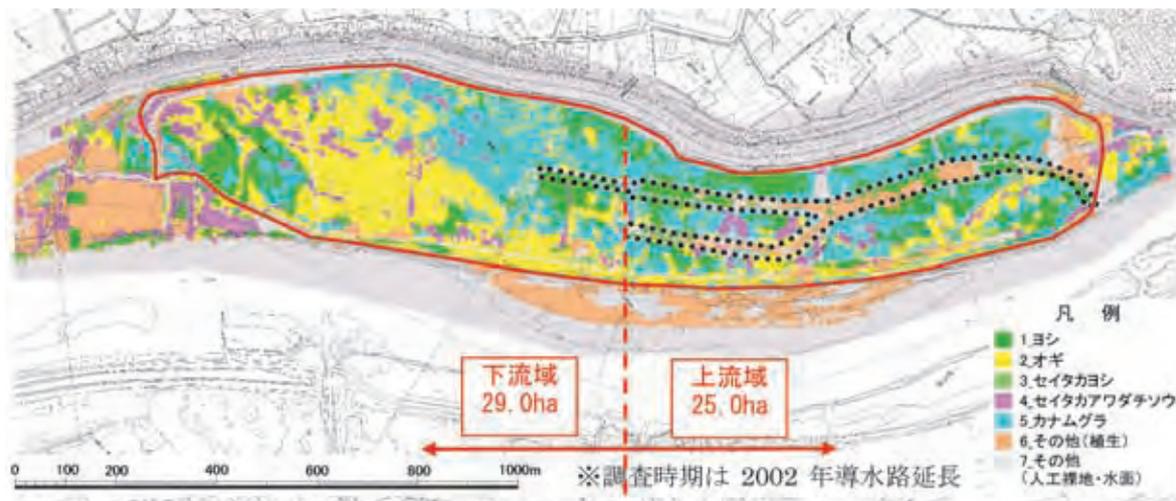


図7.5.20 2002(平成14)年 植生分布

鵜殿全体のヨシ群落分布の変化は、導水開始前である1996年(平成8)では、下流域にヨシ群落と比較的多くみられたが、導水開始年の1998(平成10)年では、鵜殿地区全域にほぼ均等にヨシ群落が点在する形に分布していた。導水開始後3年の2001(平成13)年では、導水路周辺に広いヨシ群落域の分布がみられる。ただし導水開始後4年後の2002(平成14)年では、カナムグラの繁茂の影響でヨシの分布が小さくなっている。これはカナムグラが自立している他の植物に絡みつきながら広がる特性によるもので、ここでは、カナムグラ群落ヨシ群落に覆い被さっているため関連植生図ではヨシ群落が減っているように見えるが、実際の面積は減っていない。同時に、導水路内にそれまであまり見られなかったゴキヅルが多くみられるようになった。

次に導水による湿潤状態の改善とヨシ群落面積の関係を把握するために、**図7.5.18**に示す1998(平成10)年に延長した導水路の下流端で植生分布図を上下流域に分けて、経年的な植物群落面積変化を**図7.5.21**に表示した。

上流域は1996(平成8)年から2001(平成13)年にかけて、ヨシ群落面積は3.5haから10.1haへ約3倍に増えている。一方、下流域は8.9haから6.6haへ30%減少し、オギ群落が増えている。上流域の2002(平成14)年のヨシ群落面積の減少は、前述の理由によるカナムグラの広がりによるもので、ヨシ群落の潜在面積は減っていない。これらのことから、上流域は導水による湿潤状態の改善効果があったとみることができる。

## ② 導水路と周辺のヨシの生育状況

本節では調査区におけるヨシ個体の草丈、茎径の経年比較を行う。

### ・調査法

ヨシの生育調査には、**図7.5.22**に示すように導水路内5ヶ所と導水路周辺2ヶ所に10m×10mの調査区を設けた。調査区の位置、水深条件、初期植生の状況は**表7.5.3**に示す。2～5区はカナムグラ優占地域であるが、ヨシ群落が潜在する。また導水路外の1区は、導水路からあふれた水で浅く冠水する。

ヨシの生育調査は、ヨシ地上部が枯れている1月から調査区内の全てのヨシを地際で刈り取り、そのうちの一部小区画2m×2m(調査年により調査を行った小区画数が異なる)のヨシの茎本数、

草丈、茎径を測定した。茎径は地上50cm高さをノギスで測定した。なお、刈り取ったヨシは穂有り成熟個体のみを計測している。

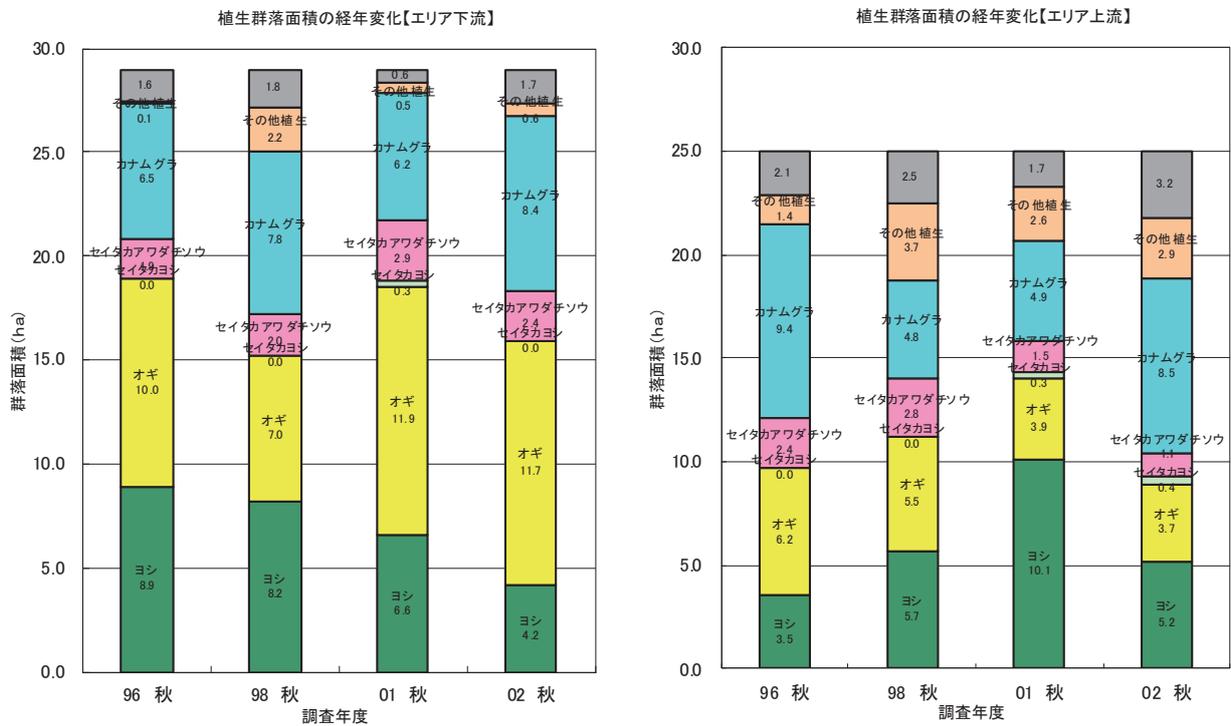


図7.5.21 上下流域別の群落面積の経年変化(調査時期は秋季)

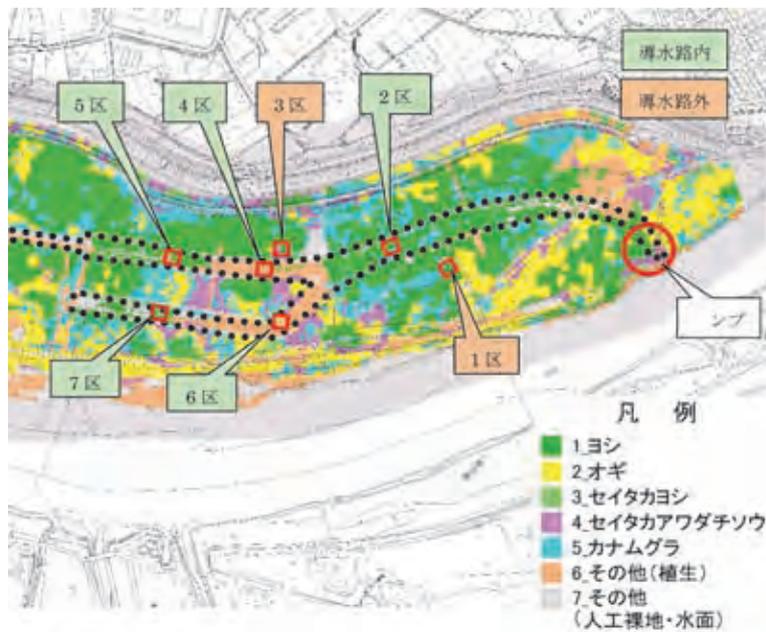


図7.5.22 調査区の位置(調査結果:2001年)

表 7.5.3 調査位置と水深および初期植生

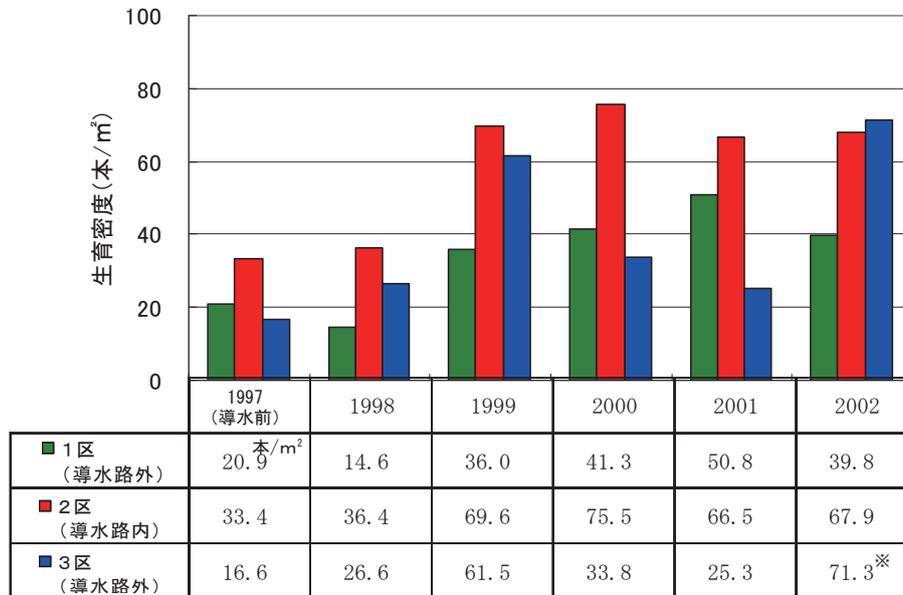
調査区	位置	水深	初期植生	調査期間	備考
1	導水路から左 70m	5～10cm で冠水	ヨシ優占	1997～2002	
2	導水路内	10～30cm	カナムグラ優占	同上	
3	導水路から右 5m	非冠水	同上	同上	カナムグラを 除去している
4	右導水路内	30～40cm	同上	2000～2002	
5	同上	同上	同上	同上	
6	左導水路内	30～40cm	セイタカアワダ チソウ優占	2002	
7	同上	同上	オギ優占	2000～2002	

・ヨシ生育密度の経年変化

導水開始前の1997（平成9）年を初期値とし、1～3区の6年間の生育調査結果から、生育密度（本/m<sup>2</sup>）の経年変化を図7.5.23に示す。3区は1998（平成10）年に延長した右側導水路に位置している。

なお、導水前の1997年の刈り取り調査結果は穂有り個体の選別をせず刈り取りヨシ全数で整理したため、他の年の刈り取り調査結果においても全数を用いて導水前後の変化を図示している。

ポンプから近い1区、2区におけるヨシの生育密度は増加傾向を示している。特に、導水路内の2区は導水後に著しく増加している。3区は2000年（平成12）、2001年（平成13）にかけて生育密度は減少しているが、2001（平成13）年の3区下流の導水路断面の改良によって、導水が3区付近で滞留し易くしたことから2002（平成14）年の生育密度は増加した。



(1998年2月:導水開始)

※ 3区の2002年は他者による調査区破壊のため、3区直近下流の刈取調査結果を示す。

図7.5.23 1～3区におけるヨシ密度の変化

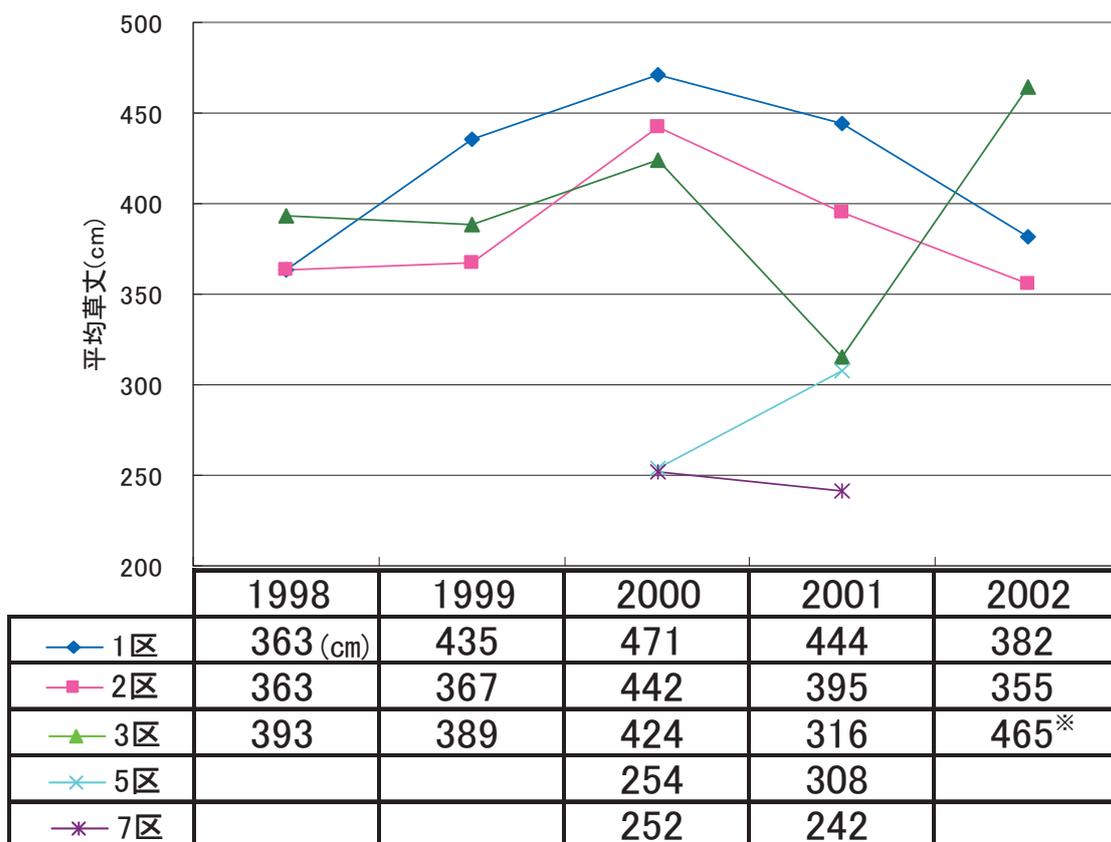
・平均草丈，平均茎径の経年変化

各調査区における平均草丈の経年変化を図7.5.24に，平均茎径の経年変化を図7.5.25に示す。草丈は2000（平成12）年に最も高くなり，2002（平成14）年にかけて低下する傾向がみられる。茎径も同様に2000（平成12）年に最も太くなり，平均草丈と同じ傾向を示している。

因みに，雅楽のヒチリキのリードには茎径12mm，草丈3m以上のものが用いられている。

・平均草丈と平均茎径の関係の経年変化

ヨシの草丈と茎径の関係の経年変化を把握するために，草丈と茎径の平均値を用いて，図7.5.26に示した。草丈と茎径の比例関係が確認できた。



※3区の2002年は他者による調査区破壊のため，3区直近下流の刈取調査結果を示す。

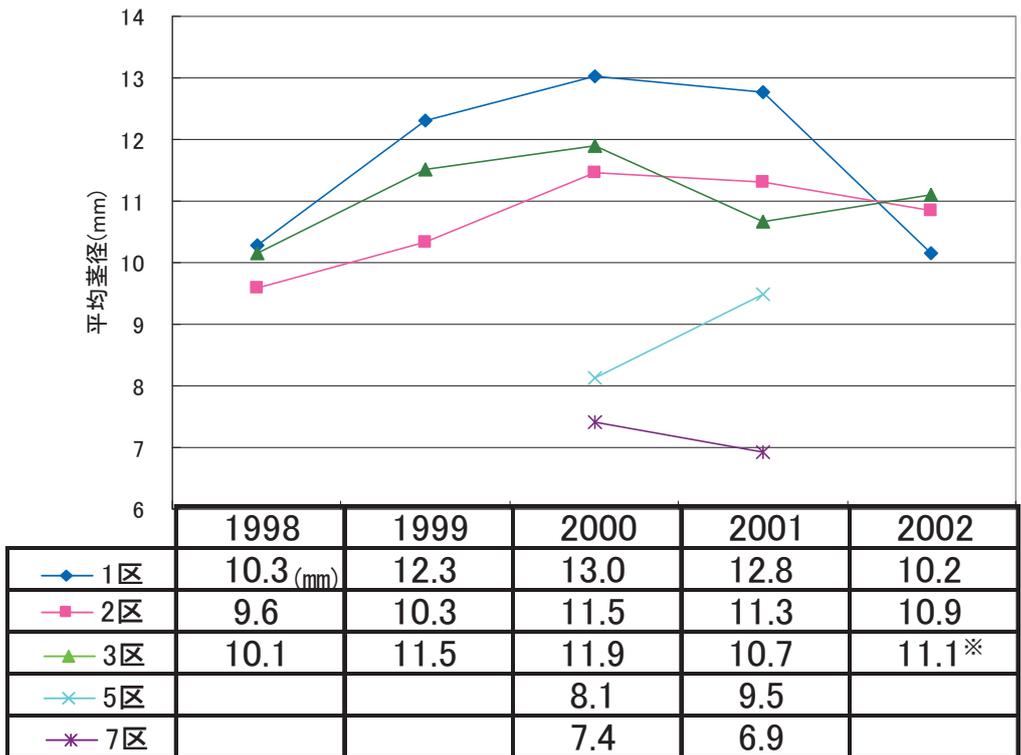
図7.5.24 1～3, 5, 7区における平均草丈の経年変化

なお，図7.5.24において，4区は，カナムグラ優占のためヨシの回復がみられなかったので詳細な調査は行わなかった。6区は，調査開始年の2002年中に防火帯設置により調査区が損なわれたため，それ以降の記録はしなかった。

(4) 調査結果の評価と問題点

以上までの調査結果から，以下のことがいえる。

- ・ 導水路によって湿潤化することによってヨシの生育状況は改善されている。
- ・ もともとヨシがごく少ないところやオギ，セイタカアワダチソウなどの高茎草本が優占し



※3区の2002年は他者による調査区破壊のため、3区直近下流の刈取調査結果を示す。

図7.5.25 1～3, 5, 7区における平均茎径の経年変化

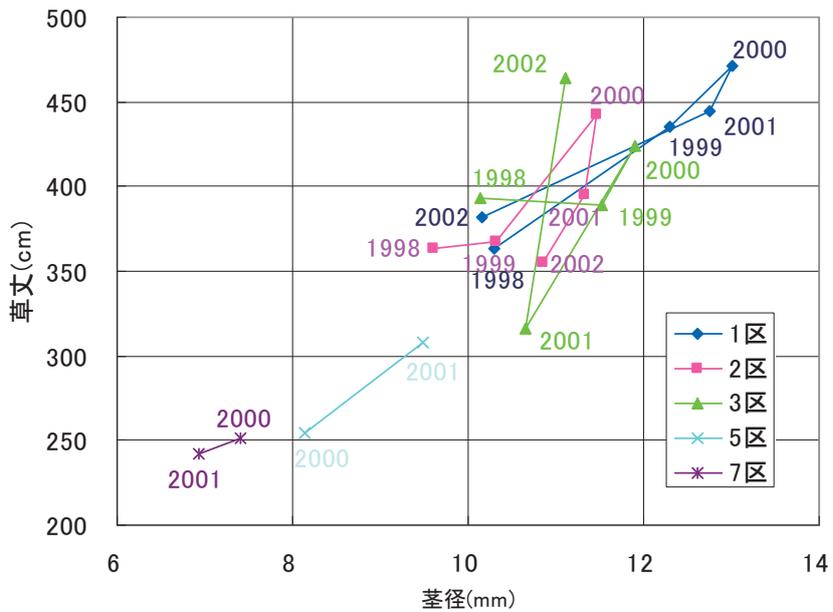


図7.5.26 ヨシの平均草丈と平均茎径の関係の変化

ているところでは、湿潤状態の改善のみではヨシ群落への回復は難しいことが判った。

- ・ 当初、期待したツル性植物であるカナムグラの抑制は、地盤面の湿潤化と浅い冠水だけでは難しく、植物体の全体が冠水する状態が必要である。
- ・ 徐々に導水路内に拡がったツル性植物のゴキヅルは、過湿状態によって生育が促されている。
- ・ 鵜殿全体でみると、導水により湿潤状態が改善されている上流域は、水の届かない下流域に比べて、ヨシの群落面積の明らかな増加がみられている。
- ・ 湿潤状態の改善と導水路設置などの物理環境の改善と変化による湿地性植生の回復、良好な生育も確認された。

以上のように、導水路による鵜殿地区のヨシ原保全対策実験では、全域を改善するまでには至らなかったが一定の効果があることは認められた。導水後、概ね5年間という短い期間であるので中間的な考察にとどまるが、引き続きモニタリングを行い、長期的な結果から評価する必要がある。また導水の効果をより大きくするためには、導水路周辺が冠水するように維持管理する方法についても検討し、これによりヨシの密度を高くしてカナムグラやセイタカアワダチソウなどを抑制することも検討する必要がある。

また、ヨシの再生事業の事業効果という観点から、ヨシの保全による他の生物への影響（オオヨシキリの個体数の増加など）の調査、地域住民の要望度、ヨシ再生のためのコスト調査を行い、事業の妥当性を検討する必要がある。

#### 7.5.6 今後の鵜殿のヨシ原保全の方向

2010（平成22）年3月、鵜殿ヨシ原保全対策検討会は、これまでの鵜殿のヨシ原における保全・復元事業の経過、および今後の実現可能な事業規模等を考慮し、今後のヨシ原保全・復元対策を「今後鵜殿のヨシ原保全対策について」という提言書としてまとめた。

その結論を要約すると、

##### (1) 高水敷切下げ

###### ①基本的考え方

高水敷の切下げは、洪水時の水位増減による乾湿によって維持されるヨシ原の保全・復元とともに、併せて多様なヨシの生育、ヨシの質の確保、随伴種の生育を可能とすることを目指して実施する。この際、本川の強い洪水攪乱はヨシ原の生育範囲を大幅に縮小させることとなるため、当面は直接本川と接する形とはせず、洪水時の水位増減を氾濫源システムとして利用することとする。

###### ②切下げ規模

切下げ規模は、30年程度の事業規模を勘案し、鵜殿のヨシ原地区75haの1/3の約20ha（掘削土量50万m<sup>3</sup>程度）範囲（既切下げ区域を含む）とする。

###### ③切下げ地形

- 本川とは直接接しないようにするため、切下げ地は現状のように入り江型として管理用通路は残す。本川との接続状況は当面は現状とするが、切下げ地における砂泥の堆積や洪水の進入状況などを勘案し今後検討していく。

- 切下げ地では切下げ地内に様々な土壌の乾湿条件が形成されるよう、自然のヨシ原地形を模倣してO.P.+5.0～+7.0m程度の範囲で高さを変化させ、多様なヨシの生育、ヨシの質の確保、随伴種の生育を可能とするヨシ原の復元を目指す。切下げは、その効果を検証しながら順応的に対応していくものとし、継続的に切下げ範囲や地形を検討していくこととする。
- 切下げにより発生する有機質表土は、良質のヨシの生育にとって重要であることから、持ち出さず切下げ地に利用する。

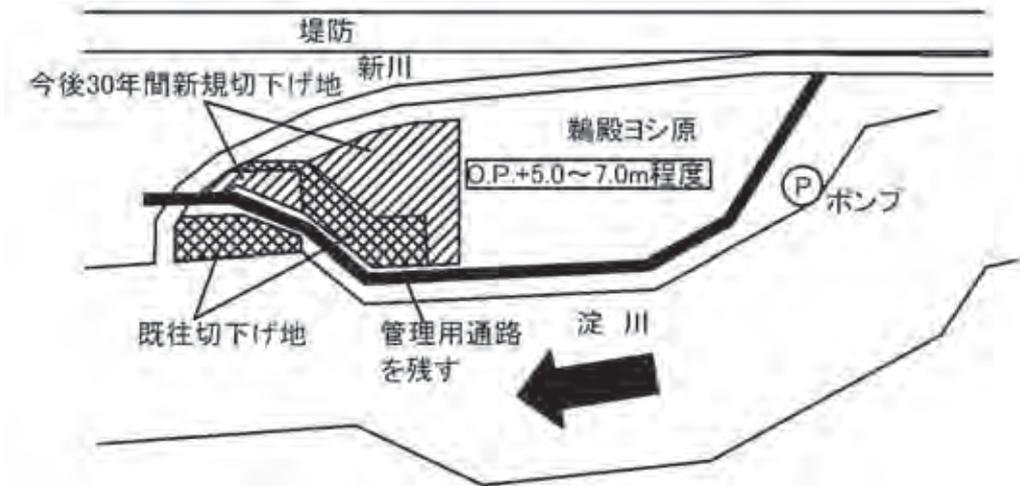


図7.5.27 高水敷切下げ範囲のイメージ

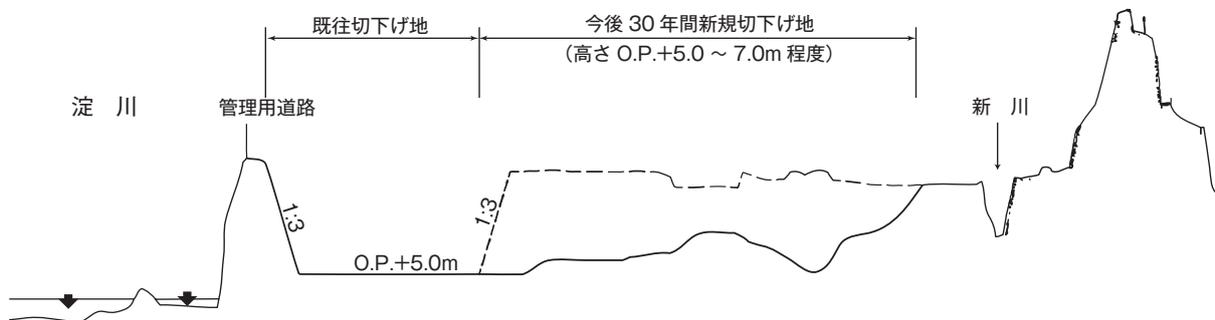


図7.5.28 切下げ断面イメージ図

## (2) 導水対策

### ① 緊急的な導水対策

導水対策は、既存のヨシ群落を維持するために緊急的に行ってきたが、その効果は十分ではなくヨシ群落の生育範囲はきわめて限定された状況にある。そこで、これまで実施してきた導水による対策を引き続き実施するとともに、当初予定されていたが実施されていない追加分のポンプ (0.55m<sup>3</sup>/s) の増設を緊急的に実施する。

### ② 切下げ未実施域におけるヨシ原の保全

既存のヨシ原は、筆簾の蘆舌の材料となる良質なヨシが生育し、ヨシがツバメの疇やオオヨシキリの繁殖地となっているなど、日本の伝統文化を支え、多くの地域の人々に必要とされ親しまれる場として重要な役割を有している。そのことが、ヨシ原の保全の象徴として人々を引き付け

る魅力を形成し、この区域における市民活動、保全活動の継続を支えてきている。

当面30年程度の間に切下げを実施できない区間は鶉殿のヨシ原の半分以上に及ぶと見込まれるため、現況地盤高でのヨシ群落の保全・復元も重要な課題である。導水による対策の有効性は、これまでの緊急導水によっても確認されているところであり、当面の間は導水を洪水の代替手段として位置づけ、現地盤高のヨシ原におけるヨシ群落の保全・復元、文化的価値の保全、希少植物の保全を図ることとする。導水は高標高域の土壌を湿潤化させ、ヨシの生育を支えるだけではなく、一部の外来種対策などとしても有効と考えられる。

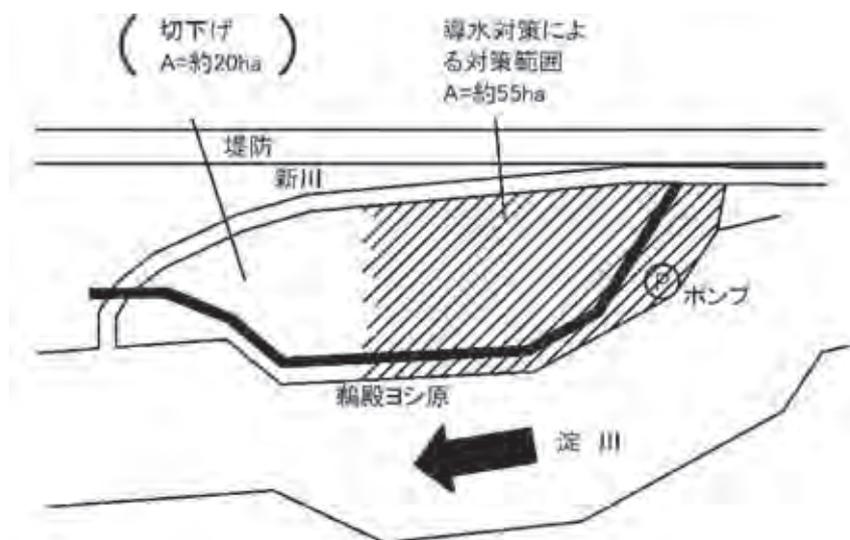


図7.5.29 導水対策による対策範囲のイメージ

これまでの導水対策では、水路を流下した河川水の多くが地下に浸透してしまう欠点があった。広大な鶉殿の広範囲に導水を行き渡らせるためには網状に配水するような方式が必要とされる。そのような形で切下げ未実施域を概ね全域にわたり配水するために必要な水量は概ね $3.0\text{m}^3/\text{s}$ 程度と推算される。網状での配水方法は、緊急導水の経験などを踏まえ引き続き検討していく必要があるが、その規模の導水量を目標として、鶉殿の持続的な保全システムを形成していく上でも重要な位置を占める切下げ未実施域におけるヨシ原保全を進めていくこととする。導水の水源としては、京都府境まで河川敷に導かれている流水保全水路の流水を活用することが考えられる。なお、切下げ未実施域では微地形や土質などが、ヨシの質や希少種の生育に大きく関わることから、配水の手法については緊急導水の経験を十分に踏まえながら順応的に対応していく。また、その成果は切下げ地での地形形成の参考としていく。

### (3) 随伴希少種の保全および外来種等の駆除

#### ①随伴希少種の保全

鶉殿では多くの希少種が確認されている。ヨシ群落の保全・復元のための対策は、切下げや導水によって、土壌の湿潤条件を変えるものである。鶉殿のヨシ原の対策により影響を受ける可能性がある希少種としては、以下のようなものが挙げられる。

トネハナヤスリ，ハンゲショウ，アゼオトギリ，タヌキマメ，  
コバノカモメヅル，ヒメナキミ，オオマルバノホロシ，  
デンジソウ，カワヂシャ，コゴメカゼクサ，フトイ，  
シロガヤツリ，アオガヤツリ，サワトラノオ，ノウルシ，タコノアシなど

したがって、ヨシ群落の保全・復元にあたっては、水分条件や攪乱条件も考慮した保全手法について検討する必要がある。

これまで切下げによって影響を受けるトネハナヤスリなどについて、移植試験を行い移植手法の検討を行ってきた。引き続きそのような移植試験を進めるとともに、これら希少種の特性に基づき分類し、切下げ地内の生育環境の確保や切下げ未実施域における保全などの保全手法を確立していく。

#### ②外来種等の駆除

ツル性の特定外来植物アレチウリはヨシを覆い尽くし、その生育環境を著しく悪化させ、その繁殖能力も高い。また、在来種ではあるがツル性植物のカナムグラは秋季には鶺鴒のヨシ原の大部分を占める状況になっている。これらの植物はヨシの生育に及ぼす影響は大きく、主要な駆除対象である。また、ツル性のクズについてもカナムグラ同様に影響が大きいと考えられるので駆除対象とする。

これらの植物は、導水あるいは切下げ対策による水分条件の変化は生育を阻害する方向にも働くが、繁殖状況に留意しながら駆除対策を実施していく必要がある。特に侵略的外来種であるアレチウリ等は、十分モニタリングを行い、抜き取りやバーナーによる発芽初期での対応などの駆除を行うことが必要である。

#### (4) ヨシ原の管理システム

鶺鴒のヨシ原は、雄大な自然景観、歴史遺産に囲まれた地理的環境、伝統文化、自然環境保全などの様々な面から非常に貴重な存在である。そのため、これまで多くの人々に生まれ、関心を持たれることによって保全されてきた。

箒筆の蘆舌の材料として鶺鴒は唯一無二の供給地であり、我が国の雅楽を支える重要な役割を果たしている。また、鶺鴒のヨシ原焼きについては、ヨシ原保存会（高槻市道鶺町）や実行組合（同上牧町）等、地域の多くの方々の参加により継続されている。鶺鴒のヨシ原の保全活動は、鶺鴒クラブや地元市民団体、淀川管内河川レンジャー等の様々な方々が関わり、年間を通じて継続的に実施されている。

一方で、これらの活動は自主的なものであるが故に人員不足、資金不足、活動者の高齢化など、多くの課題も抱えている。

今後の鶺鴒のヨシ原における保全・復元にあたっては人為的な管理は不可欠であるが、そのために必要とされる持続的なヨシ原の管理システムを形成していくためのポイントは以下のようにまとめられる。

- 鶺鴒を象徴する歴史文化性を維持するようにヨシ原保全対策を進め、人々の関心を損ねることのないよう持続させていく必要がある。
- 多くの市民、関係者、関係機関が役割分担を行い、協力体制が持続的・効果的に確保でき

るシステムを構築していくことが必要である。

- 鶺鴒のヨシ原の保全対策は、そのシステムに組み込まれることにより持続性と継続的な効果の発現が可能である。したがって、河川管理者はそのシステムの形成、継続に重要な役割を果たすべきである。

今後、関係者間で鶺鴒のヨシ原の管理のあり方や役割分担等を含め、鶺鴒のヨシ原の管理システムの形成について検討していく必要がある。

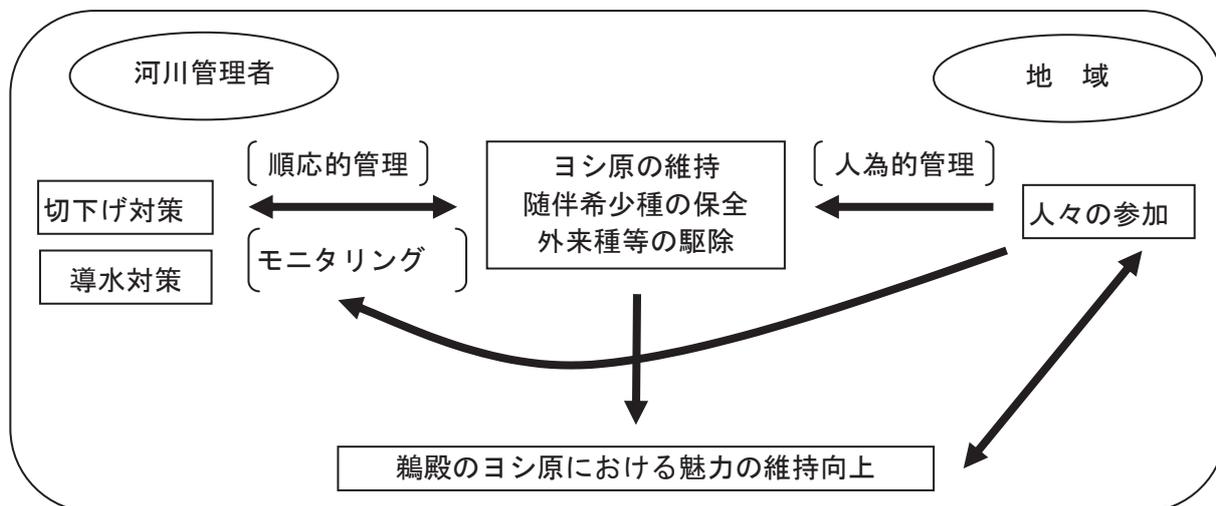


図7.5.30 鶺鴒のヨシ原における管理システムのイメージ

### メモ 宇治川向島地区のヨシ原のミチゲーションからみたヨシの移植法

有馬(2005)の報告より、ヨシの種々の移植法の優劣を論じる。

宇治川右岸の向島地区(淀川42～44km)はヨシやオギからなる草地が50ha(1991年頃)を超える規模で存在した。ここは、元々、周囲16kmの巨椋池の湿沢地であった所を昭和16年(1941)に干拓農地したが、河川域となり農地放棄されヨシ原となったものである。このヨシ草地は近畿地方最大級のツバメの就蒔地と知られ、オギ草地とともに屋根茅葺材料の採取地である。

この地に洛南道路建設に伴う巨椋大橋(8車線、橋梁幅49m)が計画された。ヨシ原の生育基盤の破壊に対するミチゲーションとして、堤防寄りに広がっていたモトクロスによる裸地にヨシを移植することになった。

移植地は地盤高O.P.+12m(年間冠水頻度11日程度の高さ)に切り下げ、道路予定地の水田土壌を埋め戻し、厚さ40～65cmに転圧された。この転圧により地中に不透水層ができることを期待した。

移植の方法は、

#### ① 株植え

移植対象地から土壌を一片50cmの立方体に切り出し、これを図7.4.27のように

- 用地1m<sup>2</sup>当り1ブロックずつ植えつけ、ブロックの間は田土で充填する。
- 用地1m<sup>2</sup>当り2ブロックずつ植えつけ、ブロックの間は田土で充填する。

#### ② 撒き出し

- 移植対象群落を深さ50cmまで掘り取り、25cmの厚さとなるように撒きだす。
- 移植対象群落を深さ25cmまで掘り取り、25cmの厚さとなるように撒きだす。
- 移植対象群落を深さ70cmまで掘り取り、50cmの厚さとなるように撒きだす。

f. 移植対象群落の表土30cmを掘削・廃棄し、深さ30～100cmまで掘り取り、50cmの厚さとなるように撒きだす。

の6通りとした。

移植後初年度の春は、移植地にイヌビエ・ケイヌビエ・ニカキビに覆われたが、これを分けてヨシ・オギの生育が見られた。株植え地区のヨシの生育は比較的良であったが、2年、3年経ちオギが混じるようになると移植法による差異があまり見られなくなった。撒き出し区は、2年目以降オギが優先するようになった。移植3年目における移植地の草丈は、株植え区（平均216cm）と播き出し区（平均212cm）の差異は少ないが、自然性のヨシ群落（平均365cm）に比べ短い。

本地区は、宇治川の河床低下により高水敷の乾燥化の傾向にあり、ヨシ群落とすることに無理があったといえる。移植地は、10年後、ヨシやオギのほかにカササゲ・アゼナルコスゲなどを含む河原植生で覆われ、コヒロハハナヤスリ・ミコシガヤなどの貴重種の生育もみられた。

移植費用は、株植え法6500円/m<sup>2</sup>、播き出し法3000円/m<sup>2</sup>であり、両者ともオギとのヨシの混成群落となってしまったことを考えると播き出し法のほうが有利である。

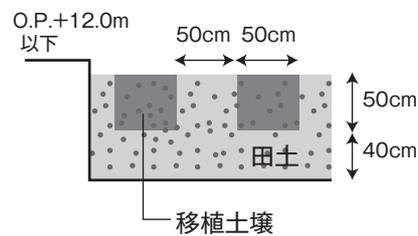


図7.5.27 株植え模式断面図

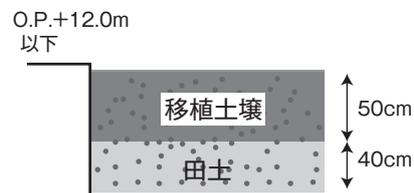


図7.5.28 撒出し模式断面図

## 参考文献

- 有馬忠雄 (2005) 4.1.1 宇治川向島地区ヨシ原の保全・復元, 河川整備基金事業 流水・土砂の管理と河川環境の保全・復元に関する研究, 財団法人 河川環境管理財団, pp.93 - 97.
- 綾史郎, 有馬忠雄, 小山弘道, 濱野達也, 森田和博 (2002) 淀川下流部における植生と位況に関する研究, 河川技術に関する論文集 第8巻.
- 茨城県編 (1997) 茨城における絶滅のおそれのある野生生物〈植物編〉茨城県版レッドデータブック, 社団法人茨城県公害防止協会.
- 巖佐庸・箱山洋 (1997) 保全生物学の数理モデル, 海洋 29: 309 - 314.
- 宇多高明, 藤田光一, 佐々木克也, 服部敦, 平林治 (1994) 河道特性による植物群落の分類—利根川と鬼怒川を実例として—, 土木研究所資料第 3249 号.
- 鶴殿ヨシ原保全対策研究会 (2010) 今後の鶴殿のヨシハラ保全対策について.
- 緒方健 (1994) カラコギカエデ, 週刊朝日百科植物の世界, 第 33 号, 朝日新聞社.
- 外来種影響・対策研究会編 (2003) 河川における外来種対策の考え方とその事例, 財団法人リバーフロント整備センター.
- 柏井条介 (2004) 堆砂対策によるダム貯水地の持続的利用, 土木技術資料 47 - 1, pp.46 - 51.
- 川野育夫, 中西史尚, 辻山正甫 (2002) 淀川の生物環境の回復・保全に関する現地実験, 河川環境総合研究所報告 第 8 号, pp.53 - 63.
- 環境庁編 (1980) 日本の重要な植物群落 (北関東版), 大蔵省印刷局.
- 環境庁編 (1988) 日本の重要な植物群落 II (北関東版), 大蔵省印刷局.
- 環境省総合環境政策局編 (2001) 環境省環境影響評価技術検討会報告書: 自然環境のアセスメント技術 (III).
- 建設省下館工事事務所 (1997) 平成 8 年度河川水辺の国勢調査 (植物調査) 報告書.
- 建設省常陸工事事務所 (1999) 平成 10 年度下館バイパス小貝川地域現状調査業務報告書.
- 建設省常陸工事事務所 (2000) 下館バイパス小貝川地域環境保全検討業務委託報告書.
- 国土交通省常陸工事事務所 (2001) 平成 12 年度一般国道 50 号管内環境保全対策検討業務委託 (カラコギカエデ保全対策検討) 報告書.
- 国土交通省常陸工事事務所 (2002) 平成 13 年度一般国道 50 号管内環境保全対策検討業務委託 (カラコギカエデ保全対策検討) 報告書.
- 国立環境研究所 (2000) 国立環境研究所ニュース, 19 (5).
- 角哲也 (2003) 日本における貯水池土砂管理, 流域一貫の土砂管理, 第 3 回世界水フォーラム 統合的流域および水資源管理分科会, (財) ダム水源地環境管理センター pp.103 - 118.
- 財団法人河川環境管理財団編著 (2001) 堤防に沿った樹林帯の手引き, 山海堂, pp.53 - 61.
- 財団法人リバーフロント整備センター (1999) 河川における樹木管理の手引き—河川区域内における樹木伐採・植樹基準の解説, p.51 - 52, p.67, p.157 - 160
- 戸谷英雄, 谷村大三郎, 石橋屋祥宏, 宮脇成生 (2004) 個体群存続可能性分析 (PVA) による絶滅危惧植物へのミチゲーションの評価, 河川環境総合研究所報告, 第 16 号, pp.41 - 53.
- 戸谷英雄, 山内豊 (2008) 調節池化による植生変化と早期植生回復に関する研究, 河川環境総合研究所報告, 第 14 号, pp.81 - 95.

- 豊島靖・中西史尚・河合典彦・綾史郎・森田和博（2000）淀川における良好なワンド形成に関する実験的検討，河川環境総合研究所報告 第6号。
- 中川一（2004）流水・土砂の管理と河川環境の保全・復元に関する研究，3.2.1 土砂生産・流出の総合管理システム，財団法人 河川環境管理財団，pp.41 - 44.
- 日本生態学会編（2002）外来種ハンドブック，地人書館。
- 濱野達也・小山弘道・森田和博（2000）：乾燥化した高水敷における植生の復元について，河川環境総合研究所報告 第6号。
- 藤長賢二，青木治男，中西史尚（2009）ヨシ原におけるヨシの保全・再生手法の確立に関する研究，河川環境総合研究所報告 第15号 pp.120 - 127.
- 藤森隆郎・河原輝彦（1994）：広葉樹林施業，全国林業改良普及協会。
- 三浦慎悟・堀野眞一（2002）：野生動物集団のダイナミクス：個体群存続可能性分析，「生態系とシミュレーション」（楠田哲也・巖佐庸編），pp.91 - 114, 朝倉書店。
- 右田一雄（1989）：林業種苗学，東京農業大学出版会。
- 宮脇昭，藤原一絵，鈴木照治，篠田朗彦，木村功（1975） 茅ヶ崎市の植生－緑の環境と都市の調和を求めての植生学的研究－
- 森本幸裕・亀山章（2001）：ミティゲーション－自然環境の保全・復元技術－. ソフトサイエンス社.
- 山本晃一（2005）4.1.2 河川生態系制御における操作要素と受動要素，流量変動流送土砂の変化が沖積河川生態系に及ぼす影響とその緩和技術，河川環境総合研究所資料，第16号，pp.174 - 177.
- 山本晃一，阿佐美敏和（2007）河道・環境特性情報の読み方と利用 第1篇 小貝川の河道特性，河川環境総合研究所資料，第18号。
- 林野庁（2011）平成22年度 森林病虫害被害量実績
- 我が国における保護上重要な植物種および植物群落研究委員会植物群落分科会（1996）植物群落レッドデータ・ブック，（財）日本自然保護協会・世界自然保護基金日本委員会。
- 鷺谷いづみ（1999）：生物保全の生態学，共立出版。
- Burgman M. A., Ferson S. and Akçakaya H.R. (1993) : Risk Assessment in Conservation Biology. Chapman & Hall. London.
- Caswell H. (2001) : Matrix Population Models 2nd Ed. Sinauer Associates. Sunderland, USA.
- Menges E. S. (2000) : Applications of population viability analyses in plant conservation. Ecological Bulletins 48: 73 - 84.
- Morris W. F. and Doak D. F. (2002) : Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis. Sinauer Associates. Massachusetts, USA.
- Reed J. M., Mills L. S., Dunning Jr. J. B., Menges E. S., McKelvey K. S., Frye R., Beissinger S. R., Anstett M., and Miller P. (2002) : Emerging issues in population viability analysis. Conservation Biology 16: 7 - 19.
- Silvertown I. and Charlesworth D. (2001) : Introduction to Plant Population Biology 4th Ed. Blackwell Science. USA.

## 第8章 高水敷利用施設における植生管理

1966（昭和41）年に始まった多摩川等4都市河川における河川敷ゴルフ場等の占用地から地域住民が利用する公園・緑地等への河川敷開放政策は（⇒2.1.4），その後多くの河川において河川高水敷の公園化を促進するものとなった。公園の管理者は市町村が占有者となり公園の管理を行うのが通例であるが，財団法人河川環境管理財団が占有者となり公園の運用管理を行うものもある。国営公園として整備された淀川河川公園（1972（昭和47）年一部開園，総面積1216ha，2008（平成20）年共用面積225.7ha，来園者約500万人）（国土交通省近畿地方整備局，2008），木曾三川河川公園（1987（昭和62）年開園，総面積6100ha，2008（平成20）年末共用面積約239.1ha，2007年来園者約890万人（国土交通省中部地方整備局，2008）では，公園緑地管理財団・河川環境管理財団が国の受託事業として管理を行っている。なお国営公園としての河川公園の除草は，2010（平成22）年度から別途競争入札により発注されるようになった。

### 8.1 利用型公園施設の植生管理の実態と管理水準

利用型公園施設の植生管理は，施設の利用目的に合うように維持管理するものである。したがって，利用目的に応じて植生の管理内容，水準が異なる。以下に事例を用いて利用型公園の植生管理の実態を記す。

#### （1）庄内川幸心健康公園

図8.1.1に施設の平面配置を示す。施設の目的は地域住民の健康促進を図るものである。

##### ①占有者

財団法人河川環境管理財団

##### ②施設の運営管理主体

財団法人河川環境管理財団

##### ③施設内容

ゴルフ練習所	47570 m <sup>2</sup>
（グリーンは1700 m <sup>2</sup> ）	
ソフトボールグラウンド	3600 m <sup>2</sup>
多目的広場	6150 m <sup>2</sup>
児童広場	4250 m <sup>2</sup>
野草公園	14350 m <sup>2</sup>



図8.1.1 庄内川幸心健康公園施設配置図  
（公園関係資料：幸心健康公園植生調査より）

##### ⑤草本植栽の実態

###### ・草本植栽の目的

ゴルフ練習所	ゴルフ場のフェアウェイをイメージした植栽維持
ソフトボール場	野球場外野の芝生維持
児童広場	子供の怪我防止
野草広場	

###### ・草本植栽面積

ゴルフ練習所	47000 m <sup>2</sup>
ソフトボール場	3300 m <sup>2</sup>
児童広場	4250 m <sup>2</sup>
野草広場	
・ 草本植栽の種	
ゴルフ練習場	グリーンはヒメコウライ芝
その他(野草広場以外)	整備時は野芝, 現在はイネ科草本と外来牧草の混成
野草広場	
・ 草本類管理スケジュール	
除草回数と除草方法	ゴルフ練習場は4～10月で10回程度, 芝はティショット場所から270m程度は芝丈5cmそれより奥は10cmに自走式芝刈り機で刈る. グラウンド等は4～10月で2回/月の頻度, 芝丈10cmに自走式芝刈り機で刈る. 他の駐車場や堤防の裏面は肩掛け草刈り機で刈る.
施肥	グリーンのみ化学施肥(N:P:K=8:8:8)を4～10月で5回
集草方法と処理法	現場で無処理
・ 草本類管理費用	
管理員が日常業務の一環として行っている.	
⑥ 樹木植生の実態	
・ 植栽の目的	駐車中の車への安全確保
・ 樹木配置	グリーン周り
・ 樹木種と本数	ツゲの木, 約250本
・ 植栽管理手法	
剪定	電動式生垣バリカンで実施
施肥	なし
消毒	なし
処理	集めておき, 10月の土手の草刈が行われた時に処理
・ 樹木類管理費用	
管理員が日常業務の一環として行っている.	

(2) 船頭平公園 \* 木曾三川公園の一部である船頭平河川公園とは異なる

公園施設の目的は、重要文化財「船頭平閘門」建設を機に地元の人々の手でサクラ100本余りを植えたのを始まりとし、その後徐々に増えた樹木群(約90種以上, 約1500本)を「船頭平閘門」を含めて公園として整備し、訪問者(年間約4万人)への文化的・教育的サービス(木曾川および流域の治水・利水史情報の提供)と同時に、審美的・精神的サービス, レクリエーション機能を提供するものである。

① 施設および配置図

図8.1.2に施設の平面配置を示す。

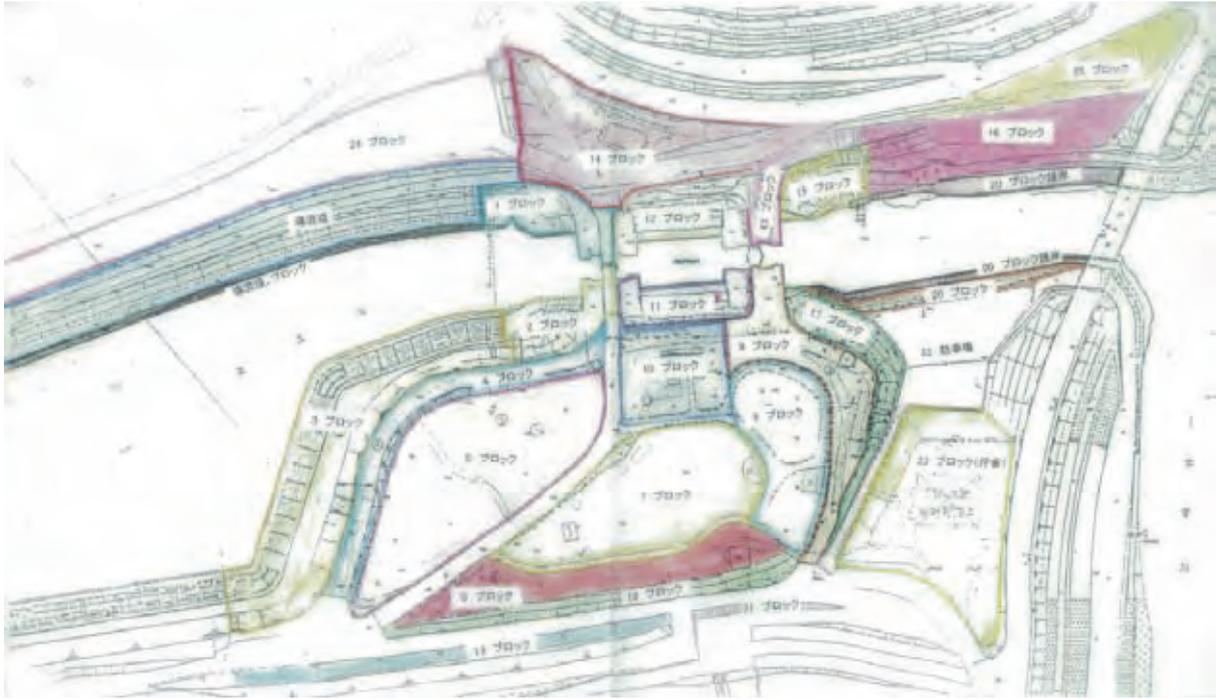


図8.1.2 船頭平公園平面配置およびブロック図(公園関係資料:船頭平公園植栽図より)

全体の面積は、約26000 m<sup>2</sup>

②施設の管理主体

中部地方整備局木曾川下流河川事務所

③植生管理主体

財団法人河川環境管理財団が受託業務として実施

④草本植栽管理の実態

・草本植栽の目的

公園訪問者の快適性増進のため、季節花を中心に、春(スイレン、チューリップ)、夏(ヒマワリ、ペチュニア)、秋(コスモス、ダリヤ)等々、年間を通じて何らかの花々が見られるように配慮している。

・草本植栽面積

花壇	約60 m <sup>2</sup>
花壇以外の園地	約1630 m <sup>2</sup>

・草本植栽の種

ボタン、シャクヤク、アジサイ、フロックス、コデマリ、ハギ

・草本類管理スケジュール

除草時期と回数 5月、7月、8月、9月、10月の5回

施肥 12月および必要に応じて追肥を適宜実施、肥料は有機肥料+化成肥料

集草方法と処理法 園内にて堆肥化して利用

・草本類管理費用

管理員が日常業務の一環として行っている。

## ⑤樹木管理の実態

### ・植栽の目的

公園訪問者の快適性増進のため、春のサクラ、初夏のツツジ・若葉、秋のモミジ・ドングリ、冬の青松など、季節毎に楽しめるよう配慮している。

### ・樹木種と本数

(10本以上の種)

サクラ330本、マツ250本、カエデ100本、サザンカ・ツバキ30本、ハナモク20本、シイ15本、ウメ15本、キンモクセイ10本、モチ10本、

(5～10本未満の種)

ポプラ、タイサンボク、メタセイコヤ、クスノキ、サルスベリ、モクレン、ハゼ、マユミ、ホウノキ、マロニエ、トチ等々

(5本未満の種)

多数あるが、正確の数の把握が成されていない。

### ・植栽管理手法

#### 剪定

花木類・株物類については、開花後に一回目の剪定を行い、冬季に仕上げの剪定を行う。その他の樹木は、冬季のみ剪定を行う。

#### 施肥

冬季に元肥として有機肥料と化成肥料の混合したものを施し、一部の樹木については必要に応じて化成肥料を追肥する。

#### 消毒

公園全体を対象として、春先と初夏頃の年2回殺虫剤を散布する。その他必要に応じて、箇所毎に病虫害対処剤を適宜散布する。

#### 処理

下草、落葉、剪定枝等の発生物の全ては、園内3箇所に設置した堆肥処理場にて処理し、熟成後に有機肥料として利用している。

### ・樹木植栽管理費用

管理員が日常業務の一環として実施している。

## (3) 荒川下流部扇健康公園

荒川下流部扇健康公園は、荒川左岸距離標15.0km付近の高水敷に位置している。施設の目的は利用者および地域住民の健康促進を図るものである。

### ①占有者

財団法人河川環境管理財団

### ②施設の管理運営主体

財団法人河川環境管理財団

### ③施設内容および配置図

施設は、ゴルフ練習場、野球場（1面）、テニスコート（2面）、憩いの広場、自由広場からなる。本施設群は1980（昭和55）年から1986（昭和61）年にかけて順次整備され開園された。施設配置の概要を図8.1.3に示す。



図8.1.3 荒川下流部扇健康公園の施設配置

### ④草本植栽の実態

#### ・草本植栽の目的

ゴルフ練習場 ゴルフ場のフェアウェイをイメージした芝生維持  
 野球場 外野部分の芝生維持  
 憩いの広場 緑地広場としての芝生維持  
 自由広場 緑地広場としての芝生維持

#### ・草本植栽面積

ゴルフ練習場 22500㎡  
 野球場外野部分 8600㎡  
 憩いの広場 10200㎡  
 自由広場 4400㎡

#### ・草本植栽の種

ゴルフ練習場	整備時：野芝	現在：野芝（芝の補植等実施）
野球場外野部分	整備時：野芝	現在：在来イネ科草本と外来牧草との混成
憩いの広場	整備時：野芝	現在：在来イネ科草本と外来牧草との混成
自由広場	整備時：野芝	現在：在来イネ科草本と外来牧草との混成

#### ・草本植栽管理スケジュール

除草 ゴルフ練習場は、年30回程度除草、年間を通して草丈2～4cmで管理している。  
 野球場外野部分、憩いの広場、自由広場は、年7回除草（4月、5月、6月、7月、8月、9月、10月）、年間を通し草丈10cm程度を目標で管理している。

除草方法 自走式芝刈り機で刈る。

施肥 なし

・集草方法と処理法

全て集草無し(刈り放し)

・年間単位面積当り直接費

ゴルフ練習場

管理員が日常業務の一環として行っている。

野球場, 憩いの広場, 自由広場

外注直接費 除草15円/m<sup>2</sup>

⑤ 樹木植栽の実態

・植栽の目的

施設への車両の進入防止,

・樹木配置

各施設との境界部分, 占用境界部分

・樹木種と本数

憩いの広場

トベラ, オオムラサキツツジ, レンギョウ 寄植面積800m<sup>2</sup> (4~5本/m<sup>2</sup>)

自由広場

オオムラサキツツジ, ドウダンツツジ 寄植面積280m<sup>2</sup> (4~5本/m<sup>2</sup>)

・植栽管理の手法と直接費用

憩いの広場, 自由広場の樹木に対して植栽管理を実施している。

剪定 寄植の樹形を整えるために年1回の剪定

施肥 なし

消毒 なし

処理法 剪定枝, 下草は, 施工直後に集め産廃処分

その他 下草除草, 落葉掻など行う。寄植部分および周辺の下草の抜根を年2回実施している。

・管理費用

剪定, 下草抜根, 産廃処分費用は, 33万円/年(外注直接費)

(4) 川崎リバーサイドゴルフ場

川崎リバーサイドゴルフ場は, 多摩川右岸多摩川大橋上流(距離標 約8.7km)に位置している。施設の目的は, 広く一般の方へゴルフの場所を廉価で提供し, 定休日(火曜日)は河川利用者へレクリエーションの場所として提供, 利用者および地域住民の健康促進を図るものである。

① 占用者

財団法人河川環境管理財団

② 施設の管理運営主体

財団法人河川環境管理財団

③ 施設および配置図

ゴルフコース(9ホール)からなり, その配置を図8.1.4に示す。



図8.1.4 川崎リバーサイドゴルフ場の概略配置

#### ④草本植栽の実態

##### ・草本植栽の目的

ゴルフ場の機能として、グリーン、フェアウェイ、ラフの植生維持

##### ・草本植栽面積

グリーン 5400㎡

フェアウェイ、ラフ 135000㎡

##### ・草本植栽の種

グリーン 高麗芝

フェアウェイ、ラフ 現在：在来イネ科草本と外来牧草との混成

##### ・草本植栽管理スケジュール

(グリーン)

除草 自走式芝刈り機で年170回程度除草(刈高4～5mm),

施肥 年6回 4月, 5月, 6月, 9月, 10月, 11月

肥料の種類 有機化成肥料N:P:K=8:8:8(地力を高めるため)

(フェアウェイ, ラフ)

除草 自走式芝刈り機で年60回程度除草(刈高30～40mm)

##### ・集草方法と処理法

(グリーン)

刈り屑は、所定の場所に仮置き後、定期的に産廃処分

(フェアウェイ, ラフ)

集草無し(刈り放し)

##### ・年間単位面積当り直接費

(グリーン)

外注直接費 除草4.63円/㎡ 施肥13.6円/㎡

フェアウェイ, ラフ

外注直接費 除草4.35円/m<sup>2</sup>

⑤樹木植栽の実態

・植栽の目的

コースのレイアウト，打球による事故防止，木陰の場所を提供，ゴルフ場への車両の進入防止

・樹木配置

各ホールの境界部分，ティーグラウンド周辺，受付付近，占用境界部分

・樹木種と本数

マサキ842本，ツツジ類345本，レンギョウ51本，ネズミモチ16本

キョウチクトウ17本，アジサイ10本，クルミ2本，サワラ4本，サクラ8本

ヤナギ1本，ケヤキ3本，ハゼ4本，ダイダイ1本，カシワ2本，モミジ1本

ビワ1本，ツゲ3本，ハイマツ23本 計1334本

・植栽管理の手法と直接費用

剪定 樹形を整えるために，低木は年2回の剪定，中高木は年1回の枝打ち

施肥 なし

消毒 なし

処理法 剪定枝，下草，落葉は，所定の場所に刈り置き後，定期的に産廃処分

その他 樹木周辺の下草刈は年25回程度実施，下草除草，落葉掻など実施，

・管理費用

剪定，下草刈り，産廃処分

外注直接費 112万円/年

(5) 丸子野球場

丸子野球場は，多摩川右岸距離標13.4km付近に位置している。施設の目的は，少年や一般の方へ野球の場所の提供，河川利用者へレクリエーションの場所の提供である。

①占有者

財団法人河川環境管理財団

②施設の管理運営主体

財団法人河川環境管理財団

③施設および配置図

野球場(1面)であり，その配置を図8.1.5に示す。



図8.1.5 丸子野球場の位置と配置

④ 草本植栽の実態

・草本植栽の目的

野球場外野部分の芝生維持

・草本植栽面積

外野部分 5600㎡

・草本植栽の種

外野部分 整備時：野芝 現在：在来イネ科草本と外来牧草との混成

・草本植栽管理スケジュール

除草 自走式芝刈り機で年9回、4月、5月、6月(2回)、7月、8月(2回)、9月、10月に実施(年間を通し草丈10cm程度を目標で管理)

施肥 なし

・集草方法と処理法

集草無し(刈り放し)

・年間単位面積当り直接費

外注直接費 除草12.5円/㎡

⑤ 樹木植栽の実態

樹木の植栽はない。

## (6) 諏訪野球場

諏訪野球場は、多摩川右岸距離標16.5km付近に位置している。施設の目的は、少年や一般の方へ野球の場所の提供、河川利用者へレクリエーションの場所の提供である。

### ① 占有者

財団法人河川環境管理財団

### ② 施設の管理運営主体

財団法人河川環境管理財団

### ③ 施設および配置図

2面の野球場からなる。配置形状を図8.1.6に示す。



図8.1.6 諏訪野球場の位置と配置

### ④ 草本植栽の実態

#### ・ 草本植栽の目的

野球場外野部分、緑地としての芝生維持

#### ・ 草本植栽面積

外野部分、緑地 17900㎡

#### ・ 草本植栽の種

外野部分、緑地 整備時：野芝 現在：在来イネ科草本と外来牧草との混成

#### ・ 草本植栽管理スケジュール

除草 自走式芝刈り機で年9回除草 4月、5月、6月(2回)、7月、8月(2回)、9月、10月(年間を通し草丈10cm程度を目標で管理)

施肥 なし

#### ・ 集草方法と処理法

集草無し（刈り放し）

- ・年間単位面積当り直接費  
外注直接費 除草9.0円/m<sup>2</sup>

⑤樹木植栽の実態

樹木の植栽は無い。

（7）吉川地区江戸川広域運動公園

吉川地区江戸川広域運動公園は、江戸川右岸距離標37.5km付近に位置している。施設の目的は、三市（草加市，越谷市，八潮市）の市民へ野球の場所の提供，河川利用者へレクリエーションの場所の提供である。

①占有者

財団法人河川環境管理財団

②施設の管理運営主体

越谷市，草加市，八潮市から財団法人河川環境管理財団が受託業務として実施

③施設および配置図

野球場（9面），緑地広場からなる。公園の施設配置の概略を図8.1.7に示す。



図8.1.7 吉川地区江戸川広域運動公園の施設配置図

④草本植栽の実態

- ・草本植栽の目的  
野球場外野部分，緑地としての芝生維持
- ・草本植栽面積  
外野部分，緑地74900m<sup>2</sup>

- ・草本植栽の種  
外野部分，緑地 整備時：野芝 現在：在来イネ科草本と外来牧草との混成
- ・草本植栽管理スケジュール  
除草 自走式芝刈り機で年6回除草 5月，6月，7月，8月，9月，10月  
施肥 なし
- ・集草方法と処理法  
集草無し（刈り放し）
- ・年間単位面積当り直接費  
外注直接費 除草7.0円／㎡

#### ⑤樹木植栽の実態

- ・植栽の目的  
グラウンド内への車両の進入防止
- ・樹木配置  
各グラウンドの境界部分，占用境界部分
- ・樹木種と本数  
ユキヤナギ，トベラ，シャリンバイなど30本程度  
（現在は，出水による冠水等で枯れてしまい，殆どない）
- ・植栽管理の手法と直接費用  
剪定  
寄植の樹形を整えるために年1～2回剪定  
施肥 なし  
消毒 なし  
処理法  
剪定枝，下草は，施工直後に集め産廃処分  
その他  
下草除草，落葉搔など，寄植部分及び周辺の下草の抜根を必要に応じて実施

#### ⑥管理費用

管理員が日常業務の一環として実施

#### （8）その他

財団法人河川管理環境管理財団が整備した施設は，そのほとんどが財団法人日本宝くじ協会の助成金によって整備され，維持管理費は施設利用者の利用料でまかなわれている。

利用施設の植生管理は，その利用目的に対応した植生管理が必要であり，管理行為には相当の経費が掛るのである。

## 8.2 自然環境保全型河川公園における植生管理

### 8.2.1 石川河川公園自然ゾーンの計画と植生管理の実態

石川は大和川の左支川で大阪府が管理している河川である。石川河川公園自然ゾーンの計画・運営・維持管理について、大阪府富田林土木事務所都市みどり課および建設課に対して、2011（平成23）年9月12日にヒヤリングを行い、また現地調査を実施した。以下の記述はそれらに基づくものである。

#### (1) 石川河川公園自然ゾーンの概要

石川河川公園は大和川左支川石川の高水敷に沿ってつくられた大阪府営公園である。4市1町に跨る長さ11.6km、公園計画面積は172.6haに広がる。公園は10のエリアに区分され、エリアはそれぞれのテーマにそった趣向が凝らされている。その中で中流域の河南橋～新大国橋間の1.6km区間（約43ha）は自然ゾーンとしてA～Dの4地区に区分される。図8.2.1に自然ゾーン4地区の配置を示す。このうちA、B、C地区は整備開園したが、D地区は計画決定が為されたが整備されていない。

A地区（約9.0ha）は、計画概念「身近な自然である石川らしい自然の環境をゆっくり時間をかけて再生する」「川の自然営力により川に自然を作らせる」により整備され、2002年4月第一段階の整備が終了した。

#### (2) 石川A地区の治水条件と河道特性の変化

石川の河川整備方針は、100年確率洪水に対応した基本高水は $1600\text{ m}^3/\text{s}$ をダムにより $220\text{ m}^3/\text{s}$ カットし、計画高水流量 $1400\text{ m}^3/\text{s}$ を安全に流下させようとするものである。河川整備計画は50年確率の安全度を確保するものとしている（1998年に暫定整備終了している）。

当該地区の河床勾配は1/400、河床材料は5～10cmのセグメント2-1の性格を持つ河道である。源流の金剛山系は領家花崗岩類からなり、石川にマサの砂を供給し、河床材料のマトリックスとなっている。

石川の河道・環境は、1981（昭和56）年の滝畑ダムの完成により変化している。公園の整備検討会における地元住民に聞き取りによると、その変化は以下のようなものである。

##### ① 滝畑ダム完成以前（1981年まで）

- ・流域の開発・都市化に伴い、洪水被害が多発した。
- ・自然ゾーン地区は川幅が広く、本流や梅川の出水により地形や河川敷の広さが大きく変動していた。
- ・高畑ダム完成以前は水量が多く、アユ釣りが盛んに行われ、カワエビやホタルもいた。
- ・河川敷に井戸を掘って飲み水にしていた。
- ・雨の後の水溜りには、多くの魚がおり捕まえて遊んだ。
- ・石川でよく泳いだ。

##### ② 滝畑ダム完成後から低水護岸を整備する以前（1982～1994年）

- ・ダムの整備により水量が減り、アユが取れなくなった。
- ・本流のフラッシュが少なくなり、A地区では梅川が固定され、河川敷の環境が比較的安定し、

後に耕作地が広がった。

- ・梅川の旧河道は、用・排水路として利用されていた。
- ・左岸に公園が整備され、竹林や自然草草が減少した。



図8.2.1 石川河川公園平面図(石川河川公園パンフレットより)

③ 低水護岸を整備した後(1995年以降)

- ・河道の固定により河川敷が冠水しなくなり、乾燥化が進む。
- ・護岸工事の際に河川敷を平坦化したこと、出水により地形の変化や土砂の堆積・運搬が無くなったことより、単一な環境で安定化しつつある。
- ・その結果、常に変化する河川環境に適応していた動植物の生息域が狭められている。
- ・左岸側の不法耕作地が極端に広がってきていることも、竹林や草地減少の一因となっている。
- ・一方で右岸側(B地区)の人工ワンドが整備され、水際の植生が回復した。

住民の感覚的、定性的な判断であり、原因と結果の関係性の推定が充分でないと思われるものがあるが、石川の環境変化の大局を捉えていよう。

### (3) 計画策定プロセス

石川河川公園の計画プロセスは以下の流れで進んだ。

- ・昭和59(1984)年度, 大阪府緑のマスタープラン策定
- ・昭和62(1987)3月, 石川あすかプラン策定
- ・平成元(1989)年3月, 石川河川公園(仮称)基本計画策定
- ・平成3(1991)年3月, 石川河川公園基本設計
- ・平成11(1999)年3月, 石川河川公園「自然ゾーン」管理運営計画策定  
平成10年度にワークショップとして基本方針を次のように定めた。  
「身近な自然」を作る, 地域住民とともにつくる, 安く手軽につくる, 情報を共有する。
- ・平成11(1999)年度, ワークショップ設置およびワークショップ運営管理方針策定  
ワークショップ実行委員会により, 住民参加のワークショップ4回開催した。
- ・平成12(2000)年度から平成15(2003)年度, 毎年ワークショップ運営・開催  
「府民参加の公園づくり」の旗印の下, 平成12年度は12回, 13年度は16回, 14年度は9回, 平成15年度は9回開催した。

その他にPR活動として現地調査, 見学会, 座談会, 石川流域講座, イベントなど計28回開催した。

また住民等の自主活動として石川の総合学習の授業協力, ミニワークショップの開催, 石川流域フォーラム2003, 2004の開催, 石川自然クラブの設立など, 計77回開催された。

なお平成14(2002)年, 自然ゾーンが部分的に共用開始されている。

- ・平成16(2004)年度, 石川河川公園「自然ゾーン」計画・運営準備協議会設立, 運営準備協議会を3回開催し, 関係者の調整会議を4回開催した。
- ・平成17(2005)年度, 石川河川公園「自然ゾーン」計画・運営協議会設立, 運営協議会は, 住民代表(町内会), 関係市町, 大阪府公園課, 学識者等で構成された。座長は大阪府立大学上甫木教授, 委員として大阪芸術大学篠沢健太教授が参加している。  
協議会は年3回程度開催予定である。

なお測量, 基本設計, キャンペーン, 資料・パンフレット作成等に当たっては, コンサルタントに業務委託している。

### (4) A地区の自然回復を考慮したデザインの考え方

A地区は当初, 動植物の観察広場などの構造物整備が主体の計画であった。石川の流量の減少とそれに伴う河川生態系の変化を危惧した市民団体のこの計画に対する反対運動により, 自然ゾーンのプランの見直しが為され, 平成11(1999)年3月, 石川河川公園「自然ゾーン」管理運営計画が策定された。

A地区の計画に当たって, 主導的役割を果たした千葉他の論文(2010)より, 自然回復を考慮したデザインの考え方, ゾーニング, 平面計画の概要を記す。

#### ① 時空間スケールを考慮したデザイン手法

A地区および周辺地域に関する情報が, 空間的にも時間的にも断片的であったため, 自然の回

復を考慮したデザインを行うにあたって、種々のデザイン要素情報の相互関連性が理解しづらかった。そこで、A地区に係わる様々な事象を、空間規模と発生頻度、継続時間の違いに着目して、時空間スケールを図8.2.2のように図式化した。これに基づいて、個々の事象の変動や空間特性との関係を包括的、有機的に把握し、計画・設計における対案に活かした。

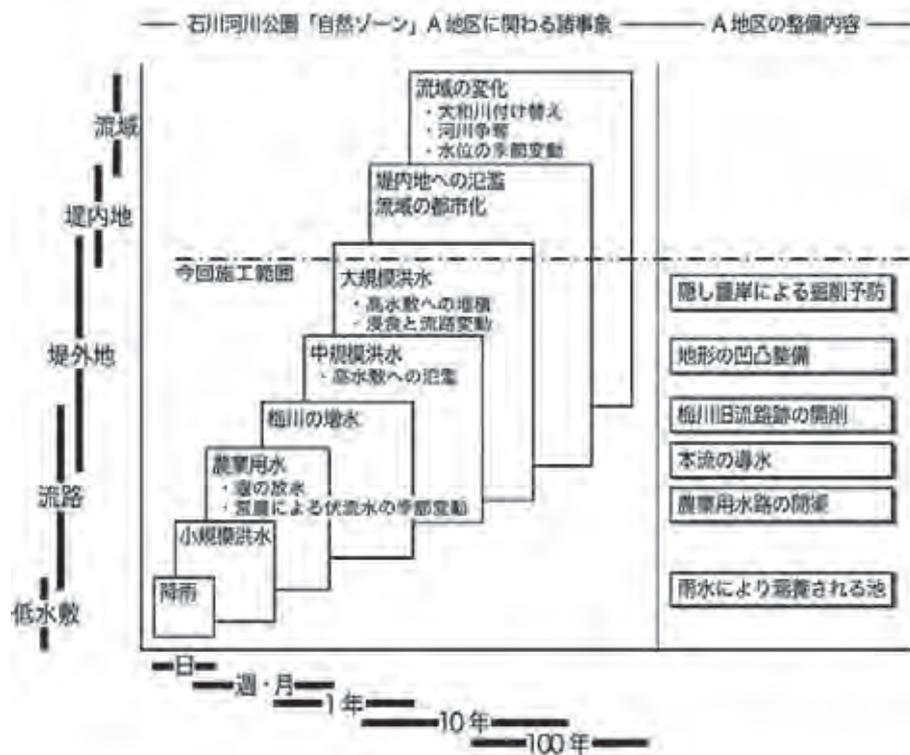


図8.2.2 A地区に関わる諸現象の時空間スケールの整理(千葉他,2010)

② 時空間スケール年の整備内容

時空間スケールに応じた諸事象の整理により、水分条件や規模が異なる多様な水辺空間の創出を目標に整備案が提案され、図8.2.3に示すゾーニングと平面計画がなされ、整備された。

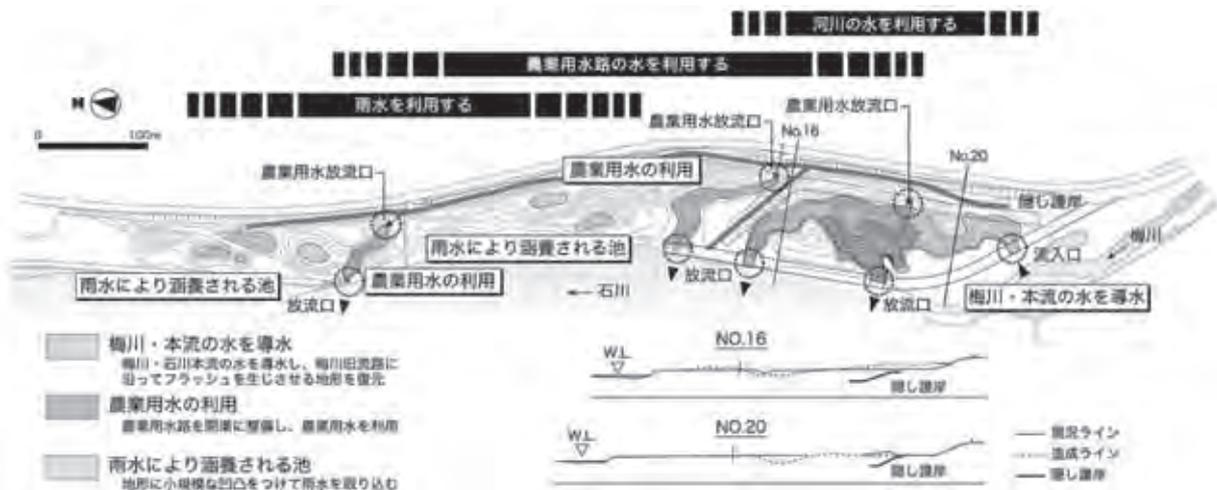


図8.2.3 A地区のゾーニングと計画平面図(千葉他,2010)

・小スケールの整備（数ヶ月～1年に数回の攪乱が生じる規模・空間）

利用できる水源として、雨水と農業用水が対象となった。雨水の利用では、高水敷に大きさの異なる凹地を点在させ、雨水により涵養される池がデザインされた。この池は集水面積が異なるため、出現・消滅の頻度が異なる多様な空間となることが期待された。A地区内には、堤内地の水田排水用の農業用水路があった。季節により水量が異なるので、その応じた植生が生育するものと期待され、存置された。

・中スケール（数年単位で生じる攪乱規模・空間）

本流の水が利用できる水源として考えられた。旧梅川の形態を空中写真から読みとり、その流路に沿って高水敷を開削し、周辺部の地形に凹凸を付け、新たに水路となる空間を創出した。この水路は本川の伏流水および洪水時に低水路護岸から水が入り流れが生じるように意図された。

・大スケール（数十年単位で生じる攪乱規模・空間）

旧流路の掘削、高水敷の凹凸の造成により、大きな洪水時の攪乱現象により既存の護岸の破壊や高水敷が侵食され本堤に影響が及ぶことが懸念されたため、堤防に沿って隠し護岸が設置された。

### ③ 整備後の植生等の変化

2004（平成16）年4月に第一段階の整備が完了し、整備に当たって裸地化された空間に植生が生育、遷移が進んだ。2008（平成20）年10月までの間に3回の植生調査が為された。植生の変化は図8.2.4に総括された。整備された立地の広い範囲で多年草群落の移行が見られたが、農業用水路や梅川旧水路では一年草群落が維持された。一方、高水敷に整備された池は、セイタカアワダチソウ・クズ群落に置き換わり、陸化しつつある。1995（平成7）年の洪水では高水敷への氾濫、土砂の堆積が見られた。

## (5) 植生の維持管理

石川河川公園は指定管理業務委託により、民間法人による維持管理がされている。

A地区に存在するムクノキ、エノキは実生から自生したもので、苦情がない限り樹木管理を実施していない。公園の除草は、管理・観察用通路については4月下旬、8月初旬、9月下旬の年3回除草・集草し、市清掃工場で焼却処理実施しているが、他は植生遷移に任せている。幼樹が自生した場合の除去は特に実施していない。

公園内の農業用水路の維持は公園管理者が年1回除草等を行っている。公園沿いの堤防法面は河川管理者が6～7月に年1回除草・集草・焼却を実施している。堤防道路路肩から1mは道路管理者が年1回除草している。A地区下流の南阪奈道路橋と新大黒橋間は利用ゾーンのバッファゾーンとして年4回除草している。



(6) 2011 (平成23) 年9月12日における植生景観

**写真8.2.1**は、A地区直下流である。この地区は、A地区とパークゴルフ場のバッファゾーンで、芝張りをしており、年4回除草を行っている。そのため、比較的他の植生が侵入していない。



写真8.2.1 南阪南道路橋直下流(バッファゾーン)の状況

**写真8.2.2**は、A地区堤防(南阪南道路橋上流)である。堤防は一回刈りであり、外来植物、クズ等で覆われている。堤防とAゾーン間の通路周辺は草刈を年四回実施しているがセイバンモロコシの被度が高い。



写真8.2.2 南阪南道路橋上流堤防および通路周辺の植生の状況

**写真8.2.3**は、A地区内の人為的盛土(写真の赤枠内)と植生の状況である。盛土は、高水敷内の攪乱を誘発し、高水敷における植生の多様性を高めるため盛土が為されたものである。しかし、ここ数年、規模の大きな出水がないこともあり、比高差の拡大により乾燥化して高茎のヨシにクズ等が覆い被さっている。

除草を行った箇所では、セイバンモロコシの侵入が顕著となっているため、A地区においては、ヨシを還元させるための植生実験を実施している(学識者、住民、自然保護団体からなる運営協議会で実施)。



写真8.2.3 A地区内の人為的盛土部とその周辺の植生の状況

**写真8.2.4**は、石川河川公園B地区の堤防上から見たワンド景観である。堤防とワンド間の高水敷上の高茎草本が繁茂しワンドがよく見えない。ワンドに接近するアクセス通路はない。**写真8.2.5**は、B地区の植生の状況である。セイコノヨシ、クズ、セイバンモロコシ等の繁茂が著しく、草丈2～3mとなっている。



写真8.2.4 B地区のワンドの状況(堤防上から撮影)



写真8.2.5 B地区の高水敷の植生の状況

写真8.2.6は、C地区の堤防からの景観であり、樹木群が存置されている。写真8.2.7は、C地区の堤防とサイクリングロード（サイクリングロード周辺1mは道路管理者が除草している）である。写真8.2.8は、C地区のゾーニングを示す看板である。



写真8.2.6 C地区の高水敷の状況



写真8.2.7 C地区内のサイクリングロード



写真8.2.8 C地区内のゾーニングを示す看板

写真8.2.9は、C地区の農業用水路と余水吐きの状況である。写真8.2.10は、用水路末端のサイクリングロードの浸水軽減（年1回の頻度で浸水していた）のために、高水敷切り下げと余水吐の延長工事を行った後の状況である。現地調査時には、直前の小出水で水路内に粗砂が30cm程度堆積していた。取水機能維持のため土砂堆積の対処が今後の課題となると考える。



写真8.2.9 C地区の農業用水路と余水吐きの状況



写真8.2.10 C地区の農業用水路前面の高水敷の切り下げ状況と余水吐の延長

#### (7) A地区公園管理の課題

現状のA地区植生は、旧梅川掘削水路沿いに一年草が見られるが、クズ、セイコノヨシ群落、シナダレスズメガヤ、セイタカアワダチソウなどが多くを占め、見た目によいものではない。また草がぼうぼうであり植物を観察するのも難しい。この空間を自然公園としてどう位置づけるべきか。

勾配1/400のセグメント2-1と位置づけられる区間であり、本来、砂利州が生じそれが移動し、河岸侵食が生じ、低水路位置が動く自然攪乱のある河川であったが、洪水流量の減少により川幅が縮小し、低水路護岸が設置され、高水敷の攪乱規模および頻度は従前に比べて減少した河川である。

人為的植生管理を行わなければ、樹木の進入、ヤブ化してしまう可能性は高い。洪水による河岸侵食という攪乱が期待されず、また氾濫による高水敷表層土砂の侵食の可能性が低く、むしろ浮遊砂の堆積による河畔堆積現象が生じるような空間となっている。洪水による植生の破壊・再

更新があまり期待できない空間を、植生管理を行わない生態系保持空間（植生遷移にまかせる）と位置づけて良いのであろうか。6.1で記した多摩川の生態系保持空間は、そのコンセプトの変更を強いられている。

自然公園の計画は、

- ・ 景観目標
- ・ 地形変化に対する対応
- ・ 植生遷移に対する対応
- ・ 人為的攪乱（維持管理）の方針
- ・ 河川環境理解の増進方針

を決定することである。市民が利用する公共空間（コモン）であり、決定プロセスは石川河川公園自然ゾーンの計画プロセスのように市民参加型のものとなる例が多く、理念先行型の計画になりやすい。地形変化および植生変化の予測には専門家の参画を要するが、専門家でも予測結果は蓋然的なものでしかない。攪乱のシナリオを描き攪乱に対する応答解析を実施し、様子を見ながら順応的に管理する計画となろう。

なお、A地区の計画にかかわった篠沢他（2010）は、本区間を含めて自然ゾーンを遷移に任せるとしておらず、人為的に立地の攪乱、植物体への操作を管理行為として行うものとしている。なお、放置してよい場所は、洪水による自然攪乱が生じる場所としている。

公園を訪れる市民が河川環境の理解を深め、景観を楽しむためには、観察路（散策路）の整備や環境に関する情報提供システムの整備なども必要であろう。

## 8.2.2 小貝川ふれあい公園

小貝川ふれあい公園は小貝川距離標46km付近右岸（右支川糸繰川合流点上流）に22.8haの面積を有する下妻市が管理する都市公園である。この公園の計画・運営・維持管理について、2011（平成23）年11月22日、茨城県下妻市建設部都市整備課に対してヒヤリングを行い、また同日現地調査を実施した。以下の記述は、それらに基づくものである。

### (1) 公園区域の河道地形の特徴

常陸風土記によると鬼怒川は10世紀半ばまで、現在の糸繰川を流下し、本公園地区は騰波乃江と言われる沼であった。江戸時代後期には沼は干上がった湿地的空間で小貝川が激しく蛇行していた。現小貝川の河床勾配は1/5000程度、河床材料の代表粒径は小礫が混じる0.4mm程度の中砂であるが、蛇行をショートカットした河道であるため、洪水時には粘性土が露出する可能性が高い（山本、2010）。本公園区域には旧小貝川の蛇行跡である三日月湖や湿地が存在する。

### (2) 小貝川ふれあい公園の概要

公園は、4つのゾーンからなる。一つは小貝川堤防に接する堤内地のコアゾーン2.7ha（公園の学習施設を含む管理施設であるネイチャーセンター、子供広場、駐車場）、他は堤外高水敷の自然観察ゾーン11.3ha（オオムラサキの森）、スポーツゾーン4.9ha（サッカー場、ソフトボール球場、パークゴルフ場、バーベキュー場）、フラワーゾーン9.4ha（花畑、イベント広場）の3つのゾー

ンである。図8.2.5に公園の平面図を示す。



図8.2.5 小貝川ふれあい公園施設平面図(小貝川ふれあい公園ネイチャーセンター、パンフレットより)

### (3) 公園化の経緯と公園の概要

1986(昭和61)年の小貝川大水害後の小貝川のイメージアップを図るため、建設省下館工事事務所と流域自治体で構想・展開された花いっぱい運動と小貝川フラワーベルト構想を受け、翌年、下妻市においても0.6haの花畑が造成された。1988(昭和63)年には、これをきっかけとし「ふるさと創生資金」や「地域づくり事業」を活用し、小貝川の水辺を活かして地域住民の憩いの場を創出することを目的として、総事業費は19億25百万円をかけた小貝川ふれあい公園事業が開始された。公園の基本設計は1991(平成3)年度になされ、1994(平成6)年度に完成し、翌年公園として公示され供用に付された。

フラワーゾーンは、公園化のきっかけとなった小貝川フラワーベルト構想を活かして整備されたものである。

スポーツゾーンは、当時下妻市には市民が利用できる屋外の運動公園が無く、市民の健康促進・福祉増進のために運動施設等が整備されたものである。

公園化する前の自然観察ゾーン区域は、旧河道跡や小貝川の河岸付近に湿地性のアカメヤナギ、少し標高の高い乾いた所にエノキ、クヌギ、コナラ等の樹林となっていた。本樹林においては国蝶であるオオムラサキが1978年(昭和53)発見され、市民団体「オオムラサキと森の文化の会」の会員により守られてきた。会は、この河畔林の保全の重要性を下妻市に訴えた。オオムラサキの成蝶はコナラやクヌギの樹液に集まり、幼虫はエノキの葉をたべるため、本区域の樹林の樹種構成・樹齢構成を保全・管理していくことがオオムラサキの保全のために必要と訴えたのである。これに応じて下妻市は、オオムラサキが棲息する河畔林を自然観察ゾーンとして保全することにした(鷲谷, 1996)。市民の河畔林の散策や自然に対する知識と理解のため、植生などを観察するための園路(遊歩道)800mを整備し、園路以外は立ち入り禁止とした。

### (4) 各ゾーンの整備方針

#### ① 自然観察ゾーン

- ・現在残っている自然林を最大限残す。
- ・オオムラサキ等の動植物の自然環境を保全するため、水路や河道跡も自然のまま残す。
- ・園路(遊歩道)を設けるに当たっては、生態系が変わらぬように、現況の細い道を利用して必要最小限にとどめる。

・野外教化施設（掲示板，説明版等）の設置も，自然環境を考慮して最小限にする。

② スポーツゾーン

- ・現在の樹林は極力残して木陰を作り，草地の部分は利用者が憩えるようピクニック広場として整備する。
- ・日常的な利用者のアクセスとして，仮設駐車所および便所を設ける。
- ・水溜り（旧河道跡）は，現在の自然環境を残し，バードサンクチュアリー的な性格とする。

③ フラワーゾーン

- ・小貝川フラワーベルト構想の拠点となるように，草花を中心にして整備する。
- ・ゾーン内樹林は極力残し，また花畑内にも植樹基準に沿って植栽する。
- ・イベント等ができるような広場を設ける。
- ・イベント等のピーク時を想定して，駐車可能なスペースを確保する。

④ コアゾーン

- ・コアゾーンは，堤外地の各ゾーンの利用を積極的に図るために，高水敷に設置できない利便施設を設ける。

上流部・・・展望台，便所および駐車場（110台）

中流部・・・ネイチャーセンター，駐車場（120台），桜つつみ事業の導入として，桜の丘を計画する。

下流部・・・自転車置場（50台），レストコーナー

- ・堤外地と一体化を高めるために，堤防高まで盛土する。
- ・植栽可能な部分には，桜の並木を設ける。

(5) 各ゾーンの植生管理

① 自然観察ゾーン

- ・園路は年3回の除草を基本する。除草方法は機械刈りと刈り払い器により行い，集草しない。
- ・園路外の草地はオオムラサキの生育環境保全のため，また草地の植生遷移を防ぐため必要な区域を下刈り・除草する。集草および落葉掻きを行わないが，一部集め堆肥として，また昆虫類の繁殖地として利用する。
- ・樹林の管理は，必要に応じて年1回剪定，倒木処理を行うが，園地からそれらを持ち出さず存置させ，自然に腐食させる。施肥や消毒は行っていない。
- ・オオムラサキの生育環境保全のため，エノキ，クヌギ，コナラ等の補植や幼樹の整理を実施している。
- ・植生管理は「オオムラサキと森の文化の会」に委託して実施している。委託費は年70万程度で実費をまかなう程度である。同会は放蝶会等のイベント，近くの小学校の生徒を対象とした環境教育の援助等の活動も実施している。

② スポーツゾーン

- ・周囲の既存樹林は保全するものとし，草地はスポーツ後の休憩地として活用するため除草を実施する。
- ・芝生は手抜き除草を5，7,10月など年3回以上，芝生の除草剤散布を6，11月など年2回以上，

グラウンドの除草剤散布を5～7, 9, 11月など年5回以上実施している。施肥は5月など年1回以上実施している。

- ・集草とその処理は、集草し下妻市のゴミ処理場へ搬入して焼却処分している（通常は焼却料金が必要であるが市の施設からの発生財であるため無料である）。
- ・以上の植生管理業務は業者に委託して実施している。
- ・洪水後の土砂の堆積厚は薄く、土砂排除を実施していない。

### ③ フラワーゾーン

- ・植えつけた花類と時期

ポピー、アグロステンマ、キンセンカ等は10月に播種し5月開花、コスモスは6月に播種し9月開花する。

- ・除草

委託業者に依頼し随時対応するものと、除草ボランティアによる3月、4月の2回除草を実施している。除草方法は手抜き除草もしくは中耕である。

- ・施肥

10月播種前に豚ふん、牛ふん、化学肥料を散布している。

- ・花類管理に当たっての住民との協働活動

「小貝川ふれあい花の会」は、小貝川ふれあい公園花畑の植栽管理を行うことにより小貝川のイメージアップを図るため、1991（平成3）年12月にお花畑を育てる市民の会として設立された。構成団体は市内のボランティア団体、自治会、市内の企業、官公庁等である。活動内容は面積5haの公園花畑において、春のポピーを中心とした花の植栽管理（50区画50団体が参加）を行い、年3回のボランティア活動（播種1回、除草作業2回）が主なものである。後者の活動の際には500人余りの会員が参加している。なお会員は随時募集されており年会費は個人1000円、団体5000円、事業所30000円である。

### ④ その他

パークゴルフ場は利用料金、バーベキュー場は用具（鉄板、網等）の使用量および燃料（炭）の実費を徴収している。

## (6) 2011年11月末の植生景観

**写真8.2.11**は、バーベキュー広場の景観である。バーベキュー利用のため木陰を意識した樹林配置となっている。下草は踏圧の影響もあり疎らで裸地に近い状態である。



写真8.2.11 バーベキュー広場の景観(存置された樹林と下草)

**写真8.2.12**は、旧河道の跡である。旧河道を利用した池の周りは多様な植生となっており、良好な環境を呈している。



写真8.2.12 存置された旧河道の水路景観

**写真8.2.13**は、スポーツゾーン内の散策路である。年3回の除を実施している。草丈は低く維持されているが、散策者が少ないせいか、草が生えている区間が多く、歩き難い。



写真8.2.13 スポーツゾーン内の散策路

写真8.2.14は、自然観察ゾーンの小貝川右岸沿いに生育するジャヤナギ群落である。カナムグラ等の侵入が見られる。写真8.2.15は、自然観察ゾーンのエノキ群落である。環境学習で使用するエリア(左)は年3回以上の除草を実施しており、下草は短く管理されている。他の箇所(右)は年1～2回の除草を実施しており、下草は牧草系草本で覆われている。また、樹木は密度管理や剪定を行っている。写真8.2.16は、自然観察ゾーンのクヌギ群落である。整然と並べて植樹され、また除草されており、人工的な景観である。

写真8.2.17は、自然観察ゾーンの非管理型樹林景観である。樹林が密生化し、下草にはツル植物の繁茂が見られ、雑然としている。



写真8.2.14 自然観察ゾーンのジャヤナギ群落



写真8.2.15 自然観察ゾーンのエノキ群落(下草刈りあり)



写真8.2.16 自然観察ゾーンのクヌギ群落



写真8.2.17 自然観察ゾーンの非管理型樹林景観

#### (7) 植生管理の課題と今後の方向

公園の植生管理に当たっての課題として次のことが挙げられる。

- ① 自然観察ゾーンの植生管理は「オオムラサキと森の文化の会」に委託され実施されているが、会員の高齢化により活動力が落ちることが懸念されている。ボランティア的な無償労働を伴う活動を継続する若い会員の参加者が少ないのである。
- ② 下妻市における財政状況により維持管理費用の縮減が懸念される。種々の施設の補修や老朽化対策が十分に行われなくなる可能性がある。事実、自然観察ゾーン以外の自然散策路は散策路境界を示す木杭やロープが老朽化し、植生の管理が十分でなく、散策路の機能が失われつつ

ある.

上記課題の解決のためには、自然観察ゾーン的环境機能の高い貴重な資源を、郷土の自然資源として誇りとするように活かすべきである。

- ・本ゾーンの持つ自然生態に関する理解を深めるための資料や環境学習用の資材を市民と協働して作成し、環境学習や啓蒙資料として活用する。
- ・小学校における環境学習・理科教育等と連携する。
- ・散策路周辺の樹木名が分かるよう教化施設(説明板等)を適当な場所に最少限設置し、自然理解を深める。

などが考えられる。これらにより市民による自主活動の活性化を図る。①、②の課題の解決の道となろう。

#### メモ 雑木林の植生管理

河川敷内の樹林は、薪炭林であったが植生管理が為されず遷移が進み、シノタケやササの繁茂が進み、植生相が単調化・ヤブ化した例が多い。

雑木林の植生管理については、亀山編(1996)「雑木林の植生管理」ソフトサイエンス社が参考になる。

### 8.3 アダプト制度を活用した住民による植生管理

アダプト制度を活用した地域住民による高水敷管理の事例を示す。事例として、利根川水系鬼怒川27.5km付近大形橋上流の左右岸の高水敷の河川愛護・自然再生活動をはじめとした川を活かしたまちづくりの一環として、花畑の耕起・播種・除草・周辺の清掃等の活動を行っている「花と一万人の会」を示す。「花と一万人の会」の活動内容等について、運営・維持管理面を中心に2011(平成23)年11月22日、当会の代表者に対してヒヤリングを行い、また同日現地調査を実施した。以下の記述は、それらに基づくものである。

なお、当会は、2002(平成14)年度および2010(平成22)年度に「手づくり郷土賞(地域活動部門)」の表彰を受けている。

#### (1) アダプト制度

アダプト制度とは、行政が、特定の公共財(道路、公園、河川など)について、市民や民間業者と定期的に美化活動を行うよう契約する制度である。美化活動を行う主体は、地域住民などのボランティアが多く、行政はそれらの活動に対し一定の支援を行うという形式が多い。

「Adopt」とは、英語で「養子縁組をする」といった意味合いがあり、公共財を地域で引き受けるといった意味合いを持つ。日本では1998(平成10)年から導入が始まり、河川では吉野川において1999(平成11)年度より導入されている。

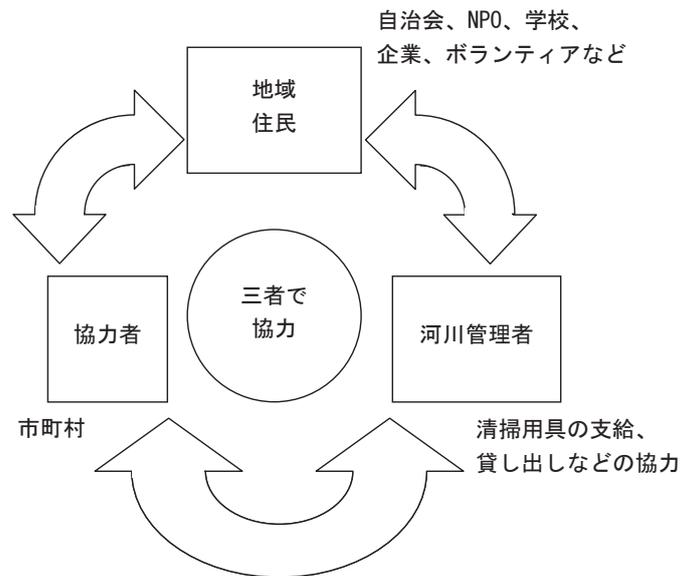


図8.3.1 アダプト制度概念図

#### (2) 対象地区の河道地形の特徴

茨城県結城郡千代川村鎌庭地先の鬼怒川は著しく湾曲し、出水時に流れを阻害するだけでなく水衝部となり、昔から堤防護岸の維持に苦勞してきた。そこで、従来の河道を2350m短縮し河道をまっすぐにするために、右岸鎌庭地先から下流に向かって2050mの新河道の開削が1928(昭和3)年に着工され、1936(昭和11)年に完成した。

以来、幾度となく大洪水による破損と復旧が繰り返されたが、1966(昭和41)年6月と9月の台風により上流床固めが大破したほか、護岸にも大被害が生じた。このため、捷水路の計画の再

検討がなされた。低水路幅を60mから110mに拡幅し、護岸基礎には鋼矢板長 $L = 7m$ を打ち込み、法覆工としてコンクリート法枠工、根固工は粗朶沈床とし、下流床固め本体は全面改築するに至った。工事は1966年（昭和41）年12月より着工し、翌年10月末で主要工事の大部分を完成させた。

### (3) 会の発端と概要、活動内容

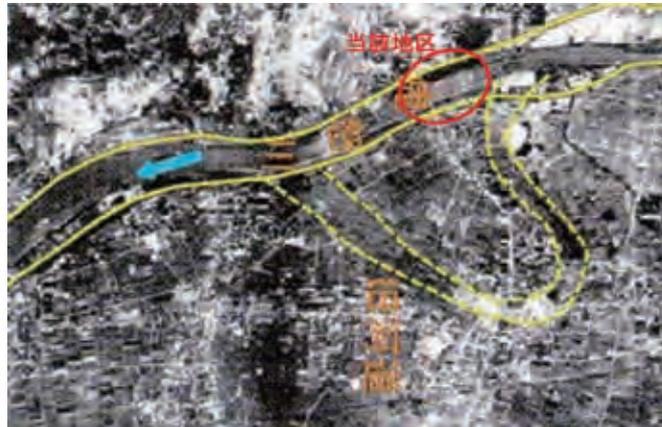


写真8.3.1 当該地区の地形状況

昔の鬼怒川は、子供たちの遊びの場で色々なことを川から学んだが、20年程度前より川に近づきにくく子供たちは川で遊べない状態となった。このような状態を改善し、昔のような環境を取り戻すための取り組みとして当会が発足した。当会は、「旧千代川村全員（人口約1万人）で川をきれいにしよう」という考えで『花と一万人の会』と命名し、メンバー10名程度と千代川村企画課のバックアップで1991（平成3）年9月に会をスタートした。

現在、会員は33名であり、実際の活動人数は14～15名程度である。さらに、近隣の小学校4年生以上の約90人をジュニアスタッフとして、諸活動を行っている。

年間の主な活動は、以下のとおりである。なお、**写真8.3.2**は5月の花とふれあいまつりの様子である。

2月下旬 草取り交流会

5月下旬 花とふれあい祭り

6月上旬 さつまいも定植大会

10月下旬 ポピー種まき&さつまいも掘り大会

花とふれあい祭りにおいては、絵はがき、花の種、株券（抽選券など）がセットとなった「花の株券」を販売する他、ポピー畑で栽培された紫芋を用いた「ポピー大福」を販売し、イベント・花畑整備などの活動資金としている。

また、下妻市より委託を受けた堤防除草業務を、会が委託を受けて実施（助成金 約90万円）しており、常時、草取り等の植生管理を行っている。（活動日：第2日曜日および各自都合の良い日時）



写真8.3.2 花とふれあいまつりの状況

#### (4) 植生管理

当会の発足，運営にあたり，学識者およびコンサルタント等の助言を得ることはなかった。行政組織との関わりとして，下館河川事務所と下妻市と会でアダプト協定書を交わし，下館河川事務所は地盤整備の実施，下妻市関係課は堤防除草の委託および助成金を行うこととした。

管理箇所として，両岸500m以上の堤防，高水敷アダプト管理箇所（水辺の楽校周辺）の植生管理を行っている。

##### ・草本類管理

除草時期と回数：堤防除草6回／年

除草方法：堤防は機械・トラクター，高水敷は機械・手作業

集草方法と処理法：高頻度な除草のため，集草の必要なし

##### ・花類管理

管理主体：花と一万人の会

植えつけた花種と時期：ポピーのみ（さつまいも）

除草時期と回数：常時

除草方法：機械，人力作業

#### (5) 2011（平成23）年11月末の植生景観

**写真8.3.3**は，当該地区の高水敷および堤防の状況である。高水敷は，花壇として利用されている。堤防は，草丈が低く維持されている。**写真8.3.4**は，当会の活動を示す看板である。**写真8.3.5**は，**写真8.3.3**の上流部であり，高水敷上の植生の草丈は低く維持されているが，9月の出水（1998（平成10）年以来の規模の大きな出水）により，一部が侵食されている。



写真8.3.3 高水敷上の花壇利用の状況



写真8.3.4 活動状況の看板

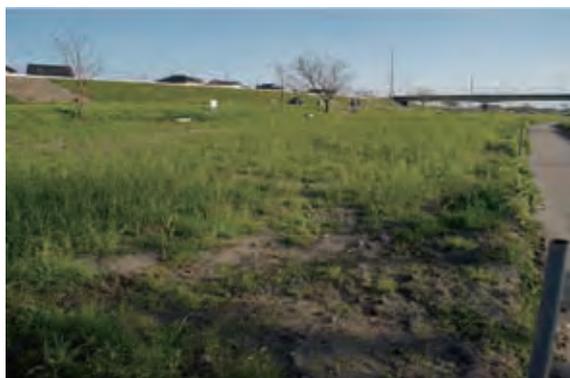


写真8.3.5 高水敷上の植生の状況および出水による侵食状況

#### (6) 植生管理の課題と今後の方向

今後の課題として、現在のスタッフの高齢化が進んでおり、後継してくれるスタッフの確保が必要である。また、各種助成制度を利用して運営資金を確保（約300万円）しているが不十分であり、活動資金の確保が課題である。

また、洪水後の土砂堆積に対しては人力で実施しているが、市や事務所へも協力を要請している。花畑管理においては、数年前に植えたカモミールがポピーに対して害を加えており、対策が困難である。（土壌を入れ替えても2年程度で元に戻ってしまう状況が続いている。）

## 8.4 出水を考慮した公園植生の活用方法

財団法人河川環境管理財団が管理している野球場とゴルフ場を施設対象として、洪水後の植生管理実態を記す。

### (1) 出水前の現地状況

出水前の植生の現地状況を、航空写真や現地状況写真より示す。

#### ① 吉川地区江戸川広域運動公園（江戸川37.5km付近）

運動公園内の野球グラウンドの外野および駐車場スペースには、在来イネ科草本と外来牧草との混成（当初は野芝）からなる草本類が生育している。

運動公園の河岸側は、野鳥保護の要望により保全されているヨシ、ヤナギなどからなる植生帯がある。植生帯の規模は、河岸側全体が幅20～60m程度となっており、所々、地表面水の排水を目的とした水路で区切られている。

なお、運動公園の上流および下流側は、堤防法尻の管理用道路（B=8m）を除き、オギ、ヨシ、ヤナギなどからなる植生帯がある。そのため、他の公園施設とは異なり、堤防側を除いた範囲が植生帯に囲まれている。



写真8.4.1 吉川地区江戸川広域運動公園の航空写真



写真8.4.2 吉川地区江戸川広域運動公園の現地状況写真

② 川崎リバーサイドゴルフ場（多摩川8.7km付近）

各ホール内は、グリーンがコウライシバ、フェアウェイとラフが在来イネ科草本と外来牧草との混成（当初は野芝）からなる草本類がある。

各ホールの境界部分や占用境界部分は、打球による事故防止および木陰の提供を目的としたレンギョウ、ケヤキ、ツツジなどからなる樹木が植栽されている。



写真8.4.3 川崎リバーサイドゴルフ場の航空写真



写真8.4.4 川崎リバーサイドゴルフ場の現地状況写真

## (2) 出水直後の現状

公園施設の管理している植生について、出水直後に堆積した泥やゴミの状況を記す。

### ① 野球場（吉川地区江戸川広域運動公園）

対象施設の出水直後の状況は、以下の**写真8.4.5**および**写真8.4.6**に示すように、草地・砂地関係なく、泥が堆積している。流木などのゴミの堆積が少ないのは、丈の高い植栽がほとんどないこと。さらに堤防側を除いた範囲が植生帯に囲まれているためである。

堆積した泥の量は、出水位の低下が遅く、流速が遅いほど多くなる。



写真8.4.5 台風12号直後に泥が堆積した野球場(左)と駐車スペース(右)の全景写真  
(2011年9月12日撮影)



写真8.4.6 台風12号直後に泥が堆積した野球場の内野(左)と外野(右)の状況  
(2011年9月12日撮影)

② ゴルフ場(川崎リバーサイドゴルフ場)

対象施設の出水直後の状況は、以下の**写真8.4.7**および**写真8.4.8**に示すように、流木などのゴミや泥が堆積している。対象箇所は、出水時の流速が速いため、比較的泥が溜まりにくいところである。

ゴミが堆積しやすい箇所は、河川横断方向に設置されている樹木や河岸側に存在する草丈の高い植生帯である。



写真8.4.7 台風9号直後にゴミが堆積した樹木等の状況  
(2007年9月11日撮影)



写真8.4.8 台風9号直後に泥が堆積したフェアウェイの状況  
(2007年9月11日撮影)

### (3) 出水後の植生管理

出水後の堆積物（泥やゴミ）撤去に係る植生管理は、手作業、重機を用いたすきとり作業、散水による除去作業からなる現場対応の実態について記す。

#### ① 手作業による方法について

本方法は、作業機械や散水が効かないところで実施されている。そのため、最も時間を要する作業である。



写真8.4.9 樹木に堆積したゴミを手作業で除去(左)および重機で集積(右)している状況  
(川崎リバーサイドゴルフ場2007年9月11日撮影)

#### ② 重機を用いた泥のすきとり作業による方法

本方法は、公園管理で最も実施されているものである。

特徴はシバ等の草地に堆積した場合に適用され、草の上部が見えるところまでしか除去できない。そのため、**写真8.4.11**に示すように、場所や植生の種類によっては根元に土砂が残ってしまう。

さらに、**写真8.4.12**に示す野球グラウンドのようなところでは、内野と外野の境界は、砂地と草地で分かれているため、経年的にかなりの段差が生じてしまう。ファールポールの基礎部を観察した結果、グラウンド整備時に同じ高さであった基礎コンクリートの上面と外野の地盤で大きな標高差を生じている。

また、集積した泥の処理にかなりの費用がかかるものである。



写真8.4.10 堆積した泥を重機ですきとりしている状況  
(川崎リバーサイドゴルフ場2007年9月11日撮影)



写真8.4.11 すきとり作業後の状況  
(川崎リバーサイドゴルフ場2007年9月11日撮影)



写真8.4.12 内野と外野グラウンドの境界およびファールボール基礎部の状況  
(吉川地区江戸川広域運動公園2010年7月30日撮影)

### ③ 散水による方法について

本方法は、ゴルフ場のグリーンなど植物施設を傷めてはいけない場所で実施されている。

すきとる方法で実施されているような場所で用いる場合は、高水敷の水の引き際に実施することが最も効果的である。そのため、そのタイミングを図ることが難しい。

また、その場合、河川水を利用することができないため、水道施設を完備しておかなければならない。



写真8.4.13 堆積した泥を散水により除去している状況  
(川崎リバーサイドゴルフ場2007年9月11日撮影)

### (4) 管理上の課題

公園施設は、利用のしやすさ、安全面、景観に配慮して造られている。そのため、出水時に泥、流木、ゴミが堆積しやすい。それらをすばやく、また、低コストで処理することが望まれるが、処理費用が多大になることが大きな課題となっている。

今後は、各公園施設の利用目的と景観・安全面とのバランスを考えた処理費用が安価な植生の配置や管理が必要と考える。

そのために、今後、植生の配置に着目し、出水時の堆積物を集約させ撤去時間の短縮を図る配置および出来るだけ堆積させないで撤去時間を軽減させる配置、さらに草丈や樹形・枝張りの状況をゴミ、泥などが堆積しないような適切な長さ・形状に維持していく植生管理方法について、検討する必要がある。

### 参考文献

外来種影響・対策研究会（2003）河川における外来種対策の考え方とその事例，リバーフロント整備センター。

国土交通省関東地方整備局（2008）河川整備基本方針 利根川水系流域及び河川の概要。

国土交通省近畿地方整備局（2008）淀川河川公園基本計画。

国土交通省中部地方整備局（2008）国営木曾三川公園基本計画。

篠原健太，千葉教代，宮城俊作（2010）自然回復と植生管理を視野に入れた河川堤外都市公園の計画設計フレーム，日本造園学会，造園技術報告集 6。

- 千葉教代, 篠沢健太, 宮城俊作 (2010) 河川堤外地の都市公園における自然回復型ランドスケープデザインに関する考察, ランドスケープ研究, V ol.73, N o .5, pp.707 - 712.
- 山本晃一 (2010) 沖積河川 第 18 章小貝川の河道特性—鬼怒川に支配された河川—, 技報堂出版, pp.461 - 482.
- 鷺谷いずみ (1996) 雑木林の植生管理 6 小貝川の河畔林, ソフトサイエンス社, 亀山章編, pp.293 - 299.

## 第9章 流下能力維持のための河道内植生・樹林のモニタリングと対応

### 9.1 モニタリングの目的

河川管理の基本は、治水安全度・環境の質を評価するために必要な情報を得る監視（観測）・調査等の確実な実施と、その情報を河川管理の目的に合うよう体系的に編集・更新し、今後の河道形状・植生の変化を予測するとともに、治水・利水安全度、河川環境の質を評価し、それを用いて確保すべき治水・利水安全度および環境の質の水準（改修工事等により水準は時間軸で変化するものである）をクリアできるように河川管理を実行していくことである。サイクル型管理は、これを5年程度の間隔で繰り返し、持続的に治水・利水安全度および環境の質の向上を図っていくものである。

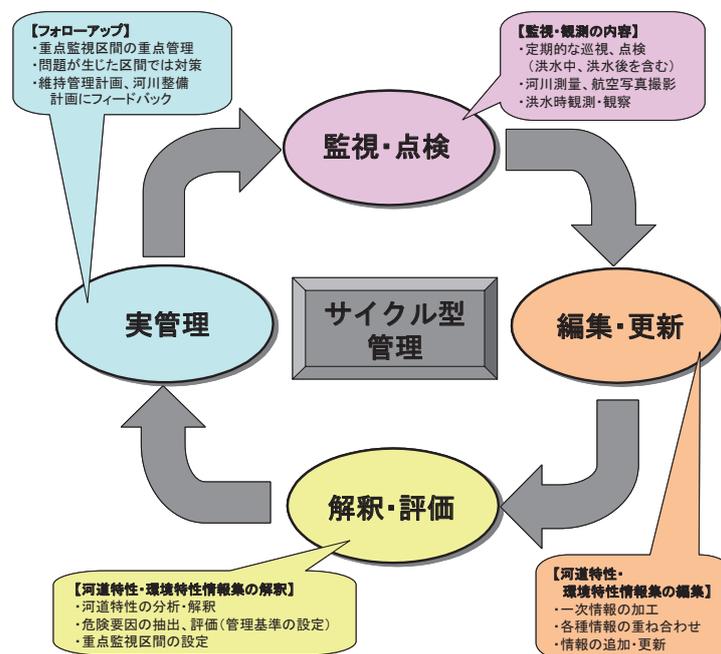


図9.1.1 サイクル型河川管理イメージ図

監視・点検の段階で重要なことは、河道の変化、河川区域の地被状況（植生状況）のどこが、どの程度変化したら、治水・利水安全度および河川環境の質が劣化するのかを前もって評価し、劣化度の差異に応じて監視行為にウェイトを付け監視行為を実施していくことである。特に劣化度が高くなると判断された箇所は重点監視地区に設定する。河道を監視する際に、ただ「見る・量（測）る」のではなく、目的意識を持って意識的に川の状態を「診る」ことが求められる。

編集・更新の段階では、河道・環境管理に必要なさまざまな情報を的確に収集し、目的意識を持って体系的に編集し加工した「河道特性・環境特性情報集」（財団法人河川環境管理財団,2007）を作成することが望まれる。

解釈・評価の段階では、得られた情報を基に治水・利水安全度および環境の質を評価し、それを踏まえて、早急に対応を取るべき項目、注意して監視すべき事項を抽出し、必要であれば予算要求を行い、効率的、効果的な河川維持管理につなげることが求められている。

また、監視や評価の結果は、河川管理のための重要な情報として、河道特性・環境特性情報集

に整理し、蓄積していくことが重要である。

以上のようなサイクル型管理の考え方を、流下能力維持のための植生管理に適用すると図9.1.2のようになろう。植生管理においては、水理モデルを構築し地形および地被状態の変化による治水安全度を評価できるようにしておくとともに、樹林管理を行う上での管理基準や監視基準を整備しておくべきである。

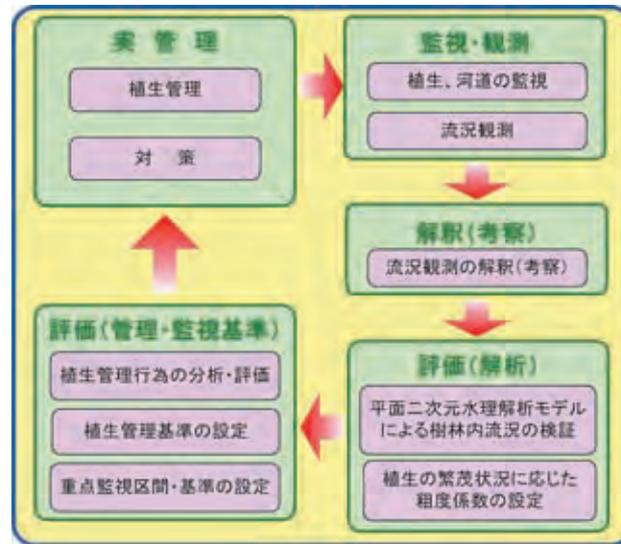


図9.1.2 サイクル型植生管理フロー

## 9.2 監視・観測（モニタリング）項目とその手法・モニタリング頻度

河川における洪水流下能力評価のために必要な監視・調査項目とその手法・調査頻度について表9.2.1にまとめた。

以下に近年の新しい測定技術とその測定結果から読み取れる情報について解説する。

### (1) 河道の監視

河道計画、河川の維持管理（植生管理を含む）に必要となる河道の縦横断形状は、従来、陸部では水準測量、水部では深淺測量により把握されてきた。

これらの測量は、河川区域を網羅して5年から10年に一度実施される定期縦横断測量のほか、改修等の必要に応じて部分的に実施されている。直接、地形測量を行うことにより、高い精度の縦横断成果を得ることができるが、①測線間の情報（地形）が把握できないこと、②膨大な作業が必要であり、データの同時性に欠けること（場合により計測日数に数ヶ月を要する）などの課題が存在する。

上記の課題を補完する手段として航空レーザー測量が挙げられる。航空レーザー測量の概要および従来の測量との関係について以下に示す。

#### ①航空レーザー測量の概要

航空レーザー測量とは、航空機に搭載したレーザー測距装置等を使用して、地表を水平方向の座標(x,y)、高さ(z)の三次元で計測する方法である。レーザー測距装置は、進行方向に対して横方向にレーザー光を発射して、地表から反射して戻ってくる時間差を調べて距離を決定する装置である。なお、航空レーザー測量は、レーザー測距の他に、高精度な位置測定を可能とするGPS (Global Positioning System)、レーザー光の発射方向を正しく補正するためのIMU (Inertial

表9.2.1 河道監視項目一覧(平常時)

監視の目的		監視行為	必ず実施する事項	実施することが望ましい項目	
流れの様子を監視する	河川管理の基礎となるデータを継続的に取得する	水文観測業務規程に基づく水位・流量観測	・低水流量観測 ・水位観測	—	
	堤防に対して危険な流れが発生していないかを監視する	目視による流向の監視	—	—	
	水防活動に際しての判断材料にする	水位観測所以外の箇所での時系列の水位観測	—	—	
	洪水時の流れの実態を把握し、今後の計画・管理等の対策につなげる	空からの流向・流速の分布を把握する	航空写真撮影	—	—
		地上からの流向・流速の分布を把握する	CCTV撮影	—	—
樹木群の水理的特性を明らかにする		樹木群内外での流況調査	—	—	
	河道の各箇所でのピーク水位を把握する	洪水痕跡調査	—	—	
河道形状の変化を監視する	河川管理の基礎となるデータを取得する	縦横断測量	・管轄区域全域を対象 ・必要に応じて距離標の間隔より短い間隔で測量 ・概ね5年程度に1回全川の横断測量データが揃うようなサイクルで実施	—	
	河道や施設の機能に影響を及ぼし、時間とともに変動する砂州と樹木群の変化を監視する	空から砂州と樹木群の変化を監視する	航空写真撮影	・管轄区域全域を対象 ・5年以内に1回、秋季 ・前回撮影したときと同程度の水位の日 ・目的に応じて垂直写真と斜め写真を使い分ける	—
		地上から砂州の変化を監視する	目視による砂州の監視	・年1回 ・堤防上や橋梁上より定点撮影	・河口砂州が問題となっている河川では、毎年出水期前に撮影(融雪がある場合、融雪出水前)
		地上から樹木群の変化を監視する	目視による樹木群の監視	・年1回 ・堤防上や橋梁上より定点撮影	・河口砂州が問題となっている河川では、航空写真とともに河口部の深淺測量
施設の安全性を監視する	堤防の機能が安全に保たれているかどうかを監視し、水防活動等の必要性の判断材料とする	目視による堤防の監視	・河川巡視による ・車上から監視 ・堤防横断工作物周辺は、年1回、堤防上から監視	—	
	護岸、根固工等の機能が安全に保たれているかどうかを監視し、水防活動等の必要性の判断材料とする	目視による低水路河岸の監視	・年1回 ・地上から監視	—	
		目視による横断工作物周辺の監視	—	—	

表9.2.2 河道監視項目一覧(洪水時)

監視の目的		監視行為	必ず実施する事項	実施することが望ましい項目	
流れの様子を監視する	河川管理の基礎となるデータを継続的に取得する	水文観測業務規程に基づく水位・流量観測	・高水流量観測 ・水位観測	—	
	堤防に対して危険な流れが発生していないかを監視する	目視による流向の監視	・砂州や樹木群により流れがコントロールされ、堤防に向かう流れや堤防沿いに高速流が発生していないか ・堤防上や橋梁上から監視	・流れを撮影する	
	水防活動に際しての判断材料にする	水位観測所以外の箇所での時系列の水位観測	—	・CCTV から確認できる量水標を設置し、水位上昇時に計画高水流量以下で流下しているか監視	
	洪水時の流れの実態を把握し、今後の計画・管理等の対策につなげる	空からの流向・流速の分布を把握する	航空写真撮影	—	・洪水の流れや河道の状態を定性的に把握するための斜め写真 ・流速ベクトル解析の資料とするための垂直写真（ピーク時）
		地上からの流向・流速の分布を把握する	CCTV 撮影	—	・CCTV 画像の録画、その画像を用いた流向・流速分布の把握
樹木群の水利的特性を明らかにする		樹木群内外での流況調査	—	・樹木群内外の流況を把握したい区間を対象に以下の調査を実施 区間の流量を観測 樹林内 圧力式水圧計を設置し水位分布を観測 樹林外 浮子等により流速を観測	
河道の各箇所のピーク水位を把握する	洪水痕跡調査	—	—		
河道形状の変化を監視する	河川管理の基礎となるデータを取得する	縦横断測量	—	—	
	河道や施設の機能に影響を及ぼし、時間とともに変動する砂州と樹木群の変化を監視する	空から砂州と樹木群の変化を監視する	航空写真撮影	—	—
		地上から砂州の変化を監視する	目視による砂州の監視	—	—
		地上から樹木群の変化を監視する	目視による樹木群の監視	—	—
施設の安全性を監視する	堤防の機能が安全に保たれているかどうかを監視し、水防活動等の必要性の判断材料とする	目視による堤防の監視	・堤防～堤内地の変状の有無 ・漏水対策を実施した箇所	—	
			・堤防横断工作物周辺の変状 ・堤防表法面から護岸にかけての変状の有無	—	
	護岸、根固工等の機能が安全に保たれているかどうかを監視し、水防活動等の必要性の判断材料とする	目視による低水路河岸の監視	・局所洗掘や侵食が発生すると考えられる箇所 ・堤防上や橋梁上から監視	・砂面計や洗掘センサーによる河床の変化の調査	
		目視による横断工作物周辺の監視	・乗り上げ流や落ち込み流等 ・橋脚周りの流れ ・堤防上や橋梁上から監視	—	

表9.2.3 河道監視項目一覧(洪水後)

監視の目的		監視行為	必ず実施する事項	実施することが望ましい項目	
流れの様子を監視する	河川管理の基礎となるデータを継続的に取得する	水文観測業務規程に基づく水位・流量観測	—	—	
	堤防に対して危険な流れが発生していないかを監視する	目視による流向の監視	—	—	
	水防活動に際しての判断材料にする	水位観測所以外の箇所での時系列の水位観測	—	—	
	洪水時の流れの実態を把握し、今後の計画・管理等の対策につなげる	空からの流向・流速の分布を把握する	航空写真撮影	—	—
地上からの流向・流速の分布を把握する		CCTV撮影	—	—	
樹木群の水理的特性を明らかにする		樹木群内外での流況調査	—	—	
	河道の各箇所のピーク水位を把握する	洪水痕跡調査	・概ね警戒水位以上 ・水位上昇の要因となる箇所の周辺では、必要に応じて距離標の間隔よりも短い間隔で実施	—	
河道形状の変化を監視する	河川管理の基礎となるデータを取得する	縦横断測量	・必要に応じて距離標の間隔よりも短い間隔で実施 ・低水路のみの測量も可 ・護岸の基礎高や根固工の高さが最深河床高よりも深い位置にあるかどうか監視	・樹木伐採を実施した箇所で侵食、堆積が発生した箇所	
	河道や施設の機能に影響を及ぼし、時間とともに変動する砂州と樹木群の変化を監視する	空から砂州と樹木群の変化を監視する	航空写真撮影	・目的に応じて垂直写真、斜め写真を使い分ける ・河口砂州が問題となっているところ河川では河口部の写真	—
		地上から砂州の変化を監視する	目視による砂州の監視	・堤防上や橋梁上から定点撮影	—
		地上から樹木群の変化を監視する	目視による樹木群の監視	・堤防上や橋梁上から定点撮影	・樹木が倒伏した箇所では、倒伏した樹木及びその周辺で倒伏していない樹木の諸元調査
施設の安全性を監視する	堤防の機能が安全に保たれているかどうかを監視し、水防活動等の必要性の判断材料とする	目視による堤防の監視	(洪水時に準ずる)	—	
	護岸、根固工等の機能が安全に保たれているかどうかを監視し、水防活動等の必要性の判断材料とする	目視による低水路河岸の監視	・護岸設置箇所の上流端、下流端 ・侵食の有無について地上から監視	—	
		目視による横断工作物周辺の監視	・床止工や固定堰等の上下流の河岸の侵食と護岸の状況 ・橋脚周りの侵食と護岸の状況	—	

Measurement Unit) という技術を用いて実現する。

発射されたレーザー光は、点ではなく円形の面となるため、樹木の樹冠等、様々なところで反射して最後に地表で反射する。受信した反射信号の波形イメージを図9.2.1に示す。樹木の樹冠等で最初に反射して戻る光をファーストパルス、地表面で最後に反射するものをラストパルス、その間で反射するものを中間パルスという。ただし、密に葉が茂り、樹冠が閉鎖している樹林等では、レーザー光が地上にまで達せず、地表面の高さのデータ（ラストパルス）が得られない場合もある。できる限り地表面の高さのデータを取得するためには、樹木が葉を落としている時期に航空レーザー測量を実施することが望ましい。

航空レーザー測量のレーザー光は、地表面の上ばかりでなく、建物や樹木の上で反射して戻ってくるため、航空レーザー測量で直接得られる高さのデータは、建物や樹木の高さを含んでいる。このような高さのデータより作成した地表モデルを数値表層モデル、通称DSM (Digital Surface Model) という。これに対して、一般の地図のように地表の高さを示したい場合は、これらの建物や樹木の高さを取り除き、地表面に到達したレーザー計測点（ラストパルス）を抽出する必要がある。この建物や樹木の高さを取り除き、地表面で反射した作業（以下、「フィルタリング」という）を行って得た、地表面だけの高さのデータで作る地表モデルを数値標高モデル、通称DEM (Digital Elevation Model) という。

なお、DEMのデータ作成におけるフィルタリング作業時は、写真との照合を行うことになるが、航空レーザー測距装置にはカメラがついているため地表の画像も同時に取得することが可能である。

## ②航空レーザー測量と従来の測量の関係

広域の連続的（面的）なデータを一度に取得可能なことが、従来の測量に対する優位性である。たとえば、飛行高度2000m、レーザーの発射角度を左右の合計20度で計測する場合には、地上幅約700mの範囲を一度に測定することが可能となる。また、最近ではレーザー光を1秒間に5～10万回発射可能なため、地表で50～60cm以下の間隔でも計測が可能となっている。

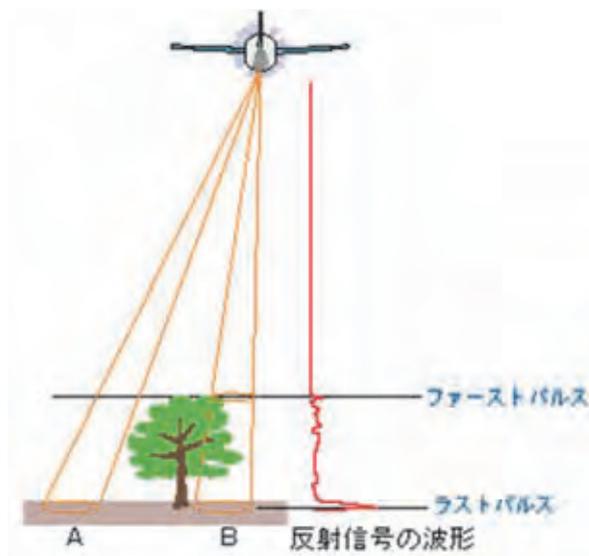


図9.2.1 レーザー測量における反射信号のイメージ

一方で、レーザー計測点の配置はランダムであり、原則として任意の位置を計測することはできない。また、計測点のレーザースポットは点ではなく円形となり、この円の大きさは計測高度1000mで直径が約30cm、計測高度2000mで約60cmとなる。レーザー測量におけるデータは、このような条件下で取得されており、レーザー計測点の高さは1cm単位で記録されるものの、その精度は±15cm程度となる。なお、水平方向の位置精度は高さの精度よりも下回る。

このように、精度面で従来の測量に劣るものの、同時性を持ったデータで、これまで不足していた測線間の情報を面的に把握可能な航空レーザー測量は、定期縦横断測量成果と補完的な関係にある。

航空レーザー計測データを利用することで、従来の平面図、縦横断図では把握できなかった河道地形の変化を、新たな視点から多面的に捉えることが可能となる。今後、流下能力評価の高度化の方向性として、二次元不定流計算を用いることが想定されるが、その場合には連続的な地形(地盤高)データが不可欠となる(第5章参照)。また、植生管理においても、植生の立地基盤である地形と対応する形で、面的に植生分布を把握し、知見を蓄積することが重要である。これについては次項「(2) 植生の監視」で述べる。

2004年から2006年にかけて、国土交通省は全国一級河川109水系の直轄区間を対象に、航空レーザー計測を完了させており、このデータは現況の河川状況を定量的に評価するための基盤データとして重要である。しかしながら、河川の河道形状および河川区域内の植生は、河川を流下する流水・土砂により絶えず変化している。計測時期から時間が経つにつれて、航空レーザー測量データが現状を反映しないものとなることを踏まえ、適切な時期にデータ取得できるように、従来の測量と航空レーザー測量を組み合わせる必要がある。

## (2) 植生の監視(群落の種構成、階層別密度等)

河道内に繁茂する植物群落は、洪水や土砂輸送等により規定される地形・河床材料等の物理環境と生物的過程(他の植物群落との競争や遷移など)によって変化すると同時に、その種構成や生長度、生育密度に応じて、河道内の流況や地形・河床材料を変化させる機能を有している。すなわち、河道内の植物群落は、流況や地形、河床材料等と相互に影響しつつ絶えず変化するものであり、流況等に与える影響もその状態変化に追随するため、流下能力を適切に評価、維持していくためには、植物群落の状態変化を適切に把握することが必要である。

河川区域における植物群落の状態把握のための調査は、部分的には学術団体等により実施されているが、網羅的かつ継続的な調査としては「河川水辺の国勢調査」が代表的である。本項では、この調査結果の流下能力の評価への活用に着目して、現在の河川水辺の国勢調査における植生調査の内容を概略的に整理した上で、活用する際の課題を示し、対応策を示す。

### ①河川水辺の国勢調査の概要(植生関連調査)

河川水辺の国勢調査は、河川環境の整備と保全を適切に推進するため、定期的、継続的、統一的な河川に関する基礎情報の収集、整備を図ることを目的として実施するものである。

2005(平成17)年度までは、魚介類調査、底生動物調査、植物調査、鳥類調査、両生類・爬虫類・哺乳類調査、陸上昆虫類等調査の6項目の生物調査と河川調査、河川空間利用実態調査で構成さ

れ、実施されてきたが、2006（平成18）年度に調査の枠組みが変更された。（図9.2.2）

この変更の中で、河川環境の基盤となる河川の物理環境や植生分布について一元的に調査を実施できるように、「植生図作成調査」、「群落組成調査」および「植生断面調査」が「河川環境基図作成調査」として統合された。なお、「河川環境基図作成調査」はこれらの植生に関する調査の他に、従前の「河川調査」に該当する「水域調査」と「構造物調査」から成る。

また、「植物調査（植物相調査）」の調査頻度は、従前の5年に1回以上から10年に1回に変更となったが、「河川環境基図作成調査」は生物・物理環境も含めた河川環境を把握するための基礎情報を収集するための調査であることから、従前と同様に5年に1回以上実施することとなっている。

「河川環境基図作成調査」における「植生図作成調査」、「群落組成調査」および「植生断面調査」の概要を表9.2.4に示す。

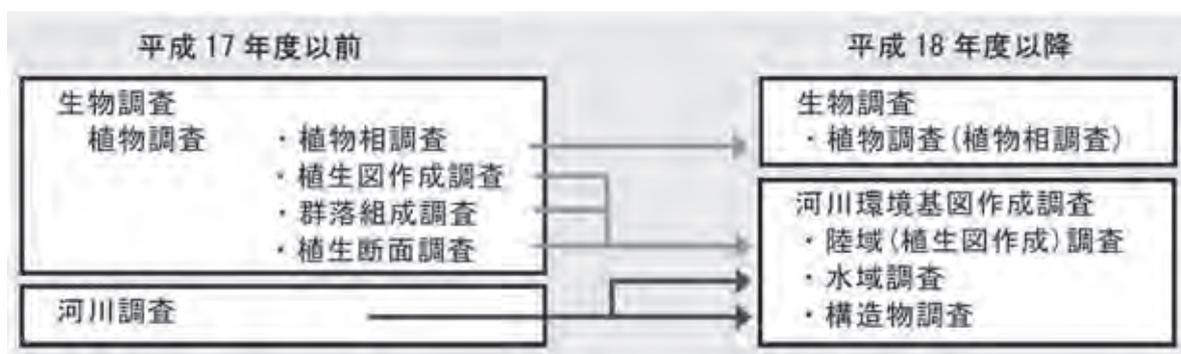


図9.2.2 植生図作成調査等の河川環境基図作成調査への統合

表9.2.4に示した内容のうち、特に補足が必要と思われる事項を以下に解説する。

#### ■判読キーと判読素図

空中写真から、個別の群落を判読により抽出するには、写真上に表現されている各群落の色、きめ、高さ、密度等の違いを認識する必要がある。ある群落を特徴づける、このような写真の見え方（の要素）をその群落の「判読キー」とよぶ。

まとまりが大きく安定した群落等は、一般には急速に大きな変化を生じることがないため、既存の植生図と判読に用いる空中写真とを対比させ、判読のみで分布が特定できる群落とその判読キーを整理する。また、判読のみでは群落名が特定できない群落についても、植生タイプごとの特徴を踏まえて、出来る限り判読キーを整理し、分布を区分する。

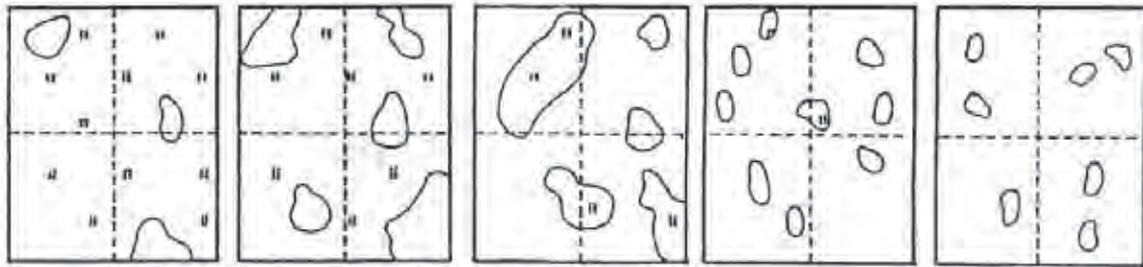
このように、空中写真の判読により作成した植生区分図が判読素図である。

#### ■被度・群度

各階層において、各出現種がどれくらいの広がりや葉を茂らせて生育しているかを表す尺度が被度である。被度の測定方法には様々なものがあるが、現在もっとも広く使われているのが、ブロン-ブロンケの全推定法であり、各植物の調査面積を覆う度合いと個体数を組み合わせて判定する。（図9.2.3参照）

表9.2.4 河川環境基図作成調査の概要

調査名	概要	現地調査地点	主な現地記録内容	備考
植生図作成調査	<p>空中写真の判読と現地調査により、地被の状態を分類し、図化（植生図の作成）する。</p> <p>①空中写真の1次判読（判読キーの設定と判読素図の作成） ②現地調査箇所の選定 ③現地調査による確認 ④現地確認結果に基づき再判読、図化</p>	<p>【空中写真判読】 対象範囲全域</p> <p>【現地調査】 ①空中写真の判読キーの検証ができる箇所（判読のみで群落を特定可能） ②空中写真の判読で抽出可能だが、群落名が特定できない箇所 ③河川環境を指標する群落 distributes する箇所（判読では抽出できない） ④空中写真上に特徴がない群落 distributes する箇所（現地で確認が必要）</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・1次判読による群落区分と現地の群落との対応状況</li> <li>・(必要に応じて) 群落の分布境界</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・群落区分は、原則として「河川水辺の国勢調査植物調査（河川版）植物群落・コード一覧表」に準拠する。</li> <li>・河川環境を指標する群落は、水際等の不安定な環境に成立することが多い。このため、地形的に河川水の影響を受けやすい箇所は必ず現地調査を実施する箇所として抽出する。</li> </ul>
群落組成調査	<p>植物社会学的調査法により、対象とする群落の構成種、構造等を調査し、コドラートごとに記録する。</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・植生が典型的に発達している群落の中で、できるだけ均質な場所に調査コドラートを設定する。</li> <li>・階層構造を把握する。</li> <li>・種組成（構成種及び被度・群度）を把握する。</li> <li>・断面模式図を作成する。</li> </ul>	<p>植生図作成調査時に、「河川水辺の国勢調査植物調査（河川版）植物群落・コード一覧表」にない群落や、当該河川で前回までの河川水辺の国勢調査で記録されていない群落を発見した場合に、その群落を対象に「群落組成調査」を実施する。</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・コドラートの概要（調査年月日、位置、面積、地形、方位等）</li> <li>・群落名</li> <li>・階層構造；各階層（高木層、亜高木層、低木層、草本層）の平均的な高さ、優占種、植被率および胸高直径（高木層 毎木）を測定、記録する。</li> <li>・種組成；階層（高木層、亜高木層、低木層、草本層）別に、全ての構成種とその被度・群度を記録する。</li> <li>・断面模式図；群落を構成する主な植物の特徴（高さ、形態等）が分かるように、スケッチ等によりコドラート内の断面模式図を作成する。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・適切なコドラート面積は、対象とする群落の構造によって異なる。</li> <li>・被度・群度の調査においては、ブロン-ブロンケの被度・群度を用いる。</li> <li>・木本類の階層別の高さの目安は下記のとおりである。</li> <li>・高木層：8m 以上</li> <li>・亜高木層：4m 以上 8m 未満</li> <li>・低木層：4m 未満</li> </ul>
植生断面調査	<p>代表的な群落を含む水際（水中植物がある場合は水域を含む）から、堤防表法肩までの横断方向に踏査し、スケッチ等により植生断面図を作成し、各群落に出現した植物種を記録する。</p>	<p>「総合調査地区」において、代表的な植物群落が存在する断面を設定して実施する。</p> <p>なお、「総合調査地区」は、各河川において特徴的で、重要もしくは良好な河川環境を対象に、全調査項目の調査を共通かつ重点的に実施するために設定する調査地区。水系ごとに1地区から数地区設定される。</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・調査地区の概要（調査年月日、地区名等）</li> <li>・植生断面模式図；定期横断測量等による横断面図をもとに、断面付近に分布する各植物群落の特徴がわかるように植物の模式図を記入する。</li> <li>・横断模式図に群落範囲を区分し、群落名を記録する。</li> <li>・各群落の（高木層、亜高木層、低木層、草本層）別に確認種を記録する。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・踏査ルートは、定期縦横断測量が実施されている場所が望ましいが、植生が単調な場合等は、必要に応じてルートをずらして設定する。</li> </ul>

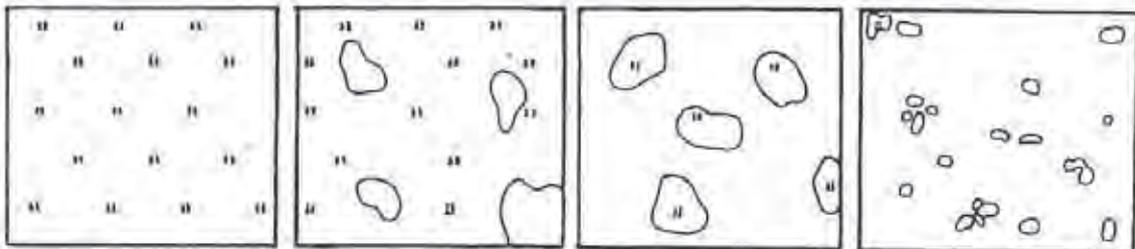


被度 5 (3/4 以上)      被度 4 (1/2~3/4)      被度 3 (1/4~1/2)      被度 2 (1/4~1/10)      被度 1 (1/10 以下)

- 被度 5 : 被度がコドラート面積の 3/4 以上を占めているもの
- 被度 4 : 被度がコドラート面積の 1/2~3/4 を占めているもの
- 被度 3 : 被度がコドラート面積の 1/4~1/2 を占めているもの
- 被度 2 : 個体数が極めて多いか、又は少なくとも被度が 1/10~1/4 を占めているもの
- 被度 1 : 個体数は多いが被度が 1/20 以下、又は被度が 1/10 以下で個体数が少ないもの
- 被度 + : 個体数も少なく被度も少ないもの
- 被度 r : 極めてまれに最低被度で出現するもの (+記号にまとめられることも多い)

図9.2.3 被度階級

また、調査区内やその周辺で、個々の植物個体がどのような分散状態で生育しているかを示す尺度が群度であり、被度とは直接の関係はない。(図9.2.4参照)



群度 5 カーペット状      群度 4 カーペットに穴がある状態      群度 3 まだら状      群度 2 小群状

- 群度 5 : 調査区内にカーペット状に一面に生育しているもの
- 群度 4 : 大きなまだら状又は、カーペット状のあちこちに穴が空いているような状態のもの
- 群度 3 : 小群のまだら状のもの
- 群度 2 : 小群をなしているもの
- 群度 1 : 単独で生えているもの

図9.2.4 群度階級

## ②河川水辺の国勢調査結果の活用における課題

流下能力の維持を目的とした植生管理においては、植生の分布状況を把握し、植物群落ごとの粗度を評価することが重要となる。粗度評価においては、群落を構成する植物体の堅さ、高さ別の密度（植物体の存在率）等の情報が必要である。

ここで、河川水辺の国勢調査が負うべき役割は、植生の分布状況と、植物群落ごとの粗度評価に関する情報の提供であり、群落の広がり「植生図作成調査」において作成される植生図により把握できる。また、「群落組成調査」では、群落の階層構造や種組成が記録されるため、粗度評価に関する基礎的な情報を提供し得るはずである。植生単位別に、群落組成調査の結果が十分に集積されれば、植生図に基づいて似たような粗度特性をもつ群落ごとに分布範囲を区分し、区分ごとに粗度を適用していくことが可能である。

しかしながら、「群落組成調査」は、サンプリング調査の性格が強く、前述のとおり、ある群落に対して群落組成調査が行われるのは、基本的に河川ごとに1回のみである。一方で、特に樹林については、階層別の高さや粗密の度合い、構成種の変化等、群落内部の状況は、群落の立地環境や種間関係、さらには群落成立後の時間経過によっても変化する。「群落組成調査」の分類は、このような群落内部の状況の違いを反映したものではないため、植生図上の群落別に、適切に粗度を評価するための情報が不足しているのが現実である。

なお、植物体の堅さについては、河川水辺の国勢調査では把握されないが、木本か草本かの分類が基本であり、さらに種別の評価を詳細化する上では既往の知見も多いため、植生図とあわせて実用に資するレベルで整理することは比較的容易と考えられる。

## ③河川水辺の国勢調査結果の活用に向けた対応策

限られた資金および人的資源の中では、現在の調査の枠組みを大きく変えず、既存調査を基本としながらも、より有用な情報の取得を実施していくことが求められる。

「植生図作成調査」の現地調査時には、河川区域全域を確認するため、この際に必要な情報を収集することが望ましいが、「群落組成調査」と同様の調査を実施することは現実的ではない。あらかじめ水理モデルへの反映の仕方を踏まえて、植生（樹林）のタイプや繁茂のランクを定めて調査を実施することが効率的である。植生タイプ、繁茂ランクの視点を下記に示す。こうした分類区分は、群落の相観によるため、調査時には典型的な箇所を対象に写真撮影を行い、分類評価における整合を図る資料とする。また、洪水時の流れのモニタリング結果とあわせて、水理計算結果の検証を行い、適切な分類区分と評価の視点について知見を蓄積することが重要である。

### ■植生タイプ

- ・高木タイプ ⇔ 亜高木タイプ ⇔ 低木タイプ
- ・下層が、低木タイプ ⇔ 高茎草本タイプ ⇔ 草本タイプ

### ■繁茂ランク

- ・樹林密度が、Aランク：密生林 Bランク：疎林
- ・草本の茂り方が、Aランク：全体密生 Bランク：虫食い Cランク：パッチ状 dランク：点在

さらに、航空レーザー計測データを解析することで、樹高や林内の粗密に関する情報を取得することが可能であり、現地調査箇所の絞込みおよび群落組成に検証に有効と考えられる。航空レーザー解析により得られる樹林の組成に関する情報について以下に示す。

前述のとおり、航空レーザー計測では、地表面から反射したDEMデータ（ラストパルス）、樹木の表面（樹冠）から反射したDSMデータ（ファーストパルス）に加えて、その中間から反射したデータ（中間パルス）を取得する。

樹林部についてDSMデータからDEMデータを差し引くことで樹高の情報が得られる。また、中間パルスを解析することにより、管理された人工林、過密な人工林、階層構造の発達した広葉樹林といった森林内部の垂直分布を把握することが可能となる。（図9.2.5）

さらに、樹高データと画像解析を組み合わせることで、樹冠面積の推定が可能となる。樹高と樹冠面積から胸高直径の推定ができるため、モデルとする林分を設定して胸高直径の調査を行い、上記の植生タイプ・繁茂ランクと対応する形でデータを蓄積が進めば、航空レーザー測量データの解析だけでもかなり精度の高い粗度評価を行うことが可能と考えられる。

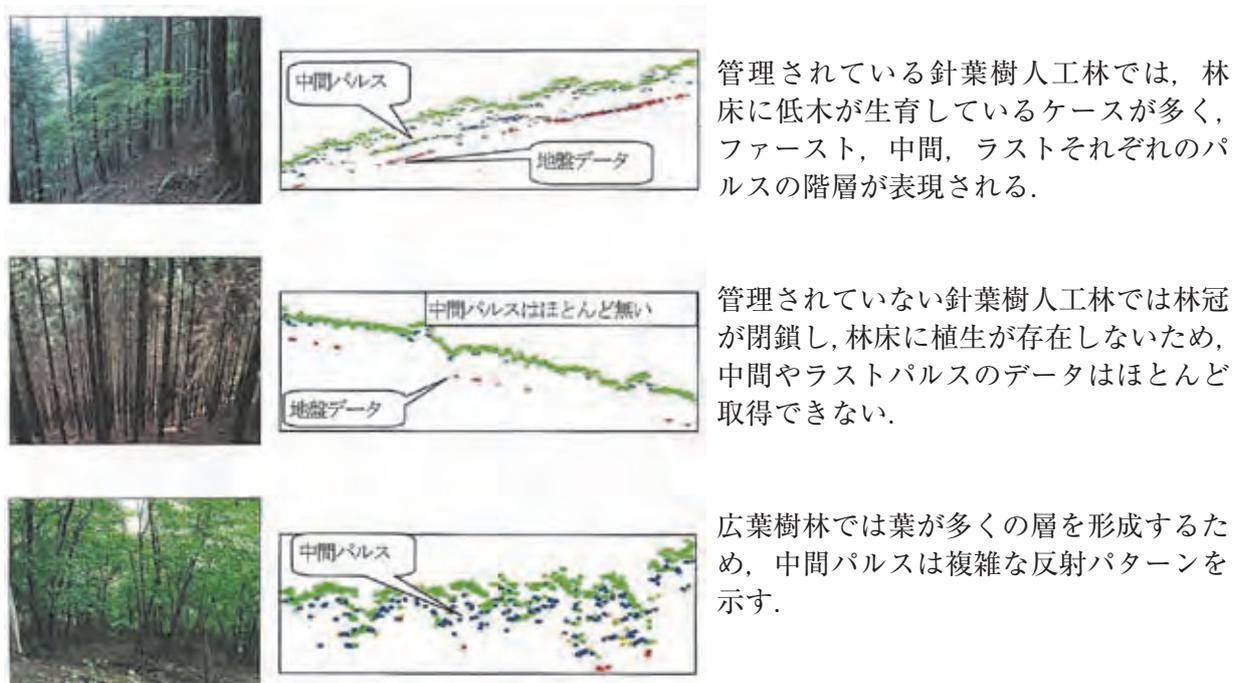


図9.2.5 樹林タイプ別の中間パルスデータ

こうしたモニタリングと検証を通じて知見を蓄積することで、将来的には、環境条件や洪水による攪乱有無等を考慮して、群落ごとに組成変化（優占種の遷移を含む）の方向やスピードについてある程度の予測が可能になり、植生繁茂が治水安全上問題となるタイミングを織り込んだ植生管理計画が策定可能となるであろう。

### (3) 洪水観測（水位，流量，流速）

高水敷の植生管理を行う上で必要となる洪水観測について、水位，流速の近年の新しい測定技術とその測定結果から読み取れる情報について記す。

## 1) 水位観測

高水敷植生の洪水時の影響の評価に必要なデータや、水理解析モデルの検証のために必要なデータ取得を目的として、水位観測を実施した事例（小貝川36km付近）を記す。ここでは、特に樹林内部および周辺の流況を観測した事例を記す。

水理モデルの検証や樹林流況の実体把握にとって重要な情報は、樹林内部の流速、流向、水位である。樹林内部に流れがあるのか、ないのか、ある場合どの程度の流速なのかを知ることが第一義的な目的である。併せて水位の平面的な分布や、低水路と高水敷の流速を把握すれば、樹林内の流況の把握が確実となる。このような目的を踏まえ、対象樹林内外の水位の縦横断分布、水面勾配などの水面形を面的に捉えるため、樹林内外に水圧式水位計を配置した。

表9.2.5 水圧式水位計の概要

項目	内容
圧力タイプ	絶対圧
測定範囲	～ 10m
測定間隔	2秒から24時間（10分間隔で観測）
測定期間	1分毎の測定間隔で90日
測定精度	± 0.1%

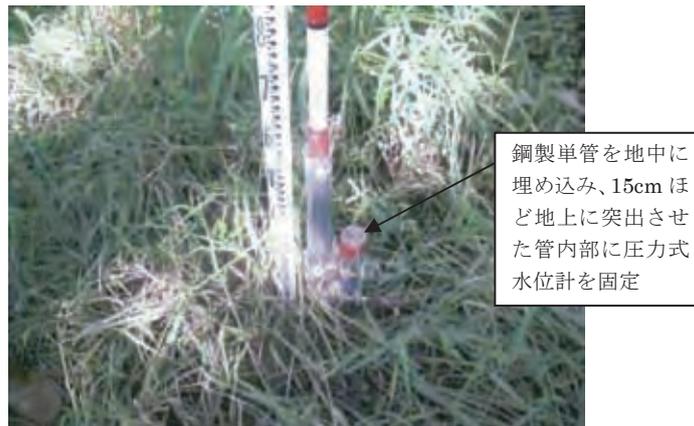


写真9.2.1 水圧式水位計の設置状況

2007（平成19）年9月出水（高水敷水深1.2m）、2008（平成20）年8月出水（高水敷水深3.0m）の2出水を観測した。

図9.2.6、図9.2.7のような水位コンター図を描くことにより、水位の平面分布を把握した。洪水流は、水位コンター対して垂直に流下するものとして、以下に平面分布の特徴を考察した。

2008（平成20）年出水では、図9.2.6のように樹林内においては、低水路に比べて水位コンター線が縦断方向に密になっており、水面勾配が大きくなっていることが分かる。また、河道の流下方向に水面勾配が付いており、樹林内も河道の流下方向の流速が大きいことが推測される。St3-1付近では樹林内の水位が高いことから、低水路との水位差を生じ、低水路に向かった横断方向の流れも生じると考えられる。

一方、図9.2.7に示す2007（平成19）年出水の水位コンター図は、平成20年出水と比較すると、樹林内のコンターの間隔、向きに大きな差異がある。これは、高水敷上の水深が小さく草本や微地形の影響が大きいことから、高水敷全体の流れが複雑化していると考えられる。

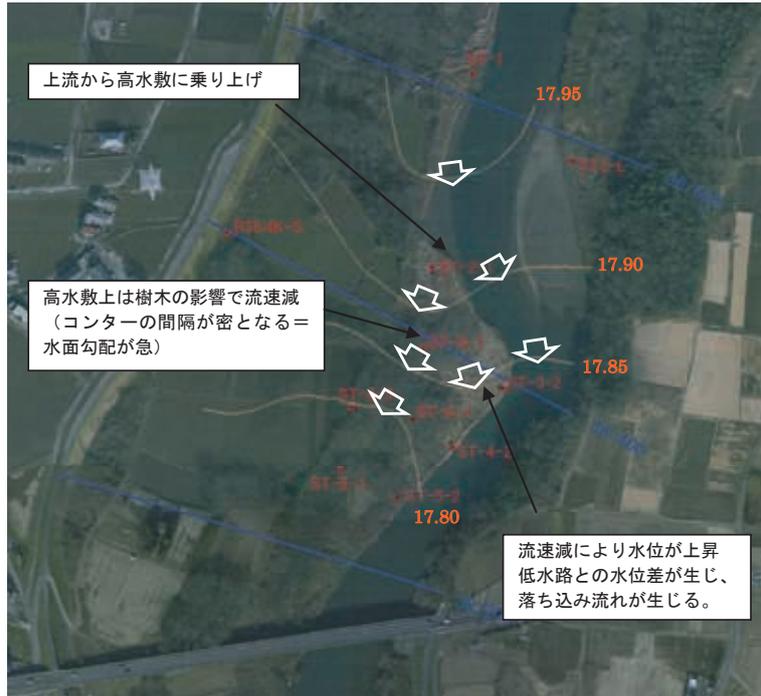


図9.2.6 水位コンター図(2008年出水)



図9.2.7 水位コンター図(2007年出水)

なお、ピーク時の縦断方向の水面形は、**図9.2.8**のとおりであり、2008(平成20)年出水では St3-1～St4-1間において樹林の影響で約10cm程度水位が堰上げている。

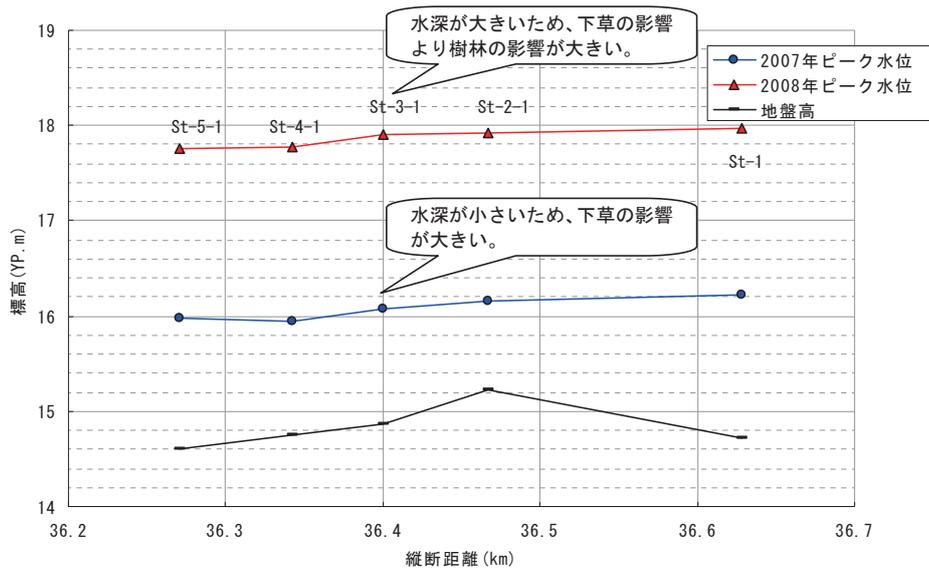


図9.2.8 樹林内縦断方向水面形

## 2) 流速観測

高水敷の植生や樹林内の流速の観測手法としては、現状では以下の手法が考えられる。

- ・ 計測箇所から鉛直方向の流速分布を観測する手法 (ADCP等を使用) (図9.2.9)
- ・ 観測箇所を複数箇所設置し、点流速を面的に観測する手法 (図9.2.10)
- ・ ビデオ撮影等で、表面流況を撮影し流速を算出する手法 (図9.2.11)

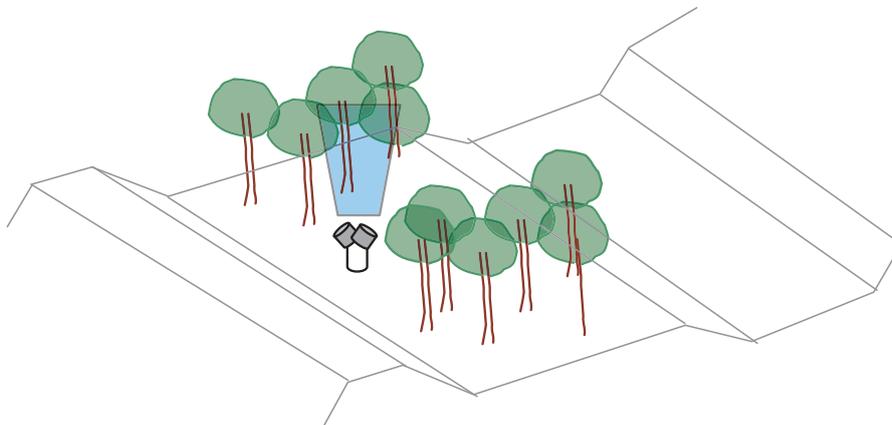


図9.2.9 鉛直方向の流速分布を観測する場合のイメージ

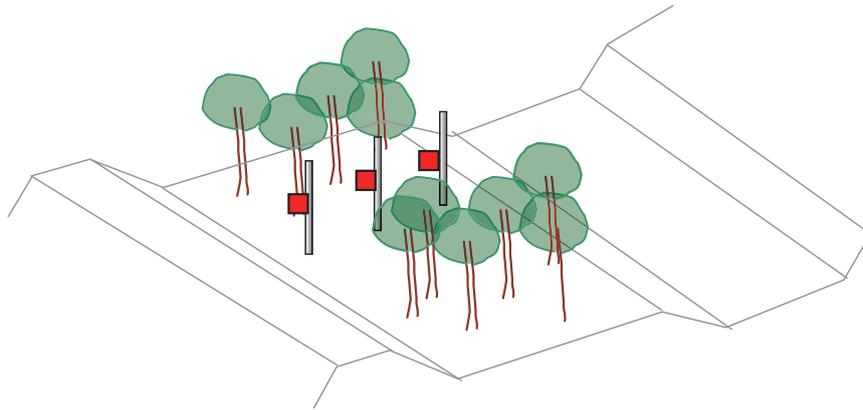


図9.2.10 点流速を面的に観測する場合のイメージ

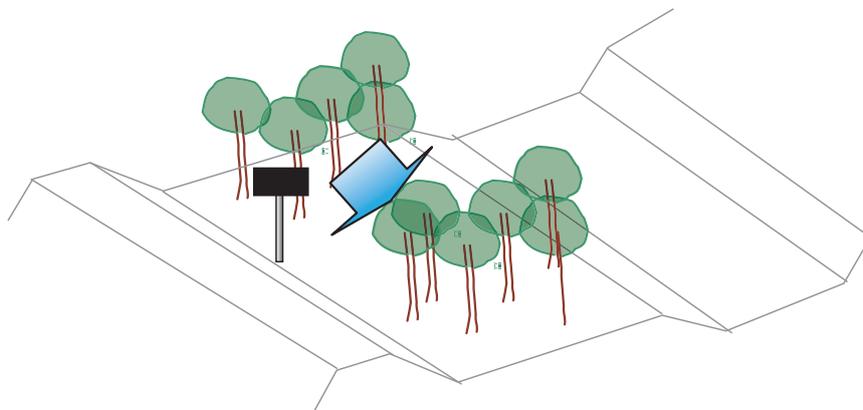


図9.2.11 表面流況を撮影し表面流速を算出するイメージ

① ADCPを用いた観測

ADCP (超音波ドップラー流速プロファイラー) は、センサーヘッドから照射される超音波ビームにより選択された層厚、層数での流速プロファイルを正確に測定することが可能である。

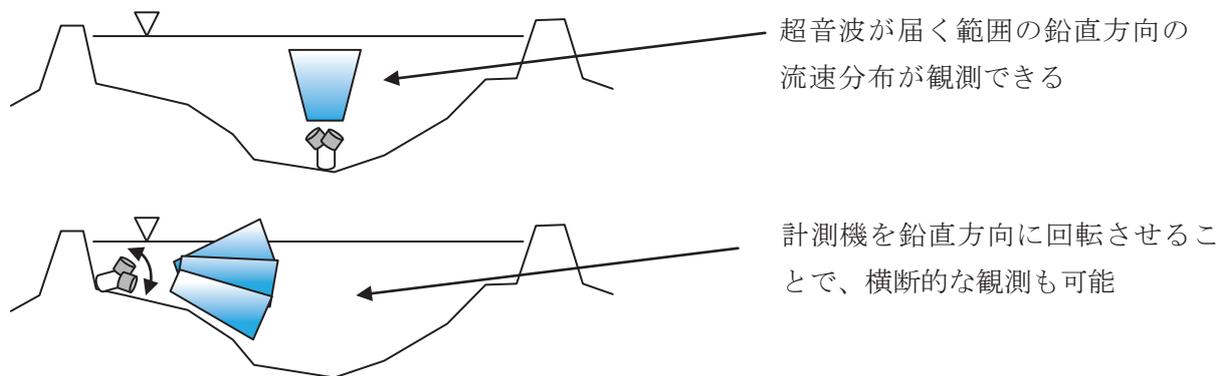


図9.2.12 ADCPによる観測イメージ

ADCPを用いる観測のメリットとしては、測器の設置方向の水位プロファイルが観測できる（鉛直・横断的な観測が可能である）ことが挙げられる。

設置のイメージは以下のとおりである。

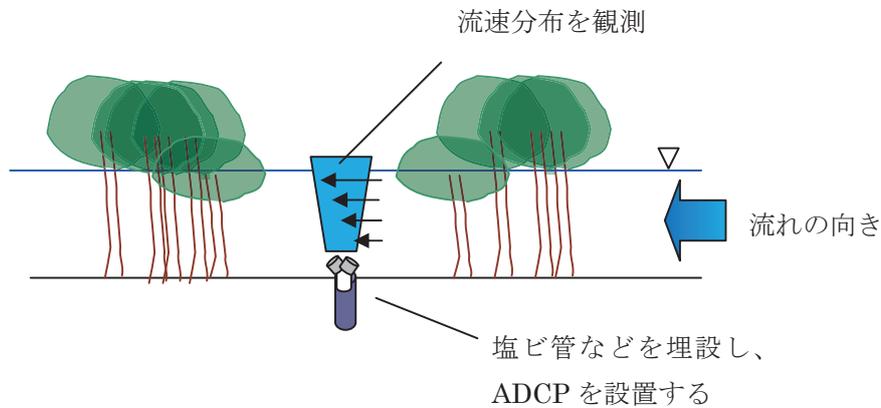


図9.2.13 ADCPによる高水敷植生内(樹林内)の設置イメージ

留意点として、ADCPを用いれば、ある程度の流速分布を捉えることは可能であるが、樹木群全体の流速を観測することは出来ない。また、計測器が高価である。

#### ② 点流速の観測

点流速の観測は、電磁流速計などの計測機を用いて観測箇所のみでの流速を観測する考え方である。ADCPを用いた方法とは異なり、流速分布を観測することは出来ない。

観測機器は、電磁流速計、プロベラ式流速計などがあり、各センサー付近の流速を直接観測する。設置のイメージは以下のとおりである。

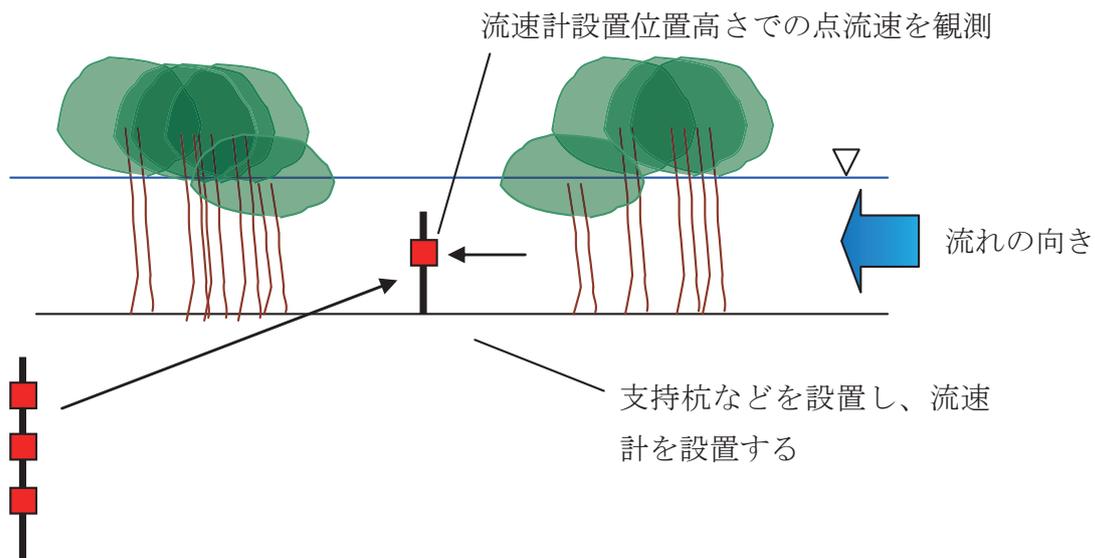


図9.2.14 電磁流速計による観測イメージ

電磁流速計を鉛直に複数個設置することで、流速鉛直分布も観測することが可能であるが、どのような冠水深を想定して計測機を配置するのが課題である。

留意点として ADCP と同様に、樹木群全体の流速を観測することは出来ない（点での観測である）。

### ③ ビデオ撮影等による表面流速観測

ビデオ撮影等による表面流速観測では、流下してくる浮遊物を撮影し流速を算定する方法や、水面の「ゆらぎ」の変化から画像解析で流速を算定する手法がある。

下図は低水路部分を観測した事例である。図の左側はビデオカメラでの撮影の様子であり、図の右側は撮影結果をもとに流速・流向をおこしたものである。家庭用のビデオカメラを用いても撮影及び解析が可能である（破天時などは撮影が行えない場合もある）。

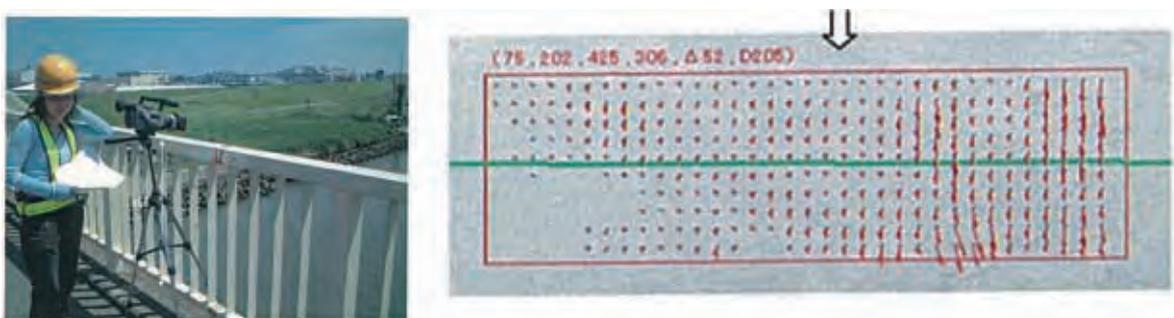


図9.2.15 ビデオ撮影による観測イメージおよび観測結果

また、水面の「ゆらぎ」を画像解析して表面流速を求める手法は、樹木群内部という特殊性を考慮すると観測は非常に難しいと考えられる（樹木や下草による水面の変化が大きいと考えられるため）。このため、ビデオによる観測はゴミなどの流下物を捕らえ、その移動速度を解析する手法を用いることとなり、樹木群内の流速、面的な流向は概略的に捉えることしか出来ないと考えられる。

### ④ ADCP 観測事例

高水敷水深 1.6m 程度の出水における ADCP の観測事例を示す。（①水位観測における 2007（平成 19）年洪水，小貝川右岸高水敷 36.3km 地点の St4 - 1 付近に ADCP を設置）ADCP の諸元を表 9.2.6 に示す。

表9.2.6 ADCP 諸元(ノルテック社製)

項目	内容
超音波周波数	2.0MHz
超音波発射回数	1 ~ 23 回 /sec
鉛直測定限界	~ 12m
ビーム数	3
ビーム幅	1.7 度
測定層厚	0.1 ~ 2m
近接不感距離	0.05m
測定レンジ	0 ~ ± 10m/s
測定精度	測定値の 1% ± 0.5cm/s
連続観測時間	6.6 日（5 分間連続観測の平均値が 10 分間隔に一つ取得（5 分間は観測を休む））



写真9.2.2 ADCP設置状況

図9.2.16に洪水中における洪水期間中の3層分(1層30cm)のベクトル図を示す。なお、超音波発射回数、平均化条件については、同図に示す。

流速・流向分布を見ると、ばらつきが大きく、明瞭な規則性は見られない。水深が小さく流れが乱れていると推測される。また、上層ほど流向・流速のばらつきが小さくなる傾向がある。これは、河床で生じた渦が上昇しながら合成し、スケールが大きくなったためと推測される。

さらに、流速ベクトルを北方・東方成分に分解し、10秒毎の観測流速を10分間で平均した。(図9.2.17)

- ・北方成分の10分平均流速は約0.1m/s (図9.2.17の図A)
- ・東方成分流速はほぼゼロ。(図9.2.17のB)

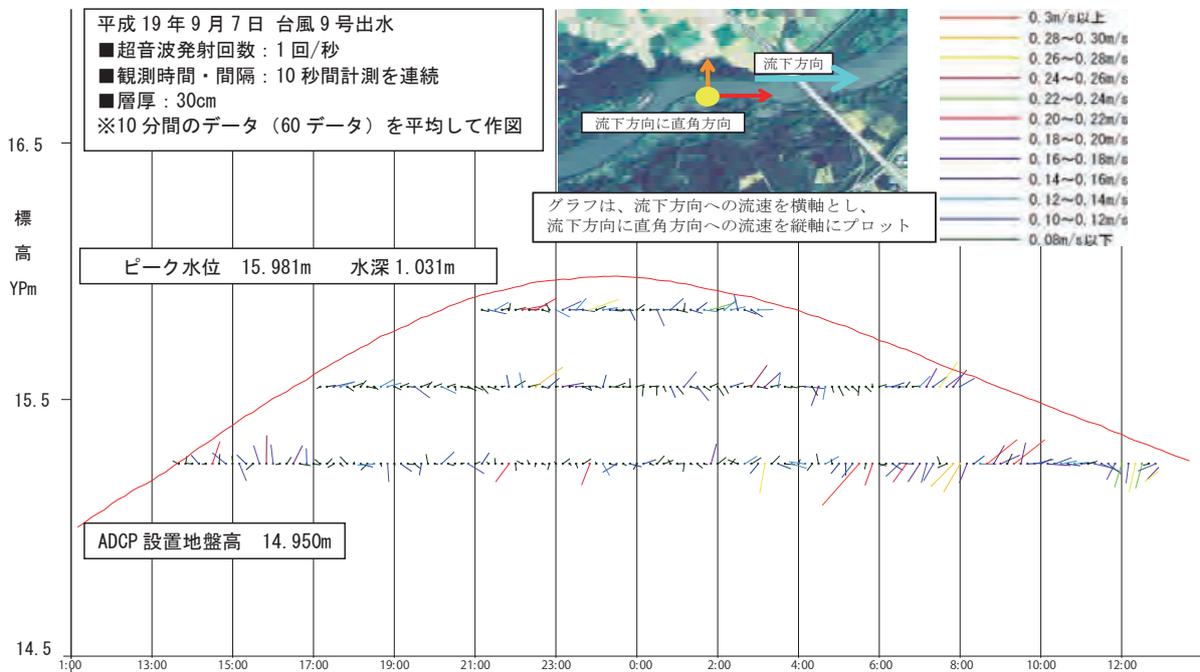


図9.2.16 ADCPによる洪水期間中における流速ベクトル図

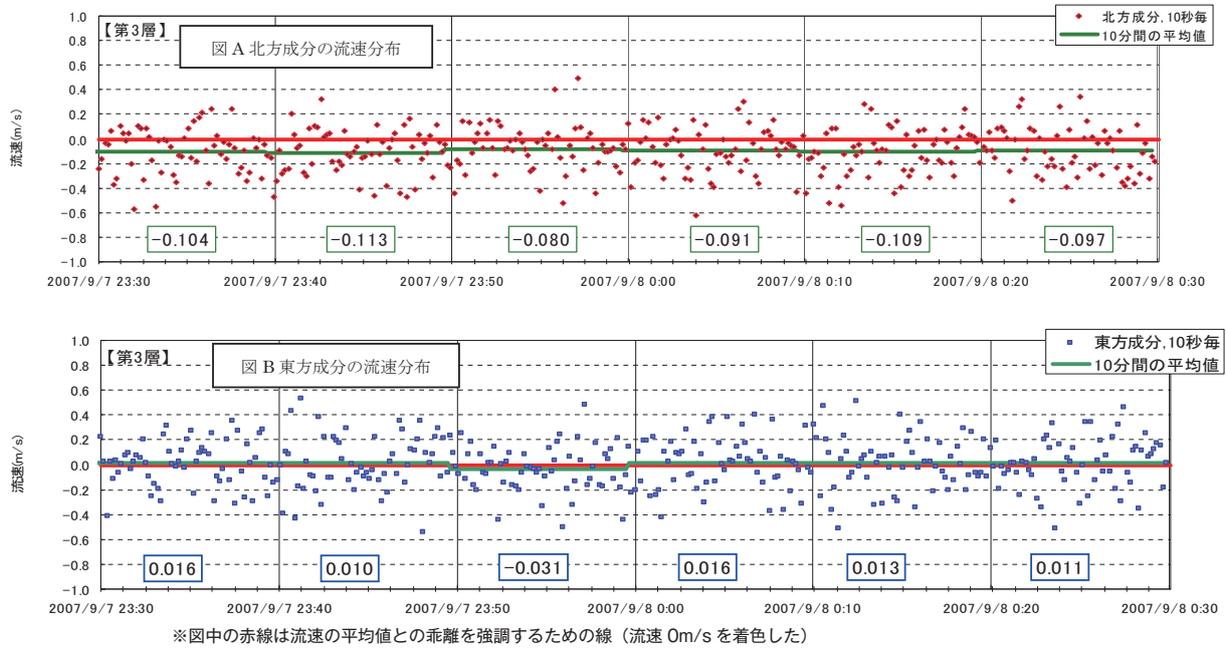
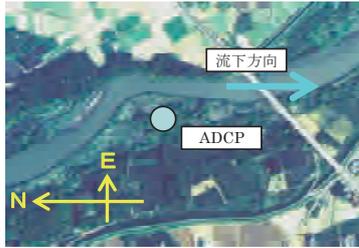


図9.2.17 ADCPの観測結果による北方成分および当方成分の平均流速

上記の観測結果においては、ばらつきが見られる。その原因として、現地の樹木群内流況そのものがばらつきを持っており、現地流況を適切に捉えたものであれば問題はないが、樹木群内の流況をADCPにて観測した前例は見当たらず、その是非を確認できない。

また、現地観測にあたっては観測結果に大きな影響を及ぼすと考えられるADCPの各種設定（超音波の発射回数、平均時間など）について、適切な評価を行うことが必要である。

#### (4) ADCPによる観測の適正化のための検討

以上の課題に対応するため、現地の乱れた流況に近い条件下の実験水路にて、ADCPと電磁流速計の同時計測を行うことにより、ADCPで得られる流況観測値の妥当性を確認するとともに、観測設定値を決定するための実験を実施した。

##### ①実験の概要

- ・ 現地の樹木群内流況に近い条件として、実験水路に流下方向流速の鉛直分布を発生させる。
- ・ ADCPと電磁流速計で流下方向流速の鉛直分布の同時観測を行い、計測データを比較する。
- ・ 両者の流速分布形が近くなる設定を、観測に適したADCPの設定とする。
- ・ 実験は毎秒当りの超音波発射回数の差異による誤差率（電磁流速計による観測値を正値とした場合のADCP観測値との差異の割合）の影響を検討するケースⅠ、平均化時間の評価のための検討であるケースⅡからなる。表9.2.8にその概要を示す。

表9.2.7 実験施設, 観測結果概要

項目	内容
水路形状	L=20m H=1.5m (最大水深約 1m) B=1m 勾配固定
水路流量	Q=350L/s (一定) ※施設限界流量の定常流とした
水位	ADCP 設置箇所 h =1.0m (一定) ※上流で制水し, 下流で転倒ゲート式水位調整装置にて水深を一定に保持することにより, ADCP 設置箇所の水深を固定
ADCP	超音波ドップラー流速プロファイラー ノルテック社 Aquadopp Profiler 2MHz
流速計	電磁流速計 1 方向平均流速を計測可能

表9.2.8 実験ケース

ケース	検討項目	水路の状況	ADCP の観測方向
I	超音波発射回数	抵抗物なし (合板製水路河床)	水面から河床方向へ鉛直 下向きに設置
II	観測時間, 平均化時間 水路抵抗の影響	角材, メッシュ等の抵抗 を配置	水路床から水面方向へ鉛 直上向きに設置

## ②適切な超音波発射回数に関する検討

ケース I (ADCPにおける観測結果と電磁流速計による観測値を比較検証)の結果, ADCPの観測値と電磁流速計における観測値の対応は表9.2.10に示すとおりである。

なお, 本実験では, 電磁流速計の観測値が流下方向の値のみしか得られていないことから, ADCPの北方成分値(流下方向)と電磁流速計の観測値(流下方向)を比較検証した。また, 実験水路は, ほぼ北から南へ流下する配置となっており, 北方成分のマイナス値(南への流れ)を流下方向の流れとした。

ADCPと電磁流速計の誤差率の各層平均値で比較すると, 超音波発射回数が多くなるにつれて誤差率が小さくなる傾向があり, 観測時間10秒および60秒ともに誤差率が5%前後になるのは発射回数23回/秒, 15回/秒であることが分かる。

一方, メーカーの推奨は本機器の限界値である23回/秒となっている。

以上より, バッテリー容量の面から所要の現地観測日数を観測可能であれば, 超音波発射回数は23回/秒の設定とすることが妥当である。

表9.2.9 ケースI実験Case一覧

項目	観測層厚	観測層数	観測間隔	観測時間	超音波 発射数	水深
単位	m	層	sec	sec	発 / sec	(m)
Case1 - 1	0.1	10	10	10	23	水深 1.0m
Case1 - 2	0.1	10	10	10	15	水深 1.0m
Case1 - 3	0.1	10	10	10	10	水深 1.0m
Case1 - 4	0.1	10	10	10	5	水深 1.0m
Case1 - 5	0.1	10	10	10	1	水深 1.0m
Case2 - 1	0.1	10	60	60	23	水深 1.0m
Case2 - 2	0.1	10	60	60	15	水深 1.0m
Case2 - 3	0.1	10	60	60	10	水深 1.0m
Case2 - 4	0.1	10	60	60	5	水深 1.0m
Case2 - 5	0.1	10	60	60	1	水深 1.0m

表9.2.10 ケース I 実験結果

	電磁流速計 観測値 (m/s) (検証対象)	ADCPの平均流速と誤差率 case1: 観測時間: 10秒, 超音波発射回数: 1~23回/秒									
		Case1-1 (23回/秒)		Case1-2 (15回/秒)		Case1-3 (10回/秒)		Case1-4 (5回/秒)		Case1-5 (1回/秒)	
		流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率
1層	0.32	0.29;	9%	0.30;	6%	0.31;	4%	0.24;	25%	0.27;	17%
2層	0.34	0.33;	4%	0.30;	10%	0.34;	1%	0.30;	11%	0.34;	2%
3層	0.34	0.30;	12%	0.34;	1%	0.30;	12%	0.30;	13%	0.41;	22%
4層	0.35	0.36;	3%	0.35;	1%	0.34;	2%	0.29;	17%	0.32;	8%
5層	0.34	0.34;	1%	0.34;	2%	0.34;	1%	0.34;	1%	0.26;	24%
6層	0.35	0.32;	7%	0.34;	2%	0.36;	3%	0.33;	5%	0.50;	43%
7層	0.35	0.61;	74%	0.50;	43%	0.93;	165%	0.69;	98%	0.77;	121%
平均	0.34	0.32;	6%	0.33;	4%	0.33;	4%	0.30;	12%	0.35;	19%

	電磁流速計 観測値 (m/s) (検証対象)	ADCPの平均流速と誤差率 case2: 観測時間: 60秒, 超音波発射回数: 1~23回/秒									
		Case2-1 (23回/秒)		Case2-2 (15回/秒)		Case2-3 (10回/秒)		Case2-4 (5回/秒)		Case2-5 (1回/秒)	
		流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率	流速 (m/s);	誤差率
1層	0.32	0.28;	13%	0.32;	1%	0.36;	11%	0.28;	13%	0.29;	9%
2層	0.34	0.29;	15%	0.36;	6%	0.23;	32%	0.31;	7%	0.30;	11%
3層	0.34	0.32;	7%	0.34;	1%	0.32;	6%	0.29;	15%	0.18;	46%
4層	0.35	0.35;	0%	0.37;	6%	0.27;	22%	0.31;	12%	0.26;	26%
5層	0.34	0.34;	0%	0.32;	7%	0.35;	1%	0.35;	3%	0.42;	24%
6層	0.35	0.35;	1%	0.32;	10%	0.34;	3%	0.31;	12%	0.32;	9%
7層	0.35	0.69;	98%	0.44;	27%	0.85;	143%	0.50;	42%	0.50;	44%
平均	0.34	0.32;	6%	0.34;	5%	0.31;	13%	0.31;	10%	0.30;	21%

③適切な平均化時間に関する検討

ケース II の実験結果は、以下のとおりである。

ケース A：水路床角材設置

電磁流速計による流下方向流速の鉛直分布は、河床付近の0.2m/s～水面付近の0.4m/sまで、ほぼ水深に比例して増加している。

ADCPと電磁流速計の流速分布プロファイルとしては、平均時間が長くなるほど適合性が良くなる傾向があり、5分以上の時間平均であれば両者は概ね一致すると言える。

誤差率を見ると、1分平均以下では誤差が大きくなるが、5分平均および10分平均であれば、概ね10%以内に収まる。

5分平均と10分平均に有意な差は見られない。

ケース B：水路床角材 + 上流メッシュ

ADCPの上流に高さ40cmの鉄製メッシュを配置したことで、水深40cmまでの流速は極端に低下する。水深50cm以上の領域では0.4m/s程度の流速となった。

ADCPと電磁流速計の流速分布プロファイルとしては、平均時間が長くなるほど適合性が良くなる傾向があり、5分以上の時間平均であれば両者は概ね一致すると言える。

誤差率を見ると、1分平均以下では誤差が大きくなるが、5分平均および10分平均であれば、概ね10%以内に収まる。

5分平均と10分平均に有意な差は見られない。

河床付近の流速が小さい領域では、電磁流速計とADCPの誤差率が大きくなる傾向がある。これは流速が小さいためであると考えられる。

ケース C：水路床角材 + 上流木材

上流に樹木等を想定した木材を配置したことで、全体的に流速が低下し、0.3m/s程度となった。流速の鉛直分布も水深0.3～1mまで変化が小さくなっている。

ADCPと電磁流速計の流速分布プロファイルとしては、平均時間が長くなるほど適合性が良く

なる傾向があり，5分以上の時間平均であれば両者は概ね一致すると言える。

誤差率を見ると，1分平均以下では誤差が大きくなるが，5分平均および10分平均であれば，概ね10%以内に収まる。

5分平均と10分平均に有意な差は見られない。

表9.2.11 ケースⅡ実験Case一覧

ケース名	水路障害物	平均化時間	その他設定（各ケース共通）
A-005	水路床角材	5秒	超音波発射回数= 23回/秒 観測層厚= 10cm 観測層数= 15層 (ただし有効層は9層分)
A-030		30秒	
A-060		1分	
A-300		5分	
A-600		10分	
B-005	水路床角材+ 上流部のメッシュ配置	5秒	
B-030		30秒	
B-060		1分	
B-300		5分	
B-600		10分	
C-005	水路床角材+ 上流部の木材配置	5秒	
C-030		30秒	
C-060		1分	
C-300		5分	
C-600		10分	

#### (4) 実験結果のまとめ

以上の実験ケースⅠおよびⅡの実験結果を考察し，以下の事柄が明らかになった。

##### ・流水の乱れおよび水面の影響

障害物による水路抵抗によって生じる流下方向流速の鉛直分布については，電磁流速計とADCPの観測結果は良く一致したことから，適切な設定（平均時間）を用いることで現地の流況を把握することができることを確認した。また，今回データが得られた最も水面に近い第10層における観測値も他の層とほぼ同等の観測精度が得られたことから，水面から10～20cm程度の水面に近い部分でも十分な精度での観測が可能であることを確認した。

##### ・超音波発射回数

電磁流速計との比較の結果，誤差率が小さくなる23回/秒か15回/秒を設定する必要がある。23回/秒の方が15回/秒よりもバッテリー消費が若干大きいですが，その差は僅かであり必要な観測日数に影響はないことから，機器の最大発射回数でメーカー推奨の23回/秒を採用する。

##### ・平均時間

5分以上の平均時間があれば，十分な精度の観測値が得られると考えられるが，実際の現地での観測では，機器のバッテリーおよびデータロガーの容量により連続観測可能日数が決まるため，高水位継続時間および観測体制を考慮したうえで，観測設定を選択することが必要である。

なお、一般的にはADCPは河道断面内の横断方向および深さ方向の流速分布を、船舶等に搭載し曳航することによって観測するものである。ADCPは航走断面の詳細な流速分布が得られる利便性を持つ反面、流況、河床変動の有無、機器の設定条件や計測方法によって、その信頼性が大きく異なる。実際に取得したデータの精度評価については明確な指標が示されていない。木下らは観測が阻害される条件として、①流速の過大（瞬間最大表面流速5m/s以上）、②水面波 $Fr=0.65$ 以下、③おびただしいゴミや立木、④中洲などの立木による阻害、⑤強すぎる風雨、⑥夜間の視認不能等を挙げている。

これらを踏まえ、計測精度の評価手法を確立するとともに、流速分布計測の高精度化および河床形状計測が当面の課題である。これらの技術が確立できれば、河川構造物や樹木周辺の流れ場の計測や河床変動の計測にも応用できる可能性が高い。

### 9.3 小貝川におけるサイクル型河道内樹木管理システムの構築

小貝川は、その地形・地質特性から流入土砂量の少ない河川である。また、河床材料に泥分が多く(53kmより下流)、近くに鬼怒川という砂利採取効率の良い河川があることから、河床掘削(砂利採取)がほとんどなされなかった。そのため、河床高の変化が少なかった。

さらに、五行川合流点(57.6km)下流の河道は、第一軍管区地方迅速図(1880～1884年測量)によると、近世において迂曲河道の人為的直線化がかなりの区間で実施されたことが推定される。現小貝川の23～44km区間は、旧蛇行帯を包絡する形で堤防が設置されている。そのため、現小貝川の五行川合流点(57.6km)下流部は、比較的川幅が広く、かつ勾配が緩いことから、洪水時の高水敷の流速(掃流力)は小さい。

以上から、小貝川の河道は、非常に樹林化し易い特性を持っている。現状においては、五行川合流点(57.6km)下流部は、横断内における樹林の占める面積が大きいところで60%となっており、樹林化が著しい区間が多数存在する。

河道内樹木の繁茂による河道管理上の課題は、流下能力に関する洪水疎通の問題、河床の洗掘や河岸の侵食を増長する問題、巡視・点検の支障となる問題が挙げられる一方、水衝緩和機能や良好な生物の生息・生育場や修景機能などプラス面もあり、総合的な判断のもと、伐採等を判断していく必要がある。

予め予算等が潤沢に確保されている場合には、河川の維持管理としての巡視・点検、調査・測量、モニタリング等のデータを定期的を取得し、整理・編集を行い、機能評価を行っていくことが本来の望ましい姿であるが、現在の現場においては、河川巡視方法、管理体制(職員の減少等)、維持管理予算が減少する中では、このような対応は現実的ではなく、ほぼ不可能であることを鑑み、予兆現象・現場での事象を河川巡視等で捉え、これらの変化・変状形態・量等を定期取得データ(定期横断測量等)等から、その状況・状態の機能評価を行う。評価結果において、管理目標値(判断目安=閾値)を超えるような変状・変化が認められた場合には、現場での事象を正確に把握するための必要な調査・検討等を行い、その結果から要対策・要保全・要監視の判断をしていく2段階方式でのサイクル型河道管理を行っていくことが有効、かつ効率的・効果的手法であると考えられる。

以下に、サイクル型河道内樹木管理を実施するために必要となる管理目標、監視内容、実施体制、頻度・時期等を示す。

#### (1) 樹木拡大域の推定

樹木群の拡大を想定した区域は、以下の3つの条件全てを満たす箇所とした。

##### ①土地利用条件

現況で樹林が繁茂していない箇所、かつ畑などの土地利用が為されていない箇所。

##### ②洪水時の水深

図9.3.1に示すとおり、小貝川中流部のヤナギ林繁茂箇所における平均最大流量時(≒低水路満杯流量)の河床高からの水深(図9.3.2の左図に水深を示した)は、概ね3.5m以下に分布している。よって、平均年最大流量時(≒低水路満杯流量)の水深が3.5m以下の箇所。

##### ③洪水による土壌流出が無い

洪水による土壌流出が無い箇所は、現況で畑などの土地利用が為されていない裸地および草本の箇所における各メッシュの平均年最大流量規模の洪水流下時の無次元掃流力  $\tau_*$  が移動限界無次元掃流力  $\tau_{*c}$  を下回る箇所とした。なお、移動限界掃流力  $\tau_{*c}$  は岩垣式から算出し、河床における最大粒径に対して評価した。最大粒径は、対象区間の平均値として18mmとした。流速1.5～2.0m/s以下に対応するメッシュが樹木繁茂の条件に該当する。

上記の考え方に基づいて樹林拡大を想定した例を図9.3.2に示す。

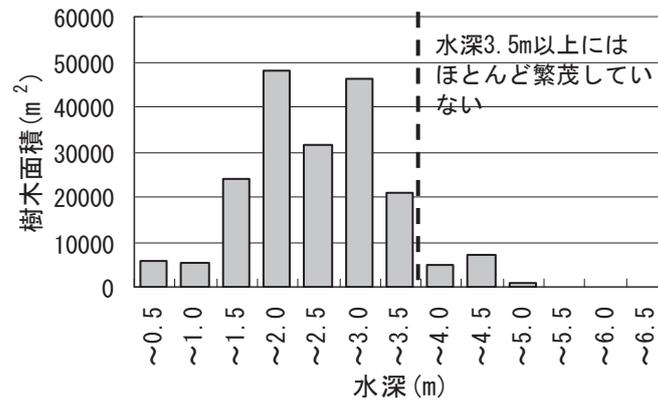
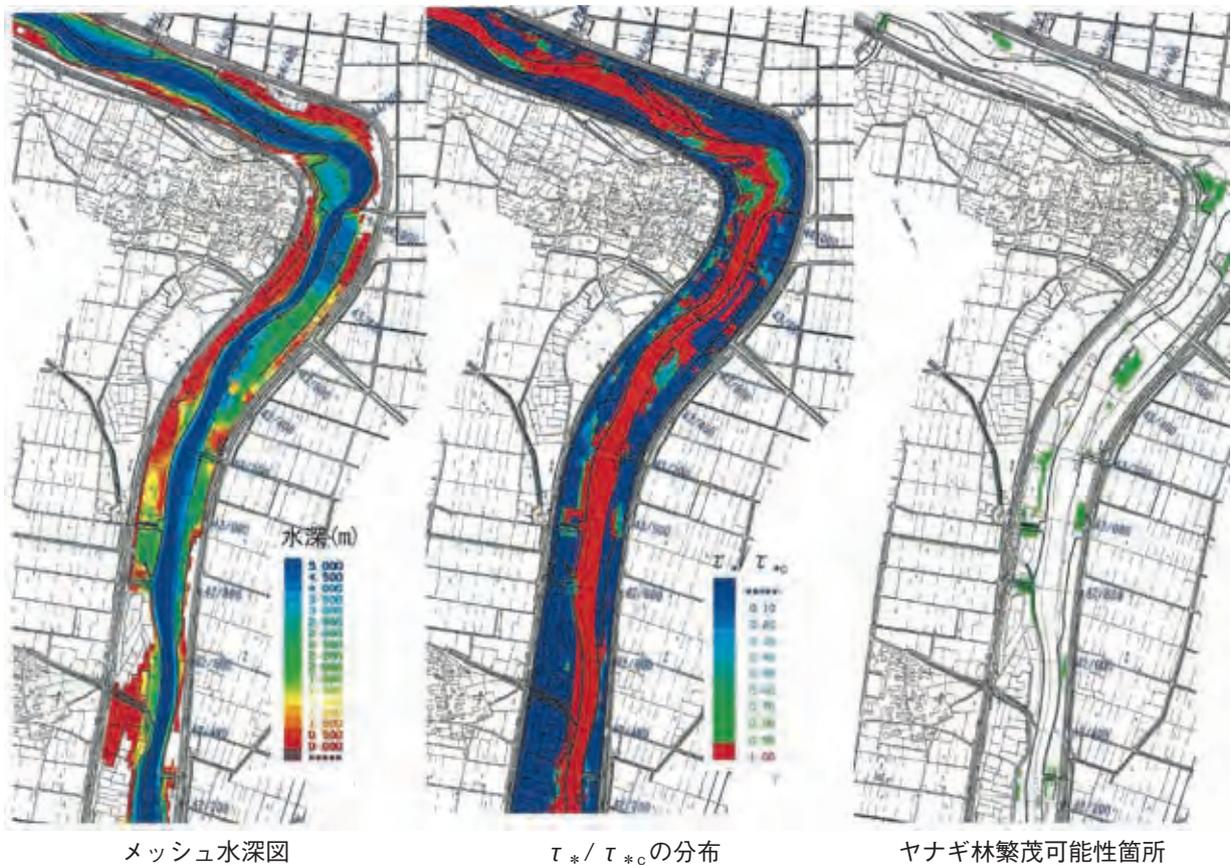


図9.3.1 水深別ヤナギ林の面積分布



メッシュ水深図

$\tau_* / \tau_{*c}$ の分布

ヤナギ林繁茂可能性箇所

図9.3.2 樹林拡大範囲想定図

(2) 管理目標

現状における小貝川中流部のHWLを超えない最小流下能力（HWL評価）が流下した場合，樹木群の拡大によって水位がHWL以上となる樹林面積を樹林の管理目標とした。評価モデルは、5.2で記した二次元不定流計算モデルを用いた。

具体的には樹林域拡大によるHWL超過量を算定し，繁茂（拡大）面積をHWL超過量で除すことで，HWLの1cm超過をもたらす繁茂面積の割合を区間毎に算定し，管理目標値とした。

上記に示した計算過程を表9.3.1に示す。

表9.3.1 管理目標値設定経過

区間	予測した 拡大面積 (m <sup>2</sup> ) ①	HWL 超過量 (m) ②	HWL1cm 超過をも たらず 拡大面積 (m <sup>2</sup> ) ① / ② × 100
36 ~ 38km	5,800	0.00	—
38 ~ 40km	3,800	0.00	—
40 ~ 42km	4,500	0.02	2,250
42 ~ 44km	4,500	0.02	2,250
44 ~ 46km	5,100	0.07	730
46 ~ 48km	10,600	0.00	—
48 ~ 50km	8,700	0.00	—

また，流速の平面分布の差異を確認することで，偏流による堤防への流水の集中についても評価したが，図9.3.3に示すとおり，樹木群の繁茂有無による流速ベクトルの違いは，50km右岸側の堤防際で最も大きい違いが生じるが，その差は0.2m/s程度と微小であることから，大きな問題は生じないと判断した。



図9.3.3 樹木群の拡大による流速ベクトルの変化

以上から、管理目標値は、現況樹林面積からの拡大率として表9.3.2に示す値を設定した。

表9.3.2 河道内樹林管理の管理目標値

区間	現況樹林面積 (m <sup>2</sup> ) ①	HWL1cm超過を もたらず 拡大面積 (m <sup>2</sup> ) ②	管理目標値 ②/①
40～42km	32400	2250	約10% (≒7%)
42～44km	6000	2250	約40% (≒37.5%)
44～46km	20600	730	約5% (≒3.5%)

### (3) 監視内容

河道内樹木の監視・点検内容は、樹林の面的な拡大状況を定点からの写真撮影により把握することを基本とする。

なお、航空写真の解析による樹木分布（樹種、面積等）の把握も有効な方法である。この方法では、樹木の生長度合いから最適な（例えば4、5年に1回）頻度を設定する。ヤナギは年間1m前後生長し、数年で4～5mとなるとされている。吉野川における航空写真による樹木分布図を図9.3.4に例示する。樹種や樹高ごとに分布状況が把握でき、かつGISによる整理により、面積の把握も可能となる。

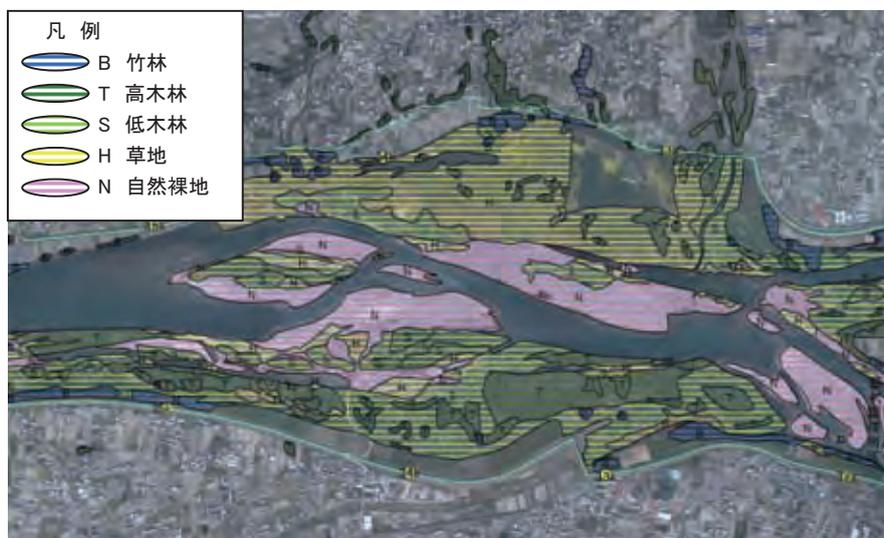


図9.3.4 航空写真の解析による樹木分布図例(吉野川の事例)

### (4) 実施体制、頻度・時期

河道内樹木の点検の頻度・時期は、年1回（出水期前）を原則とする。また、HWL相当の大出水時には、その後の検討を行う上で洪水痕跡調査や樹冠部の阻害程度等を把握することを目的として、樹林内の塵芥等の引っかかり状況を把握する。

ただし、水辺の国勢調査と連動して5年に1回程度は、樹種、樹高、樹木密度、枝下高、胸高直径などの詳細調査を実施することが望ましい。さらに、航空写真の解析による樹木分布（樹種、面積等）の把握も樹木の生長を考慮の上、例えば5年に1回程度行うことが望ましい。

(5) 管理目標値以上の変状が確認された場合の詳細な検討内容

管理目標値以上の樹林拡大が確認された場合には、樹木の成育状況の把握や樹木自体（樹高、樹種、枝下高等）を調査するとともに、当該地点の地形・横断測量を実施する。なお、当該地点のレーザープロファイラー(LP) データ（地形）や航空写真による河道内分布調査（樹種・面積）を取得できれば、樹木の分布・遷移状況を把握することができるため、LPデータ（地形）や航空写真による樹木調査を活用することも検討する。

併せて、取得したデータ等を平面二次元不定流解析等の水理解析モデルに反映させたシミュレーションの実施により、樹木の繁茂状況および伐採状況に応じた洪水時の流向・流速、水位上昇量、流下能力の検討を行う。

上記の詳細検討結果より、伐採や監視の強化等の対策の判断を行う。

## 9.4 樹木伐採手法と伐採木の処理

### (1) 課題に応じた伐採手法

河道内樹木の維持管理上の課題に応じて、目的とする効果が発現しうる最適な伐採・伐根方法は、表9.4.1のとおりを実施するのが望ましいと考えられる。

表9.4.1 河川管理上の課題に応じた伐採手法

課題	横断区分	伐採方法
流下能力	高水敷，中水敷	高水敷は間伐（伐採），中水敷は原則として全伐（ヤナギ類であれば伐採伐根）
堤防堤脚の直接侵食	高水敷	平面形状等により，堤防堤脚に洪水流が集中する位置に繁茂している堤体前面の樹木を伐採 もしくは，一定間隔で横断方向に一定幅を伐採
堤防への根等の侵入	高水敷	法尻から10m程度まで伐採（10m以内に樹木域が拡大するごとに伐採）もしくは堤防への根等の侵入に影響の無い位置に防竹シート（トタン板など）の施設
CCTVの視界	高水敷，中水敷	視認の障害となる樹木を伐採（伐根）
橋梁等への視認	高水敷，中水敷	視認の障害となる樹木を伐採（伐根）
支川，樋門の水路の樹木による閉塞	低水路 （堤外水路）	原則として全伐（ヤナギ類であれば伐採伐根）
不法投棄	高水敷	間伐（伐採）による低密度化
水衝作用の増大	中水敷	原則として全伐（伐採伐根）

### (2) 樹種に応じた伐採手法

河道内樹木群の主な樹種であるヤナギ類，タケ類の樹種に応じた伐採・伐根方法は，以下のとおりを実施するのが望ましいと考えられる。

#### ① ヤナギ類

ヤナギ類は，伐採後の切り株からの旺盛な萌芽再生能力を持っていることが知られている。そのため，単に伐採するだけの処理では，駆除または繁茂を抑制することは極めて困難である。

したがって，幹の伐採を行い，伐採後の切り株は旺盛な萌芽再生能力を持つため，切り株をバックホー等で除去する。

また、薬物による枯死も有力な方法であるが、薬物による負の影響が極力周囲に及ばない配慮が必要ではあると同時に地元住民の理解を得ることが必要となり、使用にあたっての課題が多い。

## ② タケ類

タケ類の生育特性として、伐採しても地下茎で母竹林とつながっている場合、母竹林からの栄養供給により速やかに再生する。しかし、タケノコの生産のためには2年間程度の栄養蓄積が必要であり、竹林はタケノコを成して拡大成長していくことが知られている。

よって、2カ年の伐採でタケ類の除去が可能であると考えられる。以下のような報告事例がある。

- ・7～8月に地上部を全て伐採することで地下茎の伸長を防ぎ、効果的に枯殺できる。
  - ・成長期（8月）に伐採すると翌年のタケは細いものが多く、伐採後2年でほぼ除去できた。
- したがって、地上部の伐採を2カ年継続して実施する。

## (3) 配慮すべき区間（事項）に対する伐採方法

伐採に際して配慮すべき事項のある区間では、表9.4.2のとおりを実施するのが望ましいと考えられる。

表9.4.2 河川管理上の課題に応じた伐採手法

内 容	伐採方法
保安林指定されている樹木群	伐採の有無を別途検討の上、関係機関との協議の上、伐採伐根方法を検討する
伐採について許可を要する区域	必要最低限の伐採伐根とする
堤防への水衝を緩和する機能をもつ樹木群（無堤区間では堤防機能の補完）	伐採の有無を別途検討の上、伐採伐根方法を検討する
水衝部等で耐侵食機能を発揮できる樹木群	伐採の有無を別途検討の上、伐採伐根方法を検討する
重要生物種が確認されている樹木群	生息生育状況を確認の上、有識者、NPO 団体などの地域の意見を踏まえながら、伐採伐根方法を検討する
風土上の役割を持つ竹林	間伐等により密度の低下を図る

## (4) 伐採木の利用

河川、道路、公園、農地から発生するバイオマスを単に発生現場、または最終処分場で処理するのではなく、CO<sub>2</sub>削減（カーボンニュートラル）の観点やコスト削減の観点から、これらバイオマスの有効活用は国家的な課題である。

河道管理によって発生する伐採木の有効利用には、以下の利用が考えられる。

### ① 一般家庭のストーブ等に燃料として活用

「5.6 吉野川における放棄竹林および低水路樹林化防止対策としての伐採箇所の選定」で示したとおり、都市部よりも郊外部において、樹木伐採・伐根および伐採木に対する需要が高く、かつ、伐採木の利用としてストーブ用の燃料として使用する割合が高い。

### ② 事業所等におけるバイオマス燃料対応に改良された大型ボイラー燃料として活用

今後、燃焼効率の高いボイラーを持つ事業所の存在を調査していく必要があるが、企業としてのCO<sub>2</sub>削減等環境に対する取り組みはかなり進んでいるものと環境省では推測しており、当該地域周辺にこのような事業所が存在すれば検討する必要は十分にあると考えられる。

### ③ 伐採木をチップ化し圧縮型木板として建築材料に活用

某県森林組合連合会 代表専務理事へのヒアリングでは、森林組合で発生する木材は、チップ化され圧縮型合板を製造し建築材料とする仕組みがすでに出来上がっている。河川で発生した伐採木をチップ工場に持ち込めば一定の価額で引き取り可能であるとの回答を得ている。

これらの需要に応えるため、当面は公募型伐採を実施していくことが想定されるが、いずれは発生源側と利用側をコーディネートしていくNPO法人等の設立が望ましい。また、場合によっては、河川内の樹木群ということも考慮し、持ち出しや運搬が可能となるような条件整備は河川管理者が行うなど、協働の仕組みが必要となると考えられる。

### 参考文献

- 磯田真紀ほか（2009）ジオマティクス技術を活用した森林調査，アジア航測技術報
- 木下良作（2006）ADCPによる流量と流れの構造について，第4回河川環境管理財団研究発表  
会講演集
- 財団法人河川環境管理財団（2007）河道・環境特性情報編集とその展開，河川環境総合研究所資  
料第22号。
- 橘田隆史・岡田将治・新井 励・下田 力・出口 恭（2008）ラジコンボートを用いたADCP移動  
観測の計測精度評価法に関する一考察，河川技術論文集，第14巻，pp295 - 300
- 戸谷英雄・吉田高樹・鈴木克尚（2009）河道内樹林中の流況観測を介した樹林管理手法の検討，  
河川環境総合研究所報告第15号
- 掘大才，三戸久美子（2003）木質廃棄物の有効利用，博友社。
- 山本晃一（2010）沖積河川，技報堂，pp.461 - 482。

## 第10章 今後の課題

### 10.1 高水敷および低水路の粗度設定法の課題と方向性

#### 10.1.1 高水敷群落別粗度係数の標準値の設定

植生群落区分ごとの標準の粗度係数を設定しておくことが、治水安全度の評価、河川植生管理の合理化・効率化のために必要である。この標準値設定は、河川管理者としての国の仕事であろう。統制のとれた組織のもとで早急に標準値の設定、図表の作成(⇒図3.5.1, 図3.5.2, 表3.5.2のようなもの)を行うべきである。

樹木状況調査(間伐状況, 枝払い状況等, 樹木の年齢構成)の調査項目, 調査法, 粗度係数設定手法についての標準的なマニュアルの作成も国の仕事であろう。

これにより, 河川植生の維持管理の効率化・合理化が進む。

#### 10.1.2 低水路粗度係数設定の課題と方向性

洪水時に河床に働く掃流力は, 代表粒径  $d_R$  と密接な関係にある(山本, 2010)。セグメント毎に洪水時に発生する小規模河床波, すなわち流速係数に共通性がある。

現在の時点において, 技術的検討において最も適切であると思われるセグメントごとの低水路部断面平均の流速係数算定手法は, 河道計画の手引き(国土技術研究センター編, 2002, 山本, 2003)に記載されている。基本的考え方は, セグメント毎に低水路の代表粒径・河床勾配・洪水時水深の3量で評価される無次元掃流力( $\tau_*$ )および相対水深( $H/d_R$ ), 川幅水深比( $B/H$ )(砂州形態と洪水時の流況を規定)に関する情報を用いて評価するものである。

この低水路の流速係数の評価法は, 内外の多数の均一粒径を河床材料の持つ移動床の基礎実験結果を次元解析の方法に則り整理した結果, 混合粒径河床材料を用いた基礎実験結果, 内外の洪水時の流速, 水深, 勾配, 河床材料の測定結果の整理を基に, わが国の洪水特性と河道特性を勘案して評価したものである。流速係数は, 実態として有効数字2桁の予測レベルにはないが, 技術として割り切りが必要と考え標準値を示したものである。今後, 観測データの増加により評価値が変わる可能性もあるが, それは自然に対する認識の増加として前向きに受け止めるしかないものである。

そこでは1級河川の指定区間外, いわゆる直轄河川を対象に評価している。県の管理区間あるいは小河川では, 計画高水流量の計画確率年が直轄河川に比べて小さく, 川幅水深比が小さくなるので(10以下になることがある), 河岸植生による粗度増加を的確に評価しないと適切な粗度が評価できない(福岡他, 1990)。

河道計画においては, 洪水時の観測データにより求めた逆算粗度を計画のための情報とすることが可能であり, 河道計画の手引き(国土技術研究センター編, 2002)では, その情報も取り入れて粗度設定することになっている。

低水路粗度係数設定に当たって, 次のような問題点が生じている。なお⇒以下の文章は今後の技術的方向を示す。

##### ①移動床と見なされない河道の増加(財団法人河川環境管理財団, 2010)

近年, 沖積地河道に基岩, 洪積層, 粘性土の露出する事例が増加し, そのような区間の粗度係

数の設定が必要となっている。低水路満杯程度の流量時における水位縦断計，流速，流量の観測により粗度係数の実態の把握が必要となっている。

また，アーマ化している河床では河床表層材料の粒度調査が必要である。

#### ②泥質の河床材料の河川における粗度設定

観測資料が不足している。そもそも泥質の河道が少ない。⇒技術上の要請も少ないが，必要であれば洪水観測を行い，粗度の解析を行なうべきである。なお，潮位の影響を受けるので水位の時間変化を観測し，不定流計算によるデータの解釈が必要である。

#### ③低水路における植生の繁茂

平均年最大流量に届かない小洪水が何年か継続すると砂州上に草本が侵入し，さらにはヤナギ類等の樹木の進入を見る例が多くなっている。中および大洪水時にこれらの植生被覆空間が流水により裸地に戻るかの判定が必要になっている。

#### ④洪水時の粒径集団の変化

大洪水時の表層河床材料のA集団が，通常時の粒径集団のB集団あるいはC集団に変化してしまうことがある。

感潮域では，河床掘削により掃流力が小さくなり，掘削前の河床材料のB集団がA集団となっている河川がある。このような河川では，大洪水時の河床低下により，河床の主粒径集団が変化してしまうことがある。⇒河床の底質層序構造をボーリング等により把握し，その情報を取り入れた洪水ハイドロが流下した場合の河床変動計算などを実施して，何が起こるか評価することが必要である。

## 10.2 耕作放棄地の問題

河川堤外地の民地（高水敷，3号地）は，そのほとんどが農地（水田，畑，果樹園）として利用され，その利用目的に応じて植生管理（農作物収穫のための管理）が為されてきたが，減反政策による水田の休耕作地化，後継者不足，農業経営の困難さ，などにより，河川敷の耕作放棄地が増えている。耕作放棄地では，ヨシやオギなどの高茎植物が繁茂し，樹木の進入も見られるようになり，耕作放棄地の植生管理が課題となりつつある。

農業経営が成り立つような制度的基盤整備や河川敷で生育しえる高換金作物への転換が可能であれば，農地として存続可能性があるが，堤内地に比較して耕作条件が良くない場所が多く，現状の趨勢を変えることは難しいと思われる。河川管理の観点からは，国有地として取得することが好ましいが，今の財政難の中で買収費を予算計上するのは難しい。

治水安全度の観点から，民地の植生管理が必要とされる時点で除草・樹木伐採を河川管理行為として実施していかざるを得なくなろう。

## 10.3 維持管理費用の確保と合理化

バブル景気に湧いた昭和の時代は終わり，平成不況が続き公共投資により景気刺激対策を実施したが景気の回復は遅く，公共投資の経済波及効果の低下が言われ，無駄の多い公共投資が多いという批判がなされた。国債発行残高の急増は国家財政の危機となり，1995（平成7）年「財政危機宣言」が出され，公共事業投資縮減，公共事業の効率的実施，コスト削減が強調されだす。回

復の兆しの見えていた日本経済は、1997（平成9）年度からの消費税の3%から5%のアップによる消費の落ち込み、アジアの経済危機などにより再び不況に見舞われた。公共事業のコスト縮減が強く求められ、また既計画の事業再評価や新規事業の投資効果分析の必要性が強調され、その制度化が図られた。その流れは現在も続き、公共調達手続きの改革、行財政改革が為され、河川に関わる行政投資の削減、それに伴う技術職員の削減、維持管理費の縮減が為されている。

一方で、阪神淡路大震災、東日本大震災を契機とした危機管理システムの高度化が求められ、国民が安心して暮らせる社会への要望は強い。さらに、膨大にストックされた河川施設は老朽化の時期に入り、その機能を維持するため管理費用が増大する。河川の機能を確保するために必要な維持管理費用については、その根拠性を公表し、河川機能の劣化が生じないような予算措置を図るよう要求するのは当然としながらも、維持管理行為の合理化、コスト削減技術・手法（ハード、ソフト）を創出していかなければならない。

河川植生管理に当たっても、上記のような社会経済状況を踏まえた河川管理システムの改革の動きと連動せざるを得ないのである。そのためにも、各種河川機能の維持管理水準の確定と社会的認定がなされ、そのもとで河川植生管理が為される体制に早急に移行しなければならない。

最低限、河川機能の劣化が生じないような維持管理を為すというのは、公物管理者としての河川管理者の責務である。劣化の放置は社会的に許容されない。

#### 10.4 コモンズとしての植生管理

10.3で述べたように河川植生管理に当たっても、管理費用の削減努力が求められる。

そもそも河川植生管理は、だれが、だれの費用で行うべきなのか。1960年代の燃料革命（石油依存）・肥料革命・都市化以前においては、河川内植生は堆肥用・飼料用・燃料用として集落秩序の基で周辺農民に刈られ、収集、利用されていた。水防林も集落単位で維持管理されていた。入会地的な利用であったが、誰でも利用、収穫できるもので無く、封建権力からの承認・許可が為され慣行化し、他集落の利用の拒否、集落内での維持負担関係について厳しいルールがあった。これが、経済の高度成長に伴う賃金労働者の増大、市場経済の蔓延、商品肥料への転換、燃料の変化により、急激に一掃されてしまったのである。

これへの反動であろうか、昭和末のバブル景気の中、世の中の価値観は底流で大きく変わり、感性、歴史、文化、自然、豊かさ、ゆとり、などという言葉が時代のキーワードとなった。孤立化した人間でない、地域と空間価値を共有したい、社会とつながりたいという欲求が芽生え始めたのである。NPO、NGO活動、阪神淡路震災を契機としたボランティア活動が社会の一要素として見え出したのである。これは公共財の管理のありかたに変化を与える。

1997（平成9）年の河川法の改正は、河川整備計画に地域の意見を取り入れるものに改定されたのは一つ動きといえる。都市公園の維持管理に地域住民のボランティア活動の参画が意識的・積極的になされたのもこの時代である。参画者は、子供のため、地域社会貢献のため、社会に参画しているという精神的満足を得る一方、公園管理費という社会的費用の軽減となったのである。

河川空間の維持管理についても河川管理者の方から、このような方法が模索されたのが、2000年頃である。占用地でない高水敷の植生管理については、利用者が不法に家庭菜園的に利用したり、ラジコンヘリ・飛行機の利用用地として草刈したりしたが、河川管理者と協働で為されたも

のでなく、むしろ河川管理上の問題・課題（不法占用）として認識された。一方で河川管理者との協働のもと、市民団体が河川高水敷にコスモスを育て管理し名物になったりした。また、運動公園利用者が利用施設および周辺を草刈したりする事例が見られるようになったが、大きくは広がらなかった。

河川植生生育空間をコモンズ（社会的共通資本）として地域の参画（労働力・知恵提供、資金負担、運営主体として）により植生管理する道はあるのだろうか。農村的社会で普通河川が用排水機能を持つ場合には、旧来の慣行により集落管理されている事例があるが、都市空間では地方自治体である市町が占用し、公園として管理せざるを得ない。河川管理者が管理している空間では、地域住民の希少動植物の保護運動としての植生管理への参画、河川環境教育の場として植生管理への参画、自主的草花管理（アダプト制度による住人の自主活動）という事例を除けば、無償（社会参加・奉仕として）で植生管理に参画する主体はほとんど無いというのが実情であろう。植生管理に地域住民・団体が参画するには、市場経済価値以外の価値（企業のイメージアップ、社会的評価）、精神的満足性（自然とのふれあい、趣味、人々とのつながりなど）が必要なのである。

河川3号地の占用地化（自然公園、運動公園、水辺公園）は、占用者・利用者が植生管理費用を負担するので河川管理者の維持管理費用の軽減となる。自然公園、運動公園、水辺公園における公園機能の維持管理（植生管理）については、利用者、市民活動団体、NPO、企業、学校、地元自治体、河川管理者等々の参加・協働のもとで実施し得る可能性がある。

樹林化した森や旧水害防備林などでは、人々がより近づき易い緑の空間（景観の向上、散策路の維持整備等）とするために、下草刈り、笹刈り、落ち葉掻きなどの保全・再生活動や、希少種植物の保全活動などは、参加・協働活動の対象となり易い。協働の仕組みを公園管理における事例収集・分析を通して探る必要がある。農村的環境区域では、農業政策とリンクした高水敷の牧草地化なども考えてみるべきである。

民主党政権下、2011（平成23）年度から直轄河川の維持管理費に対する地方負担が無くなることとなった。これは河川空間を国家に預けるという方向であり、時代の方向に反するように思える。維持管理こそ受益者が負担するべきものではないのか。

7月は河川愛護月間である。動員型であるが河川清掃活動などが地域の協力で実施されている。戦前の河川愛護運動では、河川構造物の維持管理、堤防の草刈、河川障害木の除去なども地域住民が参画した事例がある（安井、2011）。

水防は、今でも地域が水防管理団体（水害予防組合、水防事務組合、普通地方公共団体）が支えている（山本他、1984）。ただし無償ではない。

## 10.5 河川植生管理技術の編成・統制

地球温暖化、人口の減少と高齢化、社会的費用の増大、ライフスタイルの変化、グローバル化という社会経済状況は、確実に河川管理システム、河川に関わる技術者集団間の役割を変えていこう。河川植生を含めて河川管理技術に関わる技術情報の編成・統制方式をいかにするかの検討が必要である。

## 参考文献

- 財団法人河川環境管理財団（2010）河道特性に及ぼす粘性土・軟岩の影響と河川技術，河川環境総合研究所資料第 29 号，財団法人河川環境管理財団，pp1 - 189.
- 財団法人国土技術研究センター編（2002）河道計画検討の手引き，山海堂，pp.97 - 118.
- 福岡捷二，浅野富雄，高橋晃，藤田光一，渡辺英明，平林桂，坂野章，森田克史，加賀屋均，林正男，長谷川賢市，野掘均，荒木智三，小谷裕司，黒川信敏（1990）涸沼川における洪水流と河床変動，土木研究所報告第 180 号，pp.35 - 128.
- 安井雅彦（2011）雑誌「水利と土木」記事閲覧サービスから見える治水の歴史～河川愛護の普及徹底～，河川文化，第 55 号，pp.22 - 23.
- 山本晃一（2003）護岸・水制の計画・設計，山海堂，pp.319 - 325.
- 山本晃一（2010）沖積河川 第 7 章 洪水時の小規模河床波と粗度，技報堂出版，pp.133 - 156.
- 山本晃一，末次忠司，桐生祝男（1984）水防体制の現状とその問題点，土木研究所資料，第 2059 号.

# 参 考 资 料



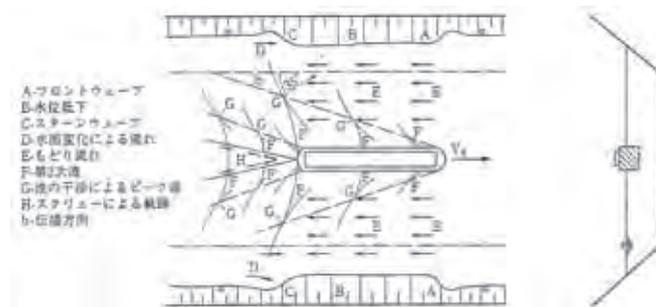
## 参考資料 1 航走波によるヨシ原の侵食に対する対策

### (1) 船舶の航走による波高・波形の評価

河川汽水域のセグメントが3あるいは2-2では、水深が深く舟運が行われている。河川汽水域の自然河岸や河岸植生は、船舶の航走により生じる波により侵食・破壊されることがある。

船舶の航走により生じる波の高さ・波形は、河川の幾何学的形状（水深，幅，平面形）と船舶の大きさ・速度・航走位置により規定される。図A.2.1は船舶の航走により生じる水の動きを示したものであり，波は第1次波と第2次波の2つに区分し得る。第1次波は，船舶の航走と船舶による河積減少により生じるものである。船舶の速度 $V_s$ が限界速度 $V_c$ （フルード数 $V_s / (g \cdot h)^{1/2} = 1$ に相当する速度）より小さければ，船舶の周囲には戻り流れと水位低下が生じ，水面形は図A.2.1の上下に示したようになる。船のへさきに生じるものをフロントウエーブ（front wave），船尾に生じるものをスターンウエーブ（stern wave）という。第2次波は，いわゆる航走波であり，「へさき」と「とも」から生じるものである。生じる個々の波のピーク位置の伝播方向 $\beta$ は，船舶の速度 $V_s$ が限界速度 $V_c$ より小さければ航走方向に対して $35^\circ$ であり，大きければ $35^\circ$ より小さい（Przedwojskiほか，1995）。

この第1次波および第2次波の波高，波形勾配，戻り流れの流速の評価法については，Przedwojskiほか（1995）に詳しい。山本（2003）に概略が翻訳されている。なお，Hemphill（1989）によると英国の典型的な運河あるいは航行可能河川では，表A.2.1に示す程度の波高および流速を護岸設計の基準としている。英国の事例をそのまま適用することはできないが，航走波による河岸侵食が生じるに十分な水理量である。



図A.2.1 船の航走により生じる波の成分  
(Przedwojskiほか，1995に付加)

表A.2.1 英国における護岸設計のための外力標準値(Hemphillほか，1989)

水路タイプ	船の大きさ (英国トン)	波高 (m)	流速 (m/s)
大運河	< 400	< 0.5	< 1.5
小運河	< 80	< 0.3	< 1.0
航行可能河川	< 40	< 0.4	2.8 (洪水に対して)

## (2) 航走波による河岸侵食対策

河川汽水域における船舶の航走波による河岸侵食・植生の破壊に対しては、侵食されたら対応をとるという後追いの対応でよいと考える。河川環境の観点から法覆工でない工法を試みるべきである。対処工法的设计条件としては、感潮区間での平均朔望満潮位を设计対象水位とし、设计対象波高および波形は現地の観測データより设计波浪とする。また、対処工法は洪水時の流速に耐えられるように设计する。

関東の荒川下流部では、航走波によりヨシ原の後退が生じ河岸侵食防止が課題となっている(大手他, 2001)。感潮区間のヨシ原の後退を防ぐため、現地での波高測定等の調査を通じて航走波の減衰対策を種々試み、**写真A.2.1**のような構造の離岸水制を設置している。簡易な初期投資コストの安い丸太や板材等による消波工が設置されたが、木材は水際部分から腐食し、7年位で消波効果が低減する。捨石工法なども対象工法となりうる。要するにヨシの成育し得る浅い河床を保つような構造として设计する。



写真A.2.1 航走波対策の例(荒川, 2006)

### 参考資料

大手俊治, 京才俊則, 江上和也 (2001) 荒川下流域における河岸植生 (ヨシ原) 保全の課題と対策, リバーフロント研究所報告第12号, pp.218 - 225, 2001

山本晃一編著 (2003) 護岸・水制の計画・設計, 山海堂, pp.274 - 276.

Hemphill R.W., Bramley M.E. (1989) Protection of River and Canal Banks, CIRIA Water Engineering Report, Butterworths, pp.8 - 22.

Przedwojski B., Blazejewski R., and Pilarczyk K.W. (1995) River Training Techniques, A.A.Balkema, pp.364 - 388.

## 参考資料2 ハリエンジュの生育条件と生育制御

### (1) 一般的特性

ハリエンジュは、明治初期に山腹の緑化用、街路樹として導入された外来種である落葉高木（15m程度）である。幹は直立し、樹皮は灰黒色で縦に裂ける。花は5～6月に長さ10～15cmの総状花序に芳香ある白い蝶形花を開く。豆果は長さ5～6cmで種子は4～7個で直径5～6mmである。

本種は野生化し、セグメント1の砂利川における樹林化における先駆樹種となっており、外来種対策（要注意外来種）、流下能力阻害要因として、拡大阻止対策が課題となっている。

窒素固定菌を根に共生させているため初期成長が早いですが、10～20年で成長が遅くなり、樹齢20～30年になると根茎が腐食し、倒木する例が多い。神流川では、ハリエンジュ倒木によるギャップに同じ外来種であるシンジュの侵入が見られる。山地では40～50年生もある。なお、北海道の人工林のハリエンジュでは100年弱生が報告されている（独立行政法人北海道総合研究機構林業試験所森林環境部環境グループ、2011）。

### (2) 分布拡大様式

埋没種子が洪水等で移動し傷がつくと発芽し易く実生となり、分布域を拡大する。発芽後当年の成長は大きくないが、冬を越した翌年の成長は早く、樹高2m近くにまでなる（崎尾、2007）。ハリエンジュ苗木の被陰試験によれば、相対照度10%では樹高、直径成長とも著しく小さく、2年後の生存率は15%であることより、相対照度10%以下の被影で萌芽の発生や成長の抑制効果がある（岩井、1986、1987）。洪水後の明るい礫床は、ハリエンジュの実生発生に都合がよい。

ハリエンジュは、親個体から生じた根萌芽により分布域を拡大する。多摩川永田地区の調査では、21個体が一つの根茎でつながっていた。水平に伸びた根茎の深度は浅く、礫堆積物の上の細粒堆積物中に根が分布している（星野、2007）。

洪水により倒木すると根茎や幹から萌芽が生成し、活着する。地際において伐採するとそこから萌芽が生成し、また、大量の根萌芽も発生する。多いものは一個体当たり100本近くの根萌芽が発生する。根萌芽は土壌中の浅い水平根から発芽し、土壌深が3cm以内での萌芽発生率は非常に高く、11cm以上では萌芽の発生が見られない（崎尾、2007）。

### (3) 拡大抑制方法

#### ①豊平川（セグメント1）での実験（外来種影響・対策研究会、2003）

##### （調査内容と結果）

豊平川においてハリエンジュの効率的な駆除方法の検討のため、2000（平成12）～2002（平成14）年において4種類の駆除方法の効果について検討を実施した。以下に検討結果を示す。

地際切断	地際から萌芽形成され生育
地際切断+切り口に除草剤塗布	枯れる
地面から10cmで切断+切り口に除草剤塗布	枯れる
地上から10cmで環状剥皮+剥ぎ取り箇所に灯油を塗布	枯れる木と部分的に枯れる木がある

## ②三峰川（北原，2008）

### （調査内容と方法）

長野県伊那市三峰川は2006（平成18）年7月16～18日300mmを超える降雨により出水し，従来の植生が破壊され，新たな堆積裸地が多数形成された．出水前の木本はハリエンジュ，ヤナギ，イタチハギが主であった．堆積裸地はシルト，砂，礫が様々に混ざっていた．

2006（平成18）年の9月，2007（平成19）年8・9月に5箇所幅5mのベルト内の樹種，樹高，発芽形態，根元直径，堆積砂礫直径を調査した．河原の裸地2箇所，半裸地1箇所の発芽個体と発芽形態を整理した．なお，裸地とは完全に被覆植生が流出し新たに堆積裸地が形成された箇所，半裸地とは地表植生が完全には流出してない箇所を指す．

### （調査結果）

3箇所の2006（平成18）年9月における1ha当たりの全木本数およびハリエンジュの発芽形態別本数を示す．樹種はハリエンジュが圧倒的に多く，ついでイタチハギ，ヤナギであった．ハリエンジュは種子発芽が全個体発芽の80%を占めた．萌芽によるものは出水によって運ばれてきた流木からの発芽である．2年目における種子発芽は裸地で90%，半裸地で83%減少した．萌芽による個体は無かった．

1年目から2年目にかけてのハリエンジュの死亡率は30～60%であった．なお，萌芽から生育したものは総死亡個体数の3%でしかなかった．粒径と死亡率の関係は，礫床で10%，砂床で約25%，シルトで約40%とであった．

考察：出水後の半裸地は，裸地より全木本個体数が多かったのは，半裸地では出水前の植生が残っていたことより流下してきた種子および流木がとどまり易く，また，立木も残っていたことによる．

2年目の種子の発芽が減少したのは，洪水による攪乱が無く，発芽し易い傷ついた種子が少なかったことによると推定される．

## ③荒川（北原，2008）

### （調査内容と方法）

埼玉県熊谷市の荒川大麻生公園（セグメント1）に分布するハリエンジュ40本に対して，2006（平成18）年6月22日に地上から1m附近を鉋を使って，樹皮および形成層を剥ぎ取る環状剥皮を実施した．その後1月，2月，3月，6月と間隔を変えたケース（各ケース10本）で発生した萌芽を除去し，その時（除去直前）の発生状況を観察した．翌年も6月から発生した萌芽を同間隔で除去し，萌芽発生状況を調査した．

### （調査結果）

環状剥皮によって剥皮した場所より下部の幹表面から大量の萌芽が発生するとともに，地下の水平根から萌芽が発生したがその割合は10%程度で，地際から伐採した時と比べるとその量は非常に少ない．

萌芽長の増加から9月でほぼ成長が止まっていると想定された．9月に初めて萌芽を除去したケース（3月間隔）では12月までほとんど萌芽が発生しない．翌年度の萌芽形成結果を見ると，萌芽発生量は減少したが完全に枯死したケースは見られなかった．

④多摩川永田地区（星野，2006）

（調査内容と方法）

多摩川永田地区（53 km 附近，セグメント1）では，礫河原再生のため，高水敷化し樹林化した地域の一部のハリエンジュを伐採するとともに表土の除去およびハリエンジュ根茎の除去を実施し，ハリエンジュの再生を抑えようとした。しかし，根茎を全て除去することができず，萌芽再生した。萌芽したハリエンジュは年1回および2回の植生管理により伐採された。伐採直前にハリエンジュ個体数と平均樹高を調査し，植生管理の効果を評価した。

（調査結果）

調査結果を表 A.2.1 に示す。

表 A.2.1 2001年に造成した礫河原に再生したハリエンジュの個体数と平均樹高（多摩川の総合研究—永田地区の河道修復—（2006）より）

		下流側 (年1回管理)	下流側崖	上流側 (年2回管理)	上流側崖	合計
個体数	2002年夏	211	28	11	15	265
	2002年秋	123	57	6	23	157
	2003年夏	79	31	12	0	122
平均樹高 (cm)	2002年夏	29.6	31.1	20.9	24.3	
	2002年秋	97.1	79.6	79.2	41.1	
	2003年夏	128.5	122.4	47.5	—	

⑤荒川（セグメント1）での実験（比嘉，2010）

（対象樹林と調査方法）

伐採により大量に根萌芽が発生して形成された樹高約6～7mの4～5年生林を，2007（平成19）年1月31日に地際から伐採した場所に10m×10mの調査区を10区設定した。その後，以下の6種の伐採スケジュールによる萌芽形成量の差異を3年継続調査した。

6月1回刈り，8月1回刈り，10月1回刈り，12月1回刈り，6・8月2回刈り，6・8・10月3回刈り。

（調査結果）

年1回の刈り取り処理では，2年目までは顕著な萌芽の減少が見られなかったが，3年目において，年1回6月刈り取り以外の条件では発芽数，萌芽乾燥重量ともに減少した。年2回刈りより年3回刈りのほうが萌芽の減少率が大きかったが，年3回刈りでもすべての株が枯れ死するまでは至っていない。

3回刈りの3年目の6月においては，2007（平成19）年6月21日の萌芽形成量（平均361本/100m<sup>2</sup>，乾燥重量18.8kg/100m<sup>2</sup>）に比べて萌芽数は14%，乾燥重量は8%であった。2回刈りでは，萌芽数は35%，乾燥重量は13%であった。

⑥赤川（須藤他，2007；丹野他，2008）

（調査内容）

24～26 km（セグメント1）においてハリエンジュ林を伐採し，バックホウで切り株を抜根した（2005（平成17）年11月から翌2月），2006（平成18）年その後の植生変化を調査した。

結果：萌芽の発生源は，大部分が根萌芽であった。平水位上1.3～1.4mの地点の萌芽発生株

は10本/100m<sup>2</sup>程度であり、施行前と大差が無かった。比高が高くなると萌芽発生株が増加し、2.5mで20～30本/100m<sup>2</sup>程度である。萌芽発生源の根株の直径は、0～3cmに集中していた。伐根時3cm以下の根茎は、切れてしまうと判断された。萌芽発生の深さは、0～15cmに集中していた。根茎の直径が大きいと発生する萌芽の高さ、太さが大きくなる。

「伐採+バックホウによる抜根」による工法では萌芽形成抑制効果が少ないので、次の4工法による効果を評価した。なお、試験施工区の造成は、2007（平成19）年の春に行い、同年10～11月に萌芽の生育調査を行った。

・覆土工法（ケース1-1, 1-2）

伐採・抜根後、盛土厚50cmに砂礫を盛り整正する（根萌芽の発生する土壌厚は、現地調査より25cm以下と推定し、盛土厚をそれより厚くし萌芽発生を防ぐ）。

・スケルトンバケット工法（ケース2-1, 2-2）

伐採・抜根後、スケルトンバケットにより深さ40cmについて根茎を篩い出し（根茎の存在範囲を36cmと想定）、篩い出した礫を表層に敷設する。比較のため、掘削深100cmとした場合も実施する。

・転地返し工法（ケース3）

伐採・抜根後、「根茎が多く存在する上層」と「根茎がほとんど存在しない下層土」を入れ替える。上層土の厚さ40cmと設定した。天地返し後、地上部において丁寧に木片の除去を行う。

・丁寧な木片の除去工法（ケース4）

伐採・抜根後、施行箇所の散在する木片を丁寧に除去する。

調査区の施工は、2006（平成18）年12月から翌月に行った。植生調査は、2007（平成19）年6月および10月に実施した。なお、対象区として伐採のみの工区も設定した。各工区は、調査期間中、冠水していない。

（調査結果）

試験施工後のハリエンジュの生育状況を表A.2.2に示す。なお、各施行区の施行前のハリエンジュ樹林規模が異なるため、対象区の樹林規模割合と同等であると仮定し補正した。

覆土工法、スケルトン工法、転地返し工法は、ほぼ完全に根茎からの萌芽形成をおさえられた。しかし、スケルトン工法では実生の発生量が多く、転地返し工法も実生が発生した。スケルトン工法および転地返し工法は、重機により施行により埋没種子が傷つき、休眠が打破されたと推定された。なお、スケルトン工法と転地返し工法により実生の発生量に差異があるのは、表層の方が埋没種子数が多く、また、スケルトンバケットによる篩い出だしは、種子を傷つけた確率が高いと判断される（山本追記）。

表A.2.2 試験施工後のハリエンジュの生育状況  
(調査時期:平成19年10月25日～11月14日)(丹野他, 2008より作成)

試験施工種別	実測値		補正值	
	萌芽の本数 (本/100m <sup>2</sup> )	実生の数 (本/100m <sup>2</sup> )	萌芽の本数 (本/100m <sup>2</sup> )	実生の数 (本/100m <sup>2</sup> )
対照区 (伐採のみ)	215	0	215	0
覆土工法 ケース1-1	1	2	1	1
覆土工法 ケース1-2	3	5	2	3
スケルトンバケット工法 ケース2-1	0	314	0	323
スケルトンバケット工法 ケース2-2	0	331	0	341
転地返し工法 ケース3	0	231	0	88
木片除去工法 ケース4	88	3	45	2

⑥長野県松本市山火事跡 (小山, 2009)

(調査内容と方法)

被災3年目において、ハリエンジュの樹高が6.5mに達し、林内で競合していた他の在来木本類を被圧枯死させ(ハリエンジュの成長速度が速く被陰する)、下層植生を欠落させた。

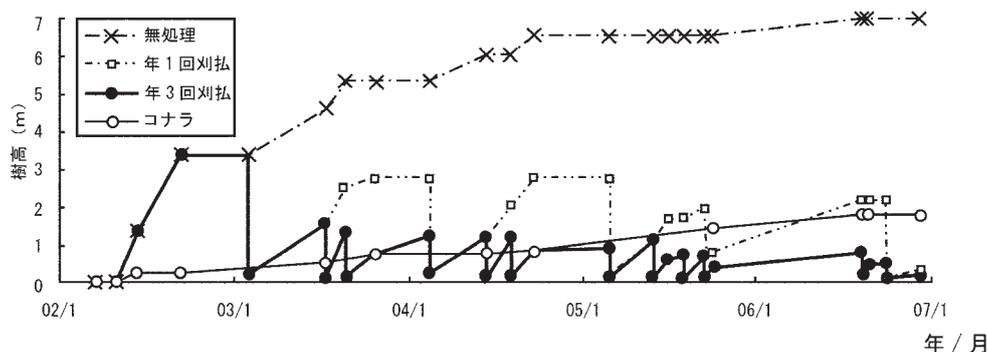
ハリエンジュの駆除を目的とし、2003(平成15)年1月ハリエンジュを伐採し、その後、年1回刈り取り区、年3回刈り取り区、無処理区の三区を設定し、4年間に亘り刈り取りを継続し樹高、被植率、本数、現存量を測定した。なお2006(平成18)年には3回の刈り取りができず2回となった。(調査結果)

調査結果を表A.2.3および図A.2.1に示す。4年間で合計12回の刈り取りを行っても萌芽発生は無くならず、刈り取りだけで根絶は不可能である。なお樹高を1m以下におさえられたので、在来種のコナラがハリエンジュの樹高を追い越し、被圧し始めている。

メモ：樹高2m程度の在来種を密に植樹すれば樹種転換の可能性を示す(山本記)。

表A.2.3 3年生ハリエンジュの現存量(小山, 2009)

処理	樹高 (cm)	被植率 (%)	本数 (本/ha)	現存量 (t/ha)
無処理	650	90%	20,000	59.40
年3回刈り払い	85	23%	41,588	1.16



図A.2.1 ハリエンジュとコナラの樹高変化(小山, 2009)

⑦千曲川須坂市相之島地区（セグメント2-1）（前川，2007）

（調査内容と方法）

ハリエンジュの駆除を目的として，2004（平成16）年6月に調査対象地区の約半数の個体を巻き枯らし（環状剥皮）を行い，2006（平成18）年6月残りの個体を巻き枯らした．2時期に分けたのはギャップサイズを小さくし，林内照度を低く抑えて，巻き枯らし後の萌芽や根萌芽の発生をなるべく抑えるという意図からである．なお，2004（平成16）年に巻き枯らした個体数は216個体である．

樹種転換を図るため，2005（平成17）年1月，エノキとクヌギを50本ずつ計100本を1m間隔に植栽する区画を6区画設定した．巻き枯らし後の1年4ヶ月のモニタリング（巻き枯らし個体の生存，萌芽発生量，倒伏の発生頻度，周囲への根萌芽発生の有無，植栽樹木の生存）を実施した．（結果）

巻き枯らし後の1年4ヶ月後のモニタリング（巻き枯らし個体の生存，萌芽発生量，倒伏の発生頻度，周囲への根萌芽発生の有無，植栽樹木の生存）結果を述べる．

巻き枯らし個体の枯れ死亡率は，53.2%であった．枯れ死しなかった個体は，全て萌芽が発生した．萌芽発生本数は，1個体当たり2本および3本の個体が最も頻度が高く，発生量はさほど多くなかった．根萌芽の発生は，2本のみであった．

皆伐ないし間伐を行った場合に比べ萌芽発生量が少なく，巻き枯らし手法は省力的である．なお，調査地内では侵略的外来種であるアレチウリが侵入し，植栽木が被覆され2005（平成17）年10月の生存率は0%であり，アレチウリを除去した区ではエノキ70%，クヌギ46%が生存した．

メモ：④の例に比べて巻き枯らしの効果が高い．なぜなのだろうか．樹齢に差があり樹盛が異なるのであろうか．

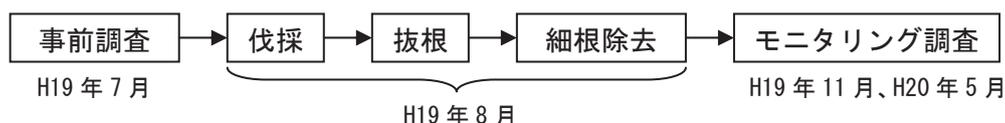
⑧久慈川左支川山田川10km附近左岸（セグメント2-1）（須藤他，2008）

（調査内容と方法）

伐採のみ，伐採+抜根，伐採+抜根+細根除去の3手法のハリエンジュ駆除効果を調べるために，100m<sup>2</sup>の試験地を3区画設置した．各手法の施行内容は表A.2.4に，調査スケジュールを図A.2.2に示す．

表A.2.4 各試験区の施工内容

試験メニュー	施工内容
①伐採のみ	・ハリエンジュをチェーンソー等で伐採（対照区）
②伐採+抜根	・伐採の後，バックホウ等で切り株を除去
③伐採+抜根+細根除去	・伐採・抜根の後，バックホウで表土を深さ約1m掘削し，その中に含まれるハリエンジュの細根をスケルトンバケットにより除去



図A.2.2 調査スケジュール

（調査結果）

2007（平成19）年11月の調査によると，各試験区の再生個体数と再生の由来は表A.2.5のよう

であった。調査後再生萌芽を抜き取り、刈り取りを実施し、2008（平成20）年5月に再調査した。その結果を表A.2.6に示す。調査時期が秋と春と異なっており、比較しがたいが、再生個体数は減少している。なお、2007（平成19）年11月の再生萌芽の平均樹高は、実生が18.1cm、根萌芽が50.1cm、切り株萌芽が119.9cmであった。

伐採＋抜根＋細根除去の施行効果が高いが、土壌を掘削するために他の動植物や環境への負荷が大きく、また、複数の重機が必要で施工性も悪く、コストが非常に高い。

表A.2.5 各試験区の再生個体数と再生の由来(須藤他, 2008)

試験メニュー	実生	根萌芽	切株萌芽	合計
①伐採のみ	26本	405本	106本	537本
②伐採＋抜根	2本	73本	－	75本
③伐採＋抜根＋細根除去	17本	17本	－	34本

表A.2.6 各試験区の再生個体数と再生の由来(追跡調査)(須藤他, 2008)

試験メニュー	実生	根萌芽	切株萌芽	合計
①伐採のみ	1本	190本	109本	300本
②伐採＋抜根	0本	45本	－	45本
③伐採＋抜根＋細根除去	2本	5本	－	7本

#### ⑨神流川(増子他, 2009, 2010)

(調査内容と方法)

2007（平成19）年3月、神流川右岸7～8km附近（セグメント1）において、ハリエンジュの抑制対策として、萌芽した水平根、残存根茎の深さが20cm程度であることから、50cm程度の「覆工」が有効と考えられたので、表A.2.7 試験施工ケースに示す工法の試験施行を実施した。施行は2007（平成19）年3月である。

2009（平成21）年2月、チップの厚さによる萌芽形成の影響を調査するために、伐採、抜根、除根した試験地に5m四方の5試験区を設け、チップ被覆厚を変えた表に示すケースで実験を実施した。また、人為的に10本の根茎（長さ10～35cm、直径10～5cm）をチップ被覆面下5cmに埋めた。

(調査結果)

表A.2.7に2007（平成19）年における試験結果（9月時点）および評価結果を示す。

表A.2.7 2007年の試験結果および萌芽抑制効果の評価(増子他, 2009)

試験施工ケース	試験結果	各ケースとの比較評価	
(イ) 伐採のみ	<ul style="list-style-type: none"> <li>・伐採後の切り株からの再生が顕著。</li> <li>・伐採後1年目の生長期（春～夏季）において最高樹高4m超。</li> <li>・萌芽個体数は伐採前よりも増加。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・伐採のみのため他のケースと比較してもほとんど効果がなく、すぐにハリエンジュが再生する。</li> </ul>	×
(ロ) 伐採＋抜根	<ul style="list-style-type: none"> <li>・残存地下茎からの個体の再生が顕著。</li> <li>・伐採後1年の生長期（春～夏季）において最高樹高3m超。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・抜根後、細根まで取り除かないため、残存根茎から萌芽するが、(イ)に比べ、切り株を除去することにより、樹高増大の低減や地下茎の伸長抑制が可能と考えられる。</li> </ul>	△
(ハ) シート＋覆土	<ul style="list-style-type: none"> <li>・対策後1年半経過後においても、新たな萌芽個体は確認されない。</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・抜根を行わないため、細根は残るが、遮光シートと覆土によって完全に被覆されており、ほぼ完全に駆除可能と考えられる。</li> </ul>	○

(ニ) チップ被覆 (伐採のみ)	・ 植被率は上記(イ) および(ロ)に比べて低い、最大樹高では大差ない。	・ チップ被覆による遮光により、萌芽本数を低減することが可能と考えられるが、抜根を行っていないため、チップ厚の薄い箇所では切り株からの萌芽が生じる。	△
(ホ) チップ被覆 (伐採+抜根)	・ 対策後1年経過した時点においてもハリエンジュの顕著な成長は認められない。	・ 伐採、抜根に加え、チップ被覆を施すことによって、(ロ)と比べて抑制効果は大きい。 ・ 萌芽抑制は、(ハ)と同等である。	○

表A.2.8に2009(平成21)年における試験結果(7月27日時点における全萌芽数、萌芽箇所数(同一地下茎から萌芽したものは1箇所とする)、埋設した根茎から萌芽数、埋設した根茎の枯れ死数、萌芽した樹高の最大値を示す。

表A.2.8 試験結果総括表(増子他, 2010)

2009年7月27日調査

ケース	チップ被覆厚	全萌芽数	萌芽箇所	根系萌芽数	根系枯死数	最大樹高
No.1	5cm	13	12	6	4	1.1 m
No.2	10	9	3	1	9	1.2
No.3	15	6	4	1	9	1.2
No.4	15 (竹チップ)	12	9	7	3	1.7
No.5	0	34	11	5	5	2.6

以上より、得られた結果は以下のようである。

- ・ 伐採・抜根後の萌芽抑制対策として、10cm以上のハリエンジュチップ被覆が有効である。
- ・ 10cm以上のハリエンジュチップ被覆を行った場合においても、直径25mm程度の根茎からは萌芽する可能性が高いため、直径20～25cm以上の残存根茎を残さないよう配慮する。
- ・ 10cm以上のハリエンジュチップ被覆を施さない場合には、直径15mm程度の根茎からも萌芽が予測されるため、直径10～15cm以上の残存根茎を残さないよう配慮する。

#### (4) 総括

近年(ここ、50年)樹林化したセグメント1においては、ハリエンジュ等の特定外来種が繁茂し樹種転換が求められているが、洪水外力・土砂供給量が変化し、侵入した時と土地条件が変化しており、ハリエンジュ林は侵入した時と生育環境が異なったものとなっている。すなわち、植生の遷移の進む状況となったといえる。多摩川永田地区では20～30年において倒木・枯れ死し、ギャップに他の樹種が侵入し、植生遷移が生じているようである。攪乱頻度の減少による土壌の窒素固定による窒素濃度の増加、洪水攪乱の減少によるマウント植生の変化(多摩川におけるササ等の侵入)やギャップへの後続遷移種(エノキ、ムクノキ等)の進入は、光資源を争う種内競争から種間競争への変化を生じさせ、ハリエンジュの生育空間を衰退させるのである。

治水上、土地利用上の制約が無ければ、自然の遷移に任せるという選択もありえよう。周辺に種子供給源となるエノキ等の土地極相林構成種を植えておくことは、遷移を促進することになる

う.

早期に樹種転換を図りたいなら、伐採し、切り株にグリホサート系除草剤を塗り、転換樹種を植栽や外来種以外の中・低層樹種を存置する方法(被蔽による萌芽成長防止・枯れ死を図る)がコスト削減の観点から好ましかろう(小山康弘, 2009).

治水上の観点から樹林伐採が必要な場合には、伐採後、切り株に除草剤を塗り、植生管理(萌芽ハリエンジュの除去)の継続か、利用ゾーンへの転換が必要である.

## 参考文献

- 岩井宏寿(1986)ニセアカシアの萌芽および生長抑制に関する実験, 千葉県林業試験場報告 20, pp.31 - 32
- 岩井宏寿(1987)環境保全の維持管理に関する検討-ニセアカシアの萌芽および生長抑制に関する試験-, 千葉県林業試験場業務報告 21, p.31.
- 小山康弘(2007)刈払いによるニセアカシアの駆除の効果, 外来種ニセアカシヤシンポジウム要旨集, pp.18 - 19.
- 外来種影響・対策検討会(2003)豊平川~薬剤の塗布による駆除実験, リバーフロント整備センター, p.24.
- 北原曜(2008)河川における特定外来生物ニセアカシアの分布制御方法の確立とニセアカシア利用関係者との合意形成手法の開発, 平成19年河川整備基金助成事業報告書, 19 - 1241 - 4.
- 小山康弘(2009)ニセアカシアの生態学 第19章 ニセアカシヤの除去, 崎尾均編, 文一総合出版, pp.297 - 309.
- 崎尾均(2007)外来種ニセアカシアの生態的特徴と管理をめぐる現況, 外来種ニセアカシヤシンポジウム要旨集, pp.1 - 3.
- 独立行政法人北海道総合研究機構林業試験所森林環境部環境グループ(2011)外来種ニセアカシアの取り扱いとその考え方.
- 比嘉基紀(2010)暖温帯における河畔林構成樹木の分布特性の解明と河畔林自然再生手法の解発, 平成21年河川整備基金助成事業報告書, 21 - 1215 - 013.
- 星野義延(2006)2.2.3 造成前の河川敷におけるハリエンジュ林の水平根による栄養繁殖, 河川生態学術研究会多摩川研究グループ, pp.217 - 226.
- 須藤忠雄, 前村良雄, 丹野幸太(2008)久慈川水系における外来植物対策検討, リバーフロント研究所報告, 第19号, pp.96 - 103.
- 丹野幸太, 前田諭(2007)伐採・抜根によるハリエンジュ駆除効果と今後の課題, リバーフロント研究所報告, 第18号, pp.119 - 127.
- 丹野幸太, 前田諭(2008)ハリエンジュの萌芽抑制の試験施工をその効果分析, リバーフロント研究所報告, 第19号, pp.104 - 11.
- 星野義延(2007)多摩川におけるハリエンジュ林の構造と防除対策, 外来種ニセアカシヤシンポジウム要旨集, pp.15 - 17.
- 前川正昭(2007)ニセアカシア林の林相転換と巻き枯らし, 外来種ニセアカシヤシンポジウム要

旨集, pp.20 - 22.

増子輝明, 前村良雄, 須藤忠雄 (2009) 神流川における河道内樹林の適性管理に向けて, リバーフロント研究所報告, 第 20 号, pp.51 - 59.

増子輝明, 前村良雄, 森川陽一, 阿部充 (2010) 神流川における河道内樹林の適性管理について, リバーフロント研究所報告, 第 21 号, pp.67 - 46.

### 参考資料 3 ヤナギ属の生育条件と生育制御

#### (1) 一般的特性

ヤナギ属は、主に水辺（水流沿い、湿地）に生育している。落葉性で裸地や荒地にいち早く侵入する先駆樹種で、初期に旺盛な成長を示す。代表的なヤナギ属種としてはタチヤナギ（樹高10～15m）、カワヤナギ（樹高5～6m）、イヌコリヤナギ（樹高2～3m）、アカメヤナギ（樹高15～16m）、シロヤナギ（樹高20m）、コゴメヤナギ（樹高25m）、ジャヤナギ（樹高15～16m）、オノエヤナギ、エゾノカワヤナギ、エゾヤナギなどである（リバーフロント整備センター編，1996）。オノエヤナギ以下の3種は、北海道における優先種となっている。

北海道においては、融雪出水に伴うヤナギ種子の流水散布によって河岸林の主構成樹種となり、河岸延長のヤナギ林の総延長は約7割となっている。一方、融雪出水の起こらない地域では1割程度である（林田，2000）。

ヤナギを伐採しても、萌芽形成により2年程度で樹高2～3mに成長してしまう。

#### (2) 分布拡大様式

ヤナギの初期定着機構には、種子繁殖と栄養繁殖の2種類がある。

種子繁殖は、春に小さく冠毛のある軽い種子（1～1.5mm程度）が風散布され、また、水面に落下したものは水面に浮き、流水により散布され、裸地であり湿った立地において実生から成長するものである。ヤナギの種子は寿命が短く、着床するとすぐに発芽する。

ヤナギの種子や芽生えのヤナギは、乾燥に弱く、また、光環境の良い裸地的環境が必要であるので、セグメント1の礫河原では平水時水位より高く、小出水で基盤が破壊されないような所において生育を継続する。複列的砂州のワンド側の砂州前縁線付近に樹齢のそろった帯状に分布することが多い。実生後、1年後には1～2mに成長する。幼樹は中洪水により破壊されることが多い。

栄養繁殖は、風や流水によりよって折れた枝が水際に漂着し、萌芽を出し成長するものであるが、定着箇所が洗掘されると、その洗掘に耐えられるだけの根の成長がないと流出してしまう。ある程度河床が安定していることと、萌芽形成時に草本類などで日陰とならないことが成長・定着するのに必要である。

#### (3) 成長拡大抑制方式

##### ① 伐採

ヤナギ類は伐採しても残った株から萌芽形成し、一年後には1～2m程度に成長してしまい（渡邊，2005；坂井，1998）、4～5年後には再度伐採が必要となる。ドイツではヤナギ枝を使用する種々の護岸工材料としてヤナギを株仕立て（地上20cm程度で切断）、萌芽形成を図り、2～4年度、再度、枝を払うことを繰り返す、細枝を種々の資材に利用することを繰り返している。ただし30年経過すると萌芽形成能力が弱くなる（財団法人リバーフロント整備センター監訳，1997）。

根株伐採ではヤナギの再生を抑制できないといえる。

##### ② 巻き枯らし

留萌川および南の沢川での現地実験結果によると（伊木千他，2004）、留萌川では対象樹木の

伐採後（伐採7月，平均伐採高35cm），残った幹の樹皮をバナナの皮をむくように全周を剥くと，10月において萌芽形成が見られなかったが，南の沢川では，6月7日伐採し，9月においては対象樹木10本の内，4本に萌芽形成が見られた．ただし，萌芽枝は地面から下の地中から発芽した．

巻き枯らしの効果を完全とするには，地上部のみならず，株周辺を掘り（どの程度掘ればよいか不明であるが20cm程度か），地中部も剥ぎ取ることがすすめられる．

### ③ 農薬塗布

伐採し，切り株にグリホサート系除草剤を塗るのが，確実性，コスト削減の観点から有望である．

### ④ 植生転換

たとえ①～③の方法によりヤナギ群落が減少しても，そこにヤナギが再定着する基盤があれば，再度ヤナギが再生してしまう．植生の転換を企てる．

## 参考文献

伊木千恵美，斉藤敦子，矢部浩規，中津川誠（2004）ヤナギ類の樹皮剥皮による萌芽抑制実験，応用生態学会第8回大会論文集．

財団法人リバーフロント整備センター編（1996）フィールド総合図鑑 川の生物，山海堂．

財団法人リバーフロント整備センター監訳（1997）自然に適した工法，河岸及び河岸斜面の保護，バーデンビュルデンベルグ州環境省編，集文社，pp.29 - 29．

坂井一浩（1998）河川区域内自然の導入と管理に関する一考—ヤナギ埋枝工と伐採を事例に一，開発土木研究所月報，No. 545，pp.25 - 31．

林田寿文，小山康吉，横山洋（2011）北海道内河川におけるヤナギ種子の流下量と時期的な変化，2011年度河川技術シンポジウム論文集．

渡邊敏，前野詩朗，渡辺秀之，志々田武幸（2005）旭川におけるヤナギ林の拡大機構とその抑制管理のあり方に関する検討，河川技術論文集，第11巻，pp.77 - 82．

## 参考資料 4 竹の生育条件と生育制御

### (1) 一般的特性

タケ類は、分類上はイネ科に属する植物で、禾本科としては珍しく木質化する稈を持つ。

日本に分布する種は、熱帯域のタケ類よりも開花周期が長く、数十年から百数十年の周期で開花結実し、世代交代すると考えられている。多くのタケ類は、開花後すべての部分が枯死する。また、種によっては開花が広範囲にわたって一斉に起こる。

日本に生育する大型竹類は、主にモウソウチク、マダケ、ハチクの3種類がある。マダケやハチクは120年(67年説もある)に一回開花枯死しているようであるが、これらの大型のタケ類は、開花枯死した群落が短期間でもとの状態に復活することは不可能である。結実量も十分ではなく、わずかに生き残った地下部の一部から小さな再生竹をのばすことによって、群落を再生させる。実生の場合でも再生竹の場合でも、群落の回復には十年程度を要する。

モウソウチクは、1700年代の中期に中国から移入された帰化植物で、植生高は通常20m、時には25mに達し、日本で最も大型のタケ類である。主として筍生産、一部は竹材生産を目的として広く植栽造成された。

九州、四国から東北南部まで分布(栽培北限は北海道函館)(鈴木, 1974)しているが、自生地の中国揚子江流域では、日本自生のタケ類からは想像もできないような、乾燥し、表土が薄い場所でも他の植生構成要素と共に共存しており、日本でのモウソウチクの拡大できる空間が、日本自生のタケ類が生育できる環境とは異なるニッチにあることを意味する。

マダケは、高さは約20mである。地下茎を伸展させ生育範囲を広げ、地下茎とそこから伸びる根が土壌を緊縛し、地上部は密生する。そのため、洪水時の流速を低減させ、耕作地の洗掘を防ぐ、あるいは肥沃な土壌を堆積させるなどの目的で、水害防備林として各地で用いられてきた(浜口他, 1987)。また、民家周辺では防風・防火、山地斜面では土砂崩れ防止としても植栽造成された。

ハチクは、通常15m、生育がよいと20mの植生高に達し、沖縄から北海道南部まで広域的に分布しているが、その広がりにはモウソウチク林やマダケ林ほど大きくない。水害防備林、竹材生産、あるいは筍生産などを目的に植栽された。

しかし、近年、竹林が管理されず放置され、竹類が拡大している。竹林内はタケ類が密生するため、他の植物が生育することが困難になる。その結果、竹林内では、生物の多様性の低下を招き、僅かな降雨による表土流出や濁水の発生に繋がることもある。さらに、生育する密度の高さは、単位面積当たりの伐採量や廃材処分量の増加を意味し、処分費等の管理コストを増加させる。

### (2) 分布拡大様式

タケ類は、おもに地下茎による栄養繁殖を行う。地下茎には節があり、先端に頂芽、節ごとに側芽をもつ。地下茎の分岐様式は頂芽と側芽の成長によって、次の三つに類型化できる。すなわち、主に頂芽が地下茎に、側芽が稈(地下茎)となる単軸型、主に側芽が地下茎に、頂芽が稈になる仮軸型、そして両型の特性を持つ混合型である(Ueda, 1960)。タケ類は、稈の成長速度が速く、約2カ月で筍から成竹に成長するが、これは各節に成長帯をもっており各成長帯が同時に成長す

る (Ueda, 1960) ことに起因する。

河川内のマダケ林に着目すると、種子等で分散するヤナギやハリエンジュに比べ、離れた生育適地へ拡散する能力は低い。しかし、ヤナギの成長は、1 m/年であるのに対し、マダケの成長は、10～20 m/年 (内村, 2007) であり、ヤナギよりも速い。成長の速さは、わずかなマダケ林の拡大でも、伐採などの管理における処分量の増加を招き、他の樹木よりも管理上の問題になりやすいことを意味する。

マダケ林の拡大機構について、下記の3つが挙げられている。

- ①地下茎が伸展する条件は、細粒土砂が10cm以上堆積し、土壌体積含水率が30%以下である。また、このような条件がマダケ林と隣接することにより、マダケ林は拡大する。
- ②マダケ林が伸展するきっかけは、高水敷で耕作地の放棄、低水路で洪水による砂礫州の移動と細粒土砂の供給である。
- ③低水路においてマダケ林は、年一回程度冠水する立地に生育している。そのため、マダケ林の成立地は、洪水のたびに細粒土砂が堆積し徐々に高水敷化する。同時に地下茎は、マダケ林下流や他の植物が堆積した細粒土砂へ伸展する。

### (3) 成長拡大抑制方式

#### ①放置

竹林が繁茂したのは、新炭林利用を放棄したことによる可能性がある。しかしながら、タケ類は数十年周期で一斉に開花・枯死することが知られており、今後も継続して放置していれば、竹林の衰退はやがて自然に起こるはずである。その時のタケ類の実生の定着よりも広葉樹が侵入する速度が速ければ、おのずと本来の植生が回復すると考えられる。(吉良, 1976)。

#### ②伐採

植生を回復させたい竹林を選定し、タケノコが伸びきった時期にタケのみを伐採する。このような伐採を年に1～2回、数年間継続させることでタケを根絶やしにできるという。タケを伐採する際には、竹林内に自生している樹木やその稚樹・草本類を極力傷つけないように注意する必要がある。これらは、タケの発生が抑えられた後に、その場所の植生回復を速やかに行わせるのに役立つ。竹林内にほとんど広葉樹が見られない場合でも、植物の種子は風や川、動物によって運ばれてくるので(渡邊, 1994)、時間が経てば定着する植物があらわれ、自然植生が回復すると考えられる。

#### ③植栽

短期間に自然植生に近い状態を形成したい場合には、竹林の伐採後に、樹木の植栽や種子の散布を行うことも考えられる。この場合には、自然生態系の復元という観点から、注意しなければならない多くの点がある。特に植栽種選定および苗・種子の入手法には特別の配慮が必要である(宮脇, 1983, 1991)。植栽種選定の基本としては、その地域の河川に自然に生育している、あるいは潜在的に分布している植物種からなるべく多種類を選ぶ必要がある。

#### ④除草剤

除草剤による方法も複数の公的研究機関で効果が実証され(社団法人林業薬剤協会 2005)、200(平成17)年6月に農薬登録された。

除草剤でタケを駆逐するには、全稈処理が必要（藤山，2005）とされているが、除草剤処理には生立稈本数の多い人工林ではかなりの自己負担となる。さらに、除間伐等の保育作業の際は、除草剤処理で枯損したタケを伐竹しなければならず、結果的に生立稈に対して伐竹と除草剤処理に係る労力とコストが重複してしまう。

## 参考文献

- 揚妻直樹，柳原芳実，室山泰之（1997）矢作川中流域の植生 河川生態系の回復を目指して，矢作川研究 No.1.
- 内村悦三（2007）タケ・ササ図鑑～種類・特徴・用途～，創森社.
- 片野田逸朗（2007）スギ・ヒノキ人工林に侵入したモウソウチクの再生様式に対応した施業方法の検討，鹿児島県林試研報 10.
- 河合洋人，西條好廸，秋山侃，張福平（2008）モウソウチク地下茎の年間伸長量と成長様式の解明，日林誌 90（3）.
- 吉良竜夫（1976）自然保護の思想，人文書院.
- 社団法人林業薬剤協会（2005）林業薬剤等試験成績報告集.
- 鈴木貞雄（1974）竹と笹入門（15版），池田書店.
- 鈴木素之，長谷川秀人，六信久美子，山本哲朗（2006）山口県における竹林の拡大とその生態，土木学会論文集 9 Vol.62 No.4 .
- 浜口達男，本間久枝，井出康郎，高橋克彦，松浦茂樹，島谷幸宏，小栗幸雄，藤田光一（1987）水害防備林調査，土木研究所資料，No.2479.
- 福嶋司，吉川正人，沖津進，富士田裕子，櫻村利道，岩瀬徹，井上香世子，服部保，星野義延，八木正徳，豊原源太郎，奥富清，桑原佳子，津田智，下田路子，伴武彦，井関智裕，上條隆志，亀井裕幸，島田和則，萩野豊，神崎護，並川寛司，林一六，松井哲哉，田中信行，西尾孝佳，岡崎正規，雨嶋克憲（2005）植生管理学，朝倉書店.
- 藤原正季，大石哲也，天野邦彦，矢島良紀（2009）地下茎の伸展と周辺環境の変化に着目したマダケ林の拡大機構，河川技術論文集第 15 卷.
- 藤原正季，大石哲也，天野邦彦（2009）砂礫州上に定着したマダケ林の消長特性，土木学論文集 第 53 卷.
- 藤山正康（2005）林業と薬剤 174，社団法人林業薬剤協会.
- 宮脇昭（1983）緑の証言，東京書籍.
- 宮脇昭（1991）緑回復の処方箋，朝日新聞社.
- 山本哲郎，鈴木素之，長谷川秀人，六信久美子（2005）山口県下の竹林分布とその拡大速度，環境地盤工学シンポジウム発表論文集.
- 渡邊定元（1994）樹木社会学，東京大学出版会.
- Ueda, K. (1960) Studies on physiology of bamboo. Bulletin of the Kyoto University Forests No.30.

## 参考資料 5 吉野川・久慈川における水害防備林の歴史的経緯と竹林景観

### [1] 吉野川水害防備林

吉野川における水害防備林は、藩政時代、河川敷の竹林は徳島藩が管理していた。河岸の竹林が藩有藪と藩臣藪に分けられ、藪奉行は竹の伐り出し、筍奉行はタケノコの収穫に対して管理していた。

その後、藩有藪は公有に、藩臣藪は私有に払い下げられたようである。明治時代以来、竹のない沿岸に竹林が造成され、大正時代にはさらに各所に水防組合が設けられ、また、当時県は補助金を支出して竹林の造成につとめた。一方、地元において傘、ウチワ、カゴなどの加工が盛んになり、その結果、良林が維持された。

昭和の時代でも、上流の無堤地区では新たな水害防備林が整備された。上流部には現在でも無堤地区が残されている。水害防備林には、連続堤が完成するまでは文字通り水防災機能が大きく期待されている。

第二次大戦後の食糧難や1960年から1970年にかけて県下で一斉に起こった竹の開花・枯死によって、岩津（河口より約40km付近）下流の地域では多くの竹林が開墾されて畑や採草地になってしまった。

### (1) 時代に応じた役割（機能）

#### 1) 戦前、戦後

1896（明治29年）に河川法が制定され、治水費の国庫負担の道が法制度的に開け、国は高水工事を本格的に実施していく。改修方式は、河道整齊、築堤、放水路の建設、護岸水制により、農地・都市の洪水からの開放を主目的にするものであった。計画高水位以下に計画流量を流下させるという改修計画であり、高水敷は洪水流下空間と位置付けされ、流下能力を軽減させる高水敷の樹木は好ましいものとはされなかった。

ただし、吉野川の岩津上流部においては、1965（昭和40）年以降に築堤が始まるため、それまでの間は、河川区域内の民地・堤外農地防御のため、従来の水防林が残された。

下図に舞中島の上流端付近に設置された看板を示すが、築堤以前は水防林により被害を最小限に止めるために植栽されたものであることが記述されている。



写真 A.6.1 水害防備林の歴史を示す看板（舞中島、右岸47.2km付近）

また、吉野川の竹林は、物干し竿、釣り竿、和傘などの地場産業資材として活用されていた。美馬市の東部では、古くから、吉野川河岸の竹と吉野川南岸山地の紙を原料にして、和傘作りが盛んで「阿波番傘」として全国に知られていた。昭和8～9年頃が最盛期で、年間100万本を超える生産量を誇り、岐阜の「美濃傘」に次いで全国第2位の生産地であった。

## 2) 近年（昭和40年代以降）

その後、1960年までは保安林指定を受けた水害防備林は増加したが、その後急激に減少した。

この減少の原因は、わが国の高度経済成長に伴う治水投資、耕地整理事業の進行、堤防の築造・護岸の整備、堤内地の整備に伴う樹木の伐採、治水安全度の向上による水害防備林機能の低下、農林業における労働形態や地域規範意識の変化、竹の重要度低下による竹林や樹木の保全造成意欲の低下があった。

堤防完成後、適正な河道機能を維持していく上で、河道内樹木が大きな課題となっているが、一方では伝統的な治水工法として堤防への水衝作用の軽減機能も備えており、更に良好な河川環境の場、河川景観等吉野川らしさを構成している要素であり、河道内樹木管理を行う上では、これら機能を総合的に評価し検討していくことが必要である。

## (2) 管理主体

一般的に、水防林が商品生産（竹材、たけのこ）となって収益が得られたところは、集落で管理される共有地とされた例が多い。

吉野川において、竹林の所有形態が確認できるのは、太刀野地区、加茂第一地区、西村・中鳥地区であり、土地は国（国土交通省）、竹林は民間（旧土地所有者）の所有となっている。

なお、築堤工事等により用地買収時に竹林の伐採補償を行う場合がある。この場合、竹林は、原則として旧土地所有者に補償される。

## (3) 現状

水害防備林の現状は、堤防整備が進められている中、その意義と役割は変わりつつある。

また、竹の需要が低下し、河道内には適正に維持管理されることなく放置された竹林が多く存在している。

一方、吉野川の代表的な風景でもある川沿いの竹林を、まちづくりや公園などに利活用する様々な取り組みが沿川各地で芽生えつつある。

なお、竹林の伐木に関して許可を要する区域（河川法施行令第15条の4第1項第3号）を1994（平成6）年に設定している。また、徳島県が保安林指定（4～7号）している区域もある。

- ・4号：飛砂防保安林
- ・5号：防風保安林
- ・6号：水害防備保安林
- ・7号：潮害防備保安林

#### (4) 竹林景観

吉野川の竹林は、水害防備林等として保安林指定されている箇所が多かったが、近年築堤等に伴いその意義が変化し、保安林指定の解除とともに竹林を伐採する箇所が増えている。(写真A.6.2参照)

また、近年、竹林の荒廃化が進行しているが、竹林は吉野川らしさを形成する重要な景観要素であることから、その保全等が課題となっている。写真A.6.3は、26～32km付近の巨大な中州(善入寺島)付近の阿波麻績大橋から下流を望んだものである。写真A.6.4は、右岸36km付近の瀬詰大橋から下流の状況であり、典型的な吉野川の竹林景観を呈している地点である。



写真A.6.2 築堤工事と竹林



写真A.6.3 阿波麻績大橋下流の竹林景観



写真A.6.4 瀬詰大橋下流の竹林景観

一方，良好な竹林景観を保持するため，公園として利用（バンブー公園）し，竹林の価値を保存しようとする試みも行われている．バンブー公園内の竹林は，間引き等の手入れが行われ，明るい竹林となっているが（写真A.6.6），手入れが為されていない竹林は写真A.6.7のとおり暗い竹林となっている．



写真A.6.5 バンブー公園内の竹林景観(光のプロムナード)



写真A.6.6 手入れの為されている竹林



写真A.6.7 手入れの為されていない竹林

## [2] 久慈川における水害防備林

江戸時代より久慈川の竹林は、水戸藩によって「御立山」として保護されてきた。そのため、各々の水害防備林の成立時期は明らかでないものの、遅くとも明治初期までには水害防備林として機能していたと考えられる。なお、河道内に人為で竹林を導入したのは、1862（文久2）年に、辰ノ口の木村彌次衛門が洪水の跡を見回っている時に、河岸に竹根が残存している事に気づき、これを河岸に植栽すれば、水害を最小限に留めることができるばかりでなく、竹を売って収入を得ることができる考えたのが始まりと言われている。

1915（大正4）年測量の地形図には、富岡、辰ノ口に竹林が記載されている。

その後、大正年代及び昭和年代に多くの竹林箇所において水害防備林指定がなされており、築堤がなされるまで洪水による被害の軽減に寄与していた。ただし、富岡橋上流では、現在の改修計画に基づく築堤が未了の箇所が多く、そのような箇所では、竹林が現在も河岸、堤防（在来堤）の防護に寄与しているものと考えられる。

### (1) 時代の変遷に伴う役割（機能）の整理

#### 1) 戦前

江戸時代においては、利水の面では堰やかんがい用水路の建設等に進展が見られたが、治水の面では水害防備のための竹林の造成、地先での小規模な治水対策と水屋などの各戸における自己防衛策が主体であった。また、本格的な堤防建設は行われていないが、霞堤等の建設が明治半ばから始められた。このため、1890（明治23）年の水害以前は、小さな土手のみがあったものと推定され、竹林が集落を水害から防護する機能は引き続き求められていた。

1896（明治29）年に河川法が制定され、治水費の国庫負担の道が法制度的に開けたが、久慈川では、1920（大正9）年の洪水のあとに関係町村からの治水のための陳情や請願が国・県に出されたにも関わらず、具体的な対策の着手に至らなかった。一方、久慈川内の竹林は前述のように水害防備林指定がなされたことから、民地・堤外民地を竹林で洪水から防護する方針がより明確にされたと言える。

#### 2) 戦後

戦後、流下能力を低減させる高水敷の竹林は好ましくないものにされたが、築堤工事に伴い一部の竹林は伐採されたものの、大部分は存置された。

久慈川の竹林の需要としては、水防資材用、ビニールハウス用、造園用、竹細工用、竹刀用等がある。竹材は用途に応じて加工し、出荷していた。

水防資材としては、毎年稲敷地方広域市町村圏事務組合（旧下利根川小貝川沿岸水害予防事務を継承）に納入している。水防資材としての竹林は、水防活動の用に供しない場合も毎年更新していた。

### (2) 管理主体

水害防備林が分布している大宮町、山方町の町史によると、当初水戸藩の所有であったこれらの竹林は、1910（明治43）年に村に払い下げられた。竹林が村の共有林となったことから、村で

は有給の竹林監視人を配置して盗伐に備え、この共有林から上げる収益で、村の費用に充当していた。また、小貫地先では124株に分けて村民個人名義で所有し、共同管理をしていた。

現在もその所有形態が存続しており、竹林は共同もしくは私有（一部国有）となっているが、実管理は竹材業者への委託で行われている箇所がほとんどである。

### (3) 水害防備林の現状

久慈川では、戦後の改修事業による築堤が進んでおり、それに伴い水害防備林はその役割を終えつつある状況である。富岡橋より上流においても同様に築堤事業が進んでおり、水害防備林としての竹林の意義が薄れつつあり、近年は所有者による手入れや管理がなされていないものも見られている。

竹林の活用状況について、1975（昭和50）年代まで毎年管理をするとともに、竹を伐採して売却していたが、高度経済成長期以降の、外国産の安価な竹材の輸入やプラスチック製品への転換に伴い、需要が低下したこともあり、1987（昭和62）年に売却したのを最後に、その後は伐採等の管理はなされていないのが現状である。

しかし近年、竹林の環境機能や、クリーンエネルギーとしての利活用に注目が集まっており、例えば（財）常陸大宮市農業公社では、雇用対策の一環として「久慈川河川敷竹材環境防災地域振興事業」によって、竹材を伐採する（2002（平成14）年から3年間）取り組みを行っている。伐採した竹は「炭焼きの会」により竹炭や竹酢を作成し販売している。

なお、同公社では、久慈川の竹は地域の貴重な資源であるという認識を持ち、バイオマスとしての有効利用方策等について検討している。

### (4) 竹林景観

久慈川の竹林の現状として、22km付近富岡橋上流の調査を2011（平成23）年6月に行った。

左岸側の竹林の現況は、横断方向の幅＝50m、縦断方向＝1km程度である。これらは、水防林として植えられたものであり、低水路河岸に配置されている（写真①）。上流側は、霞堤となっており、水防林設置当初は、扇状地性礫を緊縛また横方向に伸びた根により礫層の侵食進を軽減し流水の集中を抑え、流木を樹幹に捕捉し流木が農地まで侵入することを抑えると同時に流水の集中を抑える機能を担っていたと思われる。

この付近の在来堤は築堤後、数十年経過しており、調査地点は霞堤であるが現在締め切り工事を実施中で、霞堤および水防林の機能が必要と無くなるため、竹林は近い将来伐採予定となっている。現状では、在来堤防にまでタケが侵入し、堤体にもタケが繁茂している状況である（写真②、③）。

なお、背後の状況は、堤防際に家屋が数戸あるが、田が主体であり、背後地盤は高水敷高と同程度である（写真②、④、⑤）。



写真A.6.8 竹林景觀



図A.6.1 竹林景觀攝影位置

# 河川塾高等科議事録



## 第1回河川塾高等科 議事録

○ 日 時：平成23年6月1日 16:00～18:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	○	藤田	×	吉田	○
石原	○	川畑	○	佐々木	○	鈴木	○	原口	○
山田	○	山本(嘉)	○						

### ○ 配布資料

- ・平成23年度 河川塾高等科実施計画
- ・平成23年度 河川塾高等科(第五期)参加者リスト

### ○ 議事内容

#### 1. 実施計画の説明

- ・「平成23年度 河川塾高等科実施計画」をもとに、高等科における目的、研究内容、研究項目、検討スケジュール等が説明された。
- ・今期の研究内容は、沖積河川における大きな課題となる「河川植生管理論」とする。なお、下記の項目に留意する。
  - 河川の中の植生をどのように考えるか。  
(治水と密接に関係することを基本スタンスとする。)
  - 河川堤防の植生は扱わない。
  - 受託業務等の成果ストックをうまく関連付ける。
- ・開催概要は以下の通りとする。
  - 開 催 日 時：隔週火曜日 18:00～20:00
  - スケジュール：15回程度(10月中に完了予定)
  - 現 地 調 査：7月中旬を予定
    - 小貝川 取手地区防災ステーション付近(小貝川フラワーカナル)  
オオムラサキの森(小貝川ふれあい公園)
    - 淀川 淀川河川公園
    - 大和川 石川河川公園(現地調査にあたっては、事前に管理状況等の情報を収集しておく)
- ・河川塾高等科幹事(連絡役)は山本(嘉)、議事係は川畑とし、高等科開催時に前回の復習を兼ねて議事録確認を行う。

## 2. 河川塾における役割分担

- ・取り上げたい項目があれば、現目次に関わらず追加し、構成を練り直す。
- ・以下の項目を追加する。

2.2 水害防備林の位置づけ（吉野川、久慈川における歴史的資産）

7.5 相模川の水害防備林の移植について

8.1.5 出水時の被害軽減を考慮した公園植生の活用方法

- ・各章の担当は以下の通りとする。

章	タイトル	担当者	備考
第3章	河川植生に関する基礎情報	藤田 [応用地質]	既存ストックから編集
5.3	堤防防御・河道の安定性・外来種対策を考慮したセグメント1の河道掘削計画 —神流川の事例—	山本（嘉） [財団]	内容の充実化
5.4	流下能力向上および河川植生の安定を考慮したセグメント2-1の河道掘削計画 —烏川の事例—	吉田 [利エンケル]	
6.3	吉野川における放棄竹林および低水路の樹林対策としての伐採箇所の選定	鈴木 [財団]	
7.3	工事による裸地化後の早期植生回復 －利根川稲戸井調節池での検討－	山本（嘉） [財団]	最新のデータを追加
7.5	相模川の水害防護林について	小川 [日水コン]	
8.1.5	出水時の被害軽減を考慮した公園植生の活用方法	佐々木 [財団]	
第9章	流下能力維持のための河道内植生・樹林のモニタリングと対応	塾長、鈴木 [財団]	
参考2	ヤナギの生育条件と生育制御	石原 [財団]	
参考3	竹の生育条件と生育制御	鈴木 [財団]	
参考4	シンジュの生育条件と生育制御	伊藤 [建技研]	
上記以外		塾長	

- ・報告書の編集は原口[財団]が担当する。

## 3. 次回以降の進め方

- 1章から順に議論する
- 情報がまとまっていない部分については、記述方針を書くこと。

## 第2回河川塾高等科 議事録

○ 日 時：平成23年6月14日 18:00～20:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	○	藤田	○	吉田	×
石原	○	川畑	○	佐々木	○	鈴木	○	原口	○
山田	○	山本(嘉)	○						

### ○ 配布資料

- ・ 第1回河川塾高等科 議事録(案)
- ・ 第1章, 第2章図表一覧
- ・ 吉野川・久慈川における水害防備林の歴史的経緯(鈴木配布)

### ○ 議事内容

#### 1. 第1回議事録(案)の確認

- ・ 第3章については, 山本塾長のストックを記述しているが, 追加で情報を記述していくこと. 各項目追加情報は藤田に送付し, 藤田が書き込む.
- ・ 人間が関与しなかったら植生はどのようになるか, 情報・文献がない, 想定で文章を記述するか, 今後の課題とする.

#### 2. 山本塾長より「第1章 序論」「第2章 わが国における河川植生管理思想の変遷と現代の課題」について説明があった.

#### 3. 第1章, 第2章についての意見交換

- ・ 植生管理の対象範囲は高水敷とし, 河川管理者が樹木管理をしていかねばならないことを強調して記述する.(山本塾長)
- ・ ダム建設による河道内攪乱の減少について記述する必要があるのではないか.(山田)  
⇒フラッシュ放流等の人工的な攪乱が今後必要になると言わざるを得ないが, ダムの現状を考えると放流設備の改良の必要性が出てくる. 実際, 中国では人工的な河道内攪乱を実施している事例がある.(山本塾長)
- ・ P.1「1.2 検討の対象河川と河川植生の位置」はタイトルが適していない.(鈴木)  
⇒最終的な内容を踏まえてタイトルを修正する.(山本塾長)
- ・ P.3「植生管理が行われず」とは何を意味しているか?(山田)  
⇒耕作放棄地を示している.(山本塾長)
- ・ P.3「1.4 維持管理行為と植生」において, H23.5公表の河川砂防技術基準(維持管理編)についても触れる必要がある.(鈴木)  
⇒2.1.5で記述する.(山本塾長)

- ・ P.4現在、「公募伐採」については河川法第25条によって規定され、実施フロー等が提示されている。(鈴木)  
⇒具体的には7章で記述する。ただし、1.4で簡単に触れる。(山本塾長)
- ・ P.8(1) 堤外地の管理において、出水対応の一環として流作場の開発をできないようにしていた。しかし、民地すべてを行うことはできなかった。(山田)  
⇒淀川事例で記述済み。(山本塾長)

#### 4. 情報提供

- ・ 鈴木より、以下の事項について情報提供
  - ① 吉野川における水害防備林の歴史的経緯⇒6.3に記述。
  - ② 久慈川における水害防備林の歴史的経緯⇒2章メモに記述。
- ・ 情報提供は必要である。文章については、後で校正していくこととする。(山本塾長)

#### 5. 次回日程等の確認

- ・ 次回は第3章について議論を実施する。
- ・ 次回日程 6月29日(水) 17:00～19:00

### 第3回河川塾高等科 議事録

○ 日 時：平成23年6月29日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

#### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	○	藤田	○	吉田	○
石原	○	川畑	○	佐々木	○	鈴木	○	原口	○
山田	○	山本(嘉)	×						

#### ○ 配布資料

- ・ 第2回河川塾高等科 議事録(案)
- ・ 河道内樹木伐採の手続きフロー(案)
- ・ 現地調査資料：自然回復と植生管理を視野に入れた河川堤外地都市公園の計画設計フレーム  
(篠沢健太, 千葉教代, 宮城俊作)
- ・ 河川における潜在自然植生(藤田配布)
- ・ 河川植生の成立要因に関する現地調査結果(植生, 冠水頻度, 土壌, 地形, 人為作用)及び潜在自然植生の推定(財団法人 リバーフロント整備センター)(藤田配布)

#### ○ 議事内容

##### 1. 第2回議事録(案)の確認

- ・ 山本塾長により確認・修正を行った。

##### 2. 現地調査について

- ・ 河川塾高等科の現地調査は、淀川の河川公園(自然系公園で代表的な施設2か所程度)と石川河川公園とし、7月22日以降の1泊2日で調整する。
- ・ 石川河川公園への現地調査に先立ち、質問状を提出する。各自、「自然回復と植生管理を視野に入れた河川堤外地都市公園の計画設計フレーム」を読んで質問を作成し、7月8日(金)までに事務局(山本)に提出すること。

##### 3. 山本塾長より「第3章 河川植生に関する基礎情報」について説明があった。

主な内容は以下の通り。

- ・ 本論における河川植生管理論は、「管理者がどう管理するか」という視点で記述することとし、生態系情報は河川管理上の優先度は低いため、本論には組み込まない。
- ・ 河川空間としてはどのような分布をしているのか。植生空間としては自然状態の中でどう変化していくのか。気候・縦断形・景観等により整理したいと考えている。その中で人間系は歴史ではなく、外力として取り扱う。
- ・ 本論で扱う河川植生は公園植生ではなく、自然生態系の中で生態系を増進していくための植生の管理を目標とする。

- ・近年、河川が持っている本来の植生が重要だという概念になってきており、「河岸近くの樹木は残した方がいい」という考えが一般的になりつつある。しかし、河岸植生は侵食防止となる反面、河積阻害となることのバランスを考えなければならない。
- ・樹木が流木化することはやむを得ないことである。流木捕捉対策として施設によって捕捉も可能であるが、一般的な技術手段にはなり得ない。
- ・(3.2.2 セグメント区分と植生機能の差異) セグメント別、利用形態別にイメージ図や写真を整理して巻末資料に添付するため、全員で写真等を持ち寄り、仕分け作業を行う。
- ・(3.4 植生の河岸侵食防止機能) 江戸川のヤナギ林のように、捨石工と樹木で水制工となり得ることをメモで追加する。
- ・(3.6.2 樹木群の粗度設定) 樹種や樹齢ごとにグラフを作成し、追加する。
- ・( ) ( ) **図3.6.4** 河畔林の間隔とゴミの閉塞の関係を追加する。
- ・( ) ( ) 不等流計算における樹木群の考え方を死水域とするか、粗度係数を設定するかについて、方向性をメモで追加する。
- ・(2) 樹林密度NDについて標準値グラフを作成し、追加する。なお、担当は鈴木とする。

### 3. 第3章についての意見概要

- ・P.56 ③草本類の粗度係数とP.55 (3.6.1 草本植物の粗度) が重複している。(小川)  
⇒3.6.1に統合する。(山本塾長)
- ・洪水痕跡と草本(ヨシ原)考慮の計算結果が一致しないという事例がある。(小川)  
⇒リバーフロント整備センター報告で $h/h_v < 1$ のグラフが提示されているので、それを使えば適合度は増すのではないか。(鈴木)  
⇒本論にも追加する。鈴木が資料を提出すること。(山本塾長)
- ・式3.6.1～3.6.4は物理的な根拠が分かりにくい。(鈴木)  
⇒藤田光一氏に確認したい。(山本塾長)
- ・ゴミについては水理学的評価が難しいため、留意点とする方が適切である。(鈴木)  
⇒留意点扱いとする。(山本塾長)

### 4. 潜在自然植生について

- ・河川における潜在自然植生を記述するのは、人によりイメージされる潜在自然植生の概念が統一されていないため、定義を明確に記述する。
- ・このため、攪乱を受けた後の河川植生の状況がわかる事例を収集し、事例報告として整理するのがよいのではないか。この際、セグメントごとの整理が行えるよう留意する必要がある。
- ・潜在自然植生に至るプロセスを中心に記述する。ただし、根拠を厳密に構築するのは難しいので、より一般的な内容を記述する。

### 5. 次回日程等の確認

- ・次回は第4章について議論を実施する。
- ・次回日程 7月14日(木) 17:00～19:00

## 第4回河川塾高等科 議事録

○ 日 時：平成23年7月14日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	○	藤田	○	吉田	○
石原	×	川畑	○	佐々木	○	鈴木	○	原口	○
山田	×	山本(嘉)	○						

### ○ 配布資料

- ・ 第3回河川塾高等科 議事録(案)
- ・ 潜在自然植生の整理について(藤田配布)
- ・ 大阪府営石川河川公園視察に関する質問事項(塾生)
- ・ 大阪府営石川公園自然ゾーンA地区の空間設計と植生の管理についてのヒヤリング項目(山本塾長配布)
- ・ 久慈川水防林調査(佐々木, 鈴木配布)

### ○ 議事内容

#### 1. 第3回議事録(案)の確認

- ・ 配布資料の論文には、著者名を追記する。
- ・ 第3章の議事内容のうち、「本来の要素」は「本来の植生」, 「一般的な技術対策」は「一般的な技術手段」と修正する。
- ・ リバーフロント整備センター報告のグラフについては、鈴木より塾長に提出すること。
- ・ 潜在自然植生については、定義を書き込むこととする。

#### 2. 潜在自然植生の整理について(藤田)

- ・ 潜在自然植生の整理として出水による河川植生の攪乱と遷移を整理するため、事例写真を提供してほしい。(藤田)
- ・ 財団では、余笹川、鬼怒川、神流川、多摩川、吉野川の事例を提供する。(山本塾長)  
⇒余笹川、鬼怒川は既往とりまとめ資料、神流川、吉野川は航空写真と出水履歴等を藤田に提供する。多摩川は、他資料のとりまとめ方法に合わせて資料を整理する。(鈴木)
- ・ 「出水後3～5年もすると、このように変化する。それに対し、河川管理者はどのように管理していったらいいか。」というスタンスで整理する。(山本塾長)
- ・ 「砂利川は変化が大きい」「砂川は水面が広いので、変化は小さい」ことを記述し、写真の整理を基本とし、文言を書きすぎないようにする。(山本塾長)

#### 3. 現地調査について

- ・ 山本塾長と塾生が提出した質問を整理し、富田林市砂防係の担当者へヒアリングを行う。

- ・日程は、8月29日の週（第5週目）を予定する。

4. 山本塾長より「第4章 河川整備計画・河川環境管理基本計画と植生管理」について説明があった。主な内容は以下の通り。

- ・この章の目的は、「河川環境管理基本計画は法定計画ではないにも関わらず、なぜ河川管理者は植生管理をしなければならないのか」の認識を与えることである。
- ・(4.1 河川整備計画と河川環境管理基本計画)「法定上の河川空間」とは河川区域を示す。
- ・( ) 「修正・改定していくリサイクル型のものであれば、」⇒「～リサイクル型をイメージしているものであり、」に修正する。
- ・( ) 「第3期」(第1章の記述に対応)とは、これからのことを示す。
- ・(4.2 河道計画と植生)冒頭の「河川整備計画」は整備基本方針ではないか？(原口)  
⇒基本方針と整備計画の両方を記述する。(山本塾長)
- ・( ) 「計画高水流量」は「管理目標流量」と修正する。
- ・( ) 近年、沖積河川における人為的攪乱(フラッシュ放流等)を考慮したダムの改造が始まっており、近いうちに計画論に反映しなければならない時期が来ると想定される。
- ・(4.3 河川空間管理計画と植生)河川空間管理計画ゾーン区分により地被状態をコントロールする計画となるため、ゾーン毎に粗度設定をする必要がある。
- ・( ) 「民地＝管理されている土地」という認識があったが、近年は民地にも耕作放棄地が増えてきており、植生管理がなされなくなっている。今後、これらが植生遷移し、樹林化が進行する恐れがある。このような状態を河川管理者が認識するように書き込む。
- ・追加事項等あれば、次回河川塾で資料を提出すること。

5. 佐々木・鈴木より久慈川水害防備林調査結果について報告があった。

- ・本件については、「2.1.3 旧河川法の制定から敗戦までの河川植生の位置」のコラムとして追加する。

6. 次回日程等の確認

- ・次回日程 7月27日(水) 17:00～19:00
- ・今回は第5章について議論を実施する。なお、担当は以下とする。

5.1～5.2 山本塾長

5.3 山本

5.4 吉田( )

## 第5回河川塾高等科 議事録

○ 日 時：平成23年7月27日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	×	小川	×	藤田	×	吉田	×
石原	○	川畑	○	佐々木	○	鈴木	×	原口	×
山田	×	山本(嘉)	○						

### ○ 配布資料

- ・ 第1～3回河川塾高等科 議事録
- ・ 第4回河川塾高等科 議事録(案)
- ・ 質問・確認事項(吉田提出)
- ・ 河道掘削に伴う地形および河床材料のレスポンス(福島雅紀, 雑誌河川2010.11)
- ・ ツルヨシのランナーによる群落拡大が土砂の移動限界に与える影響(八木澤順治・田中規夫・青木信哉, 水工学論文集 2006.2)

### ○ 議事内容

#### 1. 第4回議事録(案)の確認

- ・ 潜在自然植生の事例データについて, 藤田への送付が完了しているか鈴木に確認する。
- ・ 富田林市砂防係へのヒアリング内容は, 事前に担当者へ送付しておくものとする。
- ・ 4.2河道計画と植生の「整備計画目標流量」は「管理目標流量」(望ましい管理水準)とする。
- ・ 久慈川水害防備林調査結果は, 「2.1.3 旧河川法の～」のコラムとして追加する。

#### 2. 現地調査について

- ・ 淀川現地調査の実施日程(案)は以下とし, 富田林市砂防係担当者と調整する。

①8/29-30      ②8/30-31      ③9/6-7      ④9/7-8

#### 3. 山本塾長より「第5章 河道整備と植生管理」について説明があった。主な内容は以下の通り。

- ・ 本章の目的は, 「治水安全度と植生の関係を明確にし, 河川管理者として植生管理をどう実施すべきか」の認識を与えることである。
- ・ (5.1 治水安全度の確保の観点からの植生管理) 河川管理者は民地の耕作放棄等における藪化・樹林化に対して適正管理の命令権はない。しかしながら, 樹木等の繁茂により粗度が高まった場合に, 樹木伐採を依頼したり, 土地買い取りをする必要が生じる可能性がある。
- ・ (5.1 (2) 植生管理計画作成の流れ) 現在, 植生管理計画は作成されていないが, 今後は重要になると考えられる。
- ・ (ク) 本項では, 河川整備計画及び河川空間管理計画ができているという前提である。
- ・ (ク) 河川空間管理計画は, 整備計画の変更に伴い, 修正する必要がある。

- ・(ク) 整備状況に応じた管理水準目標流量の設定が必要であり、その目標流量を侵してしまう状況になる前に河川管理者は計画的にアクションを起こさなければならない。ただし、植生管理だけでは治水安全度を確保できない可能性があることも認識しておかねばならない。
- ・(ク) 自然保全ゾーンは手を加えても良いのか？(佐々木)  
⇒「川らしさ」を考え、手を加えても問題ないであろう。(山本塾長)
- ・(5.2 河道掘削計画とその問題点) 河原環境や水辺環境の復元・再生できるような掘削断面とする試みがなされているが、実際の所うまくいかない事例が多い。現在、河道の応答を考慮した解析手法が確立されていないが、今後は大変重要になってくると考えられる。
- ・(ク) セグメント2-1における河道の応答はセグメント1より速く、河道掘削効果の持続可能性が低い。実際に、川内川約10年、利根川約20年、烏川約30年で河道が元に戻った事例がある。
- ・(ク) セグメント3は、常に水没している範囲が多いため、川幅の縮小速度は遅い。
- ・(ク) 河口部は波の影響はないのか？(川畑)  
⇒川幅を広げると風によるフェッチ(吹送距離)が長くなり波長が大きくなるため、侵食力が大きくなる。その波や船の走行波による侵食力とヨシの拡大のバランス、土砂堆積により、川幅が決まる。(山本塾長)
- ・(5.3 外来種対策としてのセグメント1の河道整備) 設計論だけではなく実態(変化)を示すことが重要であるため、付加情報をできるだけ多くし、状況をしっかり認識できるようにする。
- ・(ク) 赤字部分は追加する。
- ・(ク) 川の営力の活用による河道管理方策の立案などの検討方針を5.3.1に追加する。
- ・(ク) 2007年出水後の写真と評価、定期モニタリング状況を追加する。なお、現在の状況を確認するために写真を撮りに行く必要がある。(9～10月)
- ・(5.4 流下能力向上および河原植生の安定を考慮したセグメント2-1の河道掘削計画) 平成23年度の研究所報告に基づいて記述する。

#### 4. 吉田の質問書に対する解答

##### 5.2 ②セグメント2-1について

- 「河畔堆積現象」とは、河岸沿いの氾濫地や高水敷に水が乗った際の現象を示す。
- 単列砂州で滯筋が固定されている条件の場合、不適切な河道掘削形状によって、元の川幅より狭くなる可能性は低いが、河畔堆積現象による川幅の縮小速度は速くなる可能性は高い。なお、河道掘削を行った場合、水衝部においては元の河道形状と同じ形で全体的に下がろうとするため、護岸根入れ等への影響を考える必要がある。

##### 5.3.2 (2) 樹林化の経緯について

- 「低水路幅の変化に伴い～」は、「人為的な低水路幅の変化に伴い～」に修正する。
- 「現在、9.8kmより下流区間は～単列砂州河道である」は、複列的単列砂州に修正する。

5.3.4 (2) ①低水路内の樹林の発達による偏流発生防止について

- 「低水路形成範囲」, 「樹林が生じる地盤高」については, 定義やイメージ図を追加する.

5.3.4 (2) ②低水路法線の是正

- 比高を下げると「水衝部の緩和と滯筋の是正」に繋がるのは, 河積が大きくなり, 流速が遅くなるからである.

5. 次回日程等の確認

- ・ 次回日程 8月9日(火) 17:00 ~ 19:00

## 第6回河川塾高等科 議事録

○ 日 時：平成23年8月11日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	×	藤田	×	吉田	○
石原	○	川畑	×	佐々木	×	鈴木	○	原口	○
山田	○	山本(嘉)	○						

### ○ 配布資料

- ・ 第4回河川塾高等科 議事録
- ・ 第5回河川塾高等科 議事録(案)
- ・ 6.3吉野川 記述方針, および吉野川における樹木伐採計画について(鈴木)

### ○ 議事内容

#### 1. 第5回議事録(案)の確認

- ・ 潜在自然植生の事例データについて, 準備が出来次第, 鈴木より藤田へ送付する.
- ・ 5.1(2) 植生管理計画作成の流れの「植生管理計画は作成していない」は「植生管理計画は作成されていない」とする.
- ・ 5.2河道掘削計画とその問題点の「ヨシの拡大のバランスにより, 川幅の縮小が遅い」は「ヨシの拡大のバランス, 土砂堆積により, 川幅が決まる」とする.
- ・ 5.3外来種対策としてのセグメント1の河道整備については, 下記の点を修正する.  
「7月23日～に際し, 整理した事項」は「川の営力の活用による河道管理方策の立案などの検討方針」とする.  
(9月頃)は(9～10月)とする.
- ・ 5.4流下能力向上および河原植生の安定を考慮したセグメント2-1の河道掘削計画については, 「平成23年度の研究所報告に基づいて記述する」に修正する.
- ・ 吉田の質問書に対する解答については, 下記の点を修正する.  
5.2②セグメント2-1 「なお, 水衝部において河道掘削を行うと, ～」は「河道掘削を行った場合, 水衝部においては」  
5.3.4(2)②低水路法線の是正 「河積が大きくなるからである」は「河積が大きくなり, 流速が遅くなるからである」とする

#### 2. 現地調査について

##### ○大阪府営石川河川公園

- ・ ヒアリング内容は担当者に送付済み. 質問内容が多岐に渡るため, 現地にて口頭による回答をいただく.
- ・ 実施日程(案)は以下に変更し, 日程調整を行う. また, 高等科塾生より参加者を募り, 参

加者が多い場合は山本塾長が選考する。(数名程度)

- ① 9/12-13 ②9/13-14

○小貝川ふれあい公園(47-48k付近)に行くことを予定する。

3. 山本塾長より「第6章 セグメントスケールの植生管理」について説明があった。主な内容は以下の通り。

・本章の記載方法は、内容が一般化できていないため、事例を挙げて報告するものとする。  
なお、ここではモノの見方、具体的な方法の道筋を示すことが目的である。

・事例として3項目を記載しており、そのポイントは下記のとおりである。

① 多摩川(セグメント1)：

⑧区間の管理の在り方、自然ゾーンをどのように管理するか

② 多摩川(河口部)：

望ましい植生(ヨシ帯)空間をどのように管理するのか

③ 吉野川：

どのような管理をすれば、適正な竹林の管理とヤナギ林の増大を防げるのか

・(6.1多摩川セグメント1における植生の保全・再生のための植生管理)

河道特性の変化により植生も変化するため、「多摩川の河道特性」を記述する。

横断面図を入れると、比高のイメージなどがわかりやすい。(吉田)

→昨年度の軟岩に関する報告書において横断面図を作成しているため、これを掲載する(鈴木)

・(6.1.3植生群落の立地条件の検討)

p.108 メモをわかりやすく書き換える

・(6.1.4植生の自然度評価)

1978年度にはハリエンジュは残されることが好ましい群落とされていたが、2005年度には望ましくない群落とされている。30年間で自然度の概念が変わっている。

多摩川の河川環境管理計画は、1978年度のデータを基本に策定されている。

・(6.2多摩川汽水域(セグメント3)における植生の保全・再生のための植生管理方策)

理解しやすくするため、ストーリー構成の再考等の書き直しが必要である。

対象区間はヨシ原保全を目的としており、試験施工を経て、平成22年度よりヨシ原再生を含めた自然再生の詳細設計(六郷地区)が行われている。

この区間は河床掘削が多く、30～40年代に戻すことは非現実的であり、目標を決めにくい区間であった。最終的には、昭和55年当時の環境が目標となった。(山田)

現在の実施結果が良くないのであれば、その旨を書くべきではないか。(吉田)

→情報がいないため記述できない。(当時の担当者に問合せを行い、記述してもらうように依頼する)

- ・ (6.3吉野川における放棄竹林および低水路樹林化防止対策としても伐採箇所の選定)  
担当の鈴木より、記述方針の説明がなされた。  
伐採木の利用と公募伐採などの情報は通常どおり記述し、最後の編集で調整(コラム等にする)する。  
バンブーパーク等の協働、景観の意味性などについては、10.3コモンとしての植生管理にて記述する。  
高水敷を地域住民にもっと利用してもらおうと管理が楽になるはずである(山本塾長)  
相模川では水害防備林、河畔林等が茅ヶ崎市の景観計画に位置付けられており、人為的管理が行われている。(山田)
- ・ 6.4は、一般的な方針(総括、今後の方向性など)を記述する。
- ・ 植生の保全(6.1, 6.2)と樹木の伐採管理(6.3)が混在しているため、空間スケール別の記述より整理したほうが良い。(吉田)  
→全体構成を見ながら、章構成等を含めて組み替える。(山本塾長)
- ・ 使用した文献の名称は、必ず出典を記述すること。(山本塾長)

#### 4. 次回日程等の確認

- ・ 次回日程 8月24日(火) 17:00～19:00

## 第7回河川塾高等科 議事録(案)

○ 日 時：平成23年8月23日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	×	小川	×	藤田	×	吉田	×
石原	○	川畑	○	佐々木	×	鈴木	×	原口	×
山田	○	山本(嘉)	○						

### ○ 配布資料

- ・第6回河川塾高等科 議事録(案)
- ・大阪現地調査行程

### ○ 議事内容

※本日の河川塾高等科は、参加者が少ないため8月30日か31日に延期する。

#### 1. 第6回議事録(案)の確認

- ・(6.1.4 植生の自然度評価)「多摩川の河川整備計画は～」は、「多摩川の河川環境管理計画は～」に修正する。(山田)
- ・(6.2 多摩川汽水域～)「昭和55年に戻すことが目標」ではなく、「昭和55年の環境が目標」に修正する。(山田)
- ・多摩川の当時の担当者に記述を確認、修正してもらう。
- ・吉田の指摘に対し、構成を変更して6.3を5.5に移動する。なお、6章と7章のタイトルも見合ったものに変更する。

#### 2. 現地調査について

- ・大阪現地調査は、参加者の希望により9月12～13日とし、参加者は以下とする。  
山本塾長、小川、吉田、山田、鈴木、川畑 計6名

#### 4. 次回日程等の確認

- ・次回日程 8月30日(火)か31日(水) 17:00～19:00 で調整

## 第8回河川塾高等科 議事録(案)

○ 日 時：平成23年8月31日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	×	小川	○	藤田	×	吉田	○
石原	○	川畑	×	佐々木	○	鈴木	○	原口	○
山田	×	山本(嘉)	×						

### ○ 配布資料

- ・第7回河川塾高等科 議事録(案)
- ・大阪現地調査行程
- ・「ヨシ原におけるヨシの保全・再生手法の確立に関する研究」報告書(河川環境総合研究所 報告第8号)

### ○ 議事内容

#### 1. 大阪現地調査の行程等の確認

- ・目的は、高水敷整備後の繁茂状況とその管理手法を把握することである。
- ・鈴木より、行程と視察箇所の概要説明がなされた。
- ・吉田より、鶴殿地区について、調査時の資料提供を検討中との報告。また、タイムスケジュールの見直しの提案があった。

#### 2. 山本塾長より「第7章 リーチスケールの植生の保全・復元技術」について説明があった。主な内容は以下の通り。

- ・本章は、リーチスケールにおける植生管理に関する個別技術について記述し、“植生の保全・復元の目的と制御対象”，“絶滅危惧種”，“事例紹介”，“水害防備林”から構成する。
- ・希少種を保全するためには、空間利用や環境条件の変化が与える影響を最小限に抑制する必要がある。それらの変化の予測が必要である。
- ・外来植物は、「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(平成16年6月2日公布)」により河川管理者が特定外来生物のうち5種を管理することになった。
- ・河畔林、水害防備林は、保安林指定を受けている場合、区域境界の判別が困難等になることにより、適切な管理が出来ない状態になっている。そのため、治水対策を優先した樹林管理を適切に行っていく必要がある。
- ・周辺住民には、河原が藪化樹林化した河川を元に戻したい願望があるが、困難な状況となっている。そのため、高水敷の占用等による管理が求められている。  
河原の復元においては、主に低水路が陸化・高水敷化していくことに、どう対処していくべきかが課題になっている。

- ・7.2, 7.3, 7.5については、比較的小規模なものを対象とした植生論を記述するものとし、今回は説明しない。
- ・稲戸井については、その後に検討したシミュレーション結果とそれに基づく今後の予想を追加し、充実化を図るものとする。
- ・7.4は、大阪現地調査に関する項目であり、ヨシ原を回復するための方策の例示とする。現段階での見解による原因は乾燥化を主としており、切り下げによる対策を実施している。
- ・航路維持のため、水制の設置による低水路幅の縮小、砂利採取等による河床低下による高水敷化・陸化によってヨシが衰退化したと考えられている。
- ・なお、「ヨシ原におけるヨシの保全・再生手法の確立に関する研究」報告書において、実験結果が記載されているが、結果に対する評価が明確となっていない。
- ・吉田より、今年度の委員会ではいずれポンプを停止し、維持費の縮減を図っていく見解が示され、さらに、火入れ作業も重要であることが提示されたとの報告があった。

### 3. 次回日程等の確認

- ・次回日程は、9月12日(月)～13日(火)の大阪現地調査を考慮し、後日調整を図ることとする。

### 4. 今後について

- ・役割分担の再確認をする。
- ・図面資料がかなり集まったので、文章構成を含めて整理・見直しを行う。

## 第9回河川塾高等科 議事録(案)

○ 日 時：平成23年9月14日 17:00～19:30

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	○	藤田	×	吉田	○
石原	○	川畑	○	佐々木	○	鈴木	○	原口	○
山田	○	山本(嘉)	○						

### ○ 配布資料

- ・ 第8回河川塾高等科 議事録(案)
- ・ 河川塾高等科大阪現地調査ヒアリング 議事録(案)
- ・ 石川河川公園・淀川現地視察 視察結果
- ・ 5.4 流下能力向上および河原植生の安定を考慮したセグメント2-1の河道掘削計画—烏川の事例—
- ・ 5.5 吉野川における放棄竹林および低水路樹林化防止対策としての伐採箇所の選定
- ・ 河川植生管理論 仕事の分担

### ○ 議事内容

#### 1. 議事録(案)の確認

- ・ 淀川のヨシ原再生実験・高水敷掘削については、大阪事務所から鈴木が情報提供を受ける。
- ・ 遊水地もしくは調節池が水に浸った場合のヨシ等の植生の耐湛水性について文献調査を行う必要がある。稲戸井関連と、ダム湖の法面緑化等を参考とした文献調査を行う。
- ・ 植物の耐湛水性と洪水頻度の関係から、新たな植生管理論を展開できるのではないかな。

#### 2. 現地視察の報告(鈴木)

- ・ 石川河川公園では、年4回除草(バッファゾーン)と除草無(自然ゾーン)が隣接しており、自然植生はある程度の除草を実施しないと適正な植生維持は困難であると感じた。
- ・ 淀川河川公園(背割堤地区)では、桜等の樹木の下は完全に裸地となっていた。堤防植生管理として、裸地部分は治水上の弱点となるため、植樹をする場合は適切な間伐を実施し、裸地が生じないように留意することが必要である。
- ・ 淀川河川公園(鶴殿地区)では、ヨシ原再生として水路、盤下げを実施しており、水辺周辺にはヨシが繁茂し、少し離れるとオギや外来種等となっていた。ヨシ原再生手法として、水路、盤下げはある程度の効果があるようである。
  - ⇒ヨシ原は浸水により枯死してしまうのではないかな？(山本塾長)
  - ⇒渡良瀬遊水池では、3～4日の冠水では問題なかった。(山田)
  - ⇒先日の台風12号で湛水した稲戸井調節池で、植生の状況を確認すること。

- ・淀川河川公園（城北地区）では、ワンド内の外来魚対策を実施している。  
⇒局所的な外来魚対策を実施しても十分な効果を得るのは困難であり、どれだけ予算（税金）をつぎ込むかが難しいところである。（山本塾長）

### 3. 「5.4 吉野川における放棄竹林および低水路樹林化防止対策としての伐採箇所の選定」について（鈴木）

- ・ P1. 検討の目的において、樹林化の傾向、緊急対応の必要性を詳しく解説する。
- ・ P6. 河床低下量と砂利採取・ダム堆積量の関係の図における平成元年以降の累加土砂量の評価は、ダム堆砂、砂利採取を加えた総量で評価する。
- ・ P7. 河床材料調査は手法によって結果が異なるため、調査手法について詳しく述べておく必要がある。
- ・ 横断形状、平面形状の変化に合わせて、縦断形状の変化も評価する必要がある。
- ・ P11-13. 岩津下流域の砂州は単列ではなく、複列（2～3列）ではないか。また、H16出水の影響を見るためH15とH17の航空写真も提示し、既往最大出水での河道内の変化（砂州移動、植生変化）を詳述する。
- ・ P14. 「5.5.5 水害防備林の歴史的経緯」には、保安林指定や河川管理、現在の水害防備林・竹林の価値（バンブー公園、風景等としての価値、管理された竹林と荒廃している竹林の写真比較）に関しての記述を追加した上で、P2. 改修の経緯のコラムとする。
- ・ P15 「図 河道内における植生の面積割合の変化」とP16. 「図 河道内の竹林面積の分布と経年変化」は、誤解を招かないように縦軸を面積とし、整合を図る必要がある。また、P16の図については、縦断的要素と時系列的要素が混在しているため、表現を工夫する。
- ・ P18. 伐採箇所の選定基準については、優先順位の考え方を追記する。
- ・ P19. 公募伐採について、コラム・メモとして追加する。また、伐採については薬物による枯死について記述する。
- ・ P20. 今後の課題（3）として、コスト縮減を追加する。
- ・ P22～25. 【参考】は、コラムとする。
- ・ 近隣住民にとって、樹林化は防犯の懸念がある。そのため、防犯の視点からも記述する必要があるのではないか。（山田）

### 4. 「5.4 流下能力向上および河原植生の安定を考慮したセグメント2－1の河道掘削計画—烏川の事例—」について（川畑）

- ・ 全体的に必要な情報は揃っているが、内容の相互関連性が明確となっていないため内容が理解しづらい。そのため、P1. 検討の目的の中でストーリーを概説するとともに構成を再考する。
- ・ 検討区間において河道掘削が必要な理由を、制約条件や河道の経年変化等の視点から説明する必要がある。また、平水位以下の河道掘削が有効であるという既往知見とは異なる新しい考え方であるため、本手法の有効性を前面に出す必要がある。（検討の目的の中で、既往知見について問題提起を行う。）
- ・ 河道特性は、現況と経年変化に分けた構成とする。

- ・ P5. 2) 平均年最大流量に関して，関東地方ではS40～S60は大洪水が少なく，近年は頻発傾向にあることを追記する。
- ・ P15. 効果の持続可能な河道掘削のあり方では，低水路と高水敷をどのような視点で掘削すべきか詳述する。
- ・ 5.4.7の次節としてシミュレーションについて追加し，植生を含む土砂堆積の解消に必要な流速が確保されている旨を解説する。
- ・ 参考文献を明記すること。

## 5. 河川塾高等科報告書について

- ・ 高等科報告書は情報をできるだけ多く記載し，資料集として活用できるようにする。
- ・ 6.3 多摩川汽水域については，財団益子が記述する。
- ・ 8.2 空間利用目的と植生景観については，文章ではなく写真をメインとして構成とする。
- ・ 参考資料6 シンジユの生育条件と生育制御については，既往研究・調査による情報が少ない。そのため，情報の中身により章立てするか否か判断する。（ハリエンジュの項に含めることも検討する。）
- ・ 11月末までに最終原稿を作成するスケジュールとする。

## 6. 次回日程等の確認

- ・ 日 程： 9月29日（木）を第一候補とし，後日出欠状況を確認して確定する。
- ・ 協議内容： 7.3 稲戸井調節池（山本嘉），7.2 カラコギカエデ（山本塾長）  
7.5 相模川（小川）

## 第10回河川塾高等科 議事録(案)

○ 日 時：平成23年9月29日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	○	藤田	×	吉田	×
石原	○	川畑	×	佐々木	×	鈴木	○	原口	○
山田	○	山本(嘉)	×						

※小川は、1時間遅れで参加

### ○ 配布資料

- ・第9回河川塾高等科 議事録(案)
- ・7.2絶滅危惧植物カラコギカエデのミティゲーションとその評価(山本塾長)
- ・7.5 相模川菰園地区における樹木(水害防備林)の保全(小川)
- ・相模川水害防備林の現況(平成23年8月写真)(鈴木)
- ・外来植物の脅威(ブックレット群馬大学⑥)(伊藤)

### ○ 議事内容

#### 1. 議事録(案)の確認

- ・出席者不足のため次回に確認する。

#### 2. 河川塾高等科報告書について

##### ①8.1.3出水時の被害軽減を考慮した公園植生の活用方法

- ・公園管理ではなく出水対応でまとめられないか？
- ・土砂堆積は、植生管理論から外れる。
- ・植生に土砂が乗った場合の対応を整理できないか？
- ・佐々木の自主研究(土砂とゴミ)の整理状況を確認する。

##### ②6.3多摩川汽水域における植生の保全・再生のための植生管理方策

- ・当時の担当者からの情報提供が必要とされる事項である。

##### ③吉野川、久慈川の水防林の変遷等については、参考資料にまとめる。まとめに際しては、水防林の現況と管理されている箇所とされていない箇所の違いを写真を用いて示すものとする。

#### 3. 「7.2絶滅危惧植物カラコギカエデのミティゲーションとその評価」について

- ・山本塾長より7.2の説明がなされた。
- ・道路事業調査費をいただき、河川で調査されていたようである。
- ・「とり木」とは、皮をはいでスポンジで根を出させ、苗木を移植する方法である。

- ・ 幼木の定着評価はPVA（1990年代から用いられている）で評価されている。
- ・ 4年間の調査結果を基に50年後まで予測評価している。
- ・ PVAは、生育段階ごとの個体数の変動を多くの観察結果を用いて係数を調整するので、ライフサイクルの短い動物には当てはめやすいが、樹木は難しいと思われる。
- ・ P162の検討必要項目に次の事項を加える。
  - ⇒⑧移植時期の定着の評価の取り入れ
  - ⇒⑨河川の河道変化（洪水による錯乱など）は考慮できない

#### 4. 「7.5 相模川萩園地区における樹木（水害防備林）の保全」について

- ・ 小川より7.5の説明がなされた。
- ・ 水害防備林の遷移は、マツクイムシの被害影響でクロマツが枯れ、林床に自生していたエノキ等が成長したのではないか？
- ・ 保安林指定については確認しておく。
- ・ 樹間と活着の関係、今後の課題の整理が必要とされる。
- ・ 管理論について、今後の課題に追加する。

#### 5. 次回日程等の確認

- ・ 日 程：後日出欠状況を確認して確定する。
- ・ 協議内容： 7.3稲戸井調節池（山本嘉），第8章

## 第11回河川塾高等科 議事録(案)

○ 日 時：平成23年10月20日 17:00～19:00

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	○	小川	×	藤田	×	吉田	×
石原	○	川畑	○	佐々木	○	鈴木	○	原口	○
山田	×	山本(嘉)	○						

※鈴木、川畑は、1時間遅れで参加

### ○ 配布資料

- ・第9回河川塾高等科 議事録(案)
- ・第10回河川塾高等科 議事録(案)
- ・各セグメントの植生景観写真集(藤田担当)
- ・7.3 工事による裸地化後の早期植生回復(山本(嘉))
- ・8.3 出水を考慮した公園植生の活用方法(佐々木)
- ・下妻市小貝川ふれあい公園の空間設計と植生の管理についてのヒアリング項目

### ○ 議事内容

#### 1. 議事録(案)の確認

##### 1) 第9回議事録

- ・議事録(案)の確認の文章について、一部修正する。

##### 2) 第10回議事録

- ・多摩川汽水域の項目について、担当者に情報追加を山本(嘉)が依頼する。
- ・吉野川、久慈川の水防林の違いは、写真を用いて示すものとする。
- ・絶滅危惧植物カラコギカエデの項目については、一部文章を修正する。

#### 2. 「各セグメントの植生景観写真集」

- ・とりまとめ方針について、山本(嘉)より説明。
- ・セグメント毎に、自然のままの区域、人工的に管理された区域が、どのような植生になっていくかを示す。
- ・その区域の植生変化や植生種(特徴・写真)、景観的照片を整理し、簡単なコメントをつける。  
なお、国土地理院空中写真やGooglemap等を用いて、地理的要因と状況写真を整理する。
- ・使用データとして、「河川環境データベース(河川水辺の国勢調査)」、「環境省 自然環境保全基礎調査」等を確認し、利用する。

### 3. 「7.3 工事による裸地化後の早期植生回復」

- ・本実験後における稲戸井調節池の進捗状況を記載する。
- ・植生図や写真を用いて、植物の変化等について記載する。

### 4. 「8.3 出水を考慮した公園植生の活用方法」について

- ・最初に、洪水時の植生状況とゴミの集積状況の実態を写真、図面を用いて説明する。
- ・出水後の堆積土砂等について、ゴルフ場の水圧除去や野球場の敷均しなどの現場対応の実態について、写真を用いながら記載する。

### 5. 「第8章 高水敷利用施設における植生管理」について

- ・第8章は、当財団管理施設及び現地調査実施施設（庄内川幸心健康公園，船頭平公園，石川河川公園自然ゾーン，小貝川ふれあい公園，淀川河川公園）の植生管理の実態紹介とし、「自然公園は管理手法，除草頻度等によって形態が大きく異なる」ことを示す。
- ・当財団の東京事務所が管理する多摩川等の河川公園管理について，追加する。
- ・石川河川公園の自然ゾーンは公園を作るために一度裸地にし，意図的にアンジュレーションを設け，多様な自然環境を創出しようという意図であったが，実際はセイコノヨシやクズ，セイバンモロコシ等が優占する画一的な環境となっていた。更に，基本的にはメンテナンスフリーであるため植生遷移が進行しており，樹林化が懸念される。元々あった自然を活かした公園づくりをしなければ，うまく機能しないという事例である。
- ・石川河川公園の自然ゾーンにおける4回除草部分，淀川河川公園の写真も使用し，管理制度の違いで植生状況が異なることにも触れる。
- ・維持管理にかかる費用については今後の大きな課題であるため，第10章で整理する。
- ・下妻市小貝川ふれあい公園の調査については，自然観察ゾーンの空間設計の考え方と実際の植生管理について，公園管理者の下妻市都市整備課にヒアリングする。
- ・論文より転載した図版は不鮮明であるため，元データを入手し，差し替えする。

### 5. 次回日程等の確認

- ・日 程： 11月8日（火）
- ・協議内容： 第9章，第10章
- ・今後の予定として，次回の高等科終了後は章毎に役割分担を行い，編集・構成を行うものとする。今年度中に，終了することを予定する。

## 第12回河川塾高等科 議事録(案)

○ 日 時：平成23年11月8日 17:00～18:30

○ 場 所：河川環境管理財団2F 第三会議室

### ○ 参加者

山本所長	○	伊藤	×	小川	×	藤田	×	吉田	○
石原	○	川畑	○	佐々木	×	鈴木	○	原口	○
山田	×	山本(嘉)	○						

※吉田は、30分遅れで参加

### ○ 配布資料

- ・第10回河川塾高等科 議事録
- ・第11回河川塾高等科 議事録(案)

### ○ 議事内容

#### 1. 議事録(案)の確認

##### 1) 第10回議事録

- ・移植後の管理論を課題として記述する。(現状は下草の繁茂で、良い環境とは言い難い.)

##### 2) 第11回議事録(案)

- ・植生景観写真集については、国土地理院空中写真やGooglemap等を用いて地理的条件と状況写真を整理する。なお、セグメント毎に極力人為的影響の及んでいない場所と管理されている場所の植生写真を整理する。

#### 2. 小貝川現地調査について

- ・花と一人の会(NPO)へのヒアリングは11/22か11/24の夜を予定する。同日に下妻市へヒアリングも実施する。
- ・参加者は、山本塾長、吉田部長、鈴木に加え、1～2名の希望者とする。

#### 3. 「第9章 流下能力維持のための河道内植生・樹林のモニタリングと対応」について

- ・**図9.1.2**は、「樹林」管理ではなく「植生」管理とする。
- ・ADCPによる観測は、適切なデータの処理(データの平均化)をしないと利活用が困難である。確実な観測計画を作成してもらうため、データの処理方法を詳述する。
- ・「(1) 地形 基本縦横断測量～」については、LP等による情報取得手法について吉田が記述する。
- ・「(3) 植生 水辺の国調～」については、実務経験者に記述してもらう。
- ・樹林の特徴把握については、水辺の国調等の定期調査を活用する等工夫することを記述する。
- ・「9.3 流下能力～」は第5章に移動し、「5.2 流下能力の評価」とタイトル変更する。

- ・二次元不定流計算による評価は、地形情報等の諸データ及び検証用の実績データが入手できない場合は適用が困難であるため、本手法の適否を追記する。
- ・「9.4 小貝川～」は、所報に則って修正する。
- ・「(2) 監視内容」における航空写真の解析による樹林分布図作成については、9.2 (1) に詳細を記述する。また、調査員による植生調査との比較、メリット・デメリットを整理し、本手法が有効である旨記述する。
- ・樹林化の管理目標値は樹林面積と密度による設定が考えられるが、密度はトレーサビリティに欠けるため、樹林面積のみとした。
- ・「9.5 流下能力不足～」についても、第5章に移動する。(9.5.3は除く)
- ・「9.5.3 樹木伐採～」は、住民による伐採木や刈草の利活用を行っている事例を収集し、記述する。(公募伐採等)

#### 4. 「第10章 今後の課題」について

- ・今後の河川管理に対する問題提起となるよう、今後の課題を整理する。
- ・「10.1 高水敷および低水路～」は、近年移動床河道が減少していることに鑑み、固定床河道に対する課題を整理した。
- ・「10.2 耕作放棄地～」堤外地の耕作放棄地については、今後河川管理者が樹木管理を行う等の制度改正が必要である。
- ・「10.4 コモンズ～」植生管理の観点からは、できるだけ占用地とした方がコストは小さい。ただし、都市部と地方部では考え方は異なる。

#### 5. 今後のスケジュール

- ・各担当者は、最終原稿を11月末までに提出すること。
- ・その後、各章2名ずつが校正・確認を行う。担当は後日通知する。
- ・参考資料において、シンジュ、オニバスに関する項目は削除する。

## 執筆者

- 小川明宏 7.5  
川畑理恵 5.5, 8.2  
佐々木博章 8.4  
鈴木克尚 5.2, 5.4, 5.6, 8.3, 第9章(9.2(1)(2)を除く), 参考資料4および5  
原口幸雄 図表作成・修正(1~4章, 6章, 8章, 4.1, 5.3, 7.1, 7.4)  
益子隆一 6.3.6  
山本晃一 第1章, 第2章, 第3章, 第4章, 5.1, 5.3, 5.4付加, 6.1, 6.2および6.3修正付加,  
7.1, 7.2および7.4修正付加, 8.1, 8.2, 第10章, 参考資料1, 2, 3  
山本嘉昭 5.4, 7.3修正付加  
吉田勢 5.5, 9.2

## 編集

山本晃一

## 現地調査・ヒヤリング

- 淀川・石川 山本晃一, 山田政雄, 鈴木克尚, 川畑理恵  
多摩川 山本晃一, 山田政雄, 佐々木博章, 鈴木克尚, 吉田勢  
小貝川 山本晃一, 吉田高樹, 鈴木克尚, 川畑理恵

## 原著者(河川環境総合研究所報告に掲載)

- 6.2 小林豊, 斐義光, 大手俊治, 並木嘉男(第12号)  
6.3 小林豊, 斐義光, 大手俊治, 並木嘉男(第12号)  
7.2 戸谷英雄, 谷村大三郎, 石橋祥宏, 宮脇成生(第16号)  
7.3 戸谷英雄, 山内豊(第14号)  
7.4 豊島靖・中西史尚・河合典彦・綾史郎・森田和博(第6号)および川野育夫, 中西史尚,  
辻山正甫(第8号)

## 河川塾高等科議事録作成

川畑理恵

## 情報提供

平光文男(8.1), 中西史尚(7.5), 石橋祥宏(8.1)

## 取材協力

大阪府富田林土木事務所(8.2.1), 下館市建設部都市整備部(8.2.2), 飯島順一(8.3)

## 河川塾高等科執筆者以外

山田政雄, 伊藤拓生, 藤田大知, 石原宏治

## あとがき

本報告は、河川管理という行為のための河川植生管理論である。河川植生管理論（堤防を除く）のための基礎情報の整理、実践事例の収集整理、理論化、編集を行った。一年でとりまとめたものであり、文章の練り直しや精査を十分に実施していない。拙速を第一とした。恥ずかしい文章や考察の足りないところがあるが、まずは批判される種を作り、議論の活性化を図りたい。

河川塾塾長 山本晃一

2012. 3月15日

---

河川環境総合研究所資料 第31号

平成24年3月編集・発行

ISSN 1347-751X

河川植生管理論 一堤防植生を除く一

編集・発行 財団法人 河川環境管理財団 河川環境総合研究所

〒103-0001 東京都中央区日本橋小伝馬町11-9

TEL 03-5847-8304 FAX 03-5847-8309

URL <http://www.kasen.or.jp> E-mail [info@kasen.or.jp](mailto:info@kasen.or.jp)

印刷・製本 西印刷株式会社

〒102-0093 千代田区平河町1-4-15

TEL 03-3263-5579 FAX 03-3239-4890

