

# 北海道低地帯の河畔林管理に関する研究

2016 年 3 月

傳甫 潤也



# 目次

<b>1. 序論</b>	<b>1</b>
1-1 研究の背景	1
1-2 研究小史	2
1-2-1 河畔林の特徴	2
1-2-2 河道検討における河畔林の考慮	5
1-2-3 河畔林管理における樹木群の質的な観点	7
1-3 研究の目的	8
1-4 引用文献	11
<b>2. 北海道低地帯の河畔林の特徴</b>	<b>17</b>
2-1 ヤナギ林の地域分布	17
2-1-1 研究概要	17
2-1-2 材料と方法	17
2-1-3 結果	24
2-1-4 考察	30
2-2 河道内における攪乱作用と河畔林の構造	33
2-2-1 研究概要	33
2-2-2 材料と方法	34
2-2-3 結果と考察	46
2-3 河畔林動態の特徴	52
2-3-1 研究概要	52
2-3-2 河畔林の動態に関する考察	53
2-4 林種と環境形成機能	66
2-4-1 研究概要	66
2-4-2 材料と方法	67
2-4-3 結果	70
2-4-4 考察	77
2-5 引用文献	79
<b>3. 河畔林管理の課題と方向性</b>	<b>90</b>
3-1 課題	90
3-1-1 低水路内の樹林化による治水機能の低下	90
3-1-2 ヤナギ林繁茂による河畔環境の単調化	94
3-2 方向性	97
3-2-1 治水機能の維持	97
3-2-2 環境機能の向上	98
3-3 引用文献	99
<b>4. 予防的管理に資する低水路内樹木の評価手法の検討</b>	<b>100</b>
4-1 河畔林の成長特性の把握	100
4-1-1 調査の方法	100
4-1-2 成長曲線の推定	103
4-2 砂州の樹林化に関する評価手法の検討	107
4-2-1 研究概要	107

4-2-2 樹林化評価手法の設定	108
4-2-3 評価手法の妥当性検証	114
4-2-4 今後の樹林化の拡大，洪水時の倒伏状況の評価	119
4-3 樹木消長モデルの検討	121
4-3-1 研究概要	121
4-3-2 検討区間の河道概況	122
4-3-3 平成 23 年 8 月出水の状況	127
4-3-4 引き倒し試験による倒伏限界の把握	130
4-3-5 モデルの構築	145
4-3-6 再現性の検証	155
4-4 引用文献	163
<b>5. 環境多様化に資する成熟林の再生手法の検討</b>	<b>165</b>
5-1 ヤナギ林の林種転換の試み	165
5-1-1 試験概要	166
5-1-2 モニタリング方法	173
5-1-3 試験 3 年後の状況	175
5-1-4 今後のモニタリング等	196
5-2 ハリエンジュ林の林種転換の試み	197
5-2-1 試験概要	198
5-2-2 モニタリング方法	201
5-2-3 試験 3 年後の状況	202
5-2-4 今後のモニタリング等	208
5-3 引用文献	209
<b>6. 治水，環境の両立に資する河畔林管理の具体化（案）（総合考察）</b>	<b>211</b>
6-1 得られた研究成果	211
6-2 河畔林管理の具体化（案）	213
6-2-1 低水路	213
6-2-2 高水敷	216
6-3 今後の課題	220
6-4 引用文献	221
<b>7. 結論</b>	<b>223</b>
<b>8. 謝辞</b>	<b>225</b>



## 1. 序論

### 1-1 研究の背景

わが国の河川は、アジアモンスーン地域に位置し、台風や集中豪雨が頻発し易い気候条件にあり、加えて、地形が急峻で河川が急勾配なため、大雨が降れば上流から下流へ一気に流れ、大きな被害をもたらす特徴がある。また、国土の約 1 割の平野部に人口の約半分、資産の約 7 割が集中している等、災害に対し脆弱な状況にある（国土交通省 2014）。こうしたなか、高度経済成長期の河道整備等の治水事業により、急激な都市化や経済発展を支えてきた（国土交通省 2014）。その一方で、改変による潜在的な自然植生の消失等の環境の劣化が顕在化し、生態系、種、遺伝子の全てで生物多様性の損失が継続し、今後の生態系サービス（自然の恵み）の低下、人類が過去 1 万年にわたって依存してきた比較的安定した環境条件の継続が危ぶまれている（地球規模生物多様性概況第 3 版）（環境省 2014）。河畔生態系は、攪乱に依存する種のハビタットとなること、バイオマス資源が豊富なこと、山地から海域まで連続すること等が特徴である。また、都市化の進展等により、河畔林が都市部周辺での貴重な緑地空間ともなっている。

このような状況を踏まえ、近年の治水計画においては、1990 年（平成 2 年）からの多自然川づくりの導入、1997 年（平成 9 年）の河川法の改正による河川環境の整備と保全の項目の追加、2003 年（平成 15 年）の自然再生推進法の施行等、従来の治水機能、利水機能に加え、平常時の環境機能についても模索されている（社会資本整備審議会 2013）。

河川の治水や環境については、洪水時、平常時の両方に大きく関連するものとして、河床形態（洪水時の流れへの影響、平常時の瀬淵環境の形成等）、河畔林（洪水時の抵抗、平常時の河畔生態系や河川景観の形成等）があげられる。また、両者は、河床低下による砂州の樹林化、樹林化をとまなう流れの集中による滞筋の固定化、低下等、相互に関連する（辻本・辻倉 1998）。河道内の樹林化は、平常時には礫河原や瀬淵環境の減少につながり、洪水時には水位上昇、洪水流の流向変化による堤防侵食の誘発等、氾濫被害につながる。

こうした課題については各分野で検討されている。例えば、河床形態については、地形学では沖積低地（以後、低地帯）の成因、形態、地質、植生被覆等からみたマクロ的な河川区分や河道特性に関する検討等、水理学では河川の勾配、河床材料、土砂輸送等からみた河道の特性区分や河道の応答に関する検討等が行われている。また、水理学において、河畔林の抵抗を考慮した水理解析の検討等が行われている。水理解析については、特に、洪水時に着目した検討が多く行われており（例えば、福岡 2005）、技術的な体系化が進展しているが（国土技術研究センター編 2002）、平常時の砂州の樹林化等に関する研究は洪水時の研究に比べ少なく、技術的にも体系化されていない。

他方、河畔林については、分布、構造等の実態把握については、生態学、林学、植物学等の分野が主体となり、海外の自然河川で多く研究されている（例えば、Nanson & Beach 1977; Nanson 1980; Hughes 1997）。わが国では、人為改変の及んでいない渓流域を対象に、河畔林の分布や組成、構造等に関する研究が進められている（例えば、岡村・中村 1989; 進ほか 1999）。低地帯においては、植物学、水理学、応用生態工学等の分野で、改変後の河道内における冠水頻度と河畔植生のハビタットの関係等の検討が進展しているが、その多

くは本州の扇状地河道での研究である（例えば、李ほか 1999, 藤田ほか 2003）。

以上のように、人口、資産の集中する低地帯では、治水、環境に配慮した河川管理の一環として、平常時、洪水時を考慮した河畔林管理が重要となる。しかしながら、河川の地域特性、区間特性に応じた河道と河畔林の相互関係の理解等について分野横断的な検討は十分に行われておらず、このため、河川管理としての具体化が遅れている状況にある。

なお、本論において、低地とは、扇状地、自然堤防帯、デルタといった沖積低地の意味として使用している。

## 1-2 研究小史

### 1-2-1 河畔林の特徴

#### (1) 河畔林の機能

河畔林は、流水の攪乱体制により特徴づけられる、陸域の森林とは異なる種群で構成される森林である（Fonda 1974; Johnson et al. 1976; 石塚 1977; Swanson et al. 1982; Harris 1987; 崎尾ほか 1995）。そのような周期的な攪乱により、植物種数が多いなど種多様性が高いこと（Duncan 1993; Pollock et al. 1998）、攪乱に依存する種のハビタットとなること（Hardin & Wistendahl 1983; Nilsson et al. 1991）、バイオマス資源が豊富なこと（Brinson 1990）等の特徴が把握されている。

河畔林の存在は、環境面において、水域への有機物供給（柳井・中村 2000）、生物の生息や移動空間（日野 2004; 大井 2004）、栄養塩除去（Peterjohn & Correll 1984）、景観形成（Ward et al. 2002）、林床植生のための環境形成（Bratton et al. 1994）等、様々なプラス機能を有することから重要視されている（Brinson 1990; 中村 1995; Naiman & Décamps 1997; 高橋ほか 2003）。

他方、治水面においては、洪水流の減勢効果（リバーフロント整備センター編 1999b）等を有する一方で、砂州の樹林化（Johnson 1994; Marston et al 1995; Miller et al 1995; 李ほか 1998,1999）による、洪水時の河積阻害（福岡 1990; 福岡ほか 1992; 馬場 2000; 国土技術研究センター 2002）、流木化（Piégay & Gurnell 1997; 矢部・吉井 1994; 石川 2006; 山田ほか 2006）等のマイナス機能が指摘されている。このように、治水面、環境面の両機能を考慮した管理方法等が求められている。

#### (2) ヤナギ科植物の特性

河畔にはヤナギ類が多く分布しており、これらが治水、環境を検討する上で重要となる。河畔に生育するヤナギ科植物は、不定根の発生が旺盛であり（東 1964; Densmore & Zasada 1978; Krasny et al. 1988）、冠水耐性（Kozłowski 1984,1997; Ishikawa 1994; 長坂ほか 1994; 森田ほか 2001）、埋没耐性（東 1964; 斎藤 1995）等が高いことが広く知られている。わが国においては、特に、北海道、東北に多く成立していることから、そこでのヤナギ科植物に関する研究が多く行われてきた（例えば、東 1964; 石川 1980,1982; Ishikawa 1983; 新山 1987,1989; Niiyama 1990）。

ヤナギ類の分布特性について、石川（1980,1982）、Ishikawa（1983）は、北海道と東北の主要河川に分布するヤナギ林の組成を縦断的に調べている。これらの研究から、両地方では、蛇行帯、三角州河川に発達するヤナギ林の組成が類似し（石川 1982）、さらにオノエヤナギ（*Salix sachalinensis*）、エゾノキヌヤナギ（*S. pet-susu*）は河床勾配と関係なく上流から下流まで分布していること（Ishikawa 1983）等を指摘している。また、新山（1987）も同様に、石狩川において、土性とヤナギ類の分布の対応状況を縦断的に調べ、オノエヤナギ、エゾノキヌヤナギの分布環境が類似していること等を指摘している。

さらに、ヤナギ類の種子散布について、Niiyama（1990）は、空知川河畔でヤナギ類の種組成、種子散布のフェノロジー、種子貯蔵日数と発芽率等を調べ、ヤナギ類は融雪出水後に散布され、発芽能力を失う日数、土性、微地形によってすみ分けていると報告している。また、長坂（1996）は、ヤナギ属植物（*Salix*）の種子散布時期を調べ、その多くが5月下旬から6月中旬の2週間程度であり、融雪出水後の水位低下時に種子散布されることを報告している。

このような融雪出水時の種子散布による拡大、種組成の縦断的な分布については把握されているが、分布量の違いについては把握されていない。わが国は、南北に細長く、そのなかで気候帯、植生帯も異なることから、地域的な分布特性を検討し、北海道低地帯の特徴を把握しておく必要がある。

### (3) 河畔林の動態

河畔林管理の目標設定には、理想像と現状とを比較し、問題点を明確にした上で、方策を考える必要がある（山脇 2004）。したがって、どのような景観を目標とするかは重要なことである（辻本 1999a）。

河道の地形学的特性は河畔林の分布や構造を特徴づける重要な要素となる（Brinson 1990; Carbiener & Schnitzler 1990; Nakamura & Inahara 2007）。谷出口から下流に位置する低地帯では、急勾配で礫分が堆積する扇状地、緩勾配で砂分が堆積する自然堤防帯、レベルな勾配でシルト分が堆積するデルタというように河道地形が異なる（Schumm 1985; 大矢 1993; Rosgen 1994; 山本 1994; 鈴木 1998）。急流河川の多いわが国では、堆積作用が進行する典型的な低地帯は扇状地、自然堤防帯であり、デルタの典型例は少ない（須賀 1992）。扇状地では、出水時に礫分を主体とした土砂堆積により流路変動を繰り返して網状の河道を呈する（笹 1979; 鈴木 1998）。その下流では、河道沿いに砂分を堆積（自然堤防）、背後の低地にシルトと粘土を堆積（後背低地）し、それらが流れを制約するようにS字状の蛇行を呈する自然堤防帯が形成される（籠瀬 1990; 平林・山本 1991; 須賀 1992; 藤井ほか 1994; 鈴木 1998）。したがって、河畔林は、網状河道、蛇行河道など縦断的な河道の地形学的特性に応じた配列となり（Brinson 1990; Carbiener & Schnitzler 1990）、ヤナギ科植物、ニレ科植物等の分布は横断的な微地形によってもわかれている（Hupp & Osterkamp 1985; Blom & Voeselek 1996）。同じヤナギ属植物でも、洪水の季節性や土壌の不均一性により、稚樹段階での更新特性が異なることが報告されている（Niiyama 1990）。また、自然河川においては、安定立地になると、ヤナギ属、ハコヤナギ属（*Populus*）から、トネリコ属（*Fraxinus*）、ニレ属（*Ulmus*）へと河畔林の遷移が進行し（Johnson et al. 1976; Décamps et al. 1988; Carbiener & Schnitzler 1990）、遷移段階の相違により、林床植生にも変化をもたらすこと（Bratton et al.

1994) 等が報告されている。こうした河畔林の更新特性を踏まえると、かつての北海道低地帯にも河道の地形学的特性に応じた植生が分布していたと考えられる。

翻って、わが国における河畔林動態に関する研究は、主に、自然環境が保全されている渓流域（例えば、岡村・中村 1989; 進ほか 1999）、改変後の扇状地（例えば、李ほか 1999, 藤田ほか 2003）で行われているが、低地帯の河畔林では、歴史的かつ大規模に改変されたこともあり、潜在自然植生の研究はほとんど行われていない。奥田（2000）は、潜在自然植生の研究が河川で行われてこなかった理由として、河畔植生はつねに洪水の影響を受けることにより、それらは既に自然状態にあると考えられてきたことを指摘している。

こうしたことから、北海道低地帯の潜在的な河畔林の組成、動態、それらがもたらす環境上の特性等を把握しておく必要がある。

#### (4) 河道内の攪乱作用と河畔林の関係

河畔林の分布や構造は流水の影響が大きいため（Johnson et al. 1976）、河道内の攪乱作用が異なると維持される河畔林も異なるものとなる。

渓流域では、低地帯に比べて自然環境が保全されているため、流水や土石移動による攪乱と、それらが林分構造に与える影響に関する研究が多く行われている（新谷 1971; 岡村 1976; Johnson et al. 1976; 東 1979; 柳井ほか 1981; Hupp & Osterkamp 1985; 長坂・新谷 1989; 岡村・中村 1989; 平井・沖津 1991; 崎尾 1995; 崎尾ほか 1995; 有賀ほか 1996; 進ほか 1999）。これらの研究の結果、渓流域の河道における攪乱作用は、河畔林を破壊する状況であり、攪乱後に形成された裸地に、周辺からの種子散布で溪畔林が一斉に更新する様式であることが把握されている（例えば、崎尾 2002）。

低地帯については、河道整備後に成立したヤナギ林が多く、これらヤナギ林等の縦断的な種組成に関する研究が多く行われている（石川 1980,1982; 新山 1987,1989,1995; 後藤 1988; Nilsson et al. 1989; 吉川 2001）。特に、低地帯の河道における攪乱作用と河畔林の分布や構造との関係については、扇状地等の上流を対象に冠水頻度や洪水の關係に着目した研究（例えば、清水ほか 1999a; 萱場 2000; 清水ほか 2000）、河道整備後の河畔林の拡大等に関する研究が行われている（例えば、Marston et al 1995; Miller et al 1995; 李ほか 1999; 清水ほか 1999b, 藤田ほか 2003）。

わが国を対象とした研究例について、李ほか（1999）、藤田ほか（2003）は、多摩川の扇状地における植生変化より、河原におけるパイオニア的な草本植物の定着（カワラノギク（*Aster kantoensis*）、ツルヨシ（*Phragmites japonica*）、ススキ（*Miscanthus sinensis*）等）が生じ、そこに細粒土砂が堆積し、その後一定期間に攪乱が発生しないと安定植生域の拡大として樹林化が生じることを指摘している。しかしながら、扇状地より下流の自然堤防帯を含めた研究は少ない。

このように、河畔林管理にあたっては、低地帯の河畔林の成立状況（土砂堆積、ヤナギ林の分布、密度等の構造の状況）を把握しておく必要がある。

## 1-2-2 河道検討における河畔林の考慮

### (1) 水理計算における河畔林の考慮

洪水時の水理計算においては、複断面河道における平面渦による抵抗、河岸付近の河畔林等を考慮し、断面分割により、河畔林箇所を有効河積から除外する死水域として扱い（あるいは透過粗度係数）、断面内の地形や河畔林の境界に境界混合係数を考慮した準二次元不等流計算による水理解析等といった手法が体系化されている（国土技術研究センター編 2002）。また、平面二次元解析では河畔林は透過係数として抵抗値を考慮する手法が体系化されている（リバーフロント整備センター編 1999a）。

河畔林を考慮した河道の管理、計画に向けては、平常時の樹木拡大、滞筋の固定や低下、出水時の樹木倒伏、河床洗掘、河道水位の上昇、堤防に及ぼす高速流の影響等を検討していくことが理想であり、平面二次元河床変動解析と連携した手法が求められる。従来の平面二次元河床変動解析は、一般に出水時の 1 ハイドロを対象に局所洗掘や砂州の発達、高速流の分布等の把握に適用されることが多い（例えば、福岡 2005）。しかしながら、実際は、現況河道や対策河道が平常時の状態を比較的長い時間経験し、その後に洪水を経験することから、将来予測や対策の効果検証では平常時の河畔林の変化を考慮する必要がある。

### (2) 河畔林の変化を考慮したシミュレーション

既往研究において、樹木の倒伏等の破壊に着目した検討が多く行われている。破壊条件については倒伏に関する研究が多く（リバーフロント整備センター編 1999b）、渡邊ほか（1996）、服部ほか（2001）は、引き倒し試験より、倒伏限界モーメントは直径の 2 乗の関数でよく回帰できることを報告し、得られた条件を用いて、倒伏と水理諸量との関係を検討している。田中ほか（2007）は、破断形態に着目し、タチヤナギ（*S. subfragilis*）、ハリエンジュ（*Robinia pseudoacacia*）について室内の三点曲げ試験より、両種の破断限界モーメントは直径の 3 乗で概ね回帰できることを報告している。そして、破壊現象のタイプを細分し、より詳細な倒伏予測等を実施するため、田中ほか（2010b）は、荒川、多摩川において、平面二次元流況解析から得られる水理諸量と、破断・倒伏・転倒の指標（樹木が受ける外力から限界式を用いた判定）、流失の指標（無次元掃流力）を検討している。しかしながら、これらの研究の多くは、河畔林の拡大、成長等の樹林化が考慮されていない状況にある。

樹林化を考慮した研究として、李ほか（1999）、藤田ほか（2003）は、多摩川での植生変遷を参考に、準二次元等流計算から得られる水理諸量、板倉・岸の式による浮遊砂量、植生の浮遊砂の巻き上げの抑制率等を考慮したハイドロ継続時間での細粒土砂の堆積厚を用いた遷移傾向や、無次元掃流力  $\tau_*$ 、植生区分毎に掃流される無次元掃流力  $\tau_{*CS}$  を用いた消失判定（ $\tau_* > \tau_{*CS}$ ）により次のような裸地、草本、木本の遷移のモデル化を検討している。これは、河原→（水理条件で消失しない）→パイオニア的草本植物の定着→（細粒土砂の堆積厚がある閾値に到達）→安定植生域の拡大として樹林化となり、水理条件で消失する場合は河原に戻り、消失しない場合は樹林化が継続する、というものである。また、黒田ほか（2010）は、平面二次元河床変動解析において、上記の多摩川での植生遷移を取り入

れ、安定植生域の拡大として樹林化が生じる際には、洪水時の樹木の倒伏、流失を判定し、その結果を粗度係数（樹木の場合は透過係数）として反映させるモデル検討している。

しかしながら、李ほか（1999）、藤田ほか（2003）において、樹林化の指標と考えられている土砂堆積については、北海道低地帯の礫床河道では礫の間に細粒分が充填していても、礫間に稚樹が定着し、稚樹の成長過程で土砂を捕捉させている状況も見られている。こうした事象を踏まえ、八木澤・田中（2009）は、多摩川を対象に、平面二次元流況解析による水理諸量を基に、植生の消長について、裸地、草本、木本（ハリエンジュ、タチヤナギ）に区分し、裸地であってもタチヤナギの定着を考慮することや、定着後の成長過程で洪水時に破断する場合には巻き戻し現象（倒伏、破断後の樹木の若返り）等を考慮する、植生動態モデルを検討している。

この他にも、辻本ほか（2001）は、手取川におけるダム建設後の樹林化の進行について、砂州上にランダムに樹木が定着すると仮定し、年最大流量流下時の外力を用いた倒伏判定から、破壊メッシュは攪乱、非破壊メッシュは樹林化するというアイディアで検討している。また、佐藤・遠藤（2003）は、赤川における植生変化として、クラスター分析で植生を類型化し、比高、水際からの距離、冠水頻度、摩擦速度を用いて判別分析を行い評価する等、統計的なアプローチで植生予測モデルを検討している。

こうした研究についても、その多くは本州の扇状地河道で検討されており、北海道での検討例、自然堤防帯での検討例はほとんどない。特に、自然堤防帯については、河道特性の区分でセグメント2（礫床河道の場合はセグメント2-1、砂床河道の場合はセグメント2-2）とされ、河道掘削後の再堆積の事象が多い等、河岸部に土砂堆積や樹林化が生じ易いことが指摘されている（藤田 2007）。砂州上の樹木定着は、樹木による流速低減等もあり林内での土砂堆積が生じることが想定される。こうした場合、ヤナギ類は、土砂堆積により不定根を発生させ埋没に適応していくため、幹の埋没により、倒伏、流失の抵抗力の増加等が予想される。このように、前記で指摘した低地帯での河畔林の成立状況の実態把握とともに、樹木定着後の土砂堆積による流水への抵抗力の変化等がある際には、それらを考慮した河道状態の評価手法を検討する必要がある。

### (3) 土砂堆積と河畔林の抵抗

前記のように、自然堤防帯では樹木定着後の土砂堆積による影響が予想される。既往研究において、引き倒し試験が多く行われているが（例えば、リバーフロント整備センター（編）1999b（建設省の試験）；渡邊ほか 1996；服部ほか 2001；田中ほか 2007, 2010b）、土砂堆積厚と抵抗力の関係に着目した研究（服部ほか 2001；西田ほか 2010）は少ない。

服部ほか（2001）は、河床勾配 1/250 程度の礫床河道である千曲川において、表層細粒土砂の堆積厚とハリエンジュの引き倒し抵抗に関する試験を行い、土砂堆積厚と倒伏限界モーメントには、相関は見られないことを報告している。また、西田ほか（2010）は、河床勾配 1/5,000～1/2,500 の緩勾配河川の留萌川において、低水護岸上の土砂堆積地に成育するヤナギ類の引き倒し試験を行い、土砂堆積厚による倒伏限界モーメントの違いは見られなかったことを報告している。しかしながら、服部ほか（2001）の試験では、ヤナギ類より埋没耐性の低いハリエンジュが生育する等、樹木定着後の埋没深が小さい箇所（試験地の堆積厚は 10～30 cm の範囲）であること、西田ほか（2010）では低水護岸上の樹木で

あるため、垂直方向への根の伸長が少ない状況とも想定される。後述の尻別川の事例のように、樹木定着後に 1 m 以上の土砂堆積が見られている中州箇所もある等、土砂堆積による河畔林の抵抗特性を把握する必要がある。

### 1-2-3 河畔林管理における樹木群の質的な観点

低地帯の河畔林管理では、河道状況の評価手法の構築とともに、それを用いて、治水、環境上の管理重点区間を抽出し、抑制箇所、残置箇所での管理が必要となる。管理重点区間の抽出については、上記のように、樹林化、それに伴う治水面に及ぼす影響に関する評価手法等の構築が必要な状況にある。抑制箇所については、河畔に多い繁茂力旺盛なヤナギ類、ハリエンジュをどのように抑制するか、残置箇所では、どのような河畔林をどのように配置すると効果的か、という観点が必要となる。

抑制箇所については、伐採や密度管理が多く検討されている（例えば、リバーフロント整備センター編 1999b）。ヤナギ類、ハリエンジュについては、成長期の伐採、数回の伐採、樹皮剥離等の検討が多く行われ、事例集として知見が蓄積されてきている（土木研究所 2013）。また、流水の攪乱作用を用いた抑制として、砂州の切り下げを行い、冠水頻度を増加させる取り組み等も行われている（海野ほか 2006）。

他方、残置箇所では、現状保全という考え方が多く、質的側面に関する検討は少ない。河畔林の配置等を検討する上では、現状の低地帯の多くが河川改修後等に成立した先駆種のヤナギ林となっているが、前記のかつて成立していた河畔林の把握とともに、治水面との整合を図り、それらの再生も管理として必要となる。後述するように、かつての河畔林は、ハルニレ (*Ulmus davidiana* var. *japonica*)、ヤチダモ (*Fraxinus mandshurica* var. *japonica*) 等の大径木となる樹種である。大径木の存在は様々な生物にとって重要である。例えば、北海道では、開拓以前に広く分布していたといわれる環境省レッドデータブック絶滅危惧種 IA 類に指定のシマフクロウ (*Ketupa blakistoni*) があげられる。シマフクロウの生息には、ミズナラ (*Quercus crispula*)、ハルニレ等の大径木の樹洞に営巣するため（中村・中村 1995）、成熟した河畔林が必要となる。こうした質的管理にも着目する必要がある。

既往の河畔林再生の事例として、カリフォルニア州の Sacramento 川及びその支流周辺では、かつて 3,000 km<sup>2</sup> 以上あった森林地帯がいまではその 2 % しか残っておらず、在来の河畔林再生を目指したプロジェクトがたちあげられている（Griggs 1994; Alpert et al. 1999）。また、ニューメキシコ州の Rio Grande 川では、ダム建設による出水の調節、堤防整備等により、河畔林の分断、外来樹種の侵入等をもたらした。そのため、外来樹種の抜根等により在来のヤナギ科植物の定着を促すこと、更に、用水路からの冠水により河畔植生の定着促すこと等が行われている（Molles et al. 1998）。

わが国では、渓流域における治山施設周辺での水辺林の再生、スギ造林地を自然林へと誘導する試み（溪畔林研究会 2001; 川西ほか 2008）、山間地での複数の樹種からなる混交林の造成として種間競争を排除したパッチ状混植（寺澤 2003）等が行われている。低地帯の河畔では、石狩川流域等において自然に近い河畔林の再生を目標に、複数の遷移段階の樹種を導入する取り組みが行われている（東 1999; 岡村・孫田 2000; 岡村 2004; 岡村ほか 2011）。また、矢作川では、河畔性広葉樹林から照葉樹林への遷移を阻止するための伐

採管理が行われている（島谷 2000）．しかしながら，冠水頻度と植生の導入限界の検討は十分に行われていない等，立地条件に応じた河畔林再生の検討が必要となる．

植生の導入にあたっては，成育に関する因子として，一般に，土壌水分，光環境，風況，樹種特性，種間競争，種内競争等がある（Walker & Chapin 1986）．河畔の場合には，さらに冠水に対する影響を考慮することが重要となる．冠水頻度については，空中写真等で識別できるある程度大きな樹木分布との関係を検討している事例は多いが（例えば，萱場 2000），稚樹は冠水等に対する感受性が高く（Kozłowski 1997; Siebel & Blom 1998; Glenza et al. 2006），成木等の冠水耐性とは異なることから，成熟林への誘導のための植生導入に向け，稚樹段階の冠水耐性を把握する必要がある．こうしたなか，長坂（2000）は，小溪流の高比高箇所，低植比高箇所における植生導入試験より，冠水頻度に応じて樹種の耐性が異なることを報告しているが，積雪寒冷地である道内の低地帯では，継続時間の長い融雪時の冠水等が特徴であり，このような条件下での検討が必要となる．また，導入方法の検討も必要となる．例えば，毎年発生する融雪出水の前後どちらで植栽するとよいか，出水時の土砂堆積により小さな個体は埋没枯死しないか，などである．

### 1-3 研究の目的

以上のように，治水，環境を考慮した河川管理の構築に際しては，治水面は主に水理学等，環境面は主に生態学等の分野で進展しているが，現象を把握する際の着目点の相違等，両者を融合させ，河畔林を考慮した河道の計画，管理へ十分に反映できる状況にない．また，近年，河道と植生動態の研究が進展しているが，多くは多摩川等の本州の扇状地河川の事例である．自然堤防帯では，土砂堆積，河岸部の植生化による川幅縮小等が問題視されているが，樹林化等に関する研究例は少ない．また，樹林化の検討においても，わが国は南北に細長く，その中で気候帯，植生帯が異なる等，地域特性に着目した検討は少ない．このような状況において，生態学的アプローチと水理学的アプローチを融合させた河道の計画，管理が重要となる．

本研究では，北海道低地帯における河道と河畔林との関係を踏まえ，治水，環境に配慮した河畔林管理の具体化を目標に，次の大きく 5 つについて検討した：（2 章）北海道低地帯の河畔林の特徴把握とともに，（3 章）河畔林管理に関する現状と課題の認識整理を行った．また，河道の計画，管理の際に必要となる，（4 章）予防的管理に資する低水路内の樹林化評価手法の検討，（5 章）環境多様化に資する河畔林更新に関する検討を行った．以上を踏まえ，（6 章）これらの総合考察として，河畔林管理への適用について考察した．最後に，（7 章）以上の要約について結論としてとりまとめた．

なお，2，3 章は，様々な河川での調査等をもとに，道内の一般的な特徴としてとりまとめ，4，5 章は具体的な対象区間での試験，検討等である．なお，図 1-1 には本研究の流れについて示す．

2 章では，まず，a) 全国 23 河川のヤナギ林の分布状況の比較検討より，北海道低地帯の地域性について考察した．次に，b) 河道内の攪乱作用と河畔林の分布や構造の特徴について，河川区間の異なる砂州上のヤナギ林の地形，土砂堆積状況，樹林の分布や構造を調査し，扇状地河道，自然堤防帯の河畔林の成立状況について考察した．また，c) 北海道低地



帯における潜在的な河畔林の組成や、河畔林動態について文献レビューを行い考察した。特に、レビューでは、わが国で研究例の少ない自然堤防帯に着目した。加えて、d) 河畔林動態により形成される遷移段階の異なる河畔林と、林床植生の対応関係を指標に、河畔林の環境形成機能について考察した。

3章では、上記の実態把握を踏まえ、北海道低地帯の河畔林の現状と課題として、ヤナギ林の繁茂による治水機能の低下、河畔環境の単調化について整理した。また、今後の対応の方向性として、治水機能の維持に資する低水路内の樹林化評価手法の構築、環境機能の向上に資する成熟林再生手法の構築の必要性について整理した。

4章では、3章での課題に対し、樹林化の評価手法を構築するため、まず、a) 河畔林の成長予測、構造推定に先立ち、ヤナギ林の成長特性を把握した。次に、b) 扇状地河道を対象に、水理諸量と樹林化の関係から、砂州上の樹林化を評価する手法について検討した。また、c) 自然堤防帯（セグメント2）のような河畔の土砂堆積の多い区間を対象に、引き倒し試験により土砂堆積による抵抗力を評価した上で、d) 樹木の定着、成長、埋没による倒伏抵抗の変化等を考慮した河床変動解析手法として、樹木消長モデルを検討した。

5章では、3章での課題に対し、a) 立地条件の異なるヤナギ林内に植生を導入し、樹種、冠水への耐性、導入の時期やサイズ等の観点から、植生導入の可能性について検討した。また、b) 外来種ハリエンジュ林の成熟林への林種転換として、ハリエンジュ林内への植生導入を行い、外来種林における林種転換の可能性について検討した。

6章では、研究成果の総括とともに、本研究及び既往の研究成果等を踏まえ、治水、環境に配慮した河畔林管理の具体化（案）について考察した。また、今後の検討課題について整理した。

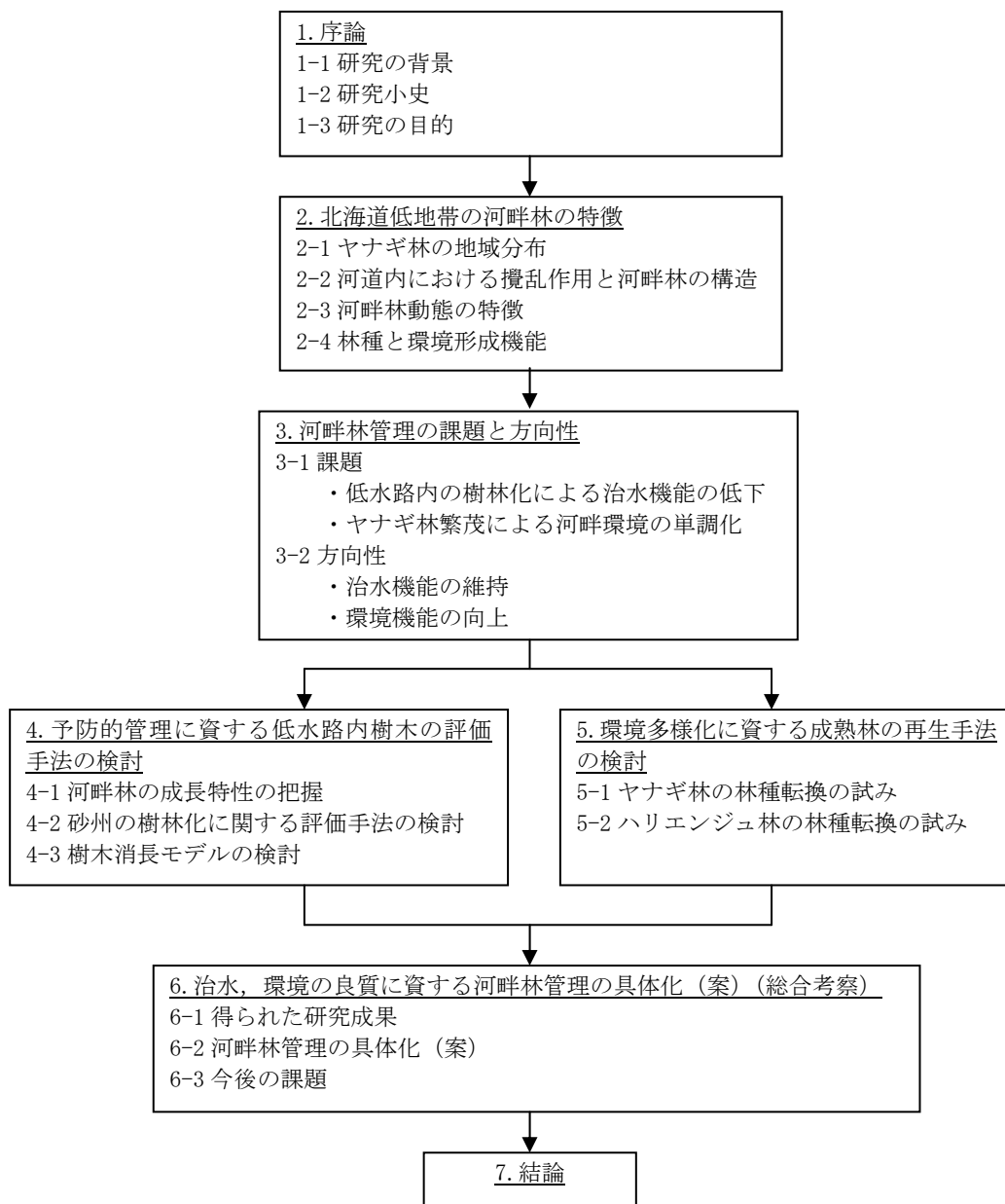


図 1-1 本研究の流れ

（フロー内の番号は章番号を示す）

#### 1-4 参考文献

- 新谷 融 (1971) 荒廃溪流における土石移動に関する基礎的研究. 北海道大学農学部演習林研究報告 **28**: 193-258.
- 有賀 誠・中村 太士・菊地 俊一・矢島 崇 (1996) 十勝川上流域における河畔林の林分構造および立地環境,隣接斜面との比較から. 日本林学会誌 **78**: 354-362.
- Alpert P., Griggs F.T., & Peterson D.R. (1999) Riparian forest restoration along large rivers: Initial results from the Sacramento river project. *Restoration Ecology* **7**: 360-368.
- Brinson M.M. (1990) Riverine forests. In: *Forested Wetlands. Ecosystems of the World*, 15. (eds. A.E. Lugo, M.M. Brinson, & S. Brown) , pp 87-141. Elsevier Science, Amsterdam.
- Bratton S.P., Hapeman J.R., & Mast A.R. (1994) The lower Susquehanna river gorge and floodplain (U.S.A.) as a riparian refugium for vernal, forest-floor herbs. *Conservation Biology* **8**: 1069-1077.
- Blom C.W.P.M., & Voesenek L.A.C.J. (1996) Flooding: the survival strategies of plants. *Trends in Ecology, & Evolution* **11**: 290-295.
- 馬場 仁志 (2000) 洪水管理と水辺林. 「水辺域管理, その理論・技術と実践」 (砂防学会 編) , pp.175-199. 古今書院, 東京.
- Carbiener R., & Schnitzler A. (1990) Evolution of major pattern models and processes of alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany) . *Plant Ecology* **88**: 115-129.
- Densmore R., & Zasada J.C. (1978) Rooting potential of Alaskan willow cutting. *Canadian Journal of Forest Research* **8**: 477-479.
- Décamps H., Fortune M., Gazelle F., & Pautou G. (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* **1**: 163-173.
- Duncan R.P. (1993) Flood disturbance and the coexistence of species in a lowland podocarp forest, south Westland, New Zealand. *Journal of Ecology* **81**: 403-416.
- Fonda R.W. (1974) Forest succession in relation to river terrace development in Olympic National Park, Washington. *Ecology* **55**: 927-942.
- 福岡 捷二 (1990) 河道内の樹木群が洪水流に与える影響をさぐる, 河道計画・管理における樹木群の取り扱いについて. 土木技術資料 **32**: 16-17.
- 福岡 捷二・藤田 光一・新井田 浩 (1992) 樹木群を有する河道の洪水位予測. 土木学会論文集 **447 (II-19)** : 17-24.
- 藤井 政人・宇多 高明・深谷 渉 (1994) 河岸の形成過程. 土木学会第 49 回年次学術講演会講演概要集 **II-242**: 484-485.
- 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 **747 (II-65)** : 41-60.
- 福岡 捷二 (2005) 洪水の水理と河道の設計法. 森北出版, 東京.
- 藤田 光一 (2007) 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」河川技術者のために. 第 43 回水工学に関する夏期研修会公演原稿: 1-20.

- 後藤 稔治 (1988) 金草川(岐阜県)のヤナギ林について. 植物地理・分類研究 **36**: 113-117.
- Griggs F.T. (1994) Adaptive management strategy helps assure cost-effective, large-scale riparian forest restoration (California). Restoration, & Management Notes **12**: 80-81.
- Glenza C., Schlaepfer R., Iorgulescu I., & Kienast F. (2006) Flooding tolerance of central European tree and shrub species. Forest Ecology and Management **235**: 1-13.
- 東 三郎 (1964) 砂防植生工におけるヤナギ類導入に関する研究. 北海道大学農学部演習林研究報告 **23**: 151-228.
- 東 三郎 (1979) 地表変動論, 植生判別による環境把握. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- Hardin E.D., & Wistendahl W.A. (1983) The Effects of Floodplain Trees on Herbaceous Vegetation Patterns, Microtopography and Litter. Bulletin of the Torrey Botanical Club **110**: 23-30.
- Hupp C.R., & Osterkamp W.R. (1985) Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. Ecology **66**: 670-681.
- Harris R.R. (1987) Occurrence of vegetation on geomorphic surfaces in the active floodplain of a California alluvial stream. American Midland Naturalist **118**: 393-405.
- 平井 聡・沖津 進 (1991) 河畔におけるタニガワハンノキ分布地の立地条件. 植物地理・分類研究 **39**: 117-123.
- 平林 桂・山本 晃一 (1991) 涸沼川における河畔堆積物調査. 水工学論文集 **35**: 269-274.
- Hughes F.M.R. (1997) Floodplain biogeomorphology. Progress in Physical Geography **21**: 501-529.
- 東 三郎 (1999) 森づくりの技と心. ギミック, 札幌.
- 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 **7**: 321-326.
- 日野 輝明 (2004) 鳥たちの森. 東海大学出版会, 神奈川.
- 石塚 和雄 (1977) 河原と河辺林. 「群落の分布と環境」(石塚 和雄 編), pp.237-242. 朝倉書店, 東京.
- 石川 慎吾 (1980) 北海道地方の河辺に発達するヤナギ林について. 高知大学学術研究報告 **29**: 73-78.
- 石川 慎吾 (1982) 東北地方の河辺に発達するヤナギ林について. 高知大学学術研究報告 **31**: 95-104.
- Ishikawa S. (1983) Ecological studies on the floodplain vegetation in the Tohoku and Hokkaido districts, Japan. Ecological Review **20**: 73-114.
- Ishikawa S. (1994) Seedling growth traits of three Salicaceous species under different conditions of soil and water level. Ecological Review **23**: 1-6.
- 石川 芳治 (2006) 流木災害と森林. 森林科学 **47**: 28-32.
- Johnson W.C., Burgess R.L., & Keammerer W.R. (1976) Forest overstory vegetation and environment on the Missouri River floodplain in North Dakota. Ecological Monographs **46**: 59-84.
- Johnson W.C. (1994) Woodland expansions in the Platte River, Nebraska: Patterns and Causes. Ecological Monographs **64**: 45-84.

- Kozłowski T.T. (1984) Plant responses to flooding of soil. *BioScience* **34**: 162-167.
- Krasny M.E., Zasada J., & Vogt K.A. (1988) Adventitious rooting of four Salicaceae species in response to a flooding event. *Canadian Journal of Botany* **66**: 2597-2598.
- 籠瀬 良明 (1990) 自然堤防の諸類型, 河岸平野と水害. 古今書院, 東京.
- Kozłowski T.T. (1997) Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiology Monograph* **1**: 1-29.
- 萱場 祐一 (2000) 雫石川におけるハビタットの変化と冠水頻度との関連について. *環境システム研究論文集* **28**: 347-352.
- 川西 基博・小松 忠敦・崎尾 均・米林 伸 (2008) 溪畔域のスギ人工林における間伐とリター除去が植物の定着に及ぼす影響. *日本森林学会誌* **90**: 55-60.
- 黒田 直樹・西村 達也・関根 秀明・浅枝 隆・石井 豊昭 (2010) 荒川熊谷地区を対象とした河道内の樹林化予測モデルの開発. *水工学論文集* **54**: 1234-1248.
- Marston R.A., Girel J., Pautou G., Piegay H., Bravard J.P., & Arneson C. (1995) Channel metamorphosis, floodplain disturbance, and vegetation development: Ain River, France. *Geomorphology* **13**: 121-131.
- Miller J.R., Schults T.T., Hobbs N.T., Wilson K.R., Schrupp D.L., & Baker W.L. (1995) Changes in the landscape structure of a southeastern Wyoming riparian zone following shifts in stream dynamics. *Biological Conservation* **17**: 371-379.
- Molles M.C.Jr., Crawford C.S., Ellis L.M., Valett H.M., & Dahm C.N. (1998) Managed flooding for riparian ecosystem restoration. *BioScience* **48**: 749-756.
- 森田 裕介・中村 彰宏・室田 高志・瀧川 幸伸・長谷川 秀三・森本 幸裕 (2001) 冠水, 湛水条件がヤナギ属 8 種の成長特性に与える影響評価. *日本緑化工学会誌* **27**: 377-379.
- Nanson G.C., & Beach H.F. (1977) Forest succession and sedimentation on a meandering-river floodplain, northeast British Columbia, Canada. *Journal of Biogeography* **4**: 229-251.
- Nanson G.C. (1980) Point bar and floodplain formation of the meandering Beatton river, northeastern British Columbia, Canada. *Sedimentology* **27**: 3-29.
- 新山 馨 (1987) 石狩川に沿ったヤナギ科植物の分布と生育地の土壌の土性. *日本生態学会誌* **37**: 163-174.
- Nilsson C., Grelsson G., Johansson M., & Sperens U. (1989) Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* **70**: 77-84.
- 長坂 有・新谷 融 (1989) 初期侵入条件から見た河畔林の形成. *日本林学会北海道支部論文集* **37**: 155-157.
- 新山 馨 (1989) 札内川に沿ったケシウヤナギの分布と生育地の土性. *日本生態学会誌* **39**: 173-182.
- Niiyama K. (1990) The role of seed dispersal and seedling traits in colonization and coexistence of *Salix* species in a seasonally flooded habitat. *Ecological Research* **5**: 317-331.
- Nilsson C., Ekblad A., Gardfjell M., & Carlberg B. (1991) Long-term effects of river regulation on river margin vegetation. *Journal of Applied Ecology* **28**: 963-987.
- 長坂 有・福地 稔・柳井 清治・佐藤 弘和 (1994) 河畔生ヤナギ類の発芽と稚樹の生残について. *日本林学会北海道支部論文集* **42**: 76-78.

- 中村 登流・中村 雅彦 (1995) 原色日本野鳥生態図鑑, 陸鳥編. 保育社, 大阪.
- 中村 太士 (1995) 河畔域における森林と河川の相互作用. 日本生態学会誌 **45**: 295-300.
- 新山 馨 (1995) ヤナギ科植物の生活史特性と河川環境. 日本生態学会誌 **45**: 301-306.
- 長坂 有 (1996) 河畔に生えるヤナギ類. 光珠内季報 **101**: 12-17.
- Naiman R.J., & Décamps H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology, & Systematics* **28**: 621-658.
- 長坂 有 (2000) 河畔林造成に適する広葉樹. 光珠内季報 **118**: 10-13.
- Nakamura F., & Inahara S. (2007) Fluvial geomorphic disturbances and life history traits of riparian tree species. In: *Plant disturbance ecology: the process and the response.* (eds. E.A. Johnson, & K. Miyanishi) , pp.283-310. Elsevier, San Diego.
- 西田 貴博・崇田 徳彦・三佐川 剛昌 (2010) 留萌川の低水路樹木倒伏調査について. 第53回北海道開発技術研究発表会概要集: 安-05.
- 岡村 俊邦 (1976) 溪床堆積地からみた河畔林の成立, ヌッカクシフラノ川での事例. 日本林学会北海道支部講演集 **25**: 97-99.
- 岡村 俊邦・中村 太士 (1989) 自然河川の流路変動と河川環境に関する砂防学的研究. 水利科学 **185**: 32-53.
- 岡村 俊邦・孫田 敏 (2000) 水辺林の再生. 「水辺域管理, その理論・技術と実践」(砂防学会 編) , pp.220-257. 古今書院, 東京.
- 岡村 俊邦 (2004) 生態学的混播・混植法の理論・実践・評価, 住民参加による自然に近い樹林の再生法. 石狩川振興財団, 札幌.
- 岡村俊邦・佐々木祐司・杉山 裕・佐々木勝男(2011) 寒冷地における原生的な河畔林の姿とその再生法. 自然環境復元研究 **5**: 1-10.
- 奥田 重俊 (2000) 河川生態環境を規定する基礎概念, 今日の潜在自然植生. 「河川生態環境評価法, 潜在自然概念を軸として」 (玉井 信行・奥田 重敏・中村 俊六 編著) , pp.18-27. 東京大学出版会, 東京.
- 大井 徹 (2004) 獣たちの森. 東海大学出版会, 神奈川.
- 大矢 雅彦 (1993) 河川地理学. 古今書院, 東京.
- Peterjohn W.T., & Correll D.L. (1984) Nutrient dynamics in an agricultural watershed: Observations on the role of a riparian forest. *Ecology* **65**: 1466-1475.
- Piégay H., & Gurnell A.M. (1997) Large woody debris and river geomorphological pattern: examples from S.E. France and S. England. *Geomorphology* **19**: 99-116.
- Pollock M.M., Naiman R.J., & Hanley T.A. (1998) Plant species richness in riparian wetlands: A test of biodiversity theory. *Plant species richness in riparian wetlands: A test of biodiversity theory. Ecology* **79**: 94-105.
- Rosgen D.L. (1994) A classification of natural rivers. *Catena* **22**: 169-199.
- 李 参熙・藤田 光一・塚原 隆夫・渡辺 敏・山本 晃一・望月 達也 (1998) 礫床河川の樹林化に果たす洪水と細粒土砂流送の役割. 水工学論文集 **42**: 433-438.
- 李 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, 多摩川上流部を対象にした事例分析より. 水工学論文集 **43**: 977-982.
- 笹 賀一郎 (1979) 扇状堆積地の土砂害防止に関する基礎的研究. 北海道大学農学部演習

- 林研究報告 **36**: 317-386.
- Swanson F.J., Gregory S.V., Sedell J.R., & Campbell A.G. (1982) Land-water interactions: The riparian zone. In: Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States, pp267-291. Hutchinson Ross Publishing Company.
- Schumm S.A. (1985) Patterns of alluvial rivers. Annual Review of Earth and Planetary Sciences **13**: 5-27.
- 須賀 堯三 (1992) 川の個性, 河相形成のしくみ. 鹿島出版会, 東京.
- 斎藤 新一郎 (1995) 北海道内の主要ヤナギ類の分類と分布について. 北海道の林木育種 **37**: 24-33.
- 崎尾 均 (1995) 溪畔域の攪乱体制と樹木の生活史からみた溪畔林の動態. 日本生態学会誌 **45**: 307-310.
- 崎尾 均・中村 太士・大島 康行 (1995) 河畔林・溪畔林研究の現状と課題. 日本生態学会誌 **45**: 291-294.
- Siebel H.N., & Blom C. (1998) Effects of irregular flooding on the establishment of tree species. Acta Botanica Neerlandica **47**: 231-240.
- 鈴木 隆介 (1998) 建設技術者のための地形図読図入門, 第2巻 低地. 古今書院, 東京.
- 清水 康生・安田 実・高野 佳明 (1999a) 扇状地河川の植物の生育特性と洪水の影響に関する事例研究. 土木学会第54回年次学術講演会講演要旨集 **VII-43**: 86-87.
- 清水 義彦・小葉竹 重機・新船 隆行・岡田 理志 (1999b) 礫床河川の河道内樹林化に関する一考察. 水工学論文集 **43**: 971-976.
- 進 望・石川 慎吾・岩田 修二 (1999) 上高地・梓川における河畔林のモザイク構造とその形成過程. 日本生態学会誌 **49**: 71-81.
- 島谷 幸宏 (2000) 河川環境の保全と復元, 多自然型川づくりの実例. 鹿島出版会, 東京.
- 清水 義彦・小葉竹 重機・岡田 理志・岩崎 工・吉川 武志 (2000) 洪水攪乱による河道内樹林化について. 土木学会第55回年次学術講演会講演要旨集 **II-316**: 632-633.
- 崎尾 均 (2002) 溪畔林・山地河畔林. 「水辺林の生態学」(崎尾 均・山本 福壽 編), pp.22-60. 東京大学出版会, 東京.
- 佐藤 信男・遠藤 希実・田頭 直樹 (2003) 河道の物理環境に応答した植生変化予測. JEAS H19 第4回技術交流報告会.
- 辻本 哲郎・辻倉 裕喜 (1998) 植生周辺の掃流過程と中州の発達. 水工学論文集 **42**: 457-462.
- 辻本 哲郎 (1999a) 河川の自然復元, 目標景観. 応用生態工学 **2**: 7-14.
- 辻本 哲郎・村上 陽子・安井 辰弥 (2001) 出水による破壊機会の減少による河道内樹林化. 水工学論文集 **45**: 1105-1110.
- 高橋 和也・林 靖子・中村 太士・辻 珠希・土屋 進・今泉 浩史 (2003) 生態学的機能維持のための水辺緩衝林帯の幅に関する考察. 応用生態工学 **5**: 139-167.
- 寺澤 和彦 (2003) 近自然型森林造成方法の提案 (Ⅲ), パッチ状混植による多様度の高い森林造成. 北方林業 **55**: 182-185.
- 田中 規夫・八木澤 順治・青木 信哉・福岡 捷二 (2007) 河道内樹木の洪水攪乱規模と樹齢による破壊限界変化. 水工学論文集 **13**: 177-182.

- 田中 規夫・八木澤 順治・Methsiri Samarakoon・佐々木 寧・利根川 誠 (2010b) 地盤強度と根の形状特性が樹木転倒限界に与える影響について. 河川技術論文集 **16**: 225-230.
- 海野 修司・齋田 紀行・伊勢 勉・末次 忠司・福島 雅紀・佐藤 孝治・藤本 真宗 (2006) 多摩川永田地区における河道修復事業実施後の生物群集と物理基盤の変化. 応用生態工学 **9**: 47-62.
- Walker L.R., & Chapin F.S., III. (1986) Physiological Controls Over Seedling Growth in Primary Succession on an Alaskan Floodplain. *Ecology* **67**: 1508-1523.
- 渡邊 康玄・市川 嘉輝・井出 康郎 (1996) 洪水時における河道内樹木の倒伏限界. 水工学論文集 **40**: 169-174.
- Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B., & Claret C. (2002) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* **47**: 517-539.
- 柳井 清治・酒谷 幸彦・小野寺 道弘 (1981) クラウンナイ沢における流路変動と河畔林の構造 (II), 河畔林の生成と消失. 日本林学会北海道支部講演集 **29**: 191-193.
- 矢部 浩規・吉井 厚志 (1994) 平成 4 年 8 月洪水による鶴川・沙流川流域の流木流出状況に関する考察. 開発土木研究所月報 **493**: 13-25.
- 山本 晃一 (1994) 沖積河川学, 堆積環境の視点から. 山海堂, 東京.
- 柳井 清治・中村 太士 (2000) 水辺域の構造と機能. 「水辺域管理, その理論・技術と実践」 (砂防学会 編), pp.4-40. 古今書院, 東京.
- 吉川 正人 (2001) 河川に沿ったヤナギの分布はどうして決まるのか? 鬼怒川流域の事例から. 「植生環境学, 植物の生育環境の謎を解く」 (水野 一晴 編), pp.112-125. 古今書院, 東京.
- 山脇 正俊 (2004) 近自然学, 自然と我々の豊かさとの共存・持続のために. 山海堂, 東京.
- 山田 健四・長坂 有・佐藤 創・対馬 俊之・阿部 友幸 (2006) 2003 年台風 10 号災害における厚別川流域河畔林の被害状況と流木発生・捕捉量の定量化. 砂防学会誌 **59**: 13-20.
- 八木澤 順治・田中 規夫 (2009) 河道内植生の洪水による破壊・再生を考慮した植生動態モデルの開発. 水工学論文集 **53**: 1171-1176.
- 土木研究所 (2013) 河道内樹木の萌芽再生抑制方法事例集. 土木研究所資料 **4523**: 1-36.
- 溪畔林研究会 (編) (2001) 水辺林管理の手引き, 基礎と指針と提言. 日本林業調査会, 東京.
- 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, 東京.
- 環境省 (2014) 平成 25 年度環境白書. URL: <http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h26/index.html>
- 国土交通省 (2014) 平成 25 年度国土交通白書.  
URL: <http://www.mlit.go.jp/statistics/file0000004.html>
- リバーフロント整備センター (編) (1999a) 河川環境表現の手引き (案). リバーフロント整備センター, 東京.
- リバーフロント整備センター (編) (1999b) 河川における樹木管理の手引き. 山海堂, 東京.
- 社会資本整備審議会 (2013) 安全を持続的に確保するための今後の河川管理のあり方について [答申].



## 2. 北海道低地帯の河畔林の特徴

### 2-1 ヤナギ林の地域分布

#### 2-1-1 研究概要

河畔に生育するヤナギ科植物は、冠水耐性（Kozlowski 1984,1997; Ishikawa 1994; 長坂ほか 1994; 森田ほか 2001）、埋没耐性（東 1964; 斎藤 1995）等が高い。そのため、低地における河道改修後の河畔にはヤナギ林が多く成立している（新山 2002）。特に、北海道、東北に多く成立していることから、そこでのヤナギ科植物に関する研究が多く行われてきた（例えば、東 1964; 石川 1980,1982; Ishikawa 1983; 新山 1987,1989; Niiyama 1990）。

一般に、ヤナギ科植物の種子は、早春から散布されること、短命であることから早期に裸地に定着し、発芽しなければ生残できない（Walker et al 1986; Niiyama 1990; 柳井・菊沢 1991; 長坂ほか 1994; 新山 1995; Van Splunder 1995）。北海道では流量や水位の変動とヤナギ科植物の種子散布時期との関係について、空知川（Niiyama 1990）、天塩川（長坂 1996）で調べられており、融雪出水の頃から種子散布がはじまること、その後夏季の出水が少ないことにより、定着した実生は生残できると考えられている。つまり、流況がヤナギ科植物の定着に与える影響が大きいと考えられる（Walker et al 1986; Niiyama 1990; 新山 1995; Van Splunder 1995; 長坂 1996）。

このように、北海道、東北では、流況の影響によりヤナギ林が分布しやすいことが指摘されている。しかし、その分布状況をほかの地域と比較した研究はほとんど行われていない。このような地域による違いは、河畔林管理を考える上で重要な視点となる。本節では、全国 23 河川を対象に、ヤナギ属植物の出現種、流況、ヤナギ林の樹林化状況について資料調査を行い、その地域特性について考察した。

なお、本節では、エゾノバッコヤナギ（*Salix hultenii* var. *angustifolia*）、バッコヤナギ（*S. bakko*）は統合されバッコヤナギとなっているが、後述するように、本節のベースとなる公表論文（傳甫ほか 2008）において地域グループの区分データ等となっていることから、公表論文と整合を図り、両者を分けて記述している。

#### 2-1-2 材料と方法

##### (1) 対象河川・地方ごとの流量と気温の概況

対象河川は、北海道から九州まで様々な地方が含まれるように、表 2-1 に示す 23 河川とした。各地方の 1 ないし 2 河川を対象に、流量、気温（日平均気温の平年値）の日変化を整理したのが図 2-1 である。なお、図には植物の活動開始の目安と考えられている気温 5℃（吉良 1948）のラインも記した。

例えば、北海道の天塩川では日平均気温 5℃となるのが 4 月頃、九州の大淀川では年間をとおして日平均気温 5℃以下にはならないものの、日平均気温が上昇しはじめるのが 2 月頃

である(図 2-1). 北海道の河畔で多くみられるオノエヤナギ, エゾノキヌヤナギの花期は, 4月中旬-5月中旬である(佐竹ほか 1989). そして, 北海道でのオノエヤナギ, エゾノキナヤギ等の種子散布時期は5-6月である(長坂 1996). 北海道から九州まで分布するオオタチヤナギ (*S. pierotii*), イヌコリヤナギ (*S. integra*) の花期は, 北海道で4-5月頃, 九州等の暖地では3月頃となる(佐竹ほか 1989). このような花期及びその直後の種子散布時期に, 北海道, 東北では融雪出水が発生する傾向, 一方, 九州, 四国では融雪出水はなく, 6-8月に出水が発生する傾向である. 融雪出水等で形成された裸地や堆積地等はヤナギ科植物の好適な発芽サイトとなる等, こうした生活史特性と河川環境との相互関係が分布要因として重要である(新山 1995; Nakamura et al. 2007).

表 2-1 調査対象 23 河川の流域面積, 河道延長, 調査範囲

地域	水系	河川	流域面積 <sup>*</sup> (km <sup>2</sup> )	流路延長 <sup>*</sup> (km)	調査 範囲 <sup>**</sup> (km)
北海道	天塩川	1 天塩川	5,590	256	10-175
		2 名寄川	743	64	0-20
		3 石狩川	14,330	268	5-120
		4 十勝川	9,010	156	3-70
東北	雄物川	5 雄物川	4,711	133	52-112
		6 北上川	10,150	249	10-49
		7 最上川	7,040	229	119-128.6
関東	那珂川	8 那珂川	3,270	150	8.5-32.5
		9 利根川	16,840	322	15-80
		10 荒川	2,940	173	5-26
北陸	信濃川	11 信濃川	11,900	360	7-50.9
中部	豊川	12 豊川	724	77	7-27.6
		13 庄内川	1,010	96	5-60
近畿	雲出川	14 雲出川	550	55	3-16
		15 九頭竜川	2,930	116	3-30
		16 木津川	1,596	99	1-26
		17 円山川	1,300	68	7-23
中国	高津川	18 高津川	1,080	81	1-13
四国	仁淀川	19 仁淀川	1,560	124	0-15
九州	大野川	20 大野川	1,465	107	2-19
		21 大淀川	2,230	107	5-78
		22 遠賀川	1,026	61	10-37
		23 肝属川	485	34	1-16

\* 各地方整備局の管内図によった. \*\* 本流の場合は河口からの距離, 支流の場合は合流点からの距離.

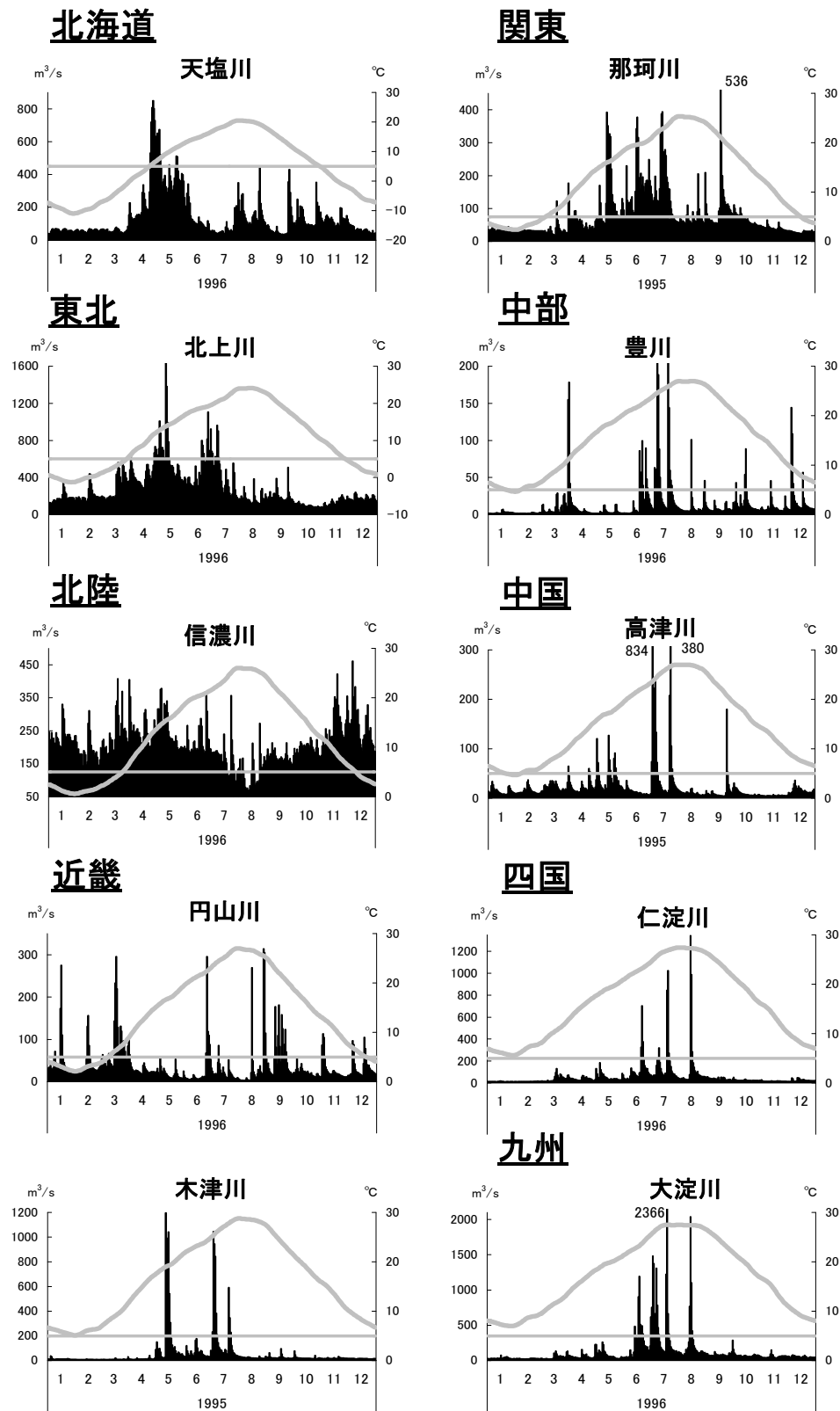


図 2-1 各地方における日流量，日平均気温の平年値の季節変化。

棒グラフは日流量，折れ線グラフは日平均気温，直線は植物が活動を開始するといわれている気温 5 度ライン。

日平均気温の平年値は，気象庁の電子閲覧室によった（2006 年 2 月に検索; <http://www.data.kishou.go.jp/>）。

## (2) 資料調査・解析方法

資料調査及び解析は、まず、融雪出水に着目し、季節ごとの出水日数とヤナギ属植物の出現種構成による対象河川の類型化を行った。次に、類型化されたグループ間においてヤナギ林の樹林化状況を比較した。最後に、ヤナギ林の樹林化状況に与える流況の影響を検討した。

対象河川の類型化ではクラスター分析を行った。使用した変数は「1-3月の平均豊水流量を超えた日数」、「4-6月の平均豊水流量を超えた日数」、「7-9月の平均豊水流量を超えた日数」、「10-12月の平均豊水流量を超えた日数」の出水に関する4変数と、次に示すヤナギ属植物の出現種の構成をあらわす2変数の計6変数である。ヤナギ属植物の出現種の変数については、まず、河川水辺の国勢調査で得られた確認種リストを使用し、このリストからヤナギ属植物を抽出した（国土交通省河川環境データベースにおいて2006年3月に検索；<http://www3.river.go.jp/index.htm>）。そして、抽出したヤナギ属について、在・不在データを使用した主成分分析（PCA法：Principle Component Analysis）を行い、第1、第2主成分得点をヤナギ属植物の出現種構成とした。なお、出水に関する変数として、豊水流量の超過に着目したことについては、経験的に、豊水位程度までは冠水頻度が高すぎ、植生が定着せず裸地となっていることが多いため、極力、裸地箇所となる高さ以上の箇所を対象としたためである。

クラスター分析では、これら6変数を変数ごとに標準化したものを使用した。なお、利根川については、web上でリストが公開されていなかったため、後述の河川環境情報図の凡例に記載されていた種とした。

出水日数の算出については、対象範囲近隣の流量観測所における1991-2000年の10年のデータを使用した（国土交通省河川局1993-2002）。平均豊水流量を超えた日数は、平均豊水流量を各年の豊水流量の10年平均とし、その流量を超えた日数を年ごとにカウントして10年分を平均した。なお、1991-2000年の流況資料において欠測年があった場合には、その年を除外した。

ここで、クラスター分析については、階層的クラスター分析とし、河川間の距離はユークリッド平方距離、連結方法はウォード法によるものとした（田中・脇本1983）。

$$d_{ij}^2 = \sum_{k=1}^m (x_{ik} - x_{jk})^2$$

$$\Delta Str = \frac{n_t n_r}{n_t + n_r} \sum_{i=1}^m (\bar{x}_{it} - \bar{x}_{ir})^2$$

$$Str = \frac{n_p + n_r}{n_t + n_r} Spr + \frac{n_q + n_r}{n_t + n_r} Sqr - \frac{n_r}{n_t + n_r} Spq$$

ここに、 $d_{ij}^2$ ：ユークリッド平方距離であり、 $m$ 変数の場合の $(x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ip})$ と $(x_{j1}, x_{j2}, \dots, x_{jp})$ との距離、 $\Delta Str$ ： $p$ -クラスターと $q$ -クラスターを統合してできる $t$ -クラスターと、別の $r$ -クラスターを統合した時の平方和の増分（ウォード法では $\Delta Str$ を最小化）、 $Str$ ： $t$ -クラスターと他のクラスターの類似度である。

また、ヤナギ属植物の出現種構成をあらわす第  $i$  番目の主成分得点 ( $Z_i$ ) は次式による (田中・脇本 1983)。なお、以上の解析には SPSS11 を使用した。

$$Z_i = \sum_{j=1}^p a_j VN_{ij}$$

$$\begin{pmatrix} VN_{11} & VN_{12} & \cdots & VN_{1j} \\ VN_{21} & VN_{22} & \cdots & VN_{2j} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ VN_{i1} & VN_{i2} & \cdots & VN_{ij} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ \vdots \\ a_j \end{pmatrix} = \lambda \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ \vdots \\ a_j \end{pmatrix}$$

$$CR_i = \lambda_i / \sum_{j=1}^p \lambda_j$$

ここに、左辺第 1 項が相関係数行列で、 $VN$  は変数 ( $i$  は河川,  $j$  は河川毎の変数の添え字),  $p$ : 変数の数,  $\lambda$ : 固有値,  $a$ : 固有ベクトル,  $CR_i$ : 第  $i$  成分の寄与率である。  $\lambda$  はラグランジェ未定乗数法による。

樹林化状況の計測に使用した資料は、河川管理者が作成している最新の河川環境情報図 (2005 年 (平成 17 年) 時点) とした。この図は、河川用地における縮尺 1/5,000–1/10,000 の植生図が記載されている。植生図の作成方法は、最新の空中写真から植生区分の粗図をおこし、現地調査により修正するというものである (建設省河川局河川環境課監 1997; 国土交通省河川局河川環境課 2001)。

樹林化状況の考え方は、築堤区間を対象に、河岸延長に占める河岸付近のヤナギ林が分布している延長とした (図 2-2)。また、ヤナギ林以外の樹林についても計測した。樹林区分については、河川環境情報図の凡例が上層木と林床植生を組み合わせた名称となっているなど複雑であるため、様々な名称がついているヤナギ群落はまとめて「ヤナギ林」、「その他の樹林」、「竹林」、これら 3 つに大別した。

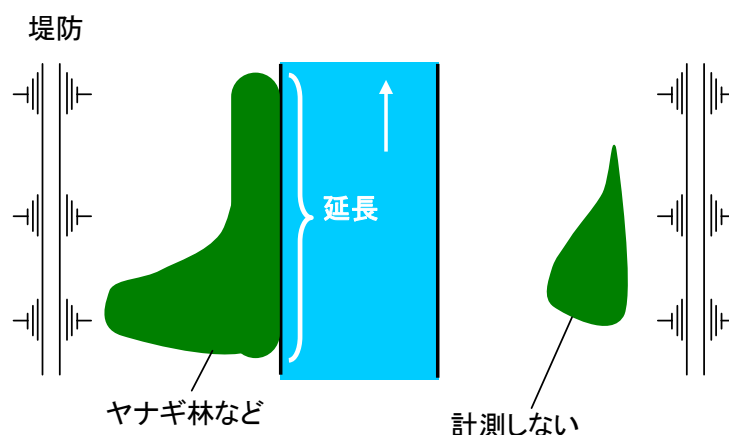


図 2-2 樹林化延長の割合 (河岸延長に占める樹林の延長の割合) の計測方法。

河岸から離れている樹林は対象外とした。

築堤区間を対象とした理由は次のとおりである。河畔林は、流水の攪乱作用によって特徴づけられ (Johnson et al. 1976; Nanson & Beach 1977; Hupp & Osterkamp 1985; Duncan 1993; Brinson 1990), ヤナギ科植物, ニレ科植物等の成立は微地形によってわかれている (Hupp & Osterkamp 1985; Blom & Voesenek 1996)。また, ヤナギ属植物同士であっても, 出水の季節性や土壌の不均一性により, 稚樹段階での更新特性に違いがあることが報告されている (Niiyama 1990)。このように微地形によって河畔植生は異なることとなる。しかし, 今回の資料調査では, そのような微地形を把握すること, あるいは微地形と植生との対応関係を把握することは困難である。そのため, 築堤区間を対象とすることにより, 極力, 山地斜面の樹林要素となる狭窄部, 冠水することの少ない高比高な段丘区間等を回避し, 相対的に冠水頻度が高く河畔の要素が強いところを評価しようと考えたためである。

河岸付近を対象に樹林化延長の割合とした理由は次のとおりである。高水敷全体を対象にすると, そこは耕作地や公園として利用されている等, 人為的影響が大きいと考えられる。そのため, 河岸付近は, 河川用地内で相対的に, 冠水頻度が高く, かつ積極的な伐採管理が少ないと考えたためである。実際, 後述のように, ヤナギ林は河岸付近に多く分布し, 高水敷全体に占める分布面積割合でみた場合には高水敷の利活用等による人為的影響が大きいと思われ, 本研究で焦点をあてている流況との相互関係で評価し難いことになる。他方, 出水時に流心に位置する中州等の樹林を対象にすると, 異なる地域の河川を比較すると出水による破壊の影響等も想定され, 異なる地域の河川を比較し難いことになる。このようなことから, 人為改変等が影響し難いこと, 河岸法面部で流心に比べ出水時の攪乱力が小さく, 出水による破壊の影響の少ないこと等から, 河岸付近を対象とした樹林化延長を指標とした。

樹林化状況の算出は, 現況河床勾配からセグメント区分を行い, その区分ごとに実施した。具体的には, 左右岸ごとに, 河岸延長, 樹林化延長をキルビメーターで計測した。そして, 各セグメント内において, 河岸延長に占めるヤナギ林, その他の樹林, 竹林, 全ての樹林 (竹林を含む) の樹林化割合を算出した (以後それぞれ, WF ratio, OF ratio, BF ratio, TF ratio)。河道内に砂州が発生していた場合については, 砂州を河床とみなし, 低水護岸付近を河岸として計測した。この判断には空中写真も参考にした。

得られたデータは, 河床勾配との関係について整理した。そして, 緩勾配区間 (1/5,000 - 1/500) における WF ratio, TF ratio を抽出し, 先の類型化されたグループ間に違いがあるかについて Scheffe 法による事後比較を行った。これには, データの正規性, 等分散性を確保するため, 標準化したデータを使用した。河床勾配は, 前記のセグメントを区分した上・下流端の現況河床高と流路長から算出した。

WF ratio に与える流況の影響については, 先の緩勾配区間で抽出したサンプルを対象に, WF ratio を目的変数, 季節ごとの出水日数 (クラスター分析に使用した 1 年を 4 区分した出水日数), 出水の規模の指標となる最大流量を平水流量で除した値 (以後, 最大・平水流量の比), 河床勾配の 6 変数を説明変数としたステップワイズ法 (採用  $F$  値=3) による重回帰分析を行った。出水の規模の指標としては河況係数 (最大流量を最小流量で除した値) が考えられる。しかし, 最小流量は気候より地質の影響を受けやすいことが指摘されている (虫明 1981)。したがって, ここでは最大流量と平水流量の比とした。最大・平水流量の比については, 前記の季節ごとの出水日数と同じ観測所, 統計年において, 年ごとに最

大・平水流量の比を算出し、10 ヶ年分を平均した。なお、1991–2000 年の流況資料において欠測年があった場合にはその年を除外した。また、空中写真からはヤナギ林と思われる樹林が成立していたものの、河川環境情報図にはヤナギ林という凡例が表示されていなかった河川（木津川、仁淀川）については、上記の樹林化割合のグループ間の比較、重回帰分析から除外した。

樹林化割合の比較において緩勾配区間に着目した理由は次のとおりである。河畔林は流水の攪乱作用による影響が大きいと、扇状地を流れる急勾配な河道と、自然堤防帯を流れる緩勾配な河道とでは、河畔林の分布や構造（吉川・福島 1999; 傳甫ほか 2006）、種組成（石川 1980,1982; Ishikawa 1983; 新山 1987,1995; Nilsson et al. 1989; Carbiener & Schnitzler 1990; 吉川・福島 1999）等が異なる（Carbiener & Schnitzler 1990; Rosgen 1994; Ward & Stanford 1995）。さらに、両者の河道では、ヤナギ林の種組成の違いが顕著であることも指摘されている（Ishikawa 1983; 吉川・福島 1999）。また、両者は河道内の攪乱作用が異なり、自然堤防帯の河畔林は扇状地に比べ、出水時に冠水する立地において胸高直径 *DBH* の大きな個体が多く、かつ低密度な状態となる等、安定した様相を呈することが指摘されている（傳甫ほか 2006）。つまり、緩勾配区間では流水の攪乱作用が小さく、冠水頻度の高い立地においても河畔林の成立が可能な区間を主体的に評価するものである。そして、上流端の河床勾配 1/500 については、北海道の石狩川、天塩川において、その勾配付近より緩くなると、融雪出水下においても *DBH* 10cm 以上の樹木群が成立していたためである（傳甫ほか 2006）。下流端の河床勾配 1/5,000 については、河口域等のデルタ地帯では条件が異なってくるため（大矢 1993）、山本（1994）の提示しているセグメント区分のうち、セグメント 2, 3 の境界における河床勾配の目安を参考にした。

ここで、ヤナギ林の分布状況を把握する上で、延長を指標とした樹林化割合を使うことは妥当かということを検討した。これには、ヤナギ林が多く分布する北海道の対象河川の緩勾配区間において、上記の方法で算出したヤナギ林の樹林化延長、WF ratio、サンプリング調査として算出した高水敷全体におけるヤナギ林の分布面積（プランメーターで計測）、高水敷面積（プランメーターで計測）に占めるヤナギ林の分布割合の関係を検討した。その結果、ヤナギ林の樹林化延長とヤナギ林の分布面積との間には高い正の相関がみられた（ $r=0.917, P<0.001, n=10$ ）。WF ratio とヤナギ林の分布面積割合との間には相関はみられなかった（ $r=0.233, P=0.546, n=10$ ）。例えば、天塩川では WF ratio  $65\%\pm 18$  (Mean $\pm$ 1SD)、ヤナギ林の分布面積割合  $26\%\pm 5$ 、十勝川では WF ratio  $74\%\pm 8$ 、ヤナギ林の分布面積割合  $27\%\pm 6$  となっていた。これらのことは、ヤナギ林の樹林化延長はヤナギ林の分布面積をおおよそ反映していると考えられる。しかし、WF ratio が約 7 割であるのに対し、ヤナギ林の分布面積割合は約 3 割であることから、ヤナギ林は河岸付近に多く成立し、高水敷全体を対象とした面積割合では人為的影響が大きいこと、水際から離れるに従い冠水の影響を受け難くなりヤナギ林が成立し難くなること等を示唆していると考えられる。実際、河川環境情報図を概観すると、ヤナギ林は河岸付近に帯状に分布していることが多い。このようなことから、流況との相互関係の視点で、ヤナギ林の分布状況を地域間で比較するうえでは、延長を指標とした樹林化割合を使用することは妥当といえる。

## 2-1-3 結果

### (1) 対象河川の類型化

季節ごとの出水日数とヤナギ属植物の出現種構成を用いてクラスター分析を行った結果、各クラスターに数河川ずつ含まれるように、結合距離 9 付近で区分すると、対象河川は 4 つのグループにわけられた (図 2-3)。そして、グループごとに、季節ごとの出水日数、ヤナギ属植物の出現種をあらわしたのが図 2-4、表 2-2 である。ヤナギ属植物の出現種の構成を使用した主成分分析の結果、固有値 1 以上となったのは第 7 主成分までであった。これらの寄与率は、第 1 主成分から順に、24.4 %、21.1 %、10.8 %、7.6 %、7.0 %、5.2 %、4.8 % となった。なお、図 2-3 における地図上の区分は、年最深積雪 (1971-2000 年の平年値) の分布 (気象庁電子閲覧室において 2006 年 2 月に検索; [http://www.data.kishou.go.jp/stock/atlas/atlas/snow/snow\\_13.pdf](http://www.data.kishou.go.jp/stock/atlas/atlas/snow/snow_13.pdf)) と類似し、その積雪分布によると、グループ 1、2 は多雪地帯、グループ 3 はやや積雪の多い地帯、グループ 4 は寡雪地帯に位置している。

全国 23 河川において確認種リストから抽出された 22 種のヤナギ属植物を用いて表 2-2 を作成した。この表では、表頭の各グループとそれに属する河川 (表 2-1、図 2-3 参照) は左から右に若い番号順に配列した。また、ヤナギ属植物は、2 段に大きくわけ、上段に各グループを特徴づける種群、下段に全グループにまたがって出現する種群及び特定のグループを特徴づけることなく出現回数の少ない種群を上から下に出現回数の多い順に配列した。その結果、グループ 1 は、エゾノバッコヤナギ、エゾノカワヤナギ (*S. miyabeana*)、エゾヤナギ (*S. rorida*) により識別された。グループ 2 は、キツネヤナギ (*S. vulpine*) により特徴づけられた。この他には特定グループを特徴づける種群はなかったが、2 グループ以上にまたがって出現する種群は次のとおりである。エゾノキヌヤナギ、シロヤナギ (*S. jessoensis*)、バッコヤナギはグループ 1 と 2 に共通して出現する。また、キヌヤナギ (*S. kinuyanagi*) はグループ 2 と 3 に共通して出現する。アカメヤナギ (*S. chaenomeloides*)、ジャヤナギ (*S. eriocarpa*)、カワヤナギ (*S. gilgiana*) はグループ 2、3、4 に共通して出現する。コゴメヤナギ (*S. serissaefolia*) はグループ 3 と 4 に共通して出現する。したがって、間接的ではあるが、グループ 2 は、エゾノキヌヤナギ、シロヤナギ、バッコヤナギによってグループ 3、4 から区別される。また、キヌヤナギはグループ 3 と 4 の識別種となる。

多雪地帯の北海道に分布する河川からなる (図 2-3) グループ 1 は、エゾノバッコヤナギ、エゾノカワヤナギ、エゾヤナギにより識別され、グループ 2 と共通する種が多いことが特徴である (表 2-2)。流況については、4-6 月に顕著な融雪出水が発生する (図 2-4)。また、夏季の台風等による出水が少なく (図 2-1)、最大・平水流量の比は  $16 \pm 6$  (Mean  $\pm$  1SD) と小さいことも特徴である。

多雪地帯である東北、北陸に分布する河川からなる (図 2-3) グループ 2 は、キツネヤナギと北海道に共通して分布するエゾノキヌヤナギ、シロヤナギ、バッコヤナギより識別され、グループ 1、3、4 と共通する種が多いことが特徴である (表 2-2)。流況は、4-6 月に融雪出水が発生する (図 2-4)。また、夏季の台風等による出水が少なく (図 2-1)、最大・平水流量の比は  $13 \pm 7$  と小さいことも特徴である。なお、信濃川の流況は、図 2-1 に示すよ



うに、東北に比べると明瞭な融雪出水がみられない等、流量変動が小さい状況である。これには、対象範囲が下流域であるため流量変化の小さな観測所のデータであったことも影響していると思われる。

やや積雪の多い日本海側の近畿や中国に分布する河川からなる(図 2-3)グループ 3 は、東北に共通するキヌヤナギと関東以西の河川に広く分布するジャヤナギにより識別され、グループ 1, 2 に比べ、グループ 4 と共通する種が多いことが特徴である(表 2-2)。流況は、グループ 1, 2 に比べ温暖な気象であるため、融雪時期がはやく、1-3 月に融雪出水が発生することである(図 2-4)。また、夏季の出水により(図 2-1)、最大・平水流量の比は  $48 \pm 23$  となっていた。

寡雪地帯である関東、太平洋側の中部や近畿、四国、九州に分布する河川からなる(図 2-3)グループ 4 は、本グループを特徴づける種群をもたないが、全国に分布するタチヤナギ、ネコヤナギ(*S. gracilistyla*)や北海道以南に分布するアカメヤナギ、ジャヤナギが高頻度に出現し、グループ 1, 2 に比べ、グループ 3 と共通する種が多いことが特徴である(表 2-2)。流況は、融雪出水がほとんどみられず、7-9 月及び 4-6 月の台風等による出水が多く(図 2-1, 図 2-4)、最大・平水流量の比が  $107 \pm 75$  と大きいことも特徴である。

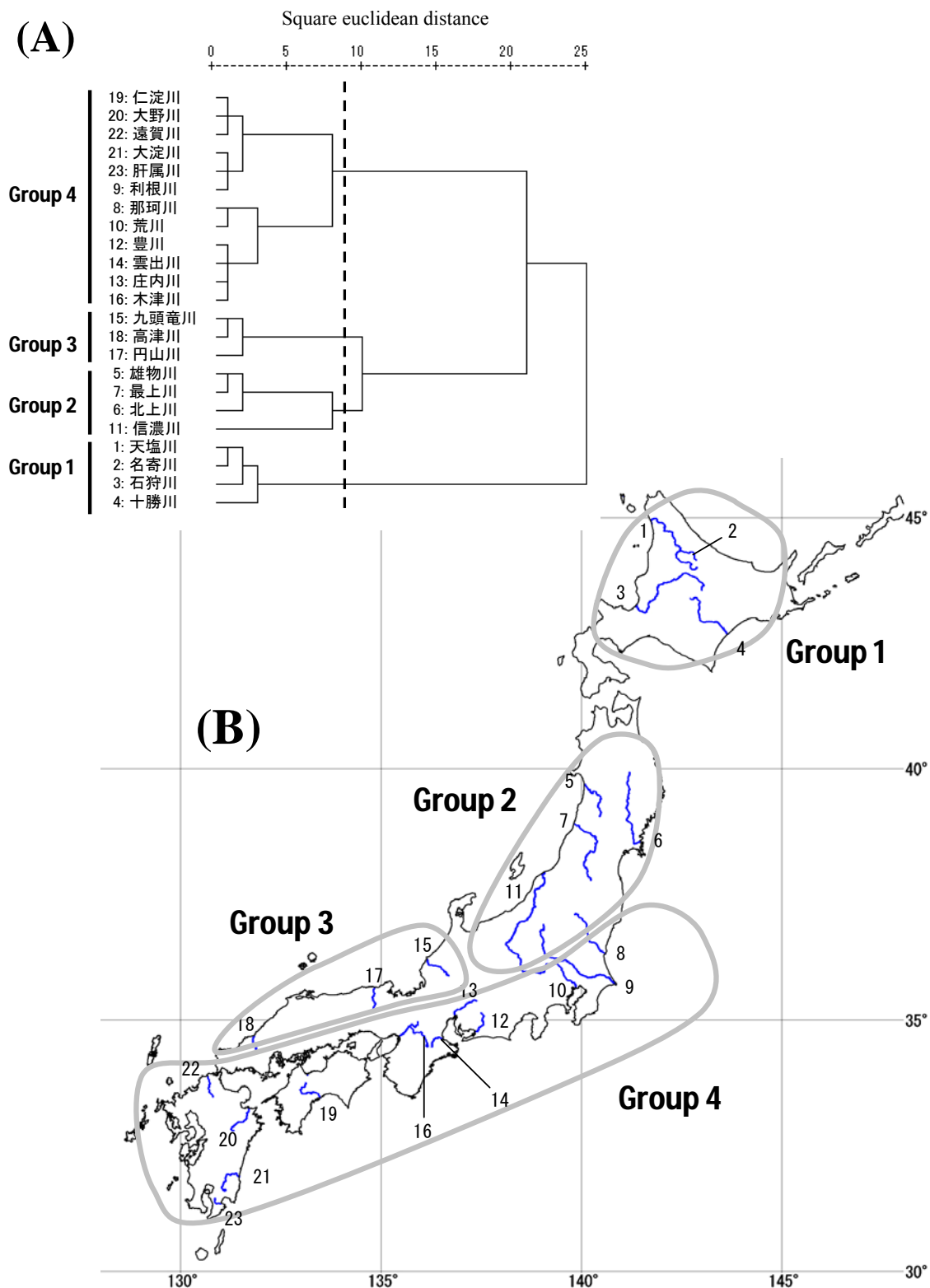


図 2-3 季節ごとの出水日数とヤナギ属植物の出現種構成を使用したクラスター分析（ウォード法，ユークリッド平方距離）結果の樹状図（A）と日本地図上の表示（B）

ヤナギ属植物の出現種構成は，表 2-2 の 23 河川のヤナギ属植物（在・不在）を使用した主成分分析から得られた第 1，2 主成分得点を使用した．グループの特徴は図 2-4 と表 2-2 を参照．

表 2-2 対象 23 河川における河川水辺の国勢調査の確認種リストから抽出したヤナギ属植物

Species		Group 1				Group 2				Group 3			Group 4											
		1	2	3	4	5	6	7	11	15	17	18	8	9	10	12	13	14	16	19	20	21	22	23
エゾノバツコヤナギ	<i>S. hultenii</i> var. <i>angustifolia</i>	●		●	●																			
エゾノカワヤナギ	<i>S. miyabeana</i>	●	●	●																				
エゾヤナギ	<i>S. rorida</i>	●	●	●																				
キツネヤナギ	<i>S. vulpina</i>					●		●																
エゾノキヌヤナギ	<i>S. pet-susu</i>	●	●	●	●	●	●	●	●															
シロヤナギ	<i>S. jessoensis</i>			●		●	●	●	●															
バツコヤナギ	<i>S. bakko</i>			●		●	●	●						●										
オノエヤナギ	<i>S. sachalinensis</i>	●	●	●		●	●	●	●		●		●		●		●	●						
イヌコリヤナギ	<i>S. integra</i>			●	●	●	●	●	●		●		●		●		●	●				●		
タチヤナギ	<i>S. subfragilis</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ネコヤナギ	<i>S. gracilistyla</i>	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
カワヤナギ	<i>S. gilgiana</i>					●	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	●					
シダレヤナギ	<i>S. babylonica</i> var. <i>lavalley</i>			●		●	●		●		●		●		●	●	●	●						
オオタチヤナギ	<i>S. pierotii</i>					●		●	●		●	●					●	●				●		
コリヤナギ	<i>S. koriyanagi</i>			●		●		●			●			●		●								
ウンリュウヤナギ	<i>S. matsudana</i> f. <i>tortuosa</i>			●						●					●									
キヌヤナギ	<i>S. kinuyanagi</i>					●	●			●	●													
アカメヤナギ	<i>S. chaenomeloides</i>					●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
ジャヤナギ	<i>S. eriocarpa</i>							●		●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●		●
コゴメヤナギ	<i>S. serissaefolia</i>									●	●		●		●	●	●	●						
フリソデヤナギ	<i>S. × leucopithecia</i>												●		●		●							
ヨシノヤナギ	<i>S. yoshinoi</i>															●				●				

確認種リストは 2006 年 3 月に検索したものである (<http://www3.river.go.jp/index.htm>)。利根川の確認種リストは

公開されていなかったため、河川環境情報図の凡例の記載種とした。グループについては図 2-3 を参照。

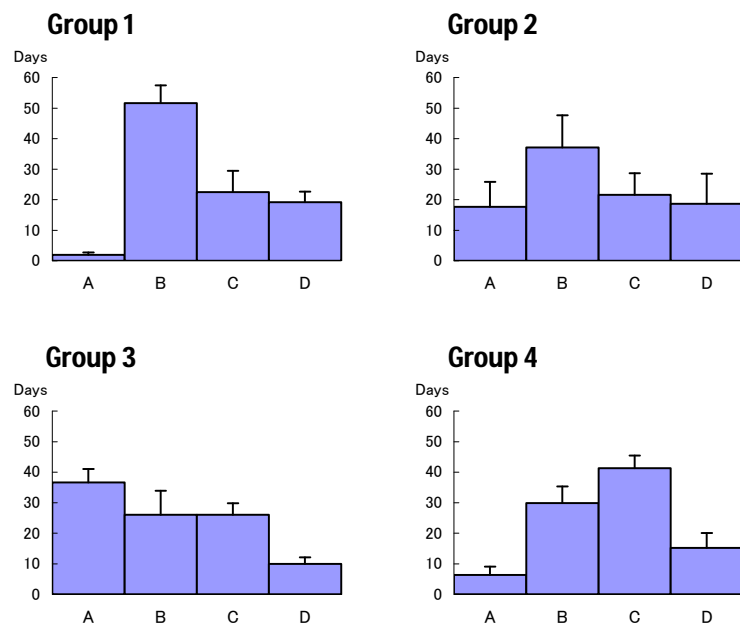


図 2-4 季節ごとの出水日数 (means + 1SD)。

A-D, 3 ヶ月ごとの平均豊水流量を超えた日数。(A) 1-3 月, (B) 4-6 月, (C) 7-9 月, (D) 10-12

月。A-D は 10 カ年平均 (1991-2000)。

## (2) ヤナギ林の樹林化割合（WF ratio）の比較

河床勾配と、WF ratio, OF ratio, BF ratio, TF ratio との関係を整理したのが図 2-5 である。グループ 1, 2 では、WF ratio が多く、TF ratio のほとんどが WF ratio であった。特に、グループ 1 ではその状況が顕著である。それに対し、グループ 4 では、WF ratio が少なく、OF ratio, BF ratio がやや多くなる状況であった。

次に、緩勾配区間（1/5,000－1/500）における WF ratio, TF ratio を抽出して比較した結果、図 2-6 に示すように、WF ratio は多い順に、グループ 1 で 72 %、グループ 2 で 45 %、グループ 3 で 25 %、グループ 4 で 4 %となった。ただし、グループ 2 と 3 との間では有意差がみられなかった。TF ratio は多い順に、グループ 1 で 73 %、グループ 2 で 58 %、グループ 3 で 37 %、グループ 4 で 14 %となった。この順は WF ratio の傾向と似ているものの、グループ 1 と 2、グループ 3 と 4、両者の間に有意差はみられなかった。

## (3) ヤナギ林の樹林化割合（WF ratio）に与える流況の影響

緩勾配区間で抽出したサンプルを対象に、WF ratio を目的変数、季節ごとの出水日数、最大・平水流量の比、河床勾配の 6 変数を説明変数とした重回帰分析の結果から、表 2-3 に示す 2 つのモデルが採用された。モデル 1 は「4－6 月の平均豊水流量を超えた日数」が正の影響に寄与、モデル 2 は「4－6 月の平均豊水流量を超えた日数」が正の影響に寄与、「7－9 月の平均豊水流量を超えた日数」が負の影響に寄与する結果となった。

表 2-3 緩勾配区間（1/5000－1/500）におけるヤナギ林の割合を目的変数、季節毎の出水日数<sup>\*</sup>、最大流量/平水流量<sup>\*</sup>、河床勾配を説明変数としたステップワイズ法による重回帰分析の結果  
(n=36)

モデル	変数	標準化 偏回帰係数	モデルの有意性		
			Adj $r^2$	F	P
1	4－6月の平均豊水流量を超えた日数	0.784	0.601	44.736	<0.01
2	4－6月の平均豊水流量を超えた日数	0.607	0.639	26.696	<0.01
	7－9月の平均豊水流量を超えた日数	－ 0.284			

<sup>\*</sup>1991－2000 年の 10 ヶ年平均。

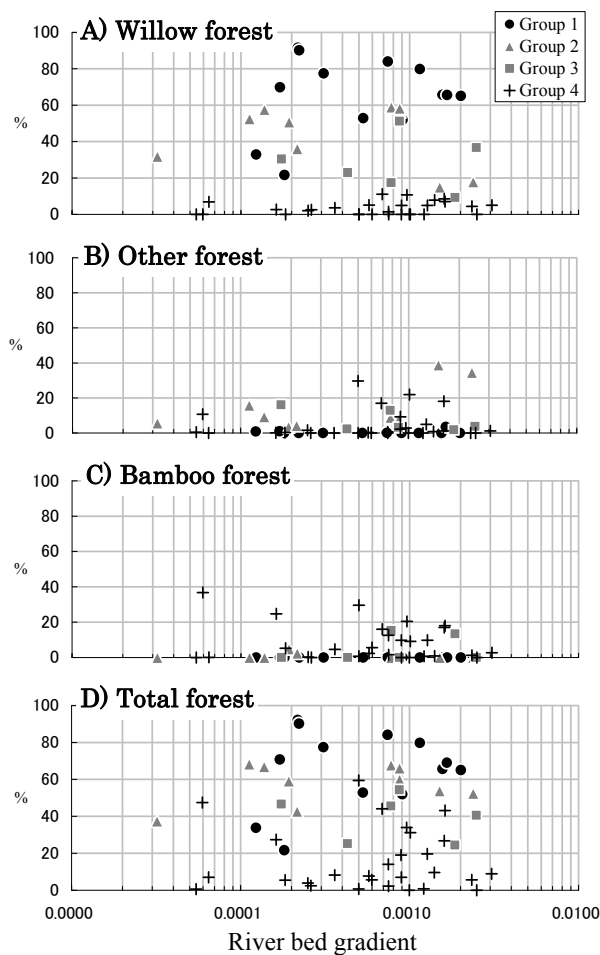


図 2-5 河床勾配と樹林化延長 (%) との関係

(A) ヤナギ林, (B) その他の樹林, (C) 竹林, (D) 全ての樹林 (竹林を含む). グループについては図 2-3 参照.

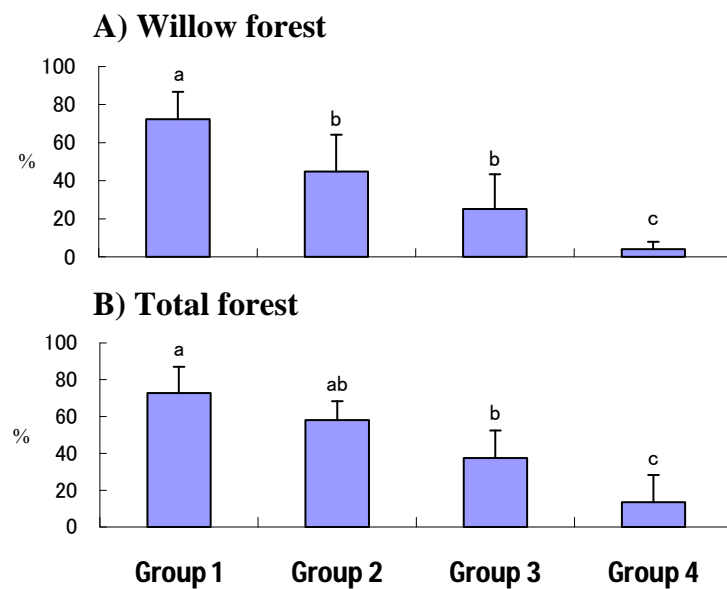


図 2-6 緩勾配区間 (1/5000-1/500) におけるグループごとの樹林化延長 (%) (mean + 1SD); (A) ヤナギ林, (B) 全ての樹林 (竹林を含む)

グループは図 2-3 参照. アルファベットの違いは統計的有意差があることを示す ( $p < 0.05$ , Scheffe's test).

## 2-1-4 考察

### (1) ヤナギ属植物の出現種構成の地域性

河川水辺の国勢調査の確認種リストからヤナギ属植物を抽出した結果、その特徴は、およそグループ 1 の種群、グループ 3 と 4 の種群、そして両者の種群がみられるグループ 2 というように、3 つに区分される傾向であった (表 2-2)。

一般に、日本の樹林帯の分布は、南方では低地から高地まで常緑広葉樹林となる垂直分布であるが、関東・中部あたりでは低地から高地に向かって常緑広葉樹林、落葉広葉樹林、常緑針葉樹林となり、そこから北方になるにつれ、低地へと落葉広葉樹林が広がるようになる等、水平分布も大きく異なってくる (宮脇 1977; 大沢 1993; 中静 2004)。そして北海道の黒松内低地帯より北側は、沿海州、サハリンを含む汎針広混交林帯とよばれ (館脇 1955)、東北とは明らかに異なる北方系の樹林帯となる (吉良ほか 1976; 沖津 2002)。また、Numata (1969) によると、日本の草地植生帯についても大きく 3 つ区分される。一つ目は北海道黒松内低地帯より北方の亜寒帯、二つ目は東北、北陸及び日本海側の中部、中国等の冷温帯及び日本海側、三つ目は前記以外の暖温帯である。

ヤナギ科植物について新山 (1989) は、日本列島や大陸に分布している種を整理し、サハリン、アムール、カムチャツカ、東シベリアにおけるヤナギ属植物として、タチヤナギ、ネコヤナギ、イヌコリヤナギ、エゾノキヌヤナギ、エゾヤナギ、オノエヤナギをあげている。これらは、表 2-2 と照らし合わせると、グループ 1 に類似することがわかる。そのようなヤナギ科植物の寒冷地への適応については、耐凍性の高さ (酒井 1982)、アラスカでは短い生長期間に適応するため種子の休眠性を獲得した種もあること (Densmore & Zasada 1983) 等が報告されている。石川 (1980, 1982)、Ishikawa (1983) は、北海道と東北の主要河川に分布するヤナギ林の組成を縦断的に調べている。これらの研究から、両地方では、蛇行帯、三角州河川に発達するヤナギ林の組成が類似し (石川 1982)、さらにオノエヤナギ、エゾノキヌヤナギは河床勾配と関係なく上流から下流まで分布していること (Ishikawa 1983) を指摘している。これらは、グループ 1、2 でエゾノキヌヤナギ、オノエヤナギが共通してみられることと合致する (表 2-2)。

これらのことから、日本の低地帯河畔におけるヤナギ属植物の種群の地域性については、樹林帯の分布と類似すること、さらには草地植生帯ともある程度類似することから、大きくは気候帯の違いにより特徴づけられると考えられる。したがって、北海道に分布するエゾノキヌヤナギーオノエヤナギ群集 (*Salicetum pet-susu-sachalinensis*) (奥田 1990) 等の北方系の種群となるグループ 1、東南北部以南に分布するジャヤナギーアカメヤナギ群集 (*Salicetum eriocarpo-chaenomeloidis*) (奥田 1990) 等の南方系の種群となるグループ 3、4、そしてグループ 2 は北方系の種群から南方系の種群への移行帯となるような、両者がみられる種群になっていたと考えられる (表 2-2)。

### (2) ヤナギ林の樹林化状況の地域性

ヤナギ属植物の種群と季節ごとの出水日数を加味した場合には、わが国のヤナギ林はおおよそ 4 つに区分された (図 2-3)。これらは、WF ratio が多い順に、グループ 1 で 72 %、

グループ 2 で 45 %, グループ 3 で 25 %, グループ 4 で 4 %となった。ただし、グループ 2 と 3 との間では統計的な有意差はみられなかった。最も WF ratio の多いグループ 1 では顕著な融雪出水がある、最も WF ratio の少ないグループ 4 では、他のグループに比べ、融雪出水がほとんどみられないことが特徴であった。特に、ヤナギ属植物の種群が類似するグループ 3 と 4 との間における WF ratio の違いから、出水タイプの違いによる影響が大きいと考えられる。なお、今回の結果からは、ヤナギ林の分布が多いといわれているグループ 2 (例えば、石川 1982) と、グループ 3 との間に統計的な有意差はみられなかった(図 2-6A)。これについては、クラスターの分岐状況を見ると(図 2-3A)、結合距離 10 付近で区分されている等、実際に他のグループ間の違いほど、WF ratio の違いは大きくないことも想定される。今後は、サンプル河川数を増やし、グループ 2、3 の違い等を精査する必要がある。

WF ratio を助長する流況は、4-6 月の出水日数が正の影響、7-9 月の出水日数が負の影響となっていた(表 2-3)。同時に、WF ratio を抑制する流況として最大・平水流量の比が採用されなかった(表 2-3)。このことは、出水の規模よりも、出水の頻度、継続日数の影響が大きいことを示唆している。また、河道内の攪乱作用が小さな緩勾配区間では、ある程度大きな樹木群であれば出水時に冠水しても破壊され流出することは少ないと考えられる(傳甫ほか 2006)。したがって、夏季の出水の多さは、定着直後の実生流出等といった稚樹段階での影響が大きいものと思われる(新山 1995; 長坂 1996)。

ヤナギ属植物の定着には、種子散布の時期に裸地や土砂堆積地といったセーフサイトが形成されていることが重要となる。戸澤ほか(2003)は、オノエヤナギ、タチヤナギの種子を使用した試験から、次のような風散布種子の指向性仮説を報告している。両種の種子の綿毛は、湿った砂や水に一旦着地すると、綿毛が湿り送風によっても再移動することはなかったことから、種子発芽に不適な乾燥した場所を回避し、水分の豊富な発芽に好適な場所を選択する機能をもつことである。さらに、綿毛に包まれていることにより、種子の吸水が遅れ、一旦水面に散布された種子が岸にたどりつくまでに発芽してしまうのを防いでいることである。また、グループ 1 に多くみられる北方系のヤナギ属植物については、微地形と稚樹の出現との関係(Niiyama 1990)、土壌水分と発芽特性(柳井・菊沢 1991; 長坂ほか 1994)、稚樹の冠水耐性(Ishikawa 1994; 長坂ほか 1994; 森田ほか 2001)に関する研究等が行われており、おおよそ現状の河畔の種分布と一致することが報告されている。このようなことから、種子散布時期に継続日数の長い出水が発生するグループ 1、2 では、種子の寿命が短いヤナギ属植物(Niiyama 1990; Van Splunder 1995)にとって好適なセーフサイトが形成されやすく、風による 1 次散布、流水による 2 次散布、それらと種子の指向的選択により定着に有利となる(戸澤ほか 2003)。そうして定着した稚樹は、夏の出水が少ない流況であるため生存することができる。その後、成林してそれらも種子供給源として機能していくことが考えられる。また、グループ 1 がグループ 2 に比べ WF ratio が多いことについては、融雪出水の継続日数が長いこと(図 2-4)により、セーフサイトの形成、流水による種子散布が助長されやすいことが一因と思われる。

このように、ヤナギ属植物の分布は、出水タイプとの関係が重要であるため、融雪出水の長い積雪寒冷地ほど顕著となる。これに対し、融雪出水がない、特にグループ 4 では、グループ 1 の河岸でヤナギ属植物の分布するところに、それらほど顕著ではないものの、その他の樹林、竹林が分布していた(図 2-5, 図 2-6)。また、融雪出水がない地域の河川

環境情報図では、河岸から離れたところにまとまった樹林が分布している河川も多くみられた。これらのことは、融雪出水がない地域の河岸では、ヤナギ属植物のセーフサイトが相対的に少なく、出水タイプに強く依存しない樹種のセーフサイトが相対的に多いこと、また、攪乱に依存しない竹林のようなタイプは地下茎の伸長といった繁殖形態の違いがあること等を示唆していると考えられる。したがって、TF ratio については、融雪出水の長い地域では TF ratio がおよそ WF ratio となる等、TF ratio が大きくなっていたと考えられる（図 2-6）。そして、融雪出水がない地域では、出水タイプに強く依存しない樹種が相対的に多くなるため、融雪出水の長い地域の河岸のヤナギ属植物ほど短い期間で分布を拡大できていないものと考えられる。つまり、ヤナギ属植物の定着が助長されやすいか否かが TF ratio に大きく影響していたと考えられる。このことは同時に、人為改変後の低地における河畔林の再生にとって、ヤナギ属植物が重要な役割を担ってきたとも考えられる。

本研究では、樹林化割合を河岸延長に占める樹林化延長とした。今後は、河川環境情報図の植生図について GIS でのデータベース化が進むと、河畔林の分布量の比較等が容易かつ高精度になると思われる。ヤナギ属植物の出現種構成、樹林化状況の地域性については、日本の南方系のヤナギ属植物に関する種子散布のフェノロジー、発芽特性、冠水耐性、埋没耐性等の研究が進むにつれ、種の特性からみた具体的な解釈が可能になると思われる。加えて、今回は河川のサンプル上、南北方向の特性を見出した結果となったが、北海道、東北においても日本海側、太平洋側とでは積雪量が異なるため、融雪出水の形態、樹林化状況に違いがある可能性もあり、こうした検討の進展も必要と考えられる。

他方、今回は、流況に着目した資料調査からのアプローチであり、今後は別な視点からの研究も必要と思われる。例えば、グループ 1, 2 における WF ratio の違いには、出水タイプ以外の影響も考えられる。なぜなら、両者では、気候帯の違いにより樹林帯、草地植生帯が異なること、さらに、WF ratio では違いがあった（図 2-6A）ものの、グループ 1 以外では OF ratio, BF ratio が増え、TF ratio では違いがみられないこと（図 2-6B）である。WF ratio と TF ratio については、グループ 2 において、グループ 1 でヤナギ林が分布しているところに、既に他の樹林が分布していた、あるいはヤナギ林から遷移したことも考えられる。これには、土地開発からの経過時間の違い等の影響も想定される。また、木本植物については、緯度の上昇にともなう気候傾度の変化に伴い、種数が少なくなること（Gentry 1988; 大畠 1988,1990; Currie 1991; O'Brien 1993; Ohlemüller & Wilson 2000）、多様性が低くなること（Pianka 1966; Takyu et al. 2005）等が指摘されており、このような気候帯に特徴づけられる樹林帯の違いが及ぼす何らかの影響等も想定される。

以上のように、本節では、日本のヤナギ属植物の出現種構成に着目した場合にはおよそ 3 つの地域性があり、出水タイプを加味した場合にはおよそ 4 つの地域性があることが明らかとなった。また、それら 4 つの地域間ではヤナギ林の樹林化状況が異なることが明らかとなった。そして、ヤナギ林の樹林化を助長する流況として、4-6 月の出水日数の多さ、7-9 月の出水日数の少なさ、これらの影響が大きいことが示唆された。このような地域特性は河畔林管理を考える上で重要な要素となる。



## 2-2 河道内における攪乱作用と河畔林の構造

### 2-2-1 研究概要

河道内の攪乱作用が異なると維持される河畔林も異なる。渓流域では、一般に低地帯に比べて自然環境が残されている場合が多いため、流水や土石移動による攪乱と、それらが林分構造に与える影響に関する研究が多く行われている（新谷 1971; 岡村 1976; Johnson et al. 1976; 東 1979; 柳井ほか 1981; Hupp & Osterkamp 1985; 長坂・新谷 1989; 岡村・中村 1989; 平井・沖津 1991; 崎尾 1995; 崎尾ほか 1995; 有賀ほか 1996; 進ほか 1999）。これらの研究の結果、渓流域の河道における攪乱作用は、河畔林を破壊する様相であり、それにより形成された裸地に、周辺からの種子散布で新たな溪畔林が出現することが把握されている（例えば、崎尾 2002）。

低地帯については、河道整備後に成立したヤナギ林を対象としたものであり（例えば、新山 2002）、これらヤナギ林等の縦断的な種組成に関する研究が多く行われている（石川 1980,1982; 新山 1987,1989,1995; 後藤 1988; Nilsson et al. 1989; 吉川 2001）。特に、低地帯の河道における攪乱作用と河畔林の分布や構造との関係については、扇状地等の上流を対象に冠水頻度や洪水の関係に着目した研究（例えば、清水ほか 1999a; 萱場 2000; 清水ほか 2000）、河道整備後の河畔林の拡大等に関する研究が行われている（例えば、Marston et al 1995; Miller et al 1995; 李ほか 1999; 清水ほか 1999b, 藤田ほか 2003）。

わが国における河畔林の拡大等の研究例について、李ほか（1999）、藤田ほか（2003）は、多摩川における植生変化より、河原におけるパイオニア的な草本植物の定着（カワラノギク、ツルヨシ（*Phragmites japonica*）、ススキ等）が生じ、そこに細粒土砂が堆積し、その後一定期間に攪乱が発生しないと安定植生域の拡大として樹林化が生じることを指摘している。しかしながら、扇状地より下流の自然堤防帯等を含めた研究は少ない。

本節では、低地帯の河川を対象に、河道区分の異なる砂州上のヤナギ林の地形、土砂堆積状況、樹林の分布や構造を調査し、河道内の攪乱作用と河畔林の構造との関係を把握し、扇状地河道、自然堤防帯におけるの河畔林の成立状況について考察した。

河道区分については、扇状地、自然堤防帯、デルタ等の地形的な区分（鈴木 2000）、縦断方向の河道特性（地形的な区分に加え、河床材料、横断形状、河床勾配等を考慮）に着目した河道セグメント区分（山本 1994、国土技術研究センター編 2002）等がある。セグメント区分では、概ね、扇状地がセグメント 1、自然堤防帯がセグメント 2、デルタがセグメント 3 となり、セグメント 2 は礫床河川の場合セグメント 2-1、砂床河川の場合セグメント 2-2 となる。改変後の現況河道においては、法線がおおよそ直線形となっているため、地形区分が把握し難い状況にある。また、セグメント区分では、緩勾配であるが河床材料が粗粒化している場合等には地形区分と異なることも想定される。このようなことを踏まえ、本節においては、大正時代の地形図をもとに、鈴木（2000）を参考に地形的な河川区分を行った。

## 2-2-2 材料と方法

### (1) 対象河川の概要

対象河川は、上川盆地を流れる石狩川と支流の忠別川、美瑛川、名寄盆地及び美深盆地等を流れる天塩川と支流の名寄川である（図 2-7、表 2-4）。

石狩川は、北海道中央部石狩山地の石狩岳に源を発し、谷底平野を流れ上川盆地に到達する。その後、忠別川、美瑛川等と合流し、神居古潭の狭窄部を西流して石狩平野へと流れる。上川盆地では、石狩川と忠別川の明瞭な扇状地が形成されている。扇端部では、数河川が合流するとともに、神居古潭狭窄部が局部的侵食基準面となり、旭川市街の位置する平地が形成されたと考えられる。

天塩川は、北海道北東部北見山地の天塩岳に源を発し、谷底平野を流れ名寄盆地に到達して、名寄川と合流する。その後、美深盆地を北流、中川山地狭窄部を西流して中川盆地へと到達する。天塩川では士別台地北端に押出されるような形で扇状地が形成されている。名寄盆地では、智恵文台地、智北台地の狭窄部が局部的侵食基準面となり、現在の名寄市街が位置する平地が形成されたと考えられる。中川盆地では、谷底幅が広くなり蛇行が顕著になる。

なお、対象河川周辺の表層地質は、主に第四紀の未固結堆積物で構成されている（国土庁土地局 1977,1979）。

表 2-4 対象河川の流域面積，流路延長

水系	河川	流域面積 (km <sup>2</sup> )	流路延長 (km)
石狩川	石狩川（上流）*	34,496	119
	忠別川	1,063	59
	美瑛川	718	68
天塩川	天塩川（上流）*	4,192	209
	名寄川	743	64

\*対象範囲の値

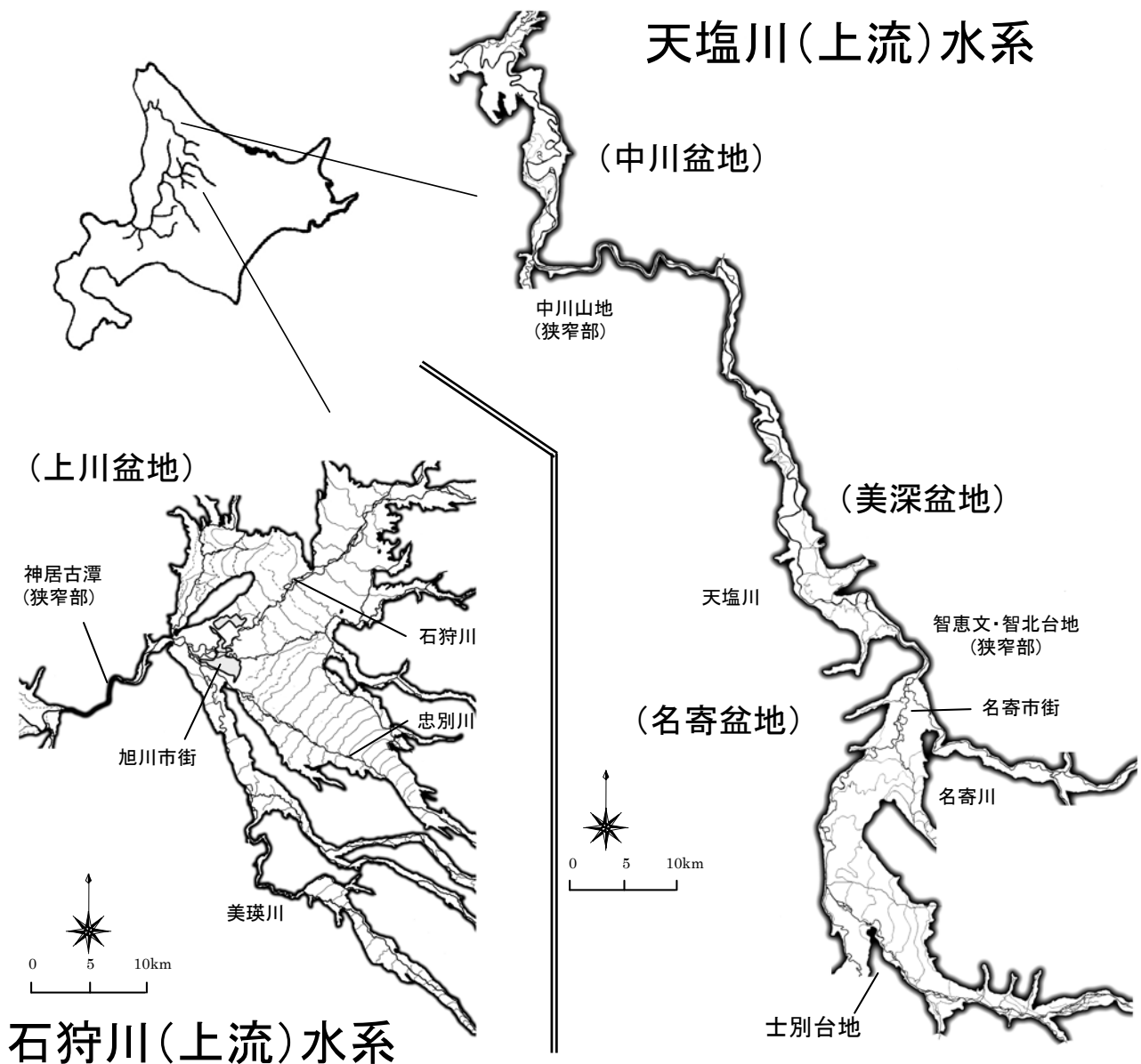


図 2-7 研究対象とした石狩川上流，天塩川上流の低地帯

等高線は，大正時代の地形図に記載されている主曲線，補助曲線より作成した。ただし，広域的に図郭をつなげているため盆地箇所によって異なる等高線間隔（地形図記載情報の精度の違い）に留意。等高線間隔は，天塩川（上流）水系については，中川盆地，美深盆地が 20 m，名寄盆地が 5 m，士別台地付近が 10 m 間隔。石狩川（上流）水系については石狩川，忠別川の扇状地を表現できるように実線 10 m 間隔，破線 5 m 間隔で記載。

## (2) 河道の簡易的な区分

北海道は、1886 年（明治 19 年）に北海道庁が設置されて殖民地選定事業が始まり、1902 年（明治 42 年）に第 1 期北海道拓殖計画が閣議決定される等、地形改変の歴史が浅い。河川整備が本格化したのは北海道開発局が設置された 1951 年（昭和 26 年）以降である。北海道総合開発第 1 次 5 ヶ年計画（1952－1956 年）、北海道総合開発第 2 次 5 ヶ年計画（1958－1962 年）では、資源開発、産業の振興を目的に、電源開発、港湾、河川等の整備が行われ、第 2 期総合開発計画（1963－1970 年）、第 3 期総合開発計画（1971－1977 年）では、産業構造の高度化、高生産・高福祉社会の建設等を目的とした開発が行われた（北海道開発局 1980,1989）。このように、河川整備は 1952 年以降から 1962 年頃に旺盛に行われており、それ以前の地形図であれば、大規模に人為が入る前の河道平面形状を概ね把握することができる。

このため、国土地理院の 1916－1923 年（大正時代）の地形図（5 万分の 1）を使用して、河道平面形状から河道を区分した。河道区分は、後述するように、鈴木（2000）を参考に、平坦部、狭窄部にわけ、平坦部では、網状河道、S 字蛇行河道、狭窄部前不規則蛇行河道、偏流型河道、狭窄部では、生育蛇行河道、掘削蛇行河道とした（図 2-9）。

河道区分毎の概況把握にあたっては、「大正時代の河床勾配」「現在の河床勾配」「年総流量」「豊水流量と平水流量との差」「河床低下量」に着目した。

「現在の河床勾配」は次のように算出した。まず、大正時代の地形図を用いて行った河道区分の範囲を現在の地形図に重ねあわせた。そして、河川管理者が経年的に作成している測量横断面図から、重ねあわせた河道区分の上・下流端の最深河床高を求め、両者の高低差を現在の河道延長で除したものとした。

「大正時代の河床勾配」は、河床高のデータがないため、「現在の河床勾配」の算出で使用した最深河床高の高低差を、大正時代の河道延長で除したものとした。これについては、現況の河床高は改修後の経年変化等が区間全体に均一に生じていないため、正確な状況とはいえず、参考値であることに留意が必要である。

「年総流量」は川の規模、「豊水流量と平水流量との差」は水位増減度合いの指標と考え、区分した河道の近隣に設置されている観測所（国土交通省水文水質データベース）のデータを使用した。そして、1989－1998 年において年毎に算出し、10 ヶ年の平均とした。

「短縮率」は河道整備の度合いと考え、現在の河道延長を大正時代の河道延長で除したものとした。なお、網状河道や狭窄部前不規則蛇行河道といった分岐流路がみられる河道については、分岐流路を含む大正時代の総流路延長で除したものとした。

「河床低下量」は、1995－2001 年（平成年代）と 1968－1976 年（美瑛川では一部 1967 年、名寄川は 1982 年）の最深河床高の差の平均とした。1968 年以降の横断面を使用したのは、河道掘削や砂利採取の影響を極力回避するためである。これは、1952 年以降から 1962 年頃に現在の河道の大枠が整備されたこと、1956 年に砂利採取法が制定され、1958 年には河川法が改正され砂利採取が規制されたこと、さらに 1968 年には砂利採取の規制を一層強化する新砂利採取法が制定されことを考慮したためである。また、算出にあたっては、1968－2001 年に河道掘削が行われた箇所は除外した。

### (3) 各河道タイプの特徴

#### 1) 平坦部で見られる主な河道

##### a) 網状河道タイプ (Braided channel)

かつての河道は、振幅の大きな蛇行をとまなう網状を呈し、数本に分岐・合流を繰り返していた。1917年の地形図では、合流した河道の水深は1.2–2.0 m程度、分岐した河道は0.4–0.6 m程度と浅く（地図記号より）、河床は平底を呈していたと考えられる。分岐した河道間隔の広いところでは、中島に広葉樹記号がみられ、樹林が成立していたことがわかる。

この河道の特徴は、図 2-8、表 2-5 に示すように、上流域に位置するため急勾配であること、規模（年総流量）や水位増減度合い（豊水流量と平水流量との差）が小さいこと、河道整備により河道が1本に統合され、整備後には河床低下が大きいことである。

##### b) 蛇行河道タイプ (Freely meandering channel)

この河道は、扇状地より下流に位置し、河岸に土砂を堆積して自然堤防を形成し、波長の大きなS字状の河道を形成する。1923年の地形図では河道沿いに広葉樹記号や家屋の記号がみられ、それらは自然堤防上に位置していたと考えられる（図 2-8、表 2-5）。

特徴は、中・下流域に位置するため、緩勾配であること、規模と水位増減度合いが大きいこと、河道整備によりショートカットされ、整備後には河床低下が中庸なことである。

##### c) 狭窄部前不規則蛇行河道タイプ (Irregularly meandering channel preceding a bottleneck gorge)

この河道は、網状河道やS字蛇行河道が狭窄部に流入する手前に形成される。狭窄部に規定されるように河床勾配が逡減されるため、河道はS字状や分岐・合流等が複合する不規則な形状を示す。このような河道を狭窄部前不規則蛇行河道と称した。

特徴は、河床勾配、規模、水位増減度合いが網状河道とS字蛇行河道の中庸であること、河道整備により直線化され、整備後には河床低下が中庸なことである。

##### d) 偏流型河道 (Channel with cutoffs on one side)

前記の網状河道、S字蛇行河道、狭窄部前規則蛇行河道のような顕著な蛇行がみられず、片側に偏流している河道を偏流型河道と称した。

特徴は、河床勾配は中庸で、規模と水位増減度合いが比較的小さいこと、氾濫原の土地利用等でもともと偏流していたため網状河道のように大きく平面形態が改変されていないこと、整備後には河床低下がやや大きいことである（図 2-8、表 2-5）。

#### 2) 狭窄部で見られる主な河道

##### a) 生育蛇行河道 (Ingrown meandering channel)

蛇行は丘陵地等に制約された形状を示し、水衝部には急斜面、水裏部には滑走斜面が発達している河道とした。この河道は、穿入蛇行河道のうち、軟岩地域であること、流送物質が多いこと、緩勾配であること、これらが揃うところで形成されやすいといわれている（鈴木 2000）。

特徴は、河床勾配が概ね緩勾配で、規模と水位増減度合いがS字蛇行河道と同様に大きいこと、狭窄部に位置することが多く河道は大きく改変されず、整備後には河床低下が小

さいことである (Fig. 5, Table 2).

b) 掘削蛇行河道 (Intrenched meandering channel)

蛇行は生育蛇行河道と同様に丘陵地等に制約された形状を示すが、露岩に制約されている河道とした。穿入蛇行河道のほとんどは生育蛇行河道となるが、硬岩地域である場合にはこの河道が保持されるといわれている (鈴木 2000)。

特徴は、生育蛇行河道と同様に狭窄部に位置することが多いため、顕著な河道整備は行われず、河床低下は小さいことである (図 2-8, 表 2-5)。

表 2-5 対象区間の河床勾配, 年総流量, 豊水流量と平水流量の差

河道区分	N	河床勾配 (大正時代)			河床勾配 (現在)			年総流量 * 10 <sup>6</sup> (m <sup>3</sup> )			豊水流量と平水流量 の差 * (m <sup>3</sup> /s)		
		Ave			Ave			Ave			Ave		
		Min	—	Max	Min	—	Max	Min	—	Max	Min	—	Max
網状河道 Braided channel	6	1/125			1/120			842			12		
		1/280 — 1/70			1/240 — 1/70			218 — 1750			2 — 26		
蛇行河道 Freely meandering channel	3	1/1200			1/980			4040			66		
		1/2940 — 1/750			1/1750 — 1/620			2472 — 5609			35 — 99		
狭窄前不規則蛇行河道 Irregularly meandering channel preceding a bottleneck gorge	7	1/400			1/350			1690			26		
		1/1790 — 1/140			1/1430 — 1/130			218 — 4655			2 — 77		
偏流型河道 Channel with cutoffs on one side	2	1/390			1/370			766			12		
		1/570 — 1/290			1/520 — 1/280			725 — 807			10 — 14		
生育蛇行河道 Ingrown meandering channel	5	1/550			1/550			3830			62		
		1/1250 — 1/220			1/1250 — 1/220			725 — 5609			10 — 99		
掘削蛇行河道 Intrenched meandering channel	2	1/230			1/230			2250			33		
		1/250 — 1/220			1/250 — 1/220			377 — 4114			7 — 60		

\*10 力年平均 (1989—1998 年)

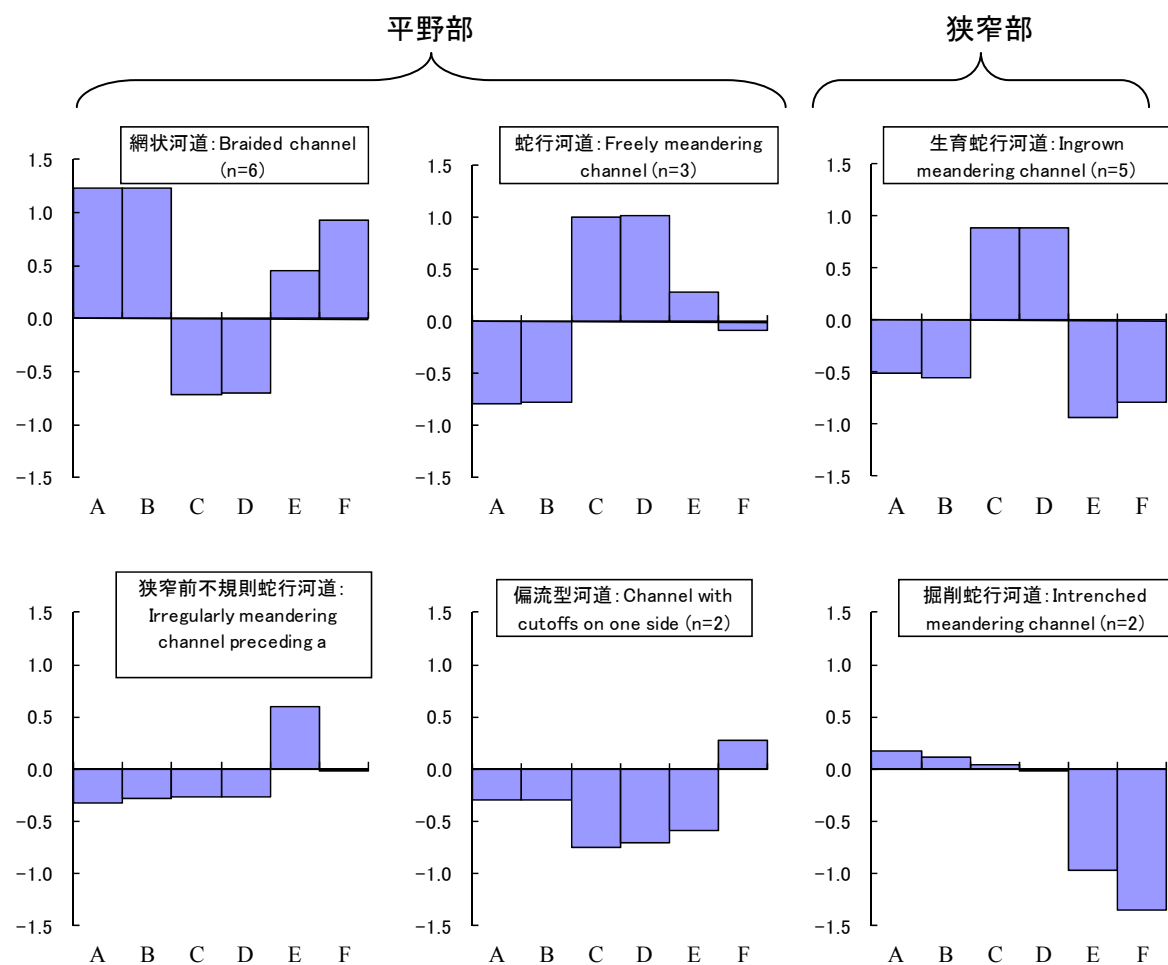
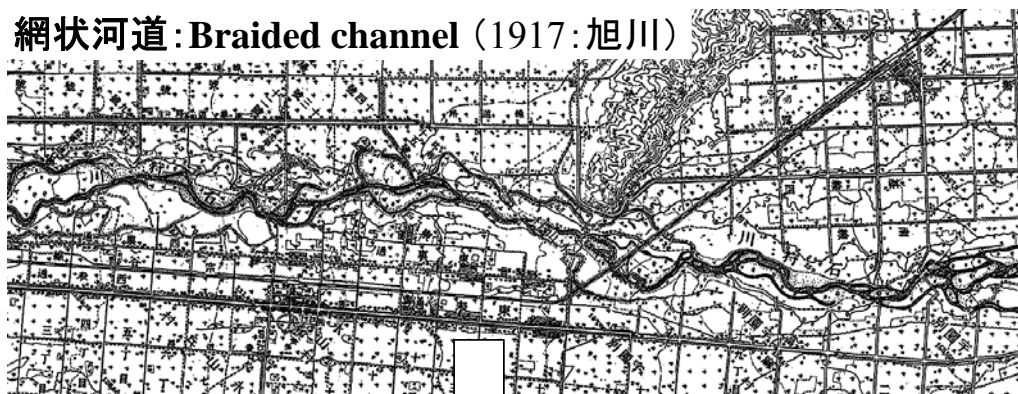


図 2-8 河道タイプ毎の概況

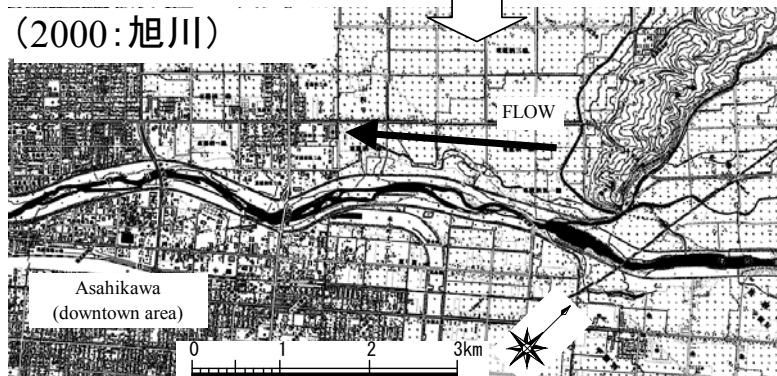
棒グラフは相対的な傾向把握のため、項目毎に標準化データを使用：A,大正時代の河床勾配 B,現在の河床勾配 C,年総流量 D,水位増減度合い（豊水流量と平水流量の差） E,短縮率 F,河床低下 n,サンプル数



## 網状河道: Braided channel (1917: 旭川)



(2000: 旭川)

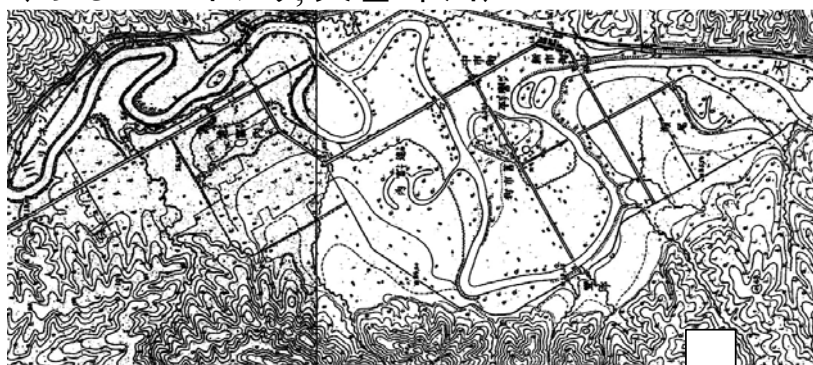


(2002)

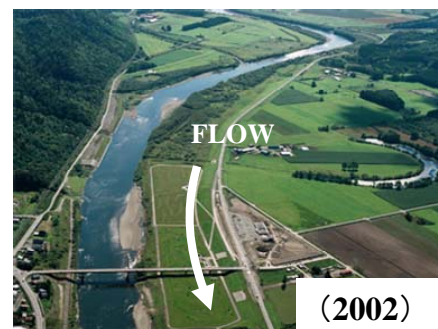
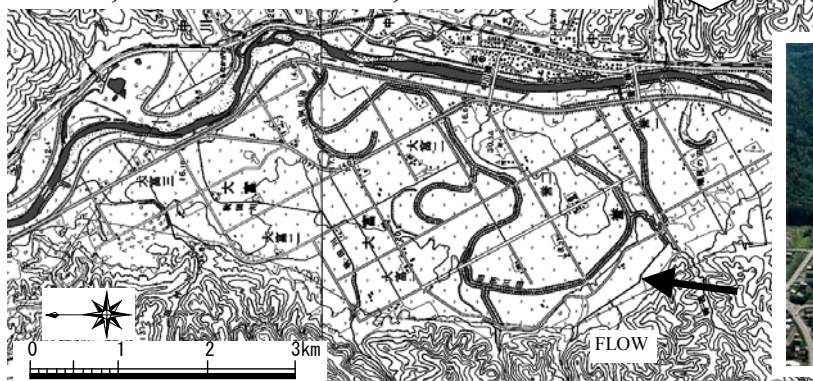


## 蛇行河道: Freely meandering channel channel

(1923: ピンネシリ, 天塩-中川)



(1991, 1923: ピンネシリ, 天塩-中川)



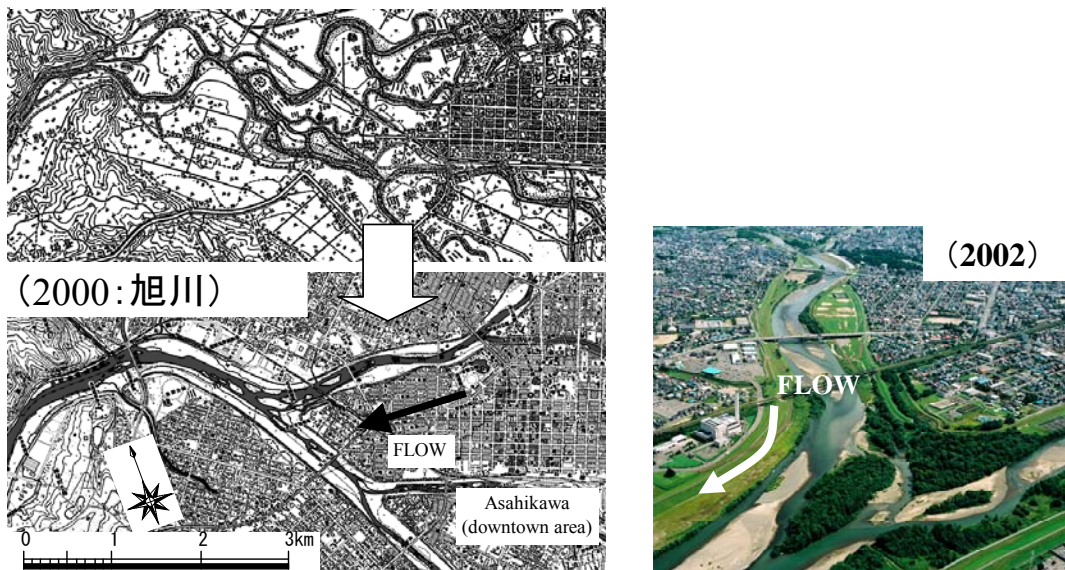
(2002)

図 2-9 (1) (上) 網状河道タイプ, (下) 蛇行河道タイプ

西暦は、地形図の場合は調査/修正年, 斜め写真は撮影年を示す



**狭窄前不規則蛇行河道: Irregularly meandering channel preceding a bottleneck gorge (1917: 旭川)**



**偏流型河道: Channel with cutoffs on one side (1916, 1917: 美瑛, 旭川)**

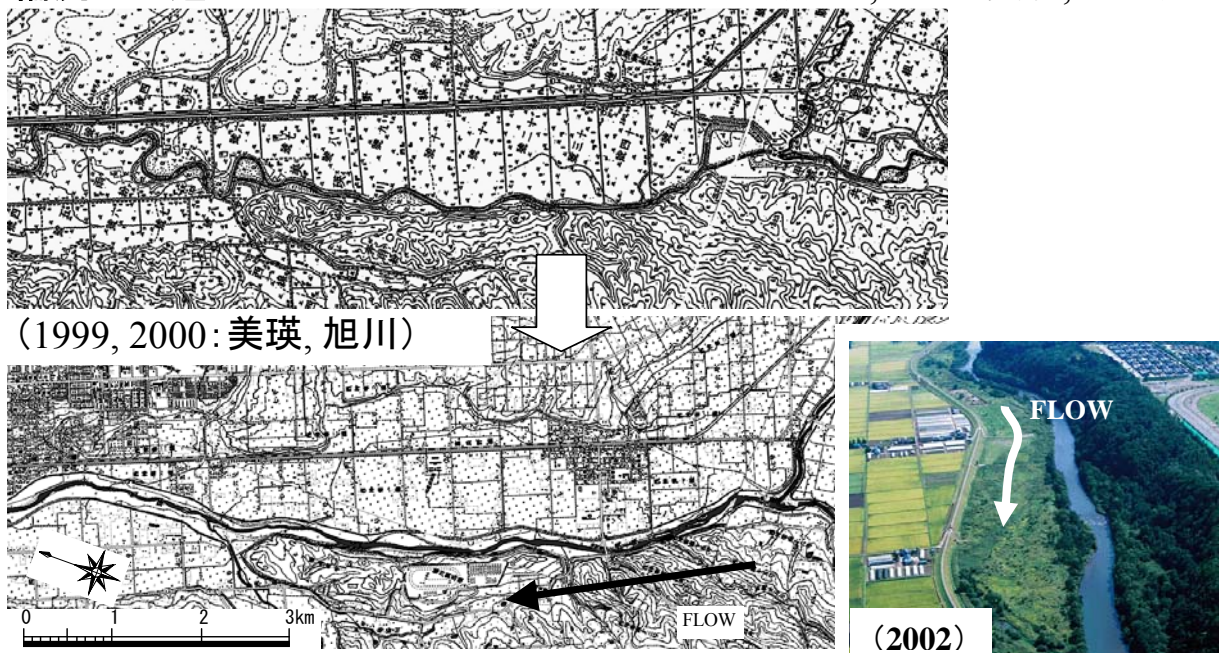
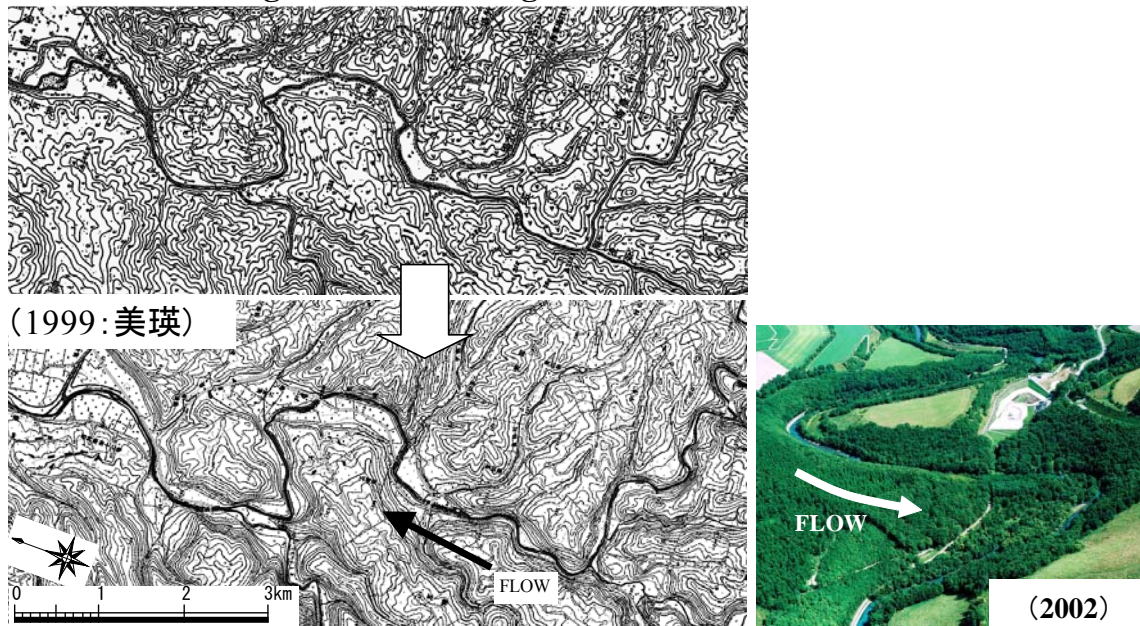


図 2-9 (2) (上) 狭窄部前不規則蛇行河道タイプ, (下) 偏流型河道タイプ

西暦は、地形図の場合は調査/修正年, 斜め写真は撮影年を示す



**生育蛇行河道: Ingrown meandering channel (1916: 美瑛)**



**掘削蛇行河道: Intrenched meandering channel (1916, 1917: 深川, 旭川)**

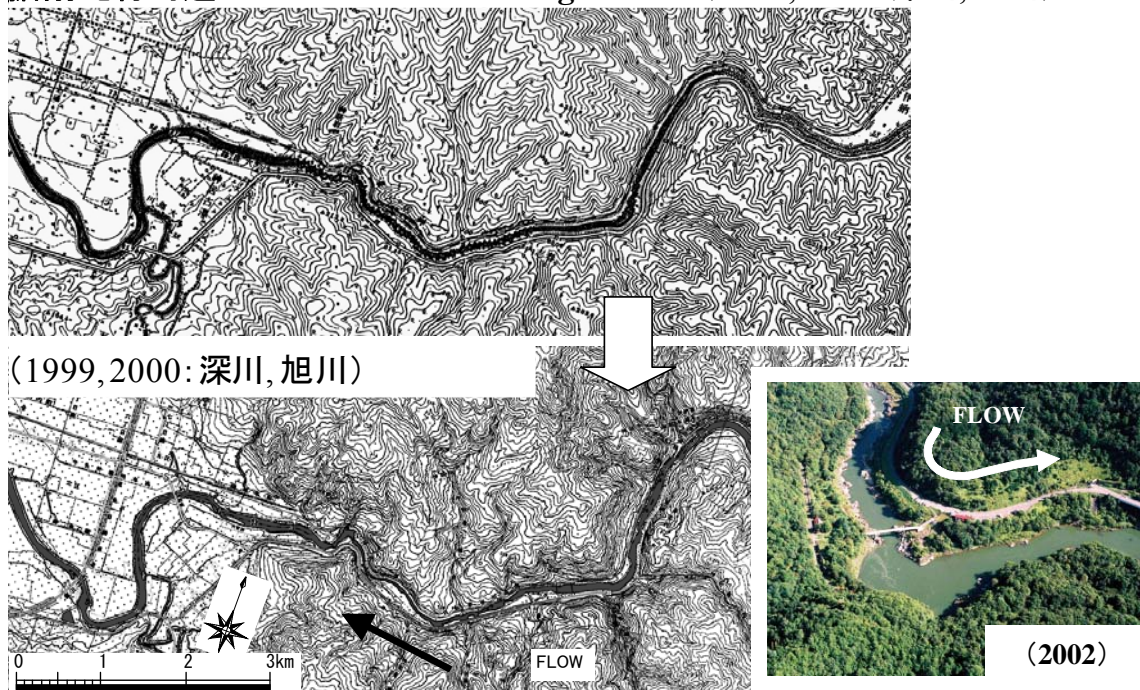


図 2-9 (3) (上) 生育蛇行河道タイプ, (下) 掘削蛇行河道タイプ

西暦は、地形図の場合は調査/修正年, 斜め写真は撮影年を示す

#### (4) 現地調査の方法

現地調査は、河道に直交する幅 5 m のベルトを設置して、毎木調査、微地形調査、堆積土砂調査を行った。毎木調査は、ベルト内に分布する樹高 1.5 m 以上の木本類を対象に、樹種、DBH（胸高直径）、平面位置を計測した。微地形調査は、ベルト内の横断測量を行った。堆積土砂調査は、後述のように、冠水時における細粒分の堆積状況を流況の指標と考えたため、礫層より上の砂分を堆積土砂として、その堆積厚を計測した。調査位置は、微地形調査で把握した堆積地（最高地付近）等で実施し、深度 1 m まで掘削して土砂の堆積厚を計測した。ただし、深度 1 m までに礫層が出現した場合にはそこまでとした。

調査地は、前記の河道区分ごとに、ある程度まとまった河畔林が数箇所ずつ含まれるように設置した。また、流水の攪乱作用との関係を把握するため、比高の大きな高水敷ではなく、河岸付近の土砂堆積地に成立している河畔林を対象とし、堆積地及び堆積地上の樹林の横断幅が 15 m 以上の箇所（オノエヤナギ等のヤナギ林の到達樹高相当分を考慮）とした。河道区分ごとの調査地点数は、S 字蛇行河道 3 地点、網状河道 14 地点、狭窄部前不規則蛇行河道 4 地点、偏流型河道 3 地点、生育蛇行河道 3 地点の計 27 地点となった（図 2-10）。調査は 2003 年（平成 15 年）7 月から 10 月に実施した。

#### (5) 解析方法

調査箇所について、図 2-11 に示すように、a: 微地形と水位、b: 樹木の平面位置、c: 土壌断面を整理した。そして、河畔林内においては、DBH 10cm 以上の樹木が生育し始める水際からの位置を起点に、そこから陸側の土砂堆積地上（高水敷の手前）までを解析範囲とした。これは、流水の攪乱作用の履歴として河畔林の分布や構造を把握するため、水際の幼木等に焦点をあてるのではなく、ある程度の履歴が蓄積された樹木を対象とするためである。

河道内の攪乱作用と河畔林との関係については、河畔林の分布や構造、微地形、土砂堆積状況という観点から、主成分分析により把握した。使用した変数は、河畔林の構造をあらわす「生立木密度（VN1）」、「最頻値 DBH（VN2）」、河畔林の分布をあらわす「DBH 10 cm 以上の樹木が出現し始める位置の融雪最大水位からの比高（VN3）」、「DBH 10 cm 以上の樹木が出現し始める位置の水際（平水時）からの距離（VN4）」、微地形をあらわす「水際（平水時）から堆積地（最高地）までの距離（VN5）」、土砂の堆積状況をあらわす「堆積地（最高地付近）の地表から礫層までの深さ（VN6）」とした。そして、これら 6 変数を変数ごとに標準化したものを用いた。主成分分析における第 i 番目における主成分得点（ $Z_i$ ）は次式による（田中・脇本 1983）。なお、解析には SPSS11 を使用した。

$$Z_i = \sum_{j=1}^p a_j VN_{ij}$$

$$\begin{pmatrix} VN_{11} & VN_{12} & \cdots & VN_{1j} \\ VN_{21} & VN_{22} & \cdots & VN_{2j} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ VN_{i1} & VN_{i2} & \cdots & VN_{ij} \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ \vdots \\ a_j \end{pmatrix} = \lambda \begin{pmatrix} a_1 \\ a_2 \\ \vdots \\ a_j \end{pmatrix}$$

$$CR_i = \lambda_i / \sum_{j=1}^p \lambda_j$$

ここに、左辺第 1 項が相関係数行列で、 $VN$  は変数 ( $i$  は河川,  $j$  は河川毎の変数の添え字),  $p$ : 変数の数,  $\lambda$ : 固有値,  $a$ : 固有ベクトル,  $CR_i$ : 第  $i$  成分の寄与率である。  $\lambda$  はラグランジェ未定乗数法による。

$VN3$  の比高については、平水時からではなく融雪最大水位からとした。この理由は次のとおりである。例えば、図 2-11 に示すように、平水時からの比高は S 字蛇行河道で大きく網状河道で小さいが、出水時には逆になる。このようなことから、流況の異なる河道の比較には冠水状況を指標にすること、すなわち、出水時の位置を基準にすることが適していると考えたためである。そして、積雪寒冷地である北海道においては、出水継続期間の長い融雪出水が必ず生じるため、それを基準と考えた。なお、S 字蛇行河道、網状河道において、 $VN3$  の比高が平水時、融雪時とで逆になることについては、流路形態が相対的に、前者が函型、後者が皿型であり流路周辺の水位増減状況が異なる等、横断形状（川幅水深比）による影響と考えられる。

$VN5$  について、堆積地の最高地の位置を使用した理由については、河岸付近や土砂堆積地の中央付近にそれが形成されている等（図 2-11）、土砂堆積の顕著な範囲をあらわす変数として適していると考えたためである。

$VN6$  を使用した理由については、出水時に砂分等を捕捉・堆積するか否かという、冠水時の流況をあらわす変数として適していると考えたためである。

変数の算出について、 $VN2$  は階級値 5 cm 間隔の頻度分布から算出した最頻値の中央値とした。これは、流水の攪乱作用が小さく安定しているヤナギ林であれば太い階級値でピークに、攪乱作用が大きく不安定であれば細い階級値でピークになる等、攪乱の強さや頻度をあらわしていると考えたためである。

融雪最大水位とは、各調査地点近隣の観測所から得られる 3-6 月の最大水位の 10 ヶ年平均（1989-1998 年）とし、調査時の水位の標高から整理した（図 2-11）。水際（平水時）とは、調査時の水際とした。これは、概ね平水時に調査を実施したことから流量の違いは少ないこと、少しの流量差があったとしても、図 2-11 に示すように、水際は局所的に切り立っていることから、水際からの距離に大きな違いはないと考えたためである。

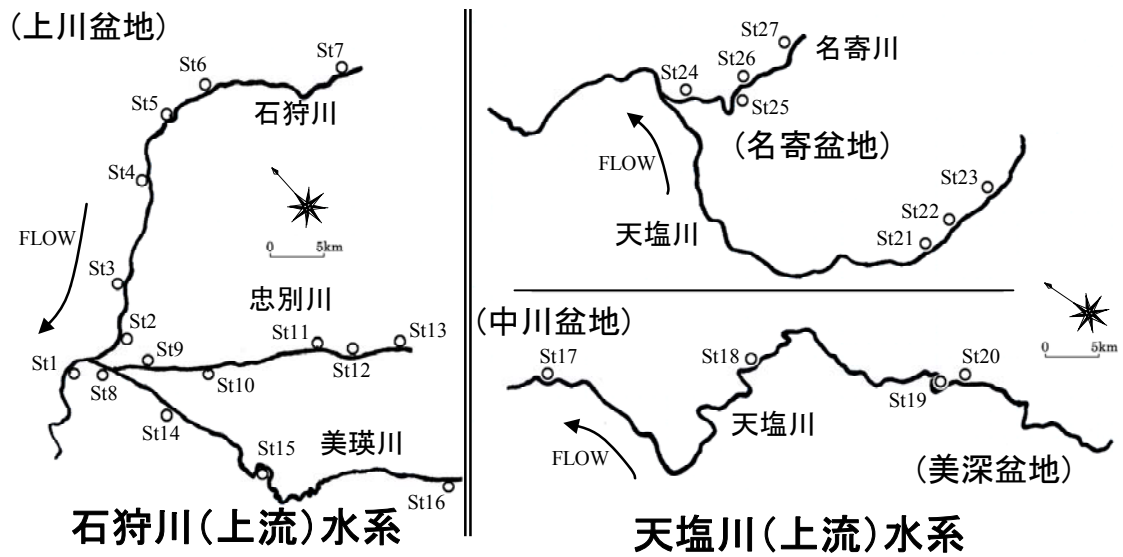


図 2-10 調査地

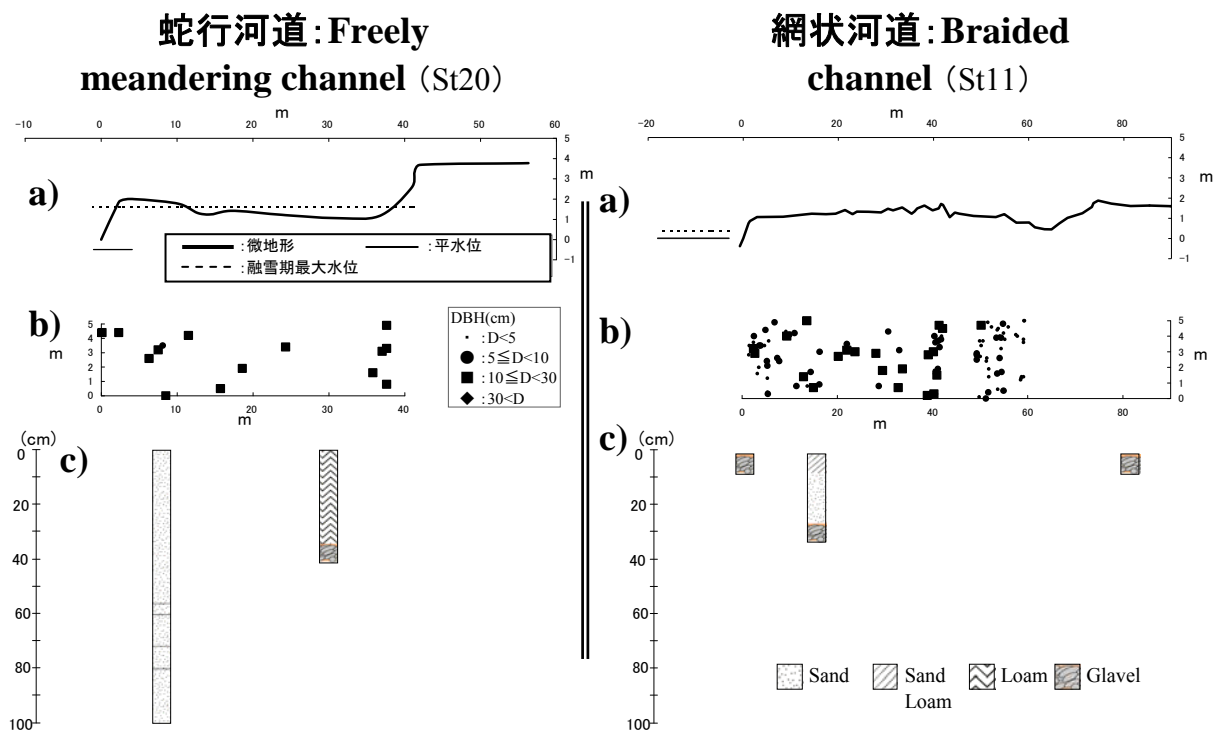


図 2-11 微地形調査，毎木調査，堆積土砂に関する調査結果の例.

A) 横断，B) 樹木分布の平面位置，C) 土壌断面

## 2-2-3 結果と考察

### (1) 現地調査の結果

調査した河畔林は、1) オノエヤナギ、エゾノキヌヤナギの優占する河畔林 16 地点、2) エゾヤナギの優占する河畔林 3 地点、3) ドロノキ (*Populus maximowiczii*)、オオバヤナギ (*Toisusu urbaniana*) の優占する河畔林 1 地点、4) ケヤマハンノキ (*Alnus hirsuta*) の優占する河畔林 6 地点、5) ケヤマハンノキ、ハルニレ、ヤチダモの混在する河畔林 1 地点であった (図 2-10)。河道区分毎には、次のようになっていた。

網状河道: 河畔林 1) ,2) ,3) ,4) がそれぞれ 6,2,1,5 地点

S 字蛇行河道: 河畔林 1) が 3 地点

狭窄部前不規則蛇行河道: 河畔林 1) ,2) が 3,1 地点

偏流型河道: 河畔林 1) ,4) が 2,1 地点

生育蛇行河道: 河畔林 1) ,5) が 2,1 地点

このように、網状河道ではケヤマハンノキの優占する河畔林も多くみられるものの、ほとんどがオノエヤナギ、エゾノキヌヤナギが優占するヤナギ林であった。また、5 つの河道の河畔林を概観すると、大径木で構成されている河畔林は少なく、全体的に小径木が高密度な状態であった (表 2-6)。

表 2-6 河道タイプ毎の、河畔林の分布・構造、微地形、土砂堆積の状況

河道区分	N	生立木密度 (VN1; 本/100m <sup>2</sup> )	最頻値DBH (VN2; cm)	DBH 10 cm以上の 樹木が出現し始め る位置の融雪最大 水位からの比高 (VN3; m)	DBH 10 cm以上の 樹木が出現し始め る位置の水際(平 水時)からの距離 (VN4; m)	水際(平水時)から 堆積地(最高地)ま での距離 (VN5; m)	堆積地(最高地付 近)の地表から礫 層までの深さ (VN6; m)
		Ave ± S.D	Ave ± S.D	Ave ± S.D	Ave ± S.D	Ave ± S.D	Ave ± S.D
		Min — Max	Min — Max	Min — Max	Min — Max	Min — Max	Min — Max
網状河道 Braided channel	14	51.8 ± 90.9	4.6 ± 2.6	0.28 ± 0.51	15.42 ± 15.61	28.61 ± 28.15	0.27 ± 0.32
		13.4 — 363.0	2.5 — 7.5	-0.79 — 0.79	0.10 — 52.80	2.00 — 79.30	0.00 — 1.00
蛇行河道Freely meandering channel	3	15.7 ± 16.5	10.8 ± 7.6	-0.93 ± 1.06	4.17 ± 6.03	5.43 ± 4.65	1.00 ± 0.00
		5.0 — 34.7	2.5 — 17.5	-1.62 — 0.28	0.10 — 11.10	1.60 — 10.60	1.00 — 1.00
狭窄部前不規則蛇行河道 Irregularly meandering channel preceding a bottleneck gorge	4	51.4 ± 34.5	5.0 ± 5.0	0.60 ± 0.33	10.33 ± 5.28	19.18 ± 9.61	0.58 ± 0.36
		19.0 — 83.4	2.5 — 12.5	0.25 — 1.04	5.00 — 15.40	8.40 — 30.20	0.26 — 1.00
偏流型河道 Channel with cutoffs on one side	3	17.3 ± 3.9	5.8 ± 5.8	-0.12 ± 0.39	15.00 ± 16.02	20.70 ± 14.21	0.43 ± 0.32
		12.9 — 19.8	2.5 — 12.5	-0.57 — 0.16	2.30 — 33.00	12.20 — 37.10	0.20 — 0.80
生育蛇行河道 Ingrown meandering channel	3	12.0 ± 3.9	17.5 ± 13.2	-0.43 ± 1.52	5.60 ± 2.79	12.63 ± 8.72	0.84 ± 0.28
		8.2 — 16.0	7.5 — 32.5	-2.13 — 0.80	3.30 — 8.70	3.20 — 20.40	0.52 — 1.00

\*最頻値 BHD (Mode DBH) は、階級値 5 cm の頻度分布より算定した最頻値を示す。

\*stand of D ≥ 10 cm は、胸高直径 10 cm 以上のものを意味する。



## (2) 河道内の攪乱作用と河畔林との関係

河道内の攪乱作用と河畔林との関係を把握する主成分分析の結果、表 2-7 に示すように、固有値 1 以上の第 2 主成分までの累積寄与率は 57.8% となった。第 1 主成分は、 $VN3$ ,  $VN4$ ,  $VN5$  と正の相関が高くなった。これらは、河畔林の分布、微地形（土砂堆積の顕著な範囲）を示す変数であることから、河道周辺の不安定な範囲、または攪乱の範囲を示し、正の方向になるとその範囲は広くなると考えられる。第 2 主成分は、 $VN1$  と負の相関、 $VN2$ ,  $VN6$  と正の相関が高くなった。これらは、河畔林の構造、土砂堆積状況（冠水時の流況）を示す変数であり、正の方向になると、土砂が捕捉・堆積される流況となる場所であること、相対的に  $DBH$  の大きな樹木が低密度で生育している状態であることを示している。すなわち、第 2 主成分は、河畔林の安定度、または攪乱の強度を示していると考えられる。

図 2-12 に示すのは主成分プロットである。これより、攪乱範囲、攪乱強度が小さく、河道から近い位置に安定した林分を維持する S 字蛇行河道（生育蛇行河道も類似）と、攪乱範囲が大きく、攪乱強度が中庸で、河道から離れた位置に中庸な安定度の林分を維持する網状河道とに大別されると考えられる。しかし、狭窄部前不規則蛇行河道や偏流型河道については、それらの中間付近に位置することから、顕著な傾向を把握することはできなかった。

攪乱作用の縦断的な傾向を把握するためには、出水下でもある程度大きな林分が成立可能か否かということが一つの目安となる。図 2-13 に示す「河床勾配」と  $VN3$  との関係から、網状河道の  $VN3$  はほとんどが融雪最大出水位下には分布していないが、S 字蛇行河道では融雪最大出水位下 1.5 m 程度にも分布していた。 $VN3$  が 0 m より小さくなるのは、河床勾配 1/500 程度より緩勾配なところとなった。山本（1994）も扇状地と自然堤防帯のセグメント区分の目安となる河床勾配は 1/400 程度と指摘していることから、河床勾配 1/500 程度を境に流水の攪乱強度が変化すると考えられる。したがって、S 字蛇行河道は攪乱作用の小さな流況、網状河道は攪乱作用の大きな流況と考えられる。

また、河道整備後の現地の特徴は、S 字蛇行河道は河岸付近に砂分、背後の低地にシルトや粘土分を堆積させている等、自然堤防の縮小版のような様相を呈していたこと、網状河道では副流路痕跡が顕著にみられたことである（図 2-11）。出水時の土砂堆積は河道付近に生じ易いことが報告されており（He & Walling 1997; Florsheim & Mount 2002）、なかでも S 字蛇行河道の土砂堆積については、平林・山本（1991）も 1/1000 程度の河床勾配区間では低水路の流れが乗り上げることによって同様な微地形が形成されることを指摘している。

これらのことから、S 字蛇行河道では、水位増減度合い（融雪最大水位と平水位との差）は大きいものの（図 2-8）、攪乱強度が小さい流況であるため、河道から近い位置に、相対的に安定した林分を持つ河畔林が維持されることが考えられる。また、図 2-12 において、バラツキは大きいものの生育蛇行河道が同様な傾向を示したことについては、S 字蛇行河道に近い流況であったためと考えられる（図 2-8,）。一方、網状河道では、水位増減度合いは小さいものの（図 2-8）、攪乱範囲が大きく攪乱強度が中庸な流況であるため、河道から離れた位置に、相対的に高密度で細く、やや不安定な林分を持つ河畔林を維持すると考えられる。これらを模式的に整理すると、蛇行河道タイプと網状河道タイプの河畔林の特徴は

図 2-15 のようになる。

網状河道については、河道整備による改変が大きく、整備後の経年変化に伴い河床低下が顕著となっていた（図 2-8）。そして、現在は河道から離れた位置に、やや不安定な林分を持つ河畔林が維持されていた。この河道は、融雪最大出水下では *DBH* 10cm 以上の樹木が分布し難い攪乱作用の大きな流況である（図 2-13）。しかし、砂州領域には上記のような河畔林が多くみられるようになってきている。このような、河道整備後の経年変化については、以下のように考えられる。

図 2-12 の主成分プロットを模式的にあらわすと、図 2-14b のようになる。網状河道等の急勾配区間における河畔林の拡大や安定化については、河床低下による出水時の冠水頻度の減少（李ほか 1999; 辻本 1999a）、ダム建設による冠水頻度の減少（Johnson 1994; 中村 1999; 辻本 1999b; Shafroth et al. 2002a; 高木・中村 2003）が報告されている。対象河川では、河道整備後の河床低下が顕著であり、さらに河道整備と同じような時期にダムが建設されている河川もある。これらを踏まえると、網状河道では河道整備に伴い、次のような変化が生じたと考えられる。

低水路内では、前記のように、河道が 1 本に統合され複列砂州状を呈することになった。その初期段階では、河床は平底を呈しており、洪水攪乱を受ける頻度は全域にわたって高かったと思われる。そのため、中州や寄州は、裸地、または不安定な河畔林が成立する状態で維持され、右下の象限にプロットされていたと考えられる（図 2-14a）。

その後、河床低下やダム建設等に伴い、河道付近と副流路付近以外への冠水頻度が減少したものと考えられる（図 2-11 参照）。また、複列砂州河道には低水護岸が多く施工されている。湯城ほか（2000）も報告しているように、低水護岸が流心を誘導することにより、深掘れが助長されたと考えられる。そのため、低水護岸対岸の砂州領域は相対的に比高が上昇したと考えられる。そして、砂州領域では、冠水頻度の減少、攪乱強度の低下が生じ、やや不安定な林分を持つ河畔林が形成されるようになったと考えられる（図 2-14b）。



表 2-7 河畔林の分布，構造，微地形に関する主成分分析による因子負荷量，固有値，寄与率

変数	主成分	
	1st	2nd
生立木密度(VN1)	-0.1314	-0.7321
最頻値DBH(VN2)	-0.2189	0.7007
DBH 10 cm以上の樹木が出現し始める位置の融雪最大水位からの比高(VN3)	0.6114	-0.0826
DBH 10 cm以上の樹木が出現し始める位置の水際(平水時)からの距離(VN4)	0.8079	-0.0916
水際(平水時)から堆積地(最高地)までの距離(VN5)	0.8750	-0.1446
堆積地(最高地付近)の地表から礫層までの深さ(VN6)	-0.3577	0.6476
固有値	1.985	1.482
寄与率(%)	33.086	24.705
累積寄与率(%)	33.086	57.791

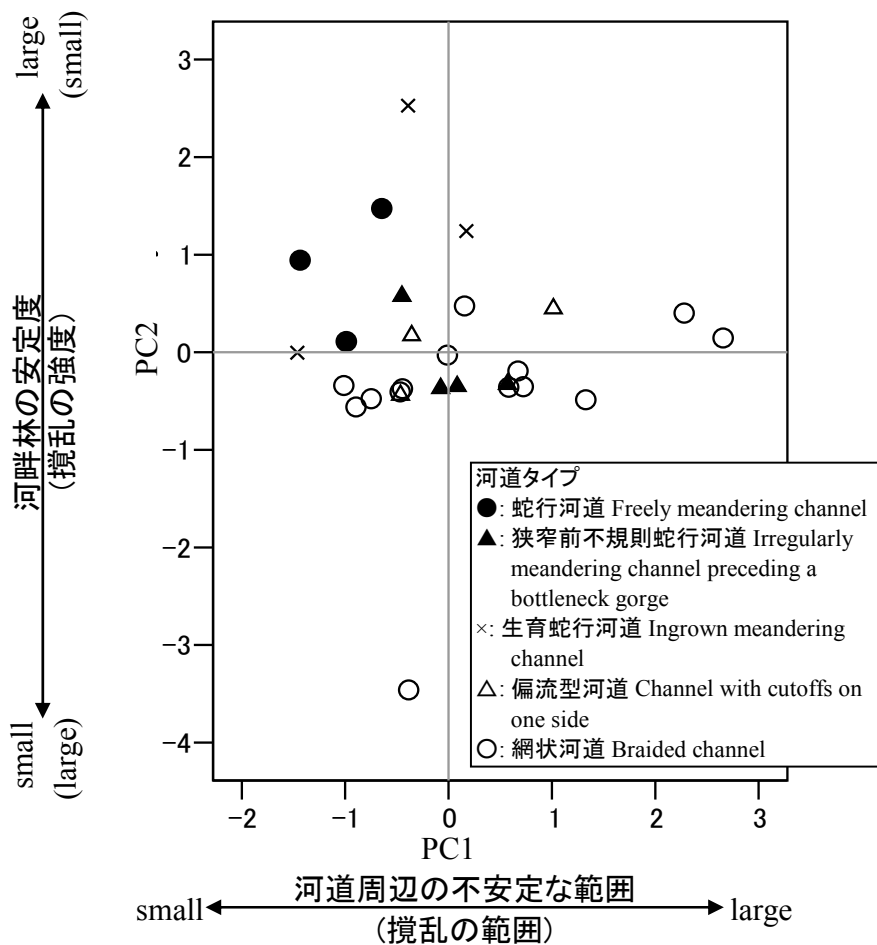
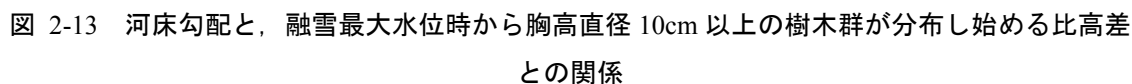


図 2-12 河畔林の分布，構造，微地形に関する主成分分析の第 1 軸，第 2 軸得点の散布図



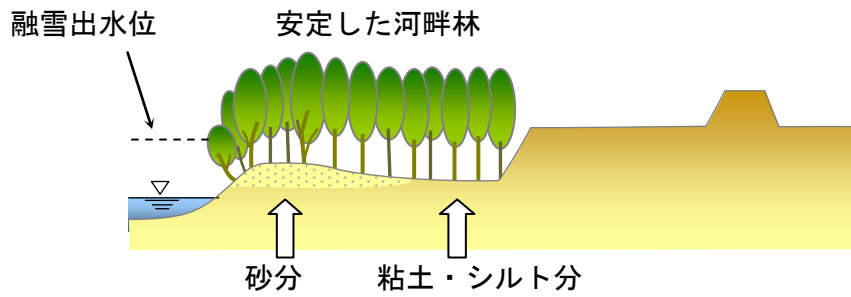
### a) 河道改修後の初期状態

### b) 現状



## 蛇行河道

### Freely meandering channel



## 網状河道

### Braided channel

やや不安定な河畔林

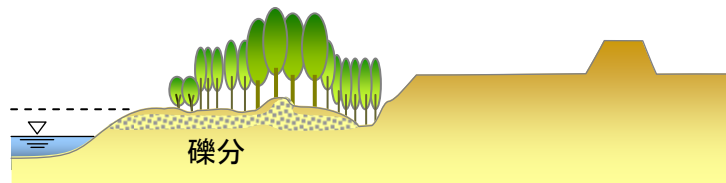


図 2-15 蛇行河道タイプと網状河道タイプの河畔林模式図

## 2-3 河畔林動態の特徴

### 2-3-1 研究概要

河畔林の動態は、河川生態系、河川景観と関連する。このため、河畔林管理の目標設定には、理想像と現状とを比較し、問題点を明確にする必要がある。

わが国の低地帯の河畔には、河道整備後に成立したヤナギ林が多くみられる(新山 2002)。ヤナギ林の成立は、融雪出水後に形成される裸地や堆積地等がその時期に種子散布するヤナギ科植物の好適な更新サイトとなる等(Walker et al. 1986; Niiyama 1990; 新山 1995; Van Splunder et al. 1995; 長坂 1996)、流況との関係が大きい(新山 1995; Nakamura & Inahara 2007)。そのため、北海道、東北では多くのヤナギ林が分布している(石川 1980,1982; Ishikawa 1983; 新山 1987,1995)。日本の低地帯主要河川の緩勾配区間(勾配 1/5,000—1/500)におけるヤナギ林の分布をみると、関東、四国、九州等の寡雪地帯では、河岸延長に占める河岸付近のヤナギ林が分布している延長の割合は 1 割未満なのに対し、北海道のそれは約 7 割となっている(傳甫ほか 2008)。こうしたヤナギ林は河川景観を構成する重要な要素である。

河道の地形学的特性は河畔林の分布や構造を特徴づける(Brinson 1990; Carbiener & Schnitzler 1990; Nakamura & Inahara 2007)。谷出口から下流には、扇状地、自然堤防帯、デルタというように河道地形が異なる。したがって、河畔林は、網状河道、蛇行河道など縦断的な河道の地形学的特性に応じた配列となり(Brinson 1990; Carbiener & Schnitzler 1990)、ヤナギ科植物、ニレ科植物等の分布は横断的な微地形によってもわかれている(Hupp & Osterkamp 1985; Blom & Voosenek 1996)。同じヤナギ属植物でも、洪水の季節性や土壌の不均一性により、稚樹段階での更新特性が異なることが報告されている(Niiyama 1990)。また、人為改変後には、河道の地形学的特性に応じた河川形態の変化が生じ、それに応じた植生の変化が報告されている(Friedman et al. 1998)。こうした河畔林の更新特性を踏まえると、かつての北海道低地帯にも河道の地形学的特性に応じた植生が分布していたと考えられ、管理目標を考えるに際し、潜在的な河畔林動態を把握しておく必要がある。

Wissmar & Beschta (1998) は、河畔生態系の再生において、最も重要なこととして、流域の歴史的な改変から得られる、かつての自然攪乱及び人為改変がもたらした河畔の機能や特性の変化について理解することを指摘している。こうした認識は、低地帯の河畔林管理を考えるうえで不可欠なことである。しかしながら、低地帯の河畔林では、歴史的かつ大規模に改変されたこともあり、こうした議論はほとんど行われていない。奥田(2000)は、潜在自然植生の研究が河川で行われてこなかった理由として、河畔植生はつねに洪水の影響を受けるため、それらは自然状態にあると考えられていることを指摘している。また、わが国における河畔林動態に関する研究は、主に、自然環境の保全されている渓流域(例えば、岡村・中村 1989; 進ほか 1999)、改変後にも流路変動が見られる扇状地(例えば、李ほか 1999, 藤田ほか 2003)で行われているが、自然堤防帯での研究は岡村ほか(2011)など僅かである。

本節では、北海道主要河川の自然堤防帯に着目し、河畔林動態の把握、現状と課題について考察することを目的とした。そのため、先ず、a) 文献レビューにより河畔林の動態に

ついて概説した上で、b) 河道の地形学的特性と河畔林との関係を把握した。次に、c) 自然堤防帯の河畔林の現状と課題について考察した。なお、b) においては、自然堤防帯における蛇行河道と河畔林との関係について、主に扇状地で形成される網状河道のそれと対比しながら理解した。

## 2-3-2 河畔林の動態に関する考察

### (1) 林冠構成種の変化

一般に森林は、気候的条件、土地的条件、攪乱体制等に支配され、そこに適した林種が成立する（石塚 1977; 中静 2004）。攪乱は、森林構造の決定に重要な役割を担っている（White 1979; 中静・山本 1987; 中静 2004）。河畔林の場合、流水の攪乱に伴い、周期的に遷移初期に戻されること（Décamps et al. 1988; Swanson et al. 1998）、成熟期間の長短が河道変化に影響されること（Hughes 1997）が特徴である。

例えば、Viereck et al. (1993) によると、アラスカの Tanana 川での河畔林の配列は、地盤高の増加等といった河川地形の変化、土性の変化、リター層の発達など基質の変化とともに、おおよそヤナギ属、ヤナギ属 (*Salix*) - ハンノキ属 (*Alnus*)、ハコヤナギ属、トウヒ属 (*Picea*) のステージで構成される。これらは、新しい堆積地が形成されてから 5-10 年の立地で林冠の閉鎖した低木のヤナギ属、ハンノキ属、20-40 年の立地で下層にハンノキ属を有する疎開した林冠のハコヤナギ属、80-100 年の立地で下層にハンノキ属、若いトウヒ属を有する林冠の閉鎖したハコヤナギ属、125-175 年の立地でトウヒ属と成熟したハコヤナギ属となり、それ以上の立地ではトウヒ属となる（Viereck et al. 1993）。また、Rhine 川上流 Rhine 地溝の河畔林では、主な 3 つのステージがある（Carbiener & Schnitzler 1990）。まず、約 50 年で成立するヤナギ属、ハコヤナギ属、次に 100-150 年でハコヤナギ属、ニレ属、サクラ属 (*Prunus*)、ハンノキ属、カバノキ属 (*Betula*)、トネリコ属が成立し、それ以降の年数ではナラ属 (*Quercus*)、トネリコ属、ニレ属等の土地的極相林の構成種群が成立する。北海道と同様な緯度に位置している亜寒帯から温帯にかけて分布する河畔林では、ヤナギ属、ハコヤナギ属から、トネリコ属、ニレ属へと遷移すること（Johnson et al. 1976; Décamps et al. 1988; Carbiener & Schnitzler 1990）、冠水耐性（地盤高）に応じてヤナギ科と、トネリコ属やニレ属とが配列されていること（Blom & Voisenek 1996）が指摘されている。

北海道低地帯の主要河川には、上記のような河畔林の配列はほとんど残されていない。沖津（1997, 2002）は、ロシア沿海地方の Amur 川支流 Anyui 川に沿った上流から下流の森林状況を報告している。これによると、上流部は針葉樹林域、中流部は針広混交林域、下流部は広葉樹林域となり、中流から下流にかけてはアムールシナノキ (*Tilia amurensis*)、イタヤカエデ (*Acer mono* var. *marmoratum*)、ハルニレ、ヤチダモ等の落葉広葉樹が多くみられる（沖津 1997）。また、下流になるにつれハルニレが優占し、Amur 川と Bol'shaya Ussurka 川の合流点付近には胸高直径 70 cm、樹高 30 m に達するハルニレ、ヤチダモの河畔林が分布している（沖津 2002）。北海道庁第二部殖民課（1891）の殖民地撰定報文によると、例えば、開拓前の天塩川中流域（現在の美深町付近）では、河岸は排水良好な立地であり、そこには幹周 90-240 cm のハルニレ、ヤチダモが多くみられ、オニグルミ (*Juglans*

*ailanthifolia*), ドロノキ, ハンノキ (*Alnus japonica*) 等もみられていた. また, この報文において, 主要河川周辺には, 主要樹種ではハルニレ, ヤチダモのほか, ミズナラ, イタヤカエデ, イヌエンジュ (*Maackia amurensis*), キハダ (*Phellodendron amurense*) 等がみられる. 特に, ハルニレ, ヤチダモの記述が多くみられる. これらは, 植物社会学において, 高木層にハルニレが優占し, ときにミズナラ, ヤチダモを混生するハシドイ-ヤチダモ群集 (*Syringo-Fraxinus mandshurica*) (大野 1990) に類似すると思われる. こうした河畔林の名残は, 石狩川下流 (恒屋 1996), 道東地域の一部の河川, 堤内の社寺林等にわずかに残されている. また, 河畔林の配列には, 地下水位の深さも影響し (Stromberg et al. 1996), 北海道の後背湿地等では, ハンノキ, ヤチダモ, ハルニレが水分条件に対応して林分相観を特徴づける (富士田 2002).

これらのことから, 北海道低地帯では, 先駆種であるヤナギ属の優占する河畔林から, 土地的極相林の構成種群となるハルニレ, ヤチダモ等が優占する河畔林へと遷移していたと考えられる. そして, 長期間流水の影響が及ばなくなる立地では, 気候的極相林の構成種群となる後期種のミズナラ, イタヤカエデ等が優占する樹林が成立していたと考えられる.

## (2) 稚樹の定着と樹種特性

稚樹の定着は樹林の遷移にとって重要である. 氾濫原での土砂堆積は, 様々な立地を形成するため, 稚樹の分布に与える影響が大きい (Huenneke & Sharitz 1986). 定着した稚樹は, 成長過程で周期的な冠水にさらされる. 冠水耐性は樹種により異なり (Hall & Smith 1955; Gill 1970), さらに個体サイズの小さな稚樹ほど冠水への感受性が強くなる (Kozlowski 1997; Siebel & Blom 1998; Glenza et al. 2006).

河畔林構成種の定着, 稚樹の冠水耐性に関する研究は多い. 例えば, 河畔に生育するヤナギ科植物では, 栄養繁殖による更新 (Rood et al. 1994), 発芽適地への定着時における種子の綿毛の役割 (戸澤ほか 2003; Seiwa et al. 2008), 旺盛な不定根発生能力 (東 1964; Densmore & Zasada 1978; Krasny et al. 1988), 冠水耐性 (Kozlowski 1984, 1997; Ishikawa 1994; 長坂ほか 1994; 森田ほか 2001), 埋没耐性 (東 1964; 斎藤 1995), ハンノキ (Terazawa & Kikuzawa 1994; Iwanaga & Yamamoto 2007), ヤチダモ (Yamamoto et al. 1995) の冠水耐性, ハルニレ, ヤチダモの埋没耐性 (傳甫ほか 未発表) 等があげられる. 北海道の湿性地や河畔に分布する広葉樹の稚樹に対する滞水処理試験からは, 耐性の大きい順に, ハンノキ, ヤチダモ, ハルニレと報告されている (長坂 2001).

氾濫原での稚樹分布には, 冠水の他に, 光環境, 生活史特性等も関係し, 特に光環境は種に特有な応答があり複雑である (MacDougall & Kellman 1992; Hall & Harcombe 1998). 例えば, ハルニレ, ヤチダモとでは更新様式は異なるようである. ハルニレは, 鉾質土壌が露出する攪乱地を定着地とし (清和 1992; 1994; 今・沖津 1999), 稚樹は耐陰性が低く (小池 1988; 今・沖津 1999), 成木は耐陰性が高い (小池 1988). したがって, 林冠の破壊をとまう大規模な地表攪乱が更新木の成立適地となる (今・沖津 1999). 一方, ヤチダモの成育段階での耐陰性は, ハルニレとは逆で, 稚樹は耐陰性が高く, 成木は耐陰性が低い (小池 1988). しかし, ヤチダモの更新様式は明らかにされていない.

このように, 稚樹の組成や分布は, 冠水ストレス (Streng et al. 1989; Titus 1990; Jones et al.

1994; Siebel & Bouwma 1998), 草本植物との競争関係 (Siebel & Bouwma 1998; 和田・菊池 2004), 母樹の分布 (Streng et al. 1989) 等により特徴づけられる。

### (3) 河道の地形学的特性と河畔林との関係

流況, 地形, 光環境, 気温等の複雑な相互作用は, 河畔林の構造, ダイナミクス, 競争関係に影響する (Naiman & Décamps 1997). なかでも, 最も重要なのは流況, 堆積と侵食, 河道の側方移動等の河道の地形学的特性が河畔植生を理解する上で重要となる (Brinson 1990; Naiman & Décamps 1997). 河畔林の発達には, 流水による攪乱の規模や頻度, 攪乱後の安定期間が重要となる (Hughes 1997). また, 河道の地形学的特性と河畔林の分布や構造との関係は, 人為改変後にも現れてくる。

#### 1) 扇状地・自然堤防帯

扇状地では, 洪水時に礫分を主体とした土砂堆積により, 流路変動を繰り返して網状の河道を呈する (大矢 1993; 鈴木 1998). 流路付近の流水の攪乱規模 (強度, 影響度) や頻度が大きく河道が不安定なところでは, 河畔林の破壊と再生が短い間隔で繰り返され, ヤナギ属, ハコヤナギ属の先駆種が優占する (Carbiener & Schnitzler 1990). 床止め等の人為改変はあるが河畔林動態が保存されている上高地の梓川の網状河道では, 毎年河床の約 1 割にあたる面積の河畔林が破壊と再生を繰り返し, 立地の環境条件, 攪乱後の経過時間, 群落の遷移方向の違いにより, モザイク構造が形成されている (進ほか 1999). また, 北海道の歴舟川の河畔林では, 先駆種, 中間種の寿命は攪乱頻度と一致していることが報告されている (Nakamura et al. 2007).

自然堤防帯では, 河道沿いに砂分を堆積 (自然堤防), 背後の低地にシルトや粘土を堆積 (後背低地) し, それらが流れを制約するように S 字状の蛇行河道が形成される (籠瀬 1990; 須賀 1992; 鈴木 1998). このような流水の攪乱規模が小さくかつ河道が安定するところでは, 河道周辺に土砂や栄養塩が堆積し, 河畔林が発達する (Hughes 1997). 発達した河畔林は, 土砂堆積を助長し (Kleiss 1996), 自然堤防等の微高地への発達を促す (Nanson 1980; 籠瀬 1990; 須賀 1992; 大矢 1993). 谷底平野の幅が蛇行帯の幅より広くなると, 側方移動が促されると考えられる. そこでは, 湾曲部の攻撃部 (凹岸側) に自然堤防が形成され, 滑走部 (凸岸側) に寄州 (side bar) が形成される. 規模の大きな河川では, 寄州に何列かの円弧状の微高地 (scroll bar) とその間の凹地 (swale) が形成される (鈴木 1998). こうした側方移動で形成された寄州がヤナギ科植物の更新サイトとなる (Bradley & Smith 1985).

Nanson & Beach (1977) は, カナダの Beaton 川の蛇行河道 (勾配 1/3,330) において, 河道から内陸に連続して形成されている scroll bar の形成年代, 土砂堆積速度を樹木年代学的手法により調べた. その結果, 河岸から内陸になるにつれ, scroll bar やそこに分布する樹林が発達する. 河岸の若い scroll bar ではハコヤナギ属の樹林, 約 50 年の scroll bar でハコヤナギ属の樹林の下にトウヒ属が分布する. 100–150 年の scroll bar では, 成熟したハコヤナギ属の樹林が衰退し, トウヒ属の樹林が成立する. そして, scroll bar の年齢が 350–400 年になるまでトウヒ属の樹林が継続する. 土砂堆積の速度は, 50 年まで 6.1 cm/yr, 50–250 年で 0.8 cm/yr, それ以降の土砂堆積はほとんどなくなる. また, Beaton 川における蛇行河道の平均的な側方移動速度は 0.3–0.7 m/yr という (Nanson & Beach 1977). このように, 扇

状地の河道に比べ流路変動の緩慢な自然堤防帯では、先駆種の分布は主流路の河道付近や中州に多く、それ以外では中間種、後期種が優占する河畔林が分布する (Carbiener & Schnitzler 1990)。

以上のように、自然堤防帯、扇状地の河畔林の配列は、一般に、蛇行河道では河道に沿った帯状(Nanson & Beach 1977; Nanson 1980)に、網状河道ではモザイク状(岡村・中村 1989; 進ほか 1999)になると考えられる。また、ナラ属、ニレ属の発達した河畔林同士でも、網状河道では、蛇行河道に比べ、階層構造の発達、複雑な発達過程や配列、樹木種数の豊富さが特徴となる (Carbiener & Schnitzler 1990; Hughes 1997)。こうした河道の地形学的特性と河畔林のダイナミクスとの関係が河川景観を特徴づける (Ward & Stanford 1995; Ward et al. 2002)。

## 2) 改変後の河畔植生の応答

上記のような自然状態に、内陸部の開発、河道整備、砂利採取、ダム建設等が生じた。それに伴い、河道の安定化、流況の平準化、河床の低下や上昇、氾濫原の乾燥化等が生じた。立地環境の改変は、砂州領域の樹林化 (Johnson 1994; Marston et al 1995; Miller et al 1995; 李ほか 1998,1999; Choi et al. 2005; Azami et al. 2004) などヤナギ科植物の更新サイトの減少 (Bradley & Smith 1985; Rood & Mahoney 1990)、植物の種数やカバーの変化 (Nilsson et al. 1991)、外来植生の侵入 (Décamps et al. 1995; Shafroth et al. 2002b; Tabacchi & Planty-Tabacchi 2003)、さらには林冠構成種の変化へとつながること (Johnson et al. 1976; Décamps et al. 1988; Barnes 1997; 中村 1999; Merritt & Cooper 2000) が指摘されている。

ここでは、道内河川の低地帯に関連するダム建設による流量調節、河道改変による応答に着目した。

### a) 流量調節による応答

ダム建設による流量調節の影響に関する調査、検討は、海外の事例も多く、比較的古くから行われている。例えば、Barnes (1997) は、ウィスコンシン州の Chippewa 川 (河床勾配 1/3,300 程度) において、入植前後の河畔林構成を調べ、入植後には 8 つのダム建設により流量の季節変化が生じ、蛇行河川の河岸が安定化することでヤナギ属、ハコヤナギ属から林種が変化し、特にギンヨウカエデ (*A. saccharinum*) が相対優占度で 3 倍に増える等、いずれ幼木から高木まで全てでヤナギ類が消失すると報告している。また、Merritt & Cooper (2000) は、流量調節が下流の河川地形と河畔植生に及ぼす影響を検討するため、コロラド州北西部において、1962 年にダムが建設された Greem 川 (4~7 月の季節的な出水をカットし平準化) の Browns Parks 周辺と、近隣の流量調節の行われていない Yampa 川の Deerlodge Park 周辺について、空中写真の変遷や現地調査により比較した (両河川の対象箇所は勾配は 1/1,000 未満)。その結果、両箇所とも 1960 年頃以前は、蛇行部では河岸から河床にかけて陸域から水域への移行帯となる砂州が形成されていた。Greem 川では、ダム建設後の 1977 年頃から中州が発達し始め、1994 年までにヤナギ類の繁茂により中州を固定化したことで、滞筋の低下や、側方侵食による切り立った河岸が形成された。こうした地形変化とともに植生パターンも異なり、Yampa 川では環境傾度に沿って、乾燥性から湿地性の種群まで連続的に分布しているのに対し、Greem 川では湿地性と乾燥性の種群に二分されていることを報告している。



流況等の人為改変後の植生変化は河道の地形学的特性によっても異なる。Friedman et al. (1998) は、アメリカ中央部の 35 ダムを対象に、ダムが下流の河川形態、河畔林に及ぼす影響を調べた。その結果、河川形態への主な影響は、網状河道では河道幅が狭くなり、蛇行河道では側方移動が減少することである。それに伴い、前者では砂州領域に急速に在来種、帰化種の先駆種が定着し、後者では先駆種の更新サイトが減少することを報告している。河道周辺の樹林化は、流路を中心に集中させ滞筋の低下を誘発することも指摘されている (辻本 1999b)。

#### b) 河道改変による応答

河道改変の影響に関する調査、検討は、様々な要因が複合的に関連することもあり、前記の流量調節の影響に関する検討に比べ少ない。例えば、湯城ほか (2000) は、那賀川下流のアキグミ (*Elaeagnus umbellata*) の優占する河畔林の拡大箇所 (河床勾配 1/600) を調べている。その結果、低水護岸沿いの法尻付近での局所洗掘が顕著であり、その現象が河畔林の拡大につながることを水理学的に考察している。また、Dykaar & Wigington (2000) は、オレゴン州のウィラメット川 (コロンビア川支流) において、空中写真の変遷から河畔のヤナギ林の発達を整理している。そのなかの一部区間 (河床勾配 1/1600) で、リップラップを施した河岸の対岸では樹林化が促されていることを指摘している。また、長田ほか (2007) は、常願寺川の上流側 (河床勾配 1/70) において、低水護岸に沿って河岸際流路が経年的に延伸し、横断的な比高差の増加、流路の蛇行線形の変化等に影響していることを報告している。こうした事象は、道内においては砂州の樹林化として現れるので見出しやすく、後述の尻別川 (図 4-15, 図 4-16, 図 4-18 等を参照) でも見られるように、比較的多くの河川で見られている。

このように、河道改変による応答としては、低水護岸等の工作物周辺の局所洗掘が対岸の砂州領域への攪乱作用を減少させる等、砂州の樹林化に及ぼす影響があげられる。

### 3) 自然堤防帯の河畔林の特徴

中流域では、流水が集まるため洪水流量が大きく、かつ人口、資産が河川周辺に多いことから、河畔林管理に関する議論は多くなる。ここでは、北海道主要河川の自然堤防帯に位置する有堤区間を対象に、現在に至るまでの河畔林の変化について考えてみる。

人為改変前において、流路変動が緩慢かつ流水の攪乱規模の小さな蛇行河道では、河畔林が洪水時に冠水した場合、広範囲にわたる壊滅的な被害は少なく、局所的な破壊が多かったと思われる。そして、幹折れは林冠ギャップを形成、根返り (Nakashizuka 1989)、林内の土砂堆積 (Huenneke & Sharitz 1986; 和田・菊池 2004; 後述の図 2-19) は様々な樹種の更新サイトを形成していたと思われる。また、幹折れや根返りには、洪水に加え暴風等の影響もある (林野庁 1959; 北海道立林業試験場 2004; Kamimura & Shiraishi 2007)。

周辺に様々な発達段階の河畔林が分布していると、更新サイトが形成された場合には様々な樹種の種子が散布され定着する。定着した稚樹は、冠水状況 (Streng et al. 1989; Titus 1990)、ギャップ形成パターン (渡辺・久保田 1996) 等に応じた樹種が生残する。こうした林内の稚樹群は、上層木が破壊された後に林冠を構成する (Yamamoto 2000)。ギャップサイズが変化すると樹種特性の違いによって、そこで更新することのできる樹種は異なってくる (清和 1989; Seiwa & Kikuzawa 1996)。自然状態におけるギャップ形成後の伸長に関

する研究例は少ないが、人工林での成長例によると、間伐後には後期種に比べて中間種の成長量が多いことが報告されている（野々田ほか 2008）。蛇行河道では、網状河道に比べて短時間で遷移段階が戻されることは少なく、上記のような理由から、中・後期種の稚樹がギャップを修復する時間は十分に確保されていたと考えられる（Hughes 1997）。

その後、河道整備、開拓行政による内陸部の開発により、中・後期種の種子供給源や氾濫原の消失等、大規模な地形改変が生じた。そのため、周辺からの種子供給は、風や流水で散布されるヤナギ科植物がほとんどとなり、それらが定着した。主要河川の有堤区間における河畔微地形を大別すると、高水敷、河岸付近の土砂堆積地とがある。このような横断的な高低差に基づく冠水状況の違いにも関わらず、ほとんどの立地でヤナギ林が成立している。河岸付近では、融雪出水によりヤナギ科植物の更新サイトが形成されやすい。したがって、中流域ではエゾノキヌヤナギ・オノエヤナギ群集（奥田 1990）が縦断的に広範囲に、下流域あるいは中流域にはタチヤナギ群集（*Salicetum subfragilis*）（奥田 1990）が分布している（石川 1980; Ishikawa 1983; 新山 1987; 宮脇 1988）。比較的冠水頻度の低い高水敷では、採草地等の土地活用が行われていない中流域でオノエヤナギ、エゾノキヌヤナギ等が広範囲に分布している。また、石狩川に分布するヤナギ科植物、ハンノキ、ハルニレ等は、ロシア沿海地方の自然河川での個体サイズに比べると、未発達な状態であることが報告されている（石川 2000）。このように、わが国の他の地域と比べると、北海道は河畔林が成立しやすいものの（傳甫ほか 2008）、それらは発達途上の林分である。自然堤防帯のほかにも、扇状地等を含めた北海道主要河川の低地帯では、未発達な状態はある程度共通している。

以上のように、改変前には、ハルニレ、ヤチダモ等の成熟林が比較的多く分布しており、自然堤防帯のような流水の攪乱強度の比較的小さい箇所では、それらの部分的な破壊と再生を繰り返し維持されていたが、改変後には、一度裸地化された河畔にヤナギ類が主体に定着し、現在に至っていると考えられる。

#### (4) 更新しないヤナギ林

人為改変後に成立したヤナギ林は、今後どうなるであろうか。結論は、ヤナギ林からその後の段階に遷移し難いということである。ここでは、自然状態と人為改変後の林分構造を概観したうえで、遷移し難い理由を考察する。

##### 1) 忠別川上流（自然状態）、天塩川士別地区（人為改変後）での河道変化と河畔林動態

図 2-16、図 2-18 は、山間地の事例で、床止め等の人為改変はあるが、河畔林動態が比較的保存されている忠別川上流（忠別ダムのダム堤より約 6 km 上流、勾配 1/130）における 4 年代の空中写真、2008 年の樹高頻度分布（樹高 20 cm 以上）である。また、図 2-18 には、人為改変後に成立したヤナギ林として、天塩川士別地区（河口から約 177 km、河床勾配 1/330、図 2-17 参照）における樹高頻度分布も記載した。

河道変化の著しい忠別川（St.1-4）では、立地の安定性に対応するように発達段階の異なる河畔林が分布している。図 2-18 から、林齢 16 年で中・後期種の稚樹群を伴う先駆林が成立し（St.1）、22 年で亜高木層に中・後期種の稚樹群が到達（St.2）、63 年で林冠は中・

後期種に推移しつつある (St.4). そして, 81 年で先駆種は衰退し林冠は中・後期種で構成されている (St.3). これに対し, 土別のヤナギ林における稚樹は, 主要木となるハルニレ, ヤチダモ等がみられず, 鳥散布型のマユミ (*Euonymus sieboldianus*) のみである. マユミの稚樹は樹高 50 cm 未満の個体が分布しているが, それ以上に成長している個体がないことから, 今後は高茎草本との競争関係等により, それらの多くが衰退していくと考えられる.

このように, 河道変化と稚樹群の定着が河畔林動態に重要な役割を果たすと考えられる. 低地帯の河道安定性, 流水の攪乱体制は, 土石流, 地すべり等の攪乱が主体となる山間地のそれとは異なる (Ward & Stanford 1995; Nakamura & Inahara 2007). しかし, 低地帯の河道変化は山間地より緩慢と思われ, それに応じた河畔林遷移がみられているはずである. 特に, 低地帯では, ダム建設による流況の平準化, 河床低下等により, 河畔林の遷移は促進されるのが一般的な河畔林の応答と考えられる.

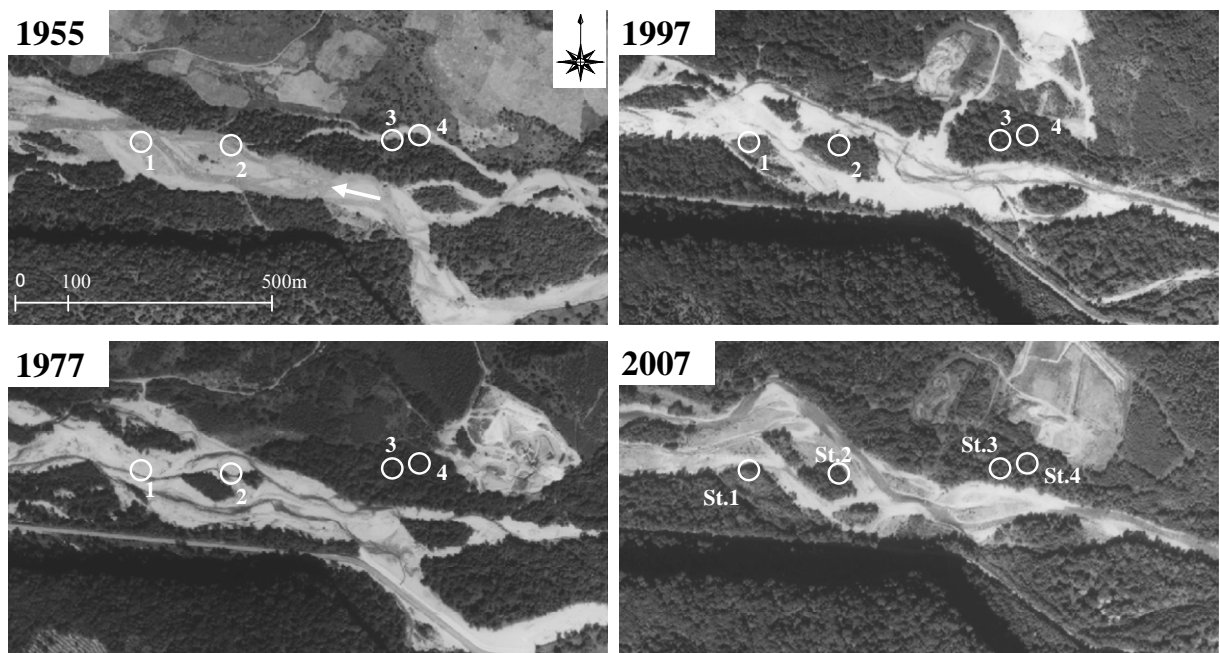


図 2-16 1955－2007 年の忠別川上流の河道変化

丸印のサークル番号は調査地を示す（図 2-18 参照）

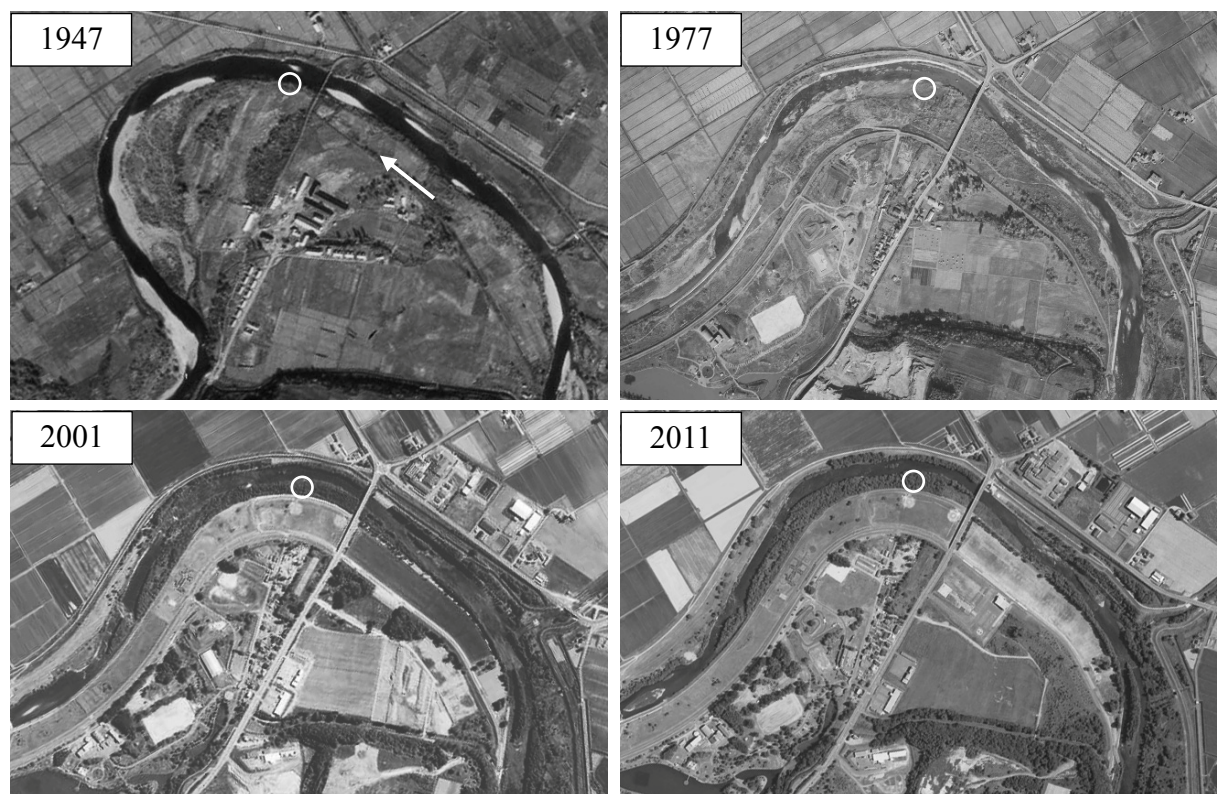


図 2-17 1947－2011 年の天塩川の河道変化

丸印のサークル番号は調査地を示す（図 2-18 参照）

出典：国土地理院 HP（URL：<http://mapps.gsi.go.jp/maplibSearch.do#1>）

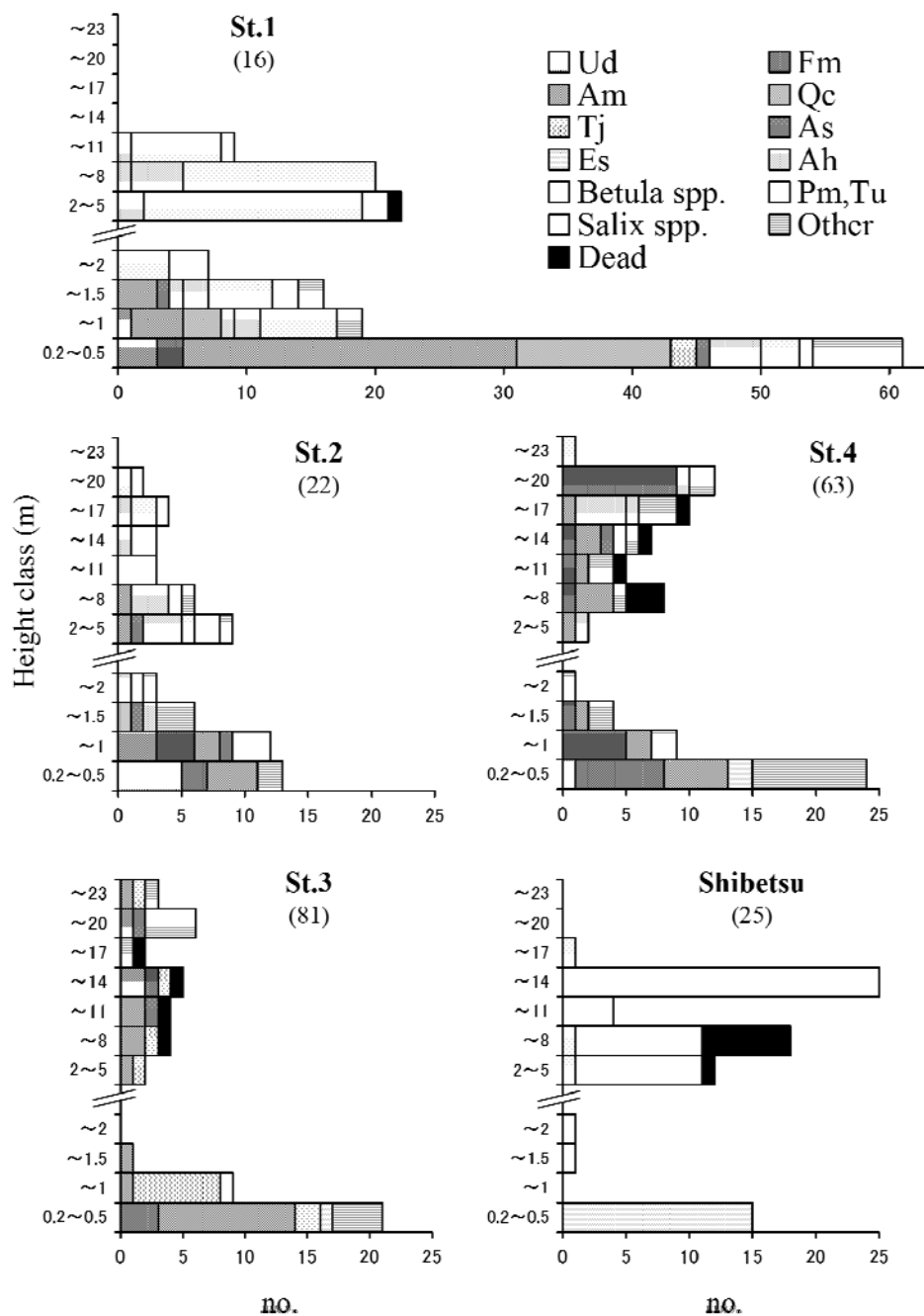


図 2-18 忠別川（自然区間）、天塩川（士別地区）（改変区間）の河畔林の樹高頻度分布

St.1ー4 は図 2-16 と対応する。括弧内の数値は林齢を示す。その他のうち高木性樹種は、エゾマツ (*Picea jezoensis*)、オニグルミ (*Juglans ailanthifolia*)、カツラ (*Cercidiphyllum japonicum*)、キハダ (*Phellodendron amurense*)、ホオノキ (*Magnolia hypoleuca*)、ハリギリ (*Kalopanax pictus*)、エゾヤマザクラ (*Prunus sargentii*)、ミズキ (*Cornus controversa*) である。草本層は、St.1, 2 士別が草本タイプ、St.3,4 がササタイプ。草本層のカバーは、St.1, 2, 3, 4, 士別地区でそれぞれ、75, 85, 90, 95%であった。樹幹密度 (本/ha, 生存木かつ DBH 3 cm 以上の樹幹) は、St.1, 2, 3, 4, 士別でそれぞれ、3300, 1156, 368, 422, 2089 であった。調査は 2008 年 10 月に実施した。

## 2) 倒木の発生等による周期的な維持管理

ヤナギ林が遷移し難い理由の一つに、洪水や暴風による大量な倒伏樹木等の発生や、その後の管理があげられる。

最も大きな要因は、築堤により堤防内に限定された河道の移動と流水の流下になったことで、自然状態のように河道や流水が側方に移動できず、堤防内のヤナギ林を一斉に倒伏させることがあげられる。ヤナギ林の多い道内の河川においては、1992 年（平成 4 年）の鵜川、沙流川（矢部・吉井 1992）、2003 年（平成 15 年）の厚別川（山田ほか 2006、渡邊 2007）、平成 16 年の渚滑川（渡邊 2007）で発生した出水において、堤防内での大量の倒伏、流木の集積等が発生している。

また、河川においては、前記の出水時の倒伏ほど広範囲ではないが、暴風による影響もある。例えば、北海道における 2004 年（平成 16 年）9 月の台風では風倒被害が多発した（北海道立林業試験場 2004）。この台風により河畔のヤナギ林も大きな被害を受けた。風倒被害は樹種や林齢等に影響される（Foster 1988; Kamimura & Shiraishi 2007）。傳甫ほか（2005）は、石狩川のヤナギ林では多くの林分で幹折れ、根返りが一斉に生じたが、その近隣のハルニレ、ヤチダモ等が残されている社寺林では枝折れ程度で、主要広葉樹の一斉被害はみられなかったことを報告している。また、一斉被害箇所でのヤナギ林では、若齢木に損傷木は少なく、樹齢約 20 年、形状比（樹高／胸高直径）約 85 で枝折れや幹折れ、樹齢約 30 年、形状比約 65 で根返りになる傾向があると報告している。なお、形状比は、林業における風害や雪害の指標にされ、形状比が 100 を越えるともやし状で被害を受けやすく、どっしりとした安定感のある状況が形状比 50 程度といわれている（日本林業技術協会編 1998）。

出水時の一斉倒伏に比べ、河川における暴風等の適度な林冠ギャップの形成は、林内に次のステージの稚樹群がある場合には、それらの更新を促すと考えられる（Yamamoto 2000）。しかし、広範囲であれ、局所的であれ、大量の倒木は、流木化による河積阻害等が懸念され、それらは撤去、整地される。そして、裸地形成とともにヤナギ林が再生する。その後も、数十年に一度の何らかのイベント、それに伴う維持管理により、破壊と再生が繰り返される。この結果、長期にわたってヤナギ林が維持される。

## 3) 周辺からの種子供給の少なさ

中流域において、ヤナギ林内に分布する遷移中・後期種の稚樹は、地形的に利用され難い山付部、堤内の防風林等の母樹が近接する箇所以外ではほとんどみられない。母樹からの種子散布距離については、綿毛種子で風散布、水散布で遠方までの散布が可能となるヤナギ類は数 km 程度、風散布のハルニレ、ヤチダモはせいぜい数十 m～数百 m 程度と思われる。ただし、多くの種子が供給されないと遷移は困難なようである。

図 2-19 は、オノエヤナギ、エゾノキヌヤナギが優占するヤナギ林（林齢約 20 年）において、高さ約 20 cm のヤチダモの稚樹がまれに多くみられたところの稚樹分布の経年変化である。ここは、天塩川中流（勾配 1/1,070）に位置し、1975 年頃に築堤の土取り場として河岸が掘削され、そこに土砂が堆積した箇所である。融雪時には冠水し、河岸側には砂分からなる微高地（水面と堆積地の比高約 2.5 m）、その背後には粘土・シルト分からなる低地が形成されている。この微高地に 2003 年時点でヤチダモの稚樹が多くみられたが、経



年変化とともにそのほとんどが消失した。稚樹の高さは観測期間をとおして 10–20 cm であった。これらは、現地の観察から、周辺に繁茂するクサヨシ (*Phalaris arundinacea*) 等の高茎草本の被陰 (水井ほか 1979; Siebel & Bouwma 1998) により、伸長成長がおさえられ、次の融雪出水で土砂に埋没する。融雪出水後には地上へと出現するが、同様な伸長成長の抑制、埋没のストレス、2005 年の夏の冠水 (図 2-19) により衰退したと考えられる。このような稚樹分布は、山間地の河道においても、先駆林内に掃流砂が堆積するところで報告されている (和田・菊池 2004; 石川・佐藤 2007)。

また、図 2-19 のヤナギ林では稚樹密度が少ないことも更新できない一因と考えられる。図 2-19 において、最も高密度な 2003 年で 0.9–2.1 本/m<sup>2</sup> である。前年の種子散布密度は、翌年の実生密度にとって重要である (Masaki et al. 2007)。更新には、死亡率の高い稚樹段階で多くの個体が必要となり、それには多くの種子供給を必要とする。例えば、テキサス州東部の Neches 川では、上層にヌマスギ (*Taxodium distichum*)、*Nyssa aquatica* (ヌマミズキ属の 1 種)、下層に *Planera aquatica* (ニレ科の 1 種)、*Fraxinus caroliniana* (トネリコ属の 1 種) が優占する河畔林における 1979–1984 年の年毎の稚樹密度 (高さ 50 cm 以下) は、6.2–18.1 本/m<sup>2</sup> と報告されている (Streng et al. 1989)。和田・菊池 (2004) の上高地梓川の河畔林における実生 (高さ 20 cm 以下) を調査した結果によると、ハルニレ林サイトにおいて、ハルニレの実生密度は 25.3–53.7 本/m<sup>2</sup>、ヤチダモは 8.9–28.0 本/m<sup>2</sup> となっている。

ハルニレの種子供給から稚樹の生残過程について清和 (1992) は、ハルニレが優占する林分において、種子散布量 (成熟・不稔を含む)、成熟種子の割合、稚樹出現率 (出現稚苗数/成熟種子落下数) を調べた。その結果、種子散布量は 1990 年、1991 年でそれぞれ、1879、1625 粒/m<sup>2</sup> であり、そのうち成熟種子はそれぞれ、わずか 1.37、4.84 % であった。そして稚樹出現率は数% と報告している。このようなことから、現在の河畔林は、ハルニレ、ヤチダモ等の種子供給が少ない状況と思われる。ヤチダモについては、風散布のほかには水散布も想定されるが、その場合でも図 2-19 のように、ヤナギ林の更新には至らないようである。

#### (5) 北海道低地帯の河畔林動態のまとめ

図 2-20 には、人為改変前後の北海道自然堤防帯における河畔林のダイナミクスを概念的に整理した。改変前には、河道の側方移動により新たな堆積地が形成され、先駆種が定着する。こうした樹木群は、河道の側方移動とともに、土砂捕捉による地盤高の増加 (Nanson 1980) や更新サイトの形成 (Nanson & Beach 1977; Huenneke & Sharitz 1986)、保護 (Huenneke & Sharitz 1986) 等の促進効果をもたらす。種特性に応じた更新サイトが形成されると、先駆林内には次のステージの稚樹群が形成される。その後、環境条件の変化に応じた種が更新する。河畔林の発達過程では、攪乱の規模や頻度に応じて遷移は戻されたりもする。そうしたサイクルは、一般に、扇状地の網状河道の流路付近では短い間隔で、自然堤防帯の蛇行河道では長い間隔で行われる。一方、改変後には、土砂堆積地が形成されると先駆種が定着する。その後、側方移動は少ないが、滞筋の低下、土砂捕捉により地盤高は増加する。しかし、ある程度地盤高が増加した堆積地に分布する先駆林であっても、林内には次のステージの稚樹群が不在であることが多い。これは、土砂堆積地より冠水の規模や頻度の低い高水敷においてもおおよそ同じである。本来ならば、地盤高の高い堆積地、少なく

とも高水敷では、先駆林内に次のステージの稚樹群が形成されている、あるいは発達した河畔林へと遷移して然るべきと考えられる。つまり、北海道主要河川の自然堤防帯では、流水の攪乱体制に応じた河畔林の配列が再生されるシステムになっていないと考えられる。これが環境面、景観面における重要な課題の一つである。

この議論に対し、北海道では、大規模な地形改変からの時間が浅く、放置するといずれはそこに適した河畔林へと遷移する、という議論もあると思う。しかし、山間地の網状河道の先駆林では、林齢約 20 年で次のステージの稚樹が亜高木層に、約 60 年でそれらが林冠へと到達している（図 2-18）。蛇行河道では、前記の Beaton 川のように、約 50 年のハコヤナギ属の樹林にトウヒ属の稚樹が分布している。したがって、この程度の時間で先駆林に次のステージの稚樹群が分布しているのが自然状態の河畔林と考えられる。また、北海道主要広葉樹の初産齢は、先駆種で約 10 年以内であるのに対し、ヤチダモは約 25 年である（小池 1992）。したがって、主要河川の河畔への中・後期種の種子供給源の拡大には、極めて長い時間が必要と考えられる。

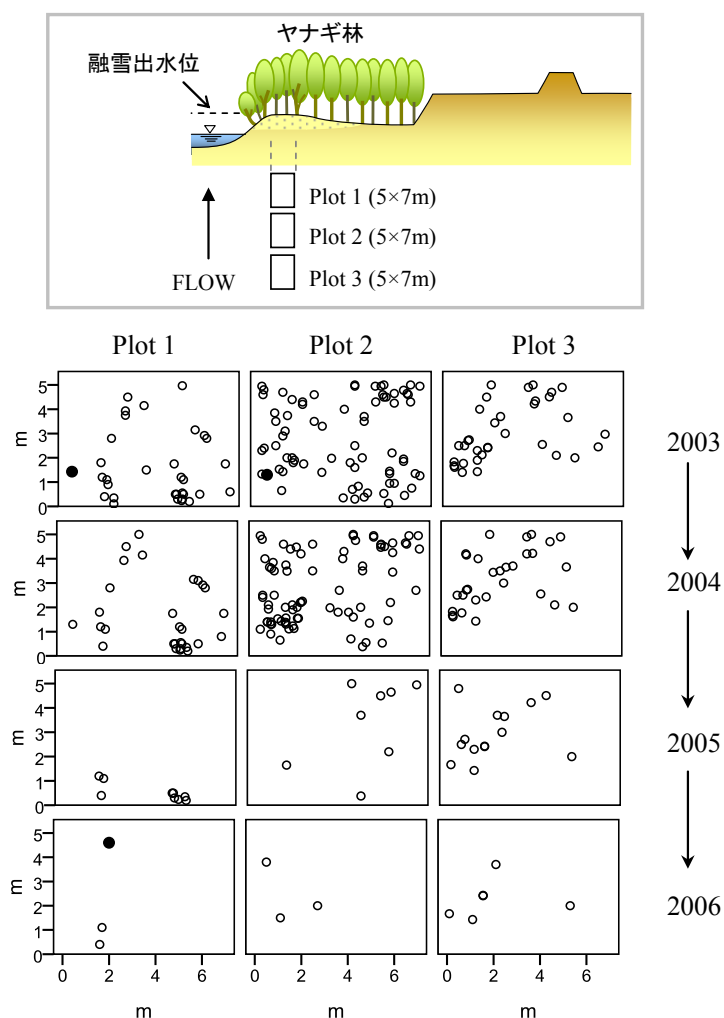
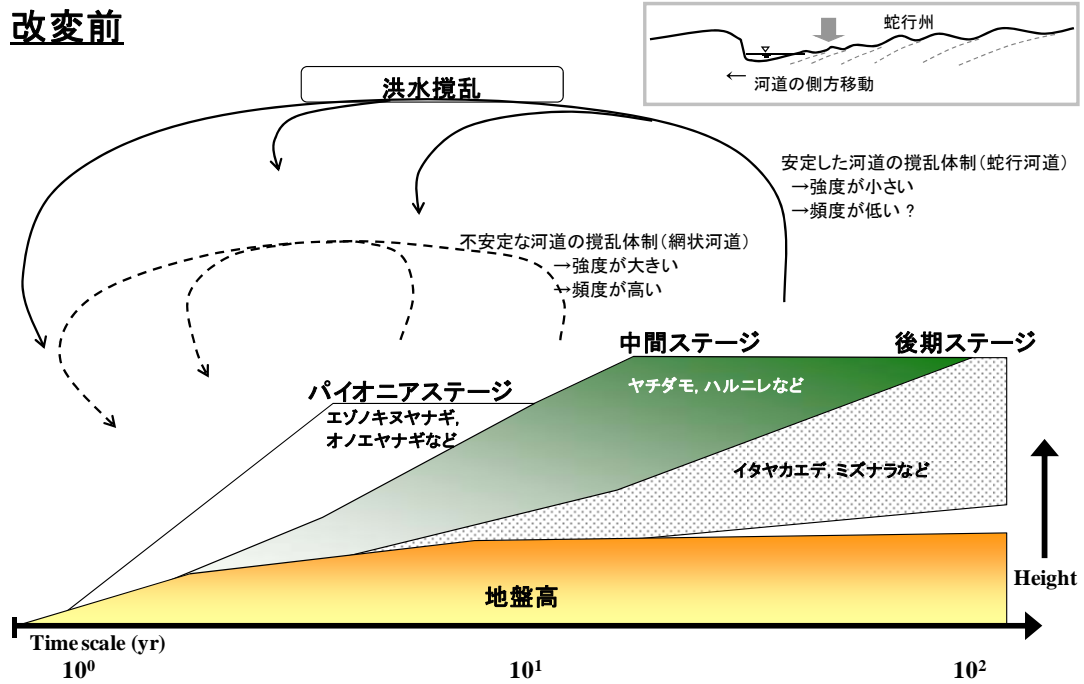


図 2-19 天塩川中流域のヤナギ林下におけるヤチダモ稚樹分布の経年変化（2003－2006）

○、ヤチダモ；●、オニグルミ。調査は、2003 年 9 月、2004 年 10 月、2005 年 9 月、2006 年 8 月である。ただし、2005 年では、調査前の出水により冠水した。



## 改変前



## 現状

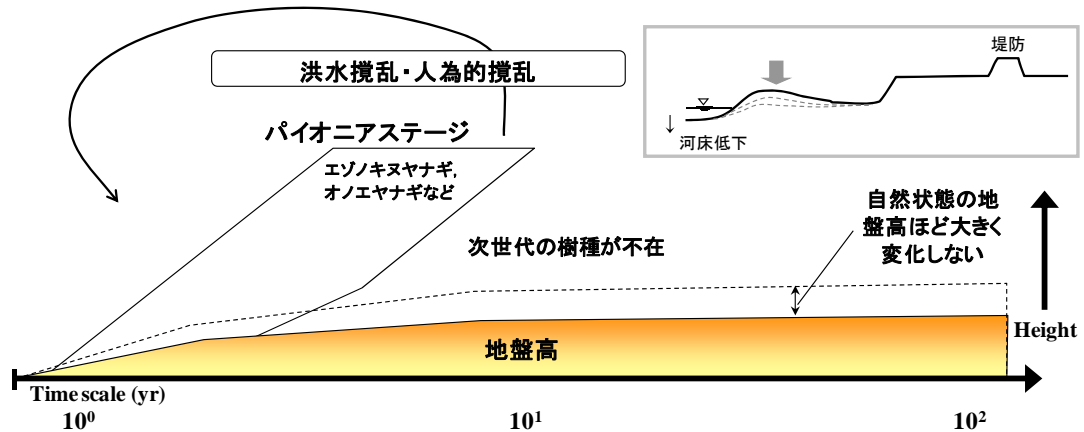


図 2-20 北海道自然堤防帯における人為改変前後の河畔林のダイナミクス概念図

この図は挿入図の矢印における時間的、空間的変化を示す。横方向は遷移ステージ、微地形（地盤高）の発達の時間スケールを示し、縦方向は樹林高、地盤高を示す。河畔林の遷移の時間スケールは、Décamps et al (1988) を参考に、微地形は Nanson & Beach (1977) の蛇行河道における土砂堆積速度を参考にした。網状河道の河畔林動態（破線）は、蛇行河道の動態との対比のために示した。

## 2-4 林種と環境形成機能

### 2-4-1 研究概要

河畔林は、前節のように、本来は立地の安定性に応じてヤナギ属等の先駆林から、ニレ属、トネリコ属等の成熟林へと遷移するが (Décamps et al. 1988; Blom & Voisenek 1996; Hughes 1997)、北海道低地帯ではこの遷移が生じ難いことを指摘した。したがって、河畔林管理においては、林種コントロール等も考えられ、成熟段階に応じた環境形成機能を把握することも重要である。

河畔林の環境形成機能として、昆虫類の生息場 (石谷 1996)、鳥類への餌資源の供給 (村上 2001)、魚類の生息場 (Inoue & Nakano 2001)、越冬場 (柳井ほか 2001) としてのカバー効果等が知られている。この他にも、林床植生への影響については、樹林の成熟段階が多様性や在来種の被覆率 (Bratton et al. 1994)、生活型組成 (阿部 1999) に影響を及ぼすこと、流水の攪乱が一・二年生植物の増加をもたらすこと (Hardin & Wistendahl 1983; Nilsson et al. 1991) 等が報告されている。特に、林床植生は、河畔林の上層木等とあわせ、昆虫類の餌資源ともなり、それを捕食する鳥類や魚類を含む河川生態系全体に関わってくる。

これらを踏まえ、本節では、十勝川水系の低地帯に分布する成熟段階の異なる林種において、林床植生の種数、種組成に着目し、林種とそれらの関係を把握し、河畔林の環境形成機能について考察した。

## 2-4-2 材料と方法

### (1) 調査地

十勝川は、現在は河道整備等により特徴は薄れているが、帯広と幕別の間を南北に横断するように位置する丘陵地（十勝川の北方は長流枝内丘陵，南方は豊頃丘陵）から上流は網状河川，そこから下流は蛇行河川となる（北海道立地質研究所 2000,2003）．北海道のヤナギ科植物の分布は河川に沿って上流から下流へと異なる種群となる（新山 1995）．十勝川では、帯広付近より下流でエゾノキヌヤナギ・オノエヤナギ群集が多く、上流ではオオバヤナギ・ドロノキ群集（*Toisuso-Populetum maximowiczii*）が多く分布する（石川 1980）．

植生の調査地は、図 2-21 に示すように、十勝川水系周辺の低地帯において、先駆林から成熟林までが含まれるよう 20 地点を設定し、各々の樹林において代表的な箇所（箇所に群落高を考慮したコドラート）を設定した．河川整備、堤内地の開発により成熟林が分断化されているため、先駆林は堤外地、成熟林は主に堤内地の堤防付近のものとした（C3 は段丘上，C4 は堤外地，C5 は霞部）．なお、林床には、クマイザサ（*Sasa senanensis*）が C4,6,8，ミヤコザサ（*S. nipponica*）が C1 でみられた．

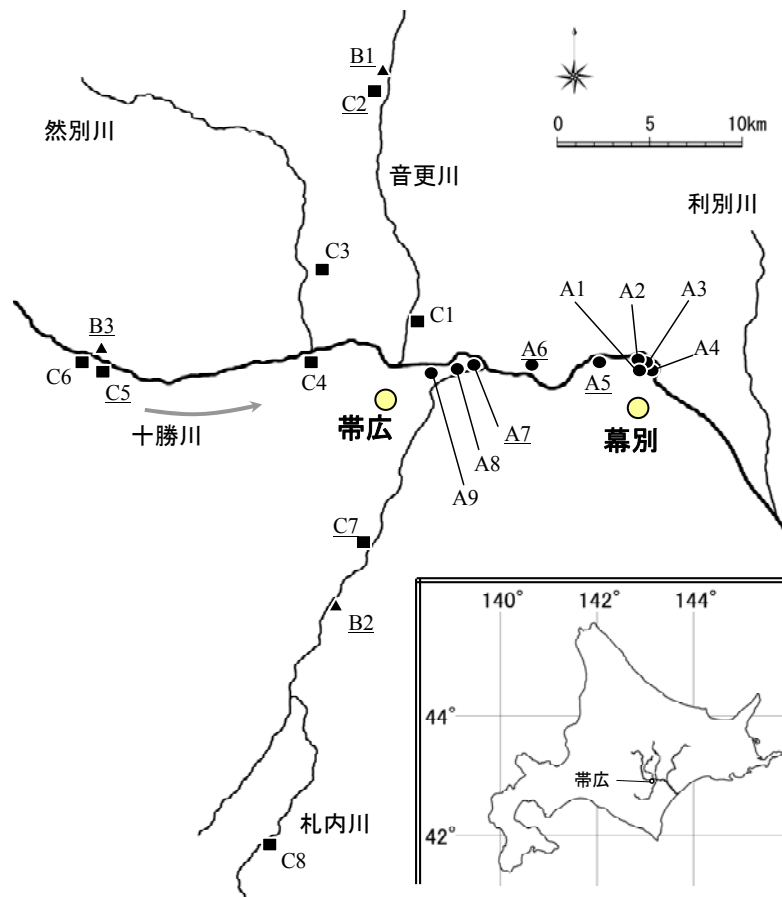


図 2-21 十勝川水系の低地帯における植生の調査地

調査地のアルファベットは林種をあらわす（図 2-22 を参照）．

## (2) 調査方法

植生調査は、コドラートにおける高木層（高さ 10 m 以上）、亜高木層（5–10 m）、低木層（2–5 m）、草本層（2 m 以下）別に、ブラウンブランケの方法（Braun-Blanquet 1964）によった。植生調査は、秋（2005 年 9–10 月）、春（2006 年 6 月）、夏（2006 年 8 月）の 3 回実施した。また、夏にはコドラート内の相対光量子束密度（rPPFD）、土壌水分、秋には林齢を計測した。この他、低地帯の孤立林では樹林規模が植生に影響を及ぼすこと（山本 1987; 矢部ほか 1998; 石田ほか 2002; 石田 2006）を考慮し、樹林規模の指標として、空中写真から樹林幅（河川に直行方向）を計測した。

rPPFD は、光量子計 LI-189（LI-COR 社）を使用し、林内（地上高 1.2 m）、開放地で計測した値の相対値とし、サイトあたり 3 箇所での平均値とした。土壌水分は、生重量と乾燥重量との差とし、サイトあたり 3 試料の平均値とした。試料採取は、地表下 3–5 cm とし、採取日以前に 10 日以上まとまった降雨がない日に行った。採取した試料は、試験室に持ち帰り、105–110 °C で 24 時間乾燥させ乾燥重量として計測した。rPPFD の測定、土壌試料の採取は 2006 年（平成 18 年）8 月に行った（rPPFD は曇天時に計測）。林齢は、コドラート内における代表的な樹木 3–5 本に対し、成長錐（地上約 30 cm）から得られた樹齢の平均値とした。

## (3) 解析方法

解析は、第一に、高木層から低木層まで（以後、木本層）の種組成、林齢、林分高を使用した林種区分を行った。第二に、植物の種数、rPPFD、土壌水分を林種間で比較した。第三に、林床植生の種組成の序列化を行った。最後に、林床植生の種組成に及ぼす林種の影響を検討した。

林種区分は、木本層の種組成に関する 2 変数、林齢、林分高の計 4 変数を使用したクラスター分析によった。木本層の種組成は、3 季を通して確認された木本層の在・不在データを使用した除歪対応分析（DCA 法：Detrended Correspondence Analysis）から得られた DCA 第 1, 2 軸の得点とした。クラスター分析については、階層的クラスター分析とし、河川間の距離はユークリッド平方距離、連結方法はウォード法によるものとした（田中・脇本 1983）。

$$d_{ij}^2 = \sum_{k=1}^m (x_{ik} - x_{jk})^2$$
$$\Delta Str = \frac{n_t n_r}{n_t + n_r} \sum_{i=1}^m (\bar{x}_{it} - \bar{x}_{ir})^2$$
$$Str = \frac{n_p + n_r}{n_t + n_r} Spr + \frac{n_q + n_r}{n_t + n_r} Sqr - \frac{n_r}{n_t + n_r} Spq$$

ここに、 $d_{ij}^2$ : ユークリッド平方距離であり、 $m$  変数の場合の  $(x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{ip})$  と  $(x_{j1}, x_{j2}, \dots, x_{jp})$  との距離、 $\Delta Str$ : p-クラスターと q-クラスターを統合してできる t-クラスターと、別の r-クラスターを統合した時の平方和の増分（ウォード法では  $\Delta Str$  を最小化）、 $Str$ : t-クラスターと他のクラスターの類似度である。また、DCA 得点（地点スコア）については、交互平均法(RA 法)による序列化を改良したものとして、以下のように算定される (Hill & Gauch

1980).

$$\sum \sum a_{ij} y_j = 0; \quad \sum \sum a_{ij} y_j^2 \quad ①$$

$$x_i = \sum_j a_{ij} y_j / \sum_j a_{ij} \quad (j = 1, \dots, J) \quad ②$$

$$y'_j = \sum_i a_{ij} x_i / \sum_i a_{ij} \quad (i = 1, \dots, I) \quad ③$$

ここに、 $a_{ij}$ ：種  $i$  の地点  $j$  における存在量、 $y_j$ ：地点  $j$  のスコア、 $x_i$ ：種  $i$  の加重平均、 $y'_j$ ：加重平均  $x_i$  を考慮した新しい地点  $j$  のスコアであり、 $y'_j$  を基に①～③までを繰り返し  $y'_j$  が安定するまで行う（ここまでは RA 法に同じ）。ただし、DCA の第 2 軸以上の得点については、RA 法での歪みを除去するため、第 1 軸をセグメント分割し、それぞれのセグメントにおいて、第 2 軸の平均得点をゼロへ調整するため、③の段階において第 1 軸得点を  $x'_i$  として③a のように与え算定される（Hill & Gauch 1980; 小林 1995）。なお、解析には SPSS11, R2.14.1 を使用した。

$$\sum \sum a_{ij} x'_i x_i = 0 \quad ③a$$

林種間の比較は、高木層から低木層までの階層別の種数、草本層の季節別の種数、rPPFD、土壌水分に対して Scheffe 法による事後比較を行った。また、これらの目的変数に対しては、林種を固定因子、樹林幅を共変量とした共分散分析（ANCOVA）を行い、樹林幅の影響も確認した。なお、高木層の種数において、調査地 A3, 4, 8, 9, 林齢がそれぞれ 7, 7, 10, 10 の 4 つの若齢林は高木層へ到達していなかったため除外した。

種組成の序列化は、3 季を対象とした DCA 法によった（前記参照）。林床植生は在・不在データを使用した。序列化された DCA プロットの解釈を行うため、DCA 得点と、生活型（一・二年生草本、多年生草本、低木性・亜高木性・高木性稚樹）の構成比率（種数）、帰化植物、草本、木本植物の出現種数、ササのカバーとの相関関係を Spearman の順位相関係数を用いて検定した。生活型区分は、ラウンケアの休眠型（宮脇ほか 1994）により、一・二年生草本 Th, 高木性稚樹 MM, 亜高木性稚樹 M, 低木性稚樹 N とし、多年生草本は Th, MM, M, N 以外とした。帰化植物は北海道の外来種リスト（北海道ブルーリスト 2004\*）によった。ササのカバーについては、被度階級 5, 4, 3, 2, 1, + (r) を、それぞれ 87.5, 62.5, 37.5, 17.5, 5.0, 0.1 % に換算（森林立地調査法編集委員会 1999）した。

種組成に及ぼす林種の影響については、林種、季節を固定因子、樹林幅を共変量とした共分散分析により検討した。

解析における変数は、林種間の比較における Scheffe 法、共分散分析では目的変数、樹林幅を対数変換、林床植生の種組成の序列化では変数に 1 を加えて対数変換、種組成に及ぼす林種の影響における共分散分析では樹林幅を対数変換した。

---

\*北海道の HP に掲載

## 2-4-3 結果

### (1) 林種区分

木本層の序列化の結果，DCA 第 1～4 軸までの固有値は，.786, 0.280, 0.178, 0.180 となった．DCA 第 1, 2 軸得点，林齢，林分高を使用したクラスター分析の結果，調査林分は結合距離 3.5 付近で区分すると，タイプ A-C の 3 つの林種に区分された（図 2-22）．高木性樹種でみると，タイプ A は，ヤナギ属で特徴づけられる（図 2-23），林齢  $12 \pm 5$  (mean  $\pm$  sd)，林分高  $9 \text{m} \pm 2$  の林分となった（表 2-8）．タイプ B は，ドロノキ，オオバヤナギ，オニグルミ，シラカンバ属 (*Betula*) 等で特徴づけられる（図 2-23），林齢  $25 \pm 3$ ，林分高  $15 \text{m} \pm 4$  の林分となった（表 2-8）．タイプ C は，ハルニレ，ヤチダモ，ミズナラ，カエデ属 (*Acer*) 等で特徴づけられる（図 2-23），林齢  $50 \pm 19$ ，林分高  $16 \text{ m} \pm 4$  の林分となった（表 2-8）．

表 2-8 林種別の林齢，林分高，樹林幅 (Means  $\pm$  1SD)

変数	Type A	Type B	Type C
林齢	12 $\pm$ 5	25 $\pm$ 3	50 $\pm$ 19
林分高 (m)	9 $\pm$ 2	15 $\pm$ 4	16 $\pm$ 4
樹林幅 (m)	76 $\pm$ 42	67 $\pm$ 28	106 $\pm$ 67

Type A-C については図 2-22 を参照．

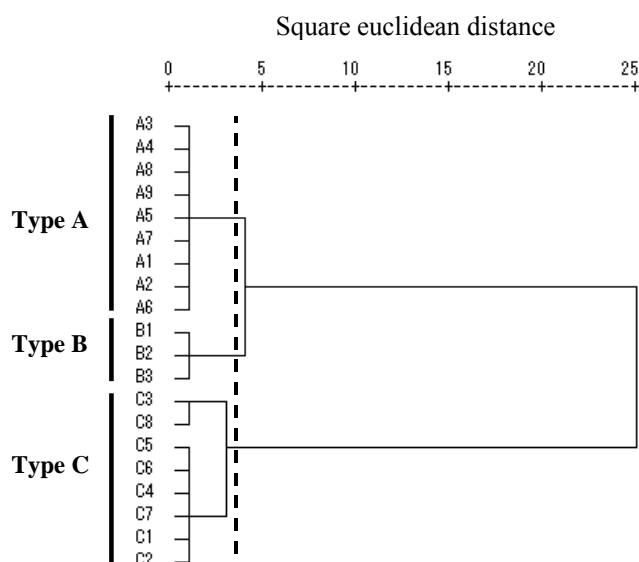
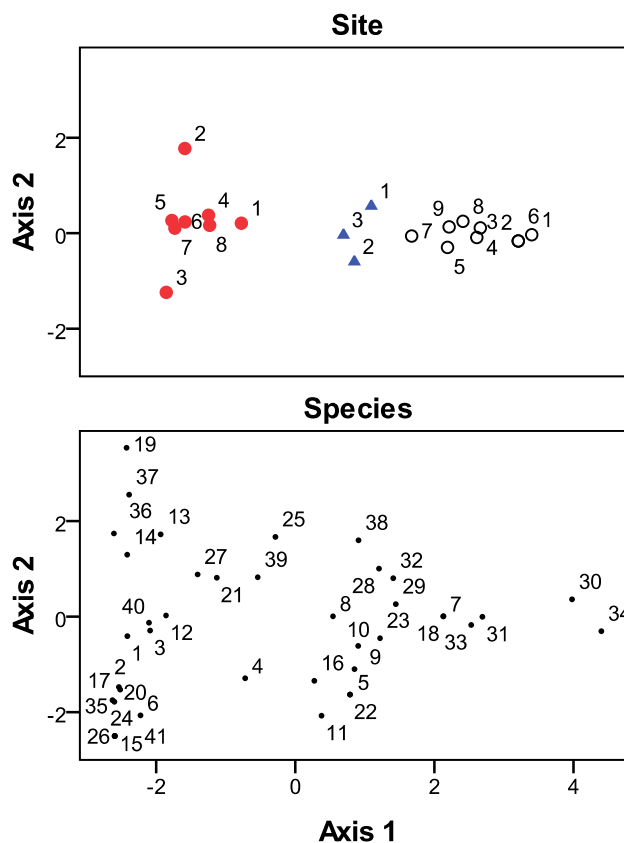


図 2-22 高木層から低木層までの種組成, 林分高, 林齢を使用したクラスター分析 (ウォード法, 平方ユークリッド距離) 結果の樹状図

高木層から低木層までの種組成は, 図 2-23 に示す DCA 第 1 軸, 第 2 軸の得点を使用した。

図 2-23 高木層から低木層までの種組成 (在・不在) を使用した DCA 法により得られた DCA 1 軸, 2 軸の得点の散布図

Site のプロットでは, ○, ▲, ● はそれぞれ, Type A, B, C を示し (図 2-22 を参照), ラベルはサイト No. と季節 (sp, spring; su, summer; au, autumn) を示す。Species のプロットのラベルは, 次のように種と対応する。



1, *Acanthopanax divaricatus*; 2, *Acer ginnala* var. *aidzuense*; 3, *Acer miyabei*; 4, *Acer mono* var. *glabrum*; 5, *Alnus hirsuta*; 6, *Alnus japonica*; 7, *Betula ermanii*; 8, *Betula maximowicziana*; 9, *Betula platyphylla* var. *japonica*; 10, *Celastrus orbiculatus*; 11, *Cornus controversa*; 12, *Euonymus alatus*; 13, *Euonymus sieboldianus*; 14, *Fraxinus mandshurica* var. *japonica*; 15, *Hydrangea paniculata*; 16, *Juglans ailanthifolia*; 17, *Kalopanax pictus*; 18, *Larix kaempferi*; 19, *Lonicera chrysantha* var. *crassipes*; 20, *Magnolia praecocissima* var. *borealis*; 21, *Morus australis*; 22, *Phellodendron amurense*; 23, *Populus maximowiczii*; 24, *Prunus maximowiczii*; 25, *Prunus padus*; 26, *Prunus sargentii*; 27, *Quercus mongolica* ssp. *crispula*; 28, *Salix gracilistyla*; 29, *Salix integra*; 30, *Salix miyabeana*; 31, *Salix pet-susu*; 32, *Salix rorida*; 33, *Salix sachalinensis*; 34, *Salix subfragilis*; 35, *Sambucus racemosa* ssp. *kamtschatica*; 36, *Sorbus alnifolia*; 37, *Syringa reticulata*; 38, *Toisusu urbaniana*; 39, *Ulmus japonica*; 40, *Ulmus laciniata*; 41, *Viburnum opulus* var. *calvescens*

1, ケヤマウコギ; 2, カラコギカエデ; 3, クロビイタヤ; 4, エゾイタヤ; 5, ケヤマハンノキ; 6, ハンノキ; 7, ダケカンバ; 8, ウダイカンバ; 9, シラカンバ; 10, ツルウメドキ; 11, ミズキ; 12, ニシキギ; 13, マユミ; 14, ヤチダモ; 15, ノリウツギ; 16, オニグルミ; 17, ハリギリ; 18, カラマツ; 19, ネムロブシダマ; 20, キタコブシ; 21, ヤマグワ; 22, キハダ; 23, ドロノキ; 24, ミヤマザクラ; 25, エゾノウミズザクラ; 26, エゾヤマザクラ; 27, ミズナラ; 28, ネコヤナギ; 29, イヌコリヤナギ; 30, エゾノカワヤナギ; 31, エゾノキヌヤナギ; 32, エゾヤナギ; 33, オノエヤナギ; 34, タチヤナギ; 35, エゾニワトコ; 36, アズキナシ; 37, ハシドイ; 38, オオバヤナギ; 39, ハルニレ; 40, オヒョウ; 41, カンボク

## (2) 林種間の比較

樹林状況，植生種数，物理環境について林種間で比較したのが表 2-9 である．植生種数の草本層については季節別に整理した．

林齢はタイプ C, B, A の順に大きく，林分高はタイプ B, C がタイプ A に比べ高くなっていた．また，rPPFD はタイプ A, B に比べ C で低く，土壌水分はタイプ C が A に比べ高くなっていた．

植生種数については，全ての調査地で3季をとおり，木本層 41 種，草本層 197 種が確認された．木本層合計及び低木層の種数において，タイプ B, C が A に比べ多くなっていた．

樹林幅の影響については，表中の全項目において有意な影響は検出されなかった (ANCOVA,  $P > 0.05$ ) ．

表 2-9 林種別の樹林状況，植生の種数，物理環境 (Means  $\pm$  1SD)

変数			Type A	Type B	Type C
樹林状況	林齢	-	12 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	25 $\pm$ 3 <sup>b</sup>	50 $\pm$ 19 <sup>c</sup>
	林分高 (m)	-	9 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	15 $\pm$ 4 <sup>b</sup>	16 $\pm$ 4 <sup>b</sup>
	樹林幅 (m)	-	76 $\pm$ 42	67 $\pm$ 28	106 $\pm$ 67
植生種数	高木層	通年	2 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1	3 $\pm$ 2
	亜高木層	通年	3 $\pm$ 1	3 $\pm$ 1	4 $\pm$ 1
	低木層	通年	2 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	7 $\pm$ 2 <sup>b</sup>	8 $\pm$ 3 <sup>b</sup>
	木本層合計	通年	5 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	10 $\pm$ 2 <sup>b</sup>	11 $\pm$ 3 <sup>b</sup>
	草本層	春季	14 $\pm$ 5	24 $\pm$ 4	23 $\pm$ 10
		夏季	18 $\pm$ 5	31 $\pm$ 2	26 $\pm$ 10
		秋季	19 $\pm$ 7	28 $\pm$ 4	26 $\pm$ 12
物理環境	相対光量子束密度 (rPPFD, %)	夏季	15 $\pm$ 8 <sup>a</sup>	13 $\pm$ 4 <sup>a</sup>	3 $\pm$ 2 <sup>b</sup>
	土壌水分 (%)	夏季	15 $\pm$ 8 <sup>a</sup>	22 $\pm$ 11 <sup>ab</sup>	30 $\pm$ 12 <sup>b</sup>

Type A-C については図 2-22 を参照．アルファベットの違いは統計的有意差があることを示す (Scheffe's test,  $P < 0.05$ ) ．樹林幅については多重比較を行っていない．



### (3) 種組成の序列化

種組成の序列化の結果、DCA 第 1～4 軸までの固有値は、0.683, 0.279, 0.270, 0.208 となった。図 2-24 は、第 1, 2 軸の DCA 得点をプロットであり、第 1 軸の正から負の方向に沿って、タイプ A, B, C となった。第 2 軸上では、第 1 軸上ほど明瞭ではないが、タイプ C の一部 (C4,8) が正の方向に離れてプロットされた。DCA 得点と、生活型の構成比率、帰化植物の比率等との相関関係から、第 1 軸の得点は、一・二年生植物、帰化植物の比率と正の相関、多年生植物、稚樹の比率、木本植物種数、ササのカバーと負の相関が得られた (表 2-10)。第 2 軸の得点は、一・二年生植物、帰化植物の比率、ササのカバーと正の相関、多年生植物、高木性稚樹の比率、草本、木本植物種数と負の相関が得られた。

林種別に 3 季をとおして出現頻度 50%をこえて出現した種を表 2-11 に整理した。タイプ A では、草本植物でオオヨモギ (*Artemisia montana*)、アキタブキ (*Petasites japonicus* var. *giganteus*)、クサヨシ、オオアワダチソウ (*Solidago gigantea* var. *leiophylla*) 等、タイプ B では、草本植物でオオヨモギ、エゾノコンギク (*Aster ageratoides* ssp. *ovatus* f. *yezoensis*)、スゲ類 (*Carex* spp.)、オオイタドリ (*Reynoutria sachalinensis*) 等、木本植物でツルウメモドキ (*Celastrus orbiculatus*)、ナワシロイチゴ (*Rubus parvifolius*)、オニグルミ、タイプ C では、草本植物でトクサ (*Equisetum hymale*)、コウライテンナンショウ (*Arisaema angustatum* var. *peninsulae*)、オオアマドコロ (*Polygonatum odoratum* var. *maximowiczii*) 等、木本植物でフッキソウ (*Pachysandra terminalis*)、マユミ、エゾノウワミズザクラ (*Prunus padus*)、ヤマグワ (*Morus australis*) が多くみられた。

表 2-10 DCA 得点と、林床植生の生活型構成、帰化植物、出現種数、ササカバーとの相関関係

変数		DCA 1 <sup>st</sup> score	DCA 2 <sup>nd</sup> score
生活型の構成比率	一・二年生植物	0.493 **	0.627 **
	多年生植物	-0.547 **	-0.607 **
	低木性植物	-0.605 **	-0.220
	亜高木性植物	-0.752 **	-0.243
	高木性植物	-0.803 **	-0.288 *
帰化植物の比率	–	0.916 **	0.321 *
出現種数	草本植物	0.002	-0.345 **
	木本植物	-0.789 **	-0.501 **
ササのカバー	–	-0.561 **	0.278 *

DCA 得点は図 2-24 を使用。スピアマンの順位相関係数 (\*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ )。

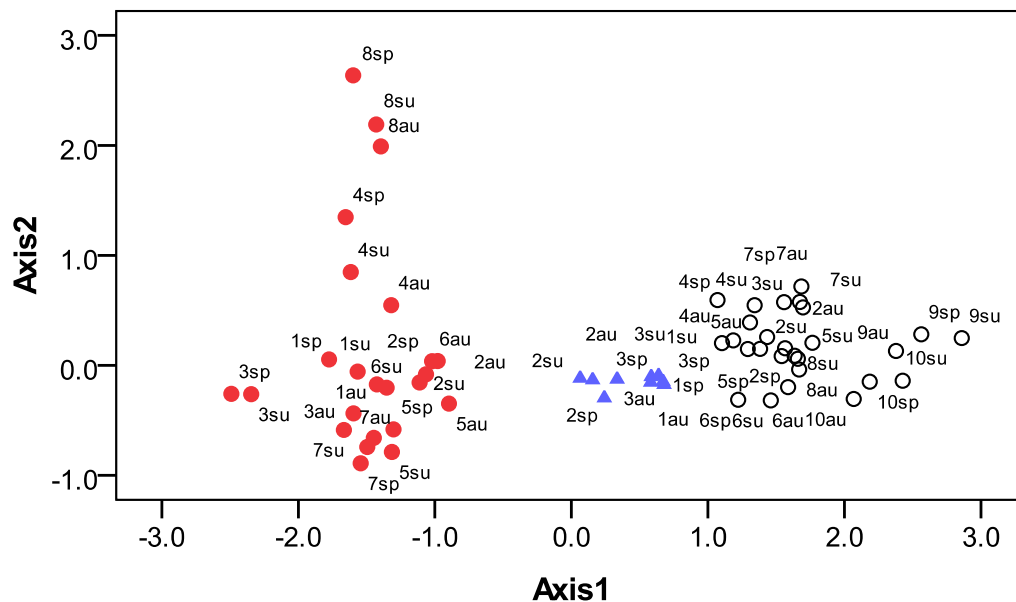


図 2-24 林床植生の種組成（在・不在）を使用した DCA 法（Detrended Correspondence Analysis）により得られた DCA 1 軸, 2 軸の得点の散布図

○, Type A; ▲, Type B; ●, Type C. Type A-C については Fig. 2 を参照。プロットのラベルはサイト No. と季節 (sp, spring; su, summer; au, autumn) を示す。

表 2-11 高頻度（林種別に 50% &lt;）に出現した林床植生

林種	種名	区分*	出現頻度 (%)
Type A	オオヨモギ	<i>Artemisia montana</i>	H 100
	アキタブキ	<i>Petasites japonicus</i> var. <i>giganteus</i>	H 78
	クサヨシ	<i>Phalaris arundinacea</i>	H 78
	オオアワダチソウ	<i>Solidago gigantea</i> var. <i>leiophylla</i>	H 70
	キツリフネ	<i>Impatiens noli-tangere</i>	H 59
	ナガハグサ	<i>Poa pratensis</i>	H 59
	スギナ	<i>Equisetum arvense</i>	H 56
	エゾイラクサ	<i>Urtica platyphylla</i>	H 56
	コンロンソウ	<i>Cardamine leucantha</i>	H 52
Type B	オオヨモギ	<i>Artemisia montana</i>	H 100
	エゾノコンギク	<i>Aster ageratoides</i> ssp. <i>ovatus</i> f. <i>yezoensis</i>	H 100
	ツルウメモドキ	<i>Celastrus orbiculatus</i>	W 100
	ナワシロイチゴ	<i>Rubus parvifolius</i>	W 100
	ウスイロスゲ	<i>Carex pallida</i>	H 78
	オオイタドリ	<i>Reynoutria sachalinensis</i>	H 78
	キンミズヒキ	<i>Agrimonia japonica</i>	H 67
	アカンカサスゲ	<i>Carex drymophila</i> var. <i>abbreviata</i>	H 67
	アキタブキ	<i>Petasites japonicus</i> var. <i>giganteus</i>	H 67
	ツルヨシ	<i>Phragmites japonica</i>	H 67
	ビロードスゲ	<i>Carex fedia</i> var. <i>miyabei</i>	H 56
	オニグルミ	<i>Juglans ailanthifolia</i>	W 56
	ナガハグサ	<i>Poa pratensis</i>	H 56
	アキカラマツ	<i>Thalictrum minus</i> var. <i>hypoleucum</i>	H 56
	クサフジ	<i>Vicia cracca</i>	H 56
	エゾノタチツボスミレ	<i>Viola acuminata</i>	H 56
Type C	フッキソウ	<i>Pachysandra terminalis</i>	W 100
	トクサ	<i>Equisetum hymale</i>	H 79
	マユミ	<i>Euonymus sieboldianus</i>	W 79
	エゾノウワミズザクラ	<i>Prunus padus</i>	W 75
	コウライテンナンショウ	<i>Arisaema angustatum</i> var. <i>peninsulae</i>	H 63
	ヤマゲワ	<i>Morus australis</i>	W 63
	オオアマドコロ	<i>Polygonatum odoratum</i> var. <i>maximowiczii</i>	H 63
	ヨブスマソウ	<i>Cacalia hastata</i> var. <i>orientalis</i>	H 58
	キツリフネ	<i>Impatiens noli-tangere</i>	H 58

\* H, 草本植物; W, 木本植物. Type A-C については図 2-22 を参照. 種名は, 林種別に上から下に出現頻度の高い順に並べた.

#### (4) 林床植生の種組成に及ぼす林種の影響

林床植生，地表性甲虫の種組成に及ぼす林種，季節，樹林幅（共変量）の影響に関する共分散分析の結果，表 2-12 のように，DCA 第 1 軸得点には林種が影響し，DCA 第 2 軸得点には有意な影響は見られなかった（図 2-24）。

表 2-12 林床植生の種組成（DCA 得点）を目的変数，林種，季節，樹林幅（共変量）を説明変数とした共分散分析結果（ANCOVA）

変数	DCA 1 <sup>st</sup> score				DCA 2 <sup>nd</sup> score			
	d.f.	SS	MS	F	d.f.	SS	MS	F
林種	2	114.108	57.054	360.62 **	2	0.739	0.369	0.78
季節	2	0.050	0.025	0.16	2	0.017	0.008	0.02
樹林幅	1	0.509	0.509	3.22	1	0.001	0.001	0.00
林種 * 季節	4	0.511	0.128	0.81	4	0.110	0.028	0.06
Error	50	7.911	0.158		50	23.816	0.476	

林床植生の種組成は図 2-24 参照.      \*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$

#### 2-4-4 考察

本研究では、河畔林の環境形成機能の特徴として、低地帯に分布する成熟段階の異なる林種と、林床植生の種数、種組成との関係を検討した。林種間では、林床植生の種数に有意な違いはみられなかった（表 2-9）。また、DCA 第 1 軸得点との関係からも林種と草本種数との相関関係はみられなかった（表 2-10）。むしろ、林種と種組成の対応関係が明瞭であり（図 2-23）、林種の影響が大きかった（表 2-12）。

林床植生の DCA 第 1 軸は、正の方向になると、一・二年生植物、帰化植物の比率と正の相関、多年生植物、稚樹の比率、木本植物種数、ササのカバーと負の相関が得られた（表 2-10）。そして、草本植物では、タイプ A では前記のような草原性の高茎草本植物、タイプ C では前記のような森林性の植物の出現頻度が高くなっていた（表 2-11）。草本の遷移系列は、一般に、一・二年生植物から多年生植物へと変化することから（Egler 1954; 沼田 1977）、図 2-24 の第 1 軸は、相対的に、負の方向から正の方向にかけて林床植生の遷移状況を示し、タイプ C の林種で森林性、タイプ A の林種で草原性、タイプ B は A、C の中間的な種群と考えられる。なお、帰化植物については、生活型が一・二年生である種が多く（榎本 1997）、今回も帰化植物 21 種に占める一・二年生植物の比率は 71 %であった。そのため、表 2-10 の DCA 第 1 軸では、一・二年生植物の比率、帰化植物の比率が同様な相関を示したと考えられる。

このような林床植生の特徴は次のようなことによると思われる。タイプ B、C は、タイプ A に比べ低木層の種数が増える等、階層構造が発達し（表 2-9）、これにより夏季の暗い光環境や土壌水分の高い状態が維持されていたと考えられる（表 2-9）。特に、タイプ C の夏季の rPPFD は 3%と著しく低い状態であった（表 2-9）。Siebel & Bouwma（1998）は、フランスの Rhine 川上流において、氾濫原の林床植生の出現と光環境との関係を調べ、高茎草本は PAR (Photosynthetically active radiation) が 5%以上で、カエデ属、ミズキ属 (*Cornus*)、ニシギギ属 (*Euonymus*) といった木本種は 1.5–7 %で高頻度に出現していたことを報告している。また、高茎草本による被陰は他の植生の出現を抑制し（水井ほか 1979; Kamisako et al. 2007）、母樹の関係もあるがタイプ A では林床の木本植物種数が減少傾向（表 2-10）となっていた。特に、タイプ A で多くみられた高茎草本（表 2-114）は、面的に繁茂することが多く、そのような影響が大きいと考えられる。これに対し、タイプ B、C は、タイプ A に比べ木本層の種数が多く（表 2-8）、特にタイプ C は様々な樹種で構成され（図 2-23）、相対的に展葉の季節変化が多様となる（Kikuzawa 1983,1984; 小山ほか 2000）等、光環境が複雑に調整されていたと思われる。このように、樹林の成熟は、長い時間をかけて階層構造が発達することにより、下層の光環境、土壌水分等に影響を及ぼし、草原性の高茎草本、陽性植物であることが多い帰化植物（榎本 1997）を抑制し、森林性の種群を形成していたと考えられる。このような樹林の成熟と林床植生との関係は、渓流域での報告（Bratton et al. 1994; 阿部 1999）とも整合的である。

林床植生の DCA 第 2 軸は、クマイザサのみられたサイトである C4、C8 が離れた箇所にプロットされたことから（Fig. 4）、ササカバーによる稚樹密度の低下の影響（岩本・佐野 1998）等を示していると考えられる。

以上のように、林種は、林床植生の種群を特徴づけ、これらは相対的に、先駆林、成熟

林でそれぞれ、草原性、森林性の種群と考えられた。これを踏まえ、現在の北海道低地帯の河畔植生を概観すると、主要河川の有堤区間は、概ねヨシ (*Phragmites australis*)、クサヨシ、オオヨモギ、オオイタドリ等の草本群落、あるいはそれらとヤナギ林の組み合わせである。これは、現状の河畔環境は概ね草原性の環境要素で構成され、森林性の環境要素が乏しいことを示唆している。したがって、高水敷等の比較的安定した立地に成熟林が成立することは、草原性、森林性の環境要素が混在する多様な河畔環境になると考えられる。実際、今回の調査地においては、C4 は堤外地、C5 は霞部の立地となっていた。

以上のことから、河畔林管理に際し、多様な環境要素の成立には、現状で立地条件を問わず多く分布している先駆林において、立地条件等を考慮し、先駆林の一部を現在欠落している成熟林へと誘導することが重要と考えられる。また、河畔林の環境要素の評価には、種数のみではなく、種群による検討が重要と考えられる。

## 2-5 参考文献

- 新谷 融 (1971) 荒廃溪流における土石移動に関する基礎的研究. 北海道大学農学部演習林研究報告 **28**: 193-258.
- 有賀 誠・中村 太士・菊地 俊一・矢島 崇 (1996) 十勝川上流域における河畔林の林分構造および立地環境,隣接斜面との比較から. 日本林学会誌 **78**: 354-362.
- 阿部 聖哉 (1999) 丹沢山地における溪流林の発達に伴う種組成と生活型の変化. 日本生態学会誌 **49**: 237-246.
- Azami K., Suzuki H., & Toki S. (2004) Changes in riparian vegetation communities below a large dam in a monsoonal region: Futase dam, Japan. *River Research and Applications* **20**: 549-563.
- Bradley C.E., & Smith D.G. (1985) Plains cottonwood recruitment and survival on a prairie meandering river floodplain, Milk river, southern Alberta and northern Montana. *Canadian Journal of Botany* **64**: 1433-1442.
- Brinson M.M. (1990) Riverine forests. In: *Forested Wetlands. Ecosystems of the World*, 15. (eds. A.E. Lugo, M.M. Brinson, & S. Brown) , pp 87-141. Elsevier Science, Amsterdam.
- Bratton S.P., Hapeman J.R., & Mast A.R. (1994) The lower Susquehanna river gorge and floodplain (U.S.A.) as a riparian refugium for vernal, forest-floor herbs. *Conservation Biology* **8**: 1069-1077.
- Blom C.W.P.M., & Voesenek L.A.C.J. (1996) Flooding: the survival strategies of plants. *Trends in Ecology, & Evolution* **11**: 290-295.
- Barnes W.J. (1997) Vegetation dynamics on the floodplain of the lower Chippewa river in Wisconsin. *Journal of the Torrey Botanical Society* **124**: 189-197.
- Carbiener R., & Schnitzler A. (1990) Evolution of major pattern models and processes of alluvial forest of the Rhine in the rift valley (France/Germany) . *Plant Ecology* **88**: 115-129.
- Currie D.J. (1991) Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. *American Naturalist* **137**: 27-49.
- Choi S., Yoon B., & Woo H. (2005) Effects of dam-induced flow regime change on downstream river morphology and vegetation cover in the Hwang river, Korea. *River Research and Applications* **21**: 315-325.
- Densmore R., & Zasada J.C. (1978) Rooting potential of Alaskan willow cutting. *Canadian Journal of Forest Research* **8**: 477-479.
- Densmore R., & Zasada J. (1983) Seed dispersal and dormancy pattern in northern willow: ecological and evolutionary significance. *Canadian Journal of Botany* **61**: 3207-3216.
- Décamps H., Fortune M., Gazelle F., & Pautou G. (1988) Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* **1**: 163-173.
- Duncan R.P. (1993) Flood disturbance and the coexistence of species in a lowland podocarp forest, south Westland, New Zealand. *Journal of Ecology* **81**: 403-416.
- Décamps H., Planty-Tabacchi A.M., & Tabacchi E. (1995) Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour river, France. *Regulated Rivers: Research, & Management* **11**: 23-33.

- 傳甫 潤也・小本 智幸・松本 喜幸 (2005) 石狩川周辺における 2004 年台風 18 号の風倒木から学ぶ河畔林の維持管理. 第 13 回地球環境シンポジウム講演論文集: 243-248.
- 傳甫 潤也・岡村 俊邦・堀岡 和晃・米元 光明 (2006) 北海道低地帯で区分された河道内の攪乱作用と河畔林の構造との関係. 応用生態工学 **9**: 3-20.
- 傳甫 潤也・堀岡 和晃・米元 光明・伊藤 昌弘 (2008) 人為改変後の低地の河畔におけるヤナギ林の地域分布. 応用生態工学 **11**: 13-27.
- Dykaar B.B., & Wigington P.J. Jr (2000) Floodplain Formation and Cottonwood Colonization Patterns on the Willamette River, Oregon, USA. *Environmental Management* **25**: 87-104.
- Foster D.R. (1988) Species and Stand Response to Catastrophic Wind in Central New England, U.S.A. *Journal of Ecology* **76**: 135-151.
- Friedman J.M., Osterkamp W.R., Scott M.L., & Auble G.T. (1998) Downstream effects of dams on channel geometry and bottomland vegetation: Regional patterns in the great plains. *Wetlands* **18**: 619-633.
- Florsheim J.L., & Mount J.F. (2002) Restoration of floodplain topography by sand-splay complex formation in response to intentional levee breaches, Lower Cosumnes River, California. *Geomorphology* **44**: 67-94.
- 富士田 裕子 (2002) 湿地林. 「水辺林の生態学」(崎尾 均・山本 福壽 編), pp.95-137. 東京大学出版会, 東京.
- 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 **747 (II-65)** : 41-60.
- Egler E.E. (1954) Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* **14**: 412-417.
- 榎本 敦 (1997) 雑草フロラをつくりあげる帰化植物. 「雑草の自然史, たくましさの生態学」(山口裕文 編), pp.17-34, 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- Gill C.J. (1970) The flooding tolerance of woody species-A review. *Forestry Abstracts* **31**: 671-688.
- Gentry A.H. (1988) Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* **75**: 1-34.
- 後藤 稔治 (1988) 金草川(岐阜県)のヤナギ林について. 植物地理・分類研究 **36**: 113-117.
- Glenza C., Schlaepfer R., Iorgulescu I., & Kienast F. (2006) Flooding tolerance of central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management* **235**: 1-13.
- Hall T.F., & Smith G.E. (1955) Effects of flooding on woody plants, west sandy dewatering project, Kentucky reservoir. *Journal of Forestry* **53**: 281-285.
- 東 三郎 (1964) 砂防植生工におけるヤナギ類導入に関する研究. 北海道大学農学部演習林研究報告 **23**: 151-228.
- 東 三郎 (1979) 地表変動論, 植生判別による環境把握. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- Hill M.O., & Gauch H.G. (1980) Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* **42**: 47-58.
- Hardin E.D., & Wistendahl W.A. (1983) The Effects of Floodplain Trees on Herbaceous



- Vegetation Patterns, Microtopography and Litter. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **110**: 23-30.
- Hupp C.R., & Osterkamp W.R. (1985) Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. *Ecology* **66**: 670-681.
- Huenneke L.F., & Sharitz R.R. (1986) Microsite abundance and distribution of woody seedlings in a south Carolina cypress-tupelo swamp. *American Midland Naturalist* **115**: 328-335.
- 平井 聡・沖津 進 (1991) 河畔におけるタニガワハンノキ分布地の立地条件. *植物地理・分類研究* **39**: 117-123.
- 平林 桂・山本 晃一 (1991) 瀬沼川における河畔堆積物調査. *水工学論文集* **35**: 269-274.
- He Q., & Walling D.E. (1997) Spatial variability of the particle size composition of overbank floodplain deposits. *Water, Air and Soil Pollution* **99**: 71-80.
- Hughes F.M.R. (1997) Floodplain biogeomorphology. *Progress in Physical Geography* **21**: 501-529.
- Hall R.B.W., & Harcombe P.A. (1998) Flooding alters apparent position of floodplain saplings on a light gradient. *Ecology* **79**: 847-855.
- 石塚 和雄 (1977) 河原と河辺林. 「群落の分布と環境」 (石塚 和雄 編), pp.237-242. 朝倉書店, 東京.
- 石川 慎吾 (1980) 北海道地方の河辺に発達するヤナギ林について. *高知大学学術研究報告* **29**: 73-78.
- 石川 慎吾 (1982) 東北地方の河辺に発達するヤナギ林について. *高知大学学術研究報告* **31**: 95-104.
- Ishikawa S. (1983) Ecological studies on the floodplain vegetation in the Tohoku and Hokkaido districts, Japan. *Ecological Review* **20**: 73-114.
- Ishikawa S. (1994) Seedling growth traits of three Salicaceous species under different conditions of soil and water level. *Ecological Review* **23**: 1-6.
- 石谷 正宇 (1996) 環境指標としてのゴミムシ類 (甲虫目: オサムシ科, ホソクビゴミムシ科) に関する生態学的研究. *比和科学博物館研究報告* **34**: 1-100.
- 岩本 慎吾・佐野 淳之 (1998) 落葉性広葉樹二次林におけるササ現存量と稚樹の成育様式. *日本林学会誌* **80**: 311-318.
- 石川 幸男 (2000) 石狩川における河畔林の分布, 構造と生育立地. *北海道河川防災研究センター研究所紀要* **XI**: 73-84.
- Inoue M., & Nakano S. (2001) Fish abundance and habitat relationship in forest and grassland streams, northern Hokkaido, Japan. *Ecological Research* **16**: 233-247.
- 石田 弘明・戸井 可名子・武田 義明・服部 保 (2002) 大阪府千里丘陵一帯に残存する孤立二次林の樹林面積と種多様性, 種組成の関係. *植生学会誌* **19**: 83-94.
- 石田 弘明 (2006) 小面積化が孤立照葉樹林の種多様性に及ぼす影響, 異なる空間スケールの種多様性と樹林面積の関係. *植生情報* **10**: 30-34.
- Iwanaga F., & Yamamoto F. (2007) Growth, morphology and photosynthetic activity in flooded *Alnus japonica* seedlings. *Journal of Forest Research* **12**: 243-246.
- 石川 幸男・佐藤 謙 (2007) 知床半島の森林植生. 「知床の植物 II」 (斜里町立知床博物

- 館 編), pp.76-112. 北海道新聞社, 札幌.
- Johnson W.C., Burgess R.L., & Keammerer W.R. (1976) Forest overstory vegetation and environment on the Missouri River floodplain in North Dakota. *Ecological Monographs* **46**: 59-84.
- Johnson W.C. (1994) Woodland expansions in the Platte River, Nebraska: Patterns and Causes. *Ecological Monographs* **64**: 45-84.
- Jones R.H., Sharitz R.R., Dixon P.M., Segal D.S., & Schneider R.L. (1994) Woody plant regeneration four floodplain forests. *Ecological Monographs* **64**: 345-367.
- 吉良 竜夫 (1948) 温量指数による垂直的な気候のわかちかたについて. *寒地農業* **2**: 143-173.
- 吉良 竜夫・四手井 綱英・沼田 真・依田 恭二 (1976) 日本の植生, 世界の植生配置のなかでの位置づけ. *科学* **46**: 235-247.
- Kikuzawa K. (1983) Leaf survival of woody plants in deciduous broad-leaved forests. 1. Tall trees. *Canadian Journal of Botany* **61**: 2133-2139.
- Kikuzawa K. (1984) Leaf survival of woody plants in deciduous broad-leaved forests. 2. Small trees and shrubs. *Canadian Journal of Botany* **62**: 2551-2556.
- Kozlowski T.T. (1984) Plant responses to flooding of soil. *BioScience* **34**: 162-167.
- Krasny M.E., Zasada J., & Vogt K.A. (1988) Adventitious rooting of four Salicaceae species in response to a flooding event. *Canadian Journal of Botany* **66**: 2597-2598.
- 小池 孝良 (1988) 落葉広葉樹の生存に必要な明るさとその成長に伴う変化. *林木の育種* **148**: 19-23.
- 籠瀬 良明 (1990) 自然堤防の諸類型, 河岸平野と水害. 古今書院, 東京.
- 小池 孝良 (1992) 主要広葉樹の初産齢と成長特性との関係. *北海道の林木育種* **34**: 22-28.
- 小林 四郎 (1995) 生物群集の多変量解析. 蒼樹書房, 神奈川.
- Kleiss B.A. (1996) Sediment retention in a bottomland hardwood wetland in eastern Arkansas. *Wetlands* **16**: 321-333.
- Kozlowski T.T. (1997) Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiology Monograph* **1**: 1-29.
- 今 博計・沖津 進 (1999) 浅間山麓の冷温帯落葉樹林におけるハルニレの更新に果たす地表攪乱の役割. *日本林学会誌* **81**: 29-35.
- 萱場 祐一 (2000) 雫石川におけるハビタットの变化と冠水頻度との関連について. *環境システム研究論文集* **28**: 347-352.
- 小山 浩正・今 博計・紀藤 典夫 (2000) シーズナルギャップに対応したブナの更新について. *日本森林学会北海道支部論文集* **48**: 48-50.
- Kamimura K., & Shiraishi N. (2007) A review of strategies for wind damage assessment in Japanese forests. *Journal of Forest Research* **12**: 162-176.
- Kamisako M., Sannoh K., & Kamitani T. (2007) Does understory vegetation reflect the history of fluvial disturbance in a riparian forest? *Ecological Research* **22**: 67-74.
- 宮脇 昭 (編) (1977) 日本の植生. 学習研究社, 東京.
- 水井 憲雄・菊沢 喜八郎・浅井 達弘 (1979) トドマツ人工林の天然下種更新 (I), 1-4

- 年間の稚苗消長について. 北海道立林業試験場研究報告 **17**: 13-22.
- 虫明 功臣・高橋 裕・安藤 義久 (1981) 日本の山地河川の流況に及ぼす流域の地質の効果. 土木学会論文報告集 **309**: 51-62.
- 宮脇 昭 (編著) (1988) 日本植生誌, 北海道. 到文堂, 東京.
- MacDougall A., & Kellman M. (1992) The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography* **19**: 667-675.
- 宮脇 昭・奥田 重俊・藤原 睦夫 (編) (1994) 改訂新版 日本植物便覧. 至文堂, 東京.
- Marston R.A., Girel J., Pautou G., Piegay H., Bravard J.P., & Arneson C. (1995) Channel metamorphosis, floodplain disturbance, and vegetation development: Ain River, France. *Geomorphology* **13**: 121-131.
- Miller J.R., Schultz T.T., Hobbs N.T., Wilson K.R., Schrupp D.L., & Baker W.L. (1995) Changes in the landscape structure of a southeastern Wyoming riparian zone following shifts in stream dynamics. *Biological Conservation* **17**: 371-379.
- Merritt D.M., & Cooper D.J. (2000) Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *Regulated Rivers: Research, & Management* **16**: 543-564.
- 村上 正志 (2001) 河畔林の鳥類群集. 日本鳥学会誌 **50**: 115-124.
- 森田 裕介・中村 彰宏・室田 高志・瀧川 幸伸・長谷川 秀三・森本 幸裕 (2001) 冠水, 湛水条件がヤナギ属 8 種の成長特性に与える影響評価. 日本緑化工学会誌 **27**: 377-379.
- Masaki T., Osumi K., Takahashi K., Hoshizaki K., Matsune K., & Suzuki W. (2007) Effects of microenvironmental heterogeneity on the seed-to-seedling process and tree coexistence in a riparian forest. *Ecological Research* **22**: 724-734.
- Numata M. (1969) Progressive and retrogressive gradient of grassland vegetation measured by degree of succession-Ecological judgement of grassland condition and trend IV. *Plant Ecology* **19**: 96-127.
- Nanson G.C., & Beach H.F. (1977) Forest succession and sedimentation on a meandering-river floodplain, northeast British Columbia, Canada. *Journal of Biogeography* **4**: 229-251.
- 沼田 真 (1977) 植物遷移学の概念と歴史. 「植物の遷移とその機構」(沼田 真 編), pp.1-11. 朝倉書店, 東京.
- Nanson G.C. (1980) Point bar and floodplain formation of the meandering Beatton river, northeastern British Columbia, Canada. *Sedimentology* **27**: 3-29.
- 中静 透・山本 進一 (1987) 自然攪乱と森林群集の安定性. 日本生態学会誌 **37**: 19-30.
- 新山 馨 (1987) 石狩川に沿ったヤナギ科植物の分布と生育地の土壌の土性. 日本生態学会誌 **37**: 163-174.
- Nakashizuka T. (1989) Role of uprooting in composition and dynamics of an old-growth forest in Japan. *Ecology* **70**: 1273-1278.
- Nilsson C., Grelsson G., Johansson M., & Sperens U. (1989) Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* **70**: 77-84.
- 長坂 有・新谷 融 (1989) 初期侵入条件から見た河畔林の形成. 日本林学会北海道支部論文集 **37**: 155-157.

- 長田 健吾・安部 友則・福岡 捷二 (2007) 急流礫床河川における低水路護岸沿いの深掘れ  
流路形成とその特性. 河川技術論文集 **13**: 321-326.
- 新山 馨 (1989) 札内川に沿ったケシウヤナギの分布と生育地の土性. 日本生態学会誌  
**39**: 173-182.
- Niiyama K. (1990) The role of seed dispersal and seedling traits in colonization and coexistence of  
Salix species in a seasonally flooded habitat. Ecological Research **5**: 317-331.
- Nilsson C., Ekblad A., Gardfjell M., & Carlberg B. (1991) Long-term effects of river regulation on  
river margin vegetation. Journal of Applied Ecology **28**: 963-987.
- 長坂 有・福地 稔・柳井 清治・佐藤 弘和 (1994) 河畔生ヤナギ類の発芽と稚樹の生残に  
ついて. 日本林学会北海道支部論文集 **42**: 76-78.
- 新山 馨 (1995) ヤナギ科植物の生活史特性と河川環境. 日本生態学会誌 **45**: 301-306.
- 長坂 有 (1996) 河畔に生えるヤナギ類. 光珠内季報 **101**: 12-17.
- Naiman R.J., & Décamps H. (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. Annual Review of  
Ecology, & Systematics **28**: 621-658.
- 中村 太士 (1999) ダム構造物が水辺林の更新動態に与える影響. 応用生態工学 **2**: 125-139.
- 長坂 晶子 (2001) 北海道産落葉広葉樹 5 種の滞水試験, 異なる滞水処理下での成長と葉  
の展開. 北海道立林業試験場研究報告 **38**: 47-55.
- 新山 馨 (2002) 河畔林. 「水辺林の生態学」 (崎尾 均・山本 福壽 編), pp.61-93. 東京  
大学出版会, 東京.
- 中静 透 (2004) 森のスケッチ. 東海大学出版会, 神奈川.
- Nakamura F., & Inahara S. (2007) Fluvial geomorphic disturbances and life history traits of  
riparian tree species. In: Plant disturbance ecology: the process and the response. (eds. E.A.  
Johnson, & K. Miyanishi), pp.283-310. Elsevier, San Diego.
- Nakamura F., Shin N., & Inahara S. (2007) Shifting mosaic in maintaining diversity of floodplain  
tree species in the northern temperate zone of Japan. Forest Ecology and Management **241**:  
28-38.
- 野々田 秀一・渋谷 正人・斎藤 秀之・石橋 聡・高橋 正義 (2008) トドマツ人工林への  
広葉樹の侵入および成長過程と間伐の影響. 日本森林学会誌 **90**: 103-110.
- 岡村 俊邦 (1976) 溪床堆積地からみた河畔林の成立, ヌッカクシフヲノ川での事例. 日本  
林学会北海道支部講演集 **25**: 97-99.
- 岡村 俊邦・中村 太士 (1989) 自然河川の流路変動と河川環境に関する砂防学的研究. 水  
利科学 **185**: 32-53.
- 岡村俊邦・佐々木祐司・杉山 裕・佐々木勝男(2011) 寒冷地における原生的な河畔林の姿  
とその再生法. 自然環境復元研究 **5**: 1-10.
- 大島 誠一 (1988) 日本列島における木本植物種数分布と温度環境. 日本生態学会誌 **38**:  
99-110.
- 大野 啓一 (1990) 冷温帯湿生林. 「日本植物群落図説」 (宮脇 昭・奥田 重俊 編),  
pp.166-199. 至文堂, 東京.
- 大島 誠一 (1990) 日本列島における木本植物種数分布と温度環境 II, 生活型と種数分布.  
日本生態学会誌 **40**: 71-84.

- 奥田 重俊 (1990) 河辺林. 「日本植物群落図説」 (宮脇 昭・奥田 重俊 編), pp.246-275. 至文堂, 東京.
- O'Brien E.M. (1993) Climatic gradients in woody plant species richness: Towards an explanation based on an analysis of southern Africa's woody flora. *Journal of Biogeography* **20**: 181-198.
- 大沢 雅彦 (1993) 東アジアの植生と気候. 科学 **63**: 664-672.
- 大矢 雅彦 (1993) 河川地理学. 古今書院, 東京.
- 沖津 進 (1997) シホテーアリニ山脈北部アニューイ川流域の森林植生. 植生学会誌 **14**: 129-139.
- Ohlemüller R., & Wilson J.B. (2000) Vascular plant species richness along latitudinal and altitudinal gradients: a contribution from New Zealand temperate rainforests. *Ecology Letters* **3**: 262-266.
- 奥田 重俊 (2000) 河川生態環境を規定する基礎概念, 今日の潜在自然植生. 「河川生態環境評価法, 潜在自然概念を軸として」 (玉井 信行・奥田 重敏・中村 俊六 編著), pp.18-27. 東京大学出版会, 東京.
- 沖津 進 (2002) 北方植生の生態学. 古今書院, 東京.
- Pianka E.R. (1966) Latitudinal gradients in species diversity: A review of concepts. *American Naturalist* **100**: 33-46.
- Rood S.B., & Mahoney J.M. (1990) Collapse of riparian poplar forests downstream from dams in western prairies: Probable causes and prospects for mitigation. *Environmental Management* **14**: 451-464.
- Rood S.B., Hillman C., Sanche T., & Mahoney J.M. (1994) Clonal reproduction of riparian cottonwoods in southern Alberta. *Canadian Journal of Botany* **72**: 1766-1774.
- Rosgen D.L. (1994) A classification of natural rivers. *Catena* **22**: 169-199.
- 李 参熙・藤田 光一・塚原 隆夫・渡辺 敏・山本 晃一・望月 達也 (1998) 礫床河川の樹林化に果たす洪水と細粒土砂流送の役割. 水工学論文集 **42**: 433-438.
- 李 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, 多摩川上流部を対象にした事例分析より. 水工学論文集 **43**: 977-982.
- 酒井 昭 (1982) 植物の耐凍性と寒冷適応, 冬の生理・生態学. 学会出版センター, 東京.
- Streng D.R., Glitzenstein J.S., & Harcombe P.A. (1989) Woody seedling dynamics in an east Texas floodplain forest. *Ecological Monographs* **59**: 177-204.
- 佐竹 義輔・原 寛・亘野 俊次・富成 忠夫 (編) (1989) 日本の野生植物, 木本 I. 平凡社, 東京.
- 清和 研二 (1989) 落葉広葉樹の種子重と当年生稚樹の季節的伸長様式. 日本生態学会誌 **39**: 5-15.
- 須賀 堯三 (1992) 川の個性, 河相形成のしくみ. 鹿島出版会, 東京.
- 清和 研二 (1992) ハルニレの種子散布と稚樹の出現. 日本林学会北海道支部論文集 **40**: 77-79.
- 清和 研二 (1994) ハルニレの更新過程, 花が咲いてから稚苗が定着するまで. 北方林業 **46**: 29-32.
- 斎藤 新一郎 (1995) 北海道内の主要ヤナギ類の分類と分布について. 北海道の林木育種 **37**:

- 崎尾 均 (1995) 溪畔域の攪乱体制と樹木の生活史からみた溪畔林の動態. 日本生態学会誌 **45**: 307-310.
- 崎尾 均・中村 太士・大島 康行 (1995) 河畔林・溪畔林研究の現状と課題. 日本生態学会誌 **45**: 291-294.
- Seiwa K., & Kikuzawa K. (1996) Importance of seed size for the establishment of seedlings of five deciduous broad-leaved tree species. *Plant Ecology* **123**: 51-64.
- Stromberg J.C., Tiller R., & Richter B. (1996) Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: The San Pedro, Arizona. *Ecological Applications* **6**: 113-131.
- Siebel H.N., & Blom C. (1998) Effects of irregular flooding on the establishment of tree species. *Acta Botanica Neerlandica* **47**: 231-240.
- Siebel H.N., & Bouwma I.M. (1998) The occurrence of herbs and woody juveniles in a hardwood floodplain forest in relation to flooding and light. *Journal of Vegetation Science* **9**: 623-630.
- Swanson F.J., Johnson S.L., Gregory S.V., & Acker S.A. (1998) Flood disturbance in a forested mountain landscape. *BioScience* **48**: 681-689.
- 鈴木 隆介 (1998) 建設技術者のための地形図読図入門, 第2巻 低地. 古今書院, 東京.
- 清水 康生・安田 実・高野 佳明 (1999a) 扇状地河川の植物の生育特性と洪水の影響に関する事例研究. 土木学会第54回年次学術講演会講演要旨集 **VII-43**: 86-87.
- 清水 義彦・小葉竹 重機・新船 隆行・岡田 理志 (1999b) 礫床河川の河道内樹林化に関する一考察. 水工学論文集 **43**: 971-976.
- 進 望・石川 慎吾・岩田 修二 (1999) 上高地・梓川における河畔林のモザイク構造とその形成過程. 日本生態学会誌 **49**: 71-81.
- 清水 義彦・小葉竹 重機・岡田 理志・岩崎 工・吉川 武志 (2000) 洪水攪乱による河道内樹林化について. 土木学会第55回年次学術講演会講演要旨集 **II-316**: 632-633.
- 鈴木 隆介 (2000) 建設技術者のための地形図読図入門, 第3巻 段丘・丘陵・山地. 古今書院, 東京.
- Shafroth P.B., Stromberg J.C., & Patten D.P. (2002a) Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecological Applications* **12**: 107-123.
- Shafroth P.B., Friedman J.M., Auble G.T., Scott M.L., & Braatne J.H. (2002b) Potential responses of riparian vegetation to dam removal. *BioScience* **52**: 703-712.
- 崎尾 均 (2002) 溪畔林・山地河畔林. 「水辺林の生態学」(崎尾 均・山本 福壽 編), pp.22-60. 東京大学出版会, 東京.
- Seiwa K., Tozawa M., Ueno N., Kimura M., Yamasaki M., & Maruyama K. (2008) Roles of cottony hairs in directed seed dispersal in riparian willows. *Plant Ecology* **198**: 27-35.
- 館脇 操 (1955) 汎針広混交林帯. 北方林業 **7**: 240-243.
- 田中 豊・脇本 和昌 (1983) 多変量統計解析法. 現代数学社, 京都.
- Titus J.H. (1990) Microtopography and woody plant regeneration in a hardwood floodplain swamp in Florida. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **117**: 429-437.
- Terazawa K., & Kikuzawa K. (1994) Effects of flooding on leaf dynamics and other seedling responses in flood-tolerant *Alnus japonica* and flood-intolerant *Betula platyphylla* var. *japonica*.

- Tree Physiology **14**: 251-261.
- 恒屋 冬彦 (1996) 北海道石狩町生振の低地に成立する森林群落について, 主な樹種の分布様式と生育地の特性. 日本生態学会誌 **46**: 21-30.
- 辻本 哲郎 (1999a) 河川の自然復元, 目標景観. 応用生態工学 **2**: 7-14.
- 辻本 哲郎 (1999b) ダムが河川の物理的環境に与える影響, 河川工学及び水理学的視点から. 応用生態工学 **2**: 102-112.
- Tabacchi E., & Planty-Tabacchi A.M. (2003) Recent changes in riparian vegetation: possible consequences on dead wood processing along rivers. River Research and Applications **19**: 251-263.
- 高木 麻衣・中村 太士 (2003) ダムによる流量調節が河畔林に及ぼす影響について, 北海道札内川の事例. 日本林学会誌 **85**: 214-221.
- 戸澤 宗孝・木村 恵・上野 直人・加納 研一・清和 研二 (2003) 河畔性ヤナギ科樹木の種子散布における綿毛の定着適地検出機能. 東北大学複合生態フィールド教育研究センター報告 **19**: 27-31.
- Takyu M., Kubota Y., Aiba S., Seino T., & Nishimura T. (2005) Pattern of changes in species diversity, structure and dynamics of forest ecosystems along latitudinal gradients in east Asia. Ecological Research **20**: 287-296.
- Viereck L.A., Dyrness C.T., & Foote M.J. (1993) An overview of the vegetation and soils of the floodplain ecosystems of the Tanana river, interior Alaska. Canadian Journal of Forest Research. **23**: 889-898.
- Van Splunder I., Coopst H., Voesenek L.A.C.J., & Blom C.W.P.M. (1995) Establishment of alluvial forest species in floodplains: the role of dispersal timing, germination characteristics and water level fluctuations. Acta Botanica Neerlandica **44**: 269-278.
- White P.S. (1979) Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. The Botanical Review **45**: 229-299.
- Walker L.R., Zasada J.C., & Chapin F.S., III. (1986) The role of life history process in primary succession on an Alaskan floodplain. Ecology **67**: 1243-1253.
- Ward J.V., & Stanford J.A. (1995) The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. Regulated Rivers: Research, & Management **10**: 159-168.
- 渡辺 修・久保田 康裕 (1996) 冷温帯針広混交林のギャップ形成パターンが林木種の更新過程に与える影響. 日本生態学会誌 **46**: 233-243.
- Wissmar R.C., & Beschta R.L. (1998) Restoration and management of riparian ecosystems: A catchment perspective. Freshwater Biology **40**: 571-585.
- Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B., & Claret C. (2002) Riverine landscape diversity. Freshwater Biology **47**: 517-539.
- 和田 美貴代・菊池 多賀夫 (2004) 上高地梓川氾濫原におけるハルニレ実生の発生と定着. 植生学会 **21**: 27-38.
- 渡邊 康玄 (2007) 流木の挙動に関する研究. 河畔林の管理と流木に関するワークショップ資料. 寒地土木研究所.
- 柳井 清治・酒谷 幸彦・小野寺 道弘 (1981) クラウンナイ沢における流路変動と河畔林

- の構造 (II), 河畔林の生成と消失. 日本林学会北海道支部講演集 **29**: 191-193.
- 山本 進一 (1987) 孤立林のダイナミクス. 生物科学 **39**: 121-127.
- 柳井 清治・菊沢 喜八郎 (1991) 播種実験によってみられたヤナギ属 3 種の発芽および生残特性. 日本生態学会誌 **41**: 145-148.
- 山本 晃一 (1994) 沖積河川学, 堆積環境の視点から. 山海堂, 東京.
- Yamamoto F., Sakata T., & Terazawa K. (1995) Physiological, morphological and anatomical responses of *Fraxinus mandshurica* seedlings to flooding. *Tree Physiology* **15**: 713-719.
- 矢部 浩規・吉井 厚志 (1994) 平成 4 年 8 月洪水による鶴川・沙流川流域の流木流出状況に関する考察. 開発土木研究所月報 **493**: 13-25.
- 矢部 和夫・吉田 恵介・金子 正美 (1998) 札幌市における都市化が緑地の植物相に与えた影響. ランドスケープ研究 **61**: 571-576.
- 山田 健四・長坂 有・佐藤 創・対馬 俊之・阿部 友幸 (2006) 2003 年台風 10 号災害における厚別川流域河畔林の被害状況と流木発生・捕捉量の定量化. 砂防学会誌 **59**: 13-20.
- 吉川 正人・福嶋 司 (1999) 鬼怒川河辺におけるヤナギ群落の分布と形成様式. 植生学会誌 **16**: 25-37.
- Yamamoto S. (2000) Forest gap dynamics and tree regeneration. *Journal of Forest Research* **5**: 223-229.
- 湯城 豊勝・岡部 健士・鎌田 磨人・郡 麻里・西野 賢太郎 (2000) 那賀川下流における樹木群落成立とその水理学的考察. 水工学論文集 **44**: 843-848.
- 柳井 清治・永田 光博・長坂 有・佐藤 弘和・宮本 真人・大久保 進一 (2001) サクラマス幼魚の越冬場を形成する河畔樹木の役割. 日本林学会誌 **83**: 340-346.
- 吉川 正人 (2001) 河川に沿ったヤナギの分布はどうして決まるのか? 鬼怒川流域の事例から. 「植生環境学, 植物の生育環境の謎を解く」 (水野 一晴 編), pp.112-125. 古今書院, 東京.
- 北海道庁第二部殖民課 (1891) 北海道殖民地撰定第二・第三報文. 北海道出版企画センター (復刻版), 札幌.
- 北海道開発局石狩川開発建設部 (監) (1980) 石狩川治水史. 北海道開発協会, 札幌.
- 北海道開発局旭川開発建設部・留萌開発建設部 (監) (1989) 天塩川治水史. 北海道開発協会, 札幌.
- 北海道立地質研究所 (監) (2000) 十勝平野中央部地域地質図及び説明書. 十勝支庁農業振興部, 帯広.
- 北海道立地質研究所 (監) (2003) 十勝平野東部地域地質図及び説明書. 十勝支庁農業振興部, 帯広.
- 北海道立林業試験場 (2004) 2004 年台風 18 号被害に関する調査速報. 光珠内季報 **137**: 1-12.
- 国土庁土地局国土調整課 (監) (1977) 土地分類図, 北海道 IV, 上川支庁. 日本地図センター, 東京.
- 国土庁土地局国土調整課 (監) (1979) 土地分類図, 北海道 VII, 宗谷・留萌支庁. 日本地図センター, 東京.



- 国土交通省河川局（編）（1993-2002）流量年表（平成 3-12 年）．日本河川協会，東京．
- 建設省河川局河川環境課（監）（1997）平成 9 年度版 河川水辺の国勢調査マニュアル（河川版），生物調査編．リバーフロント整備センター，東京．
- 国土交通省河川局河川環境課（監）（2001）平成 13 年度版 河川水辺の国勢調査（河川版），河川水辺総括資料作成調査の手引き（案）．リバーフロント整備センター，東京．
- 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，東京．
- 日本林業技術協会編（1998）森を調べる 50 の方法，東京書籍，東京．
- 林野庁（監）（1959）北海道の森林風害記録．北方林業会，札幌．
- 森林立地調査法編集委員会（編）（1999）森林立地調査法．博友社，東京．
- \*Braun-Blanquet J. (1964) Pflanzensoziologie, 3 aufl. Springer, Wien.
- \*直接参照していない．

### 3. 河畔林管理の課題と方向性

#### 3-1 課題

##### 3-1-1 低水路内の樹林化による治水機能の低下

###### (1) 地形変化と樹林化の相互補完的な関係

前記「2-1 ヤナギ林の地域分布」のように、北海道低地帯においては多くのヤナギ林が分布している。特に、近年では河川整備後の低水路内の樹林化が顕著となっている。

例えば、図 3-1 に示すのは、尻別川（河床勾配 1/800 程度区間）の河道変遷である。低水路内では砂州の発達と樹林化が進行している。KP19.6 の横断変遷を見ると、1999 年（平成 11 年）洪水で中州の土砂堆積、右岸側の滞筋低下が発生、その後経年的に中州への土砂堆積と、右岸の滞筋低下が進行したと考えられる（堆積の大きな箇所は 1995 年（平成 7 年）頃から約 2 m 堆積）。砂州上の樹木周辺を掘削すると、図 3-1 の写真のように、昔の河原付近から定根が発生し、流下方向になびくように上方に成長しており、現在の地表から約 1.5 m の深さで土砂が堆積し、不定根の発生が見られた。

このことから、中州の土砂堆積と樹林化については、「河原に幼木が定着し成長→1999 年（平成 11 年）出水での堆積で埋没するが再成長（2001 年（平成 13 年）空撮でも埋没後の再繁茂の兆候を確認）→その後は中州地盤高の上昇、右岸滞筋低下により、中州箇所での流水の攪乱力が低下→樹林成長の促進→融雪出水時等に流速を低減させ土砂を捕捉（KP19.6 の場合は湾曲内岸の影響も想定）→さらなる中州の地盤高上昇とともに攪乱力の低下で、樹木成長→砂州の高地盤化と高木林化及び対岸の滞筋低下」といった樹林化と地形変化の相互補完的な事象が推察される。

こうした事象について、辻本・辻倉（1998）は、手取川（河床勾配 1/145 区間）において、縦断的に発達する中州（アキグミ、カワヤナギが分布）において、縦断的な地形、樹齢、材料等を調べ、樹齢変化と堆積高さの変化が比例しており、陸化と植生域の拡大が互いに補完しあいながら中州の形成が進んだものと推測している。また、表層材料の空間分布については、上流部で粗く、下流部で細かい傾向といった分級状況から、掃流砂が中州の発達にかかわり、特に上流側への発達には掃流砂によるものと指摘している。このような地形変化と樹林化の相互補完的な関係は、河道の計画、管理を検討する上で重要な事象となる。

## (2) 治水面への影響

近年では、全国的に河床低下が生じており、攪乱力の低下等による砂州の樹林化が進行し、流化能力の低下等が懸念されている。また、砂州の樹林化により滯筋が固定されると、局所的な洗掘が進行する（辻本・北村 1996）。このため、護岸前面の根固めの浮き上がり等が生じ、河岸保護工崩落等の護岸機能の低下にも影響する（写真 3-1, 写真 3-2）。さらに、出水時には樹木群によって生じる偏流による河岸侵食への影響（写真 3-3）、さらに流量規模が大きい場合には、洪水流の流向変化により堤防侵食への影響等が懸念される（写真 3-4）。

他方で、こうした河床の洗掘は平常時の浅場環境を減少させる等、瀬・淵構造の消失等、魚類の生活環境の劣化等にも関連する（水野 1995, 妹尾 2007）。

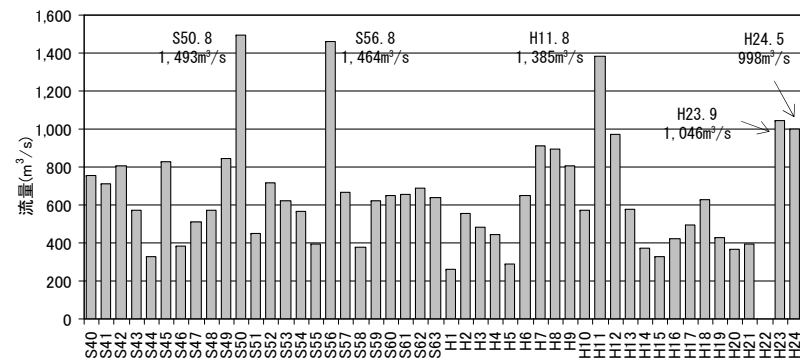
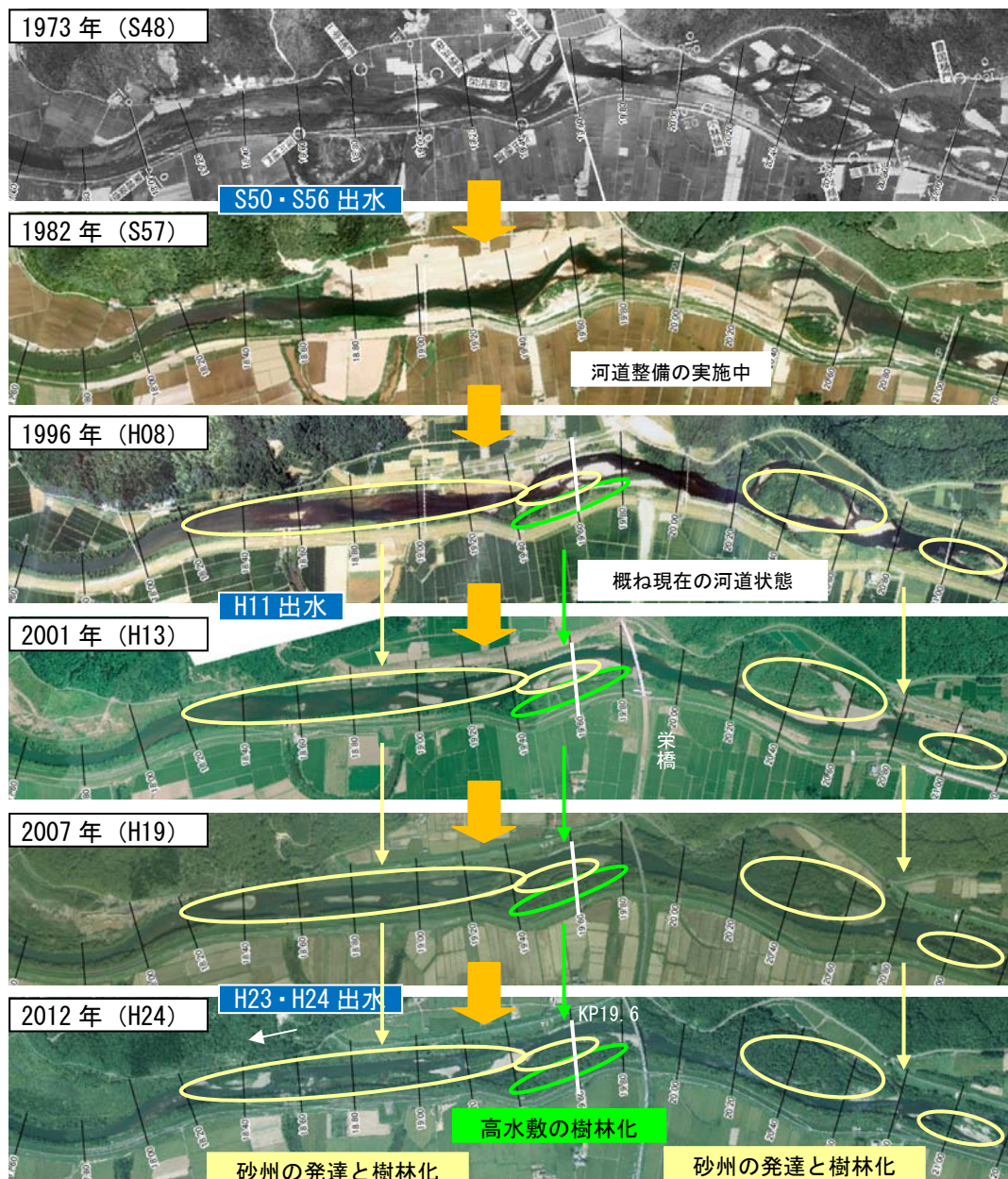
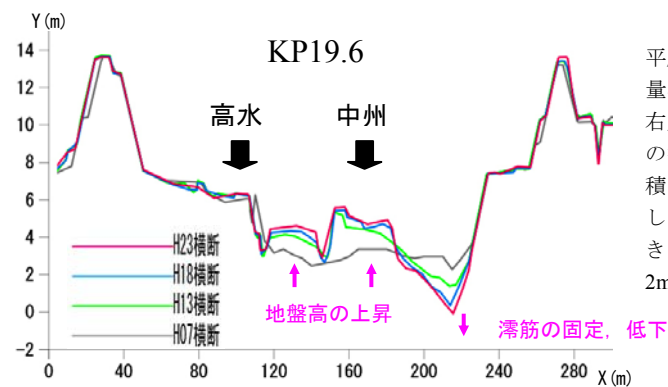
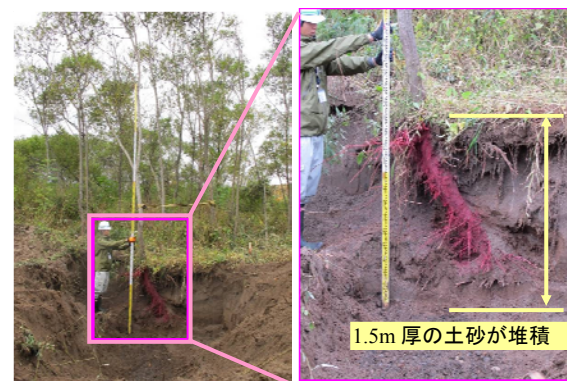


図 名駒観測所 (KP15.2) における年最大流量



平成 11 年洪水 (上図年最大流量参照) で中州の土砂堆積, 右岸側の滞筋低下が発生, その後経年的に中州への土砂堆積と, 右岸の滞筋低下が進行したと考えられる (堆積の大きな箇所は平成 7 年頃から約 2m 堆積)



KP19.6 付近の中州の樹木の生育状況. 不定根を発生させながら堆積土砂に適応している.

図 3-1 河道状況の変遷 (尻別川)





写真 3-1 滞筋の洗掘による根固めの浮き上がり（忠別川）



写真 3-2 滞筋の洗掘による木工沈床の崩落（忠別川）



写真 3-3 出水時の偏流の状況（平成 23 年 9 月出水：豊平川）



写真 3-4 流向変化による堤防侵食

資料：北陸地方整備局阿賀川河川事務所(2007)阿賀川樹木管理に関する検討会資料  
(<http://www.hrr.mlit.go.jp/agagawa/agagawa/oshirase/jyumoku.html>).

### 3-1-2 ヤナギ林繁茂による河畔環境の単調化

前記「2-3 河畔林動態の特徴」のように、低地帯の河畔はヤナギ林が大半を占めており、成熟林へと遷移していかないことを指摘した。

例えば、図 3-2 に示すのは、旭川市周辺の上川盆地における河畔林の状況である。上川盆地では、全域にエゾノキヌヤナギ・オノエヤナギ群集が多く分布し、また、急流河川の特徴であるオオバヤナギ・ドロノキ群集も多く分布している。他方で、河畔性の成熟林の主要樹種であるヤチダモ・ハルニレ群集は、狭窄部、谷底幅の狭まるところにのみ分布し、ミズナラ群落もおおよそ同様な分布をしている。このような箇所は、開けた市街地周辺の河畔のように改修が行われたとしても、周辺の山地、丘陵地にヤチダモ、ハルニレ、ミズナラ等の母樹が多いことで、供給される種子も多く、それらの成立が多いと考えられる。このように、上川盆地の市街地、耕作地区間の河畔には、成熟林が分布していない状況となっている。

この他の特徴として、外来樹種ハリエンジュ群落は、市街地、耕作地区間で多く、特に美瑛川、牛朱別川に多く分布している（写真 3-5）。また、美瑛川上流では、シラカンバ群落、ミズナラ群落といった山地性の樹林が多く分布している。

このように、現在の河畔では、ヤナギ林を主体とした樹林、あるいはヨシ、クサヨシ等といった草原が成立している。しかしながら、前記「2-4 林種と環境形成機能」のように、成熟林まで視野に入れると、同じ樹林であっても、林床の面で見ると先駆林は草原的な環境要素、成熟林は森林的な環境要素であった。林床については、地表性昆虫相を指標に植生環境を調査されることもある等、河畔生態系の構成に一定の役割を担うと考えられる。したがって、現在の河畔環境は、草原環境、先駆林の樹林環境は成立しているものの、成熟林のような森林性の環境要素が欠落した状況となっている（図 3-3）。



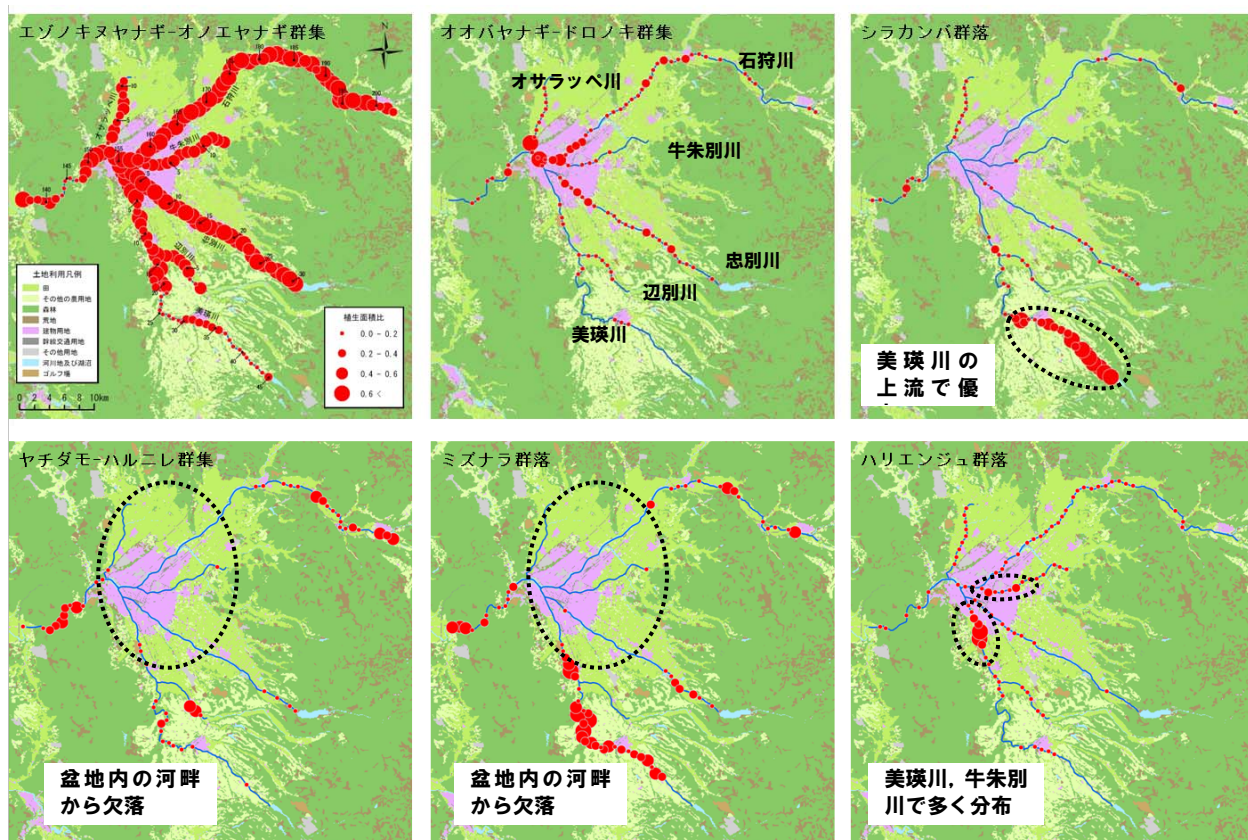


図 3-2 上川盆地における河畔林分布

河畔林分布データは最新の河川・水辺の国勢調査のものである。ベースの土地利用データは、「国土数値情報（土地利用細分メッシュデータ） 国土交通省（国土交通省国土計画局の GIS ホームページより）」を使用した。分布は 1 km 間隔における全樹林面積（水国資料における「その他低木林」は除外）に占める該当する樹林面積の比率であらわしている。



写真 3-5 （左）美瑛川、（右 4 つ）牛朱別川に分布するハリエンジュ



## ヤナギ林

### ◆河畔性の先駆林

洪水攪乱などで裸地が形成されると、すぐに発芽、定着する。定着後は埋没や冠水耐性の高い樹種特性により、砂州上であってもいち早く樹林を形成する。

### ◆環境形成機能

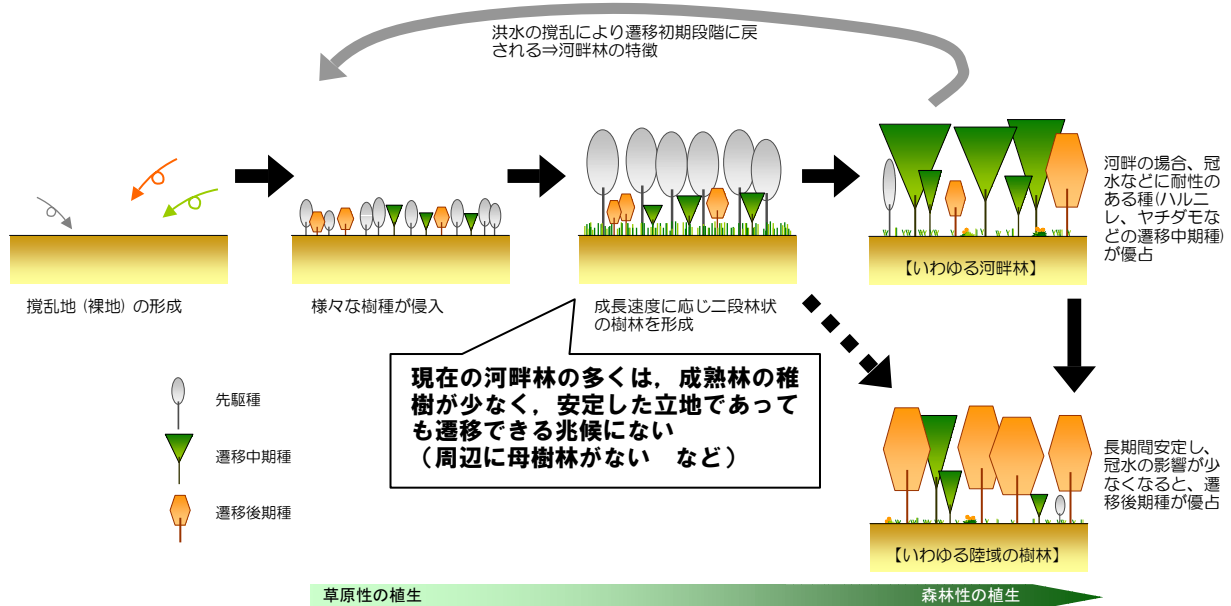
幼木林が形成されると、土砂捕捉に伴う地盤高増加など、様々な樹種の定着機会を提供する。定着した後、稚樹に対し、洪水流等から緩和する役割をもつ。

### ◆草原性の林床植生

極相的な樹林に比べ、成立時間が短いため、林床植生はクサヨシ、オオイタドリ等の草原性のものが優占する。また、オオアワダチソウ等の帰化植物も多く生育する。



幹が細く密生度が高い。林内は草原性の植生。ハルニレ、ヤチダモ等の稚樹が少なく、安定した立地であっても遷移し難い。



## ハルニレ、ヤチダモ林など

### ◆河畔性の極相林

安定した時間が長く続くと植生は遷移する。河畔林の場合は、冠水や土砂堆積が特徴で、それに適応できる極相的な樹林として、ハルニレ、ヤチダモ林があげられる。

### ◆発達した樹林構造

樹高 25m 程度の高木林となるため、太い幹、密生度の低下、高い枝下へと変化。洪水時の疎通能力が向上、洪水や風等による倒木被害の減少が考えられる（場合によっては HWL に樹冠がかからない）。

### ◆森林性の林床植生

寿命が長く、成立時間が長いため、林床植生も草原性から森林性のものへと遷移する。

### ◆大径木の生態的機能

直径 1m クラスの大径木に到達することもあり、大径木に特有な樹洞には猛禽類なども営巣できる。



密生度が低い高木林。林内は森林性の植生。成林後は、散策路、林床管理による公園化等でも良好な環境を提供する。

図 3-3 河畔林の遷移



### 3-2 方向性

#### 3-2-1 治水機能の維持

樹林化の顕著な北海道低地帯における河川の管理、計画においては、今後の樹林化箇所の推定（拡大、成長等）、河床変化（堆積、洗掘）等を予測評価し、洪水時の流下阻害や偏流による堤防侵食、礫河原の減少等の治水や環境面への影響を評価し、事前に、樹林化の影響が顕著な箇所、治水や環境上の問題箇所を抽出し（図 3-4）、予防的な対応を講じる必要がある。対応を検討するにあたっては、先ず変化に至った原因を明らかにした上で、治水上の問題点として、樹林化が問題なのか、洗掘を伴う問題なのかで、樹木伐採、河道整正等（図 3-5）の講じる対策も異なる。また、対策による効果検証も必要となる。

このようなことから、河道の計画、管理においては、地先の変化事象、出水時の状況を検討できるような、樹林化を含めた低水路内の河道状況の評価手法を構築する必要がある。

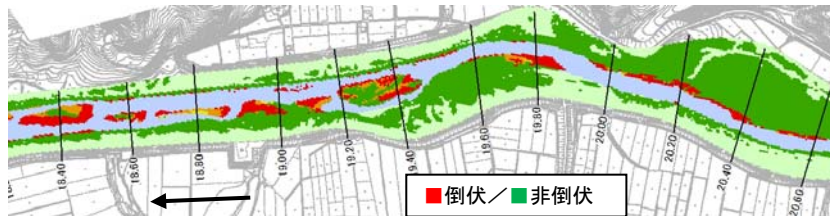


図 3-4 洪水時に樹木群が抵抗（非倒伏）となる箇所の抽出イメージ

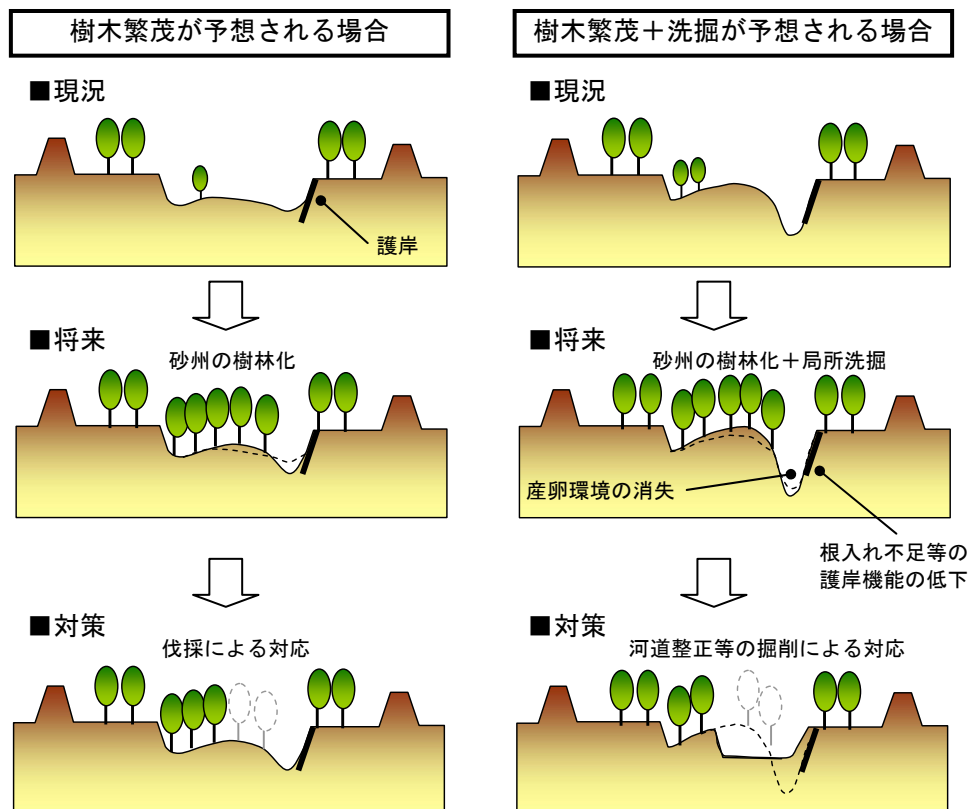


図 3-5 樹木繁茂や洗掘の進行と対策のイメージ

### 3-2-2 環境機能の向上

草原性、森林性の環境が混在するような河畔環境の多様化に資するため、治水安全度に支障のない箇所かつ許容面積の広い箇所において、現状のヤナギ類のみからなる先駆林、あるいは外来種ハリエンジュ林に、潜在的な河畔林構成種であるハルニレ、ヤチダモ等の植生を導入する等、林種転換を行う必要がある。また、こうした樹林の成林後には、適切な管理により、市街の緑地空間としての活用も期待できる（図 3-6）。

林種転換にあたっては、現状の低地帯で想定される立地条件において、冠水状態と適応樹種、導入方法等の観点から、実現の可能性について検討する必要がある。

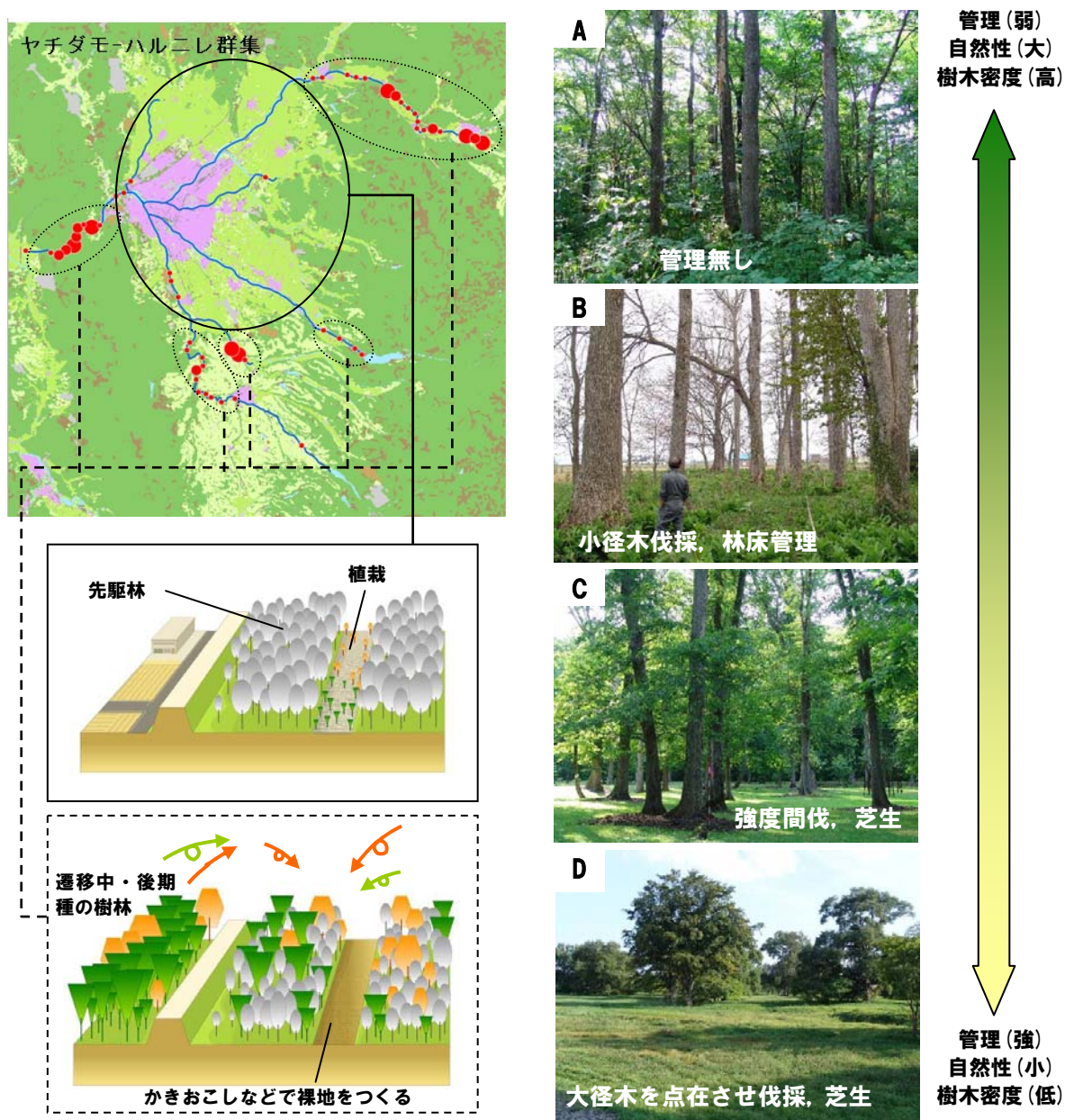


図 3-6 （左）先駆林更新イメージ, （右）樹林管理と空間演出

### 3-3 引用文献

水野 信彦 (1995) 魚にやさしい川のかたち. 信山社出版, 東京.

妹尾 優二 (2007) 自然工学からの展開, 多自然型川づくりを超えて. pp.102-186. 学芸出版社, 京都.

辻本 哲郎・北村 忠紀 (1996) 河床低下に及ぼす植生繁茂の影響. 水工学論文集 **40**: 199-204.

辻本 哲郎・辻倉 裕喜 (1998) 植生周辺の掃流過程と中州の発達. 水工学論文集 **42**: 457-462.

## 4. 予防的管理に資する低水路内樹木の評価手法の検討

### 4-1 河畔林の成長特性の把握

治水面を考慮した河畔林管理の検討には、樹木抵抗等を考慮した水理解析等が必要となり、河畔林の成長、構造変化等の成長特性を解析に反映する必要がある。以降の検討に先立ち、本節では、現地調査を行い、ヤナギ林の成長特性に関する推定式を検討した。

#### 4-1-1 調査の方法

低水路内樹木の大半を占めるヤナギ林は、先駆林として一斉林を形成することが特徴である。そのため、樹高成長とともに、胸高直径や枝下高等がおおよそ揃って成長する。樹高については、レーザプロファイラデータ（LP データ）のグランドデータとオリジナルデータの差分から把握できる。したがって、広域的に樹高分布と連動する、樹高と、樹木形状の関係や、樹齢の関係を算定できると、今後の樹木群の成長や、水理計算時の樹木抵抗値の設定、洪水時の樹木抵抗箇所の抽出に資する倒伏判定等への活用が期待できる。ここでは、現地調査を実施し、低水路内樹木の樹木形状、樹齢を設定するための推定式を検討した。

調査地は、低水路内樹木が多く分布している石狩川 KP165～180 付近を対象とし、様々な群落高のサイズが含まれるように 20 地点を設定した（図 4-1）。

調査内容は、群落高を考慮した方形区を設定し、方形区内の樹高 1.5 m 以上の樹木に対して、樹種、樹高、枝下高、胸高直径等を記録した。林齢、樹冠幅については、代表的な 3～5 個体としその平均値とした。なお、樹齢の計測は、成長錐によるコアサンプリングとした。現地調査は 2011 年（平成 23 年）6 月に実施した。



樹木形状推定式の調査箇所 (1/2)

H18 年撮影 空中写真



H21 年撮影 空中写真



図 4-1 (1) 調査位置



樹木形状推定式の調査箇所 (2/2)

H18 年撮影 空中写真



H21 年撮影 空中写真

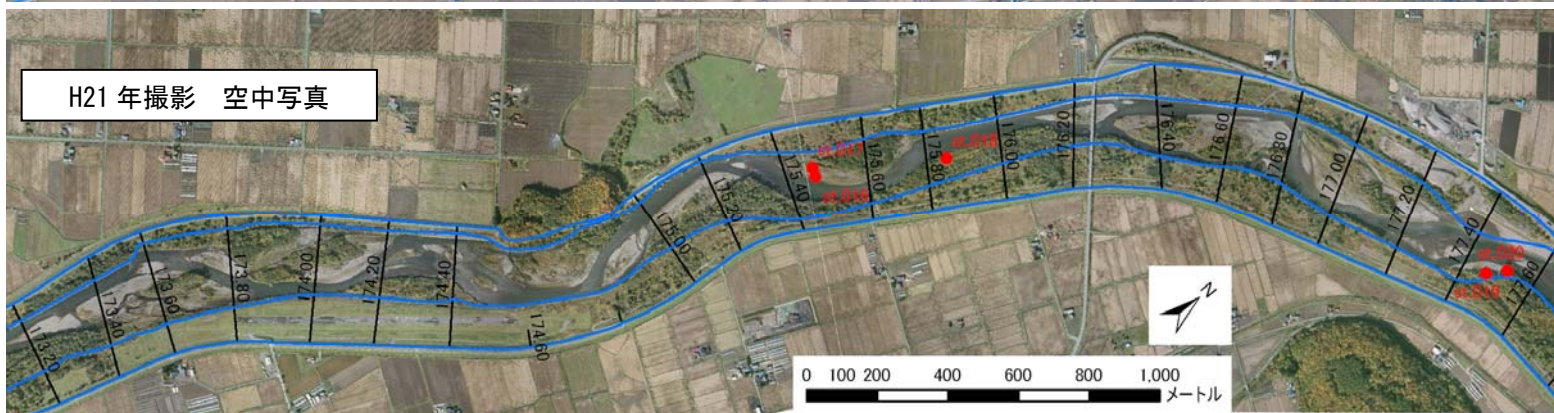


図 4-1 (2) 調査位置

#### 4-1-2 成長曲線の推定

##### (1) 推定結果

地点別の調査結果については、一斉林の状態を表現するため、劣勢木を除いた林冠到達木を対象にまとめたデータを表 4-1 に示す。

推定式は、自然現象との整合性が高く多用されていることや、散布図（図 4-2）の状況等を考慮し、べき乗関数に従うものと仮定し、調査地毎の樹木形状変数の係数値を推定した。係数推定のための初期値の設定は、対数変換したデータによる線形分析で得られた係数値を初期値として、非線形解析により算定した。検討の結果を表 4-2、図 4-2 に示す。どの樹木形状変数においても、決定係数  $r^2$  が概ね 7 割以上であり、比較的良好な推定式が得られた。

表 4-1 調査結果一覧

St	面積 (㎡)	林齢	群落高 (m)	樹幹密度 (本/ha)	枝下高 (m)	樹冠直径 (m)	DBH (cm)
St.1	48	4.0	8.65	2917	1.8	5.1	9.2
St.2	16	4.0	5.45	16250	2.2	2.0	3.4
St.3	14	4.7	8.11	7143	2.2	3.5	6.2
St.4	25	6.7	4.53	20000	1.6	1.3	2.1
St.5	9	5.0	2.19	41111	0.3	0.7	0.9
St.6	64	9.0	6.53	6406	1.8	2.1	4.2
St.7	16	5.7	4.33	17500	0.5	1.8	2.3
St.8	4	5.0	2.14	75000	0.9	0.9	0.9
St.9	25	5.0	6.70	9600	2.4	2.2	3.8
St.10	4	4.0	2.48	40000	0.8	1.0	0.9
St.11	100	12.7	10.13	2300	3.3	5.0	11.4
St.12	100	7.0	7.83	5700	3.1	3.1	6.4
St.13	4	6.0	3.89	32500	2.0	1.2	1.8
St.14	100	21.7	13.95	1300	3.4	6.7	17.6
St.15	25	7.0	6.83	6400	3.3	2.2	5.1
St.16	4	4.3	1.93	112500	0.6	0.5	0.9
St.17	25	8.0	6.34	14000	2.4	2.0	3.2
St.18	15	9.3	6.60	19333	4.2	1.8	3.4
St.19	100	16.0	13.58	1300	4.6	3.9	15.1
St.20	64	10.7	7.69	2656	2.9	2.7	6.3

表 4-2 樹木形状推定式の係数表 ( $y = b \cdot \text{群落高}^a$ )

y	n	a	b	$r^2$
樹幹密度	20	-2.015	332300	0.887
枝下高	20	0.787	0.523	0.663
樹冠直径	20	1.135	0.293	0.823
DBH	20	1.747	0.171	0.972
林齢	20	1.078	0.991	0.650

(適用範囲は樹高 15m 以下)

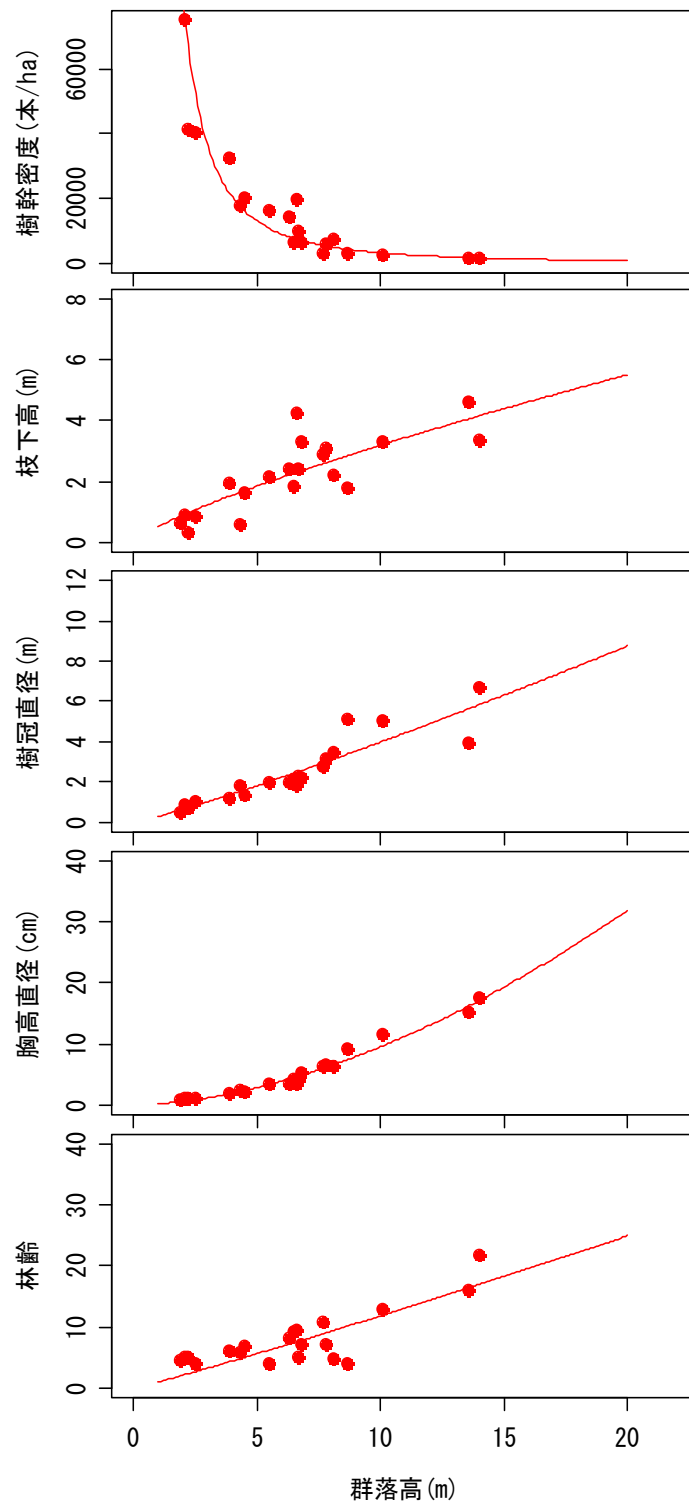


図 4-2 群落高と樹木形状との関係 (●は調査データ, —は推定式)

(適用範囲は樹高 15m 以下)



## (2) 関係式の適用性

樹高と樹木形状の関係式は、水理解析等における広域的な樹木設定に有効となる（図 4-3）。ここでは、関係式の適用にあたり、LP データから得られる群落高と、調査から得られる群落高との関係性を検証した。

調査地点において、2006 年（平成 18 年）LP データから得られる群落高を「実績群落高」、前記の推定式を使用し 2006 年時点の群落高を推定した値を「推定群落高」とし、それぞれの関係をプロットしたのが図 4-4 である。実績群落高は 2006 年（平成 18 年）撮影の LP データのグランドデータとオリジナルデータから算出、2006 年推定群落高は 2011 年（H23）調査の群落高→2011 年林齢→2006 年時点の林齢（5 年前の林齢）→2006 年群落高として算出した。ただし、2011 年林齢が 5 年以下（2006 年時点で 0 年以下）のものは除外した。

図 4-4 より、低木林では若干誤差が大きくなっているが、全体的に誤差は小さく、実績群落高と推定群落高との差は平均 55 cm となっていた。

このように、得られた樹木形状推定式は、群落高と樹木形状等の関係性は統計的に信頼性の高いものであること、群落高については調査値と実績値とで 50 cm 程度の違いと誤差が小さいことから、LP データから樹高を算出し、樹高から樹木形状を推定する手法は妥当といえる。

ただし、対象区間には樹高 20 m 程度を越えるような高木は少なく、調査地のサンプリングは最大群落高 14 m となり（表 4-2）、群落高は毎木調査の平均値である程度のバラツキが含まれていることを考慮すると、推定式の信頼性は樹高 15 m 程度以下であることに留意したい。今後は樹高 15 m 以上の高木林を含めたデータの補間が必要となる。

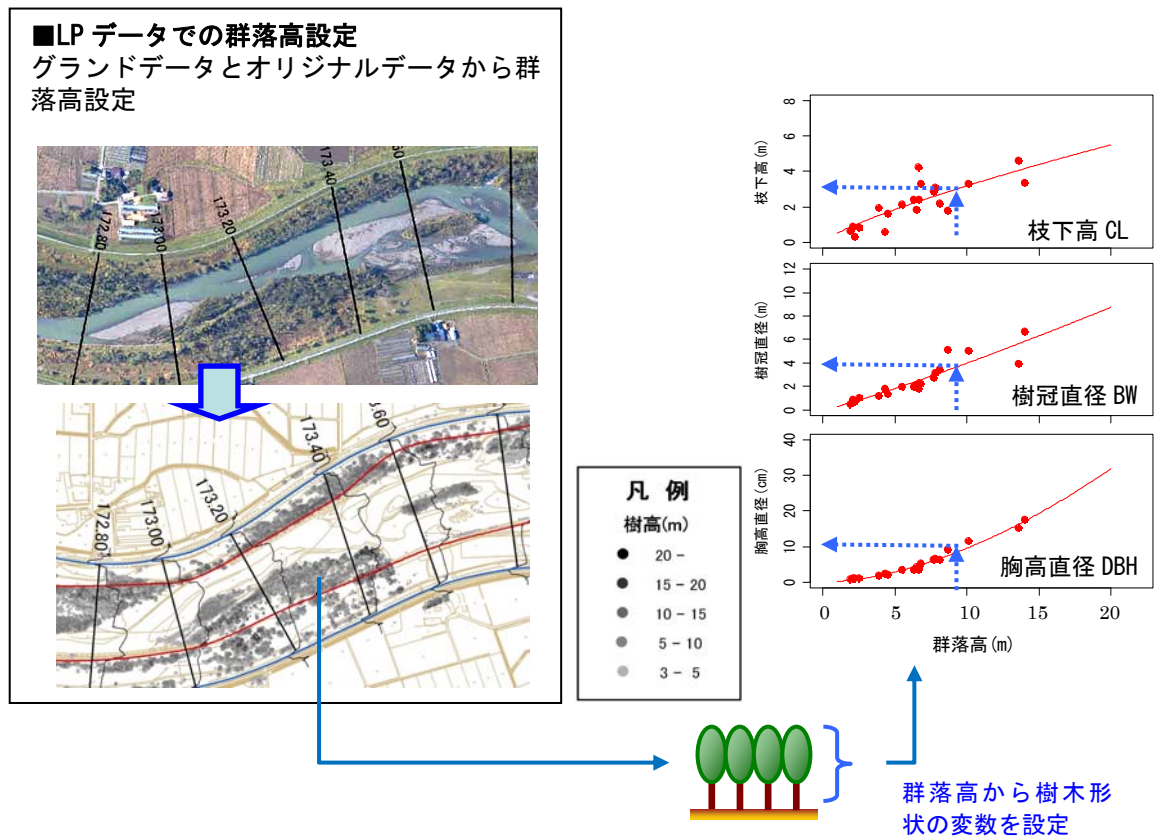


図 4-3 レーザプロファイラデータを活用した広域的な樹木形状の把握

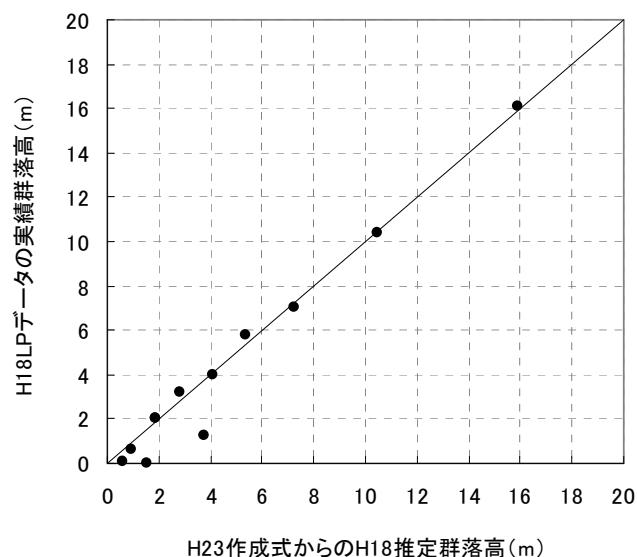


図 4-4 調査地点の H18 樹高に関する推定高と実績高との関係

実績群落高は 2006 年 (H18) 撮影の LP データのグランドデータとオリジナルデータから算出。2006 年推定群落高は、2011 年 (H23) 調査の群落高→2011 年林齢→2006 年時点の林齢 (5 年前の林齢) →2006 年群落高として算出。ただし、2011 年林齢が 5 年以下 (2006 年時点で 0 年以下) のものは除外した。

## 4-2 砂州の樹林化に関する評価手法の検討

### 4-2-1 研究概要

近年、北海道の一級河川において、樹木群の影響で水位がせき上り、計画高水位を超過する事例が発生している（森ほか 2011）。積雪寒冷地では、融雪出水期にヤナギ類の種子が散布され発芽し、夏季の出水頻度が少ないため、稚樹の流失や幼木の倒伏がなく、低水路内が樹林化し易い特徴がある（傳甫ほか 2008）。こうした地域では、将来の樹林化に伴う洪水時の流下阻害に配慮した河道の計画、管理が求められている。

石狩川の1次支川である忠別川は、流域面積 1,063 km<sup>2</sup>、流路延長 59 km、河床勾配 1/150 ~ 1/350、セグメント 1 の複列砂州河道であるが、2007 年（平成 19 年）に忠別ダムが完成し、治水効果を発現する一方で、融雪出水の平準化、年最大流量の減少（平均年最大流量：供用前（1968-2006 年）232 m<sup>3</sup>/s、供用後（2007-2012 年）88 m<sup>3</sup>/s）等の河川水量の平準化が生じている。今後は、ダム供用前からの河床低下、滞筋の固定化（桑村ほか 2005）等と相まって、樹林化の進行（拡大繁茂、高木化）が予想され、洪水時の流下阻害や偏流による堤防侵食、礫河原の減少等の治水や環境面への影響が懸念される。このため、河道の計画、管理では、事前に、樹林化の影響が顕著な箇所、治水や環境上の問題箇所を抽出し、予防的な対応を講じる必要がある。特に、水理計算への抵抗値等として考慮するには、平面的な樹林化箇所の推定等が重要となる。

既往研究において、樹木倒伏等の破壊作用については、引き倒し試験（リバーフロント整備センター編 1999b; 渡邊ほか 1996）、引き抜き試験（石川 1994）、樹木流出を考慮した洪水再現（砂田ほか 2002; 後藤ほか 2010; 田中ほか 2010a）等、多くの事例がある。他方、樹林化の推定については、横断測線上での細粒土砂の堆積厚を指標にした草本から木本種への遷移の評価（李ほか 1999; 藤田ほか 2003）、これを平面上に拡張させた手法（黒田ほか 2010）が検討されている。また、水理量と植生の流出（福岡・鎌田 2005）、冠水頻度等と植生種類の変化傾向に着目した研究（萱場 2000; 佐藤ほか 2003）等も行われているが、総じて植生タイプの変化に着目したものが多くある状況にある。

特に、忠別川の樹林化に関しては、河床変化が少なく、流量変化の影響が大きいと予想され、既往研究（李ほか 1999; 藤田ほか 2003）で樹林化の指標と考えられている土砂堆積がそれほど見込めないことが考えられる。また、現地では、礫の間に細粒分が充填していても、礫間に稚樹が定着し、成長する過程で浮遊砂を捕捉させている状況も見られている。こうしたことから、河床変動解析を行わなくとも当面の砂州上の樹林化は可能と考えられ、水理量と関連づけた樹林化の評価方法を設定する必要がある。

本節では、忠別川における、a) 低水路内の平面的な樹林化の評価手法を検討し、b) 設定手法の再現性を確認した上で、c) 今後の樹林化や洪水時の倒伏に関する評価を行った。

## 4-2-2 樹林化評価手法の設定

### (1) 評価の流れ

評価に際しては、治水面に大きく影響する高木林化に着目した。すなわち、図 4-5 に示すように、①稚樹の定着は、平均年最大流量（河道形成流量）規模の攪乱力や、冠水状況に応じて決定され、②定着した稚樹は、次の平均年最大流時に倒伏、非倒伏箇所に分かれ、③倒伏した箇所は、倒伏と成長を繰り返す、非倒伏箇所は成長を積み重ねる。②③の過程が繰り返される結果、④高木林や低木林箇所が形成されると考えた。

定着（図 4-5①）の評価については、攪乱力は平近年最大流量時の摩擦速度  $U_*$ 、冠水状況は平水比高  $h$  を使用した。 $U_*$ はエネルギー勾配、水深、重力加速度で算出され、 $U_*$ 、 $h$  は一部関連するが、両者を使用したのは次の理由による。主流路、副流路等、水深とエネルギー勾配が必ずしも一定の関係にないことや、冠水状況の影響が異なること、すなわち、砂州高が高い立地では、年最大時のみ冠水し、その時の攪乱力で樹木定着が規定されるが、砂州高が低く豊水位程度等の立地では、年間の冠水頻度が高く、そもそも樹木定着が困難なこと等が想定されるためである。また、攪乱は土砂移動を基本とした現象であり、攪乱力として無次元掃流力を用いた研究もあるが（福岡・鎌田 2005）、今回は河床材料の調査精度（1 km ピッチ）等を考慮し、 $U_*$ を使用した。 $U_*$ の使用については、本来は土砂移動を直接表現できず、同じ  $U_*$ であっても、上流部と下流部とでは攪乱の程度が大きく異なることが想定されるが、今回の対象区間はセグメント 1 の概ね同様な河川領域での検討であることから、攪乱力の指標として大きな問題はないと考えた。

倒伏（図 4-5②）の評価については、①で定着と判定された箇所に、次の平均年最大規模の出水発生までの 2～3 年間の成長を考慮し、樹高 1.5 m（現地の稚樹の樹齢-樹高調査を参考）の樹木が生育すると仮定し、平均年最大流量時の樹木にかかる倒伏モーメントを既往手法（リバーフロント整備センター編 1999b）により算定し、ヤナギ類等を対象とした渡邊らの倒伏限界モーメント（渡邊ほか 1996）により判定した。倒伏モーメントの算定に必要な樹木形状に関する変数（胸高直径、枝下高等）は、前記の「4-1 河畔林の成長特性の把握」における樹林構造の推定式から設定した。

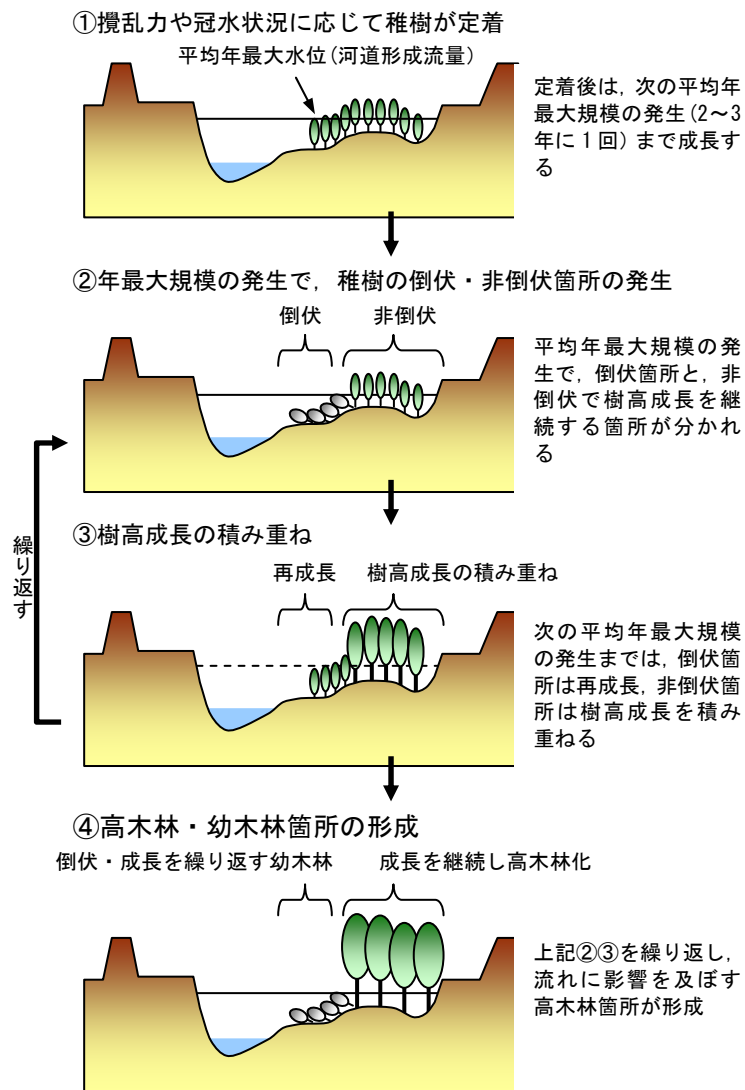


図 4-5 樹林化評価の考え方

## (2) 定着条件の設定

忠別川の低水路内は約 9 割の面積が河原、ヤナギ林で構成されており、両者を識別する評価が必要となる。特に、樹木定着はある攪乱力を割り込んだ時点で生じると考えられる。このため、ダム供用前の流況と樹林化の関係を基に、忠別川において定着条件となる水理量の閾値を検討した。

水理量の算出には、平面 2 次元流況解析とし (iRIC を使用\*)、複列砂州の凹凸を表現する地形メッシュ (水面下を横断データ、水面上をレーザプロファイラデータ (LP データ) で組合せ) を用いて行った。計算条件は表 4-3 に示すとおりであり、計算流量は、ダム供用前の樹木が定着し始めた 1990 年からダム供用前 2006 年の平均年最大流量 (255 m<sup>3</sup>/s 約 1/3 規模)、平均平水流量 (11 m<sup>3</sup>/s) を使用した。水理計算では、表 4-3 のように、樹木未考慮とし実施しているが、これは現況の低水路の多くが河原であり、この河原に一斉に定着すること、つまり、樹林化し易い河原箇所を評価するというものである。なお、ダム供用前のメッシュ (2007 年横断・2006 年 LP データ) において、Q=200 m<sup>3</sup>/s 流下時の流況計算を行い、水位状況を確認した。この結果、痕跡水位はないものの、観測所の水位で見ると概ね一致しており (図 4-6)、水理諸量の算定は妥当といえる。

樹木の定着の閾値については、河原・ヤナギ箇所の  $U_*$ ,  $h$  を用いてツリーモデル (De'ath G. & Fabricius K.E., 2000) により分析した。ツリーモデルは、2 分岐で作成していく CART (Classification and Regression Tree) アルゴリズムに基づくものとし (辻谷・竹澤 2009)、これは不純度をあわらす指標としてジニ係数 (Gini) を用い (ジニ係数は 0~1 をとり、1 に近いほど不純度が高い)、ジニ係数が最小となるように分岐する。つまり、以下の IMP 値を最大化するように分類し、ツリーを拡大していくものである。

$$IMP_l = n_l \cdot Gini_l - n_{lL} \cdot Gini_{lL} - n_{lR} \cdot Gini_{lR}$$

ここに、 $IMP_l$ : 第 1 分岐での IMP 値,  $n_l$ : 第 1 分岐のデータ数,  $n_{lL}$ : 第 1 分岐後に下の左側の分岐に到達するデータの数,  $n_{lR}$ : 第 1 分岐後に下の右側の分岐に到達するデータの数,  $Gini_l$ : 第 1 分岐のジニ係数,  $Gini_{lL}$ : 第 2 分岐 (分岐後の左側) のジニ係数,  $Gini_{lR}$ : 第 3 分岐 (分岐後の右側) のジニ係数である。ジニ係数は以下で算定され、 $k$ : 目的変数のカテゴリーの個数,  $n(j)$ :  $j$  番目のカテゴリーに属するデータの個数である。なお、解析には R2.14.1 を使用した。

$$Gini = 1 - \sum_{j=1}^k \frac{n(j)^2}{n^2}$$

---

\*iRIC は、清水康行教授 (北海道大学)、北海道河川防災研究センターらで開発している河川の流れ・河床変動解析を行うソフトウェア (詳細は <http://i-ric.org/ja/> を参照)。

ツリーモデルによる解析の結果，図 4-7 のように，第 1 分岐は  $U^* 0.20 \text{ m/s}$  程度で河原・ヤナギが分けられ，第 2 分岐で  $h < 0.3 \text{ m}$  で河原，第 3 分岐で  $h \geq 0.3 \text{ m}$  かつ  $U^* < 0.25 \text{ m/s}$  でヤナギ定着となった． $U^*$  の分布状況等も踏まえ分析結果をまとめると，図 4-8 のように，A) 高比高な砂州や複流路等の攪乱力の小さな立地はヤナギ定着，C) 低比高で冠水頻度の高い立地は河原，B) 中比高では  $U^* 0.25 \text{ m/s}$  がヤナギ定着の閾値と考えられる．

なお，樹木繁茂への寄与が最も大きな中比高の砂州の  $U^* 0.25 \text{ m/s}$  については，多摩川（河床勾配 1/220～1/280，セグメント 1）での出水時の植生流出に関連した代表地点の攪乱力（ $U^* 0.23 \text{ m/s}$ ）（藤田ほか 2003）とも概ね一致する．また， $h 0.3 \text{ m}$  については，忠別川の豊水位-低水位の水位差が  $0.3 \text{ m}$  程度（ $0.28 \text{ m} \pm 0.16$ ）（mean±sd）であり，平常時の冠水頻度の高い立地が表現されている．

表 4-3 平面 2 次元流況計算の条件 (iRIC 使用)

項目	内 容
計算区間	KP2.4~30.4 (美瑛川合流点~忠別ダム)
断面形状	ダム供用前：2007 年横断・2006 年 LP データ ダム供用後：2012 年横断・2012 年 LP データ
計算格子	流下方向：5 分割 横断方法：高水敷 5 分割×2, 低水路 10 分割
粗度係数	改修計画粗度係数
樹木	未考慮
差分法	風上差分
初期水面形	等流計算
計算時間	10hr (36000 秒)

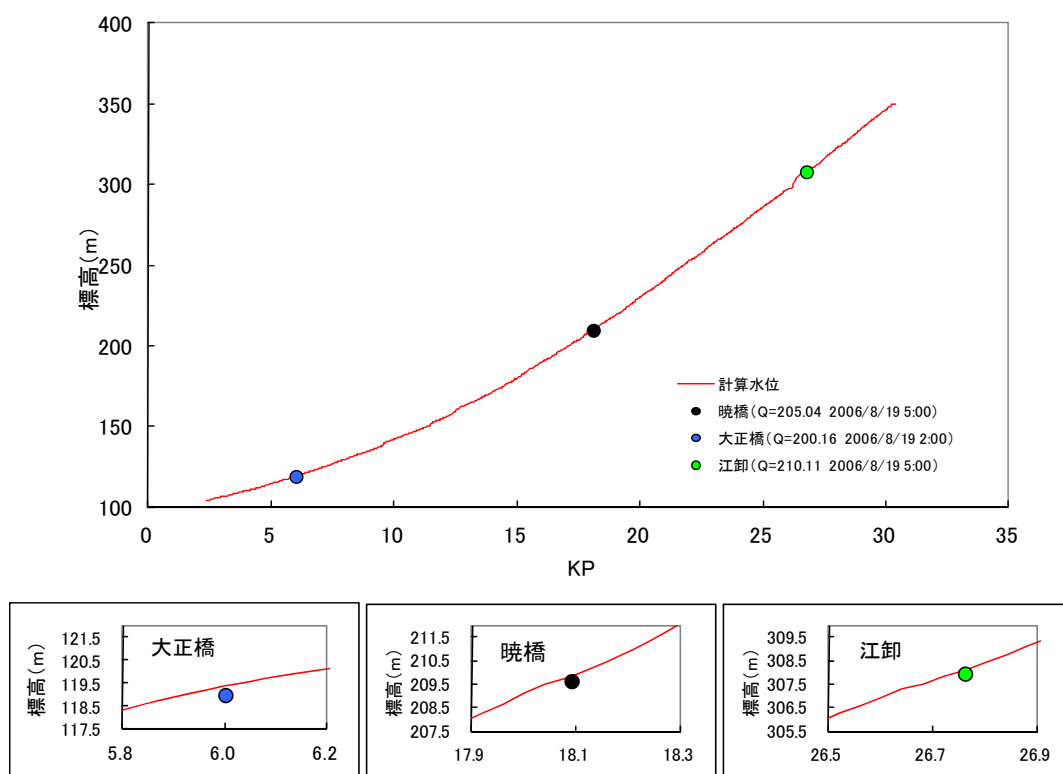


図 4-6 計算モデルの水位再現

ダム供用前のメッシュにおいて、 $Q=200\text{m}^3/\text{s}$  流下時の計算水位。観測所の水位は、2006 年 8 月出水時（暁橋観測所  $Q_p=252.71\text{ m}^3/\text{s}$ ）の波形における  $Q=200\text{m}^3/\text{s}$  近傍の時刻水位。



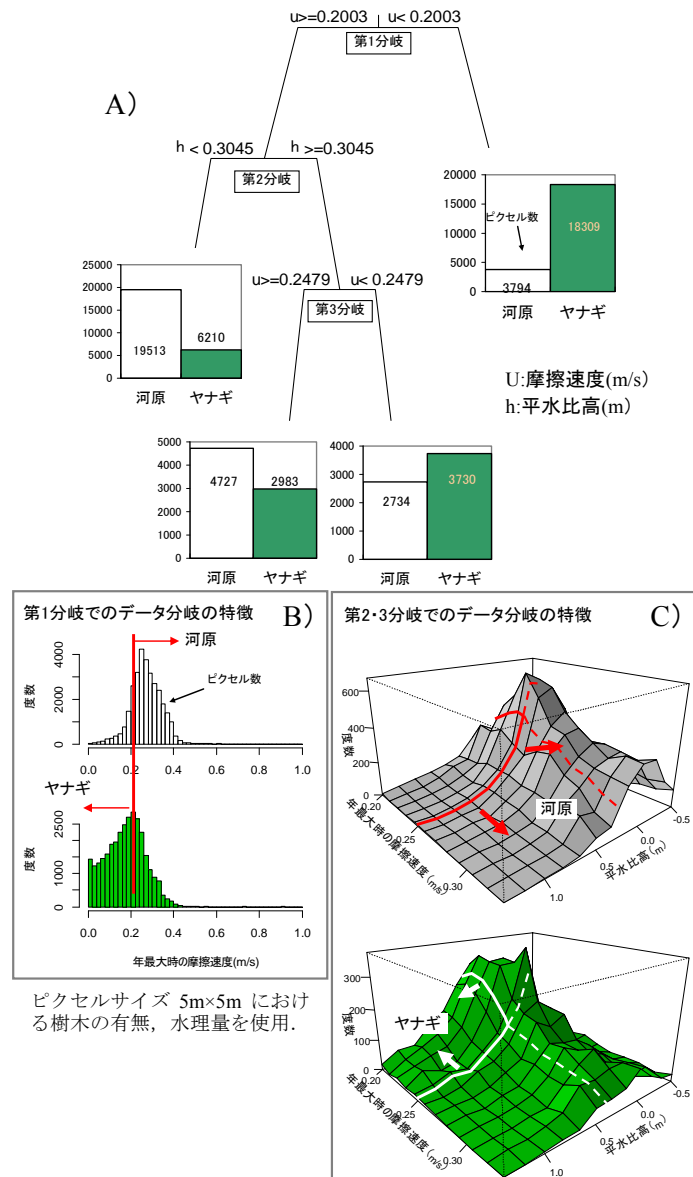


図 4-7 A) ツリーモデルによる閾値の設定, B,C) 分岐点でのデータの特徴

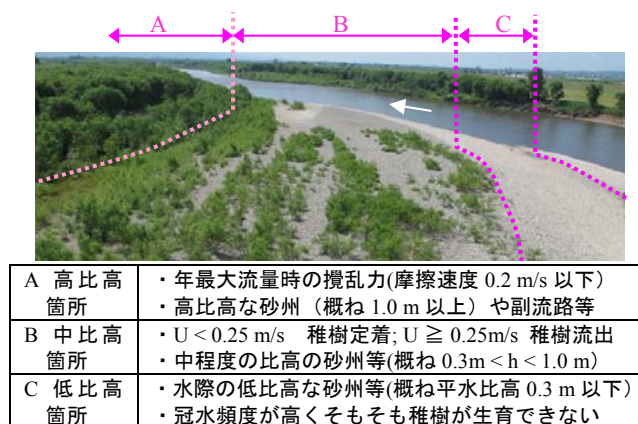


図 4-8 樹木の定着条件のまとめ

#### 4-2-3 評価手法の妥当性検証

評価手法の妥当性検証にあたり、図 4-5 の評価方法を用いて、ダム供用前後の 2 ケースの状態（表 4-4）についての再現性を確認した。計算条件、流量条件については、表 4-3、表 4-4 に示すとおりである。この結果、図 4-9 のように、ダム供用前の状態については、高木林の分布状況（図 4-9①）、河原の形成状況（②）を適確に評価されている。現況の幼木林は、空中写真に見られるように、潜在的に樹林化し易い箇所を高木林として評価（③④）されている。ダム供用後の状態については、ダム供用前の河道条件であるが、高木林の分布状況（図 4-9⑤⑥）、河原の形成状況（⑦）が評価されている。対象区間全体（KP2.4～30.4）で見ると、ヤナギ定着の有無に関しては約 8 割の的中率となり（表 4-5）、比較的良好な再現性が得られたことから、本手法は砂州の樹林化を評価する手法として妥当といえる。なお、ヤナギ箇所の的中率について（表 4-5）、ケース 1 で 0.78、ケース 2 で 0.71 と精度が低下したことについては、ダム供用後のケース 2 が樹林化途上にあることも影響していると思われる。

表 4-4 樹木定着の再現ケース

CASE	河道条件	流量(m <sup>3</sup> /s)		位置づけ
		平水	年最大	
1	2007 横断 2006LP	11 <sup>*1</sup>	255 <sup>*1</sup>	【ダム供用前の状況】 樹木定着条件等を検討した河道での再現
2	〃	13 <sup>*2</sup>	175 <sup>*3</sup>	【ダム供用後の状況】 ダム供用前の河道で、ダム供用後の流況を使用し、樹林化評価を適用した場合のダム供用後の再現

\*1 樹林化開始となった 1990 年～2006 年(ダム供用前) までの平均値

\*2 供用後 2007 年～2012 年の平均値

\*3 供用後 5 年程度と短いため、2012 年状態に影響を与えたと考えられる供用後に最も大きな年最大流量を使用

表 4-5 樹木の定着状況評価の的中率

CASE1						
実在	予測		正判別率(的中率)		誤判別率	
	河原	ヤナギ	個別	全体	個別	全体
	5321	4173	0.56 <sup>*1</sup>	0.75	0.22	0.25
	ヤナギ	13571	48230		0.78 <sup>*2</sup>	
CASE2						
実在	予測		正判別率(的中率)		誤判別率	
	河原	ヤナギ	個別	全体	個別	全体
	12834	3356	0.79	0.75	0.29	0.25
	ヤナギ	4631	11434		0.71	
実在	予測		正判別率(的中率)		誤判別率	
	河原	ヤナギ	個別	全体	個別	全体
	a	b	a/(a+b)	(a+d)/(a+b	c/(c+d)	(b+c)/(a+b
	ヤナギ	c	d	d/(c+d)	+c+d)	b/(a+b)

\*1 ヤナギをヤナギと評価した比率。\*2 河原を河原と評価した比率。\*3 河原をヤナギとして誤判読した比率。定着条件の分析は、ヤナギ高木(樹高 3m 以上)、河原のピクセルデータ(67353)のうち、約 2/3(45000)をランダムサンプリングで抽出して分析(トレーニングデータ)。CASE1 の的中率は、残り約 1/3(22353)で評価(テストデータ)。

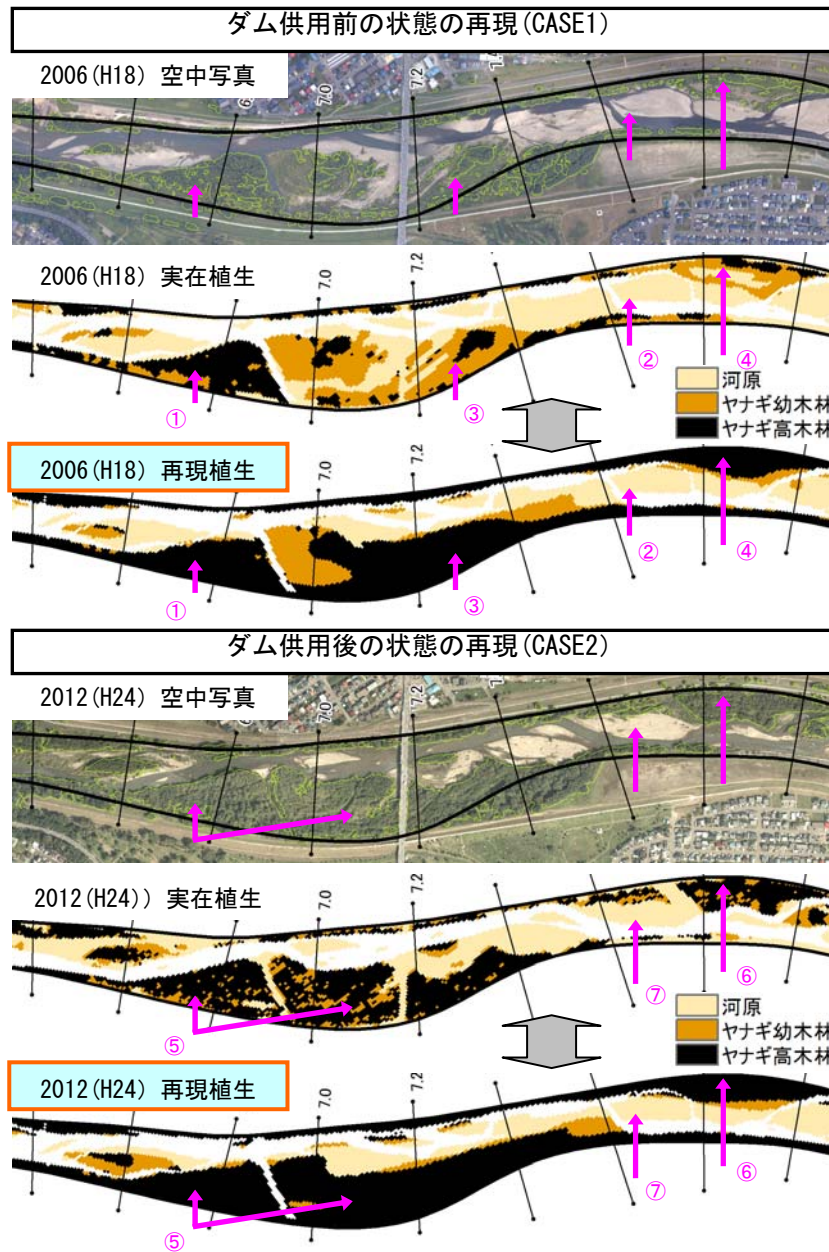


図 4-9 樹林化の再現状況 (KP6.4~8.0)

CASE2 の再現植生はダム供用前の河道を用いて実施 (表 2 参照)。実在植生は、幼木林：植生図でヤナギかつ LP データで樹高 3m 未満、高木林：植生図でヤナギかつ LP データで樹高 3 m 以上。

樹木定着箇所再現状況として、比較的再現性の良い箇所、良くない箇所の特徴を図 4-10、図 4-11 に示す。再現性の良い箇所については、局所的な河床低下箇所がない等、河道状態を比較的良好にメッシュで表現できている箇所である。こうした箇所では、現況の砂州が樹林化し易い立地あるかについてある程度の判断が可能といえる（図 4-10）。

他方、再現性の良くない箇所については、水面下のメッシュ作成に使用した 200m ピッチの横断測量からは把握が困難な、部分的な局所洗掘箇所、測線間で滞筋が湾曲している箇所において、メッシュの表現精度が低く、水理諸量の上手く算定されてないことで、樹木定着の再現性が良くない状況が見られている。加えて、こうした箇所では、3 次元的な流況の影響も大きいことが予想され、2 次元流況では表現しきれていない影響が大きいと考えられる。また、空撮上では、幼木林のような影が見られるような、河原、樹木箇所の曖昧な箇所では再現性が良くない状況となっている（図 4-11）。



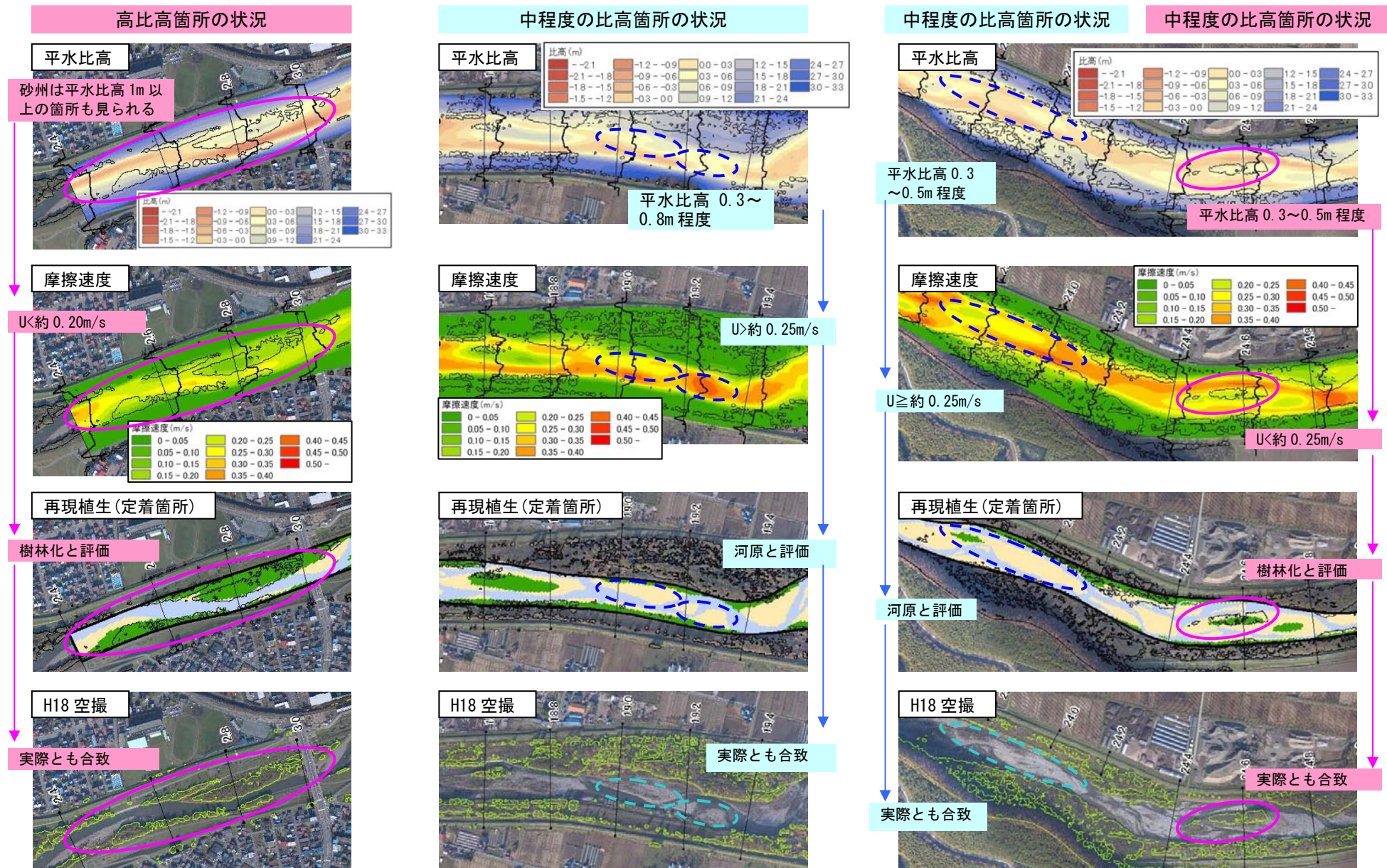


図 4-10 定着の再現性の良い箇所の状況



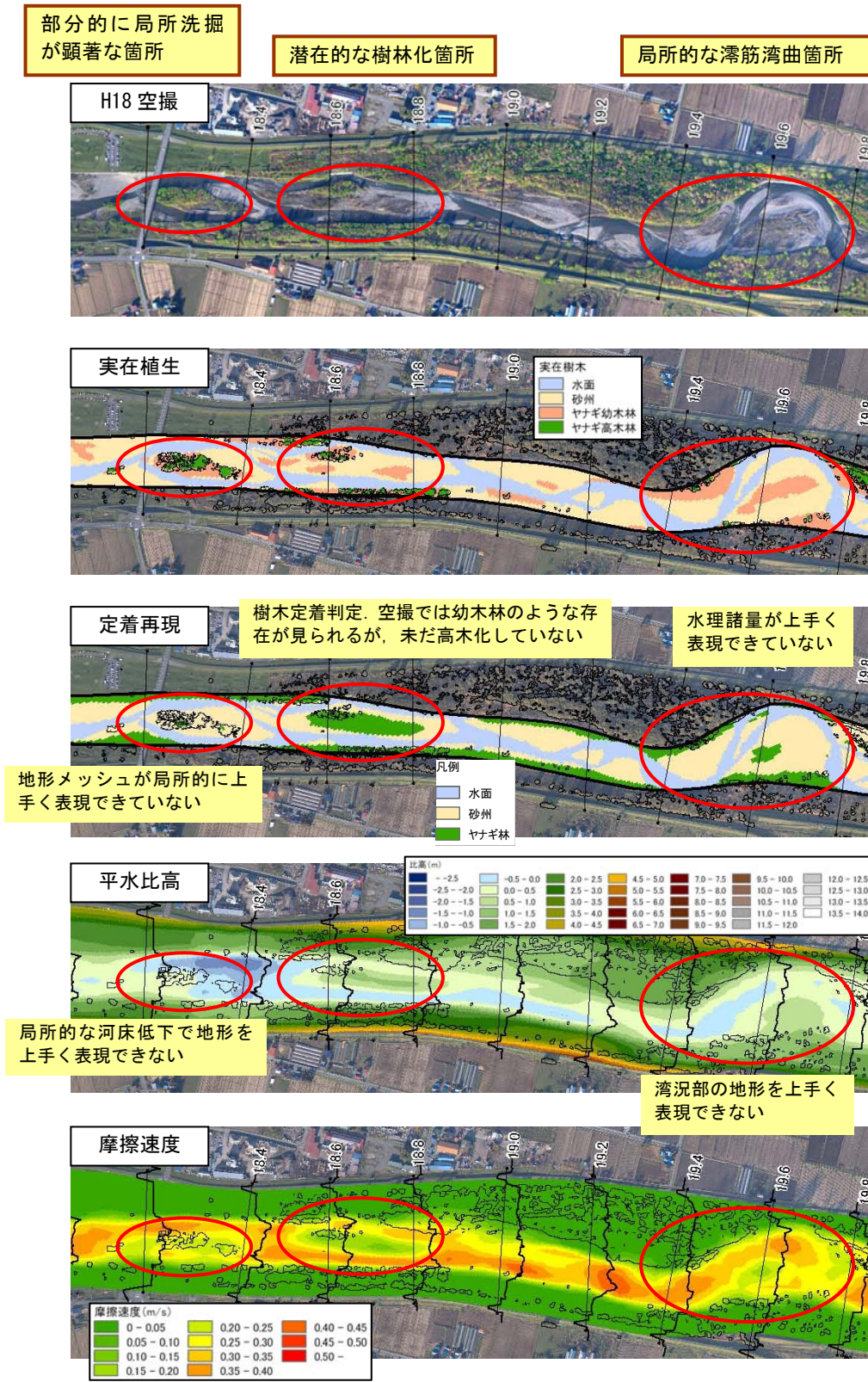


図 4-11 定着の再現性の良くない箇所の状況

#### 4-2-4 今後の樹林化の拡大、洪水時の倒伏状況の評価

忠別川における5年後、10年後の樹林化と、洪水時の倒伏について、ダム供用後の河道、流量を用いて検討した。樹林化については、定着箇所（図 4-5①）の評価、高木林化箇所の抽出（図 4-5②）を行い、高木化箇所では樹木成長式（表 4-2）に沿って5,10年後の樹木状況を設定した。設定した5,10年後の樹木について、計画高水流量時（ $1,200 \text{ m}^3/\text{s}$ ）の洪水外力で倒伏判定を行い、洪水時に流れの抵抗となる樹木群の変化状況を検討した。なお、5,10年後の樹高初期値は、定着と評価された箇所において、実際に樹木がある場合は2012年のLPデータで算出される樹高、実際に樹木がない場合は樹高1.5 mとした。樹木の定着や倒伏に関する水理量、洪水外力の発生は平面二次元流況計算により算定した。計算条件は表 4-3 に示すとおりである。

この結果、ダム供用後の流況が継続した場合、図 4-12 のように、現況の砂州面積の約8割が樹林化すると推定された。計画高水流量規模の洪水発生を想定すると、現況樹木の状態であれば倒伏するが、樹木成長にともない非倒伏となる樹木群は増加し、樹林化すると推定された箇所のうち、5年後に約5割、10年後に約8割が非倒伏になると試算された。また、計画高水流量に対する治水安全度は、10年後の非倒伏樹木群を考慮した準2次元不等流計算により試算すると、流下能力が不足する区間が増えることが予想され、予防的な管理が必要な箇所が抽出された（図 4-12 矢印）。

本節では、樹林化の評価手法として、流況変化の大きな河川を対象に、樹木定着、高木化箇所の抽出、樹木成長を考慮した洪水時の倒伏状況について検討した。今回検討した水理量を用いた検討方法は比較的良好な再現性を有していたことから、忠別川における当面の樹林化や洪水時の流下阻害等への予防策を講ずるための河道計画、管理への活用が期待できる。ただし、今回の検討は、砂州上での樹林化し易い箇所の検出であり、再現性では攪乱力として $U_*$ を指標とした定着域を確認といった、いわば水際部の侵食に相当するものと考えられる。今後は、洪水時の樹木倒伏判定に関する検討が必要となる。また、河床変化の大きな河川での検討等に向け、河床変動を考慮した予測評価手法の検討が課題となる。

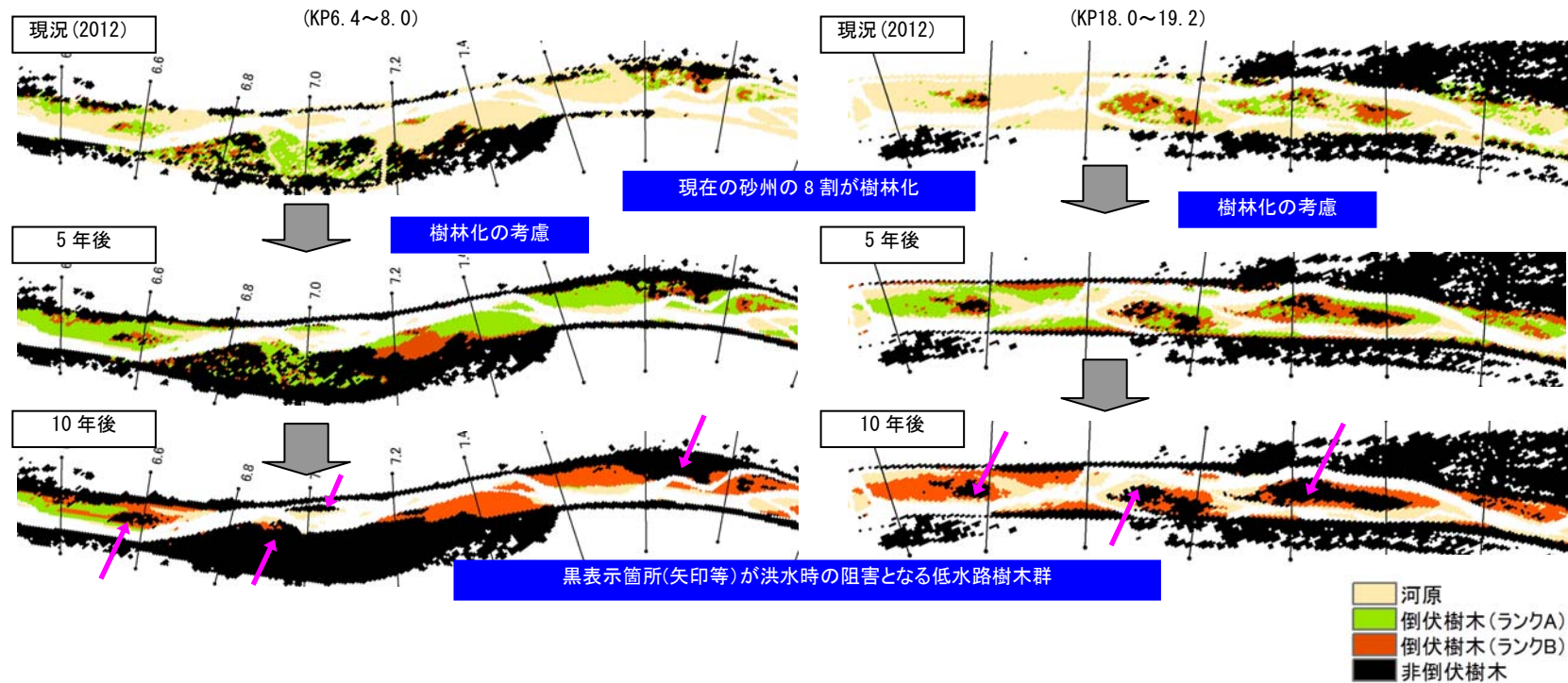


図 4-12 洪水時の樹木応答の評価（倒伏ランク A,B の順に倒伏し易い。矢印が洪水時の抵抗となる。）

現況は2012年のLPデータで把握した樹木。倒伏ランクは、倒伏モーメントが建設省の式 ( $M_C = 7.8d^2$ ) 以上で A、渡邊らの式 ( $M_C = 2.6d^2$ ) 以上、建設省式未満で B とした。ここに、 $M_C$ : 倒伏限界モーメント,  $d$ : 胸高直径である ( $M_C$  の単位は  $\text{kgf}\cdot\text{m}$ )



## 4-3 樹木消長モデルの検討

### 4-3-1 研究概要

河道や樹木管理の具体化に向けては、平常時の樹木拡大、濘筋の固定や低下、出水時の樹木倒伏、河床洗掘、河水水位の上昇、堤防に及ぼす高速流の影響等を検討していくことが理想であり、平面二次元河床変動解析と連携した手法が求められる。従来の平面二次元河床変動解析は、一般に出水時の1ハイドロを対象に局所洗掘や砂州の発達、高速流の分布等の把握に適用されることが多い（例えば、福岡 2005）。しかしながら、実際は、現況河道や対策河道が平常時の状態を比較的長い時間経験し、その後に洪水を経験することから、平常時の変化を考慮する必要がある。

既往研究において、樹木の倒伏等の破壊に着目した検討が多く行われている（渡邊ほか 1996; 服部ほか 2001; 田中ほか 2007, 2010b）。また、破壊現象のタイプを細分し、より詳細な事象を把握するため、田中ほか（2010a）は、平面二次元流況解析から得られる水理諸量と、破断・倒伏・転倒の指標（樹木が受ける外力から限界式を用いた判定）、流失の指標（無次元掃流力）を検討している。しかしながら、これらの研究の多くは、河畔林の拡大、成長等の樹林化が考慮されていない状況にある。

樹林化を考慮した研究として、李ほか（1999）、藤田ほか（2003）は、多摩川での植生変遷を参考に、準二次元等流計算から得られる水理諸量、板倉・岸の式による浮遊砂量、植生の浮遊砂の巻き上げの抑制率等を考慮したハイドロ継続時間での細粒土砂の堆積厚を用いた遷移傾向や、無次元掃流力  $\tau_*$ 、植生区分毎に掃流される無次元掃流力  $\tau_{*CS}$  を用いた消失判定（ $\tau_* > \tau_{*CS}$ ）により次のような裸地、草本、木本の遷移のモデル化を検討している。これは、河原→（水理条件で消失しない）→パイオニア的草本植物の定着→（細粒土砂の堆積厚がある閾値に到達）→安定植生域の拡大として樹林化となり、水理条件で消失する場合は河原に戻り、消失しない場合は樹林化が継続する、というものである。黒田ほか（2010）は、平面二次元河床変動解析において、上記の多摩川での植生遷移を取り入れ、安定植生域の拡大として樹林化が生じる際には、洪水時の樹木の倒伏、流失を判定し、その結果を粗度係数（樹木の場合は透過係数）として反映させるモデル検討している。また、杉尾・小川（2008）は、北川において、無次元掃流力を指標に、裸地・草本・木本の構成状況を指数化した植被指数により、砂州箇所の植生変化を検討している。

しかしながら、李ほか（1999）、藤田ほか（2003）において、樹林化の指標と考えられている土砂堆積については、北海道低地帯の礫床河道では礫の間に細粒分が充填していなくとも、礫間に稚樹が定着し、稚樹の成長過程で土砂を捕捉させている状況も見られている。こうした事象を踏まえ、八木澤・田中（2009）は、多摩川を対象に、平面二次元流況解析による水理諸量を基に、植生の消長について、裸地、草本、木本（ハリエンジュ、タチヤナギ）に区分し、裸地であってもタチヤナギの定着を考慮することや、定着後の成長過程で洪水時に破断する場合には巻き戻し現象（倒伏、破断後の樹木の若返り）等を考慮する、植生動態モデルを検討している。

こうした研究の多くは、扇状地河道で検討されており、自然堤防帯での検討例はほとんどない。特に、自然堤防帯については、河道特性区分上はセグメント2（礫床河道の場合は

セグメント 2-1, 砂床河道の場合はセグメント 2-2) とされ, 河道掘削後の再堆積の事象が多い等, 河岸部に土砂堆積や樹林化が生じ易いことが指摘されている (藤田 2007). 砂州上の樹木定着は, 樹木による流速低減等もあり林内での土砂堆積が生じることが想定される. こうした場合, ヤナギ類は, 土砂堆積により不定根を発生させ埋没に適応していくため, 幹の埋没による倒伏, 流失の抵抗力の増加等が予想される.

本節では, 尻別川を対象に, 樹木消長モデルとして, 樹木の定着, 成長, 樹木定着後の土砂堆積による抵抗力増加を考慮した破壊, といった樹木消長を考慮した平面二次元河床変動解析モデルについて検討した. モデル構築にあたっては, 樹木の定着条件, 成長条件, 破壊条件を設定する必要があるが, 詳細は後述するが, 定着は既往資料, 成長は前記の調査による推定式, 破壊条件は検討対象区間の実績出水で確認された樹木の倒伏, 根鉢ごとの流出を考慮し, 現地引き倒し, 引き抜き試験を行い設定した. また, 構築したモデルについては, 2011 年 (平成 23 年) 8 月出水の実績の樹木倒伏状況の再現性, 1995 年 (平成 7 年) 河道から 2011 年 (平成 23 年) 河道にかけての河道状況の再現性を検証した.

#### 4-3-2 検討区間の河道概況

尻別川は, ニセコアンヌプリ, 無意根山, 尻別岳等に囲まれた流域であり, 流域面積 1,640 km<sup>2</sup>, 幹川流路延長 126 km で, 両岸の山地に挟まれた帯状の盆地を流れる. 河床勾配は, 直轄管理区間 (図 4-13 下流部) のうち, 河口~KP18.0 は 1/5,000 程度 (セグメント 2-2), KP18.0 より上流は 1/800~1/500 (セグメント 2-1, 1) となっている.

検討区間である KP18.0~20.0 付近 (河床勾配 1/800 程度, セグメント 2-1) については, 図 4-15 に示すように, 1996 年 (平成 8 年) に河道掘削が完了し初期河道が形成され, 1996 年 (平成 8 年) 以降は砂州の形成とともに, 経年的に樹林化が進行していることが特徴である. 1996 年 (平成 8 年) 以降の出水状況 (名駒観測所) については, 図 4-14 に示すように, 1999 年 (平成 11 年), 2011 年 (平成 23 年), 2012 年 (平成 24 年) に 1,000 m<sup>3</sup>/s 程度が発生している.

河床高の状態は, 図 4-16 に示すように, 全体に経年的な河床低下傾向となっており, 測量年からみると, 1988 年 (昭和 63 年) 頃からの河床低下の進行が大きくなっている. 特に, 頻繁な浚渫が実施されていない KP12 付近より上流については, KP17.6 付近 (全川最大) での河床低下 (平均河床高・最深河床高) が進行している. 対象区間については, 河床低下は, 平均河床では顕著でないが, 最深河床で顕著となっており局所洗掘が顕著な区間となっている (図 4-16). このため, 横断的な高低差が大きな状況となっており (図 4-18), 発達した砂州での樹林化が多く見られている. また, 対象区間は, 堤々間が狭い区間でもあり (図 4-17), 低水路内の砂州の樹林化による洪水時の治水面への影響が懸念される.

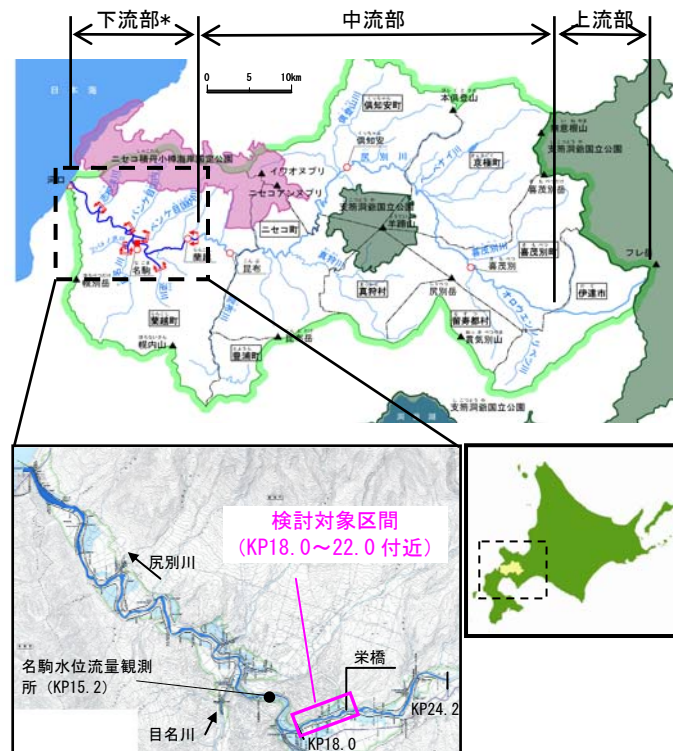


図 4-13 位置図

\*直轄管理区間 (～KP24.2)

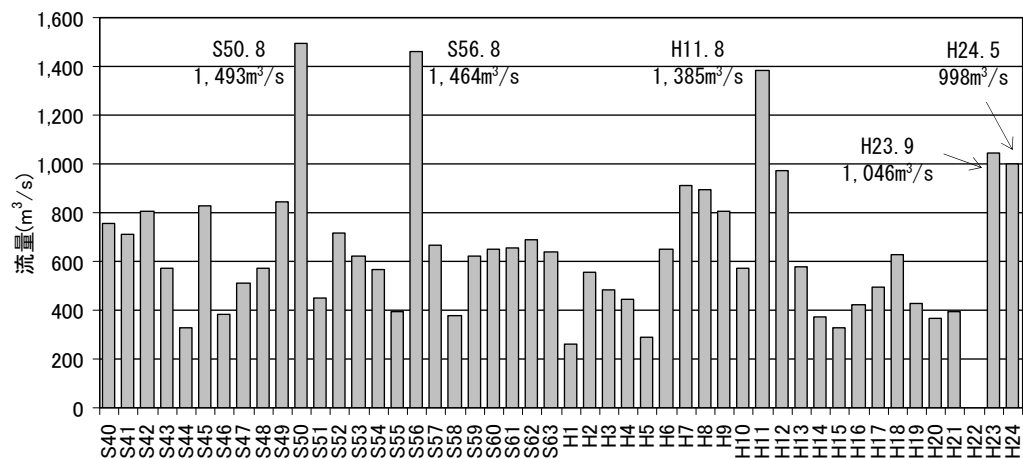


図 4-14 名駒観測所における年最大流量

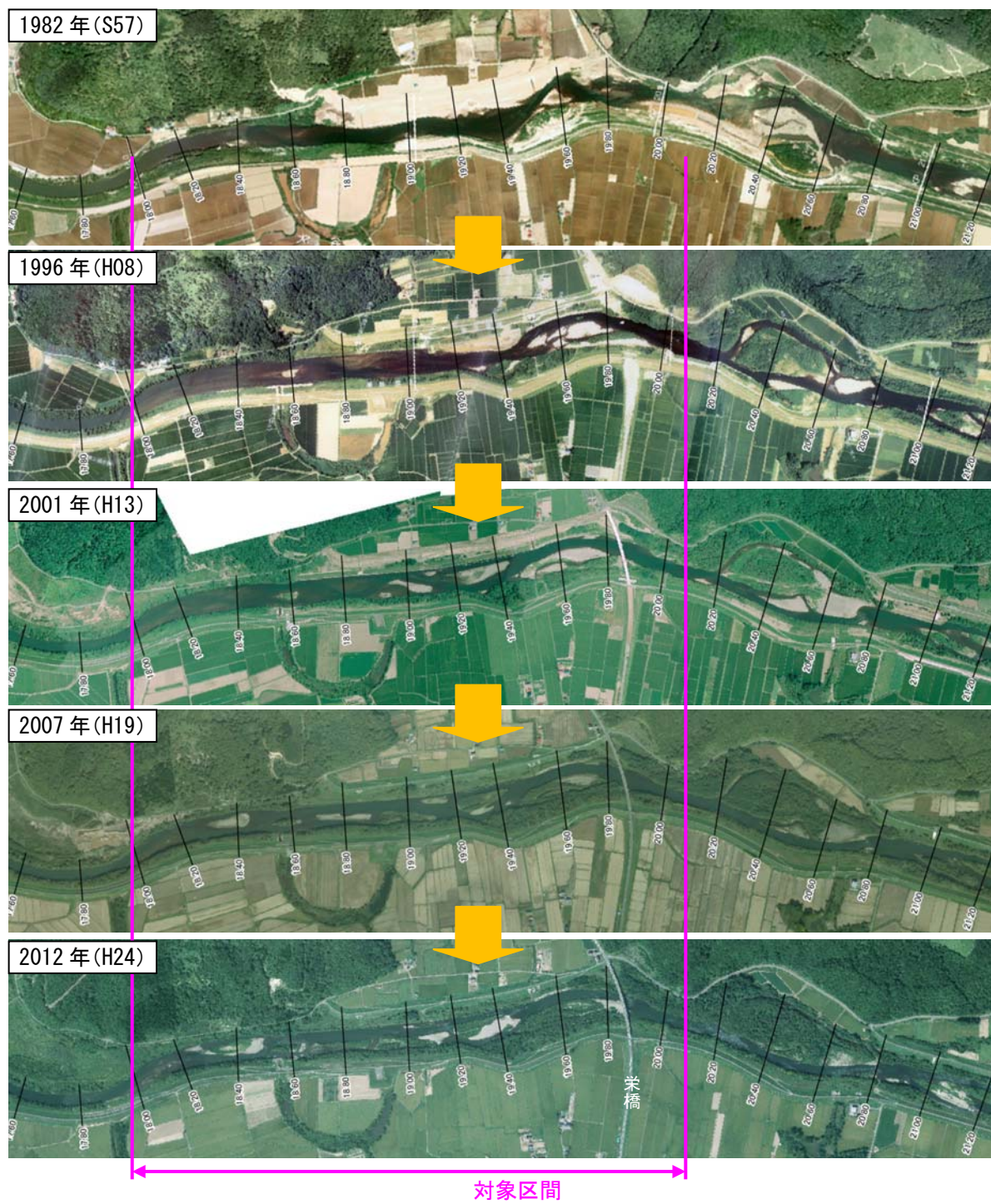


図 4-15 河道状況の変遷



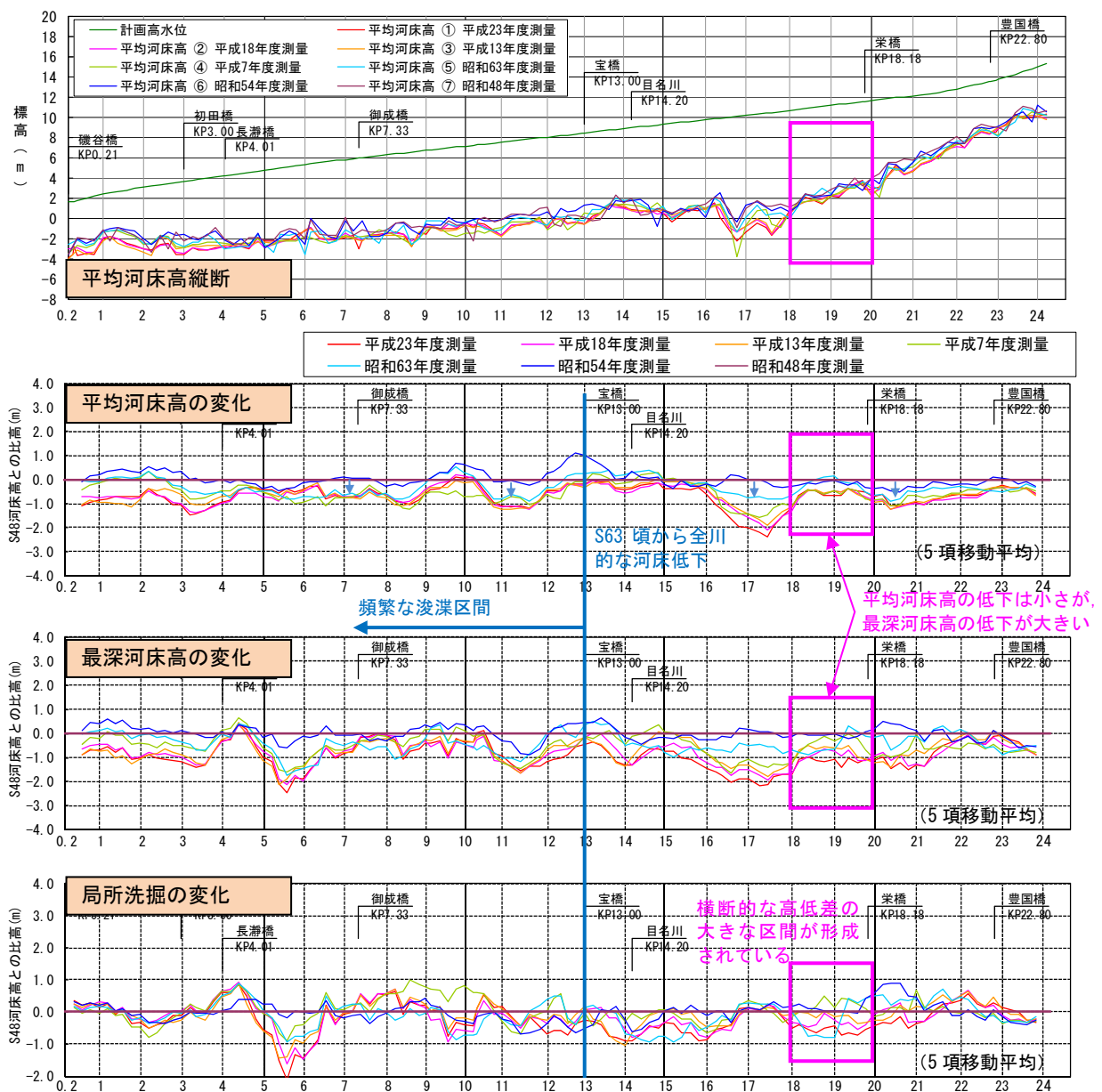


図 4-16 平均河床高，平均河床高の変化，最深河床高の変化，局所洗掘（平均河床高と最深河床高の差）の変化の縦断

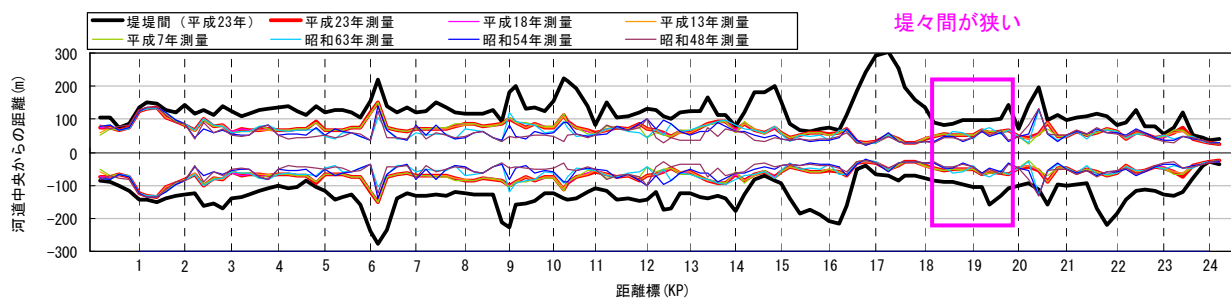


図 4-17 川幅，堤々間幅の縦断

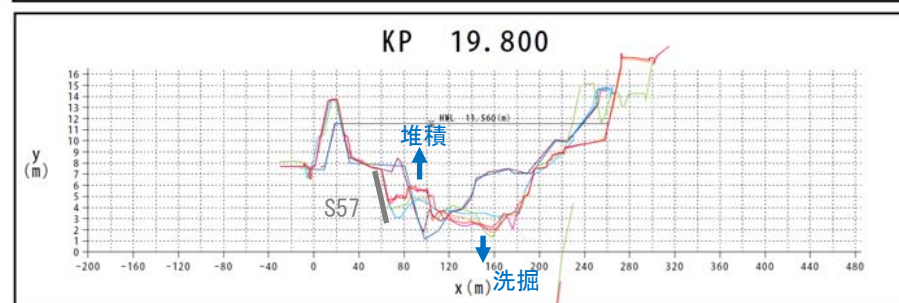
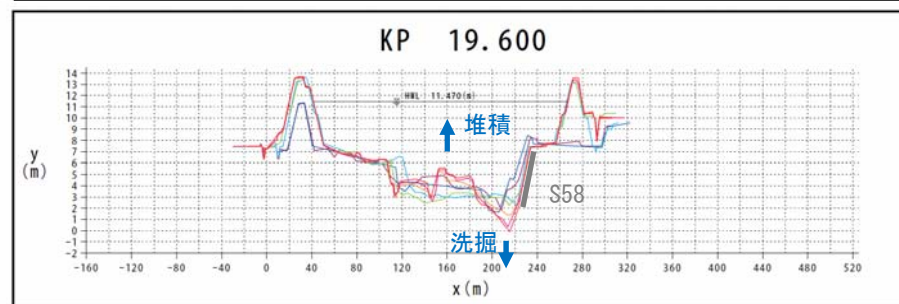
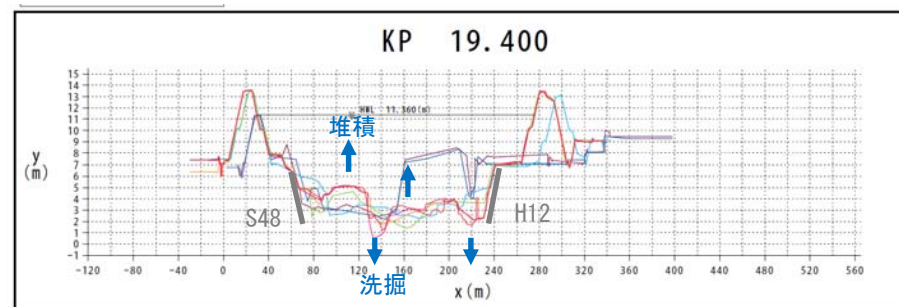
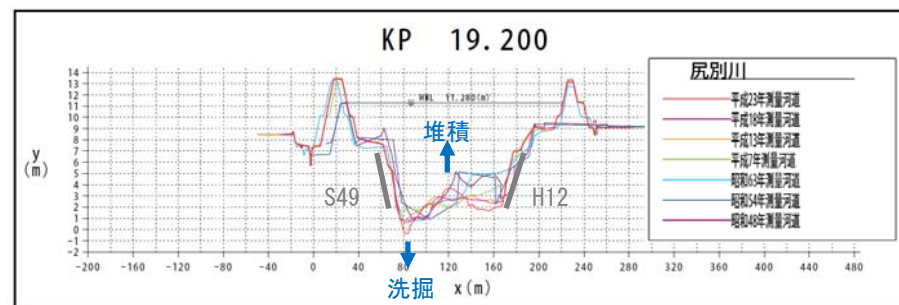


図 4-18 横断形状の変遷（年代は護岸設置年）

#### 4-3-3 平成 23 年 8 月出水の状況

##### (1) 出水の概況

2011 年（平成 23 年）9 月は、北海道付近に停滞した前線と台風 12 号、13 号により全道的に大雨が発生した（北海道開発局 2011）。尻別川では、9 月 5～6 日において、ニセコ雨量観測所（開発）で 159 mm/2 日の降水量、名駒観測所で 1,046 m<sup>3</sup>/s（概ね 1/10 確率流量規模）の出水が発生した（図 4-14）。この出水による河道変化の特徴は、KP13.4 右岸での河岸侵食、KP13.0～23.4 での樹木倒伏等であった。

##### (2) 樹木の倒伏等の状況

尻別川の低水路内の樹木は、河川水辺の国勢調査の植生図によると、樹林の 9 割がエゾノキヌヤナギーオノエヤナギ群集というように、ほとんどがヤナギ林となっている。出水時の樹木破壊の主要形態は、図 4-19 C に示す事象が見られ、これらを平面図上で区分すると、KP13.0～23.4 における砂州や中州（低水路）の樹木 29 ha のうち、12 %の約 3.5 ha（集積を除く）で樹木群の倒伏等の破壊が見られた（図 4-19 B）。破壊箇所では、「概ね倒伏」が 0.8 ha (2.9 %), 「倒伏・非倒伏の混在」が 2.1 ha (7.1 %), 「倒伏・流出」が 0.2 ha (0.7 %), 「基盤ごと流出」が 0.4 ha (1.4 %) となっていた（図 4-19 B）。

また、図 4-19 A の「倒伏・非倒伏の混在」「概ね倒伏」箇所のサンプリング調査から、倒伏樹木については、図 4-20 のように、樹高 4～10 m（平均 7 m）、胸高直径 4～10 cm（平均 7 cm）、倒伏角度 40～80°（平均 60°）が多い状況となっていた。倒伏角度については、沙流川の 2003 年（平成 15 年）8 月洪水時の状況（倒伏角度 50～75°が多い）（油川ほか 2005）と同様な傾向であった。



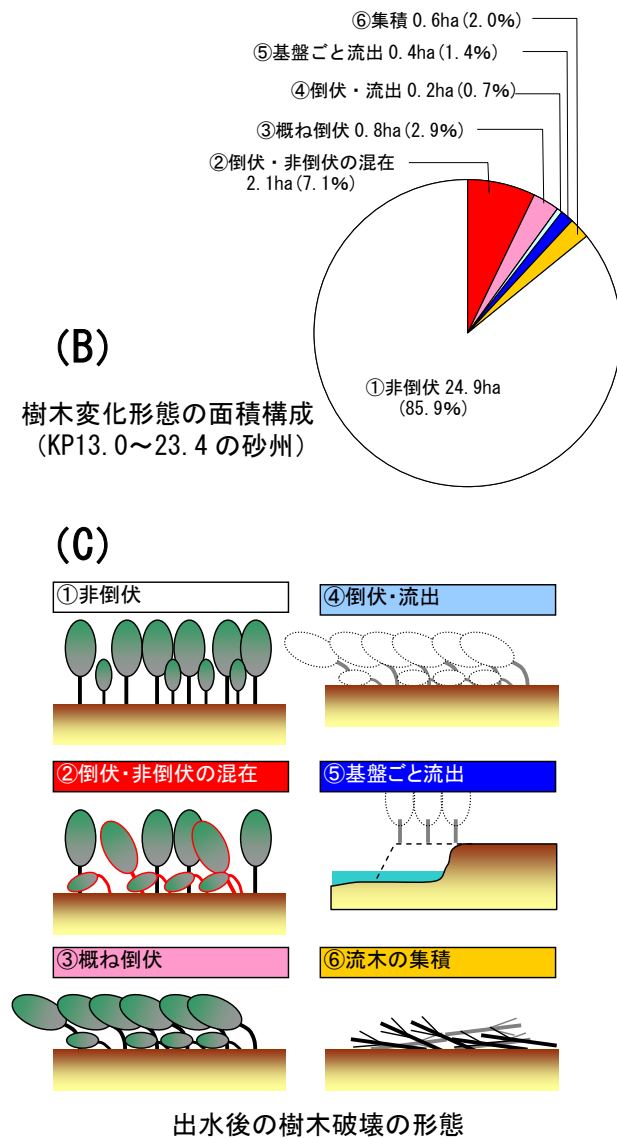
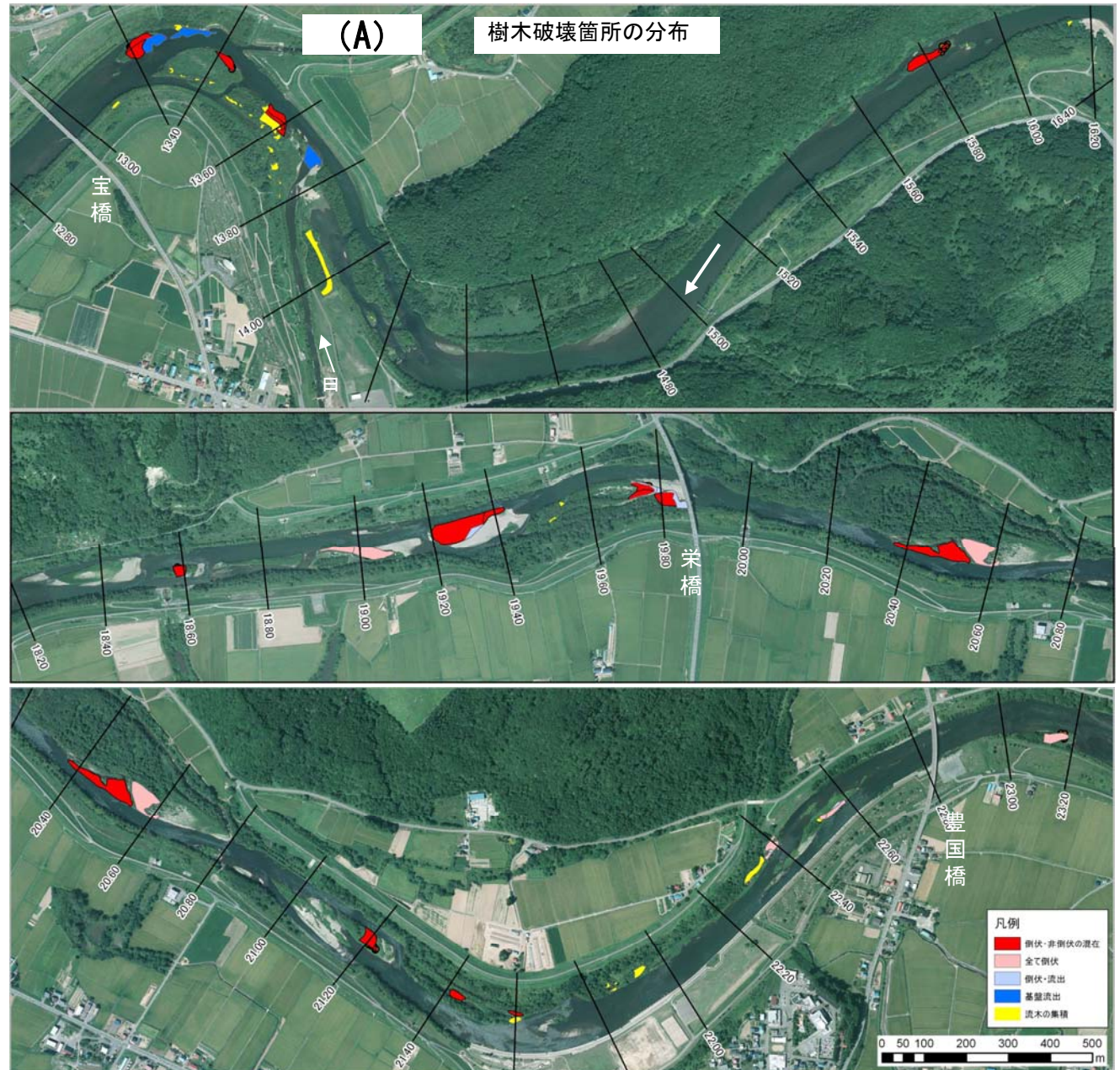


図 4-19 2011 年 (H23) 出水時の樹木倒伏の状況





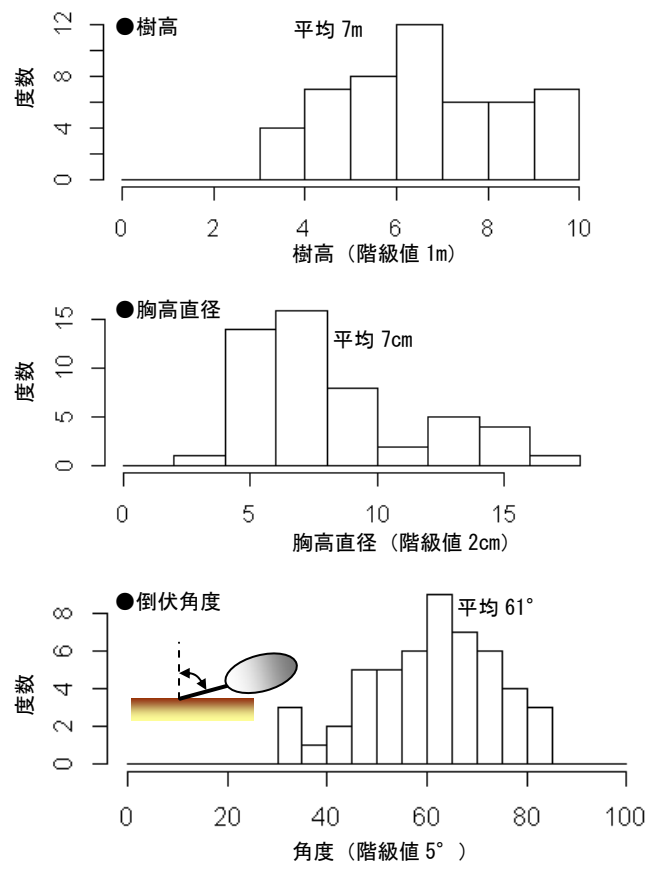


図 4-20 倒伏樹木の概況

#### 4-3-4 引き倒し試験による倒伏限界の把握

##### (1) 試験目的

2011 年（平成 23 年）8 月出水の状況を踏まえ，樹木消長モデルの構築に先立ち，現地試験において，樹木の倒伏，流失条件を検討した．尻別川の検討区間では，図 4-18 のように洗掘と堆積が顕著で，前述の地形変化と樹林化の相互補完的な関係（図 3-1）が生じている．ヤナギ林は，不定根を発生させながら埋没に適應するため，幹や根が埋まることにより，倒伏への抵抗が増加していくといった杭効果（倒れ難さ）が予想される（図 4-21）．

本節では，樹木定着後に，顕著な土砂堆積が見られる箇所（砂州），土砂堆積の見られない箇所（高水敷）において，引き倒し試験，引き抜き試験を行い，倒伏，流失条件の設定を行った．

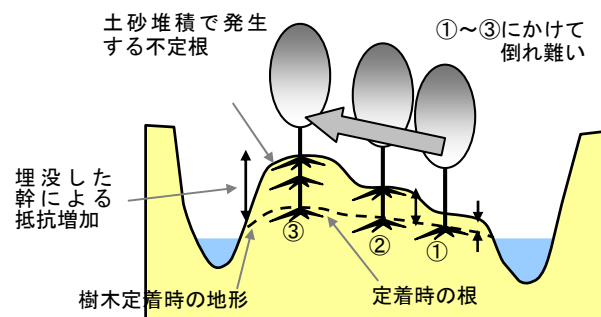


図 4-21 土砂堆積と樹木の倒れ難さ（イメージ）

## (2) 試験概要

### 1) 試験地の設定

試験地の抽出については、樹木定着後の土砂堆積厚を把握し、試験地の選定及び状況把握を行った。土砂堆積厚は、LP データ（2006 年（平成 18 年）撮影）のグランドデータ、オリジナルデータの差分から樹高を算定し、樹高と樹齢の関係式（表 4-2）より樹木定着年を把握した。また、過去の横断測量データから地形メッシュを作成し、樹木定着年近傍の地形メッシュの標高値を樹木定着時の標高とし、この標高と LP データ（グランドデータ）の差分から樹木定着後の土砂堆積厚を把握した（図 4-22）。こうした樹木定着後の土砂堆積厚の分布、重機アプローチ可能な箇所等を考慮し、顕著な土砂堆積の見られる箇所として KP19.6 付近の中州を選定、土砂堆積の見られない箇所として隣接する高水敷を選定した（図 4-23）。

なお、前記の石狩川上流で検討した関係式の適用にあたっては、尻別川で優占する河畔林が石狩川上流と同様なエゾノキヌヤナギーオノエヤナギ群集であることから、大きな違いはないと考えたためである。

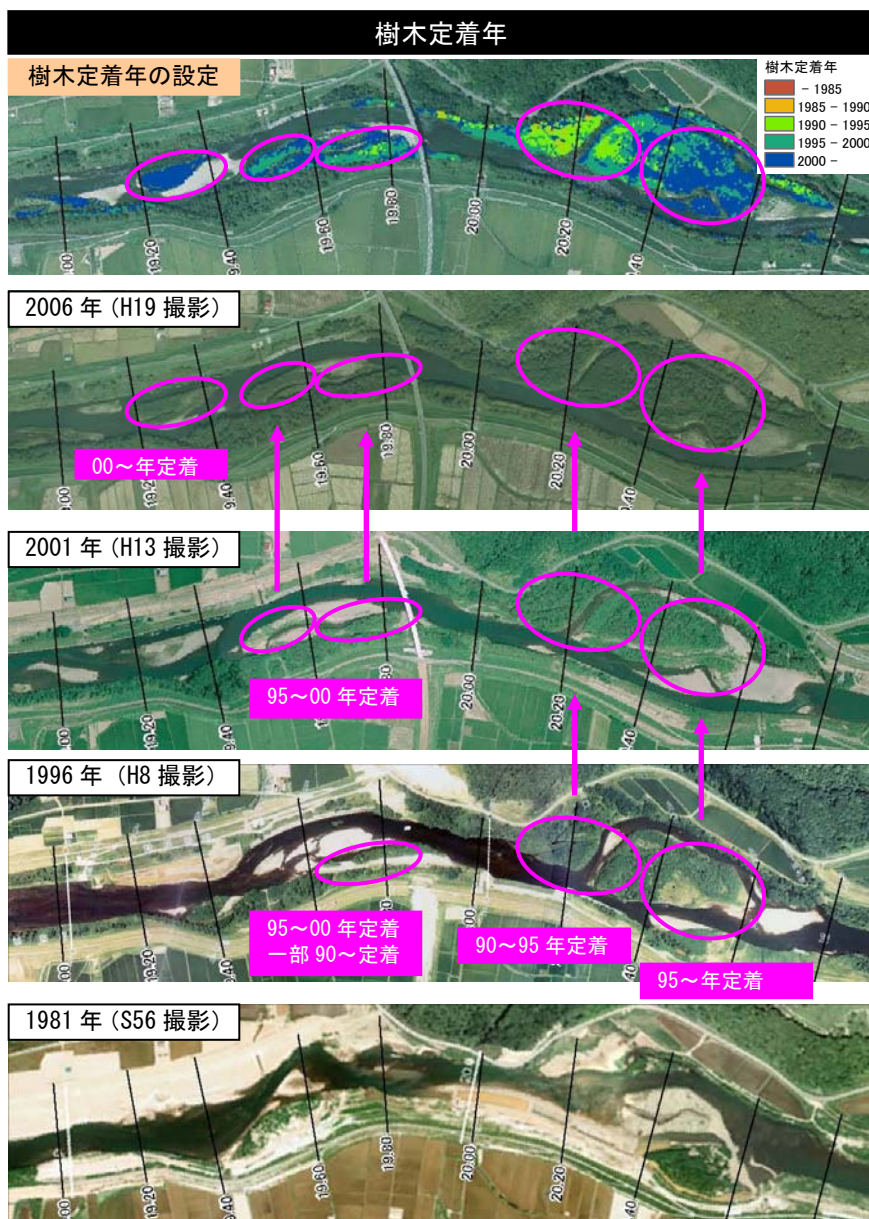
### 2) 試験地の概要

試験地は、表 4-6 に示すように、中州箇所は堆積厚 1.0～1.5 m で、比較的良く分級された砂質土、高水敷箇所は粘度分混じり砂質土となっていた。樹木は両者ともオノエヤナギ、エゾノキヌヤナギのヤナギ類であり、高水敷箇所の方が若干大きなサイズとなっていた。

表 4-6 試験地の概要

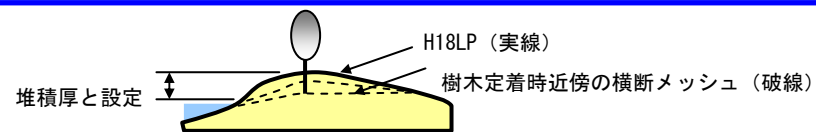
区分	中州 (土砂堆積あり)	高水敷 (土砂堆積なし)
樹木定着後の 堆積厚	1.0～1.5 m (現地の試掘状況より)	なし
堆積物	砂質土 (シルト分, 粘土分含有率 0.3 %) *	粘土分混じり砂質土 (林地土壌)
樹木 (ヤナギ類)	樹高 : 6.6～9.3 m DBH : 6.2～13.0 cm N=29	樹高 : 5.4～12.0 m DBH : 7.6～19.1 cm N=6

\* 粒度分析より



■土砂堆積厚の設定方法について

- ・ 左のように、LP データから得られる樹高と、樹齢-樹齢推定式から樹木定着年を推定
- ・ 右のように、樹木定着年代から、H18 までの堆積厚を特定し、土砂堆積厚として使用



**土砂堆積厚**

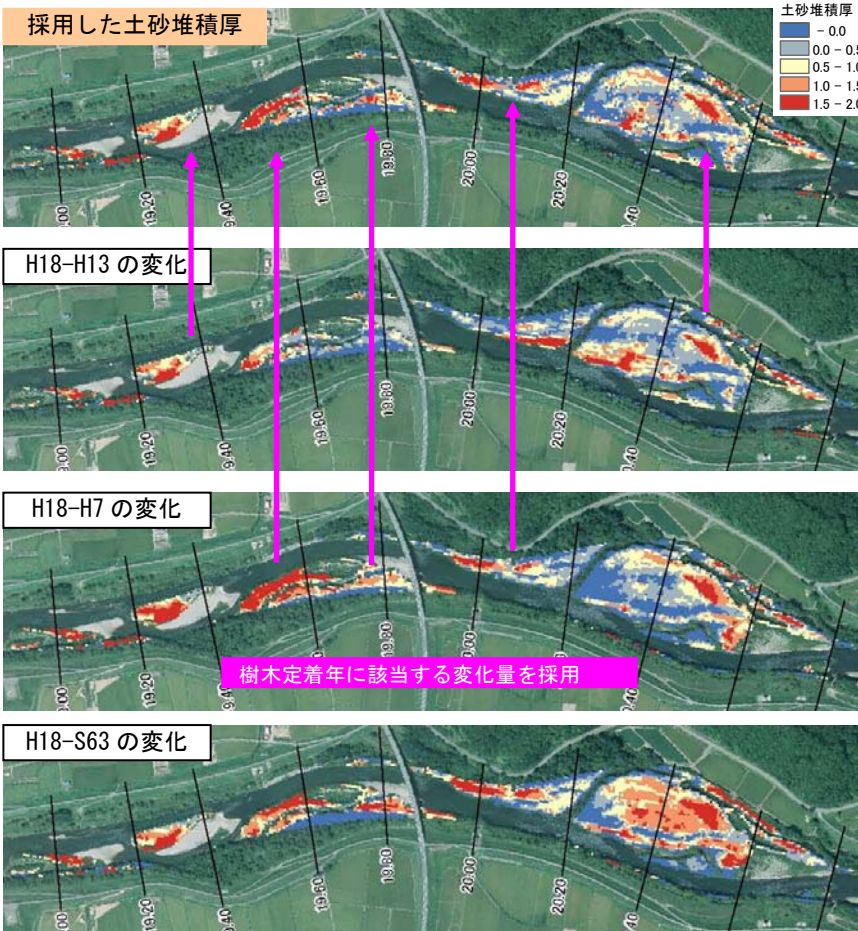


図 4-22 樹木定着後の土砂堆積厚の算定方法



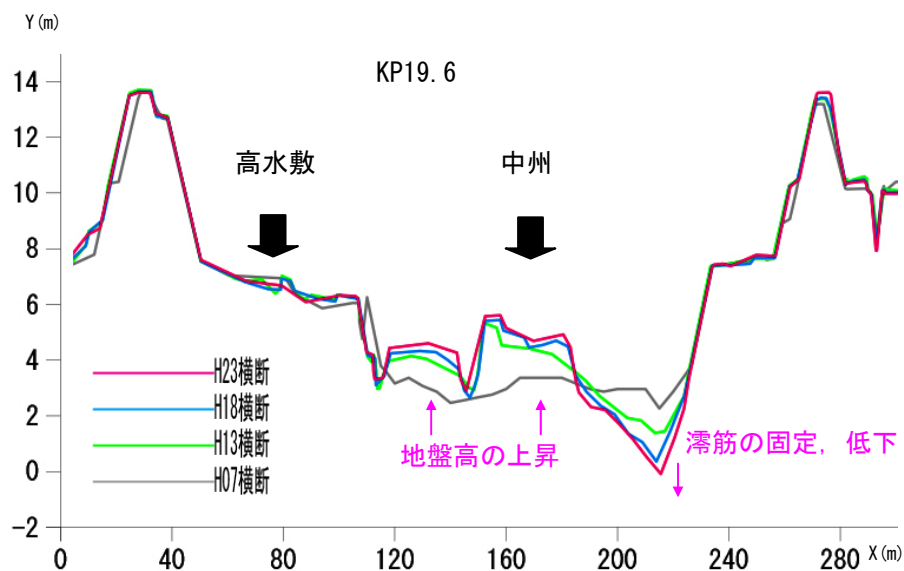


図 4-23 (上) 中州 (KP19.6) 付近の状況, (下) 横断地形の変遷

### 3) 試験の方法

試験は、バックホウにより樹木をワイヤーで引っ張り、ワイヤーの途中に設置した荷重計（ダイナホール R3S 1250D）により、倒伏、引き抜きの限界点を把握した（図 4-24）。

計測にあたっては、各々の限界点の把握が困難なことが予想されることから、後述の限界点の設定に資するため、倒伏角度、荷重表示計をビデオ撮影し、経時データを把握した。また、引き倒し時は、バックホウで緩やかに荷重（概ね 50 kg 間隔）をかけながら実施した。試験の際には、砂州において、倒伏し難い樹木、倒伏の前に幹が折れる樹木が見られたため、載荷点  $h$  を調整しながら実施した。試験は、2013 年（平成 25 年）10 月の降水量のほとんどない時に実施した（図 4-25）。

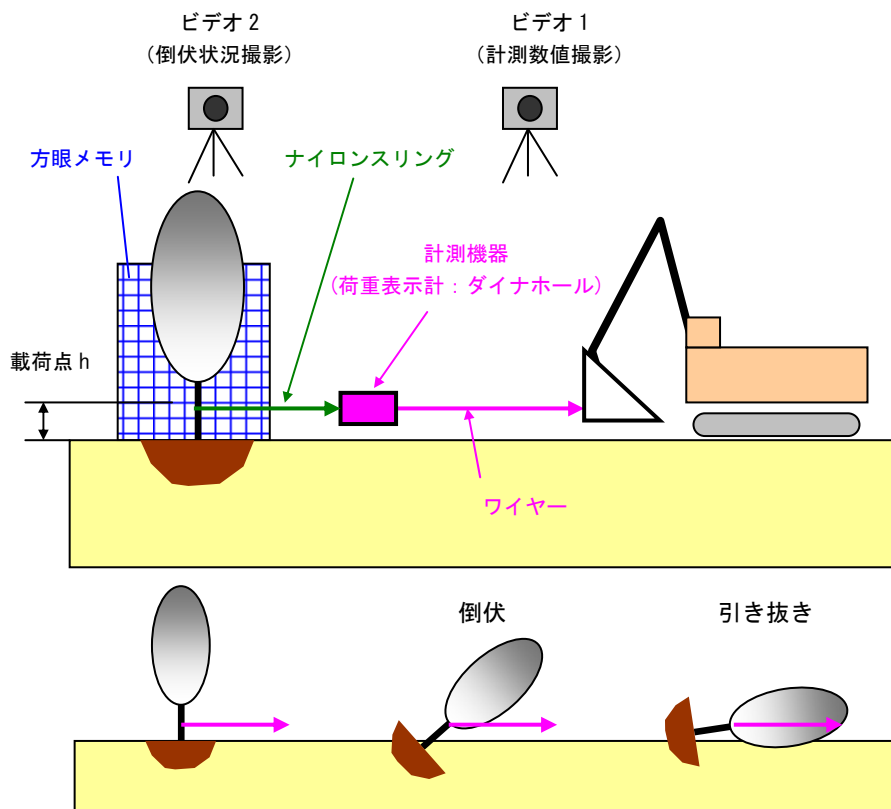


図 4-24 試験の方法

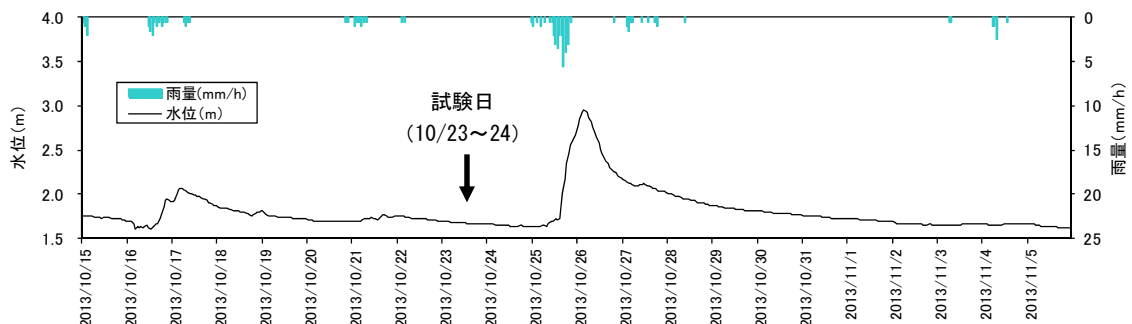


図 4-25 試験日周辺の雨量（蘭越アメダス）、水位（名駒観測所）



試験前の支障木の伐採



引き倒し試験の状況



引き倒し試験の状況



樹木倒伏状況のビデオ観測



ダイナホールの設定状況



ダイナホール表示計のビデオ観測



写真 4-1 試験の状況



### (3) 倒伏，引き抜き限界の設定

#### 1) 樹木毎の限界値の設定

まず，試験時に撮影したビデオから倒伏状況として，荷重計から読み込まれる実測の計測値 ( $F$ )，倒伏角度  $\theta$ ，載荷点  $h$  を基に下式により倒伏モーメント  $Mf$  を算定し，経時データとしてまとめた（図 4-26，図 4-27 参照）。

$$Mf = F \cdot h \cdot \sin(90 - \theta)$$

樹木毎の限界値の設定にあたっては，図 4-27 の経時データから，倒伏後に一度テンションがさがるポイントをもとに，倒伏領域と引き抜き領域に分け，各々の領域の最大値を把握し，倒伏限界（幹折れの場合は幹折れ限界） $M_c$ ，引き抜き限界  $F_c$  とした．引き抜き限界については，限界点での傾斜角度が大きいこともあり，試験開始の読み値（計測値）を適用した．

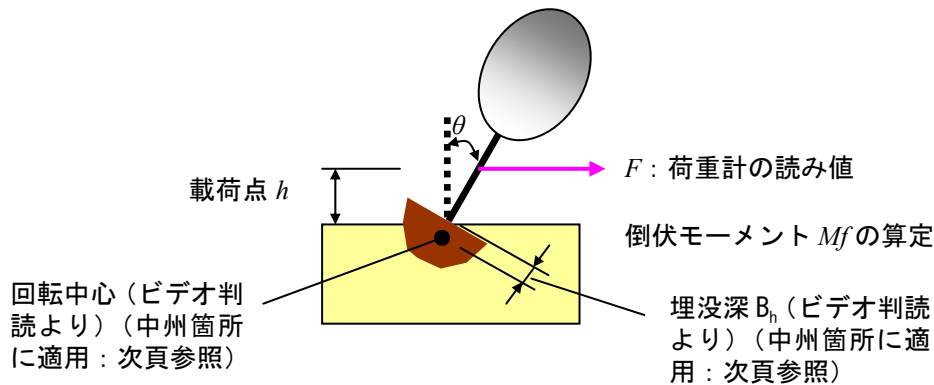


図 4-26 倒伏モーメントの算定モデル

また，今回の試験における樹木破壊タイプについては，中州箇所では幹折れが見られたことから，以下のとおりとなる．これらのタイプについては，経時データ，現地観測状況から判断した．

- ・高水敷 倒伏
- ・高水敷 引き抜き
- ・中州 倒伏
- ・中州 幹折れ
- ・中州 引き抜き

倒伏モーメントの算定にあたり、樹木が埋没している中州については、図 4-26 に示すように、回転距離として載荷点  $h$  に埋没深  $B_h$  を追加したものとした。 $B_h$  については、事前に根を掘削し埋没深を計測した後に引き倒しを行うと地盤強度の低下、引き抜き後では根の損傷等がともなう。このため、以下の手順で  $B_h$  を推定した。推定した中州の倒伏樹木の  $B_h$  は  $0.4 \text{ m} \pm 0.2$  (mean  $\pm$  sd) であった。

- ① ビデオ判読により垂直軸を決める
- ② 引き倒し開始から、樹木が転倒するまでの全体過程を動画で見て、回転中心を決め座標原点とする
- ③ 垂直軸上の地表面位置を読み取り、埋没深  $B_h$  を読みとる
- ④ 載荷点高  $h$  の実測値と画面上の読み値から、読み値から実長への変換係数を求める
- ⑤ 埋没深の読み値 (③) に変換係数 (④) を乗じて、埋没深  $B_h$  の実長を求める

なお、樹木定着後の土砂堆積厚が 1.5 m 程度の中州において、実際の回転位置が地表下 0.5 m 程度であったことについては、写真 4-2 のように、樹木の定着した地表面付近で特になびくように傾斜して成長し、その後現在の地表面付近に近くなるにつれ鉛直状に成長していた。また、試験中には、幹折れはしないまでも、地中での若干の断裂音も確認される場合もあった。これらのことから、堆積厚が厚い場合であっても、定着時から現地表面に堆積が至る過程における成長状況によっては、地表下 0.5 m 程度において転倒、あるいは地中で破断（曲げ破壊）していたことが想定される。地中の観察、計測は困難であるものの、今後、同様な立地での試験、加えて、比較的太い樹木も対象とした試験（今回の試験では中州樹木の DBH が  $8.6 \pm 1.8 \text{ cm}$  (mean  $\pm$  sd) であった）を行い、転倒、破断等の破壊形態、埋没深等について吟味し、今回試験と同様な事象にあるか、転倒、破断等の破壊形態はどのようなになっているか等を確認する必要がある。

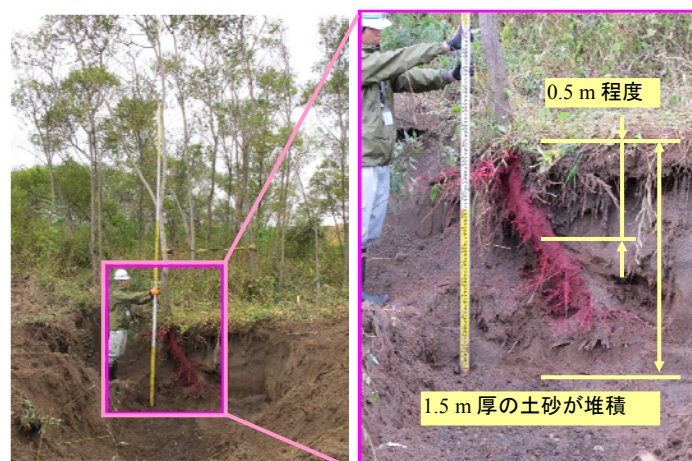
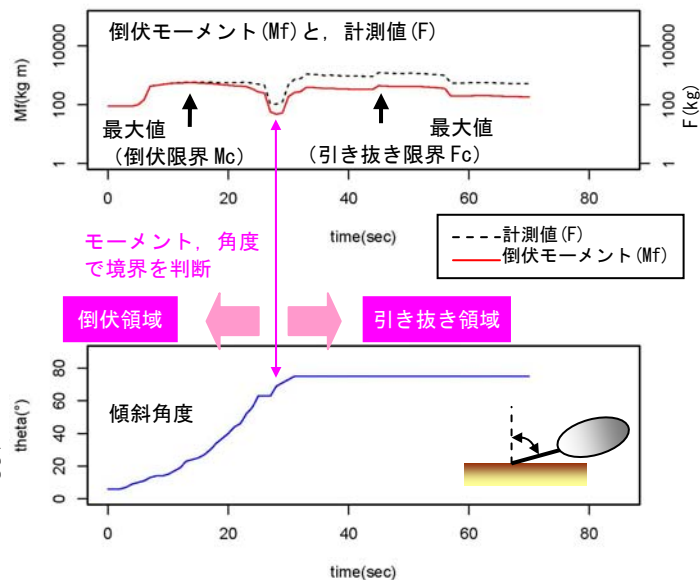


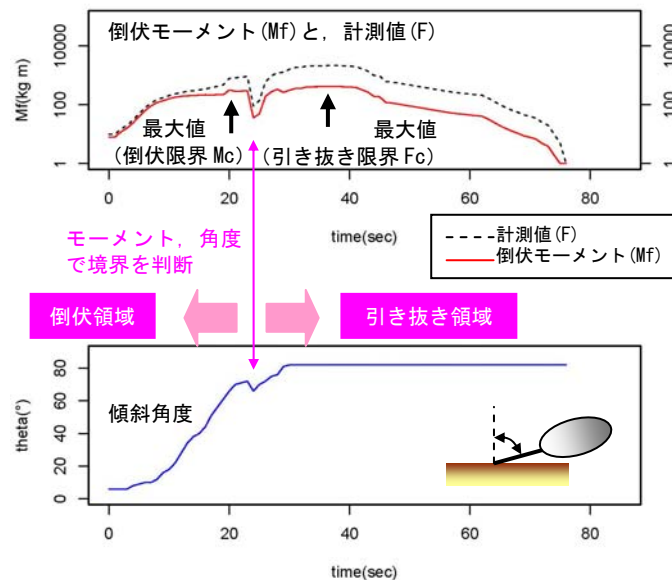
写真 4-2 地中の根の成長状況

ID 5



中州 倒伏，引き抜き

ID 15



中州 幹折れ

ID 8 幹折れは、一気にテンションが抜け、急激な谷状の波形

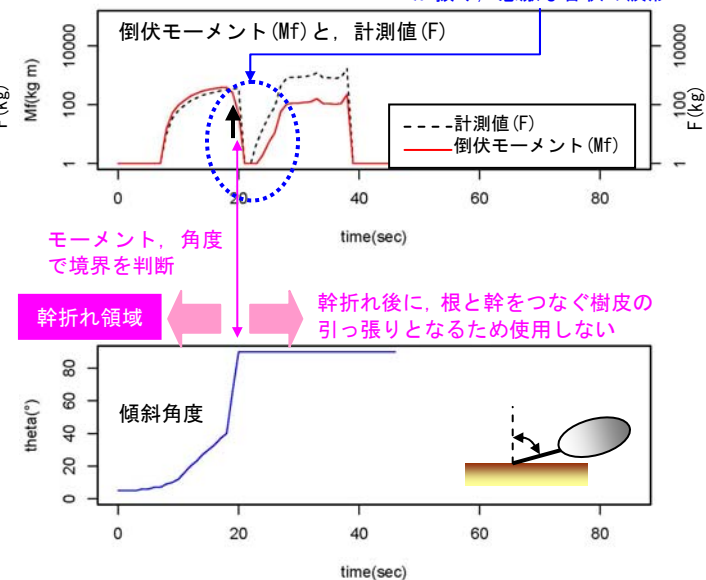


図 4-27 破壊タイプ毎の特徴

表 4-7 試験データ一覧

立地	樹種	タイプ区分	DBH (cm)	樹高 (m)	幹折れ限界(kg m)			倒伏限界(kg m)			引き抜き限界		参考値		
					F(kg)	$\theta$	Mc	F(kg)	$\theta$	Mc	F(kg)	$\theta$	枝張(m)	根の深さ (m)	根の広がり (m)
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	11.9	8.0	NA	-	-	380	52	632	3980	74	2.4	-	-
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	9.4	7.9	NA	-	-	1395	77	408	3125	76	2.4	1.3	0.80
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	6.0	7.7	NA	-	-	1475	63	603	2340	63	2.4	1.5	0.90
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	7.5	7.8	NA	-	-	750	79	186	2485	90	2.9	0.9	0.70
中州	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	6.7	7.9	NA	-	-	515	69	240	2730	88	2.7	1.5	0.70
中州	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	8.9	8.1	NA	-	-	1845	67	577	3270	67	4.4	1.2	0.80
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	7.8	7.8	NA	-	-	920	66	449	2150	76	2.1	1.4	1.50
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	8.9	8.5	NA	-	-	600	28	530	4170	70	3	1.6	1.20
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	10.0	8.1	NA	-	-	1190	37	760	3590	90	4.1	1.2	0.75
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	7.8	8.4	NA	-	-	1235	48	331	2790	90	2.3	1.2	1.10
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	10.2	8.3	NA	-	-	2875	71	749	2920	78	3.3	1.0	1.00
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	7.6	7.6	NA	-	-	2035	69	583	2275	69	2.7	1.2	1.40
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	7.3	8.8	NA	-	-	2225	77	400	2225	77	2.2	1.4	1.20
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	5.7	7.2	NA	-	-	375	61	109	2165	89	1.7	1.2	0.40
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	8.3	8.2	NA	-	-	2055	67	562	2060	67	3.1	1.5	1.10
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	8.0	8.5	NA	-	-	3935	85	206	4335	85	3.6	1.7	1.00
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	10.8	8.7	NA	-	-	2820	36	1597	3375	36	3.8	1.5	1.00
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	8.3	7.5	NA	-	-	1430	55	738	2665	65	2.4	1.4	1.00
中州	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	7.6	7.7	NA	-	-	1620	56	725	1805	61	2.5	1.4	0.90
中州	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	12.6	9.1	NA	-	-	4155	50	1602	3250	67	4.2	-	1.00
中州	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	8.9	7.8	NA	-	-	2260	51	996	2065	51	2.5	1.4	1.20
中州	エゾノキヌヤナギ	幹折れ	8.9	6.6	270	20	304	270	20	304	1215	82	2.3	-	-
中州	オノエヤナギ	幹折れ	11.5	9.3	465	35	609	465	35	609	4860	43	2.8	-	-
中州	オノエヤナギ	幹折れ	11.1	9.0	365	66	252	365	85	54	1700	85	2.4	-	-
中州	エゾノキヌヤナギ	幹折れ	6.7	8.8	1945	45	1513	1945	45	1513	5395	90	2.2	-	-
中州	オノエヤナギ	幹折れ	8.9	8.5	300	29	289	300	29	289	5395	89	1.9	-	-
中州	オノエヤナギ	幹折れ	11.1	8.2	960	30	748	960	30	748	NA	NA	2.4	1.2	-
中州	オノエヤナギ	幹折れ	8.6	8.3	1240	35	1219	1240	35	1219	NA	NA	2.3	0.6	-
中州	エゾノキヌヤナギ	幹折れ	6.2	7.9	320	33	161	320	33	161	NA	NA	1.6	-	-
高水敷	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	7.6	10.8	NA	-	-	845	66	172	2695	66	2.2	1.0	0.80
高水敷	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	12.7	10.5	NA	-	-	395	16	380	150	86	1.75	0.9	0.90
高水敷	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	14.8	11.5	NA	-	-	1010	26	908	1215	80	3.6	1.5	1.35
高水敷	オノエヤナギ	倒伏・引き抜き	8.6	5.4	NA	-	-	185	33	155	1185	72	2.6	0.6	0.80
高水敷	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	11.5	10.2	NA	-	-	480	11	471	860	71	3.4	0.4	1.00
高水敷	エゾノキヌヤナギ	倒伏・引き抜き	19.1	12.0	NA	-	-	2405	9	2375	3555	71	7.4	1.0	1.70

## 2) 倒伏限界，引き抜き限界の検討

前記のように樹木毎に設定した倒伏限界  $M_C$  (kgf m),  $M_{CN}$  (N m), 引き抜き限界  $F_C$  (kgf),  $F_{CN}$  (N m) を  $DBH$  (cm) で整理したのが図 4-28 である。図には，参考として，既往の渡邊らの式（渡邊ほか 1996），建設省の式（リバーフロント整備センター編 1999b）を記載した。なお，力の単位について SI 単位系（N）を用いることが原則であるが，現場において通常実用単位（kgf）を用いることから両者の併記とした。

プロットの傾きは，総じて，既往研究（渡邊ほか 1996，リバーフロント整備センター編 1999b，服部ほか 2001）と同様に概ね  $DBH$  の 2 乗に沿っていることから，傾きを  $DBH$  の 2 乗として切片を最小 2 乗法により推定し，倒伏限界モーメント，引き抜き限界力の回帰式を推定した\*。回帰式の推定にあたっては，破壊タイプのうち幹折れ以外について行った。この結果，回帰式の切片は，中州の倒伏 7.9，高水敷の倒伏 3.4，中州の引き抜き 33.0，高水敷の引き抜き 6.5 となった。また，倒伏限界点での傾斜角度は平均  $60^\circ$  となっており（図 4-29），実績の倒伏角度（図 4-20）とも類似していた。このように，中州は高水敷に比べ，倒伏抵抗が約 2 倍，引き抜き抵抗が約 5 倍であり，また，倒伏と引き抜きの定数は，高水敷が約 2 倍に対し，中州は約 5 倍となっていたことから，樹木定着後の土砂堆積の多い砂州では倒伏し難いこと，倒伏した場合でもその後に流失し難い事象といえる。

表 4-8 既往の引き倒し試験における倒伏限界モーメント回帰式の係数

$$M_C (M_{CN}) = a \cdot DBH^2$$

区分		a	試験種別	立地条件	文献
今回試験	尻別川_高水敷_倒伏 (平均値)	3.4 (33.3)	・引き倒し試験（ヤナギ） ・サンプル数 →高水敷_倒伏：6 →高水敷_引き抜き：6 →中州_倒伏：21 →中州_引き抜き：21	・緩勾配区間 ・高水敷，砂州	—
	尻別川_高水敷_引き抜き (平均値)	6.5 (63.7)			
	尻別川_中州_倒伏 (平均値)	7.9 (77.5)			
	尻別川_中州_引き抜き (平均値)	33.0 (323.6)			
事例①	様々な河川_建設省 (平均値)	7.8 (76.5)	・引き倒し試験（様々な樹種） ・サンプル数：84	・様々な立地	リバーフロント 整備センター （編）（1999b）
	様々な河川_建設省 (下限値)	2.5 (24.5)			
事例②	鷗川 (平均値)	2.6 (25.5)	・引き倒し試験（ヤナギ・ケヤ マハノキ） ・サンプル数：34	・急勾配区間 ・高水敷	渡邊ほか（1996）
	鷗川 (下限値)	0.8 (7.8)			
事例③	留萌川 (平均値)	4.3 (42.2)	・引き倒し試験（ヤナギ） ・サンプル数：41	・緩勾配区間 ・低水路法面	西田ほか（2010）
事例④	沙流川 (平均値)	12.2 (120.0)	・引き倒し試験（ヤナギ） ・サンプル数：6	・急勾配区間 ・砂州	油川ほか（2005）
事例⑤	千曲川 (平均値)	6.9 (67.4)	・引き倒し試験（ハリエンジュ） ・サンプル数：12	・急勾配区間 ・砂州	服部ほか（2001）

※定数 a については， $M_C$  (kgf m)，下段（ ）内は  $M_{CN}$  (N m) を表示， $DBH$  の単位は cm として換算  
※急・緩勾配の区分は，山本（1994）を参考に，扇状地，自然堤防帯の境界の目安となる 1/400 で区分

\*今後は， $DBH$  の大きな樹木も調べ，転倒： $DBH$  の 2 乗，地中の破断（曲げ破壊）： $DBH$  の 3 乗に沿うのかの把握が必要となる。

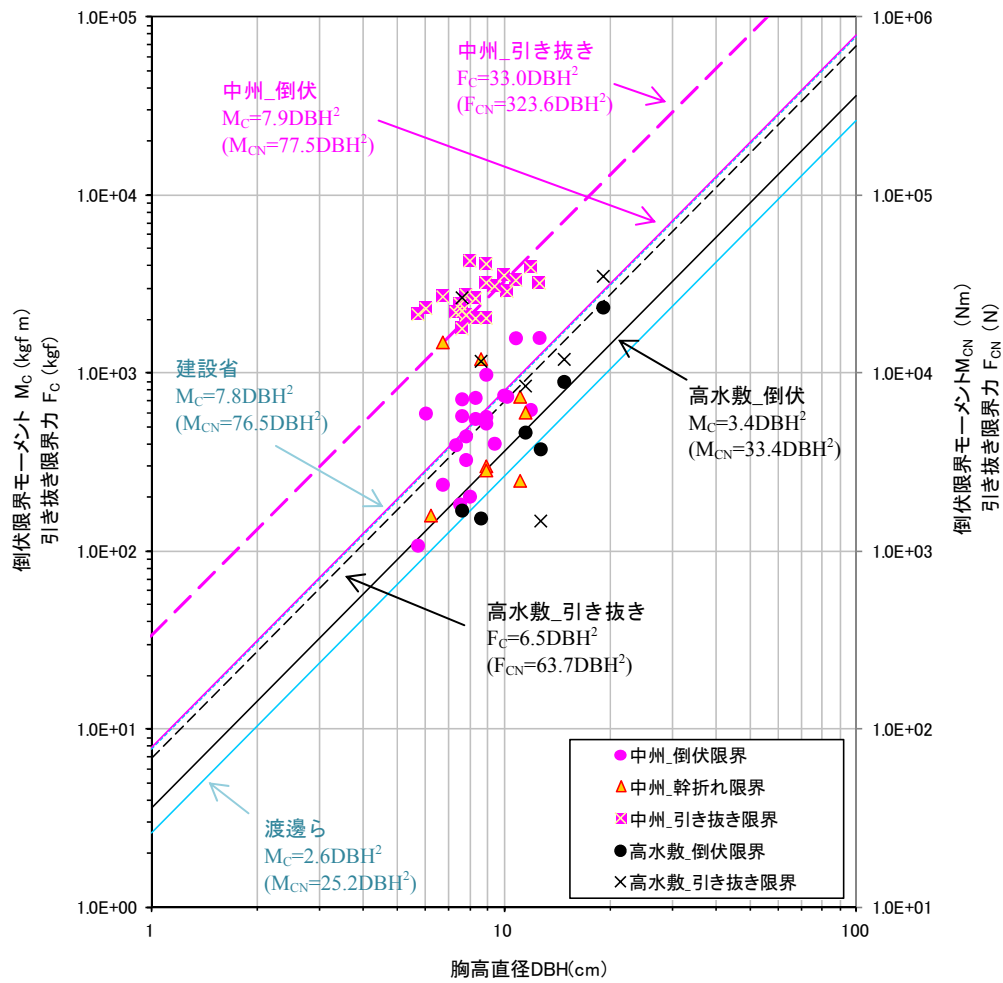


図 4-28 胸高直径と、倒伏限界モーメント ( $M_G$ ,  $M_{CN}$ ), 引き抜き限界力 ( $F_G$ ,  $F_{CN}$ ) の関係

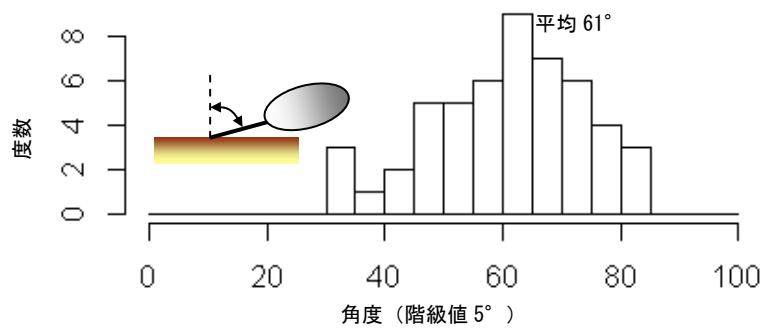


図 4-29 倒伏限界時点の傾斜角度



中州箇所における埋没深  $B_h$  と倒伏限界モーメント  $M_C$  との関係を見ると、図 4-30 に示すように、 $B_h$  0.5 m 程度までは  $B_h$  とともに  $M_C$  が増加し、 $B_h$  0.5 m 以上の樹木は、サンプル数が少ないこと、 $DBH$  の小さいものもあり、幹折れまでは至らないものの、地中において、断裂音が確認されたものもある等、今後の検討課題でもある。また、今回の試験では、中州樹木の  $DBH$  が  $8.6 \pm 1.8$  cm (mean  $\pm$  sd) である等、比較的細い樹木が多い状況でもあり、前記のように、今後は樹幹の強度の強い  $DBH$  20 cm 程度等の比較的太い樹木も含めたサンプルで事象の確認、破壊形態（転倒、曲げ破壊）等について確認する必要がある。

埋没深  $B_h$  と引き抜き力  $F_C$  については、図 4-31 のように、 $B_h$  と  $M_C$  のような傾向は見られず、 $DBH$  の大きなものほど、 $F_C$  が若干大きくなっていた。ヤナギ類の不定根については、その発生量は樹径と関連し、樹径、発根量の多いものほど抜根抵抗が大きくなることが報告されている（東 1964）。このようなことから、ある程度埋没することで不定根が発生し、それにより引き抜き抵抗が高水敷に比べ著しく増加する、加えて、 $DBH$  の増加に沿って不定根等の根系が増えるため、若干抵抗が増加すると考えられる。

既往研究の定数値と比較すると（表 4-8）、今回の高水敷の倒伏限界の回帰式は道内のヤナギ類を対象とした渡邊ほか（1996）、西田ほか（2010）と類似し、中州の倒伏限界の回帰式は様々な樹種が含まれる建設省の式（リバーフロント整備センター編 1999b）と類似していた。なお、表 4-8 に示す建設省の式では、様々な樹種が含まれており、なかでも根の生育形態については、ヤナギ類のような浅根型、オニグルミ、ハリエンジュのような中間型が混在しており、直接的な比較にならないことに留意が必要である。また、道内のヤナギ類を対象とした油川ほか（2005）の定数が 12.2 と大きい傾向にあり、試験地が沙流川の河岸から高水敷にかけて分布する砂州上であったことから、今回の中州のように土砂堆積による埋没が生じていた影響も推察される。

土砂堆積による抵抗力の増加については、冒頭でも述べたように、服部ほか（2001）の 30 cm 以内の埋没範囲、西田ほか（2010）の護岸上の堆積地では抵抗力の増加は生じないが、今回試験地のような下層に根を遮断するものがない箇所といった、砂州の樹林化箇所では抵抗力の増加が生じるものと考えられる。そして、倒伏に関しては埋没した幹に作用する受働土厚による影響、引き抜きに関しては埋没により発生する不定根が多層構造となり抵抗となると考えられる（図 4-32）。ただし、埋没による影響については、 $DBH$  の大きな樹木での試験も含め、今後吟味が必要である。

このため、洪水時の樹木破壊状況の評価にあたっては、樹林化と土砂堆積状況を考慮して行う必要がある。特に、土砂堆積の多い自然堤防帯（セグメント 2）においては、今回の中州の倒伏と引き抜きの差が示唆するように、倒伏後の引き抜き抵抗が大きいことから、倒伏と、引き抜き（流失）を区分する必要がある。また、今後は、どの程度の土砂堆積厚から、倒伏抵抗、引き抜き抵抗が増加するのか等を把握する必要がある。

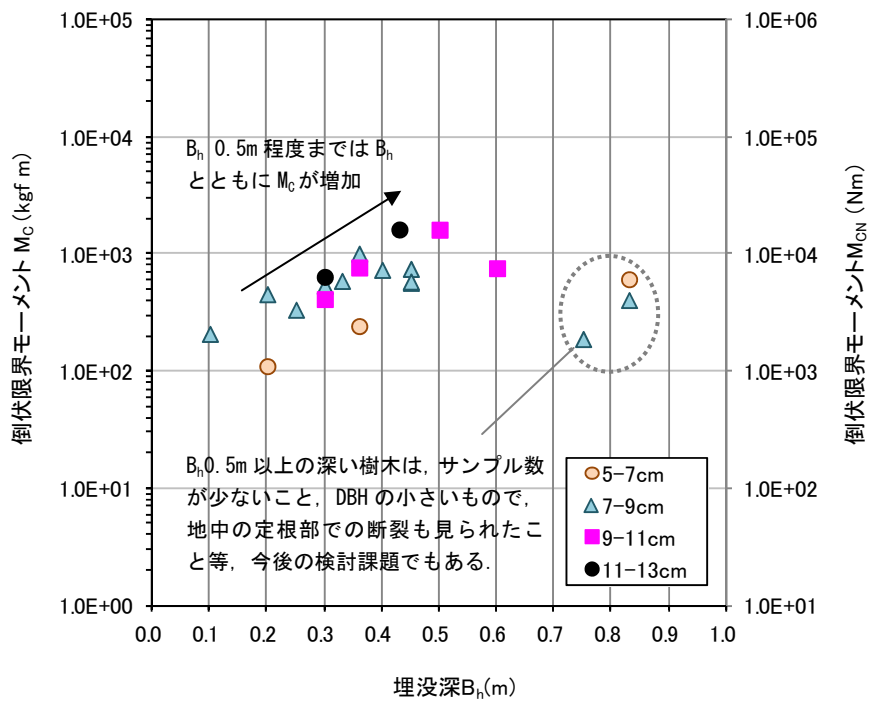


図 4-30 中州箇所における埋没深  $B_h$  と倒伏限界モーメント  $M_C$  との関係

プロットの凡例区分は DBH の階級別

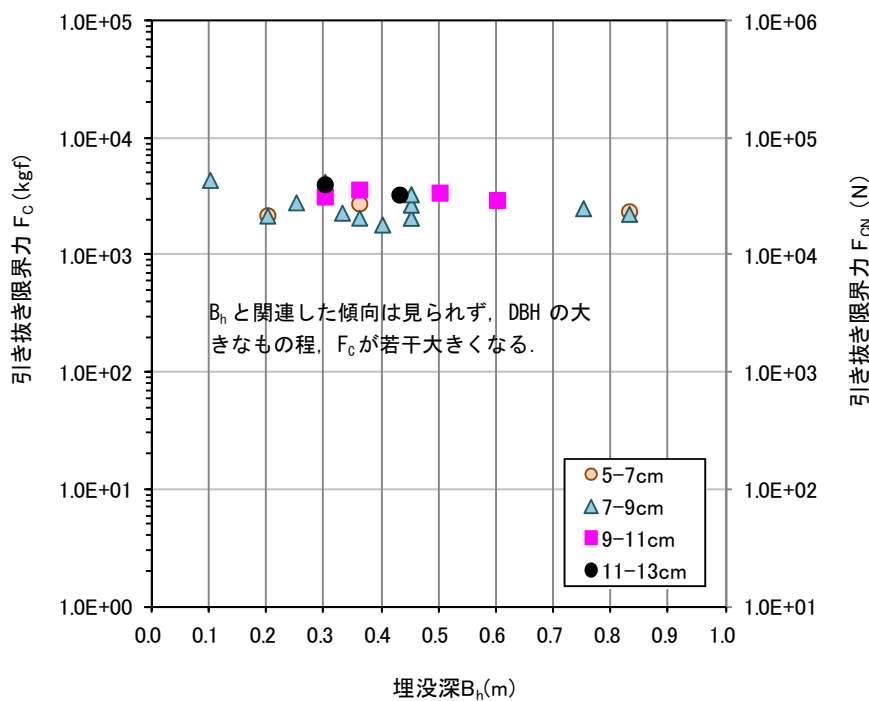


図 4-31 中州箇所における埋没深  $B_h$  と引き抜き力  $F_C$  との関係

プロットの凡例区分は DBH の階級別

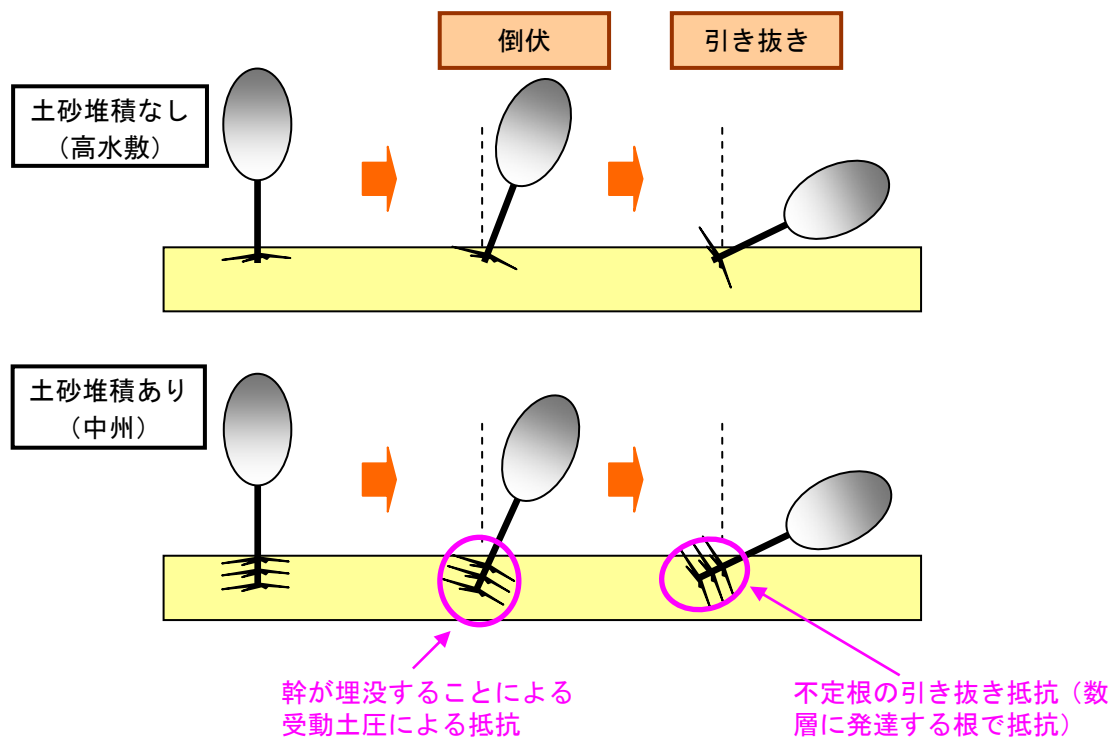


図 4-32 埋没と樹木抵抗の特徴

#### 4-3-5 モデルの構築

##### (1) モデルの概要

前記を踏まえ、樹林化（拡大，成長），土砂堆積による抵抗力増加を考慮した倒伏等といった樹木消長を考慮した平面二次元河床変動計算モデルの構築にあたっては，樹林化と河道変化の相互の応答作用を考慮するため，図 4-33 に示すように，計算ステップ毎に，摩擦速度を指標とした定着条件，定着後のヤナギ成長速度，土砂堆積厚に応じた倒伏・流失等の条件を設定し，樹木抵抗値を更新しながら解析を行い，平常時の拡大，出水時の消失等を表現するように行った．

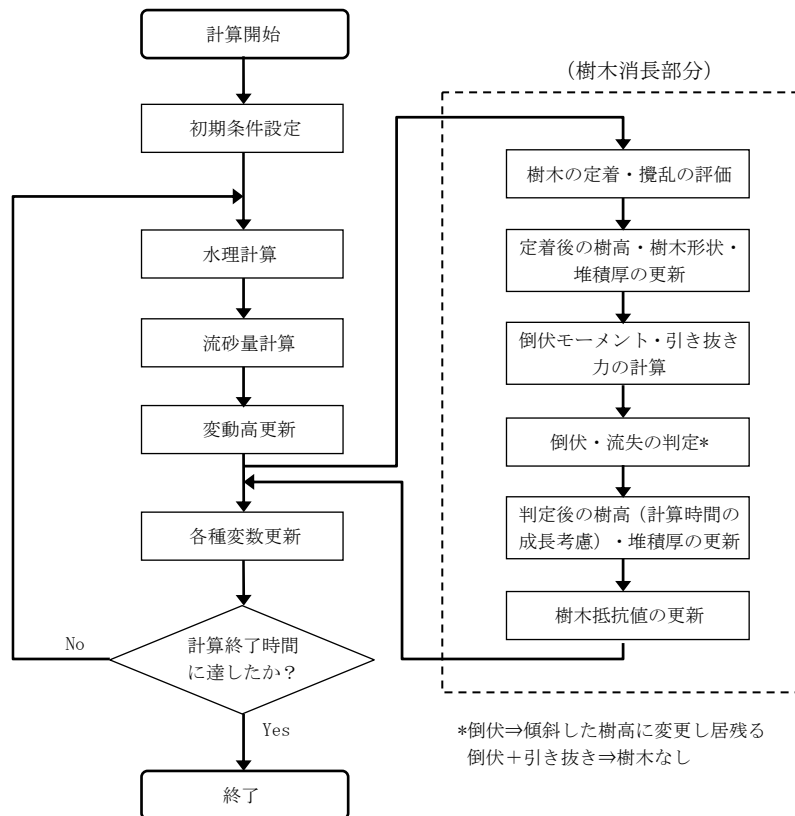


図 4-33 樹木消長を考慮した河床変動モデルの概要

## (2) 河床変動の解析

河床変動解析モデルは、表 4-9 に示すように、水理計算については、一般座標系の非定常二次元浅水流方程式（乱流は 0-方程式モデル）とし、流砂量については、限界掃流力に Egiazaroff の修正式、流線方向に芦田・道上式、横断方向に 2 次流の影響を考慮できる長谷川式を用いた。連続式及び運動方程式を次頁以降に示す。

また、検討区間の流砂形態は掃流砂卓越領域（後述）であったため、浮遊砂は考慮しないものとした。

表 4-9 河床変動解析モデルの設定

項目		適用
水理諸量		一般座標系非定常二次元浅水流方程式
流砂量	限界掃流力	Egiazaroff の修正式
	掃流砂量	流線方向：芦田・道上式 横断方向：長谷川式
離散化手法等	時間差分	リーブフログ法
	空間差分	スタaggered 格子
	移流項	風上差分法
境界条件	上流端	動的平衡状態
	下流端	自由流出

### 1) 水理計算モデルの基礎式

#### ■連続式

$$\frac{\partial}{\partial t} \left( \frac{h}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \frac{u^\phi h}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \frac{u^\phi h}{J} \right) = 0$$

#### ■運動方程式

・  $\phi$  方向：

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} \left( \frac{q^\phi}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \frac{u^\phi q^\phi}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \frac{u^\phi q^\phi}{J} \right) - \left[ u^x \left( \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_x}{\partial \phi} + \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_x}{\partial \phi} \right) + u^y \left( \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_y}{\partial \phi} + \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_y}{\partial \phi} \right) \right] \\ &= - \frac{gh}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial H}{\partial \phi} - \frac{gh}{J} (\phi_x \phi_x + \phi_y \phi_y) \frac{\partial H}{\partial \phi} - \frac{gh}{J} u^\phi \sqrt{u^{x^2} + u^{y^2}} \left( \frac{n^2}{h^{4/3}} + \frac{1}{k_s^2} \right) \\ &+ \phi_x \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^x}{\partial \phi} \right] + \phi_y \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^y}{\partial \phi} \right] \\ &+ \phi_x \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^x}{\partial \phi} \right] + \phi_y \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^y}{\partial \phi} \right] \end{aligned}$$

・  $\phi$  方向 :

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t} \left( \frac{q^\phi}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \frac{u^\phi q^\phi}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \frac{u^\phi q^\phi}{J} \right) - \left[ u^x \left( \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_x}{\partial \phi} + \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_x}{\partial \phi} \right) + u^y \left( \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_y}{\partial \phi} + \frac{q^\phi}{J} \frac{\partial \phi_y}{\partial \phi} \right) \right] \\ &= -\frac{gh}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial H}{\partial \phi} - \frac{gh}{J} (\phi_x \phi_x + \phi_y \phi_y) \frac{\partial H}{\partial \phi} - \frac{gh}{J} u^\phi \sqrt{u^{x^2} + u^{y^2}} \left( \frac{n^2}{h^{4/3}} + \frac{1}{k_s^2} \right) \\ &+ \phi_x \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^x}{\partial \phi} \right] + \phi_y \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^y}{\partial \phi} \right] \\ &+ \phi_x \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^x}{\partial \phi} \right] + \phi_y \frac{\partial}{\partial \phi} \left[ \frac{v_t}{J} (\phi_x^2 + \phi_y^2) \frac{\partial q^y}{\partial \phi} \right] \end{aligned}$$

ここに,  $h$  :水深,  $J$  :ヤコビアン,  $u^\phi \cdot u^\phi$  :  $\phi - \phi$  方向の流速成分,  $u^x \cdot u^y$  :  $x - y$  方向の流速成分,  $q^\phi \cdot q^\phi$  :  $\phi - \phi$  方向の流量フラックス成分,  $H$  :水位,  $n$  :マニングの粗度係数,  $v_t$  :渦動粘性係数,  $k_s$  :樹木の透過係数

## 2) 河床変動モデルの基礎式

■限界摩擦速度式 (Egiazaroff によって導かれた式を芦田・道上が修正した式)

$$\begin{cases} u_{*ci}^2 = u_{*cm}^2 \left[ \frac{\log_{10} 19}{\log_{10} \left( 19 \frac{d_i}{d_m} \right)} \right]^2 \frac{d_i}{d_m} & \frac{d_i}{d_m} \geq 0.4 \\ u_{*ci}^2 = 0.85 u_{*cm}^2 & \frac{d_i}{d_m} \leq 0.4 \end{cases}$$

$u_{*cm}$  : 平均粒径における限界摩擦速度,  $d_i$  : 粒径階  $i$  の粒径(m),  $d_m$  : 平均粒径(m)

■掃流砂量式 (流線方向 : 芦田・道上式)

$$q_{bsi} = \frac{17u_*^3}{sg} \left( 1 - \frac{u_{*ci}^2}{u_*^2} \right) \left( 1 - \frac{u_{*ci}}{u_*} \right) p_i$$

$p_i$  : 粒径階の交換層内の存在率 ( $0 \leq p_i \leq 1, \sum_i p_i = 1$ ),  $u_{*ci}$  : 粒径階  $i$  の限界摩擦速度,  $u_*$  :

摩擦速度

■掃流砂量式 (横断方向 : 長谷川式)

$$q_{bni} = q_{bsi} \left( -N_* \frac{h}{r} - \sqrt{\frac{\tau_{*c}}{\mu_s \mu_k \tau_*}} \frac{\partial z}{\partial n} \right)$$

$N_*$  : 2次流効果の係数 (=7),  $r$  : 流線の曲率半径,  $\mu_s$  : 静止摩擦係数(=0.8),  $\mu_k$  : 動摩擦係数(=0.6)



■ 粒径階  $i$  の粒径別流砂の連続式

$$\delta \frac{\partial}{\partial t} \left( \frac{p_i}{J} \right) + p_i^* \frac{\partial}{\partial t} \left( \frac{z}{J} \right) + \frac{1}{1-\lambda} \left[ \frac{\partial}{\partial \varphi} \left( \frac{q_{bi}^\varphi}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \frac{q_{bi}^\phi}{J} \right) \right] = 0$$

$\delta$  : 交換層厚(m),  $p_i$  : 粒径階  $i$  の交換層内の存在率 ( $0 \leq p_i \leq 1, \sum_i p_i = 1$ ),  $z$  : 河床高(m),  $\lambda$  :

河床材料の空隙率(=0.4),  $q_{bi}^\varphi \cdot q_{bi}^\phi$  : 粒径階  $i$  の  $\varphi - \phi$  方向の掃流砂量

$$p_i^* = \begin{cases} p_i & \frac{\partial z}{\partial t} \geq 0 \\ p_{i0} & \frac{\partial z}{\partial t} \leq 0 \end{cases}$$

$p_i$  : 交換層の粒径階  $i$  の百分率,  $p_{i0}$  : 交換層直下の堆積層における粒径階  $i$  の百分率

■ 混合粒径の全流砂の連続式

$$\frac{\partial}{\partial t} \left( \frac{z}{J} \right) + \frac{1}{1-\lambda} \left[ \frac{\partial}{\partial \varphi} \left( \sum_i \frac{q_{bi}^\varphi}{J} \right) + \frac{\partial}{\partial \phi} \left( \sum_i \frac{q_{bi}^\phi}{J} \right) \right] = 0$$

# ■流砂形態について

土砂移動については、平均年最大流量流下時（ $Q=650 \text{ m}^3/\text{s}$ ）の水理諸量を用いて、以下の掃流・浮遊形態の判定を行った（玉井・清水 1988）。

- ・掃流卓越領域・・・・・・・・・・  $u_* / w_f < 1.08$
- ・掃流・浮遊の混合領域・・・・・・・・  $1.08 < u_* / w_f < 1.67$
- ・浮遊卓越領域・・・・・・・・・・  $1.67 < u_* / w_f$

ここに、 $\nu$ ：水の動粘性係数（ $\approx 0.01 \text{ cm}^2/\text{s}$ ）， $s$ ：砂粒の水中比重（砂の標準値 1.65）， $d$ ：砂粒の粒径（cm）， $g$ ：重力加速度（ $980 \text{ cm}/\text{s}^2$ ）である。また、沈降速度  $w_f$  は次の Rubey の実験式を適用した。

$$w_f / \sqrt{sgd} = \sqrt{2/3 + 36\nu^2 / sgd^3} - \sqrt{36\nu^2 / sgd^3}$$

この結果、図 4-34 のように、対象区間は掃流砂卓越領域であったため、浮遊砂は考慮しないこととした。

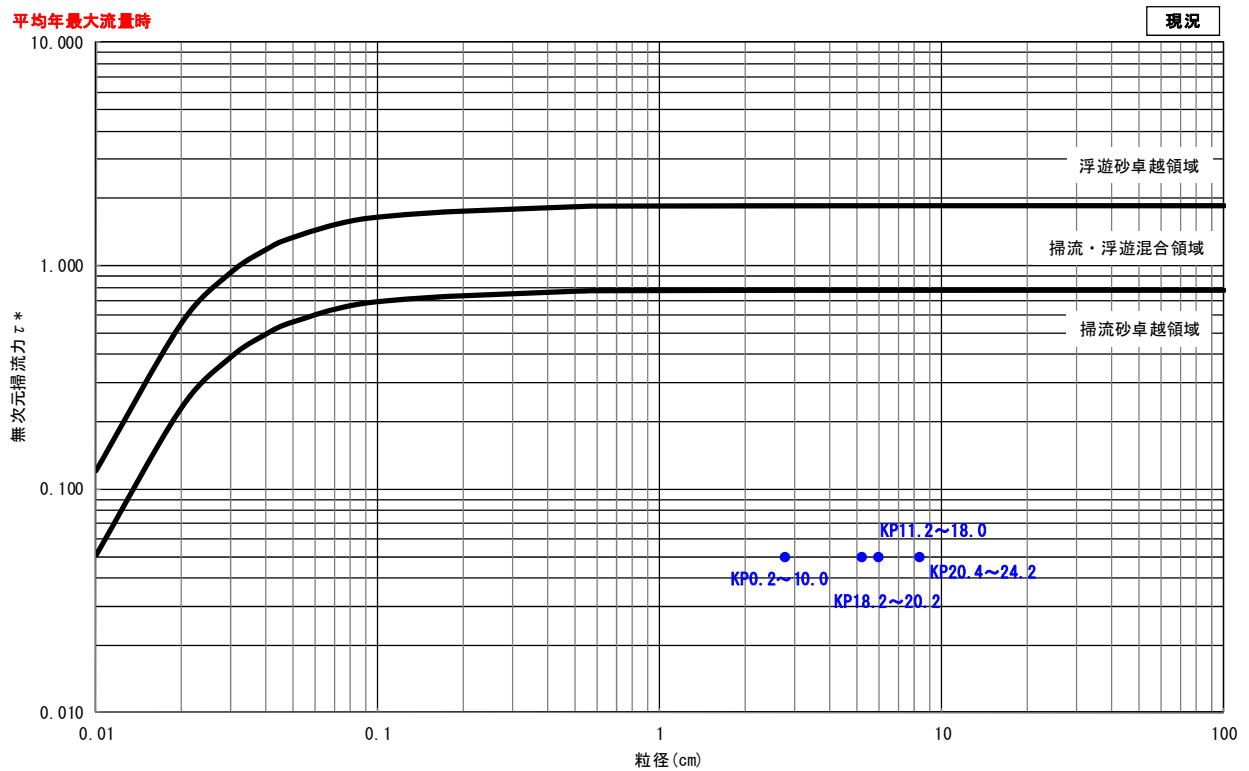


図 4-34 掃流・浮遊境界判定図

### (3) 樹木消長の解析

#### 1) 樹木の定着・攪乱の評価

前記の河床変動計算の各ステップの摩擦速度 (m/s) から  $U_*^2$  ( $\text{cm}^2/\text{s}^2$ ) を算定し、平均粒径  $dm$  (cm) を用いて、図 4-35 に基づき、樹木の定着・攪乱の境界値  $U_c$  ( $\text{cm}^2/\text{s}^2$ ) より判定した。

$$dm < 1.0\text{cm}$$

$$U_c = 130.00$$

$$1.0\text{cm} \leq dm < 3.0\text{cm}$$

$$U_c = 102.61 \log(dm) + 112.68$$

$$3.0\text{cm} \leq dm$$

$$U_c = 166.64 \log(dm) + 38.75$$

判定にあたっては、定着・攪乱の目安は平均年最大流量規模の攪乱力を対象としたものであるため、樹木定着後にある程度樹木が大きくなると、攪乱によるフラッシュは生じ難いと考え、樹木 1 m 以上を評価の限界樹高とした。これについて実現象の把握が今後の課題となる。

- ・裸地箇所は規定の  $U_*^2 < U_c$  で定着
- ・既存樹木箇所は、樹高 < 1 m の場合は規定の  $U_c$  以上で攪乱フラッシュ
- ・また、樹高  $\geq 1$  m の場合は攪乱フラッシュされない

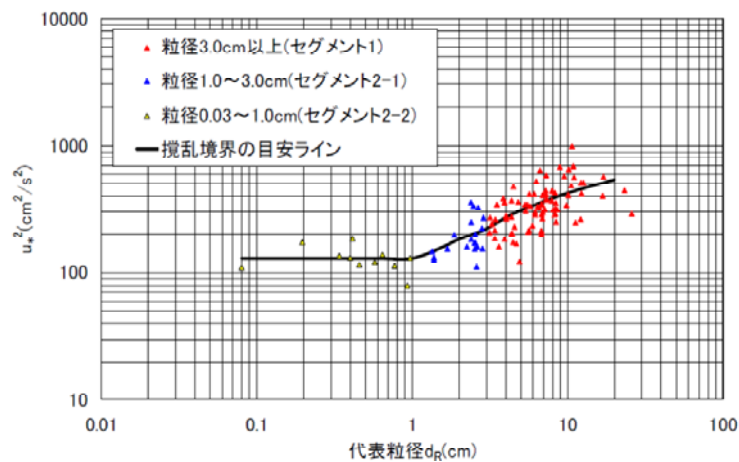


図 4-35 粒径と摩擦速度, 樹木の定着・攪乱の目安ライン (北海道開発局・寒地土木研究所 2011)

## 2) 樹木形状の設定

後述の樹木にかかる抵抗の算定にあたり，樹木形状を設定した．前記「4-1 河畔林の成長特性の把握」に示す樹高（ $H$ ）と樹木形状の関係から，密度（ $d$ ），枝下高（ $CL$ ），樹冠直径（ $BW$ ），胸高直径（ $DBH$ ）を設定した．

$$d = 332300H^{-2.015}$$

$$CL = 0.523H^{0.787}$$

$$BW = 0.293H^{1.135}$$

$$DBH = 0.171H^{1.747}$$

## 3) 倒伏・引き抜きモーメントの算定

設定した樹木形状に対して，各ステップで得られる水深，流速を用いて，樹冠部，樹幹部にかかる各々の倒伏モーメントを算定した．倒伏モーメント  $M$  は，樹幹部にかかる外力  $Md$  と，樹冠部にかかる外力  $Mu$  の和とする（図 4-36 参照．リバーフロント整備センター編 1999b）．

$$M = \frac{1}{2} \rho \cdot Cd \cdot S \cdot u^2 \cdot L$$

ここに， $M$ ：倒伏モーメント(kgf m)， $\rho$ ：水の密度（ $102 \text{ kg} \cdot \text{s}^2/\text{m}^4$ ）， $Cd$ ：抗力係数，樹幹部 1.2（渡邊・大塚 1996；渡邊ほか 1996；リバーフロント整備センター編 1999b；油川ほか 2005），樹冠部 0.6（渡邊・大塚 1996；渡邊ほか 1996；リバーフロント整備センター編 1999b；油川ほか 2005）， $S$ ：流水中の樹木の投影面積（ $\text{m}^2$ ）， $u$ ：水深平均流速（ $\text{m/s}$ ）， $L$ ：流水の作用中心面からの高さ（ $\text{m}$ ）である． $S$  の樹冠部については，樹冠を短径（ $BW$ ），長径（ $H - CL$ ）の楕円と見なし，各ステップの水位との関係から台形公式による積分値とした．

また，倒伏後の引き抜きについては，樹木が横たわると仮定し，引き抜き力  $F$  を下式において算定した．効力係数は上記樹冠部のもの，流水中の樹木の投影面積  $S$  は河床上に樹冠  $BW$  が位置する際の流水中の樹木の投影面積である．

$$F = \frac{1}{2} \rho \cdot Cd \cdot S \cdot u^2$$

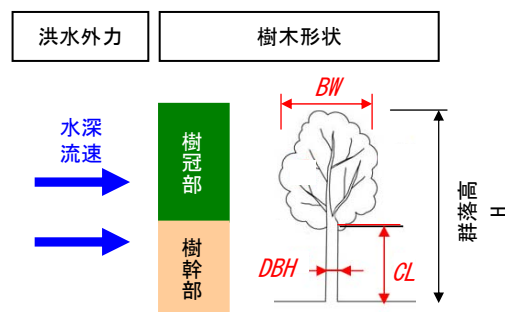


図 4-36 倒伏モーメントの算定方法

倒伏、引き抜きの判定に資する限界値は、樹木定着後の土砂堆積厚 ( $B_h$ ) を基に、前述の実験値を用い、限界値より大きければ倒伏、引き抜きと判定した（下式）。ある一定の深さに埋没した場合には、前記「4-3-4 引き倒しによる倒伏限界の把握」で検討したように、倒伏、引き抜き抵抗が増加するものとした。

また、既往検討例では、倒伏は  $DBH$  の 2 乗の関数、破断（幹が折れる）は  $DBH$  の 3 乗との詳細な報告があるが（田中 2007）、今回は樹木抵抗値として非破壊箇所等を考慮したことから、倒伏（ $DBH$  の 2 乗の関数）により判定を行い、破断現象は倒伏現象に含まれるとした\*。

$$\begin{aligned} B_h < 0.5\text{m} \\ M_C &= 3.4DBH^2 \\ (M_{CN} &= 33.3DBH^2) \\ B_h \geq 0.5\text{m} \\ M_C &= 7.9DBH^2 \\ (M_{CN} &= 77.5DBH^2) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
 &B_h < 0.5\text{m} \\
 &F_C = 6.5 DBH^2 \\
 &(F_{CN} = 63.7 DBH^2) \\
 &B_h \geq 0.5\text{m} \\
 &F_C = 33.0 DBH^2 \\
 &(F_{CN} = 323.6 DBH^2)
 \end{aligned}$$

\*前記のように、今後、DBHの大きな樹木も調べ、転倒：DBHの2乗、地中の破断（曲げ破壊）：DBHの3乗に沿うのかの吟味が必要となる。

なお、河床が大きく洗掘を受けて流失する場合について今回は考慮していない。これは、検討対象区間（KP18.2～20.2）において、長期的な変化が局所的な洗掘の進行と樹林化をともなう砂州の固定化であり、モデル構築で参考となる樹林化後の洗掘を受けた際の樹木流失事象が把握できていないためである。平成 23 年出水においても、樹木破壊の発生区間（KP13.0～23.4）全体では砂州の洗掘に樹木流失に相当する「基盤ごと流出」が 1.4 %（発生箇所は KP13.4～13.8）と僅かに見られているが（図 4-9 参照）、検討対象区間とセグメント特性が異なる等、検討対象区間ではそうした事象が発生していないためである。これについては、今後の出水イベントにおいて洗掘をともなう樹木流失が顕著に発生した際のモデル改良等の検討課題としたい。

#### 4) 成長の考慮

倒伏，流失の判定後の樹高更新にあたっては，ステップの進行時刻分の成長を考慮することとし，表 4-2，図 4-2 に示す樹高 ( $H$ ) と樹齢 ( $age$ ) の次式から，樹齢を設定し，図 4-37 のように行った．

$$age = 0.991 \cdot H^{1.078}$$

倒伏等の判定後の樹高設定のルールは以下のように行った．倒伏後に居残る場合の樹高については，前記「4-3-4 引き倒し試験による倒伏限界，引き抜き限界の把握」において確認された倒伏限界点での倒伏角度（垂直より  $60^\circ$ ）を参考に設定した．

- ・倒伏後に居残る：水平より  $30^\circ$  に倒伏した樹高に変更
- ・樹木の流失：樹木なし
- ・非倒伏：計算ステップ分樹高成長

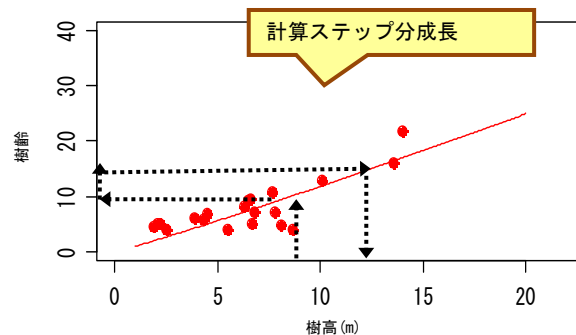


図 4-37 樹高と樹齢の関係

#### 5) 樹木抵抗値の更新

樹木による流れへの影響は，運動方程式に取り込まれた透過係数  $k_s$  によって考慮した（リバーフロント整備センター編 1999b）． $k_s$  の考慮にあたっては，前記までの算定で得られる非倒伏樹木，倒伏後に流失せず居残る樹木を対象とした．

$$k_s = \sqrt{\frac{2g}{a_w C_d}}$$

ここに， $a_w$  は単位体積流塊中の樹木の投影面積， $C_d$  は樹木群の抗力係数， $g$  は重力加速度である．抗力係数  $C_d$  は前記のとおりであり，各格子における単位体積流塊中の樹木の投影面積  $a_w$  は，リバーフロント整備センター編（1999b）を参考に，次式により設定した．

$$a_w = \frac{Aw}{Am} \times (N/A) \times D \times \frac{1}{h}$$

ここに， $Aw$ ：各格子における樹木範囲面積（ $m^2$ ）， $Am$ ：各格子の面積（ $m^2$ ）， $N/A$ ：検討対象区域における単位面積あたり樹木本数（本/ $m^2$ ）， $D$ ：胸高直径（ $m$ ）， $h$ ：樹木水深（樹木が水没しない時は水深，水没する時は樹高）である．格子内の樹木支配の割合  $Aw/Am$  は，トライアル等を踏まえ 0.5 と仮定した．



#### 4-3-6 再現性の検証

##### (1) 計算条件の設定

再現対象は、河道掘削完了後頃の初期状態（1995 年（平成 7 年）河道）から、近年（2011 年（平成 23 年）河道）までの 16 年間を対象とした長期的な変化の検証、2011 年（平成 23 年）9 月出水における樹木破壊実態の検証といった 2 つに対して行った。計算条件は、表 4-10 に示すとおりである。

長期的な変化の検証における計算流量については、対象区間における  $200 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $300 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $400 \text{ m}^3/\text{s}$ 、 $500 \text{ m}^3/\text{s}$  の平面二次元流況解析を行い、河床が動きうる流量（無次元掃流力  $\tau_*$  が 0.05 を超え始める流量）を推定した結果、低水路範囲において、全体の半分以上が無次元掃流力  $\tau_*$  が 0.05 を超え始める流量は  $500 \text{ m}^3/\text{s}$  程度であった。このため、変動傾向や計算負荷を考慮し、再現計算は  $500 \text{ m}^3/\text{s}$  以上の流量を用いた（図 4-39）。なお、流量ハイドロにおいては、水面位置等の確認のため、任意に平水流量を設定した。また、樹木破壊実態の検証についても、同様に出水時の実績時刻ハイドロとし、 $500 \text{ m}^3/\text{s}$  以上を対象とした。

表 4-10 条件設定表

項 目	条件（長期的な変化の検証）	条件（H23 出水での樹木破壊実態の検証）
計算範囲	KP18.2～20.2 助走区間（下流）：KP17.4 ～ 18.0, （上流）：KP20.0 ～ 22.8	同左
計算格子	横断方向：低水路 10 分割，高水敷 6 分割 縦断方向：側線間を 10 分割 （横断方向 10m，縦断方向 10m 程度の格子）	同左
横断	1995 年（H7）測量横断を初期河道 （一部の改変箇所は H13 横断を使用）	2006 年（H18）測量横断を初期河道
粗度係数	左岸高水敷：0.020 ～ 0.040 低 水 路：0.031 ～ 0.041 右岸高水敷：0.020 ～ 0.045 （河川整備計画検討時粗度）	同左
河床材料	1996 年（H8）河床材料調査を初期材料とし 混合粒径として設定	2003 年（H15）河床材料調査を初期材料とし混合 粒径として設定
樹木	1996 年（平成 8 年）航空写真の樹木を初期値 として与え，時刻毎に樹木の消長を考慮	2006 年（H18）LP データの樹木を初期値として 与え，時刻毎に樹木の消長を考慮。 初期の埋没深は，定着年近傍の横断測量メッシュ 標高と H18LP データの地形標高から設定。
計算流量	1995(H7).10.1～2011(H23).9.30 期間の $500 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上の時刻流量	2011 年（H23）9 月出水の実績ハイドロ （ $Q_p=1046 \text{ m}^3/\text{s}$ ）の $500 \text{ m}^3/\text{s}$ 以上の時刻流量
上流端境界条件	動的平衡状態かつ直線部に位置する KP22.8	同左
下流端境界条件	自由流出	同左
流砂	掃流砂考慮，浮遊砂未考慮	同左

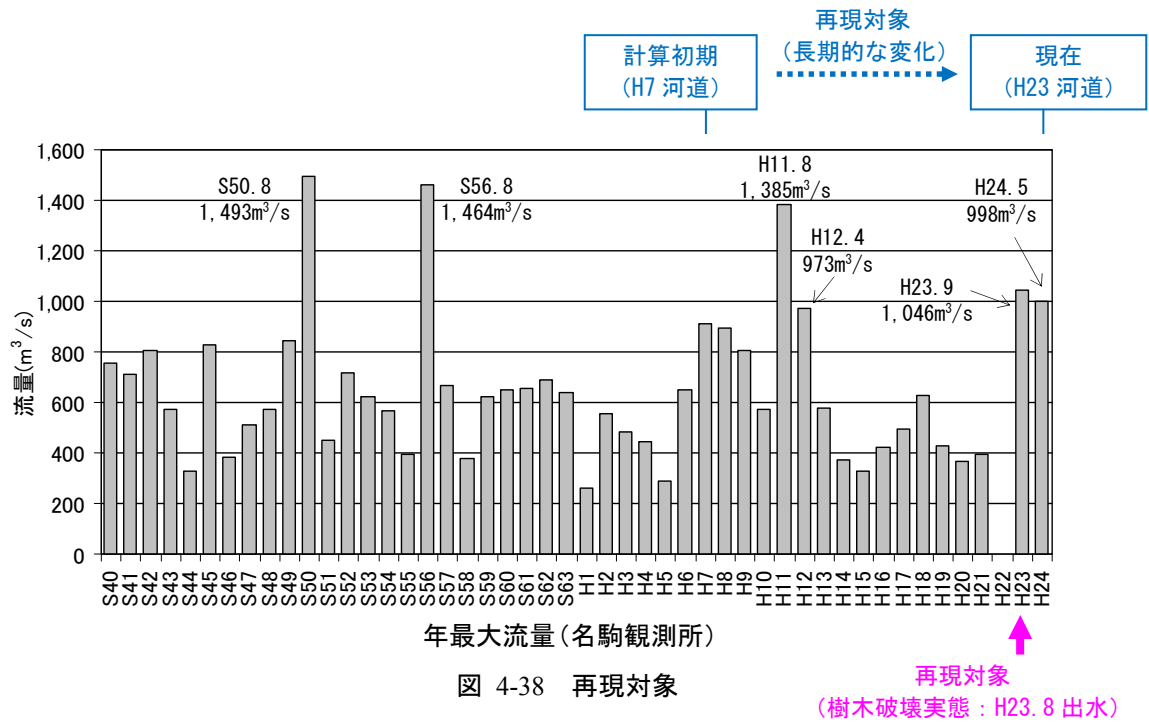


表 4-11 横断，樹木，河床材料の既往調査状況

河道年代	横断	樹木	材料
1995(H07)河道	1995(H07)	1996(H08)空撮	1996(H08)
2001(H13)河道	2001(H13)	2001(H13)空撮	2003(H15)
2006(H18)河道	2006(H18)	2006(H18)LP	2003(H15)
2011(H23)河道	2011(H23)	2012(H24)空撮	2011(H23)

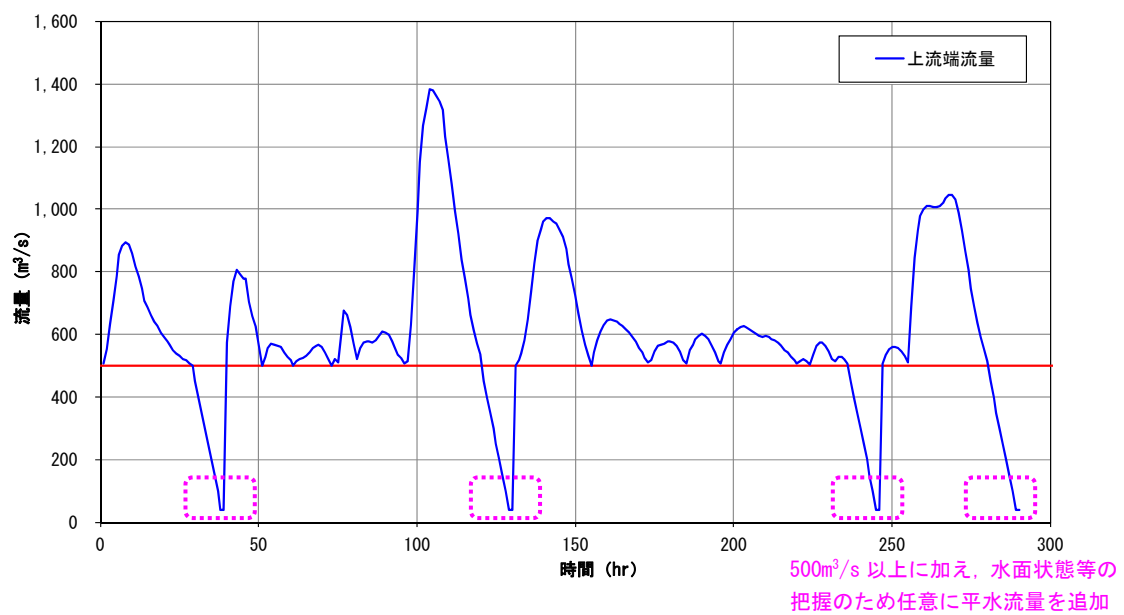


図 4-39 計算流量の設定

## (2) 長期的な河床変動，樹木消長の検証

河床高，水位状況の縦断形については，2011 年（平成 23 年）9 月出水における平均河床高（実測値，計算値），ピーク時（ $Q_p=1,046 \text{ m}^3/\text{s}$ ）の水位（実測値，計算値）を図 4-40 に，また，長期的な河床高の変動量（実測値，計算値）を図 4-41 に示す．2011 年出水後の河床高，2011 年ピーク時の水位の計算水位は，痕跡水位に比べると，50 cm 程度低い状況であるが概ねピーク時の状況を再現している（図 4-40），また，長期的な河床高変動量としては河床の洗掘，堆積の縦断的な傾向は比較的良好に整合（図 4-41）している．なお，出水時の応答としては，1999 年（平成 11 年）8 月出水（ $Q_p=1,385 \text{ m}^3/\text{s}$ ）もある．しかし，実績変化の比較対象となる横断は，翌年の 2000 年（平成 12 年）出水（ $Q_p=973 \text{ m}^3/\text{s}$ ）を経験した後に測量された 2001 年（平成 13 年）河道であることから，1 ハイドロでの応答が見られる出水として，2011 年（平成 23 年）9 月出水に着目した．

平面的変化について見ると，河床高については，図 4-42 のように，中州や滞筋の変動状況が実績値と類似したものになっている．樹林化については，図 4-43 のように，KP19.6 左岸付近の砂州の発達箇所での樹木拡大状況，KP18.2～19.0 左岸の河岸部の樹木拡大状況等，比較的良好に再現されている．また，平常時の水面状態についても比較的良好に再現されている．加えて，樹高についても，樹林化箇所では比較的良好に再現されている（図 4-44）．

## (3) 樹木破壊実態の検証（平成 23 年 9 月出水の倒伏状況）

2011 年（平成 23 年）9 月出水を対象とした解析結果より，樹木倒伏状況を数ステップで表示したのが図 4-45 である．流量規模の増加とともに，中州の樹木が倒伏し始め，ピーク時（ $Q_p=1,046 \text{ m}^3/\text{s}$ ）には実績の倒伏状況と類似する状況にある．

以上のように，構築したモデルは，河床変動とともに，樹木拡大，倒伏等の樹木消長を比較的良好に再現しており，今後の河道管理等における長期的な河道状況の将来予測，対策河道の効果検証等に有効と考えられる．

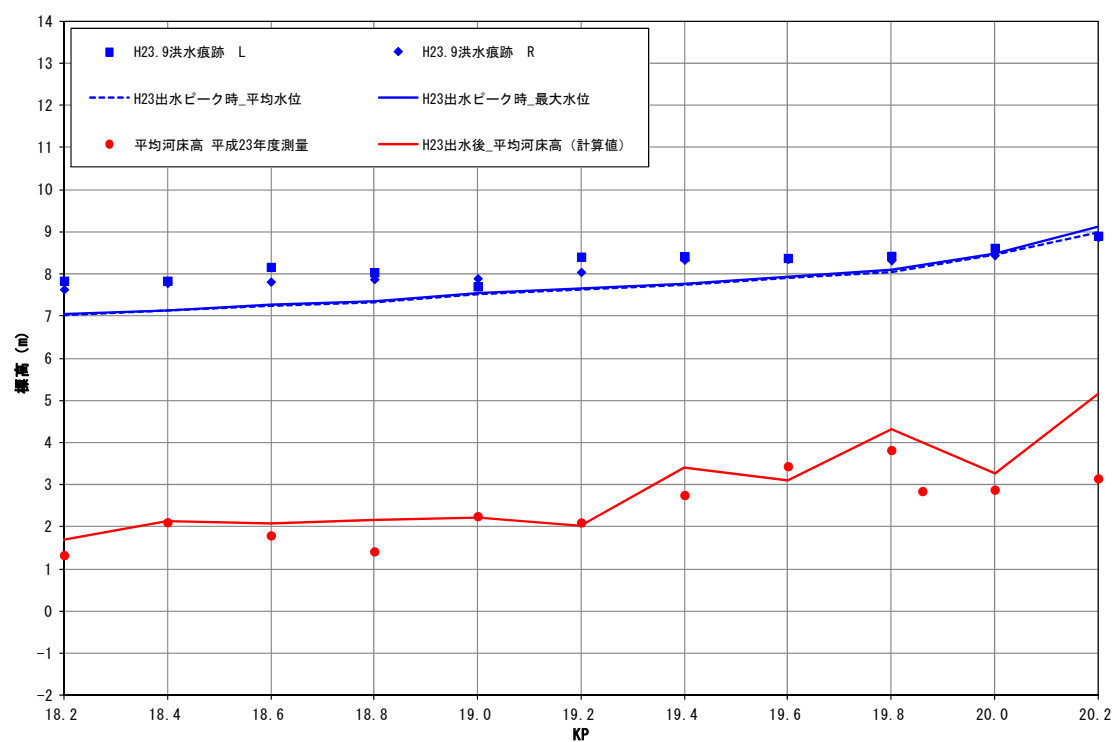


図 4-40 2011 年（平成 23 年）8 月出水における平均河床高（実績値，計算値），水位（実績値，計算値）縦断面図

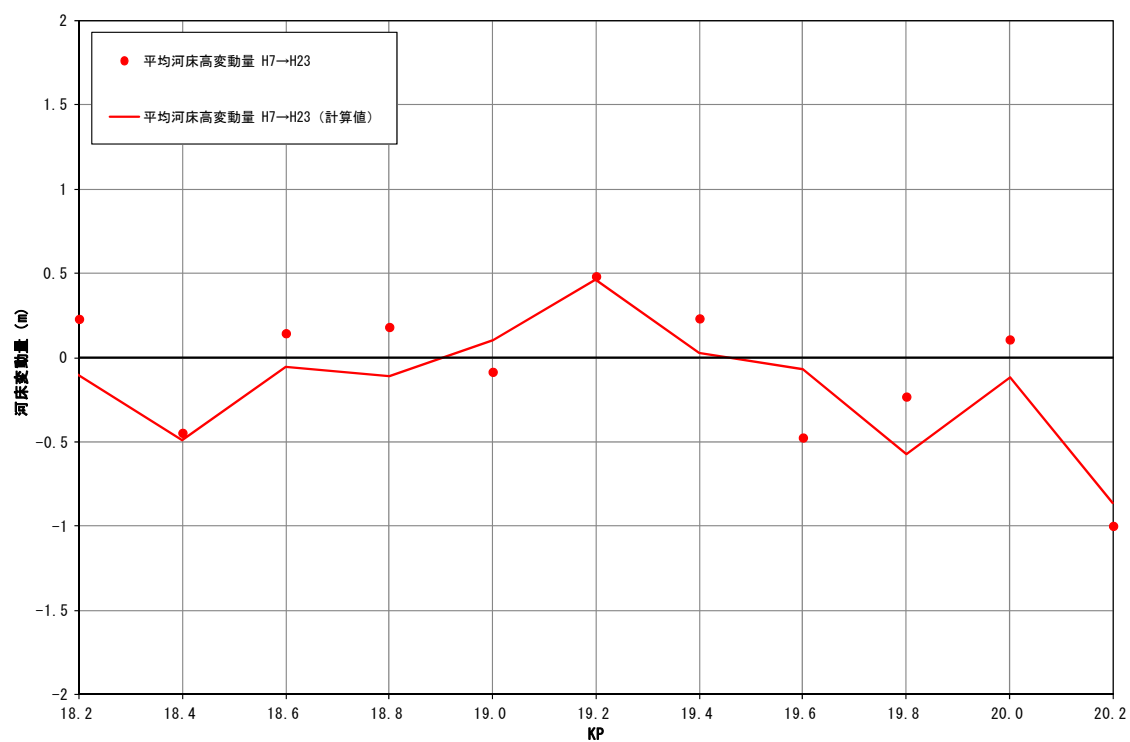


図 4-41 長期的な平均河床高の変動量（実績値，計算値）縦断面図

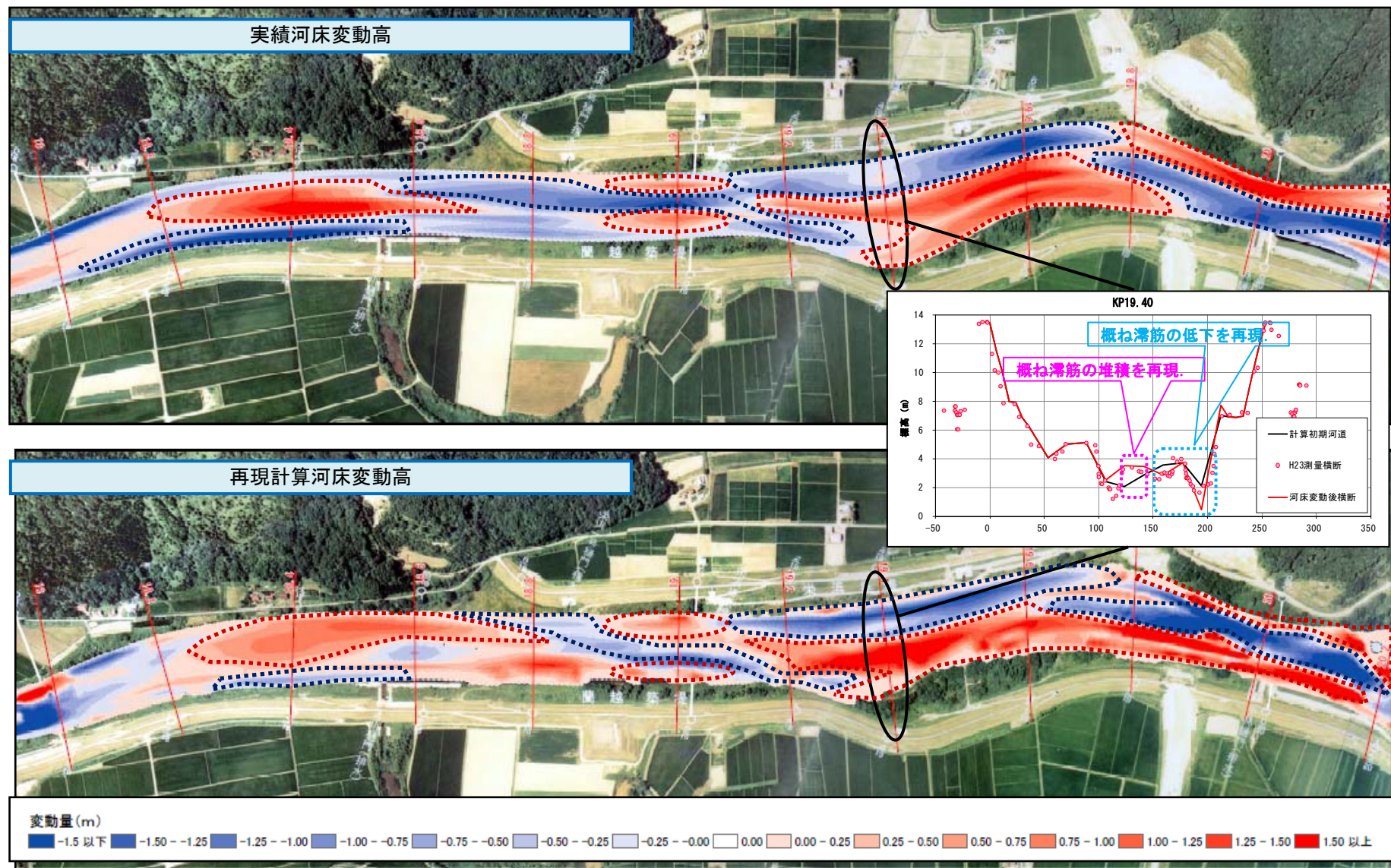
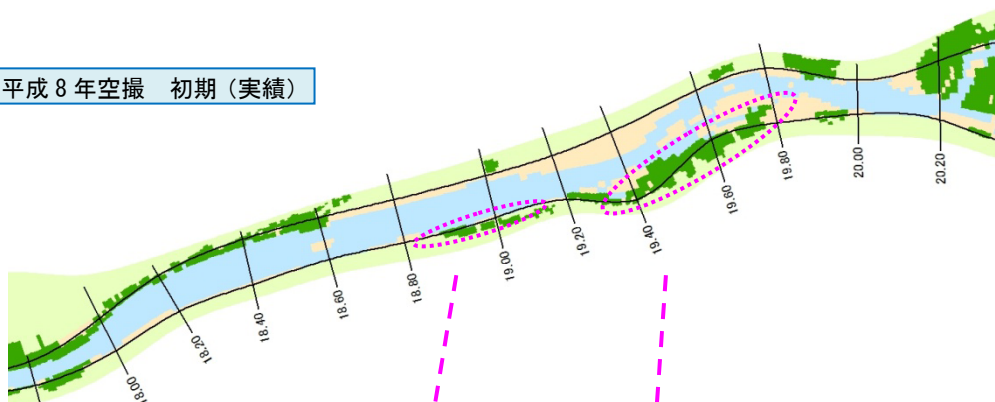


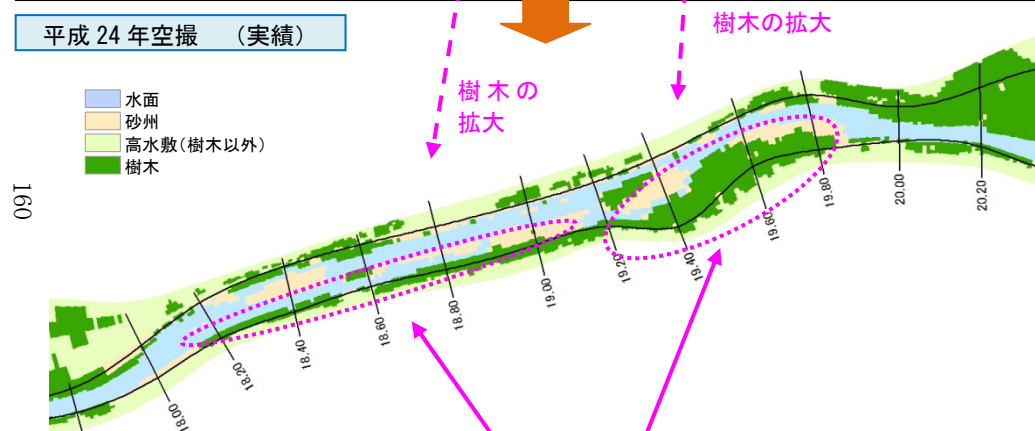
図 4-42 河床変動高コンター図 (1995 年(H7)河道⇒2011 年(H23) 河道)



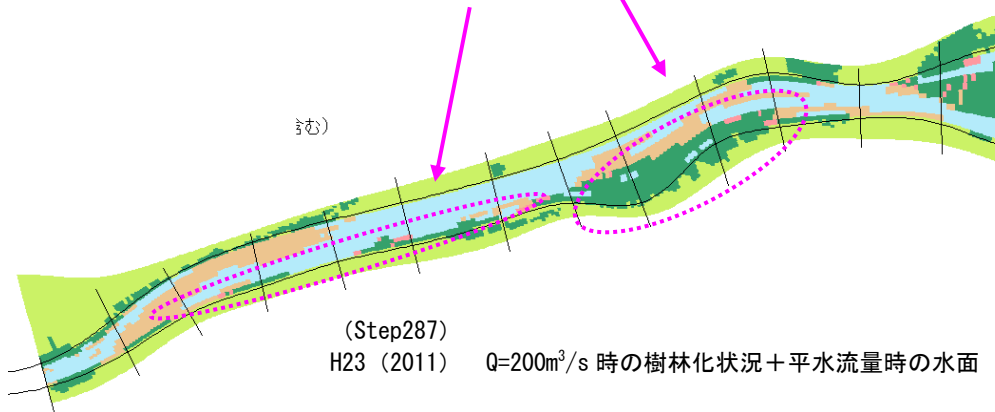
平成 8 年空撮 初期 (実績)



平成 24 年空撮 (実績)



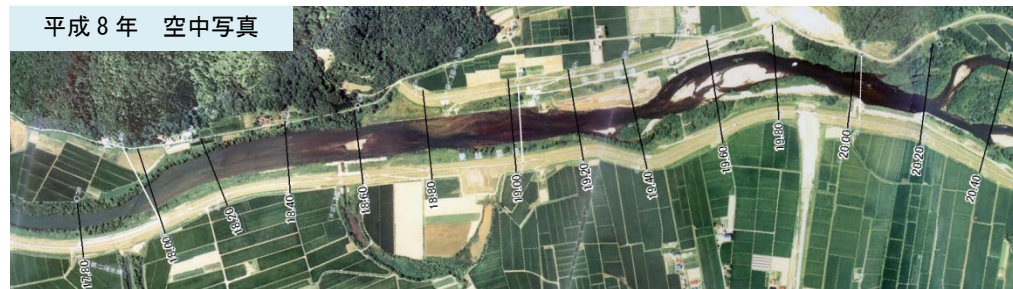
平成 23 年 樹林化 (再現)



(Step287)  
H23 (2011)  $Q=200\text{m}^3/\text{s}$  時の樹林化状況+平水流量時の水面

【樹林化】再現状況 (平成 7 年河道⇒平成 23 年河道)

平成 8 年 空中写真



平成 24 年 空中写真

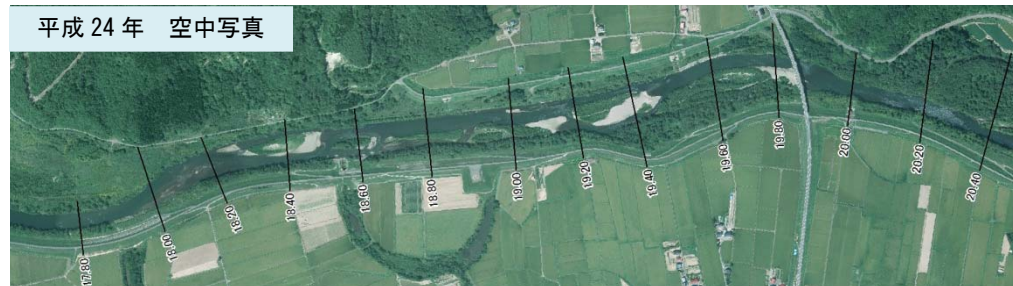


図 4-43 樹林化の変化 (1995 年(H7)河道⇒2011 年(H23) 河道)

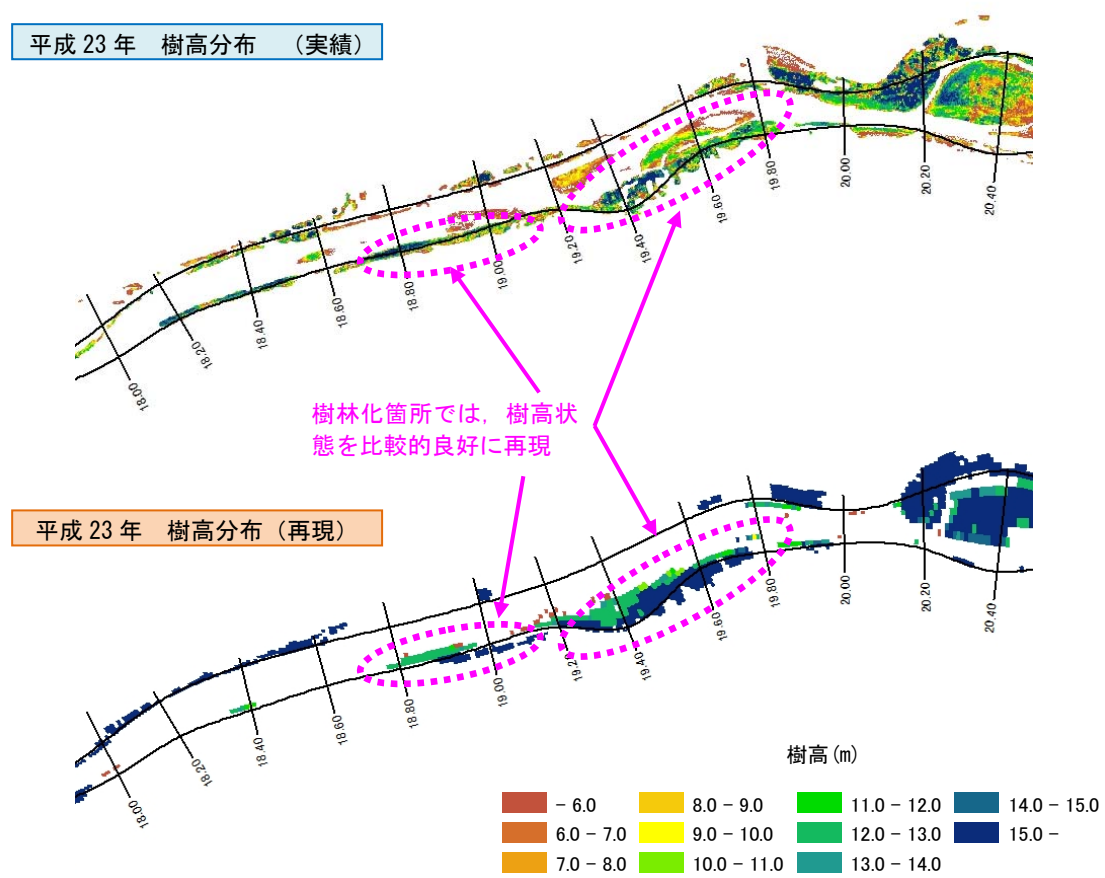


図 4-44 樹林化箇所の樹高状態 (1995 年 (H7) 河道⇒2011 年 (H23) 河道)

実績の樹高は、平成 18 年 LP データから得られる樹高を、前記の樹高-樹齢の関係式を用い、平成 23 年の樹高状態としたもの。



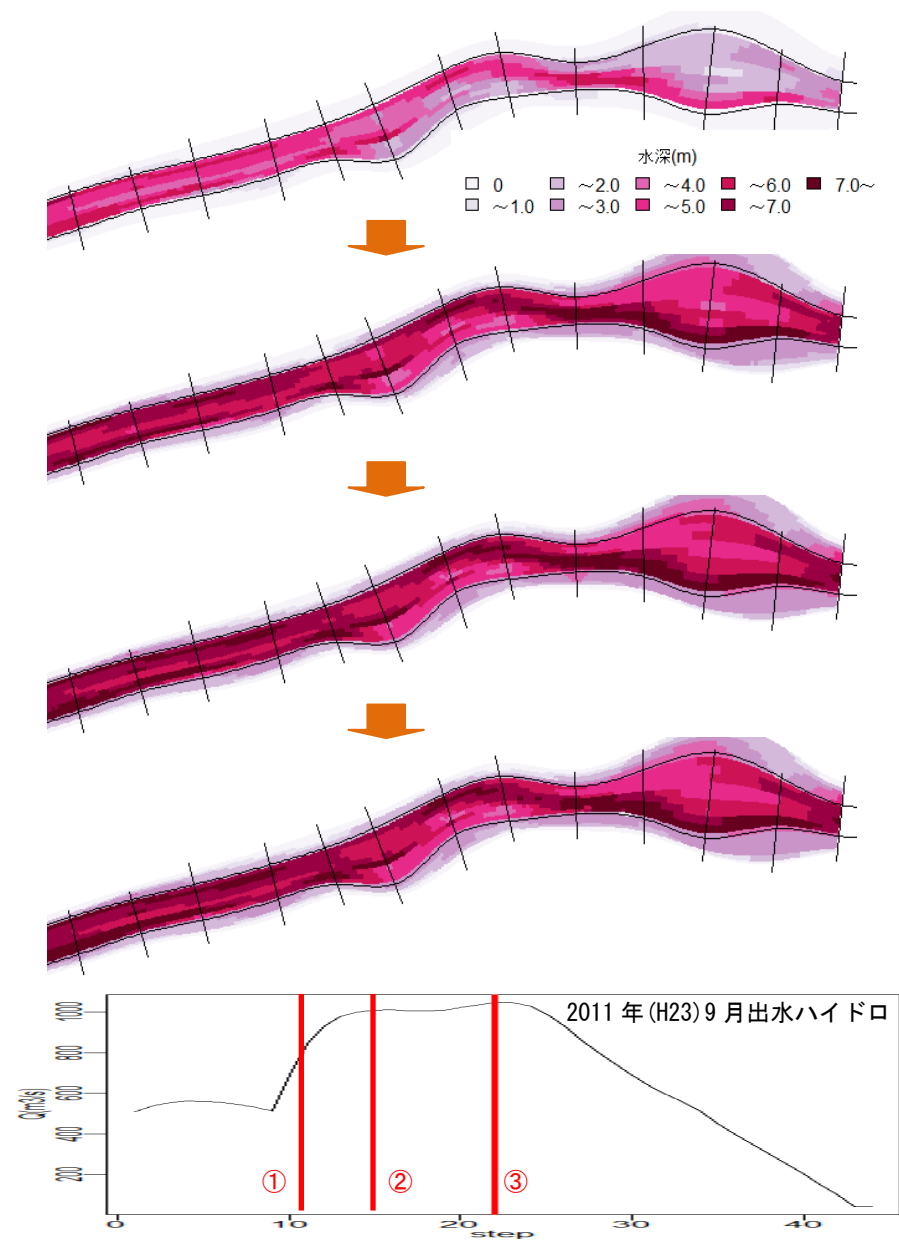
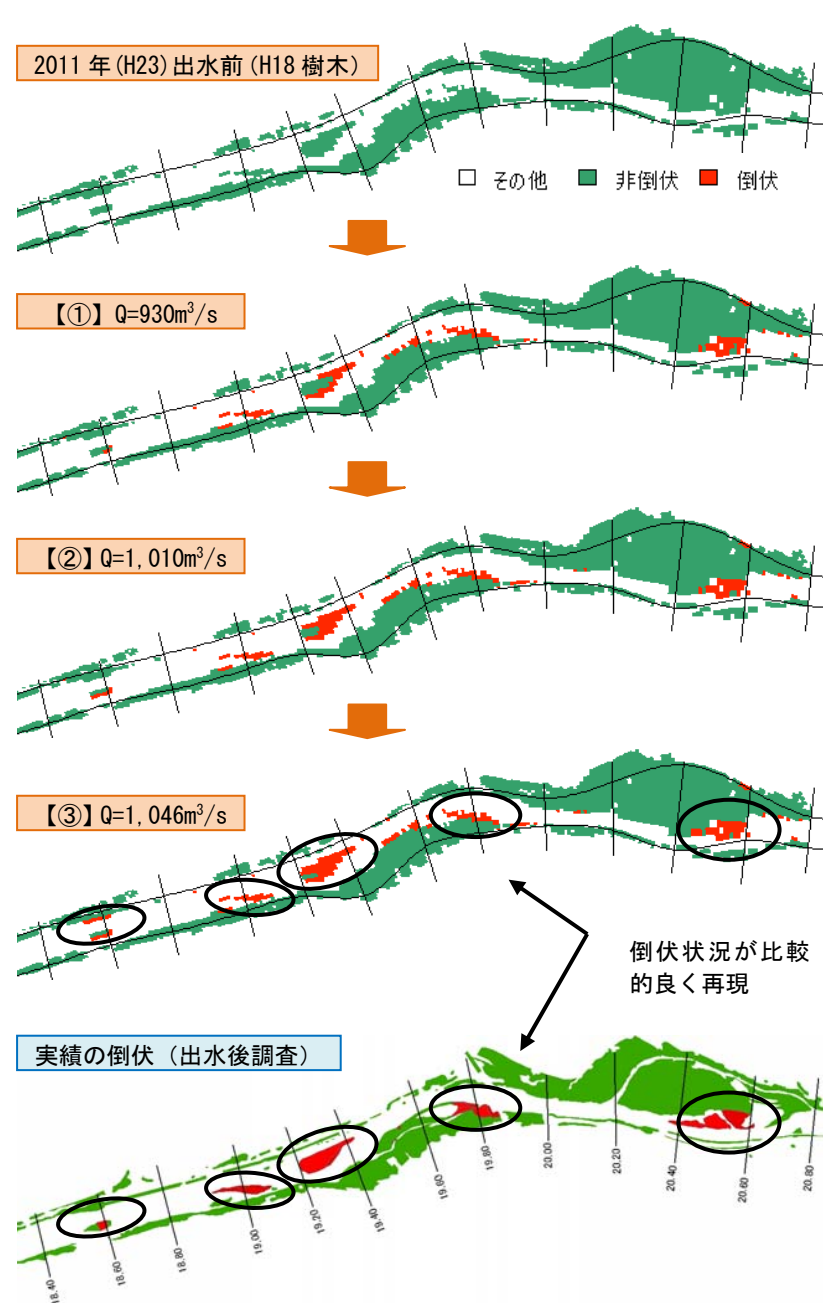


図 4-45 2011 年（平成 23 年）9 月出水における樹木破壊状況

#### 4-4 引用文献

- 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. 水工学論文集 **49**: 583-588.
- De'ath G., & Fabricius K.E. (2000) Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. Ecology **81**: 3178-3192.
- 傳甫 潤也・堀岡 和晃・米元 光明・伊藤 昌弘 (2008) 人為改変後の低地の河畔におけるヤナギ林の地域分布. 応用生態工学 **11**: 13-27.
- 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 **747 (II-65)** : 41-60.
- 福岡 捷二 (2005) 洪水の水理と河道の設計法. 森北出版, 東京.
- 福岡 泰斗・鎌田 磨人 (2005) 洪水によるシナダレスズメガヤの除去効果及びそれに対するヤナギ群落の阻害効果. 応用生態工学会研究発表会講演集 **9**: 187-190.
- 藤田 光一 (2007) 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」河川技術者のために. 第 43 回水工学に関する夏期研修会公演原稿: 1-20.
- 後藤 岳人・福岡 捷二・兒子 真也・中須賀 淳 (2010) 複断面蛇行河川における洪水流による樹木群の倒伏・破壊機構と樹木管理への活用. 土木学会論文集 **B66 (1)** : 47-65.
- 東 三郎 (1964) 砂防植生工におけるヤナギ類導入に関する研究. 北海道大学農学部演習林研究報告 **23**: 151-228.
- 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 **7**: 321-326.
- 石川 忠晴 (1994) 水制と灌木が一体となった半自然的河川構造物に関する基礎的研究. 平成 4 年度科学研究費補助金研究成果報告書: 5-61.
- 萱場 祐一 (2000) 雫石川におけるハビタットの变化と冠水頻度との関連について. 環境システム研究論文集 **28**: 347-352.
- 桑村 貴志・渡邊 康玄・中山 仁 (2005) 忠別川における河道内植生域の変化と砂州地形の関係について. 第 48 回北海道開発局技術研究発表会論文集, **環-45**.
- 黒田 直樹・西村 達也・関根 秀明・浅枝 隆・石井 豊昭 (2010) 荒川熊谷地区を対象とした河道内の樹林化予測モデルの開発. 水工学論文集 **54**: 1234-1248.
- 森 文昭・米元 光明・森田 共胤 (2011) 辺別川における洪水の特徴と今後の河道管理について. 第 54 回北海道開発局技術研究発表会論文集: **安 14**.
- 西田 貴博・崇田 徳彦・三佐川 剛昌 (2010) 留萌川の低水路樹木倒伏調査について. 第 53 回北海道開発局技術研究発表会概要集: **安-05**.
- 李 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, 多摩川上流部を対象にした事例分析より. 水工学論文集 **43**: 977-982.
- 砂田 憲吾・河野 逸朗・田中 総介 (2002) 出水時における河道内樹木の破壊規模の予測に関する基礎的研究. 水工学論文集 **46**: 947-952.
- 佐藤 信男・遠藤 希実・田頭 直樹 (2003) 河道の物理環境に応答した植生変化予測. JEAS

H19 第 4 回技術交流報告会.

- 杉尾 哲・小川 陽平 (2008) 植被指数の定量解析による砂州の植生域変動の予測, 水工学論文集 14: 157-162.
- 玉井 信行・清水 康行 (1988) 現場のための水理学 (3), 掃流砂と河床変動. 北海道開発局土木試験所河川研究室.
- 田中 規夫・八木澤 順治・青木 信哉・福岡 捷二 (2007) 河道内樹木の洪水攪乱規模と樹齢による破壊限界変化. 水工学論文集 13: 177-182.
- 辻谷 将明・竹澤 邦夫 (2009) マシンラーニング. 共立出版, 東京.
- 田中 規夫・八木澤 順治・福岡 捷二 (2010a) 樹木の洪水破壊指標と流出指標を考慮した砂礫上樹林地の動態評価手法の提案. 土木学会論文集 B66 (4) : 359-370.
- 田中 規夫・八木澤 順治・Methsiri Samarakoon・佐々木 寧・利根川 誠 (2010b) 地盤強度と根の形状特性が樹木転倒限界に与える影響について. 河川技術論文集 16: 225-230.
- 渡邊 康玄・大塚 正登志 (1996) 河道内樹木の倒伏限界調査. 第 39 回北海道開発局技術研究発表会概要集: 127-134.
- 渡邊 康玄・市川 嘉輝・井出 康郎 (1996) 洪水時における河道内樹木の倒伏限界. 水工学論文集 40: 169-174.
- 八木澤 順治・田中 規夫 (2009) 河道内植生の洪水による破壊・再生を考慮した植生動態モデルの開発. 水工学論文集 53: 1171-1176.
- 北海道開発局 (2011) 平成 23 年 9 月 2 日からの停滞前線等による大雨における河川の状況について (第 2 報) .
- 北海道開発局・寒地土木研究所 (2011) 樹林化抑制を考慮した河岸形状設定のガイドライン (案) .
- リバーフロント整備センター (編) (1999b) 河川における樹木管理の手引き. 山海堂, 東京.

## 5. 環境多様化に資する成熟林の再生手法の検討

### 5-1 ヤナギ林の林種転換の試み

前記2章、3章のように、現在の河畔はヤナギ林が優占しており、成熟林まで視野に入れると、同じ樹林であっても、林床の面で見ると先駆林は草原的な環境要素、成熟林は森林的な環境要素であり、森林性の環境要素が欠落した状況であることを指摘した。また、河畔生態系の多様性の観点からは、森林性の環境要素の導入の必要性を指摘した。

現在の低地帯（有堤区間）における河川の立地条件については、冠水頻度の高い河岸付近の土砂堆積地、冠水頻度の低い高水敷に大別され、この地形条件と既存のヤナギ林の有無の組み合わせがある。河畔林の再生にあたっては、こうした立地条件における林種転換手法を検討する必要がある。治水面との整合については、2つの観点がある。一つは、成林過程の評価方法やメンテ等のついてである。成熟林の成長速度はヤナギ林よりも遅いため、成林までの間は密生度の高い状態が継続するため、成林過程の管理方法をどうするか、あるいは水理計算上の評価はどうするか等である。二つは、計画的にどこを成熟林の配置として考慮しておくかを事前に想定する必要がある。このためには、どのような冠水状態まで植生導入が可能かを把握する必要もある。今回は、河畔ヤナギ林の林種転換の事例がないこともあり、主に後者に観点を、植生導入の可能性を把握することを目的とした。

植生の導入にあたっては、成育に関する因子として、一般に、土壌水分、光環境、風況、樹種特性、種間競争、種内競争等がある（Walker & Chapin 1986）。河畔の場合には、冠水に対する影響を考慮することが重要となる。冠水頻度については、空中写真等で識別できるある程度大きな樹木分布との関係を検討している事例は多いが（例えば、萱場 2000）、稚樹は感受性が高く（Kozłowski 1997; Siebel & Blom 1998; Glenza et al. 2006）、成木との冠水耐性とは異なることから、成熟林への誘導のための植生導入に向け、稚樹段階の冠水耐性を把握する必要がある。長坂（2000）は、小溪流の高比高箇所、低比高箇所における植生導入試験より、冠水頻度に応じて樹種の耐性が異なることを報告しているが、積雪寒冷地である道内の低地帯では、継続時間の長い融雪時の冠水、冠水時には土砂堆積が生じることが特徴であり、こうした条件下での検討が必要となる。

また、植生導入にあたっては、導入方法の検討も必要となる。例えば、毎年発生する融雪出水の前後どちらで導入するとよいかといった植栽時期、出水時の土砂堆積により苗サイズの小さなものは埋没枯死しないかといった苗サイズ等があげられる。加えて、植生の導入初期には、草本類との競合による苗木の成長阻害が生じるため、これを抑制するように基盤整備時にマルチングを行うことが多い（寒地土木研究所 2011; 北海道水産林務部治山課・北海道立林業試験場監 1999）。しかしながら、低地帯の河畔では、マルチングを施したとしても、出水時に土砂がマルチングの表面に堆積し草本類が繁茂することにより、マルチングの効果が低下し導入初期での草本との競合が想定される。

本節では、ヤナギ林から成熟林への林種転換を目的とし、図 5-1、図 5-2 に示すように、冠水頻度の低い高水敷（Site B：林内、Site C 林外）、冠水頻度の高い土砂堆積地（Site AH：微高地、Site AL：背後低地）において、主要広葉樹の苗をサイズ別、植栽季節別、草処理

の有無別の導入試験を実施し、以下のことについて検討した。

- ・低地帯の河畔林の成熟林誘導にあたり、大きく影響する要因は何か？
- ・どの程度の冠水状況で、どのような樹種が導入可能か？
- ・植生導入には、苗サイズ、季節の影響は重要か？
- ・植生導入初期の草本処理の管理は必要か？

林種転換試験については、樹木の成長を考慮すると、最低でも成林が見込まれる 10 年程度を要するが、本節では試験開始後 3 年間の初期状態での検討を行った。なお、冠水頻度の高い立地において河岸微高地の Site AH, 背後低地の AL の 2 つを設定したことについては、出水時の冠水日数、土砂堆積状況等が異なることを考慮したためである。

## 5-1-1 試験概要

### (1) 試験地

試験地は、1 箇所では様々な立地を考慮できないため、天塩川的美深町周辺に、治水安全度に支障のない箇所に、各立地を分けて設定した（図 5-1）。試験地は、天塩川 KP113～134 に位置する河床勾配 1/1070 程度の区間であり、河畔堆積物（砂州）は砂分となっている。

植生の導入方法は、苗サイズ、導入季節、草本処理の必要性、冠水状況との関係等を把握するため、樹種間の競争を排除することとし、同一樹種をパッチ状に設定した。試験の概念図は、図 5-2 に示すとおりであり、各サイトの実際の配置状況は図 5-3～図 5-5 のとおりである。

施工前の状況については、Site AH, AL は、樹林化した砂州箇所であり、AH は河岸付近の微高地、AL は背後低地である。AH, AL とも上層は DBH 15–20 cm, 林齢 21 年のオノエヤナギ、エゾノキヌヤナギが優占し、AH の林床にはクサヨシ、オオヨモギ、オオイタドリ、オオハンゴンソウ (*Rudbeckia laciniata*) 等、AL の林床にはミゾソバ (*Persicaria thunbergii*) 等が優占していた。基盤については、AH は砂質の堆積物、AL は粘質の堆積物となっていた。

Site B は、高水敷上のヤナギ林であり、上層は DBH 15–25 cm, 林齢 22 年のオノエヤナギ、エゾノキヌヤナギ、ドロノキが優占し、林床にはアキタブキ、オオイタドリ、オオアワダチソウ等が優占していた。また、局所的にクマイザサ優占する箇所もあった。

Site C は、高水敷の開放地であり、ヤナギ類、シラカンバ (*Betula platyphylla* var. *japonica*) 等が点在していた。草本類は、イネ科草本やオオアワダチソウが優占する箇所、アザミの類、イラクサの類、ニリンソウ (*Anemone flaccida*)、オオイタドリが優占する箇所があった。

試験地の基盤整備は、初期の草本との競争を緩和させるため、鉾質土壌を露出させ、砂利でマルチングを施した（5–25 mm 級碎石、敷厚約 5 cm）。整備時期は、Site AH, AL の春植栽以外は 2007 年（平成 19 年）9 月～10 月に伐採、林床植生の除去、マルチング、サブプロット 4 角の杭といった基盤整備を実施した。Site AH, AL の春植栽の基盤整備は、融雪出水後の 2008 年 5 月に実施した。植栽は、秋植栽を 2007 年（平成 19 年）10 月、春植栽を 2008 年（平成 20 年）6 月に実施した。



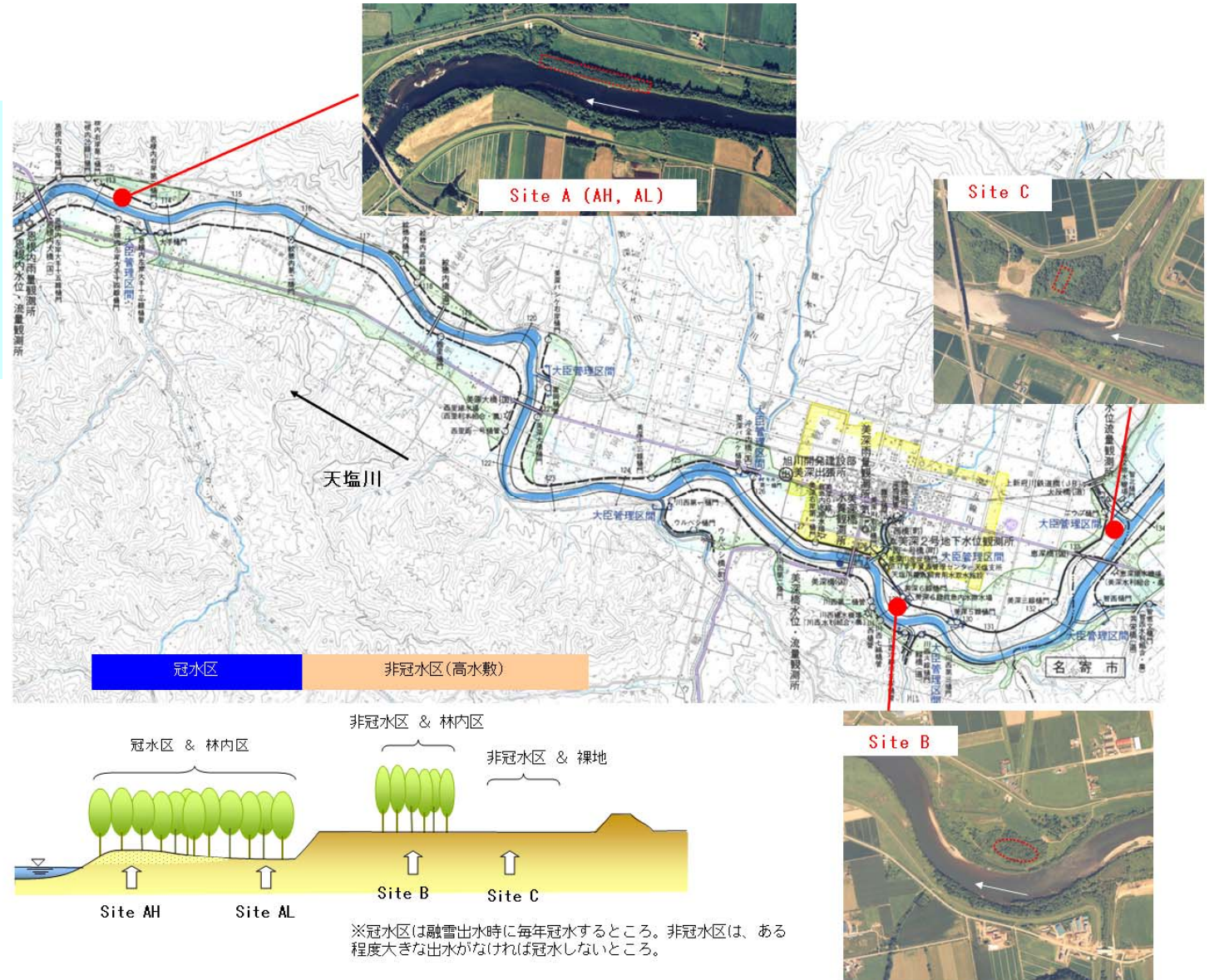
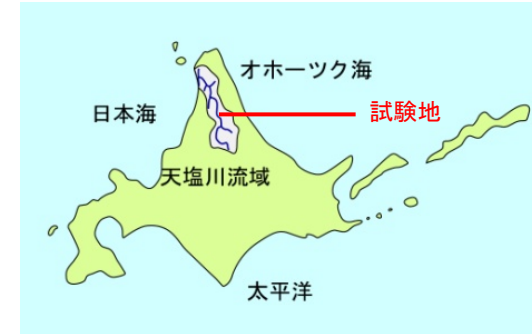
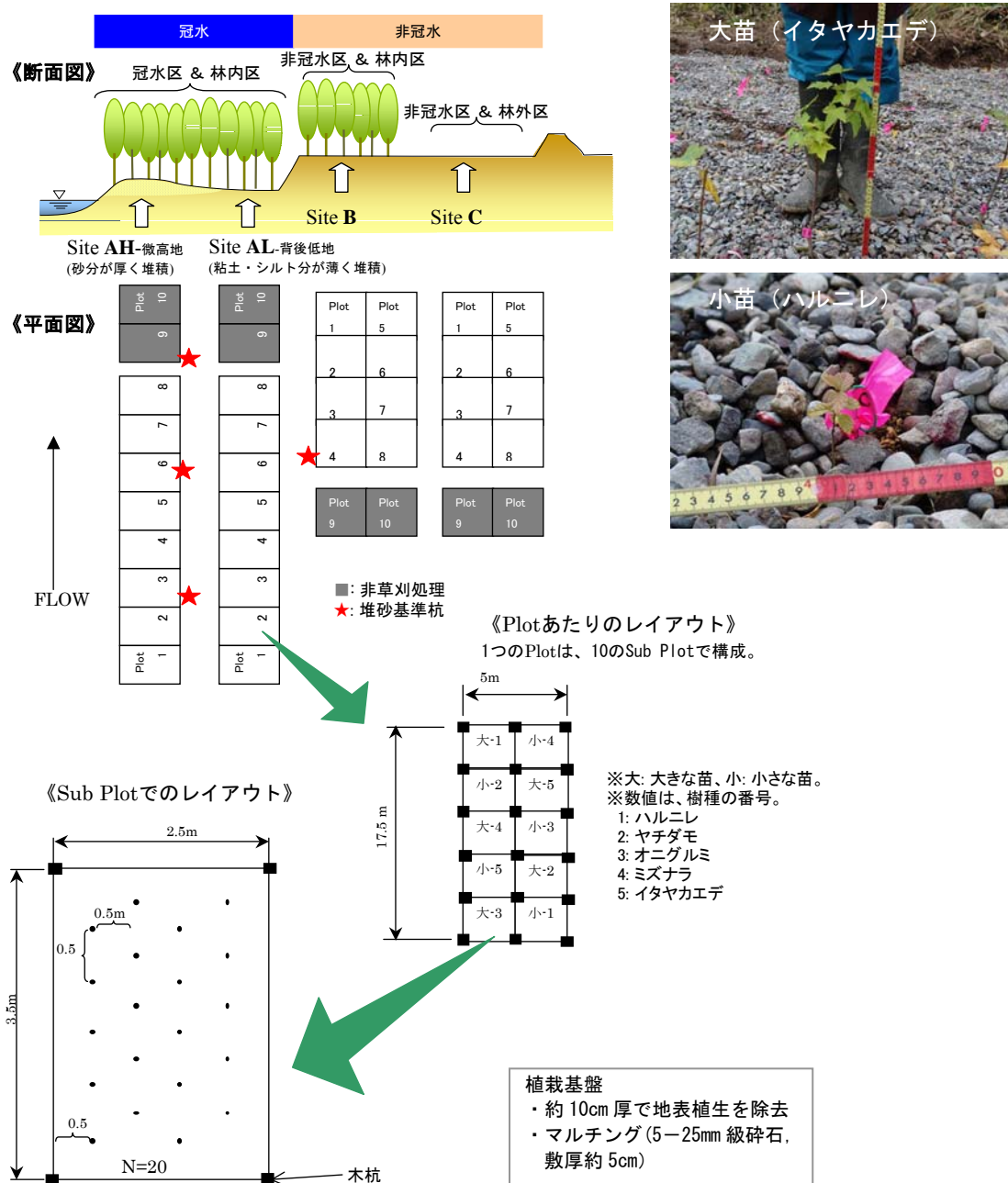


図 5-1 ヤナギ林の試験地

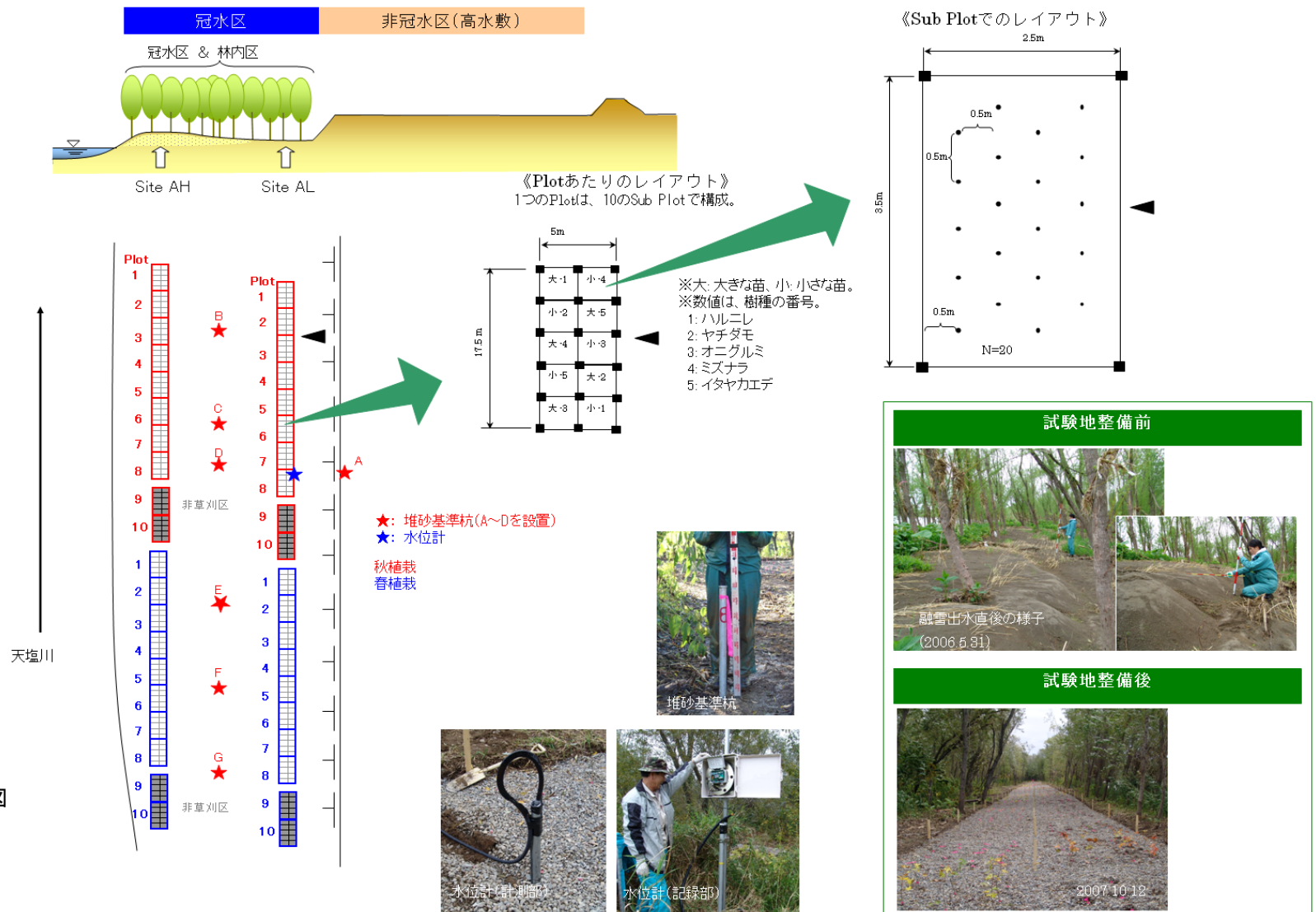


- ・ 導入樹種は、ハルニレ、ヤチダモ、オニグルミ、ミズナラ、イタヤカエデの 5 種。
- ・ 導入方法は、5 種をそれぞれ、2 種類の個体サイズ (大, 小), 2 つの植栽季節 (春, 夏)。
- ・ 1 季節あたりでは、樹種ごと、個体サイズごとにそれぞれ 20 本植栽し、それらをサブプロットとした。
- ・ 1 プロットは、5 樹種と 2 つの個体サイズの組み合わせ (10 サブプロット) で構成。
- ・ 各サイトでは、草刈処理 8 プロット、非草刈処理 2 プロットを設定。

図 5-2 試験の概念図 (1 植栽季節あたり)



図 5-3 Site AH, AL 説明図



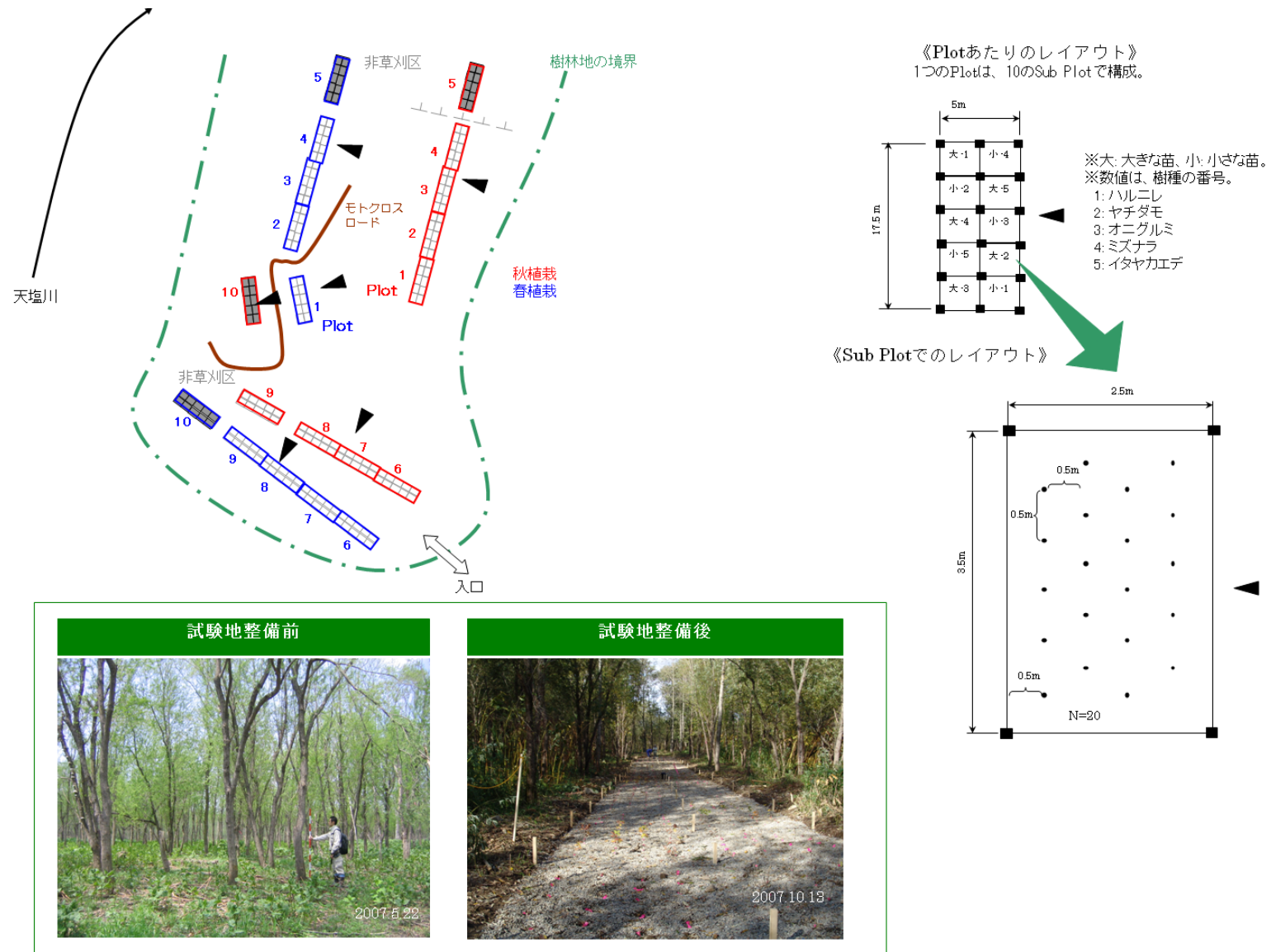


図 5-4 Site B 説明図

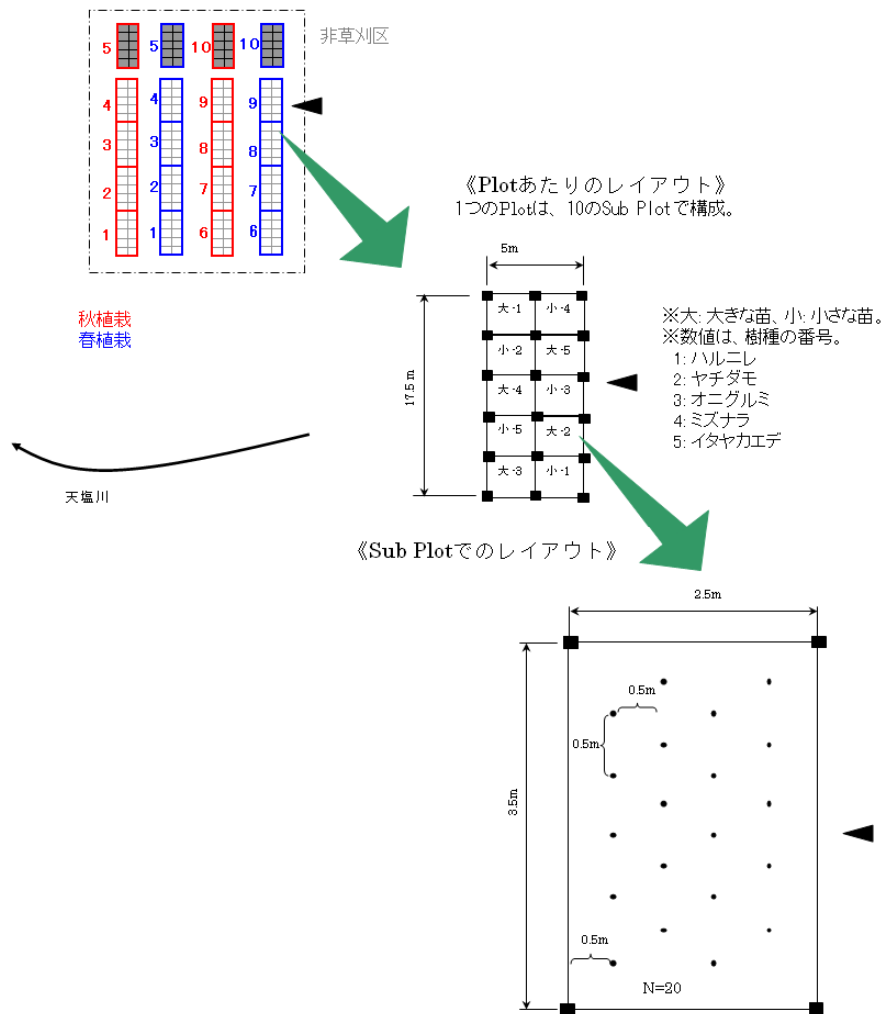


図 5-5 Site C 説明図



## (2) 導入植生

導入樹種は、当該地域の主要広葉樹であるハルニレ、ヤチダモ、オニグルミ、ミズナラ、イタヤカエデの5種とした。導入方法は、5種をそれぞれ、大きな苗、小さな苗の2種類の個体サイズ、春植栽、秋植栽の2つの植栽季節とした。1季節あたりでは、樹種ごと、個体サイズごとにそれぞれ20本植栽し、それらをサブプロットとした(図5-1～図5-5)。ただし、秋植栽のオニグルミの小さな苗は、在庫の関係でサブプロットあたり19本となった。そして、5樹種と2つの個体サイズの組み合わせ(10サブプロット)を1プロットとした。各サイトでは、草刈処理8プロット、非草刈処理2プロットを設定した。これらを2季節分実施した。なお、草刈処理は、プロット内及びプロット周辺1m程度の範囲とし、草本の繁茂状況を見ながら年に2～3回実施した。

植栽苗については、道央、道東産であり、年齢は、大きな苗で2～4年、小さな苗で1～4年である。植栽前の苗高は、小さな苗は、オニグルミ以外で5～10cm、オニグルミが21～34cmとなった。大きな苗は、ハルニレが他の樹種より大きく58～60cm、ハルニレ以外が27～43cmとなった(図5-6)。

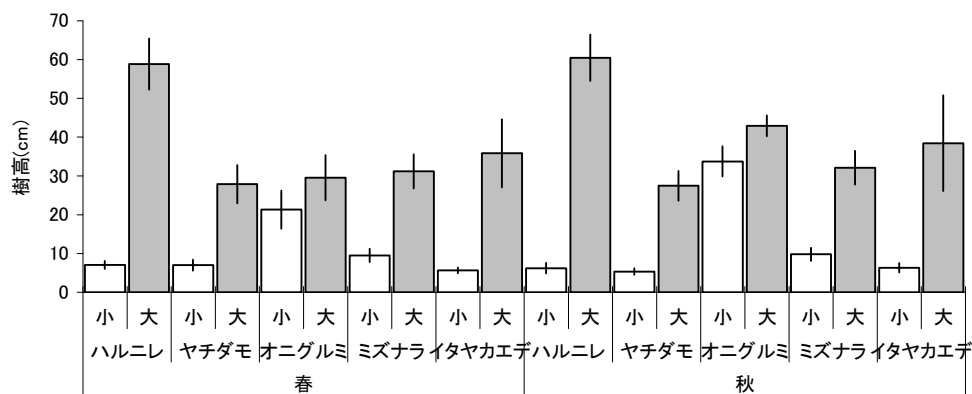


図 5-6 植栽前の苗の樹高 (平均値±標準偏差)

## 5-1-2 モニタリング方法

### (1) 調査方法

調査は、植栽苗の生存本数、冠水日数、土砂堆積厚、光環境（相対光量子束密度）に関し、2008 年～2010 年に間に行った。

土砂堆積厚は、年間の土砂堆積厚とし、調査期間における試験初期の地盤高と、2008 年から 2010 年の調査期間の年 1 回（10 月頃）の地盤高の差分とした。地盤高については、各サブプロット四隅の地盤高を測量しその平均値とした。

冠水日数については、Site AH, AL に水位計を設置し（KADEC の水圧式水位センサー）、ロガーに記録された時刻水位データと、上記で計測した地盤高（前年の地盤高を基準）より冠水日数を把握した。冠水日数は、融雪出水期（融雪～6 月）と夏季出水期（6～10 月）にわけて把握した。融雪出水期については、対象区間が冬季（1～3 月）に結氷し（図 5-9）、水位が高く記録されるため、3 月中～下旬においてロガーの時刻水位データが融雪により低下した時期から 6 月までとした。ただし、冠水日数については、年 1 回の測量による前年地盤高に基づくものであり、年間の出水毎の地盤高の詳細な変化は考慮されていないが、後述表 5-1 のように、土砂堆積厚の平均値は小さいこともあり、冠水日数の把握への影響は小さいと考えられる。また、試験地の地盤高は、縦断的に一定勾配ではなく凹凸がある状況であり、冠水頻度にバラツキが得られる状況となっていた（図 5-7）。

光環境については、草処理区を対象に、相対光量子束密度（ $rPPFD$ ）とし、サブプロットの四隅の木杭上と、周辺堤防上（開放地）との光量子束密度の相対値とした。計測については、木杭上の地上高 1.2 m の計測とし、調査期間の 8～9 月の年 1 回の曇天時に実施した。

また、生存本数は毎年 9 月ごろに計測した。草処理区における管理頻度は、草本の繁茂状況を見ながら、6 月、7 月、8 月で年間 3～4 回実施した。

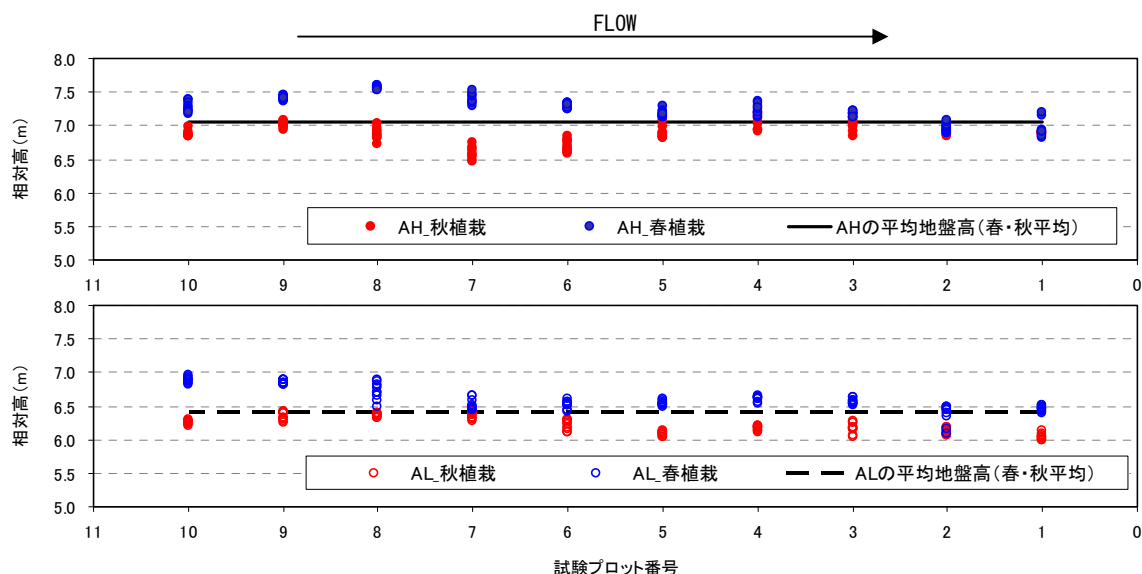


図 5-7 Site AH, AL の地盤高縦断

整備初期のサブプロット毎の地盤高（試験地に設置した基準杭からの相対高）。プロット番号は図 5-3 を参照。

## (2) 評価方法

評価は、草処理区で苗サイズ、季節の効果を把握するもの、草処理区 vs. 非草処理区で草処理効果を把握するものといった2つに対して行った。草処理区 vs. 非草処理区では、サンプル数をあわせるため、草処理区の対象箇所を非草処理区に隣接する次のものとした。Site AH, AL では春植栽、秋植栽のプロット7, 8 (図 5-3 参照), Site B では春植栽、秋植栽のプロット4, 9 (図 5-4 参照), Site C では春植栽、秋植栽のプロット4, 9 (図 5-5 参照)。

解析では、草処理区を対象にしたものについては、下式のように、生存本数 ( $Num$ ) を目的変数に、季節 ( $season$ ), 苗サイズ ( $size$ ), 冠水状況として年間の年間の冠水日数 ( $FloDay$ ), 年間の土砂堆積厚 ( $sedi$ ), 相対光量子束密度 ( $rPPFD$ ), 前年の成育本数 ( $BfNum$ ) を説明変数とした GLM (一般化線形モデル) を行った。

草処理区 vs. 非草処理区については、前記に加え、草処理 ( $treat$ ) の影響を加えた GLM とした。GLM では説明変数が多いため、ステップワイズによる変数減少法を使用した (AIC が最小となるモデルを選択)。各変数については、季節、苗サイズ、草処理をカテゴリデータ、それ以外を連続データとした。GLM における確率分布は、目的変数の生存本数がカウントデータであるため、ポアソン分布に従うとした。解析はサイト別、樹種別に行った。

草処理区を対象にした解析

$$Num = season \begin{bmatrix} spring \\ summer \end{bmatrix} + size \begin{bmatrix} small \\ large \end{bmatrix} + FloDay + sedi + rPPFD + BfNum$$

草処理区 vs. 非草処理区の解析

$$Num = treat \begin{bmatrix} weed \\ non - weed \end{bmatrix} + season \begin{bmatrix} spring \\ summer \end{bmatrix} + size \begin{bmatrix} small \\ large \end{bmatrix} + FloDay + sedi + rPPFD + BfNum$$

なお、参考までに、GLM は、確率分布を正規分布のみではなく、カウントデータ等の確率分布がポアソン分布に従うことが多い場合等にも、様々な確率分布を考慮できる回帰モデルである (久保 2012)。例えば、下式  $y$  の線形モデルについて、本数が  $y$  である確率  $p(y|\lambda)$  はポアソン分布に従うと仮定した場合、平均本数  $\lambda$  は  $\log \lambda$  式のように変形でき (リンク関数),  $\lambda$  は最尤推定法により設定される ( $\beta_0$ : 定数,  $\beta_n$ : パラメータ,  $x_n$ : 説明変数)。このようにカウントデータ等については、従来の重回帰分析より適切であるとされている (久保 2012)。また、GLM では、カテゴリー型の説明変数はダミー変数として考慮できる。

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \cdots + \beta_n x_n$$

$$p(y|\lambda) = \frac{\lambda^y \exp(-\lambda)}{y!}$$

$$\lambda = \exp(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \cdots + \beta_n x_n)$$

$$\log \lambda = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \cdots + \beta_n x_n$$



### 5-1-3 試験 3 年後の状況

#### (1) 試験地の状況

試験期間の気温状況は、図 5-8 に示すように、概ね平年どおりの状況となっていた。

試験地の冠水日数については、2007 年の試験地整備後の 1 年目となる 2008 年は、図 5-9、表 5-1 に示すように、例年より融雪時出水時の流量が少なく、融雪時に Site AH が非冠水、Site AL が平均約 6 日冠水（最大約 20 日）、また、夏季出水が発生せず夏季冠水日数は Site AH、AL とともに 0 となった。2 年目の 2009 年には、融雪時に Site AH が平均約 1 日冠水（最大約 4 日）、Site AL が平均約 15 日冠水（最大約 37 日）、夏季出水時に Site AH が平均約 0.5 日（最大約 1 日）、Site AL が平均約 3 日冠水（最大約 8 日）した。3 年目の 2010 年には、過年度に比べ、融雪期の出水規模が大きく、融雪時に Site AH が平均約 3 日冠水（最大約 20 日）、Site AL が平均約 20 日冠水（最大約 38 日）、夏季出水時に Site AH が平均約 2 日（最大約 7 日）、Site AL が平均約 7 日冠水（最大約 18 日）した。

冠水後の土砂の堆積状況は、表 5-1 に示すように、2008 年の Site AL で平均 0 cm、最大約 6 cm、2009 年において、Site AH で平均 0 cm、最大約 5 cm、Site AL で平均 0 cm、最大約 25 cm、2010 年において Site AH で平均 9 cm、最大約 35 cm、Site AL で平均 0 cm、最大約 4 cm となった。

このように、冠水頻度の高い Site AH、AL については、河岸側微高地の AH は年間最大 5～10 日の冠水日数、背後低地の AL は冠水後の水はけが悪く年間最大 20～60 日の冠水日数という特徴であった（表 5-1）。

冠水頻度の低い立地（Site B,C）においては、1、2 年目には冠水は発生しなかったが、3 年目（10）に、4～6 月に B で 3 日間、C で 1 日間、7～9 月に B で 1 日間、C で 1 日間の冠水が発生した。ただし、土砂堆積等がほとんど生じない小規模な冠水であった（写真 5-1）。

伐開後の上層木の林冠閉鎖状況は、図 5-10 に示すように、冠水頻度の高い箇所（AH,AL）では、頻度の低い箇所（B）に比べ、上層の閉鎖がはやく、栄養塩豊富な堆積物等により上層木の横方向へ枝の伸長等といった成長の促進が大きいものと考えられる。

非草処理区の草本類について、図 5-11 に示すように、2008～2010 年をとおして多く出現したのは、オオイタドリ、クサヨシ、オオハンゴンソウ、スギナ（*Equisetum arvense*）、ミゾソバ、エゾイラクサ（*Urtica platyphylla*）、セイヨウタンポポ（*Taraxacum officinale*）等である。組成の特徴は、流水の攪乱に依存する 1～2 年生草本、帰化植物であり、冠水の影響の小さな Site B,C においてそれらは経年的に減少するのに対し、冠水の影響の大きな Site AH,AL では 2010 年の過年度に比べ大きな出水により、経年的に増加していた。



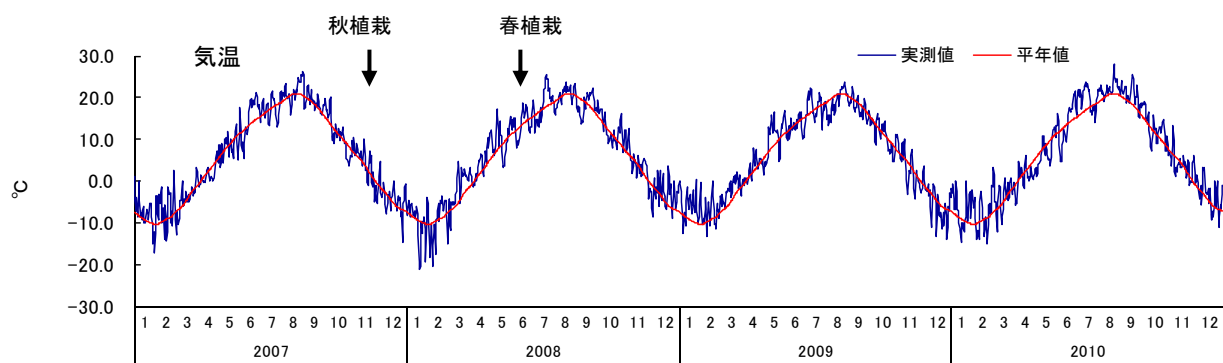


図 5-8 試験期間の気温状況（アメダス：美深）

平年値の統計年は、1981 年～2010 年.

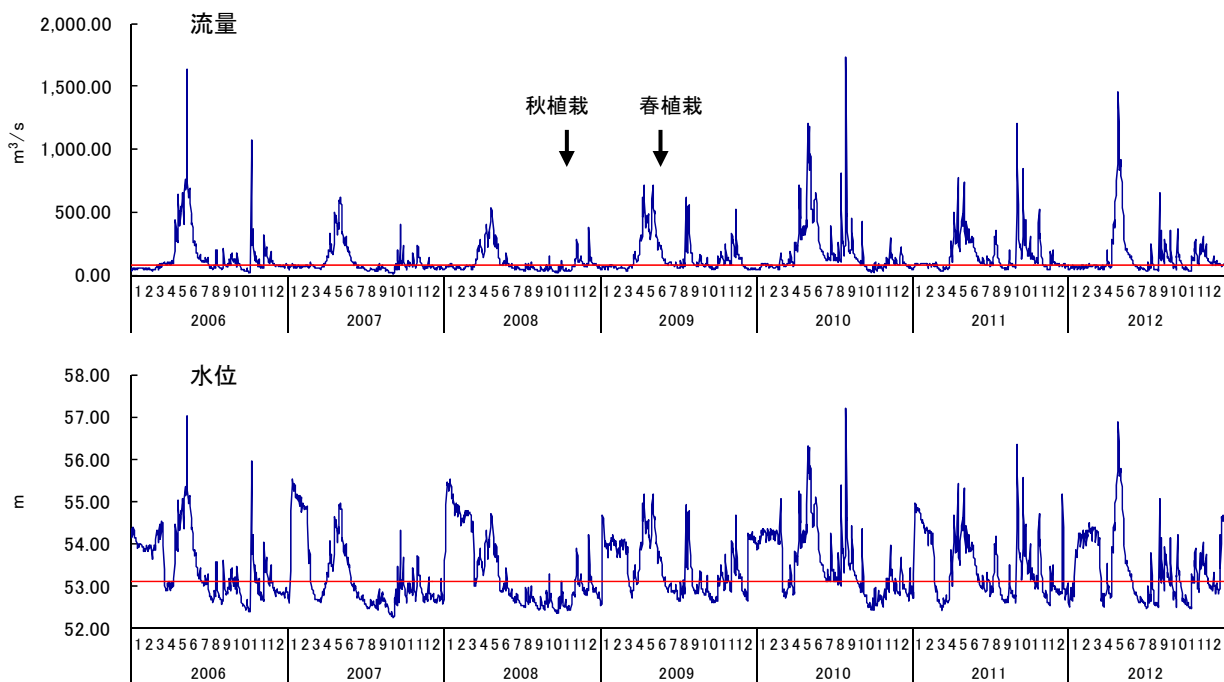


図 5-9 恩根内観測所の水位変化

赤色の水平線は、平水流量、平水位を示す（2006 年～2012 年の平均）.

表 5-1 冠水頻度の高い立地（AH,AL）の冠水日数，最大冠水深，土砂堆積厚（草処理区のみ）

		融雪期冠水日数 （融雪～6月）			夏季冠水日数 （6～10月）			年間冠水日数			融雪期最大冠水深(m) （融雪～6月）			夏季最大冠水深(m) （6～10月）			土砂堆積厚(m)		
		平均値	標準 偏差	最大値	平均値	標準 偏差	最大値	平均値	標準 偏差	最大値	平均値	標準 偏差	最大値	平均値	標準 偏差	最大値	平均値	標準 偏差	最大値
2008	AH	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
	AL	6.25	7.75	19.79	0.00	0.00	0.00	6.25	7.75	19.79	0.20	0.13	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.06
2009	AH	0.56	0.77	3.83	0.13	0.20	0.92	0.69	0.97	4.75	0.09	0.13	0.52	0.05	0.09	0.43	0.01	0.01	0.05
	AL	14.97	13.29	37.38	3.09	2.80	8.04	18.06	16.06	45.42	0.66	0.24	1.07	0.57	0.24	0.98	0.00	0.02	0.25
2010	AH	3.41	2.89	9.21	2.06	0.28	2.92	5.47	2.81	12.13	1.27	0.27	1.82	2.62	0.27	3.17	0.09	0.07	0.35
	AL	19.90	9.88	37.75	7.40	5.06	18.25	27.30	14.79	56.00	1.97	0.25	2.40	3.32	0.25	3.75	0.00	0.01	0.04

試験後1年目は，融雪出水の規模が小さく，融雪時にはAHが非冠水となった．また，1年目では，AH, ALともに夏季出水による冠水が非発生となった．

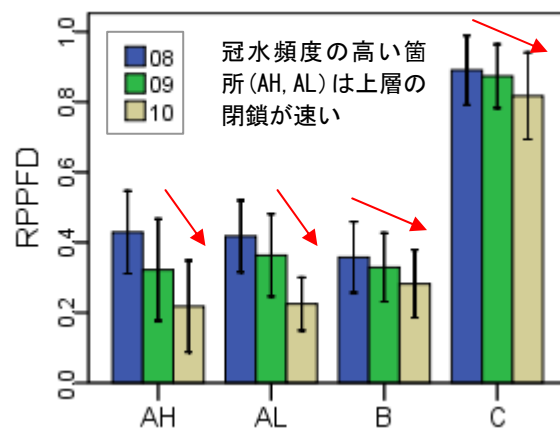


図 5-10 サイト別の相対光量子束密度（rPPFD）の経年変化（草処理区のみ）

エラーバーは標準偏差。

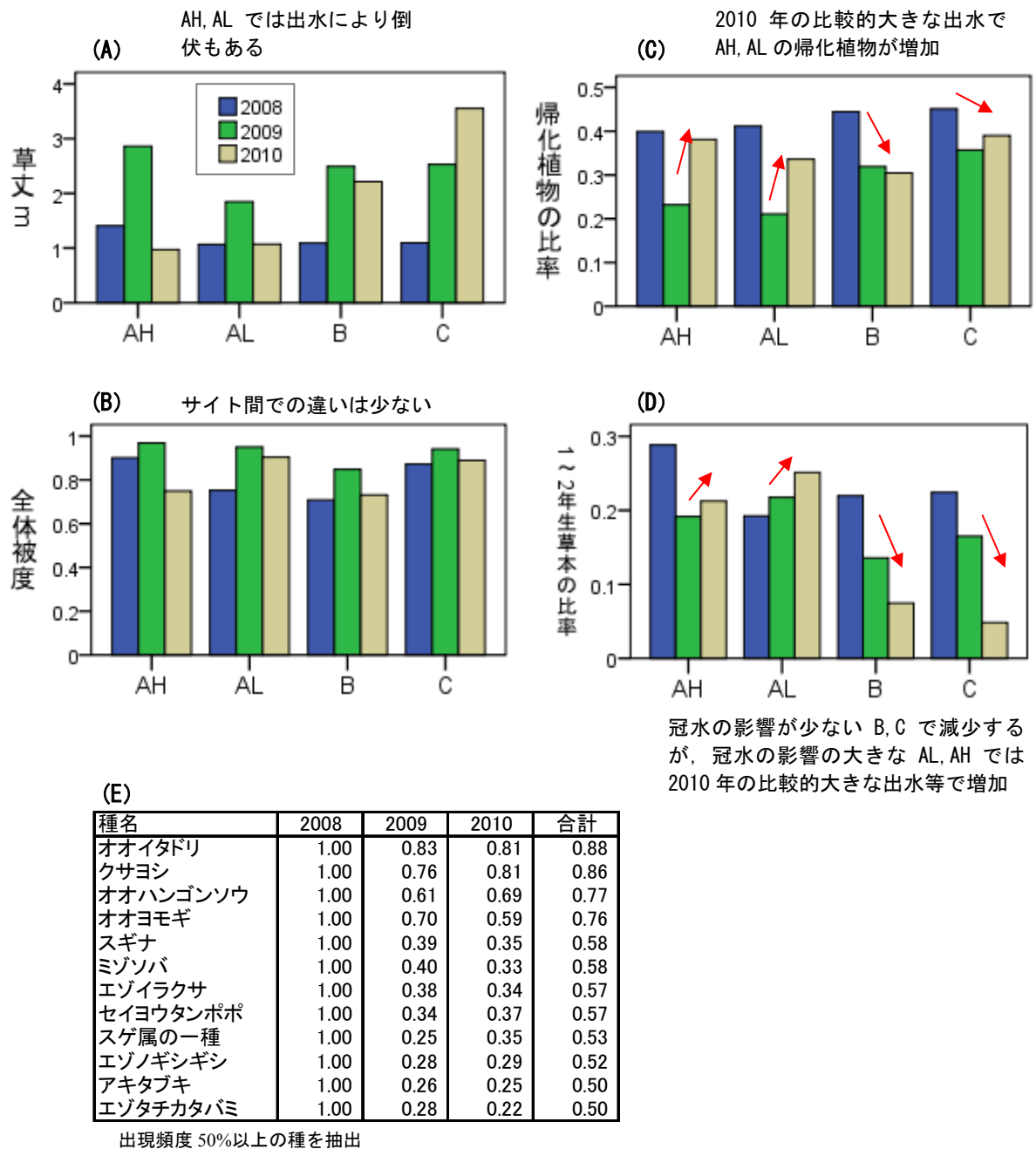


図 5-11 非草処理区における、(A) 草丈、(B) 被度、(C) 帰化植物の比率、(D) 1~2 年生草本の比率、(E) 出現頻度

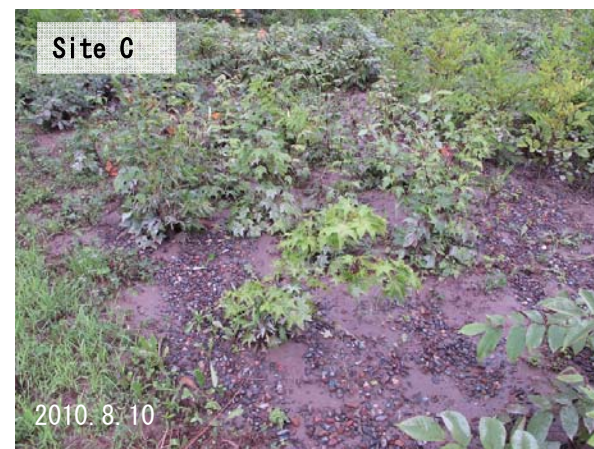


写真 5-1 サイト別の冠水状況



## (2) 導入植生の生存に及ぼす影響（草処理区）

サイト別の生存本数の経年変化については、図 5-12 に示すように、冠水頻度の高い Site AH, AL で減少する傾向、冠水頻度の低い Site B, C では、Site AH, AL に比べ、概ね横ばいの傾向となっていた。冠水頻度の高い立地における樹種別の傾向については、Site AH で、ハルニレ、ヤチダモ、オニグルミ、イタヤカエデ、ミズナラの順に生存個体が多く、Site AL で、ヤチダモの生存個体が顕著に多く、それ以外はハルニレ、オニグルミという順に生存個体が多く、それ以外についてはほとんど生存個体がない状況であった。

導入植生の生存に及ぼす季節、苗サイズ、冠水状況（冠水日数、土砂堆積厚）、前年の状況の影響についての GLM 解析の結果を表 5-2 に示す。

Site AH では、1 年目の 2008 年には冠水が発生せず（表 5-1）、表 5-2 (1) に示すように、一部で導入季節の影響（イタヤカエデ）で見られたのみであった。2 年目の 2009 年には、導入季節の影響（イタヤカエデ）、苗サイズの影響（ヤチダモ、イタヤカエデ）、冠水日数の影響（ミズナラ、イタヤカエデ）が見られた。また、2 年目からは前年の生存本数の影響を受けていた。

Site AL では、表 5-2 (1) に示すように、2008 年には、導入季節の影響（ハルニレ、オニグルミ、ミズナラ）、苗サイズの影響（ミズナラ、イタヤカエデ）、冠水日数の影響（ハルニレ、オニグルミ、イタヤカエデ）、光環境の影響（オニグルミ、ミズナラ、イタヤカエデ）が見られた。2009 年には、導入季節、苗サイズ、土砂堆積の影響（ミズナラ、イタヤカエデ）、冠水日数の影響（ヤチダモ以外）、光環境の影響（オニグルミ、イタヤカエデ）が見られた。また、多くの樹種で前年の生存本数の影響が見られた。2010 年には、一部で、土砂堆積による影響（イタヤカエデ）、光環境の影響（ミズナラ）で見られた程度あり、全ての樹種が前年の生存本数の影響を受けていた。

冠水頻度の低い Site B, C については、表 5-2 (2) に示すように、2008 年に一部の樹種で導入季節（オニグルミ、イタヤカエデ）、苗サイズの影響（イタヤカエデ）が見られた程度であり、2009 年、2010 年には前年の生存本数の影響を受けていた。

導入季節については、表 5-2 の効果（係数）とあわせ図 5-13 を見ると、有意な効果として検出されたのは、Site AL で見ると、2008 年に負の効果（春有利）、2009 年に正の効果（秋有利）が検出された。特に冠水頻度の高い Site AL で生存本数の多かったハルニレ、ヤチダモ、オニグルミについては、導入直後に出水を経験しなかった春植栽が、導入直後の出水を経験（翌年の融雪出水）した秋植栽より有利となっており（なかでもハルニレ、オニグルミが 2008 年に春植栽有利）、その影響が 2010 年まで継続していることから（図 5-13）、冠水頻度の高い立地では春植栽が有利と思われる。他方、冠水頻度の低い立地では、全体に秋植栽の方が春植栽よりも生存本数が多い状況にあり、特にオニグルミ、イタヤカエデについては、2008 年に見られた効果が 2010 年まで、前年の生存本数として影響している状況にあった（図 5-13）。

苗サイズについては、表 5-2 の効果（係数）とあわせ図 5-14 を見ると、冠水頻度の高い立地では、全体に大苗が小苗に比べ生存本数が若干多くなっているが、3 年目には大きな差はない状況となっている。特に冠水頻度の高い Site AL で生存本数の多かったハルニレ、ヤチダモ、オニグルミについては、2010 年時点での差はほとんどない状況にあった。他方、冠

水頻度の低い立地では、全体に大苗が小苗に比べ生存本数が若干多くなっているが、前記の導入季節の違いよりも小さい状況にあった。

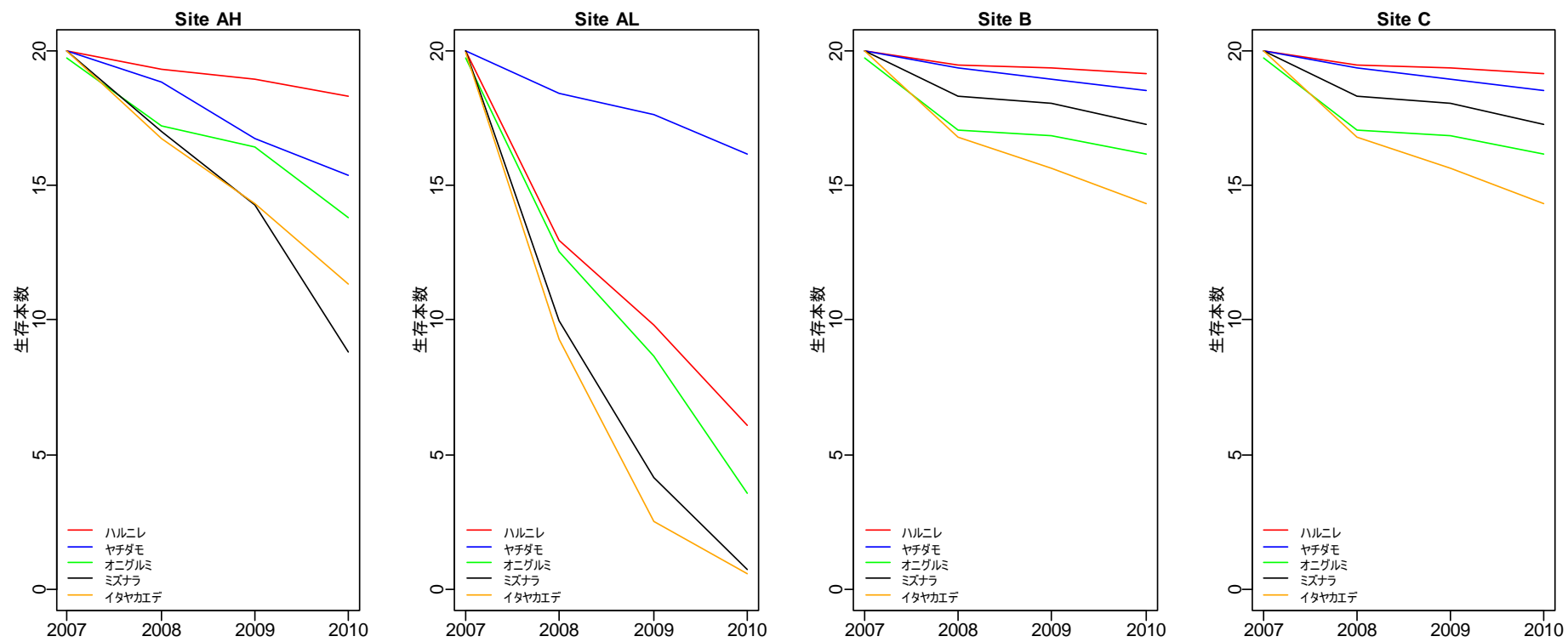


図 5-12 生存本数の経年変化（草処理区）



表 5-2 (1) 生存本数に及ぼす植栽季節、苗サイズ、冠水状況、光環境、前年の成育状況の影響（草処理区）

変数	季節 (秋) <sup>¶</sup>	苗サイ ズ(大) <sup>¶</sup>	冠水状況		RPPFD	前年生存 本数
			冠水 日数	土砂 堆積厚		
Site AH						
2008年						
ハルニレ						-
ヤチダモ						-
オニグルミ						-
ミズナラ		0.16				-
イタヤカエデ	0.27 *	0.16			-0.85	-
2009年						
ハルニレ						
ヤチダモ	0.15	0.30 **				
オニグルミ						0.06 **
ミズナラ			-0.14 *			0.07 *
イタヤカエデ	0.26 *	0.19 *	-0.13 *			0.13 **
2010年						
ハルニレ						0.09 *
ヤチダモ			-0.02			0.10 **
オニグルミ				-1.52 *		0.08 **
ミズナラ			-0.05	-2.54 *		0.14 **
イタヤカエデ				-1.73 *		0.16 **

変数	季節 (秋) <sup>¶</sup>	苗サイ ズ(大) <sup>¶</sup>	冠水状況		RPPFD	前年生存 本数
			冠水 日数	土砂 堆積厚		
Site AL						
生存本数						
2008年						
ハルニレ	-4.76 **		-0.56 **			-
ヤチダモ						-
オニグルミ	-6.45 **		-0.36 **		10.94 *	-
ミズナラ	-0.98 **	0.80 **			1.48 *	-
イタヤカエデ		0.43 **	-0.11 **		-2.55 **	-
2009年						
ハルニレ	3.97		-0.31 **			0.39
ヤチダモ						0.07 **
オニグルミ			-0.27 **		17.35 *	
ミズナラ	2.68 **	-0.99 *	-0.09 **	-34.01 **		0.20 **
イタヤカエデ	1.09 **	-0.59 *	-0.05 *	-56.54 **	7.22 **	0.15 **
2010年						
ハルニレ	2.83	1.76		80.18		1.00 **
ヤチダモ			-0.27 **			0.08 **
オニグルミ		1.84				0.59 **
ミズナラ		18.59			13.18 *	0.35 **
イタヤカエデ		1.68	-0.46	53.63 *		0.28 **

¶季節、苗サイズについては、括弧内と逆のカテゴリを基準として表示しており、例えば、苗サイズ（大）が正の有意な影響の場合は、小苗より大苗が有意なことを示す (\*, $P<0.05$ ; \*\*, $P<0.01$ )

表 5-2 (2) 植栽苗の生存本数に及ぼす植栽季節、苗サイズ、冠水状況、光環境、前年の成育状況の影響（草処理区）

変数	季節 (秋) <sup>¶</sup>	苗サイ ズ(大) <sup>¶</sup>	冠水状況		RPPFD	前年生 存本 数
			冠水 日数	土砂 堆積厚		
Site B						
生存本数						
2008年						
ハルニレ			-	-		-
ヤチダモ			-	-		-
オニグルミ	0.17 *		-	-		-
ミズナラ			-	-		-
イタヤカエデ	0.27 **	0.22 *	-	-		-
2009年						
ハルニレ			-	-		
ヤチダモ			-	-		
オニグルミ			-	-		0.06 **
ミズナラ			-	-		0.05 **
イタヤカエデ			-	-		0.13 **
2010年						
ハルニレ			-	-		
ヤチダモ			-	-		
オニグルミ			-	-		0.06 **
ミズナラ			-	-		0.07 **
イタヤカエデ			-	-		0.12 **
変数	季節 (秋) <sup>¶</sup>	苗サイ ズ(大) <sup>¶</sup>	冠水状況		RPPFD	前年生 存本 数
			冠水 日数	土砂 堆積厚		
Site C						
生存本数						
2008年						
ハルニレ			-	-		-
ヤチダモ			-	-		-
オニグルミ	0.15 .		-	-		-
ミズナラ			-	-		-
イタヤカエデ	0.24 **	0.19 *	-	-		-
2009年						
ハルニレ			-	-		
ヤチダモ			-	-		0.08 .
オニグルミ			-	-		0.07 **
ミズナラ			-	-		0.08 **
イタヤカエデ			-	-		0.14 **
2010年						
ハルニレ			-	-		
ヤチダモ			-	-		0.07 **
オニグルミ			-	-		0.07 **
ミズナラ			-	-		0.08 **
イタヤカエデ			-	-		0.13 **

<sup>¶</sup>季節、苗サイズについては、括弧内と逆のカテゴリを基準として表示しており、例えば、苗サイズ（大）が正の有意な影響の場合は、小苗より大苗が有意なことを示す（\*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ ）

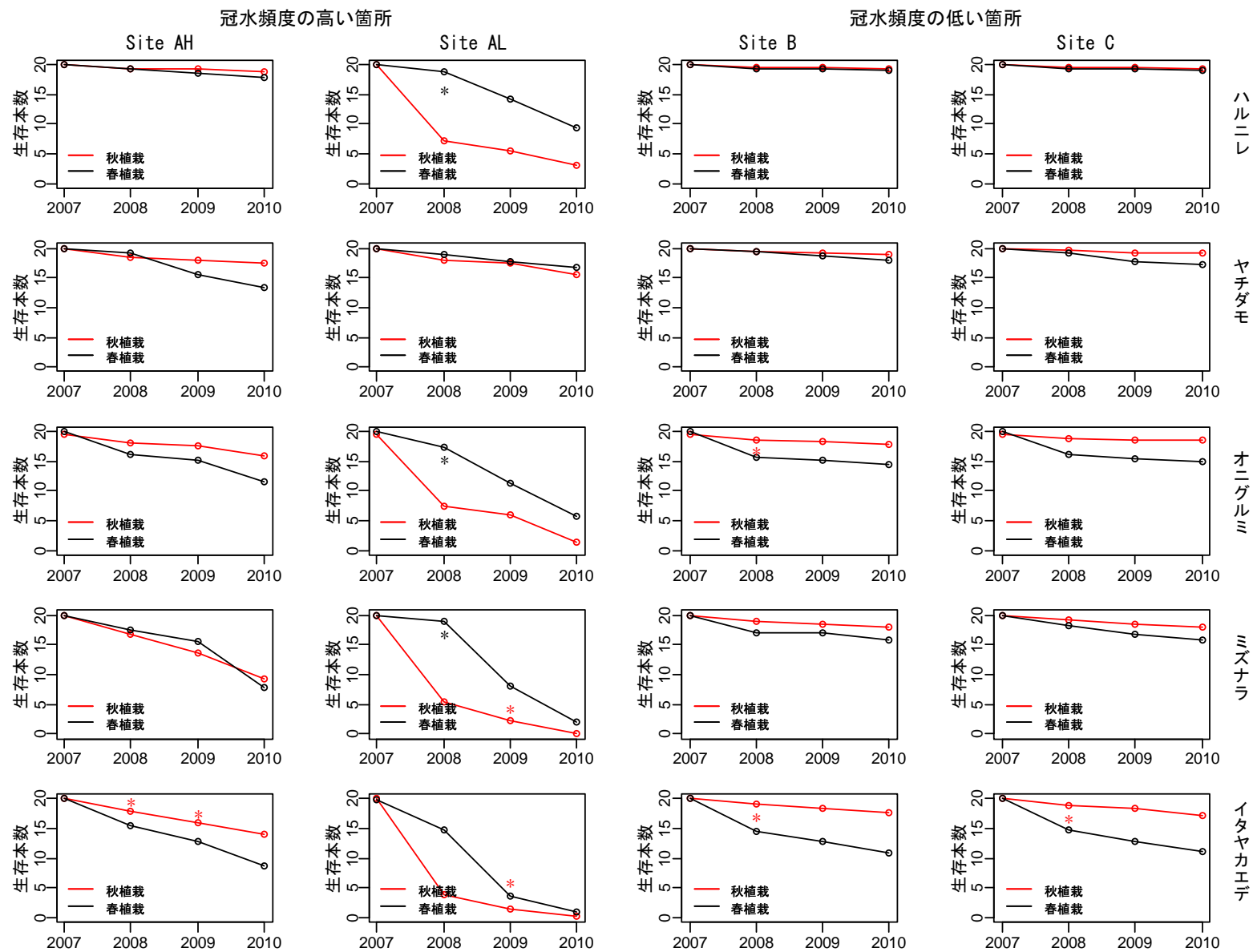


図 5-13 植栽季節別の生存本数の経年変化（草処理区）

\*は要因間に有意な違いがあることを示し、着色は凡例の何れかが有意であることを示す（係数表 表 5-2 参照）

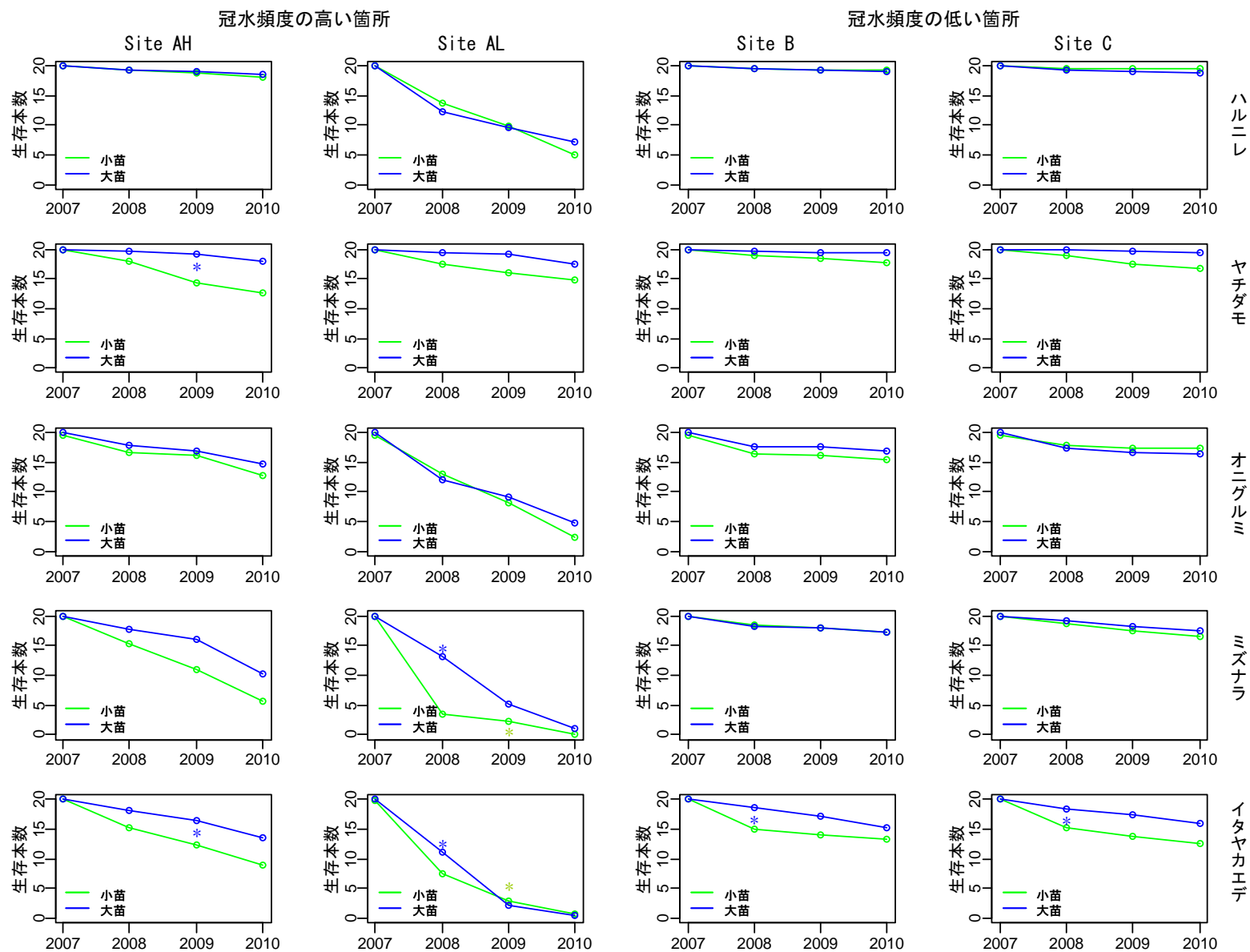


図 5-14 苗サイズ別の生存本数の経年変化 (草処理区)

\*は冠水状況や前年の状況を考慮した上で、要因間に有意な違いがあることを示し、着色は凡例の何れかが有意であることを示す (係数表 表 5-2 参照)

### (3) 導入植生の生存と冠水耐性

前記のように、導入植生の生存には、冠水日数、土砂堆積の影響が見られていた。生存本数と、年間の冠水日数、年間の土砂堆積厚の関係をまとめたのが図 5-15 である。この図から、土砂堆積厚については明瞭な相関は見られないが、冠水日数についてはヤチダモ以外で負の相関が見られる状況にある。

ここで、生存本数と冠水日数の回帰式を設定し、生存率 50%となる冠水日数を把握した。回帰式については、全体に冠水日数 (*FloDay*) の増加とともに、生存本数 (*Num*) が 0 付近に収束していく傾向があることから、漸近指数モデルにより設定した (下式)。ここに、*a*, *b*, *c* は係数であり、非線形解析により推定した。

$$Num = a \cdot b^{FloDay} + c$$

この結果、図 5-15 に示すように、生存率 50 %以上となるのは、ハルニレ 15 日、オニグルミ 9 日、ミズナラ、イタヤカエデ 3 日となった。ヤチダモについては、今回の試験で把握された冠水日数内では生存本数の低下は見られず、50 日以上でも生存率 50%を維持している状況にあった。

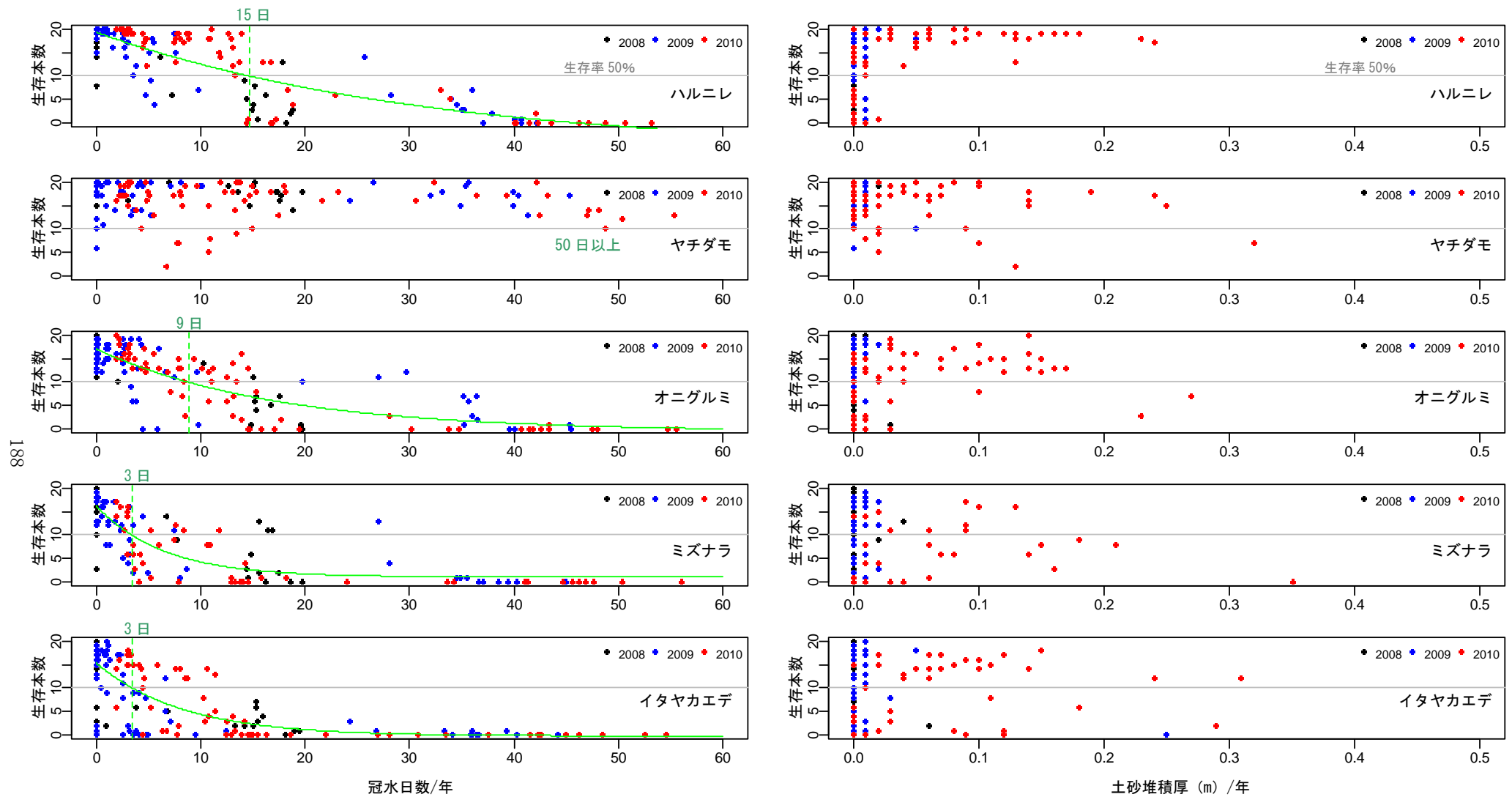


図 5-15 冠水頻度の高い立地 (Site AH, AL) における生存本数と、冠水日数、土砂堆積厚の関係

草処理区を対象とした

Site AH



Site AL



写真 5-2 Site AH, AL の林種転換の状況



Site B



Site C



写真 5-3 Site B, C の林種転換の状況

#### (4) 導入植生の生存に及ぼす草処理の効果（草処理区 vs. 非処理区）

導入植生の生存に及ぼす草処理，季節，苗サイズ，冠水状況（冠水日数，土砂堆積厚），前年の状況の影響についての GLM 解析の結果を表 5-3 に示す．

全体的な傾向として，前記の草処理区と同様，表 5-3（1）に示すように，Site AH では，2008 年には苗サイズ，導入季節の影響が見られ，2009 年以降は前年の生存本数の影響が大きくなっていた．Site AL では，2008 年，2009 年には，導入季節，冠水日数の影響が多く見られ，2009 年以降は前年の生存本数の影響を受ける状況になっていた．

冠水頻度の低い Site B，C についても，草処理区と同様，表 5-3（2）に示すように，2008 年に一部の樹種で導入季節，苗サイズの影響が見られた程度であり，2009 年，2010 年には前年の生存本数の影響を受けている樹種が多い状況であった．

草処理の効果については，表 5-3 の効果（係数）とあわせ図 5-16 を見ると，全体に草処理区が非処理区に比べ生存本数が多い傾向にあり，冠水頻度の高い立地（Site AH，AL）では 1 年目，2 年目（ミズナラ），3 年目（ヤチダモ，オニグルミ）で有意な効果が検出された．冠水頻度の低い立地（Site B，C）では 3 年目（オニグルミ）で有意な効果が検出された．このように，草処理による効果は 3 年目以降に現れてくる傾向にあり，今後，どの程度まで効果があるのかを把握する必要がある．

表 5-3 (1) 植栽苗の生存本数に及ぼす草処理、植栽季節、苗サイズ、冠水状況、前年の成育状況の影響（草処理区 vs. 非草処理区）

変数	草処理 (あり) <sup>¶</sup>	季節 (秋) <sup>¶</sup>	苗サイ ズ(大) <sup>¶</sup>	冠水状況		前年生存 本数
				冠水 日数	土砂 堆積厚	
Site AH						
2008年						
ハルニレ					-	-
ヤチダモ						-
オニグルミ						-
ミズナラ						-
イタヤカエデ		0.31 *	0.31 *			-
2009年						
ハルニレ						0.10 *
ヤチダモ			0.32 *		-2.75 .	0.11 **
オニグルミ						0.09 *
ミズナラ				-0.13 .		0.06
イタヤカエデ				-0.10		0.17 **
2010年						
ハルニレ						0.16 **
ヤチダモ	0.47 **				-2.75 .	0.11 **
オニグルミ	1.44 **				-3.17	0.09 *
ミズナラ			1.13 **	-0.90 .		0.19 **
イタヤカエデ						0.16 **
Site AL						
生存本数						
2008年						
ハルニレ		-0.50 **	-0.2236	-0.13 **	-	-
ヤチダモ						-
オニグルミ	0.23	-0.67 **		-0.13 *		-
ミズナラ	0.64 **	-1.60 **				-
イタヤカエデ		-0.98 **		-0.27 **		-
2009年						
ハルニレ		0.62 **		-0.05 *		0.08 **
ヤチダモ						0.07
オニグルミ	0.38	0.77 *	-1.60		-19.21 .	0.13 **
ミズナラ	0.78 *	4.13 **		-0.15 *		0.37 **
イタヤカエデ	-0.61 .	1.99 .			-54.03 **	0.19 **
2010年						
ハルニレ				0.06 *		0.20 **
ヤチダモ						0.09 **
オニグルミ	-1.55 .		0.80 *		-21.99 *	0.45 **
ミズナラ				-0.28		0.33 **
イタヤカエデ		-1.29				0.31 **

<sup>¶</sup>季節、苗サイズについては、括弧内と逆のカテゴリを基準として表示しており、例えば、草処理（あり）が正の有意な影響の場合は、非処理より処理が有意なことを示す（\*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ ）

表 5-3 (2) 植栽苗の生存本数に及ぼす草処理、植栽季節、苗サイズ、冠水状況、前年の成育状況の影響（草処理区 vs. 非草処理区）

変数	草処理 (あり) <sup>¶</sup>	季節 (秋) <sup>¶</sup>	苗サイ ズ(大) <sup>¶</sup>	冠水状況		前年生存 本数
				冠水 日数	土砂 堆積厚	
Site B						
2008年						
ハルニレ				-	-	-
ヤチダモ				-	-	-
オニグルミ		0.23		-	-	-
ミズナラ				-	-	-
イタヤカエデ		0.33 **	0.31 *	-	-	-
2009年						
ハルニレ				-	-	
ヤチダモ				-	-	
オニグルミ				-	-	0.08 **
ミズナラ				-	-	
イタヤカエデ				-	-	0.14 **
2010年						
ハルニレ				-	-	
ヤチダモ				-	-	0.08 **
オニグルミ	0.30 *	-0.27		-	-	0.11 **
ミズナラ	0.22			-	-	
イタヤカエデ		-0.35 *		-	-	0.17 **
変数	草処理 (あり) <sup>¶</sup>	季節 (秋) <sup>¶</sup>	苗サイ ズ(大) <sup>¶</sup>	冠水状況		前年生存 本数
				冠水 日数	土砂 堆積厚	
Site C						
2008年						
ハルニレ				-	-	-
ヤチダモ				-	-	-
オニグルミ				-	-	-
ミズナラ				-	-	-
イタヤカエデ				-	-	-
2009年						
ハルニレ				-	-	
ヤチダモ				-	-	
オニグルミ				-	-	0.07 *
ミズナラ				-	-	0.10
イタヤカエデ				-	-	0.14 **
2010年						
ハルニレ				-	-	
ヤチダモ				-	-	0.07 *
オニグルミ	0.17			-	-	0.09 **
ミズナラ				-	-	0.06
イタヤカエデ				-	-	0.10 **

<sup>¶</sup>季節、苗サイズについては、括弧内と逆のカテゴリを基準として表示しており、例えば、草処理（あり）が正の有意な影響の場合は、非処理より処理が有意なことを示す（\*,  $P < 0.05$ ; \*\*,  $P < 0.01$ ）

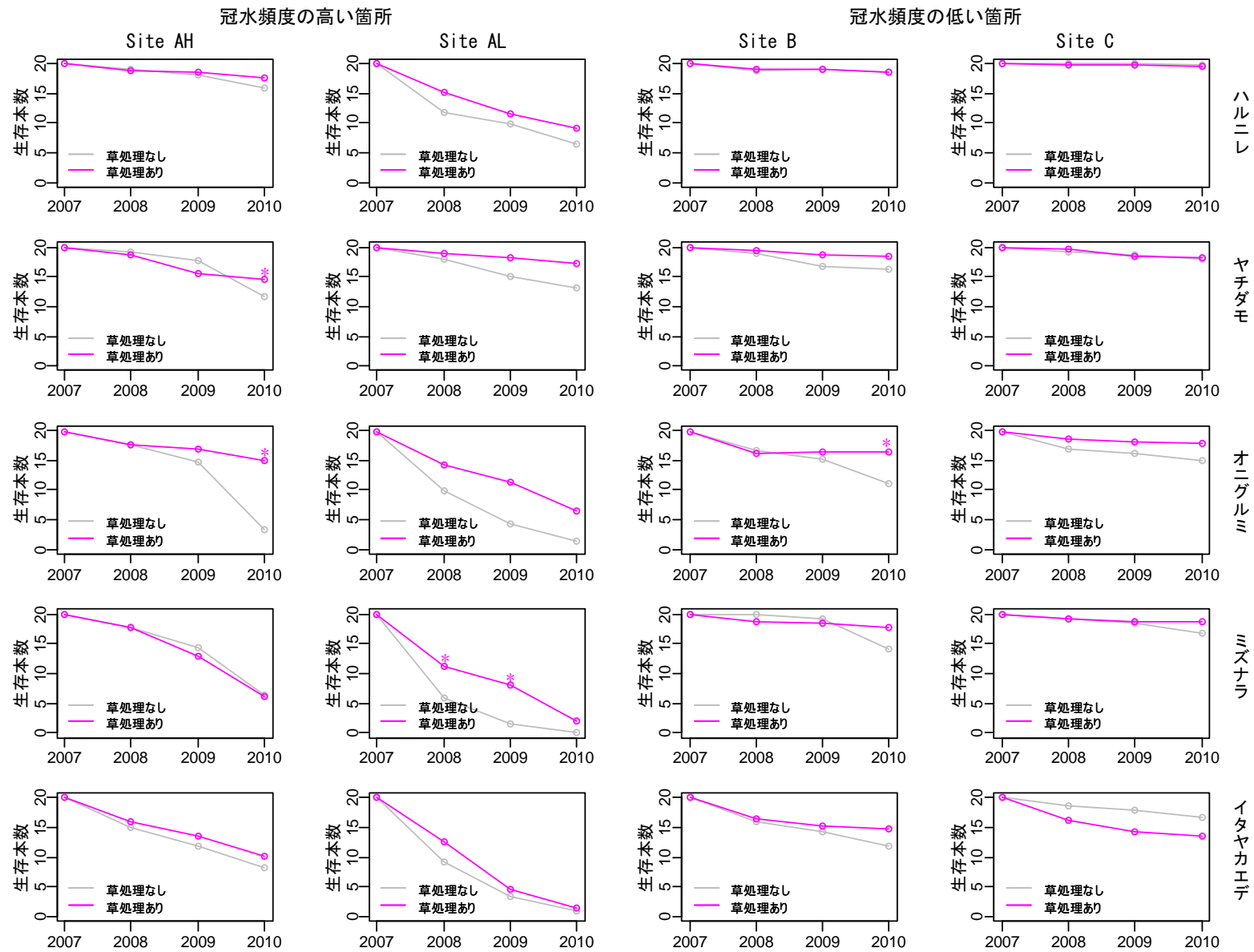


図 5-16 草処理の有無別の生存本数の経年変化（草処理区 vs. 非草処理区）

\*は冠水状況や前年の状況を考慮した上で、要因間に有意な違いがあることを示し、着色は凡例の何れかが有意であることを示す（係数表 表 5-3 参照）

## (5) 考察

本試験では、低地帯のヤナギ林の林種転換にあたり、冠水頻度の高い立地、低い立地において、植生導入の季節、サイズをかえた試験を行い、成熟林への誘導の可能性として初期状態に着目し検討した。その結果、導入植生は、大きく 2 年目までに冠水日数、土砂堆積の影響を受けて概ね淘汰され、3 年目からは前年の影響を受ける傾向にあった。このことは、全体的な生存本数の経年変化から、2 年目の 2009 年には生存本数の傾きが概ね傾向づけられていることから見てとれる（図 5-12）。そして、2 年目までには、特に冠水頻度の高い Site AH で示唆されたように、冠水日数、土砂堆積による影響が大きい状況にあった（表 5-2）。なかでも、Site AH, AL について見ると、河岸側微高地の AH は年間最大 5～10 日の冠水日数でハルニレ、ヤチダモ、オニグルミが比較的多く生存、AL は年間最大 20～60 日の冠水日数であり、生存樹種の多くはヤチダモという特徴があった。

冠水状況と植生導入について、長坂（2000）は小溪流において、比高別（低、高）、導入季節別（春、秋）、樹種別（ヤチダモ、サワグルミ (*Pterocarya rhoifolia*)、カツラ (*Cercidiphyllum japonicum*)、オヒョウ (*Ulmus laciniata*)、ハルニレ、オニグルミ、トチノキ (*Aesculus turbinata*)) の試験を行っている（導入苗は 1, 2 年生）。これによると、2 年目程度までに枯死が特徴づけられ、2 年後の生残率はヤチダモ、サワグルミ 80%、ハルニレ、オニグルミ、トチノキ 40%で、オヒョウ、カツラはすべて枯死という状況を報告しており、今回の試験結果と同様な傾向となっている。

また、今回の試験より、導入初期の稚樹段階の冠水耐性（生存率 50%を指標）は、年間の冠水頻度で、ハルニレ約 15 日、オニグルミ約 10 日、ミズナラ、イタヤカエデ約 5 日、ヤチダモについては、今回の試験で把握された冠水日数内では生存本数の低下は見られなかったものの約 50 日を目安にすると、導入可能域の抽出が可能になると考えられる。

導入方法として、季節については、導入直後に出水を経験すると生存本数が低下傾向にあり、長坂（2000）の試験結果と同様に、冠水頻度の高い立地では導入直後に融雪出水を回避できる春植栽が有効と考えられた。他方、冠水頻度の低い立地では秋植栽の方が若干有利であるが、それほど季節による違いがなく、どちらでも可能という結果と考えられた。ただし、今回のモニタリング期間では顕著な冠水が発生せず、今後の規模の大きな冠水が発生した後の物理的な破壊等と関連した淘汰状況について把握する必要がある。

苗サイズについては、冠水頻度の高い立地では効果は小さいが、冠水頻度の低い立地では大苗の方が有利と思われるが、その違いは小さいことから、導入季節ほど留意する必要はないと考えられる。また、草処理については、栄養分の豊富な河畔堆積物では草本繁茂の影響が大きく、3 年目で草本との競合による生存本数の低下が見られていた。今後の推移の把握は必要であるが、通常の草本を抑制するマルチングでは効果が小さく、初期のメンテナンスや、何らかの草本の抑制手法の導入が必要と考えられる。

以上のように、林種転換に向けた植生導入は、年間の冠水頻度 50 日程度より低い箇所でも可能といえる。導入にあたっては、冠水頻度に応じた樹種選定を行うとともに、年間の冠水頻度が数日以上以上の箇所では融雪出水後の春植栽する、また、植栽時には基盤に砂利等でマルチングを行うとともに、周辺の草本植生の草丈より大きくなるまでは、草本抑制を行うことで、成熟林となる樹種の導入の可能性があり、成熟林への誘導が可能と考えられる。

#### 5-1-4 今後のモニタリング等

上記の結果から、環境多様化に資する林種転換として、植生の導入は可能と考えられる。ただし、高水敷では大きな出水を経験しておらず樹種淘汰が進行していないこと、草処理の有無では草本による成長阻害等が見られ始めていたこと等、今後の推移を把握する必要がある。特に、周辺の草本類より樹高が高くなるまでは、枯死のリスクが高く、しっかりと評価することが重要となる。

また、中長期の観点では、導入樹木が林冠へと到達するかの確認とともに、成林過程での密度低減や出水発生時の応答、成林後の林内環境等についても把握し、林種転換の手法のまとめ、人的に整備された成熟林でも環境形成機能を発揮するか等について評価する必要がある。また、治水面との整合という面では、冒頭でも述べたように、成林までの間は密生度の高い状態が継続するため、管理方法や水理計算における成林までの評価方法についても検討する必要がある。



## 5-2 ハリエンジュ林の林種転換の試み

現在の河畔理にはヤナギ林の先駆林とともに、ハリエンジュが多く見られている箇所もある。前記のような河畔林の多様化の思想のもと、ヤナギ林の林種転換に加え、ハリエンジュ林の林種転換についても手法を検討しておく必要がある。

ハリエンジュ（ニセアカシア）（マメ科）は、繁殖力旺盛な外来種であることから、要注意外来生物リスト（環境省）（カテゴリー「別途総合的な取組みを進める外来生物」）、北海道ブルーリスト 2010（カテゴリーA2）に指定されている。本種は、北米東部原産の帰化植物であり、日本には 1873 年に持ち込まれ、砂防樹種、街路樹等の緑化樹種として利用されてきた（前河 2002）。近年では、旺盛な繁殖力で分布を拡大しており、在来の生物相や景観に影響を及ぼす等の懸念があることから、それらの駆除が必要とされている。

本種の特徴的な性質として、切株からの萌芽能力、根萌芽能力、難発芽性種子、窒素固定能力、大量開花、他感作用（アレロパシー）が指摘されているが、駆除・管理の上で必要とされる生態学的知見は他の樹種に比べ非常に少ない状況である（真坂ほか 2006）。最近では、分布拡大の主因となる種子生態について、本種の種子には休眠型と非休眠型があり、前者は土壌攪乱後の既存パッチの維持に、後者は流水散布等による新規の分布拡大に寄与し、本種のこのような 2 つの種子による繁殖が急速な分布拡大に影響していることも指摘されており（小山・高橋 2009）、特に河畔での分布拡大には留意が必要となる。

このような中で対策として、伐採（崎尾 2003; 山田・真坂 2005; 小山 2007）、抜根（丹野・前田 2007）等が行われているが、根萌芽での再生も著しく（玉泉ほか 1991; 丹野・前田 2007; 松並ほか 2008）、抑制は困難な状況にある。年数回の伐採を数年継続することにより、本種の成長を抑制し、他の種を上方へ成長させる等の報告もあるが、これでも本種の根絶には至らないようである（小山 2007）。この他にも除草剤塗布や樹皮剥ぎによる巻き枯らし（小山・高橋 2009）等が実施されている。このような単木的な対策のほか、最近の河川事業では、赤川における天地返しや覆土（丹野・前田 2007; 俵谷ほか 2008）、赤川や多摩川における礫河原の再生と一体となった地盤切り下げによる冠水頻度の増加（海野ほか 2006, 小川ほか 2010）等、面的な対策も実施され始めている。

以上のように、河畔林管理の観点からは、根萌芽等による周辺へ分布拡大、種子供給源となり離れた箇所への分布拡大等、あらゆる箇所が樹林化し河積阻害となることや、河川生態系の劣化等が懸念される。これらを踏まえ、本種の対策の一環として、河畔林の景観を維持しつつ、本種から在来種の成熟林へと林種転換する試みを行った。渓流域においては、ハリエンジュ林の伐採後に、在来樹種の伸長で萌芽成長を衰退させ、在来樹種からなる溪畦林を再生する試みが実施されている（崎尾 2009）。しかしながら、ハリエンジュ林に樹木を直接導入した林種転換の事例はほとんど行われていない。そのため、ハリエンジュ林に加え、ヤナギ林でも同じ試験を実施し、比較しながら林種転換の可能性を検討した。

## 5-2-1 試験概要

### (1) 試験地

試験地は、治水安全度に支障のない高水敷とし、石狩川 KP169 付近の右岸にハリエンジュ林サイト、左岸にヤナギ林サイト（オオバヤナギが優占）を設定した。試験地は、石狩川 KP169 付近の河床勾配 1/500 程度の区間に位置する高水敷である。

林齢はハリエンジュ林、ヤナギ林でそれぞれ、約 24 年、約 16 年であった。両サイトともに、図 5-18 のように、樹林景觀の改変を緩和するように河川の縦断方向に帯状に伐開した。その後、植栽木が草本類に被圧されないよう、約 10 cm 厚で地表植生を除去（地表下約 20 cm を耕耘）、マルチング（5–25 mm 級碎石、敷厚約 5 cm）を施し、4 m × 3 m の区画内に同一樹種 15 本を植栽した。基盤整備及び植栽は 2007 年（平成 19 年）11 月に実施した。

施工後の相対光量子束密度（rPPFD：試験地の光量子束密度/開放地の光量子束密度）はハリエンジュ林、ヤナギ林でそれぞれ、37 %±0.06（平均値±標準偏差）、57 %±0.09 となり（図 5-20）、ヤナギ林では若齢で林冠が未発達という影響も一因となり、ハリエンジュ林に比べ明るい光環境になっていたと考えられる。なお、閉鎖した天然生落葉広葉樹林の着葉期の相対照度は 5～10 %程度である（丸山 2004）。

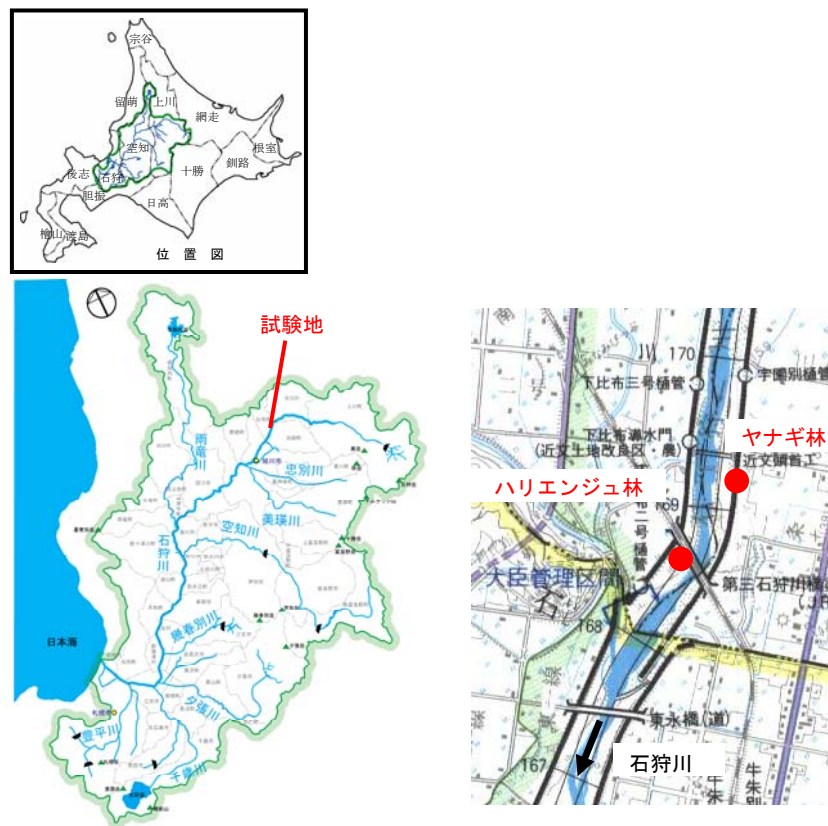


図 5-17 ハリエンジュ林の試験地の位置

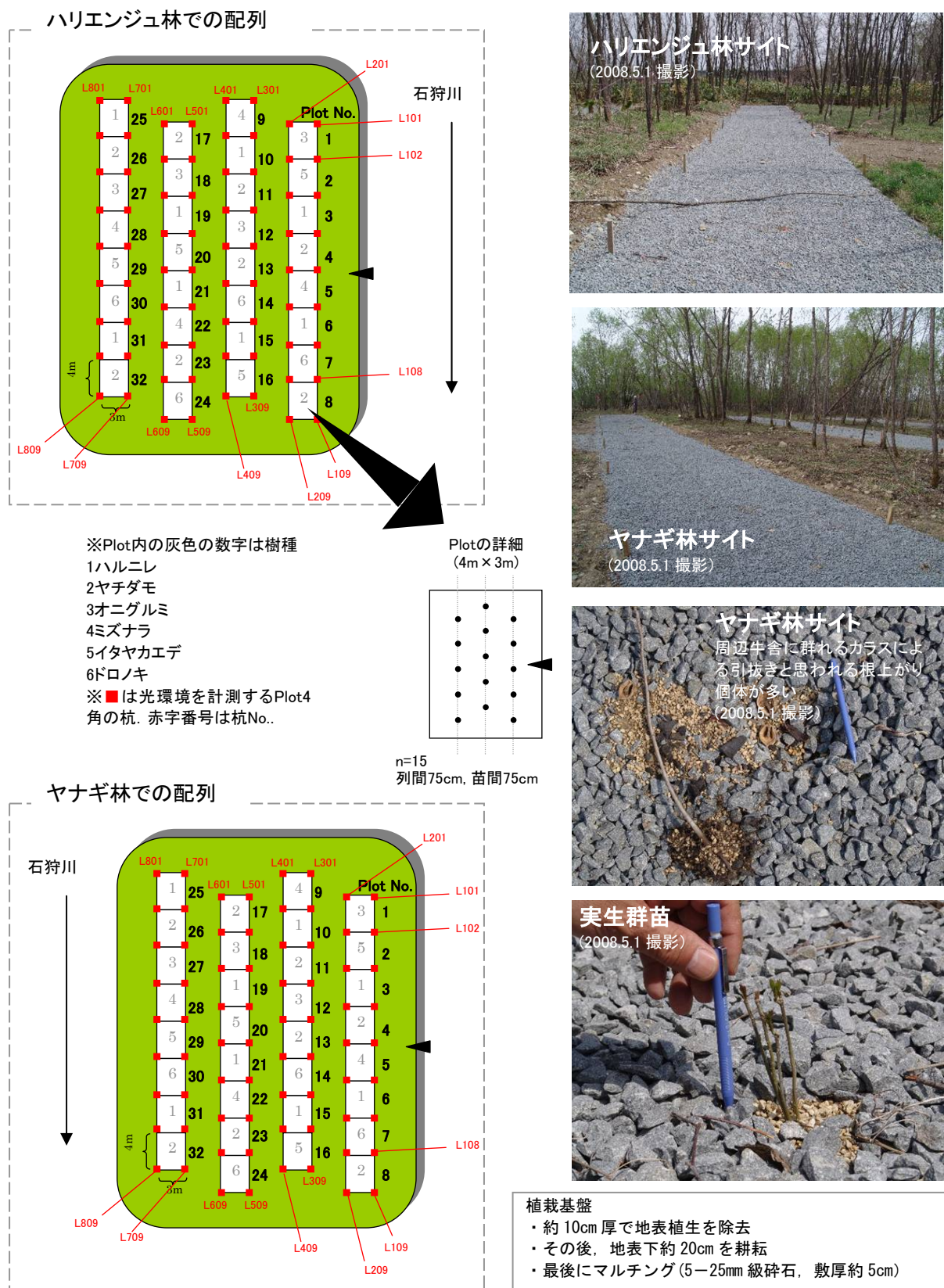


図 5-18 試験地の概要

ハリエンジュ林サイト (KP168.2 付近右岸), ヤナギ林サイト (KP169 付近左岸)

## (2) 導入植生

導入樹種は、当該地域の主要広葉樹であるハルニレ、ヤチダモ、オニグルミ、ミズナラ、イタヤカエデ、ドロノキの 6 種の実生群苗（数本束ねて養生した苗）とし、両樹林それぞれに、河畔性の主要木と考えられるハルニレ、ヤチダモは 8 区画、それ以外は 4 区画とした（図 5-18）。植栽後のサイズ等は、表 5-4 のように、種子サイズの大きなオニグルミ、ミズナラの主軸長が大きい状況であった。

表 5-4 植栽時の主軸長，実生群本数（平均値±標準偏差）

	ハリエンジュ林				ヤナギ林		
主軸長							
ハルニレ	7.4	±	2.1	>>	6.2	±	1.6
ヤチダモ	8.8	±	2.8	n.s.	8.3	±	2.5
オニグルミ	27.2	±	5.9	<	30.0	±	6.4
ミズナラ	16.4	±	4.9	n.s.	17.0	±	5.2
イタヤカエデ	5.7	±	2.2	>>	3.2	±	1.4
ドロノキ	7.0	±	4.7	n.s.	6.5	±	3.6
実生群本数							
ハルニレ	4.5	±	1.2	n.s.	4.7	±	1.0
ヤチダモ	4.9	±	0.8	n.s.	5.0	±	0.7
オニグルミ	1.2	±	0.4	<<	1.5	±	0.7
ミズナラ	4.8	±	0.6	n.s.	4.9	±	0.6
イタヤカエデ	1.9	±	1.2	>>	1.1	±	0.4
ドロノキ	2.6	±	0.8	n.s.	2.7	±	0.6

n.s.,  $P>0.05$ ; <,  $P<0.05$ ; <<,  $P<0.01$  (t-test)

### 5-2-2 モニタリング方法

調査は、植栽苗の生存本数、主軸長、光環境（相対光量子束密度）に対し、2008 年～2010 年の間に行った。

生存本数、主軸長の計測については秋季（9～10 月）に行った。光環境については、相対光量子束密度（*rPPFD*）とし、区画 4 角（図 5-18 の赤）と近隣の開放地において、秋季（9～10 月）に光量子束密度の計測を行った。なお、試験地では、年 2 回程度の除草管理を実施した。

評価は、導入植生の成育に及ぼす林種間（サイト）の影響について検討した。

解析は、下式のように、目的変数に、導入植生の生存本数、成長に及ぼす林種間（*site*）（*Robinia*, *Willow*）、相対光量子束密度（*rPPFD*）、前年の生存状態（生存本数（*BfNum*）、主軸長（*BfH*）、引き抜き本数（*PulOut*）を雪面変数とした一般化線形モデル（GLM）を行った。GLM での誤差構造は、生存本数がポアソン分布、主軸長が正規分布に従うとした。なお、1 年目の生存本数に対しては引き抜き本数（*PukOut*）を説明変数として加えたことについては、1 年目にはヤナギ林サイト周辺の牛舎に群がるカラスによる引き抜きが多くみられ、その影響を考慮したためである。

$$Num = site \begin{bmatrix} Robinia \\ Willow \end{bmatrix} + rPPFD + BfNum + (PulOut)$$

$$Height = site \begin{bmatrix} Robinia \\ Willow \end{bmatrix} + rPPFD + BfH + (PulOut)$$

### 5-2-3 試験 3 年後の状況

#### (1) 試験地の状況

試験期間の気温状況は、図 5-19 に示すように、概ね平年どおりの状況となっていた。

試験地における伐開後の樹林は、若齢で成長のはやいやナギ林は開口部の閉鎖が進んでおり経年的に  $rPPFD$  が減少し、ハリエンジュ林は 3 年目に枝葉の枯れ上り等もみられ、 $rPPFD$  は増加していた（図 5-20）。

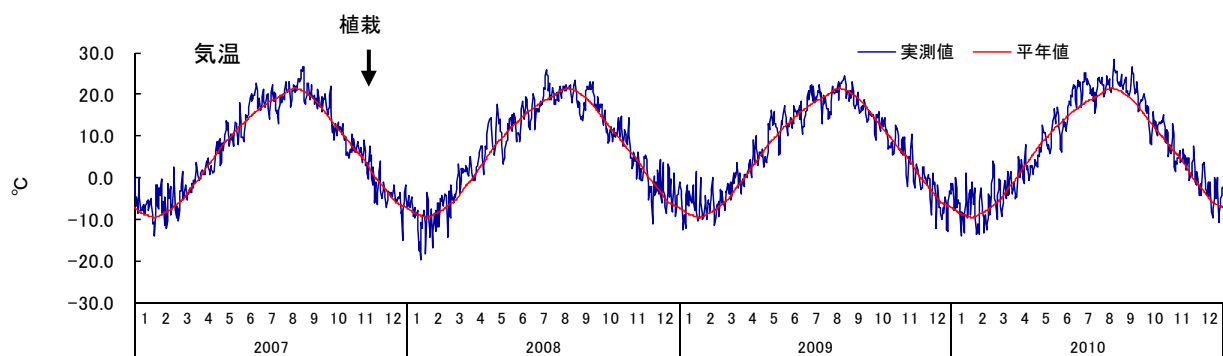


図 5-19 試験期間の気温状況（アメダス：比布）

平年値の統計年は、1981 年～2010 年。



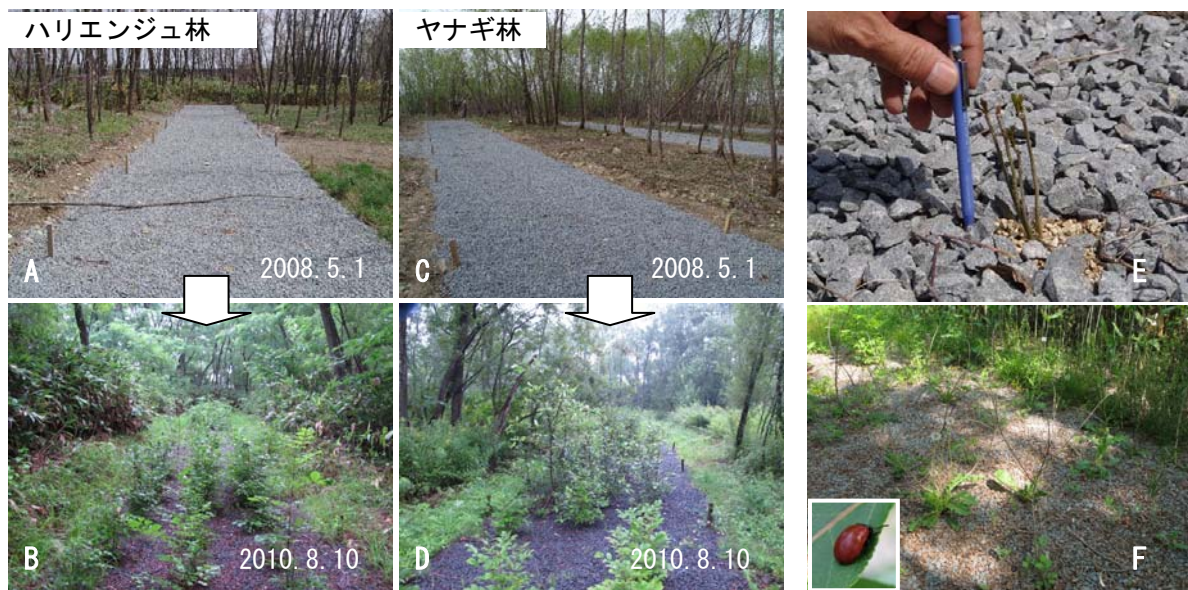


写真 5-4 (A,B) ハリエンジュ林, (C,D) ヤナギ林の林種転換の試験地の状況. (E) 導入した実生群苗. (F) ドロノキハムシとドロノキの衰退.

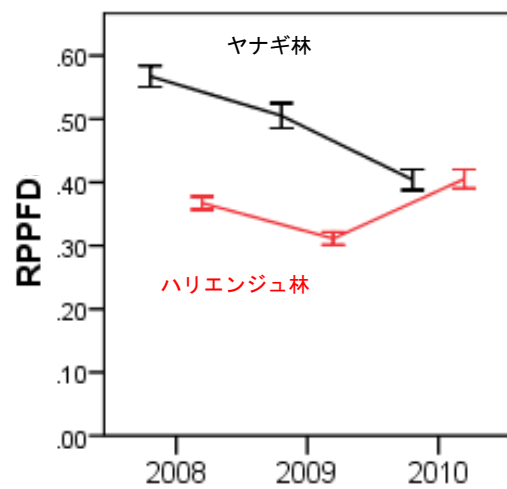


図 5-20 相対光量子束密度  $rPPFD$  の経年変化 (平均値+標準誤差)



## (2) 結果と考察

ハリエンジュ林の影響は、1年目の2008年、2年目にはみられなかったが、3年目のドロノキで、生存本数、主軸長が減少する傾向がみられた（図 5-21，表 2-8）。

生存本数については、ヤナギ林での1年目のカラスの引き抜きによる個体数減少（図 5-21，表 2-8）が顕著であったが、2年目、3年目には前年の生存状況の影響が大きく（表 2-8），おおよそ横ばいの推移をしている（図 5-21）。イタヤカエデについては、ハリエンジュ林、ヤナギ林ともに、経年的に生存本数が減少していることから、自然減と考えられる。

主軸長の詳細については、おおよそ前年の主軸長と正の影響がみられ（表 2-8），前年の主軸長が大きいほど、当年の主軸長が大きくなっていた。また、樹種特性としては、ハルニレ、ドロノキの初期成長がはやく、特にハルニレについては、 $rPPFD$  と正の関係があり、明るい光環境ほどよく成長する傾向にあった（表 2-8）。そのため、明るい光環境のヤナギ林でハルニレ、ドロノキの主軸長が大きくなっていたと考えられる（図 5-21）。ただし、ドロノキについては主軸長と  $rPPFD$  の関係がみられず（表 2-8），これについてはサンプル数が少ないことによるものと考えられる。なお、 $rPPFD$  との応答については、ヤチダモが3年目に正の関係、オニグルミが負の関係もみられ（表 2-8），樹種特性があらわれてきている。

ドロノキの生存、成長に及ぼすハリエンジュ林の影響については、現地の観察からドロノキハムシによる虫害の影響がみられたことから、これによる衰退枯死、あるいは萌芽再生により主軸長が低下したと考えられる（写真 5-4）。ただし、ドロノキハムシの影響がハリエンジュで大きくなるかは不明であり、今後これらの影響が林種間で大きく異なるか等も含め、評価が必要となる。

以上のように、3年経過した状況として、導入樹木の生存、成長に及ぼすサイトの影響は、一部ドロノキの3年目でみられたのみであり、ハリエンジュ林の林種転換が可能であり、成熟林導入の可能性が示唆された。

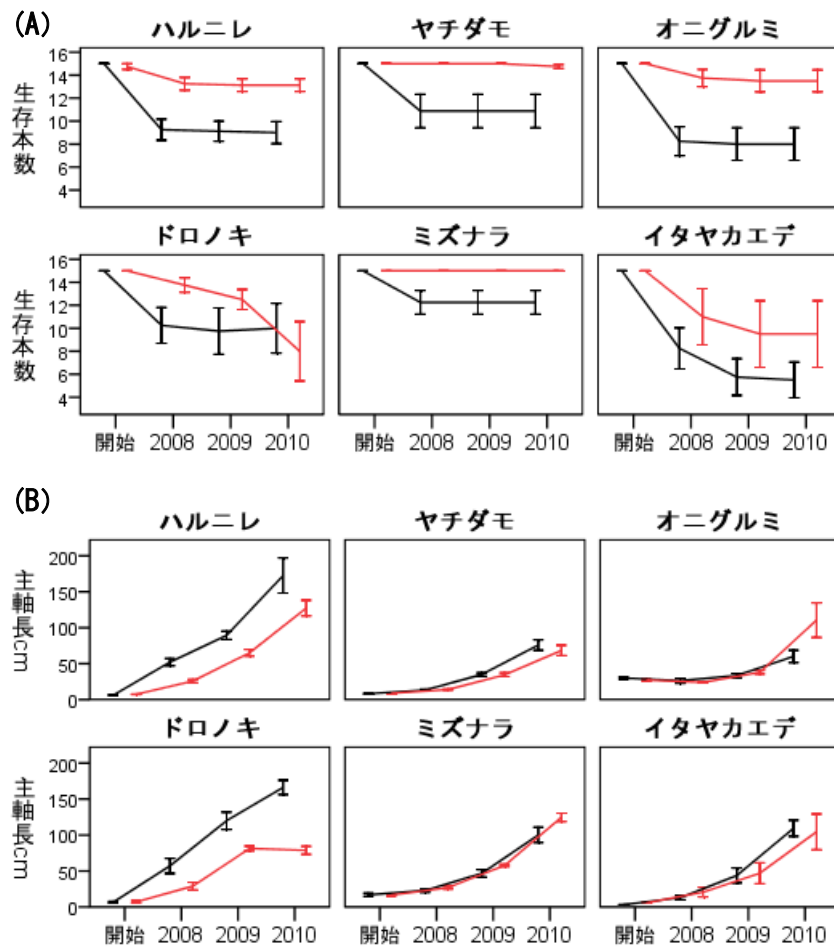


図 5-21 (A) 生存本数, (B) 主軸長の経年変化 (平均値 $\pm$ 標準誤差)

—, ハリエンジュ林; —, ヤナギ林

表 5-5 導入樹種の生存本数，主軸長を目的変数，サイト，相対光量子束密度，前年の状態を説明変数とした GLM の結果．誤差構造については，生存本数がポアソン分布，主軸長が正規分布に従うとした．サイト（ハリエンジュ林）は，ヤナギ林を基準とした．

生存	サイト (ハリエン ジュ林)	相対光量子 束密度 (rPPFD)	前年生 存本数	引き抜き 本数
<b>2008</b>				
ハルニレ	-0.15	-0.72	0.11	<b>-0.11</b> *
ヤチダモ	-0.03	-0.05	-	<b>-0.10</b> **
オニグルミ	0.08	-0.61	-	-0.08
ドロノキ	0.16	0.82	-	-0.09
ミズナラ	-0.01	-0.01	-	-0.08
イタヤカエデ	-1.09	-2.60	-	<b>-1.13</b> *
<b>2009</b>				
ハルニレ	-0.03	-0.12	<b>0.10</b> *	-
ヤチダモ	-0.03	-0.06	<b>0.10</b> **	-
オニグルミ	-0.27	-0.90	0.11	-
ドロノキ	-0.12	0.59	<b>0.14</b> *	-
ミズナラ	-0.01	0.00	0.08	-
イタヤカエデ	-0.28	-1.85	<b>0.15</b> **	-
<b>2010</b>				
ハルニレ	-0.05	-0.04	<b>0.11</b> *	-
ヤチダモ	-0.04	-0.03	<b>0.10</b> **	-
オニグルミ	-0.01	0.06	0.10	-
ドロノキ	<b>-0.82</b> **	3.01	<b>0.17</b> **	-
ミズナラ	0.00	-0.02	0.08	-
イタヤカエデ	0.00	-2.13	<b>0.12</b> **	-
主軸長	サイト (ハリエン ジュ林)	相対光量子 束密度 (rPPFD)	前年主 軸長	
<b>2008</b>				
ハルニレ	-16.47	57.67	0.89	-
ヤチダモ	2.41	9.68	<b>1.20</b> **	-
オニグルミ	-0.56	-5.95	1.09	-
ドロノキ	-14.19	93.48	2.96	-
ミズナラ	2.35	-11.45	<b>1.28</b> *	-
イタヤカエデ	23.53	5.38	-6.03	-
<b>2009</b>				
ハルニレ	5.72	<b>53.26</b> *	<b>0.77</b> **	-
ヤチダモ	5.59	30.70	<b>1.80</b> **	-
オニグルミ	9.39	14.20	0.77	-
ドロノキ	-17.67	-20.34	0.84	-
ミズナラ	18.39	45.18	0.19	-
イタヤカエデ	-18.44	-37.67	1.87	-
<b>2010</b>				
ハルニレ	31.64	-99.17	<b>3.15</b> **	-
ヤチダモ	-4.67	<b>77.75</b> **	<b>2.34</b> **	-
オニグルミ	43.92	<b>-511.61</b> *	1.99	-
ドロノキ	<b>-77.72</b> **	161.82	0.50	-
ミズナラ	6.50	50.90	1.59	-
イタヤカエデ	-5.98	138.91	<b>1.48</b> **	-

※サイトについては，括弧内と逆のカテゴリを基準として表示しており，サイト（ハリエンジュ林）が正の有意な影響の場合は，ヤナギ林よりも有意なことを示す（\*, $P<0.05$ ; \*\*, $P<0.01$ ）

# ハリエンジュ林



# ヤナギ林



写真 5-5 試験地の林種転換の状況

#### 5-2-4 今後のモニタリング等

上記の結果から、ハリエンジュ対策の一環として、現存の樹林景観を維持しつつ徐々に林種転換していく方法も選択肢となる可能性が示唆された。ただし、3年目から一部ドロノキでハリエンジュ林の影響がみられたこと等、今後他の樹種の推移を把握する必要がある。したがって、初期段階として、周辺の草本類より樹高が高くなるまでは、しっかりと評価することが重要となる。

また、中長期の観点では、導入樹木が林冠へと到達するかの確認とともに、施工帯と残された帯の推移を把握する必要がある。現在は年2回程度の除草、試験区画周辺の刈り込みを実施しているが、周辺の草本類より大きく成長した後には管理終了を予定している。これに伴い、残された帯のハリエンジュが根萌芽により試験帯へと侵入すること、あるいは試験帯の樹木成長と種子散布により、導入樹種が残された帯に拡大すること等が想定される。これらの推移の把握、対策検討も課題となる。

今回は、河畔におけるハリエンジュ林の成熟林への誘導として、治水安全度上、樹木を許容できる箇所において、河畔林景観を維持しつつ林種を転換することについて検討した。今後は、周辺草本より大きくなるまでは林種間の生存、成長の評価といった植栽木状況評価により林種転換の可能性についての検討が必要となるが、それ以降は5年に一度程度の調査、検討により、植栽木の林冠到達状況や自然淘汰状況、ハリエンジュ帯への自然侵入状況等の成林過程での知見蓄積も必要となる。

他方、治水上、樹木が許容できない箇所においては、冒頭で述べた天地返し、地盤改変等の面的な対策の検討も必要となる。同時に、河畔へのハリエンジュの侵入、拡大については、侵入経路を絶つことが抜本的な対策となるため、河川周辺の植栽木に関する指針等の設定も必要となる。

### 5-3 参考文献

- 玉泉 幸一郎・飯島 康夫・矢幡 久 (1991) 海岸クロマツ林内に生育するニセアカシアの根萌芽の分布とその形態的特徴. 九州大学農学部演習林報告 **64**: 13-28.
- Glenza C., Schlaepfer R., Iorgulescu I., & Kienast F. (2006) Flooding tolerance of central European tree and shrub species. *Forest Ecology and Management* **235**: 1-13.
- Kozłowski T.T. (1997) Responses of woody plants to flooding and salinity. *Tree Physiology Monograph* **1**: 1-29.
- 萱場 祐一 (2000) 雫石川におけるハビタットの変化と冠水頻度との関連について. 環境システム研究論文集 **28**: 347-352.
- 小山 泰弘 (2007) ニセアカシアの駆除, 刈払いの効果を中心として. 森林技術 **781**: 16-19.
- 小山 浩正・高橋 文 (2009) 河川敷におけるニセアカシアの分布拡大に果たす種子の役割. 「ニセアカシアの生態学」(崎尾 均 編), pp.99-112. 文一総合出版, 東京.
- 久保 拓弥 (2012) データ解析のための統計モデリング入門. 岩波書店, 東京.
- 前河 正昭 (2002) ハリエンジュ. 「外来種ハンドブック」(日本生態学会編), pp.204. 地人書館, 東京.
- 丸山 温 (2004) 森林・林業用語の解説, 相対照度. 北方林業 **661**: 93-93.
- 真坂 一彦・山田 健四・小野寺 賢介 (2006) ニセアカシアはどんな樹木か, 外来種問題の視点から. 光珠内季報 **142**: 9-13.
- 松並 志郎・小林 真・里村 多香美・渡邊 陽子・菅田 定雄・市川 一・北篠 元・山ノ内 誠・門松 昌彦・秋林 幸男・笹 賀一郎・小池 孝良 (2008) ニセアカシアの侵入初期過程における根系動態, 切断根の萌芽再生能力の検討. 日本森林学会北海道支部論文集 **56**: 13-15.
- 長坂 有 (2000) 河畔林造成に適する広葉樹. 光珠内季報 **118**: 10-13.
- 小川 豪司・前田 諭・毛利 雄一 (2010) 自然の営力に着目したハリエンジュ対策に関する考察. リバーフロント研究所報告 **21**: 77-86.
- Siebel H.N., & Blom C. (1998) Effects of irregular flooding on the establishment of tree species. *Acta Botanica Neerlandica* **47**: 231-240.
- 崎尾 均 (2003) ニセアカシア (*Robinia pseudoacacia* L.) は溪畔域から除去可能か? 日本林学会誌 **85**: 355-358.
- 崎尾 均 (2009) 溪畔域におけるニセアカシアの除去. 「ニセアカシアの生態学」(崎尾 均 編), pp.287-295. 文一総合出版, 東京.
- 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報告 **18**: 119-127.
- 俵谷 祐吉・佐藤 孝・小野 一 (2008) 赤川自然再生事業における外来種ハリエンジュ駆除の試み. RIVER FRONT **61**: 18-21.
- 海野 修司・齋田 紀行・伊勢 勉・末次 忠司・福島 雅紀・佐藤 孝治・藤本 真宗 (2006) 多摩川永田地区における河道修復事業実施後の生物群集と物理基盤の変化. 応用生態工学 **9**: 47-62.
- Walker L.R., & Chapin F.S., III. (1986) Physiological Controls Over Seedling Growth in Primary

Succession on an Alaskan Floodplain. Ecology **67**: 1508-1523.

山田 健四・真坂 一彦 (2005) ニセアカシアの萌芽能力の季節的変動. 日本森林学会北海道支部論文集 **53**: 24-26.

北海道水産林務部治山課・北海道立林業試験場(監) (1999) 治山技術者のための森林技術整備マニュアル. 北海道治山協会, 札幌.

寒地土木研究所 (2011) 道路吹雪対策マニュアル,防雪林編 (平成 23 年改訂版) .



## 6. 治水、環境の両立に資する河畔林管理の具体化（案）（総合考察）

本章では、総合考察として、前章までの研究成果を概観するとともに、今後の河道計画、管理へと反映するため、得られた知見等による河畔林管理の具体化について考察した。また、今後の検討課題についてとりまとめた。

### 6-1 得られた研究成果

河畔林は、治水上は洪水時の抵抗といった阻害物等になる一方で、環境上は平常時の河畔生態系、河畔景観を構成する機能を有する。近年、治水と環境の両立の観点から、治水面は主に水理学等、環境面は主に生態学等の分野で進展してきた。しかしながら、自然現象を把握する上で着目点が異なる等、両者を融合させ、河畔林を考慮した河道の計画や管理に効果的に反映できる状態にはない状況であった。こうしたなか、近年では、河道と植生の動態に関する研究が進められてきたが、その多くは本州における扇状地河川を事例としたものが主体であった。自然堤防帯については、セグメント 2 区間として、土砂堆積、河岸部の植生化による川幅縮小等が問題視されてきたが（藤田 2007）、そこでの樹林化等に関する研究例は少ない状況にあった。

これらを踏まえ本研究では、特に、治水、環境に関連する要素として河畔林に着目し、北海道低地帯における河畔林の特徴把握、課題等の整理、課題解決に資する検討を行った。

河畔林の特徴把握においては、従来の研究の多くが本州の扇状地を中心としたものであり、気候帯の異なる北海道低地帯、また、扇状地より下流の自然堤防帯に着目した研究は少なかった。北海道低地帯の特徴として、「2-1 ヤナギ林の地域分布」のように、わが国の低地帯主要河川における河岸延長に占める河岸付近のヤナギ林が分布している延長の割合は、関東、四国、九州等の寡雪地帯では 1 割未満なのに対し、北海道のそれは約 7 割となっており、道内河川は樹林化が顕著に異なる地域特性であることを明らかにした。この要因については、出水の季節性に関連しており、北海道低地帯では融雪出水によりその頃に種子散布されるヤナギ類が拡大し定着すること、また、夏季出水がないため定着したヤナギ類はフラッシュされず成長するという事象と考えられた。

また、「2-2 道内における攪乱作用と河畔林の構造」のように、扇状地では礫分上に相対的にやや不安定な林分をもつ河畔林が維持され、自然堤防帯では礫分上に 1 m 程度（以上）の細粒分が堆積することが多く、相対的に安定した林分をもつ河畔林が維持されるといった特徴を明らかにした。このため、特に、自然堤防帯（セグメント 2）においては、河畔林による土砂捕捉により砂州の高地盤化・高木化が生じ易い等、出水時においても河畔林はフラッシュされ難い傾向になると考えられる。藤田（2007）の指摘するセグメント 2 河道での川幅縮小については、本州地域では河岸堆積物上の草本化となるが、積雪寒冷地では樹林化をとまなうことに留意が必要といえる。このように、樹林化し易い河道では、洪水対応のための河道拡幅等により、攪乱力が低下した低水路内を樹木のない状態で維持することに十分に留意が必要となる。

他方、「2-3 河畔林動態の特徴」のように、扇状地、自然堤防帯の河畔林動態、北海道低

地帯の潜在的な林種を文献より類推すると、自然状態では立地の安定に応じてヤナギ林→ハルニレ、ヤチダモ林といった土地的極相に遷移すると考えられ、特に自然堤防帯の河川は、扇状地の河川に比べ、河道の側方移動等の変化速度が遅いこと、河道内の攪乱作用が小さいことから、遷移段階の異なる河畔林が河岸から内陸にかけて、河岸に沿って帯状に配列されると考えられた。また、こうした遷移段階の異なる河畔林の環境形成機能として、「2-4 林種と環境形成機能の特徴」のように、林床植生を指標に見ると、先駆林は草原性の種群であり、遷移中・後期の樹林は森林性の種群となっており、海外の自然河川の樹林と林床植生の対応とも整合的であった。これらを踏まえ、現在の河畔植生を概観すると、概ねヨシ、ススキ等の草原と、ヤナギ林で構成されていることから、総じて草原性の環境要素となっており、森林性の環境要素が欠落していることを指摘した。

以上のような実態を踏まえ、「3 河畔林管理の課題と方向性」のように、北海道低地帯の河畔林管理の課題として、低水路内の樹林化による治水機能の低下、ヤナギ林繁茂による河畔環境の単調化を指摘した。また、これらの課題解決には、治水機能の観点から低水路における樹林化（拡大、成長）、出水時の樹木破壊等の評価手法の構築、環境機能の質的向上の観点から林種転換手法の構築が必要と考えた。

これらを踏まえ、低水路樹木の評価手法の検討として、「4-2 砂州の樹林化に関する評価手法の検討」のように、扇状地河道である忠別川において、水理諸量と樹木定着の関係、成長特性、倒伏特性を考慮し、砂州の樹林化に関する評価手法を検討した。検討した手法は樹林化の再現性が比較的良いことから、今後高木化する砂州箇所を評価する手法として有効と考えられた。また、この手法を適用することにより、ダム完成後等の河道変化の小さい河川における樹林化の進行、それがもたらす治水水面への影響を事前に評価でき、対策を講じることが可能と考えられた。

また、土砂堆積と樹林化が特徴となる自然堤防帯の事例として、尻別川における樹木消長モデルを検討した。既往研究においては、河原→草本→木本といった植生遷移に着目した植生消長モデル（李ほか 1999; 藤田ほか 2003; 田中ほか 2010a）、植生動態モデル（八木澤・田中 2009）が検討されていたが、北海道低地帯のような河原に直接ヤナギ類が定着すること、また、「4-3 樹木消長モデルの検討」の引き倒し試験で見たように、自然堤防帯（セグメント 2）のような土砂堆積の生じやすい区間では樹林化と土砂堆積が相互補完的に生じることで、定着した樹木が埋没し、倒伏等への抵抗力が増加することが明らかとなった。こうした、樹林化、埋没による倒伏抵抗の増加を考慮した河床変動解析モデルを構築し、16 年間の長期的な河道変化、出水時の樹木破壊状況を解析した結果、河床変動とともに、樹林化の進行、洪水時の樹木挙動が比較的良好に再現された。このように、道内の自然堤防帯のように、土砂堆積と樹林化が相互に関連する区間では、現況河道の将来予測、対策河道の効果検証等において、今回構築した樹木消長モデルのような評価が有効といえる。

他方、環境の多様化の観点から成熟林の導入に関し、天塩川でのヤナギ林の林種転換として、「5-1 ヤナギ林更新の試み」のように、冠水条件の異なる立地に主要広葉樹を導入し、冠水状況との関係、植生導入における苗サイズ、導入季節の影響、初期管理の必要性といった導入の可能性や導入の方法について試験を行った。試験開始 3 年後の状況であるが、冠水頻度の高い立地条件では樹種選択が生じ、稚樹段階の冠水耐性（生存率 50%を指標）は、冠水頻度でヤチダモ約 50 日、ハルニレ約 15 日、オニグルミ約 10 日、ミズナラ、イタ

ヤカエデ約 5 日を目安にすると、導入可能域の抽出が可能になることが明らかとなった。また、導入季節については、導入直後に出水を経験すると衰退傾向にあり、冠水頻度の高い立地では導入直後に融雪出水を回避できる春植栽が有効であった。冠水頻度の低い立地では季節による違いが小さい状況であった。他方、苗サイズの効果は小さく、季節ほど留意する必要はないと考えられた。草処理については、非処理の場合に 3 年目で草本との競合による生存本数の低下が見られ、初期のメンテナンスや、何らかの草本の対策が必要と考えられた。このように、成熟林への誘導に向けた植生導入については、年間の冠水頻度 50 日程度より低い箇所でも可能といえる。導入にあたっては、冠水頻度に応じた樹種選定、年間の冠水頻度が数日以上のある箇所では融雪出水後の春植栽、植栽時には基盤に砂利等でマルチングを行い、周辺の草本植生の草丈より大きくなるまで草本抑制を行うことで、成熟林への誘導が可能と考えられた。

さらに、近年繁茂傾向にあるハリエンジュ林への成熟林の導入として、「5-2 ハリエンジュ林更新の試み」のように、石狩川において林種転換の試験を行った。ハリエンジュ林は、アレロパシー等により林床への植生導入が困難と思われてきたが、ヤナギ林内への植生導入との比較から、試験開始 3 年後の状況であるが、両林種とも特に問題なく成育等が確認され、導入が可能であると考えられた。このため、駆逐が困難なハリエンジュについては、現在の河畔林景観を維持しつつ林種転換を行うことが可能と考えられた。

## 6-2 河畔林管理の具体化（案）

ここでは、本研究の成果、既往の研究成果等を踏まえ、北海道低地帯の低水路、高水敷における河畔林管理の考え方を考察した。低水路については、流路内（大半を占める砂州や水域）、水際（河岸法面や低水路河岸部の狭い箇所：河川の攪乱作用が及び難い箇所）にわけて考察した。

### 6-2-1 低水路

#### (1) 流路内

流路内では、流水の攪乱作用等に応じて樹木が形成されると、それらが洪水時には流心に位置し抵抗として大きく作用するため、樹林化による治水面等への影響を予測評価し、危険箇所の抽出と対応等が必要となる。

扇状地、自然堤防帯（なかでもセグメント 2-1）の区間では、複列砂州や単列砂州の形成が多く、中州や低水路に大きく張り出した寄州での樹林化が想定される。一方で、攪乱力の大きい区間でもあるため、樹林化した砂州は、洪水時にどの程度フラッシュされずに抵抗として残置するのか、あるいはどの程度成長した場合に抵抗となるかの評価が必要となる。また、治水面への影響は、流量規模によっても異なり、流量規模の大きな出水の場合は水位のせき上げに加え、偏流、流向変化による直接的な堤防侵食が懸念され、流量規模の小さな場合でも継続時間の長い場合には、河岸付近で掃流力が大きな状態が継続するため、2011 年の音更川での出水のように（北海道開発局・寒地土木研究所 2012）、河岸侵食→堤脚部の洗掘等が懸念される。

自然堤防帯の区間（なかでもセグメント 2-2）では、上記区間ほど多くないが部分的な中

州等が形成される。また、河岸に沿った砂州形成、中水敷や低水路拡幅箇所での土砂堆積が生じ易い。この区間は、攪乱力が小さく砂州に定着した樹木はフラッシュされず、土砂堆積を伴い高地盤化・高木化することが多い。このため、経年的な河畔林の拡大、成長、土砂堆積による抵抗力増加等により、洪水時にどの程度の河畔林が抵抗として残るか、あるいは水位上昇、流向変化による堤防侵食への影響等の把握が必要となる。

こうした事象への対応には、局所洗掘等により横断的な高低差の増加した箇所での伐採のみの対応では早期の再樹林化が生じるため、一連区間で生じているような局所洗掘の是正等の砂州の固定化の原因除去とともに、砂州の切り下げ、河道整正等による対策が不可欠となり、対策必要箇所の抽出、平常時の樹林化の抑制、洪水時の洗掘等を考慮した対策河道の設定が必要となる。こうした検討にあたっては、本論で検討した砂州の樹林化の評価や、樹木消長モデル等を適用することで、従来困難であった積雪寒冷地特有の平常時の樹木拡大を考慮した評価が可能になることが期待される。例えば、対策必要箇所の抽出については、5年後、10年後といった土砂堆積や樹木成長等の経年変化別に将来河道を評価し、変動後河道に流量規模別のハイドロを与えることで、洪水規模に応じた危険因子（水位上昇、洗掘、高速流等）の評価や、危険度ランク等の設定に活用でき、事前の対応や、重点的な管理や監視の実施につながることが期待される。また、対策河道の設定については、融雪出水等の概ね毎年の出水が期待できる程度の流量において、低水路内の大半を攪乱でき、平常時の砂州の異常な発達や樹林化が生じない掘削敷高、川幅等の河道形状の設定がポイントとなる。このようなトライアル的に数ケースの対策パターンを検討する上でも、樹木消長モデル等を適用することで、樹林化の抑制効果、治水面への効果について定量評価が可能となり、対策工の効果検証にも有効となる。今後は、問題箇所等での試験施工とともに、河道形状、樹林化等の状況に関するモニタリングを行い、シミュレーション結果との整合の確認等、本論で検討した樹木消長モデルの改良等のPDCAサイクルの取り組みが必要となる。

さらに、平常時の変化を考慮できるある程度の精度を持った評価モデルが構築された場合には、環境面の定量評価への活用も期待される。例えば、魚類の生息環境には水深、流速、河床材料等の物理環境が関連し、そうした物理環境の好適状態を提供できるかがポイントとなる。このため、現況河道及び対策河道より得られる平常時の水深、流速等の水理諸量、河床材料等より、浅場環境等の産卵環境を評価し、現況放置による劣化、対策による改善効果等の検討が求められる。このような平常時の河道の物理環境についても、樹木消長モデルを適用することで、河原の樹林化状況、樹林化をとまなう滞筋固定により主流路の河床が低下し浅場環境の縮小等の検討も可能となり、治水、環境の両面を考慮した河道の計画、管理への活用が期待される。

## (2) 水際

低水路法面部等では、底面せん断力が小さく細砂の堆積が進行し易い(泉・Parker 1997)、また、流心に比べ摩擦速度等の攪乱力も小さい等、横断的に見ると最も樹林化し易い箇所であり、ヤナギ類の定着地となる裸地が形成されない箇所（土砂堆積がない箇所）以外では樹木のない状態での維持は困難と考えられる。

こうした水際の河畔林について、環境面では、水際水面を樹冠で覆うこと、水中で根の張り出して微生物環境を形成等、カバー効果を有すことから、魚類等の重要な生息環境と

なっている。

これらを踏まえると、水際の樹林化の許容を基本とし、流下能力の厳しい区間では洪水時に倒伏や流失等で河積確保が期待される管理樹高を定めて管理することが合理的と考えられる。参考までに、流下能力に支障とならない管理樹高について、尻別川を例にすると、胸高直径 20 cm 程度（樹高 15 m 程度）であり（図 6-1）、洪水時の倒伏等を期待するには 15～20 年に一度程度（樹高 15 m 時の樹齢 18）の管理伐採が必要となる。管理伐採時には、左右岸交互の千鳥状等によって年次計画で実施していくと、平常時の水際環境機能の確保につながると考えられる。

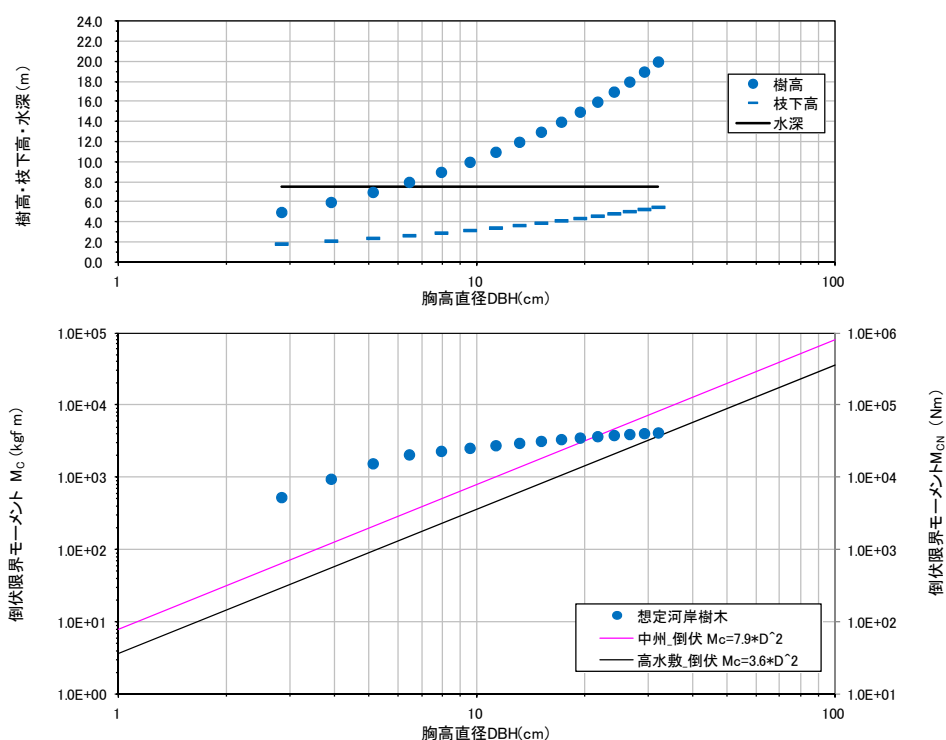


図 6-1 樹高別の倒伏判定

前記の尻別川 KP19.6 右岸の河岸法面に、洪水（整備計画目標流量）発生時の水深、流速が作用した場合を想定。樹木は感度的に見るために樹高 1m 毎にプロット。

## 6-2-2 高水敷

本論では、ヤナギ林→成熟林への遷移が健全に進行せず、河畔環境が草原性の環境要素で森林性の環境要素が欠落していることから、成熟林の再生の必要性を指摘した。また、人為的な植生導入により河畔林遷移を促す林種転換については試験的に可能であることが示唆された。ここでは、治水と環境の両面から成熟林を配置する場合について考察する。

### (1) 大径木の役割

#### 1) 環境面

成熟林は森林性の環境要素をもたらすことに加え、大径木の存在自体が様々な生物にとって重要である。例えば、北海道では、開拓以前に広く分布していたといわれる環境省レッドデータブック絶滅危惧種 IA 類に指定のシマフクロウがあげられる。シマフクロウの生息には、ミズナラ、ハルニレなどの大径木の樹洞に営巣するため（中村・中村 1995）、成熟した河畔林が必要となる。こうした絶滅の危機に瀕している生物の利用、人為的に植生を導入して大径木からなる成熟林の成立までに要する 50～100 年の時間を考慮すると、先駆林の更新は急務といえる。

#### 2) 治水面

現在の流下能力評価では、河畔林を完全な阻害物とみなす死水域評価が多い（建設省河川局監 1997）。しかし、河畔林が低密度な場合等には、死水域と扱うのは過剰な評価であり、樹木群を抵抗として考え、樹高、枝下高、胸高直径、樹木密度から算出される粗度係数により、林内を低流速域として評価することが妥当と指摘されている（国土技術研究センター 2002）。

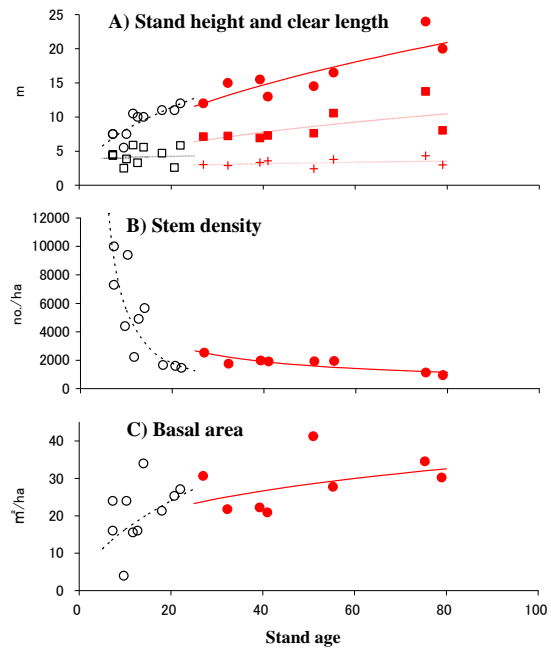
一般に樹林は、林齢の増加に伴い、低密度で、幹材積の蓄積が大きな状態へと推移する（北海道林業改良普及協会 1977）。河畔林も同様な樹林構造の推移を示す（Brinson 1990, 図 4-2）。図 6-2 には、ヤナギ属が優占する相対的に低木林状の林分と、ハルニレやヤチダモなどが優占する高木林状の林分における林齢と林分高、枝下高、樹幹密度、胸高総断面積との関係を示した。林齢の増加に伴い、林分高、林冠枝下高、胸高総断面積は大きくなり、密度は低下する。そして、ある程度の林齢になると横ばいとなる。ただし、枝下高、胸高総断面積の回帰式は、サンプル数が少ない影響もあると思われ、あてはまりがよくない。高木林状の林分では、先駆林分に比べ稚樹が多いことから、低い位置にも林冠が構成されることもある。したがって、次のステージの稚樹群をもたない先駆林分は、相対的に速くに低密度な状態へと推移できるが、周期的な洪水、暴風等の倒伏発生や維持管理等により、そのような状態を維持し難いと考えられる。

流水への抵抗については、樹幹、林冠といった投影面積、あるいは樹幹密度のような樹木群の相互的な干渉によるものがある。仮に、高水敷からの堤防高が約 5 m とした場合、高木林で最も枝葉の繁茂する上層の林冠は、計画高水位より上に位置した状態、さらに低密度な状態となり横断方向の樹木間隔が 5 m 以上（北川ほか 1989）になる際には出水時のゴミ等の流下物捕捉による閉塞への懸念は小さくなる。このように、高木林は洪水時の抵抗において、現状のヤナギ林に比べマイナスにならないと考えられる。ただし、高木林へと推移する時間を考慮する必要がある、当面は密生した状態の評価で、将来には低密度な状態での評価等といった工夫が必要となる。

図 6-2 十勝川水系の低地における林齢と林分高・枝下高(A), 樹幹密度(B), 胸高総断面積(C)との関係(生存木かつ DBH $\geq$ 3cm) (傳甫ほか 2011)。

○, ヤナギ属が優占する遷移初期の林分(堤外地, n=10); ●, ハルニレやヤチダモなどが優占する発達した林分(主に堤内地に残置されたもの, n=8)。(A)の○, ●は林分高, □, ■は林冠木の平均枝下高, +は発達した林分における林冠木を除いた平均枝下高。林冠木は2005年9-10月の現地調査で区別した。

(A): ○,  $y = 2.578 \cdot x^{0.496}$  ( $r^2 = 0.627, P < 0.01$ ); ●,  $y = 2.242 \cdot x^{0.510}$  ( $r^2 = 0.747, P < 0.01$ ); □,  $y = 3.586 \cdot x^{0.056}$  ( $r^2 = 0.005, P = 0.846$ ); ■,  $y = 1.587 \cdot x^{0.431}$  ( $r^2 = 0.459, P = 0.065$ ); +,  $y = 1.816 \cdot x^{0.151}$  ( $r^2 = 0.104, P = 0.437$ ). (B): ○,  $y = 229130.772 \cdot x^{-1.619}$  ( $r^2 = 0.729, P < 0.01$ ); ●,  $y = 26824.094 \cdot x^{-0.718}$  ( $r^2 = 0.721, P < 0.01$ ). (C): ○,  $y = 4.539 \cdot x^{0.556}$  ( $r^2 = 0.136, P = 0.294$ ); ●,  $y = 9.214 \cdot x^{0.288}$  ( $r^2 = 0.207, P = 0.258$ ).

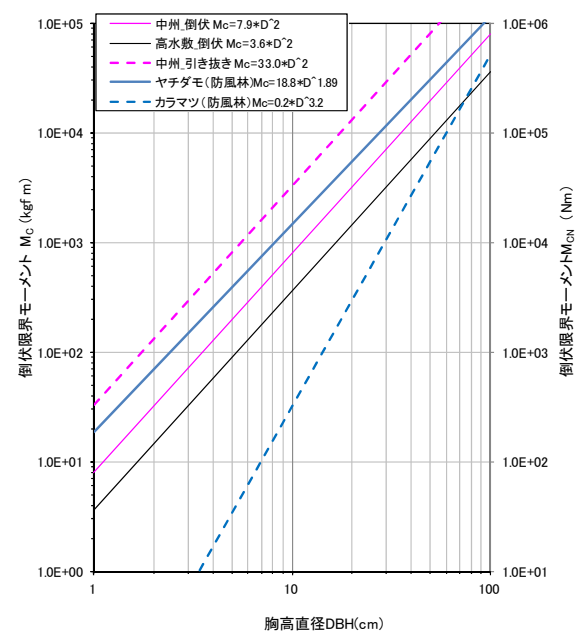


また、流木が大量発生するような出水の際には、河畔林そのものが流木の発生源となる一方で、それら流下を軽減するための流木捕捉機能も期待できる。2003年の沙流川、厚別川の出水では、流木が大量発生したなかで、河畔林による流木捕捉量が多いことが報告されている(土木学会水工学委員会 2004; 山田ほか 2006)。特に、複列砂州河道の副流路側、湾曲内岸部等の洪水流が直進する箇所での流木捕捉が多い傾向があることから、そうした通常時は水裏となっているが洪水時に直進する箇所等では流木の捕捉機能の考慮が下流への流木量低下につながる(渡邊 2007)。

潜在的な河畔林構成種であるヤチダモについては、深根型であり、図 6-3 のように、前記の尻別川における中州のヤナギよりも倒伏への抵抗が大きい傾向にある、流下能力との整合を図り、こうした樹林を適切に配置することで、流木被害の軽減が考えられる。ただし、図 6-3 に示すヤチダモの倒伏抵抗については、林地土壌である防風林での試験例のため、河畔の土質状況と異なることに留意が必要であり、確認については今後の課題となる。

図 6-3 尻別川の中州・高水敷(ヤナギ類), 防風林(ヤチダモ, カラマツ)に関する  
胸高直径と倒伏限界モーメント

前記の尻別川の引き倒し試験で得られた倒伏限界モーメントの回帰式。参考までに防風林(ヤチダモ, カラマツ)における回帰式を記載(佐藤ほか 2010)。図中の回帰式の係数は kgf m の単位である。





## (2) 成熟林の導入

### 1) 規模

成熟林が森林性の環境要素を発揮するには、規模について留意する必要がある。孤立林の小面積化は、土壌の乾燥化、植生変化に影響する（石田ほか 2002）。地表性甲虫の場合も、大規模な森林に比べ、小規模な孤立林では草地に生息する多数の種が侵入するため（堀 2001, 2003）、森林性の環境要素の発揮には樹林幅は広いほうが良いといえる。

河畔林幅のレビューや検討によると、水系次数の大きな平野部における片岸の最低幅は、栄養塩除去の観点から 10~20 m（高橋ほか 2003）、生態学的機能の発揮の観点から 40 m（河畔林研究会編 2001）を推奨している。今回のような成熟林のもつ森林性の環境要素の発揮には樹林の成立規模等の観点も必要と考えられる。例えば、最低幅として、成熟林の到達樹高に、林縁となるプラス  $\alpha$  を加えた規模があげられ、ハシドイーヤチダモ群集、オオバヤナギードロノキ群集等の到達樹高 20~30 m（宮脇・奥田 1990）、堤防側と河岸側それぞれの林縁 10 m 程度とすると、河畔林研究会編（2001）と同様な、40~50 m が成熟林配置の際の最低幅の目安と考えられる。これは、「2-4 林種と環境形成機能」における調査地タイプ C（ハルニレ、ヤチダモ等の樹林）の樹林幅について、最も狭い C2 で 40 m、次いで C1, C7 で 60 m であったことから目安値として妥当と考えられる。

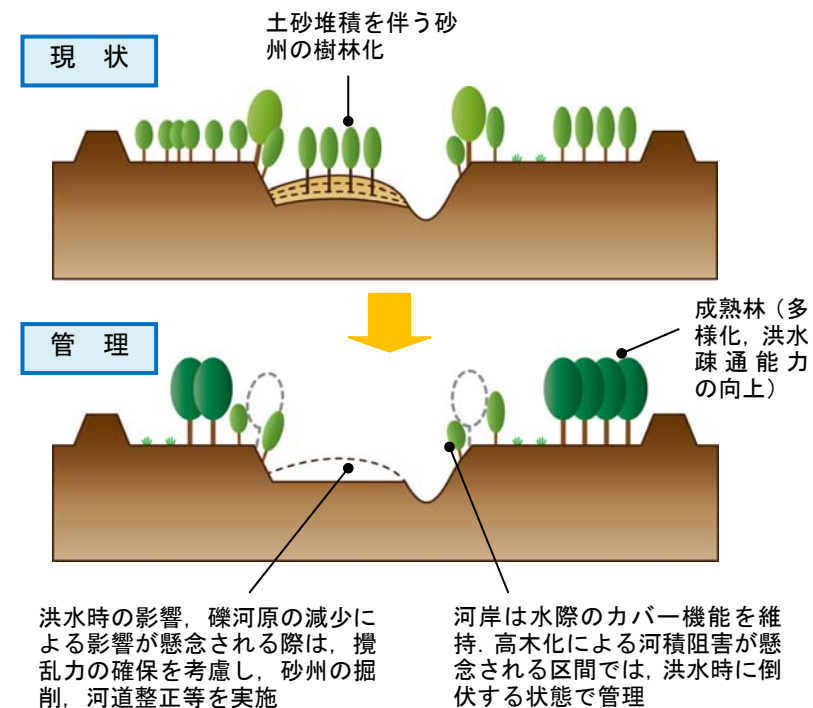
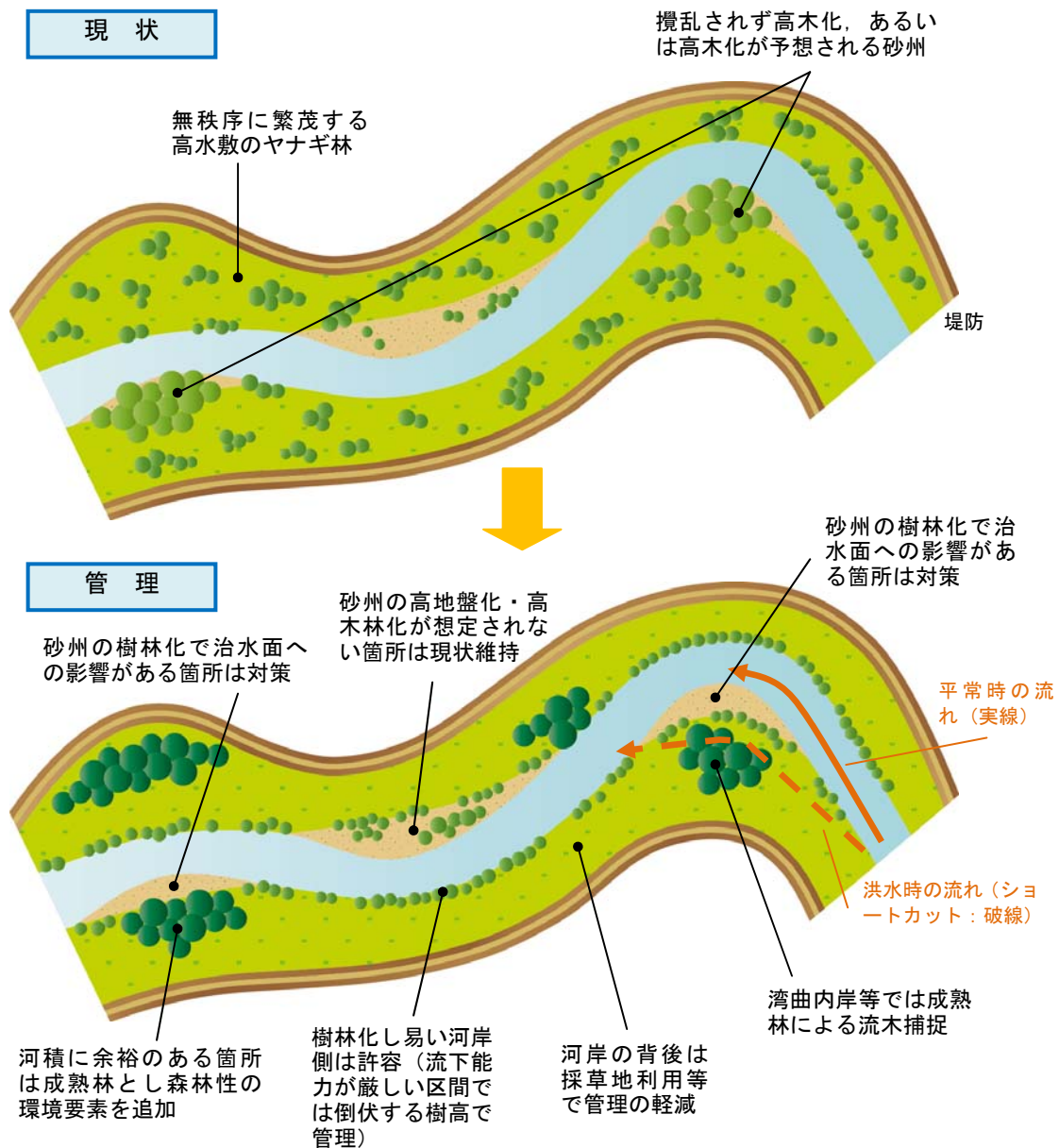
### 2) 配置

高水敷は、常時流水の影響を受ける低水路に比べ、河畔林をコントロールし易い。現状の河道の計画、管理では現状保全の思想が多いが、前記までのように、改変跡に無秩序に分布しているヤナギ林が理想とはいえず、計画的に管理していく必要がある。

基本的な考えとして、まず、無秩序に分布している河畔林について流下能力との整合を図り、横断的にどこかに集約配置する。集約配置することで、境界混合係数  $f$  が無駄に発生せず、まとまった規模の河畔林の担保に有利となる。また、集約配置により、河畔林箇所以外は堤内の土地利用とあわせ、採草地等として占用、公園利用等を行うことで、維持管理が軽減される。次に、集約配置する場所であるが、樹林化し易い河岸側での管理頻度の軽減、水際の生態的機能、河岸の安定化等の観点から、河岸側に寄せることが合理的と考えられる。そして、流下能力に余裕のない箇所では、緩衝林機能（高橋ほか 2003）、ヤナギ林の到達樹高から、河岸側から 10~20 m 幅のヤナギ林の配置（将来の樹林化を見込む）、流下能力に余裕がある箇所では、河岸から幅の広い成熟林配置が合理的と考えられる。

この他、堤防法線の局所的な拡幅箇所、合流点付の死水域箇所等へのまとまった規模の成熟林配置が考えられる。また、環境面では、防風林と河畔林の連結は、コリドーとして機能し、哺乳類の種多様性を高めることから（吉岡・柳川 2008）、堤内樹林を考慮した成熟林配置も効果的と考えられる。治水面では、扇状地河道等のような急流区間では、高水敷でも洪水流の流速が速い等、高水敷の侵食が生じ易く（河川環境管理財団 2012）、河畔林による流速の減勢や、流路の蛇行形状や洪水流の直進性等を考慮した流木捕捉を考慮した配置も考えられる。

以上をまとめ整理した概念的なものを図 6-4 に示す。



（低水路）

- ・ 砂州の樹林化の適正評価と、効果的管理
- ・ 対策河道での河床維持、再樹林化抑制、魚類生息の浅場環境の維持

（水際）

- ・ 流下能力に支障のある場合は幼木管理
- ・ 巡視や施設管理上必要は部分的に伐採、間伐で対応

（高水敷）

- ・ 無秩序な分布を河岸側にまとめ、背後は採草地等として利活用
- ・ 流下能力に余裕のある箇所で成熟林配置（堤内の既存林との連続性にも留意すると効果的）
- ・ 湾曲部の流木捕捉等に効果的な箇所への成熟林配置
- ・ 成熟林は、冠水頻度に応じて、導入可能域や樹種の選定

図 6-4 河畔林管理の考え方

### 6-3 今後の課題

本研究を踏まえ、治水、環境の両立を考慮した河道の計画、管理に反映する河畔林管理の構築に向けて、今後、以下のような検討が必要となる。

#### (1) 低水路内の樹林化に関する管理手法等の発展

- ・ 本研究で指摘したように、北海道低地帯の河川は樹林化し易い地域特性であり、樹林化による土砂捕捉等により倒伏への抵抗性の増加等が生じるため、これらを回避する砂州の切り下げ、河道整正等の対応策を進展させていく必要がある。
- ・ このため、試験施工やモニタリングをとおり、河道形状設定に関する水理諸量等の考え方の構築とともに、樹木消長モデル等の予測評価手法のブラッシュアップが必要となる。
- ・ 河道の計画、管理への反映にあたっては、予測評価手法について他のセグメント区間への適用等についても検討する必要がある。
- ・ また、こうしたモデルを将来予測、対策河道の効果検証に適用することで、平常時の滯筋固定等を考慮した水理環境の表現等、魚類の生息環境評価等へも活用でき、治水、環境の両面からのアプローチの具体化が期待される。また、治水、環境の定量化により、ダムによるフラッシュ放流の効果検討、気候変動にともなう治水、環境のリスク評価等にも有効となる。
- ・ 本研究で確認された、樹木定着後の土砂堆積によって倒伏抵抗等が増加する傾向については、他のセグメント区間との比較や、*DBH 20 cm* 程度等の樹幹の強度の大きな樹木のサンプルも増やし、破壊形態の吟味（倒伏（転倒）なのか、地中での破断（曲げ破壊）なのか）、倒伏・破断する際の根の深さの確認等、抵抗が増加する堆積厚の閾値の精査等を行う必要がある。
- ・ さらに、今回の倒伏検討は、自然含水状態での実施であったが、砂州の構成材料に粘土分等が少ない場合には、洪水時には高含水状態となることも想定され、そうしたケースを想定した試験との比較から、高含水状態によって抵抗がどのように変化するかを把握し、洪水時における想定条件を整理しておく必要がある。

#### (2) 河畔林の多様化

- ・ 本研究で試験的に行った成熟林導入に向けた林種転換について、将来的な成林状況を把握しておく必要がある（天塩川のヤナギ林更新地における高水敷では大きな出水を経験していない）。
- ・ 成林過程においては、初期のメンテナンスの必要性や軽減方法についての検討とともに、どの程度で治水上の疎通能力向上（枝下高、密生度等）に寄与するかを把握する必要がある。また、ハリエンジュ林の林種転換試験では、管理をやめると周辺からの根萌芽等によりハリエンジュ林に戻らないかの確認等が必要となる。
- ・ 成林後には、人為的に整備した樹林での環境形成機能について、自然状態で成立した樹林との比較から、林種転換の妥当性を確認する必要がある。
- ・ 成熟林の導入にあたっては、ヤチダモ（深根性）等の倒伏特性等について把握し、流木捕捉機能等の向上に対する有効性の把握が必要となる。

#### 6-4 引用文献

- Brinson M.M. (1990) Riverine forests. In: Forested Wetlands. Ecosystems of the World, 15. (eds. A.E. Lugo, M.M. Brinson, & S. Brown) , pp 87-141. Elsevier Science, Amsterdam.
- 傳甫 潤也・岡村 俊邦・堀岡 和晃・田代 隆志 (2011) 北海道自然堤防帯における河畔林の現状と管理方針の提案. 応用生態工学会誌 **14**: 45-62.
- 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 **747 (II-65)** : 41-60.
- 藤田 光一 (2007) 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」河川技術者のために. 第 43 回水工学に関する夏期研修会公演原稿: 1-20.
- 堀 繁久 (2001) オサムシ科甲虫群集からみられた森林のエッジ効果. 北海道開拓記念館研究紀要 **29**: 51-58.
- 堀 繁久 (2003) 孤立林のオサムシ科甲虫群集の特性. 北海道開拓記念館研究紀要 **31**: 15-28.
- 泉 典洋・Gary PARKER (1997) 浮遊砂を輸送する礫床河川の平衡横断面形状. 土木学会論文集 **No.565/II-39**: 43-55.
- 石田 弘明・戸井 可名子・武田 義明・服部 保 (2002) 大阪府千里丘陵一帯に残存する孤立二次林の樹林面積と種多様性,種組成の関係. 植生学会誌 **19**: 83-94.
- 北川 明・島谷 幸宏・小栗 幸雄 (1989) 川辺の樹木に関するフィールドワーク. 第 33 回水理講演会論文集: 625-630.
- 宮脇 昭・奥田 重俊 (編) (1990) 日本植物群落図説. 至文堂, 東京.
- 中村 登流・中村 雅彦 (1995) 原色日本野鳥生態図鑑, 陸鳥編. 保育社, 大阪.
- 李 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, 多摩川上流部を対象にした事例分析より. 水工学論文集 **43**: 977-982.
- 佐藤 創・鳥田 宏行・真坂 一彦・今 博計・澁谷 正人 (2010) 防風林の風倒要因の解析, 2004 年台風 18 号による北海道美唄市の例. 日本森林学会誌 **91**: 307-312.
- 高橋 和也・林 靖子・中村 太士・辻 珠希・土屋 進・今泉 浩史 (2003) 生態学的機能維持のための水辺緩衝林帯の幅に関する考察. 応用生態工学 **5**: 139-167.
- 田中 規夫・八木澤 順治・福岡 捷二 (2010a) 樹木の洪水破壊指標と流出指標を考慮した砂礫上樹林地の動態評価手法の提案. 土木学会論文集 **B66 (4)** : 359-370.
- 渡邊 康玄 (2007) 流木の挙動に関する研究. 河畔林の管理と流木に関するワークショップ資料. 寒地土木研究所.
- 山田 健四・長坂 有・佐藤 創・対馬 俊之・阿部 友幸 (2006) 2003 年台風 10 号災害における厚別川流域河畔林の被害状況と流木発生・捕捉量の定量化. 砂防学会誌 **59**: 13-20.
- 吉岡 麻美・柳川 久 (2008) 北海道十勝地方の農耕地域における哺乳類による河畔林と防風林の利用. 帯広畜産大学学術研究報告 **29**: 66-73.
- 八木澤 順治・田中 規夫 (2009) 河道内植生の洪水による破壊・再生を考慮した植生動態

- モデルの開発. 水工学論文集 **53**: 1171-1176.
- 土木学会水工学委員会 (2004) 平成 15 年台風 10 号北海道豪雨災害調査団報告書.
- 北海道林業改良普及協会 (1977) 北海道主要造林樹種収穫表と成長量に関する資料, 第 II 編. 北海道林業改良普及協会, 札幌.
- 北海道開発局・寒地土木研究所 (2012) 平成 23 年 9 月 2 日からの停滞前線による大雨災害十勝川水系音更川の堤防の一部流出に関わる調査報告.
- 建設省河川局(監) (1997) 改訂新版 建設省河川砂防記述基準(案)同解説・調査編. 山海堂, 東京.
- 溪畔林研究会(編) (2001) 水辺林管理の手引き, 基礎と指針と提言. 日本林業調査会, 東京.
- 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, 東京.
- 河川環境管理財団 (2012) 河川植生管理論, 堤防植生を除く. 河川環境総合研究所資料 **31**.

## 7. 結論

河畔林は、洪水時の抵抗等の阻害物となる一方で、平常時の河畔の生態系、景観の構成等の機能を有する。治水と環境の両立の観点から、治水面は主に水理学等、環境面は主に生態学等の分野で進展している。しかしながら、現象を把握する際の着目点の相違等、両者を融合させ、河畔林を考慮した河道の計画、管理へ十分に反映できる状況にない。こうしたなか、近年、河道と植生動態の研究が進展しているが、多くは多摩川等の本州の扇状地河川の事例である。自然堤防帯では、土砂堆積、河岸部の植生化による川幅縮小等が問題視されてきたが、樹林化等に関する研究例は少ない。また、樹林化の検討においても、わが国は南北に細長く、その中で気候帯、植生帯が異なる等、地域特性に着目した検討は少ない。このような状況において、生態学的アプローチと水理学的アプローチを融合させた河道の計画、管理が重要となる。

本研究では、北海道低地帯における河道と河畔林との関係を踏まえ、治水、環境に配慮した河畔林管理の具体化を目標に、次の大きく5つについて検討した：(2章)北海道低地帯の河畔林の特徴把握とともに、(3章)河畔林管理に関する現状と課題整理を行った。また、河道の計画、管理に必要となる、(4章)予防的管理に資する低水路内の樹林化評価手法、(5章)環境多様化に資する河畔林更新の検討を行った。以上を踏まえ、(6章)総合考察として、河畔林管理の具体化について考察した。本研究において得られた知見は以下のとおりである。

- ・ 先ず、北海道低地帯の河畔林の特徴把握として、全国の樹林化状況の比較から、河岸延長に占める樹林化割合は、寡雪地帯では1割未満なのに対し、北海道は約7割である等、道内河川は樹林化し易い地域特性であることを明らかにした。
- ・ また、現地における河道内の攪乱作用と河畔林の分布、構造等の関係からは、扇状地では相対的にやや不安定な河畔林が維持され、自然堤防帯では相対的に安定した河畔林が維持される等の特徴を把握し、自然堤防帯では、砂州の高地盤化・高木化が生じ易い等、出水時でもフラッシュされ難いことを指摘した。
- ・ さらに、河畔林のダイナミクスについて、知見の少ない自然堤防帯に着目した文献調査を行った。自然状態の場合、網状河道に比べ、遷移の中間種、後期種が優占し、流路の側方移動、地盤高の増加に伴い、先駆林から遷移中・後期の成熟林が成立等、遷移段階の異なる河畔林が河道に沿って帯状に分布等が考えられた。しかし、現在は、周辺に成熟林の母樹がないこと、周期的な管理等で遷移し難い状況を指摘した。
- ・ 加えて、河畔林の環境形成機能として、林床植生を指標に調査、検討し、先駆林は草原性の種群、成熟林は森林性の種群となる対応関係を把握した。これより、現在は、総じて草原性の環境要素であり、森林性の環境要素の欠落を指摘した。
- ・ 以上の実態を踏まえ、北海道低地帯の河畔林管理の課題として、低水路内の樹林化による治水機能の低下、ヤナギ林の繁茂による河畔環境の単調化を指摘した。これらの課題解決には、低水路における樹林化、出水時の樹木破壊等の評価手法の構築、先駆林から成熟林への林種転換手法の構築の必要性を指摘した。
- ・ 低水路樹木の評価手法の検討として、扇状地河道である忠別川において、水理諸量と樹木定着の関係、成長、倒伏を考慮し、砂州の樹林化に関する評価手法を検討し

た。検討手法は樹林化の再現性が比較的良く、今後高木化する砂州箇所の評価手法等として有効となる。

- ・ また、土砂堆積と樹林化が特徴となる自然堤防帯の事例として、尻別川において樹木消長モデルを検討した。モデル検討では、土砂堆積による倒伏、引き抜きへの抵抗値の増加、水理諸量と樹木定着、成長、樹木破壊等を考慮する河床変動解析モデルを構築し、出水時の樹木破壊状況を検討した。この結果、河床、樹林化、洪水時の樹木破壊等が比較的良好に再現され、本モデルの評価手法の有効性を指摘した。
- ・ 他方、環境の多様化として、ヤナギ林、ハリエンジュ林を対象に林種転換に関する検討を行った。試験開始3年後の状況から、ヤナギ林においては、冠水頻度の高い立地では樹種選択が生じ、稚樹段階の冠水耐性を目安にすると、導入可能域の抽出が可能となること、導入季節については、冠水頻度の高い立地で導入直後に融雪出水を回避できる春植栽が有効等、成熟林への誘導が可能と考えられた。また、ハリエンジュ林でも導入種は問題なく成育等、林種転換が可能であることが示唆された。
- ・ 以上を踏まえ、総合考察として、河畔林管理の具体化を検討した。低水路では、河床の横断的な比高差が大きい等、伐採のみでは再樹林化が生じるため、状況に応じて砂州の切り下げ、河道整正等による対策が必要となり、本論で検討した砂州の樹林化評価、樹木消長モデル等の適用で、従来困難であった樹林化による治水面への影響評価、対策必要区間の抽出、対策河道の効果検証等が可能となる。また、低水路法面等の攪乱力を期待できない箇所は、樹林化の許容を基本とし、治水安全度に応じ、洪水時に倒伏する樹高以下での管理等が合理的なことを指摘した。
- ・ 高水敷では、流下能力との整合を図り、ヤナギ林の量的な抑制とともに、成熟林（洪水疎通能力が高い、森林性の環境要素の付加、流木捕捉機能の向上等）の計画的な配置や、質的向上等を実施していくことが有効であることを指摘した。
- ・ 同時に、低水路内の樹林化に関する管理手法等の発展及び河畔林の多様化についての今後の検討課題等についても整理した。

以上のように、本論では、治水面、環境面でそれぞれ進展してきた水理学、生態学等について分野横断的な研究を行い、実際の河道計画、管理の際に有効となる樹林化等の河畔樹木の評価手法の検討、環境の多様化に資する手法の検討、河畔林配置の考え方案等について検討した。今後の検討課題はあるものの、これらは、分野の異なる学術的知見の蓄積や融合、それらを実河川に反映する方法として有益といえる。



## 8. 謝辞

本論の審査にあたり、主査である北海道科学大学 岡村俊邦教授，副査である北見工業大学 渡邊康玄教授，石川県立大学 柳井清治教授，北海道科学大学 田沼吉伸教授，白石悟教授には大変有益なご助言を頂くとともに，今後の検討課題等に関しても多くのご指導を頂いた。また，株式会社ドーコン 渋谷義仁氏には，論文提出に先立ちご校閲頂き，技術的事項，論理構成等について多くのご助言を頂いた。

研究内容については，特に，株式会社ドーコン 堀岡和晃氏との共同検討，竹村健氏とのモデル共同開発，佐藤孝太氏，舩屋繁和氏，阿部格氏の解析等のご協力に支えられた。また，株式会社ドーコン 小本智幸氏，吉田透氏，八巻清氏，吉田隆年氏，戸嶋光映氏，山下茂明氏，工藤啓介氏，大村宣明氏，池田俊文氏には，本論及び技術的事項に関して日頃より多くのご指導，ご助言を頂いた。

各章の検討過程では多くの方々にご支援を頂いた。2章の検討時には，北海道大学 東三郎名誉教授，中村太士教授，弘前大学 石川幸男教授，元 足利工業大学 澤畑浩教授，元 独立行政法人寒地土木研究所 吉井厚志氏，独立行政法人北海道立総合研究機構 長坂有氏，有限会社アークス 孫田敏氏，元 雪印種苗株式会社 鈴木玲氏にご指導，ご鞭撻を頂いた。4章の検討時には，株式会社ドーコン 川田貴章氏，城岡勝宣氏，山田雄基氏に大変有益なご助言，ご協力を頂いた。現地の試験，調査においては，株式会社北水エンジニアリング 柏倉正毅氏，株式会社セ・プラン 藤田真人氏，札幌市 近藤圭氏，FRS コーポレーション株式会社 徳島秀彦氏にご協力頂いた。また，本論のイラスト作成等においては株式会社ドーコン 米田心美氏にご協力頂いた。

本研究は多くの業務等を通して検討させて頂いたものであり，特に，北海道開発局 旭川開発建設部の関係各位，小樽開発建設部の関係各位には，日頃の共同検討を通して多くのご助言を頂くとともに，検討の場を与えて頂いた。また，本論に関するデータの使用に快諾を頂いた。

以上の方々のご協力がなければ本論をまとめることはできませんでした。ここに記して，心より感謝申し上げます。

