



Title	緩勾配山地河川における倒流木と魚類生息環境に関する研究
Author(s)	阿部, 俊夫
Degree Grantor	北海道大学
Degree Name	博士(農学)
Dissertation Number	甲第4822号
Issue Date	1999-03-25
DOI	https://doi.org/10.11501/3151503
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/51602
Type	doctoral thesis
File Information	000000336694.pdf



緩勾配山地河川における
倒流木と魚類生息環境に関する研究

林学専攻 博士後期課程

阿部 俊夫

①

目次

緩勾配山地河川における
倒流木と魚類生息環境に関する研究

第1章 序論 1

第2章 調査地概況 19

第3章 調査方法 13

第4章 調査結果 27

第5章 考察 51

第6章 結論 57

参考文献 61

謝辞 65

索引 69

図表目録 73

図1 調査地概況図

図2 調査地概況図

図3 調査地概況図

図4 調査地概況図

図5 調査地概況図

図6 調査地概況図

図7 調査地概況図

図8 調査地概況図

図9 調査地概況図

図10 調査地概況図

図11 調査地概況図

図12 調査地概況図

図13 調査地概況図

図14 調査地概況図

図15 調査地概況図

図16 調査地概況図

図17 調査地概況図

図18 調査地概況図

図19 調査地概況図

図20 調査地概況図

図21 調査地概況図

図22 調査地概況図

図23 調査地概況図

図24 調査地概況図

図25 調査地概況図

図26 調査地概況図

図27 調査地概況図

図28 調査地概況図

図29 調査地概況図

図30 調査地概況図

図31 調査地概況図

図32 調査地概況図

図33 調査地概況図

図34 調査地概況図

図35 調査地概況図

図36 調査地概況図

図37 調査地概況図

図38 調査地概況図

図39 調査地概況図

図40 調査地概況図

図41 調査地概況図

図42 調査地概況図

図43 調査地概況図

図44 調査地概況図

図45 調査地概況図

図46 調査地概況図

図47 調査地概況図

図48 調査地概況図

図49 調査地概況図

図50 調査地概況図

図51 調査地概況図

図52 調査地概況図

図53 調査地概況図

図54 調査地概況図

図55 調査地概況図

図56 調査地概況図

図57 調査地概況図

図58 調査地概況図

図59 調査地概況図

図60 調査地概況図

図61 調査地概況図

図62 調査地概況図

図63 調査地概況図

図64 調査地概況図

図65 調査地概況図

図66 調査地概況図

図67 調査地概況図

図68 調査地概況図

図69 調査地概況図

図70 調査地概況図

図71 調査地概況図

図72 調査地概況図

図73 調査地概況図

図74 調査地概況図

図75 調査地概況図

図76 調査地概況図

図77 調査地概況図

図78 調査地概況図

図79 調査地概況図

図80 調査地概況図

図81 調査地概況図

図82 調査地概況図

図83 調査地概況図

図84 調査地概況図

図85 調査地概況図

図86 調査地概況図

図87 調査地概況図

図88 調査地概況図

図89 調査地概況図

図90 調査地概況図

図91 調査地概況図

図92 調査地概況図

図93 調査地概況図

図94 調査地概況図

図95 調査地概況図

図96 調査地概況図

図97 調査地概況図

図98 調査地概況図

図99 調査地概況図

図100 調査地概況図

林学専攻 博士後期課程

阿部俊夫

目次

はじめに	1
第1章 研究方法	4
1 研究目的	4
2 研究手法	8
3 研究対象流域の概況	10
1) 猿払川水系, 二ノ沢	
2) 問寒別川水系, 炭鉦の沢および上ヌカナン川	
第2章 倒流木の実態	18
1 解析方法	18
1) 倒流木の調査	
2) 淵およびカバーの調査	
3) データ解析	
2 結果および考察	27
1) 倒流木量	
2) サイズ, 滞留角度および腐朽度	
3) 樹種および供給形態	
4) 空間的分布	
5) 未流送木と流送木の特徴	
6) 淵およびカバーのタイプ	
7) 淵を形成していた倒流木の特徴	
8) 倒流木が淵量に与える影響	
3 緩勾配山地河川に分布する倒流木の特性	49
第3章 倒流木量が異なる2流域のサクラマス生息環境	51
1 解析方法	52
1) 調査区間の設定	
2) 生息場所変量の計測	
3) サクラマス個体数の推定	
4) データ解析	
2 解析結果	55
1) 流域および谷次数による生息場所変量の違い	
2) 流域および谷次数によるサクラマス生息密度の違い	
3) サクラマスの産卵床分布	
4) 生息場所特性とサクラマス生息密度との関係	

3	考察	65
1)	流域景観と生息場所特性	
2)	サクラマス生息密度に対する生息場所特性の影響	
3)	河畔林がサクラマスの生息に与える影響	
第4章	倒流木の除去による魚類生息環境の変化	73
1	実験および解析の方法	74
1)	調査区間の設定	
2)	実験方法	
3)	流路横断形状および生息場所変量の計測	
4)	魚類個体数の推定	
5)	データ解析	
2	解析結果	79
1)	地形変化量	
2)	地形変化の生じた場所	
3)	流路横断形状の変化	
4)	淵とカバーの変化	
5)	生息場所特性の変化	
6)	魚類生息密度の変化	
3	考察	91
1)	倒流木の除去が河床地形におよぼす影響	
2)	倒流木の除去が生息場所特性におよぼす影響	
3)	倒流木の除去が魚類生息密度におよぼす影響	
4)	まとめと結論	
第5章	倒流木と河川管理	100
1	北海道の緩勾配山地河川における倒流木の意義	100
1)	緩勾配山地河川と急勾配山地河川の比較	
2)	魚種による影響の違い	
2	倒流木を考慮した河川管理のあり方	105
1)	倒流木による災害の危険性とその対策	
2)	急勾配山地河川における倒流木の管理	
3)	緩勾配河川における倒流木の管理	
4)	河畔林の保全	
5)	地域に適した河川管理	
おわりに		117
謝辞		119
摘要		120
引用文献		124

はじめに

我が国において、治水のあり方が大きく変化したのは、治水三法の成立した明治30年前後だという（富山，1974）。それ以前は、洪水防御だけでなく、舟運や用水の確保にもかなり重点が置かれていたため、低水工事が主体であり、川の持つ自然の機能を認め、それをうまく利用することに注意が払われた（富山，1974；宮村，1985；木村，1991）。しかし、明治の近代化の流れ中で、西洋先進国の科学技術に目を奪われ、自然の機能に対して不信感を抱いた我が国の技術者は、伝統的な低水工事を捨て、連続堤による高水工事主体の治水方式へと大きく方向転換した。すなわち堤防によって洪水を完全に川の中に押し込めようという考えであり、人間生活と河川の自然との分断である。富山は、これを日本人の「自然観の断絶」という言葉で表現している。このような高水工事偏重の風潮に対し、一部の日本人技術者達は、来日していたオランダ人技術者も巻き込み、警鐘を鳴らした。例えば、この北海道にあっても石狩川治水の祖、岡崎文吉は、著書「治水（1915）」の中で、“近世の水理学は原始河川を過度に矯正し、またはこれを全く改造しようとして、河川の平衡状態を破壊し、かえって失敗に終わって弊害となっている”と批判し、自然を模範とし、自然の機能を尊重すべきであるという「自然主義」の治水思想を主張し、石狩川本川河道の保全に力を注いでいる（北海道開発局，1990）。しかし、鉄道の発達に伴う舟運の衰退や河川周辺の土地利用高度化の推進といった社会的背景から治水革命の流れは止まらず、このような警告が一般社会から耳を傾けられることはなかったようである。その後、大正に入って発電を中心とした利水事業が進み（村本ほか，1998），以降、我が国の河川行政は、治水と利水の2本柱となったが、ともに河川環境についてはなおざりにされてきた。特に、戦後には、

大水害の多発が大きな社会問題となり、出来るだけ早く洪水を海に流すための巨大でハードな治水施設の乱造をもたらすことになった（宮村，1985）。さらに高度成長期には、工事の経済性、効率性も重視されたため画一的なコンクリート護岸が横行し、河川環境は著しく悪化した（村本，1998）。そして、このころから相次いで起こった河川行政に対する自然環境保全の立場からの批判は、現在の近自然的な河川管理を求める動きへとつながっている。

治山・砂防は、流域の土砂生産および運搬を制御し、その成因となる荒廃地を復元緑化することで土砂災害と河道天井川化を防止し、下流での治水を容易にすることを大きな課題としており、広義では治水と一体のものと考えられる。現在でこそ、行き過ぎた溪流工事により批判を受けてはいるが、その究極の目的は国土の保全であり、決して環境の保全と矛盾するものではないはずである。高橋（1991）は、「砂防に限らず治山・治水は安定した国土を保障し、公共の福祉の増進を図ることを根源的な目的をしている。この意味で身近に好適な環境を保持することは、治山・治水本来のテーマの中において、決して周辺的な問題ではない」と述べ、河川環境の保全がこれからの砂防の重要な課題の一つであることを示した。今こそ、かつて断絶した自然観を回復し、短・中期的目標の土砂災害防止偏重から長期的目標の流域保全への発展を目指すべきときであろう。

幸いなことに、現在、こういった動きは確実に大きくなっているが（例えば、新谷，1990；中村，1992a；太田・高橋，1997；真島，1998），現状では流域環境管理に利用できそうな知見は決して豊富とはいえない。砂防学の分野にあっても環境の議論を行うようになってからまだ日は浅く、最も批判の強い魚類の生息についてさえ1980年代の高橋の研究（例えば、高橋・東，1980；Takahashi and Higashi，1984；高橋，1988）が最初のものと思われる。井上（1997）は、こうした基礎的資料の欠如が価値観に翻弄されただけの施策につ

ながらかねないとして懸念を表している。これら環境関連の問題は、専門分野間の境界に位置するものが多いため、既存の学問、行政のカテゴリーの中だけでは解決しにくいものであり、今後、砂防から他分野への積極的な参入および境界領域開拓がより一層必要になると考えられる。本論では、流域管理とは治水や利水だけではなく生物の生息環境の管理をも含むという立場から、倒木・流木と魚類の生息との関係を論じることとした。

第1章 研究方法

1 研究目的

河畔域に生育する樹木は、斜面の崩壊や洪水による洗掘 (mortality) などの様々な要因によって河川流路内に入り、倒木や流木 (以後、倒流木と記す) となる。我が国の流域管理では、こういった倒流木を、長らく流木災害を引き起こす厄介物として捉えてきた。倒流木は、上流域にあっては天然ダム形成、決壊により土石流を引き起こしたり、土砂とともに流下することで土石流災害の被害を大きくしたり、橋梁などの建造物を破壊するといった危険があると考えられている (水原, 1979; 瀬尾ほか, 1984; 水山ほか, 1985; 水山ほか, 1991; 石川, 1994)。また北海道にあっては、沿岸漁場定置網への被害も知られる。太平洋プレートの辺縁部に位置し、火山、地震の多い我が国は、その地形、地質構造上の特性から、上流域に急勾配荒廃溪流を多数抱えている (北村, 1991; 村本ほか, 1998)。加えて梅雨前線や台風などによる大雨のため、崩壊、地すべり、土石流といった自然現象が頻発している。国土面積が小さく平地も少ない我が国の場合、流域の人口密度は高く、土石流災害の危険区域内にも多くの集落が存在するため、概して倒流木による災害の危険は大きく、ひとたび災害が発生すればその被害は深刻なものになる (瀬尾ほか, 1984; 石川・志田, 1990)。このため我が国の倒流木研究は、主に防災上の視点から行われ、これらの研究は次の4タイプに分類される。

①運動形態に関する研究：水理模型実験による場合がほとんどである。流送時の倒流木の動きを明らかにした研究 (水原, 1973; 1974; 水原ほか, 1979; 水山ほか, 1991) や土石流中および扇状地上での運動について検討した研究

(瀬尾ほか, 1984; 水山ほか, 1991), 倒流木の移動, 停止条件に関する研究 (石川ほか, 1989; 水山ほか, 1991; 福岡・新井田, 1993) などがある。

②流下阻止に関する研究: これも多くは水理模型実験による。河川構造物により倒流木を捕捉し, 流下を阻止しようとする研究である。構造物の種類により通常の砂防ダム (水原, 1975; 瀬尾ほか, 1984; 水山ほか, 1991), 砂防ダムや床固め工に設置する流木防止柵 (水原ほか, 1980; 水原・武居, 1980; 石川ほか, 1990; 水山ほか, 1991), 格子型砂防ダム (松村ほか, 1990; 佐野, 1991) などに関する研究がある。また現地調査によって, これら砂防施設の効果を評価した研究もある (尾崎ほか, 1998)。

③生産に関する研究: 倒流木の生産, 流出の実態調査 (水原, 1979; 水山ほか, 1985; 山崎, 1993; 水山ほか, 1991; 石川, 1994) や, 過去の災害時の調査データから, 大雨時に倒流木がどれだけ流出するかを明らかにしようとした試み (石川ほか, 1989; 水山, 1991; 石川, 1994) がある。また水山ほか (1985) は, ロープによる倒流木の生産防止工についても検討している。

④土砂滞留や地形への影響に関する研究: 倒流木の集積による土砂の捕捉現象 (清水ほか, 1985; 山崎, 1993; 笠井・丸谷, 1994; 丸谷・笠井, 1995) や流路変動への影響 (酒谷ほか, 1980) などについての研究がある。

一方, 倒流木研究の先進地である北米 (特に太平洋岸北西部地方) では, 森林地帯を流れる河川において, 河畔林から供給された倒流木が, 水生生物の生息場所形成など河川生態学的に重要な役割を果たしていることが報告されている (Swanson and Lienkaemper, 1978; Harmon *et al.*, 1986; Bisson *et al.*, 1987)。例えば, 倒流木によって形成された淵は, 魚類の生息場所として重要であり (Bisson *et al.*, 1982; Nickelson *et al.*, 1992a, b), 倒流木は, 魚類や他の水生生物が外敵から身を隠したり (Everett and Ruiz, 1993), 速すぎる水流を避ける (Shirvell, 1990) ためのカバーを提供する。また倒流木は,

多様な河川地形を形成するとともに (Keller and Swanson, 1979; Nakamura and Swanson, 1993), 底生無脊椎動物の食物として重要な細粒有機物や魚類の産卵に重要な土砂を貯留する (Bilby and Likens, 1980; Harmon *et al.*, 1986; Bisson *et al.*, 1987; 岸, 1995)。底生無脊椎動物に対しては, 安定な生息場所 (Elliott, 1986; Hax and Golladay, 1998) や食物 (Anderson *et al.*, 1978; Dudley and Anderson, 1982) としての役割を果たすことも知られている。

もちろん, 北米でも初めから倒流木の有用性が理解されていたわけではない。太平洋岸北西部地方では, 開拓時代から150年間にもわたって河川流路内の倒流木や巨礫を邪魔物として除去し続けた歴史がある (Sedell and Luchessa, 1982)。かつて陸上交通が未発達で河川が人や物の輸送路として重要であった頃には航行の障害として, 木材需要が高まると上流で伐出した丸太の流送 (鉄砲堰を用いる場合もあった) の障害として, 大量の倒流木が河川から除去された。さらに1950年頃からは, 当時, 粗雑な林業活動により流路内に大量の不安定な倒流木 (伐採後の残材) が放置されたこともあって, 倒流木がサケなどの魚類の移動の障害になるとして除去する動きが強まった (Holman and Evans, 1964; Sedell and Luchessa, 1982)。またBrown (1980) のレビューにあるように, 倒流木は急勾配溪流の流路安定性に対する最大の脅威だとして, 防災上の危険性を強調する意見もあった。すなわち土石流の発生による河床, 河岸の異常侵食や下流でのその土砂の堆積, さらにカルバートや橋の破壊などの問題である。一方, 1970年代頃から河川生態学的重要性が明らかになるにつれて, 倒流木の及ぼす悪影響についても再検証がおこなわれ, 問題の多くは人間の不適切な河畔域の利用によって生じることが分かってきた。土石流の発生原因は, 不適切な林道建設の影響が大きく (Swanson *et al.*, 1976), 倒流木による土石流も, 森林伐採およびその後に行われる倒流木除去によって, 以前から存在

した巨大で安定な倒流木が無くなり小さくて不安定な倒流木が増えるために発生するものであり、もし巨大で安定した倒流木が5-10m間隔で存在するならば、これらが小さな倒流木の動きを抑えることによって土石流の発生を抑制するのではないかと考えられている (Swanson and Lienkaemper, 1978)。魚類の遡上障害となるような倒流木の集積も、魚がほとんど利用しないごくわずかな急勾配の区間に集中しており問題にならないという報告がある (Sedell and Luchessa, 1982)。このため現在では、適切な管理を行えば、倒流木の悪影響を抑え、多くの恩恵を享受することができると考えられている (Swanson et al., 1976; Sedell and Luchessa, 1982; Gregory and Ashkenas, 1990)。特に、太平洋岸北西部では、河畔域の管理を考える上で倒流木の存在を重要視しており、魚類などの水生生物の現存量を増加させるため倒流木の少ない川に人為的に倒流木を導入することもある (Gard, 1961; Gregory and Ashkenas, 1990; 中村, 1992b; 柳井, 1993; Riley and Fausch, 1995)。

我が国では、前述したように、倒流木について河川生態学的な見地からの議論はほとんど行われてこなかった。我が国と北米は、自然条件だけをみても様々な面で異なっており、当然、倒流木の影響も自ずと違ってくると思われる。例えば、倒流木の供給源である河畔林については、北米の太平洋岸北西部ではダグラス・ファー (*Pseudotsuga menziesii*) のような直径1 m以上、高さ50 mにも達する巨大な針葉樹の老齢過熟林が多いのに対し (中村, 1992a; Nakamura and Swanson, 1994)、我が国ではヤナギ類やサワグルミなど広葉樹の二次林が多い。我が国で、倒流木が防災上問題になるのも、北米のような巨大で安定した倒流木がなく、小型で移動しやすいものばかりだということが一つの理由としてあげられるかも知れない。また、我が国と北米では、河川に生息している魚種が異なっており、魚種によって選好する環境が違うため、魚類に対する倒流木の影響はより異なったものになると思われる。

近年は、我が国でも、生物群集を可能な限り維持するような流域管理手法が強く求められており（例えば、桜井，1991；リバーフロント整備センター，1992；自然環境復元研究会，1993；水辺環境林造成に関する研究会，1994），これからの流域，河川管理を考える上で，防災上の危険性のみならず，我が国における倒流木の河川生態学的価値がいかなるものであるか把握することは極めて重要である。特に，河川における魚類の生息については，水産関係者や釣り人などが大きな関心を寄せており，魚類の生息に対する倒流木の影響を明らかにすることは河川生態のみならず社会的にも重要な課題と考えられる。そこで本論では，倒流木を防災上の危険因子としてではなく，河川生態系の成立基盤を構成する一要素として捉え，倒流木と魚類の生息との関係について論じる。

2 研究手法

倒流木と魚類生息環境に関する研究を始めるに当たって，本論では，北海道の北部や東部の原野に多く分布する緩勾配蛇行河川に注目した。これらの緩勾配河川は，倒流木災害の多い急勾配山地河川の影に隠れ，これまで防災的にも倒流木研究の対象とはならなかったため，基本的な倒流木の実態さえほとんど知られていない。しかし，これらの河川では，特に河畔林の中を流れている中・上流部に倒流木が多数存在しており，その面積あたりの倒流木量は我が国の一般的な急勾配山地河川を大きく上回っているように見受けられた。おそらく，これら緩勾配蛇行河川は，我が国の河川の中でもっとも倒流木の多い部類に属する河川とみられる。さらに，筆者自身の経験でも，これらの河川で釣りをしている，倒流木の陰にイトウ（*Hucho perryi*）やサクラマス（*Oncorhynchus masou masou*）などの魚類が隠れている様子を何度となく目撃しており，倒流

木が魚類の生息に好ましい影響を与えていることも推察された。イトウは、サケ科イトウ属に属する我が国最大の淡水魚であり、近年、生息数および生息域の減少により国内での絶滅が心配されているが、北海道北部および東部の緩勾配河川は、国内における彼らの最も重要な生息地となっている（川村，1989；福島，1998）。またサクラマスも、これらの河川に多数生息しているサケ科魚類であり、降海した成魚は漁業の対象として、河川生活期の幼魚および河川残留個体は遊魚の対象として我が国の重要な水産資源となっている（久保，1980；真山・木村，1989）。一般に、緩勾配の河川は低標高の平野部に位置しており、本州以南では、高水温が障害となってサケ科魚類の生息が困難である上、周辺の開発や改修工事によって生息環境も破壊されている場合が多いが、冷涼な北海道では、生息環境さえ保全されていれば、冷水性であるサケ科魚類の重要な生息河川となることができる。このように自然本来の状態を色濃く残した北海道の緩勾配小河川は、現在の我が国にとって、他に類のない貴重な存在であり、かけがえのない財産であるといえる。なお河床勾配の緩急については、本論では平均河床勾配1%程度を目安としてそれ以下を緩勾配河川と呼ぶことにした。

本論では、これらの河川の中から、北海道北部を流れる緩勾配山地河川を研究の場として選定した（次節参照）。山地上流域の小河川は、流域全体の魚類生息環境保全を考える上でも主要となる部分である。イトウやサクラマスが、上流の小支流を産卵場所および幼魚期の生息場所として利用することはよく知られているが（川村，1989；真山・木村，1989），北海道北部では他にも多くの魚種が山地小河川を産卵場所などとして利用する様子が観察される。産卵場所とは、魚類資源の再生産の場であり、上流域の環境悪化が資源の減少や枯渇に直結することは自明である。また他にも、流域上流部における土地開発は、水文環境の変化や水温上昇、土砂輸送形態の変化など、下流域に大きな悪影響

を及ぼす可能性が示唆されている（中村，1997）。

緩勾配山地河川の倒流木については，現状ではほとんど明らかにされていないことから，まず流路内の倒流木の実態を解明する必要がある。倒流木のサイズや分布量，供給形態など基本的な事項と淵の形成状況について実態把握を試みることにした。倒流木が，魚類の生息環境に与える好ましい影響としては，淵の形成とカバーの提供がある。倒流木のこのような影響をチェックするには，倒流木量の異なる複数の河川や区間で調査を行い，その結果を比較する方法が考えられる。

このため，倒流木の多い森林流域と倒流木の少ない草地化流域とを比較し，サクラマス幼魚の生息に対する倒流木の影響を季節，成長段階ごとに検討することとした。

次いで，これら観察による手法は，広域の調査が容易な反面，倒流木以外の要因の影響も大きいことから，現地実験手法により観察結果の妥当性を検証するため，倒流木を実験的に除去し，河川地形や魚類生息に対する倒流木の影響の確認を試みた。

最後に，これらの結果をふまえた上で，倒流木と魚類の生息との関係について総合的に考察し，今後の倒流木の取り扱いに関わる流域管理手法について提言を行った（以上，図1-1に示す）。

3 研究対象流域の概況

北海道北部，特に宗谷地方北部から留萌地方北部にかけての地域は，高山の少ない丘陵地帯となっており，多くの緩勾配山地小河川が分布する。この地域は，主に固結度の低い第三紀（ときに白亜紀）の堆積岩地帯であり（田中，

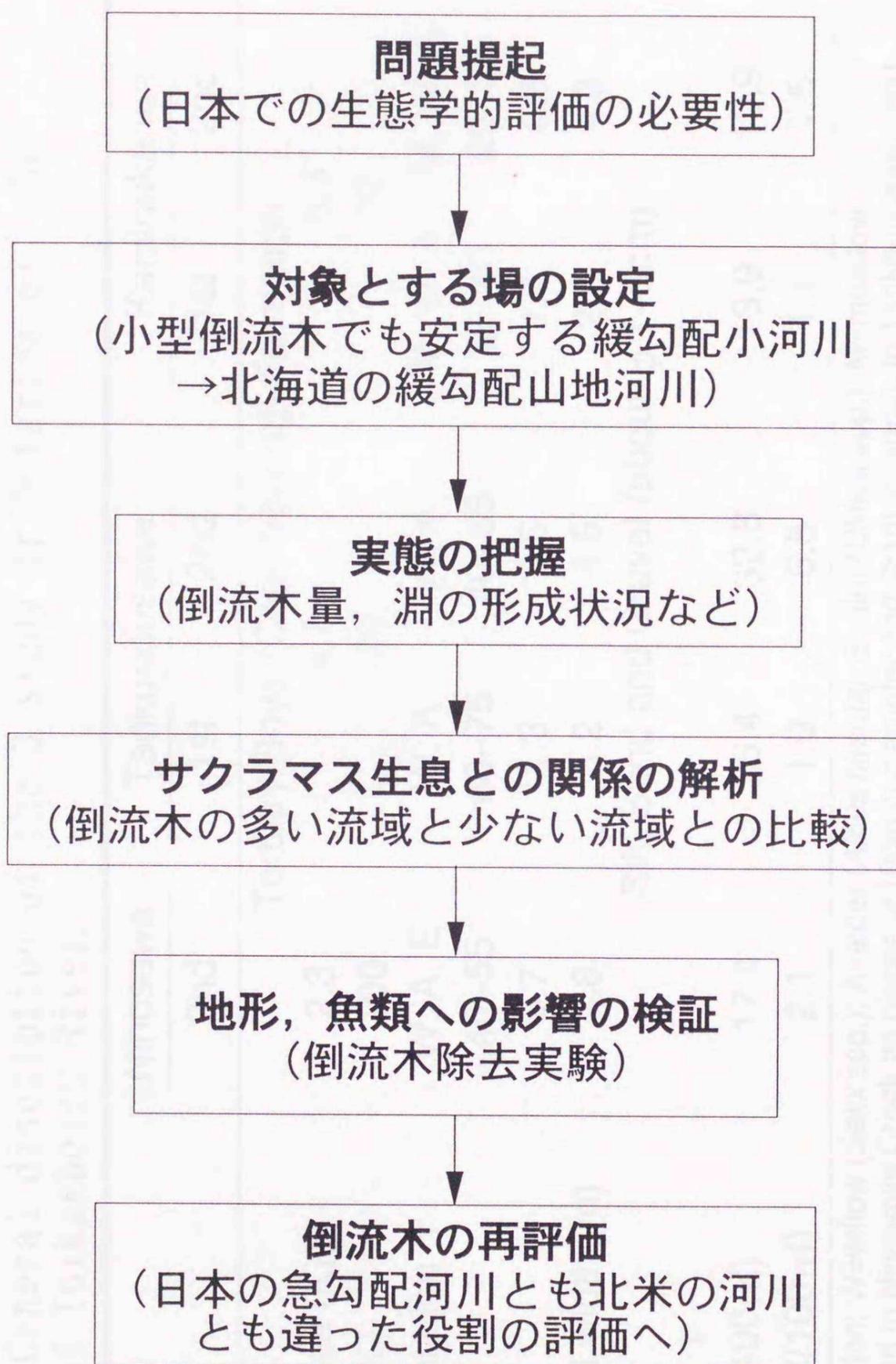


図1-1. 研究の流れ

Fig. 1-1. Flow of the study

表1-1. 調査流域の概要

Table 1-1. General description of the 3 study tributaries of the Sarufutsu and Toikanbetsu River.

Stream order	Ninosawa		Tankounosawa		Kaminukanan	
	2nd	1st	1st	2nd	1st	2nd
Geology	Tertiary Soya (Coal-bearing) Formation					
Watershed area (Km ²)	2.3	4.7			5.3	
Forest area (%)	100	100			92	
Riparian vegetation †	W, A, E	W, A	W, A	W, A	M, W, A	M, W, A
Elevation (m)	40-55	60-75	40-65		35-60	20-35
Gradient (%)	0.7	1.3	0.6		1.6	0.5
Mean bankfull width (m)	3.8	3.2	4.6		2.8	4.3
Substrate	Silt, Sand and Gravel (about ϕ 1-5cm)					
CWD loading ‡						
Number (1/100m ²)	17.4	26.4	32.8		13.9	10.9
Volume (m ³ /100m ²)	2.1	1.9	6.8		1.1	1.5

† Riparian vegetation: W=willow (*Salix* spp.); A=alder (*Alnus hirsuta*); E=elm (*Ulmus* spp.); M=meadow.

‡ CWD was defined in Ninosawa Creek as pieces ≥ 10 cm in diameter and ≥ 1 m in length, in Tankounosawa and Kaminukanan Creek as pieces ≥ 5 cm in diameter and ≥ 0.5 m in length.

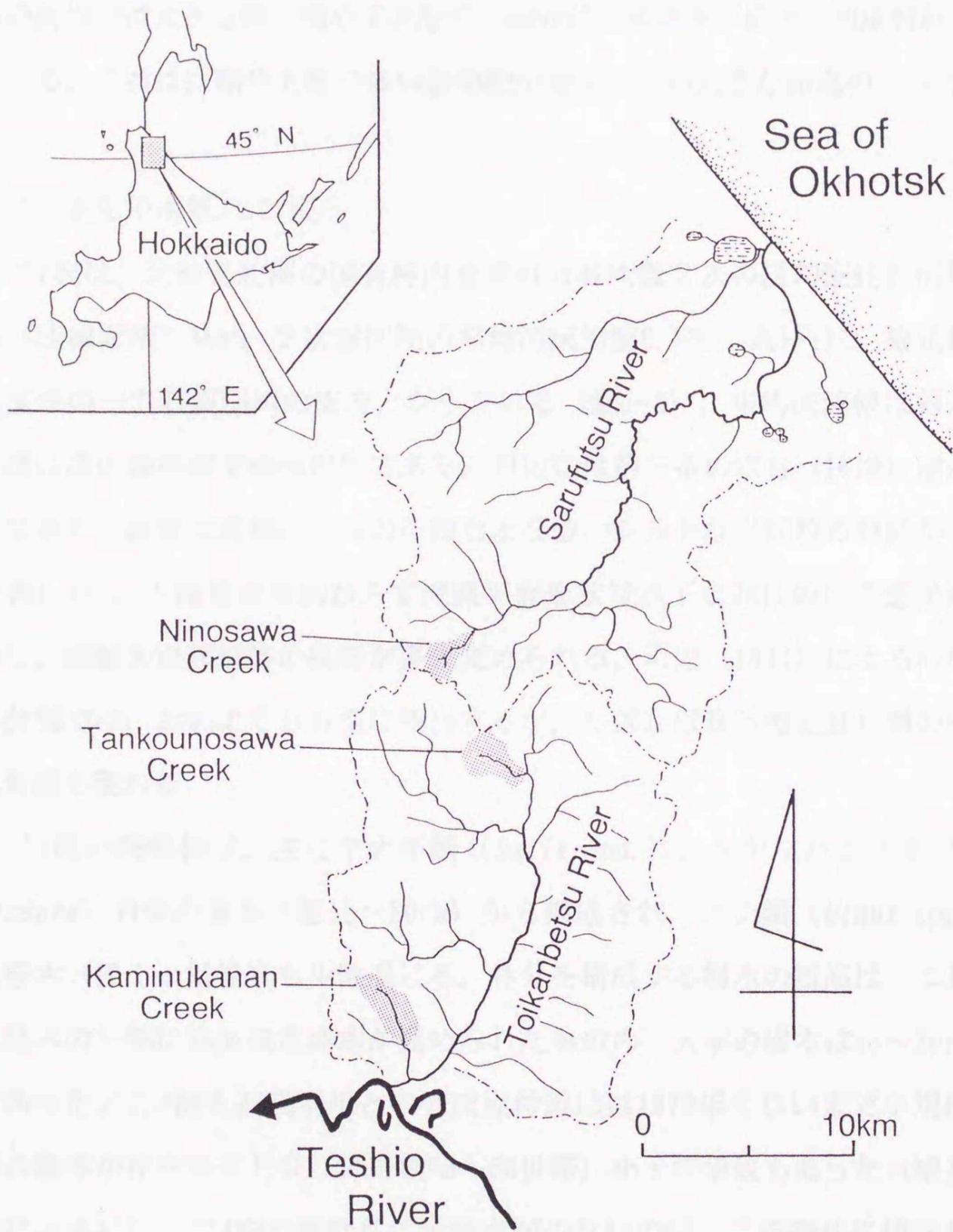


図1-2. 研究对象流域位置図

Fig. 1-2. Location of the study creeks.

Dot-and-dash lines indicate borders of the watersheds.

1960) , 破碎された岩は容易に風化して小礫や砂になる。したがって、この地方の河川では大きな礫が極めて少なく、相対的に倒流木が最大の河床材料となっている。これは巨礫や大礫の多い急勾配山地河川との大きな相違の一つである。

1) 猿払川水系, 二ノ沢

二ノ沢は、北海道北部の国有林内を流れる谷次数2次の緩勾配蛇行河川であり(流域面積2.3km², 2次谷区間の平均河床勾配0.7%, 表1-1), 猿払川の二大支流の一つ石炭別川の支流となっている(図1-2)。平均流路幅は約4m, 水深は淵の最深部で40cm程度である。周辺には第三系の宗谷(挟炭)層が分布しており, 底質は直径1~5cmの小礫および砂, シルトなど細粒の材料から成る(表1-1)。上流域にも関わらず流路平面形状は木下(1961)のいう迂曲河道を呈し, 流路の自然短絡の痕跡が多数認められる。可児(1944)による河川形態の分類では, おおよそB b型に相当するが, しばしばB b型とB c型の間間的な形態も現れる。

二ノ沢の河畔林は, 主にヤナギ類(*Salix* spp.), ケヤマハンノキ(*Alnus hirsuta*)の中小径木(径10~50cm)から構成され, ニレ類(*Ulmus* spp.)の大径木(径1m前後)も少数混じる。林分を構成する樹木の樹高は, ニレ類の大径木の一部に25mほど高木が認められたものの, 大半の樹木は15~20m程度であった。二ノ沢と石炭別川との合流点付近には1970年くらいまで小規模な炭鉱の集落が存在しており(世帯数50~60世帯, 小・中学校もあった(猿払村役場による)), 二ノ沢の河畔林に大径木が少ないのは, この時代に河畔林の樹木が伐採されたためではないかと推測される。また1980年代初めごろには, 国有林が二ノ沢周辺の山地で伐採を行い, この際に, 土場や作業道を作るため二ノ沢の河畔林の一部が伐採されたが(浜頓別営林署による), これらの伐採跡は小面積であった。

二ノ沢の主な生息魚種は、サクラマスおよびイトウの幼魚とフクドジョウ (*Noemacheilus barbatulus toni*) であり、個体数ではフクドジョウとサクラマスが最も優勢である。イトウは個体数ではサクラマスに及ばないものの、猿払川流域は我が国において最もイトウの多い水系の一つであり、二ノ沢では融雪期にイトウの産卵が数多く認められる (Fukushima, 1994)。また、ほとんど河川生活を送らないシロザケ (*Oncorhynchus keta*) とカラフトマス (*O. gorbuscha*) も、産卵場所として二ノ沢を利用している。他の魚種としては、エゾウグイ (*Tribolodon ezoe*) やドジョウ (*Misgurnus anguillicaudatus*)、イバラトミヨ (*Pungitius pungitius pungitius*) なども生息しているが個体数は少ない。カワヤツメ (*Lethenteron japonica*) の幼生とスナヤツメ (*L. kessleri*) は、比較的数が多いと想像されるものの、通常、河床の泥中に潜っているためあまり観察されることはない。

二ノ沢においては、石炭別川との合流点から遡り上流の二股に分岐する地点までの2.2kmの2次谷区間を倒流木実態調査の対象域とした (図1-3A)。また、倒流木除去実験では、合流点から上流へ660-760mの地点に除去区を、1030-1130mの地点に対照区を設置した。

2) 問寒別川水系、炭坑の沢および上ヌカナン川

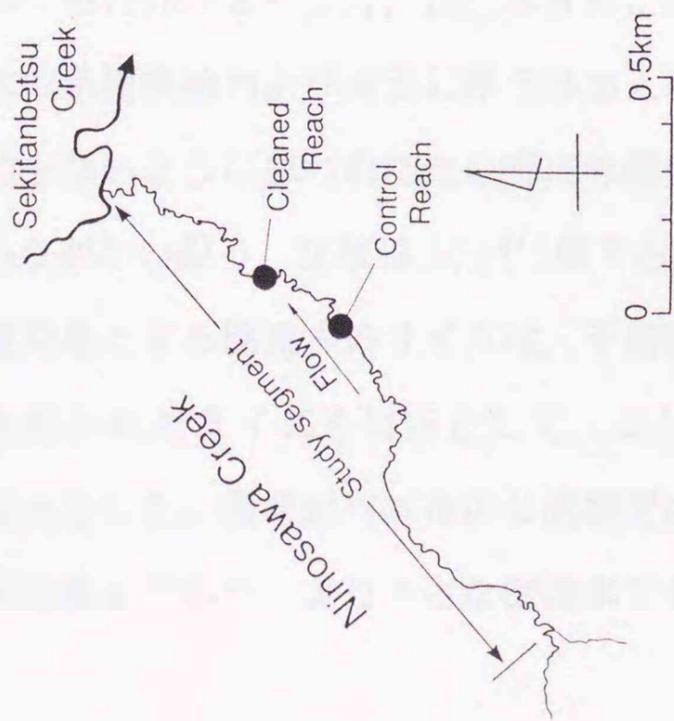
炭鉱の沢と上ヌカナン川は、いずれも北海道大学天塩地方演習林内を流れる谷次数2次の緩勾配蛇行河川であり (流域面積約5 km², 2次谷区間の勾配約0.5%, 表1-1), 天塩川の大支流である問寒別川の水系に属する (図1-2)。これら2調査河川は、前述した二ノ沢と比較的近接しており、流域面積がやや大きいこと以外、地質、河川形態、潜在植生などの条件は二ノ沢とほぼ同一である (表1-1)。ただし、これら2河川は、土地利用の違いを反映して、河畔域の現存植生および倒流木量が互いに異なっている。

炭鉱の沢は、本流（2次谷）、支流（1次谷）ともに流路はほぼすべて河畔林に覆われており、倒流木量も多い。河畔林は、ヤナギ類とケヤマハンノキの中・小径木が主体で、林分を構成する樹木の樹高は15-20m程度である。二ノ沢の河畔林に比べると、ニレ類のような大径木が若干少ない。この流域は、現在ではすべて天塩演習林内に含まれ、林地として利用されているのみであるが、かつては二ノ沢と同様に、小規模な炭鉱が存在した。この炭鉱は、1941年から1959年まで操業しており、石炭の運搬のため、簡易鉄道が敷設され（現在は残っていない）、最盛期には年間3万トンの石炭を産出したという（北海道大学演習林60周年誌、1963）。また森林施業に伴う比較的新しい河畔林の伐採跡も認められるが、このような伐採跡は河畔林全体のごく一部に過ぎない。

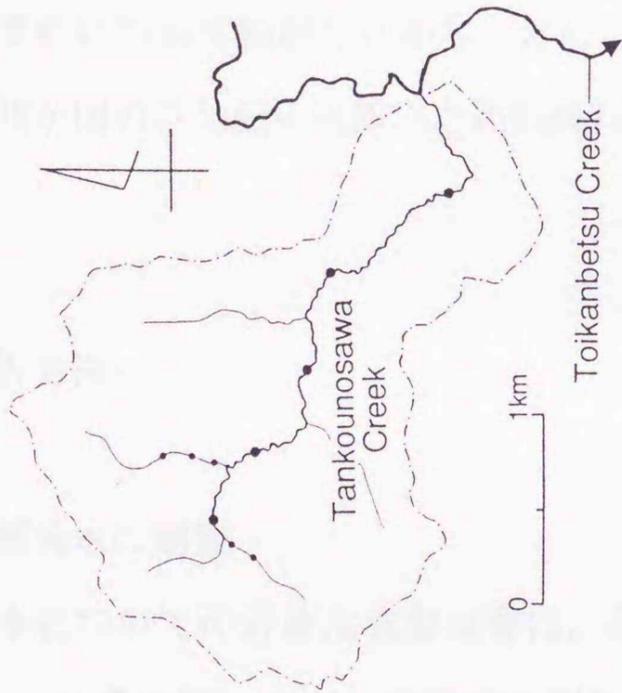
一方、上ヌカナン川は、本流沿いと支流の一部が草地化され、河畔林の大部分が既に消失しており、流路内の倒流木量も比較的少ない。ただし、流路近傍にのみわずかに河畔林が残っている区間もあり、これら残存河畔林は、主にヤナギ類とケヤマハンノキの中・小径木から成っている。本流沿いの平地は、古くから民有地となっており、農地利用が行われてきたようだが、本格的に牧草地（主に採草地として利用）として整備されたのは、ごく最近の1992-1994年頃である（土地所有者の佐藤氏による）。なお草地整備の際に、流路が直線化された区間も一部存在する。

炭鉱の沢および上ヌカナン川における主な生息魚種は、サクラマス幼魚、エゾウグイ、フクドジョウおよびハナカジカ（*Cottus nozawae*）である。他に炭鉱の沢ではイバラトミヨとイトウの生息が確認されたが個体数は極めて少ない。なお、スナヤツメとカワヤツメは、生息しているものの、泥中に潜っているためあまり観察されない。

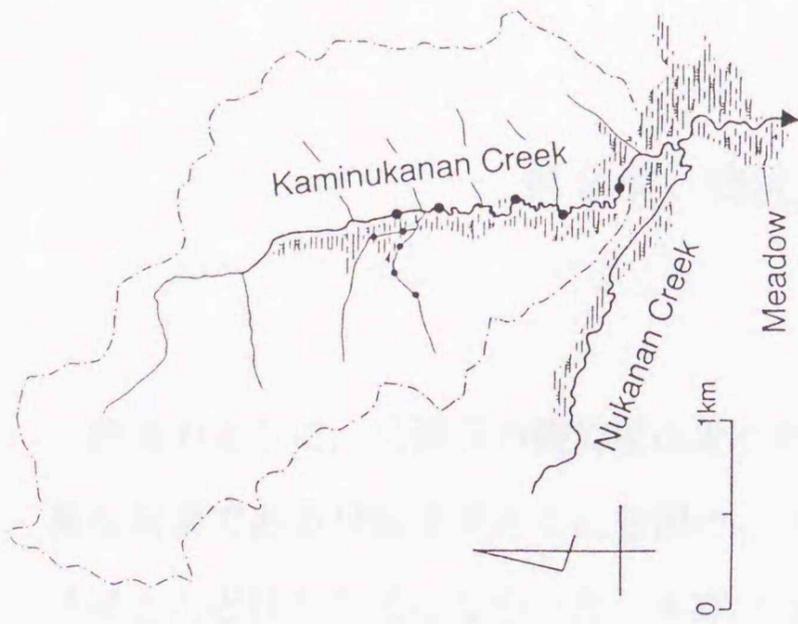
これら両流域において、本流（2次谷）、支流（1次谷）にそれぞれ5つずつ、1流域当たり10の調査区を設けた（図1-3B, C）。



A : 二ノ沢
Ninosawa Creek



B : 炭鉦の沢
Tankounosawa Creek



C : 上ヌカナン川
Kaminukanan Creek

図1-3. 研究対象流域における調査区の設定

Fig. 1-3. Surveyed reaches in the study creeks. Black circles and dot-and-dash lines indicate surveyed reaches (small: 1st order; large: 2nd order) and boarder lines of the watersheds.

第2章 倒流木の実態

前述のように、北海道の緩勾配山地小河川では、倒流木が河川生態学的に重要な要素である可能性があるにも関わらず、これまで倒流木に関する実態調査はほとんど行われてこなかった。本章では、北海道北部の数河川におけるケーススタディとして、流路内の倒流木量や倒流木のサイズ、流路への供給形態などについて実態解明を試みると同時に、淵形成要因やカバー材料としての倒流木の重要性について検討したのち、さらに、これらの検討結果について北米の河川や我が国の急勾配山地河川と比較検討を行った。

1 解析方法

1) 倒流木の調査

倒流木についての詳細な実態調査は、基本的に猿払川水系の二ノ沢において1992年8～11月に行ったが、流路内の倒流木量のみは、問寒別川水系の2流域においても1996年8～9月、1997年8月に調査を行った。調査期間中における倒流木の新規供給および流送に伴う移出入に関しては、筆者の観察した限り、比較的少ないように思われたため特に考慮はしなかった。以下、本章では特にことわりがない限り、記載は二ノ沢に関するものである。

調査対象とする倒流木のサイズは、予備踏査の際に、淵を形成しうる最小サイズと思われたサイズを目安として、二ノ沢では、長さ1 m以上かつ中央径10 cm以上とした。問寒別川水系の2流域では、より河川規模の小さい1次谷も調査区に含んでおり、より小さな倒流木でも淵を形成する可能性があるため、

長さ0.5m以上かつ中央径5cm以上を対象とした。このサイズより小さな倒流木と枯れたササ、落葉などの植生由来の滞留物は、小型植物材料 (brush, またはParticulate Organic Matter) として扱った。

まず各倒流木について、流路への供給形態を判別し、腐朽度、樹種、直径および長さを調べた。供給形態の特定できるものについては、以下のように4タイプに分類した (図2-1)。1, 河岸洗掘 (根が河岸に張っており根元地盤に洗掘痕跡があるか、河岸に根返り跡がある, さらに折損部の直径と樹種が等しく, これらから折れて分離したと考えられる場合) ; 2, 枯損・風倒 (根株は付いていないが側方の河岸や段丘上に折損部の直径と樹種の等しい根株が残っている, または根株が付いていて側方の河岸, 段丘上に根株の大きさと同等の根返り跡がみられる, さらに折損部の直径と樹種が等しく, これらから折れて分離したと考えられる場合) ; 3, 斜面崩壊 (崩壊斜面の脚部にあり崩壊にともなって倒れたと考えられる場合) ; 4, 伐採・橋崩壊 (断面が平滑で人為的に切断されたことが分かり, 流路側方の河畔林に伐採の痕跡がある, もしくは橋に使われていた丸太が崩れたと考えられる場合)。倒流木が上流から流送されてきたものかその場で側方から供給されたものかの判断は, 流路側方の河岸や段丘上に根返り跡や根株, 斜面崩壊跡, 伐採跡, 林道跡がまったく認められない倒流木については, 上流から流送により供給された流送木と判断し, 供給形態の判明したものを未流送木とした。

腐朽度は, Nakamura and Swanson (1994) に従い, 1, 新しく樹皮がしっかりと付いている ; 2, 樹皮がボロボロになっている ; 3, 樹皮は付いていないが材は堅い ; 4, 樹皮がなく材が柔らかい, の4段階で評価した。樹種の同定は, 樹皮の残っている倒流木, つまり腐朽度1および2の倒流木について, 主に樹皮の模様を頼りにして属レベルまでおこなった。

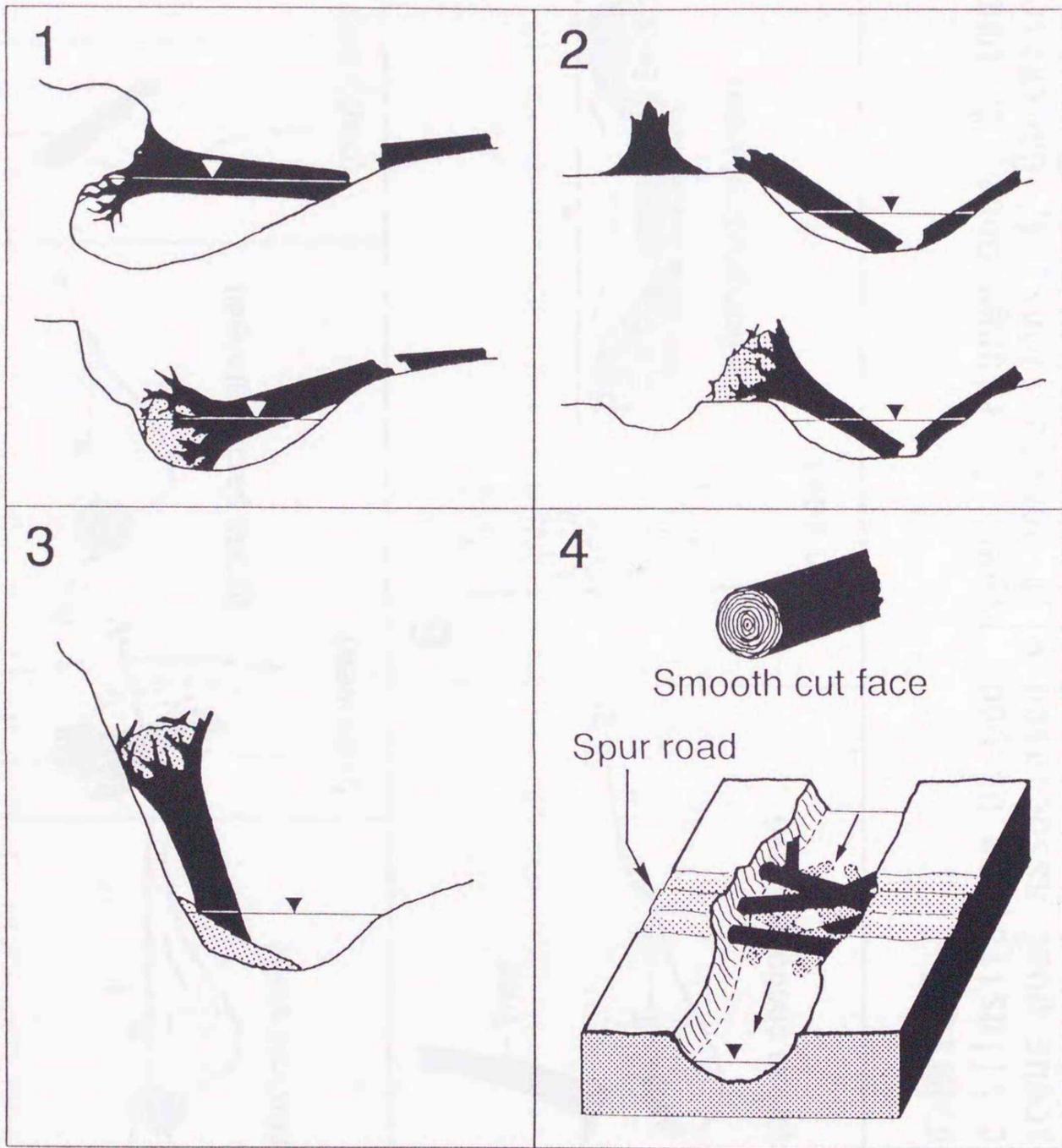


図2-1. 二ノ沢における倒流木の供給形態
 Fig. 2-1. Supply processes of CWD in Ninosawa Creek. 1, Bank erosion; 2, Mortality and windthrow; 3, Slope failure; 4, Cutting and breakdown of a wooden bridge.

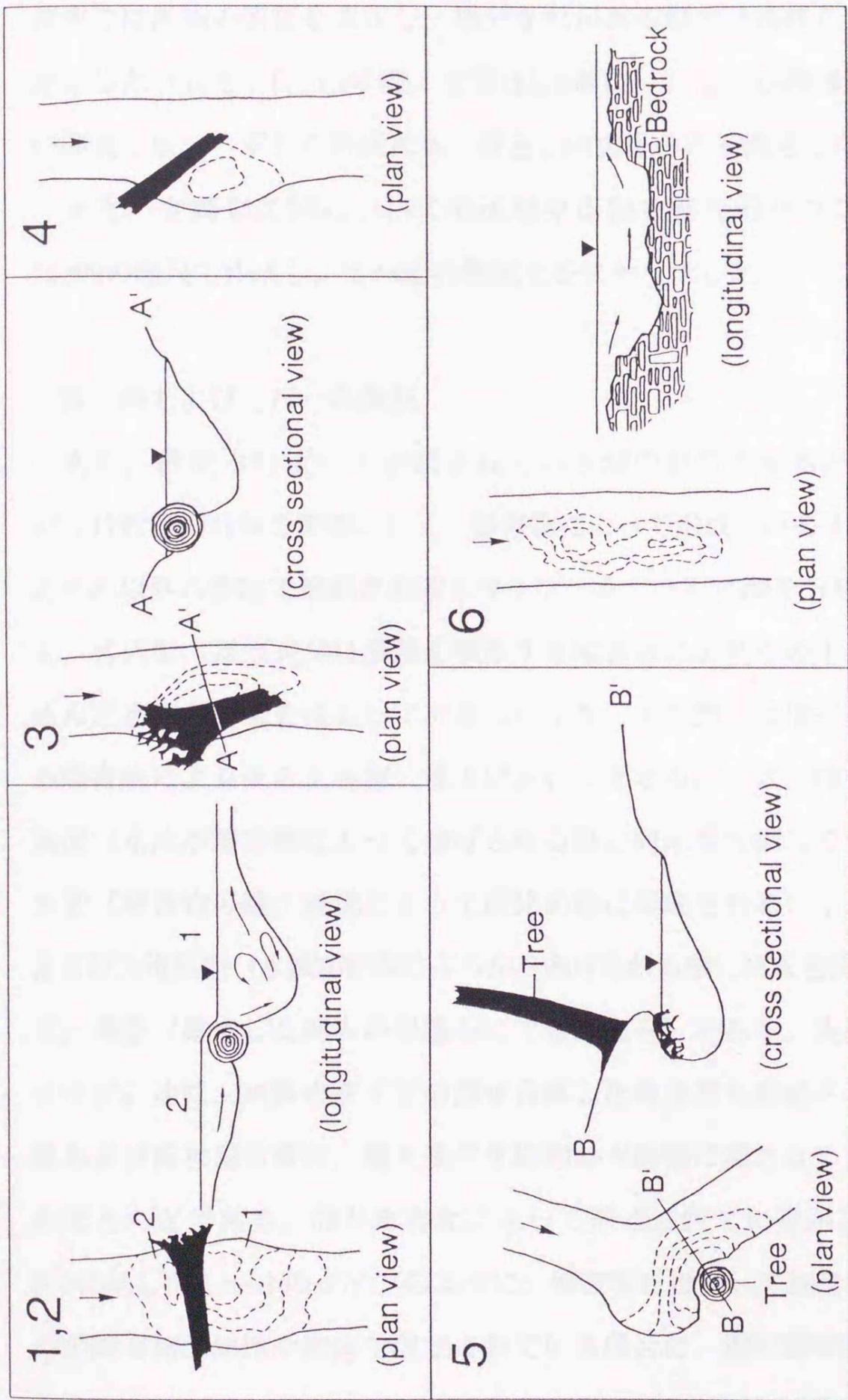


図2-2. 淵のタイプの模式図

Fig. 2-2. Schematic illustration of pool types. 1, Plunge pool; 2, Dammed pool; 3, Lateral scour pool associated with obstructions; 4, Backwater pool; 5, Lateral scour pool associated with channel bend; 6, Trench pool. Arrows and broken lines indicate directions of stream flows and contour lines of water depth.

倒流木のサイズの計測は、長さ4m未満の倒流木では中央径を、4m以上の倒流木では両端の直径を測定し、枝分かれがある場合は各枝ごとに長さで直径を測定した（長さは0.5m単位、直径は5cm単位）。ただし問寒別川水系の2流域の調査では、いずれの倒流木も、長さで中央径のみを測定した。

また、全調査区間についての流路平面図を簡易的なコンパス測量により1/300の縮尺で作成し、すべての倒流木をスケッチした。

2) 淵およびカバールの調査

次に、倒流木によって形成されている淵の割合を知るために、Bisson *et al.* (1982)の分類を参考にして、障害物によって形成される4タイプ（1～4）とそれ以外の要因で形成される2タイプ（5，6）に淵を分類した（図2-2）。

1，落込型（ほぼ完全に流路を横断する障害物によりその下流側に垂直的に落込んだ水流が河床を洗掘してできる）；2，ダム型（ほぼ完全に流路を横断する障害物によりその上流側に堰上げされてできる）；3，障害物による側方洗掘型（水流が障害物によって曲げられる際に河床を洗掘してできる）；4，背水型（障害物の陰の渦流によって流路の縁に形成される）；5，流路の屈曲による側方洗掘型（水流が河岸にぶつかり曲げられる際に河床を洗掘してできる）；6，溝型（露出した河床の岩盤中にできた窪み）である。実際には、これら6タイプの他に、複数のタイプの淵が合体した複合型も認められた。なお、ダム型および背水型の淵は、最大長が平均的な水面幅に満たないような小型のものがほとんどである。淵が障害物によって形成されているかどうかの判定は図2-2に示した1～4のタイプのように、障害物を境にして地形が変化しており、その障害物が河岸や河床で固定されている場合に、淵が障害物によって形成されていると判断した。調査では、各淵のタイプを判別し、さらに障害物によって形成された淵に関しては、その障害物を倒流木と小型植物材料とに区分した。

また淵の最大長，最大幅および最大水深を測定し，淵の体積を最大長×最大幅×最大水深で算出した。

問寒別川水系の2流域では，二ノ沢とは異なり，淵の水表面積を次章に記した方法によって算出し，単位水表面積当たりの%で表した。問寒別川水系調査流域では，河川規模の異なる調査区間を含むため，淵量の絶対値は，各区間の淵の豊富さの指標としては適当でない。例えば，1次谷では川幅が狭く水深も浅いため，多くの淵が存在したとしても単位流路長当たりや単位面積当たりの淵体積はそれほど多くはないが，2次谷では川幅，水深が大きくなるため淵体積も多くなり，淵の多い1次谷区間よりも淵の少ない2次谷区間の方が淵体積が多いといった場合すらありうる。したがって各区間の淵の多さを比較するためには，水表面積に対する淵面積%のような値が適当である。なお淵体積%は，どの区間も同じような高い値を示し，区間ごとの淵量の違いを反映しにくいため不都合であった。これは，ある区間全体の空間体積が，ほとんど水深の大きな淵によって決まり，水深の小さい瀬や平瀬はたとえ大きな面積を占めていても体積にはさほど影響しないからである。

魚類が捕食者や強い水流などからの避難場所として潜在的に利用可能な微生物場所，またはそれを形成する構造物はカバーと呼ばれ，魚類の生息に重要な要素の一つと考えられている（例えば，Cunjak and Power, 1987; Shirvell, 1990）。本論では，水中および水面上40cm以内にある倒流木，小型植物材料，河岸のエグレおよび水面上に張り出した河畔植生の4つをカバーと定義し，これらを水表面へ投影したときの面積を求めた。カバーの面積は，二ノ沢では長軸方向の最大長とこれに直角な方向の最大幅を計測し，その積で算出したが，この方法ではやや過大評価になるため，後に調査した問寒別川水系では最大長および中央幅を計測した。なお水面上の河畔植生については，二ノ沢での調査

をおこなった晩秋には河畔植生が急速に枯れて減少し、調査日程のわずかな違いで結果に差が生じるため、二ノ沢では調査対象としなかった。

なお、淵およびカバーに関する全ての調査は、平水時のみにおこなった。

3) データ解析

各倒流木について、材積、長さ、直径および流路に対する滞留角度を算出した。倒流木の材積 V は、倒流木を円錐体の一部とみなし、以下の式によって計算した。

$$V = (1/12) \pi L (d_1^2 + d_1 \cdot d_2 + d_2^2)$$

ここで、 L は倒流木の長さ、 d_1 および d_2 は両端の直径である（ただし長さ4m未満の倒流木は、 $d_1 = d_2 =$ 中央径とした）。枝別れのある倒流木に関しては、主幹と各枝ごとに材積を計算し、これらの値を合計して全材積を求めた。各倒流木の長さおよび直径の代表値は、主軸方向の最大長をその倒流木の長さとして決め、直径は、枝分かれがある場合でも、その倒流木の形状を円柱と仮定して全材積と長さから計算によって求めた。流路に対する向きは、流路平面図にスケッチした倒流木の流路中心線に対する角度を、流路に対し平行方向を 0° 、直角方向を 90° として 10° 単位で読みとった。

流路内における倒流木の分布箇所の傾向を明らかにするため、流路長5mごとに倒流木量（本数、材積）と流路の平面形状（曲率、幅）との相関分析をおこなった。倒流木は、最初に供給された場所に留まっている未流送木と、より上流の区間から流されてきた流送木とを分けて、それぞれについて分析を行った。また流送木の分布に関しては、安定な未流送木に引っかかって止まるといったことが考えられるため、流路平面形状だけでなく、未流送木量との相関も調べた。流路の平面形状の算出は、図2-3に示したように、流路平面図上で流路中心線に沿って5mごとに点を打っていき、各点において流路中心線に直角な

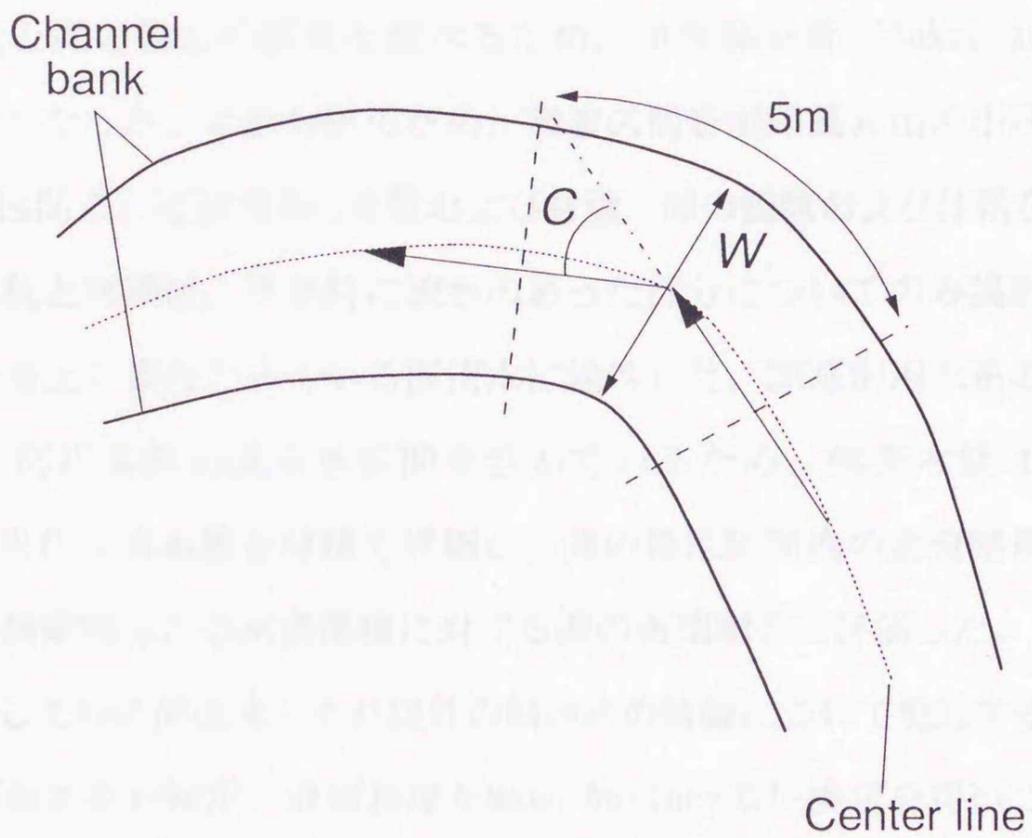


図2-3. 流路の曲率および幅の計測
 Fig. 2-3. Measurement of channel curvature (C) and width (W).

方向の流路幅と、隣接2点を結ぶベクトルのなす角（ 5° 単位）を求め、それぞれの値を流路の幅および曲率と定義した。相関分析の方法としては、各変量の分布の歪みが大きかったため、ノンパラメトリックな手法であるKendallの順位相関分析（Sokal and Rohlf, 1983）を用いた。

倒流木量と淵の量との関係を調べるため、単相関分析（Sokal and Rohlf, 1983）をおこなった。この分析のため、調査区間を流路長50mの小区間に分割し、各50m区間ごとに倒流木の本数および材積、淵の個数および体積を求めた。倒流木の本数と材積は、平水時に流水のあった部分についてのみ集計し、干上がった砂礫堆上に横たわっている倒流木は除外した。問寒別川水系の2流域については、河川規模の異なる区間を含んでいるため、倒流木量は単位面積（ 100m^2 ）当たりの本数と材積で評価し、淵の量は区間内の全流路単位個数に対する淵の個数割合と全水表面積に対する淵の面積割合で評価した。

淵を形成している倒流木とそれ以外の倒流木の特徴について検討するために、直径および長さを t -検定、滞留角度をMann-Whitneyの U -検定を用いて比較した（石居, 1975; Norusis, 1993, 検定統計量 U は小さい方の値を使用）。また流送に伴う倒流木の形態変化を知るために、未流送木と流送木の直径および長さを t -検定、滞留角度および腐朽度をMann-Whitneyの U -検定を用いて比較した。さらに未流送木と流送木の淵形成頻度を2試料 χ^2 -検定（石居, 1975）を用いて比較した。

相関分析や t -検定などパラメトリックな分析をおこなう際には、変量の正規性や等分散性を仮定するために、各変量は適当な変数変換をおこなった上で用いた（Sokal and Rohlf, 1983）。倒流木の直径、長さ、50m区間の本数、材積および単位面積当たりの材積については対数変換を（データが0を含む場合は1を足した）、淵の個数割合および面積割合については逆正弦変換をおこなった。

2 結果および考察

1) 倒流木量

各調査河川の倒流木量は、表2-1に示す通りである。ただし、ここでは河川間の比較のため、問寒別川水系の川についても、長さ1 m以上、直径10 cm以上の倒流木についてのみ集計した。猿払川水系の二ノ沢では、2.2 kmの調査区間内に1111本、 141.3m^3 の倒流木があり、河道 100m^2 あたりに分布する倒流木量は13.5本、 1.72m^3 であった。図2-4に例示した区間は、二ノ沢の平均的な倒流木量が分布する区間である。問寒別川水系においても、二ノ沢と同じように河畔林の中を流れる2次谷である炭鉱の沢本流では、倒流木量は $1.63\text{m}^3/100\text{m}^2$ とほぼ同じであった。一方、倒流木の供給源である河畔域の多くが草地化されている上ヌカナン川では、本流、支流ともに倒流木が少なかった。

1次谷である炭鉱の沢支流は、河畔林の中を流れているにも関わらず倒流木量が少なかったが、北米の河川では、逆に上流部の小河川ほど倒流木量が多く、河川規模が大きくなるにつれて倒流木量が減少する傾向が知られている (Harmon *et al.*, 1986)。この違いには、後述する倒流木の供給形態の違いが関係していると考えられた。すなわち、一般に、河川上流部では流路と山腹斜面が接しており、これら隣接斜面からの倒流木供給が多いと考えられるのに対し、本論が対象とする緩勾配山地河川では、流路と斜面が接する箇所は比較的限られており、斜面からの倒流木供給も少ないと考えられた。また、河川がごく小さい場合では、大径木が倒れ込んでも、流路を橋状に跨いでしまい流路内に入り込めないことや (Nakamura and Swanson, 1993)、側方への洗掘力が小さく河岸洗掘による倒流木供給が減少すると思われることも影響していると察された。

表2-1. 調査河川の倒流木量

Table 2-1. CWD loading in the study streams.

CWD loading	Ninosawa		Tankounosawa		Kaminukanan	
	2nd	1st	1st	2nd	1st	2nd
Number (1/100m ²)	13.5	9.7	23.7	5.4	2.9	0.23
Volume (m ³ /100m ²)	1.72	0.40	1.63			

Note: CWD loadings were calculated for the pieces ≥ 10 cm in diameter and ≥ 1 m in length.

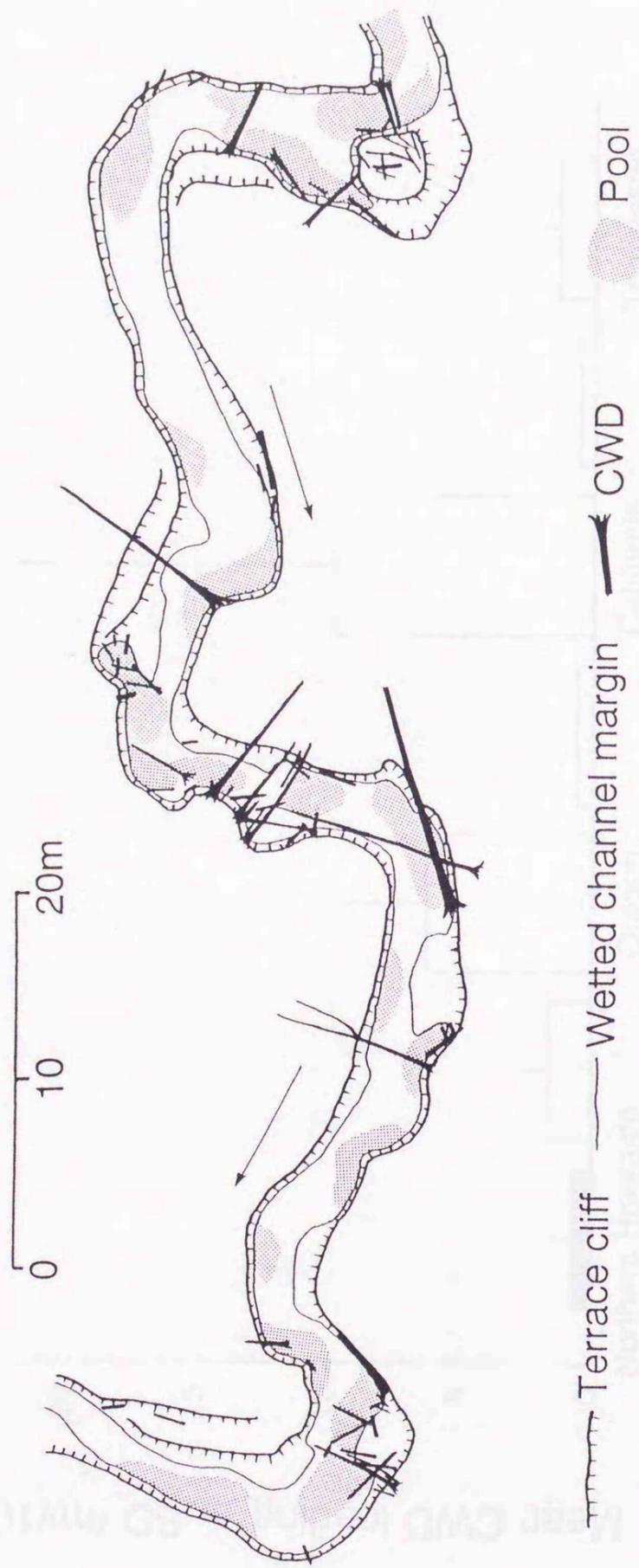


図2-4. 二ノ沢における平均的な倒流木量の分布区間
 Fig. 2-4. Map of CWD in the reach with average CWD loading
 in Ninisawa Creek.

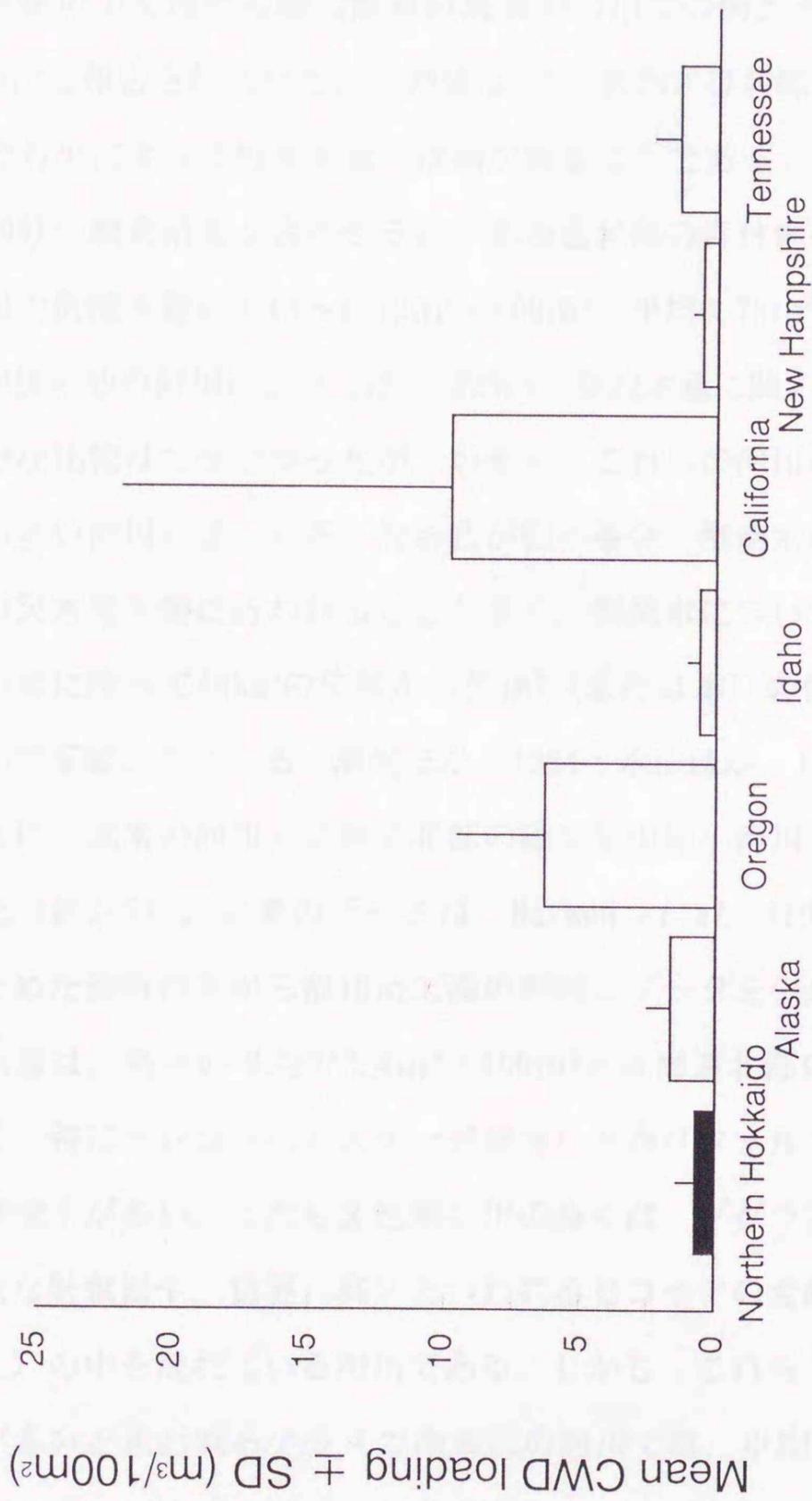


図2-5. 倒流木量の比較

Fig. 2-5. CWD loadings of the small low gradient streams in northern Hokkaido and the streams in North America. Source of the North American streams was Harmon *et al.* (1986), for the streams less than 10m in width.

同地域の河川では、他にInoue and Nakano (1998)も調査をおこなっており、河畔林の中を流れる緩勾配細粒底質の河川での倒流木量は、平均で $0.38\text{m}^3/100\text{m}^2$ と報告されている。この値は、二ノ沢および炭鉱の沢より小さく、同じ地域でも川によって倒流木量には幅があるようである。本論とInoue and Nakano (1998)の調査結果を合わせると、北海道北部の森林地帯を流れる緩勾配山地小河川の倒流木量は $0.12\sim 1.72\text{m}^3/100\text{m}^2$ 、平均 $0.78\text{m}^3/100\text{m}^2$ と評価された。我が国の他の河川については、流路内の倒流木量に関する記載がほとんどなく、十分な比較はできなかったが、おそらくこれらの河川は我が国の中で特に倒流木の多い河川と思われる。なお我が国の場合、倒流木の調査は急勾配山地河川での災害発生後に行われることが多く、倒流木についての量的情報は、洪水や土石流に伴って何 km^2 の流域から何 m^3 （または本）の倒流木が流出したかという形で記載されている（瀬尾ほか，1984；水山ほか，1985；石川ほか，1989）。

次に、北米の河川と北海道北部の緩勾配山地小河川との倒流木量と比較してみた（図2-5）。北米のデータは、Harmon *et al.* (1986)が、複数の文献からまとめた資料の中から幅10m未満の河川のデータを引用した。北米の河川の倒流木量は、各州の平均で $3.4\text{m}^3/100\text{m}^2$ と北海道北部の緩勾配山地小河川より多く、特にオレゴン（カスケード地方）とカリフォルニアの河川は、ずば抜けて倒流木が多い。これら2地域の川の多くは、ダグラス・ファーに代表される巨大な針葉樹や、世界一高いといわれるセコイアの老齢過熟林（林齢、数百年以上）の中を流れている河川である。しかし、これら2地域以外で比較的倒流木が多いと思われるアラスカ南東部の河川では、平均 $1.7\text{m}^3/100\text{m}^2$ であり、二ノ沢および炭鉱の沢本流と同程度であることが分かる。なお、北米以外では、ニュージーランド南部の河川が北海道北部の緩勾配山地河川とほぼ同様な倒流木量を持っているようである（Evans *et al.*, 1993）。

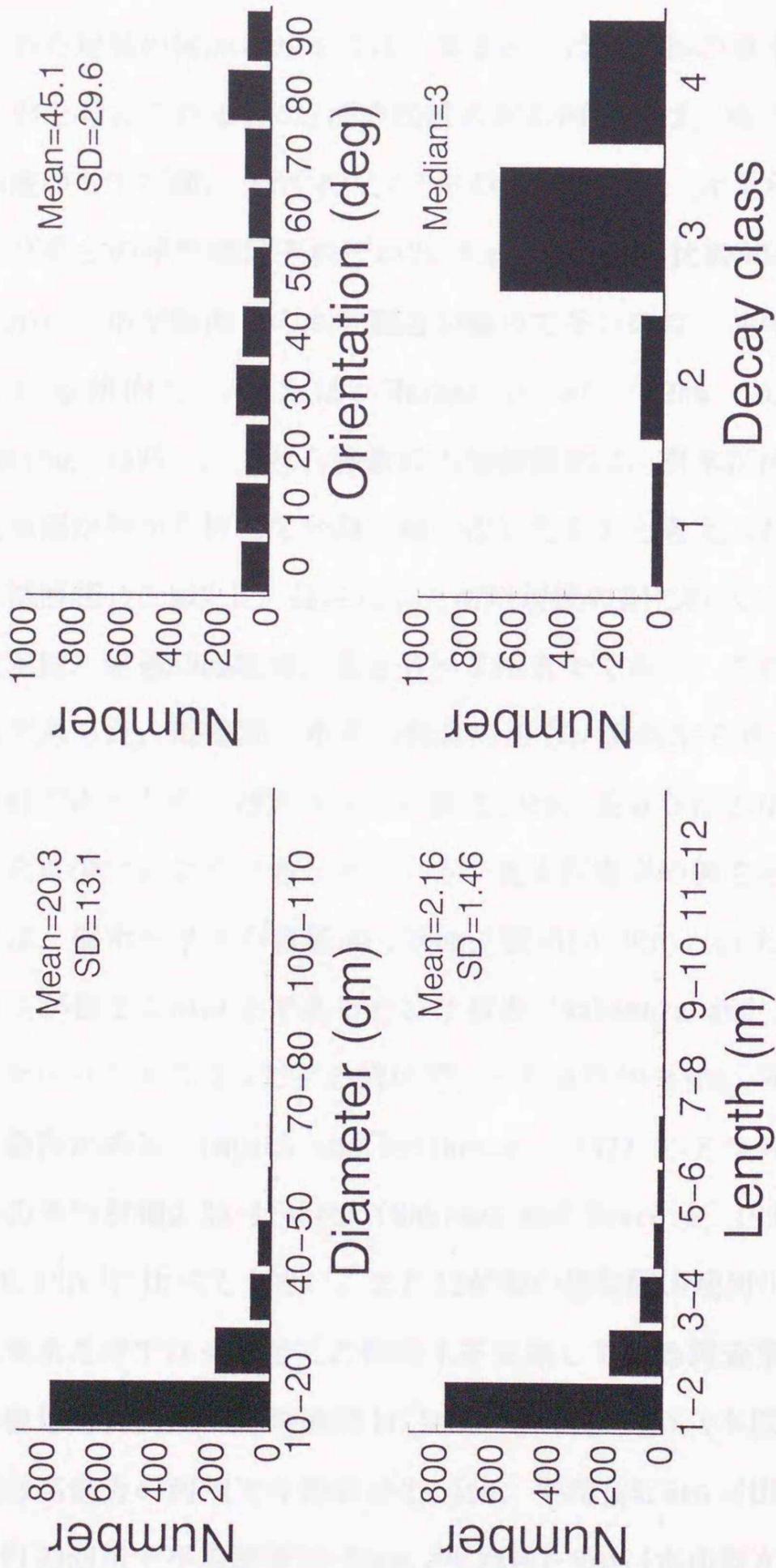


図2-6. 倒流木のサイズ, 向きおよび腐朽度の頻度分布
 Fig. 2-6. Frequency distributions for size, orientation and decay class of the CWD pieces.

2) サイズ, 滞留角度および腐朽度

ある地域の倒流木サイズは, 基本的には河畔林の樹木サイズによって決まるものと考えられる。二ノ沢や炭鉱の沢の河畔林は, 直径10-50cm, 樹高15-20m程度のヤナギ類, ケヤマハンノキが主体であり, 大径木が少ないため, 直径および長さの平均値はそれぞれ20.3cm, 2.16mと比較的小さかった(図2-6)。しかし, 小型倒流木の本数割合が極めて多いのは, 他の河川でも共通して認められる傾向で(例えば, Harmon *et al.*, 1986; 山崎, 1993; Inoue and Nakano, 1998), これら多数の小型倒流木は, 樹木が流路内に倒れ込んだ際, 枝条部が幹から折れて分離し細片化したものと考えられる。倒流木の最大サイズは直径120cm以上, 長さ13mと河川規模の割に巨大であったが, 大部分の倒流木は, 直径50cm程度, 長さ6~7mまでであり, これ以上のサイズはごく少数であった。問寒別川水系の調査河川も, 倒流木のサイズ分布は二ノ沢とほぼ同様であったが, 最大サイズは直径60cm, 長さ5mと小さく, 大型の倒流木がさらに少ないようであった。一方, 北米西海岸の例をみると, オレゴンの河川では, 樹木サイズが直径80-150cm, 樹高50-70mと巨大であり, 倒流木も50%以上が長さ5m以上であるという報告(Nakamura and Swanson, 1994)や, ブリティッシュコロンビアの河川で, 平均直径19-43cm, 平均長3.0-12.6mといった報告がある(Fausch and Northcote, 1992)。アラスカの河川における倒流木の平均材積0.28-1.48m³(Robison and Beschta, 1990)は, 二ノ沢の平均材積0.13m³に比べて大きい。また我が国の急勾配山地河川の場合, 最大クラスの倒流木だけでなく, 全ての倒流木を実測している調査事例が少なく, 長野県南木曾地方の河川で平均直径41.1cm, 平均長4.4m(水原, 1975; 1979), 北海道日高地方の河川で平均直径25.7cm, 平均長5.5m(山崎, 1993), 山形県温海町の河川で平均直径20-25cm, 平均長7-9m(水山ほか, 1991; 石川, 1994)などの報告例があるのみである。これらの報告に限っては, 長野県南木曾地方

の河川で直径が大きいものの、他の2地方の河川では直径は二ノ沢よりやや大きい程度である。平均長に関しては二ノ沢より長いが、これは急な勾配や広い川幅のために、短い倒流木が流失してしまったからかもしれない。我が国では、北米のように林齢が数百年を超えるような老齢過熟林はほとんど残っておらず、河畔林の多くは2次林や人工林であるため、一般的な倒流木サイズは北米に比べ小さいと考えるのが妥当であろう。

流路に対する倒流木の向きに関しては、全倒流木の滞留角度をみても特に傾向は認められなかった(図2-6)。また腐朽度については、樹皮の全く残っていない3と4が大部分を占め、特に3の割合が最も高かった。本論と同じ規準で腐朽度を計測した山崎(1993)およびNakamura and Swanson(1994)の結果を比較すると、腐朽度1, 2が少ない点は二ノ沢と共通しているが、腐朽度4の割合がかなり高く、それぞれ65%, 56%を占めていた。腐朽度は、倒流木が流路内に留まっている時間の相対的な長短を表わしていると考えられ、腐朽度1, 2が少ないことは、流路への倒流木供給後、材の腐朽進行に比べ、樹皮の剥落が比較的早期に生じることを示唆している。また、二ノ沢では腐朽度4の倒流木が少なかったが、これは中・小型の倒流木が多く、小径木は腐朽が進行した際に容易に折れて細片化し、流失してしまうためではないかと考えられる。実際、腐朽度1の平均直径17.0cmに対し、腐朽度4では平均直径25.8cmと大きく、小径木が消失していることが示唆された。

3) 樹種および供給形態

樹種の判明した倒流木は、樹皮の残っている腐朽度1, 2の倒流木中、本数で68.4%, 材積で94.6%であった(表2-2)。倒流木の樹種構成は、本数、材積ともにヤナギ類が半分以上と最も多く、次いで本数ではハンノキ類(ケヤマハンノキと考えられる)、材積ではニレ類が多かった。この結果は、倒流木の

表2-2. 倒流木の樹種

Table 2-2. Genera of the CWD pieces of which decay classes were 1 or 2. Figures in parentheses indicate percentage of the pieces.

Genus	Number	Volume (m ³)
<i>Salix</i>	76(57.1)	14.6(46.8)
<i>Alnus</i>	11(8.3)	2.2(7.1)
<i>Ulmus</i>	4(3.0)	12.7(40.7)
Unknown	42(31.6)	1.7(5.4)
Total	133(100.0)	31.2(100.0)

表2-3. 倒流木の供給形態

Table 2-3. Number and volume of the CWD pieces classified by supplying processes. Figures in parentheses indicate percentage of the pieces.

Supplying process	Number	Volume (m ³)
Untransported		
Bank erosion	282(25.4)	79.4(56.2)
Mortality & windthrow	41(3.7)	3.2(2.3)
Slope failure	6(0.5)	1.2(0.8)
Cutting & breakdown of a wooden bridge	55(5.0)	10.3(7.3)
Fluvially transported	376(33.8)	30.0(21.2)
Unknown	351(31.6)	17.2(12.2)
Total	1111(100.0)	141.3(100.0)

樹種構成が、その供給源である河畔林の樹種構成をほぼ反映しているものと思われる。ニレ類は本数では4本と極めて少なかったが、サイズが大きかったため材積では大きな割合を占めていた。二ノ沢の倒流木中にあった、少数の飛び抜けてサイズの大きい倒流木は、おそらくほとんどがニレ類と思われた。

流路への供給形態を判別できた倒流木は、より上流の区間から供給された流送木を含め、本数で全体の70%弱、材積では90%弱を占めた(表2-3)。このうち流送木は、本数で50%、材積で24%程度であり、残りの未流送木の中では、河岸洗掘によって供給された倒流木が極めて多かった。この河岸洗掘による倒流木供給は、北米においても重要な倒流木供給プロセスと考えられている。Keller and Swanson (1979)は、河岸洗掘は緩勾配河川において最も多くの倒流木を流路に供給する要因であると述べており、Harmon *et al.* (1986)も、側方への流路移動が大きい蛇行河川において、河岸洗掘は重要なプロセスだと述べている。二ノ沢は、流域の上流部にありながら、勾配が緩く、自由蛇行のよく発達した河川であるため、河岸洗掘による倒流木の供給が多かったものと考えられる。問寒別川水系の調査河川も、二ノ沢と同様に緩勾配の蛇行河川であるため、河岸洗掘が倒流木供給の主要なプロセスであろうと推察される。

一方、急勾配山地河川での倒流木供給プロセスは、北米においては、雪崩やマス・ムーブメント、特に隣接斜面からの岩屑雪崩や枝沢からの土石流が重要であると考えられている(Keller and Swanson, 1979)。我が国の急勾配山地河川では、隣接斜面の崩壊や河岸洗掘、土石流による押し流しなどの供給プロセスが想定されている(水原, 1979; 水山ほか, 1991; 石川, 1994)。特に斜面崩壊による供給は重要と考えられているが(水山ほか, 1985; 山崎, 1993)、二ノ沢では1%未満に止まっていた。流路隣接域での土砂移動現象が、急勾配河川での最も重要な倒流木供給プロセスと考えられている点は、日米で共通した認識といえる。

また二ノ沢では、伐採木が流路に入り込んだり、丸太組の橋が崩れるなどの人為的要因による倒流木の供給も比較的多かった。これは、森林伐採の際に出た施業残材や一時的に作った作業道を、伐採作業終了後もそのまま放置してあったためである。これらの倒流木のうち、橋に使用されていた丸太に関しては、比較的大型の倒流木が複数かみ合って安定しているように思われた。しかし一方で、短く切断された小型の倒流木も見受けられた。小型で不安定な倒流木は、伐採など的人為的要因で大量に流路へ供給されると、極端な倒流木の集積を形成して、流路変動や土石流の引き金になったり、魚類の移動の妨げになる恐れが考えられる。実際に北米では、森林伐採に伴って生じるこのような不安定な倒流木が問題になったことがあり (Brown, 1980; Sedell and Luchessa, 1982) , 我が国でも伐採木の流路付近への放置については慎重に検討する必要がある。

4) 空間的分布

倒流木の流路に沿った分布に関するKendallの順位相関分析の結果を表2-4に示す。相関係数の値は全体的に低めであったが、未流送木については、流路の曲率および幅の両方と有意な相関があり、屈曲部や幅の広い箇所が多い傾向が認められた。屈曲部の外側は、最も河岸洗掘が起きやすく、倒流木の供給も多いと考えられる。それにも関わらず曲率と未流送木の相関が高くなかったのは、必ずしも全ての屈曲部に供給され得るような樹木が存在するとは限らないためと、未流送木中に河岸洗掘以外によって供給された倒流木が少数含まれるためと考えられる。また大きくて安定した倒流木や倒流木の集積は、その場の流路幅を広げることが知られているが (Nakamura and Swanson, 1993) , 後述するように、未流送木の多くは比較的大きな安定した倒流木であり、こういった倒流木が流路幅を広げたために、未流送木と流路幅に相関が認められたものと考えられる。一方、流送木については、流路幅および未流送木の分布量

表2-4. 倒流木量と流路平面形状との相関係数 (流路長5 mごと)
 Table 2-4. Kendall rank correlation coefficients with *p*-value (in parentheses) for relations between CWD amounts and channel morphology in 5m sections (n=438).

CWD amounts	Channel curvature	Channel width	Untransported CWD	
			Number	Volume
Untransported				
Number	0.14(<0.01)	0.24(<0.01)	—	—
Volume	0.15(<0.01)	0.25(<0.01)	—	—
Fluvially transported				
Number	0.02(0.58)	0.21(<0.01)	0.23(<0.01)	0.22(<0.01)
Volume	0.02(0.63)	0.20(<0.01)	0.21(<0.01)	0.20(<0.01)

と有意な相関を持ち、幅の広い箇所や未流送木のある箇所が多い傾向が認められた。川幅が広い箇所は、増水時であっても、相対的に流れの緩い部分ができるために、多くの流送木が滞留したと考えられ、さらに増水時にも移動しない比較的大型の未流送木が、流送されてきた他の倒流木を捕捉したものと考えられる。

北米オレゴン州の急勾配山地河川での研究によると、倒流木が最も多いのは、谷幅が広く流路が屈曲している区間であり、こういった区間では、側方への流路移動によって氾濫原上の河畔林から多くの倒流木が供給され、さらに流送木の多くは2次流路沿いや流路の分岐点付近に滞留している (Nakamura and Swanson, 1994)。また北海道の急勾配山地河川では、谷幅が広がり始める箇所や谷幅が狭くなる箇所、地すべり地の末端部などに倒流木が多いという報告がなされている (清水ほか, 1985)。このように倒流木分布が谷幅に強く影響されるのが急勾配山地河川の大きな特徴といえ、あまり谷壁に規制されずに流れる二ノ沢で流路の屈曲と幅によるわずかな影響しか認められなかったこととは対照的である。

5) 未流送木と流送木の特徴

倒流木は、より小型のものほど増水時に流送されやすいと考えられる。未流送木と流送木のサイズを比較すると、直径、長さともに平均には有意差が認められるものの、直径の違いはあまり明瞭ではなく、明確な違いを示すのは長さだけであった (図2-7, 直径: $t=3.45$; 長さ: $t=15.48$)。Lienkaemper and Swanson (1987)によると、倒流木の流送には個々の倒流木の長さが大きく関係しており、増水時に移動した倒流木のほとんどは、長さが流路幅より短いものであったという。水山ほか (1991) および石川 (1994) も、土石流に伴い流出した倒流木の平均長が狭窄部の谷幅にほぼ等しいことを報告している。二ノ沢

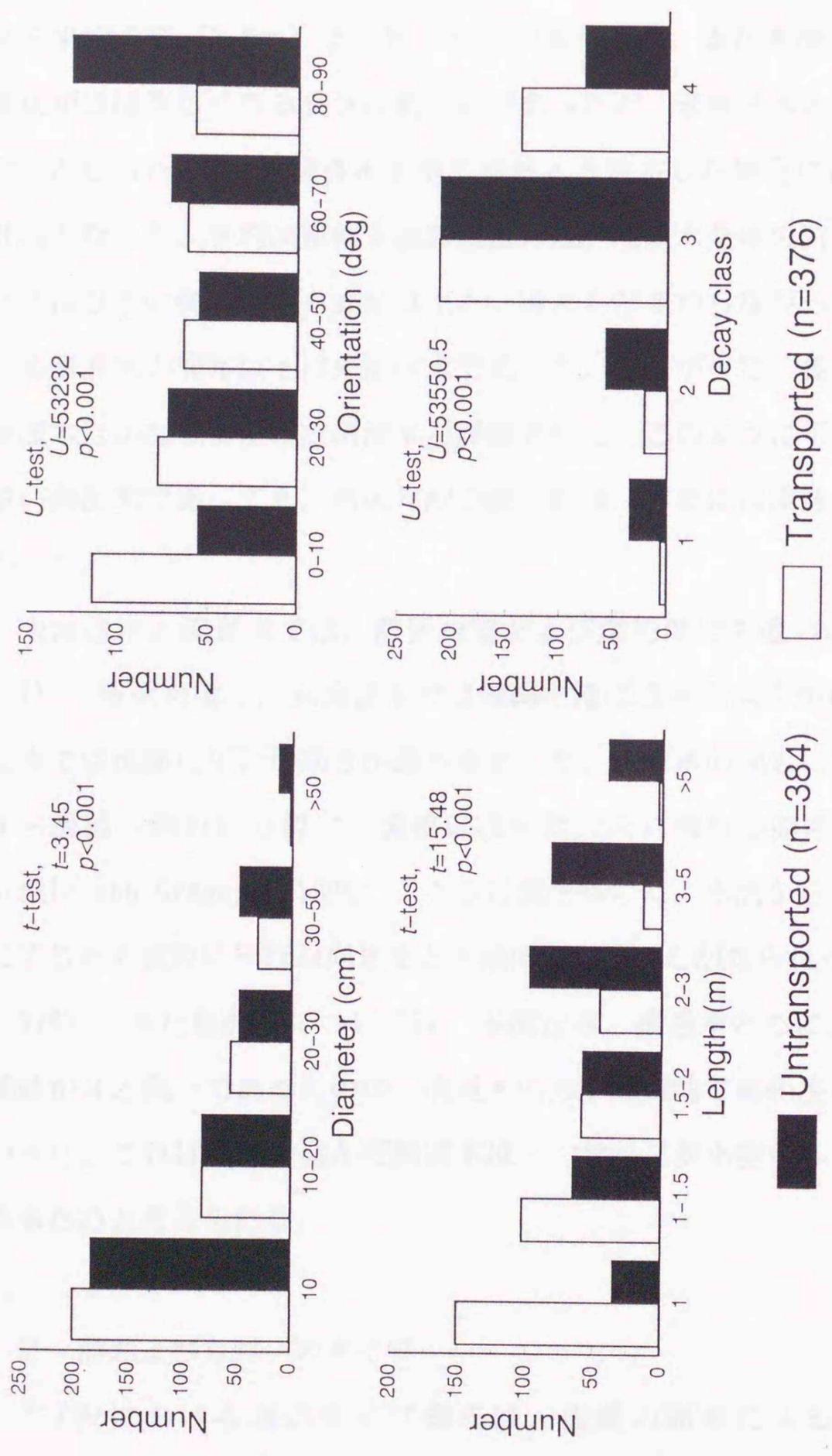


図2-7. 未流送木と流送木のサイズ、向きおよび腐朽度
 Fig. 2-7. Frequency distribution for size, orientation and decay class of the untransported and fluviually transported CWD pieces.

では、未流送木と流送木の平均長はそれぞれ3.1m, 1.7mであり、未流送木ですら平均流幅(3.8m)より短いものが多かった。また未流送木と流送木の本数比がほぼ等しくなる長さは約2mであったが、未流送木とも流送木とも判断できなかった351本の倒流木を全て流送木と仮定した場合には、この長さは約3mとなった。平均流路幅未満の倒流木は、流送木全体の97%を占めたが、長さ3m以下の倒流木でも95%以上と、ほとんど変わらなかった。また3mを超える倒流木の80%以上は未流送木であった。したがって、長さが3mを超える倒流木はかなり安定した倒流木と評価された。このように平均流路幅より多少短い倒流木であっても、河床勾配が緩ければ、容易には流送されないことが分かった。

未流送木と流送木では、滞留角度および腐朽度にも違いが認められた(図2-7)。滞留角度は、未流送木では流路にほぼ直角な向きが最も多く、逆に流送木では流路に平行な向きが最も多かった。倒流木の向きに関しては、河畔林から流路へ倒れ込む際に、流路に直角な方向に倒れる確率が最も高く(Van Sickle and Gregory, 1990)、さらに流送時には、水流から受ける抵抗を最小にするため流れに平行な向きをとる傾向があることが知られている(水原ほか, 1979)。また腐朽度については、未流送木、流送木ともに、中央値および最頻値が3と同一であるものの、流送木の方が相対的に腐朽度の高い倒流木が多かった。これは腐朽の進んだ倒流木ほど、サイズが小型化し、流送されやすくなるためと考えられる。

6) 淵およびカバーのタイプ

二ノ沢における淵のタイプ構成は、流路の屈曲による側方洗掘型の淵(lateral scour pool associated with channel bend)が最も多く、次いで、倒流木によって形成される落込型の淵(plunge pool)が多かった(表2-5)。

表2-5. 淵のタイプ別内訳

Table 2-5. Number and volume of each pool type. Figures in parentheses indicate percentage of the types.

Pool type	Number	Volume (m ³)
CWD		
Plunge	72(22.0)	319.7(30.2)
Dammed	14(4.3)	18.8(1.8)
Lateral scour	20(6.1)	51.1(4.8)
Backwater	17(5.2)	12.7(1.2)
Brush		
Plunge	11(3.4)	10.9(1.0)
Dammed	1(0.3)	0.6(0.1)
Backwater	1(0.3)	0.2(0.0)
Lateral scour at channel bend	149(45.6)	512.7(48.5)
Trench	8(2.4)	19.5(1.8)
Combination	34(10.4)	111.3(10.5)
Total	327(100.0)	1057.5(100.0)

表2-6. カバーのタイプ別内訳

Table 2-6. Area (m²/100m²) of each cover object type. Figures in parentheses indicate percentage of the type.

Cover object	Ninosawa		Tankounosawa		Kaminukanan	
	2nd	1st	2nd	1st	2nd	1st
CWD	8.7 (63.5)	3.3 (26.4)	8.5 (64.7)	1.4 (10.2)	1.8 (21.1)	1.4 (10.2)
Brush	1.8 (13.4)	1.4 (11.1)	1.5 (11.4)	3.5 (25.0)	1.5 (17.9)	3.5 (25.0)
Undercut bank	3.2 (23.1)	2.7 (21.8)	1.5 (11.5)	1.8 (13.1)	2.3 (27.9)	1.8 (13.1)
Overhanging vegetation	—	5.1 (40.7)	1.6 (12.4)	7.2 (51.7)	2.8 (33.1)	7.2 (51.7)
Total	13.7(100.0)	12.4(100.0)	13.1(100.0)	13.9(100.0)	8.4(100.0)	13.9(100.0)

流路の屈曲による側方洗掘型の淵は、二ノ沢のような蛇行河川では、最も一般的な淵のタイプである。倒流木により形成される淵については、落込型以外の3タイプはあまり多くなかったが、その中では倒流木による側方洗掘型（lateral scour pool associated with CWD）が最も多かった。ダム型（dammed pool）と背水型（backwater pool）は、定義からも分かるように、淵の長さもしくは幅が水面幅に達しないような小型の淵であり、体積に占める割合はさらに小さかった。小型植物材料（brush）によって形成されたと考えられる淵は極めて少なかった。溝型の淵（trench）は、本来、急勾配で岩盤が露出した区間にしか出現しない淵のタイプであり、二ノ沢では少なかった。また、これら以外に複数のタイプからなる複合型の淵（combination pool）が10%程度認められた。

淵のタイプ構成は、河川によって異なっており、ワシントン州西部の河川でも、二ノ沢に似たタイプ構成の河川がある一方で（Bilby and Bisson, 1987; 1992）、背水型が23%と比較的多く落込型が12%と少ない河川もある（Bisson *et al.*, 1982）。またRobison and Beschta (1990)は、アラスカ南東部の河川における調査から、淵のタイプ構成が河川規模によって変化することを指摘した。例えば、小河川の場合、倒流木は流路を跨ぐか、落込型の淵を形成する傾向があり、中規模以上の河川では、倒流木は流路を跨ぐことが少なくなり、倒流木による側方洗掘型の淵（原著ではdeflector pool）を形成することが多くなる。このように淵のタイプは、河川形態や河川規模、倒流木のサイズ、量など様々な要因によって変化すると考えられる。

カバーについては、河畔林の中を流れる2次谷である二ノ沢および炭鉱の沢本流においては、他と比較しても、倒流木のカバーが多く、全体の60%以上を占めていた（表2-6）。一方、炭鉱の沢支流と河畔域の多くが草地化された上ヌカナン川の本・支流では、倒流木が少なかったため、相対的に他のカバーの

占める割合が高かった。特に支流の1次谷では、水面上に張り出した河畔植生が多く、全体の40-50%を占めた。これは1次谷の水面幅が1 m程度と極めて狭く、両岸から草本やササが張り出しただけで水面の多くを被覆できるからである。カバーの総量は、上ヌカナン川本流を除き、いずれも100m²あたり12-14 m²とほぼ同程度であった。

Inoue *et al.* (1997)によると、水面に対するカバー面積の割合は、河畔林に覆われた区間とササ地や草地の中を流れる区間とでは、明らかに異なっており、両者の平均値には約2倍の違いがあるという。本論の調査結果では、河畔域に草地を含む上ヌカナン川でもそれほどカバーが少ないというわけではなく、特に上ヌカナン支流は調査河川の中で最もカバーが多かった。これは、上ヌカナン川の調査区間全てが河畔林の全くない区間ではなく、中には河岸部分のみに樹木が残っている区間や、完全に河畔林に覆われた区間（支流の1次谷のみ）も存在するからである。また上ヌカナン支流については、河畔林が全くなく日当たりのよい2区間において、河岸の草本がよく繁茂して水面を覆い、さらにはこれらの草本が枯れて小型植物材料のカバーとなっていた。

7) 淵を形成していた倒流木の特徴

淵を形成していると考えられた倒流木と、それ以外の倒流木を比較すると、サイズ、滞留角度および腐朽度に違いが認められた（表2-7）。淵を形成していた倒流木は、他の倒流木よりも、平均サイズが有意に大きく、滞留角度もより直角に近かった。障害物による淵の形成に関しては、Lisle (1986)も、河床幅に対して障害物の幅が大きく、流れに対する障害物の角度が直角に近いほど、形成される淵の幅と長さが大きくなる傾向を認めている。腐朽度については、いずれも中央値が3と同一であったが、淵を形成していた倒流木は相対的に腐朽度の小さいものが多く、サイズの大きな倒流木が多かったことと対応してい

表2-7. 淵を形成していた倒流木と他の倒流木の特徴の違い
 Table 2-7. Comparison between the pool creating CWD pieces and the other pieces for mean size, mean orientation, median decay class and ratio of the untransported pieces. Figures in parentheses indicate SDs.

	Pool creating pieces	Other pieces	Statistical test	<i>p</i>
Number	138	973		
Diameter (cm)	28.0(16.2)	19.2(12.3)	<i>t</i> = 7.26	<0.001
Length (m)	3.17(1.70)	2.02(1.36)	<i>t</i> =10.03	<0.001
Orientation (deg)	60.0(25.8)	43.0(29.5)	<i>U</i> =45100.5	<0.001
Decay class	3	3	<i>U</i> =57545	0.002
Number of				
Untransported pieces	85	299	$\chi^2=35.29$	<0.001
Transported pieces	26	350		

た。また淵を形成していた倒流木とそれ以外の倒流木とでは、未流送木と流送木の比率が異なっており、淵を形成していた倒流木の多くは未流送木であった。前述のように、これら未流送木は、サイズが大きく、流路に直角な向きの倒流木を多く含んでいた。

8) 倒流木が淵量に与える影響

二ノ沢において倒流木によって形成されたと考えられた淵は、個数で37.6%、体積で38.0%を占めていた（前表2-5）。淵量と倒流木量との相関は、淵体積と倒流木材積の相関以外、いずれも有意であり、倒流木の多い区間ほど、淵も多いという傾向が認められた（図2-8）。特に、淵個数と倒流木本数との相関係数は0.64と最も高かった。問寒別川水系の調査河川でも、ほぼ同様の結果が得られ、淵個数と倒流木量との間には有意な相関が認められたが（倒流木本数： $r=0.68$, $p=0.001$ ；材積： $r=0.55$, $p=0.012$ ）、淵面積と倒流木量との相関は有意ではなかった（倒流木本数： $r=0.40$, $p=0.079$ ；材積： $r=0.33$, $p=0.153$ ）。

北米西海岸地方の河川では、淵の形成に対する倒流木の重要性を示唆する報告が多数ある。例えば、アラスカ南東部の河川では、倒流木によって形成されていた淵の割合が全体の40-66%（Robison and Beschta, 1990）、73%（Heifetz *et al.*, 1986）といった報告や、ほとんどの淵が倒流木によって形成されており、淵体積と倒流木量の高い相関（ $r=0.69$ ）が認められたという報告がある（Murphy *et al.*, 1986）。ブリティッシュ・コロンビアでも、淵の72-80%が倒流木または根株によって形成されていたという報告（Fausch and Northcote, 1992）がある。一方、北海道北部の河川においては、淵量と倒流木量の間には全く相関が認められなかったという報告がある（Inoue and Nakano, 1998）。本論の結果でも、二ノ沢において倒流木によって形成されたと考えられた淵は全体の4割弱と北米での報告より少なく、二ノ沢と問寒別川

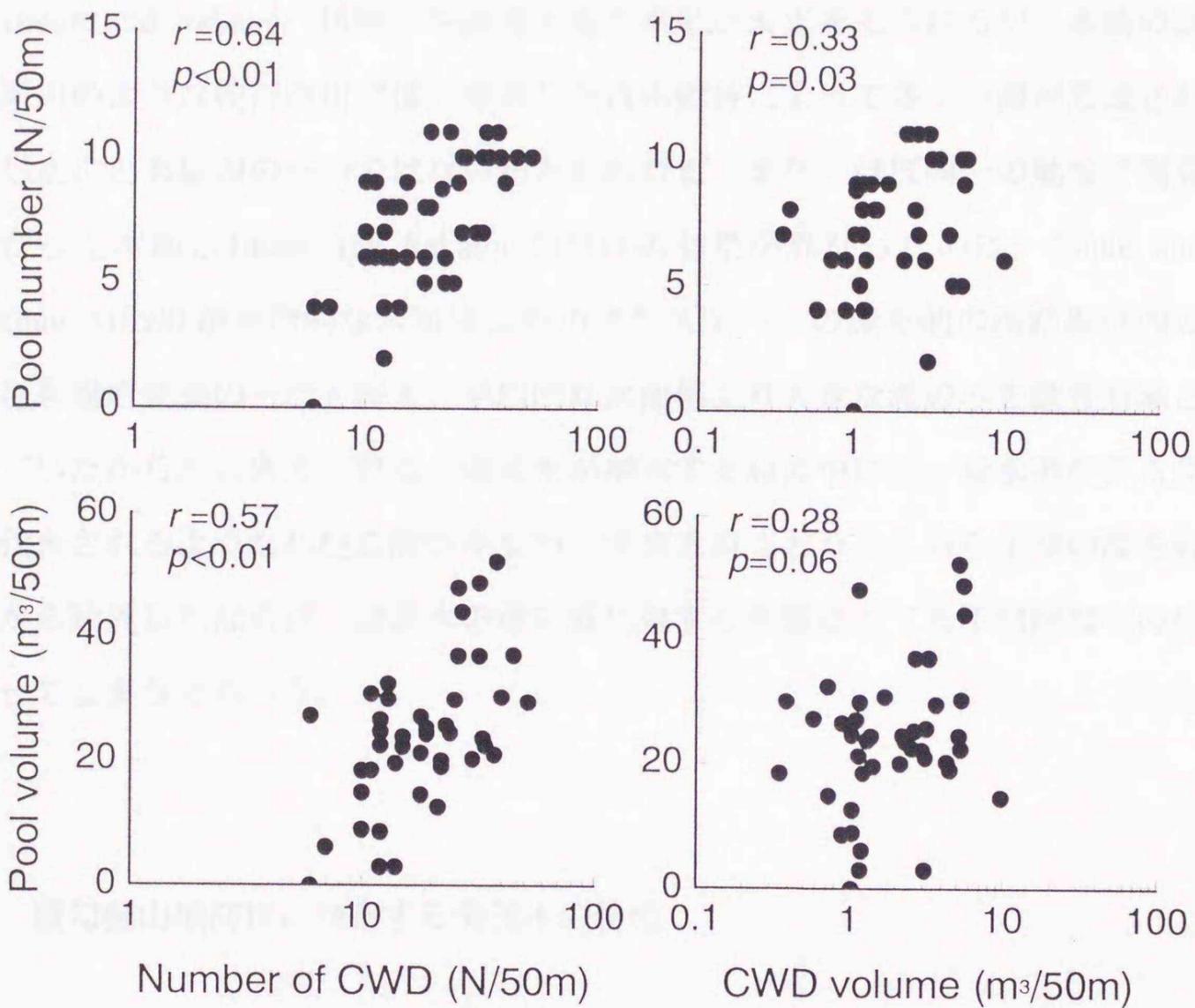


図2-8. 淵量と倒流木量との関係

Fig. 2-8. Number and volume of pools in relation to number and volume of CWD. Number and volume of CWD were calculated for the pieces in wetted channel (n=44).

水系での淵量と倒流木量の相関についても、淵個数については比較的良好なもの、淵体積や淵面積についての相関はあまり芳しくなかった。このような淵形成状況の差異が生じる理由としては、大型の倒流木が少なかったこと（Inoue and Nakano, 1998）や倒流木量の不足がまず考えられるが、本論の調査河川のような蛇行河川では、発達した自由蛇行によって多くの淵が形成されていたことも原因の一つではないかと思われる。また、ほぼ同一の地域で調査を行った本論とInoue and Nakano (1998)の結果が異なったのは、Inoue and Nakano (1998)が平均的な水面幅より小さなスケールの淵を他の流路単位内の微生物場所変異の一つと捉え、平均的な水面幅より大きな淵のみを調査対象としていたからだと考えられる。倒流木が形成する淵の中には、背水型やダム型に代表されるような小型の淵が少なからず含まれており、これら小型の淵を分析から除外したならば、倒流木の淵形成に対する影響はとても不明瞭なものになってしまうであろう。

3 緩勾配山地河川に分布する倒流木の特性

本章では、北海道北部の緩勾配山地小河川における倒流木の実態と淵形成への影響について論じたが、ここまでの議論を以下に整理・要約した。

これまで、河川生態学的視点から倒流木研究が行われてきたのは、主として北米西海岸地方の針葉樹林帯を流れる河川においてであったが、それに対し本論の調査河川は、大径木を欠いた広葉樹主体の河畔林を流れているため、倒流木の平均サイズは小さめで、倒流木量もそれほど多くはなかった。これらの倒流木は、主に流路近傍から河岸洗掘によって供給されたものであり、未流送木の分布も屈曲部でやや多い傾向を示したが、これは急勾配河川において隣接斜

面域のマスマーブメントに伴う倒流木供給が多いこととは異なった傾向である。倒流木は、腐朽に伴う折損などにより、長さが流路幅より短くなると流送されやすいといわれるが、二ノ沢では、河床勾配が緩いためか、平均流路幅よりやや短い倒流木であっても容易には流送されにくく、広葉樹由来の中・小型倒流木であっても比較的安定しているものと考えられた。このことは、我が国の急勾配山地河川において、しばしば流送された倒流木による災害が問題となっていることとは対照的である。

倒流木による淵の形成については、大型の倒流木が少なかったことや流路の蛇行によって多くの淵が形成されたために、倒流木によって形成されたと考えられる淵の割合は、北米西海岸地方での報告より少なく、淵全体の4割程度に止まったが、淵の個数に関しては倒流木量と比較的よく対応していることから、倒流木が重要な淵形成要因の一つであることが示唆された。また倒流木は、全カバー面積の25-65%程度を占めており、カバーとしても重要な存在と考えられた。

第3章 倒流木量が異なる2流域のサクラマス生息環境

前章の結果により、北海道北部の緩勾配山地河川においても、倒流木は淵の形成に一定の役割を果たしていると考えられた。淵は魚類の生息場所として重要な空間である。また倒流木は魚類に対するカバーとしても重要な存在であろうと推察された。本章では、魚類の生息に対する倒流木の影響を明らかにするため、実際に魚類の調査を行い、倒流木の多い流域と少ない流域の間で流路の物理的環境と主要魚種であるサクラマスの生息密度を比較した。ただし、ある生物が欲する環境は季節によって変化すると考えられるので、調査は季節ごとに行った。また北海道北部ではサクラマスは、1～3次谷と規模の異なる河川に広く生息していることが知られており（井上，1997），成長段階や季節によって河川規模の異なる区間を使い分けている可能性も考えられることから、調査流域内の本流と支流をともに調査対象とした。

サクラマス (*Oncorhynchus masou masou*) は、河川生活期にはヤマメ（北海道や東北ではヤマベ）と呼ばれ、北海道北部の河川における主要生息魚種であると同時に、漁業資源や釣りの対象魚として極めて重要な魚種でもある。サケの仲間であるサクラマスは、川で生まれ海で生活する遡河回遊魚であるが、その生活史は変異に富んでおり、通常、約1年の河川生活の後、同一の個体群中に降海する個体と河川に残留する個体の両方が出現する（真山・木村，1989；真山，1992）。シロザケ (*O. keta*) やカラフトマス (*O. gorbuscha*) といった他の代表的な国産のサケに比べ、河川生活への依存度が高いことから、河川改修など的人為的河川環境改変による影響を強く受けると考えられている（真山，1993）。

1 解析方法

1) 調査区間の設定

調査対象流域として、倒流木量以外の流域環境がほぼ同様と思われた問寒別川水系の炭鉦の沢および上ヌカナン川を選択した（前表1-1, 前図1-2）。炭鉦の沢は、流路のほぼ全域が河畔林に覆われており、倒流木量も多いのに対し、上ヌカナン川は、本流沿いの平地が牧草地化されており、倒流木量が比較的少ない（第1章3節参照）。調査区は、両流域とも本流（2次谷）、支流（1次谷）にそれぞれ5区間ずつ、1流域当たり10区間の調査区を設けた（前図1-3B, C）。調査区を設置した支流は、予備踏査の際に流域内で最もサクラマス生息密度の高いと思われた2支流を選び、よりサクラマスの多いと思われた方の支流へ3箇所、もう一方の支流へ2箇所の調査区を設置した。調査区間の長さは、河川規模の異なる調査区においても、瀬、淵などの流路単位が十分な個数（最低10個）含まれるよう、水面幅を基準とし、その25-30倍程度と決めた（本流で50-66m、支流で24-39m）。炭鉦の沢流域の調査区は全て河畔林に覆われた区間であるが、上ヌカナン川の調査区は全てが河畔林のない区間というわけではない。上ヌカナン本流については、河岸まで河畔林が全くなく倒流木が極めて少ない区間は2箇所であり（うち1区間は直線化されていた）、残りの3区間は河岸部に小面積の河畔林が残存していた。上ヌカナン支流については、河畔林の全くない区間は2箇所であり（いずれも直線化されていた）、1区間は右岸側のみ河畔林が残っており、残り2区間は河畔林に覆われていた。

各調査区において、生息場所特性を表す環境要素を計測するとともに、サクラマス幼魚の個体数を夏、初冬、春の3つの季節ごとに推定した。水温以外の生息環境の調査は1996年と1997年の夏（8月～9月中旬）に行い、サクラマス

の生息数調査は、1996年7月～8月（夏）、1996年10月中旬～12月中旬（初冬）、1997年5月中旬～6月上旬（春）に行った。

2) 生息場所変量の計測

各調査区の生息場所特性を表す変量として、河川水温、河床勾配、水面幅、水深、底質、淵量およびカバー量を計測した。河川水温は各調査区に最高・最低温度計を設置して、サクラマス生息数調査の期間中10-15日程度の間隔で最高水温と最低水温の値を記録し、各期間中の平均値を計算した。河床勾配はレベル測量によって求めた。

水面幅、水深および底質は、各調査区内に流路方向と直角に等間隔で横断測線を設け、各測線上で水面幅を計測し、さらに測線上に等間隔で設置した5点の計測点において水深と底質を計測した。横断測線の間隔は、平均的な水面幅を目安として、本流では2m間隔、支流では1m間隔とした。これらの計測値を各区間ごとに平均した値をその区間の代表値として用いた。なお底質の評価は、計測点の近傍（20×20cm程度）の主要構成礫の礫径により、0、岩盤；1、砂（直径<5mm）；2、小礫（5mm≤直径<15mm）；3、中礫（15mm≤直径<40mm）；4、大礫（直径≥40mm）の5段階で行い、区間全体での底質の平均を底質粗度と呼ぶことにした。

淵の量としては個数と水表面積を計測した。淵の個数は、各調査区の流路単位を淵、平瀬、瀬の3タイプに分類した際の全流路単位の個数に対する百分率で表した。淵の面積は、まず縦断方向の長さを計測し、その長さが横断測線の間隔より大きい淵については測線上の水面幅の平均値を、測線間隔より小さい淵については中央幅を、その淵の幅として長さ×幅で算出し、各調査区の全水表面積に対する百分率で表した。

カバーについては、前章で述べたように、水中および水面上40cm以内にある倒流木、小型植物材料、河岸のエグレおよび水面上に張り出した河畔植生の4つをカバーと定義し、これらを水表面へ投影したときの面積を最大長×中央幅で算出した。このカバー面積は、各調査区の全水表面積に対する百分率で表した。

3) サクラマス個体数の推定

サクラマス幼魚の個体数推定は、DeLury(1951)の除去法によって行った。除去法とは、捕獲による個体数減少にともなう捕獲効率の低下から元の個体数を推測する方法であり(久野, 1986を参照)、今回は3回の捕獲を行って個体数を推定した。サクラマスの捕獲には、エレクトロ・フィッシャーを用い、捕獲作業中は調査区間の上下流端を網(8mm目)でしきって魚の移出入がないようにした。捕獲した個体は標準体長を1mm単位で計測した。サクラマス幼魚は、体長分布の違いから、大きく2つのグループに分けることができ、これらはその年に生まれた当年魚(0+, subyearling)および1才以上の高齢魚($\geq 1+$, older)に相当すると考えられた。各区間における推定個体数は、当年魚と高齢魚を分けて算出し、水表面積100m²あたりの生息密度として表した。

またサクラマスの産卵床の個数を、1996年9月に3回の調査を行い(上旬、中旬、下旬)、その合計を水表面積100m²あたりの密度として表した。産卵床の調査区間は、上述の各調査区(生息場所変量とサクラマス生息密度を調査)を中に含むようにして、水面幅の50-100倍の長さの区間を各流域の本・支流にそれぞれ5つずつ、合計20区間、設定した(本流で130-240m、支流で50-110m)。調査区間の長さに多少ばらつきがあるのは、ひどいやぶや倒木により調査困難な箇所を避け、また隣接する2調査区が近づきすぎないように配慮したためである。

4) データ解析

各調査区の生息場所変量およびサクラマス生息密度を、流域間および本・支流間で比較するために、二元配置分散分析を用いた (Sokal and Rohlf, 1983)。流域と本・支流による交互作用が有意であった場合には、Tukeyの正確な有意差による事後比較を行った (Norusis, 1993)。またサクラマスの産卵床分布密度は、分布の偏りが大きかったために、ノンパラメトリックな二元配置分散分析 (Barnard *et al.*, 1993) を用いて比較を行った。

さらに調査区間によるサクラマス生息密度の違いを最もよく説明する生息場所変量の組み合わせを抽出するために、全20調査区を対象に、生息密度を目的変量、生息場所変量を説明変数としてステップワイズ法による重回帰分析を行った (Norusis, 1993; ただし変量の投入確率0.05, 除去確率0.10)。またサクラマスの産卵床分布密度と生息場所変量との関係を調べるためには、Kendallの順位相関分析 (石居, 1975; Norusis, 1993; Sokal and Rohlf, 1983) を用いた。

上記の統計解析において、分布の正規性と等分散性を確保するために、各変量には適当な変数変換を行った。サクラマス生息密度、河川水温、平均水面幅および平均水深には対数変換を、淵個数割合、各流路単位の面積率および全カバー面積率には逆正弦変換を、河床勾配および各タイプごとのカバー面積率には逆正弦変換および対数変換を、それぞれ行った。

2 解析結果

1) 流域および谷次数による生息場所変量の違い

表3-1. 生息場所変量に対する流域と谷次数を要因とした二元配置分散分析の結果
 Table 3-1. Results of two-way ANOVA testing for differences in habitat variables among watershed and stream order. Watersheds are Tankounosawa(forest) and Kaminukanan(forest and grassland) basin; stream orders are first and second.

Variables	Watershed (df=1,16)		Stream order (df=1,16)		Watershed × Stream order (df=1,16)	
	F	p	F	p	F	p
Maximum temperature (°C)						
Summer 1996	22.50	<0.001	8.50	0.010	4.04	0.062
Early winter 1996	5.34	0.028	2.43	0.138	0.00	0.985
Spring 1997	14.64	0.001	1.10	0.310	1.15	0.299
Minimum temperature (°C)						
Summer 1996	71.10	<0.001	41.53	<0.001	1.42	0.251
Early winter 1996	2.14	0.163	0.97	0.340	0.31	0.588
Spring 1997	3.12	0.097	0.00	0.963	0.00	1.000
Gradient (%)	0.01	0.918	14.99	0.001	0.13	0.724
Mean wetted width (m)	13.05	0.002	166.06	<0.001	12.70	0.003
Mean depth (cm)	0.84	0.372	28.11	<0.001	0.51	0.485
Substrate coarseness	3.29	0.088	4.25	0.056	0.56	0.464
Pool number (%)	0.56	0.464	0.35	0.562	0.78	0.391
Pool area (%)	0.13	0.727	2.69	0.120	0.40	0.535
Cover area (%)						
CWD	16.55	0.001	6.82	0.019	5.10	0.038
Brush	1.80	0.198	1.42	0.250	1.76	0.203
Undercut bank	0.00	0.990	0.14	0.715	0.92	0.352
Overhanging vegetation	0.45	0.512	2.83	0.112	0.02	0.892
Total	0.36	0.558	0.86	0.367	1.35	0.262

表3-2. 流域および谷次数ごとの生息場所変量の平均と標準偏差 (括弧内)

Table 3-2. Mean and SD (in parentheses) of habitat variables in the first and second order reaches of the two watersheds ($n=5$ in all category).

Variables	Tankounosawa (forest)		Kaminukanan (forest & grassland)	
	1st	2nd	1st	2nd
Maximum temperature (°C)				
Summer 1996	15.3(0.5)	15.8(0.5)	17.1(2.2)	20.8(2.7)
Early winter 1996	6.8(0.9)	6.3(0.4)	7.4(0.6)	7.0(0.4)
Spring 1997	14.5(0.7)	14.5(1.0)	16.4(2.1)	17.9(1.9)
Minimum temperature (°C)				
Summer 1996	10.5(0.3)	11.1(0.2)	11.4(0.1)	12.5(0.5)
Early winter 1996	2.3(0.8)	2.2(0.7)	3.0(0.9)	2.4(0.6)
Spring 1997	5.2(1.3)	5.1(0.7)	5.9(1.2)	5.8(0.3)
Gradient (%)	1.3(0.4)	0.6(0.4)	1.6(0.8)	0.5(0.4)
Mean wetted width (m)	1.2(0.1) b	2.3(0.6)a	0.7(0.1)c	2.3(0.1)a
Mean depth (cm)	7.7(2.4)	15.9(4.4)	6.0(2.5)	16.0(5.5)
Substrate coarseness	2.2(0.2)	1.9(0.3)	2.4(0.3)	2.2(0.2)
Pool number (%)	36.9(18.6)	45.2(5.3)	38.2(1.9)	36.3(14.8)
Pool area (%)	42.2(24.3)	62.9(11.1)	45.2(16.2)	53.3(28.8)
Cover area (%)				
CWD	3.3(2.9)a	8.5(3.0)b	1.4(1.5)a	1.8(1.6)a
Brush	1.4(0.5)	1.5(1.4)	3.5(2.6)	1.5(1.8)
Undercut bank	2.7(3.0)	1.5(1.2)	1.8(1.4)	2.3(1.9)
Overhanging vegetation	5.1(3.3)	1.6(0.6)	7.2(9.8)	2.8(1.2)
Total	12.4(2.4)	13.1(4.4)	13.9(9.5)	8.4(4.7)

Note: Means having the same letter are not significantly different (Tukey-HSD test, $p>0.05$).

各生息場所変量について、流域および谷次数を要因とした二元配置分散分析を行った結果を表3-1に、生息場所変量の平均値を表3-2に示す。流域間で有意差のあった生息場所変量は、倒流木カバーと水温（3季すべての最高水温と夏期最低水温）、水面幅だけであり、他の生息場所変量は2流域でほぼ同じとみなされた。なお平均水面幅については、流域と谷次数の交互作用も有意であり、事後比較の結果、本流の水面幅は2流域ともほぼ同じであるものの、支流では上ヌカナン支流の水面幅が炭鉱の沢支流より狭いことが分かった。次に本流（2次谷）と支流（1次谷）を比較すると、夏季水温、河床勾配、平均水面幅、平均水深といった流程に沿って変化する変量に違いが認められた。さらに倒流木カバーにも有意差が認められ、支流で少なく本流が多かった。倒流木カバーは流域と谷次数の交互作用も有意であり、炭鉱の沢本流では他の調査区に比べ倒流木カバーが多かった。

2) 流域および谷次数によるサクラマス生息密度の違い

流域と谷次数を要因とするサクラマス生息密度の二元配置分散分析の結果を表3-3に、平均値と事後比較の結果を図3-1に示した。まずサクラマス当年魚の生息密度については、夏には谷次数による影響が認められ、本流より支流の生息密度が高かった。越冬期初めの初冬には、流域および谷次数の両方による影響が認められた上、これらの交互作用も有意であり、上ヌカナン本流の生息密度だけが他の調査区に比べ低かった。産卵床からの浮上直後にあたる春の当年魚は、前年夏の当年魚に比べ全般的に生息密度が低く、流域と谷次数いずれの影響も認められなかったが、支流区間の方がやや高密度の傾向があるように思われた。また1才以上の高齢魚の生息密度については、夏には谷次数による影響と交互作用が有意であり、上ヌカナン川の本流と支流の密度が異なっていた。初冬には、全般的に生息密度が低く、流域と谷次数のいずれの影響も認められ

表3-3. サクラマス生息密度に対する流域と谷次数を要因とする二元配置分散分析の結果
Table 3-3. Results of two-way ANOVA testing for differences in masu salmon densities among watershed and stream order. Watersheds are Tankounosawa (forest) and Kaminukanan (forest and grassland); stream orders are first and second.

Variables	Watershed			Stream order			Watershed × Stream order		
	(df=1,16)			(df=1,16)			(df=1,16)		
	F	p	p	F	p	p	F	p	p
<i>Subyearling Masu salmon</i>									
Summer 1996	2.72	0.119		26.33	<0.001		2.03	0.174	
Early winter 1996	22.48	<0.001		44.03	<0.001		23.16	<0.001	
Spring 1997	2.11	0.166		3.49	0.080		0.06	0.807	
<i>Older Masu salmon</i>									
Summer 1996	1.74	0.206		4.91	0.042		6.26	0.024	
Early winter 1996	2.00	0.176		3.01	0.102		0.23	0.641	
Spring 1997	1.47	0.242		2.91	0.107		13.63	0.002	

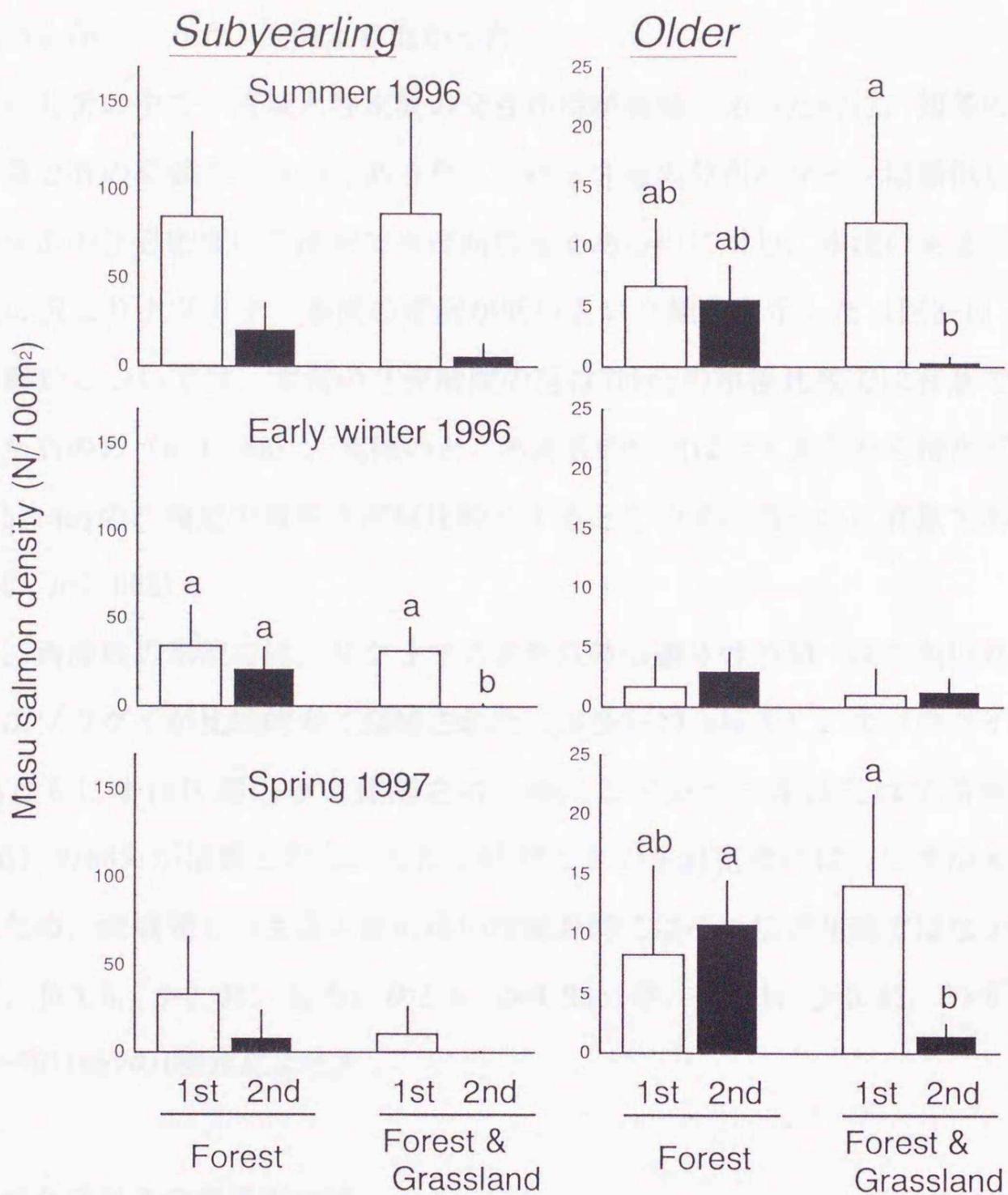


図3-1. 流域および谷次数ごとのサクラマス生息密度の平均と標準偏差（縦棒）

Fig. 3-1. Mean density and SD (bar) of masu salmon in the first and second order reaches of the two watersheds ($n=5$ in all category). Forest: Tankounosawa basin; Forest & Grassland: Kaminukanan basin. Means having the same letter are not significantly different (Tukey-HSD test, $p>0.05$).

なかった。春には交互作用のみが有意であり、上ヌカナン本流の密度が炭鉱の沢本流および上ヌカナン支流より低かった。

以上の分析の中で、流域と谷次数の交互作用が有意であったのは、初冬の当年魚、夏と春の高齢魚の3つであった。これら3者の分布パターンは類似しており、支流の生息密度は2流域でほぼ同程度であるのに対し、本流の生息密度は炭鉱の沢より上ヌカナン本流の密度が低いという傾向を示した(図3-1)。夏の高齢魚については、本流の2流域間の差はTukeyの事後比較では有意ではなかったものの($p=0.068$)、実際のところ両者の分布は全く重なりを持たず、Mann-WhitneyのU-検定で直接2試料比較をするとこの差は明らかに有意であった($U=0, p=0.008$)。

なお、両流域の本流では、サクラマス幼魚以外の遊泳性魚類(底生魚以外)としてエゾウグイが比較的多く採捕された(体長3-20cm程度)。エゾウグイは両流域ともに本流区間のみで採捕され、特に上ヌカナン本流では全捕獲数(191尾)の88%が捕獲された。ただし区間ごとの生息密度にばらつきが大きかったため、流域間での生息密度の違いは統計的にはそれほど明確ではなかった(夏, $U=3.5, p=0.06$; 初冬, $U=2.5, p=0.03$; 春, $U=8.0, p=0.42$, いずれもMann-WhitneyのU検定による)。

3) サクラマスの産卵床分布

産卵床の形成を確認できたのは、1996年9月におこなった3回の調査のうち、9月上旬におこなった1回目の調査のみであった。中旬の調査では、直前の出水による河床礫の移動のため産卵床が判別できず、下旬の調査でも産卵床は確認できなかった。産卵床の密度には、流域と谷次数のいずれによる影響も認められなかったものの(ノンパラメトリックな二元配置分散分析, いずれも $p>0.05$)、炭鉱の沢支流で最も密度が高く、逆に上ヌカナン本流では産卵床が

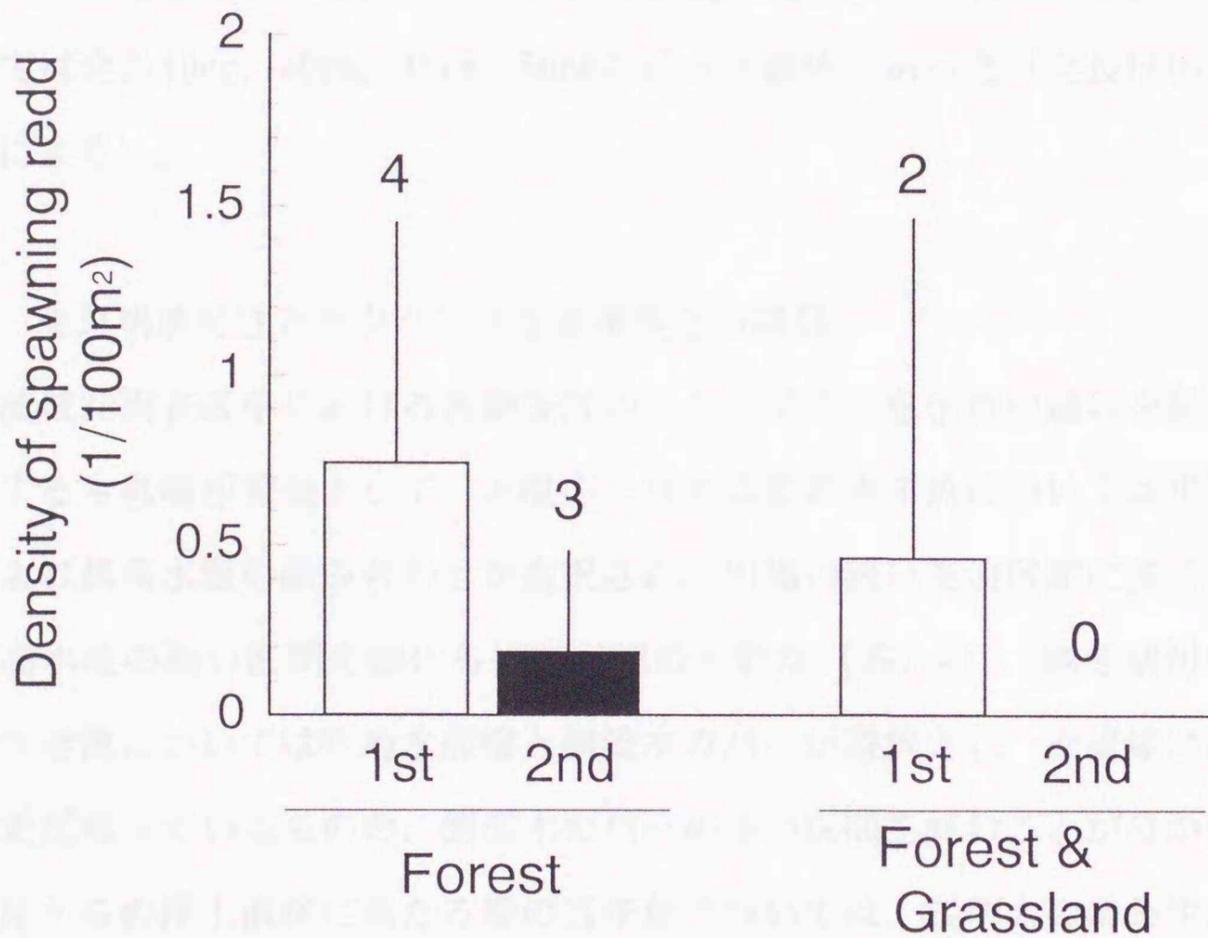


図3-2. 流域および谷次数によるサクラマス産卵床の平均密度と標準偏差（縦棒）

Fig. 3-2. Mean density and SD(bar) of Masu salmon redd in the first and second order reaches of the two watersheds in September 1996. Figures above bars indicate total numbers of redd in the reach type (reach n is 5 in all reach types).

まったく認められないというように、どちらかといえば本流より支流の密度が高い傾向が見受けられた（図3-2）。なお確認された産卵床は、その大きさから、すべて海から遡上した大型の雌によって作られたものと判断され、調査時に目撃された遡上個体は、上ヌカナンで全長35cm, 40cm, 45cmの3個体、炭鉦の沢では全長40cm, 40cm, 45cm, 50cmののべ4個体であった（全長はいずれも目測による）。

4) 生息場所特性とサクラマス生息密度との関係

2流域20調査区中における各調査区のサクラマス生息密度の違いを最もよく説明する生息場所変量として、水温の上昇する夏の当年魚については平均水面幅および最高水温の組み合わせが選択され、川幅の狭い支流区間に多く、さらに最高水温の高い区間を避ける傾向が認められた（表3-4）。越冬期初めの初冬の当年魚については平均水面幅と倒流木カバーが選択され、支流域に多い傾向はまだ残っているものの、倒流木カバーの多い区間を好むことが分かった。産卵床からの浮上直後にあたる春の当年魚については、説明力のある生息場所変量が見付からなかったが、産卵床密度との間には有意な相関が認められた（Kendallの順位相関係数 $\tau=0.46$, $p=0.02$ ）。また夏の高齢魚については、最高水温の高い区間を強く忌避し、底質粗度の小さな区間を避ける傾向も認められた。初冬の高齢魚については、倒流木カバーの多い区間を選好する傾向のみが認められた。春の高齢魚については、淵個数の多い区間を強く選好し、水深の小さな区間を好む傾向が認められた。ただし、夏の高齢魚に対する底質の影響と春の高齢魚に対する水深の影響は、他の変量に比べ相対的に小さい上、春の高齢魚生息密度を説明する淵個数と平均水深の間には、有意な相関も認められた（ $r=0.51$, $p=0.02$ ）。なお、他の重回帰式の説明変量間には有意な相関は認められなかった（ $p>0.05$ ）。

表3-4. サクラマス生息密度に対する重回帰分析の結果

Table 3-4. Results of stepwise multiple regression analysis using masu salmon density as a dependent variables and habitat variables as independent variables for the study reaches ($n=20$).

Independent variable	Model			
	Standard regression coefficient	R^2	F	
			p	
<u>Subyearling masu salmon</u>				
Summer, 1996				
Mean wetted width	-0.63	0.68	18.05	<0.001
Maximum temperature	-0.42			
Early winter, 1996				
Mean wetted width	-0.70	0.78	19.29	<0.001
CWD cover	0.41			
Spring, 1997				
<u>Older masu salmon</u>				
Summer, 1996				
Maximum temperature	-0.70	0.59	12.20	0.001
Substrate coarseness	0.37			
Early winter, 1996				
CWD cover	0.60	0.36	10.18	0.005
Spring, 1997				
Pool number	0.87	0.57	11.09	0.001
Mean depth	-0.52			

3 考察

1) 流域景観と生息場所特性

両流域のもっとも大きな流域景観の違いは、河畔林の有無であった。河畔域の状態は、流路内の倒流木量に直接影響を与え、河畔林に覆われた炭鉱の沢では倒流木量が多く、河畔域が草地化された上ヌカナン川では倒流木量が少なかった（前表2-1, 第2章参照）。このため倒流木カバーも炭鉱の沢で多く、上ヌカナン川で少なかった。しかし他のカバーおよびカバー全体の合計については特に違いは認められなかった。前章で述べたように、河岸植生の張り出しによるカバーは支流区間、特に上ヌカナン支流で多い傾向があったが、この差も統計的に有意といえるほど大きな差ではなかった。

また河畔林の有無は、河川水温にも影響することが知られている。一般に、河川水温は、標高や河川規模によって変化するが、小河川では河畔林樹冠による日射遮断効果の影響も極めて大きく、河畔林が無く水面に到達する日射が全く遮られない場合は水温の上昇は著しい（Brown and Krygier, 1970; Brown, 1980; Barton *et al.*, 1985; 中村・百海, 1989）。問寒別川水系で行われた調査によると、夏季最高水温は河畔林のない区間の総延長のみによってほぼ説明でき（ $r^2=0.789$, $p<0.001$ ）、たとえ局所的な河畔林伐採であっても水温上昇への影響は大きかった（Sugimoto *et al.*, 1997）。本章の結果でも、河畔域の草地化されている上ヌカナン川の方が炭鉱の沢より高水温になる傾向があった。ただし上ヌカナン川の調査区は、炭鉱の沢よりも平均で約25m低い標高に位置しているため（前表1-1）、河畔林の樹木が葉を落としている初冬では標高の違いが水温に影響した可能性も考えられる。

なお平均水面幅に関しては、上ヌカナン支流の方が炭鉱の沢支流よりも平均で0.5m狭かったが、この違いは、上ヌカナン流域の支流（1次谷）の数が、

炭鉱の沢流域よりやや多く、個々の支流の集水面積が小さかったことに起因していた。

以上のように、本章の調査流域における生息環境の特徴は、河畔林の有無に起因する倒流木カバーと水温（特に最高水温）の違いにあるといえる。本流と支流の違いは、基本的には流程に沿って変化する変量のみに関してであり、特に注目すべきものはなかった。

2) サクラマス生息密度に対する生息場所特性の影響

まず、サクラマス生息密度と各生息場所変量に関する二元配置分散分析の結果を比較してみると、流域と谷次数によるサクラマス生息密度の違いを説明できそうな生息場所変量はあまり見付からないことに気付く。例えば、初冬の当年魚、夏および春の高齢魚については、いずれも流域と谷次数の交互作用が有意であり、支流では生息密度の差がないものの、本流では上ヌカナン川の方が炭鉱の沢より低密度だった。しかし生息場所変量の中で交互作用の有意だった変量は、倒流木カバーと平均水面幅の2つだけであり、これらはいずれも上述のサクラマス生息密度のパターンとは対応しない。このように、サクラマス生息密度は単一の生息場所変量だけではうまく説明できない。これは、重回帰分析で明らかになったように、複数の生息場所変量が同時に影響を及ぼす場合があるためと考えられる。

重回帰分析では、サクラマス生息密度に影響をおよぼす最も重要な要因は、当年魚、高齢魚ともに、夏の最高水温および越冬時の倒流木カバーであることが明らかになった。夏季は、年間で最も水温が上昇しやすい時期であり、問寒別川水系においては、Inoue *et al.* (1997)も最高水温がサクラマス密度の強い制限要因になることを報告しているが、北米のオンタリオ南部においても、サケ科魚類の生息は最高水温が22℃以下の河川に限られることが知られている

(Barton *et al.*, 1985)。サクラマスのようなサケ科魚類は元来北方に分布する典型的な冷水性魚類であり、高水温に対する生理的耐性は低い。真山 (1992) は、野外観察からサクラマス幼魚の摂食停滞が18°Cで起きると推察しており、Takami and Sato (1998) は、当年魚を用いた水槽実験により>24°Cで摂食停滞が生じ、26-28°Cでサクラマス個体が死亡することを確かめている。本章の結果では、特に水温上昇の著しかった上ヌカナン本流において、1996年7、8月に行ったのべ29回の水温観測の内、最高水温18°C以上は25回(うち26°C以上は4回)あり、最も水温が上昇した7月中旬では、最大で28°Cにまで達していた。少なくとも上ヌカナン本流においては、夏季の高水温がサクラマス生息密度の強い制限要因となっていたことは確実と思われる。

一方、河川水温が氷点付近まで低下する冬季には、魚類の生残率は低く、サクラマス幼魚に関する真山 (1992) の推算では秋放流当年魚の翌春までの生残率は52%、ギンザケ幼魚では35% (Bustard and Narver, 1975a)、ブラウントラウトでは20% (Needham *et al.*, 1945)、カワマスでは当年魚が54%、1歳魚が45% (Hunt, 1969) といった報告がある。このような冬の厳しい環境条件の中で、多くのサケ科魚類はカバーを強く選好することが明らかにされており (Bustard and Narver, 1975a, b; Cunjak and Power, 1987; McMahon and Hartman, 1989)、サクラマス幼魚についても、植生が上から覆い被さった河岸のエグレの中のように流れが極めて緩やかで暗い場所を好んで利用することが知られている (井上・石城, 1968; 真山, 1992)。このため、越冬に適したカバーの不足は、水温の低下する秋に魚類の移動を引き起こすことが実験的に確かめられている (Bjornn, 1971)。冬季は、水温低下に伴って代謝が低下し遊泳力が落ちるだけでなく、水温低下により食物の消化吸收速度も低下するため、最低限の代謝に必要なエネルギーすら賄いきれずに魚類個体の肥満度は低下するという (Cunjak *et al.*, 1987)。越冬期のカバーに関して、McMahon

and Hartman (1989) は、低流速で、暗く、空間的に複雑な構造を持っていることが重要な条件だと述べているが、このようなカバーは、魚類個体にとって、できる限り代謝を抑えエネルギー消費を少なくする上で重要であると考えられ、さらに出水時の死亡率低下、捕食リスクの低減といった点でも重要と考えられる (Bustard and Narver, 1975a; McMahon and Hartman, 1989)。特に、倒流木により形成される複雑な構造のカバーは、低水温時、最も好んで利用されることがギンザケ幼魚を用いた実験によって確かめられており (McMahon and Hartman, 1989)、実際の河川での観察でも、多くのサケ科魚類が、越冬期に倒流木およびその根株をカバーとして好んだという報告 (Bustard and Narver, 1975a; Heifetz *et al.*, 1986) や、倒流木量の多い区間ほどサケ科高齢魚の生息密度が高いといった報告 (Murphy *et al.*, 1984; 1986) がある。このように倒流木カバーは、他のカバー構造物以上に、越冬に適した生息場所を提供し、越冬期の致死率の低減に寄与しているものと考えられる。

本章の結果では、初冬以外の時期には、いずれのカバーに対しても明瞭な選好性は認められなかったが、越冬期以外の夏場でもサケ科幼魚のカバーに対する選好性は報告されており (Wilzbach, 1985; Shirvell, 1990; Fausch, 1993; Inoue *et al.*, 1997)、越冬期ほどではないとしても、潜在的にはカバーを選好する傾向があるものと推測される。本章の結果で夏場にカバーの影響が認められなかったのは、夏季の高水温や淵の個数といった他の要因の強い影響により、カバーの影響が相対的に低下したからであろう。夏場におけるカバーの効果としては、捕食リスクの低減 (Bjornn and Reiser, 1991; Everett and Ruiz, 1993) や、定位採餌に適した局所的に流速の遅い場所 (後述) の形成 (Fausch, 1984; 井上, 1997)、魚類個体間の視覚的隔離による競合的干渉の緩和 (Dolloff, 1986; Shirvell, 1990) などが考えられている。

また、倒流木カバーと最高水温以外では、春の高齢魚に対する淵個数の影響が大きかった。サクラマスなどのサケ科魚類は、淵を河川内での主要な生息場所として利用しており (Lewis, 1969; Modde *et al.*, 1991; Nickelson *et al.*, 1992a, b; 井上・中野, 1994; Inoue *et al.*, 1997), Bilby and Bisson (1987)によれば、淵の少ない森林皆伐流域では、大きな一次生産にも関わらず、未攪乱流域よりギンザケ放流魚の流下量が多かったという。河川におけるサケ科魚類は、1地点に上流を向いて留まりながら流下してくる昆虫などを捕食する定位採餌を行うが (例えば, Fausch, 1984; 北野ほか, 1993; 井上・中野, 1994), 流下餌量は流速が速いほど多くなるものの (Wankowski and Thorpe, 1979; Simth and Li, 1983; Furukawa-Tanaka, 1992), 一方で、速い流れは定位により多くのエネルギーを消費する。このため、各個体の定位点はこの両者のトレードオフによって決定され (Simth and Li, 1983; Fausch, 1984), 多くの場合では瀬が淵に流れ込む淵頭の部分が利用される (井上・中野, 1994; 井上, 1997)。淵頭は、上流側で速い流れと接しながら、より緩やかな流れを持ち、かつ下流へ向かって空間が広がる部分であり、サクラマスの採餌場所として好適な条件を備えている (井上, 1997)。このような採餌に適した淵頭の多寡は、淵体積よりも、淵個数によって決まると思われる。大きな淵は大型魚の生息場所としては優れていても、本章の調査で捕獲されたような比較的小型のサクラマス個体にとっては、小さな淵が数多く存在した方が都合がよいのかもしれない (1997年春の高齢魚の多くは体長6-10cm)。また、淵の影響が認められたのは唯一、春の高齢魚だけであったが、春は、サクラマスが約半年に渡る長い越冬期を終え再び活発に餌を採り始める時期であり、越冬期や真夏のような生理的に厳しい時期でもないため、採餌場所である淵の影響が大きく現れたものと推察される。

ところで淵の個数は、前章で論じたように、倒流木量と正の相関を持っており、倒流木が淵個数を増加させることが示唆された。したがって、春の高齢魚に対する淵個数の影響は、淵の形成を通じた倒流木の間接的な影響と評価することができる。

当年魚には、川幅の狭い支流に分布が偏る傾向も認められたが、これは、産卵床が支流区間に多く分布していたためと考えられる。本種の場合、稚魚が淡水生活期になるべく広く平均して散らばる方が、生残率が高く成長もよいため、親魚は、出来るだけ上流へ溯って産卵することが知られている（真山・木村, 1989）。本章の結果でも、産卵床分布は支流の方がやや高密度の傾向が認められ、翌春の当年魚分布ともよく対応していた。なお、1997年春の当年魚の生息密度は、前年夏の当年魚に比べ低かったが、これは1996年に産卵した親魚の数が、1995年よりも少なかったためと推測される。

3) 河畔林がサクラマスが生息に与える影響

河畔林の保全された流域と河畔域が草地化された流域の比較により、河畔林がサクラマスの生息に与える最も大きな影響は、倒流木の供給を通じて越冬に適した生息場所を提供することと日射遮断によって夏季の著しい水温上昇を防ぐことであった。また河畔林から供給される倒流木は、淵の形成を通してサクラマスに好適な影響を与えていた。

一方、河畔林は、カバーや水温といった物理的環境特性だけでなく、河川生態系の栄養構造にも影響を与える。発達した河畔林樹冠は、落葉などの外来生有機物を大量に河川に供給するが（Fisher and Likens, 1973）、日射を遮断することにより河川内の一次生産を低く抑えている（Murphy and Meehan, 1991; Bilby and Bisson, 1992）。北米の研究では、夏場の魚類の生産量は、外来生有機物よりも、河川内での一次生産に由来する食物源に強く依存してお

り (Bilby and Bisson, 1992) , このため河畔林を伐採すると、少なくとも夏場については、河川内での一次生産の増大に伴い魚類の餌となる水生昆虫が増加し、サケ科魚類の生息数が増えると考えられている (Murphy and Hall, 1981; Murphy *et al.*, 1981, 1986; Carlson *et al.*, 1990; Murphy and Meehan, 1991; 井上, 1998) 。また、光条件の改善に伴って、魚類の採餌効率も向上することが知られている (Wilzbach *et al.*, 1986) 。なお、夏季の水温上昇は、多くの場合、これらの研究が行われている地方では致命的レベルに達しない (井上, 1997) 。このように魚類の餌環境に関しては、河畔林の消失は、餌環境の悪化ではなくむしろ改善をもたらすと考えられる。したがって、本章の結果で草地化された流域においてサクラマスが少なかったのは、餌環境の改善よりも倒流木カバーや水温といった物理的環境の悪化を通じた影響の方が大きかったためといえる。

ところで、サクラマス個体のスモルト化には、成長の良し悪しに関係しており、1歳魚の春にスモルト化して降海するためには、当年魚の秋頃までに一定のサイズに達することが必要といわれている (久保, 1980; 真山, 1992) 。真山 (1992) によると、春に河川上流域に放流したサクラマス当年魚のうち、大型個体 (特に雄) はそのまま上流域に留まり、小型個体や雌はより下流へと降下する傾向があるが、下流へ移動した個体は最終的に上流に残留したかつての大型個体より大きく成長することによって高いスモルト率を達成するという。すなわち、サクラマスの生活史上、1次谷のような支流は、産卵場所および河川残留型の雄となる個体群の生息場所として、また2次谷のような本流は、スモルト化して降海する個体群の生息場所として特に重要であるといえる。なお、下流域の方が高成長となる理由として、真山 (1992) は、下流ほど生息密度が低いこと、水温が高く成長に適していること、餌環境が良好なことなどを想定している。

本章の結果では、河畔林のサクラマス生息密度への影響は支流よりも本流で顕著に現れた。これは、本流区間では支流を含む上流の伐採区における水温上昇が累積して致命的な水温レベルに達しやすいためや、川幅の狭い支流区間では小型植物材料などの小さなカバーでも十分な効果を発揮する場合があるからではないかと思われる。これらのことは、河畔林伐採が、特に本流におけるスマルト候補個体の生息に大きなダメージを与える可能性を示唆している。本調査流域の場合、初冬には高齢魚の生息密度が極めて低下することから（前図3-1）、個体群のほとんどは2歳未満であり、スマルト生産の大部分は1歳魚によるものと考えられた。1歳魚スマルトに関しては、主な制限要因として当年魚期の夏季高水温と越冬時の倒流木カバーの不足があげられるが、夏の当年魚は分布がまだ支流に大きく偏っているため（前図3-1）、本流の高水温による悪影響よりも、むしろ越冬時における倒流木カバーの不足の方が深刻な問題と考えられる（前表3-4、重回帰分析における標準回帰係数は、夏季水温 $=-0.42$ 、初冬の倒流木カバー $=0.61$ ）。河畔林消失に伴うスマルト生産の減少が、実際にどの程度生じているかは未だ不明であるが、北海道のサクラマス個体群は、降海型雌の産卵によって維持されているため、万一、スマルト生産が激減した場合には、その流域の個体群の存続が危うくなる事態も起こりうると思われる。

第4章 倒流木の除去による魚類生息環境の変化

前章までで明らかにしたように、倒流木は、サクラマス¹の生息に関しては、特に越冬時のカバーとして重要と考えられた。また著しい高水温や低水温のような厳しい水温条件下以外であれば、倒流木は淵の形成を通じてサクラマスに好適な影響を与えるものと考えられた。ところで、魚類の生息に影響をおよぼしうる要因には、倒流木以外にも様々なものがあるため、2、3章のような観察データのみに基づく解析では、どうしてもある程度の曖昧さが残ってしまうのはやむを得ない。例えば、倒流木は確かに淵を形成することがあるが、淵の形成要因は他に流路の屈曲や岩盤の露出なども考えられ（川那部ら, 1956; Bisson *et al.*, 1982; Beschta and Platts, 1986）、本論の調査河川において果たして本当に倒流木が淵を増やしているかどうかは明確ではない。このため北米の太平洋岸北西部では、これまでに倒流木を実験的に除去する試みがいくつも行われてきた。Dolloff (1986)やElliott (1986)は森林伐採に伴って供給された大量の倒流木が流路内に放置されたままになっている河川で、これらの倒流木を実験的に除去し、サケ科幼魚の生息密度が低下することを確認している。またBilby (1984)も同じような条件の河川で倒流木を除去し、淵の体積、面積、個数が減少することを確認している。そこで本章においても、人為的に倒流木を除去する実験を行い、前章までの議論の検証を試みた。このような実験的手法では、労力的問題により、ごく限られた区間についての調査になってしまうが、それでも3章のような河畔林伐採に伴う夏季水温の上昇や餌量の変化などの影響を受けない結果が得られるものと考えられた。

1 実験および解析の方法

1) 調査区間の設定

実験対象河川として、2章と同じ猿払川水系の二ノ沢を用いた（前図1-2）。調査区は、石炭別川との合流点から上流660～760mの100m区間を、倒流木を取り除くための除去区とし、合流点から1030～1130mの100m区間を、倒流木を放置して除去区と比較するための対照区として設定した（前図1-3A）。これら2調査区は、直線距離ではわずか200m、流路に沿っても270mしか離れておらず、間に支流の流入や谷勾配の変化点もないため、両区間の物理的環境条件はよく類似しており、後述のように、実験開始時点での両区間の平均的な水面幅、水深、流速および底質にはいずれも違いは認められなかった（本章第2節5）参照）。平均河床勾配は、実験前の時点で除去区0.68%、対照区0.69%であり、1年後ではそれぞれ、0.51%、0.81%であった。また対照区が除去区より上流側にあるため、倒流木除去の影響が270m上流の対照区にまで及ばないものと考えた。なお調査区内の倒流木分布量は、除去区 5.0m^3 （64本）、対照区 6.3m^3 （68本）であった。

2) 実験方法

1993年秋（9～10月）に流路横断形状、生息場所特性、魚類生息数などの調査を行い、次いで同年11月上旬に除去区内にあるほぼ全ての倒流木および小型植物材料を除去し、その後、翌春の融雪出水が収まった1994年春（5～6月）と、調査開始からちょうど一年後にあたる1994年秋（9～10月）に、再び前回と同内容の調査を行った。倒流木と小型植物材料の除去作業は、5～6名で4日間かけて行った。容易に除去できない大型の倒流木については、手動式ウインチを用いてある程度牽引してから、手で運べる大きさにチェーンソーで切断

し流路外へ運び出した。小型の倒流木や他の植物材料は直接、手で流路から除去した。なお、この後に除去区内へ自然供給された倒流木と小型植物材料に関しても、1994年初夏と秋の調査開始前にほとんどのものを手で除去した。また河岸から流路内に張り出しているササなどの河畔植生については、除去区、対照区ともに1993年秋の調査を開始する前にすべて刈り取り、1994年秋の調査が終了するまで河畔植生の張り出しがない状態を維持した。なお倒流木は、第1章と同じく、直径10cm以上かつ長さ1m以上と定義し、長さおよび中央径を計測した。

3) 流路横断形状および生息場所変量の計測

流路横断形状の調査は、流路中心線に沿って2.5m間隔で中心線に直角になるように横断測線を設け、横断測線上の地形変化点をその場で判断し、その高度をレベルを用いて測量した。各横断測線の両端には測量用の杭を設置し、次回調査時も正確に同じ場所を測量できるようにした。

また生息場所変量については、各横断測線上に0.5m間隔で計測点を設け、各計測点ごとに、水深、6割水深での流速、底質の3種類の変量を測定した(図4-1)。流速の測定には、電磁流速計を用い2.5秒間隔で8回測定した流速の平均値を記録した。底質は、前章と同様に、1、砂(直径<5mm)；2、小礫(5mm \leq 直径<15mm)；3、中礫(15mm \leq 直径<40mm)；4、大礫(直径 \geq 40mm)の4段階で表した(岩盤の底質は存在しなかった)。

さらに淵について、その位置と形状を1/300流路平面図上にスケッチした。この平面図は、第1章で作成した図面を基に、補足測量によって修正したものである。またカバーに関しては、前章までと同様に、倒流木、小型植物材料、河岸のエグレおよび水面上に張り出した河畔植生の4つをカバーと見なし、これらを水表面に投影したときの占有面積を計測した。ただし、張り出した河畔

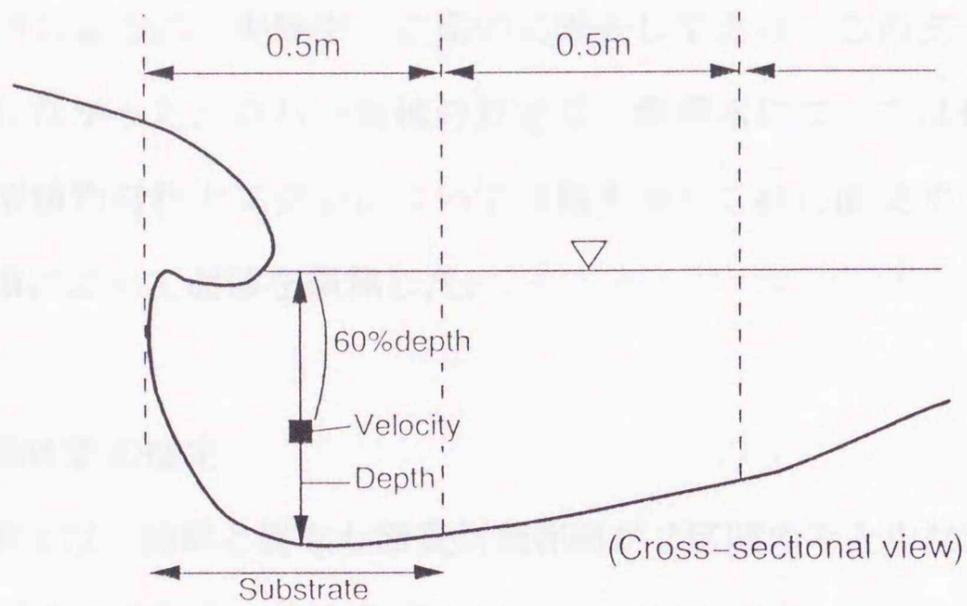


図4-1. 横断測線上での生息場所変量の計測
 Fig. 4-1. Measurement of habitat variables
 in a cross-section.

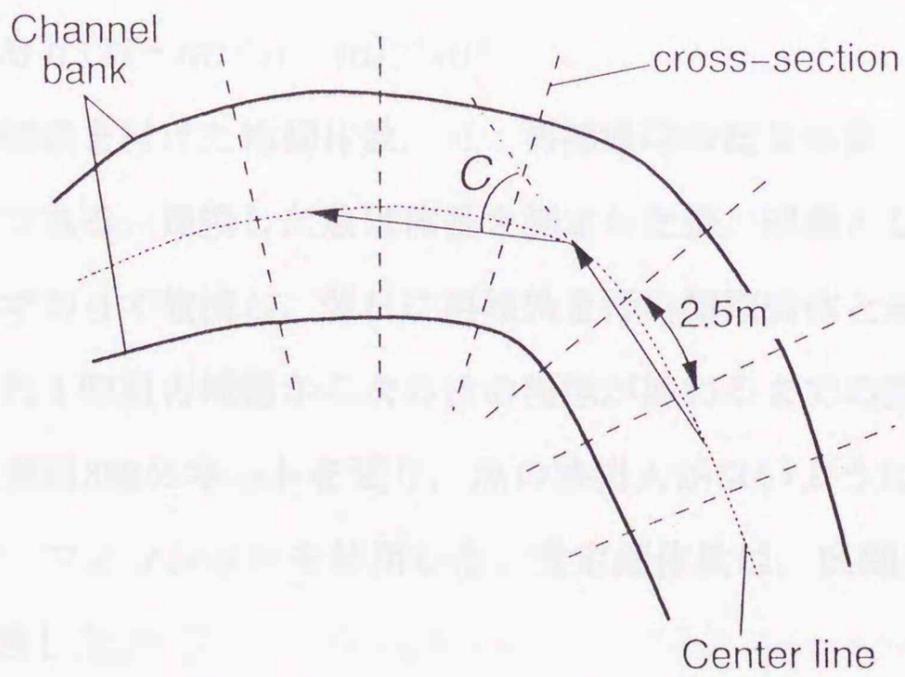


図4-2. 流路の曲率の計測
 Fig. 4-2. Measurement of channel
 curvature (C).

植生は、上述のように、実験中、定期的に除去しており、このタイプのカバーは全く存在しなかった。カバー面積の算定は、倒流木については長さおよび中央径を、小型植物材料とエグレについては最大長とこれに直交する中央幅を計測し、その積によって面積を概算した。

4) 魚類個体数の推定

本章の調査では、前章と異なり調査対象範囲が2区間のみと少なかったため、サクラマスだけではなく、他の魚種についても捕獲を行った。魚類の個体数推定には標識再捕法の一つであるPetersen法 (Petersen, 1896) を用いた。この個体数推定法は、一度捕獲された個体が、次の捕獲時にどれだけの割合で再捕獲されたかという情報から全個体数を推測する方法であり、個体数 N およびその分散 $V(N)$ の計算式は以下の通りである (久野, 1986を参照)。

$$N = Mn / m$$

$$V(N) = Mn(M-m)(n-m) / m^3$$

ここで、 M ：標識を付けた総個体数、 n ：再捕獲時の総個体数、 m ：再捕獲時の標識個体数である。捕獲した魚は体長を測定した後、標識として尾ビレの角を少しはさみで切って放流し、翌日に再捕獲を行い標識個体と未標識個体の数を数えた。なお1回目の捕獲から次の日の再捕が終わるまでの間、調査区間の上下流端には網目8mmのネットを張り、魚の移出入がないようにした。捕獲にはエレクトロ・フィッシャーを使用した。推定個体数は、区間長100mあたりの生息密度で表した。

5) データ解析

まず、流路横断面の地形変化の指標として、各横断測線ごとに2時期の横断面形状を比較し、以前より河床が上昇した部分の面積 (以後、堆積量) と河床

が低下した部分の面積（以後、洗掘量）を算出した。これらの値を、調査区間（除去区、対照区）と期間（1993年秋～1994年春、1994年春～1994年秋）の2つを要因とする二元配置分散分析を用いて比較した。この結果、交互作用が有意であった場合には、Tukeyの正確な有意差を用いて事後比較をおこなった。

また、堆積量および洗掘量と、倒流木量（本数、材積）、流路平面形状（曲率、幅）との関係を調べるために、相関分析をおこなった。各変量はすべて流路長5mごとに算出した。倒流木量については、除去区ではその場から取り除いた倒流木の本数や材積を表し、対照区ではその場に存在する倒流木の本数、材積を表す。流路の曲率は、1/300平面図上で流路中心線に沿って5m間隔（測線2本分）で引いた直線同士がなす角度と定義し（図4-2）、解析には両隣を合わせた3つ角度の合計値を用いた。流路幅は、5m間隔で測線2本ごとの平均を計算して用いた。

淵の体積は、流路平面図上の淵のスケッチからプランメーターを用いて面積を測定し、この値と横断測線上の各計測点で測定した水深データを用いて算出した。

倒流木の除去後、生息場所特性や魚類生息密度がどのように変化したかを明らかにするため、各調査時期ごとに除去区の値を対照区の値と比較して差が認められるかどうかを調べた。これは水深や流速、魚類の生息密度など、季節や年によって値が変動する変量があるため、倒流木除去前後の比較のみでは適当ではないからである。この際、平均値の比較には原則として t -検定を用いたが、底質のように順位変量で計測されている場合にはMann-Whitneyの U -検定を行った。水深、流速および水面幅の3変量は、右に長く尾をひく左右非対称の頻度分布をもっていたため、分布の偏りを正し正規性を確保する目的で対数変換を行い、 t -検定を用いた。また魚類生息密度の比較には、個体数の推定値とその分散の推定値を利用して z -検定（久野、1986）を行った。

2 解析結果

1) 地形変化量

横断測量の結果から算定された1993年秋～1994年春の地形変化量は、対照区がほぼ0に等しい（0.08m³の洗掘）のに対して、除去区では26.79m³もの堆積超過であった。一方、1994年春～秋の地形変化量は、両区間とも比較的小さかった（除去区：6.22m³の堆積，対照区：1.50m³の洗掘）。

土砂の堆積量と洗掘量を、調査区と期間を要因として二元配置分散分析を行ったところ（表4-1），堆積量については，期間の影響と交互作用が有意であった。調査区の影響は，有意ではなかったものの，そのF値は比較的大きかった（ $F=3.204$, $p=0.075$ ）。これは，続いて行った事後比較の結果から，倒流木除去の直後にあたる1993年秋～1994年春の除去区の堆積量だけが，対照区および1994年春～秋の除去区の堆積量に比べ大きかったためであった（図4-3）。洗掘量については，期間の影響のみが認められ，1993年秋～1994年春の方が，1994年春～秋よりも洗掘量が大きかった。しかし，調査区による洗掘量の違いは認められなかった。

2) 地形変化の生じた場所

次に，土砂の堆積や洗掘が，どのような場所で生じているかを明らかにするため，流路平面形状および倒流木量との相関を調べた（表4-2）。まず突出していた1993年秋～1994年春の除去区の堆積量については，流路の幅，曲率といった流路平面形状との相関が有意であり，幅の広い箇所や屈曲部で堆積が多かったことが分かった。同期間の除去区の洗掘量は，取り除いた倒流木の材積および流路幅と有意な相関があり，多くの倒流木を除去した箇所や幅の広い箇所で洗掘が多かった。一方，対照区での地形変化量については，堆積量と有意な相

表4-1. 流路横断面の地形変化量に対する二元配置分散分析の結果
 Table 4-1. Results of two-way ANOVA testing for differences in area of channel cross-sectional change. Reaches are the cleaned and control reach. Periods are autumn 1993 - spring 1994 and spring 1994 - autumn 1994.

Sources	Sum of Squares	df	Mean Square	F	p
Deposited area					
Reach	0.538	1	0.538	3.204	0.075
Period	3.808	1	3.808	22.661	<0.001
Reach x Period	0.926	1	0.926	5.509	0.020
Error	26.218	156	0.168		
Scoured area					
Reach	0.304	1	0.304	2.256	0.135
Period	0.840	1	0.840	6.241	0.014
Reach x Period	0.052	1	0.052	0.388	0.534
Error	20.997	156	0.135		

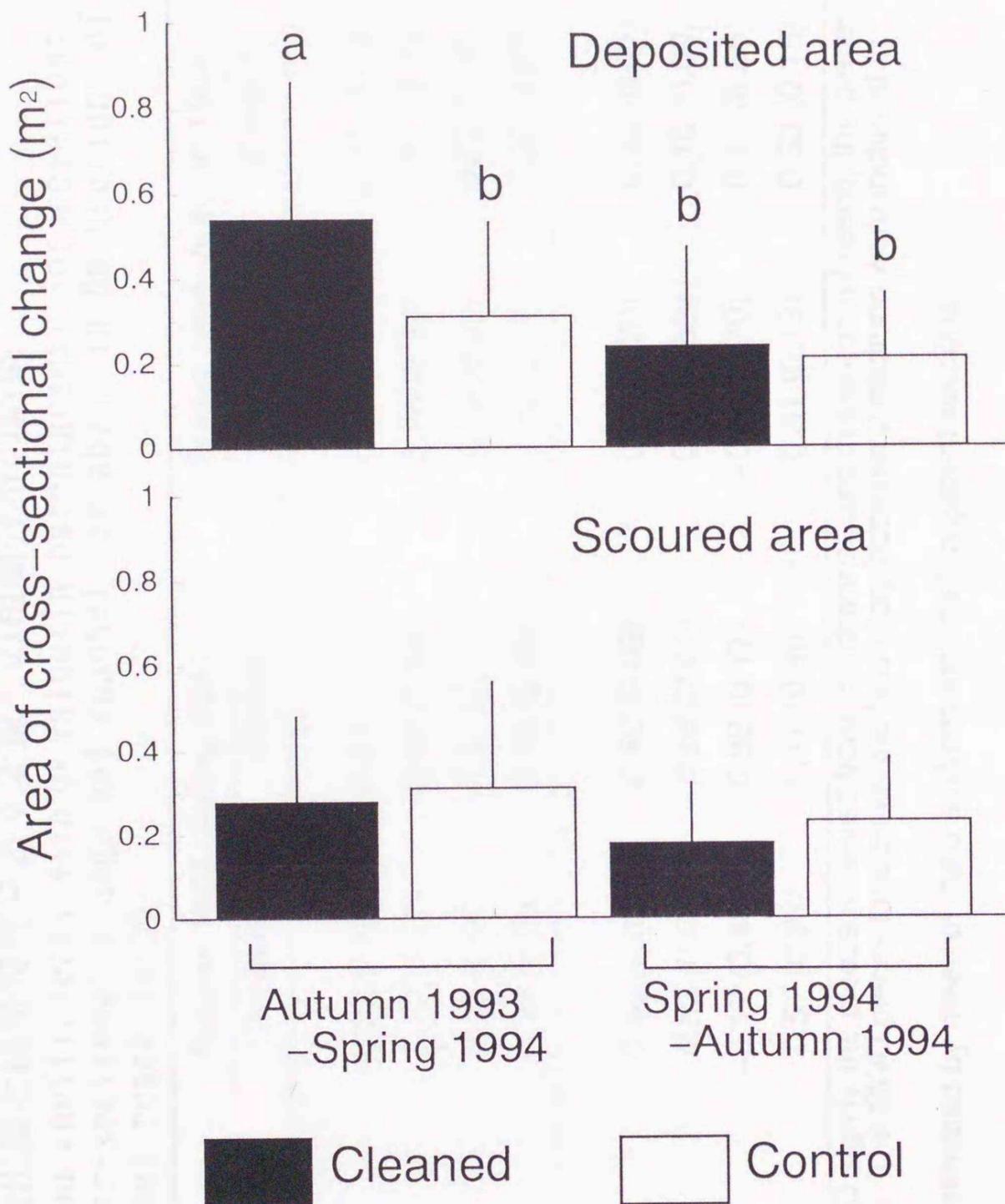


図4-3. 調査区および期間ごとの堆積量，洗掘量の平均と標準偏差（縦棒）

Fig. 4-3. Mean and SD(bar) of deposited and scoured area in the cleaned and control reach of two periods (n=40 in all category). Means having the same letter are not significantly different (Tukey-HSD test, $p>0.05$).

表4-2. 横断面の地形変化量と流路特性を表す変量との相関分析の結果

Table 4-2. Correlation coefficients with *p*-value (in parentheses) for relations between areas of cross-sectional change and channel variables in 5m sections of the cleaned and control reach (n=20).

Variables	Autumn 1993-Spring 1994		Spring 1994-Autumn 1994	
	Cleaned	Control	Cleaned	Control
Deposited area				
Number of CWD †	-0.02 (0.92)	0.41 (0.07)	0.11 (0.64)	0.11 (0.63)
CWD volume	0.17 (0.47)	-0.00 (0.99)	0.24 (0.31)	0.38 (0.09)
Channel curvature ‡	0.47 (0.04)	-0.37 (0.11)	0.55 (0.01)	0.22 (0.35)
Channel width	0.49 (0.03)	0.25 (0.28)	0.36 (0.12)	0.03 (0.89)
Scoured area				
Number of CWD	0.40 (0.08)	0.50 (0.03)	0.09 (0.70)	0.58 (0.01)
CWD volume	0.53 (0.02)	0.56 (0.01)	0.15 (0.53)	0.16 (0.50)
Channel curvature	-0.17 (0.48)	0.32 (0.17)	-0.09 (0.70)	0.11 (0.65)
Channel width	0.51 (0.02)	0.17 (0.48)	0.31 (0.19)	0.33 (0.15)

† In the cleaned reach, CWD signify the pieces removed from the channel, and in the control reach, the pieces distributed within the channel. The CWD pieces located on the boundary between 2 sections were included in both sections.

‡ Channel curvature was estimated by mean of the 3 sections include 2 adjacent sections.

関を持つ変量はないものの、倒流木本数と堆積量の相関は比較的大きく、洗掘量にも倒流木の多く存在する箇所が多い傾向が認められた。1994年春～秋の地形変化量については、除去区の堆積量が屈曲部で多かったのと、対照区の洗掘量が倒流木本数の多い箇所が多かった以外には有意な相関は認められなかった。ただし、対照区の堆積量と倒流木材積との相関は比較的大きかった。

3) 流路横断形状の変化

除去区のなかでも特に洗掘量、堆積量ともに大きく、したがって横断形状の変化が激しかった測線について、その地形変化の様子を図示した（図4-4、各測線の位置については図4-5を参照）。倒流木除去以前の横断形状は、河床が比較的平坦で滞筋が不明瞭であったが、除去後の形状は、片岸に明瞭な滞筋を持つ左右非対称な形状であった。このことから、倒流木の除去後、滞筋側の河岸では流路側方への洗掘が卓越し、他方では土砂堆積が卓越したことが分かる。このような流路の屈曲をより強める地形変化は、倒流木除去後から翌春までの間に急激に起こり、その後、翌春から秋の間にもわずかではあるがさらに進行した。

4) 淵とカバーの変化

倒流木の除去前後の除去区における淵のスケッチを図4-5に、また除去区と対照区の淵の個数および体積の変化を図4-6に示した。図4-5をみると、倒流木によって形成されたと考えられた淵のほとんどは、倒流木の除去後、近くにあった他の淵と合体したり、流路の屈曲による側方洗掘型の淵に変化して残り、完全に消滅した淵はごく少数の小型の淵だけであった。このため倒流木を除去しても、区間全体での淵の総体積はほとんど変化しなかった。しかし淵の個数については、倒流木の除去後、対照区と比較して明らかに減少した。

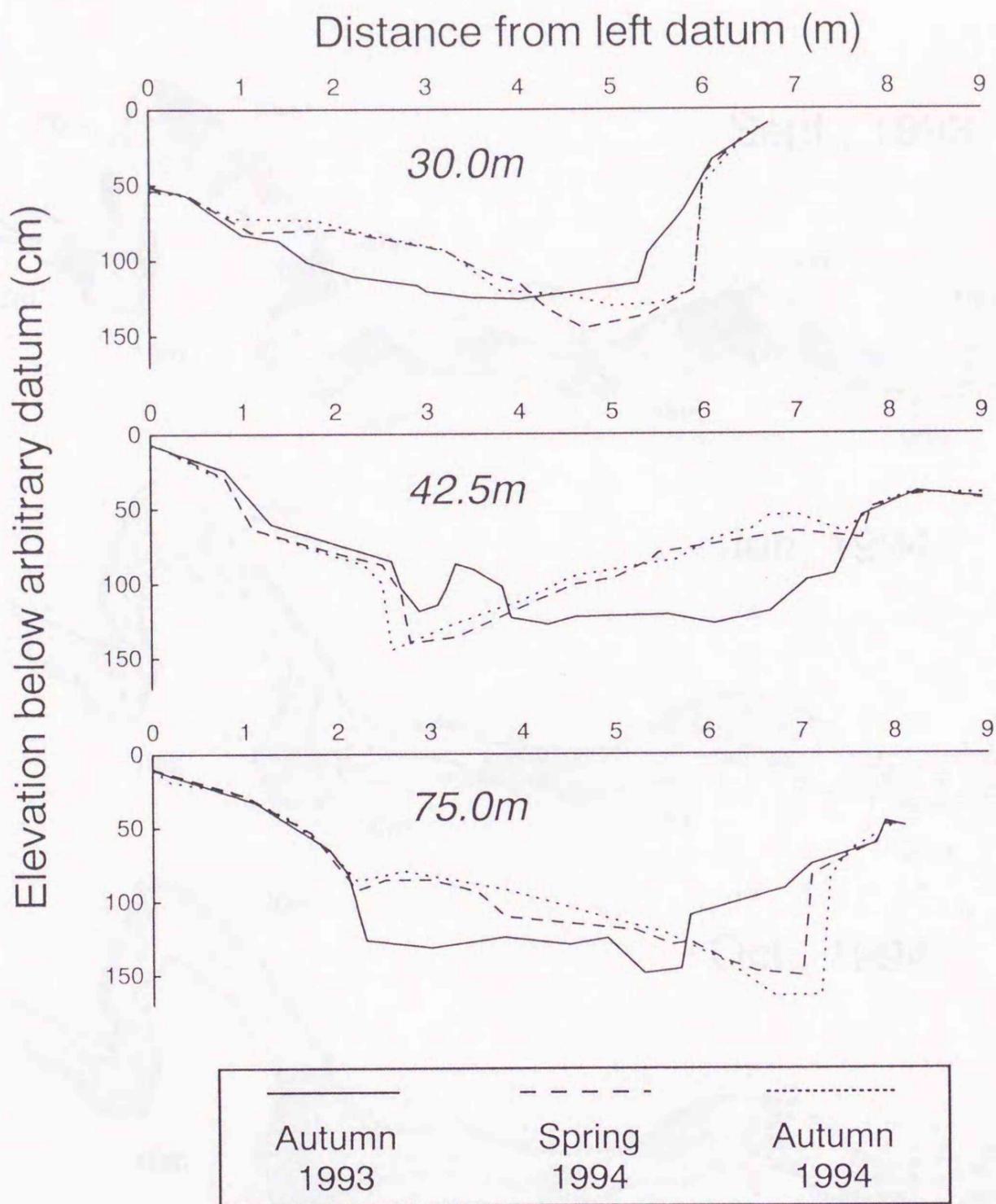


図4-4. 除去区において洗掘量，堆積量ともに大きかった測線の横断形状

Fig. 4-4. Profiles of the 3 cross-sections in which both scoured and deposited area were larger within the cleaned reach. Perspective is looking downstream. Labels indicate distance along the channel center line from the downstream edge of the cleaned reach.

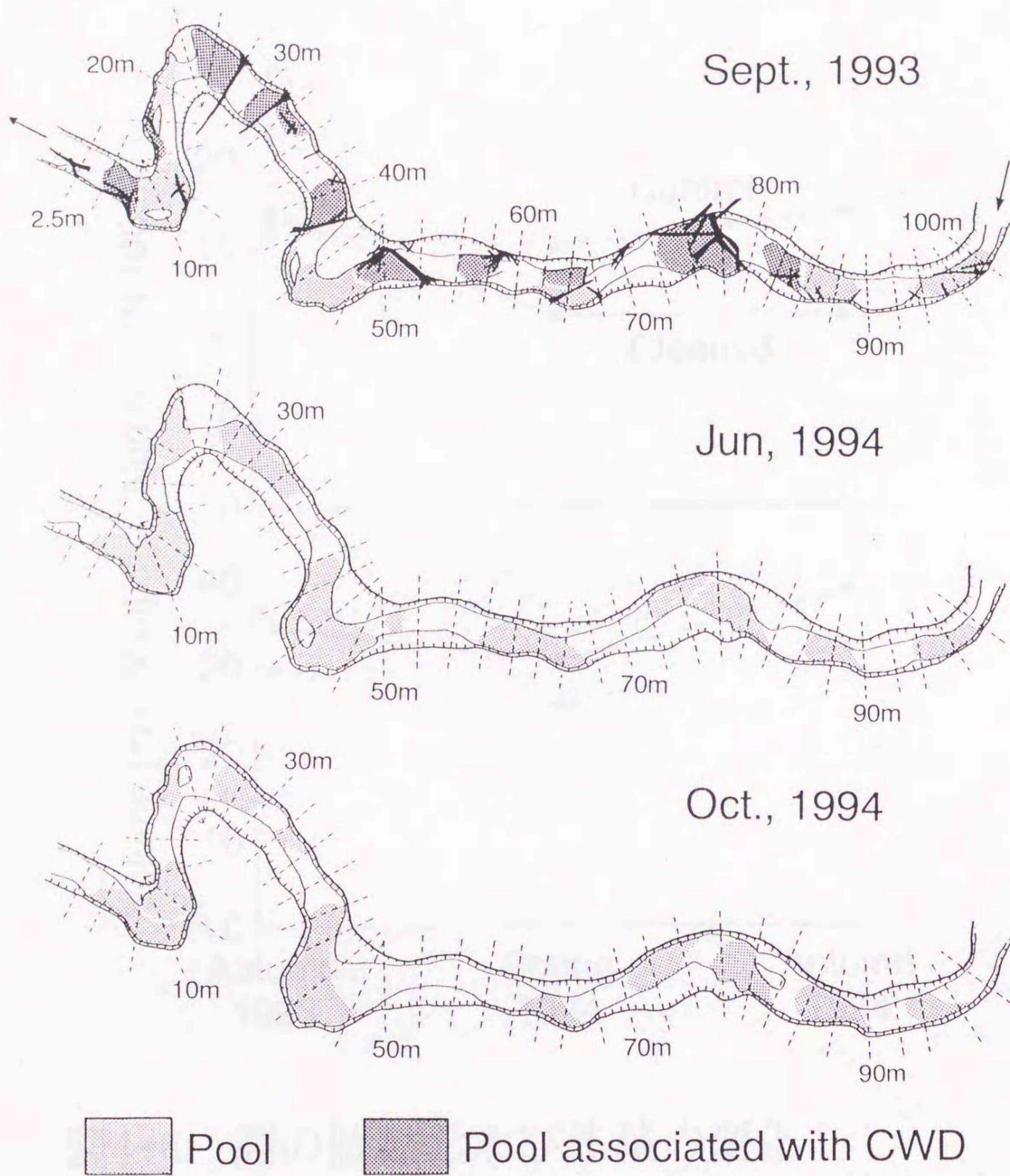


図4-5. 除去区における淵の分布の変化

Fig. 4-5. Change of pool distribution in the cleaned reach. Arrows, black shades and broken lines indicate directions of stream flows, CWD pieces and cross-section lines, respectively.

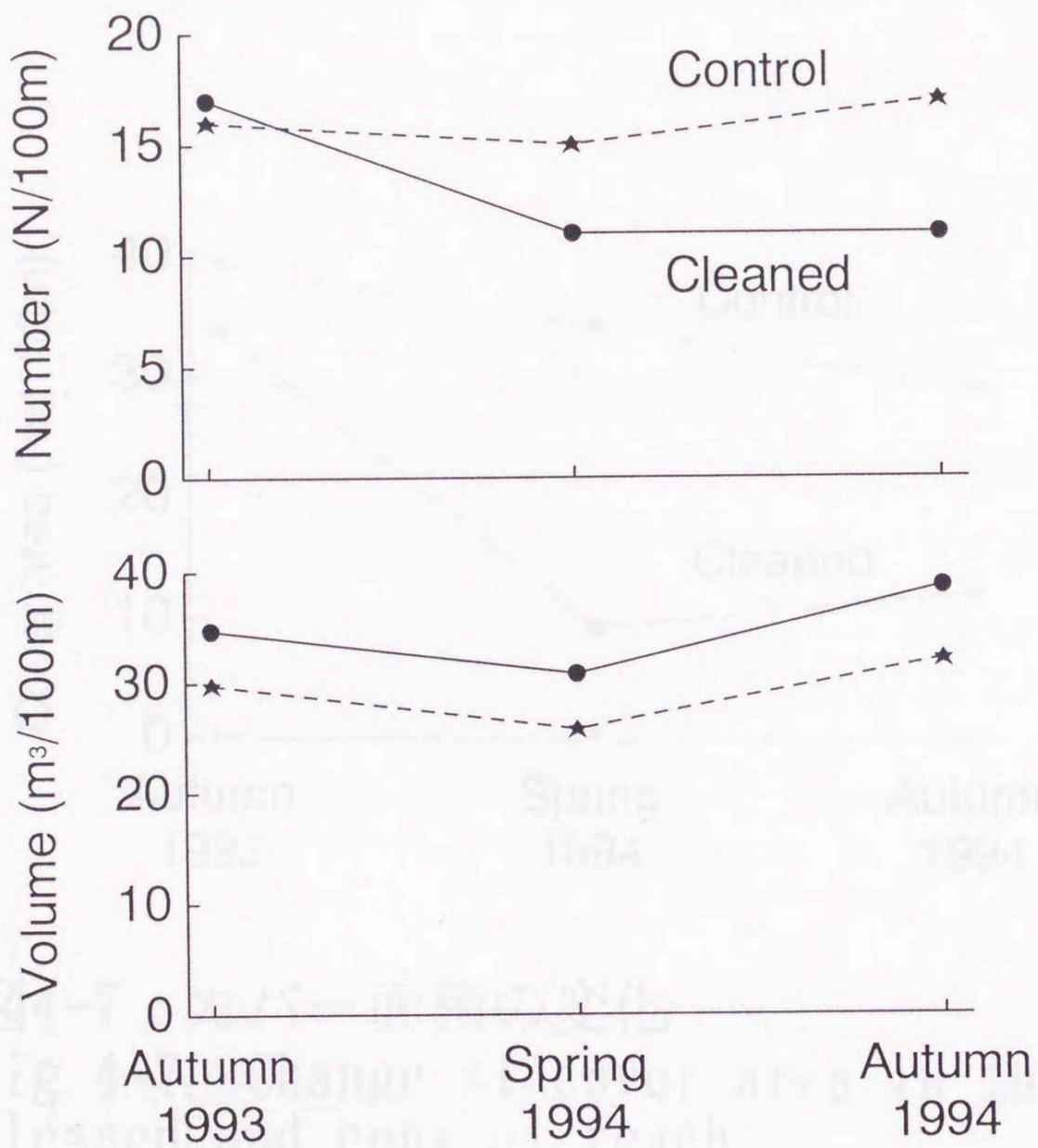


図4-6. 淵の個数および体積の変化

Fig. 4-6. Change of pool number and pool volume in the cleaned and control reach.

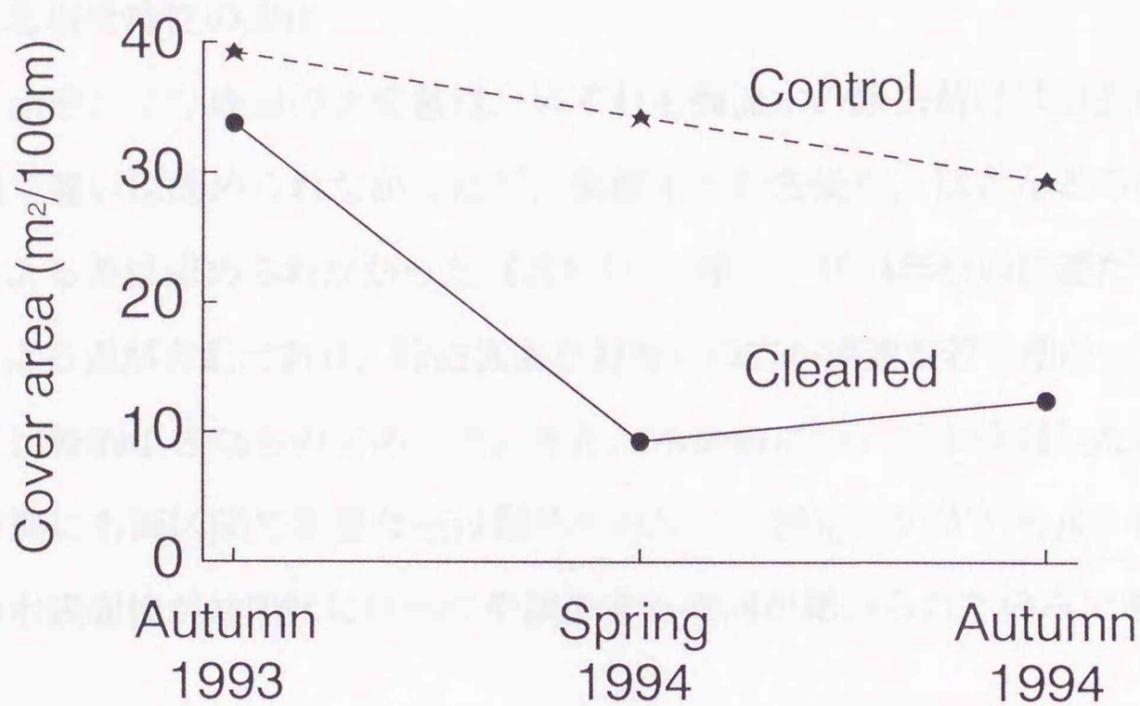


図4-7. カバー面積の変化

Fig. 4-7. Change of cover area in the cleaned and control reach.

カバーについては、倒流木除去後の翌春には、除去区のカバー総面積は著しい減少を示した（図4-7）。今回の観察期間中に関しては、対照区でもカバーは緩い減少傾向を示したが、このことを考慮しても、倒流木カバーの消失による除去区のカバー減少は明らかであった。

5) 生息場所特性の変化

水深、流速および底質の3変量は、いずれも倒流木の除去前には除去区と対照区の間で違いは認められなかったが、倒流木の除去後も、ほとんどの場合は調査区による差は認められなかった（表4-3）。唯一、1994年秋の流速だけは、調査区による差が有意であり、除去区より対照区の方が流速が若干速かったが、この差は比較的小さなものであった。また、水面幅についても検討したが、いずれの時期にも両区間で有意な差は認められず（*t*-検定、いずれも $p>0.05$ ）、除去区の水表面積が対照区に比べやや減少する傾向が認められたのみであった。

6) 魚類生息密度の変化

捕獲された主な魚種は、サクラマス幼魚およびフクドジョウであった。これら2種に次いで多かったのがイトウ幼魚であったが、イトウは捕獲数が平均5尾/100m、推定生息密度でも2-30尾/100m程度と少なく、倒流木除去の影響を議論できるような生息数レベルではなかった。そこで、サクラマスとフクドジョウの2種を以下の議論の対象とした。なお今回は、サクラマスの総捕獲数がそれほど多くなく、前章のように体長分布の違いから当年魚と高齢魚を区別することが困難だったため、特に年齢によって分けずに一緒に扱った。

除去区と対照区におけるサクラマスおよびフクドジョウの生息密度の変化を図4-8に示した。まず、サクラマスに関しては、倒流木除去前の1993年秋には除去区と対照区で生息密度に違いは認められなかったが（ $z=1.71$, $p=0.087$ ）,

表4-3. 除去区と対照区の平均水深, 平均流速および底質の中央値 (括弧内は標準偏差)

Table 4-3. Mean depth, mean velocity and median of substrate in the cleaned and control reach (SD in parentheses).

Variables	Dates	Cleaned	Control	Statistical-tests	p
Number of measuring points	Autumn, 1993	247	220		
	Spring, 1994	209	214		
	Autumn, 1994	258	280		
Depth (cm)	Autumn, 1993	17.4(11.1)	16.0(9.4)	t=1.17	0.243
	Spring, 1994	15.9(11.4)	15.2(10.7)	0.47	0.639
	Autumn, 1994	19.8(15.1)	17.0(10.4)	0.30	0.764
Velocity (cm/s)	Autumn, 1993	17.7(14.9)	16.2(15.1)	t=0.90	0.369
	Spring, 1994	14.7(14.2)	13.8(14.4)	0.55	0.583
	Autumn, 1994	24.8(18.1)	28.7(20.6)	2.14	0.033
Substrate	Autumn, 1993	2	2	U=27420.5	0.851
	Spring, 1994	2	1.5	22656.0	0.801
	Autumn, 1994	2	2	36511.5	0.816

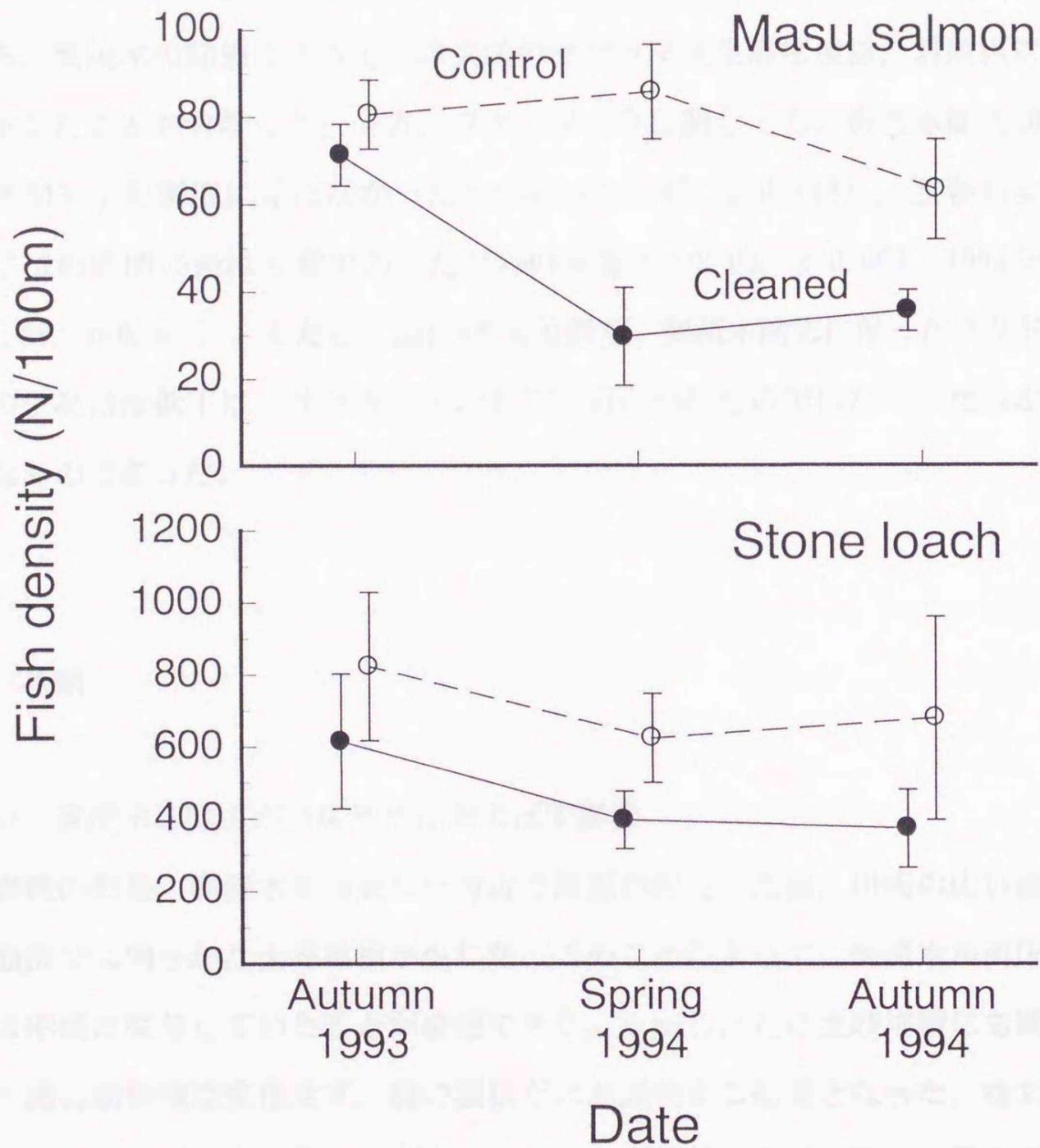


図4-8. 魚類生息密度の変化

Fig. 4-8. Change of fish densities and 95% confidence intervals.

倒流木除去後，翌春には両区間で明瞭な生息密度の差が認められ ($z=7.04$, $p=0.000$)，1年後の秋でもこの差は有意であった ($z=4.38$, $p=0.000$)。すなわち，倒流木の除去によって，除去区のサクラマス生息密度は，対照区に比べ低下したことが分かった。一方，フクドジョウに関しても，倒流木除去前には両区間で生息密度に差はなかったものの ($z=1.47$, $p=0.142$)，翌春および翌秋には両区間の差は有意であった (1994年春： $z=3.03$, $p=0.002$ ，1994年秋： $z=1.99$, $p=0.047$)。ただし，図4-8を見る限り，倒流木除去に伴ったフクドジョウの生息密度低下は，サクラマスのように明らかなものではなく，だいぶ不明瞭なものであった。

3 考察

1) 倒流木の除去が河床地形におよぼす影響

実験の結果，倒流木を除去した付近で洗掘が起こった他，川幅の広い箇所や屈曲部では明らかな土砂堆積が生じた。このことによって，倒流木が河床微地形の形成に関与していたことが確認できた。しかし，この土砂堆積にも関わらず，淵の総体積は変化せず，淵の個数だけが減少する結果となった。なお，この淵の変化に対する結果は，2章で論じた，淵体積や面積と倒流木量との相関が淵個数と倒流木量との相関より低いという傾向ともよく一致した。

北米の急勾配山地河川では，これまでにいくつかの倒流木除去実験が行われ，土砂移動や地形変化などについて報告がなされている。これらの実験によると，倒流木によって貯留されていた大量の土砂や有機物が，倒流木の除去によって，出水時に流失するため，大きな土砂移動が発生し (Beschta, 1979; Bilby, 1981, 1984)，河床は洗掘によって低下し (Beschta, 1979; Bilby, 1984)，

淵は減少するという (Bilby, 1984; Elliott, 1986)。倒流木除去による流送土砂の増加はときには通常の5倍にも達し (Bilby, 1981), 洗掘によって2 m以上の河床低下が生じることもある (Beschta, 1979)。また逆に, 魚類生息場所の造成を目指して倒流木を流路へ導入する実験も行われているが, やはり倒流木の導入によって淵の増加が確かめられている (Riley and Fausch, 1995)。

一方, 本論と同じ緩勾配河川での倒流木除去実験もわずかながら行われている (Smith *et al.*, 1993a, b)。この実験はアラスカ南東部の河川で行われたものであるが, 調査河川の川幅, 河床勾配および河床礫径などの条件が本論の調査河川に近く, 緩勾配でかつ細粒の底質という点が特徴である。彼らの報告によれば, 倒流木の除去後, 土砂移動の増大 (Smith, *et al.*, 1993a) や土砂堆積の卓越 (Smith, *et al.*, 1993b) が生じたが, 淵間隔および淵の水深には明確な変化は認められなかった (Smith, *et al.*, 1993b)。この結果は, 淵間隔が不変だったことを除けば, 本章の実験結果とよく一致する。

これら急勾配河川と緩勾配河川の実験結果を比較すると, 両者とも倒流木の除去によって土砂移動が増大し地形変化が起きることは共通しているが, 急勾配河川では洗掘が卓越し淵が減少するのに対して, 緩勾配河川では逆に堆積が卓越し淵の体積や水深には変化がないという点において大きく異なっている。元来, 急勾配河川では, 急な水面勾配を持つ瀬, 早瀬, カスケード (Bisson *et al.*, 1982) の占める割合が高く, 緩い水面勾配を持つ淵や平瀬は少ないが, 倒流木は, こういった河川でも, 落込型の淵が連続する階段状地形を形成することが知られている (Keller and Swanson, 1979)。もちろん, こういった地形は大礫や巨礫によっても形成されるものであるが (カスケードはまさにごく小型の落込型淵の連続である), 北米西海岸地方のように巨大な倒流木が多数存在する河川では, 礫よりも倒流木の影響力が大きいのであろう。特に, 流路

縦断方向の浸食が卓越し河床堆積物が流失する傾向の区間では、倒流木によって捕捉される土砂が淵形成にも重要であり、倒流木を除去し堆積土砂が流失すると河床の瀬-淵構造も破壊されてしまうものと考えられる。

一方、緩勾配河川では、水面勾配の急な瀬は少なくなり、緩い水面勾配を持つ淵や平瀬が優占してくると考えられる（例えば、可児(1944)のB c型河床形態）。このような河川は、元来、移動砂礫堆の形成されにくい条件を備えているが（池田, 1973）、流路の屈曲によって水流の集中と発散が起きるため、屈曲部内側に強制砂礫堆（point bar）が形成され、外側には河床の深掘れ（淵）が生じる（池田, 1977; Beschta and Platts, 1986; Ikeda, 1989）。Smith *et al.* (1993b)は、倒流木除去後の土砂堆積が淵を埋没させるのではなく、むしろ交互砂礫堆の発達に影響したために淵が減少しなかったと考察しているが、本章の結果も同様に倒流木除去後の砂礫堆発達および対岸での局所洗掘を示唆している。前図4-4の流路横断面図からは、砂礫堆の発達を意味する土砂堆積が一方の岸に偏って生じ、その対岸付近では河岸および河床が洗掘されている様子を読みとれ、前図4-5の流路平面図においても30-40m付近や70-80m付近などに砂礫堆の発達が確認できる。また地形変化量についても、多数の倒流木のある対照区で倒流木の影響が認められたのに対し、除去区では主に幅や曲率といった流路平面形状の影響を受けるようになった。このように流路平面形状が砂礫堆の形成位置に強い影響を与えることは木下・三輪（1974）の水路実験でも確かめられている。すなわち、倒流木の除去は、倒流木に規制された河床地形から、流路平面形状に規制された河床地形へのシフトを引き起こすが、この変化の過程では、流路の屈曲により蛇行した水流が屈曲部河岸を洗掘して淵を再生させると同時に、流路平面形状に対応した砂礫堆の発達が生じたものと考えられる。したがって、緩勾配蛇行河川では、元来、緩い水面勾配を持つ淵が多い傾向にある上、発達した流路の屈曲により淵形成が促進されるため、淵体

積に対する倒流木の影響は相対的に小さいといえる。なお、淵が減少しなかった原因としては、他に倒流木のサイズや現存量が不十分だったという可能性もあるが、Smith *et al.* (1993b)の調査河川は針葉樹の老齡過熟林を流れていて大型の倒流木も十分存在することを考慮すると、やはり緩勾配河川では倒流木を除去しても淵は再形成されると考えるのが妥当であろう。

しかし、淵の個数については、Smith *et al.* (1993b)の結果とは異なり、倒流木の除去によって明らかに減少した。倒流木は流れを複雑化することによって淵の個数を増加させていると考えられ、倒流木によって形成された淵には、前図4-5から分かるように小型の淵が多く含まれていた。Smith *et al.* (1993b)は、こういった小型の淵を独立した一個の淵としてではなく、隣接する淵の一部とみなしていたが、このような淵の扱い方の違いが結果の違いに結びついたことが考えられる。

2) 倒流木の除去が生息場所特性におよぼす影響

淵については、上述のように、倒流木の除去により、総体積の変化はないものの個数が減少した。一方、カバーについては、淵個数よりさらに明瞭な減少傾向を示した。また水深や流速は、淵の存在と密接な関わりがあり、基本的には淵量の変化に大きく影響されるため、淵体積に変化がなかった本実験では水深、流速にも大きな変化がなかった。

一方、北米で行われた研究では、既存の大型倒流木を放置し、森林伐採によって供給された倒流木のみを取り除いた結果、水深には変化がなかったものの、倒流木が形成していた淵の消滅、流速の増大といった変化が現れたという報告がある (Elliott, 1986)。逆に倒流木を導入した実験では、淵体積の増加、流速の減少、水深の増大、カバー増加などの明瞭な変化が報告されている (Riley and Fausch, 1995)。これらの実験で認められた流速や水深の変化は、

主に明瞭な淵量変化に対応していると考えられる。また流速は、倒流木などの障害物が流水の抵抗になることによっても影響されるはずである。しかし本章の実験では、流速は変化がないかむしろ遅くなっており、予想された結果とは異なった。これは、おそらく勾配が緩やかなためであろうと推察された。なお水表面積については、Elliott(1986)とDolloff(1986)も本実験と同様に若干の減少を報告しているが、Dolloff(1986)はこの水表面積減少の大半が小型の倒流木によって形成された小型の淵の消滅によるものだと述べている。

3) 倒流木の除去が魚類生息密度におよぼす影響

魚類の生息密度は、倒流木の除去によって、サクラマス幼魚、フクドジョウともに低下したが、特にサクラマスの密度低下が顕著であった。サケ科幼魚の生息にとって倒流木が重要であることは、北米で行われた既存の実験でも確かめられている。Elliott(1986)とDolloff(1986)は、森林伐採の際に供給された比較的小型の倒流木だけを選択的に除去する実験を行い、こういった部分的な倒流木除去でさえオショロコマやギンザケの生息密度が低下することを証明している。また、Riley and Fausch (1995), Riley *et al.* (1992)は、丸太落差工 (log drop structure) による生息場所造成により、Culp *et al.* (1996)は、小型倒流木の集積を模した構造物の導入により、サケ科魚類の生息密度とバイオマスが増加することを確認している。これらは、いずれも実験操作にともなう淵量やカバー量の変化によって生じた変化と考えられている。

サクラマス生息密度に最も強く影響する要因は、前章の結果では越冬期の倒流木カバーと夏季高水温であったが、本章の実験結果にこれらの要因が影響したとは考えられない。倒流木の除去が除去区の越冬環境を悪化させたとしても、本章の実験で倒流木を取り除いた区間はわずか100mであり、しかも春の調査直前に起こった融雪出水によってサクラマス個体の強制的な移動が生じた可能

性も高いため、事実上、越冬環境悪化による影響は翌春の調査時にはかき消されていたはずである。同様に、夏季高水温の悪影響も、河畔林樹冠による日射遮断効果が健在なため無視できる。したがって、倒流木の除去によって生じた生息密度の低下は、調査時点における淵の個数とカバーの減少が主因と考えられる。淵の個数は、前章の結果でも、水温条件の厳しくない春には高齢魚の密度に対し最も影響力の強い変量であり、夏季の水温上昇が大きくない本章の調査区間においては、おそらく春～秋の間中ずっと影響を与えているものと推察される。カバーについては、前章では初冬以外の時期にその影響を確認することはできなかったが、前章（3章3節2）で述べたように、夏場においてもサケ科魚類のカバーに対する選好性はよく知られており、本章の結果でも前図4-6, 7と図4-8を見比べた限りでは、淵個数よりむしろカバー面積の方がサクラマス生息密度の変化とよく対応しているように見受けられる。対照区の生息密度が1994年秋に若干低下していたのは、カバー量の減少によるものとも推察された。

フクドジョウに関しては、倒流木除去にともなう生息密度の低下はそれほど明瞭なものではなかった。フクドジョウは、河川改修のように瀬-淵構造の消滅を伴う大きな環境改変に対してさえも強い耐性を持っていることが知られており（Takahashi and Higashi, 1984; 井上・中野, 1994; 豊島ほか, 1996）、本実験程度の環境改変であればほとんど影響はないものと考えられる。本実験によりフクドジョウの密度が若干の低下を示したのは、大型の倒流木のみならず小型植物材料に至るまでフクドジョウがカバーとして利用できそうな構造物をほとんど除去したことによると思われた。Everett and Ruiz (1993)は、河川河口部の底生魚に対しても倒流木がカバーとして重要な意味を持つことを実験的に確かめ、この倒流木カバーが捕食者からの避難場所として機能していると述べている。本調査河川のような大型魚のいない山地小河川では河口部ほど

捕食リスクは高くないと思われるが、それでも河床に散在する小型の倒流木や枯枝、枯草などの植物材料が、フクドジョウのような小型の底生魚にとっても捕食者や速い流れから身を隠すカバーとして機能しているものと推察された。

4) まとめと結論

以上の議論をふまえ、倒流木の除去による魚類生息環境の変化について図4-9のようにまとめた。倒流木除去の影響は、まず砂礫堆の発達に関連した土砂堆積量の増大という形で現れ、同時に局所的な側方洗掘をも活発化させた。淵の体積は、この変化で減少することはない、側方洗掘によって淵は再生した。こういった現象は緩勾配河川の特徴と考えられた。しかし、倒流木が形成していた多数の小型の淵が消滅した結果、淵の個数は減少した。また倒流木の除去にともない、カバーとして利用可能な構造物が激減した。この淵個数とカバーの減少によって、サクラマス幼魚は生息密度を低下させた。一方、底生魚であるフクドジョウは、カバー減少の影響と思われる若干の密度低下が認められただけだった。

このように本実験によって、北海道北部の緩勾配山地河川において、倒流木が魚類、特にサクラマスの生息に少なからず影響を与えていることが実証された。北海道北部の緩勾配山地河川は、2章で述べたように北米の河川と比べると、倒流木のサイズが小さく、現存量もあまり多くはなかったが、それにも関わらず、カバーとしての効果はもちろん、淵の形成という点においても個数を増加させる効果は認められた。前章では越冬期における倒流木カバーがサクラマスにとって極めて重要であることが示唆されたが、本実験での魚類の減少は、おそらく各調査時点での生息場所不足のみによる結果と考えられ、前章では水温の強い影響により確認できなかった夏場における倒流木の影響を確認することができた。したがって、倒流木は年間を通じて魚類に有益な生息場所を提供

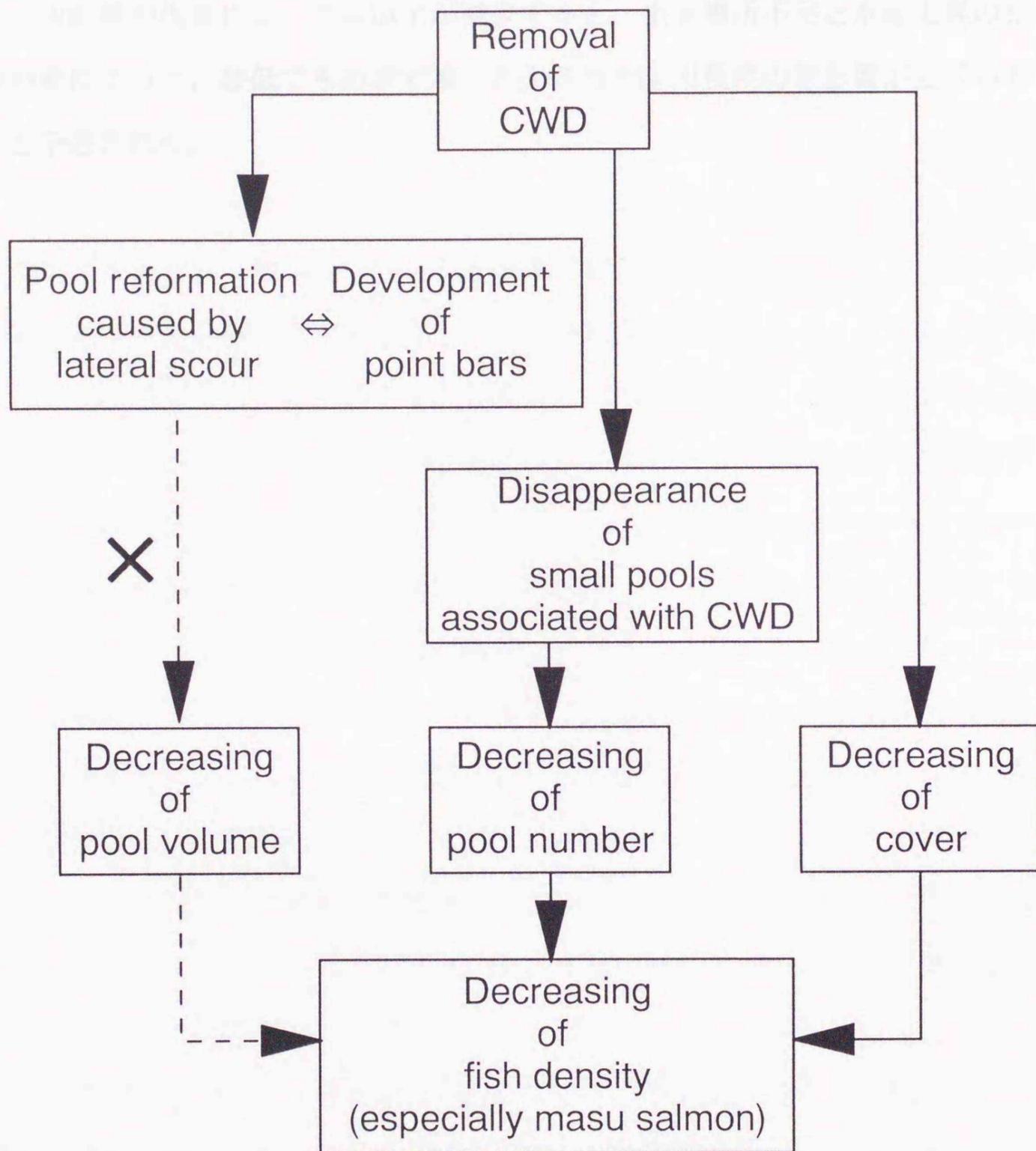


図4-9. 倒流木除去による魚類への影響
 Fig. 4-9. Effects of debris removal on fish.

第5章 倒流木と河川管理

1 北海道の緩勾配山地河川における倒流木の意義

1) 緩勾配山地河川と急勾配山地河川の比較

本論の成果より、我が国でも北海道北部の緩勾配山地河川において、河川内の倒流木が生息場所の形成を通じて魚類に好影響を与えていることが確認された。これらの河川は、我が国の中で最も倒流木が多い部類に属すると思われるものの、早くから倒流木の生態的価値に注目が集まった北米西海岸の急勾配山地河川に比べると倒流木量は決して多いとはいえ、サイズもずっと小型であった。しかしそれにも関わらず、魚類、特にサクラマスに対する影響は、既に北米西海岸地方の他のサケ科魚類で報告されているような明瞭なものであった。一方、我が国の急勾配山地河川においては、溪流釣り師たちの間で倒流木の陰にイワナやヤマメがつくことが経験的に知られていたにも関わらず、魚類の生息環境要因として倒流木が重要視されることはほとんどなかった。このことは、個々の倒流木が魚類に好適な影響を与える事例はあるものの、河川全体の魚類生息密度を左右するほどには倒流木の影響が強くはなかったということを示唆していると考えられる。

このように河川によって倒流木の影響に違いが現れる一つの大きな原因は、倒流木の安定性にあると考えられる。倒流木が淵形成やカバーの提供を通じて魚類の生息に影響を及ぼすためには、倒流木が容易に流失することなく、ある程度長い期間にわたって流路内で安定に存在し続けなければならない。倒流木は、河川規模に対する相対的サイズが巨大なほど安定であり、河床勾配が急になるほど掃流力が増大し流送されやすくなるといえる。倒流木サイズが安定性

に与える影響は、一時点においては、おおよそ長さが流路幅より長いか短いかによって決定されるが、当然、倒流木は太いものほど折れにくく、しかも、材の腐朽は直径が大きいほど遅いため (Harmon *et al.*, 1986), 実際には、大径の樹木に由来する倒流木ほど長期間安定状態を保ちうると考えられる。

また河床勾配の違いは、安定性以外にも、倒流木の魚類生息環境に対する影響力を左右する。一般に、ある河川の平均的な底質サイズと河床勾配には密接な関連があるが、倒流木の影響力は、底質によっても大きく変化すると考えられる。河床の底質が小径の礫主体であれば、倒流木が起こすわずかな水流の変化によっても河床は容易に洗掘され、淵などの独特の地形が形成されうるが、礫径が大きければ河床の変化は生じにくくなる。さらに巨礫や大礫は、倒流木に代わる構造物として、淵を形成したり (Bisson *et al.*, 1982; 江口ほか, 1985; Beschta and Platts, 1986), カバーとして機能する場合がある (Bjornn, 1971; Bustard and Narver, 1975a; Heifetz *et al.*, 1986; Bjornn and Reiser, 1991) ため、倒流木の影響を一層不明瞭にするといえる。

一方、淵を増加させる効果に関しては、倒流木が淵を形成できる程度に大きくて安定している限りにおいて、逆に急勾配河川の方が効果は大きく、緩勾配河川では淵の体積はあまり増加することはないと考えられた。これは河床勾配が緩い場合には、必然的に淵の割合が高くなる傾向にあり、倒流木が無くても屈曲部等の側方洗掘によって多くの淵が形成されるからである。しかし、急勾配河川において、十分な淵形成効果を得るためには、強い掃流力に逆らって安定状態を保持できるだけの巨大な倒流木が必要であり、大礫による淵形成を上回るためにも倒流木の直径は礫径と同程度以上でなければならないと思われる。緩勾配河川では、淵体積の増加は少ないものの、倒流木が比較的小型であっても淵個数の増加がある程度期待できる。

以上のことを総合的に考察すると、緩勾配河川、特に本論で扱ったような川

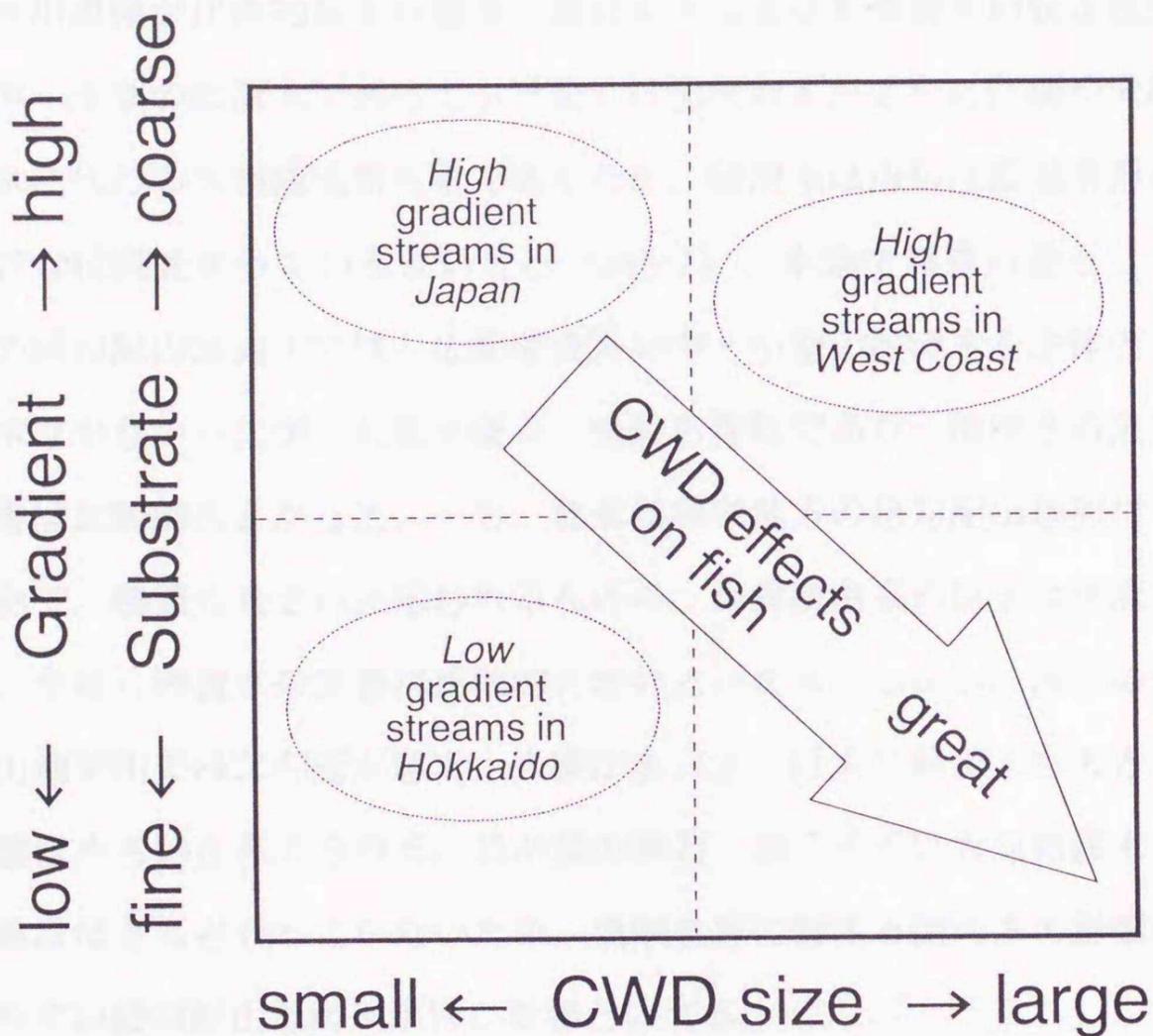


図5-1. 山地河川における倒流木の魚類生息への影響力と倒流木サイズ，河床勾配および底質の粗さとの関係

Fig. 5-1. Effects of CWD on fish habitat in mountain streams in relation to CWD size channel gradient and substrate coarseness.

幅の狭い上流部の山地小河川における倒流木の河川生態学的な意義は、急勾配山地河川よりも大きいと結論することができる。すなわち緩勾配河川においては、河川規模が比較的小さい場合、急勾配河川よりも倒流木の安定性が高いため、中・小型の倒流木であっても容易には流失せず、さらに巨礫や大礫などの倒流木に代わる大型構造物も希であるため、倒流木は魚類生息場所形成に対して大きな役割を担っているといえる（図5-1）。本論で調査対象とした北海道北部の緩勾配山地河川では、広葉樹由来の中・小型の倒流木を主体とし大型の倒流木は少なかったが、勾配が緩く、底質も細粒であり、倒流木の魚類生息への影響は比較的大きかった。一方、北米西海岸地方の急勾配山地河川では、勾配が急で、礫径も大きいと思われるものの、針葉樹由来の巨大な倒流木が多いため、やはり倒流木の影響は比較的大きいといえる。しかし、多くの日本の急勾配山地河川では、勾配が急で、大礫が多い上、巨大な倒流木を欠き、倒流木の影響は小さいと考えられる。我が国の場合、おそらく巨大な倒流木を産する河畔林はほとんど残っていないため、魚類生息に対する倒流木の影響が明瞭に現れやすい緩勾配山地河川が特に重要といえる。

2) 魚種による影響の違い

倒流木が魚類の生息に与える影響には魚種によって違いが認められ、本論ではサケ科魚類の一種であるサクラマスに対する影響が最も顕著であったが、北米の研究でも、サクラマスと類似した生態を持つギンザケ幼魚で倒流木の強い影響が確認されている（Dolloff, 1986; Murphy *et al.*, 1986; Bisson *et al.*, 1987; Fausch and Northcote, 1992）。サケ科魚類としてサクラマスに次いで多かったイトウに関しては、未だ生態がよく分かっておらず、本論でも十分な検討ができなかったが、少なくとも産卵時には水中に倒流木などのカバーが豊富な淵の直下流で産卵する傾向が明らかになっており（森ほか, 1997）,

また、しばしば水中にある倒流木の陰に潜んでいることから（木村，1966；山代，1988），おそらく他のサケ科魚類と同様に倒流木が重要な環境要因であろうと推察されている（福島，1998）。また北海道東部の緩勾配河川では，アメマス（*Salvelinus leucomaenis* f. *leucomaenis*）が多く生息しているが（石城，1984），同じイワナ属のオショロコマとカワマスでは倒流木がその生息に大きな影響を及ぼすことから（オショロコマ：Dolloff, 1986; Elliott, 1986; Murphy *et al.*, 1986, カワマス：Riley and Fausch, 1995），おそらく道東の緩勾配河川にすむアメマスについても倒流木が重要な影響を与えているものと推察される。

一方，サケ科以外の魚種では，フクドジョウが多数生息し，エゾウグイも比較的多かった。まず，フクドジョウに関しては，4章で述べたように，カバーとしての倒流木の効果が多少あるにしても，あまり大きな倒流木の影響はないと考えられた。またエゾウグイに関しては，3章で簡単に報告したように河畔林に覆われた流域よりも草地化された流域に多い傾向が認められ，調査流域の中でも下流部でしか捕獲されなかった。井上（1998）は，問寒別川流域における調査から同様の傾向を報告し，エゾウグイの生息密度が夏季最高水温と淵面積によって説明できることを見いだしたが，これら2変量はいずれも倒流木と直接関係を持たない変量であり，エゾウグイに対する倒流木の影響は認められないといえる。ただし，水温と淵量が同程度の場合には，エゾウグイも倒流木などのカバーが多い区間を好む可能性は十分にあると思われる。

以上のように，倒流木の存在は，特にサケ科魚類の生息に対して強い影響を与えると考えられる。一般に，サケ科魚類は漁業や遊魚の対象として社会的価値の高い魚種であることが多いため，その資源の維持・培養は社会的に重要な課題である。一方，前述のように，倒流木の影響は，急勾配河川よりも緩勾配河川において明瞭に現れやすいものであった。本調査河川のように勾配が1%

を切る緩勾配河川は、通常、標高の低い平野部にあるが、我が国の場合、北海道以外では高水温が障害となって低標高の河川にサケ科魚類が生息することは困難である（海から遡上する個体は別として）。したがって北海道の北部や東部に多くみられる緩勾配河川においては、倒流木の魚類生息に対する影響が強く現れやすい上、倒流木の影響を特に受けやすいサケ科魚類の生息も可能であるため、大型木が少ないとはいえ倒流木の存在が魚類資源の保全を考える上で極めて重要といえる。

2 倒流木を考慮した河川管理のあり方

1) 倒流木による災害の危険性とその対策

これまでの議論によって、倒流木が魚類の生息に好適な影響を与えており、特に緩勾配山地河川では重要な役割を果たしていることが確認できた。したがって、これからは倒流木が河川生態系の中で果たしている役割をよく評価した上で、倒流木の保全や場合によっては魚類生息場所造成のため積極的に倒流木を導入することも検討すべきといえる。もちろん、この際には、倒流木による災害の危険性についても考慮されなければならない。

倒流木による災害としては、天然ダム形成・決壊による土石流、流送木の衝突による家屋や橋の破壊、流路閉塞による洪水氾濫や流路変動などが挙げられる（水原，1979；水山ほか，1991；石川芳治，1994）。これらの災害の発生には、倒流木の流下そのものや倒流木が流送され一カ所に集積するといったプロセスが関わっており、いずれも倒流木の不安定性に起因するものといえる。流路内にある個々の倒流木の安定性は、倒流木自身のサイズや河床勾配、川幅、流量などに大きく影響されており、勾配が同程度の場合、河川規模に対して倒

流木が十分大きければ安定であり、逆に小さければ不安定と考えられた。もちろん小さな倒流木が全て危険な存在というわけではなく、極めて小さな倒流木であれば、それらが防災上問題となるケースは希であろう。防災上、特に問題となる倒流木は、比較的大型ではあるものの、川幅よりは若干短いといった中間的なサイズと考えられる。こういった倒流木は、不安定であり増水時には流送されるが、流路の屈曲部や川幅の狭い部分、他の大型の倒流木などに捕捉されやすく、容易に倒流木の集積を形成してしまうと考えられる。水山ほか(1991)は、直線水路において土石流とともに流木群を流下させた場合、水路幅より短い流木は下流へ流下するのに対し、水路幅と同じ長さを持つ流木では流木ダム(倒流木集積)が形成されることを明らかにしている。さらに、こういったサイズの倒流木は、橋脚などの建造物にぶつかれば小型の倒流木よりも遙かに大きな衝撃を与える。

これらのことから、倒流木による災害を防止するための対策としては、①不安定で危険度の高い倒流木を流路内から除去し、新たな倒流木の生産を予防する、②構造物などによって流下途中の倒流木を捕捉する、といった従来、我が国で試みられてきた手法の他に、③倒流木をボルトやワイヤーなどで河岸に固定する、④安定性の高い大型倒流木を多数導入し他の倒流木の移動を抑止するという方法も考えられるだろう。①、②の方法は、災害防止を第一に考えたやり方であるが、特に①に関しては、倒流木の保全とは相容れない方法であり、倒流木による災害の危険が極めて高い河川において行われるべき対策である。②は、おそらく我が国でもっとも多く試みられている方法であるが、①のように倒流木を直接排除するのではなく、倒流木が集落や道路へ達する前にその上流で停止させようとしているだけであるので、倒流木の保全と防災との両立も可能と考えられる。一方、③、④の方法は、これまで我が国ではほとんど検討されてこなかったやり方であるが、倒流木保全との両立を目指す上では重要な

手法である。③の方法では、災害危険性の高い中型倒流木を洪水時でも流送されないように固定することで、倒流木集積の形成を防止し、同時に、その倒流木による生息場所形成効果も期待できる。また④に関しては、北米太平洋岸北西部の急勾配山地河川において、巨大で安定な倒流木が取り除かれれば中・小型倒流木の移動によって土石流の危険が増大するが、巨大な倒流木が5-10m間隔（おそらく流路幅の1-2倍か、それ以下と推測される）に存在するならば土石流は起きにくいだろうといわれており（Swanson and Lienkaemper, 1978），我が国でも倒流木による災害の危険がそれほど高くない河川においてならば実現の可能性はあると考えられる。ただし、これらの方法に関しては、③では、中村（1992b）が指摘するように、増水時における倒流木の柔軟な動きを妨げ、かえって倒流木を破壊しやすくする問題と、多数の倒流木を固定することが時間的、経済的に困難であるといった問題が、④にも、大量の大径丸太材を入手し、それらを河川に設置することが現実的に困難だという問題がある。このうち、倒流木の固定に伴う破壊については、倒流木の一端のみを河岸に固定し、もう一方の端は自由に動く状態で河川内に投入すれば、かなり防止できるものと思われる。

2) 急勾配山地河川における倒流木の管理

我が国の急勾配山地河川に関しては、現状では安定な倒流木は少ないと思われる上、台風や梅雨などに伴う大雨が多く、流域の人口密度も一般に高いため、倒流木の潜在的な危険性は北米西海岸より大きいといえる。したがって倒流木管理の方法としては、倒流木保全を前提とした④のような手法の適用は難しく、従来のように①、②の対策を中心としつつ、状況が許すならば一部③を併用するといった方法が妥当と考えられる。また、こういった急勾配河川では、巨大な倒流木でなければ、十分な魚類生息場所形成効果を期待できないため、生息

環境保全のためには、倒流木以外に、大礫や蛇籠、木製、コンクリート製の人工構造物などの利用も検討すべきである。倒流木以外の構造物による生息場所造成技術に関しては、北米において様々な試行が行われ、その効果が確かめられつつある (House and Boehne, 1985; Klassen and Northcote, 1986; 1988; Reeves *et al.*, 1991)。

3) 緩勾配河川における倒流木の管理

一方、緩勾配河川の場合では、倒流木の保全を試みる余地があると考えられる。本論で調査した二ノ沢では、安定と考えられる平均流路幅以上の長さを持った倒流木は平均して17m程度の間隔 (流路幅の約4.5倍) でしか存在していないと算定されたが、勾配の緩さや川幅の狭さが幸いしてか、流路幅よりやや短い倒流木でも流送木は少なく、防災上問題となりそうな大きな倒流木集積もほとんど形成されていなかった。他の調査河川においても、ほぼ同様の状況であった。つまり、これらの河川では、既に現状において倒流木が比較的安定しており、災害の危険はあまり高くないといえる。また、緩勾配の小支流から下流へ流出する倒流木は相対的に小型であると予想され、川幅の広い本流では 影響力がさらに小さくなるため、これらの倒流木が災害の原因となる危険性も小さいと考えられる。したがって、こういった緩勾配山地河川であれば、③既存の倒流木の固定、④大型倒流木の導入、さらに導入した倒流木の固定などの手法によって、防災上の安全性をさらに向上させることが容易と考えられる。

また、緩勾配で川幅の狭い小河川であれば、平野部の農地河川のように開発に伴う流路改変や河畔林伐採により魚類生息場所が減少してしまった河川においても、倒流木を魚類生息場所の造成に利用できると考えられる。この場合、導入する倒流木には、出水時にダム湛水部へ流入する倒流木や間伐材などを利用すれば、自然石やコンクリートを用いた生息場所造成よりも材料費は安価に

済む。小規模河川ならば、これらの木材は、長さが川幅以上で直径が20-40cm程度あれば、安全上、大きな問題はないと思われる。もし、材の太さが不足するようであれば、何本かの丸太をワイヤーやロープなどで束ねて使用することも可能である。具体的な生息場所造成法に関しては、Reeves *et al.* (1991)による総説の他、Bisson *et al.* (1987)やGregory and Ashkenas (1990)、リバーフロント整備センター(1992)でも一部紹介されている。

しかし、いくら緩勾配であっても、中規模河川になると、倒流木の安定性はある程度低下してくる。例えば、二ノ沢が合流している石炭別川（流路幅約10m）や猿払川本流（流路幅20-30m程度）では、流路幅が倒流木サイズに対して相対的に大きくなり、流量も増加するため、屈曲部や橋脚において倒流木の集積が形成されるケースもときどき認められ、災害の危険も大きくなってくる。これらの倒流木の移動を抑制するため、④のように大型で安定な倒流木を導入しようとしても、我が国では高木といわれる樹種でも樹高30m前後であることを考慮すると、その適用は幅20m程度までの河川に限られるといえる。また、③の倒流木を河岸に固定する方法は有効と思われるものの、危険と考えられる全ての倒流木を固定することは現実的に不可能である。したがって、このような河川においては、倒流木の保全と災害防止を両立させるために、②のような倒流木の流下阻止対策も必要といえる。ただし、格子型砂防ダムや流木防止柵といった従来の②の方法は急勾配山地河川における流木対策として考案された方法であり、そのまま緩勾配河川に用いるのは適当ではない。そこで筆者は、緩勾配蛇行河川における倒流木の流下阻止工として、図5-2のような方法を提案したい。

この方法は、基本的に、蛇行屈曲部の外側に流送されてきた倒流木を堆積させて下流への流下を阻止しようとするものである。このような方法は、これまで、我が国の急勾配河川における流木対策としては、あまり注目されてこなかつ

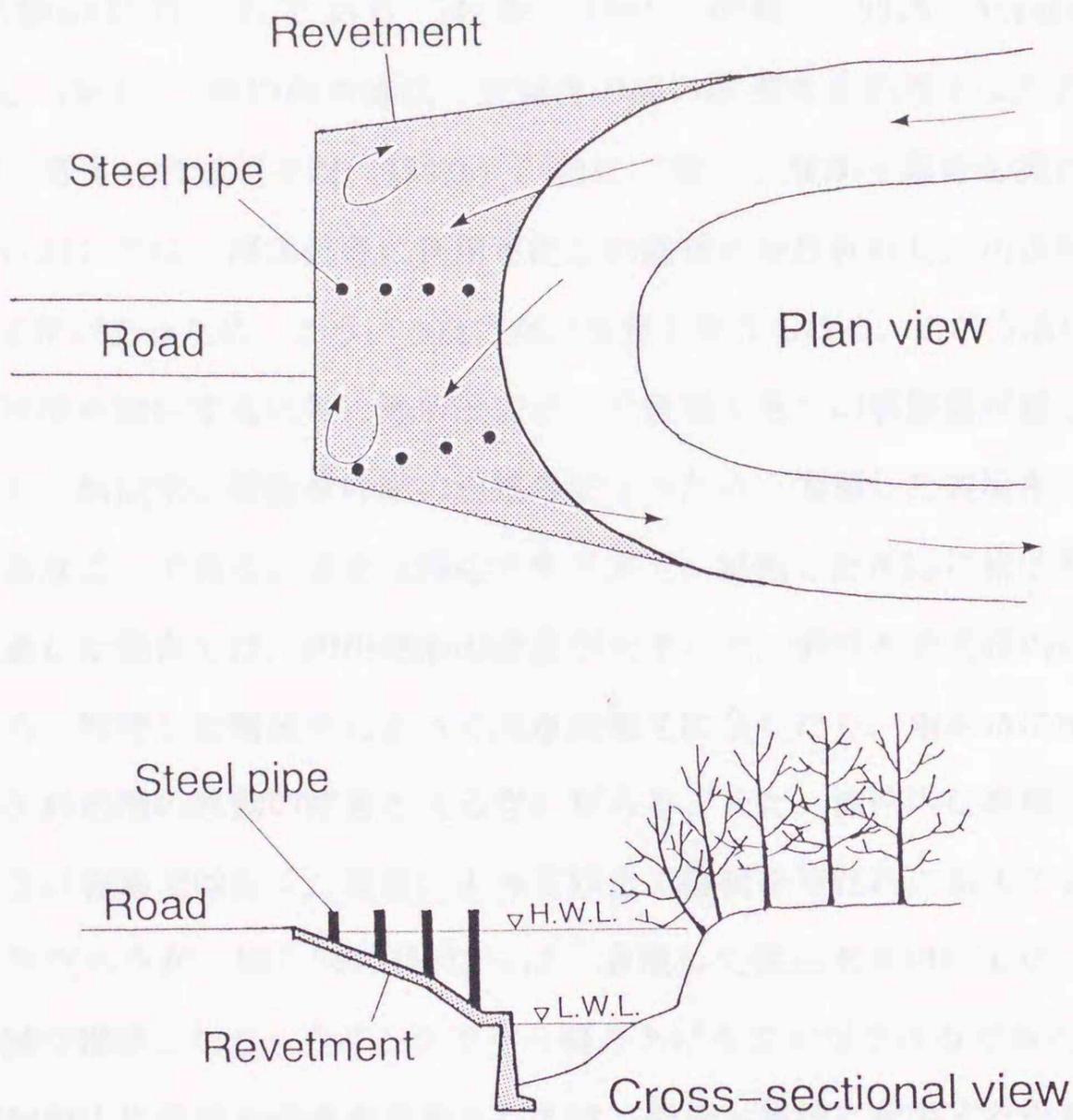


図5-2. 緩勾配蛇行河川における倒流木の流下防止対策の一例

Fig. 5-2. An example of preventive measure for downward movement of floating woody debris in low gradient meandering streams. Arrows indicate directions of stream flows at bankfull discharge.

たが（水原ほか，1979），流送された倒流木が屈曲部の河岸に堆積しやすいことは経験的に知られており（佐野，1991；中村，1992b；Nakamura and Swanson, 1994），河川曲流部は，危険性の高い倒流木を処理するために重要な空間と考えられる（中村，1992b）。特に，蛇行しながら原野を流れる緩勾配河川においては，流木処理に利用可能な屈曲部が多数存在し，河道周辺の土地にも余裕があるため，こういった方法は有効と考えられる。この方法のメリットは，片岸を護岸する以外に地形改変がなく魚類生息への悪影響が最小限で済むことと，倒流木の捕捉を片岸の流路外で行うため，堆積した倒流木の除去作業が容易なことである。従来と同様のやり方で，拡幅した流路に格子型ダムなどを設置した場合には，河川地形の改変が大きい上，倒流木を流路内に堆積させるため，堆積した倒流木によって洪水氾濫を助長したり，増水時に産卵遡上するサケ科魚類の移動の障害となる恐れがある。また，流路内に堆積した倒流木の除去は容易ではなく，場合によっては土工機械を流路内に搬入する必要もでてくるだろうが，図5-2の方法ならば，堆積した倒流木を河岸上から直接，土工機械で排除したり，ウインチで引っ張りあげることができるであろう。

緩勾配河川における倒流木災害としては，倒流木集積に起因する洪水氾濫により宅地や農地が冠水するといった被害や，橋脚への倒流木集積による橋の破壊などが主と想定される。これらの災害を防ぐために，必ずしも，河道の拡幅，直線化といった大掛かりな河川改修を行う必要はなく，上記の倒流木流下阻止工を，集落や橋の直上流に計画的に配置し，さらに，橋の構造の見直しや集落を守る堤防の建設などの対策を行えば，被害の発生は低減しうるものと考えられる。橋の構造に関しては，倒流木の引っかかりやすい橋脚の数を減らし（可能ならば無くし），通水断面を拡げてやることが重要である。また，堤防の建設に関しても，従来は，氾濫を防止するために，洪水を狭い河道空間の中に押し込めようとする考えが主流であるが，土地利用の少ない原野の中を流れる河

川においてまで、このようなやり方を行うのは非合理的であり、むしろ原野での洪水氾濫を前提とした上で、保護の対象である集落のみを堤防で囲う方が適切といえる。この方法であれば、河道に沿って長大な連続堤を建設する場合に比べ、わずかな堤防建設で済む上、洪水位がそれほど上昇しないため、堤防の高さも低くできる。

4) 河畔林の保全

河畔林は、水温の抑制や有機物、昆虫類の供給など多くの影響を河川生態系に与えているが、特に、大型倒流木の供給能力は、河畔林が一度失われると、回復に極めて長い期間を要するため (Swanson and Lienkaemper, 1978; Bisson *et al.*, 1987; Gregory and Ashkenas, 1990), 倒流木の保全を考える上で、河畔林を保全し大径木を育てることは極めて重要である。河畔林が伐採される一般的なケースとしては、農地造成などの開発行為とこれに伴う河川改修、森林施業などに伴う伐採があげられる。河川改修の場合では、工事の都合上、河畔林伐採が避けられないことが多いが、上の議論にもあったように、治水計画全体を見直すことにより、これまでありがちだった過度の改修工事は避け、工事で破壊された河畔林も、可能な限り再造成を試みるべきである。開発や森林施業に伴う河畔林伐採については、現流路の近傍を緩衝林帯として保護することで河川生態系への悪影響を防ぐことができると考えられる。Lammel (1973) は、オレゴンの河川において森林施業前後の流路内の倒流木を調査し、何も対策を行わない場合には、伐採および集材後に大きな倒流木が減少し、小型の倒流木が増加するが、緩衝林帯を設置することで、このような影響を緩和できることを明らかにした。大型の倒流木が減少するのは、既存の倒流木まで商用材として収穫するためであり、近年の我が国ではあまりないことであるが、不安定な小型倒流木の増加によって災害の危険を増大させる点に関し

ては、我が国の森林施業の場合でも同じであろう。またアラスカ南東部における調査 (Swanson *et al.*, 1984) では、森林を皆伐した河川の倒流木量、特に小型倒流木の量が極端に増加することが明らかにされており、やはり緩衝林帯の必要性が強調されている。Lammel (1973) によれば、緩衝林帯は、最低でも幅 4.5m で連続した林帯が必要であり、幅 45m の林帯があれば上のような悪影響は完全に防げるという。倒流木の供給源となりうる河畔林の範囲に関しては、北米西海岸地方では、大半の倒流木が河岸の 30m 以内から供給されているため、幅 30m の河畔林が残っていれば倒流木の供給は十分と考えられているが (McDade *et al.*, 1990; Gregory and Ashkenas, 1990) , さらに広葉樹の河畔林に限れば、ほとんどの倒流木供給源が河岸の 20m 以内にあるため (McDade *et al.*, 1990) , 北海道の緩勾配河川のような河畔域の地形が平坦で林分の樹高が 20m 程度の河川であれば、流路の位置が移動しない限り、幅 20m 以下の緩衝林帯であっても倒流木の供給は十分であるかもしれない。ただし、ここで述べた緩衝林帯の幅は、あくまで倒流木に限った議論であり、他の河畔林の機能を十分に発揮させるために、どれだけ河畔林を保全すべきかについては、今後のさらなる研究が必要である。

5) 地域に適した河川管理

ここまで、倒流木の魚類生息環境への影響や災害の危険性などについて論じてきたが、倒流木の影響の現れ方は、急勾配山地河川と緩勾配河川、また我が国と北米西海岸地方によってまるで異なるものであった。我が国の急勾配山地河川では、従来いわれてきたように、倒流木は不安定で災害の危険が大きく、魚類生息への影響はあまり大きくないと思われるが、同じ急勾配山地河川でも北米西海岸地方では、倒流木が巨大で魚類生息に対する影響は大きく、さらに土地利用が低密度なため、災害危険性もより低いと考えられる。一方、我が国

でも、北海道の緩勾配山地河川においては、勾配が緩く、川幅も狭いため倒流木は比較的安定で、魚類生息に重要な役割を果たしており、さらに周辺の土地利用が疎らなため、災害の危険も小さいと考えられた。これらのことは、地域によって倒流木の管理方針が異なるべきであり、倒流木を一律に危険物と決め付けて排除しようとしたり、逆に、是が非でも保全しようとするような画一的管理が間違いであることを示唆している。

「災害には地域性があり、土地には歴史性がある」といわれるように（木村，1991），治水や砂防などの防災計画は、その地域の特性に適したものでなければならない。しかしながら、現在のところ、我が国の防災対策は、災害危険度の高い地域で成功を修めた手法を一律に全国の河川へ適用するだけで、必ずしもその地域の特性に適した対策を行っていないように感じられる。確かに、我が国では、高い防災的安全性を保障することによって、本来、洪水氾濫域である河川周辺の土地高度利用化を実現してきた経緯があるものの、限られた河道空間の中で、高い防災的安全性と河川環境の保全を両立させようとするには無理があり、これからの環境保全型河川管理のためには、ある程度の空間的余裕が必要である。既に土地利用の進んだ地域において、このような土地空間を確保することは極めて困難であるが、未だ河畔域の土地利用が少ない地域ならば、河川環境を保全しつつ災害防止を行うことが可能と考えられる。土地利用が少なく災害危険性も低いと考えられる地域において、災害危険地域と同様な防災対策を行うことは、不必要な河川環境破壊につながる上、将来的には、環境保全に必要な土地空間の確保も困難となるため、直ちに改めなければならない。また、既に過度な防災工事が行われた地域であっても、周辺の土地利用が少なく、河川環境保全が可能な箇所に関しては、早急に再改修などの改善を行うべきである。未だ、画一的な防災工事は多いようであるが、最近になって、既存の三面張り護岸を剥ぎ取り、魚類の生息場所を造成するといった改善事例

(豊島, 1996) が出てきたことは幸いであるといえる。

近年、我が国で行われるようになった多自然型川づくりに関しても、「自然への配慮の画一化」が生じているという(森, 1998)。つまり、「相手の事情や必要性を考えない歳暮のよう」に、他の場所で成功したと判定された事例をまねするだけの工事が行われるため、結局、その川に住む生物種の生息環境復元にはつながらず、失敗に終わってしまうということである。森(1998)は、こういった失敗を避けるために、行政、地域住民、研究者が三位一体となった取り組みと、研究面での土木屋と生態屋の研究交流が必要だと述べているが、筆者は、さらに地域特性の考慮も強調しておきたい。生息に必要な環境条件は、当然、種によって異なっているはずであるが、そこに生息する種は、水系や、支流、上・下流などによって異なっており、同じ種であっても、地理的条件や成長段階によって必要とする環境が異なるかもしれない。本論で検討した倒流木の魚類への影響も、サケ科魚類であるサクラマスでは明瞭であったものの、底生魚であるフクドジョウの生息にはそれほど影響しなかった。また、河川周辺の土地利用も魚類生息に影響を及ぼし、新たな制限要因を生じさせる。例えば、本論では採草地造成に伴う河畔林消失について触れたが、牛などの家畜が放牧されている場合では、河畔植生の破壊は一層深刻であり、河岸崩壊によって、河床は浅く平坦になり、シルトに覆われるという(Kennedy, 1977)。家畜糞尿の流入による水質の富栄養化といった問題も考えられる。

以上のように、これからの河川管理では、まずその河川の特性をよく理解した上で、その河川に適した管理計画を策定する必要があるといえる。こういった河川管理に必要な情報は、過去の災害記録や地形、地質、気象条件はもちろんのこと、地域の歴史や社会状況、生物の生息状況および彼らが必要とする生息環境など極めて多岐にわたり、しかも、生物の生息環境のように未だ十分に解明されていない情報も多いため、現状では十分に対応することは困難と思わ

おわりに

本論では、魚類資源の維持のためには、生息場所の保全が極めて重要であるという立場から、魚類生息環境の重要な一要素と考えられる倒流木について議論を行ってきた。河川がまぎれもなく魚類の生息場所である以上、河川管理は、本来、治水や利水だけではなく、水産資源管理をも含めた視点から行われるべきであるが、残念なことに、現在の我が国の行政機構はそのような仕組みにはなっていない。

水産分野でも、これまでは資源の維持・培養の手段として生息場所の保全をあまり重要視しておらず、短期間で確実に成果の上がる人工放流に安易に頼りすぎてきたきらいがある。特に北海道では、シロザケやカラフトマス的人工孵化放流のように河川省略型の増殖手段が大成功をおさめたため、最近になるまで、河川の魚類生息環境の破壊にほとんど歯止めがかからなくなってしまったのは、まったく皮肉な話である。大量に放流を行っても生息場所が保全されていなければ、自然産卵による資源増殖はほとんど期待できないため、結局、資源維持のために、いつまでも人工放流を繰り返さなくてはいけない。このような人工培養された個体の大量放流は、短期的には有効な方法であっても、長期的には、遺伝的多様性の喪失によって、かえって個体群の存続が危うくなる危険性が指摘されている（原田，1998）。また、希少種保護のやり方も、現状では、その種が絶滅直前の状態になってから、ただ捕獲禁止にするだけで、十分な生息場所の保全や造成が行われないケースが多いように思える。

1997年の河川法改正に伴い、環境への配慮や保全が河川管理の柱となったことは、極めて有意義なことには違いないが、未だ河川管理者のほとんどは土木技術者であり、彼らの力だけで十分な生物資源管理ができるとは到底考えられ

ない。水産資源や野生生物資源の管理を行うべき立場の者は、同時に、治水や利水主導の河川管理を牽制すべき立場にもあるのであるから、これまでの魚類保護のあり方を改め、生息場所の保全・造成を念頭に置いた計画的な資源管理方法を、河川管理者とともに研究していかなくてはならないであろう。本論で得られた知見が、環境保全型の河川管理手法を考える上で、一助にでもなるならば幸いである。

謝辞

本研究を行うにあたっては、実に多くの方々からお世話をいただいた。北海道大学農学部の新谷融教授，石城謙吉元教授，笹賀一郎教授，前川光司教授および中村太士助教授には，本論文を校閲していただくとともに有意義なご指摘をいただいた。特に，新谷教授と中村助教授には，研究の初期段階からのご指導のみならず，遅れがちな本論の執筆を辛抱強くお待ちいただいた上，温かい励ましまでいただいた。北海道大学農学部苫小牧地方演習林の中野繁助教授と愛媛大学理学部助手の井上幹生博士には，多くのご助言，ご指導およびご鞭撻をいただいた。富山県立大学短期大学部の高橋剛一郎助教授，国立環境研究所の福島路生博士および北海道水産孵化場森支場の下田和孝氏には，様々な相談にのっていただき，有益なご助言をいただいた。また現地調査に際しては，当時，北海道大学の学生であった倉本恵生氏，五味高志氏，伊藤（現姓，長坂）晶子氏，渡辺恵一氏，八久保晶弘氏，村上禎信氏，布川雅典氏，有賀誠氏，石川雄彦氏，岸千春氏，吉田桂治氏，浪花彰彦氏，諏訪幹夫氏，柴田哲志氏の各氏に調査の手伝をしていただいた。北海道大学農学部天塩地方演習林および浜頓別営林署は，林内への調査地設定を快諾してくださった。さらに天塩演習林の職員の皆様には，現地での生活に関して極めて多くの便宜を計っていただいた。他にも，多くの先輩，友人，後輩から，機会あるごとに温かい励ましをいただいた。最後に，以上の方々に対して，心からお礼を申し上げたい。

摘要

我が国の河川行政は、明治30年前後を境に、科学技術の偏重、河川が持つ自然の機能への不信という傾向に陥った。特に、戦後になってからは、巨大な治水施設の建設や画一的な河川改修の横行によって、河川の自然環境が著しく悪化したため、従来の河川行政に対する批判が相次ぎ、近自然的な河川管理を求める動きが生じた。国土保全を目的とする治山・治水にとって、本来、河川環境の保全も重要な課題であり、今後、取り組むべき問題である。しかし現状では、環境保全型の河川管理に利用できる知見は不十分で、他分野との境界における積極的な研究が必要である。本論では、これまで危険物と考えられてきた倒木や流木（以下、倒流木と記す）と魚類生息との関係について論じる。

まず第1章では、倒流木の影響と調査解析方法について述べた。河川内の倒流木は、様々な流木災害を引き起こすことが知られている。我が国は、流木災害の発生しやすい自然・社会条件を持っているため、倒流木に関する研究のほとんどは防災的視点から行われてきた。一方、巨大な針葉樹の林を流れる北米の河川では、早くから倒流木の生態学的重要性が指摘され、河川生態系に対する影響が研究されてきた。北米では、適切な管理を行えば災害の危険を減らし、多くの恩恵を享受できると考えられている。我が国でも、今後の河川管理のために、倒流木の生態学的意義を知ることは重要である。本論では、我が国で特に倒流木が多いにも関わらず、これまで調査されなかった北海道北部の緩勾配山地河川に着目した。これらの河川は、中・小型の広葉樹の河畔林を流れており、倒流木の魚類生息への影響も予想された。

第2章では、道北の緩勾配山地河川における倒流木の実態について論じた。調査は、主に猿払川水系の二ノ沢で行った。倒流木の平均的サイズは、河畔林

の樹木サイズを反映し、直径20.3cm、長さ2.16mと比較的小さかったが、倒流木量はアラスカ南東部の河川と同程度であった(二ノ沢)。ただし、同地域でも河川によって倒流木量は異なり、他の調査結果も合わせると、道北の緩勾配山地河川の倒流木量は北米より少なかった。また河川規模の小さい1次谷では、2次谷より倒流木量が少なく、倒流木供給が制限されるものと推察された。倒流木の供給形態は、流路の蛇行が著しいため、河岸洗掘による供給が主であった(二ノ沢)。流送木は、未流送木よりもサイズが小さく、流路に対し平行で、腐朽度が高かったが、流送木の95%は長さ3m(流路幅の79%)以下であった。倒流木による淵形成は、淵全体の約4割であり(二ノ沢)、北米西海岸ほど高率ではなかったが、これは大型木が少なかったことや流路の屈曲による淵形成が多かったからと考えられた。淵を形成していた倒流木には、サイズが大きく、流路に直角で、腐朽度も小さいという特徴があった。倒流木量と淵量には正の相関が認められ、特に淵の個数と倒流木量の相関は高かった。

第3章では、倒流木量の異なる2流域を比較し、サクラマス幼魚の生息に対する制限要因を探った。調査地は問寒別川水系にある谷次数2次の2流域で、炭鉦の沢は河畔林内を流れており倒流木量も多く、上ヌカナン川は河畔域の多くが牧草地化され倒流木が少ない。各流域とも1次谷と2次谷にそれぞれ5つの調査区を設定し、サクラマス生息密度を夏、初冬、春に調査し、生息場所特性を表す環境要素(水温、川幅、淵量、カバー量など)も測定した。2流域の生息場所特性の大きな違いは、倒流木量と最高水温であり、特に2次谷で差が顕著だった。サクラマス生息密度は、初冬の当年魚、夏および春の高齢魚で2次谷の密度に差が認められ、炭鉦の沢の方が上ヌカナンより高密度だった。サクラマス生息密度に対し生息場所変量を用いた重回帰分析を行ったところ、夏の最高水温と初冬の倒流木カバーが最も重要な環境要素であることが明らかになった。サケ科魚類では、代謝の低下する越冬期に複雑なカバーが必要である

ことや、高水温が強い生理的ストレスなることがいわれてきたが、実際に、河畔林の消失が倒流木量の減少や日光の入射による水温上昇を通じて、サクラマス生息の制限要因となっていることが示唆された。特に、影響の顕著だった2次谷は、将来スモルト化して降海する個体の主要な生息場所と思われ、スモルト生産への悪影響が推察された。

第4章では、倒流木を実験的に除去し、河川地形や魚類生息に対する倒流木の影響の検証を試みた。二ノ沢に長さ100mの除去区と対照区を設け、秋に地形や生息場所特性、魚類生息密度を調査した後、除去区内の倒流木を除去し、翌春および翌秋に再調査を行った。倒流木の除去後、除去区では、一時的に堆積量が増加した。地形の変化は、対照区では倒流木に規制され、除去区では流路平面形状に規制される傾向が認められた。淵量は、倒流木除去後も体積はほとんど変化せず、個数のみが減少した。カバー量は減少した。魚類生息密度は、サクラマスで明瞭な減少が認められた他、フクドジョウでも若干の密度低下が認められた。これらの実験結果を他の研究結果と比較検討したところ、緩勾配蛇行河川における倒流木の除去は、流路屈曲部での側方洗掘による淵の再形成と砂礫堆の発達をもたらし、淵体積の減少は生じにくいと考えられた。すなわち倒流木は、カバーと淵個数を増加させることで魚類の生息に好適な環境を提供していることが確認された。

第5章では、前章までの結果をふまえ、北海道の緩勾配山地河川における倒流木の意義と今後の河川管理に際しての倒流木の取り扱いについて論じた。緩勾配山地河川では、勾配の緩さと狭い川幅のため、倒流木の安定性は急勾配山地河川より高いと考えられ、さらに河床材料が小さく、巨礫や大礫のような倒流木に代わる大型の構造物も存在しないため、倒流木の影響が明瞭に現れやすいと考えられた。淵量も、体積は増えないとしても、個数の増加は期待できる。また倒流木の影響は、サクラマスなどのサケ科魚類で大きいと考えられたが、

一般に緩勾配河川は、標高の低い平野部にあるため、我が国では、高水温が障害となって北海道以外でのサケ科魚類の生息は困難である。このように、北海道の緩勾配山地河川では、比較的小型の倒流木であっても魚類生息に対する影響が現れやすい上、倒流木の影響を受けやすいサケ科魚類も生息可能であるため、サイズが小型とはいえ倒流木の存在は魚類資源の保全を考える上で極めて重要といえる。一方、実際の河川管理では、倒流木の災害危険性が問題となるが、流路幅よりやや短い倒流木が特に危険と考えられた。災害の防止策としては、従来、我が国で考えられた方法の他に、倒流木を河岸に固定する方法や大型で安定な倒流木を導入し他の倒流木の移動を抑止する方法も考えられた。我が国の急勾配山地河川では、安定な倒流木が少ないため、大型倒流木の導入による防災手法の適用は困難と思われたが、緩勾配河川でならば実現の可能性はあると考えられた。ただし、防災上の安全性を確かにするために、倒流木の固定や流下阻止工など防災施設の併用が必要な場合もある。倒流木の保全には、供給源である河畔林の保全が極めて重要であり、周辺開発などの際には緩衝林帯を設ける必要がある。倒流木の影響は場所により様々であるため、今後の河川管理は、画一的なやり方を止め、地域の特性に適した方法で行わなければならない。

これまで我が国では、魚類資源の管理者も、生息場所の保全をあまり重要視しなかったため、治水・利水主導の河川管理を牽制するという役割を十分に果たしてこなかった。今後は、資源管理者も河川管理者と協力して、生息場所の保全・造成を念頭に置いた資源管理方法を研究していかなくてはならない。

引用文献

- Anderson, N.H., Sedell, J.R., Robert, L.M. and Triska, F.J. (1978) The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *The American Midland Naturalist* **100**: 64-82.
- 新谷 融 (1990) 砂防の高視聴率と自然再生技術への道. *新砂防* **171**: 1-2.
- Barnard, C.J., Gilbert, F.S. and McGregor, P.K. (1993) *Asking questions in biology*. Longman Group UK Limited. (近藤修訳『生物学の考える技術』講談社ブルーバックス) 250pp.
- Barton, D.R., Taylor, W.D. and Biette, R.M. (1985) Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management* **5**: 364-378.
- Beschta, R.L. (1979) Debris removal and its effects on sedimentation in an Oregon Coast Range stream. *Northwest Science* **53**: 71-77.
- Beschta, R.L. and Platts, W.S. (1986) Morphological features of small streams: significance and function. *Water Resources Bulletin* **22**: 369-379.
- Bilby, R.E. (1981) Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology* **62**: 1234-1243.
- Bilby, R.E. (1984) Removal of woody debris may affect stream channel stability. *Journal of Forestry* **82**: 609-613.

- Bilby, R.E. and Bisson, P.A. (1987) Emigration and production of hatchery coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) stocked in streams draining an old-growth and a clear-cut watershed. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**: 1397-1407.
- Bilby, R.E. and Bisson, P.A. (1992) Allochthonous versus autochthonous organic matter contributions to the trophic support of fish populations in clear-cut and old-growth forested streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 540-551.
- Bilby, R.E. and Likens, G.E. (1980) Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology* **61**: 1107-1113.
- Bisson, P.A., Nielsen, J.L., Palmason, R.A. and Grove, L.E. (1982) A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low stream flow. *In* Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information (Armantrout, N.B., ed.). American Fisheries Society, Western Division, Symposium Proceedings, Portland, Oregon: 62-73.
- Bisson, P.A., Bilby, R.E., Bryant, M.D., Dolloff, C.A., Grette, G.B., House, R.A., Murphy, M.L., Koski, K.V. and Sedell, J.R. (1987) Large woody debris in forested streams in the Pacific Northwest: past, present, and future. *In* Streamside management: forestry and fishery interactions (Salo, E.O. and Cundy, T.W., ed.): 143-190. Contrib. 57, College of Forest Resources, University of Washington, Seattle, WA.

- Bjornn, T. C. and Reiser, D. W. (1991) Habitat requirements of salmonids in streams. *In* Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats (Meehan, W. R. *ed.*): 83-138. American Fisheries Society Special Publication 19, Bethesda, Maryland, USA.
- Brown, G. W. (1980) Forestry and water quality. Oregon State University Book Stores, Inc. Corvallis, Oregon, 142pp.
- Brown, G. W. and Krygier, J. T. (1970) Effects of clear-cutting on stream temperature. *Water Resources Research* **6**: 1133-1139.
- Bugert, R. M. and Bjornn, T. C. (1991) Summer habitat use by young salmonids and their responses to cover and predators in a small southeast Alaska stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **120**:474-485.
- Bustard, D. R. and Narver, D. W. (1975a) Aspects of winter ecology of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**: 667-680.
- Bustard, D. R. and Narver, D. W. (1975b) Preferences of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and cutthroat trout (*Salmo clarki*) relative to simulated alteration of winter habitat. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**: 681-687.
- Carlson, J. Y., Andrus, C. W. and Froehlich, H. A. (1990) Woody debris, channel features, and macroinvertebrates of streams with logged and undisturbed riparian timber in northern Oregon, U. S. A.. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**:

1103-1111.

Culp, J. M., Scrimgeour, G. J. and Townsend, G. D. (1996) Simulated fine woody debris accumulations in a stream increase rainbow trout fry abundance. *Transactions of the American Fisheries Society* **125**: 472-479.

Cunjak, R. A. and Power, G. (1987) Cover use by stream-resident trout in winter: a field experiment. *North American Journal of Fisheries Management* **7**: 539-544.

Cunjak, R. A., Curry, R. A. and Power, G. (1987) Seasonal energy budget of brook trout in streams: implications of a possible deficit in early winter. *Transactions of the American Fisheries Society* **116**: 817-828.

DeLury, D. B. (1951) On the planning of experiments for the estimation of fish populations. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **8**: 281-307.

Dolloff, C. A. (1986) Effects of stream cleaning on juvenile coho salmon and Dolly Varden in southeast Alaska. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 743-755.

Dudley, T. and Anderson, N. H. (1982) A survey of invertebrates associated with wood debris in aquatic habitats. *Melandria* **39**: 1-21.

江口俊宏・中村太士・清水 収 (1985) 魚類生環境としての淵の分類 - 積丹半島の事例 - . *日本林学会北海道支部論文集* **34**: 202-204.

Elliott, S. T. (1986) Reduction of a Dolly Varden population and macrobenthos after removal of logging debris. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 392-400.

- Evans, B. F., Townsend, C. R. and Crowl, T. A. (1993) Distribution and abundance of coarse woody debris in some southern New Zealand streams from contrasting forest catchments. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **27**: 227-239.
- Everett, R. A. and Ruiz, G. M. (1993) Coarse woody debris as a refuge from predation in aquatic communities. *Oecologia* **93**: 475-486.
- Fausch, K. D. and Northcote, T. G. (1992) Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream. *Canadian Journal of Forest Research* **49**: 682-693.
- Fausch, K. D. (1993) Experimental analysis of microhabitat selection by juvenile steelhead (*Oncorhynchus mykiss*) and coho salmon (*O. kisutch*) in a British Columbia stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**: 1198-1207.
- 福岡捷二・新井田 浩 (1993) 流木類の流下・堆積とそれらの河道設計への利用. *土木学会論文集* **479**: 51-60.
- Fukushima, M. (1994) Spawning migration and redd construction of Sakhalin taimen, *Hucho perryi* (Salmonidae) on northern Hokkaido Island, Japan. *Journal of Fish Biology* **44**: 877-888.
- 福島路生 (1998) イトウの生態と生息環境: 120-130, 魚から見た水環境—復元生態学に向けて/河川編— 監修・編集 森 誠一, 信山社サイテック, 243pp.
- Furukawa-Tanaka, T. (1992) Optimal feeding position for stream fishes in relation to invertebrate drift. *Humans and Nature* **1**: 63-81.
- Gard, R. (1961) Creation of trout habitat by constructing small dams. *Journal of Wildlife Management* **25**: 384-390.

- Gregory, S.V. and Ashkenas, L.R. (1990) Riparian Management Guide. Willamette National Forest, USDA Forest Service PNW Region, 120pp. (金子有子他訳, 水辺管理のガイドライン - 米国オレゴン州ウィラミテ国有林 -: 59-208, 『水辺林の保全と再生に向けて』 溪畔林研究会編, 日本林業調査会, 218pp.)
- 原田泰志 (1998) 放流と遺伝的多様性: 41-47, 魚から見た水環境 - 復元生態学に向けて / 河川編 - 監修・編集 森 誠一, 信山社サイテック, 243pp.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., JR. and Cummins, K.W. (1986) Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in ecological research* **15**: 133-302.
- Hax, C.L. and Golladay, S.W. (1998) Flow disturbance of macroinvertebrates inhabiting sediments and woody debris in a prairie stream. *The American Midland Naturalist* **139**: 210-223.
- Heifetz, J., Murphy, M.L. and Koski, K.V. (1986) Effects of logging on winter habitat of juvenile salmonids in Alaskan streams. *North American Journal of Fisheries Management* **6**: 52-58.
- 北海道大学演習林 (1963) 北海道大学演習林60周年誌.
- 北海道開発局 (1990) 石狩川治水の曙光 - 岡崎文吉の足跡 -.
- Holman, G. and Evans, W.A. (1964) Stream clearance project - completion report Noyo River, Mendocino County. The Resource Agency of California Department of Fish and Game, Inland Fisheries Administrative Report **64-10**: 2-13.

- House, R. A. and Boehne, P. L. (1985) Evaluation of instream enhancement structures for salmonid spawning and rearing in a coastal Oregon stream. *North American Journal of Fisheries Management* **5**: 283-295.
- Hunt, R. L. (1969) Overwinter survival of wild fingerling brook trout in Lawrence Creek, Wisconsin. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **26**: 1473-1483.
- 池田 宏 (1973) 実験水路における砂礫堆とその形成条件. *地理学評論* **46**: 435-451.
- 池田 宏 (1977) 蛇行河道における砂礫堆の成因. 筑波大学水理学実験センター報告 **1**: 17-31.
- Ikeda, H. (1989) Sedimentary controls on channel migration and origin of point bars in sand-bedded meandering rivers. *In River Meandering*: 51-68, Water Resources Monograph 12, the American Geophysical Union.
- 井上幹生 (1997) 山地流域における階層的河川構造とサクラマス生息環境. 北海道大学学位論文, 142pp.
- 井上幹生 (1998) 森と魚: 145-157, 魚から見た水環境—復元生態学に向けて— / 河川編— 監修・編集 森 誠一, 信山社サイテック, 243pp.
- 井上幹生・中野 繁 (1994) 小河川の物理的環境構造と魚類の微生息場所. *日本生態学会誌* **44**: 151-160.
- Inoue, M., Nakano, S. and Nakamura F. (1997) Juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) abundance and stream habitat relationships in northern Japan. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 1331-1341.

Inoue, M. and Nakano, S. (1998) Effects of woody debris on the habitat of juvenile masu salmon (*Oncorhynchus masou*) in northern Japanese streams. *Freshwater Biology* **40**: 1-16.

井上 聡・石城謙吉 (1968) 冬期の河川におけるヤマメの生態. 陸水学雑誌 **29**: 27-36.

石城謙吉 (1984) イワナの謎を追う. 岩波新書, 216pp.

石居 進 (1975) 生物統計学入門. 培風館, 290pp.

石川芳治 (1994) 溪流における流木の発生, 流下と災害. 水利科学 **216**: 51-77.

石川芳治・水山高久・福澤 誠 (1989) 土石流に伴う流木の発生及び流下機構. 新砂防 **164**: 4-10.

石川芳治・水山高久・浅井信秀 (1990) 流木の衝突による鋼材の変形に関する実験的研究. 新砂防 **166**: 11-20.

石川芳治・志田武司 (1990) 平成2年7月2日 熊本県一の宮町で発生した泥流・流木災害について. 新砂防 **169**: 63-66.

可児藤吉 (1944) 溪流棲昆虫の生態. 昆虫 (上), 古川晴男 (編) 研究社, pp. 117-317.

笠井美青・丸谷知己 (1994) 山地河川における流木群による土砂の滞留機構. 日本林学会誌 **76**: 560-568.

川村洋司 (1989) 日本の淡水魚: 93-96, 山と溪谷社, 719pp.

川那部浩哉・宮地伝三郎・森 圭一・原田英司・水原洋城・大串竜一 (1956) 遡上アユの生態. 31-33, 京都大学生理・生態学研究業績 **79**.

Keller, E. A. and Swanson, F. J. (1979) Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth Surface Processes* **4**: 361-380.

- Kennedy, C.E. (1977) Wildlife conflicts in riparian management: water. *In* Importance, preservation and management of riparian habitat, a symposium (Johnson, R.R. and Jones, D.A. tech. coords.), USDA Forest Service General Technical Report **RM-43**: 52-58.
- 木村正信 (1991) 砂防事業の歴史: 1-25, 土木教程選書 砂防学概論, 東三郎監修, 高谷精二編, 鹿島出版会, 254pp.
- 木村清朗 (1966) イトウ *Hucho perryi* (BREVOORT) の生活史について. 魚類学雑誌 **14**: 17-25.
- 木下良作・三輪 式 (1974) 砂レキ堆の位置が安定化する流路形状. 新砂防 **94**: 12-17.
- 北村泰一 (1991) 山地荒廃と流域の変貌: 26-55, 土木教程選書 砂防学概論, 東三郎監修, 高谷精二編, 鹿島出版会, 254pp.
- 岸 千春 (1995) 小河川におけるリターの収支と滞留量及び保持構造について. 北海道大学農学部卒業論文.
- 北野 聡・中野 繁・井上幹生・下田和孝・山本祥一郎 (1993) 北海道幌内川において自然繁殖したニジマスの採餌および繁殖生態. 日本水産学会誌 **59**: 1837-1843.
- Klassen, H.D. and Northcote, T.G. (1986) Stream bed configuration and stability following gabion weir placement to enhance salmonid production in a logged watershed subject to debris torrents. Canadian Journal of Forest Research **16**: 197-203.
- Klassen, H.D. and Northcote, T.G. (1988) Use of gabion weirs to improve spawning habitat for pink salmon in a small logged watershed. North American Journal of Fisheries Management **8**: 36-44.

久保達郎 (1980) 北海道のサクラマス¹の生活史に関する研究. 北海道さけ・ます
すふ化場研究報告 **34**: 1-95.

久野英二 (1986) 動物の個体群動態研究法 I - 個体数推定法 -. 114pp, 共立
出版株式会社.

Lammel, R. F. (1973) Natural debris and logging residue within the
stream environment. M. S. thesis, Oregon State University,
Corvallis, 49pp.

Lewis, S. L. (1969) Physical factors influencing fish populations in
pools of a trout stream. Transactions of the American Fisheries
Society **98**: 14-19.

Lienkaemper, G. W. and Swanson, F. J. (1987) Dynamics of large woody
debris in streams in old-growth Douglas-fir forests. Canadian
Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **17**: 150-156.

Lisle, T. E. (1986) Stabilization of a gravel channel by large stream-
side obstructions and bedrock bends, Jacoby Creek, northwestern
California. Geological Society of America Bulletin **97**: 999-1011.

丸谷知己・笠井美青 (1995) 土砂滞留に伴う流木群強度の位置的变化. 新砂防
197: 3-7.

真島征夫 (1998) 流域の総合環境保全技術としての砂防・治山. 砂防学会誌
216: 1-2.

松村和樹・橋田芳朗・葛西俊一郎 (1990) 格子型砂防ダムによる流木捕捉効果.
新砂防 **170**: 9-12.

真山 紘 (1992) サクラマス *Oncorhynchus masou* (Brevoort) の淡水域の生
活および資源培養に関する研究. 北海道さけ・ますすふ化場研究報告 **46**:
1-156.

- 真山 紘 (1993) サケ・マスの生態特性と河川: 111-121, 河川生態環境工学
—魚類生態と河川計画—, 玉井信行・水野信彦・中村俊六編, 東京大学
出版会, 312pp.
- 真山 紘・木村清朗 (1989) 日本の淡水魚: 156-168, 山と溪谷社, 719pp.
- McDade, M. H., Swanson, F. J., McKee, W. A., Franklin, J. F. and Van
Sickle, J. (1990) Source distances for coarse woody debris
entering small streams in western Oregon and Washington.
Canadian Journal of Forest Research **20**: 326-330.
- McMahon, T. E. and Hartman, G. F. (1989) Influence of cover complexity
and current velocity on winter habitat use by juvenile coho
salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Canadian Journal of Fisheries and
Aquatic Sciences **46**: 1551-1557.
- 宮村 忠 (1985) 水害 —治水と水防の知恵. 中公新書, 221pp.
- 水辺環境林造成に関する研究会 (1994) 水と生命をはぐくむ緑の創造 —水辺
環境林造成ガイドライン・1994. (財)北海道開発協会, 44pp.
- 水原邦夫 (1973) 流木の運動機能に関する研究 (I) —円筒状流木について
—, 新砂防 **88**: 17-25.
- 水原邦夫 (1974) 流木の運動機能に関する研究 (II) —主として形状効果に
ついて—, 新砂防 **93**: 6-12.
- 水原邦夫 (1975) 砂防ダムと流木 (I) —流木群の堆積開始と運動機構—,
新砂防 **97**: 17-24.
- 水原邦夫 (1979) 流木災害の実態と山地河川における流木. 京都大学農学部演
習林研究報告 **51**: 175-183.
- 水原邦夫・南 哲行・武居有恒 (1979) 流木の流下阻止に関する基礎的研究
(I) —主として, 流木群の運動形態について—, 新砂防 **113**:

10-16.

水原邦夫・武居有恒・南 哲行 (1980) 流木の流下阻止に関する基礎的研究

(Ⅱ) - 柵状構造物における流木の衝撃力と堰止め率 - . 新砂防 114:

9-16.

水原邦夫・武居有恒 (1980) 流木の流下阻止に関する基礎的研究 (Ⅲ) - 流

木の堆積による水位堰上げ機構 - . 新砂防 115: 1-8.

水山高久・大場 章・万膳英彦 (1985) 土石流発生に伴う流木の生産, 流出事

例と対策. 新砂防 138: 1-6.

水山高久・石川芳治・福澤 誠 (1991) 流木の運動・堆積機構と対策工に関す

る研究. 土木研究所報告 183: 71-156.

Modde, T., Ford, R. C. and Parsons, M. G. (1991) Use of a habitat-based

stream classification system for categorizing trout biomass.

North American Journal of Fisheries Management 11: 305-311.

森 誠一 (1998) 自然に配慮することの実態と今後: 3-11, 魚から見た水環境

- 復元生態学に向けて / 河川編 - 監修・編集 森 誠一, 信山社サイテッ

ク, 243pp.

森 由行・福島路生・小野有五・倉茂好匡 (1997) 北海道におけるイトウの産

卵場所選択. 野生生物保護 3: 41-51.

村本嘉雄・栗田秀明・瀬口雄一・中川 一・細田 尚・道奥康治 (1998) 川の

なんでも小事典 - 川をめぐる自然・生活・技術. 土木学会関西支部編,

講談社ブルーバックス, 350pp.

Murphy, M. L. and Hall, J. D. (1981) Vaired effects of clear-cut logging

on predators and their habitat in small streams of the Cascade

Mountains, Oregon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic

Sciences 38: 137-145.

- Murphy, M. L., Hawkins, C. P. and Anderson, N. H. (1981) Effects of canopy modification and accumulated sediment on stream communities. *Transactions of the American Fisheries Society* **110**: 469-478.
- Murphy, M. L., Koski, K. V., Heifetz, J., Johnson, S. W., Kirchhofer, D. and Thedinga, J. F. (1984) Role of large organic debris as winter habitat for juvenile salmonids in Alaskan streams. *In Proceedings of the Annual Conference Western Association of Fish and Wildlife Agencies* **64**: 251-262.
- Murphy, M. L., Heifetz, J., Johnson, S. W., Koski, K. V. and Thedinga, J. F. (1986) Effects of clear-cut logging with and without buffer strips on juvenile salmonids in Alaskan streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **43**: 1521-1533.
- Murphy, M. L. and Meehan, W. R. (1991) Stream Ecosystem: 17-46. *In Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats* (Meehan, W. R. ed.) American Fisheries Society Special Publication 19, Bethesda, Maryland, USA.
- 中村太士 (1992a) 環境問題に対する砂防の視点と今後の課題. *新砂防* **182**: 29-37.
- 中村太士 (1992b) 河川環境の改善に対する一つの指針 - 米国西海岸での手法紹介と日本への適用 -. *新砂防* **183**: 15-21.
- 中村太士 (1997) 森と川と人. *森林科学* **19**: 69-73.
- Nakamura, F. and Swanson, F. J. (1993) Effects of coarse woody debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in western Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms*, **18**:

- Nakamura, F. and Swanson, F.J. (1994) Distribution of coarse woody debris in a mountain stream, western Cascade Range, Oregon. *Canadian Journal of Forest Research* **24**: 2395-2403.
- Needham, P.R., Moffett, J.W. and Slater, D.W. (1945) Fluctuations in wild brown trout populations in Convict Creek, California. *Journal of Wildlife Management* **9**: 9-25.
- Nickelson, T.E., Rodgers, J.D., Johnson, S.L. and Solazzi, M.F. (1992a) Seasonal changes in habitat use by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Oregon coastal streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 783-789.
- Nickelson, T.E., Solazzi, M.F., Johnson, S.L. and Rodgers, J.D. (1992b) Effectiveness of selected stream improvement techniques to create suitable summer and winter rearing habitat for juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Oregon coastal streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 790-794.
- Norusis, M.J. (1993) SPSS for Windows; Base system; Professional statistics; Advanced statistics user's guide, Release 6.0J (日本語版). エス・ピー・エス・エス株式会社.
- 太田猛彦・高橋剛一郎 (1997) 環境, 特に生態系と調和した砂防の基本的考え方 -本シリーズを連載するにあたって-. *砂防学会誌* **209**: 37-39.
- Olson-Rutz, K.M. and Marlow, C.B. (1992) Analysis and interpretation of stream channel cross-sectional data. *North American Journal Fisheries Management* **12**: 55-61.

- 尾崎幸忠・鴨川義宣・水山高久・葛西俊一郎・嶋 丈示 (1998) 流木が混入した土石流の鋼製透過型ダムによる捕捉形態の調査. 砂防学会誌 **217**: 39-44.
- Petersen, C. G. J. (1896) The yearly immigration of young plaic into the Limfjord from the German Sea. etc. Rept. Danish Biol. Sta. for 1895 **6**: 1-48.
- Reeves, G. H., Hall, J. D., Roelofs, T. D., Hickman, T. L. and Baker, C. O. (1991) Rehabilitating and modifying stream habitats: 519-558. In Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats (Meehan, W. R. ed.) American Fisheries Society Special Publication 19, Bethesda, Maryland, USA.
- Riley, S. C., Fausch, K. D. and Gowan, C. (1992) Movement of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in four small subalpine streams in northern Colorado. Ecology of Freshwater Fish **1**: 112-122.
- Riley, S. C. and Fausch, K. D. (1995) Trout population response to habitat enhancement in six northern Colorado streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **52**: 34-53.
- リバーフロント整備センター (1992) まちと水辺に豊かな自然をⅡ 多自然型川づくりを考える. 山海堂, 185pp.
- Robison, E. G. and Beschta, R. L. (1990) Coarse woody debris and channel morphology interactions for undisturbed streams in southeast Alaska, U. S. A.. Earth Surface Processes and Landforms **15**: 149-156.
- 酒谷幸彦・小野寺弘道・柳井清治 (1980) クワウンナイ沢における流路変動と河畔林の構造(I) - 流路変動と流木の影響 -. 日本林学会北海道支部

講演集 29: 188-190.

- 桜井善雄 (1991) 水辺の環境学 -生きものとの共存. 新日本出版社, 222pp.
- 佐野常昭 (1991) 流木防止対策について. 治山 36: 60-65, 148-158.
- 澤田幸雄 (1989) 日本の淡水魚: 398, 山と溪谷社, 719pp.
- Sedell, J.R. and Luchessa, K.J. (1982) Using the historical record as an aid to salmonid habitat enhancement. In Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information (Armantrout, N.B., ed.). American Fisheries Society, Western Division, Symposium Proceedings, Portland, Oregon: 210-223.
- 瀬尾克美・水山高久・大場 章・上原伸司 (1984) 土石流と共に流出する流木の運動と捕捉工に関する実験的研究. 土木技術資料 26-2: 9-13.
- 清水 収・中村太士・全 権雨 (1985) 豊平川上流域における流木移動の実態. 日本林学会北海道支部講演集 34: 196-198.
- Shirvell, C.S. (1990) Role of instream rootwads as juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*O. mykiss*) cover habitat under varying streamflows. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47: 852-861.
- 自然環境復元研究会 (1993) ビオトープ -復元と創造-. 自然復元特集 2, 杉山恵一監修, 信山社サイテック, 139pp.
- Smith, J.J. and Li, H.W. (1983) Energetic factors influencing foraging tactics of juvenile steelhead trout, *Salmo gairdneri*. In Predators and Prey in Fishes (D.L.G. Noakes et al. eds.): 173-180, Dr. W. Tunk Publishers, Haugue.
- Smith, R.D., Sidle, R.C. and Porter, P.E. (1993a) Effects on bedload transport of experimental removal of woody debris from a forest

- garavel-bed stream. *Earth Surface Processes and Landforms* **18**: 455-468.
- Smith, R. D., Sidle, R. C., Porter, P. E. and Noel, J. R. (1993b) Effects of experimental removal of woody debris on the channel morphology of a forest, gravel-bed stream. *Journal of Hydrology* **153**: 153-178.
- Sokal, R. R. and Rohlf, F. J. (1981) *Biometry*. Freeman. 859pp.
- Sokal, R. R. and Rohlf, F. J. (1983) *Introduction to Biostatistics*. Freeman. (藤井宏一訳『生物統計学』共立出版) 449pp.
- Swanson, F. J., Lienkaemper, G. W., Sedell, J. R. (1976) History, physical effects, and management implications of large organic debris in western Oregon streams. USDA Forest Service, General Technical Report **PNW-56**, 15pp.
- Swanson, F. J. and Lienkaemper, G. W. (1978) Physical consequences of large organic debris in Pacific Northwest streams. USDA Forest Service, General Technical Report **PNW-69**, 12pp.
- Swanson, F. J., Bryant, M. D., Lienkaemper, G. W. and Sedell, J. R. (1984) Organic debris in small streams, Prince of Wales Island, southeast Alaska. USDA Forest Service, General Technical Report **PNW-166**, 12pp.
- 高橋剛一郎 (1988) 溪流環境の保全に関する砂防学的研究. 北海道大学農学部演習林研究報告, **45-2**: 371-453.
- 高橋剛一郎 (1991) 砂防と自然環境の保全: 188-217, 土木教程選書 砂防学概論, 東三郎監修, 高谷精二編, 鹿島出版会, 254pp.
- 高橋剛一郎・東三郎 (1980) 遡河魚の生活史と魚道問題. 日本林学会北海道

支部講演集 29: 194-196.

Takahashi G. and Higashi S. (1984) Effect of channel alternation on fish habitat. Japanese Journal of Limnology 45: 178-186.

Takami, T. and Sato, H. (1998) Influence of high water temperature on feeding responses and thermal death of juvenile masu salmon under aquarium settings. Scientific Reports of the Hokkaido Fish Hatchery 52: 79-82.

田中啓策 (1960) 5 萬分の一地形図幅説明書 - 上猿払 (旭川 - 第16号) . 地質調査所, 65pp.

富山和子 (1974) 水と緑と土. 中公新書

豊島照雄・中野 繁・井上幹生・小野有五・倉茂好匡 (1996) コンクリート化された河川流路における生息場所の再造成に対する魚類個体群の反応. 日本生態学会誌 46: 9-20.

Van Sickle, J. and Gregory, S.V. (1990) Modeling inputs of large woody debris to streams from falling trees. Canadian Journal of Forest Research 20: 1593-1601.

Wankowski, J.W.J. and Thorpe, J.E. (1979) Spatial distribution and feeding in atlantic salmon, *Salmo salar* L. juveniles. Journal of Fish Biology 14: 239-247.

Wilzbach, M.A. (1985) Relative roles of food abundance and cover in determining the habitat distribution of stream-dwelling cutthroat trout (*Salmo clarki*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42: 1668-1672.

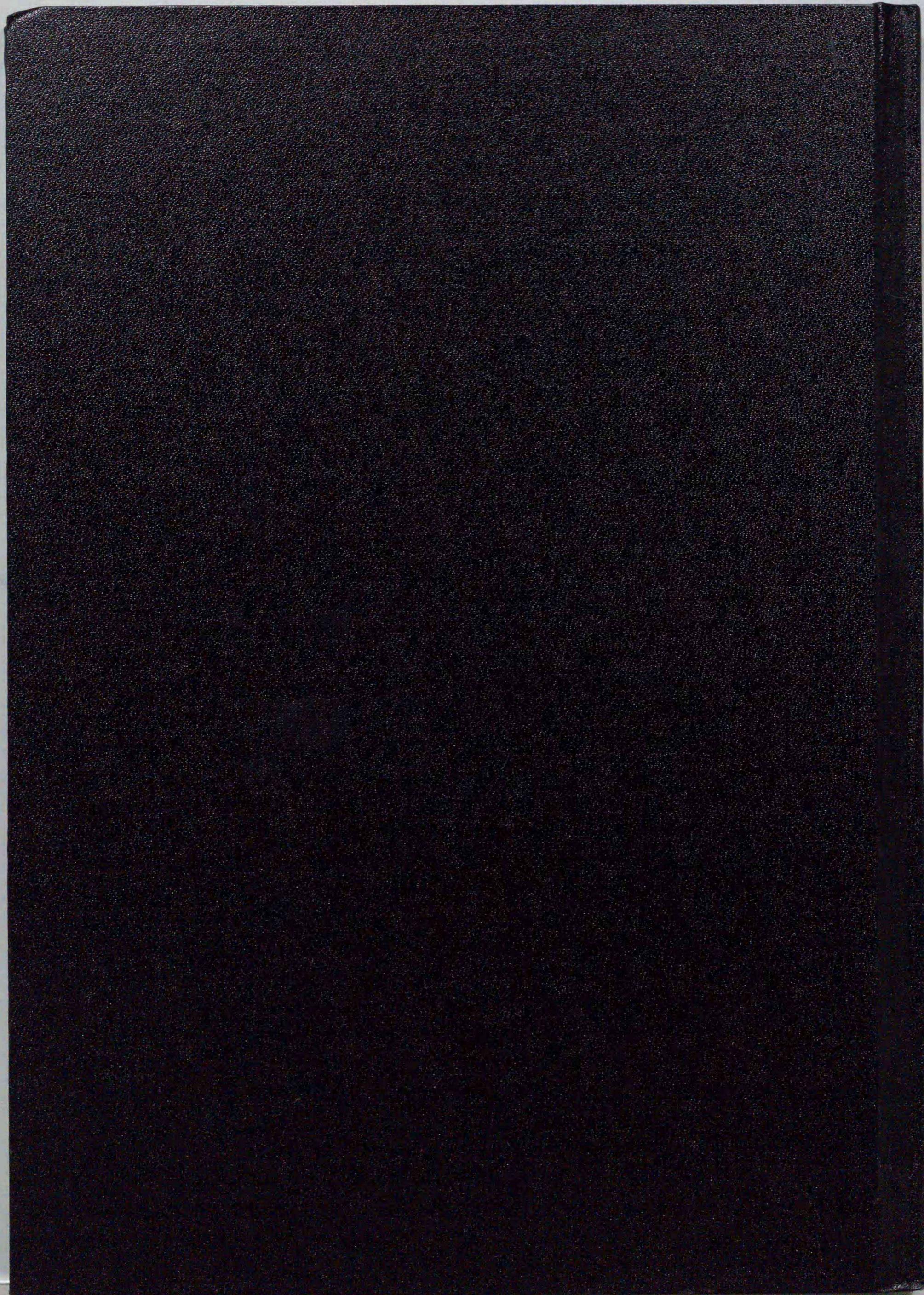
Wilzbach, M.A., Cummins, K.W. and Hall, J.D. (1986) Influence of habitat manipulations on interactions between cutthroat trout

and invertebrate drift. Ecology **67**: 898-911.

山代昭三 (1988) 幻の魚「イトウ」に想う. 淡水魚保護 1: 40-46.

山崎 岳 (1993) 沙流川支流パラダイ川における1992年8月豪雨に伴う流木生産・流出の実態. 北海道大学農学部卒業論文.

柳井清治 (1993) アメリカ西海岸での魚にやさしい森づくりをみてきて (上). 林, 1993年4月号: 45-49, (社)北海道造林振興協会.



Inches 1 2 3 4 5 6 7 8
cm 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19

Kodak Color Control Patches

© Kodak, 2007 TM: Kodak



Kodak Gray Scale



© Kodak, 2007 TM: Kodak

A 1 2 3 4 5 6 M 8 9 10 11 12 13 14 15 B 17 18 19

