

Ⅲ 溪流保全区域の幅の違いが溪流環境に与える影響

—西丹沢大又沢支流と世附川支流—

Influence of Riparian Forest on Stream Characteristics Following Forest Clearcutting

- A Case Study of Small Mountain Streams in Nishitanzawa -

伊藤かおり¹⁾・石垣逸朗²⁾・井上公基²⁾・内山佳美³⁾

Kaori Itoh, Itsuro Ishigaki, Koki Inoue & Yoshimi Uchiyama

要 約

近年、諸外国において溪畔林の機能を最大限に発揮させ溪流環境の保全や溪畔域での伐採の影響を緩和する溪流保全区域を設ける事例が数多くみられる。しかし、現在、わが国ではこのような区域は設けられておらず、皆伐の影響を緩和する溪流保全区域の幅に関する研究事例は極めて少ない。本研究は、樹冠下日射量、水温、浮遊砂濃度、付着性藻類現存量、水生昆虫種数および個体数を測定し、溪畔域での皆伐の影響および溪流と皆伐跡地との間に残存する溪流保全区域の機能を溪流の物理面と生物面の両面から評価した。また、溪畔域斜面の移動土砂量と溪流保全区域の土砂捕捉量を指標として、土砂流出防止に必要な溪流保全区域幅を算出した。調査流域は、神奈川県西丹沢の大又沢の3つの支流と世附川支流であり、それぞれ溪畔域環境および溪流保全区域幅が異なる。樹冠下日射量と水温の結果から、溪畔域で皆伐を行う際に溪畔林を残すことで溪流水面への日射を遮断し、水温上昇を防ぐことが確認された。浮遊砂濃度と水生昆虫との調査結果から、溪畔林は溪流への土砂流入を抑制し水生昆虫の生息環境の維持に寄与していると推察された。土砂流出を防止するためには既存の溪流保全区域よりも広い溪流保全区域を設置する必要があることが示唆された。

1. はじめに

溪畔林は山地溪流（1次水系から3次水系）に成立する森林であり（溪畔林研究会, 1997）、日射の遮断、水温上昇の抑制、土砂流出の防止などの機能を有する（中村, 1995）。また、溪畔林から供給される落葉落枝は溪流内の一次消費者である底生生物の貴重な餌資源であり、その一部は河川の中流域でも餌資源として利用されている（安部・布川, 2003; Fisher & Likens, 1973; Vannote *et al.*, 1980）。これらのことから、河川上流域に位置する溪畔林は、溪流や河川生態系の保全と有機物の供給源として極めて重要であるといえる。溪畔林管理と保全の先行事例として、米国ワシントン州の溪流保全区域（Riparian Management Zone）の設定があげられる（Washington States Department of Natural Resources, 1997）。これは、溪岸から一定区域の伐採を禁止することで、溪畔林の機能を最大限に発揮させ溪流環境の保全や溪畔域での伐採の影響を緩和するものである。現在、わが国ではこのような区域は設けられておらず、皆伐の影響を緩和する溪流保全区域の幅に関する研究事例は極めて少ないのが現状である。昨今では、過去の研究事例や海外での研究事例を基にわが国の溪流保全区域の幅を検討した報告（Nakamura & Yamada, 2005）があるが、実際に溪流保全区域を設けるには、その幅が溪流内の物理環境や生物相に与える影響を評価し、その幅が十分な機能を発揮しているかを検証する必要がある。

本研究は、溪畔域での皆伐の影響と溪流と皆伐跡地との間に残存する溪流保全区域の機能を溪流の物理面と生物面の両面から評価するために、樹冠下日射量、水温、浮遊砂濃度、付着性藻類現存量、水生昆虫種数および個体数を測定した。また、山腹斜面からの移動土砂量と溪畔

林の土砂捕捉量から土砂流出防止に必要な溪流保全区域の幅を算出した。

本研究で調査した物理的因子は、溪流魚の摂食活動に影響を与える水温（Bowlby & Roff, 1986; 真山, 1992; 佐藤ほか, 2001）とその上昇を促す日射量（本調査では樹冠下日射量とする）である（中村・百海, 1989; Shinokrot & Stefan, 1993; Sugimoto *et al.*, 1997）。生物的因子は、溪流内の有機物である付着性藻類現存量、水生昆虫種数および個体数である（柳井・寺沢, 1995; 加賀谷, 1990）。これらの因子は、溪畔域の皆伐跡地からの土砂流入や浮遊砂の影響を強く受ける（Davis - Colley *et al.*, 1992; Graham, 1990; Yamada & Nakamura, 2002; 竹門, 1998; Lemly, 1982; Burton, 1985）ことから溪流環境を評価するうえでも重要な指標となる。浮遊砂濃度の上昇を促す要因の一つとして、斜面からの土砂流出がある。皆伐斜面からの土砂流出や移動は、溪流への土砂流入やそれに伴う浮遊砂濃度の上昇を引き起こす（Nakamura & Yamada, 2005; Trimble & Sartz, 1957; Haupt, 1959）。これらのことから、皆伐による溪流環境への影響を緩和するには溪流保全区域の設定が必要であり、とりわけ皆伐斜面からの土砂流出を防ぐことが求められる。

2. 調査流域と測定方法

(1) 調査流域

調査流域は、神奈川県西丹沢の大又沢支流（シキリ沢、白水沢、法行沢）と世附川支流（大棚沢）の4つである（図1）各流域の概況を表1に示す。シキリ沢は皆伐していない針広混交林流域で、白水沢は25m幅の溪流保全区域を残して皆伐しその一部を再生林した流域である。法行沢は溪流保全区域を残さずに皆伐を行い再生林した流域で、大棚沢は15m幅の溪流保全区域を残して皆伐し再生林した流域である。まず、2004年にシキリ沢流域と白水沢流域で溪畔林機能と溪畔域での皆伐の影響について調査を行い、

1) ワシントン大学森林資源学部 2) 日本大学生物資源科学部
3) 神奈川県自然環境保全センター研究部



図 1. 調査流域の位置図

表 1. 調査流域の概況

	シキリ沢	法行沢	大棚沢	白水沢
渓畔域の状況	伐採なし	新植地(5.3ha)	新植地(1.4ha)	皆伐 (1.4ha) 新植地(1.9ha)
溪流保全区域幅	—	なし	15m	25m
流域面積(ha)	30.8	7.02	72.1	69.9
針葉樹林(ha)	26.5	0	17.4	47.4
広葉樹林(ha)	4.3	1.75	53.4	19.2
川幅 (m)	1.42	0.42	2.07	2.03
水深 (m)	0.09	0.02	0.21	0.13
流速 (m/s)	0.82	0.32	0.56	0.72
流量 (m ³ /s)	0.12	0.002	0.24	0.21
河川勾配(%)	13.3	11.1	4.6	21.6
標高 (m)	730-810	700-910	740-1180	610-740

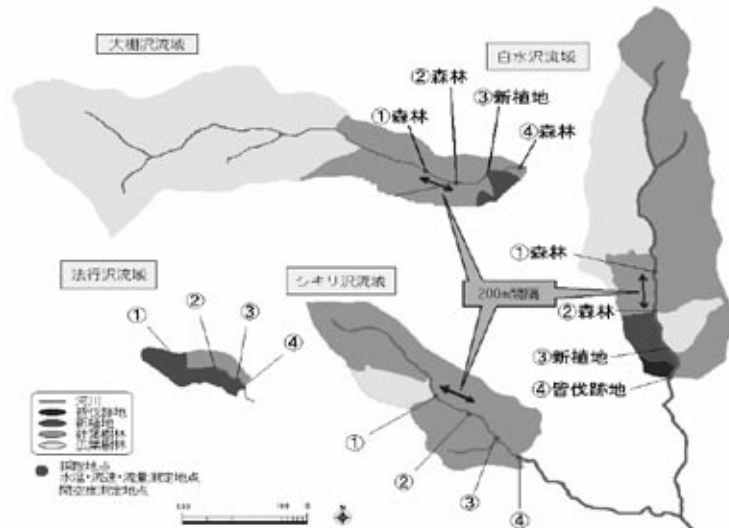


図 2. 測定地点

2005 年に 4 つ流域において引き続き調査を実施した。

(2) 調査方法

各流域における測定地点を図 2 に示す。樹冠下日射量は、超小型メモリー照度計 MDS / MkV / L (アレック電子(株)社製)を用いて 1 分間隔で測定した。測定機器は、溪流に最も近い立木の樹冠下に設置した。測定期間は 2004 年 10 月～2004 年 12 月、2005 年 5 月～2006 年 2 月である。2004 年の測定地点は、それぞれの流域の中流地点に 1 ヶ所ずつ設けた。2005 年は、シキリ沢流域と法行沢流域の中流地点にそれぞれ 1 ヶ所ずつ、白水沢流域と大棚沢流域には、それぞれ 3 ヶ所ずつ設けた。水温は、Thermo Recorder Mini RT - 30S (エスペックミック(株)社製)を用いて 1 時間間隔で測定した。測定期間は 2004 年 8 月～2004 年 12 月、2005 年 5 月～2006 年 2 月である。測定地点は、それぞれの流域に 200m 間隔で 4 ヶ所ずつ設け、それぞれ上流地点より①～④とした。付着性藻類は、溪流内の石礫の表面 5cm 四方に付着している藻類をブラシで剥離し採取した。その後、付着性藻類のクロロフィルを抽出した溶液濃度を分光光度計にて測定し付着性藻類の現存量(乾燥重量)を算出した(秋山ほか, 1986)。採取日は 2004 年 8 月、10 月、11 月、12 月、2005 年 5 月、7 月、8 月、9 月、10 月、11 月、12 月である。法行沢は、5 月～7 月の期間、林道崩壊によりアクセスできなかったため 8～12 月に採取した。そのうち、平水時を 5 月、7 月、11 月、12 月、降雨後を 8 月、9 月、10 月とした。平水時の値は採取日から約 2 週間降雨のない状況で採取

した値で、降雨後の値は降雨日の翌日(採取中に降雨の場合も含む)に採取した値である。採取場所は、①、②、③、④の 4 地点でそれぞれ標準的な場所において 3 サンプルずつ採取した。水生昆虫は、溪流内の河床に 25cm 四方のコドラートを設置しコドラート内の河床を攪拌し採取した。採取場所は、①、②、③、④の 4 地点でそれぞれ標準的な場所において 3 サンプルずつ採取した。採取した試料は、採取ビンに入れエタノール(99.5%)で固定し、種もしくは属まで同定した。採取日および採取場所は付着性藻類と同日、同等の場所である。浮遊砂(Suspended Sediment, 以下 ss)の測定地点は、流域出口から 200m おきに 4 地点設定し(測定地点①～④)、地点ごとに溪流中央で 1 リットルずつ採水した。試料水はあらかじめ 24 時間恒温乾燥させておいた濾紙に吸引濾過器で濾過し残留物を計測した。採水日は 2005 年 5 月、7 月、8 月、9 月、10 月、11 月、12 月である。そのうち、平水時を 5 月、7 月、11 月、12 月、降雨後を 8 月、9 月、10 月とした。平水時の値は採取日から約 2 週間降雨のない状況で採取した値で、降雨後(降雨量毎時 1～19mm)の値は降雨日の翌日(採取中に降雨の場合も含む)に採取した値である。斜面からの移動土砂量と溪流保全区域の土砂捕捉量を測定するために、SH 型簡易貫入試験機(ジオグリーンテック(株)社製)を用いて、斜面上部・斜面下部・溪流保全区域の 3 つの区画で表土層の深さを測定した。斜面上部は流域斜面の皆伐跡地や新植地の最上部の位置とし、森林の場合は森林斜面の最上部とした。溪流保全区域は溪流岸から 25m 以内とし、斜面下部は溪流保全区域から斜面

方向に 10m 上部とした。流域内に皆伐跡地、新植地、森林という斜面環境の異なる 3 つの区域がある場合は、それぞれの区域内に斜面上部・斜面下部・溪流保全区域の 3 つの区画を設けた。1 つの区域内には①～⑦の区画を設けた。斜面上部を①、斜面下部を②、溪畔林内は、斜面側から 5m ごとに③、④、⑤、⑥、⑦とした。斜面環境の異なる区域の斜面上部から下部に移動する土砂量と溪流保全区域に堆積している土砂量を算出することで、それぞれの区域に適した溪流保全区域の幅を算出した。

3. 結果および考察

(1) 樹冠下日射量

図 3 に 2004 年 10 月から 12 月までの 1 日あたりの全天日射量と樹冠下日射量の総量を示し、2005 年 5 月から 2006 年 2 月までの 1 日あたりの全天日射量と樹冠下日射量の総量を図 4 に示す。2004 年の全天日射量は、調査流域に最も近い甲府気象観測所 (35 度 40.0 分東経: 138 度 33.2 分標高: 273m) のデータを用いた。2005 年の全天日射量は、大又ダム周辺の日射の遮断物の全くない場所にて測定した。2004 年の全天日射量は 10 月から 12 月にかけて $2889\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ から $2556\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ に徐々に減少する傾向を示した。一方、樹冠下日射量は、シキリ沢流域で $670\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ から $1421\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ に、白水沢流域で $790\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ から $1904\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ に上昇する傾向を示した。これは、両流域の溪畔域に落葉広葉樹林が成立しているため、10 月から 12 月には溪畔林の落葉により樹冠下日射量が増大するものと考えられる。溪畔域に新植地のある白水沢流域の樹冠下日射量は、シキリ沢流域よりもやや高い値を示しているが、完全に落葉する前の 10 月の値はほぼ同等であり、渓流水面への到達日射量を約 1/3 に抑えていることがみてとれる。これらのことから、白水沢流域に残存する 25m 幅の溪流保全区域は、渓流水面への到達日射量の遮断機能を有し、その効果を十分に発揮しているといえる。

2005 年の全天日射量は、8 月をピークに $4060\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ から $2329\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ に徐々に減少する傾向を示した。伐採されていないシキリ沢流域の樹冠下日射量は、 $6\text{w}/\text{m}^2/\text{day} \sim 38\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ で最も低い値を示している。大棚沢流域の新植地地点と白水沢流域の森林地点、皆伐地点の樹冠下日射量は $85\text{w}/\text{m}^2/\text{day} \sim 2800\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ であり、約 90%～98% の日射量が溪畔林の樹冠によって遮断されていることがわかる。これらのことから、溪畔域で皆伐を行なっても、溪畔林を残すことで渓流水面への日射が遮断される

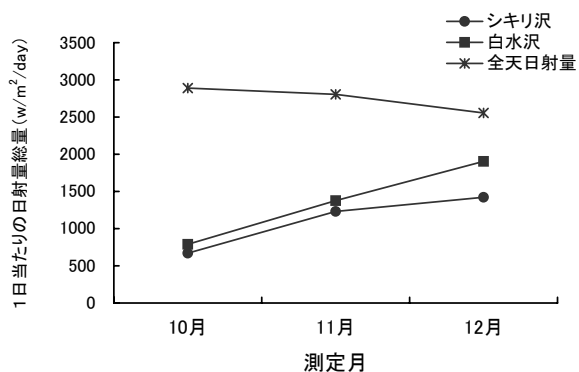


図 3. 2004 年の 1 日あたりの全天日射量と樹冠下日射量総量

ことが確認された。したがって既存の 15m 幅と 25m 幅の溪流保全区域は日射の遮断機能を有し、その効果を十分に発揮しているといえる。一方、溪流保全区域の残存しない法行沢流域の 9 月、10 月の樹冠下日射量は、 $285\text{w}/\text{m}^2/\text{day} \sim 467\text{w}/\text{m}^2/\text{day}$ であり、他の地点の 2～5 倍の値を示した。法行沢流域では溪流保全区域は残存していないが、植栽して 2～3 年経過した林木の樹高は 2～3m であることから、法行沢の樹冠による日射遮断率は 82%～88% であり、渓流水面への日射を遮断していると考えられる。法行沢の地形は凸型斜面に属し、そのうえ溪流の右岸にあたる南側斜面の傾斜は 30～40° で急峻であることから地形による日射の遮断も起因していると推察される。しかしながら、溪流保全区域を残存させることで日射遮断効果が得られることから、溪畔域で皆伐を行なう場合、溪流保全区域を残存させることが必要不可欠であると考えられる。

(2) 日最高水温および水温日較差

シキリ沢流域および白水沢流域における 2004 年の日最高水温の各月の平均値を図 5 に示し、4 つの流域における 8 月の日最高水温と水温日較差を図 6 に示す。日最高水温は、両流域とも 8 月が最も高く 12 月になるにつれて低下する傾向を示した。また両流域における 8 月、9 月の日最高水温は、測定地点①から④に流下するにつれて著しい変化はみられなかった。特に、白水沢流域の測定地点③の新植地流下後と④の皆伐跡地流下後では、8 月の日最高水温の上昇が予測されたが、水温上昇はみられなかった。これらのことから、溪畔域において皆伐を行っても、溪流と皆伐跡地との間に残存する 25m 幅の溪流保全区域は、夏期における日最高水温の上昇を抑制していることが示唆された。

2005 年におけるシキリ沢と白水沢の日最高水温は、 $16.5^\circ\text{C} \sim 18.0^\circ\text{C}$ とほぼ同等の値を示し、大棚沢は溪畔域に新植地が存在しているにも関わらず 16.0°C と最も低い値を示した。これは、大棚沢は 4 つの流域の中で最も流域面積が広く流量が豊富であり標高が他の流域よりも高いためと考えられる。一方、法行沢の 8 月の日最高水温は $17.0^\circ\text{C} \sim 18.9^\circ\text{C}$ と最も高い値を示した。これは、溪流保全区域がなく溪流際まで新植地が存在しているうえに、流域面積が最も小さく流量も少ないためと推察される。測定地点ごとの 8 月の水温日較差は、シキリ沢と大棚沢で $1.2 \sim 1.7^\circ\text{C}$ でほぼ同等の値を示しており、その変動も安定しているといえる。一方、白水沢の森林地点から新植地点までの水温日較差は $1.5 \sim 1.6^\circ\text{C}$ で、ほぼ一定の値を示していた

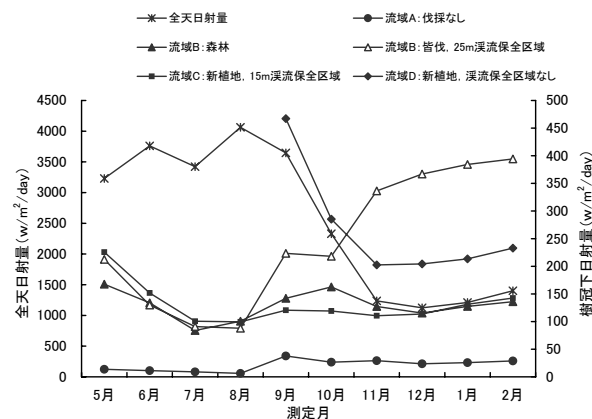


図 4. 2005 年の 1 日あたりの全天日射量と樹冠下日射量総量

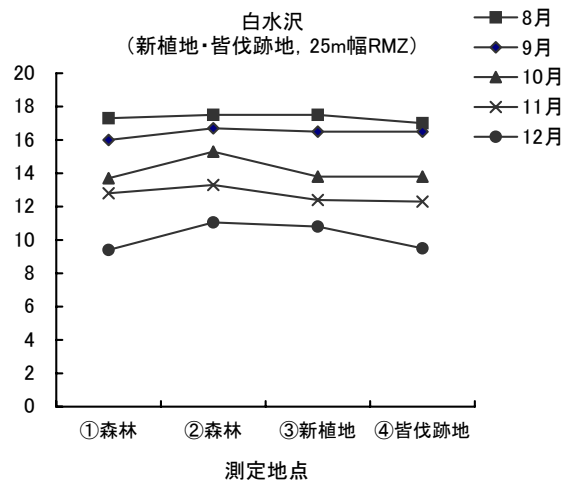
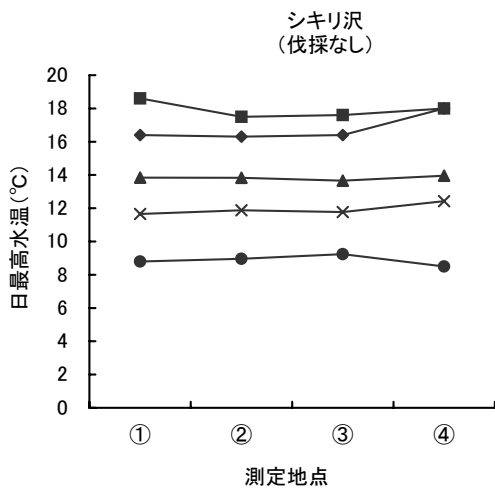


図 5. 2004 年 8 月～ 12 月までの日最高水温

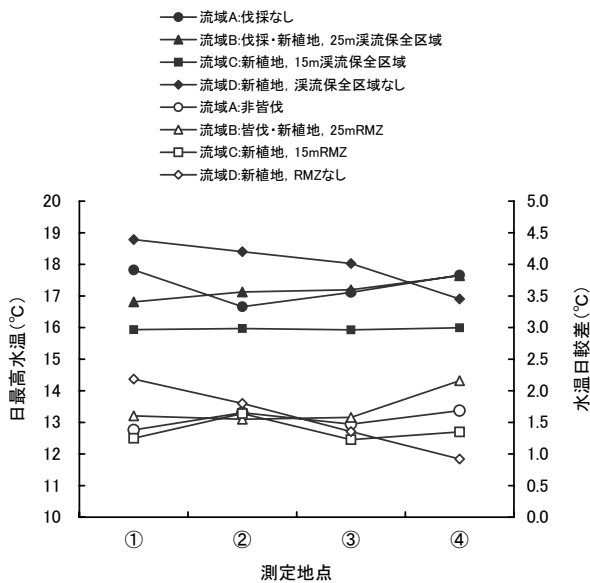


図 6. 2005 年 8 月の日最高水温と水温日較差

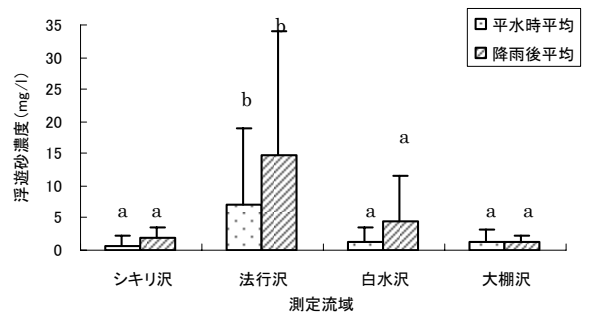


図 7. 各流域の平水時および降雨後の浮遊砂濃度 (平均値 ± 標準偏差) (Tukey 多重比較 -HSD 検定, $p < 0.05$)

が皆伐跡地を流下後は 2.2°C に上昇した。また法行沢の水温日較差は、測定地点①において 2.2°C を示し、その後 $0.9 \sim 1.8^{\circ}\text{C}$ に低下する傾向を示した。しかし、法行沢流域全体から考えると流域内での水温日較差の変動が大きいと考えられる。これらのことから、白水沢に残存する 25m 幅の溪流保全区域と大柵沢に残存する 15m 幅の溪流保全区域は水温抑制機能を有し、その効果を発揮していると示唆された。また、溪流水温と付着性藻類現存量および水生昆虫種数および個体数との関係についての研究報告はほとんど見られないが、水温の上昇や水温日較差の急激な変動は、溪流魚の摂食活動の停滞や産卵の早期化などを誘発することがわかっている (Bowly & Roff, 1986; 真山, 1992; 佐藤ほか, 2001; 東京都, 1988)。この地域における溪流魚の優先種はヤマメであり、一般にその最適水温は $15^{\circ}\text{C} \sim 18^{\circ}\text{C}$ である。溪流魚の最適水温の観点から考えると、溪畔林の残存しない法行沢流域よりも、溪畔林の残存する他の流域の方が良好な水温環境を形成していると示唆される。なお、溪畔林による水温抑制効果は流域面積や流量、標高によって異なり、またこれらの自然条件によって溪流水温が維持されている点も念頭におく必要がある。

(3) 浮遊砂濃度

浮遊砂濃度の上昇は、皆伐跡地から土砂流入や溪岸での土砂堆積などによる溪岸崩壊が起因していると推察されることから、各流域における平水時および降雨時における①～④の全測定地点を含めた浮遊砂濃度の平均値を比較検討した (図 7)。

平水時の浮遊砂濃度が最も少なかったのは伐採されていないシキリ沢流域であり、次いで大柵沢流域、白水沢流域、法行沢流域であった。またシキリ沢流域、法行沢流域、白水沢流域では、降雨後に浮遊砂濃度が高まることが確認された。一方、大柵沢流域における平水時の浮遊砂濃度の平均値は、シキリ沢流域と同等の値を示し、また降雨による浮遊砂濃度の増加はみられなかった。白水沢流域の浮遊砂濃度の平均値は 3.7mg/l であり、シキリ沢流域の約 3 倍の値を示した。また同流域の降雨後の浮遊砂濃度は平水時の約 2 倍に増加した。法行沢流域では平水時の浮遊砂濃度が最も多く、他の流域の約 5 ～ 10 倍の値を示した。また同流域の浮遊砂濃度は平水時で 7.1mg/l であるが、降雨後には 14.9mg/l と約 2 倍に増加することから、降雨による土砂流入の影響が大きいことが認められた (Tukey 多重比較 -HSD 検定, $p < 0.05$)。法行沢流域の溪畔域環境は、右岸側の約 2/3 が新植地であり溪流保全区域はなく、溪岸の崩壊箇所は溪岸全体に分布していることから、常に溪岸からの土砂流入が生じていると推察され、また降雨によってさらにそれが助長されると考えられる。これらのことから、

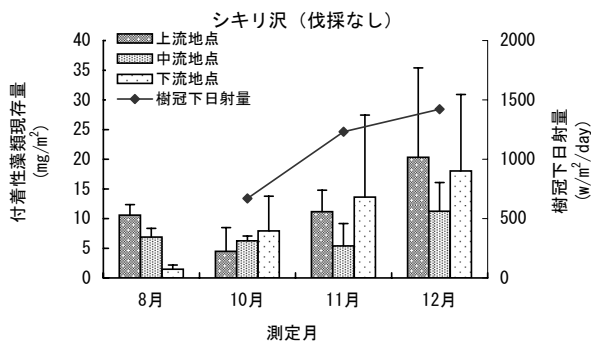
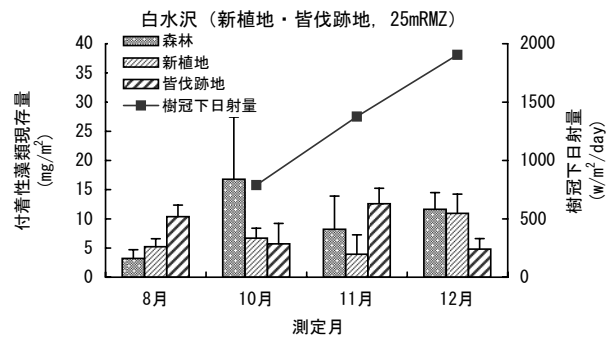


図 8. 樹冠下日射量と付着性藻類現存量（平均値±標準偏差）の季節的变化



新植地斜面からの土砂移動と溪岸周辺での堆積が溪岸の崩壊に起因していると推測される。これらの要因から、法行沢流域の浮遊砂濃度が他の流域よりも多いものと示唆された。また、シキリ沢、大柵沢、白水沢では著しい差はないことから、溪流保全区域を 15m 残すことによって浮遊砂の増加を抑制することが可能であると推察される。

(4) 付着性藻類現存量

付着性藻類は溪流内で生産される唯一の有機物であり、水生昆虫などの餌資源となる。特に、夏季においては溪流外からの有機物の供給量が少なくなるため、溪流内の付着性藻類は水生昆虫および溪流魚にとって貴重な餌資源となる。付着性藻類現存量の増加因子は、主に溪流に到達する日射量である（秋山ほか、1986）ことから、それぞれの溪流における 2004 年の付着性藻類現存量と樹冠下日射量の季節的变化を図 8 に示す。シキリ沢流域の付着性藻類現存量は、樹冠下日射量の増大とともに 8 月から 12 月になるにつれて徐々に増加する傾向がみられた。これは、付着性藻類現存量の季節的な変化として一般的にみられる変化であり、落葉による溪流水面への到達日射量の増加が起因するものである。一方、白水沢流域では、シキリ沢と同様に樹冠下日射量が増大する傾向を示しているが、付着性藻類現存量の増加はみられなかった。このことから、シキリ沢では付着性藻類の増加因子が効果的に発揮され、溪流内の有機物生産が促されているが、白水沢では付着性藻類の増加因子は存在するものの、付着性藻類の増加はみられないことから、浮遊砂などの制限因子によって有機物生産が抑制されているものと推察される。

次に、付着性藻類現存量の増加因子である樹冠下日射量と制限因子である浮遊砂濃度とに着目し、4 つの流域における平水時と降雨後の付着性藻類現存量を比較した（図 9）。浮遊砂は、流速の低下する淵や平瀬において川底に沈殿し、岩や石の表面に溜まることで藻類の光合成に必要な日光を遮断し、藻類の生産を低下させる（River & Sequier, 1985; Davis - Colley *et al.*, 1992; Graham, 1990; APHA, AWWA, WEF, 1992; Yamada & Nakamura, 2002）。また付着性藻類は、流速や流量が増大と浮遊砂の増大などによって剥ぎ取られ減少する（秋山、1986）。溪流水面に到達する日射量の観点から考えると、法行沢流域では樹冠下日射量が最も多いことから、付着性藻類現存量が最も多くなる。しかし、法行沢流域の付着性藻類現存量は、他の流域とほぼ同等の値を示しており、増加因子の影響を受けていないと考えられる。この背景に浮遊砂濃度が多い

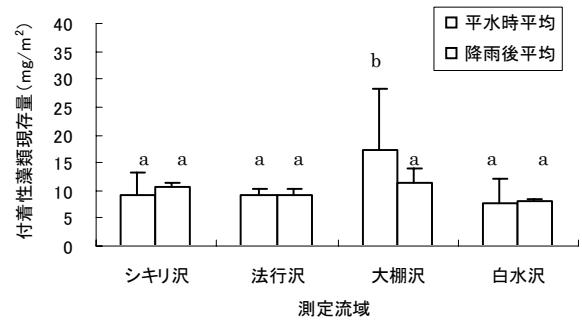


図 9. 各流域の平水時と降雨後の付着性藻類現存量（平均値 ± 標準偏差）(Tukey 多重比較 -HSD 検定, $p < 0.05$)

ことが起因しているとみられ、増加因子と制限因子が相殺されているといえる。一方、シキリ沢流域では樹冠下日射量が最も少ないことから、それに伴い付着性藻類現存量が最も少なくなるはずである。しかし、シキリ沢流域では、増加因子である樹冠下日射量は最も少ないが、制限因子である浮遊砂濃度が少ないことから、他の流域と同等の付着性藻類現存量が確保されているといえる。大柵沢流域における平水時の付着性藻類現存量は 14.96 mg/m^2 で最も多く (Tukey 多重比較 -HSD 検定, $p < 0.05$)、付着性藻類の生産性は高いと示唆される。これは、大柵沢の浮遊砂濃度は平水時および降水後でも低い値を示しているためと考えられる。しかし、降雨後の付着性藻類現存量が平水時に比べて少ないことから、降雨による流量の増大が起因していると推察される。これは、大柵沢は 4 つの流域の中で最も流域面積が広く流量も多いため、降雨による流量の増大が付着性藻類現存量の減少を引き起していると考えられる。これらの 4 つの流域の付着性藻類現存量は、平水時と降雨後でほとんど変化がみられず、また季節的な変化も顕著に表れなかった。上述のように同一の溪流環境に増加因子と制限因子が同時に作用していることから、本調査から制限因子を特定することはできない。今後は、付着性藻類現存量の増減に作用する樹冠下日射量と浮遊砂濃度の値を定量化することで、付着性藻類現存量の確保や維持が可能な溪畔林および森林管理ができると考えられる。

(5) 水生昆虫種数および個体数

水生昆虫は溪流魚の餌資源の一つであり（山形県内水面水産試験場、2001）、かつ溪流環境および溪流周辺環境の変化の影響を受けやすい指標の一つでもある。シキリ沢流域と白水沢流域における測定地点ごとの 2004 年の水生昆虫種数および個体数を図 10 に示す。これらの値は、

全ての採取期間の平均値である。シキリ沢流域の水生昆虫種数および個体数は、上流から下流においてほぼ一定の値を示し、統計的有意差はみられなかった。白水沢流域では上流の森林地点から、中流の新植地地点、下流の皆伐跡地地点にかけて水生昆虫種数および個体数ともに減少する傾向を示し、森林地点および新植地地点と皆伐地点との間に統計的有意差がみとめられた (Tukey 多重比較 -HSD 検定, $p < 0.05$)。水生昆虫種数および個体数の減少の要因として、流速・流量の増加と小礫や浮遊土砂などが河床の間隙を埋めることによる水生昆虫の生息場の減少があげられる (竹門, 1998)。白水沢流域の新植地地点および皆伐地点は、溪畔域で皆伐が行われていることから、皆伐による土砂生産・移動、溪流周辺での土砂堆積が生じると考えられる。溪流周辺に堆積した土砂は降雨などによって溪流に流入し、溪床や溪岸に堆積するか浮遊土砂として徐々に流下する。そして、流下する小礫や浮遊土砂が河床の間隙を埋めることで水生昆虫の生息場が減少し、水生昆虫の個体数や種数を減少させると考えられる。これらのことから、溪畔域での皆伐による浮遊土砂量の増加が水生昆虫種数および個体数の減少を促していると考えられる。また、白水沢流域における新植地地点の水生昆虫種数および個体数は、皆伐跡地の地点に比べてやや多いことから、皆伐後、すぐに再造林を行なうことで、新植地斜面からの土砂生産・移動が抑制され、溪流への土砂流入量が減少するため皆伐の影響が小さくなると考えられる。したがって、溪畔域において皆伐を行う場合、水生昆虫への影響を軽減するためには皆伐跡地と溪流との間に 25m よりも広い溪流保全区域を設けるか皆伐跡地を新植地へ転換する必要があると考えられる。

次に、浮遊砂濃度と水生昆虫種数および個体数の関係を検討する。シキリ沢流域の浮遊砂濃度は $0.5 \sim 6.3 \text{ mg/l}$ であり、水生昆虫種数は 1 ~ 12 種類、個体数は 1 ~ 25 匹であり他の流域のそれを圧倒する。大柵沢流域の浮遊砂濃度は $0.5 \sim 2.7 \text{ mg/l}$ で最も少なく、水生昆虫種数は 2 ~ 9 種類、個体数は 3 ~ 20 匹で伐採されていないシキリ沢流域と同等の水生昆虫種数および個体数であった。このことから、大柵沢流域は溪畔域に新植地が存在するが、それによる水生昆虫への影響はないことから、15m 幅の溪流保全区域が水生昆虫の生息環境を良好に保っているものと示唆される。一方、白水沢流域の浮遊砂濃度は $0.5 \sim 11.6 \text{ mg/l}$ でシキリ沢流域の 2 倍の値を示し、水生昆虫個体数は 3 匹、種数は 2.5 種類と少ない。これらのことから、白水沢に存在する 25m 幅の溪流保全区域は、新植地

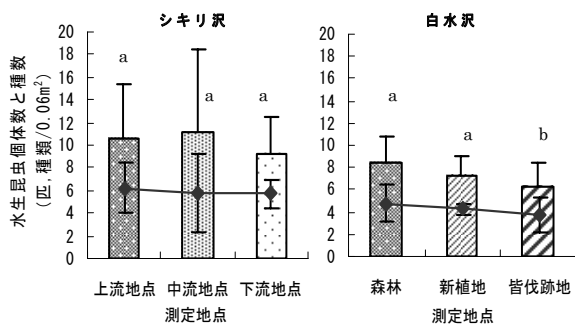


図 10. 採取地点ごとの水生昆虫種数および個体数 (平均値 ± 標準偏差) (Tukey 多重比較 -HSD 検定, $p < 0.05$)

および皆伐跡地からの土砂流出とそれによる浮遊砂濃度の増加を抑制するには十分な効果を発揮していないものと推察される。よって、白水沢において浮遊砂濃度を低く抑え、水生昆虫の生息環境を良好に保つには 25m よりも広い幅の溪流保全区域を設ける必要があると考えられる。これは 2004 年の調査結果からも裏付けられる。法行沢流域の浮遊砂濃度は $0.3 \sim 60 \text{ mg/l}$ で最も高い値を示し、水生昆虫個体数は 2.5 匹、種数は 1.7 種類と極めて少ない。法行沢の溪流環境は、浮遊砂濃度が高いうえに水生昆虫種数および個体数が少ないことから水生生物の生息環境は整っていないといえる。したがって、浮遊砂濃度の増大やそれに起因する新植地からの土砂流入を緩和する必要性が極めて高く、それらを抑制し溪流環境を良好に保つのに十分な溪流保全区域の設置が急がれる。

次に、溪畔域に存在する皆伐や新植地の影響とそれぞれの溪流保全区域の幅を評価するため、平水時および降雨後の水生昆虫種数および個体数を採取場所ごとに示した (図 11)。ほとんどの測定地点の水生昆虫個体数と種類数は、降雨後に減少する傾向にある。シキリ沢流域の中流地点の水生昆虫種数および個体数は、浮遊砂濃度が増加するに伴い減少している。大柵沢流域の平水時の個体数および種類数は、下流に行くにつれて増加する傾向を示しており、新植地地点が最も多い値を示した。これは、ある程度の林冠の疎開のある場合にしばしば見られる傾向であり、これまでの研究事例からも裏づけられる (Koski *et al.*, 1984; 砂防学会編, 2000) 大柵沢流域における降雨時の水生昆虫個体数および種類数は、どの地点も同等の値を示していることから、降雨による影響はないものと考えられる。白水沢流域の水生昆虫個体数および種類数は、新植地地点で減少した。これは、新植地地点の浮遊砂濃度が他の地点よりも高いためと考えられる。法行沢流域は浮遊砂濃度が上流から下流にかけて減少しており、それに対し平水時の水生昆虫種数および個体数が増加している。しかし、全体的に個体数および種数は極めて少なく、また降雨後に減少する傾向を示している。法行沢は溪流保全区域が設けられておらず、また斜面が凸型で他の流域に比べると傾斜が急峻である。それゆえに、溪流保全区域による土砂の捕捉や溪岸侵食の防止効果が得られず、斜面上部からの土砂移動と溪岸での土砂堆積によって溪岸崩壊が生じているといえる。その結果、降雨時に限らず平水時においても浮遊砂濃度が高く、流域内の水生昆虫個体数および種類数の貧弱化を招いていると推察される。

これらのことから、水生昆虫種数および個体数の減少は、

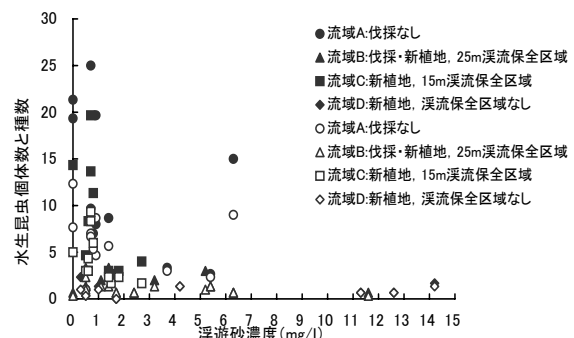


図 11. 浮遊砂濃度と水生昆虫種数および個体数 (平均値 ± 標準偏差) の関係

降雨による流量と浮遊砂濃度の増加であることが確認された。大柵沢流域では、平水時の水生昆虫種数および個体数が多く、降雨後の浮遊砂濃度上昇や水生昆虫の著しい減少はみられなかったことから、15m幅の溪流保全区域による溪流への土砂流入防止効果が発揮されていると推察される。白水沢流域では、堰堤による浮遊砂の貯留によって、皆伐区域での浮遊砂濃度の上昇はみられなかった。しかし、過去に皆伐と再造林が行われた新植地区域では浮遊砂濃度の増加が認められ、それに伴い水生昆虫種数および個体数が減少した。これらの結果から、白水沢流域では斜面からの土砂を捕捉するには25m幅よりも広い溪流保全区域を設ける必要があると示唆された。

(6) 移動土砂量と溪畔林の土砂捕捉量を指標とした溪流保全区域幅の算出

溪畔域での森林伐採や林道開設は土砂崩壊や土砂流出、溪流への土砂流入を引き起こす要因の一つである。斜面からの土砂流入や溪岸での堆積は溪岸崩壊を誘発し、その結果、付着性藻類や水生昆虫の生息環境の悪化や個体数などの減少につながる。本調査では、まず、皆伐跡地・新植地・森林内・溪流保全区域内の表土層の厚さを測定し、各流域の斜面上部・斜面下部・5mごとの溪流保全区域の土砂量を把握した。次に、その結果から、それぞれの測定区域の単位面積あたりの土砂量と斜面上部から下部への移動土砂量と溪畔林の土砂捕捉量を求めた(表2)。山腹斜面および溪畔林内の上部と下部の差が、移動土砂量もしくは土砂捕捉量となるが、そのマイナス値を移動土砂量、溪畔林内でのプラス値を捕捉量として考えた。

そして、溪流保全区域内の0~5m区域(溪流に最も近い区域)に堆積している土砂を溪流へ流出する可能性の最も高い土砂量と仮定し、溪流保全区域内の0~5m

区域に堆積している土砂量を溪畔林の土砂捕捉量で除し、溪流保全区域の一区域の長さである5mを乗じることによって溪流への土砂流出を防ぐ溪流保全区域の幅を算出した(式.1)。

$$\text{式.1 } w = Qe / c \times 5$$

Qe: 溪畔林内0~5m区域に堆積している土砂量 (m³/m²)

c: 溪畔林の土砂捕捉量 (m³/m²)

w: 土砂流出を防ぐ溪流保全区域の幅 (m)

それぞれの流域に存在する山腹斜面の環境は大別して森林区域、新植地区域、皆伐区域の3つである。それぞれの区域における斜面上部からの土砂量と溪流保全区域の土砂捕捉量から、土砂流出防止に必要な溪流保全区域の幅を算出した。算出した値は、既存の溪流保全区域もしくは溪流保全区域のない溪流に付加する値である。

シキリ沢流域(伐採されていない): 森林区域 34m

法行沢流域(新植地, 溪流保全区域なし): 新植地区域 51m

大柵沢流域(新植地, 15m 溪流保全区域): 森林区域 23m,

新植地区域 58m

白水沢流域(皆伐・新植地, 25m 溪流保全区域)

: 森林区域 28m, 皆伐区域 52m, 新植地区域 9m

これらのことから、伐採されていない流域内でも、そこに成立する針葉樹林の手入れ不足によって斜面からの土砂流出が生じていることが認められた。また、法行沢流域においては、今後、溪流保全区域を設けることにより土砂流出防止の効果が期待できると考えられる。しかしながら、本研究は、斜面からの移動土砂量と溪流保全区域内の土砂

表2. 移動土砂量と溪畔林の土砂捕捉量

	値 > 0 m ³ /m ²						
	1 頂上	2 頂上	3 頂上	4 頂上	5 頂上	6 頂上	
1. /141	./0	./06	./7	./03	./02	./18	./03
* 動	04./1	./1	./78	./0	./31	./5	./3
0./041	./35	./78	./72	./4	./44	./18	./26
4./0/1	./0	./74	./06	./30	./16	./71	./25
7./41	./73	0./22	0./2	0./77	./00	./44	./03
旬甲吓命器	./01	./01	./78	./78	./5	./33	./72

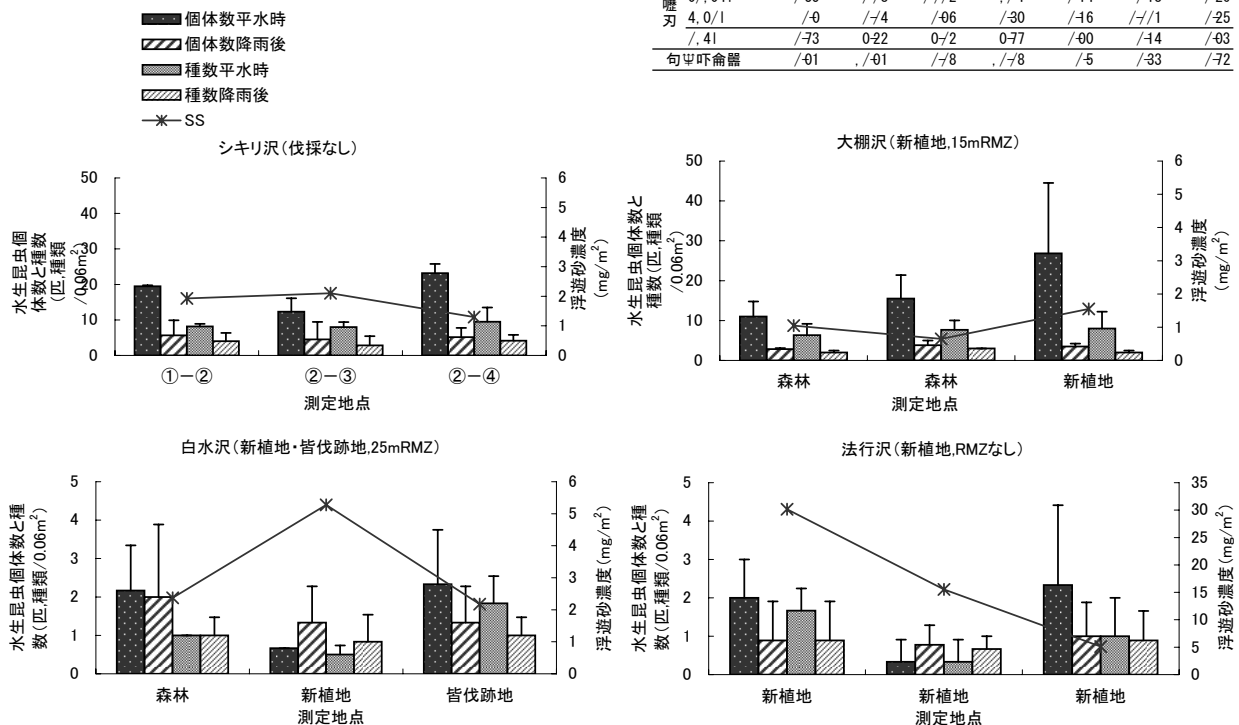


図 12. 測定地点ごとの浮遊砂濃度と水生昆虫種数および個体数 (平均値 ± 標準偏差)

捕捉量のみ観点から土砂流出に必要な溪流保全区域幅を算出しており、溪流保全区域の幅と斜面傾斜などの要因だけでは十分な説明および検討はできない。今後の調査としては、地表面の植生被度や山腹斜面の微地形などを踏まえて検討する必要がある。今後は既存溪流保全区域をそのまま残し、より広い溪流保全区域を造成することで、溪流保全区域の土砂捕捉効果が高まり、溪流への土砂流出を防ぐことが可能となると考えられる。

5. 結論

本研究は、溪畔域での皆伐の影響および溪流と皆伐跡地との間に残存する溪流保全区域の機能を溪流の物理面と生物面の両面から評価することを目的としたものである。皆伐の影響を評価するにあたり、樹冠下日射量、水温、浮遊砂濃度、付着性藻類現存量、水生昆虫種数および個体数を測定した。また山腹斜面からの移動土砂量と溪畔林の土砂捕捉量から土砂流出防止に必要な溪流保全区域幅を算出した。

溪畔林による溪流水面に到達する日射の遮断率は約90%～98%であり、溪流保全区域の幅が15mもしくは25mでも同等な効果が得られることが確認された。法行沢流域では溪流保全区域は残存していないが、皆伐後すぐに再生林を行ったことから山腹斜面の林木によって82%～88%の日射遮断効果を発揮されていることがわかった。これらの結果から、溪畔域で皆伐を行う際には溪畔林を残すか、皆伐後すぐに再生林を行い溪流水面への日射遮断効果を維持することが望ましいことが確認された。日最高水温は、シキリ沢と白水沢、大棚沢では16.0℃～18.0℃とほぼ同等の値を示し、流下過程での著しい水温の上昇はみられなかった。一方、法行沢の8月の日最高水温は17.0℃～18.9℃と最も高い値を示し、この地域の優先種であるヤマメの最適水温を上回っていた。溪流魚の最適水温の観点から考えると、溪畔林の残存しない法行沢流域よりも、溪畔林の残存する他の流域の方が良好な水温環境を形成していると示唆される。流域ごとの浮遊砂濃度の平均値は、大棚沢流域とシキリ沢流域で1.0～1.8mg/lで他の流域よりも低い値を示した。白水沢流域の浮遊砂濃度の平均値は3.3mg/lであり、法行沢流域では16.9mg/l平水時の浮遊砂濃度が最も多く、他の流域の約5～8倍の値を示した。浮遊砂濃度と水生昆虫種数および個体数の関係をみると、シキリ沢流域と大棚沢流域では、浮遊砂濃度が低いことから水生昆虫種数は約12種類、個体数は約25匹であり他の流域よりも水生昆虫が多く生息している。一方、白水沢流域の浮遊砂濃度はシキリ沢流域の2倍の値を示し、水生昆虫個体数は3匹、種数は2.5種と少なく、法行沢流域では浮遊砂濃度が高いことから水生昆虫個体数は2.5匹、種数は1.7種類と極めて少ない。これらのことから、溪流保全区域を設置せずに皆伐を実施した場合や土砂流出防止に必要な十分な溪流保全区域の幅が設けられていない場合、山腹斜面からの土砂流入や浮遊砂濃度の増大によって溪流内の水生昆虫が著しく減少し、生物相が貧弱化することが認められた。したがって、溪流環境を良好に維持するためには山腹斜面からの土砂流入やそれによる浮遊砂濃度の増大を抑制するための十分な溪流保全区域幅を設けることが不可欠であると考えられる。山腹斜面からの移動土砂量と溪畔林の土砂捕捉量から土砂流出を防止す

るために必要な溪流保全区域幅を算出した結果、既存の溪流保全区域よりも広い溪流保全区域を設置する必要があるということが示唆された。溪流保全区域の最大延長幅は、森林区域で34m、新植地帯で58m、皆伐区域で52mであるという結果が得られた。これらことから、既存溪流保全区域をそのまま残し、さらに溪流保全区域を造成することで溪流保全区域の土砂捕捉効果が高まり、溪流への土砂流出を防ぐことが可能となると考えられる。

本調査は、日本大学生物資源科学部森林資源科学科に在籍する多くの学生の方々（調査補助学生：大熊宏明氏、鈴木綾子氏、小森優樹氏、山田尚志氏、原名奈子氏、山崎麻子氏）にご協力いただいた。また、他大学の先生方や他の研究機関の研究員の方々にも多くのご指導ご助言を賜った。本紙面をもって心より厚く御礼申し上げる。

文献

- 安部俊夫・布川雅典, 2005. 春期の溪流における安定同位体を用いた食物網解析. 日林誌, 87(1): 13-19.
- 秋山 優・有賀祐勝・坂本 充・横浜康継, 1986. 藻類の生態. 627pp. 内田老鶴園, 東京.
- APHA, AWWA, WEF, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed. 106pp. American Public Health Association, Washington, DC.
- Bowlby, J. N. & J. C. Roff., 1986. Trout biomass and habitat relationships in southern Ontario streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 115: 503-514.
- Burton, M. N., 1985. The effect suspensolids on fish. *Hydrobiologia*, 125: 221-241.
- Davis - Colley, R. J., C. W. Hickey, J. M. Quinn & P. A. Ryan., 1992. Effect of clay discharges on streams. 1. Optical properties and epilithon. *Hydrobiologia*, 248, 215-234.
- Fisher, S. G. & G. E. Likens., 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr*, 43: 421-439.
- Graham, A. A., 1990. Siltation of stone - surface periphyton in rivers by clay - sized particles from low concentrations in suspension. *Hydrobiologia*, 199: 107-115.
- Haupt, H. F., 1959. A method for controlling sediment from logging roads. Intermountain Forest and Range Experiment Station Miscellaneous Publication 22: 22pp. U. S. Forest Service, Ogden, U. T.
- 加賀谷 隆, 1990. 山地小溪流における落葉の分解過程と大型無脊椎動物のコロニーゼーション. 東大農学部演習林報告, (82): 157-176.
- 溪畔林研究会, 1997. 水辺林の保全と再生に向けて 米国有林の管理指針と日本の取組み. 218pp. 日本林業調査会, 東京.
- Koski, K V. & Doris A. Kirchhofer., 1984. A stream ecosystem in an old - growth forest in Southeast Alaska Part IV. Food of juvenile coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, in relation to abundance of drift and benthos. Pages 81-87 in W. R. Meehan, T. R. Merrell, Jr., & T. A. Hanley (editors), *Fish and Wildlife Relationships in Old - growth Forests: Proceedings of a Symposium held in Juneau, Alaska, 12-15 April 1982*. American Institute of

Fisheries Research Biologists.

- Lemly, A. D., 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 87: 229-245.
- 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・ますふ化場研究報告, (46): 1-156.
- Nakamura F. & H. Yamada., 2005. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. *Ecol. Eng.*, 24: 539-550.
- 中村太士, 1995. 河畔域における森林と河川の相互作用. 日本生態学会誌, 45: 295-300.
- 中村太士・百海琢司, 1989. 河畔林の河川水温への影響に関する熱収支的考察. 日林誌, 71(10): 387-394
- River, B. & J. Sequier., 1985. Physical and biological effects of gravel extraction in river beds. Alabaster, J. S. (ed.) *Habitat Modification in Freshwater Fisheries*. pp.131-146. Butterworths, London.
- 砂防学会編, 2000. 水辺域管理—その理論・技術と実践— . 329pp. 古今書院, 東京.
- 佐藤弘和・永田光博・鷹見達也・柳井清治, 2001. 河畔林の被陰がサクラマスの成長に及ぼす影響—夏期河川水温を指標とした解析—. 日林誌, 83(1): 22-29.
- Shinokrot, B. A. & H. G. Stefan., 1993. Stream temperature dynamics: Measurements and modeling. *Water Resour. Res.*, 29: 2299-2312.
- Sugimoto, S., F. Nakamura & A. Ito., 1997. Heat budget and statistical analysis of the relationship between stream temperature and riparian forest in the Toikanbetsu River basin, northern Japan. *J. For. Res.*, 2: 103-107.
- 竹門康弘, 1998. 森が水生昆虫を育み川を豊かにする. 山林, (1372): 2-11
- 東京都, 1988. B: 魚貝藻類種苗化試験 B-1 魚類 1. イワナ. 昭和 62 年度東京都水産試験場事業報告: 30-36.
- Trimble Jr., S. W & R. S. Sartz., 1957. How far from a stream should a logging road be located. *J. For.*, 55: 339-341.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins., Sedell, J. R. & C. E. Cushing., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Washington State Department of Natural Resources, 1997. *Forest Practices Illustrated*. 64pp. Department of Natural Resources, Olympia.
- Yamada, H. & F. Nakamura., 2002. Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the Makomanai River, northern Japan. *River Res. Appl.*, 18 (5): 481-493.
- 山形県内水面水産試験場, 2001. 森と川の生態系に関する基礎調査. 86pp.
- 柳井清治・寺沢和彦, 1995. 北海道南部沿岸山地流域における森林が河川および海域に及ぼす影響(Ⅱ)山地溪流における広葉樹 9 種落葉分解過程. 日本林学会誌, 77(6): 563-572.