

## 溪畔域のスギ人工林における間伐とリター除去が植物の定着に及ぼす影響

川西基博<sup>\*1</sup>・小松忠敦<sup>2</sup>・崎尾 均<sup>3</sup>・米林 伸<sup>2</sup>

川西基博・小松忠敦・崎尾 均・米林 伸：溪畔域のスギ人工林における間伐とリター除去が植物の定着に及ぼす影響  
日林誌 90：55~60, 2008 人工林から天然性の溪畔林への誘導を目的とし、溪畔域に位置するスギ人工林において間伐およびリター除去を行い、植物の定着との関係を調査した。発芽した出現種数、発生個体数、生残個体数は無処理区や巻き枯らし区よりも皆伐区や間伐区で多い傾向があった。リターを除去した方が発生個体数、出現種数ともに有意に多かった。また、溪畔林構成種の出現種数は増加したものの、フサザクラなどの一部の樹種が優占し、シオジやサワグルミなどの主要樹種はみられなかった。草本植物の溪畔林構成種はわずかしみられなかった。伐採や林床処理によって天然更新が可能であると考えられたが、天然性溪畔林に近い林分へ誘導するためには、長期的な研究を行い、その結果によっては、一部の種の植栽や播種による導入も検討する必要がある。

キーワード：間伐，溪畔域，種多様性，スギ人工林，リター除去

M. Kawanishi, T. Komatsu, H. Sakio, and C. Yonebayashi: **Effects of Thinning and Litter Removal on the Recovery of Riparian Vegetation in a *Cryptomeria japonica* Plantation.** J. Jpn. For. Soc. 90: 55~60, 2008 The effects of thinning and litter removal treatments on the establishment of riparian vegetation were investigated in a *Cryptomeria japonica* plantation. The number of germinated seedlings and species richness were significantly greater in the plots that were thinned (30% and more) than in the control or girdling plots. Litter removal also encouraged the germination of many species, resulting in greater numbers of seedlings and species. Thinning increased the number of component species of natural riparian forests. However, the established understory vegetation was dominated by *Euptelea polyandra*, while *Pterocarya rhoifolia* and *Fraxinus platypoda*, the typical canopy trees of natural riparian forests, and several regional riparian perennial herbs were absent. These results suggest the possibility of natural regeneration of riparian species in managed forests, and the need for long-term monitoring to establish optimal management practices, including planting, for the restoration of semi-natural riparian forests.

**Key words:** *Cryptomeria japonica*, litter removal, riparian area, species diversity, thinning

### I. はじめに

持続可能な森林経営の規準・指標において、生物多様性の保全是最も重要な項目の一つであり（渡邊，2007），管理放棄された人工林を今後どのように管理していくかは重要な課題である（長池，2000）。その解決策の一つは、経営林の中で生物多様性を保っていくために必要な重要林分、希少種の生育環境を林域の中にモザイク状に配置させることである（渡邊，2007）。この重要林分として、植物の生態的特異性や動物の生息場を提供する点で地域の種多様性に大きく貢献する水辺林（崎尾・山本，2002）が注目される。溪畔林研究会（2001）は、この水辺林の生態学的機能を重視して森林地帯に水辺管理区域を設定することの必要性を示し、水辺林管理の基本理念と指針を示した。その中で、水辺管理区域内にすでに人工林が成立している場所については、地域の潜在的な水辺林植生を目標にして天然林型への誘導を行うという方針が立てられている。人工林から天

然林へ誘導するためには積極的な管理が必要であり、周囲の植生、地形などの要因を考慮して最も有効な施業方法をとるのが望ましい。しかし、生態系の保全を目的とした森林管理・施業はまだ試行錯誤の段階にあり（大住，2007），どのような処理によって効果的に水辺林を誘導できるのか明らかではない。

本研究では、天然性の水辺林への誘導を目的とした人工林の上木処理としての間伐と、林床処理としてのリター除去に注目した。溪畔域に位置するスギ人工林において、実験的に間伐および林床のリター除去を行い、それぞれの処理方法の違いと植物の定着との関係を調査した。本報告では処理後1年目の結果を示し、これらの処理が林床植生の回復に及ぼす効果について考察した。

### II. 調査地と方法

調査地はNPO法人「森」が所有する約19haのスギ人工林地で、埼玉県秩父市浦山（北緯35°55′，東経139°6′，標高

\* 連絡・別刷請求先（Corresponding author）E-mail: k\_m\_09480@yahoo.co.jp

<sup>1</sup> 立正大学地球環境科学研究科オープンリサーチセンター（360-0194 熊谷市万吉1700）

Open Research Center, Graduate School of Geo-Environmental Science, Rissho University, 1700 Magechi, Kumagaya 360-0194, Japan.

<sup>2</sup> 立正大学地球環境科学部（360-0194 熊谷市万吉1700）

Faculty of Geo-environmental Science, Rissho University, 1700 Magechi, Kumagaya 360-0194, Japan.

<sup>3</sup> 埼玉県農林総合研究センター（360-0102 熊谷市須賀広784）

Saitama Prefecture Agriculture and Forestry Research Center, Forest Laboratory, 784 Sugahiro, Kumagaya 360-0102, Japan.

（2007年8月7日受付；2007年10月24日受理）

840 m)に位置する。約9 km北の秩父測候所(北緯35°59.4', 東経139°4.7', 標高207 m)の気象データ(1987~2006年)によれば平均年間降水量は1,364 mm, 年平均気温は13.3°Cで, それから計算した調査地の年平均気温は9.5°C(気温遞減率0.6°C/100 m)である。

調査地のスギ人工林は, 2005年秋までほとんど管理が行われていなかったが, その後NPO法人「森」が試験的に管理を行っている。この人工林域は荒川の支流である浦山川の源流部にあたる。調査区画を設置した小流域では, 谷壁斜面上部から谷底までの複数の微地形がみられ, 流路の幅は約3 mで, 恒常的な水流はみられない。本研究では地形条件が植物に及ぼす影響をできるだけ排除するため, 谷底の流路に沿った土石流段丘上に位置するスギ人工林に限って処理区を設定した(図-1)。この土石流段丘は, 流路からの比高が約3 mであり, 幅は約20 m, 長さ約100 mである。堆積物は巨礫から小礫までさまざまな大きさの礫を含んで分級性が悪い。谷壁斜面側の一部の地表面には崖錐からの転石が点在している部分があるが, その面積はごく小さい。この段丘面上には舌状の土石流堆や小屋, および明瞭な傾斜変換線はみられないことから, 地形面としては単一のものであるとみられる。この土石流段丘下流側から上流側に向かって, それぞれ約20×20 mの大きさの皆伐区(I), 60%間伐区(II), 30%間伐区(III), 巻き枯らし区(IV), 無間伐区(無処理)(V)の五つの処理区を設置した(図-1)。

処理を行った林分は, 間伐直前の樹齢が38年, 平均胸高直径が21.7 cm, 林分密度は2,241本/haであり, 処理区間の植栽状況の差はない。間伐は2005年6月に行われ, IV区の巻き枯らし間伐については, 2005年5月に60%の立木に対して地上約1 mの高さで約80 cm幅の環状剥皮を行ったものである。剥皮された個体は, 調査開始の2006年4月の時点では緑葉が多くみられ, 同年10月には変色したが葉が多くみられたが, ほとんどの枝葉は残存していた。

以上の上木処理を行う前の2004年の予備調査では, 林床にはミヤマハコベやカエデ科の当年生実生が低密度で生育しているのみであり, 林床植生の植被率は各処理区とも1%未満であった(川西, 未発表)。なお, 処理区の東側に

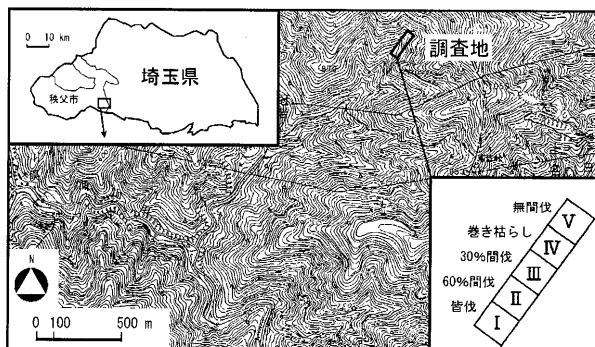


図-1. 調査地の位置と処理区の配列

隣接する崖錐斜面の一部にはフサザクラ, サワシバ, チドリノキ, オニイタヤなどが優占し, オオバアサガラやカツラなどを含む落葉広葉樹林二次林が残存している(川西ら, 2007)。

2005年11月に五つの処理区(I~V)内に, それぞれ6箇所の調査プロット(1 m×1 m)を設置した。その際, 崖錐から崩落した礫が堆積した場所や, 上木処理によって明らかに地表面が攪乱された場所を避けた上でランダムに設置した。6プロットのうち3箇所は落葉落枝の形状が認められるすべてのリターを手作業で除去し(リター除去), それ以外の3箇所はリターを除去せず堆積したままの状態(リター有)とした。それぞれのプロット内における当年生の実生に対し小旗によるナンバーリングによって個体識別を行い, すべての個体の種名と植物高を2006年4月21日から11月2日まで1~2カ月に一度の間隔で記録した。

処理区の光環境を知るために, 相対光量子密度を求めた。測定は2006年10月26日の曇天の日に行った。光量子密度を各処理区の六つのプロット(合計30プロット)の中心点における地表15 cmの高さで計測し, 同時刻に皆伐区(I)の中央部で計測した値を全天(100%)として相対光量子密度を算出した。6プロットの平均値を各処理区の相対光量子密度とした。

データの解析にあたって, 溪畔林構成種がどの程度含まれているのかを把握するために, 発芽した種を, 分布の中心があると考えられる群落のタイプで区分し, 溪畔林構成種, 斜面林構成種, 先駆低木群落構成種, その他の四つの種群に区分した。各種の生育群落の判定は, 秩父地域の自然植生を記載した前田・吉岡(1952), 宮脇(1986), 木佐貫ら(1992)を参考にした。なお, その他の区分は, 植栽種であるスギ, カラマツと属以上の階級までしか同定できなかった種を主に含む。また, 大場(2003)を参考にし, 出現種の生活形をラウンケアの休眠型によって分類した。

### III. 結 果

#### 1. 林床の光環境

林床の光環境は, 上木処理の異なる五つの処理区間で有意な差がみられた(Kruskal-Wallis検定,  $p < 0.001$ , 表-1)。無間伐区(V)の相対光量子密度は, 処理区の中で最も暗い約11%であった。巻き枯らし区(IV)と30%間伐区(III)は, 無間伐区よりも比較的相対光量子密度が高かったが, 有意な差はみられなかった(Scheffe法,  $p > 0.05$ )。一方, 60%間伐区(II)と皆伐区(I)は, それ以外の処理区に

表-1. 各処理区における相対光量子密度

処理区	処理区				
	I	II	III	IV	V
相対光量子密度 (%)	94.9 ± 6.9 <sup>a</sup>	60.3 ± 13.8 <sup>b</sup>	25.3 ± 8.3 <sup>c</sup>	15.1 ± 2.3 <sup>c</sup>	11.1 ± 1.1 <sup>c</sup>

表中の値は, 6プロットの平均値と標準偏差。I, 皆伐区; II, 60%間伐区; III, 30%間伐区; IV, 巻き枯らし区; V, 無処理区。表中の異なるアルファベットは, 有意差のあった組み合わせを示す(Kruskal-Wallis検定,  $p < 0.001$ ; Scheffe法,  $p < 0.01$ )。

対して有意な差がみられ、皆伐区の相対光量子密度（平均 94.9%）が最も高い値を示した（Scheffe 法,  $p < 0.01$ ）。

## 2. 実生の発芽

処理区 I～V のすべてのプロット（ $1\text{ m}^2 \times 30$  箇所）において発芽した実生は、合計 112 種、8,855 個体であった。発芽した木本種は、生活形で大型地上植物（MM）に分類されるフサザクラが全個体数の 76.1%（6,739 個体/ $30\text{ m}^2$ ）を占めており、他種よりも圧倒的に多かった（表-2）。それ以外の木本種では、スギ（339 個体, 3.8%）、キブシ（246 個体, 2.8%）、オオバアサガラ（145 個体, 1.6%）が多くみられた。草本植物ではコナスビ（184 個体, 2.2%）、オニタビラコ（136 個体, 1.5%）、ミヤマタゴボウ（40 個体, 0.4%）などが比較的多く出現した（表-2）。

リターを除去したプロットを処理区間で比較すると、出現種数は 30% 以上の伐採を行った処理区（I～III）において平均 30～40 種/ $\text{m}^2$  で、巻き枯らし区（平均 12.3 種/ $\text{m}^2$ ）、無間伐区（平均 6.7 種/ $\text{m}^2$ ）よりも有意に多かった（Kruskal-Wallis 検定, Scheffe 法,  $p < 0.05$ , 表-2）。調査期間中に発芽した個体の総数（発生個体数, 表-2）も処理区間で有意な差があり、皆伐区（I: 平均 752.3 個体/ $\text{m}^2$ ）が巻き枯らし区（IV: 平均 60.7 個体/ $\text{m}^2$ ）と無間伐区（V: 平均 25.0 個体/ $\text{m}^2$ ）より有意に多かった（ $p < 0.05$ ）。間伐区（II, III）はいずれの処理区とも有意差はみられなかったが、巻き枯らし区（IV）や無間伐区（V）よりも平均発生個体数は多い傾向があった。調査終了時に生残していた個体数（生残個体数, 表-2）は発生個体数と同様の傾向を示したが、生残率は処理区間で差はなかった（ $p > 0.05$ ）。

リターを残したプロット（リター有）では、60% 間伐区（II）の出現種数が、巻き枯らし区（IV）と無間伐区（V）に対して有意に多かったが（Kruskal-Wallis 検定, Scheffe 法,  $p < 0.05$ ）、発生個体数、生残個体数、生残率は処理区間で差はなかった（いずれも  $p > 0.05$ ）（表-2）。

リター除去プロットとリター有プロットとの間での比較では、出現種数は処理区 I～IV でリター除去プロットの方が有意に多く（Mann-Whitney,  $U$  検定,  $p < 0.05$ ）、無間伐

区 V で差はなかった（ $p > 0.05$ ）。発生個体数は、処理区 I, III, IV でリター除去プロットの方が有意に多く（ $p < 0.05$ ）、処理区 II, V で差はなかった（ $p > 0.05$ ）。

## 3. 生育立地別種群の発生状況

出現種の生態的特性を大局的に把握するために、溪畔林構成種、斜面林構成種、先駆低木群落構成種、その他の四つの種群に区分し、発生個体数と出現種数を比較した（図-2）。溪畔林構成種（計 27 種）には、フサザクラ、オオバアサガラ、カツラなどの高木性樹種（11 種）が多くみられ、発芽個体数の大部分を占めた。ガクウツギなどの低木種（4 種）やミヤマハコベ、イヌワラビなどの草本種（12 種）も発芽していたが、その個体数は高木性樹種よりも少なかった（表-2）。なお、斜面林構成種は計 16 種、先駆低木群落構成種は計 40 種、その他は計 29 種であった。

リターを除去した場合としなかった場合のそれぞれについて処理区間で比較した結果（図-2）、各種群の発生個体数でみると、溪畔林構成種と先駆低木群落構成種は、リターの有無を問わず各処理区間に有意な差がみられた（それぞれ Kruskal-Wallis 検定,  $p < 0.05$ ）。しかし、斜面林構成種にはリター除去、リター有りのいずれの場合においても有意差はみられなかった（ $p > 0.05$ ）。処理区 I, II では、リター除去、有ともに溪畔林構成種が他の種群よりも有意に多く（Kruskal-Wallis 検定, Scheffe 法,  $p < 0.05$ ）、処理区 III のリター除去プロットでも同様の傾向がみられた。それ以外の処理区ではリターの有無にかかわらず、種群間の発生個体数に有意な差はなかった（ $p > 0.05$ ）。各種群の出現種数を比較すると、処理区 I と II におけるリター除去プロットの前駆低木群落構成種は斜面林構成種に対して有意に多かったが（Kruskal-Wallis 検定, Scheffe 法,  $p < 0.05$ ）、それ以外の処理区では種群間に差はなかった（ $p > 0.05$ ）（図-2）。

各処理区についてリターの有無で比較した結果（図-2）、溪畔林構成種は処理区 I, III, IV で、斜面林構成種は処理区 IV で、先駆低木群落構成種は処理区 I, II, III でリター除去プロットの方が有意に発生個体数が多かった（Mann-Whitney,  $U$  検定,  $p < 0.05$ ）。また、同様に各種群の出現種

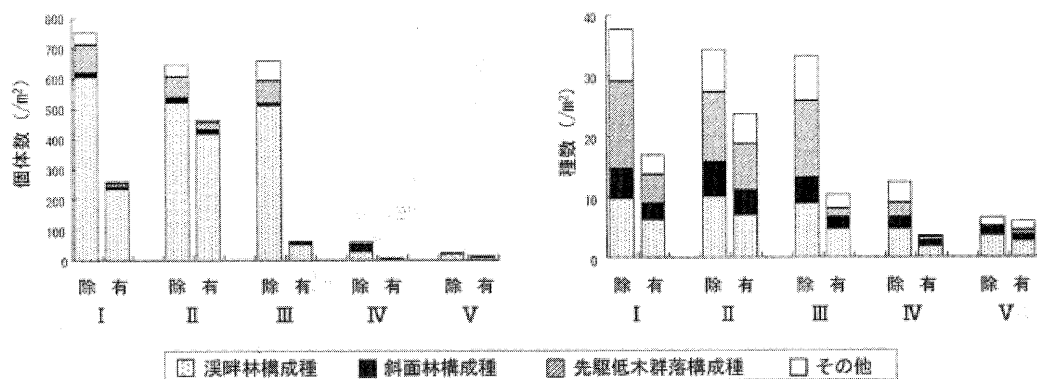


図-2. 各種群の平均発生個体数（左）と平均出現種数（右）の比較

標準偏差のバーは省略してある。処理区の番号(I～V)は、表-1と同じ。除、リター除去プロット；有、リター有りプロット。

表-2. 各処理区間における主要種の発生個体数, 生残個体数, および各種の発生個体数

	生活型	リター除去					
		I	II	III	IV	V	
出現種数 (種/m <sup>2</sup> )		37.7±6.4 <sup>a</sup>	34.3±1.5 <sup>a</sup>	33.3±6.4 <sup>a</sup>	12.3±4.0 <sup>b</sup>	6.7±4.0 <sup>b</sup>	
発生個体数 (個体/m <sup>2</sup> )		752.3±227.3 <sup>a</sup>	645.7±259.8 <sup>ab</sup>	660.3±364.5 <sup>ab</sup>	60.7±13.6 <sup>b</sup>	25.0±14.9 <sup>b</sup>	
生残個体数 (個体/m <sup>2</sup> )		214.3±58.8 <sup>a</sup>	124.7±56.7 <sup>ab</sup>	131.0±66.8 <sup>ab</sup>	16.0±4.0 <sup>b</sup>	6.7±2.5 <sup>b</sup>	
生残率 (%)		28.9±3.9	19.2±6.5	20.1±1.1	27.7±10.2	32.5±15.2	
溪畔林構成種							
フサザクラ	<i>Euptelea polyandra</i>	MM	579.7±186.5 <sup>a</sup>	487.0±248.0 <sup>ab</sup>	481.7±267.6 <sup>ab</sup>	17.7±12.1 <sup>b</sup>	13.7±11.1 <sup>b</sup>
オオバアサガラ	<i>Pterostyrax hispidus</i>	MM	10.3±8.1	10.0±10.5	5.3±4.2	3.3±4.0	1.0±1.7
カツラ	<i>Cercidiphyllum japonicum</i>	MM	2.7±2.1	3.0±3.0	7.7±5.5	5.3±5.9	—
サワシバ	<i>Carpinus cordata</i>	MM	4.7±3.1	3.3±2.1	5.0±3.6	—	—
チドリノキ	<i>Acer carpiniifolium</i>	MM	1.0±0.0	2.0±1.7	1.0±1.0	1.0±1.0	1.0±1.0
イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i>	MM	1.7±1.5	1.7±1.5	1.0±1.0	0.7±1.2	0.7±0.6
ミヤマハコベ	<i>Stellaria sessiliflora</i>	H	—	3.3±5.8	2.0±3.5	—	—
ケヤキ	<i>Zelkova serrata</i>	MM	0.7±1.2	1.3±1.5	—	—	—
イヌワラビ	<i>Athyrium niponicum</i>	H	1.0±1.0	1.7±1.2	—	—	1.0±1.7
ミズ属 spp.	<i>Pilea spp.</i>	Th	1.3±2.3	2.7±2.1	2.3±1.5	—	—
斜面林構成種							
アオダモ	<i>Fraxinus lanuginosa f. serrata</i>	MM	2.0±1.7	2.0±2.0	0.3±0.6	1.0±1.7	2.0±2.6
サルナシ	<i>Actinidia arguta</i>	MM	—	2.0±1.0	1.7±0.6	12.3±12.7	1.3±2.3
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	M	4.3±0.6 <sup>ab</sup>	7.0±3.0 <sup>a</sup>	2.7±3.1 <sup>ab</sup>	0.3±0.6 <sup>b</sup>	— <sup>b</sup>
バッコヤナギ	<i>Salix bakko</i>	MM	3.0±3.6	1.3±1.5	—	—	—
サンショウ	<i>Zanthoxylum piperitum</i>	N	0.7±0.6	2.3±1.2	2.3±2.3	0.7±1.2	—
先駆低木群落構成種							
キブシ	<i>Stachyurus praecox</i>	M	14.0±5.0 <sup>ab</sup>	19.3±12.7 <sup>ab</sup>	32.3±14.8 <sup>a</sup>	1.3±1.5 <sup>b</sup>	0.7±1.2 <sup>b</sup>
コナスビ	<i>Lysimachia japonica f. subsessilis</i>	H	26.3±16.8	11.7±13.4	11.0±8.9	5.3±7.6	—
オニタビラコ	<i>Youngia japonica</i>	H	17.0±14.0	4.3±2.1	10.3±15.4	0.3±0.6	—
フジウツギ	<i>Buddleja japonica</i>	N	2.0±1.7	10.3±8.1	8.0±7.9	—	—
ミヤマタゴボウ	<i>Lysimachiaacrodenia</i>	Ch	7.0±6.0	3.3±5.8	1.3±1.5	—	—
コアカソ	<i>Boehmeria spicata</i>	N	5.7±6.4	5.3±3.8	0.3±0.6	—	—
キランソウ	<i>Ajuga decumbens</i>	H	1.3±1.5	6.3±5.9	0.7±0.6	0.3±0.6	—
ヌルデ	<i>Rhus javanica var. roxburgii</i>	M	3.3±2.3	1.3±1.2	1.7±2.1	—	—
タケニグサ	<i>Macleaya cordata</i>	H	2.7±4.6	3.0±3.0	1.0±1.0	—	—
キイチゴ属 spp.	<i>Rubus spp.</i>	N	4.3±5.9	—	0.7±0.6	—	—
ホタルブクロ	<i>Campanula punctata</i>	H	4.7±7.2	—	—	—	—
クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i>	M	1.0±1.0	0.3±0.6	1.3±0.6	—	—
その他							
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i>	MM	20.0±13.9	23.0±19.7	52.7±53.7	5.3±2.3	0.7±0.6
クマシデ属 spp.	<i>Carpinus spp.</i>	MM	3.3±2.9	4.7±3.5	4.3±4.5	0.7±1.2	—
シダ類	<i>Pteropsida spp.</i>	—	3.7±3.2	6.3±6.8	1.3±1.2	0.3±0.6	0.3±0.6
カエデ属 spp.	<i>Acer spp.</i>	MM	0.3±0.6	—	0.7±0.6	1.7±1.5	1.0±1.7
キク科 spp.	<i>Compositae spp.</i>	—	1.0±1.7	0.7±0.6	1.7±1.5	—	—

以下省略

処理区はリター除去プロットとリター有プロットに分け, 各種群には主要な種のみを表示してある。処理区の番号 (I~V) は, 表-1と同じ。表中の異なる Wallis 検定, Scheffe 法,  $p < 0.01$ 。生活形: Th, 一年生植物; G, 地中植物; H, 半地中植物; N, 微小型地上植物; MM, 大型地上植物。

数を比較すると, 溪畔林構成種は処理区 II, IV で, 先駆低木群落構成種は処理区 I, II, III でそれぞれリター除去プロットの方が有意に出現種数が多かった ( $p < 0.05$ )。それ以外の組み合わせでは有意な差はみられなかった ( $p > 0.05$ ) (図-2)。

#### IV. 考 察

植栽木の上木処理としての間伐に注目すると, リターの有無にかかわらず各処理区で発芽した種数は伐採を行った処理区 (I~III) で多い傾向があったことから, 伐採によって林床の光環境を改善すれば, 種数の増大が見込めると考えられる (表-2, 図-2)。ただし, 間伐率の違いによる出現種数の有意差はなく, 30%の間伐を行った場合でも皆伐と

同程度まで種数が増大するため, 間伐率を上げた方がより効果的とはいえない。発生個体数や生残個体数に関しても同様な傾向が認められたが (表-2), 皆伐区 (I) の方が間伐区 (II, III) よりも若干多い傾向があったことから, 長期的にみれば間伐率の違いによって生残状況に差が出る可能性がある。一方, 巻き枯らし間伐を行った場合は光環境の変化がほとんどなく, 出現種数, 発生個体数, 生残数ともに無間伐区と変わらなかった。したがって, 巻き枯らし間伐を行った翌年は, 林床の状況は上木処理前とほとんど変わらず, スギの葉が脱落するまで処理の効果は現れないと考えられる。

リターの有無の比較では, 60%間伐区の個体数と無間伐区以外で, リターを除去した方が発生個体数, 出現種数と

リター有					全体	
I	II	III	IV	V	(/30 m <sup>2</sup> )	(%)
17.0±1.0 <sup>ab</sup>	23.7±7.5 <sup>a</sup>	10.3±5.1 <sup>ab</sup>	3.7±1.5 <sup>b</sup>	6.0±2.0 <sup>b</sup>	112	
261.3±98.1	464.3±332.0	64.0±44.7	5.0±2.6	13.0±12.1	8855	
59.3±43.0	59.0±34.2	16.7±15.0	2.3±1.2	2.7±3.8	1898	
21.0±7.3	13.5±3.8	27.8±14.7	47.6±4.1	14.2±13.1	25.3	
219.3±98.3	405.3±305.3	40.3±34.6	1.0±1.7	0.7±0.6	6739	76.1
10.0±5.0	4.3±2.1	3.3±3.2	—	0.7±1.2	145	1.6
0.7±0.6	1.7±1.2	—	—	—	63	0.7
1.3±1.5	1.0±1.7	1.3±2.3	—	—	50	0.6
1.7±1.5	2.3±0.6	3.7±3.2	1.0±1.0	1.3±2.3	48	0.5
0.3±0.6	1.0±1.0	1.0±1.0	0.3±0.6	2.3±3.2	32	0.4
—	1.0±1.7	—	—	—	19	0.2
1.0±1.7	0.7±1.2	—	—	—	11	0.1
—	—	0.3±0.6	—	—	12	0.1
1.0±1.0	0.3±0.6	—	—	—	23	0.3
3.3±2.1	3.7±2.5	2.7±0.6	0.7±0.6	2.7±3.8	61	0.7
0.3±0.6	1.3±1.5	0.7±0.6	—	—	59	0.7
0.3±0.6	2.3±2.1	—	0.3±0.6	—	52	0.6
0.7±1.2	—	—	—	—	15	0.2
0.3±0.6	1.0±1.7	—	—	—	22	0.2
4.7±3.5	7.3±10.1	1.0±1.0	0.3±0.6	1.0±1.0	246	2.8
4.7±2.3	1.3±1.5	1.0±1.7	—	—	184	2.1
0.7±0.6	12.7±10.5	—	—	—	136	1.5
0.7±1.2	—	0.3±0.6	—	—	64	0.7
—	0.3±0.6	—	—	—	36	0.4
0.3±0.6	—	—	—	—	35	0.4
0.3±0.6	0.7±1.2	—	—	—	29	0.3
0.3±0.6	0.7±0.6	—	0.7±1.2	—	24	0.3
—	—	—	—	—	20	0.2
—	0.3±0.6	—	—	—	16	0.2
—	—	—	—	—	14	0.2
—	1.3±1.5	—	—	—	12	0.1
3.3±2.1	2.0±1.7	5.7±6.7	—	0.3±0.6	339	3.8
2.7±2.1	1.7±0.6	0.3±0.6	—	2.3±1.2	60	0.7
0.3±0.6	—	0.3±0.6	—	—	38	0.4
0.3±0.6	1.7±1.2	0.3±0.6	—	0.3±0.6	19	0.2
0.3±0.6	0.3±0.6	—	—	—	12	0.1

るアルファベットは、リター除去プロットあるいはリター有りプロットにおいて、処理区間で有意差のあった組み合わせを示す (Kruskal-

もに有意に多かった (表-2, 図-2)。リター層は植物の発芽の障害となって、その厚さが厚いほど発芽個体数が減少するといわれており (Sydes and Grime, 1981), 本研究でも同様の結果が得られた。種ごとにみてもその傾向に変わりはなく、厚いリター層の存在は植物の発芽を一様に阻害していると考えられる。スギの落葉は広葉樹に比べて分解速度が遅い (堤, 1989) ため、上木処理後もしばらくは林床に堆積した状態が続くと考えられる。間伐によって林床の光環境が改善されても厚いリター層が残されていれば発芽が阻害されると考えられることから、すみやかに林床植生を回復するためには、リターを除去する林床処理を行うことが望ましいといえる。

以上のような上木処理および林床処理を行うことによ

て多くの種が侵入し、溪畔林構成種も発生することが確認された (図-2)。調査地の位置する浦山地区の溪畔域にはサワグルミやシオジなどの小林分が残存することからみて、本調査地ではシオジ-サワグルミ林が成立していた可能性が高いが、処理後発生した溪畔林構成種の高木性木本種はフサザクラ、オオバアサガラ、カツラ、カエデ類などであった。これは、これらの木本種は、調査地に隣接する崖錐斜面に生育する成木 (川西ら, 2007) が散布源となって、多くの種子がスギ人工林に供給されたためと考えられる。このうち、フサザクラは崖錐斜面での優占度が高いことから (川西ら, 2007), 種子の供給量も多かったと考えられ、それが発生個体数の著しく多い原因と考えられる。また、本調査地の無間伐区 (V) の土壤に含まれる埋土種子集団の

発芽試験では、フサザクラ、オオバアサガラ、カツラ、キハダなどの溪畔林構成種が確認されており、発生した個体の一部は前年に散布された種子を含めた埋土種子から発芽した可能性もある。なお、この発芽試験では溪畔林構成種の他にも、斜面林構成種のアオダモ、サルナシ、ムラサキシキブなどや、先駆低木群落構成種のキブシ、コナスビ、オニタビラコ、フジウツギ、ミヤマタゴボウ、コアカソ、キラソウ、ヌルデ、タケニグサなどの発芽も確認されている(川西ら, 2007)。

一方、秩父地域に成立するシオジ林では、多年生草本の多様性の高い、密な林床植生が成立するとされている(前田・吉岡, 1952)。しかし、本調査地で発生した溪畔林構成種の大部分は木本種であり、草本種はミヤマハコベやイヌワラビなどの一部の種が比較的多く発生したのみであった。したがって、間伐やリター除去といった処理を行うことによって、溪畔林を構成する草本種が直ちに侵入することではなく、すみやかな草本種数の回復は難しいと考えられる。

フサザクラは崩壊地や崖錐上に生育する樹種であり(Sakai and Ohsawa, 1994)、溪畔域の先駆低木群落に出現する(大野, 1986)。また、比較的発生個体数の多かったオオバアサガラや表-2には示さなかったミツバウツギなども同様の群落に生育する種である(大野, 1986)。したがって、処理後にまず成立するのは、フサザクラやオオバアサガラといった先駆的な溪畔林構成樹種が優占し、ヌルデやキブシなどの木本種およびコナスビ、オニタビラコ、ミヤマタゴボウといった草本種などの先駆性植物が混生する先駆的な群落であると考えられる。

本研究では、間伐やリター除去といった処理を行った翌年には、多数の先駆的な溪畔林構成種が発芽し、遷移初期段階については天然更新が可能であると考えられた。しかし、溪畔林構成種の中で、シオジやサワグルミなどの主要木本種はみられず、草本植物はニリンソウやイヌワラビといった少数の種しか発芽しなかった。サワグルミ、シオジ

といった樹種や多くの多年生草本植物が侵入可能かどうかは、さらに長期的なモニタリングが必要であり、その結果をもとに、天然性溪畔林に近い種組成の林分へ誘導するための一部の種の植栽や播種による導入も検討する必要があると考えられる。

本研究を行うにあたり、NPO 法人「森」の方々には多大な援助をいただきました。また、立正大学 ORC 事業の助成を受けた。この場を借りて御礼を申し上げます。

## 引用文献

- 川西基博・崎尾 均・米林 伸(2007)実生出現法によるスギ植林地と広葉樹二次林の埋土種子集団の比較. 地球環境研究 9: 31-41.
- 溪畔林研究会編(2001)水辺林管理の手引き 基礎と指針と提言. 213 pp, 日本林業調査会, 東京.
- 木佐貫博光・梶 幹夫・鈴木和夫(1992)秩父山地におけるシオジ林の林分構造と更新課程. 東大演報 88: 15-32.
- 前田禎三・吉岡二郎(1952)秩父山岳林植生の研究(第2報). 東大演報 40: 129-149.
- 宮脇 昭編(1986)日本植生誌 関東. 641 pp + 付表, 至文堂, 東京.
- 長池卓男(2000)人工林生態系における植物種多様性. 日林誌 82: 407-416.
- 大場達之編(2003)千葉県自然誌 別冊4—千葉県植物誌. 1181 pp, 千葉県, 千葉.
- 大野啓一(1986)山地溪畔林. (日本植生誌 関東. 宮脇 昭編, 至文堂, 東京). 300-303 + 付表.
- 大住克博(2007)生態系管理. (主張する森林施業論 22世紀を展望する森林管理. 森林施業研究会編, 日本林業調査会, 東京). 53-61.
- Sakai, A. and Ohsawa, M. (1994) Topographical pattern of the forest vegetation on a river basin in a warm-temperate hilly region, central Japan. *Ecol. Res.* 9: 269-280.
- 崎尾 均・山本福壽編(2002)水辺林の生態学. 206 pp, 東大出版会, 東京.
- Sydes, C. and Grime, J.P. (1981) Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland I. Field investigation. *J. Ecol.* 69: 237-248.
- 堤 利夫(1989)森林生態学. 166 pp, 朝倉書店, 東京.
- 渡邊定元(2007)持続可能な森林経営・管理とは何か. (主張する森林施業論 22世紀を展望する森林管理. 森林施業研究会編, 日本林業調査会, 東京). 21-45.