

論 文

下層植生が衰退したヒノキ人工林における間伐後5年間の 下層植生の種組成と植被率の変化 *

渡邊仁志・横井秀一 **・井川原弘一 ***

Changes of the species composition and cover ratio of
ground vegetation in Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantations
with poor undergrowth within 5 years after thinning *

Hitoshi WATANABE, Shuichi YOKOI ** and Koichi IGAWAHARA ***

ヒノキ人工林において、表土流亡の抑止に有効とされている下層植生の発達に及ぼす間伐の影響を検証するために、岐阜県南部の4林分（6調査区）に各6～21箇所の小方形区（1m²）を設置し、間伐後5年間の下層植生の種組成と植被率の変化を調査した。間伐後、林内の相対散乱光（DIF）は大きくなり、草本層（地上高0.6m以下）の平均植被率は増加した。間伐5年後の平均植被率は、断面積間伐率が50%を超える間伐（強度間伐）や群状間伐を実施した調査区で、特に大きかった。ただし、植生発達の状況は、同じ調査区の中でも箇所によって違いがあり、どの小方形区でも一様に植被率が高いわけではなかった。草本層植被率50%（表土流亡の抑止効果が特に高い）を目安とすると、部分的にはそれを超える箇所があるが、全体ではそれに及ばない調査区が多かった。種組成は、間伐後の年数や調査区に関わらず、間伐後に出現した種（新規種）が多数を占めていた。一方、植被率は、間伐2年後には、すべての調査区で間伐前から存在した種（既存種）の占める割合が高かったが、間伐5年後には、新規種の割合が高い調査区もみられた。既存種や新規種が占める割合の違いには、間伐時に存在した下層植生の種類や埋土種子の有無が影響していると考えられる。下層植生が衰退したヒノキ人工林で間伐を実施することにより、下層植生が発達することが確かめられた。しかし、間伐後5年が経過し、DIFは間伐直後より低下した。一時的に発達した先駆樹種が衰退するなど、林内の光環境が悪化していることが推測される。

キーワード：ヒノキ人工林、群状間伐、強度間伐、下層植生、種組成、植被率

I はじめに

林地の表土流亡を防止し表土を保全するうえで、林床の被覆は重要である（中野、1973；三浦、2000）。林床の被覆物としては下層植生（岩川ら、1987）や堆積リター（小林ら、1979；村井、1976）などの報告がある。ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）人工林の場合、林床には堆積リターがほとんどないので、林床の被覆効果がより大きいのは下層植生である（三浦、2000）。しかし、間伐が遅れて過密状態になったヒノキ人工林では、林冠の閉鎖にともなって下層植生が衰退しやすいことが知られている。また、下層植生に乏しい貧植生型の林床では、表土流亡の危険性が高いことが指摘されている（梶原ら、1999；渡邊ら、2004）。このような林分ではヒノキの保育だけでなく、下層植生の発達

を期待した治山事業（例えば、保安林整備事業における本数調整伐）などが実施されている。しかし、下層植生が一度衰退してしまったヒノキ人工林においては、間伐によってそれが回復しない事例（中村、1992；深田ら、2006；横井ら、2008）が報告されている。

その理由としては、間伐率の低さ、間伐以前の無植生状態の長期化、間伐間隔の開きすぎ（中村、1992）や埋土種子の少なさ、間伐後の林内照度の不十分さ（横井ら、2008）が指摘されている。ここで、林内がより明るくなるような間伐方法を工夫すれば、下層植生が回復しない原因のひとつ（間伐率の低さやそれにともなう林内の明るさ不足）を解決できると考えられる。そのための間伐手法としては、通常間伐（定性的な点状間伐）の手法をとりつつ間伐率を高くする（以下、「強度間伐」

* 本研究の一部は、日本生態学会第58回大会で発表した。

** 前：岐阜県森林研究所、現：岐阜県立森林文化アカデミー

*** 前：岐阜県森林研究所、現：岐阜県可茂土木事務所

表-1 調査地の概要

調査地	標高 (m)	年降水量 ¹⁾ (mm)	年平均気温 ¹⁾ (°C)	斜面傾斜 (°)	傾斜方位	斜面位置	林齢 ²⁾ (年)
高富	80	1915.3	15.5	28	北東	下部	29
加子母	1090	2409.7	11.8	36	西	中部	33
上矢作	630	1768.5	12.8	33	東	中部	31
山岡	780	1768.5	12.8	20	南西	下部	42

1) 気象統計情報(気象庁, <http://www.jma.go.jp/>)による、各調査地に最寄りの気象観測所(高富:岐阜気象観測所、加子母:宮地気象観測所、上矢作・山岡:恵那気象観測所)における平年値または準平年値である。

2) 調査開始時

表-2 各調査地の林分の概要

調査区	間伐率 (%)		本数密度 (本/ha)		平均胸高直径 (cm)		平均樹高 (m)	
	本数率	断面積率	間伐前	間伐後	間伐後	再調査時 ¹⁾	間伐後	再調査時 ¹⁾
高富・通常間伐区	38.1	28.2 ²⁾	1641	1016	19.4	20.1	14.7	15.8
高富・群状間伐区	34.0	27.0	1886	1245	17.5	18.0	13.9	15.0
加子母・通常間伐区	40.7	40.9 ²⁾	1598	947	22.3	24.0	17.5	18.7
加子母・群状間伐区	43.9	45.3	1334	749	23.6	25.6	18.2	19.4
上矢作・通常間伐区	50.0	52.3 ²⁾	1682	841	20.5	22.0	16.7	17.7
山岡・通常間伐区	46.0	38.8 ²⁾	2121	1145	20.7	21.8	18.0	19.4

1) 2009年または2010年

2) 伐根直径の測定値から推定した。

間伐率、本数密度、および間伐後の平均胸高直径、平均樹高は、横井ら(2009)による。

とする)ことや、林分のところどころを小集団で伐採し、部分的に明るい箇所をつくり出す(以下、「群状間伐」とする)ことが挙げられる。

筆者らは、間伐(強度間伐、群状間伐)が、下層植生の発達に及ぼす影響を検証するために設置した調査地で、間伐後の下層植生の変化を調査している。既報(横井ら, 2009)は、この調査地における間伐後の下層植生の発達過程から、間伐後2年間の植生発達においては間伐前から存在した種への依存度が高いことを示し、結論を出すことはできないとしながらも、これらの間伐手法が下層植生の発達に対して効果があることを示唆した。本研究では、その後の調査をもとに、下層植生が衰退したヒノキ人工林における間伐後5年間の下層植生の種組成と植被率の変化を示し、既報(横井ら, 2009)の結果もふまえつつ、下層植生の発達に対するこれらの間伐の効果を考察する。

II 調査地および調査方法

1. 調査地の概況と間伐方法

調査地は、岐阜県山県市大桑(旧高富地区;以下、高富とする)、中津川市加子母(以下、加子母)、恵那市上矢作町(以下、上矢作)、恵那市山岡町(以

下、山岡)の計4箇所に設定した(表-1)。いずれの調査地も岐阜県南部にあり、下層植生が衰退~やや衰退したヒノキ人工林を、調査を開始する前後に間伐した林分である。

高富調査地と加子母調査地においては、2005年の秋に調査区を設置し、その直後に間伐を実施した。これらの調査地には、それぞれに間伐方法の異なる2調査区(通常間伐区、群状間伐区)を設置した。通常間伐区(高富: 256m², 加子母: 338m²)では、定性的な点状間伐の手法で間伐木を選定した。群状間伐区(高富: 265m², 加子母: 427m²)では、通常間伐区と同様に間伐木を選定した上で、区内の中央付近の1箇所において、数本のまとまり(伐採群とする)が伐採されるよう、間伐木を追加した。伐採群の面積は、およそ20m²程度となった。上矢作調査地では2005年夏に、山岡調査地では2003年から2004年にかけての冬に間伐を実施した林分に、2006年春に調査区(上矢作・通常間伐区: 321m², 山岡・通常間伐区: 297m²)を設置した。

各調査区の林分の概要を表-2に示す。横井ら(2009)によると、高富調査地と山岡調査地では、小径木主体の伐り捨て間伐が行われた。また、加子母調査地では、全層間伐が行われたあと、太めの木は収穫され小径木は林地に残置された(横

井ら, 2009)。上矢作調査地では、太めの木を主体とする利用間伐が行われた(横井ら, 2009)。各調査地における間伐率は、本数率で34.0~50.0%, 断面積率で27.0~52.3%であった。このうち、通常間伐区における本数間伐率は38.1~50.0% (断面積間伐率28.2~52.3%) であり、通常間伐区には、さまざまな間伐強度の調査区が含まれていた。なお、群状間伐区の伐採群付近における部分的な間伐率は表-2に示された数値よりも高く、伐採群から離れた箇所における間伐率は示された数値より低かった。

2. 調査方法

(1) 調査区の設置

各調査区において、小方形区 ($1\text{ m} \times 1\text{ m}$) をベルト状に連続して配置した。高富・通常間伐区では、調査区の中央に、長さ14mのベルトを等高線方向に設置した(14小方形区)。高富・群状間伐区では、伐採群の中央で直交する2本のベルト(傾斜方向17m, 等高線方向17m)を十字型に設置した(33小方形区)。加子母・通常間伐区では、調査区内の上部と下部に、長さ10mのベルトを等高線方向に2本設置した(20小方形区)。加子母・群状間伐区では、伐採群の中央で直交する十字型に、2本のベルト(傾斜方向30m, 等高線方向23m)を設置した(52小方形区)。上矢作・通常間伐区では、調査区内の上部(長さ12m)と下部(長さ9m)にベルトを等高線方向に設置した(21小方形区)。山岡・通常間伐区では、長さ6mのベルトを傾斜方向に1本設置した(6小方形区)。

(2) 林床の光環境の測定

各小方形区において、Ishida (2004) に従って全天空写真を撮影し、相対散乱光(標準曇天時、以下 DIF とする)を求めた。全天空写真の撮影には、デジタルカメラ(ニコン COOLPIX995)とフィッシュアイコンバーター(ニコン FC-E8)を使用した。DIF の計算には、RGBFisheye ver.2.0.1 (Ishida, 2004) を用いた。全天空写真は、高富調査地と加子母調査地では間伐前(2005年秋; 1小方形区おき)と間伐後(2006年秋; 全小方形区)および2010年秋(全小方形区)に、上矢作調査地と山岡調査地では間伐後(2006年春; 全小方形区)と2010年秋(全小方形区)に撮影した。

(3) 下層植生の調査

各小方形区内で、草本層(地上高0.6m以下)、低木層(地上高0.6mより上)の2階層に分布する維管束植物を対象に植生調査を行った。調査では、はじめに各小方形区のそれぞれの階層の植被率(百

分率)を測定し、さらに、種類ごとに植被率を記録した。小方形区ごとに出現種の植被率を合計し、これを「積算植被率」とした。これらの調査は、高富調査地と加子母調査地では、2005年秋(間伐前), 2006年秋, 2007年秋, 2010年秋の計4回、上矢作調査地と山岡調査地では、2006年春, 2006年秋, 2007年秋, 2010年秋の計4回行った。

なお、これ以降、本報告においては、2006年春の調査時期を「2006年春」とし、それ以外の秋の調査時期は、それぞれ「2005年」、「2006年」、「2007年」、「2010年」と表記する。

3. データ解析

加子母調査地は初回調査時に低木が散生していた。低木が含まれる小方形区は、2005年(間伐前)の植被率が大きかった。本調査地における一連の調査では、初回調査時の積算植被率が30%以上の小方形区を解析から除外した(横井ら, 2009)。

高富調査地では、2006年の調査後に南東側に隣接するヒノキ林が間伐された。この間伐が比較的強度であり、かつ林分の境界付近が集団で伐採されたため、この林分との境界近くに設置した通常間伐区の光環境が、調査地を設定した時点よりも明るくなった(横井ら, 2009)。本報告では、通常間伐区のうち、この間伐の影響を強く受けたと考えられる林分境界付近の7小方形区を解析から除外した。

高富調査地と加子母調査地の群状間伐区では、伐採群の中とそれ以外において、光環境が大きくばらつき、下層植生の回復状況にも差がみられた。本報告では、便宜的に伐採群の中央(すなわち調査ベルトの交点とそれに近い13小方形区)を伐採群内、それ以外の小方形区を伐採群外とし、群状間伐の効果を評価するために、解析は伐採群内の小方形区で行った。

この結果、解析に供した小方形区は、高富調査地(通常間伐区: 7小方形区、群状間伐区: 13小方形区)、加子母調査地(通常間伐区: 14小方形区、群状間伐区: 12小方形区)、上矢作調査地(通常間伐区: 21小方形区)、山岡調査地(通常間伐区: 6小方形区)となった。

III 結果

1. 林床の光環境の変化

各調査区における DIF の変化を表-3に示す。間伐前の DIF は、高富調査地で2.24~2.30%, 加子母調査地で2.46~2.72%であった。間伐後の DIF は、7.26~24.61%で、同じ調査地内では通常間伐区よりも群状間伐区の方が値が大きかった。再調

表-3 各調査地におけるDIFの変化

調査区	DIF (%) ¹⁾		
	間伐前	間伐後	再調査時 ²⁾
高富・通常間伐区	2.24 ± 0.30	7.26 ± 0.70	9.20 ± 1.33 *
高富・群状間伐区	2.30 ± 0.36	17.14 ± 2.40	16.61 ± 1.86
加子母・通常間伐区	2.72 ± 0.51	18.56 ± 2.89	10.85 ± 2.73 **
加子母・群状間伐区	2.46 ± 0.87	24.12 ± 2.10	17.38 ± 1.03 **
上矢作・通常間伐区		24.61 ± 1.83	14.63 ± 5.45 **
山岡・通常間伐区		13.94 ± 1.35	4.87 ± 0.18 **

1) 各調査区の平均値±標準偏差で示す。

2) 2010年秋。アスタリスクは、間伐後と再調査時の数値に有意差(Mann-WhitneyのU検定, *: $p < 0.05$, **: $p < 0.01$)があることを示す。

間伐前, 間伐後の数値は, 横井ら(2009)による。

査時(2010年)のDIFは, 4.87~17.38%であった。間伐後の結果と同様, 同じ調査地内では群状間伐区の方が値が大きかった(Mann-WhitneyのU検定, 高富調査地 $p < 0.05$, 加子母調査地 $p < 0.01$)。高富・通常間伐区を除き, 間伐後のDIFよりも再調査時のそれの方が小さかった。特に山岡・通常間伐区では, 高富調査地, 加子母調査地の間伐前に近い値にまで低下していた。

2. 植被率の変化

山岡調査地においては, 調査期間を通じて低木層のある小方形区はなかった。それ以外の調査地で低木層がみられた小方形区の状況は, 以下のとおりである。高富・通常間伐区(全7小方形区)では2007年に2区(植被率2%), 2010年に3区(植被率2~8%), 群状間伐区(全13小方形区)では2007年に3区(植被率1~12%), 2010年に13区(植被率0.5~65%)であった。2010年に植被率65%を記録したのは, コシアブラ(*Acanthopanax sciadophylloides*)が優占する小方形区であった。加子母・通常間伐区(全14小方形区)で低木層がみられた小方形区は, 2005年に5区(植被率2~22%), 2007年に2区(植被率2~4%), 2010年に12区(植被率4~50%)であった。2010年の植被率50%は, シロモジ(*Lindera triloba*)によるものであった。2007年より2005年の方が低木層が存在する小方形区が多かったり, その植被率が大きかったりしたのは, 間伐時に低木が伐採された影響である。同様に群状間伐区(全12小方形区)では, 2005年に3区(植被率1~4%), 2007年に3区(植被率0.5~4%), 2010年に7区(植被率5~90%)であった。2010年に植被率が高かったのは, コアジサイ(*Hydrangea hirta*)が優占する小方形区であった。上矢作調査地(全21小方形区)で低木層がみられた小方形区は, 2007年に5区(植被率1~50%), 2010年に13区(植被率1~30%)で

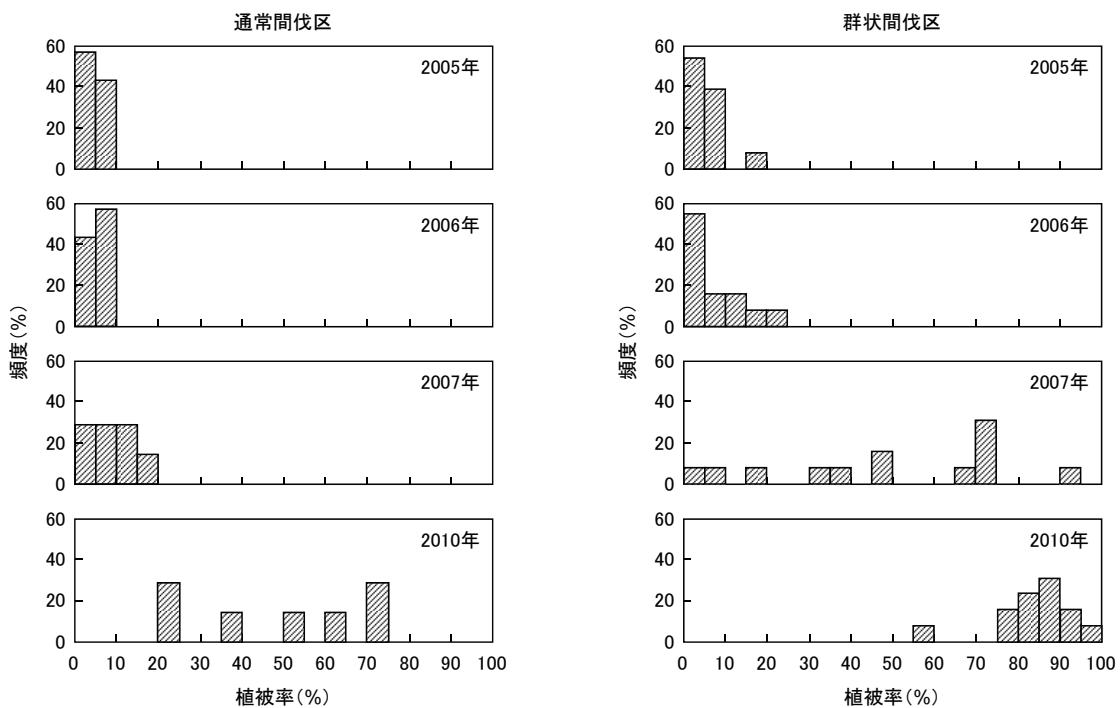
あった。2007年の植被率50%は, ニガイチゴ(*Rubus microphyllus*)によるものであった。

高富調査地における草本層植被率の頻度分布を図-1に示す。2005年の草本層植被率は, どちらの間伐区とも0~5%の頻度が最も高かった。2006年には, 2005年よりも植被率の高い小方形区が多くなり, 2007年には群状間伐区において, 植被率のばらつきが大きくなった。2010年には通常間伐区において2007年よりも植被率の高い小方形区が多くなり, そのばらつきが大きくなつた。群状間伐区においては, 85~90%の頻度が最も高かった。草本層植被率は, 2007年と2010年において, 両間伐区で有意に異なつた(Mann-WhitneyのU検定, $p < 0.01$)。

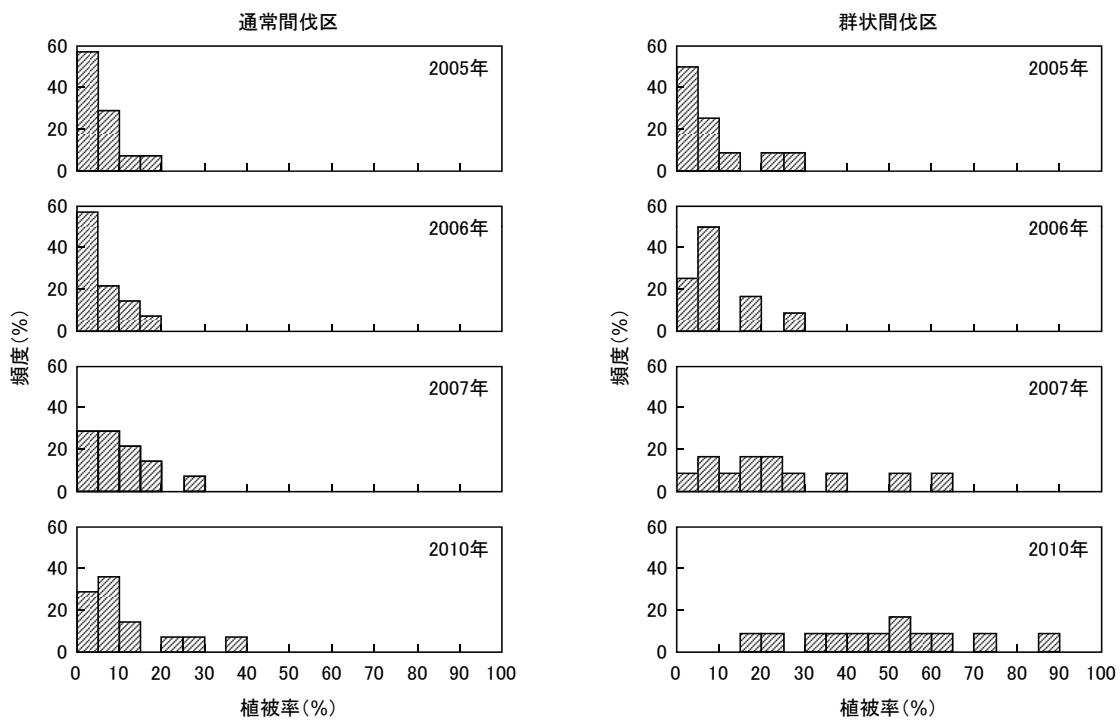
加子母調査地における草本層植被率の頻度分布を図-2に示す。2005年の草本層植被率は, どちらの間伐区とも0~5%の頻度が最も高く, その後は, 徐々に植被率の大きい小方形区が増加していった。2007年と2010年には群状間伐区で値のばらつきが大きくなつた。2007年と2010年において, 通常間伐区の草本植被率と群状間伐区のそれには, 有意な差が認められた(Mann-WhitneyのU検定, $p < 0.01$)。

上矢作調査地における草本層植被率の頻度分布を図-3に示す。草本層植被率は, 2006年春には0~5%の頻度が最も高く, 2006年(その年の秋)にはより植被率の大きい小方形区が出現した。続く2007年と2010年には, 値のばらつきが大きくなり, 部分的には草本層植被率が50%を超える小方形区もみられた。

山岡調査地における草本層植被率の頻度分布を図-4に示す。草本層植被率は, 2006年春にはすべての小方形区で0~5%であった。2006年には5~10%の頻度が高くなり, 2007年にはさらに植被率が大きい小方形区が増加した。2010年には20~25%の頻度が最も高かつたが, それ以上の草本



図－1 高富調査地における草本層植被率の頻度分析



図－2 加子母調査地における草本層植被率の頻度分析

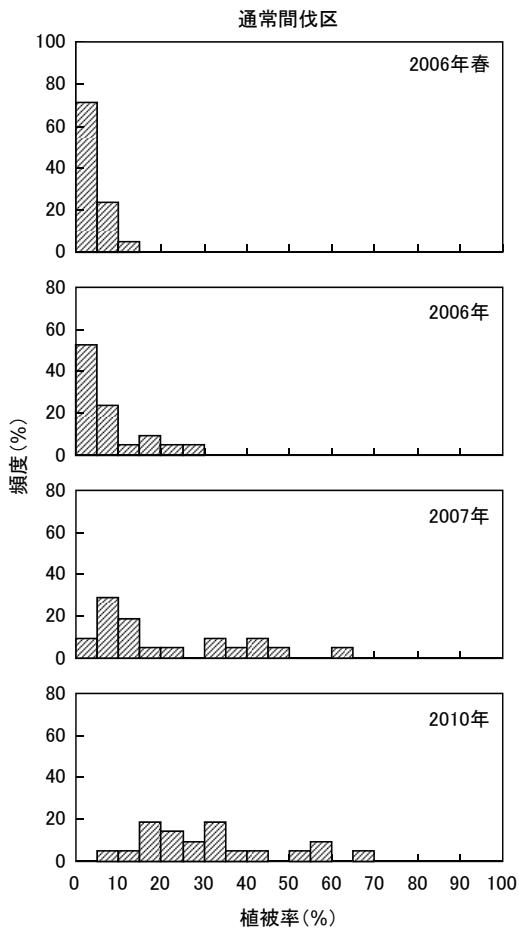


図-3 上矢作調査地における草本層
植被率の頻度分析

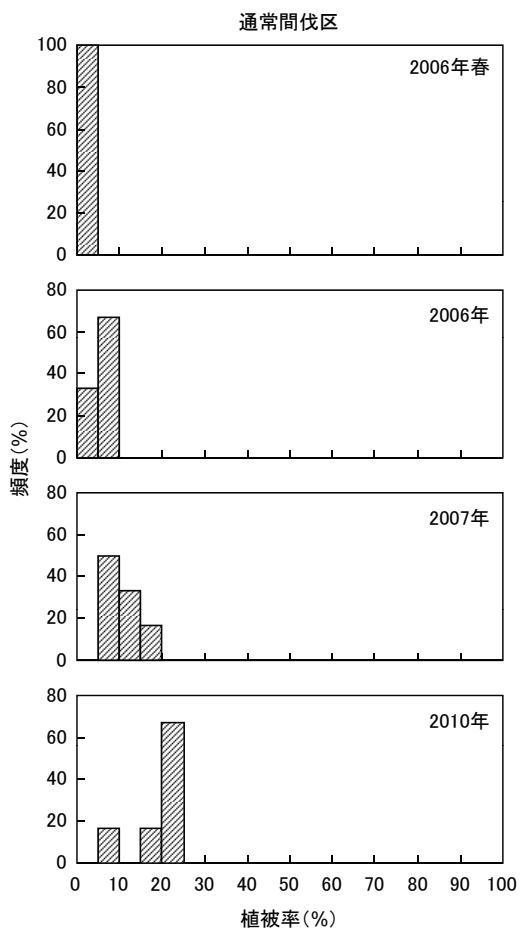


図-4 山岡調査地における草本層
植被率の頻度分析

層植被率をもつ小方形区はみられなかった。

初回調査時（2005年または2006年春）から2006年にかけて、各調査区における草本層植被率の平均（平均草本層植被率）は、どの調査区も緩やかに増加していた（図-5～7）。同じく、2006年から2007年にかけては、急増する調査区（高富・群状間伐区，加子母・群状間伐区）と緩やかなままの調査区（高富・通常間伐区，加子母・通常間伐区，上矢作・通常間伐区，山岡・通常間伐区）とがみられた（図-5～7）。続く2007年から2010年は、増加している調査区（高富・通常間伐区，高富・群状間伐区，加子母・群状間伐区）と緩やかに増加する調査区（加子母・通常間伐区，上矢作・通常間伐区，山岡・通常間伐区）とがあった（図-5～7）。2007年および2010年の平均草本層植被率は、群状間伐区が同じ調査地の通常間伐区よりも大きかった（図-5，6）。

3. 出現種の変化

図-8には、2010年の調査時における各調査区の積算植被率の平均（平均積算植被率）を、その

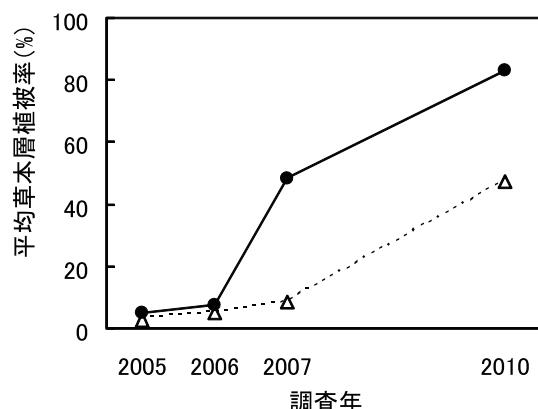
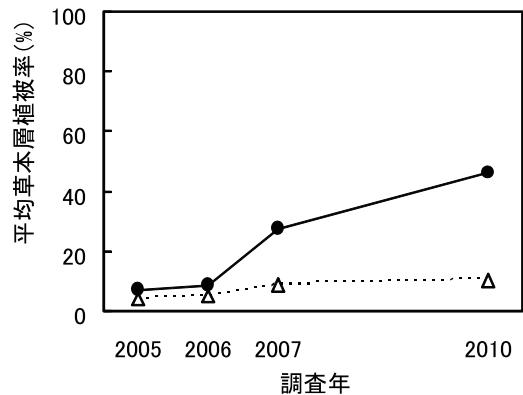
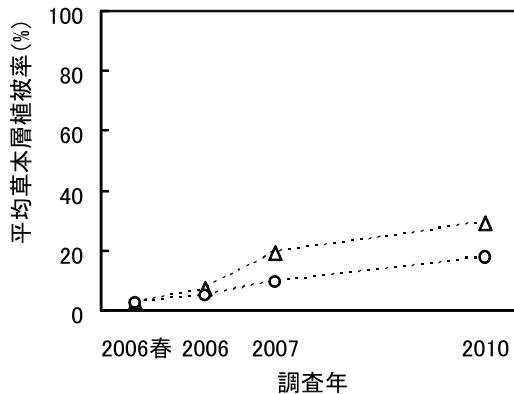


図-5 高富調査地における平均草本層植被率の変化
△は通常間伐, ●は群状間伐を示す。



図一6 加子母調査地における平均草本植被率の変化

△は通常間伐, ●は群状間伐を示す。



図一7 上矢作調査地と山岡調査地における平均草本植被率の変化

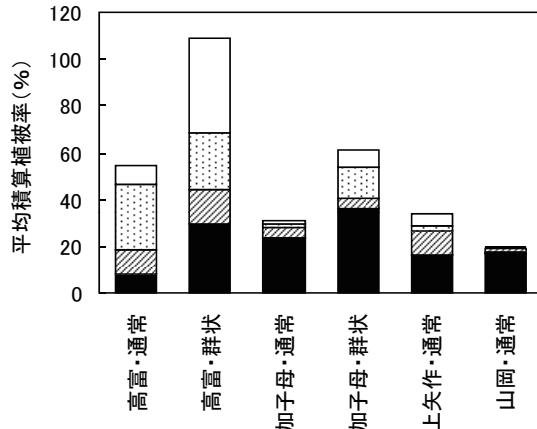
△は上矢作調査地, ○は山岡調査地を示す。

種が初めて出現した調査時期ごとに分けて示した。各調査区の平均積算植被率は、20.2~108.7%であった。加子母試験地の両間伐区と上矢作、山岡の通常間伐区は、初回調査時に存在した種の積算植被率が全体の半分以上を占めていた。高富・通常間伐区では2007年に初めて出現した種の方が、高富・群状間伐区では2010年に初めて出現した種の積算植被率の方が、初回調査時に存在した種のそれよりも大きかった。

2010年の調査時点における各調査区の出現種数の平均（平均出現種数）を図一9に示した。各調査区の平均出現種数は、8.0~13.3種であった。山岡・通常間伐区では、初回調査時に存在した種が全体に占める割合が大きかったが、それ以外の調査地では小さかった。高富・群状間伐区、加子母・通常間伐区と上矢作・通常間伐区では、2006年に初めて出現した種の割合が最も大きく、高富・通常間伐区では2007年に、加子母・群状間伐区では2010年に初めて出現した種類の割合が最も大きかった。山岡・通常間伐区では、間伐後2成長期間が過ぎてから初回調査を実施したため、その時に出現した種が、間伐前から存在したものか間伐後に発生したものかは不明である。他の調査地では、2010年の出現種の大半が間伐後に発生した種であるといえる。

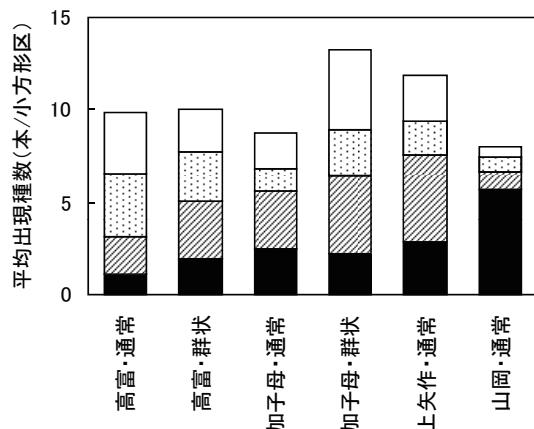
2010年に記録された種をその小方形区の出現種として、調査区ごとに種ごとの出現率（調査区の中で解析の対象とした小方形区数に対する、その種が出現した小方形区数の割合）を求めた。表一4には、いずれかの調査区で出現率が30%以上であった種とその出現率を示した。

ヒノキ、アオハダ (*Ilex macropoda*)、ノブドウ (*Ampelopsis brevipedunculata* var. *heterophylla*)、リョウブ (*Clethra barvinervis*)、コシアブラの5



図一8 2010年の平均積算植被率

黒塗りは初回調査時に存在した種、斜線は2006年に初めて出現した種、ドットは2007年に初めて出現した種、白抜きは2010年に初めて出現した種を表す。



図一9 2010年の平均出現種数

図の凡例は、図一8と同じ。

表-4 主な出現種の出現率

出現種 高富	通常間伐区		群状間伐区		通常間伐区		加子母 群状間伐区		上矢作 山岡
	高富	高富	高富	高富	高富	高富	高富	高富	
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	85.7	53.8	100.0	75.0	100.0	75.0	100.0	100.0
アオハダ	<i>Ilex macropoda</i>	85.7 (14.3)	84.6	14.3	8.3	8.3	57.1	57.1	66.7
ノブドク	<i>Ampelopsis brevipedunculata</i> var. <i>heterophylla</i>	28.6	30.8	21.4	91.7	35.7 (14.3)	58.3	19.0	33.3
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	42.9 (28.6)	23.1 (15.4)	35.7 (14.3)	58.3	8.3 (33.3)	23.8	4.8	100.0
コシアブラ	<i>Acanthopanax scitodophyllumoides</i>	14.3 (14.3)	23.1 (7.7)	28.6 (35.7)	8.3	23.8	23.8	50.0	50.0
チヂミササ	<i>Oplopanax undulatifolius</i>	•	7.7	7.1	66.7	66.7	61.9	61.9	16.7
コアシサイ	<i>Hydrangea hirta</i>	•	•	85.7 (50.0)	91.7 (41.7)	85.7 (50.0)	91.7 (41.7)	33.3	33.3
ヒメジダ属spp.	<i>Thelypteris</i> spp.	42.9	84.6 (30.8)	28.6	75.0	28.6	75.0	•	•
オカトラノオ	<i>Lysimachia clethroides</i>	•	•	14.3	25.0	14.3	25.0	38.1	50.0
シンガシラ	<i>Blechnum niponicum</i>	14.3	15.4 (15.4)	•	8.3	35.7	91.7	•	50.0
タガネソウ	<i>Carex siderosticta</i>	•	•	•	•	21.4	83.3	38.1	•
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i>	28.6	•	•	•	50.0 (28.6)	41.7 (33.3)	42.9	42.9
モジミイチゴ	<i>Rubus palmatus</i> var. <i>coptophyllus</i>	•	•	15.4	•	•	14.3	14.3	•
シロモジ	<i>Lindera triloba</i>	•	•	21.4	•	•	•	•	16.7
ニガイチゴ	<i>Rubus microphyllus</i>	14.3	85.7 (14.3)	23.1 (23.1)	•	•	•	71.4	•
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	•	85.7	100.0 (38.5)	•	•	•	33.3	16.7
ヤマツルシ	<i>Rhus trichocarpa</i>	100.0	100.0 (7.7)	100.0 (7.7)	•	•	•	14.3	•
ユバノイシカガマ	<i>Dennstaedtia scabra</i>	•	•	•	•	•	•	•	•
フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i>	•	•	•	•	•	•	90.5	16.7
タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i>	•	•	•	•	•	•	•	•
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i>	100.0 (14.3)	76.9 (15.4)	•	•	•	•	•	•
ベニシダ	<i>Dryopteris erythrosora</i>	28.6	61.5 (30.8)	61.5 (30.8)	•	•	•	•	•
ヤマホトトギス	<i>Tricyrtis macropoda</i>	•	•	42.9 (7.1)	75.0 (33.3)	42.9 (7.1)	75.0 (33.3)	•	•
クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i>	•	53.8	•	•	16.7	16.7	•	•
クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i>	•	•	•	50.0	50.0	50.0	19.0	•
ウワミズザクラ	<i>Prunus grayana</i>	14.3	53.8	•	•	•	•	•	•
チゴユリ	<i>Disporum smilacinum</i>	•	•	28.6 (21.4)	41.7 (41.7)	28.6 (21.4)	41.7 (41.7)	•	•
ササクサ	<i>Lophatherum gracile</i>	57.1	7.7	•	•	16.7	16.7	•	33.3
ウリカエデ	<i>Acer crataegifolium</i>	•	•	•	50.0 (7.1)	33.3 (8.3)	33.3 (8.3)	•	•
シハイヌミレ	<i>Viola violacea</i>	•	•	7.1 (7.1)	66.7 (16.7)	7.1 (7.1)	66.7 (16.7)	•	•
イワガラミ	<i>Schizophragma hydrangeoides</i>	•	•	•	8.3	8.3	8.3	33.3	33.3
ヌレデ	<i>Rhus javanica</i> var. <i>roxburghii</i>	•	•	•	•	•	•	•	•
ヤブコウジ	<i>Ardisia japonica</i>	42.9	•	•	•	•	•	•	•
ヤマハゼ	<i>Rhus typhina</i>	•	38.5	•	•	•	•	•	•
オニドコロ	<i>Dioscorea tokoro</i>	•	•	•	•	•	38.1	38.1	•
ショウジョウバカマ	<i>Heloniopsis orientalis</i>	•	•	•	•	•	33.3	33.3	•
ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i>	•	•	•	•	•	33.3	33.3	•

いずれかの区内に30%以上の出現率調査区の中で解析の対象とした全小方形区数に対する、その種が出現した小方形区数の割合)で出現した種を示す。数値は、各区における2010年の出現率(%)、括弧内の数値は、間伐前(2005年)の調査時における出現率(%)を示す。
高富調査地のヒメシダ属spp.は、ハリガネワラビ (*T. viridifrons*) または、ミドリヒメワラビ (*T. viridifrons*)、その他の調査地においては、ハリガネワラビを示す。

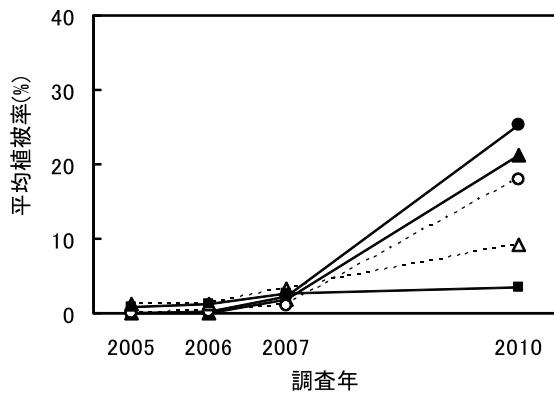


図-10 高富・通常間伐区における主な出現種の平均植被率の変化

●: フュイチゴ, ▲: コバノイシカグマ, ○: アオハダ, △: ヒサカキ, ■: リョウブを示す。

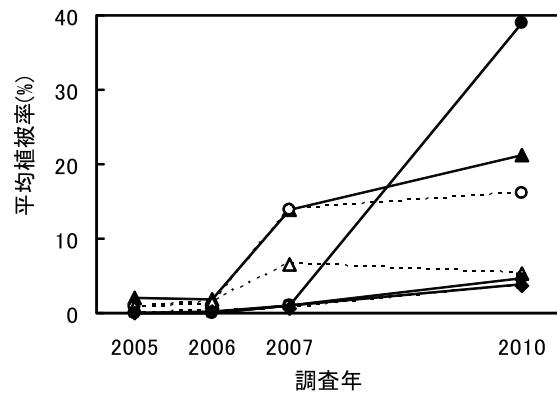


図-11 高富・群状間伐区における主な出現種の平均植被率の変化

●: フュイチゴ, ▲: コバノイシカグマ, ○: ヒメシダ属 spp. (ハリガネワラビまたはミドリヒメワラビ), △: ベニシダ, ■: コシアブラ, □: クサギ, ◆: アオハダを示す。

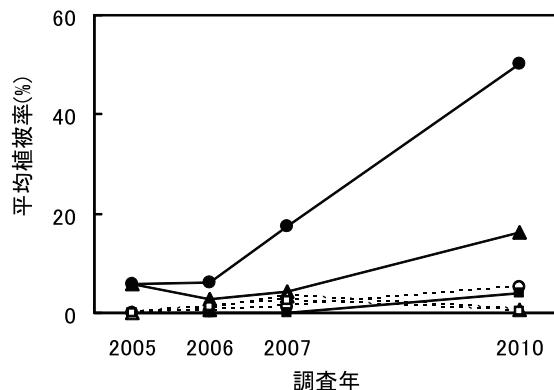


図-12 加子母・郡状間伐区における主な出現種の平均植被率の変化

●: コアジサイ, ▲: シロモジ, ○: タガネソウ, △: クマイチゴ, ■: ハリガネワラビ, □: タラノキを示す。

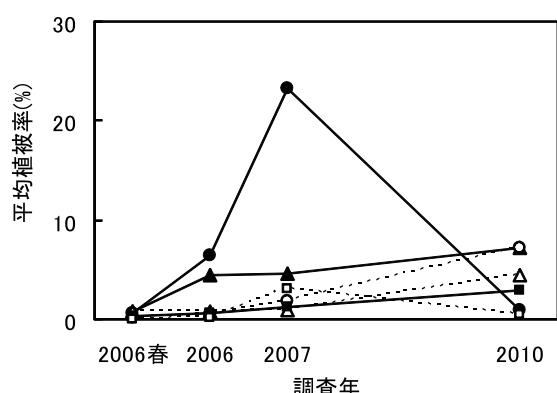


図-13 上矢作・通常間伐区における主な出現種の平均植被率の変化

●: ニガイチゴ, ▲: ヌルデ, ○: コアジサイ, △: ソヨゴ, ■: タラノキ, □: モミジイチゴを示す。

種は、すべての調査区に出現した（表-4）。ヒノキは、どの調査区においても、出現率50%を超えており、間伐前に調査を行った高富調査地と加子母調査地では、すべてが間伐後に出現した（表-4）。

高富調査地で出現頻度が高かったのは、ヒノキのほか、アオハダ、ヒサカキ (*Eurya japonica*)、フュイチゴ (*Rubus buergeri*) とシダ植物のヒメシダ属 (*Thelypteris* spp.)、コバノイシカグマ (*Dennstaedtia scabra*) であった（表-4）。

このうち、シダ植物は、間伐前の出現率も比較的高かった（表-4）。

加子母調査地においては、リョウブ、コアジサイ、シロモジ、タガネソウ (*Carex siderosticta*)、

ヤマホトトギス (*Tricyrtis macropoda*)、シハイスマレ (*Viola violacea*) の出現率が高かった（表-4）。このうち、間伐前にも比較的高率で出現していたのは、コアジサイ、シロモジ、ヤマホトトギスであった（表-4）。

上矢作調査地においては、ニガイチゴ、アオハダ、タチツボスマレ (*V. grypoceras*)、チヂミザサ (*Oplismenus undulatifolius*) の出現率が高かった（表-4）。

山岡調査地においては、リョウブ、アオハダ、ソヨゴ (*I. pedunculosa*)、コシアブラ、コアジサイ、オカトラノオ (*Lysimachia clethroides*)、シシガシラ (*Blechnum niponicum*) の出現率が高かった（表-4）。

調査区のうち植生の発達が顕著だった小方形区における種組成と植被率の変化に注目するため、草本層植被率が50%以上を記録したことがある小方形区（高富・通常間伐区：4小方形区、高富・群状間伐区：13小方形区、加子母・群状間伐区：6小方形区、上矢作・通常間伐区：5小方形区）において、出現種ごとの植被率の平均（平均植被率）を調査区ごとに求めた。このうち代表的な種（平均植被率がおおむね3%以上を記録したことのある種）について、平均植被率の推移を図-10～13に示す。

高富・通常間伐区の平均植被率は、2005年から2007年にかけては、どの種もほとんど増加しなかった（図-10）。同じく、2007年から2010年にかけては、急激に増加する種（フユイチゴ、コバノイシカグマ、アオハダ）と緩やかに増加する種（ヒサカキ、リョウブ）とがあった（図-10）。

高富・群状間伐区においては、フユイチゴは、2007年までは非常に植被率が小さく、2010年にかけて急激に増加した（図-11）。コバノイシカグマやヒメシダ属は、2006年から2007年にかけて増加し、その後2010年にかけては緩やかに変化した（図-11）。

加子母・群状間伐区において、コアジサイとシロモジの平均植被率は、間伐時の刈り払いの影響を受けて低下したが、2006年から2010年にかけて増加した（図-12）。

上矢作・通常間伐区では、ニガイチゴ、モミジイチゴ（*R. palmatus* var. *coptophyllus*）の平均植被率が2006年春から2007年にかけて増加し、その後2010年にかけて減少した（図-13）。ヌルデ（*Rhus javanica* var. *roxburghii*）、コアジサイ、ソヨゴ、タラノキ（*Aralia elata*）は、全期間を通じて緩やかに増加した（図-13）。

IV 考察

1. 種組成の変化

間伐後1年以上が経過してから調査を開始した山岡調査地では明らかではないが、それ以外の調査地では、2010年に出現した種の大半が、間伐後に発生した種であった（図-9）。同じ年の積算植被率の内訳をみると、高富調査地では、出現種数の場合と同様、間伐後に発生した種の占める割合が高く、加子母調査地と上矢作調査地では、間伐前（または間伐直後）から存在した種の割合が高かった（図-8）。積算植被率を種レベルで検討した場合、間伐後2年間の植生発達における間伐前から存在した種への依存度の高さ（横井ら、2009）が指摘されているが、その後3年間の結果では、

間伐前から存在した種への依存度は、調査地により違いが認められた。

間伐前に存在した種の植被率より間伐後に出現した種のそれが高かった高富調査地において、2010年に平均植被率が大きかった種は、両調査区に共通してフユイチゴとコバノイシカグマなどのシダ植物であった（図-10, 11）。このうち、シダ植物は、間伐前の出現率も比較的高かった（表-4）。一方、フユイチゴは、間伐前には調査地内に存在しなかったか、存在していても非常にわずかであった（表-4, 図-10, 11）。また、フユイチゴの平均植被率が大きくなったのは、間伐直後ではなく、2007年の調査以降のことである（図-10, 11）。フユイチゴの散布型は動物散布型であるが、その種子は埋土種子にもなる（竹下ら、1991）ことが報告されている。高富調査地における平均草本層植被率の変化（図-5）は、林内環境が生育に適した条件になったことにより、林内に存在したシダ植物が発達したことに加え、フユイチゴの埋土種子（あるいは動物散布種子）が、間伐をきっかけとして発芽し、間伐後3年目（2007年）以降に地上茎を匍匐させて急速に広がった過程と考えることができる。

間伐前に存在した種への依存度が高かった加子母・群状間伐区において、2010年に平均植被率が高かった種は、コアジサイとシロモジであった（図-12）。これらの種は、間伐前から林内に存在していたが、間伐時に刈り払われたものである。加子母調査地における平均草本層植被率の変化（図-6）は、間伐時に刈り払われた個体が、上層木の間伐による林内光環境の改善によって、萌芽により急速に発達した過程である。

加子母・群状間伐区と同様、間伐前に存在した種への依存度が高かった上矢作調査地では、2006年春から2007年にかけて増加したキイチゴ属（*Rubus* spp.）の2種（ニガイチゴ、モミジイチゴ）が、2010年には減少した（図-13）。キイチゴ類の埋土種子は長寿命であることが報告されており（Yokoyama and Suzuki, 1986），キイチゴ属のある種の埋土種子では、50年以上の発芽力と、好適な光環境になると速やかに発芽する性質（Harrington, 1972）が知られている。Suzuki（1992）は、間伐により相対照度が4%から27%に改善されたヒノキ人工林で、埋土種子に由来するモミジイチゴ個体群が間伐直後に著しく発達し、その後、林冠の再閉鎖にともない衰退したことを報告している。ニガイチゴやモミジイチゴは、林冠閉鎖前の若齢人工林や林縁において優占する先駆樹種である（宮脇、1977）。それと同時に、地下茎を伸長させることにより林床の弱光条件でも生

育でき (Suzuki, 1987), 皆伐や間伐など林地の攪乱に備えることも可能である。また, この地上茎は短命であり, 通常 2 年で枯死して新しい地上茎と交代する (鈴木・前田, 1981) ことが知られている。調査時に成育状況を観察した結果, これらの種の植被率は, 地上茎が急速に伸長したことにより増加し, この地上茎が枯死した後, 新しい地上茎が発生しないことにより減少していた。つまり, 上矢作調査地におけるキイチゴ属の植被率の変化は, 先駆性と耐陰性とを備えたこれらの種が, 間伐による光環境の向上により, 一時的に埋土種子や地下茎から地上部を増加させた結果であると考えられる。

間伐後の植生発達における, 間伐前から存在した種への依存度の違いには, 間伐時に林内に存在した下層植生の種類や埋土種子の有無が影響していると考えられる。また, 人工林への広葉樹の侵入には, 過去の攪乱, 種子源からの距離, 植栽樹種, 林齢など様々な要因が関係している (長池, 2000) とされる。したがって, 間伐後の植生発達に大きな役割を果たす種は, ここで示した条件のほかにも, 林分の前歴, 施業履歴, 林分の周囲の状況など, 林分がもつ様々な要因により異なることが示唆される。

2. 下層植生の発達に対する群状間伐と強度間伐の効果

若齢～壮齢のヒノキ人工林において, 表土流亡を抑止する効果が高いのは, 林床植生 (地上高 0.5m の範囲にある植生) である (三浦, 2000)。本報告の調査地において, 草本層 (地上高 0.6m 以下) の植被率は間伐後, どの調査区でも増加した (図-5～7, 図-14)。

高富調査地と加子母調査地における再調査時 (2010年) の DIF は, 同じ調査地内では群状間伐区が通常間伐区よりも有意に大きかった (表-3)。また, 高富調査地と加子母調査地の平均草本層植被率は, 群状間伐区が通常間伐区より常に大きくなっている (図-5, 6), 2007年と2010年には, 両区の草本層植被率が有意に異なった (図-1, 2)。横井ら (2009) が指摘するとおり, 群状に間伐することでその部分の林床が明るくなり, 下層植生の増加につながったと考えられる。両調査地の群状間伐区では, 伐採群内 (伐採群の中央付近) の小方形区のみを解析の対象としていることに加え, 加子母調査地では, 間伐後 (2005年) の積算植被率が大きい小方形区を解析から除外しているため, この結果は調査地全体の状況を代表しているわけではない。しかし, 下層植生が衰退した林床においては, 通常間伐区よりも群状間伐区の方が植生発達が顕著であったといえる。



図-14 調査地における下層植生の変化

高富・郡状間伐区の伐採群中央付近を撮影したもの。a は 2005 年 (初回調査時, 間伐前), b は 2010 年に撮影した。a の格子は小方形区のベルトである。

高富・通常間伐区における DIF は, 間伐後 (2005 年) と再調査時 (2010 年) で有意な差がみられなかった (表-3)。この調査区の中で隣接林分の強度間伐の影響が特に大きいと懸念される小方形区は解析から除いたが, この間伐の影響は解析対象とした小方形区にも及んでいると考えられる。そこで, 高富調査地を除いた通常間伐区において, 間伐率や DIF と平均草本層植被率とを比較した。まず, 2010年の平均草本層植被率をみると, 上矢作調査地では約30%で, 加子母調査地と山岡調査地では10～18%の間にあった (図-6, 7)。一方, 断面積間伐率は, 上矢作・通常間伐区で52%であったのに対し, 加子母・通常間伐区と山岡・通常間伐区では40%前後であった (表-2)。また, 上矢作・通常間伐区の再調査時 (2010年) の DIF は, 山岡・通常間伐区や加子母・通常間伐区のそれに比べて大きかった (表-3)。加えて, 加子母・通常間伐区では, 上矢作・通常間伐区に比べて, 2010年の低木層植被率が大きい小方形区が多かったことから, 低木層による被圧が林床における樹木種の生存や成長の阻害要因 (Lorimer *et al.*, 1994 ;

島田ら, 2009) となっている可能性もある。これらのことから、両者の平均草本層植被率の差は、間伐率の違いと、その後の林冠閉鎖過程や低木層の植生発達に起因する光環境の差を反映していると考えられる。さらに、集材による地表面の擾乱は林床植生の発達に寄与する(渡邊ら, 1998)ことから、上矢作・通常間伐区における草本層の植生発達には、利用間伐が行われたことによる地表擾乱が影響している可能性がある(横井ら, 2009)。

以上の結果から、下層植生が衰退したヒノキ人工林においては、通常の間伐手法のうち断面積間伐率で50%を超えるような「強度間伐」や、林分の一部をところどころ群状に間伐する「群状間伐」を実施することによって、方法によって程度の違いはあるものの、下層植生が発達することが確かめられた。

しかし、植生発達の状況は、同じ調査区の中でも箇所によって違いがあった。草本層植被率のモードが85~90%であった高富・群状間伐区以外の調査区では、平均草本層植被率が高かった調査区においても、全ての小方形区で一様に植被率が高いわけではなかった。(図-1~4)。表土流亡を抑止する効果が高いのは、草本層植被率が50%を超える林床である(渡邊ら, 2004)。この植被率を目安とすると、部分的にはそれを超える箇所があるが、全体ではそれに及ばない調査区が多かった。それに加えて、間伐後5年が経過し、DIFは間伐直後より低下し、5%以下になった調査地もみられた(表-3)。一時的に発達した先駆樹種(キイチゴ属)が衰退する事例がみられるなど、林内の光環境が悪化していることが推測される。相対光強度が10%以上になると耐陰性の高い樹種の更新が可能であるが、5%以下では大部分の樹種の更新がうまく進まない(小池・中静, 2004)とされている。今後、林冠の閉鎖が進むにつれて林内がますます暗くなっていくことを考えあわせると、一時的な植生回復だけをとらえて間伐効果を論じることは不十分である。下層植生を維持し、表土流亡が発生しないようにヒノキ林を管理するために、今後、植生発達に対するこれらの間伐の効果の継続性を調査する必要がある。

謝辞

加子母森林組合、恵南森林組合、株式会社遠藤造林、故武藤正雄氏および岐阜県恵那農林事務所林務課の関係諸氏には、調査地の設置にあたって協力をいただいた。岐阜県森林研究所の竹内和敏所長、中嶋守部長研究員、杉山正典主任専門研究員(当時)、大洞智宏主任研究員(当時)、田中伸

治研究員には、現地調査を手伝っていただいた。広島県立総合技術研究所・林業技術センターの佐野俊和副主任研究員には、間伐後のシダ植物の動態についてご教示いただいた。ここに記して各位に深謝する。

引用文献

- 深田英久・渡辺直史・梶原幹弘・塚本次郎(2006) 土壌保全からみたヒノキ人工林の下層植生の動態と植生管理への応用. 日林誌88: 231-239.
- Harrington, J. F. (1972) Seed storage and longevity. In *Seed biology (III)*. Kozlowski T. T.(eds.), 422pp, Academic Press Inc., New York, 145-245.
- Ishida, M. (2004) Automatic thresholding for digital hemispherical photography. Can. J. For. Res.34: 2208-2216.
- 岩川雄幸・井上輝一郎・酒井正治(1987) 山腹斜面のヒノキ林におけるリターおよび土砂の移動について(II), 移動量と立地因子との関係. 日林関西支講38: 53-56.
- 梶原規弘・塚本次郎・入田慎太郎(1999) ヒノキ人工林における下層植生のタイプと土壤侵食危険度との関係. 日林誌81: 42-50.
- 気象庁. 気象庁 Web サイト. 過去の気象データ検索(オンライン). <http://www.jma.go.jp/> (参照: 2010年12月3日).
- 小林忠一・岸岡孝・阿部敏夫・藤枝基久(1979) 植被・地被物(A₀層)の侵食防止効果について. 日林関西支講30: 198-200.
- 小池孝良・中静透(2004) 樹冠樹の共存機構. (樹木生理生態学. 小池孝良編, 280pp, 朝倉書店, 東京). 29-36.
- Lorimer, C. G., J. Chapman and W. D. Lambert (1994) Tall understory vegetation as a factor in the poor development of oak seedlings beneath mature stands. J. Ecol.82: 227-237.
- 三浦覚(2000) 表層土壤における雨滴侵食保護の視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価. 日林誌82: 132-140.
- 宮脇昭(編)(1977) 日本の植生. 535pp, 学習研究社, 東京.
- 村井宏(1976) 森林の状態と表面侵食, とくに地被物の効果について. 林業技術412: 8-11.
- 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.
- 中村松三(1992) 雲仙山塊におけるヒノキ林の林分閉鎖と林床植生. 日林東北支誌44: 93-94.
- 中野秀章(1973) 森林の水土保全機能とその活用,

- わかりやすい林業研究解説シリーズ51. 72pp,
日本林業技術協会, 東京.
- 島田博匡・野々田稔郎 (2009) ヒノキ人工林内の常緑低木が高木層処理後1年目の広葉樹侵入に及ぼす影響. 日緑工誌35: 154-157.
- Suzuki, W. (1987) Comparative ecology of *Rubus* species (Rosaceae). I, Ecological distribution and life history characteristics of three species, *R. palmatus* var. *coptophyllus*, *R. microphyllus* and *R. crataegifolius*. Plant Species Biol. 2 : 85-100.
- Suzuki, W. (1992) The formation and structure of the *Rubus palmatus* var. *coptophyllus* population developed after the thinning of a *Chamaecyparis obtusa* plantation. J. Jpn. For. Soc. 74 : 229-237.
- 鈴木和次郎・前田禎三 (1981) キイチゴ属群落の形成と構造(1), キイチゴ属3種の個生態による解析. 日林論92: 235-237.
- 竹下慶子・田内裕之・真鍋徹 (1991) 宮崎県綾町の常緑広葉樹林における埋土種子集団. 日林九支論集44: 93-94.
- 渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一 (2004) 土壤侵食の危険性に対応したヒノキ人工林の下層植生タイプの分類. 中森研52: 263-266.
- 渡邊定元・奥野史恵・佐藤陽子 (1998) 無植被ヒノキ人工林の列状間伐跡地に発生した植物種. 中森研46: 133-136.
- 横井秀一・井川原弘一・渡邊仁志 (2008) 間伐後3~5年が経過したヒノキ人工林の下層植生. 岐阜県森林研研報38: 17-22.
- 横井秀一・井川原弘一・渡邊仁志 (2009) 下層植生が衰退したヒノキ人工林における間伐後2年間の下層植生の変化, 下層植生の発達に対する群状の間伐と強度な間伐の効果. 岐阜県森林研研報39: 17-26.
- Yokoyama, T. and Suzuki, W. (1986) Germination of *Rubus microphyllus* and *R. palmatus* var. *coptophyllus* seeds buried in soil for ten months. J. Jpn. For. Soc. 68 : 155-157.