

短 報

群状および強度間伐後のヒノキ人工林における下層植生の中長期的な応答¹

渡邊 仁志・横井 秀一^{2,3}・井川原 弘一³

Medium-term responses of undergrowth to group- and intensive-thinning in planted Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) forests within eight years after thinning operation¹

Hitoshi Watanabe, Shuichi Yokoi^{2,3}, Koichi Igawahara³

ヒノキ人工林の下層植生の発達に及ぼす群状間伐や強度間伐の効果を検証するため、岐阜県南部の2地域3林分において、間伐後8年間の下層植生の動態と植被率の変化を調査した。どちらの間伐方法でも、間伐後の林内の相対散乱光強度は大きくなり、下層植生の植被率の増加が認められた。しかし、それぞれの間伐方法の対照区（通常間伐）では間伐効果は相対的に小さかった。下層植生は、間伐後5年間に新規加入した種により種数が増加し、これらの植被率が増加することによって植被率が上昇した。これらのことから、下層植生が衰退したヒノキ人工林においては、群状間伐や強度間伐は、程度の違いはあるものの、下層植生の発達に貢献することが確かめられた。その半面、同一調査区内でも植生最大高や草本層植被率の値にはばらつきが大きく、場所によって植生発達の状況が異なっていた。

キーワード：下層植生、強度間伐、群状間伐、植被率、表土流亡

I はじめに

間伐が遅れて過密になったヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 人工林は、林冠閉鎖にともない下層植生が衰退しやすく、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 2018；渡邊ら 2024）。このような林分では、ヒノキの保育を目的とした間伐だけでなく、保安林整備事業における水土保全機能の向上を目的とした本数調整伐など、下層植生の発達を期待した事業が実施されている（以下、一括して間伐という）。しかし、下層植生が衰退したヒノキ人工林では、間伐によって下層植生が回復しない事例（中村 1992；深田ら 2006；横井ら 2008）があり、その理由として、間伐率の低さ、間伐以前の無植生状態の長期化、間伐周期の開きすぎ（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）が挙げられている。

ここで、林内をより明るくするような間伐方法を採用すれば、下層植生が回復しない原因のひとつである、間伐率の低さやそれにともなう林内照度の不足（中村 1992；横井ら 2008）を解決できる可能性がある。その

ための方法には、林木の保育や保安林整備事業が採用している材積間伐率約30%の点状間伐（以下、通常間伐）と同様、定性間伐の方法をとりつつ間伐率を高くした間伐（以下、強度間伐という）や、林分の一部を小集団または列状に伐採し、明るい箇所を部分的に取り出す間伐（以下、前者を群状間伐、後者を列状間伐という）が想定される。さまざまな間伐方法が、下層植生の動態を通じて表土流亡に及ぼす効果を適切に評価できれば、森林整備の実施にあたり効果的な方法を決定するための一助となるだろう。

一連の研究（横井ら 2009；渡邊ら 2011；渡邊ら 2020）では、ヒノキ人工林の下層植生による表土流亡の抑止機能の向上を目的として、さまざまな間伐方法が下層植生の発達に及ぼす効果を検証するために、間伐後の下層植生の動態を調査している。本研究では、群状間伐と強度間伐を取り上げ、下層植生が衰退したヒノキ人工林における下層植生の動態と植被率の変化を示し、既報（横井ら 2009；渡邊ら 2011）の結果を踏まえつつ、下層植生の発達に対するこれらの間伐方法の中長期的な効果を考察する。

¹ 本研究の一部は、第58回および第65回日本生態学会でポスター発表した。

² 現所属：造林技術研究所

³ 元 岐阜県森林研究所

表-1. 調査地の概要

| 調査地 | 調査区 | 場所 | 標高 (m) | 年降水量 ¹ (mm) | 平均気温 ¹ (°C) | 斜面傾斜 (°) | 傾斜 方位 | 斜面 位置 | 林齢 ² (年) |
|------|------|---------|-----------|---------------------------|---------------------------|-------------|----------|----------|------------------------|
| 調査地1 | 群状間伐 | 山県市大桑 | 80 | 2,205.6 | 14.5 | 28 | 北東 | 下部 | 29 |
| 調査地2 | 強度間伐 | 恵那市上矢作町 | 630 | 1,914.7 | 10.4 | 33 | 東 | 中部 | 31 |
| 調査地2 | 強度対照 | 恵那市山岡町 | 780 | 1,811.4 | 11.1 | 20 | 南西 | 下部 | 42 |

¹国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト(2022)による、各調査地の平年値(1991~2020年)。²調査開始時の林齢。

表-2. 各調査地の間伐と調査区の概要

| 調査地 | 調査区 | 面積 (m ²) | 間伐率 | | 立木密度 | | 樹高 ² | | 胸高直径 ² | | | |
|------|------|-------------------------|------|------------------|-------|-------|-----------------|------|-------------------|--------|------|------------------|
| | | | 本数 | 断面積 ¹ | 間伐前 | 間伐後 | 間伐前 | 間伐後 | 再調査 ³ | 間伐前 | 間伐後 | 再調査 ³ |
| | | | | | | | | | | | | |
| 調査地1 | 群状間伐 | 265 | 34.0 | 27.0 | 1,886 | 1,245 | 13.6 | 13.9 | 15.0 | 16.6 | 17.5 | 18.0 |
| | 群状対照 | 256 | 38.1 | 28.2 * | 1,641 | 1,016 | - | 14.7 | 15.8 | 17.9 * | 19.4 | 20.1 |
| 調査地2 | 強度間伐 | 321 | 50.0 | 52.3 * | 1,682 | 841 | - | 16.7 | 17.7 | 21.0 * | 20.5 | 22.0 |
| | 強度対照 | 297 | 46.0 | 38.8 * | 2,121 | 1,145 | - | 18.0 | 19.4 | 19.2 * | 20.7 | 21.8 |

*は伐根直径の測定値から推定した。¹胸高断面積合計、²平均値、³再調査時(2009年または2010年)。

II 方 法

1. 調査地

調査地は、岐阜県南部の山県市大桑(北緯 35° 31' 51.15'', 東経 136° 46' 22.14''), 恵那市上矢作町(北緯 35° 17' 03.87'', 東経 137° 27' 33.74'') および恵那市山岡町(北緯 35° 20' 26.91'', 東経 137° 26' 37.15'') の 2 地域 3 林分に設定した(表-1)。どの林分も下層植生が衰退したヒノキ一齊人工林であった。山県市(調査地 1)では、間伐方法の異なる群状間伐区、通常間伐を行った対照区(以下、群状対照区)を同一林分内に設置し、両区の比較により群状間伐の影響を評価した。また、恵那市内の 2 カ所(調査地 2)では、同一林分内に複数の調査区が設置できなかつたため、近隣地域の林分に強度間伐区(上矢作町)、通常間伐を行つた対照区(以下、強度対照区)(山岡町)をそれぞれ設置し、両区の比較により強度間伐の影響を評価した(両林分は直線距離で約 6.4km 離れている)。

調査地 1 は標高 80m、平均傾斜 28° の北東向き平衡斜面下部にあり(表-1)、土壤の母材は砂岩、土壤型は適潤性褐色森林土(偏乾亜型)であった。調査地 2(強度間伐区)は標高 630m、平均傾斜 33° の東向き平衡斜面中部にあり(表-1)、土壤の母材は花崗岩、土壤型は適潤性褐色森林土(偏乾亜型)であった。調査地 2(強度対照区)は標高 780m、平均傾斜 20° の南西向き平衡斜面下部にあり(表-1)、土壤の母材は花崗岩、土壤型は適潤性褐色森林土であった。

2. 間伐方法

調査地 1 の群状間伐区と群状対照区では 2005 年秋に、調査地 2 の強度間伐区では 2005 年夏に、同強度対照区では 2003/2004 年冬に、それぞれ間伐を行つた。群状対照区および強度対照区では、通常間伐の方法で伐採木を選定した。一方、群状間伐区では、通常間伐と同様に間伐木を選定したうえで、20m²程度のギャップ(伐採群)が形成されるよう、さらにまとまつた数本を伐採した。また、強度間伐区は通常間伐より伐採率が高くなるよう伐採木を点状に追加した。調査地 1 の両区と調査地 2 の強度対照区では、小径木主体の伐り捨て間伐を行つた。一方、調査地 2 の強度間伐区では、太めの木を主体とする利用間伐を行つた。各調査地の間伐率は、本数率で 34.0~50.0%、断面積率で 27.0~52.3% であった(表-2)。群状間伐区の伐採群直下の部分的な間伐率は、調査区全体の伐採率に対して高かった。

3. 調査方法

各調査区の形状に合わせて、固定調査枠(1m × 1m)を連続して設置した。群状間伐区では、伐採群の直下で直交する交点と斜面上下・等高線(左右)方向に各 3 調査枠ずつの十字型に、それ以外の調査区では列状に配置した。調査区を設置した後、調査地 1 の群状対照区の隣接林分が強度かつ集団で伐採され、境界付近の調査枠はこの影響を強く受けたと考えられるため、解析から除外した。その結果、解析に供した調査枠は、調査地 1 で 20 個(群状間伐区: 13 個、群状対照区: 7 個)、調査

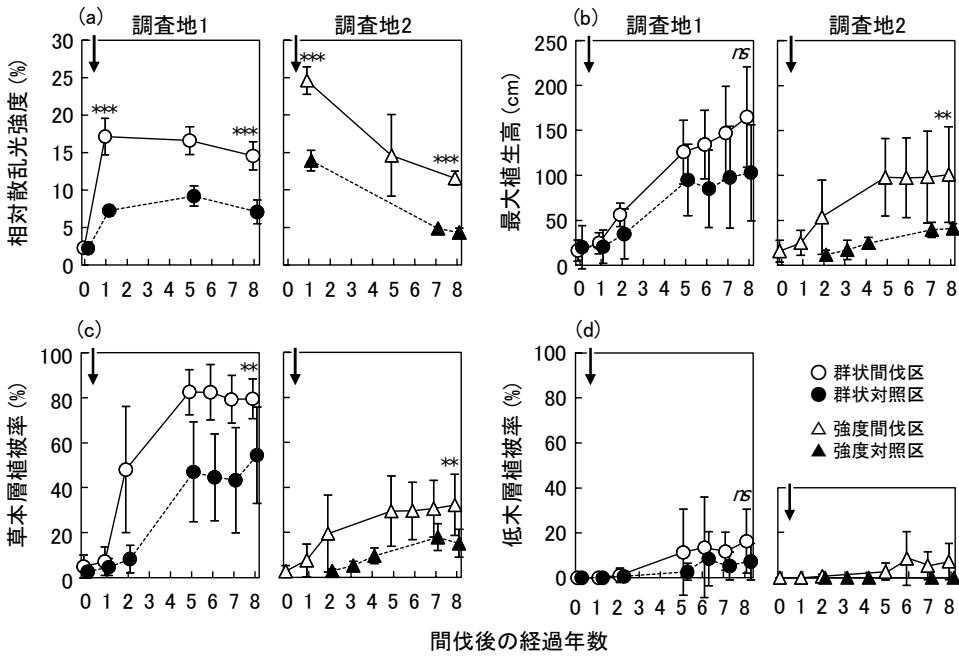


図-1. 相対散乱光強度 (a), 下層植生の最大植生高 (b), 草本層植被率 (c), 低木層植被率 (d) の経年変化
下向き矢印は間伐の時期を示す。(d) の強度対照区は観測値がすべて0である。ひげは標準偏差, *は同一調査地内における有意差 (Mann-Whitney の U 検定, ** : $p < 0.01$, *** : $p < 0.001$) を示す。

地2で27個（強度間伐区：21個、強度対照区：6個）になった。

調査地設定時の2005年(強度対照区では2006年)と、2013年までの最長9年間、例年9~10月に、光条件の推移と下層植生の動態を調査した。このうち光条件は、画角180°の魚眼レンズ(ニコンFC-E8)を装着したデジタルカメラ(ニコンCOOLPIX995)で天空写真を撮影し、Ishida(2004)の方法により近傍の裸地に対する相対散乱光強度(SOCモデル)を計算した(間伐前は調査地1のみで1調査枠おきに実施、間伐後は両調査区の全調査枠で実施)。また、各調査枠における草本層(地上高≤0.6m)および低木層(地上高>0.6m)の両層の植被率と、出現した維管束植物の種、出現種ごとの植被率、各出現種のもっとも高い個体の高さ(出現種高)を記録し、全出現種中で最大の出現種高をその調査枠の最大植生高とした。本報告では、調査地や調査項目により調査年が異なっている(図-1、図-2、図-3)。本報告ではこれ以降、間伐前の状態を0年とし、その後は間伐後の経過年数で表記する。

III 結果

1. 光条件

間伐前の相対散乱光強度(調査地1のみで計測)は2.2~2.3%であった(図-1a)。間伐後の相対散乱光強度は、7.3~24.6%と調査区によってばらつきがあり、群状間伐区や強度間伐区で値が高く、両対照区で低かった(Mann-WhitneyのU検定、いずれも $p < 0.001$ 、図-1a)。

相対散乱光強度は時間経過とともに低下傾向にあったが、間伐後8年目にも群状間伐区や強度間伐区での値が高かった(Mann-WhitneyのU検定、いずれも $p < 0.001$ 、図-1a)。

2. 下層植生

間伐前、または間伐直後には、どの調査区にも下層植生はほとんどみられなかった。間伐後にどの調査区でも植生最大高が上昇したが、間伐後8年目の値は、群状間伐区や強度間伐区で大きく、それぞれの対照区で値が小さいか、またはその傾向がみられた(Mann-WhitneyのU検定、順に $p = 0.100$, $p < 0.01$ 、図-1b)。間伐後1年目までの草本層植被率の平均値は、どの調査区でも変化がなかったか変化はわずかであったが、2年目以降は、程度の違いはあるものの増加の程度が大きくなったり(図-1c)。各調査区の草本層植被率は、間伐後5年目以降に一定になったが、8年目の値を比較すると群状間伐区(79.5%)や強度間伐区(32.1%)で、それぞれの対照区(それぞれ54.4%, 15.0%)より高かった(Mann-WhitneyのU検定、いずれも $p < 0.01$ 、図-1c)。低木層は、強度対照区を除くすべての調査区で確認されたが、植被率の増加速度は草本層よりも緩やかであり、最大値も20%以下で低かった(図-1d)。

調査区ごとの出現種数の平均(平均出現種数)は、最大10.0~13.6種であった(図-2)。間伐後8年間で、どの調査区も初回調査時に存在した種と、間伐後1~5年間(調査期間前半)にはじめて出現した種が大半を占め

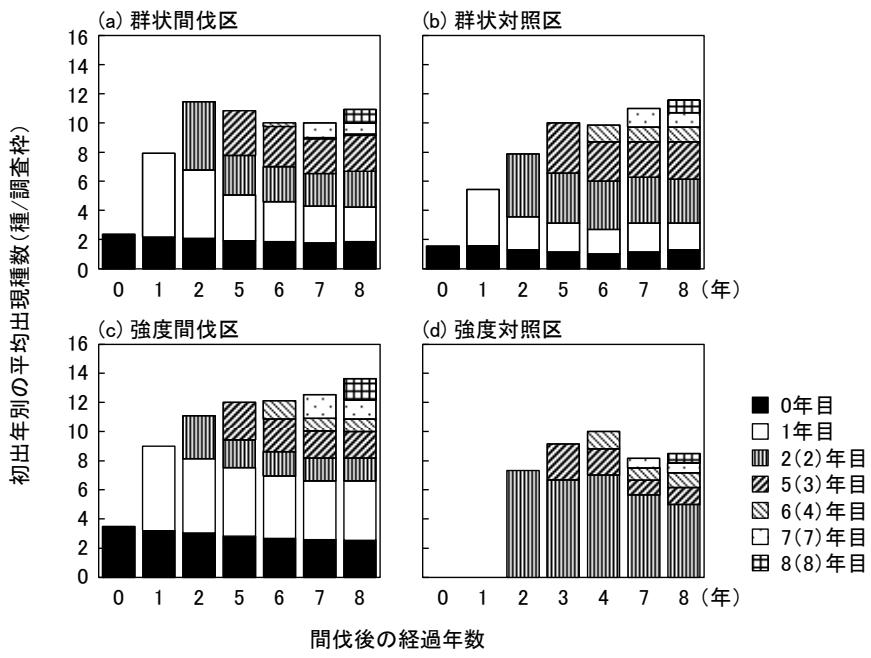


図-2. 平均出現種数の初出年別の経年変化
凡例中、()付きの数字は、強度対照区における経過年数を示す。

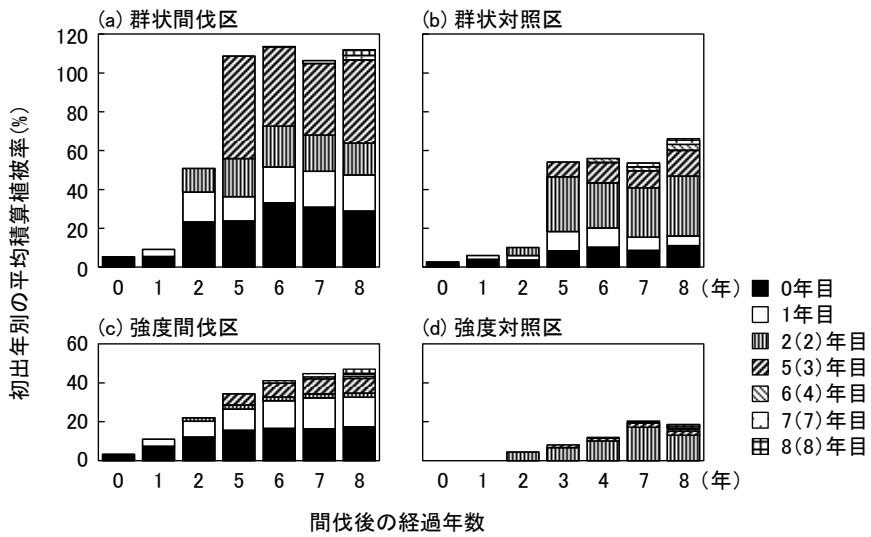


図-3. 平均積算植被率の初出年別の経年変化
凡例中、()付きの数字は、強度対照区における経過年数を示す。

るようになり、間伐後6年目以降（調査期間後半）に出現した種の割合は小さかった（図-2）。この状況は、積算植被率の平均（平均積算植被率）においてより顕著であり、間伐後8年目のすべての調査区で、植被率の90%以上を初回調査時と調査期間前半にはじめて出現した種が占めていた（図-3）。

主要出現種の平均植被率の経年変化を示す（表-3）。群状間伐区では、調査期間後半にかけてコバノイシカグマ (*Dennstaedtia scabra*)、ヒメシダ属 sp. (*Thelypteris* sp.), ベニシダ (*Dryopteris erythrosora*)、ヒサカキ (*Eurya*

japonica var. *japonica*) が増加し、フユイチゴ (*Rubus buergeri*) は間伐後5年に最大値に達した後、減少に転じた。群状対照区では、コバノイシカグマ、ヒサカキが増加した一方、間伐後5年目を最大にフユイチゴやアオハダ (*Ilex macropoda*) が減少した。強度間伐区では、間伐後2年目をピークにニガイチゴ (*Rubus microphyllus*) が減少した一方、期間後半にコアジサイ (*Hydrangea hirta*)、カンスゲ (*Carex morrowii*)、アオハダが増加した。強度対照区では、リョウブ (*Clethra barvinervis*) の平均植被率が比較的高かった。

調査地1

| 種名 | 生活型 | 群状間伐区 | | | | | | 群状对照区 | | | | | | | | | |
|---|-------|----------|------|------|------|------|-------|----------|-------|-----|------|------|------|------|-------|-------|-------|
| | | 平均植被率(%) | | | 出現頻度 | | | 平均植被率(%) | | | 出現頻度 | | | | | | |
| | | 0年 | 2年 | 5年 | 8年 | 0年 | 2年 | 5年 | 8年 | 0年 | 2年 | 5年 | 8年 | | | | |
| コバノイシカグマ <i>Dennstaedtia scabra</i> | シダ | 2.0 | 13.8 | 21.3 | 38.0 | 38.5 | 76.9 | 100.0 | 100.0 | — | 1.6 | 13.1 | 27.7 | — | 71.4 | 85.7 | 85.7 |
| フコイチゴ <i>Rubus buergeri</i> | 低木 | 0.0 | 1.0 | 42.5 | 15.3 | 7.7 | 30.8 | 100.0 | 100.0 | — | 1.9 | 18.4 | 2.9 | — | 85.7 | 100.0 | 100.0 |
| ヒメシダ属 spp. <i>Thelypteris</i> spp. | シダ | 0.7 | 13.8 | 16.1 | 22.5 | 30.8 | 84.6 | 84.6 | 100.0 | — | 0.3 | 2.4 | 1.0 | — | 14.3 | 42.9 | 42.9 |
| ヒサカキ <i>Eurya japonica</i> var. <i>japonica</i> | 小高木 | 0.1 | 0.4 | 1.7 | 7.3 | 15.4 | 69.2 | 76.9 | 0.7 | 1.9 | 5.8 | 10.8 | 14.3 | 57.1 | 100.0 | 100.0 | |
| ベニシダ <i>Dryopteris erythrosora</i> | シダ | 0.9 | 6.5 | 5.2 | 4.7 | 30.8 | 61.5 | 61.5 | 69.2 | — | 0.1 | 0.9 | 2.1 | — | 14.3 | 28.6 | 85.7 |
| アオハダ <i>Ilex macroptoda</i> | 高木 | — | 0.6 | 3.8 | 3.5 | — | 76.9 | 84.6 | 84.6 | 0.1 | 0.8 | 4.7 | 2.2 | 14.3 | 85.7 | 85.7 | 71.4 |
| チャノキ <i>Camellia sinensis</i> | 低木 | 0.2 | 0.3 | 1.2 | 3.0 | 15.4 | 15.4 | 15.4 | — | 0.1 | 0.6 | 3.1 | — | 28.6 | 28.6 | 57.1 | 57.1 |
| リヨウブ <i>Clethra barbinervis</i> | 小高木 | 0.1 | 0.2 | 0.4 | 15.4 | 30.8 | 23.1 | 23.1 | 0.5 | 1.5 | 1.9 | 2.9 | 28.6 | 42.9 | 42.9 | 57.1 | 57.1 |
| クサギ <i>Clerodendrum trichotomum</i> | 低木 | — | 1.1 | 3.9 | 2.5 | — | 15.4 | 53.8 | 46.2 | — | — | — | — | — | — | — | — |
| ウワミズザクラ <i>Prunus grayana</i> | 高木 | — | 0.5 | 1.8 | 3.2 | — | 30.8 | 53.8 | 53.8 | — | 0.4 | 0.1 | 0.2 | — | 57.1 | 14.3 | 28.6 |
| ササクサ <i>Lophatherum gracile</i> | 多年生草本 | — | — | 0.2 | 0.4 | — | — | 7.7 | 15.4 | — | 0.3 | 1.5 | 2.8 | — | 14.3 | 57.1 | 71.4 |
| ヤマウルシ 1 | 低木 | 0.1 | 0.8 | 0.3 | 0.2 | 23.1 | 15.4 | 23.1 | 15.4 | 0.1 | 0.7 | 0.5 | 0.6 | 14.3 | 42.9 | 42.9 | 42.9 |
| ノブドウ 2 | つる | — | 2.2 | 0.2 | 0.5 | — | 69.2 | 30.8 | 30.8 | — | 0.2 | 0.3 | 0.1 | — | 42.9 | 28.6 | 14.3 |
| ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i> | 高木 | — | 0.5 | 0.3 | 0.2 | — | 100.0 | 53.8 | 15.4 | — | 0.4 | 0.5 | 0.5 | — | 71.4 | 85.7 | 85.7 |
| ヤマハゼ <i>Toxicodendron sylvestre</i> | 小高木 | — | 1.0 | 0.7 | 0.5 | — | 30.8 | 38.5 | 38.5 | — | — | — | — | — | — | — | — |
| チヂミザサ <i>Opismenus undulatifolius</i> | 多年生草本 | — | 0.2 | 0.0 | 1.5 | — | 30.8 | 7.7 | 46.2 | — | — | — | — | — | — | — | — |
| マンリヨウ <i>Ardisia crenata</i> | 低木 | — | — | — | — | — | — | — | — | — | 0.2 | 0.7 | — | — | 42.9 | 57.1 | 57.1 |

表中の年数は間伐からの経過年数。出現頻度 = (その種が出現した調査件数 / 全調査件数) × 100。同調査地内のどちらかの調査区で出現頻度が高い (≥ 20%) 種について、両区の平均植被率が高い順で記載。「—」は記録なし。

1 ヤマウルシ *Ampelopsis glandulosa* var. *heterophylla*
2 ショウジョウハバカラ *Toxicodendron trichocarpum*
4 ショウジョウハバカラ *Heloniopsis orientalis*

3 タチツボスミレ *Viola grypoceras* var. *grypoceras*

| 種名 | 生活型 | 強度間伐区 | | | | | | 強度対照区 | | | | | | | | | |
|--|-------|----------|-----|-----|------|------|-------|----------|-------|-----|------|------|----|-------|-------|-------|------|
| | | 平均植被率(%) | | | 出現頻度 | | | 平均植被率(%) | | | 出現頻度 | | | | | | |
| | | 0年 | 2年 | 5年 | 8年 | 0年 | 2年 | 5年 | 8年 | 0年 | 2年 | 4年 | 7年 | 0年 | 2年 | 4年 | 7年 |
| リヨナツ <i>Clethra barbinervis</i> | 小高木 | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 1.0 | 4.8 | 9.5 | 4.8 | 28.6 | 0.5 | 4.3 | 11.0 | — | 66.7 | 100.0 | 100.0 | |
| コアジサイ <i>Hydrangea hirta</i> | 低木 | 0.1 | 0.6 | 5.7 | 10.1 | 14.3 | 9.5 | 33.3 | 52.4 | 0.3 | 0.3 | 0.8 | — | 50.0 | 50.0 | 50.0 | |
| カンスゲ <i>Carex morrowii</i> | 多年生草本 | 0.0 | 1.3 | 5.8 | 7.1 | 9.5 | 95.2 | 90.5 | 100.0 | 0.1 | 0.6 | 0.3 | — | 16.7 | 50.0 | 33.3 | |
| アオハダ <i>Ilex macroptoda</i> | 高木 | 0.1 | 0.4 | 2.0 | 4.9 | 9.5 | 47.6 | 57.1 | 61.9 | 0.3 | 2.6 | 2.2 | — | 66.7 | 83.3 | 66.7 | |
| ニガイチゴ <i>Rubus microphyllus</i> | 低木 | 0.2 | 6.7 | 2.9 | 1.2 | 28.6 | 61.9 | 71.4 | — | — | — | — | — | — | — | — | |
| ソヨゴ <i>Ilex pedunculosa</i> | 小高木 | 0.4 | 0.6 | 2.0 | 3.0 | 19.0 | 28.6 | 42.9 | 38.1 | 0.3 | 0.8 | 0.5 | — | 50.0 | 83.3 | 66.7 | |
| ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i> | 高木 | — | 0.5 | 1.1 | 1.4 | — | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 0.7 | 1.3 | 0.8 | — | 100.0 | 100.0 | 100.0 | |
| オカトラノオ <i>Lysimachia clethroides</i> | 多年生 | — | 1.9 | 0.5 | 0.9 | — | 28.6 | 38.1 | 38.1 | 0.3 | 0.3 | 0.5 | — | 50.0 | 50.0 | 50.0 | |
| ヌレデ <i>Rhus javanica</i> var. <i>chinensis</i> | 小高木 | 0.2 | 1.4 | 1.9 | 0.3 | 14.3 | 33.3 | 33.3 | 19.0 | — | — | — | — | — | — | — | |
| イヌツヅギ <i>Ilex crenata</i> | 小高木 | 0.2 | 0.3 | 0.7 | 1.2 | 19.0 | 23.8 | 23.8 | 23.8 | 0.3 | 0.3 | — | — | 66.7 | 50.0 | — | |
| シジガシラ <i>Blechnum niponicum</i> | シダ | — | — | — | — | — | — | — | — | 0.1 | 0.3 | 1.0 | — | 16.7 | 33.3 | 50.0 | |
| タチツボスミレ 3 | 多年生草本 | 0.4 | 0.7 | 0.7 | 0.4 | 47.6 | 76.2 | 90.5 | 76.2 | — | 0.1 | 0.1 | — | — | 16.7 | 16.7 | 16.7 |
| コナラ <i>Quercus serrata</i> | 高木 | 0.1 | 0.3 | 0.7 | 0.9 | 19.0 | 38.1 | 33.3 | 28.6 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | — | 16.7 | 16.7 | 16.7 | |
| ベイイチゴ <i>Potentilla hebiichigo</i> | 多年生草本 | 0.0 | 0.6 | 0.9 | 0.8 | 4.8 | 28.6 | 28.6 | 23.8 | — | — | — | — | — | — | — | |
| チヂミザサ <i>Ophismenus undulatifolius</i> | 多年生草本 | 0.0 | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 9.5 | 57.1 | 61.9 | 81.0 | — | 0.1 | 0.2 | — | — | 16.7 | 16.7 | 16.7 |
| ショウジョウバカマ 4 | 多年生草本 | — | — | — | — | — | — | — | — | 0.3 | 0.5 | 0.7 | — | 50.0 | 33.3 | 33.3 | |
| コシアブリ 5 | 高木 | 0.0 | 0.1 | 0.5 | 0.6 | 4.8 | 14.3 | 23.8 | 14.3 | — | 0.2 | 0.4 | — | — | 33.3 | 50.0 | — |
| オニドコロ <i>Dioscorea tokoro</i> | 多年生草本 | 0.4 | 0.4 | 0.8 | 0.0 | 28.6 | 42.9 | 38.1 | 4.8 | — | — | — | — | — | — | — | |
| ノブドウ 2 | つる | 0.0 | 0.1 | 0.1 | 0.3 | 9.5 | 23.8 | 19.0 | 28.6 | — | — | 0.5 | — | — | — | 33.3 | |
| タガネノウ <i>Carex siderosticta</i> | 多年生草本 | 0.0 | 0.2 | 0.6 | 0.6 | 4.8 | 42.9 | 42.9 | 38.1 | — | — | — | — | — | — | — | |
| ヴリカエデ <i>Acer crataegifolium</i> | 小高木 | — | — | — | — | — | — | — | — | 0.2 | 0.4 | 0.2 | — | 33.3 | 66.7 | 33.3 | |
| ハエドクソウ <i>Phryma esquirolii</i> | 多年生草本 | — | — | — | — | — | — | — | — | 0.1 | 0.1 | 0.3 | — | 16.7 | 16.7 | 16.7 | |
| センブリ <i>Suerbia japonica</i> | 多年生草本 | — | 0.1 | 0.2 | 0.3 | — | 19.0 | 23.8 | 42.9 | — | — | — | — | — | — | — | |

表中の年数は間伐からの経過年数。出現頻度=(その種が出現した調査枠数/全調査枠数)×100。同調査地内のどちらかの調査区で出現頻度が高い(≥20%)種について、両区の平均植被率が高い順で記載。「—」は記録なし。

1 ノブドウ *Ampelopsis glandulosa* var. *heterophylla*
4 ショウジョウバカマ *Heloniopsis orientalis*

2 ノブドウ *Amelanchier trichocarpum*
5 コシアブリ *Chenopanax sciadophylloides*

IV 考 察

1. 下層植生の発達に対する群状間伐と強度間伐の効果

間伐後の相対散乱光強度は、間伐前より高くなる（調査地 1）か、または広葉樹の生育が持続するのに必要な 15~20%以上（調査地 2）の条件（小池 1988）が達成されていた（図-1a）。間伐による林床の光条件の改善にともない、下層植生の高さや草本層植被率は、すべての調査区で値が増加した（図-1b, 1c）。しかし、群状間伐区や強度間伐区と比較すると、それぞれの対照区では、最大植生高や草本層植被率の増加が比較的小さく、間伐効果は相対的に小さかったと考えられる。

地表面保護に直接的に影響するのは、地上高 0.5m 以下にある林床被覆物である（三浦 2000；渡邊ら 2024）ことが知られており、さらに本調査地では、草本層と比較して低木層の植被率は低率だった（図-1d）。そこで、草本層植被率に着目して群状間伐の影響を評価すると、群状間伐区の草本層植被率は、通常間伐を行った対照区より常に高かった（図-1c）。群状間伐区では、数本をまとめて伐採したことにより、ギャップ（伐採群）直下の林床が明るくなった（図-1a）と考えられる。ここでは伐採群内の固定調査枠のみを解析対象としているため、この結果は林分全体の状況を代表するものではないものの、群状間伐による光条件の改善が下層植生の発達を促し、群状間伐の植生発達が顕著であったと推測される。次に、強度間伐区の草本層植被率も、通常間伐を行った対照区より常に高かった（図-1c）。強度間伐区では、高い断面積間伐率で間伐を実施した（表-2）ことにより、林床の光環境が対照区より大きく改善され（図-1a），下層植生の発達が促進されたと考えられる。

2. 出現種の組成の変化

間伐後 5 年目以降に高い草本層植被率を記録した固定調査枠も、間伐当初から旺盛な植生回復がみられたわけではなく、間伐後 2 年目から徐々に増加し、5 年目には一定になる傾向を示した（図-1c）。このような植生回復パターンは、強度間伐や列状間伐後のヒノキ人工林の結果（村本ら 2005；野口ら 2009）と共にしていた。下層植生が衰退した林分において、環境の変化に対して下層植生が即時に応答するわけではなく、間伐効果が顕著になるまでには時間がかかると推測される。したがって、下層植生や表土流失の抑止に対する間伐効果を、短期的な観察のみで評価するべきではない。

間伐後 1 年以上が経過してから調査を開始した強度対照区では明らかではないが、それ以外の調査区では、種レベルでみると、間伐後 5 年間の調査期間前半に新規加入した種により種数が増加し（図-2），これらの植被率が増加することによって積算植被率が上昇した（図

-3）。一方、それ以降の新規加入種は少なく（図-2），また、それによる植被率の上昇も小さかった（図-3）。これらのことから、間伐後の比較的早い時期に加入した種が、下層植生の回復に果たす役割が大きいことが示唆された。

主要出現種の種レベルの植被率の変化（表-3）をみると、強度対照区を除く調査区では、間伐後、まずフユイチゴ、またはニガイチゴが急増し、間伐後数年目には植被率が最大値に到達した。しかし、それ以降、これらキイチゴ属の植被率は急激に減少し、その代わりに、調査地 2 の強度間伐区ではコアジサイやアオハダなどの木本種とカシスゲが、調査地 1 の群状間伐区と群状対照区ではコバノイシカグマなどシダ類が増加した。キイチゴ類の種子には埋土種子になる性質があり（Yokoyama and Suzuki 1986；竹下ら 1991），間伐によって林内照度が改善されたヒノキ人工林において、埋土種子由来のモミジイチゴ群落が著しく発達した後、林冠の再閉鎖にともない衰退する現象（Suzuki 1992）が報告されている。本調査地においてキイチゴ属は、調査開始時には調査区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り、これらの平均植被率が最大値を示すのは間伐後しばらく時間が経過してからであった（表-3）。キイチゴ属の植被率の変化は、先駆性を備えたこれらの種が、間伐による光環境の向上により、埋土種子から一時的に群落を発達させた結果であると考えられる。加えて、これらキイチゴ属の種の衰退は、林内の光環境が再悪化（図-1a）したことを示唆している。また、調査地 1 における調査期間後半のシダ類の増加は、ニホンジカ（*Cervus nippon*）の採食による不嗜好性種の寡占（石田ら 2008；Tamura and Yamane 2017）を示す可能性がある。

これまでの結果から、下層植生が衰退したヒノキ人工林においては、林分の一部を群状に伐採する群状間伐や、伐採率の高い（ここでは、断面積間伐率で 50% を超えるような）強度間伐は、同じ間伐率で比較すると、通常の点状間伐より下層植生の発達に貢献することが確かめられた。その半面、同一調査区内でも植生最大高や草本層植被率の値にばらつきが大きく、場所によって植生発達の状況が異なっていた。また、相対散乱光強度は間伐後の時間経過とともに低下傾向にある。したがって、実際の施業においては今回の間伐で回復した下層植生を足掛かりとして継続的に下層植生が維持されるよう、間伐計画を立案することが重要である。また、林冠閉鎖により林内の光環境が低下することを考慮し、下層植生に対する間伐効果の持続性も踏まえて、伐採率や群状間伐の伐採幅を設計する必要がある。さらに、群状間伐の伐採群外に対する下層植生回復の効果についても、検証していく必要があるだろう。

謝 辞

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、調査地の設定にあたりご協力いただいた。岐阜県森林研究所の職員には、現地調査にあたりご協力いただいた。ここに深く感謝する。

引 用 文 献

深田英久・渡辺直史・梶原幹弘・塚本次郎（2006）土壤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

石田弘明・服部保・小館誓治・黒田有寿茂・澤田佳宏・松村俊和・藤木大介（2008）ニホンジカの強度採食下に発達するイワヒメワラビ群落の生態的特性とその綠化への応用. 保全生態学研究 13 : 137-150

Ishida, M. (2004) Automatic thresholding for digital hemispherical photography. Can J For Res 34 : 2208-2216

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

小池孝良（1988）落葉広葉樹の生存に必要な明るさとその生長に伴う変化. 林木の育種 148: 19-23

国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト（2022）国土数値情報（平年値メッシュデータ第 3.0 版）；[2024. 1. 14 参照]. https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G02-v3_0.html

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

村本康治・野上寛五郎・高木正博（2005）ヒノキ壮齡林の下層植生におよぼす列状間伐の影響, 間伐 5 年後の種組成. 九森研 58 : 59-62

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

野口麻穂子・酒井敦・奥田史郎・稻垣善之・深田英久

(2009) 四国地方のヒノキ人工林における間伐後 6 年間の林床植生変化. 森林立地 51 : 127-136

Suzuki, W. (1992) The formation and structure of the *Rubus palmatus* var. *cryptophyllus* population developed after the thinning of a *Chamaecyparis obtusa* plantation. J Jpn For Soc 74 : 229-237

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

Tamura A, Yamane M (2017) Response of understory vegetation over 10 years after thinning in an old-growth cedar and cypress plantation overgrazed by sika deer in eastern Japan. Forest Ecosystems 4 : 1-10

渡邊仁志・千村知博・堤隆博・三村晴彦（2020）列状間伐がヒノキ人工林の植生回復と表土流亡の抑止に及ぼす長期的影響. 日林誌 102 : 341-345

渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一（2018）表土流亡の抑止効果に着目したヒノキ人工林の下層植生分類へのササ型の追加とその序列化. 森林立地 60 : 55-61

渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一（2024）同一斜面のヒノキ人工林における下層植生の違いが表土流亡に及ぼす影響. 日林誌 106 : 285-289

渡邊仁志・横井秀一・井川原弘一（2011）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. 岐阜県森林研研報 40 : 1-14

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. 岐阜県森林研研報 38 : 17-26

Yokoyama, T, Suzuki, W. (1986) Germination of *Rubus microphyllus* and *R. palmatus* var. *cryptophyllus* seeds buried in soil for ten months. J Jpn For Soc 68 : 155-157