

短 報

地表面保護の面からみた針葉樹人工林3種における林床被覆の差異¹

渡邊 仁志

Differences in forest floor cover among three planted coniferous stands
– Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*), Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*),
and Japanese larch (*Larix kaempferi*) – in relation to surface soil protection¹

Hitoshi Watanabe

隣接するヒノキ、スギ、カラマツの壮齢人工林における林床被覆の形成過程を比較し、表土流亡に及ぼす植栽樹種の影響を評価した。カラマツ林では年間を通じて光環境が良好で、亜高木層と下層植生の階層的な維持によって、堆積リターと鉱質土壌が保全され表土流亡が抑止されていた。スギ林では立木密度が高く低木層は乏しいものの、下層植生と粗大な堆積リターにより林床被覆が維持され、相対的に表土流亡が発生しにくい条件であった。一方、ヒノキ林では下層植生とリター被覆が低く、林床被覆の低下が表土流亡の発生リスクを高めていた。これらの結果は、ヒノキ林における下層植生の回復と維持を考慮した本数調整伐の重要性を示している。

キーワード：表土流亡、下層植生、植栽樹種、堆積リター、林床被覆

I は じ め に

壮齢のヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 一斉人工林では、下層植生およびリター被覆の脆弱性に起因する林床被覆率の低下によって、表土流亡（堆積リターおよび表層土壌の流出）の発生リスクが高まることが指摘されている（赤井 1977；三浦 2000；渡邊ら 2016）。しかし、この現象が植栽樹種に依存するのか、あるいは森林の構造的に普遍的な問題なのかは明らかでない。

植栽樹種の違いに着目した表土流亡の比較研究（塚本 1989；Miura *et al.* 2002）は、異なる斜面に設置した調査区間を比較しており、斜面条件など表土流亡に影響する複合的要因の影響を十分には排除できていない。そのため、樹種単独の影響を明確に評価するのは困難であった。渡邊ら（2016）はこの問題を指摘し、隣接する同一斜面においてヒノキ、スギ (*Cryptomeria japonica*)、アカマツ (*Pinus densiflora*) 人工林の表土流亡を比較したうえで、ヒノキ林の特異性を明らかにした。しかし、落葉性の針葉樹であるカラマツ (*Larix kaempferi*) については、これまでに同様の条件下での評価が行われていない。表土流亡に対するカラマツの特性を明らかにすることは、本州内陸部における主要造林樹種の表土流亡リスクを理解するうえで重要である。

そこで本研究では、岐阜県飛騨地域の壮齢ヒノキ、スギ、カラマツ人工林における林床被覆の形成過程を比較し、同一斜面内の樹種間差に着目し、植栽樹種の違いが

表土流亡の発生に及ぼす影響を明らかにすることを目的とした。

II 方 法

調査は、岐阜県高山市清見町夏廐（北緯36° 08′ 15″，東経137° 06′ 55″）にある3種の針葉樹人工林で行った。気象の平年値（1991～2020年）は、平均気温8.1℃，年降水量2,273.5mm，最深積雪深116cmであった（国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト 2022）。調査地（図-1）は、44年生ヒノキ、44年生スギ、および48年生カラマツ人工林で、標高約1,000m，平均傾斜35～40°の北西～北東向き斜面下部に位置する（表-1）。土壌の母材は花崗岩類で、土壌型はヒノキ区（面積460m²）が適潤性褐色森林土（偏乾亜型），スギ区（380m²）とカラマツ区（640m²）が適潤性淡黒色土であった（表-1）。調査地は同一斜面に設置したが土壌型が異なり、両端のヒノキ区とカラマツ区の間は直線距離で約200m離れていた（図-1）。

すべての現地調査は2012年に実施した。はじめに調査区内の植栽木について毎木調査を行い、あわせて林床の光環境、および亜高木層、下層植生、堆積リターの状態を評価した。林床の光環境は8月に、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COOLPIX 990）を用いて測定した。調査区内の5ヵ所において、下層植生による被陰の影響を受けな

¹ 本研究の一部は第60回日本生態学会大会でポスター発表した。

表-1. 調査地の概要

調査区	林分の種類	斜面傾斜 (°)	傾斜 方位	斜面 位置	地質	土壌型
ヒノキ区	44年生ヒノキ	40	北西	下部	花崗岩類	B _D (d)
スギ区	44年生スギ	38	北	下部	花崗岩類	IB _L D
カラマツ区	48年生カラマツ	35	北東	下部	花崗岩類	IB _L D

表-2. 調査区の概要

	ヒノキ区	スギ区	カラマツ区
立木密度 (本 ha ⁻¹)	865	1,443	425
胸高断面積合計 (m ² ha ⁻¹)	35.1	68.3	31.7
平均胸高直径 (cm) *	22.5 ± 3.4	24.2 ± 4.2	30.4 ± 5.3
平均樹高 (m) *	16.6 ± 1.1	20.2 ± 2.0	30.1 ± 2.6
平均枝下高 (m) *	5.7 ± 1.3	11.7 ± 1.9	19.8 ± 2.1

* 平均値±標準偏差で示す。

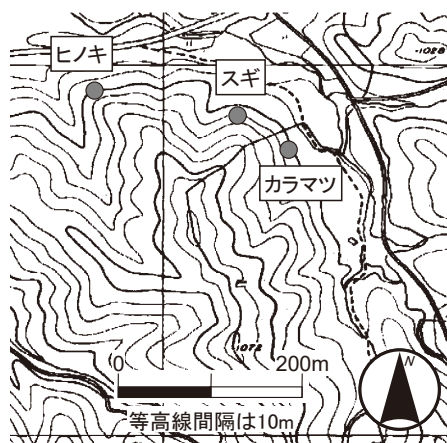


図-1. 調査地の概要および調査区の配置

Ⅲ 結 果

本調査地において、植栽木の平均胸高直径および平均樹高はカラマツ区で最も大きく、立木密度および胸高断面積合計はスギ区で最大であった（表-2）。一方、カラマツ区の立木密度は3区の中で特に低かった（表-2）。平均樹高を岐阜県林分収穫表（岐阜県林政部 1985；1992a；1992b）と比較すると、ヒノキ区は地位2（5段階中2）、スギ区は地位4、カラマツ区は地位1に相当した。しかし、スギ区の立木密度は、当該地位の標準値より大幅に高かった。

各調査区において夏期に測定した相対散乱光強度は10.7～22.6%の範囲にあり、カラマツ区で値が高かった（Steel-Dwass検定、いずれも $p < 0.05$ ；図-2）。また、カラマツ区における落葉期の相対散乱光強度は48.7～79.6%で、緑葉期と比べて著しく高かった（図-2）。

ヒノキ区およびスギ区の亜高木層には、ホオノキ（*Magnolia obovata*）、クリ（*Castanea crenata*）、ハクウンボク（*Styrax obassia*）などの高木・小高木性木本種が少数認められた（表-3）。一方、カラマツ区では、エゴノキ（*Styrax japonicus*）、キハダ（*Phellodendron amurense* var. *amurense*）、ヤマグワ（*Morus australis*）、ウワミズザクラ（*Padus grayana*）、ホオノキといった高木・小高木種に加え、キブシ（*Stachyurus praecox*）、ノリウツギ（*Hydrangea paniculata*）などの低木種も含まれていた（表-3）。カラマツ区の亜高木層における胸高断面積合計（2.45 m² ha⁻¹）は、ヒノキ区（0.55 m² ha⁻¹）およびスギ区（0.14 m² ha⁻¹）と比較して、約4～17倍と著しく大きかった（図-3）。

各調査区の林床には、クマイザサ（*Sasa senanensis*）やコアジサイ（*Hydrangea hirta*）が優占していた。下層植生の植被率は、ヒノキ区で30%以下、スギ区で約45%、カラマツ区で約65%であり、調査区間に差が認め

い高さで全天空写真を撮影し、Ishida（2004）の方法に基づき相対散乱光強度（SOCモデル）を算出した。カラマツ区では落葉期の光環境を把握するため、12月にも同様の測定を行った。亜高木層（地上高>2m）は7～8月に、調査区内に設置した各100m²の調査枠2ヵ所において、植栽木以外の全植物の胸高直径および樹高を計測し、胸高断面積を算出した。下層植生（地上高≤2m）は、同調査枠内に設置した各2m²の小調査枠で、優占種および全植被率を記録した後、地上部を根元から刈り取り、同化器官（葉）と非同化器官に区分して乾燥（80℃、48時間）重量を測定した。堆積リターは10月に、各0.25m²の方形枠2ヵ所で堆積有機物の全量を採取し、L層およびF層に画分して乾燥重量を測定した。亜高木層の胸高断面積ならびに下層植生および堆積リターの乾燥重量は、2ヵ所の測定値の算術平均を求め、単位面積あたりに換算した値を用いた。

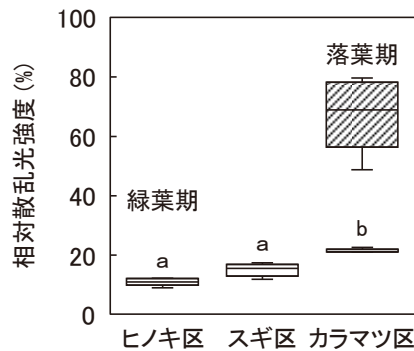


図-2. 調査区ごとの相対散乱光強度
異なる添え字はSteel-Dwass検定による有意差 ($p < 0.05$) を示す。

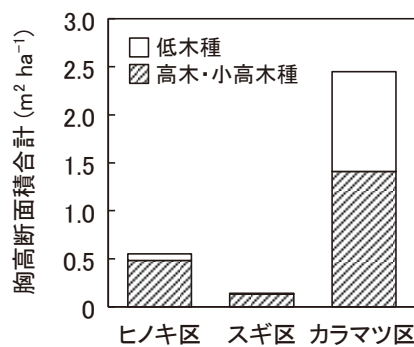


図-3. 調査区ごとの亜高木層の胸高断面積合計
調査枠 (2カ所) の測定値の算術平均を単位面積あたりに換算した。

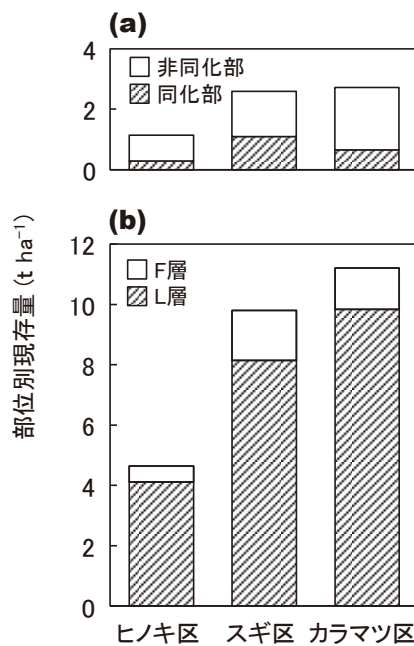


図-4. 調査区ごとの下層植生 (a), 堆積リター (b) の
部位別現存量
調査枠 (2カ所) の測定値の算術平均を単位面積あたりに換算した。

られた。ヒノキ区における下層植生および堆積リターの現存量は、いずれもスギ区およびカラマツ区と比較して小さかった (図-4)。また、堆積リターの現存量の構成の大部分は、L層の重量が占めていた (図-4b)。

IV. 考 察

本研究の結果から、表土流亡の抑止に関わる林床被覆の形成過程は、同一地域内の隣接する針葉樹人工林でも、植栽樹種によって大きく異なることが明らかとなった。

カラマツは極陽樹であり耐陰が低いため (相場 1987)、林分の施業履歴は不明ではあるが、林分構造および樹種特性を踏まえると、密度管理や自己間引きにより立木密度が低く維持されてきた可能性が高い (表-2)。また、林床の対散乱光強度は緑葉期でも、樹木の更新に必要な20% (小池 1998) を上回り、カラマツ展葉前の早春には、さらに十分な光環境が確保されていた (図-2)。この光環境の下では、林分の亜高木層にある高木・小高木種や低木種に加え、下層植生が階層的に維持され (図-3, 図-4a, 表-3c)、堆積有機物や鉱質土壌が保全されることで、表土流亡の抑止に寄与している可能性が示唆された (図-4b)。

スギ区は立木密度が最も高く (表-2)、林床の光環境はカラマツ区と比較して低かった (図-2)。その結果、亜高木層の胸高断面積合計は最小となり (図-3)、階層構造の発達は無熟であった。一方、下層植生および堆積リターの現存量はカラマツ区と同程度に多く、堆積リターの構成の大部分をL層が占めていた (図-4)。スギのリターフォールは枝単位で落下することが多く (金子ら 1997)、未分解のリターも比較的大きいため、林床では二次的な流亡が生じにくい形態であると考えられる。スギ林下では、下層植生と堆積リターによって高い林床被覆率が維持され (三浦 2000)、表土流亡が相対的に生じにくい状態にあると推測された。

ヒノキ区では、林床の光環境がスギ区と同程度に低く、樹木の更新に必要な光条件 (小池 1998) を下回っていた (図-2)。このような光環境のもと、亜高木層には除伐を免れた高木・小高木種が散見されるものの (図-3)、下層植生は3区の中で最も少なかった (図-4a)。また、ヒノキ区は適潤性褐色森林土 (偏乾亜型) に分類された (表-1)。他の調査区より堆積リターが分解されにくい土壌であるにもかかわらず、その現存量は他調査区より少なかった (図-4b)。リターフォール量についてはほとんど樹種差がないことから (水垣 2008)、この要因として、落葉後の細片化、斜面下部への移動、土壌への混入によりリターが消失しやすいというヒノキ人工林の性質 (原田ら 1969; 酒井ら 1987; 市川ら 2006) が大きく影響していると推察される。

本研究の結果は、林床被覆の樹種間差を検討した既報 (塚本 1989; Miura *et al.* 2002; 渡邊ら 2016) の結果の信頼性を補強する。以上のことから、ヒノキ人工林では、

表-3. 低木層の主要な出現種とその胸高断面積合計および樹高

(a) ヒノキ区

種 名	生活型	胸高断面積 合 計 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	本 数 (本 ha^{-1})	樹 高 (cm)	
				最小	最大
ホオノキ <i>Magnolia obovata</i>	落葉高木	0.156	100	493	780
クリ <i>Castanea crenata</i>	落葉高木	0.146	50	590	590
リョウブ <i>Clethra barbinervis</i>	落葉小高木	0.058	400	205	310
エゴノキ <i>Styrax japonicus</i>	落葉小高木	0.046	300	250	365
ハクウンボク <i>Styrax obassia</i>	落葉小高木	0.040	200	300	400
オオバクロモジ <i>Lindera umbellata</i> var. <i>membranacea</i>	落葉低木	0.028	350	210	250
タムシバ <i>Magnolia salicifolia</i>	落葉高木	0.025	50	310	310
サワフタギ <i>Symplocos sawafutagi</i>	落葉低木	0.019	150	200	300
ほか6種 (計14種)		0.034	500	210	300

(b) スギ区

種 名	生活型	胸高断面積 合 計 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	本 数 (本 ha^{-1})	樹 高 (cm)	
				最小	最大
ハクウンボク <i>Styrax obassia</i>	落葉小高木	0.105	250	230	415
ほか6種 (計7種)		0.036	450	200	245

(c) カラマツ区

種 名	生活型	胸高断面積 合 計 ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$)	本 数 (本 ha^{-1})	樹 高 (cm)	
				最小	最大
キブシ <i>Stachyurus praecox</i>	落葉低木	0.574	1,650	225	490
エゴノキ <i>Styrax japonicus</i>	落葉小高木	0.490	500	290	530
キハダ <i>Phellodendron amurense</i> var. <i>amurense</i>	落葉高木	0.264	150	385	480
ヤマグワ <i>Morus australis</i>	落葉高木	0.263	100	590	615
ノリウツギ <i>Hydrangea paniculata</i>	落葉低木	0.165	200	270	575
ウワミズザクラ <i>Padus grayana</i>	落葉高木	0.137	200	268	435
ホオノキ <i>Magnolia obovata</i>	落葉高木	0.119	50	710	710
ミズキ <i>Cornus controversa</i> var. <i>controversa</i>	落葉高木	0.098	50	452	452
サワフタギ <i>Symplocos sawafutagi</i>	落葉低木	0.082	250	205	315
ハリギリ <i>Kalopanax septemlobus</i>	落葉高木	0.059	100	300	370
タニウツギ <i>Weigela hortensis</i>	落葉低木	0.058	100	320	345
ハクウンボク <i>Styrax obassia</i>	落葉小高木	0.054	50	390	390
オオバクロモジ <i>Lindera umbellata</i> var. <i>membranacea</i>	落葉低木	0.039	100	264	405
リョウブ <i>Clethra barbinervis</i>	落葉小高木	0.019	100	210	295
ヤマウルシ <i>Toxicodendron trichocarpum</i>	落葉小高木	0.013	50	265	265
ほか2種 (計17種)		0.013	100	215	285

胸高断面積合計と本数は調査枠2カ所の平均値で、樹高は調査枠2カ所の最小値または最大値で示す。各調査区で胸高断面積合計 $>0.01\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ の種を降順で掲載。

他の主要な造林樹種と比較して下層植生とリター被覆がともに低下しやすく、結果として林床被覆が脆弱になり、表土流亡の発生に関与していると結論づけられる。また、これらの事実は、ヒノキ人工林における表土流亡の抑止には、下層植生の存在が重要であることを示している。林内に混交した異種のリターの効果 (Yamagishi *et al.*

2017) も指摘されるが、本調査地のヒノキ区における亜高木層の胸高断面積合計は、スギ区より大きいにも関わらず (図-3)、堆積リターの現存量は3調査区中で最小であった (図-4b)。したがって、亜高木層に存在する少数個体の落葉では、林床被覆への寄与は限定的であると考えられる。これらの知見を踏まえると、従来の間伐率

や方法にとらわれず、林床の光環境を改善できる間伐率、あるいは伐採面積を伴う本数調整伐（渡邊ら 2020；渡邊ら 2025）の導入が有効であると示唆される。

謝 辞

岐阜県高山市には、調査地の設定にあたりご協力いただいた。また、岐阜県森林研究所の茂木靖和、和多田友宏、および元岐阜県森林研究所の田中伸治、大洞智宏の各氏には、現地調査にあたりご協力いただいた。ここに記して各位に深謝する。

引 用 文 献

相場芳憲（1987）造林（林業実務必携，第3版．東京農工大学農学部林学科編，607pp，朝倉書店，東京）．147-187

赤井龍男（1977）ヒノキ林の地力減退問題とその考え方．林業技術419：7-11

岐阜県林政部（1985）カラマツ人工林林分材積表・林分収穫予想表．82pp，岐阜県林政部，岐阜

岐阜県林政部（1992a）ヒノキ人工林林分収穫表・林分密度管理図．25pp，岐阜県林政部，岐阜

岐阜県林政部（1992b）スギ人工林林分収穫表・林分密度管理図．21pp，岐阜県林政部，岐阜

原田洸・佐藤久男・堀田庸・只木良也（1969）28年生スギ林およびヒノキ林の養分含有量．日林誌51（5）：125-133

市川貴大・高橋輝昌・浅野義人（2006）スギ人工林とヒノキ人工林での林齢による有機物動態の変化の比較．日林誌88（6）：525-533

Ishida M（2004）Automatic thresholding for digital hemispherical photography. Can J For Res 34（11）：2208-2216

金子信博・片桐成夫・山下博（1997）島根大学三瓶演習林におけるスギ人工林のリターフォール量の長期

年変動．島根大生物資源科学部研報2：7-13

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），https://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-G02-v3_0.html（2024年1月14日閲覧）

三浦覚（2000）表層土壌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（2）：132-140

Miura S, Hirai K, Yamada T（2002）Transport rates of surface materials on steep forested slopes induced by raindrop splash erosion. J. For. Res. 7:201-211

水垣滋（2008）人工林の土壌侵食に関する従来の研究．（人工林荒廃と水・土砂流出の実態．恩田裕一編，245pp，岩波書店，東京）．112-117

酒井正治・井上輝一郎・岩川雄幸（1987）粗大有機物の土壌への混入量（Ⅲ），斜面位置の違いによるヒノキ葉混入量．日林論98：193-196

塚本次郎（1989）林地斜面における表層物質の移動（Ⅰ），細土の移動．日林誌71（2）：469-480

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（6）：341-345

渡邊仁志・井川原弘一・茂木靖和・横井秀一・平井敬三（2016）植栽樹種の違いが同一斜面のヒノキ，スギ，アカマツ人工林の表土移動に及ぼす影響．日林誌98（5）：193-198

渡邊仁志・横井秀一・井川原弘一（2025）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期的な応答．岐阜県森林研研報54：9-16

Yamagishi K, Kizaki K, Ito S, Hirata R, Mitsuda Y（2017）Effect of surface soil conservation by litter from shelterbelts on *Chamaecyparis obtusa* plantation. J. For. Res. 22（1）：69-73