

表土流亡の抑止を目的とした過密ヒノキ人工林の生態的管理手法の構築

渡邊 仁志

Ecological and sustainable stand management strategies for controlling surface soil erosion
in overcrowded planted Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) forests

Hitoshi Watanabe

第1章 序 論	12
1.1 研究の背景	12
1.2 既往研究	12
1.3 研究の目的と構成	14
1.4 用語の定義と各章に共通する調査方法	15
第2章 研究対象地域の概要	15
2.1 位置と地形	15
2.2 気 象	16
2.3 立 地	16
2.4 森 林	16
第3章 ヒノキ人工林における表土流亡量の評価	17
3.1 植栽樹種の違いが表土流亡に及ぼす影響	17
第4章 下層植生タイプが表土流亡に及ぼす影響	21
4.1 下層植生分類へのササ型の追加とその序列化	21
4.2 ササ林床における表土移動量	26
4.3 ササ以外の下層植生タイプにおける表土移動量	29
第5章 下層植生と表土流亡への間伐効果	33
5.1 群状および強度間伐後の下層植生の中期的な応答	33
5.2 群状間伐における下層植生の回復に効果的な伐採群の大きさ	39
5.3 列状間伐が植生回復と表土流亡の抑止に及ぼす長期的影響	44
5.4 列状間伐と採食圧が下層植生の動態と表土流亡の抑止に及ぼす影響	49
第6章 伐採木の処理方法が表土流亡に及ぼす影響	61
6.1 伐倒木の処理方法がヒノキ人工林の表土流亡に及ぼす影響	61
第7章 総合考察	66
7.1 表土流亡の観点からみたヒノキの種特性と下層植生の評価	66
7.2 表土流亡の抑止に適したヒノキ人工林の管理方法	70
謝 辞	73
引用文献	73
論文の概要	78
Summary	79
既発表論文	81

キーワード：ヒノキ人工林，表土流亡，林床被覆，下層植生タイプ，間伐方法，森林管理指針，光環境

Keywords : planted Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) forests, surface soil erosion, forest floor cover, undergrowth type, thinning methods, light environment, stand management strategies

第1章 序 論

1.1 研究の背景

第二次世界大戦後から高度経済成長期にかけて進められた拡大造林政策により、わが国には、ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) やスギ (*Cryptomeria japonica*) などの針葉樹人工林が広範囲に造成された。これら人工林の総面積は全国で約1,000万haを超えて、これは国土面積の約27%、森林面積の約40%に相当する (林野庁森林整備部計画課 2022)。現在、その約64%が50年生を越え本格的な利用期を迎えているが、木材価格の低迷や林業従事者の減少により、必要な管理や利用が行われていない林分が増加している (林野庁 2024)。こうした林分は、成林後に間伐が行われないために過密化して、風雪害など気象害に対する脆弱性の増大 (Jalkanen and Mattila 2000) や、下層植生の衰退に伴う土壌侵食の発生 (赤井 1977; 吉村ら 1980) の危険性が高まる。

さらには、地球温暖化に起因する気候変動の影響により、わが国の降水パターンに変化が生じている。1時間降水量が50mmを超える短時間強雨の発生頻度は増加傾向にあり (気象庁 2025)、こうした極端気象は、山地災害の頻発化、激甚化の要因となっている (林野庁 2024)。特に、岐阜県をはじめとする中山間地域では、急傾斜地に造成された人工林が多いため、地形要因と林分の長期放置とが重なることによって、山地災害の発生リスクが高まると考えられる。山地災害は、流域全体の土砂災害や河川水質の悪化、さらには下流域の生態系や住民生活にも影響を及ぼすため、林地の問題のみにとどまらない。その制御は、流域社会全体の安全保障および災害レジリエンス向上の観点からも重要である。

こうした背景のもと、森林の公益機能 (生態系サービス機能) を発揮させるため、森林を空間的に整理・分担する森林配置計画 (ゾーニング) が全国的に導入されつつある。本研究の対象地域である岐阜県においても「100年先の森林づくり」を掲げる基本計画 (2017年度〜) に基づき、県内の森林を「環境保全林」と「木材生産林」に大別する取り組みが進められた (岐阜県林政部林政課 2017)。このうち、環境保全林では、間伐によって林内の光環境を改善し、高木性広葉樹の侵入や成長を促すことで、針広混交林の状態を経て広葉樹林への転換を目指している。一方、木材生産林では、木材の安定供給を実現するために、効率的な施業が可能な林分構造の維持が求められている。これら、森林の配置や森林機能に応じた人工林の施業方法の選定は、今後の森林整備や経営方針の策定における重要な視座になるであろう。

林地の地表面 (林床) の安定化は、これら両タイプの目標林型に共通して期待される機能を、森林が持続的に発揮するための条件である。しかし、過密状態になった一斉人工林では、林冠閉鎖により下層植生が衰退し、林床が裸地化することで、土壌侵食 (表土流亡) の危険性が高まることが報告されている (赤井 1977; 梶原ら 1999;

Miura *et al.* 2003)。とりわけヒノキ人工林は、急傾斜地に造成されている場合が多く、さらにはヒノキ特有の樹種特性も相まって、表土流亡が発生しやすいとされる (赤井 1977; 吉村ら 1980; 梶原ら 1999; 三浦 2000)。表土流亡は、地力の低下 (赤井 1977; 吉村 1980) や土壌浸透能の低下 (野々田 2008) を招き、持続的な林業経営 (赤井 1977) や樹木の更新・定着 (山瀬ら 2009) を阻害する。また、流亡した土壌が水系に到達すれば、下流域の河川水質を悪化させるおそれもあるため (池田ら 2012)、木材生産機能と水土保持機能の両面において重要な問題となる。以上から、表土流亡の抑止および地表面の安定化は、森林の多面的機能を持続的に維持するために不可欠な課題であることは明らかである。

これまでに述べた背景を踏まえると、適切な密度管理が行われていない壮齢以降のヒノキ一斉人工林において、持続可能な森林利用と流域環境の保全を両立させるには、水土保持機能を有する林分構造の維持が重要である。その実現に向けては、ヒノキ人工林における表土流亡の実態を定量的に明らかにするとともに、森林生態学的な知見に基づき、それを抑制するために有効な森林管理の手法を解明することが必要である。このような取り組みは、今後の森林整備や経営方針を検討するうえで実務的に重要であるだけでなく、森林の持続的利用と環境保全を科学的な視点から支えるという点で、学術的にも高い意義を有する研究である。

1.2 既往研究

1.2.1 表土流亡の抑止機能に着目した林床被覆の評価

森林に土壌侵食 (表土流亡) を抑止する効果を期待する視点は、1950年代にはすでに、山地の荒廃対策や治山・治水機能を回復する面から指摘されていた (川口・滝口 1957)。しかし、当時は雨滴衝撃と表面流のどちらが侵食に対する影響が大きいのか、林分内の主林木、下層植生、落葉 (堆積リター) 層のうちのいずれが侵食防止に有効であるのか、植栽樹種によって機能に違いがあるのか、さらに侵食の程度が地形や植被物の状況によってどのように変化するのか、といった点は明らかにされていなかった (川口・滝口 1957)。その後、これらの課題の解明に関して基礎的な研究が進められることとなった。

土壌侵食 (表土流亡) の主因は気象要因とされており、なかでも降雨の影響が顕著である (北原 2002)。降雨をきっかけに発生する侵食には、雨滴の衝撃によるものと表面流によるものがあるが、実験箱を用いた野外実験 (川口・滝口 1957) やヒノキ人工林内での観測 (井上ら 1987) のいずれもが、雨滴衝撃により侵食され、捕捉された土砂であったと結論づけている。このように、日本の林地斜面においては、表面流による侵食は起こりにくいと考えられている (Miura *et al.* 2002; 三浦 2010)。

また、雨滴衝撃は、森林内において主林木の樹冠、下層植生、堆積リター層を順に通過しながら減衰すること

が知られている（北原 2002）。したがって、森林には雨滴衝撃の緩和効果があると考えられているが（川口 1951）、実際には、林冠を通過した雨滴は葉層で捕捉されて集まり粒径が大きくなるため、地表への衝撃エネルギーが増大する（塚本 1976；南光 2013）。そのため、林冠を構成する主林木以外の階層構造が十分に発達していない森林では、大粒の雨滴が直接地表に衝突し、土壌侵食をかえって促進する可能性がある（Nanko 2008；三浦 2010）。つまり、森林には土壌侵食を抑止する効果がある一方で、その効果を十分に発揮するためには、垂直方向の林分構造の発達が重要であると指摘されている。

以上の点から、地表面を林内雨による衝撃エネルギーから保護するためには、林床における堆積リター層と地上高0.5m以下の下層植生による被覆が重要であるとされている（三浦 2000）。また、これら下層植生と堆積リター層の要素を一体として捉える「林床被覆」が提唱されており、その被覆率（林床被覆率）を用いた、雨滴侵食の抑止機能の評価が提案されている（三浦 2000）。それ以降は、林床被覆率と表土移動量との関係に関する研究（初ら 2010；Miura *et al.* 2015；加藤ら 2017；溝口ら 2018）が各地で進められ、さまざまな林分状態や間伐後の時間経過に伴う林床被覆の変化、さらに林床被覆率の指標としての有効性に関する基礎的な知見が蓄積された。

主林木の種類（植栽樹種）や林床被覆の状態が土壌侵食に及ぼす影響に関して、ヒノキ林、スギ林、アカマツ（*Pinus densiflora*）林など、国内1道15県の73試験地の調査データが体系的にまとめられ、表土移動量が、植栽樹種や林況によって異なること、下層植生が乏しい林分が多いこと、が明らかにされた（東 1989）。

はじめに、植栽樹種に着目すると、ヒノキ林の表土移動量は、スギ林やアカマツ林、さらにアカマツと広葉樹の混交林と比べて多い傾向がある（東 1989；塚本 1989；Miura *et al.* 2002；平田ら 2015）。その原因は、ヒノキ林における林床被覆率の低さにある（三浦 2000）。ヒノキの枝葉は水平方向に広がり、林内に入る陽光を遮断する程度が大きく、林内が暗くなりやすい（赤井 1977）。また、鱗片葉は落葉時に枝から容易に分離し、細片化しやすい性質がある（原田ら 1969；赤井 1977；酒井・井上 1988）。その結果、斜面ではこれらが流亡したり、斜面下方に移動したり、土壌に混入したりしやすい（赤井 1977；酒井ら 1987；市川ら 2006）。これらの種特性から、ヒノキ林の林床では、林冠閉鎖に伴う下層植生の衰退と、堆積リター層の形成不全により、地表が裸地化しやすいことが繰り返し指摘されている（赤井 1977；清野 1990；三浦 2000）。

林床被覆の状態に視点を移すと、ヒノキ林の林床にはリターが安定的に堆積しにくいこと、表土流亡を抑止する機能は、堆積リターよりも下層植生が果たす割合の方が相対的に大きいことが示されている（三浦 2000）。これは、下層植生を均質な存在として、主に植被率や現存

量などの量的指標に基づいて評価した議論である（梶原ら 1999）。しかし、実際には、ヒノキ人工林の下層植生は多様な種で構成されており、表土流亡の抑止効果は下層植生の量的指標（赤井ら 1981；井上ら 1987；梶原ら 1999）のみならず、種組成や優占種の生活型によっても異なることが示されている。高知県内の暖温帯域のヒノキ人工林では、このような観点から下層植生の種類や量（下層植生タイプ）に基づいて表土流亡の発生リスクが序列化された（梶原ら 1999）。これは、下層植生の質的な要素に着目した点で画期的な試みであったが、本州太平洋側の寡雪地域に広く分布し（西條 1989）、林床環境に対する影響が大きいとされるササ類（齋藤 2013）は対象に含まれていない。より広範な地域への適応拡大や知見の一般化を図るには、ササ類をタイプ分類の対象に加える必要があるだろう。

加えて、これまでの先行研究（塚本 1989；梶原ら 1999；初ら 2010；中森ら 2012；Miura *et al.* 2015；加藤ら 2017；溝口ら 2018）では、異なる斜面に位置する林分が比較対象に設定されていたため、地形条件が表土流亡に及ぼす影響が大きく（岩川ら 1987；塚本 1989；平田ら 2015）、植栽樹種や下層植生タイプが表土移動量に及ぼす影響だけを分離して明らかにすることは困難であった。したがって、実効性の高い森林管理手法の確立には、地形条件を統一したうえで植栽樹種間、あるいは下層植生タイプ間の比較を行い、それぞれに応じた表土移動量の評価を行う必要がある。

1.2.2 下層植生回復のためのヒノキ林管理の手法

ヒノキ林における林床被覆の著しい低下は、若齢期後半から壮齢期初期にかけての現象である（三浦 2000）。それ以降は、間伐や林冠葉量の減少により林床の光環境が改善され、下層植生が回復していくと考えられている（清野 1990）。実際に、50年生以降には林床被覆率の大幅な改善により、表土流亡の抑止効果も高まるとされている（三浦 2000）。ただし、それまでの期間に適切な対策を講じることが重要であり、ヒノキ人工林の適切な管理が求められる。過密林分の解消方法には、間伐による林分の立木の密度調整が挙げられる。間伐は、個体間競争を緩和し残存木の樹冠部に光を多く与え、成長を促す行為である（佐藤 2009）が、そのほかに、林内を明るくして下層植生を回復させ、表土の保護と雨滴衝撃による土壌の流出抑制を図るという目的もある（竹内 1998b）。実際、治山事業の森林整備（保安林整備事業）では、「林内や林床に適度な陽光を取り入れ、下層植生の成長を図り、土壌緊縛力および地表侵食の防止効果を高める」ことを目的に、本数調整伐（という事実上の間伐）が実施されている（大西 2002）。さらには、間伐を契機にヒノキの一斉人工林を複層林や混交林へと誘導するという選択肢が示唆されており（三浦 2010）、異種の落葉落枝による土壌保全機能を活かして、表土流亡の抑止力を高めることが期待されている（Yamagishi *et al.* 2017）。

間伐後の下層植生の回復と表土流亡に関しては、これまでに、間伐の有無（沼本ら 2011）、間伐方法（中森ら 2012；宮崎 2013；加藤ら 2017；溝口ら 2018）などが検討され、基礎的な情報が蓄積されつつある。しかし、多くの研究は間伐後の短期間の現象を対象としており長期的な観測事例が少なく、また、林床被覆率の向上に伴う表土移動量の推移に関しては必ずしも明らかになったとはいえない。加えて、間伐後の林分の成長に伴い林冠が再開鎖し、林内の光環境が悪化するため、下層植生が再び衰退する（城田ら 2012）が、林冠閉鎖後の下層植生の動態と表土流亡の関係については未解明である。

また、間伐を実施しても下層植生が十分に回復しない事例（中村 1992；深田ら 2006；横井ら 2008）が報告され、本数間伐率を30%程度に設定して行う従来の定性間伐では、下層植生の発達に限界があることが明らかになっている。こうした状況に対し、定性間伐よりも伐採率を高く設定した「強度間伐」や、林分の一部を小集団で集中的に伐採する「群状間伐」、または列状に伐採する「列状間伐」などの手法が提案されている。これらの手法は、定性間伐では実現しない水準の明るい箇所を局所的につくり出すことで、林内照度の不足（中村 1992；横井ら 2008）を改善する効果が期待される。これらの間伐手法が、下層植生の動態を通じて表土流亡の抑止にどの程度寄与するのかを定量的に評価できれば、森林整備の手法に関する意志決定の有効な材料となるだろう。しかし、これらの効果についての体系的な知見が不足しており、現実的に実施可能な間伐間隔（間伐周期）を考慮したうえで、間伐手法や間伐率を決定するための科学的根拠は蓄積されていない。

さらに、伐採に伴う地表面のかく乱による表土移動の増加（中森ら 2012）、埋土種子の不在（横井ら 2005）、または表土流亡による植生定着の阻害（山瀬ら 2009）により、下層植生の回復が進まない事例も報告されている。加えて、近年はニホンジカ（*Cervus nippon*）の個体数増加に伴う下層植生への採食圧の影響が顕在化しており、下層植生の回復を一層困難にしている（島田・野々田 2009；田村ら 2016；Katagiri and Hijii 2017）。

表土流亡の抑止には下層植生などによる林床被覆が必要であるが、植生回復には、まず表土流亡そのものをコントロールする工夫が求められる。その対策として、森林整備直後から効果を発揮させるため、または整備後も下層植生が回復しない事態に備えて、林内に残置された伐倒木を活用し、林床被覆の不足分を補うような付帯作業も重要であろう。事業の効果的な実行にあたり、効果が高い工法を明らかにすることも欠かせないが、これまでに伐倒木の処理方法の違いによる表土流亡への影響を評価した事例は、平井ら（1992）、山瀬・田中（2003）、井川原ら（2004）、山瀬ら（2010）などに限られている。

1.3 研究の目的と構成

本研究の目的は、密度管理が適切に行われていない状

態以降のヒノキ人工林を対象に、水土保持機能を重視した林型の維持を目的として、表土流亡の抑止効果が高い森林の造成方法を検討することである。

そのために、まず、研究対象であるヒノキに加え、スギ、およびアカマツの人工林における表土移動量を比較し、植栽樹種が表土流亡に及ぼす影響を明らかにする。これにより、他の造林樹種と比較した場合のヒノキ人工林の林地保全上の相対的な特性を明らかにする。ただし、ヒノキ人工林の林床には多様な下層植生タイプ（種組成や量）が存在する。そこで、ヒノキ人工林の下層植生タイプを分類し、それぞれの植生の状態や表土流亡の実態を評価する。さらに、各下層植生タイプの表土流亡の発生のしやすさを比較して、下層植生による表土流亡の抑止効果の序列化を試みる。

次に、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、複数の間伐手法による下層植生の応答を評価し、間伐の効果を検証する。また、シカ採食圧が加わる条件下における間伐効果についても、植生回復と表土流亡抑止の両面の視点から考察する。さらに、間伐後の付帯作業として行われる伐倒木の処理方法が、表土流亡に及ぼす影響についても検討を行う。

以上の検討を通じて、下層植生が衰退したヒノキ人工林を、表土流亡の抑止効果が高く、水土保持機能が高い森林に誘導する方法を明らかにする。また、急傾斜地にヒノキ人工林が卓越する地域における、森林生態学的な見地に基づく林分の管理手法を提案する。

本論文は、全7章で構成されている。研究の背景や目的を述べた本章（第1章）に続き、第2章「研究対象地域の概要」では、本論文の研究対象地である岐阜県南部地域の地形、気象、立地、森林の特徴を示し、当地域の立地条件がヒノキの植栽適地である一方、表土流亡のリスク要因を内包することを明らかにする。

第3章「ヒノキ人工林における表土流亡量の評価」では、同一斜面上に隣接し、立地条件や管理履歴が共通するヒノキ、スギ、アカマツ人工林における表土流亡量を比較し、ヒノキの樹種特性と表土流亡の関係を明らかにする（渡邊ら 2016）。

ヒノキ人工林の林床には、多様な下層植生タイプが存在する。第4章「下層植生タイプが表土流亡に及ぼす影響」は、全3節で構成されており、ヒノキ人工林に成立する下層植生を調査して、それらの状態や表土流亡の状況の評価する。まず、第4章1節「下層植生分類へのササ型の追加とその序列化」では、岐阜県南部地域において、ヒノキ人工林の下層植生を多点調査した結果から、優占種と植被率に基づいて下層植生を類型化し、それぞれのタイプの表土流亡抑止効果を評価する（渡邊ら 2018）。次に、第4章2節「ササ林床における表土移動量」と第4章3節「ササ以外の下層植生タイプにおける表土移動量」では、前節で分類した下層植生タイプのうち、岐阜県内に特徴的に出現するササ型（渡邊・井川原 2015）、およびその他の型（渡邊ら 2024）の表土流亡量

を実測し、表土流亡の発生要因からみた各下層植生タイプの特性を明らかにする。

第5章「下層植生と表土流亡への間伐効果」は、全4節で構成されており、ヒノキ人工林の生態的管理に向けた間伐の実効性を検証する。本研究では、間伐後のヒノキ人工林の調査結果から、下層植生の動態やその動態に大きな影響を及ぼすと考えられる光環境の変化を明らかにする。第5章1節「群状および強度間伐後の下層植生の中期的な応答」では、群状間伐や強度間伐の効果を検証し（渡邊ら 2025b）、第5章2節「群状間伐における下層植生の回復に効果的な伐採群の大きさ」では、群状間伐を施工する場合に下層植生の回復に効果的な伐採単位の大きさを検討する（渡邊 2025）。次いで、第5章3節「列状間伐が植生回復と表土流亡の抑止に及ぼす長期的影響」では、点状間伐および、列状間伐における列幅の違いが、表土流亡の抑止に及ぼす長期的影響を明らかにする（渡邊ら 2020）。また、第5章4節「列状間伐と採食圧が下層植生の動態と表土流亡の抑止に及ぼす影響」では、列状間伐とシカ採食圧の複合的影響についても評価する（渡邊ら 2025c）。

第6章「伐採木の処理方法が表土流亡に及ぼす影響」では、下層植生が衰退したヒノキ人工林において、伐倒木の処理方法が、表土流亡に及ぼす効果を実証的に検討する（渡邊ら 2025a）。

第7章「総合考察」では、第3章から第6章までの結果を統合し、急傾斜地に卓越するヒノキ人工林を対象に、表土流亡の抑止効果を重視した下層植生のタイプ分類を行い、さらに、ヒノキ人工林を水土保持機能が高い森林へと誘導する方法を提案することによって、ヒノキ人工林の生態的管理のあり方を総括する。

1.4 用語の定義と各章に共通する調査方法

森林の土壤保全に関する検討では、地表面からの土壤の剥離、続く土壤の運搬および堆積の各過程に着目することが一般的である（三浦 2010）。これまでの研究において、これら一連の現象には、「侵食（侵蝕）」、「移動」、「流亡」などの用語が使用されている。また、対象になる物質についても、「土壤」、「土砂」、「表面」、「表土」など、さまざまな表現がみられる。本研究では、森林土壤の表層、すなわち「表土」を構成する鉱質土壤（細土）、礫、および堆積リターに注目し、これを評価対象とする。また、後述する土砂受け箱法によって実測されるのは、調査地内の「表土移動量」である。しかし、本研究では、表土が斜面内で相対的に下部へと移動する現象そのものではなく、表土が林地外へと流出する現象を主たる問題として捉えている。したがって、本研究内でこの現象を指す場合には、引用文献中で「土壤侵食」や「表面侵食」などの異なる表記がなされている場合を除き、「表土流亡」という用語を用いることとする。

このような背景のもと、表土流亡の程度を測定するためにさまざまな手法が提案されている。代表的な手法と

して、「土砂受け箱法」がある（岩川ら 1987；塚本 1999）。この手法では、林地に設置した箱に捕捉された表土を定期的に回収し、画分、計量することで、一定期間内に斜面を通過した表土の重量を観測できる。さらに、Miura *et al.* (2002) は、一定期間内に幅1mを通過した表土の重量を移動量 (g m^{-1})、降水量1mmあたりの移動量を移動レート ($\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) と定義した。この移動レートは、表土移動量が林内雨に強く依存するという仮定に基づく評価指標であり、測定地域や観測期間の長さの違いによる影響を相殺しつつ、降雨以外の因子による影響の比較検討を可能にする（三浦 2010）。土砂受け箱による観測は、これまでに岩川ら（1987）、井上ら（1987）、塚本（1989）、塚本ら（1998）、Miura *et al.* (2002)、古澤ら（2003）、Miura *et al.* (2003)、中森ら（2012）、宮崎（2013）、加藤ら（2017）、溝口ら（2018）などが採用している。本研究においても、第3章1節（渡邊ら 2016）、第4章2節および3節（渡邊・井川原 2015；渡邊ら 2024）、および第6章1節（渡邊ら 2025a）の測定において、土砂受け箱法により得られた移動レートが評価指標として使用されている。

一方、土砂受け箱の設置数や設置期間の制約により、土砂受け箱法の利用が困難な場合には、「土壤侵食危険度指数」（梶原ら 1999）を指標とする方法が提案されている。この指数は、地表面の観察に基づく簡易的な評価指標であり、細根の露出面積、土柱の個数、段差面積の3項目（塚本ら 1998；梶原ら 1999）を測定し、それぞれの相対値を合計することで算出される。この指数の値が大きいほど表土流亡の痕跡が多く、相対的に危険性が高いことを示しており、土砂受け箱法による表土移動量との間に高い相関が認められている（塚本ら 1998）。この土壤侵食危険度指数は、梶原ら（1999）、および本研究の第4章1節（渡邊ら 2018）、第5章3節および4節（渡邊ら 2020；渡邊ら 2025c）の測定において、多点間の表土流亡の傾向を評価する指標として使用されている。

第2章 研究対象地域の概要

2.1 位置と地形

岐阜県には、森林法に基づく森林計画区が5区ある。本研究では、そのうち太平洋側の流域を主な範囲とする長良川森林計画区、飛騨川森林計画区、木曽川森林計画区、および揖斐川森林計画区内に分布するヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）人工林を主な研究対象地域として調査を行った（ただし、第3章1節を除く）。対象地域（図-2.1）には、2025年現在、以下の19市19町1村が含まれ、面積は岐阜県全体の68.7%に相当する729,451haである（岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）。

- ・長良川森林計画区：岐阜市、関市、美濃市、羽島市、各務原市、山県市、郡上市、岐南町、笠松町
- ・飛騨川森林計画区：美濃加茂市、下呂市、坂祝町、富加町、川辺町、七宗町、八百津町、白川町、東白川村

- ・木曽川森林計画区：多治見市，中津川市，瑞浪市，恵那市，土岐市，可児市，御嵩町
- ・揖斐川森林計画区：大垣市，瑞穂市，本巣市，海津市，養老町，垂井町，関ヶ原町，神戸町，輪之内町，安八町，揖斐川町，大野町，池田町，北方町

地理的に俯瞰すると，研究対象地域の東側は，御嶽山（標高3,067m）から連なる阿寺山地（同約1,500～2,000m）や，恵那山（同2,191m）周辺の恵那山地（同約1,000～2,000m）によって長野県と接している。北側は，日本海と太平洋とを隔てる中央分水嶺（同約1,000～1,800m）によって岐阜県飛騨地域と，また西側は，両白山地（同約1,200～1,800m）や伊吹山系の山々（同約1,000～1,300m）によって福井県，および滋賀県に隣接する。一方，南側は，揖斐川，長良川，木曽川などの大河川，および矢作川水系の支流によって，愛知県や三重県に面している（岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）。

岐阜県には急峻な山地が多く，県土の約81%が森林地帯である（岐阜県林政部林政課 2025）。対象地域の北部～東部にかけては相対的に標高が高く，美濃越前山地，飛騨美濃高原，美濃三河山地の一部に含まれる。一方，南部は標高が低く，北高南低かつ東高西低の平野が広がっている（牛丸 1966）。また，研究対象地域は，郡上市白鳥町と同高鷲町の一部地域を除き太平洋側に属し，河川のほぼすべてが太平洋へと流下している。

2.2 気 象

岐阜県は，南北に長く標高差が大きいため，地域ごとの気象条件には大きな違いがみられる（長野 1966）。この地域特性を反映して，研究対象地域も気象の多様性に富んでいる。対象地域の北部にあたる奥美濃（長良川森林計画区の北部）は，内陸性気候区に属し，気温の年較差が大きく寒冷期が長い。一方，南部の平野部（長良川および飛騨川森林計画区の南部）は，海洋性気候の影響を受けて温暖であり，気温の年較差が小さい。南飛騨地域（飛騨川森林計画区の北部），東濃地域北部（木曽川森林計画区の東部），西濃地域北部（揖斐川森林計画区の北部）は，両気候の中間に位置し，比較的寒冷である。

降水量に関しては，奥美濃や西濃北部では多く，年降水量が3,000mmを超える地域もある。一方，南部の平野部や東濃地域では，年降水量は1,800～2,200mm程度と少ない傾向がある。降水の季節分布をみると，この地域は，夏期の降水量が比較的多く，全体的には太平洋型の気候に分類される（長野 1966）。

研究対象地域のうち，奥美濃地域から西濃北部地域にかけては，積雪量が多く，多雪地域に分類されている。一方，南飛騨地域から東濃地域，さらに南部の平野部にかけては，寡雪地域で積雪量が非常に少ない（長野 1966）。

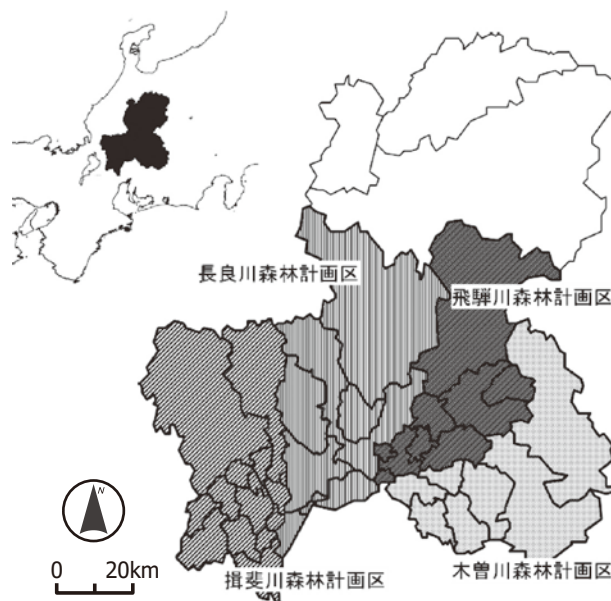


図-2.1 研究対象地域の概要

2.3 立 地

対象地域の北東部には，濃飛流紋岩（溶結凝灰岩）が広範囲に分布している。これに加えて，南東部には花崗岩類が，中央から西部にかけてはチャート，砂岩などの堆積岩がみられる。また，北西部の一部には，安山岩が出現する（産総研地質調査総合センターウェブサイト 2024）。

土壌の分布は，地形や標高の違いによって異なる。しかし，当該地域に分布する土壌の97.5%は，褐色森林土の各型が占めており，山麓の緩斜面に分布する黒ボク土壌（面積割合2.0%）や，高標高地に分布するポドゾル化土壌（同0.4%）は，いずれもごくわずかである（図-2.2a）。一方，褐色森林土は，地形や水分条件に応じて未熟なものから成熟したものまで幅があり，土質も重粘質から砂質・礫質に至るまで多様であるため，土壌の発達段階や養分状態にも大きな差がみられる（森貞 2010；今矢 2024）。対象地域の山地は，概して傾斜30°以上の急傾斜地で（図-2.3），かつやや乾燥傾向にある。このため，褐色森林土の中でも適潤性褐色森林土（偏乾亜型）の分布が広く，褐色森林土中の47.3%を占めている（図-2.2b）。また，本研究で問題にしている表土の移動は急傾斜地で急増すること（荒木・阿部 2005）が知られており，研究対象地域は表土流亡が潜在的に発生しやすい立地条件であるといえる。

2.4 森 林

研究対象地域のうち，高標高の一部の地域には亜寒帯や寒帯が分布しているが，大部分は，暖温帯～冷温帯に属する。

研究対象地域内における森林（国有林および民有林の合計）面積は，553,635haであり，森林率は75.9%である。この値は岐阜県全体の森林率（81%）にはわずかに及ば

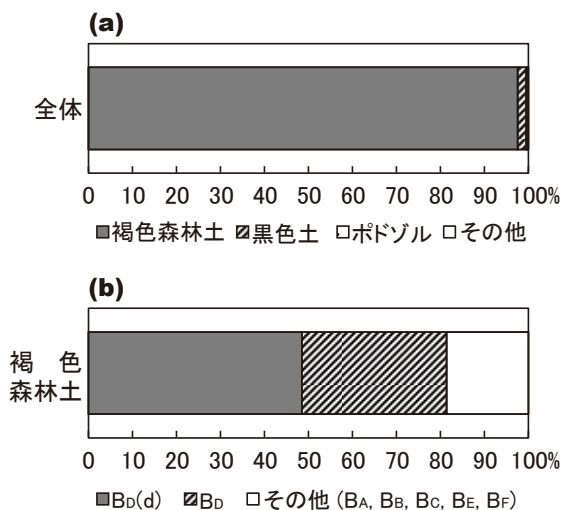


図-2.2 研究対象地域における森林土壌の分布
土壌全体 (a) および褐色森林土の各型 (b) を示す。本
図は、岐阜県林政部林政課（2021；2022；2023；
2024）から作成した。

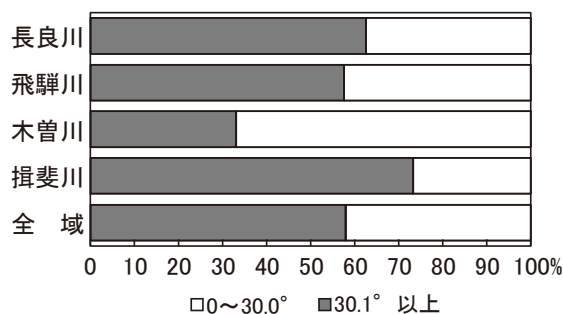


図-2.3 研究対象地域の民有林内における傾斜分布
10mメッシュ図毎の最大傾斜を示す。本図は、岐阜県林
政部の内部資料を基に作成した。

ないものの、全国の森林率（66%）を大きく上回っている（岐阜県林政部林政課 2025）。このうち、民有林面積は491,944haであり、さらに民有林内の人工林面積は245,250ha（2024年基準）である（岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）。人工林率は49.9%となり、岐阜県全体および全国の人工林率と比較して高い水準にある。

研究対象地域内の民有林における齢級分布（2024年基準）を示す（図-2.4）。本地域の人工林は、戦後の拡大造林施策により造成されたものであり、9～14齢級（1齢級＝5年）の林分が多くを占めている。また、人工林の多くはヒノキで構成されており、スギ（*Cryptomeria japonica*）の割合は低い。なかでも、研究対象地域内においては、木曽川森林計画区および飛騨川森林計画区で、ヒノキ人工林の割合が高い傾向がみられる。

なお、人工造林にあたっては、各樹種の成長に適した土壌に植栽する「適地適木」の原則が基本である。岐阜

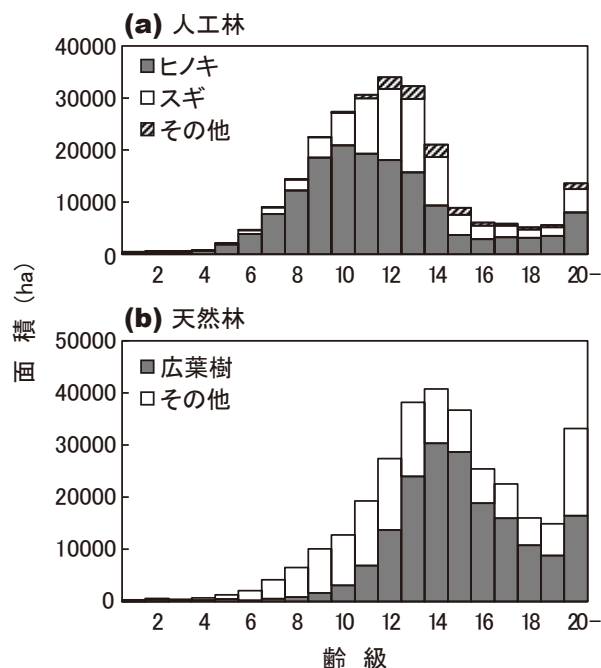


図-2.4 研究対象地域の民有林内における齢級分布
人工林 (a) および天然林 (b) の総面積をもとに、各タ
イプの森林の割合を示す。本図は、岐阜県林政部林政課
（2021；2022；2023；2024）から作成した。

県内におけるヒノキの造林適地は、標高1,200m以下、かつ最大積雪深1.0m以下の地域であり（竹下 1972；岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）、加えて、土壌型が適潤性褐色森林土（偏乾亜型）に分類される地域に植栽される傾向が強い（Watanabe 2021）。本研究の対象とした調査地は、いずれも標高1,000m以下（暖温帯または冷温帯）に位置しており、最大積雪深が1.0m以下の寡雪地域に該当する。また、調査地の大部分において、土壌型は適潤性褐色森林土（B0），またはその偏乾亜型（B0(d)）に分類された。

本研究の対象地域においては、急傾斜地にヒノキ人工林が多く分布しているという地域特性が、表土流亡リスクの発生要因の一つとなっている。

第3章 ヒノキ人工林における表土流亡量の評価

3.1 植栽樹種の違いが表土流亡に及ぼす影響

3.1.1 目的

表土流亡に及ぼす植栽樹種の影響を明らかにすることは、樹種別の森林管理を考えるうえで意義が深い。これまでの調査事例から、表土移動量は傾斜30°以上の急傾斜地で急増すること（荒木・阿部 2005）が知られている。また、ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）林では、スギ（*Cryptomeria japonica*）林やアカマツ（*Pinus densiflora*）林、またはアカマツと広葉樹の混交林と比べて表土移動量が大きく（塚本 1989；Miura *et al.* 2002）、その原因はヒノキ林における林床被覆（下層植生、堆積リタ

表-3.1 調査地の概要

	ヒノキ	スギ	アカマツ
間伐前・立木密度 (2002年11月, 本 ha ⁻¹)	1,980	2,113	1,268
間伐後・立木密度 (2003年5月, 本 ha ⁻¹)	1,262	1,268	810
本数間伐率 (%)	36.3	40.0	36.1
胸高断面積間伐率 (%)	25.5	26.0	28.0
胸高直径 (cm) ^{1,*}	19.5 ± 2.6	25.1 ± 3.8	18.3 ± 4.8
樹高 (m) ^{1,*}	18.0 ± 1.2	22.9 ± 1.6	17.3 ± 2.3
枝下高 (m) ^{1,*}	11.7 ± 1.7	15.9 ± 1.3	12.8 ± 1.1
斜面傾斜 (°) ^{2,*}	37 ± 2 ^a	38 ± 3 ^a	38 ± 3 ^a

¹2003年5月の調査値を示す。²土砂受け場所設置箇所の斜面傾斜の平均値。斜面傾斜における同一の添え字は数値に有意差が認められなかったことを示す (Kruskal-Wallis検定, $p > 0.05$)。* 平均値 ± 標準偏差で示す。

一) の少なさにある (三浦 2000)。しかし、植栽樹種に着目した既存研究 (塚本 1989 ; Miura *et al.* 2002) は、異なる斜面の林分に調査地を設定しており、植栽樹種やそれに起因する林床の被覆状態だけが表土移動量の違いに影響していることを十分に説明できていない。なぜなら、表土流亡に影響する因子は林床の状態以外にも、降雨強度や微地形 (岩川ら 1987 ; 塚本 1989)、土壌、林齢 (三浦 2000) や林況、間伐木の処理方法 (平井ら 1992 ; 山瀬・田中 2003 ; 井川原ら 2004) も含む林分の施業方法などが想定できるからである。したがって、植栽樹種が表土流亡に及ぼす影響を論じるためには、それ以外の要因を排除した調査地で比較することが望ましい。

本研究の調査地には、同一斜面上に隣接してほぼ同齢のヒノキ、スギ、アカマツが植栽されている (渡邊ら 2004 ; 渡邊・茂木 2005)。この調査地で表土移動量を比較すれば、植栽樹種や林床被覆の影響のみを評価できる可能性がある。そこで本節では、土砂受け箱 (岩川ら 1987 ; 塚本 1999 ; Miura *et al.* 2002) を用いて、同一斜面上にあるヒノキ、スギ、アカマツ人工林の表土 (土壌表層を構成する細土、石礫、リターと定義する) の移動量を測定し、植栽樹種の違いが表土流亡に及ぼす影響、および表土流亡と林床の被覆状態との関係を明らかにすることを目的とした。

3.1.2 方法

3.1.2.1 調査地

調査は、2002～2003年に岐阜県下呂実験林の適地適木実験林 (下呂市小川、北緯35° 46′ 43.94″, 東経137° 14′ 02. 14″) で行った。調査地は標高400m, 平均傾斜39° の北東向き平衡斜面下部にあり、土壌の母材は濃飛流紋岩類 (溶結凝灰岩)、土壌型は適潤性褐色森林土である (土じょう部 1976 ; 丸山・茂木 1997 ; 渡邊ら 2004 ; 渡邊・茂木 2005)。約4.5km東にある宮地地域気象観測所 (標高420m) の年平均気温と年降水量の

表-3.2 調査地の施業歴

作業種	ヒノキ	スギ	アカマツ
植栽	1965	1965	1967
下刈り	1966, 1967	1966, 1967	1967 (2回)
枝打ち	1972, 1973, 1978	1972, 1973, 1978	1972, 1973, 1978
間伐	1981, 1987	1981, 1987	1981, 1987

平年値は、11.8℃, 2,410mmであった (気象庁 2005)。この調査地は造林樹種の成長を比較するためにヒノキ林の皆伐後に設定され、同一斜面の等高線方向に隣接する37年生 (調査開始時：2002年) ヒノキ林、37年生スギ林、35年生アカマツ林 (表-3.1) において、ほぼ同一の施業 (表-3.2) が行われている (渡邊ら 2004 ; 渡邊・茂木 2005)。2002年11月に調査地において本数間伐率で36～40%、胸高断面積間伐率で26～28%の定性間伐を行った (表-3.1)。間伐木は短幹集材し、端材も含めて人力で搬出した。ヒノキ林とスギ林の下層植生は乏しかった。アカマツ林では高さ4～5m程度のウワミズグサ (*Padus grayana*)、ミヤマハハソ (*Meliosma tenuis*) などの落葉高～小高木と高さ2m以下のシロモジ (*Lindera triloba*)、コアジサイ (*Hydrangea hirta*) などの落葉低木がみられた。

3.1.2.2 調査方法

表土移動量を計測するため、各林分内にヒノキ区 (404m²)、スギ区 (426m²)、アカマツ区 (284m²) を設置した。調査区の上端には石積みの作業歩道があり、調査区の斜面長はいずれも15mで、歩道からの土砂流入はみられなかった。2002年11月、各調査区の下端の等高線に沿って、障害物がある場合はその斜面上側に3個の土砂受け箱 (岩川ら 1987 ; 塚本 1999 ; Miura *et al.* 2002) を設置した。土砂受け箱は高さ15cm, 幅25cm, 奥行き20cmのステンレス製で、背面に0.4mmメッシュのサラネットの袋を取り付けた。設置箇所の斜面傾斜は平均37～38° の範囲にあり、調査区間に有意な差は認めら

れなかった（表-3.1, Kruskal-Wallis検定, $p > 0.05$ ）。2003年1月～12月の1年間、毎月中旬に土砂受け箱で捕捉した試料を回収し、風乾後、細土（ $\leq 2\text{mm}$ ）、石礫（ $> 2\text{mm}$ ）、リターに画分し、乾燥（ 80°C , 48時間）重量を測定した。表土移動量はMiura *et al.* (2002) の移動量と移動レートにより評価した。ここで移動量（ g m^{-1} ）は、各月に等高線上の幅1mを通過した表土（細土、石礫、リター）の重量を示す。また、移動レート（ $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）は降水量1mmあたりの移動量で、移動量を各月の降水量（mm）で除した値である。各月の降水量は、調査地から南東に750m離れた裸地（標高580m）において、一転倒0.5mmの転倒ます式雨量計で測定した時間降水量から算出した。毎月回収した土砂受け箱3個の移動レートについて算術平均を算出し、この調査期間中の算術平均値を移動レートの年平均値とした。

試料回収にあわせ、土砂受け箱直上部における下層植生（地上高 $\leq 2\text{m}$ ）の植被率とリター、石礫（ $> 2\text{mm}$ ）、コケ、細根の被覆率を調査した。植被率は1m $\times$ 1mの調査枠で、草本層（地上高 $\leq 0.3\text{m}$ ）および低木層（0.3m $<$ 地上高 $\leq 2\text{m}$ ）の占有率を目視により計測した。被覆率は植生調査枠の中央に設置した0.5m $\times$ 0.5mの調査枠で、リター、石礫、コケ、細根の占有率をそれぞれ目視により計測した。調査枠内でこれらに占有されていない部分は鉱質土壌とした。枝から脱落下し細片化したヒノキの鱗片葉は、土塊との判別が困難なことからリターには含めなかった。

3.1.3 結 果

細土の年間移動量はヒノキ区で多く、スギ区の4倍、アカマツ区の15倍であった（図-3.1a）。長径1cm以下の石礫の年間移動量やリターの年間移動量もヒノキ区で大きかった（図-3.1b, 3.1c）。調査期間中の総降水量は2,789.5mmであった。各月の細土移動レートはヒノキ区で0.042～0.629 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ 、スギ区で0.011～0.164 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ 、アカマツ区で0.001～0.030 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ で、ヒノキ区の値は他の調査区よりも常に高かった（図-3.2）。6月に採取した細土の移動レートは、他の月に比べて高い傾向にあった（図-3.2）。石礫移動レートはヒノキ区で0.016～3.440 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ 、スギ区で0.005～0.071 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ 、アカマツ区で0.000～0.030 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ で、大礫（ $> 1\text{cm}$ ）が偶発的に捕捉された時期（2003年1月～3月）を除いても、ヒノキ区は他の調査区よりも高かった（図-3.2）。また、リター移動レートはヒノキ区で0.020～0.216 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ 、スギ区で0.011～0.103 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ 、アカマツ区で0.014～0.171 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ であった（図-3.2）。

下層植生のうち草本層はすべての調査区に、低木層はアカマツ区だけにみられた（図-3.3a）。草本層の植被率は常にヒノキ区では2%以下、スギ区では12%以下で、アカマツ区より低かった（図-3.3a）。スギ区とアカマツ区では8月～9月の植被率が高かった（図-3.3a）。林床被覆の大半はリターが占めた（図-3.3b）。リター被覆率は

スギ区では75%以上、アカマツ区では90%以上であったのに対し、ヒノキ区では40～60%で推移していた（図-3.3b）。つまり、ヒノキ区の植被率やリター被覆率は、他の調査区より常に低かった。

植被率と細土移動レートとの間には弱い負の相関（図-3.4a；Spearmanの順位相関, $\rho = -0.343$, $p < 0.01$ ）が、リター被覆率と細土移動レートとの間には強い負の相関（図-3.4b；Spearmanの順位相関, $\rho = -0.820$, $p < 0.001$ ）が認められた。つまり、細土移動レートは植被率やリター被覆率が低い状態において高かった。

3.1.4 考 察

3.1.4.1 調査区ごとの細土移動レート

ヒノキ区における平均細土移動レート（図-3.2）の年平均値は、0.162 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ であった。これは、中森ら（2012）の報告にある29年生ヒノキ無間伐林の値（0.23～0.42 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）、Miura *et al.* (2002) による34年生ヒノキ林の値（0.33 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）、塚本（1989）から算出した32年生ヒノキ林の値（0.145 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）と同じオーダーにある。したがって、本研究のヒノキ区の細土移動レートがヒノキ林の中で特別に大きいとは考えられない。

異なる斜面の林分に調査地を設定したこれまでの研究から、ヒノキ林の細土移動レートはスギ林やアカマツ林、アカマツと広葉樹の混交林と比べて高い（塚本 1989；Miura *et al.* 2002）ことが報告されている。本調査地のヒノキ区の細土移動レートの年平均値も、スギ区（0.040 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）、アカマツ区（0.011 $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）に比べて大きかった（図-3.2）。本調査地の同一斜面上に隣接する林分間でも既存研究と共通の傾向が認められたことから、表土移動量が他の樹種の林分より大きいことはヒノキ林の特性であるといえる。

3.1.4.2 植栽樹種の違いが表土流亡に及ぼす影響

本調査地において、細土移動レートと植被率、リター被覆率との間には負の相関がみられた（図-3.4）。Miura

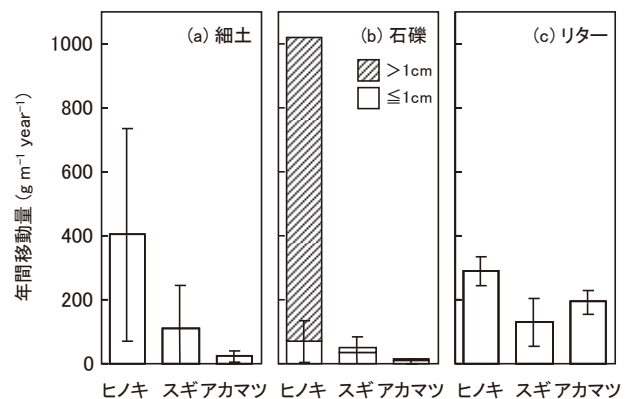


図-3.1 細土 (a)、石礫 (b)、リター (c) の年間移動量
バーは標準偏差を示す。

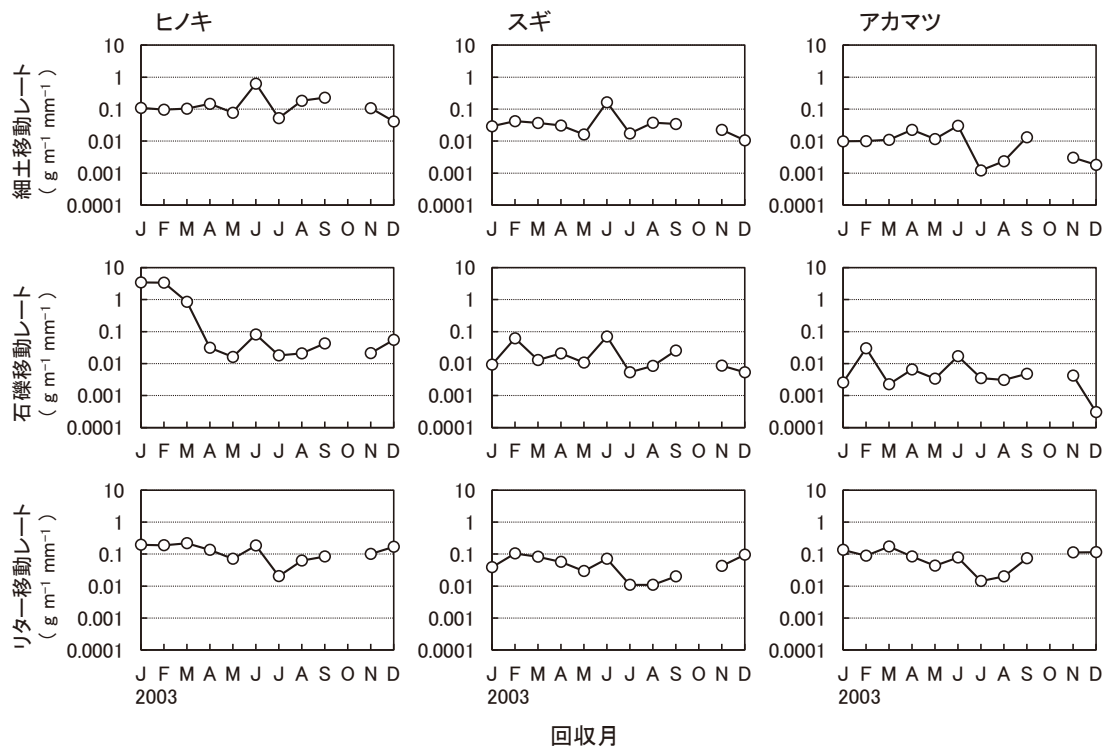


図-3.2 各月あたりの細土、石礫、リターの移動レート
2003年10月は試料回収ができなかったため、翌月に一括して回収した。

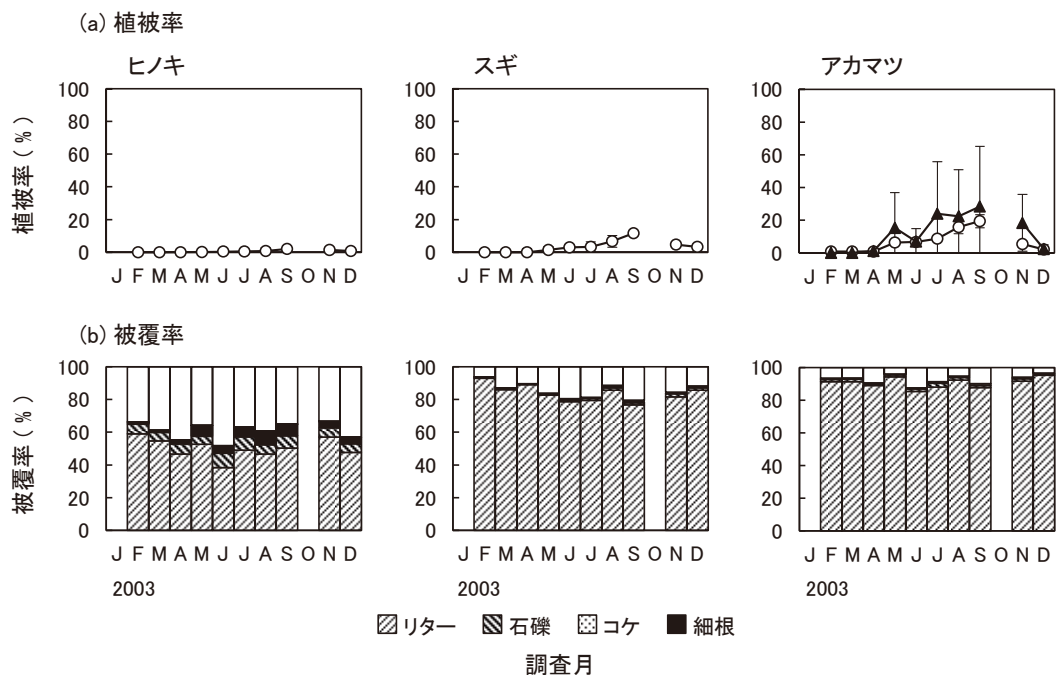


図-3.3 植被率 (a) と被覆率 (b) の月ごとの推移
2003年1月と2003年10月は欠測。植被率のグラフにおいて、○：草本層，▲：低木層を示す。バーは標準偏差を示す。被覆率のグラフにおいて、白抜きは鉾質土壌の占有率を示す。

et al. (2003) は、下層植生やリター被覆の除去による土砂移動レートの増加を報告している。一方、枝条や間伐材チップ（平井ら 1992；第6章1節）の散布によって、ヒノキ林の細土移動量が減少した。したがって、下層植生やリターによる地表面の被覆が多いほど、表土流亡

の抑止効果が高いと考えられる。

本調査地のスギ区では下層植生には乏しいが、リター被覆率はヒノキ区より常に25～40%程度高かった（図-3.3）。加えて、リター被覆率が低下する夏期には下層植生がわずかに増加するため、林床の被覆割合が高く維

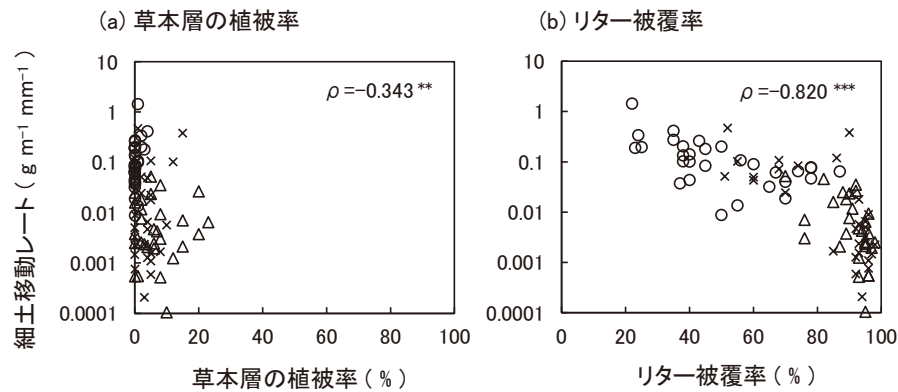


図-3.4 草本層の植被率 (a) およびリター被覆率 (b) と細土移動レートとの関係
○：ヒノキ区，×：スギ区，△：アカマツ区を示す。 ρ はSpearmanの順位相関係数。 $**$ は $p < 0.01$ ， $***$ は $p < 0.001$ を示す。

表-3.3 調査地における現存量とリターフール量

	ヒノキ	スギ	アカマツ
下層植生 (g m^{-2}) ¹	1 [1]	2 [1]	107 [3]
堆積リター (g m^{-2}) ²	954 [2]	2519 [2]	2056 [2]
リターフール ($\text{g m}^{-2} \text{年}^{-1}$) ^{3,*}	427 ± 47^a [4]	409 ± 85^a [4]	521 ± 130^a [4]

[]は、調査プロットの数を示す。* 平均値±標準偏差で示す。同一の添え字は調査区間に有意差が認められなかったことを示す (Kruskal-Wallis検定, $p > 0.05$)。

¹ 2000年8月調査。渡邉ら (2004)・渡邉・茂木 (2005) による。

² 2000年6月調査。渡邉ら (2004)・渡邉・茂木 (2005) による。

³ 2000年1月～12月計測。井川原・中川 (2002) による。

持されていた (図-3.3)。アカマツ区では植生とリターにより、林床の90%以上が常に被覆されていた (図-3.3)。一方、ヒノキ区では下層植生はほとんど認められず、リター被覆率も年間を通じて低かった (図-3.3)。これらの結果は、本調査地で行った下層植生、堆積リターの現存量調査 (渡邉ら 2004；渡邉・茂木 2005) の傾向 (表-3.3) とも一致しているため、調査地全体の林床の状態を示していると考えられる。

リターフール量の少なさが原因で、ヒノキ区のリター被覆率が低い可能性もありうるが、実際には年間リターフール量の樹種差はほとんどない (水垣 2008) と考えられる。また、本調査地における年間リターフール量の実測値 (井川原・中川 2002) も、林分間差が小さかった (表-3.3, Kruskal-Wallis検定, $p > 0.05$)。それにもかかわらず、ヒノキ区だけでリター被覆率が低いのは、ヒノキの葉のもつ特徴、すなわち落葉後に細片化され (酒井ら 1987)、斜面下部への移動 (原田ら 1969) や土壌への混入 (酒井ら 1987；市川ら 2006) が起きやすいことによると推察される。このように、スギ林やアカマツ林と比較してリター被覆率の低下が生じやすいというヒノキ林の特性が、ヒノキ区の表土流亡の程度に影響を及ぼしていると考えられる。

第4章 下層植生タイプが表土流亡に及ぼす影響

4.1 下層植生分類へのササ型の追加とその序列化

4.1.1 目的

表土流亡は、林床を被覆する堆積リターや下層植生によって抑止できる (三浦 2000)。しかし、細片化した落葉が斜面下方に移動したり、土壌中に混入したりする (原田ら 1969；市川ら 2006) ため、ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 人工林の堆積リターは、他樹種の林分と比べて被覆効果が小さい (三浦 2000；第3章1節)。他方、下層植生の種類や量 (以下、下層植生タイプ) によって表土流亡の抑止効果は異なる (梶原ら 1999) ため、下層植生タイプごとに表土移動量を評価することが必要である。

これまでに、高知県ではヒノキ人工林の下層植生タイプが、表土移動量が少ない順に草本・地表植物型<ウラジロ・コシダ型<木本型<貧植生型に分類されている (梶原ら 1999)。深田ら (2005) は、この分類に加えササが優占するタイプの植生型 (以下、ササ型) を想定したものの、高知県にはササの植被率が高い調査地は認められなかった。しかし、ササは代表的な林床植物であり、林床環境に及ぼす影響は大きい (齋藤 2013)。

実際に、本州中部太平洋側の寡雪地域にはミヤコザサ (*Sasa nipponica*) やスズタケ (*S. borealis*) が分布し (西條 1989), 林床にそれらが優占するヒノキ人工林 (第4章 2節) が存在する。したがって、下層植生による表土流亡の抑止効果を評価するには、ササ型林床の適切な評価が重要である。

岐阜県は、ヒノキ人工林の面積、蓄積ともに高知県に次ぐ全国第2位である (林野庁森林整備部計画課 2012)。また、高知県とは気候条件や主な森林帯が異なることから、岐阜県における下層植生タイプの再分類によって、下層植生による表土流亡の抑止効果の評価手法の汎用性が高められると考えた。そこで本節では、岐阜県南部のヒノキ人工林における多点データにもとづいて、従来の下層植生タイプ (梶原ら 1999) にササ型を追加し、タイプごとに立地条件や表土流亡の発生しやすさを比較することによって、表土流亡の抑止効果を再序列化した。

4.1.2 方 法

4.1.2.1 調査地

調査は岐阜県南部のヒノキ人工林で行った。9気象観測所 (図-4.1) の平年値 (気象庁 2017) によると、対象地域の年平均気温は11.9~15.8℃, 年降水量は1,739.6~2,628.3mmである (表-4.1a)。調査地の標高は110~986mであり (表-4.1b), 暖温帯常緑広葉樹林域~冷温帯落葉広葉樹林域に属する。また、地質は花崗岩類、濃飛流紋岩類 (溶結凝灰岩)、堆積岩類で、土壤型は黒色土の1調査地を除き、適潤性褐色森林土 (偏乾亜型) もしくは適潤性褐色森林土である。

4.1.2.2 調査方法

調査は2002~2004年と2014~2016年の夏期 (6~10月) に行った。調査地は下層植生の状態が異なるヒノキ人工林54林分とした (図-4.1)。間伐後1年未満の林分、頻繁に利用されている林分、隣接林分のリターが林床に混入している林分、傾斜19° 未満の緩傾斜地の林分は調査地にしなかった。間伐直後の林分や利用が頻繁な林分を除いたのは、林床状態にばらつきが生じやすいためである。リターが混入した林分を除いたのは、それが表土移動に影響する (Yamagishi *et al.* 2017) と考えたからである。また、表土移動量は傾斜30° 以上の急傾斜地で急増すること (荒木・阿部 2005) が知られているが、本研究の調査地では斜面傾斜と土壌侵食危険度指数 (後述) の間にその関係性が認められなかった (Spearmanの順位相関, $\rho = 0.126$, $p = 0.360$)。表-1cに林分の概況を示す。調査林分の平均胸高直径は19.1cm, 平均樹高は15.8mであった。また、聞き取りや森林簿から推定した平均林齢は36.9年であった。林分の本数密度は720~2,950本 ha⁻¹, 収量比数は0.58~0.99, 相対幹距比は10.9~24.4で、一度も間伐されていないと推定される林分や最多密度に達した林分もみられた。

表-4.1 調査林分の概要

(a) 気象の平年値 *

	平 均 値	(最小値 - 最大値)
年降水量 (mm)	2,129.4	1,739.6 - 2,628.3
平均気温 (°C)	13.3	11.9 - 15.8
日最高気温 (°C)	19.2	17.8 - 20.7
日最低気温 (°C)	8.5	7.0 - 11.6

(b) 林分の立地条件

	平 均 値	(最小値 - 最大値)
標高 (m)	488 [54]	110 - 986
傾斜 (°)	33 [54]	19 - 45

(c) 林分の概況

	平 均 値	(最小値 - 最大値)
林齢 (年)	36.9 [53]	21 - 54
胸高直径 (cm)	19.1 [54]	13.2 - 26.7
樹高 (m)	15.8 [54]	10.6 - 22.1
立木密度 (本/ha)	1,623 [51]	720 - 2,950
収量比数	0.83 [51]	0.58 - 0.99
相対幹距比	16.4 [51]	10.9 - 24.4

* 対象地域内の9気象観測所における平年値に基づく
[]内は解析に使用した調査数

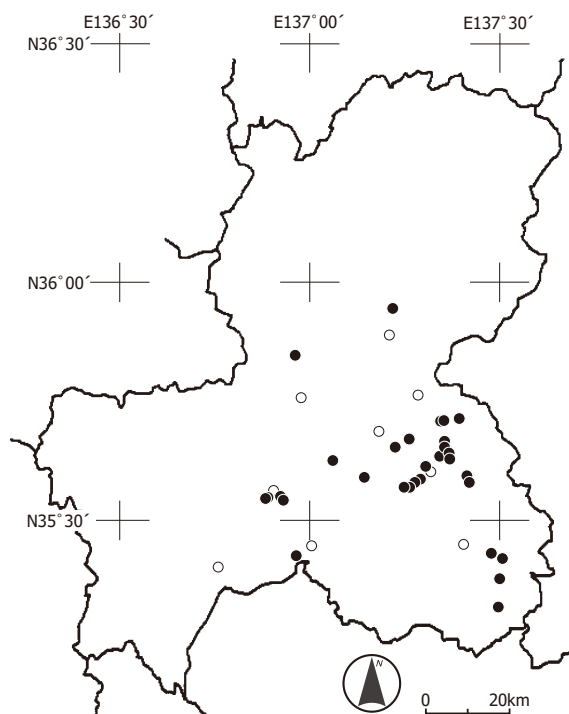


図-4.1 調査地の位置

黒丸は調査地 (54カ所), 白丸は気象観測所 (9カ所) の位置を示す。近接しているため図上では完全に重なっている調査地がある。

各林分に100～1,000m²の調査地を設置し、立地条件（標高、斜面傾斜）と林冠を構成するヒノキの胸高直径、樹高を測定した。また、各調査地に設置した5個の調査枠で下層植生と林床の状態を調査した。このうち下層植生については1m×1mの調査枠で、草本層（地上高≤0.3～0.6m）、低木層下部（0.3～0.6m<地上高≤2m）、低木層上部（地上高>2m）の階層について、出現した維管束植物とその種ごとの被度（Braun-Blanquet 1964）を記録した。林床の状態については植生調査枠の中央に配置した0.5m×0.5mの調査枠で、表土流亡の痕跡である細根の露出面積（細根が雨水により洗い出されて地表に露出した部分の面積）、土柱（礫や球果の周囲の土壌が侵食されて形成された土の柱）の個数、段差（小枝や地表に露出した根の斜面下方部の土壌が侵食されて形成された階段状の部分）面積（段差の延長×高さ）（塚本ら 1998；梶原ら 1999）を測定した。

4.1.2.3 解析方法

毎木調査データから、調査地ごとに立木密度と相対幹距比および平均胸高直径、平均樹高を算出した。地位指数は、平均樹高と岐阜県民有林ヒノキ人工林の樹高成長曲線（岐阜県林政部 1992）から推定した。収量比数は、立木密度および平均樹高を岐阜県民有林ヒノキ人工林の林分密度管理図（岐阜県林政部 1992）に当てはめて算出した。ただし、林齢が分からなかった1調査地は地位指数の計算から除き、面積を定めずに測定した3調査地は立木密度、収量比数、相対幹距比の計算から除いた。

下層植生データは梶原ら（1999）に準じて処理した。すなわち、被度は被度百分率中央値（被度+：0.1%，被度1：5%，被度2：17.5%，被度3：37.5%，被度4：62.5%，被度5：87.5%）を与えて植被率に換算した（奥富・伊藤 1967）。次に、出現種をウラジロ（*Diplopterygium glaucum*）とコシダ（*Dicranopteris linearis*）からなるシダ類、ミヤコザサとスズタケからなるササ類、その他の3群に区分した。続いて、各群に属する種の植被率の和（群ごとの植被率合計）、各階層の植被率の和（階層ごとの植被率合計）、植生調査枠内の全出現種の植被率の和（全植被率合計）を求めた。各調査枠の植被率合計を調査地ごとに算術平均し、貧植生型は植被率合計が低くなるように、その他のタイプは、指標となる群または階層の植被率合計が高くなるよう定義して下層植生タイプを分類した。

貧植生型：C_T<40

シダ型：C_T≥40 かつ C_F≥30

ササ型：C_T≥40 かつ C_B≥30

草本型：C_T≥40 かつ C_H≥30 かつ

(C_F<30 かつ C_B<30)

低木型：C_T≥40 かつ C_S≥30 かつ

(C_F<30 かつ C_B<30)

ここで、C_T：調査枠内の全植被率合計、C_F：シダ類の植被率合計、C_B：ササ類の植被率合計、C_H：草本層の

植被率合計、C_S：低木層（低木層下部＋低木層上部）の植被率合計。なお、シダ類とササ類は同所的には出現しなかった（後述）。また、本研究のシダ型、草本型、低木型は、それぞれ梶原ら（1999）のウラジロ・コシダ型、草本・地表植物型、木本型に相当する。

表土流亡の危険性を予測するため、林床調査データから次式（4.1）により土壌侵食危険度指数（梶原ら 1999）を算出し、各調査枠の数値を調査地ごとに算術平均した。

$$Iei = (Ri / Rmax + Pi / Pmax + Ci / Cmax) \cdot 100 \quad (4.1)$$

ここで、*Iei*：調査枠*i*の土壌侵食危険度指数、*Ri*：調査枠*i*の根系露出面積率、*Rmax*：根系露出面積率の最大値（今回の調査データのうちの最大値、以下同じ）、*Pi*：調査枠*i*の土柱個数、*Pmax*：土柱個数の最大値、*Ci*：調査枠*i*の段差面積、*Cmax*：段差面積の最大値。この指数は、各項目の相対値を合計して得られ、数値が大きいほど表土流亡の痕跡が多く、その危険性が高いことを示す。評価範囲は0～300の間の相対指標である。

下層植生タイプによる立地環境、植被率合計、土壌侵食危険度指数の差の有無をSteel-Dwassの方法により多重比較した。

4.1.3 結果と考察

4.1.3.1 ササ型の出現環境

各下層植生タイプに分類された調査地数は、シダ型10カ所、ササ型12カ所、草本型8カ所、低木型12カ所、貧植生型12カ所であった。

各下層植生タイプの出現標高は異なっていた（図-4.2a）。このうち、シダ型は標高約130～270mに出現し、分布範囲は草本型を除く他のタイプよりも低く（*p*<0.05）、狭かった（図-4.2a）。このことは、高知県でウラジロ・コシダの分布の中心が照葉樹林帯の中で相対的に低標高の地域であった（深田ら 2005）ことと一致する。一方、ササ型は約400～1,000mに出現し、分布範囲は草本型、低木型、貧植生型と比べると狭く、かつシダ型とは重ならなかった（図-4.2a）。この結果は、中部日本においてミヤコザサは標高200～850m、スズタケは850～1,050mに分布の中心があるという指摘（西條 1989）と矛盾しない。ササ型は調査地域において、シダ型より高標高域に出現する下層植生タイプであると考えられる。

下層植生タイプごとの立地条件の平均は、斜面傾斜32.4～34.3°、地位指数15.0～16.9で、それぞれ差異は認められなかった（図-4.2b, 4.2c, *p*>0.05）。ウラジロやコシダはヒノキの樹高成長が小さい林分、すなわち地位が低い立地で出現頻度が高い（渡辺ら 2007）とされているが、本研究ではシダ型が出現する林分の地位指数は他の植生タイプに比べて低くなかった（図-4.2c）。また、ササ型林分の地位指数も他の植生タイプとの間に違いがみられなかった（図-4.2c）。これらのことから、本研究

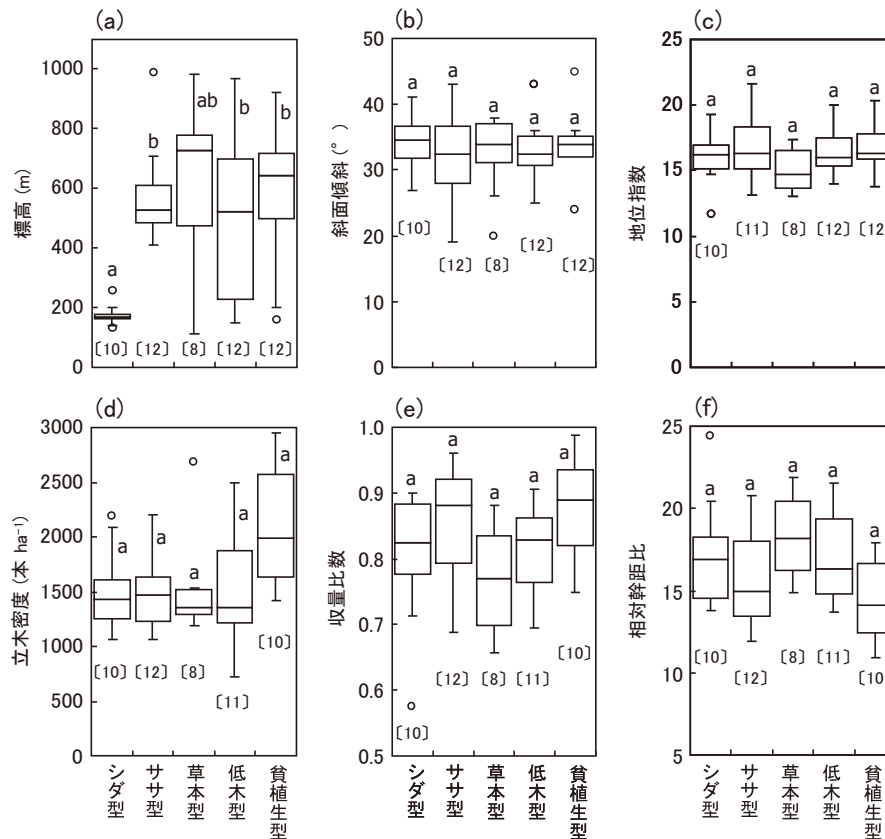


図-4.2 各植生タイプが出現する標高 (a), 斜面傾斜 (b), 地位指数 (c), および上木の立木密度 (d), 収量比数 (e), 相対幹距比 (f) の分布
箱ひげ図で示す。箱中の横線は中央値, 箱は四分位範囲, ひげの両端は箱の長さの1.5倍内にある最大値および最小値, ひげの外側の○は外れ値を示す。[] 内の数字は各下層植生タイプに分類された調査地数, 異なるアルファベットはSteel-Dwass検定による有意差 ($p < 0.05$) を示す。

の調査範囲内において, 立地条件は植生タイプの制限要因にはならなかったと考えられる。

下層植生タイプごとの立木密度の平均は1,490~2,010 本 ha^{-1} で, 統計的な差異はみられなかった ($p > 0.05$) もの, 貧植生型での数値が高かった (図-4.2d)。同様に, 収量比数の平均は0.77~0.88, 相対幹距比の平均は14.3~18.3で, どちらも下層植生タイプ間で差が認められなかった ($p > 0.05$) もの, 貧植生型の数値はいずれの指標も林分疎密度が高いことを示す方へ振れていた (図-4.2e, 4.2f)。このことは, 貧植生型が出現する林分における管理の不十分さを示唆するものであろう。また, ササ型は貧植生型に続いて収量比数が高く, 相対幹距比が低い傾向がみられた (図-4.2e, 4.2f)。これまでに, 冷温帯域のヒノキ林下では, 下層植生が乏しくなる可能性がある (清野 1990) ことや, ウラジロ・コシダや常緑木本は出現せず, かつ収量比数が高い林分は草本や落葉木本も生育できないため, 貧植生型以外の下層植生タイプが出現しない (深田ら 2005) ことが指摘されている。しかし, 高標高に分布するヒノキ林下で, 林分疎密度が高く光環境がやや悪化した場合にも, 貧植生型以外にササが優占するタイプの植生型が出現する可能性が示

された。

4.1.3.2 ササ型の特徴と表土流亡の抑止効果

ササ型に分類された12調査地のうち, ミヤコザサは11カ所, スズタケは1カ所に出現した。同様に10調査地のシダ型のうち8カ所は, ウラジロ単独またはコシダよりウラジロの方が優占していた。その他の下層植生タイプの主な構成種は, 草本型ではヤブコウジ (*Ardisia japonica*), ツルアリドオシ (*Mitchella undulata*), コアジサイ (*Hydrangea hirta*), 低木型ではシロモジ (*Lindera triloba*), ヒサカキ (*Eurya japonica* var. *japonica*), アオハダ (*Ilex macrospora*), コアジサイ, 貧植生型ではコシアブラ (*Chengiopanax sciadophylloides*) など木本植物の実生やスミレ属 spp. (*Viola* spp.) であった。

下層植生タイプの全植被率合計にはタイプごとに違いがみられた (図-4.3a)。シダ型の全植被率合計は, その他のタイプのそれよりも高かった ($p < 0.05$)。ササ型と草本型および低木型の間には大きな違いはみられなかった ($p > 0.05$)。草本層の植被率合計も下層植生タイプごとに異なっていた (図-4.3b)。シダ型およびササ型の植被率合計は, 統計的な有意差はみられない ($p > 0.05$)

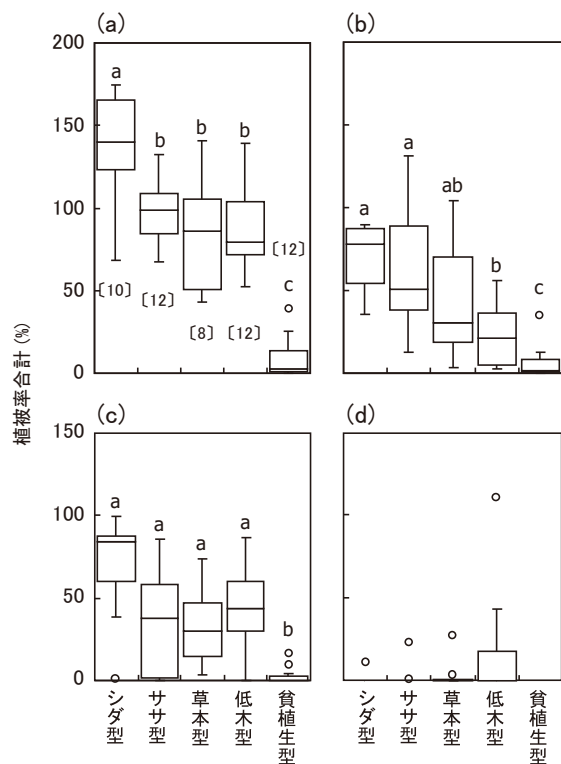


図-4.3 下層植生タイプ別の全層 (a), 草本層 (b), 低木層下部 (c), 低木層上部 (d) の植被率合計
グラフの見方は図-4.2を参照。[] 内の数字は下層植生タイプごとの調査地数, 異なるアルファベットはSteel-Dwass検定による有意差 ($p < 0.05$) を示す。低木層上部については統計解析を行っていない。

ものの, 草本型のそれより高い傾向があり, 低木型や貧植生型のそれよりは高かった ($p < 0.05$)。低木層下部の植被率合計は, 貧植生型以外の各下層植生タイプ間に違いは認められなかった (図-4.3c, $p > 0.05$)。

全植被率合計と土壤侵食危険度指数の間には負の相関が認められた (図-4.4, Spearmanの順位相関, $\rho = -0.702$, $p < 0.001$)。つまり, すべての下層植生タイプを込みで考えれば, 植被率合計が高いほど土壤侵食危険度指数が小さくなり, 表土流亡は発生しにくくなることが示唆された。この結果は, 既存の報告 (Miura *et al.* 2015; 第3章1節) と一致する。これに対して, 下層植生タイプ別に考えれば, 土壤侵食危険度指数はシダ型やササ型の林床で小さく ($p < 0.05$), 下層植生タイプごとに異なっていた (図-4.5)。

本研究で新たに定義したササ型は, シダ型に次いで土壤侵食危険度指数が小さかった (図-4.5)。これまでに, 土砂受け箱 (塚本 1999; Miura *et al.* 2002) による実測の結果, ウラジロやコシダが優占するヒノキ林の表土移動量は非常に少なかった (塚本ら 1998)。また, ミヤコザサ林床の表土移動量は少なく, ウラジロ・コシダ林床と同程度であった (第4章2節)。土壤侵食量は, 地上高およそ0.5mの間の被覆物により1/10程度に軽減する (三

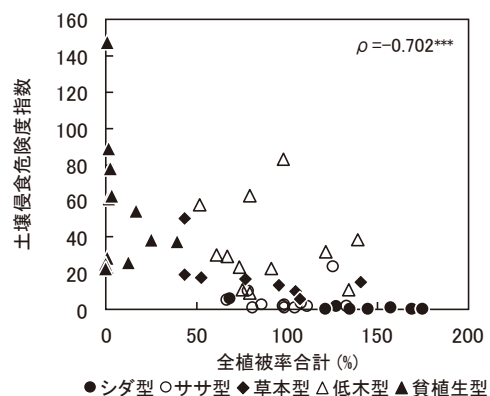


図-4.4 全植被率合計と土壤侵食危険度指数の関係
 ρ はSpearmanの順位相関係数 ($p < 0.001$) を示す。

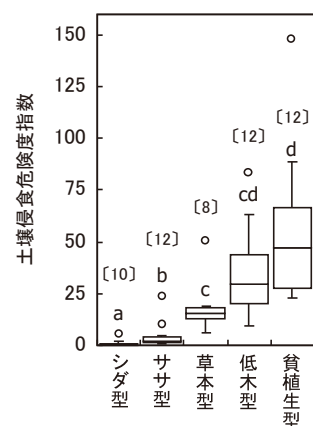


図-4.5 下層植生タイプ別の土壤侵食危険度指数
グラフの見方は図-4.2を参照。[] 内の数字は下層植生タイプごとの調査地数, 異なるアルファベットはSteel-Dwass検定による有意差 ($p < 0.05$) を示す。

浦 2000) ことが知られている。ササ型は, 表土保護の観点から考えると, 草本型や低木型と比べ全植被率合計は同程度であった (図-4.3a) もの, 草本層の植被率合計が高い傾向にあり (図-4.3b), 水平に展開する複数の葉層 (河原ら 1977) や厚い堆積リター (福澤 2013) が重層的に地表面を被覆するという特徴がある。これは, 表土流亡の抑止効果が高いとされるウラジロやコシダ (塚本ら 1998; 梶原ら 1999) と共通する性質である。このため, ササ型は表土流亡が発生しにくい下層植生タイプであると推測される。したがって, 下層植生タイプとしてササ型を定義することは, 林分の表土移動特性の評価にとって有効であると結論づけられる。

このササ型を加えて再序列化すると, 土壤侵食危険度指数は小さい順にシダ型 < ササ型 < 草本型 ≤ 低木型 ≤ 貧植生型となった (図-4.5)。一方, 高知県では土壤侵食危険度指数に, 草本・地表植生型 < ウラジロ・コシダ型 < 木本型 < 貧植生型の序列が報告されている (梶原ら 1999)。既報の結果は, ササ型が区分されていない点のほかに, ウラジロ・コシダ型と草本・地表植生型の序列が逆であった点で本研究とは異なるが, シダや

草本が優占する林床では土壌侵食危険度指数が小さく、貧植生型や木本が優占する林床では大きかった点では一致している。このことから、高知県における下層植生タイプ分類（梶原ら 1999）は、気候条件や森林帯が異なる岐阜県下でも適用できると推測される。

本節では、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タイプにササ型を定義し、既存の分類（梶原ら 1999）における再序列化を行った。この結果は、既報の結果を支持するだけでなく、下層植生分類による表土移動量の評価手法の適用地域を拡張し、汎用性を高めることに寄与するであろう。この手法により、評価の客観性を確保したまま、広域で多点の林分における表土移動特性の評価が可能になる。

4.2 ササ林床における表土移動量

4.2.1 目的

ヒノキ人工林は、同一斜面の隣接林分間で比較しても、スギ（*Cryptomeria japonica*）やアカマツ（*Pinus densiflora*）の人工林よりも表土移動量が多く、表土流亡が発生しやすい林種であると考えられている（第3章1節）。その原因は、ヒノキ林の林床被覆が少ないことにある（三浦 2000）が、その程度は下層植生のタイプ（質や量）によって異なる（梶原ら 1999；第4章1節）。そのため、表土流亡に及ぼす下層植生の影響を明らかにすることは、ヒノキ人工林の林地保全や持続的な林業経営を考えるうえで意義深い。

これまでも、ヒノキ林林床のいくつかの下層植生タイプにおいて表土移動量が実測、比較されてきた（塚本ら 1998；Miura *et al.* 2002）。しかし、太平洋型気候域の寡雪地帯に分布するササ（河原ら 1977）に覆われたヒノキ林床（第4章1節）の表土移動量は実測されておらず、ササ群落における表土流亡の抑制効果も評価されていなかった。そのため、それぞれの植生タイプにおける表土流亡の実態を、丁寧に評価する必要があるだろう。そこで、本節では、岐阜県中部にあるミヤコザサ（*Sasa nipponica*）が優占するヒノキ林林床の表土移動量を計測し、既存の他タイプの植生の表土流亡量との比較を行った。

4.2.2 調査地と方法

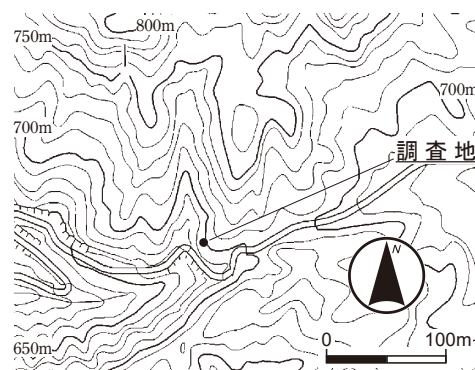
調査は、岐阜県加茂郡東白川村神土にある38年生（調査開始時）のヒノキ一斉人工林（北緯35° 37′ 46.77″，東経137° 22′ 15.62″）で行った（図-4.6a）。調査地（面積100m²）は標高約700m、平均傾斜36°の南西向き平衡斜面中部にあり、地質は濃飛流紋岩類（溶結凝灰岩）、土壌型は適潤性褐色森林土（偏乾亜型）であった。調査地から約5.5km南西にある黒川地域気象観測所（標高517m）における年平均気温と年降水量の平年値は11.9℃、2,109mmであった（気象庁 2015）。調査地では数年前に本数間伐率で約30%の間伐が行われており、伐倒木の枝条は林内に積み上げ整理してあった。調査開始時

の林況は、立木密度1,400本 ha⁻¹、平均胸高直径17.0cm、平均樹高12.9m、平均枝下高6.6mであった。調査地の林床のほぼ全面を、高さ約0.7mのミヤコザサが覆っており、その他の植生としては、シロモジ（*Lindera triloba*）やツリガネツツジ（*Rhododendron benhallii*）がわずかにみられた。

表土移動量を測定するため、2004年6月14日に調査地下端の等高線に沿って5個の土砂受け箱（塚本 1999；Miura *et al.* 2002）を設置した（図-4.6b）。土砂受け箱は高さ15cm、幅25cm、奥行き20cmのステンレス製で、背面（斜面下部）に0.4mmメッシュのサランネットの袋を付けた。表土移動量の測定は、土砂受け箱の設置作業に伴う土壌かく乱の影響を避けるため、設置から1ヶ月経過した2004年7月14日から開始し、2005年7月15日までの約1年間、毎月中旬に捕捉試料を回収した（2005年2月は積雪により回収できなかったため翌3月に一括）。回収試料は風乾後、細土（≤2mm）、礫（>2mm）、リターに画分し乾燥（80℃、48時間）重量を測定した。

表土移動量は、移動量と移動レート（Miura *et al.* 2002）により評価した。移動量（g m⁻¹）は、各回収期間内に等高線上の幅1mを通過した表土（細土、礫、リター）の重量の土砂受け箱ごとの平均値であり、土砂受け箱の幅が25cmであることから、実測値を4倍して換算した。移動レート（g m⁻¹ mm⁻¹）は降水量1mmあたりの移動量で、移動量を回収期間内の降水量（mm）で除した値である。期間降水量は前出の黒川地域気象観測所の日降水量のデータ（気象庁 2015）を用いた。

(a) 調査地



(b) 調査地の配置

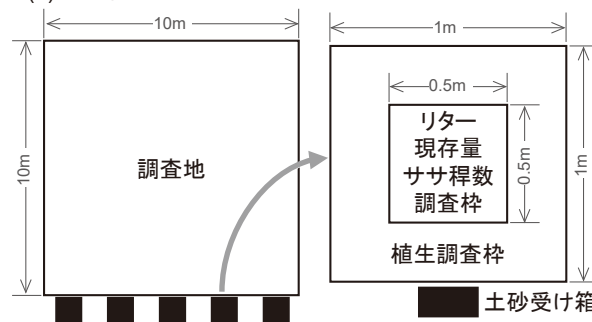


図-4.6 調査地 (a) および調査地の配置 (b)

林床被覆の状態を把握するため、土砂受け箱直上部における下層植生の植被率とリター被覆率を、試料回収にあわせて調査した。植被率は、1m×1mの調査枠（図-4.6b）において草本層（地上高 $\leq 0.3\text{m}$ ）および低木層（ $0.3\text{m} < \text{地上高} \leq 2\text{m}$ ）の占有率を、リター被覆率は、植生調査枠の中央に設置した $0.5\text{m} \times 0.5\text{m}$ の調査枠（図-4.6b）においてリターの占有率を、それぞれ計測した。地上高が2mを超える下層植生は認められなかった。細片化したヒノキの鱗片葉は土塊との判別が困難であり、リター被覆には含めなかった。下層植生の現存量およびミヤコザサの稈数を測定するため、2005年11月21日に $0.5\text{m} \times 0.5\text{m}$ 調査枠（図-4.6b）の中にある植物体の地上部を採取し、乾燥重量（80℃、48時間）を測定した。また、同じ調査枠内のミヤコザサの稈の本数を記録した。下層植生の現存量と稈数は、 1m^2 あたりの数値に換算した。

4.2.3 結果と考察

4.2.3.1 ミヤコザサ群落の現存量と植被率

下層植生の地上部現存量の平均値は 309.1g m^{-2} で、このうちの96%（ 297.1g m^{-2} ）がミヤコザサのものであった（表-4.2a）。ミヤコザサの稈数の平均値は 370.4本 m^{-2} であった（表-4.2b）。ミヤコザサの地上部現存量について、これまでに無立木地における $640 \sim 860\text{g m}^{-2}$ （河原ら 1977）や、針広混交林の林床（シカ排除・非ササ刈り区の数値）における 359.9g m^{-2} （古澤ら 2003）という報告がある。また稈数は若齢ヒノキ人工林において $232 \sim 348\text{本 m}^{-2}$ （村瀬・山嶋 1984）、刈り払い後の新植地において $1,516\text{本 m}^{-2}$ （村瀬・山嶋 1984）、無立木地において $205 \sim 399\text{本 m}^{-2}$ （河原ら 1977）であったことが報告されている。これらと比較すると、本研究で得られたミヤコザサの量（地上部現存量や稈数）は、無立木地や新植地における値より小さい場合が多いが、森林内の値としては標準的な数値であると考えられる。また、ヒノキ人工林下で得られた5種類の下層植生タイプ（表記は同文献に基づく）の地上部現存量は貧植生型で 15.4g m^{-2} 、草本・地表植物型で 79.7g m^{-2} 、常緑広葉樹型で 86.4g m^{-2} 、落葉広葉樹型で 91.1g m^{-2} 、ウラジロ・コシダ型で 191.9g m^{-2} であった（梶原ら 1999）。したがって、ミヤコザサ群落の地上部現存量は、ヒノキ人工林下に成立する他の下層植生タイプと比較して大きいと推測される。

リター被覆率は調査期間を通じて60%以上の高率で推移しており、冬から春にかけて値が高く、春から夏にかけて低下するという弱い季節変動を示した（図-4.7a）。また、草本層（地上高 $\leq 0.3\text{m}$ ）の植被率は、50～60%と安定しており、反対に、低木層（ $0.3\text{m} < \text{地上高} \leq 2\text{m}$ ）では、1月から6月にかけて値が低く、7月に急増してから60～70%の高率で安定した（図-4.7b）。現地調査の結果、6～7月にかけてミヤコザサの新しい稈の伸長が観察されている。このことは、ミヤコザサの現存量や稈密度には季節変動があり、前年の古い稈が枯死してか

表-4.2 調査地における地上部現存量（a）およびササ稈数（b）

(a) 下層植生の地上部現存量

種		平均値	値の範囲
ミヤコザサ	(g m^{-2})	297.1	(234.0～483.5)
その他の木本	(g m^{-2})	12.0	(0～25.4)
合計	(g m^{-2})	309.1	(251.2～493.4)

(b) ミヤコザサの稈数

		平均値	値の範囲
稈数	(本 m^{-2})	370.4	(308～520)

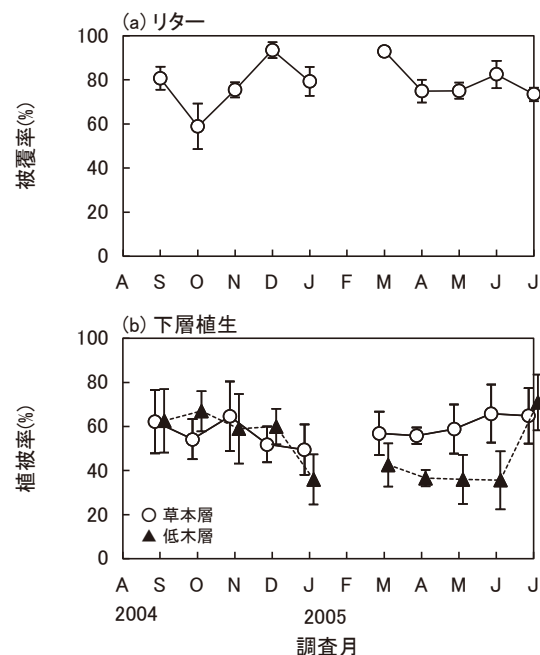


図-4.7 リターの被覆率（a）と下層植生の被覆率（b）の調査月ごとの推移

バーは標準偏差を表す。2004年8月と2005年2月は欠測。

ら翌年の新しい稈が伸長するまでの冬から翌春にかけて、減少するという既存の知見（河原ら 1977；村瀬・山嶋 1984）と一致していた。

このうち、2005年7月における植被率は草本層で65%、低木層で71%であった（図-4.7b）。梶原ら（1999）の計測結果によれば、地上高30cm以下の植被率は、貧植生型（5.9%）＜常緑広葉樹型（25.7%）＜草本・地表植生型（57.3%）＜落葉広葉樹型（60.6%）＜ウラジロ・コシダ型（64.0%）であった。本研究で得られた下層植生下部の植被率は、これらの値と比較するといずれも大きかった。その中でも、ウラジロ（*Diplopterygium glaucum*）やコシダ（*Dicranopteris linearis*）は現存量の平均値が他のタイプの2倍以上に達し、密な植被を発達させる場合が多い（赤井ら 1981；梶原ら 1999）が、本調査地の植被率は、これらのシダ植物が優占する林床の植被率に匹敵する値であった。

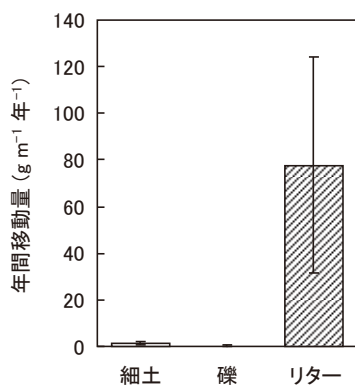


図-4.8 細土、礫、リターの年間移動量
図中のバーは標準偏差を示す。

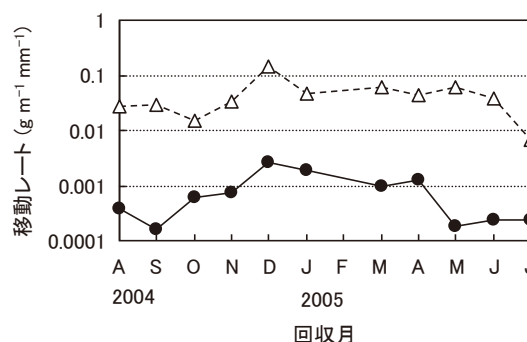


図-4.9 細土およびリター移動レートの季節変動
2005年2月は欠測。図中●は細土移動レート、△はリター移動レートの推移を示す。

表-4.3 本研究および既存研究における表土（細土、礫、リター）移動レート

文献	プロット名	所在地	森林タイプ	主な下層植生	年間または 期間降水量 (mm)	傾斜 (°)	表土移動レート [†] (g m ⁻² mm ⁻¹)
本研究		岐阜県	38年生ヒノキ人工林	ミヤコザサ	2,272	36	0.03
古澤ら(2003)	シカ排除・非ササ刈り区	奈良県	針広混交林	ミヤコザサ	2,167	6~9	0.02~0.20 [*]
塚本ら(1998)	コシダ区	高知県	35年生ヒノキ人工林	コシダ	3,124	40	0.02
塚本ら(1998)	ウラジロ区	高知県	35年生ヒノキ人工林	ウラジロ	3,124	40	0.04
塚本ら(1998)	コシダ対照区	高知県	35年生ヒノキ人工林	貧植生 ^{**}	3,124	35.5	0.70
塚本ら(1998)	ウラジロ対照区	高知県	35年生ヒノキ人工林	貧植生 ^{**}	3,124	37.5	0.36

[†] 文献中で報告されている表土移動量と降水量から算出した。

^{*} 数値データは古澤仁美(私信)による。数字は3調査区における値の範囲を示す。

^{**} 本文中の記載による。

4.2.3.2 ミヤコザサ林床における表土流亡とその抑制効果の評価

表土の年間移動量を示す（図-4.8）。表土の総移動量は $79.4 \pm 46.6 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ （平均値±標準偏差）で、その内訳は礫（ $0.2 \pm 0.5 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ）＜細土（ $1.5 \pm 0.8 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ）≪リター（ $77.7 \pm 46.3 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ ）の順に多かった。礫の捕捉は、2005年1月の回収回における1回のみであった。測定期間中の総降水量は2,272mmであった。ここから表土の年間移動レートを計算すると $0.03 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ となった。

本調査地における表土移動量を評価するために、土砂受け箱を用いた表土移動量の測定事例から、下層植生の主な構成種が等しい事例（古澤ら 2003）、および本研究と同じ急傾斜地のヒノキ人工林下における事例（塚本ら 1998）を抽出して、表-4.3に示した。

褐色森林土の緩傾斜地における調査結果（古澤ら 2003）から計算すると、ミヤコザサ林床の表土移動レートの範囲は $0.02 \sim 0.20 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ であった（表-4.3）。また、本研究と同じ褐色森林土の急傾斜に成立したヒノキ人工林における調査結果（塚本ら 1998）から算出すると、表土移動レートは、ウラジロやコシダが優占する林床では $0.02 \sim 0.04 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ 、下層植生がほとんどない

林床では $0.36 \sim 0.70 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ であった（表-4.3）。本研究における表土移動レートは、下層植生が同じミヤコザサの試験地の結果（古澤ら 2003）3例の範囲に入っていた。また、主林木が同じヒノキで、急傾斜地の試験地の事例（塚本ら 1998）と比べると、本研究の値は貧植生の林床における表土移動レートよりも1オーダー小さく、ウラジロ・コシダ型林床における結果と同程度の値を示した。

このことから、ミヤコザサが優占するヒノキ林の林床における表土移動量は、下層植生の乏しい林床における表土移動量と比較すると、非常に少ないと考えられた。また、密な植被を発達させ、表土流亡の抑制効果が高いとされるウラジロ・コシダ型の林床（赤井ら 1981；塚本ら 1998；古澤ら 2003；第4章3節）と同程度の効果を有することが示唆された。

細土およびリターの移動レートの季節変動を示す（図-4.9）。年平均細土移動レートは $0.001 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ 、年平均リター移動レートは $0.046 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$ であった。平均値を基準にすると、移動レートは細土では12月～翌4月、リターでは12月～翌5月に高い傾向がみられた。表土移動量と林床被覆率（植被率とリター被覆率）との間には

強い関係がある（三浦 2000；第3章1節；第4章3節）。本研究では、表土移動量とリター被覆率との関係は不明瞭であるが、ミヤコザサの新旧の稈が交替するまでの1月から6月にかけて、低木層の植被率が低くなる傾向がみられた（図-4.7b）。ミヤコザサにおける調査事例からは、地上部現存量が増加すると表土移動量が少なくなる（古澤ら 2003）関係が認められている。このことから、林床の被覆状態のうち植被率の変化が表土移動量の季節変動に影響した可能性がある。

以上をまとめると、ミヤコザサの林床は表土移動を抑制する効果が高いことが明らかになった。これは、地上部現存量が大きい、地表面近くに葉を広げ被度が高い、稈が高密度で叢生するといったササ類の性質によるものであり、ウラジロやコシダと共通の特徴（第4章1節；3節）であると推測される。加えて、ミヤコザサが優占する植生はその他の植生とは容易に区別できるため、ヒノキ人工林の林床において表土流亡が発生しにくい下層植生の目安として有効であると考えられる。

4.3 ササ以外の下層植生タイプにおける表土移動量

4.3.1 目的

ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 人工林における表土流亡の程度は、下層植生のタイプ（質や量）によって異なる（梶原ら 1999；第4章1節）。そのため、下層植生タイプごとの表土移動量を明らかにすることは、ヒノキ人工林の林地保全や持続的な林業経営を考えるうえで意義深い。下層植生タイプごとの表土移動量に着目した研究は、表土流亡の危険性の間接的指標となる土壤侵食危険度指数を利用して、地域内の多点のヒノキ人工林に設置した調査地のデータを扱っている（梶原ら 1999；第4章1節）。また、ヒノキ林林床の複数の下層植生の種類について、表土移動量を実測した事例（塚本 1989；Miura *et al.* 2002）も、それぞれ異なった斜面に設置した調査地間の結果を比較している。そのため、これらの結果には、表土移動に影響する様々な因子が下層植生以外にも複合的に含まれており、植生条件だけの影響を十分に説明できていない可能性がある。

前節（第4章2節）では、ミヤコザサ (*Sasa nipponica*) が優占するヒノキ林林床の表土移動量を計測した。本節では、前節に引き続き、下層植生タイプの違いが表土流亡に及ぼす影響を明らかにするため、ヒノキの同一林分内で、同一の斜面上に隣接して4種類の下層植生タイプがパッチ状に優占する林床において、土砂受け箱（岩川ら 1987；塚本 1999；Miura *et al.* 2002）を用いて表土の移動量を実測した。

4.3.2 方法

調査は、岐阜県県有林（美濃市曾代、北緯35° 33′ 05.86″，東経136° 55′ 23.00″）の37年生（調査開始時）ヒノキ一斉人工林で行った。調査地（面積1,650m²）は、標高180～200m、平均傾斜35° の南西向き平衡斜面上

部にあり（図-4.10）、土壌の母材はチャート、土壌型は適潤性褐色森林土（偏乾亜型）である。気象の平年値（1991～2020年）は、平均気温14.5℃、年降水量2,200.8mm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）。調査林分の平均胸高直径は18.4cm、平均樹高は16.0m、平均枝下高は11.9mであった。22年生時と28年生時に下層間伐を行った記録があるが、上層木の本数密度は1,960本 ha⁻¹、収量比数は0.86、相対幹距比は14.1%で、林分疎密度が高い状態にあった。

植物の種類とそれらの葉層が出現する層に着目すると、林床には4種類の下層植生タイプがパッチ状に分布していた。このうち、下層植生がほとんどないパッチを貧植生区、草本層（地上高≤0.3m）および低木層（0.3m<地上高≤2m）の両層にウラジロ (*Diplopterygium glaucum*) が優占するパッチをウラジロ区とし、常緑低木が多い場所のうち、草本層を伴い草本層・低木層の両層に葉層があるパッチを草本層区、草本層を欠き低木層にのみ葉層があるパッチを低木層区として調査区を設置した（図-4.10）。それぞれの調査区は、同一林分内の同一斜面上にあり、地形的な差異を小さくするよう斜面方向や傾斜を合わせ、近接して配列されるように設置した。

表土（土壤表層を構成する細土、石礫、リター）移動量を計測するため、2002年8月6日に各調査区の中央の等高線上、障害物がある場合はその斜面下側に、計5個の土砂受け箱（岩川ら 1987；塚本 1999；Miura *et al.* 2002）を設置した。土砂受け箱は高さ15cm、幅25cm、奥行き20cmのステンレス製で、背面に0.4mmメッシュのサランネットの袋を付けた。設置箇所の斜面傾斜は、ウラジロ区で36±5°（平均値±標準偏差）、草本層区で34±3°，低木層区で34±4°，貧植生区で32±3°であって、調査区間に有意な差は認められなかった（Kruskal-Wallis検定、 $p>0.05$ ）。土砂受け箱の設置に

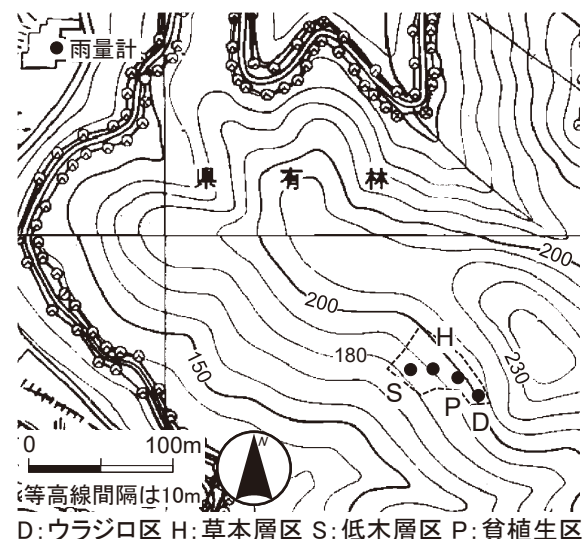


図-4.10 調査地の概要および調査区の配置

伴う土壌かく乱の影響を避けるため、設置後2ヶ月が経過した2002年10月25日から測定を開始し、2003年10月27日までの約1年間、およそ1ヶ月（27日～36日）ごとに土砂受け箱の内容物を回収した。試料は、細土（ $\leq 2\text{mm}$ ）、礫（ $>2\text{mm}$ ）、リターに画分し乾燥（ 80°C 、48時間）重量を測定した。

表土移動量は、Miura *et al.* (2002) の移動量と移動レートにより評価した。ここで、移動量（ g m^{-1} ）は、各回収期間内に等高線上の幅1mを通過した表土（細土、礫、リター）の重量であり、土砂受け箱の幅が25cmであることから、実測値を4倍して換算した。また、移動レート（ $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）は降水量1mmあたりの移動量で、移動量を回収期間内の降水量（mm）で除した値とした。期間降水量は、調査地から北西に340m離れた岐阜県森林研究所本庁舎（3階建て）の屋上（図-4.10；標高140m）において、一転倒0.5mmの転倒ます式雨量計で測定した時間降水量から算出した。調査区ごとの表土の年間移動量（ $\text{g m}^{-1} \text{year}^{-1}$ ）は、回収月（12回）における土砂受け箱5個の算術平均値の総和とし、各回収月の移動レート（ $\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ ）は、土砂受け箱5個の算術平均値とした。

林床の被覆状態を把握するため、試料回収にあわせて土砂受け箱直上部における下層植生（地上高 $\leq 2\text{m}$ ）の植被率とリター被覆率を調査した。植被率は、 $1\text{m} \times 1\text{m}$ の調査枠において草本層および低木層の占有率を、リター被覆率は、植生調査枠の中に設置した $0.5\text{m} \times 0.5\text{m}$ の調査枠においてリターの占有率を、それぞれ目視により計測した。細片化したヒノキの鱗片葉は土塊との判別が困難であり、リター被覆には含めなかった。

4.3.3 結果

調査期間中の総降水量は2,388mmで、平年値の2,200.8mm（国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト 2022）よりわずかに多かった（図-4.11）。この間の最大1時間降水量は30.5mm（2003年9月10日）であった。また、平年値と比較すると調査年の降水量は4月、7月、8月に多く、10月に少ない傾向がみられた（図-4.11）。

細土の年間移動量は、貧植生区（ $140.2 \pm 125.99 \text{ g m}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ；平均値 $\pm$ 標準偏差）が特に多く（Steel-Dwass検定、 $p < 0.05$ ）、ウラジロ区（ $3.4 \pm 3.9 \text{ g m}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ）の41倍、草本層区（ $14.2 \pm 5.9 \text{ g m}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ）の約10倍であった（図-4.12a）。石礫やリターの年間移動量も貧植生区が多く、ウラジロ区や草本層区が少なかった（Steel-Dwass検定、 $p < 0.05$ ；図-4.12b、4.12c）。また、どの区分の移動量も、低木層区や貧植生区において、値のばらつきが大きかった（図-4.12）。

各月の細土移動レート（図-4.13a）は、ウラジロ区が $0.0003 \sim 0.004 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、草本層区が $0.002 \sim 0.018 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、低木層区が $0.020 \sim 0.066 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、貧植生区が $0.015 \sim 0.124 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、石礫移動レート（図-4.13b）は、ウラジロ区が $0 \sim 0.004 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、草本層区が $0.0004 \sim 0.018 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、低木層区が $0.015 \sim 0.131 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、貧

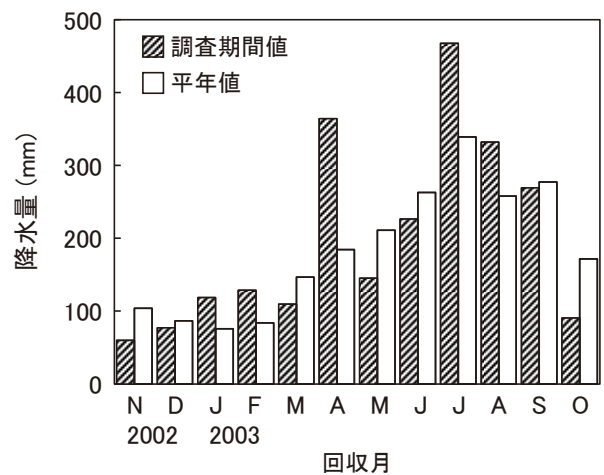


図-4.11 調査期間の降水量

平年値は1991～2020年の値で国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト（2022）による。

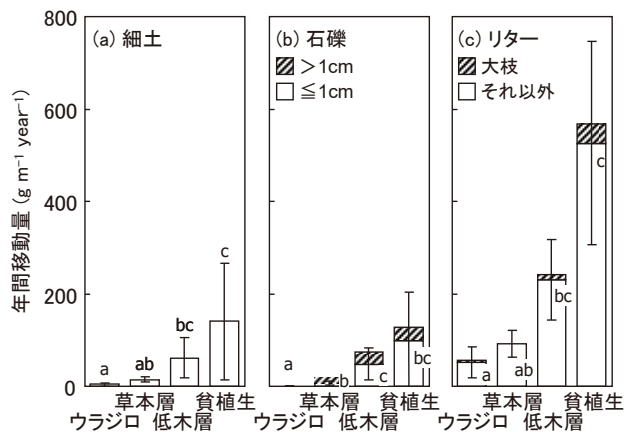


図-4.12 細土 (a)、石礫 (b)、リター (c) の年間移動量 (b) のウラジロ区は微量（ $0.92 \text{ g m}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ）であるためグラフ上に表現されていない。バーは細土、石礫（ $\leq 1\text{cm}$ ）、リター（大枝以外）の移動量における標準偏差を示す。異なるアルファベットはSteel-Dwass検定による有意差（ $p < 0.05$ ）を示す。ただし、石礫（ $> 1\text{cm}$ ）とリターのうち大枝（ $> 10\text{cm}$ ）は統計解析をしていない。

植生区が $0.023 \sim 0.076 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、リター移動レート（図-4.13c）は、ウラジロ区が $0.004 \sim 0.100 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、草本層区が $0.007 \sim 0.181 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、低木層区が $0.046 \sim 0.459 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ 、貧植生区が $0.174 \sim 0.380 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ であった。ウラジロ区や草本層区の細土およびリターの移動レートは、低木層区や貧植生区の値よりも常に低かった（図-4.13a、4.13c）。また、細土移動レートには季節変動があり、ウラジロ区や草本層区では4月以降に低下、貧植生区では4月以降にやや高くなる傾向がみられた（図-4.13a）。石礫は、ウラジロ区では6月と10月に捕捉されたのみで、草本層区でも8月以外は低木層区や貧植生区より値が低かった（図-4.13b）。

ウラジロ区にはウラジロ以外の種はなく、草本層区に

は草本層と低木層の両層にヒサカキ (*Eurya japonica* var. *japonica*)、サカキ (*Cleyera japonica*)、シキミ (*Illicium anisatum*)、アラカシ (*Quercus glauca*)、草本層にシャシャンボ (*Vaccinium bracteatum*) やキジノオシダ (*Plagiogyria japonica*)、ベニシダ (*Dryopteris erythrosora*) などのシダ類が多かった。低木層区の低木層には草本層区と同様に常緑低木が多くみられたが、低木層区の草本層にはヒサカキやサカキが、貧植生区にはサルトリイバラ (*Smilax china*) やヒノキの実生が、わずかにみられる程度だった。貧植生区の低木層には植物が存在しなかった。

リター被覆率は、ウラジロ区では常に90%以上、草本層区では60~80%であったのに対し、低木層区では25~50%、貧植生区では15~60%で推移していた (図-4.14a)。また、貧植生区のリター被覆率は季節変動が特に大きく、4月以降はそれまでの値よりも低かった (図-4.14a)。下層植生の草本層はすべての区に、低木層は貧植生区以外の調査区にみられた。ウラジロ区および草本層区における草本層・低木層の両層と、低木層区の低木層の植被率は、20~75%の間で推移していた一方、低木層区および貧植生区の草本層の植被率は、年間を通じて常に低率であった (図-4.14b, 4.14c)。

リターの被覆率と細土移動レート (図-4.15a)、および下層植生のうち草本層の植被率と細土移動レート (図-4.15b) には、強い負の相関 (Spearmanの順位相関、それぞれ $\rho = -0.798$, $\rho = -0.671$, いずれも $p < 0.001$) が認められた。低木層の植被率と細土移動レート (図-4.15c) の間の負の相関 (Spearmanの順位相関, $\rho = -0.220$, $p < 0.001$) はとても弱く、貧植生区のデータ (植被率はいずれも0) を除いて考えると、両者の関係は逆に正の相関 (Spearmanの順位相関, $\rho = 0.332$, $p < 0.001$) を示した。したがって、すべての調査区をプールして考えれば、細土移動レートはリターの被覆率や、

下層植生のうち相対的に低い層 (草本層) の植被率が低い状態において高い傾向がみられた。

4.3.4 考察

表土の画分のうち、細土は偶発的な落下や風による二次的な移動の影響を受けにくい (井川原ら 2004)、細土の移動レートに着目すると、すべての調査区の値をプールした細土移動レートと下層植生のうち相対的に低い草本層の植被率、同細土移動レートとリター被覆率との間には、いずれも負の相関がみられた (図-4.15a, 4.15b)。したがって、大局的にみれば、既存の結果 (三浦 2000 ; Miura *et al.* 2015 ; 第3章1節) と同様、下層植生やリターによる地表面の被覆が多いほど、表土流亡の抑止効果が高いと考えられる。

一方、各調査区別にみれば、年間細土移動量は、貧植生区や低木層区でばらつきが大きく、相対的に値が大きい傾向があり、ウラジロ区や草本層区ではそれらが小さかった (図-4.12a)。また、調査期間中の細土移動レートの年平均値は、多い順に貧植生区 ($0.052 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)、低木層区 ($0.029 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)、草本層区 ($0.006 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$)、ウラジロ区 ($0.002 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) であった (図-4.13a)。本研究の貧植生区の値は、貧植生のヒノキ林下での測定値 $0.145 \sim 0.42 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (塚本 1989 ; Miura *et al.* 2002 ; 中森ら 2012 ; 第3章1節) と比較して1オーダー程度低かった。本調査地では、塚本 (1989) の一例を除き、既報の調査地 ($37 \sim 40^\circ$) に比べ設置場所の斜面傾斜が緩かった ($32 \pm 3^\circ$) ことや、設置場所が斜面上部であり (図-4.10)、表土の供給範囲が限られていたことが、貧植生区の低い細土移動レートにつながったと推察される。さらに、本研究の貧植生区以外、つまり下層植生が認められる調査区における細土移動レートの年平均値は、貧植生区の値よりも低値であり、スギ人工林 ($0.040 \text{ m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) やアカマツ人工林 ($0.011 \text{ m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) の

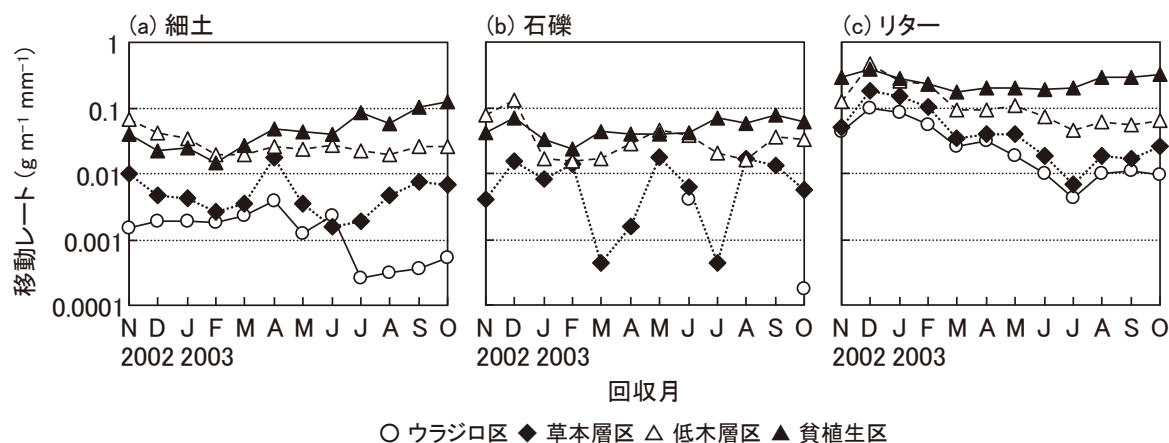


図-4.13 各回収月当たりの細土 (a)、石礫 (b)、リター (c) の移動レート
石礫 (>1cm) と大枝 (>10cm) を除いたうえで解析した。(b) のウラジロ区は、6月と10月を除く観測値がすべて0である。

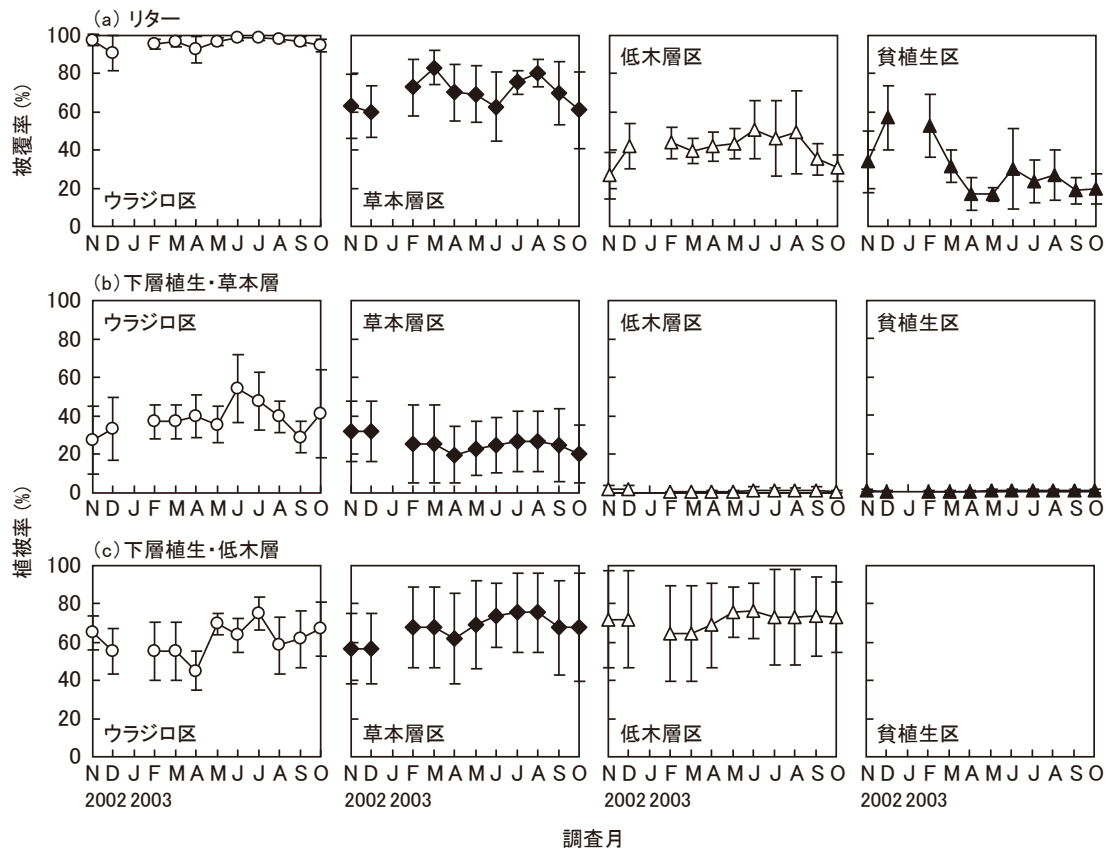


図-4.14 リターの被覆率 (a) と下層植生の植被率 (b, c) の調査月ごとの推移
バーは標準偏差を表す。2003年1月は欠測。(c) の貧植生区は測定値がすべて0である。

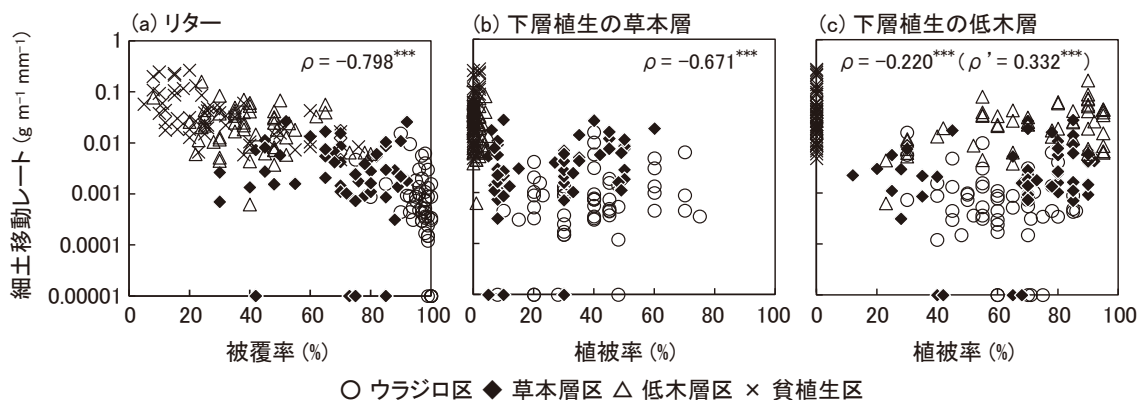


図-4.15 リター被覆率 (a), 下層植生の植被率 (b, c) と細土移動レートとの関係
すべての調査区のデータを込みにして解析した。細土移動レートの観測値が0の場合は、値を 1.0×10^{-5} としてプロットした。 ρ および ρ' はSpearmanの順位相関係数(いずれも $p < 0.001$)を示す。ただし、 ρ' は貧植生区のデータ(植被率はいずれも0)を除いた場合の係数。

林床で得られた数値(第3章1節)と同等あるいはそれ以下のオーダーに抑えられていた。

表土流亡の発生のしやすさは、下層植生の植被率と優占種によって分類される下層植生タイプによって違いがある(梶原ら 1999; 第4章1節)。同一地域にある多点の調査地において下層植生を分類し、表土流亡の抑止効果を比較すると、土壤侵食危険度指数には、低い順に草

本・地表植生型 < ウラジロ・コシダ型 < 木本型 < 貧植生型(梶原ら 1999)、またはシダ(ウラジロ・コシダ)型 < ササ型 < 草本(草本層を伴う)型 $\leq$ 低木(草本層を欠く)型 $\leq$ 貧植生型(第4章1節)の序列が認められている。本研究の結果には、ササ型の下層植生タイプ(第4章1節; 2節)は含まれていないが、表土流亡の発生のしやすさは、シダや草本層がある林床では低く、

低木層だけが優占する林床や貧植生の林床では高いという点で、これら既報との整合性が取れている。さらに、本研究は同一斜面上の隣接箇所でも各区の立地条件の差異を最小化したうえで下層植生タイプと表土流亡の関係を解析したことによって、既存研究の客観性と信頼性をより高めるものである。ただし、ウラジロ群落の出現頻度が他の下層植生タイプに比べて尾根地形で高い（渡辺ら 2007）という報告があるように、本調査地の各下層植生パッチ間にも何らかの立地的差異があった可能性は残されている。

本研究で評価した下層植生タイプの調査区のうち、貧植生区では、年間を通して下層植生がほとんど認められなかった（図-4.14b, 4.14c）。また、堆積リター自体の流亡が常に発生しており（図-4.13c）、さらに4月～10月にかけての期間は、リターフォール量の減少（井川原・中川 2002）も相まって、堆積リターと下層植生からなる林床被覆率が顕著に低下した（図-4.14）。このことから、貧植生区では既報（塚本 1989 ; Miura *et al.* 2002 ; 中森ら 2012 ; 第3章1節）のとおり、細土移動レートが高くなった（図-4.13a）と考えられる。

これに対して、ウラジロ区や草本層区では、草本層・低木層の両層の植被率が高く、リター被覆率も高かった（図-4.14）。この両区には、地表面が複数の葉層や堆積リターによって重層的に被覆されるという共通の特徴があり、季節的または部分的にいずれかの層の被覆が低下しても、他の層により補完できると考えられる。したがって、ウラジロが優占するシダ型や草本（草本層を伴う）型の下層植生タイプに、本章前前節（第4章1節）と前節（第4章2節）で得たササ型を加えた3タイプは、表土流亡が発生しにくい下層植生タイプであると考えられる。

低木層区では、低木層の植被率はウラジロ区や草本層区と同等に高いものの、草本層はほとんどなく、さらに堆積リターによる被覆も低い傾向がみられた（図-4.14）。土壤侵食量は、地上高およそ0.5mの間の被覆物の有無により変化し、この間に被覆がない場合は、ある場合と比べて高くなる（三浦 2000）ことが知られている。本研究においても、細土移動レートは、リター被覆率や下層植生の草本層における植被率が低い状態で高くなる傾向がみられた（図-4.15）。このことから、低木（草本層を欠く）型は、表土流亡の抑止効果において、シダ型、ササ型、草本（草本層を伴う低木）型と、貧植生型との中間の傾向を示す植生タイプといえる。

第5章 下層植生と表土流亡への間伐効果

5.1 群状および強度間伐後の下層植生の中期的な応答

5.1.1 目的

ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）人工林は、林冠閉鎖に伴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 ; 第3章 ; 第4章）。このような林分では、保育目的の間伐だけでなく、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、間伐後も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、間伐率が低いこと、間伐以前の無植生状態の長期化していること、間伐周期が開きすぎていること（中村 1992）、および埋土種子が少ないこと、間伐後の林内照度が不十分であること（横井ら 2008）が挙げられている。

このような既存研究を踏まえると、林内をより明るくするような間伐方法を採用することで、間伐率の低さやそれに伴う林内照度の不足（中村 1992 ; 横井ら 2008）といった、下層植生が回復しない原因の一部を解消できる可能性がある。そのための方法には、定性間伐の方法をとりつつ、材積間伐率約30%の点状間伐（以下、通常間伐）より間伐率を高めた間伐（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つくり出す間伐（以下、前者を群状間伐、後者を列状間伐という）が考えられる。これらの多様な間伐方法が、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、今後の森林整備の実施にあたり、より効果的な方法を決定する上での重要な知見となるだろう。

そこで本章では、ヒノキ人工林における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について、間伐後の下層植生の動態を調査する。このうち本節では、はじめに群状間伐と強度間伐の事例を取り上げ、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および植被率の変化を示し、これらの間伐方法が下層植生の発達に与える中期的な効果について考察する。

5.1.2 調査方法

5.1.2.1 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-5.1）。どの林分も下層植生が衰退したヒノキ一斉人工林であった。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ヵ所（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ったため、近隣地域の林分に強度間伐区（上矢作町）、通常間伐を行った対照区（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、土壌の母材は砂岩、土壌型は適潤性褐色森林土(偏乾亜型)であった(表-5.1)。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、土壌の母材は花崗岩、土壌型は適潤性褐色森林土(偏乾亜型)であった(表-5.1)。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、土壌の母材は花崗岩、土壌型は適潤性褐色森林土であった(表-5.1)。

5.1.2.2 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年冬に間伐を行った。群状対照区と強度対照区では、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、さらにまとまった数本を伐採した。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った。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った。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-5.2)。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。

5.1.2.3 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 COOLPIX 995)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)により評価した(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-5.1, 図-5.2, 図-5.3)。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。

表-5.1 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 (℃)	斜面傾斜 (°)	傾斜 方位	斜面 位置	地質	土壌型
調査地1	群状間伐 群状対照	山県市大桑	80	2,205.6	14.5	28	北東	下部	砂岩	B _D (d)
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	花崗岩	B _D (d)
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	花崗岩	B _D

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)。

表-5.2 各調査地の間伐と調査区の概要

調査地	調査区	面積 (m ²)	林齢 ¹ (年)	間伐率		立木密度		樹高 ³		胸高直径 ³			
				本数	断面積 ²	間伐前	間伐後	間伐前	間伐後	再調査 ⁴	間伐前	間伐後	再調査 ⁴
調査地1	群状間伐	265	29	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	29	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	31	50.0	52.3 *	1,682	841	—	16.7	17.7	21.0 *	20.5	22.0
	強度対照	297	42	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 調査開始時、² 胸高断面積合計、³ 平均値、⁴ 再調査時(2009年または2010年)。

5.1.3 結果

5.1.3.1 光環境

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-5.1a）。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-5.1a）。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-5.1a）。

5.1.3.2 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-5.1b）。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（図-5.1c）。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-5.1c）。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-5.1d）。

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-5.2）。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-5.2）。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-5.3）。

主要出現種の平均植被率の経年変化を示す（表-5.3）。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年目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イチゴ（*R. microphyllus*）が

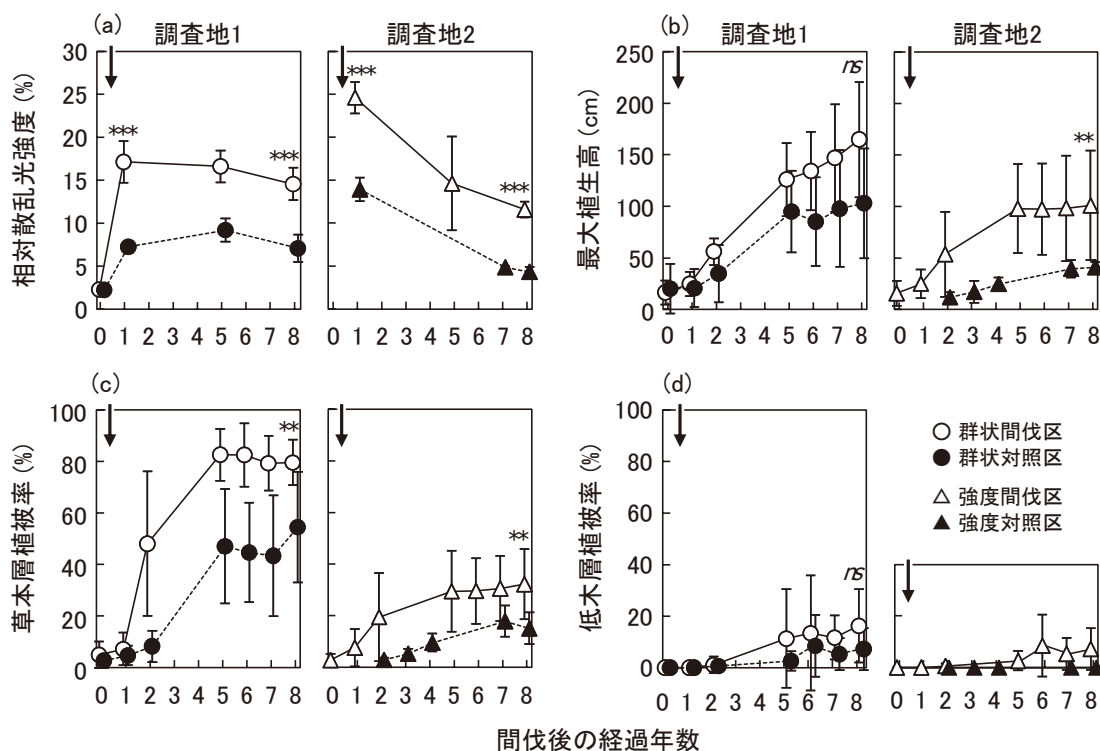


図-5.1 相対散乱光強度 (a), 下層植生の最大植生高 (b), 草本層植被率 (c), 低木層植被率 (d) の経年変化
下向き矢印は間伐の時期を示す。(d) の強度対照区は観測値がすべて0である。ひげは標準偏差, *は同一調査地内の調査区間における有意差 (Mann-WhitneyのU検定, **: $p < 0.01$, ***: $p < 0.001$) を示す。

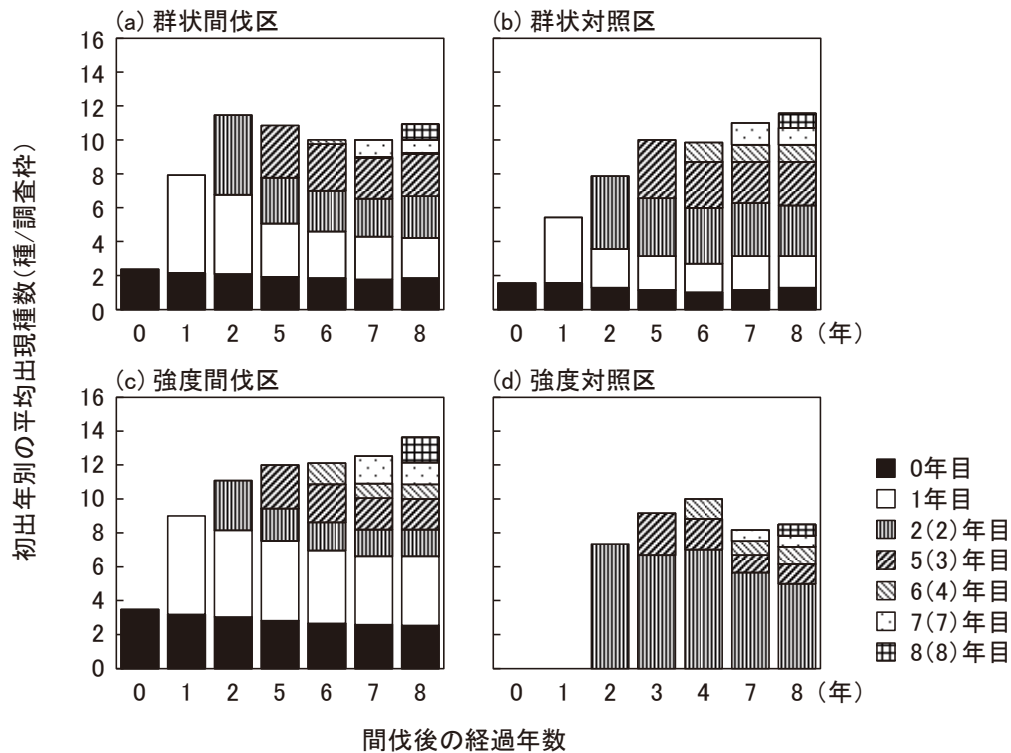


図-5.2 平均出現種数の初出年別の経年変化
凡例中、() 付きの数字は、強度対照区における経過年数を示す。

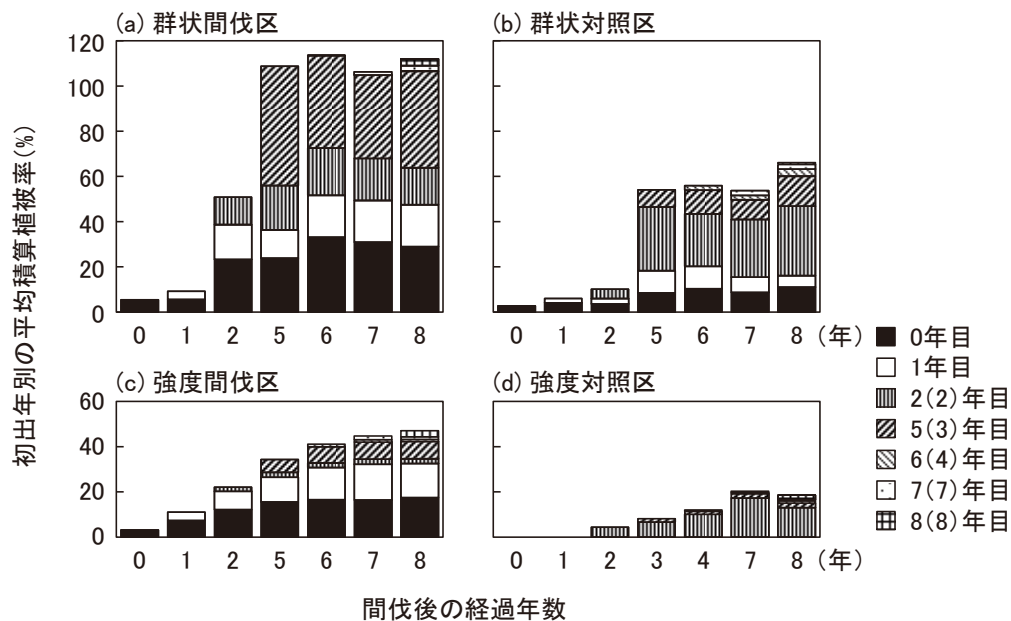


図-5.3 平均積算植被率の初出年別の経年変化
凡例中、() 付きの数字は、強度対照区における経過年数を示す。

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 barbinervis*) の平均植被率が比較的高かった。

5.1.4 考 察

5.1.4.1 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

表-5.3 主要な出現種の平均植被率と出現頻度の経年変化

調査地1																			
種 名	生活型	群状間伐区								群状対照区									
		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	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	
フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i>	落葉低木	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sp.	<i>Thelypteris</i> sp.	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>	常緑小高木	0.1	0.4	1.7	7.3	15.4	69.2	76.9	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 macrospoda</i>	落葉高木	—	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>	常緑低木	0.2	0.3	1.2	3.0	15.4	15.4	15.4	15.4	—	0.1	0.6	3.1	—	28.6	28.6	57.1	
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	落葉小高木	0.1	0.2	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	
クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i>	落葉低木	—	1.1	3.9	2.5	—	15.4	53.8	46.2	—	—	—	—	—	—	—	—	
ウワミズザクラ	<i>Padus grayana</i>	落葉高木	—	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		落葉低木	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		落葉藤本	—	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>	常緑高木	—	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>	落葉小高木	—	1.0	0.7	0.5	—	30.8	38.5	38.5	—	—	—	—	—	—	—	—	
チヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i>	多年生草本	—	0.2	0.0	1.5	—	30.8	7.7	46.2	—	—	—	—	—	—	—	—	
マンリョウ	<i>Ardisia crenata</i>	常緑低木	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	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枚数/全調査枚数)×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 *Toxicodendron trichocarpum* 2 ノブドウ *Ampelopsis glandulosa* var. *heterophylla* 3 タチツボスミレ *Viola grypoceras* var. *grypoceras*
 4 ショウジョウバカマ *Heloniopsis orientalis* 5 コシアブラ *Chengiopanax sciadophylloides*

表-5.3 主要な出現種の平均植被率と出現頻度の経年変化 (つづき)

種 名		生活型	調査地2															
			強度間伐区								強度対照区							
			平均植被率 (%)								平均植被率 (%)							
			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
リョウブ <i>Clethra barbinervis</i>	落葉小高木	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	100.0		
コアジサイ <i>Hydrangea hirta</i>	落葉低木	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	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	33.3		
アオハダ <i>Ilex macrospoda</i>	落葉高木	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	66.7		
ニガイチゴ <i>Rubus microphyllus</i>	落葉低木	0.2	6.7	2.9	1.2	28.6	61.9	71.4	71.4	—	—	—	—	—	—	—		
ソヨゴ <i>Ilex pedunculosa</i>	常緑小高木	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	66.7		
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	—	0.5	1.1	1.4	—	100.0	100.0	100.0	0.7	1.3	0.8	100.0	100.0	100.0	100.0		
オカトラノオ <i>Lysimachia clethroides</i>	多年生草本	—	1.9	0.5	0.9	—	28.6	38.1	38.1	0.3	0.3	0.5	50.0	50.0	50.0	50.0		
ヌルデ <i>Rhus javanica</i> var. <i>chinensis</i>	落葉小高木	0.2	1.4	1.9	0.3	14.3	33.3	33.3	19.0	—	—	—	—	—	—	—		
イヌツゲ <i>Ilex crenata</i>	常緑小高木	0.2	0.3	0.7	1.2	19.0	23.8	23.8	23.8	0.3	0.3	—	66.7	50.0	—	—		
シシガシラ <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		
コナラ <i>Quercus serrata</i>	落葉高木	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	16.7		
ヘビイチゴ <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>Oplismenus 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		
シヨウジョウバカマ 4	多年生草本	—	—	—	—	—	—	—	—	0.3	0.5	0.7	50.0	33.3	33.3	33.3		
コシアブラ 5	落葉高木	0.0	0.1	0.5	0.6	4.8	14.3	23.8	14.3	—	—	0.2	—	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	落葉藤本	0.0	0.1	0.1	0.3	9.5	23.8	19.0	28.6	—	—	0.5	—	—	33.3	—		
タガネソウ <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	—	—	—	—	—	—	—		
ウリカエデ <i>Acer crataegifolium</i>	落葉小高木	—	—	—	—	—	—	—	—	0.2	0.4	0.2	33.3	66.7	33.3	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	16.7		
センブリ <i>Swertia 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 ヤマウルシ *Toxicodendron trichocarpum*

4 シヨウジョウバカマ *Heloniopsis orientalis*

2 ノブドウ *Ampelopsis glandulosa* var. *heterophylla*

5 コシアブラ *Chengiopanax sciadophylloides*

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

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枚数/全調査枚数)×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 *Toxicodendron trichocarpum* 2 ノブドウ *Ampelopsis glandulosa* var. *heterophylla* 3 タチツボスミレ *Viola grypoceras* var. *grypoceras*
4 ショウジョウバカマ *Heloniopsis orientalis* 5 コシアブラ *Chengiopanax sciadophylloides*

れていた（図-5.1a）。下層植生の高さや草本層植被率は、間伐後にすべての調査区で値が増加した（図-5.1b, 5.1c）。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。

表土の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；第4章3節）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-5.1d）。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-5.1c）。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-5.1a）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、群状間伐による光環境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-5.1c）。強度間伐区では、高い断面積間伐率で間伐を実施した（表-5.2）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-5.1a）、下層植生の発達が促進されたと考えられる。

5.1.4.2 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-5.1c）。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）と共通していた。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、下層植生や表土流亡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。

強度対照区では、間伐後1年以上が経過してから調査を開始したため明らかではないが、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-5.2）、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-5.3）。一方、それ以降の新規加入種は少なく（図-5.2）、また、それらによる積算植被率の上昇も小さかった（図-5.3）。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-5.3）をみると、強度対照区を除く調査区では、間伐後、まずフイチゴ、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、これらフ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ンスゲが、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のシダ類が増加した。フ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、埋土種子由来のフイチゴ群落が著しく発達した後、林冠の再開鎖に伴い衰退する現象（Suzuki 1992）が報告されている。本調査地においてフイチゴ属は、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-5.3）。フ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、これらフイチゴ属の種の衰退は、林内の光環境が再悪化（図-5.1a）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（第5章4節で改めて述べる）。

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（第5章2節で改めて述べる）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（第5章2節で改めて述べる）についても、検証していく必要があるだろう。

5.2 群状間伐における下層植生の回復に効果的な伐採群の大きさ

5.2.1 目的

これまでに、列状間伐による下層植生の回復効果については、いくつかの研究（村本ら 2005；宮崎 2013；第5章3節）により検討されてきた。また、効果的な伐採幅に関する評価も行われている（宮崎 2013；第5章3節）。一方、群状間伐についても、その手法の有効性は報告されている（第5章1節）ものの、伐採面積の違いによる

効果や、群状間伐を実施した箇所と未実施箇所との比較に基づく効果の違いについては不明な点が多い。

そこで本節では、伐採面積を変えて群状間伐を行ったヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 人工林において、間伐が光環境と下層植生に及ぼす影響を明らかにすることを目的に、伐採6年後の状況を調査した。さらに、下層植生の種類によって、光条件への応答が異なることが観察されたため、この点についてもあわせて評価することにした。

5.2.2 方 法

5.2.2.1 調査地の概要と間伐方法

調査地は、岐阜県東濃地方の中津川市付知（北緯35° 40′ 34.21″，東経137° 26′ 25.30″），恵那市東野（北緯35° 25′ 52.13″，東経137° 28′ 33.25″），中津川市加子母（北緯35° 43′ 41.56″，東経137° 23′ 19.57″）の3林分に設定した（表-5.4）。どの林分も下層植生が衰退したヒノキ一斉人工林であった。このうち、調査地1（中津川市付知）は標高980m，平均傾斜40°の西向き平衡斜面中部にあり，土壌の母材は濃飛流紋岩類（溶結凝灰岩），土壌型は適潤性褐色森林土（偏乾亜型）であった（表-5.4）。調査地2（恵那市東野）は標高580m，平均傾斜25°の南向き平衡斜面下部にあり，土壌の母材は花崗閃緑岩，土壌型は適潤性黒色森林土であった（表-5.4）。また，調査地3（中津川市加子母）は標高1090m，平均傾斜36°の西向き平衡斜面中部にあり，土壌の母材は濃飛流紋岩類（溶結凝灰岩），土壌型は適潤性褐色森林土であった（表-5.4）。

調査地1では2006年秋に，調査地2と調査地3では2005年秋に間伐を行った。間伐時に，点状伐採に加え群状伐採（数本の立木をまとめて伐採すること）によって，比較的小さなギャップ（伐採群；面積各6.7m²，12.2m²，23.0m²）を林冠に設けた（表-5.5）。各調査地の間伐率は，本数率で各16.0%，23.0%，43.9%，断面積率で各11.4%，16.7%，45.3%であった（表-5.5）。

5.2.2.2 調査方法

伐採群の中心で直交する最長25mの調査ベルトを斜面（上下）方向，等高線（左右）方向に配置した（延長は，調査地の地形や形状にあわせて調整した）。ベルト上に連続して小方形区（1m×1m）を設置し，不整地と

倒木，伐根や岩により面積が確保できなかった場所を除いて固定調査枠とした。このうち，伐採群の内側（林冠ギャップの内）の固定調査枠を伐採群内，外側（同外）の固定調査枠を伐採群外に区分した（図-5.4）。伐採群内に含まれる固定調査枠は，伐採群の面積に応じて個数が決まり，調査区1では5個，調査区2では9個，調査区3では13個であった。

間伐直前の2005年秋（調査地1では2006年秋）には下層植生を，間伐後6年目の2011年（調査地1では2012年）の9月または10月には，光条件と下層植生を調査した。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 COOLPIX 995）を用いて，地上高1.8mにおいて全天空写真を撮影し，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）により評価した。ここで，撮影時のレンズフレアに起因して林冠内に光の漏れが発生した写真と，画角内に樹高2m以上の低木が映り込んで開空率が明らかに低下している写真は，解析から除外した。また，下層植生の動態は，各調査枠において草本層（地上高≤0.6m）および低木層（0.6m<地上高≤2.0m）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を記録した。草本層の植被率と低木層の植被率を合計した値を植被率合計とした。以降の解析には，光条件と下層植生のデータセットが揃った固定調査枠のみを使用した（表-5.6）。

間伐6年後の植被率合計を応答変数，伐採群の内外，ササの有無（以上，カテゴリ変数），間伐直後の植被率合計，間伐6年後の相対散乱光強度（以上，量的変数）を説明変数とし，確率分布を正規分布（リンク関数：identity）とした場合の一般化線形モデル（GLM）を構築し，すべての説明変数を投入したモデルからステップワイズ法により変数を取捨し，AIC（赤池情報量基準）が最小になるモデルを選択した。

5.2.3 結 果

間伐直後の下層植生の種数（図-5.5b1）は，伐採群外の方が多（調査区1と調査区3；Mann-WhitneyのU検定， $p<0.05$ ）か，または多い傾向がみられた（調査区2）。同時期の植被率合計（図-5.5c1）は，調査地3の伐採群外（平均23.1%）を除いて，どの調査地も低率（0.3～13.0%）であった。間伐6年後における調査地1と調査

表-5.4 調査地の概要

調査地	場 所	標高 (m)	年降水量 ¹ (mm)	平均気温 ¹ (℃)	斜面傾斜 (°)	傾斜 方位	斜面 位置	地質	土壌型
調査地1	中津川市付知町	980	2,482.5	9.0	40	西	中部	濃飛流紋岩類	B _D (d)
調査地2	恵那市東野	580	2,205.9	11.5	25	南	下部	花崗閃緑岩	Bl _D
調査地3	中津川市加子母	1090	2,607.2	8.4	36	西	中部	濃飛流紋岩類	B _D

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，平年値(1991～2020年)。

表-5.5 調査地の林分と間伐の概要

調査地	調査地 面積 (m ²)	伐採群 面積 (m ²)	林齢 ¹ (年)	間伐率 (%)		立木密度 (本 ha ⁻¹)		樹高 ³ (m)			胸高直径 ³ (cm)		
				本数	断面 ²	間伐前	間伐後	間伐前	間伐後	再調査 ⁴	間伐前	間伐後	再調査 ⁴
調査地1	307	6.7	34	16.0	11.4	1,661	1,400	16.1	16.2	17.8	20.9	21.5	23.0
調査地2	321	12.2	34	23.0	16.7	1,903	1,466	17.7	17.9	20.1	18.8	19.6	21.4
調査地3	427	23.0	33	43.9	45.3	1,334	749	18.2	18.3	19.4	23.9	23.6	25.6

¹ 調査開始時, ² 胸高断面積合計, ³ 平均値, ⁴ 再調査時(2011年または2012年)。

地2の相対散乱光強度(図-5.5a2)は3.4~6.5%であり, どちらの調査地も伐採群の内外で差がみられなかった。一方, 調査地3では, 伐採群内の相対散乱光強度の平均値が26.2%, 伐採群外の平均値が23.0%で, 他の調査地より高く, また伐採群内の方が高かった(Mann-WhitneyのU検定, $p < 0.05$)。

間伐6年後の下層植生の種数(図-5.5b2)は, 調査地1で2~3種, 調査地2で5~7種, 調査地3で10~11種だった。このうち, 調査地2では伐採群外の方が伐採群内より種数が多く(Mann-WhitneyのU検定, $p < 0.05$), 調査地3でも種数が多い傾向がみられた。同時期の植被率合計(図-5.5c2)は, 調査地1では伐採群の内外とも低率(それぞれ, 平均0.6%, 1.0%)であり, 反対に, 調査地3の伐採群の内外は高率で同等(それぞれ, 平均81.1%, 70.7%)であった。また, 調査地2では, 伐採群内(平均74.1%)の方が伐採群外(39.3%)より高率であった(Mann-WhitneyのU検定, $p < 0.01$)。

主要出現種の平均植被率と出現頻度を示す。調査地1(表-5.7a)では, ヒメシダ属sp. (*Thelypteris* sp.) やコシアブラ (*Chengiopanax sciadophylloides*) の出現頻度が高かったが, 平均植被率はいずれの種も低率であった。調査

地2(表-5.7b)では, ササ類(ミヤコザサ *Sasa nipponica*, スズタケ *S. borealis*) やヒサカキ (*Eurya japonica* var. *japonica*) が多かった。調査地3(表-5.7c)では, コアジサイ (*Hydrangea hirta*) やシロモジ (*Lindera triloba*) など落葉低木の平均植被率が高かった。

間伐6年後の植被率合計に寄与する要因をGLMにより推定した結果(表-5.8), 説明変数には伐採群の内外, ササの有無, 間伐直後の植被率合計, および間伐6年後の相対散乱光強度が選択され(AIC=887.73), 伐採群内であること, ササが存在すること, および間伐直後の植被率, 相対散乱光強度がそれぞれ正の効果をもっていた。

間伐6年後の相対散乱光強度と植被率合計の関係を, ササ類が出現する調査枠とそれ以外の調査枠に分けてプロットすると, ササ類がある調査枠では, 相対散乱光強度が低い場合にも植被率合計が高い傾向がみられた(図-5.6)。

5.2.4 考察

5.2.4.1 伐採群の大きさが植被率に及ぼす影響

本研究では, 異なる面積を持つ伐採群を設定した調査地を設置して, 群状間伐における伐採群の面積が下層植生の回復に及ぼす影響を評価した。伐採群の面積が最大(23.0m²)であった調査地3では, 相対散乱光強度が高く(図-5.5a2), 種数および植被率合計がともに高い値を示した(図-5.5b1, 5.5b2, 5.5c1, 5.5c2)。さらに, 伐採群内外の植被率合計には差がみられなかった(図-5.5c2)。この結果は, 間伐6年後の植被率合計に対して, 間伐直後の植被率合計の高さと相対散乱光強度の高さが正の影響を与えていることを示唆している(表-5.8)。

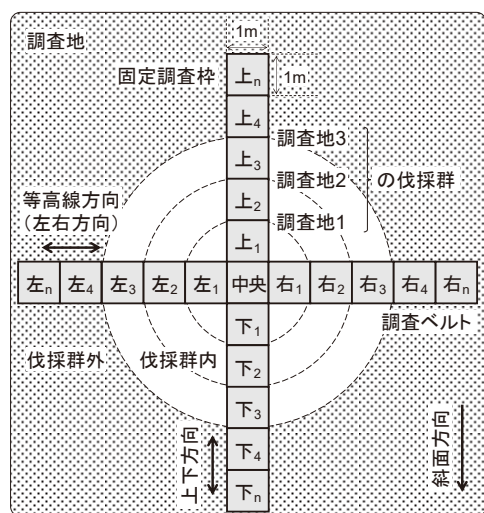


図-5.4 調査地および固定調査枠の模式図

伐採群の形状は円形で近似した。固定調査枠は各調査地の地形や形状にあわせて個数を調整している。

表-5.6 各調査地で解析に供した調査枠数

調査地	伐採群内						伐採群外					
	中央	上	下	左	右	計	上	下	左	右	計	
調査地1	1	1	1	1	1	(5)	8	3	6	8	(25)	
調査地2	1	2	2	1	2	(8)	5	4	3	4	(16)	
調査地3	1	3	3	3	2	(12)	6	7	4	5	(22)	

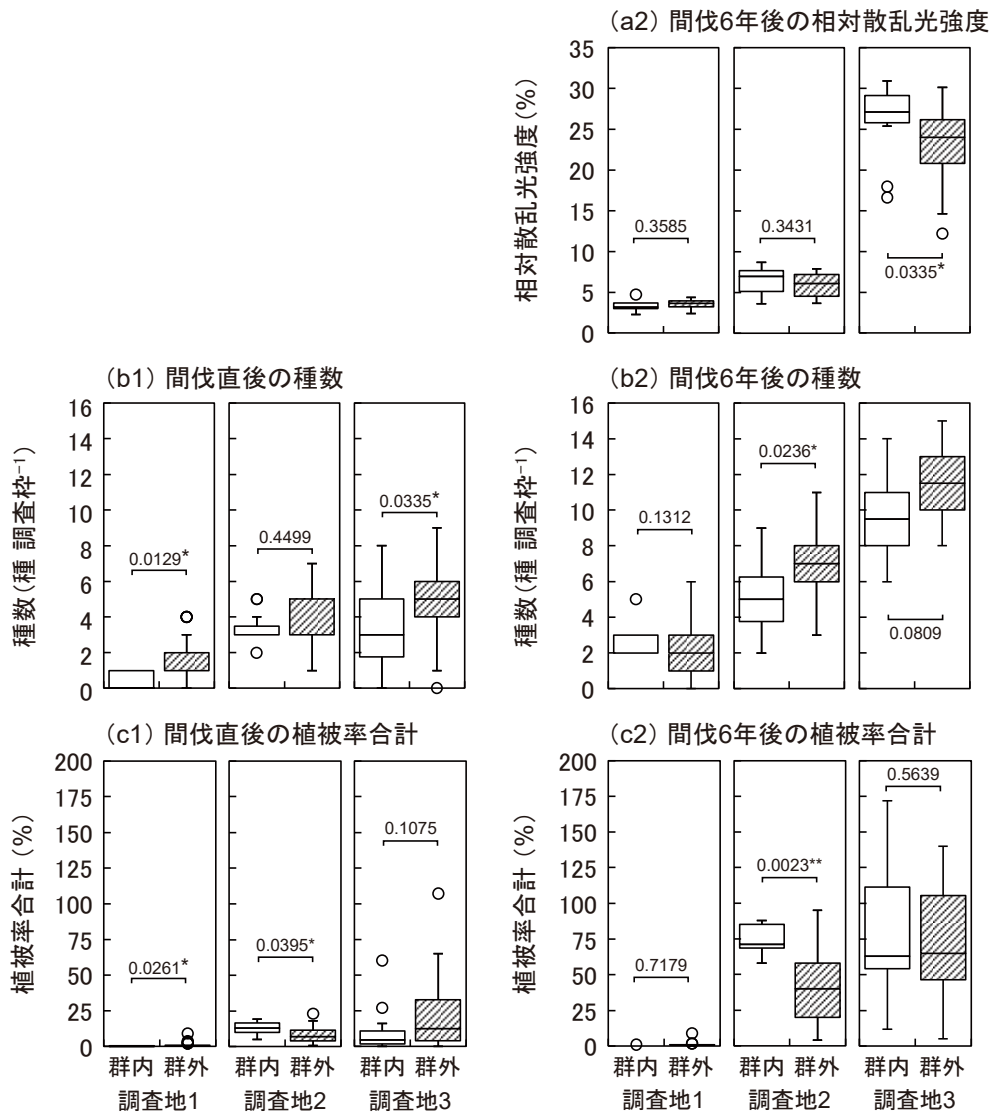


図-5.5 間伐直後の下層植生の出現種数 (b1), 植被率合計 (c1), および間伐6年後の相対散乱光強度 (a2), 下層植生の出現種数 (b2), 植被率合計 (c2)

箱ひげ図で示す。箱中の横線は中央値、箱は四分位範囲、ひげの両端は箱の長さの1.5倍内にある最大値および最小値、ひげの外側の○は外れ値を示す。図中の数字は同一調査地内の伐採群内と伐採群間におけるMann-Whitney のU検定の有意確率、数字の右肩の*は有意差があること (*: $p<0.05$, **: $p<0.01$) を示す。

一方、伐採群の面積が中庸 (12.2m^2) であった調査地2では、調査地3と比較すると相対散乱光強度が低率であったものの (図-5.5a2), 伐採群内の植被率合計が高く、伐採群外と間に差がみられた (図-5.5c2)。伐採群の内外で相対散乱光強度は同等であった (図-5.5a2) が、伐採群外では、ギャップ閉鎖の影響を受けはじめた時期が伐採群内に比べ早く、そのことが下層植生の動態に影響した可能性がある。このように、調査地2では調査地3よりも光条件が劣っていたため、下層植生の回復に制約があったと考えられる (伐採群内の植被率合計が高かった理由については次の小項で述べる)。

伐採群の面積を最小 (6.7m^2) に設定した調査地1では、相対散乱光強度が低く (図-5.5a2), 種数および植

被率合計が低い値を示した (図-5.5b1, 5.5b2, 5.5c1, 5.5c2)。ヒノキの枝伸長量は、5年間で約2m程度 (三村ら 2019) と推定されており、伐採群内の林冠ギャップは間伐後2~3年間で閉鎖したと考えられる。このような早期の林冠閉鎖により、調査地1では広葉樹の成長に要する相対照度15~20% (小池 1988) を早期に下回り、下層植生の発達に対する間伐効果はほとんどなかったと推測される。

これらの結果から、伐採群の面積が大きいほど下層植生の回復が促進されることが示唆される。前節 (第5章1節) で示されたように、下層植生が衰退したヒノキ人工林の伐採群を 20m^2 程度確保した調査地において、光環境の向上と下層植生の発達が確認されている。これら

表-5.7 間伐6年後の主な出現種とその植被率

(a) 調査地1

種 名	生活型	植被率 (%)		出現頻度 (%)
		平均	(最小 - 最大)	
ヒメシダ属sp. <i>Thelypteris</i> sp.	シダ	0.3	(0 - 2.0)	23.3
コシアブラ <i>Chengiopanax sciadophylloides</i>	落葉高木	0.2	(0 - 1.0)	36.7
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	0.2	(0 - 0.5)	30.0
ほか 20種 (計23種)				

(b) 調査地2

種 名	生活型	植被率 (%)		出現頻度 (%)
		平均	(最小 - 最大)	
ミヤコザサ <i>Sasa nipponica</i>	ササ	40.3	(0 - 85.0)	90.3
スズタケ <i>Sasa borealis</i>	ササ	3.2	(0 - 55.0)	22.6
ヒサカキ <i>Eurya japonica</i> var. <i>japonica</i>	常緑小高木	2.9	(0 - 13.0)	74.2
ヤブムラサキ <i>Callicarpa mollis</i>	落葉低木	1.1	(0 - 28.0)	19.4
イワガラミ <i>Hydrangea hydrangeoides</i>	落葉藤本	1.0	(0 - 4.0)	67.7
ヒメシダ属sp. <i>Thelypteris</i> sp.	シダ	0.6	(0 - 4.0)	41.9
ベニシダ <i>Dryopteris erythrosora</i>	シダ	0.5	(0 - 5.0)	22.6
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	0.5	(0 - 1.0)	80.6
トウゲシバ <i>Huperzia serrata</i>	シダ	0.4	(0 - 3.0)	35.5
モミジイチゴ <i>Rubus palmatus</i> var. <i>coptophyllus</i>	落葉低木	0.3	(0 - 2.0)	35.5
ほか 27種 (計37種)				

(c) 調査地3

種 名	生活型	植被率 (%)		出現頻度 (%)
		平均	(最小 - 最大)	
コアジサイ <i>Hydrangea hirta</i>	落葉低木	31.3	(0 - 95.0)	93.1
シロモジ <i>Lindera triloba</i>	落葉低木	14.4	(0 - 76.0)	41.4
タガネソウ <i>Carex siderosticta</i>	多年生草本	4.6	(0 - 25.0)	82.8
ヒメシダ属sp. <i>Thelypteris</i> sp.	シダ	4.2	(0 - 28.0)	58.6
チヂミザサ <i>Oplismenus undulatifolius</i>	多年生草本	1.8	(0 - 18.0)	55.2
モミジイチゴ <i>Rubus palmatus</i> var. <i>coptophyllus</i>	落葉低木	1.6	(0 - 8.0)	79.3
エゴノキ <i>Styrax japonicus</i>	落葉小高木	1.2	(0 - 20.0)	20.7
リョウブ <i>Clethra barbinervis</i>	落葉小高木	1.1	(0 - 5.0)	62.1
チゴユリ <i>Disporum smilacinum</i>	多年生草本	0.8	(0 - 6.0)	62.1
ノブドウ <i>Ampelopsis glandulosa</i> var. <i>heterophylla</i>	落葉藤本	0.5	(0 - 4.0)	41.4
モミジハグマ <i>Ainsliaea acerifolia</i> var. <i>acerifolia</i>	多年生草本	0.4	(0 - 4.0)	34.5
バイカツツジ <i>Rhododendron semibarbatum</i>	落葉低木	0.4	(0 - 4.0)	20.7
ヤマホトトギス <i>Tricyrtis macropoda</i>	多年生草本	0.3	(0 - 1.0)	44.8
イワガラミ <i>Hydrangea hydrangeoides</i>	落葉藤本	0.3	(0 - 3.0)	34.5
クマイチゴ <i>Rubus crataegifolius</i>	落葉低木	0.3	(0 - 2.0)	27.6
ヒノキ <i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	0.2	(0 - 1.0)	34.5
ほか 36種 (計52種)				

植被率+は0.5%に換算。出現頻度=(その種が出現した調査枠数/全調査枠数)×100。出現頻度≥20%の種について、平均植被率が高い順に降順で掲載。

の結果に基づき、群状間伐において20m²以上の伐採面積を確保し、林内全体の光環境を十分に改善すれば、伐採群の周辺も含めて下層植生が回復する可能性がある。

5.2.4.2 ササ類の存在が植被率に及ぼす影響

調査区2の伐採群内では、間伐6年後の相対散乱光強度が低く(図-5.5a2)、広葉樹の成長に必要な光条件(小池 1988)を満たしていないにも関わらず、植被率合計は調査地3と同等の高さを示した(図-5.5c2)。これに

はササ類の存在が影響していると考えられる。ミヤコザサとスズタケは調査地2にのみ出現し(表-5.7)、ササ類の存在は、間伐6年後の植被率合計に対して正の効果を持っていた(表-5.8)。また、ササ類が存在する調査枠では、相対散乱光強度が低い条件下でも植被率合計が高かった(図-5.6)。

ササ類は地下茎を介して水や同化産物を同個体内で転流できるため、林冠下で光量が低下しても高い植被率を維持できる(齋藤ら 2000)。そのため、光環境がやや悪

表-5.8 間伐6年後の植被率合計に及ぼす各説明変数の影響

説明変数	全ての変数を投入したモデル		AICが最も小さいモデル		AICが2番目に小さいモデル	
	パラメータ推定値	標準誤差	パラメータ推定値	標準誤差	パラメータ推定値	標準誤差
切片	-6.9421	4.8264	-6.9421	4.8264	-6.2491	4.9070
伐採群の内外(基準:外)	内	13.1075 *	6.1811	13.1075 *	6.1811	
ササの有無(基準:なし)	あり	37.0842 ***	6.5962	37.0842 ***	40.2052 ***	6.5522
間伐直後の植被率合計	0.8535 ***	0.1865	0.8535 ***	0.1865	0.7738 ***	0.1861
相対散乱光強度	2.3888 ***	0.3420	2.3888 ***	0.3420	2.6255 ***	0.3294
AIC		887.73		887.73		890.36

間伐6年後の植被率合計を応答変数、伐採群内外、ササの有無、間伐直後の植被率合計、相対散乱光強度を説明変数とし、確率分布を正規分布(リンク関数:identity)とした場合の一般化線形モデル(GLM)の結果。*: $p < 0.05$, ***: $p < 0.001$ を示す。

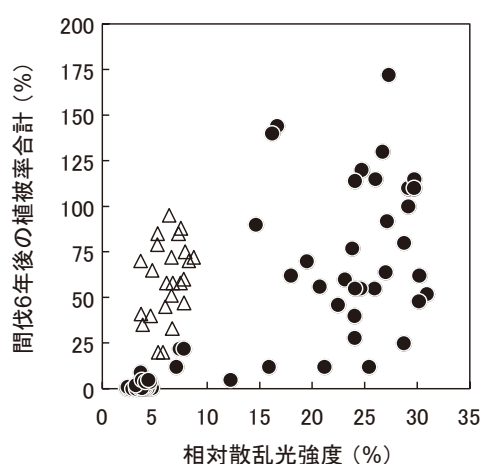


図-5.6 間伐6年後の相対散乱光強度と植被率合計の関係
△はササ類が出現する調査枠、●はそれ以外の調査枠を示す。

化したヒノキ林下にもササ類が存在し(第4章1節)、間伐をきっかけにその植被率が回復する可能性があると考えられる。加えて、ササ類は植被率合計が高く、葉層や堆積リターによって地表面を重層的に被覆しているため、表土流亡の抑止に有効な下層植生タイプである(第4章1節; 2節)。この特性により、ヒノキ林下におけるササ類の存在は、間伐周期が長くなった場合や伐採群の面積が十分には確保できない場合にも、下層植生の回復や維持に寄与し、表土流亡の抑止効果の持続に貢献していると推測される。

5.3 列状間伐が植生回復と表土流亡の抑止に及ぼす長期的影響

5.3.1 目的

林内の光環境をより積極的に向上させる手法としては、前前節(第5章1節)、前節(第5章2節)で扱った群状間伐のほか、列状間伐が考えられる。しかし、列状間伐後の下層植生の動態(富士本 2009; 宮崎ら 2011)

を扱った報告は調査期間が数年間程度で、長期間にわたり下層植生への影響を評価した事例(宮崎 2013)は限られている。また、列状間伐の伐採幅に着目して、植生回復や表土流亡への影響を比較した事例(宮崎ら 2011; 宮崎 2013)は少ない。そのため、生態系サービス機能の向上を目的とした森林整備を実施するにあたり、間伐事業を設計するためのスケジュール(事業の実施間隔)や伐採幅(林冠を疎開する程度)などの判断材料が不足している。

そこで本節では、19年生ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)人工林を点状および伐採幅を1伐2残、2伐4残、3伐6残に変えて列状に伐採し、伐採後12年後の林内の光条件、下層植生、林床の状態を調査した。本報告は、その結果をもとに列状間伐が下層植生の動態や表土流亡の抑制に及ぼす長期的な影響について考察した。

5.3.2 方法

5.3.2.1 調査地

調査は岐阜森林管理署・七宗国有林(加茂郡七宗町、北緯35° 35′ 28.92″, 東経137° 08′ 31.46″)のヒノキ一斉人工林で行った。調査地は傾斜28°の西向き平衡斜面の中部にあり、標高約550m、土壌の母材はチャート、土壌型は適潤性褐色森林土~適潤性褐色森林土(偏乾亜型)である。気象の平年値(1991~2020年)は、平均気温11.8℃、年降水量2,089.2mm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)。調査地では1988年に53年生のヒノキ単層人工林を皆伐後、1989年3月に密度3,800本 ha⁻¹でヒノキが植栽され、植栽当年から1994年まで年1回の下刈りと2001年に1回の除伐、2003年と2007年に各1回の枝打ちが行われた。

5.3.2.2 調査と解析

調査地内に定性間伐を行う点状間伐区(面積600m²)と3種類の列状間伐区(総面積5,400m²)を隣接して設置し、2007年5月(19年生時)に初回間伐を行った。このうち列状間伐区では、植栽列(1列約2m幅)を等高線に

対し直角方向（ほぼ東西方向）に伐採して、伐列2m（1列）、残列4m（2列）の1伐2残区（面積900m²）、伐列4m（2列）、残列8m（4列）の2伐4残区（面積1,800m²）、伐列6m（3列）、残列12m（6列）の3伐6残区（面積2,700m²）を設定した（図-5.7、図-5.8）。列状間伐区には、南側から伐列、残列の順で各列を3本ずつ含むようにした。すべての調査区の本数間伐率は33%で、列状間伐区の残列では追加伐採を行っていない。伐採木は玉伐りし、人力で調査地外に搬出した。また、調査地の周囲では点状間伐区と同様の間伐を行った。2018年（30年生時）の林分は、3伐6残区の残列2カ所のデータをプールして集計すると、平均胸高直径は17.3cm、平均樹高は17.4m、立木密度は2,670本 ha⁻¹であった。

列状間伐区の伐列のうち、その調査区の設定より広い伐列から離して設置できるよう、最も南側の伐列と点状間伐区に1カ所ずつ設置された固定調査枠（2m×1m）において、間伐後1年目から2016年までの10年間、年1回8～11月に下層植生の全植被率、木本種の最大植生高が調査されていた。ただし、この記録には調査枠にくり返しがなく、点状間伐区には治山用緑化種子が播種されていた（富士本 2009）ことから、本稿では時系列変化の参考データとして扱う。

2018年8月（伐採後12年目）に、点状間伐区では、後述する全天空写真に列状間伐区の伐列が映り込まない位置に、また列状間伐区では、最も南側に位置する伐列と残列に各8カ所の調査枠（枠の大きさは後述）を新設し、林床の光環境、林床被覆、林床の状態を調査した。調査枠は林床の障害物を避け、調査区内の上下方向にほぼ均等に配置し、かつ1カ所は既存の固定調査枠に内包されるようにした。なお、調査枠は、このように他の調査区の影響を受けづらい場所に設置したが、各調査区の面積が十分でないため、結果には他の調査区の影響が及んでいる可能性がある。

調査項目のうち、光条件については、画角180° 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）を設置して全天空写真を撮影し、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）により評価した。また、林床被覆は下層植生の植被率とリターの被覆率を評価した。このうち、下層植生については、1m×1mの調査枠で、植生全部を込みにした植被率、および、出現した維管束植物ごとの植生高、植被率を記録した。出現した木本種の中で最大の植生高を、その調査枠の植生高とした。また、リターと林床の状態については、植生調査枠の中央に配置した0.5m×0.5mの調査枠で、リターの被覆率、細根の露出面積（細根が雨水により洗い出されて地表に露出した部分の面積）、土柱（礫や球果の周囲の土壌が侵食されて形成された土の柱）の個数、段差（小枝や地表に露出した根の斜面下方部の土壌が侵食されて形成された階段状の部分）面積（段差の延長×高さ）（塚本ら 1998；梶原ら 1999）を測定した。表土流亡の危険性を

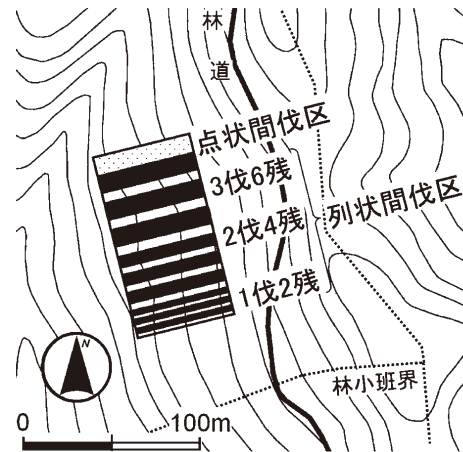


図-5.7 調査地の概要および調査区の配置

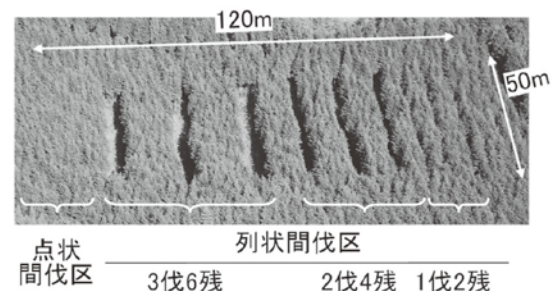


図-5.8 調査区のレイアウト

斜面对岸から撮影（撮影：2008年10月15日、林野庁中部森林管理局森林技術・支援センター）

予測するため、林床調査データから次式（5.1）により土壌侵食危険度指数（梶原ら 1999；第4章1節）を算出し、調査区ごとに算術平均した。

$$Iei = (Ri / Rmax + Pi / Pmax + Ci / Cmax) \cdot 100 \quad (5.1)$$

ここで、 Iei ：調査枠*i*の土壌侵食危険度指数、 Ri ：調査枠*i*の細根露出面積率、 $Rmax$ ：細根露出面積率の最大値（調査データの最大値で本調査地では45%、以下同じ）、 Pi ：調査枠*i*の土柱個数、 $Pmax$ ：土柱個数の最大値（33個）、 Ci ：調査枠*i*の段差面積、 $Cmax$ ：段差面積の最大値（225m²）。この指数は、各項目の相対値を合計して得られ、数値が大きいほど表土流亡の痕跡が多く、その危険性が高いことを示す。評価範囲は0～300の間の相対指標である。

調査区間の植被率、植生高、種数、リターの被覆率、土壌侵食危険度指数、相対散乱光強度の差の有無をSteel-Dwassの方法により多重比較した。

5.3.4 結果

間伐後10年間の下層植生の動態を示す。3伐区以外の植被率は、伐採後2年目に一時的な上昇がみられた可能性があるものの、低い水準で推移した（図-5.9a）。また、最大植生高は、調査期間を通して横ばいか、やや高

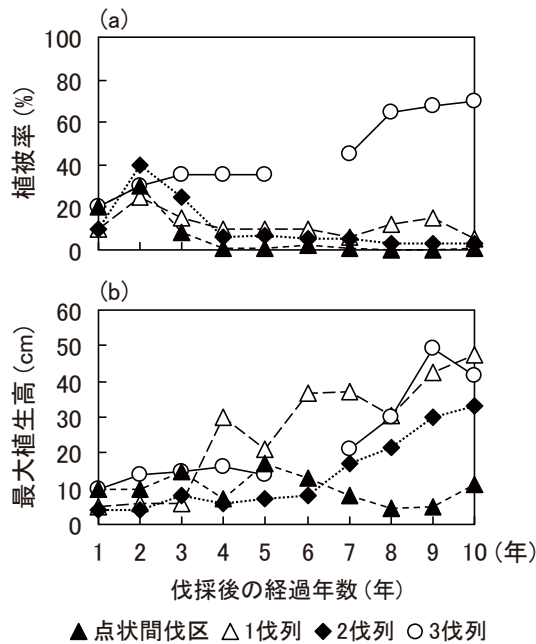


図-5.9 間伐後10年間の下層植生の植被率 (a) および最大植生高 (b) の経年変化
列状間伐区の各伐列と点状間伐区に固定調査枠を設置。調査枠は各条件1ヵ所。空欄は欠測。

くなる傾向を示した (図-5.9b)。

伐採後12年目の植被率は、3伐列では64.7%と高く ($p < 0.05$)、その他の調査区では0.3~15.4%と低率であった (図-5.10a)。また、植生高や種数は、同一の調査区内でもばらついたが、点状間伐区を基準にすると、3伐列、2伐列、および4残列の値が相対的に大きかった (いずれも $p < 0.05$; 図-5.10b, 5.10c)。調査区全体の出現種は42種類だった。平均植被率の上位は、シキミ (*Illicium anisatum*)、ヒサカキ (*Eurya japonica* var. *japonica*)、サカキ (*Cleyera japonica*) などの常緑低木やコアジサイ (*Hydrangea hirta*)、ヒメシダ属 sp. (*Thelypteris* sp.) であった (表-5.9)。

リターの被覆率 (図-5.10d) は、3伐列の値が高く、6残列以外の調査区とは有意差がみられた ($p < 0.05$)。また、ばらつきが大きく統計的には有意ではなかったが、伐列の中でも1伐列や2伐列では値が小さかった (図-5.10d)。

土壌侵食危険度指数は、最小0~最大218.2の値を取った。3伐列の土壌侵食危険度指数は非常に低く、他の調査区との間に有意な差が認められた ($p < 0.05$; 図-5.10e)。その反面、伐列でも1伐列や2伐列には値が高いため外れ値になるような調査枠があり、残列と比較すると高い箇所が多かった (図-5.10e)。

各調査区の相対散乱光強度は3.4~12.6%で、3伐列のみが高く、3伐列とその他の調査区間に有意差が認められた ($p < 0.05$; 図-5.10f)。

下層植生の植被率と土壌侵食危険度指数 (図

-5.11a)、およびリターの被覆率と土壌侵食危険度指数 (図-5.11b) には、負の相関 (Spearmanの順位相関、それぞれ $\rho = -0.478$, $\rho = -0.638$, いずれも $p < 0.001$) が認められた。したがって、すべての調査枠を込みにして考えれば、土壌侵食危険度指数は、植被率やリター被覆率が高い状態において小さかった。

5.3.5 考察

5.3.5.1 列状間伐が林床の光環境と植生回復に及ぼす影響

本調査地における間伐前後の全天空写真から開空率を算出した報告 (富士本 2009) によれば、間伐前には5.4%であった開空率が、間伐直後の点状間伐区と列状伐採区の伐列では6.9~19.5%まで上昇し (表-5.10)、すべての伐列で林冠が疎開したことが報告されている (図-5.12a~d)。したがって、列状間伐による林床の光環境の改善に伴って、どの調査区でも下層植生が一時的に回復した (図-5.9) 可能性がある。

しかし、伐採後12年目の調査時において、植被率や最大植生高の値が大きく種数が多かったのは、3伐列のみであった (図-5.10a~c)。また、構成種は、主に耐陰性の高い木本の低木や小高木であった (表-5.9)。本数間伐率が25%または50%の点状間伐を行ったヒノキ人工林で下層植生の動態を調査した事例 (野口ら 2009) では、いずれの調査区でも植生の種数や植被率の増加が認められたものの、50%区と比較すると25%区では種組成や植生構造の変化が相対的に小さかったこと、間伐後5年目以降は林冠再開鎖の影響により植被率が低下しはじめたことが報告されている。一方、2伐2残~4伐4残の異なる列幅 (本数間伐率はいずれも50%) で列状間伐を行ったヒノキ人工林では、間伐5年後の下層植生の植被率が90%以上であり、ヤマウルシ (*Toxicodendron trichocarpum*) やキイチゴ属 (*Rubus* spp.) など先駆樹種の優占度が高かった (宮崎ら 2011)。また、林床被覆率 (植被率とリター被覆率の和) は、間伐後7年目にも引き続き100%に近い値を示していた (宮崎 2013)。この報告では、林分の樹高 (平均14.1m) や密度 (1,400本 ha^{-1}) が低かったことに加え、本研究の本数間伐率 (33%) より高かったことが、本研究における下層植生の発達程度との相違をもたらしたと推測される。

本調査地ではヒノキの枝伸長量が5年間で2m程度であった (三村ら 2019) ことから、枝の伸長により林冠ギャップは、1伐列 (2m) では3年程度、2伐列 (4m) では10年程度で再開鎖したと考えられる。実際にも間伐後12年目の伐列は、3伐列以外では林冠ギャップが確認できなかった (図-5.12A~D)。林冠の再開鎖により、3伐列以外の調査区では相対散乱光強度が低く (図-5.10f)、広葉樹の生育の持続に必要な15~20%以上の光条件 (小池 1988) が整っていなかったと考えられる。これらのことから、調査林分では、列状間伐による光条件の変化により一度は下層植生が回復した可能性が

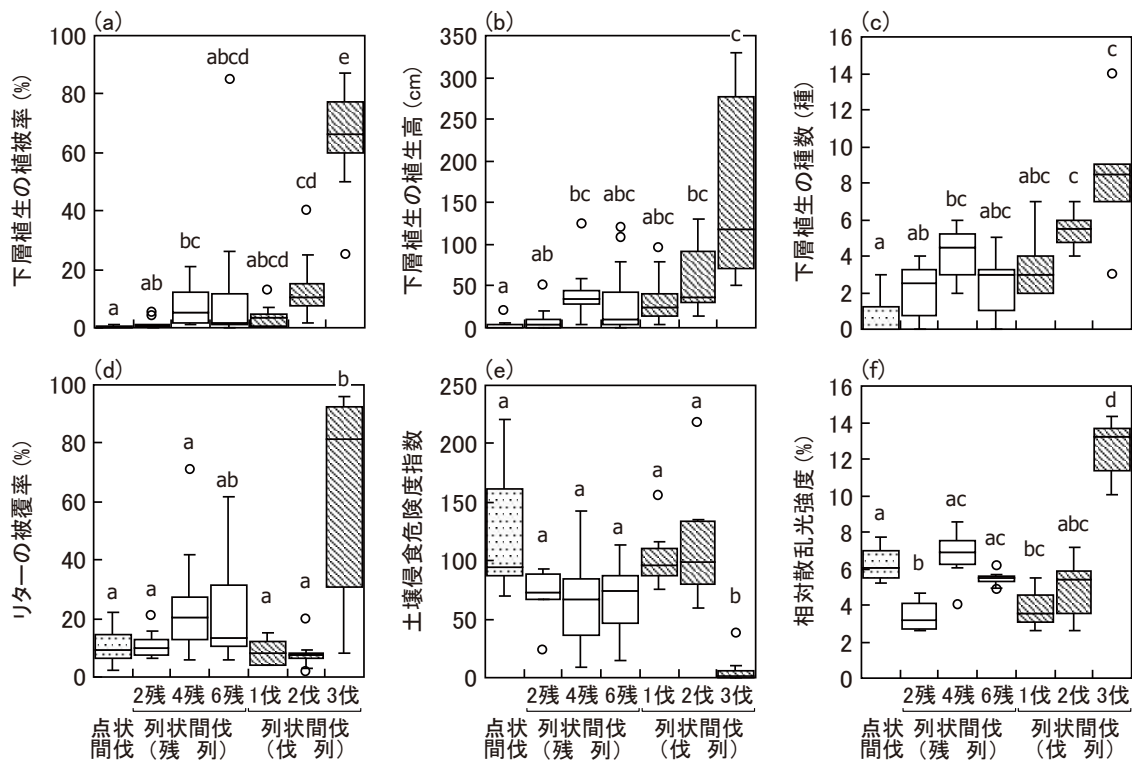


図-5.10 間伐後12年目の下層植生の植被率 (a), 植生高 (b), 出現種数 (c), およびリターの被覆率 (d), 土壌侵食危険度指数 (e), 相対散乱光強度 (f)

調査枠は各条件8カ所。箱ひげ図で示す。箱中の横線は中央値、箱は四分位範囲、ひげの両端は箱の長さの1.5倍内にある最大値および最小値、ひげの外側の○は外れ値を示す。異なるアルファベットはSteel-Dwass検定による有意差 ($p < 0.05$) を示す。

表-5.9 下層植生の優占種の調査区ごとの植被率

種 名		平均 植被率 (%)	出現 頻度 (%)	調査区ごとの植被率 (%)						
				点状 間伐	列状間伐 (残列)			列状間伐 (伐列)		
					2残列	4残列	6残列	1伐列	2伐列	3伐列
シキミ	<i>Illicium anisatum</i>	5.5	16.1	—	0.4	—	0.1	1.6	0.9	35.3
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> var. <i>japonica</i>	4.4	57.1	0.1	0.6	3.8	0.2	1.8	10.0	14.3
サカキ	<i>Cleyera japonica</i>	2.6	10.7	—	—	2.7	13.8	—	0.1	1.8
ヒメシダ属sp.	<i>Thelypteris</i> sp.	2.2	17.9	—	0.3	—	—	0.1	0.5	14.1
コアジサイ	<i>Hydrangea hirta</i>	1.0	25.0	—	0.1	0.6	1.1	0.3	3.1	1.9
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	0.3	28.6	—	0.1	0.3	0.1	0.1	0.4	1.1
スミレ属spp.	<i>Viola</i> spp.	0.3	48.2	0.1	0.3	0.4	0.1	0.5	0.3	0.2
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	0.1	19.6	—	0.1	0.1	—	—	0.4	0.3
ホトギス属spp.	<i>Tricyrtis</i> spp.	0.1	19.6	0.1	—	0.1	—	0.1	0.2	0.3
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i>	0.1	10.7	—	0.1	0.1	0.2	0.1	—	—

出現頻度 = (その種が出現した調査枠数/56調査枠) × 100。全42種中、出現頻度 ≥ 20%種について、平均植被率が高い順で記載。「—」は記録なし。

あるものの、長期的にみると、3伐列以外では間伐効果が持続しなかったと考えられる。これには伐採幅の違いによる光条件の差が影響したと推測される。

5.3.5.2 列状間伐が表土流亡の抑止に及ぼす影響

表土流亡の相対的な指標である土壌侵食危険度指数

は、3伐列では非常に低かった半面、伐列の中でも1伐列や2伐列にはそれが高い箇所が認められた (図-5.10e)。土壌侵食危険度指数は、下層植生の植被率やリター被覆率が高い調査枠ほど低くなる傾向が認められた (図-5.11)。このことから、3伐列は他の条件の調査区と比較して、表土流亡が発生しにくかったと考えら

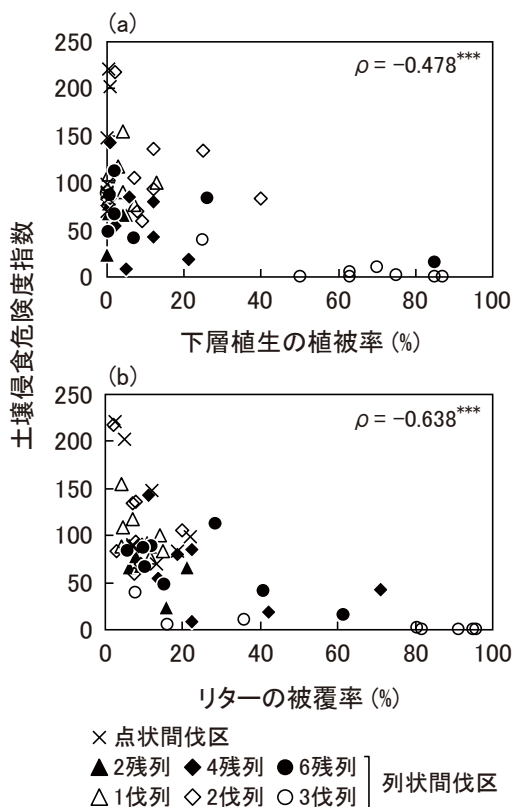


図-5.11 下層植生の植被率と土壌侵食危険度指数 (a) およびリターの被覆率と土壌侵食危険度指数 (b) の関係
すべての条件の調査区のデータを込みにして解析した。 ρ はSpearmanの順位相関係数 (いずれも $p < 0.001$) を示す。

表-5.10 間伐前後の調査区ごとの開空度

調査区	間伐前	間伐後	
		伐列	残列
点状間伐		6.9	
列状 1伐2残	5.4	10.2	[5.8]
列状 2伐4残		15.1	[7.6]
列状 3伐6残		19.5	[4.2]

富士本(2009)に基づく。点状間伐区の間伐後の値は伐列の欄に示す。裸数字は間伐直後, []内は間伐1年後の値を示す。

れる。下層植生や堆積リターによる林床被覆が表土流亡の抑止に有効であることは、これまでの研究 (三浦 2000 ; Miura *et al.* 2015 ; 第3章1節 ; 第4章1節) でも報告されている。しかし、傾斜地のヒノキ人工林においては、落葉自体の斜面下部への移動 (井上ら 1987) や土壌への混入 (酒井ら 1987) が発生しやすく、高いリター被覆率を維持するのは困難である (三浦 2000 ; 第3章1節)。にもかかわらず、伐列の中でも3伐列のリター被覆率だけが非常に高かった (図-5.10d) のは、下層植生が維持されたことによって、林床に供給されたリターの移動が抑止されたからである可能性が高い。その結果、3伐列では、下層植生とリターによる地表面の重層的な被覆効果によって、表土流亡が発生しにくかったと推測される。その一方、1伐列や2伐列では、下層植生の回復が不十分であったために、表土流亡が発生しやすい状態が続いていると考えられた。つまり、表土流亡が抑止された状態が保たれていたのは、本研究の条件の中では3伐

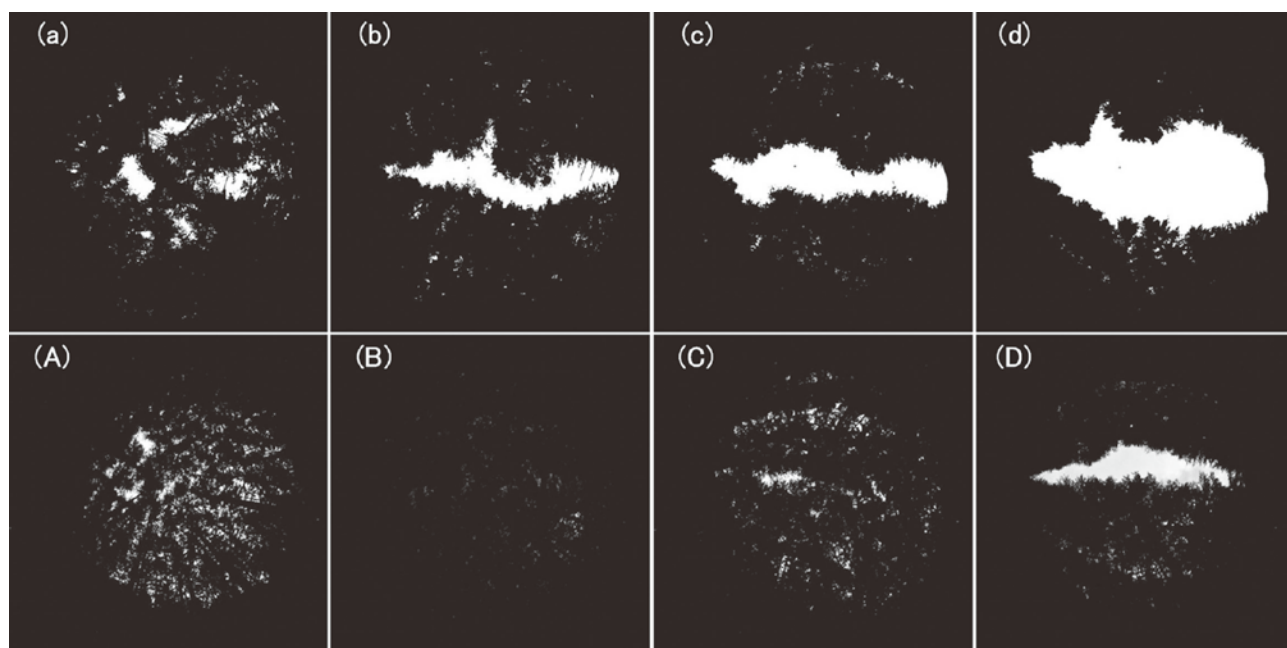


図-5.12 伐採直後の点状間伐区 (a), 群状間伐区の1伐区 (b), 2伐区 (c), 3伐区 (d) と伐採12成長期後の点状間伐区 (A), 群状間伐区の1伐区 (B), 2伐区 (C), 3伐区 (D) の林冠の様子 (参考画像)
伐採直後の写真 (a~d) は富士本 (2009) より再掲。時期により撮影場所, レンズの画角, 二値化の際のしきい値が異なるので、開空率を単純に比較することはできない。

6残の伐列だけであった。これらのことから、長期的には、列状間伐の伐採幅に起因する光条件の違いにより、下層植生が維持されリターの移動が抑制される期間に違いが生じ、表土流亡の抑止効果に影響したと推測される。

下層植生が衰退したヒノキ一斉人工林で、列状間伐によって長期間にわたって下層植生の回復や林床被覆の維持を図り、表土流亡を抑止するためには、従来の間伐率の議論（深田ら 2006；野口ら 2009；第5章1節）と同様に、下層植生の生育が可能な林内の光環境がどれだけの期間維持できるかが重要であるといえる。したがって、列状間伐においては、伐採幅の設計によって土壌保全効果の持続期間を制御できる可能性がある。

5.4 列状間伐と採食圧が下層植生の動態と表土流亡の抑止に及ぼす影響

5.4.1 目的

ヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 人工林における表土流亡を防ぐためには、下層植生や堆積リターによる林床被覆が有効である（三浦 2000；Miura *et al.* 2015；第3章1節）。中でも下層植生には、それ自体が有する林床の被覆効果に加え、傾斜地における堆積リターの移動を抑制する効果も期待できる（三浦 2000）。これまでに、下層植生が衰退した林分で一般的な間伐（伐採率30%程度の定性・点状の伐採）を実施しても、光条件の回復が不十分で下層植生が発達しなかった事例（深田ら 2006；横井ら 2008）が多いが、列状間伐や群状間伐などによって伐採幅を確保すれば、下層植生の植被率や種数が増加することが認められている（村本ら 2005；宮崎 2013；第5章1節；2節；3節）。

一方、近年はニホンジカ (*Cervus nippon*；以下、シカ) の生息数の増加に伴う、下層植生への採食圧の影響を考慮する必要がある。シカの採食は林床の植生量の低下をもたらす（島田・野々田 2009；田村ら 2016；Katagiri and Hiji 2017）半面、シダ類などのシカが好まない植物（不嗜好性種）が増加し、優占する事例も報告されている（石田ら 2008；Tamura and Yamane 2017）。ここで、シダ類は、豊富な地上部現存量によって林床を被覆する点では有効な植物であり（第4章1節；3節）、それらが回復し地表面を広く覆うことで、表土流亡の抑止につながる可能性がある（石田ら 2008）。前述のように、シカの採食による下層植生量の減少については多数の報告があり（島田・野々田 2009；田村ら 2016；Katagiri and Hiji 2017）、シカ採食影響下での表土流亡に関する研究も行われている（初ら 2010）。しかし、シカの生息密度が高い地域において、採食圧の有無が下層植生の動態を通じて表土流亡に及ぼす影響を評価した研究（古澤ら 2003）は少なく、人工林の水土保全機能の向上を目的とした森林整備を実施するうえで、必要な付帯対策の判断材料が十分には整っていない。

そこで、本節では下層植生の回復による表土流亡の抑

止機能の向上を目的として、ヒノキ人工林を列状間伐し、伐採後7年間の林内の光環境の推移と下層植生の動態を調査した。本報告は、その結果と伐採7年後の林床状態の調査から、シカ採食圧の影響下における列状間伐が表土流亡に及ぼす影響について考察した。

5.4.2 方法

5.4.2.1 調査地

調査は、岐阜県養老県有林（養老郡養老町、北緯35°16′31.95″，東経136°31′44.20″）内の52年生ヒノキ一斉人工林で行った。調査地は標高550～570m、平均傾斜35°の北西向き斜面中部にあり、土壌の母材は砂岩、土壌は適潤性褐色森林土（偏乾亜型）である。国土数値情報のメッシュデータ（国土交通省国土数値情報ダウンロードサイト 2022）による気象の平年値（1991～2020年）は、平均気温12.3℃、年降水量2,231.6mmであった。

2015年2～3月（52年生時）に調査地（図-5.13a）を設置し、斜面方向（ほぼ南東－北西方向）に、伐列2列に対し残列4または5列の列状間伐を行った。本数間伐率で38.1%、胸高断面間伐率で33.9%の間伐の結果、立木密度は1,617本 ha⁻¹から1,000本 ha⁻¹に低下したが、平均胸高直径、平均樹高ともに大きな変化はなかった（表-5.11）。

調査地付近のシカ生息密度は、糞粒法により2011年の14.30頭 km⁻²（野生動物保護管理事務所 2012）から2019年の3.03頭 km⁻²（岐阜県 2021）へと低下傾向にあると推定されているが、調査地内の採食圧は高く、自動撮影カメラによりシカの採食行動が定期的に確認された。調査地は暖温帯と冷温帯の移行域に位置しており、尾根を挟んで天然生落葉広葉樹林が隣接していた（図-5.13a）。この落葉広葉樹林には、上層にコナラ (*Quercus serrata*)、マルバアオダモ (*Fraxinus sieboldiana*)、リョウブ (*Clethra barbinervis*) に加えてブナ (*Fagus crenata*) が混在し、下層にはシキミ (*Illicium anisatum*) が優占していた一方、調査地には、下層植生がほとんど認められなかった。

5.4.2.2 調査方法

2015年6月、調査地（600m²）内に、列状間伐により形成された伐列および残列、およびシカ採食圧の有無（防鹿柵の内外）を組み合わせた4条件（柵内伐列、柵内残列、柵外伐列、柵外残列）の調査区を設定した（図-5.13b）。これらの調査区は、隣接する2組の伐列－残列にそれぞれ2反復ずつ設置した。調査地内には、金属製の防鹿柵（高さ1.8m、網の目合い10cm）を2カ所に設置し、伐列と残列の両方がそれぞれの柵に含まれるように配置した。各伐列－残列ペアの柵内外において、伐列および残列それぞれに調査区（縦約6m×横約4m）を2区画ずつ設定した。斜面位置による立地条件の偏りを避けるため、調査区は斜面の上部と下部に交互に配置

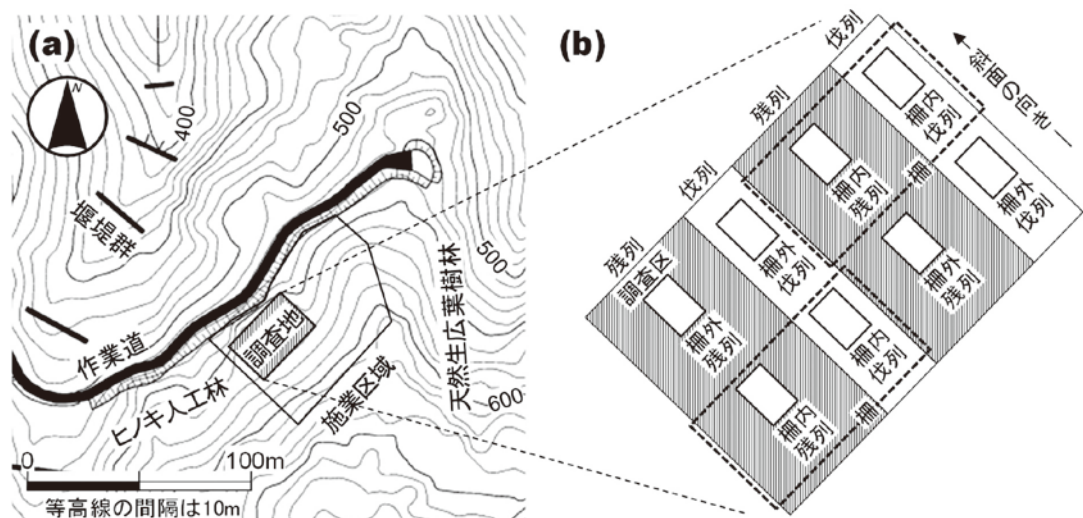


図-5.13 調査地の概要 (a) , および調査区の配置 (b)

表-5.11 調査林分の概要

	間伐前	間伐後	間伐7年後
立木密度 (本 ha ⁻¹)	1,617	1,000	1,000 (0)
平均胸高直径 (cm)	21.9	20.6	25.5 (4.9)
平均樹高 (m)	16.0	15.8	17.3 (1.5)
平均枝下高 (m)	—	—	10.6
胸高断面積合計 (m ² ha ⁻¹)	63.5	41.9	53.1 (11.1)
本数間伐率 (%)	38.1		
胸高断面積間伐率 (%)	33.9		

()内は調査期間中の数値の変化を示す。

した。各調査区には、6ヵ所の固定調査枠 (1m×1m) を設置し、後述するように下層植生などの調査に使用した。

2015～2021年までの7成長期にわたり、光条件の推移と下層植生の動態を調査した。このうち光条件については、近傍の裸地に2個、各調査区の中央に1個の照度計 (Onset社製 HOBOPendantLoggerUA-002-64) を、下層植生に被陰されない高さ (1.8m) に設置して、4～10月 (ただし、初年次の2015年は8～10月) まで、1時間おきの照度 (0.1Lux単位) を測定した。各調査区の相対照度は、裸地 (2ヵ所) における一日あたりの積算照度の算術平均値に対する、当該調査区の照度の一日あたりの積算照度の比率として算出した。また、下層植生の調査は、設定時 (2015年6月) とその後の毎年10月に実施し、各調査区の固定調査枠 (1m×1m) で下層植生の被覆率 (以下、植被率)、出現した維管束植物の種名、出現種ごとの植被率、各出現種の最も高い個体の高さ (以下、出現種高、1cm単位) を記録した。さらに、全出現種の中で最も高い個体の出現種高を、その固定調査枠における最大植生高として記録した。

最終年には上記調査に加え、林床状態に関する調査を

行った。固定調査枠内に内包される調査枠 (0.5m×0.5m) で、堆積リターによる地表面の被覆率 (以下、リター被覆率)、細根の露出面積 (細根が雨水により洗い出されて地表に露出した部分の面積)、土柱 (礫や球果の周囲の土壌が侵食されて形成された土の柱) の個数、段差 (小枝や地表に露出した根の斜面下方部の土壌が侵食されて形成された階段状の部分) 面積 (段差の延長×高さ) (塚本ら 1998 ; 梶原ら 1999) を測定した。なお、細片化したヒノキの鱗片葉は土塊との判別が困難であり、リター被覆には含めなかった。

5.4.2.3 データ解析

同一条件の2ヵ所の調査区について、相対照度の算術平均を算出した。また、同一条件の固定調査枠 (各12ヵ所) について、下層植生の出現種数、植被率、最大植生高、およびリター被覆率の算術平均を算出した。さらに、未同定種を除く各出現種について、次式 (5.2) に基づいたC×H値 (古澤・佐野 2014) を計算した。このC×H値は、植物の現存量を簡易に評価する指標としての有効性が示されている (古澤・佐野 2014)。

$$CH = Cveg \times H \quad (5.2)$$

ここで、 CH ： $C \times H$ 値、 $Cveg$ ：出現種ごとの植被率、 H ：出現種高。

各出現種は、生活型、光条件に対する種特性（耐陰性が低い、中庸、耐陰性が高い）、シカの嗜好性（不嗜好性、採食性）に基づいて分類した（表-5.12）：

生活型：茂木ら（2000a；2000b；2001）、大橋ら編（2015；2016a；2016b；2017a；2017b）に基づく。

光条件に対する種特性：相場（1987）、飯島・安蒜（1974）、岩槻（1992）、茂木ら（2000a；2000b；2001）、大橋ら編（2015；2016a；2016b；2017a；2017b）、五十嵐ら（2014）、および谷本（1990）に基づく。

シカの嗜好性：高槻（1989）、橋本・藤木（2014）、および長池（2017）に基づく。

ただし、シカの嗜好性には、文献に記載がない種や、文献記載と現地の観察結果が一致しなかった種が存在した。これらの種については、調査地周辺における採食の状況を勘案して、調査者の判断により決定した。

また、すべての出現種の $C \times H$ 値の年ごとの推移を、同一条件の調査区ごとの算術平均値として整理し、表-5.13に示した。

表土流亡の危険性を予測するため、次式（5.3）に基づいた土壤侵食危険度指数（梶原ら 1999；第4章1節；第5章3節）を算出した。

$$Iei = (Ri / Rmax + Pi / Pmax + Ci / Cmax) \cdot 100 \quad (5.3)$$

ここで、 Iei ：調査枠*i*の土壤侵食危険度指数、 Ri ：調査枠*i*の根系露出面積率、 $Rmax$ ：根系露出面積率の最大値、 Pi ：調査枠*i*の土柱個数、 $Pmax$ ：土柱個数の最大値、 Ci ：調査枠*i*の段差面積、 $Cmax$ ：段差面積の最大値。この指数は、各項目の相対値を合計して得られ、数値が大きいほど表土流亡の痕跡が多く、その危険性が高いことを示す。評価範囲は0～300の間の相対指標である。

また、算出した土壤侵食危険度指数から、同一条件の調査区ごとに算術平均値を計算した。

伐採から7年後の植被率、リター被覆率、および土壤侵食危険度指数それぞれに対する、防鹿柵の有無（柵内／柵外）と列の種類（伐列／残列）の影響を検証するため、二元配置分散分析ののち、Tukey法による多重比較検定を行った。

5.4.3 結果

5.4.3.1 光環境

間伐を実施した直後の相対照度は、伐列において18.9～21.0%、残列において16.8～18.1%であり、柵内・柵外を問わず伐列の方が高い値を示した（図-5.14a）。その後、相対照度はすべての調査区において年々低下し、最終年にはおおむね11～12%程度になった。ただし、柵内

の調査区間を比較すると、伐列の方がわずかに高い相対照度を引き続き維持していた。

5.4.3.2 下層植生

間伐直後の調査地には、どの調査区にも下層植生がほとんど認められなかった。しかし、伐採後2年目までには、柵の内外を問わず下層植生の出現種数が増加した（図-5.14b）。伐採7年後にあたる調査最終年には、出現種数は柵内で9.0～11.5種、柵外で5.3～8.1種となり、ほぼ平衡状態に達していた。出現種数は柵外より柵内の方がやや多く、残列より伐列の方が多い傾向がみられた。柵内の伐列および残列では、調査期間を通して植被率および最大植生高が増加し、定常状態には至らなかった（図-5.14c, 5.14d）。伐採7年後の平均値は、柵内伐列で植被率は79.5%、最大植生高は100.3cm、柵内残列では、それぞれ34.5%と67.8cmになり、特に柵内伐列の増加傾向が顕著であった。一方、柵外の両列では、伐採後2年間は植被率や最大植生高が微増したものの、その後はほぼ横ばいとなり、列の種類による差は小さかった。さらに、 $C \times H$ 値の推移は、植被率や最大植生高の変化を反映しており、柵内の両列で値が大きく増加したのに対し、柵外の両列では目立った変化はみられなかった（図-5.14e）。

調査地では全58種の植物が確認された。これらは、常緑高木・小高木7種、落葉高木・小高木21種、落葉低木15種、落葉藤本4種、多年生草本6種、およびシダ植物5種で構成されていた（表-5.12）。生活型ごとの構成に着目すると、柵内では列の種類にかかわらず木本種の割合が高く、低木（藤本を含む）の増加に続いて、高木・小高木の優占度が高まる傾向がみられた（図-5.15a）。柵外の両列でも、間伐後2年目には低木の増加が認められるものの、3年目以降は減少する傾向にあり、代わってシダ植物が寡占する状況が認められた。

光条件に対する種特性に着目すると、耐陰性が低い種にはニガイチゴ（*Rubus microphyllus*）、モミジイチゴ（*R. palmatus* var. *coptophyllus*）、クマイチゴ（*R. crataegifolius*）、アカメガシワ（*Mallotus japonicus*）、タニウツギ属 spp.（*Weigela* spp.）、タラノキ（*Aralia elata*）、カラスザンショウ（*Zanthoxylum ailanthoides* var. *ailanthoides*）、リョウブなど30種があり、耐陰性が高い種にはコアジサイ（*Hydrangea hirta*）、クロモジ（*Lindera umbellata* var. *umbellata*）、ヒサカキ（*Eurya japonica* var. *japonica*）とコバノイシカグマ（*Dennstaedtia zeylanica*）、シシガシラ（*Blechnum niponicum*）など13種が含まれていた。どちらにも該当しない中庸な種は15種であった（表-5.12）。伐採後2年目までは、全調査区において耐陰性の低い種が増加したが、その後は、柵内の調査区では横ばいで推移し、柵外の調査区では減少傾向が認められた。それ以降は、柵内ではコアジサイ、クロモジ、ヒサカキなど耐陰性の高い種の増加が継続し、柵外では耐陰性の高いシダ類の優占度が高まった（図-5.15a, 5.15b）。

表-5.12 生活型、光条件に対する種特性、シカの嗜好性別の出現種の一覧

出現種名		生活型	光特性		シカ嗜好性	
			1:耐陰性低 2:中庸 3:耐陰性高		1:不嗜好性 2:採食性	
アカマツ	<i>Pinus densiflora</i>	常緑高木	1	(6)	2	(b)
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i>	常緑高木	1	(1)	2	(b)
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	常緑高木	3	(1)	2	(b,d)
シキミ	<i>Illicium anisatum</i>	常緑小高木	3	(7)	1	(a,b,d)
タムシバ	<i>Magnolia salicifolia</i>	落葉高木	2	(1)	2	(b)
カナクギノキ	<i>Lindera erythrocarpa</i>	落葉高木	2	(2)	2	(b)
クロモジ	<i>Lindera umbellata</i> var. <i>umbellata</i>	落葉低木	3	(5)	2	(b)
アブラチャン	<i>Lindera praecox</i>	落葉低木	3	(5)	2	(b)
シロモジ	<i>Lindera triloba</i>	落葉低木	3	(5)	2	(b,d)
サルトリイバラ	<i>Smilax china</i>	落葉藤本	1	(6)	2	(b)
ノブドウ	<i>Ampelopsis glandulosa</i> var. <i>heterophylla</i>	落葉藤本	1	(5)	2	(b)
エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	落葉高木	1	(6)	2	(b)
モミジイチゴ	<i>Rubus palmatus</i> var. <i>coptophyllus</i>	落葉低木	1	(6)	2	(b)
ニガイチゴ	<i>Rubus microphyllus</i>	落葉低木	1	(6)	2	(b,d)
クマイチゴ	<i>Rubus crataegifolius</i>	落葉低木	1	(6)	2	(b,d)
サクラ属spp.	<i>Cerasus</i> spp.	落葉高木	2	(1)	2	(b,d)
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	落葉高木	1	(6)	2	(b)
アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	常緑高木	3	(3)	2	(b)
イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	落葉高木	2	(1)	2	(b)
アカシデ	<i>Carpinus laxiflora</i>	落葉高木	2	(1)	2	(b)
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i>	落葉高木	1	(5)	2	(b)
コバンノキ	<i>Phyllanthus flexuosus</i>	落葉低木	2	(5,6)	1	(d)
ヌルデ	<i>Rhus javanica</i> var. <i>chinensis</i>	落葉小高木	1	(5,6)	2	(b)
ヤマウルシ	<i>Toxicodendron trichocarpum</i>	落葉小高木	1	(1)	2	(b)
イロハモミジ	<i>Acer palmatum</i>	落葉高木	2	(1)	2	(b)
ウリカエデ	<i>Acer crataegifolium</i>	落葉小高木	1	(6)	2	(c)
ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i>	落葉高木	2	(1,6)	1	(a,b,d)
イタヤカエデ	<i>Acer pictum</i>	落葉高木	2	(3)	2	(b)
カラスザンショウ	<i>Zanthoxylum ailanthoides</i> var. <i>ailanthoides</i>	落葉高木	1	(5,6)	2	(b,d)
ウツギ	<i>Deutzia crenata</i>	落葉低木	1	(6)	2	(b)
コアジサイ	<i>Hydrangea hirta</i>	落葉低木	3	(3)	2	(b,d)
ノリウツギ	<i>Hydrangea paniculata</i>	落葉小高木	1	(6)	2	(b)
イワガラミ	<i>Hydrangea hydrangeoides</i>	落葉藤本	1	(5)	2	(b,c)
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> var. <i>japonica</i>	常緑小高木	3	(7)	2	(b)
エゴノキ	<i>Styrax japonicus</i>	落葉小高木	1	(7)	2	(b,d)
マタタビ	<i>Actinidia polygama</i>	落葉藤本	1	(6)	2	(b)
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	落葉小高木	2	(3)	2	(b,d)
ヤマツツジ	<i>Rhododendron kaempferi</i> var. <i>kaempferi</i>	落葉低木	2	(3)	2	(b)
マルバアオダモ	<i>Fraxinus sieboldiana</i>	落葉高木	2	(3)	2	(b,d)
ヤブムラサキ	<i>Callicarpa mollis</i>	落葉低木	1	(5)	2	(b)
ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	落葉低木	1	(5)	2	(b)
クサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i> var. <i>trichotomum</i>	落葉低木	1	(5)	2	(a,b,d)
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i>	常緑高木	2	(3)	2	(b)

表-5.12 生活型，光条件に対する種特性，シカの嗜好性別の出現種の一覧（つづき）

アオハダ	<i>Ilex macropoda</i>	落葉高木	2 (6)	2 (b)
タラノキ	<i>Aralia elata</i>	落葉低木	1 (6)	2 (b)
コシアブラ	<i>Chengiopanax sciadophylloides</i>	落葉高木	2 (5)	2 (b,c)
タニウツギ属spp.	<i>Weigela</i> spp.	落葉低木	1 (5)	2 (b,d)
カンアオイ属sp.	<i>Asarum</i> sp.	多年生草本	3 (6)	1 (b,d)
カンスゲ	<i>Carex morrowii</i>	多年生草本	3 (6)	2 (b)
タケニグサ	<i>Macleaya cordata</i>	多年生草本	1 (6)	1 (b)
シハイスミレ	<i>Viola violacea</i> var. <i>violacea</i>	多年生草本	1 (6)	2 (b,d)
タチツボスミレ	<i>Viola grypoceras</i> var. <i>grypoceras</i>	多年生草本	1 (6)	2 (b)
チドメグサ	<i>Hydrocotyle sibthorpioides</i>	多年生草本	1 (6)	2 (b)
コシダ	<i>Dicranopteris pedata</i>	シダ	1 (4)	1 (a,b)
コバノイシカグマ	<i>Dennstaedtia zeylanica</i>	シダ	3 (4)	1 (a,b)
イワヒメワラビ	<i>Hypolepis punctata</i>	シダ	1 (4)	1 (a,b)
ハリガネワラビ	<i>Thelypteris japonica</i>	シダ	3 (4)	2 (d)
シシガシラ	<i>Struthiopteris niponica</i>	シダ	3 (4)	2 (b,c)

○リストは，木本，草本，シダの順に記載し，木本内の記載順および生活型は，茂木ら（2000a；2000b；2001），大橋ら編（2015；2016a；2016b；2017a；2017b）による。

○上記の文献中，「小高木」，「つる植物」の記載がある種を，それぞれ小高木，藤本と定義した。

○サクラ属spp.は，ヤマザクラおよび/またはカスミザクラであり，種特性はヤマザクラに準拠した。

○タニウツギ属spp.は，タニウツギおよび/またはニシキウツギであり，種特性はタニウツギに準拠した。

○カンアオイ属sp.は，属までの同定とし，種特性はカンアオイに準拠した。

○シハイスミレは，スミレ属内の種特性に準拠した。

○数字右肩の括弧書きは，以下の出典を示す。

光条件に対する種特性： 1 相場（1987），2 五十嵐ら（2014），3 飯島・安蒜（1974），4 岩槻（1992），5 茂木ら（2000a；2000b；2001），6 大橋ら編（2015；2016a；2016b；2017a；2017b），7 谷本（1990）による。

シカの嗜好性：a 高槻（1989），b 橋本・藤木（2014），c 長池（2017），およびd 現地観察による。

シカの不着好性種としては，シキミ，コバノイシカグマなど8種類が観察された（表-5.12）。柵内では，採食性種の優占度が徐々に高まり，調査期間を通じて不着好性種はほとんど確認されなかった（図-5.15c）。一方，柵外では，調査初期に採食性種の割合が高い時期がみられたが，コバノイシカグマが特異的に増加して，伐採後5年目以降にはほぼ単独で優占する状態になったため，不着好性種の割合は90%以上に達した。

5.4.3.3 伐採7年後の林床被覆と土壤侵食危険度指数

下層植生の植被率，リター被覆率と土壤侵食危険度指数を図-5.16に示す。これらの3指標に対して，防鹿柵の有無（柵内／柵外）と列の種類（伐列／残列）を因子とする二元配置分散分析を行った結果，防鹿柵内では柵外に比べて下層植生の植被率（ $F(1, 44) = 103.24$, $p < 0.001$ ）およびリター被覆率（ $F(1, 44) = 12.19$, $p < 0.001$ ）が高く，土壤侵食危険度指数（ $F(1, 44) = 55.31$, $p < 0.001$ ）が低かった。また，伐列は残列よりも下層植生の植被率（ $F(1, 44) = 28.62$, $p < 0.001$ ）およびリター被覆率（ $F(1, 44) = 6.94$, $p = 0.012$ ）は高い

傾向にあったが，土壤侵食危険度指数（ $F(1, 44) = 3.95$, $p = 0.054$ ）には差が認められなかった。ただし，いずれの指標についても，防鹿柵の有無と列の種類との間に交互作用が認められた（順に $F(1, 44) = 21.91$, $p < 0.001$ ； $F(1, 44) = 11.81$, $p = 0.001$ ； $F(1, 44) = 9.18$, $p = 0.004$ ）。そこで，防鹿柵の有無と伐列の種類との組み合わせの効果を考慮するため，4条件の多重比較により調査区間を比較すると，柵内伐列では，他の3調査区（柵内残列，柵外伐列，柵外残列）と比較して植被率およびリター被覆率が高く（いずれも $p < 0.001$ ），土壤侵食危険度指数が低かった（それぞれ $p = 0.005$, $p < 0.001$, $p < 0.001$ ）。また，柵内残列は柵外伐列および柵外残列と比較して，リター被覆率には有意差が認められなかった（いずれも $p > 0.05$ ）ものの，植被率は高く（それぞれ $p = 0.008$, $p = 0.002$ ），土壤侵食危険度指数は低かった（それぞれ $p = 0.002$, $p = 0.016$ ）。

下層植生の植被率と土壤侵食危険度指数との間には，強い負の相関が認められた（図-5.17a）。また，リターの被覆率と土壤侵食危険度指数との間にも，同様の相関が確認された（図-5.17b）。Spearmanの順位相関係数

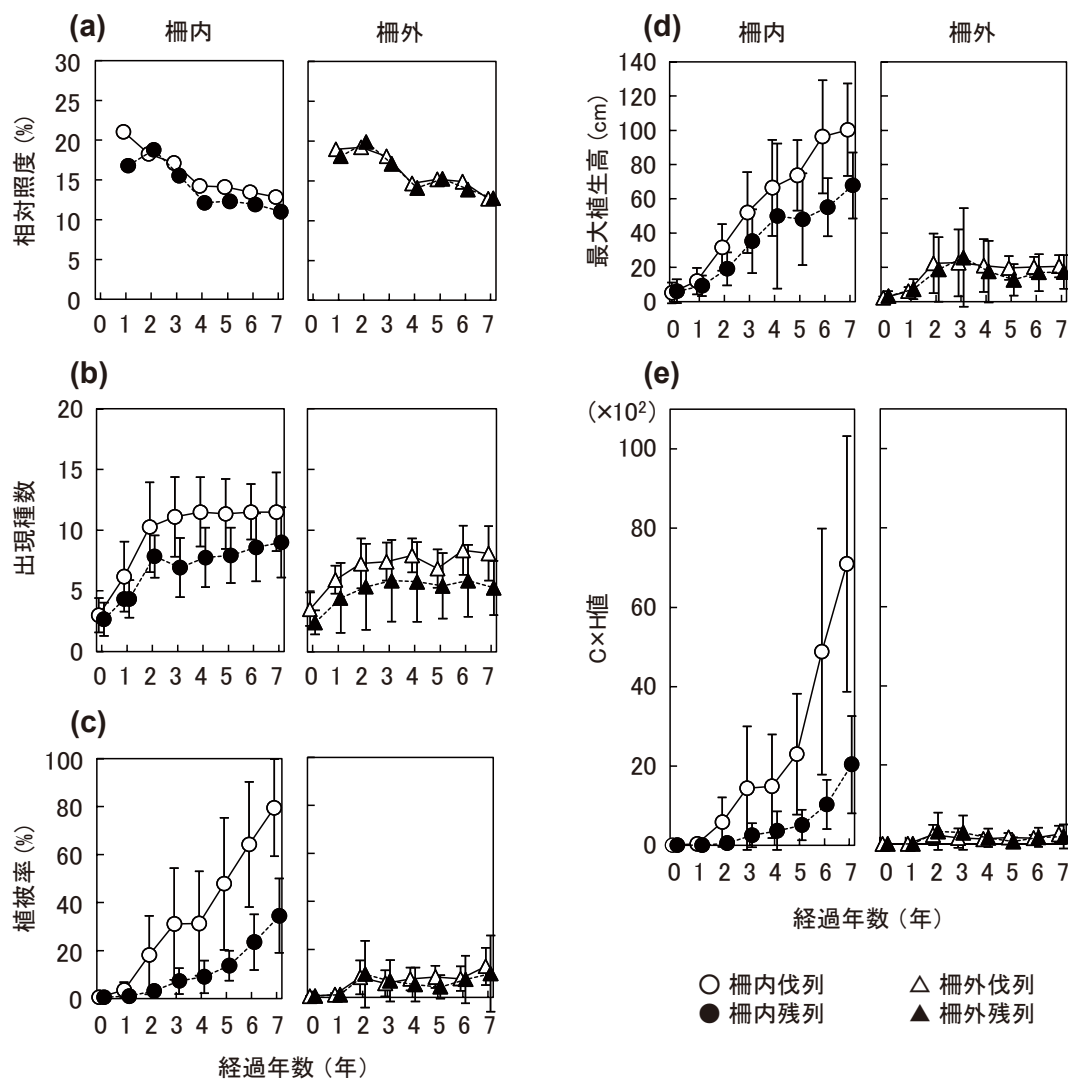


図-5.14 伐採後7年間の相対照度 (a), 下層植生の出現種数 (b), 植被率 (c), 最大植生高 (d), およびC×H値 (e) の経年変化

(a) は同一条件の調査区 (各2ヵ所) の, (b) ~ (e) は同一条件の固定調査枠 (各12ヵ所) の値を平均して算出した。グラフの横軸は、間伐後の経過年数、バーは標準偏差を示す。

は、それぞれ $\rho = -0.765$, $\rho = -0.716$ であり、いずれも統計的に有意であった ($p < 0.001$)。

5.4.4 考察

5.4.4.1 下層植生に及ぼす影響

伐採直後の相対照度は、いずれの調査区でも15%以上を示しており (図-5.14a), これは樹木の更新に必要な光条件 (小池 1988) を満たしていた。つまり、列状間伐によって改善された光環境は、伐列だけでなく、隣接する残列にも及んでいたと考えられる。ブナ天然林のギャップ下とその周囲の光環境を比較した研究では、相対光量子密度はギャップから離れるにつれて低下するものの、一定量の光が林内まで到達していたこと (齊藤ら 2000) が明らかにされている。また、84年生ヒノキ人工林において伐列幅3m, 残列幅7mの列状間伐を行った事

例では、伐列・残列の別なく光条件が改善されたこと (村本ら 2005) が報告されている。本調査地の伐採構造は、伐列2列に対し残列4列 (一部は5列) という列配置であり、残列の幅が比較的狭かった。そのため、両隣に接する伐列からの側方光が残列内部まで到達し、林分全体の光環境が改善されたと推測される。

このように、伐採直後の本調査地では、林床の光環境の改善 (図-5.14a) により、すべての条件の調査区に植物の侵入が認められた。しかし、下層植生の発達程度には調査区間で差がみられた。

はじめに柵内の調査区をみると、伐列・残列の両列において、伐採初期に出現種数が増加し (図-5.14b), 植被率や最大植生高が高くなった (図-5.14c, 5.14d)。その後、林内の相対照度が低下したため (図-5.14a), 出現種数は頭打ちとなったが (図-5.14b), 耐陰性の高い

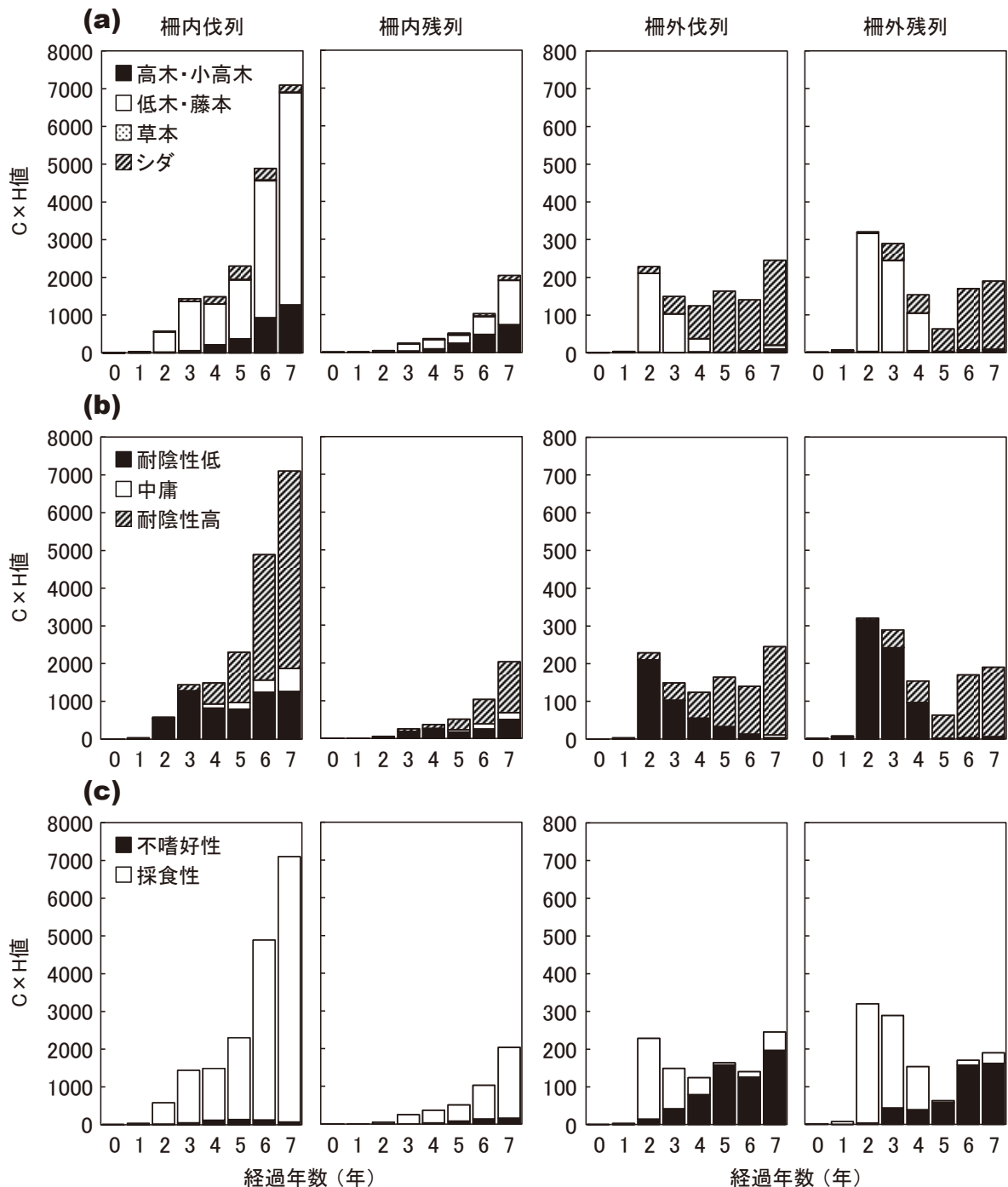


図-5.15 下層植生の生活型 (a)，光条件に対する下層植生の種特性 (b)，およびシカの嗜好性 (c) 別のC×H値の経年変化
同一条件の固定調査枠（各12ヵ所）の値を平均して算出した。

種の優占度が増加したことによって（図-5.15b），下層植生の回復は引き続き進行したと考えられる。ただし，柵内では伐列の相対照度は残列よりわずかに高く維持されていたため（図-5.14a），伐列における植被率，最大植生高，およびC×H値の増加量は，残列よりも顕著であった（図-5.14c, 5.14d, 5.14e）。

列状間伐の列間で植生発達の程度を比較した先行研究の中には，残列の幅が比較的広い設定において，伐列の

方が残列より植生の発達が顕著だった事例（第5章3節）が報告されている。一方，1伐2残，2伐4残，2伐2残，3伐3残のような配置や，伐列3mに対して残列を7mにした設定では，両列間に明確な差がみられなかった事例もみられる（村本ら 2005；宮崎 2013；第5章3節）。これらのことから，伐列か残列の差，あるいは両列の幅の違いが下層植生の発達程度に影響を及ぼす可能性があるものの，採食圧が存在しない条件下では，列状間伐によ

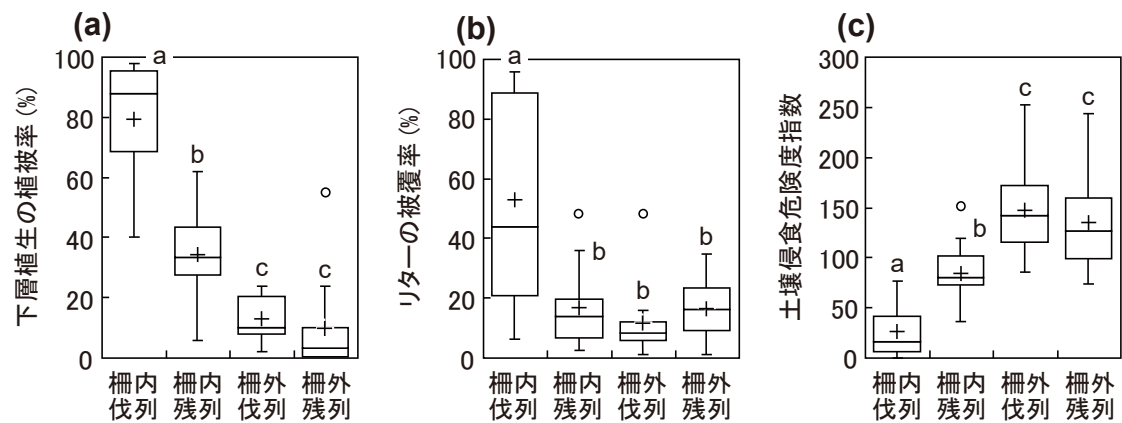


図-5.16 伐採7年後の下層植生の植被率 (a), リターの被覆率 (b), および土壌侵食危険度指数 (c) 同一条件の固定調査枠 (各12ヵ所) の値を計算した。(a) は図-5.14cを再構成して再掲。箱ひげ図の箱中の横線は中央値, 箱は四分位範囲, ひげの両端は箱の長さの1.5倍内にある最大値および最小値, ひげの外側の○は外れ値, +は算術平均値を示す。図中のアルファベットは, 調査区間の有意差 (Tukey法による多重比較検定, 各 p 値は本文中に示す) があることを示す。

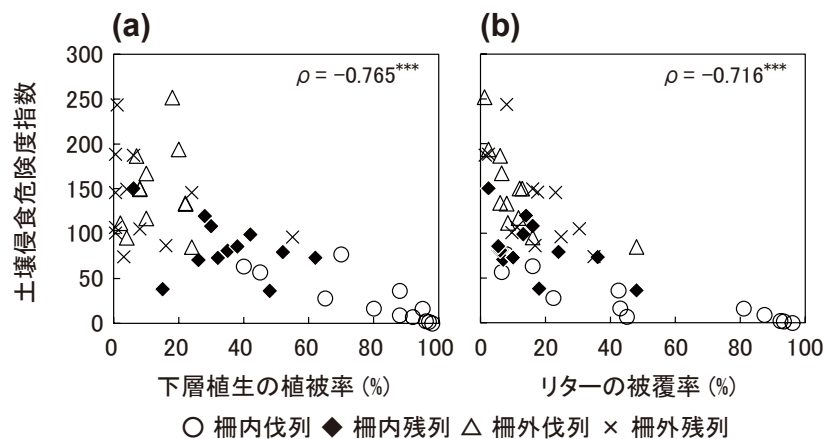


図-5.17 下層植生の植被率 (a), およびリター被覆率 (b) と土壌侵食危険度指数との関係 すべての調査区のデータを合わせて解析した。 ρ はSpearmanの順位相関係数 (いずれも $p < 0.001$) を示す。

って下層植生の回復が期待できると考えられる。

これに対して, 柵外の調査区は採食圧の影響があるため, 出現種数の増加は柵内ほどは大きくなく, 植被率や最大植生高も低い値で頭打ちになる傾向がみられた (図-5.14b, 5.14c, 5.14d)。その結果, 下層植生の発達程度も柵内と比較して非常に小さかった (図-5.14e)。また, 調査最終年の時点で柵外に残存していたのは, シカの不嗜好性種 (ほぼコバノイシカグマである) が大半であった (図-5.15c)。シカの採食圧による下層植生の回復や広葉樹の侵入に対する負の影響は, これまでにも多く指摘されている (島田・野々田 2009; 田村ら 2016; Katagiri and Hijii 2017)。したがって, 本調査における柵外の調査区の結果も, シカの高い採食圧によって下層植生の絶対量が抑制された結果であると推測される。

5.4.4.2 表土流亡の抑止に及ぼす影響

列状間伐の実施から7年が経過した調査最終年において, 柵内伐列の植被率およびリター被覆率は, 他の3条件の調査区と比較して特に高い値を示した (図-5.16a, 5.16b)。この結果は, 光環境の改善とシカによる採食圧の低減という二つの要因が相乗的に働いた効果であると考えられる。すなわち, 下層植生の回復により植被率が高まるとともに, 下層植生由来のリターフォール量の増加や下層植生による堆積リターの移動抑制機能 (三浦 2000) の向上が, 高いリター被覆率に寄与したと推測される。土壌侵食危険度指数は, 植被率やリター被覆率が高いほど低下する傾向が認められている (図-5.17)。さらに, これまでの研究でも, ササ林床の天然生林下において, 下層植生の有無と採食圧の有無に対応した表土の移動量が測定されており, 下層植生が存在す

表-5.13 調査区ごとのC×Hの経年変化

(a) 柵内伐列

No.	種名	生活型	光特性	嗜好性	経過年数 (年)							
					0	1	2	3	4	5	6	7
a01	コアジサイ	2	3	2		+	44	448	2,121	6,540	21,160	31,956
a02	クロモジ	2	3	2	+	2	84	469	1,794	4,415	12,500	24,629
a03	ニガイチゴ	2	1	2	+	137	3,779	10,330	5,355	3,635	2,175	544
a04	モミジイチゴ	2	1	2	+	3	81	450	478	1,072	3,005	4,760
a05	アカメガシワ	1	1	2	+	43	36	151	489	1,420	4,032	3,480
a06	タニウツギ属spp.	2	1	2	+	27	1,010	1,562	1,694	1,380	1,765	735
a07	リョウブ	1	2	2	+	7	104	364	1,033	1,049	1,559	3,859
a08	ハリガネワラビ	4	3	2	15	56	86	227	570	2,095	1,560	1,027
a09	ムラサキシキブ	2	1	2		+	43	100	200	780	2,000	2,420
a10	コバノイシカグマ	4	3	1	40	72	176	537	1,344	1,270	1,119	520
a11	ヒサカキ	1	3	2		+	2	54	278	487	1,680	2,540
a12	クマイチゴ	2	1	2	+	41	1,295	1,880	944	495		
a13	タラノキ	1	1	2		1	18	142	440	316	1,531	1,633
a14	アオハダ	1	2	2		+	5	29	117	557	1,274	2,043
a15	ヒノキ	1	3	2	1	2	12	25	165	465	825	1,178
a16	シンガシラ	4	3	2			4	94	321	607	831	679
a17	ヤマツツジ	2	2	2		+	4	1	125	280	745	900
a18	ノブドウ	2	1	2	+	10	30	216	197	76	155	360
a19	ヤブムラサキ	2	1	2								880
a20	カナクギノキ	1	2	2			+	18	52	128	60	160
a21	サルトリイバラ	2	1	2			+	+	16	45	90	250
a22	カンアオイ属sp.	3	3	1	2	1	9	20	36	82	115	132
a23	ウリハダカエデ	1	2	1	+	+	2	3	29	40	120	152
a24	タケニグサ	3	1	1		+	80	80	40	24	90	28
a25	ソヨゴ	1	2	2		+	1	4	7	43	75	169
a26	コシダ	4	1	1					+	52	140	75
a27	イワヒメワラビ	4	1	1						250		
a28	シロモジ	2	3	2		+	21		20		6	30
a29	カラスザンショウ	1	1	2		6	69					
a30	ウツギ	2	1	2			7	60	1	1		
a31	マタタビ	2	1	2	+	8	9	11	2	12	1	
a32	カンスゲ	3	3	2			+	+	+		20	20
a33	イロハモミジ	1	2	2					+	+	+	32
a34	シキミ	1	3	1						1	2	18
a35	アカマツ	1	1	2	1	+	+	1	+			1
a36	シハイスミレ	3	1	2			+		+	+	+	2
a37	アカシデ	1	2	2				1			1	+
a38	サクラ属spp.	1	2	2				1	1	+		
a39	イタヤカエデ	1	2	2				+	+			
a40	イワガラミ	2	1	2						+	+	+
a41	エゴノキ	1	1	2			+					
a42	ヤマウルシ	1	1	2		+						

C×H値は小数第1位で四捨五入し、整数で示す。+は1未満を示す。

生活型 (1: 高木・小高木, 2: 低木・藤本, 3: 草本, 4: シダ)

光特性 (1: 耐陰性低い, 2: 中庸, 3: 耐陰性高い)

嗜好性はニホンジカの嗜好性 (1: 不嗜好性, 2: 採食性)

表-5.13 調査区ごとのC×Hの経年変化（つづき）

(b) 柵内残列

No.	種名	生活型	光特性	嗜好性	経過年数 (年)							
					0	1	2	3	4	5	6	7
b01	クロモジ	2	3	2		1	14	146	421	1,377	3,390	8,021
b02	シキミ	1	3	1	46	46	46	108	376	924	1,500	1,692
b03	コアジサイ	2	3	2			+	7	19	294	945	3,100
b04	モミジイチゴ	2	1	2	+	+	3	170	420	568	980	1,931
b05	クマイチゴ	2	1	2			228	1,350	1,975	300		
b06	リョウブ	1	1	2			+	12	112	368	609	2,257
b07	カラスザンショウ	1	1	2	+	8	80	249	201	412	676	1,155
b08	シシガシラ	4	3	2	+	4	44	285	271	380	620	1,146
b09	アオハダ	1	2	2			2	44	168	202	707	917
b10	シロモジ	2	3	2	2	2	30	220	2	60	300	860
b11	アカメガシワ	1	1	2	+	25	9	4	65	295	495	420
b12	カナクギノキ	1	2	2		1	36	29	118	228	387	374
b13	ソヨゴ	1	2	2	+	+	3	13	52	202	369	521
b14	ヒノキ	1	3	2	+	2	4	6	26	103	453	533
b15	ヒサカキ	1	3	2			+	1	18	81	281	561
b16	カンスゲ	3	3	2	+	2	21	49	41	97	139	85
b17	ニガイチゴ	2	1	2	+	+	40	225	3	20		
b18	イロハモミジ	1	2	2			+	+	15	60	81	112
b19	ヌルデ	1	1	2	+	+	7	59	56	33	84	25
b20	ムラサキシキブ	2	1	2			+	2	2	42	44	155
b21	カンアオイ属sp.	3	3	1	2	2	9	9	27	44	71	72
b22	ハリガネウラボ	4	3	2			+	17	15	18	40	120
b23	コシアブラ	1	2	2			+	+	1	17	47	138
b24	コバノイシカグマ	4	3	1							50	75
b25	ウリハダカエデ	1	2	1				1	14	2	27	61
b26	ノブドウ	2	1	2		+	17				60	6
b27	アカシデ	1	2	2				+	+	2	23	42
b28	エゴノキ	1	1	2			5	5	3	3	4	38
b29	アカマツ	1	1	2			+	+	+	2	20	30
b30	マタタビ	2	1	2		+	25	11	2	1	1	1
b31	タニウツギ属spp.	2	1	2			10	16	3	+		
b32	イヌシデ	1	2	2	+	+	+	8	+	1	1	1
b33	ノリウツギ	2	1	2			+		+	8		
b34	サクラ属spp.	1	2	2			1		1	+		5
b35	コナラ	1	1	2	+	1	1	+				
b36	タチツボスミレ	3	1	2			+			+	+	+
b37	マルバアオダモ	1	2	2							+	+
b38	エノキ	1	1	2						+		
b39	タラノキ	1	1	2		+	+					
b40	シハイスミレ	3	1	2					+		+	

C×H値は小数第1位で四捨五入し、整数で示す。+は1未満を示す。

生活型 (1:高木・小高木, 2:低木・藤本, 3:草本, 4:シダ)

光特性 (1:耐陰性低い, 2:中庸, 3:耐陰性高い)

嗜好性はニホンジカの嗜好性 (1:不嗜好性, 2:採食性)

表-5.13 調査区ごとのC×Hの経年変化（つづき）

(c) 柵外伐列

No.	種名	生活型	光特性	嗜好性	経過年数(年)							
					0	1	2	3	4	5	6	7
c01	コバノイシカグマ	4	3	1		+	173	501	719	1,501	1,396	2,329
c02	ニガイチゴ	2	1	2	+	6	782	870	305	+	2	9
c03	クマイチゴ	2	1	2		4	1,436	353	105		+	+
c04	イワヒメワラビ	4	1	1					210	390	108	26
c05	ハリガネワラビ	4	3	2			35	27	51	36	81	183
c06	タニウツギ属spp.	2	1	2	+	9	284	2				
c07	シシガシラ	4	3	2			3	17	40	21	28	159
c08	ソヨゴ	1	2	2	+	+	1	2	19	3	35	81
c09	コアジサイ	2	3	2	+	+	6	3	4	4	4	91
c10	ヒノキ	1	3	2	1	3	5	2	7	5	7	17
c11	モミジイチゴ	1	1	2	+	1	12	2	2	+	1	8
c12	ヒサカキ	1	3	2			+	2	2	1	2	16
c13	リョウブ	1	1	2		1	3	5	3	3	4	3
c14	コシダ	4	1	1					18		2	
c15	アブラチャン	2	3	2		+	1	+	+	+	+	13
c16	カンアオイ属sp.	3	3	1	1	4	+	+	1	1	1	4
c17	タチツボスミレ	3	1	2	+	+	1	1	+	+	1	1
c18	ノブドウ	2	1	2	+	1	+	+	2	+	+	+
c19	クロモジ	2	3	2		+	1	1	+	+	+	+
c20	アカメガシワ	1	1	2	+	3						
c21	アカシデ	1	2	2				+			2	1
c22	カンスゲ	3	3	2			+	+	+	+		+
c23	チドメグサ	3	1	2							3	+
c24	シロモジ	2	3	2		+	+	+	+	+	+	+
c25	ノリウツギ	2	1	2					2	+	+	
c26	コシアブラ	1	2	2				+		+	+	+
c27	ウリカエデ	1	1	2					+		+	1
c28	アカマツ	1	1	2	+	+				+	+	
c29	アオハダ	1	2	2							+	1
c30	シハイスミレ	3	1	2					+		+	+
c31	マルバアオダモ	1	2	2	+	+						
c32	サクラ属spp.	1	2	2						+	+	+
c33	マタタビ	2	1	2	+	+						
c34	イワガラミ	2	1	2						+	+	+
c35	イロハモミジ	1	2	2							+	+
c36	スギ	1	1	2					+			

C×H値は小数第1位で四捨五入し、整数で示す。+は1未満を示す。

生活型（1:高木・小高木, 2:低木・藤本, 3:草本, 4:シダ）

光特性（1:耐陰性低い, 2:中庸, 3:耐陰性高い）

嗜好性はニホンジカの嗜好性（1:不嗜好性, 2:採食性）

表-5.13 調査区ごとのC×Hの経年変化（つづき）

(d) 柵外残列

No.	種名	生活型	光特性	嗜好性	経過年数(年)							
					0	1	2	3	4	5	6	7
d01	コバノイシカグマ	4	3	1			40	521	470	693	1,858	1,846
d02	ニガイチゴ	2	1	2		+	1,251	2,061	917	+		
d03	クマイチゴ	2	1	2	+	4	1,946	579	30	+	+	
d04	タニウツギ属spp.	2	1	2		8	496	2	+	+		
d05	クサギ	2	1	2		+	48	240	180	3		
d06	シシガシラ	4	3	2			+	1	32	21	63	162
d07	ハリガネワラビ	4	3	2			2	3	73	+	30	125
d08	シキミ	1	3	1	6					12	36	60
d09	コアジサイ	2	3	2	+	1	2	19	46	+	9	+
d10	アカメガシワ	1	1	2	1	58	6					
d11	ヒサカキ	1	3	2			+	+	51	+	1	1
d12	モミジイチゴ	2	1	2		2	9	10	20	+		1
d13	コシダ	4	1	1					+			40
d14	ヒノキ	1	3	2	+	2	2	4	4	4	5	8
d15	カンアオイ属sp.	3	3	1	7	1	7	7	+	1	1	4
d16	ムラサキシキブ	2	1	2		+	+	+	+	9	9	8
d17	リョウブ	1	1	2		+	2	3	3	3	10	4
d18	エゴノキ	1	1	2	1	2	6	4	2	2	3	3
d19	ソヨゴ	1	2	2			+	+	+	+	10	10
d20	シロモジ	2	3	2	+	2	4	4	4	3	2	2
d21	カラスザンショウ	1	1	2	+	+	15	2				
d22	タチツボスミレ	3	1	2		+	+	1	1	2	2	2
d23	マルバアオダモ	1	2	2	+	1	2		2	1	1	1
d24	アオハダ	1	2	2			+	+	2	+	2	2
d25	イロハモミジ	1	2	2	+	+	+	+	3	+		
d26	アカマツ	1	1	2	+	+	+	+	1	+	+	+
d27	ノリウツギ	2	1	2			+	3			+	
d28	クロモジ	2	3	2			+	+	+	+	+	+
d29	アラカシ	1	3	2		+	+	1				
d30	シハイスミレ	3	1	2					+	+	+	
d31	サクラ属spp.	1	2	2			1		+	+		
d32	タムシバ	1	2	2							+	+
d33	マタタビ	2	1	2	+	+	+					
d34	ウリハダカエデ	1	2	1							+	
d35	コバンノキ	2	2	1							+	
d36	カナクギノキ	1	2	2		+						
d37	イヌシデ	1	2	2				+				
d38	アカシデ	1	2	2							+	
d39	コシアブラ	1	2	2	+							
d40	タラノキ	1	1	2		+						

C×H値は小数第1位で四捨五入し、整数で示す。+は1未満を示す。

生活型（1:高木・小高木, 2:低木・藤本, 3:草本, 4:シダ）

光特性（1:耐陰性低い, 2:中庸, 3:耐陰性高い）

嗜好性はニホンジカの嗜好性（1:不嗜好性, 2:採食性）

る柵内の調査区では、表土移動が抑えられる傾向が示されている（古澤ら 2003）。今回の結果も、植被率とリター被覆率の上昇によって、柵内伐列の表土流亡が緩和された可能性を示唆している（図-5.16c）。一方、柵内にあり採食の影響を受けていない残列においても、伐列と比較すると土壤侵食危険度指数が高かった（図-5.16c）。残列では、伐列と比較して下層植生の回復が遅れていることや、リターの堆積が少なかったことが原因であると考えられる（図-5.16a, 5.16b）。

反対に、柵外の調査区では、列の種類にかかわらず植被率およびリター被覆率が低く（図-5.16a, 5.16b）、その結果、土壤侵食危険度指数は高い値を示した（図-5.16c）。伐採による光環境の改善は、柵内の調査区と同程度であったことから（図-5.14a）、下層植生の応答は柵内と同程度に期待できたと考えられる。しかし実際には、回復をはじめた下層植生が不嗜好性種を除いてシカに採食されたことにより、十分に発達できなかった可能性が高い（図-5.14b～5.14e）。既往研究においても、シカの採食圧が高い調査地では表土流亡の発生が顕著であること（初ら 2010）、またそのような環境下では不嗜好性種が寡占しやすく（石田ら 2008 ; Tamura and Yamane 2017）、これらが土壤流亡を緩和する効果をもつことが報告されている（石田ら 2008）。本調査地においても、不嗜好性種の優占度は上昇したものの（図-5.15c）、植被率は依然として低く（図-5.14c, 5.16a）、その結果、表土流亡の抑止効果は限定的であったと考えられる（図-5.16c）。さらに、下層植生の植被率は、傾斜が35°を超える急斜面において急激に低下することが指摘されており（西山 2016）、本調査地のような急傾斜地では、頻繁に発生する表土流亡が植生の定着を阻害するため（山瀬ら 2009）、不嗜好性種であっても十分に発達できなかった可能性がある。

本研究の結果は、急傾斜のため表土流亡の影響が大きく、かつシカの採食圧が高い条件下においては、間伐による光条件の改善のみでは、下層植生の回復や表土流亡の抑止につながらない可能性があることを示唆している。したがって、急傾斜地に分布するヒノキ人工林において下層植生の回復・維持を図るには、列状間伐などにより十分な伐採面積を確保して林床の光環境を改善すること（村本ら 2005 ; 宮崎 2013 ; 第5章1節 ; 第5章3節）に加え、シカの生息密度が高い地域では、シカの動態をモニタリングしながら採食圧を低減するための対策を講じる必要がある。

第6章 伐採木の処理方法が表土流亡に及ぼす影響

6.1 伐倒木の処理方法がヒノキ人工林の表土流亡に及ぼす影響

6.1.1 目的

表土流亡の抑止には下層植生や堆積リターによる林床の被覆が有効である（三浦 2000 ; Miura *et al.* 2015 ; 第3

章 ; 第4章）。一方、表土流亡が問題視される林分は、そもそも林床被覆が乏しい場合が多い。このような林分では、保安林整備事業の本数調整伐など、下層植生の発達を目的とする事業が実施されているものの、伐採による林地かく乱により表土移動量が増加する事例（中森ら 2012）や、下層植生が回復しない事例（深田ら 2006 ; 横井ら 2008）が報告されている。表土流亡の抑止には下層植生などによる林床被覆が必要だが、植生回復には、まず表土流亡を減らす工夫が求められる。

このような状況下で、整備直後から間伐効果が上がるよう、また、整備後も下層植生が回復しない事態に備え、林内に残置された伐倒木を利用して、林床被覆の不足分を補う付帯作業は重要であろう。事業の効果的な実行にあたり、効果が高い工法を明らかにすることも欠かせないが、これまでに伐倒木の処理方法の違いによる表土流亡への影響を評価した事例は、平井ら（1992）などに限られる。

本章では、ヒノキ（*Chamaecyparis obtusa*）人工林の間伐後、4種類の方法で処理した伐倒木を林内に設置し、土砂受け箱により表土移動量の経年変化を測定し、伐倒木の処理方法が林床被覆と表土流亡に及ぼす影響を考察した。

6.1.2 方法

6.1.2.1 調査地

調査は岐阜森林管理署・小川長洞国有林（岐阜県下呂市小川、北緯35° 46' 18"、東経137° 14' 16"）の36年生（調査開始時）ヒノキ一斉人工林で行った。調査地（図-6.1）は標高約660m、平均傾斜40°の南西向き斜面にあり、土壤の母材は濃飛流紋岩類（溶結凝灰岩）、土壤型は適潤性褐色森林土（偏乾亜型）である。調査地から約4.7km東にある宮地地域気象観測所（標高450m）における気象の平年値（1991～2020年）は、平均気温12.2℃、年降水量2,440.3mmであった（気象庁 2024）。調査地では、2002年3月に本数率で約30%の定性間伐が行われた。間伐後の林況は、立木密度1,310本 ha⁻¹、平均胸高直径22.0cm、平均樹高16.9m、平均枝下高11.1mであった。林内には伐倒木がそのまま放置されており、林床に下層植生はほとんどみられなかった。

伐倒木処理の影響を比較するため、2002年6月に2処理区（集積区、散布区）と1対照区（放置区）を、2004年3月に1処理区（チップ区）を設置した（図-6.1）。集積区（約50m²）では、伐倒木から枝条を払い1m程度に断幹した後、同程度の長さで調整した枝条とともに林地内の数ヵ所に積上げ集積した。散布区（約50m²）では、枝条を払った樹幹を長尺のまま等高線方向に接地するよう配置し、さらに枝条を林地全体にくまなく散布した。チップ区（約25m²）には、自走式小型チップパシュレッダ（コマツゼノア製エコダイルSR200）を用いて伐倒木を長さ1～2cm程度に粉碎したチップ（0.75m³、生重量350kg ; 図-6.2）を、約3cmの厚さで調査区一面に敷き詰

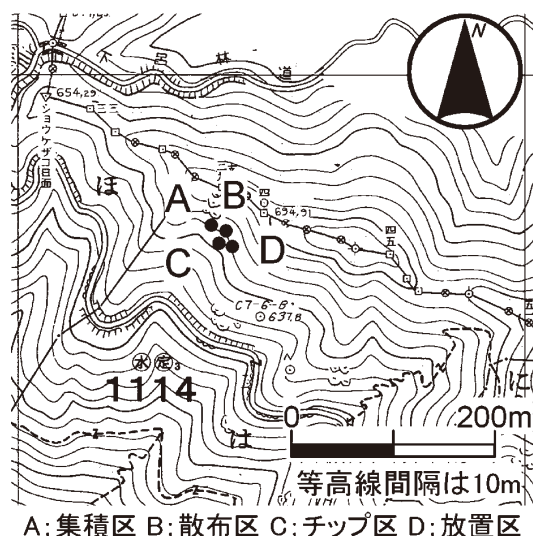


図-6.1 調査地の概要および調査区の配置

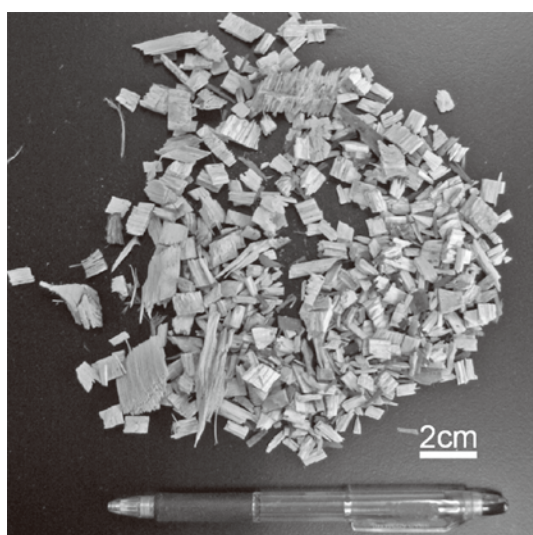


図-6.2 チップ区に散布した伐倒木チップ
長さ1~2cmに調整した。図中のペンは長さ14cm
である。

めた。放置区（約50m²）は枝条が付いた状態の伐倒木をそのまま調査区内に放置した（伐り捨て間伐の状態）。放置区は、伐倒木の配置が局所的である点と、それらが接地していない点が散布区と異なり、集積区は、枝条と短幹の集積箇所以外に、それがない点で散布区と異なる。また、2004年3月にチップ区を設置する前、チップ区の場所は放置区と同様の状態であった。

6.1.2.2 調査方法

表土（土壌表層を構成する細土、石礫、リター）およびチップの移動量を計測するため、調査区下端の等高線上に、各5個の土砂受け箱（岩川ら 1987；塚本 1999；Miura *et al.* 2002；第3章1節；第4章2節；3節）を設置した。土砂受け箱は高さ15cm×幅25cm×奥行き20cmのス

テンレス製で、背面に0.4mmメッシュのサラネットの袋を付けた。土砂受け箱を設置して約1ヶ月後から計測をはじめ、2002年8月（チップ区は2004年5月）から2005年7月までの3年間（チップ区は14ヶ月間）、約1ヶ月間隔で土砂受け箱の内容物を回収した（積雪や内容物の凍結等の影響で回収できない月があり、翌月に一括して回収した）。試料は、細土（ $\leq 2\text{mm}$ ）、礫（ $> 2\text{mm}$ ）、リター、チップに画分し乾燥（80℃、48時間）重量を測定した。なお、1cm以上の礫とリターのうち10cm以上の枝は、偶発的に捕捉されたものとして解析から除いた。

表土とチップの移動量は、移動量（Miura *et al.* 2002）および移動レート（Miura *et al.* 2002）により評価した。このうち、移動量（ g m^{-1} ）は、各期間内に幅1mを通過した表土またはチップの重量である。計量異常値を除外したうえで各回収月の土砂受け箱5個分の算術平均値を算出し、毎年7月の回収分を年界とする1年分の移動量の和を年間移動量（ $\text{g m}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ）とした。また、移動レート（ $\text{g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ）は降水量1mmあたりの移動量で、移動量を回収期間内の降水量（mm）で除した値とした。期間降水量は、先述の宮地地域気象観測所の日降水量のデータ（気象庁 2024）を用いた。各回収月の土砂受け箱5個分の算術平均値を表土およびチップの移動レート（ $\text{g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ）とし、1年間分の移動レートの算術平均値を各年の平均移動レート（ $\text{g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ ）とした。

下層植生（地上高 $\leq 2\text{m}$ ）、および堆積リター（チップ区においては散布したチップを含む）による林床の被覆状態を、試料回収にあわせて把握した。植被率は土砂受け箱直上部における1m×1mの調査枠において、草本層（地上高 $\leq 0.3\text{m}$ ）および低木層（ $0.3\text{m} < \text{地上高} \leq 2\text{m}$ ）の占有率を、リター被覆率は植生調査枠に内包する0.5m×0.5mの調査枠においてリターの占有率を、それぞれ目視により計測した。細片化したヒノキの鱗片葉は土塊との判別が困難であり、堆積リターには含めなかった。

6.1.3 結果

調査期間中の年総降水量は、1年目（2002年7月12日～2003年7月14日）は2,378mm、2年目（2003年7月15日～2004年7月13日）は2,906mm、3年目（2004年7月14日～2005年7月13日）は2,548mmで、1年目と3年目は平年並み、2年目は平年より多かった。

表土とチップの年間移動量の変化を示す（表-6.1）。1年目の細土移動量は、放置区や集積区で多く、散布区で少なかった。土砂受け箱ごとにばらつきがあり経年変化は明瞭ではないが、集積区における変化は小さく、散布区では増加傾向にあり、放置区では減少する傾向がみられた。また、チップ区（3年目のみ）の細土移動量は非常に少なかった。礫の移動量は、細土と同様に放置区と集積区で多く、散布区やチップ区は少なかった。礫移動量も時間経過とともに減少する傾向があるものの、

表-6.1 表土およびチップの年間移動量の変化

画分	調査年 ¹	年間移動量 ² (g m ⁻¹ year ⁻¹)					
		集積区		散布区		チップ区	放置区
細土	1年目	400.9 ± 214.3 ^a		78.2 ± 41.6 ^a		—	696.7 ± 720.6 ^a
	2年目	494.3 ± 455.4 ^a		71.2 ± 53.6 ^a		—	558.5 ± 638.0 ^a
	3年目	415.3 ± 381.9 ^a		151.5 ± 230.8 ^a		11.9 ± 6.5	231.7 ± 228.2 ^a
礫	1年目	123.1 ± 79.1 ^a		46.7 ± 61.6 ^a		—	211.8 ± 208.8 ^a
	2年目	79.6 ± 78.9 ^a		14.8 ± 14.6 ^a		—	107.6 ± 136.7 ^a
	3年目	50.5 ± 41.6 ^a		15.8 ± 20.0 ^a		1.4 ± 2.6	35.4 ± 40.2 ^a
リター	1年目	447.3 ± 135.0 ^a		214.8 ± 43.8 ^a		—	588.9 ± 454.9 ^a
	2年目	416.2 ± 161.4 ^a		198.2 ± 42.9 ^a		—	470.7 ± 243.3 ^a
	3年目	299.2 ± 123.1 ^a		104.2 ± 40.5 ^b		247.1 ± 68.4	302.9 ± 120.4 ^a
チップ	1年目	—		—		—	—
	2年目	—		—		—	—
	3年目	—		—		828.6 ± 358.7	—
(大礫)	1年目	101.9 ± 76.0		7.8 ± 9.3		—	133.5 ± 173.5
	2年目	86.1 ± 79.5		56.2 ± 84.0		—	109.2 ± 84.4
	3年目	61.3 ± 43.2		27.1 ± 40.9		10.7 ± 16.3	64.1 ± 82.7
(大枝)	1年目	14.3 ± 20.2		24.7 ± 35.5		—	8.7 ± 8.4
	2年目	13.3 ± 15.8		6.8 ± 7.7		—	10.2 ± 7.4
	3年目	14.9 ± 13.4		11.8 ± 7.4		0.0 ± 0.0	29.6 ± 10.8

¹ 1年目:2002年7月12日～2003年7月14日, 2年目:2003年7月15日～2004年7月13日, 3年目:2004年7月14日～2005年7月13日。² 平均±標準偏差で示す。「—」は測定なし。数値右肩の異なるアルファベットはSteel-Dwass検定による調査年間の有意差($p < 0.05$)を示す。大礫と大枝は外数で, 統計解析をしていない(参考値)。

数値のばらつきが大きく, 有意差は認められなかった。リター移動量はどの調査区でも多く, 1年目から2～3年目にかけて減少する(散布区; Steel-Dwass検定, $p < 0.05$)か, または減少する傾向がみられた。チップ区のチップ移動量は非常に多く, すべての画分の中で最も値が大きかった。

細土移動レート(図-6.3a)は, 集積区が0.011～0.371g m⁻¹ mm⁻¹, 散布区が0.002～0.124g m⁻¹ mm⁻¹, チップ区が0.001未満～0.036g m⁻¹ mm⁻¹, 放置区が0.004～0.874g m⁻¹ mm⁻¹, 礫移動レート(図-6.3b)は, 集積区が0.001未満～0.220g m⁻¹ mm⁻¹, 散布区が0.001未満～0.114g m⁻¹ mm⁻¹, チップ区が0.001未満～0.003g m⁻¹ mm⁻¹, 放置区が0.001未満～0.281g m⁻¹ mm⁻¹であった。散布区の細土と礫の移動レートは, 集積区や放置区の値より1オーダー程度低く, チップ区はさらに1～2オーダー程度低かった(図-6.3a, 6.3b)。集積区, 散布区, 放置区の細土移動レートと礫移動レートには, 夏期に高くなり冬期に低く

なる季節変化がみられたが, チップ区は値のばらつきが大きく, 傾向は認められなかった(図-6.3a, 6.3b)。リター移動レート(図-6.3c)は, 集積区が0.069～0.545g m⁻¹ mm⁻¹, 散布区が0.016～0.252g m⁻¹ mm⁻¹, チップ区が0.038～0.271g m⁻¹ mm⁻¹, 放置区が0.050～0.858g m⁻¹ mm⁻¹で, 細土や礫より調査区間差が小さく, 季節変動もみられなかったが, 調査期間を通じてやや低減傾向にあった。チップ移動レート(図-6.3d)は, 1オーダー程度の範囲の変動に収まっていたが, 0.117～1.002g m⁻¹ mm⁻¹と非常に多かった。

下層植生の植被率の年次変化を示す(図-6.4a, 6.4b)。草本層はすべての区に, 低木層はチップ区以外の調査区にみられた。チップ区の植被率は調査期間を通じ常に1%以下であった。その他の区も常に10%以下と低率であったが, 夏期に高くなる傾向がみられた。リター被覆率(図-6.4c)は, 集積区と放置区では20～60%, 散布区では60～80%以上で推移し, 夏期に低く冬期に高くなる

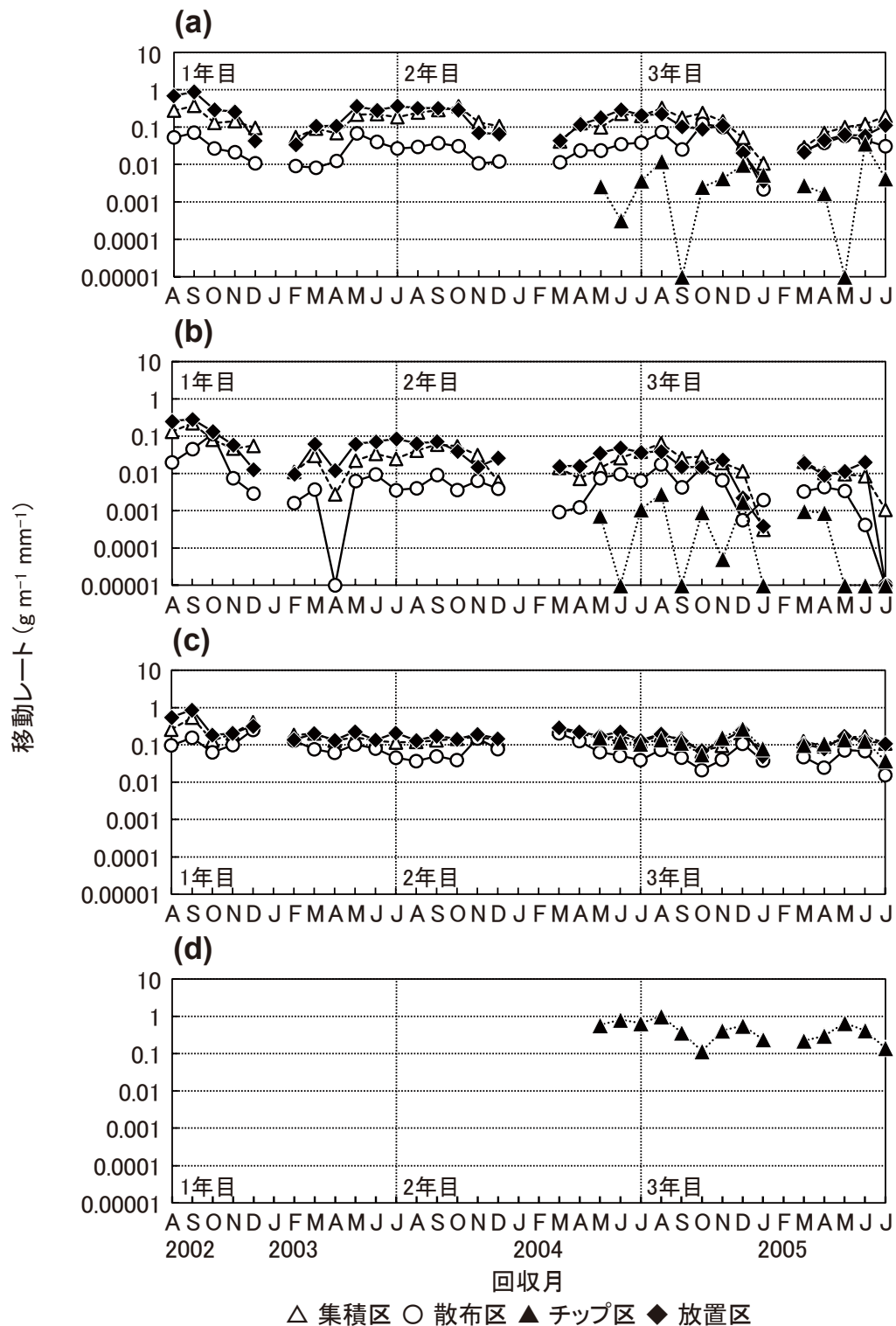


図-6.3 各回収月あたりの細土 (a), 礫 (b), リター (c), チップ (d) の移動レート
空欄は欠測で次回収時にあわせて回収した。(a), (b) のグラフにおいて, 観測値が0の場合は, 値を 1.0×10^{-5} としてプロットした。

季節変動を示した。また, チップ区は, 散布したチップによって常に100%近い値を保っていた。

6.1.4 考 察

6.1.4.1 伐倒木処理と表土流亡量

年間細土移動量は放置区や集積区で多く, 散布区やチップ区では少なかった (表-6.1)。また, 細土移動レートの年平均値は, 多い順に放置区 ($0.077 \sim 0.307 \text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$),

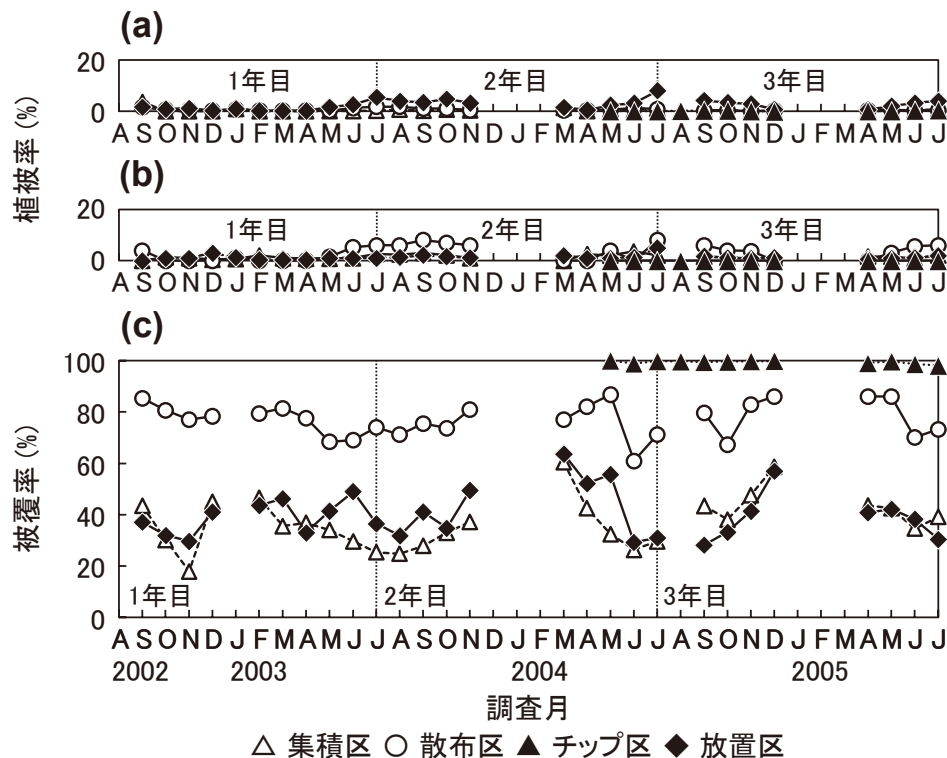


図-6.4 下層植生のうち草本層 (a) , 低木層 (b) の植被率, およびリター被覆率 (c) の調査月ごとの推移

および集積区 ($0.132 \sim 0.168 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), 散布区 ($0.025 \sim 0.049 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), チップ区 ($0.009 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) であった (図-6.3a)。下層植生が乏しく, 伐倒木を放置した状態 (いわゆる伐り捨て間伐の状態) の放置区を間伐後の標準的な林床とするなら, 放置区の値は, 貧植生のヒノキ人工林下での測定値 $0.052 \sim 0.42 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (塚本 1989; Miura *et al.* 2002; 中森ら 2012; 第3章1節; 第4章3節) と同じオーダーにあり, 細土移動レートとしては標準的であった。集積区の細土移動レートは放置区と比べて差がほとんどなかった。散布区とチップ区の細土移動レートは, ヒノキ人工林の林床のなかでも表土流亡が発生しにくい下層植生タイプである草本型 ($0.006 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) やウラジロ型 ($0.002 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$), ササ型 ($0.03 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) の林床 (第4章2節; 3節) と同等のオーダーに抑えられ, 非常に小さかった。

平井ら (1992) は, 71年生ヒノキ人工林で本数率50%の間伐を行った後, 伐倒木の枝条の処理方法の違いによる細土移動量を評価した。その結果, 林床に枝条を散布した場合 (散乱区; 本研究の散布区に相当する), 枝条を棚積み (本研究の集積に相当する) した場合の棚の直上 (棚上区), 直下 (棚下区), 枝条をすべて搬出して林床に何も無い場合 (除去区; 本研究では設置していない) の細土移動量には, 散乱区 $\approx$ 棚下区 $<$ 棚上区 $<$ 除去区の関係がみられた。表土流亡の抑止効果は, 枝条集積 (棚積み) の直上なのか直下なのかによって異なるが, 本研究の集積区は, 枝条集積の上下を区別して設置

していないため, 平井ら (1992) の棚下区に比べ高い傾向にあったと考えられる。

表土流亡の抑止効果は伐倒木の処理方法により異なり, 本調査地の細土移動量は, チップ区 $<$ 散布区 $<$ 集積区 $\approx$ 放置区の順に多かった。このうち集積区では, 放置区との差がほとんどないため (表-6.1, 図-6.3a), 表土流亡の抑止という観点からは, 伐採の付帯作業として短幹を集積する効果は低いと考えられる。一方, 枝条やチップを散布した場合の細土移動量は少なかった (表-6.1, 図-6.3a)。表土流亡の抑止効果は, 下層植生やリターによる林床被覆が多いほど高いと考えられている (三浦 2000; Miura *et al.* 2015; 第3章; 第4章)。本調査地には下層植生がほとんどないため, 地表面被覆の多寡は, 堆積リターの被覆率に規定される。しかし, リター被覆には, リターフォールの季節変動 (井川原・中川 2002) や堆積リター自体の流亡 (図-6.3c) により, 季節変動が発生するため (図-6.4c), それが細土移動レートの変動 (図-6.3a) に影響したと考えられる。これに対して, 散布区では, 樹幹が林床に接地して配置され, さらに散布由来の枝条によりリター被覆率がよく保たれていた (図-6.4c)。また, チップ区では, 大量のチップが下方へ移動していたものの, 被覆率はチップにより常に100%に近かった (図-6.3d, 図-6.4c)。これらのことが, 両区における細土移動量や細土移動レートの少なさ (表-6.1, 図-6.3a) に貢献したと推測される。つまり, 下層植生が衰退したヒノキ林の林床において, 伐倒木の

枝条,あるいはチップの散布によって堆積リター被覆の不足分や季節変動を補完することは,表土流亡の抑止に有効であると考えられる。ただし,チップに植生抑制の効果を期待する報告(金澤 2004; 山内ら 2006)があるように,チップ散布が下層植生の発達を阻害したり,チップ化が伐倒木の分解を促進し,林内の物質循環を変化させたりする可能性がある(高橋ら 2001)。したがって,チップ化の作業量や必要性を検討したうえで,施工箇所の慎重な選定が必要である。

6.1.4.2 表土流亡の経年変化

集積区や放置区の細土移動量や細土移動レートは,時間経過とともに同オーダー,あるいはやや低下傾向で推移した(表-6.1, 図-6.3a)。これは伐倒木処理後の細土移動量を扱った既報(平井ら 1992)の経過と同様であった。この期間中,堆積リターや下層植生による林床被覆率はほとんど変化していないので,細土移動量や細土移動レートの動態は,伐採作業による表層土壌のかく乱が収まりつつある結果であると推測される。これに対して,散布区の細土移動量は3年目に増えており(表-6.1),3年目の細土移動レートは,集積区や放置区のそれらと同じオーダーにまで高くなっていた(図-6.3a)。このことから,散布区では,散布枝条から脱落し細片化(酒井ら 1987)したヒノキ葉が斜面下方へ移動し,林床の被覆を保持できなくなった可能性がある。調査期間中にリター被覆率の減少は検出できなかったが,2年目後半(2004年4月)~3年目前半(2004年12月)にかけての被覆率の変動が大きかったこと(図-6.4c)や,リター移動量が年々減少していること(表-6.1)は,時間経過に伴う散布枝条の被覆効果の低下を裏付けている。

伐倒木による表土流亡の抑止対策は,林内作業による林床のかく乱を一時的に抑える補助的な処置であり,ヒノキ一斉林の特性上,ヒノキ落葉だけに依存した林床被覆率の保持には限界がある(三浦 2000)。ヒノキ林下の表土流亡の根本的な低減方法は,下層植生の回復を図ることであるが,伐倒木による表土流亡の抑止対策が有効であった期間内に下層植生の顕著な回復はみられなかった。土壌表層に存在する埋土種子は,表土流亡によって表土と一緒に流出する(山瀬ら 2009)。種子の流亡を防ぎ,発芽した実生の定着を促すためにも,土壌表層の安定化が重要である。そのためには,林内で伐倒木を適切に処理するとともに,群状間伐や列状間伐(第5章)と組み合わせ,下層植生の再生や発達を効果的に促すことが必要である。

第7章 総合考察

本研究の目的は,急傾斜地に成立したヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)一斉人工林の表土流亡に関する問題への対策として,水土保全機能を有する林分構造へ

と誘導する技術を明らかにすることにある。この目的を遂行するために,本研究では,①表土流亡の抑止効果に着目して,ヒノキ人工林における表土流亡の実態と下層植生タイプごとの表土流亡リスクの評価を行い(第3章および第4章),②下層植生の発達と表土流亡の抑止に適した間伐方法,および間伐付帯作業を検討した(第5章および第6章)。本章では,これらの結果をもとに,ヒノキ人工林の生態的管理の方向性について考察する。

7.1 表土流亡の観点からみたヒノキの種特性と下層植生の評価

ヒノキ人工林における表土流亡の特性を明らかにするためには,まず,他の造林樹種と比較したときのヒノキの相対的な特性を明らかにしなければならない。また,ヒノキ人工林の林床に出現する下層植生には,いくつかのタイプがある可能性が指摘されている(梶原ら 1999)。そこで,本節では,他の造林樹種との表土流亡量の比較(第3章),下層植生ごとの表土流亡リスクの評価(第4章)から,表土流亡の観点からみたヒノキの種特性と下層植生タイプを再検討する。

同一斜面上に隣接し,立地条件や管理履歴が共通するヒノキ,スギ(*Cryptomeria japonica*),アカマツ(*Pinus densiflora*)人工林における表土流亡量を比較した結果,ヒノキ人工林では,隣接する他樹種の林分に比べて細土,石礫,リターの移動レート(降水量1mmあたりの細土,石礫,リターの移動量)が高く,表土流亡が顕著であった。これは,ヒノキ林の下層植生やリターによる林床被覆率が,年間を通じて他樹種より低いためである。この傾向は,隣接するカラマツ(*Larix kaempferi*)人工林との比較によっても,同様の現象が確認されている(渡邊 2026)。これには,堆積リター自体が表土移動による流亡の対象であって(赤井 1977; 酒井・井上 1987; 市川ら 2006),その被覆効果がもともと限定的であり,かつ林冠閉鎖時には,光環境の悪化に伴う下層植生の衰退が他樹種より顕著であるという,ヒノキ特有の種特性が影響していた(赤井 1977; 清野 1990; 三浦 2000)。この結果は,条件の異なる林分において表土移動量の樹種間差を扱った既報(東 1989; 塚本 1989; Miura *et al.* 2002)の結果を支持するとともに,これらの客観性と信頼性をより高めるものである(第3章1節)。

次に,研究対象地域に出現するササ型の群落を,新たな下層植生タイプとして定義し,既存の分類(梶原ら 1999)を再構築したうえで,表土流亡の抑止効果の評価を広域的に展開し,各タイプの効果を序列化した。その結果,ササ型は,既に定義されていたウラボシ(*Diplopterygium glaucum*)やコシダ(*Dicranopteris pedata*)が優占するシダ型と同程度に,高い抑止効果を示した(第4章1節)。この効果は,主に下層植生の群落構造と林床被覆率の高さに強く規定されていた。さら

に、同一斜面に設置した土砂受け箱による量的データを用いて、地形的要因の差異を最小限に抑えたうえで分析を行った結果でも、下層植生タイプ間における抑止効果の序列には同様の傾向が認められた（第4章2節；3節）。このことから、最終的には、下層植生のタイプによる表土流亡の抑止効果は、シダ型 = ササ型 $\geq$ 草本（草本層を伴う）型 > 低木（草本層を欠く）型 $\gg$ 貧植生型の順に評価された。この結果は、土壌侵食危険度指数に基づく既報（梶原ら 1999）とも整合し、表土流亡は、草本やシダが優占する林床では抑制され、低木あるいは貧植生の林床では進行しやすいという傾向が、地域を越えて共通して確認された。

それぞれの下層植生タイプの特性は、以下のように整理される（図-7.1、表-7.1）。

（a）シダ型（図-7.1a、図-7.1a'、表-7.1a）

本下層植生タイプは、ウラジロ（図-7.1a）および／またはコシダ（図-7.1a'）が優占する林床植生であり、調査対象地域においては南部の暖温帯域に広く分布する傾向がある（第4章1節）。草本層（地上高0.5m以下）および低木層（地上高0.5m超）の植被率は共に高く、植物体の現存量が多いことに加え、それらの枯死遺体が林床に供給されるため（梶原ら 1999）、堆積リターの被覆率も高い。その結果、林床は複数の葉層および堆積リターによって重層的に被覆されており、季節的あるいは部分的にいずれかの層の被覆が低下した場合でも、他の層がこれを補完することにより、表土流亡の抑制効果が安定的に発揮されるものと考えられる（第4章1節；3節）。

調査対象地域においてまとまった群落を形成するシダ植物としては、オシダ（*Dryopteris crassirhizoma*）、およびコバノイシカグマ（*Dennstaedtia zeylanica*）および／またはイワヒメワラビ（*Hypolepis punctata*）など、コバノイシカグマ科（*Dennstaedtiaceae*）の数種が想定される。このうち前者のオシダは、スギの植栽適地を示す指標植物のひとつであり（堀田 1998）、ジュウモンジシダ（*Polystichum tripterum*）やリョウメンシダ（*Arachniodes standishii*）など、他のオシダ科（*Dryopteridaceae*）のシダとともに、適潤性褐色森林土（Bd）から弱湿性褐色森林土（Be）に至る、やや湿潤な林地においてまとまった群落を形成する（前田・宮川 1962）。このことから、オシダの分布域は、ヒノキの植栽適地の立地条件とは一致しない。

一方、後者のコバノイシカグマ科のシダ植物は、ニホンジカ（*Cervus nippon*；以下、シカ）の不嗜好性植物としてしばしば紹介されており（高槻 1989；石田ら 2008；橋本・藤木 2014）、シカの採食圧に高い地域においても大規模な群落を形成することが観察されている（石田ら 2008）。しかしながら、シカの採食圧が過度に高く、表土流亡が顕著に発生しているような林床では、表土流亡によって植生の定着そのものが阻害されるため（山瀬ら 2009）、不嗜好性であるこれらのシダ植物さえも優占が

妨げられることが本研究により明らかになった（第5章4節）。

以上の知見から、シダ型の下層植生タイプの構成種は、その多くがウラジロおよび／またはコシダであると見なすことが妥当である。なお、ウラジロ群落やコシダ群落は、地位が低い造林地において高頻度で出現することや、両群落の出現立地に差異が見られることが報告されている（渡辺ら 2007）。今後は両種が出現する立地条件について、より詳細な評価を行う必要がある（第4章1節）。

（b）ササ型（図-7.1b、図-7.1b'、図-7.1b'', 表-7.1b）

本研究において新たに定義したササ型は、研究対象地域における標高に応じて出現傾向が異なり、南部地域ではミヤコザサ（*Sasa nipponica*；図-7.1b）および／またはスズタケ（*S. borealis*；図-7.1b'）、北部地域ではクマイザサ（*S. senanensis*；図-7.1b''）および／またはチマキザサ（*S. palmata*）が優占する（西條 1989）。なお、研究対象地域においても最大積雪深が2mを超えるような多雪地域には、さらにチシマザサ（*S. kurilensis*）が出現する場合がある（西條 1989）が、この積雪深はヒノキの造林適地の条件（竹下 1972；岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）を超過しているため、検討対象からは除外する。

冷温帯域のヒノキ人工林においては、これまで壮齢以降に下層植生が著しく衰退する可能性が指摘されてきた（清野 1990）。このような林分では、ウラジロやコシダ、常緑木本は出現せず、さらに、高密度林分では草本類や落葉木本も生育が困難であるため、後述する貧植生型以外の下層植生タイプが出現しないとされてきた（深田ら 2005）。しかし、ササ類は、ウラジロ、コシダや常緑木本が出現しにくい高標高地域まで分布しており、加えて、草本類や落葉木本の生育が困難な高密度のヒノキ人工林下にも、貧植生型に次いで出現する可能性が示唆された（第4章1節）。

ササ型は、植物体の現存量が高い点や地表面の重層的被覆という点において、前述のシダ型と共通した特徴を有している（第4章1節；2節）。加えて、見た目による識別が容易なため、独立した下層植生タイプとして新たに定義することが妥当である。以上のことから、下層植生タイプへのササ型の追加は、地域適応型の森林管理指針策定において重要な役割を果たすといえる。

（c）草本型（図-7.1c、表-7.1c）

草本型は、草本層（地上高0.5m以下）に多くの植生が認められる下層植生タイプであり、低木層を伴う場合もある（第4章1節；3節）。構成種としては、低木性種のコアジサイ（*Hydrangea hirta*）、ムラサキシキブ類（*Callicarpa* spp.）、スノキ類（*Vaccinium* spp.）などを主体とし、シキミ（*Illicium anisatum*）、アラカシ（*Quercus glauca*）などの高木性種の実生、スゲ類（*Carex* spp.）などの草本類、シシガシラ（*Blechnum niponicum*）、ヒメシ

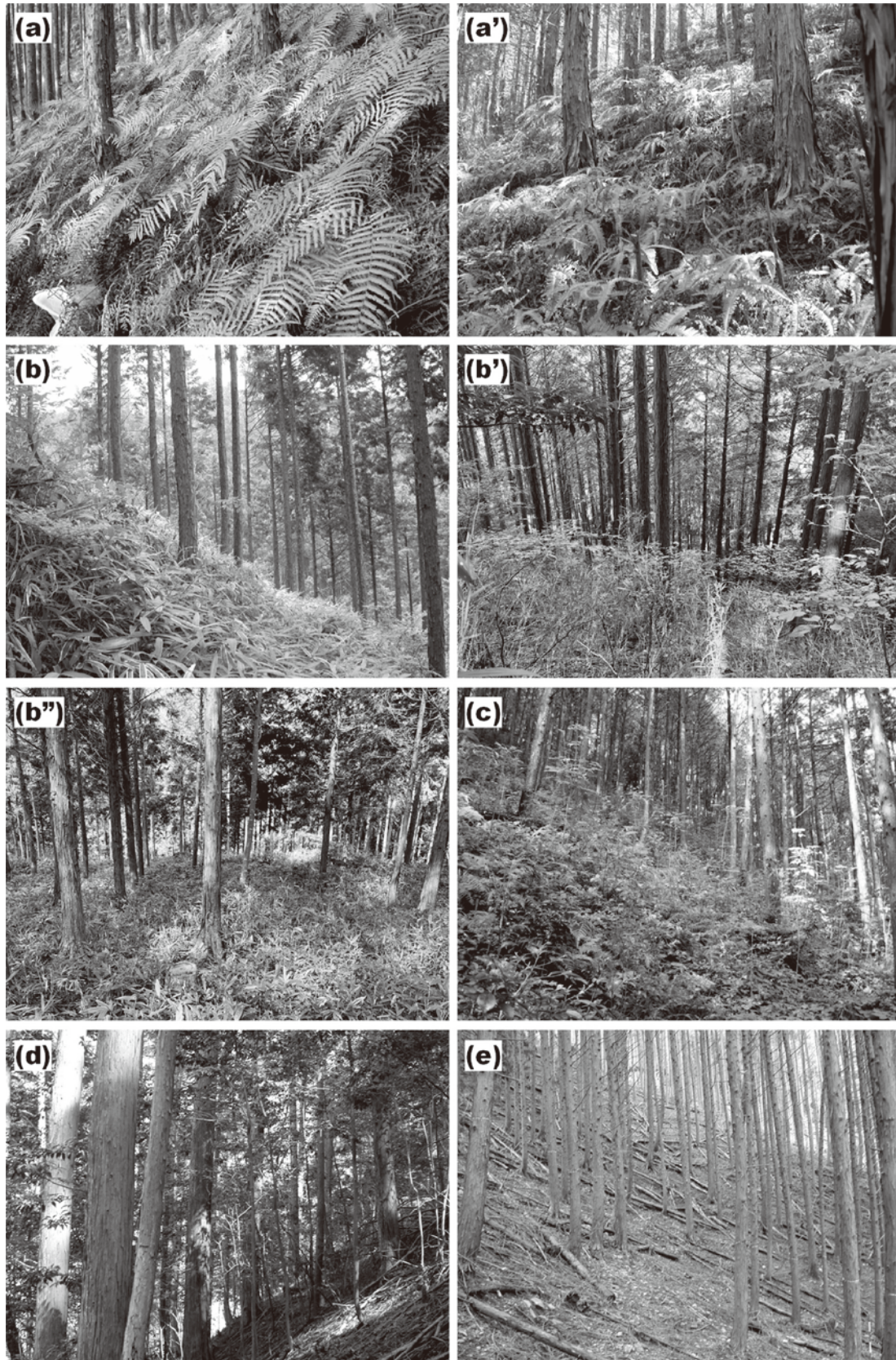


図-7.1 ヒノキ人工林下における下層植生タイプ
 シダ型（ウラジロが優占する林床）（a），シダ型（コシダが優占する林床）（a'），ササ型（ミヤコザサが優占する林床）（b），ササ型（スズタケが優占する林床）（b'），ササ型（クマイザサが優占する林床）（b''），草本型（c），低木型（d），貧植生型（e）

表-7.1 ヒノキ人工林下における下層植生タイプの分類

下 層 植 生 タ イ プ	代 表 的 な 構 成 種	分布域	林床被覆			表 土 流 亡 抑 止 効 果
			堆積リター	下層植生		
				草本層 (≤0.5cm)	低木層 (＞0.5m)	
(a) シ ダ 型	ウラジロ コシダ	低 標 高	◎	◎	◎	◎
(b) サ サ 型	ミヤコザサ スズタケ	低 標 高	◎	◎	◎	◎
	クマイザサ チマキザサ	高 標 高	◎	◎	◎	◎
(c) 草 本 型	コアジサイ ムラサキシキブ 草本, シダ類	全 域	○	◎	×／○	◎
(d) 低 木 型	ヒサカキ シキミ アラカシ シロモジ クロモジ	全 域	×	×	◎	△
(e) 貧植生型	(樹木実生)	全 域	×	×	×	×

ダ類 (*Thelypteris* spp.) などのシダ類を伴う。また、間伐直後には、キイチゴ類 (*Rubus* spp.) やタニウツギ類 (*Weigela* spp.) の一時的な侵入も確認されている。本タイプの特徴として、一種あるいは少数種による大規模な群落形成がみられない点が挙げられ、この点で前述のシダ型、ササ型とは識別される。

草本型は、高密度で林床を被覆するシダ型やササ型と比較すると、植被率はやや低い傾向がある。また、そこからのリター供給が少ないために、堆積リター量も相対的に小さいとされている (梶原ら 1999)。その結果、林床被覆率は、シダ型やササ型に比して低率である。一方で、草本層における緻密な葉層の形成や、植物体自体が堆積リターの流亡を抑止する効果 (三浦 2000) により、一定の表土流亡抑止機能を有している (第4章1節; 3節)。また、梶原ら (1999) が高知県で行った分類においては、草本・地表植生型 (本研究における草本型) が有する表土流亡の抑止効果は、ウラジロ・コシダ型 (本研究におけるシダ型) よりも高いことが示されている。

以上のことから、先述のシダ型およびササ型に、この草本型を加えた3種類の下層植生タイプは、いずれも表土流亡を抑止する効果が高い。

(d) 低木型 (図-7.1d, 表-7.1d)

低木型は、シロモジ (*Lindera triloba*)、クロモジ (*L. umbellata*) などの低木性種や、ヒサカキ (*Eurya japonica* var. *japonica*)、シキミ、アラカシなどの高木性種の若齢木といった、萌芽性の高い木本類が優占する下層植生タイプである。本タイプでは、葉層が主として低木層 (地上高0.5m超) に集中しており、草本層 (地上高0.5m以

下) にはほとんどみられない点において先述の草本型と区別される。また、堆積リターの被覆率も低いいため、下層植生は存在していても地表面との間に垂直的な隔りがあることから被覆効果が小さく (三浦 2000)、全体として林床被覆に乏しく、表土流亡の抑止効果は中程度にとどまると考えられる (第4章1節; 3節)。以上のことから、低木型は、表土流亡の抑止効果において、シダ型、ササ型、草本型と、次に述べる貧植生型との中間的な特性を示す下層植生タイプに位置づけられる。

(e) 貧植生型 (図-7.1e, 表-7.1e)

貧植生型は、下層植生および堆積リターがともに乏しい下層植生タイプであり、林床被覆率が極めて低率であることが特徴である (第4章1節; 3節)。さらに、堆積リターそのものが流亡の対象となっており、特にリターフォール量が減少する時期には、堆積リター被覆率が著しく低下する傾向がみられた (第4章3節)。雨滴衝撃を緩和する下層植生の草本層や堆積リター層が存在しないため、既報 (塚本 1989; Miura *et al.* 2002; 中森ら 2012) と同様、本研究においても表土流亡量が著しく大きいことが確認された。また、林分の密度管理が不十分である可能性が示唆されることから、表土流亡の抑止という観点に加え、木材生産林としての密度管理の観点からも、重点的に管理が必要な下層植生タイプであるといえる (第4章1節)。

以上のとおり、本研究は、表土流亡の抑止効果に着目した下層植生分類において、研究対象地域に出現するササ型を新たに追加することで、既存の分類 (梶原ら

1999)との整合性を維持しながら、適応可能な地域の拡張を実現したものである。さらに、本研究では、同一調査地に設置した土砂受け箱による局所的な表土移動量の測定に加え、土壤侵食危険度指数を用いて広域かつ多点の調査地点における表土移動量を評価した。これにより、評価の客観性を確保したまま、広域かつ多点の林分における表土流亡リスクの評価が可能となったといえる。

また、本研究の結果は、すべてのヒノキ人工林が一律に表土流亡のリスクに晒されているわけではなく、下層植生タイプによってそのリスクが異なること、さらに、下層植生の管理によってそのリスクを低減し得る可能性をも示唆している。したがって、本研究で構築した下層植生タイプに基づく分類体系は、表土流亡の危険性を予測し、森林整備事業の実施判断に資する基準として活用できる可能性を有している。さらに、林地保全の観点からは、表土流亡の発生リスクが低い下層植生タイプの林床を管理目標として位置づけるなど、林分の管理指針への応用が期待される。以上のことから、本研究は、表土流亡の抑止を目的とした過密ヒノキ人工林に対する、生態学的管理手法の実用化に向けた展望を示す重要な成果であるといえる。

7.2 表土流亡の抑止に適したヒノキ人工林の管理方法

現在、人工林の多くは木材生産を主目的として造成されているため、植栽密度は、間伐を繰り返すことで形質の優れた個体を選抜しつつ、徐々に立木密度を低下させることを前提として設定されている（岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）。しかし近年、この前提が崩れたことにより、十分な密度管理が行われなまま林分が過密化し、下層植生が衰退する事例が増加している（林野庁 2024）。なかでも、ヒノキ人工林は、木材生産を目的として実施されてきた本数間伐率30%程度の間伐（以下、定性間伐）では、下層植生の回復効果が認められない、あるいは回復効果が極めて限定的であることが明らかとなっている（第5章1節）。このことは、経営的な目的で行う従来の慣習的な間伐体系（竹内 1998b；國崎 2021）では、下層植生を回復し、表土流亡の抑止機能を高めるという間伐の環境的意義（國崎 2021）に十分対応できないことを示している。

本研究では、定性間伐の手法をとりつつ断面積間伐率を50%以上に高めた強度間伐や、林分の一部を小集団または列状に伐採して林内に明るい空間を創出する群状間伐および列状間伐を試行し、各手法が下層植生の回復に与える効果を検証した（第5章1節；2節；3節）。その結果、強度間伐、群状間伐、列状間伐のいずれも、定性間伐と比較して下層植生の回復効果が高いことがわかった（第5章1節；3節）。さらに、群状間伐や列状間伐においては、林床の光環境を十分に改善するために、一定面積（または列幅）以上の林冠の疎開が効果的であることが示唆された（第5章2節；3節）。その規模は、本研究の中で明らかになった範囲では、群状間伐では20m²以

上、列状間伐では3伐列（6m）以上であった。

ただし、これらの間伐手法は、林分の連続性を部分的に破壊する性質を有している。伐採規模の拡大が、林分構造の安定性や土壌緊縛力に及ぼす長期的な影響については、なお不明な点も多い。したがって、これらの手法は造林木の育成を主目的とした従来の間伐とは目的が異なり、下層植生の回復を通じた表土流亡の抑止機能の回復を意図したものである点に留意する必要がある。

一方、上述の手法によって林相を一時的に改変した場合も、10年程度の期間内に林冠が再開鎖し、それに伴って下層植生が再び衰退することが明らかとなった（第5章1節；3節）。このことから、下層植生の維持には、間伐率をより高くして林冠が再開鎖する時期を遅らせるか、あるいは間伐頻度を高めて林冠閉鎖が起きない状態を維持する必要があることが示唆される。

さらに、急傾斜地で表土流亡の影響が大きく、かつシカ採食圧が高い条件下で列状間伐を実施したヒノキ人工林の事例では、採食の影響が大きいために、光環境の改善だけでは下層植生の回復や表土流亡の抑止効果が十分に得られないことを明らかにした（第5章4節）。この結果は、シカの生息密度が高い地域においては、間伐によって十分な伐採面積を確保して林床の光環境を改善すること（第5章1節；2節；3節）に加え、シカ採食圧を低減させるための適切な対策を併せて講じる必要があることを示している。

また、間伐時に林内に残置された伐倒木を活用し、施業当初から林床被覆の不足を補う付帯作業の方法を検討した。その結果、間伐と伐倒木処理を行ってから3年が経過した時点で、各処理区の細土移動量は、枝条を植積み状に集積した調査区や枝条を放置した調査区で多く、枝条を散布した調査区および枝条をチップ化して散布した調査区では少なかった。これらの結果から、下層植生が衰退した林床において、間伐直後から表土流亡を効果的に抑止するとともに、下層植生の回復が不十分な状況に備えて、枝条やチップの散布による堆積リター被覆の不足分や季節変動の補完が有効であることが示された（第6章1節）。

これまでの結果を統合して、密度管理が十分に実施されていない壮齢期以降のヒノキ一斉人工林における、水土保全機能の維持を重視した森林管理の今後の方針について、以下のとおり提案する（図-7.2）。

研究対象地域のヒノキ造林地では、施業指針として、植栽後6年間の下刈り、それに続く2回の除伐を経て、林齢15年前後から10年間隔の間伐が推奨されている（岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）。今後の管理方針を検討する際には、いずれかの間伐計画時点において、下層植生の状態を把握し、その結果を基に施業方針を判断することが出発点となる（図-7.2a）。この際、過去の密度管理の実施状況に応じて、現地にはさまざまな立木密度の林分が存在していると想定されるが、施業判断にあたっては、林分が過密であるかどうかには

関わらず、下層植生の状態を基準として管理方針を立案することが重要である。

この際、下層植生タイプが「シダ型またはササ型または草本型」であれば、従来どおりの定性間伐を実施することが望ましい。これらのタイプは林床被覆が良好に保たれており、表土流亡の発生リスクが低いと考えられるからである。また、地域森林計画等に定められた実施基準（岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）に従って、定期的な間伐を継続的に実施することで、下層植生を維持しつつ、水土保持機能を損なうことなく森林を管理できると考えられる。

一方、下層植生が「低木型」であった場合には、低木層に一定程度の林床被覆は確保されているものの、シダ型、ササ型、草本型と比較すると、表土流亡の抑止効果は限定的である。そのため、下層植生の現状維持を目的とした間伐を行うことになる。この場合、林床の光環境をより積極的に整えるために、強度間伐、群状間伐、列状間伐などの手法を選択肢として検討すべきである。また、間伐作業に併せて低木層の刈り払いを実施する手法も提案されている（山岸ら 2022）。しかし、低木型にはすでに低木層が成立しているため、草本層の回復がみられるかどうかは不確実である。さらに、低木層自体にも表土保護の役割が認められており、刈り払いが表土流亡を誘発したり、刈り払い後の植生回復が十分ではない可能性も否定できない。森林の立地条件、下層植生の構成種、シカの採食圧の程度などによって大きく左右されるため、こうした環境条件を十分に踏まえたうえで、実施の是非を判断し、必要以上の整備を避ける必要がある。

最後に、下層植生タイプが「貧植生型」であった場合である。表土流亡の抑止機能が極めて低く、水土保持の観点から最も注意を要する。こうした林分では、林床の光環境を積極的に改善するために、強度間伐、群状間伐、列状間伐などの手法を積極的に導入すべきである。さらに、このような林分では、表土の頻繁な移動が、埋土種子の流出や発芽した植物の定着を妨げている可能性も高い（山瀬ら 2009）。このため、間伐時に発生した伐倒木を林床に接地し、枝条を散布するなどの対応を併用して、土壌表層の安定化を図る必要がある（第6章）。また、シカの採食圧は下層植生の回復の阻害要因となるため（第5章4節）、必要性や緊急性に応じて採食圧を低減させるための対策が求められる。この対策には、施工地への防鹿柵の設置や、地域全体での個体数管理などが想定できる。このうち前者は、施工地単位での対応が可能であるが、設置や維持管理にかかるコストが課題となる。一方、後者については、地域森林計画等における取り組みの位置づけと、地域全体での対応が求められる。

実際には、間伐率には地域森林計画上の基準（岐阜県林政部林政課 2021；2022；2023；2024）や保安林制度上の上限（林野庁森林整備部治山課 2025）が存在する。このため、群状間伐で伐採面積を広げたり、列状間伐で伐採幅を拡大したりする場合、林分全体の間伐率を抑え

る必要が生じ、その結果、伐採しない区域の面積割合が増加する。これらの区域では十分な光環境が確保できず、下層植生の回復も期待できないと考えられる。逆に、伐採面積や列幅を小さく設定した場合、光環境の維持のために、林冠が再閉鎖する前の短期間に次の間伐を実施する必要性が生じ、施業の頻度、労力、コストが増加する。したがって、下層植生を維持するための間伐を現実的な森林施業として成立させるには、間伐率の上限や間伐指針の見直しが必要である。その際には、安全性を担保するための科学的なデータの収集が必要であることはいまでもない。今後は、光環境の変化やそれに伴う下層植生の動態の長期的な検証に加え、現実的な間伐の実施間隔（インターバル）を考慮した実証事例を蓄積する必要がある。あわせて、林内の光環境と林分指標（収量比数、相対幹距など）との関係についての知見（小山ら 2009）を蓄積すれば、現場適応がより容易になるであろう。

林冠の再閉鎖と下層植生の衰退までの期間は、間伐率が低く、伐採面積（または伐列幅）が小さいほど短くなるが、研究対象地域のヒノキ人工林では、おおむね5～10年程度である。したがって、次回の間伐計画の時点にも、下層植生の状態を再度把握することが重要であり、これが施業判断の分岐点となる（図-7.2b）。もしこの時点で、下層植生の基準を満たしていない場合には、原因を精査したうえで、状況に応じた追加的な対策を講じる必要がある。場合によっては、優先度や緊急性を勘案しつつ、山腹緑化工などの治山工事（日本治山治水協会 2009）の実施を検討すべきケースも想定される。

ここで、下層植生がもともと存在している、あるいは前回の間伐により回復が確認された林分については、木材生産林と環境保全林のゾーニングを行うことが適切である（図-7.2c）。この手順は、従来からのゾーニング指針と同様の考え方に基づいている（岐阜県林政部林政課 2017）。まず、必要な木材生産林の面積を割り出したうえで、地位や地利が高く、防災上の重要性が高くない林分を木材生産林として設定する。この木材生産林では、木材の安定供給を目的として、効率的な施業が可能な林分構造の維持が求められる。特に、収穫対象の造林樹種と侵入した広葉樹が混在すると施業の支障となり得るため、当該林分は、水土保持機能を最低限確保しつつ、木材生産機能を最大限に発揮できる一斉林型の管理が望ましいであろう。この場合、定期的な保育間伐（國崎 2021）を繰り返しながら、伐採～収穫～再造林のサイクルを継続的に行うことが、合理的な管理方針となる。

一方で、環境保全機能を優先すべき林分や、木材生産を必ずしも行わない区域については、環境保全林としての管理が適切である。この場合、目標林型は、水土保持機能の発揮を第一の目的とし、下層植生タイプが草本型、あるいはシダ型やササ型であることが望ましい。こうした林型の維持や実現に向けては、林木の成長や収穫を目的としない本数調整伐を定期的実施し（國崎 2021）、

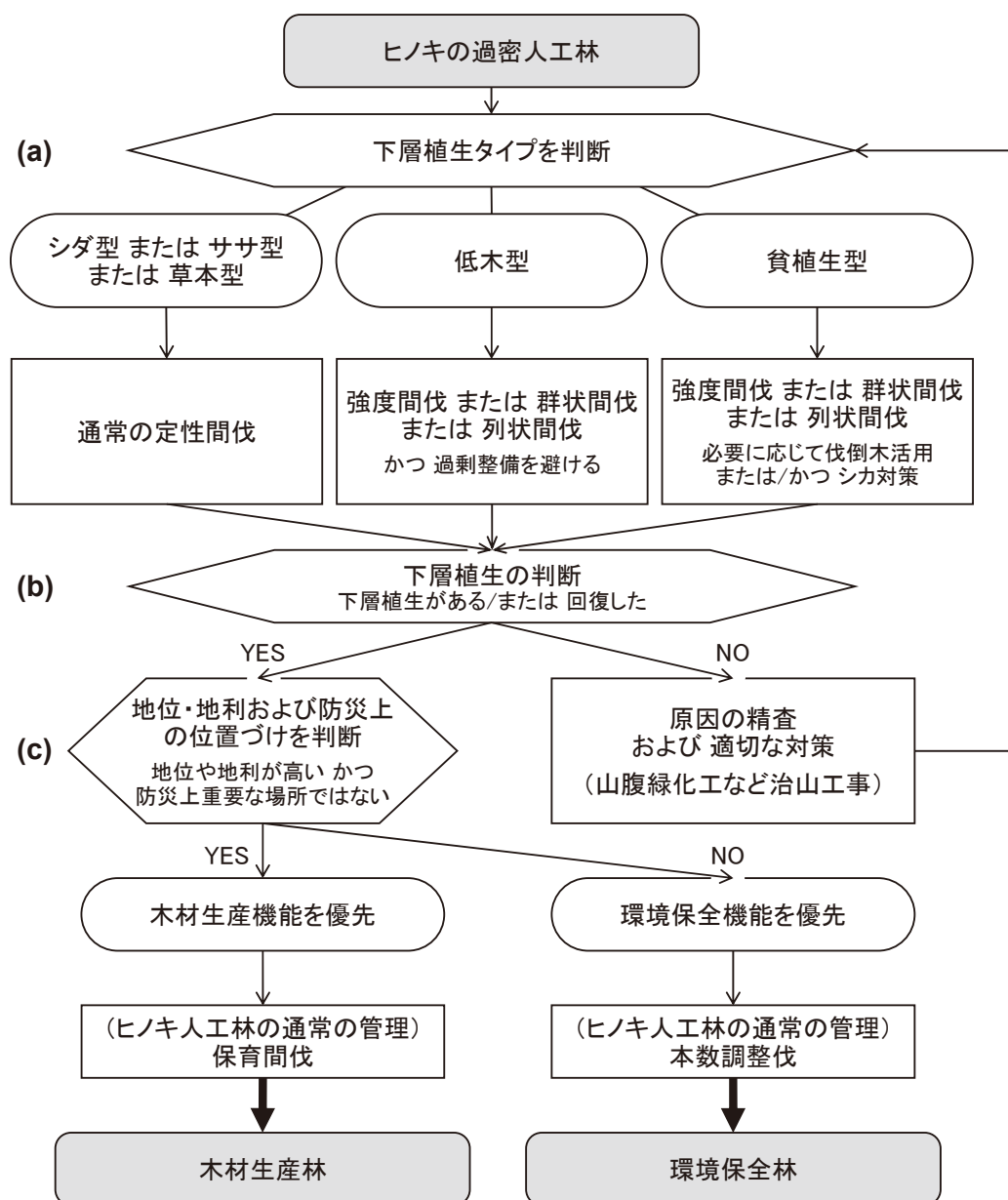


図-7.2 ヒノキ人工林における下層植生タイプごとの施業指針

皆伐を前提としない森林管理を継続していくことが求められる。

このように、本研究で提案した下層植生タイプに基づくフローチャート（図-7.2）に従って合理的な森林施業を判断し、林分の性質や土地条件に応じて木材生産林と環境保全林を適切にゾーニングする（伊藤・正木 2021）ことで、表土流亡の抑止と森林資源の持続的な活用の両立が可能となる。この手法は、立地条件や地利条件に基づく従来の画一的なゾーニングとは異なり、現場の実態に即した実効的な森林管理の方法として位置づけられるだろう。

最後に、本研究を遂行するにあたり、言及できなかったふたつの点を挙げ、今後の課題として指摘したい。

まず、環境保全林の管理において強度間伐などを実施

した林分に、広葉樹の侵入が確認される可能性がある（例えば、島田・野々田 2009；相浦・大宮 2010）。このような場合に、ヒノキと高木性広葉樹との混交林化や広葉樹林への転換がはじめて検討できる段階になる。つまり、混交林化や広葉樹林化は、環境保全林が目指すべき目標林型の一つであると位置づけられる。とくに、ヒノキ一斉人工林では、広葉樹の混交により異樹種の落葉が林床に供給され、林床の被覆効果が高まることが報告されており（Yamagishi *et al.* 2017）、表土流亡の抑止という観点からも有効である可能性も否定はできない。しかし、このような林相転換の実現には、上層木の針葉樹と下層木の高木性広葉樹が共存する垂直二段林を経る必要があり、林内の光環境のコントロールが極めて困難である（正木 2012）。実際、広葉樹の実生が侵入しても、

それらが定着・成長しない事例（島田 2006；島田・野々田 2009；相浦・大宮 2010；城田ら 2012）が多く報告されている点には留意しなければならない。現時点では、この林相転換の移行過程や、それを実現するための技術については、なお不明確な部分が多い（國崎 2024）。

次に、ヒノキ一斉人工林は、植栽後に行われる下刈りや除伐といった初期保育作業によって、造林木の障害となる他の植生を意図的に排除してきた結果である（竹内 1998a；横井 2021）。一方、この時期に下刈りを省略すると、高木種や低木種からなる雑草木がヒノキと競合する事例が報告されている（渡邊・茂木 2020；宇敷ら 2026）。これらの知見は、壮齡期以降のヒノキ人工林における貧植生の状態が、やや潔癖ともいえる初期保育の結果として形成された可能性を示唆している。国内の人工林は、折しも主伐再造林の時期を迎えている。次世代の森林管理の在り方を見据え、初期保育の方法を時代にあわせて見直す視座によって、将来的な林分構造への影響を小さくできる可能性があるだろう。

謝 辞

本論文を取りまとめるにあたり、信州大学農学部農学生命科学科の堤大三教授ならびに岡野哲郎教授にご指導を仰いだ。特に岡野教授には、本研究の遂行にあたり長期にわたるご教示を賜った。また、同学科の荒瀬輝夫准教授、守口海准教授および城田徹央助教、ならびに森林総合研究所立地環境研究領域・土壌特性研究室の岡本透室長には、ご専門の立場から貴重なご意見を賜った。

一連の研究を開始・推進するにあたり、元高知大学農学部附属演習林の塚本次郎助教授、森林総合研究所立地環境領域の元領域長の平井敬三氏ならびに三浦寛氏、および元同研究所気象環境研究領域の南光一樹氏にご指導を賜った。元岐阜県森林研究所の井川原弘一氏ならびに横井秀一氏には、本研究の端緒を与えていただくとともに、多くの部分を共同で行っていただき、さらに日頃の研究活動においても多大なるご指導を賜った。過去に取得したデータをあらためて評価し得たのは、ひとえに両氏による緻密に設計された調査計画の賜物である。

信州大学農学部農学生命科学科の小林元准教授および小野裕助教、元森林総合研究所の森澤猛氏、現森林総合研究所の宇都木玄氏、石川県農林総合研究センター林業試験場の小谷二郎氏、新潟県森林研究所の塚原雅美氏、富山県農林水産総合技術センター森林研究所の図子光太郎氏、長野県林業総合センターの小山泰弘氏および大矢信次郎氏、元三重県林業研究所の山中豪氏からは、折に触れて励ましのお言葉を賜った。

林野庁中部森林管理局岐阜森林管理署、同森林技術・支援センター、岐阜県の県庁各課ならびに各現地機関職員の皆様、および森林所有者の皆様には、調査地の設定や現地調査についてのご支援とご協力を賜った。

元林野庁中部森林管理局森林技術・支援センターの千

村知博氏、堤隆博氏、三村晴彦氏、元岐阜県郡上市林務課の河合智課長、岐阜県森林研究所の茂木靖和氏、久田善純氏、片桐奈々氏、宇敷京介氏、岐阜県森林活用推進課の岡本卓也氏、岐阜県立森林文化アカデミーの大洞智宏氏、および同森林技術開発・支援センターの大重隆太郎林業改良指導員には、現地調査にご協力いただくとともに、本論文に対し貴重なご意見を賜った。

岐阜県森林研究所において所長を歴任された竹内和敏氏、古川邦明氏および藤掛雅洋氏、現所長の藤下定幸氏、ならびに元部長研究員の中嶋守氏および今井和重氏、現部長研究員の中通実氏には、ご指導とご鞭撻を賜った。石井愛氏には、試料およびデータの整理のご協力を賜った。

以上の方々をはじめ、本研究に対して様々な形でご指導・ご協力を賜ったすべての皆様、調査を手伝ってくれた息子、そして日頃より支えてくれた家族に対し、心より感謝の意を表する。

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
- 相浦英春・大宮徹（2010）スギ林の強度間伐が林内の光環境と下層植生に与える影響．富山森研報2：1-9
- 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
- 赤井龍男・吉村健次郎・真鍋逸平・有光一登・相場芳憲・杉浦孝蔵（1981）人工降雨によるヒノキ林内の落葉，土壌等の流出移動について（II），下層植生の成立状態の異なる若齡林分のリター，表層土の移動量．日林論92：213-214
- 荒木誠・阿部和時（2005）間伐は森林の土壌を守るか？森林科学44：26-31
- Braun-Blanquet J（1964）Pflanzensoziologie，3 Auflage．865pp., Springer-Verlag, Wien, New York
- 初磊・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美（2010）丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壌侵食量の関係．日林誌92（5）：261-268
- 土じょう部（1976）林野土壌の分類（1975）．林試研報280：1-28
- 富士本亜弥（2009）ヒノキ単層林の下層植生回復試験について．平成20年度中部森林技術交流発表集：53-56
- 深田英久・渡辺直史・梶原規弘・塚本次郎（2005）ヒノキ人工林の下層植生管理のための温度域区分，土壌保全を目的として．森林立地47（2）：77-84
- 深田英久・渡辺直史・梶原規弘・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 (4) : 231-239
- 福澤加里部 (2013) ササのユニークな生態とその管理・利用, 森林の炭素・窒素動態におけるササの役割. 森林科学69 : 13-17
- 古澤仁美・宮西裕美・金子真司・日野輝明 (2003) ニホンジカの採食によって林床植生の劣化した針広混交林でのリターおよび土壌の移動. 日林誌85 (4) : 318-325
- 古澤仁美・佐野哲也 (2014) 奥日光千手ヶ原地域における林床植物の地上部現存量の推定法 (特集 シカの採食圧による植生被害防除と回復). 日緑工誌39 (3) : 400-405
- 岐阜県 (2021) 第二種特定鳥獣管理計画 (ニホンジカ) 第3期. 29pp, 岐阜県, 岐阜
- 岐阜県林政部 (1992) 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
- 岐阜県林政部林政課 (2017) 第3期岐阜県森林づくり基本計画. 97pp, 岐阜県林政部, 岐阜
- 岐阜県林政部林政課 (2021) 第14次長良川地域森林計画書および別冊. 66+76pp, 岐阜県林政部, 岐阜
- 岐阜県林政部林政課 (2022) 第14次飛騨川地域森林計画書および別冊. 60+80pp, 岐阜県林政部, 岐阜
- 岐阜県林政部林政課 (2023) 第15次木曽川地域森林計画書および別冊. 66+80pp, 岐阜県林政部, 岐阜
- 岐阜県林政部林政課 (2024) 第15次揖斐川地域森林計画書および別冊. 66+78pp, 岐阜県林政部, 岐阜
- 岐阜県林政部林政課 (2025) 岐阜県森林・林業統計書 (令和5年度版). 150pp, 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
- 橋本佳延・藤木大介 (2014) 日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト. 人と自然25 : 133-160
- 東敏生 (1989) 林地貯水能の定量化に係わる因子の測定・分析に関する試験. 広島県林試研報23 : 45-91
- 平井敬三・岩川雄幸・吉田桂子・加藤正樹・酒井正治・井上輝一郎 (1992) 複層林施業初期段階における表層土壌の移動. 日林関西支論1 : 91-94
- 平田令子・木崎巧治・伊藤哲・光田靖・清水收 (2015) 立地環境および林相の違いが林床被覆を通して表土侵食に与える影響. 森林立地57 (2) : 109-116
- 堀田庸 (1998) 林地の指標植物. (林業技術ハンドブック. 須崎幸男ほか編, 1022pp, 一般社団法人全国林業改良普及協会, 東京). 668-672
- 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
- 五十嵐哲也・牧野俊一・田中浩・正木隆 (2014) 植物の多様性の観点から人工林施業を考える, 日本型「近自然施業」の可能性. 森林総研研報13 (2) : 29-42
- 井川原弘一・中川一 (2002) 針葉樹人工林のリターフール量と含有炭素量・窒素量. 岐阜県森林研研報31 : 7-12
- 井川原弘一・渡邊仁志・横井秀一 (2004) ヒノキ人工林における間伐木の処理方法と土壌侵食量の関係. 中森研52 : 267-270
- 飯島亮・安蒜俊比古 (1974) 庭木と緑化樹類2, 落葉高木・低木. 338pp, 誠文堂新光社, 東京
- 池田英史・若松孝志・中屋耕・阿部聖哉 (2012) 森林流域からの土壌流出の実態・支配因子と予測モデル開発の現状と課題. 水文・水資源学会誌25 : 396-409
- 今矢明宏 (2024) 森林の土壌. (朝倉農学大系9 : 土壌学. 妹尾啓史・早津雅仁・平舘俊太郎・和穎朗太編, 368pp, 朝倉書店, 東京). 256-262
- 井上輝一郎・岩川雄幸・吉田桂子 (1987) ヒノキ単純林における落葉および土砂の移動. 林試研報343 : 171-186
- 石田弘明・服部保・小舘誓治・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緑化への応用. 保全生態学研究13 (2) : 137-150
- Ishida M (2004) Automatic thresholding for digital hemispherical photography. Can J For Res 34 (11) : 2208-2216
- 伊藤哲・正木隆 (2021) 目標林型と森林施業 (森林学の百科事典, 日本森林学会編, 659pp, 丸善出版株式会社, 東京). 222-225
- 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 (I), 移動量と斜面位置ならびに降水条件との関係. 日林関西支論38 : 49-52
- 岩槻邦男 (1992) 日本の野生植物・シダ. 311pp, 平凡社, 東京
- Jalkanen A and Mattila U (2000) Logistic regression models for wind and snow damage in northern Finland based on the National Forest Inventory data. For. Ecol. Manag. 135 (1-3) : 315-330
- 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壌侵食危険度との関係. 日林誌81 (1) : 42-50
- 金澤好一 (2004) 木材チップの敷設による雑草抑制効果. 日林関東支論55 : 141-142
- Katagiri N and Hijii N (2017) Effects of sika deer browsing on soil mesofauna in a thinned Japanese cypress plantation. J. For. Res. 22 (3) : 169-176
- 加藤徹・伊藤愛・綿野好則・近藤晃 (2017) スギ・ヒノキ過密人工林における強度の間伐が地表土砂移動

- 量へ及ぼす影響. 静岡県農林技術研研報10 : 85-90
- 川口武雄 (1951) 山地土壌侵蝕の研究 (第1報), 従来の資料による統計的研究. 林試集報61 : 1-44
- 川口武雄・滝口喜代志 (1957) 山地土壌侵蝕の研究 (第3報), 地被物の侵蝕防止機能に関する実験. 林試研報95 : 91-124
- 河原輝彦・佐藤明・只木良也 (1977) ササ群落に関する研究 (II), ミヤコザサの現存量および生産構造の季節変化. 日林誌59 (7) : 253-254
- 気象庁 (2005) 気象統計情報, 過去の気象データ検索, <http://www.jma.go.jp/> (2005年1月31日閲覧)
- 気象庁 (2015) 気象統計情報, 過去の気象データ検索, <http://www.jma.go.jp/> (2015年5月29日閲覧)
- 気象庁 (2017) 気象統計情報, 過去の気象データ検索, <http://www.jma.go.jp/> (2017年5月29日閲覧)
- 気象庁 (2024) 各種データ・資料, 過去の気象データ検索, <https://www.data.jma.go.jp/stats/etrn/index.php> (2024年1月14日閲覧)
- 気象庁 (2025) 大雨や猛暑日など (極端現象) のこれまでの変化, https://www.data.jma.go.jp/cpdinfo/extreme/extreme_p.html (2025年7月22日閲覧)
- 北原曜 (2002) 植生の表面侵食防止機能. 砂防学会誌 54(5) : 92-101
- 清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. 森林総研研報359 : 1-122
- 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)
- 小山浩正・林直哉・高橋教夫 (2009) スギ人工林の疎密度と林内の光環境の関係, 人工林の混交林誘導のための目安として. 森林計画誌42 (1) : 81-86
- 國崎貴嗣 (2021) 保育間伐 (森林学の百科事典, 日本森林学会編, 659pp, 丸善出版株式会社, 東京). 244-245
- 國崎貴嗣 (2024) 針葉樹人工林の針広混交林への誘導, 古典的な森林経理学からみた研究課題. 森林計画誌 58 (1) : 13-26
- 前田禎三・宮川清 (1962) スギ人工材の林床型および主な組成種について(II), シダ類. 森林立地4 (1) : 20-30
- 丸山靖志・茂木靖和 (1997) 下呂図幅・土壌図. (岐阜県土地分類基本調査, 下呂. 岐阜県企画部地域振興課編, 33pp, 岐阜県, 岐阜). 付図
- 正木隆 (2012) 森林生態学からみた複層林施業, 山林 1532 : 6-13
- 三村晴彦・堤隆博・渡邊仁志 (2019) 列状間伐がヒノキの成長に与える影響について, 樹幹解析による成長量の評価. 中森研67 : 23-24
- 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
- 三浦覚 (2010) 林地の土壌侵食過程と林床被覆管理. 水利科学54 (5) : 78-100
- 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
- Miura S, Yoshinaga S, Yamada T (2003) Protective effect of floor cover against soil erosion on steep slopes forested with *Chamaecyparis obtusa* (hinoki) and other species. J. For. Res. 8 : 27-35
- Miura S, Ugawa S, Yoshinaga S, Yamada T, Hirai K (2015) Floor cover percentage determines splash erosion in *Chamaecyparis obtusa* forests. Soil Sci Soc Am J 79 (6) : 1782-1791
- 宮崎潤二・山上健次・馬場彰 (2011) 異なる伐採幅の列状間伐が下層植生に及ぼす影響. 九森研64 : 63-65
- 宮崎潤二 (2013) 異なる伐採幅の列状間伐が下層植生に及ぼす影響II, 下層植生の繁茂と移動土砂量. 九森研66 : 42-45
- 溝口拓朗・伊藤哲・山岸極・平田令子 (2018) 間伐方法の違いが表土流出に及ぼす短期的影響. 森林立地 60 (1) : 23-29
- 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
- 茂木透・石井英美・太田和夫・勝山輝男・城川四郎・崎尾均・高橋秀男・中川重年・吉山寛 (2001) 樹に咲く花・合弁花・単子葉・裸子植物. 719pp, 山と溪谷社, 東京
- 茂木透・石井英美・太田和夫・勝山輝男・城川四郎・崎尾均・高橋秀男・中川重年・吉山寛 (2000a) 樹に咲く花・離弁花1. 719pp, 山と溪谷社, 東京
- 茂木透・石井英美・太田和夫・勝山輝男・城川四郎・崎尾均・高橋秀男・中川重年・吉山寛 (2000b) 樹に咲く花・離弁花2. 719pp, 山と溪谷社, 東京
- 森貞和仁 (2010) 森林土壌の分類法. (改訂森林立地調査法. 森林立地学会編, 284pp, 博友社, 東京). 28-32
- 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
- 村瀬俊三・山嶋喜一 (1984) ミヤコザサの生態と除草剤 (TFP) の活用, 名古屋営林局業務研究発表論文集 (昭和58年度) : 108-114
- 長池卓男 (2017) 山梨県森林総合研究所実験林アカマツ枯損調査区における林分動態とニホンジカの剥皮. 山梨県森林総研研報36 : 6-9

- 長野巖（1966）岐阜県の気象概説．（岐阜県の植物．岐阜県高等学校生物教育研究会編，407pp，大衆書房出版部，岐阜）．13-24
- 中森由美子・瀧井忠人・三浦寛（2012）急傾斜ヒノキ人工林における伐採方法の違いによる細土，土砂，リター移動量の変化．日林誌94（3）：120-126
- 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
- Nanko K, Mizugaki S, Onda Y（2008）Estimation of soil splash detachment rates on the forest floor of an unmanaged Japanese cypress plantation based on field measurements of throughfall drop sizes and velocities. Catena 72（3）：348-361
- 南光一樹（2013）ヒノキ人工林における林内雨の運動エネルギーと樹高・生枝下高・樹冠長の関係．日林誌95（4）：234-239
- 日本治山治水協会（2009）平成21年度版治山技術基準解説，総則・山地治山編．352pp，日本治山治水協会，東京
- 西山嘉寛（2016）列状間伐後の下層植生に関する研究－ヒノキ人工林における下層植生量の定量化，岡山県農林水産総合センター森林研研報32：1-18
- 野口麻穂子・酒井敦・奥田史郎・稲垣善之・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（2）：127-136
- 野々田稔郎（2008）森林政策の現状と森林管理．（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）．170-183
- 沼本晋也・林拙郎・河井智・野々田稔郎（2011）裸地化した林床における強度間伐の影響．水利科学317：84-106
- 大橋広好・門田裕一・邑田仁・米倉浩司・木原浩編（2015）改訂新版日本の野生植物1．666pp，平凡社，東京
- 大橋広好・門田裕一・邑田仁・米倉浩司・木原浩編（2016a）改訂新版日本の野生植物2．640pp，平凡社，東京
- 大橋広好・門田裕一・邑田仁・米倉浩司・木原浩編（2016b）改訂新版日本の野生植物3．604pp，平凡社，東京
- 大橋広好・門田裕一・邑田仁・米倉浩司・木原浩編（2017a）改訂新版日本の野生植物4．608pp，平凡社，東京
- 大橋広好・門田裕一・邑田仁・米倉浩司・木原浩編（2017b）改訂新版日本の野生植物5．760pp，平凡社，東京
- 奥富清・伊藤秀三（1967）植生の調査法．（生態学実習書，生態学実習懇談会編，336pp，朝倉書店，東京）．50-68
- 大西満信（2002）治山計画を立てるにあたっての植生の位置づけ・評価．砂防学会誌54（6）：64-71
- 林野庁（2024）令和6年度版 森林・林業白書．324pp．全国林業改良普及協会，東京
- 林野庁森林整備部計画課（2012）森林資源の現況（平成24年3月31日）．150pp，林野庁，東京
- 林野庁森林整備部計画課（2022）都道府県別森林率・人工林率（令和4年3月31日現在）（オンライン）．<https://www.rinya.maff.go.jp/j/keikaku/genkyou/r4/1.html>（2025年7月22日閲覧）
- 林野庁森林整備部治山課（2025）保安林及び保安施設地区の指定，解除等の取扱いについて（昭和45年6月2日付け45林野治第921号，最終改正：令和7年3月18日付け6林整治第1971号）
- 西條好迪（1989）ササ生地の植生管理に関する生態学的研究，（2）中部日本におけるササ属植物数種の分布．岐大農研報54：251-264
- 齋藤智之・清和研二・西脇亜也・菅野洋・赤坂臣智（2000）ブナ天然林におけるギャップ周辺の光環境とチマキザサの分布．日林誌82（4）：342-348
- 齋藤智之（2013）ササのユニークな生態とその管理・利用，林床植物としてのササの管理．森林科学69：2-3
- 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
- 酒井正治・井上輝一郎（1988）ヒノキ落葉の初期の細片化に及ぼす雨滴の影響．日林関西支講39：43-46
- 産総研地質調査総合センターウェブサイト（2024）地質図Navi（オンライン），<https://gbank.gsj.jp/geonavi/>（2025年1月14日閲覧）
- 佐藤明（2009）間伐（種内競争の制御）．（森林大百科事典．森林総合研究所編，644pp，朝倉書店，東京）．333
- 島田博匡（2006）ヒノキ人工林の林床における強度間伐後2年間の木本種動態．三重林研研報18：1-12
- 島田博匡・野々田稔郎（2009）針葉樹人工林における強度間伐後の広葉樹侵入に及ぼすシカ採食の影響．日林誌91（9）：46-50
- 城田徹央・伊藤有季・丸山一樹・岡野哲郎（2012）強度間伐に対する壮齢ヒノキ人工林の林分構造の中期的応答．信州大農AFC報告10：17-26
- 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（3）：229-237
- 高橋輝昌・伊藤梓美・三星暢公・桑原茜・浅野義人・小林達明（2001）植物性発生材の敷きならしが苗木の生育に及ぼす影響．日緑工誌27（1）：320-323
- 高槻成紀（1989）植物および群落に及ぼすシカの影響．日生態会誌39（1）：67-80
- 竹下純一郎（1972）岐阜県飛騨地方におけるヒノキ人工造林の適地域．森林立地14（1）：14-19

- 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
- 竹内郁雄（1998a）初期保育の手順．（林業技術ハンドブック．須崎幸男ほか編，1022pp，社団法人全国林業改良普及協会，東京）．825-835
- 竹内郁雄（1998b）間伐の目的と効果．（林業技術ハンドブック．須崎幸男ほか編，1022pp，社団法人全国林業改良普及協会，東京）．860-862
- 田村淳・上山真平・松崎加奈恵・鈴木哲平・藤森博英（2016）シカの採食圧を受けてきた溪畔域の針葉樹人工林での広葉樹の更新に対する受光伐と植生保護柵の効果．日林誌98（6）：279-285
- Tamura A and 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）：1-10
- 谷本丈夫（1990）広葉樹施業の生態学．245pp，創文社，東京
- 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
- 塚本次郎・梶原規弘・入田慎太郎（1998）ヒノキ人工林における表土流亡危険度の予測，土壤侵食強度の簡易評価における地表面観察の有効性の検討．日林誌80（3）：205-213
- 塚本次郎（1999）移動土砂量の簡易測定法．（森林立地調査法，森林立地調査法編集委員会編，284pp，博友社，東京）．195-196
- 塚本良則（1976）森林樹冠と雨滴侵蝕．森林立地17（2）：5-9
- 宇敷京介・渡邊仁志・久田善純（2026）ヒノキ再造林地における枝条集積による下刈りの部分省略が広葉樹の定着に及ぼす影響．日林誌108（1）：20-25
- 牛丸周太郎（1966）岐阜県の地形，地質概説．（岐阜県の植物．岐阜県高等学校生物教育研究会編，407pp，大衆書房出版部，岐阜）．1-11
- Watanabe H（2021）Forestry in the Central Highland Area. (In The Soils of Japan. Hatano R, Shinjo H, Takata Y (eds.), 395pp, Springer, Singapore), 289-291
- 渡邊仁志（2025）ヒノキ人工林の群状間伐における下層植生の回復に効果的な伐採群の大きさ．岐阜県森林研報54：17-22
- 渡邊仁志（2026）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．岐阜県森林研報55：1-5
- 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（2015）ササに覆われたヒノキ林林床における表土移動量．日緑工誌41（2）：315-318
- 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・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（2）：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（10）：285-289
- 渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一（2025a）伐倒木の処理方法がヒノキ人工林の表土流亡に及ぼす影響．岐阜県森林研報54：1-7
- 渡邊仁志・片桐奈々・宇敷京介・岡本卓也（2025c）ヒノキ人工林における下層植生の動態と表土流亡の抑止に及ぼす列状間伐と採食圧の影響．日林誌107（11-12）：239-246
- 渡邊仁志・茂木靖和・大洞智宏・中川一（2004）適潤性褐色森林土壌における壮齡アカマツ人工林の炭素貯留量．岐阜県森林研報33：13-18
- 渡邊仁志・茂木靖和（2005）壮齡スギ，ヒノキ人工林における林分の炭素貯留量．岐阜県森林研報34：11-16
- 渡邊仁志・茂木靖和（2020）下刈り省略が雑草木の動態とヒノキ植栽木の成長に与える影響．中森研68：9-12
- 渡邊仁志・横井秀一・井川原弘一（2025b）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．岐阜県森林研報54：9-16
- 渡辺直史・梶原規弘・塚本次郎（2007）ヒノキ人工林の林床植生型としての「ウラジロ・コシダ型」の立地特性．森林立地49（1）：27-33
- 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
- 山岸極・伊藤哲・平田令子（2022）ヒノキ人工林間伐時の下層植生の刈り払いが林床植生の発達に与える影響．森林立地64（1）：13-21
- 山内仁人・古川仁・竹内玉来・片倉正行・小山泰弘（2006）木材チップの分解速度と植生制御効果，林内散布等の木材チップが森林環境に与える影響調査．長野県林総セ研報21：11-17
- 山瀬敬太郎・田中義則（2003）ヒノキ人工林における間伐木を利用した丸太筋工の効果．森林立地45（2）：89-92
- 山瀬敬太郎・関岡裕明・栃木大介・藤堂千景（2009）森林の侵食土砂中に含まれる埋土種子量，日緑工誌35（1）：130-133
- 山瀬敬太郎・栃木大介・関岡裕明・藤堂千景（2010）

間伐木を利用した筋工による森林表土の流亡抑制。
日緑工誌36 (1) : 9-14

野生動物保護管理事務所 (2012) 平成23年度岐阜県ニ
ホンジカ生息調査報告書. 69pp, 野生動物保護管
理事務所, 東京

横井秀一 (2021) 人工林施業 (育成林業) (森林学の百
科事典, 日本森林学会編, 659pp, 丸善出版株式会
社, 東京). 226-229

横井秀一・井川原弘一・渡邊仁志 (2005) 下層植生に
乏しいヒノキ人工林の表土に含まれる埋土種子数。
中森研53 : 5-6

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37 : 17-22

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

米倉浩司・梶田忠 (2003-) BG Plants 和名-学名インデ
ックスYList (オンライン), <http://ylist.info/> (2025
年12月26日閲覧)

吉村健次郎・真鍋逸平・赤井龍男・有光一登 (1980)
尾鷲地方ヒノキ林の保育過程における林地保全
(II), 表層土の変化. 日林論91 : 305-306

※本文中に記載する植物の和名および学名は, 「植物和
名-学名インデックスYList」(米倉・梶田 2003-) の
記述に従った。

論文の概要

密度管理が遅れた壮齢以降のヒノキ (*Chamaecyparis obtusa*) 一斉人工林では, 下層植生が衰退し林床の裸地化が進行するため, 表土流亡の危険性が高まることが問題になっている。本研究では, ヒノキ人工林の水土保全機能を重視した林型の回復と維持を目的として, 表土流亡の抑止効果が高い森林の造成方法を森林生態学的な見地から検討した。研究対象地域は, 岐阜県の太平洋側であって, 標高1,200m以下, かつ最大積雪深1.0m以下の地域である。

はじめに, 植栽樹種の違いが表土流亡に及ぼす影響を調べた結果, ヒノキ, スギ (*Cryptomeria japonica*), アカマツ (*Pinus densiflora*) 人工林の中で, ヒノキ林の表土移動量が最も多かった。ヒノキ林では, 他の林分と比較して下層植生および堆積リターによる被覆率 (林床被覆率) が常に低かった。ヒノキ林に特有のこの性質が, 表土流亡が増加する主要因であると考えられた。

次に, ヒノキ人工林において, 従来の下層植生タイプ (シダ型, 草本型, 低木型, 貧植生型) に, ササ型を新たに追加した。これらの下層植生タイプについて, 植被率と優占種に着目して表土流亡の抑止効果を再評価した。ササ型は, シダ型よりも高標高で出現し, 林床の光環境

が悪化した条件下でも成立する可能性が示された。また, 表土流亡の危険性の間接的指標である土壌侵食危険度指数は, 植被率が高い林分ほど低くなる傾向があった一方, ササ型の林分では, 全植被率合計が同程度であった草本型や低木型よりも値が低かった。

さらに, ミヤコザサ (*Sasa nipponica*) の優占する林床で表土移動量を測定した。その結果, 年間の表土移動量は非常に少なかった。ササは, 高密度かつ高被度で叢生し現存量も大きいため, 表土流亡の抑止効果が非常に高いと考えられた。また, 同一斜面上にあるシダ型, 草本型, 低木型, 貧植生型の下層植生パッチ間で, 表土移動量を比較した。シダ型と草本型では, 林床が堆積リターと植生により重層的に被覆されており, 表土流亡の抑止効果が高いと評価された。一方, 低木型は低木層に葉層が認められるものの, 草本層や堆積リターの被覆が少なく, 抑止効果は中程度にとどまることが示唆された。貧植生型は, 林床被覆がほとんど存在せず, 表土流亡の抑止効果は最も低かった。

次に, 複数のヒノキ人工林において, 間伐が下層植生の発達に与える効果を検証した。群状間伐および強度間伐はいずれも林内の相対散乱光強度を上昇させ, 下層植生の被覆率の増加を促した。間伐後5年間で加入種が増加したことが植被率の上昇に寄与した。また, 群状間伐の伐採群の面積の違いが植生回復に与える影響については, 小面積の伐採群では植生の回復は見られなかった一方, 中面積および大面積の伐採群では光環境の改善とともに下層植生が回復した。特に, 間伐直後の植被率が高い場合や伐採群内にササ類が存在する場合には, 下層植生の回復効果が大きかった。

さらに, 列状間伐の効果を明らかにする目的で, ヒノキ人工林を列状 (1伐2残, 2伐4残, 3伐6残) に間伐し, 下層植生と林床の状態を比較した。短期的には伐採列において光環境が改善され植被率が増加した。しかし, 長期的には3伐列を除き, 光環境は再び悪化した。12年後, 3伐列では他の調査区よりも高い相対散乱光強度, 植被率, リター被覆率が維持され, 土壌侵食危険度指数も低かった。これらの結果から, 十分な伐採幅の確保によって, 光環境の改善, 下層植生の回復, 堆積リターの維持が実現し, 表土流亡の抑制につながることを示唆された。

列状間伐とニホンジカ (*Cervus nippon*) の採食圧が下層植生と表土流亡に与える複合影響を, 防鹿柵の有無と伐列/残列の組み合わせによる4条件で比較した結果, 下層植生は柵内でのみ継続的に回復し, 柵外ではいずれの列においても増加しなかった。また, 柵内伐列では, 他の条件と比べて, 土壌侵食危険度指数が低く, 植被率やリター被覆率が高い傾向にあった。これらの結果から, 間伐が下層植生の回復と表土流亡の抑止に有効である一方で, 高いシカ採食圧下では, その効果が大きく制限される可能性がある。

表土流亡の抑止に有効な伐倒木の処理方法を検討するため, 伐倒木を4種類の方法で林内に設置してその効果

を比較した。枝条やチップの散布によってリター被覆が増加し、下層植生が乏しい林床の保護に一定の効果があることが確認された。ただし、調査期間中に下層植生の顕著な回復は見られず、また枝条散布の効果は時間とともに低下する傾向があった。伐倒木による表土流亡の抑止対策は補助的な処置であるため、下層植生の発達を効果的に促す間伐方法と組み合わせる必要がある。

研究対象地域における各下層植生のタイプによる表土流亡の抑止効果は、シダ型 = ササ型 $\geq$ 草本型 > 低木型 $\gg$ 貧植生型の順に評価された。以上の結果に基づき、密度管理が十分に実施されていない壮齢期以降のヒノキ一斉人工林における森林管理の今後の方針を提示した。下層植生タイプに基づくフローチャートに従って合理的な森林施業を判断し、林分の性質に応じて木材生産林と環境保全林を適切にゾーニングすることで、表土流亡の抑止と森林資源の持続的な活用の両立が可能となると考えられた。

主な研究成果

1. ヒノキ林は、スギ林やアカマツ林と比較して表土流亡が発生しやすく、その主因は下層植生および堆積リターによる被覆率（林床被覆率）が低いことである。
2. 下層植生タイプの違いは、表土流亡の抑止効果に大きな差をもたらす。シダ型およびササ型は、高密度かつ高被度で叢生し現存量も大きいため、特に高い効果を示す。同様に、草本型も比較的高い効果を有する。
3. 強度間伐、群状間伐、列状間伐などの光環境を改善する間伐は、下層植生の発達を促進するため、持続的な植生回復、堆積リター層の増加、表土流亡の低減につながる。
4. ニホンジカの採食圧は下層植生の回復を阻害し、間伐による表土流亡の抑止効果を大きく制限する。
5. 伐倒木を用いた表土流亡の抑止対策は短期的には有効であるが、下層植生の発達を効果的に促す間伐方法との組み合わせが必要である。

結 論

本研究により、密度管理が遅れた壮齢以降のヒノキ一斉人工林において表土流亡を抑止するには、効果的な間伐による光環境の改善、ニホンジカの採食圧の適切な管理、および下層植生の発達を組み合わせた森林管理が不可欠であることが明らかとなった。これらの生態的な林分管理戦略は、水土保全と森林資源の持続的利用の両立にとって極めて重要である。

Summary

In even-aged Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) stands where density control has been insufficient, the

decline of undergrowth and expansion of areas of bare ground on the forest floor increase the risk of surface soil erosion. I explored forest management strategies with a focus on controlling surface soil erosion, from an ecological perspective, to improve forest structure and enhance soil and water conservation. The study was conducted on the Pacific side of Gifu Prefecture in central Japan, at elevations below 1200 m above sea level, where the maximum snow depth is less than 1.0 m.

First, I investigated the influence of different planted tree species on surface soil erosion. Among stands of Japanese cypress, Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*), and Japanese red pine (*Pinus densiflora*), the Japanese cypress stands showed the greatest surface soil erosion. Compared with the other stands, the Japanese cypress stands consistently exhibited reduced ground cover by undergrowth and litter. This characteristic—specific to the Japanese cypress stands—is a key factor contributing to increased surface soil erosion.

In the planted Japanese cypress stands, a "dwarf-bamboo (*Sasa nipponica*)-dominant type" was added to the conventional undergrowth types, which originally consisted of fern-dominant, herbaceous, shrub, and poor vegetation types. These types were reclassified based on their effectiveness in controlling surface soil erosion, with an emphasis on vegetation cover and dominant species. The dwarf-bamboo-dominant type, which occurs at higher elevations than the fern-dominant type and is capable of establishment under low-light conditions, was particularly effective in controlling surface soil erosion. The soil erosion susceptibility index—an indirect indicator of the relative risk of surface soil erosion—generally decreased with increasing vegetation cover. Notably, stands dominated by dwarf bamboo undergrowth had lower index values than those dominated by the herbaceous and shrub types, despite having comparable levels of total vegetation cover.

Annual movement of surface soil was minimal in the Japanese cypress stand with undergrowth dominated by the dwarf bamboo. The dense vegetation cover, many culms, and substantial aboveground biomass of the bamboo contributed to erosion control. Surface soil movement was also compared among four different undergrowth types—fern-dominant, herbaceous, shrub, and poor vegetation—in patches located within the same stand and on the same slope. The fern-dominant and herbaceous types provided substantial erosion control owing to their multilayered forest floor cover, consisting of floor litter, herbaceous vegetation (≤ 30 cm), and shrubs (> 30 cm). In contrast, the shrub type, with only a single layer of shrubs and little herbaceous vegetation or litter cover, provided only moderate erosion control, and the poor vegetation type, lacking

substantial ground cover, had the least effect.

Secondly, the effects of thinning on vegetation dynamics were investigated in Japanese cypress stands. Both group thinning and intensive thinning increased the relative light intensity within the stands, promoting undergrowth development. New undergrowth species appeared within 5 years after thinning and enhanced undergrowth development. I also examined the optimal gap size created by group thinning for the promotion of undergrowth development. Medium and large gaps, where improved light conditions facilitated more vegetation growth, resulted in substantial undergrowth development, whereas small gaps led to little improvement. In particular, areas with greater initial vegetation cover and the presence of dwarf bamboo showed more substantial undergrowth recovery.

I also investigated the effects of line thinning applied at three different intensities: one cut row with two uncut rows (1:2), two cut rows with four uncut rows (2:4), and three cut rows with six uncut rows (3:6). In the short term, thinning increased light intensity and vegetation cover in the thinned rows across all treatments. However, over the long term, only the cut rows in the 3:6 treatment maintained high light levels. These rows exhibited higher relative light intensity, vegetation cover, and litter cover than in the other treatments, with a lower soil erosion susceptibility index. These results indicate that the use of wider thinning rows promotes undergrowth recovery, litter retention, and erosion control.

The combined effects of thinning and browsing pressure by sika deer (*Cervus nippon*) were also assessed in a planted Japanese cypress stand. Line thinning was applied in two cut rows with four or five uncut rows (2:4 or 5), and four experimental conditions were established by using two factors: deer enclosure (inside or outside a deer-proof fence) and row type (cut or uncut). Inside the enclosure, undergrowth abundance gradually increased throughout the study period in both the cut and uncut rows. In contrast, outside the enclosure, undergrowth abundance remained unchanged in both row types. In the cut rows inside the enclosure, the soil erosion susceptibility index was lower, and both undergrowth vegetation and litter cover were more abundant, than under the other treatment conditions. These results suggest that, although thinning can effectively promote undergrowth recovery and reduce surface soil erosion, its effectiveness is diminished under high deer-browsing pressure.

To evaluate effective methods of using felled trees to control surface soil erosion, I tested four different treatments in thinned stands. Scattering of branches and wood chips increased litter cover and provided short-term protection against erosion in areas with sparse undergrowth.

However, no substantial undergrowth recovery was observed, and the protective effect of the scattered branches declined over time. This suggests that using felled materials for erosion control can be a useful supplementary measure, but that it is most effective when combined with thinning strategies that support undergrowth development.

Finally, the effectiveness of undergrowth types in controlling surface soil erosion was ranked as follows: fern-dominant type = dwarf-bamboo-dominant type $\geq$ herbaceous type > shrub type $\gg$ poor vegetation type.

On the basis of these findings, I propose forest management strategies for even-aged planted Japanese cypress forests in the mature stage or older, where density control has been insufficient. We can make rational silvicultural decisions by following a flowchart based on undergrowth types. By using this flowchart, we can appropriately zone forest stands for either timber production or conservation, depending on their characteristics. These strategies are essential for ensuring both soil and water conservation and the sustainable use of forest resources.

Key Findings

1. Japanese cypress stands are more prone to surface soil erosion than those of other tree species such as Japanese cedar and Japanese red pine. Lack of litter and undergrowth cover is a main factor behind this increased erosion risk.
2. Differences in undergrowth type result in variation in the control of surface soil erosion. Among those types, dwarf-bamboo-dominant and fern-dominant types are particularly effective in controlling soil erosion owing to their dense ground cover and substantial biomass. The herbaceous type also contributes substantially to erosion control.
3. Thinning methods that increase light availability, such as intensive thinning, group thinning, or line thinning, promote undergrowth development. These methods lead to more sustainable vegetation recovery, higher litter cover, and reduced soil erosion over time.
4. Browsing pressure by Sika deer negatively affects vegetation recovery and reduces the effectiveness of thinning. Consequently, the presence of deer limits the potential for soil erosion control, even in thinned areas.
5. Felled tree materials can provide short-term protection against soil erosion by increasing litter cover. However, thinning methods that promote undergrowth development remain the most effective strategy for reducing soil erosion.

Conclusion

My ongoing research has revealed that effective forest

management in densely stocked Japanese cypress stands requires a combination of thinning to increase light availability, careful management of deer browsing pressure, and promotion of the growth of undergrowth vegetation. These strategies are essential for ensuring both the conservation of soil and water and the sustainable use of forest resources.

既発表論文

- 第3章1節：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，DOI：<https://doi.org/10.4005/jjfs.98.193>
- 第4章1節：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（2）：55-61，DOI：https://doi.org/10.18922/jjfe.60.2_55
- 第4章2節：渡邊仁志・井川原弘一（2015）ササに覆われたヒノキ林林床における表土移動量．日緑工誌41（2）：315-318，DOI：<https://doi.org/10.7211/jjsrt.41.315>
- 第4章3節：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（10）：285-289，

DOI：<https://doi.org/10.4005/jjfs.106.285>

- 第5章1節：渡邊仁志・横井秀一・井川原弘一（2025b）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
- 第5章2節：渡邊仁志（2025）ヒノキ人工林の群状間伐における下層植生の回復に効果的な伐採群の大きさ．岐阜県森林研研報54：17-22
- 第5章3節：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，DOI：<https://doi.org/10.4005/jjfs.102.341>
- 第5章4節：渡邊仁志・片桐奈々・宇敷京介・岡本卓也（2025c）ヒノキ人工林における下層植生の動態と表土流亡の抑止に及ぼす列状間伐と採食圧の影響．日林誌107（11-12）：239-246，DOI：<https://doi.org/10.4005/jjfs.107.239>
- 第6章1節：渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一（2025a）伐倒木の処理方法がヒノキ人工林の表土流亡に及ぼす影響．岐阜県森林研研報54：1-7

上記各論文の著作権は、各学会誌または研究報告を発行する団体に帰属する。また、本学位論文への掲載にあたっては、各著作権帰属団体より転載許可を得ている。