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

中森由美子^{*1}・瀧井 忠人²・三浦 寛³

急傾斜地の若齢ヒノキ人工林において、処理の違い（皆伐、強度間伐、通常間伐）による表土移動量（細土、土砂、リター）の変化を明らかにするため、土砂受け箱法によって、処理前後4年間にわたる表土移動量を測定し、処理ごとの細土、土砂、リター移動レート ($\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) を比較した。細土、土砂、リター移動レートは、皆伐処理後に著しく増加した。一方、強度間伐区、通常間伐区では、処理前後で細土、土砂移動レートの変化は認められなかった。林内の相対照度および林床植生は、通常間伐、強度間伐、皆伐の順に伐採強度が高いほど増大した。強度間伐や通常間伐が表土移動量に与える影響は、皆伐区に比べて小さいことが明らかとなった。皆伐区や強度間伐区では、植生回復の増加による土砂移動抑制効果が、伐倒木処理などの人為的な地表攪乱によって相殺された可能性が考えられた。以上から、急傾斜ヒノキ人工林で森林管理を行う場合、作業時の地表攪乱を最小限にすることと、速やかな植生回復を促すことを調和させることが林地の土壌を保全する上で重要であると考えられた。

キーワード：間伐、皆伐、土砂移動量、細土移動量、植被率

Yumiko Nakamori,^{*1} Tadato Takii,² Satoru Miura³ (2012) Variation in Fine Earth, Sediment, and Litter Movement with Different Forest Management Practices on a Steep Slope in a *Chamaecyparis obtusa* Plantation. J Jpn For Soc 94: 120–126 To clarify the effects of different forest management practices on the quantitative variation in surface soil (fine earth, sediment, and litter) movement, we used sediment traps to measure the transport of materials on a slope for 4 years before and after clear cutting, heavy thinning, and normal thinning. As indicators of the degree of topsoil erosion, the transport rates ($\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) of fine earth, sediment, and litter were compared. The transport rates of all three materials increased significantly after clear cutting. By contrast, the transport rates of fine earth and sediment did not change after heavy or normal thinning. The greater the cutting intensity in the order normal thinning, heavy thinning, and clear cutting, the greater the increase in the relative light intensity of the understory and floor vegetation. We showed that heavy or normal thinning had little effect on fine earth and sediment movements, as compared to clear cutting. At the clear cut and heavily thinned sites, the surface soil disturbance caused by handling the felled trees was thought to offset by the inhibitory effects of vegetation recovery on sediment transport. We believe that it is important to conserve forest soils in order to minimize surface disturbance during harvest and encourage rapid revegetation when managing forests on steep slopes in *Chamaecyparis obtusa* plantations.

Key words: clear cutting, fine earth movement, sediment movement, thinning, vegetation cover rate

I. は じ め に

森林の土壌は林木の成立・生育の基盤であって、木材生産機能の他、保水機能、水質浄化機能などの諸機能をもつ。土壌のもつ諸機能の劣化を防止することが土壌保全であり、土壌保全の第一の眼目は、侵食の防止である（有光 1988）。近年増加している適切な保育管理が行われていない針葉樹人工林では、林床植生の衰退が進行し、これによる地力の損耗は、伐採跡地の裸地化以上であると推定されている（赤井 1977）。特にヒノキ人工林の林冠閉鎖にともなう林床植生の衰退は土壌侵食を活発化させやすい（たとえば、及川 1977；日浦・Rahman 2005）。

これまで林地で土砂移動量を測定した事例から、ヒノキ

林はスギ林やアカマツ＋広葉樹林に比べて土砂移動量が大きく（塚本 1989）、林床植生の存在や堆積リターによる被覆が雨滴による飛散土砂防止などの土砂移動の抑制に有効であることが明らかにされている（村井・岩崎 1975；井上ら 1987）。しかし、ヒノキの落葉は細片化し、表層土壌に混入しやすい（片桐ら 1982；酒井ら 1987）。そのため、ヒノキ人工林における林床被覆率（林床植生および堆積リターによる被覆）は、他の樹種と比べて林冠閉鎖後の若齢期に著しく低下する（三浦 2000）。急傾斜地においては、ヒノキの落葉落枝のみで林床被覆率を維持することは困難であり、土壌保全機能を発揮するためには、林床植生の回復が不可欠である（三浦 2000）。また、林床植生による被覆は、林内における表面侵食を決定的に支配する要因で、

* 連絡先著者 (Corresponding author) E-mail: nakamori_y0001@pref.wakayama.lg.jp

¹ 和歌山県林業試験場 〒649-2103 和歌山県西牟婁郡上富田町生馬 1504-1 (Wakayama Prefectural Forestry Experiment Station, 1504-1 Ikuma, Kamitonda, Wakayama 649-2103, Japan)

² 和歌山県環境生活部 〒640-8585 和歌山市小松原通 1-1 (Wakayama Prefectural Environment and Living Department, 1-1 Komatsubara, Wakayama 640-8585, Japan)

³ 独立行政法人森林総合研究所 〒305-8687 つくば市松の里 1 (Forestry and Forest Products Research Institute, 1 Matsunosato, Tsukuba 305-8687, Japan)

(2011 年 6 月 15 日受付；2012 年 5 月 1 日受理)

かつ人為的に管理可能である（塚本・新井 1991）ことから、間伐など光環境変化にともなう林床植生の動態に関する研究が数多く実施され（たとえば、清野 1990）、間伐率を高めることで林床植生がより発達する可能性が指摘されている（辻野・川崎 2000；野口ら 2009）。

一方、森林施業にともなう土砂移動量の変化について測定した事例は少ない（村井・岩崎 1976）。間伐が土砂移動量に及ぼす影響については、隣接する林地の比較や（荒木・阿部 2005；金・北原 2008）、間伐前後の土砂移動量の測定にとどまり（日浦・Rahman 2005；沼本ら 2007）、施業方法の違いによる土砂移動量の変化を、同一林分で比較した事例はほとんどない。そのため、間伐率を高めて林床植生を繁茂させることによる土砂移動の抑制効果を議論できる実測データは少ないのが実情である。

皆伐や間伐などの施業は、土砂移動の増大と抑制の両方の影響を及ぼしうる。林冠を疎開させることで林内照度を増加させ、林床植生の状態を変化させる（清野 1990）。同時に、林冠の有無により林冠からの雨滴の落下が変化し、雨滴侵食の衝撃力も変化する（Nanko *et al.* 2004）。また、施業にともなう地表の攪乱で堆積リターが失われて地面が露出し、逆に施業で生じた枝条により地表が被覆される。さらに、伐採された林木の搬出は地表を攪乱し、逆に切り捨てられて棚積みされた間伐木は地表保護効果を発揮する（平井ら 1992）。林地における土壌侵食の変化は、以上のような施業にともなう森林環境変化の総合的な発現結果として起こると考えられる。このような複合的な土壌侵食の変化を理解するためには、土壌保全の研究で広く利用されている汎用土壌流失予測式（Universal Soil Loss Equation, USLE）の侵食因子に関連づけて解析することが有効であると考えられる。USLE では、土壌侵食量は降雨係数、土壌係数、斜面長係数、傾斜係数、被覆係数、保全係数の六つの侵食因子の積で表わされる（Wischmeier and Smith 1978）。これらの 6 因子は互いに独立であることから、個々の因子について検討することが可能である（Wischmeier and Smith 1978；Lafien and Moldenhauer 2003）。また、USLE は林地にも適用されており（Dissmeyer and Foster 1981）、施業由来の侵食に関わる影響を侵食因子と関連づけて検討することで、侵食現象を解析的に取り扱うことが可能になる。

本研究では、急傾斜ヒノキ人工林の同一林分において、皆伐と間伐処理を並行して実施し、互いに比較することで、表層物質の移動量に及ぼす影響を USLE の 6 侵食因子に

従って検討し、相対的な各要因の関与について考察した。さらに、施業方法の違いによる処理前後の表層物質の移動量の変化を明らかにすることを目的とした。

II. 調査地および調査方法

調査は和歌山県田辺市中辺路町にある 29 年生（調査開始時）のヒノキ人工林で行った。調査地は標高約 450 m、平均傾斜 38 度の東向き平衡斜面の上部にあり、地質は古第三紀の砂岩・泥岩の互層である。調査地からおよそ 7 km 南東に位置するアメダス栗栖川観測所（33° 47.5′ N135° 30.8′ E160m asl）における 2005 年から 2008 年の年平均気温は 14.9℃、年平均降水量は、2,244 mm であった。2004 年 12 月の調査開始時の立木密度は、2,300 本/ha であった。調査開始の 12 年程前に間伐が一度行われていることが、伐根の年輪測定から明らかになっている。下層には常緑広葉樹がまばらに分布していた。2004 年 12 月、平衡斜面の南から北に向かって、四つの試験区（各 40×30 m）を設定し、1 試験区は無間伐区として、残りの 3 試験区は本数伐採率で 100%（皆伐区）、50%（強度間伐区）、20%（通常間伐区）になるように、2006 年 1 月に伐採処理を行った（表-1）。なお、間伐方法は下層間伐を採用し、形質不良木のほか劣勢木や準優勢木を伐採した。伐採に支障となる木本類は、必要に応じて刈り払った。

各試験区上端から 25 m の場所に、10 個の土砂受け箱（塚本 1999）を等高線上に設置し、処理前 1 年間（2005 年 1 月～2005 年 12 月）および処理後 3 年間（2006 年 3 月～2009 年 2 月）の約 4 年間、毎月土砂受け箱に捕捉された試料を回収した。回収した試料は風乾後、細土（2 mm 未満）、礫（2 mm 以上）、リターに区分し、乾燥（80℃、48 時間）重量を測定した。本稿では、これらの捕捉した物質のうち、細土と礫を合わせて土砂とする。伐倒木は、皆伐区では試験区外または土砂受け箱の下方に移動させ、間伐区では斜面水平方向に整理した。その際、伐倒木の横積み位置は土砂受け箱上方 0.5 m 以上になるように配置した（整理した伐倒木からの平均移動距離 1.6 m）。さらに箱の直上部 0.5 m×1 m の方形枠内の植被率を土砂受け箱の試料回収のたびに毎月、目視により調査した。植被率は、方形枠の上から地表を見下ろし、植物の被覆割合と林床を被覆する倒木・根株の割合を 5% 単位で目視によって判定した。林床のリターについては、植被率に含めずに評価しなかった。また、各試験区に 5 m 方形の林床植生調査区を

表-1. 調査試験区の概要

	皆伐区	強度間伐区	通常間伐区	無間伐区
平均傾斜角 (°)	38.8±5.2 ^{ab}	35.9±2.4 ^a	37.6±4.0 ^{ab}	42.5±2.5 ^b
伐採前密度 (本/ha, 2005 年 12 月)	2260	1857	2446	2658
伐採後密度 (本/ha, 2008 年 11 月)	0	919	1942	2658
本数伐採率 (%)	100	51	21	0
材積伐採率 (%)	100	36	10	0
樹高 (m)	13.8±1.1 ^a	14.6±0.9 ^a	13.7±0.9 ^a	13.2±2.5 ^a
胸高直径 (cm)	17.6±3.9 ^a	21.4±2.6 ^b	18.6±3.1 ^a	16.6±3.4 ^c

* 平均傾斜角は、土砂受け箱上方 2 m の角度を示す。表中の値は、平均値と標準偏差を示し、異なるアルファベットは、スティーラー・ドゥワース多重比較検定で有意差 ($p<0.05$) が認められたことを示す。樹高、胸高直径は、伐採前調査時（2005.12）の値を示す。

設定し、方形区内に出現する木本植物を2005年から2008年の毎年11月に調査した。さらに残存木の成長状況把握のため、処理前後の2005年12月と2008年11月に毎木調査を行った。また、処理前の2006年1月と処理後の2006年5月の曇天時に、照度計T-10 (KONICA MINOLTA) を用いて、相対照度の測定を各試験区内の植生調査プロット周辺で地上1.3 mの高さで5~10回測定した。対照区の測定は、調査地から200 mほど離れた開空地で行った。

土壌侵食量の評価には、物質移動量 (amount of materials transported, Miura *et al.* (2002)) と物質移動レート (transported rate of materials, Miura *et al.* (2002)) を用いた。物質移動量 (g m^{-1}) は、ある期間に斜面上で等高線に沿う幅1 mのラインを通過した物質の重量を示す。土砂受け箱の流入口の幅は25 cmであるため、観測された試料乾重量を4倍して物質移動量とした。物質移動レート ($\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) は、降水量1 mm当たりの物質移動量を示し、物質移動量を観測期間中の降水量 (mm) で除して算出した。本稿では、物質移動量、物質移動レートの物質という用語は、捕捉した細土、土砂、リターに対する総称として用いており、解析は細土移動量、細土移動レートのように移動物質の画分を対象に行った。降水量は、試験地の南東約1 km、標高約150 m下方にある水上観測局 (和歌山県砂防課) の日降水量を、各試験区共通の値として解析に用いた。年間の平均細土移動レートは、各試験区において毎月回収した土砂受け箱10個の細土移動レートの算術平均値をもとに、12カ月分の算術平均と幾何平均を算出した。森林下の土壌侵食量はオーダー単位で変化し変動幅が10倍から数10倍に及ぶ (Miura *et al.* 2002) ので、年間の平均細土移動レートの比較には幾何平均を用いた。同様に、年間平均土砂移動レート、年間平均リター移動レートも算出した。細土移動レート、土砂移動レート、リター移動レート、植被率、林床植生樹高の年変動の比較および各試験区の林況の比較には、スティール・ドゥワス多重比較検定を

適用した。

残存木の成長については、調査開始時のサイズが試験区間で異なったため (表-1)、相対胸高直径成長率 (RGR) を次式から求めた。

$$\text{RGR} = \ln(\text{DBH}\beta / \text{DBH}\alpha) / 3 \times 100 \quad (1)$$

DBH α , DBH β は、それぞれ処理前 (2005.12) と処理後3年目 (2008.11) のDBHを示す。

III. 結 果

細土、土砂、リター移動レートの経時変化を図-1に示す。処理後の細土、土砂、リター移動レートの変化は皆伐区で顕著に認められた。皆伐区の細土移動レートは、処理後2006年から2007年にかけて増加し、2007年には $0.17 \sim 1.1 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ に達し、処理前 ($0.029 \sim 0.12 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) と比較して1オーダー増加した。2008年の細土移動レートは、8月に全期間で最大の細土移動レート ($2.6 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) を記録したものの、8月を除くと2007年に比べて減少する傾向が認められた。土砂移動レートも細土移動レートと同様の傾向を示し、皆伐処理後に $0.41 \sim 5.8 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ の値を示し、処理前 ($0.11 \sim 0.54 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) に比べて1オーダー増加した。皆伐区のリター移動レートは、2005年に $0.040 \sim 0.35 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ であったのに対して、2006年から2008年には $0.065 \sim 0.62 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ と増加した。一方、強度間伐区、通常間伐区では処理後の細土、土砂、リター移動レートの変化は、ほとんど認められなかった。無間伐区の2005年の細土移動レートは、他の3試験区の2005年の値と比べて1オーダー大きく、4年間の観測期間を通して $0.11 \sim 0.90 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ の範囲で推移した。無間伐区の土砂移動レートも細土移動レートと同様に、処理前の2005年の値が、他の3試験区と比較して1オーダー大きく、観測期間を通して $1.0 \sim 9.8 \text{ g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$ の範囲で推移した。無間伐区のリター移動レートも、処理前の2005

表-2. 各処理区における細土、土砂、リターの年間平均物質移動レート ($\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) と年平均植被率 (%) の年変化

観測年	皆伐区					強度間伐区				
	算術平均	標準偏差	幾何平均	変化割合	年比較	算術平均	標準偏差	幾何平均	変化割合	
細土	2005	0.062	0.03	0.057	1.0	a	0.077	0.033	0.072	1.0
	2006	0.20	0.14	0.159	2.8	b	0.063	0.028	0.056	0.8
	2007	0.47	0.28	0.40	7.1	c	0.057	0.028	0.050	0.7
	2008	0.61	0.7	0.36	6.3	bc	0.060	0.034	0.053	0.7
土砂	2005	0.32	0.13	0.29	1.0	a	0.77	0.5	0.66	1.0
	2006	1.1	0.7	0.97	3.3	b	0.54	0.26	0.50	0.7
	2007	1.9	0.8	1.74	5.9	b	0.73	0.3	0.68	1.0
	2008	1.9	1.8	1.35	4.6	b	0.64	0.37	0.57	0.9
リター	2005	0.13	0.09	0.108	1.0	a	0.13	0.09	0.11	1.0
	2006	0.23	0.13	0.21	1.9	ab	0.12	0.049	0.107	0.9
	2007	0.26	0.14	0.23	2.1	b	0.15	0.11	0.123	1.1
	2008	0.21	0.14	0.18	1.6	ab	0.16	0.10	0.134	1.2
植被率	2005	21.1	0.7	—	1.0	a	14.1	1.1	—	1.0
	2006	8.6	3.7	—	0.4	b	24.0	7.9	—	1.7
	2007	18.3	5.0	—	0.9	a	32.9	4.9	—	2.3
	2008	37.6	9.0	—	1.8	c	38.5	3.4	—	2.7

*算術平均値、幾何平均値は、各処理区における土砂受け箱10個/月の算術平均値12カ月分を算術平均、幾何平均した値である。変化割合は、伐採処理前1年間値を示す。年比較は、スティール・ドゥワス多重比較検定法によって、すべての土砂受け箱による観測値を年ごとに比較した。異なるアルファベットは、有意差

年は他の3試験区より大きかったが、細土や土砂移動レートほどに大きな差はみられなかった。

年平均細土移動レートの幾何平均値は、皆伐区で処理後2006年、2007年に増加し（表-2）、2007年の年平均細土移動レートは、2005年の7.1倍に増加した。強度間伐区、通常間伐区の年平均細土移動レートは、処理前後で有意な違いは認められなかった。無間伐区の細土移動レートは、観測期間中高い値で推移した。年平均土砂移動レートは、皆伐区で処理後に増加し（表-2）、2007年には2005年の5.9倍の値を示した。強度間伐区、通常間伐区の年平均土砂移動レートは、処理前後で大きな変化は認められなかった。

無間伐区の年平均土砂移動レートは、観測期間中に変化はみられず、4年間高い値で推移した。皆伐区の年平均リター移動レートは、処理後2年目の2007年に2005年の2.1倍に増加した（表-2）。強度間伐区、通常間伐区のリター移動レートは、処理前後で変化は認められなかった。土砂受け箱直上部の年平均植被率は、皆伐区では処理後1年目にいったん減少したものの、その後増加した（表-2）。強度間伐区の年平均植被率は処理後に増加し、処理後3年目の2008年の植被率は2005年の2.7倍であった。通常間伐区の年平均植被率は2008年に2005年の1.5倍に増加した。

各試験区の土砂受け箱上方の平均傾斜角は無間伐区でや

図-1. 各処理区における細土、土砂、リターの平均物質移動レート ($\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) の月変化

図中の破線は、皆伐、間伐処理の実施時期を示す。

通常間伐区					無間伐区				
年比較	算術平均	標準偏差	幾何平均	変化割合	年比較	算術平均	標準偏差	幾何平均	変化割合
a	0.030	0.016	0.027	1.0	a	0.23	0.12	0.21	1.0
a	0.026	0.009	0.024	0.9	a	0.39	0.22	0.34	1.6
a	0.023	0.013	0.020	0.7	a	0.42	0.27	0.35	1.7
a	0.018	0.017	0.013	0.5	a	0.27	0.17	0.23	1.1
a	0.35	0.22	0.30	1.0	a	3.2	1.7	2.8	1.0
a	0.27	0.12	0.25	0.8	a	3.8	2.2	3.4	1.2
a	0.29	0.25	0.23	0.8	a	4.2	2.5	3.6	1.3
a	0.32	0.22	0.27	0.9	a	4.0	2.8	3.2	1.1
a	0.11	0.08	0.088	1.0	a	0.27	0.15	0.23	1.0
a	0.12	0.09	0.093	1.1	a	0.39	0.25	0.33	1.4
a	0.13	0.10	0.096	1.1	a	0.50	0.21	0.46	2.0
a	0.15	0.11	0.12	1.3	a	0.40	0.23	0.34	1.5
a	25.1	2.6	—	1.0	a	13.4	1.4	—	1.0
ab	23.9	4.9	—	1.0	a	15.3	3.6	—	1.1
bc	30.1	3.9	—	1.2	a	19.8	3.6	—	1.5
c	36.7	4.5	—	1.5	b	20.5	3.6	—	1.5

(2005年)の細土、土砂、リターの平均物質移動レート ($\text{g m}^{-1} \text{mm}^{-1}$) の幾何平均値と平均植被率 (%) の算術平均値を1としたときの2006年から2008年の相対 ($p < 0.05$) が認められたことを示す。観測年の年降水量は、2005年、2,215 mm；2006年、2,968 mm；2007年、2,250 mm；2008年、2,070 mmである。

表-3. 各処理区の相対照度, 残存木の直径成長量

	皆伐区	強度間伐区	通常間伐区	無間伐区
伐採前相対照度 (%)	2.6 ± 0.3^a	3.2 ± 0.5^a	3.0 ± 0.3^a	1.0 ± 0.3^a
伐採後相対照度 (%)	80.5 ± 25.7^a	36.2 ± 5.4^b	5.2 ± 2.8^c	1.2 ± 0.7^d
胸高直径成長量 (cm/yr)	—	0.48 ± 0.24^a	0.32 ± 0.16^b	0.21 ± 0.23^c
相対胸高直径成長率 (%/yr)	—	2.21 ± 0.97^a	1.66 ± 0.72^b	1.32 ± 0.86^c

*表中の値は、平均値と標準偏差を示し、異なるアルファベットは、スティーラー・ドゥワース多重比較検定で有意差 ($p < 0.05$) が認められたことを示す。

図-2. 各処理区における 2005 年から 2008 年までのヒサカキ ($H \geq 50$ cm) の平均樹高の変化

エラーバーは標準偏差を示し、異なるアルファベットは、スティーラー・ドゥワース多重比較検定で有意差 ($p < 0.05$) が認められたことを示す。

や大きかった (表-1)。処理後の相対照度は試験区間で有意に異なり、皆伐、強度間伐、通常間伐、無間伐の順に高かった (表-3, $p < 0.05$)。相対胸高直径成長率は、強度間伐区、通常間伐区、無間伐区の順に高かった (表-3, $p < 0.05$)。林床植生調査区に出現した生活形別の本木数は、どの試験区においても高木性・亜高木性よりも低木性が多く、その傾向は処理後も変わらなかった (表-4)。低木本数は、皆伐区では処理直後の 2006 年から増加する傾向がみられた。強度間伐区では 2007 年以降に増加する傾向がみられた。また、全出現本木数の 47~94% を低木種で処理前から生育していたヒサカキが占めていたことから、その樹高 ($H \geq 0.5$ m) を観測年ごとに比較した。その結果、ヒサカキの樹高は通常間伐区、無間伐区で有意な差は認められなかったが、皆伐区、強度間伐区では処理後 3 年目の 2008 年に高くなっていた (図-2, $p < 0.05$)。このように伐採強度が高いほど、相対照度も高く、林床植生は増大していた。

IV. 考 察

1. USLE の侵食因子からみた伐採処理の影響

本試験の結果は、間伐処理にともなう植被率の増大が、細土や土砂移動レートの低下をもたらさなかった点において、間伐による土壌保全効果の向上への期待に反するものであった。このような結果が得られた原因について、USLE の 6 因子、すなわち降雨係数、土壌係数、斜面長係数、傾斜係数、被覆係数、保全係数に従って、土砂移動量に及

ぼす伐採処理の影響を以下に検討する。

降雨係数は降雨強度によって決まる。閉鎖林分では、降雨はいったん樹冠にトラップされて林内雨となって地表に落下する。壮齡ヒノキ人工林 (枝下高 14.9 m) の林内雨の総雨滴衝撃エネルギーは、裸地の 2 倍以上であるとされ (Nanko *et al.* 2004)、調査したヒノキ林の枝下高は 8.7 m と低いものの、皆伐後は林冠が失われたために、雨滴の衝撃エネルギーも低下したと考えられる。土壌係数は、有機物や粘土の組成など土壌の性質によって決まるものであり、伐採処理によって侵食に影響する土壌特性が変化したとは考えられない。斜面長係数については、土砂受け箱試験では箱の設置位置から尾根までが斜面長に相当し、伐採処理が斜面長に影響を及ぼすことはない。傾斜係数についても同様であり、伐採処理により斜面の傾斜が変化することはない。被覆係数は伐採処理によって大きく変化すると推測される。リターによる被覆は評価していないが、少なくとも林床植生の本数や植被率は伐採処理により大きく変化しており (表-2, 4)、伐採処理の影響を大きく受ける因子であったと考えられる。保全係数に影響するものとしては、間伐木を斜面水平方向に配置することによって、細土、土砂の移動を抑制する効果が生じたことが考えられることから、処理後の間伐木の配置によって、強度間伐区、通常間伐区では保全による効果が高まったことが考えられる。以上のことから、USLE の 6 因子のうち、被覆係数、降雨係数、保全係数の 3 因子が伐採処理によって変化したと考えられた。

2. 伐採処理による物質移動レートの変化

処理前 1 年間の年平均土砂移動レート (表-2) は、無間伐区を除いた区で $0.32 \sim 0.77 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ の範囲に収まり、塚本ら (1998) から算出した年間の土砂移動レート ($0.01 \sim 0.57 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) と同様の値を示した。一方、無間伐区の年平均土砂移動レートは $3.0 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ を超えており、山腹斜面沢筋のヒノキ林 (傾斜 36°) で観測された細土、礫、リターを合わせた年間総物質移動レート $0.85 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (岩川ら 1987) や、急傾斜地に成立するヒノキ若齢林 (傾斜 37°) の年間土砂移動レート $1.3 \text{ g m}^{-1} \text{ mm}^{-1}$ (Miura *et al.* 2002) よりも大きく、土壌侵食量が大きいたことが示された。地表面侵食は、ある傾斜度を超えると急激に増加すると考えられており (荒木・阿部 2005)、本調査地では、無間伐区の平均傾斜が 40° を超えていたために、とくに高い値を示したものと推察された。

処理の違いによる残存木の相対胸高直径成長率は、強度間伐区 > 通常間伐区 > 無間伐区の順に高く、伐採強度が大

表-4. 各処理区の植生区 (25 m²) 内に出現した生活形組成別木本個体数の経年変化 ($H \geq 10$ cm)

種 類	皆伐区				強度間伐区				通常間伐区				無間伐区			
	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008	2005	2006	2007	2008
高木	1	14	9	8	4	8		1	5	5	5	4	2	2	2	1
亜高木	1	2	1	2				1	2		3	2	7	6	6	5
低木	33	54	38	83	26	23	33	44	66	72	76	65	29	22	27	25
(低木のうちヒサカキ)	25	36	37	44	23	18	31	29	59	64	66	58	22	18	24	22
合計	35	70	48	93	30	31	33	46	73	77	84	71	38	30	35	31

生活形区分は、佐竹ら (1989a, b) に拠った。

きいほど高かった (表-3)。皆伐区、強度間伐区では、低木性種の個体数が2005年と比較して処理後に増加し (表-4)、個体数密度で優占したヒサカキの樹高は処理後3年目に増加した (図-2)。これらの結果は、四国地方のヒノキ人工林でみられた結果と概ね一致し (深田ら2009; 宮本ら2009; 野口ら2009)、伐採強度に比例して、残存木樹冠の利用空間や相対照度が増加したことによって、残存木の直径成長が促されるとともに林床植生が増加し、土壤保全機能の発揮に必要な植生回復 (三浦2000) につながったと考えられた。

皆伐区では処理後2年間に細土移動レートと土砂移動レートが著しく増加し (図-1, 表-2)、皆伐区の年平均細土移動レートの幾何平均値は2007年にピークに達している (表-2)。皆伐区では処理後2年目の2007年から植被率が増加しており、これら被覆による効果の増加と皆伐後の雨滴による侵食量の低下によって、細土移動レート、土砂移動レートは減少すると考えられたが、処理後に細土移動レート、土砂移動レートは増加した (図-1)。その原因として、今回皆伐区の伐倒木は、林外へ搬出できなかったため、玉伐りした後、試験区外または土砂受け箱の下方に移動させており、その際、地表を攪乱したことが考えられる。林分内の地表の状態と土砂流出の関係について、地表の地被物をはぎ取った実験では、地表裸出区の土砂流出量は、無処理区の821倍に達したことや、トラクター集材に関連した実験でも、いったん地表のA₀層が取り去られ、地表が露出すると著しい土砂が流出すること (村井・岩崎1976)、林床被覆物を除去直後に細土や礫移動レートが急激に増加したこと (Miura *et al.* 2003) が報告されている。被覆率の減少によって土壌侵食量は指数関数的に増加する (Stocking 1994) ことから、このような伐倒木の処理による地表の攪乱と、伐採支障木の除去による一時的な植被率の低下 (表-2) が、2006年から2007年の細土移動レート、土砂移動レート増加の要因となったと考えられた。一方で、皆伐区の2008年の月単位の細土移動レートは8月の大きな細土移動レートを除くと減少傾向に転じている。皆伐区の2008年の植被率は2006年の4倍以上に増加しており、これが細土の移動を抑制した可能性が高い。また、皆伐区のリター移動レートは、処理前に比べて増加していた (図-1, 表-2)。このことは処理による枝条残材等の物質が供給されたことによって、リターとして移動する物質が増加したことに起因すると考えられた。このように皆伐処理後に表層物質の移動が大きく変化したのに比べると、強

度間伐、通常間伐処理後の細土、土砂移動レートには大きな変化はみられなかった (図-1, 表-2)。この結果は、間伐実施を境として土砂の侵食傾向が緩やかになったとする日浦・Rahman (2005) や沼本ら (2007) の結果と異なっていた。特に、強度間伐区では植被率の増加にもかかわらずそのような傾向はみられなかった。

平井ら (1992) は、枝条の棚積み処理による細土や礫移動の防止効果を報告している。通常間伐区や強度間伐区では、間伐木の水平配置によって細土の移動を抑制する効果が増加したと考えられる。一方で、間伐による相対照度の増加にともなって植被率が増加して被覆による効果が増加し、それによって細土の移動が抑制される効果も相乗的に働いたと考えられる。特に、低木性木本個体数やヒサカキの樹高成長は、相対照度の増加にともない、通常間伐区よりも強度間伐区で大きかった。さらに、強度間伐区では半分近くの林冠が失われたことによって、通常間伐区と比べて林内雨による雨滴衝撃エネルギーが低下し、降雨による侵食強度が小さくなったと考えられる。これらのことから、強度間伐区では植被率などの増加による被覆効果の増加に加えて、雨滴衝撃エネルギーが低下するという効果が生じたと考えられる。それにもかかわらず、強度間伐区において伐採処理後に細土、土砂移動レートの減少がみられなかった理由としては、急傾斜地での間伐木の伐倒作業にともなって生じた地表攪乱の程度が通常間伐区よりも高くなっていたことが考えられる。強度間伐区では、被覆と降雨による侵食強度を減少させる効果が地表攪乱によって相殺された可能性が考えられた。また、無間伐区の細土・土砂・リター移動量は観測期間中、常に高い値で推移しており (図-1, 表-2)、本試験地のように特に傾斜が大きい林地では、土砂流出による土壌保全機能の低下が著しく、それが今後も継続することが懸念される。

今回の試験では、強度間伐や通常間伐が細土や土砂移動量に与える影響は、皆伐に比べて小さいことが示された。また、皆伐後の細土移動量は、植生回復にともなって3年目には緩やかに減少に転じていた。これらのことは皆伐や強度間伐のように林地の攪乱規模が大きい施業方法を選択する場合でも、侵食因子のうち被覆因子と保全因子を人為的に管理し植生回復を促すことで、地表攪乱による影響を緩和する効果が大きくなることを示唆すると考えられた。すなわち、急傾斜地などの土壌侵食の起こりやすい立地環境下で森林管理を行う場合は、作業時の地表攪乱を最小限に制御することと、速やかな植生回復を促すことを調和さ

せることが林地の土壤保全を図る鍵となることが示唆された。今後は、木材生産力の維持に不可欠である森林の土壤を保全するために、森林の取り扱いと土壤侵食の関係について、施業効果が発現するまでの時間を考慮して、長期にわたる土壤侵食に関する変動特性を明らかにしていく必要がある。

本研究の実施にあたり、和歌山県林業試験場の関係各位には野外調査や土壌試料の処理に多くの支援をいただきました。また、市原 論氏、有田和行氏をはじめとする和歌山大学システム工学部の学生には野外調査に協力していただきました。ここに深くお礼を申し上げます。

引用文献

- 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
- 荒木 誠・阿部和時 (2005) 間伐は森林の土壤を守れるか? 森林科学 44, 26-31
- 有光一登 (1988) 森林の土壤保全機能. 日本治山治水協会
- Dissmeyer GE, Foster GR (1981) Estimating the cover-management factor (C) in the universal soil loss equation for forest conditions. J Soil Water Conserv 36: 235-240
- 深田英久・渡辺直史・宮田弘明・山崎敏彦 (2009) 強度間伐が残存木の成長および材質等に与える影響. 高知県立森林技術センター研究報告 34: 56-83
- 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
- 日浦啓全・Rahman AFMA (2005) ヒノキ人工林斜面における表層土砂の動態に関する研究. 日林誌 87: 387-393
- 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
- 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
- 片桐成夫・石井 弘・有光一登・上田晋之助・赤井龍男・薬師寺清雄 (1982) 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 (VIII) スギ, ヒノキ林の土壌の諸性質と移動物質の化学的特性. 93 回日林論: 351-353
- 金 栄麒・北原 曜 (2008) 人工林斜面の土壌侵食. (人工林荒廃と水・土砂流出の実態. 恩田裕一編, 岩波書店). 134-142
- 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
- Laffan JM, Moldenhauer WC (2003) Pioneering soil erosion prediction: The USLE Story. World Association of Soil and Water Conservation, Spec Publ 1
- 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: 132-140
- Miura S, Hirai K, Yamada T (2002) Transport rates of surface materials on steep forested slopes induced by raindrop splash erosion. J For Res 7: 201-211
- 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
- 宮本和樹・奥田史郎・稲垣善之・小谷英司・野口麻穂子・伊藤武治 (2009) 間伐から5年が経過したヒノキ人工林の成長と葉面積指数の比較. 森林立地 51(1): 21-26
- 村井 宏・岩崎勇作 (1975) 林地の水および土壤保全機能に関する研究 (第1報) 森林状態の差違が地表流下, 浸透および侵食に及ぼす影響. 林試研報 274: 23-84
- 村井 宏・岩崎勇作 (1976) 林地の水および土壤保全機能に関する研究 (第2報) 地床かく乱が地表流下・浸透および侵食に及ぼす影響と林地の保全策. 林試研報 286: 1-52
- Nanko K, Hotta N, Suzuki M (2004) Assessing raindrop impact energy at the forest floor in a mature Japanese cypress plantation using continuous raindrop-sizing instruments. J For Res 9: 157-164
- 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
- 沼本晋也・渥美功介・野々田稔郎・武井量宏・近藤親慈・林 拙郎・島田博匡 (2007) 強度間伐ヒノキ人工林における水・土砂動態—三重県白山町内ヒノキ林における間伐処理後の変化—. 中部森林研究 55: 161-164
- 及川 修 (1977) 斜面に生育するヒノキ林の土と有機物の地表面移動量. 日林誌 59: 153-158
- 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
- 佐竹義輔・原 寛・亘理俊次・富成忠男編 (1989a) (日本の野生植物 木本 I. 平凡社)
- 佐竹義輔・原 寛・亘理俊次・富成忠男編 (1989b) (日本の野生植物 木本 II. 平凡社)
- Stocking MA (1994) Assessing vegetative cover and management effects. In: Soil Erosion Research Method. 2nd ed. Lal R (eds) Soil and Water Conservation Society, 211-232
- 辻野新子・川崎圭造 (2000) 長伐期施業によるヒノキ林間伐後の林内環境の変化 (Ⅲ) 強間伐後の下層植生の回復状況. 中部森林研究 48: 31-34
- 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: 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—土壌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: 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, 博友社). 195-196
- 塚本良則・新井雅夫 (1991) 斜面侵食防止からみた森林施業のあり方. 東京農工大演習林報告 29: 43-54
- Wischmeier WH, Smith DD (1978) Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. US Dept Agric, Agriculture Handbook. 537