林床被覆がヒノキ人工林の侵食防止に及ぼす影響

服部重昭⁽¹⁾,阿部敏夫⁽²⁾,小林忠一⁽³⁾,玉井幸治⁽⁴⁾

HATTORI, Shigeaki, ABE, Toshio, KOBAYASHI, Chuichi and TAMAI, Kohji:

Effect of Forest Floor Coverage on Reduction of

Soil Erosion in Hinoki Plantations

要 旨:近年、関西地域では、人工造林面積に占めるヒノキ植栽面積が高率で推移している。ヒノキ 造林の拡大は、造林不適地にまで延びることが危惧されるので、造林適地区分法の開発や適地選定指針 の提示が行われている。一方、ヒノキ林の表土流亡に起因する地力減退の防止については、林床植生や Ao 層の効果が指摘されているが、その効果の定量的評価は進んでいない。そこで、ヒノキ純林へのア カマツの混交と林床のササが、土砂とリターの流亡防止に及ぼす影響を定量的に把握した。これに加え、 落葉堆積量と侵食土砂量の関数関係を実験的に検討し、リター堆積の効果を数量化した。ヒノキ純林に アカマツやササが侵入すると、年間侵食土砂量は1/4~1/8、流亡リター量は1~1/2 程度まで減少した。 また、Ao 層の一部を除去すると、侵食土砂量と流亡リター量が大幅に増加した。これにより、アカマ ツの混交やササの侵入は、土砂とリターの流亡防止に効果があることを実証した。土砂とリターの移動 は、斜面を流下する地表流よりも降雨因子、特に10分間最大降雨強度と降雨エネルギーに強く依存す ると推察された。つぎに、許容限界侵食土砂量の概念を提示し、花崗岩地帯のA 層生成速度から、こ れを1~3 t/ha/年と見積もった。これらの結果に基づいて、ヒノキ林の侵食防止を考慮した施業の目 標を具体的に示すため、人工降雨実験から推定された侵食土砂量と落葉堆積量の指数関数式を援用し、 ヒノキ・アカマツ混交林において許容限界侵食土砂量を維持するのに必要なリター堆積量が、5~7 t/ha であることを導いた。

次

Ħ

1	6	まじめに	2
2	訓	周查林分	3
3	涯	∥定方法及び実験方法 ⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯⋯	6
ŝ	3. 1	ヒノキ林における測定	6
ŝ	3. 2	人工降雨による侵食実験	8
į	3. 3	降雨エネルギーの計算	9
3	3.4	侵食に関与する降雨因子の設定	10
4	瓻	告果と考察	11
4	1. 1	侵食土砂量の季節変化・・・・・	11
4	1. 2	流亡リター量の季節変化・・・・・	13
4	. 3	侵食土砂量と降雨因子の関係	14
4	. 4	流亡リター量と降雨因子の関係・・・・・	16
4	. 5	地表流出が土砂とリターの流亡に及ぼす影響	18

1990年12月6日受理 (1)(3)(4) 関西支所

(2) 企画調整部

環境—10 Forest Environment—10

4.6 侵食土砂の粒度分布と流亡リターに占めるヒノキ葉の割合	20
4.7 落葉被覆が侵食土砂に及ぼす影響	23
4.8 アカマツ混交率が侵食土砂と流亡リターに及ぼす影響	25
4.9 アカマツ混交と林床のササの侵食防止効果	27
5 ヒノキ林の許容限界侵食土砂量と必要なリター堆積量の検討	28
5.1 ヒノキ林の許容限界侵食土砂量	28
5.2 許容限界侵食土砂量を維持するのに必要なリター堆積量	30
6 おわりに	31
引用文献	31
Summary	33

1はじめに

ヒノキの成育適地は、夏雨・冬乾燥・寡雪な気候帯で、土壌型では B_D(d) といわれる(四手井、 1974)。このような立地環境を満たす地域が、関西地域には広範に分布している。しかも、近年、マッ クイ虫によるマッ枯損跡地の更新樹種として、材価の安定しているヒノキへの志向が高まってきた。そ の結果、昭和 40 年代以降、ヒノキ造林地面積は拡大の一途をたどり、現在、関西地域には、間伐や枝 打ちなどの保育作業を必要とする林齢にさしかかっているヒノキ林が多い。ヒノキ林は地力維持の点で 問題があることは、多くの林家や研究者により指摘されてきた。例えば、河原(1990)は尾鷲地方のヒ ノキ林の樹高成長曲線を検討し、地力低下の実態を示した。一方、ヒノキ植栽の拡大は、造林適地を逸 脱して進む傾向もある。そこではヒノキの成長が悪く、ヒノキ根系の発達が期待できない林分を生じ、 森林の土保全機能維持の面からも危惧される。そのため、地力維持と土砂災害防止の観点に立って、地 域の立地環境に応じた適切な保育管理のあり方を早急に提示することが緊要な課題となっている。

土壌侵食は非常に多くの要因に支配される。アメリカ合衆国農務省土地保全局により提案され、世界 各国で利用されている土壌流亡方程式(Universal Soil Loss Equation で略して USLE)に、その 様子をみることができる。

 $\mathbf{E} = \mathbf{R} \cdot \mathbf{K} \cdot \mathbf{L} \cdot \mathbf{S} \cdot \mathbf{C} \cdot \mathbf{P}$

(1)

ここで, E: 侵食量, R: 降雨係数, K: 土壤受食性係数, L: 斜面長係数, S: 傾斜係数, C: 植被 管理係数, P: 保全係数。

USLE は,侵食に関与する上記各要因を対象地域ごとに評定し,それらの積から年間の平均侵食量 を予測するものである。(1)式は農耕地で広く使用されてきたが,関与する要因はそのまま森林地にも 当てはまる。この中で,森林管理により変化する要因は,R,K,C である。林分構造を変えると,林 内の雨滴の直径分布や落下高に影響するため,降雨の運動エネルギーの増減を招き,R は変化する。 林床への有機物供給の増加による土壤構造の発達は,長期的変化であるが,土壤の受食性低下をもたら すので,K の変化につながる。R,K に比べると,C が侵食の軽減に及ぼす効果は大きい。例えば, 林床に植生を繁茂させたり,リターによる林床被覆を促す森林管理は,侵食防止に大きな効果を与える。

— 2 —

林床被覆という一種のマルチングは、雨滴衝撃力の緩和と、地表面粗度の増加に伴う地表流の抑制効果 を発揮するからである。そのため、ヒノキ林の土壌侵食防止は、林床被覆を助長する森林管理が基本と なる。

ヒノキ林内の裸地化は、ヒノキの生態的特性に負うところが大きい。ヒノキ枝葉は水平方向に展開す る性質があり、これが入射光を遮るため、林内照度は林床植生が成育できないほどに下がる。それに加 え、落下した鱗片葉は、雨滴などの衝撃により小枝から離脱し、細片化する。特に傾斜地では、細片が 落下雨滴や地表流などにより容易に移動するため、A。層被覆が失われ、裸地化が進む。このとき、細 片が疎水性をもつことも裸地化を助長する。従って、ヒノキ細片葉の移動を物理的に阻止する作業種の 導入が必要になる。その作業として、間伐、枝打ち、樹種混交、樹下植栽などの有効性が指摘されてい る。この中で、間伐、枝打ちの保育作業や林床植生の成長が、侵食防止に効果があることは実証されて いる(赤井ほか、1981;古池、1985;井上、1987)。しかし、林床植生量が侵食量に及ぼす影響を定量 的に評価するまでには至っていない。また、樹種混交の効果については報告例が見当たらない。そのた め、地力維持や土砂災害防止に適した A。層や林床植生の管理法の具体的提案はなされていない。A。 層や林床植生の管理法は、土壌やリターの移動という物理的プロセスと、林床植生や A。層の発達とい う生態的プロセスのバランスに立脚して議論しなければならないと考える。

そこで、ヒノキ純林へのアカマツの混交と林床へのササの侵入が、侵食土砂とリター流亡に及ぼす影響を実態調査の結果に基づき解析した。この中で、侵食土砂量、流亡リター量に及ぼす降雨強度や降雨 エネルギーの影響を評価することにより、土砂とリターの移動特性を解明した。ヒノキ葉とアカマツ葉 の混交割合や地麦被覆割合の効果は、人工降雨装置を用いた実験で補足した。これらの結果と、許容侵 食土砂量の概念を組み合わせることにより、ヒノキ・アカマツ混交林の侵食防止に必要なリター堆積量 を推定した。

ヒノキ林における侵食土砂量の実態調査を進めるに当たり,試験地使用について快諾していただいた ばかりでなく,種々の便宜を図って下さった金勝生産森林組合に感謝の意を表する。この研究は,昭和 60年度から開始された特別研究「低位生産地帯のマツ枯損跡地におけるヒノキ人工林育成技術の確立」 の中で行ったものである。本プロジェクトの計画,遂行に参画された関係各位に感謝の意を表する。ま た,花崗岩山地の A 層生成速度について,有益な助言と資料提供をいただいた関西支所土壌研究室の 鳥居厚志技官にお礼申し上げる。

2 調 査 林 分

調査林分は, 滋賀県栗太郡栗東町の金勝生産森林組合所有の26年生(1986年現在) ヒノキ人工林で ある。当林分にはアカマツが混生している斜面と,林床にミヤコザサが成育している斜面が隣接して存 在する。アカマツは周囲から侵入したもので,ヒノキの林冠を抜け,上木を形成している。ミヤコザサ は斜面上部で日射が林床に届いている部分に生えている。そこで,林床状態に応じ,林分をヒノキ純林 区(以下ヒノキ区と呼ぶ),ヒノキ・アカマツ混交林区(以下アカマツ区),林床にササの生えたヒノキ 林区(以下ササ区)に区分し,各区で侵食土砂量と流亡リター量を測定した。 調査地は標高 450~500 m に位置する。ヒノキ区の林況は、平均胸高直径 14.3 cm,平均樹高 12.8 m であり、アカマツ区のヒノキは平均胸高直径 14.0 cm,平均樹高 13.2 m である。一方、ササ区の ヒノキは平均胸高直径 11.4 cm,平均樹高 10.4 m で、ヒノキ区やアカマツ区に比べ小さい。地質は 花崗岩で、土壌型はヒノキ区が B_D 、アカマツ区が B_D (d)、ササ区が $B_D ~ B_D$ (d) に分類される。 林床植生はヒノキ区とアカマツ区には存在しない (Photo. 1)。ササ区のササ乾物重量は斜面上部の方





Photo 1. 各区の林床被覆の状態 Condition of forest floor coverage in each plot. A:ヒノキ区 B:アカマツ区 C:ササ区 Hinoki plot Akamatsu plot Sasa plot

- 4 -

が多い傾向があるが、平均重量は 20.6 g/m² となる。ヒノキ区の A₀ 層堆積量は非常に乏しく 280 g/m² で、部分的にヒノキ細根が浮き出た状態にある。それに対し、アカマツ区とササ区には A₀ 層が厚 く堆積し、土壌面はリターで完全に被覆されている。アカマツ区とササ区の A₀ 層堆積量はそれぞれ 750 g/m²、436 g/m²である。

アカマツ区の混交状態を Fig. 1 に示した。ここには、二つの試験プロットの周囲約 3 m の範囲に 入る立木を図示した。図中のヒノキ 26 本に対し、アカマツは 7 本存在するので、アカマツの混交率は 21% と見積もられる。なお、アカマツの平均胸高直径は 17.0 cm、平均樹高は 13.7 m で、ヒノキよ りも大きい。

各試験プロットの土壌理学性は、Table 1 のように整理される。供試土壌は、A₀ 層を除いた表土 (0~4 cm)から採取した。目立った違いとしては、ヒノキ区の透水性が他 2 区より小さいことが挙げ られる。しかし、孔隙量、特に粗孔隙量にはほとんど差がない。透水性を除くと、その他の理学性には 3 区間で大きな違いは認められない。なお、理学性分析は、国有林野土壌調査方法書に準拠した。



Fig. 1. ヒノキ林へのアカマツの混交状態(アカマツ区) Spatial distribution of akamatsu in a hinoki plantation (akamatsu plot).

	ヒノキ (○ アカマツ	
	Hinoki	Akamatsu	L.
P 1	:傾斜角 40°区		P 2 : 傾斜角 30° 区
	Inclination a	ngle 40°	Inclination angle 30°

試験区 Plot	採土深 Sampling	透水性 Permiability	容積重 Bulk density	孔 隙 率(%) Porosity		
	dept n (cm)	(cc/min)	(g/cc)	細孔隙 Fine	粗孔隙 Coarse	全孔隙 Total
ヒノキ区 Hinoki plot	0~4	5.5	0.698	24.9	35.7	60.6
アカマツ区 Akamatsu plot	0~4	22.3	0.613	25.6	32.6	58.2
ササ区 Sasa plot	0~4	48.0	0,850	27.4	24.6	52.0

Table 1. 各区の土壤理学性

Physical properties of soil layer in each plot.

3 測定方法及び実験方法

3.1 ヒノキ林における測定

ヒノキ区,アカマツ区,ササ区にそれぞれ二つの試験プロットを設定した(Fig. 2)。二つのプロットは,一方が傾斜 40°(以下 P1 と呼ぶ),他方が傾斜 30°(以下 P2)の斜面部位を選んで配置した。



Fig. 2. 試験林分の位置と試験プロットの配置 Location of the study forest and arrangement of the experimental plots.

□ ヒノキ区 ▲ アカマツ区 △ ササ区 Hinoki plot Akamatsu plot Sasa plot Fig. 2 に示したササ区とアカマッ区の距離は約 50 m と短いうえ,斜面方位も同じであるので,降雨 などの気象条件はほぼ等しいとみなせる。微地形的 には,ササ区がわずかに凹型斜面に位置するが、ヒ ノキ区とアカマッ区はともに平衡斜面上にある。

侵食土砂量,流亡リター量及び地表流出量は, Fig.3に示した装置により測定した。プロットの 大きさは,幅1m,斜面長2mで,その周囲3方 に木枠を埋め込んだ。プロット下端には,土砂やリ ターを集める土砂受箱(プラスチック製角型雨樋) を設置した。その諸元は,幅20cm,長さ100cm, 深さ10cmである。土砂受箱は,降雨やプロット 斜面以外から飛散土砂が入らないように,プラスチ ック波板で屋根を掛けるとともに,周囲に囲いをし た。

土砂受箱の取り付けに当たっては、土壤断面と土 砂受箱の間にすき間ができないよう工夫した。土砂 受箱が接する土壌断面と、プロット内の斜面下端付 近にスプレーのり(住友スリーエム K.K.)を塗布 し、固定した。これにより、土壌断面の崩れや受箱

— 6 —

最大容水量 Max. water holding cap.	最小容気 量 Min.air cap.	採取時含水量 Water content by volume
(%)	(%)	(%)
35.1	25.5	22.9
35.0	23.2	24.9
35.4	16.6	24.2





Dimension of a experimental plot, and device to collect eroded soil and litter, and surface runoff.

との分離を防いだ。また,プロット上端の木枠の外側には,その上方斜面からの地表流出水を側方に誘 導,分散させる溝を掘った。

土砂受箱にたまった堆積物は毎月回収し、水洗いにより土砂と有機物に分離した。これを炉乾燥し, 乾燥重を秤量した。土砂受箱の排水口から地表流出水とともに流れ出る土砂は,転倒ます量水計の下に コンテナを置き沈砂させた。しかし、この量は結果的に微量であったため、測定しなかった。分離した 土砂は、さらに 2 mm の篩にかけ、礫と細土に区別し、それぞれの乾燥重量を測定した。

地表流出量は,排水口からビニールホースで転倒ます量水計に導き計測した。なお,観測開始年の 1985 年には,地表流出水をポリタンクに貯留し,それを観測日に測定していたが,翌1986 年からは転 倒ます量水計に切り換えた。

降水量は、調査林分から直線距離で約 400 m 離れた空開地に、長期自記雨量計を設置して測定した。 降水記録は1時間ごとに読み取り、日表を作成した。侵食土砂量との回帰解析には、一降雨ごとの最大 降雨強度を用いるので、本論文では一降雨をつぎのように定義した。自記記録紙上で、ある降雨とつぎ の降雨の間の中断時間が5時間以上ある場合には、それを独立した一降雨とみなす。ただし、一降雨が 5mm 以下のものは、解析の対象から除外した。観測期間は、1985年7月から1988年12月までであ るが、冬季は転倒ます量水計と雨量計の残留水の凍結や、数回程度みられる降雪のため、土砂及びリタ ーの回収を中止した。そのため、各年の測定開始月には、中止期間の移動量も含まれる。1988年3月 にはアカマツ区とササ区の A₀ 層を除去し、この処理による土砂、リター及び表面流出水の変化を調べ た。なお、この処理は土壌面を乱さないように、L 層と F 層の除去にとどめた。

3.2 人工降雨による侵食実験

人工降雨による侵食実験に用いた斜面土槽は,長さ 253 cm,幅 80 cm,深さ 30 cm で,傾斜角は 20° に固定されている。侵食土砂と流亡リターは,この斜面内に設置した 30 cm×30 cm の鋼製測定枠 からの移動量として,地表流出水とともにポリタンクに貯留した (Fig. 4)。たまった土砂とリターは 分離し,それぞれの乾燥重量を測定した。測定枠は,斜面の上,中,下部にほぼ等間隔に 3 基配置した。



Fig. 4. 実験装置の模式図(単位:cm) Schematic diagram of the equipment to measure soil erosion installed on a model slope (unit:cm).

供試土は京都府城陽市産の山砂(花崗岩)で,理 学性は Table 2 のとおりである。

侵食実験は、測定枠内にヒノキ葉のみを敷いた 場合(RUN1)と、ヒノキ葉とアカマツ葉を混 交した場合(RUN2)について行った。RUN1 ではヒノキ葉重量(測定枠面積当たり)を、10、 20、30、40、50、70gの6種類とした。RUN2 では、ヒノキ葉とアカマツ葉の混交率を5、10、 20、30、50%の5段階に設定し、Table3に示 した重量の組み合わせで行った。実験はRUN1、 RUN2とも1回である。このほか、落葉被覆効 果の比較データとして、裸地の侵食土砂量を測定 した。なお、Table3中に示したベースとなるヒ ノキ葉の重量が異なる3種類の実験をRUN2-10、RUN2-20、RUN2-40と区別して記述する。

真比重 Specific	孔隙率 Porosity	最大容水量 Max. water	最小容気 量 Min. air	粒 径 組 成 (%) Particle size distribution			飽和透水係数 Saturated	
gravity	(%)	(%)	cap. (%)	粘土 Clay	シルト Silt	砂 Sand	(cm/s)	
2.65	50.0	36.4	13.6	3.3	7.7	89.0	2×10^{-3}	

Table 2. 侵食実験砂の理学性 Physical properties of experimental sand.

	RUN2-10		RUN2-20		RUN2-40	
Mixing rate	ヒノキ Hinoki (g)	アカマツ Akamatsu (g)	ヒノキ Hinoki (g)	アカマツ Akamatsu (g)	ヒノキ Hinoki (g)	アカマツ Akamatsu (g)
5			20.0	1.1	40.0	2.1
10	10.0	1.1	20.0	2.2	40.0	4.4
20	10.0	2.5	20.0	5.0	40.0	10.0
30	10.0	4.3	20.0	8.6	40.0	17.1
50	10.0	10.0	20.0	20.0	40.0	40.0

Table 3. RUN 2 で与えた混交率と葉重量(プロット面積当たり) Mixing rate and leaf weight given in the experiments (per plot area).

RUN2-10 は, ヒノキとアカマツの 2 種類の葉を混交した実験で, しかもヒノキ葉重量が 10g であることを意味 する。

RUN2-10 means the soil erosion experiment which has the litter layer mixed hinoki leaf (10g) with akamatsu leaf.

測定枠内の落葉被覆は、撮影した写真をモニター画面に写し出し、自動面積計により被覆面積を計測 した。落葉被覆度は、測定枠面積に対する落葉被覆面積として計算し、百分率で表示した。落葉被覆度 の算定は、RUN1について実施した。

侵食実験の降雨条件は,降雨強度 30 mm/h の定常降雨で,降雨継続時間を1時間とした。実験開 始時の斜面土層内の水分状態を等しくするため,実験は斜面下端からの浸透水の流出がほぼ停止する時 点から始めた。

3.3 降雨エネルギーの計算

人工降雨装置は、 微細管(内径 0.8 mm)から自然落下した水滴が2 段の金網(0.7 mm メッシュ) で分散され、斜面に落ちる方式である。金網から斜面上部と下部の測定枠までの落下距離は、それぞれ 3.4 m、3.0 m である。測定枠までの落下高の違いによる降雨エネルギーの差を試算するため、ウォー ターブルー濾紙を用いて雨滴径を測定した。測定はつぎの手順で行った。すなわち、濾紙を約3秒間雨 中に放置後、その上の雨滴痕径を計測し、これをあらかじめ作成してある雨滴痕径と実粒径の直線回帰 式にあてはめて、雨滴の実粒径を求めた。

降雨エネルギーは降雨の運動エネルギーで、これは(2)式で与えられる単滴の運動エネルギーの積算 値に等しい。

$$\mathbf{E}_{\mathbf{G}} = \frac{1}{2} \mathbf{m} \mathbf{v}^2 \tag{2}$$

ここで、E_c は降雨エネルギー、m は単滴の質量、v は落下速度である。(2)式の m は、上記の雨滴 径分布から知ることができる。一方、v には塚本(1966)が静止大気中の運動方程式を解いて求めた (3)式を利用した。 森林総合研究所研究報告 第362号

$$H = -\frac{4\rho r}{3\rho' \Psi} \log\left(1 - \frac{3}{8} \frac{\rho'}{\rho} \Psi \frac{v^2}{gr}\right)$$
(3)

ここで、H: 落下距離、r: 雨滴半径、 ρ 、 ρ' : 雨滴及び空気の密度、g: 重力加速度、 Ψ : 抵抗係数。 なお、抵抗係数は(4)式で計算する。

$$\Psi = \frac{8 \operatorname{gr} (\rho - \rho')}{3 \rho' \operatorname{v_c}^2}$$
(4)

ここで、v。は終速度を表し、ここでは三原(1951)が導いた実験式を用いた。

 $V_{c} = 9.1549 \sqrt{r} - 2.6549 + 2.5342 e^{-3.727} \sqrt{r} - 0.3890 r^{2.18}$ (5)

従って,(4),(5)式を用いて,(3)式から V を計算し, m とともに(2)式に代入することにより, E_gが求められる。

3.4 侵食に関与する降雨因子の設定

雨滴による土壌飛散と地表流による土壌運搬からなる侵食プロセスは、降雨条件に支配される。その ため、侵食量の実態解析や予測には、種々の降雨因子が取り上げられてきた。降雨因子は、侵食を支配 する誘因として大きな影響力をもつが、(1)式の USLE から分かるように、これ単独では侵食量の予測 に限界があると考えられる。しかも、降雨因子をパラメータにもつ侵食量予測式は、実験式として提案 されることが多いので、いろいろな森林条件、立地条件下での検証が必要である。精度の確認や問題点 の摘出に基づいて、予測式の適用範囲を明確にしなければならない。

降雨因子は,降雨量,降雨強度,降雨エネルギー及びそれらの組み合わせに大別できる。ここでは, 10分間最大降雨強度,小高・遠藤式,降雨加速指数,降水指数,降雨係数の五つの降雨因子を取り上 げ,侵食土砂や流亡リターとの回帰解析を行った。これらの因子について以下に説明する。

一降雨における 10 分間最大降雨強度は、自記記録紙上で読み取る。侵食土砂量は降雨量より降雨強 度に依存し、しかも短時間の降雨強度になるほど相関が高いことが報告されている(種田、1971;服部、 1989)。江崎(1984)は次元解析を基礎として、10 分間最大降雨強度と侵食量に次式が成立することを 示した。

$$\frac{\mathrm{E}}{\gamma \mathrm{d}^2} = \mathrm{a} \left(\frac{\mathrm{I}_{10}}{\mathrm{d}}\right)^{\mathrm{b}} - \mathrm{c} \tag{6}$$

ここで、d は土壌の代表粒径、 γ は土壌の単位体積重量、 I_{10} は 10 分間最大降雨強度, a, b, c は 定数である。侵食量が I_{10} の指数式で表されるこの式は、法面のような短小斜面での侵食予測式として 提案されている。このように、侵食には短時間降雨強度が効くことから、一降雨における I_{10} を降雨因 子の一つとして取り上げた。

小高ら(1984)は、侵食土砂量が降雨強度の指数式で表示される予測式を導いた。

 $\mathbf{E} = \mathbf{a} \left(\sum \mathbf{i}_{30}^{\alpha} \right)^{\mathbf{b}}$

(7)

ここで、 i_{30} は 30 分間降雨強度、a、b は定数、a は指数で、林内で 1.4、林外で 2.5 が与えられる。 $\sum i_{30}^{\alpha}$ は、一降雨を 30 分間隔で読み取り、そのベキ乗値を積算することを意味する。 I_{10} は一降雨の 侵食性を 10 分間最大強度で代表させるが、 $\sum i_{30}^{\alpha}$ では全降雨強度が侵食に関与することになる。塚本

-10 -

(1989) は、 i_{30} の代わりに i_{60} を採用しても、侵食土砂量との相関係数に差がないことを実証した。従って、ここでは i_{60} を用いて、(7)式右辺を計算した。

降雨加速指数は大味ら(1967)により提唱されたもので、侵食土砂は、降雨の量と質に規定されると する立場から、予測式には降雨量と降雨強度が積の形で組み込まれている。

 $\mathbf{E} = \mathbf{a} \left(\mathbf{P} \cdot \mathbf{I}_{60} \cdot \mathbf{I}_{10} \right)^{\mathsf{b}}$

(8)

ここで、P は週間雨量であるが、本論文では一降雨量に置き換えた。 I_{60} は 60 分間最大雨量強度で ある。(8) 式右辺の(P・ I_{60} ・ I_{10}) は降雨加速指数と呼ばれ、侵食土砂量は降雨加速指数のベキ乗で与 えられる。

井上ら(1987)は、降雨加速指数の I_{10} を除いた(PI_{60})を降水指数と称し、(8)式と同様に、侵食土 砂や流亡リターが降水指数の指数関数となることを確認した。

降雨加速指数,降水指数とも,降雨量と降雨強度の積で表示することの物理的根拠は明らかでない。 しかし,侵食土砂量や流亡リターとの相関が高いことから,予測式の実用性としては優れていると考え られる。

降雨エネルギーを組み込んだ降雨因子として、前述した USLE 中の降雨係数 R を取り上げた。R は一降雨の降雨エネルギーと、30分間最大降雨強度(I₃₀)の積で定義される。ただし、I₃₀は1時間強 度に換算して用いる。降雨エネルギーは WHISCHMEIER(1976)によって提案されたもので、対数式で 表される。メートル単位に換算した式に直すと、(9)式が得られる。

 $E_G = 210 + 89 \log_{10} i$

(9)

(10)

ここで、 E_{G} は l cm の降雨の運動エネルギーで、単位は m・tonf/ha/cm である。従って、R は (10) 式で与えられる。

 $R = E_G \cdot I_{30}$

この計算に当たっては、細山田ら(1984)が提案した簡便法を用いた。 E_{G} は1時間ごとの降雨量を記録紙より読み取り、(9)式に代入して算出する。これを一降雨で集計し、得られた E_{G} に1時間最大降雨強度を掛けるものである。この計算法による誤差は、年間ベースで数%の範囲に納まることが検証されており、精度的には問題ないと判断できる。なお、Whischmeier らは、対象とする一降雨は、0.5 inch 以上で、降雨中断時間が6時間以内のものとしている。しかし、ここでは、前記した定義に従って一降雨を同定した。

4 結果と考察

4.1 侵食土砂量の季節変化

侵食土砂量は, Fig. 5 のような季節変化を示した。数値は, 各区の2 プロットの平均値である。は じめに, アカマツ区とササ区の A₀ 層が存在する 1985~1987 年の変化について述べる。

各区の侵食土砂量の季節変化は、ほぼ相似形を示す。しかし、その変化域は区によって異なり、ヒノ キ区が 5~200 g/m²、アカマツ区が 0.5~31 g/m²、ササ区が 0.6~17 g/m² の間で推移する。ヒノキ 区の侵食土砂量は、すべての月で他 2 区より大きく、変化域でみると、おおむね 7~10 倍に達する。ア



ーー・ヒノキ区 アカマツ区 ---- ササ区 Hinoki plot Akamatsu plot Sasa plot

カマツ区とササ区の侵食土砂量の大小関係には経年変化が認められ,1985年は全般的にアカマツ区の 方がササ区より少なく,1987年になると逆転して,アカマツ区の方がササ区より多くなる。

毎年の侵食土砂量の最大値は各区とも夏季の7~9月に、最小値は冬季11~12月に出現する傾向がある。この季節変化は降水量の季節変化とよく符合する。そのため、侵食土砂量は降雨条件に依存することが分かる。なお、月降水量は4~550mm、年降水量は1400~1600mmの幅に入る。

年間侵食土砂量を1986年と1987年の平均値として算定すると、ヒノキ区が303g/m²、アカマツ区

が 71 g/m², ササ区が 42 g/m² となる。これらを ha 当たりの重量に換算すると, それぞれヒノキ区 が 3.0 t/ha, アカマツ区が 0.7 t/ha, ササ区が 0.4 t/ha に相当する。なお, 1985 年は測定を7月か ら開始したため, 計算から除いた。

アカマッ区とササ区の A₀ 層除去後の 1988 年の侵食土砂量を見積もる。この年の降水量は 1784.0 mm で,前3年より 200~400 mm 程度多い。各区の侵食土砂量の季節変化パターンが,降水量の季節変化とよく一致する点は除去前と共通している。しかし,その変化域にはつぎのような目立った変化が現れた。

アカマッ区とササビの侵食土砂量はそれぞれ 682.7 g/m², 457.7 g/m² で, A₀ 層除去前の約 10 倍 に増加した。このときヒノキ区の侵食土砂量は 196.9 g/m² であったので, アカマッ区とササ区の侵食 土砂量はヒノキ区の2.3~3.5倍に及ぶ。月最大値をみても, アカマッ区が 251.9 g/m², ササ区が 114.7 g/m² となり, A₀ 層除去前に比較すると,やはり 7~8 倍程度の増大が見込まれる。この中で 11, 12 月の侵食土砂量は以前と大差がない。これは、当年落下した枝葉を除去しなかったため、落葉ピー ク期には地表面が被覆されたことによる。1988 年に発現した侵食土砂量の激増は、当年の降水量が平 年を上回ったことより, A₀ 層除去に起因すると判断できる。

4.2 流亡リター量の季節変化

各区の流亡リター量の季節変化を Fig. 5 に示した。数値は各区の2 プロットの平均値である。はじめに、A。層除去が行われていない 1985~1987 年の変化を把握する。

各区の季節変化パターンはほぼ一致する。しかし、流亡リター量の大小関係は、侵食土砂量の場合ほど明瞭ではない。全般的にはヒノキ区>ササ区>アカマツ区の順になるが、これがすべての月で成立するわけではない。各区の流亡リター量の変化域を整理すると、ヒノキ区が 3~44 g/m²、アカマツ区が 3~21 g/m²、ササ区が 2~29 g/m² となる。いま変化域の上限値で比較すると、ヒノキ区は他 2 区の 1.5~2.1倍に相当する。また、年流亡リター量を 1986 年と 1987 年の平均値から求めると、ヒノキ区 は 113.7 g/m²、アカマツ区は 60.3 g/m²、ササ区は 100.0 g/m² が得られる。さらに、ha 当たりに換算すると、ヒノキ区 1.1 t、アカマツ区 0.6 t、ササ区 1.0 t と見積もられる。この結果は、各区の流 亡リター量に大差がないことを示している。特に、ヒノキ区とササ区の流亡リター量が同程度であることは特徴的である。

流亡リター量の季節変化は、降水量の変化とほぼ一致する。夏季のピークは降雨に起因することは明白である。Fig. 5 の各年の起首月のリター流亡量は、冬季 3~4 か月間の積算量であるが、降水量の割には大きいと判断される。これには、降水量以外の因子が影響していると考えられる。また、各区の月最大値は、ヒノキ区が 32.1 g/m²、アカマツ区が 12.8 g/m²、ササ区が 17.6 g/m² となる。ただし、1986 年の 5 月と 1987 年の 3 月の測定値は、冬季の観測中止期間における移動量も含むので除外している。

つぎに、A₀ 層除去を行った 1988 年の各区の変化を比較する。アカマツ区とササ区の流亡リター量 が激増し、全月において、両区はヒノキ区を上回った。特に夏季には、ヒノキ区との間に顕著な開きが 生じた。例えば、7月をみると、ヒノキ区 6.2 g/m² に対して、アカマツ区 49.2 g/m²、ササ区 45.1 g/m^2 で約8倍に達した。また、年流亡リター量を計算すると、アカマツ区が237.5 g/m^2 、ササ区が270.4 g/m^2 になり、A₀ 層除去前に比較すると、アカマツ区で3.9倍、ササ区で2.7倍に増大した。

各区の流亡リター量の季節変化は、1988年においても降水量の変化にほぼ一致する。そのパターンが A₀ 層除去前と異なるのは、落葉季の 11、12 月に流亡リター量の増加が認められない点である。

アカマツ区とササ区の流亡リター量の激増は、侵食土砂のケースと同様で、A₀ 層除去の影響である ことは明白である。A₀ 層除去は、L 層と F 層の除去を中心に行ったので、H 層や土壌に混入してい たリターが不安定な状態で表面に露出した。そのため、降雨によるリターの移動が加速されたと考えら れる。

4.3 侵食土砂量と降雨因子の関係

先に説明した 5 個の降雨因子と侵食土砂量の相関分析を行った。以下では個々の降雨因子を次のよう に略記する。10 分間最大降雨強度は I₁₀,小高・遠藤式は I₆₀^{1.4},降雨加速指数は PI,降水係数は PI, 降雨係数はそのまま R とする。また,侵食土砂量と降雨因子の関係にはすべて指数式を当てはめた。 1985~1986 年のデータを用いて,侵食土砂量と降雨因子の関係を図示した(Fig. 6)。ここには,



Fig. 6. 各区における侵食土砂量と降雨因子の回帰関係(1985~1986年)
Regression analysis between soil loss and five rainfall factors (1985-1986).
():相関係数 regression coefficient

各区の2プロットのうちで、相関係数が高い方のプロットを載せた。

各区の相関係数を比べると、アカマッ区が最も小さく、0.47~0.61 に分布し、つぎにササ区で0.67 ~0.86 の範囲にあった。相関係数が最も高かったのはヒノキ区で、0.64~0.92 の範囲に位置した。林 床被覆度が小さいほど、回帰式の相関が高くなることが分かる。また、侵食土砂量と降雨因子の適合度 は相関係数を基準に順位を付けると、 I_{10} >PIi>R>PI> $I_{60}^{1.4}$ の序列となった。アカマッ区で I_{10} と PIi が逆転する以外、この序列が成立する。これによると、 I_{10} が最適な降雨因子と位置づけられるが、 図中の相関係数からも分かるように、降雨因子間の相関係数の差は小さい。

A₀ 層除去を行った 1988 年の回帰分析結果を Fig. 7 に示した。各区の相関係数は A₀ 層除去前より 高く,その範囲はヒノキ区で 0.85~0.93, アカマツ区で 0.80~0.90, ササ区で 0.80~0.97 と上昇した。 また,侵食土砂量と降雨因子の適合度の序列は,A₀ 層除去前と異なるばかりでなく,区ごとに違う。 そのため,A₀ 層除去後においては,すべての降雨因子が好適であり,順位はつけられない結果であっ た。



Fig. 7. A₀ 層除去後の侵食土砂量と降雨因子の回帰関係(1988 年)

Regression analysis between soil loss and five rainfall factors after the removal of A_0 layer in akamatsu and sasa plots (1988).

():相関係数 regression coefficient

全期間を通してみた場合、侵食土砂量を指標する最適な降雨因子を確定できないが、その中では I₁₀ と R で比較的良い結果を示したと判断される。

林床被覆の変化に伴う侵食土砂量の変化を予測するには、回帰式の定数 a, b が、林床被覆によりど -のように変わるかを知る必要がある。そこで、a, b と林床被覆の関係を検討する。

a, b の大きさを区間で比較すると、a はアカマツ区とササ区で近似するが、ヒノキ区は両区を大幅 にしのぐ。一方、b は常にヒノキ区>ササ区>アカマツ区の関係が成り立つ。この序列は各区の林床の 有機物量の多少に符合する。従って、a と b の大きさは、リターや植生による林床被覆が進むにつれ て小さくなることが分かる。

 A_0 層除去に伴うアカマツ区とササ区の定数 a, b の変化については,以下のような特徴が挙げられ る。a はアカマツ区の $I_{60}^{1.4}$ と PI を除き,すべての降雨因子で増加した。その増加幅は A_0 層除去前 に比べると、ササ区では 7~17 倍、アカマツ区は若干小幅であるが 1~15 倍に及ぶ。一方、b の変化に ついては、アカマツ区とササ区で変化方向が全く異なる。アカマツ区の b は A_0 層除去前の 1.2~1.7 倍に増加したが、ササ区では 0.80~0.97 倍と逆に減少した。先に林床被覆の減少は b の増大につなが ることを指摘したが、このことは、ササ区の A_0 層除去前後には当てはまらなかった。 A_0 層除去によ りアカマツ区、ササ区とも侵食土砂量は著しく増加した。いま、この増加を定数 a, b の変化としてと らえると、アカマツ区では a, b の双方に、ササ区では a の方に強く発現したことになる。

4.4 流亡リター量と降雨因子の関係

流亡リター量と降雨因子の関係を各区ごとに整理し、リターの流亡特性を明らかにする。ヒノキ区の 流亡リター量と I₁₀ の関係を 1985~1986 年,1987 年,1988 年の3期に区分して Fig. 8 に示した。全 体的にバラッキが大きく、3 期間を通して1本の回帰式で近似することは適当でない。同じことが、そ の他の降雨因子についても当てはまる。しかし、リター流亡の動態に関して、つぎの3点が指摘できる。

第1点は、図中の回帰直線のように、冬季(11~3月)を除くと、流亡リター量と I₁₀の関係は指数 式で表せる。ただし、これは 1987 年と 1988 年については成り立たない。1985 年と 1986 年の流亡リタ ー量が I₁₀の指数式で表示できたことは、リターの移動メカニズムが土砂と同じであることを意味する。 第2点は、ヒノキ落葉のピーク期である 11 月と 12 月の流亡リターが目立って大きいことである。この 原因として、新鮮落葉は移動しやすいことと、風の影響が挙げられる。特に、この時期は降雨が少ない ことから、風によるリターの移動は無視できないと考えられる。このことが、流亡リター量と降雨因子 の関係のバラッキを助長する原因の一つと断定できる。

第3点は、夏季に大きな降雨量があるにもかかわらず、流亡リター量が少ないことである。この原因 は、林床のリター被覆と関係がある。ヒノキ林床のリター量は季節変化することが実証されており(清 野、1988;酒井、1987)、落葉期前の6~9月頃になると、林床のリター被覆は貧弱になる。そのため、 大きな降雨があっても、林床にリターがほとんど存在しないため、流亡が起こらない。このことが、流 亡リター量と降雨因子の関係にバラッキをもたらすもう一つの原因といえる。

以上のように、ヒノキ区では流亡リター量を降雨因子のみで説明することは難しい。その主因は、リ ター移動に降雨のみならず風も影響すること、林床のリター堆積量の季節変化が介在すること、に求め



Fig. 8. 10分間最大降雨強度が流亡リターに及ぼす影響(ヒノキ区) Influence of maximum 10-minute rainfall intensity on eroded litter (hinoki plot). 図中の数字は月を表す The figure means calendar month.

られる。

A₀ 層除去前のアカマツ区とササ区についても、流亡リター量と降雨因子の関係はバラツキが大きく、 明確な傾向を見い出すことはできない。しかし、いくつかの特徴を抜き出すことはできる。

ヒノキ区で指摘した第1点と第2点については、アカマツ区とササ区でもほぼ共通的に確認できる。 すなわち、冬季(11~3月)の測定値を除外すると、1985から1986年の流亡リター量と降雨因子との 間に指数関数的な関係がうかがえる。また、冬季には風の影響と考えられる大きな流亡リター量が出現 する。林床の観察結果を踏まえると、アカマツ区とササ区では、ヒノキ区で現れるようなリター量の顕 著な季節変化は生じない。そのため、夏季における林床のリター量減少が、流亡リターに及ぼす影響は、 ヒノキ区に比べると軽微である。

A₀ 層除去後については、アカマツ区で流亡リター量と降雨因子の間に、Fig.9のような関係が認め られた。各降雨因子と流亡リター量の相関係数はすべて0.81以上であった。それに対し、ササ区の相 関係数は小さく、0.5~0.7の範囲におさまった。アカマツ区の流亡リター量と降雨因子の間に相関が 認められたのは、前記したように、A₀ 層除去により、A₀ 層下部や土壤中に混入していたリターが露 出し、降雨の影響を直接受けるようになったためであり、一時的にヒノキ区と似たリター堆積状態がで 森林総合研究所研究報告 第362号



Fig. 9. A₀ 層除去後の流亡リター量と降雨因子の回帰関係(アカマツ区:1988年) Relationship between litter loss and rainfall factors after removal of A₀ layer in akamatsu plot (1988).

きたためといえよう。しかし、ササ区で相関係数が小さい理由については明らかでない。

従って,林床に堆積しているアカマツやササの枝葉及び林床に生育するササは,降雨によるリターの 移動を軽減していることが確認された。

4.5 地表流出が土砂とリターの流亡に及ぼす影響

各区の地表流出率の月変化を Fig. 10 に示した。地表流出率は、月流出量を月降水量で割り、百分 率で表示した。なお、欠測月は飛ばして線を結んだ。ヒノキ区の月地表面流出率は 2~45% の範囲にあ り、降雨量に対応して夏季に大きくなる。アカマツ区の変化も降水量に追従するが、A₀ 層除去前にお いては P1 と P2 の変化域が明らかに分離している。P2 の地表流出率は 10% 以下を推移するが、 P1 では 1~36% と大きい。P1 が大きい理由の一つに、落葉表面や落葉層中を流下する雨水、いわゆ るリターフローの発生が挙げられる。その根拠として、A₀ 層除去後の 1988 年の P1 の月地表流出率 は低下し、P2 と近似していることが指摘できる。従って、土砂やリターの移動を誘起するアカマツ区 の地表流出率はヒノキ区より小さく、P2 の流出率に近いと推量される。また、A₀ 層除去に伴うアカ マツ区の地表流出率の変化は、P2 から知ることができる。P2 では 1988 年の月地表流出率がそれ以 前に比べ増大している。しかも、その変化域はヒノキ区とほぼ重なり合う。これらのことは、A₀ 層が

- 18 -



地表流出の抑止に作用していることを示している。しかし、P1 では逆に月地表流出率が低下しており、 A₀ 層除去に伴う地表流出の変化傾向は、リターフローや飛散雨水の変化も考慮しなければならないこ とが分かった。

ササ区の月地表流出率はヒノキ区と接近し、2~43%の範囲に入る。このことは、A₀ 層特に L 層や F 層の堆積状態に依存しているといえる。ササ落葉はアカマツ落葉と異なり、薄く密着性が大きいの で、コンパクトに堆積する。そのため、雨水は落葉表面や堆積層中を流れやすく、リターフローが発生 しやすいと考えられる。このことは、地表流出の土砂移動に及ぼす影響が小さいことを示している。そ の代わり、ササ葉上に落下したヒノキ葉は地表流により運搬されやすいことにつながる。これは、ササ 区の流亡リター量が多く、その大部分がヒノキ葉であることと符合する。しかし、リターフロー発生に ついても確証がないため、その影響は評価できないが、その可能性のあることを指摘しておきたい。 地表流出が侵食土砂に及ぼす影響を知るため、両者の関係を Fig. 11 に示した。各区ともバラッキ が大きく、地表流出量より侵食土砂量の変化を説明することは難しい。特に、アカマッ区やササ区の地 表流出量には、リターフローやリター層で飛散した雨水が含まれる可能性があるため、侵食土砂量との 関係が見い出しにくい。各区とも地表流出量の増加が、侵食土砂量の増加に敏感に反応しておらず、両 者間に一定の傾向が認められない。従って、このような小面積のプロットでの侵食においては、地表流 の影響は小さいものと判断される。

同様に,流亡リター量と地表流出量の関係を Fig. 12 にプロットした。両者の関係はバラッキが大 きく,一定の傾向を読み取ることができない。地表流出量は 60 mm/月まで増えるが,各区の流亡リ ター量は大部分 15 g/m²/月以下に分散している。侵食土砂量の場合と同様に,地表流出の影響は小さ く,流亡リター量を規定する主因にはならないことが推察された。

4.6 侵食土砂の粒度分布と流亡リターに占めるヒノキ葉の割合

侵食土砂を篩分析により細土と礫に分け,各区の侵食土砂に占める細土と礫の混合割合を調べた。細 土割合の季節変化を Fig. 13 に示した。ヒノキ区では、P1 と P2 の変化パターンは類似するが、変 化域は異なる。P2 の細土割合は 30~80% を推移するが、P1 では 20~60% の低いレベルを保つ。両







プロットの1987年と1988年の動態には、共通的な季節変化が存在しない。

アカマッ区の P1 と P2 では、1987年の変化パターンは異なるが、1988年はほぼ一致する。変化域 は P1、P2 でそれぞれ 20~85%、45~95% と開きがあるが、A。層除去後には、その幅が大きく縮ま る。そればかりでなく、両プロットの細土割合は上方へシフトする。これは、A。層除去により、細土 の流亡が増えたことを示す。

ササ区の 1987 年の変化パターンは、ヒノキ区に近似しているし、P1 と P2 の大小関係も一致して いる。細土割合の変化域は、P1 が 15~60%、P2 が 50~80% の範囲にあり、ヒノキ区とほぼ重複す る。A₀ 層除去後の 1988 年では、1987 年と比べ、P2 の変化域に全く変化がない反面、P1 では 55~ 80% へと大幅に増大した。P1 はアカマツ区と同様に、A₀ 層除去により細土の移動が加速されたこと になる。

以上の結果から、侵食土砂に占める細土割合は、3 区間で大きな違いはないことと、A₀ 層除去は細 土の移動を増大することが分かる。また、各区の細土割合の季節変化を降雨因子と対応させると、つぎ のような傾向が部分的に見い出せる。図中に併記した 10 分間最大降雨強度(I₁₀)の月積算値の変化と 比較すると、1987年には各区とも P1 で細土割合と I₁₀ の変化がおおむね一致する傾向がある。I₁₀ の 増大は、細土割合の増大、すなわち、細土の移動を誘発している。ただ、1988年にはこのような傾向 が現れないので、この点については今後さらに検討しなければならない。



Fig. 13. 侵食土砂量に占める細土割合の季節変化

Seasonal variation of percentage of soil passing through 2 mm mesh sieve in eroded soil.

P1:傾斜角 40°区 P2:傾斜角 30°区 Inclination angle 40° Inclination angle 30°

流亡リターに占めるヒノキ葉の割合をアカマツ区とササ区について Fig. 14 に示した。アカマツ区 の場合,その割合は P1 で 40~95%, P2 で 20~75% となる。ヒノキ葉はアカマツ葉により移動を抑 えられているが,それでも流亡量に占める割合は比較的大きい。

ササ区の P1 と P2 の季節変化パターンはよく一致している。しかも、両プロットの変化域は 70~ 100% の範囲により、安定している。ササ区からの流亡リターは、大部分ヒノキ葉であることが分かる。 このことは、前記したように、ササ葉の密着性に起因すると考えられる。落下したヒノキ葉は、ササ葉 面上に載った状態にあり、アカマツ葉にみられるような混合が生じない。ヒノキ葉の流亡防止には、ヒ



Fig. 14. 流亡リターに占めるヒノキ葉の割合の季節変化 Seasonal variation of percentage of hinoki leaf contained in eroded litter. P1: 傾斜角 40°区 P2: 傾斜角 30°区 Inclination angle 40° Inclination angle 30°

ノキ葉とのなじみ具合,すなわち混合性の難易が重要であることが分かる。そのため,葉形状からする と,広葉より針葉の方が優れていると判断される。アカマツ区,ササ区の P2 では,季節変化パター ンが I₁₀ の月積算値の変化パターンとほぼ符合する。I₁₀ が大きくなると,ヒノキ葉の移動が加速され, 流亡リターに占めるヒノキ葉の割合は増大する。

4.7 落葉被覆が侵食土砂に及ぼす影響

人工降雨装置と Fig.4 に示した侵食測定枠を用いた実験から,落葉堆積量と侵食土砂量の定量的関係を解明した。はじめに,実験斜面に設置した三つの測定枠上における降雨エネルギーを計算した。

ウォーターブルー濾紙で測定した 478 個の雨滴直径を 0.2 mm きざみで集計し,雨滴径発生頻度を 調べた。結果は Fig.15 に示したように,発生頻度の高い雨滴径は 0.5 mm 付近に集中し,1 mm 以 下の雨滴径が全体の約 80% を占める。全雨滴から求めた平均直径は 0.8 mm である。

降雨エネルギーはつぎの手順で計算した。まず、0.2 mm きざみで読み取った雨滴径区間ごとに平 均直径を求め、その質量を出す。つぎに、この平均直径に対して、(3)、(4)式から速度を計算し、これ



Fig. 15. 人工降雨の雨滴径分布 Distribution of diameter of raindrop in rainfall simulator.

を質量とともに (2) 式に代入して、その区間の降雨エネルギーとする。この操作を各雨滴径区間ごとに 行い、全区間について合計することにより、降雨エネルギーを得る。

この手順で算出した各測定枠の降雨エネルギーは、斜面上部で 370 J/m²/h, 斜面下部で 395 J/m²/h となり、下部の方が約 6% 大きいことが分かった。従って、斜面部位による降雨エネルギーの違いは 僅少であると判断した。

測定枠からの侵食土砂量は、Fig.16 のように、落葉堆積量の増加とともに指数的に減少した。ヒノ キ葉とアカマツ葉を混交した場合の曲線は、ヒノキ葉のみの曲線より下側に位置する。このことは、同 量の落葉堆積量ならば、ヒノキ葉のみより、それにアカマツ葉が混じっている方が侵食土砂を抑える効 果が大きいことを意味する。ただし、この効果は、落葉堆積量が少ないときに限られる。落葉堆積量が ある量を超えると、ヒノキ葉のみでもアカマツ葉と混交しても、侵食土砂量に違いは生じないし、それ 以上堆積量を増しても、侵食防止効果は微増にすぎない。このことは、侵食土砂量を効率的に軽減する のに適した落葉堆積の最小必要量が存在することをうかがわせる。また、落葉が全面的に堆積する斜面 では、ヒノキ葉も侵食防止効果を発揮することが分かる。なお、Fig.16 中の二つの曲線は次式で表さ れた。

 $E = 1.43 \text{ EXP} (-4.08 \times \text{L})$ (1)

ここで、L は落葉堆積量、EXP は指数関数を表す。

落葉堆積量と被覆度の関係を知るため、測定枠内の裸地面積の割合を求めた。裸地面積は前記したように、写真判読により推定した。その結果、裸地面積は落葉堆積量の増加とともに、Fig. 17 のように



Fig. 16. アカマツ葉混交が侵食防止に及ぼす影響 Effectiveness of mixing akamatsu leaf with hinoki leaf in preventing soil erosion.

- ヒノキ葉のみ Hinoki leaf
 ○ ヒノキ葉とアカマツ葉の混交
- Hinoki and akamatsu leaves △ 裸地

Bare surface



Fig. 17. 落葉堆積量と裸地面積の関数関係 Dependence of bare area upon leaf amount covering soil surface.

指数的に減少することが分かった。裸地面積は落葉堆積量の関数として、次式で表される。

BARE=EXP $(-3.87 \times L)$

(13)

ここで、BARE は裸地面積割合を示す。

侵食土砂量がヒノキ落葉堆積量の指数式(11)式で近似できる原因には、裸地面積の指数的変化が強く 影響していると考察される。

4.8 アカマツ混交率が侵食土砂と流亡リターに及ぼす影響

アカマツ葉の混交率が変わると、侵食土砂量と流亡リター量がどのように変化するかを、RUN 2-10、 RUN 2-20、RUN 2-40 の実験結果から整理した。混交率の増加に伴う侵食土砂量の変化を Fig. 18 に示した。各 RUN とも、混交率が大きくなると侵食土砂量は減少する。その減少割合は、RUN 2-10>RUN 2-20>RUN 2-40 の関係にある。このことは、ヒノキ葉がたまりにくい急斜面はそれがた まりやすい緩斜面に比べると、アカマツ葉混交に伴う侵食土砂量の低減が大きいことを示している。ま た、侵食土砂量を一定量以下に抑える場合、それに必要なアカマツ葉混交率は、ベースとなる落葉堆積 量が大きいほど小さくてすむ。

以上の結果から,アカマツ葉の混交率の決定には,許容侵食土砂量の設定,現在の落葉堆積量及び混

交に伴う落葉堆積量の増加予測が必要であることが分かった。

つぎに, 混交率と流亡リターについて言及する。Fig. 19 にみられるように, ヒノキ葉のみの場合に は, 落葉堆積量が増えても流亡リター量に減少傾向は認めらない。しかし, アカマツ葉を混交すると, 落葉堆積量の増加とともに, 流亡リター量は各 RUN とも大きく減少する。また, 混交率が大きいほ



Fig. 18. 混交率が侵食土砂量に及ぼす影響 Influence of mixing rate of akamatsu leaf on soil loss.



 Fig. 19. 混交率を変えた場合の流亡リター量と落葉堆積量の関係

 (図中の数字は混交率)

Relationship between litter loss and leaf amount as parameter of mixing rate of akamatsu leaf (figures : mixing rate). *ヒノキ葉のみ Hinoki leaf alone

- 26 -

ど流亡リター量は小さい。このことは、リターの移動を抑制するには、基本的に混交率を高めなければ ならないことを示す。ただし、RUN 2-40 のように、ベースとなる堆積量が多くなると、混交率の増 大に伴って流亡リター量の減少は頭打ちになる。そのため、混交により落葉堆積量がある値もしくはあ る被覆度を超えると、それ以上落葉堆積量を増しても、リターの移動防止につながりにくい。

4.9 アカマツ混交と林床のササの侵食防止効果

ヒノキ純林へのアカマツやササの侵入が、土砂とリターの移動防止に及ぼす影響程度を数量的に把握 する。そのため、まず、ヒノキ林における侵食土砂量と流亡リター量の実態を把握する。

各地のヒノキ林で実測された侵食土砂量と流亡リター量を Table 4 にまとめた。侵食土砂量は、林 床に植生がない場合、おおむね 1~16 t/ha/年の範囲にあり、林分、気象、立地条件を反映して、相当 の幅をもつ。一方、林床に植生が生育したり、侵食防止のための保育作業が入ったヒノキ林では、侵食 土砂量が 0.1~6 t/ha/年へと落ちる。この場合も、林床条件により、侵食土砂量はかなり変動するこ とが分かる。当林分の測定値は、すべて上記の変化域に入っている。従って、上記の変化域から本邦の ヒノキ林の侵食土砂量の概数を知ることができると同時に、植生やリターによる林床被覆が侵食土砂量 の軽減に効果があることも確認できる。

Table 4 からは各種要因の影響度を特定することはできないが、この中で、プロット面積と侵食土 砂量の間に一定の傾向が読み取れる。プロット面積が大きくなると、侵食土砂量は過小に推定される傾 向がある。このことは、斜面プロットでの侵食土砂量をそのまま流域オーダーへ拡大すると、過大に評 価される可能性があることを示している。そのため、長大斜面における侵食メカニズムの解明と、流域 からの侵食土砂量データの積み上げが必要である。

ヒノキ純林へのアカマッやササの侵入は、年間侵食土砂量を1/4~1/8に減少させた。これに Table 4 の結果を加える。ヒノキ林における林床被覆の形成は、ヒノキ純林の侵食土砂量を1/2~1/10程度ま で軽減することが推察される。軽減割合に幅が生ずるのは、おもに林床のリター被覆度と植生量に依存 すると考えられる。ただし、リター被覆度や植生量の増加に伴い侵食土砂量は指数的に減少するので、 ある限度量を超えると、侵食防止効果の増強につながりにくい。そのため、林分、立地、気象条件に見 合った効果的なリター被覆度や林床植生量を設定しておく必要がある。これを決めるには、対象林分の 許容限界侵食土砂量の設定が先行しなければならない。

流亡リター量は、林床植生が存在する場合には 0.3~1.7 t/ha/年にあるが、林床植生が消失すると、 その範囲は 0.5~4.0 t/ha/年に増える。林床植生の有無による流亡リター量の変化域の違いは、侵食 土砂量に比べると小さい。清野(1988) はヒノキ人工林の傾斜角 15~30 度の斜面では、草本被覆度が 大きいほど A₀ 層被覆率が高いことを指摘している。この結果が示すように、林床植生の発達はリター 堆積を促進するとみなせるので、上記した流亡リター量の変化域の違いは、林床植生のみならず、リタ ー被覆にも起因すると判定される。

本林分のヒノキ区, アカマッ区, ササ区の年間流亡リター量は, すべて上記の変化域に入る。しかも, 3区の流亡リター量に大きな開きがなかったという結果は, Table 4 中の林床植生の有無による変化域 の差が小さいことと整合している。従って, ヒノキ純林へのアカマッの混交や林床へのササの侵入は,

場 所 Location	期 間 Period	面積 Area	林 分条 件 Forest condition	降水量 Precipitation (mm/year)	傾斜角 Inclination angle		
鳥取県智頭町 Tottori Pref. Chizu-cho	1929-1935	4.9 ha	40-50 years	1 650.5			
三重県海山町 Mie Pref. Miyama-cho	1958–1959	50 m ²	26 years TD : 5 200 no/ha	5 551.8 ¹⁾	35° 45′		
静岡県 天城国有林 Shizuoka Pref. Amagi Nat. For.	1962–1963		20 years	3 250.1	36 °		
千葉県小湊町 Chiba Pref. Kominato-cho	1972	1 m²	58 years D: 22.4 cm H: 16.5 m TD: 1 700 no/ha		Upper : 15° Middle : 23° Lower : 41°		
栃木県矢板市 Tochigi Pref. Yaita city	1974–1977	15m²	45 years		35 °		
高知県伊野町 Kouchi Pref. Ino-cho	1980-1981	1 m²	55 years D: 23.3 cm H: 17.1 m TD: 980 no/ha		30°		
兵庫県山崎町 Hyogo Pref. Yamazaki-cho	1982–1985	3 m ²	23 years D: 12.2 cm H: 11.3 m TD: 2500 no/ha	1 367.3 ³⁾	35°8′		
D:直径 H:樹高 TD:立木密度 Diameter Height Tree density							

Table 4. ヒノキ林の侵食土砂量と流亡リター量 Soil and litter losses in hinoki stands.

	Diameter	TTAIRILL	Tibe density		
1)	1959 年の年降	夅水量		2) 9 試験区の平均値	3)3年間の
	Annual prec	ipitation in	the year 1959	Average amount in 9 plots	Average

3)3年間の平均降水量 Average precipitation

リターの流亡防止に効果があるが、その程度は侵食土砂に比べ小さいと結論される。

設定された許容限界侵食土砂量を維持するには、林床におけるリターの動態、すなわち、A。層形成 プロセスの解明が必要である。それには、流亡リター量の予測が不可欠であり、今後は、アカマツ葉や ササ葉の混入が、リター流亡に及ぼす影響の定量化を進めなければならない。その際、林床のリターの 分解率、土壌への混入量などについてもあわせて調査し、リターの収支を究明する必要がある。

5 ヒノキ林の許容限界侵食土砂量と必要なリター堆積量の検討

5.1 ヒノキ林の許容限界侵食土砂量

地力維持や土保全の視点からヒノキ林の林相や林床を管理するとき、侵食土砂や流亡リターをどの程

- 28 -

地 質 Geology	土壤型 Soil type	侵食土砂量 Soil loss (ton/ha/year)	流亡リター量 Litter loss (ton/ha/year)	文 献 Reference
		0.011 mm		勝谷(1938) Katsutani
		枝柵工区:0.64 Wickerwork plot 被覆工区:1.13 Vegetative cover plot 裸出区:1.54 Bare plot		川名ら(1963) Kawana et al.
変朽安山岩 石英安山岩 Propylite	砂質壤土 Sandy loam	401.6g ²⁾	91.4g ²⁾	河野ら(1964) Kohno et al.
		植生有:0.1-6.4 Undergrowth 植生無:0.9-2.7 No undergrowth	植生有:0.33-0.73 Undergrowth 植生無:0.53-0.72 No undergrowth	及川(1977) Oikawa
		0.233		梁瀬ら(1979) Yanase et al.
古生層(頁岩) Palaeozoic sys.(shale)	B _P (d)	植生有:3.8-4.5 Undergrowth 植生無:10.7-16.3 No undergrowth	植生有:1.5-1.7 Undergrowth 植生無:2.5-4.0 No undergrowth	井上ら(1987) Inoue et al.
安山岩 Andesite	B _D -B _D (d) −B _D	保育区:5.3 Tending plot 放置区:10.8 No tending plot	保育区:0.5 Tending plot 放置区:0.9 No tending plot	古池(1985) Furuike

for 3 years

度に抑えるのかをあらかじめ決定する必要がある。この量が設定されなければ、具体的かつ合理的な保 育や施業管理が実行できないであろう。ここでは、地力減退を生じない限界にある侵食土砂量を許容限 界侵食土砂量とし、つぎのように定義した。

許容限界侵食土砂量は、土壌生成速度とのバランスで決まるとの見解に基づいて、対象林分の A 層 生成速度と平衡状態にある侵食速度(土砂量)とみなした。土壌生成速度は気候、地質、地形、植生な ど多くの要因に支配されるので、許容限界侵食土砂量は地域ごとに決めなければならない。本林分の地 質は花崗岩であることから、近畿地域の花崗岩の A 層生成速度から、許容限界侵食土砂量を見積もっ た。

鳥居(1990)は花崗岩山地である田上山及び六甲山における土壌調査に基づき、発達過程の土壌と成

— 29 —

熟土壌の A 層の厚さを比較し、A 層生成速度を試算した。その結果によると、A 層生成速度は 0.10 $\sim 0.53 \text{ mm}/4$ の幅をもつが、大部分は 0.1 $\sim 0.3 \text{ mm}/4$ の範囲におさまる。いま、土壌の仮密度を 1 t/m^3 とすると、生成速度は 1 $\sim 3 \text{ t/ha}$ に読み換えられる。この試算には、いくつかの仮定が含まれ るため、その他の地域での検証が必要であるが、これを許容限界侵食土砂量とみなした。

5.2 許容限界侵食土砂量を維持するのに必要なリター堆積量

花崗岩地帯におけるヒノキ・アカマツ混交林の侵食土砂量調査はほかに見当たらない。そのため、前 記した許容限界侵食土砂量を維持するのに必要なリター堆積量を、実測データから推定することができ ない。そこで、いくつかの仮定のもとに、このリター堆積量を試算した。

ヒノキ・アカマツ混交林における侵食土砂量とリター堆積量の関係は、Fig. 16 に示した指数曲線 (E=aEXP(-b・L))で表示できるとした。すなわち、b には(2)式の値を代入した。一方、a は、 林床にリター堆積が存在しない状態での侵食土砂量であるが、このデータは得られないので、つぎのよ うに推定した。当ヒノキ・アカマツ混交林の年侵食土砂量は 0.7 t/ha で、そのときのリター堆積量 (L 層と F 層の一部)は 7.5 t/ha であった。両値を b とともに上式に代入し、計算することにより、 a は 24.0 t/ha/年と算定された。従って、ヒノキ・アカマツ混交林の侵食土砂量は次式により推定さ れる。

 $E = 24.0 EXP (-0.47 \times L)$

(14)

E と L の単位はそれぞれ t/ha/年, t/ha である。L の値は年変化を示すが, 侵食土砂への影響度 からすると, 夏季から落葉前にかけての平均値が妥当と考えられる。前記した 7.5 t/ha は, 4 月時点 でのリター堆積量である。

そこで,花崗岩地帯のヒノキ林の許容限界侵食土砂量として設定した 1~3 t/ha を満たすリター堆 積量を (14)式から求めると,4.4~6.7 t/ha となる。安全側に補正して考えると,許容限界侵食土砂量 を維持するのに必要なリター堆積量は 5~7 t/ha である。

林地の侵食防止に必要なリター堆積量に関する試験研究は少ない。その中では、村井ら(1975)の研 究が注目される。村井らは人工降雨装置を用いて、針・広葉樹の落葉堆積量や降雨強度が侵食に及ぼす 影響を究明した。実験結果を総括し、侵食を防止するには林地を落葉でむらなく被覆することが大切で、 それに必要な落葉堆積量は厚さで 1.5 cm、気乾重量で 4 t/ha と結論した。のちに、この量を林地保 全上の限界指標と呼んだ。小林ら(1977)も人工降雨装置により、治山植栽地の A₀ 層の侵食防止効果 を測定した。その結果、A₀ 層堆積量が 3 t/ha を超えると、侵食土砂量は急減することから、表土安 定にはこの程度の A₀ 層堆積量が必要であることを指摘した。

本研究で推定されたリター堆積量は、村井らや小林らの推定値より大きい。この理由の一つに、葉形 態や単位重量当たりの葉面積の違いが考えられる。ヒノキ葉は鱗片状に離散するため移動しやすいこと、 単位重量当たりの葉面積が小さいことが影響して、リター堆積量が増大したと推論される。また、この ことは、ヒノキ林にアカマツ以外の樹種を混交すると、許容限界侵食土砂量を維持するのに必要なリタ ー堆積量は変化することを示す。

ここで提示した侵食土砂量とリター堆積量の関係は、本林分と気象、立地環境が類似した地域のヒノ

キ・アカマツ混交林に適用が限定されるであろう。特に、林床植生の影響を組み込むことが残された重要な課題であると考える。そのため、林床条件の異なるヒノキ林で、侵食土砂量、リター堆積量、林床 植生量を測定し、それらの相互関係を実態的に解析することにより、(14)式の一般性を向上させなけれ ばならない。

6 お わ り に

大阪営林局管内の国有林野林地面積の約20% はヒノキ人工林であることから、そこでのアカマツの 取り扱いは主要な課題の一つになっている。ヒノキ純林にアカマツが混交すると、一般に2段林が形成 され、針・針の複層林ができる。そのため、大阪営林局(1986)では、ヒノキ・アカマツ複層林施業の 中で、アカマツの取り扱いをつぎのように指導している。アカマツの本数管理については、除伐時にお おむね 150 本/ha、間伐時に 100 本/ha が林分全体に均等に残存することを目安にしている。この取 り扱いは、ヒノキの樹高成長が現実林分収穫予想表の2等地の下限から2等地の中央値以下の林分を対 象にしている。この施業体系には、地力維持や土保全機能の向上も配慮されている。しかし、前記した アカマツの本数管理指針は、ヒノキやアカマツの生産の方にウェイトがおかれている。そのため、この 本数は侵食防止の点で十分か否かの検討が必要であると考える。

この研究では、侵食防止に適したリター堆積量の目安として、5~7 t/ha を与えたが、必要な本数を 見い出すまでには至らなかった。この成果は、侵食防止からみた林分管理からすれば、具体性を欠くも のである。しかし、侵食防止に必要なリター堆積量の定量的見積もりなどの成果とともに、森林の取り 扱いによる A₀ 層や林床植生の管理が重要であることが分かった。そのため、今後の研究の方向として、 樹種混交や林床植生の生育が、A₀ 層や A 層の形成、発達に及ぼす影響の解明が必要である。これら の研究の展開には、生態学や土壌学の分野との協力が望まれる。

引用文献

赤井龍男ほか: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 状態の異なる若齢林分のリター,表層土の移動量,日林論,92,213~214(1981)

江崎次夫:林道のり面の保全に関する研究,愛媛大農演報,21,1~116(1984)

古池末之:保育作業が立地要因の変動に及ぼす影響(I)ヒノキ人工林の枝打ち,間伐による土壌, 植生の変化と表層土壌の流去および地表流去水の動態,兵庫林試研報,30,41~52(1985)

服部重昭ほか:林分条件が異なるヒノキ林の侵食土砂量(Ⅱ)A₀層の一部除去と降雨強度の影響, 日林関西支講,40,382~385(1989)

細山田健三ほか:侵食流亡土量の予測に関する USLE の適用について(I)-USLE 適用の背景お よび降雨係数-,農土試,52,43~49(1984)

井上輝一郎ほか: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(1987) 勝谷 稔:有林地と無林地との渓谷から流出する土砂量に就て,砂防,61,3~8(1938) 河原輝彦:人工生態系管理手段としてのこれからの育林技術,林業技術,579,20~23(1990) 川名 明ほか:尾鷲地方におけるヒノキ林の林地保護に関する研究,日林講,74,125~129(1963) 清野嘉之:ヒノキ人工林の A₀ 層被覆率に影響を及ぼす要因の解析,日林誌,70,71~74(1988)

- 小林忠一ほか:植被・地被物(A₀層)の侵食防止効果について,日林関西支講,28,198~200 (1977)
- 河野良治ほか:林地からの土砂流出についての一測定,日林講,75,457~459(1964)
- 三原義秋:雨滴と土壌侵触,農技研報,A1,1~51(1951)
- 村井 宏ほか:林地の水および土壌保全機能に関する研究(第1報)森林状態の差異が地表流下,浸 透および侵食に及ぼす影響,林試研報,274,23~84 (1975)
- 小高和則ほか:雨滴侵食に関する研究-林内と林外の侵食状況と降雨因子の関係-,日林誌,66,67 ~71(1984)
- 及川 修: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(1977)
- 大味新学ほか:山腹工法面の侵食に関する研究一降雨加速指数と土砂流出との関係について一,日林 誌,49,286~292(1967)
- 大阪営林局技術開発室:アカマツーヒノキ複層林施業,天然施業と複層林施業,日本林業調査会, 245~256(1986)
- 酒井正治ほか:粗大有機物の土壤への混入量(V)一林床写真によるヒノキ落葉落枝の経月変化一, 林試四国支年報,28,24~27(1987)
- 四手井綱英ほか:ヒノキ林-その生態と天然更新一,地球社, p.7(1974)
- 種田行男:農地保全工学,農林技術出版社, 324 pp. (1971)
- 鳥居厚志: 花崗岩土壤にみられる A 層の形成速度の一試算例,森林総研関西支年報,31,55~58 (1990)
- 塚本次郎: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(1989)
- 塚本良則:林内の雨滴と飛沫侵蝕,農工大演報,5,65~77(1966)
- WHISCHMEIER, W.H.: Use and Misuse of the universal soil loss equation, J. Soil & Water Cons., 31, 5-9 (1976)
- 梁瀬秀雄ほか:南部温帯林の土地保全機能の解明,「農林漁業における環境保全的技術に関する総合 研究」試験成績書(第3集),農水省技術会議,5~9(1979)

Effect of Forest Floor Coverage on Reduction of Soil Erosion in Hinoki Plantations

Hattori, Shigeaki⁽¹⁾, Abe, Toshio⁽²⁾, Kobayashi, Chuichi⁽³⁾ and Tamai, Kohji⁽⁴⁾

Summary

It has been pointed out that forest productivity degrades due to soil erosion in closed Hinoki (*Chamaecyparis obtusa*) plantations. Some silvicultural practices like the introduction of undergrowth and increase of litter on the forest floor are suggested so far. The effects, however, are not made clear quantitatively, and forest management has not been established from the view of soil conservation in Hinoki plantations.

The purposes of the study are to analyze the effect of forest floor coverage by litter or undergrowth upon soil erosion in a Hinoki plantation and to estimate the amount of litter suitable for soil erosion control. The experiment forest is located in Shiga Prefecture and is a 26-year-old man-made Hinoki plantation. The plantation divided into three portions: pure plantation with no undergrowth, mixed plantation with Hinoki and Akamatsu (*Pinus densiflora*) and pure plantation with the forest floor covered with sasa (*Sasa nipponica*). Two plots, sized 2 m long by 1 m wide, in each portion were installed to measure eroded soil and litter and surface runoff. An automatic raingage was placed in the clearing adjacent to the plantation. In addition to the field measurement, the effect of litter amount on soil erosion was experimented and numerized using a rainfall simulater. In this paper, pure plantation was named Hinoki plot for short, Akamatsu plot for mixed plantation and sasa plot for pure plantation with sasa. The results are summarized as followed.

(1) The amount of eroded soil shows seasonal variation depending on precipitation. Annual soil losses were 3.0 t/ha for Hinoki plot, 0.7 t/ha for Akamatsu plot and 0.4 t/ha for sasa plot respectively. Removal of litter from the floor on Akamatsu and sasa plots accelerated soil erosion and soil loss to a level of about 10 times that before treatment.

(2) The differences of litter loss among the three plots were small compared with soil loss, 1.1 t/ha for Hinoki plot, 0.6 t/ha for Akamatsu plot and 1.0 t/ha for sasa plot on a yearly base, respectively.

(3) The relationship between soil loss and five rainfall factors was analyzed applying the regression method to find the most suitable one. As a rule maximum 10-minute rainfall intensity and R factor used in the universal soil loss equation have better correlations to soil loss than the other factors. The result would suggest that short time rainfall intensity played a important role in erosion process in the hinoki plantation.

-33 -

Received December 6, 1990

^{(1) (3) (4)} Kansai Research Center

⁽²⁾ Research Coordination Division

(4) The relationships between litter loss and the rainfall factors in Hinoki plots were rather scattered due to the influence of wind in winter and litter coverage. Fresh leaves which fell late autumn could be easily carried away by wind in winter. In Hinoki plantations, it is well known that litter loss shows a distinctive seasonal variation. These mean that prediction of litter loss should be done taking both movement by wind and the degree of litter coverage into consideration.

(5) It is testified from the rainfall simulator experiment that the amount of eroded soil decreases exponentially according to increase of litter covering the slope surface. If the slope surface is covered with the same amount of litter, it is more effective to place mixed Hinoki and Akamatsu leaves than Hinoki leaves alone from the standpoint of lightening soil erosion.

(6) The amount of soil eroded from pure Hinoki plantations would be reduced by a factor in the range of 1/2 to 1/10 by covering the forest floor with litter or undergrowth. Enrichment of litter coverage through forming mixed plantation and introducing undergrowth is confirmed to be effective to suppress litter movement, but the degree of reduction is lower than that of soil loss.

(7) It may be necessary to set the tolerance level on the amount of soil loss previously in controlling the forest floor from the viewpoint of site-quality maintenance and soil conservation. The tolerance level of soil erosion is defined as the amount of soil eroded in an equilibrium state with A horizon formation and could be estimated to be in the order of 1-3 t/ha/year, based on the date reported on the A horizon formation in the studied granite region.

(8) A trial calculation was carried out to meet the amount of litter for maintaining soil loss with in the tolerance level mentioned above. On the assumption that the results obtained in the rainfall simulator experiment on the relation of soil loss and litter coverage would be applicable to the field, the amount of litter necessary in controlling soil loss might be approximately from 5 to 7 t/ha in the Hinoki/Akamatsu mixed plantations in the studied granite region.