

岐 阜 県 森 林 研 究 所

研 究 報 告

第 37 号

**Bulletin of the Gifu Prefectural
Research Institute for Forests**

岐 阜 県 森 林 研 究 所

岐 阜 県 美 濃 市

2 0 0 8 年 3 月

目 次

論 文

未熟な土壌条件下における若齢針葉樹人工林の炭素・窒素貯留量	1
-------------------------------	---

渡邊 仁志
井川原弘一
大洞 智宏
横井 秀一
中川 一

資 料

間伐履歴の違いがスギ人工林の収穫に及ぼす影響	11
------------------------	----

大洞 智宏
横井 秀一
渡邊 仁志

間伐後3～5年が経過したヒノキ人工林の下層植生	17
-------------------------	----

横井 秀一
井川原弘一
渡邊 仁志

岐阜県におけるナラ類枯損被害の分布と拡大	23
----------------------	----

大橋 章博

人工林におけるサラシナショウマの自生状況	29
----------------------	----

茂木 靖和
高井 和之

シメジ属の菌根性キノコ3種の菌糸培養特性	33
----------------------	----

水谷 和人

未熟な土壌条件下における若齢針葉樹人工林の炭素・窒素貯留量*

渡邊仁志・井川原弘一**・大洞智宏・横井秀一・中川 一***

The carbon and nitrogen storage of some young coniferous forests afforested in immature soil*

Hitoshi WATANABE, Koichi IGAWAHARA**, Tomohiro OBORA,
Shuichi YOKOI and Hajime NAKAGAWA***

未熟土壌に植栽されたスギ、ヒノキ、アカマツ人工林（19年生）で、林分に含まれる炭素・窒素貯留量を推定した。その結果、単位面積あたりの鉬質土壌、堆積有機物、粗大有機物、下層植生、植栽木に存在する炭素貯留量は、 $121.0 \sim 149.6 \text{ MgC ha}^{-1}$ 、窒素貯留量は $5.10 \sim 7.04 \text{ MgN ha}^{-1}$ と推定された。炭素および窒素のほとんどが、鉬質土壌に含まれており、それに続いて植栽木に多く含まれていた。本調査地のように、未熟土壌に植栽され、成長が抑制された林分における炭素・窒素貯留量は、同齢の林分と比較して少ないと考えられる。森林の炭素貯留量を高精度で算定するためには、立地区分を正確に行い、その区分に対応した樹種ごとの炭素・窒素貯留量について検討する必要がある。

キーワード：スギ、ヒノキ、アカマツ、立地区分、未熟土壌、現存量、炭素、窒素

I はじめに

京都議定書の発効やその第一約束期間の開始を受け、炭素吸収源としての森林への期待が高まっている。森林の炭素吸収量を正確に推定するために、その森林における現存量や炭素貯留量のデータの収集が求められている。それらの量は立地、樹種、林齢、林分構造などによって異なることから、様々なタイプの森林における調査が必要である。

針葉樹造林には適地適木が原則にあり、従来、立地に適した樹種が植栽されてきた。これまで炭素貯留量の調査が行われてきた林分（蜂屋ら、1965；相浦、1988；渡邊ら、2004；渡邊・茂木、2005など）も、生育状況が良好であることが多いため、その他の立地条件における炭素貯留量に関する情報は少ない。しかし、森林の炭素貯留量を広範囲、高精度で算定するためには、適地ではない立地に植栽され、成長が悪い森林についても評価しなければならない。

森林の炭素貯留においては、土壌中の有機物が重要な役割を担っている。土壌有機物には植物への養分供給の役割があり、養分の供給量の過少は、林木の成長

を制限し、森林の炭素固定に影響を及ぼすからである。中でも窒素は、わが国の土壌では天然に供給される量が最も少ない養分のひとつであり（河田、1989）、林木の成長への影響は大きい。このことから、本研究では、炭素貯留量の推定と同時に窒素貯留量の推定も行った。

岐阜県南東部の丘陵地帯には、新生代第三紀の未固結堆積物を母材とする黄色系・赤色系乾性褐色森林土壌が広範に分布する。これらの土壌は砂質で未熟性が強いいため、林木の成長も概して悪い（真下ら、1974）。岐阜県可児市にあるマツ枯れ被害跡地更新試験地（中川ら、1981）は、このような立地条件にあり、いくつかの樹種の成長過程や施業履歴が記録されている。この試験地における炭素・窒素貯留量が明らかになれば、生育不良な立地環境に植栽された樹木の炭素・窒素貯留量やその動態の検討に有効である。この試験地では、土壌調査（渡邊・中川、2001）、植栽木の現存量調査（大洞ら、2002）、リターフォール量調査（井川原・中川、2002）の結果が報告されている。本報告では、既報の結果とあわせて、まだ報告されていないその他の部分の現存量や炭素・窒素貯留量を推定し、この試験地の

* 本研究の一部は、第112回、第113回、第114回日本林学会大会、および第49回、第50回日本林学会中部支部大会において発表した。

** 現勤務先：岐阜県林政課、*** 元岐阜県下呂農林事務所

炭素・窒素貯留量を明らかにした。

II 調査地および調査方法

1. 調査地の概況

岐阜県可児市大森にあるマツ枯れ被害跡地更新試験地に調査地を設置した。この試験地は標高約 170m の東向き斜面下部にあり、平均傾斜は約 17 度である。地質は新生代第三紀の未固結堆積物（土岐砂礫層）である。土壌型は乾性褐色森林土壌（偏乾亜型）および赤色系乾性褐色森林土壌（偏乾亜型）で、未熟性が強く乾燥傾向にあった（渡邊・中川，2001）。南東に約 7km 離れた多治見地域気象観測所（標高 120m）における平年値（観測期間は 1979～2000 年）は、平均気温 14.6℃，年降水量 1674mm であった（気象庁 Web サイト，<http://www.jma.go.jp/>）。

試験地がある可児市南部は、過去に過度な森林利用が行われた地域で、森林荒廃や土壌流亡が著しかった。明治時代には山林の保護育成のため、治山工事や緑化のための植林が行われた（可児町，1979）。試験地は保安林に指定されており、1898 年に復旧治山事業によってクロマツが植栽された。このクロマツが枯損したため、更新に適した樹種を検討するため、1981 年にスギ、ヒノキ、アカマツ、およびその他の樹種を植栽し、マツ枯れ被害跡地更新試験地を設置した（中川ら，1981）。植栽本数は、スギが 2500 本/ha，ヒノキが 3600 本/ha，アカマツが 4800 本/ha であった。植栽の翌年から 7 年間下刈りが行われ、その後、1995 年に除伐、1997 年に間伐が実施された。

調査地は、この試験地のスギ植栽試験地（400 m²）、ヒノキ植栽試験地（400 m²）、アカマツ植栽試験地（200 m²）とした。同一斜面の下部にスギ植栽試験地とヒノキ植栽試験地が隣接し、これらと比べるとやや斜面上部の凸型地形にアカマツ植栽試験地が位置している（図-1）。

2. 調査方法

2000 年 1 月、植栽木の胸高直径（DBH:cm）、樹高（H:m）、枝下高（Hb:m）を測定した。このときの林齢は 19 年である。炭素・窒素貯留量を推定するための調査は、2000 年 5 月～2001 年 1 月に、調査林分を 5 つの部分（植栽木、下層植生、粗大有機物；1997 年の間伐によって発生した伐倒木あるいは切り株、堆積有機物；A₀層、鉾質土壌）に分けて行なった。

(1) 現存量調査と土壌断面調査

植栽木の胸高直径分布をもとに、大きさが偏らないよ

うに試料木（スギ 5 本、ヒノキ 5 本、アカマツ 4 本）を選んで伐倒し、幹、枝、葉（スギとヒノキは緑色部分、アカマツは針葉が束生する部分より先）に分別した。幹の生重量を測定し、円板を 1m ごとに採取した。枝、葉は全量を秤量した。円板と枝、葉の一部を乾燥用試料として抽出し、乾燥重量（80℃，48 時間）を測定した。乾燥用試料の乾物率（乾燥重量/生重量）を試料木の生重量に乗じて、試料木の地上部の乾燥重量とした。

試料木のうち、3 個体について地下部（根株と根）の掘り取りを行った。根株、およびそれを中心とする樹冠半径の 1/2 を半径とする円の内側（内円部）と、樹冠半径を半径とする円を斜面方向に 2 分した半円のうち内円部を除く部分（外円部）を掘り起こし、試料木の根を深さ 70cm まで採取した。採取した根株と根を持ち帰り、乾燥重量（80℃，48 時間）を測定した。地下部の乾燥重量は、

$$\begin{aligned} \text{地下部の乾燥重量} &= \text{根株の乾燥重量} + \text{内円部} \\ &\quad \text{の根の乾燥重量} + \text{外円部の根の乾燥重量} \\ &\quad \times 2 \end{aligned} \quad (1)$$

で表される。

試料木の各器官の乾燥重量と DBH，または $DBH^2 \cdot H$ の関係を、単純相対成長式で近似した。

$$\text{各器官の乾燥重量} = aX^b \quad (2)$$

ただし、 X は DBH または $DBH^2 \cdot H$ 、 a と b は係数である。(2) 式に各個体の DBH または $DBH^2 \cdot H$ を代入し、当てはまりがよかった方の式から、各植栽試験地における全個体の乾燥重量を算出した。

粗大有機物は、植栽試験地の全域を対象に調査した。伐倒木の末口直径、元口直径、長さ、切り株の切り口直径、地際直径、高さを計測し、Smalian 式（梢端の場合は円錐の求積式）により、材積を計算した。乾燥用試料（計 30 個）の材積と乾燥重量（80℃，48 時間）を測定した。乾燥用試料の容積密度と、粗大有機物の材積から、粗大有機物の乾燥重量を推定した。

各植栽試験地に 4 m² の方形枠（2 箇所）を設置し、枠内に生育する植栽木以外の植物（下層植生）を、木本種、草本種それぞれの地上部と地下部に分けて採取した。また、各植栽試験地に 0.5 m² 方形枠（2 箇所）を設置し、枠内の堆積有機物を L 層、F 層、H 層に分けて採取した。下層植生、堆積有機物の乾燥重量（80℃，48 時間）を測定した。

植栽木、粗大有機物、下層植生、堆積有機物のヘクター

表-1 調査地の林分概況

植栽試験地	林 齢* (年)	胸高直径** (cm)	樹高** (m)	枝下高** (m)	立木密度 (本 ha ⁻¹)	材 積 (m ³ ha ⁻¹)
スギ	19	8.8±2.9	7.0±1.2	1.8±0.5	1710	50
ヒノキ	19	10.5±2.3	8.2±1.3	2.1±0.6	1680	68
アカマツ	19	10.9±2.2	7.9±1.1	4.0±1.0	1750	73

* 2000年1月現在の林齢である。

** 平均値±標準偏差を示す。

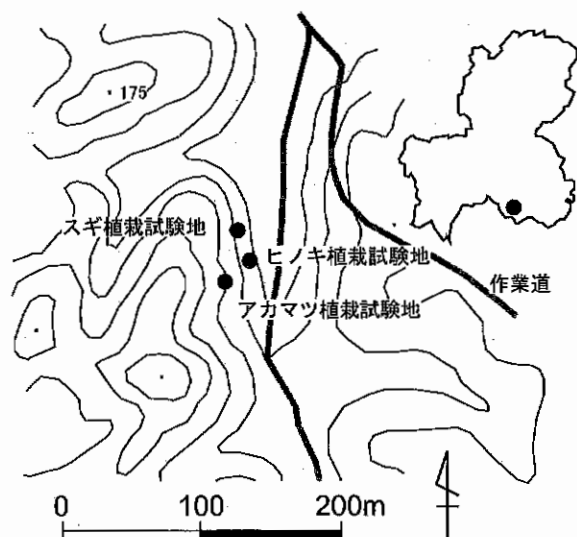


図-1 植栽試験地の配置

ルあたりの乾燥重量を求め、これを各部分の現存量とした。

堆積有機物を採取した地点で土壌断面調査を行い、深さ70cmまでの土壌層位を区分した。各層位で2点の土壌円筒試料(100cc)と炭素・窒素分析用の土壌試料(化学分析試料, 約500g)を採取した。土壌円筒試料から、細土(<2mm)、石礫、根の乾燥重量(105℃, 24時間)を測定し、常法(河田・小島, 1976)に基づいて、細土容積重を求めた。化学分析試料から、石礫、有機物を除去し、細土のみを風乾した。

(2) 炭素・窒素貯留量の推定

試料の炭素・窒素含有率は、土壌の化学分析試料(各2点)、その他の測定部分(植栽木、下層植生、粗大有機物、堆積有機物)の乾燥試料(各2点)を微粉碎後、乾式燃焼法(ヤナコ社製CNコーダーMT-700)で測定した。この測定値と試料の含水率から、絶乾状態における試料の炭素・窒素含有率(%)を求め、測定部位ごとに平均した。

鉱質土壌の炭素・窒素貯留量(土壌深70cmまで)は、

$$\text{炭素または窒素貯留量} = \Sigma (\text{各土壌層位の炭素または窒素貯留量}) \quad (3)$$

で計算される。ここで、

$$\begin{aligned} \text{ある土壌層位の炭素または窒素貯留量} &= \text{平均} \\ &\text{層厚} \times (\text{炭素または窒素含有率} / 100) \\ &\times \text{細土容積重} \end{aligned} \quad (4)$$

である。また、その他の測定部分の炭素・窒素貯留量は、

$$\text{炭素または窒素貯留量} = \text{現存量} \times (\text{炭素または窒素含有率} / 100) \quad (5)$$

である。

III 結果と考察

1. 林分構造と林分の成長

植栽試験地の林分概況を表-1に示す。立木密度は1700本ha⁻¹前後で、植栽試験地間で大きく変わらなかった。植栽密度から本数が減少した理由は、スギ植栽試験地においては主に自然枯死、アカマツ植栽試験地においては主に間伐、ヒノキ植栽試験地においてはその両方によるものである。平均樹高、平均胸高直径、材積は、スギ植栽試験地が小さかった。平均樹高を樹高成長曲線(岐阜県林政部, 1984; 岐阜県林政部, 1992a; 岐阜県林政部, 1992b)と比較すると、スギ植栽試験地は地位級5(5段階評価で1が最高)以下、ヒノキ植栽試験地は同4、アカマツ植栽試験地は同3に相当していた。また、林分密度管理図(岐阜県林政部, 1984; 岐阜県林政部, 1992a; 岐阜県林政部, 1992b)によると、収量比数はスギ植栽試験地では0.39、ヒノキ植栽試験地では0.48、アカマツ植栽試験地では0.58であった。

2. 現存量

試料木の大きさと各器官の重量を表-2に示す。試料木の地上部重量は、スギでは5.9~55.3kg、ヒノキでは

表-2 試料木の大きさと各器官の重量

樹 種	試料木	胸高直径* (cm)	樹高* (m)	DBH ² H	地上部重量				地下部 重 量 (kg)
					幹 (kg)	枝 (kg)	葉 (kg)	合計* (kg)	
スギ	1	5.5	4.5	136.1	3.2	0.4	2.4	5.9	-
	2	8.4	7.3	515.1	10.3	1.0	6.9	18.2	3.5
	3	9.7	7.3	686.9	17.5	2.1	7.6	27.2	5.6
	4	12.4	8.5	1307.0	14.5	3.2	11.6	29.3	6.7
	5	12.9	10.3	1714.0	28.9	7.6	18.7	55.3	-
ヒノキ	1	8.1	7.0	459.3	9.5	2.3	4.8	16.7	-
	2	9.1	8.3	687.3	11.4	2.1	3.9	17.4	4.9
	3	11.1	8.9	1096.6	18.3	5.0	7.8	31.2	7.4
	4	12.5	10.9	1703.1	30.4	3.2	5.5	39.2	9.7
	5	14.4	9.7	2011.4	33.9	6.6	9.1	49.5	-
アカマツ	1	8.6	7.4	547.3	12.0	2.4	1.4	15.8	-
	2	10.4	5.9	638.1	11.9	5.8	2.4	20.1	10.1
	3	10.7	8.3	950.3	19.8	5.9	1.8	27.5	9.2
	4	13.8	8.5	1618.7	26.9	9.8	5.1	41.7	21.0

* 大洞ら(2002)による。

四捨五入による端数処理のため合計と内訳数字の計が一致しないことがある。

表-3 単純相対成長式へのあてはめ結果

樹 種	器 官	X	a	b	決定係数
スギ	幹	DBH ² H	0.069	0.797	0.903 *
	枝	DBH ² H	0.001	1.112	0.937 **
	葉	DBH ² H	0.056	0.763	0.981 **
	根株・根	DBH ² H	0.087	0.612	0.802
ヒノキ	幹	DBH ² H	0.033	0.911	0.981 **
	枝	DBH	0.052	1.767	0.707
	葉	DBH	0.378	1.158	0.609
	根株・根	DBH	0.042	2.157	0.999 *
アカマツ	幹	DBH ² H	0.070	0.809	0.959 *
	枝	DBH	0.006	2.863	0.916 *
	葉	DBH	0.004	2.725	0.904 *
	根株・根	DBH	0.012	2.850	0.960

表中のXは、単純相対成長式に採用した変数、aとbはそのときの係数。

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$ で有意。

16.7 ~ 49.5kg, アカマツでは 15.8 ~ 41.7kg であった。単純相対関係式で表した各器官の乾燥重量と DBH または $DBH^2 \cdot H$ の関係を示す (表-3)。スギの根, ヒノキの枝, 葉, アカマツの根については, 有意な近似式が得られなかった ($p > 0.05$)。しかし, 近似式の決定係数は比較的高かったため, 他の式と同様, 現存量の推定に利用した。

植栽木の現存量を表-4に示した。スギ, ヒノキ, アカマツの現存量は, 47.8 Mg ha^{-1} ~ 69.1 Mg ha^{-1} で, このうち地上部現存量 (幹, 枝, 葉の現存量を合計したもの)

は, 38.4 Mg ha^{-1} , 46.4 Mg ha^{-1} , 48.4 Mg ha^{-1} であった。

スギ若齢林を調査した 15 事例 (四大学および信大合同調査班, 1966; 西村・川村, 1978; 坂上, 1982a; 坂上, 1982b; 安田・阪上, 1984; 根岸ら, 1988; 片桐ら, 1990; 相浦, 1997) によると, 12 ~ 24 年生スギ人工林の植栽木の地上部現存量は, $40.4 \sim 204.7 \text{ Mg ha}^{-1}$ であった。また, ヒノキ若齢林では, 28 年生林分の $52.3 \sim 115.9 \text{ Mg ha}^{-1}$ (原田ら, 1969), 10 年生林分の $48.2 \sim 59.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ (牧瀬ら, 1992) などの報告がある。同様に, アカマツ若齢林については, 10 ~ 25 年生の高密度林分

表-4 植栽木の現存量と炭素・窒素貯留量

植栽試験地	部 位	器 官	現存量 (Mg ha ⁻¹)	炭 素 含有率 (%)	窒 素 含有率 (%)	炭 素 貯留量 (MgC ha ⁻¹)	窒 素 貯留量 (MgN ha ⁻¹)
スギ	地上部	幹	21.4	50.4	0.34	10.8	0.07
		枝	3.6	50.5	0.50	1.8	0.02
		葉	13.4	53.8	1.14	7.2	0.15
		小計	38.4			19.8	0.24
	地下部	根株・根	9.4	48.5	0.41	4.6	0.04
	合 計		47.8			24.4	0.28
ヒノキ	地上部	幹	30.7	50.4	0.34	15.5	0.10
		枝	5.9	50.3	0.60	3.0	0.04
		葉	9.8	52.9	1.39	5.2	0.13
		小計	46.4			23.7	0.28
	地下部	根株・根	12.0	50.2	0.45	6.0	0.05
	合 計		58.5			29.7	0.33
アカマツ	地上部	幹	32.7	50.8	0.31	16.6	0.10
		枝	10.9	52.6	0.71	5.7	0.08
		葉	4.8	54.2	1.67	2.6	0.08
		小計	48.4			25.0	0.26
	地下部	根株・根	20.7	50.6	0.49	10.5	0.11
	合 計		69.1			35.4	0.37

四捨五入による端数処理のため合計と内訳数字の計が一致しないことがある。

表-5 下層植生の現存量と炭素・窒素貯留量

植栽試験地	部 位	器 官	現存量 (Mg ha ⁻¹)	炭 素 含有率 (%)	窒 素 含有率 (%)	炭 素 貯留量 (MgC ha ⁻¹)	窒 素 貯留量 (MgN ha ⁻¹)
スギ	地上部	木本	7.3	50.9	1.30	3.7	0.09
		草本	1.9	44.6	1.04	0.8	0.02
	地下部	木本	12.3	49.7	0.53	6.1	0.07
		草本	2.0	47.0	0.91	0.9	0.02
	合 計		23.5			11.6	0.20
ヒノキ	地上部	木本	3.2	49.9	1.46	1.6	0.05
		草本	0.1	47.1	1.31	0.0	0.00
	地下部	木本	4.7	49.9	0.72	2.3	0.03
		草本	0.2	47.9	1.38	0.1	0.00
	合 計		8.2			4.2	0.08
アカマツ	地上部	木本	5.0	51.8	1.09	2.6	0.05
		草本	0.2	48.0	1.07	0.1	0.00
	地下部	木本	5.9	50.5	0.73	3.0	0.04
		草本	0.1	47.4	0.90	0.0	0.00
	合 計		11.2			5.7	0.10

四捨五入による端数処理のため合計と内訳数字の計が一致しないことがある。

の 53.9 ~ 104.6 Mg ha⁻¹ (蜂屋ら, 1989), 12 ~ 16 年生の高密度林分の 53.7 ~ 129.9 Mg ha⁻¹ (外館, 1978; 外館, 1979), 29 年生林分の 106.6 ~ 117.4 Mg ha⁻¹ (丹羽, 2006) などがある。既存の調査事例の結果と比べると、本調査の結果 (表-4) はいずれも少ないといえる。

下層植生の現存量を表-5 に示した。試料採取時の観

察によれば、スギ植栽試験地とアカマツ植栽試験地では、低木層がよく発達しており、草本層はネザサ、ワラビが優占していた。ヒノキ植栽試験地の草本層は乏しかったが、低木層の植被率は比較的大きかった。下層植生の現存量は 8.2 ~ 23.5 Mg ha⁻¹ で、スギ植栽試験地で多かった。

堆積有機物の現存量を表-6 に示した。堆積有機物の

表一6 堆積有機物と粗大有機物の現存量と炭素・窒素貯留量

植栽試験地	部分	層位	現存量* (Mg ha ⁻¹)	炭素 含有率 (%)	窒素 含有率 (%)	炭素 貯留量 (MgC ha ⁻¹)	窒素 貯留量 (MgN ha ⁻¹)
スギ	堆積有機物	L	3.6	48.8	1.53	1.7	0.05
		F	3.5	27.5	1.28	1.0	0.05
		H	6.0	16.2	1.01	1.0	0.06
		計	13.1			3.7	0.16
	粗大有機物		2.9	51.3	0.37	1.5	0.01
ヒノキ	堆積有機物	L	3.7	51.2	1.32	1.9	0.05
		F	6.0	50.0	1.83	3.0	0.11
		H	19.7	26.8	1.17	5.3	0.23
		計	29.4			10.2	0.39
	粗大有機物		7.1	51.3	0.37	3.6	0.03
アカマツ	堆積有機物	L	7.2	51.2	1.36	3.7	0.10
		F	19.4	39.5	1.60	7.7	0.31
		H	15.6	14.5	0.75	2.2	0.11
		計	42.2			13.6	0.52
	粗大有機物		9.0	51.3	0.37	4.6	0.03

*このうち、堆積有機物については、渡邊・中川(2001)による。

四捨五入による端数処理のため合計と内訳数字の計が一致しないことがある。

表一7 鉱質土壌の炭素・窒素貯留量

植栽試験地	層位	平均層厚* (m)	細土容積重 (kg m ⁻³)	炭素 含有率 (%)	窒素 含有率 (%)	炭素 貯留量 (MgC ha ⁻¹)	窒素 貯留量 (MgN ha ⁻¹)
スギ	A	0.14	976.3	3.6	0.20	48.5	2.7
	B	0.56	1265.9	0.6	0.05	43.1	3.4
	計	0.70				91.7	6.1
ヒノキ	A	0.18	999.5	3.4	0.18	59.0	3.1
	B	0.53	1204.7	0.7	0.05	42.9	3.2
	計	0.70				101.9	6.2
アカマツ	A	0.14	1031.6	1.7	0.09	24.3	1.2
	B	0.57	1077.2	0.6	0.05	37.3	2.8
	計	0.70				61.7	4.1

*土壌断面2地点の平均値。

四捨五入による端数処理のため合計と内訳数字の計が一致しないことがある。

現存量は試験地間で差がみられ、特にアカマツ植栽試験地で多かった。小野ら(2002)が全国で調べた林相区分ごとの堆積有機物量16.6 Mg ha⁻¹(スギ林), 10.0 Mg ha⁻¹(ヒノキ林), 23.0 Mg ha⁻¹(アカマツ林)と比較すると、本調査の結果はヒノキ(29.4 Mg ha⁻¹)とアカマツ(42.2 Mg ha⁻¹)の植栽試験地で多かった。ヒノキ人工林では、しばしば下層植生の衰退と堆積リターや表層土壌の流亡が問題になっている(例えば赤井, 1977)。本試験地は、緩傾斜で下層植生が比較的多いために、堆積リターの移動が起こりにくく、ヒノキ植栽試験地の堆積有機物量が多かったと考えられる。アカマツ植栽試験地の堆積有機

物については、次の項(Ⅲ-3)で検討する。

また、粗大有機物の現存量は2.9～9.0Mg ha⁻¹であった(表一6)。アカマツ植栽試験地では、1997年に61%(本数率)の強度間伐が実施されたことから、粗大有機物の量が多いと考えられた。

3. 炭素・窒素貯留量

植栽木の炭素貯留量は、スギでは24.4 MgC ha⁻¹、ヒノキでは29.7 MgC ha⁻¹、アカマツでは35.4 MgC ha⁻¹であった(表一4)。窒素貯留量は、スギでは0.28 MgN ha⁻¹、ヒノキでは0.33 MgN ha⁻¹、アカマツでは0.37 MgN ha⁻¹

表-8 調査地のCN比

部分		スギ 植栽試験地	ヒノキ 植栽試験地	アカマツ 植栽試験地
植栽木	幹	149.1	149.1	166.0
	枝	101.0	84.0	74.2
	葉	47.2	38.2	32.5
	根株・根	118.6	111.8	103.0
下層植生	地上部*	40.0	34.3	47.3
	地下部*	87.5	68.3	69.4
粗大有機物		138.6	138.6	138.6
堆積有機物	L	31.9	38.9	37.8
	F	21.5	27.3	24.7
	H	16.0	23.0	19.5
鈣質土壌	A	18.2	19.3	19.8
	B	12.6	13.6	13.1

* 加重平均値。

であった(表-4)。炭素貯留量、窒素貯留量ともにスギ、ヒノキ、アカマツの順に多かった。測定部分のCN比(炭素と窒素の含有率の比)を表-8に示す。葉は窒素含有率が高いため、非同化器官と比べてCN比が低かった。

下層植生の炭素貯留量と窒素貯留量は、それぞれ4.2~11.6MgC ha⁻¹, 0.08~0.20MgN ha⁻¹であった(表-5)。また、粗大有機物では、同様に1.5~4.6MgC ha⁻¹, 0.01~0.03MgN ha⁻¹であった(表-6)。

堆積有機物の炭素・窒素貯留量を表-6に示した。炭素・窒素含有率は、L層、F層、H層と下層ほど低い傾向にあった。炭素貯留量は合計3.7~13.6MgC ha⁻¹、窒素貯留量は合計0.16~0.52MgN ha⁻¹であった。CN比は、L層で31.9~38.9、H層で16.0~23.0であった(表-8)。

堆積有機物の炭素・窒素貯留量は、アカマツ植栽試験地で最も多かった。その原因として、堆積有機物層における有機物(堆積リター)の分解速度の違い、あるいは堆積リターの供給源であるリターフォール量の違いが考えられる。堆積リターの分解速度を検討するために、各層におけるCN比を植栽試験地間で比較すると、CN比には大きな差がみられなかった(表-8)。このことから、堆積リターの分解速度は、植栽試験地間でほぼ同じであると推測され、アカマツ植栽試験地の堆積リターの分解が特別に遅れているとはいえない。一方、本調査地のリターフォール量(2001年1月から12月までの1年間)は、スギ植栽試験地で0.89Mg ha⁻¹ yr⁻¹、ヒノキ植栽試験地で1.64Mg ha⁻¹ yr⁻¹、アカマツ植栽試験地で2.32Mg ha⁻¹ yr⁻¹であった(井川原・中川, 2002)。アカマツ植栽試験地のリターフォール量は、他の植栽試験地に比べて多かった。これらのことから、アカマツ植栽試験地の堆積有機物の炭素・窒素貯留量が多いのは、リターフォールとし

て林床に供給される有機物の量が多かったためだと考えられる。

鈣質土壌(深さ70cmまで)は、A層、B層に区分された(渡邊・中川, 2001)。表-7に、鈣質土壌の炭素・窒素貯留量を示した。細土容積重は、すべての植栽試験地でA層の方が小さかった。鈣質土壌の炭素貯留量は、61.7~101.9MgC ha⁻¹、窒素貯留量は4.1~6.2MgN ha⁻¹であった。国内の土壌調査報告を収集した結果(Morisada *et al.*, 2003)によると、赤褐色・黄褐色褐色森林土(本調査地の赤色系・黄色系褐色森林土壌と同じ意味)と乾性褐色森林土の炭素貯留量(深さ70cmまで)は、115~140 MgC ha⁻¹であった。これと比較すると、本調査の結果(表-7)は、どの植栽試験地でも少なかった。母材の性質とかつての土壌流亡の結果、土壌の未熟性が強いと推察される。

植栽試験地間で比較すると、鈣質土壌の炭素・窒素貯留量は、アカマツ植栽試験地で特に少なかった(表-7)。これは、鈣質土壌のA層の炭素・窒素含有率が低いことに起因する。含有率は炭素、窒素のいずれも低いことと、CN比はその他の植栽試験地と比較して大きく違わなかった(表-8)ことから、アカマツ植栽試験地では、堆積有機物層から鈣質土壌への腐植の浸透が悪いことが推察される。アカマツ植栽試験地は、その他の植栽試験地と比較して、斜面上部の凸型地形にある。このような地形の差が炭素や窒素の蓄積に影響しているのではないかと考えられる。

4. 未熟な土壌条件下における炭素・窒素貯留量

以上の結果から、本調査地における植栽木、下層植生、粗大有機物、堆積有機物、鈣質土壌に存在する炭素貯留

表-9 調査地の炭素貯留量

植栽試験地	植栽木	下層植生	粗大有機物	堆積有機物	鉱質土壌	合計
スギ	24.4 (18.3)	11.6 (8.7)	1.5 (1.1)	3.7 (2.8)	91.7 (69.0)	132.8 (100.0)
ヒノキ	29.7 (19.8)	4.2 (2.8)	3.6 (2.4)	10.2 (6.8)	101.9 (68.1)	149.6 (100.0)
アカマツ	35.4 (29.3)	5.7 (4.7)	4.6 (3.8)	13.6 (11.3)	61.7 (50.9)	121.0 (100.0)

単位は MgC ha^{-1} 。括弧書きは、炭素貯留量の合計に対する各部分の割合(%)を示す。
四捨五入による端数処理のため合計と内訳数字の計が一致しないことがある。

表-10 調査地の窒素貯留量

植栽試験地	植栽木	下層植生	粗大有機物	堆積有機物	鉱質土壌	合計
スギ	0.28 (4.2)	0.20 (2.9)	0.01 (0.2)	0.16 (2.4)	6.09 (90.3)	6.74 (100.0)
ヒノキ	0.33 (4.7)	0.08 (1.2)	0.03 (0.4)	0.39 (5.5)	6.22 (88.3)	7.05 (100.0)
アカマツ	0.37 (7.3)	0.10 (2.0)	0.03 (0.7)	0.52 (10.3)	4.07 (79.8)	5.10 (100.0)

単位は MgN ha^{-1} 。括弧書きは、窒素貯留量の合計に対する各部分の割合(%)を示す。
四捨五入による端数処理のため合計と内訳数字の計が一致しないことがある。

量は、スギ植栽試験地では $132.8 \text{ MgC ha}^{-1}$ 、ヒノキ植栽試験地では $149.6 \text{ MgC ha}^{-1}$ 、アカマツ植栽試験地では $121.0 \text{ MgC ha}^{-1}$ と推定された (表-9)。同様に窒素貯留量は、スギ植栽試験地では 6.74 MgN ha^{-1} 、ヒノキ植栽試験地では 7.05 MgN ha^{-1} 、アカマツ植栽試験地では 5.10 MgN ha^{-1} と推定された (表-10)。炭素・窒素貯留量の分布比率をみると、鉱質土壌中には、炭素貯留量の約 50～70%、窒素貯留量の約 80～90%が含まれており、植栽木中には、炭素貯留量の約 18～30%、窒素貯留量の約 4～7%が含まれていた。炭素および窒素のほとんどが、鉱質土壌に含まれており、それに続いて植栽木に多く含まれていたといえる。既存研究の結果と比較した (Ⅲ-2, Ⅲ-3) ところ、本調査地では、堆積有機物の現存量は多かったが、植栽木の地上部現存量や鉱質土壌の炭素貯留量は少なかった。このことから、未熟な土壌に植栽されたスギ、ヒノキ、アカマツ若齢林における総炭素貯留量 (表-9) は、同齢の林分と比較して少ないと考えられる。また、直接比較はできなかったが、総窒素貯留量 (表-10) についても同様に、同齢の林分と比較して少ないと推察される。

渡邊ら (2004)、渡邊・茂木 (2005) は、本試験地とほぼ同様の調査を行い、適潤性褐色森林土壌におけるスギ、ヒノキ、アカマツ林分 (33～35 年生) の植栽木に

含まれる炭素貯留量を推定している。これによると、スギ、ヒノキ、アカマツの植栽木に含まれる炭素貯留量は、それぞれ $275.5 \text{ MgC ha}^{-1}$ 、 $153.6 \text{ MgC ha}^{-1}$ 、 88.6 MgC ha^{-1} で、その量はスギ、ヒノキ、アカマツの順に多かった。これらの報告では、造林木が成長に適した立地 (いずれの樹種も地位級 1) に植栽されているために、樹種ごとの成長差が、炭素貯留量に大きな差をもたらした (渡邊・茂木, 2005) と推定している。

一方、本調査地では、植栽木に含まれる炭素・窒素貯留量は、アカマツ、ヒノキ、スギの順に多かった (表-9, 表-10)。成長に適した立地 (渡邊ら, 2004; 渡邊・茂木, 2005) と本調査地における植栽木の炭素貯留量を比較すると、その差が最も大きかったのはスギで、最も小さかったのはアカマツである。スギは、成長に適した立地に植栽されると、成長が良好で炭素貯留量は大きくなるが、未熟で貧栄養な立地に植栽されると、成長が不良で炭素貯留量は小さくなる。一方、アカマツは、未熟で貧栄養な土壌に植栽された場合でも、成長への影響がスギほどは大きくないことから、炭素貯留量は比較的多いと考えられる。両樹種の立地条件への応答の違いが、本調査地におけるスギとアカマツの炭素貯留量の差をもたらしたと推察できる。

生育適地に植栽され元来の成長が可能な場合と、本調

査地のように未熟土壤に植栽され成長が抑制される場合とでは、同樹種であっても、その炭素・窒素貯留量は大きく異なるといえる。森林の炭素貯留量を高精度で算定するためには、立地区分を正確に行い、その区分に対応した樹種ごとの炭素・窒素貯留量について検討する必要がある。

謝 辞

マツ枯れ被害跡地更新試験地の設定は、野々田三郎、木村等の両氏（当時、岐阜県林業センター）の、2000年の現地調査は、中村基氏（当時、岐阜県林業短期大学校）、長屋公三氏（当時、岐阜県森林科学研究所）の協力のもとに実施した。論文の執筆にあたっては、岐阜県森林研究所の森林環境部長の古川邦明氏、ならびに杉山正典氏、茂木靖和氏に有益なご助言を頂いた。試験地の設定と現地調査の実施にあたり、岐阜県可児市ならびに可児市大森財産区管理会の関係諸氏の協力を得た。本研究は、文部科学省科学研究費地域連携推進研究「木曾三川のエコロジカル流域管理計画」（補助金 No.11794029）の一環として実施した。この実施にあたっては、岐阜大学流域圏科学研究センターの秋山侃教授にご尽力を賜った。ここに記して、各位に謝意を表する。

引用文献

- 相浦英春（1988）ボカスギ人工林の生産力。富林技研報 1：11-19。
相浦英春（1997）氷見市針木地内に成立するカワイダニスギ若齢林の生産力と成育経過。富林技研報 10：59-75。
赤井龍男（1977）ヒノキ林の地力減退問題とその考え方。林業技術 419：7-11。
岐阜県林政部（1984）アカマツ人工林林分収獲表・林分収獲予想表。88pp, 岐阜県。
岐阜県林政部（1992a）スギ人工林林分収獲表・林分密度管理図。21pp, 岐阜県。
岐阜県林政部（1992b）ヒノキ人工林林分収獲表・林分密度管理図。25pp, 岐阜県。
蜂屋欣二・土井恭次・小林玲爾（1965）アカマツ林の林分成長の解析。岩手地方壮齢人工林の一例。林試研報 176：75-88。
蜂屋欣二・竹内郁雄・棚秋一延（1989）高密度のアカマツ林の一次生産の解析。林試研報 354：39-97。
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。日本林学会誌

- 51：125-133。
井川原弘一・中川一（2002）針葉樹人工林のリターフォー
ル量と含有炭素量・窒素量。岐阜県森林研研報 31：7-12。
可児町（1979）可児町史，通史編。1399pp, 岐阜県可児
郡可児町，岐阜。
片桐成夫・金子信博・小島靖（1990）手入れ不足のスギ
人工林の物質循環，地上部および土壤の養分集積量
と養分還元量。島根大農研報 24：21-27。
河田弘（1989）窒素（N）の形態と循環および可給性（森
林土壤学概論，河田弘，399pp., 博友社，東京）。
223-242。
河田弘・小島俊郎（1976）環境測定法（IV），森林土壤。
190pp, 共立出版株式会社，東京。
牧瀬明弘・山本譲・秋田豊・中井勇・山本俊明（1992）
徳山試験地における植栽密度を異にしたヒノキ幼齡
林の成長と林分現存量。京大農演集報 23：69-80。
真下育久・有光一登・八木久義・小林繁男（1974）：土
壤細説，主として山地・丘陵地地域の土壤（林野土
壤）（土地分類基本調査「美濃加茂」，土じょう各論。
経済企画庁，64pp, 経済企画庁）。1-53。
Morisada K., Ono K. and Kanomata H. (2003) Organic
carbon stock in forest soils in Japan. Geoderma 119：
21-32。
中川一・野々田三郎・木村等（1981）マツ枯れ被害跡地
更新試験。岐阜県林セ業務報告（昭和 55 年度）：
22-25。
西村武二・川村奉文（1978）高知大学農学部演習林にお
ける森林生産力調査（II），12 年生スギ造林地の生
産力について。高知大演報 6，45-54。
丹羽花恵（2006）壮齢アカマツ人工林における地上部現
存量。岩手林技セ研報 14，38-40。
大洞智宏・渡邊仁志・中川一（2002）未熟な土壤条件下
における針葉樹人工林の地上部現存量調査。中森研
50：39-40。
小野賢二・鹿又秀聡・森貞和仁（2002）日本の森林にお
ける堆積有機物量の評価手法の検討。日林関東支論
53：143-144。
坂上俊郎（1982a）タテヤマスギ幼齡林の生産力。富山
県林試研報 8：9-16。
外館聖八郎（1978）天然生アカマツ放置林分における現
存量の推移。日林論 89：189-190。
外館聖八郎（1979）天然生アカマツ筋刈林分における現
存量の推移。日林論 89：319-320。
渡邊仁志・中川一（2001）植栽樹種が土壤発達におよぼ
す影響について。中森研 49：29-32。

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. 岐阜県森林研研報 34 : 11-16.

安田洋・阪上俊郎（1984）タテヤマスギ若齡林の養分現存量. 富山県林試研報 10 : 1-15.

四大学および信大合同調査班（1966）森林の生産力に関する研究(Ⅲ), スギ人工林の物質生産について. 63pp, 日林協, 東京.

資 料

間伐履歴の違いがスギ人工林の収穫に及ぼす影響

大洞智宏・横井秀一・渡邊仁志

キーワード：間伐，履歴，収穫本数，スギ

Ⅰ はじめに

近年，多くの人工林で，間伐の実施が遅れており，林業的な問題だけでなく森林の公益的機能が低下するなどの問題もおきている。このため，多くの地域で，間伐を推進する様々な方策がとられつつあり，間伐の方法についての議論も行われている。しかし，間伐の現場での議論の多くは，現時点での収穫を主眼においた間伐方法に関することにとどまっている。本来，間伐は，将来の収穫を念頭に置いて行うべき作業であり，そのような観点から間伐の方法を決定する必要がある。将来の収穫も考慮に入れた間伐を行うためには，間伐履歴の違いによって，収穫がどのように変化するかを十分に把握しておく必要がある。これまでに，カラマツ人工林での間伐（近藤，1982）やトドマツ人工林での間伐（阿部，1982）の調査などから，間伐の方法，履歴の違いによって直径階分布に違いが出るということが指摘されている。しかし，そのような研究の事例は少ない。このため，実際の間伐の現場で，将来の収穫を考えた間伐を行うためには，多くの間伐の事例の積み重ねが必要である。

岐阜県林業センター（当時）では，1979年に間伐の手法を検討するため，間伐試験地を設置した。当初の目的は，選木方法の検討のため（野々田ら，1979）

であったが，現在まで林分の成長に関するデータが継続的に測定されており，試験地設定後，間伐率の異なる2度の間伐が行われている。そこで，間伐履歴と収穫量の関係を明らかにするため本研究を行った。

Ⅱ 調査地と調査方法

調査地は，1979年に郡上市大和町（当時：郡上郡大和町）のスギ人工林（25年生）に設置された間伐試験地とした。試験地は，西向き斜面の下部にあり，平均傾斜は約15度である。間伐は1980年に実施され，試験地内に，本数間伐率24%（A区），同34%（B区），同45%（C区），無間伐（D区）の4試験区が隣接して設定された（表-1）。その後，1998年に再度間伐が行われた。この間伐では，伐採後のA，B，C区の立木密度がほぼ同じになるように間伐率を設定した。間伐率は，本数間伐率44%（A区），同39%（B区），同20%（C区）であった。D区は無間伐とした。なお，各試験区内には，林縁木や試験区外からの影響を受ける立木を除いた調査区を設定した。各調査区の面積は，0.08ha（A区），0.07ha（B区），0.07ha（C区），0.06ha（D区）である。

調査は，1979年，1984年，1989年に輪尺で，1998年，2006年に直径巻尺で胸高直径の測定を行った。

表-1 調査区の概要

	A区	B区	C区	D区
面積 (ha)	0.08	0.07	0.07	0.06
1979年立木本数 (本/ha)	1663	1643	1643	1650
1980年本数間伐率 (%)	24 (12)*	34 (21)*	45 (28)*	—
1998年本数間伐率 (%)	44 (33)*	39 (30)*	20 (13)*	—
2006年立木本数 (本/ha)	675	643	686	1267

* () は胸高断面積間伐率

Ⅲ 結果と考察

1. 直径階分布

1979 年の胸高直径階分布を図-1に示す。B 区では、他の調査区に比べ 25cm 以上の立木本数が少なかった。また、30cm 以上の立木が存在しなかった。D 区では、25cm 以上の立木の本数が他の調査区と比べて多かった。1980 年に行われた間伐では、直径の細い木を中心に伐採が行われた。

1998 年の胸高直径階分布を図-2に示す。1980 年に間伐が行われた A, B, C 区では、15cm 未満の立木は存在しなかった。B 区では、他の調査区に比べ 30cm 以上の立木の伐採本数が多かった。1998 年に行われた間伐でも、直径の細い木を中心に伐採が行われたが、30cm 以上の太い木の伐採も行われた。

2006 年の胸高直径階分布を図-3に示す。40cm 以上の立木の本数は C 区で最も多く、D 区で最も少なかった。20cm 未満の立木の本数は D 区で最も多かった。

2. 胸高断面積合計

各調査区の胸高断面積合計の推移を図-4に示す。D 区の胸高断面積合計が常に最も大きかった。

A, B, C 区の、1979 年の胸高断面積合計に大きな差はみられなかった。1980 年の間伐直後から 1998 年の間伐前までは、A 区の胸高断面積合計が最も大きく、C 区が最も小さかった。1998 年の間伐以降は、胸高断面積合計に大きな差はみられなかった。

2006 年の胸高断面積合計および過去の間伐木の胸高断面積合計を積算したものを比較した(表-2)。胸高断面積合計の積算値に大きな差はみられなかった。このことから、各調査区の胸高断面積合計の積算値は、間伐の履歴に影響を受けなかったと考えられる。

林分の総収穫量は、林冠の閉鎖を極端に破らない密度管理を行う限り、間伐の方法によって大きな影響を受けない(只木, 1969; 安藤, 1982)とされている。本調査林分では過去に、40%以上の強度の間伐が行われた調査区もあるが、筆者の観察によれば、1998 年の間伐後の林冠の状態は、44%の間伐を行った A 区でも、極端に閉鎖が破られた状態ではなかった。これらのことから、本調査結果は、只木(1969)、安藤(1982)の結論を支持するものと考えられる。

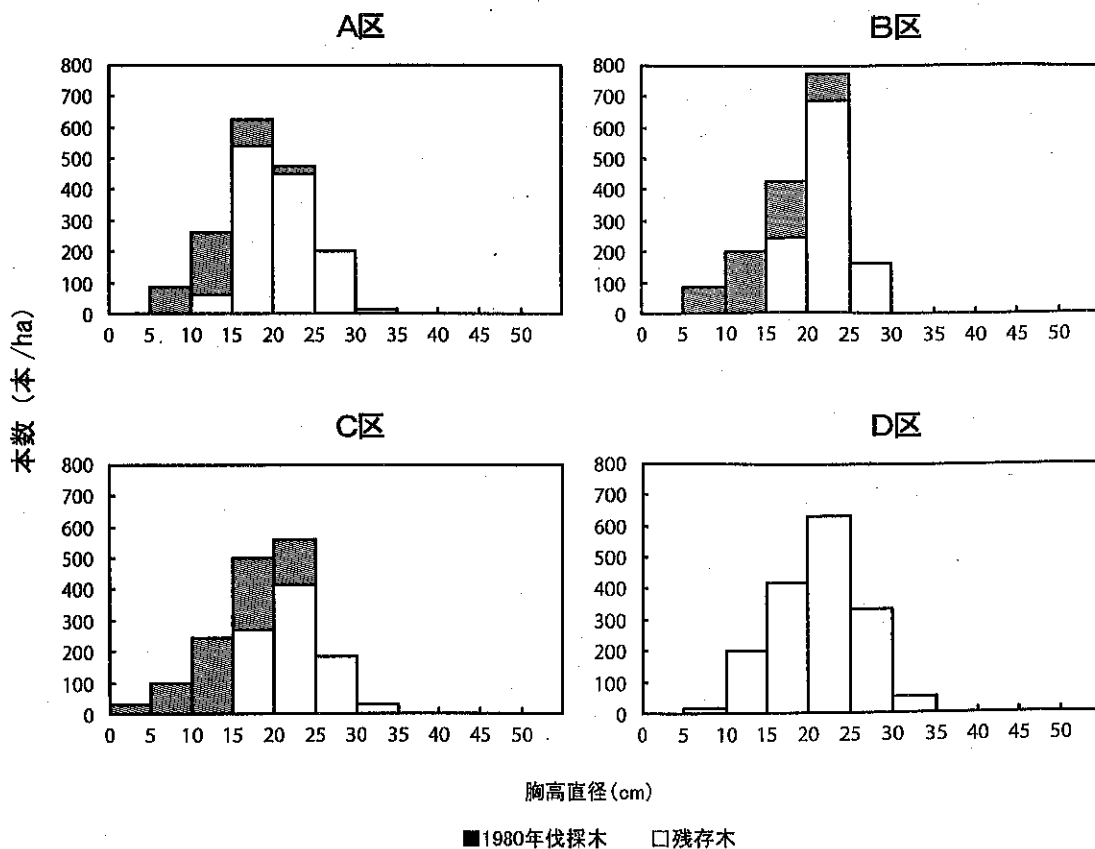


図-1 1979 年の胸高直径階分布

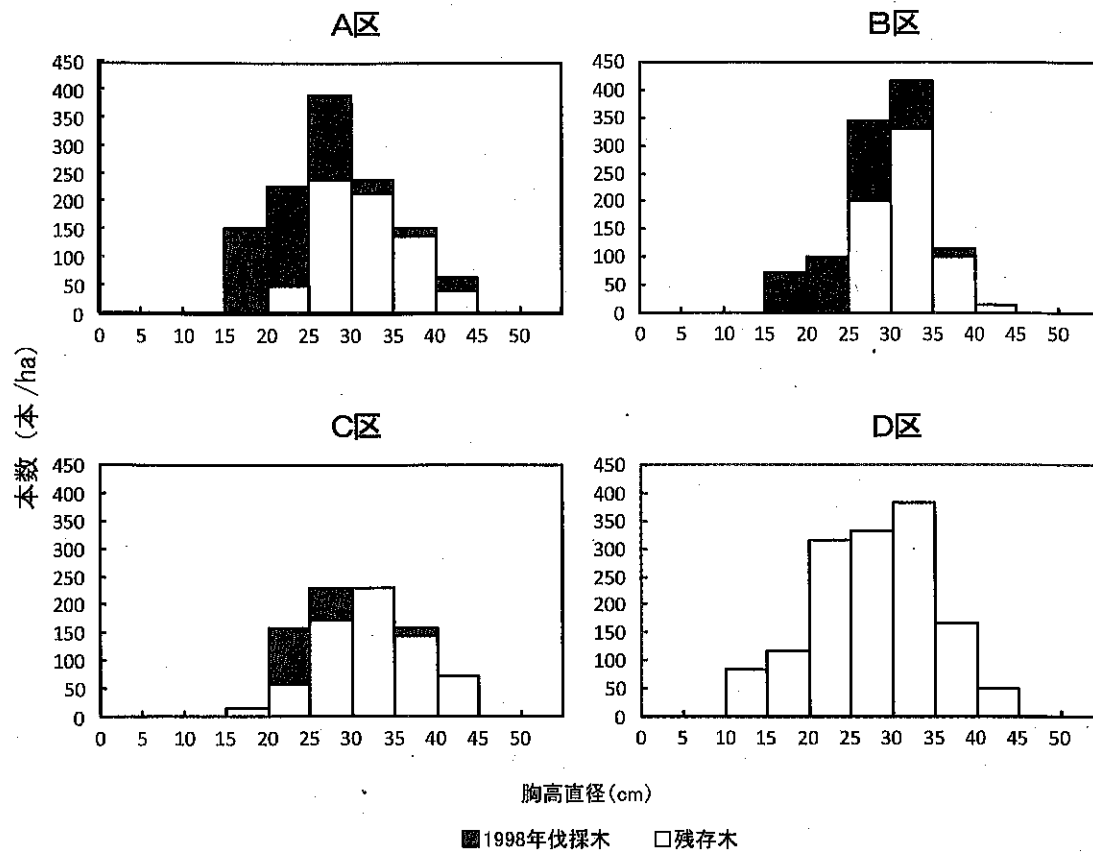


図-2 1988年の胸高直径階分布

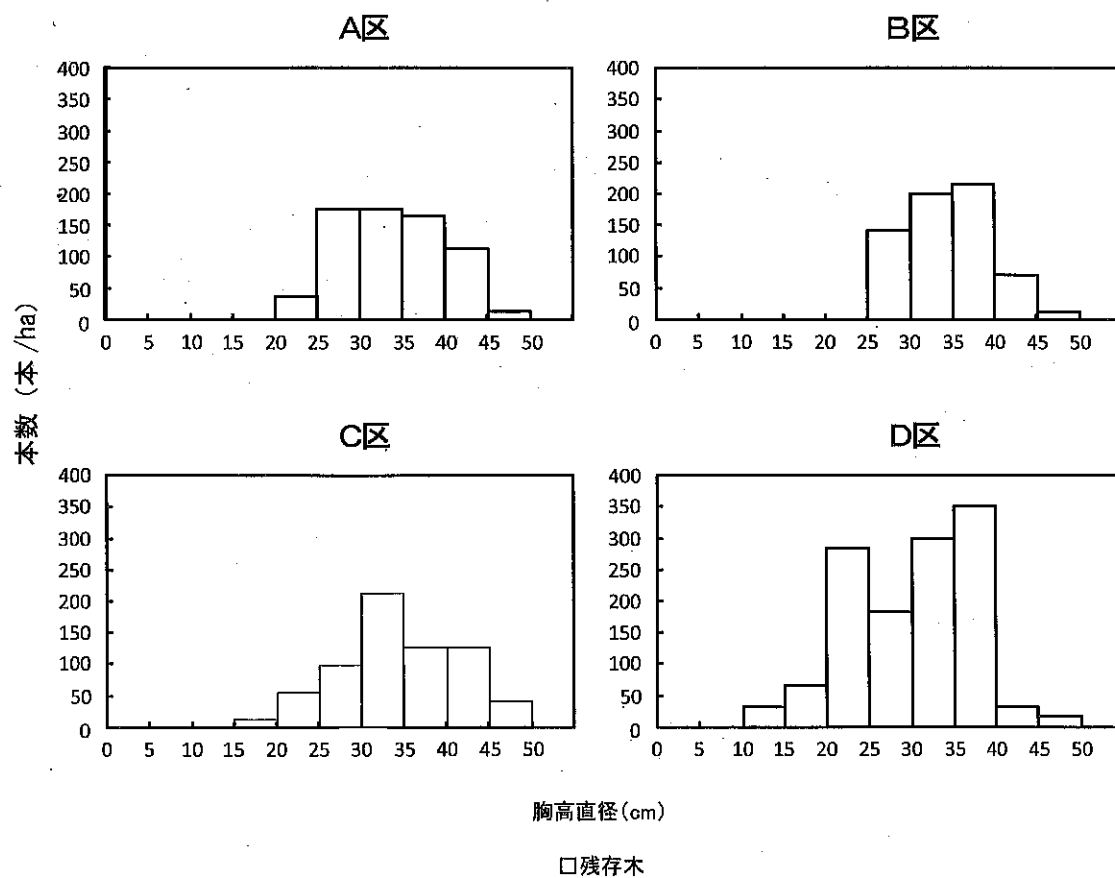


図-3 2006年の胸高直径階分布

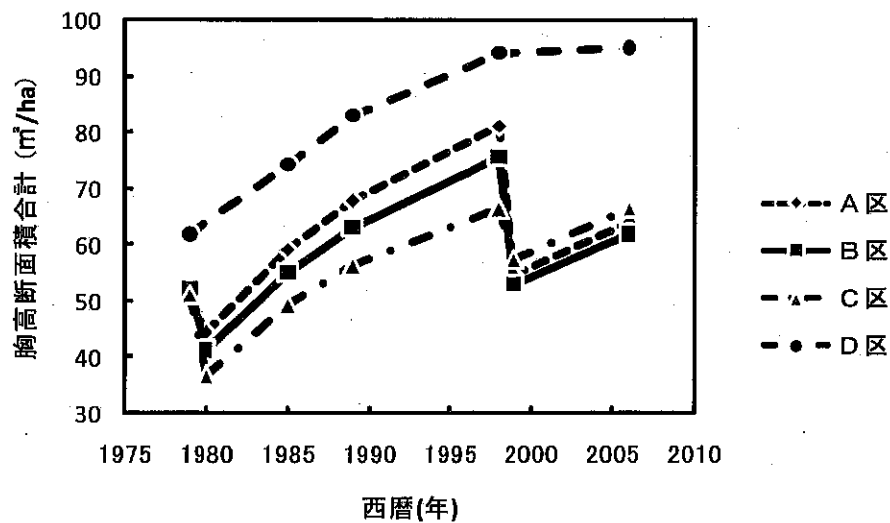


図-4 胸高断面積合計の推移

表-2 立木及び間伐木の胸高断面積合計

	A区	B区	C区	D区
2006年胸高断面積合計 (m²/ha) ①	64.0	61.9	66.5	95.1
間伐木胸高断面積合計 (m²/ha) ②	32.5	33.8	23.4	0.0
積算値 (①+②)	96.5	95.7	89.9	95.1
胸高断面積合計の比率 *	1.02	1.01	0.95	1.00

* D区の積算値 (①+②) を1としたときの各調査区の割合

表-3 2006年の立木と1998年の間伐木の積算本数

		(本/ha)								
胸高直径	A区			B区			C区			D区
	立木	間伐木	合計	立木	間伐木	合計	立木	間伐木	合計	
45cm以上	13	0	13	14	0	14	43	0	43	17
40cm以上	125	25	150	86	0	86	171	0	171	50
35cm以上	288	38	325	300	14	314	300	14	314	400
30cm以上	463	63	525	500	100	600	514	14	529	700
25cm以上	638	213	850	643	243	886	614	71	686	883

3. 収穫本数

菊沢 (1981) は、「間伐の効果は、間伐により目標径級に達した木を多く生産すること」としている。この点から、本調査結果について検討するため、2006年の立木本数および1998年の間伐木を、それぞれ太い木から胸高直径階ごとに積算した本数を調査区間で比較した (以後の検討は、胸高直径 25cm 以上の個体について行う。1980年の間伐は、25cm 以下の個体のみので伐採であったためこの検討から除外した。)

間伐の有無による、収穫本数 (2006年の立木本数

と1998年の間伐本数の積算値) への影響を検討するため、収穫目標径級を40cmとして、無間伐区 (D区) と間伐を実施した調査区 (A, B, C区) を比較した。2006年には40cm以上の立木本数が、間伐を行っていないD区で最も少なかった (図-3)。これに対して、1979年に25cm以上の立木本数がD区で最も多かった (図-1)。本調査地での過去の調査 (大洞ら, 2007) では、期首直径と直径成長量の関係から、立木の直径成長量がD区に比べA, B, C区で大きいことがわかっている。これらのことから、A, B, C区では、間

伐の実施によって直径成長が促進されたため、D区に比べ40cm以上の立木が多くなったと考えられる。

次に、間伐を実施した調査区間で、間伐履歴の違いが収穫本数に及ぼす影響を検討した。2006年の40cm以上の立木の本数を、間伐を実施した調査区間で比較すると、C区が最も多く、B区が最も少なかった(表-3)。この調査地では、伐採率が異なっても間伐により直径成長が促進される量は同じ(大洞ら, 2007)であることから、A、B、C区の2006年に40cm以上ある個体について、直径成長過程を検討した。2006年に40cm以上ある個体は、1979年には、そのほとんどが、25cm以上であった。1979年の25cm以上の立木本数はC区が最も多く、B区が最も少なかった(図-1)。このことから、2006年のB区の40cm以上の立木本数が最も少ないのは、調査開始時の胸高直径階分布が影響しているためであると考えられた。そこで、初期の直径階分布の違いが比較的小さいA区とC区で、40cm以上の収穫本数を再度比較した。40cm以上の収穫本数はA区が150本、C区が171本で、大きな違いはみられなかった。A区とC区の間伐履歴の違いは40cm以上の収穫本数に影響しなかった。

さらに、収穫目標径級を25cm以上としたときの、無間伐区(D区)と間伐を実施した調査区(A、C区)を比較した。2006年の25cm以上の立木の本数はD区で最も多く、A区とC区には差がみられなかった。しかし、間伐木を加えた25cm以上の収穫本数は、A区とD区に大きな差はなかった。このことは、収穫本数という視点からみれば、無間伐も施業の選択肢の一つになることを示している。しかし、収穫本数だけでなく他の視点からも検討する必要がある。なぜなら、無間伐林分では、間伐による不良木の淘汰が行われていないため、収穫材中の形質不良木の割合が高い可能性があるからである。さらに、過密な状態で放置するため、冠雪害など気象害の発生確率が高くなることが予想されるからである。

次に、間伐が行われたA区とC区の25cm以上の間伐木の本数を比較した。間伐木の本数は1998年の間伐率の高いA区の方が多かった(表-3)。この結果、収穫本数でもA区の方が多かった。

①下層間伐、②二回目の間伐後に立木密度をほぼ同じにする、という今回の間伐条件下では、本数間伐率40%以上という強めの間伐を実施する時期が違ふことによって、収穫本数に差が出た。このことは、保育間伐の回数を減らすため、無計画な強度の間伐を早期に行うことによって、通常の間伐率であれば伐採されず次回以降の間伐で収穫対象の直径に成長する個体まで、伐採してしまう可能性があることを示している。

謝 辞

郡上市(旧郡上郡広域行政事務組合)には、長期間にわたり調査の実施に関して多大な協力をいただいた。また、これまで、試験地の設定、管理にご協力いただいた森林研究所(旧林業センター)職員の皆様に深く感謝の意を表する。

引用文献

- 阿部信行(1982)久保トドマツ試験林における間伐効果の比較. 光珠内季報 52:8-13.
- 安藤貴(1982)林分の密度管理. 126pp, 農林出版, 東京.
- 菊沢喜八郎(1981)間伐効果に関する定量的研究(I) 収量-密度図を用いた分析. 日林誌 63:51-59.
- 近藤和夫(1982)カラマツ人工林における間伐方式による成長の違い. 光珠内季報 52:1-7.
- 野々田三郎・木村等・中川一(1979)間伐方法の解析に関する試験. 昭和54年度岐阜県林業センター業務報告:29-37.
- 大洞智宏・渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一(2007)スギ人工林における間伐後10年間の直径成長量. 中森研 55:21-22.
- 只木良也(1969)林分密度管理の基礎と応用. 126pp, 日本林業技術協会, 東京.

資料

間伐後3～5年が経過したヒノキ人工林の下層植生*

横井秀一・井川原弘一**・渡邊仁志

キーワード: ヒノキ, 表土流亡, 人工林, 間伐, 下層植生

I はじめに

林地の表土保全にとって、下層植生や堆積リターによる林床の被覆は重要である。ヒノキ林の場合、堆積リターの林床被覆効果が小さく、林床の被覆を支配する要因は下層植生である(三浦, 2000)。ヒノキ林における下層植生と表土流亡の関係を調べた研究(梶原ら, 1999; 渡邊ら, 2004)では、下層植生に乏しい貧植生型の林床で表土流亡の危険性が大きいことが指摘されている。また、ヒノキ林では下層植生が貧弱になりやすい(清野, 1986; 家原, 2004)ことも明らかにされている。森林の環境保全機能を高い状態に維持するためには、ヒノキ林では、貧弱になりがちな下層植生を、そうならないように管理することが重要である。

下層植生の植被率に対し、林内の光条件は支配的な要因である(清野, 1988)。人工林の管理のために行われる間伐は、造林木の肥大成長を促進させるなどの効果を発揮すると同時に、林内の光条件を明るくすることで、下層植生の発達にも貢献すると期待される。人工林の下層植生の実態や動態を、間伐との関連で調査した研究は多い(例えば、田内・上中, 1988; 田内, 1991; 村本ら, 2005; 深田ら, 2006; 伊東, 2006など)。これらの研究では、間伐によって下層植生の種数が多くなったり、その植被率が大きくなることが明らかにされている。

しかし、岐阜県内には、間伐を行ったにもかかわらず、下層植生が発達していないヒノキ林が存在する(筆者らの観察による)。ヒノキ林では、間伐が下層植生の発達に対しての十分条件になっていない可能性がある。公共事業などでは、林地保全に効果的な下層植生の発達を期待して間伐が行われる場合があることから、間伐が下層植生の発達に寄与しないときの条件や、その場合に下層植生を発達させる方法があるかどうかを明らかにする必要がある。

そのための最初の段階として、間伐後のヒノキ林において、下層植生の実態を明らかにするための調査を行った。本報告では、下層植生の植被率を示し、それと林分構造や間伐のしかたとの関係を検討する。

II 方法

1. 調査地と調査方法

調査は、岐阜県美濃市、関市、中津川市、東白川村において、間伐後3～5年が経過したヒノキ人工林22林分で行った(表-1)。調査時におけるこれらの林齢は、20～37年(4林分は林齢が不明)である。間伐後の経過年数が3～5年の林分を調査対象にしたのは、間伐によって下層植生の発達が促進されたとしても、それを顕著にとらえられるようになるまでには数年を要し、一方、あまり年数が経過しすぎると、林冠の再閉鎖によって、発達した下層植生が衰退する可能性があると考えたことによる。

各調査地において、林分状況と下層植生、地表面の状態を調査した。林分状況の調査は、84～209m²の林分調査区を設置し、ヒノキ生立木の胸高直径、樹高、枝下高、および直近の間伐で伐採されたヒノキ伐根の根元直径を測定した。下層植生の調査は、林分調査区内に設けた1m×1mの植生調査区5区、あるいは2m×5mの植生調査区1区、もしくは林分調査区全体で行った。下層植生は、地上高0～0.3m(草本層)と0.3～2m(低木層)に階層を区分し、それぞれの層について、シダ植物以上の高等植物を対象に、全植物の植被率および種ごとの被度(ブラウン・プランケの被度階級による)を調査した。地表面の状態は、表土流亡の痕跡を調査した。1m×1mの植生調査区で植生調査を行った場合には、各植生調査区の中央に0.5m×0.5mの地表調査区を設置し、細根の露出面積率、土柱の個数、段差の延長と高さ(梶原ら, 1999; 渡邊ら, 2004)を測定した。

* 本研究の一部は、第116回日本森林学会大会で発表した。

** 元:岐阜県森林研究所, 現:岐阜県林政課。

表-1. 調査地の林分状況

略号	所在地	林齢 (年)	間伐後の 経過年数 (年)	間伐後						間伐木		間伐率	
				本数密度 (/ha)	胸高断面積合計 (m ² /ha)	材積 (m ³ /ha)	平均胸高直径 (cm)	平均樹高 (m)	平均枝下高 (m)	本数 (/ha)	断面積合計 (m ² /ha)	本数率 (%)	断面積率 (%)
MN1	美濃市	32	3	989	31.1	249	19.8	15.9	9.3	330	9.5	25.0	23.4
MN2	美濃市		3	1472	47.6	337	20.0	14.3	7.8	353	7.4	19.4	13.5
SE1	関市迫間	21	3	1472	25.9	143	14.8	11.2	5.3	999	15.7	40.4	37.6
SE2	関市迫間	31	3	972	26.3	174	18.4	13.4	6.2	618	14.0	38.9	34.8
KH1	関市上之保		4	1370	22.9	105	14.3	9.3	2.4	476	4.9	25.8	17.6
KH2	関市上之保		4	718	30.5	313	23.1	19.8	11.4	335	19.7	31.8	39.3
MG1	関市武芸川町	24	3	1359	41.1	304	19.3	14.8	7.7	494	13.9	26.7	25.2
NK1	中津川市阿木	30	5	1423	43.1	321	19.4	14.8	6.6	824	15.9	36.7	27.0
NK2	中津川市阿木	30	5	1523	42.1	261	18.6	12.6	5.5	338	3.3	18.2	7.4
NK3	中津川市阿木	27	5	2047	50.1	355	17.5	14.3	7.2	365	7.5	15.2	12.9
NK4	中津川市阿木	27	5	1485	44.9	315	19.5	14.3	6.5	283	6.9	16.0	13.4
KM2	中津川市加子母	35	3	1100	24.9	185	16.7	14.8	7.2	900	49.2	45.0	66.4
KM3	中津川市加子母	35	3	1300	33.0	267	17.7	15.5	7.2	300	10.2	18.8	23.6
KM4	中津川市加子母	35	3	970	27.0	202	18.6	14.9	6.1	303	22.9	23.8	45.9
FK1	中津川市福岡町	21	3	2950	41.6	223	13.2	10.6	4.8	1424	13.3	32.6	24.3
FK2	中津川市福岡町	23	4	2503	47.7	327	15.5	13.8	6.8	1430	24.1	36.4	33.6
HS1	東白川村	35	4	1600	34.7	229	16.5	13.4	8.8	400	9.1	20.0	20.8
HS2	東白川村	35	4	2200	39.5	312	14.7	15.6	11.8	1900	37.8	46.3	48.9
HS3	東白川村	35	4	1600	46.0	411	19.0	17.7	12.7	400	31.5	20.0	40.7
HS4	東白川村	35	4	1900	42.1	352	16.2	15.2	9.9	600	25.0	24.0	37.2
HS5	東白川村	35	4	1100	34.3	303	19.6	17.0	10.7	300	29.5	21.4	46.3
HS6	東白川村		3	1900	44.8	363	16.9	15.8	10.3	1000	35.5	34.5	44.2

それ以外の場合には、細根の露出の程度と土柱・段差の量を4段階の指数（0：なし，1：目立たない，2：ふつうに目につく，3：目立つ）で調査した。

これらの調査は，2002年8～10月，2003年9～10月，2004年7～8月に実施した。

2. データ処理

（1）林分状況

ヒノキ生立木の調査で得られた値（平均胸高直径，平均樹高，平均枝下高，平均樹冠長：平均樹高と平均枝下高の差，本数密度，胸高断面積合計，林分材積など）を，間伐後の値とした。伐根の調査結果からは，間伐木の本数と間伐木の断面積合計を求めた。間伐木の断面積合計は，調査時の胸高直径が間伐直後に比べて大きくなっていることを考慮し，便宜的に，そのまま「間伐木の胸高断面積合計」と読み替えた。これらの数値から，本数間伐率と断面積間伐率を求めた。

（2）下層植生

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。また，出現種ごとの被度（同じ種が草本層と低木層の両方に出現した場合は，大きいほうの被度）を植被率に換算し，それを種群ごとに積算した値を「積算植被率」，それらを合計した値を「全積算植被率」とした。被度から植被率への換算は，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%とした（奥富・伊藤，1967）。種群は，ササ・ウラジロ群（ミヤコザサ，スズタケ，ウラジロ），草本種群（草本植物，最大高が0.5mに満たないヤブコウジ，フユイチゴ，ツルアリドオシなどの木本植物，ツタウルシなどの付着型のつる性木本植物），木本種群（草本種としなかった木本植物）に区分した。1m×1mの植生調査区で調査した場合は，5区の平均値を調査地の代表値とした。種群をこのように分類したのは，植物の生育のしかた（例えば，広く林床を覆う，地表近くに葉群を持つ，地上高の高い部分に葉群を持つなど）によって地表面の保護効果に差がある（梶原ら，1999；渡邉ら，2004）ことを考慮したことによる。

（3）地表面の状態

0.5m×0.5mの地表調査区で調査した細根の露出面積率と土柱の個数は，5区の平均値を調査地の代表値とした。同じく段差については，各区において，それぞれの段差の延長と高さの積を合計した値（段差面積）を算出し，これの平均値を調査地の代表値とした。細根の露出面積率と土柱の個数，段差面積から，次式によって，土壤侵食危険度指数（梶原ら，1999）を算出

した。

$$I_{ei} = 100 (R_i / R_{max} + P_i / P_{max} + C_i / C_{max})$$

ここで， I_{ei} ：調査地*i*の土壤侵食危険度指数， R_i ：調査地*i*の細根露出面積率， R_{max} ：同様の調査を実施した調査地における（以下も同じ）細根露出面積率の最大値， P_i ：調査地*i*の土柱個数， P_{max} ：土柱個数の最大値， C_i ：調査地*i*の段差面積， C_{max} ：段差面積の最大値である。なお，土壤侵食危険度指数は，同様の調査を行った調査地の中における相対的な表土流亡の程度（0～300の値をとる可能性があり，表土流亡の痕跡が顕著なほど数値が大きい）を示す。

4段階区分の指標で地表面調査を行った調査地では，細根の露出の程度の指数と土柱・段差の量の指数をたし合わせた値を土壤侵食度とした。土壤侵食度は，0～6の値を取り，表土流亡の痕跡が顕著なほど，数値が大きくなる。

III 結果

1. 林分構造と間伐

調査地の林分状況を表-1に示す。

間伐後の本数密度（すべてヒノキ植栽木）は，最小が調査地KH2の718本/ha，最大が調査地FK1の2950本/haであった。調査地KH2の林齢は不明であるが，間伐後の平均胸高直径（23.1cm）が調査地の中で最も大きいことから，この調査地は林齢が高いと考えられる。一方の調査地FK1は，林齢がわかっている調査地の中で，最も若い林分であった。林齢と間伐後の本数密度との相関係数は-0.48（ $p < 0.05$ ）で，林齢が高いほど本数密度が低くなる傾向が認められた。ただし，調査地HS2のように，林齢が35年と高いにもかかわらず，本数密度（2200本/ha）が高い林分もみられた。

間伐木の本数は，283～1900本/haで，大きな幅があった。間伐本数が最も大きかったのは前出の調査地HS2で，この林分の間伐前の本数密度は4100本/haであった。間伐前の本数密度は，1053～4374本/haであった。

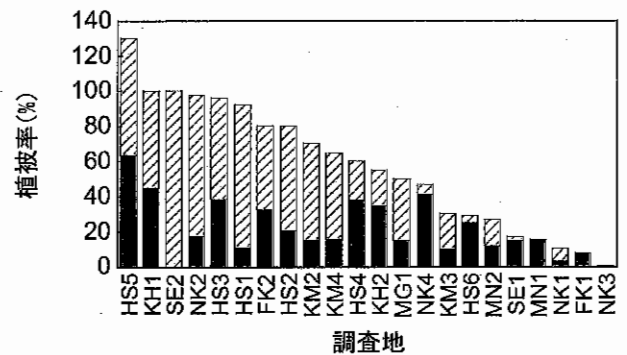
間伐率は，本数率が15.2～46.3%，断面積率が7.4～66.4%で，どちらも幅があり，とくに断面積率の幅が大きかった。断面積間伐率が最小であった調査地NK2は，断面積率が本数率よりずっと小さく，典型的な下層間伐が行われたと推察できる。断面積間伐率が最大であった調査地KM2は，本数率より断面積率が大きく，強度な上層間伐が行われたと推察される。

以上のように，本数密度や間伐率などの幅は大きく，間伐前の林分構造，間伐後の林分構造，間伐のされ方は，調査地により様々であった。

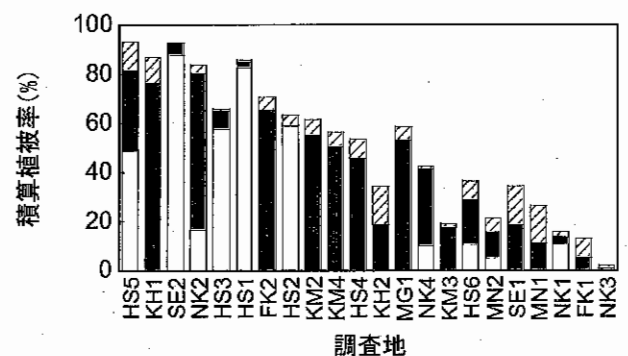
2. 下層植生の植被率

下層植生の植被率は、草本層の植被率が0～63.6%、低木層の植被率が0.5～100%、植被率合計が0.5～130%であった（図－1）。植被率合計が最も大きかった調査地HS5は、草本層の植被率と低木層の植被率の両方が60%以上であった。植被率合計が最も小さかった調査地NK3では、ほとんど植生がみられなかった。また、低木層の植被率が高く、草本層がない調査地（SE2）や少ない調査地（NK2, HS1など）がある一方で、草本層が主体の調査地（NK4, HS6, SE1, MN1, FK1）もあった。全般に、植被率合計の大きな調査地は、低木層の植被率が大きかった。

種群別の積算植被率を、図－2に示す。ササ・ウラジロ群の積算植被率は0～87.5%、木本種群の積算植被率は0.4～76.1%、草本種群の積算植被率は0～15.7%、これらを合算した全積算植被率は2.1～93.0%であった。各種群の積算植被率が大きい調査地について、優占種や被度の高い種を示す。ササ・ウラジロ群では、調査地HS5, HS3, HS1, HS2の優占種がミヤコザサ、調査地SE2の優占種がウラジロであった。木本種群では、調査地HS5がリョウブ、ヤマツツジ、コバノミツバツツジ、バイカツツジ、調査地KH1がアラカシとコバノミツバツツジ、調査地NK2がコアジサイ、コバノガマズミ、バイカツツジ、ムラサキシキブ、調査地FK2がヤブムラサキ、シロモジ、コアジサイ、調査地KM2が



図－1. 下層植生の植被率
黒塗りは草本層、斜線は低木層を示す。調査地は、植被率合計（草本層の植被率＋低木層の植被率）の大きい順に並べた。



図－2. 下層植生の積算植被率
白抜きはササ・ウラジロ群、黒塗りは木本種群、斜線は草本種群を示す。調査地の並び順は、図－1と同じ。

表－2. 植被率と林分測度の相関

	植被率との相関係数			積算植被率との相関係数			
	植被率合計	草本層植被率	低木層植被率	全積算植被率	ササ・ウラジロ群	木本種群	草本種群
間伐後の経過年数	0.15	0.23	0.11	0.06	0.09	0.04	-0.34
間伐後の本数密度	-0.23	-0.10	-0.02	-0.22	-0.07	-0.11	-0.24
間伐後の胸高断面積合計	-0.27	-0.02	-0.22	-0.34	-0.07	-0.22	-0.44 *
間伐後の材積	-0.14	0.19	-0.27	-0.28	0.01	-0.29	-0.28
間伐木の本数	-0.10	-0.14	0.02	-0.04	0.05	-0.11	0.03
間伐木の断面積合計	0.25	0.25	0.09	0.19	0.13	0.04	0.09
間伐前の本数密度	-0.19	-0.13	0.00	-0.15	-0.02	-0.12	-0.13
間伐前の胸高断面積合計	0.05	0.21	-0.05	-0.04	0.07	-0.09	-0.19
本数間伐率	-0.02	-0.19	0.03	0.07	0.07	-0.05	0.23
断面積間伐率	0.27	0.21	0.11	0.23	0.14	0.05	0.25
間伐後の平均胸高直径	0.01	0.10	-0.19	-0.09	0.00	-0.12	0.05
間伐後の平均樹高	0.08	0.26	-0.18	-0.10	0.12	-0.27	0.07
間伐後の平均枝下高	0.17	0.31	-0.06	0.02	0.36	-0.41	0.06

*: $p < 0.05$ で有意。

シロモジ, 調査地KM4がシロモジとウワミズザクラ, 調査地HS4がコアジサイ, シロモジ, リョウブ, 調査地MG1がヒサカキであった。これら木本種群の積算植被率が高い調査地は, いずれも, 木本種の種数が多かった。草本種群では, 調査地KH2がチヂミザサとリョウメンシダ, 調査地SE1がチヂミザサ, コバノイシカグマ, ツタ, 調査地MN1がショウジョウバカマとツルアリドオシであった。

以上のように, 下層植生の植被率, 層構造, 種群構造は, 調査地によって様々であった。植被率合計や全積算植被率が大きい調査地では, 木本種群がササ・ウラジロ群, あるいはその両方の積算植被率が大きかった(図-2)。下層植生が発達した調査地は, ササ類やウラジロ, 木本植物が優占しているといえる。

3. 林分構造, 間伐率と下層植生の関係

下層植生の植被率と各種の林分測度との相関係数を, 表-2に示す。相関係数は, 総じて低かった。相関係数が有意($p < 0.05$)であったのは, 草本種群の積算植被率と間伐後の胸高断面積合計の間にみられた負の相関だけであった。植被率合計や全積算植被率と, 間伐後のヒノキの総量を示す数値(本数密度, 胸高断面積合計, 材積)との間の相関係数は, すべて負の値であった。植被率合計や全積算植被率と, 間伐の強さを示す数値(間伐木の断面積合計, 断面積間伐率)との間の相関係数は, すべて正の値であった。

4. 下層植生と表土流亡の関係

土壤侵食危険度指数は, 植被率合計が小さいほど大きかった(図-3)。また, 土壤侵食度は, 植被率合計が100%の調査地では0であったが, それ以外の調査地では3~6であった(図-4)。土壤侵食度が3以上の調査地は, 細根の露出か土柱・段差が, 「ふつうに目につく」もしくは「目立つ」調査地である。これらのことから, 間伐後のヒノキ林において, 表土流亡が発生している林分があり, 表土流亡の程度は植被率合計が小さいほど大きいことがわかる。

IV 考察

間伐後のヒノキ林において, 下層植生の植被率は, 調査地によって様々であり, 植被率合計の小さい調査地が存在した。また, 下層植生の植被率が小さい調査地では, 表土流亡の痕跡が観察された。間伐から3~5年が経過した事例をみる限り, ヒノキ林において, 間伐を行えば必ず下層植生が発達し, かつ, 表土流亡を抑制できるわけではないことがわかった。中村(1992)は, 間伐が行われたにもかかわらず下層植生が貧弱な

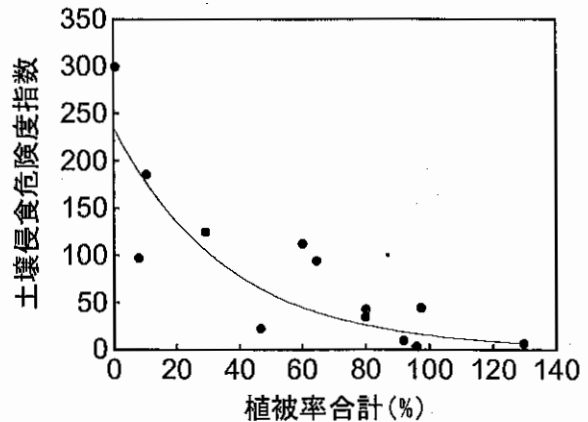


図-3. 植被率合計と土壤侵食危険度指数の関係
図中の曲線は, 植被率合計の土壤侵食危険度指数への指数
回帰曲線 ($y = 235e^{-0.0276x}$, $R^2 = 0.735$) を示す。

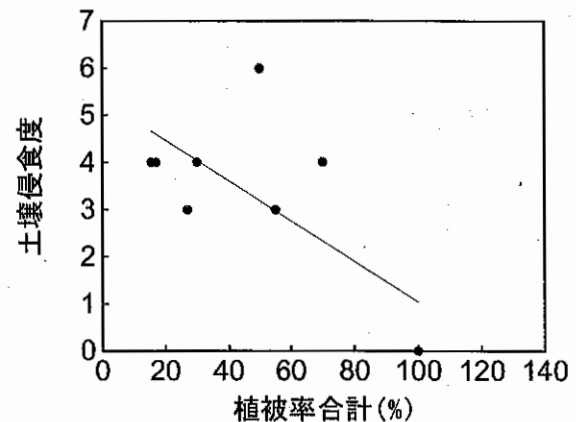


図-4. 植被率合計と土壤侵食度の関係
図中の直線は, 植被率合計の土壤侵食度への回帰直線
($y = 5.32 - 0.0429x$, $R^2 = 0.512$) を示す。

ヒノキ林が存在することを示し, その理由として, 間伐率の低さ, 間伐以前の無植生状態の長期化, 間伐間隔のあきすぎが考えられるとしている。

間伐後の下層植生の植被率と, 間伐後の林分状況や間伐のしかたを示す各種の数値との相関関係は, 強くなかった。間伐後の下層植生の植被率は, 間伐後の林分構造や間伐率などによって単純に説明することができないといえる。ただ, 下層植生の植被率と間伐後のヒノキの総量を示す数値との相関係数は負の値であり, 下層植生の植被率と間伐の強さを示す数値との相関係数は正の値であった。このことは, 下層植生の発達に対して, 間伐が何かしらのプラスの作用はしていることと, 強めの間伐ほどその作用が強そうであることを暗示している。

本研究の調査地の中で, 下層植生の植被率が大きかった調査地は, ミヤコザサやウラジロ, 木本植物が優占していた。調査時に観察したこれらの生育状況からみて, これらの植物がすべて間伐後に侵入したとは考

えにくい。すなわち、下層植生の植被率が大きかった調査地は、間伐時に下層植生が存在しており、それが間伐による林内光環境の変化によって、より発達したものと考えることができる。こう考えると、間伐後に下層植生の植被率が低い調査地は、間伐時に無植被かそれに近い状態であった可能性が高い。下層植生に乏しいヒノキ林では、収量比数 (R_p) 0.6~0.9の通常の密度管理の範囲では目立った植被率の増加は望めないという指摘(深田ら, 2006)や、前述の中村(1992)の指摘は、この可能性を支持する。

以上のことから、表土流失が発生しないようにヒノキ林を管理するには、下層植生が一度も衰退しないようにすることが重要であると考えられる。そのようにするには、下層植生が衰退する前に間伐を行うということを、くり返すことが必要であろう。

下層植生が衰退したヒノキ林に下層植生を発達させるには、シダ植物以外は、埋土種子あるいは散布種子に頼らざるを得ない。下層植生に乏しいヒノキ林の埋土種子を調査した結果からは、その埋土種子数は他のタイプの森林よりは少なかったものの、埋土種子の存在は確認された(横井ら, 2005)。深田ら(2006)や中村(1992)の指摘からは、間伐時に下層植生が貧弱なヒノキ林でも、通常より強めの間伐を行えば、下層植生が発達する可能性がうかがえる。渡邊ら(1998)は、無植被のヒノキ林で列状間伐を行い、集材時の地表攪乱が埋土種子の発芽を促したことを示した。強めの間伐や、それと地表攪乱の併用が、下層植生が衰退したヒノキ林における下層植生の発達に有効かどうか、検証を進める必要がある。

謝辞

現地調査で協力いただいた岐阜県森林研究所の古川邦明氏と茂木靖和氏に、謝意を表する。

引用文献

- 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利用. 日林誌88: 231-239.
- 家原敏郎(2004) 森林資源モニタリング調査データにおける下層植生量と林分密度—関東地方での検討—. 日林関東支論55: 61-62.
- 伊東宏樹(2006) 京都近郊のスギ人工林における間伐後の下層植生. 森林応用研究15: 83-86.
- 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: 42-50.

- 清野嘉之(1986) 若いヒノキ林における下層植生の動態. 日林論97: 249-250.
- 清野嘉之(1988) ヒノキ人工林の下層植物群落の被度・種数の動態に影響を及ぼす要因の解析. 日林誌70: 455-460.
- 三浦寛(2000) 表層土状における雨滴侵食保護の視点からみた林床被覆の定義とこれに基づく林床被覆率の実態評価. 日林誌82: 132-140.
- 村本康治・野上寛五郎・高木正博(2005) ヒノキ壮齡林の下層植生におよぼす列状間伐の影響—間伐5年度の種組成—. 九州森林研究58: 59-62.
- 中村松三(1992) 雲仙山塊におけるヒノキ林の林分閉鎖と林床植生. 日林東北支誌44: 93-94.
- 奥富清・伊藤秀三(1967) 植生の調査法a分析的測定(生態学実習書. 生態学実習懇談会編, 朝倉書店, 東京). 50-68.
- 田内裕之(1991) 間伐による林床植生変化(Ⅱ)—構成種の優占度変化—. 日林九支研論集44: 99-100.
- 田内裕之・上中作次郎(1988) 間伐による林床植生変化(Ⅰ)—伐採後の経過時間が異なる林分間の比較—. 日林九支研論集41: 105-106.
- 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.
- 渡邊仁志・井川原弘一・横井秀一(2004) 土壌侵食の危険性に対応したヒノキ人工林の下層植生タイプの分類. 中森研52: 263-266.
- 渡邊定元・奥野史恵・佐藤陽子(1998) 無植被ヒノキ人工林の列状間伐跡地に発生した植物種. 中森研46: 133-136.

資 料

岐阜県におけるナラ類枯損被害の分布と拡大

大橋章博

キーワード: カシノナガキクイムシ, ナラ枯れ, 被害拡大, 被害推移

I はじめに

カシノナガキクイムシ(以下、カシナガ)の穿孔を受けたブナ科樹木が集団で枯死する被害(ブナ科樹木萎凋病)が日本各地で拡大している(伊藤・山田, 1998; 小林・上田, 2005)。岐阜県における被害は, 1998年に揖斐郡坂内村(現揖斐川町坂内)で確認されたのが最初である。その後, 被害は年々拡大し, わずか10年足らずで県南部に広くみられるようになった。被害の防除対策を考える上で, 被害の現状や推移を把握しておくことは非常に重要である。そこで, 本被害の防除技術開発の基礎資料とするため, 1998年から2007年までの被害の分布および拡大の経過をまとめたので報告する。

II 調査方法

1. 被害分布

被害調査は, 毎年8月下旬から10月上旬にかけて, 道路および林道を自動車で走行し, 車内からその年に発生した被害の有無を観察し, 枯死木の位置と株数を記録した。

1998～2005年の調査では, 走行位置を確認するためハンディGPS(Garmin社製eTrex Legend)を補助的に使用し, 50,000分の1地形図に枯死木の位置などを記録した。

2006～2007年の調査では, 車外に固定したGPSレシーバー(GlobalSat社製BU-353)をノートパソコンと接続し, GISソフトウェアであるカシミール3D(DAN杉本作)上に枯死木の位置などを記録した。また, 2002～2007年には岐阜県防災ヘリで被害地上空から被害位置を把握し, 被害状況を補完した。これらの調査結果を基に, 被害木の位置情報をArcView9.0(ESRI社)により3次メッシュ単位にまとめ, 各年別の被害分布図を作成した。

2. 標高別被害量

2002～2007年の被害分布図を用いて, 50mメッシュ(標高)データから被害木位置の標高を求め, 50m単位に被害箇所数を集計した。

3. 被害拡大距離

2002～2007年の被害分布図を用いて, 新たに被害が発生したメッシュと既往の被害発生メッシュとの最短距離を拡大距離として計算し, 1km単位にメッシュ数を集計した。このとき, 被害が各メッシュの中心に位置すると仮定し, 各メッシュの1辺を1kmとして拡散距離を計算した。

III 結果と考察

1. 被害分布

1998年～2007年の被害分布を, 図-1～10に示した。以下に, 各年の特徴を述べる。なお, 混乱を避けるため, 以下の記述では平成の大合併以前の市町村名を使用した。

1998年(図-1)に揖斐郡坂内村の八草峠付近, 坂本, 天狗山南斜面で岐阜県における最初の被害が確認された。

八草峠付近, 坂本の被害木を解析した結果, 1996年には既に被害が発生していたと考えられた。

1999年(図-2)は, 前年の被害地に加え, 揖斐郡藤橋村, 本巣郡根尾村で被害が確認された。

2000年(図-3)は, 坂内村の八草峠, 天狗山南斜面の被害が拡大した。

2001年(図-4)は, 根尾村で被害が拡大した。根尾西谷川流域, とりわけ能郷～黒津にかけてまとまって枯死木がみられた。

2002年(図-5)は, 揖斐郡久瀬村, 谷汲村で被害が確認された。根尾村では被害は東方へ拡大し, 東端が根

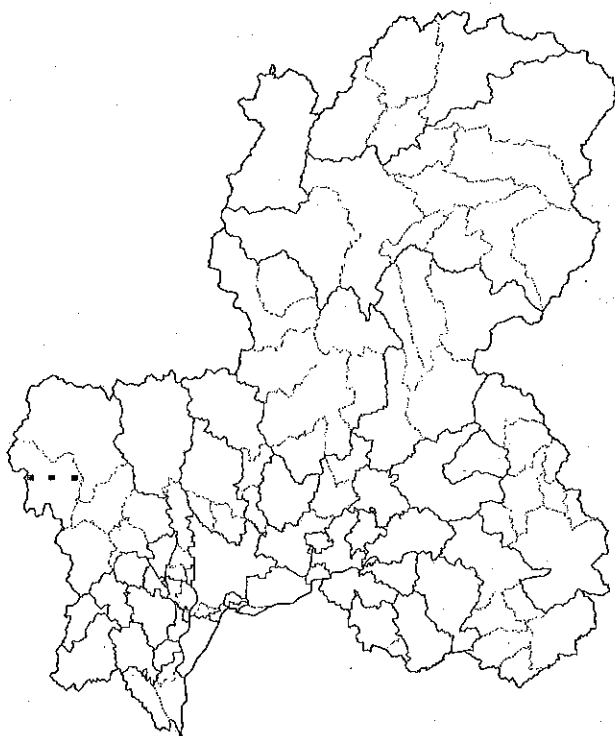


图-1 被害分布图 (1998年)

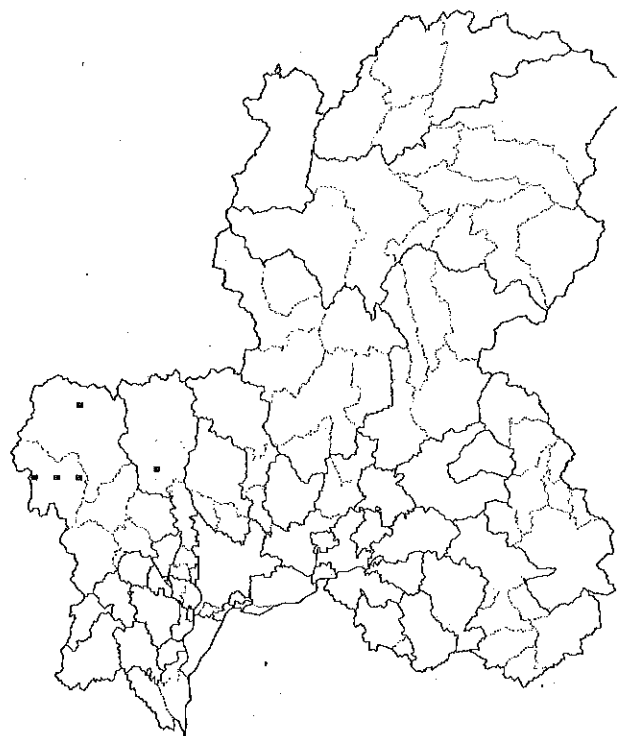


图-2 被害分布图 (1999年)

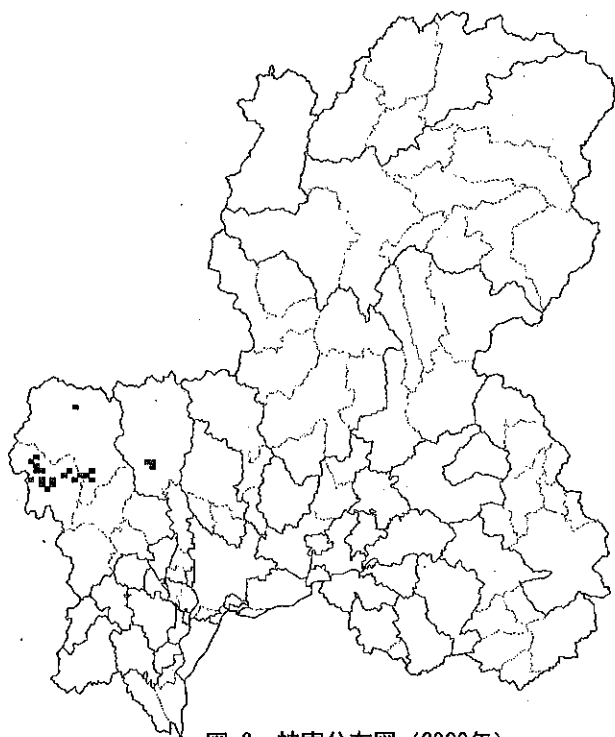


图-3 被害分布图 (2000年)

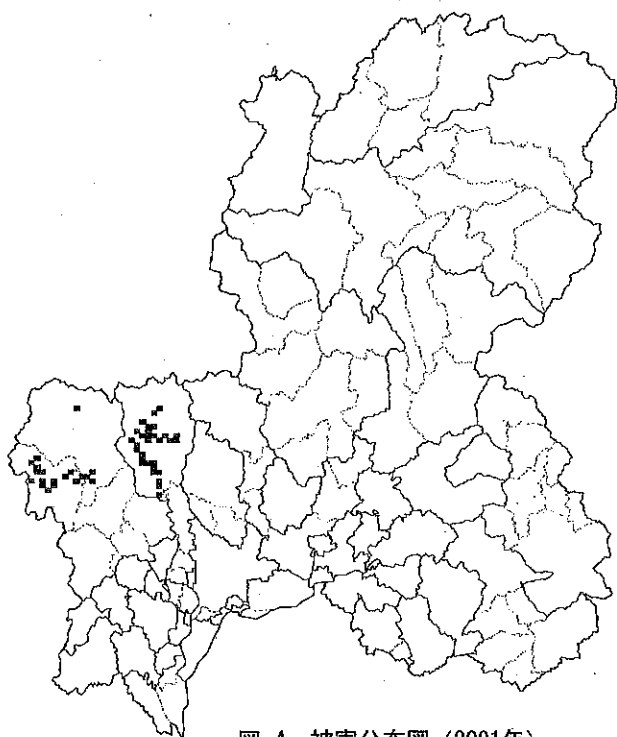


图-4 被害分布图 (2001年)

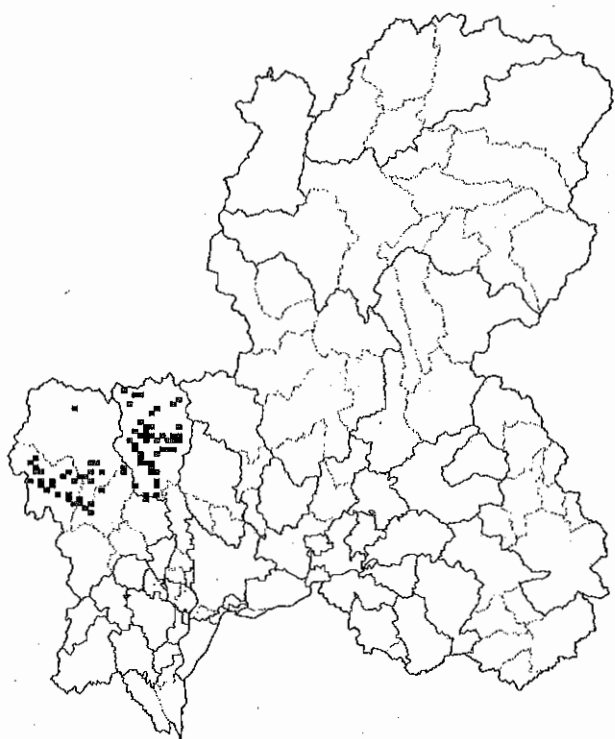


图-5 被害分布图 (2002年)

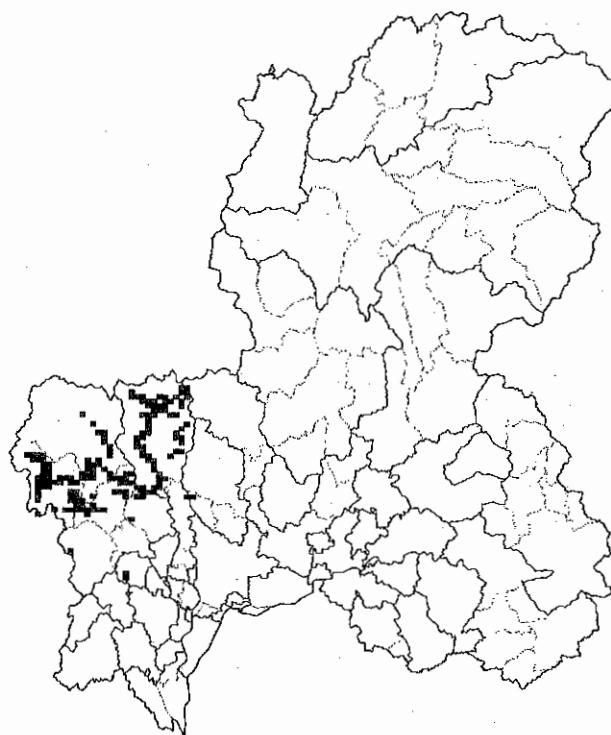


图-6 被害分布图 (2003年)

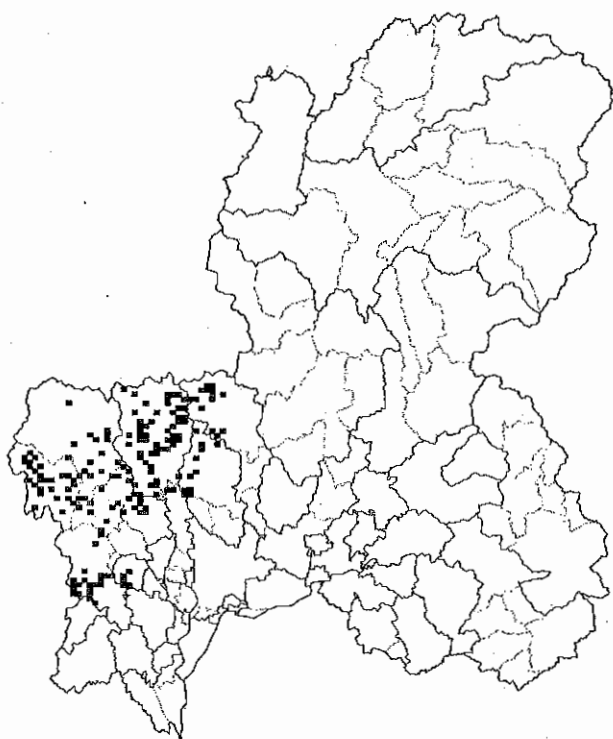


图-7 被害分布图 (2004年)

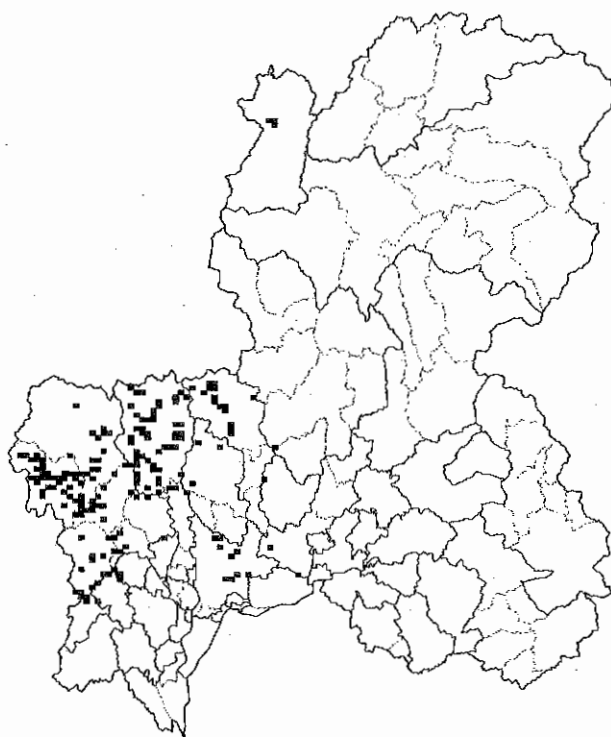


图-8 被害分布图 (2005年)

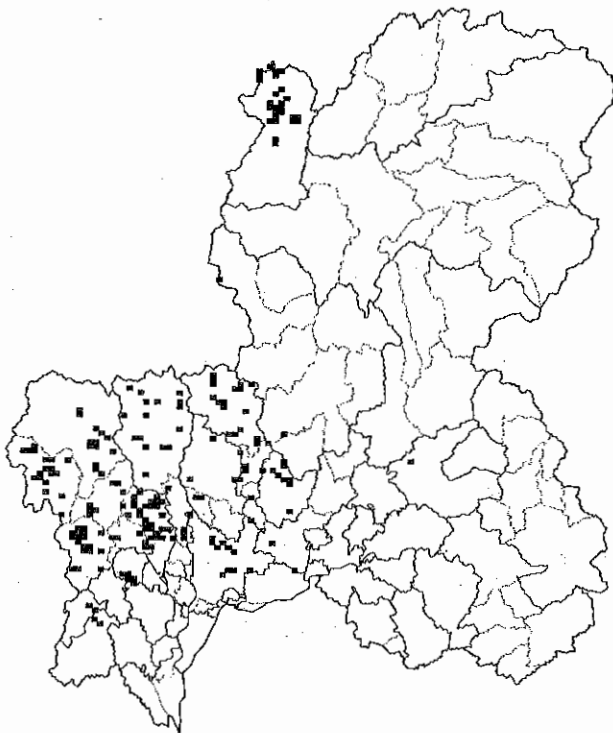


図-9 被害分布図（2006年）

尾東谷，上大須地区に達した。

2003年図-6は，揖斐郡池田町，春日村，山県郡伊自良村で被害が確認された。

2004年（図-7）には，被害は急激に拡大し，武儀郡板取村，本巣郡本巣町，山県郡美山町，不破郡関ヶ原町，垂井町に被害が確認された。揖斐川流域に限られていた被害が，長良川流域にも拡大した。

2005年（図-8）には，被害は標高の低い地域に，飛び火的に拡大した。新たに美濃市，関市，岐阜市，各務原市，揖斐郡大野町，揖斐川町，郡上郡美並村，大野郡白川村で被害が確認された。白川村の被害は富山県からの拡大と考えられる。観光地であるため，確認できた枯死木はすべてNCSくん蒸処理が実施された。

2006年（図-9）は，養老郡上石津町，郡上郡白鳥町，加茂郡白川町で被害が確認された。このうち，白鳥町の被害は，石徹白地区に発生したもので，福井県からの拡大と考えられる。白川町は既往の被害地から約25km離れている。枯死木は1本で，NCSくん蒸処理を実施したため，周辺を含めその後の被害の発生は認められない。可児市，加茂郡八百津町では，カシナガの穿入木が数本確認された（枯死木は発生しなかったため，図示していない）。

2007年（図-10）は，養老郡養老町，海津市南濃町，武儀郡上之保村，美濃加茂市，可児市，郡上市八幡町，大和町，明宝村，吉城郡河合村，宮川村で被害が確認された。

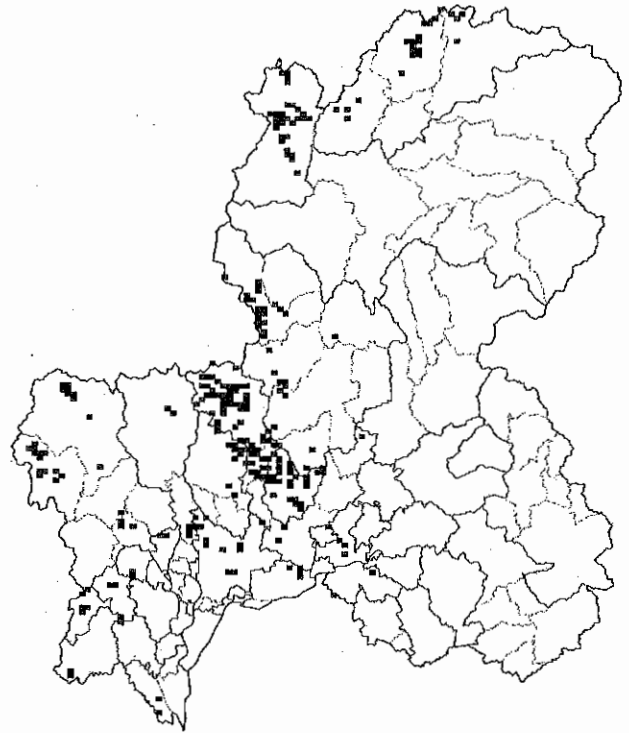


図-10 被害分布図（2007年）

上石津町，南濃町の被害は滋賀県から，飛騨市の被害は富山県から拡大してきたと考えられた。板取川流域や郡上市で激害化が目立つ一方で，揖斐川町や本巣市の激害地は被害が終息しており，集団被害はほとんど見られなくなっている。被害の中心は中濃地域に移動しており，白川町と可児市を結ぶライン上が県南部における被害の東端と考えられる。

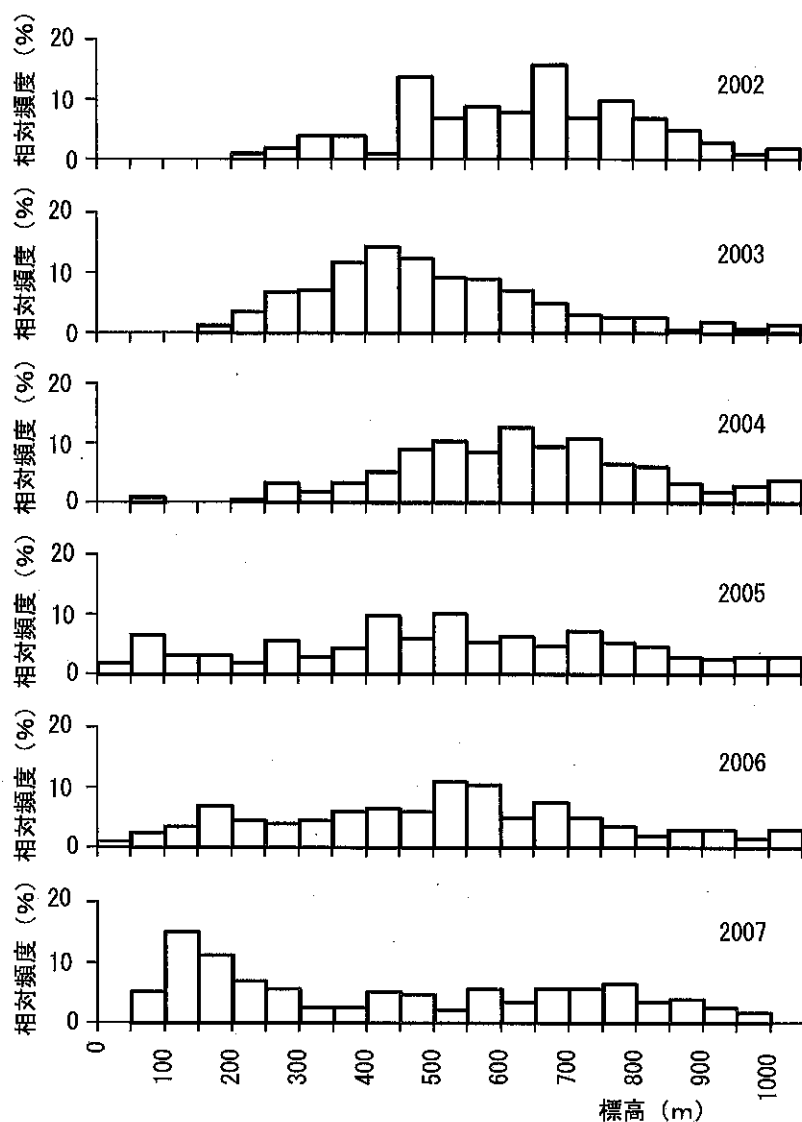
2. 標高別被害量

年次毎に50mの標高階別に被害箇所数を示したのが図-11である。被害は標高42mから1,356mの範囲で認められた。2002年から2004年にかけては標高350～650mに多くみられた。2005，2006年では特定の標高に被害は集中せず，これまで被害のみられなかった低地でも被害がみられるようになった。2007年には標高100～250mに多くみられ，低地に被害が集中する傾向が認められた。

被害が拡大するにしたがい，標高とは関係なく広がっていく傾向は，京都府（小林，2002）や福井県（井上，1999）でも報告されている。また，被害が標高の低い地域に拡大するにしたがい，ミズナラやコナラに限られていた被害がアベマキやアラカシ，ツブラジイでも認められるようになった。（表-1）。

3. 被害拡大距離

拡大距離の分布割合をまとめたのが図-12である。被害の拡大距離は1km以内で39.7%を，3km以内では約70%を占めた。新規被害は既往被害メッシュと隣接する



図ー11 被害メッシュの標高階別頻度分布

表ー1 岐阜県で確認されたブナ科被害樹種

属名	種名	
ブナ属 <i>Fagus</i>	ブナ <i>F.crenata</i>	○
	イヌブナ <i>F.japonica</i>	○
コナラ属 <i>Quercus</i>	コナラ <i>Q. serrata</i>	●
	ミズナラ <i>Q. crispula</i>	●
	アベマキ <i>Q. variabilis</i>	●
	アカガシ <i>Q. acuta</i>	●
	アラカシ <i>Q. glauca</i>	●
	シラカシ <i>Q. myrsinaefolia</i>	○
	ウラジロガシ <i>Q. salicina</i>	●
マテバジイ属 <i>Pasania</i>	マテバジイ <i>P. edulis</i> *	○
シイ属 <i>Castanopsis</i>	ツブラジイ <i>C. cuspidata</i>	●

●:カシナガの穿孔枯死を確認した樹種

○:カシナガの大量穿孔を確認した樹種

*:植栽木

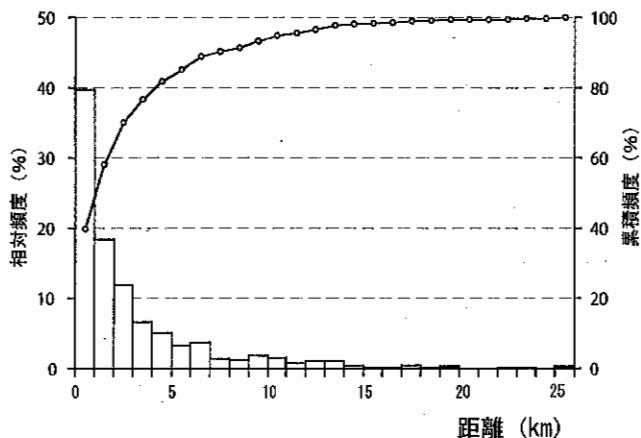


図-12 新たな被害メッシュと既往被害メッシュ間の距離

メッシュで新たに発生する確率が高く、拡大距離が大きくなるに従い、新たな被害の発生数は減少した。最大拡大距離は25.5kmであった。この結果は、拡大距離は3km以内で80%以上を占め、最大拡大距離28.5kmとする新潟県の結果（布川，2007）とほぼ同様であった。

ナラ枯れの被害拡大パターンは、周辺木への近距離移動、数百mの中距離移動、数km～10数km長距離移動という3つの異なるスケールの分散過程が組み合わさった「階層的拡散」パターンを示し、長距離の移動には、風が密接に関係していると考えられている（小村ら，2003）。

また、在原ら（2006）は2004年に福島県で被害が40km以上拡大した原因は、台風による強風によってカシナガが長距離飛ばされたことによると推察している。これに対し、小林ら（2006）は数式モデルからカシナガが健全木を枯死させ得るだけの個体数が風で長距離飛ばされる可能性を否定している。布川（2007）は、既往の被害地から距離が離れて新たな被害が発生した場合、その途中の被害地を見落としていた可能性がある、と述べている。2005年に岐阜県美濃市周辺ではナラ枯れ被害は確認されていなかったが、市内にある森林研究所構内のコナラにカシナガの穿孔被害を発見した。しかし、枯死木は発生しなかった。

翌年も穿入木は見られたが、枯死木は発生しなかった。そして2007年になり同地で3本の枯死木が発生した。同様の事例を可児市の被害地でも確認している。このことは、突然に枯死木が発生したように思われる被害地も実は2、3年前に穿孔被害を受けていたケースがあることを示している。また、野崎ら（2007）は、アラカシの穿入生存木における材積当たりの繁殖数はナラ類の枯死木と同程度あるとしている。これらのことを考えあわせると、既往の被害地から長距離離れて新たな被害が発生

した場合、その間には穿入生存木が点在して回廊のようにつながっており、実際にはもっと短い距離の拡散しかしていないことが考えられる。被害の長距離拡大の機構の解明は、被害防除を実施する上で、非常に重要なポイントとなるので、今後はデータを蓄積し、その仕組みを明らかにしていく必要がある。

謝辞

被害箇所のメッシュデータ化に際し、古川邦明森林環境部長には、多忙な中、快く協力していただいた。また、被害調査に当たり、株式会社遠藤造林遠藤一二己氏、百年公園管理事務所中村基氏、ならびに県農林事務所の森林保護担当職員の方々には、被害情報を提供していただいた。ここに記して厚く御礼申し上げる。

引用文献

- 在原登志男・齊藤直彦・石井洋二（2006）福島県におけるナラ類集団枯損の急速な拡大．第117回日本森林学会大会講演要旨集：PF18．
- 井上重紀（1999）福井県のナラ集団枯損．平成10年度近畿中国森林管理局業務研究発表集録：143-150．
- 伊藤進一郎・山田利博（1998）ナラ類集団枯損被害の分布と拡大．日本林学会誌80：229-232．
- 小林正秀・野崎愛（2006）カシノナガキクイムシの脱出数と枯死本数の推定．森林防疫55：224-238．
- 小林正秀・上田明良（2002）京都府内におけるナラ類集団枯損の発生要因解析．森林防疫51：62-71．
- 小林正秀・上田明良（2005）カシノナガキクイムシとその共生菌が関与するブナ科樹木の萎凋枯死．日本林学会誌87：435-450．
- 小村良太郎・鎌田直人・村本健一郎・Liebhold, A. M.・江崎功二郎（2003）異なる空間スケールにおけるナラ類枯損の拡散過程の解析．第52回日本森林学会中部支部大会研究発表講演要旨集：19．
- 野崎愛・小林正秀・村上幸一郎（2007）爪楊枝を用いたカシノナガキクイムシ脱出防止の試み．第118回日本森林学会大会講演要旨集：B29．
- 布川耕市（2007）新潟県におけるナラ類集団枯損被害の地域分布と拡大経過．新潟県森林研報48：21-32．

資 料

人工林におけるサラシナショウマの自生状況

茂木靖和・高井和之

キーワード：スギ人工林、サラシナショウマ、照度、林床、間伐

I はじめに

近年、山菜・山野草（以下山菜類）は、都市住民に好まれるようになってきている。これを受けて、山村では地域振興に地域産の山菜類を利用しようとする動きがでてきた（長野県林業後継者対策協議会，2006）が、山採りによる資源の枯渇を避けるためには栽培が必要である。山菜類の中には半日陰～日陰に自生するものがあり、これらを栽培するには自生環境を活かした林床が適すると考えられる。また、林床栽培には、未利用であった林地の有効利用になること、栽培に伴い林地に人手が加わるためその林分に対する保育が促進されることが利点として指摘されており（斉藤，1989）、波及効果も期待できると考えられる。

サラシナショウマ（*Cimicifuga simplex* Wormsk.）は、若葉を山菜（高野，2006）に、花をいけばな花材（講談社，1993）に、根茎を薬用（木村，1981）に利用できる用途の広い植物である。本種は、温帯～亜寒帯に分布するキンポウゲ科の多年草で、主に落葉広葉樹林の林縁などに自生するといわれ（田村，1999）、岐阜県内では飛騨地域や郡上地域などのスギ・ヒノキ人工林にも自生している。本報告では、林床栽培に適する林床の光条件を明らかにすることを目的に、サラシナショウマが自生するスギ・ヒノキ人工林を調査

し、林床の光環境とサラシナショウマ地上部の成長との関係を検討した。

II 調査方法

1. 調査地

約100m²に5個体以上のサラシナショウマの自生を確認した郡上市大和町落部地内（以下落部）のスギ林で2個所、道路に面した林縁部を含むスギとヒノキの混交林（以下スギ・ヒノキ林縁）で1個所、道路に面した林縁部を含むスギ林（以下スギ林縁）で1個所、郡上市大和町古道地内（以下古道）のスギ・ヒノキ林縁とスギ林で各1個所、白川村馬狩地内（以下馬狩）のスギ林で1個所、約100～160m²の調査地を設定した。

調査地の概要は表-1のとおりで、落部のスギ林はスギ林1とスギ林2に区分した。古道のスギ林では調査地に沢を含めた。古道のスギ・ヒノキ林縁は、調査地の中に尾根を含んでいたため、斜面方位と傾斜を調査対象から除いた。落部の南東約10km、古道の南約10kmに位置する最寄りの八幡地域気象観測所における平年値は、平均気温12.3℃、年降水量2682.2mmで、馬狩の北東約3kmに位置する最寄りの白川地域気象観測所における平年値は、平均気温10.6℃、年降水量2411.0mmである（気象庁Webサイト，<http://www.jma.go.jp>）。

表-1 調査地の概要

市町村	地域	調査地	標高 m	斜面 方位	傾斜 °	局所地形	土壌型
郡上市 大和町	落部	スギ林1	790	東	11	上部平衡斜面	B _D
		スギ林2	680	東	8	山脚堆積面	B _D
		スギ・ヒノキ林縁	650	南東	23	中部平衡斜面	B _D
		スギ林縁	510	北東	21	山脚堆積面	B _D
	古道	スギ・ヒノキ林縁	880	-	-	尾根鞍部	B _h
		スギ林	880	東	5～30	下部平衡斜面 ～山脚堆積面	B _h
白川村	馬狩	スギ林	720	東	4	山脚堆積面	B _D

2. 調査方法

落部と古道の各調査地では2007年9～11月に林分調査を、2007年9月19～21日に照度調査を、2006年11月にサラシナショウマの生育調査を行った。馬狩の調査地では、2007年4月に間伐が行われたため、その前後の2006年11月と2007年11月に林分調査を、2006年9月28日～10月1日と2007年9月26日～10月2日に照度調査を、2006年10月と2007年10月にサラシナショウマの生育調査をそれぞれ行った。

林分調査については、2006年11月の馬狩のスギ林を除き各調査地のスギ・ヒノキ全個体の胸高直径、樹高、生枝下高を測定し、スギ・ヒノキとサラシナショウマを除く主な植生を記録した。胸高直径の測定には直径巻尺を、樹高と生枝下高の測定には測高器（ハグレフ製：VERTEXⅢ）を用いた。2006年11月の馬狩のスギ林では、スギ全個体の胸高直径を測定した。林内に広葉樹が多かった落部のスギ林2と馬狩のスギ林については、樹高1.5m以上の広葉樹の樹高も調査した。

照度調査については、各調査地10箇所とその近傍の裸地（開空度45°以上）3～5箇所の日射量を測定した。日射量は、アゾ色素を含浸させて着色したセルロースアセテートフィルム（大成イーアンドエル社製オプトリフ・オイルレッド、以下フィルム）を用いて行った。前記の照度測定期間の連続した積算日射量を測定した。フィルムは、グラスファイバー製の支柱を用いて、地上高約0.5mの位置で水平に固定した。各調査地と裸地の積算日射量から各調査地の相対照度を次式により算出した。

$$\begin{aligned} \text{各調査地の相対照度} &= \text{各調査地10箇所の積算} \\ &\quad \text{日射量の平均} / \text{裸地3～5箇所の積算} \\ &\quad \text{日射量の平均} \times 100 \end{aligned} \quad (1)$$

サラシナショウマの生育調査については、各調査地内のサラシナショウマ全個体について地上3cmの位置の根元直径、草丈、着花の有無を調査した。根元直径の測定にはノギスを、草丈の測定には折尺を用いた。各調査地の着花個体数と調査個体数から各調査地の着

花率を次式により算出した。

$$\text{着花率} = \text{着花個体数} \div \text{調査個体数} \times 100 \quad (2)$$

Ⅲ 結果

1. 林分状況と相対照度

調査地の林分状況と相対照度を表-2に示した。

落部のスギ林1は、平均樹高と立木密度を岐阜県のスギ林分密度管理図（岐阜県林政部、1992）と比較すると収量比数0.97で、過密林分であった。また、平均枝下高が16.5mと高く、林冠が長期間閉鎖状態にあった林分と考えられる。相対照度は8%で、今回の調査地の中で最も低かった。植生は少なく、シロモジ、タニウツギ、ノリウツギなどがわずかにみられた。

落部のスギ林2は、調査地内にギャップがあり、シロモジ、タニウツギなどを主体とする樹高2～3mの広葉樹が5,223本/haあった。平均枝下高が5.6mとスギ林1より10m以上低く、林冠が長期間閉鎖することのなかった林分と考えられる。相対照度は16%で、落部では最も高かった。アカソ、アオキなどがみられた。

落部のスギ・ヒノキ林縁は、上木がスギ、下木がヒノキの二段林であった。平均枝下高がスギ4.6m、ヒノキ4.3mで、これまで林冠が長期間閉鎖することのなかった林分と考えられる。調査時にこの林分の林冠は林縁部を除き閉鎖状態にあり、相対照度は11%であった。林縁にはコアジサイ、ゼンマイなどがみられ、林内にはコシアブラ、シロモジなどがわずかにみられた。

落部のスギ林縁は、平均胸高直径が44.0cm、平均樹高が25.8mで、全調査地のなかで最も大きかった。平均枝下高が7.3mで、林冠が長期間閉鎖することのなかった林分と考えられる。調査時にこの林分の林冠は林縁部を除き閉鎖状態にあった。相対照度は15%で、落部ではスギ林2に次いで高かった。アカソが林縁に多く、コアジサイ、アオキ、トリアシショウマが林縁と林内にみられた。

古道のスギ・ヒノキ林縁は、上木がスギ、下木がスギとヒノキの二段林であった。調査時に林冠が閉鎖さ

表-2 調査地の林分状況と相対照度

地域	調査地(調査年)	樹種	平均値			立木密度 本/ha	材積 m ³ /ha	相対照度 %
			胸高直径 cm	樹高 m	枝下高 m			
落部	スギ林1	スギ	28.6	22.7	16.5	1,362	1,012	8
	スギ林2	スギ	34.0	20.5	5.6	603	549	16
	スギ・ヒノキ林縁	スギ	39.2	21.5	4.6	261	337	11
		ヒノキ	17.5	10.5	4.3	1,131	160	
	スギ林縁	スギ	44.0	25.8	7.3	538	1,099	15
古道	スギ・ヒノキ林縁	スギ	26.4	14.5	2.6	640	470	22
		ヒノキ	12.8	7.9	2.6	274	18	
	スギ林	スギ	26.5	14.7	5.1	624	536	21
馬狩	スギ林(2006年)	スギ	20.7	—	—	1,042	—	11
	スギ林(2007年)	スギ	37.5	20.9	4.4	476	622	20

れておらず、相対照度は22%であった。タニウツギ、マタタビなどがみられた。

古道のスギ林は、上木がスギ、下木がスギの二段林であった。調査時に林冠が閉鎖されておらず、相対照度は21%であった。アカソ、マタタビなどがみられた。

馬狩のスギ林は、2006年の調査時にはスギの立木密度が1,842本/haであったが、このうちの1,188本/haは、幹折れなどの被害木が萌芽などにより生存するものであった。このため、林冠が閉鎖されておらず、樹高1.5~4.8mのタニウツギやトチノキなどの広葉樹が832本/ha存在した。被害木は2007年4月の間伐ですべて除去され、2007年の調査時には立木密度が475本/haと約1/4に低下した。相対照度は2006年（間伐前年）が11%で、2007年（間伐後1成長期経過後）が20%であった。コシアブラ、サワフタギなどがみられた。

2. サラシナショウマの生育状況

各調査地におけるサラシナショウマの生育状況を表-3に示した。落部では、スギ林2とスギ林縁で平均根元直径と平均草丈が大きかった。また、スギ・ヒノキ林縁で密度が低く、スギ林1の着花率が低かった。古道では、スギ・ヒノキ林縁で密度が高く、スギ林で密度が低かった。古道の2林分は、落部の4林分より平均根元直径が小さかった。馬狩のスギ林の平均根元直径と平均草丈は、2006年より2007年に大きかった。

調査地における個体の分布は、落部のスギ林2ではギャップに、落部のスギ林縁と古道のスギ・ヒノキ林縁では林縁に多かった。落部のスギ・ヒノキ林縁では林縁に、落部のスギ林では沢沿いに個体が分布した。

落部と古道におけるサラシナショウマの根元直径階分布と草丈階分布を図-1と図-2に示した。根元直径階分布のモードは、落部のスギ林1では3~4mm、スギ林2では5~6mm、スギ・ヒノキ林縁では2~3mm、スギ林縁では4~5mm、古道のスギ・ヒノキ林縁では1~2mm、スギ林では1~2mmであった。サラシナショウマの密度が低かった落部のスギ・ヒノキ林と古道のスギ林では、根元直径階分布のモードが最低階層であった。

草丈階分布のモードは、落部のスギ林1では20~40cm、スギ林2では120~140cm、スギ・ヒノキ林縁では20~

60cm、スギ林縁では120~140cm、古道のスギ・ヒノキ林縁では20~40cm、スギ林では20~40cmであった。各調査地の草丈階分布のモードは60cmまでと120cm以上に二分された。各調査地の草丈階が高い階層には着花個体が多かった。

馬狩における2006年と2007年のサラシナショウマの根元直径階分布と草丈階分布を図-3に示した。根元直径階分布の範囲が2006年に2~8mmであったのが、2007年には2~9mmと高い階層に広がった。また、草丈階分布の範囲も2006年に20~140cmであったのが、2007年には20~200cmと高い階層に広がった。

3. 相対照度とサラシナショウマの生育との関係

各調査地における相対照度とサラシナショウマの平

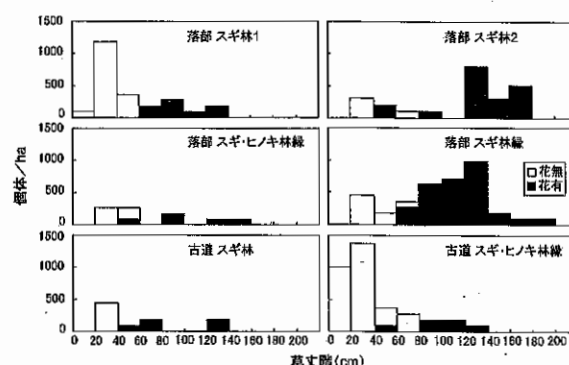


図-1 落部と古道におけるサラシナショウマの根元直径階分布

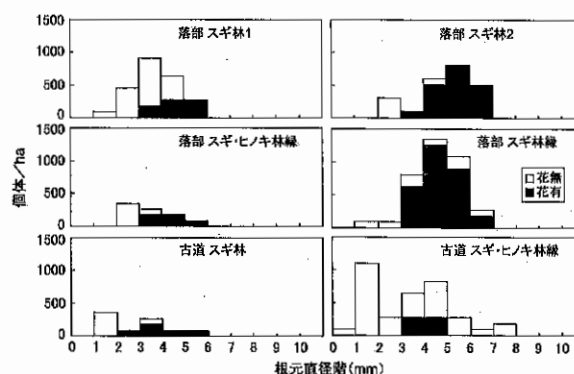


図-2 落部と古道におけるサラシナショウマの草丈階分布

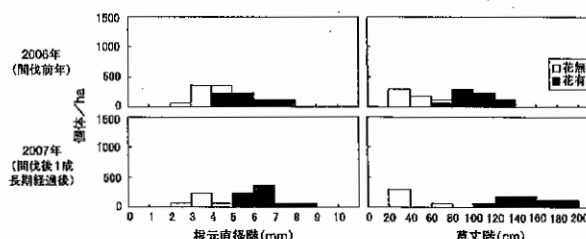


図-3 馬狩の2006年と2007年におけるサラシナショウマの根元直径階分布、草丈階分布

表-3 サラシナショウマの生育状況

地域	調査地(調査年)	平均値		密度 個体/ha	着花率 %
		根元直径 mm	草丈 cm		
落部	スギ林1	3.4	51	2,361	29
	スギ林2	4.7	115	2,310	83
	スギ・ヒノキ林縁	3.3	73	870	44
	スギ林縁	4.3	100	3,675	81
古道	スギ・ヒノキ林縁	3.1	39	3,473	14
	スギ林	2.7	58	892	44
馬狩	スギ林(2006年)	4.5	71	1,248	58
	スギ林(2007年)	5.1	113	1,070	64

均根元直径、平均草丈、着花率との関係を地域ごとに図-4に示した。馬狩のスギ林については、2006年と2007年の調査結果を用いた。古道の2林分を除くと、相対照度が高い林分で、平均根元直径、平均草丈が大きい傾向にあった(式(3)、式(4))。

$$\text{平均根元直径} = 0.14 \times \text{相対照度} + 2.32 \quad (3) \\ (R^2=0.636; p<0.05)$$

$$\text{平均草丈} = 5.68 \times \text{相対照度} + 10.43 \quad (4) \\ (R^2=0.868; p<0.01)$$

IV 考察

落部のスギ林2とスギ林縁ではサラシナショウマの根元直径と草丈の平均値が高く、根元直径階と草丈階が大きい階層に多く分布した。この2林分は、着花率が81~83%と高く、密度が23個体/100㎡以上と多かったことから、今回の調査地の中では最もサラシナショウマの生育に適していると考えられる。この2林分の相対照度は15~16%であったが、調査地内にギャップや林縁が含まれ、その部分に多くの個体が生育していたことから、サラシナショウマの生育にはこれよりも高い相対照度が適する可能性がある。

馬狩のスギ林では、2007年4月に行われた間伐により、相対照度が11%から20%に増加し、サラシナショウマの根元直径と草丈の平均値が高くなり、根元直径階

分布の範囲と草丈階分布の範囲が高い階層に広がった。相対照度が20%程度になった間伐は、サラシナショウマの根元直径と草丈の生育に有効であった。

落部のスギ林1、スギ・ヒノキ林縁、古道のスギ・ヒノキ林縁、スギ林では、サラシナショウマの根元直径と草丈の平均値が低く、草丈階分布が低い階層に多く分布した。古道の2林分を除いた各林分の平均根元直径と平均草丈は、相対照度の高い林分で大きい傾向にあった。このため、落部の2林分では相対照度が8~11%と低かったことがサラシナショウマの生育に影響を及ぼしたと考えられる。古道の2林分では、相対照度が21~22%と間伐により生育が促進された馬狩の相対照度と同等であったことから、光環境以外の要因が影響したと思われる。

以上のことから、光環境はサラシナショウマの生育にとって重要な因子の1つで、相対照度8~20%の範囲では15%以上がサラシナショウマの生育に適すると考えられる。また、林分の光環境調節手段として、間伐は有効と考えられる。

謝辞

郡上市役所、トヨタ白川郷自然学校の関係諸氏、若山候生氏、高橋弘導氏には、調査地の提供にご協力いただいた。岐阜県森林研究所の上辻久敏氏には現地調査に協力いただいた。調査の実施には、岐阜県森林研究所坂井至通森林資源部長に助言をいただいた。ここに記して各位に謝意を表する。

引用文献

- 岐阜県林政部(1992)スギ人工林林分収穫表・林分密度管理図 一般地域(最深積雪深1m未満の地域)。21pp, 岐阜県林政部。
- 木村康一・木村孟淳(1981)サラシナショウマ。(全改訂新版原色日本薬用植物図鑑。木村康一・木村孟淳, 345pp, 保育社, 大阪)。49。
- 講談社(1993)花の事典 野の花 山野の花・自然の花。279pp, 講談社, 東京。
- 長野県林業後継者対策協議会(2006)山菜の栽培と村おこし。157pp, 川辺書林, 長野。
- 斉藤透(1989)林内を利用した薬用植物の栽培に関する研究。茨城県林試研報18: 39-58。
- 高野昭人(2006)おいしく食べる山菜・野草。159pp, 世界文化社, 東京。
- 田村道夫(1999)サラシナショウマ。(日本の野生植物草本II。佐竹義軸他編集, 318pp, 平凡社, 東京)。57-60。

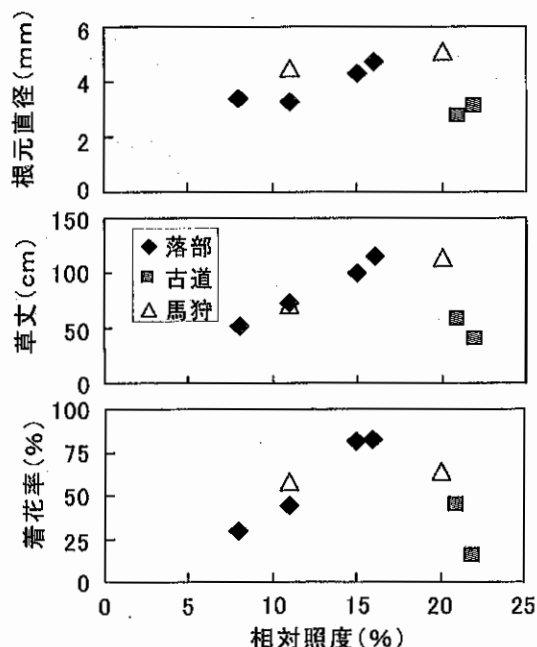


図-4 各調査地における相対照度とサラシナショウマの平均根元直径、平均草丈、着花率の関係

資 料

シメジ属の菌根性キノコ3種の菌糸培養特性*

水谷和人

キーワード: ホンシメジ, シャカシメジ, カクミノシメジ, 菌糸培養特性, 菌根性キノコ

I はじめに

キシメジ科シメジ属は、我が国に約10種のキノコが存在することが知られており、腐生性キノコと菌根性キノコが存在することやアンモニア菌が含まれるなど非常に変化に富んだグループである(今関ら, 1987)。また、ホンシメジ, シャカシメジ, カクミノシメジなど、食用キノコを多く含むグループでもある。

ホンシメジは、我が国に広く分布する代表的な食用キノコである。本菌はアカマツやコナラと共生する菌根性キノコで、人工栽培は困難と考えられてきたが、寄主植物を使わずに純粋培養下において子実体を発生させることが可能であることが示された(Ohta, 1994; 吉田ら, 1994; Watanabe et al., 1994)。その後、実用的な栽培方法について種々検討が進められ、現在では人工栽培されて高級食材として市場に流通するまでになっている。シャカシメジおよびカクミノシメジは、食用キノコとしての味の評価はホンシメジに比較すると劣るが、いずれもホンシメジと同様に菌根性の食用キノコである。これら2種は、純粋培養下での子実体発生事例が報告されているものの(菅原ら, 1988; 衛藤, 2000)、実用化には至っていない。

菌根性キノコのホンシメジが実用栽培に至った理由として、太田(1998)は、ホンシメジは生理的性質の系統間変異が著しい種であり、純粋培養下での子実体形成能力にも大きな変異があつて、それが栽培に結びついた可能性があるとして述べている。また、ホンシメジやシャカシメジは日本では菌根性とされているが、欧米でシメジ属は菌根性とはされていない(山中ら, 1998)。これらのことは、菌根性キノコでも腐生的な性質を強く持つなど栽培しやすい系統が野生種にはまだ存在している可能性があり、それらを探索してその特性を把握することの重要性を示している。そこで、当研究所で所有するシメジ属のホンシメジ, シャカシメ

ジ, カクミノシメジについて、菌糸培養特性として菌糸伸長速度・培養菌糸のコロニー形態、酢酸添加の影響、パーベンダム反応、ブナ木粉培地上での菌糸伸長速度、実用栽培規模での子実体形成について調査した。

II 材料および方法

供試菌

供試菌は当研究所で組織分離したホンシメジ *Lyophyllum shimeji* (LSH-17), シャカシメジ *L. fumosum* (LFU-8), カクミノシメジ *L. sykosporum* (LSY-1) で、これらはPDA(市販DIFCO社製, 以下同じ)平板培地、あるいは赤玉土に米ぬかを10:1~2(v/v)で添加して含水率を調整した培地(以下、赤玉土培地とする)で21℃の暗所で静置培養したものを接種源として供試した。酢酸添加の影響を調べるためには、これら以外にシイタケ *Lentinus edodes* (北研600号)を供試した。

1. PDA平板培地での菌糸伸長速度および培養菌糸のコロニー形態

試験に使用した培地はPDA培地で、直径90mm、厚さ15mmの滅菌シャーレに20ml入れ、あらかじめPDA平板培地で培養した培養菌糸のコロニー先端部付近からコルクボーラで打ち抜いた直径5mmの菌糸片を接種した。その後、シャーレをビニールテープで密封し、23℃の暗所(作業時を除く)で静置培養した。20日間培養した後、培養菌糸のコロニー形態を肉眼観察し、菌叢直径を計測して菌糸伸長速度を求めた(供試数は各3枚)。

2. 酢酸の添加と菌糸伸長速度

試験に使用した培地は、改変MA培地(グルコース10g, 麦芽エキス10g, ペプトン1g, 寒天20g, 蒸留水1L)で、酢酸の影響を比較するため酢酸を0.1ml/

* 本研究の一部は、日本応用きのこ学会第5回大会において発表した。

L添加および0.2ml/L添加した。各培地は滅菌後、直径90mm、厚さ15mmの滅菌シャーレに20ml入れ、あらかじめPDA平板培地で培養した菌糸体をコルクボーラで直径5mmに打ち抜いたものを接種した。その後、シャーレをビニールテープで密封し、21℃の暗所（作業時を除く）で静置培養した。菌叢直径が概ね5cmに達した時点で菌糸伸長を測定し、各条件5枚のシャーレの平均菌糸伸長速度を求めた。

3. パーベンダム反応

各供試菌のパーベンダム反応を把握するために、浅輪（1989）に準じて、エタノールを5%添加したPDA培地、および7mMの α -ナフトールを溶解したエタノール溶液を5%添加したPDA培地で比較した。各培地は滅菌後、直径90mm、厚さ15mmの滅菌シャーレに20ml入れ、別途PDA平板培地で培養した菌糸体をコルクボーラで直径5mmに切り取って接種した。その後、シャーレをビニールテープで密封し、23℃の暗所（作業時を除く）で20日間静置培養して培地の色や生育状況などを観察した。供試数は各3枚である。

4. ブナ木粉培地での菌糸伸長速度

水道水で含水率65%に調整したブナ木粉30gを直径24mm、長さ200mmの試験管に約120mmの高さまで詰めて、シリコ栓で蓋をした。120℃で30分間滅菌し、あらかじめ赤玉土培地で培養した菌糸体を接種し、23℃で20日間暗所（作業時を除く）で静置培養した。供試数は各3本で、20日間培養後に接種面から下方に伸長する菌糸の先端部までの距離を4方向で測定し、1日当たりの菌糸伸長速度を求めた。

5. 実用栽培規模での子実体形成

太田（2002）の方法に準じて実用栽培規模での子実体形成を検討した。培地組成は、押麦19.5L、ブナ木粉30.0L、添加液18.0L（添加液の組成は、水道水1Lに対してクエン酸0.5g、リン酸1カリウム0.1g、硫酸マグネシウム0.2g、アセチルアセトン5 μ l、塩化第2鉄50mg、硫酸マンガン0.03mg、硫酸銅1.5mg、硫酸コバルト0.3mg、硫酸ニッケル0.1mg、硫酸亜鉛1.0mg）である。これらを混合して1晩置いたものをナメコ栽培用の広口800ml栽培ビンに300g詰めた。滅菌条件は120℃で100分間とし、滅菌後に別途赤玉土培地で培養したホンシメジ、シャカシメジ、カクミノシメジを接種した。接種後、21℃で60%RHの暗所（作業時を除く）で静置培養し、菌糸が蔓延した時点で16℃、90%RHの部屋へ移動した。その際に、ホンシメジとシャカシメジのみビートモス（ビートモス3.0L、炭酸カルシウム11g、水道水1.1Lを混合して120℃で90分間

滅菌したもの）で培地表面を厚さ1cm程度に被覆した。培地供試数は各10個で、接種後約8ヶ月間にわたり子実体発生等を調査した。

III 結果

1. PDA平板培地での菌糸伸長速度および培養菌糸のコロニー形態

3種ともPDA平板培地では、高い菌糸密度で比較的容易に伸長した。菌糸伸長速度は、カクミノシメジとホンシメジが同程度で、シャカシメジはこれらに比較して遅かった（表-1）。PDA培地上の培養菌糸は、ホンシメジがコロニー全体に気中菌糸が形成されたのに対して、カクミノシメジは接種付近にのみ長めの気中菌糸が出現し、シャカシメジでは気中菌糸は観察されなかった。また、シャカシメジとカクミノシメジでは接種付近が黄変したが、ホンシメジでは黄変しなかった。カクミノシメジのコロニーの表面は光沢があり、放射状の条線ができた。

表-1 PDA培地上における菌糸伸長速度

種	菌糸伸長速度(mm/day)
ホンシメジ	1.05 $\pm$ 0.08
シャカシメジ	0.76 $\pm$ 0.07
カクミノシメジ	1.18 $\pm$ 0.08

供試数は各3枚、菌糸伸長速度は平均値 $\pm$ 標準偏差

2. 酢酸の添加と菌糸伸長速度

ホンシメジとシャカシメジは、酢酸添加による菌糸伸長阻害は少なく、0.2ml/L添加でも酢酸無添加培地の菌糸伸長速度に対して93~95%であった（表-2）。それに対して、カクミノシメジでは酢酸添加により菌糸伸長速度が低下し、0.2ml/L添加では無添加の約63%となった。ブナ木粉を高圧滅菌すると酢酸が発生し、この酢酸がシイタケの菌糸伸長を阻害することが報告されている（目黒ら、1991）。しかし、今回の酢酸の濃度では、ホンシメジやシャカシメジはシイタケよりも菌糸伸長阻害を受けにくかった。

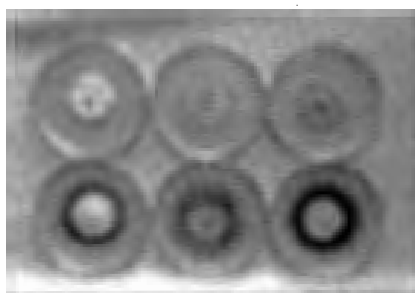
3. パーベンダム反応

ホンシメジ、シャカシメジ、カクミノシメジとも、 α -ナフトールを添加していない培地では変色しなかったが、 α -ナフトールを添加した培地はすべてが褐色に変化した（図-1）。3種とも培地中の α -ナフトールに由来する酸化物が生成して褐色を示したことから、リグニン分解酵素などの酸化酵素が存在すると考えられた。

表-2 酢酸添加量と菌糸伸長速度

種	無添加	酢酸0.1ml/L添加		酢酸0.2ml/L添加	
	菌糸伸長速度	菌糸伸長速度	相対値	菌糸伸長速度	相対値
ホンシメジ	1.71±0.04	1.96±0.03	115	1.63±0.06	95
シャカシメジ	1.30±0.02	1.35±0.03	104	1.21±0.05	93
カクミノシメジ	1.30±0.02	1.26±0.02	97	0.82±0.04	63
シイタケ	3.06±0.21	3.02±0.31	99	2.74±0.29	90

菌糸伸長速度：mm/day，相対値は酢酸無添加培地の菌糸伸長速度に対する比，供試数は各5個



カクミノシメジ ホンシメジ シャカシメジ

図-1 パーベンダム反応

下段は α -ナフトールを添加，上段は無添加

4. ブナ木粉培地での菌糸伸長速度

3種とも菌糸はブナ木粉のみの培地で伸長したが，菌糸密度は極めて低かった。ホンシメジの菌糸伸長速度は0.83mm/dayで，カクミノシメジの0.79mm/dayと同程度であった。シャカシメジは0.23mm/dayで，ホンシメジおよびシャカシメジの約1/4であった。

5. 実用栽培規模での子実体形成

子実体形成の状況を表-3，図-2，図-3に示した。ホンシメジおよびカクミノシメジは菌糸の蔓延に約2ヶ月，シャカシメジは約3ヶ月を要した。ホンシメジは蔓延時には原基が形成されず，覆土して16℃の部屋へ移動した後約1ヶ月ですべてのビンに原基が形成された。子実体は接種102～223日後に1ビン当たり70.0g（培地重量の23%）が採取できた。カクミノシメジは蔓延時にすべての供試ビンで原基を形成し，16℃の部

屋へ移動して約1ヶ月後に1ビン当たり74.7g（培地重量の25%）の子実体が採取できた。

ホンシメジでは培養中に一部雑菌が混入した。シャカシメジは雑菌の混入により栽培の継続が困難で廃棄する栽培ビンが半分を占め，残りの半分は雑菌が混入せずに菌糸は蔓延したが，覆土をしても子実体は発生しなかった。

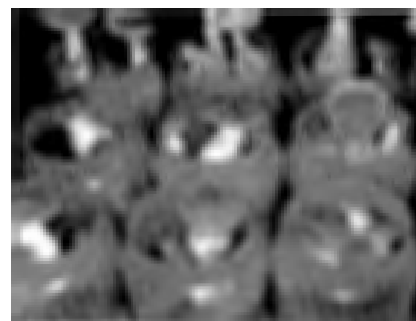


図-2 ホンシメジの発生状況

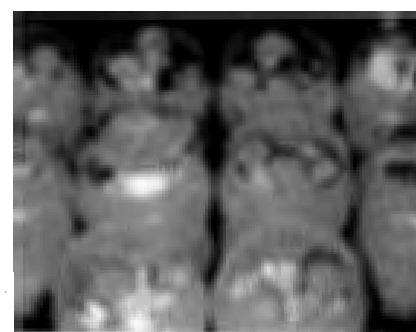


図-3 カクミノシメジの発生状況

表-3 純粋培養下での子実体形成

種	子実体形成割合(%)	子実体発生量(g)	子実体採取時期
ホンシメジ	100	70.0±12.9	接種102～223日
シャカシメジ	0	0	—
カクミノシメジ	100	74.7±4.0	接種91日

供試数は各10個，シャカシメジは培養中に雑菌混入により5本を廃棄
子実体形成割合は子実体発生ビン数/供試ビン数

IV 考 察

シメジ属の菌根性キノコであるホンシメジ、シャカシメジ、カクミノシメジの3種について菌糸培養特性を調査した。なお、調査した菌糸培養特性は、キノコの施設栽培では培地基材に木粉を使用する場合が多いため、木粉を想定したものとした。

3種ともPDA平板培地では、菌糸が高い密度で比較的容易に伸長した。培養菌糸のコロニーは、菌糸伸長速度、気中菌糸の有無、条線の有無やコロニーの光沢に違いが見られ、コロニーの形態から3種を区別することが可能であった。ブナ木粉のみの培地では3種とも菌糸が伸長したものの、菌糸密度は極めて低かった。木粉を分解する能力があるかどうか不明であるが、パーベンダム反応の結果から、3種ともにリグニン分解酵素などの酸化酵素を分泌すると考えられた。ブナ木粉を高圧滅菌して発生する酢酸は、キノコを栽培する上での阻害要因である(目黒ら, 1991)。今回添加した酢酸量(0.2ml/L添加)では、ホンシメジやシャカシメジは菌糸伸長阻害をあまり受けず、カクミノシメジに阻害が大きかった。しかし、ブナ木粉培地および実用栽培規模での菌糸伸長は、酢酸を生成していると考えられるにも係わらず、PDA平板培地と同じようにホンシメジやカクミノシメジが早く、シャカシメジで遅かった。このことから、ブナ木粉培地や実用栽培規模では、菌糸伸長は酢酸の影響だけではなく、酢酸以外の要因も関与していると考えられた。

実用栽培規模の培地では3種とも高い菌糸密度であった。ホンシメジ、カクミノシメジは供試したすべての栽培ビンから子実体が発生し、ホンシメジの子実体発生には最短でも接種後102日を要した。当研究所が所有するホンシメジ菌株は、ホンシメジの栽培所用日数は85~90日(太田, 2002)に比較すると、10日以上長く、栽培期間が長いこと、発生のばらつきや雑菌の混入が課題である。シャカシメジは菌糸伸長が極めて遅く、子実体発生も全く見られなかった。

引用文献

- 浅輪和孝(1989)木材腐朽菌の酵素。(木材科学実験書Ⅱ・化学編。日本木材学会編, 375pp, 中外産業調査会, 東京)。336-341。
- 衛藤慎也(2000)シャカシメジの純粋培養下での子実体形成。日本応用きのこ学会第4回大会講演要旨集: 46。
- 今関六也・本郷次雄編著(1987)原色日本新菌類図鑑(Ⅰ)。325pp, 保育社, 大阪。
- 目黒貞利・平出政和・今村博之・坂井克己・河内進策(1991)高圧滅菌処理したブナ木粉中のシイタケ菌糸生長阻害物質。木材学会誌37(4): 375-378。
- Ohta, A. (1994) Production of fruit-bodies of a mycorrhizal fungus, *Lyophyllum shimeji*, in pure culture. *Mycoscience*35: 147-151。
- 太田明(1998)菌根菌栽培—林地から施設まで—。ホンシメジの施設栽培。日菌報39: 121-124。
- 太田明(2002)ホンシメジ。(きのこ栽培全科。大森清寿・小出博志編, 258pp, 農山漁村文化協会, 東京)。226-230。
- 菅原幸一・菅原忠幸(1988)カクミノシメジの容器内培養と子実体形成。日本菌学会第32回大会講演要旨集: 21。
- 山中勝次・太田千絵(1998)ホンシメジおよびシャカシメジの菌糸体生長における栄養要求性。日本応用きのこ学会誌6(4): 159-165。
- 吉田博・藤本水石(1994)ホンシメジ菌床栽培の試み。日菌報35: 192-195。
- Watanabe, K., Kawai, M. and Obatake, Y. (1994) Fruiting body formation of *Lyophyllum shimeji* in pure culture. *Mokuzai Gakkaishi*40: 879-882。

平成20年3月31日

岐阜県森林研究所研究報告 第37号

発行所 岐阜県森林研究所

岐阜県美濃市曾代1128-1

TEL (0575) 33-2585

印刷所 下呂印刷株式会社

TEL (0576) 25-2035

