

ヒノキ人工林の林床における強度間伐後2年間の木本種動態

Dynamics of tree seedlings on the forest floor of hinoki (*Chamaecyparis obtusa* Sieb. et Zucc.) plantations
for two years after heavy thinning

島田 博匡¹⁾

Hiromasa SHIMADA¹⁾

要旨：強度間伐後の人工林への高木性広葉樹の侵入や成長，それらに影響を与える要因を明らかにする目的で，46～50年生ヒノキ人工林において本数率50%程度の間伐を行う間伐区と行わない無間伐区をそれぞれ2箇所ずつ設け，間伐前，間伐後2年間に林床に出現する木本種の生残，成長を調査した。間伐後に間伐区での木本種本数は大幅に増加したが，針広混交化を考える上で重要な高木性広葉樹の本数はごくわずかであった。間伐2年後になって新たに出現した実生も多数みられたが，前年までに出現した実生の消失も多いために木本種本数は1年目とほとんど変わらず，樹高成長もごくわずかであった。これら要因として種子供給や林床の光環境，土壌状態などが更新，定着に十分ではなかったことが考えられた。シカの影響については調査期間中に新たに出現した個体に対する食害率は高くないため，現段階では踏みつけに起因する土壌攪乱により更新促進と実生死亡の両方に影響している可能性があると考えられた。

はじめに

三重県におけるスギ・ヒノキ人工林の面積は約23万haで全森林面積の62%を占めている(三重県2004)。また，民有林スギ・ヒノキ人工林面積の年齢構成のピークは9年齢級にあり，一般的に手入れを要すると考えられる林齢45年以下(林野庁2005)の面積が66%を占めている。近年では材価低迷を背景として付加価値向上の促進や伐り控えなどによる長伐期化傾向が進んでいる(桜井2002；大住2002)ことから，今後はさらに手入れを要する人工林が増加することも考えられる。しかし，同時に材価低迷は林業の採算性の悪化を招き，間伐などの手入れが行われなくなったスギ・ヒノキ人工林を増加させており，森林の持つ水土保持など様々な公益的機能の低下が懸念されている。そのため，このような人工林を環境林として位置づけて，強度に間伐を行うことによって広葉樹の自然侵入を促して針広混交化させ，森林の持つ公益的機能を高めようとする試みが行われるようになっている。しかし，取り組みは始まったばかりであり，技術的に不明な点が多く，効率的に針広混交化を進めるための技術が求められている。そのためにまずは人工林内での広葉樹の更新・定着様式，それらに影響する要因などについて明らかにしておかなければならない。

そこで，本研究では林床植生の乏しいヒノキ人工林において，強度間伐を行い，間伐後の広葉樹，特に針広混交化を考える上で重要な高木性広葉樹の侵入や成長を調査し，それらに影響を与える要因

¹⁾ 三重県科学技術振興センター林業研究部

について検討を行った。

調査の実施にあたりご協力いただきました宮川村役場産業課(名称は 2002 年当時), (株)フォレストファイターズ, 三重県環境部(名称は 2002 年当時)の関係者の皆様に感謝申し上げます。

調査地と調査方法

1. 調査地の概況

調査は三重県多気郡大台町(旧宮川村)の標高 540 ~ 640 mにある 46 ~ 50 年生ヒノキ人工林において行った(図-1)。調査地では 1950 年代前半まで牛の放牧が行われており, その後に植林が行われた。1998 年には間伐が行われた実績があるが, それ以前の施業履歴は不明である。メッシュ気候値 2000 (気象庁 2002)によると試験地付近の年平均気温は 11.6 °C, 暖かさの指数は 88.4, 年間降水量は 2726.6 mm であった。

調査地内に 20 × 20 m の調査区を, 斜面上部(調査区 No.1, 2)と下部(調査区 No.3, 4)の平衡斜面に 2 箇所ずつ設置した(図-1, 表-1)。調査区 No.1 と No.4 は間伐区とし, 2002 年 12 月 ~ 2003 年 1 月にかけて調査区内とその周辺を 10 m 程度の幅で本数率 50%, 材積率 40%程度で間伐した。No.2 および No.3 調査区については間伐を行わずにそのまま放置した。なお, 調査地はコナラ, クリ, アカマツ, ヒメシャラ, シデ類などからなる落葉広葉樹林と隣接しており, 調査区までの距離は No.1 までは 100 m, No.2 は 50 m, No.3 は 50 m, No.4 は 80 m 程度である。

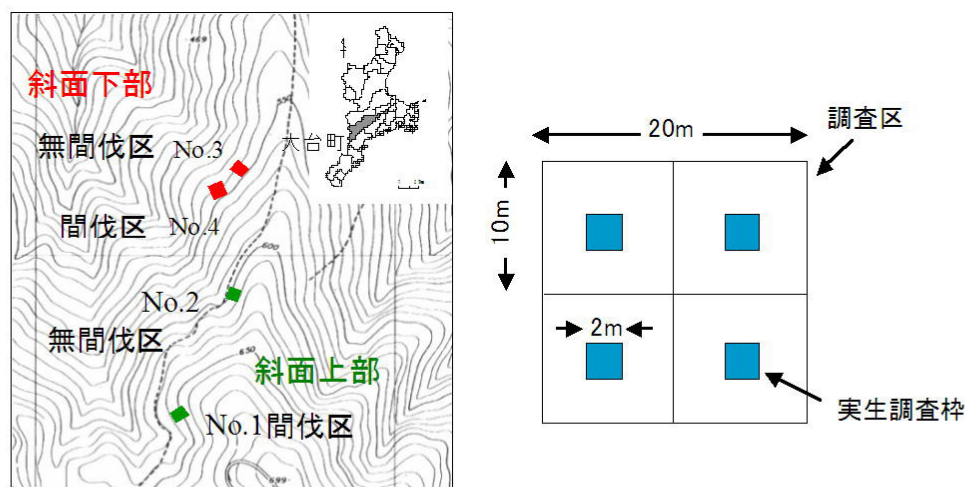


図-1. 調査地と調査区の概況

表-1. 試験地の概況

調査区	林齢 (年)	標高 (m)	傾斜方位	傾斜 (°)	間伐前				間伐後				間伐率		
					ヒノキ 立木 密度 (本/ha)	平均 樹高 (m)	平均 枝下 高 (m)	平均 DBH (cm)	ヒノキ 立木 密度 (本/ha)	平均 樹高 (m)	平均 枝下 高 (m)	平均 DBH (cm)	本数 (%)	材積 (%)	
斜面 上部	No.1 間伐区	46	640	S50°W	35	1325	15.2	9.0	23.1	650	15.4	8.9	25.3	50.9	41.8
	No.2 無間伐区	46	610	N50°W	36	1150	18.2	11.0	25.7	-	-	-	-	-	-
斜面 下部	No.3 無間伐区	50	540	N50°W	35	950	16.9	10.5	26.5	-	-	-	-	-	-
	No.4 間伐区	50	540	N30°W	35	1175	16.7	11.3	24.7	625	16.9	11.4	26.7	46.8	38.0

2. 調査方法

間伐前の2002年11月, 間伐後の2003年10月, 2004年11月に調査区内に出現する全維管束植物の種名を記録した。

各調査区内に2×2 mの実生調査枠を4箇所(計16 m²)に設置し(図-1), 間伐前の2002年11月に実生調査枠内の全植被率(%)を記録した後, 全木本種個体に対してナンバリングして種名と高さ(cm), シカ食害の有無を記録した。間伐後の2003年10月, 2004年6月, 11月に追跡調査を行い, 全植被率(%), 生残, 残存個体の高さとしカ食害の有無, 新規出現個体の種名と高さ, シカ食害の有無, 更新形態(実生あるいは萌芽)を記録した。

出現した種は文献(佐竹ら 1989a, 1989b; 高橋・勝山 2000a, 2000b, 2001 など)や現地付近の生育状況を参考に高木種, 亜高木種, 低木種, 藤本種の4つの生活型に分類した。高木種については広葉樹と針葉樹にさらに分類した。また, 果実形態によって風散布種, 果食散布種, 重力散布種の3つの種子散布型(Ito *et al.* 2003)に分類した。

光環境を評価するために間伐前の2002年11月, 間伐後の2003年2月, 10月, 2004年11月に実生調査枠内の高さ1.2 mの位置で, デジタルカメラ(Nikon, coolpix 4500)を用いて全天空写真を撮影した。撮影した画像から, 画像解析ソフトウェアLIA for Win32(山本一清氏作成)によって, 理論的に相対照度と同義であるSky Factor(Inoue *et al.* 1996)を求めた。なお, 各調査区の実生調査枠設置箇所の傾斜は調査区No.1, 2では平均39.1°, No.3は平均35.0°, No.4は平均36.4°であった。

結 果

1. 光環境と全植被率の変化

実生調査枠において測定したSky Factorの変化を図-2に, 全植被率の変化を図-3に示す。Sky Factorは間伐前には3.2~4.7であったが, 間伐区のNo.1とNo.4では間伐後にそれぞれ21.5, 19.2まで上昇した。その後漸減して2004年11月にはそれぞれ14.7, 14.2となった。全植被率は間伐の有無に関わらず, いずれの調査区においても大きな変化はみられず, 調査期間を通して小さかった。

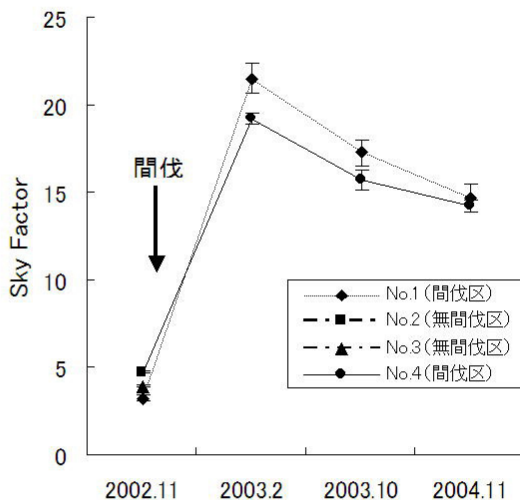


図-2. 実生調査枠における Sky Factor の変化.
エラーバーは標準誤差を示す。

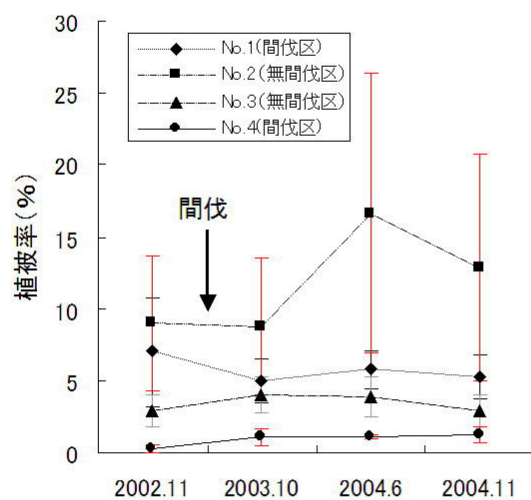


図-3. 実生調査枠における植被率の変化.
エラーバーは標準誤差を示す。

2. 調査区内に出現した植物種数の変化

表-2 に各調査区内に出現した植物種の変化を示す。本調査で調査期間中に確認された種は木本種が 78 種、草本種は 46 種であった。出現した木本種を生活型別にみると、高木種 22 種、亜高木種 19 種、低木種 26 種、藤本種 11 種が出現し、各型の種数に偏りはみられなかった (χ^2 検定, $p > 0.05$)。散布型では果食散布種が 48 種で多く、風散布種が 21 種、重力散布種はわずかに 9 種と少なく、種数には有意な偏りがみられた (χ^2 検定, $p < 0.001$)。また、常落別では常緑樹が 16 種に対して、落葉樹は 62 種で、種数は大きく落葉樹に偏っていた (χ^2 検定, $p < 0.001$)。調査区ごとに間伐前後の種数の変化をみると、間伐前から出現していた木本種数は No.1 では 36 種、No.2 で 28 種、No.3 で 30 種、No.4 で 24 種であった。間伐区の No.1 と No.4 では間伐後の 2003 年 10 月にはそれぞれ 54 種、35 種まで増加したが、2004 年 11 月には 46 種と 36 種となり、間伐前と比較してそれぞれ 10 種、12 種が増加した。無間伐区の No.2 では 2004 年 11 月に 28 種となって増減はなく、No.3 では 23 種に減少した。間伐後に増加した木本種はネムノキ、クサギ、ヌルデ、ヒメコウゾ、イヌザンショウ、コバンノキ、キイチゴ類など主に先駆種であった。高木性広葉樹では新たに出現した種はカラスザンショウ、イイギリ、マルバアオダモ、ヤマモモであったが、間伐前後でほとんど種数に変化はみられなかった。

3. 実生調査枠内に出現した木本種本数の変化

図-4 に各調査区の実生調査枠における散布型別の木本種本数の変化を、図-5 に生活型別の木本種本数の変化を示す。表-3a ~ 3d には各調査区における調査年ごとに新たに出現した木本種の種類と本数、種数を示す。木本種本数は、間伐前には 7 ~ 14 種、16 ~ 45 本/16 m² と少数であったが、間伐区では間伐後に多くの個体が新たに出現し、2003 年 10 月には No.1 で 114 本、No.4 では 126 本にまで増加していた (図-4)。さらに 2004 年 6 月にはそれぞれ 178 本、303 本まで増加したが、同年 11 月にはほぼ前年並みの本数にまで減少した。無間伐区では本数にほとんど変化はなく、新たに出現したものの大部分は根萌芽によるものであった (図-4)。種数は、間伐区の No.1 では間伐後に 18 種、No.4 で

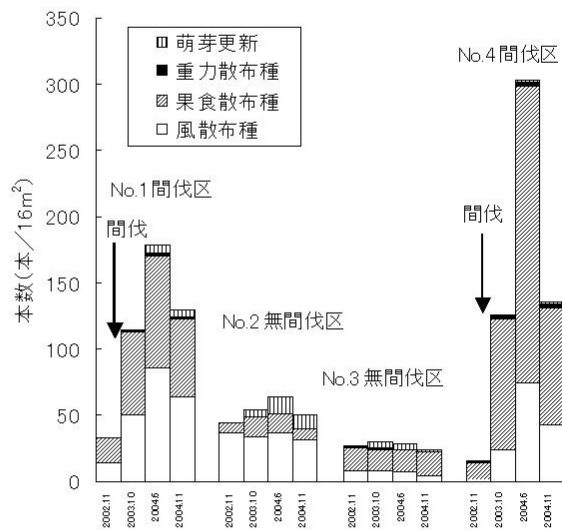


図-4. 実生調査枠における散布型別の木本種本数の変化

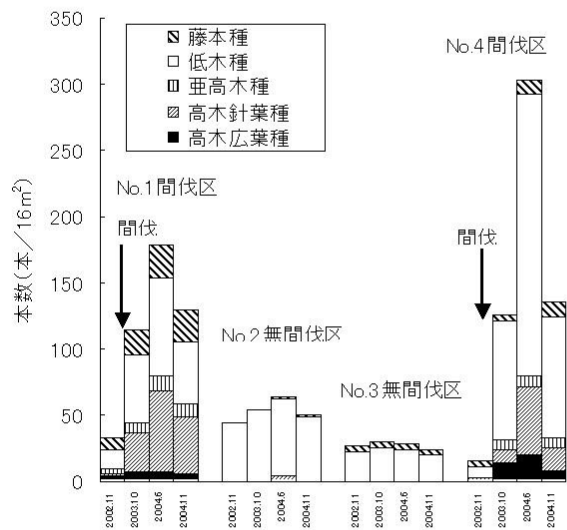


図-5. 実生調査枠における生活型別の木本種本数の変化

表-3a. No. 1調査区における各年に出現した種 (種/16 m²) と本数 (本/16 m²)

種名 ^a	学名	生育型	散布型	間伐前	間伐後		合計
				2002	2003	2004 ^a	
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i> Sieb. et Zucc.	高木針葉	風	1	30	36	67
コガクウツギ	<i>Hydrangea luteovenosa</i> Koidz.	低木	風	6	5	9	20
フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i> Miq.	低木	果食	0	8	12	20
タラノキ	<i>Aralia elata</i> Seemann	低木	果食	0	7	10	17
キブシ	<i>Stachyurus praecox</i> Sieb. et Zucc.	低木	果食	0	8	4	12
クロモジ	<i>Lindera umbellata</i> Thunb.	低木	果食	2	2	2	6
コウヤボウキ	<i>Pertya scandens</i> Sch. Bip.	低木	風	3	1	2	6
サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> Linn.	藤本	果食	7	11	7	25
ミツバアケビ	<i>Akebia trifoliata</i> Koidz.	藤本	果食	1	1	3	5
その他							
高木広葉種 ^c				5	4	2	11
高木針葉種				0	0	0	0
亜高木種				4	5	4	13
低木種				4	4	4	12
藤本種				0	0	2	2
出現種数				14	19	18	32
出現本数				33	86	97	216

^a 2004年6月と11月の調査で発生が確認された個体をあわせた数値^b 5本以上出現した種のみを示す。^c アオハダ, アカメガシワ, カナクギノキ, カラスザンショウ, コナラ, タカノツメが出現表-3b. No. 2調査区における各年に出現した種 (種/16 m²) と本数 (本/16 m²)

種名 ^b	学名	生育型	散布型	間伐前	間伐後		合計
				2002	2003	2004 ^a	
コガクウツギ	<i>Hydrangea luteovenosa</i> Koidz.	低木	風	34	6	7	47
クロモジ	<i>Lindera umbellata</i> Thunb.	低木	果食	3	4	0	7
タラノキ	<i>Aralia elata</i> Seemann	低木	果食	2	1	2	5
その他							
高木広葉種 ^c				0	2	1	3
高木針葉種				0	0	2	2
亜高木種				0	0	0	0
低木種				5	2	2	9
藤本種				1	0	0	1
出現種数				8	5	6	11
出現本数				45	15	14	74

^a 2004年6月と11月の調査で発生が確認された個体をあわせた数値^b 5本以上出現した種のみを示す。^c カナクギノキ, タカノツメが出現

は 20 種が新たに出現した(表-3a, 3d)。新たに出現した個体はヒノキ, アカメガシワ, ヒサカキ, フユイチゴ, タラノキ, ヒメコウゾ, タカノツメなどで先駆種が多かった。なお, 間伐区, 無間伐区ともに草本種はわずかに出現したのみであった。

散布型別にみると重力散布型はほとんどみられず, 風散布型, 果食散布型が大部分を占めていた(図-4)。増加した種は風散布型では大部分がヒノキ, コガクウツギ, コアジサイであり, 種子供給源となる個体が間伐前から林内にみられるものであった。また, 果食散布型については多くがタラノキ, キブシ, ヒメコウゾ, キイチゴ類など低木性の先駆種であった(表-3a~3d)。生活型別に本数の変化をみると増加したものは高木針葉種(ヒノキ)と低木性の先駆種が大部分であり(図-5, 表-3a~3d), 高木性広葉樹はごく少数しかみられず, さらにこれにはアカメガシワ, カラスザンショウなどの先駆

表-3c. No. 3調査区における各年に出現した種 (種/16 m²) と本数 (本/16 m²)

種名 ^b	学名	生育型	散布型	間伐前	間伐後		合計
				2002	2003	2004 a	
クロモジ	<i>Lindera umbellata</i> Thunb.	低木	果食	10	2	1	13
コガクウツギ	<i>Hydrangea luteovenosa</i> Koidz.	低木	風	6	4	0	10
その他							
高木広葉種 ^c				2	0	1	3
高木針葉種				0	0	0	0
亜高木種				0	0	0	0
低木種				5	0	0	5
藤本種				4	0	1	5
出現種数				10	2	3	11
出現本数				27	6	3	36

^a 2004年6月と11月の調査で発生が確認された個体をあわせた数値

^b 5本以上出現した種のみ示す。

^c コナラ, アオハダ, タカノツメが出現

表-3d. No. 4調査区における各年に出現した種 (種/16 m²) と本数 (本/16 m²)

種名 ^b	学名	生育型	散布型	間伐前	間伐後		合計
				2002	2003	2004 a	
アオハダ	<i>Ilex macropoda</i> Miq.	高木広葉	果食	0	3	4	7
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i> Muell. Arg.	高木広葉	果食	0	10	6	16
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i> Sieb. et Zucc.	高木針葉	風	0	0	25	25
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i> D. Don	高木針葉	風	0	10	13	23
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb.	亜高木	果食	0	5	4	9
タラノキ	<i>Aralia elata</i> Seemann	低木	果食	0	5	93	98
キブシ	<i>Stachyurus praecox</i> Sieb. et Zucc.	低木	果食	5	35	20	60
フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i> Miq.	低木	果食	0	14	30	44
コアジサイ	<i>Hydrangea hirta</i> Sieb.	低木	風	0	12	12	24
ヒメコウゾ	<i>Broussonetia kazinoki</i> Sieb.	低木	果食	0	10	1	11
クロモジ	<i>Lindera umbellata</i> Thunb.	低木	果食	2	2	2	6
サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> Linn.	藤本	果食	4	1	10	15
その他							
高木広葉種 ^c				1	1	5	7
高木針葉種				0	0	3	3
亜高木種				2	1	1	4
低木種				2	3	7	12
藤本種							
出現種数				7	15	21	27
出現本数				16	112	236	364

^a 2004年6月と11月の調査で発生が確認された個体をあわせた数値

^b 10本以上出現した種のみ示す。

^c カナクギノキ, コナラ, タカノツメが出現

種も含まれることから、将来の林冠構成種として期待される個体はわずかであった。

図-6 に各年に出現した個体群の木本種本数とシカによる食害率の変化を示す。間伐後に多数の個体が新たに出現し、間伐後2年目の2004年6月でも多くの木本種が出現した。このとき出現した個体の多くはヒノキとフユイチゴ、タラノキなどの先駆種であった(表-3a~3d)。各年に出現が確認された個体群はいずれも時間の経過とともに減少していたが、間伐後に出現した2003年10月出現個体群と2004年6月出現個体群では間伐前から出現していた2002年11月確認個体群と比較して減少の割合が大きく(図-6)、減少率(出現個体数-2004年11月生残数/出現個体数×100)は2002年11月確認個体群26.4%に対して2003年10月出現個体群では47.9%、2004年6月出現個体群では67.2%と高

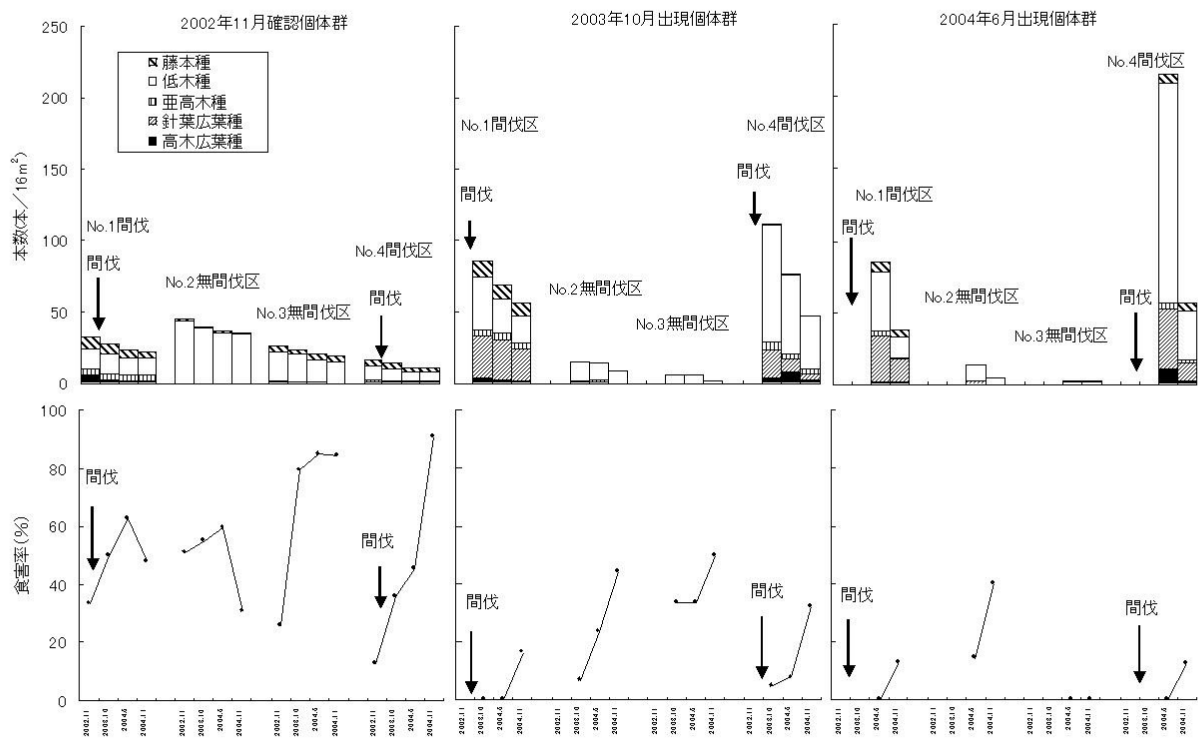


図-6. 各年に出現した個体群の木本種本数と食害率の変化

かった。シカによる食害率は2002年11月確認個体群で比較的高く、間伐後に出現した個体群では低かった。しかし、時間の経過とともに食害率は上昇する傾向がみられた(図-6)。

図-7に各年に出現した個体群の平均樹高の変化を示す。平均樹高は大部分が萌芽更新個体である2003年10月出現のNo.2およびNo.3、2004年6月出現のNo.2では徐々に高くなる傾向がみられたものの、他ではほとんど樹高成長がみられなかった(図-7)。

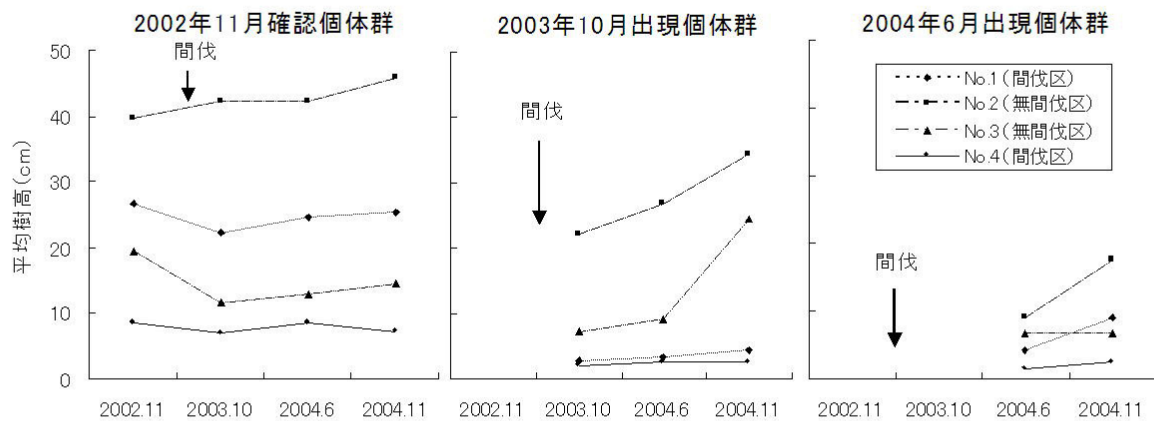


図-7. 各年に出現した個体群の平均樹高の変化

考 察

1. 間伐後の出現種と木本種本数の変化に影響する要因

本調査区において間伐前から比較的多くの樹種が確認された。間伐後に新たに出現した種の多くは先駆種で、先駆種以外の樹種については新たな出現はわずかであった(表-2)。そのため、間伐前の植生を調査することで、間伐後にどのような樹種の個体が出現するのか間伐実施前にある程度予測できる可能性があると考えられる。本調査地では間伐前にコナラ、クリ、アラカシ、ウラジロガシ、ツブラジイ、アカシデ、ヒメシャラ、ウリハダカエデなど 14 種の高木性広葉樹が確認されたことから(表-2)、間伐後にはこれらの種が増加することが期待されたが、出現した種の多くはヒノキ、コガクウツギ、コアジサイなどの風散布種や、タラノキ、キブシ、ヒメコウゾ、キイチゴ類など多量の埋土種子を形成することが報告されている果食散布の先駆種(木佐貫ら 2002; 島田 2005; Sakai *et al.* 2005 など)で、これらは林内に種子生産個体や、埋土種子などの種子供給源がある種であった(図-3, 表-3a, 3d)。高木性広葉樹の新たな出現はわずかであり(図-4)、本調査区が将来、針広混交化する可能性は現段階では低いと考えられる。その原因としては、調査区から 50~100 m 程度離れて隣接した広葉樹林の林冠構成種には重力散布種のほか、風散布種も多かったが、間伐後の調査区内に広葉樹林の樹冠構成種の出現はわずかであったことから、隣接した広葉樹林が種子供給源として機能していなかったことが考えられる。重力散布種の種子は地面に落下後、野ネズミによって母樹周辺から散布される距離は多くが 30 m 以内であることや(箕口 1993)、人工林内に運ばれる数は隣接する種子供給源の広葉樹林からの距離にかかわらず少ないことも報告されている(Mizunaga and Matsumoto 2003)ことから、重力散布種は調査区内へ散布され難かったと考えられる。風散布種の隣接広葉樹林から人工林内へ散布は、広葉樹林からの距離が離れるほど減少する傾向がみられる(宇津木ら 2001)。また、混み合った林では密度が高いほど散布距離は短い(清和 2004)ことから、人工林内では散布距離が短くなることが予想される。飛散距離は果実重、翼面積、果実形態、種子重、母樹の高さ、風速、付近の植生など様々な影響を受けるが、一定条件下では翼荷重(果実の重さとその表面積の比)が小さいほど散布距離は長くなる傾向がみられる(菊沢 1995)。谷本(1990)はダケカンバの母樹帯から伐採地までの散布距離の測定結果より、カンバ類の更新を考えた有効飛散距離は 75~100 m 程度までと考えている。本調査地の隣接広葉樹林の風散布樹種はヒメシャラ、シデ類などで、これらの種子サイズはダケカンバと同程度であるが、種子重は 5~9 mg/個程度(中山ら 2000)で、ダケカンバの 1 mg/個(中山ら 2000)よりも重いことや、混み合った人工林内への散布であることから飛散距離はさらに短くなることが予想される。これらのことから本調査地の隣接広葉樹林から調査区までの距離では種子が十分に散布されなかった可能性がある。また、同一植物種の種子生産には集団的に同調した年変動(豊凶)が認められることから(Kelly 1994)、間伐年には散布母樹において飛散のために十分な種子生産がなかったことも考えられる。

種子供給以外に考えられる要因として、種子や実生が定着できる更新適地(セーフサイト)が人工林内に整っていなかった可能性もある。相対光強度が 10%以上では耐陰性の高い樹種の更新が可能となり、20%以上ではどのようなタイプの樹種も更新可能である(小池・中静 2004)が、本研究における間伐区で間伐後に増加した種の多くは先駆種であり、発芽に高温にさらされることを必要とするアカメガシワやカラスザンショウ、ヌルデ(Washitani and Takenaka 1987; Washitani 1988; 志風・玉泉 2002)などの埋土種子由来と考えられる先駆種が出現していることから(表-3)、サンフレックにより部分

的には様々な種が出現可能な光環境となっていたかもしれない。しかし、間伐区の間伐直後の相対光強度 (Sky Factor) は 20 % 程度で、その後は漸減していることから、調査区内には光環境が不十分であった部分も多かったものと考えられる。また、調査区内の多くの部分で土壌表面の物理的環境要因 (Silvertown 1987) が更新のために十分でなかった可能性もある。今後、種子供給源からの距離、豊凶と人工林への散布の関係、更新に適した立地(セーフサイト)の条件を詳細に検討する必要がある。

2. 間伐後の木本種本数変化、樹高成長に対するシカの影響

間伐後 2 年間には、毎年多くの木本個体の出現と消失が確認され(図-6)、間伐前と比較して大幅に個体数は増加したが(図-4)、間伐後の 2 年間での成長はわずかであり(図-7)、全植被率はほとんど変化しなかった(図-3)。間伐前から出現していた個体の調査期間中の本数減少はわずかで、調査開始段階にはすでに定着していたと考えられるが、食害率が比較的高いため(図-6)、シカ食害が成長を阻害する要因となっていたと考えられる。間伐区の間伐後に新たに出現した個体では食害率は高くないため、出現後の樹高成長の少なさや急激な個体消失には、現段階ではシカ食害以外の要因、つまり前述した光環境や土壌表面の環境などの影響が強いものと考えられる。間伐後 2 年目にも埋土種子由来の個体が多数出現したが、これには試験区が急傾斜であることによる表層土壌の移動、シカの踏みつけに起因する攪乱 (Nomiya *et al.* 2003) によって土壌中の埋土種子が表面に現れた可能性もある。一方でシカによる攪乱は微細種子から発芽する種の死亡に大きく影響していることも報告されており (Tsuji no and Yumoto 2004)、現段階ではシカは土壌を物理的に攪乱することにより埋土種子からの発芽促進と実生死亡の両方に影響している可能性がある。しかし、年々食害率は高くなる傾向がみられることから、樹高成長に伴ってシカ食害を受けやすくなっているものと考えられる。シカの生息密度が 3 ~ 5 頭/km² でシカによる林業被害が、10 ~ 20 頭/km² を超えると森林の更新阻害などが顕在化する(三浦 1999) が、本調査地周辺のシカ生息密度は 10 頭/km² 程度(三重県 2002) と推定されていることから、今後も樹高成長に伴いシカ食害の影響が強くなることが予想される。本調査地のようにシカ食害の影響が考えられる箇所では広葉樹定着のために防護柵設置などシカ食害対策を講じる必要がある。

今回の調査地で高木性広葉樹の出現が少なかったことや、出現した個体の樹高成長がわずかであったことの原因を明確にすることはできなかったが、関係する要因として隣接する種子供給源である広葉樹林からの距離、散布母樹の豊凶、光環境、表層土壌の物理的環境など立地要因、表層土壌の移動、シカの踏みつけによる土壌攪乱などの影響が考えられた。今後はさらに詳細な調査を行うことで、これらの影響を明確にし、高木性広葉樹が更新、定着できる条件を明らかにする必要がある。

文 献

- Inoue, A., Okamura, A., Mizoue, N., Teraoka, Y., Imada, M. 1996. Estimation of relative illuminance in forests using hemispherical photographs. *Journal of Forest Planning*, 2 : 125 - 129.
- Ito, S., Nakagawa, M., Buckley, G. P., Nogami, K. 2003. Species richness in sugi (*Cryptomeria japonica* D.DON) plantations in southeastern Kyushu, Japan : the effects of stand type and age on understory trees and shrubs. *Journal of Forest Research*, 8 : 49 - 57.
- Kelly, D. 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. *TREE*, 9 : 465 - 470.

- 菊沢喜八郎. 1995. 植物の繁殖生態学. 蒼樹書房, 東京.
- 木佐貫博光・巾高志・武田明正. 2002. 天然林と人工林における林床植生および埋土種子集団の種組成の比較. 中部森林研究, 50 : 37 - 38.
- 気象庁, 編 (2002) メッシュ気候値 2000 (CD-ROM). 気象業務支援センター, 東京.
- 小池孝良・中静透. 2004. 樹冠樹の共存機構. (小池孝良編: 樹木生理生態学) pp29-26, 朝倉書店, 東京.
- 三重県. 2002. 特定鳥獣保護管理計画 (ニホンジカ). 三重県, 津.
- 三重県. 2004. 平成 15 年度版森林・林業統計書. 三重県環境森林部, 津.
- 箕口秀夫. 1993. 野ネズミによる種子散布の生態的特性. (川那部浩哉監修, 鷲谷いづみ・大串隆之編: 動物と植物の利用しあう関係) pp236 - 253. 平凡社, 東京.
- Mizunaga, H. and Matsumoto, N. 2003. The density of juveniles of broad-leaved woody species in young *Cryptomeria japonica* plantations bordering natural laurel forests on Yakushima Island. Journal of the Japanese Society of Revegetation Technology, 28 : 520 - 529.
- 三浦慎吾. 1999. 野生動物の生態と農林業被害. 全国林業改良普及協会, 東京.
- 中山至大・井之口希秀・南谷忠志. 2000. 日本植物種子図鑑. 東北大学出版会, 仙台.
- Nomiya, H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H. and Nakashizuka, T. 2003. The response of forest floor vegetation and tree regeneration to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, central Japan. Plant Ecology, 164 : 263 - 276.
- 大住克博. 2002. 長伐期施業一技術体系としてどうとらえるか一. 山林, 1422 : 17 - 23.
- 林野庁, 編. 2005. 平成 16 年度森林・林業白書. 日本林業協会, 東京.
- Sakai, A., Sato, S., Sakai, T., Kuramoto, S. and Tabuchi, R. 2005. A soil seed bank in a mature conifer plantation and establishment of seedlings after clear-cutting in southwest Japan. Journal of Forest Research, 10 : 295 - 304.
- 桜井尚武, 編著. 2002. 長伐期林の実際—その効果と取り扱い技術—. 林業科学技術振興所, 東京.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亙理俊次・冨成忠夫, 編集. 1989a. 日本の野生植物 木本 I. 平凡社, 東京.
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亙理俊次・冨成忠夫, 編集. 1989b. 日本の野生植物 木本 II. 平凡社, 東京.
- 清和研二. 2004. 有性繁殖. (小池孝良編: 樹木生理生態学) pp158 - 175, 朝倉書店, 東京.
- 志風伸幸・玉泉幸一郎. 2002. 伐採地におけるアカメガシワとカラスザンショウの発芽パターンの比較. 九州森林研究, 55 : 138 - 139.
- 島田博匡. 2005. ウラジロに覆われた再造林放棄地における森林再生試験—ウラジロ刈り払い後の木本類発生調査及び播種試験—. 中部森林研究, 53 : 7 - 10.
- Silvertown, J. W. 1987. Introduction to plant population ecology : second edition. Longman Group UK LTD., London. (河野昭一・高田壯則・大原雅, 共訳. 1992. 植物の個体群生態学 第 2 版. 東海大学出版会, 東京.)
- 高橋秀男・勝山輝男, 監修. 2000a. 山溪ハンディ図鑑 3 樹に咲く花 離弁花①. 山と溪谷社, 東京.
- 高橋秀男・勝山輝男, 監修. 2000b. 山溪ハンディ図鑑 4 樹に咲く花 離弁花②. 山と溪谷社, 東京.
- 高橋秀男・勝山輝男, 監修. 2001. 山溪ハンディ図鑑 5 樹に咲く花 合弁花・単子葉・裸子植物. 山と

溪谷社, 東京.

谷本丈夫. 1990. 広葉樹施業の生態学. 創文, 東京.

Tsujino, R. and Yumoto, T. 2004. Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan. *Ecological Research*, 19 : 291 - 300.

宇津木栄津子・清和研二・加納研一. 2001. 広葉樹林に隣接するスギ林への広葉樹の侵入過程—林縁からの距離と間伐の影響—. 第 112 回日本林学会大会学術講演集, 434.

Washitani, I. 1988. Effects of high temperatures on the permeability and germinability of the hard seeds of *Rhus javanica* L. *Annals of Botany*, 62 : 13 - 16.

Washitani, I. and Takenaka, A. 1987. Gap-detecting mechanism in the seed germination of *Mallotus japonicus* (Thunb.) Muell. Arg., a common pioneer tree of secondary succession in a temperate Japan. *Ecological Research*, 2 : 191 - 201.