



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	トドマツ人工林への広葉樹の侵入および成長過程と間伐の影響
Author(s)	野々田, 秀一; 渋谷, 正人; 斎藤, 秀之 他
Citation	日本森林学会誌, 90(2), 103-110 https://doi.org/10.4005/jjfs.90.103
Issue Date	2008
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/67678
Type	journal article
File Information	Journal of the Japanese Forest Society 90_103.pdf



トドマツ人工林への広葉樹の侵入および成長過程と間伐の影響

野々田秀一¹・渋谷正人^{*1}・斎藤秀之¹・石橋 聡²・高橋正義²

野々田秀一・渋谷正人・斎藤秀之・石橋 聡・高橋正義：トドマツ人工林への広葉樹の侵入および成長過程と間伐の影響
日林誌 90: 103~110, 2008 針葉樹人工林内への広葉樹の侵入および成長過程を明らかにし、それらに対する施業の影響を検討するため、北海道の80年生のトドマツ人工林において、広葉樹の樹種構成と、それらの地上0.3mの年輪数、胸高における肥大成長量を調べた。広葉樹の種数や密度は4回の間伐を経て増加していた。地上0.3mにおける年輪数の頻度は、初回間伐を除いた各間伐翌年に集中しており、間伐が広葉樹の侵入契機となっていると考えられた。また多くの広葉樹で間伐年から翌年にかけて成長量が增大しており、間伐は広葉樹の成長契機であることも明らかとなった。広葉樹の成長量は生態的特性によって異なり、遷移後期種と比べて中間種の成長量は全体的に大きく、間伐による成長の増大量も大きかった。また、成長量の増大が認められる個体割合や増大回数は、より早期に侵入した高齢の個体ほど大きかった。これらの結果から広葉樹の成長過程は、広葉樹の生態的特性や侵入時期により異なり、成長に対する間伐の影響もそれらによって異なると考えられた。

キーワード：間伐，更新，広葉樹，成長，トドマツ人工林

S. Nonoda, M. Shibuya, H. Saito, S. Ishibashi, and M. Takahashi: **Invasion and Growth Processes of Natural Broadleaved Trees and Influences of Thinning on the Processes in an *Abies sachalinensis* Plantation.** J. Jpn. For. Soc. 90: 103~110, 2008 To determine the invasion and growth processes of natural broadleaved trees in a conifer plantation, and to examine the influence of forest operations on these processes, we investigated the species composition, the number of annual rings at 0.3 m from the ground and annual diameter increments of natural broadleaved trees in an 80-year-old *Abies sachalinensis* plantation in Hokkaido, northern Japan. Species number and the density of broadleaved trees increased after thinning. The frequency of the number of annual rings at 0.3 m from the ground was apparently high in years following thinnings, except for the first thinning. Therefore, plantation thinning induced natural invasion of broadleaved trees. Furthermore, the diameter increments of many broadleaved trees apparently increased after thinning. Thinning positively influenced the growth of broadleaved trees in the plantation. Mean annual diameter increments differed between late-successional and gap-phase species. The mean diameter increment and increases in the increment after a thinning were larger in gap-phase species than in late-successional species. Additionally, the individual ratio and frequency of apparent increases in diameter increments after thinning were larger in older broadleaved trees. Consequently, we conclude that age and ecological characteristics of broadleaved trees in an *Abies sachalinensis* plantation influence their growth and the influence of thinning on growth.

Key words: *Abies sachalinensis* plantation, broadleaved tree, growth, regeneration, thinning

I. は じ め に

昭和30年代以降、拡大造林政策によって多くの針葉樹人工林が造成され、北海道においてもトドマツやカラマツが広く植栽された(猪瀬, 1997)。しかし、国産材需要が低迷し、間伐等の保育がなされない林分が増加しており、針葉樹人工林は過密による成長阻害や病虫害の発生など健全性に問題が生じている(藤森, 2005)。一方で、社会的要請として森林生態系の保全・修復や生物多様性の維持、水土保持機能が重視され、針葉樹人工林に木材生産以外にも多様な機能を発揮させる持続可能な森林管理が求められている(Moore and Allen, 1999; 長池, 2000; 藤森, 2003)。近年、広葉樹を天然更新により針葉樹人工林

に導入することで針広混交林化し、単一樹種人工林の面的な集中を避けて適切な森林配置へと誘導する施業が指向されている(藤森, 2003)。針葉樹人工林の針広混交林化は、2006年に決定された森林・林業基本計画においても重点課題とされ、その誘導技術の確立は急務である。

一般に人工林の間伐時には、林内の光環境が改善されると同時に、集材時に重機によって地表面が攪乱され、ササなどの下層植生による被圧の緩和を期待でき、間伐が広葉樹の天然更新の契機となることが知られている(杉田ら, 2003; 花田ら, 2006)。また、多様な広葉樹の更新・成長が可能な場合、樹齢や成長特性の違いを利用することで、階層構造の発達した混交林に仕立てることが可能であるとされる(Kerr, 1999)。

* 連絡・別刷請求先 (Corresponding author) E-mail: shibuya@for.agr.hokudai.ac.jp

¹ 北海道大学大学院農学研究科環境資源学専攻森林資源科学講座造林学分野 (060-8589 札幌市北区北9条西9丁目)

Laboratory of Silviculture, Research Group of Forest Resource Science, Division of Environmental Resources, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University, Kita 9, Nishi 9, Kita-ku, Sapporo 060-8589, Japan.

² (独)森林総合研究所北海道支所 (062-8516 札幌市豊平区羊ヶ丘7)

Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute, 7 Hitsujigaoka, Toyohira-ku, Sapporo 062-8516, Japan.

(2007年5月2日受付; 2007年11月20日受理)

針葉樹人工林への広葉樹の混交に関しては、スギ・ヒノキ人工林を中心に、不成績造林地（長谷川・平，2000）や攪乱のあった林分（小谷，2004；Kodani，2006），皆伐後の放棄地（勝木ら，2003）についての報告や，皆伐後の天然更新動態（Yamagata and Ito，2006）などについて数多くの研究例があるが，施業との関係で広葉樹の更新時期を明らかにした事例は数例（清野，1990；小谷・高田，1999；杉田ら，2003；花田ら，2006）に限られている。間伐が広葉樹の更新の契機となることの一般性や，更新と間伐施業方法との関係を明らかにするには，具体事例のさらなる検討が必要である。また広葉樹の成長と施業との関係に関してはまったく検討されていず，針葉樹人工林の混交林化が実現された施業の実例は提示されていないのが現状である（藤森，2003）。

広葉樹の混交に対する林況や間伐の影響は一様ではなく，植栽樹種が常緑性か落葉性かの違い（長池，2000；小山，2002），間伐時の林齢（清野，1990；Nagaike *et al.*，2003；鈴木ら，2005），植栽樹種の胸高断面面積合計（坂上，1985；小谷・高田，1999）などの違いによって，広葉樹を含めた下層植生の種構成が異なることが指摘されている。また，人工林内の広葉樹の樹種構成やサイズ構造は，人工林造成前の林況（國崎・川村，2000）や地拵え方法（田内，2000）などの立地要因や施業方法によっても影響される（長池，2000，2002）。

坂上（1985）は，北海道のトドマツ，カラマツ，エゾマツ人工林 247 林分内に更新した広葉樹の樹種構成について検討し，陽樹であるカンパ類やキハダは人工林の林齢と植栽木の胸高断面面積合計の増加につれて個体数が減少する一方で，カエデ類，ミズナラ，ニレ類，ヤチダモは逆に増加することを示し，林況によって更新する樹種が異なる可能性を指摘した。また花田ら（2006）は，カラマツ人工林において林分構造や広葉樹の樹種構成，更新時期を調べ，先駆的な樹種よりも中間種や遷移後期種が多く更新することを示しており，これらの研究から，広葉樹の生態的特性により更新過程が異なる可能性が示唆されている。

広葉樹の樹齢を調査して，更新時期を明らかにした過去の研究（清野，1990；國崎・三石，2003；花田ら，2006）では，除間伐の実施年かその翌年に多くの広葉樹が更新している。間伐は通常複数回実施されるので，人工林内での広葉樹の更新契機も複数回生じ，更新契機の異なる複数の樹齢集団が形成されると予想される。そして樹齢集団間では，生残や成長の過程が異なり，間伐が個体の成長に与える影響も異なる可能性が考えられる。

また，天然林では，広葉樹の生態的特性によって，攪乱後の成長過程が異なることが知られており（Spurr and Barns，1980），針葉樹人工林においても，間伐後の成長過程は広葉樹の生態的特性によっても異なる可能性が考えられる。

本研究では，北海道の人工林（平成 17 年度末の総面積 151 万 ha）の 52% を占めるトドマツ人工林（北海道，

2006）を対象に，施業履歴が明らかな林分において，広葉樹の樹種構成，侵入時期，肥大成長経過を調べ，針葉樹人工林における広葉樹の侵入・成長過程を明らかにする。また，広葉樹の成長過程と間伐との関連を明らかにするために，連年肥大成長量の変動について検討する。さらに広葉樹を侵入時期別や生態的特性別に分類し，分類された集団間で成長過程を比較し，間伐に対する応答の違いについて検討を行う。

II. 調査地と方法

1. 調査地

調査地は，北海道森林管理局石狩森林管理署 1139 林班は 2 小班の常盤トドマツ人工林収穫試験地である（42°55′N，141°18′E；森林総合研究所北海道支所・道内 5 営林（支）局，1995）。調査地の標高は 450 m，年降水量は約 1,200 mm，年平均気温は約 6℃で，冬季の積雪は 3 m である。東向き斜面にあり，傾斜は 18°，地質は火山放出物由来で，土壌型は B_{D(d)} である。この林分は，1927 年に 3,000 本/ha のトドマツが植栽され，本研究の調査時点の 2006 年で 80 年生の高齢級の人工林である。試験地の成長経過と過去の施業履歴を表-1 に示した。これまで下刈 8 回，除伐が 2 回実施されている。40 年生時に初回間伐が実施され，現在までに間伐は 4 回実施されている（表-1）。本数間伐率は 14～32%，材積間伐率は 9～24% であった。間伐は定性間伐である寺崎式 B 種間伐法が用いられている。調査地の周辺はトドマツやカラマツの人工林が多く，斜面下部の沢沿いに広葉樹天然林が隣接して分布している。

1961 年に，収穫試験地として 40 m×50 m（0.2 ha）の調査区が設定され，緩衝地として周囲に 0.7 ha の外囲林が設けられた。外囲林も試験地と同じ施業が行われている。試験地設定以降，原則 5 年ごとに計 8 回調査が実施されている。測定項目はトドマツの胸高直径，樹高，枝下高，根元位置であり，初回調査（1961）では，調査区を 25 個の小方形区に分け，被度法により下層植生調査も行われた。本研究では，それらの過去の調査資料も解析に用いた。

本収穫試験地一帯は，2004 年 9 月に台風による風倒被害を受け，試験地の斜面上部半分ほどが幹折れや根返りなどで壊滅状態となったが，斜面下部では被害は軽微だった。そこで本研究では，2006 年に収穫試験地の斜面下部と，それに隣接する外囲林に新たに 40 m×70 m（0.28 ha）の方形区を設定し，調査地とした。2004 年の風倒被害によっ

表-1. 調査地の林況と間伐履歴

西暦年	林齢	密度*	蓄積*	平均直径*	本数間伐量		材積間伐量	
		(本/ha)	(m ³ /ha)	(cm)	(本/ha)	(%)	(m ³ /ha)	(%)
1961	35	1570	369	17.3	—	—	—	—
1966	40	1570	500	18.9	465	32	87.2	18
1976	50	980	622	21.4	330	24	147.4	24
1986	60	635	650	31.2	170	27	143.2	22
1996	70	455	629	35.4	65	14	53.7	9

*間伐前の林況。

て調査地内のトドマツ 86 個体のうち 2 個体に幹折れが発生し、調査地外から調査地内へトドマツ 32 個体が倒れ込んでいた。しかし、調査地内で倒木の下敷きとなった広葉樹は全体の 5% 未満であり、研究を行う上で大きな影響はないと判断した。

2. 方 法

1) 毎 木 調 査

方形区内の樹高 2 m 以上の高木種（樹高 10 m 以上に達する樹種）を対象として、樹種、胸高直径、樹高を測定した。広葉樹に関しては、前生樹が間伐時に傷害を受けたとき萌芽により再生する場合が多いと考えられるため、根元から多幹樹形となっている個体を萌芽由来とし、その頻度を調べた。

2) 広葉樹の年輪数査定と肥大成長量の測定

方形区内の広葉樹 197 個体を地際で伐倒し、地上高 0.3 m と 1.3 m で円板を採取した。伐採個体は全体の 50% を目安とし、各樹種、各サイズから満遍なく選定した。本数の少ない樹種では選定率が高かったため、最終的には 58% の伐採率であった。根元以外に曲がりがある個体や先枯れ個体は除外した。積雪地帯のため多くの個体の根元には曲がりが見られ、不規則な年輪の形成が予想されたので、幹が直立していた地上 0.3 m の位置の年輪数を測定し、連年肥大成長量は 1.3 m における年輪幅で測定した。年輪数査定は 2 半径方向以上で行い、肥大成長量は 4 半径方向を測定して平均値を求めた。年輪判読は、円板の表面をベルトサ

ンダーで研磨した後、ルーペを用いて測定した。本研究では、地上 0.3 m における年輪数に相当する西暦年を、その個体の侵入時期とした。

広葉樹の肥大成長量には経年変動がみられ、急激に肥大成長量が増大する時期のある個体が多くみられた。そこで成長量変動の個体間での同調性について検討した。成長量が前年比 150% 以上となった年を、肥大成長の増大期と定義し、各個体の成長増大期とその回数を調べた。成長増大期の定義は Lorimer and Frelich (1989) や Antos and Parish (2002)、Pollmann (2003) を参考とした。

3) 広葉樹の生態的特性による分類

広葉樹を生態的特性に応じて、遷移初期種、中間種、遷移後期種の 3 類型に分類した。広葉樹の分類にあたっては Kikuzawa (1983)、小池 (1991)、小山 (2002)、花田ら (2006) を参考にした。さらに、広葉樹を種子散布型別に、風散布型、鳥散布型、小動物散布型の 3 類型に分類した。種子散布型の分類にあたっては菊沢 (1983)、森 (1991) を参考にした。

III. 結 果

1. 林 況

2006 年には植栽木のトドマツの密度は 307 本/ha、胸高断面面積合計は 52.76 m²/ha であった。1961 年に行われた植生調査で確認された高木性の広葉樹はキタコブシ、コシアブラ、ヤチダモの 3 種で、ササ・草本類の被度は + ~ 2 であった。2006 年には広葉樹は 25 種出現し、密度は 1,218 本/ha、

表~2. 80 年生トドマツ人工林に侵入していた広葉樹の密度、サイズおよび年輪数

樹 種 (学名)	密度 (本/ha)	胸高断面面積 合計 (m ² /ha)	胸高直径 (cm)		樹高 (m)		年輪数* (年)		年輪数 調査個体数 (本)
			平均	最小~最大	平均	最小~最大	平均	最小~最大	
イタヤカエデ (<i>Acer mono</i>)	179	0.184	2.8	0.9~7.4	3.7	2.0~8.2	18.9	8~30	26
ハリギリ (<i>Kalopanax septemlobus</i>)	171	0.334	4.0	1.5~7.8	5.2	2.3~9.0	19.9	8~34	29
ナナカマド (<i>Sorbus commixta</i>)	171	0.202	2.9	0.9~8.2	4.2	2.0~8.3	17.6	8~30	25
オヒョウ (<i>Ulmus laciniata</i>)	136	0.186	3.3	0.8~7.1	4.2	2.0~8.5	15.9	9~30	20
ヤマモミジ (<i>Acer palmatum</i> var. <i>matsumurae</i>)	118	0.090	2.5	1.0~5.5	3.1	2.0~4.8	15.0	10~25	17
ヤマグワ (<i>Morus bombycis</i>)	111	0.167	3.7	1.5~6.0	4.3	2.6~10.0	15.9	6~28	13
シナノキ (<i>Tilia japonica</i>)	57	0.065	2.9	1.1~7.5	3.8	2.5~7.2	14.3	8~27	10
コシアブラ (<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>)	43	0.085	3.8	0.9~8.0	5.2	2.5~10.3	21.6	8~37	8
ハウチワカエデ (<i>Acer japonicum</i>)	39	0.044	3.2	0.9~4.5	3.8	2.1~5.3	18.2	10~32	6
ミズナラ (<i>Quercus crispula</i>)	25	0.027	3.1	2.4~4.5	4.3	3.9~5.2	16.6	10~20	5
アオダモ (<i>Fraxinus lanuginosa</i>)	25	0.016	2.3	1.0~4.5	3.6	2.1~6.6	25.5	20~30	5
ミヤマザクラ (<i>Prunus maximowiczii</i>)	21	0.016	2.4	0.8~5.1	3.0	2.1~4.8	24.3	15~29	4
ホオノキ (<i>Magnolia obovata</i>)	21	0.017	2.7	1.5~3.6	4.0	2.2~5.8	13.0	9~20	4
ミズキ (<i>Cornus controversa</i>)	18	0.051	4.7	2.2~8.8	5.5	2.9~7.9	19.0	10~30	4
シウリザクラ (<i>Prunus ssiori</i>)	14	0.010	2.6	1.7~4.0	4.0	2.9~5.7	11.0	10~13	3
アズキナシ (<i>Sorbus alnifolia</i>)	14	0.020	3.6	2.0~4.7	4.5	2.2~5.3	21.8	19~29	5
キハダ (<i>Phellodendron amurense</i>)	11	0.006	2.3	1.8~3.0	3.3	3.0~4.0	12.3	9~17	3
エゾヤマザクラ (<i>Prunus sargentii</i>)	11	0.016	3.6	2.7~5.3	4.6	3.7~6.0	26.0	24~30	3
オニグルミ (<i>Juglans ailanthifolia</i>)	7	0.011	3.9	3.5~4.2	5.0	4.4~5.6	12.5	10~15	2
オオバボダイジュ (<i>Tilia maximowicziana</i>)	7	0.039	7.4	7.3~7.5	6.3	5.7~6.9	20	20	1
バッコヤナギ (<i>Salix bakko</i>)	4	0.001	1.3	1.3	2.8	2.8	10	10	1
ウダイカンバ (<i>Betula maximowicziana</i>)	4	0.001	1.9	1.9	3.4	3.4	10	10	1
サワシバ (<i>Carpinus cordata</i>)	4	0.003	3.0	3.0	4.5	4.5	18	18	1
ヤチダモ (<i>Fraxinus mandshurica</i> var. <i>japonica</i>)	4	0.001	1.6	1.6	2.6	2.6	20	20	1
カツラ (<i>Cercidiphyllum japonicum</i>)	4	0.014	6.3	6.3	5.4	5.4	32	32	1
合 計	1218**	1.606	3.2	0.8~8.8	4.1	2.0~10.3	17.8	6~37	197

*地上 0.3 m における年輪数。**四捨五入のため、各樹種の本数合計とは一致していない。バッコヤナギ、ウダイカンバ、サワシバ、ヤチダモ、カツラは 1 個体のみであったため、胸高直径・樹高・年輪数の範囲は示していない。

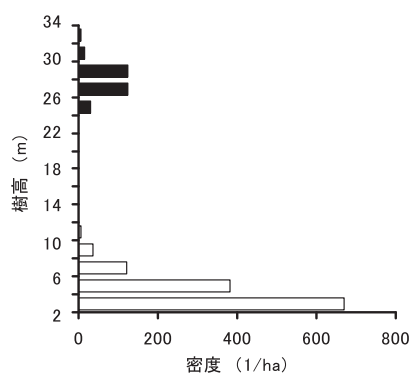


図-1. 樹高分布

□, 広葉樹; ■, トドマツ。

表-3. 広葉樹の生態的特性と種子散布型

樹種 (学名)	生態的特性*	種子散布型**
イタヤカエデ (<i>Acer mono</i>)	遷移後期種	風
ハリギリ (<i>Kalopanax septemlobus</i>)	中間種	鳥
ナナカマド (<i>Sorbus commixta</i>)	中間種	鳥
オヒョウ (<i>Ulmus laciniata</i>)	中間種	風
ヤマモミジ (<i>Acer palmatum</i> var. <i>matsumurae</i>)	遷移後期種	風
ヤマグワ (<i>Morus bombycis</i>)	中間種	鳥
シナノキ (<i>Tilia japonica</i>)	遷移後期種	風
コシアブラ (<i>Acanthopanax sciadophylloides</i>)	中間種	鳥
ハウチワカエデ (<i>Acer japonicum</i>)	遷移後期種	風
ミズナラ (<i>Quercus crispula</i>)	遷移後期種	小動物
アオダモ (<i>Fraxinus lanuginosa</i>)	遷移後期種	風
ミヤマザクラ (<i>Prunus maximowiczii</i>)	遷移後期種	鳥
ホオノキ (<i>Magnolia obovata</i>)	中間種	鳥
ミズキ (<i>Cornus controversa</i>)	中間種	鳥
シウリザクラ (<i>Prunus ssiiori</i>)	遷移後期種	鳥
アズキナシ (<i>Sorbus alnifolia</i>)	中間種	鳥
キハダ (<i>Phellodendron amurense</i>)	遷移初期種	鳥
エゾヤマザクラ (<i>Prunus sargentii</i>)	遷移後期種	鳥
オニグルミ (<i>Juglans ailanthifolia</i>)	中間種	小動物
オオバボダイジュ (<i>Tilia maximowicziana</i>)	中間種	風
バッコヤナギ (<i>Salix bakko</i>)	遷移初期種	風
ウダイカンバ (<i>Betula maximowicziana</i>)	遷移初期種	風
サワシバ (<i>Carpinus cordata</i>)	遷移後期種	風
ヤチダモ (<i>Fraxinus mandshurica</i> var. <i>japonica</i>)	中間種	風
カツラ (<i>Cercidiphyllum japonicum</i>)	中間種	風

* Kikuzawa (1983), 小池 (1991), 小山 (2002), 花田ら (2006) を参考に分類した。* 菊沢 (1983), 森 (1991) を参考に分類した。

胸高断面積合計は 1.61 m²/ha であった (表-2)。胸高直径は 0.8~8.8 cm で平均は 3.2 cm, 樹高は 2.0~10.3 m で平均は 4.1 m であった。出現した広葉樹のうち, 密度が 100 本/ha 以上あったのはイタヤカエデ, ハリギリ, ナナカマド, オヒョウ, ヤマモミジ, ヤマグワの 6 種であった。胸高断面積合計ではハリギリが最大で, 以下ナナカマド, オヒョウ, イタヤカエデ, ヤマグワの順であった。下層植生ではクマイザサの被度が 4~5 と高く, その他ではアキタブキ, ウドなどの被度の高い箇所が一部あるが, 被度は 3 以下であった。図-1 に示したように, 林型は明らかな二段林型となっていて, トドマツは 24~34 m に, 広葉樹は 12 m 未満に樹高分布が集中し, トドマツと広葉樹で明瞭に分離し

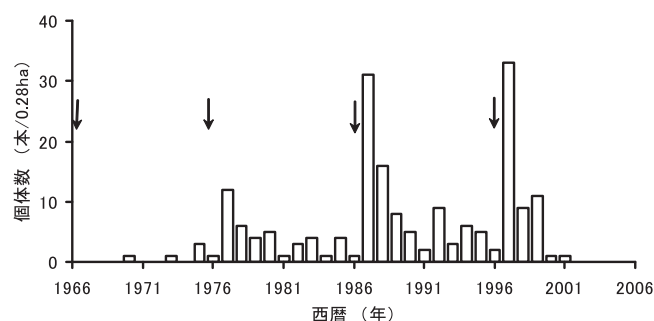


図-2. 広葉樹の年輪数から推定した侵入時期の分布

地上 0.3 m における年輪数を, 広葉樹の侵入時期とした。矢印は間伐実施年を示す。1966 年以前に侵入した個体はなかった。

ていた。

広葉樹の生態的特性別の種数は, 遷移初期種は 3 種, 中間種は 12 種, 遷移後期種は 10 種であり, 遷移初期種が少なかった。種子散布型別の種数は, 風散布型が 13 種, 鳥散布型は 15 種, 小動物散布型は 2 種であり, 小動物散布型の樹種は少なかった (表-3)。密度と胸高断面積合計では, 中間種と鳥散布型が最大であった。また, 広葉樹の約 15% は萌芽由来の個体であった。

2. 広葉樹の年輪数

年輪数を判読した広葉樹 197 本のうち, 7 本は腐朽や円盤の破損により判読不能であった。年輪数から推定した侵入時期の頻度分布を図-2 に示す。広葉樹の年輪数は 6~37 年の範囲であり, 29 年, 19 年, 9 年の個体が多かった。これらの侵入時期は, 2 回目以降の間伐の翌年と一致していた (表-1)。初回間伐以前に侵入した広葉樹は確認されず, また初回~2 回目間伐の間に侵入した個体数も少なかった。3 回目, 4 回目の間伐翌年には 30 本以上 (0.28 ha あたり) の個体数があった。2 回目間伐以降では, 間伐翌年に個体数が多く, 経年的に個体数が減少するという共通なパターンがみられ, 広葉樹は年輪数によって, 30 年以上, 21~30 年, 11~20 年, 10 年以下の四つの集団に区分できると判断された。なお, 30 年以上の個体数は少なかったため, 年輪数集団別の解析においては, 21 年以上の集団にまとめている。

3. 広葉樹の平均肥大成長量の経年変化

広葉樹の生態的特性別と年輪数集団別の平均肥大 (半径) 成長量を図-3 に示した。2004~2006 年を除いて, 毎年 0.5~1.5 mm 程度の平均肥大成長量であった。また, 肥大成長量には変動がみられ, 肥大成長量が増大する時期がみられた。特に 1986~1987 年, 1996~1997 年, 2004~2005 年にかけては顕著に肥大成長量の増大が認められた。1986 年と 1996 年は間伐実施年 (表-1), 2004 年は台風被害が発生した年である。

中間種と遷移後期種の平均肥大成長量を比較すると, 中間種の方が遷移後期種よりも成長量大きい傾向がみられる (図-3a)。また, 1986~1987 年にかけて中間種では平均肥大成長量が増大したが, 遷移後期種は成長量の増大

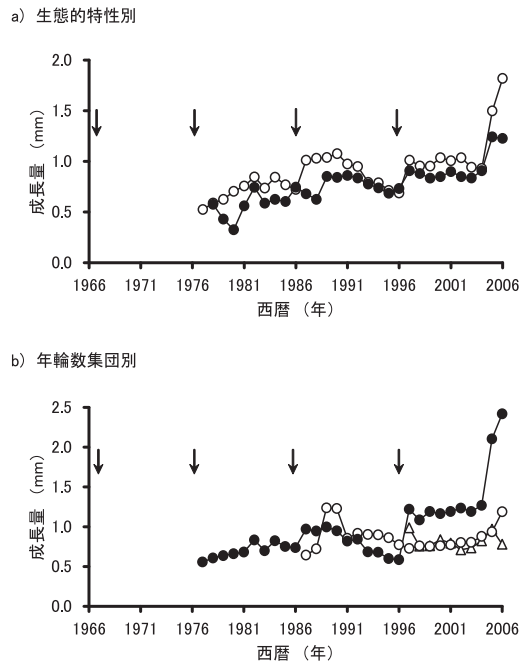


図-3. 広葉樹の生態的特性別(a), 樹齢集団別(b)の平均肥大(半径)成長量

矢印は間伐実施年を示す。また、2004年には台風による風倒被害があった。遷移初期種は個体数が少なかったため、除外した。(a) ○, 中間種; ●, 遷移後期種。(b) △, 樹齢10年生以下; □, 樹齢11~20年生; ●, 樹齢21年生以上。

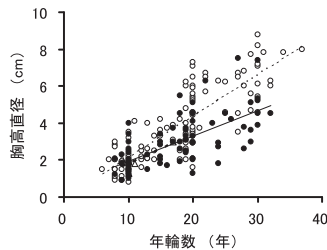


図-4. 胸高直径と地際から0.3mの年輪数との関係

回帰式: 中間種(点線) $y = 0.270x - 0.951$ ($r^2 = 0.69, p < 0.01$), 遷移後期種(実線) $y = 0.205x - 0.628$ ($r^2 = 0.46, p < 0.01$). 中間種と遷移後期種では、回帰係数に有意差がある((S)MATRによる検定, $p < 0.05$; <http://www.bio.mq.edu.au/ecology/SMATR/>). ○, 中間種; ●, 遷移後期種。

は認められなかった。2006年における胸高直径と0.3mにおける年輪数との関係(図-4)でも、中間種の方が胸高直径が大きい傾向が認められる。年輪数集団別にみると、21年以上の集団は3回目間伐後にやや平均肥大成長量が増大し、その後1996~1997年、2004~2005年には、前年の約2倍に増加した。一方、11~20年と10年以下の集団では、明瞭な平均肥大成長量の増大は認められなかった(図-3b)。

4. 広葉樹の成長増大期の頻度分布

年輪数を査定した全個体をまとめると、成長増大期は1981~2006年にみられた(図-5)。また、確認された成長増大期の中で頻度が高かったのは、1987年と1997年、

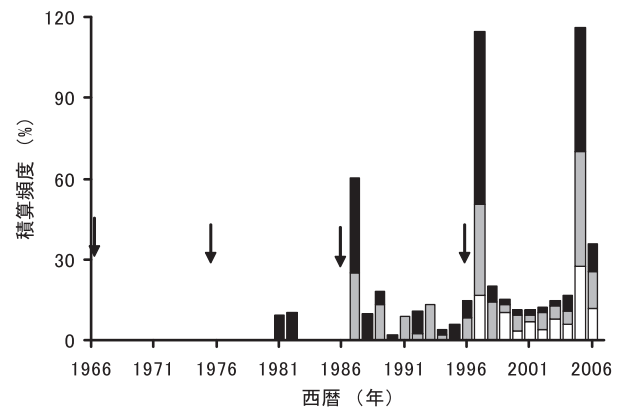


図-5. 広葉樹の樹齢集団別の成長増大期の頻度分布

成長増大期: 前年比150%以上の肥大成長量を示した年。矢印は間伐実施年を示す。各樹齢集団ごとの相対頻度値を年ごとに積算しているため、100%以上となる年もある。□, 樹齢10年生以下; ■, 樹齢11~20年生以下; ■, 樹齢21年生以上。

表-4. 広葉樹の成長増大回数の頻度分布

年輪数* (年)	個体数 (本)	成長増大回数(回)							
		0	1	2	3	4	5	6	1~6合計
10年生以下	54	48.1	38.9	11.1	1.9	0.0	0.0	0.0	51.9
11~20年生	87	19.5	35.6	28.7	14.9	1.1	0.0	0.0	80.5
21年生以上	49	6.1	26.5	24.5	28.6	10.2	2.0	2.0	93.8
合計	190	24.2	34.2	22.6	14.7	3.2	0.5	0.5	75.8

*地上0.3mにおける年輪数。成長増大回数別の数値は、各年輪数集団における相対頻度(%)を示す。各年輪数集団間には、すべての組み合わせで有意差がある(Sequential Bonferoni法による多重比較, χ^2 検定, $p < 0.01$)。

2005年であった。1987, 1997年は間伐翌年、2005年は台風被害が発生した翌年である。高齢の集団ほど、肥大成長量の増大する個体が多い傾向が認められ、1987年には、11~20年の個体の25%で、21年以上の個体の35%で成長量の増大がみられ、1997年には、10年以下の個体の17%で、11~20年の個体の34%で、21年以上の個体の64%で成長量の増大が認められた。生態的特性別では、中間種と遷移後期種で成長増大が認められる個体の割合が高かった。

年輪数集団別の成長増大回数を表-4に示す。成長増大を1度以上経験した個体は全体の3/4であったが、一度もない個体も1/4存在した。集団別でみると、10年以下の集団では全体の52%に成長増大が認められたが、11~20年の集団では81%、21年以上の集団では94%と、高齢の集団ほど成長増大の認められる個体の割合が大きかった。また、高齢の集団ほど複数回の成長増大が認められ、21年以上では約2/3の個体で2回以上の増大が認められた。成長増大回数の頻度分布は、3集団のすべての組み合わせで有意差があった(Sequential Bonferoni法による χ^2 検定, $p < 0.01$)。

IV. 考察

1. トドマツ人工林における広葉樹の侵入過程と間伐の影響

初回間伐前に確認された高木性の広葉樹はキタコブシ、

コシアブラ、ヤチダモの3種であったが、4度の間伐実施後の2006年では25種に増加していた(表-2)。また、初回間伐を除いて、地上0.3mの年輪数から推定した広葉樹の侵入時期は間伐翌年に集中していた(図-2)。つまり間伐によって、広葉樹の侵入が促進されて種数が増大していたといえ、間伐は広葉樹の更新の契機となるというこれまでの報告(清野, 1990; 小谷・高田, 1999; 杉田ら, 2003; 花田ら, 2006)を支持する結果であり、このことはトドマツ人工林については初めて確認された。本研究では、地上0.3mにおける年輪数を測定したが、今回出現した樹種(表-2)では、オニグルミを除いて、当年生実生の樹高が0.3m以上に達する樹種は少ないと考えられる(清和・菊沢, 1989)。このため、広葉樹の実際の樹齢は、図-2に示したよりも大きい個体が多く、間伐後に更新した個体と前生樹の両方が含まれると考えられる。さらに広葉樹の約15%が萌芽由来の個体であり、これらには前生樹が多いと考えられる。これらのことから、2回目以降の間伐は広葉樹の侵入の契機となっていたことが明らかであるが、実生更新だけでなく、前生樹の定着を促進する効果もあったと推測される。

調査林分の林型は明瞭な二段林であり、トドマツは24m以上に、広葉樹は12m未満に分布していた(図-1)。広葉樹の侵入が間伐を契機として生じるならば、樹齢差や上木である植栽木による被陰のため、広葉樹の混交した人工林では二段林型は一般的な傾向と考えられる。このような林分を、林冠層が複数の樹種で構成される混交林へ誘導するためには、下層木である広葉樹の成長を促進することが必要である。本林分では、年輪数21年以上の個体の成長量が2005年以降大きくなっている(図-3b)が、今後トドマツの伐採が必要であると考えられる。混交林化を図るためには、トドマツを残すことも必要であるため、本数伐採率を小さくし、サイズの大きな個体を伐採する施業が一つの方法として考えられるが、施業方法については今後検討すべき課題である。

本林分における広葉樹の種数、密度、胸高断面積合計は中間種と遷移後期種で大きく、遷移初期種は小さかった(表-2, 3)。北海道の針葉樹人工林247林分における広葉樹の樹種構成について検討した坂上(1985)の事例においても、陽樹は人工林の林齢が高いほど個体数が少なくなる傾向が指摘されており、北海道のカラマツ人工林における報告(小山, 2002; 花田ら, 2006)でも遷移初期種の更新が少ないことが示されている。一方、東北地方の壮齢のカラマツ人工林で本数間伐率約50%の強度間伐実施10年後の更新木の樹種構成を検討した杉田ら(2003)の報告では、典型的な遷移初期種であるウダイカンバが最も優占していたことが示されている。これらのことから、本林分で行われたような中庸な強度の間伐(材積間伐率15~30%)で発生する攪乱では、生残・成長に明るい光環境を必要とする遷移初期種の更新は困難であり、稚幼樹段階の耐陰性が高い中間種や遷移後期種が多く更新するものと考えられ

る。つまり間伐の強度によって、針葉樹人工林に更新する広葉樹の樹種構成や生態的特性が異なる可能性が考えられる。

種子散布型別では、風散布型や鳥散布型の広葉樹の更新が多く、小動物散布型は少なかった。これまでの事例(長谷川・平, 2000; 杉田ら, 2003; 花田ら, 2006)においても、通常の施業が行われている針葉樹人工林では、母樹となる広葉樹がないために、散布距離が長い風散布型と鳥散布型の広葉樹が多く更新し、小動物散布型の樹種の更新は少ないことが指摘されており、今回の結果もこれまでの報告と一致する結果であり、針葉樹人工林では一般的な傾向と考えられる。

本研究においては、初回間伐後に侵入した個体は非常に少なかった(図-2)。これに対し、41~51年生のカラマツ人工林において広葉樹の樹齢を調べた研究(花田ら, 2006)や、31~39年生のアカマツ人工林での研究(國崎・三石, 2003)では、初回間伐直後に多数の広葉樹が更新したことが報告されている。これらの相反する傾向には複数の要因が考えられる。まずトドマツやヒノキなどの常緑性針葉樹人工林では、落葉性のカラマツ人工林と比較して葉量が多く(小林, 1973; 斎藤, 1974)、林内が暗い(小林, 1973; 八坂, 1998)傾向がある。さらに、本林分の初回間伐は本数間伐率に比べて材積間伐率が小さく(表-1)、下層間伐に近かったと考えられる。水井ら(1987)は、23年生のトドマツ人工林における間伐後の林分葉量や林内照度を調べ、下層間伐区の林内照度は、間伐実施直後は10%程度と間伐前の2倍になるものの、間伐後3年で林分葉量、林内照度ともに無間伐区と同水準となることを示し、下層間伐は光環境の改善効果が小さいことを指摘している。また、トドマツ人工林と同様に林床が暗いとされるヒノキ人工林において下層木の樹齢構造を明らかにした清野(1990)は、林冠閉鎖が強い段階では下層木層は発達せず、広葉樹が発生しても長期間生残することは困難であることを示唆している。これらのことから、本林分においては初回間伐後に広葉樹稚樹の生残に適した光環境とならなかった可能性が考えられる。

広葉樹の年輪数分布(図-2)から、2回目の間伐以降では、間伐翌年に侵入した広葉樹の個体数が多く、その後経年的に個体数が減少するという分布パターンが認められた。また、このような分布パターンの繰り返しにより、異なる間伐を契機とする複数の年輪数集団が形成されていた。北海道のカラマツ人工林においても類似した更新パターンが示されており(花田ら, 2006)、人工林では間伐が繰り返されるため、異なる時期の間伐を契機とする樹齢に幅のある複数の広葉樹集団が天然更新によって形成されるといえるようである。

4回目の間伐は本数間伐率、材積間伐率ともに過去3回の間伐と比べて小さく、弱度であった(表-1)にもかかわらず、間伐翌年に広葉樹の年輪数頻度が高く、3回目と4回目の間伐翌年の個体数に差は認められなかった(図-2)。

これは人工林が高齢級になるに従って林内が明るくなること(長池, 2000)や, 上層木の個体サイズが大きくなり間伐による林冠の疎開効果が高くなり, さらに疎開部の閉鎖に時間を要するようになるためと考えられ, 間伐が広葉樹の更新に与える影響は, 間伐時の林齢によって異なるという可能性が考えられた。

2. トドマツ人工林における広葉樹の成長過程と間伐の影響

調査区内の広葉樹の成長量は経年的に変動しており(図-3), 変動には林分全体で同調性が認められた(図-5)。特に, 間伐年から翌年にかけて広葉樹の多くの個体で成長量が増大していた(図-5)。また, 林分全体の平均肥大成長量も間伐の影響を受けて増大していることが明らかとなった(図-3)。これまでの研究で間伐が広葉樹の更新の契機となることが示されてきたが, 本研究の結果から, 間伐は広葉樹の成長の契機としても作用していることが明らかとなった。

広葉樹の成長過程は生態的特性によって違いがみられた。中間種の平均肥大成長量は遷移後期種と比較して全体的に大きく, 間伐による成長増大量も大きかった(図-3)。また, 調査時における胸高直径も大きい傾向があった(図-4)。これらの結果から, 中間種は間伐による林冠疎開に対応して成長量を増大させる順応性が高いといえ, このことは光環境に応じて光合成特性や個葉面積を変化させる能力が中間種で高いことから推察できる(小池, 1991)。

また, 異なる年輪数集団間で成長過程に違いが認められた。各集団ともに間伐年から翌年に肥大成長量が増大する個体が認められたが(図-5), 成長量が増大した個体の頻度や増大回数は, 高齢の集団ほど大きかった(図-5, 表-4)。年輪数集団別の平均連年肥大成長量では, 樹齢21年以上の集団が4回目の間伐後に成長量が大幅に増加したにもかかわらず, 20年以下の集団では変化がなかった(図-3)。これらの結果から, より早期に侵入した個体は間伐による林冠疎開により成長が促進される効果が高いが, 遅れて侵入した個体では, 早期に侵入した個体ほど顕著ではないといえ, 間伐が広葉樹の成長に与える影響は, 侵入時期に対して依存性があり, 一様ではないことが示唆される。また, 21年以上の集団では2004年の風害後の成長量の増大が顕著であり, 今後は広葉樹間でも被陰-被圧の関係が生じてくるのではないかと考えられる。

本研究を進めるにあたり, 北海道森林管理局ならびに石狩森林管理署には現地調査を許可していただきました。厚く御礼申し上げます。北海道大学大学院農学研究科造林学分野の小池孝良教授と高橋邦秀名誉教授には貴重な御助言をいただきました。心より感謝いたします。また, 野外調査にご協力いただいた北海道大学大学院農学研究科造林学分野をはじめとした学生の皆様に感謝申し上げます。

引用文献

- Antos, J.A. and Parish, R. (2002) Structure and dynamics of a nearly steady-state subalpine forest in south-central British Columbia, Canada. *Oecologia* 130: 126-135.
- 藤森隆郎 (2003) 新たな森林管理: 持続可能な社会に向けて. 428 pp, 全国林業普及協会, 東京.
- 藤森隆郎 (2005) 間伐はなぜ必要か. *森林科学* 44: 4-8.
- 花田尚子・渋谷正人・斎藤秀之・高橋邦秀 (2006) カラマツ人工林における広葉樹の更新過程. *日林誌* 88: 1-7.
- 長谷川幹夫・平 英彰 (2000) 多雪地帯のスギ造林地に侵入した広葉樹の種組成構造の特徴. *日林誌* 82: 28-33.
- 猪瀬光雄 (1997) 北海道の森林資源の現状を考える. *北方林業* 49: 269-272.
- 勝木俊雄・島田和則・西山嘉彦 (2003) 関東南部の人工林跡地に成立した放置二次林における高木種組成の変化. *日林誌* 85: 265-272.
- Kerr, G. (1999) The use of silvicultural systems to enhance the biological diversity of plantation forests in Britain. *Forestry* 72: 191-205.
- Kikuzawa, K. (1983) Leaf survival of woody plants in deciduous broad-leaved forest. 1. Tall trees. *Can. J. Bot.* 61: 2133-2139.
- 菊沢喜八郎 (1983) 北海道の広葉樹林. 152 pp, 北海道造林振興協会, 札幌.
- 清野嘉之 (1990) ヒノキ人工林における下層植物群落の動態と制御に関する研究. *森林総研研報* 359: 1-122.
- 小林正吾 (1973) 北海道におけるカラマツ施業法に関する研究 (I) カラマツ育林経営上の自然的立地区分. *北海道林試報* 11: 193-197.
- 小谷二郎 (2004) スギ人工林の冠雪害と広葉樹の侵入パターン. *石川県林試研報* 35: 1-86.
- Kodani, J. (2006) Species diversity of broad-leaved trees in *Cryptomeria japonica* plantations in relation to the distance from adjacent broad-leaved forests. *J. For. Res.* 11: 267-274.
- 小谷二郎・高田兼太 (1999) スギ人工林の林床での広葉樹の侵入および優占様式. *石川県林試研報* 30: 1-10.
- 小池孝良 (1991) 落葉広葉樹の光の利用の仕方—光合成特性—. *森林総研北支研究レポート* 25: 1-8.
- 小山浩正 (2002) 近自然型森林造成方法の提案—(I) 人工レフュージアとしてのカラマツ林の価値—. *北方林業* 54: 193-197.
- 國崎貴嗣・川村かの子 (2000) スギ・落葉広葉樹同齡混交林の空間分布. *岩大演報* 31: 121-130.
- 國崎貴嗣・三石 麗 (2003) 落葉広葉樹の混交したアカマツ人工林の階層発達過程. *東北森林科学会誌* 8: 14-18.
- Lorimer, C.G. and Frelich, L.E. (1989) A methodology for estimating canopy disturbance frequency and intensity in dense temperate forest. *Can. J. For. Res.* 19: 651-663.
- 水井憲雄・菊沢喜八郎・浅井達弘・清和研二 (1987) トドマツ人工林の間伐試験 (I) —間伐後4年間の生長量と葉量の回復—. *北海道林試研報* 25: 18-27.
- Moore, S.E. and Allen, E.L. (1999) Plantation forestry. In *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Hunter, M.L., Jr. (ed.), Cambridge University Press, Cambridge, 403-433.
- 森 徳典 (1991) 北方落葉広葉樹のタネ—取扱いと造林特性—. 139 pp, 北方林業会, 札幌.
- 長池卓男 (2000) 人工林生態系における植物種多様性. *日林誌* 82: 407-416.
- 長池卓男 (2002) 森林管理が植物種多様性に与える影響. *日生態誌* 52: 35-54.
- Nagaike, T., Hayashi, A., Abe, M., and Arai, N. (2003) Differences in plant species diversity in *Larix kaempferi* plantations of different ages in central Japan. *For. Ecol. Manage.* 183: 177-193.
- Pollmann, W. (2003) Stand structure and dendroecology of an old-growth *Nothofagus* forest in Conguillio National Park, south Chile. *For. Ecol. Manage.* 176: 87-103.
- 斎藤秀樹 (1974) ヒノキ人工林生態系の物質生産機構. (ヒノキ林—その生態と天然更新. 四手井綱英編, 地球社, 東京). 55-71.
- 坂上幸雄 (1985) 造林地に侵入した広葉樹の樹種数と本数. *北方林業*

37: 285-288.

清和研二・菊沢喜八郎(1989) 落葉広葉樹の種子重と当年生稚苗の季節的伸長様式. 日生態誌 39: 5-15.

森林総合研究所北海道支所・道内5営林(支)局(1995) 森林の構造と成長の関係解析に関する研究—北海道における収獲試験30年の経過—. 154 pp, 森林総合研究所北海道支所・道内5営林(支)局, 札幌.

Spurr, S.H. and Barnes, B.V. (1980) *Forest ecology*. 3rd ed. 687 pp, John Wiley & Sons, New York.

杉田久志・猪内次郎・百目木忠之・田口春孝・岩根好伸・大石康彦・昆 健児(2003) 天然更新によるカラマツ人工林の広葉樹林への誘導—小岩井農場山林における事例—. 東北森林科学会誌

8: 1-9.

鈴木和次郎・須崎智広・奥村忠充・池田 伸(2005) 高齢級化に伴うヒノキ人工林の発達様式. 日林誌 87: 27-35.

田内裕之(2000) 人工林に更新した天然樹種群タイプとその侵入環境要因. 森林総研所報 136: 4-5.

Yamagata, H. and Ito, S. (2006) The role of different sources of tree regeneration in the initial stages of natural forest recovery after logging of conifer plantation in a warm-temperate region. *J. For. Res.* 11: 455-460.

八坂通泰(1998) 人工林の間伐と下層植生の多様性. 光珠内季報 112: 5-8.