

論文

東京大学北海道演習林の針広混交林における 択伐施業がミズナラの個体群動態に及ぼす影響

福岡哲*・及川希*・遠國正樹*・磯崎靖雄*・後藤晋**

Effects of selection cutting on population dynamics, *Quercus crispula* in
a conifer-hardwood mixed forest in the University of Tokyo Hokkaido Forest.

Satoshi FUKUOKA*, Nozomi OIKAWA*, Masaki TOKUNI*, Yasuo ISOZAKI*, and
Susumu GOTO**

はじめに

これまで、森林に対しては、1950年代の拡大造林政策などに代表されるように、木材生産の場、つまりその経済的機能に重点が置かれてきた。しかし近年、国土保全、水源涵養、保健休養、生物多様性保全、二酸化炭素固定など、森林が持つ様々な公益的機能に大きな期待と関心が寄せられている。このような公益的機能を高度に発揮しつつ、持続的に木材生産を行う林業の1つのあり方として、択伐天然更新を基調とした天然林択伐施業が注目されている（秋林 1989; 梶原 2008; 久保田 1996; 長池 2002; 高橋 2001）。択伐施業では、人為の影響のない自然度の高い森林における更新動態を理解し、それを“模倣”した更新体制を確保することが必要とされる（長池 2002）。

東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林北海道演習林（以下、北海道演習林）では、1907年に初めて施業案が編成され、現在まで100年を超えて択伐－天然更新を基調とした天然林施業が行われてきた。北海道演習林では、収穫量が多い2種の針葉樹について、択伐施業が個体群動態や更新に及ぼす影響について調べた報告がいくつかある。トドマツ (*Abies sachalinensis*) については、択伐後の収穫プロセスで生じる地表攪乱によって、トドマツ実生の定着が促進されるという報告がある（Nakagawa et al. 2001）。一方、択伐が繰返し実行されると小径木を欠くサイズ分布になることから、択伐による人為ギャップの形成はトドマツの更新に必ずしもつながらないという指摘もある（北畠ら 2003）。また、エゾマツ (*Picea jezoensis*) では、択伐林の実生や稚樹が自然林に比べて極端に少ないことが指摘されている（Nakagawa et al. 2001; 農学生命科学研究科附属演習林北海道演習林 2007）。これは、択伐林では、倒木や根がえり跡などのエゾマツの更新適地が施業によって減少するためだと考えられている。このような針葉樹に比べると、択伐施業が主要広葉樹に及ぼす影響についての報告は少ない。

ミズナラ (*Quercus crispula*) は、北海道の主要な広葉樹の一つであり、建築材、家具材、フローリング材、洋酒樽などに利用される。本種は、北海道の木材市場において、ウダイカンバ (*Betula maximowicziana*) やハリギリ (*Kalopanax pictus*) に並ぶ有用広葉樹である（倉田

* 東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林北海道演習林

The University of Tokyo Hokkaido Forest, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo

** 東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林教育研究センター

Education and Research Center, Graduate School of Agricultural and Life Sciences, The University of Tokyo

1964)。これまで北海道演習林では、北海道の銘木市等、木材市場に高品質なミズナラ材を流通してきた。しかし現在、ミズナラ優良木に関しては、通常施業とは独立して収穫規整を行い、ミズナラ資源の持続性を確保するようにしている（東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林 2012）。ミズナラは、30 年以上前には、北海道演習林においても択伐施業の主な収穫対象樹種の一つであった。しかし近年、その収穫量は低く抑えられるようになった。例えば、1989 年における現存量（蓄積）におけるミズナラ材積伐採率は 11.6%であったが、2009 年のそれは 2.8%になっている（表－1）。現在、年間 10 本程度の試験的な伐採を除くと、腐朽が入った中・大径木、二又や暴れ木などの形質不良木をわずかに収穫するだけで、ミズナラを“積極的に収穫対象としていない”といってよい状態が続いている。しかし、ミズナラを積極的な収穫対象とはせずに、他の樹種を収穫する現行の択伐施業を継続した場合でも、択伐林内でミズナラが天然更新できなければ、ミズナラ資源は次第に減少していくことになる。

高橋ら（2009）は、北海道演習林内で 80 年以上人為が入っていない非施業林と択伐林においてミズナラの実生（樹高 30cm 未満）と稚樹（樹高 30cm 以上 130cm 未満）の更新本数数の比較を行い、施業林の方が実生と稚樹が多かったとした。一方、筆者らが、択伐林内に調査区を設置し、2002 年冬期に択伐施業が行われた直後（2003 年 7 月）に、樹高 130cm 以上のミズナラ生立木およびミズナラ伐根の分布状況を調査した結果、胸高直径（Diameter at breast height ; DBH）が 6cm 未満のミズナラは林内には分布せず、林道沿いのにみ分布していた（福岡ら 2005）。

択伐施業によって生じる、森林生態系への直接的な影響は、人為的なギャップ形成ととらえることができる（長池 2002）。このようなギャップ形成は、残存する生立木の成長を促進する可能性があるが、収穫作業が残存木へ与える損傷の影響などがしばらくしてから現れてくる可能性がある（北畠ら 2003; 久保田 1996）。したがって、択伐後に残存する生立木について、施業直後と一定期間経過した後に成長量や死亡率を調べる必要がある。また、このようなギャップ下では、実生や稚樹の定着が促進される可能性があるが、それには十分な種子供給が不可欠である。佐々木（1988）は、北海道演習林において 30 年間の着花結実に関する調査を行い、ミズナラでは大凶作となった年は僅かに 1 回で、ほぼ隔年に着果するものとした。したがって、伐採から数年

表－1 北海道演習林における択伐収穫量の推移
Table 1. The trend of the number and volume of harvesting trees in the University of Tokyo Hokkaido Forest

施業年	全樹種				ミズナラ			
	本数	材積	本数	材積	本数	材積	本数	材積
	(本/ha)	(m ³ /ha)	伐採率 (%)	伐採率 (%)	(本/ha)	(m ³ /ha)	伐採率 (%)	伐採率 (%)
1979	64.2	56.9	－	24.3	1.2	1.66	－	－
1989	36.9	43.3	4.5	17.3	0.4	0.88	4.1	11.6
1999	48.6	42.0	6.2	15.4	0.3	0.58	3.9	7.4
2009	36.1	37.8	4.5	11.9	0.2	0.34	1.7	2.8

伐採率：林況調査における、全樹種またはミズナラの ha 当たり現存量に対する、それぞれの収穫割合。

のうちには一定の種子供給が起こるものと考えられる。

そこで本研究では、択伐から5年経過した針広混交林のミズナラ生立木の成長（あるいは死亡）と新たに樹高130cm以上となる新規加入木、ミズナラ実生および稚樹の発生状況を調査した。そして、その結果から、ミズナラ個体群が択伐施業によって、どのような影響を受けるのかについて考究した。

調査地

調査地は、北海道演習林の57林班C小班（北緯43°26′，東経142°53′）である。同演習林の山部樹木園（標高230m）における気象観測では、年平均気温は約6°C，年降水量は約1,200mm，積雪深は約0.8mである（東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林2012）。調査地は針広混交林帯に属しており，標高は420m～440m，主な構成樹種はトドマツ，エゾマツなどの常緑針葉樹や，シナノキ，ダケカンバ（*Betula ermanii*），オヒョウ（*Ulmus laciniata*），イタヤカエデ（*Acer mono*）などの落葉広葉樹である（大川ら2010；山本ら1995；山本ら2002）。林床はほぼ全域にわたりクマイザサ（*Sasa senanensis*）で覆われており，地質は流紋岩質の十勝熔結凝灰岩が大部分を占めている。地形は比較的緩やかで砂質壤土を形成し，土壌は褐色森林土が大部分を占める。

北海道演習林の低標高の里山における第1作業級の択伐林分では，2005年まで回帰年10年，2006年から回帰年15年で択伐率16%を上限とする択伐施業が持続的に実施されてきた（農学生命科学研究科附属演習林北海道演習林2007）。本研究では，第1作業級の天然林の択伐林分において，東西方向に走る2本の林道，南北方向に走る2本の小班界に挟まれた約300m×250mの7.8haを調査区とした（図-1）。調査区における最新の択伐施業は，2002年8月～2003年3月に行われている。調査区内には3つの蓄積調査用のプロット（各50m×50m）が設置され，施業が実施される直前（2002年3月）に，DBH6cm以上の生立木を対象としたDBH，本数，腐朽や曲がり等の形質に関する調査が行われている。蓄積調査の結果，調査区の平均蓄積は317

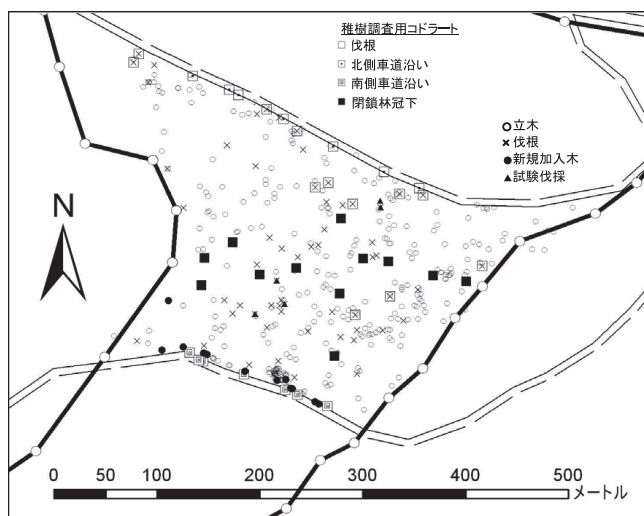


図-1 ミズナラ生立木，伐根，新規加入木，実生・稚樹調査コドラートの位置図

Fig. 1. Location of living trees, stumps, recruits and quadrates for seedling and sapling investigation

m²/ha, 平均立木本数は 888 本/ha と、中～大径木がある程度の密度で分布する高蓄積な林相といえる。樹種別の ha 当たり蓄積上位 5 種は順に、トドマツ (56%), ミズナラ (22%), イタヤ類 (13%), ダケカンバ (5%), シナノキ (4%) で、トドマツとミズナラで総蓄積の約 80% を占める針広混交林である。なお、当調査区では、通常の回帰年とは独立して、比較的大きなサイズのミズナラ優良木の試験的な伐採が行われており、調査対象とした 5 年間のうちに中～大径木から合計 5 本が伐採されている (図-1; 図-3)。

調査方法

調査区において、択伐施業がミズナラの個体群動態に及ぼす影響を明らかにするため、以下の 2 つの項目について検討した。

1) 生立木の生残・成長、新規加入に及ぼす影響

択伐施業がミズナラの成長量に及ぼす影響を調べるため、2003 年の時点で調査区内に存在した樹高 130cm 以上の全生立木 (302 個体) の DBH を 2008 年 11 月に再測した。そして、5 年前である 2003 年を期首、再測した 2008 年 11 月を期末として、各個体の期首と期末の DBH を比較して、期首のサイズクラスごとに成長量を計算した。また、これらの 302 個体について、生存と死亡に分別し、死亡率を求めた。さらに、腐れ、曲がり、枯れなど、各個体の健全度を目視観察によって記録した。サイズクラスは、北畠ら (2003) を参考に、樹高 130cm 以上で DBH6cm 未満の個体を副木、DBH6cm 以上 16cm 未満を小径木 1、DBH16cm 以上 26cm 未満を小径木 2、DBH26cm 以上 40cm 未満を中径木、DBH40cm 以上 70cm 未満を大径木 1、DBH70cm 以上を大径木 2 の 6 つに分類した。これらのサイズクラスは、北海道演習林における立木の取り扱いに関する分類に概ね対応しており、小径木 2、中径木、大径木 1 の 3 つのサイズクラスが択伐施業における主な伐採対象となる。ちなみに、蓄積調査において DBH を測定するのは、小径木 1 以上のサイズクラスであり、副木は調査区 (多くの場合、50m × 50m) 内の本数のみが樹種ごとにカウントされる。5 年の間に新たに樹高 130cm 以上となった新規加入木については、個体位置をレーザー測距儀 TruPulse200 と電子コンパスモジュール MapStarECM II (LASER TECHNOLOGY 社)、モバイル端末 Archer Field PC (Juniper Systems 社)、測量用ソフトウェア GeoSketch (ティンバーテック社) を用いて特定した。なお本研究では、実生や稚樹から副木以上のサイズクラスになることを更新と呼ぶこととし、実生や稚樹の場合には発生もしくは定着と呼んで区別した。

2) ミズナラの実生と稚樹の個体数に及ぼす影響

2002 年 8 月～2003 年 3 月に伐採されたミズナラの伐根 (以下、ミズナラ伐根) 12 サイト、対照として任意に選んだ閉鎖林下 12 サイトにおいて全天写真を撮影して開空率を測定し、これらと比較することによって、択伐が開空率に及ぼす影響を調べた。また、全天写真の撮影場所を中心に、5m × 5m のコドラートを設置し、コドラート内のミズナラ実生 (樹高 20cm 未満)、稚樹 (樹高 20cm 以上 130cm 未満) の個体数をカウントするとともに、各個体の最大地上高を測定した。また、2003 年 7 月の調査時に小径木 1 の集中分布が見られた南側の車道縁 7 サイト、対照として北側車道縁からランダムに選んだ 7 サイトにおいても同様に、全天写真を撮影し開空率を求めた。全天写真は、魚眼レンズ (Fisheye Converter FC - E8 0.21X) を装着したコンパクトデジタルカメラ (Nikon COOLPIX880) を用いて撮影した。開空率の算出には、フリー

の解析ソフト CanopOn2（竹中 2009）を用いた。なお、林床植生の被陰による影響を除くため、全天写真の撮影高は 130cm とした。

また、コドラート内の中央と東西南北の 5 箇所に 1m × 1m の植生調査区をそれぞれ設置し（図－2）、クマイザサの被度（以下、ササ被度）を目視で測定するとともに、クマイザサの最大高（以下、ササ最大高）をそれぞれ測定した。なお、ミズナラ伐根、閉鎖林下に設置されたコドラートを含む林内のサイトは、傾斜角 5 度以下のほぼ平坦な地形となっている。一方、車道沿いに設置されたコドラートを含む車道沿いサイトは、車道に向かってやや傾斜し、およそ半分は急傾斜の法面となっている。

結 果

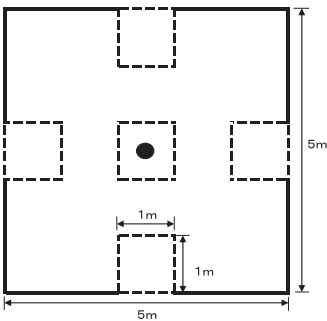
1) 生立木の生残・成長、新規加入に及ぼす影響

天然林択伐後 5 年間の直径の平均成長量をサイズクラス別にみると、小さなサイズクラスでは比較的成長量が低いのにに対し、大きなサイズクラスでは高いことが認められた。特に DBH26cm 以上の中・大径木ではおよそ 5mm/yr の直径成長が認められた。総平均成長量、平均成長率はそれぞれ、4.26 mm/yr、2.69%であった（表－2）。また、目視による状態観察では、

表－2 期首サイズクラス別に見た択伐後のミズナラの成長
Table. 2. Growth rate of *Quercus crispula* in 6 d.b.h initial size classes for the five years after the selection cutting

期首サイズ	サイズ幅	n	直径成長量(mm/yr)		
			最大	最小	平均
副木	DBH<6cm	27	3.00	0	0.79
小径木1	6cm≦DBH<16cm	42	22.80	0	2.89
小径木2	16cm≦DBH<26cm	31	8.40	0	3.90
中径木	26cm≦DBH<40cm	61	11.20	0.4	5.47
大径木1	40cm≦DBH<70cm	86	9.20	0	4.84
大径木2	DBH>70cm	55	21.60	0	5.05
総平均成長量(mm/yr)			4.26		
平均成長率(%)			2.69		

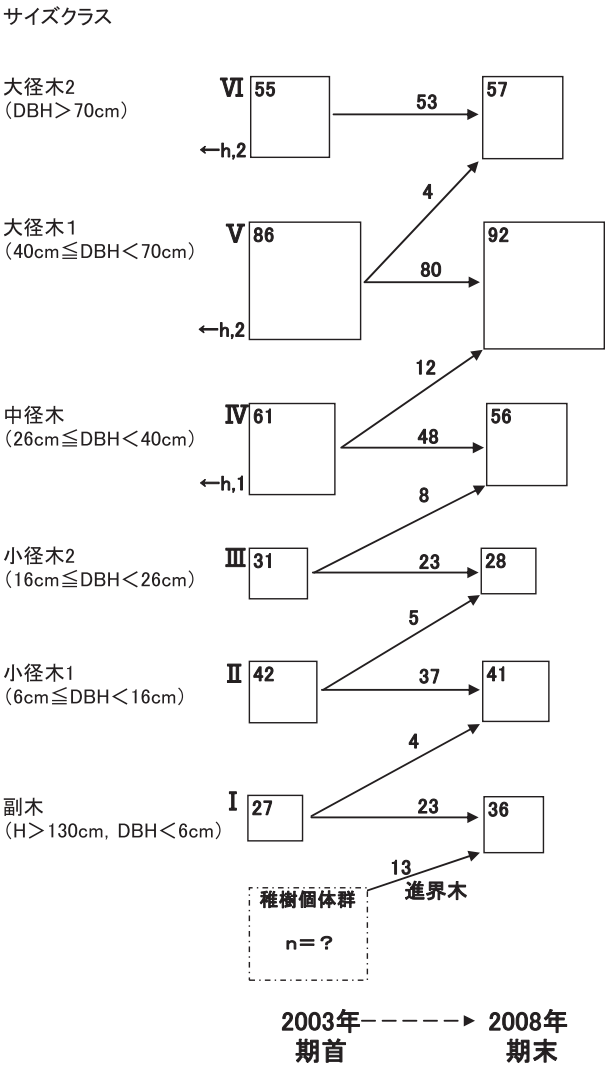
n: サイズクラス別の個体数。サイズクラスは北畠（2003）を参考に設定した。成長率（%）は 2003 年と 2008 年の DBH データから胸高断面積合計の成長量を算出し、プライスラー式で成長率（%）を求めた。



図－2 実生・稚樹調査区内の植生調査区、撮影ポイントの位置
Fig. 2. Layout of a vegetation-survey plot with the location of quadrates and a photo point

●撮影ポイント - - - 植生調査区 ——— 実生稚樹調査区

根倒れ，元腐れ，枝枯れ，梢端部枯れ（先枯れ）などの衰退現象がごく一部の個体で認められたが，枯死した個体は認められなかった（枯死率0%）。新規加入木は調査区全体で13個体あったが，これらは伐根からの萌芽ではなく，いずれも実生由来の更新木であった。これらは，調査区林縁部の南側車道に沿う様に集中的に分布しており，林内では1個体しか認められなかった（図－1）。個体ごとに期首と期末のサイズクラスを比較すると，大部分の個体は同じサイズクラスであったが，一部の個体は次に大きなサイズクラスへと移行していた（図－3）。サイズクラス



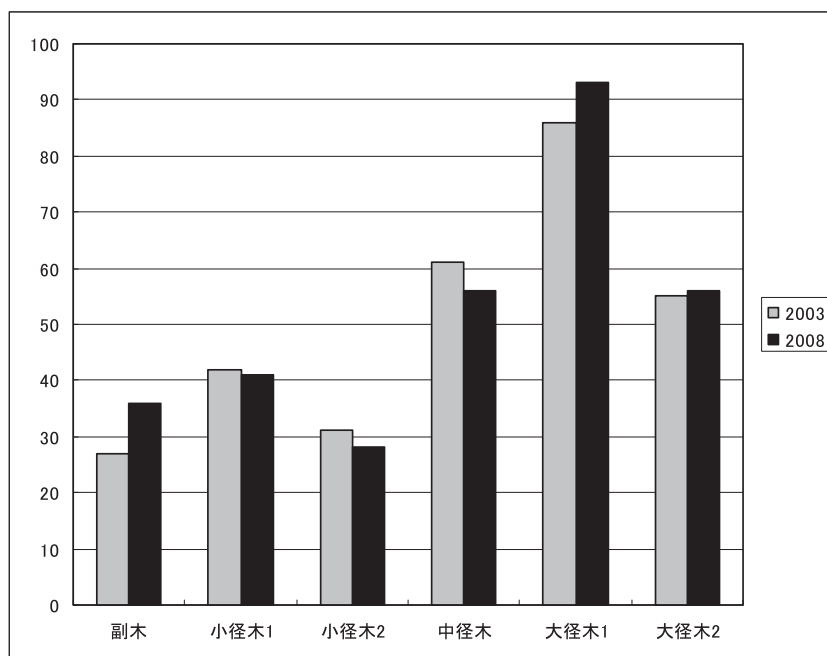
図－3 ミズナラ個体群のサイズクラス別の移出入
Fig. 3. Size-class-transition of *Quercus crispula* populations
北畠ら（2003）を参考に作図した。□の大きさは個体数と対応している。h: 試験的伐採

別に見た本数分布を期首と期末で比較すると、副木と大径木 1, 2 は増加していたが、小径木 1, 2, 中径木では減少しており（図－4）、主な収穫対象のサイズクラスがわずかに減少していることが明らかになった。

2) ミズナラの実生と稚樹の個体数に及ぼす影響

林内サイトにおける、ミズナラ伐根周囲 12 箇所のコドラートにおける実生数は平均 16.8 本、稚樹数は平均 14.5 本であった。対照となる閉鎖林下 12 箇所における実生数は平均 6.9 本、稚樹数は平均 7.9 本であった。ポアソン分布を仮定した一般化線形モデル（Generalized Linear Model；以下、GLM）を用いて両者を比較した結果、実生数、稚樹数ともに、伐根周囲の方が閉鎖林下よりも有意に多かった（ $p<0.001$ ）。車道沿いサイトでは、南側車道 7 箇所のコドラートにおける実生数は平均 4.0 本、稚樹数は平均 9.2 本、北側車道 7 箇所における実生数は平均 3.7 本、稚樹数は平均 7.1 本であった（表－3）。これらの車道沿いサイトと比較しても、実生数と稚樹数は伐根周囲で多かった。

新しい伐根上と閉鎖林下で開空率を比較した結果、ミズナラ伐根 12 箇所の開空率は、7.3%～13.9%の範囲で、平均 9.8%であった。対照となる閉鎖林下 12 箇所では、5.0%～12.1%の範囲で、平均 9.0%であった。両者を比較すると、伐根周囲の方がわずかに高い値を示したが、顕著な違いは認められなかった（表－3）。一方、ミズナラ小径木が集中していた南側車道 7 箇所では、4.8%～25.6%の範囲で平均 11.1%、北側車道 7 箇所では、11.2%～21.4%の範囲で平均 15.5%と、林内よりも大きな値を示した（表－3）。



図－4 サイズクラス別に見た期首(2003 年)と期末(2008 年)の本数分布

Fig. 4. Distribution of the number of trees in 6 size classes at initial (2003) and end stage (2008)

表－3 サイト別に見たコドラート内の実生(h<20cm)と稚樹(20cm ≤ h<130cm)の個体数と環境条件
Table. 3. The number of seedlings (h < 20 cm) and saplings (20 cm ≤ h < 130cm) in plots located under different environmental condition

場所	サイト	n	実生	稚樹	開空率 (%)	ササ最大高 (cm)	ササ被度 (%)
林内	伐根周囲	12	16.8 (6.7)	14.5 (4.7)	9.8 (0.7)	83.3 (5.5)	17.4 (3.5)
	閉鎖林下	12	6.9 (2.0)	7.9 (3.1)	9.0 (0.5)	65.2 (4.8)	15.4 (3.3)
車道沿い	南側車道	7	4.0 (0.8)	9.2 (1.2)	11.1 (2.4)	76.8 (7.7)	24.3 (5.8)
	北側車道	7	3.7 (0.8)	7.1 (1.5)	15.5 (1.4)	88.3 (5.1)	15.9 (3.6)

n: サイトごとに設定したコドラート数, 実生と稚樹の個体数はコドラート (5 × 5m) 内の平均値 (標準誤差) を示す。開空率, ササ高さ, ササ被度の平均値 (標準誤差) を示す。

ササの最大高について見てみると、林内の伐根周囲では平均 83.3cm, 閉鎖林下では平均 65.2cm と伐根周囲の方が大きかった。また、南側車道では平均 76.8cm, 北側車道では平均 88.3cm 伐根周囲と同程度の高い値を示した (表－3)。ササ被度について林内の伐根周囲では平均 17.4% に対して、閉鎖林下では 15.4% とやや低かった。また、南側車道では 24.3% と高かったが、北側車道では、平均 15.9% とやや低い値を示した (表－3)。

考 察

ミズナラ生立木に与える影響

本研究では、まず、択伐施業が施業後に生存していた胸高以上のミズナラ生立木に及ぼす影響を考えた。本調査地では、択伐後 5 年間で 2003 年に認められた胸高以上の生立木 302 本のうち、試験的伐採をした 5 本を除く 297 本で死亡は認められなかった。Noguchi and Yoshida (2009) は、北海道の針広混交林の主要対象樹種であるトドマツ、イタヤカエデ、シナノキ、ミズナラ、ダケカンバの主要 5 種について、択伐後 10 年間における残存木の死亡率を調査した。その結果、イタヤカエデの死亡率は 6.4%, トドマツでは 2.8% であったのに対し、ミズナラでは 1.2% と 5 種の中では最も低く、本研究と類似した結果であった。

択伐から 5 年が経過した本調査地における総平均成長量は 4.26 mm/yr であった。平均成長量は中径木、大径木 1、大径木 2 の大きなサイズクラスの個体群において、それぞれ 5.47, 4.84, 5.05 mm/yr と高い値を示した (表－2)。全体の平均成長率は 2.69% であった。北海道演習林における非施業林のミズナラの平均成長率は約 1% であることから (大川ら 2010; 山本ら 2002), 施業林では高い成長率となっていると考えられる。

このように本調査地でミズナラ残存木の成長量が高かった要因としては、択伐施業による密度調整が光環境を改善し残存木の成長を促した (北畠ら 2003) ことが考えられる。また、佐野 (1988) は、北海道北部の人為的影響の少ない天然林におけるミズナラの直径成長量は平均 2.16mm/yr であり、樹齢が 100 年を超えたミズナラでは、樹高成長は衰えるが、直径成長の変化は小さいことを指摘した。この知見は、本研究で中大径木の直径成長が良好だったことと矛盾しない。以上のように、北海道の針広混交林において択伐施業を行った場合、胸高以上のサイズクラスのミズナラ個体群については、残存木の死亡率は低く、成長量は高くなることが示唆される。

実生と稚樹の定着に及ぼす影響

本研究の結果から、ミズナラの実生や稚樹は、新しい伐根周囲において、閉鎖林下よりも有意に多いことが示された（表－3）。この要因の一つとしては、樹冠下ではミズナラの種子供給量が多いことが考えられる。大角（1988）は、平地における樹高 15m のミズナラ堅果では、堅果のほとんどが樹冠下（樹幹から半径 3m 以内）に散布されるとした。また、Ohsawa ら（2007）は、母樹組織であるミズナラ堅果の果皮と周辺の成木の DNA を比較して、ミズナラ堅果の散布距離を平坦地で平均 5m、傾斜地で平均 10～17m であるとした。自然落下による散布の場合、よほど強風でない限り、全体の 86% が樹冠下に落下するという報告もある（北海道林業改良普及協会 1998）。

しかし、林床に落下したミズナラ堅果は、ネズミやリスなどの齧歯類、カケス（*Garrulus glandarius*）などの鳥類、タヌキやテンなど哺乳類によって持ち去られ、二次散布されることがある。有効な散布者であるアカネズミが、分散貯蔵を行う範囲は数 10m 以内であると推定されている（宮木・菊沢 1986）。一方、エゾリス（林田 1988）や鳥類、哺乳類の散布範囲は大きく（正木 2009）、二次散布を考慮すると、樹冠下でどの程度種子供給量が多いのかを特定することは難しい。

本調査地においてミズナラの実生や稚樹の個体数が閉鎖林下よりも伐根周囲で多かったもう一つの要因としては、択伐施業による人為ギャップの生成で林床の光条件が改善されることにより、既に定着していた実生や稚樹の生存率が上昇したことが考えられる。あるいは、伐採前に収穫個体から自然落下した堅果、あるいは隣接個体から散布された堅果の発芽率が向上したのかもしれない。佐野（1988）もミズナラ稚樹の分布様式は上層木の樹冠下およびその周辺に多い傾向があるとし、樹冠下での種子の落下量の多さや定着環境が良好であることを示唆している。以上のように択伐施業は、収穫個体の伐根周囲において、ミズナラの実生や稚樹の個体数を増加させる効果があると考えられた。

副木個体群に及ぼす影響

樹高 130cm 以上、DBH6cm 未満の副木個体群の動態に着目することは、択伐施業がミズナラの更新にどのような影響を及ぼすかを考える上で重要である。当調査区では 13 個体の新規加入木があり、個体群サイズも大きくなっている。したがって、一見すると、択伐施業をしてもミズナラ個体群のサイズ構造が維持できるかのように見える（図－3）。しかし、これら 13 個体のうち、12 個体は林縁部に分布しており、林内に出現したのはわずかに 1 個体のみであった（図－1）。また、本研究で認められたように、択伐で収穫された個体の伐根周囲に定着した、多数の実生や稚樹がミズナラの更新に貢献しているならば、前回もしくは前々回の施業時に収穫された個体（古い伐根）の周囲で、副木や小径木など小さなサイズクラスの個体が認められるはずである。しかし、前回および今回の調査では、林内でこのような小さなサイズクラスのミズナラを見ることは稀であった（図－1; 福岡哲、観察）。

山本ら（1995）は、北海道演習林において択伐施業を行っている天然林内 301 箇所（50 × 50m）において、ミズナラを含む主要樹種 10 種の現存蓄積量（m³）と副木の本数を調査した。その結果によると、ミズナラでは、現存蓄積量の蓄積占有率（ミズナラ蓄積量 / 総樹種蓄積量 × 100（%））が 3.9% であるのに対して、副木の本数占有率が 0.8% と低い。実際、択伐施業に携わっている技術職員の間でも、針広混交林の択伐林内において副木サイズのミズナラを見ること

は少ないと認識されている（犬飼浩・芝野伸策，私信）。本研究と山本ら（1995）の結果，および技術職員の経験的知見から考究すると，北海道演習林の針広混広林内で択伐施業を行うと，ミズナラは実生や稚樹の個体数は増加するものの，稚樹から副木へのサイズクラス移行過程に何らかの障害があり，更新がうまくいっていないことが考えられる。

択伐林におけるミズナラの更新阻害とその対策

本研究では，ミズナラは択伐林において収穫された伐根周囲，すなわち人為ギャップ下で実生や稚樹の個体数が増加することが示された。これは，天然林において，ギャップ下でミズナラ実生が定着すると指摘した野幌（Ishikawa and Ito 1989）の研究例とも合致する。したがって，択伐後に定着したミズナラの実生や稚樹をいかに副木以上のサイズクラスまで更新させるかが課題だと考えられる。

雨竜では，ササ密度の高いところではミズナラの稚樹が極めて少なかったのに対し，ササが比較的少ない場所では多数（10 万本以上 /ha）のミズナラが定着していたことから，主な稚樹の定着阻害要因はササであるとした（木幡ら 1980）。佐野（1988）は，ササ上とササ下で相対照度の比較を行い，ササ上では平均 35% に対し，ササ下では平均 3.7% と低い値であり，陽性のミズナラにとってササは阻害要因となるため，上層の疎開時期と下層のササ類の制御が，ミズナラ林の保続にとって最も重要であるとした。

また，鈴木ら（1990）は，ミズナラ稚樹の主な死亡原因は，野ネズミによる根部の摂食被害によるものと報告している。一般に，野ネズミは，ササが繁茂した場所ではよく活動するが，上層林冠が疎開したような比較的明るいところではあまり活動しない（Wada 1993; 北海道林業改良普及協会 1998）。当調査区においても，伐根周囲の方が閉鎖林下よりもササの最大高や被度が高くなっていたため（表 - 3），ササ自体がミズナラの実生や稚樹の生存率を低下させたか，あるいは，ササが繁茂することによって野ネズミの活動が著しくなり，野ネズミの摂食被害が多くなることによって，結果として死亡率が高まったこと（Wada 1993）が想定される。

以上のことから，本調査地では，ササによる更新阻害の低減が特に重要になると考えられる。本研究の結果を併せて考究すると，択伐施業において単木的にミズナラを収穫する場合，収穫個体の伐根周囲のササを併せて除去する更新補助作業を実施することにより，ササ自体の更新阻害を抑制するとともに，間接的にネズミ類の食害を低減させる効果が期待できるのではないかと考えられる。

また，ミズナラは北海道において最も造林されている広葉樹の一つである。苗木の植栽については，ミズナラの育苗は比較的容易で，植栽後も 8 割以上が成林するという報告もある（北海道林業改良普及協会 1998）。北海道演習林でも植栽地の多くが成林していることを考え合わせると，後継樹の一部を苗木の植栽によって補うことも検討に値すると考えられる。

謝 辞

本研究を進めるにあたり，北海道演習林の笠原久臣氏，木村徳志氏，秩父演習林の五十嵐勇治氏の各氏には調査への多大なる協力を賜った。また，北海道演習林の尾張敏章博士，生態水文学研究所の松井理生氏，田無演習林の芝野伸策氏，教育研究センターの犬飼浩氏の各氏には調査や論文執筆を進める上で，演習林教育研究センターの三浦直子博士には英文要旨を完成させる上で，

匿名の査読者には論文を完成させる上で、適切な助言を頂いた。これらの方々に厚く御礼申し上げます。なお、本研究の一部は、(株)サントリーの奨学寄付金による研究助成を受けて行われた。

要 旨

東京大学北海道演習林の針広混交林に 7.8ha の調査区を設定し、択伐施業がミズナラ個体群の動態に及ぼす影響を調べた。2003 年の択伐施業直後、樹高 130cm 以上の生立木を個体識別し、胸高直径を測定した。5 年が経過した 2008 年に、これら生立木の生死を判別し、生存個体の胸高直径を測定した。また、プロット内で新たに樹高 130cm 以上に達した新規加入木について、胸高直径と個体位置を特定した。さらに、林内 2 箇所（択伐施業で収穫したミズナラ個体の伐根周囲と閉鎖林下）と林縁 2 箇所（林道に接した南向き法面と北向き法面）の 4 つの異なる環境に 5m × 5m の調査枠を設定し、ミズナラ実生や稚樹の個体数を調べた。本研究の結果、択伐後 5 年間で死亡した個体は認められず、択伐林の生立木の成長量は非択伐林のそれよりも大きかった。また、ミズナラ伐根周囲では実生や稚樹が他の環境よりも多く発生していた。一方、新たに胸高以上に達したミズナラは、伐根周囲を含めた林内ではほとんど見られず、南向き法面の林縁部に集中していた。以上の結果から、択伐施業によって、ミズナラの実生や稚樹の個体数は増加するが、樹高 130cm 以上のサイズクラスへと移行できていないことが考えられた。

キーワード：混交林, ササ, 死亡率, 択伐, ミズナラ

引用文献

- 秋林幸男 (1989) 天然林施業についての一考察. 北大演報 46:167-176.
- 林田光祐 (1988) エゾリスの社会行動が分散貯蔵の様式に与える影響. 北海道大学農学部演習林研究報告 45 (1): 267-278.
- 福岡哲・井口和信・後藤晋 (2005) 樹木位置図を作ろう！ - ミズナラ施業林におけるケーススタディ -. 日林北支論 53: 144-146.
- 北海道水産林務部 (2010) 北海道林業統計, <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/sr/sum/kcs/rin-toukei/rin-toukei-index.htm>
- 北海道林業改良普及協会 (1998) 広葉樹育成ガイドーミズナラ林の造成技術ー. 191pp., 北海道森と緑の会, 札幌.
- Ishikawa, Y., and Ito, K. (1989) The regeneration processes in a mixed forest in central Hokkaido, Japan. Vegetatio 79:75-84.
- 梶原幹弘 (2008) 究極の森林. 204pp., 京都大学学術出版会, 京都.
- 北畠琢郎・後藤晋・高橋康夫・笠原久臣・犬飼雅子 (2003) 冷温帯針広混交林における択伐施業がトドマツの個体群動態に及ぼす影響. 日林誌 85: 252-258.
- 木幡靖夫・神沼公三郎・小泉透・秋林幸男 (1980) ミズナラの天然更新に関する考察. 日林北支論 29: 54-56.
- 久保田康裕 (1996) 樹木個体群の更新過程からみた天然林施業のあり方. 日林誌 78: 79-83.
- 倉田悟 (1964) 原色日本林業樹木図鑑. 108pp., 地球社.
- 正木隆 (2009) 日本における動物による種子散布の研究と今後の課題. 日本生態学会誌 59: 13-24.
- 宮木雅美・菊沢喜八郎 (1986) ネズミ類とドングリ -- ミズナラの天然更新と関連して -2-. 北方林業 38: 271-274.
- Nakagawa, M., Kurahashi, A., Kaji, M., and Hogetsu, T. (2001) The effects of selection cutting on regeneration of *Picea jezoensis* and *Abies sachalinensis* in the sub-boreal forests of Hokkaido, northern Japan. For. Ecol. Manage. 146:15-23.

- 長池卓男 (2002) 森林管理が植物種多様性に及ぼす影響. 日生態会誌 52 : 35-54.
- Noguchi, M., and Yoshida, T. (2009) Individual-scale response of five dominant tree species to single-tree selection harvesting in a mixed forest in Hokkaido, northern Japan. J.For.Res.14:311-320.
- 農学生命科学研究科附属演習林北海道演習林 (2007) 北海道演習林第 12 期試験研究計画 (自平成 18 年度至平成 27 年度). 演習林 46 : 215-350.
- 大川あゆ子・松井理生・梶幹男・井口和信 (2010) 大面積長期生態系プロットにおける設定後 15 年目の測定結果と作業工程. 日林北支論 58 : 31-34.
- 大角泰夫 (1988) 有用広葉樹林の育成技術 - ミズナラを中心として -. 林業技術 551 : 7-11.
- Ohsawa, T., Tsuda, Y., Saito, Y., Sawada, H., and Ide, Y. (2007) Steep slopes promote downhill dispersal of *Quercus crispula* seeds and weaken the fine-scale genetic structure of seedling populations. Ann. For. Sci. 64:405-412.
- 佐々木忠兵衛 (1988) 東京大学北海道演習林におけるミズナラとカシワの着花結実に関する調査. 北海道の林木育種 31 (1) : 29-32.
- 佐野淳之 (1988) 群落構造の解析による天然生ミズナラ林の更新様式に関する研究. 北海道大学農学部演習林研究報告 45 (1) : 221-266.
- 鈴木和次郎・大住克博 (1990) ミズナラ稚樹の消長と物質分配様式. 日林論 101 : 437-438.
- 高橋功一・犬飼浩・福士憲司・村川功雄・小池征寛・犬飼慎也・尾張敏章 (2009) 東京大学北海道演習林における択伐施業林と無施業林の更新状況の比較. 日林北支論 57 : 101-103.
- 高橋延清 (2001) 林分施業法 - その考えと実践 - 改訂版. 125pp., ログ・ビー有限公司, 北海道.
- 竹中明夫 (2009) <http://takenaka-akio.cool.ne.jp/etc/canopon2/>
- 東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林 (2012) 北海道演習林第 13 期試験研究計画 (平成 23 年度～平成 32 年度). 演習林 51 : 67-176.
- Wada, N. (1993) Dwarf bamboos affect the regeneration of zoochorous trees by providing habitats to acorn-feeding rodents. Oecologia 94:403-407.
- 渡邊定元 (1994) 樹木社会学. 450pp., 東京大学出版会, 東京.
- 山本博一・仁多見俊夫・木佐貫博光 (1995) 針広混交天然林の林分構造の解析 (I). 樹種構成と地形要因の関係. 日林誌 77 : 47-54.
- 山本博一・梶幹男・芝野伸策・岡村行治・笠原久臣・道上昭夫・広川俊英 (2002) 針広混交天然林における樹木の個体数と現存量の動態 - 北海道演習林前山保存林の事例 -. 東大演報 107 : 1-20.

(2012 年 3 月 27 日受付)

(2012 年 12 月 21 日受理)

Summary

We surveyed the diameter at breast height (d.b.h) of all living trees ($n = 297$) within a 7.8-ha site in 2003 soon after selection cutting and re-measured d.b.h of those still-living in 2008, five years after selection cutting, to clarify the effects of selection cutting on the dynamics of a *Quercus crispula* population in a conifer-hardwood mixed forest in the University of Tokyo Hokkaido Forest. Then, we surveyed the site and identified the spatial location and d.b.h. of new recruits (height ≥ 130 cm). Furthermore, we established 5×5 -m plots for evaluating seedling and sapling abundance in four different environments, 1) around new stumps of *Q. crispula*, 2) closed canopy, 3) south-facing slopes along the forest roads, and 4) north-facing slopes. The former two environments are in forest stands, whereas the latter two are on the forest edge. Then, we counted the number of *Q. crispula* seedlings (height < 20 cm) and saplings ($20\text{cm} \leq \text{height} < 130\text{cm}$). This study revealed that no dead trees were detected during the five years after selection cutting. We also found that living trees in selection-cutting forests showed greater

growth than those in forests without silvicultural practice. Furthermore, the numbers of seedlings and saplings were significantly higher around new stumps than in those in other environments. In contrast, very few new recruits were detected in forest stands, most of recruits occurred in the south-facing slope in the forest edge. It is assumed that selection cutting increased the number of *Q. crispula* seedlings and saplings, however, it did not affect the trend of recruitment.

Key words dwarf bamboo, mixed forest, mortality, *Quercus crispula*, selection cutting

