

コナラ天然下種更新における小形掘削機による地床処理の効果 —雑草木の発達制御と実生の定着—

阿部信之*・橋本良二**

Effects of ground treatment using a small-sized excavator in a natural regeneration site of *Quercus serrata*: Control of weeds and shrubs for establishment of seedlings

Nobuyuki Abe* and Ryoji Hashimoto**

1. はじめに

東北地方の都市近郊や農山村地域には、コナラを主体とする落葉広葉樹二次林が広く分布している(石塚, 1973; 伊藤・川里, 1978)。これらの森林については、古くから伐採が繰り返され、主に伐根から発生する萌芽枝により更新がおこなわれてきたものがほとんどである。一部の森林を除けば、概して単幹通直の立木は少なく、反対に株立ち木が多く、林業はもとより景観の面でも低質な構成となっている。これらの森林の取扱いに関しては、萌芽による再生を活かしながらも、天然下種更新法の積極的な導入が必要と考えられている(甲斐, 1984; 西村ら, 1991; 韓・橋詰, 1992; 橋本・青木, 1996)。

天然下種更新では、伐採後の地拵えの際に更新面に残った草本や低木などの刈り払いをおこなう。しかし、刈り払いで地上部を除去したとしても、地下部は生きてまま残るので、地下器官の栄養繁殖により雑草木が再生し、更新対象樹種の実生を被圧することになる。こうしたことから、とくにササ生え地などでは、種子の着床条件の改善をかねて、刈り払いに続いて機械(車両)を導入し、レーキや排土板などで地下器官を除去する処理(機械地床処理)がしばしばおこなわれる(畑野, 1983; 前田, 1988; 片岡, 1991; Kudoh, 1994)。

機械地床処理は、出現する雑草木種やそれらの被度構成、また優占種の交代や階層化など、処

Received January 12, 2005

Accepted February 18, 2005

* 岩手大学大学院連合農学研究科

** 岩手大学農学部農林環境科学科森林科学講座

理後の植生発達のパターンや速さに強く影響すると見られるが (Haeussler et al., 1999), わが国では研究例は少ない (松田・滝川, 1985; 林田・小山, 1990)。また, 更新面の植生は全体が均質に発達するのではなく, 場所により優占種あるいは種組成が大きく異なる場合が少なくないようである。このことから, 実生の定着に関しては, 競合種により競合ストレスが異なる可能性に注意を払いながら検討する必要がある (Burton, 1993; Collet et al., 1996)。なお, 林地への機械の導入は, 土壌の圧密化をとめない, 実生の成長にマイナスに働くことがよく知られている (Kozłowski, 1999)。このことから, 導入にあたっては, 作業能率の許す範囲でなるべく軽量機械の使用が好ましい (阿部・橋本, 2000)。

小型掘削機による地床処理が, 雑草木の再生への影響を通して, コナラ実生の定着に有効に作用するかどうかを検証するのが, 本研究の目的である。コナラの母樹保残法更新試験地に地床処理区と無処理区を設け, 3年間にわたり雑草木の発達とコナラ実生の生残および成長の推移を調査した。まず, 機械地床処理が雑草木の発達におよぼす影響について, 出現種とその被度の時間変化に注目した。そして, 実生の定着への影響について, 更新面の植生型と関係づけて検討し, 機械地床処理が更新成功にどのように結びつくかを考察した。

II. 試験および調査方法

1. 試験地と試験区の設定

1) 試験地

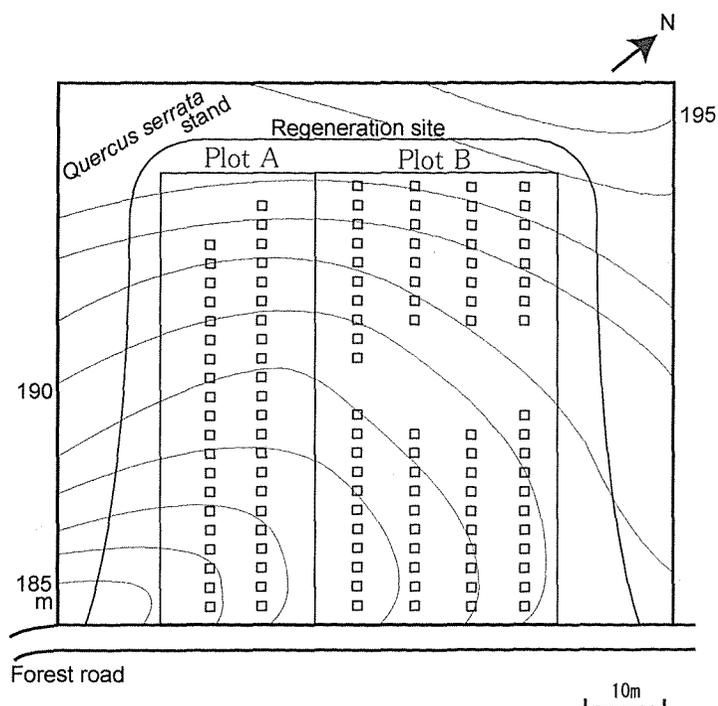
試験地は, 盛岡の北約10km, 岩手山南東麓に位置し (北緯 $39^{\circ}46'$, 東経 $141^{\circ}10'$), 標高は190m, 斜面方位と傾斜角はそれぞれ南南東, 5° 以下であった。コナラ二次林が成立し, 土壌型はBfb, A層の厚さは40~60cmであった。試験地は, 岩手大学農学部附属演習林の所管となっており, 演習林庁舎前の気象観測 (1987~1997年) によると, 年平均気温 9.4°C , 年平均降水量1,130mmであった。

林分の上層木はコナラ, クリ, ホオノキ, ミズキなどであり, 上層木の樹高は20~25m, 樹齢は60年前後であった。樹高4m以上の立木の密度は約 $1,000\text{本ha}^{-1}$, 胸高断面積合計 (BA) は $31\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ であり, コナラの占める割合はBAで40%であった。

2) 試験区の設定

1996年4月, 母樹保残法による天然下種更新をおこなうため, 約0.7haの伐採をおこなった。母樹 (コナラ) の密度は, 85本ha^{-1} とした。母樹は大中径木から選び, できるだけ一様分布になるよう配置した。母樹の胸高直径は, 25~49cm (平均41cm) であった。

1996年9月, 種子豊作年であることを確認した後, 更新面全体を刈り払い, 試験区A, Bを設定した (図-1)。試験区A (25×90m) では, 小形掘削機 (イワフジ, ミニバックホウCT-25HR, 東京) を導入し, バケットや排土板で草本, ササ類, 低木などの地下部を掘り起こ



図一 更新面における試験区 A, B

機械地床処理は試験区 A でおこなった。四角印は実生調査枠を示す。

Plots A and B in the regeneration site.

The mechanical ground treatment was made in Plot A. Open squares show quadrats for investigation of seedlings.

し除去する作業をおこなった。なお、完全な除去作業は実際には困難であり、一部の地下器官は残留した。試験区 B (40×90m) では、刈り払いのみとした。

2. 調査方法

1) 植生調査

試験区 A, B 内の任意の位置にそれぞれ 9 個の調査枠 (1×1m) を設け、1997 年 6 月から 1999 年 9 月まで継続して植生調査をおこなった。植生調査は、1997 年は 6 月から 9 月までの各月、1998 年と 1999 年は 9 月におこない、各調査枠に出現する植物種を記載し、種ごとに被度と平均高を測定した。被度は、葉群の水平的土地占有状況を見定め、百分率で評価した。平均高は、最も葉群が集中して分布する地上高を見定め、測定棒を用いて測定した。

植生調査で得られたデータは、次のように処理した。各試験区でおこなわれた各時期の植生調査において、ある出現種の被度を調査枠別 ($j = 1, 2, \dots$) および地上高階別 ($i = 1, 2, \dots$) に表現することとし、それを C_{ij} とおく。 C_{ij} は、その調査枠に出現するその種の平均高に対応する地上高階のみに調査で得られた被度を与え、それ以外の地上高階は 0 とする。本研究では、

以下の(1)式で与えられる A_i を試験区におけるある時期のその種の地上高階別被度, (2)式で与えられる B を同様にその種の被度と定義する。

$$A_i = \sum_{j=1} C_{ij} / N \quad (1)$$

$$B = \sum_{i=1} A_i = \sum_{i=1} \sum_{j=1} C_{ij} / N \quad (2)$$

ここで, N は調査枠数である。

2) 実生調査

試験区A, Bに, 上記の調査枠とは別に, それぞれ42, 76個の調査枠(1×1m)を設け, 1997年春に発生したコナラ実生について生残と成長の推移を調査した(図-1)。調査枠は, 斜面に沿って4m間隔に試験区Aでは2列, 試験区Bでは4列に配置し, 列間は8mとした。1997年から1999年まで各年の9月に, 生残する実生について地際直径と高さを測定した。

実生調査枠では, 伐採後3年の1999年9月に, 上述と同様の植生調査をおこなった。本調査では, 1種のみが被度50%以上で優占する枠が大部分を占め, 試験区Aでは42枠中36枠, 試験区Bでは76枠中66枠あった。そこで, 実生調査枠については当該枠の最高被度種により植生型区分をおこなうこととし, 4つの植生型, すなわちアズマザサ型, クマイチゴ型, 低木型(クマイチゴ以外の低木種), コナラ型に分けた。なお, 本植生型は, 伐採後3年目の植生調査にもとづくので, 前年の植生状態を表すものではない。しかし, 前年の植生状態については, 経過観察の限りでは, 少なくともクマイチゴ型とコナラ型の枠ではそれぞれ最高被度種は同じとみられ, アズマザサ型と低木型の枠でも草本種を除けばアズマザサあるいは低木種が最も高い被度をもっていたと推察される。

III. 結果

1. 雑草木の発達

1) 出現種

試験区A, Bにおける伐採後3年間の植物種の出現状況を見たのが, 表-1である。ここでは, 各調査時期である種が初めて出現した場合を新規出現, 前回調査で出現していたものが見られなくなった場合を後退と呼ぶ。試験区A, Bとも, 草本あるいは木本の3年間の総出現種数(各時期新規出現種数の合計)の80~90%は, 伐採後1年目に出現した。試験区Aの総出現種数は, 木本では試験区Bとほとんどちがいはなかったが, 草本では試験区Bの1.5倍以上であった。出現種の後退は, 草本, 木本とも試験区Aで遅れる傾向があった。また, 出現種数のピークは, 試験区Bでは1年目の早い時期にあったのに対し, 試験区Aでは1年目の遅い時期にあっ

表一 1. 伐採後3年間の出現種数の変化
Changes in the number of occurrence species during 3 years after the cutting.

Growth form		Plot A						Plot B							
		1997				1998	1999	1997				1998	1999		
		Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Sep.	Total	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Sep.	Total		
Herbs	New occurrence	12	7	6	6	5	4	40	15	6	1	0	4	0	26
	Disappearance		4	3	1	6	8	22		4	3	3	2	3	15
	Occurrence	12	15	18	23	22	18		15	17	15	12	14	11	
Shrubs and trees	New occurrence	25	5	4	3	5	0	42	28	6	3	1	2	2	42
	Disappearance		1	0	0	10	7	18		3	4	0	4	5	16
	Occurrence	25	29	33	36	31	24		28	31	30	31	29	26	

後退後に再出現する種はなかった。
No species reoccurred after the disappearance.

た。

出現種について、試験区Aのみに出現、試験区AとBに共通して出現、試験区Bのみに出現の3つのグループに分けて示したのが、表一2である。草本では、試験区Aのみに出現したものが20種あり、試験区A、Bに共通して出現した種数より多かった。これに対し、試験区Bのみに出現した草本はわずか4種であった。木本では、共通して出現するものが圧倒的に多く36種あり、試験区Aあるいは試験区Bのみに出現したものはそれぞれわずか4、6種であった。

表一 2. 試験区A, Bにおける出現種
Occurrence species in Plots A and B.

Growth form	Site(s)		Plots A and B		Plot B			
	Plot A							
Herbs	<i>Digitaria ciliaris</i>	ビシバ	◎	<i>Carex coarctata</i>	ヒノカズキ	<i>Sonchus oleraceus</i>	ウツ	
	<i>Eleusine indica</i>	オシロイ	◎	<i>Viola grypoceras</i>	クワダノスミ	<i>Youngia japonica</i>	オニノササユキ	
	<i>Conyza sumatrensis</i>	オシロイノキ	◎	<i>Lysimachia clethroides</i>	オシロイノキ	<i>Cirsium nipponicum</i>	ナツアサギ	
	<i>Lespedeza cuneata</i>	オシロイ	○	<i>Oplismenus undulatifolius</i>	オシロイノキ	<i>Astilbe thunbergii</i>	トクシロノクサ	
	<i>Artemisia indica</i>	オシロイ		<i>Taraxacum officinale</i>	オシロイノキ			
	<i>Madiaa cordata</i>	オシロイノキ		<i>Dioscorea alata</i>	オシロイノキ			
	<i>Desmodium oxycalyx</i>	オシロイノキ		<i>Anemone pulsatilla</i>	オシロイノキ			
	<i>Potentilla fraxinoides</i>	オシロイノキ		<i>Miscanthus sinensis</i>	オシロイノキ			
	<i>Potentilla freyniana</i>	オシロイノキ		<i>Duchesnea caryophylla</i>	オシロイノキ			
	<i>Ilex stolonifera</i>	オシロイノキ		<i>Aster ageratoides</i>	オシロイノキ			
	<i>Comelina communis</i>	オシロイノキ		<i>Dioscorea tokoro</i>	オシロイノキ			
	<i>Panicum longisetum</i>	オシロイノキ		<i>Ilex dentata</i>	オシロイノキ	<i>Akebia quinata</i>	アケビ	
	<i>Moaia punctulata</i>	オシロイノキ		<i>Clinopodium gracile</i>	オシロイノキ	<i>Akebia trifoliata</i>	オシロイノキ	
	<i>Rubia argyi</i>	オシロイノキ		<i>Smilax riparia</i>	オシロイノキ	<i>Akebia pentaphylla</i>	オシロイノキ	
	<i>Dioscorea japonica</i>	オシロイノキ		<i>Pharisma leptostachya</i>	オシロイノキ	<i>Rubus parvifolius</i>	オシロイノキ	
	<i>Eupatorium makinoi</i>	オシロイノキ		<i>Viola takedata</i>	オシロイノキ	<i>Rubus palmatus</i>	オシロイノキ	
	<i>Paraveitis denticulata</i>	オシロイノキ		<i>Chloranthus serratus</i>	オシロイノキ	<i>Euonymus oxyphyllus</i>	オシロイノキ	
	<i>Hypericum erectum</i>	オシロイノキ		<i>Epimedium grandiflorum</i>	オシロイノキ	<i>Stachyurus praecox</i>	オシロイノキ	
	<i>Hypericum ascyron</i>	オシロイノキ				<i>Berberis racemosa</i>	オシロイノキ	
	<i>Panicum thunbergii</i>	オシロイノキ				<i>Fraxinus sieboldiana</i>	オシロイノキ	
						<i>Helwingia japonica</i>	オシロイノキ	
	Shrubs and trees	<i>Salix vulpina</i>	オシロイノキ	◎	<i>Rubus crataegifolius</i>	オシロイノキ	<i>Rhus ambigua</i>	オシロイノキ
		<i>Smilax china</i>	オシロイノキ	◎	<i>Saxifraga ramosa</i>	オシロイノキ	<i>Fourchitea villosa</i>	オシロイノキ
<i>Vitis coignetiae</i>		オシロイノキ	◎	<i>Quercus serrata</i>	オシロイノキ	<i>Staphylea batnaldii</i>	オシロイノキ	
				<i>Ketmia japonica</i>	オシロイノキ	<i>Pulsatilla japonica</i>	オシロイノキ	
				<i>Calliandra japonica</i>	オシロイノキ	<i>Stephanandra incisa</i>	オシロイノキ	
				<i>Aralia elata</i>	オシロイノキ	<i>Zanthoxylum piperitum</i>	オシロイノキ	
				<i>Rhus javanica</i>	オシロイノキ	<i>Styrax obassia</i>	オシロイノキ	
				<i>Clerodendrum trichotomum</i>	オシロイノキ	<i>Lonchocarpus gracilipes</i>	オシロイノキ	
				<i>Lespedeza bicolor</i>	オシロイノキ	<i>Acer palmatum</i>	オシロイノキ	
				<i>Rubus trichocarpus</i>	オシロイノキ	<i>Cornus controversa</i>	オシロイノキ	
				<i>Morus bombycis</i>	オシロイノキ	<i>Cercasus verucunda</i>	オシロイノキ	
				<i>Pinus densolata</i>	オシロイノキ	<i>Celtis jessoensis</i>	オシロイノキ	
				<i>Smilax sieboldii</i>	オシロイノキ	<i>Magnolia kobus</i>	オシロイノキ	
					<i>Symplocos chinensis</i>	オシロイノキ		
					<i>Viburnum wrightii</i>	オシロイノキ		
					<i>Styrax japonica</i>	オシロイノキ		
					<i>Actinidia polygama</i>	オシロイノキ		
					<i>Actinidia acuta</i>	オシロイノキ		
					<i>Magnolia obovata</i>	オシロイノキ		

◎と○はそれぞれ試験区A,Bで被度(B)5%以上を示した種を表す。
Symbols ◎ and ○ indicate species which showed more than 5% in coverages (B) in Plots A and B, respectively.

2) 地上高階別被度分布

試験区A, Bの出現種のうちで被度(B)が高かったのは, アズマザサ, クマイチゴと更新対象のコナラであった。その他では, 木本ではヤマブキ, ムラサキシキブなどの低木種, 草本ではヒメカンスゲ, オカトラノオなどで被度が比較的高かった(表-2)。これらの結果より, 植生発達推移を表現するにあたっては, 出現種をアズマザサ, クマイチゴ, コナラ, その他木本種(以下単に木本種(ST)), その他草本種(以下単に草本種(H))の5つに分けることとした。

伐採後の各時期における出現種の地上高階別被度(A_i)を, 図-2に示す。なお, 木本種(ST)と草本種(H)については, それぞれに含まれる各出現種の A_i の合計が示されている。伐採後1年目では, 出現種全体の被度は全成長期を通して試験区Aで小さく, とくに6月から8月にかけてちがいは明らかであった。出現種全体の地上高階別被度分布は, 試験区Bでは8月には既に最高被度階が第1階から第2階に移動したのに対し, 試験区Aでは9月に至ってもそれは起こらなかった。雑草木種の被度に注目すると, 試験区A, Bとも草本種(H)と木本種(ST)が大きい値を示したが, 試験区Bでは9月になって草本種(H)の被度が減少したのに対し, 試験区Aでは引き続き増大過程にあった。

伐採後2年目以降は, 出現種全体の被度は, 試験区A, Bで大きなちがいはないようであった。試験区A, Bとも, 2年目でクマイチゴが上位階で高い被度を示し, 3年目には木本種

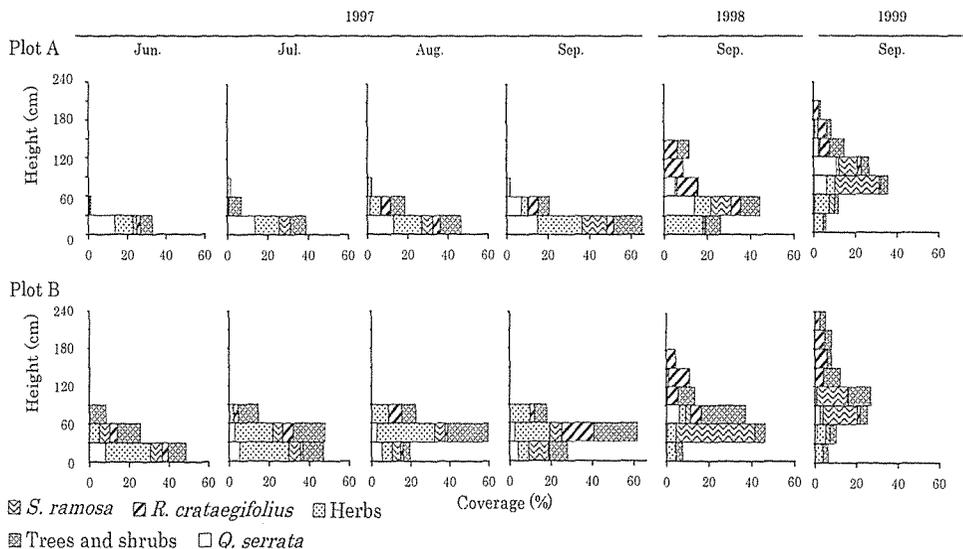


図-2. 伐採後3年間に於ける出現種の地上高階別被度分布の推移

Changes in coverage distribution of occurrence species with respect to above-ground height during three years after the cutting.

(ST) と交代する傾向が見られたが、上位階における木本種 (ST) の被度増大は、試験区 A では小さかった。一方、中下位階では、試験区 A, B ともに草本種 (H) の被度減少とそれに代わるアズマザサの被度増大が並行して起こったが、試験区 B ではこれが 2 年目であったのに対し、試験区 A では 3 年目であった。

コナラの被度は、試験区 B では初めから低く次第に減少したが、試験区 A では高いレベルを維持し、最高被度階の上方への移動は明瞭であった。

2. コナラ実生の定着

1) 実生の生残

表-3 に、実生調査枠の植生型区分と各植生型における構成種の被度を示す。試験区 A, B ともアズマザサ型の枠が最も多く全体の約 40% を占め、クマイチゴ型を加えると両型で 60% を超えた。残りは、試験区 B では低木型がコナラ型に比べ高い比率を示したのに対し (z 検定, $p < 0.01$), 試験区 A では両者の比率にちがいはなかった。

試験区 A, B における実生発生後 3 年間の生残率を植生型との関係で見たのが、表-4 である。コナラ実生は、1997 年 4 月下旬から 5 月中、下旬にかけて発生し、試験区 A, B とも発生 1 年目で枯死したものは観察されなかった。このことから、1997 年 9 月の実生数は、同年春に発生した実生数に相当するとした。発生した実生の密度は、試験区 A で 164,000 本 ha⁻¹ であり、試験区 B の 2.5 倍であった。実生生残率は、試験区 A, B とも発生 2 年目で 70% 以下、3 年目で 50% 以下に低下した。植生型全体を通しての平均生残率は試験区 A で高く、3 年目では試験区 B との差は有意であった (z 検定, $p < 0.01$)。植生型間の生残率の差異は、試験区 B では有意ではなかったが、試験区 A では有意であった (χ^2 検定, $p < 0.01$)。試験区 A では、実生発生後 3 年目の生残率は、アズマザサ型とクマイチゴ型で 30% 前後、低木型ではこれらに比べ幾分高いようであり、コナラ型では 60% を超えた。

表-3. 植生型による調査枠のグループ分けと各グループでの構成種の被度
Quadrats-grouping by vegetation type and coverages of constituent species in each group.

Plot	Vegetation type	Number of quadrats	Coverage of constituent species (%)				
			<i>S. ramosa</i>	<i>R. crataegifolius</i>	Shrubs and Trees	Herbs	<i>Q. serrata</i>
A	<i>S. ramosa</i>	18	64(17)	10(14)	15(16)	20(22)	15(20)
	<i>R. crataegifolius</i>	8	21(13)	58(8)	17(17)	10(14)	13(18)
	Shrubs	7	15(11)	1(1)	71(29)	7(10)	7(8)
	<i>Q. serrata</i>	9	12(13)	11(15)	6(5)	16(8)	56(22)
	Total	42					
B	<i>S. ramosa</i>	31	68(18)	7(10)	26(17)	5(8)	2(4)
	<i>R. crataegifolius</i>	15	18(15)	70(16)	24(19)	6(13)	6(13)
	Shrubs	25	10(14)	9(14)	71(27)	4(6)	4(9)
	<i>Q. serrata</i>	5	5(8)	14(11)	10(12)	9(6)	39(8)
	Total	76					

調査枠は最高被度種により植生型区分された。被度欄の数字は平均値と標準偏差 (括弧内)。

Quadrats were divided into four vegetation types according to a species with the highest coverage. Numerals in coverage columns are means and standard deviations (in parentheses).

表一 4. 調査枠の植生型とコナラ実生の生残状態

Survival of *Quercus serrata* seedlings in quadrats as related to the vegetation type.

Plot	Vegetation type	Number of quadrats	Number of seedlings			Density (nos. m ⁻²)			Survival ratio		
			1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999
A	<i>S. ramosa</i>	18	264	145	87	14.7	8.1	4.8	1.000	0.549	0.330
	<i>R. crataegifolius</i>	8	96	52	26	12.0	6.5	3.3	1.000	0.542	0.271
	Shrubs	7	81	48	39	11.6	6.9	5.6	1.000	0.593	0.481
	<i>Q. serrata</i>	9	246	182	153	27.3	20.2	17.0	1.000	0.740	0.622
	Total	42	687	441	294	16.4	10.5	7.0	1.000	0.642	0.428**
B	<i>S. ramosa</i>	31	120	76	32	3.9	2.5	1.0	1.000	0.633	0.267
	<i>R. crataegifolius</i>	15	120	60	32	8.0	4.0	2.1	1.000	0.500	0.267
	Shrubs	25	144	84	57	5.8	3.4	2.3	1.000	0.583	0.396
	<i>Q. serrata</i>	5	93	66	47	18.6	13.2	9.4	1.000	0.710	0.505
	Total	76	477	286	168	6.3	3.8	2.2	1.000	0.600	0.352

生残率について試験区A, Bの対応する2つのデータ間で母比率の差(z 値)の検定をおこなった。*印付数字は有意差を示す($p < 0.01$)。

Test of the difference of two proportions (z) was made for survival ratio between the two corresponding data of Plots A and B; numerals with asterisks ** show significantly difference at $p < 0.01$.

表一 5. 調査枠の植生型とコナラ実生の成長状態

Growth conditions of *Quercus serrata* seedlings as related to the vegetation types.

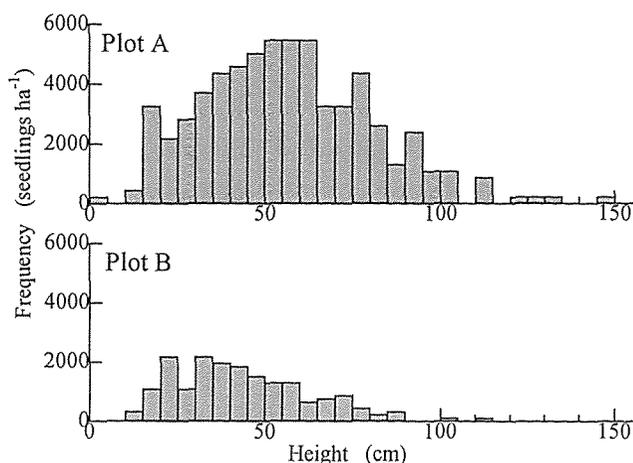
Plot	Vegetation type	Number of quadrats	Mean diameter (cm)			Mean height (cm)		
			1997	1998	1999	1997	1998	1999
A	<i>S. ramosa</i>	18	0.24*	0.35*	0.42	16	32*	63 ^a *
	<i>R. crataegifolius</i>	8	0.25*	0.31	0.44*	16	26	47 ^{ab}
	Shrubs	7	0.25*	0.36*	0.40	16	29	49 ^{ab}
	<i>Q. serrata</i>	9	0.25*	0.39*	0.45*	17*	31*	55 ^{b*}
	Total	42	Mean	0.25*	0.36*	0.43*	16*	30*
B	<i>S. ramosa</i>	31	0.22	0.29	0.35	17	27	51 ^a
	<i>R. crataegifolius</i>	15	0.22	0.30	0.36	16	29	47 ^{ab}
	Shrubs	25	0.21	0.30	0.36	14	26	43 ^b
	<i>Q. serrata</i>	5	0.21	0.32	0.36	13	26	46 ^{ab}
	Total	76	0.21	0.30	0.36	15	27	45

各試験区の調査枠グループ間でScheffeの多重検定をおこなった。上付き文字の異なる数字は有意差あり($p < 0.05$)。試験区A, Bの対応する2つのデータ間で母平均の差の検定(Welch法)をおこなった。試験区Aの*印付数字は対応する試験区Bの数字と有意差あり($p < 0.05$)。

Scheffe's multiple comparison was made among vegetation types in each plot; numerals followed by different alphabetical letters were significantly different at $p < 0.05$. Tests of the difference of two means were made by Welch's method between the corresponding data of Plots A and B; numerals with asterisk * were significantly different at $p < 0.05$.

3) 実生の成長

試験区A, Bにおける実生発生後3年間の成長状態を植生型との関係で見たのが、表一5である。植生型全体を通しての実生の平均地際直径と平均樹高は、ともに1年目から試験区Aで有意に大きく、2年目、3年目も同様であった。試験区Aでは3年目で樹高100cm以上のものが4.4%を占め、haあたり3,000本以上あったのに対し、試験区Bでは100cm以上のものはわずか1.2%で、haあたり300本以下であった(図一3)。植生型間の成長差については、地際直径では有意差はなかった。しかし、樹高では3年目にアズマザサ型と低木型の間で有意差が認められ、試験区A, Bともアズマザサ型で高かった。



図－3．伐採後3年目におけるコナラ実生の高さ別頻度分布

Frequency distribution of *Quercus serrata* seedlings with respect to height at the third year after the cutting.

IV. 考 察

1. 機械地床処理による雑草木の発達制御

機械地床処理は、堆積有機物層を含む土壌表層を破壊し掻き乱すため、処理後は地表あるいは地表直下に、通常の伐木・集材作業時の地床攪乱では引き出されないような埋土種子が現れ、急激な環境変化の影響が作用して休眠が打破される (Vazquez-Yanes and Orozco-Segovia, 1994)。また、堆積有機物層より下の土壌層の裸出は、処理後に周辺植生から風散布される種子に対しても格好の発芽床をもたらすことになるであろう。機械地床処理と無処理区における出現種は、木本ではほとんど変わらなかったが、草本では処理区のみ出現する種が数多くあったのは (表-2)、こうした理由によると考えられる。しかし、これらの草本種は、出現期間が短いものや出現が遅れるものがほとんどで、高い被度を示すものは一つもなかった (表-2)。

伐採後の植生発達は、一義的に出現種全体の葉群の空間分布の拡大過程としてとらえることができる (谷本, 1982; 宝月, 1984)。第1段階では、出現種全体の被度が急速に増大し、ここでは下位階ほど高い被度を示す (図-2)。出現種全体の被度の増大が緩やかになり、最大被度階の上昇が始まるのが、第2段階である。そして、出現種全体の被度の増大が止まり、被度分布が正規型をとり、上方に移動する第3段階へと進む。第1段階から第2段階への移行は、無処理区では1年目の早い時期で既に起こっていたのに対し、機械地床処理区では伐採後2年目に起こった。これに対し、第2段階から第3段階への移行は、両区とも3年目あるいは試験区Aではそれ以降になるようであった。これらのことから、機械地床処理は、伐採後の葉群の

分布拡大と移動の過程において、進行を遅らせる働きがある。

伐採後1年目では出現種全体の被度が処理区で大きく抑えられるのに対し、伐採後2年目以降では、処理区、無処理区とも、クマイチゴが急速に発達し上位階で高い被度を示すため、地上高階別被度分布はそれほど大きくは変わらなくなる(図-2)。しかし、雑草木種の被度構成に注目すると、処理区は無処理区と比べ2つ点で大きく異なっている。一つは草本種(H)の急激な被度減少に代わって起こるアズマザサの被度増大が1年遅れる点であり、他は低木を主体とする木本種(ST)の被度増大が処理区で大きく抑えられる点である。以上より、機械地床処理による雑草木の発達抑制効果は、伐採後1年目では低被度状態を長く保ち、2年目以降ではササ類の発達を遅らせ、木本種の発達を抑える、と整理される。

一般に、地下器官の栄養繁殖による再生では、種子発芽の場合と対照的に、貯蔵物質に恵まれることやシュート発生がそろそろなどのため、葉群形成は速やかに進行する(Kozlowski et al., 1991)。上に述べた機械地床処理による雑草木の発達抑制は、こうした旺盛なシュート伸長をとまなう地下器官の栄養繁殖を抑えた結果によっていると考えられる。しかし、本処理は、当初ササの再生を大きく抑制すると見られたが、遅延効果は認められたが、長期的に大きく繁茂量を減退させる効果は期待できないようである。また、種子発芽からでも再生・繁茂が速やかに進むキイチゴ類(後述)のようなものに対しては、機械地床処理の効果は期待できない。

2. 機械地床処理とコナラ実生の定着

機械地床処理区では、無処理区の2.5倍の実生が発生した(表-4)。更新面への種子供給量については調査はおこなっていないが、観察の限りでは、処理区と無処理区で明らかちがいはみられなかった。このことから、処理区での高密度の実生発生は、野ネズミによるコナラ種子の捕食が大幅に抑えられたためと推測される。よく知られているように、機械地床処理にとまなう土壌表層の破壊と締め固めは、野ネズミの活動量を著しく減少させる(Nishikata, 1981; Montgomery et al., 1991; 林田・五十嵐, 1995)。

処理区でコナラ実生の生残率が高く成長も良かったのは(表-4, 5)、光や土壌養水分をめぐる雑草木との資源競合(Nambiar and Sands, 1993)が緩和されたことが大きく関与していると考えられる。上述の機械地床処理による雑草木の発達抑制効果のうち、伐採後1年目の低被度状態を長く保つ効果は、競合緩和よりはむしろ一時的に無競合に近い状態にする。また、この効果は実生発生直後の早い段階で働くことから、初期成長を促し以後の競合を有利に運ぶであろう。したがって、この効果が最も重要であろう。

コナラ実生の生残率が植生型で異なっていたことは(表-4)、競合種により競合ストレスが異なることを示唆している(Burton, 1993; Collet et al., 1996)。生残率が最も低かったのは、処理区、無処理区ともアズマザサ型とクマイチゴ型のところであった。アズマザサは、人為の影響を強く受けた林地あるいはその周辺に分布し、地下茎の伸長や分枝を活発におこなう

(Odaki and Asano, 1994)。一方、クマイチゴは、典型的な先駆性植物で、発芽して2年目以降、株化とともに地下茎の伸長と分枝を盛んにおこなうようになり、新たな株を栄養的に増殖し、巨大なクローン個体群を形成する (Suzuki, 1987)。このように、両種はともに地下茎分枝による栄養繁殖で急速に分布域を広げ、かつ高い現存量密度で空間を占有する。コナラ実生の生残率がこれらの植生型のところで低いのは、一つにはこのような理由によるのであろう。一方、コナラ実生の生残率が最も高かった場所は、処理区、無処理区とも植生型がコナラ型のところであった。これは、雑草木との競合に比べ、コナラどうしのそれはあまり厳しくないことを示唆している。機械地床処理が更新面の植生型構成に及ぼす影響のうち、際だったのは、コナラ型の幹割合が無処理区の3倍以上となり20%を超える点である。この増大は、処理により実生が高密度で発生する場所が多くなり、これに雑草木の発達抑制効果に加わったためと考えられる。したがって、機械地床処理は、更新面のどの植生型のところでもコナラ実生の定着を促進する一方で、このようにとくに安全に定着できる場所 (コナラ型のところ) を面積的に増やす働きがある。これは、より早く確実に更新を進めるうえで、重要な意味をもっていると考えられる。

以上、機械地床処理は、雑草木の発達制御を通しコナラ実生の定着を明らかに促進する。機械地床処理は、土壤圧密化により更新樹種の初期成長を阻害すると指摘されているが (Kozłowski, 1999)、導入する機械の種類や作業法はもとより更新地土壤の物理性など適用条件を誤らなければ、ナラ類の天然下種更新の地拵えとしてきわめて有効である。

引用文献

- 阿部信之・橋本良二 (2000) 母樹保残法更新面における微気象環境および小形掘削機による地床処理がコナラ当年生稚樹のガス交換特性に与える影響. 日林誌 82: 7-14.
- Burton, P.J. (1993) Some limitations to inherent to static indices of plant competition. *Can.J.For.Res.*23: 2141-2152.
- Collet, C., Frochet, H., Guehl, J. (1996) Growth dynamics and water uptake of two forest grasses differing in their growth strategy and potentially competing with forest seedlings. *Can.J.Bot.* 74: 1555-1561.
- Haeussler, S., Bedford, L., Boateng, J.O., and Mackinnon, A. (1999) Plant community responses to mechanical site preparation in northern interior British Columbia. *Can.J.For.Res.* 29: 1084-1100.
- 浜田 拓・倉本 宣 (1994) 実生出現法によるコナラ林の埋土種子集団の研究及びその植生管理への応用. *ランドスケープ* 58: 76-82.

- 韓 海栄・橋詰隼人 (1992) コナラ二次林における前生稚樹の生育形と前生稚樹による更新の研究. 日緑工誌 18: 163-189.
- 橋本良二・青木享弘 (1996) 冷温帯コナラ二次林の林冠下で枯死する同種稚樹の炭素収支. 日緑工誌 21: 164-176.
- 畑野健一 (1983) 天然更新の問題. 北方林業. 35: 141-146.
- 林田光祐・小山浩正 (1990) 北海道針広混交林におけるかき起こし地の更新初期の動態 (I) 埋土種子の分布とかき起こしによるその変化. 101回日林論: 447-448.
- 林田光祐・五十嵐恒夫 (1995) かき起こし後の林床における野ネズミによる種子の捕食. 日林誌 77: 474-479.
- 宝月欣二 (1984) 基礎生物学選書 8. 生物経済学—植物を中心として—. 245pp, 裳華房, 東京.
- 石塚和雄 (1973) 岩手県におけるコナラ二次林とミズナラ二次林の分布, および北上山地の残存自然林の分布について. (自然環境保全調査 (基礎調査) 報告書, 岩手県自然環境保全調査会編, 238pp, 岩手県, 盛岡), 153-163.
- 伊藤秀三・川里弘孝 (1978) わが国における二次林の分布. 吉岡邦二博士追悼植物生態論集, 281-284.
- 甲斐重貴 (1984) 暖帯性落葉広葉樹林の特性と施業に関する研究. 宮大演報 10: 1-124.
- 片岡寛純 (1991) 望ましいブナ林の取扱い方法. (ブナ林の自然環境と保全. 村井 宏・山谷孝一・片岡寛純・由井正敏編, 399pp, ソフトサイエンス社, 東京). 351-394.
- Kozłowski, T.T., Kramer, P.J., and Pallardy, S.G. (1991) The physiological ecology of woody plants. 657pp, Academic Press, Inc., San Diego.
- Kozłowski, T.T. (1999) Soil compaction and growth of woody plants. Scand.J.For.Res.14: 596-619.
- Kudoh H. (1994) Regeneration of beech at its northern limit by surface treatment of Chishimazasa-covered areas. J.Jpn.For.Soc. 76: 84-88.
- 前田禎三 (1988) ブナの更新特性と天然更新技術に関する研究. 宇大農学術報告特輯 46: 1-73.
- 松田彊・滝川貞夫 (1985) ササ地の天然更新補助作業に関する実証的研究. 北大演報 42: 909-940.
- Montgomery, W.L., Wilson, W.L., Hamilton, R. and McCartney, P. (1991) Dispersion in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*: Variable resources in time and space. J.Anim.Ecol. 60: 179-192.
- Nambiar, E.K.S. and Sands, R. (1993) Competition for water and nutrients in forests.Can.J.For.Res. 23: 1955-1968.
- Nishikata, S. (1981) Habitat preference of *Apodemus speciosus* and *A. argenteus*. J.

Jpn.For.Soc. 63: 151-155.

西村尚之・白石高子・山本進一・千葉喬三 (1991) 都市近郊コナラ林の動態 (II) 林内における3年間のコナラ実生の動態. 日緑工誌 16: 31-36.

Odaki, K. and Asano, S. (1994) Growth form of *Sasaella ramosa* under different site conditions in the suburbs of Chiba City. Bamboo Journal 12: 23-35.

Suzuki, W. (1987) Comparative ecology of *Rubus* species I. Plant Species Biology 2: 85-100.

谷本丈夫 (1982) 造林地における下刈, 除伐, つる切りに関する基礎的研究 (1) スギ幼齢造林地におけるスギと雑草木の生長. 林試研報 320: 53-121.

Vazquez-Yanes, C. and Orozco-Segovia A. (1994) Signals for seeds to sense and respond to gaps. In Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants. Caldwell, M.M. and Pearcy, R.W. (eds.), 429 pp, Academic Press, Inc., San Diego, 21-71.

要 旨

コナラ天然下種更新における小形掘削機による地床処理が, 雑草木の発達への影響を通して, 実生の定着にどのように働くかを3年間調査した。処理による地下器官の除去あるいは破壊は, 伐採後1年目では雑草木の被度を低く保ち, 2年目以降ではササ類の発達を遅らせ, 低木の発達を抑える効果をもたらした。機械地床処理は, 実生の生残率を高め, 成長を促進した。また, 処理区では植生型により実生の生残率が有意に異なっていた。本処理により, コナラ実生の優占する場所が無処理区の3倍以上となり, 面積割合で20%を超えた。これは, 更新を早く確実に進めるうえで重要と考えた。

キーワード: 母樹保残法, 機械地床処理, 雑草木制御, コナラ実生, 生残と成長

Summary

Influences of ground treatment on seedling establishment using a small-sized excavator were observed in a natural regeneration site of *Quercus serrata*. Removal and destruction of under-ground organs of weeds and shrubs by the ground treatment provided effects during the establishment of *Quercus serrata* seedlings; keeping the coverage of weeds and shrubs low at the first year after the treatment and delaying or repressing the active reflush of bamboo grasses and shrubs from under-ground organs at the following years. The ground treatment also raised the survival ratio of *Quercus serrata* seedlings significantly and promoted their growth at various places of the regeneration site: the

area dominated by *Quercus serrata* seedlings was obviously enlarged. These results imply that the ground treatment facilitated the seedlings to establish themselves safely and also accelerated their regeneration progress.

Key words: mother tree method, mechanical ground treatment, control of weeds and shrubs, *Quercus* seedlings, survival and growth