

知床100m²運動地における森林再生の試み

I. 地表処理を行った牧草地やササ群落における、カラマツを用いた森林再生の初期過程

石川幸男

〒079-0197 美瑛市光珠内 専修大学北海道短期大学造園林学科

1. はじめに

知床100m²運動地においては、ナショナルトラスト運動としての活動を1977年に開始して以来、開拓以前の生態系を再生するために牧草地やササ群落を森林に再生する試みに取り組んでいる。この取り組みにおいてこれまで行われてきた最も一般的な森林再生の手段は、運動賛同者自身の手によるものも含めた植樹である。しかし植樹の場合、準備と実施に相応の手間とコストがかかる。さらに近年、当該地域内ではシカの個体数が著しく増加し、シカによる落葉広葉樹の植樹個体に対する食害が顕在化している。こうした状況下で森林再生を行う場合、限られた樹種の植樹だけではなく、なるべく多様な方法で対処することが望ましい。

林業においては、主林木の伐採前後に地表部の草本植物やササを除去する処理を施すことによって、樹木の種子の発芽や実生の定着を促進し、次の世代を育成する天然更新技術が存在する。特に、切り残した母樹や周辺の母樹から自然に散布される種子を利用する場合は天然下種更新とよばれる(川名・片岡、1992)。したがって、こうした技術が100m²運動地内の牧草地やササ群落においても適応可能であるならば、植樹以外の、低コストでかつ省力的な森林再生の一手段となると考えられる。著者は1988年以来、100m²運動地内の牧草地やササ群落においていくつかの地表処理を施し、天然下種更新の可能性を確かめる実験を行ってきた。一連の実験は現在でも進行中であるが、開始後9年を経た昨年までにいくつかの知見を集積することができた。昨年で20周年を迎えた知床でのナショナルトラスト運動は、本年より運動の中心が私有地の買い取りから生態系再生に本格的に移ることとなり、これらの知見はその一助となると考えられる。そこで本報では、地表処理後の樹木実生の発生や定着、生存の初期過程の調査結

果に基づいて、本地域で天然下種更新によって森林再生を試みる場合に適当な処理方法や樹種を明らかにするとともに、問題点と今後の課題を整理する。

なお、本報で一連の実験と調査を行うに際して、山中正実氏を始めとした知床自然センターおよび斜里町役場の関係諸氏からは多大なご援助を賜わった。北海道立林業試験場の斎藤新一郎博士(現、専修大学北海道短期大学造園林学科)には、実験開始当初、さまざまな面で論議をしていただいた。北海道立環境科学研究センターの梶光一博士には、シカによる樹木実生や稚樹に対する食害の実態に関して現地でご教示いただいた。また阿寒周辺でのシカによるアカエゾマツやカラマツの食害状況について、網走地区林業改良指導事務所長、藤田博義氏にご教示いただいた。岩尾別温泉木下小屋の法量武氏には宿泊の便宜その他でたいへんお世話になった。さらに専修大学北海道短期大学造園林学科の以下の学生諸氏には、現地調査に協力していただいた：勝又智晴、亀貝 俊、堀嘉行、城田 寛、関口孝行、長岡滋雄、下平真澄、川西拓未、丹羽慎治、綿谷隆宣、石飛北斗、柴田正史、鈴木章義、福岡洋平、藤田明日香、太田全彦、西村 悠、杉浦友一、机 建範。以上の諸氏に心から謝意を表する。

2. 調査地と調査方法

調査地は知床100m²運動が行われている、斜里郡斜里町字岩尾別の通称、幌別台地と岩尾別台地に位置し、設定年度や地表処理内容の異なる合計6地点である(図1)。標高はおおよそ150mから200mに位置している。本地域の開拓以前の植生は、周辺の国有林を見れば明らかのように、常緑針葉樹のトドマツと、ミズナラ、イタヤカエデやシナノキなどの落葉広葉樹が混交した森林(針広混交

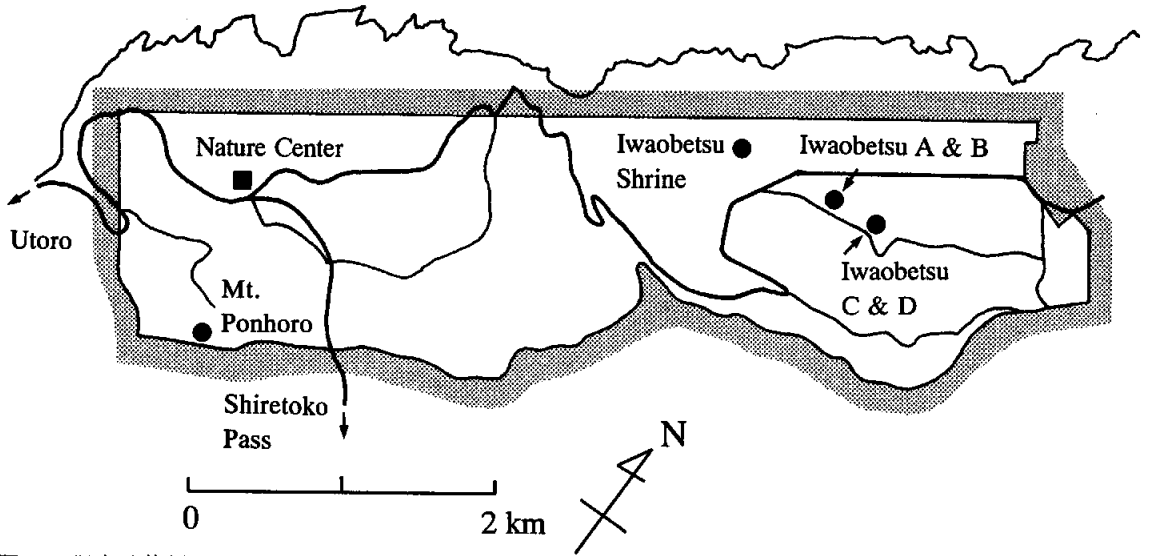


図1. 調査地位置図.

Fig. 1. Location of the study sites.

林)であり、温度的には温帯の最北端近くに位置している。

本地域には大正時代以降何回か開拓が試みられたが、厳しい条件のためいずれも期待ほどには成果が上げられず、もっとも遅くまで耕作されていた場所でも1966年に離農した(斜里町史編纂委員会、1970)。こうした離農跡地のうちで、牧草地としてそのまま残っている部分とササ群落とが本報の調査対象である。一般に牧草地と呼ばれる土地利用形態は、厳密には牧草を採取して家畜の餌とする採草地(meadow)と直接家畜を放して採餌させる放牧地(pasture)に区分される。本地域においては、個々の調査地点の離農以前の利用形態が必ずしも判然としないので、以下では双方をまとめて牧草地と総称し、artificial grasslandを充てる。こうした牧草地においては、場所によってオニウシノケグサ(*Festuca arundinacea*)、カモガヤ(*Dactylis glomerata*)、ハルガヤ(*Anthoxanthum odoratum*)およびコヌカグサ(*Agrostis gigantea*)が優占種となっており、一部にナガハグサ(*Poa pratensis*)やオオアワガエリ(*Phleum pratense*)が混在していたが(市川・吉中、1987; 石川、1989)、ここでは種に関係なく一括して扱った。またササ群落のほぼすべてはクマイザサ(*Sasa senanensis*)から構成されており、わずかにチシマザサ(*Sasa kurilensis*)が混生していた。

調査6地点のうち、ポンホロ山入口(P1~5)、岩尾別神社(IJ1~10)、岩尾別旧農道A地点(IA1~5)においては、ユンボやトラクタを用いて牧草地やササ群落の地表から40cmないし50cmの深さで土壌を掘り起こし、反転して元の位置にもどした。本報ではこれを耕耘処理(plowing)と呼ぶ。一方岩尾別旧農道B地点(IB1~5)、C地点(IC1~5)、D地点(ID1、2)においては、ブルドーザを用いて地表部20cmから40cm程度をはいで除去した(以下、地はぎ処理; scraping)¹⁾。各地点の設定年度、地表処理内容、ならびに調査プロット数を表1に示した。各調査地点において、大きさ4 m²の調査プロットを2ないし5個設定し、処理翌年に発生した実生を、針金で地表に固定したダイモテープに番号を記して識別し、樹種を同定するとともに、根元直径と樹高を測定した(以下、処理翌年を1年目として、経過年数で示す)。その後、処理直後の数年は毎年、それ以降は2、3年に一度センサスを繰り返して、根元直径と樹高を測定し直した。また処理翌年以降、各センサス時に新たに定着していた個体があった場合には同様の方法で個体識別するとともに、根元直径と樹高を測定した。樹高1.3mを超えた個体に関しては、ビニル製のナンバーテープに張り替えるとともに胸高直径(樹高1.3mでの直径)も測定した²⁾。またプロット内に生育するすべての種を対象に、被度を測定して経年変

表-1.調査地点の概要.

Table.1.Summary of the study sites.

Study sites	Date	Soil preparation	Number of plots
Mt. Pohnoro	1988, Nov.	plowing*	5
Iwaobetsu shrine	1988, Nov.	plowing*	10
Iwaobetsu A	1989, Oct.	plowing	5
Iwaobetsu B	1990, Oct.	scraping (ca. 20 cm)	5
Iwaobetsu C	1991, Oct.	scraping (ca. 40 cm)	5
Iwaobetsu D	1991, Oct.	scraping (ca. 40 cm)	2

*plowed again in the autumn of 1989, because there were no seedlings established in the spring of 1989.

化を追跡した。

なおすでに述べたように、地表処理には2種類（耕耘、地はぎ）が存在する。また、本調査地内では牧草地とササ群落がパッチ状に入り交じって分布しているため、1調査地点においても牧草地に対する処理とササ群落に対する処理が存在する。そこですべての調査プロットを、処理以前の地表部植生2種類（牧草、ササ）と地表処理2種類の組み合わせ、すなわち合計4つの場合（以下、処理タイプ）のどれかにあてはめて、以下の解析を行う。この際、地はぎ処理においては、地はぎの深さが浅い（20cm程度）場合に比べて深い場合（30～40cm）のほうが牧草やササの回復が遅い傾向が認められたが、処理の区分が多くなるために一処理当たりのプロット数が少なくなるので、ここでは原則として区別していない。さらに順次、耕耘処理から地はぎ処理に実験の重点が移行していったため、それぞれの調査地点で設定年からの経過年数も必ずしも同じではない。したがってそれぞれの処理タイプに属するプロット間で共通の経過年数に当たる年の結果のみを図示した。

3. 結果と考察

1) 地表処理と植生の回復

樹木実生の定着、生長と生存の結果を示すに先立ち、地表処理がそれぞれの調査地点の植生全般に与えた影響を明らかにするため、植生全体の回復過程を4つの処理タイプに分けて示す（図2）。調査を行った年次が必ずしも等しくないため、ここでは実験開始後1年目と5年目を中心に述べる。

耕耘処理においては、1年目の植被率、すなわち全植物の被度が牧草地で約70%、ササ群落で約60%に達していた。5年目では牧草地においては植被率が約85%、ササ群落においては90%に近

かった。これらの値は、地表処理を行わなかった牧草地、ササ群落の値にほぼ匹敵する。なお、牧草地の5年目に例をみるように、個々の種（ここでは牧草）の被度合計が植被率を上回っている場合があったが、これは牧草の種間で空間を使い分け、葉層が立体的が重なっているためである。牧草地においてはほぼすべてが牧草によって占められていた。これに対してササ群落では当初は牧草の回復が著しかったが、やがてクマイザサも被度を増し、7年目には牧草を上回った。なお牧草地において5年目以降の調査結果が示されていない理由は、牧草の回復が著しく速く、5年目の段階で樹木実生の生存個体がほとんどなくなり（第3節、図5参照）、調査する意味がなくなったためである。

一方、地はぎ処理においては、1年目の植被率が牧草地で約50%、ササ群落で約25%であった。5年目のセンサスを実施しなかったが、図から推定すると牧草地で約80%、ササ群落で約65%となった。牧草地においてもササ群落においても、当初は牧草の回復が著しかった。しかしやがて更新した樹木が生長して被度を増し、6年目には牧草地でもササ群落でもその被度が約50%に達していた。これに対して牧草の被度は6年目には3年目に比べて減少していたが、これは更新樹木が牧草を樹冠下に被陰したためと考えられる。なお、地はぎ処理において定着後に目に見えて生長した樹木個体は、後述するように（図6参照）ほぼすべてがカラマツであった。

以上のように、植生の回復の様子は地表処理の違いによって異なり、地はぎ処理に比べて耕耘処理では植生の回復が速かった。こうした違いは、すでに1年目に耕耘処理では植被率が60%以上であったのに対して地はぎ処理の場合は50%以下で

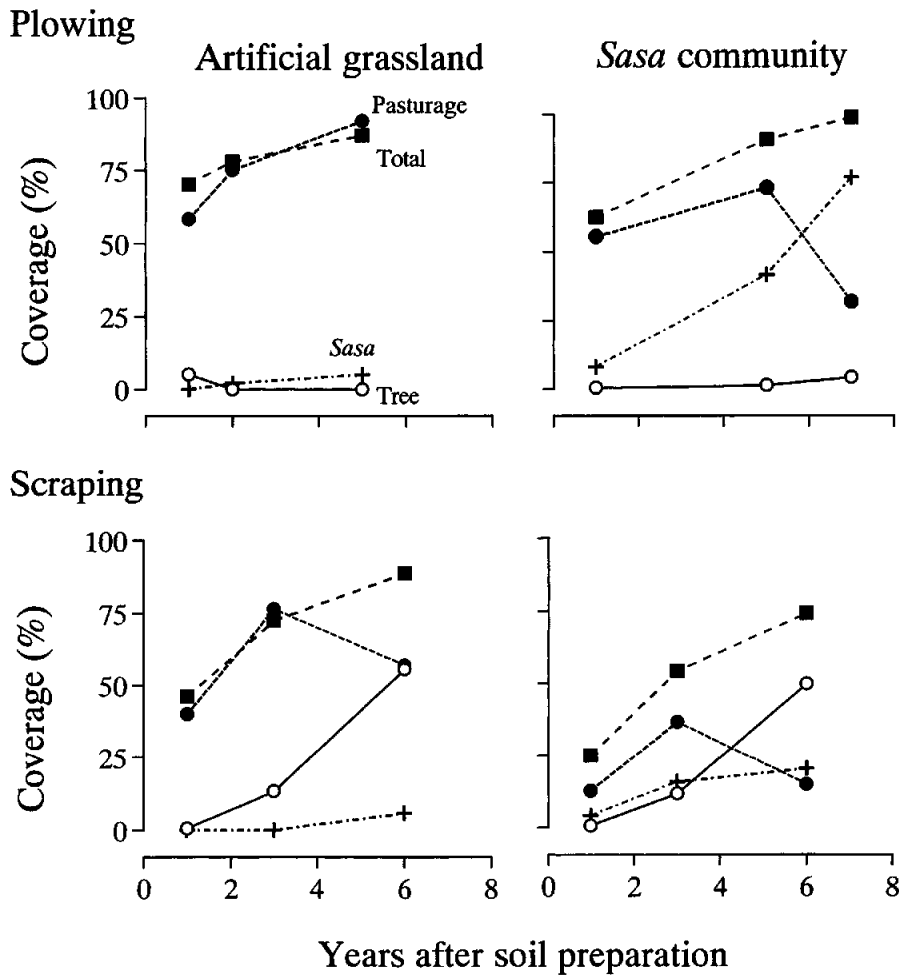


図2. 土壌処理後の植生の回復過程。
Fig. 2. Recovery of former vegetation after soil preparation.

あったように回復初期から明らかで、2年目以降もその違いは解消されなかった。したがって、樹木実生の定着を促進するために以前の植生を除去する目的からは、耕耘処理に比べて地はぎ処理が有効であることは明らかである。これは耕耘処理の場合、牧草やクマイザサの地下部や埋土種子がその場所に残存するために回復が速いのに対し、地はぎ処理の場合は地下部や埋土種子がほぼ除去されるためと考えられる。なお、調査方法の項でも触れたように、地はぎ処理には薄くはいだ場合（1990年、岩尾別B地点）と厚くはいだ場合（1991年の岩尾別C地点と岩尾別D地点）があった。岩尾別B地点とC地点を対象に、両者の回復過程の違いを図3に示した。なお、ここではプロット数が少ないので、牧草地とササ群落を区分していな

い。地はぎが20cmの場合は40cmの場合に比べて、全体の植被率の回復がわずかに早い傾向があった。また牧草について見ると、1年目はどちらの処理でも被度合計が25%弱であったのに対して、3年目には地はぎが20cmの場合は被度が約60%、40cmの場合は45%弱となり、地はぎが薄いと牧草の回復が早い傾向があった。これ以降は、定着した樹木（ほぼすべてカラマツ）の被陰によって牧草が減少していると考えられるので参考にはならないが、地はぎの場合でも、40cm程度の厚みで十分に牧草やササを除去する必要があると考えられる。

2) 樹木実生の定着

次に、上に示した植生の回復状況が樹木実生の定着に与える影響を述べる。ここでは地表処理後、

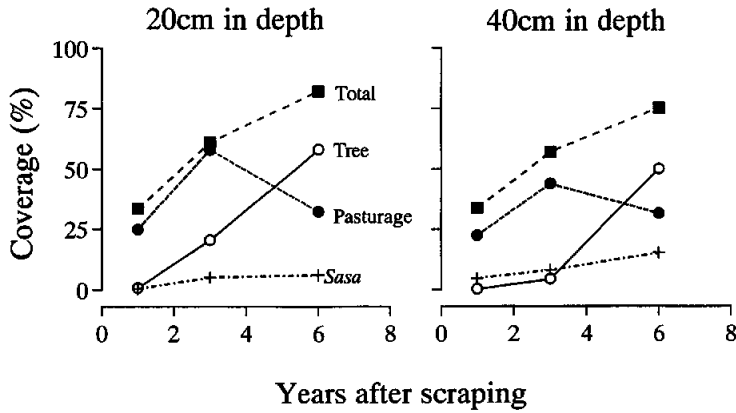


図3. 地はぎの深さと植生の回復過程の関係。
 Fig. 3. Difference of the recovery of former vegetation between deep and shallow scraping.

表2. 各プロットにおける定着実生と母樹の分布. Ah,ケヤマハンノキ; Am,イタヤカエデ; As,トドマツ; Bp,シラカンバ; Lk,カラマツ; Qm,ミズナラ。
 Table 2. Relationships between numbers of seedlings and seed dispersing trees. Seed dispersing trees were distributed within 15m of the plot(++),and from 15.1m to 45m(+).Abbreviations of spesies names are as follws:Ah,*Alnus hirsuta*;Am,*Acer mono*;As,*Abies sachalinensis*;Bp,*Betula platyphylla* ver. *japonica*;Lk, *Larix kaempferi*;Qm,*Quercus mongolica* var. *grosseserrata*.

Plot	Number of seedlings							Seed dispersing trees					
	Ah	Am	As	Bp	Lk	Qm	others*	Ah	Am	As	Bp	Lk	Qm
P 1	10	5	1				5	++	+	+	+	+	++
P 2	8	2	3				2	++	+	+	+	+	++
P 3	8	2					3	++	+	+	+	+	++
P 4	10	5					6	++	+	+	+	+	+
P 5	8	1	2				4	++	+	+	+		+
IJ 1		8						++	+				+
IJ 2		20	2					++	+				+
IJ 3		8						++	+				+
IJ 4		5						++	+				+
IJ 5		3						+	+				+
IJ 6		9						++	+				+
IJ 7		14					1	++	+				+
IJ 8		6						++	+				+
IJ 9		3						++	+				+
IJ 10		2						+	+				+
IA 1					3				++		++	+	++
IA 2		2							++		++	+	++
IA 3		1			1				++		++	+	++
IA 4									+		+	+	+
IA 5						28			+		+	+	+
IB 1					11			+	+	+	+	+	+
IB 2					4			+	++	+	+		+
IB 3				2	35			+	+		+	+	+
IB 4				17	41						+	++	
IB 5					9						+	++	
IC 1			12		4			+	++	++	+		++
IC 2	1		11		1			+	++	++	++		++
IC 3	1		2	2	6			+	+	++	+		++
IC 4					2					+	+		+
IC 5					5					+	+		+
ID 1			4	43	4		2	+		++	++	+	++
ID 2				14	9		2	+		+	++	+	++

*:Others include *Cercidiphyllum japonicum*, *Fraxinus lanuginosa*, *Magnolia kobus* var. *borealis*, *Salix hultenii* var. *angustifolia*, and *Ulmus laciniata*.

1年目に発生した樹木実生の結果のみを示し、2年目以降に発生した実生の結果は含んでいない。2年目以降の実生の発生状況に関しては、第4節で一部触れる。

表2にそれぞれのプロットごとに、定着した実生の個体数を示した。ここでは地表処理を行った調査地点周辺の森林の平均的な樹高を15mとし、プロットが母樹の樹高程度以内の距離、樹高の3倍以内の距離、およびそれ以外の3区分に分けて、母樹の分布と定着実生の分布の関係も示した。主要な定着樹種は、トドマツ (*Abies sachalinensis*)、カラマツ (*Larix kaempferi*)、シラカンバ (*Betula platyphylla* var. *japonica*)、ケヤマハンノキ (*Alnus hirsuta*)、ミズナラ (*Quercus mongolica* var. *grosseserrata*)、およびイタヤカエデ (*Acer mono*)であった。この結果はカラマツを除けば、奥村ら(1984)、小山・林田(1990)、および三好(1996)が報じた北海道内各地の針広混交林内の地はぎ跡においてよく出現する種とほぼ一致している。カラマツは本州中部固有の種で北海道には天然分布せず(Horikawa, 1972)、ここに見られるカラマツ母樹はすべて、開拓農家がかつて植栽した防風林に由来する個体である。

次に図4に、それぞれのプロットにおける1年目の植被率と定着実生数の関係を示した。両者のあいだには有意な負の相関($r=-0.49$, $P<0.005$)が認められ、植生の回復が速いと樹木実生の定着が総体としては疎外される傾向があることを示している。しかし、それぞれの種ごとに見た場合、必ずしもすべてのプロットに定着していたわけではないのでサンプル数が小さくて解析にかけられず、また見た目でも特段の傾向は見受けられなかった。また、ここでの相関係数を決定係数に換算すると $r^2=0.24$ となり、1年目の植被率は定着実生数の全分散のうち約24%しか説明できていない。樹木実生の定着には地表の状態のみならず、種子を散布する母樹の存在や、種子生産量の豊凶など様々な要因が関与する。本報ではこのうち、個体の種子生産の豊凶の波は無視できると考える。これは、耕耘処理も地はぎ処理も設定年の異なるいくつかのプロットを含んでおり、また各プロットの周辺には主要樹種それぞれに複数の母樹が分布していたからである。こうした前提をもとに、母樹の分布と定着実生の関係を検討する

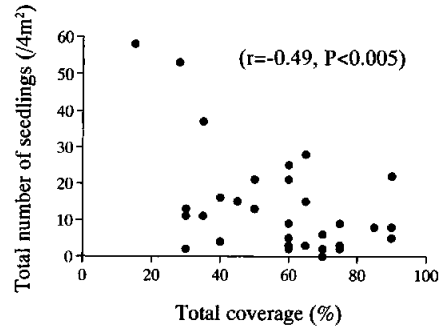


図4. 処理後1年目における、植被率と定着実生数の関係。

Fig. 4. Relation between the total coverage of vegetation and the number of seedlings established one year after soil preparation.

(表2)。ケヤマハンノキは耕耘した場合に定着する傾向があった。イタヤカエデにおいては、耕耘した場合では母樹が分布していればほぼ実生が定着していたが、地はぎした場合は母樹が分布していても定着していなかった。これら2種においては、耕耘程度の地表処理の方が定着には好ましい可能性がある。トドマツは母樹の分布とほぼ対応した定着状況を示した。シラカンバとカラマツは母樹の分布にかかわらず、地はぎしたプロットに定着する傾向があった。このうちシラカンバを含むカンバ属種子の散布距離は最長で200~300mと風散布種子中でも長く(菊沢, 1983)、種子生産の豊凶周期は短い(水井, 1993)。またカラマツも種子の形態から判断する限り、散布距離は長いと推察され、このことは地はぎ処理すれば周辺に母樹のないプロット(1B1,2,1C1~5)でも実生が確認されたことから裏付けられる。したがってこれら2種は耕耘処理区にも定着しても不思議はないが、実際には母樹があってもほとんど定着していなかった。すなわち、これら2種の定着には、むしろ地はぎのように植被と表土を除去することが必要と考えられる。このように風散布種子を持つ上記5種は比較的多くのプロットに定着していたが、散布を動物に依存するミズナラ(Kikuzawa, 1988)は母樹は豊富にあるにもかかわらず定着実生はきわめて偏在し、1プロットのみで、しかし多量に認められた。これは小動物が貯食後に掘り出すのを忘れたものに由来すると考えられる。

3) 樹木実生の生長と生存

次に、上で述べた定着実生のその後の生長と生存を、地表処理と植生の組み合わせの4つの処理タイプに分けて示す。耕耘した場合、牧草地でもササ群落でも1年目に定着した主要樹種4種（イタヤカエデ、ケヤマハンノキ、カラマツ、ミズナラ）のうち、落葉広葉樹の死亡率は高く、5年目にはほぼ0/m²になったのに対して、カラマツの生存率は高かった（図5上段）。基部直径生長においてもカラマツは他を圧倒しており、ササ群落において7年目には15mmに達していた（図5中段）。さらに樹高生長においてもカラマツはほぼ直線的に増加し、10cm/年を上回る勢いだったのに対して、イタヤカエデ、ケヤマハンノキ、ミズ

ナラは5年で10cmないし15cmにしか到達していなかった（図5下段）。

地はぎ処理の翌年に定着した主要樹種（カラマツ、トドマツ、シラカンバ）においてもカラマツの生存率は高かったが、残りの2種の生存率はいずれも低く、ササ群落においてトドマツが6年目でもわずかに残ったのみであった（図6上段）。基部直径生長においてもカラマツは6年目に25mm前後に達していたのに対して、シラカンバで4mm程度、トドマツで7mm程度であった（図6中段）。なお、シラカンバの3年目の直径に比べて6年目の値が減少しているのは、その間に直径の大きな個体が複数死亡し、平均値を押し下げた見かけ上の現象である。樹高生長においてもカ

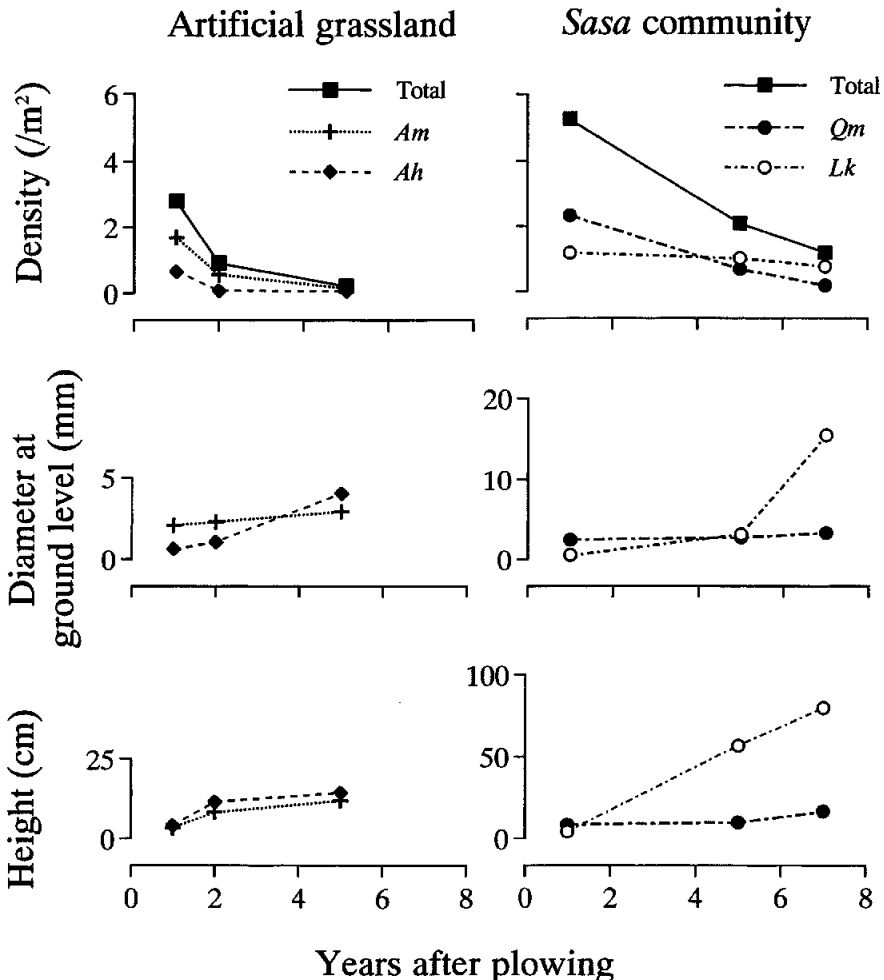


図5. 耕耘後の樹木実生の生長と生存。種名の省略記号は表2を参照。

Fig. 5. Growth and survival of saplings after plowing. Abbreviations of species names as in Table. 2.

ラマツは6年目に170cmないし190cmに達していた(図6下段)。これに対してシラカンバとトドマツは20cm程度に過ぎなかった。鈴木ら(1982)は道東地方において産地の異なるカラマツ造林木の生長を調査し、樹齢5年で基部直径44~30mm、樹高234~163cmを報じている。本報で定着したカラマツのうち、生長の良好な地はぎ地での生長速度は、これらの値のうち、生長の遅い産

地の個体にほぼ匹敵するといえる。これに対して耕耘した処理の場合の生長速度はかなり劣っていた。

通常の場合、発生初期の樹木実生の死亡率は高く、その原因としては乾燥や光不足のストレス、菌害ないし補食が重要とされる(川名・片岡1992)。小山・林田(1990)は道北の針広混交林において、地はぎ後に発生した樹木実生の死亡

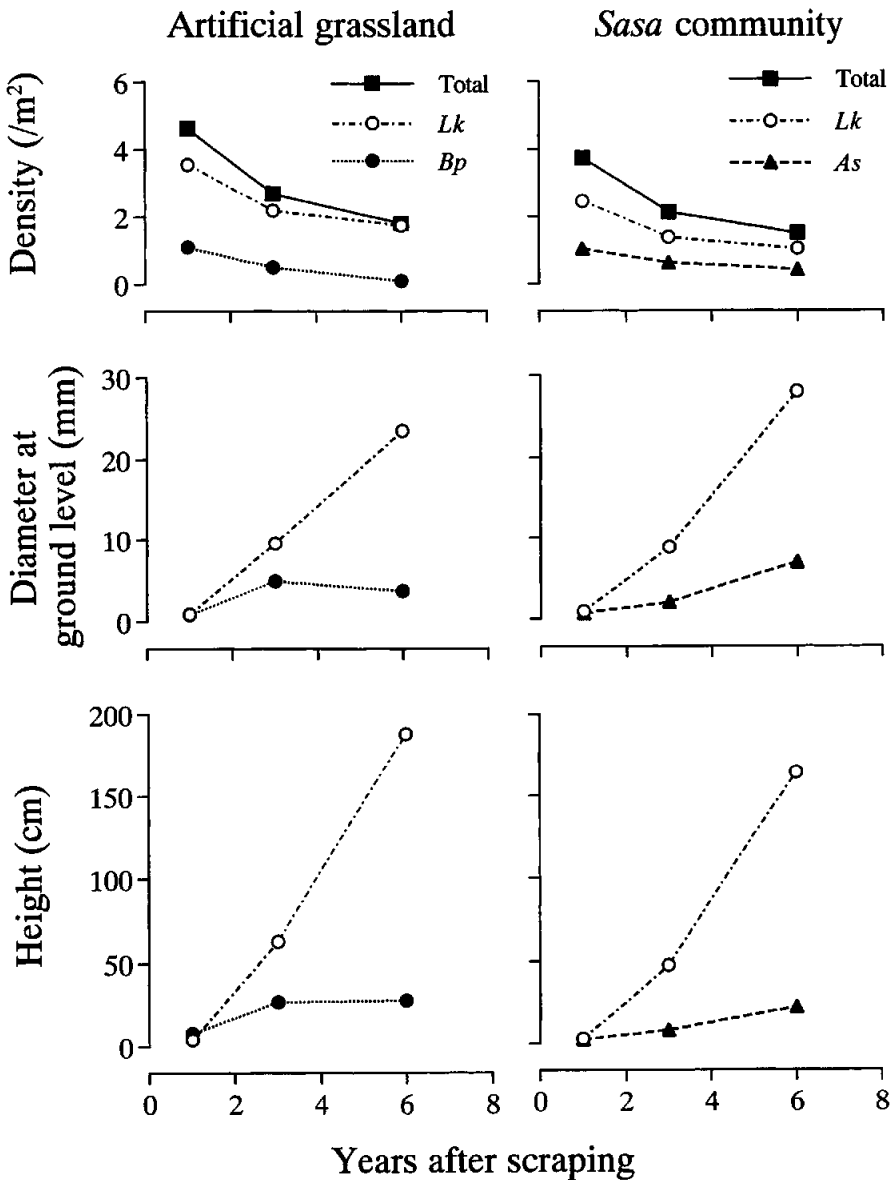


図6. 地はぎ後の樹木実生の生長と生存. 種名の省略記号は表2を参照.

Fig. 6. Growth and survival of saplings after scraping. Abbreviations of species names as in Table 2.

表-3. 稚樹の食害状況ならびに死亡要因。
Table 3. Fates of saplings of major species.

	alive			dead		
	sound	browsing	others*	no-browsing	browsing	unknown
<i>Abies sachalinensis</i>	11		3	8		15
<i>Alnus hirsuta</i>	1	19	5	4	10	7
<i>Acer mono</i>	2	11	7	2	43	31
<i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i>	1	16	8	9	21	23
<i>Larix kaempferi</i>	29	45	7	9	18	27
<i>Quercus mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i>		7			12	9

*:Others include broken stems and picked stems by unknown reason.

要因として、特定できた範囲内では乾燥が最も重要であることを報じている。本紙で述べた実生の死亡原因としても、植生の回復が速やかな場合には牧草やササとの競争による資源（主に光）不足、回復が遅い場合には裸地上での水分不足がまず考えられるであろう。実生の消長を詳細に観察してはいないので、これらの要因の重要度を厳密に明らかにすることはできないが、定着2年後、ないし3年後に各個体の生育状況を観察したところ、本来の樹形のまま立ち枯れていた個体があることから（表3）、こうした要因はある程度の重要度を持っていると思われる。

一方、定着した年を生き延びた個体の2年目以降の生長の様子を観察すると、図5と図6を対比すれば明らかなように、ケヤマハンノキとイタヤカエデでは基部直径生長は比較的順調なもの、樹高生長には頭打ち、ないし低下傾向が認められた。シラカンバでも樹高生長は頭打ちであった。また主軸が上部で切り取られて死亡している個

や、その後、何回か側枝が主軸化して生存している個体が、ケヤマハンノキ、シラカンバ、イタヤカエデとミズナラにおいて多数見られた。直接に現場を目撃したわけではないが、これらは切断の形状からシカ(*Cervus nippon yesoensis*)による食害と考えられる（表3）。スポットライトセンサスによる推定によると、本地域でのシカの個体群密度は1988年から1996年にかけての9年間で9倍に急増しており（山中、未発表）、シカの食害による樹木の生長の阻害、およびそれに起因する死亡は著しいと判断される。一方、カラマツでも主軸や側枝が食害されることはあるが（図7）、側枝の食害である限り、食害後も樹高生長は順調であった。また主軸を食害されても側枝が立ち上がることにより樹高生長を継続しており、地はぎ処理後6年目（図6下段）の個体中には、すでにシカの食害危険高（約2m）を脱している個体も相当数見られた（図8）。トドマツには食害個体は観察されなかった。シカの生育期の葉や枝に対

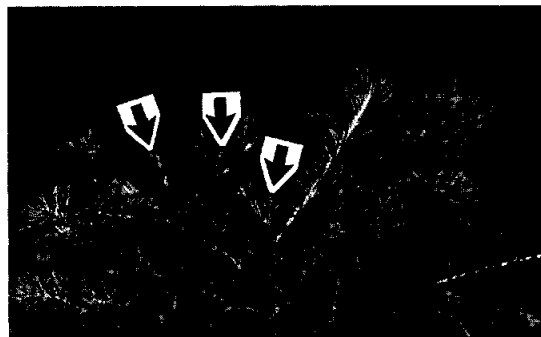


図7. カラマツ稚樹に対するシカの食害例。矢印は食害部位を示す。
Fig. 7. An example of deer browsing on a *Larix kaempferi* sapling. Arrows indicate the marks of deer browsing.



図8. プロットIC1における、処理後6年時点でのカラマツ稚樹。
Fig. 8. Saplings of *Larix kaempferi* after 6 years of scraping on Plot IC1.

する選好性に関しては、樹木ではおもに落葉広葉樹に対する食害が報じられており（梶、1988）、今回の傾向とおおむね一致する。なお、著者が試食した範囲内では、シラカンバとイタヤカエデの新葉は特に苦味がないが、ミズナラにはやや苦味を感じた。一方、カラマツには強い苦味と樹脂臭を感じた。シカの味覚は不明だが、試食の結果は表3に示した食害の頻度の傾向とほぼ対応していると言ってよいだろう。

4) 地表処理した牧草地、ササ群落が発芽床として機能する期間

本報では、実験開始以降センサスが必ずしも毎年行われたわけではないので、各年度の実生発生数を明らかにすることはできない。しかし、センサスを行った年度の当年生実生を確認することで、地表処理した場所が最低何年程度は発芽床として機能するかを推測することはできると考えられる。表4と5に4つの処理タイプごとに、当年生実生の発生数の推移を示す。表4から明らかなように耕耘した場合、2年目になるとイタヤカエデを除いて新たに定着する個体は少なく、5年目にはほとんどなく定着しなくなった。これは、牧草やササの回復が速いため定着に適した立地が失われたためと考えられる。一方、地はぎの場合も状況はさして変わらず、3年目以降に定着した個体はカラマツを除いて少なかった（表5）。地はぎの場合は植生の回復が耕耘に比べて緩やかで、実生の定着に適した裸地は6年目でもある程度残っているが、

こうした立地では逆に発芽前後の乾燥のために実生の定着が制限されているものと考えられる。ただしカラマツのみは6年目においても牧草地で17個体（1.06/m²）、ササ群落では16個体（0.67/m²）定着していた。カラマツは本来の分布地である本州中部において、溶岩流や火山灰堆積地、地すべり地といった乾燥地や瘠悪地に先駆的森林を形成する（館脇ら、1965；浅田・佐藤、1981）。したがって、本地域の地はぎ処理後の裸地の乾燥した条件においても定着、生長が可能で、こうした地はぎ後の裸地は、カラマツにとって最低でも6年程度は発芽場所として機能するものと考えられる。

4. 森林再生のプラン

以上の結果と考察を元に、本地域における地表処理による森林再生プランを提言する。著者は今

表4. 耕耘処理後の新規定着個体の年次別個体数.

Tebule 4. Numbers of new seedlings in each census year after plowing.

Species	Years after plowing	Artificial glassland			Sasa community		
		1	2	5	1	5	7
<i>Abies sachalinensis</i>		8	10	5			
<i>Alnus hirsuta</i>		36		1	8	1	
<i>Acer mono</i>		91	35		5		
<i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i>							
<i>Cercidiphyllum japonicum</i>					5		
<i>Fraxinus lanuginosa</i>		2					
<i>Larix kaempferi</i>			2		4	2	
<i>Magnolia kobus</i> var. <i>borealis</i>		1					
<i>Magnolia obovata</i>			1				
<i>Quercus mongolica</i> var. <i>grosseserrata</i>					28		
<i>Ulmus laciniata</i>		8	1	8	2	1	2

表5. 地はぎ処理後の新規定着個体の年次別個体数.

Tebule 5. Numbers of new seedlings in each census year after scraping.

Species	Years after scraping	Artificial glassland			Sasa community		
		1	3	6	1	3	6
<i>Abies sachalinensis</i>			1	1	29	6	3
<i>Alnus hirsuta</i>					2		1
<i>Betula platyphylla</i> var. <i>japonica</i>		31	2	2	47	4	
<i>Larix kaempferi</i>		66	38	17	65	21	16
<i>Salix multenii</i> var. <i>angustifolia</i>			1	1	4		6
<i>Salix sachalinensis</i>						3	
<i>Ulmus laciniata</i>			1				

回の一連の地表処理を開始する時点で、耕耘すれば樹木実生が定着するであろうと考えていたが、耕耘処理はすでに述べたように不適で(図2、5)、牧草やササの地下部を完全に除去する程度(約40cm)の地はぎ処理が望ましい(図2、3、6)。この深さは、北海道の天然林内における通常の地はぎ処理の深さ、すなわち土壌のA層やA0層を除去する20cm程度(高橋ら、1981など参照)に比べて深い。これは本報の地はぎ処理対象が天然林ではなく、かつての耕作地であることと関係すると考えられる。こうした地はぎ処理を施した裸地に定着可能な種は、従来調査と同様に風散布型の種子を持つシラカンバ、イタヤカエデ、ケヤマハンノキ、トドマツ、カラマツなどが中心であったが、シカによる食害が著しい現状でも生長を期待できる種は、カラマツのみであった。北海道に天然分布しないカラマツを、開拓以前の生態系再生を最終目標とする本地域における森林再生に用いることは、本来は決して望ましいことではないが、現状ではほかに代替樹種が存在しない。なお、こうした地はぎ処理を行う場合、周辺からの牧草の種子散布やササの地下茎による侵入を防ぐ意味から、カラマツ母樹を中心付近にすえてなるべく広い面積で処理を行うほうがよいと考えられる。このように広い面積で地はぎ処理を行っても、カラマツは種子の散布能力が高く、母樹から離れたプロット(たとえばIC1と3:およそ80m)でも定着可能なので(表3)、母樹が100m以内にあれば天然下種更新は可能であろう。ただし、カラマツが盛んに定着していた岩尾別旧農道B地点、C地点においても、定着は母樹である防風林の西ないし北西側にかたよっており、その反対側にはほとんど見られなかった。これは種子散布の時期の卓越風向と関わると思われる。またカラマツの種子の豊凶周期は4~8年とされるので(川名・片岡 1992)、地はぎ処理の年によっては、処理後数年は種子が散布されない可能性もある。こうした場合や近くに母樹がない場合には、人工的に播種することで解決できる。

植物群落の遷移理論から明らかなように、裸地に森林が発達する初期の段階では、稚樹の耐陰性が低く、発芽、定着や生長に陽光を多量に要求し、生長の速い陽樹を中心に森林が形成される(沼田、1977)。こうした陽樹林は自らの樹冠下に次世

代の同種個体が発芽、定着できず、その後は耐陰性の高い樹種に取って替られる。北海道ではシラカンバやケヤマハンノキなどが陽樹の典型例であり(Koike, 1988)、カラマツもその本来の分布地ではきわめて陽樹性が高いとされている(浅田・佐藤、1981)。したがって、シラカンバやケヤマハンノキといった在来種の替りにカラマツで地はぎ後の初代の森林を形成したあと、在来の落葉広葉樹や針葉樹に置き換えることが可能ならば、カラマツを本地域の森林再生に一時的に用いることは、遷移理論から判断する限り合理的である。実際に本地域においては、知床五湖に至る道道が岩尾別川を越えて岩尾別台地に切り切った周辺のカラマツ防風林の林床に在来種が天然更新している例を多く見ることができる。このなかではトドマツが最も一般的な種であることから(図9)、原植生、すなわち針広混交林への誘導への可能性を示唆する。

北海道内では1950年以降、戦後の国土復興と森林資源の早期回復を目的として道東を中心にカラマツ造林が積極的に行われた(北海道林業史戦後編編集者会議、1983)。近年、社会情勢の変化によって伐期を迎えたこうしたカラマツ材の販路が減少したこと、およびカラマツ造林地を伐採したあとに次世代のカラマツを植栽すると隣酸欠乏のために生育不良となると考えられたことから、カラマツ林を他種の森林に誘導するための試みがすでにいくつか取り組まれている。特に、カラマツ上層木の下に定着した、あるいは植栽された在来種を育成する技術は二段林施業と呼ばれている



図9. 岩尾別台地上のカラマツ防風林林床に天然更新したトドマツ稚樹。

Fig. 9. *Abies sachalinensis* saplings established naturally on the forest floor of a *L. kaempferi* plantation.

(浅田・佐藤、1981；日本林業技術協会、1982)。その中でもカラマツ・トドマツ二段林は、北海道内で最も一般的なカラマツ二段林のパタンであり、さまざまな面で検討が加えられてきた(日本林業技術協会、1982；福地ら、1985；山本ら、1992；小山、1995)。したがって、こうした林業上の技術を応用することによって、本報で述べたような地はぎ処理後に定着したカラマツによって形成された林分を在来種の林分に誘導することは、技術的に可能と考えられる。この場合、本地域に分布する防風林を構成するカラマツの樹齢(石川、未発表)から判断しても、地はぎ後にカラマツによって構成される初代の林が十分に発達するまでに30年程度は要するであろう。その後、下層に更新した在来樹種の個体を育成して上層に到達させるまでにはさらに同程度の年数が必要と考えられることから、21世紀後半を見通した計画を立案することが肝要である。

以上のように、カラマツは本地域において天然下種更新を通じての森林再生に好都合な種であるが、ネズミ類(おもにエゾヤチネズミ)に地際を食害されて、造林地が大きな被害を被ることがある(北方林業会、1982；阿部、1996)。また、おもに定着初期に*Guignardia laricina*による先枯れ病の被害が発生して1960年代に大きな問題となった(浅田・佐藤、1981)。さらに、本地域ではシカの食害が比較的軽微なカラマツやアカエゾマツでさえ、阿寒地方ではすでに盆栽状になるほど食害が加えられているという(藤田、私信)。したがって、更新後もその生長を注意深く観察するとともに、カラマツ林形成後の取り扱いについても十分な注意を払う必要がある。こうした点については、今後実施する予定でいるカラマツ防風林の在来種への誘導実験の結果を含めて、稿を改めて報じる。

本地域のナショナルトラスト運動においては、これまで針葉樹ではアカエゾマツとトドマツ、落葉広葉樹ではシラカンバ、ケヤマハンノキ、ミズナラを中心に植樹が進められてきた。こうした植樹個体のうち、1980年以前に植樹された落葉広葉樹は順調に生育したものの、それ以降、シカの急増にともなって落葉広葉樹の稚樹は大きな食害を受けるようになった。1981年以降に順当に活着し、シカによる食害を免れて生長している種は

アカエゾマツとトドマツのみである。このうちトドマツは、幼齢時に開芽の時期が早く、晩霜害を受けやすいことが知られているが(北方林業会、1982)、実際に本地域でも被害を被っている。

一方、アカエゾマツは北海道在来種とはいえ、通常は蛇紋岩地帯、湿原周辺や火山地帯といった特異な立地に純林を形成する(館脇、1943)。知床半島においても羅臼岳溶岩上の亜高山領域などにアカエゾマツが純林を形成することがあるが、ナショナルトラスト運動地と同様な山麓部ではきわめて少ない(鮫島・佐藤、1981；久保田、1994)。したがって、開拓以前の森林を再生する目的からは、アカエゾマツでも満足とは言えないが、シカによる食害を考慮した場合、現状ではアカエゾマツを植樹して天然林再生に用いることは確かに有効な手段である。また落葉広葉樹の定着初期の死亡のうち、乾燥や草本との競争が原因となる場合に対して、岡村(1996)は空気に比べて比熱の小さい碎石を撒くことによって、夜間に碎石表面に水滴を結露させ、乾燥に晒された樹木実生に水分を供給するという巧妙かつ実際的な方法(碎石マルチ法)を開発している。この方法は同時に、敷き詰められた碎石が草本植物の生育を阻害する効果も持つ。したがって、フェンスなどで完全にシカを排除して食害を回避すれば、落葉広葉樹の生長も期待可能ではある。しかしこれらの2つの再生手段は、ここで提唱したカラマツを利用する場合に比べて、手間とコストが格段に多くなる。

知床100m²運動は本年から、開拓以前の生態系再生に活動の重点が据えられる。開拓以前の原生林内には牧草地はもとより、ササ群落もあまり存在しなかったであろうことを考えれば、まず第一に森林の再生が急務である。地はぎ処理によるカラマツ林を通じた再生は、ここで報じた初期過程を見る限り順当に進むと考えられる。またきわめて低コストかつ省力的であり、この手段を採用することによって、再生手段自体がより多様なものになると期待できる。

注

1) 日本では、天然更新の妨げとなる地表の植生を機械で除去する処理に対して、地ごしらえ、かき起こし、地はぎや地かきなどの用語が使用され、現地では通常はおもにレーキドーザによって地表をはぐと同時に植物の地下部を除去している。このうち地ごしらえは、林床植物の地上部の刈り払いや薬剤散布といった作業も含む総合的な用語である。本報では処理の内容を的確に示すため、Smith(1962)にしたがってplowingとscrapingを区別し、それぞれに耕転と地はぎを充てた。

2) ダイモテープによる個体識別においてはテープの消耗がかなり速く、4年目のセンサスではちぎれて番号が読み取れなかったり、大きさを著しく増した個体(特にカラマツ)の根元やその落葉に埋没して見つからないものが一部あった。これらの場合、個体間の位置関係から番号を推定した。ナンバーテープも著者が通常行っている様な森林内での調査では7ないし8年間は使用に耐えるが、本調査のようなオープンな条件下では、消耗がより激しいと考えられる。

6. 文献

- 阿部与市、1996：エゾヤチネズミの異常発生による森林被害。北方林業、48：43-46。
- 浅田節夫・佐藤大七郎(編著)、1981：カラマツ造林学。289p。農林出版。東京。
- 福地 稔・鈴木悌司・吉田憲章、1985：カラマツ林内に植栽したトドマツの10年間の生長。日林北支講、34：44-46。
- 北海道林業史戦後編編集者会議(編)、1983：北海道林業史戦後編。1421p。財団法人北海道林業会館。札幌。
- 北方林業会(編)、1982：北海道林業技術者必携上巻。459p。北方林業会。札幌。
- Horikawa, Y., 1972：Atlas of the Japanese Flora。500p。Gakken Co., Ltd., Tokyo。
- 石川幸男、1989：知床岩尾別台地開拓放棄地の植生。知床博物館研究報告、10：1-17。
- 市川 聡・吉中厚裕、1987：知床幌別台地開拓放棄地の植生。知床博物館研究報告、8：1-17。
- 梶 光一、1988：第5章 エゾシカ。(大泰司紀之・中川 元、編著)知床の動物。394p。北海道大学図書刊行会。札幌。
- 川名 明・片岡寛純(著者代表)、1992：造林学 三訂版。200p。朝倉書店。東京。
- 菊沢喜八郎、1983：北海道の広葉樹林。152p。北海道造林振興協会。札幌。
- Kikuzawa, K., 1988: Dispersal of *Quercus mongolica* acorns in a broadleaved deciduous forest. 1. Dissapearance. Forest Ecology and Management, 25:1-8.
- Koike, T., 1988: Leaf structure and photosynthetic performance as related to the forest succession of deciduous broad-leaved trees. Plant Species Biology, 3:77-87.
- 小山浩正、1995：複層林に適した上木密度管理のめやす。光珠内季報、100：3-6。
- 小山浩正・林田光裕、1990：北海道の針広混交林におけるかき起こし地の更新初期の動態(Ⅱ) 当年生実生の発生パターン。日林論、101：449-450。
- 久保田康裕、1994：知床国立公園における針広混交林のモニタリング。知床博物館研究報告、15：51-62。
- 三好英勝、1996：道有林におけるかき起こし作業の成果。北方林業、48：105-108。
- 水井憲雄、1993：落葉広葉樹の種子繁殖に関する生態学的研究。北海道林業試験場研究報告、30：1-67。
- 日本林業技術協会(編)、1982：複層林の施業技術。164p。日本林業技術協会。東京。
- 沼田 真(編)、群落の遷移とその機構 植物生態学講座4。306p。朝倉書店。東京。
- 岡村俊邦、1996：生態学的混播法による自然林の再生法。25p。北海道工業大学。札幌。
- 奥村日出雄・矢島 崇・滝川貞夫・松田 彊、1984：大型機械によるかき起こし地の天然更新、カンパ類を中心にして。日林北支講、33：83-85。
- 鮫島惇一郎・佐藤 謙、1981：知床半島森林生態系総合調査報告書(総説・植物篇)。180p。北海道。斜里町史編纂委員、1970：斜里町史 第2巻。1053p。斜里町役場。斜里町。
- Smith, D.M., 1962: The Practice of Silviculture, 7th ed. 578p. John Wiley & Sons Inc. New York.
- 鈴木 熙・梶 勝次・林 善三、1982：天然カラマツの十勝地方における初期生長とその他の特性。日林論、93：203-204。
- 高橋康夫・佐藤昭一・柴田 前・高橋郁雄・畑野健一、1981：エゾマツ・トドマツの天然更新に関する

石川幸男

- 研究一地はぎ処理による稚苗の発生・消失（2カ年の経過）一。日林北支講、30：85-87.
- 館脇 操、1943：アカエゾマツ林の群落学的研究。北海道大学附属演習林研究報告、13：1-181.
- 館脇 操・伊藤浩司・遠山三樹夫、1965：カラマツ林の群落学的研究。北海道大学 附属演習林研究報告、24：1-176.
- 山本博一・河原 漠・佐藤昭一・高橋康夫、1992：二段林の成長予測に関する研究（I）カラマツ・トドマツ混植林分の成長特性について。東大演報、88：33-57.

Restoration of forests in the Shiretoko 100m² area. I. Initial growth of *Larix kaempferi* saplings after soil preparation on artificial grasslands and *Sasa* community.

Yukio ISHIKAWA

Department of Forestry and Landscape Architecture, Hokkaido College, Senshu University. Koshunai, Bibai, 079-0197, Japan

Summary

Six sites have been surveyed to assess the effects of plowing and scraping of soil surface on tree seedling establishment and growth since 1988. The recovery of meadow and *Sasa* after plowing was more immediate than that after scraping. There was a significant negative relationship between the total coverage of recovering vegetation and the number of tree seedlings established at the first growing season after the soil preparation, this relationship indicating that scraping is more effective than plowing for facilitating tree seedling establishment. Major species established were *Abies sachalinensis*, *Acer mono*, *Alnus hirsuta*, *Betula platyphylla* var. *japonica*, *Larix kaempferi*, and *Quercus mongolica* var. *grosseserrata*. Except for *L. kaempferi*, mortalities of the species established were high, and the browsing by Shika deer (*Cervus nippon yesoensis*) was seemed to be a determinant factor of their mortalities. Although slight deer browsing was observed, *L. kaempferi* was prominent both in diameter growth and in height growth. A method for restoring forests in the area under the strong deer browsing was proposed by using *L. kaempferi*.

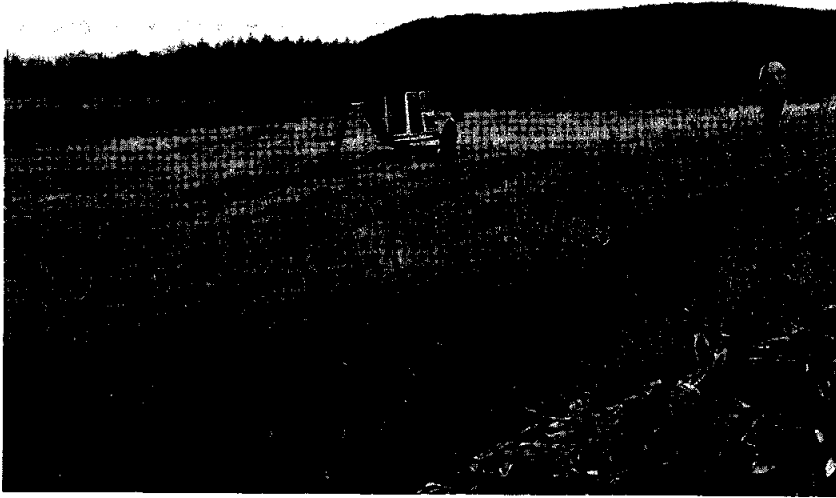


写真1. ポンホロ山入り口での耕耘処理の様子 (1988年11月).

Photo 1. Plowing at Mt. Ponhoro site (November, 1988).



写真2. 岩尾別旧農道B地点での地はぎ処理の様子 (1990年9月).

Photo2. Scraping at Iwaobetsu B site (September, 1990).

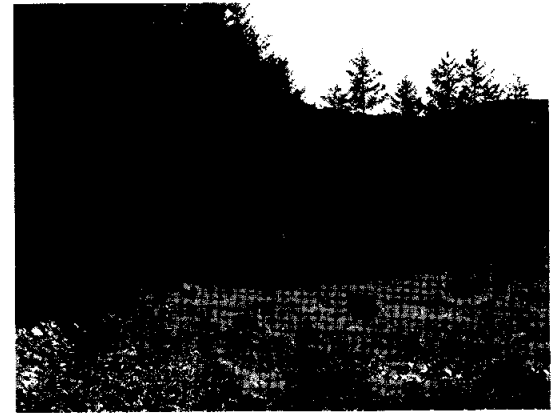
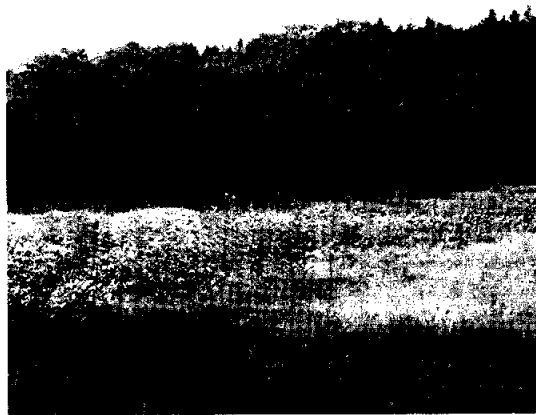
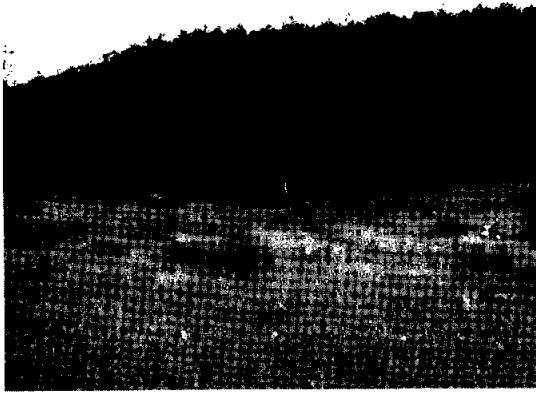
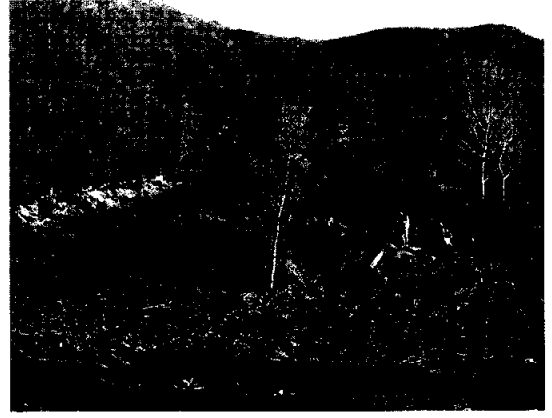
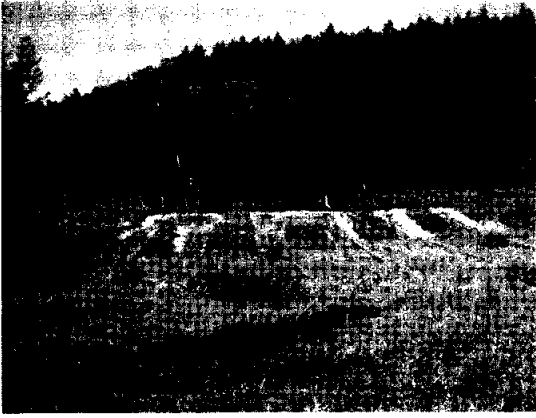


写真3. 耕耘処理した岩尾別旧農道A地点の経年変化。上から1989年(処理年)、1990年、および1994年。

Photo 3. The change of former vegetation after plowing at Iwaobetsu A site: the top, 1989; the middle, 1990; and the bottom, 1994.

写真4. 地はぎ処理した岩尾別旧農道B地点の経年変化。上から1990年(処理年)、1994年、および1997年。矢印は更新したカラマツ稚樹を示す。

Photo 4. The change of former vegetation after scraping at Iwaobetsu B site: the top, 1990; the middle, 1994; and the bottom, 1997. Arrows indicate a cohort of *L. kaempferi*.