



Title	知床国有林の伐採が林分動態に与えた影響：択伐後15年間の林相推移と更新
Author(s)	吉田, まりな; YOSHIDA, Marina; 宮地, 夏子 他
Citation	北海道大学 演習林研究報告, 60(2), 79-90
Issue Date	2003-08
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/21483
Type	departmental bulletin paper
File Information	60(2)_P79-90.pdf



知床国有林の伐採が林分動態に与えた影響

— 択伐後15年間の林相推移と更新 —

吉田まりな¹ 宮地 夏子¹
菊池 俊一² 矢島 崇²

Effects of Selection Cutting on Forest Dynamics in the Shiretoko National Forest

— Stand Structure and Regeneration Pattern, Fifteen Years after Cutting —

by

Marina YOSHIDA¹, Natsuko MIYAJI¹, Shun-ichi KIKUCHI²
and Takashi YAJIMA²

要 旨

1987年に択伐が行われた知床国有林において、固定標準地3調査区の追跡調査を行い、伐採15年後の林相の変化を検討した。トドマツとミズナラが優占する樹種構成に大きな変化はみられず、上木密度は1,288本/ha～1,992本/ha、蓄積は319m³/ha～477m³/ha、胸高断面積合計は54.25m²/ha～74.17m²/haであった。蓄積、胸高断面積合計はともに増加傾向にあり、上木密度は減少傾向にあった。上木密度の減少はトドマツ以外の樹種の減少によるものであった。進界木は12本/ha～296本/haと林分による差がみられ、減少傾向にあった。進界木はほとんど全てがトドマツであり、伐採によって生じたギャップおよびその周辺に集中していて、択伐による疎開部はトドマツによる修復が進んでいた。カエデ類を中心とした落葉広葉樹の枯損数が多く、特に樹高6m未満の下層個体の枯損が多かった。エゾシカの食害とみられる痕跡が落葉広葉樹に多数観察され、枯損の一因になっていると思われる。

キーワード：知床国有林、針広混交林、択伐、モニタリング、林分動態

2003年2月28日受理, Received February 28, 2003

1：北海道大学農学部森林科学科 (〒060-8589 札幌市北区北9条西9丁目)

Department of Forest Science, Faculty of Agriculture, Hokkaido University, Kita 9 Nishi 9 Kita-ku, Sapporo 060-8589

2：北海道大学大学院農学研究科環境資源学専攻

Division of Environmental Resources, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University, Kita 9 Nishi 9 Kita-ku, Sapporo, 060-8589

1. はじめに

1987年4月に知床国有林で択伐が行われた。知床国立公園内での伐採行為であり、「知床伐採問題」という社会的問題にまで発展した。伐採地は北海道に一般的な針広混交林であり、種の多様性が比較的高く、更新が極めてよい天然林であった(大金, 1987)といわれる。

択伐は、林業生産力の持続的な拡大、自然環境の保全、高品質材の生産に最も適した施業であるといわれている(大金, 1981)。知床に限らず、北海道における択伐はその多くが針広混交林を対象に実施されてきた。近年、長期的なモニタリングによる針広混交林の動態研究が展開されつつある(日浦ほか, 1995; NAMIKAWA *et al.*, 1997; 芝野ほか, 2000)が、択伐が針広混交林の動態に与える影響は必ずしも明らかにされていない。択伐林分を長期的に追跡調査し、その後の林分の動態を明らかにしようとする研究は照査法試験に見られるが(青柳, 2001; 和ほか, 1998)、稚樹層を含めた解析や樹冠配置などの空間的な林分構造は検討されていない。

知床における択伐作業は伐採の集中のない極めて弱度の択伐で(大金, 1987)、積雪期のヘリコプターによる集材であったため、林床の攪乱を伴わず、単木的な林冠ギャップの形成のみが起こったと考えられる。ギャップの形成は森林の構造や更新に大きく関わり(中静・山本, 1987; 山本, 1984; 山本, 1981)、針広混交林の動態にも重要な意味を持つと考えられる。林床の攪乱を伴わず単木的な林冠ギャップが生じた場合、おもに前生稚樹がギャップの修復を担うものと期待されるが、そのプロセスは明らかではない。

本研究では、知床国有林での択伐作業を林床の攪乱を伴わないギャップ形成ととらえ、これが針広混交林の動態に与えた影響を検討した。伐採直後の1987年に設定された固定標準地を対象に行った1992年(菊池ほか, 1994)、1997年(大石ほか, 1998a; 大石ほか, 1998b)と2002年の調査結果から、択伐後15年間の林相と稚樹層の推移を検討し、単木的な林冠ギャップが林相変化に与えた影響とギャップ修復過程を考察した。

2. 調査地と調査方法

知床国有林における1987年の伐採は、知床半島オホーツク海側のウトロ付近にある北見営林支局斜里営林署管内斜里事業区318・319林班(1987年当時、現在は網走南部森林管理署1318・1319林班)の186.55ha

を対象に行われた。ウトロにおける2001年の年平均気温は5.2℃であり、最高月平均気温は8月の17.1℃、最低月平均気温は2月の-9.8℃で、年間降水量は1,174mmである(気象庁, 2001)。同林班はトドマツ(*Abies sachalinensis*)とミズナラ(*Quercus mongolica* var. *grosseserrata*)が優占する針広混交林であり、伐採樹種はミズナラ、トドマツ、イチイ(*Taxus cuspidata*)の3種であった。伐採4ヶ月後の1987年8月に施業区域を踏査し、幌別川右岸標高約230mの北西向き緩傾斜地に、標準地を3カ所設定した。これらはそれぞれ伐採状況が異なる場所であり、Plot A: ミズナラ集中伐採区(50m×50m)、Plot B: ミズナラ単木伐採区(20m×20m)、Plot C: 伐採がほとんど行われなかった林分(50m×50m)の3カ所である(菊池ほか, 1994)。伐採前本数に占める伐採本数の割合を伐採率とすると、Plot Aで4.0%、Plot Bで1.1%、Plot Cで0.5%となるが、胸高断面積(BA)で伐採率を求めると、大径木が伐採されたことによりPlot Aで27.1%と高い値であった。伐根の周辺に林冠疎開部がみられる他はうっ閉した林分であり、特にPlot Aで択伐によるギャップの形成が顕著であった(菊池ほか, 1994)。

今回の調査は2002年8月に、前述の各標準地(Plot A, B, C)で行った。樹高2m以上の高木種を上木とし、Plot A, B, Cの全上木を個体識別して、樹種、樹高、胸高直径、樹冠幅、進界木の根元位置、シカによる食害の有無を記録した。

Plot A, B, Cの中央部に幅5mの帯状区を設定し、それぞれBelt A, B, Cとした。樹高2m未満の高木種を稚樹とし、各帯状区でコドラート(5m×5m)毎に、稚樹の樹種、樹高を測定し、クマイザサ(*Sasa senanensis*)の被度を記録した。また、ベルト内の各コドラートにおいて、ササの葉層上部の相対照度を測定した。

ギャップの形成、修復など林分構造の変化を視覚的に理解するために、森林の構造解析や動態シミュレーション等のために開発された“Forest Window ver.2.10”(NOBORI, 2000)を用いた。これにより立木位置、樹高、胸高直径、樹冠幅等の実測データに基づいて3次元林相模式図を描き、期首と期末での林相変化を検討した。

なお、本論文で使用した学名は大井(1983)に従った。

3. 択伐後15年間の林相と稚樹層の変化

1) 上木の変化

Table 1に、2002年の林況を示した。出現樹種はトドマツ、ミズナラ、イタヤカエデ (*Acer mono*) などの8~14種で、1997年の調査ではみられたアオダモ (*Fraxinus lanuginosa*) とベニイタヤ (*Acer mono* var. *mayrii*) が全プロットで消失した。個体数は、Plot A, B, Cでそれぞれ1,992本/ha, 1,950本/ha, 1,288本/haであった。Plot Aの蓄積とBAは他の2プロットに比べて小さく、それぞれ約319m³/ha, 54.25m²/haであった。一方、Plot Bではそれぞれ約477m³/ha, 74.17m²/haで最も大きく、Plot Cは約407m³/ha, 61.30m²/haであった。

林分はいずれもトドマツとミズナラが主体の樹種構成で、樹種別の胸高断面積比 (RBA) では、トドマツとミズナラを合わせて、Plot A, B, Cでそれぞれ95%, 94%, 73%を占めていた。イタヤカエデ (Plot A, B, C) とハウチワカエデ (*Acer japonicum*, Plot C) は個体数が多かったが、林分内で蓄積やRBA

は小さかった。

Table 2に1987~2002年の上木の変化を示した。上木の総個体数は1987年には全てのプロットで2,400本/ha以上であったが、2002年には2,000本未満に減少していた。優占種であるトドマツの個体数に注目すると、Plot Aでは784本/haから1,432本/haへ大幅に増加していた。Plot Bでは750本/haから550本/haに減少し、Plot Cでは660本/haから640本/haへわずかに減少していた。トドマツ以外の樹種は全プロットで大幅に減少していた。進界木数は択伐5年後の1992年には132~350本/haであったが、2002年にはプロット間で傾向が異なり、Plot Aでの進界木は296本/haで、そのすべてがトドマツであった。Plot Bでは落葉広葉樹類の50本/haが、Plot Cではトドマツの12本/haの進界木が認められた。個体数や進界木の減少傾向とは対照的に、BAと蓄積は各プロットで増加していた。15年間の蓄積増加量はPlot Aで81.67m³/ha, Plot Bで128.66m³/ha, Plot Cで74.24m³/haであった。すなわち、トドマツ及びトドマツ以外の樹種がともに増

Table 1 Species composition and stand structure of each plot in 2002. BA; basal area, RBA; relative basal area

Species	Plot A (50m×50m)				Plot B (20m×20m)				Plot C (50m×50m)			
	Number	Volume (m ³)	BA (m ²)	RBA (%)	Number	Volume (m ³)	BA (m ²)	RBA (%)	Number	Volume (m ³)	BA (m ²)	RBA (%)
As	358	43.242	7.138	52.6	22	6.666	1.047	35.3	160	53.563	7.838	51.2
Tc	1	0.241	0.056	*	-	-	-	-	7	3.282	0.682	4.5
Qm	35	33.388	5.695	42.0	6	11.523	1.729	58.2	21	22.406	3.406	22.2
Am	33	0.981	0.210	1.5	33	0.217	0.055	1.8	47	12.282	1.718	11.2
Aj	13	0.064	0.021	0.2	3	0.083	0.015	*	49	0.500	0.129	0.8
Kp	13	0.428	0.099	0.7	5	0.183	0.041	1.4	13	3.960	0.674	4.4
Sa	7	0.103	0.027	0.2	-	-	-	-	3	3.385	0.466	0.8
Sc	10	0.517	0.121	0.9	-	-	-	-	4	0.144	0.031	0.2
Mo	7	0.132	0.031	0.2	3	0.073	0.017	*	3	0.066	0.015	0.1
Ps	12	0.463	0.114	0.8	5	0.268	0.049	1.6	2	0.005	0.002	*
Be	5	0.090	0.018	0.1	-	-	-	-	7	0.804	0.122	0.8
Tj	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1.385	0.227	1.5
Cc	1	0.021	0.006	*	-	-	-	-	-	-	-	-
Pm	2	0.091	0.024	0.2	-	-	-	-	1	0.021	0.006	*
Sh	-	-	-	-	1	0.073	0.014	*	-	-	-	-
Ma	1	0.007	0.002	*	-	-	-	-	-	-	-	-
Mk	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.024	0.006	*
Total	498	79.767	13.562		78	19.086	2.967		322	101.826	15.323	
(/ha)	1992	319.070	54.247		1950	477.156	74.169		1288	407.305	61.292	

* Values less than 1%.

Species abbreviations : As ; *Abies sachalinensis*, Tc ; *Taxus cuspidata*, Am ; *Acer mono*, Qm ; *Quercus mongolica* var. *grosseserrata*, Aj ; *Acer japonicum*, Kp ; *Kalopanax pictus*, Sa ; *Sorbus alnifolia*, Sc ; *Sorbus commixta*, Mo ; *Magnolia obovata*, Ps ; *Prunus sargentii*, Be ; *Betula ermanii*, Tj ; *Tilia japonica*, Cc ; *Cornus controversa*, Pm ; *Prunus maximowiczii*, Sh ; *Salix hultenii* var. *angustifolia*, Ma ; *Maackia amurensis* var. *buergeri*, Mk ; *Magnolia kobus* var. *borealis*. Nomenclature: Ohwi (1983).

加傾向を示し、Plot Bで最も大きかった。枯損個体は1992年には312~575本/haであったが、2002年には508~1,250本/haと増加した。どのプロットにおいてもトドマツ以外の樹種に枯損が多く、全枯損本数の83~95%を占めていた。

Fig.1, Fig.3, Fig.5にそれぞれPlot A, B, Cの1987年, 1997年, 2002年の上木の樹高頻度分布を、Fig.2, Fig.4, Fig.6に各プロットの1987年, 1992年, 1997年, 2002年の胸高直径頻度分布の推移を示した。

Plot Aについてみると、樹高の頻度分布では2~6 mの低い階層におけるトドマツの割合がこの15年間に顕著に増加していた。ミズナラは樹高10m以上の階層のみにしか見られなくなった。これら以外の樹種は以前と同じように樹高8 m未満の低い階層に多く存在したが、1997~2002年の間に個体数が大幅に減少していた。胸高直径頻度分布をみると、10cm未満の小径のトドマツが減少していた。また、ミズナラは15年間を通して35cm以上の階層に多く存在していた。その他の樹種は

Table 2 Changes in stand structure in each plot during the period from 1987 to 2002

		Plot A				Plot B				Plot C			
		1987	1992	1997	2002	1987	1992	1997	2002	1987	1992	1997	2002
Density (/ha)	As	784	936	1220	1432	750	700	650	550	660	680	656	640
	Others ^{*1}	1624	1340	984	560	3800	3625	2475	1400	1980	1780	1216	648
	Total	2408	2276	2204	1992	4550	4325	3125	1950	2640	2460	1872	1288
Number of recruits ^{*2}	As	-	200	348	296	-	25	25	0	-	28	12	12
	Others	-	92	28	0	-	325	25	50	-	104	4	0
	Total	-	292	376	296	-	350	50	50	-	132	16	12
Height (m)	Max	17.0	*	19.0	21.0	16.0	*	18.7	19.0	20.0	*	21.0	21.5
	Avg.	5.5	*	6.3	6.8	4.8	*	6.4	8.1	5.9	*	7.4	9.6
DBH (cm)	Max	62.0	62.0	61.0	60.3	76.8	76.8	76.3	81.0	88.0	77.0	79.0	79.0
	Avg.	9.8	10.8	11.4	12.7	6.7	7.4	9.4	14.1	9.8	10.7	13.1	18.4
BA (m ² /ha)	As	23.15	24.39	26.44	28.55	20.04	20.02	22.90	26.24	24.23	27.10	29.43	31.40
	Others	25.69	26.61	26.64	25.70	42.33	44.44	44.01	47.93	32.17	30.81	28.73	29.90
	Total	48.84	51.00	53.08	54.25	62.37	64.45	66.91	74.17	56.40	57.91	58.16	61.30
Volume (m ³ /ha) ^{*3}	As	120.18	*	151.47	172.97	101.41	*	121.10	166.66	147.83	*	192.93	214.25
	Others	117.22	*	146.66	146.10	247.09	*	266.78	310.50	185.23	*	195.83	193.05
	Total	237.40	*	298.13	319.07	348.50	*	387.88	477.16	333.06	*	388.76	407.30
Number of dead trees (/ha)	As	-	44	72	84	-	75	75	75	-	12	36	28
	Others	-	376	376	424	-	500	1175	1175	-	300	568	556
	Total	-	420	448	508	-	575	1250	1250	-	312	604	584

* not measured

*¹ See Table 1.

*² Trees that had reached 2 meters in height during each period.

*³ Volume calculated using the standing tree volume table (Japanese Forestry Survey Co., Ltd. 1970).

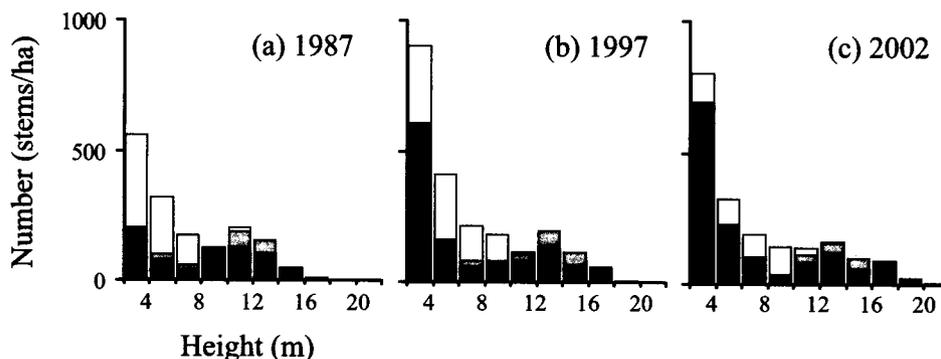


Fig.1 Frequency distribution of height for living trees of Plot A in 1987 (a), 1997 (b) and 2002 (c). Tree height was not measured in 1992. Solid, gray and open columns show *Abies sachalinensis*, *Quercus mongolica* var. *grosseserrata* and other trees, respectively.

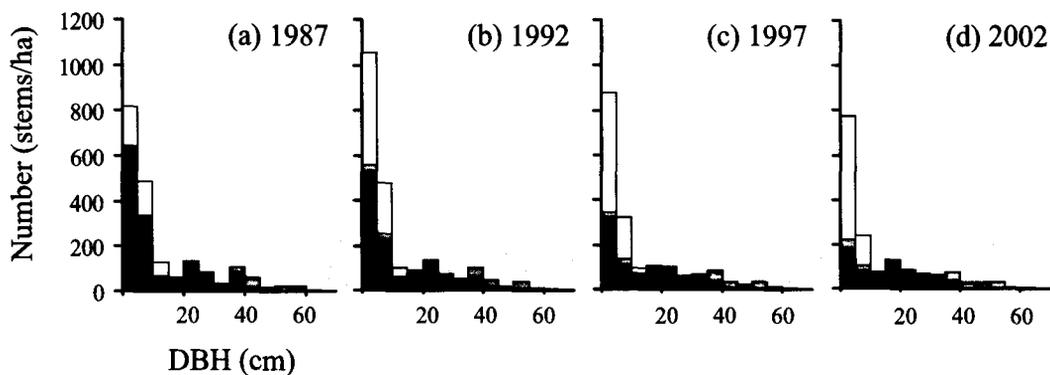


Fig. 2 Frequency distribution of DBH for living trees of Plot A in 1987 (a), 1992 (b), 1997 (c) and 2002 (d). See notes of Fig. 1 for column patterns.

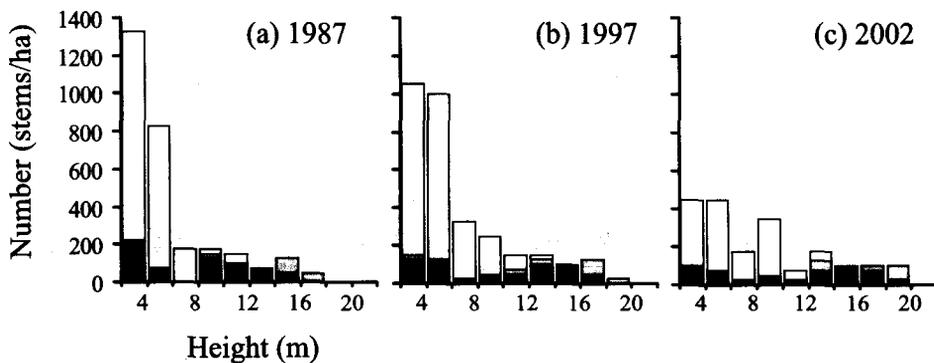


Fig. 3 Frequency distribution of height for living trees of Plot B in 1987 (a), 1997 (b) and 2002 (c). See notes of Fig. 1 for column patterns.

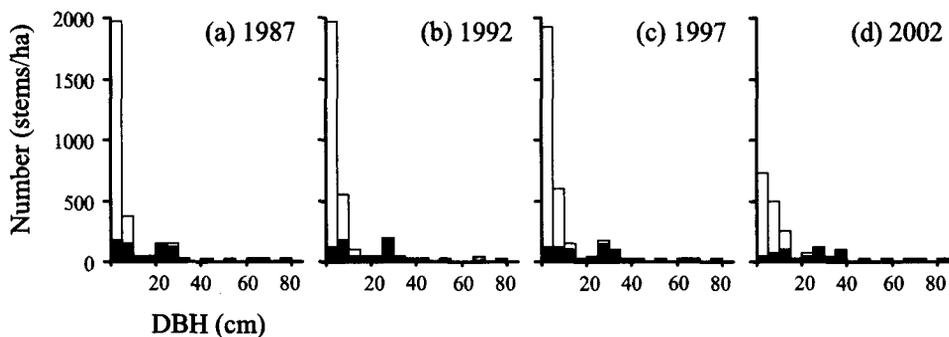


Fig. 4 Frequency distribution of DBH for living trees of Plot B in 1987 (a), 1992 (b), 1997 (c) and 2002 (d). See notes of Fig. 1 for column patterns.

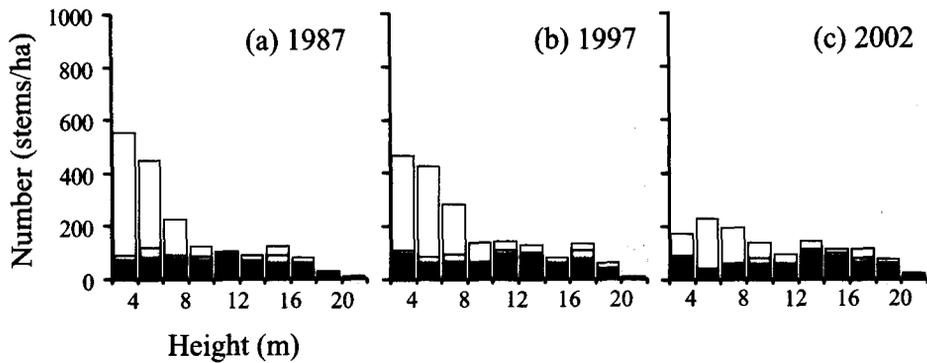


Fig.5 Frequency distribution of height for living trees of Plot C in 1987 (a), 1997 (b) and 2002 (c). See notes of Fig. 1 for column patterns.

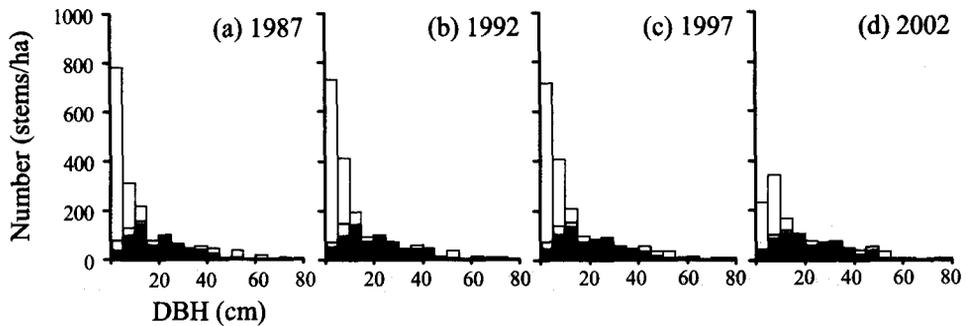


Fig.6 Frequency distribution of DBH for living trees of Plot C in 1987 (a), 1992 (b), 1997 (c) and 2002 (d). See notes of Fig. 1 for column patterns.

小径の階層に占める割合が多くなってきていた。Plot B については、樹高2～6mの低い階層の個体数が明らかに減少した。1987年と1997年には低い階層にも存在していたミズナラは2002年には12m以上の上層にしかなかった。トドマツは2～6mの階層では減少したが、15年間を通して頻度分布に大きな変化はなかった。トドマツ・ミズナラ以外の樹種はすべて14m未満の階層に存在し、その本数は1997～2002年に激減した。胸高直径については、どの樹種も5cm未満の小径木が激減した。1987年には各層に分布していたミズナラも2002年には15～20cmの階層にある一部を除き45cm以上の大径木のみとなった。Plot Cの樹高頻度分布は、トドマツの分布にあまり変化は見られないが、ミズナラは8m以上の階層にしか見られなくなった。また、その他の樹種では6m未満の個体がかかり減少した。胸高直径については1997年までは5cm未満の階層が他

の階層と比べて最も多かったのに対し、2002年にはトドマツ及びミズナラ以外の樹種の減少により5～10cmの階層より少なくなった。トドマツの頻度分布には15年間で大きな変化は見られなかった。ミズナラに関しては他のプロットと同様に小径木が減少した。

なお、調査時に確認できた範囲では枯損木の約25%にエゾシカによるものと見られる剥皮などの食害が認められた。

Fig.7～9に各プロットの立木位置、樹高、胸高直径、樹冠幅の実測値にもとづく1987年と2002年の林相模式図と15年間の進界木の分布を示した。Plot Aでは伐採直後、林冠のギャップが目立っていた。2002年には残存木の樹冠拡大と進界木の成長により、ギャップの修復が進んでいる様子が見てとれた。進界木は1987年に形成されたギャップとその周辺に集中し、ほとんどがトドマツであった。Plot Bでは1987年当時

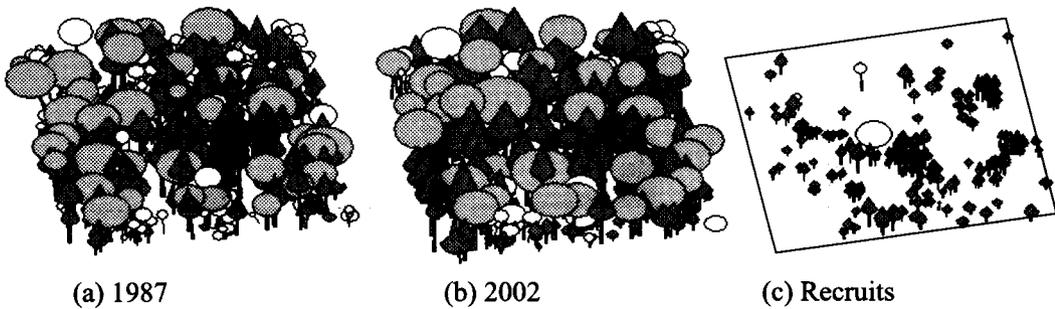


Fig. 7 Stand images of Plot A in 1987 (a) and 2002 (b), and the recruits (c). Recruits are trees that had reached two meters in height during the period from 1987 to 2002. Figures were drawn using "Forest Window ver. 2.10" (NOBORI, 2000), based on measured values for tree location, height, diameter and crown width of trees over two meters in height in the plot. Dark gray; *Abies sachalinensis*, gray; *Quercus mongolica* var. *grosseserrata*, open; other trees.

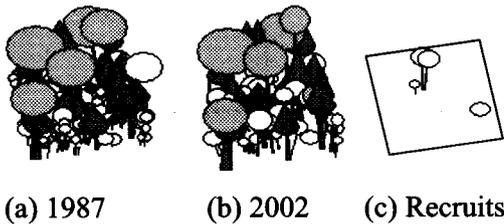


Fig. 8 Stand images of Plot B in 1987 (a) and 2002 (b), and the recruits (c). See notes of Fig. 7 for drawing basis.

から林冠は閉鎖しており、目立ったギャップは見られなかった。その後、上層個体は成長して樹冠が拡大し、低い階層の個体は多くが消失した。進界木にトドマツはなく、落葉広葉樹のみであった。Plot Cでは伐採がほとんどなかったため、大きなギャップは1987年にも見られなかった。1987年に多く見られたトドマツあるいはミズナラ以外の樹種の個体数が減り、1個体のサイズが大きくなったことが2002年の図から見てとれた。進界木はトドマツがほとんどであり、トドマツ上層木の周辺に多く見られた。

2) 稚樹層の変化

帯状区内には計13種の高木類稚樹が見られた。Fig.10に Belt A における稚樹の樹高頻度分布とその推移を示した。Belt A の稚樹の総個体数は ha 当たり 1987年は37,640本、1992年は40,640本、1997年は33,800本、2002年は18,010本であり、この5年間での減少が

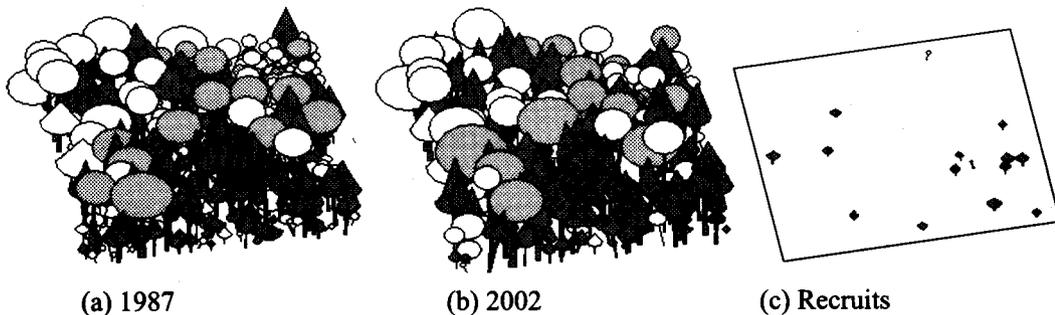


Fig. 9 Stand images of Plot C in 1987 (a) and 2002 (b), and the recruits (c). See notes of Fig. 7 for drawing basis.

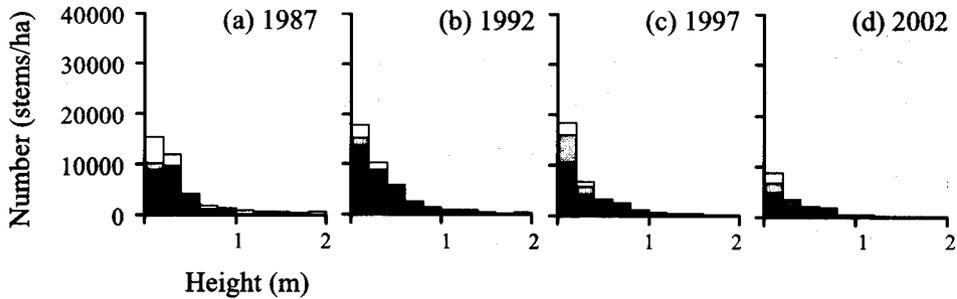


Fig. 10 Frequency distribution of height for seedlings (trees under two meters) of Belt A in 1987 (a), 1992 (b), 1997 (c) and 2002 (d). See notes of Fig. 1 for column patterns.

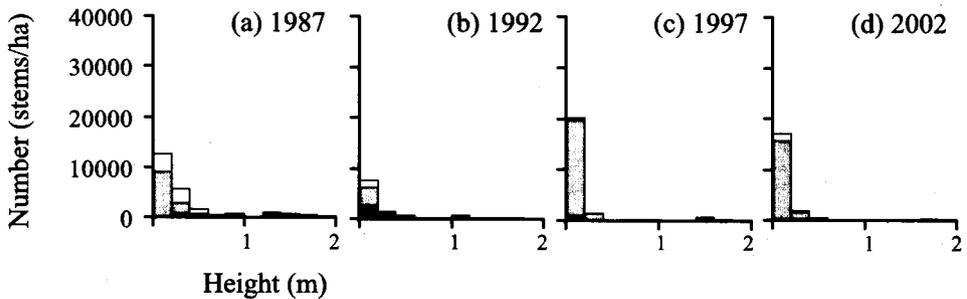


Fig. 11 Frequency distribution of height for seedlings (trees under two meters) of Belt B in 1987 (a), 1992 (b), 1997 (c) and 2002 (d). See notes of Fig. 1 for column patterns.

目立った。2002年の稚樹のうち74%がトドマツで、次いでミズナラ、ナナカマドが多く、Belt B, Cには見られなかったハリギリもあった。トドマツは択伐直後の1987年に前生稚樹として20~40cmの階層を中心に豊富に存在し、その後上位の階層の個体数を増加させていた。2002年には樹高40cm未満のトドマツ個体数がかなり減少し、樹高20cm未満のミズナラ以外の落葉広葉樹の割合が増加した。

Fig. 11に Belt B における稚樹の樹高頻度分布を示した。Belt B の総個体数は ha 当たり1987年は23,400本、1992年は11,700本、1997年は23,100本、2002年は19,400本で、Belt A と同様にこの5年間で減少していた。2002年の稚樹の約87%がミズナラであった。1997年と樹高頻度分布の傾向はほとんど変化しておらず、2002年には20cm未満のミズナラが多かった一方、1987年に比べると、ミズナラ以外の落葉広葉樹の稚樹が減少した。

Fig. 12に Belt C における稚樹の樹高頻度分布を示した。Belt C の総個体数は ha 当たり1987年は

12,920本、1992年は38,400本、1997年は45,760本、2002年は25,360本で、個体数の変動が大きく、この5年間では減少していた。トドマツとミズナラが多く、両種で全個体数の約75%を占めるが、Belt A, B には見られなかったシナノキ、ホオノキ、キハダが見られ、Belt A, B に比べると多様な種構成であった。樹高40cm未満の階層に分布が集中する傾向は変化していなかった。

各帯状区に共通して2002年には樹高1 m以上の稚樹が見られなくなった。

Fig. 13に帯状区内のクマイザサの被度を示した。Belt A では、1997年まで年々増加していたササの被度は2002年には全体的に低下していた。Belt B, C においてもクマイザサの被度は全コドラートで低下しており、特に Belt C ではササが消失したコドラートもあった。

Fig. 14に帯状区内のササの葉層上部における相対照度 (RLI) を示した。Belt A の中央には伐採による疎開部があり、1997年の照度は5~41%と明るいコド

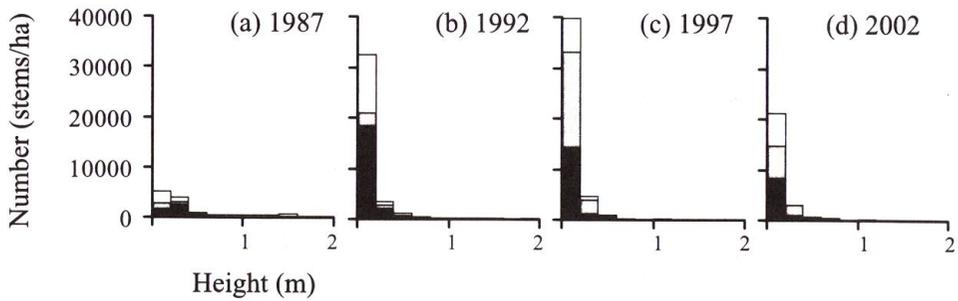


Fig.12 Frequency distribution of height for seedlings (trees under two meters) of Belt C in 1987 (a), 1992 (b), 1997 (c) and 2002 (d). See notes of Fig. 1 for column patterns.

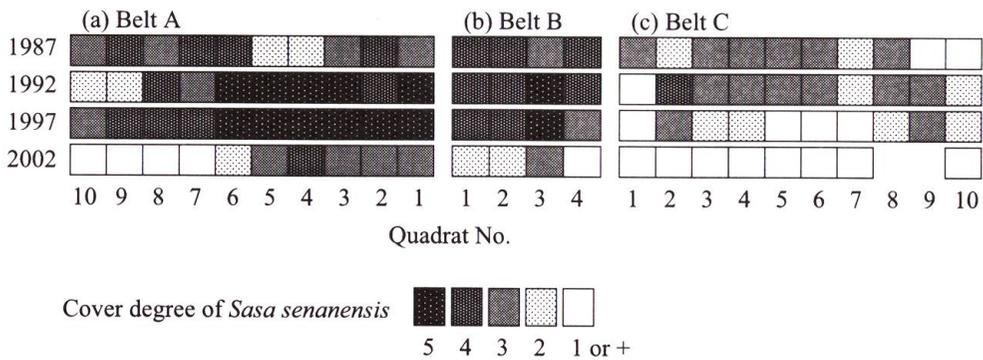


Fig.13 Change of cover degrees of *Sasa senanensis* in Belt A (a), Belt B (b) and Belt C (c) from 1987 to 2002. Cover degrees were recorded using the Braun-Branquet method. Darker hatching shows higher cover degree.

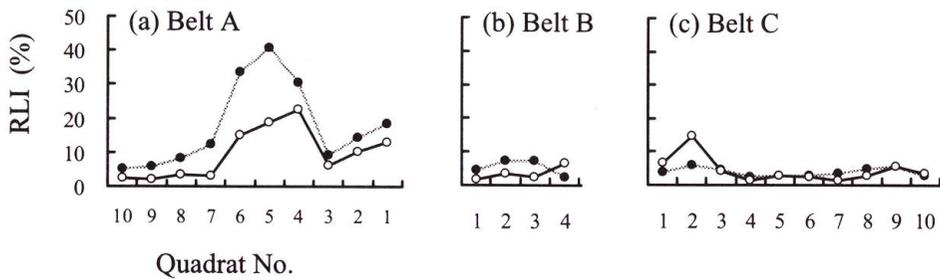


Fig.14 Change of relative light intensity (RLI) in each quadrat of Belt A (a), Belt B (b) and Belt C (c). Solid and open symbols indicate RLI in 1997 and in 2002, respectively.

ラートを含んでいたが、2002年には疎開部を中心にRLIは全体的に低下していた。Belt BのRLIは大きな変化がみられないが、やや低下して5%未満となったコドラートが多かった。Belt Cでは新たな小規模ギャップの形成に伴いRLIが高くなったコドラートがあったが、その他のRLIは概ね5%以下でほとんど変化しておらず、依然として暗い林分であった。

Fig.15に各帯状区の1987年と2002年の林相模式図を示した。Belt Aでは落葉広葉樹の下層木が消失し、疎開部でトドマツの侵入が顕著であった。Belt Bでは、落葉広葉樹で成長した個体と消失した個体の双方が見られた。Belt Cでは下層で消失した個体があったが、生存個体の成長と樹冠の拡大が認められた。

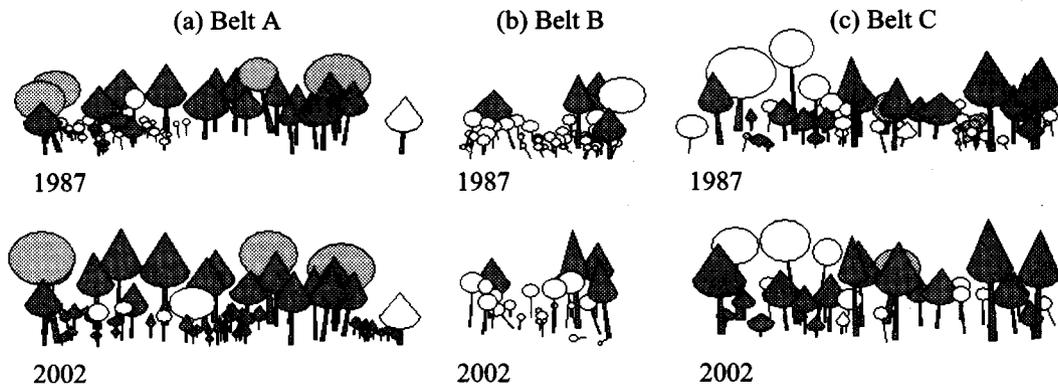


Fig. 15 Stand images of Belt A (a), Belt B (b) and Belt C (c) in 1987 and 2002. Each belt was established in the center of each plot with 5 meters wide. See notes of Fig. 7 for drawing basis.

4. 考察

択伐から15年が経過した2002年の上木についてみると、総個体数は明瞭な減少傾向にあり、全プロットにおいて2,000本/ha未満の値を示す一方、胸高断面積合計や蓄積は増加し続けていた。北海道におけるトドマツと落葉広葉樹の混交林分では、択伐林の蓄積として220~350 m^3/ha が一応の目安とされている(大金, 1991)。ミズナラの大径木を中心に伐採が行われたPlot Aの伐採直後の蓄積は約237 m^3/ha であったが、15年後の2002年には319 m^3/ha に増加しており、択伐林の蓄積としては十分に回復してきていると言える。その一方、トドマツ以外の樹種は択伐直後の三分の一程度まで個体数を激減させたとともに、特にミズナラ以外の落葉広葉樹は胸高断面積合計や蓄積を減らしていた。したがって林分全体の胸高断面積合計や蓄積の増加は、択伐10年後の1997年に評価した傾向と同様に、トドマツとミズナラの成長によるものと考えられた。また、殆ど伐採が行われなかったPlot Cでも蓄積は増加し続けていた。今回の調査ではトドマツの枯死により小規模のギャップ形成が認められ、一部のコードラートでRLIが大きくなったが、今後、ミズナラやトドマツの加齢に伴って、このようなギャップ形成の機会が増えてくるものと予想される。

択伐による疎開部が多かったPlot Aでは、この5年間の進界木は全てトドマツで、プロット全体の総個体数が減少するのは対照的にトドマツ個体数は択伐直後の二倍程度まで増加した。進界木は択伐から5年後の1992年から顕著に出現し、1997年に最大となり、2002年にはやや減少していた。択伐後10年間の進界木は択伐によって生じたギャップ及びその周辺に集中し

て分布する傾向があったが(大石ほか, 1998a)、15年間の進界木の分布にも同様の傾向がみられた。このこと、稚樹層の樹高頻度分布の推移から見て、トドマツの進界木は択伐以前に豊富に存在していた前生稚樹がギャップ形成を機会に成長した結果と考えられる。林床の攪乱を殆ど伴わなかったと考えられるギャップが生じた場合、その修復には前生稚樹が大きな役割を担うことを示唆している。稚樹層の個体数及び進界木数と小径の上木トドマツがいずれも減少傾向にあったことから、前生稚樹による進界は一段落し、今後はギャップ及びその周辺での強い個体間競争が生じてくるものと考えられる。

サイズ階下層の落葉広葉樹はどのプロットにおいても減少しており、増加から横ばい傾向にある枯損木本数の8~9割以上をトドマツ以外の樹種が占めていた。現地ではカエデ類を中心とした落葉広葉樹の樹皮、葉などにエゾシカの食害と見られる痕跡が数多く観察された。食害痕跡は、過去の調査時には比較的目立たなかったトドマツ、イチイにも顕著に見られるようになってきた。痕跡の明瞭でないものも見られたが、少なくとも枯損木の25%以上に食害が確認された。さらに同地域ではエゾシカ生息密度が近年増加していると考えられる(矢部, 1995; 阪部ほか, 1998)ことから、これらの枯損にはエゾシカの強い影響があると思われる。そのためプロットにおける出現種数が減っており、結果として林分はトドマツの優占度の高い構造に推移しつつある。

北海道の択伐林分ではササの有無が更新に大きな影響を与え、ササの密生した林分での天然更新は非常に難しいとされる(大金, 1981; 大金, 1991; MATSUDA

et al., 2002)。Belt A と Belt B では択伐後クマイザサの被度が増加傾向にあったが、2002年調査時には大幅な減少が見られた。Belt C ではササの被覆の無いコドラートも見られた。Belt A では、林冠閉鎖による照度の低下が被度の減少の一因と考えられるが、Belt B と Belt C では RLI に大きな変化がなかったことから、近年のクマイザサの衰退にはエゾシカの採食も影響している (梶ほか, 1982) 可能性がある。クマイザサが生育を維持できる最低の RLI は 5% 付近とされており (豊岡ほか, 1981), Belt B, C ともに RLI は 5% 前後かそれより低かったことから、低照度条件と食害が相乗的に作用しクマイザサの急激な衰退を招いたものと考えられる。

クマイザサ被度の減少からササによる更新障害は小さくなったと考えられたが、稚樹の個体数はこの5年間でかなり減少していた。稚樹の個体数には変動があり、特に落葉広葉樹類では当年生実生が稚樹個体数の大部分を占めていて、短い期間で発生と消失を繰り返していたことをこれまでの調査でも指摘してきた (菊池ほか, 1994, 大石ほか, 1998a)。今回の調査では、稚樹層の個体数の減少と下層への集中傾向が見られ、実生の発生条件はあっても、定着・成長は困難な状況にあると考えられる。その要因としては、上木層の樹冠拡大や進界木の成長に伴う光条件の劣化とともに、種子の豊凶やエゾシカによる食害などが考えられる。

択伐後15年の林分の推移を見ると、伐採により形成されたギャップは前生稚樹であったトドマツの成長によって修復が進み、総蓄積の回復が順調である一方で、落葉広葉樹小径木の減少が顕著であり、択伐以前に比べると樹種数の少ない林分構造に移行しつつある。生息密度を増加させたエゾシカによる食害が、林分構造の変化に大きく関与している可能性があり、今後の調査では、択伐林の林分動態にエゾシカの食害が与える影響を、対照実験等により定量的に把握することを考慮する必要がある。

5. 謝辞

本調査にあたっては、網走南部森林管理署の職員各位に調査の実施、調査地の維持に関してご理解とご協力を頂いた。また、多くの方の参加により現地調査が実現した。深く感謝の意を表したい。なお、2002年の調査者は、旭岡義如、小長谷啓介、梶美和、菊池俊一、菊池麻里子、桐田真江、金光林、口村賢司、國廣靖志、小島洋介、佐々木史、沢井理、志摩俊樹、鈴木

佳子、清野年、関根加奈子、孫孟梅、玉井裕、富永梢子、中村友輔、服部美希、林大輔、雛元弘二、本間雅枝、松田彊、宮地夏子、宮本敏澄、日黒美沙子、森下高吉、矢島崇、山内香澄、吉田まりな、渡瀬繭子 (敬称略, 50音順) の33名である。

引用文献

- 青柳正英 (2001) : 天然林施業と林分構造—置戸照査法試験林の成果の展開—, 日林北支論, **49**, 142-144
- 大石智子・菊池俊一・矢島崇・清水収・中村太士 (1998a) : 知床国有林の伐採が林分動態に与えた影響—伐採後10年間の林相と更新—, 北大農演研報, **55**(2), 349-368
- 大石智子・清野年・菊池俊一・矢島崇・清水収・中村太士 (1998b) : 知床国有林択伐跡林分の推移—択伐10年後の林相と稚樹層の変化—, 日林北支論, **46**, 64-67
- 大金永治 (1981) : 日本の択伐, 370pp, 日本林業調査会
- 大金永治 (1987) : 知床の択伐問題, 日本の科学者, **22**(9), 43-46
- 大金永治 (1991) : 森林施業の再生に関する施業・経営・技術的研究, 587pp, 日本林業調査会
- 日浦勉・藤原滉一郎・北条元・岡田稷一・有働裕幸・奥山悟・守田英明・福田仁士・藤戸永志・福井富三・高島守・有倉清美・杉山弘・竹田哲二 (1995) : 北海道大学中川地方演習林における原生保存林の森林構造とその長期動態, 北大農演研報, **52**(2), 85-94
- 梶光一・矢島崇 (1982) : 洞爺湖中島の植生とシカの食性 (II) —ササに注目した越冬地の評価—, 日林北支論, **31**, 152-154
- 菊池俊一・矢島崇・中村太士・清水収・沢井理・清野年 (1994) : 知床国有林の伐採が林分動態に与えた影響—伐採5年後の林相と更新—, 北大農演研報, **51**(1), 44-73
- 気象庁 (2001) : 気象庁月報, 4(1)~4(12)
- MATSUDA, K., SHIBUYA, M. and KOIKE, T. (2002): Maintenance and rehabilitation of the mixed conifer-broadleaf forests in Hokkaido. northern Japan. Eurasian J. For. Res., 5-2, 119-130
- 中静透・山本進一 (1987) : 自然攪乱と森林群集の安定性, 日生誌, **37**(1), 19-30
- NAMIKAWA, K., ISHIKAWA, Y., and SANO, J. (1997):

- Stand dynamics during a 12-year period in a second-growth stand in a cool temperate forest in northern Japan, *Ecol. Res.*, **12**, 277-287
- 和孝雄・小鹿勝利・神沼公三郎・夏目俊二・米康充・守田英明・藤戸永志・北條元 (1998) : 照査法試験林の施業経過と成績 (II) - 北海道大学中川地方演習林の試験林の分析一, 北大農演研報, **55** (2), 274-308
- NOBORI Y. (2000): Forest Window, 100pp, Japan Society of Forest Planning Press
- 大井次三郎 (1983) : 新日本植物誌・顕花篇, 1716pp, 至文堂
- 阪部智子・矢部恒晶・矢島崇・渋谷正人・高橋邦秀 (1998) : 知床半島岩尾別地区におけるエゾシカ越冬地の樹木被害, 北大農演研報, **55** (1), 113-122
- 芝野伸策・高橋康夫・岡村行治・犬飼雅子・高田功一・道上昭夫・井口和信・梶幹男・山本博一 (2000) : 針広混交林に設置した長期観測大面積プロットにおける5年間の動態 (予測), 日林北支論, **48**, 42-44
- 豊岡洪・佐藤明・石塚森吉 (1981) : クマイザサの生育におよぼす明るさの影響, 日林北支論, **30**, 139-141
- 矢部恒晶 (1995) : 野生動物の生息地管理に関する基礎的研究—知床半島におけるエゾシカの生息地利用形態と植生変化一, 北大農演研報, **52** (2), 115-180
- 山本進一 (1981) : 極相林の維持機構—ギャップダイナミクスの視点から—, 生物科学, **33** (1), 8-16
- 山本進一 (1984) : 森林の更新, 遺伝, **38** (4), 43-49

Summary

We studied the changes of stand structure and regeneration in three permanent plots in the Shiretoko National Forest, where selection cutting had been carried out in 1987. The survey was conducted in 2002, fifteen years after the cutting. The stands were dominated by *Abies sachalinensis* and *Quercus mangolica* var. *grosseserrata*, and the species composition had not changed noticeably in fifteen years. The tree densities (over 2m height) in 2002 were from 1,288 stems/ha to 1,992 stems/ha. The growing stocks and the total basal areas in 2002 were from 319m³/ha to 477m³/ha, from 54.25m²/ha to 74.17m²/ha, respectively. The growing stocks and the total basal areas increased, while the tree densities decreased. The number of recruited seedlings that had reached two meters in height during the period from 1997 to 2002, were notably different between the plots: 12 stems/ha in the closed stand and 296 stems/ha in the stand with canopy gaps caused by the cutting. The number of recruits tended to decrease. Most of the recruits were *A. sachalinensis*, and they were concentrated around the canopy gaps caused by the cutting. Trees shorter than six meters disappeared remarkably, which mostly consisted of deciduous tree species, especially in *Acer* species. A lot of damages by sika deer were observed in deciduous trees, which could be one of the reasons of high mortality in short trees.

Keywords: mixed stand, permanent plot, selection cutting, Siretoko National Forest, stand dynamics