

東京大学大学院新領域創成科学研究科
環境学研究系自然環境学専攻 生物圏機能学分野

2007 年度

修士論文

屋久島低地部における森林の構造と人為の影響について

Structure of natural and managed forests in lowlands of Yaku-island, South Japan

2008 年 3 月提出

指導教員 大澤雅彦 教授

66721 筒井希実子

<目次>

第1章 本研究の背景と目的.....	- 3 -
第2章 屋久島低地部の自然林の組成と構造.....	- 4 -
2.1 はじめに.....	- 4 -
2.2 調査地と調査方法.....	- 4 -
2.2.1 調査地.....	- 4 -
2.2.2 植生調査.....	- 6 -
2.2.3 データ解析.....	- 6 -
2.2.4 環境条件.....	- 6 -
2.3 結果.....	- 7 -
2.3.1 自然林の組成と構造.....	- 7 -
2.3.2 自然林のサイズ分布と林床植生.....	- 10 -
2.4 考察.....	- 12 -
2.4.1 屋久島低地部の自然林の特徴.....	- 12 -
2.4.2 自然林の更新動態.....	- 13 -
第3章 栗生集落周辺における人為が植生に及ぼす影響.....	- 14 -
3.1 はじめに.....	- 14 -
3.2 調査地と調査方法.....	- 14 -
3.2.1 調査地の概要.....	- 14 -
3.2.2 調査地の歴史.....	- 15 -
3.2.3 過去の土地利用の復元.....	- 16 -
3.2.4 植生調査.....	- 19 -
3.2.5 データ解析.....	- 20 -
3.2.6 環境条件.....	- 20 -
3.3 結果.....	- 20 -
3.3.1 土地利用の変遷.....	- 20 -
3.3.2 異なる土地利用タイプの群落における組成と構造.....	- 24 -
3.3.3 土地利用タイプごとの異なる遷移段階の量的変化.....	- 31 -
3.4 考察.....	- 35 -
3.4.1 過去の土地利用が植生構造に及ぼす影響.....	- 35 -
3.4.2 各土地利用タイプにおける遷移パターン.....	- 36 -
第4章 総合考察.....	- 41 -
謝辞.....	- 42 -
引用文献.....	- 43 -

第1章 本研究の背景と目的

屋久島は九州の南端から 60km に位置し、周囲約 130km、面積約 505km²の日本で 5 番目に大きい島である。九州最高峰（宮之浦岳 1935m）の山岳島であり、亜熱帯から亜寒帯までの幅広い植生の垂直分布を持つことが知られている。

東部から南西部の低地部（標高 0～100m）は暖かさ指数で亜熱帯と定義される 180 を超え、亜熱帯の北端にあたる（吉良 1949、堀田 2001）。アコウ・ガジュマルなどの熱帯性の絞め殺し植物、オオタニワタリなどの着生シダ、木生シダであるヘゴが見られるなど特徴的な植物相を伴う貴重な生態系を維持している（湯本 1995）。

同時に、島を取り囲むように 24 の集落が標高 0～100m の範囲に成立しており、昔から薪炭利用や畑の開墾などの自然利用が行われてきた。また、西部地区とよばれる集落が形成されたことのない場所でも、山仕事や炭焼きを生業とする人々が入植していたり、パルプ材の伐採事業が行われていたりした（大山 2006）。人の影響を強く受けてきた低地部では、北限亜熱帯生態系の原生状態を保つ自然林は河川の切り立った崖沿いや保安林など極めて小面積でしか残っておらず、分断化された状態にある（堀田・岩川 2006）。近年では第一次産業の衰退と若年層の島外流出によって過疎高齢化が進んでいるが、1993 年にユネスコの世界自然遺産指定を受けた後は年間 22 万人（鹿児島県屋久町 2007）の観光客が訪れる観光地となっている。奥山に利用されずに残された部分が世界遺産地域に指定されており、今後も規制がない屋久島低地部は観光客受け入れのため新たな開発の対象となりうる。このため貴重な生態系が破壊される可能性もある。

このような亜熱帯生態系の自然を保全管理していく上で、低地部に分布する植物群落がどのような構造を持ち、人為の影響をどのように受けているのかということについて現状把握をおこなうことには意義がある。そのためには自然植生と人の影響を受けた植生の 2 つの側面からアプローチすることが必要である。

そこで本研究は植物生態学的手法を用いて屋久島低地部における自然植生の構造について明らかにすること、および人為が植生構造に与える影響を明らかにすることを目的とする。

第2章 屋久島低地部の自然林の組成と構造

2.1 はじめに

北限亜熱帯生態系という貴重な生態系を維持している屋久島低地部だが、利用されずにその原生状態を保つ自然林は小面積で分断化された状態にある。ここでの「利用されずに」とは、周辺住民による立ち入りがあまり行われず、また台風などの自然撓乱は受けるが、伐採などされたことがない履歴を持つ林分を指す。屋久島では植物社会学的なフロアの把握が詳細に行われており、低地部の森林内にはシダやラン、着生植物が多く存在することが知られている（初島 1991）。また、大山（2000）が低地部における北限亜熱帯生態系を保全する上で重要な植物群落をリストアップし、それらの重要性を認識することの緊急性を訴えた。

しかしながら、自然林の群落生態学的な調査は標高 200m 以上の照葉樹林域におけるものがほとんどであり（相場 2006）、低地部原生状態の自然林の構造について詳細はほとんど明らかになっていない。

そこで本章では低地部全域における自然林の森林構造を把握することを目的にする。

2.2 調査地と調査方法

2.2.1 調査地

鹿児島県熊毛郡屋久島町（東経 130°29'北緯 30°14'）の標高 0~100m の地域において調査を実施した（Fig.2.1）。屋久島低地部の気温は、南部に位置する尾之間集落のアメダスデータによると 1979~2000 年における年間平均気温は 20.0℃、最暖月で 30.0℃、最寒月で 9.8℃だった。年平均降水量は 2412mm~4867mm と幅があるが、東側で 4000mm 以上と多く、北側・南側で 3000mm~4000mm、西側で 3000mm 以下と少なかった（高原・松本 2002）。

自然林を文献調査と現地踏査によって抽出したところ、自然林の多くは林野庁指定の国有保安林、または鹿児島県によって指定され、町が所有している町有保安林であった。自然林パッチの大きさは 0.005~100ha だった。林野庁は数年に一度保安林の境界を測量するのみで、特に管理は行われていない。町においては、保安林指定時に場所の把握は行っているが、その後は放置されており定期的な状態確認は行われていない。そのため、場所によっては畑などに改変されていることもある。河川沿いにも自然林が存在しているが、急傾斜の崖が多いため調査することができる場所は数少ない。抽出した自然林の位置と周辺の概況を Fig.1.2 に示した。東側に 6 ヶ所（East1~6）、南側に 5 ヶ所（South1~5）、西側に 5 ヶ所（West1~5）、合計 16 プロットのデータを解析に使用した（Fig.2.2）。

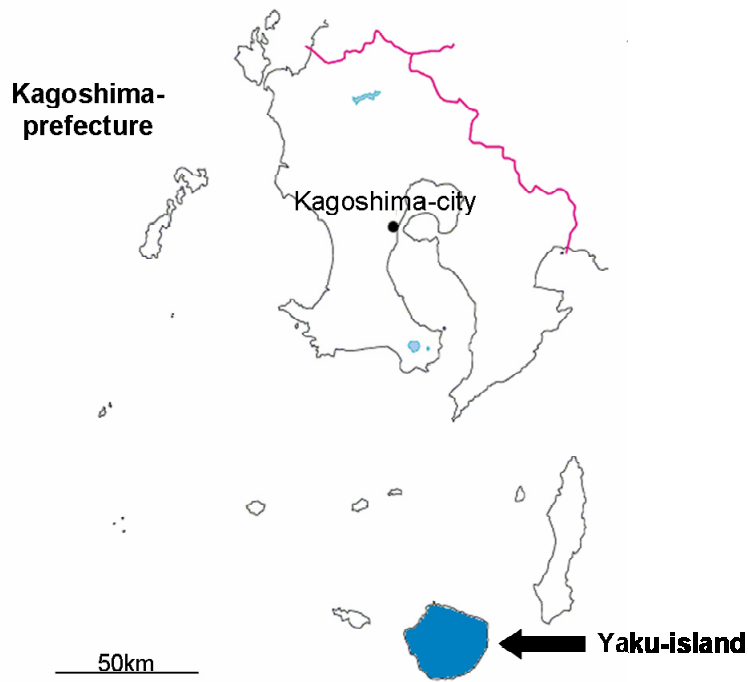


Fig.2.1 Location of Yaku-island

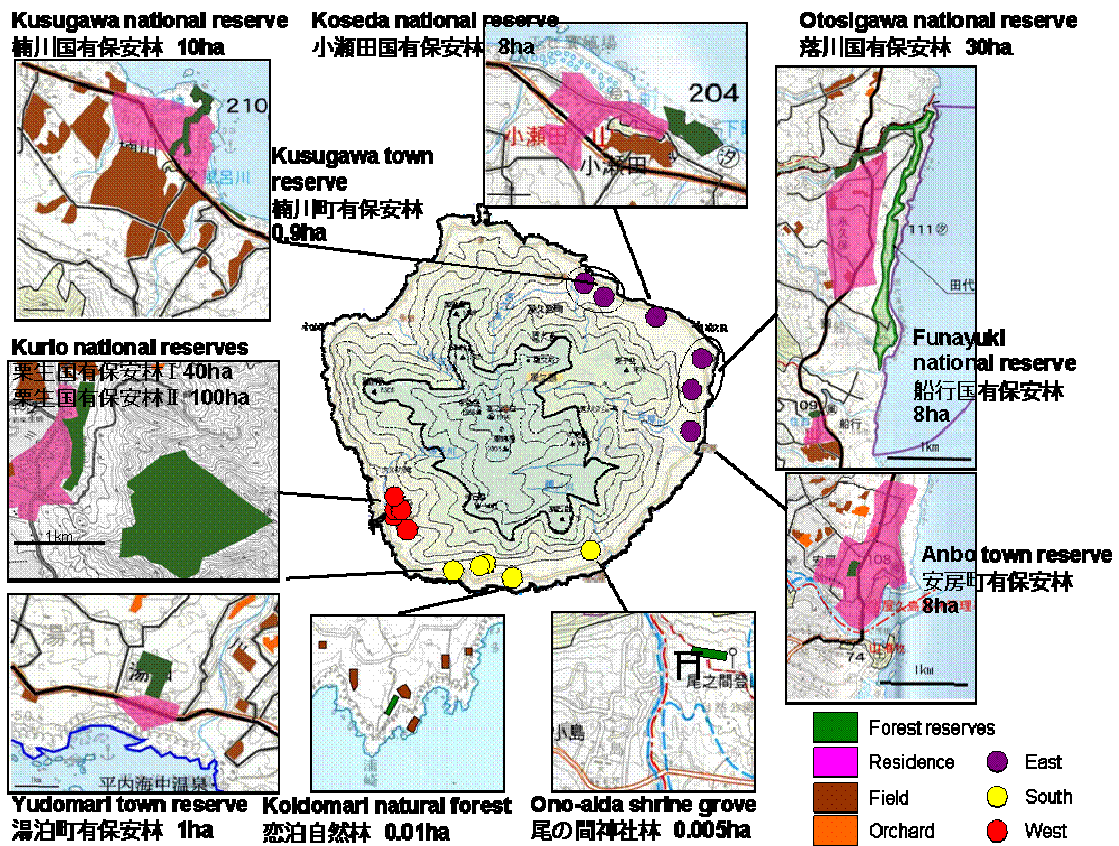


Fig.2.2 Distribution of natural forests and their surrounding area
 (each contour represents 200m)

2.2.2 植生調査

各自然林において 5m²ごとのサブコドラートを種数が飽和するまで増やし、100m²～450 m²のコドラートを設置した。また、面積が小さい自然林ではそのパッチ全体を調査対象とした。コドラート内の高さ 1.3m 以上の全ての木本植物について種名、胸高直径 (DBH, cm) を記録した。林床植生については、草本植物と高さ 1.3m 未満の木本植物について 25 m²ごとに種名、最大自然高 (H, cm)、被度 (C, %) を記録した。また、一部の極相構成種の実生については高さ (H, cm) と齢 (Age) を記録した。南側の調査地 South3 と 4 については種組成データを宇津沢・大沢 (2003) から得た。

低地部の自然林にはアコウ・ガジュマルという絞め殺し植物がしばしば存在するが、直径の定義が難しく生態学的に他の木本と異なる性質を持つので、プロット内に存在した場合は胸高位置での太さのみ記録し、解析には含めなかった。

2.2.3 データ解析

1.3m 以上の木本層に出現した植物については各種の胸高断面積 (BA) をプロットごとに相対値化 (RBA) した。1.3m 未満の林床層の植物は種の H×C を体積の近似値とみなし、プロットごとの構成百分率 (RV) で相対値化した。優占種判定法 (Ohsawa 1984) を用いて RBA の値から優占種を求めた。プロットの分類には種ごとの RBA を用いてクラスター分析 (相対ソレンセン指数、群平均法) をおこなった。解析には PC-ORD (MjM Software) を利用した。

直径階は 5cm ごとに、0cm<DBH≤5cm の個体は 5cm 階に、5cm<DBH≤10cm の個体は 10cm 階にというように分類した。ある 1 種の直径階の S 階には実生の個体数を表わした。

2.2.4 環境条件

現地において相対照度 (MINOLTA 製 デジタル照度計 T-1H および LI-COR Inc. 製 LI-1000 Data Logger)、土壌水分 (Campbell Scientific Australia 社製 HydroSense)、土壌硬度 (山中式土壌硬度計) をプロット内各 5ヶ所で測定した。そして、測定値の中で最大と最小の値を除外した平均値をそのプロットの値とした。

また Ao 層を除いた地表 0-5cm の土壌を各プロット 5ヶ所から採取して混ぜ、実験室に持ち帰り 2mm のふるいを通して pH、EC、C/N 比を測定した。pH と EC は中野ら (1995) の方法に従い、測定には EC-pH 計 (東亜 DKK 製) を用いた。3 回繰り返しておこなった予備実験の結果、変動係数が 5%以内だったので、pH と EC は 1 回の測定とすることにした。更に 0.25mm のふるいを通した供試土壌を用いて NC アナライザ (Thermo Finnigan Flash EA1112) にて 3 回の繰り返して窒素、炭素含有率を計測し、C/N 比を求めた。得られた測定値は平均して、そのプロットの値とした。

2.3 結果

2.3.1 自然林の組成と構造

調査をおこなった 16 プロットの属性を Table.1 にまとめた。調査したプロット 16 ヶ所のうち 9 ヶ所が国有あるいは町有の保安林だった。そのうち 5 ヶ所が防風のために指定されている保安林であった。調査を行った全プロットにおいてモクタチバナとフカノキという亜熱帯性の樹種が出現した。クラスター分析を行った結果、低地部の自然植生は類似度約 50%で優占種によってヤブニッケイ型、タブノキ型、スダジイ型の 3 つの森林タイプに分類された (Fig.2.3)。

ヤブニッケイ型は北東側に集中し、3 種以上が優占種として混交しており、どのプロットにも常緑亜高木種であるモクタチバナが含まれていた。また、East2 ではマテバシイ、ウラジログアシというスダジイ以外のブナ科の樹種と混交していた。スダジイ型とタブノキ型は 1 種優占型と混交型に分かれた。

また、ヤブニッケイ、タブノキ、スダジイが他のタイプの森林型で出現する頻度を Table.2.2 に示した。ヤブニッケイ型にスダジイは出現しないが、スダジイ型にヤブニッケイは約 70%の頻度で出現し、タブノキは 100%の頻度で出現する。しかし、スダジイ型におけるヤブニッケイ型の RBA は 0.1 よりも少なく存在量は小さい。タブノキはスダジイ型のプロットにも存在し、特に West1、South1、East5 で RBA が 30%を超えて優占種にもなっている。また、スダジイもタブノキ型のプロットに存在し、South3 では同程度の RBA を占めている。ヤブニッケイと他 2 種の優占種としての混交はあまり見られないが、スダジイとタブノキはプロットによってどちらかが優占したり、同程度の RBA で均衡していたりする。

Table2.1 より、全プロットの約 90%で Max.DBH が 50cm 以上だった。しかし、ヤブニッケイ型では 35cm 級のプロットが 2 つあった。また、スダジイ型に分類された East6 でも Max.DBH、BA 共に他のプロットよりも小さい値を示した。タブノキ型ではどちらのプロットでも Max.DBH が 100cm 近くであった。スダジイ型ではバラツキがあったが、100cm 近くあるいは以上のプロットが 4 つあった。

それぞれの森林タイプごとに Max.DBH、BA、群落高、種数、幹数密度を平均して比較した (Fig.2.4)。ANOVA による有意差はなかったが、Max.DBH と BA、種数がヤブニッケイ型で小さくなる傾向が見られた。また群落高がタブノキ型で大きくなり、幹数密度がスダジイ型で高くなる傾向が見られる。

森林タイプごとの環境条件は、土壌硬度、pH、EC で大きな差は見られなかった。照度はスダジイ型が高く、土壌水分はヤブニッケイ型で高くなる傾向が見られた。

(Fig.2.5) 海岸からの距離はヤブニッケイ型で著しく低くなった。これについてさらに詳しく解析するため、海岸からの距離と標高によって各タイプの成立立地を示した

(Fig.2.6) 海岸から 250m の範囲ではヤブニッケイ型になり、250m~500m の間にタブノキ型プロットが 1 つ存在している。500m より内陸に入るとスダジイ型プロットが成立している。また、混交型のプロットがより内陸に成立する傾向がみられた。

Table.2.1 Characteristics of each natural forest plot

Plot	Altitude (m)	Distance from seacoast (m)	Plot area (m ²)	Max.DBH (cm)	Max.DBH species	BA (m ² /ha)	Community H(m)	No. of species (above 1.3m)	Attribute
East1	20	200	150	58.5	タブノキ	56.5	16	10	海岸沿い国有防風保安林
East2	5	10	150	33.6	ウラジロガシ	41.2	7	16	海岸沿い国有防風保安林
East3	20	50	150	35.4	サカキ	57.3	11	12	海岸沿い国有防風保安林
East4	70	750	150	99.5	スダジイ	89.8	15	25	河川沿い国有保安林
East5	60	750	150	85.3	フカノキ	131.9	14	15	国有保安林
East6	50	650	100	28.1	スダジイ	60.2	8	18	防風町有保安林
South1	140	1500	36	107.5	スダジイ	595.9	15	12	尾の間神社周辺
South2	50	500	100	58.5	スダジイ	108.9	13	13	川辺林
South3	120	1500	100	61.5	タブノキ	90.1	21	28	水源林
South4	65	1000	100	44.5	スダジイ	73.1	18	17	—
South5	40	350	150	160	タブノキ	249.5	20	15	町有保安林
West1	30	1000	150	66.6	タブノキ	94.5	15	26	国有防風保安林
West2	22	750	200	101.6	スダジイ	118.6	12	20	国有防風保安林
West3	45	1100	450	92.0	スダジイ	138.6	15	21	国有防風保安林
West4	5	1550	120	55.4	スダジイ	95.0	10	17	川辺林
West5	100	800	400	56.5	スダジイ	68.5	10	16	国有保安林

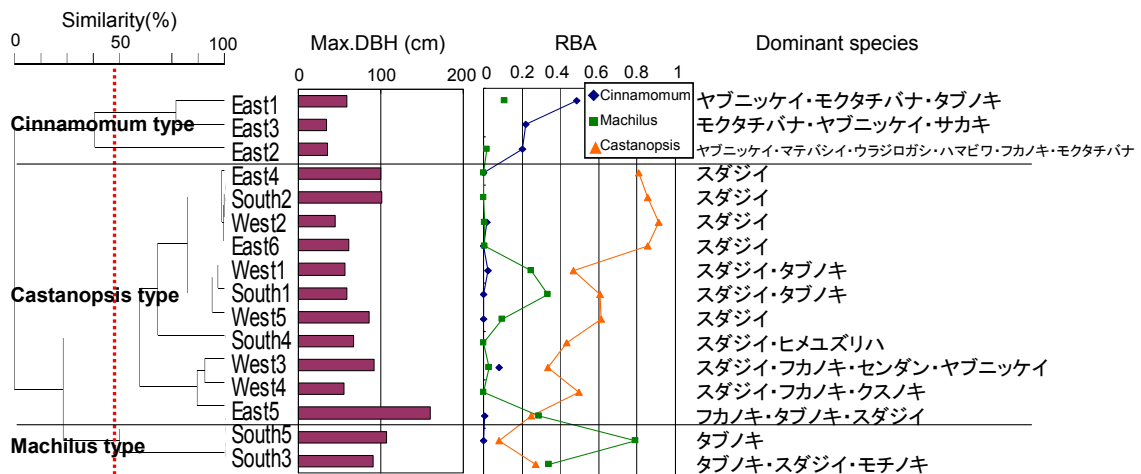


Fig.2.3 Result of cluster analysis and Max.DBH, RBA of dominants, Dominant species of each plot

Table.2.2 Frequency of dominants in each forest type (%)

Species	Forest type			Total
	Cinnamomum type	Machilus type	Castanopsis type	
Cinnamomum	100.0	50.0	72.7	75.0
Machilus	66.7	100.0	100.0	93.8
Castanopsis	0.0	100.0	100.0	81.3

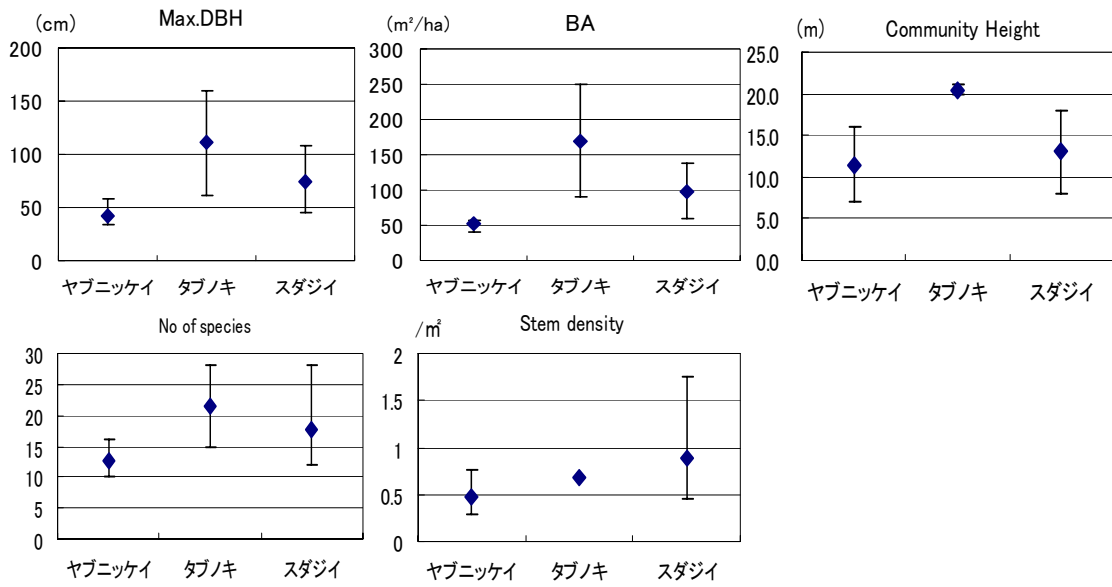


Fig.2.4 Comparison of structure in each forest type (average, +maximum, - minimum)

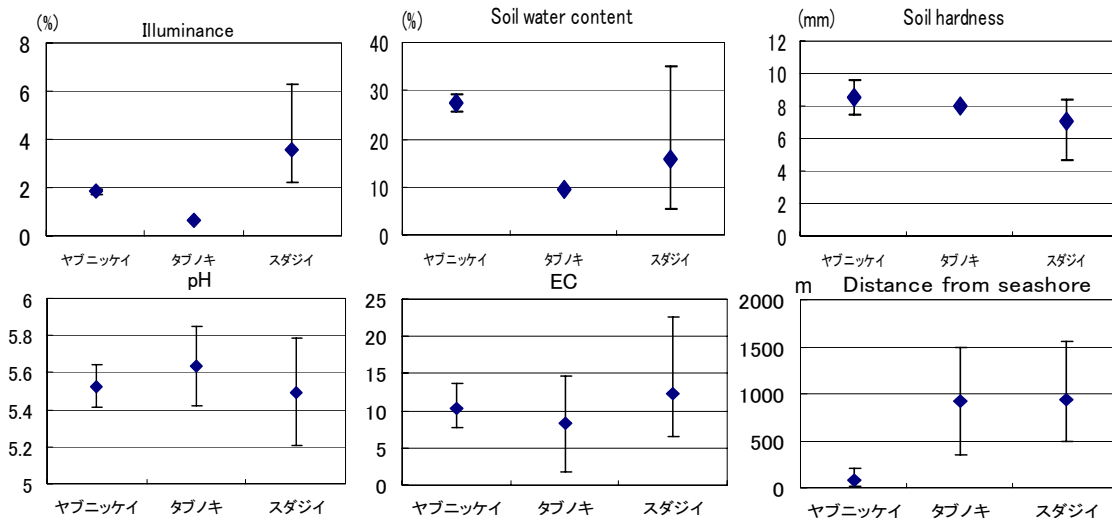


Fig.2.5 Comparison of environmental factors in each forest type (average, +maximum, - minimum)

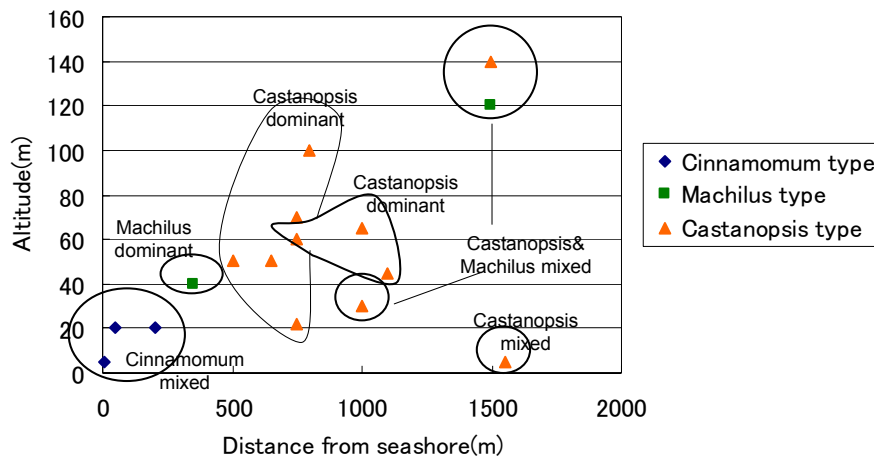


Fig.2.6 Distance from seashore and altitude of each plot

2.3.2 自然林のサイズ分布と林床植生

調査した自然植生の動態について知るために森林タイプごとに直径階分布を作成した。なお、スダジイ型についてはスダジイ優占型 (East4、6、South2、West2、5) とスダジイ混交型 (East5、South1、West1、3、4) に分けた。

タイプごとにまとめた全個体の直径階分布を Fig.2.7 を示した。5cm 階の本数が多かったので主幹と萌芽幹の本数を Table.2.3 に記した。全個体の直径階分布では、ヤブニッケイ型が幅のせまい Inverse-J を示した。タブノキ型は Inverse-J に近い形を示したが、10cm 階から 15cm 階で本数が 90% 近く減少し、50cm~100cm の間にはほとんど存在しないので、巨木と下層木という階層構造を示していた。スダジイ型では優占型も混交型も Inverse-J を示し、階層構造が発達していることを示していた。どの森林タイプでも 5cm 階の本数は主幹と萌芽幹合わせて 10cm 階の約 4~13 倍と枯死率が高いことを示していた。また、スダジイ優占型以外で 5cm 階の萌芽幹数は主幹数とほぼ同じだった。

また、それぞれのタイプごとの優占種の直径階分布を Fig.2.8, 2.9, 2.10 に示した。ヤブニッケイ型ではヤブニッケイは 10cm 階の主幹が 5cm 階の 50% 程度で耐陰性を示していた。タブノキ型はスボラディック型を示し、5cm~50cm 階までは全て萌芽幹だった。萌芽幹のほとんどが大径木にひこ生えとして出てくるもので、実生による更新はおこなわれていないことが示唆された。タブノキ型では巨木が優占しているが、後継樹が欠如していた。スダジイ優占型、スダジイ混交型ともに Inverse-J を示し、連続更新がおこなわれていることを表わしていた。

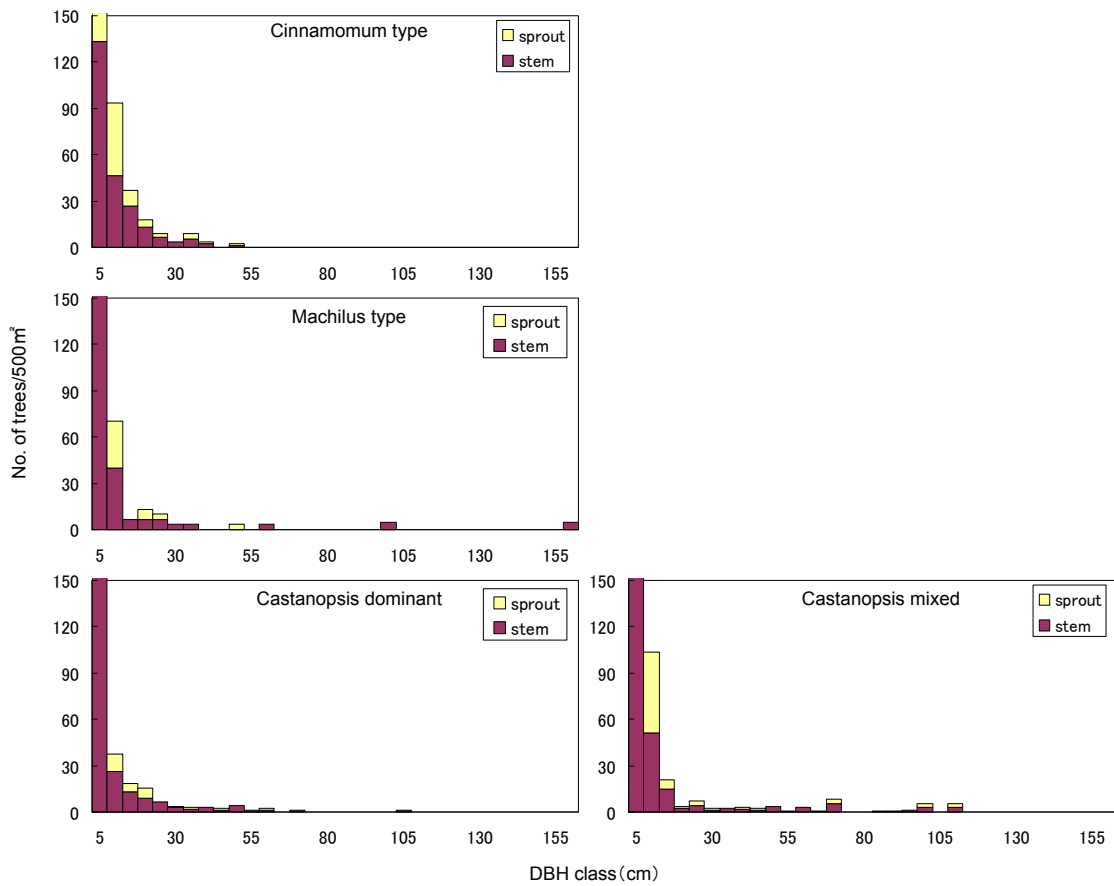


Fig.2.7 Size distribution of dominants in each forest type (all species)

Table.2.3 Number of 5cm class stems and sprouts in each forest type

	Forest type			
	Cinnamomum	Machilus	Castanopsis dominant	Castanopsis mixed
Stem	133	263	351	365
Sprout	187	230	196	322
Total	320	493	547	687

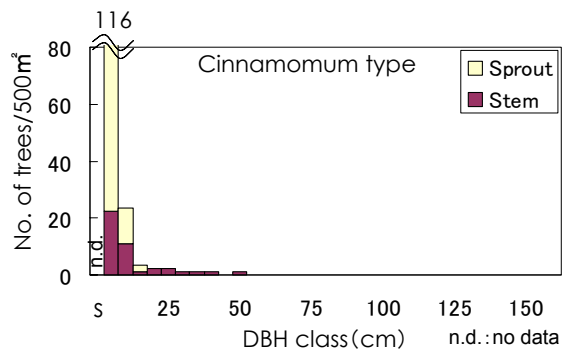


Fig.2.8 Size distribution of *Cinnamomum* (ヤブニッケイ) in *Cinnamomum* type

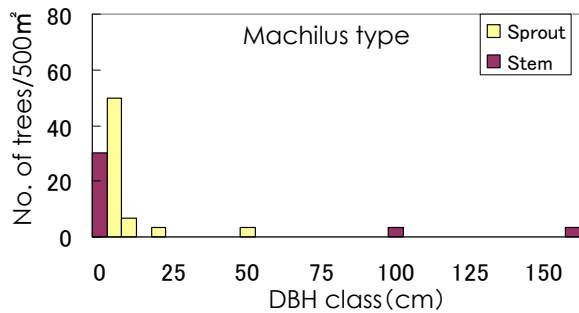


Fig.2.9 Size distribution of *Machilus* (タブノキ) in *Machilus* type

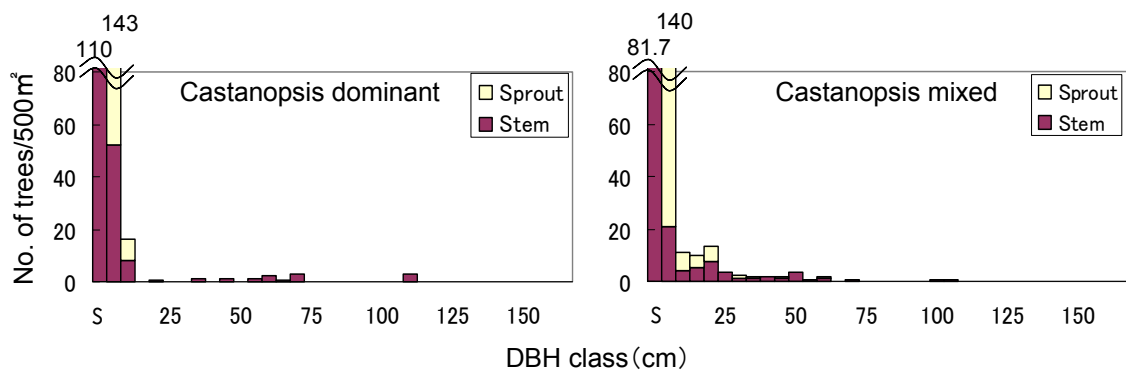


Fig.2.10 Size distribution of *Castanopsis* (スダジイ) in *Castanopsis* type

2.4 考察

2.4.1 屋久島低地部の自然林の特徴

調査したプロットの90%以上でMax.DBHが50cmを超え、BAが50~150m²/haの範囲にあった。この数値は屋久島低地部における自然林の1つの指標だと考えられる。屋久島の標高200~400m域の自然林でこれまで報告されている値は50~80 m²/ha (相場 2006) なので、0~100mの低地部で自然林のバイオマス量が大きくなる。しかし、北東側の海岸沿いに位置していて台風や季節風による攪乱をしばしば受けると思われるヤブニッケイ型のプロットではBAの平均値が他の2つのタイプの1/2~1/3程度であり、種数も小さく、階層構造は発達していなかった。タブノキ林は潮風に対する耐性がスダジイよりも強いいため、沿岸でも生育できる(服部 1992)と言われるが、屋久島低地部においては、ヤブニッケイ型が海岸特有の植生タイプだと考えられる。しかし、西部の海岸林ではマルバニッケイの低木林が見られ、今後低地部におけるヤブニッケイ型の位置づけを明らかにしなければならない。

海岸からの距離によるタブノキ型とスダジイ型の明確な住み分けは明らかにできなかったが、スダジイ優占型が海岸から500~750mの場所に多い傾向は示していた。潮風の影響を受けない土壌が発達している場所では尾根から谷にかけてスダジイが優占し、谷間でタブノキとスダジイが混交することが報告されている(上條・奥富 1993)。海岸

から 500m 以内は潮風の影響を受けやすくスダジイ林は成立しにくいと考えられる。また、タブノキ型に分類された 2 つのプロットはともに河川や水路の斜面林であったので、スダジイとタブノキは似たような立地で生育するが、タブノキが有利な立地では巨木に成長し、優占すると考えられる。

2.4.2 自然林の更新動態

ヤブニッケイ型、タブノキ型、スダジイ型の 3 タイプのうち、ヤブニッケイ型とスダジイ型では連続更新がおこなわれていることが示唆された。しかし、タブノキ型では巨木とその萌芽幹によってバイオマスが占められていて、後継樹は欠如していた。低地部の県道沿いでタブノキの大木をしばしば見かけるが、耐陰性が低いタブノキは原生状態を保つ発達した構造の林分では更新しにくいようである。

第3章 栗生集落周辺における人為が植生に及ぼす影響

3.1 はじめに

屋久島低地部における土地利用形態は、海岸からの緩やかな立地に集落と畑を形成し、集落からすぐ見上げることができる山を前岳とよび薪炭や木材を利用、前岳の奥に位置する奥岳を山岳信仰の対象とする3つの部分に分かれていた。

しかし屋久島の集落地域でも日本の農村の例にもれず、農林業の衰退と若年層は島外流出し高齢層が残されるという産業構造と人口構造の変化によって、1930年代以降利用放棄が進んでいる（自然環境研究センター 2000）。その結果、小面積に分断された自然林、放棄された薪炭林、放棄された後に森林が成立している畑跡など、様々な異なる性質の植生モザイクを形成している。

植物群落は人為の歴史的要因と立地要因から成り立ち（Foster 1992）、人の利用履歴が森林の群落構造に影響することが知られている（鎌田 1991、小見山 2000、大住 2003）。モザイクのそれぞれの部分について過去の履歴と植生の現状を把握し、将来予測を行うことが屋久島低地部の保全管理手法を検討する上で重要である。

これまで屋久島低地部の人為と関わりのある植生群落の把握としては、大塚（1994）や宇津沢（2003）によって草本群落から極相林までの二次遷移パターンが報告されている。しかし、それらの研究では過去の土地利用が現在の群落構造にどのような影響を与え、その結果どのような遷移パターンを経て現在の群落構造が形成されたのかについては明らかにされていない。

そこで本章では 1) 人為的攪乱を受けた場所において過去の土地利用が現在の植生構造に及ぼす影響 2) 土地利用タイプごとの遷移パターンを明らかにすることを目的とする。

3.2 調査地と調査方法

3.2.1 調査地の概要

屋久島西南部に位置する栗生集落周辺を対象に調査を実施した（Fig.3.1）。栗生集落の年平均降水量は2412mmと全島でも一番少ない（高原・松本 2002）。全島的にも温暖で降水量の少ない地域だが、冬は北西の季節風の影響を受ける。

栗生集落は漁師町として栄えた古い集落であり、昔から生活と密着した様々な産業が行われてきた。現在は過疎高齢化のため集落周辺での活動が衰退しており、屋久島内でも主要な観光地へのアクセスポイントとならないためにあまり開発されてこなかった。したがって昔の土地利用の跡が集落周辺に残されているおり、人為の影響と植生パターンの対応を比較しやすい。ここで過去の土地利用の復元および現在の植生構造を把握するための植生調査を実施し、環境条件を測定した。

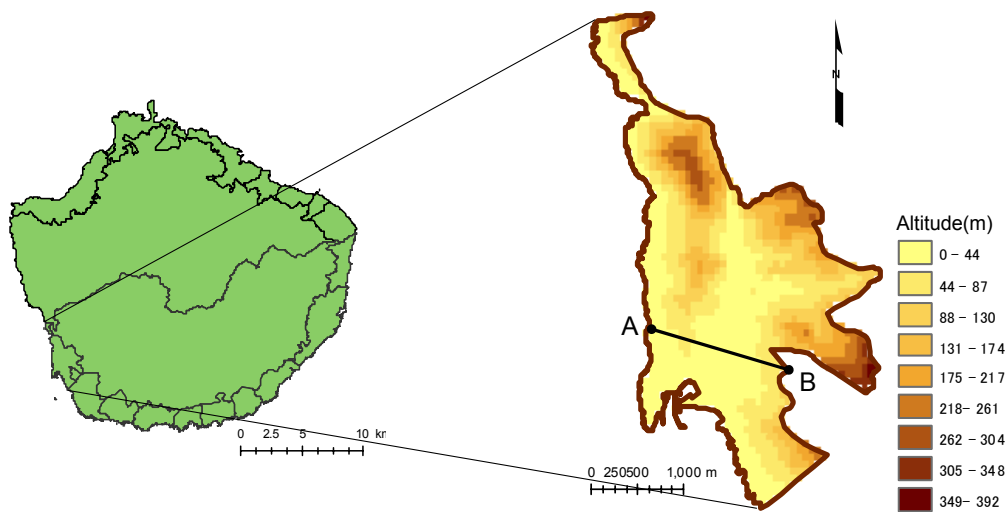


Fig.3.1 Location of Kurio (Section between A to B is shown in Fig.3.2)

3.2.2 調査地の歴史

栗生集落は1950年代まで、屋久島の中で最も栄えている集落の1つであった。1612年以降の薩摩藩政時代には屋久島南部の統治の中心地として、明治初期にも屋久島南西部の行政の中心地として機能していた（屋久町郷土誌編さん委員会 1993）。基幹産業は漁業であり、専業農家は少なく農業は自給自足のために行うのが主であった。漁業以外の現金収入源としては薪炭材やパルプ材採取のための林業従事、集落周辺に生育するマツからのマツ脂採取、サトウキビ栽培などの時代に応じた仕事を行っていたようである。

主食であるサツマイモと麦の栽培は、海岸沿いのあまり肥沃でないが比較的緩やかな傾斜地を段畑に改変して行っていた。日常の野菜などは集落近くに位置する栗生川河口の沖積地で野菜の栽培を行っていた家が多いようである。ただし河口付近の土地はトビウオを干すのにも利用されていたため、畑の幅は2mほどしかなく1戸あたりの面積がとても小さい。この畑に利用する肥料は、周辺の草などを堆肥化して利用しており、本土の里山のように山から落ち葉を採取したりはしていなかった。一部では水稻栽培も行われていたが水田を所有する家は多くなく、担い手の減少によって1975年に水稻栽培は消滅した（屋久町郷土誌編さん委員会 1993）。

燃料はたきぎを主に使っていたが、一部個人による木炭の生産も行われており炭焼き窯の跡が残っている。一番木をイスノキ、二番木をシイ（スダジイ、マテバシイ）として、その順で伐採して利用していた。たきぎは国有林内に存在する集落共用林から採取された（稲本 2006）ほか、自分が所有する畑周辺から採取したり、町有林から枯死木を採取したりしていた。また1950年代以降、エネルギー源が石炭や石油に移行した後も集落周辺では島外の企業が入り、マツ林や広葉樹林からパルプ材採取のための伐採が行われていた。マツ林では伐採後マツを再び植林したが、それらが15年生程度に成長した頃、マツ枯れの被害を受けたために現在では広葉樹林が成立している。

様々な形で自然利用が行われていた集落周辺だが、一部林野庁指定の防風保安林や河畔林は利用されず、ほぼ自然状態で保たれてきた。

3.2.3 過去の土地利用の復元

栗生集落における土地利用変遷を復元するために、ArcGIS9.2 (ESRI Japan) 上で 1/50000 地形図 (1921, 1946, 1954) と 1/25000 地形図 (1960, 1970, 1976, 1991, 2001) を用いて解析を行った。50m で区切ったメッシュごとに森林、畑、水田、果樹園の土地利用タイプを与えた。また、同じく ArcGIS9.2 (ESRI Japan) 上で空中写真 (1947, 1977, 2000) の解析を行い、森林 (広葉樹・針葉樹)、住宅 (人工物)、田畑、畑放棄地、草地、果樹園、砂地、河川の 9 つのタイプに分類して土地利用区分図を作成した。森林を広葉樹と針葉樹に分けることができ、地形図解析よりも細かく土地利用を分類することができた。

さらに、主に 60 歳以上の栗生集落に在住する方々のべ 14 人にインタビューによる聞き取り調査をおこなった。過去の土地利用や利用方法について、いつ頃、集落内のどこで、どのような利用をしていたかという図面からは得られない情報を収集した。

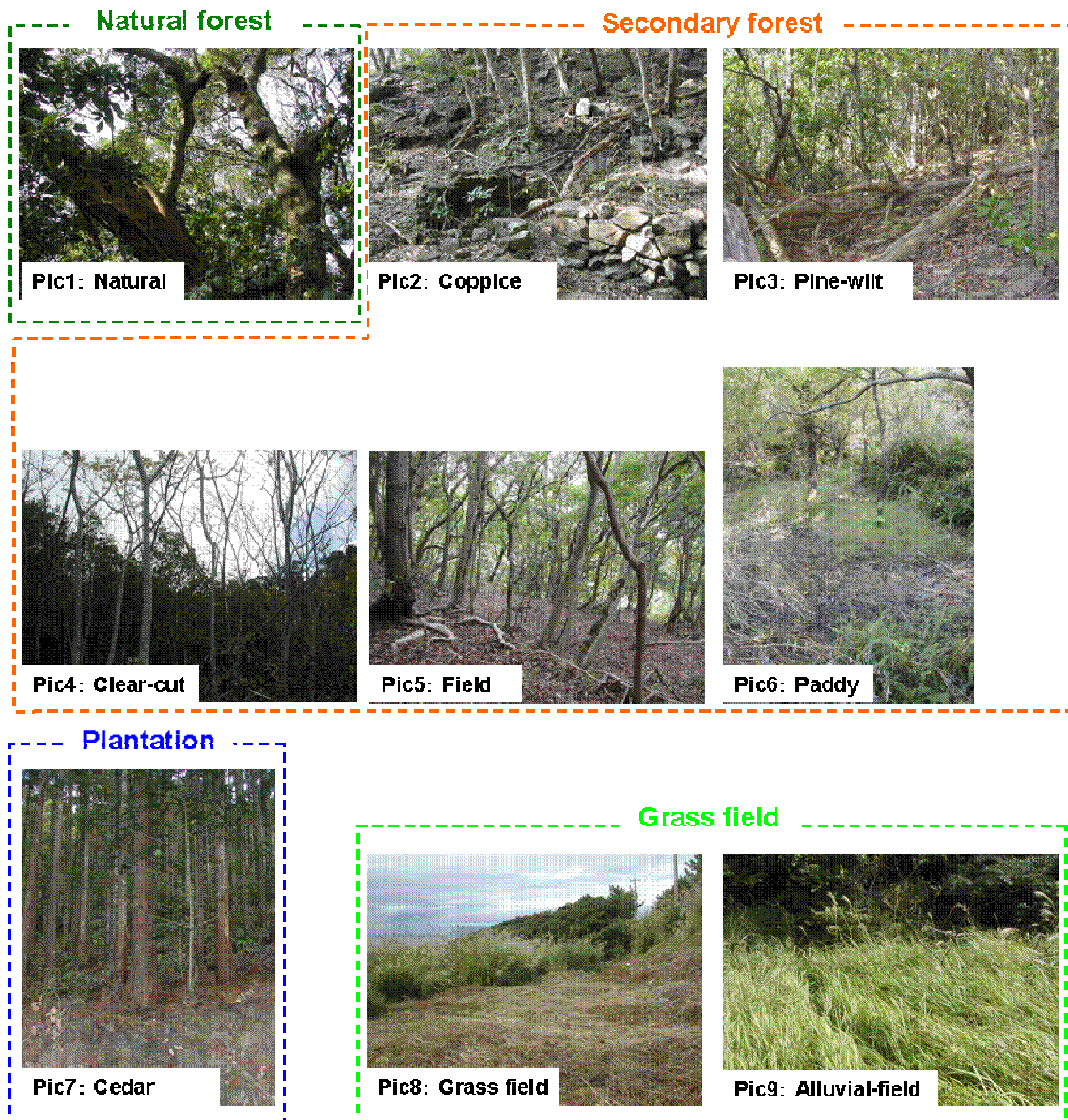
人口変遷のデータおよび産業変遷については屋久町郷土誌編さん委員会 (1993) を参考にした。

栗生集落周辺における現在の土地利用区分図において分類される土地利用タイプのうち、自然林、二次林、人工林、草地についてさらに、過去の利用に基づいた 9 つの区分に分類した (Table 2.1)。各土地利用タイプの現在の様子は pic. 1~9 のようである。

Fig3.1 の A 点から B 点までの横断面図を栗生集落の 1950 年代までの土地利用形態と合わせて表わすと、海岸沿いの緩傾斜地に段畑を形成し、斜面がきつくなった海岸に面した斜面にはマツ林、その裏側の斜面には薪炭林、集落の山側には防風保安林が位置し、台地の上には段畑あるいは水田があり、山地へと続いていく (Fig.3.2)。1979 年に実施された 5 万分の 1 土地分類基本調査の土壤図 (鹿児島県 1980) によると、自然林・薪炭林跡が成立する場所の大部分は乾性褐色森林土に相当し、マツ枯れ跡と段畑跡は赤色土、沖積地畑跡は粗粒褐色低地土、水田跡は灰色低地土に相当していた。地形と土壤条件という立地条件に合わせた土地利用が行われていたことがうかがえる。

Table 3.1 Land-use category based on past land-use

Current Land-use	Land-use category based on past land-use	Land-use history and current status
自然林 Natural forest	自然林 (Natural)	伐採や下刈りなど人による攪乱が加えられていない森林。林野庁指定の保安林や河畔林に残されている。
二次林 Secondary forest	薪炭林 (Coppice)	たきぎ採取や炭焼きのために使われていた森林
	マツ枯れ跡 (Pine-wilt)	1970年代後半から始まったマツ枯れの被害を受けたマツ植林地。現在では広葉樹林になっているが、林内にはマツの芯や枯株が残っている。
	皆伐跡 (Clear-cut)	広葉樹パルプ採取のために皆伐された跡の再生林。パルプ採取後にスギを植栽した場所もあるが、自然再生林を調査対象とした。
	段畑跡 (Field)	斜面に石組みを作り、サツマイモや麦を栽培していた段々畑跡。40～50年ほど前から放棄が進んでいる。
	水田跡 (Paddy)	段畑と同じように石組みによって形成された水田の跡地。40年ほど前から放棄が進んでいる。現在でも水位が高く、一部湿地になっている場所もある。
人工林 Plantation	スギ人工林 (Cedar)	パルプ材採取後や段畑放棄後にスギを植林している場所。この地域ではヒノキの植林地はほとんど見られない。
草地 Grassfield	沖積地畑跡 (Alluvial-field)	河口付近の沖積地に作られた畑。日常の菜園などとして利用されていた。ここ10年くらいで放棄が進み、現在はクズなどが生い茂っていたり、ダンチクが蔓延するなど荒れた草地となっている場所が多い。
	草地 (Grass field)	果樹園に用いるススキやカヤを採取する目的などで草地として維持されている場所。道路沿いには除草剤がまかれている場合も多い。



Pic1~9 : Current status of each land-use type

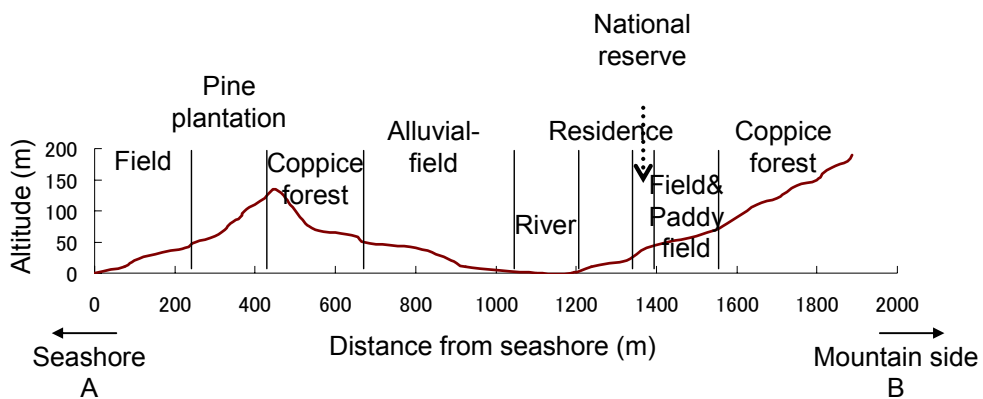


Fig.3.2 Section of Kurio and relation with land-use type

3.2.4 植生調査

上記の異なる土地利用タイプの場所において木本群落、草本群落、その中間的な相観を持つ混生群落に分けてパッチサンプリング法を用いて調査した (Table3.2)。調査位置は Fig.3.3 に示す。林冠が閉鎖していて木本が優占する群落では 25 m²以上のコードラートを設置した。また、再生して間もない草本と木本混ざるギャップや、草地に先駆性の木本が点在しているような混生群落では 9 m²~25 m²のコードラートを設置した。高さ 1.3m 以上の木本植物と 1.3m 未満の草本植物および木本植物に分けて、1.2.2 に示した方法と同様の調査項目について記録した。草本が優占する群落においては 1 m²~4 m²のコードラートを設置し、種名、最大自然高 (H, cm)、被度 (C, %) を記録した。なお、自然林データは第 1 章の West2~5 のデータを重複して使用した。

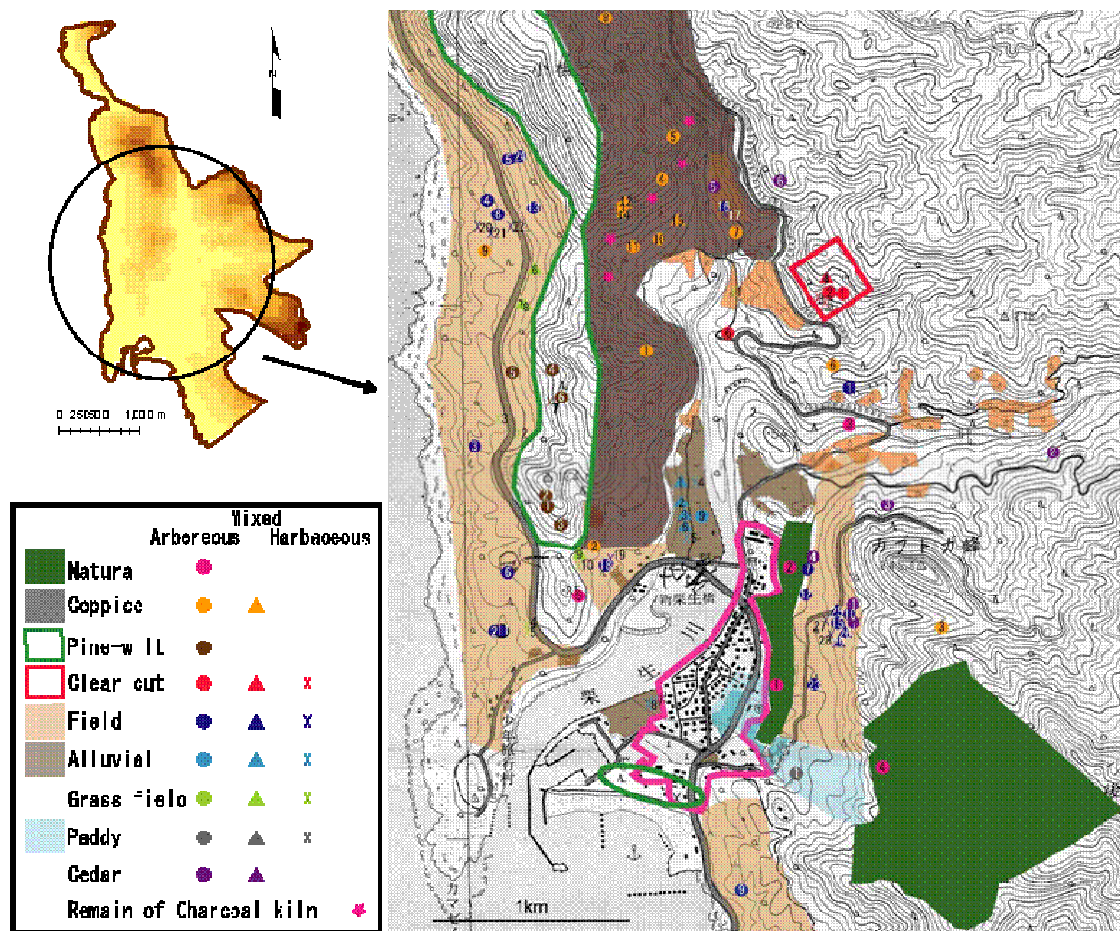


Fig.3.3 Vegetation plots around Kurio
(Geographical Survey Institute issue 1/25000 contour map)

Table3.2 Number of plots in each land-use type

Land-use type 土地利用区分	Arboreous 木本	Mixed 混生	Harbaceous 草本	Total
自然林 (Natural)	5			5
マツ枯れ跡 (Pine-wilt)	5		1	6
薪炭林 (Coppice)	12	3		15
皆伐跡 (Clear-cut)	3	1	2	6
段畑跡 (Field)	17	5	7	29
沖積地畑跡 (Alluvial field)		5	6	11
草地 (Grass field)		4	6	10
水田跡 (Paddy)	1	1	4	6
スギ人工林 (Cedar)	7			7
				95

3.2.5 データ解析

2章と同様にプロットごとにRBAと草本のRVを求め、優占種を決定した。草地と森林とでは構成種の量的測度が異なり直接的な比較が難しいので、大塚・大澤(1994)、三好(1997)を参考に相対優占度(Relative Dominance, RD)に標準化して相互の比較をおこなった。木本群落ではRBA、草本群落ではRVを種のRDとした。また、混生群落では便宜的にRBAとRV値を合計して再度相対値化して種のRDとした。木本群落の林床層は別の群落として扱い、RDの解析に含めていない。

種の多様性評価のために、優占度-順位曲線とShannonの多様度指数(H')をMagurran(2004)に従って求めた。群落タイプ間の平均値の差の比較には統計ソフトJMP5.01a(SAS Institute Inc.)を利用してANOVAをおこない、ポストホックテストはTurkey&KarmaのHSD検定をおこなった。また、相関関係の検定にはピアソンの相関係数を用いてt検定をおこなった。

序列化を行うために種ごとの相対優占度の構成比を用いてDCA(Detrended Correspondence Analysis, Hill 1979)をおこなった。

各種の種子散布型は基本的には主に沼田(1990)に従ったが、野間(1990)などを参考にして適宜修正をおこなった。また、草本群落の遷移段階の評価にはNumata(1969)の遷移度を用いた。

3.2.6 環境条件

2章と同様の方法で測定した。

3.3 結果

3.3.1 土地利用の変遷

1947年、1970年、2000年の空中写真判読から作成した土地利用図と各土地利用タイプの面積割合をFig.3.4、3.5に、その変遷をFig.3.6に示す。また栗生集落の人口変

遷、地形図解析から得た土地利用変遷データを社会的な変遷に合わせたものを Fig.3.7 に示す。

人口変遷と空中写真・地形図の解析から、人口減少に伴い 1947 年以降畑・水田が減少し、森林面積（特に広葉樹）が増加した流れが見られる。栗生集落の人口は 1930 年の 1950 人がピークでそれ以降減少をたどる。戦後一時的に人口が増加し、それまでは 1500 人以上を保っていたが、トビウオ漁の最盛期が終わる頃から急激に減少しはじめる。1990 年時点では 659 人である。人口減少にともない、1947 年に栗生集落の 20% を占めていた畑面積が 2000 年には 1.5% に減少した。

一方森林面積は 1947 年に森林面積が広葉樹と針葉樹を合わせて、栗生集落の 70% を占めていたが、2000 年には 82% に増加していた。その内訳は広葉樹林面積が約 1.3 倍に増加し、針葉樹面積は約 0.3 倍に減少していた。この背景には田畑放棄後に広葉樹林が成立したこと、またマツ枯れで枯損したマツ林が広葉樹林化したことがある。

タンカン栽培を開始した 1970 年以降果樹園の面積が増加し、2000 年は 1977 年比で約 5 倍であった。また、漁港や県道バイパス道路建設など人工物の割合が 1.6 倍に増加した。

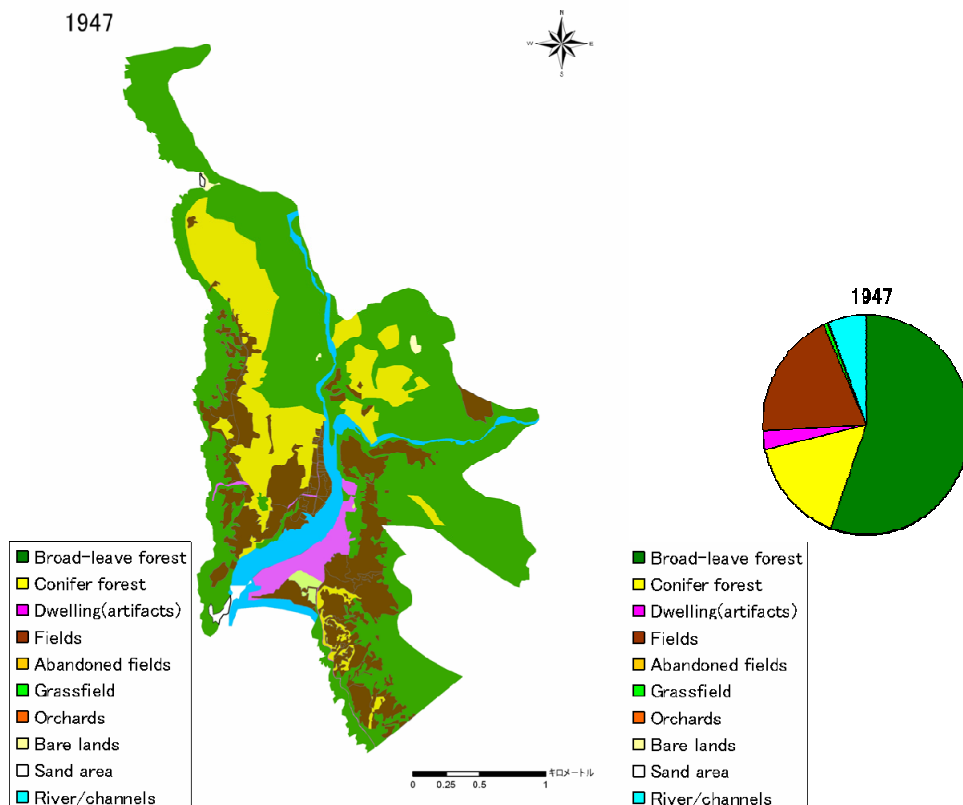


Fig.3.4 Distribution of land-use and area proportion of each type in 1947
(Aerial photo analysis)

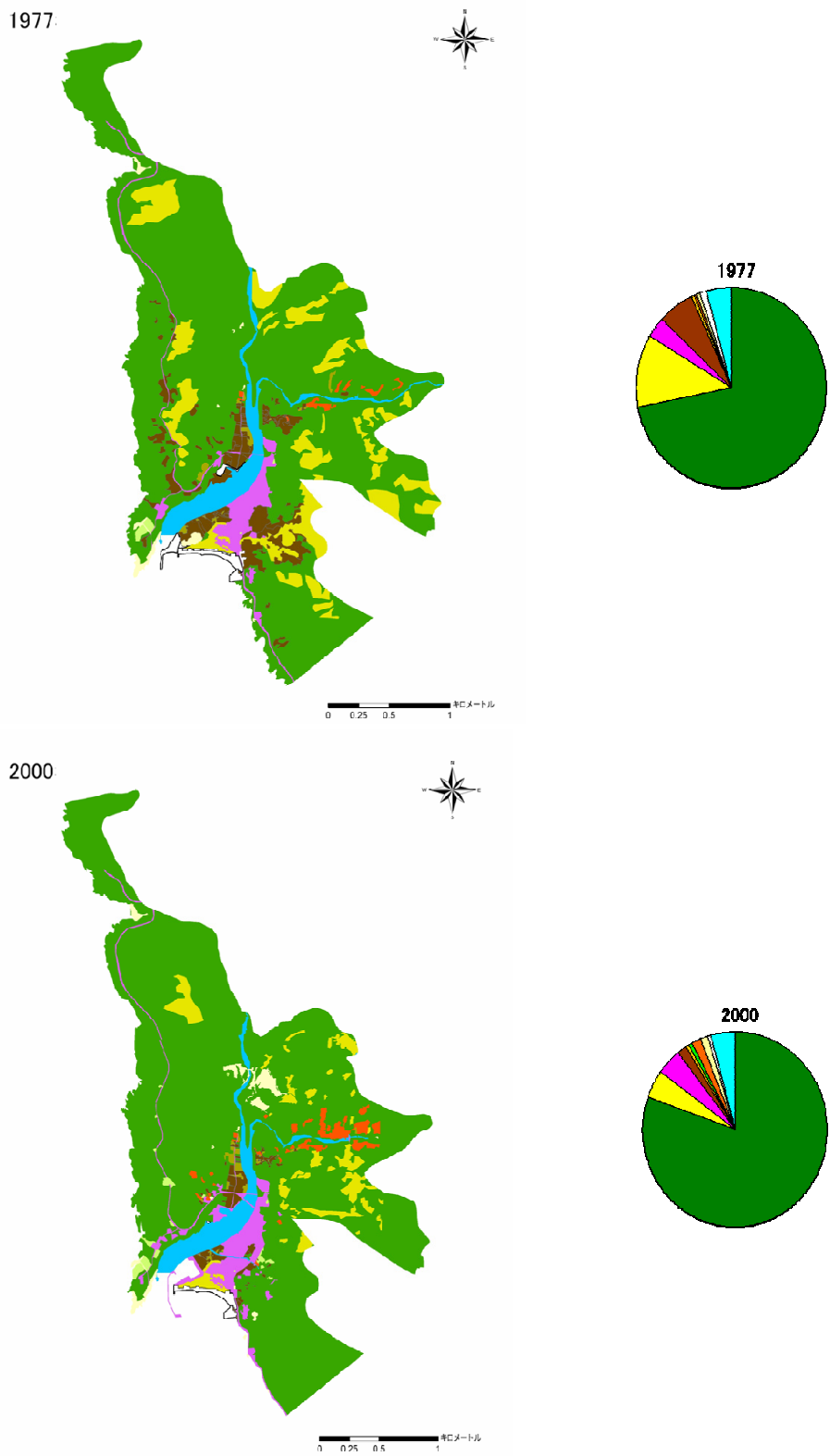


Fig.3.5 Distribution of land-use and area proportion of each type in 1977 and 2000 (Aerial photo analysis)

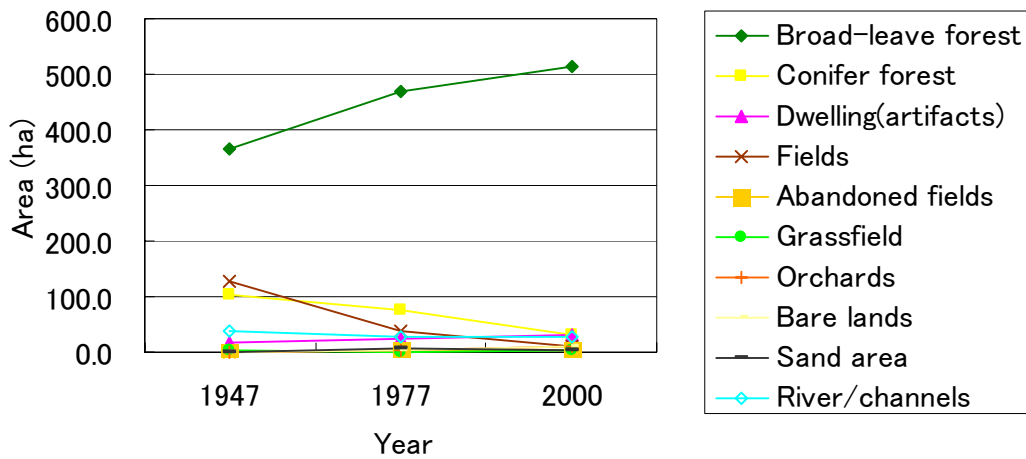


Fig.3.6 Transition of area in each land-use type

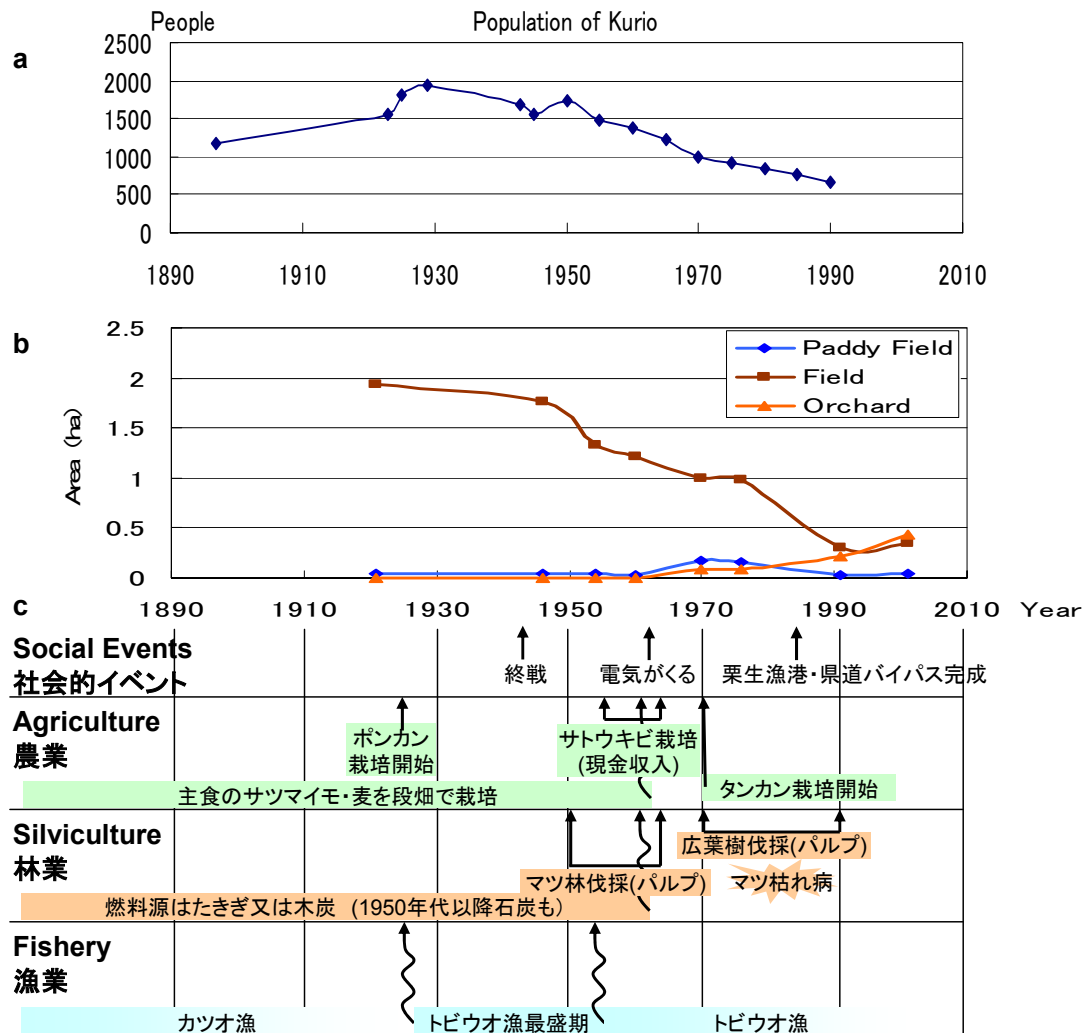


Fig.3.7 Time-line in Kurio a) Transition of population from Local history of Yakucho (1993) b) Transition in land-use analyzed with contour maps c) History of each industry from Local history of Yakucho (1993) and interview

3.3.2 異なる土地利用タイプの群落における組成と構造

栗生集落周辺には異なる土地利用履歴、立地条件、放棄後の年数が混ざった植生モザイクが成立している。過去の土地利用が群落構造に及ぼす影響を見るために、2.2.3で分類した各土地利用タイプにおいて、放棄後30年程度が経過して森林に達している林分を抽出し、解析をおこなった。解析には自然林(Natural)5ヶ所、薪炭林跡(Coppice)9ヶ所、マツ枯れ跡(Pine-wilt)2ヶ所、段畑跡(Field)11ヶ所、水田跡(Paddy)1ヶ所、スギ人工林(Cedar)5ヶ所の計35ヶ所を用いた。皆伐跡(Clear-cut)の再生林は林齢が15年生程度だったので、ここでの解析には含めなかった。それぞれのプロットの属性についてTable.3.3にまとめた。

35プロットのクラスター分析結果より、約50%の類似度で8つのグループに分かれた。それぞれのグループは、各プロットの第1位および2位の優占種によってスダジイ型、ヒメユズリハ型、タブノキ型、ハゼノキ型、クロキ型、ウバメガシ型、スギ型、ジャヤナギ型とした。スダジイ型に自然林と薪炭林、ヒメユズリハ型、タブノキ型、ハゼノキ型にマツ枯れ跡と段畑跡、スギ型にスギ人工林、ジャヤナギ型に水田跡と森林タイプと土地利用タイプに一致が見られた。ジャヤナギは湿原や河原に多い樹種である。(Fig.3.8)

DCAの結果、スダジイ型、スギ型、ジャヤナギ型は明確に分かれたが、それ以外の4つのタイプが混在した(Fig.3.9)。ヒメユズリハ型、タブノキ型、ハゼノキ型、クロキ型、ウバメガシ型をスダジイ欠如型として種組成を比較した(Table.3.4)。スダジイ型で出現頻度が高い種としてスダジイ、タイミンタチバナ、リンゴツバキ、マテバシイ、モチノキ、ボチョウジ、イスノキ、ウラジログシの8種が挙げられる。これらの種はスダジイ欠如型での出現頻度は低いか出現しなかった。しかし、マテバシイは出現頻度が低いもののスダジイ欠如型でのBAが大きかった。また、薪炭利用されていたイスノキとウラジログシはスダジイ欠如型で出現しなかった。

スダジイ欠如型で出現頻度が高い種はヒメユズリハ、タブノキ、モクダチバナ、ハマヒサカキ、ヤブニッケイ、ハゼノキ、ハマビワの7種であった。このうちヒメユズリハとタブノキはスダジイ型での出現頻度も高かったが、BAは小さい値を示した。ハマヒサカキとハマビワはスダジイ型で出現しなかったが、どちらも海岸性の樹種であり、ハマヒサカキは人が畑の境界に植えるためにも利用されていた。クロキ、シャリンバイ、イヌビワ、フカノキの4種はどちらの森林タイプにおいても40%以上の出現頻度を示した。

種組成が類似していた自然林と薪炭林、マツ枯れ跡と段畑跡だが、それぞれの土地利用タイプごとの構造を比較した。BAは自然林とスギ人工林のBAは他の土地利用タイプよりも有意に高く($p<0.05$)、特に自然林は平均100 m³/haのバイオマス量を維持しており、その中身のほとんどが常緑樹で構成されている(Fig.3.10)。薪炭林も同様にBAの約95%が常緑樹で構成されているが、BAは自然林の半分程度である。常緑樹BAは水田で小さい値を示し、落葉樹がほとんどを占めた。マツ枯れ跡と段畑跡ではBAの

大きさに差はあまりなく、どちらも薪炭林と同程度の約 40 m²/ha であった。

土地利用タイプ間の平均種数では大きな差が見られず、自然林とマツ枯れ跡でスギ人工林より有意に程度だった ($p < 0.05$)。自然林における常緑樹の種数は段畑跡、水田跡、スギ人工林跡よりも有意に高くなった ($p < 0.05$)。自然林で薪炭林よりも平均で 5 種程度多くなり、マツ枯れ跡で段畑跡よりも 10 種程度種数が多くなったが、有意な差とはならなかった (Fig.3.11)。

優占度-順位曲線と Shannon の多様度指数を用いて土地利用タイプごとの種多様性を比較した。自然林と薪炭林ではどちらもログシリーズに近い形を示し、出現種が 10-20 種と値の幅が同程度だった。マツ枯れ跡ではブロークスティック型を示した。段畑跡、水田跡、人工林では幾何級数型に近い形を示したが、Cedar3 は 46cm のカラスザンショウが存在するなど、典型的な人工林とは異なり、スギ、カラスザンショウ、スダジイなどが共存する多種優占型の曲線に近い形を示した。Shannon の多様性指数はマツ枯れ林で最も高く、タブノキ、ヒメユズリハ、クスノキ、フカノキなど常緑高木種が多種で共存していることを表わしていた (Fig.3.12, 3.13)。

DCA Axis2 と環境要因の間で相関があったものについて Fig.3.14 に示した。DCA Axis2 は斜面傾斜と相関($p < 0.01$)があり、土地利用タイプごとでは段畑跡と水田跡、段畑の後にスギを植林した一部のスギ人工林で斜面傾斜が 10°未満、自然林、薪炭林、マツ枯れ跡で 15°以上になった。土壌硬度との間にも有意な相関関係がみられ、自然林・薪炭林で 5~10mm と土壌硬度が小さく、つまり柔らかく、マツ枯れ跡、段畑跡、スギ人工林で 10~25mm 土壌硬度が大きく、つまり硬くなった。pH と DCA Axis2 の関係から、自然林、薪炭林、水田跡で pH が低くなり、マツ枯れ跡と段畑跡、スギ人工林で pH が高くなった。また、どのプロットも pH が 5~6 の間にあった。

Table.3.3 Characteristics of each forest plot around Kurio

Plot	Slope degree (°)	Plot area (m ²)	Max.DBH (cm)	BA (m ² /ha)	Community Height (m)	No. of species (above 1.3m)	Attribute	
Natural1	21	200	101.6	スダジイ	118.6	12	15	National reserve I (Shelter belt)
Natural2	19	450	92	スダジイ	138.6	15	27	National reserve I (Shelter belt)
Natural3	39	120	55.4	スダジイ	95.0	10	20	Riparian patch
Natural4	40	400	56.5	スダジイ	68.5	10	21	National reserve II
Natural5	22	100	44.1	スダジイ	68.8	9	13	Natural forest patch on a ridge
Coppice1	23	100	22.5	ヒサカキ	43.9	8	9	Charcoal making after the WWII
Coppice2	24	100	20.5	ヒメユズリハ	43.8	8	18	Firewood
Coppice3	34	100	21.4	モチノキ	49.9	8	13	Firewood
Coppice4	19	100	25.9	スダジイ	59.1	10	15	Charcoal making after the WWII. Thinned about 10 years ago
Coppice5	35	100	24	スダジイ	62.2	10	14	Charcoal making after the WWII
Coppice6	42	400	60.6	スダジイ	60.3	11	12	Firewood
Coppice7	28	100	35.1	クロキ	37.0	8	23	Firewood
Coppice8	26	100	20.3	スダジイ	49.0	5	12	Charcoal making before the WWII
Coppice13	18	325	45	ヤマモモ	41.9	10	12	Charcoal making before the WWII
Pine-wilt1	30	400	26.8	クロバイ	45.9	8	27	Naturally regenerated after pine-wilt disease
Pine-wilt2	29	100	18.3	タブノキ	30.7	7	15	
Field1	0	259	32	ヒメユズリハ	16.0	7	13	Abandoned field made with stone arrangement where sweet potato and wheat were cultivated
Field2	9	100	23	ウバメガシ	44.2	9	14	
Field3	8	100	17.2	ヒメユズリハ	46.9	8	9	
Field4	9	100	21.3	マテバシイ	53.3	10	12	
Field5	5	100	20.2	ハゼノキ	29.1	8	9	
Field6	8	100	13.9	タブノキ	31.4	6	11	
Field9	10	100	27	タブノキ	42.7	8	13	
Field10	13	128	27.6	クスノキ	34.7	7	16	
Field11	6	437	21.2	ウバメガシ	32.5	7	18	
Field12	12	100	33	クスノキ	48.1	8	17	
Field15	9	50	12.2	エゴノキ	17.6	4	8	
Cedar1	27	154	28.1	スギ	77.8	8	8	
Cedar2	9	100	33.3	スギ	92.2	9	4	Planted abandonment of field
Cedar3	22	150	46.4	カラスザンショウ	78.2	10	12	Planted on a slope
Cedar4	3	75	25.1	スギ	75.2	8	9	Planted abandonment of field
Cedar5	2	25	43.1	スギ	173.8	10	10	Planted abandonment of field
Paddy1	1	250	14.7	ジャヤナギ	21.9	5	9	Abandoned paddy field
				Deciduous tree				

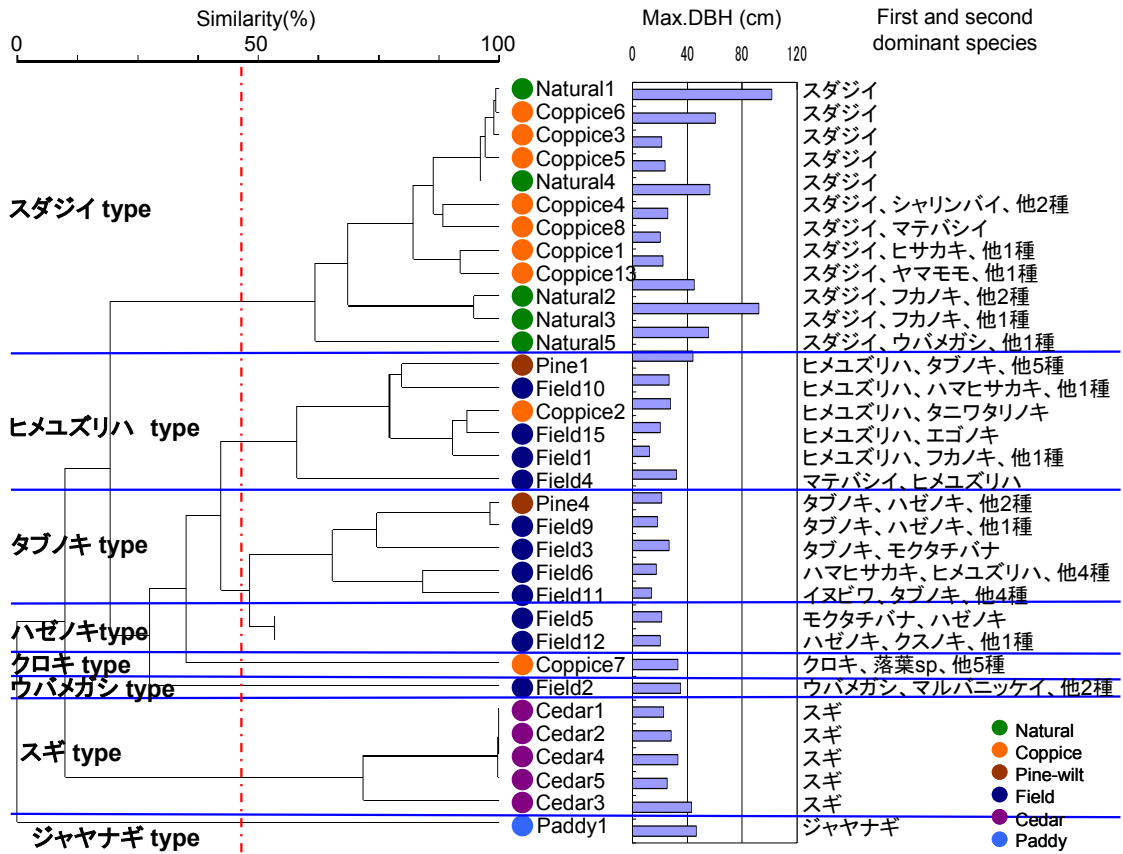


Fig.3.8 Result of cluster analysis and Max.DBH and first and second dominant species of each plot

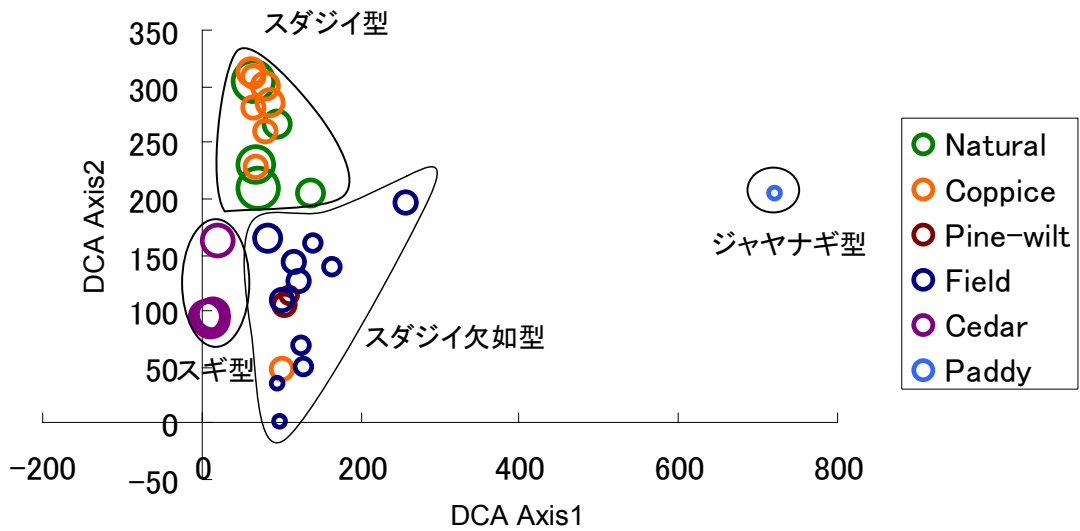


Fig.3.9 Result of DCA (Sizes of circle represents BA of each plot)

Table.3.4 DCA で分類した各森林タイプにおける種の出現頻度および BA

Species name	Life form	スダジイtype			スダジイ欠如type			スギtype			ジャヤナギ type	BA		
		Rank	Max.BA	Ave.BA	Min.BA	Rank	Max.BA	Ave.BA	Min.BA	Rank			Max.BA	Ave.BA
スダジイ	ET	V	108.60	40.69	20.83	I	2.66	0.97	0.11	II	1.73	1.48	1.22	
タイムシタチバナ	ES	V	0.50	0.21	0.01	I	1.90	0.67	0.05					
リンゴツバキ	EA	IV	5.64	1.82	0.10	I	0.05	0.05	0.05	I	0.67	0.67	0.67	
マテバシイ	ET	III	18.48	5.75	0.66	I	28.27	14.37	0.48	I	2.38	2.38	2.38	
モチノキ	EA	III	3.79	1.40	0.22	I	0.18	0.09	0.00					
ボチョウジ	ES	III	0.07	0.05	0.02	I	0.03	0.02	0.01	I	0.98	0.98	0.98	
イスノキ	ET	II	8.04	4.69	0.73									
ウラジログシ	ET	II	0.53	0.45	0.30									
ヒメズリハ	ET	IV	14.73	3.65	0.03	V	25.25	7.63	0.19	II	2.79	1.79	0.78	
タブノキ	ET	IV	6.66	3.06	0.05	V	29.57	6.56	0.00					
モクダチバナ	EA	III	7.40	2.23	0.22	V	9.51	2.04	0.02	III	11.26	5.84	1.93	0.11
ハマヒサカキ	ES					V	9.13	3.06	0.24					
ヤブニッケイ	ET	II	11.39	4.55	0.00	IV	1.76	0.63	0.01	III	0.97	0.78	0.55	
ハゼノキ	DT	I	1.63	1.04	0.45	IV	16.78	4.76	0.28					
ハマビワ	ES					II	2.21	1.03	0.09					
クロキ	EA	IV	1.56	0.36	0.00	IV	11.11	1.33	0.00	IV	0.73	0.49	0.21	
シャリンバイ	ES	III	9.59	2.89	0.01	IV	10.51	2.90	0.04					
イヌビワ	DS	III	1.12	0.29	0.03	IV	7.96	1.20	0.06	I	0.20	0.20	0.20	
フカノキ	ET	III	34.15	12.01	0.13	III	4.28	2.01	0.05	II	3.84	2.90	1.95	
ヤマビワ	EA	III	5.51	1.76	0.01	II	2.95	0.84	0.01	II	0.51	0.31	0.11	
ヒサカキ	ES	III	6.35	1.16	0.05	II	2.53	0.95	0.28					
クチナシ	ET	III	0.78	0.28	0.03	II	1.23	0.44	0.01					
ウバメガシ	ET	II	21.65	8.61	2.92	II	12.36	4.17	0.03					
クスノキ	ET	II	15.20	8.49	4.37	II	13.82	5.92	2.32	I	0.38	0.38	0.38	
ネズミモチ	EA	II	0.93	0.34	0.03	II	0.99	0.24	0.01					
クログネモチ	EA	II	0.99	0.25	0.00	II	1.56	0.56	0.04	I	0.11	0.11	0.11	
ヤマモモ	ET	II	9.37	3.52	0.52	I	4.59	2.13	0.33	I	1.65	1.65	1.65	
エゴノキ	DT	II	0.83	0.40	0.01	I	2.34	1.47	0.61					
イヌガシ	EA	II	0.17	0.05	0.00	I	0.04	0.02	0.00					
ギョクシンカ	ES	II	0.02	0.01	0.00	I	0.01	0.01	0.01					
カンコノキ	DS	I	0.54	0.54	0.54	II	1.56	0.47	0.03	I	0.62	0.62	0.62	0.00
シロダモ	EA	I	0.02	0.02	0.02	II	1.44	0.48	0.01	II	0.53	0.44	0.36	
モッコク	ES	I	2.52	1.29	0.05	I	0.93	0.62	0.47					
シシアクチ	ES	I	0.33	0.33	0.33	I	0.07	0.06	0.06					
サクラツツジ	ES	I	0.26	0.26	0.26	I	0.33	0.33	0.33					
モクレイシ	ES	I	0.19	0.10	0.00	I	0.04	0.04	0.04					
オオムラサキシキブ	DS	I	0.05	0.03	0.02	I	0.07	0.04	0.02					
バリバリノキ	ES	I	0.02	0.02	0.02	I	0.35	0.35	0.35					
シマイズセンリョウ	ES	I	0.01	0.01	0.00	I	0.03	0.01	0.00	II	1.44	0.84	0.23	0.14
マンリョウ	ES	I	0.00	0.00	0.00	I	0.01	0.00	0.00	III	0.38	0.20	0.11	0.00
トキワガキ	EA	I	1.43	1.03	0.62					I	0.35	0.35	0.35	
ホソバタブ	EA	I	0.70	0.70	0.70									
ミミズバイ	ES	I	0.97	0.49	0.02									
ナギ	EA	I	0.47	0.23	0.00									
アデク	ES	I	0.19	0.09	0.00									
マルバニッケイ	ES					I	11.66	6.11	0.56					
ヤクシマオナガカエデ	DT					I	3.01	1.76	0.79					
カラスザンショウ	DT					I	2.34	0.84	0.08	I	17.38	17.38	17.38	
シャヤンボ	ES					I	0.45	0.28	0.11					
ヤマモガシ	ES					I	0.09	0.08	0.07					
ハマクサギ	DS					I	0.01	0.01	0.00	I	0.27	0.27	0.27	
センダン	ET	I	12.56	12.56	12.56					I	9.29	9.29	9.29	
サザンカ	DS	I	1.65	1.65	1.65									
ツゲモチ	ES	I	0.06	0.06	0.06									
ヤブムラサキ	DS	I	0.05	0.05	0.05									
シキミ	ES	I	0.02	0.02	0.02									
ヤクシマアジサイ	DS	I	0.00	0.00	0.00									
イソヤマアオキ	ES	I	0.00	0.00	0.00									
落葉sp	DT					I	5.45	5.45	5.45					
タニワタリノキ	ES					I	4.94	4.94	4.94	I	1.16	1.16	1.16	
クロバイ	ES					I	3.80	3.80	3.80					
アカメガシワ	DT					I	1.62	1.62	1.62					1.60
シマサルスベリ	DT					I	0.97	0.97	0.97					
常緑sp	ES					I	0.17	0.17	0.17					
アブラギリ	DT					I	0.03	0.03	0.03					
スギ	C									V	150.49	83.04	36.14	
イイギリ	DT									I	6.12	6.12	6.12	
ジャヤナギ	DT													19.96
ノリウツギ	DS													0.02
タラノキ	DS													0.01
ナンキンハゼ	DS													0.00

V: 0~20% IV: 21~40% III: 41~60% II: 61~80% I: 81~100% occurrence in 2 plots occurrence in 1 plot

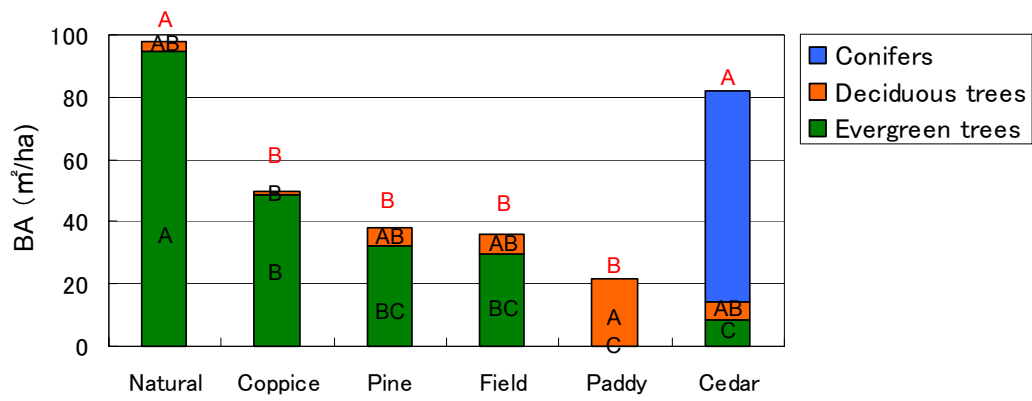


Fig.3.10 BA in each land-use type

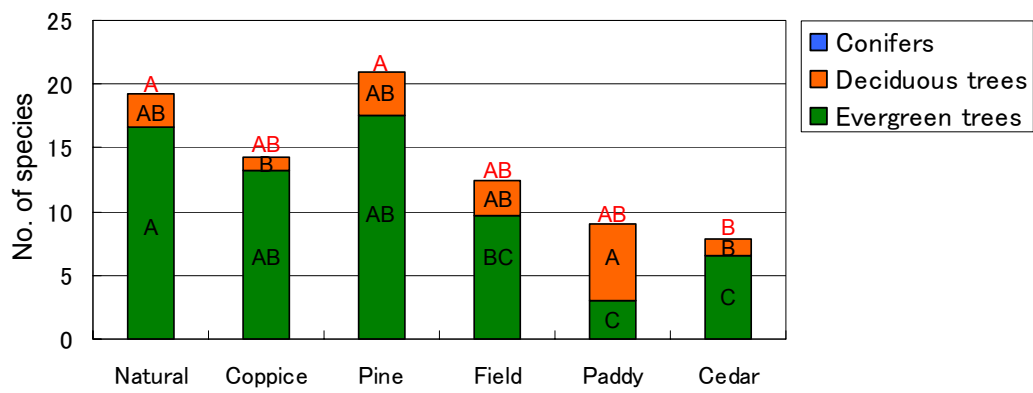


Fig.3.11 Number of species in each land-use type

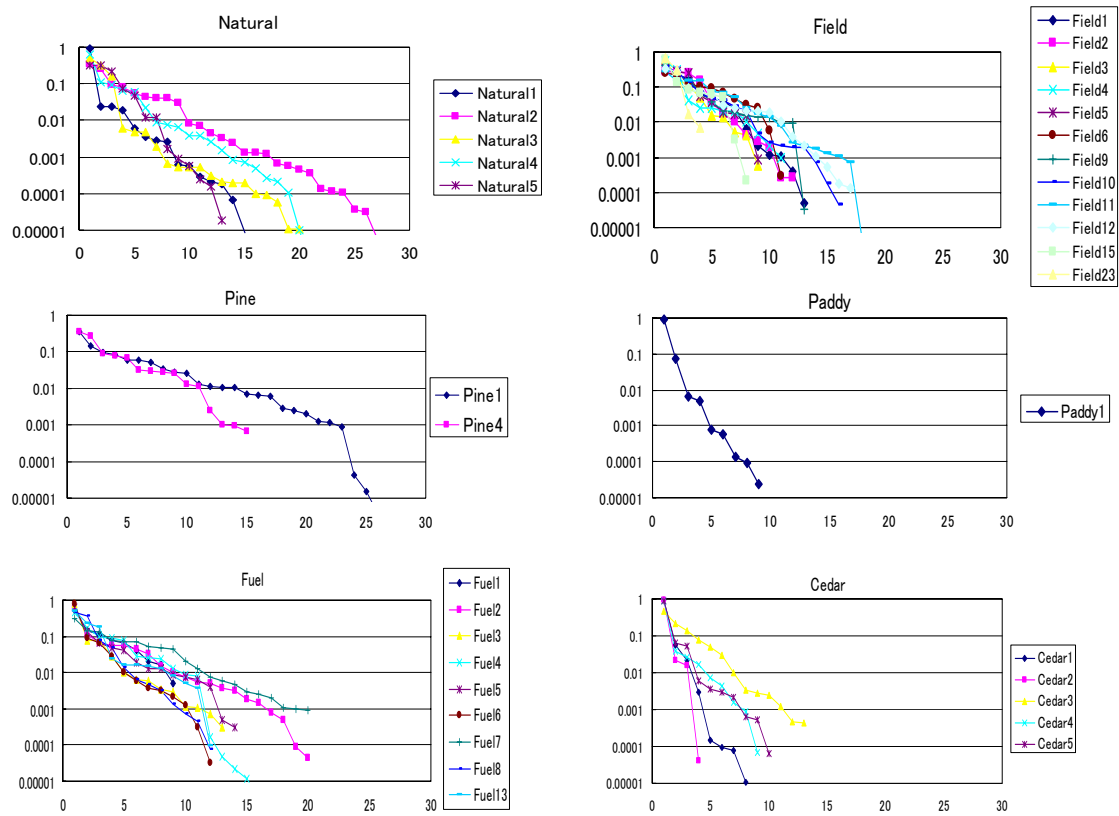


Fig.3.12 Dominance-Diversity Curve in each land-use type

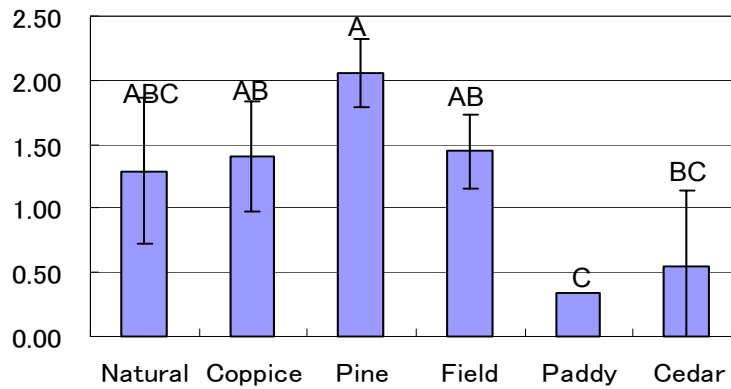


Fig.3.13 Shannon-index in each land-use type

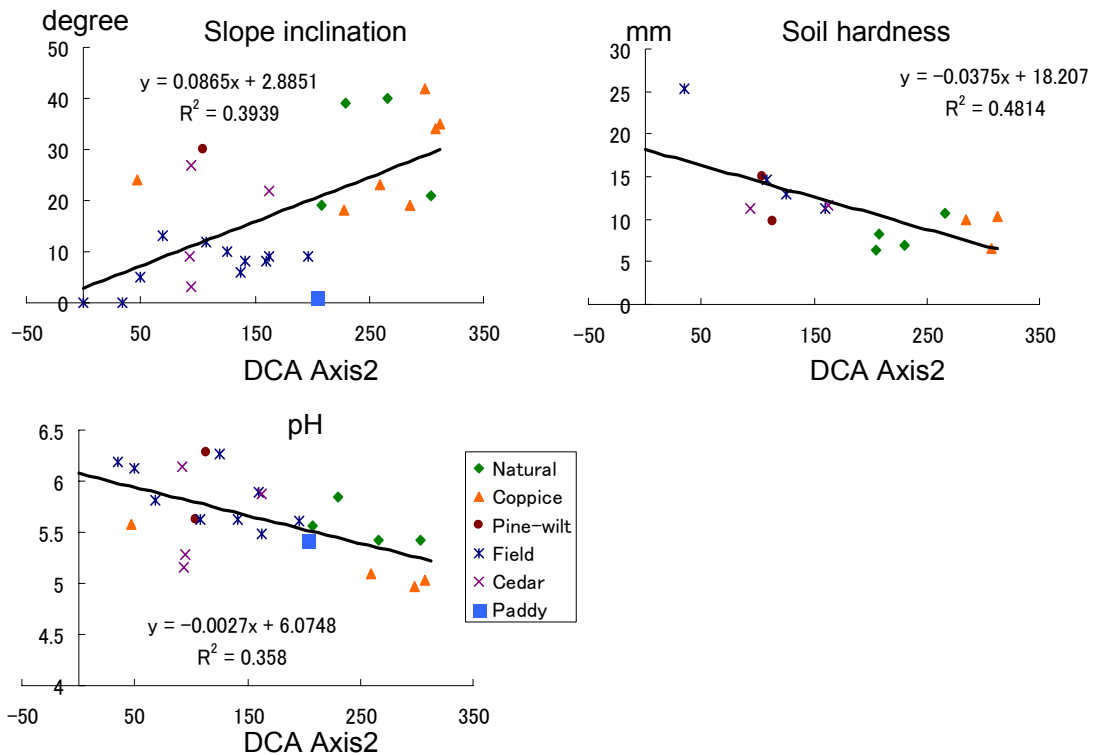


Fig.3.14 Environmental factors significant relation with DCA Axis2 ($p < 0.01$)

3.3.3 土地利用タイプごとの異なる遷移段階の量的変化

Table2.1 で区分した各土地利用タイプの場所において、異なる遷移段階の植物群落で植生調査をおこなった結果を示す。量的変化の指標となる軸は Max.DBH、クラスターや DCA など、土地利用タイプによって遷移段階を一番よく表わすものを示した。

自然林においてはギャップ更新の様子をとらえることができなかったため、ここで遷移について述べることはできない。薪炭林は裸地になった履歴を持たないので、ギャップから始まる遷移について調べた。薪炭林プロット（木本群落 12 ヶ所、混生群落 3 ヶ所）について DCA で序列化した (Fig.3.15.)。DCA Axis1 の右側に草本群落と木本群落の中間的な相観を呈する混生群落、中央に常緑亜高木が優占する BA の小さい群落、左側に大半の木本群落が配列された。DCA Axis1 のスコアが各プロットの常緑高木の RBA と強い負の相関を示した ($p < 0.01$)。DCA Axis2 は土壌水分と強い負の相関を示した ($p < 0.01$) ので、乾燥傾度を表わす (Fig.3.16)。

Fig.3.17 でマツ枯れ跡（木本群落 5 ヶ所、草本群落 1 ヶ所）では各プロットの常緑樹の Max.DBH と常緑高木の BA が直線的な相関を示した ($p < 0.05$)。

皆伐跡（木本群落 2 ヶ所、混生群落 1 ヶ所、草本群落 2 ヶ所）で DCA による序列化をおこなった。DCA Axis1 の左側にシダが優占する草本群落が、右側に先駆性の落葉広葉樹林が配列された (Fig.3.18)。

段畑跡プロット（自然林に隣接する、あるいは海岸に近い特異的な立地のものを除

いた木本群落 11ヶ所、混生群落 5ヶ所、草本群落 7ヶ所) でクラスター分析をおこな
い、各プロットの優占種で分類した。その結果、類似度 50%でヒメユズリハ型、タブノ
キーハゼノキ型、ハゼノキ型、シマイズセンリョウ型、タマシダ型、コシダ型、イシカ
グマ型の 8タイプに分類された。DCA で序列化した結果、DCA Axis1 の左側にヒメユ
ズリハ型とタブノキーハゼノキ常緑樹の Max.DBH と DCA Axis1 が高い負の相関を示
した(Fig.3.19)。

沖積地に作られた畑跡 (混生群落 5ヶ所、草本群落 6ヶ所) では放棄後の年数が浅
い草本群落が多かったので、遷移度 (DS) によって遷移段階を把握した。その結果 DS
が 25~800 の範囲に広がった(Fig.3.20)。現地踏査から前年まで畑であることがわかっ
ている場所で最も小さい DS 値を示した。

定期的な刈り取りや火入れによってススキやチガヤの状態で維持されている草地
(木本群落 1ヶ所、混生群落 4ヶ所、草本群落 4ヶ所) のデータを用いてクラスター分
析をおこなった(Fig.3.21)。その結果、ススキの優占度が高いプロットほど上部に分類さ
れ、先駆性落葉広葉樹が優占するほど下部に分類された。

水田跡 (木本群落 1ヶ所、混生群落 1ヶ所、草本群落 4ヶ所) ではススキが優占し
ている場合が多かったが、混生群落にはナンキンハゼが侵入しており、ジャヤナギ林へ
と遷移する過程を観察することはできなかった。

スギ人工林 (木本群落 7ヶ所) ではスギを除いて解析を行った。間伐や広葉樹除伐
が行われている形跡がある管理された人工林の下層はイシカグマ、コシダ、ヨゴレイタ
チシダなどのシダ類が覆っており、それらの人工林では高さ 1.3m 以上にスギは混じっ
ていなかった。管理が放棄されて、1.3m 以上の木本が混交しているスギ林における生
活型別の BA を各プロットのスギの Max.DBH 順で示した (Fig.3.22)。Cedar1 と 2 で
は Max.DBH と BA が小さく、ほとんどが常緑樹であった。また、Cedar5 と 3 では
Max.DBH と BA とともに大きく、落葉樹の割合が大きかった。

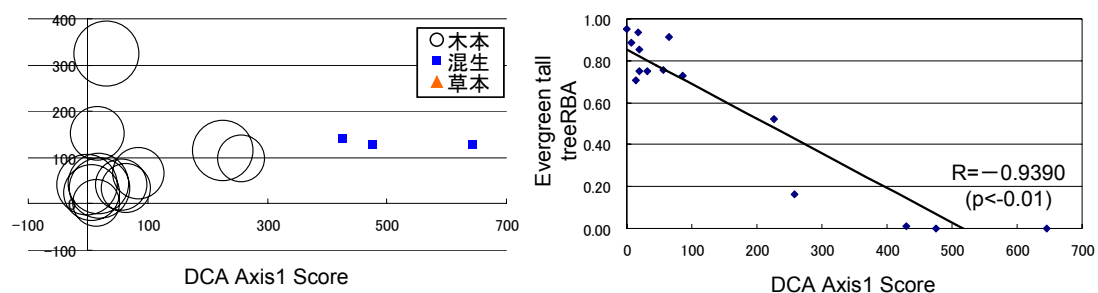


Fig.3.15 Result of DCA and relationship between DCA Axis1 and Evergreen tall tree RBA in Coppice

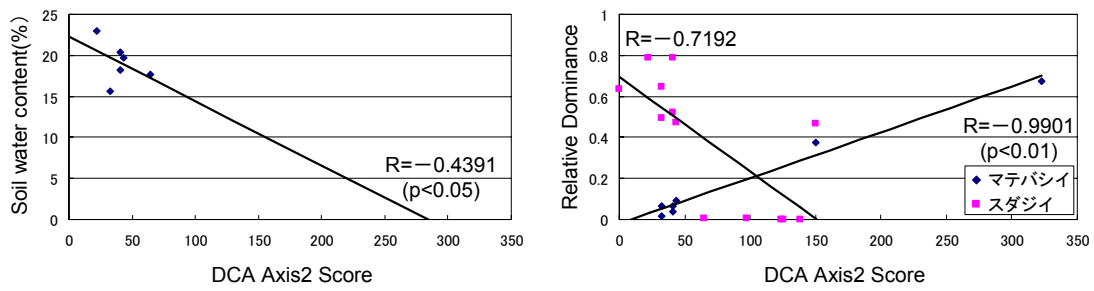


Fig.3.16 Relationship between DCA Axis2 and Soil water content and RBA of Castanopsis (スダジイ) and Pasania (マテバシイ) in Coppice

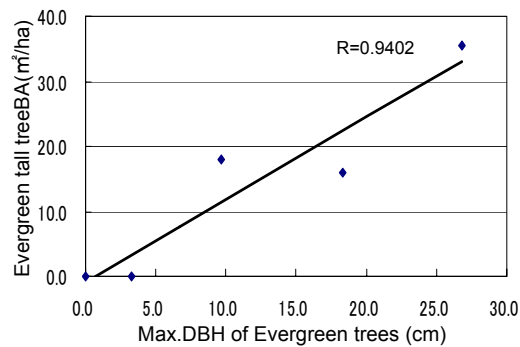


Fig.3.17 Relationship between Max.DBH of evergreen trees and evergreen tall tree RBA in Pine-wilt

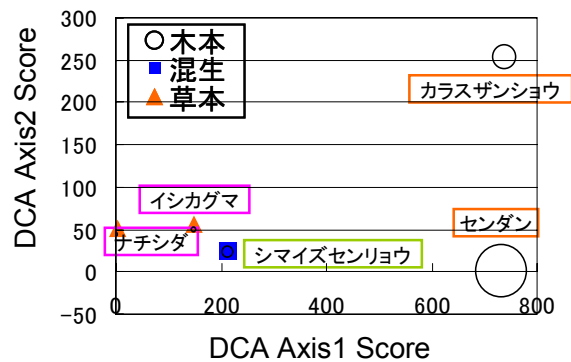


Fig.3.18 Result of DCA and dominant species in each plot in Clear-cutting

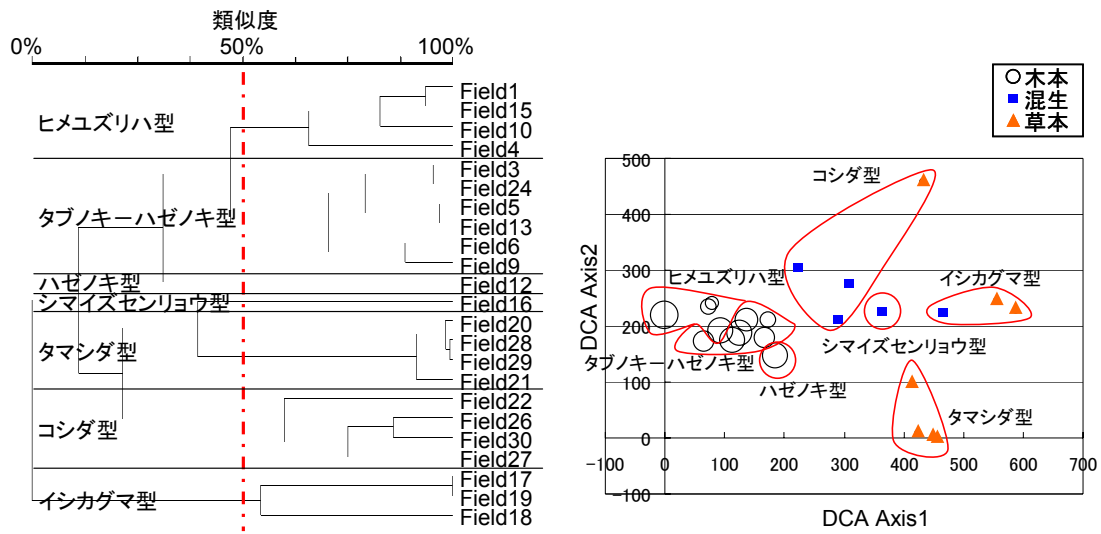


Fig.3.19 Results of cluster analysis and DCA in Field

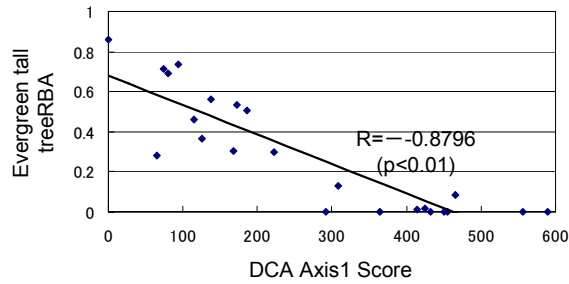


Fig.3.20 Relationship between DCA Axis1 and evergreen tall tree RBA in Field

Table3.5 Degree of succession (DS) in alluvial field

Plot	DS
Alluvial field4	766.8
Alluvial field8	427.6
Alluvial field2	333.0
Alluvial field3	248.3
Alluvial field6	179.9
Alluvial field7	143.7
Alluvial field11	111.9
Alluvial field5	110.8
Alluvial field1	95.6
Alluvial field10	86.5
Alluvial field9	25.3

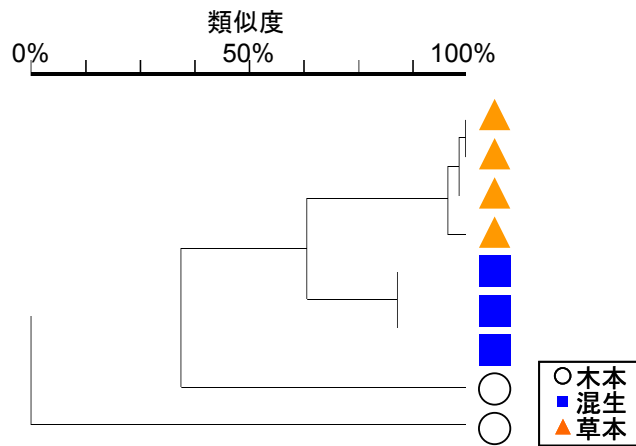


Fig.3.21 Result of cluster analysis in Grassfield

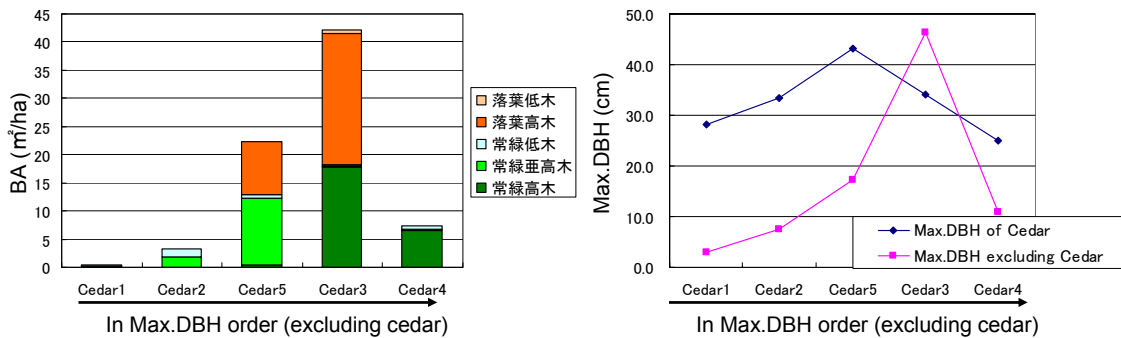


Fig.3.22 BA and Max.DBH in Cedar

3.4 考察

3.4.1 過去の土地利用が植生構造に及ぼす影響

栗生集落周辺において、森林を形成している異なる土地利用履歴を持つ植物群落はその種組成から、スダジイ型、スダジイ欠如型、スギ型、ジャヤナギ型という4つのタイプに分類された。それらはそれぞれ過去の土地利用タイプと一致していた。

スダジイ型に分類された自然林と薪炭林は種組成が類似していたが、構造が異なっていた。薪炭林は自然林の1/2程度のBAしか保持しておらず、その値は裸地から遷移がはじまった段畑に近かった。放棄後30年以上が経過していてもバイオマスの増加量は小さいと考えられる。後藤ら(2004)が京都南部において観察した落葉広葉樹二次林の構造では5年間で高木層のバイオマス1.4倍に増加していた。自然林と薪炭林が立地する乾性褐色森林土は比較的酸性が強く、養分に乏しい土壌である(森林土壌研究会1993)。屋久島低地部の薪炭林は常緑樹が優占するため、また土壌の栄養分が乏しいために成長が遅いと考えられる。したがって、自然林のBAは長い年月をかけて形成されたもので、1度伐採されるとそのバイオマス量回復には時間がかかる。

スダジイ欠如型にはマツ枯れ跡と段畑跡が分類され、クラスター分析による種組成

の類似度は高かった。しかし、種多様性の面からは有意差にはならないもののマツ枯れ林の方が高い Shannon の多様性指数を示し、優占度一順位曲線では多種混交型を示すブロークスティックモデルを示した。マツ枯れによる一斉枯死が発生した場所ではマツ林の下層に共存していた種が成長すると共に、成長の速い先駆種が侵入するので、多種が混交する林になることが知られている（達・大澤 1992）。マツ枯れ跡では落葉樹の BA や種数の割合は大きくないが、下層木が一斉に成長を初めることで多種の混交が起きていると考えられる。

スダジイ型とスダジイ欠如型を分ける土地利用タイプの違いは攪乱程度であると考えられる。自然林・薪炭林ではギャップ形成あるいは部分的な皆伐という攪乱を受けている。しかしマツ枯れは 1 度皆伐施業を受けており、段畑跡は開墾されている。三好（1997）は表土が保たれている場所と剥がされた場所で種組成が大きく分かれたことを報告している。種組成の違いは攪乱の違いと関わっていると考えられる。

水田跡で純林を形成していたジャヤナギは屋久島が南限にあたる。乾燥している西部地域において、人の利用によって生まれた湿性立地でこのような純林を形成することは極めて特異的なことだと考えられるので、今後保全の対象として考慮していく必要がある。

3.4.2 各土地利用タイプにおける遷移パターン

各土地利用タイプにおいて遷移軸を表わしていると考えられる指標を用いて、それぞれのタイプにおける遷移パターンについて考察した。

薪炭林では DCA Axis1 上の混生群落と木本群落の位置関係から、DCA Axis1 の逆が遷移軸を表わすと考えられる。それぞれのプロットで一番高い相対優占度を持つ樹種の移り変わりを Fig.3.23 に示した。薪炭林では、ギャップにコシダや常緑低木のシシアクチが侵入し、その後常緑亜高木であるクロキ、ヤマビワが優占する林を経てスダジイ林に遷移する。また、土壌が乾燥している場所ではマテバシイ林へ遷移する。三好（1997）が屋久島西部において攪乱立地への先駆性木本種の出現パターンを明らかにした研究によると、林冠・ギャップでは発達した林内でも見られる常緑亜高木がみられる。林内から始まる遷移は早い段階から常緑種が優占できるようである。

マツ枯れ跡では林齢の指標ともなる常緑樹の Max.DBH が遷移軸を表わすと考えられる。各プロットで一番高い相対優占度を持つ樹種の移り変わりを示した（Fig.3.24）。ギャップではススキが優占し、その後落葉先駆種であるハゼノキが侵入し、ヒメユズリハやタブノキが優占する。しかし、他の種も比較的高い相対優占度を示すため、それらの種の相対優占度は 40%程度である。

皆伐跡の結果では DCA Axis1 上にイシカグマやナチシダが優占する草本群落から落葉先駆種のセンダンやカラスザンショウが優占する木本群落までが配置される。しかしこのサイトは 15 年ほど前に皆伐されたことがわかっており、同じ時間軸上に存在しているので、遷移パターンとしては表わさないことにする。シダとカラスザンショウや

センダンなど放棄直後に一斉林を形成する落葉高木種の間にも競争関係があることも示唆される。特にカラスザンショウは植被が存在していると発芽できない種である（三好 1997）カラスザンショウ林、センダン林いずれの林床にも常緑高木種の実生は侵入していなかった。ただし、クスノキやタブノキで構成される二次林に隣接しているので、今後高木種が侵入することが見込まれる。

段畑跡において草本群落と木本群落の配置の関係から DCA Axis1 の逆を遷移軸とし、クラスターで分類された優占種の変遷を追った（Fig.3.25）。放棄後コシダ、タマシダ、イシカグマなど乾燥した立地に生育するシダが優占する。その後、シマイズセンリョウ、ハウロクイチゴなどの常緑低木が侵入し、ハゼノキなどの先駆性落葉高木種が侵入する。そして、ヒメユズリハやタブノキの常緑高木林になっていく。シマイズセンリョウは暗い林内での小規模の攪乱に伴って侵入することで知られている（大沢・大塚 1989）が、段畑跡や皆伐跡などの明るい立地においても優占していた。また、屋久島においては乾燥した貧栄養の立地にコシダが群生する例が多く（宮脇ら 1980）、さらに大塚ら（1994）はコシダが群生したプロットでハウロクイチゴがみられたことを報告している。栗生集落周辺において段畑跡の多くが赤色土（鹿児島県 1980）に相当する。赤色土は A 層の発達が比較的不良で、薄く、腐植の含有率も低いという性質を持つ（森林土壌研究会 編 1993）。土地利用と立地条件の間には強い関係があり（Osumi 2003）、土壌条件がこれらの種の生育を規定していると考えられる。

沖積地の畑においては、放棄後 1 年後に 1 年草であるコシロノセンダングサが優占する。コシロノセンダングサは近年屋久島で急増している外来種の 1 つである。地元では種子の先がとがっていて刺すので、「サース」と呼ばれている。人や動物に付いて広がるために道路沿いや草地でよく目にする。コシロノセンダングサの後にはススキが優占し、ヌルデ、アカメガシワ、カラスザンショウ、ハゼノキなどの先駆性落葉樹が侵入する（Fig.3.24）。ハゼノキ以外のこれらの種は三好（1997）によって耕作放棄地で上層を占め、成長が速い種として挙げられている。森林段階まで達している場所が少なく、その後の森林成立についてはデータを得ることができなかった。

草地ではクラスターで分けられた順位が遷移軸を表わしていると考えられる。ススキの相対優占度が減少するとともに、センダンやアカメガシワ、カラスザンショウなどが増加する。（Fig.3.26）。

人工林では同じ地域に植えられたスギなので成長速度がほぼ等しいと仮定して、スギの Max.DBH を遷移軸ととらえられる（Fig.3.27）。人工林は落葉樹が多く混交しているタイプと、常緑樹が小さい BA で混交しているタイプの 2 つが見られた。落葉樹は植林初期に侵入したものが残存した場合にこのように大きな割合を占めると考えられる。また、自然林の下層にも見られるモクダチバナはスギが成長した後でも侵入することが可能だと考えられる。また、自然林に隣接する人工林ではスダジイなども侵入していた。管理が放棄された人工林の下層でも生育することができる常緑高木種が今後成長していくと考えられる。

以上をまとめて栗生集落周辺の土地利用タイプごとの遷移を示した (Fig.3.28)。

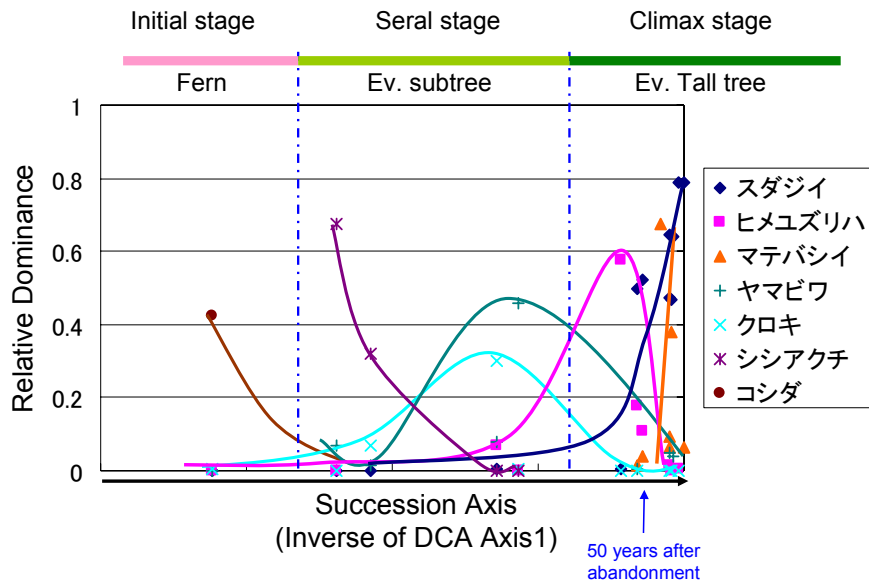


Fig.3.23 Transition in RBA of dominant species in Coppice(Representation of succession pattern)

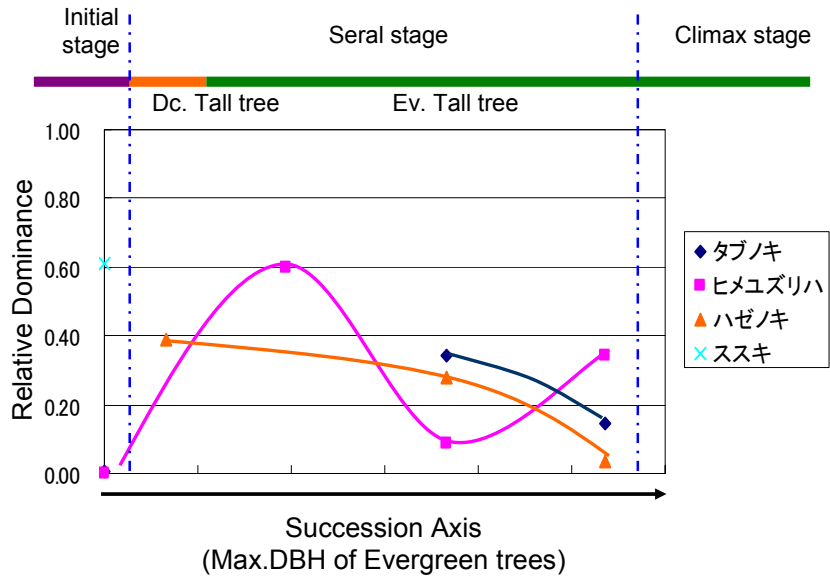


Fig.3.24 Transition in RBA of dominant species in Pine-wilt (Representation of succession pattern)

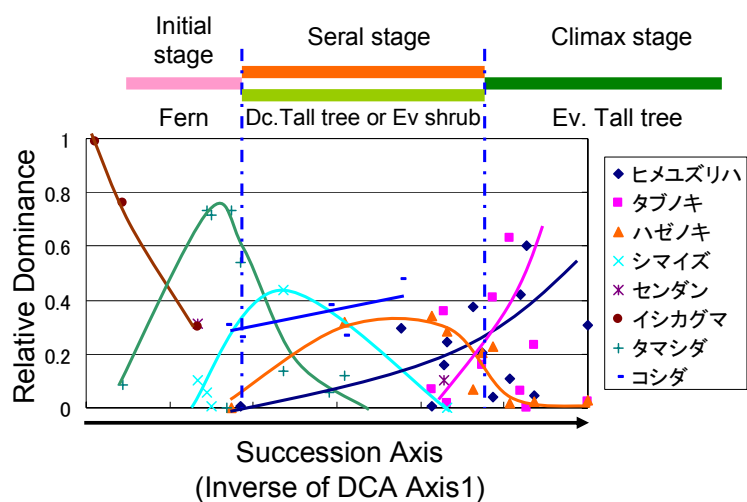


Fig.3.25 Transition in RBA of dominant species in Field (Representation of succession pattern)

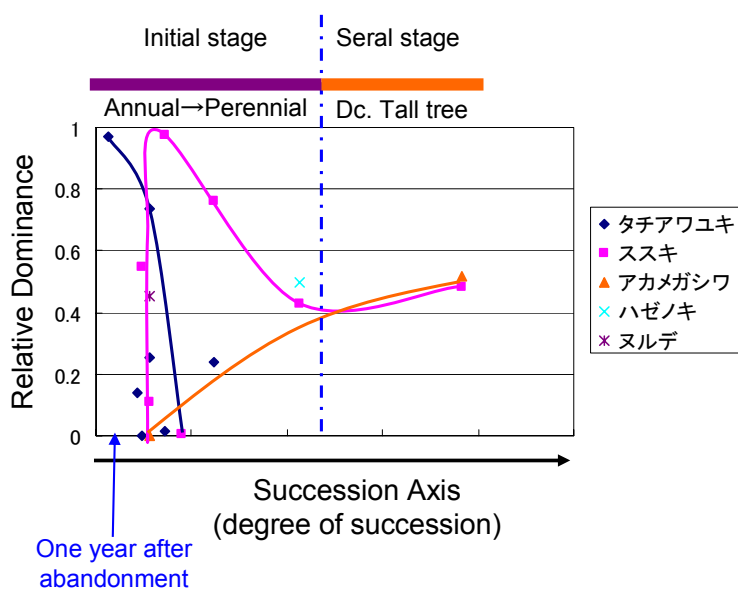


Fig.3.26 Transition in RBA of dominant species in Alluvial-field (Representation of succession pattern)

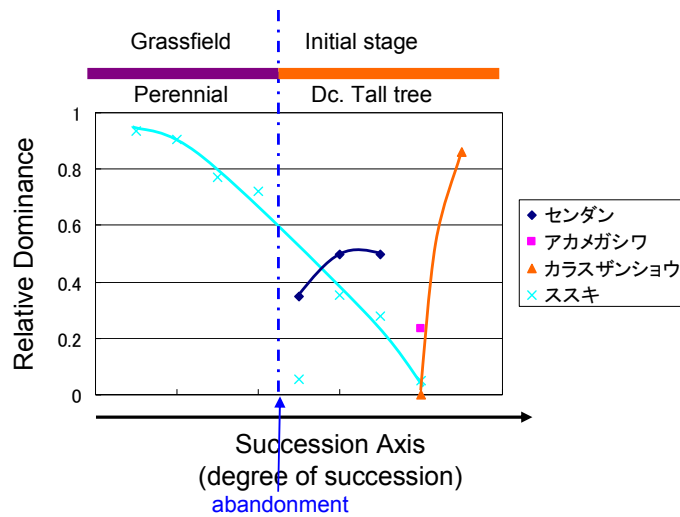


Fig.3.27 Transition in RBA of dominant species in Grassfield (Representation of succession pattern)

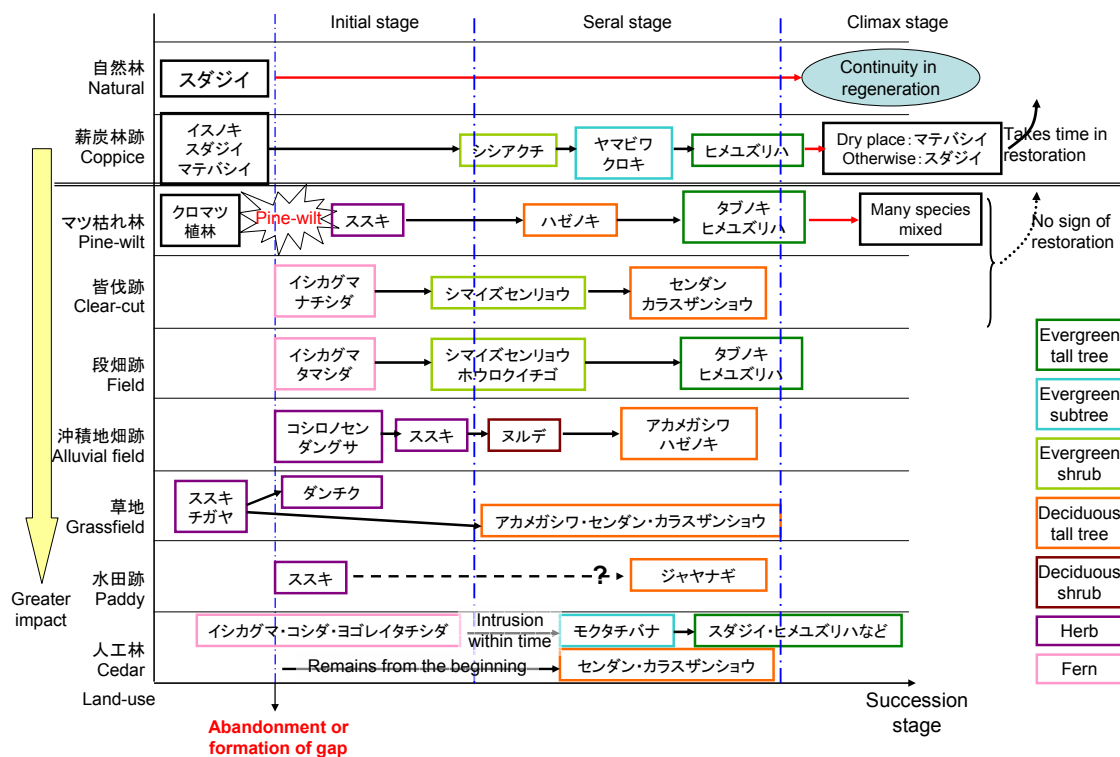


Fig.3.28 Succession pattern in each land-use type

第4章 総合考察

屋久島低地部に分布する自然林はヤブニッケイ型、タブノキ型、スダジイ型の3つに分類された。ヤブニッケイ型は北東部の海岸沿いの攪乱が多い立地に生育し、階層構造はあまり発達しないものの、連続更新は行われていた。スダジイ型が低地部の自然林の代表的なタイプであり、タブノキとスダジイは同じ立地に生育するが、タブノキにより適した立地でタブノキが優占すると考えられる。しかし、タブノキが第一優占種になるのはタブノキの巨木が存在しているときで、その場合後継樹は林内に育っていないことがある。

人に利用されずに原生状態を保っていると考えられる自然林だが、下層に元々は人が植栽したものが野生化しているフトモモが多く存在していたり、ミカンやヤシが侵入していたり、人との関わりがある移入種も一部侵入している。また、South5のプロットでタケ類が周辺に多く存在していた。ヒアリングから、今回は調査を見合わせた海岸沿いの国有林の保安林や小面積の神社林では、元々良く保たれている自然林の中まで管理放棄したタケ類が増加して、中まで入りこんでいるということだった。集落に隣接する原生林はバッファゾーンが欠けているために、林内が保護されず周辺の影響を受けやすい(大山 2000)。森林構造が発達しているために、外来種が入り込むわけではないが、林内環境で生息する植物種にとっては脅威となる。

今後これらの自然林を保全していく上で、人が利用する植物を管理していくことが必要だと考えられる。しかし集落では過疎高齢化が進んでおり、保安林も管理されていない状態である。現状と望ましい保全手法が実現されるための環境の間には課題が見受けられる。

栗生集落周辺の異なる土地利用タイプにおける、様々な遷移段階の植物群落を調査した結果からは、森林段階における土地利用タイプ間での種組成の違いは、人の森林に対する施業の違いによるものであると考えられた。そして、同じ種組成を示す土地利用タイプでもそれぞれ構造的な面や多様性の面では異なっていた。また、土地利用タイプによる異なる遷移パターンが示され、それらは立地条件および立地条件に合わせた土地利用と深く結びついている。

屋久島低地部には自然植生と異なる土地利用履歴を持つ二次植生がモザイクを形成している。世界自然遺産でもある屋久島は山地部にある原生的な植生に注目がいきがちである。しかし、人との関わりが深い低地部では自然植生と二次植生の両方が地域の多様性を高めている。今後の低地部においては自然林と人が関わって成立している特異的な植生両方を保全することが重要だと考えられる。

謝辞

本研究をまとめるにあたってはたくさんの方々にお世話になりました。

指導教官である大澤雅彦教授には生態学の基礎からいろいろ教えていただき、大病からも復活された後も変わらぬ熱意でご指導いただきました。現地で目を輝かせながら教えていただいたことは森を歩くたびに思い出すでしょう。

また、(財)日本自然保護協会の朱宮丈晴研究員には現地調査の基本から解析方法、屋久島の裏情報まで多岐にわたり教えていただき、お兄さんのように面倒を見ていただきました。まとめる段階でも的確なアドバイスをいただき、本当に感謝しております。

屋久島の野生植物研究所の主宰である大山勇作先生には自然林を調査するにあたり、お忙しい中一緒に島を一周して自然林を案内していただきました。また、植物の同定をしていただいたり、研究相談にのっていただいたりもしました。大山先生と奥様にはいつも暖かい励ましをいただき、どうもありがとうございました。

栗生集落の羽生元区長、岡留区長には現地調査を快く受け入れてくださり感謝しています。岡留区長にはたびたび暖かいおもてなしを受け、栗生集落の行事にも参加できて、とても貴重な経験をさせていただきました。聞き取り調査でお世話になりました岩山照視さん、岡留守さん、斉藤シヅ子さん・武生さん、山崎勇さん・悦子さんご夫婦、皆様、昔のことを教えていただくだけではなく、暖かく迎えていただき、調査期間がとても充実したものになりました。本当にありがとうございます。

ともに現地調査をおこなったチーム屋久島の皆様お世話になりました。密度の濃い学生生活を送ることができました。

指導していただいた生物圏機能学分野の先輩方、励ましあった同期の皆様、応援してくれた後輩の方々、ありがとうございます。特に小此木さんには空中写真の解析方法を教えていただくなど、お世話になりました。

最後に、この2年間屋久島と東京の往復と学校での合宿生活でほとんど実家に住んでいなかった私を暖かく見守ってくれていた家族に感謝します。

引用文献

- 相場慎一郎(2006) : 屋久島の森林の構造と機能. In 大澤雅彦ら 編, 世界遺産屋久島-亜熱帯の自然と生態系-. 朝倉書店, 東京, 102-117.
- Foster, D.R.(1992) : Land-use history(1730-1990) and vegetation dynamics in central New England, USA. *Journal of Ecology*, 80 : 753-772.
- 稲本龍生(2006) : 屋久島国有林の施業史. In 大澤雅彦ら 編, 世界遺産屋久島-亜熱帯の自然と生態系-. 朝倉書店, 東京, 199-216.
- 鹿児島県(1980) : 5 万分の 1 土地分類基本調査図 土壤図 「屋久島西南部」. 鹿児島県, 1979 年調査 1980 年発行.
- 鎌田磨人・中越信和(1991) : 広島県中部の農村地域における二次植生の群落構造と動態. *日林誌*, 73(4) : 276-282.
- 吉良龍夫(1949) : 日本の森林帯. 日本林業技術協会.
- 後藤義明 他(2004) : 京都府南部における広葉樹二次林の構造と 5 年間の林分動態. *日生態学誌*, 54 : 71-84.
- 初島住彦(1991) : 北琉球の植物. 朝日印刷, 鹿児島, 257pp
- Hill, M.O.(1979) : DECORANA-A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. *Ecology and Systematics*, Cornell University Press, New York.
- 堀田満(2001) : 危機に瀕する屋久島南部の稀少植物たち(特集 屋久島の植物). *プランタ*, 76 : 22-29.
- 堀田満・岩川文寛(2006) : 屋久島低地部と海岸の植生. In 大澤雅彦ら 編, 世界遺産屋久島-亜熱帯の自然と生態系-. 朝倉書店, 東京, 87-91.
- 上條隆志・奥富清(1993) : 八丈島におけるスダジイ林とタブノキ林の分布とその成因. *日生態会誌*, 43 : 169-179.
- 小見山章(2000) : 森林の記憶. 京都大学学術出版会, 京都, 239pp.
- Magurran, A.E.(2004) : *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, UK, 257pp.
- 三好弘子(1997) : 攪乱立地における先駆性木本種の出現パターン. 千葉大学大学院自然科学研究科 1996 年度修士論文.
- 中野政詩・宮崎毅・塩沢昌・西村拓(1995) : 土壤物理環境測定法. 東京大学出版会, 東京, 151-154.
- 成尾英仁(2007) : 屋久島の気象. In 屋久町郷土誌編さん委員会, 屋久町郷土誌第四巻 自然・歴史・民俗. 屋久町教育委員会, 鹿児島, 79-95.
- 野間直彦(1990) : 屋久島の照葉樹林における林木種の開花・結実と種子散布—液果と動物との関係を中心にして—. 京都大学大学院理学研究科植物学専攻修士論文.
- 沼田真監修(1990) : 日本山野草・樹木生態図鑑. 全国農村教育協会, 東京, 664pp.
- Ohsawa, M.(1984) : Differentiation of vegetation zones and species strategies in the

subalpine region of Mt. Fuji. *Vegetatio* 57, 15-52.

大澤雅彦(2001) : 植物群落とは何か. In 日本自然保護協会編, 生態学からみた身近な植物群落の保護. 講談社サイエンティフィック, 東京, 1-9.

大沢雅彦・大塚俊之(1989) : 沖縄島北部比地川水系域における植物群落の構造と遷移. In 昭和 62 年沖縄島北部地域調査報告書 南西諸島における野生生物の種の保存に不可欠な諸条件に関する研究. 環境庁自然保護局, 85-141.

大住克博(2003) : 北上山地の広葉樹林の成立における人為攪乱の役割. 植生史研究, 11(2) : 53-59.

Osumi, K., Ikeda S. & Okamoto, T.(2003) : Vegetation patterns and their dependency to site conditions in the pre-industrial landscape of northeastern Japan. *Ecological Research*, 18(6) : 753-765.

大塚俊之・大澤雅彦(1994) : 屋久島亜熱帯・暖温帯常緑広葉樹林域の放棄地における二次遷移. In 環境庁自然保護局 編, 屋久島原生自然環境保全地域調査報告書. 日本自然保護協会, 東京, 101-114.

大山勇作(2000) : 屋久島における生態系保護上残したい海岸、低地林. In 平成 11 年度屋久島における島嶼生態系の保全に関する調査研究報告書. 環境庁, 347-372.

大山勇作(2006) : 屋久島西部地区の変遷. In 大澤雅彦他 編, 世界遺産屋久島-亜熱帯の自然と生態系-. 朝倉書店, 東京, 246-251.

自然環境研究センター(2000) : 屋久島における社会状況、土地利用の変遷. In 平成 11 年度 屋久島における島嶼生態系の保全に関する調査研究報告書. 環境庁, 1-59.

達良俊・大澤雅彦(1992) : 都市景観域における放棄アカマツ植林の二次遷移とアカマツの一斉枯死による影響. 日生態会誌, 42 : 81-93.

高原宏明・松本淳 (2002) : 屋久島の降水量分布に関する気候学的研究. *地学雑誌*, 111(5) : 726-746.

森林土壌研究会 編(1993) : 森林土壌の調べ方とその性質. 林野弘済会, 東京, 334pp.

宇津澤紀子(2003) : 屋久島低地部における二次遷移と土壌特性. 東京大学大学院修士論文.

宇津沢紀子・大澤雅彦(2003) : 里山地域の二次林、耕作地の植生調査. In 平成 14 年度屋久島における島嶼生態系モニタリングに関する研究報告書. 自然環境研究センター, 83-103.

鹿児島県屋久町(2007) : 平成 18 年度版 統計やく. 屋久町企画調整課, 鹿児島, 59pp.

屋久町郷土誌編さん委員会 編 (1993) : 屋久町郷土誌 第一巻 村落誌上. 屋久町教育委員会, 鹿児島, pp33-330.

安間繁樹(2001) : 縄文杉の島-屋久島. In 安間繁樹, 琉球列島 生物の多様性と列島のおいたち. 東海大学出版会, 神奈川, 176-193.

湯本貴和(1995) : 屋久島 巨木の森と水の島の生態学. 講談社, 東京, 201pp.