

## E-051 森林-土壌相互作用系の回復と熱帯林生態系の再生に関する研究

## (1) 熱帯林における樹木群集の構造と機能の再生過程に関する研究

国立大学法人 鹿児島大学

農学部 生物環境学科 米田 健  
 理学部 地球環境科学科 鈴木 英治  
 理学部 地球環境科学科 相場 慎一郎

## 〈研究協力者〉

インドネシア インドネシア科学院生物学研究センター Herwint Simbolon  
 インドネシア ハサヌディン大学農学部 Ngakan Putu Oka  
 インドネシア アンダラス大学理学部 Chairul  
 鹿児島大学 理学部地球環境科学科 プロジェクト研究員 渡辺名月  
 鹿児島大学農学部 館野隆之輔・北岡和彦・鈴木寿仁  
 鹿児島大学教育学部(現琉球大学理学部) 久保田康裕  
 鹿児島大学 教育学部 修士課程学生 藤井新次郎  
 大阪市立大学 理学部 平山大輔

平成17～19年度合計予算額 21,578千円

(うち、平成19年度予算額 7,043千円)

※上記の合計予算額には、間接経費 4,979千円を含む

[要旨] (1) 東カリマンタン州ブキットバンキライの1998年2-3月熱帯雨林火災被害地において、被害度が異なる場所に6つの1 ha調査区を設定し、2001年9月(火災から3.5年後)から2007年9月(9.5年後)までの森林回復度を調べた。ほとんど地上部植生が消えた重度被害区では、3.5年後に無被害区の3割、9.5年には8割の幹密度(DBH>4.8cm)があった。地上部現存量は、無被害区で3.5年後の327 ton ha<sup>-1</sup>から9.5年後には326 ton ha<sup>-1</sup>へとわずかに減ったが、ほぼ枯死木量と成長量が釣り合っていた。重度被害区では3.5年後の53 ton ha<sup>-1</sup>から9.5年後には92 ton ha<sup>-1</sup>へと増加した。種数は無被害区で253種が287種、重度被害区で91種が131種と増えた。しかし両者の共通種は2-3割しかなく多変量解析における種組成の変化速度から推測すると、近くに種子供給源林があり火災後人為的攪乱がない場合でも、種組成の回復には200年程度かかると予測された。

(2) 西スマトラで厳しい異常乾燥気象と高まる伐採圧という人為攪乱が雨林の構造・機能に及ぼす影響を調査した。標高600mの丘陵帯から1800mの山地帯までの発達した雨林は、1990年代の異常乾燥発生期から林冠木の衰弱・枯死により現存量の衰退が現在でも続いていた。異常気象の影響が長びく一因に、林冠木の枯死に伴う森林構造の変化が示唆された。多種を対象とした最近の伐採法は、現存量の低下だけでなく林分構造の水平的な分散度を増大させている。すなわち、伐採により増幅された林分構造の攪乱は、林分の分断化により再生力を低下させている可能性が高い。攪乱度が異なる環境下に生育する多様な種群の成長特性(潜在的な最大成長率、最大サイズ、幹材硬度)を調べ、それらから攪乱圧の変化に伴う構成種群の変化過程を明らかにした。択伐林の純生産力は、胸高断面積合計では成熟林と大差がないが、構成種の樹高一直径関係や幹材硬度

(容積比重)の差から、重量ベースでは後退することが示唆された。

[キーワード] 森林再生、森林火災、違法伐採、フタバガキ科、成長特性

## 1. はじめに

熱帯雨林は巨大な炭素蓄積量と世界で最高の生物多様性を持ち、地球の環境保全を考える上できわめて重要である。その減少は生物多様性を減少させるばかりでなく、炭酸ガス濃度を上昇させ、温暖化を促進するなど、地球規模の環境問題に結びつく。特に、インドネシアを中心としたアジア低地熱帯林は地球規模の生物多様性ホットスポットの一つであり、その保全が特に求められている地域である。ところが、大規模森林火災、違法伐採、無秩序な開発などによって、熱帯雨林は急速に劣化・消滅しつつあり、ボルネオ島では1982年以降の森林火災<sup>1)2)3)</sup>、スマトラ島では1994年、1997-98年、2000年の異常少雨(乾燥)が森林に大きなダメージを与えた<sup>4)</sup>。また1997年の経済危機を境に、地元住民や入植者による森林伐採圧は急速に高まっている。その減少を食い止めるとともに、今後どのように再生させるかが大きな課題である。そのためにはまず自然条件下の回復過程を研究することが必要である。

ボルネオ島では合法的伐採・違法伐採による森林減少が著しいばかりでなく、それに加えて1982年以来森林火災による森林減少が大きな問題である。数年ごとに起きるエルニーニョに伴う異常乾燥がその背景にあるが、エルニーニョ自体はそれ以前から定期的に起こってきた自然現象であり、そこに近年の人為的な影響が加わって火災が頻発していると言えよう。その理由として考えられることは、天然林の中で択伐による伐採が進んでいるために、各地の原生林の中に毛細血管のように伐採道が伸びてきた。択伐方式なので大径木だけしか切らないが、有用な幹だけを収穫するので末端の枝葉は林内に放置される。それらは乾燥し、林内には薪が積み上げられたような状態になる。さらに、林道にそって人々は容易にかつての原生林の中に入っていくことができるので、伐採会社以外の一般農民も多数入り込む。この地域では焼畑農業が基本であるから、乾燥した頃にはあちこちで火入れをするが、その火が延焼してしまい、膨大な森林が失われることになる。最近では1997～1998にエルニーニョに伴い火災が発生し近隣諸国への煙害も問題となった。そのときに失われたインドネシア国内の森林面積は、スマトラ島 20,710 km<sup>2</sup>、ジャワ島 1,000 km<sup>2</sup>、Kalimantan 81,274 km<sup>2</sup>、スラウェシ島4,000 km<sup>2</sup>、イリアンジャヤ10,000 km<sup>2</sup>、合計116,984 km<sup>2</sup>、と推定されている<sup>3)</sup>。これはインドネシアの総面積の5.8%、日本の面積の31%に相当する広さである。

ボルネオ島内部では、西部より東部の方で降水量が少ない<sup>11)</sup>ことも影響してか、東カリマンタンで特に火災被害が著しい。そのような場所の一つで、火災の被害を受けながらも500haほどの小面積の無被害林も残っているブキットバンキライを調査地として、被害度が異なる林分で森林再生過程を追跡することにした。

スマトラで長期観察を続けている西スマトラ州パダン付近では、残存林の最前線にあたる丘陵林から多様な極相種が急速に消えつつあり、伐採はフタバガキ科の上限域にあたる標高1000m付近まで広がっている。急峻な山地での伐採活動は、多くの場合、地元住民を巻き込んだ小規模事業として行われている。少数メンバーで編成されたチームが伐採現場で角材まで製材し、人力でおろす従来型のシステムであるが、地域外に住む事業主からチェーンソーが提供され、集材効率を上げるため伐採対象樹種の幅が広がりこれまで以上に林分へのインパクトは大きい。はるか奥山

においても択伐でなく皆伐地となっている所も存在する。またこれらの伐採活動は、多地域で1年を通じて続けられている為、山地林が受けるダメージは甚大である。

山地での森林伐採は多様な森林資源の枯渇のみでなく、様々な自然災害を誘発し地域住民にダメージを与えている。低地林が消え、雨林構成種のいわば避難場所となっている山地林の保全・保護は、地域のみならず地球規模において重要で緊急性の高い課題である。

森林伐採が熱帯林の種構成や林分構造に与える影響の調べた研究は多く存在する<sup>5)6)7)</sup>。しかし、それらの多くは大規模な択伐施業を対象としており、山地林での小規模伐採を扱った研究は少ない<sup>4)</sup>。本研究では、伐採が熱帯林に与えるインパクトを種構成、現存量、生産力の観点から評価する。評価に当たっては、伐採前後での森林の実態把握が不可欠であり、また生産力推定には長期観測が必要となる。西スマトラ州パダン市郊外のガド山地域では1980年から雨林の構造とその動態が継続観測され<sup>8)9)</sup>、1996年からは択伐林においても観測されている<sup>10)</sup>。これらの長期観測資料を活用し、かつ本プロジェクト期間である2005-07年の3年間での観測結果を踏まえて、小規模伐採が雨林の構造と機能に与える影響を解明する。

## 2. 研究目的

(1) 火災からの森林再生過程において植生がどのように回復していくかを明らかにすることが、大きな目的である。しかし、森林再生には少なくとも100年以上の時間が必要であり、限られた期間で、その再生過程を追跡することはできない。そこで、比較的狭い地域に火災の被害をほとんど受けていないと考えられる林分、被害を受けている林分でも異なった被害度にある林分を見出し、それら林分での森林再生過程を数年間に渡り追跡することによって、間接的にはあるが、長期的な森林再生過程を推測する事とした。より具体的には、東カリマンタンのブキットバンキライ地域で無被害区、軽度被害区、重度被害区に1haの調査区を各2つ設定した。同地域はインドネシア林業公社の土地であり択伐などの影響も多少はあったが原生状態に近い森林が広く覆っていた。1998年の火災で燃えた地域と川によって延焼を免れた地域が存在する。火災以後には保護地域としてほとんど人為の影響がない状態にある。そのような理想的な条件下で森林がどのように再生するかを、樹木の密度、現存量、生産力、多様性の回復過程について明らかにした。

またこれらの調査区は、微生物や土壌を中心としたサブテーマ(2)～(6)のフィールドとしても使われるので、そのための基本的資料を提供することも目的であった。

(2) スマトラでは異常乾燥気象が多発した1990年代後半から、発達した雨林は衰退傾向にある<sup>4)12)</sup>。したがって、伐採の影響を正確に評価するためには、伐採攪乱以外の要因の影響を排除して解析する必要があるので、比較のために伐採されていない森林の構造と機能の実態を把握することを研究目的の一つとした。

人為攪乱を受ける前はほぼ同じタイプの森林であったと推定できる1箇所のまとまった森林を対象とし、伐採圧が異なる区間の構造と機能を比較することにより、伐採の影響を明らかにすることを二番目の研究目的とした。具体的には、すでに有用樹をほぼ伐りつくし再生途上にある区画、残存する有用樹が択伐されつつある区画、これまでも択伐をほとんど受けていない区画、これら3区画間の種構成、現存量、純生産速度の比較を通じ、一番目の研究目的で明らかにされた人為攪乱以外の要因の影響を排除して伐採の影響を解明する。

択伐林においても種多様性は成熟林に劣らないほど多様であるが、構成種は大きく異なる<sup>10)</sup>。種構成の違いは、それぞれの攪乱環境に適応した繁殖戦略・成長特性を備えた種への変化を意味

している。雨林を構成する多様な種の成長特性に関わる知見は、森林の評価と保全の基礎資料として重要である。そこで、成熟林分から択伐林分を含めた幅広い攪乱環境を内在している森林構成種の成長特性を明らかにすることを三番目の研究目的とした。

### 3. 研究方法

#### (1) 森林火災の森林への影響

本研究は、東カリマンタンにあるブキットバンキライでおこなった(図1-1)。約50km南のバリックパパン空港では1971年から2005年までの年平均降雨量は2614mm、年平均気温は26.9°Cであった(Stasiun Meteologi Klas II Balikpapan 2006)。1982-83年および1997-98年の間、月当りの降雨量が100mmを下回る状態が3ヶ月以上続く長い乾季があり、それが引き金となって東カリマンタンに大規模森林火災が生じた。1997-98年の大規模森林火災が生じる以前のブキットバンキライは、混合フタバガキ林の原生林もしくは択伐林に覆われていた。ブキットバンキライ地域における択伐の時期は、残された切り株の状態から1970-80年代であると推測される。1997-98年に大規模森林火災が生じた際、川に挟まれた地域の森林は火災を免れたが、川の外側の森林は火災のダメージを受けた(図1-2)。なおブキットバンキライはインドネシア林業公社の用地であり、観光資源としても利用されているので、狭い範囲ながら良く保護されている。火災の影響は甚大であったが、次のスマトラの場合のように無秩序な人為の影響はほとんどない。また、図1-2に示されたように川に挟まれた500haほどの狭い地域であるが、残存林があり、火災によって種が減った地域への種子供給源ともなっている。火災の被害から森林が理想的に回復していく過程を示していると考えられる。

調査は2005年9-10月、2006年7-8月、2007年7-8月に行った。2001年9月に設定された重度被害区(HD1区)・軽度被害区(LD1区)・無被害区(K1区)の3継続調査区を<sup>13)</sup>、再調査するとともに、2005年9月に軽度被害区(LD2区)と無被害区(K2区)、2006年8月に重度被害区(HD2区)の3調査区を設置した。LD1区のみ1.01 ha、そのほかはすべて1 haである。ただし、6区を3段階の被害度に区別しているが、まったく同じ被害度の場所を野外で見出すことはできないので、細かく分ければ被害の大きいものから順にHD2>HD1>LD2>LD1>K2>K1の順になると考えられる。なお、K1区の飛び地として0.12 haの調査区が設定されているが、データ分析からは除外した。調査区は標高80~100m、緯度1°1.2'~1°1.8'S、経度116°52.0'~116°52.5'Eの範囲にある。各調査区を10m四方のサブプロットに区分し、胸高周囲長15 cm(=胸高直径(DBH)4.8 cm)以上の樹木すべてを同定し、胸高周囲長を測定した。



図1-1 調査地の位置

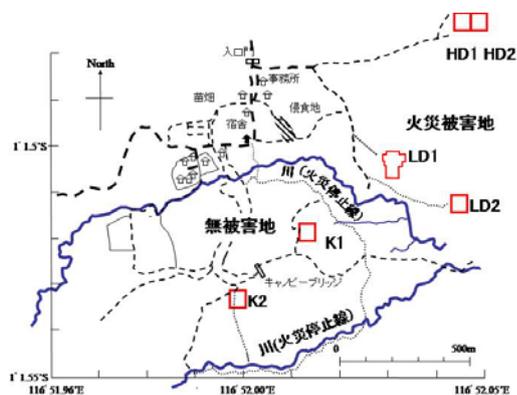


図1-2 ブキットバンキライの調査区

## (2) 違法伐採の森林への影響

発達した熱帯雨林の調査は、西スマトラ州の州都パダン市の東約20kmに位置するガド山城（頂上1859m）に設けられた6箇所の継続調査区で行った（図1-3）。これら調査区は600m～1780mの標高帯に分布し（結果・考察の表1-3）、調査区設置年は、G-1130では80年、G-600は81年、G-1600は83年、他の3箇所は96年である<sup>10)</sup>。調査区の面積はG-600が1haで、それ以外は0.1haである。各調査区において、設置年から2～3年間隔で林分動態を目的とした毎木調査を継続した。

択伐が進行している森林での調査は、G-600継続調査区を拡張する形で96年に設置されたPB調査区で実施した<sup>10)</sup>（図1-4）。調査面積はG-600を含めて6.55haである。G-600以外は、地元住民による択伐を長年受けてきた林分である。調査区設置後の最近10年間は、とくに周辺域において伐採圧が高まり、07年時点までにPB調査区は周辺森林を含め10ha程度の孤立林となった。調査区内においても周辺域ほどではないが伐採が続いた。

胸高直径が10cm以上を対象とした1996年時での林分構造は、出現種数=465種（一部未同定種を残す）、立木密度=552本 $ha^{-1}$ 、胸高断面積(BA)=31 $m^2 ha^{-1}$ 、伐根密度=4.4本 $ha^{-1}$ であった。胸高断面積ではブナ科>トウダイグサ科>クワ科が優占し、本数ではトウダイグサ科>アカテツ科>センダン科が上位を占めていた。胸高断面積でブナ科の優占度が高くフタバガキ科が低い(5位)ことが植生上の特徴である。発達した林分には樹高60m程度の巨大高木が残存していた<sup>4)</sup>。

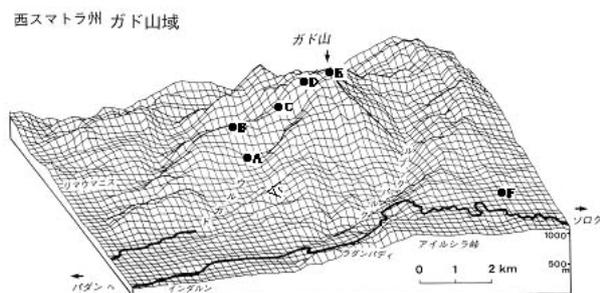


図1-3. 成熟林の動態調査を実施したガド山城に設置された6箇所の継続調査区の位置図。

図中のアルファベットがその位置を示す。A=G-600、B=G-980、C=G-1290、D=G-1600、E=G-1780、F=G-1130で調査区。岡田博氏の原図をもとに作成した。



図1-4. 上図：森林伐採が生態系に与える調査を実施したPB調査区の地形図。

区内の左上のハンマー状の形をしている区画が成熟林分のG-600(PIN区画)である。下図は幹材硬度に基づき極相種と判断した樹木の位置図。大きい●はその大径木で、ドットは小径木。それらの密度を考慮してPIN区、A区、B区の3区画に分類し、PIN<A<Bの順序で伐採圧が高いと判断した。

毎木調査：本プロジェクト期間中においては、6箇所の成熟林分の毎木調査は2006年に行った。G-600(PIN区)とG-1130は2005年と2007年にも実施した。観測対象はG-600では胸高直径が8cm以上、それ以外は5cm以上とし、新規加入個体があれば個体番号をつけ観測対象とした。PBでは10cm以上を対象とし、2005年と2007年に実施した。

純生産速度の定義：林分の純生産速度は、胸高断面積合計(BA)で評価した。調査期間(n回目とn+1回目)ごとに、枯死した個体のBAを加算した値をその間の枯死量( $\Delta D_n$ )とし、n+1回目の生木量からn回目の生木量を差し引いた値を成長量( $\Delta L_n$ )とした。この期間の純生産速度( $P_n$ )を $P_n =$

$(\Delta \ln + \Delta D_n) \div \Delta t$  と定義した。 $\Delta t$  は調査期間（年数）である。n回目から(n+i)回目までの  $P_n$  は、
$$P_n = \frac{\sum_{i=1}^i (\Delta \ln + \Delta D_n)}{\sum_{i=1}^i (\Delta t)}$$
 で求めた。

成長特性に基づくギルドの分類法： 雨林構成種の肥大成長パターンがロジスチック成長<sup>14)</sup>と仮定すれば、相対成長率と胸高直径の関係は負の傾きをもつ直線で近似できる。その関係における直径ゼロでの相対成長率を潜在的な最大成長率（ $R_0$ ）、相対成長率ゼロでの胸高直径を潜在的な最大胸高直径（ $D_{max}$ ）と定義した。種の幹材硬度（ $H_d$ ）は、実測値の平均値とした。雨林構成木は1種あたりの個体数が少ないため、種単位での $R_0$ と $D_{max}$ の回帰は困難であった。そこで同属であって $H_d$ が近い種群を1つの分類単位（Taxon）とし、taxon単位で上記3属性を決定した。

PB調査区において96年時の胸高直径が15cm以上の個体を対象とし、2002年までの6年間に行った5回の毎木調査資料から成長率を推定した。幹材硬度は幹材に打ち込んだ標準釘を引抜くのに必要となる力で評価した<sup>15)</sup>。Taxon単位での相対成長率-胸高直径の直線関係において決定係数が $R^2 > 0.09$ の相関度で近似できたのは34 Taxa（354種から構成）であった。

これら34 taxaの $R_0$ 、 $D_{max}$ および $H_d$ の平均値を境界値とし、それらの2分類（ $R_0$ ; 高・低、 $D_{max}$ ; 大・小、 $H_d$ ; 硬・軟）の組み合わせにより雨林構成種を $8=2^3$ つのギルドに機械的に分類した。相対成長率-胸高直径関係から $R_0$ と $D_{max}$ を直接に推定できなかった34 taxa以外の種群については、34 taxaから回帰した $R_0$ - $H_d$ 関係と $D_{max}$ - $H_d$ 関係を用い、対象種の平均 $H_d$ から $R_0$ と $D_{max}$ を推定して所属するギルドを決定した。

#### 4. 結果・考察

##### (1) 森林火災の森林への影響

###### 1) 森林被覆の変化

直径10cm以上の樹木が形成する樹冠の広がりを調査した結果を図1-5に示す。重度被害区(HD1区)では、調査区の中央部が窪み小さな沢が走っているが、その部分に1998年火災時にも少数の樹木が生き残ったと考えられる。2001年には沢沿いにわずかな森林が存在していた。それ以外の地域はチガヤ（アランアラン *Imperata cylindrica*）、タマシダ属(*Nephrolepis*)のシダなどが茂る草地であった。2005年には、森林被覆が倍以上に広がり、2007年にはさらに拡大しているのがわかる。しかし、一部は依然として草地のままであった。

一方、K1の無被害区には火災の直接の被害は及んでいない。他の地域でも極相林内に1haほどの面積をとればほぼ確実にいくつかのギャップが存在するが、ここでもそのようなギャップが見られた。（図中で白く示した部分はそのギャップであり、HD1区の図で白く示したチガヤなどが優占する草地とは状態が異なる。）ただし、本調査地域では後に述べるように1998年の火災前後の乾燥によって枯死率が上昇しており、結果的にギャップの面積が通常の極相林よりも高いように思われる。

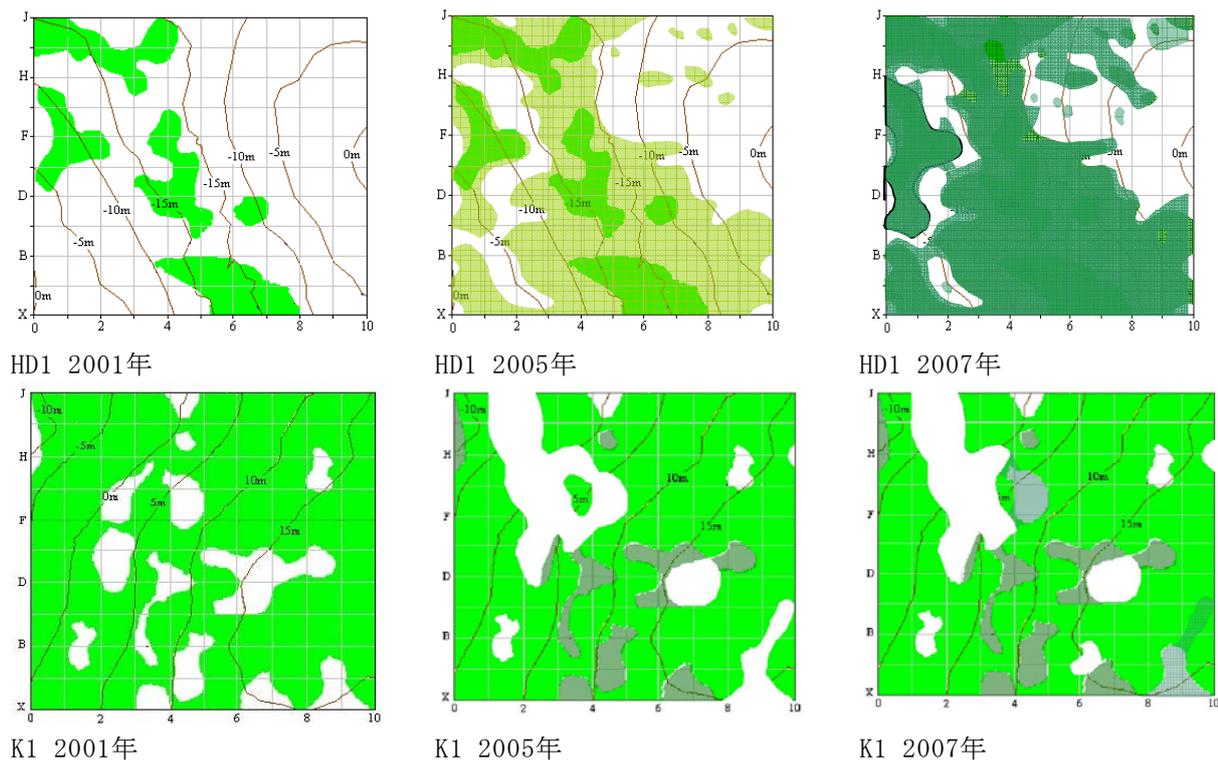


図1-5 重度被害区(HD1区)と無被害区(K1区)の森林植被 白い部分は、HD1では草地、K1では林冠ギャップを示す。HD1では森林被覆が新しく広がった部分を異なる色で示し、K1では林冠ギャップが修復された部分を灰色で示した。

## 2) 森林構造の変化

図1-6に2001年、2005年、2007年の各区の胸高断面積合計(BA)、樹木本数、地上部現存量を示す。なお2006年に設置したHD2区は、2006年と2007年の値である。無被害区(K1区・K2区)の2005年以降に見られた約1500本 ha<sup>-1</sup>の幹密度は、カリマンタンの極相に近いフタバガキ林で一般的な値である。一方重度被害区(HD1区)では2001年に約1/3の500本ほどしかなかったが、2007年には1200本前後と無被害区の8割近い値になっていた。軽度被害区では2001年にLD1区で1000本未満であったが、2007年には1500本に近い本数があり、本数ではほとんど回復したと言える。

胸高断面積合計(BA)と地上部現存量の回復は、本数と比較すると遅い。BAはHD1区で2001年の6.22 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>から2007年には12.75 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>へと増加し、LD1区で16.18 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>が20.03 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>、K1区でも28.97 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>が30.09 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>へと増えた。2007年にはHD1区はK1区の42%、LD1区は66%のBAを持つに至った。地上部現存量Yは、 $Y = \exp(-2.134 + 2.53 \times \ln(\text{DBH}))$ の式<sup>16)</sup>を用いて、DBHから推定した。この式はおもに材比重の大きい極相林樹種のデータに基づくため、材比重が小さい先駆種が多い重度・軽度被害区の地上部現存量は過大評価されていると思われるが、植物体の容積とほぼ比例関係にあると考えられる。無被害区(K1区)では、地上部現存量は2001年の327 ton ha<sup>-1</sup>から2005年は311 ton ha<sup>-1</sup>へと減少し2007年にはふたたび326 ton ha<sup>-1</sup>に回復した。K2区では2005年に246ton ha<sup>-1</sup>、2007年には260ton ha<sup>-1</sup>であり、K1区の8割の現存量を持つ。重度被害区(HD1区)では、2001年の53 ton ha<sup>-1</sup>から2005年に79 ton ha<sup>-1</sup>、2007年には92 ton ha<sup>-1</sup>と7割以上増加したが、まだK1区の28%ほどにしかない。軽度被害区(LD1区)では、K1区の約半分の150 ton ha<sup>-1</sup>前後の現存量で、K1区と同じような変動を示してほとんど増加していない。これは火災時の残存木が多かったが、その多くが2001年から2005年に枯死しているためである。ただし、直径1m近い大径木本数が枯死し、小さい樹木は成長しているため、その期間は大径木の影響を受けやすい現存

量が減りながらBAは増加するという一見奇妙な現象が起きている。一方2005年に設定した軽度被害区（LD2区）の現存量は2005年に123  $\text{ton ha}^{-1}$ で、2007年に148  $\text{ton ha}^{-1}$ と着実に増加している。LD2区のほうが軽度被害区といっても比較的軽度被害区に近く、残存木が少なく先駆種が多いために現存量の増加が著しい。

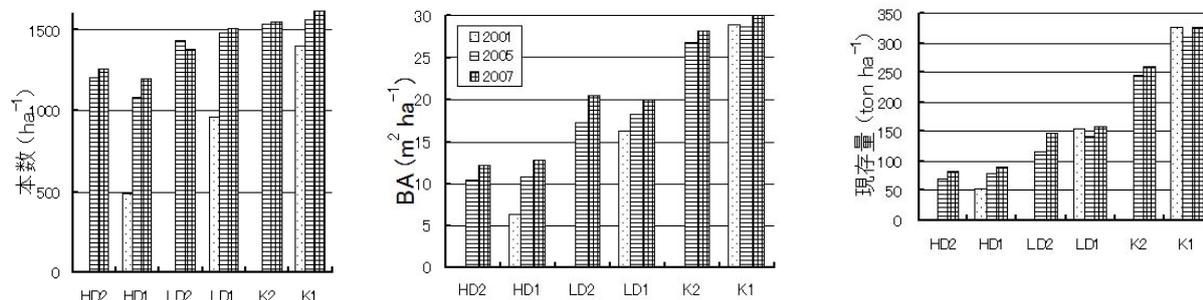


図1-6 各区における樹木本数、胸高断面積合計（BA）地上部現存量。  
なおHD2は、2006年と2007年の値

図1-6に表される本数の変化は、図1-7に示された新規加入による増加と枯死による減少のバランスによって決まる。死亡数も区によって異なるが、それ以上に新規加入数の違いが大きかった。重度～軽度被害のHD1、HD2、LD1区で幹数が順調に回復しているのは、新規加入数が死亡数を大きく上回っている為である。無被害区のK1区でも新規加入個体のほうがかなり多い。無被害区といっても、周囲を火災被害林に囲まれた島状の林分のため、乾燥の影響を受けて大径木の枯死などによって林冠には多数のギャップがあり、そのため新規加入個体数が多いと考えられる。LD2区が新規加入が少なく、枯死数を下回っているが、この区は6つの区の中で先駆種が最も優占し(図1-9)、ちょうど先駆種が閉鎖した林冠を形成した状況にあり、新規加入も少なく自己間引きで個体数が減少する段階にあると考えられる。

胸高断面積と地上部現存量の場合、減少は枯死によるものだけだが、増加には新規加入だけでなく生存している幹の成長も加わる。K2区では枯死によるBAと現存量の減少は少ないが、K1区より現存量が2割少なく、図1-8に示すように直径1mを越す巨大木も少ない影響があると思われるが、この区は2年間の測定なのでこの期間に偶然枯死が少なかった可能性もある。それ以外では火災被害の少なかったところほど枯死による減少が多く、ほとんど成長していないことになる。

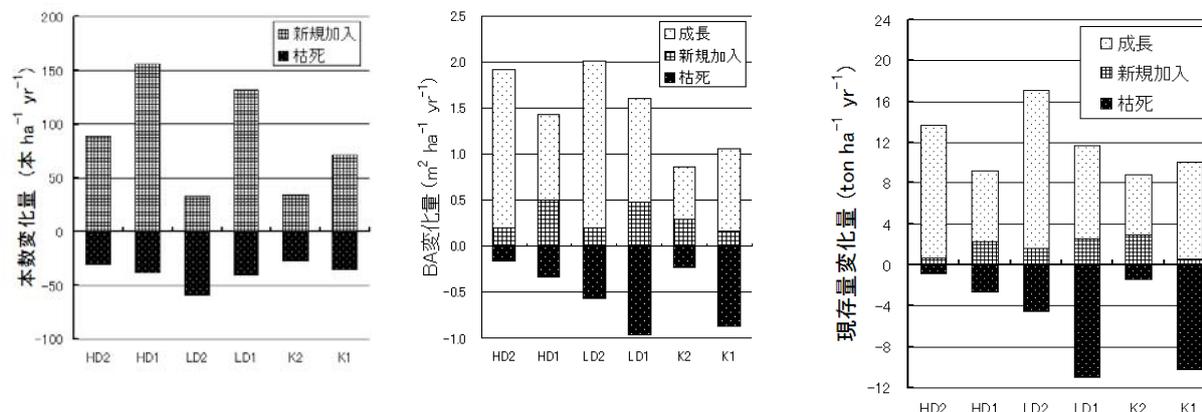


図1-7 各区における樹木本数、胸高断面積合計（BA）地上部現存量変化の内訳

図1-8に調査区のDBH頻度分布を示す。重度被害区のHD1区では、2001年から2005年の間に小径木の密度が著しく増加した。HD2区では2005年以前のデータがないが頻度分布型はHD1区とよく似て

いる。いずれの区でも大径木は焼け残りが少しあるが、直径1mを越す個体はなかった。軽度被害区のLD1区でも小径木が増加しているがHD1区ほどではなく、また大径木の枯死が目立つ。無被害区（K1区）のDBHの分布を見ると、小径木の密度が2001年当時からすでに高く、直径1.5mに達する大径木を含み、歪度が大きい。最小クラス（DBH 4.8-14.8cm）の密度が6年間で170本ほど増し何本か大径木が枯死したが、分布型を大きく変えるほどではない。K2区はK1区に似ているが、最大直径でも1.1mほどであり、巨大な個体が少ない。

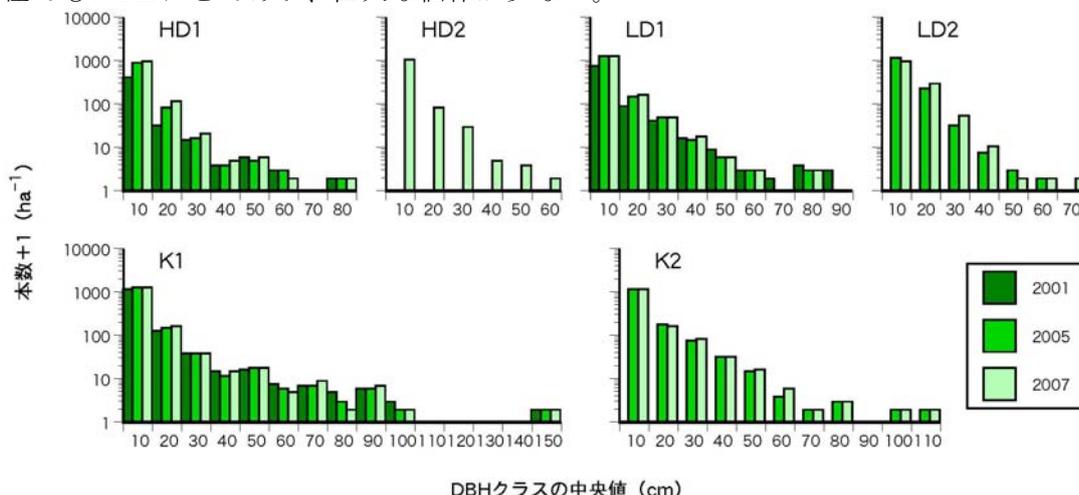


図1-8 調査区のDBH頻度分布の変化

### 3) 種組成の変化

6個の調査区全体で樹木が約500種出現したが、表1-1には、それらの調査区のいずれか一つ以上でBAの順位が10番以内であった41種について各区でのBAの順位を示した。この地域の極相林で最も優占するフタバガキ科は表に上げられたものが9種であったが、全体としては*Anisoptera*1種、*Cotylelobium*1種、*Dipterocarpus*3種、*Hopea*1種、*Shorea*約13種、*Vatica*3種の約22種が調査区の中に見出され多様性が高い。他に突出木になる種としては*Dialium* sp. *Koompassia malaccensis*などが出現した。

再生林では、*Macaranga*属が多く中でも*Macaranga gigantea*が優占するが、先駆的*Macaranga*は8種もあり、若い二次林であってもかなり高い多様性がある。なお、本調査地から30kmほど北東に位置するブキツスハルトでも、森林火災跡には*M. gigantea*が優占する二次林が成立した<sup>17)</sup>。極相林の低木種は*Macaranga lowii*の2変種が出現した。他に先駆的な主としては、キク科の樹木である*Vernonia arborea*が多く、*Dillenia eximia*、*Melicope (=Eoudia) glabra*、*Homalanthus populneus*などもあった。また、植栽したものからの逸出として*Acacia mangium*も再生林にはかなり出現し成長も速かった。

表1-2には調査区間の共通種数と共通係数を示す。共通係数としては野村 & Simpson 指数 (=共通種数/種数が多い区の種数) を使った<sup>18)</sup>。K1とK2区は300種近い種がありながら、50%以上が共通するが、HD1、HD2区とK1、K2区では2割ほどの共通種しかなく、種組成の類似性が低いことが分かる。

表1-1 6調査区のいずれかで、BAで10位の順位に入る種の順位。空欄はその区に存在しない。

科名は先頭の4文字で示した。 Type:P=先駆種 S=二次林種 C=極相種

科	Type	種名	HD2	HD1	LD2	LD1	K2	K1
Apoc	S	<i>Alstonia angustiloba</i>		56	4	38		
Bomb	C	<i>Durio acutifolius</i>	14	7	97	14	12	45
Bomb	C	<i>Durio lanceolatus</i>				106	120	8
Burs	C	<i>Canarium littorale</i>				103	7	141
Burs	C	<i>Santiria laevigata</i>		122	86	79	10	88
Comp	P	<i>Vernonia arborea</i>	5	3	2	2		
Dill	P	<i>Dillenia eximia</i>	10	30	10	20	59	83
Dipt	C	<i>Dipterocarpus confertus</i>	16		99	33	19	2
Dipt	C	<i>Hopea mengarawan</i>			124	4	128	60
Dipt	C	<i>Shorea laevis</i>		13	11		2	1
Dipt	C	<i>Shorea leprosula</i>	73		5		78	240
Dipt	C	<i>Shorea ovalis</i>	24	113		17	4	20
Dipt	C	<i>Shorea parvifolia</i>				6	13	90
Dipt	C	<i>Shorea pauciflora</i>				25	86	5
Dipt	C	<i>Shorea rubra</i>				174		9
Dipt	C	<i>Shorea smithiana</i>	65	103		53	39	4
Euph	C	<i>Baccaurea bracteata</i>			9	147	31	264
Euph	P	<i>Macaranga conifera</i>	22	35	7	81		
Euph	P	<i>Macaranga gigantea</i>	2	1	1	1	103	127
Euph	C	<i>Macaranga lowii</i> var. <i>kostermansii</i>				112		10
Faga	C	<i>Quercus subsericeus</i>		5			199	222
Gutt	S	<i>Cratoxylum arborescens</i>	18	9				
Laur	S	<i>Litsea firma</i>	1	2	6	23		14
Laur	C	<i>Phoebe laevis</i>	17	10		168	174	274
Legu	P	<i>Acacia mangium</i>	4	6	28			
Legu	C	<i>Dialium</i> sp.					9	
Legu	C	<i>Koompassia malaccensis</i>	20	34		9	3	23
Myri	C	<i>Knema furfuracea</i>				87	113	6
Myrt	C	<i>Syzygium incranatum</i> cf.		8		10		149
Myrt	C	<i>Syzygium palembanicum</i>	6	11		95		
Myrt	C	<i>Syzygium subglauca</i>	9	97				
Olac	C	<i>Ochanostachys amentacea</i>		25	15	8	5	61
Olac	C	<i>Scorodocarpus borneensis</i>	7	16	29	5	14	56
Palm	C	<i>Pholidocarpus majadum</i>		28	3	7	65	
Poly	C	<i>Xanthophyllum stipitatum</i>				34	43	7
Ruta	P	<i>Melicope glabra</i>	39		8	71		
Sapo	C	<i>Madhuca kingiana</i>	76	41	18	3	1	3
Sapo	C	<i>Payena lucida</i>				66	6	24
Thea	S	<i>Schima wallichii</i>	3	4	47	47		70
Thym	C	<i>Aquilaria malaccensis</i>	8	54		125	212	65
Ulma	S	<i>Gironniera subaequalis</i>		42		73	8	50

表1-2 調査区間の共通種数と共通指数(Nomura & Simpson index) (%)。左下半分は共通種数、共通指数は右半分。総種数は図1-10に示した種数より、一部の不明種を除いた。

	HD2区	HD1区	LD2区	LD1区	K2区	K1区
総種数	104	130	131	257	275	284
HD2区		43.8%	41.2%	25.7%	20.4%	23.6%
HD1区	57		46.6%	33.1%	24.7%	26.1%
LD2区	54	61		32.7%	27.6%	27.8%
LD1区	66	85	84		46.9%	53.9%
K2区	56	68	76	129		53.9%
K1区	67	74	79	153	153	

次に代表的な極相種であるフタバガキ科、先駆種である*Macaranga* spp.、*Vernonia arborea*が各区の本数とBAで占める比率を示したものが図1-9である。火災被害が大きかったところに先駆種が多く、無被害林でフタバガキ科が多い一般的な傾向があるが、細かく見ると被害林ではLD2区で特に*Macaranga*と*Vernonia*が多かった。また、K1区とK2区ではBAにおいてフタバガキ科が占める割合が倍以上異なった。K1、K2区は火災による直接の被害がなかったようだが、乾燥害はあり、その度合いが異なった可能性もあるが、K1区は尾根筋に近く、K2区は沢のような窪んだ地形にあるので、

そのような地形の差も影響し、この地域で特に巨大になる*Shorea laevis*が尾根に多い影響もあると考えられる。

各区の経年変化を見ると先駆種の比率は2001年から2005年にはLD1区で本数BAともに増加し、HD1区ではBAだけが増加した。2005年から2007年には、先駆種の多い4区のいずれでも減少か横ばい状態にある。火災から時間が経過して先駆種以外の比率が増加しつつあるようだ。フタバガキ科では、無被害のK1区で本数の比率が増加しているのに、BAで占める比率が減少している特徴がある。これはエルニーニョに伴う乾燥などの影響で弱っていたフタバガキ科大径木が徐々に枯死してBAを減少させているが、その下層では小径木がよく侵入していることを示す。被害区のHD1、LD2、LD1でもフタバガキ科のBAに占める比率は減少しつつあるが、K1と同じくフタバガキ科大径木が枯死しつつある為である。HD2ではわずか1年間のデータなのではっきりした変化はなかった。一方本数は特にHD1でフタバガキ科の増加が見られた。ただ、サブテーマ(6)で詳しく述べるが、

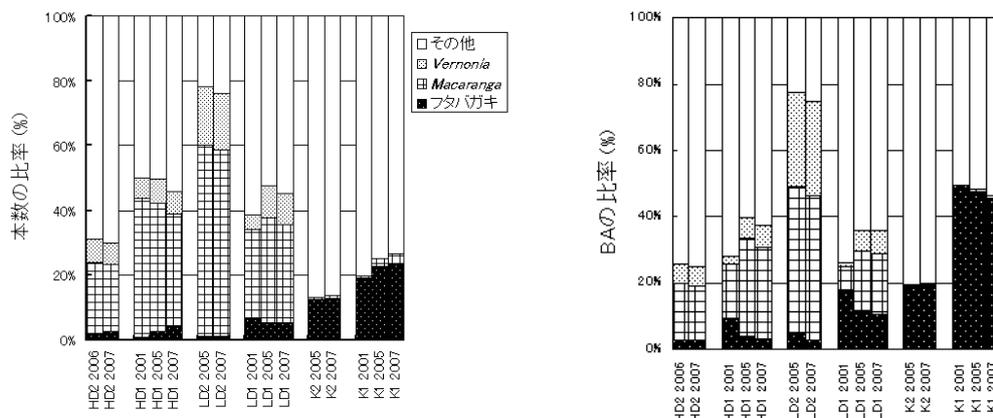


図1-9 フタバガキ科、*Macaranga*属、*Vernonia arborea*が各区の本数、BAで占める割合。ただし、*Macaranga*から極相種の*Macaranga lowii* 2変種は除いた。

被害区で再生しているフタバガキ科はほとんどが*Cotyaleobium melanoxyton*という種であった。

図1-10には、各区の種数と多様性指数であるShannon Wienerの $H'$ とFisherの $\alpha$ を示す。無被害区の調査区あたり樹木種数（DBH4.8cm以上）は、K1区では2001年に253種、2005年269種、2007年287種と増加した。K2区では2005年に274種、2007年に278種であった。重度被害区（HD1区）では、2001年の91種が2005年の126種、2007年131種へと増加した。軽度被害区では、LD1区で2001年の221種から2007年の246種へ増加し、LD2区では、2005年に128種、2007年には131種であり、軽度被害としているがHD1と同じ種数であった。火災時の残存木が比較的多かったLD1区では、火災後7.5年で種多様性が無被害区に近いレベルに達した。サンプルサイズの影響を受けにくいFisherの多様度指数 $\alpha$ <sup>19)</sup>でも、調査区間の大小関係は同じだった。ただし、HD1区とK1区では2001年から2005年にかけて多様度指数が増加したが、LD1区ではわずかに減少した。したがって、HD1区とK1区では個体数増加のわりに種数増加が高かったのに対し、LD1区では個体数の増加のわりに種数増加が低かったことになる。なお、LD2区は軽度被害区といっても重度被害区のHD1区と種数が等しかったが多様性指数にすると、6個の調査区の中でもっとも低くなった。これは先に述べたように *Macaranga*、*Vernonia*などの少数種が優占し残りの種の個体数がわずかであるので、種の均質度が考慮される多様性指数では低い値になる。

鈴木ら<sup>20)</sup>が東カリマンタンの天然林に設置した12個の調査区（合計面積1.3 ha）では、直径4.8 cm以上の樹木について計算した $\alpha$ は60以下であった。また、Slikら<sup>21)</sup>が本調査地の周囲50km以内に設置した0.3 haの調査区では、DBH10 cm以上の樹木についての $\alpha$ は、原生林で $79.7 \pm 22.1$ （平均±標準偏差）、択伐林（伐採後1年）で $54.9 \pm 8.3$ となった。本調査地の無被害区は、東カリマンタンでは多様性が比較的高い森林のようである。

なお、重度被害区でも火災から9.5年後には131種もあり、日本の森林（照葉樹林で40-50種程度）よりもはるかに高い。また、日本では先駆種の種数は限られているが先に述べたように、*Macaranga*属だけでも6haに9種1変種が存在するし、無被害区との共通性が低いので独自の種類を持っている。このことは今後劣化した森林が増加していくであろうが、安易に農地やアブラヤシ園などに転換するのではなく、できるだけ保全策を考えることが、種の保全の観点からは重要であることを示唆している。

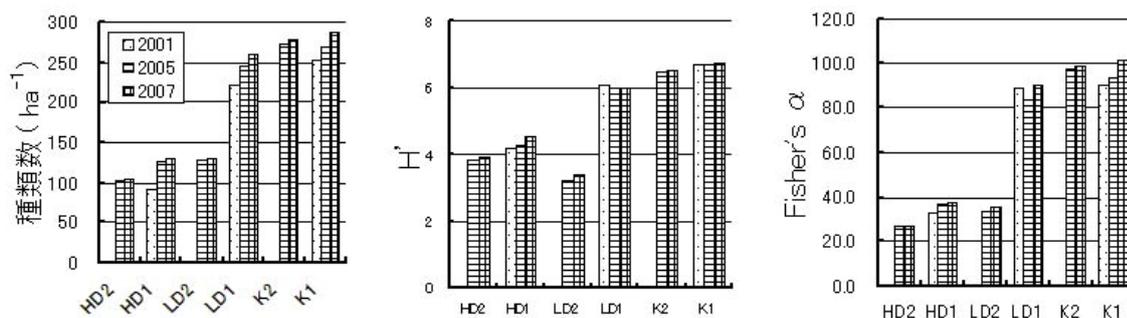
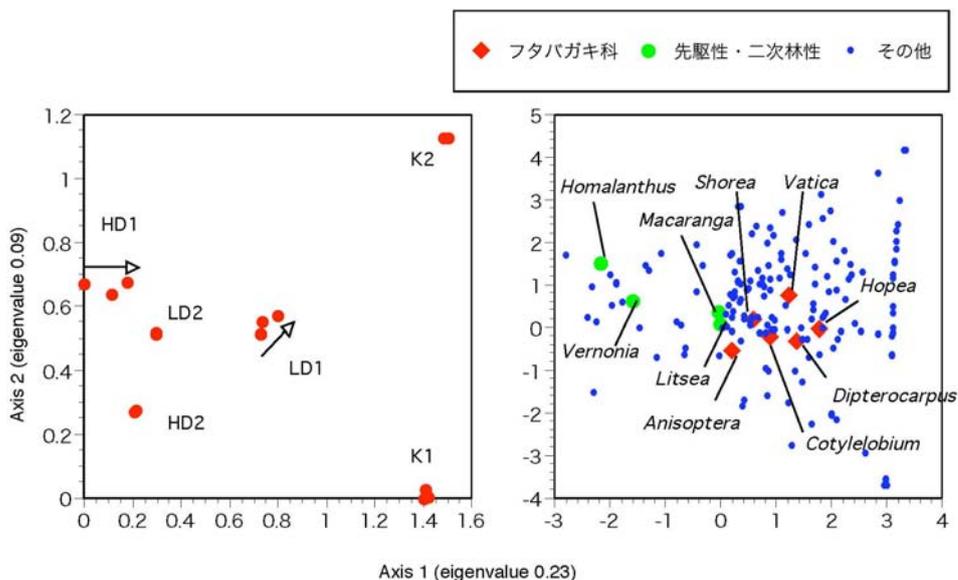


図1-10各区における樹木種数と多様性指数。なおHD2は、2006年と2007年の値

調査区間の種組成の類似関係を調べるために、多変量解析の一種である、DCA解析(Detrended Correspondence Analysis<sup>22)</sup>)を行った。ただし、500種以上ある種数をそのまま行くと変数が多すぎることや、種レベル同定にはまだ問題点もあるので、198属にまとめて解析した。その結果を図1-11に示すが、第1軸の左から右に向かって火災被害度が大きい区から小さい区が配列し、時間経過とともに同じ区は左から右に移動する傾向が見られた。無被害区のK1区とK2区の第1軸の値はほぼ等しく、第2軸が大きく異なった。これらの結果から第1軸は時間の経過に伴う種組成を反映し、第2軸は地形などの環境条件による種組成の変異を反映していると考えられる。



The first two axes cumulatively explain 41% of variance

図1-11 DCA解析の結果。左に調査区、右に属のスコアを示す。主要な属は記号を区別して示した。

そこで、どの程度時間が経てばHD1区のような状態の森林がK1区のような種組成の森林へ回復するかを推測するために、2001年から2007年のデータがある3つの区の第一軸の変化率を求めて2001年の第1軸の値との関係を示したものが、図1-12aである。ほぼ直線的に配列しているのでその直線式にそって変化すると仮定して第1軸の値がゼロの状態からK1区の状態へ変化する経年変化を示したものが図1-12cである。K1区の状態に到達する前に変化速度がゼロになってしまうので永遠にK1区の状態に到達しないが、5%の誤差を認めるとして95%まで到達するのに、200年かかることになった。比較のために同じ方法で図1-6に示したBAが回復する年数を計算すると、1/5の40年しかかからない。BAや現存量の回復よりも種組成の回復のほうが数倍の年数がかかることが推測される。なお、現存量は先に述べたように火災後に生き残っていた大径木の枯死の影響でLD1区の増

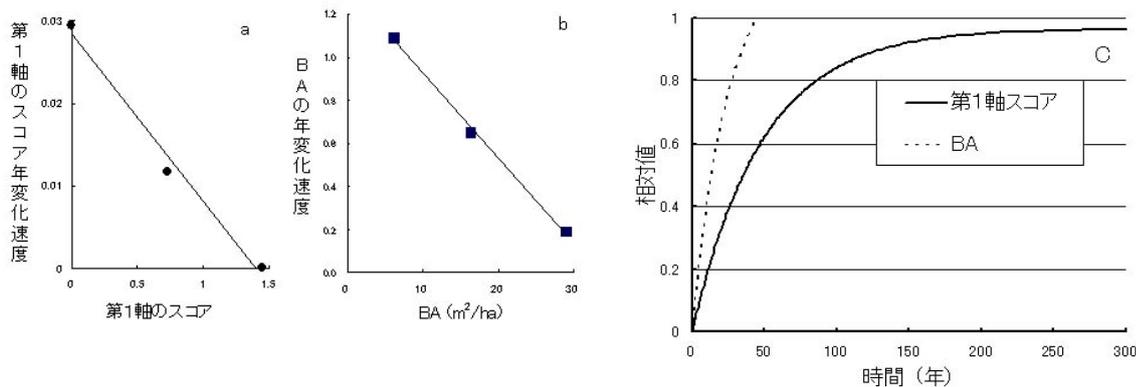


図1-12 (a)DCAの第1軸スコア、(b)BAの変化速度と、それらから予測される(c)第1軸スコアとBAの再生曲線

加量が低く推定されるために、その回復には案外時間がかかる。BAも火災の後遺症的な影響がなければ、上の推定以上の速さで回復するだろう。

## (2) 違法伐採の森林への影響

## 1) 成熟雨林の衰退現象

ガド山城の丘陵帯から上部山地帯に設けた6箇所の成熟林継続調査区のうち3区では、96年以降にBAが明瞭に減少した（図1-13）。G-980での04-06年間の大きな減少は違法伐採によるが、それ以外は林冠木の自然枯死による（表1-3）。とくにG-1130区での減少が著しく、最近の10年間に約30%が減少した。83年から観測を続けているG-1130では、この衰退現象が94年から始まっていることが図から読み取れる。BAの減少がみられなかった他の3区のうちG-600とG-1600においても、90年代半ばからBAの成長速度が低下していた。すなわち、96年以前の成長プロセスが不明であるG-1780以外の5林分は、いずれも90年代の半ばからBAの成長が衰退したといえる。

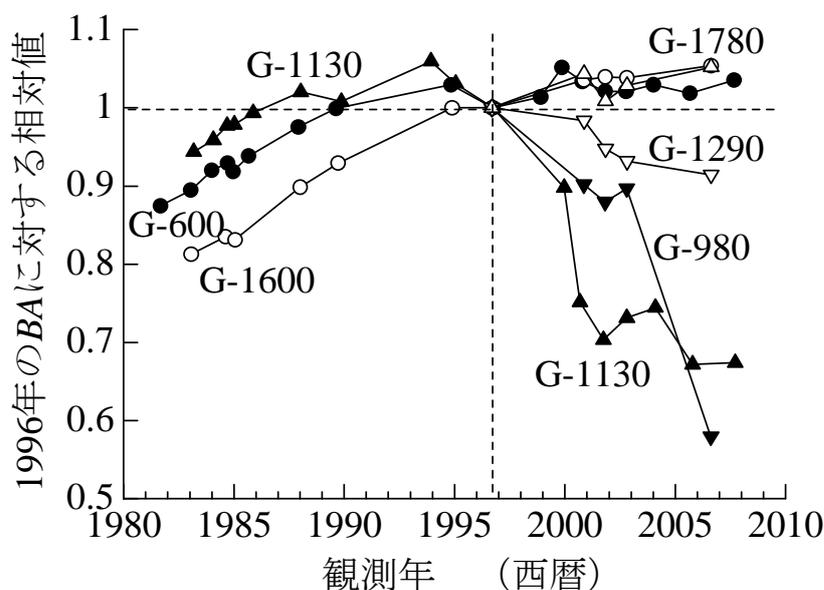


図1-13. ガド山城に分布する6箇所の成熟林の胸高断面積合計（BA）の経年変化。図中の文字は調査区名でG+標高で表している。

表1-3. ガド山城に分布する6箇所の成熟林の96年時の胸高断面積合計と調査期間での平均純生産量。

プロット名 (G-標高)	観測期間	BA初期値 (m <sup>2</sup> /ha)	純生産速度 (m <sup>2</sup> /ha/y)	成長量 (%)	自然枯死量 (%)	伐採枯死量 (%)	対象木 (cm)	調査面積 (ha)
G-600	96-07	39	0.91	14	83	3	D>=10cm	1.004
	81-96	34	0.82	39	61	0		
G-980	96-06	54	0.60	-381	169	312	D>=5cm	0.094
	96-07	79	0.85	-268	368	0		
G-1130	83-96	73	0.95	45	55	0	D>=5cm	0.096
	96-06	67	0.82	-71	171	0		
G-1600	96-06	51	0.88	31	69	0	D>=5cm	0.088
	83-96	41	1.12	63	37	0		
G-1780	96-06	40	0.66	32	68	0	D>=5cm	0.099

1994年と1997年に強い異常乾燥が発生し、丘陵帯の林木、とくに水分代謝量が多い林冠木の成長に強いダメージを与えた<sup>4)12)</sup>。本研究で指摘した5区の衰退現象がこの異常乾燥期から始まっていることから、このことがその誘因の一つであろう。しかし1997年以降には、強い異常乾燥が発生していないにもかかわらず衰退現象が続いたのはなぜか？G-600における89年から07年までの

期間の積算枯死量の水平分布図を図1-14に示した。この図から、枯死現象は経年的には同心円状に拡大していることがわかる。林冠木の枯死により発生したギャップ周辺木の枯死率が高まり、ギャップは拡大する傾向があることを先行研究で指摘している<sup>23)24)</sup>。対象林分はいずれも小面積であるが観測した複数林分での同調性から判断し、今回観測した成熟林の衰退現象は、1990年代後半の強い異常乾燥により林冠木が枯死したことが発端となり、林分環境が変化したことにより自律的に林冠木の死亡率が高まったものと推察される。

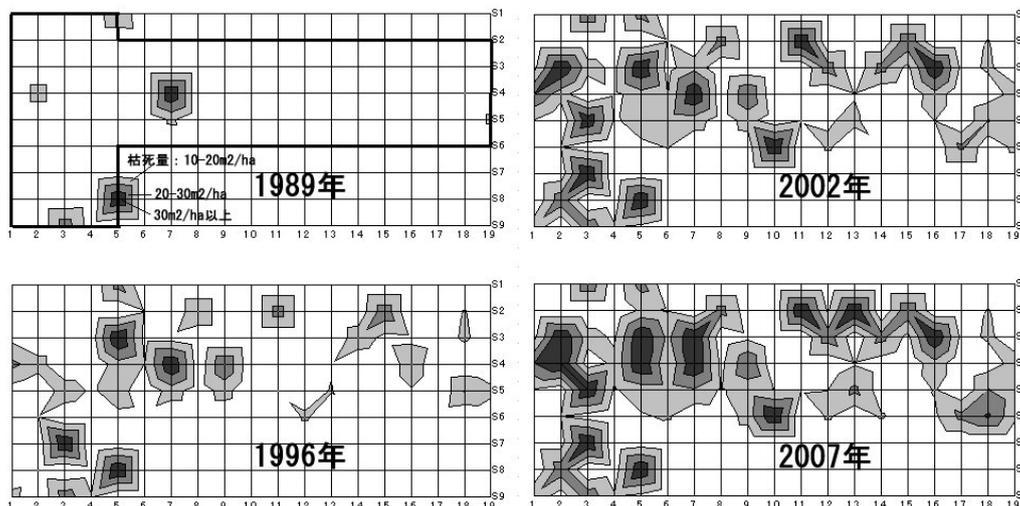


図1-14. G-600 (PIN区)での1981年からの累積枯死量の水平分布図。色が濃い場所ほど枯死量が多い。

90年代後半からは当域におけるフタバガキ科の垂直分布限界高度である標高1000m付近においても、1ha程度の面積での皆伐が進行している。この違法伐採は現在も続いている。高まる自然攪乱と人為攪乱によりガド山城の成熟林は急速に衰退しつつある。

## 2) 種構成に与える影響

Taxon単位の相対成長率-胸高直径関係から潜在的な最大成長率 ( $R_0$ )、潜在的な最大直径 ( $D_{max}$ )、幹材硬度 ( $H_d$ ) が推定できた34Taxaについて、それら3属性間の相関を調べた結果、 $R_0$ は $D_{max}$ および $H_d$ 間で負の相関を、また $D_{max}$ は $H_d$ 間で正の相関を示した(表1-3)。すなわち、 $R_0$ が大きいTaxonほど $D_{max}$ が小さく $H_d$ が低い傾向を示した。

変数	$R_0$	$D_{max}$	$H_d$
$R_0$	—	0.005	0.004
$D_{max}$	-0.467	—	0.026
$H_d$	-0.476	0.381	—

表1-3. 34のTaxaから得た潜在的な最大成長率 ( $R_0$ )、潜在的な最大直径 ( $D_{max}$ )、幹材硬度 ( $H_d$ ) の相関。左は相関係数、右のイタリック文字は有意確率。

PB調査区内の6haに生育したDBHが15cm以上の全木を、34Taxaの3属性の平均値を境界値として8ギルドに分類した(表1-4)、ギルド構成は均等ではなく、 $H_d$ が低く、かつ $D_{max}$ が小さくて $R_0$ が高いギルド(軟小高)、軟大高、硬小低、硬大低の4ギルドが種数、幹数、胸高断面積のいずれにおいても他の4ギルドより優占度が高かった。軟小高ギルドはその成長特性からパイオニア種と判断できる。*Mallotus*属と*Litsea*属の多くの種、さらに*Grewia florida*、*Villebrunea rubescens*がこのギルドで優占した。軟大高ギルドの優占種の多くは、二次林での優占種であったが、フタバ

ガキ科の *Shorea lepidota* もこのギルドに属した。低木層で優占したトウダイグサ科の *Cleistanthus glandulosus* は硬小低ギルドに属した。硬大低ギルドには巨大高木層で優占する *Swintonia schwenkii* や大高木層での優占種であるブナ科の多くの樹種が多く属した。

表1-4. PB調査区内の6haでの胸高直径が15cm以上（1996年時）の構成木のギルド構成.

Guild	Taxon			
	Family	Genus	Major species	
軟小低	Styracaceae	<i>Styrax</i>	<i>S. serrulatum</i> ., <i>S. paralleluneurum</i>	
	Euphorbiaceae	<i>Mallotus</i>	<i>M. paniculatus</i> , <i>M. retinoides</i>	
	軟小高 (軟材 & 小径 & 高速)	Lauraceae	<i>Litsea</i>	<i>L. mappacea</i> , <i>L. resinosa</i>
		Myristicaceae	<i>Knema</i>	<i>K. hookeriana</i>
		Sapotaceae	<i>Palaquium</i>	<i>P. hexandrum</i> , <i>P. rostratum</i>
		Symplocaceae	<i>Symplocos</i>	<i>S. faciculata</i>
		Tiliaceae	<i>Grewia</i>	<i>G. florida</i>
141 spp.	Urticaceae	<i>Villebrunea</i>	<i>V. rubescens</i>	
Verbenaceae	<i>Geunsia</i>	<i>G. hexandra</i>		
軟大低	Burseraceae	<i>Santiria</i>	<i>S. laevigata</i> , <i>S. apiculata</i>	
	25 spp.	Dipterocarpaceae	<i>Parashorea</i>	<i>P. lucida</i>
		Elaeocarpaceae	<i>Elaeocarpus</i>	<i>E. glaber.</i> , <i>E. littoralis</i>
		Moraceae	<i>Artocarpus</i>	<i>A. lancifolius</i> , <i>A. rigidus</i>
軟大高 (軟材 & 大径 & 高速)	Dipterocarpaceae	<i>Shorea</i>	<i>S. lepidota</i>	
	Euphorbiaceae	<i>Macaranga</i>	<i>M. gigantea.</i> , <i>M. hypoleuca</i> , <i>M. triloba</i>	
	Lauraceae	<i>Litsea</i>	<i>L. cubeba</i> , <i>L. robusta</i>	
	Moraceae	<i>Ficus</i>	<i>F. ribes</i>	
	Sapotaceae	<i>Palaquium</i>	<i>P. obovatum</i>	
	60 spp.	Sapotaceae	<i>Madhuca</i>	<i>M. sericea</i>
Sterculiaceae	<i>Sterculia</i>	<i>S. rubiginosa</i>		
硬小低	Euphorbiaceae	<i>Cleistanthus</i>	<i>C. glandulosus</i>	
	71 spp.	Euphorbiaceae	<i>Cephalomappa</i>	<i>C. malloticarpa</i>
	Euphorbiaceae	<i>Aporusa</i> .	<i>A. antenifera</i>	
硬小高	Bombacaceae	<i>Durio</i>	<i>D. griffithii.</i> , <i>D. zibethinus</i>	
硬大低 (硬材 & 大径 & 低速)	Anacardiaceae	<i>Swintonia</i>	<i>S. schwenkii</i>	
	80 spp.	Fagaceae	<i>Lithocarpus</i>	<i>L. javensis</i> , <i>L. meijerii</i>
		Fagaceae	<i>Castanopsis</i>	<i>C. rhamnifolia</i>
		Meliaceae	<i>Aglaia</i>	<i>A. ganggo</i>
		Myrtaceae	<i>Eugenia</i>	<i>E. lineata</i> , <i>E. clavimyrtus</i>
		Sapindaceae	<i>Nephelium</i>	<i>N. juglandifolium</i> , <i>N. mutabile</i>
		硬大高	Meliaceae	<i>Dysoxylum</i>
13 spp.				

他の4つのギルドがマイナー構成となったのは、ギルドの分類を34 Taxaの属性の平均値を用いて機械的に行ったことによる。すなわち、その境界値には34Taxa群の成長属性の重み付けが反映している。平均値のかわりに中央値を用いれば、表1-3の相関関係からは、軟小高ギルドと高大低ギルドがもっとも優占し、他の6ギルドはほぼ均等な優占度を持つことが期待できる。34Taxaを構成する種群は、対象林の優占種群であった。これらは、現在の攪乱レジームに適応して優占度を高めた種群といえる。その攪乱レジームに変化が生じれば現在マイナーであるギルドが優占する可能性もある。多様な攪乱圧が増大傾向にある現在では、それら種群の存在が、森林の更新メカニズムにとって重要な機能を果たすことになるかもしれない。

Turner<sup>25)</sup>は、多様な熱帯林構成種の成長特性を、遷移系列でのクライマックス種vsパイオニア種の軸と成熟時のサイズによる大形種vs小形種の軸の組み合わせで4つのギルドに分類している。本研究で優占した4ギルドの軟小高、軟大高、硬小低、硬大低ギルドは、それぞれTurnerによる小形パイオニア、大形パイオニア、下層木、林冠木ギルドにほぼ対応している。

PB調査区の択伐圧は場所間で異なるが、相観による区分けは困難である。そこで、幹材硬度が  $60 \text{ kg f cm}^{-1}$  の個体を極相種と見立て、96年時のそれら個体の幹密度からの分布パターンから3区に区分した（図1-4）。PIN区は幹密度が最も高い区で、古い伐痕が若干数存在したが発達した林相と判断できる林分であった（図1-14のG-600に対応）。A区ついでB区の順に大径硬材木の密度が低かった。すなわち、B区がもっとも高い伐採圧を受けた区画であると判断した。

PIN区の種構成は、出現種数の54%がPIN区のみで出現し、A・B種との共通種は全体の35%であった。これら3区間の共通種は幹数・胸高断面積合計においてはPIN区の約80%、A・B区の約40%と高い優占度を示した。PIN区に分布せずにA・B区のみで共通した種は、種数・幹数・胸高断面積合計において両区の42-49%と高い割合を占めた（表1-5）。

表1-5. PB調査区内の3区画間での共通種の構成. 表題行の2行目に示した区画との共通種を示す. PIN列の0.35はPIN区での総出現種数の35%が3区共通種であることを示す。

区画名	種数			幹数			胸高断面積合計		
	PIN	A	B	PIN	A	B	PIN	A	B
PIN	<b>0.54</b>	0.03	0.02	0.14	0.02	0.03	0.11	0.03	0.02
A	0.06	<b>0.36</b>	<b>0.44</b>	0.04	0.1	<b>0.48</b>	0.05	0.1	<b>0.42</b>
B	0.05	<b>0.45</b>	<b>0.38</b>	0.06	<b>0.49</b>	0.1	0.04	<b>0.43</b>	0.12
3区共通	<b>0.35</b>	0.16	0.16	<b>0.76</b>	<b>0.39</b>	<b>0.38</b>	<b>0.79</b>	<b>0.44</b>	<b>0.43</b>

1996年時での3区の胸高断面積合計に対するギルド構成を図1-15に示した。硬大抵ギルドの構成比はPINで約50%ともっとも高く、A区>B区の順に減少した。一方、軟小高と軟大硬の2ギルドの構成割合比ではその順番が逆転し、B区ではこれら2ギルドが全体の50%以上を占めた。

攪乱頻度が高まるに伴い、繁殖戦略の観点から構成種は大形長寿命種から小形短命種に移行すると推察できる。すなわち、3区間のギルド構成の違いは、そのプロセスを示していると捉えることができよう。

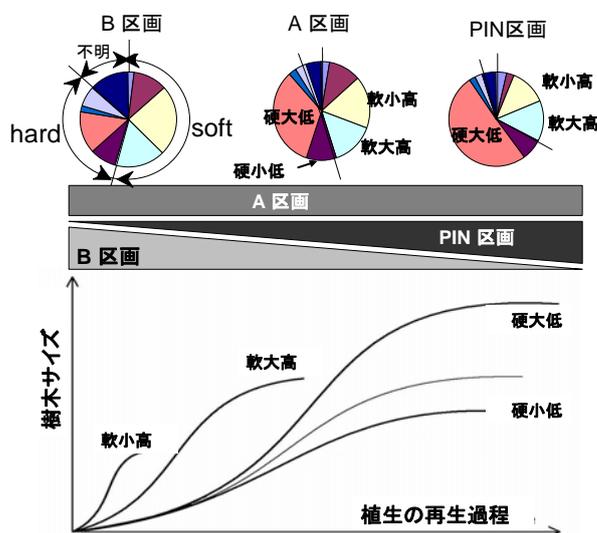


図1-15. 上の3つの円グラフは96年時点での3区の胸高断面積合計に対するギルド構成を示し、下は再生過程に伴う主要な4ギルドの樹木サイズの成長曲線の模式図を表す。

### 3) 林分構造に与える影響

1996年から2007年までの11年間の3区画における林分構造の変化を、 $100\text{m}^2$ の小区画単位で求めた胸高断面積合計（BA）の頻度分布パターンの変化を通じて解析した。1996年時のBAの頻度分布は3区とも対数正規型を示した（図1-16、表1-6）。3区におけるBAの幾何平均値と小区画間の変動係数の経年変化を図1-17に示す。A区では平均値の減少に伴い小区画間の分散が増大した。B区にお

いても、変化量はA区より小さいが同様な変化を示した。PINでは、平均値が増大したものの変動係数には大きな変化が認められなかった。

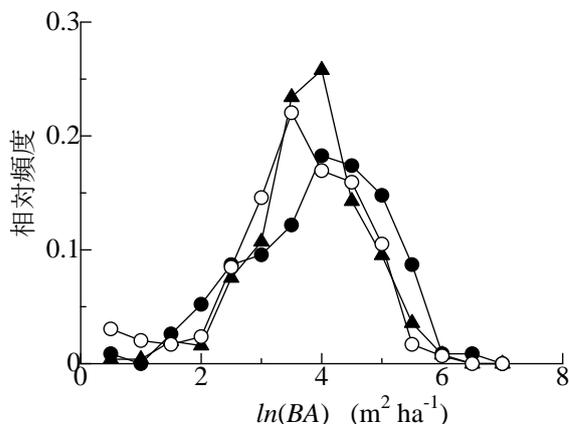


図1-16. PB調査区の3区画における100m<sup>2</sup>の小区画ごとで求めた胸高断面面積合計の度数分布図. ▲はPIN区、●はA区、○はB区を示す。

表1-6. 小区画ごとに求めた胸高断面面積と純一次生産速度の幾何平均とその変動係数.

区画名	小区画数	96年のBM			96-07年のPn		
		平均値 (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )	変動係数	Nブランク	平均値 (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> y <sup>-1</sup> )	変動係数	Nブランク
PIN	115	24±3.0	0.35	1	0.64±2.7	2.23	1
A	252	21±2.4	0.29	0	0.56±3.6	2.21	10
B	295	17±2.8	0.36	9	0.54±4.3	2.36	14

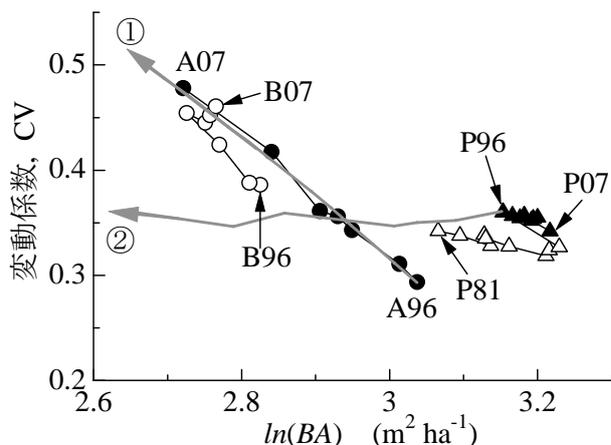


図1-17. 96年から07年の間のBA平均値とその分散の経年変化。記号は図1-16と同じ。△はPIN区における81年から96年までの変化を示す。①は、ブランク区画を年2.2小区画の割合で発生させた場合の変化を示し、②はサイズ選択的な択伐をした場合の変化をシミュレーションした結果を示す。詳しくは本文参照。

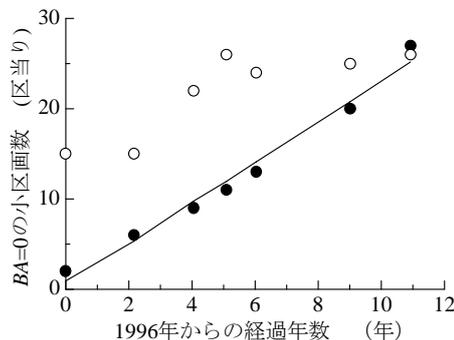


図1-18. A・B区でのBA=0の小区画数の経年変化。●はA区、○はB区。

調査期間の11年間にA・B区ともにBA=0の小区画(ブランク区画)数が増大した(図1-18)。A区でのブランク区画の年間増加数は2.2小区画であった。この増加速度で空間的にはランダムに植生を破壊してブランク区画を増やすシミュレーション結果は、実測した11年間の動態とよく一致した(図1-17)。一方、一定サイズ以上の個体のみを空間的にランダムに択伐するシミュレーションでは平均値は低下するが変動係数は大きく変化しなかった(図1-17)。このことから、図1-17に現れたA・B区の林分構造の後退現象は局地的な植生破壊が原因していると推察できる。A区にお

いて96年以降に発生したブランク区画の水平分布パターンは、ランダムでなく数箇所の集中斑が存在した（図1-19）。その破壊の主要因は伐採であった。すなわち、A区では、散在する有用樹種の択伐だけでなく、アクセスの良い場所から局地的な皆伐が同時進行しており、このことが林分のBA平均値の低下と同時に空間的な分散度を高める原因になっているといえる。

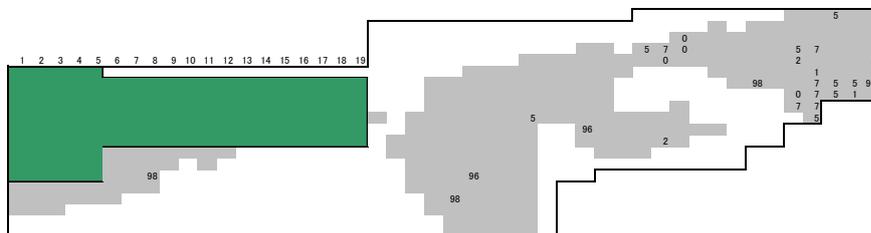


図1-19. 灰色に塗りつぶしたA区において96年以降に発生したBA=0の小区画の水平分布図。

局地的皆伐の目的は、集材効率を高めるとともにニッケイやゴムの粗放型農地の確保があると推察するが、跡地利用は概して不活発で、伐採のみが先行している。現在は、標高1000m付近まで、1ha程度の皆伐地が散在するようになった。このままで進行すれば攪乱地の構成種が一時的に変化するだけでなく、分断化・孤立化により更新の潜在能力（種子供給源が遠ざかる）の低下につながる事が予想できる。

#### 4) 生産力に与える影響

BAで評価した純生産速度は3区間で大差なく（図1-20）、96年から07年までの11年間の平均純生産速度は $0.89 \sim 0.96 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ であった（表1-7）。3区とも枯死速度が成長速度を上回り、PIN区とB区の枯死速度は純生産速度の85%、A区では130%を占めた。A区の成長速度はマイナスであった。3区とも自然枯死が主要な枯死要因で、自然枯死速度はA区でやや高いが3区で大差が無かった。A区の高い死亡率は、伐採枯死が加わったことによるが、自然枯死速度は伐採枯死速度の2.5倍と高かった。

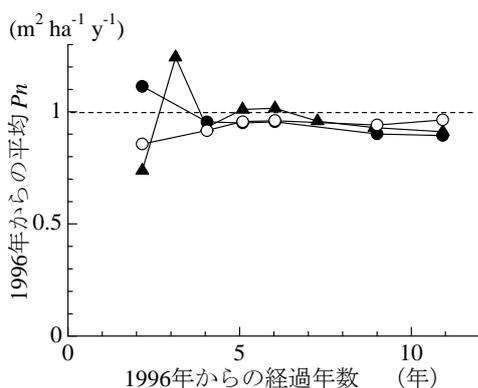


図1-20. 3区における1996年からの累積純生産速度の経年変化。▲はPIN区、●はA区、○はB区を示す。

表1-7. 3区における1996年から2007年の純生産速度。

区画名	面積 (ha)	96年のBM ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ )	純生産速度 ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ )	成長速度 ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ )	枯死速度 ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ )	
					自然枯死	伐採枯死
PIN	1.0	39	0.91	0.12	0.76	0.03
A	2.5	30	0.89	-0.25	0.82	0.32
B	3.0	27	0.96	0.15	0.74	0.07

11年間の小区画当たりの純生産速度 ( $P_n$ ) は3区とも小区画当たりのBA値と同様に対数正規型の分布を示した (図1-21: 表1-6)。小区画単位で求めたBAと $P_n$ 間には対数変換の有無に関わらず正の相関があり (図1-22:  $P < 0.000$ )、区間では有意差が存在しなかった (ANOVA)。3区のBA- $P_n$ 関係を下式の逆数式で近似できた ( $R^2 = 0.0226$ )。

$$1/P_n = 13.3/BM + 0.448 \quad (\text{m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}, \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1})$$

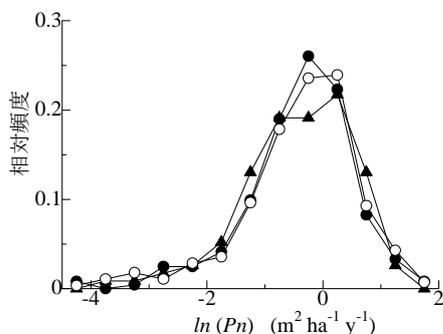


図1-21. PB調査区の3区画における100m<sup>2</sup>の小区画ごとで求めた純生産速度 ( $P_n$ ) の度数分布図。▲はPIN区、●はA区、○はB区を示す。

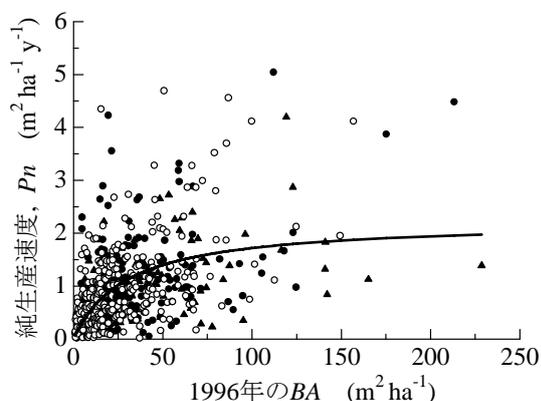


図1-22. PB調査区の3区画における小区画単位で求めた胸高断面積合計 (BA) と純生産速度の関係。図中の曲線は本文に示した回帰式の関係を示す。▲はPIN区、●はA区、○はB区を示す。

3区での純生産速度は、当地域から50Km離れた地域の二次林の生産速度 ( $0.93 \sim 1.13 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ )<sup>4)</sup>に近い値であった。BAで評価した純生産速度は本来の重量ベースの現存量による純生産速度とは必ずしも比例しない。とくに、樹高一胸高直径関係のアロメトリーや幹・枝の材器官の容積比重が森林間で異なる場合はBA値と現存量値との差が大きくなる。当地域の成熟林と二次林で両推定値を比較した場合、BA値での生産速度が同じであっても重量値では二次林の方が成熟林の67%まで低くなると報告している<sup>4)</sup>。幹材硬度の高いギルドが優占するPIN区の方が、A・B区にくらべ重量ベースで評価した純生産速度では大きくなることが予想できる。ギルドが似たA・B間では区全体でも小区画単位でも純生産速度に有意な差は無かった。しかし、純生産速度に影響を与える地形が両区とも複雑であることを考慮すると、この結果のみでは両区間の伐採圧の影響を評価することは困難と判断する。

森林の純生産速度は現存量との関係において葉量が最大となる現存量付近で最大値をもつ傾向がある<sup>25)26)</sup>。当地域の森林においても幹現存量が150Mg ha<sup>-1</sup>付近で生産速度の最大値が報告されている<sup>4)</sup>。今回得られた小区画単位で得られたBAと $P_n$ 間の正の相関関係は、 $P_n$ のばらつきを考慮すると先行研究の結果と矛盾しない。

択伐区において自然枯死による死亡速度が成熟林分であるPIN区と大差なかった。このことは、ガド山城の他の成熟林と同様に択伐林でも林冠木の衰退現象が発生している可能性を示唆してい

る。つまり、択伐林では異常乾燥による林冠木の枯死に加えて大高木の択伐が林内環境を変化させ、そのことが原因して死亡率が高まっている可能性がある。

## 5. 本研究により得られた成果

### (1) 科学的意義

森林火災の被害を受けても、その後よく保全されていれば、植物体量の指標である胸高断面積合計は40年から50年ほどで、元の森林に近い状態に戻る可能性があることが明らかになった。しかし、再生林は300種に近い成熟林分の半数近くまで到達しているとはいえ、再生林には先駆性の種が多いので火災の被害がなかった森林との共通種は2割ほどしかなく、属組成を多変量解析により1次元座標上で数値化すると極相林の95%にまで到達するのに、200年かかることがわかった。これは理想的な条件のもと再生が順調に進んだ場合の予測であり、人為的攪乱などがあればもっと遅くなる。種の多様性は重度被害林であっても火災から9.5年後に131種もあり、日本の森林（照葉樹林で40-50種程度）よりもはるかに高い。劣化した森林でも安易に農地やアブラヤシ園などに転換するのではなく、できるだけ保全策を考えることが、種の保全の観点からは重要であることを示唆している。

スマトラでの長期観察により、1990年代後半に東南アジアで発生した異常乾燥気象の直接・間接的な影響で林冠木が衰退しつつあることが示された。また、現在進行中の小規模であるが皆伐に近い択伐施業は、林分構造の不連続性を高め、種子分散力が低い遷移後期種の更新を困難にする可能性も示唆された。択伐が過度になれば、林冠木の枯死が周辺個体の死亡率を高めることにより、その後自然放置しても自律的な衰退現象が始まる可能性が存在することを明らかにした。択伐林は、胸高断面積合計で評価した純生産速度では成熟林とでは大差ないが、重量ベースの現存量では減少する可能性があることを明らかにした。

### (2) 地球環境政策への貢献

熱帯林では直接、火災などの被害に遭ったことのない地域でも、森林が衰退しているらしいということは、炭素の蓄積量の減少、多様性の減少の問題とあわせてきわめて大きな問題を含んでおり、これらの研究を環境政策的により深く、より大規模に進める必要があることを提言する基礎となるであろう。また、森林の多様性の再生には理想的な条件下でも200年以上かかることは、現在残された森林の重要性を強調するものとなる。

今後、これらの事実を、関連学会誌への論文発表、関連セミナー・シンポジウムでの講演等を通じ、成果の広報・普及に努める。

## 6. 引用文献

- (1) Leighton, M. (1984) The impact of one of the world's worst forest fires. (Project US-293, Evaluation of forest fires in Borneo). WWF monthly report, June, 115-123.
- (2) Malingreau, J. P., Stephens G. & Fellows L. (1985) Remote sensing of forest fires: Kalimantan and north Borneo in 1982-83. *Ambio* 14, 314-321.
- (3) Tacconi, L. (2003) Fires in Indonesia: causes, costs and policy implications. 24pp. CIFOR Occasional Paper No. 38. vi,
- (4) Yoneda, T., Mizunaga, H., Nishimura, S., Fujii, S., Mukhtar, E., Hotta, M. & Ogino, K.

- (2006) Impacts of recent dry weather on a tropical rain forest in Sumatra with special reference to stand dynamics during the last two decades. *Tropics* 15, 177-187.
- (5) Cannon, C.H., Peart, D.R., Leighton, M. & Kartawinata, K. (1994) The structure of lowland rainforest after selective logging in West Kalimantan, Indonesia. *J. Forest Management* 67, 49-68.
- (6) Pinard, M.A. & Putz, E.F. (1996) Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28, 278-295.
- (7) Okuda, T., Suzuki, M., Adachi, N., Yoshida, K., Niiyama, K., Noor, N.S., Hussein, N.A., Manokaran, N. & Hashim, M. (2003) Logging history and its impact on forest structure and species composition in the Pasoh Forest Reserve -Implications for the sustainable management of natural resources and landscapes. In Okuda, T. et al. (eds). *Pasoh: Ecology of a lowland rain forest in Southeast Asia*. 15-34, Springer.
- (8) Hotta, M. (ed) (1984) *Forest Ecology and Flora of G. Gadut, West Sumatra*. 220pp. Kyoto University, Kyoto.
- (9) Hotta, M. (ed) (1986) *Diversity and Dynamics of Plant Life in Sumatra*. Kyoto University, Kyoto. 114pp.
- (10) Nishimura, S., Yoneda, T., Fujii, S., Mukhtar, A., Abe, H. & Kanzaki, M. (2006) Factors influencing on the vegetative composition of hill forest in West Sumatra. *Tropics* 15, 165-176.
- (11) MacKinnon, K., Hatta, G., Halim, H., Mangalik, A. (1996) *The Ecology of Kalimantan*. 802pp Periphus Editions (HK)
- (12) Yoneda, T., Nishimura, S., & Chairul. (2000) Impacts of dry and hazy weather in 1997 on a tropical rainforest ecosystem in West Sumatra, Indonesia. *Ecological Research* 15, 63-71.
- (13) 環境省地球環境局研究調査室、(2002) 「環境省地球環境研究総合推進費終了研究成果報告書 森林火災による自然資源への影響とその回復の評価に関する研究」
- (14) 篠崎吉郎、(1961) 植物生長のLogistic理論、博士論文、京都大学。
- (15) 米田健、(1997) 野外に於ける幹材硬高度の簡易測定法、 *Tropical Ecology Letters* 27、17-20.
- (16) Brown, S. (1997) "Estimating biomass and biomass change of tropical - A primary forests" FAO, Rome.
- (17) Toma, T., A. Ishida and P. Matius. (2005) Long-term monitoring of post-fire above-ground biomass recovery in a lowland dipterocarp forest in East Kalimantan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71, 63-72
- (19) 木元新作、(1976) 動物群集研究法 I、 - 多様性と種類組成 -、生態学研究法講座14、192pp. 共立出版、東京
- (20) Fisher, R.A., A. S. Corbert and C. B. Williams. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology* 12, 42-58 (1943)
- (21) 鈴木英治、(1999) 「カリマンタンにおける熱帯多雨林樹木の多様性」 *Tropics* 9、5-16

- (22) Slik, J. W. F., R. W. Verburg, and P. J. A. Kessler. (2002) Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity and Conservation* 11, 85-98.
- (23) 小林四郎: (1995) 生物群集の多変量解析. 194pp. 蒼樹書房, 東京.
- (24) Hubbell, S. P. & Foster, R. B. (1986) Canopy gaps and the dynamics of a Neotropical forest. In: Crawley, M. J. (ed) *Plant Ecology* 77-96. Oxford, Blackwell.
- (25) Kubo, T., Iwasa, Y. & Furumoto, N. (1996) Forest spatial dynamics with gap expansion: total gap area and gap size distribution. *Journal of Theoretical Biology* 180, 229-246.
- (26) Turner, I. M. (2001) *The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest*. Cambridge University Press.
- (27) Kira, T. & Shidei, T. (1967) Primary productivity and turnover of organic matter in different forest ecosystems of western Pacific. *Japanese Journal of Ecology* 17, 70-84.
- (28) Yoneda, T., Ogino, K., Kohyama, T., Tamin, R., Syabuddin & Rahman, M. (1994) Horizontal variance of stand structure and productivity in a tropical foothill rain forest, West Sumatra, Indonesia. *Tropics* 4, 17-33.

## 7. 国際共同研究等の状況

本研究の共同研究機関であるインドネシア科学院生物学研究センター(RCB-LIPI)とは、1982年以来、30回ほどの共同研究を行ってきた。さらに、鹿児島大学理学部とRCB-LIPとの間で学術交流協定を2006年2月に所長のDedy Daenardi氏と締結した。パダンの調査は地元のアンダラス大学との共同研究であるが、アンダラス大学と鹿児島大学もすでに学術交流協定を結んでおり、毎年の交流を行っている。

## 8. 研究成果の発表状況

### (1) 誌上発表

<論文(査読あり)>

なし

<その他誌上発表(査読なし)>

なし

### (2) 口頭発表(学会)

1) Yoneda, T., Mizunaga, H., Nishimura, S., Fujii, S, Mukhtar, E., Chairul, Hotta, M., Ogino, K.: IUFRO22, Brisbane, Australia, (2005) "Impacts of recent dry weather on a tropical rain forest in Sumatra." (Poster)

2) 鈴木英治 (2005) 森林-土壌相互作用系の回復と熱帯林生態系の再生への取り組み、生態学会九州地区会

3) 相場慎一郎・鈴木英治・清水英幸・鋤柄直純・脇山成二・Herwint Simbolon・Ruliyana Susanti 第16回日本熱帯生態学会(2006)「インドネシア・東カリマンタン州における森林火災後の熱帯低地林の動態」

4) 米田 健: 第54回日本生態学会大会 (2007)

「東南アジア(マレーシア、インドネシア)での風害・乾燥化による森林衰退 (公募シンポジ

ウム：長期気候変動と熱帯雨林（熱帯域に於ける森林衰退の背景とその影響）」

- 5) 米田健・西村千：第118回日本森林学会（2007）「人為攪乱が熱帯雨林の趣向性に及ぼす影響—林木の成長特性に基づく解析」
- 6) Suzuki, E. (2007) Forest fire and secondary successions in East Kalimantan, Indonesia In international workshop "Land Conversions and Ecosystem Consequences under Climate Change in the Tropical Rain Forests of Borneo: Developing Societal Adaptability with Integrated Ecosystem Management", Kyoto Univ.
- 7) 米田健・館野隆之輔・久保田康裕・水永博己・藤井伸二・西村千・Chairul・E. Mukhtar：第17回日本熱帯生態学会大会（2007）「スマトラ島、丘陵性多雨林における最近10年間の林分構造の時空的変動性」
- 8) 米田健・館野隆之輔・久保田康裕・水永博己・藤井伸二・西村千・Chairul・E. Mukhtar：第55回日本生態学会大会（2008）「西スマトラでの択伐が林分構造に及ぼす影響とその修復過程」
- 9) 米田健：第18回日本熱帯生態学会大会（2008）「雨林の分解係数とその空間的な変動性」（講演要旨発送済）

(3) 出願特許

なし

(4) シンポジウム、セミナーの開催（主催のもの）

なし

(5) マスコミ等への公表・報道等

なし

(6) その他

なし