



ザンビア北部におけるチテメネ耕作の環境利用と休閑期間の算出

—最適休閑期間という概念の提示—

Miombo woodland and citemene shifting cultivation of Bemba people in northern Zambia
: Specifying and calculating a concept of “Optimum Fallow Period”

大山 修一

Shuichi OYAMA

【要旨】

人口の急速な増加や商品作物の導入、貨幣経済の流入など、焼畑農耕をめぐる社会・経済的な動きが激しく、焼畑農耕の生産性と自然環境の保全を両立させることは緊急の課題である。焼畑農耕の持続性を検討するうえで、休閑期間をいかに長く保持するのかという問題は重要である。これまでの先行研究で使われてきた休閑期間という用語には、記述的な指標、農業の生産性を重視した指標(Minimum Fallow Period)、森林再生を重視した指標(Ecological Fallow Period)という多義性をふくむことを示し、持続性を重視した指標として最適休閑期間(Optimum Fallow Period)という概念を提示した。ザンビア北部に居住するベンバの人びとが営むチテメネ耕作では、耕作地と伐採地があり、休閑期間を算定する場合には、両者を区別して算出する必要がある。チテメネ耕作の最適休閑期間は、伐採地で16年、耕作地で35年から40年に相当することが明らかになった。この最適休閑期間に応じて、ランドサットTM画像の解析をおこない、画像分類によって土地利用図を作成した。ベンバの人びとはチテメネの持続性を維持するため、出作り小屋の設定や村の移動を通じて、広く薄く森林を利用するというベンバの土地利用の特質が浮かび上がった。しかし、道路沿いの居住地に定着することによって、森林を広く薄く利用する土地利用の傾向が弱まるとともに、再入植計画の策定によって土地利用が制限されつつある。最適休閑期間を維持し、焼畑の持続性を確保するためには、人口の増加にともなう焼畑面積の増大だけでなく、利用できる土地が制限されるということも深刻な問題だということが明らかとなった。

キーワード：焼畑農耕、持続性、ベンバ、チテメネ、ザンビア

1. はじめに

アフリカをはじめとする第三世界における森林破壊や砂漠化の問題が叫ばれて久しい。その主な原因として、焼畑が挙げられることが多い。焼畑は粗放的で、生産性が低いとされ、原始農耕の範疇に分類されている(Webster and Welson 1989)。しかし単に「焼畑」といっても、伝統的な色彩の濃い在来農法のほかにも、企業による大規模な伐開と放牧地の造成、あるいは移住民による開拓をともの

うものまでさまざまな形態がある。そういった形態の差異を考えずに、焼畑を単純に環境破壊の元凶とみなす議論には根拠がないように思われる。

在来農法による焼畑に限定してみても、現金経済の流入や近代農法の導入、人口増加といった社会・経済的な変容により焼畑も変質せざるをえない状況にあり、持続性の問題が存在する。しかし焼畑の持続性に関する実証的な研究は少なく、「持続的な焼畑」について議論が深化してこなかったように思える。

本稿では焼畑農耕の持続性に大きな関係がある休閑期間に着目し、その多義性を指摘したのちに、持続的にチテメネ耕作を営むことができる最適休閑期間という概念を提示する。そして、ザンビア北部で展開されている焼畑(チテメネ耕作)が自然植生に与える影響を分析し、実際に最適休閑期間を算出する。

2. 休閑期間について

2-1. 従来の焼畑研究における休閑期間

休閑期間とは、焼畑耕作地を放棄して再び火入れ・耕作するまでの期間を意味する。熱帯地域における焼畑耕作については、農学、生態学をはじめとする自然科学分野や人類学、地理学などの人文・社会科学分野が個別に研究成果を蓄積してきた。たとえば Ruthenberg(1980)は R 値[耕作期間÷(休閑期間+耕作期間)]が 33%以下の農耕システムを移動耕作(shifting cultivation)と定義している。この定義が示すように、開墾地の移動をともなう焼畑耕作は休閑期間がなくして成立できない農耕システムであるが、社会・経済の変容や人口増加による休閑期間の短縮が指摘されることも多く、焼畑の生産性と持続性の問題を考えるために休閑期間の概念を再検討する必要があるだろう。

従来の焼畑研究において、休閑期間は以下のように異なった意味で用いられている。

1)記述的な指標としての休閑期間

現地の人びとが実際に耕作地を放棄してから、再び開墾するまでのおおよその期間をさす。

2)森林再生を指標とする休閑期間

樹種構成と植生遷移に着目して、焼畑跡地において二次林から極相林になるまでの期間をさす。ここでは、生態的休閑期間(Ecological Fallow Period)と呼ぶことにする。

3)農業生産を指標とする休閑期間

放棄後にふたたび一定レベルの農作物の生産量を確保することができるが、自然植生の再生を考慮にいれていない休閑期間。本稿では、食糧生産を充足することができる最短の休閑期間という意味で、最小休閑期間(Minimum Fallow Period)と呼ぶことにする。この休閑期間で自然植生を再利用すると、生

態系の極度な破壊につながる危険性がある。つまり、焼畑の生産基盤となる生態系を破壊し、農耕システムも崩壊に向かう休閑期間を意味している。

2-2. 最適休閑期間という概念

ザンビア北部において調査を開始した当初、私は焼畑跡地における植生の再生過程とそれに必要な休閑期間に焦点をあてていた。森林の再生や保全を重視するのは、焼畑の休閑期間は長いほど良いものだと考えていた。しかし、チテメネ耕作により生計を維持しているベンバの人びととともに生活し、生業や食事内容を調査する過程で、持続可能な焼畑を支える休閑期間という概念も必要であると考えにいたった。つまり生態系が極相林へと回復する以前に焼畑を開墾することは可能であり、そのなかで持続的に焼畑を営むことができる最小の休閑期間があると考えた。それを最適休閑期間(Optimum Fallow Period)と呼びたい。最適休閑期間とは植生の更新を組み込みながら、ある一定レベルの作物を持続的に再生産し、焼畑を営むことが可能となる休閑期間である。長期的にみれば、この最適休閑期間は、一定面積の土地における食糧生産の極大化を可能とする。

最適休閑期間を満たす休閑年数が実際に保たれている農耕システムや地域では、自然環境を極度に破壊することなく持続的に再生産が可能であり、焼畑を継続することができる。一方、休閑期間が短縮して最適休閑期間を満たさない地域や農耕システムでは、生態系の破壊を引き起こすばかりか、十分な生産量を確保できなくなる結果、自然環境に依存する焼畑耕作を存続させるのは困難となるであろう。最適休閑期間は、焼畑耕作の持続性を判断するひとつの指標となる。

3. 焼畑農耕民ベンバとチテメネ耕作

ベンバは、ザンビア共和国の北部州に広く居住する焼畑農耕民であり、ザンビアの四大民族のひとつとされる。調査地は、北部州ムピカ県の県都ムピカより西 27km に位置するムレンガ・カプリ村を中心とする地域である(図 1)。

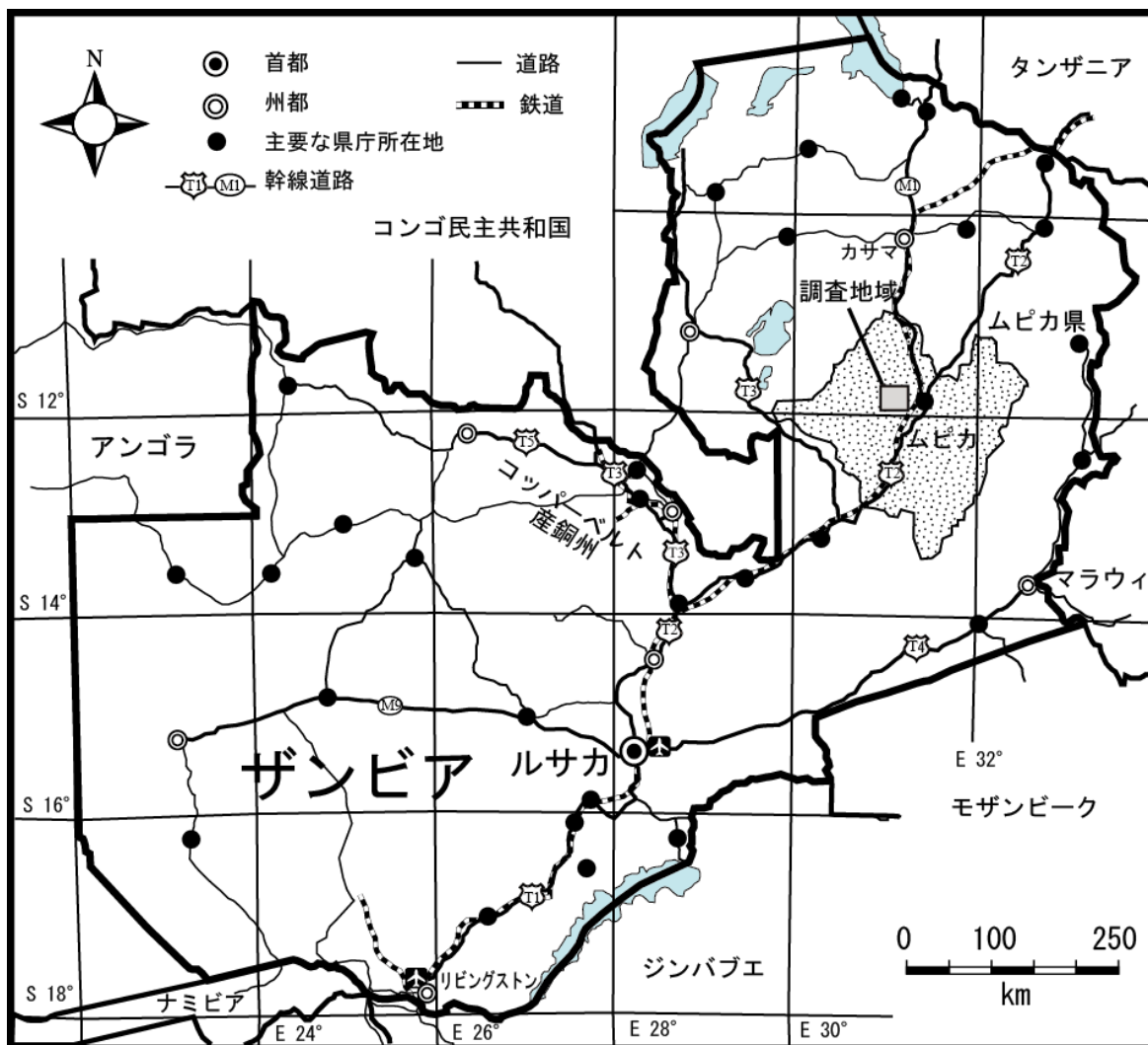


図1 調査地の位置



写真1 ミオンボ林の光景：マメ科ジャケツイバラ亜科が優占する。

ムレンガ・カプリ村においては、掛谷と杉山が1983年より生態人類学的な視点から調

査を継続している(Kakeya and Sugiyama 1985; 掛谷 1994, 1996)。ムレンガ・カプリ村の周辺域は標高1,200~1,400mの起伏が少ない高原地帯であり、ミオンボ林と呼ばれる乾燥疎開林に覆われている(写真1)。ミオンボ林を縫うようにして、ダンボと呼ばれる雨季に冠水する低湿地が発達している。ミオンボ林では、マメ科ジャケツイバラ亜科のブラキステギア、ジュルベルナルディア、イソベルリニア属の中高木が優占する。優占種を総称する方名を冠して呼ばれるミオンボ林は、アフリカ大陸中南部の広大な地域を占める植生であり、年間降水量が500~1,500mmの地帯に分布する。

ミオンボ林という自然環境に根ざして、ベンバの人びとはチテメネ耕作と呼ばれる独

	10月	11月	12月	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月
	暑い乾季		雨季					寒い乾季			暑い乾季	
火入れ前 citemene							チメネ伐採(男性)		チメネ伐採木の運搬			
1年目 ウブクラ	火入れ	キャッサバ種茎の植栽		カボチャ・ヒョウタン・スイカ収穫(女性)			シコクビエ播種		シコクビエ・サツマイモ収穫(女性)			
			サツマイモの植え付け				トマト播種		収穫(女性)			
2年目 チファニ		落花生の播種							収穫(女性)			
3年目 チファニ						キャッサバ収穫(女性)	必要に応じて収穫					
4年目 チファニ		インゲンマメ 耕起・播種							収穫		放棄 チフンブレ	

図2 チメネ耕作の農耕暦

自の焼畑耕作を営んできた。作付けは樹木の伐採にはじまる(図2)。雨季が明けた4月から9月にかけて、ベンバの男性はチメネ耕作の準備のために樹木を伐採する。樹木の伐採方法には、樹上伐採と地上伐採の2通りがある。樹上伐採では、胸高直径が15cm以上の大きな樹木を対象として、男性が木に登って枝を切り落とすが、幹は切り倒さない(写真2)。この樹上伐採が行われることにより、伐採された樹木は萌芽再生し、すばやく生態系を回復させることが可能である。地上伐採は、ほぼ腰の高さで幹を切り倒す方法で、幹の細い樹木が選択される。円形状の伐採地の面積は、1.0~4.2haの広さである。伐採された幹や枝葉を3~4週間かけて天日乾燥させたのち、女性が伐採地の中心部(耕作予定地)に運び込み、直径60~70mの円形状に積み上げていく。その高さは70cmにもなる。こうして枯れ枝を積み上げた耕作予定地はチメネと呼ばれ、これが農耕システムの名称となっている。雨季が始まる直前の10月中旬になるとチメネに火を放ち焼畑を造成する。火入れされたあとの畑はウブクラと呼ばれる。ウブクラの面積は通常0.2~0.7haである。



写真2 チメネにおける樹上伐採：木に登り枝打ちをする作業は、ベンバ男性の誇りである。

このようにチメネ耕作における土地利用の形態としては樹木の伐採地と、伐採に加えて火入れ・耕作する耕作地の2種類があり、



写真3 耕作予定地の造成：女性が枝葉を積み上げ、耕作予定地はきれいな円形である。耕作予定地がベンバ語でチテメネと呼ばれる。

それらが同心円状に存在する(写真3)。

1年目には、まずキャッサバの茎苗を植栽してから、主食作物であるシコクビエを散播する。シコクビエは翌年の5月に収穫され(写真4)、それを収穫した2年目以降の耕作地はチファニと呼ばれる。チファニには11月中旬に落花生、バンバラマメを点播し、翌年の4月に収穫する。3年目の耕作地では、必要に応じてキャッサバを収穫する。その後耕作地を放棄するが、4年目に畝を立ててインゲンマメを播種することもある。夫婦あるいは女性が核となる世帯を単位として、3筆あるいは4筆の畑を管理し、これらの畑から収穫される作物を組み合わせ、食生活に利用している。伐採から3~4年が経過すると、畑は放棄される。放棄された耕作地は、チフンブレと呼ばれる。

村から5~6km以上離れた地域にチテメネを開く場合には、出作り小屋を設営する場合がある。出作り小屋には乾季の5月から9月にかけて居住し、男性は伐採作業に、女性はシコクビエの収穫のほか耕作予定地に幹や枝葉を積み上げる作業に従事する。

かつての植民地政府や独立以降のザンビア政府は、チテメネ耕作が低生産で自然環境を破壊する農耕システムと決めつけ、禁止する政策を継続してきた。このような政策が施行されても、ベンバはチテメネ耕作を放棄することはなかった。このようにベンバが営々と続けてきたチテメネ耕作が自然環境に与える影響を分析し、持続性について検討を加えたい。



写真4 シコクビエの収穫作業：1年目に収穫されるシコクビエはベンバの重要な主食作物であると同時に、酒の醸造にも使用される。

4. 火入れによる樹種構成の変化

ここでは、チテメネ放棄地におけるミオンボ林の再生状況について検討していこう。チテメネ耕作の土地利用では、樹木が伐採されるだけの伐採地と、火入れ・耕作をする耕作地の2種類がある。伐採地と耕作地におけるミオンボ林の再生を比較するために、航空写真とランドサット画像を利用して、過去のチテメネ耕作地の場所を特定し、伐採後0年、1年、7年、10年、15年、30年の伐採地と耕作地(15年は伐採地のみ)に50m四方のコードラートを設定し、植生調査を実施した。村びとや古老からの聞き取りによっては、30年以上前に開かれたチテメネ耕作の開墾年を確認することはできなかった。

通常、休閑期間とは耕作地を放棄した後の年数を意味するが、本稿では伐採後の年数を休閑期間とした。それは、ランドサット画像や航空写真から、耕作地を放棄した年を同定するのは困難である一方で、開墾した年を判別するのは容易なためである。

ミオンボ林は、常緑樹の二次林であると推測される(田村ほか1991)が、極相林における構成樹種や、それぞれの再生段階における特定の樹種群落を見いだすことはきわめて困難であった。そのため放棄後の年数が異なるプロットの構成樹種を時系列にのせて比較せず、休閑期間が等しい隣接する耕作地と伐採地における樹種の相違を検討することにした。とくに樹木の生育数や種数、類似度指

表1 休閑7年目の耕作地・伐採地に優占する上位10種(50m×50m)類似度指数50.0%

耕作地(14種・98本・推定現存量6.5t/ha)					伐採地(26種・218本・推定現存量68.7t/ha)				
樹種	樹種数	平均樹高(m)	現存量(kg)	1本あたりの現存量(kg)	樹種	樹種数	平均樹高(m)	現存量(kg)	1本あたりの現存量(kg)
<i>Julbernardia paniculata</i>	48	2.15	747.1	15.6	<i>Brachystegia longifolia</i>	45	4.02	4656.4	103.5
<i>Brachystegia longifolia</i>	26	2.10	372.2	14.3	<i>Julbernardia paniculata</i>	51	6.14	3894.9	76.4
<i>B. boehmii</i>	5	2.44	99.4	19.9	<i>B. utilis</i>	6	7.50	3236.3	539.4
<i>Isobertinia angolensis</i>	2	4.17	83.4	41.7	<i>Isobertinia angolensis</i>	17	4.66	1785.8	105.0
<i>Pericopsis angolensis</i>	3	2.95	70.4	23.5	<i>B. spiciformis</i>	14	5.44	1303.4	93.1
<i>Uapaca kirkiana</i>	2	3.52	52.0	26.0	<i>B. boehmii</i>	9	4.32	599.6	66.6
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i>	2	3.22	44.7	22.4	<i>Monotes katangensis</i>	26	3.32	536.2	20.6
<i>Parinari curatellifolia</i>	2	2.18	31.3	15.7	<i>Pericopsis angolensis</i>	5	3.53	249.1	49.8
<i>Harungana madagascariensis</i>	2	2.79	30.9	15.5	<i>Uapaca sansibarica</i>	10	2.80	221.8	22.2
<i>B. utilis</i>	2	2.21	27.8	13.9	<i>Faurea speciosa</i>	6	2.85	111.3	18.6

表2 休閑10年目の耕作地・伐採地に優占する上位10種(50m×50m)類似度指数66.7%

耕作地(36種・245本・推定現存量13.3t/ha)					伐採地(27種・293本・推定現存量79.4t/ha)				
樹種	樹種数	平均樹高(m)	現存量(kg)	1本あたりの現存量(kg)	樹種	樹種数	平均樹高(m)	現存量(kg)	1本あたりの現存量(kg)
<i>Julbernardia paniculata</i>	41	1.96	520.1	12.7	<i>Brachystegia spiciformis</i>	23	5.77	4762.8	207.1
<i>Anisophyllea boehmii</i>	25	2.32	370.3	14.8	<i>B. longifolia</i>	34	3.99	4156.8	122.3
<i>Harungana madagascariensis</i>	28	2.15	351.4	12.6	<i>Julbernardia paniculata</i>	49	3.30	2874.5	58.7
<i>Isobertinia angolensis</i>	21	2.14	312.2	14.9	<i>Isobertinia angolensis</i>	36	3.46	1765.0	49.0
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i>	21	2.07	282.2	13.4	<i>Anisophyllea boehmii</i>	11	3.77	1400.5	127.3
<i>Brachystegia longifolia</i>	11	1.91	145.9	13.3	<i>Erythrophleum africanum</i>	3	6.97	1275.3	425.1
<i>B. spiciformis</i>	9	2.40	141.3	15.7	<i>Pterocarpus angolensis</i>	14	3.39	641.0	45.8
<i>Parinari curatellifolia</i>	9	2.13	121.3	13.5	<i>Parinari curatellifolia</i>	5	3.67	574.3	114.9
<i>B. utilis</i>	9	2.01	111.9	12.4	<i>Uapaca kirkiana</i>	28	2.77	553.1	19.8
<i>Rothmania englerana</i>	9	1.91	110.9	12.3	<i>Monotes katangensis</i>	17	3.24	355.4	20.9

数を検討することにより、火入れの有無が植生に与える影響を評価してみたい。

類似度指数というのは、異なる群落間での種構成の類似性を比較する指標で、以下の式によって算出する(Sørensen 1948)。この式は0から1までの値をとり、類似度指数Cs=0は2つの群落で共通の樹種がまったくないことを、Cs=1は2つの群落が同一の樹種で構成されていることを示す。

$$Cs = (Sc \times 2) / (Sa + Sb)$$

Cs : 2群落間の類似度指数

Sc : A地とB地における共通種の総数

Sa : A地に存在する種数

Sb : B地に存在する種数

まず休閑7年の耕作地には14種、98本が生育しているのに対して、伐採地には26種、218本が生育しており(表1)、耕作地における樹木の再生は悪かった。耕作地では火入れと耕作による植生の攪乱とともに、放棄後に生育したイネ科草本のために木本の侵入が阻害されている。どちらにおいてもミオンボ林の代表的な樹種である*Julbernardia paniculata*や*Brachystegia longifolia*が優占しているが、伐採地と比較して耕作地で優占しているのは*B. boehmii*、*Uapaca kirkiana*をはじめとする人間活動の影響が強い地域に見られる樹種である。伐採地と耕作地の類似度指数は、50.0%であった。

表3 休閑30年目の耕作地・伐採地に優占する上位10種(50m×50m)類似度指数70.4%

耕作地 (27種・206本・推定現存量62.4t/ha)					伐採地 (27種・227本・推定現存量90.3t/ha)				
樹種	樹種数	平均樹高(m)	現存量(kg)	1本あたりの現存量(kg)	樹種	樹種数	平均樹高(m)	現存量(kg)	1本あたりの現存量(kg)
<i>Uapaca kirkiana</i>	70	5.36	6511.8	93.0	<i>Uapaca kirkiana</i>	54	6.93	6674.8	123.6
<i>Julbernardia paniculata</i>	27	5.77	2830.5	104.9	<i>Julbernardia paniculata</i>	49	6.69	3510.3	71.6
<i>Brachystegia longifolia</i>	6	6.50	1318.4	219.7	<i>Monotes katangensis</i>	6	6.86	3204.2	534.0
<i>U. benguelensis</i>	9	5.60	589.7	65.5	<i>Brachystegia longifolia</i>	25	5.72	3074.3	123.0
<i>U. nitida</i>	3	5.47	450.3	150.1	<i>U. benguelensis</i>	10	5.70	1284.3	128.4
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	8	4.90	435.3	54.4	<i>Isobertinia angolensis</i>	12	6.12	1104.4	92.0
<i>B. utilis</i>	8	5.27	409.5	51.2	<i>Parinari curatellifolia</i>	1	10.88	875.8	875.8
<i>U. sansibarica</i>	6	5.86	384.9	64.2	<i>Syzygium guineense</i>	15	4.84	549.3	36.6
<i>Ochna pulchra</i>	11	3.75	373.3	33.9	<i>U. nitida</i>	4	6.28	473.2	118.3
<i>Syzygium guineense</i>	14	4.02	356.0	25.4	<i>U. sansibarica</i>	3	8.01	319.1	106.4

次に休閑10年の耕作地では36種、245本、伐採地では27種、293本の樹木が生育している(表2)。樹木数の差は、伐採後7年より減少し、耕作地でも木本の再生が認められる。また、耕作地の種数の方が伐採地よりも多くなっているが、その理由は以下のように推定される。伐採地には分布していないが、耕作地に分布する15種の樹木について植物誌を調べると、種子の大きさが記載されていた9種のうち7種までが長さ2cm以下の小さな種子であった。これらの植物は、風によって種子が散布される可能性が高く、林床の光条件が悪い伐採地では生長できないが、林床の光条件の良い休閑年数が短い耕作地では生長が可能であるようだ。風によって種子が散布される樹木が耕作地に多く生育することで、伐採地よりも耕作地の種数の方が多くなっている。伐採地と耕作地における群落の類似度指数は66.7%で、放棄後7年よりも上昇した。人間活動が少ないところに分布する*B. spiciformis*、ミオンボ林に広く分布する*B. longifolia*や*J. paniculata*、人間活動の影響があるところに分布する*I. angolensis*など、ミオンボ林の一般的な構成樹種が伐採地において優占している。一方、耕作地では*B. boehmii*や常緑樹林の退行植生とされるチピヤ林の一樹種*Harungana madagascariensis*が優占している。

最後に休閑30年の耕作地では27種、206本、伐採地では27種、227本の樹木が生育していた(表3)。種数と樹木の生育数に差がな

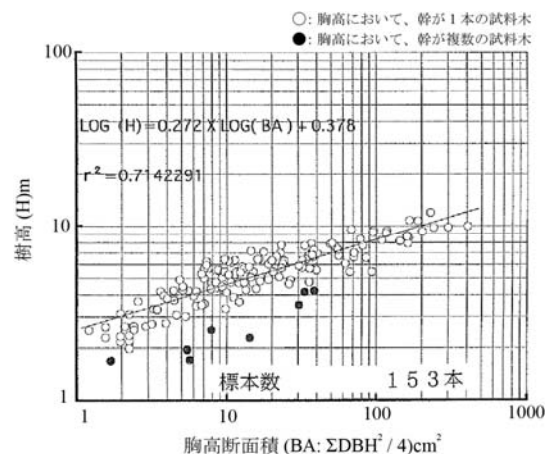


図3 試料木の胸高断面積と樹高の関係

くなり、群落の類似度指数も70.4%と高くなっている。このことは、休閑期間が経過するとともに伐採地と耕作地における生育樹種の相違が減少し、火入れによる影響が小さくなることを示している。また、耕作地で生育している樹木の種子は、隣接する周辺域である伐採地からおもに供給されていると推察できる。

5. 伐木調査による現存量予測

ミオンボ林では構成樹種を検討して、二次林から極相林へと遷移する休閑期間を算出するのは困難である。そのため、本節ではチメネ耕作の生産基盤となるミオンボ林の現存量に着目し、最小休閑期間や最適休閑期

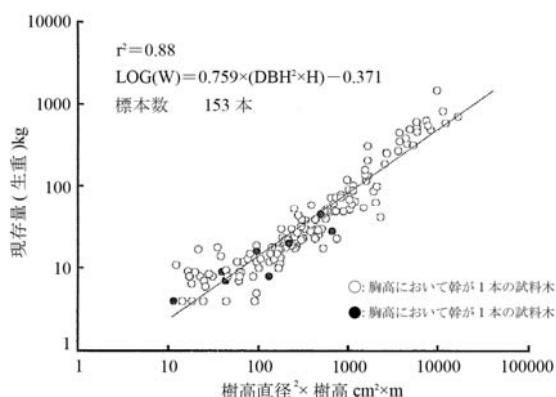


図4 伐木調査の結果

間、生態的休閑期間の算出を試みたい。

計測が容易な測定項目により樹木の現存量を推定するために、まず伐木調査を実施し、現存量を算出できる回帰式を作成した。伐木調査では、試料木の樹高と胸高直径を計測したのちに伐倒し、その現存量を計測する。そして、その試料木の(胸高断面積：[胸高直径の2乗÷4])×(樹高)と現存量との相関関係を調べ、高い相関が得られれば、胸高直径と樹高から現存量を推定する計算式を作成することができる。

伐木調査では正確な予測値を得るために、樹種を特定して伐倒し、現存量を予測するのが普通である。しかし、調査地域のミオンボ林は70種以上の樹種があり、それぞれの樹種に対応して伐木調査を実施すると、1樹種の伐木調査に用いる試料木は最低でも20本は必要であるから、少なくとも1,400本以上の樹木を伐倒しなければならない。調査という名目での環境改変を最小にするために、10m四方のコードラート2点を設定し、さらに大型の樹木を選び、合計22種、153本の樹木を対象に伐木調査を実施した。試料木の樹高と胸高断面積の関係を示した(図3)。胸高断面積が大きいにもかかわらず、樹高が低い樹木は、チテメネを開墾したり炭を焼くために伐採された人為インパクトの存在を示している。伐木調査の対象にした樹木は、さまざまなサイズや人間活動の影響を受けた試料木が含まれている。

図4は、(胸高直径の2乗)×(樹高)と現存量との関係を両対数グラフで示している。両者には、相関係数が0.88とかなり強い相関が得られた(Oyama 1996)。その結果、ミオンボ林

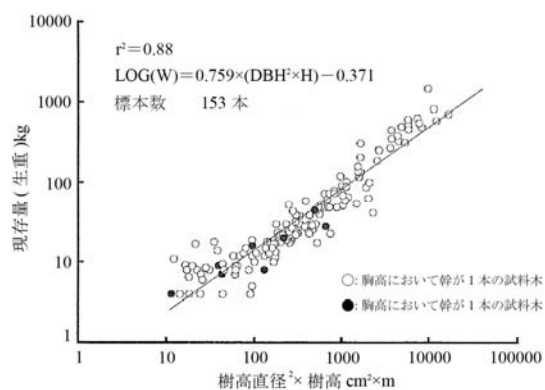


図5 休閑期間の経過と現存量の推移

を構成する全樹種の現存量を以下の回帰式によって推定することにした。

$$\text{Log(現存量)} = 0.759 \times \text{Log}([\text{胸高直径の2乗}] \times \text{樹高}) - 0.371$$

6. 休閑期間の算出

6-1. 現存量の推移と生態的休閑期間の推定

各休閑年数における伐採地と耕作地の現存量を求めて、現存量の推移をとらえたうえで、現存量の増加が平衡状態となる休閑期間を生態的休閑期間とみなす。

休閑期間0年、1年、3年(耕作地のみ測定)、7年、10年、15年(伐採地のみ測定)、30年の伐採地と耕作地において50m四方のコードラートを設定し、植生調査を実施した。調査項目は、胸高直径と樹高、樹種であり、上述の回帰式を利用して胸高直径と樹高より現存量を算出し、単位面積あたりにおける現存量の推移を求めた(図5)。

火入れ前の伐採地では、ほぼすべての樹木が伐採されており、現存量は伐採直後に残った立木の現存量である。残された立木や幹の現存量は、haあたり28.7tと推定された。

火入れ直後の耕作地においては、樹木の現存量はhaあたり2.4tであり、非常に低い値であった。耕作地では火入れによってミオンボ林の樹木はイネ科の草本とともに、焼きつくされる。火入れ後にミオンボ林の幼樹や草本が多く残っているチテメネ耕作地は、火入れが徹底していないと、ベンバは低い評価を与える。

伐採・火入れ後から7年、10年が経過した

耕作地では、まだ樹冠が閉じておらず、イネ科の草本が地表面を覆っている。現存量はそれぞれ ha あたり 6.5t、13.3t で、ミオンボ林の再生は悪い。火入れ後 30 年が経過した耕作地では、現存量は ha あたり 62.4t であり、伐採地の休閑 7 年の現存量(68.7t)にほぼ相当する。つまりミオンボ林の再生を、現存量を基準にして評価すると、耕作地は伐採地よりも約 20 年ほど遅れていることになる。

伐採地では、ミオンボ林はすみやかに萌芽再生し、現存量は伐採した 7 年後には伐採直後の 2 倍以上の ha あたり 68.7t となる。10、15、30 年が経過した伐採地では、それぞれ ha あたり 79.4t、77.4t、90.3t と現存量は増加するが、放棄直後から 7 年までのような高い増加率は示さない。伐採後 30 年以降の現存量の増加率は低く、30 年でほぼ平衡状態になると考えられる。

現時点では、ミオンボ林の遷移における過程や樹種構成の変遷、あるいは樹種構成から一次林や二次林といった群落の性格を判別できなかった。したがって、ミオンボ林の現存量に着目して、現存量の増加率が低くなり、ほぼ平衡状態となるような休閑期間を生態的休閑期間とみなすことにした。この定義にしたがうと、生態的休閑期間は伐採地においては 30 年、耕作地においては伐採地よりもさらに 20 年を加えた年数、つまり 50 年以上となる。

6-2. 最小休閑期間と最適休閑期間の算出

チテメネ耕作の再生産に必要な休閑期間を算出するために、ベンバの重要な主食作物であるシコクビエの収量に着目した。最小休閑期間とは、ベンバがチテメネを開墾して平均的な収量のシコクビエを生産できる最も短い休閑期間であり、ミオンボ林の再生を配慮していない。すなわち、この休閑期間では、短期的な食糧生産を可能としても、ミオンボ林を破壊してしまう危険性は大きい。一方、最適休閑期間とは、ベンバが平均的な収量のシコクビエを生産し、しかもミオンボ林を極度に破壊することなく、持続的な森林利用が可能となる最小の休閑期間である。ここでは、耕作地と伐採地の比率(Kakeya and Sugiyama 1985)、耕作地で生成された灰の量とシコクビエの収量との相関(Stromgaard

1985; Araki 1993)といった既存の資料と筆者による調査データにもとづいて、ムレンガ・カプリ村の周辺域における、これら 2 つの休閑期間の算出を試みてみたい。

掛谷と杉山(Kakeya and Sugiyama 1985)は、1984 年にムレンガ・カプリ村の 9 世帯を調査し、耕作地の面積が平均 0.45ha、伐採地の平均が 2.96ha、そして耕作地と伐採地との比率が 1:6.6 であることを示している。Moore and Vaughan(1994)は、これまでのチテメネ耕作に関する調査の概略をまとめ、耕作地と伐採地の比率は 1:6 から 1:10 まで幅があることを報告している。1984 年に調査されたムレンガ・カプリ村の比率は、Moore and Vaughan (1994)が報告した最小値 1:6 に近い。また、調査対象となった 9 世帯のうち、村の周辺域にチテメネ耕作地を開墾した 4 世帯の平均は 1:6.1 である。出作り小屋を設営して、より豊富なバイオマスをもつ地域でチテメネ耕作地を開墾した 5 世帯の比率の平均は 1:6.8 であり、むしろ出作り小屋を設営している地域における比率の方が高い。これらのことから、ムレンガ・カプリ村では、ほぼ慣習的に 1:6.6 程度の比率のもとで、チテメネ耕作は持続的に維持されてきたと考えることができる。

荒木(Araki 1993)は 1990 年の調査で、チテメネ耕作に火を放って作られた灰の量とその後収穫されたシコクビエの収量との間に強い相関があることを見出し、以下の関係式を導き出している。

$$\text{シコクビエの穂重} = 0.23 \times (\text{灰の量}) + 0.04$$

(穂重、灰の量ともに t/ha)

しかしシコクビエの収量は灰の量だけではなく、降雨量や降雨の季節的なパターンなどの影響を受け、年による変異が大きく、この関係式を用いるのであれば 1990 年の収量を用いる必要がある。1990 年に調査されたシコクビエ収量は ha あたり 2.77t であったが、1984 年の収量は 3.40t であった。もっとも村びとの評価では、1984 年は近年にない豊作であったと話す。ここでは、1990 年の ha あたり 2.77t という収量を平均的な値であるとみなし、この収量を生産しうる灰の量を荒木の相関式から計算し、その灰の量から植物現存

量の推定を試みたい。

荒木が作成した関係式にもとづくと、haあたり 2.77t のシコクビエを生産するために必要な灰の量はヘクタールあたり 11.86t となる。この灰の量は、339.14t の植物現存量に換算される。耕作地の面積を 1ha とすると、伐採地は平均 6.6 ha の広さをもつことになり、そこから 339.14t の植物現存量が投入される。したがって、投入される植物現存量は、ha あたり 51.38 t (=339.14÷6.6) が伐採され、チテメネに投入される必要がある。

ミオンボ林の回復という問題を考慮せず、チテメネで平均的なシコクビエを生産するのであれば、理論的には伐採地と耕作地ともに ha あたり 51.38t の現存量があればよいことになる。実際には、伐採地の立木は耕作地への投入に利用されることはないのだが、立木を含めて 51.38t の現存量にまで回復するのに必要な休閑期間は、伐採地では 2年から 3年、耕作地では 26年の休閑期間に相当する。

しかし、最小休閑期間を保持しても、ミオンボ林の現存量は集約的に地上伐採によりチテメネに投入され、生態系の破壊が懸念される。そのため、ミオンボ林を破壊せずにチテメネ耕作を持続的に営むことができる最適休閑期間の算出を試みたい。伐採地では主として樹上伐採がなされ、そのあとには幹が立木の状態で残されている。この立木の現存量は、ha あたり 28.7t である。再伐採時には、この 28.7t の立木の現存量がまた残されると仮定すると、シコクビエ生産と樹上伐採のために必要な最低の植物現存量は、ha あたり

80.1t (=51.4t+28.7t)となる。この値は伐採地の休閑 16年目の現存量に相当する。

一方、耕作地においては、火入れによって切り株が枯死するために、放棄後の植物の再生はおもに種子からの発芽か、生き残った根からの萌芽に依存する。そのため、放棄後 30年まではほぼすべての樹木が胸高直径 15cm 以下である(図 6)。一般には、ベンバの呼びとは胸高直径 15 cm 以下の樹木については根元から伐倒し、チテメネ耕作地に投入する。それゆえに、小型の樹木しか再生していない耕作跡地では、ha あたり最低 51.4t まで現存量が回復していればシコクビエの再生産に必要な現存量を供給することができる。これは、最小休閑期間の 26年に相当する。しかし、立木を根本から伐採することは、チテメネ耕作の樹上伐採という基本的な原則から逸脱しており、ミオンボ林の持続的な利用とはいえない。ミオンボ林の持続的な利用が可能となるまで、樹木が生長するのに要する年数を最適休閑期間と考える必要がある。伐採地の最適休閑期間の算出に用いた値、つまり ha あたり 80.1 t になると、樹上伐採が可能になると考えられる。休閑期間 31年以上の耕作地では植生調査を実施していないが、80.1 t という値は耕作地における休閑期間 35年から約 40年に相当すると考えられる。

7. 衛星画像から検討するベンバの土地利用

これまで、現地で実施した植生調査を中心に、チテメネ耕作がミオンボ林に与える影響を生態学的に明らかにし、休閑期間の算出を試みてきた。しかし、実際にミオンボ林がどのように分布しているのかを休閑期間に対応させて分析する必要がある。従来の分析では、航空写真が利用されてきたが、ザンビアでは定期的に航空写真は撮影されておらず、調査期間に相当する 1990年代以降の航空写真を入手することは不可能であった。そのため、ザンビアでも定期的に撮影されている衛星画像(ランドサット TM 画像)を解析に利用することにした。

7-1. 画像分類に用いる現存量と休閑期間の限界値

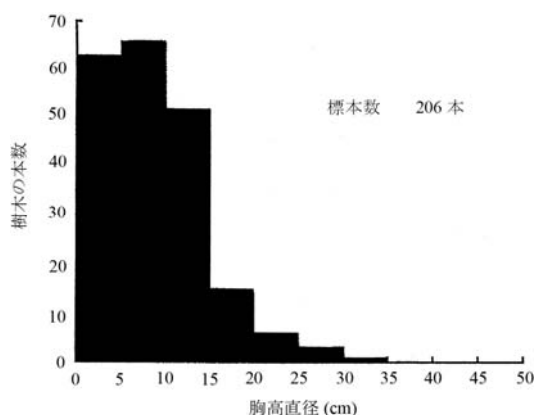


図 6 放棄後 30年が経過した耕作地の樹木における胸高直径の分布(50m×50m のコドラート)

衛星画像を解析するリモートセンシングは、広域を対象として、土地利用や植生などの地表面の状況を定期的に解析し、環境変動を追跡する環境モニタリングに適した方法である。しかし、「最小休憩期間」、「最適休憩期間」、「生態的休憩期間」により類別する基準値には、ある程度の修正が必要となる。衛星画像による調査では、多くの地理的な変異を含む広域を対象としており、また衛星のセンサーがもつ特性や精度、あるいは撮影年度に応じて解析を進めなければならない。

1992年9月に撮影された衛星画像を用いたが、とくにそれぞれの休憩期間を類別する現存量の基準値を大きく左右するチテメネ耕作地と伐採地の比率については、その平均値よりも限界値を考慮し分析した方が、衛星画像と実際の植物被覆の状況がよく対応することが明らかとなった。それゆえ、以下で検討する値を用いて画像の分類を試みたい。

前節で述べたように、自給に必要なシコクビエの収穫を確保するために、チテメネに搬入する現存量は ha あたり約 339t であり、この値は衛星画像の解析においても基礎的なデータとなる。これまでは、この現存量が耕作地の 6.6 倍の広さに相当する伐採地から搬入されると想定して、休憩期間と現存量との関係を考察した。その比率は、1983年のムレンガ・カプリ村に居住する全世帯の平均値であった。

しかし実際には、ムレンガ・カプリ村ではチテメネ耕作地と伐採地の比率には、1:5.5 から 1:8.0 までの幅があった。また Moore and Vaughan(1994)は、その比率が 1:6 から 1:10 までの変異を持つことを報告している。チテメネ耕作地と伐採地の比率は、ミオンボ林の劣化の程度を示す一般的な指標のひとつであり、耕作地に対する伐採地の割合が大きいほど、劣化の程度は大きいとみなすことができる。それは、ミオンボ林の劣化が進めば、耕作地に投入する樹木の現存量を確保するために人びとは伐採地の面積を拡大し、耕作地に対する伐採地の比率が高くなるからである。同時に、その比率は、ミオンボ林の劣化に対応する村びとの適応努力をも示している。村びとが、樹木の伐採・運搬に費やす労力と、この比率は強く相関している。

このように、チテメネ耕作地と伐採地の比

率を変えれば、劣化したミオンボ林でもチテメネの開墾は可能である。しかし、人びとの伐採や運搬に費やす労力は 1:10 のところで限界に達すると考えていまいだろう。耕作地の面積に比べて、伐採域が大きくなりすぎると、伐採木の運搬という女性労働が過大になるためである。それゆえ、チテメネの開墾に必要な現存量(約 339t)を 10 で除した値、つまり ha あたり約 35t の現存量をもつミオンボ林であれば、最小休憩期間を経過したとみなすことができる。この最小休憩期間は、伐採地で 1 年、耕作地で 21 年に相当する。

掛谷と杉山によれば、1983年のムレンガ・カプリ村では出作り耕作地を含めれば、チテメネ耕作に利用できるミオンボ林には余裕があったという(Kakeya and Sugiyama 1985)。しかし、当時でも、耕作地と伐採地との比率が 1:8.0 の世帯もあり、この程度の比率までなら、村びとは労力を惜しまずにチテメネ耕作に従事したことを考慮して、最適休憩期間を経過したことを示す現存量の限界値についても修正しておく必要がある。つまり 1:8.0 の比率で伐採地から枝葉をチテメネ耕作地に運び込むのであれば、339t を 8.0 で除した 42.4t の伐採量に、樹上伐採の直後に残された 28.7t の現存量を加えた値が、持続可能なチテメネ耕作を支持しうるミオンボ林の限界的な現存量になると考えてよいであろう。その値は、ha あたり約 70t になるが、これだけの現存量があれば、最適休憩期間を経過したとみなすことができる。この最適休憩期間は、伐採地で 10 年、耕作地で 33 年から 35 年に相当する。

生態的休憩期間を経過したミオンボ林の限界的な現存量については、ha あたりで約 100t を想定しておきたい。それは、ミオンボ林を構成する主要な樹種ブラキステギア、ジュルベルナルディア属のうち 1 種が現存量の 60% を占め、ほぼ現植生が再生したとみなしうる地域では、ha あたり 100t 以上の現存量があったことを根拠にしている。休憩期間 30 年以上では植生調査を実施していないために休憩期間の算定については推測になるが、ha あたり約 100t の現存量にまで回復する生態的休憩期間は伐採地では 40 年以上、耕作地では 60 年以上が必要であろう。

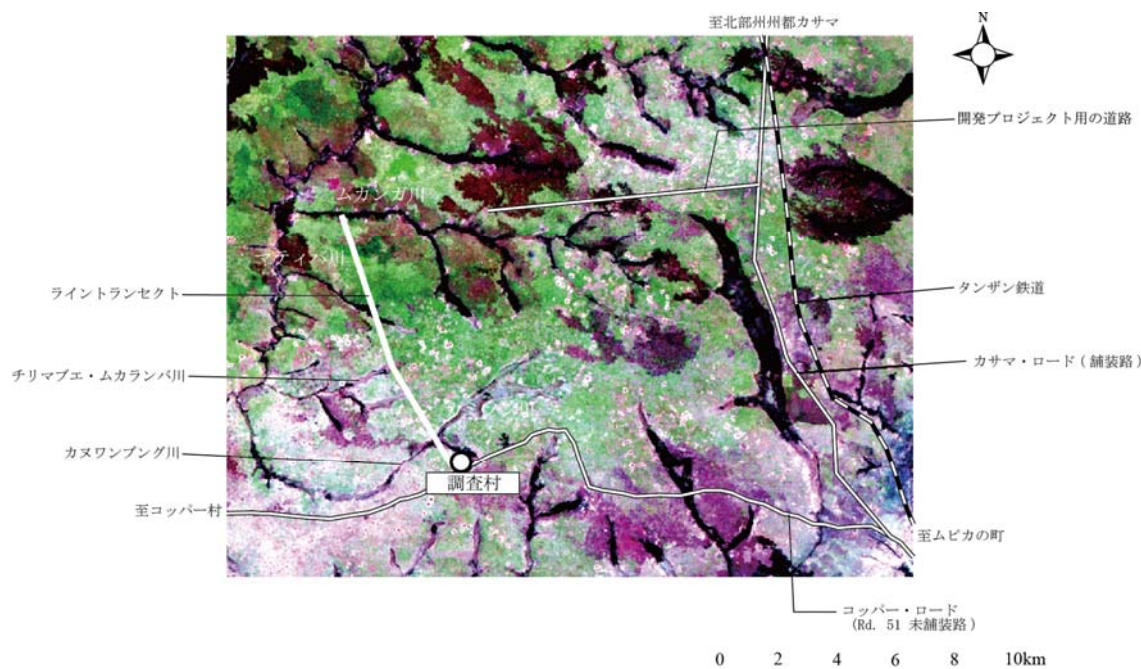


図7 解析対象地域の合成画像(R: BAND5, G: BAND4, B: BAND3) LANDSAT-TM 画像 1992年9月16日撮影

7-2. 植生指数

本稿では休閑期間を経過したことを示す各現存量を境界値として利用し、ランドサットTM画像を植生指数によって分類した。解析対象とした画像(図7)は1992年9月16日に撮影された、ムレンガ・カプリ村を中心とする東西21km、南北17.5kmの地域を切り取ったものである。ランドサット画像は、観測センサーの特性により歪みが生じているために、UTM座標系に幾何補正をした。

ランドサットTM画像は28.5m四方のピクセルで構成され、それぞれ7つのバンド(光の波長帯)を持っている。それぞれのピクセルは各バンドに対して0から255までの輝度値をもち、調査地域における画像では光の反射が強いほど、輝度値は大きくなる傾向がある。この7つのバンドの輝度値を組み合わせることで算出される植生指数のひとつに、「正規化差植生指数(Normalized Difference Vegetation Index: NDVI)」がある。NDVIは、ランドサットTM画像については、可視領域の赤(バンド3)と近赤外領域(バンド4)の輝度値を使って、次のような式で算出される。

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{バンド4} - \text{バンド3})}{(\text{バンド4} + \text{バンド3})}$$

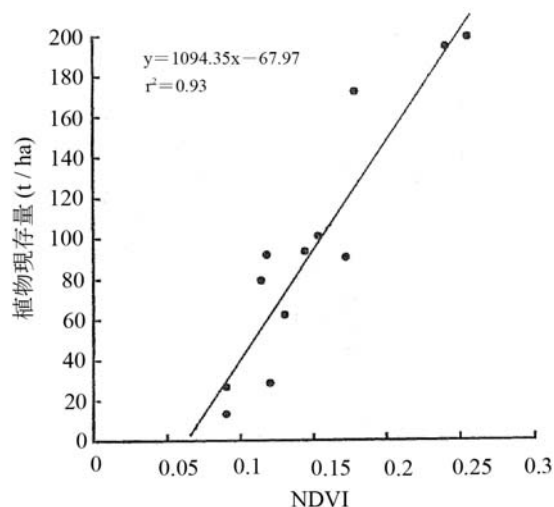


図8 ランドサットTM画像(1992年)におけるNDVIとミオンゴ林の現存量との関係

活発に光合成をしている植生では、可視領域よりも近赤外領域での反射が大きくなる傾向があるので、NDVIの値が高いことは、植生が密に存在することを示す。NDVIと植生の活力の間には強い相関関係があることが知られており、NDVIは森林や草原などさまざまな植生帯の被覆状況や土地利用の分類に重要な指標としてよく利用されている。

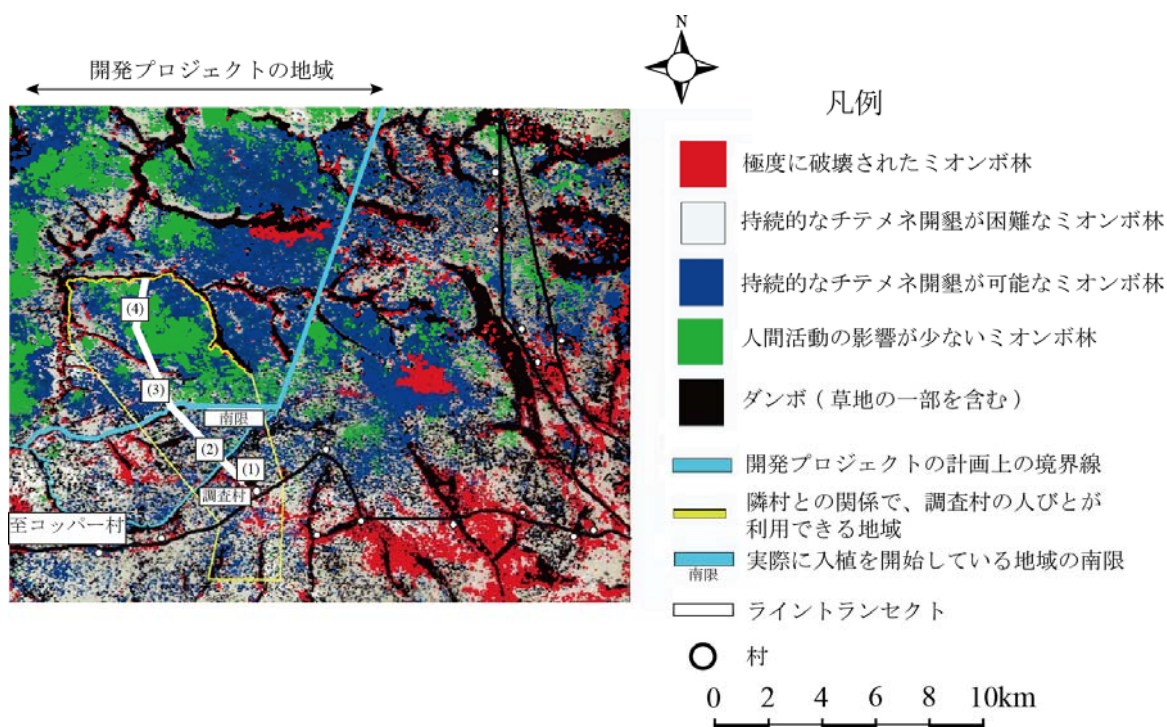


図9 植生指数(NDVI)を利用して作成した植生活性図

7-3. 休閑期間を境界値とした画像分類

まず、現地でも50m四方のコードラート12地点で植生調査を実施し、GPSを利用して緯度と経度を測定した。そして各点におけるミオンボ林の現存量とランドサット画像上でのNDVI値とを比較した(図8)。その結果、NDVIと現存量との間には、0.93という非常に高い相関で、つぎのような回帰式が得られた。

$$(\text{現存量}) = 1094.35 \times (\text{NDVI}) - 67.97$$

現存量とNDVIを関係づけるために、上記の回帰式を用いた。しかし、衛星データから直接に現存量を推定するためには、葉面積指数と画像データとの関連性や植生の分布など、詳しい基礎データが必要であるとされている。NDVIから直接に樹木の現存量を推定した研究は少なく、現存量はランドサット画像から植生の分布状況を把握したうえで、航空写真によって推定されることもある。そのため、各ピクセルについて細かい現存量を推定せず、それぞれの休閑期間を経過したことを示す現存量に相当するNDVIを境界値として分類し、植生活性図を作成した(図9)。ただし、チテメネを開墾しない低湿地(ダンボ)についてはマスク処理をして植生指数によ

る解析を実施しなかった。

分類されたミオンボ林は以下のとおりである。

1)分類1：極度に破壊されたミオンボ林

この地域は、樹木の現存量がhaあたり35t未満であり、最小休閑期間を経過していないチテメネ放棄地、もしくは人間活動の影響が強いミオンボ林である。この地域では、チテメネの開墾は困難である。樹木は人間活動の影響を強く受けている状況下で生育しており、樹木の生育数は少ない。樹高が3m前後の樹木が散在し、樹冠が地表面を被覆していないために、光の反射は強い。このようなミオンボ林のほかにもムピカの町や村の居住域、道路、鉄道、裸地が含まれ、各村の周辺で開墾をしているトウモロコシ畑、開発プロジェクトの入植者が所有する耕作地もこのカテゴリーに類別されている。また、林床が焼けて黒くなっているミオンボ林も、この地域に含まれる。

2)分類2：持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林

この地域は、haあたりの現存量が35t以上70t未満であり、最小休閑期間を経過しているが最適休閑期間を満たさないミオンボ林である。ベンバの表現ではチテメネを開墾す

ることはできないが、チテメネよりも小さな10aほどの焼畑カクンバを造営するミオンボ林といわれる。生育する樹木の数は多いが、樹高5m以下であり、林床にはイネ科の草本が生育する。地表面からの光の反射は強い。

この地域に生育する樹木の多くは、胸高直径が15cm以下であり、チテメネが開墾される場合には地上伐採が中心となる。チテメネに必要な現存量を集めるために伐採地の面積を拡大する必要がある、ミオンボ林を持続的に利用するのは困難である。

3)分類 3：持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林

この地域は、haあたりの現存量が70t以上であり、最適休憩期間を経過しているが、生態的休憩期間を満たさないミオンボ林である。生育する樹木は、樹高が10m前後の中木層と6m以下の低木層を形成しており、地表面を被覆している。ブラキステギア属やジュルベルナルディア属のほかにも、ウアパカ属やモノテス属などが優占する。樹木の生育数は多く、チテメネ開墾に利用できる現存量も多い。樹上伐採が可能な胸高直径が15cm以上の樹木が多く、ミオンボ林の持続的な利用が可能と考えられる。村や道路を中心として2)の地域の外縁部に位置することが多い。

4)分類 4：人間活動の影響が少ないミオンボ林

この地域は、haあたりの現存量が100t以上であり、生態的休憩期間を経過しているミオンボ林である。優占するブラキステギア属あるいはジュルベルナルディア属は高木層を形成し、その樹高は20mにも達する。樹冠は地表面を被覆しており、5m以下の低木層はほとんど生育せず、優占する樹木の幼樹も見あたらない。生育する樹木の個体数と種数は少なく、林床のイネ科草本も部分的に生育しているだけである。チテメネを開墾する場合には、樹上伐採が中心となる。

5)分類 5：ダンボ

この地域は雨季に冠水する低湿地帯であり、イネ科の草本が繁茂する。しかし、画像が撮影された乾季には、野火が入っていることが多い。前述のとおり、ダンボにはチテメネを開墾することがないために教師付き分類を用いて類別しマスク処理をし、NDVIを用いて画像を分類しなかった。野火により地

表面が黒いダンボは教師付き分類によりの確に類別されたが、野火が入っていないダンボと草地の輝度値は近似するため、草地の一部がダンボに誤分類されている。

7-4. 土地利用の現況と変容

植生活性図(図9)を概観すると、東西21km、南北17.5km四方の広域におけるミオンボ林の分布や、現在の土地利用の基本的な特徴を明確に把握することができる。たとえば、持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林は、生態的休憩期間を経過したミオンボ林を含めれば、全地域の約40%を占めており、適切な地域利用を支える条件を整えることができれば、チテメネ耕作は十分に存続するようにみえる。また一方で、村や道路沿いのミオンボ林は極度に破壊されており、そこから距離を隔てるにしたがって、現存量の多いミオンボ林が分布している。このような傾向を11kmのライントランセクト調査からも認めることができた。

現地調査を集中的に実施したムレンガ・カプリ村の周辺域では、村から1km以内の地域に「トウモロコシ畑」があり、2km以内の地域(図9の(1))には「極度に破壊されたミオンボ林」、2~5kmの地域(図9の(2))には「持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林」が多く分布する。5~8kmの地域(図9の(3))では、村から離れるにしたがって、「持続的なチテメネ開墾が困難なミオンボ林」は少なくなり、「持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林」が存在するようになる。さらに、村から8km以上離れた地域(図9の(4))では「持続的なチテメネ開墾が可能なミオンボ林」と「人間活動の影響が少ないミオンボ林」が存在する。

ムレンガ・カプリ村周辺域におけるミオンボ林の分布は、村びとが積極的に図9の(3)の地域に通ったり、出作り耕作で(3)・(4)の地域にチテメネを開墾しようとしてきた事実と合致する。また、村びとが言及するように、ムレンガ・カプリ村や道路の南側ではチテメネ耕作を支持しうるだけの現存量をもつミオンボ林はほとんど存在しない。

植生の分布状況を検討すると、1992年時点でベンバがチテメネを開墾してきたのは村から約8kmまでの地域であったことが分か

る。村の周辺域では薪を集めたり、トウモロコシ畑として伐開し、ミオンボ林を集中的に利用してきた。航空写真を判読すると、1960年には村の付近の地域(図9の(1)・(2))を中心にチテメネを開き、その後1972年、1984年には積極的に出作り小屋を作って、原植生に近いミオンボ林(図9の(3)・(4))にチテメネを開いていた。ベンバの人びとは豊富な現存量をもつミオンボ林を求めてチテメネを開き、場合によっては村から離れて、出作り小屋を設営してきたのである。

ベンバは10年から20年ごとに村全体を移動させてきたという(Sugiyama 1992)。出作り小屋を設営したり、村を移動することによって「薄く広く」森林を利用し、ミオンボ林の破壊を避けて、チテメネ耕作による生計を立ててきた。

世帯単位で人びとが頻繁に出入りすることはベンバ社会の特徴のひとつであり、このことも「薄く広く」ミオンボ林を利用することと関連する。ベンバの村では伝統的に母系の血縁集団を中心に人びとが集住しているが、住民間の不和や呪いといった社会的な原因で村から出ていく人も多い(掛谷 1994; 1996)。こうした村びとの出入りは、ミオンボ林の劣化によるチテメネの生産性が低下し、その結果引き起こされる食糧不足と深く関係している可能性が高い。近年では、ミオンボ林の劣化によりチテメネの収量が低下した結果、土地を世帯ごとに囲い込み、各世帯が分散して居住する村もある。それは、可能なかぎりチテメネ開墾地を分散させるための適応努力と評価することもできる。

また、ミオンボ林の破壊を回避させようとするベンバの指向性は、チテメネ耕作の農耕システムのなかにも認めることができる。それは、胸高直径15cm以上の樹木を対象に行われる樹上伐採である。樹上伐採によって伐採した後のミオンボ林の再生が早まり、幹が残された樹木は萌芽によってすみやかに再生していく。

出作り小屋の設営や村の移動、居住地の分散、樹上伐採は「薄く広く」ミオンボ林を利用し、より持続的にチテメネ耕作を維持しようとするベンバの環境利用にみられる特徴を示している。出作り小屋の設営や村の移動により、より大きな現存量をもつミオンボ林

にチテメネを開こうとする指向性は、結果としてミオンボ林の破壊による農耕システムの崩壊を回避させてきたと考えられる。つまり、樹上伐採が可能な現存量の大きなミオンボ林を積極的に開墾することによって、現存量が減少したミオンボ林の再生を促し、休閑期間を保持してきたのである。村の移動や出作り小屋の設営により、最適休閑期間や生態的休閑期間を保持しているミオンボ林(図9の(3)・(4))を利用し、一方で(1)・(2)の地域におけるミオンボ林の適切な休閑期間が保持できれば、これからもチテメネの持続性を支えることが可能だと考えられる。

しかし、このような「薄く広く」ミオンボ林を利用するというベンバの環境利用の特質や、それを支えてきた条件が大きく揺らぎつつある。換金を目的としたトウモロコシ栽培が1986年頃までに村びとの間に普及し(写真5)、道路沿いの村への定着傾向が強まった



写真5 近代農法として導入されたトウモロコシ栽培：化学肥料やF1ハイブリッドの種子を必要とし、政府の補助金に支えられて1980年代後半から1990年代前半にかけて、多くの農村で普及した。

結果、ベンバは居住地を移動しなくなった。さらに5月から9月の乾季にトウモロコシの収穫とチテメネの樹木伐採が重複するため、出作り小屋に行く世帯が減少している。さらに、ムレンガ・カプリ村の付近では図9の(2)・(3)・(4)の地域を取り囲むようにしてザンビア政府が「国営農場(State Farm)」と「入植プロジェクト(Resettlement Scheme)」を組み合わせた「タンザン鉄道沿線開発プロジェクト」(図9)を計画し、国営農場の設置と入植地の分割を計画している。その境界線は、ムレンガ・カプリ村をはじめとする村むらの近くにまで及んでいる。

調査村を含む地域の伝統的なローカル・チーフが住民を代表して、開発プロジェクトの境界線について役人と話し合いを継続しているが、境界線が北側に変更されるかどうかは現時点では判断できない。ベンバの村を再訪した1996年、1998年の時点で、入植者がすでに開墾を始めている地域は、開発プロジェクトの境界線よりも北側であるが、ムレンガ・カプリ村の利用可能な地域と開発プロジェクト区域が重なりあっている。このような状況が、図9の(3)・(4)の地域で出作り耕作に従事する世帯を減少させた一因となっている(図9)。また、図9の(3)の地域において、村びとが造成した焼畑(チファニ)のキャッサバ葉を入植者の牛が食い荒らし、入植者と村びととの間にいざこざが生じている。

政府は1992年までにトウモロコシ栽培に対して補助金制度を導入し、農家の生産を促進してきた。このような状況のなかで、ファーム耕作を選択したムレンガ・カプリ村の人びとは道路沿いの村に定住し、チテメネの出作り耕作にも従事しなくなった。また、政府の開発プロジェクトによって村びとが利用しうるミオンボ林が大きく制限されようとしている。

しかし1991年にチルバ政権が誕生し、IMFによる構造調整政策を全面的に受け入れると、補助金制度が撤廃され、1994年にはトウモロコシ価格は自由化されるにいたった(児玉谷1995)。ムピカ県のような遠隔地では、トウモロコシ生産を持続させるのが困難な状況に陥っており、ベンバの食糧生産におけるチテメネ耕作の重要性が再認識されるようになっている。補助金制度の撤廃や農産物

の価格自由化といった農業政策の変化はベンバの村びとだけでなく、開発プロジェクトの入植者にも影響を与えている。入植者の多くはトウモロコシ生産に力を入れており、農場経営が行き詰まる可能性もある。また、農業政策の変化や入植状況の進展により、開発プロジェクトの境界線が変動する可能性も大きい。

ベンバの人びとをとりまく社会・経済・自然環境などの状況は急速に変化し、チテメネ耕作の持続性と人びとの生計維持にも影響を与えるため、リモートセンシングや植生調査、あるいは国家政策の分析を含む幅広い視野によって、ベンバの焼畑開墾の実態を調査していく必要があるだろう。

謝辞

本稿のもとになった調査は、平成5年度文部省科学研究費補助金(国際学術研究)「アフリカ疎開林帯における焼畑農耕社会の内発的発展をめぐる生態人類学的研究 課題番号:04041061」および、平成8年度「アフリカ在来農業の集約化をめぐる生態人類学的研究 課題番号:08041059」(研究代表者:掛谷誠 京都大学教授)、平成13年度「アフリカ・ウッドランド帯における焼畑農耕民の環境認識と移動論理に関する研究 課題番号:13780062」(研究代表者:大山修一)の一環として実施された。また、調査に必要な調査機器や文献、資料の購入は松下国際財団からの助成金により可能となった。ここに感謝の意を記します。なお、この原稿は『焼畑再考』(昭和堂)に収録される予定で、1998年に執筆したものをもとにしていること付記しておきます。

(京都大学アジア・アフリカ地域研究研究科)

参考文献

- Araki, S. 1993. Effect on soil organic matter and soil fertility of the chitemene slash-and-burn practice used in northern Zambia. Mulongoy, K. and Merckx, R. (Eds.), *Soil organic matter Dynamics and sustainability of Tropical Agriculture*: 367-375.

- Kekeya, M. and Sugiyama, Y., 1985. Citemene, finger millet and Bemba culture: A socio-ecological study of slash-and-burn cultivation in Northern Zambia. *African Study Monographs*, suppl. 4: 1-24.
- 掛谷 誠 1994. 焼畑農耕社会と平準化機構. 大塚柳太郎編『地球に生きる(3)資源の文化適応』121-145. 雄山閣.
- 掛谷 誠 1996. 焼畑農耕社会の現在——ベンバの村の10年. 田中二郎・掛谷 誠・市川光雄・太田 至編著『続自然社会の人類学』243-269. アカデミア出版.
- 児玉谷史朗 1995. ザンビアの構造調整政策とメイズの流通改革. 原口武彦編『構造調整とアフリカ農業』57-94. アジア経済研究所.
- Moore, H. L. and Vaughan. M. 1994. *Cutting down trees*. Heinemann, Portsmouth.
- Oyama, S. 1996. Regeneration process of the miombo woodland at abandoned field of Citemene shifting cultivation in Northern Zambia. *African Study Monographs* 17(3): 101-116.
- Ruthenberg, H. 1980. *Farming system in the Tropics*. 3rd edition. Oxford: Clarendon Press. 1-424.
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Kong. Dansk. Selskab. Biology. Skr.* 5: 1-34.
- Stromgaard, P. 1985. Biomass, growth and burning of woodland in a shifting cultivation area of south central Africa. *Forest Ecology and Management*. 12: 163-178.
- Sugiyama, Y. 1992. The development of maize cultivation and changes in the village life of the Bemba of Northern Zambia. *Senri ethnological studies* 31: 173-201.
- 田村俊和・八木久義・武内和彦・岩崎和孝・J. D. ハッカベール 1991. カラハリ砂層分布域東縁部におけるウッドランド環境の成立. *アフリカ研究* 38: 33-53.
- Webster, C. C. and Wilson, P. N. 1989. *Agriculture in the Tropics*. London: Longman Scientific and Technical. 1-640.