

千代田町南方地区の植生動態

金 在恩¹⁾・田尾 友希²⁾・中越 信和^{1), 2)}

¹⁾広島大学大学院国際協力研究科・²⁾広島大学総合科学部

Vegetation Dynamics in Minamikata, Chiyoda-cho, Hiroshima Prefecture

Jae-Eun KIM¹⁾, Tomoki TAO²⁾ and Nobukazu NAKAGOSHI^{1), 2)}

¹⁾ Graduate School for International Development and Cooperation, Hiroshima University,
1-5-1 Kagamiyama, Higashi-Hiroshima 739-8529

²⁾ Department of Environmental Sciences, Faculty of Integrated Arts and Science,
Hiroshima University, 1-7-1 Kagamiyama, Higashi-Hiroshima 739-8521

Abstract: Vegetation dynamics are generally influenced by both natural disturbances and human impacts. The scale of such changes varies from small gaps to several hectares. Especially, rural areas have been affected by human impacts such as collecting fuel wood, fertilizer, chopping for charcoal, and so on. Vegetation analysis in Minamikata, Chiyoda-cho, Hiroshima prefecture was carried out to understand vegetation processes over time. Cluster and ordination analyses were carried out using Morisita's similarity index, $C\lambda$. According to the cluster analysis, there are seven groups of which the first and second are *Pinus densiflora* communities, the third is *Quercus* spp. communities, the fourth is mainly a *Miscanthus sinensis* community, the fifth is a clear cutting site with *P. densiflora* and some plantation species, the sixth is mainly a clear cutting site and the seventh consists of conifer plantation communities. The ordination shows the vegetation distribution according to axis I and axis II. Axes I and II arranges the above groups according to the coverage of the tall tree layer and the herbaceous layer, respectively. Pine wilt disease has widely damaged *P. densiflora* forest in Chiyoda-cho. Finally, damaged *P. densiflora* forest will change to *Quercus* spp. forest and plantation area. Pine wilt disease and change of forest management strategies will accelerate vegetation succession.

©2005 Geihoku-cho Board of Education, All rights reserved.

はじめに

植生の遷移は自然と人間による攪乱によって影響を受ける。自然攪乱の場合、台風、山火事、崖崩れや病害などによる影響を例に挙げることができる。その規模は一本の木が倒れて生じる小さなギャップから病害や山火事のような数ha以上の大規模な攪乱によるものまで存在する (Forman and Godron 1986)。

人間による攪乱は都市の拡大や木材などを得るための広範囲な伐採などを例に挙げることができる。農村の場合、周辺の植生は人間による管理によって直接、または間接的に人為の影響を強く受けてきた。農村周辺の森林は住民によって主に木材、燃料、肥料などとして利用されてきたが、それにより適当な間伐が成立し、その攪乱に適した植生が形成、維持されてきた (Hong 1998, 鎌田・中越 1990, Fukamachi 2001)。

1960年代以後、経済発展に伴う燃料需要の変化、農業革命、木材輸入の増加などによって森林の利用が減少し、植生遷移が進行することによって従来維持管理されてきた植生構造が変化している (鎌田・中越 1990, Kamada and Nakagoshi 1996, Hong 1998)。また、人間の里山に対する維持管理方法の変化と合せて、マツ枯れのような大規模な病害の発生は植生の動態に変化をもたらし、遷移進行を加速している。

環境省自然環境局 (2004) によれば、広島県を含む中国地方の大部分は二次林が主要な植生を成し、その二次林の中でもアカマツ林が主要な植生を構成している。しかし、1988年の第3回自然環境保全基礎調査から1998年の第5回まで、アカマツ林が占める面積は次第に減少している。

里山の生態系を保全するためには、地域の実状にあった実効性のある保全計画を立案することが重要である。しかしそのためには、急速に変化したと考えられる植生の変化の実態を明らかにすることが必要である。本研究では、中国山地においては典型的なアカマツ型の里山林が卓越し、さらに比較的最近まで里山を利用してきたと考えられる広島県千代田町南方地区において、植生資料を利用して、里山管理方法の変化による植生動態を明らかとすることを目的とした。

調査地概況

調査地である広島県千代田町南方は広島の北約40kmに位置する (図1)。千代田町南方の最高峰の高さは816.1mで集落は主に標高270~400m間に分布する。近傍の可部観測所で測定された1999年の年間降水量は1,913mm、平均気温は15.4°Cであった (広島県 2004)。広島県 (2004) によれば、地質は山地では流紋岩、谷底部では砂、粘土などの未固結堆積物が分布している。土壌は、乾性褐色森林土壌が広く分布し、基岩が流紋岩であれば山地の中腹から谷部は砂や粘土に覆われて適潤性褐色森林土壌が分布し、基岩が花崗岩であれば斜面の一部に粗粒残積成の未熟土壌が分布する。

面積は3,603haで水田と居住地の面積を除いた林野は全面積の約90%を占め、全て私有地である。総農家数は1970年において286戸、1980年は258戸、1990年は237戸、2000年は209戸と毎年減少し、それに比べて非農家数は常に増加している (広島県 2004)。

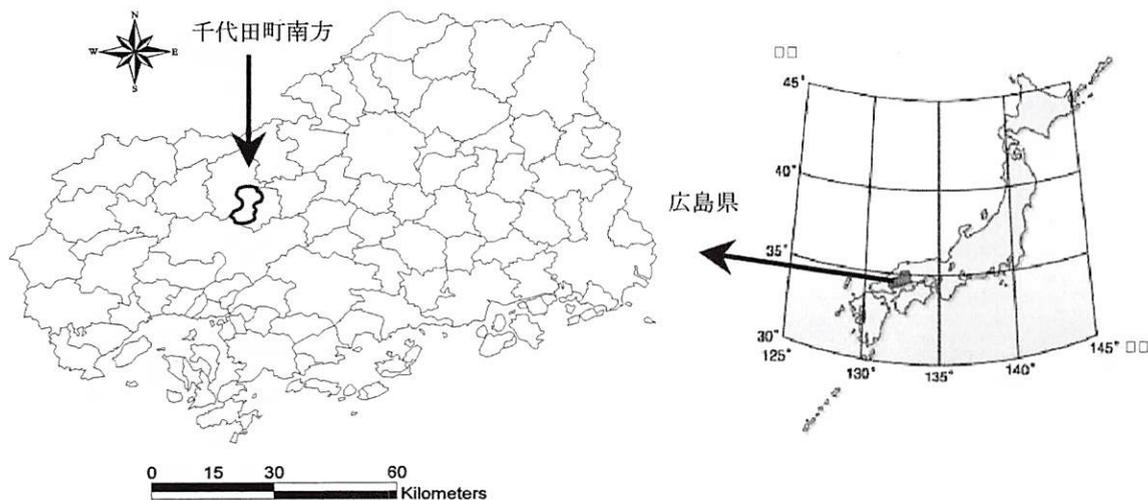


図1 調査地の位置

方 法

植生調査は群落の内部構造を把握するために、植物社会学的方法 (Braun-Blanquet 1964) を用いた。調査区は地域内の全ての植生要素を網羅するように設置し、大きさは森林群落では10m × 10m、草本群落では2m × 2mとした。1987年には合計56プロットを調査し、2003年には54プロットを調査した。除かれた2プロットは開発により建築物に置き換わったため調査しなかった。各植生調査区は植生の高さ及び樹冠密度の相観と優占種を基本とした植生型で表現した。また、植生型で表現できなかった調査区は景観生態学での景観要素を参照した (鎌田・中越 1990)。

各植生型の類似性を調べるために類似度指数 $C\lambda_{(p)}$ (Morisita 1959) を利用してクラスター分析を実施した。その際に植生構造の変化を調べるために1987年と2003年の植生調査資料の両方を用いた。 $C\lambda_{(p)}$ の計算方法は以下の通りである。

$$C\lambda_{(p)} = \frac{2 \sum_{i=1}^n p_{1i} p_{2i}}{(\lambda_{1(p)} + \lambda_{2(p)}) \sum_{i=1}^n p_{1i} \sum_{i=1}^n p_{2i}}$$

$$\lambda_{1(p)} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{1i}^2}{\left(\sum_{i=1}^n p_{1i}\right)^2} \quad \lambda_{2(p)} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{2i}^2}{\left(\sum_{i=1}^n p_{2i}\right)^2}$$

P_{1i} , P_{2i} : それぞれのプロットにおける各群落の種の植被率

各群落の特徴と周辺環境の影響との関係性を明らかにするためにクラスター分析によって分類されたグループを用いて序列化を行った。出現種の中に出現回数が極端に少ないものが多く、また種の環境による分布が単調な形態 (monotonic distribution) を現わす種が多いことから主成分分析による序列化を用いた。

表1 年度による調査区の植生型

1987年度 植生型	2003年度 植生型							
	アカマツ 群落	ナラ群落	アカマツ-ナラ 混交林	造林地 (スギ、ヒノキ群落)	ススキ群落	伐採地	開発地	全体
アカマツ群落	17		1					18(32.1)
ナラ群落	1	6						7(12.7)
アカマツ-ナラ混交林	1							1(1.8)
造林地 (スギ、ヒノキ群落)	8	1	2	8	1	2		23(41.1)
ススキ群落		2			1			4(7.1)
伐採地				2				2(3.6)
開発地							2	2(3.6)
全体	28(50)	9(16.1)	3(5.4)	10(17.9)	2(3.6)	2(3.6)	2(3.6)	56(100)

数字は調査区数、(数字)は全体調査区に対する各植生型の比率

アカマツ：*Pinus densiflora*、ナラ：*Quercus spp.*、スギ：*Cryptomeria japonica*、ヒノキ：*Chamaecyparis obtusa*、ススキ：*Miscanthus sinensis*

結 果

1. 植生分布及び構造

全体調査区56個で植生型によって調査区別の変化を表わした(表1)。アカマツ群落の調査区が1987年には全体調査区56個中28個であり、半分を占めたが、2003年には18個に減少した。また造林地であるスギ、ヒノキ群落は12個から22個に増加した。過去になかったクリ群落、住宅地、開発地が調査区で新たに現われた。過去に伐採地の調査区であった二ヶ所には、建築物が建設された。

高木層にまで達する主要な植生群落は、アカマツ群落、ナラ群落、アカマツ-ナラ混交林、造林地におけるスギ、ヒノキ群落に区分された。スギ、ヒノキ群落は、あわせて造林地群落とした。

アカマツ群落において高木層にはアカマツ *Pinus densiflora* が優占していたが、マツ枯れによる被害を多く被っていた。亜高木層は主にコナラ *Quercus serrata*、リョウブ *Clethra barvinervis*、コシアブラ *Eleutherococcus sciadophylloides* などが優占し、低木層ではヒサカキ *Eurya japonica*、アセビ *Pieris japonica* などの常緑広葉樹が、草本層のほとんどではチュウゴクザサ *Sasa veitchii* var. *hirsute* が優占していた。

ナラ群落については、高木層はコナラ、アベマキ *Quercus variabilis*、クリ *Castanea crenata*、アカマツ、リョウブ、コシアブラなどが優占し、低木層ではアカマツ群落と同様にヒサカキ、アセビなどの常緑広葉樹が、草本層のほとんどではチュウゴクザサが優占していた。林内の照度が極端に低い林分もあった。

アカマツ-ナラ混交林は主にマツ枯れで被害を受けたアカマツとコナラ、クリが高木層を成し、亜高木層は主にナラ類とリョウブ、コシアブラのような広葉樹が優占していた。草本層はアカマツ群落、ナラ群落同様、チュウゴクザサが優占していた。

伐採地は主にチュウゴクザサが優占し、コナラ、クリなどのナラ類、ヒサカキ、アセビなどの常緑広葉樹、0.5m以下の植栽されたヒノキ *Chamaecyparis obtusa* などがみられた。

ススキ群落は主にススキ *Miscanthus sinensis* が優占し、アカマツ、ヒサカキ、アセビなど

もみられた。

造林地群落における主な造林樹種はヒノキであり、一定間隔の植栽であった。亜高木層以下の階層では植被率が低く、ヒサカキとアセビが優占していた。

2. 植生動態

植生調査資料は、クラスター分析により距離4, 2において7個のグループに区分された（図2）。グループ1と2は、主にアカマツ群落であったが、グループ1では草本層におけるチュウゴクザサの植被率が20%未満と低いのにに対し、グループ2ではチュウゴクザサの植被率が70%を越えていた。グループ3は高木層優占種がコナラ、アベマキ、クリなどであり、亜高木層と低木層はナラ類とヒサカキ、アセビなどの常緑広葉樹が優占していた。グループ4はアカマツ群落とススキ群落であった。グループ5はアカマツ群落、伐採地および造林地群落で構成されたグループであり、チュウゴクザサが優占し、草本層の植被率が70%を越えていた。それに対し、グループ6は伐採地により構成されたが、草本層の植被率が低かった。グループ7は植生高が0.5m以上の高さを持った造林地群落が区分された。このグループは草本層の植被率が低いのにに対し、高木層は均一で高い植被率を示した。また低木層はほとんど発達していなかった。1987年のアカマツ群落はグループ1と2に主に含まれたが、2003年のアカマツ群落はグループ3, 4, 5に主に含まれていた。

時間の変化による群落の特徴を調べるためにクラスター分析によって分類されたグループを用いて序列化を行った（図3）。高木層植被率と有意な相関（ $p < 0.05$ ）がみられた軸Ⅰについて、植生調査資料による分類から主にアカマツ群落から成るグループ1と2、主にナラ群落から成るグループ3、造林地群落から成るグループ7が順に配置された。伐採地を含むグループ4, 5, 6は造林地であるグループ7の近傍に配置されたが、これは伐採地が造林地周辺に位置するとともに、実際に造林を目的として形成された空間であるためと考えられた。草本層植被率と有意な相関（ $p < 0.05$ ）がみられた軸Ⅱについて、低い植被率を示したグループ1と6は主に負方向に配置されたのに対し、高い植被率を示したグループ2と5は正方向に配置された。

各調査区の環境特性と植生の群落構造間の関係を調べるために線形回帰分析を行った（表2）。海拔と高木層植被率、亜高木層の高さ、低木層植被率との間に有意な相関がみられた（ $p < 0.05$ ）。また、傾斜と高木層植被率、草本層植被率、最大胸径、出現種数との間に有意な相関がみられた（ $p < 0.05$ ）。また植生の群落構造において、亜高木層植被率と草本層植被率、出現種数との間に有意な相関がみられた（ $p < 0.05$ ）。

考 察

1960年以後の社会経済構造の変化は里山に直接または間接的な影響を及ぼした（鎌田・中越 1990, Kamada and Nakagoshi 1991, Nakagoshi and Hong 2001）。過去においてアカマツ林やナラ林は、木材、燃料、肥料などを得るために間伐やリターの採取などを通して日常的に利用されてきた（Hong and Nakagoshi 1998, Kamada and Nakagoshi 1996, Kim *et al.* 2002）。しかし、社会構造の変化に伴う森林利用の減少はアカマツ林内におけるナラ類の成長をもたらし、リターの

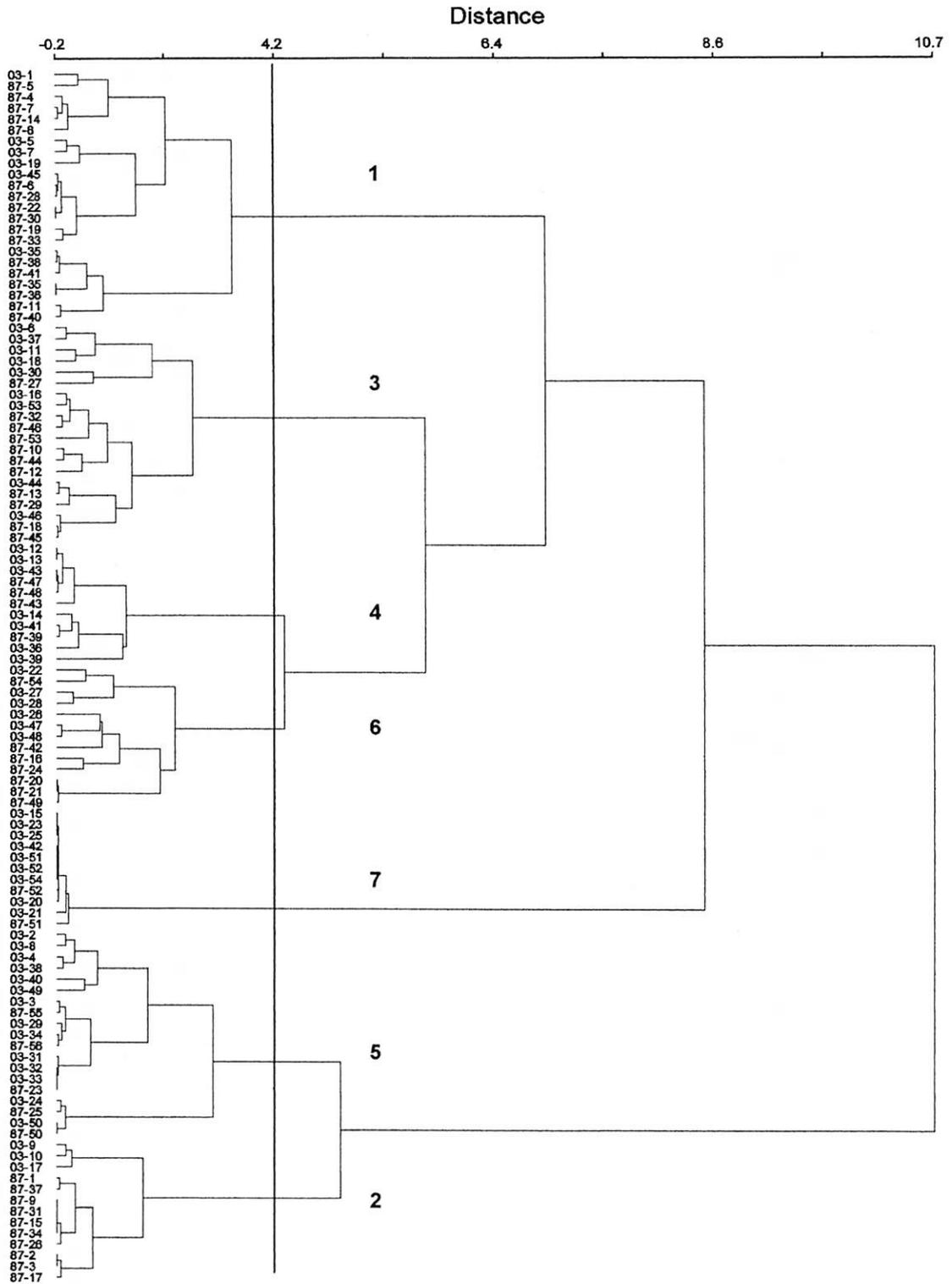


図2 調査区のクラスター分析樹形図：カットレベルによって分けられた7グループ

蓄積はアカマツの更新を阻害している (Hong and Nakagoshi 1998). また, 草本層における高密度なチュウゴクザサの出現もアカマツの更新を阻害する一要因である (鎌田・中越 1990).

1960年代初め, 九州から大きく広がり始めたマツ枯れはアカマツ二次林に大きな影響を及ぼした. 特に, 1970年代に入ってアカマツの木材生産に大きな損失をもたらした, また枯死したアカマツの放置は他のアカマツがマツ枯れ病に感染する機会を増大させた (Mamiya 1988).

1970年代以後, 中国地方においても広がり始めたマツ枯れはアカマツ林の植生構造に大きな影響を及ぼしている (Mamiya 1988). また, そのようなマツ枯れの影響を受けた二次林を伐採し, スギ・ヒノキ造林地へと転換することも行われるようになった (佐久間ほか 2003).

千代田町南方地区も広い地域においてマツ枯れの被害を受け, 特に高木層の多くのアカマツが枯死した. マツ林における高木層の変化は下層植生に大きく二つの植生構造を作り出したと考えられた.

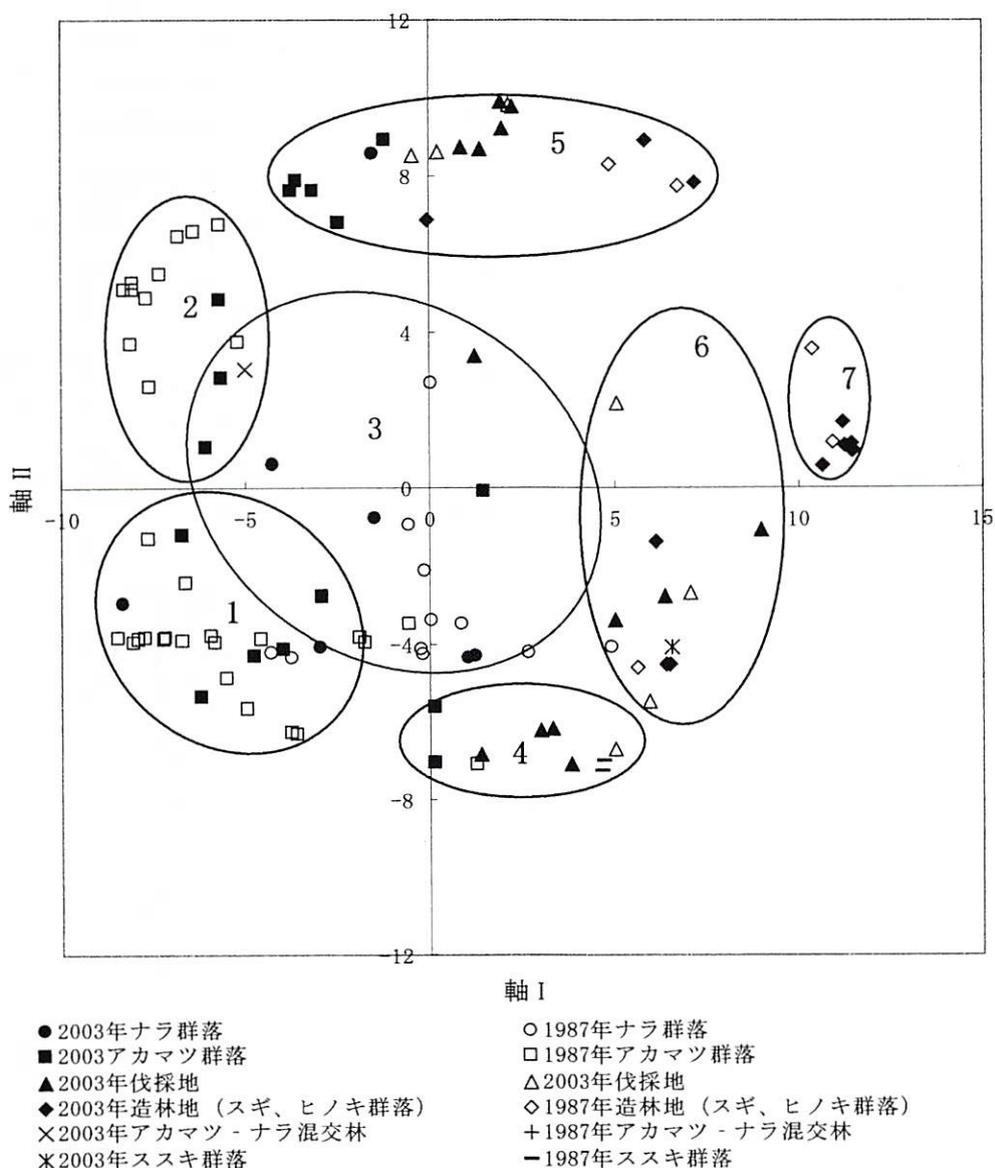


図3 調査地の植生型の序列化

表2 調査区の環境的特徴と群落構造の関係

	海拔	傾斜	高木層-H	高木層-C	亜高木層-H	亜高木層-C	低木層-H	低木層-C	草本層-H	草本層-C	最大胸径	出現種数
海拔	-											
傾斜	0.441***	-										
高木層-H	0.082	0.196	-									
高木層-C	0.280*	0.246*	0.091	-								
亜高木層-H	0.026*	0.157	0.591***	0.026	-							
亜高木層-C	0.145	0.056	0.061	0.488***	0.141	-						
低木層-H	0.109	0.041	0.270*	0.248*	0.493**	0.228	-					
低木層-C	0.007**	0.186	0.048	0.031**	0.011	0.362**	0.494***	-				
草本層-H	0.076	0.140	0.058	0.051	0.023	0.130	0.004	0.136	-			
草本層-C	0.170	0.386***	0.193	0.263*	0.293*	0.154	0.082	0.135	0.124	-		
最大胸径	0.048	0.237*	0.755***	0.078	0.440**	0.125	0.250*	0.165	0.115	0.149	-	
出現種数	0.143	0.225*	0.087	0.311**	0.128	0.456***	0.046	0.162	0.044	0.136	0.040	-

H: 高さ(m), C: 植被率(%), *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001

一つ目は枯死したアカマツ高木の下に、常緑広葉樹であるヒサカキ、ソヨゴ、アセビや落葉広葉樹のコナラなどが亜高木や低木として繁茂し、さらに倒れたアカマツや草本層に繁茂するチュウゴクザサが光条件を悪化させ、アカマツの実生の生育を阻害している場合である。二つ目は亜高木層があまり発達することができず、かつ低木層のヒサカキ、アセビなどの常緑広葉樹やヤマツツジなどが低い植被率で存在し、アカマツ実生がよく再生される場合である。このことは、植生の群落構造において、亜高木層植被率と草本層植被率、出現種数との間に有意な相関がみられることから説明できるものと考えられた。

アカマツ群落の調査区が減少したことはマツ枯れによって多くのアカマツが被害を被ったことが考えられた。被害を受けたアカマツはナラ類の生長により混交林に変化する場合と、伐採されすぎ、ヒノキの造林地となる場合があると考えられた。これは人間による森林の管理形態の変化を示唆するものと考えられた。

伐採地の植生構造は、草本層にチュウゴクザサが優占している場所とそうではない場所に区別された。これは伐採してからの期間によって草本層の植被率が異なるためと考えられた。また、チュウゴクザサが優占した場所において種多様性が低下するであろうという予想とは異なり、一部地域ではむしろ種多様性が高い結果を現わした。これはチュウゴクザサの優占による光条件の悪化にもかかわらず、ヒサカキ、アセビ、イヌツゲ、ヒイラギなどの常緑広葉樹が草本層に出現したためと考えられた。

出現種数は高木層、亜高木層の植被率に有意な関係があった（表2）。また、Beon and Bartsch (2003) によれば、アカマツの更新は土壤水分などの土壤条件よりも光による影響が最も大きい。これらのことより、種多様性及びアカマツの更新のためには林内への適当な光の供給が必須であり、高木層や亜高木層の縦のバランスを考慮した植生管理が必要であると考えられた。しかし、造林地は高木層植被率が90%以上であり、低木層や草本層では光を利用しにくいいため、光条件の悪化に耐え得る種が低木層や草本層を構成するものと考えられた。

均質な植生景観は非均質な植生景観に比べて攪乱が容易に発生する (Turner 1989)。このことより、過去において均質な景観を形成していたアカマツ林はマツ枯れによる被害が大きく、それ故、管理放棄に伴う植生遷移が加速されているものと考えられた。

アカマツ林は長い間、広島県の主要植生として存在してきた (Nakagoshi 1995)。しかし、社

会経済状況の変化に伴う森林管理形態の変化は、土着種の生息地環境の変化をもたらす（鎌田・中越 1990）、それによって里山における絶滅危惧種数を増加させている（Washitani 2003）。

大規模な病害と森林管理形態の変化による生息地環境の変化は植物の問題だけではなく、その地域を生息地とする動物にも非常に大きな影響を及ぼすものである。したがって土着種の生息地保全を考えるならば、植生構造の変化速度を調節するために、造林地の場所選択および適正な管理を行うとともに、アカマツの更新を目的とした光の確保や病害で枯死したアカマツの除去などの二次林に対する管理を行う必要があると考えられる。

謝 辞

本研究に重要な資料と御協力を下さった徳島大学工学部の助教授鎌田磨人博士と韓国国民大学森林科学研究所の洪善基博士に心より感謝を申し上げます。また植生調査に多くの協力を頂いた後藤美奈子氏、酒井将義氏など中越・井鷲研究室の学生・院生にも深く感謝致します。

参 考 文 献

- Beon M.-S. and N. Bartsch 2003 Early seedling growth of pine (*Pinus densiflora*) and oaks (*Quercus serrata*, *Q. mongolica*, *Q. variabilis*) in response to light intensity and soil moisture. *Plant Ecology* 167: 97-105
- Braun-Blanquet J. 1964 *Pflanzensoziologie Grundzüge der Vegetationskunde* 3 Aufl. 865pp. Springer, Wien
- Forman R.T.T. and M. Godron 1986 *Landscape Ecology*. 619pp. John Wiley & Sons, New York
- Fukamachi K., H. Oku and T. Nakashizuka 2001 The change of a satoyama landscape and its causality in Kamiseya, Kyoto Prefecture, Japan between 1970 and 1995. *Landscape Ecology* 16: 703-717
- 広島県 2004 <http://db1.pref.hiroshima.jp/Folder11/Folder1103/Frame1103.htm>
- Hong S.-K. 1998 Changes in landscape patterns and vegetation process in the far-eastern cultural landscape: Human activity on pine-dominated secondary vegetations in Korea and Japan. *Phytocoenologia* 28 (1) : 45-66
- Hong S.-K. and Nobukazu Nakagoshi 1998 Comparison of the initial demographies of pine and oak populations in rural pine forests in Korea and Japan. *J. Plant Biol.* 41 (3) : 208-218
- Kamada M. and N. Nakagoshi 1996 Landscape structure and the disturbance regime at three regions in Hiroshima Prefecture, Japan. *Landscape Ecology* 11 (1) : 15-25
- 鎌田磨人・中越信和 1990 農村周辺の1960年代以降における二次植生の分布構造とその変遷 *日生態会誌* 40 : 137-150
- Kamada M., N. Nakagoshi and K. Nehira 1991 Pine forest ecology and landscape management: A comparative study in Japan and Korea In: *Coniferous forest ecology from an international perspective*. (eds. N. Nakagoshi and F.B. Golley) 43-62 Academic

Publishing, The Hague

- 環境省自然環境局 2004 日本の植生 346pp. 自然環境研究センター 東京
- Kim J.-E., S.-K. Hong and N. Nakagoshi 2002 Landscape ecology on vegetation types and land use systems of agro-forested regions in Korea. *Hikobia* 13: 693-703
- Mamiya Y. 1988 History of pine wilt disease in Japan. *Journal of Nematology* 20 (2) : 219-226.
- Morisita M. 1959 Measuring of interspecific association and similarity between communities. *Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ. Ser. E. (Biol)* 3: 65-80
- Nakagoshi N. 1995 Pine forests in East Asia In: *Vegetation Science in Forestry.* (eds. Box *et al.*) 85-104 Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Nakagoshi N. and S.-K. Hong 2001 Vegetation and landscape ecology of East Asian 'Satoyama'. *Global Environ. Res.* 5: 171-181
- 佐久間智子・中越信和・向原真由 2003 マツ枯れ後の植生管理が種組成に与える影響 ランドスケープ研究 66 (5) : 551-554
- Turner M.G. 1989 Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20:171-197
- Washitani I. 2003. Satoyama landscape and conservation ecology In : *Satoyama ; The Traditional Rural Landscape of Japan.* (eds. Takeuchi *et al.*) 16-23 Springer, Tokyo

2004年12月27日受付；2005年1月7日受理

図 版 1

調査地の景観

- | | |
|-----------------------|-------------|
| A : 住居地と接した造林地と伐採地 | 2003年10月18日 |
| B : 南方地区の耕作地と伐採地 | 2003年10月18日 |
| C : 南方地区の耕作地と伐採地 | 2003年10月18日 |
| D : 入浴用の水を加熱するための木材燃料 | 2003年11月1日 |

マツ枯れで被害を被ったアカマツ群落

- | | |
|---|-------------|
| E : マツ枯れで被害を被ったアカマツ群落と草本層に優占したチュウゴクザサ群落 | 2003年10月18日 |
| F : マツ枯れで被害を被った高木層 アカマツ群落 | 2003年10月18日 |
| G : マツ枯れで被害を被った高木層 アカマツ群落と草本層に優占したササ群落 | 2003年10月18日 |
| H : マツ枯れで被害を被った高木層 アカマツ群落と草本層に優占したササ群落 | 2003年9月8日 |

図版 1



水源林を作る公団造林事業のためのヒノキ *Chamaecyparis obtusa* 造林地

A : 水原林を作る公団造林事業のための案内板	2003年11月5日
B : 伐採地と高さ1.5m以下のヒノキ造林地	2003年11月5日
C : 伐採地と高さ1.5m以下のヒノキ造林地	2003年11月5日
D : 伐採地と高さ1.5m以下のヒノキ造林地	2003年11月5日
E : 伐採地と高さ1.5m以下のヒノキ造林地	2003年11月5日
F : 伐採地と高さ1.5m以下のヒノキ造林地	2003年11月5日
G : 伐採地と高さ1.5m以下のヒノキ造林地	2003年11月5日

図版 2

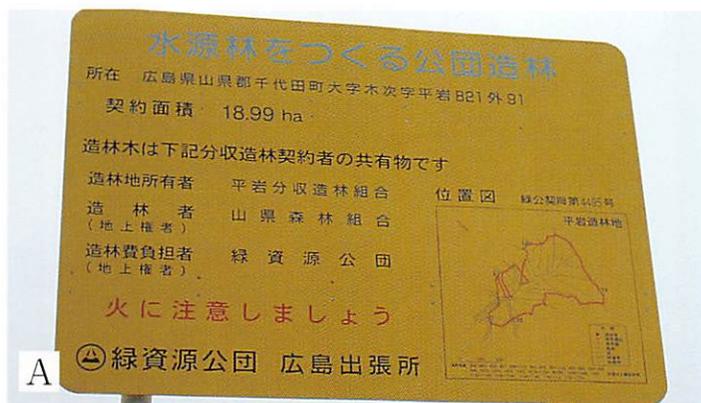


図 版 3

ヒノキ造林地とササ優占群落

- | | |
|----------------------|-------------|
| A : 高さ 1 m 以下のヒノキ造林地 | 2003年10月18日 |
| B : 高さ 1 m 以下のヒノキ造林地 | 2003年10月18日 |
| C : 高さ 1 m 以下のヒノキ造林地 | 2003年10月18日 |
| D : 高さ 1 m 以下のヒノキ造林地 | 2003年10月18日 |

図版 3



アカマツ更新とヒノキ造林

A : 高さ1.5m以下のヒノキ造林とササ群落	2003年10月18日
B : 伐採地の高さ1 m以下のスギとアカマツ	2003年11月2日
C : 高さ1.5m以下のヒノキ造林地	2003年10月18日
D : 伐採地のススキ群落と高さ1 m以下のスギとアカマツ	2003年10月18日
E : 伐採地のススキ群落と高さ1 mほどのアカマツ	2003年11月2日

图版 4

