

# 里地におけるランドスケープ構造と植物相の変容に関する研究

山 本 勝 利\*

(2000年10月16日受理)

里山, 農地, 居住域が一体となった里地ランドスケープ構造の変容が二次的自然と結びついた植物相に及ぼす影響を, 時間, 空間スケールを変えて解析した。国土スケールでは, 過去約100年間の変容を日本全国を対象として解析し, 地形ならびに歴史的な奥山の存在による地域的差異を明らかにした。地域スケールでは, 国土スケールの地域的差異に基づいて岩手県西和賀地域, 埼玉県比企地域, 茨城県南部地域の3地域を対象地に選定し, 集落を単位として, 里山の変容が植物相に及ぼす影響を, 林床植物の生育状況, 林分構造, 林分へのアクセス性, 過去の林野利用形態により評価した。その結果, 今日の里山林管理がアクセス性に規定されているために生じた過去と現在の林野利用の不一致が植物相に影響を及ぼしていることを明らかにした。さらに, この不一致の解消には, 林野利用の履歴に基づいた管理対象地の選定と, 里山とアクセス路の一体的管理が必要なことを提示した。

## 目 次

I 序論 .....	2	1 地域スケールにおける調査の目的と方法 .....	34
1 緒言 .....	2	(1) 調査の目的 .....	34
2 研究の背景と基本概念 .....	3	(2) 地域スケールに共通の調査方法 .....	34
(1) 農村の生物相保全に関する歴史的背景 .....	3	2 岩手県西和賀地域における事例研究 .....	36
(2) 里地, 里山の概念と研究史 .....	8	(1) 岩手県西和賀地域の位置づけ .....	36
(3) ランドスケープの概念と研究史 .....	13	(2) 西和賀地域における指標植物 .....	38
II 国土スケールにおける里地ランドスケープの 変容 .....	20	(3) 調査の方法 .....	41
1 長期的変容解析の目的 .....	20	(4) 春植物群の生育と林分の構造, 分布 .....	41
2 国土スケールの解析方法 .....	20	(5) 西和賀地域のランドスケープ構造の変容と 春植物 .....	46
(1) 広域的・長期的解析を行うためのデータと 解析単位 .....	20	3 埼玉県比企地域における事例研究 .....	47
(2) 土地利用変化データベースによる長期的変 容様式の解析方法 .....	21	(1) 埼玉県比企地域の位置づけ .....	47
3 国土スケールのランドスケープ構造変容解析 の結果と考察 .....	24	(2) 調査の方法 .....	50
(1) 国土スケールにおける土地利用の変化 .....	24	(3) 里山林の林分構造と植物相の変容 .....	51
(2) 郡を単位としたランドスケープ構造の変容 様式 .....	30	(4) 比企地域におけるランドスケープ構造の変 容が植物相に及ぼす影響 .....	65
III 地域スケールにおける里地の変容と植物相	34	4 茨城県南部地域における事例研究 .....	66
		(1) 茨城県南部地域の位置づけ .....	66
		(2) 調査の方法 .....	68
		(3) アカマツ林の森林型とその分布 .....	69

(4) 茨城県南部における森林タイプの分布.....	75
(5) 茨城県南部地域におけるランドスケープ構造の変容と植物相.....	80
IV 総合考察.....	82
1 ランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響.....	82
(1) 国土スケールのランドスケープ構造の変容..	82
(2) 地域スケールのランドスケープ構造の変容と植物相.....	82
(3) ランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼ	

す影響の地域性と共通性.....	85
2 植物相保全からみた里地における地域環境管理...87	
(1) 里地における二次的自然の再生と問題点.....	87
(2) 二次的自然を再生するための管理推進の条件...87	
3 残された問題と今後の検討課題.....	88
摘要.....	89
謝辞.....	91
引用文献.....	92
Summary .....	101

## I 序 論

### 1 緒言

農村の生物はこれまでとくに貴重または稀少とは考えられず、「身近な生き物」と思われてきた。ところが、農村の近代化や都市の拡大によって急速に減少し、なかには絶滅に直面する種もあることが徐々に明らかになってきた。また、国民に占める都市住民比率の高まりと都市域の無秩序な拡大は、都市住民を中心とした多くの国民が農村の生物と触れ合う機会を減少させ、農村の生物はもはや「身近な生き物」ではなくなっている。さらには、貿易の自由化や担い手の減少による農業の急激な衰退に伴い、農業・農村がこれまで果たしてきた農業生産以外の様々な働きに注目が集まり、都市住民ばかりでなく農業者や農村住民の立場からも生物相保全への関心が高まりつつある。これらのことから、今日、里山を中心とした農村地域における生物相の保全が、盛んに議論されている。

農村には、農林畜産物の生産はもとより、生産に必要な肥料や役畜の飼料の採取、薪炭やカヤなどの生活資材確保など、人間の衣食住を満たすために利用されてきた様々な農林地が存在する。これらの農林地は、かつての伝統的な生産活動の中では利用目的に応じて数ヶ月から数十年の周期で繰り返し人為的なインパクトを受けてきた。このため、その周期に合わせて、農林地の植生は常に変動を繰り返してきた。農村の生物相は、このような農林地植生の変動に適合可能な生物種によって構成されてきた。

ところが、近年の急激な農村の変容は、伝統的な変動の範囲を超え、生物種の減少をもたらしている。里山では、戦後のエネルギー革命や技術革新により、薪炭、肥料、飼料などの供給源としての存在意義が失われ、その利用や管理が停止された。また、農村の過疎化や高齢化

は担い手の減少をもたらし、里山ばかりでなく農耕地の利用も放棄されつつある。

これらの農村の変化は、これまでの周期に繰り返されてきた人間活動の停止を意味し、遷移の進行による農林地植生の質的な変化をもたらしている。その結果、周期的な農林地植生の変動に適合した生物にとっての生息空間が失われつつある。また他方では、存在意義が失われた里山が農地開発や都市開発の対象となり、これらの開発に伴う人為インパクトは、土地自然のもつ回復能力の範囲を越えている。この結果生じた農林地の量的な減少も生物生息空間を減少させてきた。

このような農村環境の変容に直面し、1990年代になると農村を「身近な生き物」の生息空間として積極的に評価しようとする動きが盛んになった。しかしながら、農村に生息する生物は人間が長い間繰り返してきた様々な活動と強く結びつき、固有の生物相を構成してきた。したがって、単に生物生息空間という視点からのみ農村環境をとらえるのではなく、人間活動と農村環境との関係が生物相に及ぼす影響を検討することが重要である。

人間活動と農村環境との関係が生物相に及ぼす影響の検討に際しては、2つの問題を指摘できる。1つは、伝統的な農村システムでは農村空間全体が住民にとって重要な利用価値を持ち、様々な農林地の組み合わせは人間の利用目的に応じて意図して形成されたという視点である。2つめは、近年の農村環境の変容には、都市開発などともなう面的変化と、農林地管理の粗放化ともなう質的变化があることである。

本研究では、人間の利用目的に応じて意図して形成された農村環境の全体像を「里地のランドスケープ構造」という視点からとらえ、その質的变化に着目した。これは、日本の国土の約半分の面積が農村の二次的自然によって占められており、今日その質的变化が生物相保全ばかりでなく農村環境全体にとって非常に大きな問題とな

っているためである。また、その質的变化の影響を強く受ける生物として農林地管理の直接的な影響を受ける植物相を取り上げた。

これらの視点にたち、本研究は生物生息空間保全のための基礎として、里地におけるランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響を解明することを目的とした。

## 2 研究の背景と基本概念

### (1) 農村の生物相保全に関する歴史的背景

農村には、水田や畑地、樹園地、放牧地などの農用地、薪炭林や採草地、用材林などの林野、さらにはため池や水路など、様々な農林地が形成されている。これらの農林地は人間がそれぞれの土地で衣食住における必要を満たすため、その目的に応じて土地を維持、管理、利用してきたものである。日本という限られた範囲で考えれば、たとえば水田稲作のように、衣食住という基本的な欲求に基づく土地の利用は各地で概ね似通った方法で行われてきた。そのため、それぞれの土地の自然環境に応じた改良が加えられているが、結果的に同じような形態の農林地が各地に広く形成されてきた。

農村の生物の多くは、これらの農林地をその生息空間としているため、生息可能な空間は広範に存在する。その結果、これらの生物種は、分布範囲が広く個体数も多い「普通種」となり、農村住民にとっては非常に身近な存在であった。そこでここでは、農村の「身近な生き物」の保護やその生息空間の保全、言い換えれば農村が持つ生物保全機能が議論されるにいたった経過を整理し、本研究の意義を検討する。

### 1) わが国における農村の生物相保全施策の変遷

日本における生物相保全の動きは、第二次世界大戦以前の天然記念物制度と国立公園制度の創設に始まる。なかでも国立公園制度は、「地域制」を中心とした「(公的な土地所有に基づく営造物制ではないが)一応地域を画して自然を保護しようとする制度」であった(糸賀, 1985)。しかし地域指定による自然保護区の設置は、戦後の「公益」が都市や農地の開発を進め産業の近代化を図ることにあったため、開発と保護という対立の図式のなかでその調整が困難を極めた。日本の自然保護問題が環境行政の一環として社会的に広く認められたのは1971年の環境庁設置と、1972年の自然環境保全法の制定を待たねばならなかった(糸賀, 1985)。また自然保護や天然記念物の思想の中では、保護、保全の対象となるのは原生の自然や貴重な生物種であり、人間の活動に

適合した「身近な生き物」の保全は検討されていなかった。

1980年代になると、コメの生産過剰や農村の過疎化、高齢化などが顕著となった。そのため、農林水産業の視点から環境保全機能についての議論が盛んになり、生物相の保全も議論の対象となった。昭和56年版環境白書(環境庁, 1981)では、農林地を含む「人為自然環境」について「食糧、林産物をはじめとする資源の供給面だけでなく、国土の保全、水源のかん養、大気浄化等の働きにより、人間活動を支える国土全体の自然のバランスを維持する上で、大きな役割を果たしている」と指摘し、身近な自然、風景地、レクリエーションの場としての価値を高く評価している。しかしながら、原生自然環境で指摘されている「野生動植物の生息地として極めて重要な意味をもっている」という生物相保全の考え方は人為自然環境には見られない。

このように、農村における人間の活動は生物相の保全とはトレードオフの関係にあるとの考え方が、1990年代に至るまで支配的であり、農村における人為的インパクトと生物相との相互関係に関する議論はほとんど無かった。このため、動植物を保護、保全するためには自然公園や自然環境保全地域などの「保護区」を設置し、人為的なインパクトを排除することが重要視されていた。

1980年代後半になると、徐々にではあるが農村の生物相の保護やその生息空間の保全が注目されるようになった。守山(1988)は、雑木林や焼き畑などの農村の伝統的な林野利用と氷河期以降の生物相の変化との関係から、農耕地や二次林、二次草原などの半自然生態系によって構成される農村において生物を保全するためには、「自然保護区」の設置では不十分であり、農村環境を全体としてまもるシステムを構築することが重要であると指摘している。

1984年に実施された「第3回緑の国勢調査(環境庁, 1984)」では、一般のボランティアの参加により里地などに生息する身近な生き物の分布が調査された。この調査では、アメリカザリガニ、カブトムシ、メダカ、スズメ、ノウサギなどの動物40種類、ヒメジョオン、ヤブガラシ、オミナエシ、カタクリなどの植物30種類が調査の対象とされた。これらの対象種には、これまで天然記念物などによる保護の対象ではなかった生物種が数多く取り上げられている。また、外来種も含んでおり、貴重な生物種の保護ではなく、身近な生物相の解明という立場が打ち出されている。

1990年代半ばになると、ようやく、農村環境が持つ

生物相保全機能が再評価され、国家行政上の位置づけもおこなわれた。1993年の生物多様性条約締結をうけて整備された「生物多様性国家戦略(環境庁, 1999閲覧)」では、農村における二次的自然には、希少な生物ばかりでなく、人間活動と強く結びついた多様な生物が生息していると評価し、その保全と農林地の管理を提言している。また、環境基本計画(環境庁企画調整局, 1994)では、国土空間を山地自然地域、里地自然地域、平地自然地域、沿岸海域の4つの自然地域に区分し、里地自然地域と平地自然地域において二次的自然を適正に管理することが重要であると指摘している。さらに平成10年版環境白書(環境庁, 1998)は、里地自然地域を「自然のメカニズムと人間活動の調和の接点をもっとも抵抗のない形で示すことの出来る地域」と定義し、生物相保全を含め、里地自然環境を保全することの重要性を強調している。また、1999年には農業基本法が改正され、新しい食料・農業・農村基本法では、自然環境の保全を含む多面的機能の十分な発揮と、それを支える農村の振興が重要な基本施策とされた(農林水産省, 1999)。これにより、中山間地域を中心に、多面的機能の発揮につながる農林地の管理を積極的に支援する方策についての検討が始まっている。

このように、農村を「身近な生き物」の生息空間として積極的に評価し、その重要性が認識されたのは最近10年間であった。また、農村の多様な生物相は長い間繰り返されてきた様々な人間活動と強く結びついており、その保全には二次的自然を適正に管理することが重要であるという認識も高まっている。しかしながら、今日、里山を中心とした多くの二次的自然は、それを所有する農村住民にとって生活上または経済上の存在意義を喪失している。さらに、農村の過疎化や高齢化は、管理の担い手の減少を意味している。

したがって、従来の農村システムによって二次的自然の適正管理を図ることは非常に困難であり、今後二次的自然を適正に管理し、農村の「身近な生き物」を保全するためには、農村の生物相と人間との関係を明らかにするとともに、担い手が減少する中で効果的に管理を行うためのシステムを構築することが重要な課題である。

## 2) ヨーロッパにおける生物相保全についての農林地評価

守山(1998)は、里山の農業が生物を保持する上で重要な役割を果たしてきたことの根拠として、氷河期以降の暖温化期に人間活動によって落葉広葉樹林から常緑広

葉樹林への遷移が抑制されたことを重要視している。さらにこの傾向は、日本と同じく氷河の影響を強く受けたヨーロッパでも見られるとしている。この指摘は、中緯度帯に位置し、古くから人間活動が見られる日本とヨーロッパとは、現在の生物相の形成に人間活動が強い影響を及ぼしているという点で共通していることを意味している。したがって、今後の生物相保全についての人間活動の在り方を検討する上でも、日本とヨーロッパとは共通の問題を抱えていると考えられる。

そこでここでは、ヨーロッパにおける生物相保全と農業とくに農林地との関係を次の2つの視点から検討する。1つは生物相保全の立場から農林地を評価する視点であり、他の1つは農業・農村の立場から農業の持つ環境便益の1つとして生物相保全をとりあげる視点である。ここでは前者の例として汎ヨーロッパ的な調査事業であるCORINE Biotopesを、後者の例としてSet-asideプログラムを取り上げた。

### i) CORINE BIOTOPES

CORINE Biotopesは、ヨーロッパで進められている環境に関するデータベース整備事業であるCORINE(Coordination of Information on the Environment)のPilot Programmeとして1985年に開始された事業であり、共同体(EC)レベルの環境保全にとって重要な生物生息空間に関する目録を、国際的または国家的な政策立案者や非政府組織にとって有用な形で作成することを目的としている。CORINE Biotopes事業は、「共同体レベルでの重要性の判定」、「データ仕様の標準化」、「系統的ハビタット分類の構築と合意」の3つの部分から成り立っている(Moss & Wyatt, 1994)。

CORINE Biotopesでは、biotopeとは「自然環境保護にとって重要性の高い野生動植物の分布地」をさし、CORINE Biotopesに登録される個々のbiotopeをサイト(site)と呼んでいる。サイトの定義は「法律で保護されているか否かを問わず共同体レベルで環境保全に重要な生態学的単位を形成する陸地または水域の部分」とされ、サイトごとに共同体レベルでの重要性が判定される(Mossら, 1991)。サイトは、共同体レベルの環境保全におけるハビタットの重要性と、地理学的な分布域の広がりや、種またはハビタットの多様性を勘案して策定された基準に基づいて選定される(表-1)。

各サイトのデータは、その一貫性と相互に比較できることを保証するため標準化が図られている。すなわち、サイトの認識コード、NUTS地域名や緯度経度などの位置情報、ハビタット・タイプや選定理由などの生態的情

表 - 1 CORINE Biotopes における登録サイトの選定基準 (CEC, 1991aより作成)

## ハビタットの重要性

- a 影響を受けやすい動植物種の存在
- b 影響を受けやすい群落の存在
- c 鳥類・ほ乳類・トンボ・ラン類などの分類学上のグループにとっての分布地の豊かさ
- d 植生単位の豊かさ

## サイトの選定基準

- 1 生息が脅かされている種の生息地として共同体レベルで重要な100カ所のうちの1つ、または地域レベルで重要な5カ所のうちの1つであること。
- 2 影響を受けやすいハビタットとして共同体レベルで重要または代表的な100カ所のうちの1つ、または地域レベルで重要または代表的な5カ所のうちの1つであること。
- 3 生息が脅かされている種のEC域内の個体数のうち1%以上が生息していること。

報, 分類群ごとの生息生物種情報, サイトの重要性や土地所有などの記述情報, ならびに境界線情報が統一的に記述されている。ハビタット面積などの計測にはLand Coverなど他のCORINEプロジェクトによるデータの使用が有望視されている(CEC, 1991a)。

一方, ハビタット(habitat)は, 本来個々の種ごとに把握される生息空間であるが, 「系統的ハビタット分類の構築と合意」の事業では, 全種について個別に検討することの煩雑さを避け, 「非生物的環境に対応した生物的環境によって特徴づけられる動植物群集」として, 総合的な把握が試みられている。そのため, ECの地理的また生態学的領域をカバーし, 動植物相や非生物的環境によって特徴づけられた群落を記述するための分類体系が構築されている。この分類体系は柔軟性を保証するために系統的な体系とし, より上位の階級ほど汎ヨーロッパ的であり, 下位の分類群ほど地域固有の特徴が反映されるように構築されている。表-2には, この分類体系のうち汎ヨーロッパ的に広域的な比較が可能になるように設定された上位の2階級(1stおよび2nd)の分類単位を示した。ここで, 汎ヨーロッパの広域比較に関しては次のA~Eが重要視された(Mossら, 1991)。

A. 以下の条件のうち1つ以上を満たす群落を明確に識別すること。

- (i) 広域的な生息地を必要とする動物種にとって重要かつ十分な範囲をカバーする。
- (ii) ランドスケープにおいて相観上重要である。
- (iii) 稀少または影響を受けやすい動植物種の個体数を維持するのに不可欠である。
- (iv) 上位の生態系において不可欠な要素である。
- (v) 特有の生態的特性または美的な側面において独自の価値を持つ。

B. 興味深いが稀少な自然または自然に近い群落と, 人間や家畜の影響を強く受けているがヨーロッパの植物相の多くを含む半自然群落のバランスをとる。

C. 地域的に偏った特定の要素にも順応する柔軟性を確保する。

D. データ収集, モニタリング, 保全政策立案などを担当する者が容易に認識できる。

E. 現存する他のスキーム, とくにヨーロッパ全体を対象としたものとの比較を可能とする。

CORINE Biotopesの成果は, 幾度かのワークショップを通じてとりまとめられている。1996年のワークショップでは, とくにHabitat Classificationに関する批判が取りまとめられている(Davies & Moss, 1997draft)。なかでも「分類体系は包括的でなく, 海域や淡水域ならびに人為によって形成されたハビタットが除外されている」との指摘がなされている。この指摘は, 生息する生物種の希少性やサイトの脆弱性を重視した選定基準や分類体系が, 自然(natural)または自然に近い(near-natural)群落への偏重をもたらしていることに対するものである。とくに, 「自然または自然に近い群落と, 半自然群落のバランスをとる」とされているにも関わらず, 農用地などの半自然(semi-natural)的群落の重要性に関する認識が欠如しており, 都市緑地などの人工景観と区別されていない。また, 地域によって選定されるサイトの種類や規模, 密度に大きな違いがあることが指摘されている(Moss & Wyatt, 1994)。例えば, オランダやルクセンブルグでは小さな農用地ハビタットが多く選定されているのに対し, イタリアやギリシャではそれらが無視されて大規模な山岳ハビタットに偏っている。これらの問題は, 「保護の対象として重要な生物生息空間」

表 - 2 CORINE Biotopes の Habitat Classification (CEC, 1991b, 1991c より作成)

1st	2nd	和訳	1st	2nd	和訳
1	COASTAL AND HALOPHITIC COMMUNITIES	沿岸および塩性地域群	4	FORESTS	林地
		沿岸および塩性地域群	41	Broad-leaved deciduous forests	落葉広葉樹林
11	Ocean and Seas	大洋および外海	42	Coniferous woodland	天然針葉樹林
12	Sea inlets	入り江	43	Mixed woodland	混交林
13	Tidal rivers and estuaries	汽水河川および河口	44	Alluvial and very wet forests and brush	沖積性または湿性の林地
14	Mud flats and sand flats	泥質干潟、砂質干潟	45	Broad-leaved evergreen woodland	常緑広葉樹林
15	Salt marshes, salt steppes and gypsum scrubs	塩性湿地、ステップ および石膏原野	5	BOGS AND MARSHES	沼沢地・湿地・湿原
16	Coastal sand-dunes and sand beaches	海岸砂丘、砂浜	51	Raised bogs	隆起(高層)湿原
17	Shingle beaches	砂利海岸	52	Blanket bogs	ブランケット型泥炭地
18	Cliffs and rocky shores	海食崖および岩石海岸	53	Water-fringe vegetation	水域周辺のヨシやスゲ類湿原
19	Islets and rock stacks	小島、岩山	54	Fens, transition mires and springs	沼沢地、泥沼推移帯、泉
1A	Machair	海岸砂丘後背地の農用地	6	INLAND ROCKS, SCREES AND SANDS	内陸性岩石、崖錐、砂丘
2	NON-MARINE WATERS	陸水	61	Scree	崖錐
21	Lagoons	潟湖	62	Inland cliffs and exposed rocks	内陸の崖地および露岩地
22	Standing fresh water	静水(淡水)	63	Eternal snow and ice	万年雪および氷河
23	Standing brackish and salt water	静水(塩水)	64	Inland sand-dunes	内陸性砂丘
24	Running water	流水	65	Caves	洞窟
3	SCRUB AND GRASSLAND	低木および草原	66	Volcanic features	火山地
31	Heath and scrub	ヒース及び低木	8	AGRICULTURAL LAND AND ARTIFICIAL LANDSCAPES	農地、人工景観
32	Sclerophyllous scrub	硬葉低木	81	Improved grasslands	改良草地
33	Phrygana	有刺矮性低木	82	Crops	穀物
34	Dry calcareous grasslands and steppes	乾性カルスト草原・ステップ	83	Orchards, groves and tree plantations	樹園地、外来樹種の植林
35	Dry siliceous grasslands	乾性珪質岩地草原	84	Tree lines, hedges, small woods, bocage and parkland dehesa	並木、ヘッジ、木立、私園
36	Alpine and subalpine grasslands	高山および亜高山草原	85	Urban parks and large gardens	都市公園、大規模園地
37	Humid grasslands and tall herb communities	湿性草原および 高茎広葉草本群落	86	Towns, villages and industrial sites	街区、村落および工業地帯
38	Mesophile grasslands	中湿性草原	87	Fallow land, waste places	休耕地、荒地
			88	Mines and underground passages	坑道や地下道
			89	Industrial lagoons and reservoirs, canals	埋立地、貯水池、水路

のデータベース化というCORINE Biotopesの目的に起因していると考えられる。このように、CORINE Biotopes事業の内容が策定された1985年当時は、ヨーロッパにおいても日本と同様に、農業や農村が持つ生物相保全機能に対する認識が低かったと言える。

## ii) SET-ASIDE

Set-asideは、ヨーロッパ共同体(EC)の共通農業政策(CAP; The Common Agricultural Policy)の1つのプログラムとして1988年に導入されたものである。CAPは、ECにおいて、国境調整と最低価格維持を基本とした農業共同市場の形成を目的として1957年に設立されたものであるが、農作物生産の過剰化や条件不利地域農業政策の導入などを通じて、しだいに国際競争力の維持と環境・景観保全という社会的ニーズの重視へと変容してきた(是永ら、1994)。とくに、1980年代半ばには余剰生産物の増加と、その貯蔵や処分コストの高騰が問題

化し、農家への補助を削減する動きへとつながった。その結果、農耕地を、将来の農業生産に適したコンディションを保ったまま生産から切り離すことを目的にSet-asideプログラムが導入された。

1988年2月に、無償に近いボランティア的な5年間のSet-asideプログラムの農耕地への導入が許可され、1989年の収穫期に実際に導入された。しかし1992年には、Set-asideが農家によって取り上げられた面積が非常に少なく(EC全域で200万ha以下)、その経済効果は計画維持費を下回っていた。このため、1992年のCAP大改革を期に、大幅に改定・拡張された。現在では、Set-asideの面積がイギリスで約60万haにまで拡大し、全自然保護区の面積より広い(Firebankら、1993)。

1988年にSet-asideに参加した土地は、1992年の大幅改定後の新しい計画への移行が可能とされた。しかし、農家がその最も劣悪な土地のみをSet-asideに当てるこ

とを防ぐため、新計画では、農耕地の周辺で6年間のローテーションを行うことを課している。1992年のSet-aside用地は、1993年には非ローテーションSet-asideに組み入れることが許可されている。また、都市住民の余暇活動への農耕地の開放などに関するカントリーサイド・アクセス計画や、20年間の長期的ハビタット計画など、新たな計画がECの農業環境パッケージの一部として1994年に導入された。

Set-asideは、農耕地を農業生産以外の方法で管理しながら、ハビタットの創出や、カントリーサイドへの都市住民のアクセス権の保障など、環境保全機能を発揮させようとする方策である。その方策を生物相との関係から検討すると、現存するハビタットの拡張、様々なバッファゾーンやコリドーの提供、いくつかの生物種にとっての新たな生息空間の創出、などの効果がある（Firebankら、1993）。これらの方策は、ヨーロッパと同様に二次的な自然が優占する日本においても、その生物相を保全するために有効であると考えられる。

しかしながら、Set-asideには2つの大きな問題が指摘できる。1つは、農家や土地の利用者が事業の目的である農家補助の削減、農耕地の潜在的生産力の維持、環境の質の改善に合意する必要があることである。他の1つは、事業の目的が余剰生産と農家補助の削減であるがゆえに、その対象が農耕地に限定されていることである。とくに日本の農村では農耕地に比べて林野の比率が高いことを考えれば、農耕地のみでなく、林地や草原を含め二次的自然全体を対象にした管理システムを構築することが必要である。

### iii) OECDにおける農業の環境便益に関する検討

農業生態系は、自然生態系を農業システムに改変することで野生生物の生息に負の影響を及ぼす反面、耕地の境界や林縁などのエッジの創出や、収穫後の落穂による餌の供給などによって正の影響をも及ぼしている（Lacherら、1999）。このような正の影響は、農業が有する環境便益であると考えられている。今日、WTO体制下における持続的発展を目指し、農業の環境便益に関する議論がOECDにおいて進められている。なかでも農業と生物多様性との関係に関して、EEA（ヨーロッパ環境機構）やITE（英国陸域生態学研究所）を中心とした機関により汎ヨーロッパの「農業」生息地タイプを対象とした定性的、定量的分析が進められ、いくつかの問題点が整理されている。

OECD（1998）はヨーロッパにおける農業と環境の関係についていくつかの問題を指摘している。まず第一に、

既存の自然保護区の面積を凌駕する広範囲の半自然または文化的景観について生物多様性保全上の価値があることを認めている。とくに、自然植生が人間の土地利用活動によってほぼ完全に改変されたヨーロッパ大陸では、生態学的または社会経済的価値のかなりの部分が土地管理の方法に直接依存しているため、農耕地の管理体制の変化が自然や野生生物にとって重要な影響を及ぼしていることを強調している。一方で、既存の環境レポートの多くは絶滅に瀕した種数、生息地の分断化など環境が変化した結果のみに焦点を当てており、人間活動や経済的メカニズムなど環境変化の原因については関心が低いことを指摘している。これらのことから、ヨーロッパにおける生物多様性の保全には、自然保護部局と農業部局との連携が必要であり、とくに、種の多様性に加えて、人間の土地利用と生息地との間の空間的および機能的関係をも考慮した、総合的な評価手法が必要であると指摘している。

### 3) わが国における生物相保全についての農林地評価

生物相の保全をはじめ、農林畜産物の生産に関わる機能以外の様々な機能を農林地が有することは古くから認識され、その評価に関する研究が進められた。それらの研究の中では、鳥獣保護または生物相保全は早い段階から認識されていた。しかし、稀少種ではなく、二次的自然と結びついた農村の生物相が対象とされたのは最近である。

只木（1981）は「農林業の緑は（都市内の緑に比べて）より良質の緑でありながら、生産という経済的役割を持つがゆえにかえって生活環境としての評価が低い」と指摘した上で、緑地の機能と意義を整理している。その中で鳥獣保護機能を取り上げている。また、勝野（1986）は、農村緑地の機能として「自然保護機能」をあげている。

農林水産省による「農林漁業における環境保全的技術に関する総合研究（農林水産技術会議事務局、1979）」では、農林漁業の持つ環境保全機能の実態解明を試みており、生物相の保護として、原始性、希少性、多様性、学術上の重要性とともに、資源としての有用性や、環境保全に関する指標性が取り上げられている。しかしながら、農林漁業に伴う人間活動の効率化と生態系の環境保全とはトレードオフの関係にあるとの考え方に立脚しており、農村の「身近な生き物」と農林業との関係を積極的に位置づける議論はなかった。

1980年代後半の「農林水産業のもつ国土資源と環境

保全機能及びその維持増進に関する総合研究(農林水産技術会議事務局, 1990)」では、いわゆる国土保全機能や、居住快適性機能、保健休養機能が積極的に位置づけられている。また、それらの機能の全国的な評価が行われている(Katoら, 1997)。しかしながら、生物相保全に関する機能は検討されていない。引き続き実施された「農林地の持つ多面的機能の評価に関する研究(農林水産技術会議事務局, 1993)」でも同様であり、1980年代後期において農林地の持つ生物相保全機能に関する研究は土地保全や水かん養などの他の環境保全機能に比べて取り組みが少なかったと言える。

このようななか、1990年代になると、農林水産省の行政部局でも環境保全機能への関心が高まってきた。「地域資源管理システム形成調査(日本土壌協会・農林水産省構造改善局, 1991)」では、地域資源を、土地、水、エネルギー、生物の4種に区分し、生物資源の持つ機能として生物資源保存機能、アメニティ維持機能、環境浄化機能をあげている。また、横張(1994)は、農林地が持つ環境保全機能に対する認識をアンケートにより調査し、それに基づいて生物・生態系保全機能を「様々な生物種の生息を保護したり、生態系全体の安定性を維持する機能」と定義している。この定義では、農林地の持つ生物・生態系保全機能を、単に農村に生息する希少種の保護のみでなく、人為的インパクトによって形成された農村の生態系全体を保全の対象としていることが注目される。

しかし井手(1992)は、生物相保全に関わる機能が本質的には定量的な解析になじみにくく評価基準を統一的に示すことがむずかしいために観念的に論じられることが多いとし、他の環境保全機能と横並びで統合可能な形で評価することの必要性を指摘している。この指摘に対して、計量経済学的視点から多くのアプローチがなされている。とくに、仮想状況評価法(CVM; Contingent Valuation Method)が生物相保全機能を他の環境保全機能と横並びで定量的に評価する方法として多く用いられている(吉田ら, 1997; 浅野, 1998; 寺脇, 1998)。しかし、CVMには被験者の原体験や原風景に対する意識の違いを排除できないこと、自然条件の異なる地域における生物相を同列に比較できるか否かの検討がないこと、生物相の形成や維持過程は評価に反映されないこと、など様々な問題がある。

他方、農村の生物相保全へのアプローチは保全生物学など様々な視点からも試みられている。保全生物学は、種の絶滅を防ぐための実際的な方法を開発することと

もに、人間活動が生物の種、生物群集、生態系に与える影響を研究することを目標に掲げている(プリマック・小堀, 1997)。鷲谷・矢原(1996)は、人間活動が生物多様性に及ぼす影響のなかには伝統的な「田園」や「里山」などの二次的自然の維持が含まれるとし、単なる「自然保護」ではなく、「生物多様性」という視点に立つことによって「適切な人為的攪乱によって維持される植生」の重要性を指摘している。一般に、植物群落は適度な攪乱が有る状態で多様性が最も高くなると言われている(Connell, 1978; 中静・山本, 1987)。また、守山(1997a)は、伝統的な農村における様々な景観構成要素の配置、すなわち農村におけるビオトープの結合様式が、生物相を保全する上で望ましい農村環境の姿ときわめて近いことを明らかにしている。さらに平川・樋口(1997)は、二次的自然における生物多様性の保全は二次的自然の成立と維持に関わる歴史的価値のゆえに重要であるとされている。

このように、1990年代には農村の二次的自然を生物相保全という視点から積極的に評価する考え方が広まった。「農林水産業及び農林水産物貿易と資源・環境に関する総合研究(農林水産技術会議事務局, 1998)」の中では、このような近年の視点にたち、生物相保全機能が従来以上に大きく取り上げられ、その評価指標の開発が試みられている。

以上のように、農林地の持つ環境保全機能への関心の高まりにしたがって、農村の生物相保全に関する考え方も、農林業とのトレードオフというとらえ方から、二次的自然を積極的に評価する考え方に変化してきた。しかしながら、農林地の持つ生物相保全機能を評価しようとするとき、単に現状の生物種が豊かであるか否かを評価だけでは十分ではない。農村の生物相が人為の影響を強く受けて形成されていることを前提とした評価手法を確立することが重要である。

## (2) 里地、里山の概念と研究史

### 1) 里地、里山、里山林の概念

本研究では、里山を中心に人間の利用目的に応じて意図して形成された農村環境の全体像を「里地のランドスケープ構造」としてとらえ、その質的変容と植物相の関係を、里山の管理という視点から明らかにすることを目的としている。

「里地」とは、環境基本計画(環境庁企画調整局, 1994)において用いられた言葉である。そこでは、国土空間を自然的社会的特性に応じて、山地自然地域、里地

表 - 3 環境基本計画における自然地域区分（環境庁企画調整局，1994より作成）

自然地域区分	定義	自然性	特徴的な要素	主な施策
山地自然地域	人口密度が低く、森林率が高い地域	原始的	典型的な生態系傑出した自然景観	自然公園、自然環境保全地域等の設置
里地自然地域	人口密度が比較的 low、森林率がそれほど高くない地域	二次的	里山の雑木林、谷津田や水辺等	雑木林等の二次的自然の適切な管理
平地自然地域	人口密度が高く、農耕地等も多く存在し、市街地等の大部分が存在する地域	二次的	市街地等に残された雑木林、屋敷林や水辺地等	緑地保全地区、風致地区の設置 都市公園等の整備、緑化
沿岸海域	日本の領海内にある海域及び海岸線	-	干潟、藻場、サンゴ礁等	干潟、藻場等の保全 海洋汚染対策

自然地域，平地自然地域，沿岸海域の4地域に区分している（表 - 3）。同計画では，このうち里地自然地域を「人口密度が比較的 low，森林率がそれほど高くない地域」と定義し，その特徴を「二次的自然が多く存在し，中大型獣の生息も多く確認される。この地域は，農林水産業活動等様々な人間の働きかけを通じて環境が形成され，また，野生生物と人間とが様々な関わりを持ってきた地域で，ふるさとの風景の原型として想起されてきたという特性がある。すぐれた自然の的確な保全と自然とのふれあいの場としての活用を図ることが必要であり，また，過疎化，高齢化が進行している地域を中心に森林，農地等の有する環境保全能力の維持を図り，雑木林等の二次的自然を適切に管理することが重要である。」としている。

上記の定義は，農業地帯区分における山間農業地域や中間農業地域とは異なり，市町村などの具体的な地域の当てはめは行われていない。地形的には小起伏山地，山麓地，小起伏火山地，火山山麓地などの低山地や，大起伏丘陵地，小起伏丘陵地などの丘陵地に対応するとされる（原科ら，1999）。また，特徴的な要素として里山の雑木林や谷津田があげられており，いわゆる「里山地域」の概念に近いものと考えられる。

「里山」または「里山林」という用語は，今日広く一般に用いられているが，その定義は必ずしも明確ではない。林野庁（1978）は，「里山地域開発調査」における対象林分の定義を「幼令広葉樹林地」とし，具体的には，

森林法第2条第1項に定める森林（民有林および国有林第3種林地（部分林，共用林野）のうち，天然性広葉樹林（広葉樹歩合75%以上）のうち用材生産目的のものを除いた森林及び薪炭生産目的で植栽された人工広葉樹林であり，樹令50年生以下，森林面積0.1ha

以上，としている。この定義に従えば，いわゆる旧薪炭林や雑木林が里山に該当し，それは民有天然林面積の70%強を占めている。

しかしながら，この定義には様々な問題点が指摘されている。以下，それらの問題点について検討し，主に「里山」を規定する概念の整理を行う。

#### i) 里山と樹種概念，空間概念

第一の問題は，本来「里山」とは「奥山」に対する空間概念，とくに居住域との距離に基づく概念であり，樹種や林相に対する概念ではないということである。村尾（1982）は，「針葉樹林なども含む里に近い森林」を意味するとしている。千葉ら（1986）は，村尾の定義を踏襲しつつ，「農山村の生活圏内や近在に存在し用材・薪炭材等の供給地として利用されてきた林分」とし，「里山林が農山村において古くから住民の生産活動や経済活動の場として機能してきたことを考えると，植生上は全て二次林化していると見られる。二次林は広葉樹林だけでなくアカマツ林もあるので，実際には（中略）アカマツ林面積を加え（後略）」としている。また，平野（1998）は，「里山（地域）は奥山（地域）に対立することばであり，集落と奥山に挟まれたゾーンである」とし，さらに「樹種的なイメージとしては，雑木林，二次林であるが，通常，場所的に大きくくりする際には一部の人工林も里山としてくられる」としている。さらに深町ら（1996）は，近畿地方のブナ林残存形態を調査し，一般に奥山的印象の強いブナが優占する森林でも，地域社会と密接に結びついた里山ブナ林があるとしている。

これらの研究は，里山が，単に旧薪炭林や雑木林といった樹種概念で定義づけられるものではないことを示している。平成10年版環境白書（環境庁，1998）では，「里山林とは，居住地域近くに広がり，薪炭用材の採採，

落葉の採取等を通じて農村住民に継続的に利用されることにより維持管理されてきた森林であり、落葉広葉樹林、アカマツ林のほか、スギ、ヒノキ等の人工林を含む種々の森林から構成されている」としている。この定義が今日一般に使われている「里山林」の概念に近いものと思われる。

## ii) 里山と地形概念

第二の問題は、「里山」には地形的概念を含むのか否かという問題である。先に示した環境基本計画における「里地」は、山地や平地と並列に用いられており、低山地や丘陵地という地形がその中心的概念を規定している。また、市川(1986)は、林野庁の定義や他の研究者の定義を参照しつつ、「農家(家屋敷)、集落住居から比較的近いところにある丘陵性の山ないしは、その周辺全体を示す言葉のように受けとれる」としている。しかし、林野庁(1978)や環境庁(1998)の定義には地形的概念が含まれていない。また、市川(1986)による里山利用形態に関する事例調査では、埼玉県三芳町や茨城県豊里町など明らかな「平地林」地域も扱われている。

「平地林」について、犬井(1992)は、「国土調査法の地形分類における低地・台地、および丘陵と山地の山麓緩斜面に存在する森林」と定義している。また、Sprague & Moriyama(1999)は、山地の無い関東平野においても明治期には緑肥供給のための林地や草地が土地面積の半分以上を占めていたとしている。すなわち、里山林も平地林も、ともに、薪炭などの燃料や、肥料、飼料の供給源として利用されていた森林であると言える(藤井, 1981; 犬井, 1982; 国土庁, 1987; 石井ら, 1993; 田端, 1997; 今北, 1998; 環境庁, 1998)。したがって、利用形態から里山林と平地林を区別することは出来ない。

守山(1988, 1997b)は、両者を区分せず、「雑木林」や「二次林」または農村住民の慣用的な用語である「ヤマ」を用いている。これらのことは、里山林と平地林とは地形的な概念によって用語法がことなるものの、互いに重複した部分を持つ概念であることを示している。人里から近いことや、その利用形態から里山林をとらえようとすれば、里山林を平地林と区別することは出来ない。したがって、里山を地形的な概念によって画定することは出来ないと考えられる。

## iii) 里山と土地利用概念

第三の問題は、里山は森林のみによって構成されているのか、他の土地利用を含むのかという問題である。里山と里山林との違いを明瞭に指摘している例は少ない。

しかしながら、上記のように「里山」を樹種概念や地形概念ではなく空間概念からとらえれば、里山には採草地など森林以外の土地利用が多く含まれることがわかる。

今北(1998)によれば、滋賀県朽木村における在所の山野利用には「木山」と「草山」があり、薪炭は木山、肥料や飼料は草山が供給源であった。磯谷(1989)は、南房総地域の落葉広葉二次林が明治初期の草地的土地利用と結びつきが強いことを示している。また、小椋(1996)は、東北から九州までの数ヶ所を事例に、地形図や迅速測図を用いて明治期の植生景観を考察し、「多くの地域で樹高の低い森林や“荒地”などの草原的な植生が広く見られた」としている。

藤田(1993)は、明治20~30年代の土地利用をもとに、各県の県史、郡史、市町村史、林業史などから近世末期(江戸時代後期の1850年頃)の林野利用形態の復元を試みている。その結果、全国に共通して見られる卓越的な林野利用として焼畑と採草地・萱山があげられること、焼畑は縄文時代以来の主要な農業生産方式であったこと、採草地・萱山は開墾地の地力維持のために全国の里山地帯で江戸時代を通じて次々に形成されたことを示している。

西野(1993)は、事例とした山間村落について、土地台帳を用いて明治以降の地目別面積比率の推移を求め、明治期中期に最も高い比率を示す地目は原野であること、それが昭和末期には全く見られない状況にまで減少していることを示している。また、採草や薪炭採取に用いられた林野の多くは、入会地として集落の共同管理下に置かれていた場合が多く(潮見, 1962; 八百, 1988; 山本, 1997など)、管理主体や所有形態からも、いわゆる薪炭林と採草が切り離せない存在であると言える。さらに、石井ら(1993)は里山を「人里草原」と雑木林に区分しながら、人里草原の減少が身近なチョウ類の減少を引き起こしたとしている。

これらのことは、採草地や萱場などの草地が、現在は見られなくとも過去においては里山の主要な要素であったことを示している。したがって、里山または里山を含む里地の変容を歴史的にとらえ、その変容と人間や生物との関わりを明らかにするためには、過去における採草地利用など里山における森林以外の土地利用要素に着目する必要がある。

## 2) 里山の利用についての既往の研究

里山に関するこれまでの研究は、林学をはじめ、地理学や農業経済学、農業工学、農村計画学、造園学など

様々な分野で進められてきた。それらの研究は、概ね3つの時代に区分できる。第1期は1960年ごろまでの時期で、里山の伝統的な利用形態が存続していた時代である。第2期は1960年代から1980年代半ばまでの里山の伝統的な存在価値が失われた時期である。第3期は1980年半ばから1990年代であり、里山が身近な自然や生物生息空間として見直された時代である。以下では、それぞれの時代の研究を概観し、里山研究の今日的意義を検討する。

#### i) 第1期 - 農用林野としての里山の利用

第1期の里山のとらえ方は、農用林または平地経済林などの語に表現されている一次資源としてのそれであり(深町・佐久間, 1998), その農業経営上の必要量などについて研究が進められた。

林・南(1951)は、開拓地での林野問題の解決と営農方式の確立を目的とし、埼玉県の台地農村を対象に農業経営の林野依存について調査している。その結果、当時の農業経営は、地力維持のための緑肥と、耕作労働力である役畜の飼料という2つの側面で林野に依存していたことを明らかにしている。また林(1955)は上記の研究を引き継ぎ、対象とした埼玉県の台地農村では、少人数の家族制経営と鉄道を用いた通勤による兼業化がもたらす農業労働力の不足によって所有地の全てを耕地化することが不可能であり、そのことが平地の林野が開墾されずに残存している要因であるとしている。さらに武藤ら(1959)は、農業経営の林野への依存度は水田面積率や対畑地桑園面積率と負の相関があること、森林の落葉の利用には肥料と燃料の2つの形態があること、これらには地域差があることを明らかにしている。これらの研究は関東地方の平地または平地縁辺部の農村を対象に、農業経営学的アプローチによって行われたものであるが、エネルギー革命以前の時期における農業生産と里山との関係を検討する上で重要な知見をもたらしている。

上野(1955)は、御嶽山・乗鞍岳・八ヶ岳の山麓に位置する高冷地山村を対象に、地理学的手法を用いて部落を単位とした土地利用を研究し、その中で採草地の利用形態とその空間配置を検討している。採草地には、畑地に直接投入する木柴を中心とした緑肥採取のための柴地(柴山)、夏季に牛馬の飼料とする草を採取する夏草場、冬季の飼料とする乾草採取のための刈草場などがあり、柴地は耕地から、夏草場は集落から比較的近距离の場所が選定され、刈草場はより遠距離の場所に位置する。

近藤(1959)は、明治期以降の牧野の変化を土地所有と地代との関係から経済学的に解析し、幕末から明治初

年にかけては山林面積が全国土の二割九分にすぎず「連々として続く草山」という状態であったのが、入会林野の大地主制への移行、化学肥料の供給増と兼業機会の増大、さらに立木価格の上昇にともなう地主の林地化要求により、多くの採肥源牧野で林地化が進行し、牛馬産的牧野のみが残存したとしている。

#### ii) 第2期 - 低位利用地としての里山の開発

第2期は、エネルギー革命により里山と農耕地との肥料や役畜飼料を通じた有機的なつながりは断たれていたため、放置された里山の有効活用に関する研究が多い。村尾(1982)によれば、エネルギー革命の発生後も薪炭材の価格は上昇しているし、製紙技術の発達によるパルプ材の需要が増加するなど、広葉樹林の利用は維持されていた。しかし、里山利用の中心が製炭ではなく肥料や飼料にあったことを考えれば、エネルギー革命による薪炭需要の減少だけでなく、化学肥料の供給増による緑肥需要の減少や、自動車やトラクタの普及による役畜用飼料需要の減少が、里山の放棄につながったと考えられる。

またこの時期は、放置された里山の有効活用が模索された時代といえる。これは新全総や三全総で、里山林が「低位利用旧薪炭林」と位置付けられたことに起因する(福島, 1982)。このため、林野庁(1978)による「里山地域開発調査」に基づいて里山林の存在形態や、その伝統的な利用形態を整理しながら、林産物生産の高度化や、農耕地としての整備の可能性を検討した研究が多い(地井, 1979; 石井, 1981; 福島, 1982; 鎌田, 1982; 近藤, 1982; 千葉ら, 1986)。

一方でこの時期は平地林を中心に緑地的観点から里山の再評価が見られた時期でもある。市川(1986)は、「里山を里山のままで複合的に利用する方向が、農林家経営や地域の自然環境保持、都市住民の“緑・自然に対するニーズ”からいっても重要であり、今後の里山利用の展開方向のように思われる」と指摘している。

#### iii) 第3期 - アメニティ資源としての里山の再評価

第3期、すなわち1980年代以降は、里山を、身近な緑地として地域の風土や景観を形成するアメニティの視点から再評価する研究が多くなった(藤井, 1981; 糸賀・矢澤, 1984; 李, 1986; 横張, 1986; 平地林研究グループ, 1989; 香川, 1992)。すなわち、里山は農用林野または薪炭林としての価値の喪失と管理の放棄によって低位利用地または遊休地と見なされていたため、水田や畑などの農耕地に比べて開発行為の対象地となりやすかった。そのため、大都市周辺の丘陵地や台地では、

宅地その他の開発が進行し、里山の多くが都市的土地利用へと変換された(原田・原田, 1995)。これらの里山開発は、結果として都市住民と里山の距離を縮めることになり、都市住民の視点から居住地周辺の農林地の評価が行われるきっかけの1つとなったと考えられる。

一方、里山の放置や松枯れによる荒廃が深刻化し、アメニティ資源としての里山の価値を高めることが求められた。そこで、従来の農林地的利用法とは異なる新たな植生管理技術や、その効果に関する研究が進められた(高橋・亀山, 1987; 深町ら, 1999)。さらに、アメニティ資源としての里山の管理を、機能の享受者である都市住民が行うための条件に関する研究も進められた(重松, 1990; 重松, 1991; 重松ら, 1999)。都市住民が里山に直接かかわる動きは都市・農村交流へとつながり、里山を資源として活用した農山村の活性化が数多く試みられている(環境庁企画調整局・里地研究会, 1996; 今北, 1998; 吉津, 1998)。

また、都市住民と里山の直接的な関わり合いは、里山の自然そのものへの関心を高めた。とくに、これまで身近で普通な生き物と考えられてきた里山の生物のなかに絶滅に瀕している種が多いことが明らかになり(高桑, 1997; 芹沢, 1997)、生物生息空間として里山が再評価されるようになった(鷲谷, 1997b; 守山, 1998; 上杉, 1998; 田端, 1998)。今日、里山を生物生息空間としてとらえるなかで、人間と生物との関わりが重要視され(中越, 1997)、人間による過去の里山利用と植物相との関係(守山ら, 1977; 田村, 1994)や、里山の生物多様性を維持するための管理方法(亀山, 1996)などについて研究が進められている。

### 3) 里山の二次植生と植生管理についての既往の研究

環境庁による植生自然度のうち、自然度4「二次草原(背の低い草原)」から自然度8「二次林(自然林に近いもの)」まで(ここでは人工林を含む)を里山を含む人為的に形成された林野の植生であるとすれば、それは日本の国土の約50%強を占めている(環境庁自然保護局・アジア航測, 1994)。しかしながら、その占有面積に比較して里山の植物群落に関する研究の蓄積は少ない。これは、極相林が人為的影響を考慮しなくてよく、人工林は計画的に作り出された森林であるのに対して、里山の主要な植生である二次林の成立には、成立過程や様々な人為的攪乱により多くの要因が複雑に関係しているためとされる(中越, 1988)。

#### i) 二次林

二次林研究の初期には、二次林の群落タイプやその立地、成立要因に関する研究が進められた。初期の二次林研究としては、吉岡(1958)による全国の松林(アカマツ林とクロマツ林)の分布と群落構造の調査に基づく森林型の区分があげられる。さらに吉岡(1972)は、全国の二次林について同一地域の自然林との比較を行い、自然林は地域によって異なった多様な群落が成立しているのに対し、二次林は地域が異なっても似通った群落となり、平凡な植生であると述べている。その後、二次林に対する認識が深まるにつれて、地域によって異なる自然植生に対応した多様な二次植生が成立していることが明らかにされた(中越, 1988)。

二次林の群落構造については、自然植生や他の二次植生とともに、植物社会学の手法を用いた群落調査と群落区分、現存植生図の作成を通じて、多くの調査資料が発表され、それらの資料に基づいて日本の植生単位が体系化された(宮脇ら, 1978)。また、宮脇らのグループは、全国の現存植生図、潜在自然植生図も作成した。

この結果に基づいて、本研究の主な対象地域である東北(宮脇, 1987)と関東(宮脇, 1986)を中心に二次林植生を概観すると、二次林には、主に常緑広葉樹二次林、常緑針葉樹二次林、夏緑広葉樹二次林がある。このうち、ローム層に覆われた関東平野では、夏緑広葉樹二次林であるクヌギ・コナラ群集が大きな割合を占める。また、関東北部や関東平野周辺の山地・丘陵地、東北の低山地ではクリ・コナラ群集やヤマツツジ・アカマツ群集、アカマツ・コナラ群落が発達している。これらの植生単位の中には、天然更新により成林した林分ばかりでなく人工更新により成林したコナラ林やクヌギ林も含まれると考えられるが、宮脇らはそれを区分せず、アカマツ林についてのみ二次林と植林を区分した。ただし、アカマツ植林は、種組成からはクヌギ・コナラ群集やヤマツツジ・アカマツ群集と区別できない(宮脇ら, 1971)。

都市化の進展や、二次林をはじめとする里山の放棄、また松枯れなど二次林を取り巻く環境が変化する中で、二次林に関する研究も、環境の変化に対応した二次林植生の動態を解明することに力点がかけられるようになった。とくに、1970年代に都市開発の対象となった台地上の平地林を対象とした研究が多く見られる。

高橋ら(1983)、Miyata(1983)、辻(1991)などは、斜面の向きや土壌、地形などの立地条件による二次林の群落構造の差異を解析した。福岡ら(1981)は、都市化が進む小地域を対象に、植生自然度を用いて二次林の遷

移系列を検討した。浜端（1980）は、武蔵野のクヌギ・コナラ群集を対象に種組成と土地利用を調査し、重力散布型の本種にとって二次林の孤立化が大きな影響を及ぼすことを明らかにした。Bhujraら（1999）は、千葉市の放棄された植林地において種の動態と移入パターンを放棄前の林野管理との関係から検討した。藤井・陣内（1979）は、マツ平地林を対象に放棄後の遷移度と種組成との関係を生活形別の種数の増減から明らかにした。また、松枯れ後の植生動態に関しては、藤原ら（1992）や達・大沢（1992）などの研究がある。さらに、大久保・加藤（1996）は、埼玉県所沢市の分断化されたコナラ二次林を対象に林内における高木種幼樹の分布を調査し、遷移の進行により多様な林冠を持つ林分が成立する可能性を示唆している。

## ii) 二次草原

日本の二次草原、すなわち野草地には、人間の活動形態に応じ、ススキ型とシバ型の2タイプがある（沼田、1995など）。また、ササ型草原も多く地域で成立している（宮脇、1987）。ススキ型草地は火山地などにおける一次遷移の過程で成立するが、現存するススキ型草地の多くは人為的管理によって植生遷移が抑制されたため存続している（岩城、1971）。岩田（1971）は、北上山地の草地植生に着目して群落構造、分布、成立要因を調査し、シバ型草地は家畜放牧の影響が強いこと、ススキ型草地は火入れや刈り取りによって成立していること、ススキ型草地で火入れの影響が強いとハギ類の混入度が高まることを明らかにした。野草地の成立と火入れとの関係については多くの研究が行われており、年1回程度の火入れはススキやササ類の生育にはほとんど影響を及ぼさないが、いわゆる「ハギ山」の維持には連年あるいは2、3年に一度の火入れが必要なが知られている（内藤・飯泉、1987）。

## iii) 二次植生の管理

二次植生、とくに二次林については、その管理に関する研究も多く、とくに二次林のレクリエーション利用を目的とした管理技術に関する研究（重松、1988など）が多い。藤井（1981）は、関東地方のマツ平地林を対象に、その林分構造と緑地的評価との関係を解析し、都市地域、兼業地域、専業地域という地域の住民構成の違いにより、高く評価される林分の構造が異なることを示した。石坂（1982）は、植生管理によって形成される群落の構造は微地形や土壌、光条件など立地環境によって異なることから、大規模緑地の植生管理を図る際にはそれらの立地間差異に留意すべきであると指摘した。また、

山瀬（1998）は、アカマツ二次林の下層木伐採程度と群落構造との関係の解析により、強度の伐採によって萌芽力の強い特定の本種が優占してツツジ類が減少することを明らかにし、視覚的な美しさの価値の低下が危惧されるとしている。さらに、辻・星野（1992）や谷本・鈴木（1985）は、下刈りや落ち葉の採取などの林床管理や、林内歩行に伴う踏圧が二次林の土壌と林床植生に及ぼす影響を解析している。

重松（1985a）、重松（1985b）、養父ら（1985）、養父・重松（1985）、養父ら（1986）、倉本（1984）は、ネザサ、野生ツツジ、カタクリ、キキョウ、キツネノカミソリなど、二次林の視覚的景観の保全上またはレクリエーション利用上重要と思われる特定の植物種が優占した群落を形成するための管理技術について研究を行っている。

これらの研究の多くは、二次林を中心とした二次植生の現在の群落構造を解明し、その管理・制御技術を開発することを目的としている。しかしながら、農村の二次的な植物相は長年にわたる土地利用の影響を受けて形成されたものである。したがって、農村の植物相保全に有効な管理方法を検討するためには、現在の群落構造が形成されるまでの過程における過去の土地利用が植物相に及ぼした影響を及ぼしたかを解明することが必要である。

また、上記の植生管理に関する研究の多くは、公園緑地など定められた対象に対する管理技術の開発に関するものである。また、農林地の管理については農林業生産のための技術や、伝統的な技術も存在する。しかしながら、農村の植物相に関する問題の所在が利用価値の喪失による農林地の放置にあるとすれば、かつてのような広範な農林地の管理を農村住民や土地所有者に期待することは難しく、植生管理技術の開発のみでは問題が解決しないことは明らかである。少ない管理労働力で植物相の保全に有効な管理を行うための管理対象地の選定や、その管理労働力の負担の在り方などが重要な検討課題となると考えられる。

## (3) ランドスケープの概念と研究史

### 1) ランドスケープの概念

生物多様性の保全は、遺伝子、種、生態系（生物群集）、ランドスケープなど、3ないし4つのレベルに分けて検討されている（Reid & Miller, 1994；鷲谷、1997a）。このうち、「農村環境を全体としてまもる」という視点から生物多様性の保全を考える上で最も重要と考えられる

のはランドスケープ・レベルである。

本研究に言う「ランドスケープ」は、英語の landscape やドイツ語の Landschaftに通じる概念であり、一般には「景観」と和訳されている。landscape や Landschaft の概念についてはこれまで数多く紹介されているが、共通して言及されていることは、これらの語には2つの概念が含まれるということである(井手, 1971; 杉浦, 1974; 横張・武内, 1990; 岡橋, 1993; Naveh & Lieberman, 1994; 沼田, 1996)。すなわち、1つは土地の「姿」を示すものであり、他は一定の土地の「広がり」を示すものである。前者は地域の現状を視覚的な像としてとらえるものである。後者は「視覚面だけに限定せず、環境の総合的指標として全感覚で認知し、さらに、生態学的な特性や土地利用全体の総合的判断を加えたもの(糸賀, 1986)」とされる。

日本語の「景観」は landscape の訳語としてつくられた言葉であり、本来は landscape の持つ2つの概念を有する。しかしながら、今日一般に「景観」を用いる場合には、前者、すなわち視覚的な像としての意味が強く、後者の概念に対する認識は低い。井手(1971)は、Landschaft を地域的広がりと時間的変化をもった生態的秩序概念としてとらえる立場から「景域」をその訳語としている。さらに武内(1974)は「景域は、時間-空間-システムとして表される、地域の、人間主体による総合的理解として得られるものであり、(1)生物生態的秩序概念、(2)地域概念、(3)歴史的共属概念を含む」としている。また、沼田(1996)は、landscape を全感覚的にとらえる観点から「景相(omniscap)」という訳を用いている。本研究では「景観」という日本語の混乱を避け、かつ landscape や Landschaft が持つ地域概念を重視する立場から、あえて「ランドスケープ」を用いる。

地域概念に基づいてランドスケープをとらえようとする際に重要なのは、「地域をどのようにとらえるか」という問題である。武内(1991)はこの問題に対して「全体的地域」という概念でアプローチしており、全体的地域を「地域を区分するさまざまな基準が集積し、一定の空間領域を形成して、しかも、それぞれの基準の根拠となる要素の間には有機的に結ばれた機能的関係がある」と説明している。この考え方にたてば、ある一定の空間領域、すなわち「地域」は様々な要素の混在によってヘテロな構造を持つことになる。とくに、農村ランドスケープでは、農耕地や牧草地、樹林、水路、家屋、道路など種々な要素が混在するため空間的な異質性が高いと同時に、樹木や作物などの生育期間が異なるため時間的な

異質性も高いとされる(Risser, 1987)。

このような農村空間の異質性の高さは、地理学や農村計画の分野では古くから注目され、地域内が均質な構造を持つ「等質地域」の集合体である「結節地域」を対象とした研究が数多い(例えば、青木・三橋, 1984a, 1984b; 伊藤, 1986; 荒木, 1988; 作野, 1992など)。等質地域では、様々な因子が相互に関係を持っており、結節地域においては個々の等質地域が機能的な相互関係を有している。ランドスケープ・エコロジーでは、前者を等質地域内の「垂直的關係」、後者を等質地域間の「水平的關係」とし(Haber, 1990; 武内, 1991; Naveh & Lieberman, 1994; 横山, 1995)、それらによって構成されるランドスケープを結節地域としてとらえている(Turner & Gardner, 1991)。すなわち、ランドスケープは、様々な等質地域の集合体としてとらえられ、「地理的複合体(杉浦, 1974)」、「地域生態系複合(亀山, 1993)」などと呼ばれている。植物社会学で提唱されている「総和群集(鈴木, 1986)」もこの考え方に近い。

本研究の対象である里地には、里山の二次林やアカマツ林、スギ・ヒノキ植林、採草地のほか、農耕地や集落居住地、水路や道路など、様々な要素が混在している。したがって、里地や里山を生態系複合体としてのランドスケープとしてとらえることが有効と考える。

## 2) ランドスケープの構造についての既往の研究

Forman & Godron(1986)によれば、ランドスケープ・エコロジーではランドスケープの3つの側面、すなわち「構造」、「機能」、「変化」に焦点をあてる。さらに、ランドスケープの構造は、内部におけるパッチ、コリドー、マトリックスなどの形態や分布を通じて把握されるとし、それらの繰り返しによって形成されるモザイク状態を解明することが重要である。パッチは「比較的均質で非線状の空間であり、周囲の空間からは区別されるもの」、コリドーは「線状の空間で隣接する両側の土地から区分され、通路、障壁、生息空間など重要な機能を持つ」、マトリックスは「生態系や土地利用のモザイクをとらえる際の背景となる部分」とされる(Forman, 1995)。

パッチやコリドーが持つ生態的機能については、今日多くの研究がある。とくにパッチやコリドーの形状や配置と鳥類などの野生生物との関係(山岡ら, 1977; 一ノ瀬・加藤, 1994; Hinsleyら, 1996; 井手ら, 1996; Bellamyら, 1996; Duckworthら, 1999)など多くの研究がなされている。なかでも、井手(1992)は農村に存在

する農林地のパッチをランドスケープのサブシステムと考え、屋敷林を主体とする集落サブシステム、農用林を中心とする林地サブシステム、耕地・荒地を主体とする耕地サブシステムが混在しつつ、それぞれが自然林、二次林、二次遷移初期群落の種子供給源として機能することによって農村の空間的・時間的モザイク性が高まっているとしている。

ランドスケープの構造を解析するためには、個々のランドスケープ要素の配置やランドスケープのモザイク性を定量化する必要があると、多くの試みがなされている。古くはある一つの要素に着目し、その分布を「点の分布」と考えて定量化する試みが多く、Clark & Evans(1954)のNearest Neighbor Method(近隣単位法)が植生の分布や集落形態の解析に用いられてきた(Brich, 1967)。しかし、その手法については、境界条件の設定に関する問題やその他の欠点が多く指摘されている(奥野, 1977)。またジョイン(小出, 1977; 玉川, 1982; 恒川ら, 1991)や混在度(横張・福原, 1988)などメッシュの特性を用いた方法やエントロピー理論を用いた方法(黒田ら, 1988)などが考案されている。また、Turnerら(1991)は、ランドスケープ・パターンの繰り返しを前提とするか否かという視点から9手法を整理、紹介している。しかし、これらの手法の多くは数学モデルに基づいて要素の分布がランダムであるか否かを判定するため、結果の解釈を直接地域計画に反映しづらい。また、近接単位法の境界条件にみられるように、一様な地形条件下で対象区を任意に設定できることがその適用の前提とされており、日本の農村にそのまま適用することは難しい。

ランドスケープ構造の解析にあたっては、データ作成と解析のスケールが重要な影響を及ぼすことが指摘されている(Meentemeyer & Box, 1987)。Forman(1995)は、ランドスケープのスケールを「1枚の空中写真から把握される範囲」と規定している。しかし、一般に、均質地域と結節地域は繰り返しによって階層構造を形成している(武内, 1982; 武内, 1991)とされ、どのようなスケールでランドスケープを解析するかが大きな問題となる。このような問題意識から、衛星リモートセンシングによる土地被覆データから得られるランドスケープの諸特性とスケールとの関係が検討され(Cainら, 1997; Mladenoffら, 1997)、いくつかのスケールにおけるランドスケープの構造は空間的階層性から予測可能なこと(O'Neilら, 1991)、空間特性やランドスケープ要素、事例地域など解析の目的によって必要なスケールと精度

が異なること(O'Neilら, 1996)が指摘されている。

Jongman(1998)は、「ランドスケープは様々な人間活動の側面と土地自然とのインターフェイスである」としている。すなわち、ランドスケープの構造の形成には、土地自然とともに人為の影響が大きな影響を及ぼしている(図-1)。Nassauer(1995)は、「文化とランドスケープは互いにフィードバック的な影響を及ぼしている。例えば、人間のランドスケープに対する認識や価値観はランドスケープに影響を与えると同時にランドスケープの影響を受ける。また、文化的な慣習は居住地域のランドスケープだけでなく一見自然に見えるランドスケープにも強い影響を及ぼしている」と指摘している。これらの視点から、ランドスケープ・エコロジーでは、地生態と生物生態との間に介在する人為的領域を重要視している(Leser, 1984)。とくに、農業活動とランドスケープ構造との関係はさらに解明される必要があると指摘されている(Braudry, 1993)。

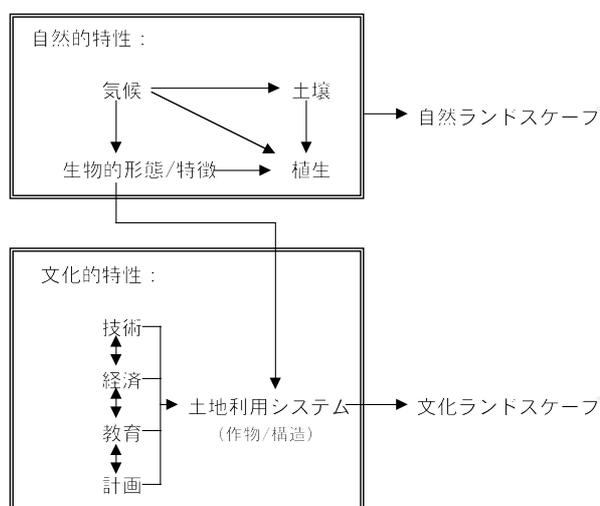


図-1 自然ランドスケープと文化ランドスケープの関係とその基本的な形成過程 (Jongman, 1998より作成)

また、森林地帯ではしばしば土地所有の境界がパッチの境界となることが多く、空間的な異質性に及ぼす土地所有の影響が大きいとされる(Crowら, 1999)。このことは、里地における植物相の保全を考える上で重要な意味を持つ。里地のランドスケープを構成する様々な農林地は長年にわたる人間活動、とくに農村住民が自らの領域において効率的に食料や生活資材の生産を行うことによって形成、維持されており、それらの時間的・空間的モザイク性が里地の植物相に影響を及ぼしていると考えられるからである。

ランドスケープ構造の形成に影響を及ぼす土地自然については、地形が大きな役割を持つと考えられている。すなわち、地形の違いがランドスケープの異質性と多様性を生み、それが生物の多様性をもたらすとされている(Hoover & Parker, 1991)。Takeuchiら(1995)は、人間のダイナミズムや環境傾度との関わりから、生物多様性の維持におけるランドスケープ構造に及ぼす地形の影響の重要性を指摘している。そのような視点から、山本ら(1994)は、秋田県横手盆地を事例に、地域のランドスケープ構造を河川によって形成される地形と水文条件、それに規定される集落形態に代表される人間活動の両面から類型化し、得られたランドスケープ単位が地形条件に規定された階層構造を持つことを明らかにした。また、近年のランドスケープの変化についても地形と人間活動との関係が大きな役割を果たしていると考えられ、とくに農業活動との関係では、地形上有利な谷底や平野では農業が集約化されてランドスケープが単純化しているのに対して、急傾斜地やモレーン台地などの不利な地域では農耕地の放棄が進んでいる(Alesら, 1992; Simpsonら 1994; Garcia-Ruizら, 1996)。

このように、ランドスケープ構造は、空間の階層性と、土地自然ならびに人間活動の影響のいずれをも考慮に入れて解析する必要がある。とくに、里地のランドスケープにおいては、土地の利用や管理を中心とした長年にわたる人間活動が本質的に重要な役割を有している。したがって、土地の利用、管理主体である農村住民の活動と、土地自然との関係からランドスケープ構造をとらえることが重要である。

### 3) ランドスケープの変化についての既往の研究

長い年月にわたる人間活動と土地自然との相互関係によって形成されてきた里地のランドスケープは、高い多様性を有し、同時に多様な生物種を育ててきた。しかしながら、近年の変容は、伝統的な変化の範囲を超え、生物種の減少をもたらしていると考えられている(Brandt, 1995)。井手(1995)は、伝統的な農林地利用の過程で生じるランドスケープの変化は農村空間のモザイク性と生物の多様性を高めてきたが、1960年代以降の農業・農村の変容にともなう集約的に利用される空間と放置される空間の二分化は、都市化などによる生物生息空間の分断化と、放置後の植生遷移などによる生息環境の均質化とをもたらしたとしている。Brandt(1995)は農業の近代化や大規模化にともなう農村空間に点在する小規模なピオトープの減少を指摘している。これらの指摘は、

近年のランドスケープの変化が不可逆的に進行し、それが生物生息空間に強い影響を及ぼしていることを示している。したがって、ランドスケープの変化が生物の多様性に与える影響を検討するためには、ランドスケープの変化様式から整理しておくことが有効と思われる。

Zonneveld(1995)は、ランドスケープの変化を評価する視点として「安定性(stability)」を取り上げ、「多様性を維持するランドスケープの安定性とは不可逆(irreversible)な変化が生じないこと」を意味しているとし、それを無変化(no change)、抵抗性(resistance)、弾力性(resilience)、平衡性(equilibrium)に分けて整理している。さらに、熱帯雨林のギャップ更新や二次林の回復力などの例から「抵抗性や弾力性」が重要であることを論じている。ここで言う「抵抗性」とは攪乱に対して強い防御力を持つことであり、「弾力性」は動的平衡に近い考え方である。

このような視点から、空中写真などを用いてランドスケープの変化様式を解明し、その結果を生物相保全に応用しようとする試みが多くなされている。深町ら(1997)は、丹後半島における過去約100年間の里山の変化を地形図等に基づいて解析し、様々な形の社会的インパクトが小規模な面積単位ごとに発生することが里山の複雑な林相分布を生み出したことを指摘している。染矢ら(1989)は、広島県の山間集落を対象に現存植生図を植生ユニットを用いて解析し、水田面積率が高いほど小規模な植生ユニットが多数存在することを明らかにした。鎌田・中越(1990)や鎌田(1996)は、染矢らの研究を受けて、空中写真から作成した1960年代の植生図と現在とを比較し、水田近隣の小規模な植生ユニットが水田へ投入する緑肥や役畜の飼料採取のための採草地に由来すること、それらは入会地ではなく私有地であるため規模が小さいこと、近年には森林の管理放棄により植生ユニットの結合が生じランドスケープのモザイク性が低下していることを明らかにした。また、森林の管理放棄によるモザイク性の低下や、逆に植生の進行によるモザイク性の増大は、広島県の他の地域(鎌田・中越, 1991; Kamada & Nakagoshi, 1996)や中国地方(鎌田・曾宮, 1995)でも明らかにされている。さらに、水田や集落居住域からの距離と林野の利用形態の変化との関係は韓国の里山においても観察され(鎌田ら, 1987)、日本との比較も行われている(Hongら, 1995)。

これらの研究は、空中写真や植生図を基礎資料として用いて実施されたが、より長期間のランドスケープ構造の変化に対しては地形図を用いた解析が行われている

(小路ら, 1995; 深町ら, 1996; 志賀ら, 1998; 大野ら, 1999)。

ここで, 里地のランドスケープ構造の変化は, 時間スケールと空間スケールの違いによって様々な様相を呈することが指摘されており (Thenail & Baudry, 1995), 解析の目的に応じた時間スケール, 空間スケールの設定が重要である。

たとえば, 秣場(まぐさば)は農耕の主流である刈敷農耕にとって欠くことのできない肥料採草地であるが, 田村(1995)は秣場の利用形態が数十~数百年単位で変化し, その変化が農村の生物相に大きな影響を及ぼしていることを明らかにしている。16世紀から18世紀(戦国時代から江戸時代初期)にかけての社会の安定化と石高制の確立は, 新田開発を促した。その結果, 開墾地の地力維持のために全国の里山地帯で採草地や萱山が形成された(藤田, 1993)。19世紀(幕末から明治期)になると, 貨幣経済の浸透や地主制の発達により里山が木材や薪炭生産の場となり, 採草地や萱山の森林化が進められた(近藤, 1959など)。さらに, 20世紀中期になると, エネルギー革命により里山の価値が喪失し, 未利用地となった。これらの社会変動は, 1年を周期とした火入れによる採草地利用から, 十数年から数十年周期の薪炭林利用, さらには放棄という, 林野利用周期の変化をもたらした。このような社会制度や技術革新による林野利用の変化は, 半世紀から数百年の長期的な周期で日本全国におよぶランドスケープの広域的な変容をもたらし, 農村の生物にとっては「群落環(沼田, 1974)」の変化として長期的な影響を及ぼす(図-2)。これらの長期的変化をとらえようとする場合には, 少なくとも100年間以上の長期的なデータの収集と解析が必要である(Duckworthら, 1999)。

一方, 地域のランドスケープは, 十数年から数十年の周期で変容を繰り返し, 短期的な影響を生物相に及ぼす。たとえば, 薪炭林の伐採と成長や, 焼き畑のローテーションにともなう変化などがあげられる。これらの変化を生物相の視点からとらえれば, 群落環は変化せず, その中で樹木の生長にともなう周期的な変化であると言える。さらに農耕地などでは, 数ヶ月から1年を単位とした, 農耕にともなう変化が見られる。

以上のことから, 里地のランドスケープ構造の変容を, その要因となる人間活動, ならびにその変容が生物相に及ぼす影響との関係をとらえようとする場合には, 長期的で広域的な時間的, 空間的スケールと, 比較的短期的で, 地域的なスケールの両面から検討する必要があると考えられる。

#### (4) 本研究で使用する用語の概念整理

以上で検討した農村の生物相保全に関する歴史的経緯, ならびに里地, 里山, 里山林やランドスケープについての既往の研究から, ここでは本研究で用いる用語の概念を整理し, 次章以降ではその概念に基づいて解析を進めた。

##### 1) 里地, 里山, 里山林

本研究では, 里地, 里山, 里山林を新たに定義して区別することとした(図-3)。すなわち, 歴史的に農村の住民が薪炭, 肥料, 飼料やその他の生活資材の供給源として利用, 管理してきた林野を, その地形的特性や植生の違いに関わらず「里山」と呼ぶ。里山の土地利用のうち森林であるものを「里山林」とする。また, 里山と農耕地, 居住域とが一体となって形成していた農村空間を「里地」と呼ぶ。

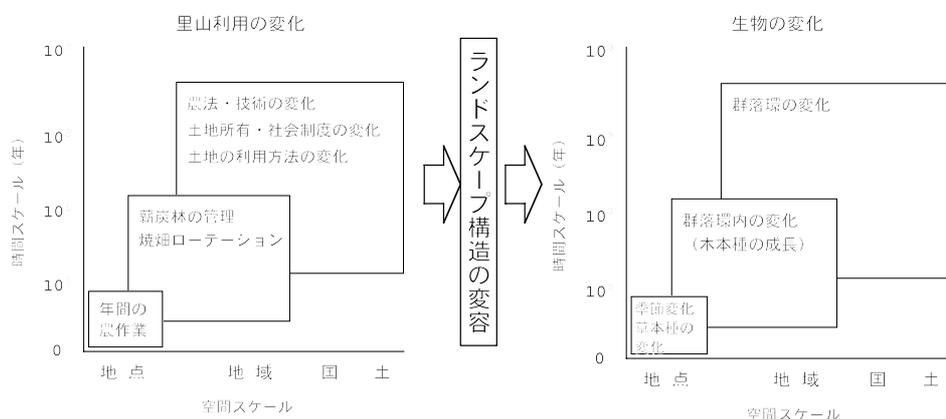


図-2 時間, 空間スケールと里山利用, 生物相の変化の関係

武内(1991)によるDelcourtら(1983)の和訳, およびThenail & Baudry(1995)を参考に作成

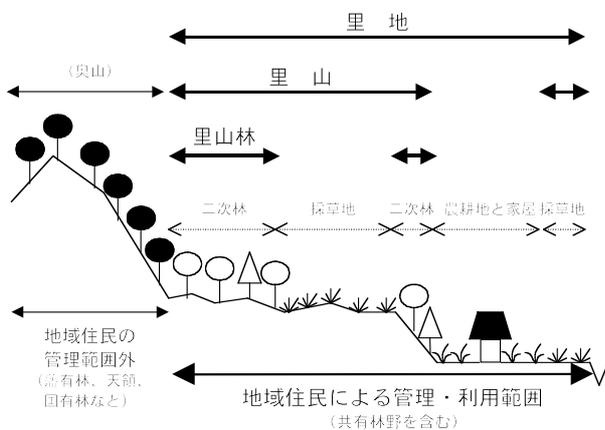


図-3 本研究における里地, 里山, 里山林の概念模式図

これらの定義により里地から除外される国土は、現在の国有林（共有林野を除く）や過去の藩有林などで農村住民の利用・管理に供されていない林野と、低地農村や都市域など、農耕地や居住域と里山とが切り離された地域である。言い換えれば、本研究における里山林は、概ね環境庁（1998）の定義と同義であり、里地は環境基本計画に言う里地自然地域と平地自然地域の一部（台地の農村など）及び山地自然地域の一部（人が居住し民有林が主体となる地域）に該当する。

なお、本研究では「里地」という語は里山、農耕地、居住域の相互関係を重視する場合に用いるものとし、単に農村の空間を指す場合には「農村」または「農村空間」とする。

#### i) 里山の利用形態

本研究では、里地におけるランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響を解明するため、過去における里山の利用形態について検討する必要がある。前述のように、伝統的な里山の利用形態には、森林的な形態と、非森林的な形態があった。

このうち、森林的な利用形態には、コナラやクヌギなどの広葉樹林、アカマツなどの森林、スギやヒノキの用材林などがある。これらは、空中写真の判読や、迅速測図などの地図資料から区分可能である。そこで本論では、これらをそれぞれ、広葉樹二次林、松林、針葉樹林とする。ここで、原則的に針葉樹林に松林を含まないものとするが、地形図からスギやヒノキとアカマツなどのマツ類を区別することはできず、いずれも針葉樹林に含まれる。したがって、地形図を基礎資料とした土地利用解析においては、松林は針葉樹林に含まれるものとする。また、広葉樹、アカマツ、針葉樹の違いを考慮しない場合には、単に二次林とする。

一方、非森林的な利用形態については、表-4に示したように統一的な用語がない。とくに、地形図の「荒地」には、農村住民が採草地として利用している部分と、利用していない部分がともに含まれている（中野, 1955）。また、「草地」には、伝統的な里山利用における採草地と、今日の外来牧草からなる草地（改良牧野）がともに含まれる。そこで、本研究では、農村住民による伝統的な里山利用のうち非森林的な利用が行われていた部分を「採草地」と総称することとする。ここでいう「採草地」は、いわゆる「まぐさ場」と称されるものである。採草地には、刈敷など農耕地へ投入する肥料の採取を目的とした「柴山」と、家畜の飼料や屋根葺き用の茅を採取した「草場」の2つの形態が知られている（上野, 1955）。前者はコナラなどの低木が優占する植生であり、後者はススキや他のイネ科草本が主体の植生であったと考えられている（田村, 1994；小椋, 1996）。本研究で両者を区別する必要がある場合には、前者を「柴型採草地」、後者を「茅型採草地」とする。ただし、多くの場合厳密に両者を区別することは難しく、これらが区別できない場合は「採草地」とした。

#### ii) 里山林の林分構造

林分構造とは、林冠の状態と林内の階層構造とから総合的に把握される森林の状態を指す。林冠の状態とは、林冠を構成する樹木の、種類、高さ、密度（被度）などから把握される。林内の階層構造は、亜高木層、低木層、草本層それぞれの優占植物種、高さ、被度などである。これらの林分構造は管理の有無や、植生の遷移にともなって変化する。

里山林の林分構造は農村住民による管理に大きく影響を受ける。管理には、伐採、間伐、植栽、枝打ちなど林冠を構成する樹木を対象とするものと、下刈り、落ち葉掻きなど、薪や緑肥採取のための林床管理とがある。

#### 2) 植物相

一般に、植物相（flora）は「ある範囲の空間・地域に生育している全植物種のリスト、植物誌（沼田, 1974）」とされる。しかし、本研究では、里地における人間活動がもたらすランドスケープ構造の変容が植物の生育空間に及ぼす影響を解明するという視点から、「植物相」という用語を限定的に用いた。すなわち、人間活動によるフロラへの影響を指標的に表しうる特定の植物種群によって「植物相」を代表するものとした。言い換えれば、本研究の対象とする「植物相」とは里山管理などの人間活動の影響を強く受ける植物種群である。とくにここで

表 - 4 里山における非森林的利用形態の概念

利用目的	未利用地	採草地		牧草地
		肥料採取	飼料採取	飼料・放牧
優占する植物	(種々)	広葉樹低木	ススキなど	牧草
本論における呼称	荒野	採草地 柴型採草地      茅型採草地		牧草地
地形図 (日本地図センター, 1980)	荒れ地 畑地・草地			
中野 (1955)	荒地 未利用荒地 利用荒地 家畜用地 牧場 放牧地 採草地 農用地 (刈敷など) その他用地 (藁など)			
上野 (1955)	柴地 (柴山) 草場 (草山、秣場) 夏草場 刈草場			
今北 (1998)	草山 ダイラ クサカリヤマ			
迅速図 (小椋, 1996より)	牧場或いは草地 荒蕪地 廣野 樺叢 灌木地			
田村 (1994)	まぐさ場 樺叢的植生 草地的植生			

注) 図中の矢印は、各用語の概念がおよぶ範囲を示す。

は、植物相への人間活動の影響を里山林の林床管理の影響をうける草本類を指標として植物相を捉えた。

### 3) 時間的・空間的スケール

人間活動によるランドスケープの変容は、時間的、空間的スケールの違いによって異なる影響を生物相に及ぼす。たとえば、社会制度や技術革新による林野利用の変化は半世紀から数百年の長期的な周期で日本全国におよぶランドスケープの広域的な変容をもたらす、その生物

相への影響も長期に及ぶ。一方、地域のランドスケープは、作物栽培や薪炭生産にともなう数ヶ月から数十年の周期で変容を繰り返し、短期的な影響を生物相に及ぼしている。このため、里地の生物相を保全するためには、里地のランドスケープがもつモザイク性と、その変容過程を明らかにする必要がある、本研究では2つの異なる時間・空間スケールで解析を行った。

まず、過去約100年間における里地のランドスケープ構造の変容を国土スケールで解析し、日本全国のランド

スケープ変容様式の類型化と地域性の検討を行った。

つぎに、国土スケールで類型化した郡単位のランドスケープ変容様式から代表的な地域を選定し、里山を中心としたランドスケープ構造の均質化と植物相との関係を、集落を対象とした地域スケールで解析した。選定した地域は、埼玉県比企地域（比企郡）、岩手県西和賀地域（和賀郡）、および茨城県南部（筑波郡、稲敷郡）である。里山はエネルギー革命後の管理放棄により大きく変容していることから、管理の程度をあらゆる指標として林分構造とアクセス性を3地域で共通に解析の対象とした。一方、里山の変容が植物相に及ぼす影響は地域の自然的、歴史的特性によって異なることから、里山管理の影響を最も受けるとされる植物種群を各地域でそれぞれ選定し、植物相の指標とした。

最後に、これらの解析に基づき、里地におけるランドスケープ構造の変容が里山の植物相に及ぼす影響を、里山の管理に着目して整理した。さらに、二次的自然と結びついた植物相の生育空間を保全するという視点から、里地における地域環境管理について検討を加えた。

## Ⅱ 国土スケールにおける里地 ランドスケープの変容

### 1 長期的変容解析の目的

国土スケールにおいてランドスケープ構造の変容が生物相に及ぼす影響は、比較的長期的なものであると考えられる。そこで、日本全国を対象とした国土スケールのランドスケープ構造の変容を、過去約100年間の土地利用変化に基づいて解析し、その地域性を解明することを目的とした。

土地利用は地表に投影された人間活動の様態であり（氷見山・岡本，1992）、その土地の自然条件や、経済条件、制度などの社会条件、歴史や文化を反映している（小笠原，1955）。したがって、土地利用は里地のランドスケープ構造の形成や変容を検討する上で、最も重要な要素であり、最も重要な因子であると考えられる。

国土スケールの土地利用変化に関しては、LU/GECプロジェクト（大坪，1997）において、アジア・太平洋地域における持続的な土地利用のあり方を検討することを目的に、土地利用変化予測手法の開発が行われている。他にもリモートセンシング・データや統計資料を利用した広域的な土地被覆・土地利用変化に関する研究が多い。しかし、これらの研究の多くは広域的解析が可能なデータの整備が進んでいる1970年代以降を対象とした

ものが多い。したがって、生物相に長期的な影響を及ぼす国土スケールのランドスケープ構造の変容については把握できない。

一方、長期的な土地利用の変化を解析した研究例は、聞き取りや古文書を用いた人文地理的研究が多い（上原，1985；山本，1986；戸沢，1989；伊藤，1992など）。しかし、いずれの研究も、限られた特定の地域を取り上げて実証的に土地利用変化を解明したものであり（菊池，1993）、広域的な変化を検討することは出来ない。

前述のように、広域的なランドスケープ構造の変容は、長期的に植物相に影響を及ぼすため、その解析には広域的かつ長期的なデータが必要である。このような視点から、上記の研究手法はいずれも不十分であると考えられる。

そこでここでは、過去約100年間のランドスケープ構造の変容を地形図から判読された土地利用変化によって解析し、地形などの自然条件と社会変動によるランドスケープ構造の変容様式を類型化し、その地域性を検討する。

## 2 国土スケールの解析方法

### (1) 広域的・長期的解析を行うためのデータと解析単位

#### 1) 広域的・長期的解析を行うためのデータ

国土スケールでランドスケープの変容をとらえるためには、広域的かつ長期的なデータが必要である。広域的なデータを収集するためには、既存のデータを活用することが有効である。そこで、既に全国的な整備がなされている国土数値情報と植生データの活用について検討した（表-5）。

国土数値情報では、1976年、1987年、1995年の3時期の土地利用データが使用可能である（日本地図センター，1992）。また、標準地域メッシュに準拠することにより標高など他のデータと重ね合わせて解析することが容易である。しかし、土地利用が15種目と少ないことが指摘されている（氷見山・岡本，1992）。とくに、森林、荒地はそれぞれ1項目のみの区分となっており、これらの林野を主体とする里地の解析には問題がある。さらに、1976年、1987年のデータは1:25,000の地形図から読みとられた土地利用に基づいており、この間に地形図の更新が行われていない場合、その変化は全く検出されない。

植生データは、自然環境保全基礎調査に基づく植生図がデジタル化されており、第2回・第3回調査の成果（1979～1986年）と第4回調査（1988～1992年）の結

表 - 5 国土スケールでのランドスケープ変化解析に有用なデータの比較

	現存植生図（第4回自然環境基礎調査）	国土数値情報	衛星データ
長所	植生単位が区分可能	全国統一の基準	高い解像度 高頻度のモニタリング
短所	1年間内の季節変化の影響を受ける。 1ha以下のものは把握できない 衛星画像抽出の改変地と群落区分の相違 植生、改変地の全国統一区分基準が無い 植生量減少のみ（植生回復把握不可）	土地利用が15種目のみ （森林は1種類のみ） 地形図の更新に依存	植生の質は把握できない （複数データでも限界）
	1970年代以降のデータしか存在しない		

果を比較することができる（環境庁自然保護局・アジア航測，1994）。本データは，森林や草原の植生が群落ごとに区分されているため，林野の管理と生物相への影響を考える上で有効と考えられる。しかし，植生区分が1年間内の季節変化の影響を受けること，全国統一の植生区分または植生改変地の区分基準が無いこと，植生量の減少にのみ焦点が当てられ植生回復が把握されていないことなど，データの利用に当たっては様々な問題が指摘されている（環境庁自然保護局・アジア航測，1994）。

これら既存のデータは，衛星リモートセンシング・データも含め，1970年代以降に整備されたものである。このため，少なくとも数十年以上の長期にわたるランドスケープの変容が生物相に与える影響を検討するには不十分である。Himiyama & Jitsu（1988）は，国土レベルの土地利用の現状把握と将来予測のためには，国土レベルの土地利用データの整備とその利用が必要であるとしている。このような視点からは1:50,000地形図の利用価値が高いと考えられる。1:50,000地形図は明治時代末期から大正時代初期にかけて全国整備されて以来，今日に至るまでほぼ同様の図式で更新が繰り返されているため，土地利用の変化を把握するうえで利用価値が高い（氷見山・岡本，1992）。この認識に基づき，氷見山（1995）を中心とする土地利用研究グループは，日本全国を対象に，明治期以降の土地利用変化データベースを1:50,000地形図を元に作成し，GRID-Tsukuba（国立環境研究所）に登録している。そこで本研究では，氷見山らの土地利用変化データベースを用いることとした。

## 2) 全国を対象としたランドスケープ解析の単位

土地利用変化データベースを用いて広域的かつ長期的な里地ランドスケープ構造の変容をとらえるためには，過去における伝統的なランドスケープの構造と今日のラ

ンドスケープの構造とを適切に対比しうる解析単位を設定することが必要である。そこで，本研究では，律令時代以来の千年以上にわたって日本の行政または地域支配の実行単位であった「郡」を解析単位としてとりあげた。

「郡」は，「旧村」や「集落」とともに，近代化以前から地域社会の重要な単位である。尾留川ら（1964）は，生産価額から見た農業地域区分に際し，適切な単位農業区を都道府県より小さく市町村より大きいものと考え，都市界を基本として全国を305地区に区分している。その後の山本ら（1967）や安藤（1978）の研究でもこの区分が採用されている。

755年（天平勝宝7年）大隅国菱刈村の浮浪人が建郡した例（小林，1990）に見られるように，古代には村落が自らの帰属郡を決定し，郡の境界は自然発生的に画定されたと考えられる。技術水準の低い古代において，自然発生した社会的境界は土地自然の範囲内で決定されたと考えられる。したがって，その社会的境界を単位としたランドスケープの構造も，地域の土地自然を反映していると考えられる。これらのことから，郡は，土地自然と，人間による土地利用との関係を解析する上で有効な空間単位であると考えられる。

## (2) 土地利用変化データベースによる長期的変容様式の解析方法

### 1) 郡データの作成

行政単位としての郡の存在価値は今日失われている。そのため，郡を単位とした地理情報や統計情報はほとんど整備されていない。そこで，本研究では，以下の資料に基づいて土地利用データに対応した「郡」データを作成した。

A. 1/10細分方眼行政区データ（国土数値情報KS-

618) ; 1975年の行政台帳に基づく

- B . 都道府県・市区町村コード - 昭和54年版(自治省, 1979)
- C . 300万分の1郡市界素図(地理調査所, 1948)
- D . 応急修正版1:50,000地形図(全国分, 1949から5ヶ年で整備)

これらを用いて現在(1975年)の市区町村が何れの郡に属するかを特定した。したがって、ここで特定した郡の単位は、おおむね1950年ごろの郡である。ただし、1975年の市町村が複数の郡にまたがっている場合は、これを区分せず、市町村中で最も大きな面積を占める郡に当該市町村の全域を含めた。また、1950年以降の市制施行により消滅した郡は資料C, Dにより復元した。

つぎに、行政区データから1/10細分メッシュ(1辺約100m)の郡データを作成し、2 kmメッシュ内で最大の面積を占める郡を抽出した。抽出された郡で当該2 kmメッシュを代表させた。図-4に区分された郡の分布を2 kmメッシュによって図示する。

ここで、本研究の目的は里地のランドスケープ構造の変容をとらえることであるため、1975年に政令指定都市である地域(東京特別区を含む)は解析の対象から除外した。その結果、全国で597の郡が集計・解析の対象となった。



図-4 全国の郡の2 kmメッシュ・データ

## 2) 土地利用変化データベースの精度とその加工

水見山(1955)らの土地利用変化データベースは、明治大正期(1910年前後、以下「1910年頃」)、昭和中期(以下「1950年頃」)、現代(「1985年頃」)の3時期分の土地利用を全国の1:50,000地形図を元に判読し、1辺約2 kmのメッシュ・ユデータ(2次メッシュを東西、南北5等分したもの。以下「2 kmメッシュ」)として作成されている。本データにより、過去約100年間の土地利用変化を日本全国を対象として解析することが出来る。

本データは、2 kmメッシュの北西端の土地利用種と、当該メッシュに出現する土地利用種を面積の大きい順に並べたデータから構成される。しかし、データ作成方法に起因するいくつかの問題があり、利用上の制限がある。

その1つは、2 kmメッシュが、日本のように地形単位の小さな地域において、複雑に混在した農林業的土地利用をとらえるには大きすぎることである。2 kmメッシュの面積が400haであるとして検討してみると、次のような問題を指摘できる。たとえば、ある時期のデータで400ha中に森林250haと湖150haが存在したとする。この場合、卓越する土地利用は森林となる。つぎのデータ時期では森林の半分、125haが宅地化されたとすると、400ha中には、森林125ha、宅地125ha、湖150haが存在することになる。このとき、卓越する土地利用は湖となる。この結果、実際の土地利用変化は森林の宅地化であるにもかかわらず、卓越土地利用による2時期データの重ね合わせからは森林から湖への変化として認識される。このように、2 kmメッシュ・データでは、単にオーバーレイによって変化を解析することはできない。

第2の問題は、基図である1:50,000地形図に起因する問題である。地形図の図幅は緯度経度によって区画されているが、大正9年に経度変更が行われている。これは、経度測量上の誤差を修正するもので、図画はそのままに、図幅四隅の経度表示を10.4秒(約170m)修正している。昭和40年代以降に、このズレに基づいて図画を修正した。このため、図幅の地理上の位置が修正前後で約170m異なることとなった(国土地理院, 1997)。

土地利用変化データベースでは、メッシュ化に際してこのズレが考慮されていないため、メッシュ北西端の土地利用に関するデータは、その位置がずれたまま作成されている。したがって、メッシュ北西端の土地利用種を単に重ね合わせて土地利用変化を読みとることは出来ない。

これらのデータ利用上の制限から、本研究では、2

kmメッシュ中で最大面積を占める土地利用種を解析の対象として用いた。すなわち、最大面積を占める土地利用種を「優占土地利用」とし、郡を単位として優占土地利用種ごとのメッシュ数を集計した。つぎに、ある土地利用種が優占土地利用となっているメッシュの郡内での割合を当該土地利用種の「優占度」とした。この優占度の増減によって当該郡のランドスケープ構造の変容を解析した。

このように、郡を単位とし、その内部の優占土地利用の比率を解析の対象とすることによって、上記の問題点を解消し得ると考えた。ただし、ここで解析したランドスケープ構造は、郡を単位とした土地利用面積率とほぼ同義であり、郡域の内部における各土地利用種の配置や、土地利用種間の相互関係は検討できない。

図 - 5 に土地利用データを 2 km メッシュで図示する。土地利用データは 35 種の凡例（土地利用種）を持ち、地形図の作成年代によって各凡例の使われ方が異なる（例えば放牧地は、現行の昭和 40 年式図式では「畑地牧草地」に含まれるが、それ以前は「放牧地」という凡例が存在する）。そこで、35 の凡例を 9 つの土地利用種（水田、畑地牧草地、樹園地、広葉樹林、針葉樹林、荒れ地、市街集落、その他、水域）に整理・統合した（表 - 6）。これらの土地利用種を用い、日本全国、ならびに各郡における優占土地利用ごとのメッシュ数を集計した。なお、海岸部では「水域（海）」が優占土地利用となっている場合が多く、行政区データとの整合性を確保できない。そこで、1/10 細分メッシュ（1 辺約 100m）

の行政区データを用い、2 km メッシュ中に出現する 1/10 細分メッシュ数を集計した。この 1/10 細分メッシュ数が 200 を越える 2 km メッシュを「有効メッシュ」として集計の対象とした。なお、内陸部の 2 km メッシュでは 1/10 細分メッシュの出現数は 400 である。

### 3) 郡を単位としたランドスケープ構造変容様式の解析手順

総合した土地利用種を用いて各郡における土地利用種ごとの優占度とその変化を解析した。まず、土地利用種ごとに 1910 年頃、1950 年頃、1985 年頃の優占度の差を算出し、それぞれ「戦前（1910 年頃 - 1950 年頃）変化率」、「戦後（1950 年頃 - 1985 年頃）変化率」とした。ここで言う戦前、戦後とは第二次世界大戦以前とそれ以後をさす。

つぎに、「1910 年頃優占度」、「1950 年頃優占度」、「1985 年頃優占度」、「戦前変化率」、「戦後変化率」の 5 つのデータセットについて、それぞれ主成分分析を行い、各年代における土地利用、ならびに各年代間における土地利用変化を構造化した。

さらに、主成分分析の結果得られた主成分スコアを用い、クラスタ分析によって郡を類型化した。類型化に際しては、戦前、戦後のランドスケープ構造の変容様式をそれぞれ集約化することを目的とした。そのため、変化前の優占度に関する主成分スコアと変化期間中の変化率に関する主成分スコアを 1 つのデータセットとした。具体的には、「1910 年頃優占度」と「戦前変化率」の主成

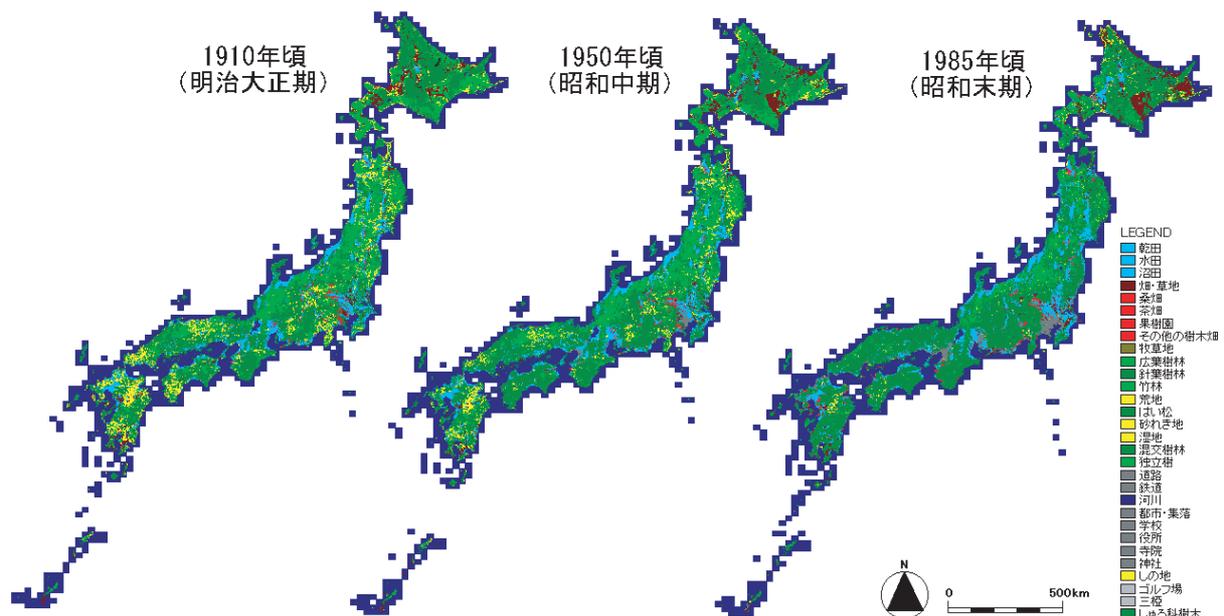


図 - 5 氷見山ら（1995）による土地利用データ（優占土地利用を表示）

表 - 6 土地利用変化データベースの土地利用区分の整理

土地利用変化データ 凡例		優占メッシュ割合(%)			集約後 土地利用種
		1910年頃	1950年頃	1985年頃	
11	乾田	0.88	7.59	10.39	A 水田
12	水田	8.52	2.58	—	
13	沼田	0.13	0.07	—	
52	塩田	0.01	0.01	—	
14	畑・草地	4.21	4.60	5.38	B 畑地草地
19	牧草地	0.03	0.04	—	
15	桑畑	0.69	0.63	0.18	C 樹園地
16	茶畑	0.02	0.02	0.07	
17	果樹園	0.05	0.11	0.92	
18	その他の樹木畑	0.03	0.00	0.02	
51	三椏	0.02	0.01	—	
20	広葉樹林	27.20	25.57	13.25	D 広葉樹林
22	竹林	0.43	0.36	0.01	
50	枯木	0.11	0.02	—	
55	しゅろ科樹木	0.01	0.00	0.01	
21	針葉樹林	11.44	11.42	8.66	E 針葉樹林
27	混交樹林	27.29	31.21	47.02	
23	荒地	9.57	5.87	1.22	F 荒れ地
24	わい松(はい松)	0.34	0.29	0.24	
25	砂れき地	0.12	0.08	0.05	
26	湿地	0.32	0.21	0.17	
41	しの地	0.00	0.00	0.70	
34	都市・集落	0.34	1.24	3.66	
42	ゴルフ場	0.00	0.00	0.09	
31	河川	0.05	0.03	0.04	I 水域
32	湖沼	0.83	0.75	0.74	
33	海域	7.36	7.26	7.20	

注) 優占メッシュ割合は、全国96,986の2kmメッシュに占める割合(%)

分スコアを1つのデータセットとし、「1950年頃優占度」と「戦後変化率」の主成分スコアを他の1つのデータセットとした。

なお、多変量解析にはエスピー・エス・エス社製統計解析ソフトウェアSPSS8.0を用いた。

### 3 国土スケールのランドスケープ構造変容解析の結果と考察

#### (1) 国土スケールにおける土地利用の変化

##### 1) 日本全国における優占土地利用の出現傾向

全国の郡を単位として優占土地利用種ごとのメッシュ数を集計し、その出現比率、すなわち優占度を1910年頃、1950年頃、1985年頃の3時期で比較した。

全国を対象とした集計からは、広葉樹林が1910年頃には全国の96,986メッシュ中27.7%を占めていたが、1985年頃は13.3%のみとなっており、大幅に減少して

いることがわかる(表-6)。同様に、荒れ地は1910年頃の10.4%から1985年頃には2.4%へ大幅に減少している。逆に、針葉樹林(混交林を含む)は38.7%から55.7%へ、市街集落は0.3%から3.7%へ大幅に増加している。水田は9.6%から10.4%へわずかに増加していた。エネルギー革命以前の燃料または肥料の供給源である粗放的な林野利用形態が減少し、より経済的または集約的な土地利用が増加していると言える。

各土地利用種ごとに優占度別の郡の頻度を見る(図-6)と、針葉樹林を除き、いずれの土地利用種においても指数関数的頻度分布パターンを示した。すなわち、優占度が高まるにつれて、該当する郡の数は指数関数的に減少している。また、そのパターンは各年代で大きく変化していない。

変化率と郡の頻度との関係を見る(図-7)と、各土地利用種とも変化率0%を中心とした正規分布に近い頻

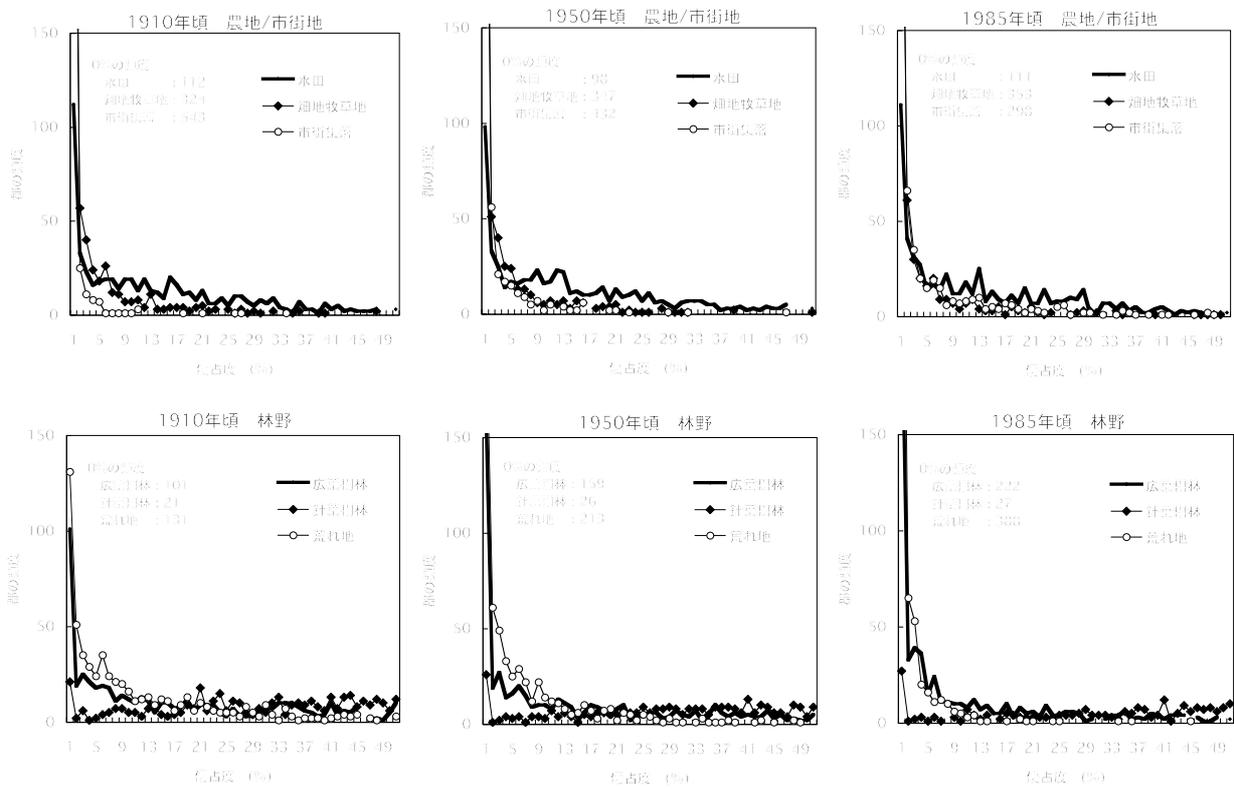


図 - 6 土地利用種ごとの優占度と郡の頻度分布

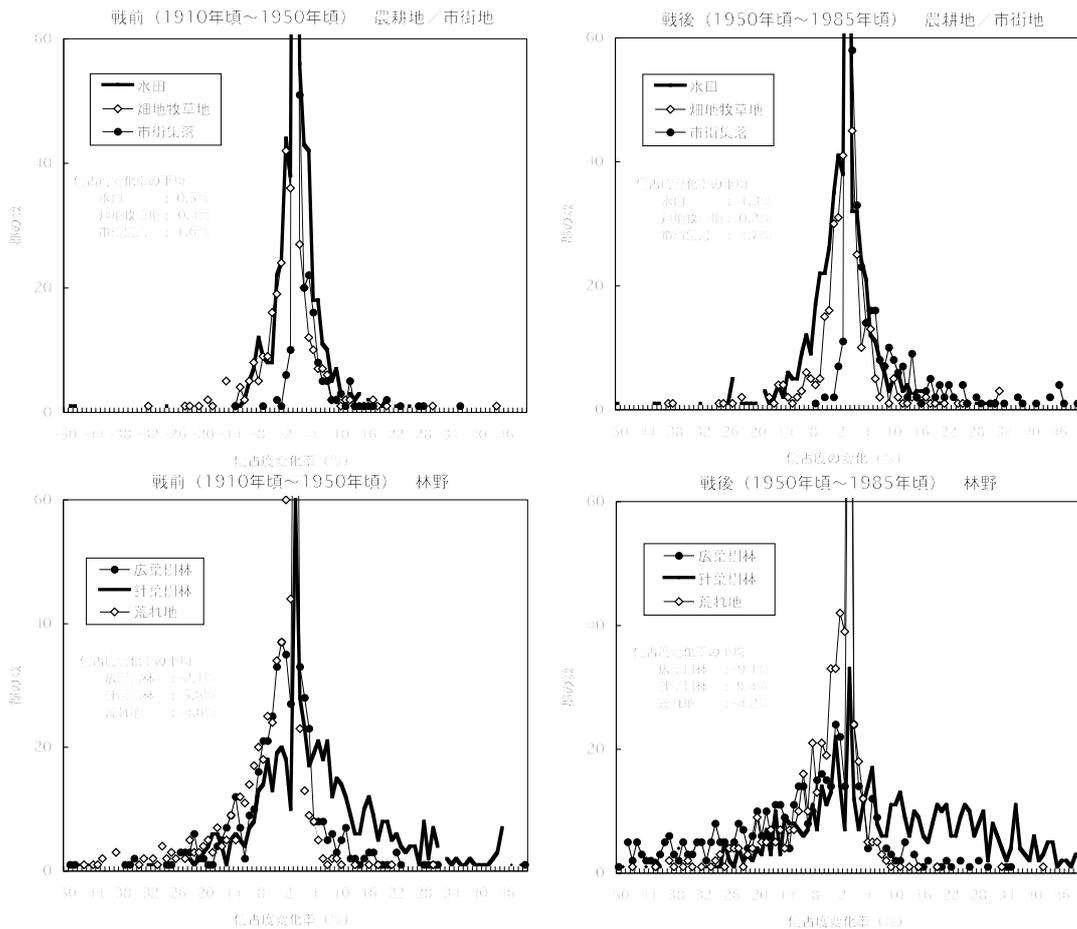


図 - 7 土地利用種ごとの優占度変化率と郡の頻度分布

度分布パターンを示している。この頻度分布パターンを、度数分布の歪みの方向と程度を示す非対称度 (Skewness ; 日本統計協会, 1992) を算出して検証した (表 - 7)。その結果、畑地、市街集落は戦前 (それぞれ 1.29, 8.57), 戦後 (1.63, 3.81) とも非対称度が正で、かつ絶対値も大きい。また、針葉樹林も戦前 (0.69), 戦後 (0.41) を通じて正の非対称度をもつ。一方、広葉樹林、荒れ地は戦前 (それぞれ -0.48, -1.74), 戦後 (-0.94, -1.17) を通じて負の非対称度をもつ。これらに対して、水田は戦前 (0.49) と戦後 (-2.59) では頻度分布パターンが異なっていた。これらのことは、市街集落、針葉樹林などの集約的土地利用は、戦前、戦後を通じて増加する傾向にあるのに対して、荒れ地や広葉樹林などの粗放的土地利用は戦前、戦後を通じて減少していることを示している。これらの土地利用種については、戦前と戦後とで大きな違いは認められなかった。水田は戦前の増加傾向から、戦後の減少傾向へ転じている。

土地利用種相互の関係を把握するため、1910年頃、1950年頃、1985年頃の優占度、戦前、戦後の変化率それぞれについて相関行列を求めた (表 - 8)。その結果、土地利用種の優占度については明瞭な相関関係が存在しないこと、変化率については比較的高い負の相関が数種の土地利用種間で認められることがわかった。高い負の相関関係が認められる組み合わせは針葉樹林と広葉樹林 (戦前  $r=-0.666$ , 戦後  $r=-0.816$ )、戦前の針葉樹林と荒れ

地 ( $r=-0.712$ )、ならびに戦後の市街集落と水田 ( $r=-0.687$ ) である。これらの結果は、例えば広葉樹林から針葉樹林への変化など直接の土地利用変化方向を示すものではないが、郡の景観構造全体の中でこれらの土地利用種が相互にトレードオフの関係にあることを示していると言える。

## 2) 国土スケールにおける土地利用変化

郡を単位とした土地利用変容様式を把握するため、土地利用種ごとの優占度と変化率を用いて、1910年頃、1950年頃、1985年頃の優占度、戦前、戦後の変化率ごとに主成分分析を行った。解析にあたり、9種に整理した土地利用種のうち、その他 (主にゴルフ場) と水域 (河川、湖沼、海域) を除く7種を取り上げた。主成分分析の結果、1以上の固有値を持つ3から4つの主成分が抽出され、表 - 9 に示した成分行列を得た。

優占度は、表 - 8 でみたように、各土地利用種間の相関関係が希薄である。その結果、多くの主成分が単一の土地利用種の量を示すものとして抽出されている。しかし、表 - 8 で1910年頃の水田と広葉樹林、1985年頃の針葉樹林と水田の間に比較強い負の相関が認められた。主成分もこれらを集約したものとして、1910年頃の第1主成分、1985年頃の第1主成分が抽出された。

土地利用優占度の変化率は数種の土地利用種間で強い負の相関があり、それが主成分に表れている。すなわち、

表 - 7 各土地利用種の優占度変化の頻度分布における非対称性

期間	土地利用種	郡数 N	平均値 A	3次積率 (X-A) <sup>3</sup>	標準偏差 s	標準偏差の3乗 s <sup>3</sup>	非対称度 Skewness
戦前	水田	597	0.77	29446.16	4.66	100.91	0.49
	畑地牧草地	597	-0.37	89225.50	4.88	116.07	1.29
	樹園地	597	-0.09	-44044.17	2.81	22.12	-3.34
	広葉樹林	597	-2.22	-238383.10	9.38	825.83	-0.48
	針葉樹林	597	5.61	-1341762.95	14.85	3271.79	0.69
	荒れ地	597	-4.68	-649418.95	8.55	625.19	-1.74
	市街集落	597	1.27	468848.84	4.51	91.69	8.57
戦後	水田	597	-1.12	-983238.85	8.60	635.35	-2.59
	畑地牧草地	597	0.27	302575.37	6.78	311.84	1.63
	樹園地	597	0.66	62845.69	5.15	136.37	0.77
	広葉樹林	597	-9.55	-2387825.51	16.19	4245.14	-0.94
	針葉樹林	597	9.78	2353356.30	21.34	9716.82	0.41
	荒れ地	597	-4.35	-458121.32	8.68	653.72	-1.17
	市街集落	597	4.32	2034593.18	9.63	893.53	3.81

注) Skewnessは次式で求めた (日本統計協会, 1992)

$$1/N * \sum (X-A)^3 / s^3$$

表 - 8 全国を対象とした土地利用種の優占度及び変化率の相関関係

			相関行列							
			水田	畑地牧草地	樹園地	広葉樹林	針葉樹林	荒地	市街集落	
優占度	1910年頃	水田	1.000							
		畑地牧草地	-0.115	1.000						
		樹園地	0.105	-0.010	1.000					
		広葉樹林	-0.443	-0.105	-0.103	1.000				
		針葉樹林	-0.275	-0.204	-0.120	-0.473	1.000			
		荒地	-0.150	-0.060	-0.081	-0.087	-0.300	1.000		
		市街集落	0.253	0.121	0.097	-0.157	-0.135	-0.110	1.000	
	1950年頃	水田	1.000							
		畑地牧草地	-0.126	1.000						
		樹園地	0.041	-0.016	1.000					
		広葉樹林	-0.414	0.002	-0.116	1.000				
		針葉樹林	-0.279	-0.274	-0.099	-0.566	1.000			
		荒地	-0.204	-0.061	-0.045	0.052	-0.220	1.000		
		市街集落	0.214	0.072	0.252	-0.217	-0.199	-0.093	1.000	
	1985年頃	水田	1.000							
		畑地牧草地	-0.048	1.000						
		樹園地	0.030	-0.055	1.000					
		広葉樹林	-0.216	-0.049	-0.134	1.000				
		針葉樹林	-0.526	-0.359	-0.125	-0.346	1.000			
		荒地	-0.177	0.137	-0.072	0.097	-0.185	1.000		
		市街集落	0.105	0.071	0.045	-0.229	-0.418	-0.068	1.000	
変化率	戦前 1910年頃 ~1950年頃	水田	1.000							
		畑地牧草地	-0.151	1.000						
		樹園地	-0.082	-0.125	1.000					
		広葉樹林	0.028	-0.080	-0.071	1.000				
		針葉樹林	-0.217	-0.187	0.087	-0.666	1.000			
		荒地	0.091	0.049	-0.076	0.128	-0.712	1.000		
		市街集落	-0.263	-0.175	-0.396	-0.008	-0.146	0.105	1.000	
	戦後 1950年頃 ~1985年頃	水田	1.000							
		畑地牧草地	-0.054	1.000						
		樹園地	-0.076	-0.093	1.000					
		広葉樹林	-0.076	-0.197	0.087	1.000				
		針葉樹林	0.018	-0.036	-0.178	-0.816	1.000			
		荒地	-0.041	-0.093	-0.022	0.092	-0.472	1.000		
		市街集落	-0.687	-0.072	-0.127	0.188	-0.294	0.105	1.000	

戦前（1910年頃～1950年頃）、戦後（1950年頃～1985年頃）ともに、針葉樹林は広葉樹林と高い負の相関を持つ。また、戦前には荒地とも高い負の相関を持つ。そのため、戦前、戦後とも針葉樹林、広葉樹林、荒地という林野の変化が第1主成分に集約されている。また、戦後には水田の変化率と市街・集落の変化率との間に高い負の相関が見られ、第2主成分に集約されている。

これらのことから、各主成分を表-9に示したように解釈した。

### 3) 農林畜産業の変遷と土地利用変化の関係

図-8は、過去約100年間の日本全国の主な農林畜産業の変遷を農林水産省統計書（農商務省統計書、農林省統計書を含む）から概観したものである。この図から、日本の農林畜産業が1950年前後を境に大きく変容していることがわかる。すなわち、農家数の減少、桑栽培の衰退、馬産から肉牛・乳牛への畜産の転換、森林の天然更新の減少と人工更新の急増などである。優占土地利用ならびにその変化についての主成分はこれらの農林畜産業の変化をよく表現している。

各主成分分析の結果（1910年頃、1950年頃、1985年

表 - 9 郡を単位とした土地利用変化についての主成分分析結果

解析対象	主成分 順位 解釈(+方向)	土地利用種の成分行列(固有ベクトル)							主成分の特性		
		水田	畑地牧草地	樹園地	広葉樹林	針葉樹林	荒地	市街集落	固有値	累積寄与率	
<b>優占度</b>											
1910年頃	第1	水田多・広葉樹林少	0.745	0.052	0.314	-0.780	0.196	-0.285	0.530	1.665	23.78
	第2	針葉樹林少	0.318	0.302	0.251	0.346	-0.954	0.260	0.378	1.495	45.14
	第3	荒地地少	-0.265	0.498	0.109	0.309	0.101	-0.779	0.258	1.109	60.97
	第4	畑地多	-0.220	0.746	-0.383	-0.377	0.067	0.388	0.091	1.057	76.08
1950年頃	第1	広葉樹林少	0.561	-0.214	0.258	-0.868	0.504	-0.405	0.392	1.753	25.05
	第2	針葉樹林少	0.471	0.351	0.403	0.149	-0.816	-0.010	0.619	1.579	47.60
	第3	畑地多	-0.292	0.764	-0.064	-0.013	0.162	-0.583	0.038	1.041	62.48
	第4	樹園地多	-0.560	0.044	0.692	-0.092	0.206	0.337	0.250	1.021	77.07
1985年頃	第1	針葉樹林少・水田多	0.628	0.424	0.157	0.024	-0.936	0.087	0.586	1.825	26.07
	第2	広葉樹林多	-0.402	0.355	-0.335	0.724	-0.265	0.619	-0.282	1.456	46.87
	第3	畑地多	-0.397	0.555	0.010	-0.595	0.201	0.354	0.313	1.083	62.35
<b>変化率</b>											
戦前 (1910年頃 ~1950年頃)	第1	針葉樹林減	0.217	0.114	-0.271	0.669	-0.972	0.748	0.217	2.132	30.46
	第2	市街地減	0.481	0.026	0.643	0.149	-0.128	0.039	-0.859	1.424	50.80
	第3	畑地増	-0.442	0.928	0.020	-0.158	-0.075	0.101	-0.216	1.144	67.15
	第4	水田減	-0.684	-0.250	0.570	0.382	-0.079	-0.034	0.112	1.021	81.73
戦後 (1950年頃 ~1985年頃)	第1	針葉樹林減	-0.423	-0.166	0.152	0.784	-0.880	0.477	0.608	2.217	31.68
	第2	水田増・市街地減	0.804	-0.170	0.255	0.347	-0.373	0.207	-0.702	1.535	53.60
	第3	樹園地減	0.188	0.570	-0.709	-0.087	-0.178	0.413	-0.007	1.073	68.93

頃の優占度, 戦前, 戦後の変化率ごと) 固有値の大きい主成分は, 広葉樹林, 針葉樹林の多少や増減に関わるものであった。戦前の変化率に関する第一主成分は針葉樹林の減少を示す主成分であり, 寄与率は30.5%である。この主成分は負の方向で針葉樹林が増加し, 広葉樹林, 荒地地が減少することを示している。また, 戦後の変化率に関する第一主成分もほぼ同様の内容を示す主成分で, その寄与率は31.7%である。

これらのことは, 日本の国土の7割が林野に覆われていることによると考えられる。なかでも顕著なのは針葉樹林の増加である。針葉樹林の増加は広葉樹林や荒地地の減少と負の相関が高く, 広葉樹林や荒地地が針葉樹林に転換されたことを示している。図-8では戦後に人工更新が増加しており, 拡大造林の進行により針葉樹林が増加したことを表している。

図-7を見ると戦前に針葉樹林が増加している郡が多いことが注目される。このことは, 一般に戦前の里山林利用は伝統的な農用林または薪炭林利用であったと言われていたことと異なり, 戦前においても林野の変質が生じていることを示している。この理由として, 明治維新以降に進行した入会林野の国有化や私有化が考えられる。すなわち, 農用林野としての入会地が国有化または大地主の私有地化され, 粗放的かつ自給的林野利用から用材生産を中心とした経済的林野利用への変換が図られ

た(近藤, 1959; 潮見, 1962; 藤田, 1995)。このことは, 荒地地の優占度が1910年頃には第3主成分として抽出されたのに対して1950年頃以降は抽出されていないこととも一致し, 1950年頃以前に多くの荒地地が針葉樹林化したと言える。

中野(1955)は, 地形図に表現された荒地地には, 未利用の「荒地」ではなく, 採草地や放牧地など火入れによって維持されてきた利用荒地が多いことを指摘している。また, 馬の飼養には広大な採草放牧地が必要であるが, 私有権の発達によって必要な採草放牧地が減少し, それが明治末期から昭和初期にかけて徐々に馬から牛への変化をもたらしたことをも指摘している。この指摘は図-8に見える畜産の変化からも確認される。馬から牛への変化は, 中野(1955)の言う「野草牧野」から「牧草牧野」への変換と, 舎飼の増加をもたらしたと考えられるが, 地形図に基づいたデータからはこれらの変化を把握することは出来ない。野草牧野は荒地地, 牧草牧野は畑・牧草地として表現されているためである(日本地図センター, 1980)。

このような荒地地, 広葉樹林の減少と針葉樹林の増加により, 幕末の林野が「連々とした草山」であった状態から昭和12年には全国の林野面積のわずか7%たらずを「草山」が占めるに過ぎない状況になった(近藤, 1959)。このような変化により里地のランドスケープ構

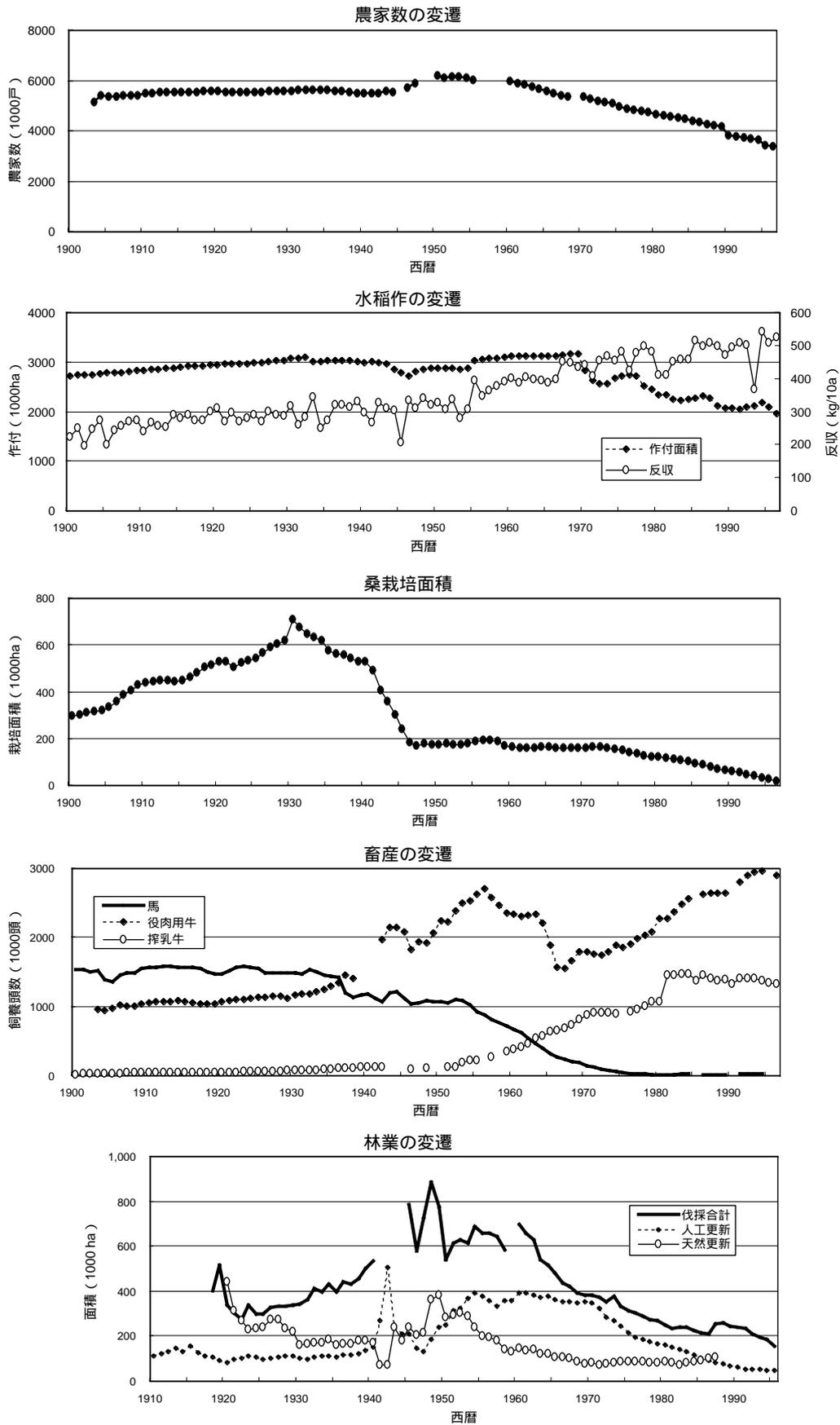


図 - 8 1900年以降における全国の農林畜産業の変遷  
(各年次の農商務省, 農林省, 農林水産省統計書より作成)

造は林野から森林へ大きく変容したと考えられる。

戦前と戦後とで変化様式に大きな相違がある土地利用種に樹園地がある。樹園地は1950年頃の優占度第4主成分(寄与率14.6%)と戦後の変化率第3主成分(寄与率15.3%)に抽出されている。樹園地には果樹園や茶畑も含まれるが、1950年頃に最も大きな面積を占めていたのは桑園である。図-8から、桑栽培面積が1930年をピークに1946年にかけて急激に減少していることがわかる。1950年頃の地形図には未利用の桑園も多く記載されており、主に輸出港に近い関東平野周辺部に多く分布していたとされる(氷見山, 1995)。したがって、関東平野周辺部では、戦後の蚕糸業の衰退がランドスケープ構造の変容に及ぼした影響が大きいと考えられる。

水田は戦前・戦後を通じてわずかず増加しているが、1970年の減反開始以降は作付け面積が減少している。しかし、水田の変化は増加する地域と減少する地域が異なることが知られており、本州以南で都市化などにより減少した田の面積を北海道や東北などの北日本の増加で補っているとされる(氷見山, 1995)。このことは解析によって得られた主成分からも読みとることが出来る。市街化の程度が低かった戦前には水田と市街地との関係が希薄でそれぞれ別の主成分を形成している。すなわち、水田の増減は第4主成分、市街地の増加は第2主成分に表現されている。これに対し、戦後は水田と市街地とが強い負の相関関係( $r = -0.687$ )を持ち、単一の主成分(第2主成分)に集約されている。戦後、都市周辺の平坦地で水田の潰廃を伴う市街化が進行したことがわかる。

## (2) 郡を単位としたランドスケープ構造の変容様式

### 1) ランドスケープ構造の変容様式の類型化

抽出された主成分に対する各郡の主成分スコアを用い、階層クラスタ分析を行った。これにより郡を単位としたランドスケープ構造の変容様式を類型化した。類型化は戦前と戦後に分けて行い、それぞれの期間について変化前の優占度(戦前であれば1910年頃、戦後は1950年頃)と変化期間の変化率についての主成分スコアを分析に供した。

階層クラスタ分析では、任意のクラスタ数を区分することが可能であるが、ここでは入力データ数(戦前は8、戦後は7)を考慮して戦前(A~F)、戦後(a~f)それぞれ6類型に区分した(図-9)。区分された各類型の特性を主成分スコアによって検討した。表-10は戦前、表-11は戦後について、区分された各類型と、

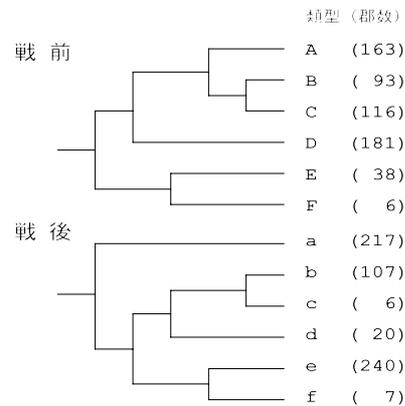


図-9 階層クラスタ分析の結果

分析に供した主成分スコア、さらに主成分分析に用いた土地利用種ごとの優占度と変化率との関係を示す。

各類型は変化前の林野または農耕地の賦存量と、市街地・集落、水田、針葉樹林の増加という変化様式によって特徴づけられていた。

戦前の類型について見ると、類型A、B、Cはいずれも変化が少なく、優占する土地利用種で特徴づけられる。類型Aは広葉樹林が、類型B是水田が、類型Cは針葉樹林が優占するタイプである。類型Dは荒地や広葉樹林が優占していた状態から針葉樹林が増加したタイプである。類型Eは畑地が優占した状態から畑地が減少し、類型Fは林野が少ない(農耕地が多い)状態から市街地が増加したタイプである。

戦後の各類型について見ると、類型aは広葉樹林が多い状態から針葉樹林が増加したタイプ、bは針葉樹林が多く変化が少ないタイプ、類型cは畑地が多い状態から市街地が増加したタイプである。類型d、e、fはいずれも1950年頃に水田と針葉樹林が多かったタイプであり、類型fはさらに樹園地が多かった。これらは市街集落の増加の程度が異なり、類型dでは市街地の増加よりも針葉樹林の減少が顕著であり、類型e、fでは大幅に市街地が増加している。

### 2) ランドスケープ構造の変容様式の地域性

図-10は区分された類型の分布をメッシュ図で示したものである。この図から各類型は地域的な偏りをもって分布していることがわかる。すなわち、戦前の類型Aおよび戦後の類型aが中部地方の日本海側から北日本に多いのに対して、戦前の類型C、戦後の類型bは東海地方から西日本に多い。また、戦前の類型B、E、Fや、戦後の類型d、e、fは関東、新潟、濃尾、大阪、筑後などの平野部に多い。

表 - 10 ランドスケープ構造の変容様式類型：（1910年頃～1950年頃）

類型番号 類型の特徴	優占土地利用種 土地利用変化	A 広葉樹林多 弱変化	B 水田多 弱変化	C 針葉樹林多 弱変化	D 荒地広葉樹林多 針葉樹林増	E 畑地多 畑地減少	F 林野少 市街地増
区分された郡の数		163	93	116	181	38	6
主成分スコア平均値							
優占度	第1 水田多・広葉樹林少	-0.797	1.129	0.391	-0.364	0.719	3.009
	第2 針葉樹林少	0.297	0.196	-1.220	0.164	0.803	2.446
	第3 荒地少	0.594	-0.242	0.114	-0.819	1.374	1.420
	第4 畑地多	-0.525	-0.429	0.051	0.302	1.890	-1.189
変化率	第1 針葉樹林減	0.367	0.184	0.542	-0.875	0.183	1.958
	第2 市街地減	0.190	-0.583	0.333	-0.033	0.825	-6.785
	第3 畑地増	0.422	0.283	-0.025	-0.076	-1.784	-1.762
	第4 水田減	-0.039	0.482	-0.099	-0.013	-0.455	-1.252
土地利用データ平均値(%)							
優占度	水田	7.9	37.8	13.3	12.2	18.5	42.1
	畑地牧草地	3.5	2.4	1.8	2.4	26.4	12.2
	樹園地	0.8	3.8	0.3	0.7	0.9	24.2
	広葉樹林	48.6	5.4	7.0	22.3	9.9	0.5
	針葉樹林	30.9	38.2	69.2	35.7	32.3	13.9
	荒地	5.7	6.3	4.7	24.1	6.2	0.4
	市街集落	0.1	0.9	0.1	0.1	2.4	6.5
変化率	水田	0.7	-2.5	2.4	0.0	8.2	-3.5
	畑地牧草地	1.7	0.2	0.0	-1.1	-7.7	-5.3
	樹園地	-0.1	-0.4	0.0	0.4	1.0	-15.1
	広葉樹林	-0.5	-1.2	1.2	-6.8	-1.2	-0.4
	針葉樹林	-0.4	3.3	-2.7	18.4	3.4	-8.7
	荒地	-1.7	-2.9	-1.0	-11.2	-3.1	0.8
	市街集落	0.3	3.7	0.5	0.5	0.5	32.3

表 - 11 ランドスケープ構造の変容様式類型：（1950年頃～1985年頃）

類型番号 類型の特徴	優占土地利用種 土地利用変化	a 広葉樹林多 針葉樹林化	b 針葉樹林多 弱変化	c 畑地多 市街地微増	d 水田針葉樹林多 針葉樹林減	e 水田針葉樹林多 市街地増	f 樹園地多 市街地増
区分された郡の数		217	240	7	107	6	20
主成分スコア平均値							
優占度	第1 広葉樹林少	-0.898	0.307	-1.322	0.841	1.255	1.649
	第2 針葉樹林少	0.128	-0.668	1.785	0.563	0.992	2.685
	第3 畑地多	-0.518	0.455	5.218	-0.265	-0.644	-0.058
	第4 樹園地多	0.176	0.135	0.023	-0.980	-1.818	2.261
変化率	第1 針葉樹林減	-0.904	0.298	0.829	0.726	3.395	1.035
	第2 水田増・市街地減	-0.289	0.492	0.487	0.016	-5.422	-1.395
	第3 樹園地減	-0.148	-0.040	-1.475	0.192	-0.780	1.809
土地利用データ平均値(%)							
優占度	水田	9.2	9.8	2.2	43.2	63.2	29.7
	畑地牧草地	2.1	4.1	63.1	2.9	0.6	5.0
	樹園地	1.2	0.6	0.0	0.7	0.0	14.3
	広葉樹林	40.1	12.1	15.9	5.3	2.0	2.1
	針葉樹林	31.6	66.4	12.6	38.8	30.6	25.4
	荒地	12.8	3.2	1.4	2.5	0.0	2.5
	市街集落	0.6	0.8	0.7	2.9	3.5	19.1
変化率	水田	0.2	0.3	2.1	-2.9	-53.5	-8.5
	畑地牧草地	1.4	-0.9	-24.2	1.3	0.0	5.1
	樹園地	0.9	1.7	0.0	1.0	0.6	-10.4
	広葉樹林	-22.9	-2.9	-1.8	-0.2	-0.9	-0.1
	針葉樹林	29.1	1.2	4.9	-6.0	-7.4	-6.1
	荒地	-9.3	-1.6	2.4	-1.7	1.3	-2.1
	市街集落	1.4	1.8	11.7	9.0	59.9	22.4

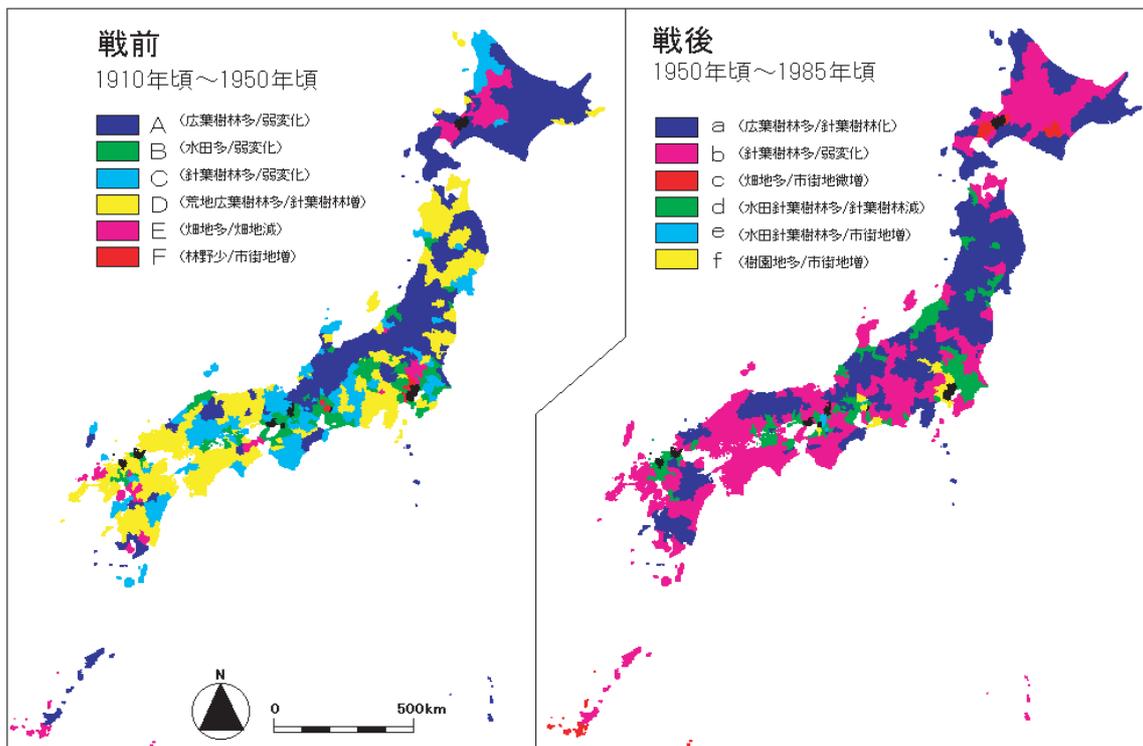


図 - 10 ランドスケープ構造の変容様式の分布

表 - 12 戦前と戦後のランドスケープ変容様式の関係

戦前の変容様式	戦後の変容様式						総計
	a	b	c	d	e	f	
A	17.6	7.9	0.3	1.5			27.3
B	1.5	3.5		7.7	0.8	2.0	15.6
C	2.7	12.6		4.0	0.2		19.4
D	14.2	13.4		2.5		0.2	30.3
E	0.3	2.8	0.8	2.2		0.2	6.4
F						1.0	1.0
総計	36.3	40.2	1.2	17.9	1.0	3.4	100.0

表中の数値は、全597郡中に占める割合(%)

これらの地域的偏りを理解するため、戦前の類型と戦後の類型との関係(表 - 12)を検討した。また、国土数値情報自然地形メッシュ(G01-56M)から各郡における地形タイプの出現率を求め、戦前、戦後の各類型との関係を検討した(表 - 13)。

i) 戦前のランドスケープ構造変容様式

戦前の変化様式を見ると、類型A, C, Dでは山地が大部分を占めているのに対し、類型B, E, Fでは台地や低地が占める割合が高い。

山地が多くを占める類型のうち、類型Aでは1910年頃に広葉樹林が多く、類型Cは針葉樹林が、類型Dは広葉樹林と荒地が多い。したがって、これらの類型は

表 - 13 ランドスケープ構造の変容様式と地形との関係

戦前の類型	地形単位の出現率(%)の平均値				
	山地	丘陵地	台地	低地	河川湖沼
A	66.6	9.2	11.4	12.0	0.8
B	29.7	13.7	18.5	36.1	1.9
C	55.9	16.9	9.6	17.2	0.5
D	68.5	11.3	7.0	13.0	0.3
E	36.2	8.0	25.8	29.3	0.7
F	0.1	4.0	41.5	52.8	1.6
戦後の類型					
a	68.2	10.4	8.9	11.8	0.7
b	65.0	12.7	9.5	12.2	0.5
c	22.8	15.5	45.3	15.7	0.8
d	27.1	12.9	17.9	40.5	1.5
e	22.9	12.3	14.4	50.4	0.0
f	13.7	10.4	33.0	42.3	0.6

1910年頃の林野利用形態の違いによって区分されていると考えられる。

類型Cは東海から近畿、瀬戸内海沿岸に多い。これらの地域では古くから製塩やたたら製鉄のための燃料需要により林野の利用が進んでいた。また、花崗岩性土壌のため土地が脆弱である。これらの背景により、この地域の林野は古くから松林が多かったことが知られている(藤田, 1995)。

類型Aは国有林の分布(図 - 11)と重なる部分が多い。国有林の元となった幕府直轄の御林や藩有林では長

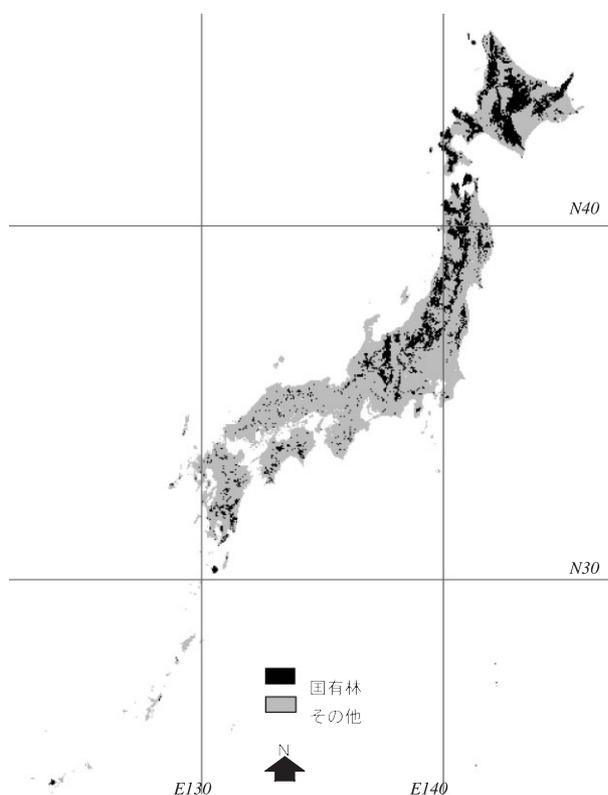


図 - 11 国有林の分布 (国土数値情報A05-06Mによる)

い間農村住民の利用を制限しており、これらの林野で用材生産のための施業が始まるのは明治末期以降である (藤田, 1995)。したがって、類型Aには農村住民が利用していない「奥山」が多く存在していたものと考えられる。

類型Dは類型Aと類型Cの外縁部に位置し、焼き畑、採草、放牧など、農村住民の林野利用によって荒れ地が多く存在したものと考えられる。先に戦前においても林野の針葉樹林化が進行していたことを示したが、類型Dでは荒れ地の針葉樹林化が顕著である。一方、類型Aでは奥山の人工林化が遅れており、針葉樹林の増加は顕在化していない。また、類型Cでは古くから松林が多く、スギ・ヒノキの植林が行われても地形図に変化が表現されない。そのため類型Cは戦前の土地利用変化が少ないタイプとして区分されている。

戦前の6類型のうち類型A, C, Dの3類型で全体の77%を占める。

台地と低地が卓越する類型については、類型Fが東京や名古屋に極めて近く既に市街地化が進行している。これに対して類型Bは市街地の増加はわずかで、水田と針葉樹林を中心としたランドスケープ構造があまり変化していない。類型Eは平野部周辺で台地の割合が高く、畑地や湿地の開田によって水田が増加したと考えられる。

## ii) 戦後のランドスケープ構造変容様式

戦後において、林野が高い割合を占める類型はaとbで、いずれも山地の比率が高く市街地・集落はあまり増加していない。このうち類型aは戦前の類型Aの64.4%を含んでおり、奥山的な森林が多いと考えられる。戦後、国有林を中心に進められた拡大造林により、広葉樹林の伐採と針葉樹の植林が進んだ地域であると考えられる。一方、類型bは64.6%が戦前の類型CとDであり、1950年頃の時点ですでに針葉樹林が優占する地域であったと考えられる。したがって、類型bは戦前の類型Cと同様にスギやヒノキの植林が行われても地形図に表現されず、林野相互の変化が少ないタイプとして区分された。

類型d, e, fは、いずれも1950年頃に針葉樹林と水田が多く、低地や台地を多く含む地域である。いずれの類型も水田が減少し畑地がわずかに増加している点は共通している。しかし、市街化の進行程度に大きな違いが認められる。類型eは大阪平野と濃尾平野にわずかに分布するが、大阪、京都、名古屋などの大都市に隣接し、水田の減少と市街地の増加が著しい。類型dでは市街地の増加はわずかで、今日でも低地の水田や台地の針葉樹林が多く残されている。一方、類型fは、大都市に近いこと、市街化に適した台地の出現率が高いこと、桑園を中心とした樹園地が多いことなどが、類型dよりも市街化が進んでいる原因と考えられる。

戦後の類型では、a, b, dの3類型で全体の94%を占めている。

## iii) 長期的なランドスケープ構造の変容と植物相との関係

以上のような国土スケールにおけるランドスケープ構造の変容は、里地の植物相に長期的な影響を及ぼすと考えられる。本章では、植物相を直接の調査、解析対象とはしていない。しかし、上記のランドスケープ構造変容様式から、以下のような植物相への影響が考えられる。

戦前の類型Aでは、長い間農村住民の利用が制限されていた奥山の存在が地域の植物相に影響を及ぼしていると考えられる。この地域では、森林の大部分で利用が制限されていたため、わずかな里山に利用が集中していたと考えられる。その結果、過度の林野利用により生育しうる植物相が制限されていたと考えられる。一方、奥山では自然性の高い植生が維持されていたと考えられる。しかし、類型Aの64.4%が、戦後、針葉樹林が増加する類型aに属している。奥山の自然性の高い森林に成立していた植物相にとって、針葉樹林の増加により生育空間が失われつつあると考えられる。逆に、28.8%は戦後の

類型bに属している。類型bでは戦後の変化が少なく、現在も自然性の高い奥山の植物相が維持されていると予想される。このような地域は北海道や中部山岳地帯にみられる。

戦前の類型Dでは、戦前より針葉樹林の増加が見られ、広葉樹林や荒れ地に成立していた植物相の成立基盤が失われつつある。とくに、類型Dの47.0%が戦後の類型aに属し、戦後も引き続き広葉樹林や荒れ地の減少が続いている。このような地域は北東北や北上、阿武隈、中国山地などの隆起準平原地域に見られる。また、類型Dの44.2%は戦後の類型bに属し、広葉樹林や荒れ地から針葉樹林への変化が不可逆で、固定化されつつあることがわかる。このような地域は中国、四国地方に多い。

類型Cでは戦前より針葉樹林が優占していた。戦後も、その64.7%が類型bに属し、引き続き針葉樹林が優占し、変化は少ない。このタイプは東海、近畿、瀬戸内海沿岸にみられ、とくにアカマツ林を中心とした針葉樹林が維持されていると考えられる。後述のように、アカマツ林は管理放棄や松枯れ被害による質的変容が著しい。しかし、本章でもちいた土地利用データでは、このような質的変容については把握できない。

類型Bでは水田、畑地、針葉樹林が混在したランドスケープ構造がみられ、その49.5%が戦後においても同様のランドスケープ構造をもつ類型dに属している。したがって、農地と針葉樹林の混在したランドスケープ構造に結びついた植物相は維持されていると考えられる。しかしながら、類型dでは針葉樹林の減少と市街地の増加がみられ、都市化の進展による針葉樹林の孤立化や分断化が植物相に影響を及ぼすと考えられる。

以上のように、国土スケールの解析から見いだされたランドスケープ構造の長期的な変容様式とその地域的な差異は、それらの変容の影響下に成立している今日の植物相が、長期的に形成・維持されたものであるのか、短期的な変化によって生じたものであるのかを示している。したがって、里地において植物相の保全を図るためには、国土スケールで把握されるランドスケープ構造の地域性に基づいて、保全の対象となる植物相を検討することが有効であると考えられた。

しかしながら、このような土地利用変化データベースを用いたマクロな解析では、郡を単位としたランドスケープ構造の変容を土地利用種の量の変化として解明したにすぎない。郡域の内部における各土地利用種の配置や、土地利用種間の相互関係など、空間的モザイク性の変化を直接検討することはできず、また、アカマツ林とス

ギ・ヒノキ林の違いや、アカマツ林の放棄や松枯れに伴う変化など、質的な変容についても解析することはできない。このような問題を解決するためには、よりミクロな空間スケールにおいて、対象地域を選定したうえで、実際の個別変化を解析する必要がある。

### Ⅲ 地域スケールにおける里地の変容と植物相

#### 1 地域スケールにおける調査の目的と方法

##### (1) 調査の目的

本章では、管理放棄にともなう里山の均質化と植物相との関係を調査、解析し、地域スケールにおけるランドスケープ構造の変容と、それが里地の植物相に及ぼす影響を解明することを目的とした。そのため、国土スケールのランドスケープ構造変容様式のうち、戦後の変容に着目し、類型a、類型b、類型dから、それぞれ1地域ずつ対象地域を選定した。これら3類型で全体の94%を占める。選定した地域は、岩手県西和賀地域(a)、埼玉県比企地域(b)、茨城県南部地域(d)である。各対象地域の植物相は、気候や地形、土壌など地域の自然環境と、過去の林野利用などの社会的な特性の影響をうけつつ成立している。したがって、調査、解析も、それらの地域特性に適した手法を用いる必要がある。

しかし、本研究の目的である「里地におけるランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響の解明」を図るためには、地域間の比較が必要である。そこで、地域間の比較が可能となるよう、共通の調査項目や調査手法を設定した。

##### (2) 地域スケールに共通の調査方法

###### 1) 調査の項目

###### i) 里山林の林分構造

里山の変容をとらえる場合、エネルギー革命後の管理の放棄と、植生の遷移による均質化が重要な解析項目と考えられる。そこで、管理の程度をあらわす共通の指標として里山林の林分構造をとりあげた。

ここで言う林分構造とは、林冠の状態と林内の階層構造とから総合的に把握される森林の状態を指す。林冠の状態とは、林冠を構成する樹木の、種類、高さ、密度(被度)などから把握される。林内の階層構造は、亜高木層、低木層、草本層それぞれの優占植物種、高さ、被度などである。これらの林分構造は管理の有無や、植生の遷移にともなって変化する。

里山林の林分構造は、農村住民による管理に強く影響

される。里山の管理には、伐採、間伐、植栽、枝打ちなど、林冠を構成する樹木を対象とするものと、下刈り、落ち葉掻きなどの林床管理とがある。このうち、林冠木の管理は多くとも数年に1度程度である。これに対し、林床管理は、ほぼ毎年繰り返され、里山林の植物相に及ぼす影響が大きいと思われる。そこで、林分構造は、主に林床植生に基づいて把握した。とくに、林床管理の影響を強く反映していると考えられる低木層の状態を重視した。

## ii) 里山林の林分構造の配置

里山の変容が植物相に及ぼす影響は、個別地点の管理の有無や植生の遷移だけでなく、各地点の立地条件や、管理が行われている地点と管理が行われていない地点の位置関係などにより異なると考えられる。本研究では、里地のランドスケープ構造は人間活動によって形成、変容していると考え、人間活動と里山の変容との関係を重視した。すなわち、人間による管理実施地点の選定に着目した。そのため、集落居住域と里山林との位置関係と、過去における里山利用の配置とに着目した。

伝統的な里山利用においては、薪炭林、用材林、採草地などが集落居住域を中心として配置されていたことが知られている（たとえば、上野，1955；戸沢，1989；白井，1993；田村，1998など）。したがって、人間活動と里山の変容との関係を検討する場合、集落居住域と里山との位置関係を明らかにすることが重要である。

一方、今日、里山の多くは利用価値の喪失により放置されているが、一部では、スギ、ヒノキの植林など、伝統的な方法とは異なる利用がなされている。このような今日の里山利用は、高齢化や過疎化、兼業化などによる管理労働力の低下という社会情勢のもと、伝統的な方法に比べて、より効率的または省力的な方法が用いられていると予想される。とくに、利用・管理地点の選定にあたっては、効率性や省力性が重視されていると考えられる。

これらのことから、本研究では、集落居住域と里山との位置関係を、効率性や省力性という視点からとらえるための指標として、里山林へのアクセス性を取り上げた。里山において、管理の対象となる林分へのアクセス性には、距離的な要因と、労働負荷的な要因がある。交通が発達する以前において両者はほぼ同義であったと考えられる。しかし、今日は自家用車など移動手段の発達により、距離的な要因は軽減されている。そこで、労働負荷的な要因に着目した。具体的には、舗装道路、未舗装道路、歩道、水田の畦など、里山林へのアクセス路の種類によ

って移動に要する労働負荷と日常的なアクセス路の管理に関する労働負荷が異なると考えた。本章では、これらのアクセス路の種類によって里山林へのアクセス性をとらえるものとした。

## iii) 過去の林野利用

エネルギー革命以前の里山の利用・管理は、里山の植物相形成に強く作用した要因である。したがって、今日の植物相にも大きな影響を及ぼしていると考えられる。さらに、国土スケールでとらえたランドスケープ構造の変容様式に関する地域的差異は、荒地、針葉樹林、広葉樹林など明治から昭和初期にかけての林野利用の違いを反映していた。したがって、過去における里山の利用・管理をとらえることは、地域的差異の理解にとって重要と考えられる。

ところが、エネルギー革命以前の里山の利用・管理をとらえるための資料は少ない。そこで、本研究では明治10年代に作成された迅速測図と、1947年ごろにアメリカ軍によって撮影された白黒空中写真によって過去の里山利用形態を調査した。

迅速図は、明治13年（1880年）から同19年（1886年）にかけて参謀本部測量課によって作成された1:20,000の地形図である。当初「第一軍管地方2万分1迅速測図」と称されたもので、関東一円にわたって作成されている。迅速図には、植生に関する記述も、松、杉、桧、栲、檜、柴、草など地形図より詳細であることから、過去の里山利用形態をとらえるのに有効な手段であると考えられる（小椋，1996；守山，1997b）。しかし、迅速測図が作成されたのは関東地方や京阪神の一部に限られるため、これが存在しない地域については1947年の空中写真判読を行った。

## iv) 植物相

前述のように、里山の植物相は、地質や地形、それにとともに土壌や気象条件など地域の土地環境と、その土地が持つ過去の林野利用履歴などの社会的特性の複合的な影響のもとに成立している。したがって、調査、解析も、それらの地域特性に適した手法を用いる必要がある。本研究では、各対象地域で林分構造の影響を最も受けられると思われる植物種群を指標として取り上げた。

具体的には、つぎの通りである。

岩手県西和賀地域は、ブナ帯に属する山間の豪雪地帯である。また、地域の大部分を国有林が占めている。江戸時代には住民による林野利用がかなり制限されており、面積の限られた里山では過度の利用が繰り返されていた。当地域の里山にはカタクリ、キクザキイチゲなど

の春植物が広く分布するが、春植物などの森林性多年草は林分構造の影響をとらえるのに優れた指標種群であると考えられる。

埼玉県比企地域には、西和賀地域のような奥山は存在せず、丘陵地のほとんどが民有林や共有林野である。当地域では、丘陵地の稜線付近に「まぐさ場」と呼ばれる採草地、集落居住域周辺に「居山(いやま)」と呼ばれる森林が分布していたことが知られている(田村,1998)。そこで、生活形別の出現種数を指標とし、里山林の林分構造と森林性、草原性植物の分布との関係を解析した。

茨城県南部地域では台地上の針葉樹林が減少している。この地域の針葉樹林のほとんどはアカマツ林であり、近年の松枯れ被害も甚大である。そこで、アカマツ林の林分構造と植物相との関係を、林分構造に関する相観調査と、種組成に関する植物社会学的調査により解明し、その関係が都市化によって受ける影響を検討した。

## 2) 調査の単位

### i) 集落

本研究では、選定した調査対象地域から「集落」を単位として実際の調査区を設定した。集落は「一つの地域であって、その地域を限定する主体が農村の基礎的集団である部落(室谷,1978)」である。また、「基本的には農業などの共同作業を通じて土地への働きかけを行う基礎的な社会的単位(農業集落研究会,1977)」とされる。したがって、里地のランドスケープを形成している人間活動の主体と、その領域を把握する上で、集落は有効な地域単位であると考えた。

### ii) 林分

植林が多い森林地帯では土地所有の境界がパッチの境界となることが多く、空間的な異質性に及ぼす土地所有の影響が大きいとされる(Crowら,1999)。里山林では植林の占める割合は低いが、人間活動が林分構造を決定しており、この指摘と同様の傾向が見られる。そこで、人間活動と、それによって成立した林分構造を把握する単位として「林分」を取り上げた。

本研究で言う「林分」は、人間による施業管理が比較的均質と想定される空間単位である。そのため、林班-小班-枝番で管理されている森林施業単位のうち森林簿に記載された最小単位を林分とした。ただし、枝番は全ての小班に存在するわけではない。さらに、森林簿や森林計画図では単一の林分とされていても、現地踏査により明らかに施業が異なることが確認された場合には、施業単位に応じた複数の林分に分割した。

なお、茨城県南部地域では森林施業の主体が所有者とは限らない。また、都市化の影響で森林の小規模化や消滅が多く見られる。そこで、当地域では森林簿を用いず、すべて現地踏査に基づいて林分を区分した。具体的には、林分構造に関するすべての調査項目が同一な状態の一塊りの森林を「林分」とした。

## 2 岩手県西和賀地域における事例研究

### (1) 岩手県西和賀地域の位置づけ

#### 1) 西和賀地域のランドスケープ構造変容様式

岩手県西和賀地域は、戦後のランドスケープ構造変容様式のうち類型aに属する。類型aは、東日本から北日本に多く、戦後の拡大造林に伴う広葉樹林の針葉樹林化が著しい地域である。その大部分は山間地域であり、近年、高齢化や過疎化による労働力の減少が著しい。また、大都市から遠隔の地に位置するため新たな労働力の確保は極めて困難である。

山間地域では、里地の植物相の生育空間となる二次的自然が多量に存在する。しかし、労働力の減少や農林業の衰退により農村住民による農林地管理の低下が著しく、植生遷移によって里山の質的な変化が進行している。また、今日わずかに行われている里山林の管理も、労働の容易さや周辺土地利用との関係など社会的条件により強く支配されている。

なお、当地域の森林のほとんどは江戸期に南部藩の藩有林であり、藩では森林の利用を厳しく規制していた(沢内村村史編纂委員会,1991)。このため、国有林に編入されている現在でもブナを主体とした自然度の高い森林が多い。当地域北西部の和賀岳周辺には広大なブナの原生林があり、自然環境保全地域に指定されている。一方、国有林のうち低標高の部分では、スギを中心とした針葉樹の植林が大規模に進行している。本節では、里山の変容が植物相に及ぼす影響を検討する対象として国有林は不適切と判断した。これは、当地域の国有林が第4章で「歴史的に農村の住民が薪炭、肥料、飼料やその他の生活資材の供給源として利用、管理してきた林野」と定義した里山とは異なる森林であると考えたためである。そのため、調査対象を森林簿に掲載された民有林に限定した。

#### 2) 西和賀地域の概要

岩手県西和賀地域は和賀郡湯田町と同沢内村からなる(図-12)。奥羽山脈の中央部に位置し東西2列の山地列に挟まれている。冬季の積雪が2mを越える豪雪地帯

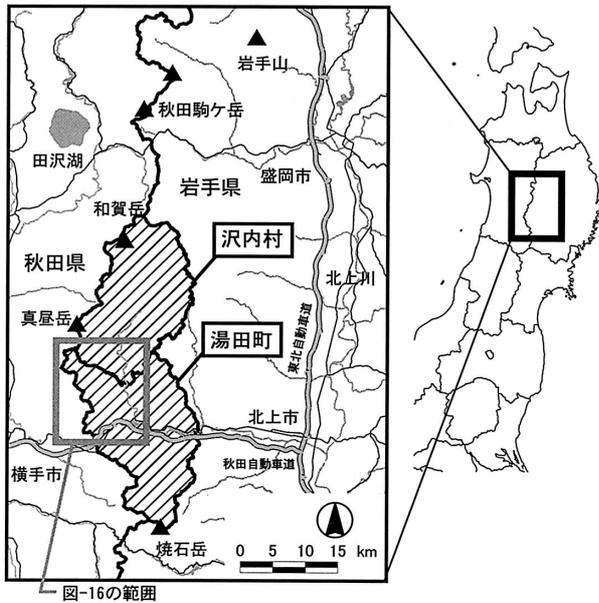


図 - 12 岩手県西和賀地域の位置

であり、潜在自然植生はチシマザサ - ブナ群団を中心としたブナクラス域植生である。地域の中央を北から南に流下する和賀川に沿って河岸段丘が発達し、段丘上には水田や集落・道路が立地する（図 - 13）。河岸段丘と山地の間には細い丘陵地の列が存在し、コナラやミズナラを中心とした二次林となっている。山地の大部分は国有林で、標高の低い部分はスギを主体とした植林地に、その背後から稜線まではブナ林となっている（図 - 14）。

### 3) 調査対象集落の選定

上記の地形と植生の関係のうち、河岸段丘の規模に着目して農業集落を類型化し、調査区とする集落を選定した。河岸段丘に着目した理由は、当地域の水田分布を規定する大きな因子であること、集落域内における山地や丘陵地は国有林を含み里地のランドスケープ構造を検討するのに適さないことである。なお、農業集落の境界は1990年世界農林業センサス岩手県農業集落地図より把握した。

国土数値情報（農林水産技術会議事務局筑波事務所電子計算課，1993）の標高データより1/4細分メッシュ（1辺約250 m）の最大傾斜度を算出し、4度未満のメッシュを緩傾斜地として抽出した。傾斜度4度は、東北地方において3次メッシュ（1辺約1 km）単位で水田面積率との相関が最も高くなる傾斜度の閾値である（山本，1996）。つぎに、緩傾斜地が連続して分布する範囲をブロックとして区画し、その中から面積100ha以上のブロックを大規模平坦地とした。この大規模平坦地が全緩斜面に占める割合を緩傾斜地の「集中度」とし、緩傾斜地の分布面積との関係から、当地域の集落を、以下の3タイプに区分した。具体的には、図 - 15から、集落域内における緩傾斜地の分布面積を300ha以上と未満に、緩傾斜地の集中度を40%以上と未満に区分した。

- A 緩傾斜地の面積300ha以上，集中度40%以上  
（主な地形と土地利用は、扇状地の牧草地と二次林，国有林）

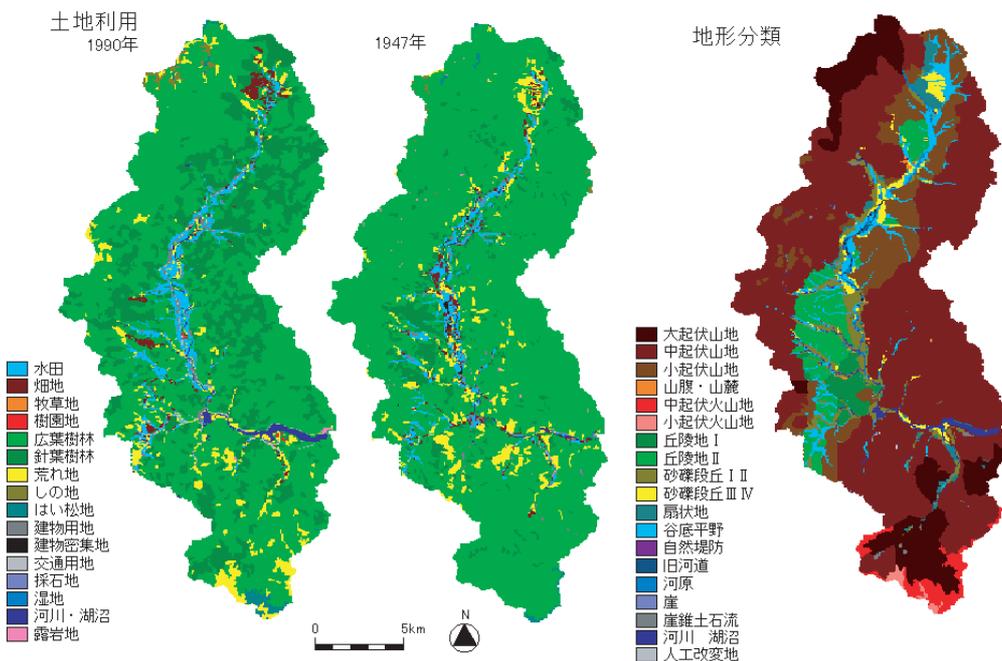


図 - 13 西和賀地域の土地利用と地形

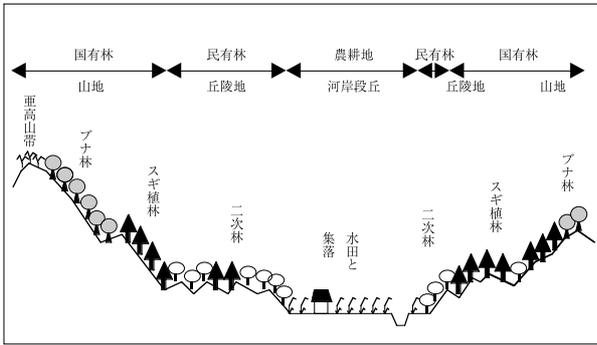


図 - 14 西和賀地域の緑地配置模式

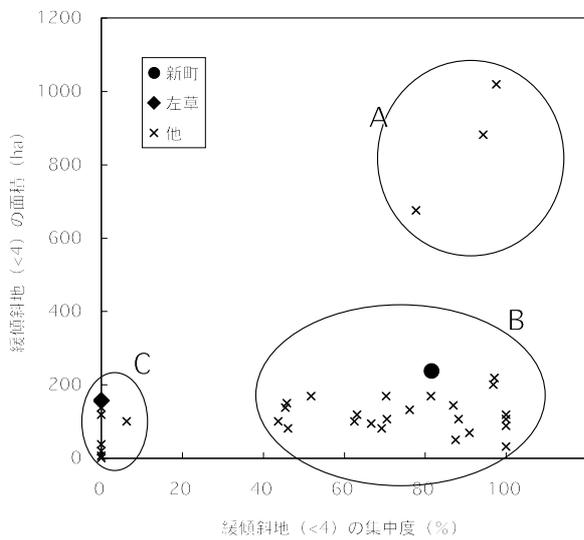


図 - 15 緩傾斜地からみた西和賀地域の集落区分

- B 緩傾斜地の面積300ha未満,集中度40%以上  
(主な地形と土地利用は,段丘上の水田,丘陵地の二次林,国有林)
- C 緩傾斜地の面積300ha未満,集中度40%未満  
(主な地形と土地利用は,丘陵地の二次林と谷津田,国有林)

このうち,里山を多く含むタイプBとCから調査区を選定した。すなわち,タイプBから沢内村新町,タイプCから湯田町左草を選んだ(図 - 16, 17)。

(2) 西和賀地域における指標植物

1) 調査の単位と指標植物の関係

中静・飯田(1996)は,雑木林を構成する植物の種多様性に及ぼす要因を,雑木林の孤立化が進む地区(所沢,八王子など)と進んでいない地区(笠間など)で比較した。その結果,樹木の種数が土地利用に起因する地域レベルの要因と相関が高いのに対し,林床植物の種数は林床管理に起因するアズマネザサの高さなど林分レベルの

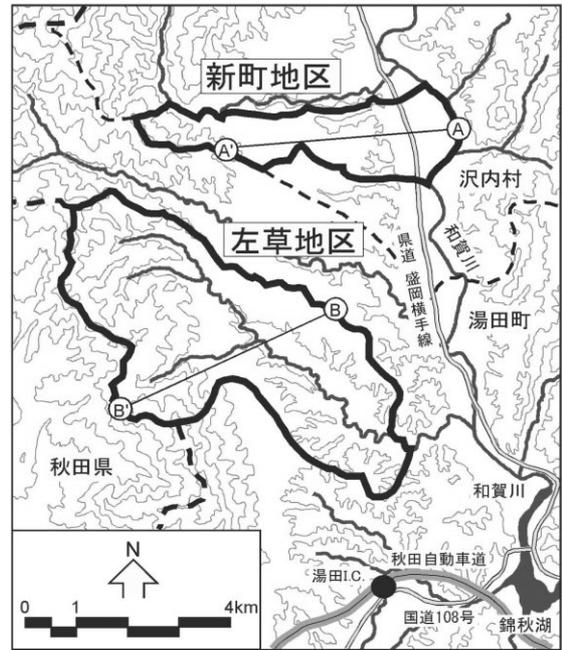


図 - 16 事例調査集落 沢内村新町,湯田町左草

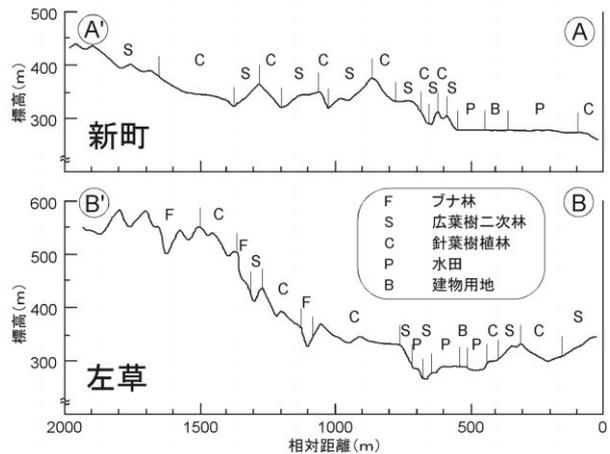


図 - 17 調査対象集落の植生配置断面

要因と強く結びついていることを明らかにしている。また,アカマツ平地林では林床管理の有無により小型地上植物,地表植物,半地中植物,地中植物などの林床植物の増減が見られる(藤井・陣内,1979)。これらのことから,里地のランドスケープ構造の変容,とくに里山林の変化が植物相に及ぼす影響を解明する指標としては,林床植物を用いることが有効だと考えられた。

本節では,西和賀地域の多くを占める落葉広葉樹林とつよく結びついた林床植物の代表的な存在として「春植物」を取り上げた。東北地方の中山間地域には,ブナ帯の冷涼な気候と豊富な積雪によりキクザキイチゲやミズバショウなど春先に林床で開花する草本が豊富に存在する。特に西和賀地域では「日本カタクリの花フェスティ

バル」が開催されるほどカタクリが豊富であり、都市住民を引きつけるアメニティ資源ともなっている。

## 2) 春植物の特性

### i) 春植物の生物季節学的特徴

春植物は、分類学上の種群ではなく、雪解け後直ちに開花し、初夏に林冠が葉で覆われる頃には姿を消してしまうというライフサイクルによって、フェノロジー（生物季節学）の視点からとらえられる種群であり、「スプリング・エフェメラル（春のはかない命）」と呼ばれる冷温帯林に特徴的な多年生草本類である。雪が解けて樹冠が覆うまでという、短く、一般に低温な時間的ニッチに特別な適応をした種として生態学者の興味を引き（Muller, 1978）、多くの研究が行われている。そのライフサイクルは科や属をまたがってほぼ一致しており、地表が部分的に雪に覆われている時期から成長を開始し、展葉や開花のピークは林冠の葉が成長する前であり、林冠が密閉する前に1年のライフサイクルを完全に終了し、休眠する（Vezina & Grandtner, 1965）。

これらの種は主に地中植物であり、鱗茎などの地下茎を持つ。地下茎による栄養成長によって十分な大きさに達すると、種子による有性繁殖を行なう。この栄養成長と有性繁殖の関係が春植物の個体群に重要な意味を持つ。Nault & Gagnon (1993) は、*Allium tricoccum* のラメートの死亡率、実生による補充率、栄養成長、有性繁殖の比を、5年間調査し、ラメートの生存率はサイズに依存し、また開花株と非開花株の間に大きな違いがあること、2つの様式の個体比は生存率が高い大きくて開花しない株によって決定されること、個体群レベルで見ると2つの様式は2年ごとに繰り返していることを明らかにしている。Yokoi (1976a, 1976b) は、数学的モデルを用いたカタクリの成長と生産過程の解析により、カタクリの成長期間は9～10年ととても長く、また成長期間中の生殖率が高いことを示し、成長期間の長さで生殖率の高さがカタクリがスプリング・エフェメラルとして生き延びた主要因であろうと推測している。このように、一群落内に、10数年分の若令個体（非開花個体）、有花個体が混生することによって、生育相の多様性と安定性が維持されている（宮脇・佐々木, 1980）。

### ii) 林床管理指標種としての春植物の特徴

春植物は、冷温帯の落葉広葉樹林と強く結びついた種群であると考えられている。Sawadaら (1997) は、カタクリの乾物生産量、個体群密度、有花個体数を裸地、ミズナラ林、スギ林と比較し、ミズナラ林では林床の光

条件が好適なほど乾物生産量が多く、個体群密度、実生密度が裸地やスギ林より高いこと、裸地では乾物生産が小さく開花率が高いことを明らかにしている。この結果は、カタクリが、ミズナラ林林床の光環境を有効に活用できるのに対して、裸地では熱および水ストレスによって光環境を物質生産に有効に活用できず、また、スギ林では常緑針葉樹であるスギによって光環境が制限されることにより生育が阻害されることを示している。カタクリが生育するためには、低木層以上に常緑性植物が少ないこと、高木層が常緑性植物に占められる場合には隣接地に太陽光の入射を遮らない開放地が必要とされる（宮脇・佐々木, 1980）。これらのことは、カタクリなどの春植物の生育に、林分構造や、その配置が大きな影響を及ぼすことを示している。

また、春植物は、種の移動速度が非常に遅いと言われる（守山, 1988）。その理由の一つとして、上記のように栄養成長期間が長いことと、種子散布形態があげられる。春植物にはアリ散布型の種子を持つ種が多いとされている（河野, 1987）。春植物類の種子にはエライオゾームと呼ばれる付属体があり、これにアリの嗜好性物質が含まれている。早春で食べ物が少ない時期、アリはこの物質をめあてに春植物類の種子を盛んに巣へ運び、エライオゾームだけを切り離して種子本体は巣の外に捨てられる。このように、カタクリなどの春植物は、種子がアリによって散布されるため、鳥散布型や風散布型の種子散布形態を持つ植物に比べ、その移動、分散能力が低いと考えられる。

以上のことから、里山の二次林において、春植物の生育は人為的な二次林管理の影響を強く受けると考えられる。とくに、種子散布による移動、分散能力が低いため、中静・飯田 (1996) が言う「林分レベル」の環境制御がその生育に重要な影響を及ぼすと考えられる。したがって、春植物は、林分単位の管理効果を把握する上で有効な指標種群であると考えられる。

## 3) 春植物の定義と種群の構成種

ここでは、春植物を林分単位の管理効果を把握するための指標種群とするために、春植物の概念と、日本産春植物を整理し、対象地域に生育する春植物を特定した。春植物に関する研究はカタクリ *Erythronium japonicum* に関するもの（Yokoi, 1976a, 1976b；宮脇・佐々木, 1980；Yoshie & Fukuda, 1994; Sawadaら, 1997）が多いが、ここでは、フェノロジーに関する研究論文（Vezina & Grandtner, 1965；Muller, 1978；Kawano, 1975；Nault

& Gagnon, 1993) の整理から、春植物を「春期に開花し、初夏には地上部が消滅する多年草」と定義した。さらに、本定義にしたがって、図鑑により日本産の春植物類を種レベルで整理した(表-14)。整理に当たっては、春植物であることを示すキーワードとして「多年草」、「花期が春」、「地上部は初夏に枯れる」などを用いた。逆に、春植物で無いことを示す語として「花後に茎が伸長し」、「常緑」などを取り上げた。しかしながら図鑑の記述は

多くの場合、形態的特徴に偏り、生態的記述が少ない。そのため、表に示したように多くの種が「春植物である」とも「春植物でない」とも断定できなかった。

これらの整理結果から、西和賀地域に見られる「花期が春」の林床植物を、上記定義に適合した「春植物群」、他の春季に林床で開花する「対照種群」に区分した。実際には、西和賀地域に広く生育する6種を取り上げ、カタクリ *Erythronium japonicum*、キクザキイチゲ *Anemone*

表-14 図鑑による日本産「春植物群」の整理

科和名	属和名	種和名	学名	花期	地下組織	春植物断定の記述 牧野 山溪 平凡社		
図鑑の記述から「春植物」と断定できた種群 (= 春植物群)								
キンボウゲ	セツブンソウ	セツブンソウ	<i>Shibateranthis pinnatifida</i>	早春	塊茎			
		イチリンソウ	<i>Anemone nikoensis</i>	春	根茎			
		キクザキイチゲ	<i>Anemone pseudo-altaica</i>	春	根茎			
		アズマイチゲ	<i>Anemone raddeana</i>	早春	根茎			
		ユキワリイチゲ	<i>Anemone keiskeana</i>	早春	根茎			
		ニリンソウ	<i>Anemone flaccida</i>	春	根茎			
ユリ	ネギ	ヒメニラ	<i>Allium monanthum</i>	春	鱗茎			
		アマナ	<i>Amana edulis</i>	春	鱗茎			
		カタクリ	<i>Erythronium japonicum</i>	早春	鱗茎			
「春植物」か否かを断定できなかった種群								
ウマノスズクサ	ウスバサイシン	ウスバサイシン	<i>Asiasarum sieboldii</i>	春	根茎			
		フタバアオイ	<i>Asarum caulescens</i>	春	?			
キンボウゲ	シロカネソウ	サバノオ	<i>Dichocarpum dicarpon</i>	春	?			
		ケシ	キケマン	ジロボウエンゴサク	春	塊茎		
セリ	セントウソウ	エゾエンゴサク	<i>Corydalis ambigua</i>	春	塊茎			
		キケマン	<i>Corydalis heterocarpa</i> var. <i>japonica</i>	春	塊茎			
		ヤマエンゴサク	<i>Corydalis lineariloba</i>	晩春	塊茎			
		セリ	セントウソウ	<i>Chamaele decumbens</i>	春	?		
		サクラソウ	サクラソウ	サクラソウ	<i>Primula sieboldii</i>	春	根茎	
				コイワザクラ	<i>Primula reinii</i>	晩春	?	
シソ	オドリコソウ	カッコソウ	<i>Primula kisoana</i>	春	?			
		ヒメキセウタ	<i>Lamium chinense</i> var. <i>tuberiferum</i>	春	地下茎			
サトイモ	テンナンショウ	ウラシマソウ	<i>Arisaema thunbergii</i> ssp. <i>urashima</i>	春	球茎			
		マイヅルテンナンショウ	<i>Arisaema heterophyllum</i>	春	球茎			
		ムサシアブミ	<i>Arisaema ringens</i>	春	球茎			
		ユキモチソウ	<i>Arisaema sikokianum</i>	春	球茎			
		ミツバテンナンショウ	<i>Arisaema ternatipartitum</i>	春	球茎			
		マムシグサ	<i>Arisaema serratum</i>	晩春	球茎			
		ミミガタテンナンショウ	<i>Arisaema undulatifolium</i> var. <i>ionostemma</i>	春	球茎			
		ヒロハテンナンショウ	<i>Arisaema amurense</i> ssp. <i>robustum</i>	晩春	球茎			
		ヒトツバテンナンショウ	<i>Arisaema monophyllum</i>	春	球茎			
		オモゴウテンナンショウ	<i>Arisaema iyoanum</i>	春	球茎			
		アオテンナンショウ	<i>Arisaema tosaense</i>	晩春	球茎			
		ビャクブ	ナベワリ	ナベワリ	<i>Croomia heterosepala</i>	春	根茎	
				ユリ	キバナノアマナ	<i>Gagea japonica</i>	早春	鱗茎
		ラン	キバナノアマナ	キバナノアマナ	<i>Gagea lutea</i>	春	鱗茎	
バイモ	コバイモ			<i>Fritillaria japonica</i>	春	鱗茎		
ナルコユリ	ワニグチソウ			<i>Polygonatum involucreatum</i>	晩春	根茎		
スズラン	スズラン			<i>Convallaria keiskei</i>	晩春	地下茎		
エンレイソウ	シロバナエンレイソウ			<i>Trillium tschonoskii</i>	晩春	地下茎		
アツモリソウ	クマガイソウ			<i>Cypripedium japonicum</i>	春	根茎		
サイハイラン	サイハイラン	サイハイラン	<i>Cremastra appendiculata</i>	春	鱗茎			
		ニラバラン	ニラバラン	<i>Microtis unifolia</i>	春	塊根		
		フタバラン	ヒメフタバラン	<i>Listera japonica</i>	春	?		

注) 使用した図鑑 牧野 : 牧野富太郎著・本田正次編修(1982, 1983)  
 山溪 : 林 弥栄監修(1989), 畔上能力編著(1996)  
 平凡社: 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・巨理俊次・富成忠夫編(1981, 1982a, 1982b)  
 学名および和名は佐竹ら(1981, 1982a, 1982b)によった。

*pseudo-altaica*を「春植物群」、ウスバサイシン *Asiasarum sieboldii*、ショウジョウバカマ *Heloniopsis orientalis*、エンレイソウ *Trillium smallii*、ツクバネソウ *Paris tetraphylla*を「対照種群」とした。さらに、林床以外にも広く生育するタチツボスミレ *Viola grypoceras*を比較のために調査・分析の対象とした（以上、学名は佐竹ら、1981、1982a、1982bによった）。なお、本節では調査対象の7種全てを指す場合には「林床開花種群」と表現する。

### (3) 調査の方法

#### 1) 林分構造と林床開花種群の生育状況

林分構造については、林冠を構成する樹種とその高さ、低木層の被度と群落高を調査した。また、林床開花種群の生育状況については、各調査対象種ごとに、林分面積に対する植物体の被度（%）を調査した。本節で言う林分の「低木層構造」とは低木層の被度と高さを、林床開花種群の「生育状況」とは各種群の被度を表すものとする。

これらの調査は林分ごとに実施した。各林分の位置、境界は、各町村の森林計画図（1992年編成）に基づいた。現地調査は1997年5月と8月に実施した。

林分構造と林床開花種群の生育状況の関係を、林分構造に関する指標の階級区分と、階級間の林床開花種群の平均被度の差の比較とによって把握した。平均値の差の検定には分散分析を用い、有意な差が認められた場合には多重比較を行った。ここで、階級によってサンプル数が異なるため、多重比較には標本の大きさが異なる場合の最小有意差法（スネデガー・コ克蘭、1972）を用いた。

#### 2) 林分の社会的な立地条件

低木層構造と林床開花種群の生育状況との関係に影響を及ぼす林分の社会的な立地条件を解明するため、各林分へのアクセス路と、過去の里山利用を調査した。

林分へのアクセス路は、宅地、舗装路、林道、歩道、畔（水田）、林野に区分し、それぞれのアクセス路が日常的に管理された状態であるか否かを、すべての林分を対象に踏査した。

ここで言う林分への「アクセス路」とは、各林分に隣接する通行可能な経路のうち、最も容易に林分へ到達しうる経路である。アクセス路が「舗装路」の場合には、舗装道路に隣接した林分をさす。また「畦」の場合は、舗装路や林道、歩道などには隣接せず、水田に隣接して

いる林分である。

ここで、未管理の農林地に隣接するため、通行可能な経路が見いだせない林分は「到達不能」とした。新町、左草両地区を合わせた総林分数2,073のうち到達不能な林分を除く846の林分を林分構造、林床開花種群の生育状況についての調査対象林分とした。

各林分の過去の利用形態は、1947年アメリカ軍撮影の空中写真の立体視により、広葉樹高木林、広葉樹低木林、常緑針葉樹林、採草地に区分して読みとった。さらに1952年、1958年の1:50,000地形図（横手、新町）により当時の通行路を把握した。

また、現在の水田の管理状況について、稲作水田、転作水田、放棄水田に区分し、1996年7月23～25日に踏査した。この調査結果と森林計画図から1:25,000の相観植生図を作成し、メッシュ法（1辺約50m）を用いて水田管理状況と里山との関係を解析した。

### (4) 春植物群の生育と林分の構造、分布

#### 1) 春植物群の分布状況と低木層構造の関係

図-18に、到達可能な846林分における、林床開花種群の被度と林分構造との関係を示した。図から林冠の構造と林床開花種群との関係を見ると、春植物群、タチツボスミレの平均被度はスギ、ナラ類、ブナ等の樹種による相違が小さいことがわかる。また、樹高が高いほど春植物群と対照種群の被度が高くなり、逆に、タチツボスミレの被度が低下する傾向がある。低木層の構造と林床開花種群の関係については、低木層の被度が高まるにつれて春植物群、対照種群、タチツボスミレのいずれも被度が低下している。また、低木層の高さが高いほど春植物群の被度が低下する傾向が認められる。この傾向は対照種群やタチツボスミレでは顕著ではない。

これらの傾向を確認するため、林分構造による春植物群被度の平均値の差を、分散分析によって検証した。林冠優占種を樹種ごと、林分高を5mごと、低木層の被度を20%ごと、低木層の高さを1mごとに階級区分し、それぞれの指標の階級間における林床開花種群の平均被度の差について分散分析を行なった。さらに、最小有意差法により階級間の差を検定し、等質サブグループを区分した。その結果（表-15）、林冠優占種による春植物群の平均被度の差は認められない。また、林冠の高さが最も低い5m未満と、最も高い20m以上の階級の間にも有意差が認められなかった。一方、低木層の構造と春植物群の被度との間には明瞭な関係が認められた。春植物群の平均被度は、低木層の被度20%未満と低木層の

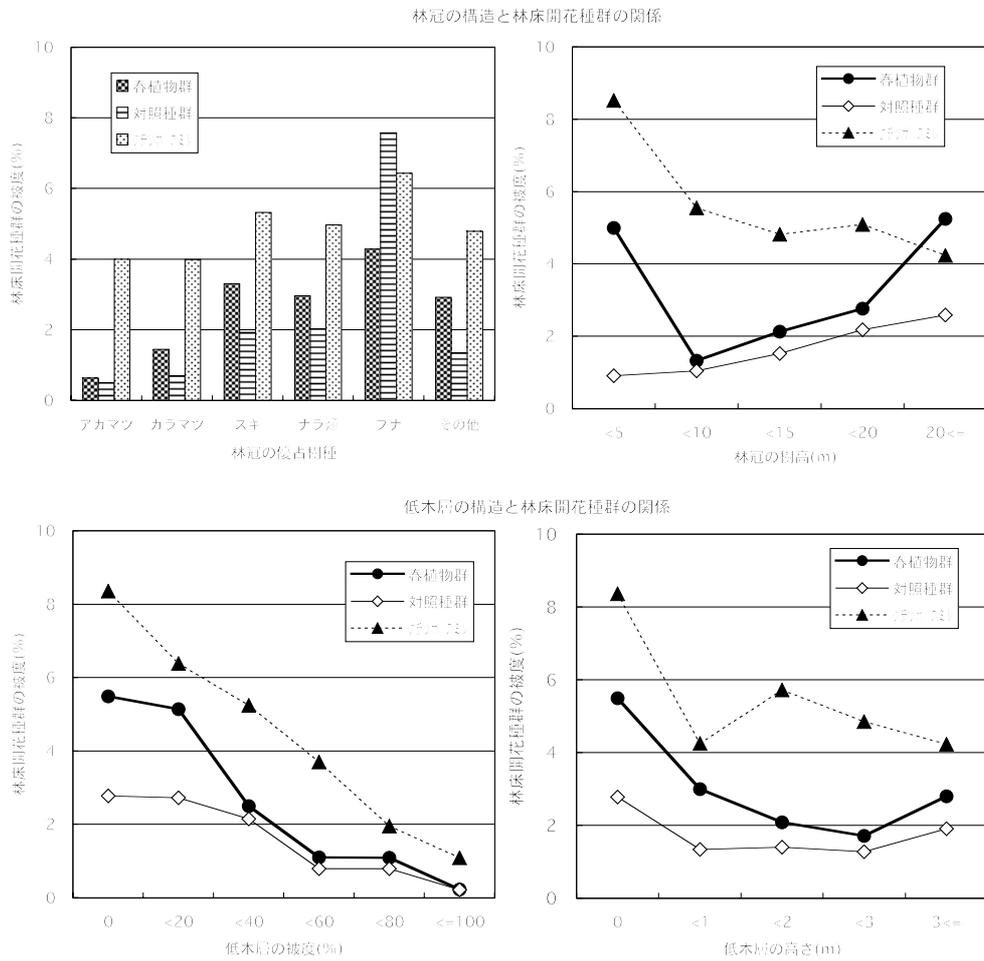


図 - 18 林分構造と林開花種群の平均被度の関係

表 - 15 林分構造による春植物群の被度の分散分析結果

林分構造	林床開花種群	林分構造の階級						検定	
		アカマツ	カラマツ	スギ	ナラ類	ブナ	その他		
林冠優占種	階級							全体	F 値
	林分数	30	63	439	276	14	24	846	
	平均被度(%)	0.63	1.44	3.30	2.96	4.29	2.92	2.96	1.84
	等質サブグループ	—	—	—	—	—	—	—	—
林分高(m)	階級	<5	<10	<15	<20	20<=		全体	F 値
	林分数	33	122	204	327	160		846	
	平均被度(%)	5.00	1.32	2.13	2.76	5.25		2.96	9.06
	等質サブグループ	ab	a	a	a	b			**
全低木層高(m)	階級	0	<1	<2	<3	3<=		全体	F 値
	林分数	120	12	97	110	507		846	
	平均被度(%)	5.49	3.00	2.08	1.71	2.80		2.96	6.32
	等質サブグループ	a	ab	b	b	b			**
全低木層被度(%)	階級	0	<20	<40	<60	<80	<=100	全体	F 値
	林分数	120	176	285	117	78	70	846	
	平均被度(%)	5.49	5.14	2.50	1.10	1.09	0.23	2.96	14.84
	等質サブグループ	a	a	b	b	b	b		**

注) F 値下の記号: \*\* 1%水準で有意、\* 5%水準で有意、— 5%水準で有意差無し  
 等質サブグループはF 値が有意なものについてのみ最小有意差法を用いた多重比較により区分した。

高さ1m未満でも5.3%であり、それら以上の階級に比べて有意に高かった。

以上の結果から、春植物群の生育に適した林分構造を「低木層の被度20%未満」および「低木層の高さ1m未満」と考えた。前者の条件を満たす林分を「低木層の被度が低い」という意味から「低被度低木層林分」、後者を満たす林分を「低木層が小さい(高さが低い)」という意味から「小低木層林分」とした。

なお、低木層の被度と高さの間には $r=0.525$ のやや高い相関がある。とくに、小低木層林分の94.7%が低被度低木層林分である。一方、低被度低木層林分中の小低木層林分の割合は42.2%である。この両者の関係は、人為的な林床管理と関係が深いと考えられる。すなわち、小低木層林分は林床管理によって低木層の本木やササ類が刈り払われた林分であり、低木層の高さと被度は同時に小さくなる。一方、低被度低木層林分は必ずしも林床管理が行われた林分とは限らず、被度は小さいが低木が生育する林分が見られる。これらのことから、本節では、「低被度低木層林分」と「小低木層林分」をそれぞれ別の解析対象とした。

## 2) 林分の社会的立地条件と春植物群の生育状況

### i) 林班ごとの低木層構造と林床開花種群の生育状況の比較

林班は最も大きな森林施業単位であり、公有林を除くと、新町は5林班、左草は16林班に、概ね小流域ごとに区分されている。ここでは、林班全体を均一な管理・施業の単位としてではなく、林分の立地条件や、低木層構造の空間的なまとまりを把握するための単位としてとりあげた。前項で示した結果にしたがえば、低被度低木層林分や小低木層林分の出現率が高い林班ほど、春植物群の生育に適した林分が多く、春植物群の平均被度は高いと考えられる。

林班ごとの「低被度低木層林分」ならびに「小低木層林分」の出現率と林床開花種群の平均被度との相関関係(図-19)を検討した。その結果、春植物群の被度は、低被度低木層林分率とは $r=-0.027$ 、小低木層林分率とは $r=0.047$ であった。また、対照種群は、春植物群と同様に、低被度低木層林分や小低木層林分の出現率との相関が認められなかった。これに対し、林縁など明るい環境と結びついたタチツボスミレでは、平均被度が低被度低木層林分の出現率( $r=0.666$ )、小低木層林分の出現率( $r=0.534$ )と、やや高い正の相関を示した。

これらの結果は、図-18で示した結果と矛盾する。

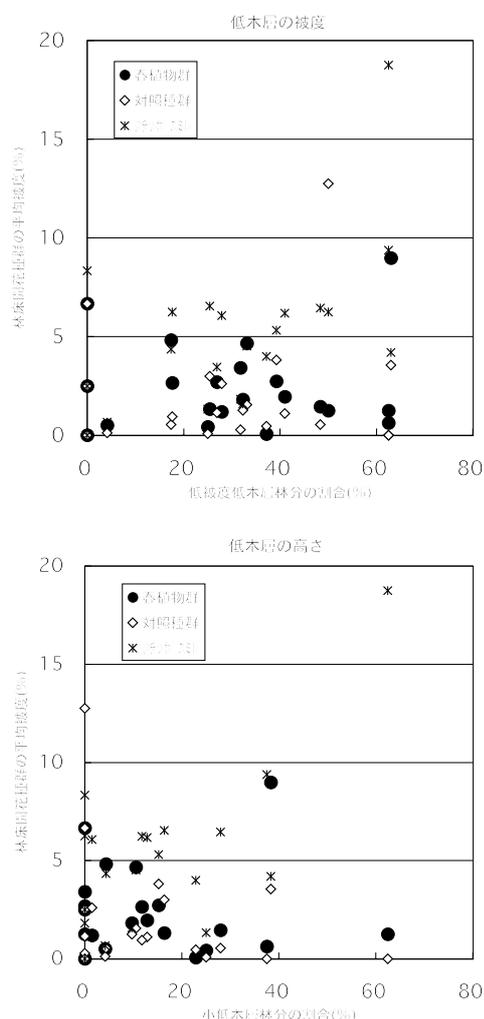


図-19 林班を単位とした低木層構造と林床開花種群の関係

すなわち、低木層の被度の低さや、その群落高の低さが、必ずしも春植物群の生育に結びついていないことを示している。言い換えれば、低木層の構造以外の要因が春植物群の生育に影響を及ぼしていると考えられた。

### ii) 過去の林野利用と春植物群の生育状況

前述のようにカタクリなどの春植物にはアリ散布型と呼ばれる種子散布形態をもつ種が多く、移動、分散能力が低いとされる。このため、林分の管理履歴または過去の土地利用が現在の生育状況に大きな影響を及ぼしていると考えられる。

1947年の空中写真から判読した各林分の利用形態と、林床開花種群の被度、ならびに低木層構造とを比較した(図-20)。その結果、春植物群の被度は1947年に常緑針葉樹林であった林分で5.9%と高い。逆に、採草地では1.4%であった。低木層構造については、低被度低木層林分、小低木層林分ともに1947年に常緑針葉樹林であった比率が最も低く、低被度低木層林分の14.5%、小

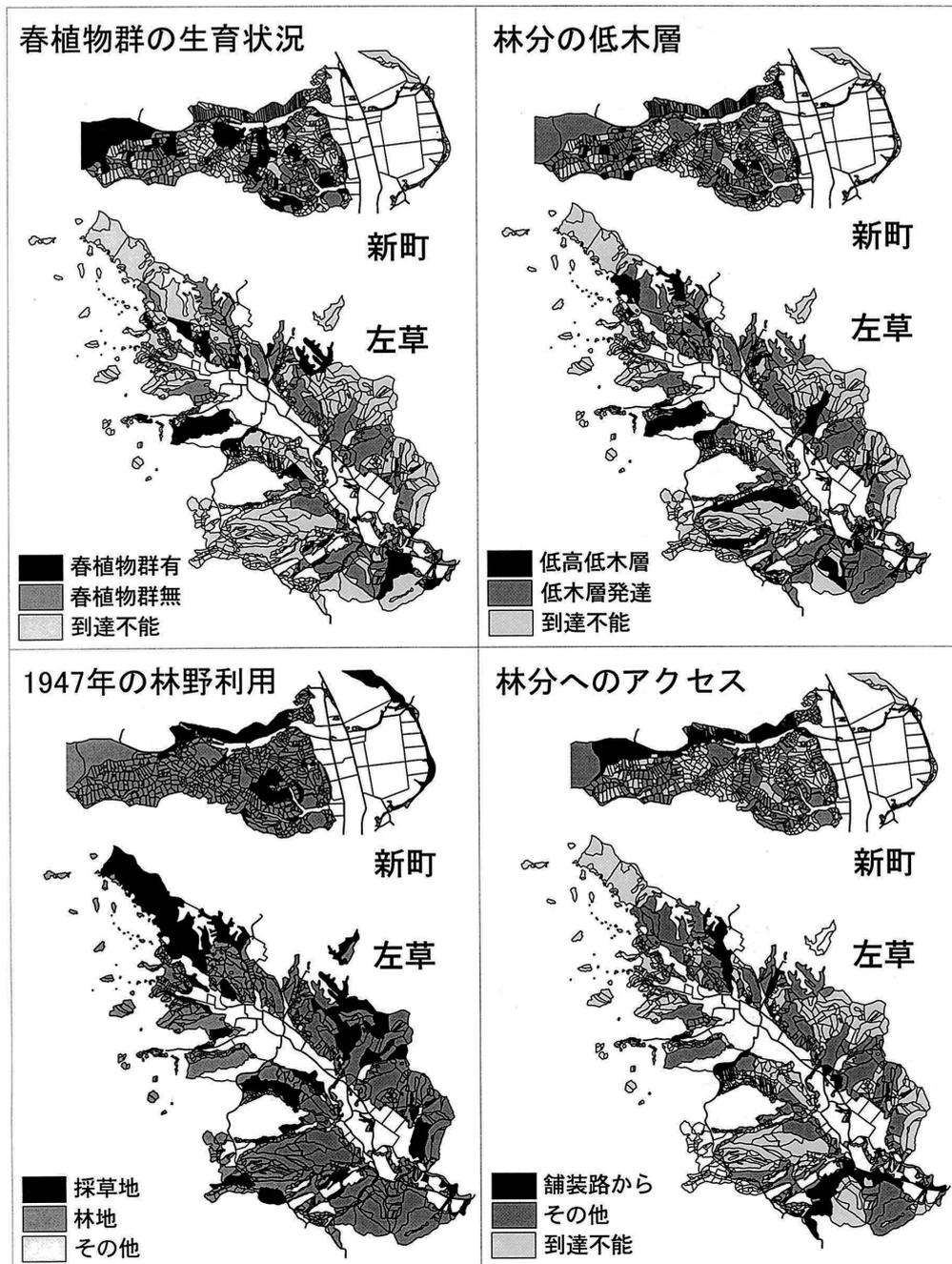


図 - 20 林分単位の調査結果

低木層林分の15.2%である。逆に、低被度低木層林分の41.6%が広葉樹高木林であり、小低木層林分の39.4%が採草地であった(図 - 21)。

これらの結果は、現在の春植物群の生育状況が、現在の林分構造と、過去の林野利用に対応していることを示している。1947年当時に採草地であった林分では、春植物群の生育に適した低木層構造である割合が高いにも関わらず、春植物群が生育していないことを示している。1947年はエネルギー革命前であるため、伝統的な林野利用が継続していたと考えられる。

前記のように、当地域の森林は南部藩の藩有林であり、農村住民の利用に供されない森林、すなわち「奥山」が大きな面積を占めていた。この藩有林では、薪炭や柴草等の採取を厳しく制限されていた。とくに、採草地の維持に欠かせない火入れに関する制限は厳しかった。そのため、林野の総面積が大きいにも関わらず採草地は不足がちであったと考えられる。左草地区では「峠を越えて秋田領まで行き、料金を出して萩を刈っていた(湯田町史編纂委員会, 1979)」とされるほど採草地が不足していた。したがって、集落内の限られた採草地では利用圧

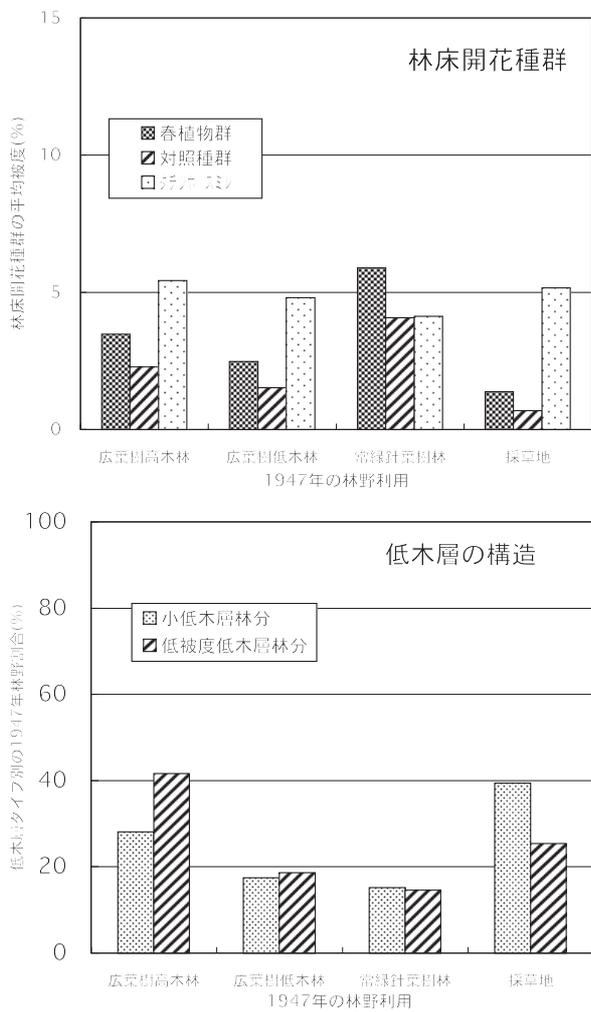


図 - 21 1947年の林野利用と林分構造，林床開花種群

力が高く、それが春植物群の生育を阻害する要因になったと考えられる。

iii) 林分へのアクセス路と春植物群の生育状況

採草地は「利用頻度が高く、その生産物が耕地または農家に運び込まれることから到達度が便利な場所に立地していた(上野, 1955)」とされる。そこで、集落または耕地からの到達しやすさ、すなわちアクセス性を林分へのアクセス路によってとらえ、アクセス路と過去の土地利用、現在の林床開花種群の生育状況、林分の低木層構造との関係を解析した。

図 - 22 から、1947年当時採草地、広葉樹低木林であった林分の多くが、それぞれ現在の舗装路、林道に隣接していることがわかる。また、低被度低木層林分や小低木層林分の多くも舗装路や林道に隣接している。さらに、このような舗装路または林道に隣接した林分では、現在、タチツボスミレは多いものの、春植物群の生育が少ない。

一方、春植物群の被度が高い歩道、畦、管理された林

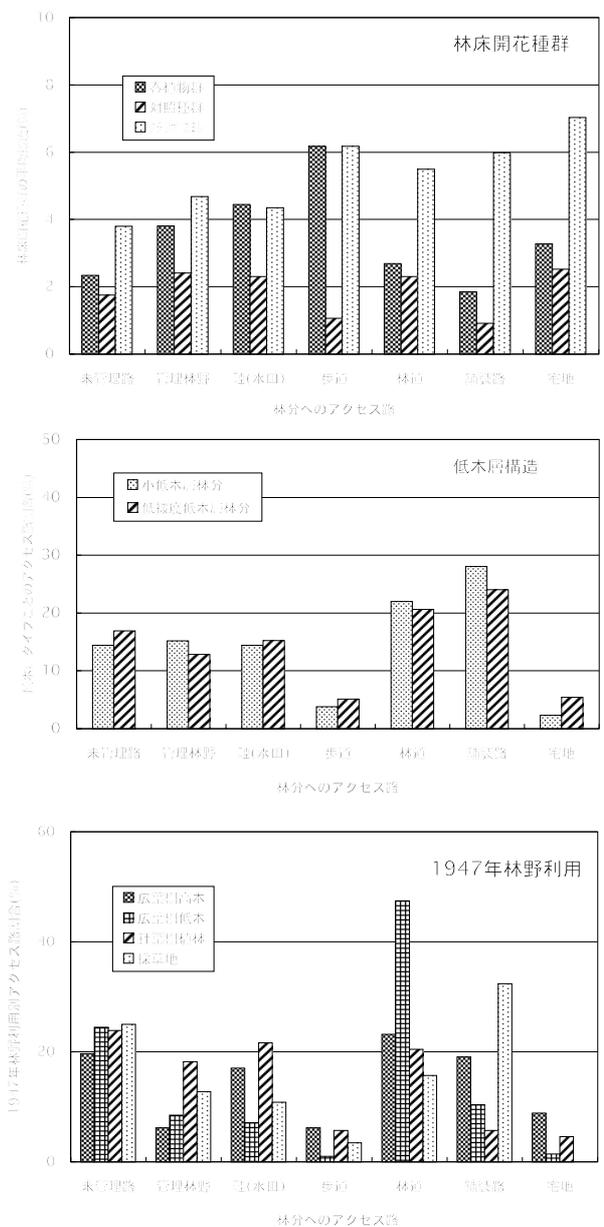


図 - 22 林分へのアクセス路と林床開花種群，低木層構造，過去の土地利用

野に隣接した林分では、1947年当時の採草地や広葉樹低木林、現在の低被度低木層林分や小低木層林分が少ない。

舗装路や林道は自動車の通行が可能であるため、これらに隣接する林分は他の林分に比べ到達しやすく、アクセス性が高いと言える。低被度低木層林分の50.0%、小低木層林分の52.3%が、宅地、舗装路、林道に接している。歩道、畦を含めると、それぞれ70.3%、70.5%である。これらのことから、現在低木層の被度や高さが低い林分はいずれもアクセス性が高い場所に立地していると考えられた。

一方、1947年の採草地は、48.0%が宅地、舗装路、林

道に接している。歩道、畦を含めると62.3%である。現在の舗装路はほとんどが1950年代の地形図に道路として記載されていることから、1947年当時も往来が頻繁な通行路であったと考えられる。したがって、1947年当時の採草地も、比較的アクセス性が高い場所に立地していたと考えられる。

## (5) 西和賀地域のランドスケープ構造の変容と春植物

### 1) 里山林管理の変化と春植物

春植物群の生育と森林の低木層構造との関係においては、低木層の被度20%未満ならびに低木層の高さ1m未満で、それ以上の階級に比べて春植物群の被度が高かった。このことは、春植物群の生育には低木層の被度、高さとともに低いことが好適であることを示している。いいかえれば、人間が低木層の生育を制御する管理、すなわち下刈りを中心とした林床管理を行なうことによって、春植物にとって良好な生育空間を形成してきたと考えられる。

図-18では、林冠の高さが5m未満の伐開されて間もない林分においても春植物群の被度が高く、森林の伐採によって一時的に春植物群の個体数が増加していることがわかる。二次林の伐採、成林過程での林床管理は伝統的な里山林利用のなかで繰り返し行われてきたものである。これらの周期的な管理は、一群落内に10数年分の若令個体(非開花個体)、有花個体が混生するという春植物の特性と合致する。このことが、里山の二次林において春植物の個体群を維持してきたと考えられる。

ところが今日、上記のような管理はごく一部で行われているに過ぎない。表-15から低木層の高さが1m以上の林分数を算出すると714林分で、全林分の84%を占めている。このうち、低木層の被度が20%未満の林分は171林分で、全体の20%に過ぎない。これらのことは、里山林の管理放棄により、地域内の多くの林分が春植物群の生育に適さない構造になっていることを示している。今後さらなる管理の放棄により、春植物群にとっての良好な生育空間が失われることが予想される。

### 2) 里山林の管理の低下とアクセス性

以上のように、里山林の管理放棄により、多くの林分が春植物群の生育に適さない構造になっていると考えられた。また、現在わずかに継続されている林床管理によって低木層の高さが低い林分は、過去に採草地として利用された場所に多い。このため、現在の管理は春植物の生育に結びついていない。

ここで、着目すべきことは、現在も管理が行われ低木層の高さが低い林分が、アクセス性が高い場所に立地していることである。すなわち、農村住民が、アクセス性という社会的な立地条件にもとづいて林分を評価し、その結果が管理の有無に反映されていることを示している。

同様の傾向は、里山林のみならず、農耕地についても認められる。

図-23は、新町と左草の2集落において、水田の利用状況と傾斜度との関係を比較したものである。水田の利用状況は「水稲作」、「転作地」、「放棄水田」の3種に区分した。図から、新町では利用状況に関わらず平坦地に水田が集中していることがわかる。これに対して、左草では、傾斜度によって利用状況が異なる。水稲作や転作地は比較的傾斜が緩い立地に、放棄水田は傾斜の急な立地に分布している。これは、両地区の土地条件の違いに起因していると考えられる。大規模な河岸段丘上に位置する新町では、水田立地にバラツキが少ない。これに対して、小規模な河岸段丘や谷津田からなる左草はバラツキが大きく、その立地条件が利用状況に大きな影響を及ぼしていると言える。その結果、耕作放棄率は、新町の15.2%に対して左草では25.2%となっている。

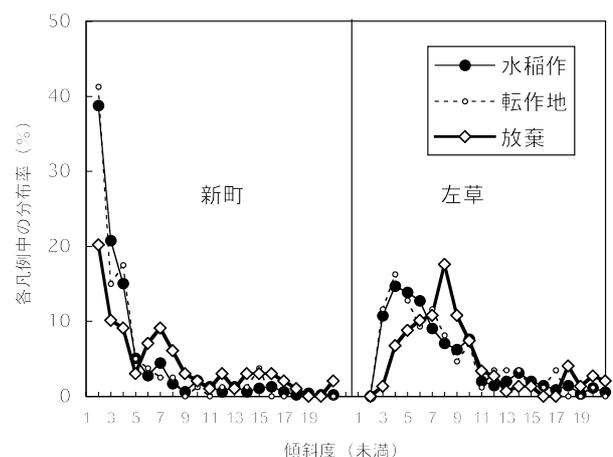


図-23 傾斜度と水田の分布割合

図-24は放棄水田に隣接する土地利用を見たものである。新町では耕起水田(水稲作と転作地の合計)との隣接率が46.4%で、放棄水田との隣接率22.8%を大きく上回っている。これのに対して、左草では放棄水田との隣接が33.9%で、耕起水田の27.9%より多い。このことから、新町では、放棄水田が水稲作水田に囲まれて点状に立地しているため、放棄水田へのアクセス路は確保され続けると考えられる。逆に、左草では、急傾斜地で放棄水田

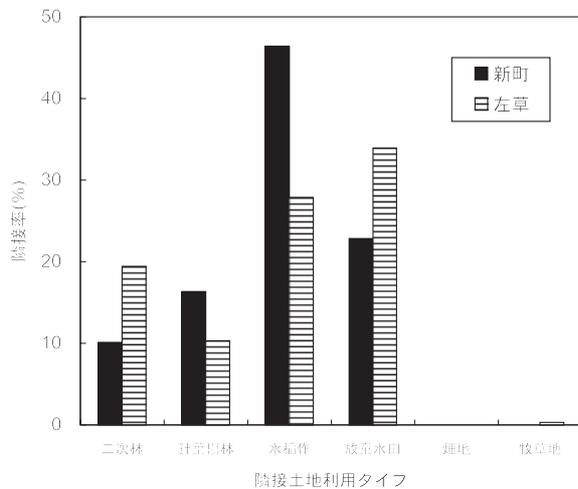


図 - 24 放棄水田に隣接する土地利用タイプ

同士が隣接している。このため、大規模な耕作放棄地が形成され、それによってアクセス路の管理が低下し、放棄状態が固定化すると予想される。

以上のことから、アクセス性など、農村住民の土地評価によって、利用・管理が継続される場所と、放棄される場所が区分されつつあると考えられる。

本節で対象とした西和賀地域をはじめ、中山間地域では過疎化や高齢化による労働力の低下が著しい。したがって、管理の有無の空間的な区分は今後さらに進行すると予想される。その結果、里地のランドスケープ構造は、条件が良く集約的管理が継続される場所と、条件が悪く放置される場所に二極化され、空間的なモザイク性が低下する考えられる。

### 3 埼玉県比企地域における事例研究

#### (1) 埼玉県比企地域の位置づけ

##### 1) 比企地域のランドスケープ構造変容様式

埼玉県比企地域は、戦後のランドスケープ構造変容様式のうち類型bに属する。類型bは、関東地方から西日本に多く、山地と結びついたランドスケープ変容様式である。類型bは、古くから林野利用が行われ明治時代にすでに針葉樹林が多かった戦前の類型C、ならびに明治から昭和初期にかけて荒れ地の針葉樹林化が進行した戦前の類型Dと結びついている。この結果、類型bでは1950年の時点ですでに針葉樹林が優占するランドスケープ構造であったと考えられる。

類型bは、類型aと異なり、奥山の広葉樹林が少ないと考えられる。すなわち、古くから奥地まで人間活動が及び、山地または丘陵地の上部まで二次林におおわれている(宮脇, 1983; 宮脇, 1985)。当地域の二次林の多

くは天然下種更新や植林によって成立したアカマツ林であり、近年、マツ枯れの被害が著しい。

#### 2) 比企地域の概要

埼玉県比企地域(図-25)は、関東平野の西縁に位置し、東部を荒川、西部を外秩父山地に区切られた地域である。この地域内には荒川沿いの沖積低地、外秩父の山地のほか、東松山の火山灰台地、比企丘陵など様々な地形が見られる。

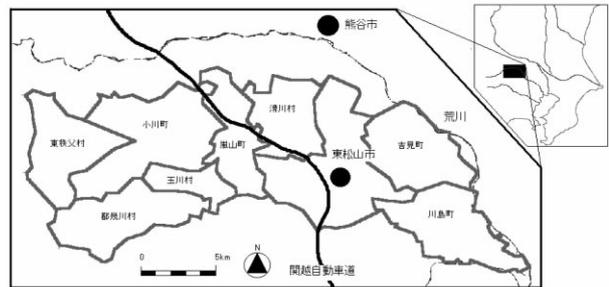


図 - 25 埼玉県比企地域の位置

当地域は、かつて養蚕を中心とした農業地帯であったが、蚕糸業に伴う工場や集積地が近隣に存在したこと、また、東京大都市圏の縁辺部に位置することにより早くから兼業化が進んでいた(林, 1955)。近年には、東京大都市圏の縁辺部に位置するため都市開発が進み、東松山市や小川町を中心に大規模な工業団地や住宅団地が開発されている。

比企丘陵地域で広く見られる里山林はアカマツ林とコナラ林である。これらの群落に関して、当地域は、大宮台地(関東ローム層に厚く覆われアズマネザサが林床で優占したアカマツ林やコナラ林が多い)と秩父盆地(基盤岩が第三紀系で、ヤマツツジが優占する)との中間的な立地にあり、両者の特徴をあわせもつとされている(石坂, 1989)。

1950年代まで、丘陵地は広く針葉樹林におおわれていたことが地形図より判読できる。この針葉樹林の大部分はアカマツ林であり、自給用緑肥の生産や材、薪の出荷を通して利用されていた。しかし、エネルギー革命により、これらの農用林としての有用性が失われ、現在は放置されている。また、1980年代後半の松枯れによって大きく変化し、今日、アカマツ林は一部に残存するのみとなっている。

### 3) 比企地域における指標植物群

埼玉県比企地域には、西和賀地域のような奥山は存在せず、丘陵地のほとんどが民有林や共有林野である。

当地域では、丘陵地の稜線付近に「まぐさ場」と呼ばれる採草地、集落居住域周辺に「居山」と呼ばれる森林が分布しており、まぐさ場は江戸末期から明治初期にかけて森林化されたとされる(田村, 1998)。このまぐさ場には、「かや芝」などと称されるススキなどが優占した草原的植生のものと、「こならかや」または「柴」と呼ばれるコナラやハギが優占した樸叢的植生のものの2つの型が存在した。前者は、第 4章で示した茅型採草地であり、後者は柴型採草地に該当する。両者の違いは現在の植生に影響を及ぼしており、前者の跡地ではアカマツやシデ類など風散布型の先駆種が優占する林分が形成されており、後者ではコナラ林になっている(田村, 1994)。

これらの、まぐさ場あとに成立した森林のうち、アカマツ林は農用林として利用されていた。林(1955)は比企地域に隣接する大里村でアカマツ林の利用形態を調査し、アカマツの落葉落枝や林床のカヤ(ススキ)の採取など、収奪的な利用が繰り返されていたことを示している。したがって、アカマツ林の林床には、「かや芝」と称されていたころの草原的植生が成立していたと考えられる。

前述のように、今日、ほとんどのアカマツ林は農用林としての存在価値を失い、放置されている。また、松枯れの被害も大きい。したがって、植生の遷移が進行し、草原的な植生から森林的な植生への移行が進んでいると考えられる。

これらのことから、本地域では、里山林を構成する植物相を生活形に区分し、生活形ごとの出現種数を里山の変容が植物相に及ぼす影響の指標とした。とくに、まぐさ場の草原的植生の変化に着目し、その森林化による草原性植物への影響の解明を試みた。そのため、植物種の生活形のうち草本類に着目し、草原性草本と森林性草本の出現パターンと林分構造との関係を解析した。

### 4) 調査区の選定

農業集落を単位として以下の方法により調査区を選定した。

縮尺1:50,000地形図を元に、農業集落ごとのランドスケープ構造とその変化を、メッシュ法により解析した。解析には、「土地分類基本調査(経済企画庁, 1964; 埼玉県, 1972, 1973, 1974, 1975, 1976)」にある地形分

類・表層地質・土壌分類、「数値地図50mメッシュ(標高)(国土地理院, 1997)」から算出した傾斜度、地形図より判読した1950年前後ならびに1990年前後の土地利用(図-26)を、それぞれ1/10細分メッシュ(1辺約100m)でデータベース化して用いた。

これらのデータから、各農業集落の領域内における土地自然因子、土地利用種の出現率を求めた。この出現率データを用い、クラスタ分析(SPSS 8.01J)によって農業集落を類型化した。なお、農業集落の領域は1990年世界農林業センサス市区町村区分図より判読した。

農業集落の類型化は、地形・地質・土壌・傾斜など、人為の影響をほとんど受けない土地自然と、人為によって大きく左右される土地利用に分けて実施した。その結果、土地自然については、山地型(地質によりさらに2型)、小山型・谷底低地型、丘陵地・谷津田型など7類型に区分できた。また、土地利用は、宅地型、水田型、針葉樹林開発型、針葉樹林遷移型、広葉樹林植林型など9類型に区分できた(表-16)。

これらの類型のうち、「針葉樹林開発型」は針葉樹林主体のランドスケープ構造が、畑地や宅地を中心とした非林地型の構造に変化したタイプである。「針葉樹林遷移型」は非林地化は少なく、針葉樹林から広葉樹林などへの変化が大きい。「広葉樹林植林型」は広葉樹林、荒地の針葉樹林化が進行したタイプである。

本節では、国土スケールで区分した類型bを代表するため、これらの土地利用型から「針葉樹林開発型」ならびに「針葉樹林遷移型」を選んだ。さらに、調査区の土地自然条件をそろえるため、両タイプが多く見られる丘陵地・谷津田型と小山型・谷底低地型の土地自然類型から調査区を選定した。さらに、該当する農業集落の中から、面積が約100~200haである6集落を調査区として選定した。

選定した調査区は、岩殿(東松山市・高坂, 丘陵地・谷津田型-針葉樹林遷移型)、將軍沢(嵐山町・菅谷, 丘陵地・谷津田型-針葉樹林遷移型)、中爪第三(小川町・八和田, 丘陵地・谷津田型-針葉樹林開発型)、高谷第一(小川町・八和田, 小山型・谷底低地型-広葉樹林植林型)、角山上(小川町・小川, 小山型・谷底低地型-針葉樹林開発型)、日影第二(玉川村・玉川, 小山型・谷底低地型-針葉樹林遷移型)の各農業集落である(図-27, 表-17)。



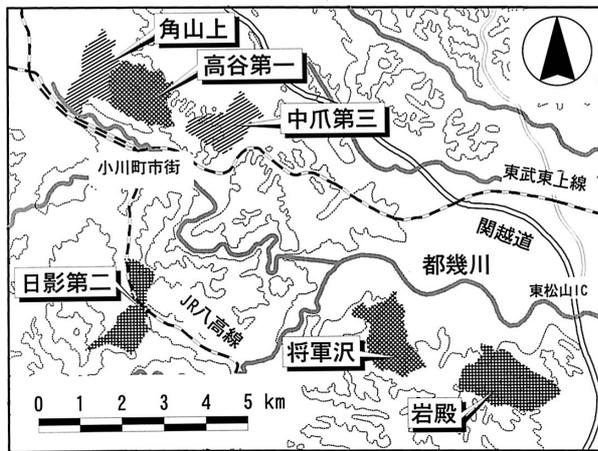


図 - 27 調査区(集落)の位置(比企地域)

表 - 17 比企地域の集落類型における調査区の位置づけ

農業集落名	市町村	土地自然	土地利用
岩殿	東松山市	丘陵地・谷津田型	針葉樹林遷移型
將軍沢	嵐山町	丘陵地・谷津田型	針葉樹林遷移型
中爪第三	小川町	丘陵地・谷津田型	針葉樹林開発型
高谷第一	小川町	小山・谷底低地型	広葉樹林植林型
角山上	小川町	小山・谷底低地型	針葉樹林開発型
日影第二	玉川村	小山・谷底低地型	針葉樹林遷移型

## (2) 調査の方法

### 1) 森林簿による里山林の変化解析

埼玉県庁林務課より1997(平成9)年と1968(昭和43)年の2時期の森林簿,1997年の森林計画図(縮尺1:5,000)を入手し,これらを用いて調査区の区域を画定した。また,森林簿記載のデータから里山林の変化を把握した。

まず,各調査区の範囲を,森林計画図に示された林班界・林分界と,森林簿に記載された大字名・小字名から画定した。

つぎに,森林簿に記載された林相を用いて,1968年から1997年にかけての変化を林分単位で解析した。ここで言う「林分」とは林班・小班・枝番で管理されている森林施業単位のうち,森林簿に記載された最小単位である。また,「林相」とは森林簿に記載された樹種,混交歩合,林齢から把握される森林の状態を指す。樹種と混交歩合については,最も混交歩合が高い樹種の混交歩合が80%以上の林分を「純林」とし,それ以下のものを「混交林」とした。

1968年の林分と1997年の林分を関連づけ,両時期のデータを統合した。さらに,1997年の森林簿に記載された林分のみを解析の対象とした。これは,1968年か

ら1997年の間に非林地化され森林簿から削除された林分が多数存在する(全林分の34.8%)ためである。1968年の森林計画図を入手することは出来なかった。また,1968年から1997年の間に細分または統合された林分については,より細かい区分の年次のデータ区分を採用し,他方の年次のデータを,細分された林分に合わせて整理した。

### 2) 代表地点における出現種数と林分構造の調査

調査区内の代表的地点において植生調査を行い,調査地点の林分構造と出現種の生活形,種数の関係を解析した。

まず,前項で整理した林分の範囲を,1997年の森林計画図に基づいて画定した。なお,森林簿や森林計画図では単一の林分とされていても,現地踏査により明らかに施業が異なることが確認された場合には,施業単位に応じた複数の林分に分割した。

つぎに,森林計画図に基づいて当地域の代表的な林相を抽出し,それらを網羅するように調査地点を選定した。選定した調査地点において,植物社会学的手法(鈴木ら,1985)による植生調査と,林分構造に関する調査を行った。ここで言う「林分構造」とは,各調査地点における階層別の優占種と被度分布を指す。そのため,出現種を,マツ類,他の常緑針葉樹,落葉広葉樹,常緑広葉樹,ツル性植物,ササ類,シダ類,草本に区分し,それぞれの被度合計を高木層,亜高木層,低木層,草本層の階層別に百分率で記載した。

調査は1998年10月に,6調査区それぞれについて約20地点づつ,合計104地点において行った。

### 3) 調査区全域の里山林を対象とした林分構造の調査

調査区域内に現存するすべての林分を対象に,林分構造とアクセス路について,1999年8~9月に現地踏査を実施した。また,地域住民に対して適宜ヒアリングを行い,林分の管理状況を確認した。

アクセス路とは当該林分へ到達する際に最後に経由する通路の種類であり,宅地,車道,歩道,圃場,他の林分内に区分した。なお,「車道」とは軽自動車が行き来可能なものとし,舗装路と未舗装路を区別した。また,それ以下の道路は「歩道」とした。歩道については,幅1m以上で高さ2mまでに障害物の無いものを「良好」,それ以下を「不良」とした。さらに,地図には記載されていても不明瞭な道路は「通行不能」として立ち入らなかった。したがって,通行不能な道路を経由する必要が

ある林分については、林分構造に関する調査を行わず、「到達不能」な林分として処理した。それ以外を「到達可能」な林分とした。

#### 4) 調査区全域の里山林を対象とした過去の林野利用の調査

過去における林野利用の履歴と、現在の里山林の林分構造、植物相の関係を明らかにするため、1947年にアメリカ軍が撮影した白黒空中写真を判読した。判読に当たっては、林野を密林、疎林、採草地に区分し、さらに、密林を優占種から広葉樹、マツ類、他の針葉樹に区分した。空中写真の判読結果は、1997年の森林計画図と重ね合わせ、ERIS社製GISソフトウェアArcView3.1を用いて面積を計測した。

なお、東松山市岩殿地区は、過去の林野利用解析の対象から除外した。これは、当地区における全林分の42.9%を「市民の森」が占めているためである。市民の森は1986年（昭和61年）に国有林の払い下げにより設置された（東松山市、未発表資料）。したがって、市民の森は本研究で対象とする里山林とは異なると考えた。そのため、岩殿地区のすべてを過去の林野利用の解析対象から除外した。ただし、上記の市民の森にはアカマツ林が多く残されているため、現在の林分構造と植物相との関係の解析対象には含めた。

### (3) 里山林の林分構造と植物相の変容

#### 1) 森林簿からみた里山林の変化

森林簿に記載された6調査区のエリス林種は、広葉樹林（森林簿の記載は「ソノタコウ」が主であるが、「コナラ」も含めた）、クヌギ林、アカマツ林（「マツ」を含む）、アカマツ - 広葉樹混交林、スギ林、ヒノキ林、スギ - ヒノキ混交林、その他の森林（竹林を含む）の8種であった。また、林齢ごとの林種の頻度分布を求め、主に広葉樹林、アカマツ林、ヒノキ林の比率から、幼齢林（10

年未満）、若齢林（10年以上30年未満）、壮齢林（30年以上60年未満）、老齢林（60年以上）を区分した。

まず、1968年と1997年の林齢を比較した（表 - 18）。その結果、1968年には幼齢林と若齢林が全体の89.7%を占めているのに対し、1997年にはそれらが壮齢林化し、幼齢林と若齢林の合計は14.8%となっていた。

林種の変化をみると（表 - 19）、1968年にアカマツ林であった林分の多くが1997年にアカマツ - 広葉樹混交林または広葉樹林へ変化している。この変化は全面積の12.9%を占め、当地域の里山林変化のうち最も大きいものであった。また、1968年に広葉樹林であった林分がヒノキ林化した面積は全体の3.1%を占め、ヒノキ林のまま変化しなかった面積（2.6%）より多かった。

主要な林種について、林齢と組み合わせ、林相の変化を検討した（表 - 20）。その結果、アカマツ林、アカマツ - 広葉樹混交林が、より林齢の高いアカマツ - 広葉樹混交林、広葉樹林に変化している割合が高かった。また、広葉樹林から変化したヒノキ林は幼齢または若齢であった。アカマツ林の放置による広葉樹林への遷移と、広葉樹林の伐採、ヒノキ（一部ではスギ）の植林が進行していることがわかる。

これらの林相の変化を、調査区の土地自然によって比較した（図 - 28）。その結果、丘陵地・谷津田型、小山地・谷底低地型いずれの調査区でも、アカマツ林の減少、アカマツ - 広葉樹混交林の増加、幼齢林・若齢林の減少、壮齢林・高齢林の増加が認められた。したがって、土地自然による変化様式の相違は小さく、選定した6調査区の里山林の変化はおおむね同様の傾向をもつと考えられた。

これらの結果は、比企地域の里山林では、アカマツ林や広葉樹林の成長と遷移が進行し、里山の時間的モザイク性が低下しつつあることを示している。

表 - 18 森林簿からみた林齢の変化（比企地域6調査区、全378ha）

1997年の林齢		1	2	3	4	総計
1968年の林齢		幼齢	若齢	壮齢	老齢	
1	幼齢（0～9年）	0.1	8.9	20.9	0.0	29.9
2	若齢（10～29年）	0.8	4.7	54.1	0.1	59.8
3	壮齢（30～59年）	0.1	0.2	4.1	5.4	9.8
4	老齢（60年以上）	0.0	0.0	0.0	0.6	0.6
合計		1.0	13.8	79.2	6.0	100.0

表中の数値は、事例対象6集落全域（378ha）における面積割合（%）

表 - 19 森林簿からみた林種の変化(比企地域6調査区, 全378ha)

1997年の林相		1	2	3	4	5	6	7	8	総計
1968年の林相		広葉	クヌギ	アカマツ	アカマツ混	スギ	ヒノキ	スギ・ヒノキ	他森林	
1	広葉樹林	47.7	0.0	0.1	0.0	0.5	3.1	0.5	0.2	52.2
2	クヌギ林	0.0	3.6	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.0	4.0
3	アカマツ林	8.0	0.4	12.3	4.9	0.1	0.6	1.3	0.0	27.5
4	アカマツ-広葉樹混交林	2.1	0.0	0.2	1.2	0.0	0.1	1.0	0.0	4.5
5	スギ林	0.0	0.0	0.0	0.0	6.2	0.4	0.0	0.0	6.7
6	ヒノキ林	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	2.6	0.0	0.1	2.9
7	スギ-ヒノキ混交林	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.5
8'	その他の森林	0.5	0.3	0.3	0.0	0.1	0.1	0.0	0.5	1.8
合計		58.3	4.3	12.9	6.1	7.2	7.2	3.3	0.7	100.0

表中の数値は、事例対象6集落全域(378ha)における面積割合(%)

表 - 20 森林簿からみた二次林の変化(比企地域6調査区)

1997年の林相		1968年の林相											
林相	林齢	アカマツ林				アカマツ混交林				広葉樹林			
		幼齢	若齢	壮齢	老齢	幼齢	若齢	壮齢	老齢	幼齢	若齢	壮齢	老齢
アカマツ林	幼齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	若齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	壮齢	43.4	45.3	7.6	0.0	0.0	0.0	72.7	—	0.1	0.2	0.0	—
	老齢	0.0	0.0	41.8	20.9	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
アカマツ混交林	幼齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	若齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	5.6	0.0	—	0.0	0.1	0.0	—
	壮齢	3.5	17.8	18.4	0.0	12.7	26.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	老齢	0.0	0.0	13.1	52.0	0.0	0.0	11.4	—	0.0	0.0	0.0	—
広葉樹林	幼齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	若齢	12.4	1.0	0.0	0.0	0.0	4.1	0.0	—	21.1	1.9	0.0	—
	壮齢	17.6	32.8	7.3	0.0	20.4	54.1	13.6	—	71.2	89.2	96.5	—
	老齢	0.0	0.0	10.2	27.1	0.0	0.0	2.3	—	0.0	0.0	3.5	—
スギ林	幼齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	若齢	0.0	0.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	1.5	0.4	0.0	—
	壮齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.4	0.0	—
	老齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
ヒノキ林	幼齢	0.0	0.9	1.0	0.0	0.0	3.1	0.0	—	0.5	1.2	0.0	—
	若齢	1.6	1.7	0.7	0.0	0.0	0.0	0.0	—	3.8	5.6	0.0	—
	壮齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	老齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.2	0.0	—
スギ・ヒノキ林	幼齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	若齢	21.5	0.0	0.0	0.0	21.3	1.5	0.0	—	1.8	0.7	0.0	—
	壮齢	0.0	0.0	0.0	0.0	45.6	5.5	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—
	老齢	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	—	0.0	0.0	0.0	—

表中の数値は、事例調査6地区全域において、1968年の各森林タイプ(林相・林齢)に占める面積割合(%)

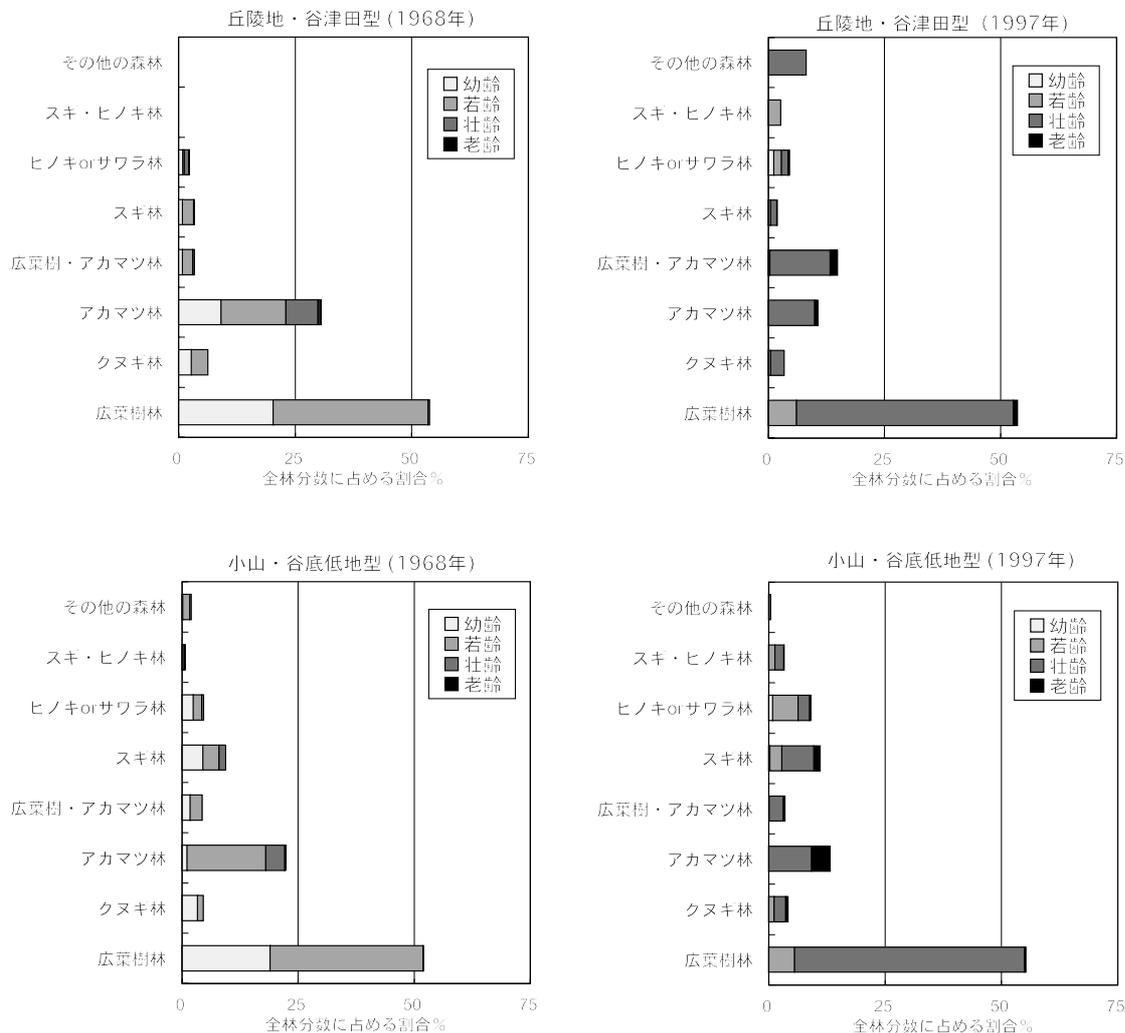


図 - 28 森林簿からみた里山林の変化と土地自然の関係 (比企地域 6 調査区)

## 2) 里山林の林分構造と植物相の関係

### i) 林分構造のタイプ区分

植生調査地点の林分構造と植物相との関係を解析するため、まず、林分構造のタイプ区分を行った。林分構造のタイプ区分にあたり、植生調査地点における林分構造と出現種数の関係から区分に用いる指標を選定した。

各調査地点における階層別、生活形別の被度と出現種数との相関を求めた結果 (表 - 21), アズマネザサの被度, 林冠下 (高木林では亜高木層と低木層, 亜高木林では低木層) の常緑種 (常緑針葉樹, 常緑広葉樹, アズマネザサ) の被度合計が, 出現種数と  $r = -0.338 \sim -0.458$  という相対的に高い負の相関を示した。

これらの結果から、アズマネザサの被度, 林冠下の常緑樹 (針葉樹と広葉樹) の被度合計, 林冠下の全種の被度合計を、林分構造の区分指標とし、それぞれ現地調査の結果から 50%, 25%, 25% を境界値とした。これにより、林分構造を「少低木型」、「落葉樹型」、「常緑樹型」、

「ササ型」の 4 タイプに区分した (表 - 22)。この区分は林冠下の状態を示すことから「林内タイプ」と呼ぶ。「少低木型」は林冠下の低木及び亜高木が少ないタイプである。他は樹木またはササが優占する低木層を持つタイプであり、優占種により「落葉樹型」、「常緑樹型」、「ササ型」に区分した。これとは別に林冠の優占種と林分の植生高に着目して「林冠タイプ」を 6 種に区分した。本研究で単に「林分構造」という場合には、林内と林冠の両方のタイプ区分を指すものとする。

次に、同じ基準を調査区内の全林分に適用し、林分構造タイプを区分した。さらに、林冠タイプと林内タイプとの関係を特化度により把握した (表 - 23)。ここで特化度 (武内, 1976) を、「ある林冠タイプに占めるある林内タイプの割合」 / 「全域に占めるある林内タイプの割合」として算出した。

植生調査結果と現地踏査結果を比較した結果、針広混交林を除いて両者はほぼ同様の傾向を示した。すなわち、

表 - 21 植生調査地点における階層構造と出現種数の相関関係

生活形	階層	階層別出現種数との相関係数				
		高木層	亜高木層	低木層	草本層	全層
落葉広葉樹	高木層	0.554	0.183	-0.025	0.001	0.040
	亜高木層	-0.198	0.568	0.186	-0.137	-0.015
	低木層	-0.129	-0.026	0.531	0.116	0.296
	林冠下合計	-0.218	0.380	0.458	-0.024	0.172
常緑広葉樹	高木層	-0.043	-0.004	-0.045	-0.091	-0.124
	亜高木層	0.130	0.055	-0.064	-0.225	-0.234
	低木層	-0.046	0.251	0.159	-0.107	-0.022
	林冠下合計	0.033	0.222	0.089	-0.201	-0.140
常緑針葉樹	高木層	0.005	-0.222	0.038	0.215	0.195
	亜高木層	-0.233	-0.041	-0.178	-0.066	-0.150
	低木層	-0.242	-0.162	-0.145	0.173	0.063
	林冠下合計	-0.315	-0.104	-0.225	0.007	-0.116
アズマネザサ	低木層	0.051	0.064	-0.154	-0.324	-0.350
	最大被度	-0.014	-0.064	-0.295	-0.226	-0.338
常緑種計	高木層	-0.004	-0.222	0.027	0.194	0.166
	亜高木層	-0.093	0.006	-0.183	-0.206	-0.277
	低木層	-0.031	0.181	-0.075	-0.330	-0.325
	林冠下合計	-0.133	0.054	-0.305	-0.343	-0.456

注1 「常緑種」は常緑広葉樹、常緑針葉樹、アズマネザサの合計

注2 「林冠下」とは、林冠部と草本層を除いた階層。高木林では亜高木層 + 低木層

表 - 22 比企地域における里山林の林分構造区分

林分構造区分		区分のための指標		
林冠タイプ				
		林冠最大被度	アカマツ被度	優占種
1	アカマツ林	25%以上	10%以上	-
2	スギ・ヒノキ林	25%以上	10%未満	スギヒノキ
3	広葉樹林	25%以上	10%未満	広葉樹
4	針広混交林	25%以上	10%未満	針広混交
5	他の高木林	25%以上	10%未満	竹林など
6	低木林	25%未満	-	-
林内タイプ				
		ササ最大被度	林冠下常緑樹被度	林冠下被度合計
1	少低木型	50%未満	25%未満	25%未満
2	落葉樹型	50%未満	25%未満	25%以上
3	常緑樹型	50%未満	25%以上	-
4	ササ型	50%以上	-	-

注1 「常緑樹」は常緑広葉樹、常緑針葉樹の合計

注2 「林冠下」とは、林冠部と草本層を除いた階層。高木林では亜高木層 + 低木層

アカマツ林は常緑樹型と、スギ・ヒノキ林は少低木型、常緑樹型と、広葉樹林は落葉樹型、ササ型と、低木林は少低木型、ササ型と強く結びついている。この結果から、植生調査地点は地域全体の林相分布をよく代表しており、植生調査結果から地域全体の植物相を把握することが可能であると考えられた。

## ii) 林分構造と生活形別出現種数

区分した林分構造と、各調査地点の植物相との関係を明らかにするため、植生調査において出現したすべての種をRaunkiaerの生活形(宮脇ら, 1978)に区分した。さらに、生活形ごとの平均出現種数を林分構造タイプ間で比較した(表 - 24)。

表 - 23 林冠タイプと林内タイプの関係

林冠タイプ	調査 地点数	林内タイプ			
		少低木型	落葉樹型	常緑樹型	ササ型
植生調査地点					
アカマツ林	16	0.65	0.28	2.02	0.81
スギ・ヒノキ林	29	1.97	1.25	0.99	0.22
広葉樹林	50	0.42	1.27	0.86	1.30
針広混交林	15	5.20			
低木林	81	1.30			2.44
総地点数	104	20	23	29	32
全林分踏査					
アカマツ林	106	1.16	0.77	1.20	0.89
スギ・ヒノキ林	304	2.03	0.86	1.33	0.31
広葉樹林	689	0.38	1.23	0.82	1.29
針広混交林	86	0.63	0.60	1.69	0.72
低木林	56	3.30	0.00	0.00	1.86
総林分数	1241	161	288	411	381

注1 表中の数値は、総林分数、調査地点数を除き特化度で、次式で求めた  

$$\text{特化度} = \frac{[\text{ある林冠タイプに占める林内タイプの割合}]}{[\text{全域に占めるある林内タイプの割合}]}$$

注2 全林分踏査の林分数には、岩殿地区を含む

表 - 24 生活形べつに見た林分構造と平均出現種数の関係

林冠タイプ	林内タイプ	調査 地点数	林分構造 特化度	総出現 種数 (平均)	MM	M	N	Ch	G	G	HH	Th
					大型地 上植物	小型地 上植物	微小地 上植物	地表 植物	半地中 植物	地中 植物	水湿 植物	1ないし 2年草
アカマツ林	少低木型	2	0.86	27.0	5.5	6.5	7.5	1.0	3.0	3.5	0.0	0.0
	落葉樹型	1	0.50	37.0	8.0	6.0	13.0	1.0	2.0	6.0	0.0	0.0
	常緑樹型	9	1.80	42.2	11.0	11.3	10.8	1.4	3.4	3.8	0.0	0.4
	ササ型	4	0.73	33.0	7.8	7.0	8.0	1.5	3.8	3.5	0.0	1.3
	全体	16		37.7	9.3	9.3	9.8	1.4	3.4	3.8	0.0	0.6
スギ・ヒノキ林	少低木型	11	1.89	39.6	7.5	6.8	9.4	2.0	7.1	5.6	0.1	0.5
	落葉樹型	8	1.20	55.9	10.6	9.3	14.5	2.4	10.6	7.4	0.0	0.4
	常緑樹型	8	1.08	31.8	8.4	5.1	7.0	1.8	5.6	3.9	0.0	0.0
	ササ型	2	0.22	32.5	6.5	7.5	6.0	1.5	6.5	3.0	0.0	1.5
	全体	29		41.4	8.6	7.1	9.9	2.0	7.6	5.4	0.0	0.4
広葉樹林	少低木型	4	0.41	43.0	8.8	8.3	11.5	1.8	6.8	5.3	0.0	0.3
	落葉樹型	14	1.26	44.6	8.7	7.4	14.0	1.5	6.2	6.4	0.0	0.1
	常緑樹型	12	0.86	39.4	8.6	8.7	10.8	1.7	4.5	5.3	0.0	0.0
	ササ型	20	1.31	31.4	6.9	6.3	9.1	1.0	3.9	3.6	0.0	0.6
	全体	50		37.9	8.0	7.3	11.0	1.3	4.9	4.9	0.0	0.3
針広混交林	少低木型	1	5.14	30.0	9.0	10.0	7.0	1.0	1.0	2.0	0.0	0.0
	全体	1		30.0	9.0	10.0	7.0	1.0	1.0	2.0	0.0	0.0
低木林	少低木型	2	1.14	42.0	6.0	8.0	9.5	1.0	7.5	4.0	0.5	5.0
	ササ型	6	2.55	27.3	4.5	7.2	6.3	1.3	3.0	2.3	0.2	2.3
	全体	8		31.0	4.9	7.4	7.1	1.3	4.1	2.8	0.3	3.0
全体	少低木型	20		38.8	7.5	7.4	9.5	1.7	6.4	5.0	0.1	0.9
	落葉樹型	23		48.2	9.3	8.0	14.1	1.8	7.6	6.7	0.0	0.2
	常緑樹型	29		38.2	9.3	8.5	9.7	1.6	4.5	4.4	0.0	0.1
	ササ型	32		30.9	6.5	6.6	8.2	1.1	3.9	3.3	0.0	1.1
	全体	104		38.3	8.1	7.6	10.2	1.5	5.3	4.7	0.0	0.6

注) 表中の数値は調査地点数を除き平均出現種数

林床植物である、ヤブコウジ、クサイチゴなどの地表植物(Ch)、ジャノヒゲ、アキノキリンソウなどの半地中植物(H)、シュンラン、オオバギボウシなどの地中植物(G)、ツククサ、メヒシバなどの1ないし2年草(Th)に着目すると以下のような林分構造と林床の植物相との関係がわかる。

ChやThは林分構造にかかわらず、一様に出現種数が少ない。Chは平均約1種であり、Thは1種にも満たな

い。林内タイプの少低木型は、低木層や亜高木層が少ないタイプであり、林分構造の踏査結果からは、過去1年程度の間の下刈りが行われた林分の約60%が属する。

表-25は全調査地点(108)の1/3以上に出現した種を、生活形べつに整理したものである。また、表-26には、出現率が1/3以下の種について、生活形別に出現地点数の上位5種を示した。これらを見ると、調査地点すべてで草原性の種が少ないことがわかる。両表を見る

表-25 調査地点の1/3(36地点)以上に出現する植物種

生活形	和名	学名	出現地点数	
MM 大型地上植物	コナラ	<i>Quercus serrata</i>	77	
	フジ	<i>Wisteria floribunda</i>	73	
	アラカシ	<i>Quercus glauca</i>	64	
	アオハダ	<i>Ilex macropoda</i>	53	
	シラカシ	<i>Quercus myrsinaefolia</i>	49	
	ヤマザクラ	<i>Prunus jamasakura</i>	42	
	テイカカズラ	<i>Trachelospermum asiaticum</i> var. <i>intermedium</i>	41	
	キヅタ	<i>Hedera rhombea</i>	39	
	クリ	<i>Castanea crenata</i>	38	
	ウワミズザクラ	<i>Prunus grayana</i>	36	
	ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	36	
M 小型地上植物	ミツバアケビ	<i>Akebia trifoliata</i>	94	
	ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i>	78	
	ムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i>	64	
	ヤマウルシ	<i>Rhus trichocarpa</i>	53	
	エゴノキ	<i>Styrax japonica</i>	46	
	リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i>	46	
	マルバアオダモ	<i>Fraxinus sieboldiana</i>	40	
	N 微小地上植物	アズマネザサ	<i>Pleioblastus chino</i>	78
ヤマツツジ		<i>Rhododendron kaempferi</i>	58	
オトコヨウゾメ		<i>Viburnum phlebotrichum</i>	55	
ヘクソカズラ		<i>Paederia scandens</i> var. <i>maire</i>	54	
イヌツゲ		<i>Ilex crenata</i>	52	
ヤブムラサキ		<i>Callicarpa mollis</i>	47	
ヤマコウバシ		<i>Lindera glauca</i>	45	
サルトリイバラ		<i>Smilax china</i>	44	
ツルグミ		<i>Elaeagnus glabra</i>	40	
ヤマウグイスカグラ		<i>Lonicera gracilipes</i>	39	
アオツツラフジ		<i>Cocculus orbiculatus</i>	37	
コバノガマズミ		<i>Viburnum erosum</i>	37	
Ch 地表植物		ヤブコウジ	<i>Ardisia japonica</i>	80
H 半地中植物		ジャノヒゲ	<i>Ophiopogon japonicus</i>	68
	ヒメカンスゲ	<i>Carex conica</i>	50	
	コチヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i> var. <i>japonicus</i>	44	
	オオバジャノヒゲ	<i>Ophiopogon planiscapus</i>	38	
G 地中植物	ヤマノイモ	<i>Dioscorea japonica</i>	57	
	シュンラン	<i>Cymbidium goeringii</i>	53	
	オニドコロ	<i>Dioscorea tokoro</i>	47	
	チゴユリ	<i>Disporum smilacinum</i>	45	

注)生活形区分及び学名は宮脇ら(1978)によった。

表 - 26 調査地点の1/3 (36地点) 以下に出現する植物のうち生活形別の上位5種

生活形	和名	学名	出現地点数
MM 大型地上植物	スギ	<i>Cryptomeria japonica</i>	31
	アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i>	27
	アカマツ	<i>Pinus densiflora</i>	24
	タブノキ	<i>Persea thunbergii</i>	19
	イヌシデ	<i>Carpinus tschonoskii</i>	18
M 小型地上植物	クロモジ	<i>Lindera umbellata</i>	34
	アセビ	<i>Pieris japonica</i>	33
	カマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> var. <i>laevis</i>	31
	ゴンズイ	<i>Euscaphis japonica</i>	31
	ウリカエデ	<i>Acer crataegifolium</i>	23
N 微小地上植物	コアジサイ	<i>Hydrangea hirta</i>	34
	ツクバネウツギ	<i>Abelia spathulata</i>	33
	ガマズミ	<i>Viburnum dilatatum</i>	29
	アオキ	<i>Aucuba japonica</i>	27
	イボタノキ	<i>Ligustrum obtusifolium</i>	26
Ch 地表植物	コウヤボウキ	<i>Pertya scandens</i>	31
	クサイチゴ	<i>Rubus hirsutus</i>	13
	ケチヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i>	8
	ミサキカグマ	<i>Dryopteris chinensis</i>	8
	フユイチゴ	<i>Rubus buergeri</i>	5
H 半地中植物	ベニシダ	<i>Dryopteris erythrosora</i>	29
	ノガリヤス	<i>Calamagrostis arundinacea</i> var. <i>brachytricha</i>	23
	シラヤマギク	<i>Aster scaber</i>	22
	ノササゲ	<i>Dumasia truncata</i>	21
	ヤマジノホトトギス	<i>Tricyrtis affinis</i>	21
G 地中植物	ヤブラン	<i>Liriope platyphylla</i>	32
	アマチャヅル	<i>Gynostemma pentaphyllum</i>	27
	ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i>	27
	オオバギボウシ	<i>Hosta montana</i>	26
	カシワバハグマ	<i>Pertya robusta</i>	21
Th 1ないし2年草	ヤブマメ	<i>Amphicarpaea trisperma</i>	10
	ベニバナボロギク	<i>Crassocephalum crepidioides</i>	8
	イヌタデ	<i>Polygonum longisetum</i>	5
	ツユクサ	<i>Commelina communis</i>	5
	アメリカセンダングサ	<i>Bidens frondosa</i>	4

注) 生活形区分及び学名は宮脇ら(1978)によった。

と、かつて当地域に広く見られた「かや芝」に成立していたと考えられるススキ草原の構成種が非常に少ないことがわかる。ススキクラス・オーダーの標徴種(佐々木, 1973; 宮脇, 1977)のうち、ススキは5地点に出現し、うち少低木型は1地点のみであった。その他、ノアザミ、トダシバはいずれの地点にも出現せず、ワラビは2地点(落葉樹型, 常緑樹型)、ミツバツチグリは2地点(ササ型)、キジムシロは1地点(少低木型)に出現するのみであった。これらの種はワラビ(G)をのぞき、いずれもH(半地中植物)である。

H, Gの平均種数は林分構造により大きく異なる。藤

井・陣内(1979)によれば、マツ平地林の管理放棄後の遷移過程でHとGは異なる出現パターンを示す。HはTh(1ないし2年草)とともに遷移の進行に伴って減少し、Gは逆に増加するとされている。この傾向は、広葉樹林におけるHの出現パターンに認められ、ササ型、常緑樹型、落葉樹型、少低木型の順で林床の光環境が良好になるにしたがい種数が増加している。しかし、他の林分構造タイプでは上記指摘にしたがう明瞭な傾向は認められない。とくに、HとGの出現種数と林内タイプの関係は、アカマツ林を除くすべての林冠タイプで同じ傾向を示している。アカマツ林では、H, Gとも他の林冠

タイプに比べて少ない。また、ササ型の林内タイプでは、林冠タイプにかかわらずH, Gが少ない。

Ch, H, G, Thの合計種数は、落葉樹型スギ・ヒノキ林で平均20.8種と最も多い。落葉樹型スギ・ヒノキ林は全出現種数も平均55.9種と最も多い。この結果は、少低木型のアカマツ林や広葉樹林、すなわち林床管理された二次林では林床植物が期待されるほど多くないことを示している。ススキ、ミツバツチグリ、ニガナなどススキクラスの標徴種(佐々木, 1973)とされる草原性の種がほとんど出現しないことを考えると、今日の林床管理が草原性の植物種の生育に寄与していないと言える。

また、スギ・ヒノキ林、落葉樹型において、遷移の進行に伴って減少するHと、増加するGが、ともに他のタイプより多く見られた。このことから、調査区内の里山林が同一の遷移系列上に位置しないか、他の要因によって遷移の進行が偏向または阻害されていると考えられた。

### iii) 林分構造の立地環境

林分構造と出現種数との関係を規定する要因を解明するため、まず、植生調査地点の立地環境と林分構造、出現種数との関係を検討した。

区分した林分構造と傾斜度、傾斜方位などの立地環境の関係を検討した(表-27)。その結果、少低木型、落葉樹型が北向きの斜面に多く、逆に常緑樹型は北向き斜面には少ないこと、ササ型は南向きで傾斜の緩い場所に多いことがわかった。これらのことは、アラカシ、ヒサカキなどの常緑広葉樹や、アズマネザサの生育環境と一致している。里山林の管理・利用放棄後に傾斜度や傾斜方位によって遷移系列が分化し、それが今日の林内構造を規定していると考えられる。また、少低木型は、北斜面に多いため、草原性の植物種の生育が阻害されていると考えられる。

つぎに、生活形別出現種数と、傾斜度、傾斜方位、少低木型林分との隣接の有無との関係(表-28)を検討した。また、生活形別出現種数と調査地点の林縁からの距離との関係(図-29)を検討した。その結果、総出現種数や、生活形別の出現種数の立地環境による相違は、林分構造による相違に比べて小さかった。このことから、林分構造と生活形別の出現種数との関係が、立地環境以外の要因によって規定されていると考えられた。

これらのことから、里山林における人為的な影響に着目し、林分構造の分布、過去の林野利用の分布、アクセ

表-27 植生調査地点における林分構造と立地環境の関係

林分構造 林冠タイプ	調査 林内タイプ	調査 地点数	傾斜度 平均値	傾斜階級別割合(%)			傾斜方位別割合(%)				
				緩傾斜 <=5	中傾斜 <=15	急傾斜 15<	平坦	北向	東向	南向	西向
アカマツ林	少低木型	2	25.0	—	—	12.5	—	6.3	6.3	—	—
	落葉樹型	1	10.0	—	6.3	—	—	—	—	—	6.3
	常緑樹型	9	18.3	—	25.0	31.3	—	—	12.5	31.3	12.5
	ササ型	4	8.0	6.3	18.8	—	—	6.3	—	—	18.8
	全体	16	16.1	6.3	50.0	43.8	—	12.5	18.8	31.3	37.5
スギ・ヒノキ林	少低木型	11	21.6	6.9	3.4	27.6	—	20.7	6.9	6.9	3.4
	落葉樹型	8	21.3	3.4	6.9	17.2	—	20.7	3.4	—	3.4
	常緑樹型	8	22.5	—	6.9	20.7	—	6.9	17.2	—	3.4
	ササ型	2	14.0	3.4	—	3.4	—	—	—	6.9	—
	全体	29	21.2	13.8	17.2	69.0	—	48.3	27.6	13.8	10.3
広葉樹林	少低木型	4	23.8	—	2.0	6.0	—	4.0	2.0	2.0	—
	落葉樹型	14	24.8	2.0	6.0	20.0	—	10.0	10.0	2.0	6.0
	常緑樹型	12	22.9	—	6.0	18.0	—	4.0	8.0	6.0	6.0
	ササ型	20	16.5	8.0	12.0	20.0	4.0	12.0	6.0	10.0	8.0
	全体	50	20.9	10.0	26.0	64.0	4.0	30.0	26.0	20.0	20.0
針広混交林	少低木型	1	5.0	100.0	—	—	—	100.0	—	—	—
	全体	1	5.0	100.0	—	—	—	100.0	—	—	—
低木林	少低木型	2	15.0	—	12.5	12.5	—	—	12.5	—	12.5
	ササ型	6	10.8	25.0	37.5	12.5	—	12.5	—	37.5	25.0
	全体	8	11.9	25.0	50.0	25.0	—	12.5	12.5	37.5	37.5
総林分		104	19.4	13	30	61	2	33	25	22	22

注) 傾斜階級別割合、傾斜方位別割合は、各林冠タイプの総林分分に占める該当林分数の割合(%)

表 - 28 立地環境と生活形別の平均出現種数の関係

	傾斜方位				傾斜度階級			草本型との隣接		総計	
	平坦	北向	東向	南向	西向	緩斜面	中斜面	急斜面	有り		無し
						<= 5	<=15	15<=			
調査地点数	2	33	25	22	22	13	30	61	23	81	104
総出現種数	47.5	36.8	37.8	37.6	40.9	34.5	39.2	38.6	37.0	38.6	38.3
MM 大型地上植物	6.0	8.2	7.9	7.9	8.6	7.5	8.0	8.3	7.5	8.3	8.1
M 小型地上植物	9.0	6.9	7.0	8.5	8.3	7.1	8.0	7.5	6.5	7.9	7.6
N 微小地上植物	9.5	9.8	10.1	9.8	11.4	7.3	10.9	10.5	10.8	10.0	10.2
Ch 地表植物	1.0	1.4	1.8	1.4	1.5	1.2	1.5	1.6	1.3	1.6	1.5
H 半地中植物	12.0	4.9	5.5	5.0	5.5	5.5	5.1	5.4	5.7	5.2	5.3
G 地中植物	4.0	5.1	5.0	4.1	4.5	4.0	4.6	4.9	4.4	4.8	4.7
HH 水湿植物	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
Th 1ないし2年草	4.5	0.3	0.2	0.8	0.8	1.5	0.8	0.3	0.6	0.6	0.6

注) 森林簿に未記載の4林分は解析対象から除外

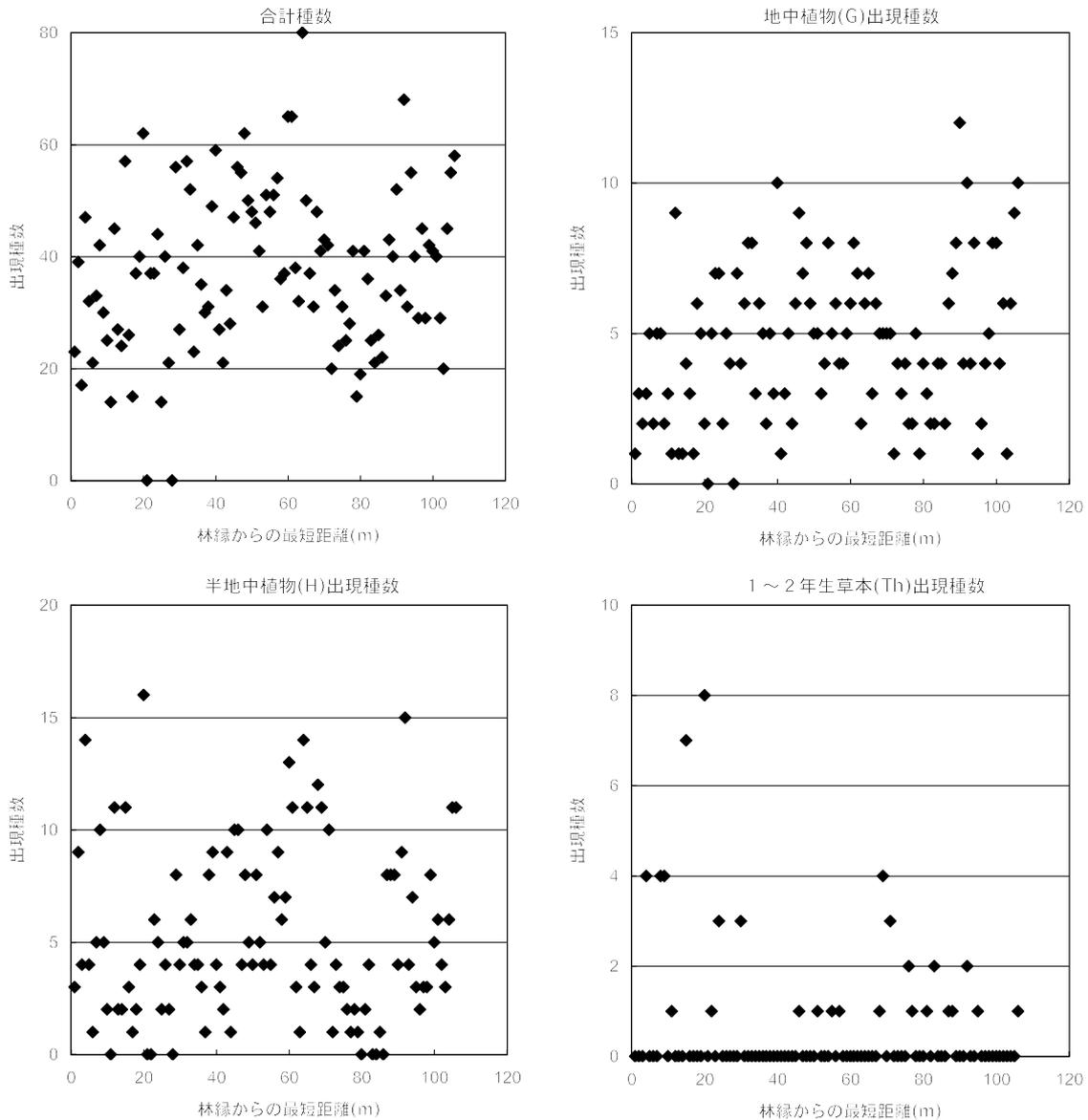


図 - 29 比企地域の104調査地点における林縁からの距離と種数の関係(生活形別)

ス路の相互関係を解析した。

3) 林分構造の分布に対する人為的な影響

人為的な影響に着目して里山林の構造と植物相との関係を解明するため、6調査区のすべての林分を対象に、林分構造の分布、過去の林野利用の分布、アクセス路を調査し、それらの相互関係を解析した。図-30(a~c)に、これらの調査結果を地理情報システム上で統合したものを示す。なお、東松山市岩殿地区については、前述のように「市民の森」の存在から過去の林野利用解析の対象から除外した。

i) 林分構造と過去の林野利用の関係

林分構造と植物相との関係に影響を及ぼす人為的要因として、エネルギー革命前の林野利用形態を取り上げ、1947年の空中写真より判読した。判読は前述した方法で行ったが、判読結果を「松林」、「広葉樹二次林」、「針葉樹林(松林を除く)」、「採草地」の4種に区分した。

ここでいう採草地は、空中写真判読により草原的な植生として区分されたものである。この草原的な植生は「まぐさ場」と呼ばれる緑肥や飼料の生産に用いられた採草地であると考えられる。前述のように、まぐさ場には「かや芝」などと称されるススキなどが優占した草原的なもの(茅型採草地)と、「こならかや」または「柴」

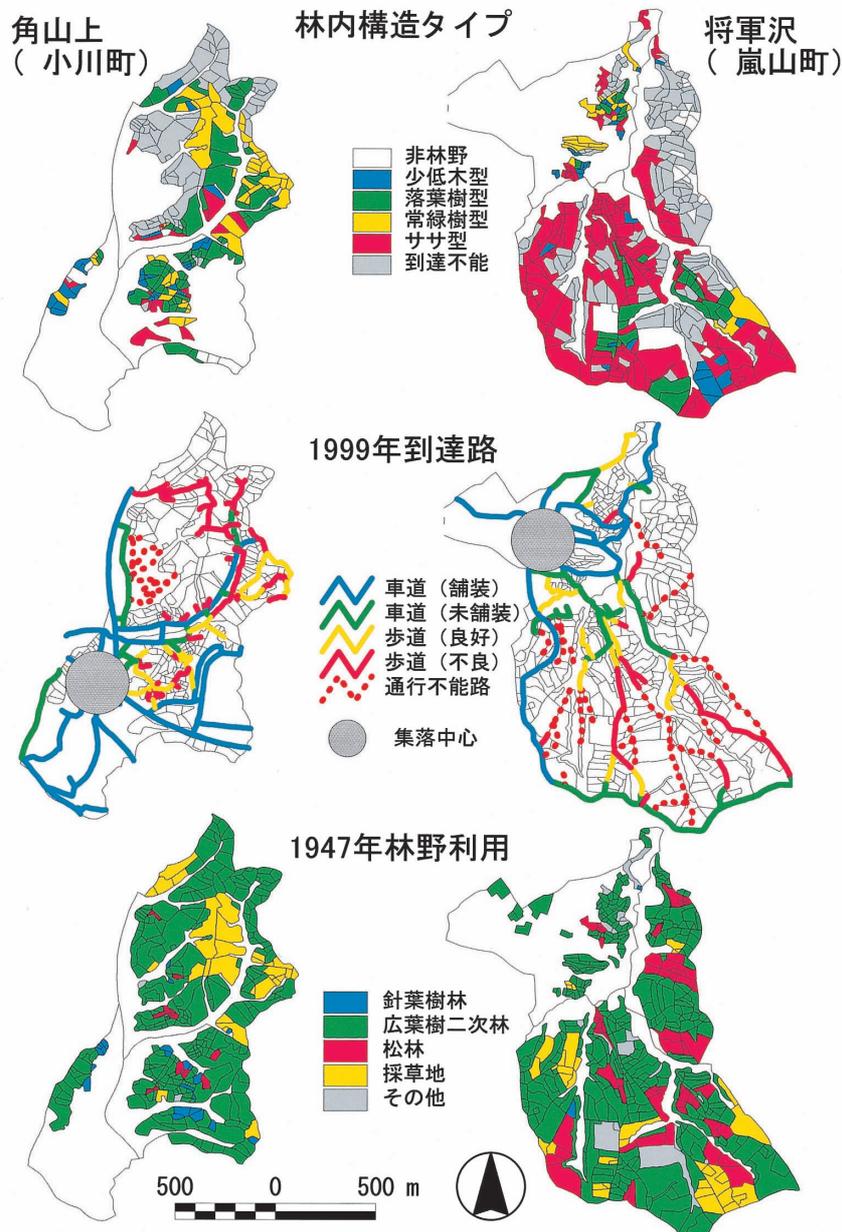


図-30a 林分調査 - 角山上, 將軍沢

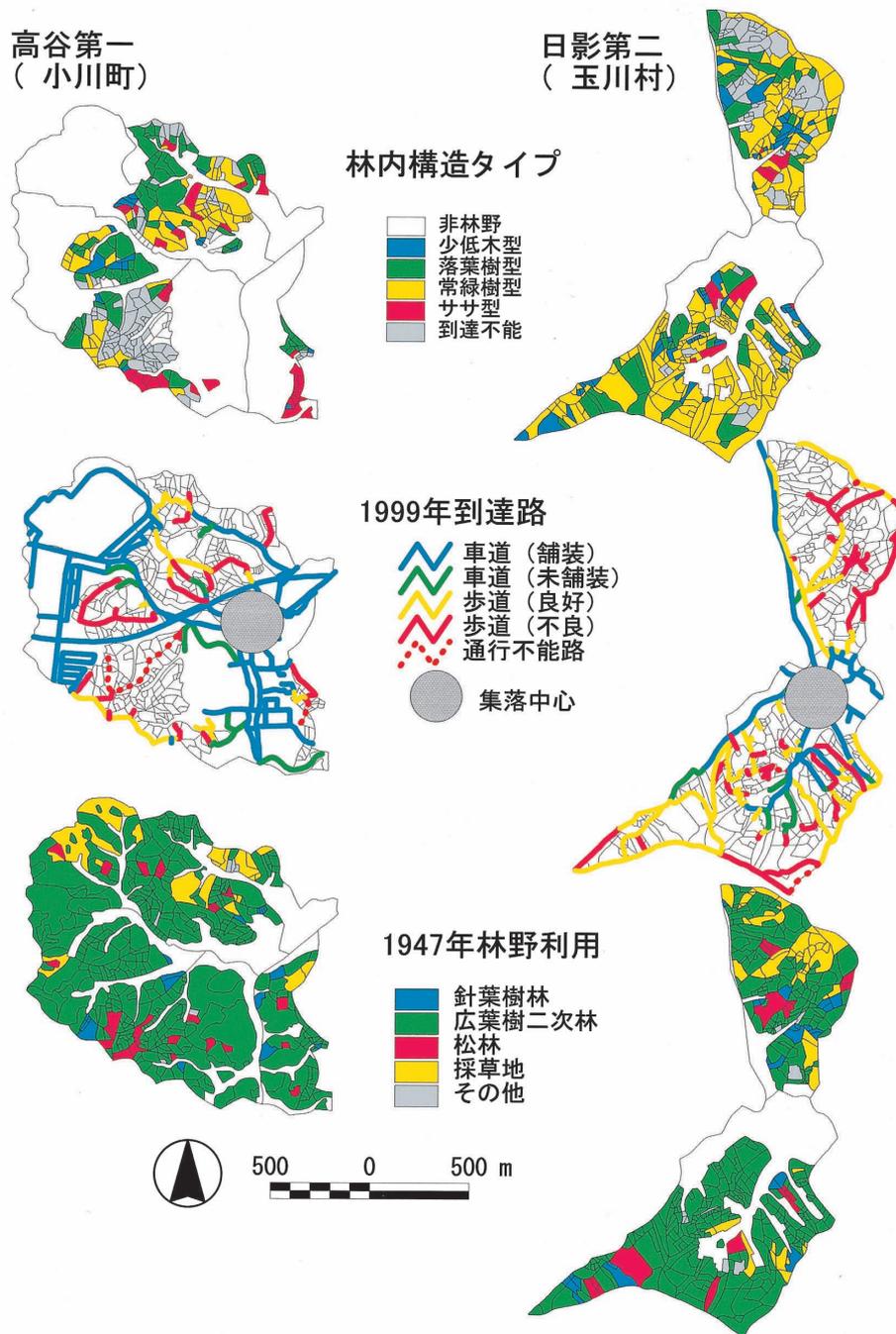


図 - 30b 林分調査 - 高谷, 日影第二

と呼ばれるコナラやハギが優占した樸叢的なもの(柴型採草地)の2つの型の存在が知られている(田村, 1994)。空中写真で判読された採草地は、このうちの前者に該当する。柴型採草地については、空中写真判読のみでは二次林更新過程の低木林と区別できない。このため「二次林」に含めた。

林分構造を観察できた「到達可能な林分」を対象に、1947年の林野利用形態と現在の林分構造の特化度を求めた(表 - 29)。到達可能な林分は5調査区合計で1027林分であり、全林分1646の62.4%を占める。

アカマツ林では、落葉樹型、常緑樹型がともに採草地や農耕地と強く結びついている。いずれも管理、利用の放棄後にアカマツ林に遷移した、またはアカマツ林が仕立てられたと考えられる。少低木型に属するアカマツ林は1林分のみであり、今日ほとんどのアカマツ林で管理は行われず、林床植生が発達している。

スギ・ヒノキ林では、少低木型が農耕地と、常緑樹型が針葉樹林や松林と強く結びついていた。また、最も出現種数が多い落葉樹型は針葉樹林や農耕地と結びついている。1947年当時に針葉樹が植林されていた林分は、

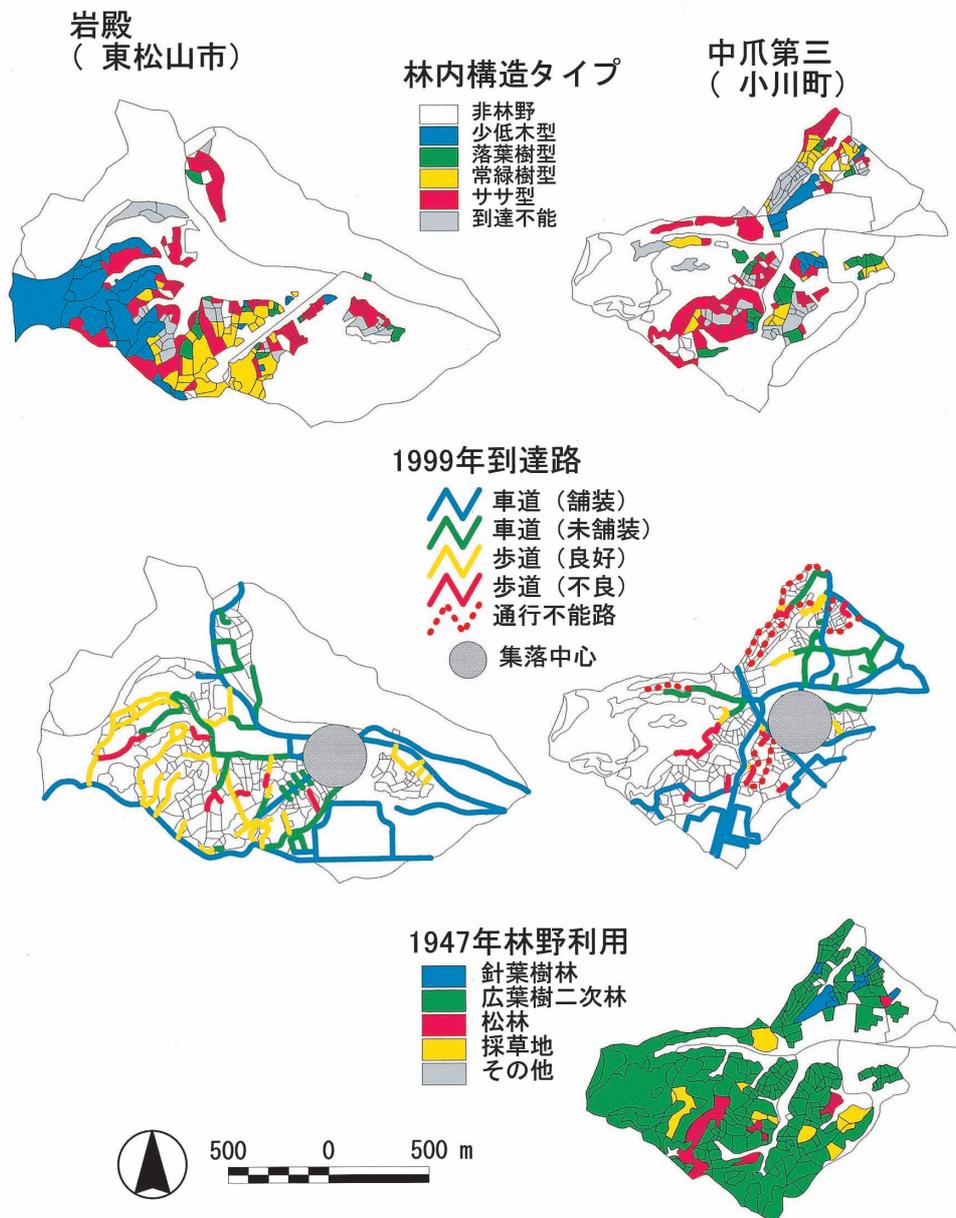


図 - 30c 林分調査 - 中爪第三, 岩殿

今日もスギ・ヒノキ林として維持されている林分が多いことがわかる。また、農耕地や松林に新たに植林された林分も多いが、そのうち農耕地に植林された林分では今日も林床管理が行われている可能性がある。

広葉樹林は、1947年に広葉樹二次林であった林分との特化度が概ね1.00程度であり、広葉樹林として維持されている林分が多い。その一方で、針葉樹林や松林が広葉樹林化したものも見られ、前者は落葉樹型、後者はササ型となっている。

低木林は少低木型とササ型の2タイプが見られるが、前者は採草地や農耕地と、後者は松林と結びついている。少低木型は高木の伐採後間がないか、スギやヒノキが植栽され管理が行われている林分であり、ササ型は伐採後

放置されたものと思われる。

これらの結果を、林内タイプに着目してまとめると、少低木型は農耕地や採草地と、落葉樹型は針葉樹林と、常緑樹型は針葉樹林、採草地と、ササ型は松林と強く結びついている。

#### ii) アクセス路と林分構造、過去の林野利用の関係

人間による林野利用が今日の植物相に及ぼす影響を解明するため、現在の林分構造、過去の林野利用と、今日のアクセス路との関係を解析した。現在の林分構造とアクセス路の関係については特化度を求め(表 - 30)、1947年の林野利用形態との関係については各林分が今日隣接しているアクセス路の割合を求めた(図 - 31)。

アカマツ林は歩道(不良)と結びつきが強く、他のタ

表 - 29 1999年の林分構造と1947年の林野利用との関係

林分構造 林冠タイプ	林内タイプ	林分數	1947年の林野利用タイプ					林分構造 特化度
			針葉樹林	広葉樹二次林	松林	採草地	農耕地	
アカマツ林	少低木型	1	0.00	1.38	0.00	0.00	0.00	0.11
	落葉樹型	18	1.06	0.92	0.75	1.30	3.00	1.10
	常緑樹型	30	0.63	0.87	0.90	1.82	1.80	1.37
	ササ型	16	0.00	0.77	3.38	1.46	0.00	0.90
	全体	65	0.59	0.87	1.46	1.56	1.66	
スギ・ヒノキ林	少低木型	76	1.00	1.07	0.36	0.82	2.13	2.11
	落葉樹型	55	1.73	1.08	0.49	0.42	1.97	0.82
	常緑樹型	116	1.80	0.99	1.28	0.67	0.47	1.29
	ササ型	19	0.00	0.87	1.42	1.64	2.84	0.26
	全体	266	1.43	1.02	0.86	0.73	1.42	
広葉樹林	少低木型	27	0.00	1.02	0.00	2.02	0.00	0.36
	落葉樹型	178	1.50	1.07	0.68	0.66	0.61	1.29
	常緑樹型	148	1.41	0.92	1.00	1.37	0.37	0.80
	ササ型	196	0.19	1.05	1.17	0.95	0.83	1.30
	全体	549	0.94	1.02	0.91	1.02	0.59	
針広葉混交林	少低木型	6	0.00	1.38	0.00	0.00	0.00	0.58
	落葉樹型	8	2.38	1.03	0.00	0.97	0.00	0.41
	常緑樹型	45	1.27	0.83	1.20	1.73	1.20	1.73
	ササ型	18	0.00	1.15	0.75	0.86	0.00	0.85
	全体	77	0.99	0.97	0.88	1.31	0.70	
他の高木林	少低木型	10	0.00	1.24	0.00	0.78	0.00	3.36
	常緑樹型	8	0.00	0.69	0.00	1.95	13.51	1.08
	ササ型	4	0.00	1.03	3.38	0.00	0.00	0.66
	全体	22	0.00	1.00	0.61	1.06	4.91	
低木林	少低木型	19	1.00	0.94	0.00	1.64	2.84	2.92
	ササ型	29	0.00	0.85	4.19	0.54	0.00	2.20
	全体	48	0.40	0.89	2.53	0.97	1.13	
総林分數		1027	54	746	76	132	19	1.00

注) 表中の数値は、総林分數を除き特化度(次式参照)

$$\text{特化度} = \frac{[\text{ある1947年土地利用タイプに占める林内タイプの割合}]}{[\text{全域に占めるある林内タイプの割合}]}$$

イブに比べアクセス性が低い。到達可能な林分のうち31.3%が歩道(不良)と隣接しているが、到達不可能な丘陵地稜線部のアカマツ林を加えると、アクセス性はさらに低く評価されると思われる。

スギ・ヒノキ林はアカマツ林や広葉樹林に比べてアクセス性が高く、家屋から直接アクセスが可能か、歩道(良好)が維持されている。とくに、少低木型スギ・ヒノキ林でこの傾向が強い。アクセス性が高い場所で今日の林床管理が行われていると言える。

少低木型広葉樹林もスギ・ヒノキ林と同様に家屋から直接アクセス可能な場所、または他の管理された林分と隣接した場所に位置している。しかし、広葉樹林の多くは様々なアクセス路と接している。これは、調査区内の全林分1027のうち広葉樹林が50%強を占めているため

と考えられる。少低木型の低木林は、スギ・ヒノキ林や広葉樹林の少低木型と異なり、未舗装車道との結びつきが強い。

1947年の林野利用形態についてみると(図-31)、針葉樹林(松林を除く)の50.7%が、家屋や舗装車道、歩道(良好)などに隣接し、現在もアクセス性が高い場所に分布していたことがわかる。逆に、松林や採草地は未舗装車道、歩道(不良)に隣接するか、アクセス路が無い林分が多い。松林の54.1%、採草地の51.6%が通行可能なアクセス路と隣接していない。1947年に松林や採草地として利用されていた林分は、今日、当該林分へのアクセスや、アクセス路の維持が困難な状態にある。したがって、これらの林分では、今日、農村住民による管理は行われ難いと考えられる。

表 - 30 1999年の林分構造とアクセス路の関係

林分構造 林冠タイプ	林内タイプ	林分数	アクセス路(通行可能なもの)						林分構造	
			家屋	舗装	未舗装	歩道良	歩道不	圃場	林内良	特化度
アカマツ林	少低木型	1	0.00	0.00	0.00	0.00	3.42	0.00	0.00	0.11
	落葉樹型	18	1.58	1.29	0.00	0.83	1.52	0.00	0.00	1.10
	常緑樹型	30	0.00	0.58	0.60	1.00	1.83	0.00	0.62	1.37
	ササ型	16	0.00	1.09	1.67	0.70	1.28	1.65	0.00	0.90
	全体	65	0.44	0.89	0.69	0.86	1.63	0.41	0.29	
スギ・ヒノキ林	少低木型	76	2.44	0.99	0.12	1.38	0.81	0.35	0.49	2.11
	落葉樹型	55	0.78	0.84	0.00	1.09	1.56	0.00	1.02	0.82
	常緑樹型	116	0.98	0.65	0.46	1.39	1.06	0.45	1.29	1.29
	ササ型	19	0.00	1.53	2.35	0.39	0.72	1.39	1.97	0.26
	全体	266	1.29	0.85	0.40	1.25	1.07	0.40	1.05	
広葉樹林	少低木型	27	1.58	0.64	0.66	0.69	0.63	0.00	6.22	0.36
	落葉樹型	178	0.40	1.11	0.90	0.88	1.15	0.74	1.47	1.29
	常緑樹型	148	1.16	0.39	0.48	1.29	1.20	1.78	0.63	0.80
	ササ型	196	0.51	1.60	1.96	0.59	0.72	2.15	0.38	1.30
	全体	549	0.70	1.07	1.15	0.88	0.99	1.49	1.09	
針広葉混交林	少低木型	6	0.00	0.00	4.47	1.87	0.00	0.00	0.00	0.58
	落葉樹型	8	3.57	2.18	1.12	0.47	0.43	0.00	0.00	0.41
	常緑樹型	45	2.85	0.52	0.40	1.25	0.84	0.00	1.66	1.73
	ササ型	18	0.79	1.61	1.49	1.46	0.38	0.00	0.00	0.85
	全体	77	2.22	0.90	1.04	1.27	0.62	0.00	0.97	
他の高木林	少低木型	10	7.13	0.00	0.00	0.37	1.37	0.00	0.00	3.36
	常緑樹型	8	1.78	2.90	1.12	0.94	0.00	0.00	0.00	1.08
	ササ型	4	0.00	1.45	2.23	0.94	0.00	0.00	4.67	0.66
	全体	22	3.89	1.32	0.81	0.68	0.62	0.00	0.85	
低木林	少低木型	19	0.75	0.92	2.35	0.99	0.54	1.39	0.98	2.92
	ササ型	29	0.00	0.80	3.39	0.65	0.71	1.82	0.64	2.20
	全体	48	0.30	0.85	2.98	0.78	0.64	1.65	0.78	
総林分数		1027	72	177	115	274	300	39	55	1.00

注) 表中の数値は、総林分数を除き特化度(次式参照)

$$\text{特化度} = \frac{\text{[ある1947年土地利用タイプに占める林内タイプの割合]}}{\text{[全域に占めるある林内タイプの割合]}}$$

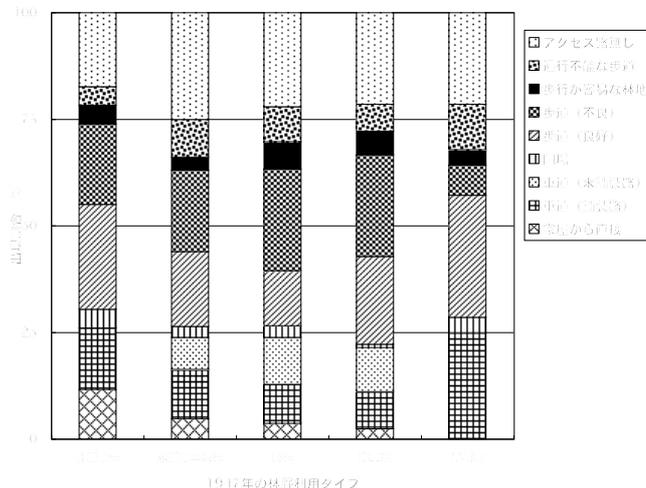


図 - 31 1947年の林野利用と1999年のアクセス路の関係

(4) 比企地域におけるランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響

1) 歴史的なランドスケープ構造の変容

上記の結果は、丘陵地の土地利用配置の歴史を反映していると考えられる。

比企郡西部では、田村（1994，1998）や玉川村教育委員会（1995）などにより、江戸期の絵図や検地帳，明治期の土地登記台帳や迅速測図を用いて，過去の土地利用配置が明らかにされている（図 - 32）。

それによれば，まぐさ場は，自給自足経済に不可欠な田畑への緑肥の供給源として広大な面積を占め，入会または共有で管理されていた。江戸後期の貨幣経済浸透により，江戸へ供給する薪炭および材の生産が盛んになり，まぐさ場の多くにアカマツやコナラ，クヌギなどの森林が仕立てられた。このような森林は「かせぎ山」と呼ばれる。

このような里山の森林化は，国土スケールの解析でみたように，明治後期以降も継続されていたと考えられる。しかし，エネルギー革命以前の時点では，まだ，薪炭や緑肥が必要であった。このため，「かせぎ山」が仕立て

られたのちも，まぐさ場的な利用は継続され，下刈りなどの管理が行われていたと考えられる。

これらのまぐさ場やかせぎ山は，隣村との境をなす集落縁辺の丘陵地稜線付近に多く存在していた。比企地域が属する戦後のランドスケープ構造変化様式 b では，「奥山」に相当する林野が無い。したがって，まぐさ場は集落居住域から最も遠い場所に位置することになる。

一方，まぐさ場とは別に，私有の林野として，屋敷の裏に「居山」が存在した。この居山は，用材林などとして利用されていた。

本節で明らかにした1947年の林野利用形態の配置は，このような比企郡西部における林野利用の歴史と合致している。すなわち，1947年の針葉樹林は，今日もアクセス性が高い集落居住域周辺に，松林やまぐさ場は，アクセス性の低い居住域から離れた場所に配置されていたと考えられる。

2) 里山の変容が植物相に及ぼす影響

以上の結果から，里山林の構造と変化が植物相に及ぼす影響を以下のようにまとめることができる。

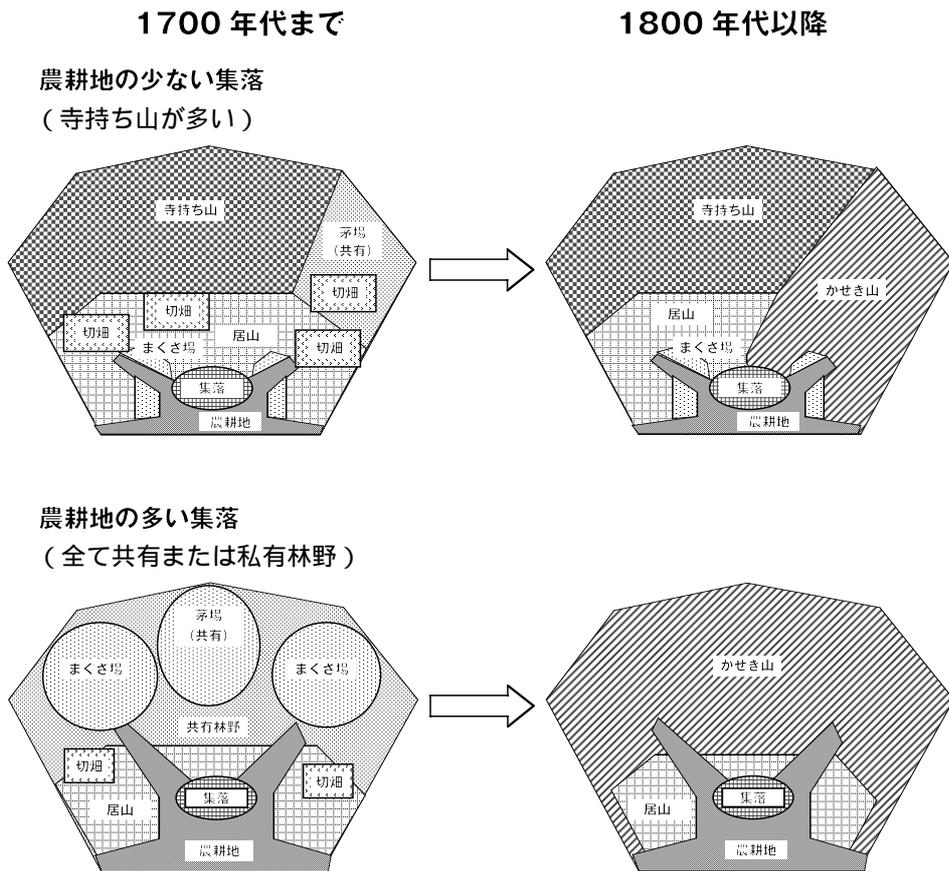


図 - 32 比企丘陵西縁部における林野利用の歴史的変換模式図  
(田村，1998ほかより作成)

植生調査の結果から、当地域では少低木型林内タイプでもススキクラスの標徴種が少なく、今日の林床管理が草原性植物の生育に結びついていないと考えられた。その原因として、少低木型とスギ・ヒノキ林の結びつきと、その分布が考えられた。

スギ・ヒノキ林では林冠が鬱閉し、北向き斜面に立地するため、ススキ草原の草本植物の生育に結びつくほどの光環境は得られないものと考えられる。また、少低木型は集落居住域からのアクセス性が高い場所に多い。集落居住域周辺は古くから「居山」として森林が維持されてきた場所であり、草原性植物の生育環境とは異なると考えられる。また、少低木型のうち1947年に農耕地であった林分は、不用となった農耕地のうちアクセス性が高く適潤な場所が選択的に植林されたものと考えられ、「居山」周辺に位置すると思われる。おなじ、1947年の農耕地でも、アクセス性が低い場所はアカマツ林となっている。

アカマツ林は、松林や採草地との結びつきが強く、今日のアクセス性が低いため管理されていない。松林や採草地では、まぐさ場起源の収奪的な採草利用が長く継続され、草原性の植生が形成されていた。このような林分が放置され遷移によって常緑樹型やササ型の林内構造をもつようになった。これらの林内タイプでは、常緑広葉樹やアズマネザサなど、常緑性の植物が低木層で優占するため、草原性植物の生育が阻害されている。また、採草地や松林は、集落居住域から遠い丘陵地稜線部に多かったため、居住域周辺の「居山」に維持されていた森林性植物の侵入が遅れていると考えられる。その結果、現在のアカマツ林は草原性、森林性いずれの種も少ない多様性の低い植生となっている。

少低木型のうち低木林は、かつての採草地と結びつきが強く、ススキクラスの標徴種など草原性植物が比較的多く分布する。しかし、これらの林分は未舗装車道や他の管理された林分を経由してアクセスする場所にある。このため、アクセス路の維持管理が必要であり、管理が放棄される可能性が高い。実際、低木林では少低木型とササ型が同様の場所に分布している。

一方、最も出現種数が多かった落葉樹型スギ・ヒノキ林では、H型生活形（半地中植物）の植物が他の林冠タイプより多く見られる。これは、林内の光環境の制限程度が弱いためと考えられる。ただし、ススキ草原の草本植物の生育に結びつくほどの光環境は得られないものと考えられる。また、落葉樹型スギ・ヒノキ林は歴史的にも森林として利用されてきた「居山」に多く分布する。

このため、森林性植物の供給源が維持されており、その結果としてG型（地中植物）の生活形を持つ植物も他より多く見られると考えられる。

以上のように、比企地域の植物相は、現在の林分構造だけでなく、過去の林野利用の影響を受けていること、現在の林床管理は集落居住域からのアクセス性に強く支配されていることが明かとなった。とくに、まぐさ場起源の里山林では、現在のアクセス性が低く、管理放棄によって茅型採草地の草原的環境が消滅している。このため、オミナエシやワレモコウなどの草原性の植物種が著しく減少していると考えられる。その一方で森林性植物が十分移入しておらず、植物相の多様性が低下している。したがって、茅型採草地の環境と結びついた草原性植物の生育空間を再生するためには、集落居住域から離れた丘陵地稜線部付近のアカマツ林などで、林床の管理を実施することが必要である。

しかしながら、かつての松林や採草地との結びつきが強い常緑樹型やササ型の林分は、今日アクセス性が低い場所に多い。これらの林分で林床の管理を実施するためには、アクセス性を高めることが必要である。

#### 4 茨城県南部地域における事例研究

##### (1) 茨城県南部地域の位置づけ

###### 1) 茨城県南部地域のランドスケープ構造変容様式

茨城県南部地域は、戦後のランドスケープ構造変容様式のうち類型dに属する。類型dは、類型a（岩手県西和賀地域など）や類型b（埼玉県比企地域など）とは異なり、台地と低地からなる平地の農業地域である。この類型が多く分布する地域は、関東平野や新潟平野などである。戦後、都市化の進展が見られるが、都市的土地利用の増加率はそれほど高くなく、今でも農林地を主体としたランドスケープ構造が維持されている地域である。

低地には水田が、台地には畑地と「平地林」と呼ばれる里山林が見られる。平地林とは、藤井（1981）や犬井（1992）などの研究によれば、概ね「傾斜15度未満で、農耕地や住宅地など林野以外の土地利用と競合関係にある森林」と言える。また、平地農村における里山林の配置と生物相との関係については、守山（1997a）がムラ・ノラ・ヤマの伝統的な土地利用配列を生物生息空間の配置ととらえて検討している。

本節では、前二節と同様に、里山林の林分構造と配置の変化が植物相に及ぼす影響を検討する。しかし、茨城県南部地域などの平地では、都市化の影響を避けて検討することは出来ない。そこで、都市化による里山林の配

置の変化が植物相に及ぼす影響に着目して解析を進めた。

そのため、本節では、つぎに示す2つの手順を踏む。

まず、本地域の里山林を代表するアカマツ林に着目し、その林分構造と種組成との関係を解明する。その結果を用いてアカマツ林の森林型を区分する。これらの検討を行うため、アカマツ林が多く賦存する地区を調査地区として茨城県南部地域の中から選定した。具体的には、筑波郡伊奈町の台地部を対象とした。

つぎに、アカマツ林の森林型を用いながら、茨城県南部地域に見られる里山林の森林タイプを区分し、その分布を、都市化との関係に着目して解析した。具体的には、都市化の程度の異なる16の調査区を大字単位で選定し、相互に比較した。

なお、ここで言う森林型は、アカマツが優占する森林について、相観から把握される林分構造と、植生調査によって把握される種組成とから総合的に区分された森林のタイプを指す。また、森林タイプは、森林型と同様に相観と種組成から総合的に区分された森林の類型をさす。アカマツ林以外を含む、対象地域内のすべての森林について区分するものとする。

## 2) 茨城県南部地域の概要

本研究で言う茨城県南部地域は、利根川、鬼怒川とJR常磐線、国道354号線で囲まれた地域とする(図-33)。この地域は北相馬郡、稲敷郡西部、筑波郡南部からなる。東京からの距離はおおよそ40kmから50kmである。

この地域では、1970年代以降に常磐線や関東鉄道常総線の沿線で宅地開発が進んだ。それと同時に、当地域の北に隣接する筑波研究学園都市の建設も進められた。また、今日では常磐新線が計画され、鉄道建設と宅地開発が一体的に進められようとしている。鉄道から離れた地域では都市化があまり及んでおらず、農地や森林も多く見られる。

調査地域は洪積台地と沖積低地からなり、平坦である。台地面の潜在自然植生はシラカシ群集であり、一部にヤブコウジースダジイ群集がみられる。小貝川や牛久沼に面した沖積低地は広く水田として利用されている。

## 3) 調査区の選定

上記のように、本節では2つの手順を踏む。したがって、それぞれについて調査区を設定した。

まず、アカマツ林の林分構造と種組成との関係を解析するため、アカマツ林が多く賦存する地区として、筑波郡伊奈町の台地部を調査地区に選定した。伊奈町は筑波稲敷台地の南端部と小貝川に挟まれた場所に位置し、町の北部が台地、南部が低地となっている。ここでは、アカマツ林が分布する北部台地地域のみを対象地域とした(図-34)。

つぎに、里山林の森林タイプの分布と都市化との関係を解析するため、都市化の程度の異なる調査区を大字単位で選定し、相互に比較した。本地域の大字は概ね江戸期の村落に該当し、今日の農業集落と一致する場合が多い。また、大規模な住宅地開発などで町名が変更されて

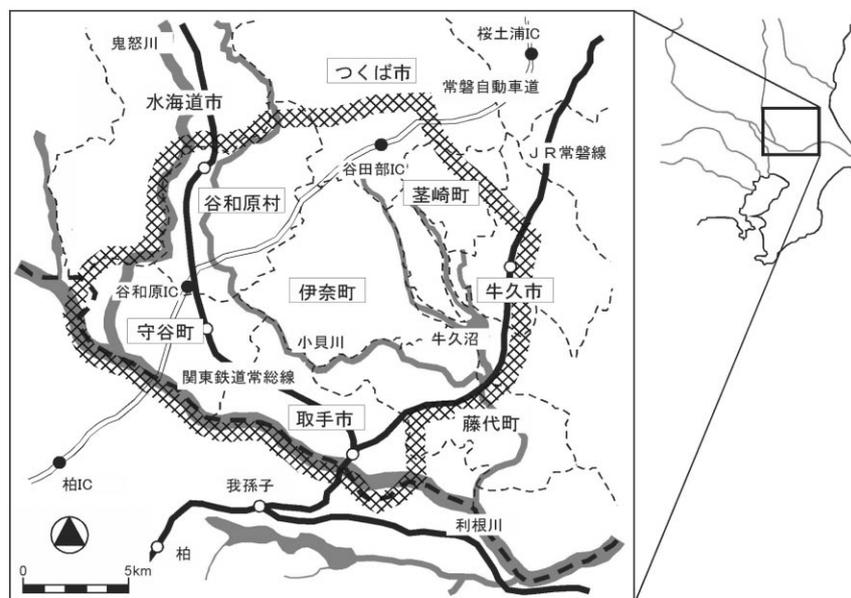


図-33 茨城県南部地域の位置

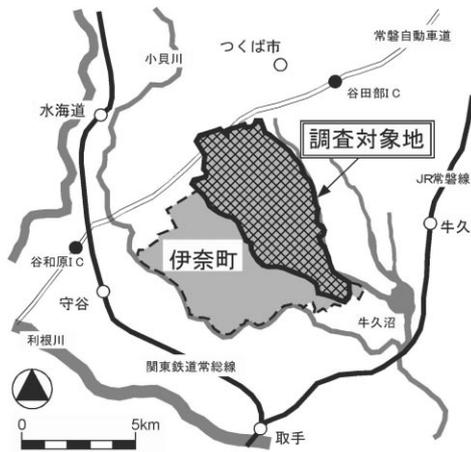


図 - 34 茨城県筑波郡伊奈町の位置とアカマツ林調査対象範囲

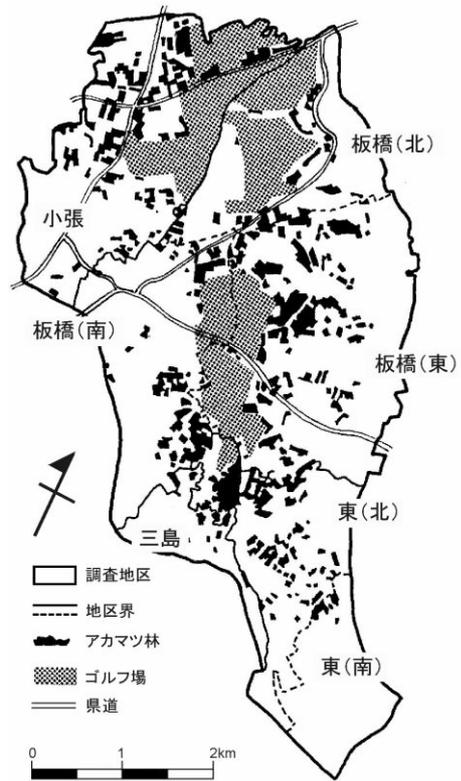


図 - 36 茨城県筑波郡伊奈町のアカマツ林分布

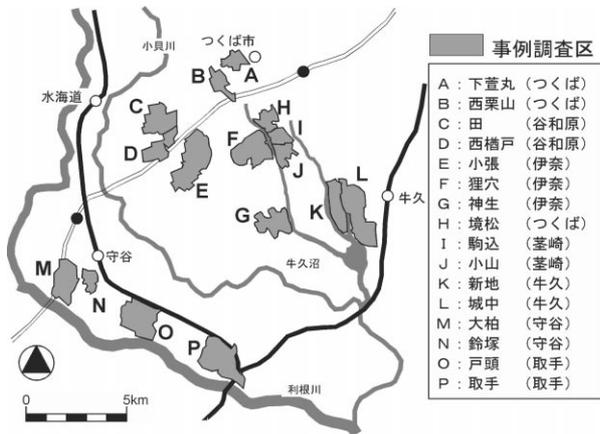


図 - 35 茨城県南部地域の調査区 - 大字単位

いる場合には、旧版地形図等を参考に、適宜同一集落に属する大字と統合した。

以下、選定した大字を「調査区」とする。調査区の選定にあたっては、集落居住域が集塊状で、かつ台地と低地との境界付近に立地することを条件とした。また、調査区の都市化の程度に違いが見られるように選択した。これらの結果、16の調査区を設定した(図 - 35)。

(2) 調査の方法

1) アカマツ林の森林型区分

当地域の里山林の大部分を占めるアカマツ林について、その林分構造と植物相との関係を把握するため、森林型を区分した。そのため、筑波郡伊奈町を調査地区として、アカマツ林の相観調査と、植生調査を行った。なお、本節で言う「森林型」とは、相観から把握される林分構造と、植生調査によって把握される種組成とから総合的に区分された森林のタイプを指す。

調査に先立ち、調査地区の1:10,000現存相観植生図を作成し、アカマツ林を抽出した(図 - 36)。

つぎに、ゴルフ場内の林分を除くすべてのアカマツ林を対象に、表 - 31に示した項目について相観調査を実施した。なお、茨城県南部地域では森林施業の主体が所有者とは限らない。また、都市化の影響で森林の小規模化や消滅が多く見られる。そこで、当地域では森林簿による林分区分を行わず、すべて現地踏査に基づいて林分を区分した。具体的には、表 - 31に示した全項目にわたり状態が同一な一塊りの森林を「林分」とした。1林分の面積は不定である。

植生調査には、植物社会学的手法(鈴木ら, 1985)を用い、植生単位を区分した。調査は、上記植生図より任意に抽出した67林分のアカマツ林と、比較対象としてアカマツ林以外の19地点において実施した。

相観調査の各調査項目と、植生単位とのクロス集計により林分構造、種組成の組み合わせを検討し、アカマツ林の森林型を区分した。

全ての調査は1986年7月から10月にかけて実施した。

表 - 31 アカマツ林の林分構造に関する調査項目

対象	調査項目	項目別タイプ
高木層	高木層植被率	A アカマツの植被率が50%以上 B アカマツの植被率が50%未満で、高木層全体の植被率が25%以上 C 高木層全体の植被率が25%未満
	高木層構成種	1 アカマツのみ 2 アカマツ+コナラ 3 アカマツ+クヌギ 4 アカマツ+スギ 5 アカマツ+シラカシ
林床植生	林床植生高	0.5m未満 0.5m以上、1m未満 1m以上、2m未満 2m以上、4m未満 4m以上
	林床植生優占種	a メヒシバなど、イネ科の1年生草本が優占するが、裸地も多い b ヒメジョオンなど、キク科の草本が優占する c ススキが優占する d タラノキ、コナラなどの落葉広葉樹が優占する e シラカシ、ヒサカキなどの常緑広葉樹が優占する f アズマネザサが被度5で優占する g アズマネザサが被度4で優占するが、落葉広葉樹も多い h アズマネザサが被度4で優占するが、常緑広葉樹も多い
	林床への植栽	スギまたはヒノキの植栽有り シラカシの植栽有り クリまたは造園用樹木など、その他の植栽有り - 植栽無し

## 2) 16調査区における植生調査と森林タイプ区分

茨城県南部地域より選定した16の調査区について、アカマツ林以外を含めた森林の林分構造の調査と植生調査を、1988年7月から9月に実施した。植生調査は、アカマツ林調査と同様に植物社会学的手法によって行い、植生単位を区分した。16調査区における現地踏査により、各林分の林冠部の優占種による区分（優占種タイプ）を行った。さらに、優占種タイプと植生単位との関係を検討し、森林タイプを区分した。なお、アカマツ林については上記で区分した森林型に基づき、林冠の優占種だけでなく、林床管理の有無を反映した林分構造による区分を行った。

## 3) 森林の分布と変化

各森林タイプの分布を把握するため、優占種タイプを凡例とした相観植生図（縮尺1:10,000）を、1988年10月の現地踏査と1984年12月撮影の空中写真により作成した。植生図は調査区ごとに作成し、これをメッシュ法により解析した。メッシュの大きさは、屋敷林などの小規模な森林をデータ化し得る大きさとして1辺30mとし、正方メッシュの交点にある森林タイプを読みとった。

また、1:10,000白図（国土基本図より市町村作成のもの）の等高線間隔から傾斜度を求め、植生図と同様に30mメッシュとして読みとった。

解析は、相観植生図より読みとった森林タイプ、集落居住域、都市的土地利用のメッシュ・データ、および傾斜度メッシュ・データを用い、調査区ごとに行った。森林タイプの各調査区内での分布を、傾斜度、集落居住域からの距離、都市化の程度との関係について解析した。

なお、本解析ではローム台地上の「農村 - 点在分布型（井手ら、1989）」地域を対象とした。このため、低地部にみられる水田、ヨシ群落、ハンノキ林、ヤナギ低木林、開放水面は、植生調査、メッシュ解析の対象から除外した。

### (3) アカマツ林の森林型とその分布

#### 1) アカマツ林の森林型区分

##### i) 相観からみたアカマツ林の林分構造

アカマツ林の林床に関する3調査項目（林床植生高、優占種、植栽の有無）の関係を、該当する林分数で検討した（表 - 32）。その結果、アズマネザサが優占した林分以外では、林床植生高が増すにしたがって優占種が変

表 - 32 アカマツ林の林床植生に関する相観調査結果

植栽	林床植生高	林床植生の優占種							
		メヒシバ	キク科	ススキ	落葉広葉樹	常緑広葉樹	アズマネザサ 落葉広葉樹	アズマネザサ 常緑広葉樹	
無し	0.5m未満	10	2				4		
	0.5m以上、1m未満		9	13	2		7	5	
	1m以上、2m未満			3	20	2	24	1	1
	2m以上、4m未満				38	27	92	30	18
	4m以上				82	73	8	40	23
スギ・ヒノキ	0.5m未満	4	2				1	4	
	0.5m以上、1m未満		1	5				3	2
	1m以上、2m未満			2	2	4	3	1	
	2m以上、4m未満					5	9	1	2
	4m以上				2	6		3	1
シラカシ	0.5m未満	1							
	0.5m以上、1m未満						2		
その他	0.5m未満	4							

注) 表中の数値は、調査地区内の林分数

表 - 33 アカマツ林の相観林床タイプ区分

植栽	林床植生高	林床植生の優占種							
		メヒシバ	キク科	ススキ	落葉広葉樹	常緑広葉樹	アズマネザサ 落葉広葉樹	アズマネザサ 常緑広葉樹	
無し	0.5m未満	A	B				G		
	0.5m以上、1m未満		B	C	D		G	D	
	1m以上、2m未満			C	D	D	H	D	D
	2m以上、4m未満				E	F	H	E	F
	4m以上				E	F	H	E	F
スギ・ヒノキ	0.5m未満	I	I				I	I	
	0.5m以上、1m未満		I	I			I	I	
	1m以上、2m未満			I	D	D	H	D	
	2m以上、4m未満					F	H	E	F
	4m以上				E	F		E	F
シラカシ	0.5m未満	I							
	0.5m以上、1m未満						I		
その他	0.5m未満	I							

注) 表中の記号は、区分した相観林床タイプ

A イネ科一年草型

B キク科植物型

C ススキ型

D 低木型

E 落葉亜高木型

F 常緑亜高木型

G 矮性アズマネザサ型

H アズマネザサ型

I 二段林型

化していた。すなわち、メヒシバ キク科草本 ススキ 落葉樹 常緑樹と変化している。この変化は、林床管理停止後の植生遷移の方向を示していると考えられ、1年生草本 多年生草本 木本の順に推移している。林床への植栽が加わった場合にも同様の傾向が認められる。一方、アズマネザサの優占は林床植生高とは無関係に見られる。

これらのことからアカマツ林の林床植生を相観から9タイプに区分した(表-33)。ここで低木型と亜高木型

を高さ2mで区分したのは、現地踏査において、他の高さよりも明瞭な識別が可能であったことによる。

つぎに、区分した林床タイプと林冠構造との関係を検討した(表-34)。その結果、林床植生高の低い「イネ科一年草型(A)」、「キク科植物型(B)」、「ススキ型(C)」が、アカマツ純林と特徴的に結びついていることがわかった。

#### ii) アカマツ林の種組成

植生調査の結果から植生単位を区分した(表-35)。

表 - 34 アカマツ林の相観植生タイプと高木層の関係

高木層構成種	アカマツのみ		アカマツ + コナラ		アカマツ + クヌギ		アカマツ + スギ		アカマツ + シラカシ	
	50%以上	25%以上 50%未満	50%以上	50%未満	50%以上	50%未満	50%以上	50%未満	50%以上	50%未満
相観林床タイプ										
A イネ科一年草型	6	3								
B キク科植物型	8	2								
C ススキ型	13	2							1	
D 低木型	32	5	2	5	1				2	
E 落葉亜高木型	64	46	29	19	26	1	3		7	1
F 常緑亜高木型	47	44	15	7	8		5	2	18	8
G 矮性アズマネザサ型	7		2	1					1	1
H アズマネザサ型	44	26	19	14	16	3	7	1	8	
I 二段林型	13	12	2						3	1

当地域のアカマツ林は全てアカマツ - コナラ群落に属し、シラカシ林などの常緑広葉樹林を含むスダジイ - アオキ群落とは明瞭に区別された。

アカマツ - コナラ群落ススキ下位単位の識別種の多くは、ススキなどの多年草であり、同下位単位ヒメジョオン植分群の識別種の多くはヒメジョオン、メヒシバなどの1年草または2年草であった。これに対して同下位単位コブシ植分群やアカマツ - コナラ群落典型下位単位コブシ植分群では、コブシ、コマユミ、イヌザクラなどの落葉樹により区分された。さらに、スダジイ - アオキ群落では、アオキ、ベニシダ、ヤブツバキなど常緑性植物が識別種となっている。また、ススキ下位単位コブシ植分群にはヒメジョオン植分群の識別種が多く出現するグループ( )と、それが少ないグループ( )が認められた。これらの識別種の出現傾向は、相観からみた林床タイプと同様に植生遷移の方向を示していると考えられる。

なお、当地域のアカマツ林にはヤマツツジが出現しない。吉岡(1958)は茨城県のアカマツ林について、ヒサカキ - ヤマツツジ型とヒサカキ - アズマネザサ型を認めている。井手(1992)は、筑波山塊から遠い筑波・稲敷台地南部では、種子が供給されないためヤマツツジが出現せず、ヒサカキ - アズマネザサ型となるとしている。当地域のアカマツ林の種組成はこれらの指摘に合致するものである。

### iii) アカマツ林の森林型区分

種組成と林床タイプの関係を検討した結果(表 - 36)、両者は良く対応していることがわかった。すなわち、「イネ科一年草型」、「キク科植物型」、「ススキ型」、「わい性アズマネザサ型」、「低木型」、「二段林型」など林床

植生高が低いタイプは、アカマツ - コナラ群落ススキ下位単位と結びついている。その他の林床植生高が高いタイプは、ススキ下位単位コブシ植分群、および典型下位単位と結びついていた。

以上の結果から、アカマツ林の種組成は林床植生高との結びつきが強いこと、林床植生高が低い林分はアカマツ純林のみに見られ、アカマツの優占度が25%以下の林分や、混交林には見られないことが明かとなった。そこで、主に相観に基づいて1型から8型の8森林型を区分した(図 - 37)。

## 2) アカマツ林の森林型成立要因とその分布

### i) 過去のアカマツ林利用

上記で区分したアカマツ林の森林型は、林冠部におけるアカマツの優占度と、林床の植生高によって決定される。

アカマツ林の林床植生高は、主に下刈りの頻度、または下刈り停止後の年数によって決定されている。下刈りは古くから行われてきた伝統的なアカマツ林の利用方法である(藤井, 1981)。ここでは、明治10年代に作成された迅速図に基づいて、過去のアカマツ林利用を検証した。当地域は、明治14年(1881年)に測量された「茨城県常陸國河内郡岩崎村近傍」、「茨城県下常陸國筑波郡小張村近傍村落」、「茨城県常陸國筑波郡濱田村及同縣下総國相馬郡山王村近傍村落」、ならびに明治16年(1883年)測量の「茨城県常陸國筑波郡福岡村真瀬村」の4図幅によってカバーされる。

当地域のアカマツ林の多くは薪の生産を目的として造林されたものであり、上記の迅速図では台地中央の広い範囲が松林となっている。当地域は小貝川や牛久沼の水

表 - 35 アカマツ林群落常在度表 - 茨城県筑波郡伊奈町, 1986

<p>A . アカマツ - コナラ群落</p> <p>    a . ススキ下位単位</p> <p>        i . ヒメジョオン植分群</p> <p>        ii . 典型植分群</p> <p>        iii . コブシ植分群</p>	<p>b . 典型下位単位</p> <p>iv . コブシ植分群</p> <p>v . 典型植分群</p>
<p>B . スダジイ - アオキ群落</p> <p>ヒメジョオン植分群の識別種を多く持つグループ</p> <p>ヒメジョオン植分群の識別種が少ないグループ</p>	

	A						B
	a					b	
	i	ii	iii (	)	iv	v	
調査区数	10	8	36 (	11 25 )	16	2	14
平均種数	61.3	48.1	63.4 (	71.0 60.0 )	47.6	35.0	48.0

<p>アカマツ - コナラ群落識別種</p> <p>アカマツ <i>Pinus densiflora</i></p> <p>テリハノイバラ <i>Rosa wichuraiana</i></p> <p>キジムシロ <i>Potentilla fragarioides</i> var. <i>major</i></p> <p>ワレモコウ <i>Sanguisorba officinalis</i></p> <p>ナワシロイチゴ <i>Rubus parvifolius</i></p> <p>ノハラアザミ <i>Cirsium tanakae</i></p> <p>ネムノキ <i>Albizia julibrissin</i></p> <p>シラヤマギク <i>Aster scaber</i></p>	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%;"></td> <td style="width: 50%; text-align: center;">( )</td> <td style="width: 50%;"></td> <td style="width: 50%; text-align: center;">2</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> <td></td> <td style="text-align: center;">1</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> <td></td> <td></td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> <td></td> <td></td> </tr> </table>		( )		2		( )				( )				( )				( )				( )		1		( )				( )		
	( )		2																														
	( )																																
	( )																																
	( )																																
	( )																																
	( )		1																														
	( )																																
	( )																																
<p>ススキ下位単位識別種</p> <p>ススキ <i>Miscanthus sinensis</i></p> <p>アキノキリンソウ <i>Solidago virga-aurea</i> var. <i>asiatica</i></p> <p>ヤマハギ <i>Lespedeza bicolor</i> f. <i>acutifolia</i></p> <p>ホソバヒカゲスゲ <i>Carex nanella</i></p>	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%;"></td> <td style="width: 50%; text-align: center;">( )</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> </tr> </table>		( )		( )		( )		( )																								
	( )																																
	( )																																
	( )																																
	( )																																
<p>ヒメジョオン植分群識別種</p> <p>ヒメジョオン <i>Erigeron annuus</i></p> <p>オミナエシ <i>Patrinia scabiosaeifolia</i></p> <p>メヒシバ <i>Digitaria adscendens</i></p> <p>ヨモギ <i>Artemisia princeps</i></p>	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%;"></td> <td style="width: 50%; text-align: center;">( )</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> </tr> </table>		( )		( )		( )		( )																								
	( )																																
	( )																																
	( )																																
	( )																																
<p>コブシ植分群識別種</p> <p>コブシ <i>Magnolia kobus</i></p> <p>シロダモ <i>Neolitsea sericea</i></p> <p>キツタ <i>Hedera rhombea</i></p> <p>ヤマコウバシ <i>Lindera glauca</i></p> <p>コマユミ <i>Euonymus alatus</i> var. <i>apterus</i> f. <i>ciliatodentatus</i></p> <p>イヌザクラ <i>Prunus buergeriana</i></p>	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%;"></td> <td style="width: 50%; text-align: center;">( )</td> </tr> <tr> <td></td> <td style="text-align: center;">( )</td> </tr> </table>		( )		( )		( )		( )		( )		( )																				
	( )																																
	( )																																
	( )																																
	( )																																
	( )																																
	( )																																
<p>スダジイ - アオキ群落識別種</p> <p>アオキ <i>Aucuba japonica</i></p> <p>ベニシダ <i>Dryopteris erythrosora</i></p> <p>マンリョウ <i>Ardisia crenata</i></p> <p>オオイタチシダ <i>Dryopteris pacifica</i></p> <p>モミ <i>Abies firma</i></p> <p>ヤブツバキ <i>Camellia japonica</i></p>	<table border="0" style="width: 100%;"> <tr> <td style="width: 50%;"></td> <td style="width: 50%; text-align: center;">( )</td> <td style="width: 50%;"></td> <td style="width: 50%; text-align: center;">1</td> </tr> </table>		( )		1																												
	( )		1																														

注) 学名は宮脇ら (1978) によった。

運により、東京 (または江戸) への松薪の輸送が容易であった。このため、古くから広い範囲が松林となっていたと言われていた (守山, 1998)。

また、近隣の牛久市周辺では飼料や肥料生産に用いられた採草地が多く見られるのに対して、当地域には採草

地がほとんど見られない。このことは、松林の林床が緑肥や飼料の採取に用いられていたことを示している。すなわち、松林の林床は、刈草のために古くから管理されていたと考えられる。

表 - 36 アカマツ林の相観林床タイプと植生単位の関係

植生単位	A. アカマツ - コナラ群落				
	a. ススキ下位単位			b. 典型下位単位	
	i ヒメジョオン 植分群	ii 典型 植分群	iii コブシ植分群	iv コブシ 植分群	v 典型 植分群
相観林床タイプ					
A イネ科一年草型	2				
B キク科植物型			4		
C ススキ型	5	2	2		
D 低木型		2	2	1	
E 落葉亜高木型		1		18	4
F 常緑亜高木型		1		4	2
G 矮性アズマネザサ型		1	1		
H アズマネザサ型			1		1
I 二段林型	2			10	

注) 表中の数値は、植生調査地点数

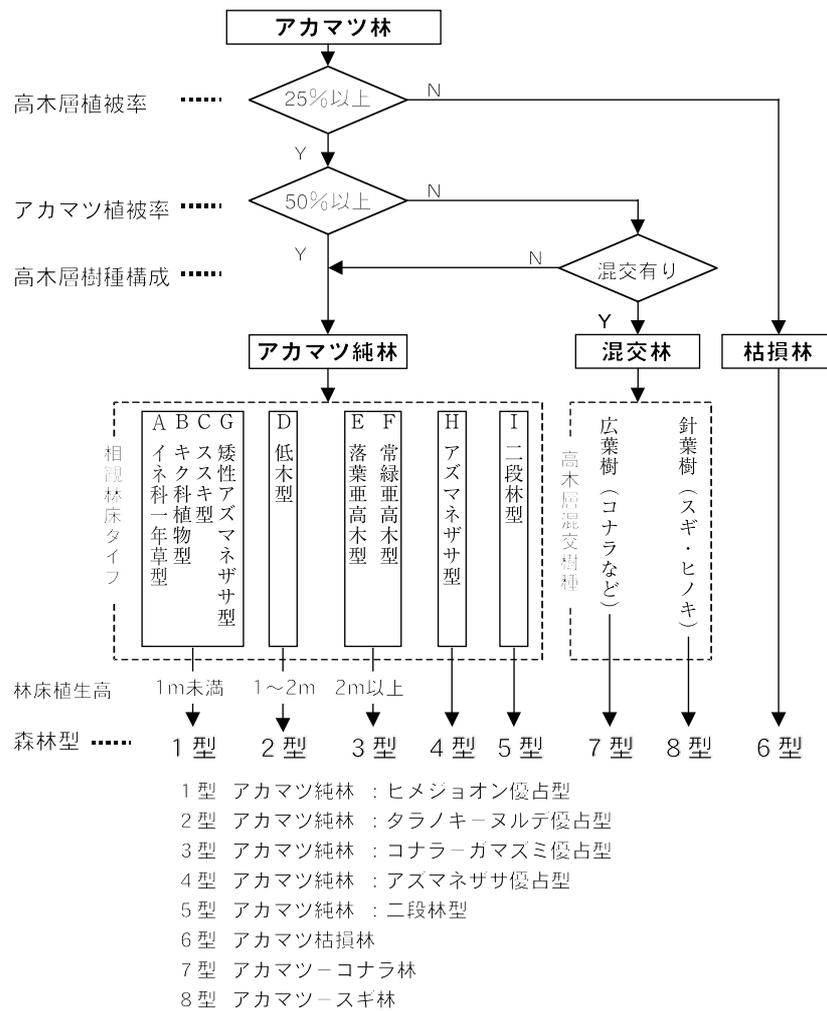


図 - 37 アカマツ林の森林型区分

## ii) 現在のアカマツ林利用

今日、当地域のアカマツ林では、他地域の里山林と同様に、薪炭生産や緑肥採取を目的とした管理は行われていない。

今日行われている下刈りの目的を明らかにするため、相観に関する現地踏査の際に適宜下刈り実施者や林分の所有者に対するヒアリングを行なった。その結果、今日の管理の目的として、地域住民による景観上の配慮(林内が藪にならないように)、二段林施業に伴う下刈り、ゴルフ場による場内整備、地域外の農家による落葉採取の4つを把握した。このうちゴルフ場は本調査の対象とはしていない。地域住民による下刈りは、土地を所有する農家によるものと、林分に隣接して居住する非所有者によるものがある。しかし、いずれも非常に限られた例である。また、二段林施業も一部の地域で行われているのみである。

アカマツ林の下刈りを行っている理由で最も広範囲にわたるものは、地域外農家による落葉採取である。これは、アカマツの落葉をメロンやスイカ栽培の温床材に用いるものである。伊奈町ではメロンやスイカの栽培は行われておらず、温床材採取を目的とした下刈りの実施者は隣接する牛久市やつくば市(旧谷田部町)など町外から訪れている。

下刈りは秋期に実施されるが、毎年実施されている林分はヒメジョオン優占型(1型)、下刈り後数年放置された林分はタラノキ-ヌルデ優占型(2型)となってい

る。温床材にはアカマツの落葉を用いるため、それを採取するための下刈りはアカマツの純林を選んで実施されている。

下刈りを行わずに放置すると林床植生高が高くなる。放置した年数が長い場合にはコナラ等の成長により混交林となる。このような林分では温床材採取のための下刈りは行われない。また、当地域では、昭和51年(1976年)にマツノザイセンチュウによる松枯れ被害が確認された。今日、多くの林分で被害が認められ、アカマツの被度が低下している。松枯れ被害によりアカマツの被度が低下した林分も下刈りの対象とはなっていない。

表-37は、図-36に示した地区ごとにアカマツ林森林型の分布面積をみたものである。表から、ヒメジョオン優占型やタラノキ-ヌルデ優占型など、近年の下刈りにより成立した森林型が、小張、板橋(北)に集中していることがわかる。この2つの森林型は伊奈町全体では約10%を占めるに過ぎないが、両地区では約23%を占めている。下刈り実施者へのヒアリングから、両地区に集中している理由として、ゴルフ場に近く松食い虫防除が徹底しているためアカマツ純林が多いこと、平坦地が多く作業が容易であること、県道が有り来訪しやすいこと、があげられた。したがって、ヒメジョオン優占型やタラノキ-ヌルデ優占型は、アカマツ純林の保護と、町外農家へのアクセス性の高さによって維持されていると考えられた。

表-37 伊奈町における地区別アカマツ林森林型分布面積

	地区		板橋		東		三島		合計
	小張	北	東	南	北	南			
調査面積 (ha)	476.4	296.8	560.4	328.9	282.4	128.9	91.1	2165.0	
アカマツ林分布面積 (ha)	48.7	14.1	66.9	20.5	39.3	1.9	3.5	195.1	
全森林中のアカマツ林率(%)	76.1	61.5	58.7	34.4	45.6	11.2	18.7	52.4	
森林型の分布面積 (ha)									
1型 ヒメジョオン優占型	3.5	3.5	1.3	0.4	0.8	—	—	9.4	
2型 タラノキ-ヌルデ優占型	5.7	1.9	1.1	0.5	0.8	0.4	—	10.4	
3型 コナラ-ガマズミ優占型	23.4	5.3	23.1	7.0	17.9	0.9	0.9	78.4	
4型 アズマネザサ優占型	4.8	0.6	22.0	2.3	0.6	—	0.8	30.9	
5型 二段林型	1.1	1.2	1.6	1.6	0.3	—	0.2	6.1	
6型 アカマツ枯損林	1.3	—	6.6	6.3	11.8	0.2	0.6	26.8	
7型 アカマツ-コナラ林	2.5	1.5	9.2	2.0	5.6	0.5	0.8	22.0	
8型 アカマツ-スギ林	6.6	0.1	2.4	0.2	1.4	—	0.1	10.8	

注) 1~5型はアカマツ純林

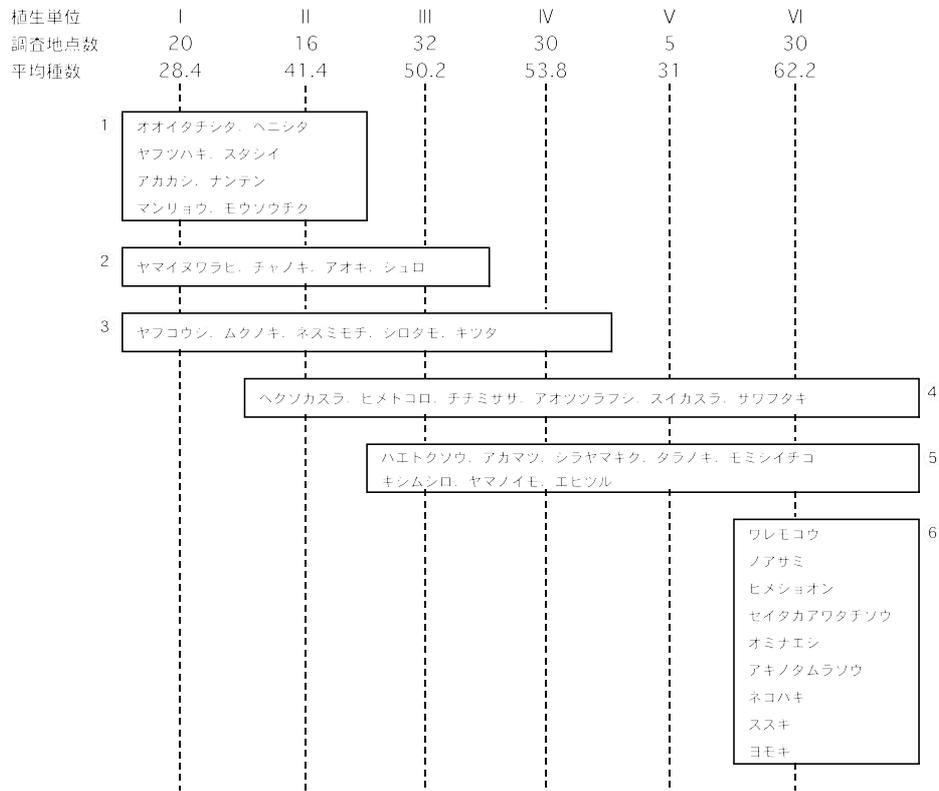


図 - 38 茨城県南部地域における森林の植生単位区分 (模式図) - 1988年調査

(4) 茨城県南部における森林タイプの分布

1) 茨城県南部における森林の種組成と森林タイプ区分

i) 茨城県南部の16調査区における森林の種組成

茨城県南部から選定した16調査区において、植物社会学的手法による植生調査を実施し、133地点の調査資料を得た。これについて表操作を行なった結果、6植生単位を識別した。図-38は識別種群と植生単位の間を模式化したものである。各植生単位は明確な対立種群を持たず、当地域の潜在自然植生である常緑広葉樹林の構成種群( ~ )と、二次植生であるススキ草原などの構成種群( ~ )の有無によって識別された。これは遷移系列上の位置を示すものと考えられる。前者が出現し後者が出現しない場合はより自然植生に近い。逆の場合は、より二次的な要素を多くもった植生単位であると言える。

図-39は、植生単位ごとに出現種の生活形を比較したものである。図から、型、すなわちヒメジョオンやワレモコウによって区分された単位では、一年草や多年草が種数、優占度(被度)とも他の単位より大きいことがわかる。さらに型は、型とともに、落葉広葉樹やつる性植物などの森林性の種も多く、平均出現種数も62.2で最高である。

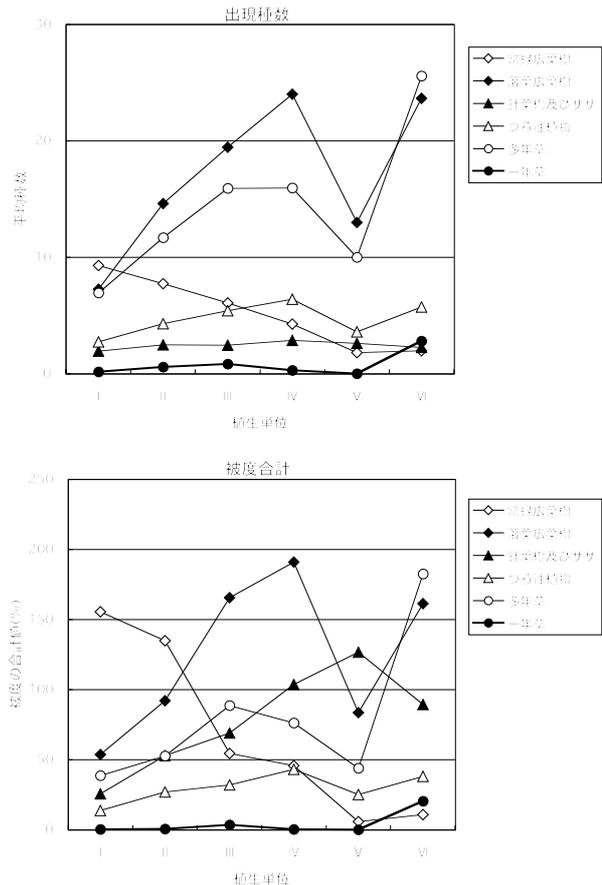


図 - 39 生活形組織からみた植生単位の比較

一方、型は、ヤブツバキ、ベニシダなど常緑広葉樹林の構成種を多く持つ。しかし、常緑広葉樹以外の生活形は非常に少なく、平均出現種数は28.0で、全植生単位中最低である。これらのことから、常緑広葉樹が型や型、草本類、とくに一年草が型と強く結びついていることがわかる。また、型はアズマネザサの被度が高く、平均出現種数は31.0で、型について少ない。

ii) 茨城県南部の16調査区における森林タイプ区分

表 - 38は、植生単位と優占種タイプとの対応を、植生調査地点数から見たものである。優占種タイプは現地踏査により各林分の林冠優占種に基づいて区分した。ただし、アカマツ林については、前項で区分した森林型にしたがった。すなわち、森林型区分にしたがって、アカマツの林冠を、純林、混交林、枯損林を区分した。さらに、純林については、林床タイプを区分した。林床タイプは、最近の下刈りにより林床植生高が低く制御されたヒメジョオン優占型(1型)、タラノキ - ヌルデ優占型

(2型)、二段林型(5型)を統合して「アカマツ純林(1, 2, 5)」とした。他のアカマツ純林は「アカマツ林(3, 4)」に統合した。

優占種タイプと種組成の関係から、スダジイ優占林やシラカシ優占林は型と結びつきが強く、潜在自然植生に近い森林であると言える。これらの森林では、管理や利用は行われていない。モウソウチク林やシラカシ - ケヤキ屋敷林は型との関係が深く、型について潜在自然植生に近い。農村住民により屋敷林として維持されてきた森林であると考えられる。

アカマツ純林(1, 2, 5)は、低木林やアカマツ幼齢林などとともに型と結びついている。型では一年草などの草原性の種と、落葉広葉樹やつる性植物など二次林性の種のいずれもが種数、優占度ともに高い。このことから、アカマツ林は下刈りを行うことにより、井手(1992)の言う「二次遷移初期の構成要素」と「二次林の構成要素」をあわせもつと言える。

表 - 38 相観による優占種タイプと植生単位の関係 (森林タイプの区分 - 茨城県南部地域)

相観による優占種タイプ	植生単位 (図 - 38)	森林タイプ (集約タイプ)
スダジイ優占林	4 3	A. 常緑広葉樹林 (広葉樹自然林)
シラカシ優占林	9 3	
ケヤキ優占林	3	B. ニレ科樹林
ムクノキ - エノキ林	2 2	
モウソウチク林	1 2	C. 竹林 (屋敷林)
シラカシ - ケヤキ屋敷林	1 4 3	
スギ - ヒノキ植林	1 7 1	E. スギ・ヒノキ林 (スギ・ヒノキ林)
コナラ - イヌシデ林	1 8 4	F. コナラ林 (広葉樹二次林)
クヌギ林	3 2 1 2	
ニセアカシア林	1 1	G. クヌギ林
アカマツ枯損林(6)	5 2 1	H. アカマツ枯損林 (アカマツ放置林)
アカマツ - コナラ林(7)	2 5 1	
アカマツ - スギ林(8)	1	I. アカマツ放置林
アカマツ純林(3, 4)	2 12 3 2	J. アカマツ下刈林 (アカマツ下刈林)
アカマツ純林(1, 2, 5)	3 18	
クリ - ヌルデ低木林	1 4	K. 低木林 (低木林)
アカマツ幼齢林	2	

注) 表中の数値は植生調査地点数

相観による優占種タイプにおける1~8は、アカマツ林の森林型

コナラ林やアカマツ純林(3, 4), アカマツ混交林などは型または型と結びついている。これらの森林は、アカマツ林が農用林・薪炭林としての価値の低下から放置され、遷移の進行によって成立したと考えられる。

コナラ林やアカマツ純林(3, 4)では、一部型が見られる。型はアズマネザサが優占して出現種数の少ない植生単位であり、アカマツ林放置後の遷移が偏向していると考えられる。なお、当地域のクヌギ林の多くは炭材生産のため植林されたものである。

以上のことから、優占種タイプを種組成の相似により統合し、AからKの11の森林タイプを設定した。ここで、各植生単位が明確な対立種群を持たないことから、各優占種タイプは単一の植生単位と対応していない。そ

こで、対応が最も多く認められた植生単位を重視して優占種タイプを統合した。以降、この森林タイプを用いて解析を進めるものとする。

なお、解析結果の検討に際しては、A~Kの森林タイプを適宜集約して示す(表-38の集約タイプ)。また、単にアカマツ林とした場合は、枯損林、放置林、下刈林を合計したものとする。

## 2) 森林タイプの分布特性

森林タイプの分布特性を把握するため、各調査区の植生図をメッシュ・データ化し(図-40a, b), 傾斜度ならびに集落居住域からの距離との関係を解析した。集落居住域からの距離は、植生図のメッシュ・データより「屋敷林をともなった集落(以下“集落居住域”)」から

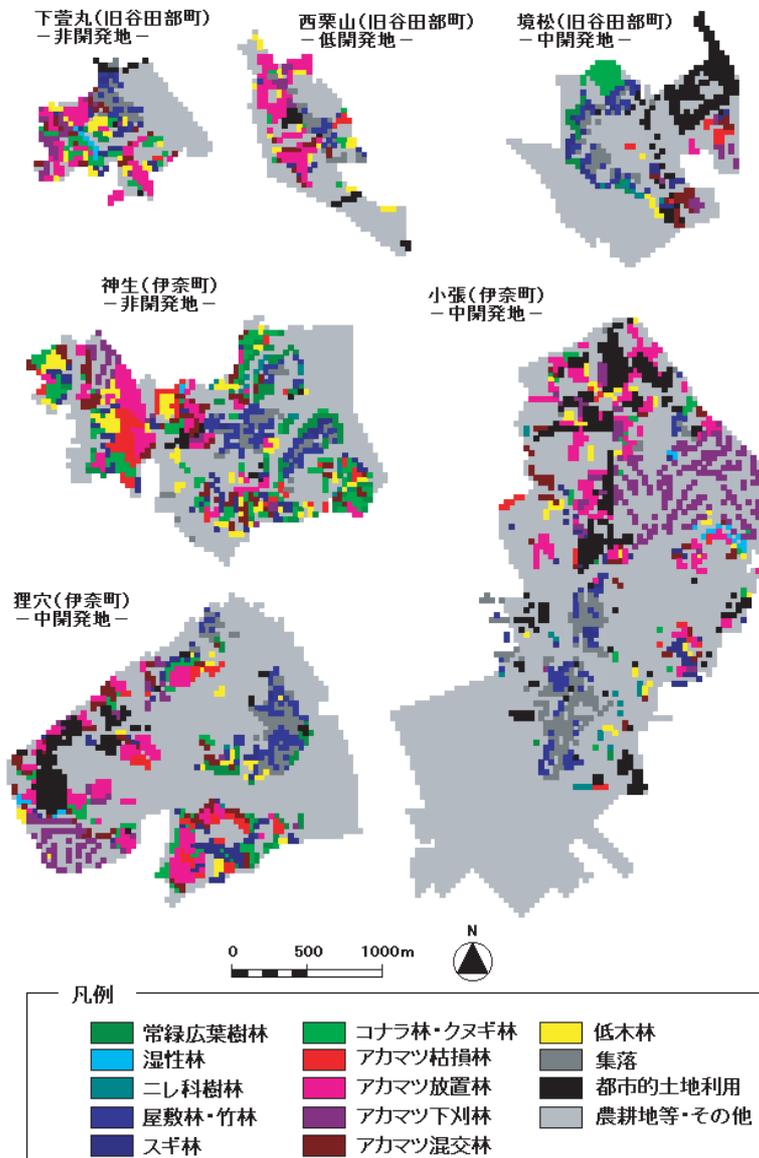


図 - 40a 調査地域の森林分布 - (旧谷田部町, 伊奈町)

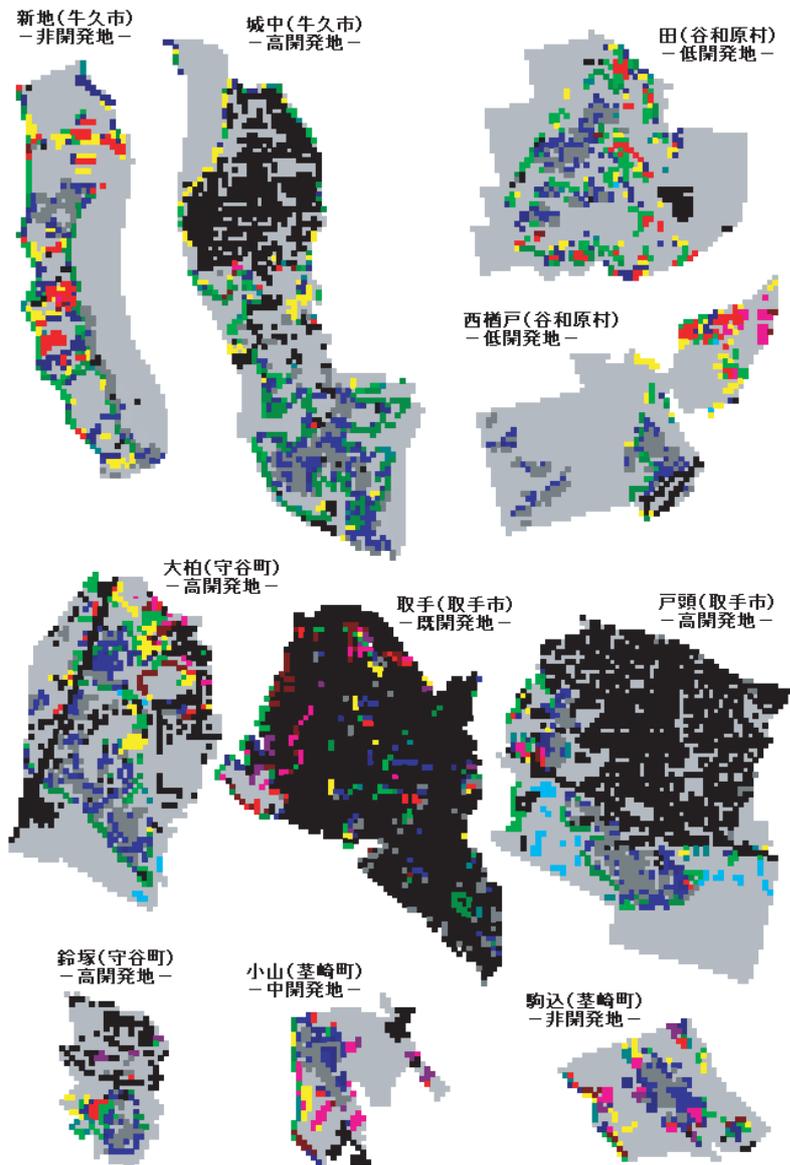


図 - 40b 調査地域の森林分布 - (谷和原村, 守谷町, 牛久市, 取手市)

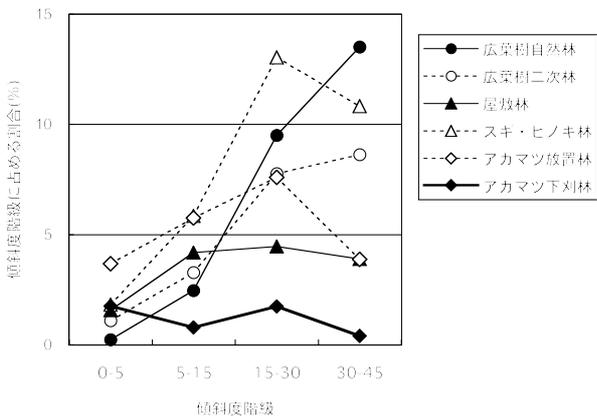


図 - 41 傾斜度と森林分布の関係

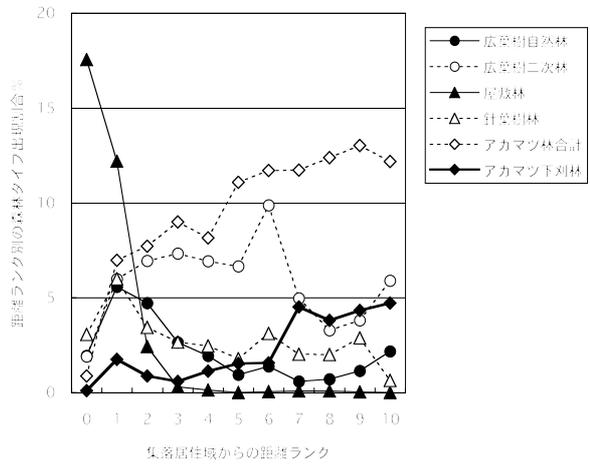


図 - 42 集落居住域からの距離と森林分布  
(距離ランクは居住域から集落界までの最長距離を10等分したもの)

各メッシュまでの直線距離を計算したものである。ただし、各調査区は大きさが異なるため、実際の距離では比較できない。そこで、各調査区ごとに集落居住域からの最大値を求め、これを基準に10等分した距離ランクを設定し、調査区間の比較を行なった。

森林タイプの分布と傾斜度との関係を見ると(図-41)、常緑広葉樹林、ニレ科樹林などの広葉樹自然林と、スギ・ヒノキ林、コナラ林が、傾斜度との関係が強く、傾斜度15°以上の斜面で割合が高い。これらの森林は台地と低地の境界部分に斜面林として分布している。逆に、アカマツ林は傾斜度との関係が希薄であり、とくに、アカマツ下刈林は斜面にはほとんど分布していない。

つぎに、集落居住域からの距離と森林タイプとの関係を検討した(図-42)。図中、集落居住域からの距離ランクが小さいほど居住域に近く、大きいほど大字の境界に近い。常緑広葉樹林、ニレ科樹林などの広葉樹自然林や、竹林、屋敷林などの屋敷林は集落に近い場所に分布している。屋敷林は集落居住域に付随するものであるため、この結果は当然である。また、本節で取り上げた調査区は、いずれも台地と低地の境界付近に位置する集塊状の集落である。このため、台地-低地境界の斜面と結びついた広葉樹自然林が、集落居住域近くに位置するものと考えられる。

一方、アカマツ林は、集落居住域から離れるほど分布率が高くなる。守山(1998)は、茨城県南部の迅速図を解析し、「ヤマ」の大部分をアカマツ林が占める地域と、ナラ林や草地が多い地域があったと指摘している。このうち、本節で対象としたJR常磐線以西、鬼怒川以東の地域は前者に該当する。前述のように、迅速図及びその後の刊行図では台地中央部のほとんどが松林(または針葉樹林)となっている。これらは、ムラ-ノラ-ヤマという谷津田周辺の伝統的な土地利用配列(白井, 1993)の中で、アカマツ林が「ヤマ」の大部分を占めていたことを示している。また、そのような里山の構造が今日もまだ維持されていると言える。

上記の傾向は、アカマツ下刈林でさらに顕著である。ここではアカマツ下刈林にゴルフ場内の林分を含めている。このため、下刈りの種類には、地域外農家による温床材採取のほかに、ゴルフ場の場内整備もある。しかし、前述のように温床材採取のためにはアカマツ純林の存在が不可欠であり、薬剤散布により松枯れ防止対策を講じているゴルフ場の存在は、温床材採取農家にとっては好都合である。この結果、ゴルフ場の近在で温床材採取が行われている。

当地域のゴルフ場は設立が比較的早く、昭和30年代初頭である。当時はエネルギー革命により薪炭林や農用林としてのアカマツ林の存在価値が失われつつある時期にあたる。このため、集落居住域から遠い位置のアカマツ林が売却されやすかったのだと思われる。ゴルフ場の開発者にとっても、まとまった面積のゴルフ場用地を確保するためには、台地中央部に大規模に分布するアカマツ林が適地であったと考えられる。

また、地域外からのアクセス性が高かったことも、ゴルフ場開設に好都合であったと思われる。茨城県南部の台地では、大字界付近に道路があったところが多い。今日も境界木の存在などで、その位置を確認できる。それらの道路は舗装され、今日の主要な県道となっている。したがって、これらの道路の存在はゴルフ場への来訪者とともに、温床材採取に来る地域外農家にとっても重要である。これらのことが、アカマツ下刈林が集落居住域から離れた場所に多く分布する理由であると考えられる。

### 3) 都市化にともなう森林タイプの分布の変化

#### i) 都市化の程度による調査区の区分

森林タイプごとの分布特性と都市化との関係を見るため、大字単位で選定した16の調査区を、宅地などの開発状況から次の5タイプに区分した(表-39)。

非開発地：ほとんど都市的土地利用が見られない。

低開発地：高速道路など住宅地以外の開発が見られる。

中開発地：ミニ開発による小規模住宅団地が見られる。

高開発地：住宅都市整備公園などによる大規模住宅団地が見られる。

既開発地：昭和30年代からの市街地が見られる。

植生図のメッシュ・データから、都市的土地利用に該当する「既成市街住宅地及び新興住宅地」、「非住居建築物」、「舗装面など」の3凡例の割合を求めると、非開発地、低開発地、中開発地、高開発地、既開発地の順でその割合が高くなる。したがってこの5タイプは都市化の程度を反映しており、上記の順で都市化が進行していると考えられる。本節では、都市的土地利用を上記3凡例の合計を指すものとする。なお、既開発地は森林が極めて少ないため以下の解析の対象から除外した。

#### ii) 都市化にともなう里山林分布の変化

図-43は、調査区のタイプごとに、森林の合計、アカマツ林の合計、アカマツ下刈林の分布を、集落居住域

表 - 39 都市的土地利用の割合による調査区の区分

調査区 タイプ	領域		全森林タイプ			都市的土地利用				
	大字	市町村	メッシュ総数	メッシュ数	割合%	全体		内訳(%)		
						メッシュ数	割合%	新興住宅地	非居住建築物	舗装面
非開発地	新地	牛久市	1575	414	26.3	16	1.0	0.7	0.2	0.1
	神生	伊奈町	2037	910	44.7	24	1.2	0.2	0.5	0.4
	駒込	荳崎町	721	199	27.6	13	1.8	0	0.7	1.1
	下萱丸	つくば市	583	268	46.0	13	2.2	0.3	0.7	1.2
低開発地	西栗山	つくば市	573	178	31.1	21	3.7	0.1	0.4	3.1
	西檜戸	谷和原村	1417	215	15.2	52	3.7	0.2	2.3	1.2
	田	谷和原村	1925	387	20.1	90	4.7	0.1	1.5	3.1
中開発地	狸穴	伊奈町	2644	704	26.6	134	5.1	4	0.8	0.3
	小張	伊奈町	4942	750	15.2	346	7.0	4	1	2
	小山	荳崎町	588	142	24.1	61	10.4	4.1	1.5	4.8
	境松	つくば市	1190	204	17.1	155	13.0	10.3	1.3	1.4
高開発地	大柏	守谷町	1976	389	19.7	327	16.5	5.5	2.6	8.5
	鈴塚	守谷町	537	89	16.6	100	18.6	10.1	0.9	7.6
	城中	牛久市	2547	501	19.7	599	23.5	16.1	2.6	4.8
	戸頭	取手市	2967	274	9.2	1198	40.4	24.9	5.4	10.1
既開発地	取手	取手市	2292	275	12.0	1711	74.7	34.4	19.8	20.5

からの距離について見たものである。合わせて新興住宅地（既成市街住宅地及び新興住宅地）の分布も示した。

非開発地では、集落から離れた場所ほどアカマツ林の割合が高い。中開発地においても同様の傾向がみられるが、非開発地に比べて割合が低い。低開発地では、集落居住域から遠い位置のアカマツ林の割合が、非開発地や中開発地より低い。高開発地では全域でわずかに見られる程度である。

これらのアカマツ林の分布は、森林以外の土地利用、とくに新興住宅地との関係から次のように考察できる（図 - 44）。

非開発地は、都市化がほとんど見られず、伝統的なムラ - ノラ - ヤマの構造が維持されていると言える。

中開発地も非開発地とほぼ同様である。また、アカマツ下刈林が多いのが特徴的であり、集落居住域から遠い距離ランク9/10の場所で全森林の約50%がアカマツ下刈林であった。しかし、中開発地では、アカマツ林の分布に重なるように新興住宅地が分布しており、同じく距離ランクが9/10に最も多い。中開発地における新興住宅地のほとんどは、いわゆるスプロール的な開発によるものである。アカマツ林が薪炭林、農用林としての価値を失ったため売却されやすくなったこと、集落居住域から離れた場所は県道などの存在によりアクセス性が高いことなどにより、アカマツ林の分布と同様の立地に新興住宅地が分布するものと考えられる。

一方、低開発地では都市化がほとんど見られない。また、アカマツ下刈林もない。これは集落居住域から離れた場所にアカマツ林が少ないためと考えられる。低開発地の集落居住域から離れた場所は、現在畑地となっている。この畑地は前述の迅速図原図には記載されておらず、松林や広葉樹林となっている。したがって、低開発地では、集落居住域から離れた場所が開拓されたため、アカマツ林が減少し、結果として都市化の進展を遅らせてきたと思われる。

高開発地は、集落居住域以外のほとんどで新興住宅地が高い割合を占める。そのため、アカマツ林に限らず森林が非常に少ない。集落居住域に近いところに残る森林は、屋敷林や、それに付随するスギ林などである。高開発地では、伝統的なムラ - ノラ - ヤマの土地利用配列は崩壊し、ヤマにあたる里山林は消滅している。

#### (5) 茨城県南部地域におけるランドスケープ構造の変容と植物相

以上のように、茨城県南部地域においても、西和賀地域や比企地域と同様に、里山の利用、管理が行われなくなっている。その結果、アカマツ林を中心とした里山林の遷移が進行している。したがって、ランドスケープ構造の時間的モザイク性は低下していると考えられる。

しかしながら、かつての「ヤマ」に該当する集落居住域から離れた場所で、下刈りなどの管理が継続されてい

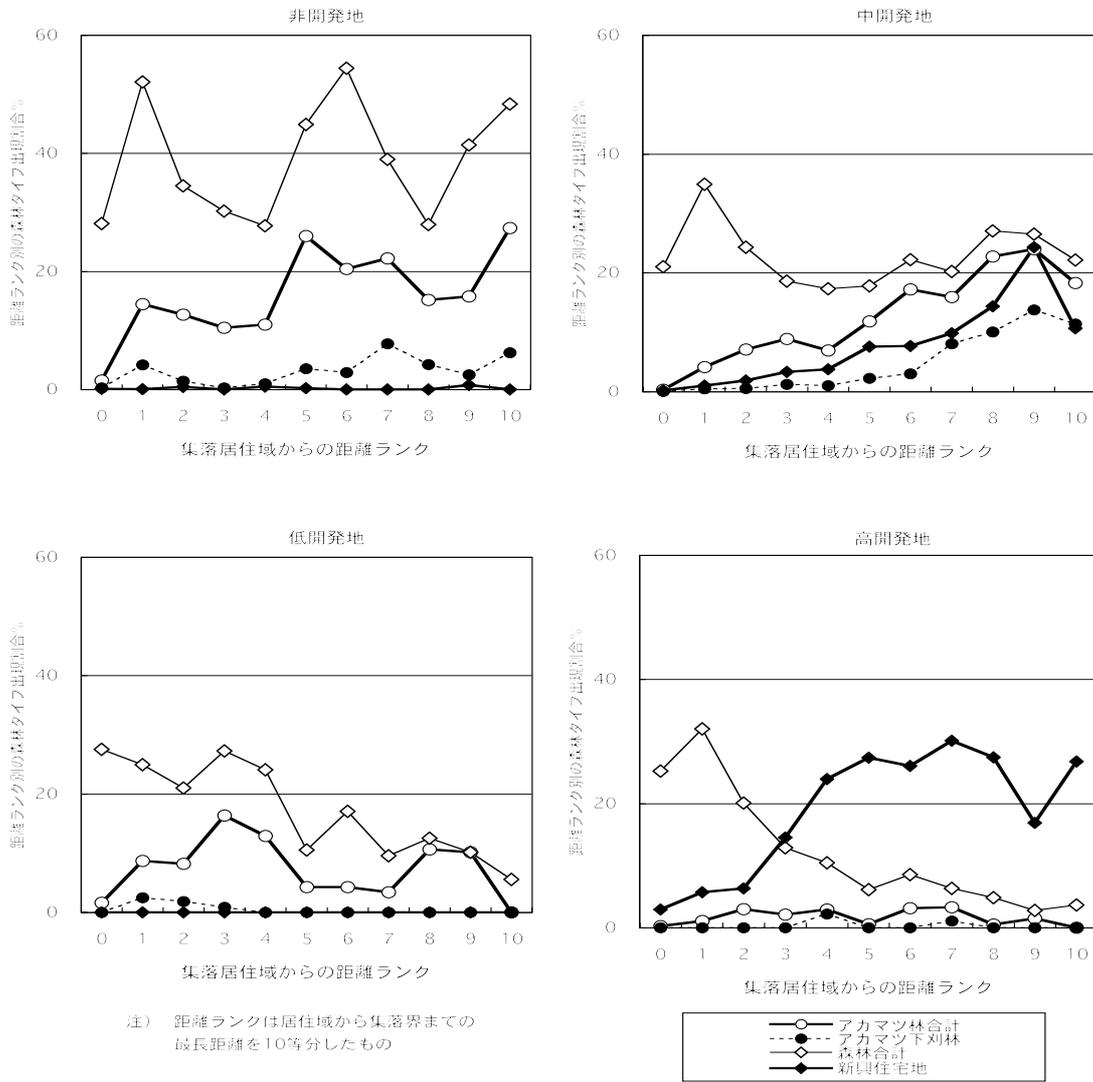


図 - 43 都市化の進行程度によるアカマツ林分布の違い

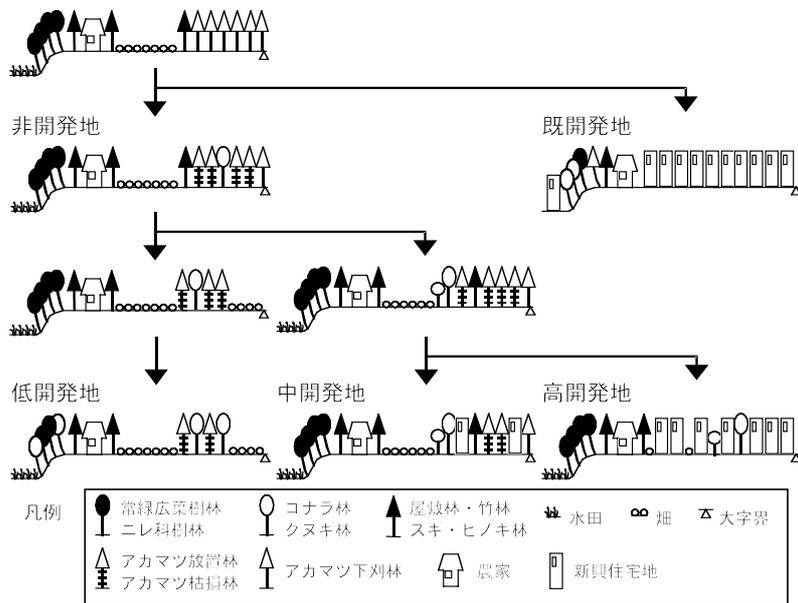


図 - 44 茨城県南部地域における都市化の進行と里山林分布の変化模式図

る林分が比較的多い。下刈りされた林分では、伝統的な里山利用のなかで維持されてきた草原性の植物相が維持され、種の多様性が高い林分となっている。

下刈りは、地域住民ではなく、メロン栽培などの温床材を採る他の市町村の農家、またはゴルフ場によって行われている。他の市町村の農家は県道が通り交通の便が良いことから、ゴルフ場は農家が手放し易いことから、ともに大字界周辺のアカマツ林を利用している。このことは、茨城県南部地域のような平地では、西和賀地域や比企地域のような山間地または丘陵地と異なり、集落居住域から離れた場所の地形的制限が少ないためである。そのため、大字界周辺に位置する里山林へのアクセス性が高く、管理も行われていると考えられる。

しかし、大字界周辺へのアクセス性が高いことは、里山林の管理を促すだけではない。ゴルフ場や新興住宅地などの開発をも促進し、里山林の減少、消滅、孤立化、分断化を招く。さらに、農林地が混在した里地のランドスケープ構造そのものが崩壊する危険性もある。里山へのアクセス路の確保と里山の保全とのバランスをどのようにとるかが大きな課題である。

#### IV 総合考察

##### 1 ランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響

本研究では、まず日本全国を対象とした国土スケールでランドスケープ構造の変容をとらえ、戦後の主要なランドスケープ構造変容様式として、広葉樹林の針葉樹林化が進んだ山間地域(類型a)、1950年に針葉樹林が多く林野相互の変化が少ない地域(類型b)、低地と台地が混在する平地農村で市街化が進行しつつも農林地が多い地域(類型d)を抽出した。

つぎに、これらの変容様式から調査対象地域を選定し、ランドスケープ構造の変容と植物相との関係を地域スケールで解析した。これらの解析結果から、里地におけるランドスケープ構造の変容と植物相との関係を以下のようにとまとめることができる。

##### (1) 国土スケールのランドスケープ構造の変容

国土スケールにおいてランドスケープ構造の変容をとらえる目的は、自然的、社会的な特性によって生じる地域的差異を明らかにし、それが植物相に与える長期的な影響を解明することにある。そこで、日本全体を対象に、郡を解析単位として、長期的なランドスケープ構造の変容を解析した。

その結果、過去約100年における土地利用変化で最も大きな要素は、広葉樹林、針葉樹林、荒れ地の分布の偏りや、その変化であった。すなわち、林野の相互変化がランドスケープ構造の変容を大きく支配していた。とくに、戦前の荒れ地、広葉樹林中心の林野から針葉樹林中心の林野への変化、戦後の広葉樹林中心から針葉樹林中心への変化が顕著である。これらの変化は、採草地の森林化と林野の人工林化であると考えられた。このような林野に占める針葉樹林の割合の増加は、変容様式にかかわらず、共通して見られた。

つぎに大きな要素は、市街地の増加に伴う変化であった。特に、戦前は市街地との関係が希薄であった水田が、戦後には市街地と強い負の相関関係を持つようになる。都市周辺の平坦地で水田の潰廃を伴う市街化が進行したと考えられる。

一方、これらの変化には土地自然、とくに地形と強く結びついた地域的差異が認められた。郡を単位として上記の変容様式を類型化したところ、採草地の森林化と林野の人工林化は山地が大きな面積を占める地域で顕著であり、農耕地の増減と都市化は低地や台地などの平地域と結びついていることが明らかとなった。

林野の配分と変容様式には、東日本と西日本で大きな違いが認められた。東日本では、広葉樹林中心のランドスケープ構造から針葉樹林中心へ変容していた。これに対して西日本では、針葉樹林中心のランドスケープ構造で、林野の変化は小さい。この違いは、歴史的な林野所有の違いとして考えることができる。すなわち、東日本には国有林の奥山が多く存在し、戦後になって拡大造林が進行したのに対して、西日本では、古くから人間活動の影響が山地の奥まで及んでおり、アカマツ林などの針葉樹二次林、または針葉樹植林が形成されていたと考えられる。

##### (2) 地域スケールのランドスケープ構造の変容と植物相

###### 1) 岩手県西和賀地域の場合(類型a)

岩手県西和賀地域では、春植物を指標として、里山林の管理と林分構造、その分布、過去の採草地利用の影響を調査した。

春植物などの落葉広葉樹林性の植物は、明るい林床に適応している。里山林では、下刈りの行われた林分や、伐開直後の林分に多い。したがって、下刈りや伐採などの管理が停止され林床植生が生育すると、春植物の生育には適さなくなる。この傾向は春植物だけではなく、ジ

ヨウジョウバカマなど春植物以外の春期開花植物に共通して見られる。とくに、東北日本のブナ林に多く見られるチシマザサ、クマイザサなどの常緑性の種が優占すると生育不能になる。今日、里山の農用林野または薪炭林としての利用価値が失われ、その管理が放棄されているため、里山林の遷移が進行し、春植物の生育に適さない林分が増加している。

ところが、西和賀地域では現在も森林の管理が継続されている。これは、都市からの遠隔地に位置するため地域経済に占める農林業の割合が高く、林業経営の重要性が失われていないためである。しかしながら、今日の森林管理は、かつての里山利用のように広範囲で行われているわけではない。集落居住域からのアクセス性が高い林分で選択的に行われているに過ぎない。そのため、アクセス性の低い林分は放置されている。その結果、植生の遷移が進行し、春植物など明るい林床に適応した森林性の植物の生育空間が狭められつつある。さらに、今日の減反政策下では谷津田など耕作条件が不利な農地の放棄が進行しており、農道など谷津田や里山へのアクセス路もまた失われつつある。したがって、里山のなかでも集落居住域から離れた林分では、今後ますますアクセス性が低下し、管理の放棄が固定化すると考えられる。

アクセス性の低下による非管理地の固定化は、集落居住域から一定以上離れた全ての林分で遷移の進行をもたらす。その結果、遷移の進行により里山全体が均質化し、ランドスケープが持つ時間的・空間的モザイク性が低下すると考えられる。カタクリなどの春植物はアリ散布型と呼ばれる種子散布形式をもち、移動、分散能力が低い。このため、時間的・空間的モザイク性の低下は、単に1つの生育空間が失われるだけでなく、地域個体群の消滅にもつながると考えられる。

一方、今日森林管理が継続されているアクセス性が高い林分は、かつての採草地と一致する。西和賀地域では、江戸期の藩有林が大きな割合を占めており、農村住民が利用できる林野は非常に制限されていた。ところが、この地域は気候が寒冷で、農作物の生産には多くの肥料が必要であると同時に、自給用薪炭の必要量も大きかったと思われる。したがって、面積が限られた私有または共有の里山では過度の利用がなされてきた。

このような里山、特に採草地の過度の利用は、カタクリやキクザキイチゲなどの春植物に代表される森林性植物群の生育を阻害したと考えられる。また、これらの種は移動、分散能力が低いいため、一度個体群が消滅すると、移入によって個体群が再生することは難しい。そのため、

過去における生育阻害の影響は今日まで引き続いており、過去に採草地として利用されていた林分では、林床管理が行われても春植物の生育は困難である。

これらの結果から、アクセス性が高い林分で選択的に行われている今日の森林管理が、春植物の生育空間保全に結びつきづらいことがわかった(図-45)。

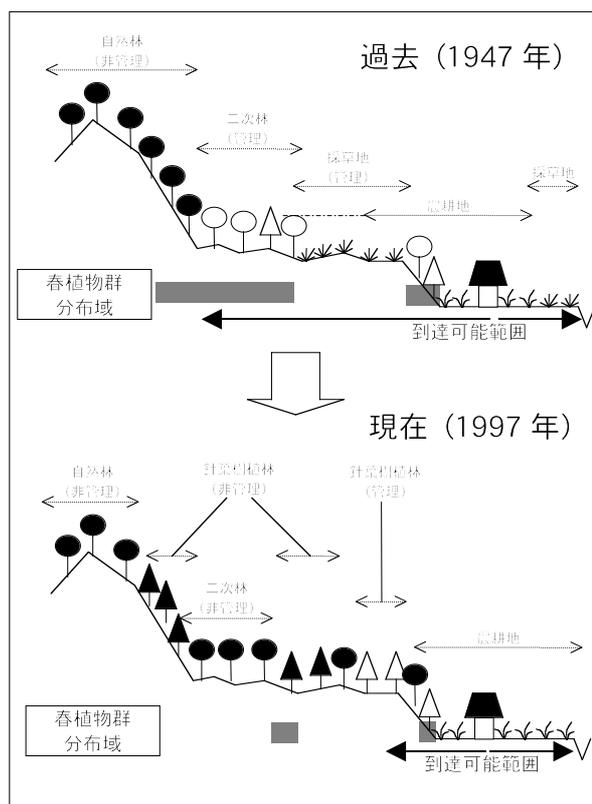


図-45 ランドスケープ構造の変容と植物相の関係模式図 - 岩手県西和賀地域(国土スケール変容様式a)

## 2) 埼玉県比企地域の場合(類型b)

比企地域では、西和賀地域とは異なり、集落域のほとんどすべてが民有林である。個人有林または共有林以外の林分は、社寺有林と市有林が一部に見られるだけである。したがって、集落域のなかで最も遠い場所も里山として利用されてきた。

里山の利用形態のうち、集落居住域から最も遠い場所に配置されたものは刈草場などの採草地である。刈草場は冬季用飼料の採取を主な目的としているため、大きな団地を形成する必要がある。また、火入れによって維持するため類焼を防ぐ必要がある。これらのことが、採草地が最遠地に配置される理由と言われている。

江戸末期から明治期にかけて「かせぎ山」が形成され、里山の多くがアカマツ林となった後も、その林床利用により草原的植生は維持されていたと考えられる。

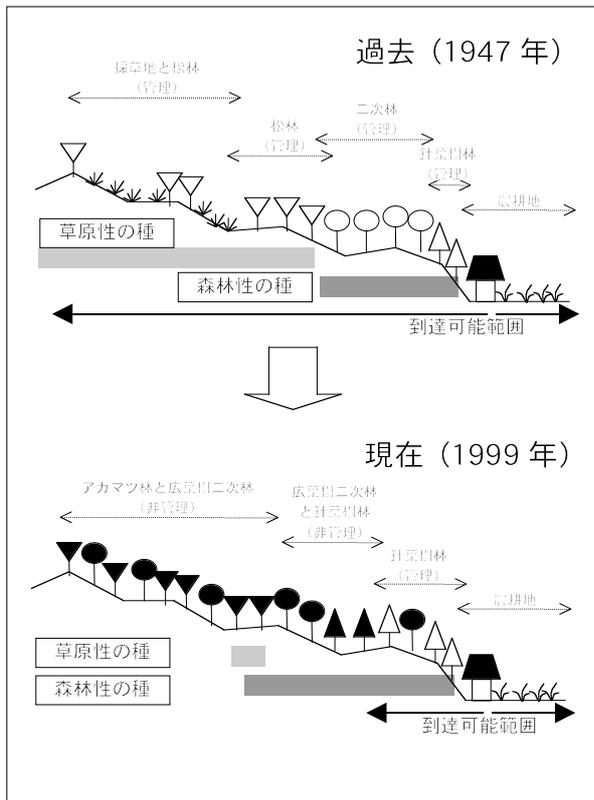


図 - 46 ランドスケープ構造の変容と植物相の関係模式  
図 - 埼玉県比企地域 (国土スケール変容様式 b)

比企地域で代表される、戦後の変容様式 b (表 - 11 参照) の地域は、林野相互の変化が少ないことで特徴づけられる。この特徴は、1950年の時点で里山の大部分をアカマツ林を中心とする針葉樹林が占めていたためと考えられる。しかし、森林簿の解析から明らかのように、過去30年間にアカマツ林の施業は行われておらず、アカマツ・コナラ林や、コナラ林への遷移が進行している。これは、西和賀地域と同様に、農用林野または薪炭林としての利用価値が失われたためである。

また、近年の「松枯れ」により、アカマツ林の放置と遷移の進行が加速されている。とくに、集落居住域から遠い場所に位置する採草地起源の里山林はアクセス性が低い。このため、現状では農村住民による管理は期待できない。

ここで問題となるのは、長期にわたり採草地として利用されてきた林分が放置され、遷移の進行により草原性の植物種が減少していることである。本研究における植生調査では、ミツバツチグリ、オミナエシ、ニガナ、ツリガネニンジンなど、ススキ草原を構成する植物は1～3地点で確認されたのみである。また、わずかに行われている林床管理は、スギ・ヒノキ林と結びつき、北向き斜面に立地している。このため、採草地起源の草原性植

物相の維持には結びつかない。

その一方で、前述のように過度の採草地利用は森林性の植物種の生育を阻害していると考えられる。また、集落居住域から最も遠い場所に位置していた採草地は森林性の種の供給源と考えられる「居山」から遠い。その結果、かつての採草地では草原性の種、森林性の種が、ともに欠落した多様性の低い植生となっている (図 - 46)。

### 3) 茨城県南部地域の場合 (類型 d)

茨城県南部地域は、奥山が無いこと、集落居住域から最も遠い場所が採草地として利用されてきたこと、アカマツ林を中心とした里山林は林床利用により草原的植生が維持されてきたことなど、歴史的には比企地域などの類型 b との共通点が多い。また、里山の大部分が農用林野または薪炭林としての価値の喪失により放置されていることも同様である。

しかしながら、里山の位置する場所は台地上の平坦部である。このため、里山へのアクセスに関して地形的な制限が少なく、集落居住域から遠い場所が、すなわち今日のアクセス性の低い場所ではない。集落界 (大字界) 付近には舗装道路が通り、地域外からのアクセス性は集落居住域付近よりむしろ高い。このことが、地域の植物相に大きな影響を及ぼしている。

茨城県南部地域は、水田として利用されている低地と、畑地と里山林が混在する台地とからなる。今日でも畑作が盛んであり、畑作にともなう里山林の農業的利用がみられる。メロンやスイカを栽培する農家では、温床材として利用するアカマツの落葉をかなり広い地域にわたって採取している。その際、上記の舗装道路を利用している。このため、集落界周辺のアカマツ林がアクセスしやすく、温床材採取のための下刈りの対象地となっている。この、下刈りされたアカマツ林は、ワレモコウ、ノアザミ、ヒメジョオン、オミナエシなどを識別種とする群落に区分され、草原的な植生が維持されている。

一方、地域外からのアクセス性が高いことは、農業以外の土地利用も誘因することとなる。上記の温床材採取はアカマツの純林を対象に実施されているが、松枯れ被害の拡大の中で、アカマツの純林が維持されている大きな要因として、ゴルフ場による薬剤散布があげられる。そもそもゴルフ場は、まとまった用地を確保できると、地域外からのアクセス性が高いことから、集落界周辺の里山を切り開いて造成されている。したがって、アカマツ純林を維持しているゴルフ場の立地と、アカマツ

純林を利用する地域外農家の来訪とは密接な関係がある。

さらに、地域外からのアクセス性の高さは住宅地開発を誘因している。その結果、集落界周辺の里山林は、開発により量的な減少をきたしている。里山の放置、遷移による均質化と同時に、里山林の面的な減少が植物相に大きな影響を及ぼしている（図 - 47）。

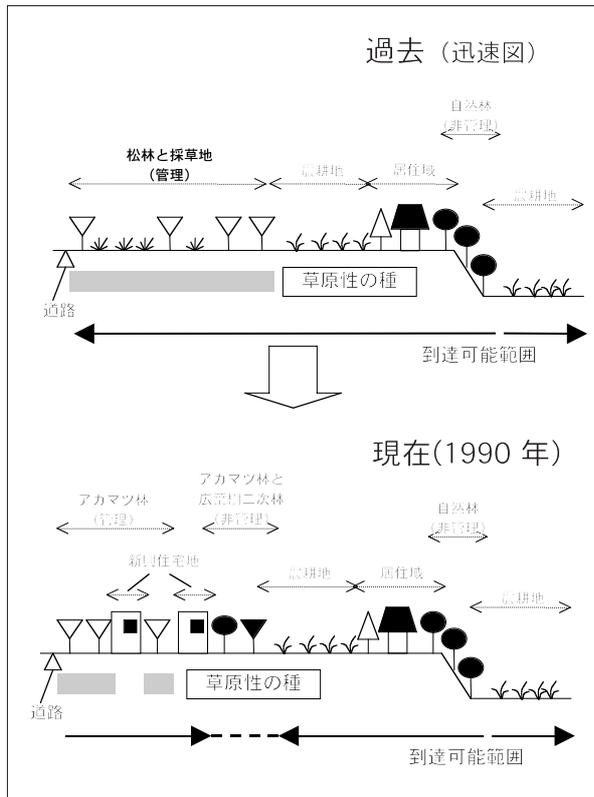


図 - 47 ランドスケープ構造の変容と植物相の関係模式図 - 茨城県南部地域（国土スケール変容様式c）

### (3) ランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響の地域性と共通性

以上の結果から、里地におけるランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響を、地域的差異と地域間の共通性という視点から整理した。

#### 1) 国土スケールの変容様式における共通性

第 4章で明らかにしたように、国土スケールで把握されたランドスケープ構造の変容様式は、ランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす長期的影響の地域性を示していた。しかし、前節で述べたように、林野利用の主要な変化に着目すると、変容様式に関わらず共通した問題が認められる。

ランドスケープ構造の変容様式は、戦前の荒れ地、広

葉樹林中心の林野から針葉樹林中心の林野への変化、戦後の広葉樹林中心から針葉樹林中心への変化という、林野相互の変化によって規定されていた。西日本にみられる針葉樹林中心の林野では変化が少ないが、これらの変化は西日本を含めて林野に占める針葉樹林の割合の増加として共通的にとらえることができる。すなわち、採草地、薪炭林、農用林など、エネルギー革命以前の伝統的な林野利用目的の喪失と同時に、新たな林野利用形態である用材林としての利用の増大を示している。

このような林野利用の変化は、「群落環」の変化をもたらし、植物相に長期的な影響を及ぼすと考えられる。すなわち、周期的な火入れによって維持されてきた採草地の植物相や、周期的な伐採と林床管理によって維持された二次林の植物相が減少し、針葉樹林と結びついた植物相が形成されることが考えられる。

#### 2) 国土スケールにおける変容様式の地域性

国土スケールにおけるランドスケープ構造の変容様式は、地形などの土地自然と、里山利用の歴史の違いを反映した地域性を示す。すなわち、山間地における林野相互の変化は東北日本と西南日本で異なり、その要因として歴史的な林野の土地所有と過去約100年間における里山利用形態の変化の相違が指摘できた。また、平地における都市化の進展と桑園の盛衰との間に関連性が見いだされた。これらの地域的差異について、第 5章で整理した。

#### 3) 地域スケールから把握された変容様式間の共通性

地域スケールの解析からは、今日の里山林の構造に関して、国土スケールで区分した変容様式に共通する問題点を見いだすことができた。

里山林の構造は人為的な管理によって決定されている。今日の里山では、その多くの部分が管理、利用されず、放置されている。このことは、国土スケールで見た全国共通の問題と一致し、採草地、二次林の伝統的な林野利用の停止にともなう変化である。

一方、今日も継続されている里山林管理は、アクセス性の高い林分で選択的に実施されていることが、事例研究対象地域に共通して認められた。これは、里山の利用価値の喪失、兼業化、高齢化による労働力の減少という社会情勢の元で、農村住民による里山の評価が、アクセス性という社会的条件に規定されているためと考えられる。その結果、里山林は、アクセス性の高い場所における管理の継続と、アクセス性の低い場所における管理放

棄とに二分されつつある

#### 4) ランドスケープ構造の変容様式に対応した里山林と植物相の変容

地域スケールで把握された里山林の変容と植物相との関係は、国土スケールで把握されたランドスケープ構造の変容様式に対応していた。

すなわち、西和賀地域では、過去の採草地利用による森林性植物の生育阻害と、今日のアクセス性の高い林分と過去の採草地との一致が、春植物の生育に強い影響を及ぼしていた。このことは、過去の林野利用制限と広大な自然林の存在、山地の存在による居住域周辺と里山外縁部のアクセス性の違いに起因していると考えられる。これらの要因は、類型 a の特性（表 - 11 参照）と一致することから、西和賀地域で見られた里山林の変容と植物相との関係は、類型 a に属する地域に共通していると考えられる。

比企地域では、過去のまぐさ場（採草地）と居山（用材林）の配置と、今日のアクセス性に規定された里山林の管理、放棄の配置が、草原性の草本類の減少と、森林性草本類の維持をもたらしていた。このことは、丘陵地や山地の稜線など、集落域の最遠部まで里山として古くから利用されていた類型 b の特性に合致する。また、西和賀地域と同様に、居住域周辺と里山外縁部との間にアクセス性の違いが認められ、そのことが今日の管理を規定していることも、類型 b に属する地域に共通すると考えられる。

茨城県南部地域では、集落居住域から最も遠い場所におけるアクセス性が高く、そのことが里山林管理の継続と草原性の植物相の維持に結びついていた。このことは、台地に針葉樹林と畑地が混在している類型 d の特徴によるものと考えられ、比較的平坦であるために、アクセス性の維持に対して地形的制限要因が少ないものと考えられる。

#### 5) 本研究の対象地域における地域固有的要素

本研究では、国土スケールのランドスケープ構造変容様式から研究対象地域を選定し、当該地域で最も里山林管理の影響を強く受ける植物種群を、里山の変容と植物相の関係を検討する上での指標としている。したがって、調査結果の中には対象とした地域に固有の特殊性も含まれる。

西和賀地域では、カタクリ、キクザキイチゲという春植物を指標種とした。これは、当地域が冷温帯の豪雪地

であり、これらの春植物が非常に豊富に分布するためである。したがって、西和賀地域における春植物群の生育状況に関する結果を、春植物が分布しない地域や、分布していても生育地が限られている地域にただちに適用することは出来ない。

比企地域では、採草地の森林化によって草原性植物が減少していた。その要因として、低木層における、アズマネザサ、アラカシ、ヒサカキなど常緑植物の優占によって生じたササ型や常緑樹型の林内タイプが過去の採草地や松林と結びついていることがあげられる。低木層で優占する植物の種類は、土壌や水分条件、気候などによって異なると考えられる。

茨城県南部地域では、地域外の農家によってアカマツ林の下刈りが行われていた。これらの農家による下刈りは、メロン栽培などのためにアカマツの落葉を採取することが目的である。したがって、当地域におけるアカマツ林の林分構造や植物相の成立要因には、メロン等の農産物の産地化によるアカマツ林管理の促進という固有の地域特性がある。

以上のように、本研究から、ランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響について、林野の利用方法に関する国土スケールの共通性と、アクセス性と里山林管理との関係に見られる地域スケールの共通性、地形や歴史にともなう国土スケールの地域性と、その地域性に規定された現在のアクセス性や過去の林野利用などの地域間差異が明らかになった（図 - 48）。とくに、地域スケールの解析からは、林床管理が植物相に大きな影響を及ぼしていること、現在の林床管理は林分へのアクセス性に規定されていることが明らかとなった。これらの傾向は、国土スケールで把握されたランドスケープの変容様式にかかわらず共通している。また、現在の管理と、過去の林野利用が植物相に及ぼす影響には、国土スケールの変容様式に応じた地域的差異が認められた。過度の採草地利用による森林性植物の生育阻害、丘陵地稜線部における採草地の森林化による草原性植物の喪失、台地におけるアカマツ林の下刈り継続と草原性植物の維持などである。

これらの結果から、里地の植物相を保全する際の大きな問題として、過去の林野利用と現在の林野利用の不一致が植物相に及ぼす長期的影響と、アクセス性に規定された現在の里山林管理が植物相に及ぼす短期的影響を指摘できる。

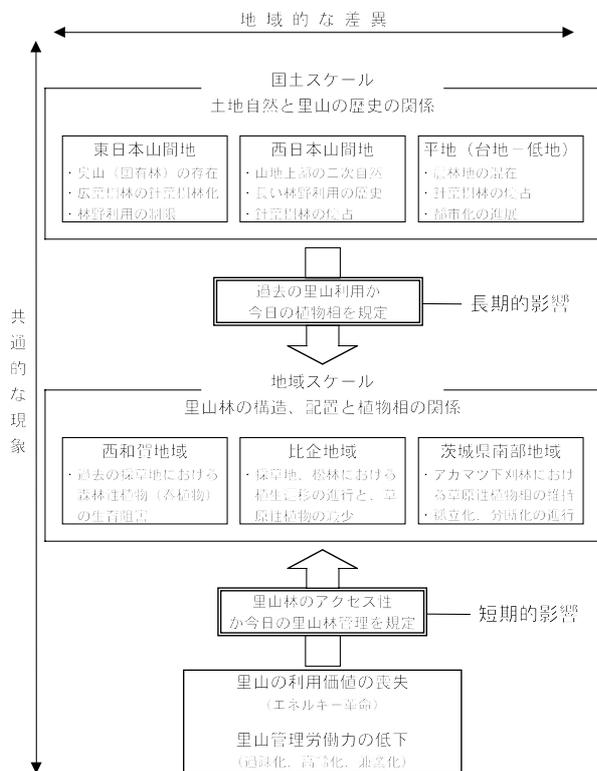


図 - 48 ランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響

## 2 植物相保全からみた里地における地域環境管理

本節では、以上の結果にもとづき、里地における植物相の保全と、そのための地域環境管理について検討する。

### (1) 里地における二次的自然の再生と問題点

里山の利用価値の喪失と労働力の減少という今日の社会状況下では、里山の管理の放棄が進行し、それが植物相に長期的、短期的な影響を及ぼしていることは上記の結果から明らかである。なかでも大きな問題は、里山管理の放棄によって植生遷移が進行し、里山の大部分が自然林へ変化しつつあることである。自然林への変化は、採草地や薪炭林など、里山の周期的な利用によって形成された二次的自然と結びついている植物種にとって、その生育空間の喪失を意味する。したがって、里地の二次的自然と結びついた植物相を保全するためには、二次的自然を再生するための新たな管理システムを構築することが必要である。

里地における二次的自然の再生を図る上で、最も重要な問題は、今日の社会状況下における里山管理の放棄である。したがって、二次的自然の再生を図るためには、里山の利用・管理を促進することが必要である。

しかしながら、里山の利用・管理の促進は今日の社会

状況に合致しない方策である。したがって、利用・管理の実現性に大きな問題がある。とくに、集落居住域から遠くアクセス性の低い林分では、農村住民による利用・管理の促進は期待できない。ところが、そのようなアクセス性の低い林分こそが、過去の採草地としての履歴により、管理放棄による植物相への影響が大きい。よって、アクセス性の確保が大きな問題として指摘できる。

また、管理の対象となる里山は面積が大きく、その全てを伝統的な方法で管理することは困難である。したがって、管理の対象地を適切に選定する必要がある。さらに、里山の利用価値の喪失や、過疎化、高齢化の進展など、今日の社会情勢下においては、管理労働力の確保が非常に重要な問題となる。

農村の二次的自然と結びついた植物相を保全するためには、これらの問題を解決することが不可欠である。

### (2) 二次的自然を再生するための管理推進の条件

里山の利用・管理の促進によって二次的自然を再生するためには、アクセス性の確保、管理対象地の選定、管理労働力の確保が大きな問題であると考えられる。そこで、これらの問題に対処しながら里山の利用・管理を促進するための条件について検討する。

#### 1) 里山へのアクセスの確保

まず、第一に必要な条件は、里山の利用・管理を促進する前提条件として、里山へのアクセス性を高めることである。本研究の結果からは、集落居住域から遠くアクセス性の低い林分では管理が行われず、植物相に及ぼす影響が大きいことが明らかとなった。また、現在の里山林管理がアクセス性の高い場所で選択的、限定的に実施されているため、里山の植物相保全に必ずしも結びついていないことが明らかとなった。したがって、里山の利用・管理を促進し、それを植物相の保全に効果あるものとするためには、集落居住域から遠い林分へのアクセスを確保し、里山林の管理対象地を、植物相保全に結びつく有効な場所へ誘導することが必要である。

一方、アクセス性の向上は、里山管理の促進だけでなく、都市化などの開発や、野生動植物の採集圧の上昇など、植物相保全にとって好ましくない要素を誘因する危険性もある。したがって、これらの問題を排除しながらアクセス性の向上を図ることが必要である。そのためには、過去に存在した歩行路や未舗装路など、既存のアクセス路を管理、整備することが有効と思われる。すなわち、里山の管理と、アクセス路の管理を一体的に進める

ことが必要である。

## 2) 効果的な管理対象地の選定

次に重要な条件は、管理の対象地を適切に選定することである。その際、里山の広さが大きな問題となる。とくに、植物相保全のための管理が必要と考えられる場所は、過去に採草地として利用されていた集落居住域から離れた林分である。採草地は火入れによる管理を通じて大きな団地を形成していた。このため、管理を必要とする範囲も広いと考えられる。今日の社会情勢下では広い範囲を伝統的な方法で一様に管理することは難しい。したがって、少ない労力で効果が期待できるような管理対象地を選定する必要がある。

効果的な管理対象地を選定するためには、過去の里山利用の履歴と現在の里山の構造を比較し、里山の植物相の動態などにもとづいて評価することが必要である。その際重要なことは、これらの関係を適切かつ簡便に把握するための指標種の選定である。本研究では、地域の特性に応じて最も有効と思われる指標種群を選定した。しかし、効果的な管理対象地を選定するための計画手法を開発し、それを広く適用するためには、汎用的な指標種を見いだすことが重要である。第 4 章で論じたように、里山の植物相は、気候や地形、土壌など地域の自然環境と、それに基づいた過去の林野利用など、地域の持つ様々な特性から複合的に影響を受けて成立しているため、日本全国に共通の指標種を見いだすことは難しいと思われる。そこで、地域区分を行い、各地域内部では共通的に用いることが可能な指標種群を選定することが効果的だと思われる。

地域区分を行う場合、里山の植物相が自然環境のみならず、歴史を含めた社会的特性の影響をも強く受けていることに留意すべきである。すなわち、生態学的地域特性と人文・社会学的地域特性を総合的に反映しうる地域区分手法の構築が必要である。

## 3) 管理労働力の確保

以上のように、過去の里山利用や植物相の動態などにもとづいて適切な管理対象地を選定し、そこへのアクセス性を高めることによって、里地の二次的自然を再生するための条件を整備することが出来ると考えられる。

里山の管理を実現するためには、その労働力の確保が大きな問題となる。しかし、この問題については、本研究から直接検討することは出来ない。

現在、多くの研究や計画が進められている。たとえば、

重松(1991)や東北農政局計画部資源課(1998)は、都市住民による里山の管理のための条件について研究を進めている。また、新しい食糧・農業・農村政策の中では、多面的機能の十分な発揮を確保するため、農村住民による農林地管理に補助を与えることが検討されている。これらの研究や政策から、持続的な里山管理の労働力を確保できれば、里山管理の促進によって二次的自然の再生が可能なのは、本研究の結果が示すとおりである。しかしながら、今日の社会条件下で管理が放棄されている里山は非常に広い。広大な里山管理の労働力をどのように確保するかについては、今後さらに研究を進める必要があると考える。

以上のように、本研究の結果から、里地の二次的自然を再生し、そこに生育する植物相の保全を図るための前提条件を提示することが出来た。その一つは、過去の里山利用にもとづいて適切な管理対象地を選定することである。さらに、選定された対象地へのアクセス性を高めることが重要である。

これらの前提条件を整備した上で、実際に里山の利用・管理を促進するためには、管理対象地の選定手法や、管理労働力の確保について、今後さらに研究を進める必要がある。

## 3 残された問題と今後の検討課題

本研究では、里地のランドスケープ構造を、長年にわたる人間活動によって形成されたものとしてとらえ、過去の林野利用に関する国土スケールでの地域的差異と、今日の里山管理に対するアクセス性の影響という地域スケールでの共通性を見いだした。このような、本研究の成果をふまえ、里地において植物相保全を図るためには、以下のいくつかの問題点について、今後さらに検討を加える必要がある。

まず第一の問題点は、過去の林野利用によって形成された里山の植物相を、より正確に把握する必要があるということである。本研究では、現在の植物相に基づいて調査を進めた。その結果明らかになったのは、過去の人間活動により形成された植物相と、現在の人間活動との不一致である。しかしながら、過去の植物相を直接解明することは困難である。とくに、比企地域では、過去に成立していたと考えられる草原的な植生が、全く現存しない。そのような場合には、現在と過去の比較にもとづいて、今日のランドスケープ構造の変容を適切に評価することが難しい。

第二の問題点は、二次的自然と結びついた植物相を保

全するための管理手法に関する問題である。とくに、少ない労力で効果が期待できるような管理対象地を選定するための理論と、具体的な選定手法の開発の必要性である。本研究では、今日のアクセス性が低い場所での管理の重要性を指摘した。しかし、この指摘に該当する里山は広く、そのすべてを一樣に管理することは現実的ではない。したがって、管理対象地を適切に選択する必要がある。

第三には、ランドスケープ構造の複合的な変容に関する問題である。茨城県南部地域の解析では、アカマツ林の管理の継続と、その孤立化、分断化の危険性との関係を指摘した。孤立化、分断化以外にも、二次林の放棄と人工林の形成など、実際の里山では、相反する変化が同時に、また複合的に生じている。これららの複合性を正しく理解し、それを地域の土地利用計画に反映させていく必要がある。

最後に、学際的な理解の必要性の問題である。里地は長年にわたり人間によって管理されてきた地域である。したがって、そのランドスケープ構造や生物相には長い歴史の時々における経済的、社会的問題が反映されている。したがって、里地のランドスケープを理解し、そこに生息する身近な生き物を保全するためには、生物学的アプローチのみならず、地理学、社会学、経済学、計画学など、学際的な研究を行う必要がある。

これらの問題については、今後の研究のなかで取り組んでいきたいと考えている。

## 摘 要

### 1. 研究の背景と目的

本研究の目的は、生物生息空間保全のための基礎として、里地におけるランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響を解明することである。本研究でいう「里地」とは里山と農耕地、居住域が一体となった農村空間である。また「里山」は、薪炭、肥料、飼料、生活資材などの供給源として利用、管理されていた林野である。

里地のランドスケープの特徴は、さまざまな構成要素の時間的、空間的モザイクから成り立っていることである。その特徴が二次的自然における生物多様性の高さを生みだしている。したがって、里地の生物相を保全するには、まず里地のランドスケープがもつモザイク性と、その変容様式を明らかにする必要がある。

人間活動によるランドスケープの変容は、時間的、空間的スケールの違いによって異なる影響を生物相に及ぼ

す。たとえば、社会制度や技術革新による林野利用の変化は、半世紀から数百年の長期的な周期で日本全国におよぶランドスケープの広域的な変容をもたらす。そのため、生物相への影響も長期に及ぶ。一方、地域のランドスケープは、作物栽培や薪炭生産にともなう数ヶ月から数十年の周期で変容を繰り返す、短期的な影響を生物相に及ぼす。

以上のことから、本研究では、2つの時間・空間スケールで解析を行った。まず、過去約100年間におけるランドスケープ構造の変容を、日本全国を対象とした国土スケールで解析し、ランドスケープ構造の変容様式の地域的差異を検討した。つぎに、集落を対象とした地域スケールにおいて、林分構造を指標とし、里山林管理の変化によるランドスケープ構造の変容が植物相に及ぼす影響を評価した。

### 2. 国土スケールにおける里地ランドスケープの変容

国土スケールでランドスケープ構造の変容をとらえるには、広域的、長期的データが必要である。本研究では、氷見山(1995)による土地利用変化データベースを使用した。本データベースでは1910年頃、1950年頃、1985年頃の土地利用がメッシュ・データとして整備されている。

解析単位には、過去における土地自然と人間活動との関係を解析する上で有効と思われる「郡」を用い、資料から全国の市町村を597の郡に整理した。各郡域内における9種の土地利用(水田、畑地草地、樹園地、広葉樹林、針葉樹林、荒地、市街集落、その他、水域)の優占度を求め、その変化を主成分分析と階層クラスタ分析により解析した。その結果、第二次大戦前(1910年頃~1950年頃)と戦後(1950年頃~1985年頃)の変容様式をそれぞれA~F, a~fの6類型に区分できた。

戦前の変容様式のうち、類型Aは、北陸から北日本に分布する。近世まで開発がすすまず、広葉樹林が多く残された地域と考えられる。類型Cは東海から瀬戸内にみられ、古くからの開発によって土地の荒廃が進み、アカマツ林が多い地域と一致する。類型Dは、西日本、東北部、本州中部に多く、採草地として利用されてきた荒地が針葉樹林化した地域である。これら3類型で全体の77%を占める。

戦後の変容様式のうち、類型aは、戦前の類型Aの64.4%を含む。北陸から東北日本の山間地域であり、広葉樹林が針葉樹林化しつつある。類型bは、東海から西日本の山間地域で、針葉樹林が多く、変化は少ない。類

型dは、低地の水田と、台地上の畑地、針葉樹林がみられる平地域で、針葉樹林の減少と、わずかな市街地の増加がみられる。これら3類型で全体の94%を占める。他の3類型は、いずれも市街地が大きく増加した都市近郊地域で、畑地(c)、水田(e)、樹園地(f)という優占土地利用の種類によって区分された。

このように、国土スケールの解析から、現在と過去のランドスケープ構造の相違に関して、林野利用の変化を中心とした地域的差異が明らかとなった。

### 3. 地域スケールにおける里山の変容と植物相

地域スケールでは、全体で戦後の変容様式の94%を占めるa、b、dの3類型から、それぞれ対象地を選定し、里山の変容と植物相の関係を集落単位で解析した。選定した地域は、岩手県西和賀地域(類型a)、埼玉県比企地域(類型b)、茨城県南部地域(類型d)である。

里山は、エネルギー革命後の管理放棄により大きく変容している。そこで、管理の程度をあらゆる共通の指標として林分構造とアクセス性をとりあげた。一方、里山の変容が植物相に及ぼす影響は地域の自然的、歴史的特性によって異なる。そこで、各地域で里山管理の影響を最も受けるとされる植物種群をとりあげた。

#### (1) 岩手県西和賀地域における事例研究

西和賀地域は、ブナ帯に属する山間地域である。ここでは、当地域に広く分布するカタクリ、キクザキイチゲなどの春植物を指標として、林分構造の変化が植物相に及ぼす影響を解析した。その結果、林床の植生高が1m未満の小低木層林分では春植物の平均被度が5.5%で他の林分より有意に多く、林床管理が春植物の保全に有効だと考えられた。しかし、林班を単位として小低木層林分の出現率と春植物の平均被度の関係をみると、両者の相関は $r = -0.027$ で有意な関係はみられない。

小低木層林分の分布を過去の林野利用形態と、現在のアクセス路との関係から検討した。その結果、小低木層林分の1947年の利用形態は採草地であった割合(39.4%)が他の形態よりも多いこと、小低木層林分の70.4%、1947年の採草地の62.4%が現在のアクセス性が高い舗装路、林道などに隣接していることが明らかとなった。また、過去の採草地では、過度の利用により春植物の生育が阻害されている(平均被度1.4%)。

これらのことから、現在の林床管理はアクセス性の高い場所で選択的に行われていること、そのため過去の採草地利用による春植物の生育阻害の影響をうけ、林床管

理が春植物の生育と結びついていないことが明らかとなった。

#### (2) 埼玉県比企地域における事例研究

比企地域では、古くから、丘陵地の稜線付近が採草地として広く利用されていた。そこで、森林性、草原性植物の分布と林分構造との関係を、Raunkiaerの生活形別の種数を指標として解析した。林分構造は現地調査に基づいて区分し、林内タイプは少低木型、落葉樹型、常緑樹型、ササ型の4タイプとした。

草原性の1ないし2年草はいずれの林分構造タイプでも少なく、現在林床管理が行われている少低木型でも平均0.9種である。落葉樹型では、シュンランなど地中植物が平均6.7種、シラヤマギクなど半地中植物が平均7.6種出現し、いずれの種群も他のタイプより多かった。常緑樹型では、それぞれ4.4種、4.5種、ササ型は3.3種、3.9種と少ない。

少低木型は、スギ・ヒノキ林と結びついているため草原性の植物が生育できないと考えられた。常緑樹型、ササ型は、1947年に採草地や松林であり、草原的植生が成立していたと考えられる林分に多い。過去の採草地、松林は、それぞれ51.6%、54.1%が現在、林分への到達が不可能な状態にあり、管理が放棄されている。落葉樹型は、1947年の針葉樹林や広葉樹二次林など過去においても森林であった林分に多い。1947年の針葉樹林は、現在、管理された歩道、車道、家屋などに隣接し、アクセス性の高い林分が50.7%を占めている。

これらのことから、里山林の植物相は、現在の林分構造、それを規定するアクセス性、過去の林野利用に影響を受けていることが明らかとなった。とくに、過去の採草地や松林が放置されることにより、草原性植物が地域全体で減少している。

#### (3) 茨城県南部地域における事例研究

茨城県南部地域では台地上のアカマツ林が減少している。そこで、アカマツ林の構造と植物相との関係が、都市化によって受ける影響を検討した。

アカマツ林の林分構造と種組成の関係を植物社会学的手法によって把握した。その結果、下刈りされたアカマツ林には、オミナエシやヒメジョオンなどの草原性の草本種によって区分される群落が成立していた。アカマツ下刈林は、地域外の農家による温床材採取によって維持されている。

つぎに、アカマツ林の分布を解析した結果、アカマツ

下刈林は居住域から離れた大字境界付近に集中していた。とくに、小規模な住宅地開発がみられる中開発地では、集落居住域から遠い「距離ランク（居住域から大字域の最遠部までの距離を10等分した距離階級）」9の場所で、全森林の約50%がアカマツ下刈林である。また、新興住宅地は、同じく距離ランク9で最も多い。これらの結果は、アカマツ下刈林と住宅地開発対象地の分布が、ともに集落外からのアクセス性に規定されていることを示唆している。

#### 4. 植物相保全からみた里地における地域環境管理

地域スケールの解析からは、林床管理が植物相に大きな影響を及ぼしていること、現在の林床管理は林分へのアクセス性に規定されていることが明らかとなった。これらの傾向は、国土スケールで把握されたランドスケープの変容様式にかかわらず共通している。

一方、現在の管理と、過去の林野利用が植物相に及ぼす影響には、国土スケールの変容様式に応じた地域的差異が認められた。過度の採草地利用による森林性植物の生育障害、丘陵地稜線部における採草地の森林化による草原性植物の喪失、台地におけるアカマツ林の下刈り継続と草原性植物の維持などである。

これらのことから、二次的自然域である里地において植物相を保全するためには、里山林とアクセス路との一体的管理、過去の林野利用に基づいた管理対象地の選定の重要性が指摘できる。また、これらの管理を推進し、里地の二次的自然を復元するためには、日常的な都市・農村交流による農村住民、都市住民双方の管理意欲の向上など、新たな地域環境管理システムの構築が不可欠であると考えられる。

## 謝 辞

本論文は、東京大学大学院農学生命科学研究科に提出した学位論文を基に、一部加筆修正したものである。東京大学大学院農学生命科学研究科・武内和彦教授には、社会人選抜の大学院生として迎え入れていただき、研究全般にわたって懇切なご指導をいただいた。同研究科・恒川篤史助教授には、論文とりまとめの過程で多くのご助言とご指導をいただいた。この場を借りて厚く御礼を申し上げる次第である。また、同じく東京大学大学院農学生命科学研究科の佐藤洋平教授、岩本純明教授、鷲谷いづみ教授には、それぞれのご専門の立場から示唆にとむご指摘を数多くいただいた。深く感謝申し上げます。

農業環境技術研究所農村景域研究室・加藤好武博士には、日常の研究全般についてご指導いただいた。また、農業環境技術研究所のスタッフの方々には、社会人選抜制度により東京大学大学院農学生命科学研究科に進むに当たり、こころよくご承諾いただくとともに、様々な便宜を図っていただいた。ここに厚く御礼を申し上げる次第である。

農業環境技術研究所に入省以来、ランドスケープ・エコロジーの視点から研究を進めてくれたのは筑波大学社会工学系・横張 真助教授、農業環境技術研究所保全植生研究室・井手 任室長、前農業環境技術研究所植生動態研究室・守山 弘博士のご指導、ご協力のおかげである。また、中国農業試験場農村システム研究室・網藤芳男室長には、農村環境と地域住民の関係のとりえ方を検討するにあたって、様々なご助言をいただいた。また、本論文をまとめる過程では、科学技術特別研究員（農業環境技術研究所）・大久保 悟氏、農業環境技術研究所生態管理研究室・David Sprague主任研究官、東京大学大学院農学生命科学研究科・後藤巖寛氏に、多大なご協力をいただいた。また、データ解析や論文収集などでは、農業環境技術研究所環境立地研究室・今川俊明室長をはじめとする資源・生態管理科の皆さんに数多くのご協力をいただいた。ここに厚く御礼を申し上げる次第である。

本研究は、筆者が筑波大学第二学群農林学類に入学以来とりくんできた研究をまとめたものであり、数多くの方々のお世話になった。現長野県自然保護研究所・糸賀 黎総括研究員（元筑波大学農林学系教授）、筑波大学農林学系・中村 徹助教授には、茨城県におけるアカマツ平地林研究へのきっかけをいただくと同時に、自然環境や農村環境の保全に関する視点、植物社会学をはじめとする研究手法についてご指導いただいた。また、福井県立大学・北川靖夫教授（元東北農業試験場資源評価研究室長）、国際連合食糧農業機関インドネシア・今井秀夫代表（元同研究室長）、農業環境技術研究所土壌生成分類研究室・中井 信室長（元同研究室長）には、東北地域を中心とした農業・農村における地域資源の評価手法についてご指導いただいた。とくに、岩手県立大学総合政策学部・豊島正幸助教授には、地形をはじめとする自然環境の解析について様々なご助言、ご協力をいただいた。ここに厚く御礼を申し上げる次第である。

岩手県西和賀地域の現地調査に際しては、「地域資源活用アグリゾーン形成検討調査」を通して、東北農政局資源課、元東北農業試験場農村計画部、同地域基盤研究

部の多くの方にお世話になった。とくに、元東北農政局資源課・工藤清氏、元東北農業試験場農村計画部・浅井悟氏(故人)には現地調査にもご同行いただいた。埼玉県比企地域の調査に際しては、(株)愛植物設計事務所・趙賢一調査計画部長をはじめ、(株)愛植物設計事務所・大塚生美、同・福留晴子、同・大久保直子の各氏に共同で研究を進めていただいた。田村説三氏(玉川村在住)ならびに埼玉県庁林務課の方々には、基礎資料の収集ならびに現地調査に際して多大なご協力を頂いた。また、農業研究センター・プロジェクト第5チーム・安中誠司主任研究官をはじめ同チームの方々には、プロジェクト研究「中山間地域における地域資源の活用に関する総合研究」を通じて様々なご協力をいただいた。

本論文中で用いた日本の2 kmメッシュ土地利用データは、文部省重点領域研究「近代化による環境変化の地理情報システム」の一部として作成され、UNEP/GRID-つくばに登録されているものである。北海道教育大学・氷見山幸夫教授には、データの使用をご快諾いただいた。ここに厚く御礼を申し上げる次第である。

本論文は、こうした多くの方々のご指導、ご協力、激励に支えられて実現したものである。そうした数々のご厚意に対して、末筆ながら、改めて感謝の意を表す次第である。

## 引用文献

- 安達正紀(1978): 農業変化から見た日本の農業地域区分。地理学評論, 51(5), 365-384.
- 秋田県(1976): 土地分類基本調査 - 横手.
- ALES, R. F., A. MARTIN, F. ORTEGA and E. E. ALES (1992): Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology*, 7(1), 3-18.
- 青木志郎・三橋伸夫(1984a): 中心集落とその中心性 - 農村地域の空間構造に関する研究(Ⅰ) - . 農村計画学会誌, 2(4), 40-50.
- 青木志郎・三橋伸夫(1984b): 農村集落群の構成 - 農村地域の空間構造に関する研究(Ⅱ) - . 農村計画学会誌, 3(1), 6-15.
- 荒木一視(1988): 「農山村落」の構造とその空間的展開 - 広島県志和盆地を事例として - . 地理科学, 43(2), 81-92.
- 浅野耕太(1998): 農林業と環境評価. 181pp. 多賀出版, 東京.
- 畔上能力編著(1996): 山溪ハンディ図鑑2 - 山に咲く花. 591pp. 山と溪谷社, 東京.
- BELLAMY, P. E., S. A. HINSLEY and I. NEWTON (1996): Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied Ecology*, 33, 249-262.
- BHUJU, D. and M. OHSAWA (1999): Species dynamics and colonization patterns in an abandoned forest in an urban landscape. *Ecological Research*, 14, 139-153.
- 尾留川正平・山本正三・奥野隆史・金藤泰伸・朝野洋一(1964): わが国における農業的土地利用の集約度の分布および作物結合型について. 東京教育大学地理学研究報告, Ⅷ, 153-186.
- BRANDT, J.(1995): Trivial nature has become popular: don't leave it to the conservation authorities alone. in JONGMAN, R.(ed.): *Ecological and landscape consequences of land use change in Europe*. 52-63. European Centre for Nature Conservation.
- BRAUDRY, J.(1993): Landscape dynamics and farming systems - Problems of relating patterns and predicting ecological changes. in BUNCE, R. G. H., L. RYSZKOWSKI and M. G. PAOLETTI(ed.): *Landscape Ecology and Agroecosystems*. 21-40. Lewis Publishers, Boca Raton.
- BRICH, B. P.(1967): The measurement of dispersed patterns of settlement, *Tijdschrift Voor Econ. En Soc. Geografie*, 58, 68-75.
- 千葉喬三・佐藤晃一・亀山信夫・中村博美(1986): 棚田に隣接する里山林の利用. 農業土木学会誌, 54(3), 211-216.
- 地井昭夫(1979): 山間地域の空間と整備計画 - 中国山地をとおして - . 農村計画, 15, 48-57.
- CAIN, D. H., K. RIITERS and K. ORVIS (1997): A multi-scale analysis of landscape statistics. *Landscape Ecology*, 12, 199-212.
- 地理調査所(1948): 300万分の1都市界素図.
- CLARKE P. J. and F. C. EVANS (1954): Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationship in population. *Ecology*, 35, 445-453.
- COMMISSION of the EUROPEAN COMMUNITIES (1991a): *CORINE biotopes manual - methodology*. 70pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- COMMISSION of the EUROPEAN COMMUNITIES (1991b):

- CORINE biotopes manual - data specification part1*. B1. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- COMMISSION of the EUROPEAN COMMUNITIES (1991c): *CORINE biotopes manual - data specification part2*. 300pp. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- CONNELL, J. H.(1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- CROW, T. R., G. E. HOST and D. J. MLADENOFF (1999): Ownership and ecosystem as sources of spatial heterogeneity in a forested landscape, Wisconsin, USA. *Landscape Ecology*, 14, 449-463.
- 達 良俊・大沢雅彦 (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 . 日本生態学会誌 , 42 , 81-93 .
- DAVIES, C. E. and D. MOSS (1997): *EUNIS Habitat Classification (draft)*. 100pp. European Environment Agency, Copenhagen.
- DELCOURT, H. R., P. A. DELCOURT and T. WEBB (1983): Dynamic plant ecology - the spectrum of vegetational change in space and time. *Quaternary Science Reviews*, 1, 153-175.
- DUCKWORTH, J., G. STARK and S. YAMAMOTO (1999): Landscape changes in British lowland woodlands over the last century in relation to game management. in FIRBANK, L. G.(ed.): *Lowland Game Shooting Study*. Institute of Terrestrial Ecology, Cumbria, UK.
- FIREBANK, L. G., H. R. ARNOLD, B. C. EVERSHPAM, J. O. MOUNTFORD, G. L. RADFORD, M. G. TELFER, J. R. TREWEEK, N. R. C. WEBB and T. C. E. WELLS (1993): *Managing Set-aside Land for Wildlife*. ITE Research Publication no.7. 146pp. Natural Environment Research Council, London, UK.
- FORMAN, R. T. T.(1995): Foundations. *Landscape Mosaics*. 3-40. Cambridge University Press, Cambridge.
- FORMAN, R. T. T. and M. GODRON (1986): *Landscape Ecology*. 619pp. John Wiley & Sons, New York.
- 福島 司・佐々木洋子・高橋啓二 (1981) : 小地域における植生自然度区分とその応用 - I . 植生自然度の分類方法について - . 千葉大園学報 , 29 , 49-56 .
- 福島康記 (1982) : 放置されている里山をどう生かすか - わが国の土地利用における傾斜地の問題 - . 農業土木学会誌 , 50(11) , 923-928 .
- 藤井英二郎 (1981) : マツ平地林の緑地的評価の地域特性に関する研究 . 千葉大園学報 , 29 , 65-144 .
- 藤井英二郎・陣内 巖 (1979) : 関東地方におけるマツ平地林の林床管理と植生遷移 ( I ) 種組成と生活型組成 ( 種数による ) について . 日林誌 , 61(3) , 76-82 .
- 藤田佳久 (1993) : 近世末および明治大正期における林野利用の復元と林野利用の展開 . 文部省科学研究費重点領域研究「近代化による環境変化の地理情報システム」平成4年度総合報告書 ( I ) , 85-92 .
- 藤田佳久 (1995) : 林野利用の変化 . 西川治監修・氷見山幸夫・新井正・太田勇・久保幸夫・田村俊和・野上道男・村上祐司・寄藤昂編「アトラス - 日本列島の環境変化」, 75-86 . 朝倉書店 , 東京 .
- 藤原道郎・豊原源太郎・波田善夫・岩月善之助 (1992) : 広島市におけるアカマツ二次林の遷移段階とマツ枯れ被害度 . 日本生態学会誌 , 42 , 71-79 .
- 深町加津枝・奥 敬一・笹岡達男・横張 真 (1996) : 近畿地方のブナ林の残存形態に関する考察 . ランドスケープ研究 , 59(5) , 101-104 .
- 深町加津枝・奥 敬一・下村彰男・熊谷洋一・横張 真 (1999) : 京都府上世屋・五十河地区における里山ブナ林の管理手法と生態的特性 . ランドスケープ研究 , 62(5) , 687-692 .
- 深町加津枝・奥 敬一・横張 真 (1997) : 京都市上世屋・五十河地区を事例とした里山の経年的変容過程の解明 . ランドスケープ研究 , 60(5) , 521-526 .
- 深町加津枝・佐久間大輔 (1998) : 里山研究の系譜 - 人と自然の接点を扱う計画論を模索する中で - . ランドスケープ研究 , 61(4) , 276-280 .
- GARCIA-RUIZ, J. M., T. LASANTA, O. RUIZ-FLANO, L. ORTIGOSA, S. WHITE, C. GONZALEZ and C. MARTI (1996): Land-use changes and sustainable development in mountain area - a case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology*, 11(5), 267-277.
- HABER, W. (1990) : Basic concepts of landscape ecology and their application in land management. *Physiology and Ecology Japan*, 27(special number), 131-146.
- 浜端悦治 (1980) : 都市化に伴う武蔵野平地部二次林の草本層種組成の変化 - 都市近郊の森林植生の保全に関する研究 I - . 日本生態学会誌 , 30 , 347-358 .
- 原田 洋・原田敦子 (1995) : 横浜市の一地域における明治前期の植生図化と植生の変遷 . 生態環境研究 , 2(1) , 25-33 .
- 林 健一 (1955) : 平地林の経営経済的意義 . 農業技術

- 研究所報告, H-15, 51-79.
- 林 健一・南 侃(1951): 農業経営の林野依存に関する一考察. 農業技術研究所報告, H-2, 45-59.
- 林 弥栄監修(1989): 山溪ハンディ図鑑1 - 野に咲く花. 623pp. 山と溪谷社, 東京.
- 原科幸爾・恒川篤史・武内和彦(1999): 日本列島における森林連続性の地域的差異. 農村計画論文集, 1, 337-342.
- 平地林研究グループ(1989): 地域アメニティからみた平地林の役割(昭和63年度農林水産省農業環境技術研究所所内プロジェクト報告). 66pp.
- 氷見山幸夫(1993): 近代化と土地利用変化. 文部省科学研究費重点領域研究「近代化による環境変化の地理情報システム」平成4年度総合報告書(I), 59-66.
- 氷見山幸夫(1995): 明治大正期~現代の農地利用の変化. 西川治監修・氷見山幸夫・新井正・太田勇・久保幸夫・田村俊和・野上道男・村上祐司・寄藤昂編「アトラス - 日本列島の環境変化」, p.56. 朝倉書店, 東京.
- HIMIYAMA, Y. and K. JITSU (1988): Recent achievements in land use studies in Japan. *Geographical Review of Japan*, 61(Ser.B) No.1, 99-110.
- 氷見山幸夫・岡本次郎編著(1992): 土地利用変化とその問題点, 273pp. 大明堂, 東京.
- HINSLEY, S. A., R. PAKEMAN, P. E. BELLAMY and I. NEWTON (1996): Influences of habitat fragmentation on bird species distributions and regional population size. *Proc. R. Soc. Lond*, B 263, 307-313.
- 平川浩文・樋口広芳(1997): 生物多様性をどう理解するか. 科学, 67(10), 725-731.
- 平野秀樹(1998): 国土計画と里山. 林業経済, 591, 2-18.
- HONG, S., N. NAKAGOSHI and M. KAMADA (1995): Human impacts on pine-dominated vegetation in rural landscapes in Korea and western Japan. *Vegetatio*, 116, 161-172.
- HOOVER, S. R. and A. J. PARKER (1991): Spatial components of biotic diversity in landscape of Georgia, USA. *Landscape Ecology*, 5(3), 125-136.
- 市川 治(1986): 里山利用の存在形態. 東京農業大学農業経済学会「農村研究」, 62, 58-71.
- 一ノ瀬友博・加藤和弘(1994): 埼玉県所沢市の孤立樹林地における鳥類群集の分布に影響を及ぼす諸要因について. 造園雑誌, 57(5), 235-240.
- 井手久登(1971): 景域保全論. 121pp. 応用植物社会学研究会.
- 井手 任(1992): 生物相保全のための農村緑地配置に関する生態学的研究. 緑地学研究, 11, 120pp.
- 井手 任(1995): 生物相の保全と環境保全型農業. 農業環境技術研究所編「農林水産業と環境保全」, 153-168. 養賢堂, 東京.
- 井手 任・守山 弘・原田直國(1989): 農村における樹林地の分布特性と生態系維持機能. 造園雑誌, 52(5), 169-174.
- 井手 任・武内和彦・池田亨嘉(1996): コリドー型分布の農村緑地における多様性維持機構 - 帯広市を事例として -. 平成6-7年度文部省科学研究費補助金一般研究(B)研究成果報告書「パッチダイナミクス理論を用いた農村緑地の多様性維持機構の解明」, 32-48.
- 今北哲也(1998): 杣の会 - 山のくらしがつながる道は?. ランドスケープ研究, 61(4), 306-307.
- 犬井 正(1982): 武蔵野台地北部における平地林の利用形態. 地理学評論, 55(8), 549-565.
- 犬井 正(1992): 関東地方の平地林. 162pp. 古今書院, 東京.
- 石井 宏(1981): 里山地域(中山間地帯)開発における農業的土地利用計画について. 農村計画, 9(2・3), 34-42.
- 石井 実・植田邦彦・重松敏則(1993): 里山の自然をまもる. 171pp. 築地書館, 東京.
- 石坂健彦(1989): 大規模緑地の植生管理に関する群落構造的な研究. 緑地学研究, 8, 110pp.
- 磯谷達宏(1989): 南房総地域における常緑および夏緑広葉樹林の分布とその成立要因. 東北地理, 41(4), 225-242.
- 糸賀 黎(1985): 自然保護問題の50年史. 環境情報科学, 14(1), 15-21.
- 糸賀 黎(1986): 景観研究の系譜(発展期). 造園雑誌, 50(2), 118-122.
- 糸賀 黎・矢澤容子(1984): 筑波研究学園都市上境を事例にした, 農村の伝統的環境維持システムの再評価に関する研究. 造園雑誌, 47(5), 231-236.
- 伊藤貴吾(1992): 岩手山南麓における土地利用パターンの変化. 愛知教育大学研究報告, 41(社会科学編), 22-45.
- 伊藤庸一(1986): 集落居住空間の分節単位に関する研究. 農村計画学会誌, 5(3), 21-33.
- 岩城英夫(1971): 草原の生態. 172pp. 共立出版, 東京.

- 岩田悦行(1971):北上山地の二次植生・特に草地植生に関する生態学的研究.岐阜大学農学部研究報告,30, 288-430.
- 岩手県(1979a):土地分類基本調査-川尻.
- 岩手県(1979b):土地分類基本調査-鶯宿.
- 岩手県(1979c):土地分類基本調査-新町.
- 岩手県(1980):土地分類基本調査-角館・六郷.
- 岩手県(1981):土地分類基本調査-焼石岳.
- 自治省(1979):都道府県・市区町村コード-昭和54年版.
- JONGMAN, R. H. G.(1998): *Environmental planning and landscape ecology*. 141pp. Laboratorium voor Ruimtelijke Planvorming, Landbouwniversiteit Wageningen, Netherlands.
- 香川隆英(1992):里山二次林そして自然性の高い森林におけるアメニティ.造園雑誌,55(5),217-222.
- 鎌田悦男(1982):山地傾斜地の畜産的利用法-とくにニュー混牧林方式について-.農業土木学会誌,50(11),943-948.
- 鎌田麿人(1996):山間農村における山地利用と景観の構造.沼田 真編「景相生態学」,86-93.朝倉書店,東京.
- 鎌田麿人・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.日本生態学会誌,40,137-150.
- 鎌田麿人・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.
- KAMADA, M. and N. NAKAGOSHI (1996): Landscape structure and the disturbance regime at three rural regions in Hiroshima Prefecture, Japan. *Landscape Ecology*, 11(1), 15-25.
- 鎌田麿人・中越信和・金 詰洙(1987):韓国全羅南道の里山における人間活動とマツ林.広島大学生物学会誌,53,3-10.
- 鎌田麿人・曾宮和夫(1995):東部四国山地における景観構造の空間的および時間的比較.野生生物保護,1(2),77-90.
- 亀山 章(1993):緑地生態学の領域と方法.井手久登・亀山 章編「緑地生態学」,2-10.朝倉書店,東京.
- 亀山 章編(1996):雑木林の植生管理.300pp.ソフトサイエンス社,東京.
- 環境庁編(1981):昭和56年版環境白書.640pp.大蔵省印刷局.
- 環境庁編(1998):平成10年版環境白書-総説.519pp.大蔵省印刷局.
- 環境庁(1999閲覧):生物多様性国家戦略.  
[http://www.bipdic.gp.jp/biolaw/law\\_f.html](http://www.bipdic.gp.jp/biolaw/law_f.html)
- 環境庁企画調整局(1994):環境基本計画.160pp.大蔵省印刷局.
- 環境庁企画調整局・里地研究会編(1996):里地からの変革.262pp.時事通信社,東京.
- 環境庁自然保護局(1984):第3回緑の国勢調査-調査のてびき.36pp.
- 環境庁自然保護局・アジア航測(1994):第4回自然環境保全基礎調査-植生調査報告書(全国版).390pp.
- KATO, Y., M. YOKOHARI and R. B. BROWN (1997): Integration and visualization of the ecological value of rural landscapes in maintaining the physical environment of Japan. *Landscape and Urban Planning*, 39, 69-82.
- 勝野武彦(1986):農村緑地計画.高橋理喜男・井手久登・渡辺達三・亀山 章・勝野武彦・輿水 肇「造園学」.朝倉書店,東京.157-167.
- KAWANO, S.(1975): The productive and reproductive biology of flowering plants-II- The concept of life history strategy in plants. *The Journal of the College of Liberal Arts Toyama University Japan*, 8(Natural Science), 51-86.
- 河野昭一(1987):アリによる種子散布.アニマ 173, 41-43.
- 経済企画庁(1964):土地分類基本調査-表層地質・土壌調査-寄居.
- 菊池俊夫(1993):日本における耕地利用変化とその地域的性格-関東地方における畑地利用の場合-.季刊地理学,45(1),13-29.
- 小林敏男(1990):南九州の村落.日本村落史講座編集委員会編「景観Ⅰ 原始・古代・中世」,193-208.雄山閣,東京.
- 国土地理院(1997a):5万分1地形図作成・所蔵目録.418pp.日本地図センター,東京.
- 国土地理院(1997b):数値地図50mメッシュ(標高)-日本Ⅱ.
- 国土庁(1987):第四次全国総合開発計画.32pp.大蔵省印刷局.
- 近藤武由(1982):里山開発地域における野菜作専業経営.農業および園芸,57(4),39-44.
- 近藤康男(1959):牧野の研究.133-174.東京大学出版会.

- 是永東彦・津谷好人・福土正博(1994): E Cの農業改革に学ぶ. 304pp. 農産漁村文化協会, 東京.
- 倉本 宣(1984): 都市公園における春植物ニリンソウ保全のための基礎的研究. 造園雑誌, 47(5), 101-105.
- 黒田 昭・富田正彦・山路永司(1988): 集落居住の分布形態の数量的把握. 農村計画学会誌, 7(1). 4-14.
- LACHER, T. E. Jr., R. D. SLACK, L. M. COBURN and M. I. GOLDSTEIN(1999): The role of agroecosystems in wildlife biodiversity. In COLLINS, W. W. & C. O. QUALSET (eds): *Biodiversity in Agroecosystems*, 147-165. Boca Raton, U.S.A.
- LESER, H.(1984): Zum ökologie-, okosystem- und okotopbegriff. *Natur und Landschaft*, 59(9), 351-357.
- 李 基徹(1986): 公園緑地内の既存アカマツ林のレクリエーションの評価に関する研究. 造園雑誌, 49(5), 197-202.
- 牧野富太郎著・本田正次編修(1982)原色牧野植物大図鑑 - 続編. 538pp. 北隆館, 東京.
- 牧野富太郎著・本田正次編修(1983)原色牧野植物大図鑑. 906pp. 北隆館, 東京.
- MEENTEMEYER, V. and E. O. BOX(1987): Scale effects in landscape studies. In TURNER, M. G.(ed.): *Landscape Heterogeneity and Disturbance*, 15-34. Springer-Verlag, New York.
- MIYATA, I.(1983): Influence of vegetation structure of the tree layer on development of the herb layer in a secondary forest: *Jap.J.Ecol.* 33, 71-78.
- 宮脇 昭編(1977): 日本の植生. 280-301. 学研, 東京.
- 宮脇 昭編(1983): 日本植生誌 中国. 540pp. 至文堂, 東京.
- 宮脇 昭編(1985): 日本植生誌 中部. 604pp. 至文堂, 東京.
- 宮脇 昭編(1986): 日本植生誌 関東. 641pp. 至文堂, 東京.
- 宮脇 昭編(1987): 日本植生誌 東北. 605pp. 至文堂, 東京.
- 宮脇 昭・奥田重俊・望月陸夫編(1978): 日本植生便覧. 90-205. 至文堂, 東京.
- 宮脇 昭・佐々木寧(1980): 神奈川県内に生育するカタクリの群落学的考察. 神奈川県文化財調査報告書第40集, 1-25.
- 宮脇 昭・佐々木寧・藤原一絵(1971): 武蔵丘陵森林公園予定域の植生調査および緑化・自然復元計画報告書. 59pp. 日本公園緑地協会, 東京.
- MLADENOFF, D. J., G. J. NIEMI and M. A. WHITE(1997): Effects of changing landscape pattern and U.S.G.S. land cover data variability on ecoregion discrimination across a forest-agriculture gradient. *Landscape Ecology*, 12, 379-396.
- 守山 弘(1988): 自然を守るとはということか. 260pp. 農文協, 東京.
- 守山 弘(1997a): 農村環境の生物相保持機能に着目したビオトープ結合システム. 農業環境技術研究所年報(平成7年度), 46-55.
- 守山 弘(1997b): むらの自然を生かす. 128pp. 岩波書店, 東京.
- 守山 弘(1998): 生物の生息地としての里山. ランドスケープ研究, 61(4), 281-283.
- 守山 弘・山岡景行・重松 孟(1977): 都市における緑の創造第3報 - 農業地域における二次林, 屋敷林の歴史的位置づけ. 東洋大学紀要教養課程篇(自然科学), 20, 35-49.
- MOSS, D. and B. K. WYATT(1994): The CORINE Biotopes Project - a database for conservation of nature and wildlife in the European Community. *Applied Geography*, 14, 327-349.
- MOSS, D., B. K. WYATT, M. H. CORNAERT and M. ROCKAERTS(1991): *CORINE Biotopes - the design, compilation and use of an inventory of sites of major importance for nature conservation in the European Community*. 132pp. Commission of the European Communities, Luxembourg.
- MULLER, R. N. (1978): The phenology, growth and ecosystem dynamics of *Erythronium americanum* in the northern hardwood forest. *Ecological Monographs*, 48, 1-20.
- 武藤三雄総括(1959): 関東東山における農業生産構造の地域的特質と農業地域区分方法に関する研究. 関東東山農業試験場報告, 14, 122-144.
- 村尾行一(1982): 「里山問題」の所在とその打開方向 - Raumordnung的視角からの実学的研究(I) - . 農村計画学会誌, 1(2), 16-25.
- 室谷武彦(1978): 農業集落調査. 渡辺兵力編著「農業集落論」. p.62. 大明堂, 東京.
- 内藤俊彦・飯泉 茂(1987): 東北地方における林野火災と植生. 宮脇 昭編「日本植生誌 東北」, 138-143. 至文堂, 東京.
- 中越信和(1988): 日本における二次林の存在様式. 地

- 理科学, 43(3), 147-152.
- 中越信和(1997): 景観と生物多様性. 生物の科学遺伝, 別冊9(生物多様性とその保全), 41-47.
- 中野尊直(1955): 荒地と牧場. 地理調査所地図部編「日本の土地利用」, 147-162. 古今書院, 東京.
- 中静 透・飯田滋生(1996): 雑木林の種多様性. 亀山章編「雑木林の植生管理」, 17-24. ソフトサイエンス社, 東京.
- 中静 透・山本進一(1987): 自然攪乱と森林群集の安定性. 日本生態学会誌, 37, 19-30.
- NASSAUER, J. I.(1995): Culture and changing landscape structure. *Landscape Ecology*, 10(4), 229-237.
- NAULT, A. and D. GAGNON(1993): Ramet demography of *Allium tricoccum*, a spring ephemeral, perennial forest herb. *J. of Ecology*, 81, 101-119.
- NAVEH, Z. and A. S. LIEBERMAN(1994): *Landscape Ecology Theory and Application*. 2nd ed., 356pp. Springer-Verlag, New York.
- 日本地図センター(1980): 改訂版 - 地形図図式の手引き. 51pp.
- 日本地図センター(1992): 数値地図ユーザーズガイド. 494pp.
- 日本土壌協会・農林水産省構造改善局(1991): 地域資源管理システムの概要. 237pp.
- 日本統計協会編(1992): 統計小辞典. 338pp. 日本統計協会, 東京.
- 西野寿章(1993): 土地台帳のデータベース化による山間村落の土地利用変化分析. 文部省科学研究費重点領域研究「近代化による環境変化の地理情報システム」平成4年度総合報告書(Ⅰ), 73-78.
- 農業集落研究会編(1977): 日本の農業集落. 1-14. 農林統計協会, 東京.
- 農林水産省(1999): 食料・農業・農村基本法案のあらまし. 15pp.
- 農林水産技術会議事務局(1979): 「農林水産業における環境保全的技術に関する総合研究」総合部会報告. 72pp.
- 農林水産技術会議事務局(1990): 農林水産業のもつ国土資源と環境保全機能及びその維持増進に関する総合研究. 203pp.
- 農林水産技術会議事務局(1993): 農林地のもつ多面的機能の評価に関する研究. 112pp.
- 農林水産技術会議事務局(1998): 「農林水産業及び農林水産物貿易と資源・環境に関する総合研究」 - 農山村の資源・環境に関する評価指標開発の現状と方向 - . 156pp.
- 農林水産技術会議事務局筑波事務所電子計算課(1993): 共通基礎データ利用の手引. 77-90.
- 沼田 真編(1974): 生態学辞典. 91-173. 築地書館, 東京.
- 沼田 真(1995): 滅びゆく日本の草原. 中国農試畜産部資料H6-7「三瓶の自然と農業を考える」, 13-55.
- 沼田 真(1996): 景相生態学の基礎概念と方法論 - 自然保護との関連とともに - 沼田 真編「景相生態学」, 1-7. 朝倉書店, 東京.
- OECD編・農林水産省農業総合研究所監訳(1998): 農業の環境便益. 236pp. 家の光協会, 東京.
- 大久保悟・加藤和弘(1996): 分断された二次林の内部における植生の空間分布と遷移管理に関する研究. ランドスケープ研究, 59(5), 97-100.
- 大野朋子・平井 潤・丸山 宏・前中久行(1999): 地形図を用いた都市近郊林における竹林化の解析. ランドスケープ研究, 62(5), 599-602.
- 大坪国順編(1997): LU/GECプロジェクト報告書 - アジア・太平洋地域の土地利用・被覆変化の長期予測(Ⅲ) - . 319pp. 環境庁国立環境研究所地球環境研究センター.
- 小笠原義勝(1955): 土地利用の概念. 地理調査所地図部編「日本の土地利用」, 11-30. 古今書院, 東京.
- 小椋純一(1996): 植生からよむ日本人の暮らし. 246pp. 雄山閣, 東京.
- 小出 治(1977): 土地利用混合度の適用並びにその検定. 第12回日本都市計画学会学術研究発表会論文集, 79-84.
- 岡橋秀典(1993): ルーラル・デザインの展開と農村景観論. 地理科学, 48(4), 255-268.
- 奥野隆史(1977): 計量地理学の基礎, 109-147. 大明堂, 東京.
- O'NEILL, R. V., C. T. HUNSAKER, S. P. TIMMINS, B. L. JACKSON, K. B. JONES, K. H. RIITERS and J. D. WICKHAM(1996): Scale problems in repeating landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology*, 11(3), 169-180.
- O'NEILL, R. V., S. J. TURNER, V. I. CULLINAN, D. P. COFFIN, T. COOL, W. CONLEY, J. BRUNT, J. M. THOMAS, M. R. CONLEY and J. GOSZ(1991): Multiple landscape scales - A intersite comparison. *Landscape Ecology*, 5(3), 137-144.
- ブリマック, R. B.・小堀洋美(1997): 保全生物学のすすめ. 399pp. 文一総合出版, 東京.

- REID, W. V. and K. R. MILLER (1994): *Keeping Options Alive- The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. 藤倉 良編訳 (1994) : 生物の保護はなぜ必要か . 20-25 . ダイヤモンド社 , 東京 .
- 林野庁 (1978) : 里山地域開発保全計画調査報告書 (総括編) . 290pp .
- 林野庁湯田営林署 (1992) : 北上川中流森林計画図 第1次施業管理計画図 .
- RISSE, P. G.(1987): *Landscape ecology-state of the art*. in TURNER, M. G.(ed.) *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. 3-14. Springer-Verlag, New York.
- 埼玉県 (1972) : 土地分類基本調査 - 川越 .
- 埼玉県 (1973) : 土地分類基本調査 - 大宮 .
- 埼玉県 (1974) : 土地分類基本調査 - 熊谷 .
- 埼玉県 (1975) : 土地分類基本調査 - 鴻巣 .
- 埼玉県 (1976) : 土地分類基本調査 - 秩父 .
- 作野広和 (1992) : 山陰地方の等質地域・結節地域とその変化 . *地理科学* , 47(2) , 67-90 .
- 佐々木好之 (1973) : 植物社会学 . 55-58 . 共立出版 , 東京 .
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫編 (1981) : 日本の野生植物 - 草本Ⅲ 合弁花類 . 259pp . 平凡社 , 東京 .
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫編 (1982a) : 日本の野生植物 - 草本Ⅰ 単子葉類 . 305pp . 平凡社 , 東京 .
- 佐竹義輔・大井次三郎・北村四郎・亘理俊次・富成忠夫編 (1982b) : 日本の野生植物 - 草本Ⅱ 離弁花類 . 318pp . 平凡社 , 東京 .
- SAWADA, S., S. CHIDA, Y. SAWAGUCHI and N. NAGASAWA (1997): Dry matter production, population structure and environmental condition of the spring ephemeral *Erythronium japonicum* growing in various habitats differing in sunlight exposure in cool temperate Japan. *Ecological Research* , 12, 89-99.
- 沢内村村史編纂委員会 (1991) : 沢内村村史 - 上巻 . 1646pp . 岩手県沢内村 .
- 芹沢俊介 (1997) : 二次的自然と絶滅危惧生物 - 生物多様性とその保全 . 生物の科学遺伝 , 別冊No.9 , 60-68 .
- 志賀壮史・重松敏則・朝廣和夫 (1998) : 山間農村における農林地管理の変遷と景観変化に関する研究 . *ランドスケープ研究* , 61(5) , 563-566 .
- 重松敏則 (1985a) : ネザサ型林床の植生管理に関する研究 . *造園雑誌* , 48(5) , 145-150 .
- 重松敏則 (1985b) : 二次林林床における光条件の改良が野生ツツジ類の着花に及ぼす効果 . *造園雑誌* , 48(5) , 151-156 .
- 重松敏則 (1988) : レクリエーションを目的とした二次林の改良とその林床管理に関する生態学的研究 . *大阪府立大学紀要農学・生物学* , 40 . 151-211 .
- 重松敏則 (1990) : 里山林の保全・管理に対する市民の参加意欲について . *農村計画学会誌* , 9(1) , 6-22 .
- 重松敏則 (1991) : 市民による里山の保全・管理 . 74pp . 信山社 , 東京 .
- 重松敏則・小森耕太・朝廣和夫 (1999) : 市民参加による里山・棚田保全活動の実績分析とコスト把握に関する事例研究 . *農村計画論文集* , 1 , 73-78 .
- 白井 豊 (1993) : 谷津田周辺の農村の空間構造 . 農林水産省農業環境技術研究所編「農業環境研究叢書 第8号 農村環境とピオトープ」. 21-37 . 養賢堂 .
- SIMPSON, J. W., R. F. J. BOERNER, M. N. DEMERS, L. A. BERNIS, F. J. ARTIGAS and A. SILVA (1994): Forty-eight years of landscape change on two contiguous Ohio landscapes. *Landscape Ecology* , 9(4) , 261-270.
- 小路 敦・山本由紀代・須山哲男 (1995) : GISを利用した島根県三瓶山地域における景観変遷の解析 . *農業土木学会誌* , 63(8) , 50-55 .
- スネデガー , G . ・コ克蘭 , W . ( 畑村又好・奥野忠一・津村善郎共訳 , 1972 ) : 統計的方法 - 原書第6版 . 259-265 . 岩波書店 , 東京 .
- 染矢 貴・鎌田磨人・中越信和・根平邦人 (1989) : 山間農村における植生景観の構造とその変遷 . *地理科学* , 44(2) , 53-69 .
- SPRAGUE, D. and H. MORIYAMA (1999): Woodland and grassland in a rural landscape in the Kanto Plain of Meiji period Japan. *Abstracts of American Anthropological Association 98th Annual Meeting* .
- 杉浦 直 (1974) : 景観生態学の理論と方法 - 東ドイツ学派を中心にして - . *東北地理* , 26(3) , 137-148 .
- 鈴木兵二・伊藤秀三・豊原源太郎(1985) : 生態学研究法講座3 植生調査法Ⅱ - 植物社会学的研究法 - . 190pp . 共立出版 , 東京 .
- 鈴木邦雄 (1986) : 総和群集による景観区分 . 宮脇昭編「日本植生誌 関東」, 537-544 . 至文堂 , 東京 .
- 田端英雄編 (1997) : 里山の自然 . 199pp . 保育社 , 東京 .
- 田端英雄 (1998) : 里山研究会 - 里山の生物学的特性の研究から見えてきた地平 - . *ランドスケープ研究* ,

- 61(4), 316-317.
- 只木良也編(1981): *みどり - 緑地環境論*. 301pp. 共立出版, 東京.
- 高桑正敏(1997): 身近な生きものが消えていく - 神奈川県レッドデータブックから. *科学*, 67(10), 710-714.
- 高橋啓二・長谷川朋子・福嶋 司(1983): 都市地域の南・北斜面における二次林の群落構造の比較 (I). *千葉大園学報*, 32, 107-117.
- 高橋理喜男・亀山 章編(1987): *緑の景観と植生管理*. 242pp. ソフトサイエンス社, 東京.
- 武内和彦(1974): 景域構造分析の方法論的考察. *応用植物社会学研究*, 3, 1-22.
- 武内和彦(1976): 景域生態学的土地評価の方法. *応用植物社会学研究*, 5, 1-60.
- 武内和彦(1982): 地域分級論の基礎概念. *農村計画学会誌*, 1(2), 10-15.
- 武内和彦(1991): *地域の生態学*. 254pp. 朝倉書店, 東京.
- TAKEUCHI, K., M. IDE, M. YOKOHARI and R. D. BROWN (1995): Relationships of landform and biological diversity in Landscape Ecology. *Transactions, Japanese Geomorphological Union*, 16(3), 215-225.
- 玉川英則(1982): 土地利用の秩序性の数理的表現に関する考察. 第17回日本都市計画学会学術研究発表会論文集, 73-78.
- 玉川村教育委員会(1995): *玉川村植物誌*. 242pp. 埼玉県玉川村.
- 田村説三(1994): まぐさ場(秣場)の植生とまぐさ場起源の二次林. *埼玉県立自然史博物館研究報告*, 12, 73-82.
- 田村説三(1995): 里山の自然の歴史的変遷と人のかかわり. *国際景観生態学会日本支部会報*, 2(5), 11-12.
- 田村説三(1998): 村むらから見た里山の自然と人々の暮らし. *小川町の歴史別冊 - 絵図で見る小川町*, 97-116. 埼玉県小川町.
- 谷本丈夫・鈴木和次郎(1985): 都市近郊樹林地における林床植生の種組成の変化に及ぼす踏圧の影響. *林業試験場研究報告*, 333, 93-122.
- 寺脇 拓(1998): 農業の生物多様性保全機能とその経済評価. *神戸大学農業経済*, 31, 26pp.
- THENAIL, C. and J. BAUDRY (1995): Consequences on landscape pattern of within farm mechanisms of land use changes. in JONGMAN, R.(ed.): *Ecological and landscape consequences of land use change in Europe*. 242-258. European Centre for Nature Conservation.
- 東北農政局計画部資源課(1998): *地域資源活用アグリゾーン形成検討調査「西和賀地域」報告書 - アグリゾーンの形成による中山間地域の活性化に向けて -*. 478pp.
- 戸沢冬樹(1989): プナ帯山村における林野利用と植生の空間パターンの変遷. *東北地理*, 41, 97-109.
- 辻 誠治(1991): 所沢市のコナラ二次林群落と土壌. *日本生態学会誌*, 41, 9-18.
- 辻 誠治・星野義延(1992): コナラ二次林の林床管理の変化が種組成と土壌に及ぼす影響. *日本生態学会誌*, 42, 125-136.
- 恒川篤史・李 東根・米林 聡・井手久登(1991): 土地利用混在の定量化手法. *環境情報科学*, 20(2), 115-120.
- TURNER, M. G. and R. H. GARDNER (1991): Quantitative methods in landscape ecology - An introduction. in TURNER, M. G. and R. H. GARDNER (ed.): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, 3-14. Springer-Verlag, New York.
- TURNER, S. J., R. V. O'NEILL, W. CONLEY, M. R. CONLEY and H. C. HUMPHRIES (1991): Pattern and scale - statistics for landscape ecology: in TURNER, M. G. and R. H. GARDNER (ed.): *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, 17-49. Springer-Verlag, New York.
- 上原秀明(1985): 近世における八ヶ岳南麓農村の空間構造. *人文地理*, 37(6), 485-512.
- 上野福男(1955): 高冷地域における山村の土地利用に関する研究. *農業技術研究所報告*, H-4, 1-181.
- 上杉哲郎(1998): 自然環境保全の場としての里山. *ランドスケープ研究*, 61(4), 284-286.
- 潮見俊隆(1962): *日本林業と山村社会*. 586pp. 東京大学出版会.
- VEZINA P. E. and M. M. GRANDTNER (1965): Phenological observations of spring geophytes in Quebec. *Ecology*, 46(6), 869-872.
- 養父志乃夫・重松敏則(1985): 野生草花の導入による林床景観の形成手法 - キキョウの生育と光条件及び刈取り時期との関係 - . *造園雑誌*, 48(3), 176-181.
- 養父志乃夫・重松敏則・高橋理喜男(1985): カタクリ群落の保全管理に必要な生態的諸条件. *造園雑誌*, 48(5), 157-162.
- 養父志乃夫・重松敏則・高橋理喜男(1986): キツネノ

- カミソリ群落の成立と育成管理に必要な生態的諸条件. 造園雑誌, 49(5), 137-142.
- 八百俊介(1988): 福島県久山町における村落社会の変容と入会林野の機能. 地理科学, 43(1), 51-62.
- 山岡景行・守山 弘・重松 孟(1977): 都市における緑の創造第2報 - 歴史的農業地帯における屋敷林, 二次林の生態学的役割. 東洋大学紀要教養課程篇(自然科学), 20, 17-33.
- 山本 充(1986): 北上山地北部における有畜農業の展開と土地資源利用の変化. 地理学評論, 59A(12), 706-728.
- 山本 充(1997): 山地の土地資源利用. 144pp. 大明堂, 東京.
- 山本勝利(1996): 緑地資源の賦存状況の把握と課題. 東北農政局計画部資源課・東北農業試験場地域基盤研究部・東北農業試験場農村計画部編「地域資源活用アグリゾーン形成検討調査“西和賀地域”報告書 - アグリゾーンの形成による中山間地域の活性化に向けて(調査初年度報告)」. 110-122.
- 山本勝利・豊島正幸・今井秀夫(1994): 集落形態の数量化による低地農村の景観構造解析. 東北農業試験場研究報告, 88, 83-100.
- 山本正三・奥野隆史・金藤泰伸・朝野洋一(1967): わが国における農業生産性の分布とその回帰分析. 東京教育大学地理学研究報告, X I, 113-128.
- 山瀬敬太郎(1998): アカマツ二次林における下層木伐採程度の差によるその後の植生比較. ランドスケープ研究, 61(5), 567-570.
- 横張 真(1986): 大都市近郊樹林地の環境保全的機能に関する基礎的研究 - 愛知県知多地域を事例に -. 農村計画学会誌, 5(2), 18-32.
- 横張 真(1994): 農林地の環境保全機能に関する研究. 緑地学研究, 13, 172pp.
- 横張 真・福原道一(1988): ランドサットTMデータによる都市近郊での土地利用混在の把握. 造園雑誌, 51(5), 335-340.
- 横張 真・武内和彦(1990): 生物資源. 日本土壌協会・農林水産省構造改善局資源課編「地域資源管理システムの手法と考え方」. 173-222.
- YOKOI, Y.(1976a): Growth and reproduction in higher plants - I - Theoretical analysis by mathematical models. *Botanical Magazine Tokyo*, 89, 1-14.
- YOKOI, Y.(1976b): Growth and reproduction in higher plants - II - Analytical study of growth and reproduction of *Erythronium japonicum*. *Botanical Magazine Tokyo*, 89, 15-31.
- 横山秀司(1995): 景観生態学. 207pp. 古今書院, 東京.
- YOSHIE, F. and T. FUKUDA (1994): Effects of growth temperature and winter duration on leaf phenology of *Erythronium japonicum*, a forest spring geophyte. *Oecologia*, 97, 366-368.
- 吉田謙太郎・木下順子・合田素行(1997): CVMによる全国農林地の公益的機能評価. 農業総合研究, 51(1), 1-57.
- 吉岡邦二(1958): 日本松林の生態学的研究. 198pp. 日本林業技術協会.
- 吉岡邦二(1972): 人為による森林植生の変化 - とくに二次植生について -. 佐々 学・山本 正編「人間生存と自然環境」, 46-55. 東京大学出版会, 東京.
- 吉津耕一(1998): たもかく株式会社 - 新しい「入会地」を創る -. ランドスケープ研究, 61(4), 308-309.
- 湯田町史編纂委員会(1979): 湯田町史. 210-258. 岩手県湯田町.
- 鷲谷いづみ(1997a): 生物多様性とは何か. 生物の科学遺伝, 別冊9(生物多様性とその保全), 7-12.
- 鷲谷いづみ(1997b): 里山の自然を守る市民活動. 科学, 67(10), 779-784.
- 鷲谷いづみ・矢原徹一(1996): 保全生態学入門. 270pp. 文一総合出版, 東京.
- ZONNEVELD, I. S. (1995): *Land Ecology*. 199pp. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

# Studies on the Effect of Changes in Rural Landscape Structure on Secondary Forest Plants in Japanese Rural Areas

Shori YAMAMOTO

## Summary

### 1. Introduction

This study aimed to identify the effect of changes in rural landscape structure on plant habitats, especially focusing on herbs in the secondary forest. In this study, three key terms were defined. “*Satoyama*” is the forest and grassland in the rural area that had been historically used by rural people as a place of supply for charcoal, fire wood, manure or other materials, but it recently has been abandoned since “energy revolution” in 1950s. “*Satoyama-rin*” only means forests in *Satoyama*. “*Satochi*” is the rural area composed of the *Satoyama*, farmland and settlement of rural people.

Landscape in *Satochi* has been composed of many elements, such as farmland, grassland and forest, which had been historically used by rural people. Thus rural landscape had been formed as a mosaic of many elements with very high heterogeneity. The heterogeneity of rural landscape produced high diversity in plant communities. These facts show the deep relationship among biodiversity, landscape structure, and historical human activities in rural areas.

Human activities have always influenced landscape structure. For example, farm cultivation and grassland burning annually changes rural landscape. Cutting coppices to supply charcoal and fire wood, and shifting cultivation changed landscape in cycles of years and decades. Rural landscape also has been changed for centuries according to changes in land use, such as from coppices to cedar plantation, from forests to paddy fields, that depended on social demands, social systems and technologies. These landscape changes affect biodiversity in the spatial scale as well as the temporal scale; annual changes occur on small sites, decadal changes occur in regions, changes over centuries affect plants on the national scale.

For the purpose of this study, two different spatial-temporal scales were used to analyze the landscape changes. In “National Scale Analysis”, patterns of landscape change in Japan were classified by using the land use database on the last hundred years. In “Regional Scale Analysis”, the relationship among current forest form, changes of forest distribution in the last 50 years, and the current distribution of herbs on forest floor, were analyzed in forest site surveys. Also, the regional scale analysis used three study areas selected from the result of national scale analysis.

### 2. National Scale Analysis - Patterns of landscape change in Japan

It is necessary to use long-temporal and large-spatial data on landscape structure for the analysis of landscape change in the national scale. In this study, the database developed by Himiyama (1995) was used to classify patterns of landscape change in national scale of Japan. This database is a 2km grid data-set of land use in 1910, 1950, 1990, based on topological maps in each period.

Effective spatial units are required to summarize the large database. In this study, 597 *GUN* (meaning the county in Japanese) in 1950 were used as the most effective spatial units to analyze the relationship between

human activities and landscape structures. The grid database is summarized into a *GUN* database which has the percentage of 9 types of land use: paddy fields, upland vegetable fields, fruits and mulberry plantations, broad-leaved forests, coniferous forests, bushes, built-up areas, water bodies, and others at the years 1910, 1950 and 1985. The value of land use change is newly calculated from the land use difference in two period, before and after World War II (1910-1950 and 1950-1990). The new data-set of land use change is added to the *GUN* database.

Landscape changes in the national scale were analyzed by Principal Component Analysis and Cluster Analysis of the *GUN* database. In the result, 597 *GUN* are classified into 6 patterns of landscape changes in each period, before and after World War II.

### (1) Before World War II

There are three major patterns of landscape change in the period before WWII, patterns A, C and D. Total area of these three major patterns cover 77% of the total area in Japan. Pattern A is characterized by natural or semi-natural broad-leaved forest that remained until the beginning of the 20th century. The pattern A *GUN* located in north-east Japan had been behind in development because of cold temperature and other natural or social conditions. By contrast, pattern C is characterized by coniferous forests, especially pine secondary forests used for fuel production since hundreds of years ago. The pattern C *GUN* are located in central Japan, Tokai Region and Seto-uchi Region. Pattern D is characterized by coniferous forests increasing in grassland dominated landscape.

### (2) After World War II

There are also three major patterns after WWII, pattern a, b and d. Total area of these three major patterns cover 94% of the total area in Japan. Pattern a is characterized by change from broad-leaved forests to coniferous forests. The pattern a *GUN* are located in mountainous areas in eastern Japan included 64.4% of the pattern A *GUN* before WWII. The *GUN* of pattern b is often a mountainous area in western Japan. They underwent few landscape changes because the coniferous forest dominated landscape changed only from pine to cedar. Pattern d is characterized by a mixture of paddy fields, upland fields and coniferous forests. Pattern d *GUN* is located in plain areas where urban land use is now increasing.

These patterns showed the regional features of landscape change mainly characterized by the change in forest usage according to the topological and historical features of each region in Japan.

## 3. Regional Scale Analysis - Effects of landscape changes on rural forest plants

Regional scale analysis aimed to clarify the relationship among current forest form, changes of forest distribution in the last 50 years, and current distribution of herbs on forest floor. Three study areas were selected from the pattern a, b, d *GUN* that were classified in National Scale Analysis. "Nishiwaga" in Iwate Prefecture was selected from pattern a *GUN*. "Hiki" in Saitama was selected from pattern b, and "Southern Ibaraki" was from pattern d.

Some survey items are common in three study areas. One of common items is forest form of each site, and another is accessibility from settlements to each forest site. Many parts of *Satoyama-rin*, the secondary forests in rural area, have been abandoned for tens years. But some *Satoyama-rin* sites are still managed. Forest form is expected to show both current frequency of forest management and the condition of wild plant habitat.

Accessibility to forest sites is expected to show difficulty of management.

Some herb species were selected in each study area as the most effective indexes of relationship among landscape change, forest management and plant diversity, because regional features, such as topography or history, were predicted to affect the relationship among landscape change, forest management and plant diversity. In Nishiwaga, spring ephemeral herbs were selected. Life-forms of herb species on forest floor were used in Hiki, and species composition of pine forests was the index in Southern Ibaraki.

### Case Study 1: Nishiwaga Region – mountainous area with large natural forests

Nishiwaga region is located in the mountainous and cool temperate area in northern Japan. Large parts of the area are covered by natural deciduous forests dominated by *Fagus crenata*, and there are small *Satoyama*. In this area, two spring ephemeral herbs, *Anemone pseudo-altaica* and *Erythronium japonicum*, were selected as indicator species, and their distribution patterns were studied in relation to forest floor conditions, land-use history, and the accessibility into the interior for each forest site.

The survey results shows that forest floor conditions strongly affect the growth of the index species. Especially, sites with a low shrub layer, less than 1m, have 5.5% coverage of index species on average. The low shrub layer is made by forest floor management such as underscrubbing. But in “*Rin-Pan*”, that is the unit of forests sites, the occurrence ratio of low shrub sites has no relation,  $r=-0.027$ , with average coverage of index species. This shows that the distribution of low shrub sites is not suitable for the growth of spring ephemeral herbs. The reason of this result was clarified by history and accessibility of the site. Easily accessible areas adjacent to well managed access such as paved road accounted for 70.4% of low shrub sites. And 39.4% of the sites were grasslands in 1947. Coverage of index species in the sites with history as grassland was only 1.4% on average because the use of grassland was too intense for their growth. And 62.4% of historical grasslands were located in easily accessible areas.

These results suggest that current forest management do not contribute toward the growth of spring ephemeral species, because of location of the well managed sites in easily accessible areas in where land had used as grasslands historically.

### Case Study 2: Hiki Region – mountainous area without natural forests

Hiki region is located in a hilly area in western of Kanto Plain. There is little natural forest because of a long history as *Satoyama*. In this region, Raunkiaer's life-form was used as the index of forest plant diversity, especially focusing on grassland species because of the history of land use in hills as grassland. And species number was studied in relation to forest floor conditions, land-use history, and the accessibility into the interior for each forest site as in Nishiwaga region.

At first, forest floor conditions were classified into 4 types: type A dominated by bamboo grass *Pleiblastus chino*, B dominated by evergreen tree species in the shrub layer, C dominated by deciduous trees, and D which had a low shrub layer.

The vegetation survey showed that coniferous forests with type C floor were richer in species than other types, especially G with 6.7 species on average such as *Cymbidium goeringii*, and H with 7.6 species such as *Aster scaber*. On the other hand, pine forests with type A, B floor were very poor, and coniferous forests with type D floor were also poor in grassland species, such as *Potentilla freyniana*, *Ixeris polycephala*. And there were few pine forest with type D.

Another survey using air photographs in 1947 showed that current coniferous forests with type C floor had been maintained as forest vegetation in 1947, however pine forests had been used as grassland. One other survey about accessibility for each forest site showed that 50.7% of coniferous forests in 1947 were found in easily accessible areas adjacent to good access such as paved roads. And their floor was managed in 1999 by the same way as 1947. By contrast, pine forests and grasslands in 1947 were abandoned because of their location in the remote areas.

These results showed that secondary forest plants were strongly affected by not only current forest structures but also historical land use. Especially, past grassland management made current forest species poor, because it had lacked forest plant species. Also, grassland area has been reduced by vegetation succession from grassland to forest.

### **Case Study 3: Southern Ibaraki Region – plain area with urbanization**

Southern Ibaraki is a very flat area in the middle of Kanto Plain. There are two main surfaces topologically, alluvial lowlands used mainly as paddy fields, and diluvial uplands used as upland fields or forests. Most forests on uplands are dominated by pine, *Pinus densiflora*, and have been changed dramatically in the recent 20 years because of both disease and urbanization. Rural settlements are located around the boundaries between lowlands and uplands. Main roads in this area pass not through rural settlements but through the center of upland along boundaries of rural communities.

In Southern Ibaraki region, structure and species composition of pine forests were selected as the indicators of the relation between forest management and biodiversity. Pine forests in the study area were classified into 8 structural types by physiognomy, and into 6 vegetation units by phytosociological methodology. One of the eight structural types had a low shrub layer made by underscrubbing, and it corresponded to one of the six vegetation units which was differentiated by many herbaceous species such as *Miscanthus sinensis*, *Patrinia scabiosaefolia*, *Sanguisorba officinalis*. This result shows that underscrubbing is effective management for conserving grassland species on pine forest floor. Farmers who did underscrubbing came from outside this study area to take pine litters as materials for hotbeds for tobacco or melon production.

Distribution patterns of forest sites were measured by using grid data from vegetation maps, and distance from rural settlements to each forest site was ranked into 10 classes. First class is the closest to settlement, 10th is the remotest. In the results, many of underscrubbed pine forests are located beyond the 7th class far from settlements. Especially in communities where urbanized to a middle degree, 50% of forests sites in the 9th class were underscrubbed pine forests. Newly developed residents located in the same 9th class were easily accessible because they were very close to main roads.

These results suggest that underscrubbed pine forests, which are good habitats for grassland species, are located far from rural settlements, along major roads, but near urbanized residents.

## **4. Discussion : conservation of secondary forest plants in rural areas**

Above results suggest the following general principles in the relation between rural landscape change, management of *Satoyama-rin*, and secondary forest plants.

- 1) Location, accessibility and land-use history are three key factors which enable a forest site to be well managed and to be good habitat for forest herbs.
- 2) Especially, accessibility is the most important factor for the conservation of forest herb species, because it

determines the location of current managed sites.

- 3) Current forest management is not necessarily effective to conserve forest herbs because current management does not correspond to historical management of *Satoyama* in site distribution.

The above results also show the following features of each pattern of landscape change.

- 1) In pattern a, Nishiwaga, habitats of spring ephemeral herbs were limited by historical intensive use of grasslands caused by the shortage of *Satoyama*.
- 2) In pattern b, Hiki, grassland species were lost by vegetation succession from grassland to forest in tops of hill which were historically used as grasslands.
- 3) In pattern d, Southern Ibaraki, many of underscrubbed pine forests were close to urbanized residents because of high accessibility.

It was suggested from the above discussion that:

- 1) Maintenance of access roads to forest sites remote from rural settlements is necessary to keep forest management and to conserve plants in *Satoyama*.
- 2) Development of new management systems is necessary to select effective sites and to obtain new manpower for management.