

里山の現状と里山管理

服 部 保¹⁾・赤松 弘 治²⁾・武田 義明³⁾・
小 舘 誓 治¹⁾・上甫木 昭 春⁴⁾・山 崎 寛³⁾

A study on the Actual Conditions of Satoyama (Rural forests) and their Management. Tamotsu HATTORI,¹⁾ Hiroji AKAMATSU,²⁾ Yoshiaki TAKEDA,³⁾ Seiji KODATE,¹⁾ Akiharu KAMIHOGI,⁴⁾ and Hiroshi YAMAZAKI³⁾

In order to clarify the actual conditions of satoyama (rural forests) and the fundamental problems concerning their management, current studies on satoyama in ecology, phytosociology, forestry, landscape, recreation, amenity, environmental education etc. are reviewed and discussed. Satoyama is classified into four secondary forest types, lucidophyllous, screllophyllous, summergreen and pine dominated. Summergreen secondary forests have developed in the Kanto area, pine dominated secondary forests have developed in Setouchi area and lucidophyllous secondary forests have developed in Shikoku, Kyushu etc. along the Pacific coast of the Japanese archipelago. Summergreen, lucidophyllous and screllophyllous secondary forests are regenerated by sprouting and these coppice forests have not been managed due to the decline in the need for firewood and charcoal. Therefore, satoyama is being damaged by climbers, bamboos and pine wilt disease on the one hand, and is undergoing the succession from elfin forest to tall summergreen or lucidophyllous forest on the other hand. In order to maintain the traditional landscape, species diversity and fields for recreation, we should manage satoyama by new methods as an environmental forest having public functions. We introduce a few projects in which satoyama is being managed.

Key words: environmental forest, landscape, recreation, satoyama, secondary forest

はじめに

人里近くの丘陵や低山地に広がる里山は昭和30年代以降の燃料革命によって放置されるようになり、里山の景観や生物相が急激に変化しているといわれている(重松, 1991; 石井ら, 1993; 武内, 1994)。また各種開発により里山自体の減少も著しい。

里山の主体となる萌芽林(Coppice)やアカマツ林は自然林(Natural forest)である照葉樹林(Lucidophyllous forest)や夏緑林(Summergreen forest)と比較すると自然性は低いが、歴史性、風土性、景観性などをみると、より高く評価されることも少なくない。さらに極めて小

さな孤立林としてのみ残されている照葉樹林や遠い山地に残されている夏緑林に対して里山は都市近郊の自然としてその面積は広く、生物相もたいへん豊かである。

生産林(農用林=Farm forest)としての機能を失った里山ではあるが国土保全機能、アメニティ機能、レクリエーション機能、種多様性保全機能といった環境機能面での価値は増大する一方であり、その機能を十分発揮させるための里山の目標、維持管理の手法、利用の方法など研究すべき課題は多い。本論文では今までの里山に関する知見を整理し、生産林ではなく環境林としての里山の活用の方向を検討したものである。

¹⁾ 兵庫県立人と自然の博物館 生物資源研究部 Division of Biological Resources, Museum of Nature and Human Activities, Hyogo, Yayoigaoka 6, Sanda, 669-13 Japan

²⁾ 里と水辺研究所 Institute of Rural & Urban Ecology, Higashinakajima 4-11-32-602, Higashiyodogawa-ku, Osaka, 533 Japan

³⁾ 神戸大学 発達科学部 Division of Science for Biology and Environment, Faculty of Human Development, Kobe Univ., Tsurukabuto 3-11, Nada-ku, Kobe, 657 Japan

⁴⁾ 兵庫県立人と自然の博物館 環境計画研究部 Division of Environmental Design, Museum of Nature and Human Activities, Hyogo, Yayoigaoka 6, Sanda, 669-13 Japan

里山の定義

「里山」という用語は最近一般的に使用されているにもかかわらず広辞苑(新村, 1955)など各種の国語事典には載せられていない。比較的近年に造られた用語と考えられるが, 四手井(1993)は昭和30年代後半に本人が「里山」を造語した可能性が高いとし, 文献上では四手井(1974a)が最初らしいとしている。四手井(1974b)には北方林業193号(1966年)の論文が再録されているが, この論文中に「里山」が使用されているので, それによると「里山」の由来は1966年までさかのぼる。

四手井(1993)によると「里山」とは林学上の農用林を意味しており, 農家の裏山の丘陵か低山地帯に広がる薪炭生産, 堆肥や木灰の生産, 木材生産など農業を営むのに必要な樹林とされている。また奥山に対して農地に続く樹林, たやすく利用できる樹林地帯を「里山」としている。植生からみると, 人里近くの丘陵や低山地帯に広がる雑木林・アカマツ林などの各種二次林, 小規模なスギ・ヒノキ植林・竹林などの人工林, さらに宗教的あるいはシンボリックな機能を果たしている社寺林(自然林)まで広げて人里付近の樹林の総称が「里山」となろう。また里山の奥深く広がる棚田, 小規模なため池, 草原, 農家など丘陵や低山地に展開する人里地帯の景観(景域)を里山景観と

よぶことができる。

近畿以西では同一地域内に雑木林とアカマツ林がよく共存するため雑木林といった用語より総称としての「里山」がよく使われる(豊原, 1988; 重松, 1991, 1992; 石井ら, 1993; 波田ら, 1994b)。一方関東では雑木林が優占しているため「里山」より雑木林という用語の使用頻度が高いようである(中川, 1993c; 金田, 1990)。なお雑木林とはスギ, ヒノキのような良材とはならない雑多の樹木より構成される樹林とされ, 文学的用語でもあり明確に定義されていない。良材の得られないアカマツ林や照葉樹の萌芽更新によって成立している萌芽林(Coppice)も雑木林に含めることも可能である。江戸時代に地誌学者の古川古松軒が武蔵野の夏緑(落葉)二次林(Summer-green secondary forest)を雑木林とよび(足田, 1984), その後徳富蘆花や国木田独歩も雑木林という名称を用いている。このような歴史的, 文学的背景があるので雑木林とは萌芽更新による夏緑二次林と定義した方が望ましいのかもしれない。本論文では雑木林はそのような意味で使用している。また植生管理の視点からは総称として二次林がよく用いられているが(養父, 1993; 武内, 1991, 1994), 二次林は「里山」から「奥山(深山)」まで広く分布しているので人里近い各種二次林を指す用語としては「里山」がふさわしいと考えられる。

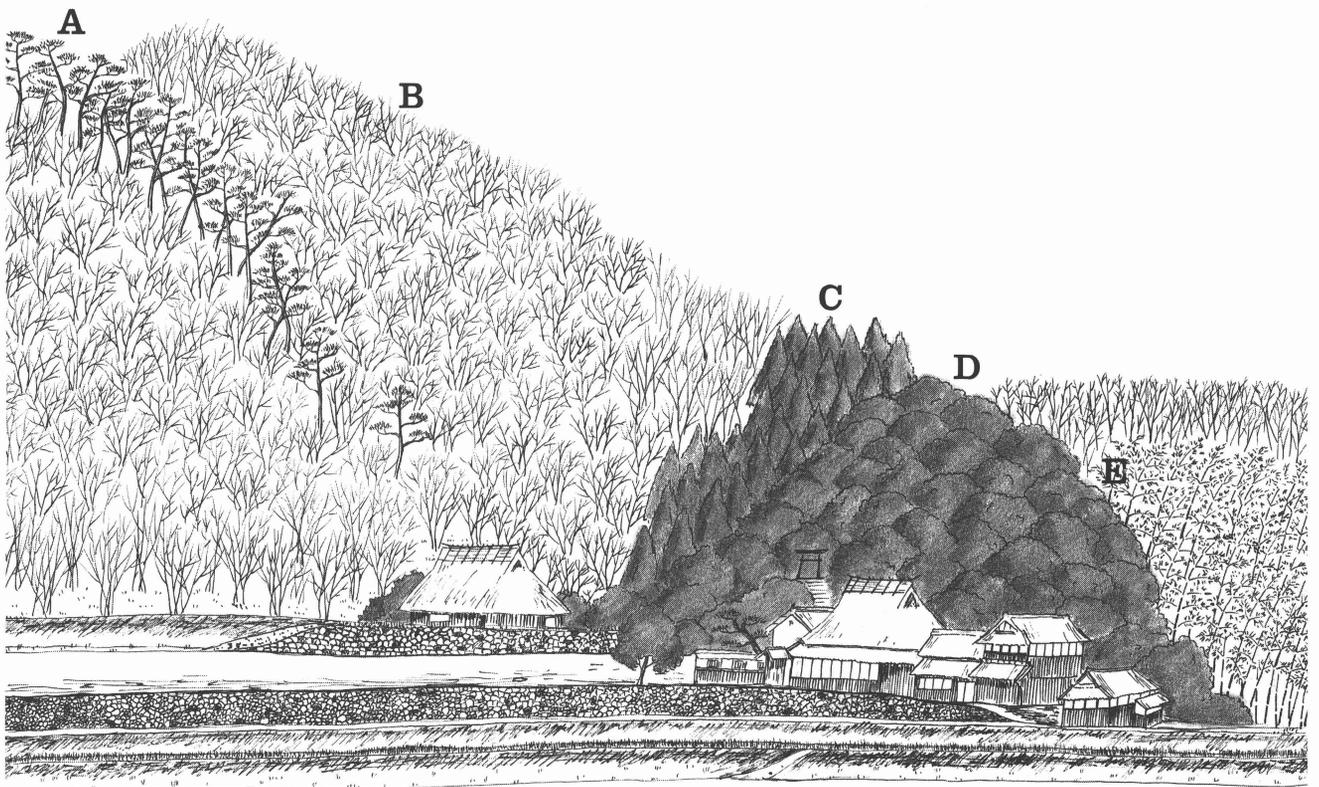


Fig.1. Typical landscape of satoyama in Hokusetsu area.

A: Pine dominated secondary forest, B: Summergreen secondary forest (*Quercus acutissima* artificial forest), C: *Cryptomeria japonica* artificial forest, D: Lucidophyllous natural forest, E: Bamboo forest.

里山の分類

1. 相観による区分

里山は人と自然の長いかかわりの中で成立した歴史性・風土性・地域性に富んだきわめて身近な樹林群である。里山の樹林タイプは地域ごとに異なるが、自然性と相観によって照葉樹林帯の里山の区分を試みた。里山は自然性からみると自然林、二次林、人工林に大別できる。

Table 1. Main forest types of satoyama (rural forest).

Natural forest	(自然林)
·Lucidophyllous natural forest	(照葉樹林)
·Pine dominated natural forest	(アカマツ自然林)
· <i>Alnus japonica</i> natural forest	(ハンノキ林)
Secondary forest	(二次林)
Coppice forest	(萌芽林)
·Lucidophyllous secondary forest	(照葉二次林)
·Sclerophyllous secondary forest	(硬葉二次林)
·Summergreen secondary forest	(夏緑二次林, 雑木林)
·Pine dominated secondary forest	(アカマツ二次林)
Artificial forest	(人工林)
·Pine artificial forest	(アカマツ植林)
· <i>Cryptomeria japonica</i> artificial forest	(スギ植林)
· <i>Chamaecyparis obtusa</i> artificial forest	(ヒノキ植林)
·Bamboo forest	(竹林)

自然林としては社寺に残る照葉樹林や尾根部・急傾斜地のアカマツ自然林などがあげられる。里山では社寺以外に自然性の照葉樹林が残されることは少なく、その分布は孤立的である。しかし、それは里山景観のアクセントになっている場合が多く、重要な存在である。

二次林は、萌芽林とアカマツ林に大別され、萌芽林は夏緑二次林(雑木林=クヌギ林, コナラ林など), 照葉二次林(シイ林, カシ林), 硬葉二次林(ウバメガシ林)に区分できる。関東以北では夏緑二次林の割合が高く, 中部, 近畿, 中国地方ではアカマツ林が目立つ。九州や太平洋沿岸の温暖な地域では照葉二次林が広く分布する。西日本の一部では備長炭の原木となる硬葉二次林が分布している。

人工林としてはスギ, ヒノキ林, 竹林などがあげられる。夏緑樹のクヌギもよく植林されている(片岡・柳沢, 1981; 柳谷ら, 1966; 佐藤ら, 1966)。

2. 植物社会学的な分類

里山の優占林である二次林は、その優占種、種類組成、階層構造などたいへん多様である。里山に関連のある植物社会学上の群集単位については多くの研究者により多数の群集が記載されている(宮脇・奥田, 1990; 大場, 1982; 中西ら, 1983)。雑木林はTable2に示したようにコナラ-オニシバリ群集, コナラ-アベマキ群集, コナラ-クヌギ群集, コナラ-ノグルミ群集, コナラ-ケネザサ群集, コナラ-オクチョウジザクラ群集などに区別される。関東ではコナラ-オニシバリ群集, コナラ-クヌギ群集, 中部ではコナラ-ケネザサ群集, 近畿ではコナラ-アベマキ群集の分布が広い。アカマツ林はアカマツ-ヤマツツジ群集(関東・東北地方), アカマツ-コバノミツバツツジ群集(中国地方), アカマツ-モチツツジ群集(近畿地方), アカマツ-オンツツジ群集(四国地方), アカマツ-ユキグニミツバツツジ群集(裏日本)などに区別されている(Table2)。硬葉二次林のウバメガシ林はウバメガシ-コシダ群集(中部以西)に位置づけられる。温暖な

Table 2. Main phytosociological associations and communities of satoyama (rural forest).

Summergreen secondary forest	(夏緑二次林・雑木林)
· <i>Daphno pseudomezerei</i> - <i>Quercetum serratae</i>	(コナラ-オニシバリ群集)
· <i>Quercetum acutissimo-serratae</i>	(コナラ-クヌギ群集)
· <i>Quercetum variabili-serratae</i>	(コナラ-アベマキ群集)
· <i>Platycaryo</i> - <i>Quercetum serratae</i>	(コナラ-ノグルミ群集)
· <i>Arundinario pygmaeae</i> - <i>Quercetum serratae</i>	(コナラ-ケネザサ群集)
· <i>Castaneo</i> - <i>Quercetum serratae</i>	(コナラ-クリ群集)
· <i>Pruno pilosae</i> - <i>Quercetum serratae</i>	(コナラ-オクチョウジザクラ群集)
Pine dominated secondary forest	(アカマツ二次林)
· <i>Rhododendro reticulati</i> - <i>Pinetum densifoliae</i>	(アカマツ-コバノミツバツツジ群集)
· <i>Rhododendro macrosepali</i> - <i>Pinetum densifoliae</i>	(アカマツ-モチツツジ群集)
· <i>Rhododendro niphophili</i> - <i>Pinetum densifoliae</i>	(アカマツ-ユキグニミツバツツジ群集)
· <i>Rhododendro weyrichii</i> - <i>Pinetum densifoliae</i>	(アカマツ-オンツツジ群集)
· <i>Rhododendro</i> - <i>Pinetum densifoliae</i>	(アカマツ-ヤマツツジ群集)
Sclerophyllous secondary forest	(硬葉二次林)
· <i>Gleichenio</i> - <i>Quercetum phillyraeoides</i>	(ウバメガシ-コシダ群集)
Lucidophyllous secondary forest	(照葉二次林)
· <i>Castanopsis cuspidata</i> var. <i>sieboldii</i> community	(スダジイ群落)
· <i>Castanopsis cuspidata</i> community	(コジイ群落)
· <i>Quercus glauca</i> community	(アラカシ群落)

Table 3. Original and actual vegetation in the Setouchi area.

	Original vegetation	Actual vegetation
Physiognomy	Lucidophyllous forest (照葉樹林)	Summergreen secondary forest (夏緑二次林)
Phytosociological class	Camellietea japonicae (ヤブツバキクラス)	Fagetea crenatae (ブナクラス)
Phytosociological association	Photinio-Castanopsietum thunbergii (コジイ-カナメモチ群集)	Quercetum variabilis-serratae (コナラ-アベマキ群集)

地域に広がる照葉二次林の大半はスダジイ、コジイを優占種とする樹林であるが、群集単位の位置づけはまだまだされていない。

里山の生物相

東北地方を除く里山の分布地の多くは暖温帯であり、照葉樹林帯にある。九州などの温暖な地域では里山の優占林は照葉二次林であり、照葉という相観では原植生と二次植生の差はない。ところが関東から中国地方に至る地域では原植生は照葉樹林であるが、里山の優占林は、アカマツ二次林や雑木林であり相観的にも組成的にも大きく異なっている。たとえば、兵庫県瀬戸内沿岸の原植生はコジイ-カナメモチ群集(服部, 1985; 服部ら, 1987; Nakanishi & Hattori, 1979)であるが、現在ではアカマツ-モチツツジ群集やコナラ-アベマキ群集(武田ら, 1994)に変わっている。人間の影響によってヤブツバキクラスからブナクラスまたはアカマツ-コナラクラス(中西ら, 1977)へと大きく変化したことになる。(Table3)。原植生とはまったく異なった生物相を持つ二次林生物相の由来を考えることは里山の保全方向を決める上でたいへん重要である。

二次林の生物相について日浦(1978)は吉良(1949, 1971)のいうコナラ、イヌブナなどの優占する暖帯落葉樹林(Warm temperate deciduous forest)に由来するものとしている。

カシ類、ブナが欠落し、ナラ類、シデ類、モミ、ツガなどが優占する地域を田中(1887)は間帯とよび、鈴木(1961)、野寄・奥富(1990)は中間温帯としている。吉良(1949, 1971)は照葉樹林、温帯落葉樹林(Cool temperate deciduous forest)とならぶ一つの森林帯(暖帯落葉樹林)として認め、その森林帯の成立要因として冬の寒さが厳しく、夏が暑いという気温要因(暖かさの指数と寒さの指数の組合せ)をあげた。これによると里山の広がる内陸部の原植生は暖帯落葉樹林であり、この暖帯落葉樹林が雑木林の起源ということになる。服部ら(1979)、Hattori & Nakanishi(1985)、中西ら(1983)は照葉樹林とブナ林の境界は一律の気温指数では示すことができないこと、暖かさ・寒さの指数によっては、カシ類、ブナ

落帯(暖帯落葉樹林帯)を説明できないこと、夏緑林のブナ型は多降水量域に、ナラ型は少降水量域に成立することなどを示した(Fig.2)。以上のように暖帯落葉樹林の設定に無理があるので、暖帯落葉樹林を雑木林の起源とすることは誤りである。

守山(1988)は、最終氷期以降の夏緑林から照葉樹林への移行期(縄文中後期)にかりうじて残っていた夏緑林の

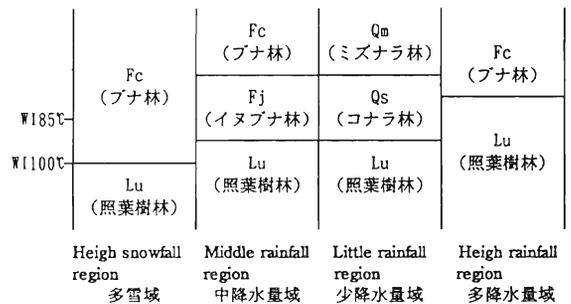


Fig.2. Distribution of lucidophyllous forest and summergreen forest on WI axis in four climatic regions.

Fc: *Fagus crenata* forest, Fj: *Fagus japonica* forest, Qm: *Quercus crispula* forest, Qs: *Quercus serrata* forest, Lu: *Lucidophyllous* forest.

一部が縄文人の利用によって二次林として残され、それが現在の雑木林の生物相の源となったとしている。

縄文海進期の5000年前には照葉樹林は現在の北限に達していたといわれている(前田, 1980)。その一方で関東地方内陸部の照葉樹林の発達には遅れ、地域によってはその発達は弥生時代以降の地域もあったという(松下, 1992)。照葉樹林の発達の遅れによってうまく残った夏緑林が照葉樹林発達後も縄文・弥生期の焼畑等の攪乱により二次林化しながらも持続し、やがては大規模な人の利用により雑木林化していったことは十分考えられる。しかし、近畿地方などの照葉樹林の発達が早く、里山としてアカマツ林が卓越している地域ではこの説では十分に説明できない。日浦(1978)や守山(1988)が里山の起源を気候的極相の遺存に求めたのに対し、土地的極相などから考察してみる。

照葉樹林帯の中に自然性の夏緑林やアカマツ林、植物社会学的な単位としてはブナクラス、ハンノキクラス、アカマツ-コナラクラス(中西ら, 1977)の成立する立地

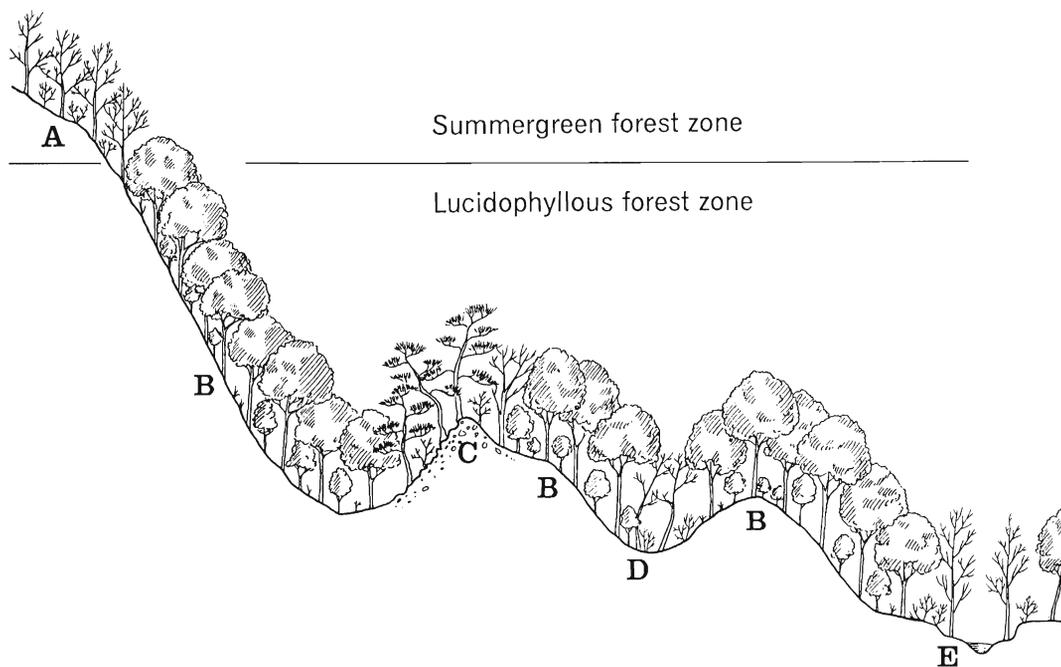


Fig.3. Distribution of the lower summergreen forest and the edaphic summergreen forest in lucidophyllous forest zone.

A:Lower summergreen forest, B:Lucidophyllous forest, C:Pine dominated natural forest with deciduous oaks, D:*Alnus japonica* natural forest, E:*Celtis sinensis* var. *japonica*-*Aphanthe aspera* natural forest.

がいくつかある。一つは尾根や急傾斜地などの乾燥の厳しい所である(Fig.3)。このような立地にはアカマツ自然林(ブナクラス, コナラ-ミズナラオーダー, アカマツ群団; 又はアカマツ-コナラクラス)が成立し, アベマキ, コナラ, ナラガシワなどの夏緑高木その他ツツジ類など各種の夏緑低木類も混生する。また自然性のクヌギ林としてクヌギ-ヒトツバ群落の報告もあり(伊藤・川里, 1987), 尾根部は照葉樹林帯の中であってアカマツ林や特殊な夏緑林の分布地であった。西日本の里山の優占樹林であるアカマツ二次林の種類組成はアカマツ自然林とよく類似しており, アカマツ二次林はアカマツ自然林以外に起源は考えられない。さらに気候的極相林には皆無といってよいほど出現しないにもかかわらず雑木林の優占種となるクヌギ, アベマキ, ナラガシワなどの起源も人為的な植栽を除けば尾根部の夏緑林であろう。少降水量域の気候的極相を構成するコナラもこのような土地の極相にも多く出現するので, 雑木林のブナ科優占種全体の起源を土地の極相に求めても問題はないと考えられる。

他に照葉樹林帯の特殊な夏緑林の分布地として低湿地や河川の氾濫原があげられ, ハンノキ, エノキ, アキニレ, ムクノキ, ケヤキといった樹種の源がこのような立地であろう(Fig.3)。

次に照葉樹林をみるとその内部にも夏緑樹の生育する空間は存在する。台風や大雨などによる倒木の結果生じたギャップにはカラスザンショウ, アカメガシワ, ミズキ, シデ類など各種夏緑樹が生育している。このようなギャップも里山生物相の源と考えられる。照葉樹林構成

種のヒサカキ, アラカシ, ネズミモチ, ヒイラギ, シラカシなどは里山の主要構成種となっており, 照葉樹林自体も里山生物相の源の一つである。

また照葉樹林の上部に広がるコナラ型, イヌブナ型の下部夏緑林も低地に近いだけに有力な里山生物相の源である。

以上の結果, ①尾根部の土地の極相, ②低湿地・氾濫原の土地の極相, ③照葉樹林とそのギャップ, ④下部夏緑林の4つが里山生物相の源としてまとめられる。照葉樹林が破壊されてゆく中で, これらの源から, 分布拡大能力が高く, 人間による周期的な下刈りや伐採に耐えられる種が侵入・定着し, 里山生物相を構成してきたのであろう。近畿地方のように里山にアカマツ林が多い所では尾根部の土地の極相に由来する割合が高かったものと考えられ, 関東・東北では下部夏緑林の比重が高かったと推定される。

里山の生物相の由来については上記のような自然的条件だけでなくクヌギやアカマツの人工林(藤田, 1979; 片岡・柳沢, 1981; 竹原, 1981; 布谷, 1983; 守山, 1988; 中川, 1993a, 1995a)もあり, 各種植物の植栽という人為的な条件も無視できない。

里山の現状

1. 里山の変貌

昭和30年代後半に始まる燃料革命や化学肥料の普及に伴ってしだいに里山は利用されなくなり, 放置されるよ

うになった。またマツクイムシによる松枯れの進行によってアカマツ林が壊滅的な打撃を受けた。さらに丘陵部の各種開発により里山自体が失われた所も少なくない。里山の変貌について以下のような点から考察した。

2. 孤立化

(1) 概要

里山の劇的な変貌は里山自身の消失である。各種開発により、里山の分布地そのものである丘陵・低山地は造成され、大面積の里山が失われてしまった。かろうじて開発域の中に公園や緑地として里山が残されている例もあるが、そのように残されても大海に浮かぶ小さな孤島のようにあり、広い面積の里山に較べて生物の種多様性はかなり低下する。生物の多様性と面積の関係については多くの論文が発表され(Curtis, 1956; Deshayé & Morisset, 1989; Dzwonko & Loster, 1988; Järvinen, 1982; Zacharias & Brandes, 1990), 小林(1985), 山本(1987), 加藤・一ノ瀬(1993)によっても総説としてまとめられているが、具体的に里山を対象として孤立化を論じた例はない。著者らは兵庫県三田市のニュータウン(フラワータウン)に孤立的に残された樹林(約20年経過)を対象に種数と面積の関係を調査し、その結果の一部を発表した(服部ら, 1994)。今回その後の調査結果も加え、孤立化によって里山が受けた影響を再検討した。

服部ら(1994)では16ヶ所の孤立林を対象としたが、本論文では29ヶ所を解析した。調査は孤立林内の二次林に生育する種(草原, 伐採地, マント群落などに分布の中心を持つ種を省いた)のリストの作成, 地形単位の分析, 面積の測定を行った。孤立林は大部分がコナラから成る雑木林で、部分的にアカマツ林や竹林が混在する。

(2) 種数-面積関係

調査により、孤立林の出現種数は37種から150種(総出現種数178種)、面積は100m²から102,700m²の結果を得た。孤立林の面積, 出現種数, 地形条件はTable4に、出現種の一覧はTable5に示した。面積と種数の関係についてはFig.4に示した。面積(X)と出現種数(Y)との関係は次式で示される。

$$Y = 35.8 \log x + 28.7$$

両者には強い正の相関($r=0.92$)が認められた(有意水準=0.1%)。

(3) 小面積化による種の欠落

大面積の孤立林と比較して小面積の孤立林で種の欠落がみられるのは二つの要因がある。一つは小面積化により土壌の乾燥化, 最小生存可能個体数の維持不能化など環境要因に基づくもので、他の一つは確率の問題である。もともと個体数の少ない稀少種は当然小面積の孤立林に

Table 4. Description of the fragmented forests investigated in Flower town, Sanda.

Plot No.	Size (100m ²)	Number of species	Geomorphic units comprising a plot
1	1027	151	CS, US, LS, FS, HH, HF
2	172	119	CS, US, LS, HH, HF
3	115	96	CS, US, LS, HH, HF
4	72	89	CS, US, LS, HH
5	61	92	CS, US, LS, FS, HH, HF
6	48	74	CS, US, LS,
7	47	88	CS, US, LS, HH, HF
8	31	71	US, LS
9	24	66	CS, US
10	23	90	CS, US, LS, HH
11	22	71	CS, US, LS, HH
12	21	91	CS, US, LS, HH
13	20	66	US, LS
14	15	51	CS, US, LS
15	14	79	CS, US, LS
16	13	74	LS
17	13	76	CS, US, LS
18	12	67	CS, US, FS
19	10	75	CS, US, LS
20	10	63	CS, US
21	9	68	CS, US, LS
22	9	52	CS, US
23	8	60	CS, US
24	8	51	US, LS
25	6	64	CS, US
26	3	45	CS
27	3	50	US, LS
28	2	42	CS
29	1	37	CS

CS:crest slope, US:upper part of side slope, LS:lower part of side slope, FS:foot slope, HH:head hollow, HF:head floor

は出現しにくく、大面積では出現しやすい。両者を区分するためには非孤立林における構成種の出現状況との比較検討が必要であるが、今回はこの点の考察を十分行っていない。今後の課題である。

最も大きな孤立林にのみ分布が限られる種(エドヒガン, ツチアケビ, イノデ, リョウメンシダ, フモトシダなど)から、コナラ, ヒサカキ, コバノガマズミ, ネジキ, モチツツジ, アラカシなどのように極めて小面積の孤立林にも生育するものまで種の欠落傾向は連続的である。ここでは欠落の傾向によって種を以下の4種群に区分した(Figs.5&6)。

A(激減種群): 大面積の孤立林にのみ出現(ツチアケビ, イノデ, マユミなど)

B(減少種群): 中程度の孤立林でも欠落(ヤブラン, アズキナシ, ハリギリなど)

C(漸減種群): 小面積の孤立林で欠落が著しい(コシアブラ, ノガリヤス, チゴユリなど)

Table 5. Distribution of secondary forest elements in each fragmented forest.

Plot No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29				
Quercus glauca	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	75ハシ			
Castanea crenata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	クリ			
Pertya scandens	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	コウヤボク			
Quercus serrata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	コナラ			
Viburnum erosum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	コハノハ			
Pleioblastus sp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ササ			
Lyonia ovalifolia var. elliptica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ササ			
Eurya japonica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヒヨドリ			
Xisteria floribunda	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ツツ			
Rhododendron macrosepalum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	モチノキ			
Rhus trichocarpa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヤマウルシ			
Pieris japonica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	アザミ			
Ilex crenata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	イヌフキ			
Prunus grayana	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウグイス			
Prunus verecunda	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	スズメ			
Ilex pedunculosa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ソコ			
Evodiopanax innovans	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	クマノ			
Osmanthus heterophyllus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヒヨドリ		
Akebia trifoliata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ミツハ		
Ardisia japonica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヤブ		
Pinus densiflora	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	アカ		
Cymbidium goeringii	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ショウ		
Viburnum wrightii	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ミヤマ		
Vitis saccharifera	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヤマ		
Acer crataegifolium	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウツ		
Acanthopanax sciadophylloides	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	コシ		
Disporum smilacinum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	コ		
Abelia spathulata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ツ		
Rhododendron kaempferi	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヤマ	
Cornus kousa	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヤマ	
Vaccinium smallii var. glabrum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ス	
Lonicera gracilipes	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヤマ	
Albizia julibrissin	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ス	
Clethra barbinervis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ	
Sorbus japonica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ	
Struthiopteris niponica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ	
Rhododendron reticulatum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	コ
Lindera glauca	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ヤマ
Symplocos coreana	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Vaccinium oldhamii	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Styrax japonica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Fraxinus sieboldiana	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Pourthiaea villosa var. laevis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Juniperus rigida	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Amelanchier asiatica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Calamagrostis arundinacea var. brachytricha	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Polygonatum lasianthum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Ophiopogon ohwii	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Rhamnus crenata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Euonymus oxyphyllus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Oplismenus undulatifolius var. japonicus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Prunus jamasakura	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Carex floribunda	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Viola violacea	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Euonymus alatus f. ciliato-dentatus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Osmunda japonica	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Parthenocissus tricuspidata	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Carex tristachya var. pocilliformis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	ウ
Dioscorea gracillima	1																																

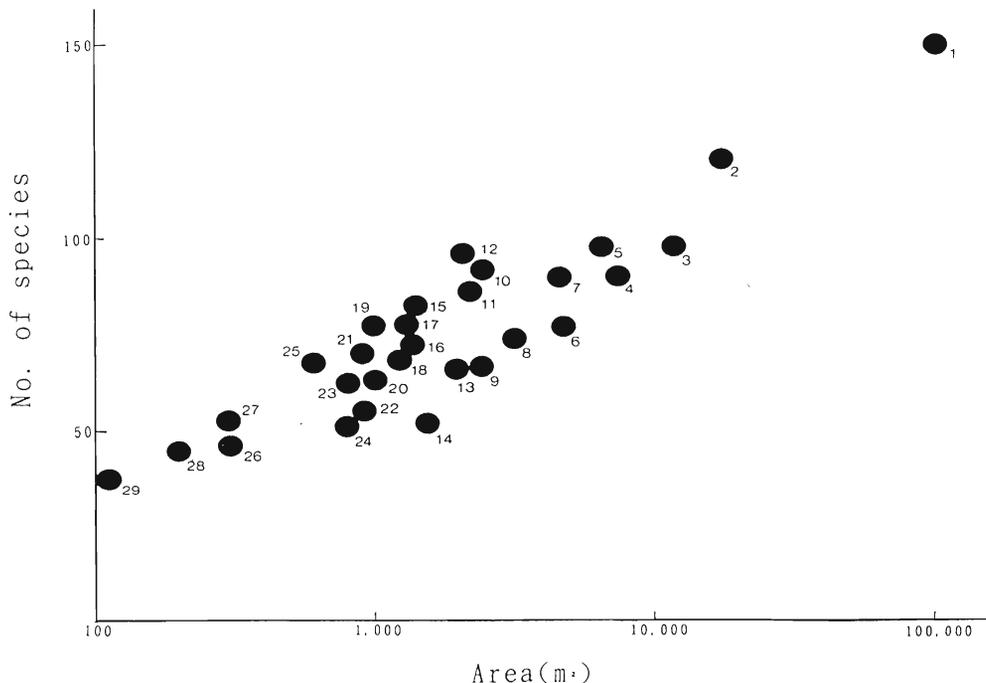


Fig.4. Relationship between area(m²) and number of species of the fragmented forests in Flower town, Sanda. Numerals correspond to the fragmented forest numbers in Tables 4 and 5.

D(普遍種群)：小面積化の影響を受けない(コナラ，ヒサカキ，アラカシなど)

普遍種群にはきわめて一般的にみられるヒサカキ，コナラなど低木，高木が多く，草本類はコウヤボウキ，シュンランなど少ない。漸滅種群，減少種群にはチゴユリ，シシガシラ，ノガリヤス，ミヤマナルコユリ，ナガバジャノヒゲ，シハイスミレ，ゼンマイ，アキノタムラソウ，シロヨメナ，ベニシダ，オオバノトンボソウ，ヤブランなどの草本類が多く，孤立化によって草本類から絶滅してゆく傾向が認められる。またハンノキなどの湿潤地を好む種も減少種群に含まれる。激滅種群ではそれらの傾向がさらに強まり，好適湿性の草本であるイノデ，フモトシダ，リョウメンシダ，ハエドクソウ，フユイチゴ，クマワラビ，ショウジョウバカマなどがそれに含まれる。また腐生植物のツチアケビ，ギンリョウソウモドキ，半寄生のウメガサソウもこの種群に入るほかカゴノキ，サネカズラ，ムベ，ツルグミ，ナナメノキ，マンリョウなど照葉樹林要素もこの群にまとめられる。照葉樹林要素は漸滅種群や減少種群にもいくつか含まれており，小孤立林ほどその要素は少ないが，当地の里山にはもともとそれらの照葉樹林要素の分布量が少なかったためであろう。

全体として草本類の欠落，特に好適湿性の種の欠落が目立つ。面積の減少と共に生育する空間自体が消失するので，出現種数の減少は当然のことではあるが，適湿性の種の欠落には地形条件も影響している。Table4の地形

条件をみると小面積で残された孤立林の立地の多くは頂部斜面，上部谷壁斜面であり，乾燥しがちな立地にあり，もともと分布量が少ないか稀であったと考えられる種が，孤立化によりさらに乾燥が進み絶滅したものと考えられる。草本の欠落については木本類に比較して個体の寿命が短く，その立地でかろうじて個体維持していたものの有効集団サイズ(最小生存可能個体数)の確保ができず，少数個体の寿命と共に絶滅した場合もあろう。必要な個体数を得られないという点では木本種も同じであり，他からの種子供給がない場合は絶滅に向かう木本種も少なくない。今後10年，20年後の追跡調査が必要となろう。

(4) 里山の保全に必要な面積

様々な開発で里山が失われる時に望ましいのはその開発域内の生物相全体が持続できるような里山保全地を設けることである。今回の調査で総出現種数は178種(開発前のフラワータウンの里山種はもっと多いと思われる)，最大面積の孤立林で150種である。総出現種を1ヶ所の地点で確保しようとする10haでは少ないということになる。前述の回帰式を用いて全種(178種)出現するのに必要な面積を計算すると約148haとなり200haの開発で約2/3も保全域として必要ということになる。大規模な開発であれば150haという面積も可能性はあるが，200ha程度の開発ではそれだけの面積の確保はできない。1ヶ所の孤立林にしか出現しなかった種は26種あるが，そのうち最大の孤立林には14種と半数以上出現している。次の孤立林(約1.7ha)にはわずか2種であるので，10ha前

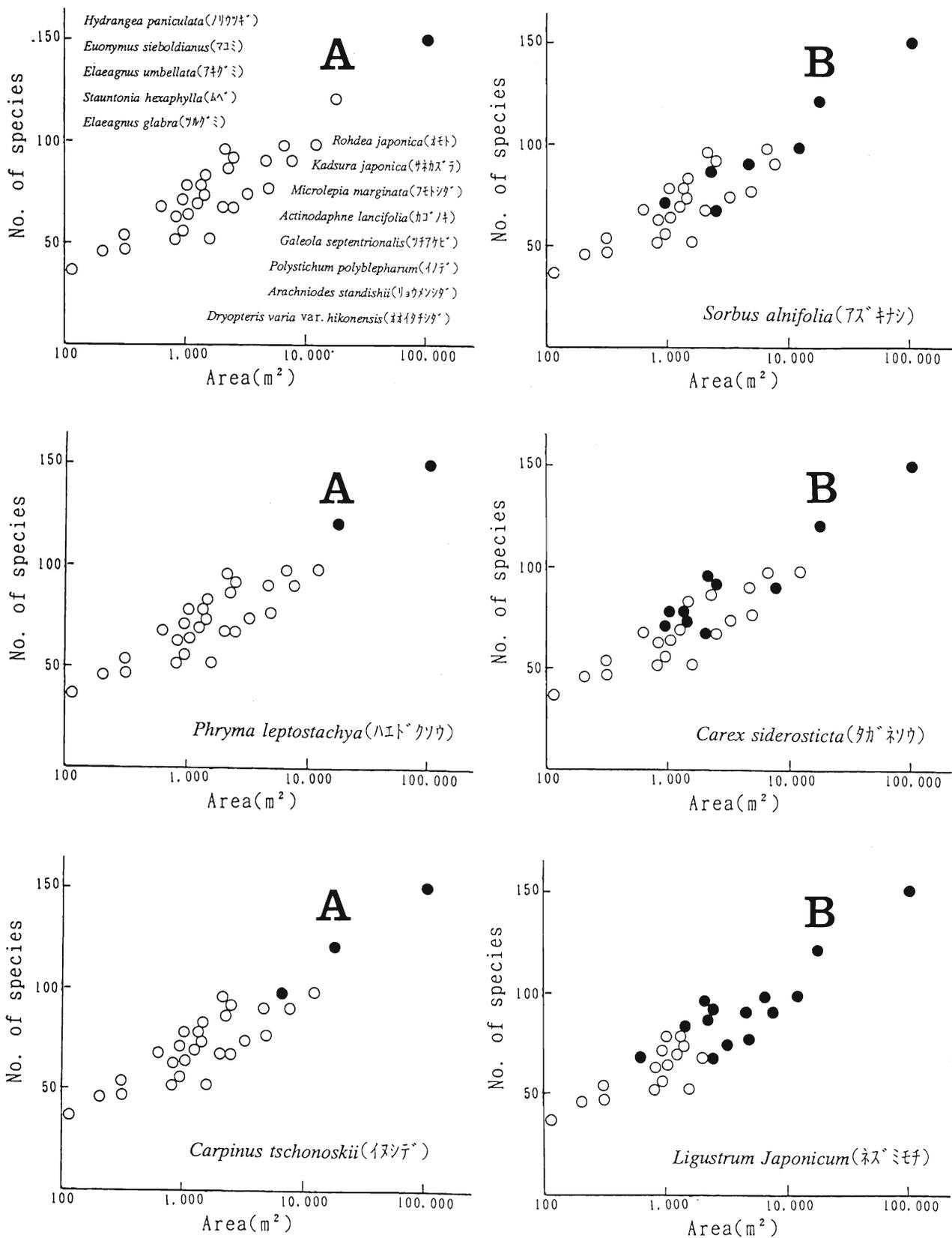


Fig.5. Distribution of secondary forest elements on a two-dimensional scale formed by area(m²) and number of species of the fragmented forests. The solid circles indicate the stands containing the species. The open circles indicate the stands lacking the species.
 A:Species group highly affected by a scaling-down of forest area, B:Species group affected by a scaling-down of forest area.

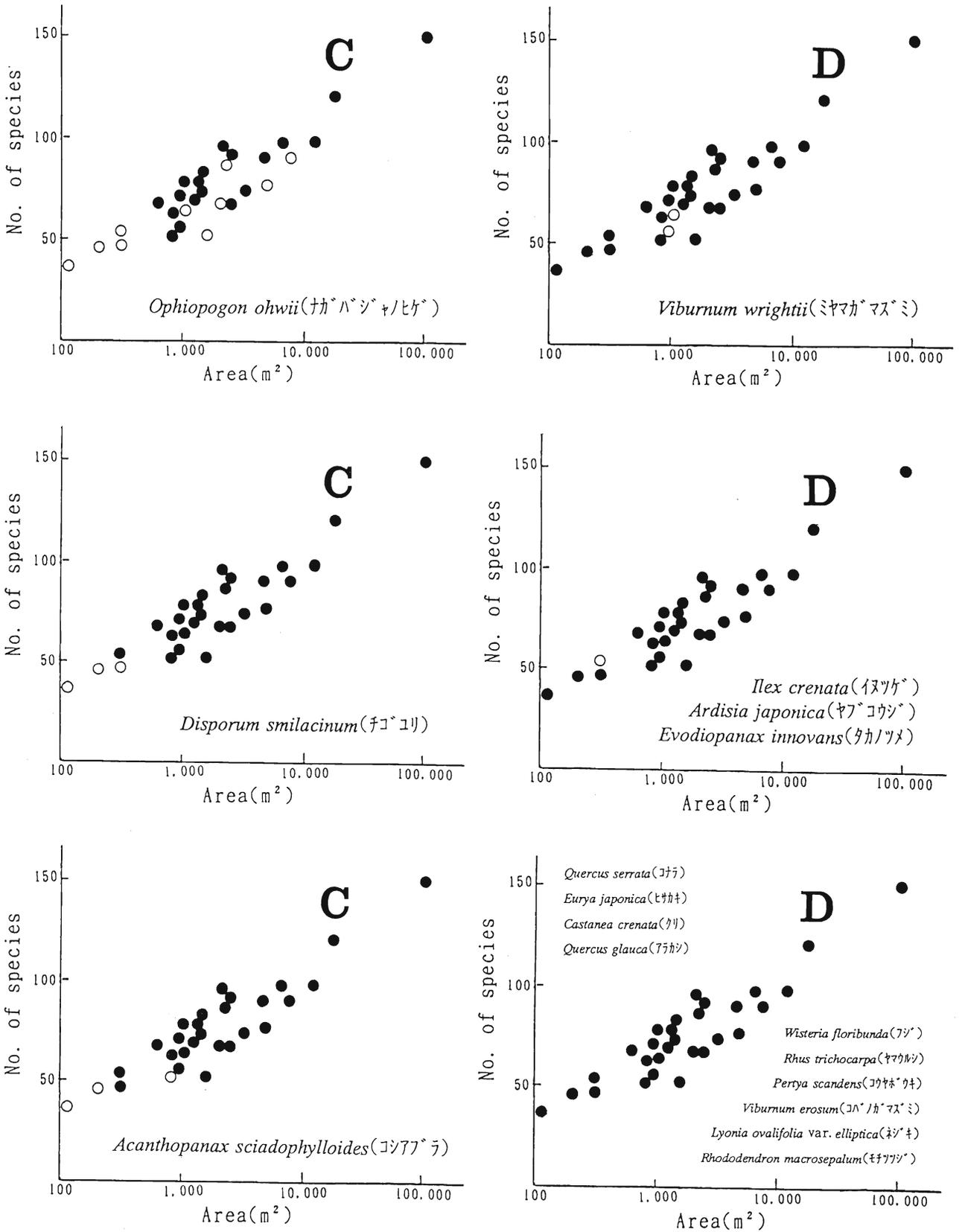


Fig.6. Distribution of secondary forest elements on a two-dimensional scale formed by area(m²) and number of species of the fragmented forests. The solid circles indicate the stands containing the species. The open circles indicate the stands lacking the species.

C:Species group slightly affected by a scaling-down of forest area, D:Species group not affected by a scaling-down of forest area.

後であると稀少種の出現割合が高くなり、それなりの自然性を保つことができると考えられる。橋本ら(1994)は同じフラワータウンの孤立林のアリ相の調査から、アリ類の多様性を維持するのに必要な面積は最大孤立林の10haだとしている。1994年に我々はフラワータウン内全域の蝶相を調査したが、その結果でも最大孤立林にウラキシジミ、ミドリシジミ、ミズイロオナガシジミ、アカシジミ、ウラナミアカシジミ、ウラゴマダラシジミといった里山の高い自然性を指標するゼフィルス類を確認しており、全生物相といえないまでも昆虫類までの動物相を対象とするならば10haという面積が里山保全の最小単位のように考えられる。

種多様性を保持しうるのに少数の大孤立林か、多数の小孤立林かという論議がある。これについては加藤・一ノ瀬(1993)、武内(1994)にまとめられている。今回の結果では、服部ら(1994)に報告したように一般種を残すという効率からみると「多数の小孤立林」がはるかに有利である(例えば、最大孤立林以外の孤立林の総面積は約8ha、出現種数は164種となり10haの最大孤立林の種数は151種よりも多くなる)。しかし、前述したように稀少種は大孤立林に遍在しており、稀少種の保全のためには大面積林は絶対に必要となる。10haの樹林を核として各種サイズの樹林を残し、それらの樹林を回廊で結ぶなどのネットワーク化を研究すべきであろう。著者らは孤立化した里山の保全、緑地のネットワーク化などの問題について兵庫県北摂整備局新都市部の委託(フラワータウン周辺緑地の整備・管理手法調査)を受けて現在調査を進めている。

3. 遷移の進行

放置された里山は潜在自然植生に向かって遷移する。里山は東北地方や内陸部を除くと大部分は照葉樹林域にあるので長期的には照葉樹林化する。アカマツ林の遷移についてはToyohara(1984)、豊原ら(1986)、矢野・高橋(1984)、竹中(1992)、竹中・本村(1994)、山下・林(1987)など、遷移と土壌の関係について高橋グループの一連の研究(高橋ら、1982、1984a、1984b、1985)がある。アカマツ林の遷移がよく目立つのはマツクイムシによる松枯れによって下層の夏緑樹や照葉樹の生育が顕著になったことにもよる。この問題については豊原ら(1986)、千葉(1987)、達・大沢(1992)、藤原グループ(Fujihara & Toyohara, 1990; 藤原, 1992; 藤原ら, 1991, 1992)などの報告がある。西日本の瘠悪地を除く地域ではアカマツ林の遷移は下層にある高木種の優占後(一般的にはコナラ、アベマキ)、長期的にはアラカシ林やシラカシ林に遷移する場合が多い。兵庫県の神戸市、三田市一帯でも30年前はアカマツ林が卓越し、コナラを優占種とする雑木林は斜面下部などに限られていたが(中西ら、

1970)、現在では松枯れにより下層のコナラが15mから20mにも成育し、コナラの優占林に変わった所が少ない。またその雑木林の下層にはアラカシ、ヒサカキ、ネズミモチなどの照葉樹が増加している。

雑木林の遷移については林床の植生変化について報告した例(浜端, 1980; 辻・星野, 1992; 藤村, 1994)はあるが、コナラ・クヌギ林の伐採後ミズキなどの林に変化した例(藤村, 1994)を除けば、放置された雑木林の林冠の変化にふれた報告はない。下層部での遷移は進行しているが、まだ林冠には達していないということであろう。

4. 松枯れ

瀬戸内沿地域の景観を特徴づけていたのはアカマツ林であった。このアカマツ林はマツクイムシ(マツノザイセンチュウ)により壊滅的な打撃を受け、里山の景観は一変した。

この松枯れにより土壌の発達が良い所では林冠木の間伐的な効果を生み同じ林冠にあったコナラなどの生育を促進し、また下層にあったコナラやアラカシが発達するなど遷移は進行しているが(藤原, 1992)、瘠悪地ではもともと下層木の発達が悪く、うまく遷移が進行していない。豊原ら(1986)や藤原ら(1991)が報告しているように林床のウラジロやコシダが優占し、遷移の退行が認められる所もある。また下層にソヨゴ、ヒサカキ、ネズといった垂高木、低木程度の樹木しか持たない松枯れ林もあり、このような樹林を長期的にどのような樹林に誘導すべきか検討課題は多い。松枯れ被害の大きい所は斜面下部の土壌が発達しやすい所が多いという報告もあるが(藤原ら, 1992; 波田ら, 1994)、近年の松枯れ状況をみるとアカマツ自然林の分布地まで広がり、被害は全面的である。千葉(1987)、四手井(1987)は激害地であってもマツの生き残りはあるが、松枯れ跡地にマツが自然に回復するケースは稀としている。抵抗性マツの育種などによるマツ林復元の研究が望まれる。

5. 高木林化

薪炭林・農用林として管理されている里山、特に萌芽林は伐期10~20年で萌芽更新を繰り返していた樹高の低い「低林・矮林(Elfin forest)」である(四手井, 1985, 1986, 1993)。伐採の周期や立地条件により樹林の高さは異なっていたが、最大でも10m以下に押さえられていたと考えられる。このような低林は放置されれば高木林化は避けられず、放置後長年月が経過し、20mを越える高木林が各所にみられる。中川(1987)のクヌギ、コナラの樹高成長の回帰式を用いるとそれらの樹木は40年から45年で樹高20mを越えることになる。ブナ林のような夏緑林や、社寺に残る照葉樹林と外観が変わらないまでに発達した照葉樹萌芽林が各地でみられるようになった

(組成的には自然性は低い)。

里山は伐採直後に成立する伐採跡群落から伐採直前の低林までの様々な林齢構成の二次林から構成されていたが、現在の里山は今まで存在しなかった高齢の高木林から構成されていることになる。

6. ツル植物の繁茂

里山の放置により高木や低木の伸長だけではなくツル植物の繁茂が著しい。特に林縁部や松枯れなどによるギャップでの生育は旺盛で、樹木の幹に巻き付いて締め付け、また樹冠部を被って高木に大きな被害を与えている。都市や草原に近いような里山ではクズが、他ではフジの加害が大きい。兵庫県三田市のフラワータウンではフジの加害が著しく、高木のコナラやアカマツが枯死したり、被圧されて衰弱している例が多数認められる。フジは直径20cmにも達している個体があり、20~30年の樹齢に達していると考えられる。

7. ササ類の繁茂

放置によって低木層では生活力旺盛な各種の植物が優占化し始めるが、ササ類が繁茂することが多い。関東地方ではアズマネザサの繁茂が顕著であり(中川, 1987; 藤村, 1994; 大久保・加藤, 1994), 近畿地方ではネザサ, ケネザサ, シブヤザサなどの生育が目立つが、関東地方のアズマネザサのように丈が高く藪のような密生状態はあまりみられない。表日本側のやや海拔が高い所ではミヤコザサ, 裏日本側では低地までチマキザサ, チュウゴクザサ, クマイザサ, オオバザサなどがよくみられる。ササ類の繁茂は他の低木層や草本層の植物の生育を抑え、種多様性を甚だしく低下させる。

8. 竹林の拡大

里山の構成要素の一つである竹林は、タケノコ生産を目指した大規模なものを除くと、農家の裏山などに自家消費用(竹材, タケノコ)の小規模なものが大半を占めていた。近年竹林の放置により、タケ類は周辺の二次林に侵入し、拡大しつつある。タケ類の密生は高木層以下すべての階層において他種の生育を阻害し、種多様性を低下させると共に里山景観を大きく変化させることになる。

9. 動物の影響

六甲山系ではイノシシの増加と共にイノシシによる踏みつけや食害のために林床植物が全滅に近い所もある。スギ, ヒノキ植林地でのシカの食害が報告されているが、おそらく里山もかなりの影響を受けているものと思われる。

10. 人の影響

エビネなどのラン類の採取など、人の採取によって急激に減少した里山の植物は少なくない(岩槻, 1990)。今後里山への都市住民のレクリエーション的な利用が増加するにつれて、里山は採取, 踏みつけ, 伐採など様々な影響を受けるであろう。環境教育・自然学習を通じて里山保全の重要性を認識させると共に適正な里山利用の手法を検討する必要がある。

11. 種多様性

孤立化, 遷移の進行, 高木林化, ツル植物, ネザサ類の繁茂などによって里山の種多様性は変化する。一般的には林内照度の低下と共に種多様性が減少するといわれている(重松, 1988a, 1992, 1994a, 1994b; 中川, 1993a; 石井ら, 1993)。二次林内にはブナクラスやヤブツバキクラス構成種だけでなく草原性のススキクラスやマント群落構成種などを含んでいる。放置による林冠の閉鎖などによって好陽性の草原構成種は減少してゆく。しかし下刈りや落葉かき, さらに伐採が行われないことによって、生育がより良好となる種(夏緑低木類)や、やや暗い林内を好む種(腐生植物など)が新たに侵入することもあり得る。里山の放置による種多様性への影響については研究例は少なく、今後調査が必要であろう。

12. 植栽植物種の侵入

都市近くの里山, 特にニュータウンなどに孤立的に残された里山には公園, 緑地, 街路, 人家の庭に植栽された各種の植物が侵入し始めている。多くは鳥散布によるものであるが、重力散布や風散布のものもあり多様である。三田市フラワータウンでは、コブシ, シャリンバイ, ヒイラギナンテン, ユズリハ, タチバナモドキ, ニシキギ, イヌマキ, シラカシ, スダジイ, クスノキ, ヤマモモなどの侵入が認められたが、まだ1mに達する個体はない(服部ら, 1994)。井手ら(1992, 1994)は、茨城県つくば市の孤立林に周辺から供給された種としてヒイラギナンテン, エンジュ, コブシ, ナンテン, シャリンバイ, サンゴジュ, アメリカヤマボウシなどをあげ孤立林の下層植生の種構成が種子の供給を通して、周辺の樹林や植栽の樹種構成の影響を受けやすいことを示している。

里山の評価

1. 環境・文化資源としての里山(環境林としての里山)

みどりの持つ資源的価値について安田(1988)は生産資源(物質生産), 環境資源(国土保全, 快適環境形成), 文化資源(自然学習, 芸術・宗教, レクリエーション, 生物保全)に三分している。環境資源と文化資源については

「生物保全」のように区分できないような点もあるのでここでは生産資源と環境・文化資源に二分して里山を考えてみたい。

すでに述べたように里山は生産資源として昭和30年代まで活用され、同時にそれは地域に根付いた環境・文化資源としても機能してきた。現在里山は生産資源としてほとんど利用されなくなったが、環境・文化資源としての重要性は急速に高まっている。特に里山の持つアメニティ機能、レクリエーション機能、種多様性保全機能、環境学習・教育機能、風土・景観保全機能はこれからの里山のあり方を考える上で非常に重要である。里山のアメニティ機能、レクリエーション機能については今永(1975)、重松・高橋(1982)、重松(1983)、李(1986)、梶返(1987)、谷中(1990)、武内(1991, 1994)、香川(1992)、香川・八巻(1990)など多数の研究者によって研究が進められ、里山のレクリエーション的利用については重松(1991, 1992)が総合的にまとめている。

生物の多様性については1992年の生物の多様性に関する国際条約、環境基本法、絶滅の恐れのある野生動植物の種の保存に関する法律などにみられるように、その保全が急務であることが認識され、それに平行して里山の

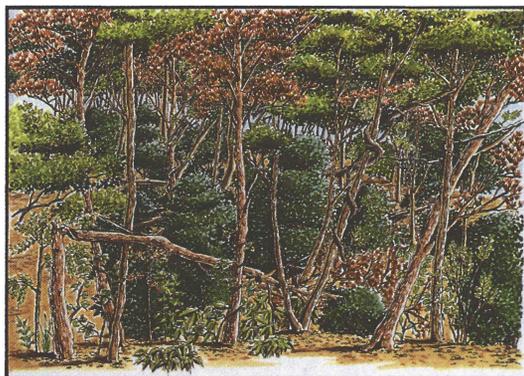
持つ種多様性保全機能が急速に評価され始めている(石井ら, 1993; 武内, 1994; 中越ら, 1994)。

現在も生産資源として里山が活用されている所は存在し、林(1993)のように生産的機能を重視する考え方もあるが、放置されている多くの里山の現状をみると環境・文化資源として里山を再生させることの方がより重要であるように思われる。里山を生産林としてみるのではなく、環境林(環境・文化林)として位置づけ、環境林としての目標植生や維持管理手法を検討すべき時期であろう。

2. 里山に対する住民意識

今永(1975)、四手井(1981)は、アンケート調査の結果日本人は針葉樹の単層林、人工林的な整然とした林相を好むとしている。一方鈴木・堀(1989)は照葉樹林や人工林よりも、日本人は雑木林を好むとしている。二次林の中でも好まれるのは、明るさ、見通しの良さ、林床の整然さ、開放さ、安心性などを持つ疎林や散開林とされている(藤本, 1978; 李, 1986; 梶返, 1987)。これらのアンケート調査結果は品田(1980)のいう、人類は見通しの良い草原や疎林を好むということと一致する。

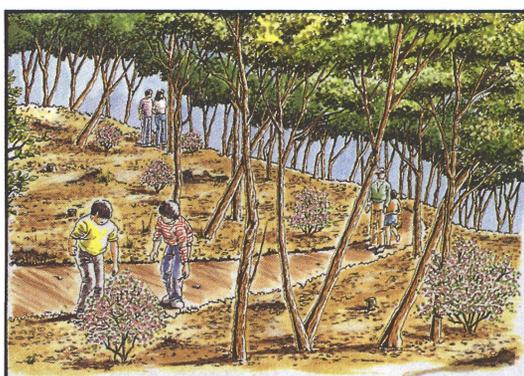
一方、香川(1992)は二次林と自然林のアメニティにつ



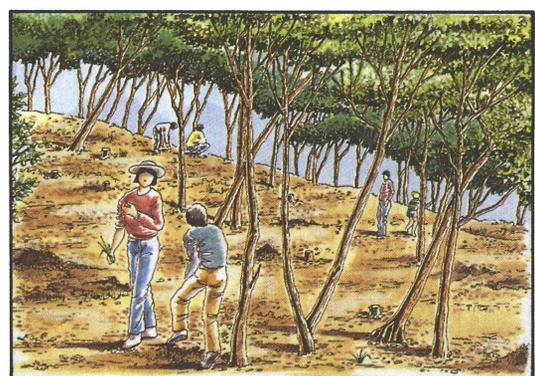
a. successional type
(既存樹林放置型)



b. species diversity type
(生物多様性保全型)



c. flower viewing type
(特定動植物観賞型)



d. forest floor utilization type
(林床利用型)

Fig.7. Four forest types in the questionnaire survey (Kamihogi *et al.* 1994).

いてのアンケート調査から、日本人は必ずしも自然林よりも二次林を好むということはないとし、自然学習などを通じて自然林に対する理解が深まれば自然林への親しみ深さやアメニティを感じるできると考えている。このことは疎林状の里山ではなく、より自然性の高い里山であっても環境教育や自然学習によってレクリエーションの対象となることを示しているように思われる。

上甫木・池口(1994, 1995), 澤木(1994, 1995), 上甫木ら(1994), 澤木・上甫木(1995)は三田市フラワータウンのアンケート調査から、ニュータウン内に残存した里山の機能として居住者は動植物の生息の場としての役割を最も重視していること、自然志向が強いことなどを明らかにしている。更に里山の将来像として、「既存樹林放置型、遷移にまかせる」、「生物多様性保全型、夏緑林の高木化を目指すと共に多様性を阻害する植物の除去」、「特定動植物観賞型、ツツジ類など観賞にふさわしい植物のみを残す。」、「林床利用型、林床を下刈りし整然とした林内を形成。」の4タイプを図で示し(Fig.7)、どの様なタイプを好むのかという設問の結果、第一が生物多様性保全型で第二が放置型であった。この結果は多くの種の絶滅の問題が新聞などで取り上げられ、また生物多様性保全条約が結ばれるなど環境問題への意識の高まりや環境学習の結果といえる。現在では里山に単なる明るさや開放性だけを求めているのではなく、多様な生物の生息という新しい方向も求めているように思われる。

3. 里山の貴重性評価

広大な面積を占めていた里山も人工林化やゴルフ場などの各種開発によって、その面積は急激に減少している。できるだけ広い面積を保全することが必要であるが、全ての里山をすぐに保全対象とすることは不可能である。各々の地域ごとに風土に根ざした里山が成立しており、どの里山も重要ではあるが、里山にも様々なタイプがあり、放置されて長い年月を経たもの、現在も利用されよく管理されたもの、松枯れ後放置され樹林としての景観を呈していないものなど多様である。里山を保全するための第一段階としては各地の里山の実態を調査し、貴重性を評価し、貴重性の高い里山から保全を進めてゆく必要がある。環境庁の植生自然度では里山の雑木林、アカマツ林は「植生自然度7」となり、環境アセスメントで通常保全対象の基準とされる自然度「8」よりも低くなり、里山はその対象とはなりにくい。自然度だけでなく、景観性、風土・歴史性、種多様性なども加え多面的に里山を評価すべきである。各種群落の多面的評価については、沼田(1978, 1980), 大場(1979, 1980), 中西(1980a, b)などによって評価案が報告されている。1991年より1995年にかけて兵庫県環境管理課では県レベルで保全を図る必要のある貴重な自然(動物, 植物, 植物群落, 地形・

地質, 自然景観)の選定を進め、その結果は兵庫の貴重な自然(兵庫県, 1995a)としてまとめられたが、その際に著者らは貴重な植物群落の選定基準として中西(1980a)などを参考に植物群落の貴重性評価基準を作成した(4.植物群落の貴重性評価基準案参照)。この基準により、二次林, 二次草原など植生自然度では重要と評価されない群落も他の面から重要性が評価できる。例えば以下に示す兵庫県川西市一庫や黒川のクヌギ林である。

兵庫県の川西市から大阪府の豊能町, 箕面市にはクヌギを優占種とする雑木林が広がっている。この樹林は次の五点でたいへん特異である。第一点は歴史性である。当地一帯はクヌギを原木とする木炭(一庫炭・池田炭)の生産地であるが、その歴史は古文書に記録されているだけでも室町時代にまでさかのぼることができ、江戸時代には「毛吹草」、「摂陽群談」、「和漢三才図会」、「日本山海名物図会」、「摂津名所図会」などに茶道用の切炭として最高級品であることなどが記されている(浜口, 1957a, b, 1972; 八木, 1976)。第二は台場クヌギ(Fig.8)の存在である。普通の萌芽林のように根元付近で伐採せず、地際より1~3mの高さで幹を伐採するという方法(pollarding)により育成された台場クヌギ林(頭木林)が各所にみられる。このような頭木林は京都府北部(四手

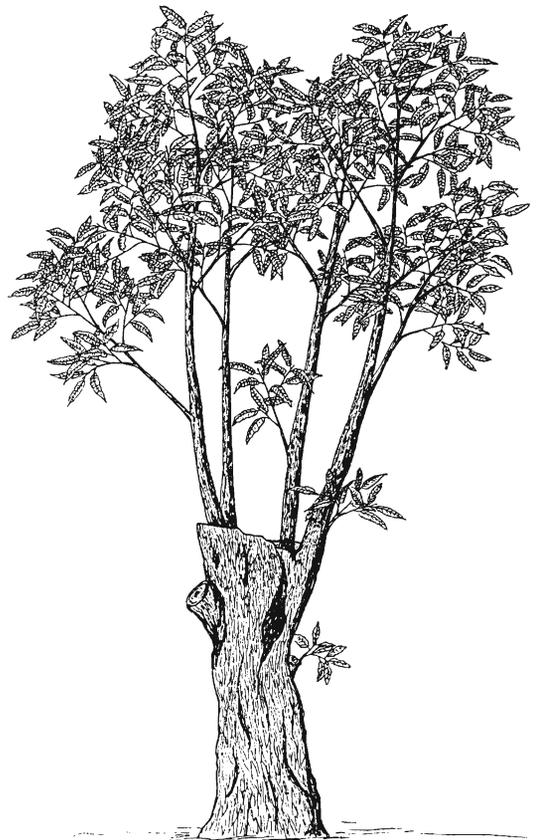


Fig.8. Daiba Kunugi (*Quercus acutissima* pollarded) in the Hokusetsu area.

井, 1985)などでもみられるが, これほどの規模のものは他ではみられない. 文献では「広益国産考(1844年)」にすでに記されている(野堀, 1988). 第三は種類組成の特殊さである. 野寄(1994)は当地のクヌギ林の調査から本樹林をコナラ-ケネザサ群集あるいはコナラ-アベマキ群集に位置づけられる可能性があるとしているが, 組成や相観の特異性からも新群集(クヌギ-エドヒガン群集, 仮称)としてまとめられる可能性が高い. 第四は動物相の多様性である. 蝶のオオムラサキ・ゼフィルス類, 甲虫類のオオクワガタなどの貴重な昆虫類も少なくない(仲田, 1982a, b, c). 第五は現在も続く木炭生産があげられる. 茶道用の道具炭という特殊な用途によってわずかながら生産が続いており, そのため川西市の一庫から黒川にかけては, かつての里山景観がそうであったように, 様々な林齢の雑木林がモザイク状に展開している. このような雑木林はまさに文化資源, 自然文化財としての価値を有し, 自然林と同等あるいはそれ以上の価値を持つ. このような雑木林を前述の評価基準によって評価すると, 保全すべき貴重な群落として浮かび上がってくる.

4. 植物群落の貴重性評価基準案

(1) 概要

植物群落の貴重性を稀少さ・繊細さ(「分布の広がり」, 「分布の位置」, 「人為攪乱の影響度」, 「再現性」, 「放置した場合の将来予測」)と自然の豊かさ(「空間的安定性」, 「種多様性」, 「貴重な植物の包含性」, 「自然度」, 「風土・景観性」)の合計10の評価項目から評価を行う. 各評価項目ごとに5点満点の点数評価を行い, 10項目全体の評価合計点(50点満点)で貴重性を判断する.

植物群落を評価するときに「分布の広がり」のように群落・群集として評価される場合と, 「分布の位置」のように植分で評価される場合がある. 同じ群落でも「分布の位置」, 「種多様性」, 「貴重な植物の包含性」, 「風土・景観性」などはそれぞれ異なった評価点となり, 貴重性は異なってくる.

なお本案は兵庫県(1995a)にも載せられているが, 本論文では多少修正を加えている.

(2) 評価

①分布の広がり

群落分布の広がり程度を評価する. 分布域が狭いほど高い評価点とする. 群落の単位については植物社会学上認められた「群集」レベルとする. 立地条件の特殊性に対応していれば亜群集レベルでも良い. 群集単位が決定されていない場合は群落としての広がりを考察する.

評価点の基準

1点 日本に広く分布. 沖縄県から北海道まで広く分布

する群落で, 必ずしも日本全域でなくとも, 本州以南程度の分布域であればこれに含める.

例:セイトカアワダチソウ群落, ニワホコリ-カゼクサ群落, ツボクサ-シバ群落

2点 「植物地理区」程度の分布. 前川(1977)などによる植物地理的区分に基づく地域を分布域とするもの.

例:ブナ-イヌブナ群集, ブナ-シラキ群集, ブナ-ヒメアオキ群集, ムクノキ-エノキ群集, モミ-シキミ群集

3点 「地方」程度の分布. 植物地理区よりも小さく, 近畿地方, 瀬戸内地方といった広がりをも分布域とするもの.

例:コジイ-カナメモチ群集, アカマツ-モチツツジ群集, イヌブナ-チャボガヤ群集, ブナ-クロモジ群集, コナラ-アベマキ群集, ススキ-ホクチアザミ群集

4点 「府県」程度の分布. 「地方」よりさらに小さく, 少数の府県程度の広がりをも分布域とするもの.

例:シラビソ群集, シオジ-ミズタバコ群集

5点 「市町村」程度の非常に狭い地域をも分布域とするもの.

例:ワカサハマギク-アキカラマツ群集

②分布の位置

群落の分布域の中で調査対象の植分の分布位置を確認する. 水平分布では分布の境界部, 垂直分布では分布の上限, 下限ほど高い評価点とする(分布の中心から離れているほど高い点となる).

評価点の基準

1点 その群集の分布域の中心部に位置する.

例:兵庫県神戸市内のコジイ-カナメモチ群集及びコナラ-アベマキ群集, 兵庫県六甲山のアカマツ-モチツツジ群集, 兵庫県水ノ山のブナ-クロモジ群集

2点 その群集の分布域のやや周辺部に位置する.

例:兵庫県神戸市内陸部(太山寺)のウバメガシ-コシダ群集

3点 その群集の分布域の周辺部に位置する.

例:兵庫県(松尾神社)のシリブカガシ群落, 兵庫県(青倉神社)のウラジロガシ-サカキ群集(上限付近)

4点 その群集の分布域の限界付近に位置する.

例:兵庫県六甲山山頂のブナ-シラキ群集(下限, 北限), 兵庫県神戸市山田町のヘラノキ群落

5点 その群集の分布域から離れて飛地的に分布(隔離分布)する.

例:兵庫県大屋町のミズバショウ群落

③人為攪乱の影響

草刈り, 伐採, 立入り, 排水, 踏みつけなどの人為的な攪乱下に成立する群落. 攪乱があると消滅する群落を識別し, 攪乱に弱いものに高い評価を与える.

評価点の基準

1点 攪乱によって増大する。造成地、伐採跡地などの攪乱された立地に成立する雑草群落。

攪乱は不定期で、その攪乱の程度により様々な群落が成立する。

例:セイトカアワダチソウ群落、ベニバナボロギク群落、メリケンカルカヤ群落、踏跡群落

2点 定期的な刈り取り、伐採など一定人為的管理条件下に成立する群落。

例:コナラ-アベマキ群集、アカマツ-モチツツジ群集、ススキ-ホクチアザミ群集、スギ-ヒノキ植林

3点 立入り、採取などによりマイナスの影響を受ける群落で、特殊な立地上には成立しない気候的な極相あるいはそれに準じる植生。

例:コジイ-カナメモチ群集、ブナ-シラキ群集、アラカシ群集、エノキ-ムクノキ群集、ウラジロガシ-サカキ群集、イヌブナ-チャボガヤ群集

4点 立入り、踏みつけなどの他周辺部の開発によってもマイナスの影響を強く受ける群落で砂丘、湿地、崖地などの土地的極相。

例:ウバメガシ-コシダ群集、アカマツ-ハナゴケ群集、ワカサハマギク-アキカラマツ群集、シバナ群落、ハンノキ群落、中間湿原、砂丘上の群落、崖地の群落

5点 人為攪乱にきわめて弱い群落で、水質汚染によって絶滅する可能性の高い水生植物群落が該当する。

例:コウホネ群落、オニバス群落

④再現性

特定の群落をその立地で再現させるのに必要な年数を推定し、再現に長期間要するものほど高い評価点を与える。群落構成種の樹齢などを参考とする。

評価点の基準

1点 数年以内に再生する。造成地や裸地に数年内に成立する一年生植物や多年生雑草から構成される群落が含まれる。

例:セイトカアワダチソウ群落、路上雑草群落、流水辺一年生植物群落、空地雑草群落

2点 10年以内に再生する。放棄水田、河川高水敷、河川堤防法面などに各種雑草群落から遷移した二次性のオギ群落、ヨシ群落、ススキ群落、チガヤ群落などが含まれる。組成は単純で自然性は高くない。

例:チガヤ-ヒメジョオン群落、オギ群落、ヨシ群落、ススキ群落

3点 10~40年程度で再生する。多年生草本群落は優占種のススキ、チガヤ、ヨシなどを再現するには10年以内で可能であるが、多様な種組成を保持しうするためには10年以上の年数が必要と考えられる。多様なススキ群落の他、二次林、伐採跡群落などが含まれる。

例:ススキ-ホクチアザミ群集、アカメガシワークサギ群団、コナラ-アベマキ群集(低林)、アカマツ-モチツツジ群集(若齢林)

4点 40~100年程度で再現する。二次林のうち高樹齢の樹木からなる群落が該当する。二次林や植林も40~100年のものはこれに含める。

例:コナラ-アベマキ群集(高齢林)、アカマツ-モチツツジ群集(高齢林)、アラカシ群落

5点 再現に100年以上必要とする。または再現不可能なもの。自然植生がこれに該当する100年以上の植林もこれに含める。

例:コジイ-カナメモチ群集、湿原群落

⑤放置した場合の将来予測

放置する期間を10年程度とし、10年以内にその植分が衰退、持続、増大するかを予測する。衰退が著しいものに高い評価点を与える。放置の内容は植生管理を行わないということで、踏みつけ、立入りなどは現行の状態が持続すると考える。

評価点の基準

1点 10年以内の放置期間ではその植分の面積が増大する。

例:クズ群落、各種マント群落、マダケ-モウソウチク群落

2点 放置によって現状を維持すると考えられる自然植生及び、長期的には遷移するが1年程度では相観、種組成、構造を維持する雑草群落、二次林が含まれる。

例:コジイ-カナメモチ群集(大規模な植分)、セイトカアワダチソウ群落、コナラ-アベマキ群集、オギ群落、ヨシ群落

3点 普通の状態では放置された場合、10年程度ではまったく変化がないと考えられるが、不規則の災害(台風、大雨)により多大な被害を受け放置すると急激に衰退することもありうるもの。小規模の社寺林や孤立的に残された二次林がその被害を受けやすく、これに該当する。

例:小規模の社寺林(コジイ-カナメモチ群集)、ニュータウン内の二次林(コナラ-アベマキ群集)

4点 放置することによって10年程度で相観、種組成、構造が変わってしまう群落。原因として植生遷移、病虫害の発生(マツクイムシなど)、周辺部の開発(マント群落の除去、水系の切断、各種環境汚染)などがあげられる。

例:アカマツ-モチツツジ群集、ススキ-ホクチアザミ群集、伐採跡群落

5点 放置することによって非常に短期間(数年以内)に衰退あるいは消滅する可能性が高いもの。周辺部の開発が進行し、水系が断たれている湿原群落、富栄養化が急速に進んでいるため池の水生植物群落、林内に人の立入

りが著しく林床が破壊され始めている植生などが該当する。

例:中間湿原, 高層湿原

⑥空間的安定性

群落(植分)の広がりをもとに安定性を評価する。大面積であれば小規模の攪乱には耐え、安定と考えられるので、大面積ほど高い評価点とする。群落の面積評価は群落のタイプ(草本群落, 樹林群落など)によって異なり、群落タイプ別に評価基準が必要である。群落の最小面積は植物社会学上の調査面積に基づく。最小面積を以下のように設定する。

- 多年生短茎草本群落(シバ群落).....10m²
- 多年生高茎草本群落(ススキ群落,
ヨシ群落, オギ群落).....25m²
- 低木群落(伐採跡群落).....100m²
- 高木群落(二次林).....200m²
- 自然林(照葉樹林, ブナ林).....400m²

評価点の基準

- 1点 一団地の広さが群落の最小面積より小さい。
自然林では, 400m²以下
- 2点 一団地の広さが群落の最小面積の1~2倍。
自然林では, 400~800m²
- 3点 一団地の広さが群落の最小面積の2~10倍。
自然林では, 800~4000m²
- 4点 一団地の広さが群落の最小面積の10~100倍。
自然林では, 4000m²~4ha
- 5点 一団地の広さが群落の最小面積の100倍以上。
自然林では, 4ha以上

⑦種多様性

群落(植分)の構成種数によって種多様性を評価する。出現種数は面積や群落タイプにより異なるので、群落別に一定の面積に出現する種数を参考に種多様性の基準を作成する必要がある。

ここでは雑木林(コナラ-アベマキ群集, クヌギ群落)の評価基準を示した。兵庫県及びその周辺地域での雑木林の出現種数(100m²)はTable6に示した。

評価点の基準

- 1点 多様性が極端に低い。100m²あたり30種以下
- 2点 多様性が低い。100m²あたり30~40種
- 3点 多様性が平均的である。100m²あたり40~50種
- 4点 多様性が高い。100m²あたり50~60種
- 5点 多様性が非常に高い。100m²あたり60種以上

⑧貴重な野生生物の包含性

群落(植分)内に生育または生息する動植物の貴重種の

包含性を評価する。ここでは貴重種の評価は兵庫県版レッドデータブックを用いて基準を設定した。

評価点の基準

- 1点 兵庫県版レッドデータブックのA, B, Cランク種をまったく含まない。
- 2点 ランク外ではあるが貴重と考えられる種を含む。この種の判定については調査者の判断に基づく。
- 3点 Cランクの種を含む。
- 4点 Bランクの種を含むか, Cランクの種を2種以上含む。
- 5点 Aランクの種を含むか, Bランクの種を2種以上含む。

Table 6. Species richness in summergreen secondary forest(100m²) in the Hokusetsu area.

Number of species	Number of stands(100m ²)
26 ~ 30	3
31 ~ 35	8
36 ~ 40	11
41 ~ 45	10
46 ~ 50	14
51 ~ 55	12
56 ~ 60	5
61 ~ 65	3
66 ~ 70	2
71 ~ 75	1
Total	69

⑨自然度

群落の自然性を評価する。自然植生ほど評価点を高くする。

評価点の基準

- 1点 帰化植物, 雑草より構成される群落。水田, 畑を含む。
例:セイタカアワダチソウ群落
- 2点 植栽, 植樹によって成立する木本群落
例:スギ群落, ヒノキ群落
- 3点 刈り取り, 伐採などによって成立している群落(二次植生)
例:コナラ-アベマキ群集, クヌギ群落, アカマツ-モチツツジ群集, ススキ-ホクチアザミ群集
- 4点 二次植生の中でも階層構造が発達し, 相観的にも優良なもの。また植生遷移が進行し, 自然植生に近い植分もそれに加える。
例:クヌギ群落(兵庫県川西市一庫), アラカシ群落, エノキ-ムクノキ群集の一部
- 5点 自然植生

例:コジイ-カナメモチ群集, ウラジロガシ-サカキ群集, イヌブナ-チャボガヤ群集, 湿地群落, ハンノキ群落

⑩風土・景観性

群落(植分)の相観を基にその群落の景観の重要性を評価する。その地域の風土性を示すものとしてまた地域景観の主たる要素となっている群落に高い評価点を与える。同じ群落でも地域によって評価点は異なる。

評価点の基準

1点 地域の景観にとってマイナスにしかならない帰化植物群落。松枯れなどにより非常に荒れた景観を呈している群落。なお帰化植物群落であってもその地域の景観にとけこんでいるものは1点とはならない。

例:セイタカアワダチソウ群落, オオブタクサ群落, セイバンモロコシ群落, オオキンケイギク群落, ベニバナボロギク群落, アカマツ-モチツツジ群集(松枯れ)など

2点 地域景観にとって特に重要ではない群落。面積が狭くあまり目立つこともないもの。

例:二次林(アカマツ-モチツツジ群集, コナラ-アベマキ群集など)が卓越する地域内のスギ-ヒノキ植林, 伐採跡群落などが含まれる。また小面積のススキ群落, 湿原群落なども含まれる。

3点 地域景観の優占的な構成要素になっている群落であるが観光資源, 史跡, 文化財, 天然記念物などになっていないもの。

例:兵庫県神戸市のアカマツ-モチツツジ群集, 兵庫県三田市のコナラ-アベマキ群集, 兵庫県青垣町のスギ-ヒノキ植林

4点 社寺林のように小規模のものではあるが, 地域の景観構成要素として比較的重要であり, 天然記念物や貴重な群落としてすでに指定されているもの。

例:兵庫県神戸市再度山大龍寺のコジイ-カナメモチ群集, 兵庫県三田市フラワータウン内のコナラ群落(ニュータウン内の孤立林として景観的に重要)

5点 地域景観の主要構成要素となっているだけでなく, その地域の景観を特徴づけるものでもあり, 風土性・景観性からみてたいへん重要な群落(植分)。大規模の社寺林及び二次林であっても歴史性があり, 古くからその地域の景観要素として知られているものも含める。

例:兵庫県神戸市太山寺のコジイ-カナメモチ群集・ウバメガシ-コシダ群集, 兵庫県伊丹市の段丘崖のエノキムクノキ群集, 兵庫県川西市一庫及び黒川のクヌギ群落, 兵庫県神戸市北区百丈岩のアカマツ-モチツツジ群集

(3) 貴重性の評価点基準

兵庫県環境管理課では植物群落の貴重性の基準として

A(規模的, 質的に優れており貴重性の程度が最も高く, 全国的価値に相当するもの), B(Aランクに準ずるもので地方的価値, 都道府県の価値に相当するもの), C(Bランクに準ずるもので市町村的価値に相当するもの)という三ランクを区分している。各ランクは評価合計点により決定され, Aランクは40点以上, Bランクは35~39点, Cランクは30~34点と設定されている。ランクと合計点の対応は経験的に試みたものであり, 評価案も含めて絶対的なものではないが, 里山の評価には有効である。なお兵庫県川西市の一庫・黒川のクヌギ林は38点となりBランクに位置づけられる。

兵庫県の植物群落評価は里山を重要性の高い群落に位置づけができるなど画期的ではあるが, A, B, Cの三ランクと保全目標との対応関係についてはまだまとめられていない。今後その点の検討が必要である。

里山のあり方

1. 里山の将来像

(1) 雑木林(夏緑二次林)

生産資源としての里山から環境・文化資源としての里山に移行した現在, 里山の将来像やその将来像に向かつての維持・管理手法の検討は非常に重要である。里山に期待されている様々な機能の中で特に重要と考えられる①種多様性保全機能, ②風土・景観保全機能, ③レクリエーション(アメニティ)機能, ④国土保全機能から里山の将来像を考えてみたい。なおここで対象とする里山とは各種公園やニュータウンの周辺緑地などに組み込まれた高い管理水準が期待できる里山だけでなく, 一般的な里山全体を指す。里山の将来像を樹林別に考察する。

目標樹林の形態として主要要素は林冠の状態(閉鎖か疎, Closed or Open), 葉の機能(照葉か夏緑, Lucidophyll or Summergreen), 樹林の高さ(高木林か低林, Forest or Elfin forest)があげられる。これらの要素を組み合わせると目標樹林としての可能性のある樹林タイプを考えると以下の四つのタイプに絞られる。

第一は原植生あるいは潜在自然植生である照葉樹林を目標とするものである(Fig.9)。第二はかつての雑木林(昭和30年代以前)の外観であった夏緑低林(Summergreen elfin forest)が目標となる(Fig.10)。第三は雑木林の高木林化(Summergreen forest)が目標となる(Fig.11)。雑木林の現状(Fig.12)はすでに高木林化が進行しており, その高木林化を持続させることになる。これら三つのタイプはいずれも閉鎖林(Closed forest)かそれに近い樹林であるが, 第四としてレクリエーション的な利用から考えて疎林(Open forest), 特に夏緑疎林が目標樹林候補の一つとしてあげられる。

多面的な環境・文化機能を果たすためには多様な樹林

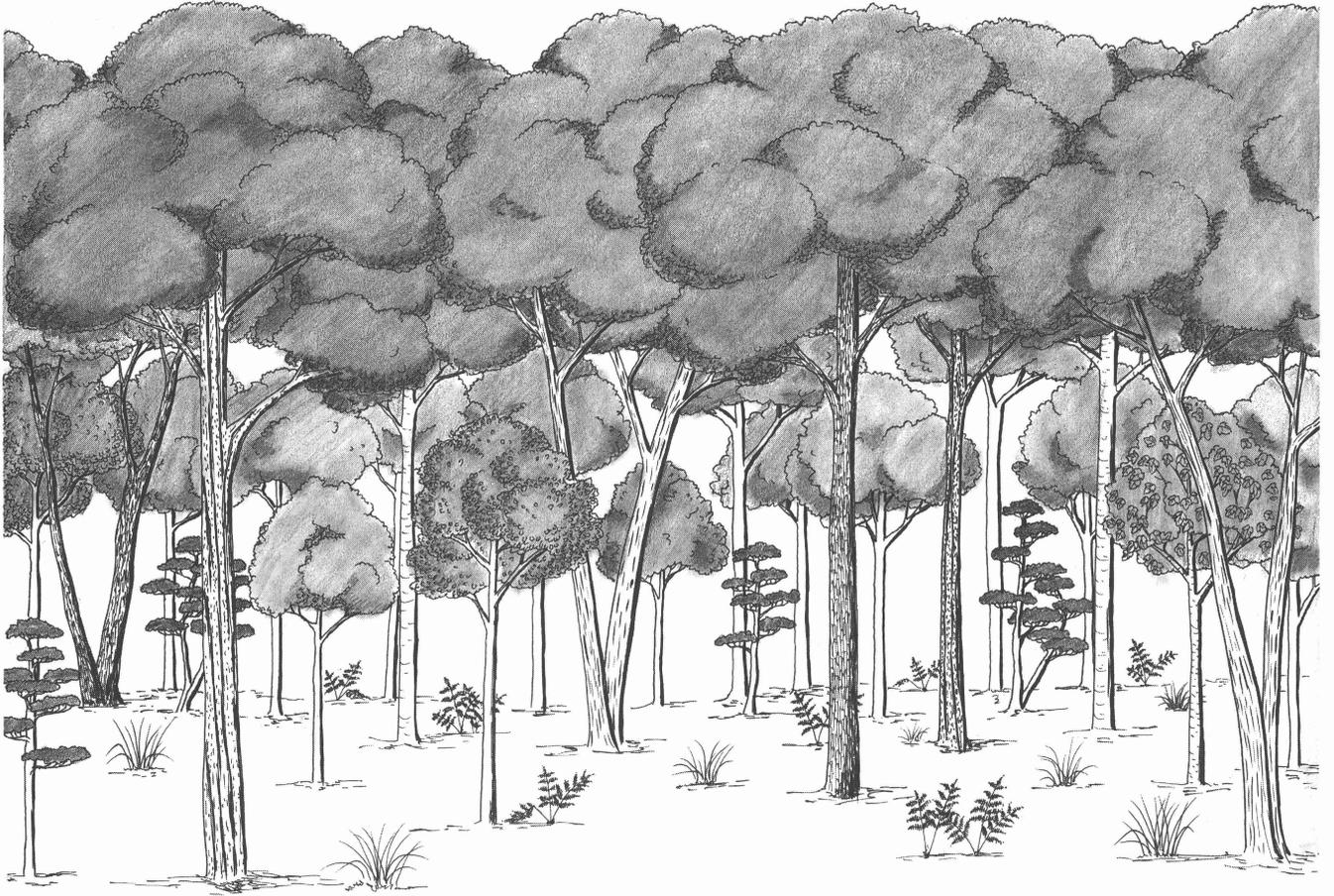


Fig.9. Lucidophyllous forest developed from summergreen secondary forest by progressive succession.

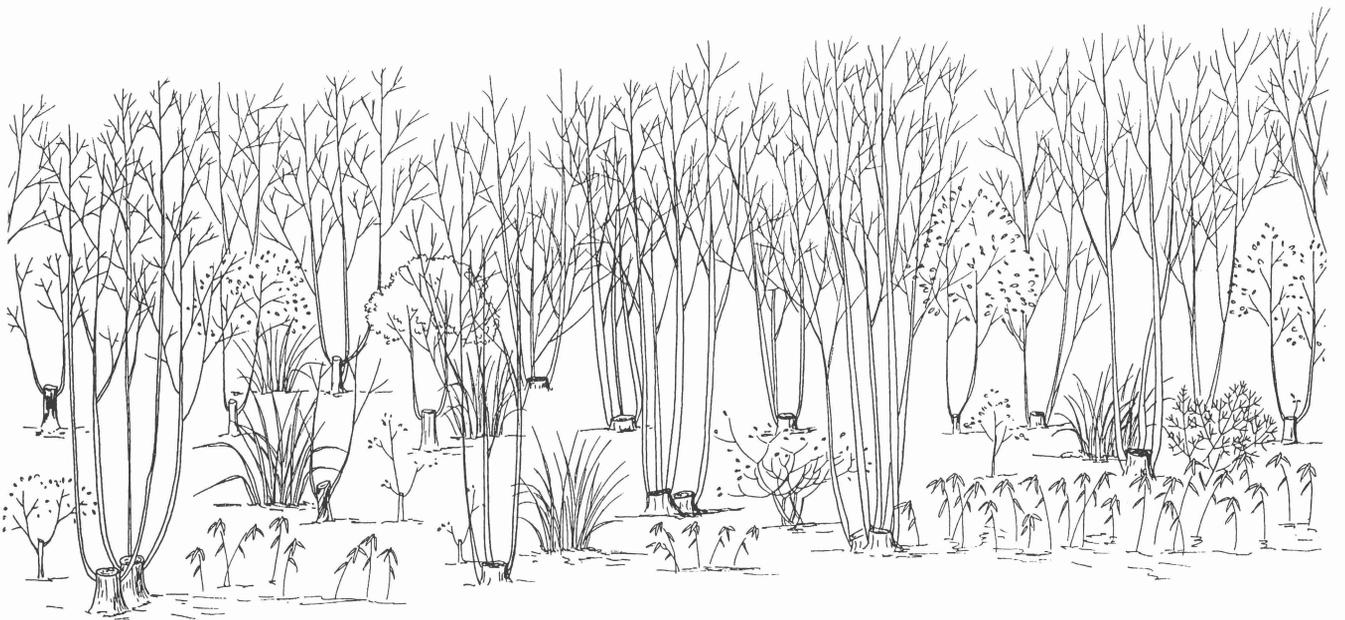


Fig.10. Elfin forest maintained as farm forest.



Fig.11. Tall summergreen forest with high species richness managed as environmental forest.



Fig.12. Actual phase of summergreen secondary forest.

タイプが存在した方が望ましいのでこれら四つのタイプ全てが目標となる。特に公園化された里山では自然学習の機能を充実化させるためには様々な目標タイプが存在した方が望ましい。しかしここでは一般的な里山の骨格となる植生タイプについて考えてみたい。

照葉樹林は気候的極相として安定しており、各種保全機能も十分果たすことができ、基本的には放置することによって遷移するので経済的でもある。しかしすでに照葉樹が林冠の主要構成種となっている林分や社寺に残る照葉樹林周辺部の林分など特殊な場合を除くと以下の点で照葉樹林を目標とすることには問題が残る。雑木林は照葉樹林帯の中にありながら、夏緑林として人と自然と長い歴史の中で造られ持続してきたものであり、四季感のある景観は日本人の美意識や自然観にも大きな影響を与え続けてきた。このような風土性・歴史性などから考えて、雑木林は自然文化財としての価値があり、少なくとも夏緑林としての相観は守るべきであろう。次に種多様性の保全からみると、雑木林から照葉樹林への遷移は種多様性を著しく低下させる。原生状態の照葉樹林へ移行できるのであれば種多様性もそれなりに確保できるが、雑木林や周辺の社寺林に含まれる貧化した照葉樹林要素が源では、相観的には照葉樹林化しても種組成的にはきわめて貧弱な樹林にしかならない。照葉樹林化は同時に雑木林の多様な生物相を絶滅させることになり、種多様性の保全から考えても、雑木林を維持することは不可欠となる。

低林の雑木林を将来の里山の骨格とすることにも問題が残る。伝統的な低林景観を維持するためには、対象地域を伐採周期に合わせて区分し、その区画を毎年皆伐するという手順を進める必要がある。様々な林齢の雑木林がモザイク状に放置されれば、井手ら(1992)が述べているように、これらの再生複合体が群落内の多様性の維持や群落の更新の可能性を高めることになる。しかし低林管理によって高い多様性が維持されているのは草原群落、伐採跡群落、マント群落などの要素の生育に基づくものであり、それらの要素の確保は低林管理をしなくとも、樹林周辺の整備、草原の形成、疎林化などで十分対応できるように思われる。逆に伐採されることにより林内の樹林要素(ブナクラス)が失われることにもなり、低林管理は必ずしもブナクラス構成種の種多様性を高めることにはならない。また短い周期での伐採と定期的な下刈りが繰り返されたかつての里山と、放置されることにより高木林となり樹林性の各種生物が生育できるようになった里山の現状を比較すると、むしろ現状の方が多様化している場合もあろう。かつての里山管理が必ずしも理想的な状態であったわけではなく、千葉(1973)が述べているように多くの地域で里山がはげ山化した事実はそれを物語っている。

低林管理によって、伝統的な景観が復元できるが、その伝統的景観がレクリエーション(アメニティ)機能から考えると必ずしも好ましい景観とはいえない(武内; 1994)。東京都の平山城址公園では、この皆伐作業を実施しているが、それについて地元住民から「我々が求めているのは萌芽更新により管理される雑木林ではなく、今存在している雑木林の姿である」という意見が多数を占めたとされているが(金田, 1990)、高木林化してそれなりに風土に根付くと共に、新しい景観の形成を担っている樹林を昔の景観にもどすというだけで伐採することは説得力がない。

低林化が種多様性やレクリエーション、さらに新しい風土・景観保全といった点から考えて里山を管理するための絶対的な条件にならないことを示してきた。さらに四手井(1980)が述べているように低林化は経済的な問題も含む。広い地域の里山を低林化させるためにはかなりの費用が必要となり、生産性のある人工林の間伐も進まない現状では雑木林の低林化は現実性に乏しい。

次に高木林を考える。雑木林の高木林化とは、夏緑林としての相観と種多様性を維持しながら低林から高木林に移行させることである。

多くの里山では雑木林の高木化は進んでおり、公園や緑地にとりこまれた里山でもその方向で管理されている所が多いが、積極的な理由ではなく、コナラやクヌギが高樹齢になりすぎて萌芽更新が困難なこと、地元住民が低林化へ反対していることなどの消極的な理由から高木林化が容認されているように思われる。

里山は照葉樹林から出発して時代と共に様々な植生タイプに変化してきた。昭和30年代の里山も一時代のもので、絶対的なものではない。将来の里山には、進士(1995)のいう生産と生活が一体化した安定景観は望めないが、生産にかかわる環境・文化と生活が一体化した新しい景観が必要となる。雑木林の高木林化は今まで存在しなかったものではあるが、四季感のある夏緑(落葉)景観を維持しており、かつての風土・景観機能を一部引き継ぐと共に、公園やニュータウンに残る里山でみられるような地元住民に愛される新しい風土・景観を構成し始めている。さらに住民意識にも、上甫木・池口(1994)、澤木(1995)、上甫木ら(1994)が報告しているように生物の生息空間や種多様性保全の場としての里山という新しい流れがみられるが、高木林化は鳥類や小型哺乳類の生息空間を確保したり、森林性の多様な昆虫類の生息を可能にするなど、種多様性の保全と一致する。高木林化することによって草原性や林縁性の生物が生育しにくくなるが、草原の形成、林縁部の伐採や刈り取り、高木の間伐などによってそれらの種の多様性は確保できる。レクリエーション機能から考えても、武内(1994)が述べているように雑木林は15~20mの高木林が望ましいとされ、また管理面でも

前述したように低林化よりもはるかに経済的である。さらに雑木林の高木化によって蓄積された広葉樹の材積は木材資源としても長期的には利用可能となる。今後の里山(雑木林)管理の基本的方向(全面的ではない)は種多様に富んだ高木林化であろう。

高木林の疎林化は林内利用型のレクリエーションには適している。公園などの雑木林の一部では疎林化も考えられるが、雑木林の主たる管理方針とはならない。

(2) アカマツ林

雑木林と異なりアカマツ林には松枯れという大きな問題がある。松枯れの被害が少ない所では、枯損木の除去などを行って、アカマツの高木林となるような管理を行う。アカマツ林の林内は雑木林に比較して明るいので草原性、陽地性の植物が多く生育しているが、このような状態が持続できるよう亜高木・低木層の照葉樹などの伐採が必要である。

松枯れの被害が著しい林分の中で下層のコナラ、クヌギ、コジイ、アラカシなどの夏緑樹、照葉樹の生育が顕著な林分ではそれらの樹木の優占する林分に遷移させるべきであろう。同じ地域でも林分によって照葉樹と夏緑樹の繁茂状態が異なるので、目標林に合わせた形で伐採などの管理が必要となる。

一方瘠悪の林地では松枯れ後も上述のような下層木が育っておらず、わずかにソゴ、ネズ、ヒサカキ、ヤマウルシなどが生育している。このような立地は本来のアカマツ林の立地に近く、遷移も進みにくいところであり、逆に林床のコシダやウラジロが繁茂することによって逆行遷移が発生する可能性も有する(豊原ら, 1986; 藤原ら, 1991)。将来マツクイムシの発生が抑制されるようであれば、アカマツを植林し、再びアカマツを育林するという手段が考えられるが、その可能性も少ない現在、アカマツの植林には無理がある。現段階では瘠悪林地の表層土が流出しないように現存の樹木を出来るだけ保全すると共に、コシダ、ウラジロを刈り取って林床の多様性を高める以外には手段がない。瀬戸内沿岸ではこのようなタイプのアカマツ枯死林が多く、抵抗性マツの育成なども含めてアカマツ枯死林の取り扱いを研究する必要があるであろう。

(3) 照葉二次林

九州や四国南部などの温暖な地域では薪炭林は夏緑林ではなく照葉樹林である。このような地域では前述したように放置と共に樹高20mに達する照葉樹の高木林となっている。このような照葉樹高木林を伐採し、低林として管理するという方向も考えられるが、遷移を阻止し、昔の景観を復元しても外観上は照葉樹林であるので大きな差はない。むしろ遷移を促進し照葉樹の自然林を目指し、

種多様性を増加させるような管理が必要となる。

現在、照葉樹の二次林は高木層の発達と共に林冠はほぼ完全に閉鎖している所が多く、そこでは林床の発達がきわめて悪い。そのため大雨などで土壌が流亡し、樹林自体が危機的状況になっている所も少なくない。したがって照葉樹の自然林を育成するためには高木層の樹木の間伐が必要であろう。

2. 里山の維持・管理手法

(1) 種多様性の高い夏緑高木林に向けて

里山のレクリエーション的な植生管理については重松の一連の研究の他、李(1985)、石坂(1987)、養父(1990、1991)、井手(1995)などの報告がある。ここでは種多様性の保全という視点から里山管理を考えてみる。里山の現状で述べた問題点を基に里山の維持・管理の手法を検討する必要がある。まず景観を破壊するツル植物、特にフジ、クズの伐採を行う。フジの場合は根元の部分を切ることによって簡単に除草できる。雑木林の放置直後から生育していると考えられるフジの大径木が各所にみられるが、これらも一度伐採すれば問題はなくなる。しかしクズは生育力が強く数年間定期的に除去しなければならない。ツル植物は茎もやわらかく、鋸で簡単に切れるので、住民参加による里山管理の第一段階としてはツル植物管理は望ましい。

種多様性の維持からみると、亜高木層、低木層、林床などの優占度の高い植物は選択的に伐採する。代表的な種がササ類であり、関東地方の里山管理はササ刈りから始まっている。またヒサカキ、アラカシ、ネズミモチ、シラカシといった照葉樹が繁茂している所も多く、このような所では照葉樹の伐採を行う。これによって照葉樹林への遷移も抑制することができる。高木層の林冠が閉鎖している所では高木の間伐も行う必要がある。高木層に照葉樹が侵入している場合、その照葉樹から伐採する。高木層の伐採は周辺の植生に多少とも被害を与えるので、間伐すべき樹木に環状剥皮を行って立枯れさせるという方法も考えられる。なお夏緑樹の高木層の間伐効果については中川・内山(1994)の報告がある。

コナラ、クヌギなどの夏緑樹の寿命は80年程度と考えられている。現在放置されてから古いもので約40年程経過しているため、今後40~50年は夏緑林として持続すると思われるが、さらにそれを持続させるためには後継樹の育成や補植が必要となろう。コナラの稚樹の更新については鈴木(1992)、鈴木・久野(1992)の報告があり、コナラ林の埋土種子集団の利用については浜田・倉本(1994)の研究がある。

(2) 低林の復元に向けて

現状の雑木林を全て低林化させることはできないが、

ごく一部を低林化し、かつての農業景観の復元を行って、環境学習や環境教育に活用する。低林化させるのにあたって一番の問題点はコナラ、クヌギなどが高齢化すると、伐採後の萌芽状態が悪く、うまく更新しない点である。高樹齢の場合は低林化を避けるか、伐採後実生苗を用いて育林する。伐採後、萌芽枝の生育の障害となる低木類、ササ類、雑草などの下刈りが必要である。萌芽更新の管理法については豊田ら(1989)の研究がある。

(3) アカマツ林の再生に向けて

松枯れによってアカマツ林は激減しているが、西日本、特に瀬戸内沿岸地域では雑木林よりも身近な存在であった。広い地域での復元は困難であっても部分的な復元は試みても良い。特に前述したような松枯れがひどく、またアカマツに代わる樹種が生育していない所ではアカマツの植林も考えられる。マツ類の植林については林学上、多くの文献が報告されている。環境林としての視点からのマツ林の育成についての研究例としては中西・高橋(1975)、中西(1980c, 1985)、矢野(1990)の神戸市再度山における一連の研究報告がある。

3. 里山管理への市民参加

里山林が生産林から環境林へと転換し、その環境林よりレクリエーション、アメニティ、景観などの利益を享受する我々市民は、一方的に里山を利用するだけでなく、里山のあり方や管理についてもその責任の一部は持つべきであろう。里山管理への市民参加については中川(1992, 1993b, c, 1994, 1995a, b)、和田(1994)、倉本(1994)、重松(1988b, 1991, 1994b)の研究がある。

神奈川県では私有の雑木林の管理をボランティア団体に依頼し、看板などに補助金を支出(土地代には支出しない)する「きずなの森造成事業」(昭和62年度から平成3年度)が実施された。このようなボランティアグループの一部を指導した中川重年は、雑木林の「手入れ」を行うことによって「新しい形のレクリエーション」と「自然教育の手法」が生み出されるとしている(中川, 1993b, 1994)。きずなの森造成事業では20団体、約800人によって30haの雑木林が管理されたが(中川, 1994)、現在この事業は行われていない。

東京都では都市公園(桜ヶ丘公園)内の雑木林(2.5ha)において、ボランティアによる市民参加型植生管理を進めている。平成3年度から実施したこの事業は直接関わる市民に雑木林の植生管理の意義を理解してもらうだけでなく、参加した市民を通じて多くの都民に雑木林の植生管理の意義を普及させるという目的を持つ。また、中川(1993b, 1994)と同じく倉本(1994)も植生管理の作業そのものが新しいレクリエーションであるとし、その作業活動によって自然の保全へのネットワークが形成でき

るとしている。この事業に対する市民の関心は高く、ボランティアの応募者を断るのに苦労するほどであるという(和田, 1994)。ボランティアの具体的活動は雑木林の植生管理作業、植生管理の影響の調査、自然教室、研修の4つに分かれ、平成5年度以降、それらの活動の企画・運営はボランティアの自主性に期待されている(倉本, 1994)。本地域のボランティア活動についてはその年間活動記録が公表されている(桜ヶ丘公園管理所, 1992, 1993, 1994)。

近畿地方では重松敏則の指導による市民参加型里山管理が著名である(重松, 1988a, b, 1991)。市民参加を求めるためには組織、資金、指導者など多くの課題があるが、重松(1991)は「運営組織の結成」、「活動場所の確保」、「参加者の募集」、「活動資金と費用負担」、「保険への加入」、「活動の季節」など詳細な項目についての手法をまとめている。市民参加による活動を行うためにはこのようなマニュアルが必要であり、検討課題はあるにせよ、本著書(市民による里山の保全・管理)はたいへん有用である。里山の管理マニュアルについては里山委員会(1994)からも出版されている。

市民参加型里山管理の現状をいくつかまとめたが、成功しているのはいずれも中川重年、倉本宣、重松敏則らの有能な指導者が存在したからである。今後、市民参加を広げてゆくためにはまずリーダーの養成が必要となる。また市民参加型里山管理は今後拡大したとしても大面積は困難であり、すべての里山管理を市民参加に求めることはできない。里山管理の一部をレクリエーション、環境学習を兼ねて実施するという方向であろう。

里山の整備事例

1. 概要

里山の整備は現在始まったばかりであり、今後各地で進められると考えられる。ここでは兵庫県北摂整備局新都市部によるフラワータウン周辺緑地整備と兵庫県農林部林務課による里山林整備事業について紹介したい。

2. 兵庫県フラワータウン周辺緑地の里山整備の方向

(1) 経過

前述したようにフラワータウン内には里山に由来する孤立林が点在する。特にニュータウンの外周部には周辺緑地の一部として分断・孤立化した樹林が分布している。ニュータウン内の公園に取り込まれた里山孤立林は整備が進んでいるが、周辺緑地についてはまだ整備の方針がたてられていない。著者らは上記新都市部より周辺緑地の整備方針について相談を受け、1993年より緑地調査、生物調査、アンケート調査を開始した。現在調査は継続中であるが、現段階までの結果を服部ら(1994)、上甫木・

池口(1994, 1995), 上甫木ら(1995)などに基づいてまとめた。

(2) 現状

調査の結果、フラワータウンの緑について以下の点が明らかとなった。

○孤立林の面積と生物の多様性については相関があり、最大孤立林(約10ha)は植物相、チョウ相、アリ相もたいへん豊富であり、かつての里山の生物相を維持していると考えられること。

○他の孤立林は面積も小さく種多様性も十分でなく、多様性を維持するためには緑の回廊や十分な管理が必要なこと。

○周辺緑地には残存緑地(孤立林)と造成後緑化された復元緑地があるが、両者は景観的に大きな違和感があること。

○周辺緑地の孤立林にはタケ類の侵入、遷移の進行、ツル植物の繁茂など多くの管理課題があること。

○フラワータウンの住民はニュータウン内の緑に対して自然の多様性、生物の生息空間、景観などを望んでいること。

○フラワータウンの緑の骨格を形成しているのはコナラ群落であること。

(3) 整備の方向

住民へのアンケート調査結果及び生物調査結果より、フラワータウンの新しい風土・景観となると共に多様な生物が生息できる緑地へと整備する基本方針を立てた。具体的には多様な生物の生息環境となっており、松枯れ後の新しい景観として定着し始めている「コナラ林の保全と育成」である。現存のコナラ林は伐採による低林化や遷移を進行させることなく夏緑高木林へと移行させる。また周辺緑地の残存緑地(孤立林)と復元緑地は景観的に調和していないので、復元緑地にはコナラ、クヌギ、アベマキ、クリなどの植栽を行って早期にコナラ林を育成し、コナラ林によって残存緑地と復元緑地との一体化をはかる。孤立林の林内にはフジ、クズ、照葉樹、ネザサ類、タケ類などの景観や種多様性を阻害する植物が多く生育するが、それらの伐採を行う。特にタケ類、フジの繁茂が著しく早期に処理する。周辺緑地の多くは、面積も狭いので自由に林内に立ち入ると林床が破壊されるので、遊歩道が可能な所ではそれを整備する。コナラ林内には動物相の多様性の確保、景観性などの点からカラスザンショウ、エノキ、ムクノキ、ヤマボウシ、ネムノキ、ガマズミ、ミヤマガマズミ、ムラサキシキブ、ウラジロノキ、オオウラジロノキ、ヤマザクラ、エドヒガン、カスミザクラ、ウワミズザクラなどの自生種を補植する。これらの種は市場性がないので委託栽培で苗を育成する。

現在照葉樹が植栽されている所は間伐などを行って夏緑林に移行させる。

フラワータウンの緑の核となるのは最大孤立林(10ha)であり、公園や周辺緑地に残された小規模の孤立林は小核となる。これらの自然性の緑を核として人工緑地も含めた緑地全体のネットワーク化を計り、緑地の空間的連続性を確保する。幹線道路の法面、街路樹、緑道など線状の緑地が緑の連続化を可能にし、野生動物の移動回廊ともなるので、これらの線状緑地には多様な植物から構成される様々な群落を育成する。

孤立林の植生管理、特にツル切りなど簡単な作業については住民参加を企画する。

3. 兵庫県里山林整備事業

(1) 概要

兵庫県では林業生産活動を対象とした林業施策に加え、森林の持つ環境・文化機能を重視した里山の公的管理や県民参加の森づくりといった森林整備に関する総合的な長期計画(ひょうご豊かな森づくりプラン)を立案している(兵庫県, 1995b)。この計画の中で里山の整備がとりあげられ、平成6年度から平成16年度までに10,000ha(目標)の里山整備が進められることになる。この里山整備は三つの事業から構成され、一番目は県有林化し、里山の環境林としての活用を計る「自然活用型CSR事業、平成11年度までの目標事業量1,000ha、1ヶ所100~200ha」、市町有林及び私有林の整備支援である「里山林整備事業、平成11年度までの目標事業量2,400ha、1ヶ所標準30ha程度」、最後は市町と集落などとの協定による森林整備である「育成天然林整備事業、平成11年度までの目標事業量1,600ha、1ヶ所10ha未満」である。財源は、自然活用型CSR事業は法人県民税超過課税、里山林整備事業は緑化基金、育成天然林整備事業は市町によっている。

これらの事業は公園内に取り込まれた里山の整備ではなく、一般の里山を対象とする森林整備事業であり、里山そのものの整備を目指した点で他の都府県の事業にはない画期的なものである。公園化できる所は現実には限られるであろうから、一般の里山の管理については本事業がたいへん参考となろう。

(2) 整備方針

上記の三事業は異なる点もあるので、ここでは里山林整備事業をとりあげる。本事業では里山の整備方針として①景観・風景の形成、②多様な動植物の保存・保全、③健康・環境教育、レクリエーション的利用の三点があげられている。④では地域の風土として定着してきた伝統的な植生景観の骨格を守るとともに環境林としての機能を果たすことができる新しい景観・風景の形成を目標としている。具体的には現存の樹林相観を保全・育成し、

さらに高木林化させる。⑤では里山に分布する生物相全体の保全を目指し、遷移の進行や退行を阻止し、種多様性の維持に対して阻害要因となるネザサ類、優占低木類(特にヒサカキ、アラカシなど)、コシダ、ウラジロなどの除去が目標となる。間伐・除伐の密度を変えて多様な環境条件を作るのも一つの方法である。②では遊歩道の整備や案内板、樹名板、ベンチなどを設置する。

本事業のユニークな点は公園事業ではなく樹林整備事業であって里山管理そのものを目指していることである。また特定の花木・草本類による観賞型の里山ではなく多様な生物が生育できる里山を目指していることも、生物の絶滅が進行している今日たいへん好ましい。これらは新しいタイプのレクリエーション(環境学習型)を生むことにもなり、環境林整備の方向として望ましい。さらにかつての低林を目標とはせず高木林化による新しい景観・風景の形成を明確に目標とした点は極めてユニークである。それは種多様性の保全やレクリエーションにとってより適しているだけでなく経費的にみても高木林化は低木林化させるよりはるかに安価であり、広い里山の整備を考えてゆく上で、極めて現実的な方針でもあろう。

(3) 事業の作業手順

本事業は①自然環境調査、②里山整備計画、③利用計画、④設計、⑤工事、⑥里山整備作業の手順で進められる。①では植物社会学的調査方法に基づく植生調査、貴重な植物の分布調査、代表的な植分の毎木調査を行い、計画のための基礎資料を作成する。②の整備計画は今までほとんど例はないが重要な作業である。目標とする樹林型を明らかにすると共に下刈りの必要性、間伐の有無、刈り取る低木と保存木の指定など整備作業が行えるように具体的に指示する必要がある。⑥の里山整備作業は人工林の管理を業務としている業者に委託して行われるが、この作業も今までに例はなく、業者への適切な指導がかなり必要である。

(4) 今後の課題

平成6年度には加古川市上荘町、西脇市坂本、八千代町大和、養父町大藪、青垣町山垣の合計5ヶ所で本事業が実施された。対象地の里山は松枯れの激害地から優良な雑木林が展開する地点など様々であり、また同一地内でも多様な群落が広がっている。初年度としては多様な里山が選択できたため、次年度以降の整備基本方針を立てやすくなったといえる。初年度ということで調査方法、整備指針、整備作業などに戸惑いが認められたが、これらの経験も次年度から生かされよう。

初年度の事業及びその結果より今後の課題として以下の点があげられる。

①各調査地点の植生調査資料をコンピューター処理し、里山の基礎情報として活用を計る。この情報を利用することによって各種植物や群落の県内における分布状況、緑量の分布、動物の生息の可能性などを知ることができる。

②里山林整備が実施された後、数年間はそれらの里山の植生追跡調査を行い整備方針や手法を改良するための基礎情報を収集・整理する。追跡調査は整備前の調査と同様に重要なものであり、コンサルタントなどに委託するのが望ましい。

③整備作業については調査・計画を担当したコンサルタントが監理するのが効率的である。

④本事業を紹介するパンフレットや各事業地ごとの詳細な自然ガイドブックを作成し、環境教育活動を実践する。また、神奈川県(1995)のような里山の整備方針や手法を求めた指針書の作成が望まれる。

⑤本事業は植物社会学、植物群落、種多様性、景観、レクリエーション、植生管理といった新しい研究分野を多く含んでいる。県の担当部局や森と緑の公社において、これらの研究分野の講習やその分野の人材の育成及び採用などを行って事業のさらなる推進体制の確立が望まれる。

⑥本事業を業務として受託する調査・設計コンサルタントや樹林整備作業を受託する会社については、今後の指導や育成が必要である。

謝 辞

本論文をまとめるにあたり、研究の過程で有益な御助言をいただいた姫路工業大学自然・環境科学研究所長中瀬勲教授、神戸女学院大学名誉教授矢野悟道先生、神戸女学院大学竹中則夫助教授に厚く御礼申し上げます。里山の調査に参加し、議論に参加していただいた里と水辺研究所浅見佳世氏、辻秀之氏、神戸大学教育学部大学院学生石田弘明氏、竹岳秀陽氏、財団法人兵庫県科学技術センター矢倉資喜氏、神戸女学院大学学生桑田さよ氏、山戸美智子氏に深く感謝いたします。孤立林調査については神戸市教諭熊懐恵美氏、里山の住民参加による管理については神奈川県林業試験場中川重年氏及び財団法人東京都公園協会倉本宣氏、三田市フラワータウンの調査については、兵庫県北摂整備局新都市部の皆様、兵庫県の里山林整備事業の内容に関しては兵庫県農林水産部林務課及び兵庫県森と緑の公社の皆様にお教えいただきました。ありがとうございました。また植生模式図については服部陽子氏に作図いただきました。最後になりましたが、図表の作成及び本論文に係わる作業全般については、藤井まゆみ氏にたいへんお世話になりました。感謝すると共にお礼申し上げます。

文 献

- 足田輝一(1984)武蔵野の雑木林.随想・森林,11,28-29.
- 千葉喬三(1987)マツクイムシ被害と植生回復.第5回琵琶湖研究シンポジウム記録・人間環境としての森林.滋賀県琵琶湖研究所,滋賀,44-49.
- 千葉徳爾(1973)はげ山の文化.学生社,東京,233p.
- Curtis, J.T.(1956)The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. Thomas, W.L.(ed.)Man's role in changing the face of the earth.Univ. of Chicago Press, 721-736.
- 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.日生態会誌,42,81-93.
- Deshaye, J. and Morisset, P.(1989)Species-area relationships and the SLOSS effect in a subarctic archipelago. Biol. Conserv., 48, 265-276.
- Dzwonko, Z. and Loster, S.(1988)Species richness of small woodlands on the western Carpathian foothills. Vegetatio, 76, 15-27.
- 藤原道郎(1992)岡山県鷲羽山におけるアカマツ二次林の遷移と樹木の成長.樹木年輪,5,38-41.
- Fujihara, M. and Toyohara, G.(1990)Chronological study of the secondary pine forest on the campus of Hiroshima Jogakuin College in Hiroshima city, western Japan. Hikobia, 10, 361-367.
- 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.日生態会誌,42,71-79.
- 藤原道郎・吉野由紀夫・豊原源太郎(1991)広島市牛田山におけるマツ枯れによる森林植生の変化. Hikobia, 11, 85-91.
- 藤本和弘(1978)樹林のレクリエーション利用とそのイメージに関する基礎的研究.造園雑誌,42(2),23-29.
- 藤村忠志(1994)多摩丘陵における農用林の利用衰退による二次林の植生変化.造園雑誌,57(5),211-216.
- 藤田桂治(1979)施肥効果の大きいクヌギ造林.現代林業,159,27-32.
- 波田善夫・小新真代・福澤好晃・西本 孝(1994a)岡山県南部の二次林と地形・地質・特に土壌と毎木調査について.岡山県自然保護センター研究報告,1,11-28.
- 波田善夫・西本 孝・宮下和之・森定 伸(1994b)岡山県自然保護センターの里山管理に関する提言.岡山県自然保護センター研究報告,1,29-40.
- 浜田 拓・倉本 宣(1994)実生出現法によるコナラ林の埋土種子集団の研究及びその植生管理への応用.日本造園学会誌・ランドスケープ研究,58(1),76-82.
- 浜口 隆(1957a)池田炭の沿革について.池田炭に関する調査研究.山林,881,50-56.
- 浜口 隆(1957b)池田炭に関する調査研究(第2報).池田炭の生産状況について.神戸大学教育学部研究集録,15,61-69.
- 浜口 隆(1972)木炭の今昔.植物と文化,5,2-14.
- 浜端悦治(1980)都市化に伴う武蔵野平野部二次林の草木層種組成の変化.都市近郊の森林植生の保全に関する研究 I-.日生態会誌,30,347-358.
- 橋本佳明・上甫木昭春・服部 保(1994)アリ相を通してみたニュータウン内孤立林の節足動物相の現状と孤立林の保全について.造園雑誌,57(5),223-228.
- 服部 保(1985)日本本土のシイ・タブ型照葉樹林の群落生態学的研究.神戸群生生態研究会報告,1,1-98.
- 服部 保・上甫木昭春・小館哲治・熊懐恵美・藤井俊夫・武田義明(1994)三田市フラワータウン内孤立林の現状と保全について.造園雑誌,57(5),217-222.
- Hattori, T. and Nakanishi, S.(1985)On the distributional limits of the lucidophyllous forest in the Japanese Archipelago. Bot. Mag. Tokyo, 98, 317-333.
- 服部 保・中西 哲・武田義明(1979)裏日本北限地帯のシイ型自然林について.神戸大学教育学部研究収録,62,59-85.
- 服部 保・中西 哲・武田義明(1987)近畿地方における照葉樹林主要構成種の地理的分布・特に後氷期の分布拡大について.日生態会誌,37,1-10.
- 林 進(1993)里山森林緑地の活用と植生管理技術.林業技術,615,19-22.
- 日浦 勇(1978)蝶のきた道.蒼樹書房,東京,230p.
- 兵庫県(1995a)兵庫の貴重な自然-兵庫県版レッドデータブック.兵庫県環境管理課,神戸,285p.
- 兵庫県(1995b)ひょうご豊かな森づくりプラン.兵庫県林務課豊かな森づくり推進室,神戸,24p.
- 井手 任(1995)ランドスケープ・エコロジーの展開.日本造園学会誌・ランドスケープ研究,58(3),306-309.
- 井手 任・原田直國・守山 弘(1994)孤立二次林における種子供給が下層植生に与える影響.造園雑誌,57(5),199-204.
- 井手 任・守山 弘・原田直國(1992)農村地域における植生配置の特性と種子供給に関する生態学的研究.造園雑誌,56(1),28-38.
- 今永正明(1975)森林のレクリエーション機能に関する研究・(1)仁別自然休養林(秋田)を対象とするレクリエーション機能評価への接近.造園雑誌,38(3),43-51.
- 石井 実・植田邦彦・重松敏則(1993)里山の自然をまもる.築地書館,東京,171p.
- 石坂健彦(1987)大規模緑地における植生管理研究の課題と展望.造園雑誌,50(3),167-180.
- 伊藤秀三・川里弘孝(1987)西九州のクヌギ林について.中西 哲博士追悼・植物生態・分類論文集.神戸群生生態研究会,神戸,205-213.
- 岩槻邦男(1990)日本絶滅危惧植物.海鳴社,東京,227p.
- Järvinen, O. (1982)Conservation of endangered plant populations: Single large or several small reserves?. Oikos, 38, 301-307.
- 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.
- 香川隆英・八巻一成(1990)都市近郊の自然性の高い森林における保健休養的役割に関する一考察.造園雑誌,53(5),269-274.
- 梶返恭彦(1987)視覚的な好ましきからみた森林構造.環境情報科学,16(1),75-80.
- 上甫木昭春・服部 保・澤木昌典(1994)アンケート調査・緑と生き物に関する意識調査について.兵庫県立人と自然の博物館,三田,12p.
- 上甫木昭春・池口 仁(1994)ニュータウン内残存樹林に対する居住者意識に関する研究.1994年度第29回日本都市計画学会学術研究論文集,373-378.
- 上甫木昭春・池口 仁(1995)ニュータウン内の保全林に対する身近さと管理運営への参加意向に関する研究.日本造園学会誌・ランドスケープ研究,58(5),261-264.
- 上甫木昭春・澤木昌典・池口 仁(1995)居住者の意識面からみたフラワータウンの緑地や自然・居住者の意識面からみた緑地の現状.フラワータウン周辺緑地の整備・管理手法調査・研究委託報告書.兵庫県北摂整備局新都市部・兵庫県立人と自然の博物館,三田,45-69.
- 神奈川県(1995)広葉樹林整備指針.神奈川県林務課,横浜,50p.
- 金田哲男(1990)丘陵地公園の植生管理について.公園都市,109,11-

20.
片岡寛純・柳沢聡雄(1981)広葉樹林1・落葉広葉樹林の施業(2)・人工林.林野庁研究普及課(監)広葉樹林とその施業.大日本山学会,東京,174-197.
- 加藤和弘・一ノ瀬友博(1993)動物群落保全を意図した環境評価のための視点.環境情報科学,22(4),62-71.
- 吉良竜夫(1949)日本の森林帯・林業解説シリーズ17.日本林業技術協会,東京,36p.
- 吉良竜夫(1971)生態学からみた自然.河出書房新社,東京,295p.
- 小林四郎(1985)自然保護区域の設計-単一大保護区か複数小保護区か-.生物科学,37(3),125-131.
- 倉本 宣(1994)多摩丘陵の都市公園における雑木林の市民参加型植生管理.林業技術,629,36-39.
- 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的評価に関する研究.造園雑誌,49(5),197-202.
- 李 基徹・糸賀 黎・佐野正徳(1985)公園緑地内の既存樹林における立地条件と林床管理に関する基礎的研究.造園雑誌,48(5),163-168.
- 前田保夫(1980)縄文の海と森・完新世前期の自然史.蒼樹書房,東京,238p.
- 前川文夫(1977)日本の植物区系.玉川大学出版部,東京,180p.
- 松下まり子(1992)日本列島太平洋岸における完新世の照葉樹林発達史.第四紀研究,31,375-387.
- 宮脇 昭・奥田重俊(編)(1990)日本植物群落図説別冊・日本植物群落分布図.至文堂,東京,168p.
- 守山 弘(1988)自然を守るとはどういうことか.農山漁村文化協会,東京,260p.
- 中川重年(1987)丹沢南斜面の里山地帯におけるクヌギ-コナラ林を構成する広葉樹数種の成長.神林試報,14,27-59.
- 中川重年(1992)住民参加の森作り「玉川さずなの森」の管理と参加者の意識.日本環境教育学会第3回大会講演要旨集,72-73.
- 中川重年(1993a)特論樹木年輪から見た小山町.小山町史,9,1031-1090.
- 中川重年(1993b)森林教育プログラムづくりの視点.森林教育のすすめ方.全国林業改良普及協会,東京,38-47.
- 中川重年(1993c)手入れしながら雑木林で遊ぶ.森林教育のすすめ方.全国林業改良普及協会,東京,145-149.
- 中川重年(1994)市民参加の森作りと植生管理.日本環境教育学会第5回大会要旨集,102-103.
- 中川重年(1995a)仕事が多いほどに山の景色がよくなる.現代農業増刊・暮らしが景色をつくる.ニッポン型景観形成の源流.農山漁村文化協会,東京,83-89.
- 中川重年(1995b)市民参加の森づくりの施業とリンクさせた利用.日本環境教育学会第6回大会要旨集,115.
- 中川重年・内山 豊(1994)育成天然林施業における高木層の間伐効果.神奈川県林業試験場研究報告,20,13-44.
- 中越信和・石井正人・和田秀次・松田方典(1994)西日本を代表する森林型の育成.広島大学総合科学部紀要IV理系編,20,95-112.
- 中西 哲(編)(1977)播磨西部地域植生調査報告書.播磨西部地域植生調査研究会,神戸,150p.
- 中西 哲(1980a)植生に係わる環境影響評価手法に関する研究.神戸植生研究会,神戸,43p.
- 中西 哲(1980b)群落の重要度評価について.自然保護上留意すべき植物群落の評価に関する研究.環境庁,東京,60-71.
- 中西 哲(編)(1980c)再度山永久植生保存地調査報告書(第2回).神戸市土木局,神戸,94p.
- 中西 哲(編)(1985)再度山永久植生保存地調査報告書(第3回).神戸市土木局,神戸,140p.
- Nakanishi,S. and Hattori,T.(1979)A *Castanopsis* type association of the Setouchi district in southwestern Japan. Bull.Yokohama Phytosoc.Soc.Japan,16,113-140.
- 中西 哲・高橋竹彦(1975)再度山永久植生保存地調査報告書(第1回).神戸市土木局,神戸,39p.
- 中西 哲・大場達之・武田義明・服部 保(1983)日本の植生図鑑 < I > 森林.保育社,大阪,208p.
- 中西 哲・矢野悟道・杉田隆三・藤原健司・本間はるみ(1970)北摂開発予定地の植生調査報告-三田盆地の植生について-.兵庫県教育委員会,48p.
- 仲田元亮(1982a)能勢の昆虫・蝶の部.仲田元亮,川西,304p.
- 仲田元亮(1982b)能勢の昆虫・甲虫の部上巻.仲田元亮,川西,453p.
- 仲田元亮(1982c)能勢の昆虫・甲虫の部下巻.仲田元亮,川西,508p.
- 野堀正雄(1988)池田炭の生産技術と用具.日本民具学会(編)山と民具・日本民具学会論集2.雄山閣出版,東京,85-99.
- 野崎玲児(1994)北摂山地の森林植生の生態学的研究 I .クヌギ-コナラ優占型二次林の植生.神戸女学院大学論集,41(2),135-146.
- 野崎玲児・奥富 清(1990)東日本における中間温帯性自然林の地理的分布とその森林帯的位置づけ.日生態誌,40,57-69.
- 沼田 真(1978)貴重な植物群落とは何か.清水建美(編)貴重植物の種および群落保護に関する環境科学的研究.文部省,東京,61-63.
- 沼田 真(1980)植物群落の重要度評価基準の一案.自然保護上留意すべき植物群落の評価に関する研究.環境庁,東京,12-19.
- 布谷知夫(1983)雑木林.北摂の自然.大阪市立自然史博物館,大阪,15-21.
- 大場達之(1979)保護を要する植物的自然の重要度評価.道路建設が動植物の生態に及ぼす影響に関する基礎的研究.日本道路公団・道路緑化保全協会,東京,1-34.
- 大場達之(1980)植物群落の評価.自然保護上留意すべき植物群落の評価に関する研究.環境庁,東京,20-27.
- 大場達之(1982)日本の植生・土木工学大系3・自然環境論(Ⅱ)・植生と開発保全.彰国社,東京,69-210.
- 大久保 悟・加藤和弘(1994)都市近郊の分断された平地二次林における高木種の補充に関する研究.造園雑誌,57(5),205-210.
- 桜ヶ丘公園管理所(編)(1992)桜ヶ丘公園雑木林ボランティア活動記録集.東京都公園協会,東京,102p.
- 桜ヶ丘公園管理所(編)(1993)桜ヶ丘公園雑木林ボランティア活動記録集・平成4年度.東京都公園協会,東京,114p.
- 桜ヶ丘公園管理所(編)(1994)桜ヶ丘公園雑木林ボランティア活動記録集・平成5年度.東京都公園協会,東京,101p.
- 佐藤枝之・小川 澄・樋渡ミヨ子(1966)施肥した場合のクヌギの伐根の大きさとぼう芽の関係について.林業試験場研究報告,188,59-77.
- 里山委員会(編)(1994)里山管理マニュアル.大阪自然環境保全協会,大阪,69p.
- 澤木昌典(1994)ニュータウン居住者の自然志向と居住行動に関する考察.造園雑誌,57(5),181-186.
- 澤木昌典(1995)ニュータウンおよび周辺地域の居住者の自然と緑に関する意識の比較.第8回環境情報科学論文集,39-44.
- 澤木昌典・上甫木昭春(1995)居住者の生物に対する嗜好からみたニュータウンの緑地保全に関する研究.日本造園学会誌・ランドスケープ研究,58(5),133-136.
- 四手井綱英(1974a)もりやはやし・日本森林誌.中央公論社,東京,206p.
- 四手井綱英(1974b)日本の森林・国有林を荒廃させるもの.中央公論社,東京,184p.
- 四手井綱英(1980)二次林について.関西自然保護機構,4,1-2.
- 四手井綱英(1981)森林環境に対する住民意識の国際比較に関する研究.トヨタ財団助成研究報告書,森林環境研究会,128p.

- 四手井綱英(1985)森林. 法政大学出版局, 東京, 291p.
- 四手井綱英(1986)里山の機能と都市への活用. 里山の保全と活用. 大阪自然環境保全協会, 大阪, 16-25.
- 四手井綱英(1987)日本の森林の将来像. 第5回琵琶湖研究シンポジウム記録・人間環境としての森林. 滋賀県琵琶湖研究所, 滋賀, 73-79.
- 四手井綱英(1993)森に学ぶ-エコロジーから自然保護へ-. 海鳴社, 東京, 241p.
- 重松敏則(1983)レクリエーション林における下刈り, 光, 踏圧の諸条件が林床植生に及ぼす効果. 造園雑誌, 46(5), 194-199.
- 重松敏則(1988a)里山の現状と問題点. 都市と自然, 151, 1.
- 重松敏則(1988b)レクリエーションを目的とする里山の生態的管理手法と教育・市民参加による管理システムの展望. 森林文化研究, 9(1), 75-91.
- 重松敏則(1991)市民による里山の保全・管理. 信山社出版, 東京, 74p.
- 重松敏則(1992)里山管理の理論と手法. 杉山恵一・進士五十八(編) 自然環境復元の技術. 朝倉書店, 東京, 74-87.
- 重松敏則(1994a)里山・田園景観の現状と課題. 公園緑地, 54, 8-11.
- 重松敏則(1994b)里山の保全・管理と活用のあり方. どんぐりサミット. どんぐり銀行事務局, 香川, 2-3.
- 重松敏則・高橋理喜男(1982)レクリエーション林の林床管理に関する研究-アカマツ林における下刈りが現存量に及ぼす効果-. 造園雑誌, 43(3), 157-167.
- 品田 穰(1980)ヒトと緑の空間. 東海大学出版会, 東京, 209p.
- 進士五十八(1995)百姓のデザインで都市環境を甦らせよう. 暮らしが景色をつくる・ニッポン型景観形成の源流. 農山漁村文化協会, 東京, 42-48.
- 新村 出(編)(1955)広辞苑第4版. 岩波書店, 東京, 2858p.
- 鈴木 創(1992)都市近郊広葉樹林の保全に関する試験-(1)コナラの更新について. 林業試験場年報(H.4), 3-4.
- 鈴木 創・久野春子(1992)都市近郊広葉樹林の保全に関する試験-(2)コナラ稚樹の光合成特性について. 林業試験場年報(H.4), 5-6.
- 鈴木修二・堀 繁(1989)森林風景における自然性評価と好ましさに関する研究. 造園雑誌, 52(5), 211-216.
- 鈴木時夫(1961)日本の森林帯前論. 地理, 6(9), 1036-1043.
- 高橋竹彦・増田隆史・西川 清(1985)六甲山地再度山永久植生保存地における植物群落の遷移と土壌の理化学性との関係. 中西哲(編)再度山永久植生保存地調査報告書(第3回), 9-60.
- 高橋竹彦・村岡明高・工 義尚・梶原道子・矢野悟道・佳山良正(1984a)東播・北摂丘陵・台地神戸層群地帯におけるアカマツ林の遷移とA層土壌の理化学性との関係. 日本土壌肥料学雑誌, 55(5), 434-442.
- 高橋竹彦・村岡明高・工 義尚・梶原道子・矢野悟道・佳山良正(1984b)東播・北摂丘陵・台地神戸層群地帯におけるアカマツ林の遷移と吸収根分布層土壌の理化学性との関係. 日本土壌肥料学雑誌, 55(5), 443-448.
- 高橋竹彦・西村晴美・西田光孝・市川 聰・北本嘉男・佳山良正(1982)六甲山地花崗岩地帯におけるアカマツ林の遷移とA層土壌の理化学性との関係. 日本土壌肥料学雑誌, 53(3), 227-234.
- 武田義明・他10名(1994)丹波地域の植生. 丹波の森協会, 篠山, 88p.
- 竹原秀雄(1981)広葉樹林の消長. 林野庁研究普及課(監)広葉樹林とその施業. 大日本山学会, 東京, 1-16.
- 竹中則夫(1992)近畿地方におけるアカマツ林の遷移・I. 遷移的指標軸の設定とスタンドの位置付けについて. 神戸女学院大学論集, 39(2), 107-124.
- 竹中則夫・本村直美(1994)近畿地方に成長するアカマツ林の年輪解析. 神戸女学院大学論集, 41(2), 117-133.
- 武内和彦(1991)地域の生態学. 朝倉書店, 東京, 248p.
- 武内和彦(1994)環境創造の思想. 東京大学出版会, 東京, 171-179.
- 田中 穰(1887)校正大日本植物帯調査報告. 内務省地理局, 東京, 176p.
- 谷中英記(1990)都市近郊レクリエーション林の計画における基本課題. 造園雑誌, 53(5), 263-268.
- Toyohara, G. (1984) A Phytosociological study and a tentative draft on vegetation mapping of the secondary forests in Hiroshima Prefecture with special reference to Pine forests. J. Sci. Hiroshima Univ., Ser. B, Div. 2, 19(1), 131-170.
- 豊原源太郎(1988)燃料文明と植物社会. 矢野悟道(編)日本の植生・侵略と攪乱の生態学. 東海大学出版会, 東京, 73-90.
- 豊原源太郎・奥田敏統・福島昭郎・西浦宏明(1986)松枯れに伴う宮島の森林植生の変化. 日生態誌, 35, 609-919.
- 豊田武司・谷本丈夫・飯田滋生(1989)都市近郊樹林の萌芽更新の実態と管理法. 日林論, 100, 351-352.
- 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. 日生態誌, 42, 125-136.
- 養父志乃夫(1990)野生草花の群生地形成に対する都市近郊二次林の潜在力に関する研究. 造園雑誌, 53(1), 240-249.
- 養父志乃夫(1991)野生草花による林床景観の育成・管理に関する生態学的研究. 造園雑誌, 54(1), 35-42.
- 養父志乃夫(1993)森林の植生管理. 井手久登・亀山章(編), ランドスケープエコロジー・緑地生態学. 朝倉書店, 東京, 134-147.
- 八木哲浩(1976)かわにし. 川西市史第二巻. 兵庫県川西市, 川西, 531p.
- 山本進一(1987)孤立林のダイナミクス. 生物科学, 39(3), 121-127.
- 山下寿之・林 一六(1987)茨城県筑波におけるアカマツ林からシラカシ林への遷移過程の解析. 筑波大学農林技術センター演習林報告, 3, 59-82.
- 柳谷新一・安ヶ平精三・木村武松(1966)東北地方のクヌギ林の実態と2,3の考察. 林業試験場研究報告, 188, 1-58.
- 矢野悟道(編)(1990)再度山永久植生保存地調査報告書(第4回). 神戸市土木局, 神戸, 137p.
- 矢野悟道・高橋竹彦(1984)瀬戸内海周辺のアカマツ林の遷移段階について. 神戸女学院大学論集, 30(3), 77-86.
- 安田達行(1988)みどり資源の意義と高度活用に関する調査報告について. フィールドミュージアムの展開. 国立公園, 467, 2-12.
- 和田 宣(1994)丘陵地公園の市民参加型植生管理. 都立桜ヶ丘公園雑木林ボランティア活動. 緑化に関する調査報告, 21, 133-145.
- Zacharias, D. and Brandes, D. (1990) Species area-relationships and frequency-floristical data analysis of 44 isolated woods in northwestern Germany. Vegetatio, 88, 21-29.

(1995年6月27日受理)



Plate 1-1. Aspect of pine damage in Kakogawa, Hyogo. Pine dominated secondary forest has been completely killed by pine wilt disease.



Plate 1-2. Lucidophyllous trees under the summergreen canopy trees. Succession will progress from the summergreen secondary forest to the lucidophyllous forest.

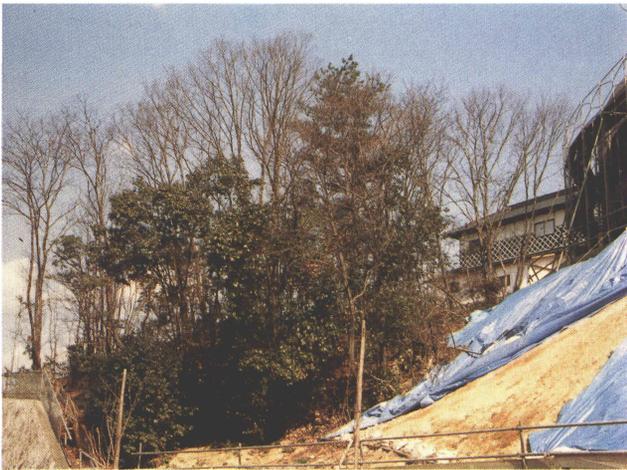


Plate 1-3. A fragmented forest in a new town, Hyogo.

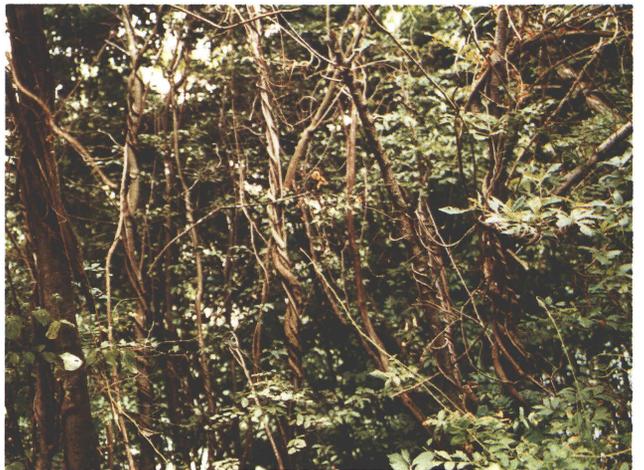


Plate 1-4. Luxuriant growth of *Wisteria floribunda* in tree and subtree layers of the summergreen secondary forest in Sanda, Hyogo.



Plate 1-5. The shrub layer is thick with *Pleioblastus chino* in Sakuragaoka Park, Tokyo.



Plate 1-6. Extension of the distribution of bamboo forest in the satoyama area, Tokyo.

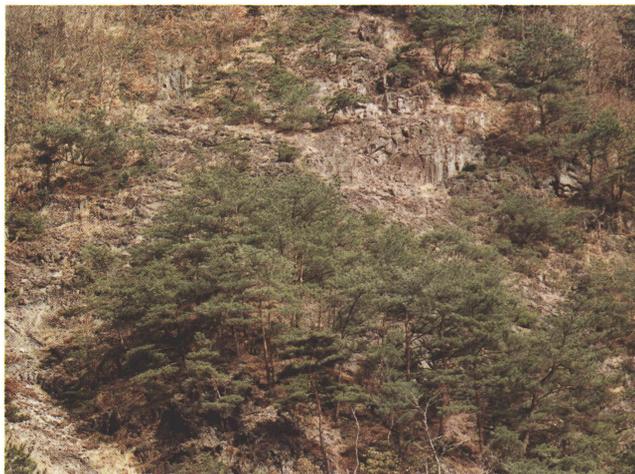


Plate 2-1. In the lucidophyllous forest zone, pine dominated natural forest on rocky site in Kawanishi, Hyogo.



Plate 2-2. Landscape of the satoyama in Konda, Hyogo. Pine dominated secondary forests and summergreen secondary forests are distributed on ridges and on side slopes respectively.



Plate 2-3. Landscape of the satoyama in Kobe, Hyogo. Screllophyllous secondary forests and summergreen secondary forests are distributed on ridges and on side slopes respectively.



Plate 2-4. Landscape of the satoyama dominated by the lucidophyllous forest in Izu.

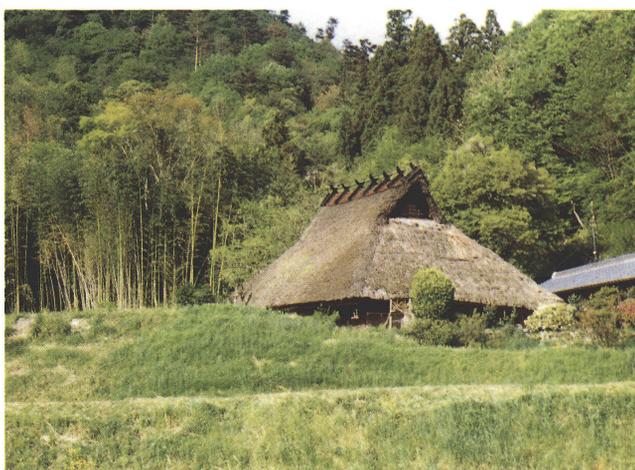


Plate 2-5. Landscape of the satoyama in Inagawa, Hyogo.



Plate 2-6. A project for management of satoyama in Kakogawa by Hyogo prefectural office.



Plate 3-1. Hitokurazumi (charcoal made from Kunugi, *Quercus acutissima*, in the basin of the Ina River).

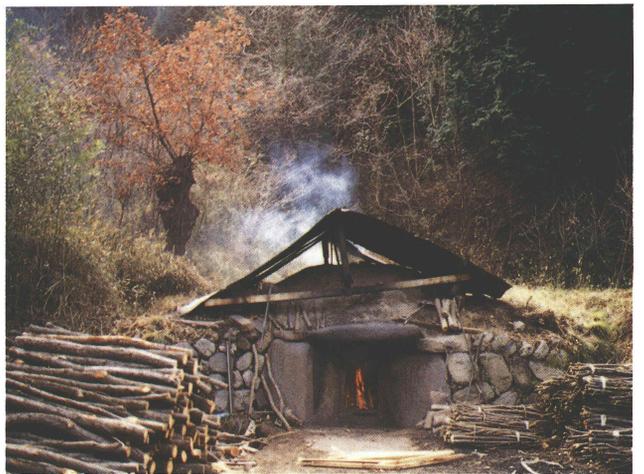


Plate 3-2. A charcoal kiln of Hitokurazumi.



Plate 3-3. Landscape of the satoyama in Kawanishi, where Hitokurazumi is made. The pink flowers are *Prunus pendula*.



Plate 3-4. Daiba-Kunugi (*Quercus acutissima* pollarded) in Kawanishi, Hyogo.

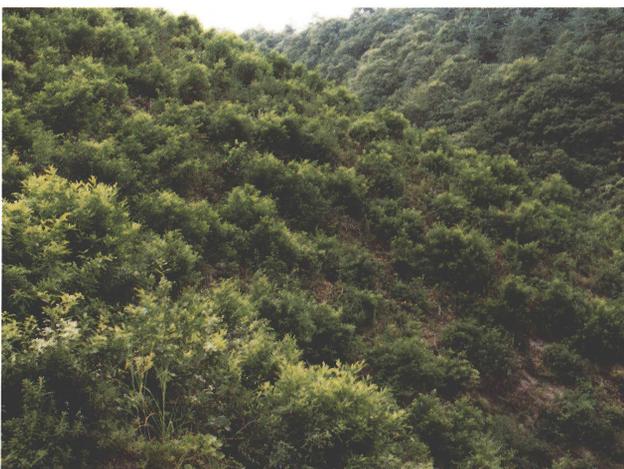


Plate 3-5. View of *Quercus acutissima* community regenerated by sprout. Photograph was taken one year after *Quercus acutissima* forest was felled.



Plate 3-6. Cutting of *Quercus acutissima* forest.