

広島県宮島の常緑広葉樹林における植物の分布と地形

山田俊弘・奥田敏統

広島大学大学院総合科学研究科

Tree Distribution in an Evergreen Broadleaf Forest on Miyajima with Reference to Topography

Toshihiro YAMADA and Toshinori OKUDA

Graduate School of Integrated Arts and Sciences, Hiroshima University

Abstract

We studied the vegetation of an evergreen broadleaf forest on Miyajima Island (also known as Itsukushima Island) Hiroshima Prefecture, Japan, with respect to topography. We established two 0.6-ha plots (P-1 and P-2) at an elevation of about 100 m in the northeastern part of the island. In the P-1 and P-2 plots, we found 1,212 and 1,478 trees, respectively, over 15 cm in girth at breast height, which consisted of 29 and 28 species. The basal areas of the plots ($27.9 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ and $31.0 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ in P-1 and P-2, respectively) were much smaller than basal areas of old-growth forests in warm-temperate Japan. This may suggest that the forests at the study site are not yet fully developed. Only three large *Abies firma* trees accounted for over 10% of total basal area in P-2, which demonstrates that large trees provide important carbon-storage microsites in this forest. Hierarchical and non-hierarchical cluster analyses both revealed that a close relationship exists between tree distribution and topography. *A. firma*, *Symplocos glauca*, and *Neolitsea sericea* occurred more frequently in valley sites; *Pinus densiflora*, *Lyonia ovalifolia* var. *elliptica*, *Ilex pedunculosa*, and *Eurya japonica* occurred more frequently on ridge sites. A comparison of our vegetation data to data collected some 40 years ago indicates that the population of *Rhododendron kaempferi* has declined in size. This reduction may be attributed to browsing stress caused by the dense population of sika deer (*Cervus nippon*) that inhabit the island.

1 はじめに

広島県宮島には状態の良い森林が残っている。これは、宮島の一部もしくは全部が瀬戸内海国立公園、国の天然記念物、および世界文化遺産区域に指定されたことにより森林の破壊が低く抑えら

れてきたためだけでなく、これらの指定よりずっと古くから宮島全島が神域として保護されてきたためでもある（豊原ら 1986）。それに対して宮島以外の瀬戸内沿岸地域の植生は火入れ、伐採、山火事等の人為的な影響を強く受けているため、宮島のように植生が発達した、状態の良い森林を見

ることは難しい（豊原 鈴木 1975）。

この貴重な宮島の森林は古くから科学者を引き付けており、森林植生が精力的に調べられ、1970年代にはすでに宮島の詳細な植生図が発表されている（鈴木ら 1975a）。この植生図を概観すると、二次林（アカマツ林88%、常緑広葉樹優占林3%）が宮島の91%と大部分を占め、残りを極相林（6%）や植林・耕作地・居住地（3%）が覆っていた（鈴木ら 1975a）。標高400 m以下には常緑広葉樹林が広がっていたがこのほとんどは二次林化していた（鈴木ら 1975a）。弥山や岩船岳を中心に標高400 m以上の区域にはモミ・ツガの極相林が発達していた（鈴木ら 1975a）。

しかし今まで宮島で行われてきたほとんどの森林生態学的な調査は、植物社会学的な方法（100 m²程の調査区を典型的な林分に設置すること）によりなされてきた。この方法により本島内植生の植物社会学的な類型化と国内植生区分における位置づけという点において多大なる貢献を収めてきたことは確かではあるが、一方でこの方法では光や土壌、地形などの微細な環境傾度に沿って漸次的に変化していく植生の様子をとらえることは難しい。この目的のためには比較的大面積（0.5 ha>）の調査区を用いた研究アプローチが有効である。そこで我々は、広島県宮島の標高約100 mの地点に広がる常緑広葉樹林内に0.6 haの調査区を設置し、環境、とくに地形傾度と森林植生との対応を明らかにするための研究を行った。様々な森林で、木本植物が地形に対応した分布を見せることが報告されているため（Yamada et al. 2000, Yamada et al. 2010）、宮島の常緑広葉樹林においても木本植物と地形の間に何らかの関係が見いだされることが予想される。本研究の第一の目的は、いままで宮島ではなされてこなかった大面積の調査区を用いて地形と木本植物（森林植生）の分布の関係を明らかにすることである。

さらに、宮島での植物社会学的な植生調査に基づく植生図が発表されてから40余年が経過している（鈴木ら

1975a）。この間宮島では大規模な松枯現象が発生し（豊原ら 1986、Kuroda et al. 2006）、それに伴う枯損木の伐採・搬出作業などが行われた（鈴木ら 1975b、豊原ら 1986）。また同時に宮島の植生は、そこに生息するニホンジカの影響を絶えず受けてきた（Okuda 1984）。これらの点を考慮すれば、現在の植生が以前のそれに比べて組成的・構造的に変化していることが考えられる（Kuroda et al. 2006）。そこで今回の調査結果をこれまでに発表された宮島の植生分類と比べることで、常緑広葉樹林の植生がこの間変化したかについても評価し、もし変化があったならば、どのような変化が起こったかについても分析を試みることにした。

2 方法

（1）調査地と野外調査

2007年から2008年にかけて宮島の北東部分、標高約100 mの地点に100 m × 60 mの調査区（0.6 ha）を二つ設置した（P-1; 北緯34度18分3秒、東経132度19分44秒とP-2; 北緯34度17分59秒、東経132度19度40秒）（図1）。P-1とP-2はお互い約150 m離れている。調査区より約12 km西に位置する大竹における1979年から2000年までの気象の記録によると、年平均気温は15.4℃、年平均降水量は1,689 mmであった。

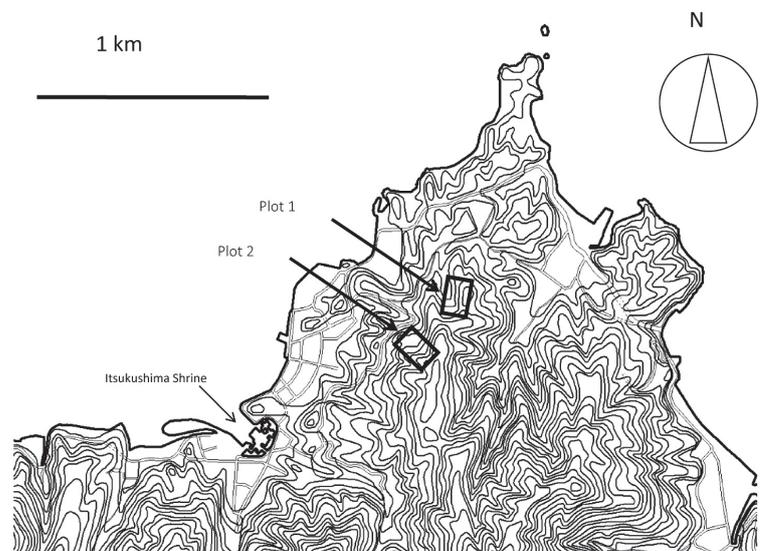


図1 広島県宮島北東部に設置した二つの0.6 ha (100 m × 60 m)の調査区(P-1とP-2)の位置（国土地理院発行2万5千分の1地図より改編）。等高線は10 m間隔。

調査区の設置はP-1では2007年に、P-2では2008年に行われた。設置はトランジットコンパス（レベルトラコン S-25、牛方商会、横浜市）を用いて行われ、調査区はさらに60個の10 m × 10 mの小区画に分割された。小区画の四隅の標高も同時に測定し、これを用いて調査区の地形図を作成した。調査区内の胸高周囲長（GBH）15.0 cm以上の全ての木について、プラスチックナンバーテープを用いて番号を付け、種の同定、GBHの測定、小区画内の位置を測定した。この調査はP-1では2007年に終了し、P-2は2008年に終了した。一部の個体の種の同定を冬に行ったため、落葉により種の同定ができなかった個体があった。これら種の同定ができなかった個体については、2013年5月にそれを行った。

(2) 解析方法

小区画を目視により尾根、斜面、谷の3つのカテゴリーに分類した。この時、小区画が地形的な特徴にのみにより分類され、分類が恣意的にならないように十分注意しながら行った。

小区画の普通種の群落ベクトル（出現した種毎の個体数ベクトル）を用いて、k-means法を用いた小区画の非階層クラスター分析を行った（Legendre & Legendre 1983, Fortin & Dale 2005, Legendre & Fortin 1989）。本研究では普通種とは調査区あたり10個体以上出現した種と定義した。k-means法とは標本（ここでは小区画）を任意の数のクラスターに分割する場合、もっともふさわしいクラスターを作成する方法で（小野田ら 2011）、本研究では小区画を地形のカテゴリー数と同数の3つに分割するもっともふさわしいクラスターの作成を行った。k-means法では、小区画をランダムに選び出し、それが3つのクラスターのうちどのクラスターに属するのが最もふさわしいか、計算を繰り返すことでクラスターを決定する。しかし、クラスタリングの結果は最初にランダムに選ばれる小区画に依存してしまうため、常に最適なクラスタリングができるわけではない（小野田ら 2011）。この初期値依存性の問題を解決するため、k-means法によるクラスタリングを1,000回試行し、その中でもっとも妥当な試行を

採用することとした。クラスタリングの妥当性の尺度としてクラスターの重心点から各小区画点までの差の平方和を採用し、クラスター内の平方和が最小になる試行を最も妥当な結果とした。なおクラスター分析では幹数を用いて行うと萌芽する性質をもつ種が重みづけられることとなるため、萌芽している個体は萌芽幹をまとめて1個体として扱った。このようにしてk-means法により小区画を3つの植生グループに分類したが、その分類結果と目視による小区画の地形分類（尾根、斜面、谷）の分類が一致するかどうか、コーエンの一致係数（カッパ係数）を用いて定量した（Cohen 1960）。カッパ係数は異なる評価者による評価の結果がどの程度一致しているか測定する尺度で、評価が完全に一致するとき最大値1.0を、完全に不一致のとき最小値-1.0を、偶然で期待できる程度の一致であったとき0.0をとる。カッパ係数の95%信頼区間を求めることにより、カッパ係数が0.0より有意に離れているかどうか調べることができる（Cohen 1960）。

一方で調査区に出現した普通種の空間的な分布相関指数を用いた階層的なクラスター分析も行った。階層クラスター分析では標本（ここでは普通種）の非類似度に基づき、より大きなクラスターへ順次クラスタリングしていく（小林 1995）。このため分析の結果は樹状分岐の形（デンドログラム）となる。まず普通種の全ての組み合わせにおいて、空間的な重なりを分布相関指数の一つであるオメガ指数で定量した（Iwao 1977）。オメガ指数は、完全に分布が排他的の時に最小値-1.0を、分布がおたがいに独立な場合0.0、完全に同所的に出現する場合最大値1.0を取る（Iwao 1977）。0.5からこのオメガ指数を2で割ったものを引くことで、オメガ指数を分布の非類似度指数に換算し（Masaki et al. 1992, Yamada & Suzuki 1997）、これを用いた非加重群平均法によるクラスタリングを行った。なお、オメガ指数の為の区画の大きさは、小区画と同じ100 m²を用いた。

木本植物の分布と地形の結びつきの強さは、調整密度（Comita et al. 2007, Yamada et al. 2006）を用いて定量された。調整密度とはある種のある地形での密度をその種の調査区全体の平均密度で

割ったもので、その地形に偏って多く分布していた場合1.0以上を、その地形を避けて分布している場合1.0以下の値をとる。なおここでは地形区分として小区画の目視による尾根、斜面、谷の分類を用いた。さらに木本植物の分布と地形の結びつきは χ^2 乗検定を用いて解析された。

以上の解析は全てR version 3.1.0 (R Core Team 2013) を用いて行われた。

3 結果

P-1ではGBH 15.0cm以上の幹の密度が2,020本/ha、個体密度（萌芽しているすべての幹を合わせて1個体とした場合）が1,373本/haであったのに対し、P-2では幹密度が2,465本/ha、個体数が

1,628本/haであった。胸高直径階頻度分布をみると、両調査区共に最も小さいサイズ階の個体数が最も多い点では共通したが、P-1にはP-2で見られたような胸高直径（DBH）70.0 cmを超える個体がなかった（図2）。P-1で最も大きな個体はDBH65.0 cmのクスノキであったが、P-2ではモミ3個体がDBH 70cmを超えていた。胸高断面積（BA）を見るとP-1では27.9 m²/haであったのに対し、P-2では31.0 m²/haあった。P-2のBAをDBH70cmを超える3個体を除いて求めると27.7 m²/haとなり、P-1とほぼ等しくなった。

P-1では29種、P-2では28種の木本樹種が分布していた（表1）。両調査区とも最も個体数が多かったのはミミズバイであり、それ以外にアカマツやシキミ、ソヨゴ、ネジキ、ヒサカキ、ヤブツバキ

表1 広島県宮島に設置した二つの0.6 ha調査区(P-1とP-2)の個体数と胸高断面積。

和名	学名	P-1		P-2	
		個体数	胸高断面積	個体数	胸高断面積
アカマツ	<i>Pinus densiflora</i> Sieb. et Zucc.	88	2.48	140	3.64
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i> (Thunb.) Mueller-Arg	2	0.06	0	0.00
アセビ	<i>Pieris japonica</i> (Thunb.) D. Don	2	0.01	78	0.40
アラカシ	<i>Quercus glauca</i> Thunberg	3	0.35	6	0.69
イヌガシ	<i>Neolitsea aciculate</i> (Bl.) Koidzumi	14	0.22	9	0.08
ウリハダカエデ	<i>Acer rufinerve</i> Sieb. et Zucc.	55	1.23	4	0.24
カクレミノ	<i>Dendropanax trifidus</i> (Thunb.) Makino	1	0.05	0	0.00
カゴノキ	<i>Litsea lancifolia</i> (Sieb. et Zucc.) F. Vill	0	0.00	2	0.01
カナメモチ	<i>Photinia glabra</i> (Thunberg) Maximowicz	3	0.05	15	0.28
カヤ	<i>Torreya nucifera</i> Sieb. et Zucc.	5	0.82	1	0.00
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) Presl	41	2.12	20	2.70
クリ	<i>Castanea crenata</i> Sieb. et Zucc.	0	0.00	2	0.22
クロキ	<i>Symplocos lucida</i> Sieb. et Zucc	3	0.08	0	0.00
クロバイ	<i>Symplocos prunifolia</i> Sieb. et Zucc	2	0.03	9	0.42
サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunberg	35	0.46	13	0.12
シキミ	<i>Illicium anisatum</i> L.	76	0.53	120	0.94
シャシャンボ	<i>Vaccinium bracteatum</i> Thunberg	1	0.04	0	0.00
シリブカガシ	<i>Lithocarpus glabra</i> (Thunberg) Oersted	83	5.46	6	0.77
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> (Bl.) Koidzumi	24	0.17	26	0.36
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i> (L. f.) D. Don	1	0.01	0	0.00
ソヨゴ	<i>Ilex pedunculosa</i> Miq.	73	0.67	34	0.63
ネジキ	<i>Lyonia ovalifolia</i> (Wall) Drude var. <i>elliptica</i>	165	1.17	328	2.35
ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb.	21	0.19	34	0.21
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunberg	71	0.39	164	1.21
ミミズバイ	<i>Symplocos glauca</i> (Thunb.) Koidz.	345	9.76	330	8.80
モミ	<i>Abies firma</i> Sieb. et Zucc.	0	0.00	13	4.53
ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i> L.	57	0.51	24	0.21
ヤブニッケイ	<i>Camellia japonicum</i> Sieb.	5	0.08	40	0.56
ヤマウルシ	<i>Rhus trichocarpa</i> Miquel	16	0.57	16	0.59
ヤマザクラ	<i>Prunus jamasakura</i> Sieb. ex Koidzumi	3	0.09	2	0.13
ヤマモモ	<i>Myrica rubra</i> Sieb. et Zucc.	5	0.22	10	0.56
リョウブ	<i>Clethra barbinervis</i> Sieb. et Zucc	0	0.00	27	0.34
ワタゲカマツカ	<i>Pourthiaea villosa</i> (Thunb.) Decaisne var. <i>villosa</i>	12	0.04	5	0.06
総計		1,212	27.86	1,478	31.04

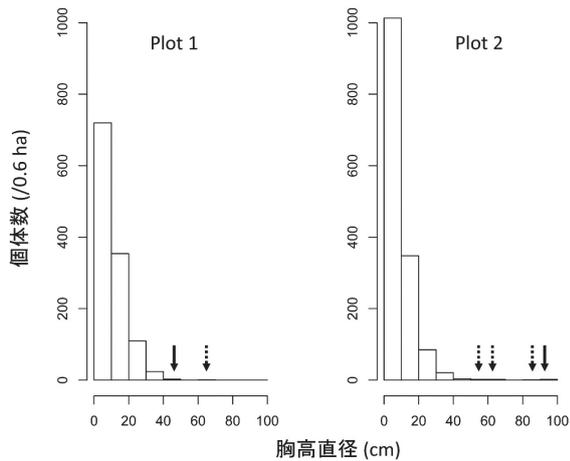


図2 P-1とP-2における胸高周囲長15 cm以上の木の胸高直径階頻度分布図。点線の矢印は1個体が含まれていた直径階、実線の矢印は2個体が含まれていた直径階を示す。

などが調査区に共通して豊富に出現した。一方でウリハダカエデとシリブカガシはP-2よりP-1で多く、反対にヤブニッケイやモミ、リョウブ、アセビはP-1よりP-2に多く現れた。

k-means法を用いて小区画を植生に基づき3つに分類し、その空間的な分布をみると図3Aのようになり、目視による小区画の地形分類（尾根、谷、斜面）とよく一致しているように見える（図3B）。両者の一致の程度をカッパ係数で見るとP-1では0.54（95%信頼区間は0.36から0.73）、P-2では0.51（95%信頼区間は0.32から0.70）となり、両調査区ともカッパ係数は統計的に有意に0.0から離れていた。

種の空間的な重なり の程度に基づく階層的なクラスタリングの結果を見ると、P-1に現れた普通種15種は、分布の独立を示す非類似度指数 = 0.5で3つのクラスターに分けることができた（クラスターA: アカマツ、ソヨゴ、ネジキ、ヒサカキ、クラスターB: ウリハダカエデ、シロダモ、サカキ、クスノキ、ミミズバイ、クラスターC: イヌガシ、シキミ、ヤマウルシ、シリブカガシ、ネズミモチ、ヤブツバキとする、図4）。それぞれのクラスターに含

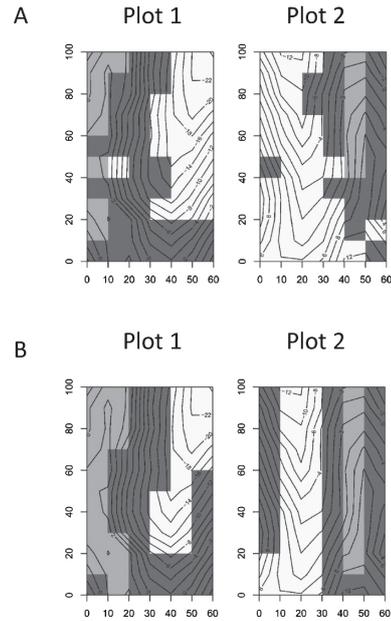


図3 (A) P-1とP-2における小区画(10 m × 10 m)の普通種の群落ベクトルを用いた非階層クラスタ分析(k-means法)により分類された3つのクラスターの分布図。本研究では普通種を各調査区に10個体以上出現した種と定義した。3つのクラスターは白、薄いグレー、濃いグレーで示されている。縦軸と横軸の数値は距離(m)を示す。等高線は2 m 間隔。(B) P-1とP-2における小区画の地形特性から目視により分類した尾根部（薄いグレー）、斜面部（濃いグレー）、谷部（白）の分布図。

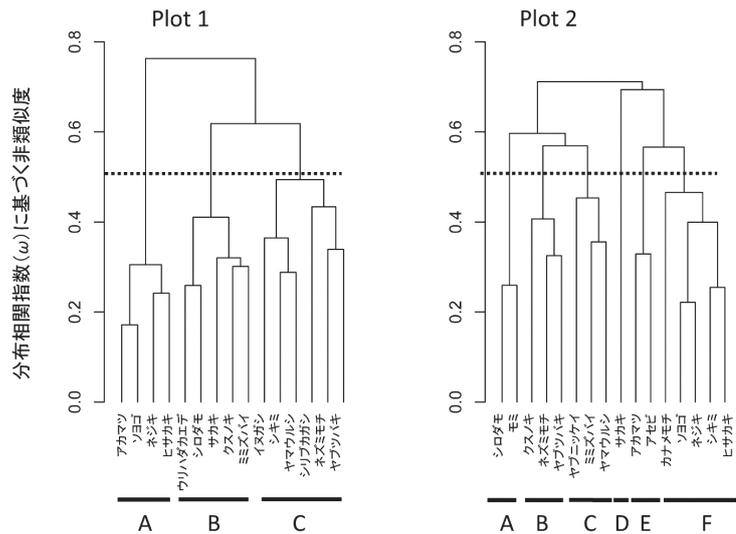


図4 P-1とP-2における分布相関指数（オメガ指数、 ω ）に基づく非類似度指数を用いた群平均法によるデンドログラム。点線は、種間の分布が独立である非類似度指数 = 0.5 を示す。種名の下のアルファベットは非類似度指数 = 0.5で区切ったときに現れるクラスターに対応する。

まれている樹種の空間的な分布を調べると、クラスター A は主に尾根に、クラスター B は主に谷に、クラスター C は主に斜面に生えており (図 5)、それぞれのクラスターに分類された植物種の分布は有意に地形と結びついていた (χ^2 乗検定、3つのクラスターとも $P < 0.001$ 、図 6)。次に P-2 についても同様に非類似度指数 = 0.5 で分けると、6つの小さなクラスター (クラスター A から F) に分けることができた (図 4)。クラスター A を作るシロダモとモミは主に谷に生えており (図 7)、統計学的に有意に地形と結びついていた (χ^2 乗検定、 $P < 0.001$ 、図 8)。クラスター C をつくるヤマウルシ、ミミズバイ、ヤブニッケイはともに谷から斜面にかけて分布し (図 7)、統計学的に有意に地形と結びついていた (χ^2 乗検定、 $P < 0.001$ 、図 8)。クラスター E を作るアカマツとアセビは主に尾根に分布し、クラスター F を作るカナメモチ、ソヨゴ、ネジキ、シキミ、ヒサカキは尾根から斜面にかけて分布していた (図 7)。この二つのクラスターはどちらも統計学的に有意に地形と結びついていた (χ^2 乗検定、 $P < 0.001$ 、図 8)。クラスター B を作るクスノキ、ネズミモチ、ヤブツバキとどのクラスターにも所属しなかったサカキ (クラスター D) は谷、尾根、斜面に偏りなく分布していた (χ^2 乗検定、 $P > 0.05$ 、図 7 と 8)。

また、地形と種の分の関係を P-1 と P-2 を比べると、地形とのつながり具合の差こそあれ、すべての種において、調査区間で矛盾のない地形との結びつきを見ることができた。例えばアカマツ、ソヨゴ、ネジキ、ヒサカキは両調査区とも尾根に分布しており、ミミズバイやシロダモは谷に多く分布していた。逆に片方の調査区で避けていた地形に他方の調査区では偏って多く分布するような種はいなかった。

4 考察

広島市二葉山や元宇品などのいくつかの例外を除けば、宮島の森林は他の瀬戸内海沿岸の森林と比べると植生がよく発達している

(豊原ら 1986)。しかし屋久島 (Kohyama 1993) や対馬 (Miura et al. 2001) の老齢の常緑広葉樹林の胸高断面積 (BA) は $60 \text{ m}^2/\text{ha}$ を超えており、今回の調査で得られた宮島の常緑広葉樹林の BA よりずっと大きい。ここから宮島の常緑樹林は、瀬戸内沿岸の他の地域より植生遷移が進んでいるとは言え、いまだ老齢な森林には達していないことがうかがえる。宮島では明治の初めや明治 31 年に大火があった記録があり (豊原・鈴木 1975)、調査区を置いた低標高地の常緑広葉樹林に限って言えば、この山火事の影響を受けた二次遷移段階

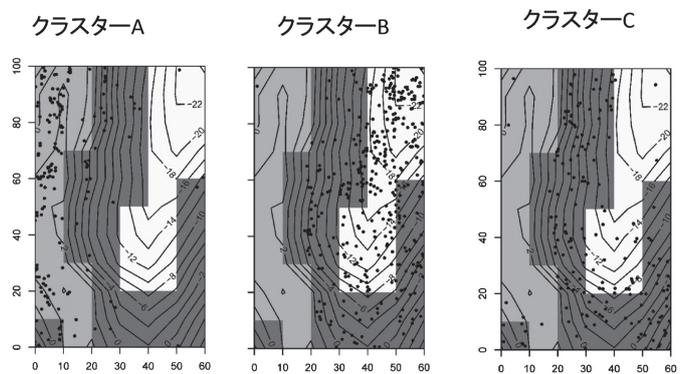


図5 P-1における3つのクラスター (クラスター A、クラスター B、クラスター C；図4参照) に分類された種の分布図。小区画 ($10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$) は地形特性から目視により分類された結果に基づいて色分けられている；尾根部 (薄いグレー)、斜面部 (濃いグレー)、谷部 (白)。縦軸と横軸の数値は距離 (m) を示す。等高線の間隔は 2 m。

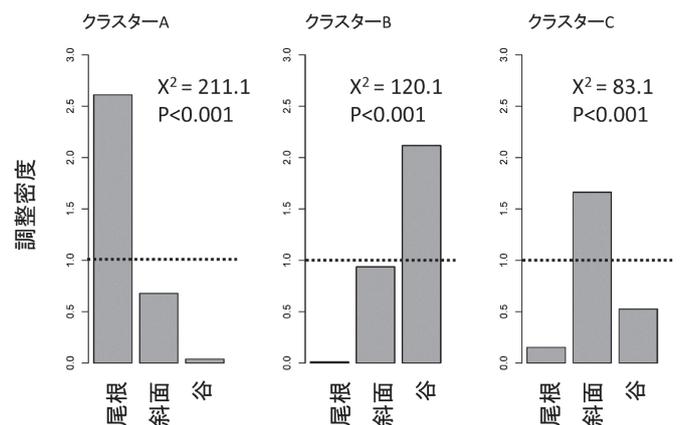


図6 P-1における3つのクラスター (クラスター A、クラスター B、クラスター C；図4参照) に分類された種の、尾根部、斜面部、谷部 (目視判読による分類) の調整密度。調整密度は 1.0 以上のときその地形に偏って多く分布し、1.0 以下のときその地形を避けて分布することを示す。点線は、分布と地形の独立を表す調整密度 = 1.0 を示す。調整密度に基づく χ^2 乗検定の結果も示してある。

にある発達のよい二次林と考えてよさそうである。

この考えは宮島の常緑広葉樹林の種組成からも支持される。宮島の森林植生を植物社会学的に分類した鈴木ら（1975a）によれば、宮島の森林植生は8つの群落と植林地、伐採跡地に分けることができる。調査区の森林植生をこの分類に照らし合わせるとアカマツ-クロバイ群落、特にその下に位置するヤマツツジ・イヌガシ推移群落、イヌガシ変群落、ミミズバイ変群落に分類される。種組成からアカマツ-クロバイ群落を論じた鈴木ら（1975a）も、この群落を極相林破壊後に生じた二次林であると考えている。

P-1とP-2のBAを比べると、P-2のほうが1割程度大きかったが、この違いはP-2にのみ存在するたった3個体のDBH70 cmを超えるモミの大木が原因であった。近年さまざまな生態系で、大木が森林の現存量を高めることに重要な役割があることが論じられるようになったが（Paoli et al. 2008, Slik et al. 2013）、宮島の常緑広葉樹林をでも同じ傾向があることが分かった。したがって宮島の常緑広葉樹林の現存量を高く保つためには、これら大木を保全していくことが特に重要である。

瀬戸内沿岸地域では、火入れ、伐採、山火事、松枯れ等の影響で宮島ほど発達した森林を見ることは難しい（豊原ら 1986）。しかし近年の生活スタイルの変化とともに森林への人為的な関与が低減し、森林の植生遷移・回復が進み始めている。これらの森がこのまま自然再生、自然更新を続ければ、将来宮島の常緑広葉樹林のレベルまで回復・発達することが予想される。ニホンジカの食害の影響など宮島独自の点があるものの、これを調べることは将来の瀬戸内沿岸の森林環境を予想するうえでとても重要だと言えよう。

小区画のk-means法による非階層クラスター分析においても、種の分布相関に基づく階層的クラスター分析においても、宮島の常緑広葉樹林の植生は地形と強いつながりを持っていることが示された。しかし木本樹種

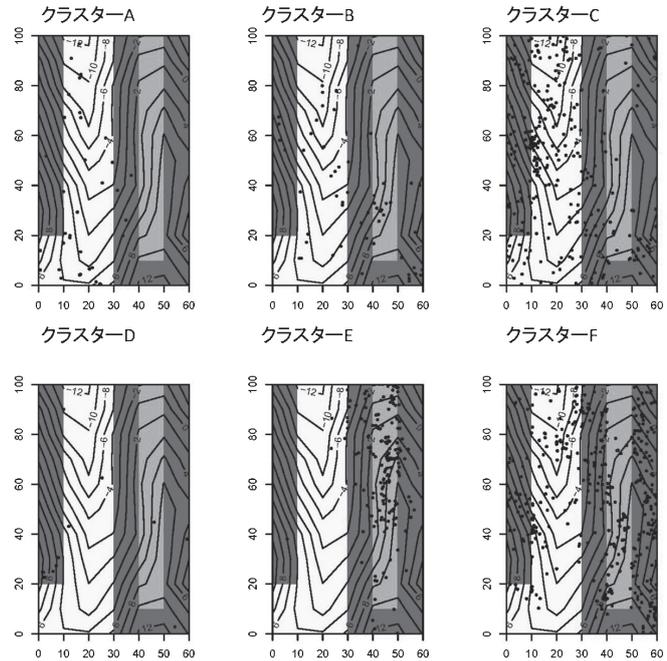


図7 P-2における6つのクラスター（図4参照）に分類された種の分布図。小区画(10 m × 10 m)は地形特性から目視により分類された結果に基づいて色分けられている；尾根部（薄いグレー）、斜面部（濃いグレー）、谷部（白）。縦軸と横軸の数値は距離(m)を示す。等高線の間隔は2 m。

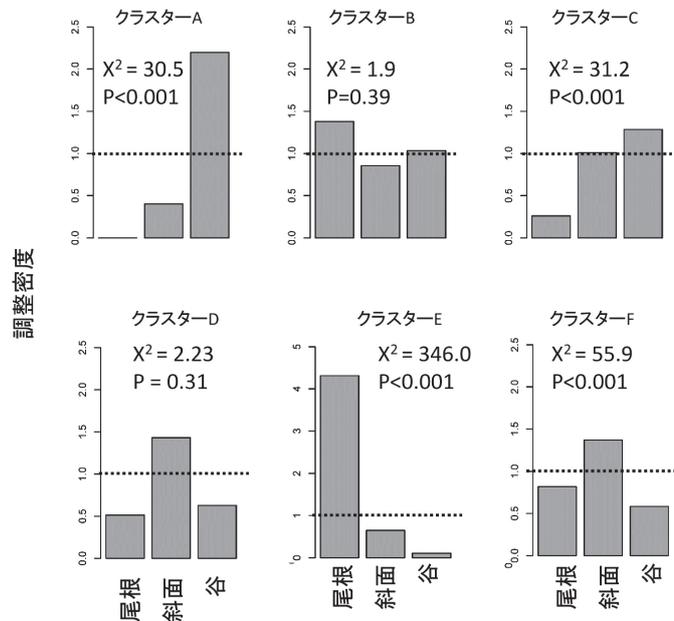


図8 P-2における6つのクラスター（図4参照）に分類された種の尾根部、斜面部、谷部（目視判読による分類）の調整密度。調整密度は1.0以上のときその地形に偏って多く分布し、1.0以下のときその地形を避けて分布することを示す。点線は、分布と地形の独立を表す調整密度 = 1.0を示す。調整密度に基づくχ二乗検定の結果も示してある。

の分布と地形との関係の成因については注意深い考察が必要である。一般的に尾根から谷にかけて、土が深くなり、それに伴い水分条件や養分条件が好転する(石塚 1977)。土壌条件だけでなく、受光量、地温、気温、蒸散量や風等も地形に伴い変化する(石塚 1977)。いくつかの種はこうした地形に伴う微環境の直接的な変化に対応しているのだろう。また一方で地形により人為的な影響の程度も変化する。人為的な影響の少ない宮島においてさえ、人々は自然散策や登山などで今も絶えず宮島の森林を利用している。尾根沿いは登山道や散策道として利用されることが多く、調査区内の尾根も博打尾を経て山頂へと続く登山道の一部や散策路として利用されている。アカマツやアセビ、ネジキのように尾根を中心に分布する植物は、地形の間接的な影響、すなわち人為的な影響による森林の劣化と対応しているだけかもしれない。地形の持つ直接、間接的な影響のうちどちらが強くなるか木本植物種の分布に影響を与えているか明らかにするためには、地形の直接的な影響と間接的な影響を分離することができる設定で調査をしなければならない。

今回明らかにされた地形と木本植物種の分布との関係だが、その結びつきの可能性についてはすでに鈴木ら(1975a)により議論されている。上述の森林植生分類によると、今回の調査で谷部の植生は、アカマツ-クロバイ群集ミミズバイ変群集になるが、鈴木ら(1975a)はこの群集を谷部あるいは低地部の沖積地における陰生二次林と論じている。同様に今回の調査で斜面部と判断された植生は、アカマツ-クロバイ群集イヌガシ変群集であり、鈴木ら(1975a)はこれを中腹部から沢筋にかけて広く分布すると記載している。尾根部の植生はアカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ・イヌガシ推移群落に当たり、この群落は尾根筋などの陽地に成立する群落で遷移が少し進んだものと論じられている(鈴木ら 1975a)。以上の鈴木ら(1975a)の見解は全て、我々の結果と矛盾はない。

今回の調査と鈴木ら(1975a)を比べると、興味深いことがわかった。それは今回の調査では陽地に出現するアカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集にあたるものが見つからなかった点であ

る。鈴木ら(1975a)によれば、調査地の周辺にはアカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集が分布していた。今回アカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集が見つからなかったことは、単純にアカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集の面積が非常に小さいため(鈴木ら 1975a)によるものかもしれないし、調査方法の違いによるためかもしれないが、本来であれば陽地(尾根部)を含んだ今回の調査区では見つかって当然であるとも考えられる。アカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集は現在宮島から減少しつつあると考えるほうが妥当であろう。我々はアカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集の消失の理由がアカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集の識別種であるヤマツツジの個体群密度の激減のためだと考えている。なお、宮島にはヒメヤマツツジとヤマツツジの両方があるが、今回の調査ではこれらを区別していない。

ヤマツツジは小型の低木種なので(佐竹ら 1989)、今回の調査対象になりにくいにはあるが、著者らの観察によっても下層植生を観察してもヤマツツジはほとんど見ることはなかった。宮島でヤマツツジが減少していると考えべきである。そこで問題となるのが宮島でのヤマツツジの減少の理由である。鈴木ら(1975a)は、アカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ変群集は遷移初期の最も陽性の二次林であり、やがてアカマツ-クロバイ群集ヤマツツジ・イヌガシ推移変群落へと移行すると論じている。よって、ヤマツツジの減少はこの40年間の植生遷移によるためかもしれない。

植生遷移によるヤマツツジの減少の可能性は否定できないながらも、他の要因による減少も指摘しておきたい。宮島にはニホンジカが生息しており、ニホンジカが森林植生に影響を与えていることが報告されている(奥田 1984)。またヤマツツジに対してニホンジカは嗜好性を持っていることも知られている(Okuda 1984)。調査地内外にわずかに分布するヤマツツジのほとんどの個体にはニホンジカの食痕があり、ニホンジカによる採食の影響を強く受けていることがうかがわれた。ニホンジカの密度の高い宮島ではニホンジカの

森林生態系への影響が懸念される場所であるが、ヤマツツジの減少はその一つの現れかもしれない。

謝辞

本研究の調査実施にあたり、環境省、財務省、文化庁、林野庁、広島県に調査許可を頂きました。これらの手続きに際して、環境省中国四国地方環境事務所、中国財務局、廿日市市教育委員会、広島森林管理署、広島県西部農林水産事務所の皆さまに大変お世話になりました。また、広島大学宮島自然植物実験所坪田博美博士、向井誠二氏には調査の助言をいただきました。保坂哲朗博士、高原輝彦博士をはじめ広島大学総合科学部、広島大学大学院総合科学研究科に在籍した多くの学部学生、大学院生に植生調査の補助、データ入力等のご協力を賜りました。厚く御礼申し上げます。本研究は環境省モニタリング1000の事業(森林・草原調査)の一環として実施されたもので、(財)自然環境センターより資金の援助を受けました。

参考文献

Cohen J (1960) A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement* 20: 37-46

Comita LS, Condit R, Hubbell SP (2007) Developmental changes in habitat association of tropical trees. *J Ecol* 95: 482-492

Fortin MJ, Dale M (2005) *Spatial analysis: a guide for ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Iwao S (1977) Analysis of spatial association between two species based on the interspecies mean crowding. *Res Popul Ecol* 18: 243-260

石塚 和雄 (1977) 群落の分布と環境 朝倉書店 東京

小林 四郎 (1995) 生物群集の多変量解析 蒼樹書房 東京

Kohyama T (1993) Size-structured tree populations in gap-dynamic forest: the forest architecture hypothesis for the stable coexistence of species. *J Ecol* 81: 131-143

Kuroda A, Ikeda S, Mukai S, Toyohara G (2006) Successive

mapping of secondary pine forests affected by pine wilt disease and subsequent forest management in Miyajima Island, SW Japan. *Phytocoenologia* 36: 191-212

Legendre P, Fortin MJ (1989) Spatial Pattern and Ecological Analysis. *Vegetatio* 80: 107-138

Legendre L, Legendre P (1983) *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam

Masaki T, Suzuki W, Niiyama K, Iida S, Tanaka H, Nakashizuka T (1992) Community structure of a species-rich temperate forest, Ogawa Forest Reserve, Central Japan. *Vegetatio* 98: 97-111

Miura M, Manabe T, Nishimura N, Yamamoto S (2001) Forest canopy and community dynamics in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest, SW Japan: a 7-year and 4-ha plot study. *J Ecol* 89: 841-849

奥田敏統 (1984) シカ (*Cervus nippon*) の生息域としての 宮島北東部の森林植生の保護管理 宮島の自然と文化 5: 1-5

Okuda T (1984) Food habits of sika deer (*Cervus nippon*) and their ecological influence on the vegetation of Miyajima Island. *Hikobia* 9: 93-102

小野田 崇・坂井 美帆・山田 誠二 (2011) k-means 法のような初期値設定によるクラスタリング結果の実験的比較 The 25th Annual Conference of the Japanese Society for Artificial Intelligence, <https://kaigi.org/jsai/webprogram/2011/paper-186.html> よりダウンロード可能

Paoli GD, Curran LM, Slik JWF (2008) Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia* 155: 287-299

R Development Core Team (2013) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria

佐竹義輔・原 寛・亘理 俊次・富成 忠夫 (1989) 日本の野生植物 木本 平凡社 東京

Silk F, et al. (2013) Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Global Ecol Biogeogr* 22: 1261-1271

鈴木 兵二・豊原 源太郎・神野 展光・福島 司・石橋 昇 (1975a) 厳島 (宮島) の森林植生. 厳島の自然、総合学術調査研究報告, 133-151, 宮島町, 広島

鈴木 兵二・関 太郎・豊原 源太郎・神野 展光 (1975b)
宮島自然植物実験所および周辺の森林群落植生図.
巖島の自然、総合学術調査研究報告, 153-161, 宮島
町, 広島

豊原源太郎・奥田敏統・福島昭朗・西浦宏明 (1986)
松枯れに伴う森林植生の変化 日本生態学会誌 35:
609-619

豊原 源太郎・鈴木 兵二 (1975) 巖島 (宮島) と本土
のアカマツ林の比較研究. 巖島の自然、総合学術調
査研究報告, 119-131, 宮島町, 広島

Yamada T, Suzuki E (1997) Changes in spatial distribution
during the life history of a tropical tree, *Scaphium*

macropodum (Sterculiaceae) in Borneo, J Plant Res 110:
179-186

Yamada T, Itoh A, Kanzaki M, Yamakura T, Suzuki E,
Ashton PS (2000) Local and geographical distribution
for a tropical tree genus, *Scaphium* (Sterculiaceae) in the
Far East. Plant Ecol 148: 23-30

Yamada T. et al. (2010) Habitat Association of Trees in a
50-ha Malaysian Rain Forest Plot. Tropics 19: 1-8

Yamada T, Tomita A, Itoh A, Yamakura T, Ohkubo
T, Kanzaki M, Tan S, Ashton PS (2006) Habitat
associations of Sterculiaceae trees in a 52-ha Bornean
rain forest plot. J Veg Sci 17: 559-566