

- 高江洲昇・川洋二郎・永野昌志・兼子明久・今井啓雄・岡本宗裕・下鶴倫人・坪田敏男. 2013. 尿道カテーテル法を応用したニホンザルの精液採取. 第19回日本野生動物医学会大会, 演題 72.
- 高畑由起夫. 1985. ニホンザルの生態と観察. ニュー・サイエンス社, 東京.
- 東京都. 1982. 上野動物園百年史——資料編. 東京都, 東京.
- 豊嶋省二. 2014. 健康管理. (土居利光・成島悦夫・堀秀正, 監修: ニホンザル飼育管理マニュアル) pp.88-97. 日本動物園水族館協会, 東京.
- 上野動物園. 2012. 国内におけるニホンザルの飼育及び個体群管理の現状. 動物園水族館雑誌, 52: 105-115.
- 若生謙二. 2013. 熊本市動植物園, 飯田市動物園に新たな展示をつくる. 芸術: 大阪芸術大学紀要, 36: 127-138.
- ウォルフエンソン, S. P. ホーネス (吉田浩子, 訳). 2007. サルの福祉——飼育ハンドブック. 昭和堂, 京都.
- 山本秀明・白水彩・伊藤真輝. 2005. ニホンザルの精管切除術の再実施について. 平成17年度日本動物園水族館協会北海道ブロック秋季飼育技術者研究会, 演題 4.

13

共存をめぐる現実と未来

江成広斗

人口減少時代を迎えた日本、ニホンザル（以下サル）は人の生活圏に頻繁に侵入するようになり、被害問題は深刻化している。この要因として、昨今のサル分布拡大はよく指摘される。実際、分布拡大は個体群と群れの2つのスケールで進行している。ただし、前者は過去の乱獲や生息地破壊によって退縮した個体群の分布回復として、後者は本種の潜在的な資源選択に由来する現象としてとらえるべきもので、昨今の分布拡大はけっして「異常」な現象ではない。一方、被害問題に関わる人側の要因として、被害防除、さらには個体群や生息地の管理に関わる知見の不足や技術普及の遅れを指摘する声も少なくない。しかし、問題の主因は人口減少にともなう「空洞化」の連鎖にこそある。集落の未来に対する閉塞感は、主体的に問題解決を目指す住民の意欲を低下させている。本章では、こうした多角的視点からサル問題の発生要因を整理することで、人口減少時代における人とサルとの持続可能な共存の未来を切り開くために必要な視点を探っていく。

13.1 広がる軌轢

連綿と続いてきた農村における日々の生活と生業は、郷愁を誘う日本固有の景観をつくりだしてきた源である。都市への人口流出により農村人口が減少に転じた高度経済成長期以降、そうした固有の景観は加速度的に消失し始めている。管理放棄された人工林、そしてその周辺には耕作放棄地や空き家が点在し、人氣がなく静まり返った集落。こうした農村の景観は今や珍しくない。2011年、近代以降初めての都市域を含む全国規模の人口減少時代に

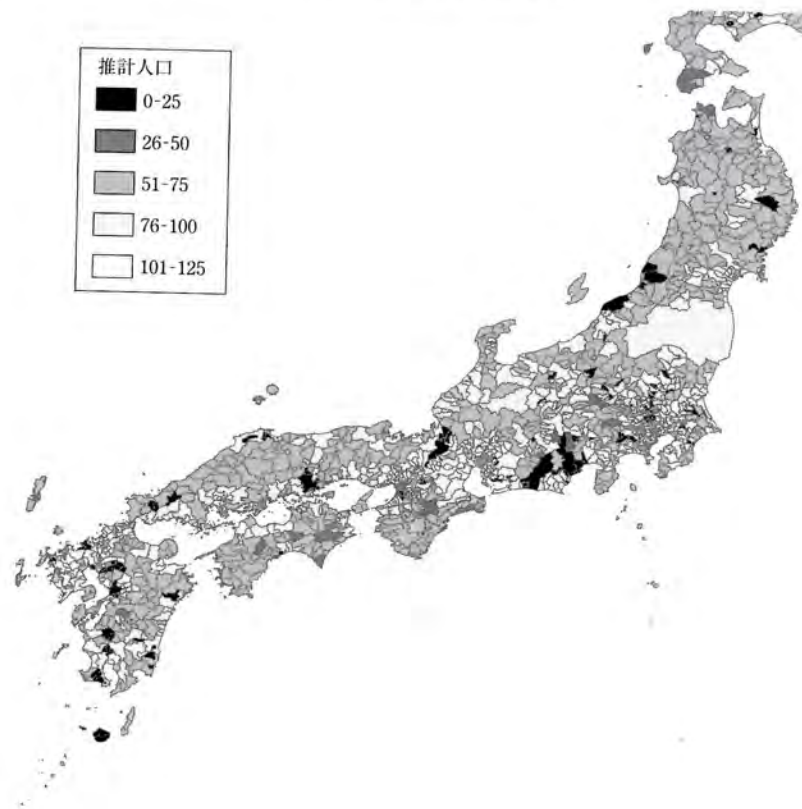


図13.1 2015年人口を100とした2040年の地域別将来推計人口（国立社会保障・人口問題研究所による2014年3月推計結果より作成）。東日本大震災にともない人口推計が困難な福島県においては、県の平均値のみ表示。

足を踏み入れた日本の多くの地域において、過疎そして消失へと向かう景観の変化は回避できないことが予想されている（図13.1）。

農村に足を運ぶと、別の異なる景観の変化に気づく。それは、過疎化とは逆行する形で急速に導入され始めた侵入防止柵という異質な景観要素の登場である（図13.2）。この変化は、サルをはじめとする鳥獣による農業被害が、深刻な社会問題として広く認識され始めている現況を象徴している。

農林水産省が公表する統計データにもとづくと、サルによる農業被害は



図13.2 サルの被害対策ために設置されている侵入防止柵。この写真はネット式電気柵で、6000-8000ボルトのパルス電流が流れている。

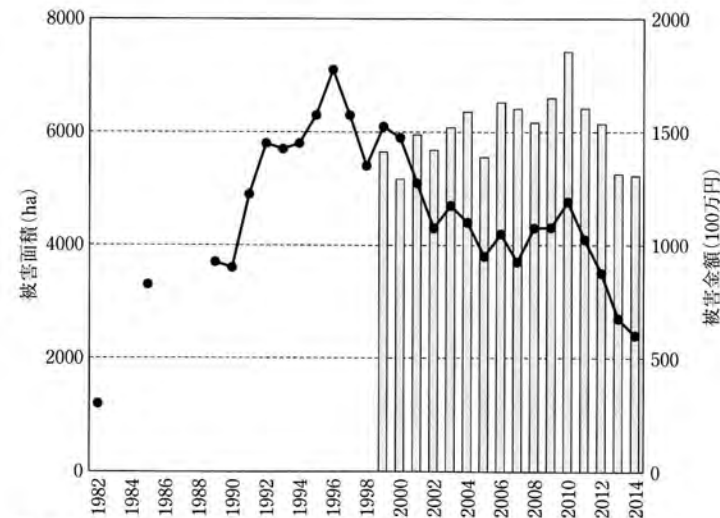


図13.3 サルによる全国の農作物の被害面積（折れ線）および被害額（棒、1999年以降）の推移（農林水産省公表データより作成）。

1980年ごろから全国各地で報告されている(図13.3)、被害面積はしだいに増加傾向を示し、1996年にピークを迎えた。その後、被害面積は減少傾向を示している。これは、侵入防止柵などの対策技術の普及による成果も含まれるが、サル被害多発農地における営農放棄による影響も無視できない。実際、農林水産省による農林業センサスにもとづくと、1995年に約350万戸だった全国の農家数は、2005年約280万戸、2015年220万戸へと急減している。また、農業被害額は被害面積と必ずしも一致した傾向は示さず、近年において顕著な減少傾向は見られていない。この傾向は、営農を継続する農家への農業被害が最近になってより深刻化している可能性を示唆している(江成, 2016)。また、統計データは未整備だが、家屋侵入や咬傷事故といった生活被害も各地で深刻化しつつあり、サル由来の感染症の伝播に関する懸念も広がっている。

これまでしばしば誤解されてきたが、サルによるこうした被害は、現代になって初めて経験する「異常」な事態ではない。たとえば、江戸時代の日本の農村においても、サル被害は各地で認知されており、見張りや追い払いなどの多種多様な対策に着手していたことは文献調査から明らかにされている(三戸・渡邊, 1999)。では、なぜ近年になってサルによる被害が「問題」として認識され始めたのだろうか。ここに解決のヒントが隠されているはずである。本章ではこの原因をサル側の生態的要因と、人側の社会的要因の双方から紐解いていく。類似の試みは、これまでも何度か行われてきた(たとえば、解説書としては和田, 1998; 三戸・渡邊, 1999; 渡邊, 2000; 室山, 2003)。ここではそれら先行研究を基礎とし、近年の研究成果をさらなる足がかりにこの作業をもう一步前進させていく。そして、冒頭で示したような「人口減少」をキーワードに、現在進行形で急変する社会環境を直視することで、サルと持続的に共存可能な未来について考えていきたい。

13.2 サルの分布拡大と問題発生

被害問題を深刻化させているサル側の要因として、本種の分布拡大がしばしば指摘される。ここで指摘される分布拡大は異なる2つの空間スケールに大別される。都府県スケールから見た「個体群の分布拡大」と、集落スケ-

ルから見た「群れの分布拡大」である。これら2つのスケールの分布拡大と問題発生との関係についてまず検証する。

(1) 個体群の分布拡大

サル個体群の時系列的な分布拡大の様子は、日本の哺乳類の中でもっともよく調べられてきた。現在も採用されている5kmメッシュ(5倍地域メッシュ)の解像度で図示可能な全国規模の分布地図の作製は、1923年(長谷部言人による調査データから復元: 天竺・伊藤, 1978)に始まり、その後1950年(岸田, 1953)、1970年(竹下完によるデータから作成: 渡邊, 2000)、1978年(古林ほか, 1979)、1998年(渡邊, 2000; ただし九州・四国は未調査)、2003年(生物多様性センター, 2004)、2009年(生物多様性センター, 2011)、2015年(環境省, 2016)に行われている。東日本における近年の分布拡大に注目すると、5kmメッシュ換算で862個ある2015年現在のサルの群れ分布のうち、436個(割合にして約5割)が被害発生初期の1978年から37年間にわたる分布拡大域である(図13.4)。ただし、これらの分布拡大個所を、江戸から明治時代のサルの分布を旅行記や産物記録から復元した地図(三戸, 1992; ただし北東北に限られる)と重ねると、これは新規の「分布拡大」ではなく、過去の森林伐採による生息地破壊や乱獲によって縮退した個体群の「分布回復」と解釈するのが正確である(Enari and Suzuki, 2010; 江成, 2013)。そのため、個体群の分布変化という現象だけを抜き出し、それを昨今の問題発生の直接的な要因として結びつけるのはやや強引である。ただし、サルが連続的に分布していた近代日本と、生息地破壊・乱獲後の回復期にある現代日本において、農村集落の生業・生活の質や規模はまったく異なるという点は無視できない。現代日本の骨格が形成され始めた戦後を起点としたサルの分布拡大の意味については、次節であらためて検討したい。

(2) 群れの分布拡大

地域住民の言葉を借りれば、「最近になって山からサルが下りてきた」という感覚で語られるのが群れの分布拡大である。実際、群れは奥山から里山へ、さらには里山から人里へと行動圏を移出させる変化が長期観察によって

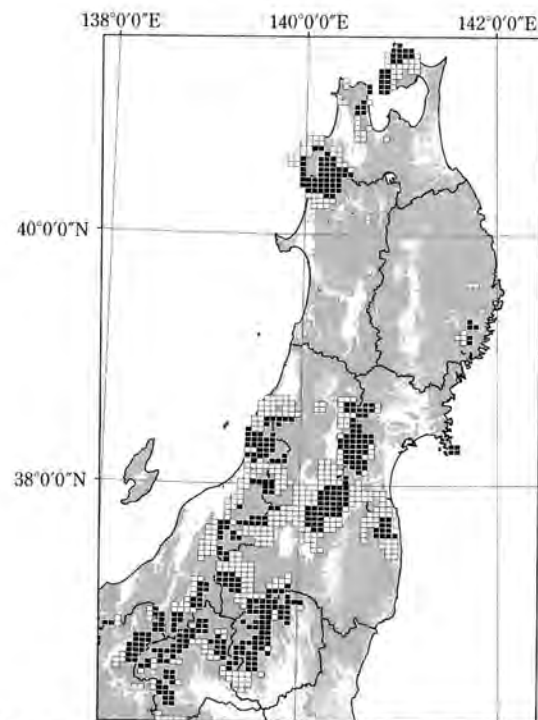


図13.4 東日本における2015年現在のサルの群れ分布（環境省，2016より作成）。1978年から継続して分布する個所は■，新規個所は□，背景の網かけ地域は森林分布を示す。

確認されている地域も少なくない（石川県白山：滝澤ほか，1985；富山県黒部峡谷：赤座，2002；長野県志賀高原：和田，1998；岐阜県木曽：渡邊，1994；福井県若狭：渡邊，2000；神奈川県箱根：岡野，2002；青森県下北半島：三戸・渡邊，1999；青森・秋田県白神山地：江成，未発表）。サルの行動圏と人の生活圏の「近接化」は，農業・生活被害の発生頻度を高める近因になることは論をまたない。ここでは，個体群の回復期にある現代日本に時間枠を絞り，群れの分布拡大が生じている要因を，個体数増加と生息地変化の2つの視点から探っていく。

個体数増加

異なる野生群が空間的に近接した場合，衝突回避のためにたがいにその場から離れるか，資源防衛のために闘争に至ることが知られている（Sugiura *et al.*, 2000）。こうした同所的共存がむずかしい群間関係を持つサルにおいて，群れ数の増加を意味する群れ分裂は，結果的に群れ分布の拡大につながる（Maruhashi, 1982；伊沢，2009）。また，群れ分裂は，人為的な影響（たとえば捕獲や追い払い）にともなう突発的な社会構造の変化が生じた場合を除き，群れサイズ（群れを構成する個体数）の増加が原因であり，地域ごとの資源量に規定される群れサイズの上限值を超過した際に生じやすくなる（Yamagiwa and Hill, 1998）。

それでは，「近接化」はサルの個体数増加によってもたらされていると考えてよいのだろうか。個体数増加を深刻化する昨今の被害問題の近因とみなすには，「過去と比べて，近年の個体数増加率は『異常』と判断できるほど高い」という仮説の妥当性が問われる。この検討において，都府県スケールで顕著な個体群の分布回復が確認されている地域は除外したい。なぜなら，東北地方のような潜在的な生息地に対してサルの分布が限定的な地域（Enari and Suzuki, 2010；図13.4）は，過去と異なり，サルの個体数が環境収容力（ある生息地に維持可能な最大の個体数）に対して著しく低く，個体群成長に密度効果も作用していないため，集落スケールでも個体数が顕著に回復している場合が想定されるためである。

純野生群の個体群動態を長期モニタリングした事例は，宮城県金華山島や鹿児島県屋久島に分布する島嶼個体群を除いて存在しない（半谷，2009）。そのため，「異常」な個体数増加の発生有無は，個体数増加につながる要因から間接的に判断せざるをえない。昨今のサルの個体数増加の要因として，①捕食者の絶滅や減少，②餌付け，③気候変動，④狩猟者減少と狩猟鳥獣からの除外，などがこれまでよく議論されてきた（渡邊，2000）。ここではそれぞれの要因の妥当性をあらためて検討する。

- ①捕食者の絶滅や減少：サルの潜在的な捕食者となりうるニホンオオカミ（*Canis lupus*）は1905年までに絶滅した。同様に，捕食者となりうる野犬（第11章参照）は1950年の狂犬病予防法の施行にと

もなう取り締まりにより大幅に減少した。捕食リスク効果（捕食されるリスクが被食者の行動様式に与える効果）からの解放は、サルを樹上や岸壁から地上を主とする生活者へと変化させたと同時に（三戸・渡邊, 1999）、群れサイズを小規模化させた可能性（Hill and Lee, 1998）が示唆されている。しかし、捕食者の存在が個体数増加を顕著に抑制していたことを裏づける証拠は見つかっていない。

②餌付け：1960年代以降、サツマイモ、小麦、大豆といった人工的な餌を与える計画的な餌付けは、直接観察による研究推進の目的や、野猿公苑を活用した観光振興を目的に、全国40カ所以上で行われた（Yamagiwa and Hill, 1998；三戸・渡邊, 1999）。餌付けが局所的に顕著な個体数増加をもたらしたことはよく知られている（Sugiyama and Ohsawa, 1982；和田, 1998）。しかし、計画的な餌付けの多くは1980年代までに中止されており、それが昨今の個体数増加に直接的に影響しているとは考えにくい。観光客などによる単発的な餌付けは一部地域で見られるが、餌付けによる農業・生活被害が激化した栃木県日光市における2000年の餌付け禁止条例の制定を皮切りに、類似の条例を定める自治体は増えている。そのため、観光客による餌付けが個体数増加におよぼす影響は限定的と考えられる。

③気候変動：サルの個体数密度を決定する要因は、餌資源の質や量が1年の中でもっとも低下し、寒さのための体温調節コストが増加する冬期（ボトルネック期）の環境条件である（Nakagawa *et al.*, 1996；Hanya, 2010）。この観点にもとづけば、暖冬・寡雪傾向はサルの個体数増加に貢献することになる。しかし、近年の気候変動にともなう暖冬・寡雪化は、複数年を単位とした移動平均から検出される傾向であり、年単位では大寒波をもたらす異常気象（爆弾低気圧）の発生頻度は高まっている（川村, 2008）。大寒波はサルの出生率を大幅に低下させたり（伊沢, 2009）、大量死を招いたりすることがある（太郎田, 2002；伊沢, 2009）。このことから、近年の気候変動が個体数増加に寄与していると判断するのは早計である。

④狩猟者減少と狩猟鳥獣からの除外：狩猟者は1970年の53万人をピークに、2013年現在19万人まで大幅に減少した。また、残された

狩猟者の7割近くは60歳以上である。しかし、狩猟者の減少や高齢化はサルの捕獲数減少につながっているわけではない。サルが狩猟鳥獣であった大正から昭和初期の狩猟による捕獲数は総じて2000頭以下（林野庁狩猟統計より）であったが、狩猟鳥獣から除外された1947年以降、有害捕獲や個体数調整捕獲により捕獲数は右肩上がりで、1998年に1万頭、2010年には2万頭を突破した（環境省鳥獣関係統計より）。これは個体群の分布回復にともない、より多くの都府県で捕獲が恒常的かつより強度に行われている実態を象徴するものである（江成ほか, 2015）。

上記①-④に示したように、サルの個体数増加率が近年になって「異常」なほど高まっていることを示唆するものは見つからない。これらとは別に、農作物の採食が、サルの初期死亡率低下や繁殖率向上につながっていることもしばしば指摘される（室山, 2003）。しかし、これは「近接化」が生じた近因ではなく、近接化が開始されて以降に生じうる集落近隣での個体数密度の増加を助長する要因として考えるべきである。なぜなら、奥山に分布する野生群は農作物を採食可能な餌として認識しておらず（室山, 2003）、集落における農作物の存在は近接化につながる誘因効果を持たないためである。

サルの個体数増加率を評価した研究事例は少ないが、餌付け群では10-15%（Sugiyama and Ohsawa, 1982；Watanabe *et al.*, 1992）、人為の影響を無視できる純野生群で5%程度（Sugiyama and Ohsawa, 1982；伊沢, 2009）と考えられている。ただし、純野生群において、毎年この割合で個体数が増加し続けているわけではない。捕食者が不在で捕獲も実施されていない状況でも、個体数は減少に転じる年もある。気象条件や餌資源の豊凶などの年変動がその要因であり、このことから個体数は増減を繰り返すことのほうが常態と考えるべきである（伊沢, 2009；半谷, 2009）。

生息地変化

ある一塊の森林内における総個体数に顕著な変動は見られない場合においても、それら個体の空間分布（＝個体数密度分布）は一定であると仮定することはできない。ほかの一般的な野生動物と同様に、サルの群れは、生息地

に均一に広がるのではなく、経時的に変動しながら、空間的に不均一に分布する (Enari and Sakamaki-Enari, 2013)。サル分布に不均一性と変動をもたらす要因の1つは、異なる適性を持つ生息地の分布とその変化である。生息地の適性は、餌場・泊り場・隠れ場・水場など、その種が生存するために必要な生物的・非生物的な各種「資源」の利用可能量によって決定される。ここでは、各種資源の質や量の分布変化と、人とサルの近接化の関係を見ていきたい。

上述した個体数増加とは異なり、生息地変化から昨今の近接化という現象を具体的に説明する研究例は少なくない。その典型は、山間地におけるリゾート施設 (ゴルフ場、スキー場) やダムなどの大規模開発による生息地の「機能の消失」である (和田, 1998)。とくに、ダム開発の適地である広大な集水域を背後に持つ低標高地 (谷地) の山林は、サルにとって好適な生息地となっている場合が多い。そのため、ダム開発にともなう生息地の消失はサルの分布を下流方向に押し出す効果を持つことが知られている (富山県黒部ダム: 赤座, 2002; 宮城県二ツ石ダム: 伊沢, 2009; 青森県津軽ダム: Enari and Sakamaki-Enari, 2014)。

生息地の変化のうち、奥山林の「機能の低下」を近接化の要因として指摘する声も多い。その典型例は、1960-1970年代に見られた政府主導の拡大造林政策である。この政策では、戦後復興期の木材需要の増加に応えるために、老齢過熟林分 (老化により生産性の低い林分) と当時呼ばれていた奥山の天然林を皆伐し、その跡地に成長の早いスギやヒノキなどの一斉林施業地を大規模に造成した (太田, 2012)。この結果、1950年ごろにおいて500万ha (現在の森林総面積の約20%) であった人工林は、2000年ごろに1000万ha (同面積の約40%) を超え、この半世紀で約2倍に増加したことがわかる。スギ一斉林施業が、サルの生息地、とくに餌資源の生物量におよぼす影響は知られている (Hanya *et al.*, 2005; Agetsuma, 2007)。針葉樹植栽前に施される皆伐や整地作業などの強度攪乱により、好適な餌資源となりやすいパイオニア植物 (たとえば液果類) は植栽初期に一時的に増加するが、植栽木による林冠閉鎖段階 (スギ無間伐林の場合、暖温帯では20年程度: Hanya *et al.*, 2005; 冷温帯では40年程度: Sakamaki *et al.*, 2011) において加速度的に減少していく。植栽から林冠閉鎖までの期間に見られる餌資源の一時的増

加は群れサイズの増加をうながし、その後の餌資源消失にともなう環境収容力の低下は群れ分裂を誘発し、群れ分布の近接化をもたらした可能性はある。こうしたプロセスを裏づける科学的データは残念ながら存在しないが、昨今の近接化を説明する有力な仮説の1つとして挙げられる (Agetsuma, 2007)。

一方、生息地の変化のうち、「機能の向上」が見られた地域もある。集落に隣接する森林、すなわち里山である。里山は生物多様性の豊かな森というイメージを抱かれやすいが、江戸期から昭和初期にかけて、森林資源の継続的かつ過剰な収奪により、実際は禿山であった地域が多い (太田, 2012)。こうした禿山に加え、近代日本の里山は、採草地 (柴山) として、さらには焼畑として利用されていた地域も少なくない (氷見山, 1992)。こうした荒地や草地という景観は、その後、放置されて天然生林へと遷移するか、針葉樹が植栽されることで、森林へと転換していった。こうした歴史的経過は、集落近隣に広葉樹林という餌場を、さらには針葉樹林という人目を回避するために好適なカバー (Imaki *et al.*, 2006) をモザイク状につくりだし、結果的に里山はサルにとって好適な資源のそろった生息地になったと考えられる。

このように、奥山における生息地としての機能の消失や低下、さらには里山における機能の向上は、時間的に重複し、空間的に隣接することで、「近接化」へとつながるサルの分布変化を後押しした可能性はある。

(3) そもそも「近接化」は異常か

ここまで、被害問題を招いた昨今の「近接化」の要因として、分布拡大を個体群と群れの2つのスケールから評価した。後者の群れスケールの議論では、現代日本という時間枠に限定したため、「最近になって山からサルが下りてきた」という現代の住民感覚に結びつくように、「近接化」を新たな現象としてとらえてきた。この感覚は、多くの住民が「サルを山の動物」、さらには「近接化を異常な現象」と非意識的に考えていることを意味する。サルは「森の動物」という理解に異論をはさむ余地はないだろう。しかし、「山の動物」と考えることは妥当なのだろうか。人自身や、人の生活や生業を支える無機質な土地利用というサルの資源選択に負の影響をもたらす要因を除けば、平地より山地を好むことを示唆する研究結果はない。実際、暖温帯では個体数密度の評価 (屋久島において、標高300m以下の沿岸の常緑