



新たに侵入した昆虫によりスダジイが実らなくなった三宅島での シジュウカラ類のつがい密度変化

藤田薫^{1,2,*}・藤田剛³

1. 東邦大学行動生態学研究室．〒274-8510 千葉県船橋市三山2丁目2-1

2. パードリサーチ．〒186-0002 東京都国立市東1丁目4-28 篠崎ビル302

3. 東京大学農学生命科学研究科．〒113-8657 東京都文京区弥生1丁目1-1

摘要

2000年噴火の影響が残る三宅島では、回復の遅いスダジイ林に南西諸島からスダジイタマバエが侵入し、堅果が実らなくなっている。繁殖期にスダジイ林を选好し、秋冬の食物としてスダジイの堅果に依存するオーストンヤマガラは、2015年に比較して、2023年、2024年のつがい密度は、まとまったスダジイ林のある2コースでのみ約40%減少し、スダジイタマバエによる食物環境の変化がオーストンヤマガラに影響していることが示唆された。しかし、スダジイに依存しないシジュウカラも同様にまとまったスダジイ林のあるコースで大きく減少しており（50–75%減少）、侵入者が間接的な影響を与えている可能性があると考えられた。こうした間接効果も含めたスダジイタマバエによる影響の有無を定量的に示すためには、今後のさらなる調査の必要がある。

はじめに

ある土地に新しく侵入してきた生物による影響は、人為的に持ち込まれたか否かに関わらず、個体群や生態系へ及ぶ可能性がある（プリマック・小堀 1997, 矢原・鷲谷 2023）。特に、大陸から隔離された海洋島では、食物や捕食者となる種が少なかったり欠けていたりする場合が多いため生物は固有の進化をし、固有の生物間相互作用が成り立つことが多い。その結果、島の在来種は侵入者によって、個体数の著しい減少や局所絶滅など危機的な影響を受けやすい（プリマック・小堀 1997, 鷲谷・矢原 2023）。

東京の南、本土から約25–250 kmにある火山諸島である伊豆諸島（図1）には、近年、スダジイタマバエ *Schizomyia castanopsisae* が南西諸島より侵入し、花芽に産卵して虫えいをつくり、スダジイ *Castanopsis sieboldii* が実らなくな

っていることが報告されている（Tokuda *et al.* 2022, 2023）。スダジイタマバエの侵入とスダジイの不作はこの海洋諸島の南部の島々（八丈島、三宅島、御蔵島）でまず発生し、これらの島々ではほとんど堅果が実らない状況になり、その状況は北部の島々、伊豆半島へと急速に拡大しており（Tokuda *et al.* 2022, 2023）、著者の1人は2025年に横浜市南部でも虫えいを確認した（藤田薫 未発表）。スダジイタマバエの分布の急拡大は、南西諸島には生息している同種の日敵となる寄生蜂が、伊豆諸島には生息していないことが要因であると考えられている（Tokuda *et al.* 2022）。筆者らは、現在、伊豆諸島各島でのスダジイタマバエによる影響を、スダジイの堅果をよく採食するヤマガラ *Sittiparus varius* に注目し調査しているが、本論文では、調査コースの比較的多い三宅島の状況

2026年4月11日受理

キーワード：オーストンヤマガラ、シジュウカラ、スダジイタマバエ、スダジイ林

*: kaoru.fujita.f@gmail.com

について報告する。

本土から約 80 km の距離にある、伊豆諸島南部に位置する三宅島では 2000 年に大規模な噴火が起こり、森林や生物に大規模な被害をもたらした。火山ガスの放出期間は長く、2016 年まで続いた（気象庁（オンライン¹⁾）。そのため、噴火直後よりもむしろ時間がたってから、森林の樹木は枯死した（Kamijo *et al.* 2008, 上條ほか 2011）。噴火 13 年後には森林の面積は噴火前の約 60% に減少し、中でもスダジイ林は最も被害を受けた林相で、噴火前の約 40% にまで減少していた（藤田ほか 2016）。スダジイ林は伊豆諸島で極相林に相当する高木林であり（Kamijo *et al.* 2008）、噴火後 20 年の報告会では、オオバヤシャブシ *Alnus sieboldiana* やタブノキ *Machilus thunbergii* は噴火 12 年目頃から回復が顕著となったが、まだスダジイ林の再生には至っていないことが指摘された（加藤 2022）。

三宅島でのこれら火山活動による鳥類への影響も大きく（加藤・樋口 2011, 2016）、伊豆諸島固有亜種オーストンヤマガラ *S. v. owstoni*（絶滅危惧 IB 類）の三宅島の個体数は噴火前の 45% 未満に減少し（藤田ほか 2005）、噴火 15 年後の 2015 年も噴火前の 50–75% と推定された（藤田ほか 2016）。その後も、本土の都市にも出現する種や草地・林縁を好む種は増加したが、オーストンヤマガラを含む、常緑広葉樹林を好む種は減少傾向にあった（加藤 2022, 加藤・樋口 2016）。三宅島のオーストンヤマガラは、秋冬の食物の 50% 以上がスダジイの堅果であり（樋口 1975）、繁殖期にはスダジイ林を選好する（藤田ほか 2016）ため、スダジイ林の回復が遅いことが、オーストンヤマガラ の個体数回復の遅れの要因だと考えられる。そのような状況の三宅島に、前述のように南西諸島よりスダジイタマバエが侵入し、スダジイ

の堅果が実らなくなった（Tokuda *et al.* 2022, 2023）。スダジイが実らなくなったことによる、スダジイに依存するオーストンヤマガラへの影響が懸念されたため、2015 年に調査したコース（図 1）で、2015 年のつがい密度と比較し、その変化と、スダジイの実り具合や林相との関係を調べた。

三宅島に生息するシジュウカラ科 Paridae は、オーストンヤマガラ以外にはシジュウカラ *Parus cinereus* がいる。三宅島のスダジイの堅果は本土のものよりも大きい（Higuchi 1976, 上條 2000）、オーストンヤマガラより体サイズや嘴の小さな本土の亜種ヤマガラ *S. v. varius* では、三宅島の大きな堅果を足指で保持したり、殻を壊したりできないために食べられない場合が多く、食べられる場合でも時間がかかることが実験で明らかになっている（Higuchi 1976）。シジュウカラは亜種ヤマガラよりさらに嘴が小さく細いため（中村 1978）、三宅島のスダジイの堅果を食べることは難しいと考えられる。またシジュウカラは本土ではヤマガラより様々な林相に出現し（由井 1976）、三宅島でもオーストンヤマガラよりも様々な環境に生息する（Katoh *et al.* 2020）。したがってシジュウカラは、食物としても、森林の選好性からも、スダジイ林には依存していない可能性が高いと考えられる。スダジイタマバエに対してオーストンヤマガラとは異なる反応が見られる可能性があり、その反応の違いを明らかにするために、シジュウカラについても同様に調査した。

以上のことから、著者らは以下の予測を立てた。（1）スダジイへの依存の強いオーストンヤマガラは、スダジイタマバエの侵入によって食物が減って減少している可能性がある、一方、（2）スダジイに依存しないシジュウカラのつがい密度は変化しない、もしくは、オーストンヤマガラが減少した分、増えている可能性もある。

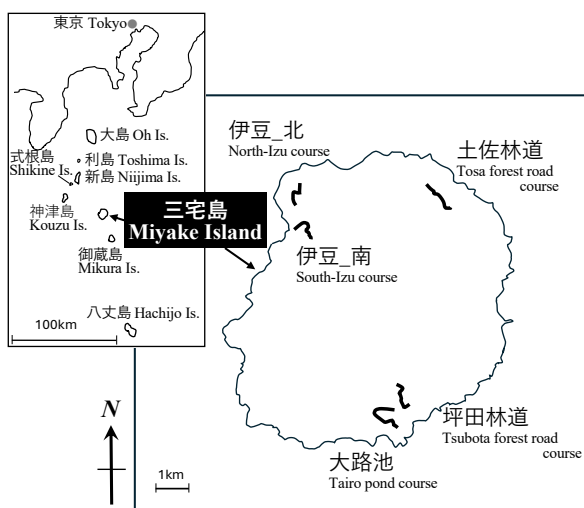


図1. 三宅島の位置と調査コース
Fig. 1. Map of the study area and survey courses on the Miyake Island, Japan.

調査方法

シジュウカラ類のつがい密度は、三宅島で2015年4月に調査した5コース(図1, 藤田ほか2016参照)で、2023年5月に4コース、2024年4月に5コースを調査した。大路池コースのみ約1.5 kmの長さで、他の4コースは約1 kmである(表1)。調査は、2015年と同様にロードサイドテリトリーマッピング法(日本野鳥の会1993)を用いて、道を中心に両側それぞれ50 mの範囲内に出現するシジュウカラ類の出現地点を地図上に記録した。この調査法は、調査コースを横切るなわばりの数を記録する方法で、記録されたなわばり数は、生息密度と高い相関がある(佐藤・黒岩2000)。コースは日の出30分前から午前中の間に、時速2 kmでそれぞれ6回歩いた。6回は可能な限り同じ日に調査したが、天候や調査時刻などにより、少数のコース(3年間でのべ14コースのうちの2コース)では翌日の2日間に分けて行った。地図の記録の6回分の出現地点のまとまりの数をなわばりの数(=つがい数)とし、

オープンソースの地理情報システムソフトウェア QGIS (QGIS Development Team (オンライン^{*2}))を用いて計測した調査コースの距離(表1)から、つがい密度(/0.1 km²)を算出した。その際、地図の記録からつがい数が判定しにくい場合には、その最小値と最大値から平均値を求めた。最小値と最大値の差は1つがいであった。2015年のヤマガラをつがい密度は藤田ほか(2016)で報告したが、調査コースを描き直して距離を計り直したため、藤田ほか(2016)とは値が多少異なっている。2015年のシジュウカラのつがい密度は未発表データを用いて集計した。

つがい密度の変化率は、2015年のつがい密度に対する、2023年(または2024年)と2015年のつがい密度の差として、次の式で求めた。

[変化率] = (2023年または2024年つがい密度 - 2015年つがい密度) / 2015年つがい密度

つがい密度が減少していれば負の値、増加していれば正の値、変化がなければ0となる。つがい密度の平均変化率は、2023年と2024年

の兩年とも調査したコースでは、2015–2023年と2015–2024年の変化率の平均と標準誤差として求めた。

スダジイの実り具合は、2023年10月に、コース上のスダジイの枝を双眼鏡で目視し、双眼鏡で見える範囲内のスダジイの堅果が実っている枝と、スダジイタマバエの虫えいがついている枝の数を、1本の木あたり、木の一部分に偏らないよう選定した任意の5箇所で記録した。堅果は個数でも数えられるが、虫えいは多数が集合して不定形の塊を形成し、個数として定量化するのは困難なため、枝の数を記録した。1コースあたり20本のスダジイを目安に、堅果か虫えいかを双眼鏡で確実に確認できる道沿いの木で、堅果が実る可能性のある十分に成長した木（胸高直径約40 cm以上）を対象とした。スダジイが20本生えていないコースでは、できるだけ多くのスダジイの木を調査した。集計にあたっては、木ごとに、堅果と虫えいを合わせた合計枝数に対する堅果の枝数の割合を求め、コースごとに平均と標準誤差を求めた。これは、本来堅果になるはずの枝数に対する、実際に実った枝の割合を示す。調査の際、木によっては地面に落ちた堅果があったが、個数は少なく、堅果の結実割合に影響はしないと判断した。

調査コースの林相は、2024年の繁殖期に、現地で現存植生図（環境省（オンライン^{*3}））を確認しながら、変化のあった林相タイプとその範囲を現存植生図および地図上に記録した。次にQGIS（QGIS Development Team（オンライン^{*2}））に読み込んだ現存植生図（環境省（オンライン^{*3}））を、現地調査で記録した林相タイプとその範囲に修正して調査コースの2024年の植生図を作成し、QGISで各林相タイプの面積を計測した。面積の計測にあたって、林相タイプを現存植生図の区分から、高木林を優占種によって4つのタイプ（スダジイ林、タブノキ林、

オオバヤシャブシ林、針葉樹林）にまとめ、高木林以外を低木林、緑の多い住宅地・墓地、その他の3つのタイプにまとめた。林相とつがい密度の変化の関係については、調査コースが少ないため、本論文では統計的な検討はせず、図示するにとどめた。

以下、本論文での「調査コース」「コース」は、約1 km（ただし大路池コースでは約1.5 km）の道の両側それぞれ50 mの範囲のことを示す。つがい密度、堅果の実り具合、林相の調査の調査範囲は、全てこの「調査コース」の範囲である。

本論文中の植物名と学名は、Y-listに準拠した（米倉・梶田（オンライン^{*4}））。

結果

オーストンヤマガラをつがい密度は、2015年に密度の高かった坪田林道と大路池で減少しており、シジュウカラは坪田林道と大路池で減少し、伊豆の北コースでは2024年にのみ減少がみられ、土佐林道で2024年に大幅に増えていた（図2）。2015–2023年と2015–2024年のつがい密度の変化率は、土佐林道のシジュウカラだけは大きな違いが認められたが、他のコースでは両種とも両年で近い値を示した。両種のつがい密度の平均変化率の関係は、2年間でシジュウカラのつがい密度に大きな違いがあった土佐林道を除くと−1～0の値を示しており、また、両種のつがい密度の変化には明らかな負の傾向はなかった（図3）。オーストンヤマガラが減るとシジュウカラが増えるという関係ではないようである。

スダジイの成木は坪田林道、大路池、土佐林道、伊豆の南コースには生えていたが、土佐林道では本数が少なく（道から調査可能な本数：n=14）、伊豆の北コースには生えていなかった。スダジイが生えていたコースでは、堅果の結実割合は僅かに0.01～0.09であり、どのコース

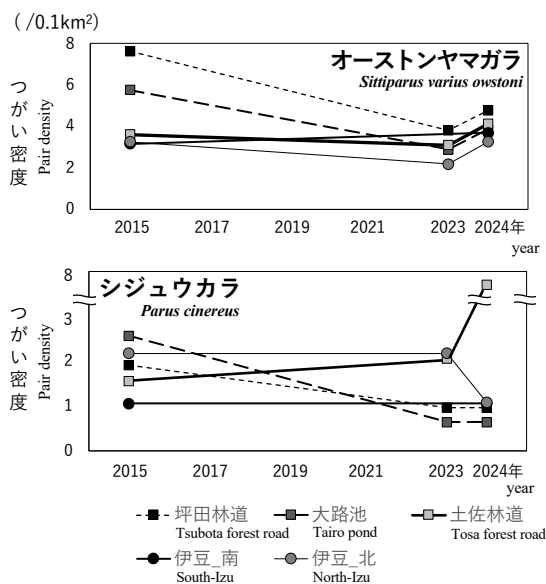


図2. 0.1km²あたりのシジュウカラ類のつがい密度の変化

Fig. 2. Changes in breeding pair densities of Paridae species per 0.1km² along five survey courses between 2015 and 2023/24.

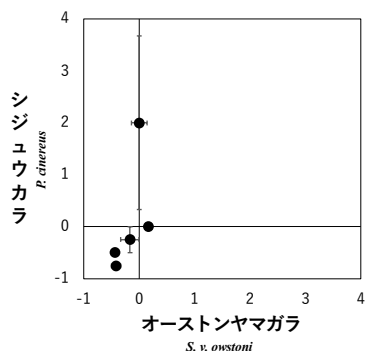


図3. シジュウカラ類2種間のつがい密度変化率（2015年–2023/24年）の関係

Fig. 3. Relationship between the mean rate of change in breeding pair densities of two Paridae species along five survey courses between 2015 and 2023/24. The change rate was calculated as (density in 2023/24 – density in 2015) / density in 2015.

も虫えいが約9割以上を占めていた（表1）。

まとまったスダジイ林があるコースは坪田林道と大路池であり、それぞれコースの約60%（6.1ha）と約25%（3.9ha）をスダジイ林が占めていた（図4）。つがい密度が減少していたのは、オーストンヤマガラもシジュウカラも

この2コースであった。2015年に比べて、オーストンヤマガラは両コースとも40%程度減少し、シジュウカラは坪田林道で50%減少し、大路池では75%も減少した（図5）。シジュウカラが2024年に増加した土佐林道以外の他のコースでは、2種ともつがい密度の変化率は0

表 1. 各調査コースで記録されたスダジイの堅果の割合. コースごとの平均値と標準誤差を示した. 伊豆_北コースでは, スダジイを確認できなかった.

Table 1. Proportion of twigs bearing acorns relative to the total number of twigs with either acorns or with galls of *Castanopsis sieboldii* along five survey courses. The mean values and standard errors for each course are shown. No *C. sieboldii* were recorded along the North-Izu course.

調査コース Survey courses	コースの距離 Distance of survey courses (km)	調査したスダジイの本数 Number of <i>C. sieboldii</i> observed	どんぐり結実割合 Proportion of twigs with acorns	標準誤差 SE
坪田林道 Tsubota forest road course	1.05	21	0.026	0.026
大路池 Tairo pond course	1.56	22	0.050	0.046
土佐林道 Tosa forest road course	0.97	14	0.089	0.080
伊豆_南 South-Izu course	0.95	20	0.013	0.013
伊豆_北 North-Izu course	0.92	0		

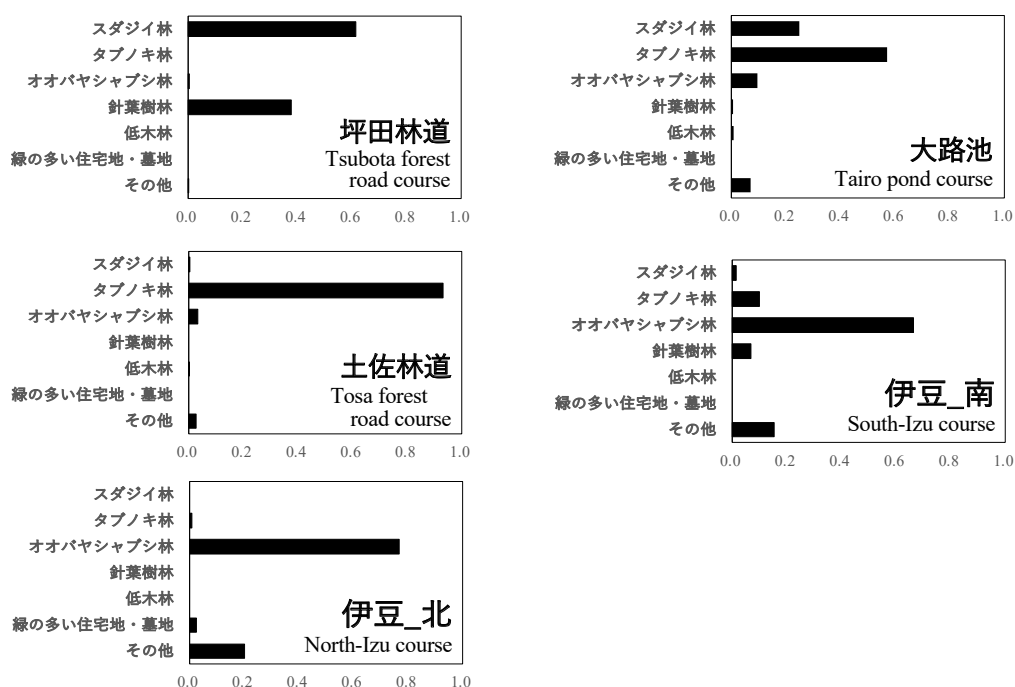


図 4. 各調査コースで 2024 年に記録された各林相タイプの割合.

Fig. 4. Proportions of forest types along the survey courses in 2024. Forest types are classified as: *Castanopsis sieboldii* forest, *Machilus thunbergii* forest, *Alnus sieboldiana* forest, coniferous forest, shrubland, residential areas with abundant greenery, and others.

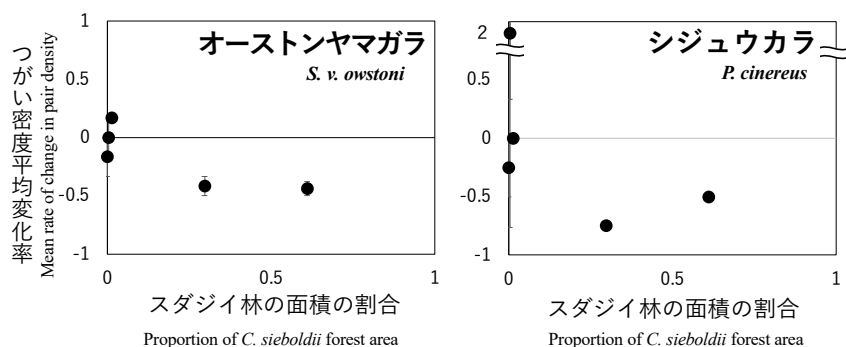


図5. シジュウカラ類のつがい密度変化率とスダジイ林の面積との関係

Fig. 5. Relationship between the mean rate of change in breeding pair densities of Paridae species and the proportion of *C. sieboldii* forest areas in each survey course. The change rate was calculated as (density in 2023/24 – density in 2015) / density in 2015.

に近く、2015年と大きな変化はないことを示した。

考察

本研究の結果では、まとまったスダジイ林のある2コースでだけオーストンヤマガラが減少していた(図5)。したがって、このオーストンヤマガラの減少は、スダジイ林の変化によるものである可能性が高いため、スダジイタマバエによるスダジイ堅果の減少が関係している可能性が大きいと、筆者らは予想している。堅果減少以外のヤマガラ減少要因として、スダジイの葉量の減少による食植性昆虫の減少が考えられる。しかし、前述のようにスダジイ林の回復は遅れてはいるが回復途中であり、噴火の被害が大きくスダジイの枯死した幹が多数乱立している場所でさえも、根元から葉のついた新しい枝が伸び、現在の樹冠の高さは2015年よりも高くなっていった。したがって、スダジイの葉量も増えていると推測され、食植性昆虫が減少している可能性は低いと考えられる。2019–2020年に三宅島の一部の木で見られた

いわゆる「ナラ枯れ」(後藤 2022)も、被害が大きければスダジイ林が退行遷移する要因となると考えられるが、翌年には収束し大きな被害にはならなかった。また、台風による大きな被害も森林を退行遷移させるが、2015年以降、少なくとも調査コースでは起きていない。以上から、スダジイ林が関与しているオーストンヤマガラ減少要因は、食物になる昆虫類の減少や台風などの攪乱による退行遷移ではなく、スダジイタマバエによるスダジイの堅果減少が関係している可能性が高いと考えられる。現在は、どのコースも結実割合が0.1未満と低く、虫えいが9割以上を占める。まとまったスダジイ林のあるコースでは、スダジイの本数が多いことから堅果総量の減少規模が大きく、堅果減少によるオーストンヤマガラへの影響が顕著になったと推測される。一方、まとまったスダジイ林のないコースはいずれも2015年のオーストンヤマガラ密度が低いコースであり、スダジイの本数が少なく堅果総量が当初から少ないため、堅果の減少規模も小さく、オーストンヤマガラへの影響が小さかったと考えられる。

一方、スダジイに依存しないシジュウカラも、オーストンヤマガラ同様、まとまったスダジイ林がある2コースでのみ減少していた。当初の予測は、シジュウカラは減少しないか、オーストンヤマガラが減った場所ではシジュウカラが増えるのではないかというものだったが、それらと異なる結果であった。シジュウカラは、スダジイを選好してはいないと考えられるため、スダジイ林の変化が直接影響したとは考えにくい。

外来種は在来種に対して、捕食、競争、寄生生物や病気の持ち込み、雑種形成を通し、また物理的基盤を変化させることで影響を与える可能性がある（日本生態学会 2002）。スダジイタマバエの伊豆諸島への侵入が人為的なのか、自然な分布拡大なのかは不明であるが、新しく侵入した生物による影響も、島の生態系や在来種に対して外来種と同様の影響があると考えられる。スダジイタマバエは、オーストンヤマガラが堅果を採食するよりはるかに早い花の時期にスダジイを利用することで、堅果を実らせず、その結果オーストンヤマガラを食物を減少させるという、スダジイをめぐる非対称な競争によって影響を与えていると考えられる。

一方、シジュウカラに対しては、前述のような、従来言われてきた捕食や競争などの影響（日本生態学会 2002）では説明できず、これらとは異なる形の生物間相互作用が関係している可能性が高い（ただし、現在の情報では、病気の持ち込みの可能性は排除できない）。今後、侵入種による捕食や競争以外の影響や、例えば、堅果の大規模な減少という条件下で生じる資源消費型の競争（大型で優位なオーストンヤマガラが、小型で劣位なシジュウカラの本来利用できる食物まで消費しシジュウカラが減少するような競争）の可能性も検討した調査を進める必要がある。

なお、2023年から2024年にかけて全地点でヤマガラ密度が増加しているが、調査時期が5月（2023年）と4月（2024年）であったことによる違いなのか、環境が改善してきたために個体数が増えているのか、偶然のばらつきによるものかは現時点では不明である。また、土佐林道でシジュウカラが2023年から2024年にかけて大きく増加したが、減少した地域から移動してきたためなのか、偶然なのか、その要因は現状では不明である。今後、シジュウカラ類の増減のモニタリングや林相の選好性、林相の変化との関係を解析していくことで、明らかにしていきたい。

本調査ではスダジイタマバエがオーストンヤマガラとシジュウカラの減少に影響している可能性が示唆されたが、調査コースが少ないため、影響をより明らかにするためには、今後をモニタリングしつつ、スダジイタマバエの影響がまだ少ない島でも調査するなど、さらなる調査が必要である。また、伊豆諸島の中央の島々に生息する、個体数および生息する島数のさらに少ない伊豆諸島固有亜種ナミエヤマガラ *S. v. namiyei* (絶滅危惧 IB 類) への影響を明らかにし、結果によっては保全のための対策を検討する必要があるかもしれない。

謝辞

本調査を行うにあたり、内藤明紀氏には現地の情報等を、小高信彦氏にはスダジイの堅果の調査方法等の情報を提供していただき、徳田誠氏には横浜市で撮影したスダジイタマバエによる虫えいの写真を同定していただいた。本調査の一部は、JSPS 科研費 JP24K17910 の助成を受けた。ここに深謝します。

引用文献

藤田薫・藤田剛・富岡辰先・山本裕・樋口広芳.
2005. 希少鳥類オーストンヤマガラとウチヤマセンニュウの2000年三宅島噴火前後の個体

- 数変化. *Strix* 23: 105–114.
- 藤田薫・大久保香苗・藤田剛. 2016. 噴火後15年目の三宅島におけるオーストンヤマガラの推定個体数. *Strix* 32: 153–163.
- 後藤秀章. 2022. 伊豆諸島におけるカシノナガキクイムシ個体群の変動と枯損被害の関係. 日本森林学会大会発表データベース 133: 618.
- 樋口広芳. 1975. 伊豆半島南部のヤマガラと伊豆諸島三宅島のヤマガラの採食習性に関する比較研究. *鳥* 24: 15–28.
- Higuchi, H. 1976. Ecological significance of the larger body sizes in an island subspecies of the varied tit, *Parus varius*. *Proc. Jpn. Soc. Syst. Zool.* 12: 78–86.
- 上條隆志. 2000. 伊豆諸島におけるスダジイの果実サイズの地理的変異. 筑大演報 16: 1–8.
- Kamijo, T., Kawagoe, M., Kato, T., Kiyohara, Y., Matsuda, M., Hashiba, K., Shimada, K. 2008. Destruction and recovery of vegetation caused by the 2000-Year eruption on Miyake-jima Island, Japan. *J. Disaster Res.* 3: 226–235.
- 上條隆志・川越みなみ・宮本雅人. 2011. 三宅島2000年噴火後の植生変化. *日生態会誌*. 61: 157–165.
- 加藤和弘. 2022. 三宅島2000年噴火以降の生態系回復過程のモニタリングとその課題. *環境情報科学* 51: 89–90.
- 加藤和弘・樋口広芳. 2011. 三宅島2000年噴火後の植生の退行・回復にともなう鳥類群集の変化. *日生態会誌*. 61: 177–183.
- 加藤和弘・樋口広芳. 2016. 噴火が鳥類群集に及ぼす影響：伊豆諸島三宅島の事例を中心に. *地球環境* 21: 33–42.
- Katoh, K., Yoshikawa, T., Kamijo, T. & Higuchi, H. 2020. Relationship between vegetation structure and avian communities on Miyakejima Island, Japan, 13 years after a major volcanic eruption. *Pac. Sci.* 74: 1–18.
- 三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会. 2004. 三宅島緑化ガイドライン. 三宅島災害対策技術会議緑化関係調整部会, 東京.
- 中村登流. 1978. 日本におけるカラ類群集構造の研究IV. くちばしの使用法とその使用空間による生態的分離. *山階鳥研報*. 10: 94–118.
- 日本生態学会. 2002. 外来種ハンドブック. 地人書館, 東京.
- 日本野鳥の会. 1993. 鳥の生息環境モニタリング調査ガイドI 森林と草原を調べる. 日本野鳥の会, 東京.
- リチャード B. プリマック・小堀洋美. 1997. 保全生物学のすすめ. 文一総合出版, 東京.
- 佐藤重穂・黒岩哲夫. 2000. 森林性鳥類の生息種・密度調査におけるロードサイド・テリトリーマッピング法の有効性. *Strix* 18: 89–98.
- Tokuda, M., Kawauchi, K., Matsuda, H., Naito, A., So, Y., Elsayed, A. K., Kikuchi, T. & Kotaka, N. 2022. Hundreds of billions of silent outbreaks: A historic outbreak record of the gall midge *Schizomyia castanopsisae* (Diptera: Cecidomyiidae) on the Izu Islands, Tokyo, Japan, and its potential mechanism. *Entomol. Sci.* 25. <<https://doi.org/10.1111/ens.12524>>
- Tokuda, M., So, Y. & Kotaka, N. 2023. Discovery of the gall midge *Schizomyia castanopsisae* (Diptera: Cecidomyiidae) inducing inflorescence galls on *Castanopsis sieboldii* (Fagaceae) from Honshu, Japan and the possibility of its recent range expansion. *Appl. Entomol. Zool.* 58: 315–322.
- 鷲谷いづみ・矢原徹一. 2023. 保全生態学入門 改訂版. 文一総合出版, 東京.
- 由井正敏. 1976. 森林性鳥類の群集構造解析 I 林相間類似性と類型化および種構成(繁殖期). *山階鳥研報*. 8: 223–248.

オンラインドキュメント

- *1) 気象庁webサイト 三宅島火山ガス(二酸化硫黄)放出量. <https://www.data.jma.go.jp/vois/data/tokyo/320_Miyakejima/320_So2eMission.htm>, 参照2026年4月1日.
- *2) QGIS Development Team. 2025. QGIS

Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <<http://qgis.org>>, 参照 2025年10月15日.

*3) 環境省. 第6—7回現存植生図. <<http://gis.biodic.go.jp/webgis/>>, 参照2026年4月5日.

*4) 米倉浩司・梶田忠. 2003. BG Plants 和名—学名インデックス(YList), <<http://ylist.info>>, 参照 2025年10月19日.

Effects of a newly introduced insect on Paridae species via the loss of Castanopsis sieboldii acorns on Miyake Island

Kaoru Fujita^{1,2,*} & Go Fujita³

1. Laboratory of Behavioral Ecology, Toho University, 2-2-1 Miyama, Funabashi-shi, Chiba, 274-8510, Japan

2. Japan Bird Research Association, Shinozaki Building 302, 1-4-28 Higashi, Kunitachi-shi, Tokyo 186-0002, Japan

3. School of Agriculture and Life Sciences, University of Tokyo, 1-1-1 Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo 113-8657, Japan

In *Castanopsis sieboldii* forests on Miyake Island, where the effects of the 2000 volcanic eruption still persist, a gall midge *Schizomyia castanopsisae* has invaded from the Ryukyu Islands, resulting in the failure of acorn production. Owston's Tits *Sittiparus varius owstoni*, which prefers *C. sieboldii* forests for breeding and relies on its acorns as an important food source in autumn and winter, showed an approximately 40% decrease in breeding pair density in 2023 and 2024 compared with 2015, but only along two survey routes containing continuous *C. sieboldii* forests. This suggests that changes in food availability caused by the gall midge may have affected this species. However, Cinereous Tits *Parus cinereus*, which does not depend on *C. sieboldii*, also showed a large decrease (50–75%) along the same routes with continuous *C. sieboldii* forests, indicating the possibility of indirect effects of the insect invasion. Further studies are needed to clarify the mechanisms and extent of these impacts.

Keywords: *Owston's Tit*, *Cinereous Tit*, *Schizomyia castanopsisae*, *Castanopsis sieboldii* forest

*: kaoru.fujita.f@gmail.com