

ISSN 2432-0943

自然保護助成基金 助成成果報告書

自然保護助成基金
助成成果報告書

26

Vol. 26

2018年5月



公益財団法人 自然保護助成基金

2018年5月
公益財団法人自然保護助成基金

はじめに

自然保護助成基金は、自然保護のための研究や普及活動を支援するために1990年より助成事業を行なってまいりました。当財団の助成プログラムには、国内外の自然保護に資する研究・活動を支援するプロ・ナトゥーラ・ファンド助成、貴重な生態系の保全を目的とした土地の購入を支援するナショナル・トラスト活動助成、応募時期を定めず緊急かつ重要な研究および活動を支援する緊急助成、そして国内外で自然保護の活動および研究を行っている団体と当財団が連携してプロジェクトを進めていく提携助成の4つがございます。

本報告書は、2015年10月から2016年9月末にかけて実施された第26期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成、2017年6月末までに実施された緊急助成、そして2017年3月末までに実施された提携助成の成果を取りまとめたものです。

第26期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、国内研究助成12件、国内活動助成10件、海外助成6件、出版助成2件の計30件（助成総額2,869万円）を採択しました。

2015年度の緊急助成では、3件が採択され、合計200万円の助成となりました。これらの成果報告に加え、本報告書には、2014年度から2016年度にかけて助成を行なった海外プロジェクト1件の成果報告も掲載しております。

2016年4月から2017年3月末にかけて実施された第1期提携助成では、国際NGO助成1件、国際的プログラムに関する助成4件の計4件（助成総額411万円）を採択しました。

当財団では、今後も引き続き自然保護に資する助成事業を継続、拡充してまいります。

目次

第 26 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成

国内研究助成

- 有明海再生までの底生動物の生産過程を生活環境と対比して明らかにする採泥調査の継続…………… 1
有明海保全生態学研究グループ（東 幹夫・佐藤慎一・山中崇希・佐藤正典・松尾匡敏・市川敏弘）
- 小笠原諸島におけるツヤオオズアリを含む外来アリ類の分布拡大の実態解明，および在来生態系への影響評価… 11
首都大・動物系統分類学研究室ツヤオオズアリ調査グループ（小林 寛昂・庄司 一貴・山本 彩華・小倉 結衣・中嶋 溪太・山田 藍生・山田 真子・山口 茉莉加・江口 克之・大澤 剛士）
- 浅間山高山帯におけるニホンカモシカの基礎生態学的研究－ニホンジカの高山帯進出に着目して－…………… 21
浅間山カモシカ研究会（高田隼人・岸元良輔・矢野莉沙子・勝又あゆみ・渡部晴子）
- 進化的に重要な単位（ESU）である伊平屋・伊是名島のリュウキュウコノハズク個体群の現状把握と基礎生態 … 33
島嶼鳥学研究会（高木昌興・齋藤武馬・植村慎吾・浜地 歩・澤田 明）
- ツシヤママネコの高密度地域，密度回復地域，低密度地域における，競合種ツシマテンとの食性比較…………… 41
琉球大学ヤマネコ生態研究グループ（大河原陽子・中西 希・伊澤雅子）
- 対馬神崎半島におけるシカ排除による植生回復試験…………… 51
対馬植物研究会（鈴木（東）浩司・福原達人・伊藤麻子・中西弘樹）
- 南西諸島におけるコウモリ類島嶼個体群の絶滅要因ならびに現存個体群の保全に関する研究…………… 59
大東島コウモリ研究グループ（福井 大・川田伸一郎・木村由莉・吉行瑞子）
- クビワオオコウモリの移動生態の解明と保護方針の提言…………… 67
島オオコウモリ調査グループ（Vincenot, Christian E.）
- 侵略的外来種の存在が水生昆虫類に及ぼす影響およびその駆除…………… 75
水田の保全生態学グループ（大庭伸也・大串俊太郎・田中颯真・山本 賢・吉村愛菜・野稻 充・市川憲平）
- 小笠原諸島における国内外来種ツヤオオズアリの侵入状況と在来生物群集に及ぼす影響…………… 85
ツヤオオズアリ影響評価グループ（大西一志・菊地友則・田中宏卓・杉田典正・諏訪部真友子・竹村明浩・田崎穂波・朱里勇治・岡野智希・森 英章）

世界自然遺候補地奄美群島の森林生態系に関する基礎的研究……………	101
鹿兒島大学薩南諸島森林生態研究グループ（相場慎一郎・鶴川 信・川西基博・永田貴文・鈴木英治・米田 健）	
ニホンジカの過増加により劣化した森林生態系の保全・再生に向けた基礎的研究……………	109
森林生物保全研究会（小池伸介・飯田泰地）	
国内活動助成	
南三陸町火防線復活プロジェクトー伝統的な草地環境をよみがえらせ、維持する仕組みをつくるー……………	123
認定 NPO 法人 大阪自然史センター（西澤真樹子）	
辺野古・大浦湾海域の生物多様性の解明・埋め立ての環境への影響を測るための調査の実施……………	129
公益財団法人 日本自然保護協会（志村智子・安部真理子・辻村千尋・岩橋大悟・牧志 治・鈴木 雅子・田代 豊）	
監視カメラによる山岳森林島・御蔵島のノネコの生息実態……………	135
公益財団法人山階鳥類研究所（岡 奈理子・小木万布）	
伊豆諸島における植生とその保全に関する普及活動のためのパンフレットの刊行……………	141
伊豆諸島植生研究グループ（上條隆志・星野義延・八木正徳・石橋正行・川越みなみ）	
宮崎県枇榔島におけるカンムリウミスズメの最大の捕食者、カラス類に関する基礎調査……………	145
海鳥保全グループ（大槻都子・Harry Carter・中村 豊）	
上関海域における希少鳥類（カンムリウミスズメ、オオミズナギドリ、アマツバメ）保護のための生態調査と普及活動……………	153
上関の自然を守る会（高島美登里・山本尚由・岡野友紀・嶋田淑子・三家本誠・森田 修・小浜治美・渡辺伸一・武石全慈）	
風力発電が鳥類に与える影響および累積的影響の評価に関する考え方の普及……………	159
公益財団法人日本野鳥の会（浦 達也）	
希少種イチモンジタナゴの飼育下繁殖と野生再導入を通じた地域住民への環境教育……………	165
京都市動物園（田中正之・和田晴太郎・釜鳴宏枝・高木直子・松永雅之）	
多摩川河口干潟保全のシンポジウム開催……………	171
日本野鳥の会神奈川支部（鈴木茂也・石井 隆・馬場順子）	

マッカウス洞窟のヒカリゴケの保全.....	175
羅臼のひかりごけ保存会（涌坂周一・天方博章・田口悟朗・神田啓史・丸山立一）	
海外助成	
コンゴ共和国北部において密猟者から押収されたヨウムの野生復帰と保全のための取組.....	181
西原智昭	
Monitoring and conservation of Malayan tapir (<i>Tapirus indicus</i>) in wildlife reserves in West Sumatra—toward coexistence of wildlife with human	193
Wilson Novarino	
Monitoring the western flyway of migratory white-naped cranes (<i>Grus vipio</i>) and hooded cranes (<i>G. monacha</i>) in eastern China	201
Su Liying	
Genetic variation and identification of traded bears and bear parts using mitochondrial DNA cluster and microsatellite analysis of Asiatic black bears (<i>Ursus thibetanus</i>) in Thailand forest complexes	207
Dusit Ngoprasert	
Conservation of last remaining Indian willow (<i>Salix tetrasperma</i>) wetland forest recently discovered in the lowland limestone hills of Dechiling in the Southern Bhutan Himalaya	215
Pema Wangda, Dorji Gyaltshen, Kaka, Rebecca Pradhan and Kelzang Jurmey	
An irrigation strategy to exterminate apple snails (<i>Pomacea canaliculata</i>) eggs in Taiwan paddy fields	225
Yu-Chuan Chang and Kunihiko Yoshino	

第 26 期
プロ・ナトゥーラ・ファンド助成

有明海再生までの底生動物の生産過程を生活環境と対比して 明らかにする採泥調査の継続

有明海保全生態学研究グループ
東 幹夫・佐藤慎一・山中崇希・
佐藤正典・松尾匡敏・市川敏弘

有明海再生までの底生動物の生産過程を生活環境と対比して明らかにするため、有明海奥部 50 定点と干拓調整池内 16 定点における採泥調査を行った。同様の調査は、干拓調整池と有明海奥部では 1997 年から 19 年間にわたり毎年 1～2 回、有明海全域では 1997 年・2002 年・2007 年・2015 年に過去 4 回実施されている。今年度は、諫早湾干拓調整池内は 2016 年 6 月 13 日に、有明海奥部は 2016 年 6 月 15 日と 16 日の 2 日間で実施した。また、2015 年の有明海全域 100 定点における採泥試料のソーティング作業を完成させ、過去 3 回分のデータと比較することで、潮止め後 19 年間の有明海全域の底質・水質・底生動物群集の変化を明らかにした。

キーワード：諫早湾、大規模干拓、底質・水質変化、ヨコエビ類、多毛類

I. はじめに

本研究グループは、有明海再生までの底生動物の生産過程を生活環境と対比して明らかにするため、今年度は 2016 年 6 月 13～16 日に有明海奥部 50 定点と干拓調整池内 16 定点における採泥調査を行った。同様の調査は、干拓調整池と有明海奥部では 1997 年から現在まで 19 年間にわたり毎年 1～2 回、有明海全域では 1997 年・2002 年・2007 年・2015 年に過去 4 回実施されている。これらの調査結果をまとめることで、1997 年の諫早湾潮受け堤防の閉め切りに伴い、諫早湾周辺だけでなく有明海全域において底生動物が顕著に衰退している様子を明らかにしている（東・佐藤 2015, 2016）。

本年度の助成研究では、有明海における野外調査に加えて、2015 年 10 月から 2016 年 9 月

までの間に計 30 日間の室内作業を行い、前年度の助成研究で得られた 2015 年 6 月の有明海全域 100 定点の採泥試料のソーティング作業を完了させ、過去 3 回分のデータと比較することで、潮止め後 19 年間の有明海全域の底質・水質・底生動物群集の変化を初めて明らかにした。本論では、過去 4 回の全域調査の結果を基に、有明海全域における海底環境と底生動物群集の変化について報告する。

II. 調査方法

本研究グループでは、1997 年～2016 年の毎年 6 月（1998・2003・2004 年は 11 月）に、潮受け堤防外の諫早湾を含む島原半島北部の国見から長洲を結ぶ線以北の有明海奥部 36～50 定点（図 1B）を設定し、Smith-McIntyr 採泥器

(採泥面積 0.05 m²) を用いて各定点 1 回の採泥調査を継続している。さらに、5～8年に1回の有明海全域調査(図1A)は、これまでに1997年6月に92定点、2002年6月に88定点、2007年6月に107定点において実施しており、昨年度の助成研究により8年ぶりに2015年6月に100定点で採泥調査を実施した。これら4回全て有明海奥部定点を含んでいる。

今年度は、諫早湾干拓調整池内は2016年6月13日に、有明海奥部は2016年6月15日と16日の2日間で実施した。各調査定点位置はGPSを用いて決定し、調整池16定点(図1C)ではEkman-Birge採泥器(採泥面積0.02 m²)を用いて数回の採泥試料を一緒にして1mm目の篩にかけた。それ以外の潮受け堤防外側海域では、今年度の研究助成金で新たに購入した

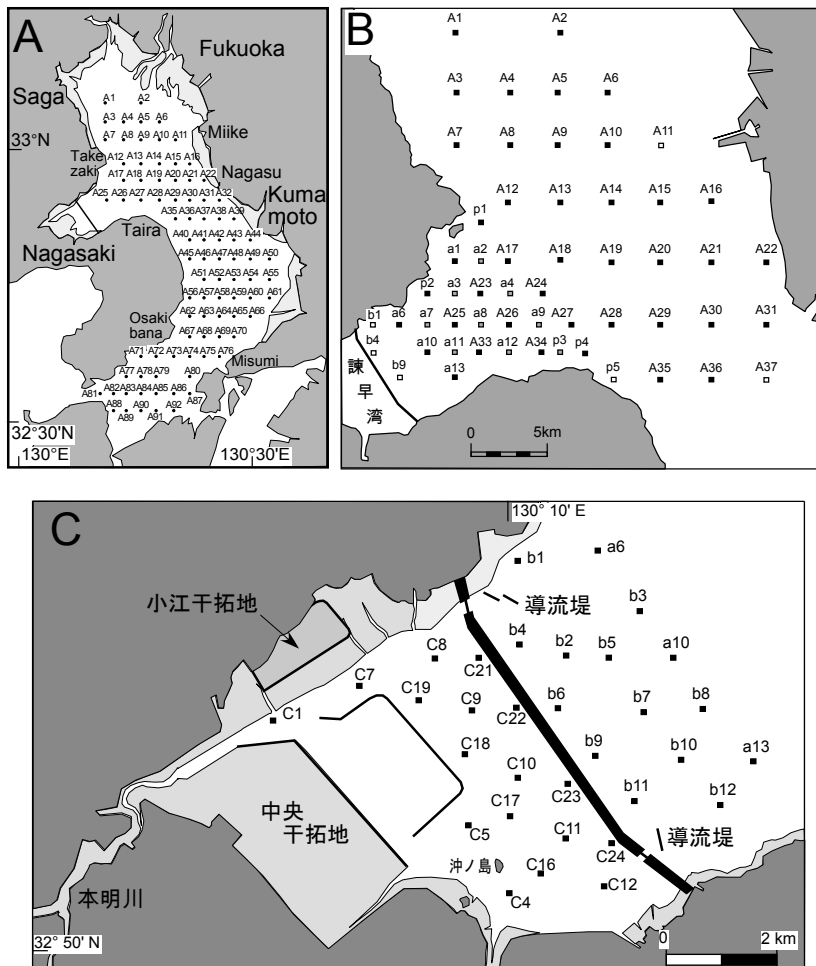


図1 有明海・諫早湾干拓調整池以内における採泥調査定点の位置図。A：有明海全域(A1～A37はB図と同一地点、A38～A92は1997、2002、2007、2015年に採泥した定点；ただし2015年はA81～A86は採泥せず)、B：諫早湾を含む有明海奥部海域(黒四角は1997～2016年、灰四角は1998～2011年、白四角は2012～2016年に採泥した定点)、C：干拓調整池および潮受け堤防外側周辺海域(C1～C24は1997～2016年、b1～b12は2002～2007年に採泥した定点、a6、a9、a13はB図と同一地点)。

Smith-McIntyre 採泥器（図 2 上）を用いて各定点 1 回の採泥で得た試料の一部を粒度分析用に取り除き、その残りを 1 mm 目合の篩にかけて残ったすべての benthic macrofauna(大型底生動物相、ここでは底生動物と呼ぶ)を約 10 % 中性ホルマリン海水で固定した。さらに、各定点では多項目水質計 (TOA DKK 社製 WQ-24) を用いて表層水と底層水の水温・塩分・溶存酸素濃度・pH・電気伝導率を船上で測定した。

海底堆積物の粒度分析は、1997 年から 2002 年までは長崎大学において篩分法とピペット法を用いて行い (近藤ほか 2003), 2003 年以降は東北大学において島津レーザ回折式粒度分布測定装置 (SALD-3100) を用いて中央粒径値 (Mdφ) を計測した (上杉ほか 2012)。今年度は、2015 年 6 月に有明海全域 100 定点で採集した堆積物試料すべての粒度分析を完了した (山中 2016MS)。



図 2 2016 年 6 月の有明海採泥調査の様子。(上) Smith-McIntyre 採泥器を用いた潮受け堤防外側海域における採泥調査の風景、右が研究代表者。(下) 定点 A37 で採集されたオオシャミセンガイ。2016 年 6 月 15 日：佐藤慎一撮影。

底生動物試料は実験室に持ち帰ったのち、静岡大学において高次分類群レベルのソーティング作業を行った。採泥試料を容器に入れ、水道水を加えて軽くかき混ぜることで底生動物などを浮遊させ、上澄みだけを 1 mm 目の篩に流し込んだ。この操作を、採泥試料中に生物が見られなくなるまで 20 回ほど繰り返した。そして篩に残った試料をシャーレに取り、含まれる底生動物を双眼実体顕微鏡 (ZEISS 社製 Stemi DV4) 下ですべて拾い出し、高次分類群 (綱、目など) に仕分け、それぞれのタクサの個体数をカウントした。この際、多毛類は有頭のもののみ、クモヒトデ類では中央盤のあるもののみを 1 個体と数え、記録した。その他の底生動物群の断片においては、頭のあるものを 1 個体とみなし、カウントした。

その後、二枚貝類については全個体を対象に種同定を行い、それ以外の分類群については綱・亜目などの高次分類群レベルのまま個体数を集計した。なお、1997・2002 年の有明海全域調査採集物のうち、ヨコエビ類は種レベルで、多毛類は科レベルの同定が完了した (折田ほか 投稿中) が、2007 年・2015 年の全域調査採集物および 2003 年以降の有明海奥部調査採集物については、二枚貝類以外は高次分類群レベルでの個体数カウントに留まっている。調整池の貧毛類、ユスリカ類については、それぞれの分類学専門家に種同定を依頼した。

III. 結果と考察

1. 2016 年 6 月における採泥調査

今年度の助成研究でも、例年と同じく諫早湾干拓調整池内 16 定点と、堤防外側海域 50 定点の採泥調査を無事に完了することができた。同様の調査は、1997 年 3 月から毎年欠かさず 19 年間にわたって続けており、今回の調査は調整池では通算 26 回目、外側海域では 24 回目の調

査となる。研究代表者をはじめとする研究グループのメンバー3名および静岡大学・鹿児島大学の卒研究生2名が参加して、6月13日と15、16日の3日間で行った。

調査期間中は3日間とも大きなトラブルもなく、今年も19年間連続欠測なし全定点調査完了の記録を更新することができた。干拓調整池では、C1を除く定点すべてが水深2m以下であり、1997年から比較して最大で1mほど水深が浅くなっている事実が再確認できた(佐藤・東2011)。しかし、2007年以降は堤防周辺の定点では水深1.8~2.2m程度で大きな変化がなく、最近10年間くらいは水深の変化が少なくなったようである。底層水の塩分は、全定点で0.1~0.7の範囲にあり、昨年度までの調査に比べてわずかに低かった。例年の塩分は1前後であったが、これは調査前日までの降雨量に影響を受けているものと考えられる。底生動物は、2002年の短期開門直後に海生動物が数ヶ月間出現したが、開門終了後は消滅してしまい、その後はイトミミズ類などの貧毛類と、ユスリカ類の幼虫だけが優占する貧弱な生物相が維持されている(佐藤・東2011)。今年度は、わずかにヨコエビ類が確認されたものの、調査時に目視したレベルではイトミミズ類とユスリカ類がほとんどであった。

一方、堤防外側海域では、過去19年間の採泥調査で初めてオオシャミセンガイ *Lingula adamsi* が得られたことが特筆すべき事項である(図2下)。本種は、各種レッドデータブックなどで絶滅危惧1A類に指定される日本の干潟生物で最も絶滅に近い種の一つで、21世紀に入ってからの採集記録は数えるほどしかない(例えば、日本ベントス学会編2012)。直近の記録では、2014年に三池沖で1個体が採集され、この時は8年ぶり(実際には9年ぶり)に生存が確認されたことが読売新聞などで報道さ

れた(時津・井出 私信)。今回の発見は、最近20年間に限ると4例目、三池沖以外では唯一の採集記録となる。採集された標本は、99.5%エタノールで固定して、現在は遺伝子解析を依頼している。過去に韓国の標本と比較した事例もあり(佐藤ほか2004)、有明海におけるオオシャミセンガイの遺伝的多様性の程度を明らかにする予定である。

2. 有明海全域における底質の変化

今年度の助成期間中に、2015年6月に採集した有明海全域100定点の底質の粒度分析が完了した(山中2016MS)。これにより、1997年・2002年・2007年・2015年の有明海全域の底質の変化を比較することが可能となった。それによると、有明海全域の底質は、諫早湾を含む有明海奥部北側と熊本県沿岸に含泥率80%以上の泥質堆積物が分布し、有明海湾口から諫早湾沖にかけての有明海中軸西部に含泥率10%以下の砂質堆積物が分布し、その傾向は過去4回の調査で大きな変動がない。

しかし、海域ごとに細かく見てみると、1997年には湾口部のみ分布していた含泥率1%以下の粗粒堆積物が、2002年と2015年には有明海中軸西部の中央部まで拡大する一方、熊本県沿岸では19年間に堆積物の細粒化の進行が広範囲に認められた(山中2016MS)。これらは、諫早湾潮止めに伴う有明海潮汐流の弱化によって泥質粒子が堆積しやすい海域に変化したこと、アサリ漁場の底質改善のための覆砂の影響が考えられる。これらの観察事実に関しては、近日中に論文投稿の予定であるため、それに関連する図の掲載は今回は差し控えたい。

3. 有明海全域における底生動物の動向

4回の全域調査の共通88定点において採集されたマクロベントス総個体数は、潮止め直後の1997年6月の約4万個体から、短期開門直後の2002年6月には約7.5万個体に激増したが、

2007年6月には約1.3万個体まで減少、そして2015年6月には局所的なヨコエビ類の増加により2007年をわずかに上回った程度であった(図3)。

この傾向は、諫早湾周辺のみならず、有明海全域で共通に見られる(図4)。すなわち、有明海全域を湾奥部(図1AのA1~A17, A25~A27; 20 定点), 湾央北部(A18~22, A28~39; 15 定点), 湾央南部(A40~66; 27 定点), 湾口部(A67~92: 26 定点)に分けて、共通する定点で採集されたマクロベントス総個体数を比較すると、4海域とも同様に1997年から2002年にかけて急増、その後2007年に激減して2015年は微増または微減の傾向にある(図4)。

それぞれを細かく見てみると、1997年の湾央北部と湾口部では、他の海域に比べてクモヒトデ類が複数の定点で多くの個体が採集されている。また、2002年の湾口部では、その他の

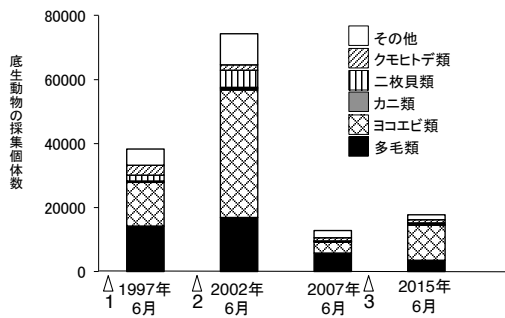


図3 1997, 2002, 2007, 2015年に有明海全域共通88 定点で採集された底生動物の総個体数変化。白三角は1. 諫早湾閉切り(1997年4月14日), 2. 短期開門調査(2002年4~5月), 3. 干拓事業完工(2007年11月)を示す。1997, 2002, 2007年のデータは、上杉ほか(2012)のFig. 4を改変、2015年のデータはA81~86を除く81 定点で集計した。

分類群として礫に付着するフジツボ類に加えて、クーマ類、タナイス類、ワレカラ類、巻貝類などの個体数が増えているのが特徴である。ただし、巻貝類に関しては、貝殻も混ざっている可能性があり、今後の同定作業が必要である。

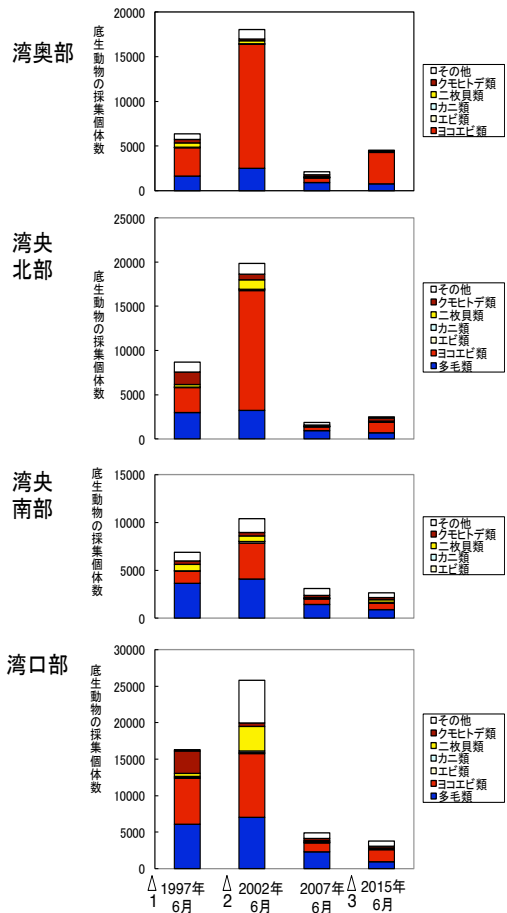


図4 有明海の4 海域(湾奥部・湾央北部・湾央南部・湾口部)における1997, 2002, 2007, 2015年に共通する定点で採集された底生動物の総個体数変化。1997年・2002年・2007年・2015年に、有明海の湾奥部20 定点(図1AのA1~A17, A25~A27), 湾央北部15 定点(A18~22, A28~39), 湾央南部27 定点(A40~66), 湾口部26 定点(A67~92, ただし2015年はA81~86を除く20 定点)で採集された底生動物の総個体数を比較。白三角は図3と同じ。

また、2015年には湾奥部 A13 の1 定点だけでヨコエビ類が1,940 個体も採集されたため、他の海域に比べてマクロベントス総個体数が増加している。

このように年ごと及び海域ごとの特徴に違いは見られるものの、総じて全海域において共通して2002年に一旦増加してから2007年・2015年に激減している事実は興味深い。2002年6月は短期開門が実施された直後(2カ月後)の調査であり、このデータ以外にも毎年採泥調査を実施している有明海湾奥50 定点におけるマクロベントス生息密度の経年変化においても同様の傾向が見られている(後述)。しかも、それ以外の年では、マクロベントスの平均生息密度が急激(前年の5倍以上)に増加した年は、過去19年の間に1回もない。これらの事実からは、短期開門による底生動物群集への影響は、農水省が想定している以上に広範囲に見られていることが明らかである。

今後に行なわれるであろう常時開門においても、諫早湾周辺の海域だけを調査するのではなく、さらに広い範囲において開門前後の水質・底質・底生動物などの変化を調査する必要がある。

4. 有明海全域におけるヨコエビ類・多毛類・二枚貝類の動向

マクロベントス全体の個体数を支配しているヨコエビ類は、1997年には奥部海域南寄りと湾口部の複数定点で2千個体/m²以上が採集されたが、2002年には湾奥南側の9 定点と湾口部1 定点で2万個体/m²以上が見られ、2千個体/m²以上の定点は湾口から中軸西寄りに多く分布した(図5)。しかし、2007年には2千個体/m²以上の定点は湾口から熊本県沖のわずか5 定点に止まった。2015年には諫早湾沖と三角沖の6~8 定点が2千個体/m²以上を示し、このうち諫早湾沖の1 定点は2万個体/m²以上を

示した。

多毛類は、1997年には諫早湾沖から湾口部にかけての広い範囲で2千個体/m²以上を示し、その中で4千個体/m²以上を示す1~7 定点の集まりが4カ所に分布した(図6)。2002年には諫早湾沖から湾口部にかけての2千個体/m²以上の範囲が拡大し、その中の4千個体/m²以上の定点数は諫早湾1 定点、有明海中央北部13 定点、宇土半島と島原半島南東沖9 定点お

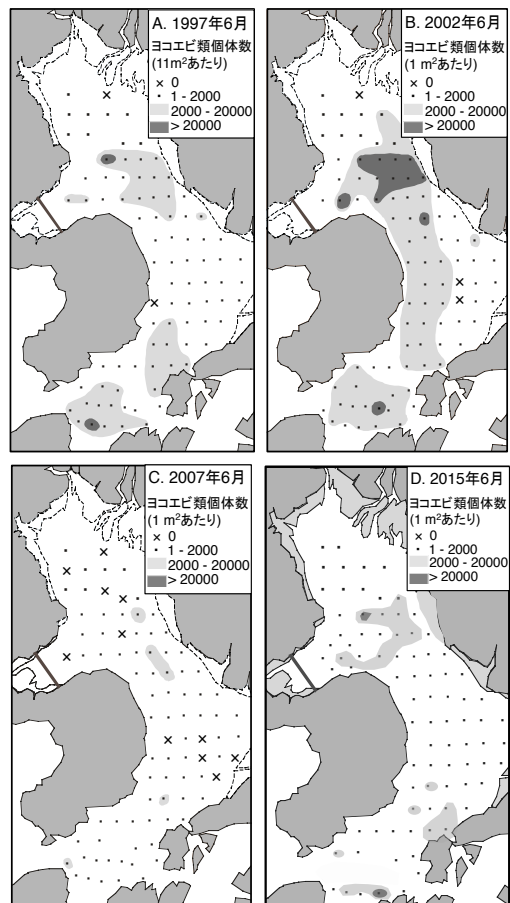


図5 有明海全域におけるヨコエビ類の分布変化。有明海全域において(A)1997年6月,(B)2002年6月,(C)2007年6月,(D)2015年6月に採集されたヨコエビ類の生息密度(1 m²あたりの個体数)。A~Cは上杉ほか(2012)のFig. 7を一部改変。

よび天草上島と島原半島南沖9 定点であった。2007 年には2 千個体/m² 以上の定点が20 定点に減り、4 千個体/m² 以上の定点は荒尾沖1 定点と有明海湾口部2 定点のみとなった。さらに2015 年に2 千個体/m² 以上を示すのは荒尾沖2 定点と有明海湾口部2 定点だけとなった。

二枚貝類は、1997 年には諫早湾沖から複数の定点で200 個体/m² 以上が採集され、2002

年には湾口部において2 千個体以上の定点が9 定点見られたが、2007 年には200 個体/m² 以上の定点は諫早湾沖から天草沖にかけての数カ所に1~4 定点が分散するだけであった(図7)。2015 年には諫早湾を含む奥部海域3 カ所に1~2 定点が200 個体/m² 以上を示し、熊本から島原半島沖の10 定点で200 個体/m² 以上を示した。

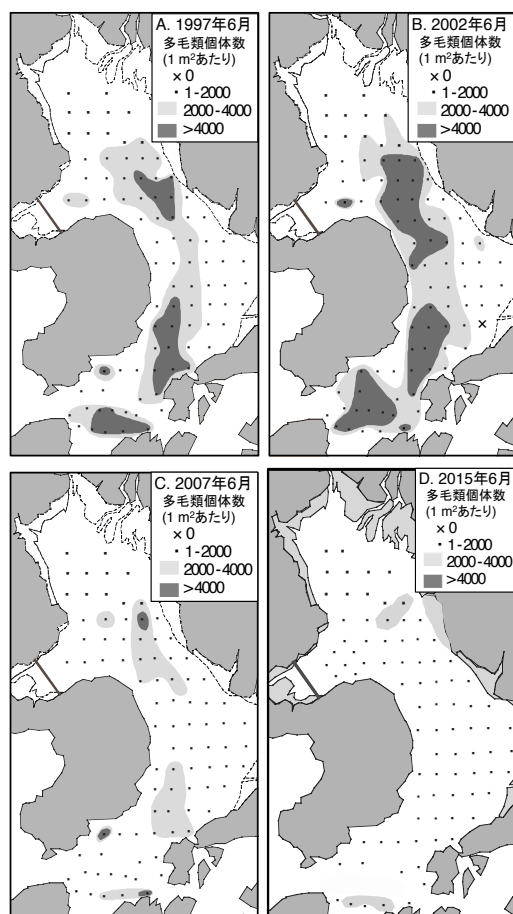


図6 有明海全域における多毛類の分布変化。有明海全域において(A)1997年6月、(B)2002年6月、(C)2007年6月、(D)2015年6月に採集された多毛類の生息密度(1 m² 当たりの個体数)。A~Cは上杉ほか(2012)のFig. 7を一部改変。

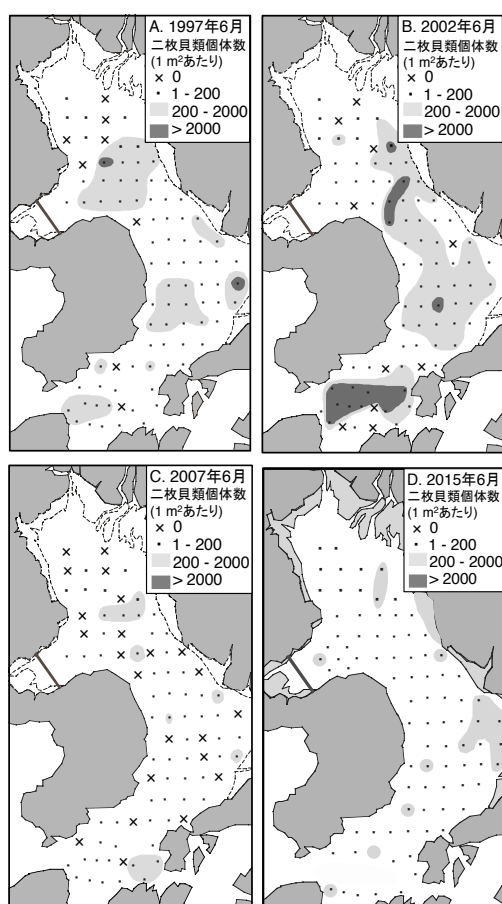


図7 有明海全域における二枚貝類の分布変化。有明海全域において(A)1997年6月、(B)2002年6月、(C)2007年6月、(D)2015年6月に採集された二枚貝類の生息密度(1 m² 当たりの個体数)。A~Cは上杉ほか(2012)のFig. 8を一部改変。

5. 諫早湾潮止め以降の底生動物の消長

諫早湾干拓事業着工（1989年）・閉め切り（潮止め，1997年）以降，有明海の漁業生産額は3分の1に減少したと言われている（佐々木2014）．とりわけ魚介類を漁獲対象とした漁船漁業の衰退は顕著である．一方ノリ養殖漁業も，ノリ生産に必要な無機態窒素濃度が2001年以降約半分に減少しているという（佐々木2016）．これは，河川から供給される無機態窒素が調整池や諫早湾内の赤潮によって消費されるためである（佐々木2016）．諫早湾干拓事業によって，広大な泥質干潟が失われたり，干拓堤防工事に伴う海底の掘削や潮止め後の潮流速の低下による底質の細粒化（泥化），夏場を中心とした赤潮や貧酸素化などによる魚介類の生息環境の激変が，「宝の海」と呼ばれた有明海漁業を深刻な状況に陥らせている．ここでは，漁船漁業が立ち行かなくなっている魚介類の主要な食物資源（餌）としての底生動物について潮止め後の消長を図8を見ながら要約しておこう．

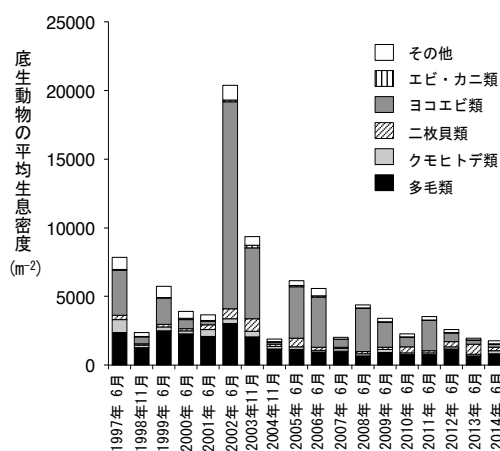


図8 有明海奥部50定点における1m²当たりの底生動物の高級分類群別生息密度の経年変化（1997～2014年）．東・佐藤（2016）図2を抜粋．

有明海湾奥において，潮止めから2か月足らずの1997年6月には，ヨコエビ類・二枚貝類・クモヒトデ類・多毛類などの底生動物の平均生息密度は7,858個体/m²であったが，1999年6月には5,737個体/m²，2000年6月には3,914個体/m²，2001年6月には3,646個体/m²と，潮止め以来年を追って減少した（東・佐藤2016）．ところが2002年6月の短期開門調査後に行った最初の採泥調査では，平均生息密度が20,387個体/m²に激増し，この値は2001年6月の5.6倍であった．激増の主体はドロクダムシ類などのヨコエビ類と，ビロードマクラガイなどの二枚貝類で，これらは諫早湾の潮受け堤防から遠く離れた島原半島北部やその対岸の熊本県長洲沖にかけての海域に生息した．短期開門の結果，潮流の一時的な増加によってこの海域では底質の粗粒化が観察されており，上述の底生動物たちが高密度化を果たしたものと考えられる．これらの底生動物は，一時的な生息環境変化に即座に対応して増殖できる日和見種と言われるメンバーである．その後，2007年，2010年など同じ6月でも平均生息密度が低下した年もあるが，2002年以降2014年まで平均生息密度の低下が続き，2014年には厳しい貧酸素化の影響で激減した2004年11月の1,887個体/m²をも下回る1,763個体/m²の最低生息密度を記録した．この値は1997年の22.4%に過ぎない．

僅か27日間の潮位差0.2m以内という極めて小規模な短期開門調査と底生動物の一時的激増との時間的一致という状況証拠は，諫早湾潮止め後5年間に悪化し続けた有明海生態系に初めて外力が作用したのが短期開門であり，その結果が底生動物の激増となって現象したと考えられる．しかしこの激増は，ごく少数の日和見種によってもたらされた一時的激変に過ぎず，潮位差0.2mという小規模な短期開門による底

生動物群集再生の効果は開門期間を長くしたとしても期待できないであろう。潮止めによる潮流速低下に起因する底質の細粒化や貧酸素水塊などの生息環境の不安定な状況に日和見種として対応するドロクダムシ類やビロードマクラガイなどの激増といった一時的変化は、毎年夏場に発生する貧酸素水塊によって抑えられており、近年の底生動物の生息密度低下につながっている。

6. 有明海再生に向けた展望

漁船漁業が対象とする魚介類の主要な食物資源であるヨコエビ類や多毛類などの底生動物群集の減少を食い止めるためには、諫早湾の潮止め以来変貌を遂げている有明海生態系の構造と機能を潮止め前の状況に蘇生させるしかない。そのためには、「3年以内に5年間の常時開門をせよ」という2010年12月の福岡高裁の確定判決を済むやかに履行することが、さしあたって有明海再生の第一歩である。そのため、順応的管理の下で段階的開門を実施し、諫早湾干拓事業を中止して、潮受け堤防の撤去計画を科学的に立案し実行に移すべきである。

謝辞

本研究を支えていただいた調査グループメンバーに深く感謝の意を表します。

引用文献

- 東 幹夫・佐藤慎一 2015. 有明海の底生動物の長期定点調査から見えてきたこと. 日本の科学者 50: 65-69.
- 東 幹夫・佐藤慎一 2016. 諫早湾閉め切り以降の有明海底生動物の消長. 諫早湾開門研究者会議編「諫早湾の水門開放から有明海の再生へ」有明海漁民・市民ネットワーク: 81-92.
- 近藤 寛・東 幹夫・西ノ首英之 2003. 有明海における海底堆積物の粒度分布とCN組成. 長崎大学教育学部紀要-自然科学 68: 1-14.
- 日本ベントス学会編 2012. 「干潟の絶滅危惧動物図鑑—海岸ベントスのレッドデータブック」285 pp. 東海大学出版会, 東京.
- 佐々木克之 2014. 有明海奥部の貧酸素と諫早湾干拓事業の因果関係の検証—海洋学会誌掲載論文の解説と開門の必要性—. 諫早湾開門署名全国キャンペーンキックオフ長崎集会講演資料: 1-16.
- 佐々木克之 2016. 調整池からの大量の汚濁物質の排出が諫早湾, 有明海に及ぼす影響. 諫早湾開門研究者会議編, 諫早湾の水門開放から有明海の再生へ. 有明海漁民・市民ネットワーク: 31-42.
- 佐藤慎一・東 幹夫 2011. 有明海の<変化>を追う—なぜ開門が必要か—. 科学 81: 458-467.
- 佐藤慎一・遠藤一佳・山下博由 2004. 韓国と日本で採集されたオオシャミセンガイ *Lingula adamsi* Dall, 1873 の形態および遺伝子レベルの比較. 日本ベントス学会誌 59: 14-19.
- 上杉 誠・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・近藤 寛・東 幹夫 2012. 諫早湾潮止め後 10 年間の有明海における主な底生動物相の変化. 日本ベントス学会誌 66: 82-92.
- 山中崇希 2016MS. 有明海における底質と底生動物群集の変化に見られる関連性の解析. 東北大学大学院理学研究科地学専攻修士論文. 82pp.

Analyses of environmental and benthic faunal changes of Ariake Sea after the construction of dike for the Isahaya Reclamation Project

AZUMA Mikio, SATO Shin'ichi, YAMANAKA Takaki,
SATO Masanori, MATSUO Masatoshi and ICHIKAWA Toshihiro

Since April, 1997, the inner part of Isahaya Bay has been isolated from Ariake Sea by a dike for reclamation. We periodically monitored water quality, grain-size of bottom sediments and benthic animals using the sediment samples collected from (1) 16 fixed stations inside of the dike in 13 June 2016 and (2) 50 fixed stations around inner part of Ariake Sea in 15 and 16 June 2016. As a result, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, number of species and mean individual density of benthic animals have been still smaller than the past. After the shut-off, benthic animals rapidly decreased from 1998 to 2001, and then only few species increased from 2001 to 2003. However, from 2004 to 2016, most of them have disappeared or decreased rapidly in the both inner and outer parts of Isahaya Bay. The results of this research will be used as the theoretical ground in order to require the investigation of opening the gate against the Japanese Government, and these will be possible to supply basic data before opening the gate for future studies after opening the gate of Isahaya Bay.

Keywords: Isahaya Bay, Reclamation, Changes of water quality and bottom sediment, Gammaridean amphipods, Polychaetes, Bivalves

小笠原諸島におけるツヤオオズアリを含む外来アリ類の 分布拡大の実態解明、および在来生態系への影響評価

首都大・動物系統分類学研究室ツヤオオズアリ調査グループ

小林 寛昂¹・庄司 一貴¹・山本 彩華²・小倉 結衣²・

中嶋 溪太²・山田 藍生¹・山田 真子¹・

山口 茉莉加¹・江口 克之¹・大澤 剛士³

本研究は、小笠原諸島父島及び母島において、1) 侵略的外来アリ類の環境嗜好性や潜在的生息適性地の推定を行うこと、2) 侵略的外来種の餌資源（アブラムシとの共生関係を含む）を明らかにすることを目的とした。これらの知見は侵略的外来種の防除のための基礎となる。本報告書では父島における外来アリ類の環境嗜好性／忌避性に関する結果を中心に報告する。10 分間単位時間採集法により、父島の 86 地点から 4 亜科 15 属 25 種のアリが採集された。侵略的外来種として名高いツヤオオズアリは島周縁部で、森林被覆率が低い環境を選好する一方で、詳しい生態が不明な外来種であるナンヨウテンコクオオズアリは森林被覆率の高い環境を選好する傾向があり、2 種の分布は互いに排他的であった。後者は地上徘徊性で広食性と推測され、また森林被覆率が高い環境にも生息できることから、固有種への潜在的リスクが高いと考えられる。

キーワード：侵略的外来種、生物多様性保全、GIS、生態ニッチモニタリング

1. 背景

小笠原諸島は、東京都本土から南南東約 1000 km に位置する亜熱帯の海洋島嶼である。大陸と繋がったことのない島嶼の中で数多くの固有種が分化してきた。また、海鳥の繁殖地としても貴重な存在である。しかし、小笠原の在来生態系は様々な侵略的外来種の分布拡大により危機的な状況にある。例えば、グリーンアノールは父島のオガサワラシジミの絶滅やオガサワラゼミの大幅な減少、送粉昆虫—植物ネットワークの崩壊などを引き起こしており (Abe et

al. 2008)、貝食性のニューギニアヤリガタウズムシは固有率が 9 割を超える陸生貝類に壊滅的な打撃を与え (Ohbayashi et al. 2007)、ネズミ類や野ネコはウミドリの繁殖に深刻な影響を与えている (Kawakami et al. 2010)。小笠原諸島が希少な固有種の「ゆりかご」となっていることは、世界自然遺産登録へと繋がった重要な要素である。しかしこれらの希少な固有種は侵略的外来種によって絶滅の危機に追いやられている。それはまさに、小笠原諸島が世界遺産である意義を揺るがし、危機遺産へと陥る瀬戸際にあるこ

1: 首都大学東京理工学研究科生命科学専攻動物系統分類学研究室 2: 首都大学東京都市教養学部理工学系生命科学コース動物系統分類学研究室 3: 農業・食品産業技術総合研究機構（農研機構）・農業環境変動研究センター
2016.12.28 受付 2018.5.14 公開

とを意味している。

そして、ツヤオオズアリに代表される外来アリ類の潜在的脅威も注目され始めている。ツヤオオズアリは「世界の侵略的外来種ワースト100（国際自然保護連合）」にリストアップされている5種のアリ類のうちの1種である。オーストラリアでは、ツヤオオズアリの侵入により在来の無脊椎動物が42%～85%にまで減少したと推定されているように（Hoffmann et al. 1999）、世界各地で在来生態系に大きな影響を及ぼしている。本種は、1990年代に小笠原諸島父島に侵入、定着し、現在では島の周縁部を中心に高密度に分布する。そして、2011年に母島においても初めて確認された。父島とは最短で800mの距離にある兄島にはこれまでのところ確認されていない。兄島や母島は小笠原の貴重な自然を保全するための最後の砦であることから、本種を含む侵略的外来アリ類の侵入や分布拡大は大きな懸念材料である（Uchida et al. 2016）。

II. 目的

本研究では、ツヤオオズアリを含む侵略的外来アリ類の分布拡大を防ぐために、分布解析による環境嗜好性や潜在的生息適性地の推定を行わない、モニタリングや駆除事業を重点的に行うべき地点を特定する。また一方で、各々の侵略的外来種がどの程度、そしてどのように在来生態系に影響を及ぼしているのかを正しく理解するための第一段階として、餌資源（在来無脊椎動物群集や植生への影響と関連）や、アブラムシとの共生関係の様相（在来植生への影響と関連）を明らかにする。

ただし、悪天候等により、野外調査が計画通りに調査が進まなかったこともあり、本報告書では父島における外来アリ類の環境嗜好性／忌避性に関する結果を中心に報告するとともに、

文末において、今後の調査やデータ解析の計画について述べる。

III. 調査地

小笠原諸島父島と母島を主たる調査地とした。下に述べる分布調査、分布解析には、株式会社ミッドマップ東京（<http://www.midmap-t.co.jp>）が提供する東京都縮尺1/2,500地形図平成23年度版（以下、地形図）と、その元となった航空写真デジタル画像データ平成20年度版（以下、航空写真）を用いた。

IV. 方法

1. 10分間単位時間採集法

2015年11月～2016年11月に、父島において合計86地点で10-min採集を行った。

航空写真と地形図を基に、調査地点を大まかに設定し、その後現地を訪問して、調査地点を確定した（私有地等を避け、住民の方々の生活の邪魔にならないように配慮した）。各調査地点で、GPSを用いて位置情報（緯度、経度、標高）を記録したあと、約半径5m円内の地表（表土を含む）および高さ1.5mまでの植生上を10分間探索し、できる限り多くのアリ種を採集した（以下、10-min採集）。各調査地点で10-min採集を5回繰り返した。

2. 航空写真からの環境データの抽出

採集地点を中心点として半径50mの円内の森林、裸地、水面（海、河川等）、道路、建物、畑、砂浜による被覆率、調査地点（中心点）から海岸線までの最短距離を、航空写真に基づき測定した。

3. Manly 指数を用いた環境区分に対する嗜好性／忌避性の解析

優占するアリ種の環境区分に対する嗜好性／忌避性を、Manly 指数を用いて解析した。計算式は以下の通りである。A：対象地域の全地点

数, a_i : 区分 i の地点数, C : 対象種の生息確認地点数, c_i : 区分 i に含まれる対象種の生息確認地点数, m : 区分の数. α は 0 から 1 の間の値を取り, 一般的に, $\alpha > 1/m$ のとき選好性があり, $\alpha < 1/m$ のとき忌避性があると判断されるため, $\alpha - 1/m$ としてグラフ化した.

$$\text{Manlyの指数}\alpha = \frac{\left(\frac{e_i}{O_i}\right)}{\sum_{n=i}^m \left(\frac{e_i}{O_i}\right)}$$

$$e_i = c_i/C, \quad O_i = a_i/A$$

調査地点における土地被覆は 6 つに区分した: 森林 (森林による被覆率が 50 % 以上), 緑地 (森林の被覆率が最大で, かつ森林の被覆率が 50% 未満), 裸地 (裸地の被覆率が最大で, かつ森林の被覆率が森林以外の被覆率に満たない), 建物 (建物の被覆率が最大で, かつ森林の被覆率が森林以外の被覆率に満たない), 道路 (道路の被覆率が最大で, かつ森林の被覆率が森林以外の被覆率に満たない), その他 (上記に当てはまらない). 標高は 3 つに区分した: 低標高 (標高 20 m 未満), 中標高 (標高 20 m 以上, 40 m 未満), 高標高 (標高 40 m 以上). 種の豊富さは 3 つに区分した: 低程度 (総種数 4 種未満), 中程度 (総種数 4 種以上, 8 種未満), 高程度 (総種数 8 種以上).

4. Ivlev 指数を用いた同所性の解析

次に, 特定の外来種 (ツヤオオズアリ, ナンヨウテンコクオオズアリ, アシジロヒラフシアリ, ヒゲナガアメイロアリ) の存在下での優占種の分布傾向を Ivlev 指数を用いて解析した. 計算式は以下の通りである. I_i は - 1 から 1 の間の値を取り, 正の値になると, 2 種が同所的に分布する傾向にあるということになる. 調査地点における特定の外来種の分布状況は, 在と不在に区分した.

$$I_i = \frac{(e_i - O_i)}{(e_i + O_i)}$$

V. 結果

1. 10 分間単位時間採集法

父島の 86 地点から (図 1), 4 亜科 15 属 25 種が採集された. 丸カッコ内の数字は確認された地点数である.

フタフシアリ亜科 Myrmicinae
ナンヨウテンコクオオズアリ

Pheidole parva species complex (44)

ツヤオオズアリ

Pheidole megacephala (27)

ミナミオオズアリ

Pheidole fervens (2)

シワムネボソアリ

Temnothorax santra (1)

ヒメハダカアリ

Cardiocondyla tsukuyomi (35)

ハダカアリ

Cardiocondyla kagutsuchi (2)

キイロハダカアリ

Cardiocondyla wroughtonii (2)

オオシワアリ

Tetramorium bicarinatum (26)

イカリゲシワアリ

Tetramorium lanuginosum (23)

サザナミシワアリ

Tetramorium similimum (10)

クロヒメアリ

Monomorium chinense (27)

フタイロヒメアリ

Monomorium floricola (8)

カドヒメアリ

Monomorium sechellense (3)

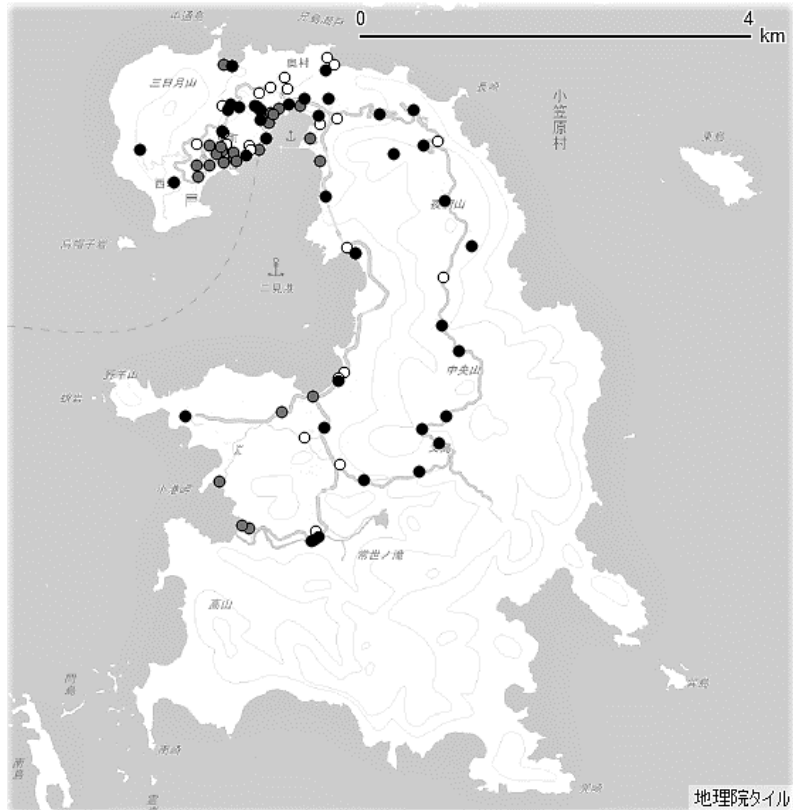


図1 父島における 10-min 採集地点. (○全地点; ●ナンヨウテンコクオズアリ在; ●ツヤオズアリ在)

イエヒメアリ

Monomorium pharaonis (1)

アミメアリ

Pristomyrmex punctatus (1)

カタアリ亜科 Dolichoderinae

アシジロヒラフシアリ

Technomyrmex brunneus (37)

アワテコヌカアリ

Tapinoma melanocephalum (37)

ヤマアリ亜科 Formicinae

ウスヒメキアリ

Plagiolepis alluaudi (17)

ヒゲナガアメイロアリ

Paratrechina longicornis (50)

ケブカアメイロアリ

Nylanderia amia (24)

オガサワラアメイロアリ

Nylanderia ogasawarensis (4)

ヒラズオオアリ

Camponotus nipponicas (2)

オガサワラオオアリ

Camponotus ogasawarensis (1)

ハリアリ亜科 Ponerinae

オオハリアリ

Brachyponera chinensis (3)

ケブカハリアリ

Euponera pilosior (5)

2. Manly 指数を用いた環境区分に対する選好性/忌避性の解析

20 地点以上で採集されている以下の種について解析を行った：ナンヨウテンコクオズアリ (PHp), ツヤオズアリ (PHm), ヒメハダカアリ (CAt), オオシワアリ (TTb), イカリゲシワアリ (TTI), クロヒメアリ (MOc), アシジロヒラフシアリ (TCb), アワテコヌカアリ (TAm), ヒゲナガアメイロアリ (PAI), ケブカアメイロアリ (NYa).

土地被覆区分に対する優占種の選好性/忌避性について見ると (図 2a, 2b), ツヤオズアリ (PHm) は, 裸地や建物によって被覆される環境を選好し, 森林の被覆率が高い環境を忌避する傾向が顕著である. 一方, 同属のナンヨウ

ウテンコクオズアリ (PHp) はツヤオズアリとは真逆の選好性を示した. 主に樹上で活動するアシジロヒラフシアリ (TCb) と地表で活動するオオシワアリ (TTb), イカリゲシワアリ (TTI), アワテコヌカアリ (TAm) は, 土地被覆区分に対して類似した選好性を示し, 森林の被覆率が高い環境を選好する一方で, 裸地や建物によって被覆される環境を忌避する傾向が顕著である. ヒメハダカアリ (CAt) やヒゲナガアメイロアリ (PAI) は特定の土地被覆区分に対する選好や忌避を示さなかった.

標高区分に対する優占種の選好性/忌避性はあまり明瞭ではなかったが (図 3a, 3b), ツヤオズアリ (PHm) は, 低標高を, 同属のナンヨウテンコクオズアリ (PHp) を含む優占種の多くは高標高を選好した.

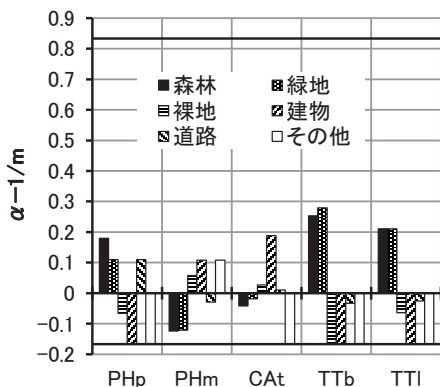


図 2a 優占種の土地被覆区分に対する選好性.

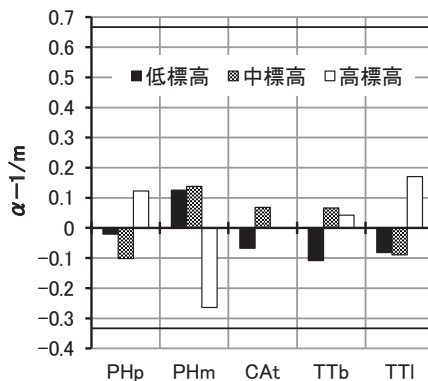


図 3a 標高区分に対する選好性.

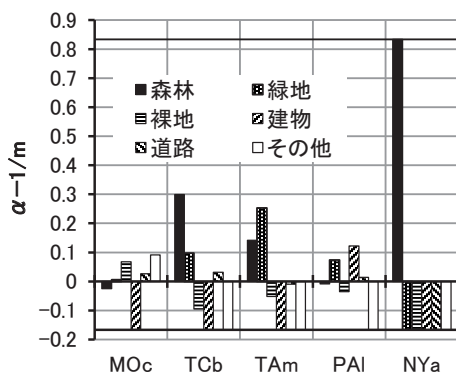


図 2b 優占種の土地被覆区分に対する選好性.

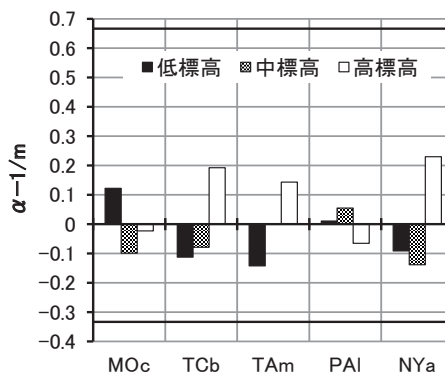


図 3b 標高区分に対する選好性.

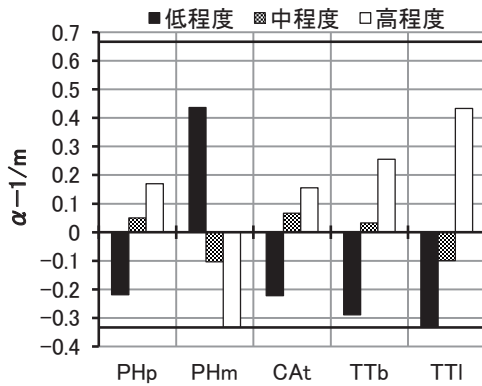


図 4a 種の豊富さに対する選好性.

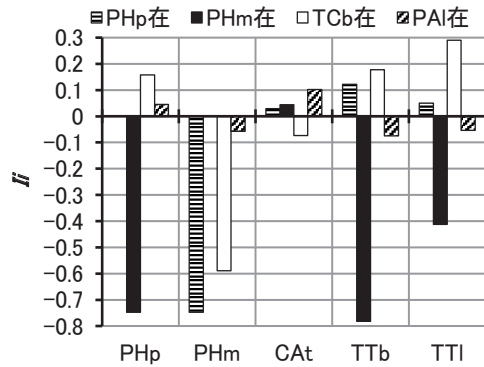


図 5a 特定の外来種との同所性.

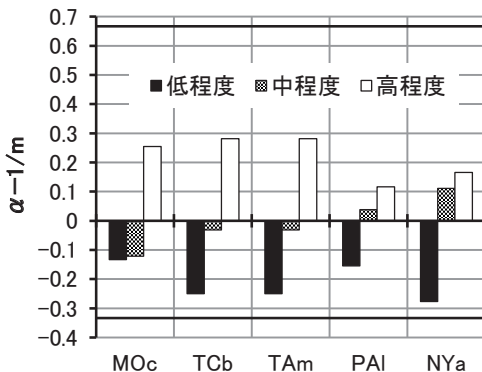


図 4b 種の豊富さに対する選好性.

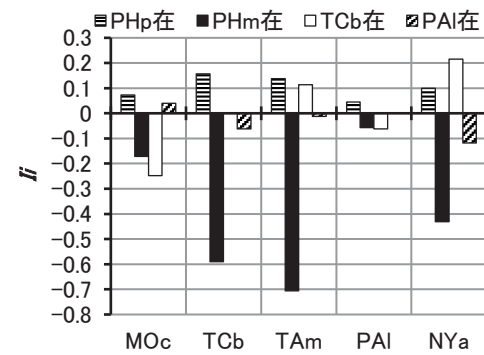


図 5b 特定の外来種との同所性.

種の豊富さ区分に対する優占種の選好性/忌避性を見ると(図 4a, 4b), ツヤオオズアリ (PHm) は種の豊富さが低い区分に対して強い専攻生を示したが, 他の優占種はいずれも種多様性が中程度か高い区分を選好した。

3. Ivlev 指数を用いた同所性の解析

特定の外来種(ツヤオオズアリ, ナンヨウテンコクオオズアリ, アシジロヒラフシアリ, ヒゲナガアメイロアリ)の存在下での優占種の分布傾向を見たところ(図 5a, 5b), ツヤオオズアリ (PHm) とナンヨウテンコクオオズアリ (PHp), そしてツヤオオズアリとアシジロヒラフシアリ (TCb) は互いに排他的に存在する傾向が顕著であった。また, ヒメハダカアリ (CAAt) ヒゲナガアメイロアリ (PAI) を除くすべての

優占種は, ツヤオオズアリが存在する環境を好まない傾向が顕著であった。ヒゲナガアメイロアリの存在は, 他の優占種の分布に明瞭な影響を及ぼさなかった。

VI. 考察

侵略的外来種として知られるツヤオオズアリは 1990 年代初期頃に父島に侵入したと考えられているが, 今回の調査により, その分布は比較的標高が低い島周縁部で, 森林被覆率が低い環境を選好する傾向が見られた(図 1, 2)。一方で, 同属のナンヨウテンコクオオズアリは森林被覆率の高い環境を選好する傾向があり, ツヤオオズアリ (27 地点で確認) とナンヨウテンコクオオズアリ (44 地点で確認) が同所的

に見られたのはわずか2地点であった。これら2種の間の排他的な分布が資源を巡る直接的な競合の結果であるのか、環境要素に対する選好性によるものなのかは不明である。Eguchi et al. (2013)によると、ナンヨウテンコクオオズアリは2000年に父島で初めて確認され、その後急速に分布を広げたとされている(ただし、Onoyama & Terayama (1999)による父島におけるクロオオズアリ (*Pheidole susanowo*) の記録が、ナンヨウテンコクオオズアリの誤同定であった可能性もあり、その場合、ナンヨウテンコクオオズアリの父島における一番古い記録は1972年となる)。現在では、ナンヨウテンコクオオズアリは父島のみならず兄島や弟島でも普通種であり、ツヤオオズアリが分布しない兄島や弟島では、ナンヨウテンコクオオズアリは森林に覆われた島中央部のみならず、島周縁部の裸地にも見られる(松本ら、未発表)。このことから、父島におけるこれら2種の排他的な分布は、2種の直接的な競合である可能性がある。また、ナンヨウテンコクオオズアリは詳しい生態が不明な外来種であるが、ツヤオオズアリ同様に地上徘徊性で広食性と推測され(ただし、食性に関するデータはない)、森林被覆率が高い環境にも生息できることから、固有種への潜在的リスクが高い点は、注目に値する。

父島においては、アシジロヒラフシアリ(37地点で確認)は森林被覆率の高い環境を好む傾向が見られた。ツヤオオズアリとの間で排他的な分布を示し、同所的に見られたのはわずか3地点であった。ツヤオオズアリは主に地表で活動するのに対し、アシジロヒラフシアリは主に植生上で活動するが、共に甘露を産出する同翅目に随伴する傾向が強く(Tanaka et al. 2011)、また地表の朽木にも営巣することから、資源を巡る直接的な競争も部分的には生じていると考えられる。

VII. 今後の予定

1年間の助成期間内で明らかにできなかった以下の項目について、引き続き調査や解析を行う予定である。

- 1) 侵略的外来種、潜在的侵略的外来種(ナンヨウテンコクオオズアリ)、その他の優占種について、環境選好性/忌避性の解析を行う。本報告書ではManly指数やIvlev指数を用いた解析の結果のみを示したが、今後は一般化線形モデルを用いた解析を行うとともに、Maxentを用いて、分布予測を行う予定である。
- 2) 母島における分布調査を完了し、環境選好性/忌避性の解析を行い、父島における結果と比較する。
- 3) 以上の知見をもとに、未侵入地(母島の大部分や兄島など)における潜在的な生息適性地の予測を行う。
- 4) ツヤオオズアリ、ナンヨウテンコクオオズアリ、アシジロヒラフシアリ、オガサワラオアリ(樹上性の小笠原固有種)について、直接観察、DNA barcoding、窒素同位体比解析等を用いて、食性、栄養段階、同翅目が産出する甘露への依存の程度を明らかにする。

VIII. 謝辞

本研究を行うにあたり、以下の方々には大変お世話になった。厚くお礼を申し上げます：尼子直輝様(環境省)、児嶋翼様(環境省)、葉山佳代様(小笠原環境計画研究所)、松本俊信様(プレック研究所)、森英章様(自然環境研究センター)、可知直毅博士(首都大学東京)、加藤英寿博士(首都大学東京)、Adam L. Cronin博士(首都大学東京)、岩浪創(首都大学東京)、岩切彩夏(首都大学東京)。

IX. 引用文献

- Abe, T., Makino, S., and Okochi, I. 2008. Why have endemic pollinators declined on the Ogasawara Islands? *Biodiversity and Conservation* 17: 1465-1473.
- Benedek, K. and Kóbori, O.T. 2014. 'Nasty neighbour' effect in *Formica pratensis* Retz. (Hymenoptera: Formicidae). *North-western Journal of Zoology* 10: 245-250.
- Hoffmann, B.D., Andersen, A.N. and Hill, G.J.E. 1999. Impact of an introduced ant on native rain forest invertebrates: *Pheidole megacephala* in monsoonal Australia. *Oecologia* 120: 595-604.
- Eguchi, K., Widmer, M., Oguri, E., Fisher, B.L. and Murakami, N. 2013. Discovery of cryptic species within *Pheidole parva* Mayr, 1865 (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) widespread in the Indo-West Pacific. *ARI* 35: 16-27.
- Kawakami, K., Horikoshi, K., Suzuki, H. and Sasaki, T. 2010. Impact of predation by the invasive black rat *Rattus rattus* on the Bulwer's Petrel *Bulweria bulwerii* in the Bonin Island. Pp 51-55. In: Kawakami, K. and Okochi, I. (eds.), *Restoring the Oceanic Island Ecosystem*, Springer.
- Kawakami, K. and Fujita, M. 2004. Feral cat predation on seabirds on Hahajima, the Bonin Islands, Southern Japan. *Ornithological Science* 3: 155-158.
- Ohbayashi, T., Okochi, I., Sato, H., Ono, T. and Chiba, S. 2007. Rapid decline of endemic snails in the Ogasawara Islands, Western Pacific Ocean. *Applied Entomology and Zoology*: 42-479-485.
- Onoyama, K. and Terayama, M. 1999. A new species of the ant genus *Pheidole* Westwood from Japan (Hymenoptera: Formicidae). *Memoirs of the Myrmecological Society of Japan* 1: 65-69.
- Sanada-Morimura, S., Minai, M., Yokoyama, M., Hirota, T., Satoh, T. and Obara, Y. 2003. Encounter-induced hostility to neighbors in the ant *Pristomyrmex pungens*. *Behavioral Ecology* 14: 713-718.
- Tanaka, H., Ohnishi, H., Tatsuta, H. and Tsuji, K. 2011. An analysis of mutualistic interactions between exotic ants and honeydew producers in the Yanbaru district of Okinawa Island, Japan. *Ecological Research* 26: 931-941.
- Uchida, S., Mori, H., Kojima, T., Hayama, K., Sakairi, Y. and Chiba S. 2016. Effects of an invasive ant on land snails in the Ogasawara Islands. *Conservation Biology* 30: 1330-1337.

Clarification of the distribution expansion of invasive ant including *Pheidole megacephala* in Ogasawara islands, and the impact evaluation on conventional ecosystems

KOBAYASHI Hirotaka, SHOJI Kazutaka, YAMAMOTO Ayaka,
OGURA Yui, NAKAJIMA Keita, YAMADA Aiki, YAMADA Masako,
YAMAGUCHI Marika, EGUCHI Katsuyuki and OSAWA Takeshi

In the Chichi-jima and Haha-jima islands of the Bonin Islands, (1) environmental preferences and suitable habitats of invasive ant species are estimated, and (2) their food sources (including symbiosis with honeydew-producing homopteran insects) are revealed. These knowledge might be indispensable for controlling invasive ant species. We here report mainly the results concerning environmental preferences of invasive ant species in Chichi-jima. A total of 25 species belonging to 15 genera of 4 subfamilies were collected from 86 sampling sites of Chichi-jima by 10-min. Time Unit Sampling. *Pheidole megacephala*, one of the most famous invasive ant species, prefers open habitats in the peripheral area of the island, while *Pheidole parva* species complex, of which life history has not yet been known, prefers habitats moderately or largely covered by forests. The two species were almost completely allopatric to each other. Because the latter species seems to be an euryphagous ground-forager, it might have a potential to negatively impact endemic species.

Key words: Invasive alien species, Biodiversity conservation, GIS, Ecological niche modelling

浅間山高山帯におけるニホンカモシカの基礎生態学的研究 —ニホンジカの高山帯進出に着目して—

浅間山カモシカ研究会

高田隼人¹・岸元良輔²・矢野莉沙子¹・勝又あゆみ¹・渡部晴子¹

ニホンカモシカの保全対策をおこなううえで重要となる基礎生態を解明することを目的に、浅間山の亜高山帯から高山帯の草原に生息するニホンカモシカを対象に、糞分析および GPS 発信器による行動追跡調査をおこなった。また、ニホンジカとの種間関係を解明することを目的に糞分析による食性比較と両種の直接的な交渉を観察した。2015 年 12 月から 2016 年 5 月にかけて、成獣の雌 1 頭に GPS 発信器を装着して行動追跡した結果、行動圏の大きさは 28.4 ha (CP 95 %) だった。群落選択性は積雪期に有意に常緑針葉樹林を利用し、融雪期と無雪期には双子葉およびイネ科草原を有意に選択した。ニホンカモシカの食性は既存の森林での研究と異なり、グラミノイドが重要だった。また、草原の食物が利用できなくなる冬季には針葉樹が重要だった。ニホンジカの食性は年間通じてグラミノイドが重要だった。両種の食物組成割合の類似度 (PS) は (春: 70.6 %, 夏: 72.9 %, 秋: 46 %) 八ヶ岳における既存研究よりも高く、森林環境よりも競合が強い事が示唆された。シカとカモシカの交渉は合計で 9 例観察されたが、攻撃的な交渉は観察されなかった。両種が出会った時の警戒行動発現頻度はカモシカがシカよりも有意に高く、ニホンカモシカの方がニホンジカが存在を気にする傾向が示唆された。

キーワード: 群落選択, 種間競争, 食性, 高山草原, 資源分割

1. はじめに

国の特別天然記念物であるニホンカモシカ (以下カモシカ) は、近年分布域は拡大傾向にあるものの、九州や四国を中心に全国で個体数の減少傾向が確認されている。一方で、カモシカと同じく日本に生息する大型草食獣であるニホンジカ (以下シカ) の分布拡大と個体数の急増が各地で確認されている。栃木県足尾山地ではシカの個体数増加に伴うカモシカの個体数減少が報告されている (Koganezawa 1999)。全国でも同様に、カモシカとシカの入れ替わりが起きている可能性がある。しかし、カモシカとシ

カの種間関係に着目した研究は少なく、両種の競合関係や個体数変動のメカニズムについては未解明である。さらに近年では、シカが高山にまで進出し、亜高山帯上部の稀少な高山植物群落の採食利用が定着するようになり、豊かな山岳環境の象徴とされる「おはなばたけ」の消失が危惧されている (増澤 2015)。高山はカモシカ元来の生息環境であり重要な生息地である。シカの高山帯進出により、カモシカの貴重な生息環境が奪われる可能性が十分にある。高山帯におけるカモシカの保全、ひいては高山帯生態系の保全をおこなうためには、カモシカにとっ

1: 麻布大学野生動物学研究室 2: 環境保全研究所
2016.11.24 受付 2018.5.14 公開

て重要なハビタットや年間の行動圏利用パターン、採食生態の解明が不可欠である。同時に、シカとの種間関係が解明されれば、今後の保全対策において非常に重要な情報となる。

カモシカの生態については、岸元や落合によって森林環境での生態が詳細に調べられてきたが (Kishimoto 2003, Ochiai and Susaki 2002)、草原が多く含まれる高山帯における生態は未解明である。高山帯では、夏季には草原に良質な食物がまとまって分布する一方、冬季には草原は雪に覆われ利用できなくなるため、食物供給量の季節変化が非常に大きい。森林環境のカモシカは定住性が非常に強いということが知られているが (Kishimoto and Kawamichi 1996)、高山帯ではこのような食物条件から、季節的な行動圏の移動もしくは季節的に行動圏利用パターンを変化させている可能性が高い。このような高山帯のカモシカの土地利用様式の解明は、保全上特に重要である。

カモシカとシカの種間関係を理解するためには、同所的に食性や土地利用様式を比較することや、直接的な干渉の有無を調べる必要がある。カモシカとシカにおける定量的な食性比較は長野県八ヶ岳の森林帯でおこなわれており、両種の食物組成の類似度は低かった。カモシカはよりブラウザー的な食性で木本類が多くを占めたのに対し、シカではよりグレイザー的な食性でササ類が多くを占めた (Kobayashi and Takatsuki 2012)。前述のように、高山帯では草原に良質な食物がまとまって分布する傾向があり、草原以外の群落では食物の量と質が低い。このため、両種とも採食を草原の草本類に依存している可能性が高く、多様な植物が生育する森林帯よりも強い競合関係にある可能性がある。

浅間山は火山活動の影響による特殊な条件のもと、標高 2000 m 付近から高山帯植生を成し、近年シカの高山帯への進出が確認されている。

カモシカの生息も古くから確認されており、多くの個体が生息している。高標高地までのアクセスも比較的容易で、厳冬期の調査も可能である。このため、浅間山は高山帯におけるカモシカとシカの生態調査の適地である。そこで本研究では、今後の生態系管理を実施していく上での基礎資料を得ることを目的に、浅間山の亜高山帯から高山帯に生息するカモシカの行動圏利用様式および採食生態を調査した。また、シカとの高山帯での種間関係を解明するために両種の食性を比較し、直接的な競合関係を検討するために、直接観察により両種がであったときの行動を記載した。

II. 調査地および方法

調査地域は長野県小諸市にある浅間山の約 100 ha の範囲であり (図 1)、標高は 1900 ~ 2400 m である。この地域は上信越高原国立公園の浅間地域に含まれ、険しい岩壁を有する。また、火山活動により形成された高層湿原や溶岩砂礫地が存在し、そこに生育する植物種は非

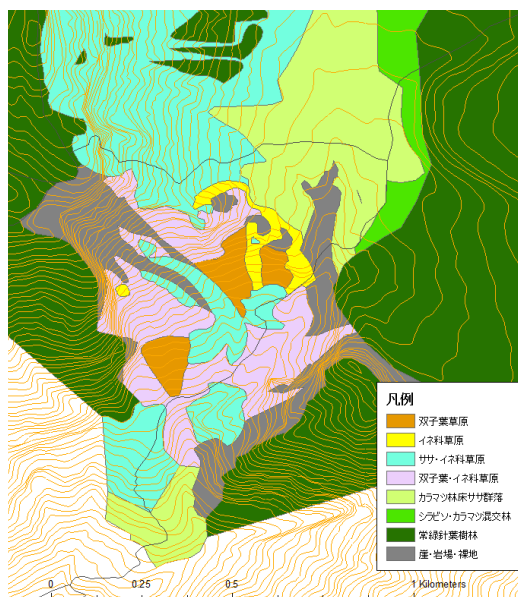


図 1 調査地域および植生図。

常に多種多様で独特な景観を形成している。植生はシラビソやオオシラビソ、コメツガから成る亜高山帯針葉樹林、カラマツ天然林、高山帯風衝草原を含んでいる。風衝草原には多くの高山植物が花を咲かせる。気候は、表日本、裏日本の海洋性気候と異なり本州中央高原型気候域であり、日中と夜間の気温較差も大きい。厳冬期の最低気温はマイナス 20 °C 以下まで下がる。雨量は年間 1300 mm 程度で、積雪深は 170 cm ~ 220 cm ほどである。

1. 植生区分

調査地をくまなく踏査することにより、植生図を作成した(図 1)。群落は双子葉草原、イネ科草原、ササ・イネ科草原、双子葉・イネ科混生草原、カラマツ林床ササ群落、カラマツ・シラビソ混交林、常緑針葉樹林、崖・岩場・裸地の 8 カテゴリーに分けた。

2. 捕獲および位置データの取得

カモシカの捕獲には J. M. SP, DAN-INJECT 製麻酔銃を用い、麻酔薬には塩酸キシラジン(3.3-3.8 mg/kg) と塩酸ケタミン(3.3-3.8 mg/kg) の混合薬を使用した。捕獲は、2015 年 12 月から 2016 年 5 月の間に実施した。麻酔により不動化した個体には GPS 首輪型発信器を装着した。用いた機材は、VECTRONIC 製 GPS PLUS 1D (480 g) と 2D (650 g) である。これらは以下、GPS 発信器とする。GPS 発信器の重量はカモシカの体重の約 1.2 ~ 2.2 % であった。その他、性別の記録とともに可能な限り体重や体長の計測、角輪による年齢推定を実施した。その後、拮抗剤として塩酸アチパメゾール(0.3-0.4 mg/kg) を投与し放獣した。

GPS 発信器の測位間隔は 2 時間に 1 地点とした。GPS 発信器本体に蓄積された位置データは、専用の通信機器を用いて取得した。用いた機器は、VECTRONIC 製 Handheld Terminal である。データダウンロード作業の頻度は GPS

発信器が故障やバッテリー切れにより通信不能となることを想定し、毎月実施した。行動圏の解析には測位精度の高い 3D と var. 3D データのみを使用した。

3. 群落選択

行動圏利用の解析には、ESRI 社の ArcGIS 10.4 を用いた。行動圏の推定には、Home Range Tools for ArcGIS を利用し、最外郭法を用い(Mohr 1947)、100 %MCP と 95 %CP で表した。カモシカの群落選択性を以下の手順で求めた。解析には Manly の方法を用いた(Manly et al. 2002)。群落選択性指数は次式によって求めた。

$$w_i = o_i / \pi_i$$

ここで、 w_i は資源 i に対する選択性指数、 o_i は利用された資源の中の資源 i の割合、 π_i は利用可能な資源の中の資源 i の割合を示す。 w_i が 1 と等しいとき、資源 i に対する選択性はなく、1 より大きいときは好まれており、1 より小さいときは忌避されている。 π_i が 0.010 に満たない群落があった場合、選択性指数を過大評価すると判断し選択性指数を求めなかった。求めた選択性指数が統計学的に有意なものであるか調べるために Bonferroni 法を用いた。信頼区間は次式によって求めた。

$$w_i \pm Z_{(\alpha/2)} \times SE$$

ここで Z_{α} は標準正規分布における有意水準 α の棄却点、SE は標準誤差を示す。 w_i が 1 と有意に異なっていれば、資源には選択性があると評価される。

4. 糞分析

糞の採集を 2015 年 2 月、3 月、6 月、8 月 ~ 10 月におこなった。浅間山に生息するカモシカとシカの糞は形状での区別が難しいため、1

回糞の粒数で判断した。カモシカはその場に留まり腰を低くして排糞するため糞はこんもりとした小山になる。またカモシカの1回あたりの糞粒数がシカの2~3倍であるため区別が可能である(高槻ら 1981)。明確に判断できる新鮮な糞のみを採集対象とし、採集後冷凍保存した。カモシカとシカの糞を各季節にそれぞれ最低20サンプル採集した。試料の季節区分は、4~6月を春、7~9月を夏、10、11月を秋、12~3月を冬とした。食物組成を比較するために、糞中の0.5 mm以上の植物片を顕微鏡で調べた。糞を1サンプルあたり10粒前後取り出し、0.5 mmメッシュの篩で水洗して細かい内容物と夾雑物を取り除き、60%または70%エチルアルコール溶液中に保存したものを使用した。分析方法はポイント枠法(高槻 2011)を用いた。食物組成は11カテゴリーに分類した(ササ、ササ以外のイネ科、イネ科以外の単子葉、稈・鞘、双子葉、木質繊維、シダ、果実、針葉樹、不透過・不明、その他)。カモシカとシカの糞中食物組成(%)は、ポイント枠法による百分率をMann-Whitney testにより比較した。また、食性の類似度と多様度をWhittakerの類似度(PS値)とShannon-wienerの多様度指数H'により求めた。

5. カモシカとシカの交渉

2015年10月から2016年9月までの毎月約7日間、草原に出現するカモシカとシカの直接観察をおこない、両種の交渉を記録した。調査は基本的に日の出から日の入り時刻までおこなった。観察には双眼鏡(10倍)と望遠鏡(40倍)、デジタルカメラ(Cannon: Power Shot HS50)を使用した。シカを発見したら、群れサイズ、性別、年齢クラス(幼獣、成獣)、オスでは角の尖数を記録した。カモシカでは、群れサイズ、性別、年齢クラス(幼獣、1年子、2年子、成獣)を記録した。両種が同時に確認された場合は出来

る限りビデオ撮影をおこない、個体間の距離、交渉内容、警戒時間の長さを出来るだけ詳細に記録した。

III. 結果

1. 行動圏

2015年12月と2016年4月に成獣メス1頭と成獣オス1頭をそれぞれ捕獲した(表1)。成獣メスの追跡期間は2015年12月6日から2016年5月23日までで、合計2028の測位地点を入手した。成獣オスに関しては、機材の故障によりデータのダウンロードができなかった。個体の測位地点と最外郭法による行動圏の配置を図2に示す。追跡期間中の成獣メスの100% MCPと95% CPの行動圏面積はそれぞれ47.4 haと28.4 haだった。調査期間を通じて行動圏の移動は観察されず、定住的だった。

表1 捕獲個体の概要と追跡期間。

個体名	捕獲日	性別	体重(kg)	年齢	追跡期間(日)
ムラカミ	2015年12月6日	メス	49.9	22	197
ミギー	2016年4月24日	オス	33.7	8	0

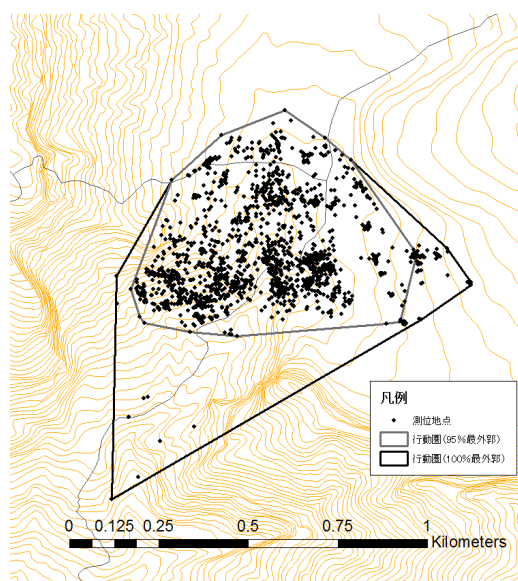


図2 GPS装着個体の測位地点と行動圏。

2. 群落選択性

成獣メスの行動圏 (100 % MCP) に占める群落の割合と GPS の測位地点により得られた各月の群落利用度を表 2 に、各月と全調査期間の群落選択性を表 3 に示す。全期間中にカモシカが有意に選択したのは、選択性が高い順に双子葉草原、イネ科草原、カラマツ・林床ササ群落だった (Bonferroni 法 $P < 0.05$)。有意に忌避したのは、選択性が低い順に、双子葉イネ科草原、ササ・イネ科草原、崖・岩場・裸地群落だった (Bonferroni 法 $P < 0.05$)。双子葉草原とイネ科草原、常緑針葉樹群落は月によって選択性が大き

く変化した。双子葉草原とイネ科草原は、厳冬期にあたる 1 月 2 月は選択されず、初冬 (12 月) と初春 (4 月 5 月) により選択された。反対に常緑針葉樹林は厳冬期により選択され、初春には忌避された。

3. 食物組成

カモシカの糞は春、夏、秋、冬にそれぞれ 22, 20, 20, 20 サンプルを採取した。シカでは春、夏、秋にそれぞれ 15, 15, 10 サンプルを採取した。冬はシカの糞が発見できなかった。

カモシカとシカの各季節の糞中食物組成割合を表 4 に示す。春のカモシカの糞中食物組成は、

表 2 成獣メスの各月の群落利用度と行動圏 (100 % MCP) 内の群落割合。

年	月	双子葉草原	双子葉イネ科草原	イネ科草原	ササ・イネ科草原	カラマツ林床ササ	カラマツ・シラビソ	常緑針葉樹林	崖・岩場・裸地	合計
2015	12	25	10	11	22	136	13	64	16	297
2016	1	27	13	20	16	89	16	150	15	346
2016	2	27	20	18	23	73	2	97	37	297
2016	3	48	23	25	13	75	18	78	41	321
2016	4	54	10	48	3	109	39	62	31	356
2016	5	81	7	40	5	54	18	36	30	271
	全期間	262	83	162	82	536	106	487	170	1888
	群落割合	0.05	0.17	0.04	0.11	0.21	0.03	0.27	0.11	

表 3 成獣メスの各月の群落選択性。選択性指数 1 = 選択なし, 1 > は選択, 1 < は忌避を表す。太字は有意に選択もしくは忌避を表す (Bonferroni 法 $P < 0.05$)。

	月	双子葉草原	双子葉イネ科草原	イネ科草原	ササ・イネ科草原	カラマツ林床ササ	カラマツ・シラビソ	常緑針葉樹林	崖・岩場・裸地
初冬	12月	1.6	0.2	1.0	0.7	2.2	1.5	0.8	0.5
厳冬期	1月	1.5	0.2	1.5	0.4	1.2	1.6	1.6	0.4
	2月	1.7	0.4	1.6	0.7	1.2	0.2	1.2	1.1
晩冬	3月	2.9	0.4	2.0	0.4	1.1	1.9	0.9	1.1
初春	4月	2.9	0.2	3.5	0.1	1.5	3.7	0.7	0.8
	5月	5.7	0.1	3.8	0.2	0.9	2.2	0.5	1.0

表 4 各季節におけるカモシカとシカの糞中組成割合 (%) および多様度指数 H', 類似度 PS (%)。

	春		夏		秋		冬	
	シカ	カモシカ	シカ	カモシカ	シカ	カモシカ	シカ	カモシカ
ササ	44.0	24.7	19.0	30.0	55.0	5.5	63.0	30.7
イネ科	12.8	8.8	15.6	6.8	10.5	10.7	7.1	3.9
単子葉	4.4	8.0	4.7	5.1	3.3	9.5	1.0	5.3
双子葉	5.3	9.9	10.4	10.6	4.7	19.0	6.4	2.7
針葉樹	0.0	14.0	0.2	12.6	0.0	2.2	0.4	21.9
シダ	0.3	0.1	0.2	0.7	0.1	0.5	3.9	0.1
木質繊維	11.0	13.9	14.5	12.3	8.8	34.6	6.8	13.4
イネ科の稈	14.3	8.6	24.9	10.2	11.4	7.1	4.4	7.4
実	0.7	4.0	0.9	3.5	1.3	2.0	0.2	5.1
その他	0.4	0.1	0.5	0.0	0.6	0.3	0.6	1.0
その他の支持組織	0.2	0.7	0.7	0.3	0.1	0.1	0.3	1.9
不明	6.6	7.1	8.5	8.1	4.6	8.8	6.2	6.6
多様度 H'	2.5	3.1	2.8	3.0	2.2	2.8	2.0	2.9
類似度 PS	70.6		72.9		46.0		57.1	

ササ(24.7%)と針葉樹(14.0%),木質繊維(13.9%)が重要だった。シカでもカモシカと同様にササ(44.0%)が最も重要で、次いでイネ科(14.3%),イネ科(12.8%)木質繊維(11.0%)が重要だった。以上にあげた主要食物カテゴリーを両種で比較すると、ササはシカが有意に高く(Mann-Whitney test, $P < 0.05$), 針葉樹はカモシカが有意に高く(Mann-Whitney test, $P < 0.05$), その他のカテゴリーは両種で差がなかった(Mann-Whitney test, $P > 0.05$)。

夏のカモシカの糞中食物組成は、ササ(30.0%)と針葉樹(12.6%),木質繊維(12.3%),双子葉(10.6%),イネ科の稈(10.2%)が重要だった。シカでもイネ科の稈(24.9%),ササ(19.0%)が重要で、次いでイネ科(15.6%),木質繊維(14.5%),双子葉(10.4%)が重要だった。以上にあげた主要食物カテゴリーを両種で比較すると、ササとイネ科、イネ科の稈はシカが有意に高く(Mann-Whitney test, $P < 0.05$), 針葉樹はカモシカが有意に高く(Mann-Whitney test, $P < 0.05$), その他のカテゴリーは両種で差がなかった(Mann-Whitney test, $P > 0.05$)。

秋のカモシカの糞中食物組成は、木質繊維(34.6%)と双子葉(19.0%),イネ科(10.7%)が重要だった。シカではササ(55.0%)とイネ科の稈(11.4%),イネ科(10.5%)が重要だった。木質繊維と双子葉はカモシカが有

意に高く(Mann-Whitney test, $P < 0.05$), ササはシカが有意に高く(Mann-Whitney test, $P < 0.05$), イネ科では差がなかった(Mann-Whitney test, $P > 0.05$)。

冬のカモシカの糞中食物組成はササ(30.7%)と針葉樹(21.9%),木質繊維(13.4%)が重要だった。

カモシカとシカの糞中食物組成は、ササとイネ科からなるグラミノイドが年間を通じて重要で、特にシカで占有率が高かった。カモシカでは、グラミノイドと同時に夏と秋に双子葉が、冬と春に針葉樹が重要で、食物組成に季節変化があった。

カモシカとシカの食物組成の多様度指数 H' はそれぞれ、春に3.1と2.5, 夏に3.0と2.8, 秋に2.8と2.2, 冬に2.9であり、全ての季節でカモシカの方が高かった。カモシカとシカの食物組成の類似度(PS)は、春に70.6%, 夏に72.9%, 秋に46%であり、春と夏に高く、秋に低下する季節変化があった。

4. カモシカとシカの交渉

カモシカとシカの交渉を合計9例観察した(表5, 図3)。両種の最近接距離は最短で1mだった。逃避や攻撃行動などの直接的な干渉は観察されなかった。カモシカのシカに対する警戒行動の発現頻度(89.9%, $N=9$)はシカのカモシカに対する警戒行動の発現頻度(11.1%, $N=9$)

表5 シカとカモシカの交渉の内訳。

交渉観察日	シカ		カモシカ		最近接距離(m)	シカ警戒行動	カモシカ警戒行動	シカ警戒継続時間(秒)	カモシカ警戒継続時間(秒)
	性別	群れサイズ	性別	群れサイズ					
2015年4月26日	メス	4	メス	1	40	-	○	0	120
2015年4月26日	メス	4	メス	1	20	-	○	0	120
2015年7月31日	メス・幼獣	3・1	メス	1	30	-	○	0	36
2015年10月22日	オス	1	メス	1	40	-	○	0	60
2015年10月22日	オス	1	オス	1	40	○	○	13	32
2015年11月11日	オス	1	メス	1	50	-	○	0	240
2015年11月23日	オス	1	メス	1	50	-	○	0	140
2015年11月23日	オス	1	メス	1	50	-	○	0	300
2016年5月26日	メス	1	メス	1	1	-	-	0	0



図3 カモシカとシカの交渉.

よりも有意に高かった (Fisher test, $P < 0.01$). カモシカのシカに対する警戒継続時間の平均値 \pm SD は 131 ± 96.1 秒 ($N=8$) で、シカのカモシカに対する警戒継続時間は 13 秒 ($N=1$) であり、カモシカの方が長かった。カモシカはシカが存在に対し、警戒姿勢を取ると共に、警戒声を発する行動が 1 例観察された。また、休息している成獣メスのシカの横 1 m の距離を、カモシカが歩行して通り過ぎる事も 1 例観察された。

IV. 考察

1. 高山草原におけるカモシカの行動圏と群落選択

カモシカは調査期間を通じて、双子葉草原とイネ科草原を強く選択していた。このことから 2 つの群落はカモシカにとってより重要であると推察される。この 2 つの群落は、常緑針葉樹林やササ群落にはほとんどない、良質な双子葉草本やイネ科植物が多く、カモシカにとって重要な採食場としての機能があると推察される。また、積雪が多く気象条件の最も厳しい厳冬期

には常緑針葉樹林の選択性が高かった。本調査地の積雪深は 2 m を超え、草原にある草本類やササのほとんどは雪に埋まる。また、調査地には低木類もほとんど生育しないため、冬季に利用できる採食物はシラビソやコメツガなどの常緑針葉樹に限定される。また、常緑針葉樹林は他の群落に比べて、樹木の密度が高いため、強風や吹雪から個体を保護する機能があると考えられる。

これまでのカモシカの土地利用に関する研究は、エアセンサスや痕跡、目撃情報による調査がいくつかおこなわれ、急峻な地形や道路近くを頻繁に利用すること、ササ群落を避けることなどが報告されているが (Nowicki and Koganezawa 2001, Doko and Chen 2013, 山谷 1981, 石田ほか 1993, 能勢・青井 2003, 安田ほか 2013), 行動圏内の利用様式やその季節変化などについてはほとんど研究がなかった (奥村 1989)。また、これらの研究は全て森林に生息するカモシカを対象におこなわれた。本研究により、高山草原に生息するカモシカの行動圏利

用が調べられ、草原や常緑針葉樹林を季節的に使われていることが初めて示された。

2. 高山草原におけるカモシカの採食生態

カモシカの食性については 1980 年代ごろから盛んに研究がおこなわれ、いくつかの地域の森林環境で詳細な食性が明らかになっており、ほとんどの地域や時期においてカモシカの採食生態は良質な木本類や双子葉草本類を多く採食する典型的なブラウザーであると考えられている (Akasaka and Maruyama 1977, Takatsuki et al. 1988, Ochiai 1999, Jiang et al. 2008, Kobayashi and Takatsuki 2012, Asakura et al. 2014)。しかし、高山草原のカモシカの食性は、ササやイネ科からなるグラミノイドが四季を通じて重要であり、これまで明らかにされてきた森林環境におけるカモシカの食性と大きく異なっていることが明らかとなった。高山草原では、森林のカモシカの主要な食物である広葉樹の低木類がほとんどなく、カモシカの利用可能な食物の大半を占めるのはササとイネ科草本である。このため、高山草原のカモシカの採食生態は森林のものに比べてグレイザー的な傾向を持つと考えられた。また、冬季には積雪によりササや草本類の利用が制限されるため、針葉樹が重要となった。このことも冬季の積雪の多さと利用可能な広葉樹が少ないという高山草原に特有の傾向であると考えられた。

3. 採食物をめぐるシカとの種間関係

シカの食性は四季を通じてグラミノイドが重要であり、他の中部地方以北に生息するシカの食性とよく類似していた (Takatsuki 1986, Kobayashi and Takatsuki 2012, Takahashi et al. 2013)。カモシカもシカと同様にグラミノイドが重要であり、両種食物組成割合の高いカテゴリーは重複していた。しかし、グラミノイドの組成割合はほとんどの季節でシカの方が高かった。カモシカとシカの食物組成の多様度は

常にカモシカの方が高かったことから、カモシカの方が双子葉や針葉樹などの多様な食物カテゴリーを利用するのに対し、シカはグラミノイドに偏った食性であることがうかがえる。

カモシカとシカの食物組成の類似度は春と夏に 70 % 以上と高く、秋に 40 % 以下まで低下した。春と夏はカモシカもシカもグラミノイドに依存していたため類似度が高くなり、秋はカモシカが双子葉に、シカはグラミノイドに依存していたため類似度が低くなったと考えられる。本研究で確認された、春と夏におけるカモシカとシカの食性の高い類似度は、八ヶ岳における結果 (春: 57.4 %, 夏: 48.0 %, Kobayashi and Takatsuki 2012) と異なるものであった。八ヶ岳の森林環境にはササや木本類が豊富にあるため、両種の採食戦略の違いから食い分けが起きたと考えられるが (Kobayashi and Takatsuki 2012)、浅間山の高山草原はグラミノイドが大半を占める単調な食物供給であるため、食性の重複が大きくなったと考えられる。また、このことから両種の食いわけにはグラミノイドと木本類の十分な供給が必要であることが考えられた。一方、四国山地におけるカモシカとシカの食性の類似度は夏に 84.3 % であり、本研究と八ヶ岳の類似度よりも高い値を示した (Asakura et al. 2014)。これはシカの採食圧により林内の植物の多様性とバイオマスが極端に貧弱になったためだと考えられている。これらのことは、シカとカモシカの生息地のバイオマスと構成植物の多様性が両種の食物資源の重複に影響することを示唆する。今後はカモシカとシカの資源利用を調べると同時に、生息地のバイオマスと構成植物の多様性も調査する必要がある。

4. 直接的なシカとの種間関係

カモシカとシカの最短近接距離は 1 m であり、非常に近くで 2 種が観察されたが、直接的な干渉は 1 例も観察されなかった。名和(2009)

による滋賀県鈴鹿山地における長期調査の結果では、カモシカからシカに対する攻撃行動が数例観察されているが、ほとんどが不干渉だった。本調査でも同様に、シカによるカモシカの追い払いなど直接的な競合関係はほとんどない事が示唆された。ただし、警戒行動の発現頻度はカモシカのほうが圧倒的に高く、警戒声を発するなど、シカの存在に対する反応が強く見られた。対してシカは、カモシカを気にする素振りを見せず対照的だった。このことから、少なくともシカよりもカモシカの方が相手の存在を気にしていることが示唆される。

V. まとめ

GPS 発信器による行動追跡調査から、浅間山の高山草原に生息するカモシカは、双子葉草本やイネ科草本からなる草原と常緑針葉樹林を季節的に使い分けており、無雪期には草原を積雪期には常緑針葉樹林を頻繁に利用していることが明らかとなった。また、糞分析により、無雪期には双子葉やイネ科などの草本、積雪期には針葉樹が重要であることが明らかとなり、カモシカの群落利用は採食物により影響されていることが示唆された。これらのことから、これらの群落を健全な状態を保つことが高山草原に生息するカモシカを保全する上で重要であると考えられる。

同所的に生息するシカとは食性の重複が大きく、両種ともに生息地に多量に存在するグラミノイドに依存する傾向があった。ただし、シカの方がよりグラミノイドに依存し、カモシカは双子葉や針葉樹など多様な植物を利用する傾向があった。また、一般に草原環境の植物バイオマスは森林環境のそれに比べて高いため、現状では採食物をめぐる競合はそれほど大きくないと推察される。ただし、カモシカとシカの食性の重複は健全な森林よりも大きいため、植物バ

イオマスの低下や構成植物が変化すると競合が激しくなると推察される。シカは個体群密度が高くなるにつれて、群落構造を変化させることが知られている(高槻 2006)。さらに、高山帯植生はシカの採食圧による影響を受けやすく、南アルプスなどの高山帯では植生の減退や忌避植物の増加が確認されている(増澤 2015)。また、カモシカはシカの存在を気にすることから、シカの個体数が増加して草原にシカが居座るような状況になれば、カモシカがシカを忌避する可能性も十分に考えられる。このため、高山帯に生息するカモシカの生息環境を保全するためには、シカを最小限の密度に抑えるための管理をおこなう必要があるだろう。

謝辞

本研究を遂行するにあたり、小諸市火山館館長の神田恵介氏には現地調査で多大なるご支援を頂いた。また、GPS 発信器の装着にあたり麻布大学野生動物学研究室の鷲田茜氏、大内力氏、小川臨氏から多大なご協力をいただいた。糞分析の際には麻布大学ののちの博物館の高槻成紀氏から適切にご指導をして頂いた。麻布大学野生動物学研究室准教授の南正人氏とNPO あーすわーむの福江祐子氏には調査基地の提供や研究遂行のサポートをして頂いた。ここに記して心より感謝の意を表します。

引用文献

- Akasaka, T. and Maruyama, N. 1977. Social organization and habitat use of Japanese serow in Kasabori. *Journal of the Mammalogical Society of Japan* 7: 87-102.
- Asakura, G., Kaneshiro, Y. and Takatsuki, S. 2014. A comparison of the fecal compositions of sympatric populations of sika deer and Japanese serows on Mt. Sanrei in Shikoku, southwestern Japan. *Mammal study* 39: 129-132.
- Doko, T. and Chen, W. 2013. The geographical distribution

- and habitat use of the Japanese serow (*Naemorhedus crispus*) in the Fuji-Tanzawa region, Japan. *Environmental information science* 41: 53-62.
- 石田 健・山根明臣・赤岩朋敏・五十嵐勇治 1993. 東京大学秩父演習林における冬期のカモシカ *Capricornis crispus* およびシカ *Cervus nippon* の分布. 東京大学農学部演習林報告 89: 99-111.
- Jiang, Z., Torii, H., Takatsuki, S. and Ohba, T. 2008. Local variation in diet composition of the Japanese serow during winter. *Zoological science* 25: 1220-1226.
- Kishimoto, R and Kawamichi, T. 1996. Territoriality and monogamous pairs in a solitary ungulate, the Japanese serow, *Capricornis crispus*. *Animal Behaviour* 52: 673-682.
- Kishimoto, R. 2003. Social monogamy and social polygyny in a solitary ungulate, the Japanese serow (*Capricornis crispus*). In Reichard, U. H. and Boesch, C. (eds.): *Monogamy: Mating Strategies and Partnerships in Birds, Humans and Other Mammals*. Cambridge University Press, Cambridge. pp147-158.
- Kobayashi, K. and Takatsuki, S. 2012. A comparison of food habits of two sympatric ruminants of Mt. Yatsugatake, central Japan: sika deer and Japanese serow. *Acta Theriologica* 57: 343-349.
- Koganezawa, M. 1999. Changes in the population dynamics of Japanese serow and sika deer as a result of competitive interactions in the Ashio Mountains, central Japan. *Biosphere Conservation* 2: 35-44.
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., MacDonald, T. L. and Erickson, W. P. 2002. Resource selection by animals. In: *Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Kluwer Academic Publisher, London. 221pp.
- 増澤武弘 2015. 南アルプスの高山植生とシカ. 前迫ゆり・高槻成紀 (編) 「シカの脅威と森の未来: シカ柵による植生保全の有効性と限界」文一総合出版. 東京. pp173-184.
- Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37: 223-249.
- 名和 明 2009. 「森の賢者カモシカー鈴鹿山地の定点観察記録ー」サンライズ出版. 滋賀. 185pp.
- 能勢 峰・青井俊樹 2003. 岩手大学滝沢演習林におけるニホンカモシカの環境利用について. 岩手大学農学部演習林報告 34: 1-10.
- Nowicki, P. and Koganezawa, M. 2001. Densities and habitat selection of the sika deer and the Japanese serow in Nikko National Park, central Japan, as revealed by aerial censuses and GIS analysis. *Biosphere conservation: for nature, wildlife, and humans* 3: 71-87.
- Ochiai, K. and Susaki, M. 2002. Effects of territoriality on population density in the Japanese serow (*Capricornis crispus*). *Journal of Mammalogy* 83: 964-972.
- Ochiai, K. 1999. Diet of the Japanese serow (*Capricornis crispus*) on the Shimokita Peninsula, northern Japan, in reference to variations with a 16-year interval. *Mammal Study* 24: 91-102.
- 奥村栄朗 1989. ラジオ・テレメトリによるニホンカモシカの行動と行動圏の季節変化の研究. 100 回日林論: 609-611.
- Takahashi, K., Uehara, A. and Takatsuki, S. 2013. Food habits of sika deer at Otome Highland, Yamanashi, with reference to *Sasa nipponica*. *Mammal Study*. 34: 231-234.
- Takatsuki, S., Osugi, N., and Ito, T. 1988. A note on the food habits of the Japanese serow at the western foothill of Mt. Zao, northern Japan. *Journal of the Mammalogical Society of Japan* 13: 139-142.
- 高槻成紀・鹿股幸喜・鈴木和男 1981. ニホンジカとニホンカモシカの排糞量・回数. *日本生態学会誌* 31: 435-439.
- Takatsuki, S. 1986. Food habits of sika deer on Mt. Goyo. *Ecological Research* 1: 119-128.
- 高槻成紀 2006. 「シカの生態誌」東京大学出版会. 東京. 480pp.
- 高槻成紀 2011. ポイント柵法の評価: コメント. *哺乳類科学*. 51: 297-303.
- 山谷孝一 1981. 下北半島におけるニホンカモシカの生息環境と森林施業. *林業試験場研究報告*: 1-45.
- 安田雅俊・栗原智昭・緒方俊輔 2013. 宮崎県北部におけるカモシカの生息記録の分布の特徴. *哺乳類科学* 52: 41-45.

26th Pro Natura Fund Domestic Research

Ecological studies on the alpine dwelling Japanese serow
(*Capricornis crispus*) in Mt. Asama, Central Japan
–focusing on the sika deer (*Cervus nippon*) expanding to alpine–

TAKADA Hayato, YANO Risako, WATANABE Haruko,
KISHIMOTO Ryosuke and KATSUMATA Ayumi

We investigated the home ranges, habitat selection and dietary composition of alpine dwelling Japanese serows in Mt. Asama to assess the ecological requirement of it. Moreover, we investigated dietary composition of sika deer and interaction between deer and serow to reveal those inter-specific relationships. Between December 2015 and Jun 2016, we tracked GPS collared individual (adult female). The home-range size was 28.4 ha (CP 95 %) and seasonal movement was not observed. The habitat selection changed in seasonal. In green season, the dicotyledonous grassland and tallgrass prairie were selected. In winter, the serow selected the evergreen coniferous forest. In the present study, dwarf bamboo and graminoids were important food plants for the serow, whereas dicotyledonous leaves were important for forest dwelling serow in many previous studies. In winter, coniferous leaf was important food plants for the serow, because grassland was covered by snow. The percentage similarity of the fecal composition between serow and deer in alpine habitat (The PS was 72.9 % in summer) was higher than in forest habitat at Mt. Yatsugatake (The PS was 48 % in summer, Kobayashi and Takatsuki 2012). The interactions between serow and deer were observed 9 times and agonistic interaction was never observed. The occurrence of inter-specific warning of serow was higher than deer.

Key words: Habitat selection, Inter-specific competition, Food habits Alpine grassland and Resource partitioning

進化的に重要な単位 (ESU) である伊平屋・伊是名島の リュウキュウコノハズク個体群の現状把握と基礎生態

島嶼鳥学研究会

高木昌興¹・齋藤武馬²・植村慎吾³・浜地 歩³・澤田 明³

沖縄本島の西約 30 km の距離に位置する伊是名島と伊平屋島のリュウキュウコノハズク個体群は、進化的に重要な単位 (ESU) である。本研究は、この個体群の現状把握を目的とした。2008 年と 2016 年の双方で調査できた範囲における伊平屋島の 2008 年の確認個体数は 12 個体、2016 年に確認できた個体数は 15 個体であった。2008 年の過小評価と環境条件を考慮に入れると個体数が増加したと考えるべきではない。伊是名島の 2008 年の確認個体数は 15 個体、2016 年は 16 個体であった。伊是名島と伊平屋島で 2012 年に捕獲した合計 12 個体のうち、2016 年に生残が確認できたのは伊平屋島の 1 個体だけであった。4 年間の生存率は 8 % で、同種の値としては極めて低い。伊是名島と伊平屋島でリュウキュウコノハズクに繁殖環境を提供しているのは移入種モクマオウと推察された。海岸沿いのモクマオウ林の劣化は、リュウキュウコノハズク個体群の存続を危うくする可能性がある。

キーワード：鳴き声、捕獲、標識、カラーリング、再確認、モクマオウ

1. はじめに

リュウキュウコノハズク *Otus elegans* は、全長約 20 cm の小型のフクロウである (König and Weick 2008)。主要な生息範囲は、トカラ列島中之島から与那国島、波照間島にいたる琉球列島、大東諸島の南大東島 (Society of Japan 2012)、台湾南東部の蘭嶼、およびルソン島北部の小島嶼に分布する (Gill and Donsker 2013)。最北の生息地として福岡県宗像郡の沖ノ島に繁殖分布することが確認され (Takagi et al. 2015)、分布範囲の直線距離は 1,800 km におよぶことになった。本種は 4 亜種に分類されている (Dickinson 2003)。琉球列島に分布する亜種リュウキュウコノハズク *O. e. elegans*、大東

諸島に分布する亜種ダイトウコノハズク *O. e. interpositus*、台湾の蘭嶼に分布する亜種ランコウコノハズク *O. e. boterensis* とバタンとバプヤン諸島に分布する亜種カラヤンコノハズク *O. e. calaensis* である。

近年、リュウキュウコノハズクに関する生態や遺伝構造に関する知見の集積により、その分類には再検討が必要とされている。まず、Takagi (2011) は基亜種リュウキュウコノハズクの広告声が慶良間海峡の北側 (北系統) と南側 (南系統) で明瞭に異なることを明らかにした。その後、ミトコンドリア DNA の COI 領域のハプロタイプの解析から、北系統と南系統の差異は種レベルの違いと言える 2.9 % を示し、両系

1: 北海道大学大学院理学研究院 2: 山階鳥類研究所 3: 大阪市立大学大学院理学研究科
2017.12.28 受付 2018.5.14 公開

統の分岐は 100–150 万年前と推察された (Saitoh et al. 2014). 広告声の地理的分布は遺伝的区分と対応することが確認された. 慶良間海峡は、リュウキュウコノハズクの分散を制限する障壁として機能し、両系統間には生態的差異が蓄積したと推察される. しかし、Takagi (2013) は沖縄島の北西に位置する 6 島、伊平屋島、伊是名島、座間味島、阿嘉島、慶留間島、久米島のリュウキュウコノハズクの広告声が、南系統に区分されることを明らかにした. ミトコンドリア DNA の COI 領域の解析でも、これらの 6 島の個体群は主に南系統に属することが明らかになった (Takagi and Saitoh in preparation). これは慶良間海峡の地理的障壁として機能に矛盾する. また、マイクロサテライト領域の解析は、伊平屋島と伊是名島の個体群は、琉球列島のどの島の個体群にも帰属しないことを示した (Takagi and Saitoh in preparation). Takagi (2013) は、慶良間海峡を跨いだ沖縄島の北西に位置する 6 島における南系統の分布を、南から北に移動する台風による生態学時間スケールでの受動的な移入によるものと推察した. しかし伊平屋島と伊是名島に個体群にはこの説明にも当てはまらない. つまりマイクロサテライト解析から、伊平屋島と伊是名島の個体群は北系統と南系統が分岐した後に南系統から分化した個体群であり、数万年の時間経過で隔離されてきた可能性が高い. つまり、進化的に重要な単位 (Evolutionally Significant Unit; Ryder 1986, Moritz 1994) といえる.

両島はリュウキュウコノハズクが数多く生息している沖縄島の北部から約 30 km の距離と近く (図 1A), 個体の移出入が可能な距離範囲にあると推察される. それにもかかわらず独自の遺伝的特性を持つことは、生態学的側面からリュウキュウコノハズクは非常に興味深い種といえる. また、伊平屋島と伊是名島の面積はそ

れぞれ 20.59 km², 14.14 km² の小島嶼である. 本種は樹洞営巣であることから島内の生息可能域はさらに限定される. したがって、個体群を構成する個体数は少ない. 近親交配による遺伝的劣化を免れ存続を続け、独自の遺伝的構造を持つに至った個体群は、進化生物学的に重要である. 小島嶼における個体群の脆弱性を鑑みると、迅速に現状が把握されるべきである. そこで本研究では伊平屋島と伊是名島におけるリュウキュウコノハズク個体群の現状と成鳥雄の生存率について解明することを目的とした.

II. 方法

調査は、沖縄島の西に約 30 km の東シナ海上に位置する伊是名島 (26°56'N, 127°56'E) において (図 1AB), 2008 年 5 月 20 日, 2012 年 6 月 23-25 日, 2016 年 6 月 4-6 日, 伊平屋島 (27°02'N, 127°58'E) において (図 1AC), 2008 年 5 月 21 日, 2012 年 6 月 25-26 日, 2016 年 5 月 31 日 -6 月 2 日に行った.

リュウキュウコノハズクは人為的に再生されたリュウキュウコノハズクの鳴き声に強く反応することが知られている (Takagi 2011, 2013). 非常に強く反応する行動は、なわばりへの侵入者に対する威嚇行動と考えられている. 鳴き声を流す調査は、雄の分布を把握するのに有効である. 2008 年に特定の区間でリュウキュウコノハズクの鳴き声を再生し、その声に反応して鳴き声を確認できた場所を記録した. 鳴き声の再生には、IC レコーダー (Marantz PMD 660・670 solid-state recorders, D&M Holdings Inc. 東京) を用い、スピーカーにより十分な音量にした (Toshiba BK-701 portable speaker, Toshiba Corporation, 東京). リュウキュウコノハズクは雌も雄に類似した鳴き声を発することがあるが、雌は主に「funi」, 「funya」と聞こえる声も同時に発するので、雄と区別することは容易で

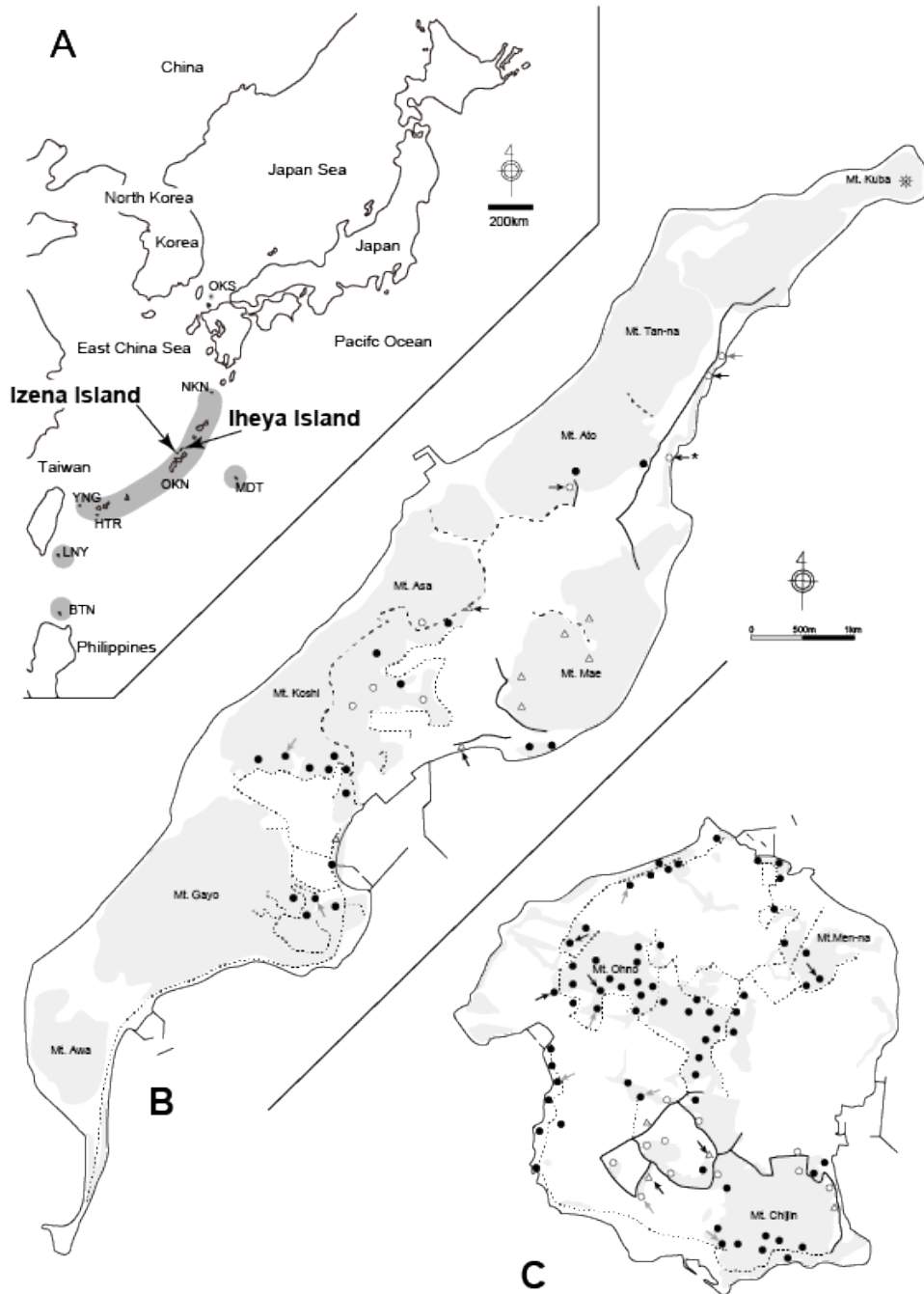


図1 A. 伊平屋島と伊是名島の位置。B. 伊平屋島における調査路とリュウキュウコノハズクの確認地点と捕獲地点。C. 伊是名島における調査路とリュウキュウコノハズクの確認地点と捕獲地点。灰色部分は樹林地。太黒実線は2008年と2016年の両年に調査を行った経路。間隔の広い点線は2008年、細かい点線は2016年の調査経路。白丸は2008年と2016年の両年にリュウキュウコノハズクを確認した地点。三角は2008年だけで確認された地点。黒丸は2016年だけで確認された地点。黒矢印は2008年にリュウキュウコノハズクを捕獲標識した地点。灰色矢印は2016年に捕獲標識した地点。伊平屋島だけにある米印付き黒矢印は2016年にリング付き個体が確認された地点。

ある。2016年は、2008年に分布状況調査を行った範囲において鳴き声を再生し、雄のなわばり分布を調査し、加えて他の区域でも調査を行った。

2012年に雄のリウキュウコノハズクを捕獲した。捕獲には霞網を用いた。捕獲を行った時期は繁殖期であるため、雌だけが抱卵するリウキュウコノハズクの雌雄は抱卵斑の有無により識別が可能である。捕獲個体には環境省の金属足環を装着し、その上に光を反射するテープを個体それぞれに特徴的な組み合わせで巻き付けた。このテープにより、再捕獲を行わずに野外で個体識別することが可能である。2016年には、2012年に標識した個体が生残しているかどうかを確かめるために、捕獲標識した場所の周辺でリウキュウコノハズクを探索した。リウキュウコノハズクは、なわばりを獲得すると生涯その場所から大きく移動することはない (Iwasaki, Takagi unpublished data)。そのため捕獲地点とその周辺を探索することで、生存を確かめることが可能である。

III. 結果

伊平屋島におけるリウキュウコノハズクの分布を図1Bに示した。2008年と2016年の両期間に調査できた範囲における2008年の確認個体数は12個体であった。同様の範囲で2016年に確認できた個体数は15個体であった。2008年に確認された前岳南西側の2個体は2016年には確認されず、海側二か所で確認され、アサ岳、および腰岳にも確認地点の存在が入れ替わった場所があった。前岳中央部で2008年に確認された区域は、2016年には大規模工事ため調査ができなかった。なお、2008年には腰岳からアサ岳にかけた稜線から鳴き声を再生する調査を行ったが、西側からの反応はなかった。アサ岳から後岳にかけた地域でも反

応は得られなかった。2016年だけで調査を行った範囲では、腰岳の南麓で7個体の反応を得た。また賀陽山の東側からは5個体の反応を得た。賀陽山の北麓では反応は得られなかった。さらに賀陽山から阿波岳、南部の岬に至る区域でも反応はなかった。

伊是名島におけるリウキュウコノハズクの分布を図1Cに示した。2008年と2016年の双方で調査できた範囲における2008年の確認個体数は15個体であった。同様の範囲で2016年に確認できた個体数は16個体であった。2016年の調査では、合計60か所から反応を得た。大野山周辺での確認個体数が多かった。大野山から島の中央部に連なる樹林帯でも、雄個体が隣接して分布していることが判明した。北側や西側の海岸沿いのモクマオウの防風林でも同様に雄個体が隣接して確認された (図1C)。

図1BC中で矢印により示され点が捕獲を行った場所である。2012年に伊平屋島で雄5個体、伊是名島で雄7個体を標識した。2012年に足環を付した個体は、伊平屋島において1個体だけ確認できた。2016年には、新たに伊平屋島で3個体、伊是名島で6個体を捕獲し標識した。

IV. 考察

伊平屋島では、2008年と2016年を比較すると確認個体数が36%増加したことになる。しかし腰岳において2016年だけで確認された2個体は、2008年が稜線上部からの調査のため記録されなかった可能性があり2008年の個体数は過小評価されたかもしれない。さらにフクロウ類が鳴く行動の活発さや、人為的に流した鳴き声に対する反応の強さは、様々な環境条件によって異なることが知られている (Braga and Motta-Junior 2009, Johnson et al. 1981, Morrell et al. 1991, Seavy 2004)。つまり個体数が増加

したと考えるべきではないだろう。

これまでの調査により伊平屋島におけるリュウキュウコノハズク個体群の安定化には不利な現状が見えてきた。後岳南側で確認された2個体が生息する場所は、在来植生と考えられるの大径木が残っている神社周辺だった。また、前岳南側の海岸沿いで確認された2個体が生息する樹林は御嶽林で、在来種から構成されていた。海岸沿いであることから風衝により樹高は4mほどに制限されていたが、ウバメガシなどの大径木が立地していた。このような環境が伊是名島のリュウキュウコノハズクの生息に理想とされるものであるが、ほとんど提供されていないのが現状である。伊平屋島の脊梁部分からは中腹までは、伐採されたウバメガシが叢生した低木から構成される。伊平屋島の大部分の樹林地は、大径木の樹洞に営巣するリュウキュウコノハズクの生息には適さない (Akatani et al. 2011)。

2016年の調査から伊平屋島では腰岳の麓での確認が多いことがわかる。谷側の奥まった場所に立地する大径に成長したモクマオウは、リュウキュウコノハズクに繁殖のための樹洞

を提供できるだろう (cf. Akatani et al. 2011)。2012年に捕獲したa個体、および偶発的に2008年に確認できたb個体が生息していた海岸沿いのモクマオウからなる防風林においては、2016年の調査では生息を確認できなかった。これらの個体を捕獲、確認した防風林は、その構成種であるモクマオウが枯死した状態となり (図2)、リュウキュウコノハズクが生息できる状態ではなくなったと推察された。モクマオウは移入樹種であり、存在自体は肯定されるべきではないが、リュウキュウコノハズクに生息場所を提供する役割を担ってきたことは否定できない (赤谷 2003)。海岸沿いのモクマオウ林の劣化は、伊平屋島におけるリュウキュウコノハズク個体群の存続を危うくする可能性がある。

一方、伊平屋島において2008年と2016年で個体数の変動はほとんどなかったと思われる。2016年の調査により大野山の山麓部に多くのリュウキュウコノハズクが生息していることが判明した。大野山南側になる谷地形がモクマオウの生育を促していると推察される。西側で



図2 2008年にリュウキュウコノハズクの生息が確認できた海岸沿い防風林。

リュウキュウコノハズクが帯状に隣接して確認された海岸に近い防風林では、伊平屋島と同様に構成樹種はモクマオウではあるが、枯死せずに残っていた。

2016年に再確認された個体は伊平屋島の1個体だけであった。標識個体数が少ないが、伊平屋島における4年間の生存率は20%(1/5)、伊是名島で0%(0/7)となった。伊平屋島と伊是名島を同一の個体群とすると、生存率は8%となる。南大東島における4年間の生存率は40%を超えることから(Sawada, A., Takagi et al. unpublished data)、今回得られた伊平屋島と伊是名島における生存率は極めて低い。この要因は不明である。

2016年に捕獲標識を行った地域もモクマオウ林なので、伊平屋島において生存していた1個体と新たな3個体、伊是名島の6個体について、今後の生存を追跡することで、モクマオウ林の劣化と生存に何らかの関係を見出すことができるかもしれない。

V. 結論

伊平屋島と伊是名島のリュウキュウコノハズク個体群は、8過去年間に大きな変化はなく、安定していると推察された。両島におけるリュウキュウコノハズクの生息環境は、移入樹種であるモクマオウから構成されていた。海岸沿いのモクマオウ防風林の多くは枯死しており、リュウキュウコノハズクの生息可能域は減少傾向にある。モクマオウは移入種であることから、リュウキュウコノハズクの繁殖に樹洞を提供できる在来種の大径木が育てられるべきである。その育成期間は巣箱により営巣場所を提供し、長期的な個体群管理が必要とされる。

引用文献

赤谷加奈 2003. ダイトウコノハズク. 森の野鳥を楽しむ

む 101 のヒント. 日本林業技術協会

- Akatani, K., Matsuo, T. and Takagi, M. 2011. Habitat use and breeding performance of Daito Scops Owl *Otus elegans interpositus* on an oceanic island altered by human activity. *Journal of Raptor Research* 45 :315-323.
- Braga, F. M. and Motta-Junior, J. C. 2009. Weather conditions and moon phase influence on Tropical Screech Owl and Burrowing Owl detection by playback. *ARDEA* 97: 395-401.
- Dickinson, E. C. 2003. The Howard and Moore Complete checklist of the Birds of the World. 3rd Edition. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Gill, F. and Donsker, D. (eds) 2014. IOC World Bird List (v 4.4). Available at <http://www.worldbirdnames.org> (accessed on 22 December 2016).
- Johnson, R. R., Brown, B. T., Haight, L. T. and Simpson, J. M. 1981. Playback recordings as a special avian censusing technique. *Studies in Avian Biology* 6:68-75.
- König, C. and , F. 2008. Owls of the world. Yale University Press, New Haven and London, United Kingdom.
- Moritz, C. 1994. Defining 'Evolutionarily Significant Units' for conservation. *Trends in ecology and evolution* 9: 373-375.
- Morrell, T. E., Yahner, R. H. and Harkness, W. L. 1991. Factors affecting detection of Great Horned Owls by using broadcast vocalizations. *Wildlife Society Bulletin* 19: 481-488.
- Ornithological Society of Japan 2012. Check-List of Japanese Birds. 7th Revised Edition. Ornithological Society of Japan, Sanda, Japan.
- Seavy, N. E. 2004. Environmental correlates of African wood-owl calling activity in kibale national park, Uganda. *Journal of Raptor Research* 38: 208-213.
- Svensson, L. 1984. Identification guide to European passerines. Third, revised and enlarged edition. Published by the author, Stockholm.
- Ryder, O. A. 1986. Species conservation and systematics: the dilemma of subspecies. *Trends ecology and evolution* 1: 9-10.
- Saitoh, T., Sugita, N., Someya, S., Iwami, Y., Kobayashi, S., Kamigaichi, H., Higuchi, A., Asai, S., Yamamoto, Y. and Nishiumi, I. 2014. DNA barcoding reveals 24 distinct lineages as cryptic bird species candidates in and

- around the Japanese Archipelago. *Molecular Ecology Resources*, DOI: 10.1111/1755-0998.12282, 11 June 2014.
- Takagi, M. 2011. Vicariance and dispersal influenced the differentiation of vocalization in the Ryukyu Scops Owl. *Ibis* 153: 779-788.
- Takagi, M. 2013. A typological analysis of hoots of the Ryukyu Scops Owl *Otus elegans* across island populations in the Ryukyu Archipelago and the two oceanic islands. *Wilson Journal of Ornithology* 125: 358-369.
- Takagi, M., Saitoh, T., Yamaguchi, N., Okabe, H., Nishiumi, I., and Takeishi, M. 2015. A breeding record of the Ryukyu Scops Owl on Okinoshima, in northernmost Fukuoka, Japan. *Ornithological Science* 14: 53-59.

Current status and basic ecology of Evolutionally Significant Unit (ESU), Ryukyu Scops Owls on Iheya and Izena Islands.

TAKAGI Masaoki, SAITOH Takema, UEMURA Shingo,
HAMACHI Ayumu and SAWADA Akira

This study was conducted on Izena and Iheya Islands located some 30 km off Okinawa Island in the central of the Ryukyu Archipelago. The Ryukyu Scops Owl population on the islands is an Evolutional Significant Unit. We conducted our research to reveal the status of the owl population. The number of owls in a restricted area on Iheya Island, 2008 was 12 males, and 15 males were in the same area, 2016. We should not consider that the population has been increased because of the underestimation in 2008, owl responses against broadcast of hooting call depend on environmental conditions. The number of owls in a restricted area on Izena Island, 2008 was 15 males, and 16 males were in the same area, 2016. Out of 12 males that we captured in 2012, we captured only one male on Iheya Island. Survival rate was 8 % during the four years. The owls mainly inhabited in the forest of introduced Casuarina trees. Since wind shelterbelts composed by Casuarina trees have been blighted on Izena and Iheya Islands, it is possibility in the future that the Ryukyu Scops Owl population is in the critical situation.

Key words: Hoot, Capturing, Banding, Color ring, Resighting, Beaf oak tree

ツシマヤマネコの高密度地域、密度回復地域、低密度地域 における、競合種ツシマテンとの食性比較

琉球大学ヤマネコ生態研究グループ
大河原陽子¹・中西 希²・伊澤雅子²

ツシマヤマネコやツシマテンは対馬の生態系の頂点を占める。ヤマネコは完全な肉食性であり、テンは雑食性である。テンは全島に分布を維持しているが、ヤマネコは南部で激減した。ヤマネコの低密度地域でテンとヤマネコの食性に競争が起こっていた場合、ヤマネコの密度回復を妨げる可能性がある。本研究では密度回復のカギとなるヤマネコ亜成獣が親から独立する秋と冬を対象に、ヤマネコの生息密度が異なる地域でヤマネコの成獣、亜成獣とテンの食性がどの程度重複しているかを調べた。

胃内容物分析の結果、両種ともに地域間で食性の違いはなかった。冬には利用餌分類群がヤマネコとテンで大きく重複したが、その構成は異なった。秋にはヤマネコ亜成獣とテンの両方が節足動物を利用したが、利用餌全体の湿重量に対する割合は低かった。したがって両種の間には餌をめぐる強い競争関係はないと考えられる。

両種は餌資源を分割することで共存していると考えられた。対馬という小島嶼における高次捕食者の共存を保証するには、餌種の多様性を維持する必要がある。

キーワード：種間関係、齢、高次捕食者、対馬、胃内容物

1. はじめに

長崎県対馬には、島の生態系の頂点に位置する高次捕食者としてツシマヤマネコ (*Prionailurus bengalensis euptilurus*) やツシマテン (*Martes melampus tsuensis*) が生息している。両種とも国の天然記念物に指定され、2015年に環境省が公表した第四次レッドリストでは、ツシマヤマネコは絶滅危惧 IA 類、ツシマテンは準絶滅危惧種に指定されている。対馬にはこのほかに食肉目としてチョウセンイタチ (*Mustela sibirica*) が分布するが、自動撮影カメラによる撮影等の情報は少なく、現状では詳細は不明である。

ヤマネコとテンは生態的特性が異なる。Tatara and Doi (1994) は、糞内容物を用いて 2 種の食性を比較し、テンは果実も利用する雑食性であるのに対し、ヤマネコは完全な肉食性であることを示した。しかしながら糞内容物分析では糞に含まれる未消化物を用いて食性を評価するために、いくつかの問題点がある。まず、植物などの未消化物の多い餌分類群がいくつもの糞に分かれて出現するために過大評価されることや、カエルなど未消化物の少ない餌分類群が過小評価される可能性が挙げられる (e.g. Cleary et al. 2011, Nakanishi and Izawa 2016)。また、採餌した量を評価することは難しい。そこ

1: 琉球大学理工学研究科 2: 琉球大学理学部
2016.10.31 受付 2018.5.14 公開

で本研究では胃内容物を用いて2種の食性の検討を行った。胃内容物は採餌した直後の餌を反映し、内容物の湿重量や個体数から採餌した量を推定することで、より定量的な食性の比較を行うことが可能になる。また、採餌した個体の情報を得ることができるため、個体の性や齢といった属性による食性の違いを明らかにすることができる。

両種は生態的特性に加え、生息状況も異なる。対馬はもともと南北に長いひとつの島だったが、掘削工事が行われ、1672年に大船越瀬戸（対馬市教育委員会文化財課 2010）、1900年に万関瀬戸（長崎県対馬支庁 1993）が開削された。どちらの瀬戸にも約200mの橋がかけられ、陸路での唯一の往来経路となっている。万関瀬戸から北側は上島、南側は下島と呼ばれる。テンは全島に渡って分布を維持しているのに対し、ヤマネコの分布は約半世紀のうちに上島の北部へ偏り、特に下島の生息数は激減した（自然環境研究センター 2013）。しかし、2007年には下島においてヤマネコの生息が23年ぶりに自動撮影カメラによって確認され、その後の痕跡調査や自動撮影調査でも継続して生息が確認されている（自然環境研究センター 2013）。これは、上島の北部から南部へ向けてヤマネコの生息密度が回復している兆候であると考えられる（自然環境研究センター 2013）。

ニッチの重複する2種が同所的に分布する地域と一方の種が分布しない地域を比較した場合に、一方の種の利用環境や餌種が変化することがある。例えばヨーロッパには体サイズや生態的特性が類似するマツテン (*M. martes*) とイシテン (*M. foina*) が生息している。両種が同所的に生息する地域では、マツテンは森林に依存し、森林棲のげっ歯類を主な餌として利用するのにに対し、イシテンは森林から郊外や都市部にも生息し、果実をよく利用することが報告

されている (Posluszny et al. 2007, Larroque et al. 2015)。しかしながらイシテンが分布しない島嶼に生息するマツテン個体群では、イシテンが分布する地域に比べて森林への依存度が低く、果実もよく食べることが報告されており、これはイシテンが分布しないことによって利用可能になった資源をマツテンが利用しているためという指摘がある (Clevenger et al. 1995, Caryl et al. 2012a, Caryl et al. 2012b)。対馬においても、下島のようにヤマネコの生息密度が極めて低くなった地域において、ヤマネコが利用する餌をテンが利用するようになり、より肉食寄りの食性を示すようになる可能性がある。仮にそうなった場合、ヤマネコの生息密度が回復に向かう際に、テンとヤマネコは餌をめぐる競争するようになり、ヤマネコの密度回復を妨げるひとつの要因となり得る。

哺乳類の個体数増加には、亜成獣の生存率がカギとなる。しかしながら肉食性の種では、親から独立したばかりの亜成獣は餌の殺傷に必要な犬歯や咀嚼筋等が未発達であり、餌の追跡等の運動能力や餌の探索のための経験も不足していると考えられる。そのため、亜成獣が利用可能な餌種は限定される可能性があり、それが利用できるかどうかは亜成獣の生存率を左右すると考えた。そこで本研究では、ヤマネコ亜成獣が親から独立する秋と冬において、(1) ヤマネコの低密度地域ではテンの食性は肉食寄りになる、(2) ヤマネコ亜成獣は成獣に比べて容易に捕獲可能な餌を食べる傾向を示す、という2つの仮説を検証することを目的とした。

II. 方法

1. 調査地

長崎県対馬は朝鮮半島と九州の間の北緯34度05分～34度42分、東経120度10分～129度30分に位置する島嶼である。対馬は温帯域

に属し、過去約30年間の月平均気温は、最低5.7℃(1月)から最高26.4℃(8月)、降水量は年平均2235.2mm(厳原観測所)(気象庁2010)であった。島の面積は約710km²で、そのうち約89%は森林におおわれている(長崎県対馬支庁1993)。

本研究ではヤマネコの生息状況(自然環境研究センター2013)を元に、対馬全域を3つの地域に区分した(図1)。ヤマネコが安定して高密度で分布している上島北部(上対馬町、上県町)を「高密度地域」、高密度地域に比べるとやや密度が低いことが指摘されている上島南部(峰町、豊玉町、美津島町の上島側)を「密度回復地域」、生息密度が非常に低いとされている下島(美津島町の下島側、厳原町)を「低密度地域」とした。

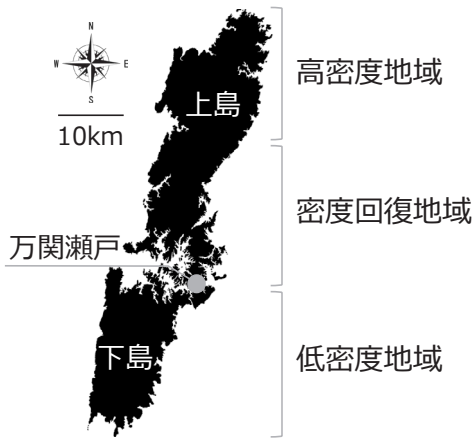


図1 ツシマヤマネコの生息密度による地域区分

2. 食性分析

対馬全域を対象に、ヤマネコとテンの交通事故死体の収集を行った。ヤマネコのサンプルは1999年から2014年に環境省対馬野生生物保護センターが回収した死体から、病理解剖時に取り出した胃内容物を用いた。テンのサンプルは、1995年から2016年に回収し、計測・記録を行った後に取り出した胃内容物を用いた。

解析に用いたサンプルを表1に示した。種内における食性の地域間比較を行う際には、十分なサンプルが得られた秋について、ヤマネコ29個体(高密度地域:19個体,密度回復地域:10個体)、テン24個体(高密度地域:18個体,密度回復地域:6個体)を解析に用いた。テンについては上記2地域に低密度地域も加え、秋と冬の食性を3地域間で比較した(秋:高密度地域18個体,密度回復地域:6個体,低密度地域8個体,冬:高密度地域8個体,密度回復地域7個体,低密度地域6個体)。種内における食性の齢間比較を行う際には、十分なサンプル数が得られた秋の高密度地域と密度回復地域を対象に、ヤマネコ亜成獣(21個体)と成獣(8個体)を解析に用いた。テンについてはヤマネコと同じ秋の高密度地域と密度回復地域において齢間での食性の比較が可能な個体数が得られなかったため、秋の低密度地域も加えた3地域を対象に、テン亜成獣(15個体)と成獣(5個体)の比較を行った。種間比較を行う際には、ヤマネコ亜成獣21個体(秋:21個体)、ヤマネコ成獣19個体(秋:8個体,冬:11個体)、

表1 解析に使用したサンプル数。括弧内の数値は比較の対象から除いたサンプルを示す。

種	齢	秋			冬		
		高密度地域	密度回復地域	低密度地域	高密度地域	密度回復地域	低密度地域
ヤマネコ	亜成獣	13	8	(0)	(1)	(0)	(0)
	成獣	6	2	(0)	9	2	(0)
テン	亜成獣	10	2	3	1	1	4
	成獣	0	2	3	1	3	0
	齢不明	8	2	2	6	3	2

テン 39 個体 (秋: 24 個体, 冬: 15 個体) を用い、秋のヤマネコ亜成獣とテン、秋のヤマネコ成獣とテン、冬 of ヤマネコ成獣とテンの 3 通りの組み合わせで食性の比較を行った。サンプル数が少なかった冬のヤマネコ亜成獣は今回の解析からは除いた。

胃内容物は、1 mm×1 mm メッシュのふるいの上で軽く水洗しほぐした後、シャーレに広げ、実体顕微鏡を用いて観察、同定した。餌分類群は、哺乳類、鳥類、爬虫類、両生類、魚類、不明脊椎動物、節足動物、カタツムリ、ミミズ、不明動物質、果実、人由来の餌、不明の 13 項目に分類した。ビニール等の人工物やヤマネコの胃から出現するイネ科草本については、餌として採餌しているわけではないと考えられるため、解析からは除いた。可能な限り詳細に同定した後、餌について水気をふき取り、マイクロスケールを用いて湿重量を 0.001 g 単位で記録した。餌個体数のカウントが可能な部位 (e.g. 哺乳類や両生類、節足動物等の頭部や足、鳥類の嘴や足、ミミズの砂囊、果実の種子等) を用いて、採餌個体数を推定した。

食性分析結果は、以下の 4 つの指標で示した。
出現頻度 = (餌分類群 A を含んだ胃の数 / すべての胃の数) × 100

相対出現頻度 = (餌分類群 A を含んだ胃の数 / すべての餌分類群数の総計) × 100

相対湿重量割合 = (すべての胃から出現した餌分類群 A の湿重量の合計 / すべての胃から出現した餌の湿重量の合計) × 100

相対個体数割合 = (すべての胃から出現した餌分類群 A の個体数の合計 / すべての胃から出現した餌の個体数の合計) × 100

結果は、有意水準を 0.05 とし、以下の検定を用いて解析した。地域間や齢間、種間での出現頻度の違いは G 検定を用いて解析した。同様に湿重量と個体数の違いについては、対象餌

分類群が出現した胃を対象に、ウィルコクソンの順位和検定を用いて解析した。テンの胃内容物を 3 地域間で比較する際には、出現頻度を対象に Fisher の正確確率検定を用いて解析し、Holm 法による調節を行った。

3. 齢査定

ヤマネコについては、犬歯を用いたセメント質年輪法 (Nakanishi et al. 2009) によって齢査定を行った。本研究では、親から独立した直後で歯が未発達であるために、自力で餌を捕獲する際に支障が出る可能性のある亜成獣を分析の対象とするため、亜成獣の定義は「永久歯になっているが、犬歯根尖孔が閉鎖していないおおよそ 1 歳未満の個体」として、解析を行った。

テンについては、「永久歯になっているが、犬歯根穿孔が閉鎖していない、もしくは閉鎖して間もないおおよそ 1 歳未満の個体」を亜成獣と定義した。齢の推定の際には、大腿骨の骨端部分の癒合の程度や形態 (Leach 1981)、オスでは陰茎骨の重さ (Marshall 1951)、メスでは乳頭の状態などの形態的特徴を用いた (大河原未発表)。

III. 結果

1. 種内における食性の地域間比較

十分なサンプルが得られた秋を対象に、ヤマネコとテンそれぞれの食性を高密度地域と密度回復地域の間で比較したところ、両種ともに食性に地域差は認められなかった。すべての餌分類群の出現頻度には、両種とも地域間で違いは見られなかった (G 検定, $p > 0.05$)。また、比較可能な数の胃から両地域で共通して出現した餌分類群 (ヤマネコ: 哺乳類, 節足動物, テン: 節足動物) の湿重量と個体数にも、地域間で違いは見られなかった (ウィルコクソンの順位和検定, $p > 0.05$)。

テンについては上記 2 地域に低密度地域も加

え、秋と冬の食性を3地域間で比較した。両季節とも、すべての餌分類群の出現頻度には地域間で有意差は見られなかった (Fisher の正確確率検定を用いた多重比較, $p > 0.05$)。なおすべての地域において比較可能な数の胃から出現した餌分類群はなかったため、湿重量と個体数の比較は行わなかった。

以上の結果から、これ以降はヤマネコ、テンともに高密度地域と密度回復地域をまとめて解析を進めた。

2. 種内における食性の齢間比較

ヤマネコについては、比較可能なサンプル数が得られた秋の高密度地域と密度回復地域を合わせた亜成獣と成獣について、齢間での食性の比較を行った。その結果節足動物を利用した個体数が、亜成獣の方が成獣に比べて有意に多かった (G 検定, $p < 0.05$)。比較可能な数の個体が利用した餌分類群 (哺乳類) の湿重量と個体数には有意差は見られなかった (ウィルコクソンの順位和検定, $p > 0.05$)。テンについては、高密度地域と密度回復地域において齢間での食性の比較が可能な個体数が得られなかったため、比較は行わなかった。そこでヤマネコの

条件とは異なるが、参考として低密度地域も加えた3地域を対象に秋のテンの食性を齢間で比較した。その結果、テン亜成獣の方がミミズを採餌した個体の数が成獣に比べて多かった。しかしながらヤマネコでミミズを利用したのは1個体のみであり、ヤマネコの食性にテンの齢による食性の違いは影響しないと考えられたため、テンは成獣と亜成獣をまとめて以下の解析を行った。

3. 食性の種間比較

秋のヤマネコ亜成獣とテン、秋のヤマネコ成獣とテン、冬の高密度地域と密度回復地域を合わせたヤマネコ成獣とテンの3通りの組み合わせで食性の比較を行った。ひとつの胃から出現したすべての餌の合計湿重量 (ウィルコクソンの順位和検定, $p > 0.05$) や、両種とも共通して利用した餌分類群 (共通餌分類群) の出現頻度 (G 検定, $p > 0.05$)、湿重量や個体数 (ウィルコクソンの順位和検定, $p > 0.05$) には、3通りの組み合わせすべてにおいて種間で違いは見られなかった。

1) ヤマネコとテンの秋冬の利用餌分類群

ヤマネコとテンの全てのサンプルから出現した餌を表2に示す。13餌分類群のうち、秋と

餌分類群	綱	目	秋			冬	
			ヤマネコ亜成獣 (n=21)	ヤマネコ成獣 (n=8)	テン (n=24)	ヤマネコ成獣 (n=11)	テン (n=15)
哺乳類	哺乳綱	食肉目	●	●			●
		偶蹄目	●	●			
		トガリネズミ形目	●	●		●	
		翼手目	●	●		●	
		齧歯目	●	●		●	
		哺乳綱spp.				●	
鳥類	鳥綱	●	●	●	●	●	
爬虫類	爬虫綱	●	●			●	
両生類	両生綱	●	●	●	●	●	
魚類	硬骨魚綱	●	●	●	●	●	
不明脊椎動物				●			
節足動物	昆虫綱	直翅目	●	●	●		●
		鞘翅目	●	●	●		
		カマキリ目	●	●	●		
		ハチ目			●		●
		鞘翅目幼虫			●		
		鱗翅目幼虫			●		
		昆虫綱spp.	●	●	●		●
		ムカデ綱	●	●	●		
カタツムリ	腹足綱	腹足綱spp.			●		
		腹足綱spp.	●	●	●	●	
ミミズ	貧毛綱	●	●	●			
不明動物質				●			
果実				●			
人由来の餌				●			
不明				●			
総餌分類群数			14	7	17	6	14

表2 利用餌リスト。黒丸は各餌分類群が胃内容物として出現したことを示す。網掛けはヤマネコとテンが共通して利用した餌分類群を示す。

冬の両季節を通してカタツムリや果実、人由来の餌を利用したのはテンのみで、ヤマネコのみが利用した餌分類群はなかった。各餌分類群を目レベルまで同定した結果、ヤマネコは全体で14 餌分類群（秋：ヤマネコ亜成獣14 餌分類群、ヤマネコ成獣7 餌分類群、冬：成獣6 餌分類群）、テンは23 餌分類群（秋：17 餌分類群、冬：14 餌分類群）を利用した。

2) 秋のヤマネコ亜成獣とテンの食性の比較

ヤマネコ亜成獣が利用した餌分類群数は7 分類群、テンは10 分類群で、鳥類、両生類、節足動物、ミミズの4 分類群が両種で共通であった。

相対出現頻度では、共通餌分類群はヤマネコ亜成獣で64.58 %、テンでは53.73 %を占めた。ヤマネコ亜成獣では全餌分類群でも節足動物が最も高い値を示した。テンでは共通餌分類群の中では節足動物が最も高い値を示し、全体では果実も節足動物と同じ値であった。一方で相対湿重量割合では、共通餌分類群はヤマネコ亜成獣で34.15 %、テンでは31.63 %を占め、そのうち節足動物はヤマネコ亜成獣で13.00 %、テンでは11.06 %だった。共通餌分類群の中で最も高い値だったのはヤマネコでは鳥類で、テンでは節足動物だった。全体では、ヤマネコで哺乳類、テンでは果実が最も高かった。相対個体数割合では、共通餌分類群はヤマネコ亜成獣で65.26 %、テンでは31.80 %を占めた。ヤマネコ亜成獣では全体でも節足動物が占める割合が最も高かった。テンは共通餌分類群の中ではミミズが最も高く、全体では果実が最も高かった。以上をまとめると、秋には、ヤマネコ亜成獣は多くの個体が多数の節足動物を採餌したが、節足動物が占める湿重量は少なかった。一方、哺乳類は多くの個体が多量に採餌しており、出現頻度でも相対湿重量割合でも高い値を示した。テンについても、多くの個体が節足動物を採餌

していたが、節足動物が占める湿重量は少なかった。これに対して果実はすべての指標において高い値を示し、多くの個体が多量に、かつ多数採餌していた。

3) 秋のヤマネコ成獣とテンの食性の比較

ヤマネコ成獣が利用した餌分類群数は5 分類群、テンは10 分類群で、鳥類、両生類、節足動物の3 分類群が両種で共通であった。

相対出現頻度では、共通餌分類群はヤマネコ成獣で38.46 %、テンでは34.33 %だった。共通餌分類群の中で最も高い値を示したのは、ヤマネコ成獣では鳥類と両生類で、テンでは節足動物だった。全体では、ヤマネコ成獣で哺乳類が最も高く、テンでは果実と節足動物が最も高い値を示した。相対湿重量割合では共通餌分類群はヤマネコ成獣で27.89 %、テンでは21.65 %を占めた。共通餌分類群の中では、ヤマネコ成獣では両生類、テンでは節足動物が最も高かった。全体では、ヤマネコ成獣では哺乳類、テンでは果実が最も高い割合を占めた。相対個体数割合では共通餌分類群はヤマネコ成獣で56.25 %、テンでは16.74 %を占めた。ヤマネコ成獣では全体でも両生類が占める割合が最も高かったが、テンは共通餌分類群の中では節足動物が最も高く、全体では果実が最も高かった。

以上をまとめると、秋には、ヤマネコ成獣は多くの個体が多量の哺乳類を採餌しており、また両生類も多数採餌していた。それに対してテンは多くの個体が節足動物や果実を利用しており、特に果実は多量かつ多数採餌していた。

4) 冬の上ヤマネコ成獣とテンの食性の比較

ヤマネコ成獣が利用した餌分類群数は4 分類群、テンは10 分類群で、ヤマネコ成獣が利用したすべての餌分類群（哺乳類、鳥類、両生類、魚類）をテンも利用した。

相対出現頻度では、共通餌分類群はヤマネコ成獣で100 %、テンでは38.89 %を占めた。ヤ

マネコ成獣は哺乳類が最も高い値を示し、テンは共通餌分類群では魚類、全体では果実が最も高かった。相対湿重量割合では、共通餌分類群はヤマネコ成獣で 87.15 %、テンでは 87.52 % を占めた。各餌分類群では、ヤマネコ成獣では哺乳類が半数以上を占めたが、テンでは目立って優占する餌分類群はなく、両生類、魚類、鳥類と続いた。相対個体数割合では、共通餌分類群はヤマネコ成獣で 100 %、テンでは 34.88 % を占めた。ヤマネコ成獣は全体で哺乳類が最も高い値を示し、テンは共通餌分類群では魚類、全体では果実が最も高かった。

以上をまとめると、冬にはヤマネコ成獣が利用した餌分類群すべてをテンも利用しており、相対湿重量割合でも両種ともに共通餌分類群が約 90 % を占めた。しかしながら共通餌分類群の中では、ヤマネコ成獣は哺乳類が高い割合を占めたのに対し、テンは両生類や魚類などが高かった。

IV. 考察

本研究によって、ヤマネコ亜成獣が分散する秋と冬には、ヤマネコの成獣・亜成獣とテンは餌資源を分割することによって共存できており、特定の資源を奪い合う強い競争関係にはないことが分かった。また、ヤマネコ亜成獣は秋には成獣に比べて多くの個体が節足動物を採餌していたが、特に利用可能な餌種に限られるわけではないことが示された。

1. 食性の重複の季節変化

食性の重複の程度は季節的に変化し、冬にはヤマネコが利用した餌分類群すべてをテンも利用しており、その湿重量は両種の食性の約 90 % を占めた。冬に両種が共通して利用する餌分類群が大きく重複した要因のひとつとして、テンの主な餌の資源量低下によるテンの食性の変化が挙げられる。冬には、テンの年間の主な

餌である果実や節足動物、ミミズの資源量が減少するため（大河原 未発表）、テンは冬でも利用可能な脊椎動物を利用するようになった可能性がある。しかしながら共通餌分類群が食性に占める割合が高くなった冬であっても、各餌分類群が食性に占める割合は種間で異なったことから、両種の間には強い競争関係はないと考えられた。

2. 3 地域におけるテンの食性の比較

テンの食性は 3 地域の間で変わらず、仮説 (1) 「ヤマネコの低密度地域ではテンの食性は肉食寄りになる」は支持されなかった。同様の資源を利用する 2 種が同所的に生息する地域に比べて、一方の種のみが分布する地域では、一方の種の不在によってそれまで利用していなかった資源を利用することがある (Clevenger et al. 1995, Caryl et al. 2012a, Caryl et al. 2012b)。しかしながら本研究では、テンはヤマネコの生息密度の低い地域でも食性幅を広げていなかった。秋冬に限らず年間を通して、げっ歯類はヤマネコにとって重要な餌であると考えられるが (Tatara and Doi 1994)、げっ歯類の資源量がピークを示す春 (茂木 2007) であっても、テンはげっ歯類をほとんど利用しないことが示されている (Tatara and Doi 1994, 大河原 2013)。またテン属全体においても、果実が利用可能な環境ではテンはげっ歯類よりも果実を選好することが指摘されている (Zhou et al. 2011)。糞内容物分析では未消化物の多い果実が過大評価となっている可能性があったが、胃内容物においても果実はテンの主な餌であることが示された。以上のことから、現在の対馬の環境において 2 種は餌資源を奪い合う競争関係にはないと考えられた。

3. ヤマネコ亜成獣の食性

分散開始直後の亜成獣でも、哺乳類や鳥類、爬虫類、両生類、節足動物など、成獣と同じ餌メニューも採餌していた。このうち特に哺乳類

の採餌量が多く、ヤマネコ亜成獣が哺乳類を主な餌として利用していることが示された。節足動物はヤマネコ亜成獣の食性全体に占める採餌量の割合が低く、主な餌ではないと考えられたが、利用した個体数は成獣に比べて亜成獣の方が多かったことから、節足動物は容易に採餌可能な餌として分散開始直後のヤマネコ亜成獣に利用されていると考えられた。したがって、仮説(2)「ヤマネコ亜成獣は成獣に比べて容易に捕獲可能な餌を食べる傾向を示す」は支持された。この時期、テンでも多くの個体が節足動物を採餌していたが、ヤマネコ亜成獣と同様に節足動物の採餌量が食性全体に占める割合は少なく、果実の採餌量が多かった。したがってこの時期、ヤマネコ亜成獣とテンの間にも節足動物を巡る競争関係はないと考えられた。

4. 今後の課題

本研究ではサンプル数が少なかったため比較を行わなかったが、冬のコノネコ亜成獣の食性を明らかにすることは今後の課題である。冬には、秋に利用可能であった節足動物の資源量が減少することから(大河原 未発表)、亜成獣の食性が変化することが予想される。また冬にはテンの食性も変化したことから、食性の重複の程度も変わる可能性がある。

5. 保全への提言

本研究の結果、現状ではヤマネコとテンの間には資源を奪い合う強い競争関係はないと考えられた。しかしながらテン属は餌資源量の変動によって食性を日和見的に変化させる(Zhou et al. 2011)。冬には、テンの主な餌である節足動物やミミズ、果実といった餌の資源量が減少した結果、テンの利用餌分類群がヤマネコと大きく重複した可能性が示唆された。このことから、今後対馬という小島嶼における高次捕食者の共存を保証するには、情報が乏しいチョウセンイタチも含め、生息環境のモニタリングを

継続し、ヤマネコの主な餌である哺乳類や鳥類に限らず、テンの主要な餌資源である節足動物やミミズ、果実なども含めた多様な餌種を維持することが必要であると考えられる。

謝辞

環境省対馬野生生物保護センター、長崎県対馬振興局道路課、対馬市教育委員会文化財課、どうぶつたちの病院越田雄史氏、また地域住民のみなさまには、サンプルの採集にご協力いただいた。国立科学博物館川田伸一郎氏には、サンプルをご提供いただいた。琉球大学理学部の学生のみなさまには、サンプルの分析をお手伝いいただいた。ここに深く感謝の意を表します。

参考文献

- Caryl, F. M., Raynor, R., Quine, C. P. and Park, K. J. 2012a. The seasonal diet of British pine marten determined from genetically identified scats. *Journal of Zoology* 288: 252-259.
- Caryl, F. M., Quine, C. P. and Park, K. J. 2012b. Martens in the matrix: the importance of nonforested habitats for forest carnivores in fragmented landscapes. *Journal of Mammalogy* 93: 464-474.
- Cleary, G. P., Corner, L. A., O'Keeffe, J. and Marples, N. M. 2011. Diet of the European badger (*Meles meles*) in the Republic of Ireland: A comparison of results from an analysis of stomach contents and rectal faeces. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde* 76: 470-475.
- Clevenger, A. P. 1995. Seasonality and relationships of food resource use of *Martes martes*, *Genetta genetta* and *Felis catus* in the Balearic Islands. *Revue d'écologie - la Terre et la Vie*. 50: 109-131.
- 気象庁. 2010. 過去の地域平均気象データ検索. 厳原平年値. http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/view/nml_sfc_ym.php?prec_no=84&block_no=47800&year=&month=&day=&view= [2016.10.20]
- Larrouque, J., Ruetten, S., Vandel, J. M. and Devillard, S. 2015. Where to sleep in a rural landscape? A comparative

- study of resting sites pattern in two syntopic *Martes* species. *Ecography* 38: 1-12.
- Leach, D. 1981. Aging marten and fisher by development of the suprafabellar tubercle. *Journal of Wildlife Management* 46: 246-247.
- Marshall, H. W. 1951. An age determination method for the pine marten. *The Journal of Wildlife Management* 15: 276-283.
- 茂木周作 2007. 餌資源の availability の季節変化に対するツシマヤマネコの行動的反応. 琉球大学修士論文. 25pp.
- 長崎県対馬支庁 1993. つしま百科. 344pp.
- Nakanishi, N., Ichinose, F., Higa, G. and Izawa, M. 2009. Age determination of the Iriomote cat by using cementum annuli. *Journal of Zoology* 279: 338-348.
- Nakanishi, N. and Izawa, M. 2016. Importance of frogs in the diet of the Iriomote cat based on stomach content analysis. *Mammal Research* 61: 35-44.
- 大河原陽子 2013. 果実のフェノロジーに応じたツシマテン (*Martes melampus tsuensis*) の採餌生態. 琉球大学修士論文. 23pp.
- Posłuszny, M., Pilot, M., Goszczyński, J. and Gralak, B. 2007. Diet of sympatric pine marten (*Martes martes*) and stone marten (*Martes foina*) identified by genotyping of DNA from faeces. *Annales Zoologici Fennici* 44: 269-284.
- 自然環境研究センター 2013. 平成 24 年度ツシマヤマネコ生息数等推定調査業務報告書 — ツシマヤマネコ第四次生息状況調査結果 —. 224pp.
- Tatara, M. and Doi, T. 1994. Comparative analyses on food habits of Japanese marten, Siberian weasel and leopard cat in the Tsushima islands, Japan. *Ecological Research* 9: 99-107.
- 対馬市教育委員会文化財課 2010. 対馬市の文化財. 30pp.
- Zhou, Y. B., Newman, C., Xu, W. T., Buesching, C. D., Zalewski, A., Kaneko, Y., Macdonald, D. W. and Xie Z. Q. 2011. Biogeographical variation in the diet of Holarctic martens (genus *Martes*, Mammalia: Carnivora: Mustelidae): adaptive foraging in generalists. *Journal of Biogeography* 38: 137-147.

Diet comparison between the Tsushima leopard cat and the Tsushima marten in the high-density, recovering, and low-density areas of leopard cats

OKAWARA Yoko, NAKANISHI Nozomi and IZAWA, Masako

The Tsushima leopard cat and the Tsushima marten are top predators in Tsushima islands. Leopard cat is strict carnivorous, and marten is omnivorous. Although martens have been distributed throughout the islands, the number of endangered leopard cats drastically decreased especially in the south island. If marten is a competitor of leopard cat for prey items in the low-density area of leopard cats, marten could be one of the restraints against the recovery of the number of leopard cats. In this study, we investigate the degree of dietary overlap between martens and adult/subadult leopard cats in the high-density, recovering, and low-density area of leopard cats in autumn and winter when subadult leopard cats become independent.

Stomach contents analyses showed that there were no dietary differences between areas for both species. In winter, food items were highly overlapped between leopard cats and martens, but the proportions of food items were different between two species. In autumn, though both martens and subadult leopard cats foraged arthropods, the proportion to the total wet weight of all food items were low. Therefore, it is suggested that there is not a strong dietary interspecific competition between leopard cats and martens.

It is considered that the food resource partitioning enable leopard cats and martens to coexist in these small islands. For the conservation of these top predators in Tsushima islands, the diversity of food items should be maintained.

Key words: Interspecific relationships, Age, Top predator, Tsushima islands, Stomach contents

対馬神崎半島におけるシカ排除による植生回復試験

対馬植物研究会

鈴木（東）浩司¹・福原達人²・伊藤麻子³・中西弘樹⁴

対馬は九州と朝鮮半島の間位置し、日本の生物多様性の成り立ちを理解する上で重要な地域である。また、対馬には対馬固有または国内では対馬にしか生育していない希少植物種が知られている。しかし、近年、シカ食害による森林内の林床植生の衰退が著しく、希少種の存続を脅かしている。そこで、対馬市南端にある神崎半島において、シカ柵設置による林床植生の回復を試みた。神崎半島はスタジイ、イスノキ、ナタオレノキ等からなる暖地性照葉樹林が広がっており、対馬島内では比較的自然度の高い地域として知られている。すでに林床には草本類はほとんど見られず、いわゆるディアラインがはっきりと見られる。神崎半島は三方を海で囲まれ、かつ断崖絶壁となっており、また、陸続きの部分はくびれており、幅約 100 m ほどである。この場所にシカ柵を設置することで、神崎半島全体をシカ排除区とした。シカ柵を設置しても、直ちに林床植生が回復するはずはなく、今後は定期的に植生調査することでシカ排除による植生回復効果を検証する。

キーワード：希少植物種、照葉樹林、生態系回復、草本植物、保全

1. はじめに

対馬（長崎県）は九州と朝鮮半島の間対馬海峡のほぼ中央に位置し、本土（福岡市）から最も近いところで約 120 km、韓国釜山から最も近いところは約 55 km の距離がある。島の面積（約 700 km²）は比較的大きく、佐渡島、奄美大島に次いで大きい。島は南北に約 82 km、東西に約 18 km の細長い形をし、リアス式海岸が見られ、特に中央部には多島海を形成し、また、内陸部は比較的険しい山あいをしている。対馬暖流のおかげで比較的温暖で、各地に照葉樹林が見られる。島の最高峰は矢立山（649 m）であるが、自然が豊かで国の天然記念物に指定されている白嶽（518 m）や龍良山（558 m）

が一般によく知られている。そのほか、有明山（558 m）、御岳（479 m）などがある。対馬は大部分が堆積層（対州層）からなり、約 1500 万年前の中新世の日本海拡大の際に、隆起して出来上がったと考えられている（長岡 2001）。ゾウの化石の研究から、過去の数度の氷期（63 万、43 万年前）において日本と大陸は対馬（陸橋）を介して陸続きになったとされている。ただし、最終氷期では陸続きにならず、対馬と朝鮮半島の間幅約 12-15 km の狭い海峡が存在したと考えられている（町田 2001）。

このように、かつて大陸（朝鮮半島）と日本本土は対馬を介して陸続きであったため、対馬は大陸系植物の日本への移住（また

1: 京都大学大学院理学研究科生物科学専攻（現所属：富山県立大学工学部） 2: 福岡教育大学教育学部 3: 対馬市島おこし協働隊 4: 亜熱帯植物研究所
2016.10.31 受付 2018.5.14 公開

はその逆)の回廊として重要な役割を果たしてきたと考えられ、日本の生物多様性の起源や成立過程を知る上で重要な地域である。現在でも、大陸系植物が対馬にのみ遺存的に生育していたり(例えば、チョウセンヤマツツジ *Rhododendron yedoense* var. *poukhanense*, オオチダケサシ *Astilbe chinensis* var. *davidii*, オオチョウジガマズミ *Viburnum carlesii*, チョウセンキハギ *Lespedeza maximowiczii*, アレチアザミ *Breca segetum*, ハクウンキズゲ *Hemelocallis hakuunensis*, ハナナズナ *Berteroella maximowiczii*, チョウセンカラスウリ *Trichosanthes kirilowii* var. *kirilowii*, ムラサキカラムツ *Thalictrum uchiyamae*; 伊藤 1997, 東 2015), 対馬にのみ生育する固有種(シマトウヒレン *Saussurea insularis*, ツシマノダケ *Tilingia tsushimensis*, ヒメマンネングサ *Sedum zentaro-tashiroi*, ツシマギボウシ *Hosta tsushimensis*, ツシマアカショウマ *Astilbe tsushimensis*, ツシマヒナノウスツボ *Scrophularia kakudensis* var. *toyamae*) が知られていて、日本の生物多様性のホットスポットの一つである(伊藤 1997, 中西 2013, 東 2015)。そして、これらの国内では対馬でしか見ることができない希少種・固有種を保全することは日本の生物多様性を守る上で重要なことである。しかし、明治期以降の人間活動の増大に伴い、これら固有種・希少種の生育地は開発され、その分布域はあきらかに縮小している(東 2012, 2015)。

特に、近年ではシカの食害による林床植生の衰退が著しく、対馬内の多くの場所で林床植生がまったくといっていいほど見られなくなっている(図 1, 図 2)。長崎県の調査によれば、対馬島内にシカは約 46,000 頭いると推定され(平成 25 年調査)、かなりの高密度(65.7 島/km²)で生育しているとされている(長崎



図 1 神崎半島の林内の様子。ディアラインが見られる。



図 2 海岸付近の道路沿いの変化(対馬北部)。写真上は 2014 年、写真下は 2016 年。

県 2015)。また、最近では毎年約 4,000 頭のシカが駆除されているが、シカの増加に追いついていない状況である。このようにシカの早急な全面的駆除が見込まれない現状では、まずは対馬に生育する希少植物種の生育地や自然度の高い

地域をシカ食害から守ることが重要である。筆者らはすでに対馬固有のツシマノダケ（セリ科）や大陸に分布し国内では対馬にだけ生育するハナナズナ（アブラナ科）の現存集団においてシカ柵を設置し、生育個体の保全を行っている。しかし、個々の種の保全対策も重要だが、貴重な生態系そのものを保全することも重要である。そこで、本研究では特定の種を対象としてではなく、貴重な（自然の高い）森林生態系の保全の目的に、対馬南端部の神崎半島においてシカ柵設置による林床植生の回復試験を始めることとした。

II. 調査地および方法

調査対象地として、対馬最南端部の神崎半島を選んだ（図3）。神崎半島は南北に約1300m、東西に最大約500mの細長いひし形をしており、付け根部分はくびれ、その幅は約100mである（図4）。半島内の最高標高地点は230mである。神崎半島は三方が断崖絶壁で人を寄せ付けない地形になっている。つまり、半島の付け根（くびれ）部分を閉鎖してしまえば、シカの侵入をかなりの確度で防ぐことができると考えられる（図4）。神崎半島は1970年代からの環境省植生調査の結果によると、半島全体が白

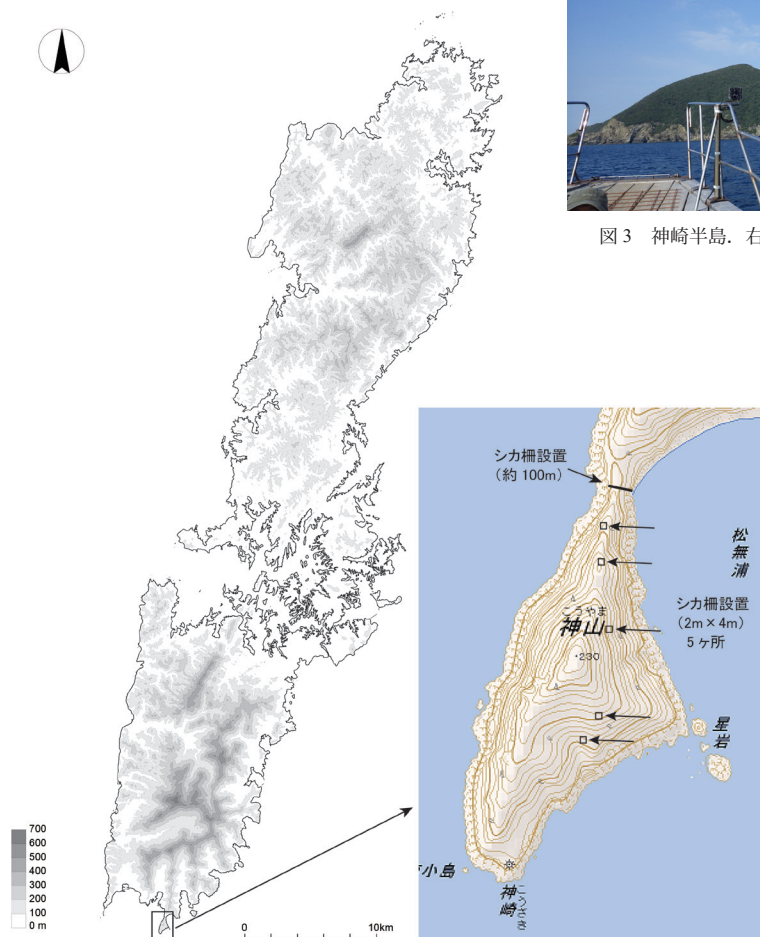


図3 神崎半島。右側の低い部分にシカ柵を設置した。

図4 神崎半島の位置およびシカ柵設置場所。

嶽や龍良山と同程度の自然度が高い地域とされており、スダジイ、イスノキ、ナタオレノキなどからなる暖地性照葉樹林が広がる。対島内陸の山岳部分以外の海岸部では、かなり大きな面積の照葉樹林が残っている場所である。半島内では他の地域同様にシカによる食害が全面的に見られ、いわゆるディアラインを容易に見ることができる（図1）。今回、神崎半島全体をシカ排除区とするために、半島のくびれ部分約100 mにシカ柵を設置することとした。また、半島内の5ヶ所に2 m×4 mのシカ柵を設置し、植生回復の試験区とした。また半島内で見られる植物の調査も行なった。半島の付け根部分から先端の灯台まで直線距離で約1,300 m、山道を歩くと1時間弱かかる。本調査期間中、筆者らは3回往復したが、いずれの場合もシカを目撃した（1頭～4頭程度）。

III. 植物調査およびシカ柵設置準備

神崎半島は先端部に灯台があり、明治27年（1894年）から昭和50年に無人化されるまで、灯台職員が滞在していた。そのため、陸路および船着場があり、半島内に人が入ることは可能であった。明治期後半には植物学者らが対馬の植物調査をしており、神崎においても植物採集がおこなわれ、さく葉標本が残されている。筆者らはすでに国内主要標本庫において対馬に固有または希少な植物のさく葉標本を調査しており、その結果、1901年（図5）と1903年にハナナズナ（図6）が、1909年にキバナハタザオ *Sisymbrium luteum*（近畿以北と対馬にのみ分布、図7）が神崎において採集されていたことが分かった。そこで調査期間中にこれらの草本類を探したが現在までに見つかっていない。また半島内で見られた植物のリストを表1にまとめた。

神崎半島は自然の豊かな照葉樹林が残された



図5 ハナナズナの標本。1901年8月20日に矢部吉禎が採集したとある（東京大学総合研究博物館所蔵）。



図6 ハナナズナ。日本国内では対馬の限られた場所ではしか確認できない。



図7 キバナハタザオ。国内では近畿以北と対馬に分布。

表1 神崎半島内で見られた植物リスト.

アオツヅラフジ	サルトリイバラ	ネコハギ
アカメガシワ	サンショウ	ネズミモチ
アマクサシダ	シバ	ネムノキ
アリドオシ	シャリンバイ	ハクウンキスゲ
イソアオスゲ	シロダモ	ハスノハカズラ
イヌビワ	ススキ	ハチジョウベニシダ
イヌマキ	スダジイ	ハマクサギ
エノキ	センダン	ハマヒサカキ
エノキグサ	センニンソウ	ハマヒルガオ
オオツヅラフジ	ソナレムグラ	ハマビワ
オガルカヤ	タチシノブ	ハマボッス
オニタビラコ	タチツボスミレ	ヒサカキ
オニヤブソテツ	タブノキ	ヒノキバヤドリギ
オオバグミ	ダルマガク	ヒメコウゾ
カゴノキ	ダンギク	ヒメムカシヨモギ
カシワ	ダンドボロギク	ヒメユズリハ
カタバミ	チガヤ	ホソバカナワラビ
カラスウリ	チヂミザサ	マサキ
カンコノキ	チョウセンガヤツリ	マメヅタ
キキョウ	ツシマギボウシ	マンリョウ
キンエノコロ	ツボクサ	モチノキ
クズ	ツワブキ	モロコシガヤ
クスドイゲ	チョウセンテイカカズラ	ヤツデ
クマワラビ	テリハツルウメモドキ	ヤブツバキ
クロマツ	テリハノイバラ	ヤマアイ
クワノハエノキ	トウゴクベニシダ	ヤマイタチシダ
ケヤキ	ナガサキマンネングサ	ヤマカモジグサ
コゴメナキリ	ナガバジャノヒゲ	ヤマグワ
コバノヨツバムグラ	ナワシロイチゴ	ヨウシュヤマゴボウ
コメヒシバ	ニオウヤブマオ	ヨモギ
ゴンズイ	ヌルデ	

地域であるがゆえに保全のためのさまざまな規制がかかっている。シカ柵設置に際し、事前に関係機関に連絡・相談し、以下の各規制についてしかるべき許可を得た：壱岐対馬国定公園特別地域、保安林（魚つき）、国有林、豆酩内院龍良山神崎植物群落保護林。

IV. シカ柵設置作業

神崎半島の付け根部分に約 100 m のシカ柵（森林組合で扱っている防獣ネット一式）を設置した。作業には研究メンバーのほか、地元の有志の方々にご協力いただいた。半島付け根部分のシカ柵設置場所へは近くの集落（浅藻）か



図8 シカ柵設置作業1. 資材を船に積み込んで運搬.



図9 シカ柵設置作業2. 小型船に乗り換えて、上陸.



図10 シカ柵設置作業3. 灯台付近の様子. 灯台真下にコンクリート製の船着場が見える.

ら山道を1時間以上歩かねばならず、資材を担いで行くのは大変なので、資材の搬入は船を利用した。船は豆敷内院から半島付け根部分東側海岸に着け上陸した(図8, 図9)。この場所以外に船で上陸できる地点は先端部分の灯台下に



図11 シカ柵設置作業4. 林内でシカ柵支柱を地面に打込んでいる.



図12 シカ柵設置作業5. シカ柵ネットを張っている.

限られるが、ここから資材を搬入するのは難しい(図10)。シカ柵は支柱(高さ2.4m)を約2.5m間隔で地面に打込み、ステンレス線入り防獣ネット(高さ2.0m)を張った(図11, 図12)。シカ柵は灯台へと続く山道を横切る形になるので、金網フェンス(1m×2m)を使って出入口を取り付けた(図13)。シカ柵の両端付近は



図 13 シカ柵設置作業 6. 山道に設置した出入口。

海岸および崖になるが、この部分からシカが侵入することがないかどうかについては今後注意する必要がある。

また、半島内の 5 地点において 2 m×4 m の方形区を設定し、シカ柵で囲った。これは半島内からシカが排除できているかどうかを確認することが厳密には困難で、もし、半島内にシカが残存していた場合でも、将来的により客観的なデータを取るための試験区である。

V. 今後について

シカ柵の設置による林床植生の回復試験は全国各地で行なわれており、一定の効果を挙げている（例えば、田村ほか 2005）。しかしながら、直ちにシカ柵設置の効果が見られるわけではなく、5 年、10 年といった長い時間をかけて検証していかなければならない。シカ柵設置により神崎半島全体（約 0.47 km² または 47 ha）をシカ排除に設定したが、シカの侵入を完全に防げ

ているかどうかは今後も継続して調査していく必要がある。また、シカ柵のメンテナンスも重要で、定期的に行なう予定である。シカ柵設置に際して、半島内のシカを追い出す必要がある。そこで平成 17 年 1 月に地元ハンター隊（猟師 18 人、猟犬 9 頭）による一斉駆除を行い、シカ 10 頭イノシシ 2 頭を駆除した（費用の一部は長崎県緑といきもの賑わい事業の補助金による）。

謝辞

本研究を行なうにあたり対馬市、長崎県、九州森林管理局および地元の有志の方々から多大な協力を得た。特に國分英俊氏には対馬における調査活動に常にご協力を頂いた。ここに記して感謝する。

引用文献

- 東 浩司 2015. 対馬に生育する対馬固有種および国内希少植物種の過去の分布記録と現状. 日本植物園協会誌 50 : 93-97.
- 東 浩司・掛澤明弘・小森晴香・岡崎純子 2013. 対馬の照葉樹林に生育するツシマノダケ（セリ科）の過去の分布記録と現状. 分類 13 : 93-101.
- 伊藤秀三 1997. 日韓海峡域の植物と植生の地理学. 長崎大学教養部紀要（自然科学篇）38 : 25-51.
- 田村 淳・入野彰夫・山根正伸・勝山輝男 2005. 丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果. 保全生態学研究 10 : 11-17.
- 長岡信治 2001. 対馬と対馬海峡. 町田 洋・太田陽子・河名俊男・森脇 広（編）：「日本の地形 7 九州・南西諸島」. 東京大学出版会, 東京 : 106-109
- 長崎県 2015. 第二種特定鳥獣（ニホンジカ）管理計画. 長崎県.
- 中西弘樹 2012. 長崎県の固有植物について. 長崎県生物学会誌 73 : 10-13.
- 町田 洋 2001. 対馬海峡の陸橋問題. 町田 洋・太田陽子・河名俊男・森脇 広（編）：「日本の地形 7 九州・南西諸島」東京大学出版会, 東京 : 325

Conservation of evergreen forest in Kozaki Peninsula, Tsushima Island, by installation of deer fence

SUZUKI-AZUMA Hiroshi, FUKUHARA Tatsundo, ITO Asako
and NAKANISHI Hiroki

Tsushima Island is located in the Tsushima Strait between the Kyusyu and Korean peninsula. The island is considered to be one of hot-spots for Japanese biodiversity, because several endemic or rare plant and animal species are found there. Recent years, severe grazing by deer has caused extinction of several populations of some rare herbaceous species in the island. Therefore, we establish preventing fence for deer to conserve forest floor plant population from deer-grazing at Kozaki peninsula, southernmost part of Tsushima Island, where is covered by evergreen forest, main wood species are *Castanopsis sieboldii*, *Distylium racemosum*, and *Osmanthus zentaroanus*. By establishing the preventing fence, all area of the Kozaki peninsula (ca. 47 ha) is potentially regarded as a protected area for deer grazing. We will continue to investigate change of vegetation in this area.

Key words: Rare plant species, evergreen forest, ecosystem restoration, herbaceous plant, conservation

南西諸島におけるコウモリ類島嶼個体群の絶滅要因ならびに 現存個体群の保全に関する研究

大東島コウモリ研究グループ

福井 大¹・川田伸一郎²・木村由莉³・吉行瑞子⁴

海洋島である大東諸島に自然分布する哺乳類は、ダイトウオコウモリ 1 種のみが知られている。しかし、近年になって、大東島において食虫性コウモリの洞窟内堆積物の情報が申請者グループに寄せられるようになった。本研究では、2016 年 1 月に南大東島の洞窟において堆積物の探索調査を行った。その結果、2 箇所の洞窟から、明らかに食虫性コウモリ類のものと思われる骨を多数採集できた。採集したサンプルを現生種の骨格標本と比較精査したところ、サンプルには少なくとも 2 種の食虫性コウモリ類の骨が含まれることが明らかになった。島民の目撃情報から、少なくとも数十年ほど前までは小型のコウモリ類が生息していた可能性がある。南大東島は 1900 年頃に開拓が入り、わずかに数年で島内のほとんどの森林がサトウキビ畑に改変された。その後も環境変化が急速に進み、森林に依存していた食虫性コウモリ類個体群に大きなダメージを与えたと予想される。

キーワード：洞窟内堆積物、南大東島、森林率、食虫性コウモリ

1. はじめに

温帯から亜熱帯を含む南西諸島は、地史的なプレート運動による大陸との分離や結合が繰り返され、独自の生物相を有している（例えば Ito 1997, 高木 2009）。日本産哺乳類の中で最大の多様性を誇るコウモリ類に関しても例外ではなく、南西諸島には多くの固有種が生息している（Ohdachi et al. 2015）。その一方で、いくつかの島嶼個体群においては、人間活動に伴うと考えられるコウモリ類個体群の激減や絶滅が生じている。例えば、宮古島においては固有亜種ミヤココキクガシラコウモリ *Rhinolophus pumilus miyakonis* が 1971 年以降確認されていないことや（Sano and Armstrong 2015）、与那

国島や波照間島の日本固有種カグラコウモリ *Hipposideros turpis* 個体群も極めて小さいことが明らかになっている（Echenique-Diaz 2005）。しかしながら、こうしたコウモリ類個体群の減少や絶滅の要因に関する研究はこれまで全く行われておらず、どのような保護対策をおこなっていけばよいのかという具体的な方策を明示できないというのが現状である。減少や絶滅の要因を明らかにする一つ的手段として、各島における過去と現在のコウモリ類の生息状況を自然環境の変遷と比較する方法が挙げられる。

大東諸島は、南西諸島の中でも独特な地史的特徴をもった島嶼群である。世界でも類を見ない隆起環礁の島であり、大陸や日本列島の他の

1: 東京大学大学院農学生命科学研究科附属北海道演習林 2: 国立科学博物館動物研究部 3: 国立科学博物館地学研究部 4: 元東京農業大学
2016.10.31 受付 2018.5.14 公開

島々と一度も繋がっていない。このような海洋島（大陸との接続履歴がない島）には、飛翔能力のあるコウモリ類を除き、陸生哺乳類が分布していないのが一般的である（例：ニュージーランド、小笠原、ハワイ）。コウモリ類においても、海洋島に分布しているのは飛翔能力が比較的高い種（オオコウモリ科など）などに限られる。日本列島では、小笠原諸島と大東諸島が海洋島として知られているが、いずれにも唯一の在来哺乳類としてオオコウモリ科コウモリが1種ずつ分布している（Ohdachi et al. 2015）。ただし、小笠原母島においては1915年に食虫性の小型種であるオガサワラアブラコウモリ *Pipistrellus sturdeeii* が記録されているが、タイプ標本以外の記録はなく、本当に母島から採集されたものなのかどうかも含めて再検討が必要とされている。大東諸島においては、先に述べたように在来哺乳類はクビワオオコウモリの亜種ダイトウオオコウモリ *Pteropus dasymallus daitoensis* のみがこれまで知られている。

そのような状況の中、近年になって、大東島において小型コウモリの洞窟内堆積物の情報が申請者グループに寄せられるようになった。写真によると明らかにコウモリ類の骨格であり、かつ、現生のオオコウモリではない。つまり、大東島には過去に小型のコウモリ類が分布していたが、最近数十年のうちに絶滅していたということになる。さらに、地理的な条件から固有種であった可能性も十分に考えられる。これら洞窟内堆積物に関する情報は過去にも実は散見されていたが（下謝名 1978, 前田 2001）、詳細な分類学的検討がなされることはなかった。この「幻の大東島の小型コウモリ」の分類学的位置付けと絶滅時期を明らかにし、絶滅前後の自然環境を比較検討することは、南西諸島におけるコウモリ類の島嶼個体群の減少・絶滅要因を明らかにするための極めて重要な情報となりう

る。

そこで本研究では、大東島の洞窟内堆積物を発掘、処理した上で、大東島に過去に分布していた「幻の小型コウモリ」の分類学的位置付け、絶滅時期、絶滅前後の自然環境の変遷を明らかにする。さらに、大東島に加えて、同様に小型コウモリが絶滅したとされる宮古島や、個体群が縮小している波照間島、与那国島、個体群が比較的健全とされる島の自然環境の変遷を比較検討することで、南西諸島における小型コウモリ島嶼個体群の絶滅要因とリスクを明示することを目的とする。本報告では、これらのうち2016年10月時点での進捗状況を報告する。

II. 調査地および方法

1. 調査地

南西諸島の東部に位置する大東諸島のうち、南大東島が調査地である（図1）。南大東島には多くの石灰岩鍾乳洞が知られており、本研究では、そのうちの3箇所を調査を行った。洞窟の詳細位置については、サンプルの乱獲を防ぐために記さない。

2. 洞窟内堆積物の調査

2016年1月13日～15日にかけて上記3箇所の洞窟に入り、洞窟内堆積物を探索した。その際に、コウモリ類のものと思われる骨が見つかった場合は、ピンセットで採集したのちにチャック付きポリ袋に保存した。複数の骨がまとまって（おおむね数センチ範囲内）落ちている場合は同一個体と仮定して同じポリ袋に保存した。鍾乳石等に覆われている場合は、タガネとハンマーを用いて基岩ごと採集した。なお、本サンプル採集にあたっては、南大東村教育委員会に事前に申し入れてから実施した。サンプルは、発見したものをすべてを採集するのではなく、分析に必要な最低限の量のみを採集するように心がけた。

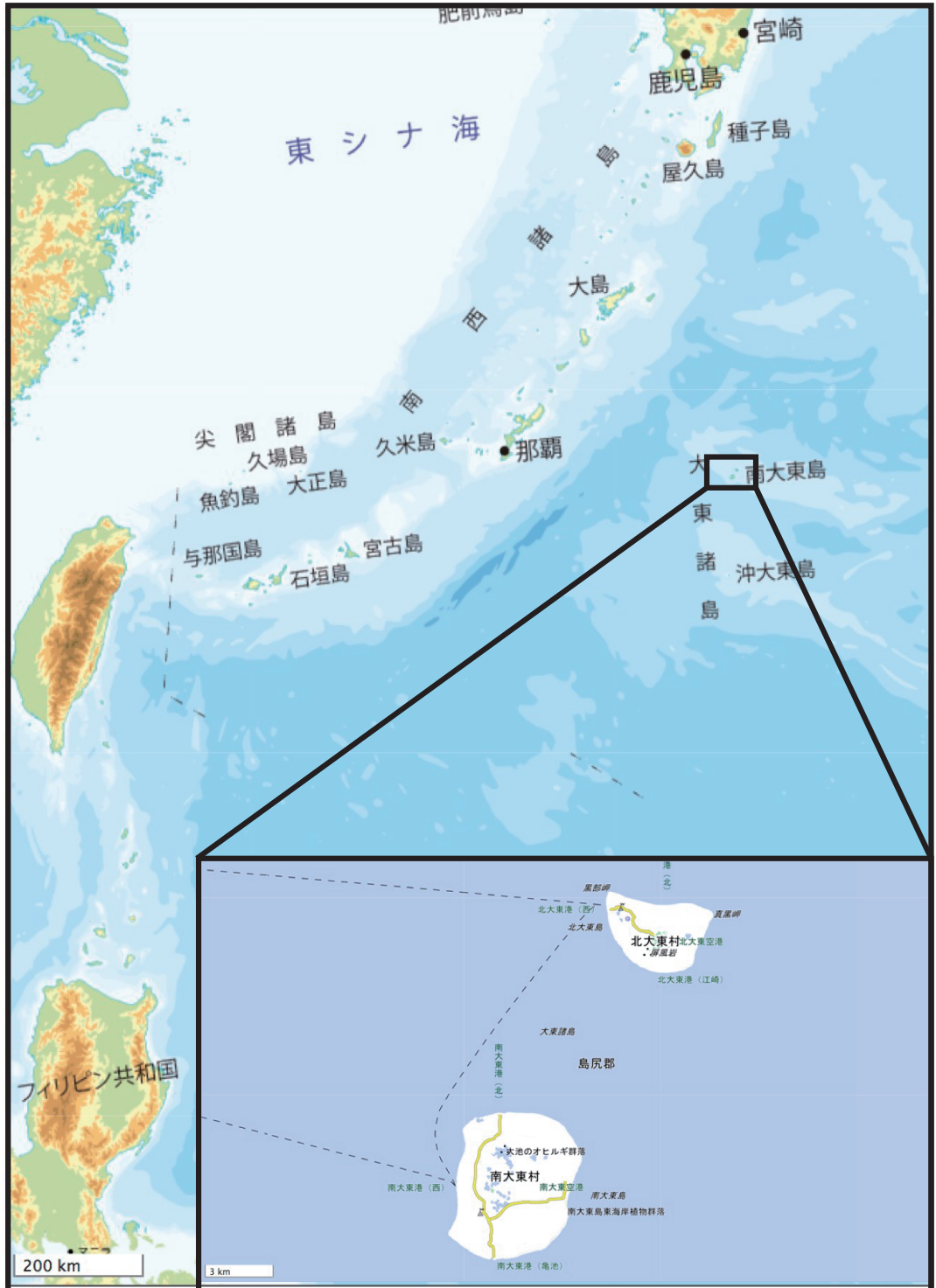


図1 調査地.

採集したサンプルは研究室に持ち帰り、識別番号を振ったのちに、実体顕微鏡下で写真撮影を行い、サンプルごとにプラスチックケースもしくはプラスチックチューブに保存した。多くのサンプルは極めて脆い状態であるため、必要に応じて形態を損なわないように樹脂で補強をおこなった。

3. サンプル測定および比較

得られたサンプルは、必要に応じてサイズをデジタルノギスを用いて計測した。計測パラメータは、頭骨の場合は Csorba and Lee (1999) を参考に、その他の部位（前腕骨や上腕骨）の場合は全長とした。サイズ以外にも、質的特徴（歯式等）を精査した。これら計測値や質的特徴について、他のコウモリ類のものとの比較を行った。

III. 結果

調査期間中に、3 箇所のうち 2 箇所の洞窟から小型コウモリ類のものと思われる洞窟堆積物を確認した（図 2）。このうち、鍾乳石に覆われた骨格 2 体分と 12 サンプル（数センチ範囲内にまとまって落ちていたものを 1 サンプルとする）を採集し、研究室に持ち帰った。

採集したサンプルには、頭骨（上顎も含む）や下顎骨、前腕骨、上腕骨、骨盤などが含まれていた。ほとんどの骨は一部が破損している状態であったが、頭骨 5 個分は、1 箇所以上のなんらかのパラメータが計測可能な状態であった。また、比較的良好な状態の上腕骨が 11 本、前腕骨が 4 本、下顎が 3 個、骨盤が 1 個含まれていた。

上記サンプルのサイズを計測した結果、小型種と大型種の大きく二つのグループに分かれることがわかった。小型種は上腕骨が 23 ミリ前後、大型種は約 32 ミリである。採集された頭骨 5 個はすべて小型種に属すると思われる、大型

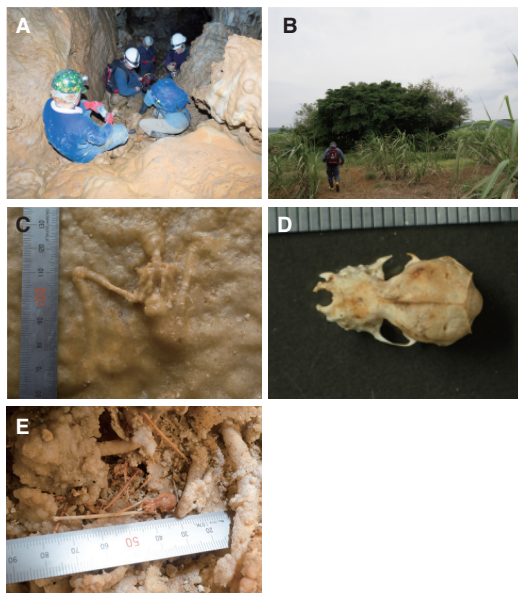


図 2 調査箇所及びサンプル写真。A: 調査洞窟での堆積物探索風景。B: 調査洞窟の入り口。C: 石灰石に覆われた小型コウモリ類の骨格。D: 調査洞窟で採集された小型コウモリ類の頭骨。E: 洞窟堆積物の一例。

種に関しては上顎および下顎の一部が採集されたのみである。また、前腕骨に関してもすべて小型種のものと思われる。小型種の歯式ならびに計測値を精査し、日本産コウモリ類のものと比較したところ、A 属のものである可能性が極めて高いことがわかった（本研究において収集されたサンプルの分類学的位置付けは現在も分析中であるため、本報告では具体的な属名を記さないこととする）。また、大型種に関しては、同じ場所で採集された骨盤を現生種の標本（国立科学博物館収蔵）と比較したところ、B 属である可能性が極めて高いことが明らかとなった。これは、上顎の形態的特徴からも裏付けられるものである。

IV. 考察

本研究により、南大東島に小型コウモリ類が少なくとも 2 種分布していたことが明らかになった。また、現在は島内の洞窟において小型

コウモリ類の目撃情報が全くないことから、これら2種のコウモリ類はすでに絶滅していると考えられる。現在、南大東島に生息が確認されている哺乳類は、ダイトウオオコウモリ、ニホンイタチ *Mustela itatsi*, クマネズミ *Rattus rattus* が挙げられるが、このうち在来種はダイトウオオコウモリ1種のみであると考えられてきた(清水2003)。本研究の結果は、これまでの定説を覆し、南大東島の在来哺乳類が少なくとも3種いたことを示すものである。

今回確認された2種のうち小型種である1種はそのサイズや歯式からA属のコウモリと考えられる。A属のコウモリは日本列島、琉球列島、台湾、フィリピンにも分布している(Simmons 2005)。得られた頭骨や上腕骨、前腕骨のサイズから、琉球列島に分布する種に極めて似ている。本属は小型コウモリ類の中でも比較的飛行能力が高いことが知られており(Norberg and Rayner 1987)、恒常的ではないものの琉球列島から飛来した個体が定着していたとしても不思議ではない。ただし、種名を確定するためには、琉球列島だけではなく、日本列島からフィリピンにかけてのA属標本と比較検討する必要がある。

もう1種の大型種は、サイズ、形態からB属のコウモリと考えられる。B属のコウモリはアジア全域に広く分布している(Simmons 2005)。しかし、今回収集されたものと近似サイズの種は、琉球列島には分布していない。近似サイズの種の最も近い分布域は、屋久島もしくは台湾となる。さらに、B属は小型コウモリ類の中では飛行能力がそれほど高くないことが知られている(Norberg and Rayner 1987)。したがって、南大東島におけるB属大型種の分布は、生物地理学的に極めて不自然なものと考えられる。つまり、屋久島の分布する種あるいは台湾に分布する種が偶発的に南大東島に飛来し

て定着することが考えづらい。仮にそのようなことがあった場合、今度は「なぜ、地理的により定着確率が高いであろう琉球列島に大型のB属が分布していないのか」という問題が生じる。本種が大東諸島固有種であったのかどうかも含め、近隣地域の標本と比較していく必要がある。南北大東島には多くの自然洞窟が確認されているが(下謝名1978)、小型のコウモリ類が現在も生息しているという情報は皆無である。これらの洞窟には、ツアー等で頻繁に人が出入りしており、その中には小型コウモリの存在を注意深く確認している方々もおられる。そのような状況で小型コウモリの情報がないということは、南北大東島からは小型コウモリが絶滅したことが確実であると言える。では、今回確認された2種の小型コウモリはいつごろ絶滅したのであろうか?今回発見された堆積物の状態は比較的良好で、それほど古くない年代のものではないかと推定される。下謝名(1978)によると、南北大東島の洞穴の総合調査が行われた1977年には、「小型コウモリは見られない」との記述がある。したがって、1970年代後半にはすでに絶滅していたことがうかがえる。一方、南大東島住民の方々にお話を伺った際、年配の複数の方々「子供の頃に洞窟の中で小さなコウモリを見た」という証言をされていた。最も若い方で50歳代の方であるため、1970年代前半に小型コウモリ類が目撃されていた可能性がある。したがって、1970年代前後が大東島産小型コウモリの絶滅時期の可能性が考えられる。ただし、これは推測の域を出ないため、本研究では今後、同位体を用いた年代測定を行う予定である。

大東島産小型コウモリ類が絶滅したのはほぼ間違いなが、それでは、なぜ絶滅したのであろうか?大東島の開拓が始まったのは1900年のことであるが、それ以前はダイトウビロ

ウを中心とした森林が広がっていたようである（南大東村誌編集委員会 1990）。しかし、開拓が始まりわずか 10 年余りで森林はサトウキビ畑に改変され、1916 年頃には「乱伐はその極みに達した」とある（南大東村誌編集委員会 1990）。その後、1921 年から 1926 年にかけて植林事業が行われ、リュウキュウマツやモクマオウを中心として約 185 万本が植樹された。その後、太平洋戦争中に再び大量に伐採が入り、戦後の農地や道路の整備も相まって、現在は一部の孤立林、内幕と外幕の防風林が森林として残っているのみである（南大東村誌編集委員会 1990）。食虫性である小型コウモリは、ねぐらが洞窟といえども、採餌環境として森林に強く依存している種が大部分である。したがって、開拓初期の森林伐採が小型コウモリ個体群に深刻な影響を与えた可能性は十分に考えられる。ただし、島民の目撃情報から、その後も小型コウモリ類個体群が残存していた可能性はある。コウモリ類は一般的に一産一仔であるため、個体群増加率は小さい。開拓初期以降に小さな個体群が増加することもなく維持されていたが、ある時期に絶滅に至ったのであろう。南大東島では、森林環境の劣化が原因とみられる鳥類の絶滅が数種で知られる。例えば、リュウキュウカラスバト *Columba jousi* は 1936 年、ダイトウウグイス *Cettia diphone restrictus* とダイトウヤマガラ *Parus varius orii* は 1922 年が最後の記録となっている（沖縄県文化環境部自然保護課 2005）。

森林環境の減少や劣化の他にも、農薬散布による昆虫類の減少が小型コウモリ類個体群に影響を及ぼした可能性もある。南大東島では、1972 年から 1977 年にかけて、カンシャコバナネナガカメムシおよびバッタ駆除のために BHC 等を使用した空中防除が実施された（南大東村誌編集委員会 1990）。この際に病害虫以外の昆

虫にも大きな影響を及ぼしたと思われ、それが小型コウモリの絶滅につながった可能性がある。実際に、昆虫を主食とする鳥類であるダイトウメジロ *Zosterops japonica daitoensis* やダイトウコノハズク *Otus scops interpositus* の個体数がこの時期に減少したという証言もある（東和明 私信；沖縄県文化環境部自然保護課 2005）。小型コウモリ類の絶滅あるいは減少は、南西諸島の他の島でもみられる。例えば、宮古島にはオキナワコキクガシラコウモリの固有亜種ミヤコキクガシラコウモリが生息していたことが知られているが、1971 年以降確認されていない（Sano and Armstrong 2015）。また、与論島や伊是名島、多良間島では小型コウモリの記録そのものがない。与那国島や波照間島ではカグラコウモリが生息しているが、その個体群は極めて小さい。これらの島の森林率をみてみると、おおむね 20 % 以下であり、南西諸島のその他の島と比べると低い傾向にある（表 1）。つまり、森林率の減少が小型コウモリ類の島嶼個体群に極めて大きな影響を与えていることを示唆する。島嶼個体群はそもそも環境攪乱に対して

表 1 南西諸島の島ごとの面積と森林率。

	面積	森林率	コウモリ
奄美大島	712.38	65.2%	生息
喜界島	56.9	15.7%	生息
徳之島	248	52.9%	生息
沖永良部島	93.7	13.8%	生息
与論島	20.5	4.3%	記録なし？
伊平屋島	20.5	54.8%	生息
伊是名島	14.1	24.2%	記録なし？
沖繩島	1208.3	38.2%	生息
久米島	59.1	37.0%	生息
渡嘉敷島	15.31	83.0%	生息
宮古諸島	206.7	16.0%	絶滅
多良間島	19.7	<10.0%	記録なし
石垣島	222.6	30.0%	生息
西表島	289.3	69.5%	生息
与那国島	28.9	14.3%	生息
波照間島	12.7	<20.0%	生息
南大東島	30.5	<10.0%	絶滅

森林率は、奄美・琉球世界自然遺産候補地科学委員会第 3 回科学委員会資料

(<http://www.rinya.maff.go.jp/kyusyu/keikaku/amamiryukyu/siryou25.html>)、平成 27 年度鹿児島県森林・林業統計

(https://www.pref.kagoshima.jp/ad01/sangyo-rodo/rinsui/tokei/shinrin/documents/49057_20151207092251-1.pdf)、平成 26 年度沖縄の森林・林業 8 3752。

(http://www.pref.okinawa.jp/site/norin/shinrin/documents/26_gaiyouban.pdf) より抜粋。

脆弱であることが一般的に言われている (Losos and Ricklefs 2010). 現在維持されている各島の小型コウモリ個体群についても, 森林環境の劣化によって急速に減少する可能性がある. 今後の保全のためには, 森林環境の維持創出が極めて重要な課題となるであろう.

V. 今後の展望

本研究では, これまでのところ, 南大東島に少なくとも2種の小型コウモリが生息し, それらがすでに絶滅していることが明らかになった. しかし, これらの種の分類学的位置, いつ絶滅したのか, なぜ絶滅したのかという課題はまだ解決していない. 分類学的位置については, 近縁種との比較を現在おこなっているところである. 絶滅時期については, 得られたサンプルの放射性炭素を測定することで生息していた年代を推定する予定で, 現在はそのための前処理をおこなっている. また, なぜ絶滅したのかについては, 前述した年代推定ののちに, 絶滅前後の森林環境の変遷を明らかにする予定である.

謝辞

本研究を遂行するにあたり, 東和明, 奥山満規両氏には調査準備から野外調査まで広範に渡って便宜を図っていただいた. 深く感謝申し上げます. また, 大沢夕志, 大沢啓子, 長岡浩子諸氏には現地調査の補助をしていただいた. 感謝申し上げます.

参考文献

- Csorba, G. and Lee, L. L. 1999. A new species of vespertilionid bat from Taiwan and a revision of the taxonomic status of *Arielulus* and *Thainycteris* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Zoology*, 248: 361–367.
- Echenique-Diaz, L. M. 2005. Factor affecting genetic structure at different spatial and temporal scales in the bat *Hipposideros turpis* (Chiroptera, Hipposideridae). Doctoral dissertation. Sendai: Tohoku University. 92 pp.
- Ito, Y. 1997. Diversity of forest tree species in Yanbaru, the northern part of Okinawa Island. *Plant Ecology* 133: 125–133.
- Losos, J. B. and Ricklefs, R. E. 2010. *The Theory of Island Biogeography Revisited*. Princeton University Press. 476pp.
- 前田喜四雄 2001. 「日本コウモリ研究誌」東京大学出版会: 203.
- 南大東村誌編集委員会 1990. 「南大東村誌」南大東村役場: 1230.
- Norberg, U. M. and Rayner, J. M. V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia, Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 316: 335–427.
- Ohdachi, S. D., Ishibashi, Y., Iwasa, M. A., Fukui, D. and Saitoh, T. 2015. *The Wild Mammals of Japan, Second Edition*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto. 506pp.
- 沖縄県文化環境部自然保護課 2005. 「改訂・沖縄県の絶滅のおそれのある野生生物 (動物編)」沖縄県文化環境部自然保護課: 561.
- Sano, A. and Armstrong, K. 2015. *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774). In Ohdachi, S. D., Ishibashi, Y., Iwasa, M. A., Fukui, D. and Saitoh, T. (eds.) *The Wild Mammals of Japan, Second Edition*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto: 58–60.
- 清水喜和 2003. 南大東島の自然～もう一つの大洋島の視点から～. *地域学研究* 16: 9–32
- 下謝名松栄 1978. 南・北大東島および沖縄島南部地域の洞穴動物相. *沖縄県洞穴実態調査報告* 1: 75–111.
- Simmons, N. B. 2005. Order Chiroptera. In: Wilson, D. E. and Reeder, D. M. (eds.) *Mammal species of the World: a taxonomic and geographic reference*, 3rd edition. Johns Hopkins University Press, Baltimore: 312–529.
- 高木昌興 2009. 島間距離から解く南西諸島の鳥類相. *日本鳥学会誌* 58: 1–17

The factors of extinction of island bat populations on Nansei Islands —implication for conservation—

FUKUI Dai, KAWADA Shin-ichiro, KIMURA Yuri
and YOSHIYUKI Mizuko

It is known that Daito Flying Fox is only native mammal species on Daito islands which are oceanic islands. However, in recent years, our research group received information about cave sediments of insectivorous bats. In this project, we visited to Minami-Daito island in January 2016 and conducted field survey to collect the cave sediments. As a result, we collected many cave sediments of insectivorous bats from two caves. These samples include at least 2 species of insectivorous bats. Because local people had observed small bats when they are children, it is possible these 2 species extinct several ten years ago. On Minami-Daito island, first immigrants came at 1900, and almost forested area was converted to sugarcane farm rapidly. It is possible that this anthropogenic forest disturbance seriously affected on insectivorous bat populations on the island.

Key words: Cave sediments, Minami-Daito island, Forested area, Insectivorous bats

クビワオオコウモリの移動生態の解明と保護方針の提言

島オオコウモリ調査グループ

Vincenot, Christian E.¹

本研究では、クビワオオコウモリ (*Pteropus dasymallus*) の保護計画の策定および実施に必要なデータとして、本種の休息場所や生息域、採餌時の移動パターンを明らかにすることを試みた。本種の生態的特性から、目視観察などの通常の手法を用いた研究は非常に困難であるため、遠隔的に情報を取得可能なバイオロギングと呼ばれる手法を用いた。まず、石垣島に生息するクビワオオコウモリ 5 匹を対象とした追跡調査を行った。その結果、採餌時に長距離を移動し、広い行動圏を巡回するという、本種の高い移動性を確認できた。また、個体によって移動性には差があり、採餌場所および休息場所を頻繁に変更していることも判明した。最後に、クビワオオコウモリ個体群の生息地分断化を避け、森林を連続した状態で保護することが極めて重要であることを強調しなければならない。上記の結果の確認および早急な詳細報告を目指し、現在はより大きいスケールのバイオロギングを実施している。

キーワード：コウモリ、受粉、種子散布、天然更新、移動

1. Introduction

Island flying foxes

Flying foxes have been known to be key pollinators and seed dispersers on islands, where they are critical for the regeneration of native forests and hence indirectly important for the conservation of the fauna that depends on them (Cox et al. 1991; Fujita and Tuttle 1991). Through these services, they also contribute significantly to the local economy of the Asia-Pacific region (Fujita and Tuttle 1991). Climatic events, such as heatwaves (Welbergen et al. 2008) and typhoons (Craig et al. 1994; Esselstyn et al. 2006), as well as anthropogenic disturbances, especially poaching (ibid.), have proven to impact

strongly the demographics of these k-selected species, especially on tropical islands. They should therefore be the focus of careful monitoring and responsive conservation measures.

The Ryukyu flying fox

The Ryukyu flying fox *Pteropus dasymallus* is a medium-sized solitary fruit bat (140 mm forearm length, ~430 g). Four allopatric subspecies are peculiar to the Ryukyu archipelago in Japan (Fig. 1), while the fifth one (*P.d. formosus*) is endemic to Taiwan (where it has been brought to near extinction by hunting; Mickleburgh et al. 1992) and allegedly to the islands of Batan, Dalupiri, and Fuga in the

1: 京都大学

2016.10.31 受付 2018. 5.14 公開

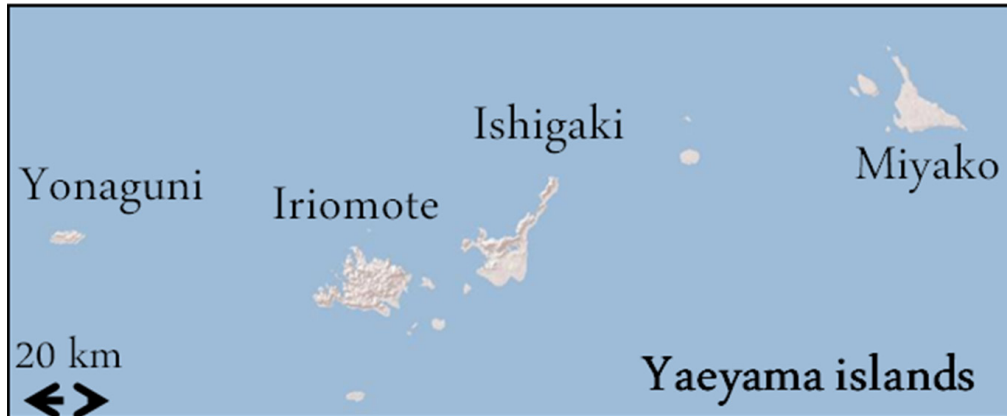


Fig. 1. Map of the Yaeyama islands. The Yaeyama island group is part of the Ryukyu archipelago (located between Japan and Taiwan) and includes our study site, Ishigaki island (24°20'26"N 124°9'20"E).

Philippines (Heaney et al. 2008).

In Japan, *P. dasymallus* is one of only two megabat species (the other one being the Bonin flying fox, *Pteropus pselaphon*, which is known only from the remote Ogasawara islands in the Pacific ocean) and has been protected by both national and prefectural regulations. The Daito subspecies, *P. d. daitoensis*, and the Erabu subspecies, *P. d. dasymallus*, are considered endangered in both the National Red Data Book and the prefectural list, and have even been elevated to the status of Natural Monument (RDB 2012). *P. d. inopinatus* and *P. d. yayeyamae*, on the other hand, are not considered as threatened in the National RDB, and have been listed as NT in prefectural assessments only (Okinawa Prefecture 2005). However, to date, outside of initiatives to protect *P. d. daitoensis*, no real conservation program has been implemented for *P. dasymallus* in general, and an important lack of knowledge persists about this species (e.g. no estimate of the size of populations). In 1992 already, the IUCN SSC-BSG Action Plan for Old World Fruit Bats called for an assessment of the state of populations of Ryukyu flying fox and the start of conservation

planning (Mickleburgh et al. 1992). The IUCN has listed the species “Near-Threatened” (NT) in 2008 and observed that factors of endangerment in Japan would be attributable to electrocution on power cables, accidental entanglement in nets, and largely habitat destruction (Heaney et al. 2008). The latter being the most important factor, further studies that show the relation between *P. dasymallus* and its habitat are needed.

II. Project goal

P. dasymallus is solitary, forages mainly at night, and lives in mountainous areas covered with dense tropical forest. These characteristics make it challenging to study, and explain the current scarcity of information on its spatial behavior. The spatial activity of solitary flying foxes remains even more cryptic than their colonial counterparts. Besides, this species is threatened and many native tree species depend on it, so any data collected could serve large environmental conservation purposes.

This project consisted in collecting high-resolution information on short-range spatial behavior of fruit bats. We endeavored to use a tracking method to

understand where/when/why *P. dasymallus* moves. Moreover, it would allow discovering important locations where fruit bats rest (i.e. roosts) and estimate more precisely their home range, which would make population monitoring programs possible in the future. The data that we collected here will be very precious to help protect the endangered native Ryukyu flying fox in Japan by learning about its lifestyle. Indirectly, it will contribute to preserving native flora (e.g. Deigo) and dependent fauna.

III. Method

To support such high-resolution study, we relied on a biologging solution based on GPS technology. During the first months of this project, we designed a 15 g tracker that would be able to function in the challenging conditions of temperature and humidity encountered in the Ryukyu region. We performed first tests and could assess its reliability as well as expected battery autonomy in the first months of this project. We then selected Ishigaki island (Fig. 1) as study area for tracking campaigns. The reason for this choice was that Ishigaki hosts one of the largest population of *P. dasymallus* and spans over a significant area (229 km²), which makes it interesting to study spatial behavior. Moreover, Ishigaki exhibits a large spectrum of landscapes that summarize well the type of habitat encountered over the Ryukyu islands (including urban areas, agricultural fields, and forests). Also, it also features mountainous areas, which were suitable to test the tracker technology that we wished to deploy.

The results presented hereafter include data about the first tracking campaign only, which was financed by the Pro Natura Japan research grant. We have performed a further final campaign but have not yet

processed the data and recovered all loggers.

This first tracking campaign was performed in June 2016. Using mistnets, we captured 5 flying fox individuals in total. After taking usual morphometrics measurements and checking the good health of the animals, we equipped them with trackers. After a period of observation to verify that the logger was properly attached and was not disturbing the animals, they were released. We tried to minimize the restraint time, to avoid stressing the animals, and provided rehydration on a regular basis. All individuals were above 375 g. Our logger was therefore well below the 5 % limit weight generally considered as not impacting animal mobility and welfare (Aldridge and Brigham 1988) (Fig. 2). Loggers were glued on the back of captured individuals, and were expected to detach naturally within a few days. Fallen loggers were in this manner later recovered on foraging sites.



Fig. 2. Preliminary observation prior to logger attachment. This deployment was performed on a captured male flying fox (F.A. 135 mm, weight 375 g) on June 10, 2016.

IV. Preliminary results and Discussion

Logging efficiency

Our goal during this first campaign was to establish the tracking methodology. For this purpose, we had to develop both the attachment method as well as verify how well our GPS logging system

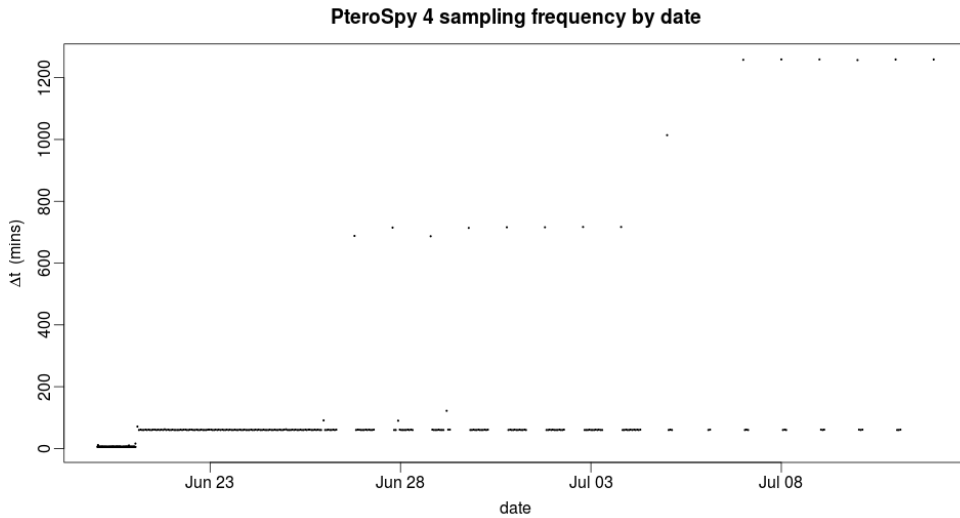


Fig. 3. Test of the logger's ability to get positioning fixes in due time. We tested here several regime cycles. Upon deployment on June 20, the logger was configured to request positioning at high frequency (1 fix every 5 minutes). Then, from June 21 (midday) to June 26, it switched to 1 fix/hour, which normally increases the TTF. From June 27 to July 5 and from July 5 to July 12, the logger switched to two phases duty cycles with no fixes at day and 12 fixes/night and 6 fixes/night respectively, which was expected to further impact the TTF. Note that logger detachment took place on July 6, so within the timeframe of these observations, which may have impacted the last period of the experiment.

was performing. While we had already performed preliminary tests of the logging units to assess battery lifetime and positioning accuracy, these tests were not done in real use conditions (i.e. attached on the back of a flying fox and enduring field conditions during several days). Our first result in this aspect was that loggers were prone to being chewed by animals upon progressive detachment. Some of our loggers were therefore in critical condition when recovered. Moreover, we could confirm that our logging system was managing to obtain regular fixes, despite the detrimental effect of forest canopy and flying fox activity. This is important as much to maintain stable experimental conditions as for battery life expectancy. We tested for this effect during a first tracking experiment, in which the logger's duty cycle was configured to change with time, to test for the effect of different settings (Fig. 3). On the whole, this demonstrated

that the logger was able to maintain its sampling frequency, and that longer sampling intervals, which are expected to degrade the time to fix (TTF), has limited effect. They mainly increased the time to first fix (TTFF) upon wake-up of the GPS unit and did not seem to affect the dilution of precision (DOP). As a consequence, we could conclude that logging interval would not affect the quality of our results.

Mobility of *P. dasymallus*

A previous radiotracking study suggested that *P. dasymallus* regularly commutes between roosting and foraging site, and sometimes changes foraging site (Nakamoto et al. 2012). Our results support these observations. *P. dasymallus* proved to be highly mobile and to frequently change foraging sites (about once a week for most individuals). For instance, Fig. 4 shows all the observations

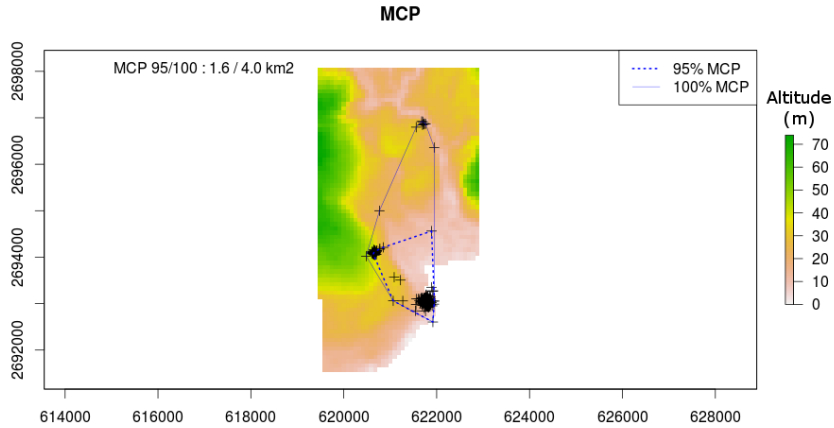


Fig. 4. Movements and home range of the same individual as described in Fig. 3. GPS fixes were cleaned for inconsistencies/inaccuracies and were overlaid on a digital elevation map of the region. Projections were done based on the CRS JGD2000 / UTM zone 51N. The home range is rendered as the Minimum Convex Polygons (MCP) including 95 % and 100 % of the observations respectively.

Example of roost change

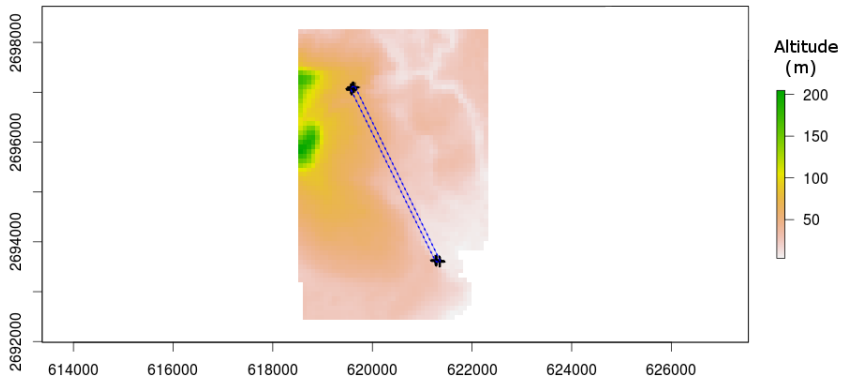


Fig. 5. Illustration of a roost change in *P. dasymallus*. This figure was obtained by selecting only coherent daytime fixes. In the present case, the roost change was definitive, meaning that the individual kept returning to the new roost in the following days. The distance between the consecutive roosts was 3.8 km.

gathered about the last individual released, as well as the latter's home range (expressed as Minimum Convex Polygon including 95 % and 100 % of the observations). While this individual foraged in a relatively constant manner on the same foraging site, in the last days before logger detachment, he commuted to a distant foraging location. Several things are interesting to note. First, some significant individual variability was visible, with flying foxes exhibiting a highly contrasted home range,

commuting frequency, and foraging site change rate. Furthermore, roost changes were also observed here. For instance, Fig. 5 shows how another individual changed his roosting site after 10 days of observation. While *P. dasymallus* proved to return to a given roost most of the time, such changes in roosting sites occurred relatively frequently and were in some cases semi-permanent (i.e. the individual did not return to their previous roost in the following days) and in others only temporary (i.e.

the individual just spent one day at the new roost).

Importance of the environment

The results gathered during this campaign (and currently close to being confirmed on a larger sample) show how environmental conditions clearly impact the viability of *P. dasymallus* populations. First, *P. dasymallus* obviously needs fruiting trees to forage on. Luckily, as a generalist forager, it is able to cope to some extent with habitat destruction and forest clearance by changing food source. However, this ability is limited and should not be relied on to insure the survival of this species. Moreover, studies on other flying foxes have shown that a reduction in flying fox density can strongly impact the native vegetation by a disruption of ecosystem services (pollination and most important seed dispersal) provided by this species, and that this effect occurs long before the flying fox becomes rare (McConkey and Drake 2006). Second, the large majority of foraging sites present in the dataset are located in areas of medium to high tree density. Foraging on isolated trees was much less common. This clearly calls for protection of forest patches. A final argument for the latter is the location of roosts. All the roosts were in dense and most importantly inaccessible forest patches. Furthermore, the few roosts located close to habitations were temporary roosts only. Thus, forest clearance can have a serious impact on *P. dasymallus* population. The observation that this flying fox does not mind foraging in residential areas may lead to think that it is not much impacted by human activity and that planting appropriate trees, even close to inhabited areas, may support the flying fox population by providing food. This would be a mistake as such action would probably be of little use to provide

roosting sites and would therefore in fine not be a sufficient protection measure.

We particularly stress the need of preserving large contiguous zones of forest as well as wetlands, as they serve as refuge for these bats. This was conspicuous in our dataset, as all bats except one were at some point during the tracking periods either roosting or foraging in Banna Park, a spacious nature reserve located in a mountainous area north of Ishigaki town.

Finally, the reliance of *P. dasymallus* on some fruiting trees located within populated areas commands care. Such behavior might first be indicative of fruit depletion in the forests, although such conclusions should be drawn with caution. But more certainly, flying fox raids in town expose them to both human interference (e.g. persecution or road kills), and most importantly to predation by feral or semiferal cats and dogs (Fig. 6) (Vincenot et al. 2015; 2017). Such statement is supported by our



Fig. 6. Flying fox foraging on a palm tree in wintertime in an urban area densely populated by semi-feral cats.

data, as we could frequently observe therein trees in urban area routinely visited by tracked individuals, and also the fact that, by chance, we rescued during one trapping session one flying fox who was being attacked and severely injured by a cat. Feral cat populations are booming in the Yaeyama, and their effect on flying fox populations has been neglected so far.

Further work

As already mentioned, we have been running a sequel tracking campaign to increase our sample size and statistical significance to be able to comfort our findings and publish them in the very near future. We were therefore not in a position here to disclose all of our results, because (i) some loggers have not yet been recovered, (ii) some logger data have not yet been analyzed, and (iii) an increase in sample size is required to make sure that some of our observations are solid. We therefore expect to be able to report soon further results relevant for conservation, such as precise habitat use and criteria dictating roost site selection especially.

References

- Aldridge, H. D. J. N. and Brigham, R. M. 1988. Load Carrying and Maneuverability in an Insectivorous Bat: a Test of the 5 % "Rule" of Radio-Telemetry. *Journal of Mammalogy* 69: 379-382.
- Cox, P. A., Elmqvist, T., Pierson, E. D. and Rainey, W. E. 1991. Flying Foxes as Strong Interactors in South Pacific Island Ecosystems: A Conservation Hypothesis. *Conservation Biology* 5: 448-454.
- Craig, P., Trail, P. and Morrell, T. E. 1994. The decline of fruit bats in American Samoa due to hurricanes and overhunting. *Biological Conservation* 69: 261-266.
- Esselstyn, J. A., Amar, A. and Janeke, D. 2006. Impact of Post-typhoon Hunting on Mariana Fruit Bats (*Pteropus mariannus*). *Pacific Science* 60: 531-539.
- Fujita, M. S. and Tuttle, M. D. 1991. Flying Foxes (Chiroptera:Pteropodidae): Threatened Animals of Key Ecological and Economic Importance. *Conservation Biology* 5: 455-463.
- Heaney, L., Rosell-Ambal, G., Tabaranza, B. and Izawa, M. 2008. "*Pteropus dasymallus*". In: The IUCN Red List of Threatened Species 2008.
- McConkey, K. R. and Drake, D. R. 2006. Flying Foxes Cease to Function as Seed Dispersers Long before They Become Rare. *Ecology* 87: 271-276.
- Mickleburgh, S. P., Huston, A. and Racey, P. A. 1992. "Old World Fruit Bats - An Action Plan for their Conservation".
- Nakamoto, A., Kinjo, K. and Izawa, M. 2012. Ranging Patterns and Habitat Use of a Solitary Flying Fox (*Pteropus dasymallus*) on Okinawa-jima Island, Japan. *ActaChiropterologica* 14: 387-399.
- Okinawa Prefecture. 2005. "改訂版 レッドデータおきなわ - 動物編 (translation: Revised Edition of the Okinawa Red Data Book) (in Japanese)".
- RDB 2012. 哺乳類. In: 環境省第4次レッドリスト (Japanese Red Data Book). Japan Integrated Biodiversity Information System.
- Vincenot, C. E., Koyama, L. and Russo, D. 2015. Near threatened? First report of unsuspected human-driven decline factors in the Ryukyu flying fox (*Pteropus dasymallus*) in Japan. *Mammalian Biology* 80: 273-277.
- Vincenot, C. E., Collazo, A.M., Russo, D. 2017. The Ryukyu Flying Fox (*Pteropus dasymallus*) - A Review of Conservation Threats and Call for Reassessment. *Mammalian Biology* 83: 71-77.
- Welbergen, J. A., Klose, S. M., Markus, N. and Eby, P. 2008. Climate change and the effects of temperature extremes on Australian flyingfoxes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 275: 419-425.

Elucidation of spatial behavior in the Ryukyu flying fox (*Pteropus dasymallus*) and implications for conservation

VINCENOT, Christian E.

Fruit bats are essential seed dispersers in island ecosystems and are of significant importance in the regeneration of native forests. Vice versa, they are strongly reliant on the availability of forest patches providing appropriate resource for their survival. This interdependency calls for studies on spatial behavior in flying foxes. Understanding activity patterns and habitat use by these elusive species is indeed necessary to design appropriate conservation actions for both flying foxes as well as the native flora that relies on them. Here, we studied particularly the Ryukyu flying fox *Pteropus dasymallus* on Ishigaki island, Japan. We designed a customized GPS-based tracking device, and, in a first capture campaign, equipped five flying foxes with tracking units. The latter recorded their movements with a fine spatial resolution and high sampling frequency. This initial biologging session confirmed high mobility in this species, which travels significant distances at night and covers a relatively large homerange. It also revealed individual variability in this aspect, and further demonstrated that changes in both foraging spots and roosting sites often take place. Finally, the observed foraging habits underlined the critical importance of protecting contiguous forest patches to sustain flying fox populations. A further larger tracking campaign is currently ongoing to confirm these findings and disclose more thorough results in the very near future.

Key words: Bat, Pollination, Seed dispersal, Forest regeneration, Movement

侵略的外来種の存在が水生昆虫類に及ぼす影響およびその駆除

水田の保全生態学グループ

大庭伸也¹・大串俊太郎²・田中颯真¹・山本 賢³・

吉村愛菜¹・野稻 充¹・市川憲平⁴

日本の水辺環境には絶滅が懸念される水生昆虫類が生息しており、その減少要因を取り除くことが保全への第一歩となる。減少要因として、高度経済成長期の生息環境の改変や残効性の高い農薬の使用などがあげられているが、近年ではアメリカザリガニ、ウシガエル、オオクチバスなどの侵略的外来種の増加と拡散が新たな脅威となっている。本研究では、タガメや大型ゲンゴロウ類、ミズスマシ類などの絶滅危惧種に指定されている水生昆虫類が残存する3箇所のホットスポットにおいて、外来種の駆除を中心に実施しつつ、絶滅危惧種を含む水生昆虫への影響を調査した。また、特定外来生物・カダヤシの駆除法を検討した。アメリカザリガニが侵入した水域では、明らかに水生昆虫類の種数及び個体数が減少していた。兵庫では1,700頭のザリガニと5頭のウシガエル、五島では13,000頭以上のアメリカザリガニ、長崎県南部の湿地では、約500頭のカダヤシを駆除したが、今後もこれら外来種の駆除を進める必要がある。

キーワード：希少種、特定外来生物、要注意外来生物、保全生態学、アメリカザリガニ、カダヤシ

1. はじめに

水田や溜池を主な生息地とする水生昆虫類は、環境省レッドリストの改訂のたびに絶滅危惧のランクが上げられたり、新たに絶滅危惧種に追加されたりしている。多くの人が名前を聞いたことがあるタガメ *Kirkaldyia deyrolli* や大型ゲンゴロウ類はすでに絶滅している地域が多く、国内の状況は年々悪化しており、これらの種が現在も残存する地域（以下、ホットスポット）では生息環境を含めた保全が不可欠である。その減少は、高度経済成長期の開発や残効性の高い農薬の使用などが主な要因とされていたが、近年ではアメリカザリガニ *Procambarus*

clarkii、ウシガエル *Rana catesbeiana*、オオクチバス *Micropterus salmoides* などの侵略的外来種の増加と拡散が新たな脅威として指摘されている（苅部・西原 2011, 西原 2016, 2016 など）。アメリカザリガニやオオクチバスの増加は希少なトンボ類・ゲンゴロウ類の激減要因とされている（苅部・西原 2011）。また、アメリカザリガニが侵入した水田のタガメ幼虫の生存率は、ザリガニがタガメ幼虫を捕食することにより、ザリガニが侵入していない水田に比べて有意に低いことも報告されている（Ohba 2011）。このように身近な水辺の外来生物の問題は徐々に明るみになっている。加えて、外来種の対策とし

1: 長崎大学教育学部 2: 一般財団法人九州管理協会 3: 長崎大学大学院教育学研究科 4: 姫路市立水族館
2016.10.24 受付 2018.5.14 公開

て、外来種が近づけないような池内の囲い込み（避難場所）の作成や継続的な外来種の除去が希少種の個体数の回復に対して有効であることも示されている（苅部・西原 2011）。

外来種に関しては、その影響が一般には認知されにくいことも問題である。特定外来生物のオオクチバスやウシガエルは、在来の生態系への影響が大きいとされる一方で、要注意外来生物であるアメリカザリガニは依然、理科教材やペットとしても流通し、身近な自然の生き物として在来生態系への影響はほとんど無視されてきた。特定外来生物のカダヤシ *Gambusia affinis* は在来種の減少や在来の生態系への影響が報告されている（Pyke 2008）が、メダカ *Oryzias spp.* と類似していることもあり、その存在のみならず、在来種への影響についても一般には認知されていないといえる。

以上のように、21 世紀になり、一部の熱心な研究者が外来種についての問題を指摘している程度であり、一般への認知度はまだまだ低い状況にある。外来種の除去を実施することにより、希少種の個体数をモニタリングするような研究は東日本での事例（苅部・西原 2011）を除いてほとんどない。そこで本研究では、アメリカザリガニとカダヤシに主に焦点を当て、兵庫、長崎県五島市で駆除作業と在来種への影響を調査した。次に、アメリカザリガニが在来の水生昆虫群集に及ぼす影響の検討と、長崎県の広い範囲に定着し、すくい取り以外の駆除法が確立されていないカダヤシの駆除法を検討した。

II. 材料及び方法

1. アメリカザリガニの駆除

以下の 2 地点で駆除作業を行った。採集されるアメリカザリガニは全てハサミを含む全長を基に、L (10 cm 以上)、M (9 ~ 5 cm)、S (5

cm 未満) に分別をした。

1) 兵庫県のホットスポット

全国に数箇所しかないタガメとゲンゴロウ *Cybister chinensis* が残存する地域であり、確認される種の詳細は市川・大庭 (2015) が報告した。2013 年から保全地区に地主の協力のもと、湿地の造成を行うとともに、採集者による乱獲を防ぐための柵を設置したところ、これらの希少種は徐々に個体数が増加している。しかし、近隣の溜池にはオオクチバスが、近くの観光植物園内にはアメリカザリガニが密放流され、後者は高密度で生息している。アメリカザリガニが 2015 年 4 月になって、保全地区内でも確認されるようになったため、駆除を開始した。植物園はため池や水路が整備され、抽水植物が植栽されており、スミチオン乳剤、カルホス乳剤、オルトラン乳剤などの農薬が使用されていた。保全地区内では農薬は使用されていなかった。保全地区内では月 1 回、2 ~ 5 名程度ですくい取りによる採集と、2016 年 6 月以降（晩秋 ~ 春はトラップでは捕獲できないため）は魚キラー（もんどり）やウナギ胴、アナゴカゴ、塩ビ管を用いたトラップによる駆除も実施した。植物園では 2015 年 10 月と 2016 年 9 月に 2 ~ 3 名でタモ網による駆除を行った。それ以外にも、この近隣で見られたウシガエルの駆除もアナゴカゴを用いて実施した。

また、水生昆虫が確認しやすい 2016 年 9 月に保全地と植物園の複数の水域（休耕田や池）ですくい取り可能な範囲で採集される種数を記録した。このデータを用いてクラスター分析を行い、出現種を基に水域のタイプ分けを行った。

2) 五島列島福江島のホットスポット

福江島の五島市三井楽町内の溜池群には、希少なミズスマシ類やゲンゴロウ類が確認されている。2014 年秋の調査でこの池にアメリカザリガニの侵入が確認されているが、本種がどこ

まで分布しているのかを調べるため、2015年10月と11月に周辺のため池を目視とタモ網によるすくい取りを行った。

次に、1～2カ月に1回の頻度でアメリカザリガニの駆除をタモ網によるすくい取り及びトラップを用いて行った。また、2016年6月からは、五島市三井楽支所の職員と有志によって、最も高密度でアメリカザリガニが生息する女池（後述）で定期的なトラップの引き上げをお願いした。また、水生昆虫が確認しやすい2016年9月に6箇所の池を4名で調査し、主に確認された水生半翅類と水生甲虫類について記録を取った。

2. カダヤシの駆除

すくい取り以外のカダヤシの駆除法を確立する目的で、トラップの開発と釣りを実施した。長崎大学文教キャンパス構内の人工池を調査地として選定した。この池は、コンクリート製で、ミナミメダカとカダヤシの他、ツチガエル *Rana rugosa* やニホンヒキガエル *Bufo japonicus* の生息が確認されている。この池にカダヤシが侵入した経緯は不明であるが、採集される小型の淡水魚の9割以上がカダヤシである（田中、未発表）。

1) ペットボトルトラップ

2リットルペットボトルを用いて捕獲用のトラップを作成した。トラップに入れるエサは、メダカのエサ、金魚のエサ、乾燥エビ、アミノ酸調味料と、3種のエサにそれぞれアミノ酸調味料を添加したものの合計7種類を用いた。それぞれのエサを計量スプーンで約7.5 cc（大さじ1/2、約ペットボトルキャップ1杯分）をお茶パックの中に入れトラップに入れた。

トラップをほぼ同じ場所に1.5時間設置した。時間帯は16時30分から20時00分の間に統一した。トラップを引き上げ、各エサで捕獲できたカダヤシの数を雌雄別にカウントした。この

調査を、2015年11月から12月にかけて日にちを変えて8回行った。

ベイトの種類を説明変数、トラップあたりのカダヤシの捕獲数を応答変数、日にちを変量効果とした一般化線形混合モデル (glmmML パッケージ, R Core Team 2014) で解析を行った。

2) 釣り

長さ90 cm、太さ約0.9 cmの竹ざおを釣竿として、長さ50 cmの釣り糸（0.4号のナイロン製テグス糸）、カダヤシの口のサイズを考慮して2号の釣り針を用いた。餌として、調査地近辺で採集した直径約0.2 cmのミミズを1 cmの長さに切り、針にかけた。加えて、冷凍アカムシも解凍して餌として用いた。この竿を7本準備した。2016年7月16日の午前11時～午後4時にかけて、長崎大学のオープンキャンパスに参加した高校生延べ約200名に釣りをしてもらい、採集できたカダヤシの個体数を性別に記録した。予備調査の結果、釣り針にかかることが少なく、餌をくわえたまま水上に釣り上げられる個体が多かったため、直径12 cm、高さ9 cmのプラスチックカップで釣り上げたカダヤシを受けようとした。

釣りによる捕獲数と性比を比較する目的で、2016年6月30日に調査者4名で午後2時～3時の間に約30分間のタモ網を用いたすくい取りを行い、捕獲したカダヤシの雌雄を判別した。幅30 cm、3 mmメッシュのD型フレームで、カダヤシの群れを水面からかぶせるようにしてすくい取った。捕獲したカダヤシは水槽（幅30×奥行18×高さ24 cm）に入れ、腹ビレの形状（佐原2002）から雌雄判別を行った。

3) 長崎県南部の湿地

長崎県南部の湿地にはコオイムシやコガタノゲンゴロウが生息しているが、カダヤシはいたるところに侵入している。1～2カ月に一度の頻度でタモ網と上記のペットボトルトラップを

設置しての駆除を試みた。

III. 結果及び考察

1. アメリカザリガニの駆除

1) 兵庫県内のホットスポット

保全地区内の池に侵入したアメリカザリガニを合計 1,549 頭 (図 1), 植物園内では 146 頭を駆除した。保全地区の侵入池では, 2015 年 6~8 月までザリガニが確認されなかったものの, 9 月以降に小型個体が急激に増加し, 11 月には 400 頭以上が駆除されるまでになった。そこで, 2016 年 3 月に地主の協力のもと, 池の堤を撤去しての水抜きを実施し, 水域面積を小さくして駆除を行った結果, 徐々に個体数が減少している。しかしながら, 2016 年 9 月以降に再び小型個体の増加が認められたため, 今後は溜池の干し上げを行う予定である。2016 年 10 月の時点では, 保全地区内の他の池や休耕田では確認されていないため, 早急に駆除を実施したい。またこの近隣の池に侵入定着しつつあったウシガエル 5 頭とその卵塊をアナゴカゴとタモ網を用いて駆除・除去した。

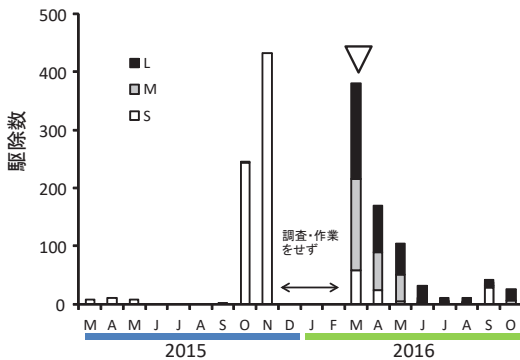


図 1 保全地区内の池③におけるアメリカザリガニの駆除数。▽は池の水抜きを行ったことを示す。

次に, 確認された水生昆虫を表 1 に示す。保全地区と植物園は直線距離で 1 km 程度しか離れていないが, 植物園内ではタガメやコオイムシ, ゲンゴロウ, クロゲンゴロウといった絶滅危惧種は全く確認できなかった (表 1)。興味深いことに, 保全地区内であってもザリガニが侵入した池③は, クラスタ分析の結果, “ザリガニ侵入”の水域群に包含された。これは周辺の水域に希少種がいても, アメリカザリガニの侵入により生物群集が劇的に変化することを示唆している。上述の通り, 植物園内では定期的に農薬が使用されており, 水生昆虫の群集組成に影響していると考えられるが, クラスタ分析の結果は, ザリガニの存在が水域内の生物群集に大きな影響を与えることを示唆しているだろう (図 2)。

加えて, 保全地区内で採集したザリガニをタガメに与えると, 死亡率が上昇した (大庭・市川 2016)。これは, 捕食や競合以外にも, タガメがアメリカザリガニを摂食することを通じて負の影響を受けることを示唆している。

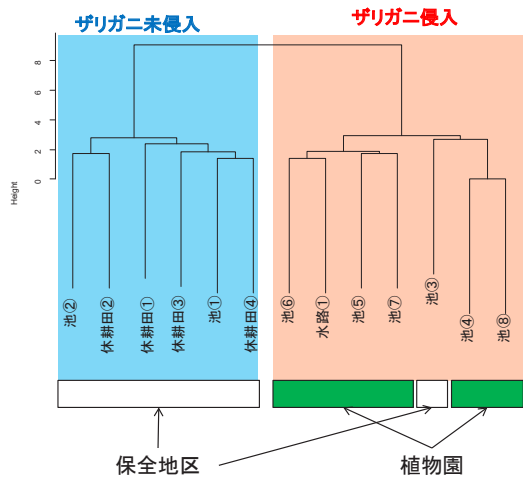


図 2 水生昆虫の出現種数に基づくクラスタ分析の結果。植物園では定期的な農薬散布が行われていたが, 保全地区内では行われていなかった。

表1 定性調査により各湿地で確認された種のリスト（兵庫）

種名など	環境省 RDL	保護区						水生植物園						
		池① 休耕田①	池② 休耕田②	池③ 休耕田③	池④ 休耕田④	池⑤ 水路①	池⑥ 池⑦	池⑧ 池⑨						
アメリカザリガニ														
ケシゲンゴロウ	NT			○										
ハイイロゲンゴロウ		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○		
コシマゲンゴロウ		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○		
ヒメゲンゴロウ		○												
クロズマメゲンゴロウ														
クロゲンゴロウ	NT	○	○	○	○	○	○							
ゲンゴロウ	VU	○	○	○	○	○	○							
ヒメガムシ		○	○	○	○	○	○		○	○				
ガムシ	NT	○	○	○	○	○	○							
水生甲虫類種数		7	6	6	5	8	6	1	1	0	3	2	1	1
コマツモムシ				○	○	○	○	○					○	
マツモムシ		○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
オオミズムシ	NT		○	○	○	○	○	○						
ミズカマキリ		○	○	○	○	○	○	○						
ヒメミズカマキリ		○												
オオコオイムシ		○	○	○	○	○	○	○						
コオイムシ	NT				○									
タガメ	VU	○	○	○	○	○	○	○						
水生半翅類種数		5	3	6	6	5	4	5	1	0	0	1	2	1
ギンヤンマン属のヤゴ		○	○	○	○	○	○	○						
トンボ科ヤゴ		○	○	○	○	○	○	○						
イトトンボ科ヤゴ		○	○	○	○	○	○	○						
サナエ属ヤゴ		○												
アカハライモリ	NT			○				○						
ミナミメダカ	VU		○			○	○	○					○	
ドジョウ	DD							○						
ツチガエル（オタマジャクシ）		○	○	○	○	○	○	○						

※水生昆虫が最も確認されやすい2016年9月に実施。

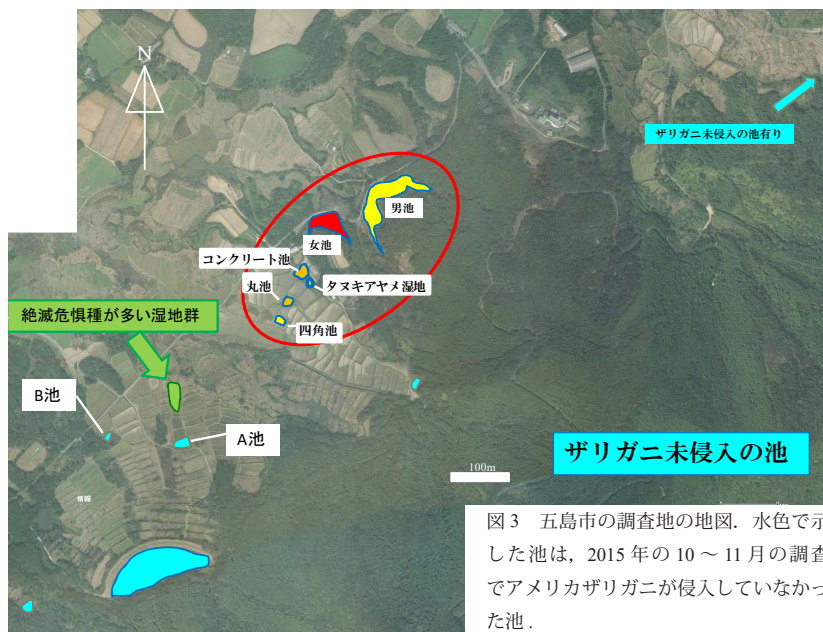


図3 五島市の調査地の地図. 水色で示した池は、2015年の10～11月の調査でアメリカザリガニが侵入していなかった池。

表2 定性調査により各湿地で確認された種のリスト(福江島).

種名など	環境省 RDL	A池	B池	四角池	丸池	女池	男池
アメリカザリガニ				○	○	○	○
コツブゲンゴロウ		○					○
ハイイロゲンゴロウ		○				○	○
コシマゲンゴロウ		○			○		
ウスイロシマゲンゴロウ		○		○	○	○	
ヒメゲンゴロウ		○			○	○	
クロズマメゲンゴロウ		○					
マメゲンゴロウ		○					
クロゲンゴロウ	NT	○		○			○
コガタノゲンゴロウ	VU	○	○	○	○	○	○
チビゲンゴロウ		○		○			
ヒメガムシ		○	○	○			○
ガムシ	NT	○	○		○	○	
オオミズスマシ	NT	○		○		○	○
ヒメミズスマシ	EN	○		○		○	○
水生甲虫類種数		14	3	7	5	6	7
コマツモムシ		○				○	○
マツモムシ		○	○	○			○
ホッケミズムシ	NT	○		○			
ミズカマキリ		○		○			
ヒメミズカマキリ				○			
タイコウチ		○			○		
水生半翅類種数		5	1	4	1	1	2
アカハライモリ	NT	○	○				○
ドジョウ	DD	○	○	○	○	○	○

※水生昆虫が最も確認されやすい2016年9月に実施。

2) 五島列島福江島のホットスポット

当初の駆除対象としていた男池と女池以外へのザリガニの侵入を懸念し、2015年秋に周辺の溜池を調査したところ、他に4箇所の池で侵入が確認された(図3)。B池とA池、その近

辺の湿地群ではザリガニの侵入は確認されなかった。ザリガニが侵入していないがB池にはフナ類が生息しており、水生昆虫の個体数は少なかった(表2)。一方、同様のA池では大型魚類は生息せず、この地域で確認される絶滅

表3 アメリカザリガニの駆除数.

場所	駆除期間 (年.月)	ザリガニサイズ			合計	備考
		L	M	S		
A池	15.10~16.9	0	0	0	0	
B池	15.10~16.9	0	0	0	0	
四角池	15.11~16.9	81	225	635	941	
丸池	15.11~16.9	73	281	366	720	
男池	15.10~16.9	9	38	440	487	
女池	15.12~16.10	1,699	6,383	3,155	11,237	市職員+有志も駆除に参加
コンクリート池	16.6~16.9	6	14	16	36	16年夏季に干し上げ
タヌキアヤマ湿地	16.6~16.9	11	23	1	35	16年夏季に干し上げ
水田	16.2	0	0	6	6	
区別なし (全域調査)	15.11	17	37	246	300	
期間合計		1,879	6,964	4,619	13,462	

危惧種のすべてが生息していた。また、別途報告する予定であるため詳細は伏せるが、これまでに五島列島で記録されていない希少なゲンゴロウ類やガムシ類もA池で確認され、如何に生物多様性が豊かな地域であるかがわかる。今後も継続して、ザリガニの密度を下げ、A池やB池、その近辺の湿地群への侵入は阻止する必要があるだろう。

現時点でのアメリカザリガニの駆除数を表3に示す。これまでに、13,000頭以上のザリガニを駆除しているが、減少する気配はなく、今後も継続して捕獲圧をかけ続ける予定である。特に、女池は地元の方の協力のもと、高頻度で捕獲圧をかけ続けているが、一向に減少の気配がない。この池がこの地域のザリガニの供給源となっているため、低密度化を図ることが、結果的に地域の個体群の密度低下に結びつくものと思われる。

タモ網によるすくい取りではSやMサイズのザリガニが多く捕獲できるが、トラップではLやMサイズが捕獲されやすいことも分かった。丸池と四角池で捕獲されたザリガニのサイズとその構成を比較すると、いずれの池でもタモ網とトラップによる採集では有意に採集されるザリガニのサイズ構成が異なった ($P < 0.005$, Fisher's exact probability test)。Lサイズの個体が繁殖をして個体群の増殖に寄与するが、Lサイズを選択的に採集できるトラップは個体群の増加を抑制する駆除法の一つと言えるだろう。

2. カダヤシの駆除

1) ペットボトルトラップ

メダカのエサでは 5.3 ± 4.2 個体/トラップ (平均 \pm 標準偏差)、金魚のエサで 2.4 ± 3.8 個体/トラップ、乾燥エビで 2.5 ± 4.4 個体/トラップ、アミノ酸調味料で 1.9 ± 3 個体/トラップ、メダカのエサ+アミノ酸調味料で 6.1 ± 4 個体/トラップ、金魚のエサ+アミノ酸調味料で 2.4 ± 1.9 個体/トラップ、乾燥エビ+アミノ酸調味料で 2.3 ± 2.4 個体/トラップのカダヤシが捕獲された。特にメダカのエサは他のエサに比べて有意に誘引力が高かった。アミノ酸調味料の添加で誘引数が増加することはなかった (図4)。

エサの効果と捕獲したカダヤシの雌雄の数を比較すると、雄の場合はメダカのエサ、メダカ

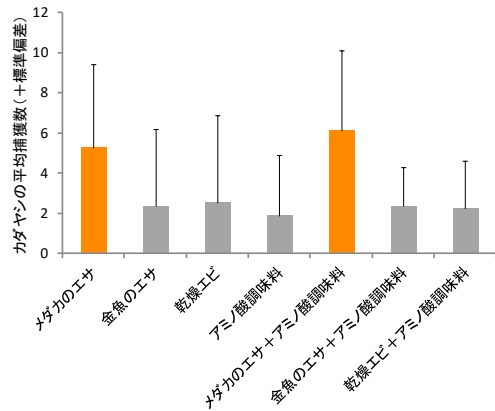


図4 ベイトの違いによるカダヤシ捕獲数の違い。メダカのエサとメダカのエサ+アミノ酸調味料に有意な違いはなかった ($P < 0.05$, GLM)。

表4 カダヤシの捕獲数に関する一般化線形混合モデルの結果.

応答変数		係数	S.E.	z	P
雌雄の総計	(Intercept)	1.31	0.378	3.46	0.001
	金魚のエサ	-0.77	0.278	-2.77	0.006
	エビ	-0.77	0.278	-2.77	0.006
	味の素	-1.01	0.302	-3.33	0.001
	メダカ+味の素	0.18	0.212	0.84	0.400
	金魚+味の素	-0.77	0.278	-2.77	0.006
	エビ+味の素	-0.82	0.283	-2.91	0.004
メスの個体数	(Intercept)	0.90	0.430	2.08	0.037
	金魚のエサ	-0.66	0.318	-2.07	0.038
	エビ	-0.97	0.354	-2.74	0.006
	味の素	-0.97	0.354	-2.74	0.006
	メダカ+味の素	0.16	0.253	0.63	0.529
	金魚+味の素	-0.80	0.334	-2.40	0.016
	エビ+味の素	-1.17	0.382	-3.07	0.002
オスの個体数	(Intercept)	0.49	0.308	1.58	0.115
	金魚のエサ	-1.25	0.567	-2.21	0.027
	エビ	-0.44	0.427	-1.03	0.301
	味の素	-1.25	0.567	-2.21	0.027
	メダカ+味の素	0.07	0.372	0.19	0.853
	金魚+味の素	-0.85	0.488	-1.74	0.083
	エビ+味の素	-0.44	0.427	-1.03	0.301

表中の係数はメダカのエサを基準としたときの相対値

のエサ+アミノ酸調味料が、金魚のエサ、アミノ酸調味料よりも有意に捕獲数が多かった（表4）。雌の場合はメダカのエサ、メダカのエサ+アミノ酸調味料が、その他のエサよりも有意に捕獲数が多かった。雌雄で誘引される餌が異なるのは、採餌生態の違いを反映しているものと思われる。今後、採餌生態の解明も必要であろう。

2) 釣り

タモ網によってすくい取りを行った結果、雄21頭と雌81頭を捕獲した。釣りでは雄18頭と雌222頭を捕獲した。すくい取りと釣りによって捕獲されるカダヤシの性比を比較したところ、有意な差があった（ $P < 0.005$, Fisher's exact probability test）上述の通り、すくい取りと釣りによる捕獲を行った日の違いは2週間程度であり、個体群性比の変動が起こったとは考えにくいことから、釣りでは雌を選択的に捕獲できると考えられる。このように、雌雄で傾向が異なることは採餌生態の反映しているものと

考えられる。基礎的な採餌生態についても今後明らかにする必要がある。

また、高校生からのカダヤシ釣りの評判も良く、カダヤシの問題を認識する機会につながったと我々は考えている。

3) 長崎県南部の湿地

これまでに500頭以上を駆除したが、ペットボトルトラップでは全くカダヤシが誘引されていない。長崎大学での池では誘引できるため、同種のカダヤシであっても生息地ごとの採餌生態の違いを反映しているものと思われる。今後、採餌生態を含めた基礎的な生態を明らかにし、より高誘引力のトラップの開発を目指したい。

IV. おわりに

以上のように、アメリカザリガニ、カダヤシを中心に駆除活動と駆除法の模索をした。当初の予定では、外来種の排除を行うことにより在来種の個体数の変動を評価するつもりであったが、想像以上のアメリカザリガニの増殖を目的

当たりにし、この1年間は研究というよりも駆除活動を重点的に実施せざるを得なかった。また、オオクチバスの駆除活動への着手には至っていない。アメリカザリガニは他の研究者（苅部・西原 2011, 永幡 2016）が報告している通り、一旦侵入してしまうと、根絶は極めて困難であることを痛感した。また 2016 年 9 月に、五島市の調査地域内で外来の水草であるホテイアオイ *Eichhornia crassipes* とアマゾンチカガミ *Limnobium laevigatum* が放棄されている池を確認した。外来種問題は問題を地域の方と共有する重要さを感じたため、安易に外来種の放流を行わないことを告知するポスターを作成し、公共機関に掲示するなどの対応を、長崎県を通じてお願いしたところである。今後は駆除活動と並行しつつ、外来種問題について一般市民へ情報を提供することにも力を入れる必要があるだろう。

謝辞

報告書をまとめるにあたり、以下の方々には調査や駆除作業に御協力頂いた（敬称略）：三枝正雄、園田直（以上、兵庫県）、野沢耕治（（有）つばめプロ）、山田知帆乃（長崎大学）、上田浩一（五島市）、村田孝道（長崎県環境部自然環境課）、林田にタガメの里をつくる会の皆様、五島市三井楽支所の皆様。以上の方々に厚く御礼申し上げます。

文献

- 市川憲平・大庭伸也 2015. 兵庫県西部におけるタガメとゲンゴロウが繁殖する池と水田の水生昆虫相. 日本環境動物昆虫学会誌 26: 89-93.
- 苅部治紀・西原昇吾 2011. アメリカザリガニによる生態系への影響とその駆除方法. 川井唯史・中田和義編「エビ・カニ・ザリガニ 淡水甲殻類の保全と生物学」生物研究社: 315-328.
- 永幡嘉之 2016. マルコガタノゲンゴロウをとりまく諸問題. 昆虫と自然 51: 9-14.
- 西原昇吾 2016. 総論：水生昆虫の危機的な生息現状と実践的な保全に向けて. 昆虫と自然 51: 2-4.
- Ohba, S. 2011b. Impact of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* on the giant water bug *Kirkaldyia deyrolli* (Hemiptera) in rice ecosystems. *Japanese Journal of Environmental Entomology and Zoology* 22:93-98.
- 大庭伸也・市川憲平 2016. アメリカザリガニはタガメの餌として適さない. *Rostrum* (59): 28-30.
- Pyke, G. H. 2008. Plague minnow or mosquito fish? a review of the biology and impacts of introduced *Gambusia* species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 171-191.
- R Core Team 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- 佐原雄二 2002. カダヤシ〜ボウフラ退治で世界各地に撒かれる. 日本生態学会編「外来種ハンドブック」地人書館: 115.

The influence of invading alien species on aquatic insects and removal of the invaders

OHBA Shin-ya, OGUSHI Shuntarou, TANAKA Ryuma,
YAMAMOTO Ken, YOSHIMURA Aina, NOINE Mitsuru
and ICHIKAWA Noritaka

Aquatic insects on the endangered list in Japan inhabit rice ecosystems including rice fields, ponds, and fallow fields, and their population size declined because of several anthropogenic factors. It is necessary to eliminate these factors for conservation of aquatic insects. The anthropogenic effects such as residual pesticides and habitat destruction by development during high economic growth have been well known to date, but dispersal of some invasive alien species such as crayfish (*Procambarus clarkii*), bullfrog (*Rana catesbeiana*), and largemouth bass (*Micropterus salmoides*) is the current threat to rare aquatic insects. In this study, we removed crayfish or mosquitofish (*Gambusia affinis*) from three hotspots (Hyogo, Fukue Island, and wetlands in southern Nagasaki) in western Japan, and studied the effect of the removal on native aquatic insects (*Kirkaldyia deyrolli*, Cybister beetles, and whirligig beetle). In addition, we tried to develop a new method for removal of *G. affinis*. Most ponds invaded by *P. clarkii* had fewer aquatic insect species than those not invaded. We removed 1,700 crayfishes and 5 bullfrogs in Hyogo, 13,000 crayfishes on Fukue Island, and 500 mosquitofishes in wetlands in southern Nagasaki for 1 year. The removal of the alien species should be continued for conservation of aquatic insects.

Key words: rare species, specific alien species, attention alien species, Conservation Ecology, exotic crayfish, mosquitofish

小笠原諸島における国内外来種ツヤオオズアリの侵入状況と 在来生物群集に及ぼす影響

ツヤオオズアリ影響評価グループ

大西一志¹・菊地友則²・田中宏卓³・杉田典正⁴・諏訪部真友子⁵・
竹村明浩⁶・田崎穂波⁶・朱里勇治²・岡野智希²・森 英章⁷

外来種の中でも、アリ類は生態系に対するインパクトが大きい。すでに小笠原諸島には略的外来種といわれているツヤオオズアリが定着しており、世界遺産地域に生息する小笠原固有種のアリや固有陸生貝などの絶滅が危惧される。本研究では小笠原におけるツヤオオズアリの影響評価を目的とし、分布状況の確認と活動性の調査、影響を受ける可能性がある生物群集の調査、および外来アリの侵略性と関連があると考えられる巣仲間識別行動について調査を行った。結果は、道路沿いにおけるツヤオオズアリの分布は市街地や公園付近に限定されていた。場所によっては樹上でもツヤオオズアリは活動しており、24時間活動していたところもあった。道沿いにはアブラムシなどの甘露排出昆虫が生息しており、複数種のアリが利用していた。市街地から離れた場所では在来アリのオガサワラオオアリの生息が確認できた。ツヤオオズアリのコロニー間には攻撃性が認められず、融合コロニー性を示す可能性があった。これらのことから、ツヤオオズアリの父島個体群について、人為的な攪乱環境に限定的ではあるが、現状では共存がなされている。今後は希少な生物が生息する地域に分布拡大が起きないように継続的に監視をする必要がある。

キーワード：父島，甘露排出昆虫，巣仲間識別行動，日周活動性，世界遺産

1. 緒言

物流の発達は、生物が本来持つ生息域を超えた移動分散を促し、世界各地で外来種問題を引き起こしている。外来種として問題にされている動植物の中でも、アリは様々な生態系においてキーストーン種として機能しているため、その影響は多岐にわたり、健康被害、害虫との共生関係構築による農業被害、在来の節足動物や陸生貝や爬虫類や鳥類にまで影響を及ぼす生態系被害等が数多く報告されている (Holway et al. 2002)。

小笠原諸島は、日本列島から 1000 km 南方の海に約 400 km に渡って散在する 30 余りの島々で構成され、熱帯・亜熱帯の気候に属する。一度も大陸と地続きになったことのない海洋島のため、独自の適応放散や種分化により多数の固有種が生息する島嶼生態系とされる。2011 年にはユネスコの自然遺産に登録され、在来生態系の保全が求められている。しかし、多くの分類群に深刻な被害を引きおこすと予測される侵略的外来種の 1 種ツヤオオズアリ (Wetterer 2007) の定着が報告されており (寺山・森

1: 国立環境研究所 2: 千葉大学・海洋バイオシステム研究センター 3: 愛媛大学農学部 4: 国立科学博物館 5: 大田区立伊豆高原学園 6: 千葉県衛生研究所 7: 自然環境研究センター
2016.11.08 受付 2018 公開

2014), このアリが島全域に広がった場合, 小笠原固有種であるオガサワラオオアリや島固有の陸生貝などが絶滅してしまうことが危惧される. 小笠原諸島は多数の固有種を抱える多様な生態系という特徴を示す一方, 島嶼環境から外来種の影響も強く受けやすい面を持つ. それに加えて亜熱帯・熱帯気候の小笠原諸島は外来アリが通年繁殖可能であり, 温帯域に比べ分布拡大速度や在来生態系の改変速度が速いと予測される. しかしながら, 小笠原諸島においては未だ分布確認にとどまり, 侵入先でのツヤオオズアリの生態や在来種への影響評価に関する定量的なデータはない.

外来アリには雑食性, 多巣性, 多女王性, 巣仲間認識の欠如または低下, 甘露排出性昆虫の利用, 活動時間の長期化などの幾つかの共通形質がみられ, これらの形質が侵略性に関連していると考えられている (Tsutsui and Suarez 2003, Ness and Bronstein 2004). 例えば, 巣の中に複数の女王が共存する多女王性は, 侵入過程におけるコロニーの生存率を高めるとともに, コロニーの増殖スピードを上げる効果があると考えられている. また, 巣仲間認識行動の低下または欠如は, 種内競争のコストが低下することによって種間競争において有利になり, 結果在来種を駆逐すると考えられている.

外来アリが示す侵略性は, 上述したような社会生物学的要因に起因したもののだけでなく, 他分類群の外来種と同様, 天敵解放, 空きニッチ利用, 攪乱環境依存性などの生態要因などの影響も指摘されている (Facon et al. 2006). そのため, 外来種の侵略メカニズムの解明や在来生態系への影響評価には, これら要因をできるだけ網羅的に調査し, 調査地ごとに重要要因を推定する必要がある.

また近年, 侵略成功に関連した形質の一部が, 侵入時の遺伝的不動と自然選択による急速

な適応現象である可能性が指摘され始めている (Sax et al. 2007). これが正しければ侵略成功に関わる形質の獲得は, 侵入初期に起きていた可能性がある. しかしながら外来種の研究は侵入後かなり時間を経過した個体群をもちいた研究が多いため, 侵入・定着形質の獲得時期に関するデータはほとんどない.

小笠原諸島におけるツヤオオズアリは, 定着確認から 10 数年と比較的新しいため, 侵入初期の貴重な生態情報の調査が可能であると考えられる. また国内にはツヤオオズアリが侵略性を示さずに在来種と安定的に共存している個体群が存在することから, これら 2 つの個体群を比較することにより, 在来種との共存と排除を分ける要因の推測も可能であると考えられる.

そこで本研究では, 外来種の影響を受けやすい海洋島である小笠原諸島に着目し, 侵略性が高いとされるツヤオオズアリの分布状況とアリ相調査から侵入段階の評価を行うとともに, 甘露排出昆虫との相互作用, 活動時間帯, 巣仲間識別行動といった侵略性に関する生態学的特徴を明らかにし, 侵入定着に関わる要因について議論する. 加えてツヤオオズアリに生息環境を奪われる可能性のある小笠原諸島の固有種オガサワラオオアリやオガサワラアメイロアリの生息状況の確認を目的とした.

II. 材料と方法

1. 父島におけるツヤオオズアリの分布調査

2015 年 11 月に小笠原諸島父島の道沿いで行った (図 1). 調査ポイントは, 島内の道路脇および遊歩道脇に約 500 m 間隔で 73 ヶ所に設置した (図 2). アリの採集にはベイトトラップを用いた. 一部の調査ポイントではツナに誘引されるアリを 30 分間記録した. 6 cm 四方のアルミホイルに, ツナと蜂蜜をおよそ等量混ぜたもの約 0.5 g を置いてベイトトラップとした

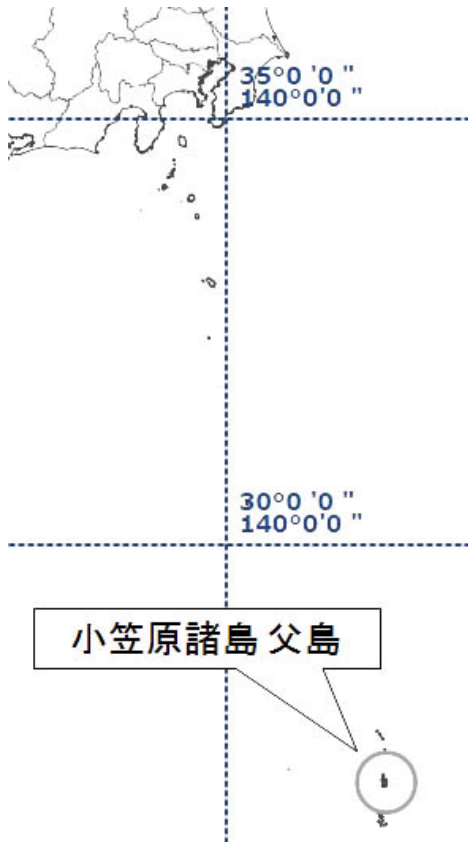


図1 小笠原諸島父島の位置.



図2 分布調査ポイント (全73ヶ所).



図3 地上ベイトトラップ.

(図3). ベイトトラップを設置してから30～60分後にチャック付ビニール袋にトラップごとアリを回収した. 回収したアリは約2時間冷凍庫に保管し麻酔処理をしたのちに, アリだけを99.5%エタノールに移し液浸標本を作成した. 標本は持ち帰り, 実験室内で双眼実態顕微鏡を用いて, 種の同定および個体数のカウントを行った.

2. アリの出現傾向と環境要因の関係

環境要因の数値化は, 小笠原自然情報センターが公開しているGIS植生データ(小笠原自然情報センター2003年3月改定)を用いて行った. 分布調査を行った全ての調査ポイントにおいて, 半径50mの円の中に含まれる植生属性を求め, 調査ポイント周辺にある環境の有無を環境パラメータセットとした. 認められた環境属性は, モクタチバナ-テリハコブガシ群集ムニンヒメツバキ亜群集, ムニンヒメツバキ-コブガシ群集キバンジロウ亜群集, ムニンヒメツバキ-コブガシ群集オガサワラモクレイシ亜群集ツルダコ変群集, コバノアカテツ-シマイスノキ群集, コバノアカテツ-ムニンアオガンピ群集, ムニンヒメツバキ-コブガシ群集オガサワラモクレイシ亜群集シマイスノキ変群集, ハスノハギリ-モモタマナ群落, オガサワラビロウ-タコノキ群集, モモタマナ群落, マ

ルハチ群集（二次的植分）、ギンネム群落、リュウキュウマツ群落、シチヘンゲ群落、モクマオウ林（二次林を含む）、常緑広葉樹人工林、イソマツ群落（アツバクコ群集を含む）、タマシダーワラビ群落、ダンチク群落、アオノリュウゼツラン群落・サイザルアサ群落、メダケ群落・ヤダケ群落ほか、ホナガソウ群落、スズメノコビエ・シマスズメノヒエ群落（シマチカラシバ群落スズメノコビエ下位単位を含む）、空地雑草群落（オオバナセンダングサ群落など）、畑地雑草群落（イヌビユ群落など）、人工草地、公園など（植栽樹群・芝生など）、住宅地・施設敷地など、コンクリート地（舗装道路など）、人工裸地（造成地・未舗装道路など）、自然裸地（砂浜、岩礫地など）、開放水域の31属性であった。そして、ツヤオオズアリが特定の環境において出現しやすいかどうか、分布調査を行った73か所の全調査ポイントと、分布調査においてツヤオオズアリが検出された9か所の調査ポイントにおいて、環境属性の割合の比較を χ^2 乗検定で行った。また、国土地理院の基盤地図情報数値標高モデル10mメッシュを用いて調査ポイントに最も近い点の標高を各ポイントの標高値とし、分布調査を行った73か所の全調査ポイントと、出現回数が多かった9種における、それぞれの出現ポイントにおいて、出現標高の違いを検出するため、Steel-Dwass検定を行った。

3. 樹上アリ相調査およびオガサワラオオアリの分布確認

2016年6月に父島の道沿いでベイトトラップによる調査を実施した。調査ポイントは、島の中央部にある道沿いの5ヶ所で(図4の白丸)、それぞれ5m以上離して5個、のべ25個のトラップを設置した。50mlの円筒形のプラスチック容器に、ツナと蜂蜜をおよそ等量混ぜたもの約0.5gを入れてベイトトラップとした(図

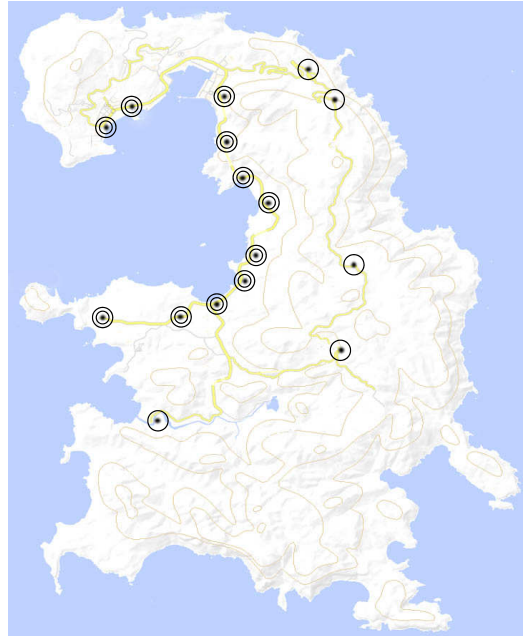


図4 樹上調査ポイント、および日周活動性の調査ポイント。樹上調査(○+◎:全16ポイント)および日周活動性調査ポイント(◎:全11ポイント)。



図5 樹上ベイトトラップ。

5). ベイトトラップを設置してから30～60分後に蓋をしてトラップごとアリを回収した。回収したアリは約2時間冷凍庫に保管し麻酔処理をしたのちに、アリだけを99.5%エタノールに移し液浸標本を作成した。標本は持ち帰り、実験室内で双眼実態顕微鏡を用いて、種の同定および個体数のカウントを行った。

4. 日周活動性

2015年11月の調査で明らかになったツヤオ

オズアリの分布地域を含む、父島の西側の海岸沿いの道路において、2016年6月に24時間のアリ活動性の調査を実施した。およそ500 m~1 km 間隔で11ヶ所の調査ポイントを設け(図4の二重丸)、19時から翌日の17時にかけて2時間ごとにアリを採集した。アリの採集には地上ベイトトラップおよび樹上ベイトトラップを用いた。

5. 甘露排出昆虫との相互作用

2015年11月に、約1 km 間隔で29ヶ所の調査ポイントを選定し(図6)、10時から16時の間に目視による調査を行った。調査ポイントの周辺10 mの道沿いにおいて、周辺植生上の甘露排出昆虫とアリをそれぞれ10分間探索した。発見したアリは吸虫管を用いて採集した。また、甘露排出昆虫が見つかった場合には、目視による大まかな同定を行い、その甘露排出昆虫に定位しているアリを記録した。採集したアリは液浸標本とし、持ち帰った後に実験室内で双眼実体顕微鏡を用いて同定を行った。



図6 甘露排出昆虫と随伴アリの調査ポイント(全29ヶ所)。

6. 巣仲間認識行動

2015年11月に、父島の西海岸および宮之浜園地の7地点から7コロニーのツヤオズアリの働きアリを採集した。採集したコロニー同士は少なくとも500 m以上の距離を確保した。コロニーの採集は分布調査と同様のベイトトラップでワーカーを誘引し、各コロニーから約100個体を吸虫管で採集した。室内に持ち帰ったワーカーは、すみやかに巣仲間認識行動のためのアリーナテストに用いた。アリーナテストは直径35 mmのプラスチックシャーレの内側面に逃走防止用のフルオンを塗布したのを用い、各コロニーからランダムに選んだワーカーを一匹ずつ導入し、1対1の対戦で行った。導入後は30分間デジタルビデオカメラで撮影し、後日行動観察を行った。対戦させたワーカーは赤もしくは青のペイントマーカーで個体識別し、一度観察に用いた個体は、その後の実験には使用しなかった。組み合わせは、同巣同士7ペア、異巣同士5ペアで行った(各ペア10反復)。行動観察では、撮影した動画を解析してペア間の攻撃スコアを推定した。これまでツヤオズアリを用いた巣仲間識別行動に関する研究(大西ら2009)から、接触時の行動を攻撃性の低い順からスコア付けを行い、30分間の中で一番高い値をそのペアの攻撃スコアとみなした。行動スコアは攻撃性の低い順から、無視(攻撃スコア:0)、アンテナেশョン(1)、逃避もしくは追跡(2)、噛みつき(3)、闘争(4)とした。

III. 結果

1. 父島におけるツヤオズアリの分布パターン

道路沿いにおけるツヤオズアリの分布調査では、73ヶ所でアリが確認され、全体で17種のアリが確認できた(表1)。アシジロヒラフシ

表1 調査で確認されたアリ種とその出現頻度。分布調査（地上）は73ヶ所に設置したトラップのうちで出現した回数。分布調査（樹上）は、5ヶ所で各5本の木に設置したのべ25ヶ所のうちで出現した回数。活動時間調査は、地上・樹上ともに11ヶ所で12回設置したのべ132回のうちで出現した回数。植生上での目撃採集は、29ヶ所で行ったうち出現した場所の数。甘露排出昆虫への随伴は、25ヶ所の甘露排出昆虫確認場所のうち、アリの随伴があった場所の数。*はIUCNの侵略的外来種データベースにリストされている種（IUCN 2000）。*は侵略的外来種リストに載っていないが、広域分布種とみなされている種（Yamauchi and Ogata 1995, Wetterer 2013）。

アリ種名	分布調査		活動時間調査		植生上での目撃採集	甘露排出昆虫への随伴
	地上	樹上	地上	樹上		
イノシナガアリ	1					
オオハリアリ**	1					
オガサワラオアリ	2				3	
ヒメハダカアリ*	1				3	
キイロハダカアリ			1		1	
トゲハダカアリ			5		1	
クロヒメアリ*	6		5		1	
ケブカアメイロアリ	13	7	7		14	
オガサワラアメイロアリ	3				4	
ルリアリ*	14		14	1	18	1
ヒゲナガアメイロアリ**	6				1	
ミナミオズアリ*	9		45	16	4	3
ツヤオズアリ**	1					
オオズアリ	9		1		5	
ナンヨウテンコクオオズアリ						
ウスヒメキアリ*						
アミアリ*	5		14		1	
アワテコスカアリ**	15	3	1		11	
アシジロヒラシアリ**	9	1	16	9	16	7
オオシワアリ*	2		6		14	1
ケブカシワアリ	1				3	
サザナミシワアリ*						

アリの出現がみられたポイントが15ヶ所で一番多く(図7bの四角), ヒゲナガアメイロアリが14か所(図7cの四角), ケブカアメイロアリが13ヶ所(図7cの三角), ツヤオズアリが出現したポイントは9ヶ所であった(図7aの丸). ナンヨウテンコクオズアリ(図7bの三角)とオオシワアリ(図7eの四角)も9ヶ所で出現が確認された. オガサワラオオアリは東側の海岸付近2か所で見つかった(図7dの丸).

2. アリの出現傾向と環境要因

アリの出現傾向と環境要因の評価について,

分布調査を行った73か所における半径50mに含まれる植生の属性は全部で31種類であり, 一か所あたりの平均は2.8種類であった(図8). もっとも頻度が高かったのはムニンヒメツバキ-コブガシ群集キバンジロウ亜群集で, 37か所で認められた. 次いでギンネム群落(22か所), 二次林を含むモクマオウ林(21か所)となった. 分布調査においてツヤオズアリが検出された9か所における植生の属性は全部で12種類であり, 一か所あたりの平均は3.6種類であった. 頻度が高かった環境は, 砂浜や岩礫地などの自然裸地(5か所), ハスノハギリ

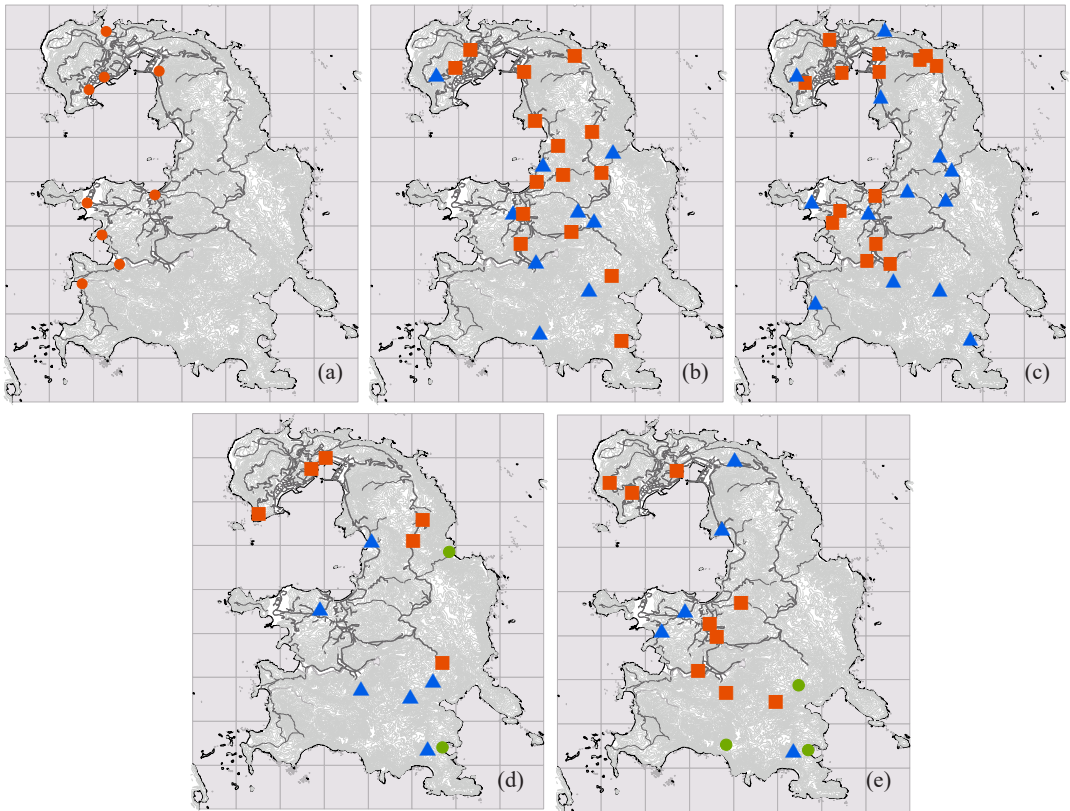


図7 父島における各アリ種の分布パターン.

- a) ● ツヤオズアリ (9ヶ所)
- b) ■ アシジロヒラフシアリ (15ヶ所), ▲ ナンヨウテンコクオズアリ (9ヶ所)
- c) ■ ヒゲナガアメイロアリ (14ヶ所), ▲ ケブカアメイロアリ (13ヶ所)
- d) ■ クロヒメアリ (6ヶ所), ▲ ミナミオズアリ (6ヶ所), ● オガサワラオオアリ (2ヶ所)
- e) ■ オオシワアリ (9ヶ所), ▲ アワテコヌカアリ (5ヶ所), ● オガサワラアメイロアリ (3ヶ所)

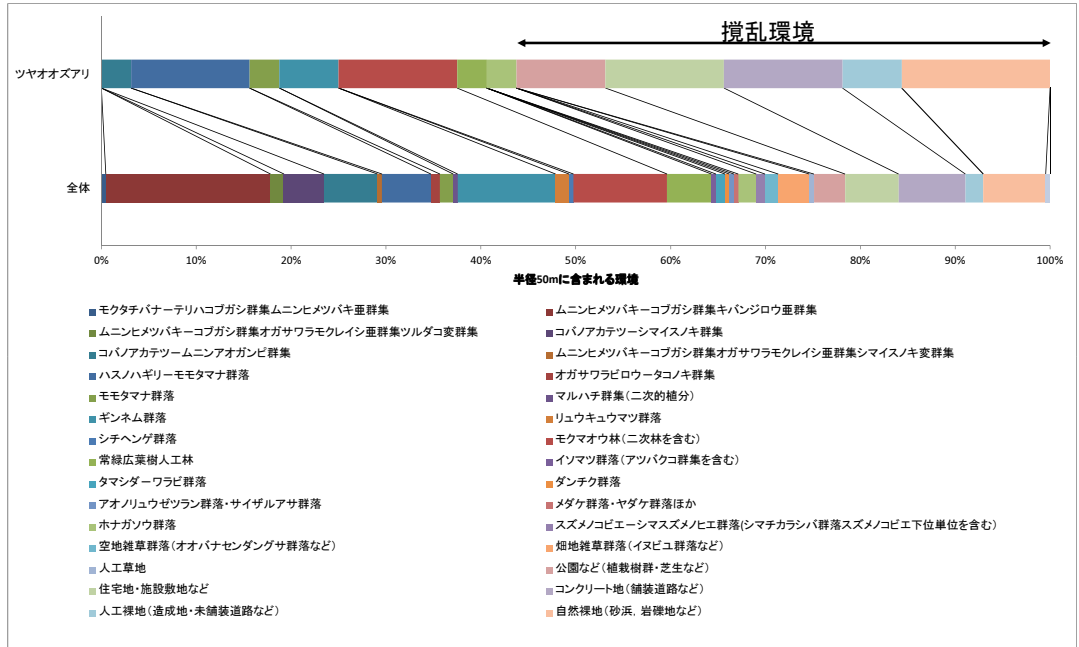


図8 父島全域とツヤオズアリが確認された調査ポイント間との植生環境比較。

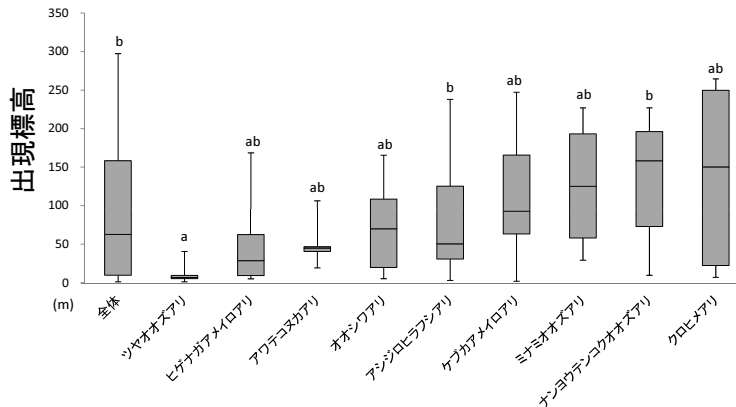


図9 アリ種毎の出現標高パターン。調査地全体および種毎の出現した場所の標高を示す。アルファベットは Steel-Dwass 法による 5% 水準の有意差の有無を示す。それぞれの場所の数は、全体が 73 箇所、ツヤオズアリが 9 箇所、ヒゲナガアメイロアリが 14 箇所、アワテコヌカアリが 5 箇所、オオシワアリが 9 箇所、アシジロヒラフシアリが 15 箇所、ケブカアメイロアリが 13 箇所、ミナミオズアリが 6 箇所、ナンヨウテンコクオズアリが 9 箇所、クロヒメアリが 6 箇所。

ーモモタマナ群落，二次林を含むモクマオウ林，住宅地・施設敷地など，舗装道路などのコンクリート地（それぞれ 4 か所）であった。市街地や海岸などの攪乱環境の頻度を比べると，調査地全体では 24 % なのに対し，ツヤオズアリが認められた環境で 56 % であった（図 9）

が両者に差は検出されなかった（Fisher's exact test, $P=0.24$ ）。次にアリ種の出現パターンと標高に関係性があるのか比較を行った（図 10）。73 か所の調査ポイントの平均標高は 89 m であり，種毎の出現ポイントの平均標高はツヤオズアリが 10 m，ヒゲナガアメイロアリが 45 m，

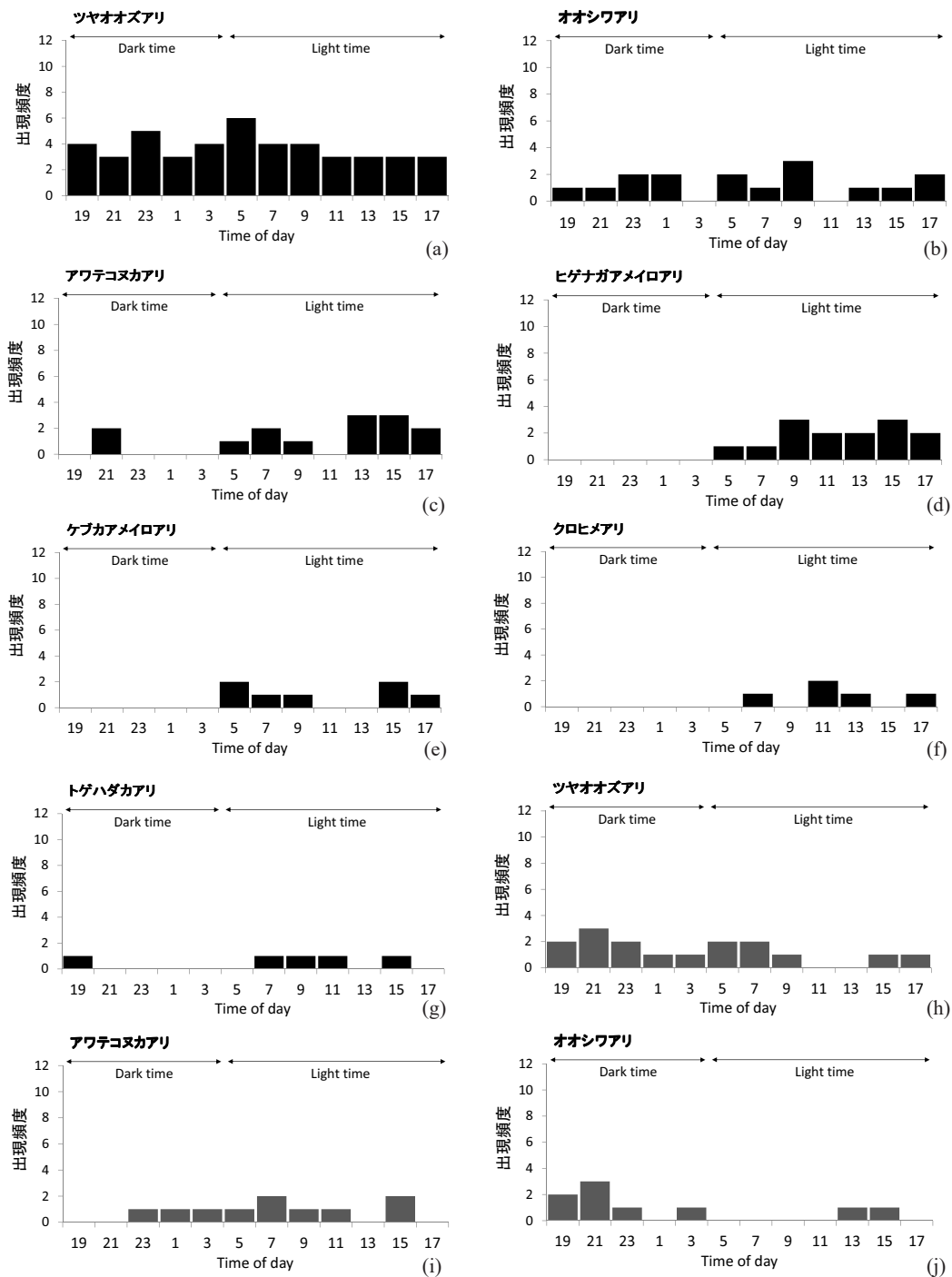


図10 アリ種毎の一日の活動パターン。黒いバーは地上トラップによる調査(a-d), 灰色のバーは樹上トラップによる調査(h-j). a) ツヤオオズアリ (45), b) オオシワアリ (16), c) アワテコヌカアリ (14), d) ヒゲナガアメイロアリ (14), e) ケブカアメイロアリ (7), f) クロヒメアリ (5), g) ハダカアリ (5), h) ツヤオオズアリ (16), i) アワテコヌカアリ (10), j) オオシワアリ (9) 種名の横の括弧は、のべ出現回数.

アワテコヌカアリが 52 m, オオシワアリが 76 m, アシジロヒラフシアリが 86 m, ケブカアメイロアリが 108 m, ミナミオオズアリが 126 m, ナンヨウテンコクオオズアリが 128 m, クロヒメアリが 139 m であった。ツヤオオズアリの出現標高は, 全調査およびアシジロヒラフシアリおよびナンヨウテンコクオオズアリのそれと, それぞれ有意に異なっていた (Steel-Dwass test, $p < 0.05$)。

3. 樹上アリ相調査及びオガサワラオオアリの分布調査

樹上のアリ相調査によりケブカアメイロアリ, アシジロヒラフシアリ, オオシワアリの 3 種のアリが捕獲された (表 1)。オガサワラオオアリはどの樹上トラップでも捕獲されなかった。

4. 日周活動性

一日における活動時間の調査に関して, 時間ごとに出現頻度で集計を行った (最大値 11)。地上トラップ採集では種毎に傾向が異なり, ツヤオオズアリ, オオシワアリ, アワテコヌカアリは活動パターンに日周性はあまり見られず, 1 日中活動する傾向が強かったのに対し, ヒゲナガアメイロアリ, クロヒメアリ, ケブカアメイロアリは夜間には活動せず昼行性を示した (図 10a-g)。樹上トラップではツヤオオズアリ, オオシワアリ, アワテコヌカアリの 3 種だけが複数回出現した。出現頻度が低いためあまり明確ではないが, 地上トラップ同様にこの 3 種は明確な活動パターンはみられず 1 日を通して

活動していた (図 10h-j)。

5. 甘露排出昆虫との相互作用

甘露排出昆虫とアリの相互作用調査において, 29 ケ所の調査から 6 種類の甘露排出昆虫 (表 2) と 15 種のアリが採集された (表 1)。甘露排出昆虫が生息していたポイントは 25 ケ所で, そのうち 9 ケ所でアリが随伴しており, 残りの 16 ケ所では甘露排出昆虫は見つかったが, アリは利用していなかった。随伴していたアリは, アシジロヒラフシアリが 7 カ所 (うち 1 ケ所でヒゲナガアメイロアリとオオシワアリが共存), ツヤオオズアリが 2 ケ所であった。近くにツヤオオズアリがいるにもかかわらず, 甘露排出昆虫を利用してない場所も 2 ケ所あった。ミカンコナカイガラムシ, ミドリワタカイガラムシが生息していた場所では, 常にアシジロヒラフシアリが随伴していた。一匹でも随伴があれば随伴ありと判定したが, 積極的に利用している様子はなかった。

6. 巣仲間識別行動

巣仲間識別行動の有無の調査では, 同巣間ではどの組み合わせにおいても目立った攻撃行動は観察されず, 巣仲間同士で頻繁に観察されるアンテナーションが最も多くみられた (図 11)。異巣間においては, 噛みつきなどの行動もしばしば観察されるがその頻度は少なく, 闘争に発展した組み合わせはなかった。平均攻撃スコアは同巣で 1.026 ± 0.13 , 異巣で 1.400 ± 0.14 となり有意に異なっていた (Median test: $x^2 = 7.59$, $p = 0.0059$) が, 攻撃スコアと巣間距離の

表 2 甘露排出昆虫のアリの随伴パターン。目撃調査による発見された甘露排出昆虫種と随伴していたアリ種とその頻度。アリが一匹でも甘露排出昆虫に随伴していた場合に, アリ随伴ありとした。

甘露排出昆虫名	頻度	アリ随伴			随伴していたアリ種名
		あり	なし		
ギンネムキジラミ	<i>Heteropsylla cubana</i>	18	6	12	アシジロヒラフシアリ, ツヤオオズアリ
ミカンコナカイガラムシ	<i>Planococcus citri</i>	4	4	0	アシジロヒラフシアリ
ミドリワタカイガラムシ	<i>Pulvinaria psidii</i>	3	3	0	アシジロヒラフシアリ
シロオカイガラムシ属	<i>Antonina</i> sp.	3	2	1	アシジロヒラフシアリ, ツヤオオズアリ
アブラムシの仲間	APHIDIDAE spp.	11	4	7	アシジロヒラフシアリ, ツヤオオズアリ, オオシワアリ, ヒゲナガアメイロアリ
コナジラミの仲間	ALEYRODIDAE spp.	2	0	2	-

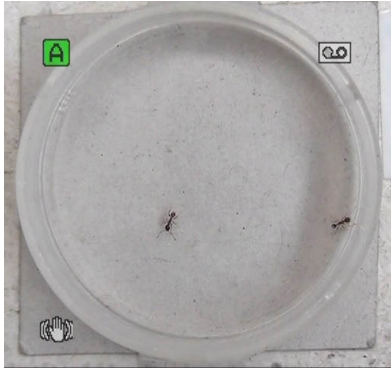


図 11 巣仲間識別アリーナ実験。内径 35mm シャーレの内側面には、逃走防止のフルオンを塗布。

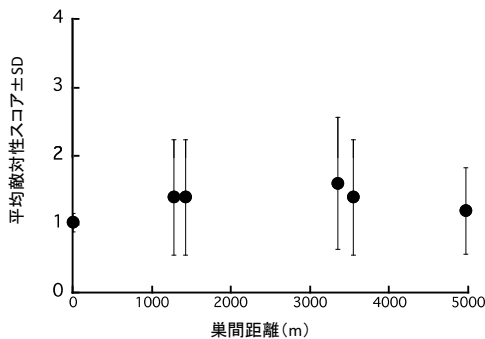


図 12 敵対性スコアと巣間距離の関係。

間に明確な関係性はみられなかった (図 12)。

IV. 考察

本研究では、外来種の影響を受けやすい海洋島である小笠原諸島に着目し、侵略性が高いとされるツヤオオズアリ (Wetterer 2007) の分布状況調査とアリ相調査を行い、侵入段階の評価を行うこと、また、甘露排出昆虫との相互作用、活動時間帯、巣仲間識別行動といった侵略性に関する生態学的特徴の評価、および在来種の生息確認を行った。今回の調査から、侵略的外来種のツヤオオズアリの父島の分布は局所的であり、主に住宅街や海岸地域、道路沿いなどの人為的攪乱地域で見つかることが明らかになった。また、巣間敵対性の低下、日周性の消失など外来アリに特徴的な形質を父島個体群は有していた。一方で、甘露排出性昆虫とは強い相互

作用を構築していなかった。

1. 父島におけるツヤオオズアリの分布状況と在来種

今回の父島におけるアリの分布調査では、ツヤオオズアリが 73 ヶ所中に 9 ヶ所で見つかったが、それは北部の宮之浜および西海岸沿いに限られていた。2016 年 3 月に行われた環境省の報告書でもツヤオオズアリの分布について報告があり (科学委員会 新たな外来種の侵入・拡散防止に関するワーキンググループ, 2016), 結果はほぼ同様のものであった。外来種の多くは攪乱依存性を示すことが多いが、今回の調査でもツヤオオズアリの見つかった場所の周囲 50 m の環境は、攪乱環境の割合が多かった。また出現パターンと標高の関係をみると、ツヤオオズアリは低い場所で良く見つかった。父島においては市街地や自然攪乱環境は標高の低い西側の海沿いに多いことから、攪乱による説明と一致した。ツヤオオズアリ以外にも外来アリが多く生息し (表 1), 外来アリ同士の競争によって分布が制限されている可能性もあるが (Haskins and Haskins 1988), 侵入後少なくとも数十年経過した沖縄本島でも海岸や公園、道路沿いなど分布が限定的であることを考えると、当面は小笠原諸島においても一次林などの安定した森林に侵入する可能性は低いと予測される。母島においては、世界遺産地域である南崎エリアで林内への侵入が起きており (Uchida et al. 2016), 現在この地域における根絶事業が行われている。今後、父島においてツヤオオズアリの分布を拡大させないためには、人的攪乱の抑制、既存分布地域から他地域への土壌の移動の制限や、新たな生息場所や分散経路となりうる林道建設や森林伐採などを抑制することが肝要と考える。これに加え、素早い対応を可能にするために、定期的なモニタリングを実施しツヤオオズアリの分布パターンを把握しておく必要

があるだろう。

今回の調査では複数の調査方法を合わせると22種のアリが確認され(表1)、小笠原諸島固有種のオガサワラオオアリの分布も確認された。本種は樹上性の生活と考えられているが、地上のベイトトラップで見つかったことから、樹上に加え地上も活動範囲である可能性が高い。一方で、ツヤオオズアリも地上だけでなく樹上でも活発に活動しているため、2種間活動範囲が大きく重複し資源をめぐる競争が生じやすいと考えられる。事実、ツヤオオズアリが侵入した南大東島では同じく樹上性と考えられているダイトウオオアリの分布が近年の複数回の調査で確認できておらず(大西ら2007, 大西ら2011)、オガサワラオオアリにも同様のリスクが考えられる。早急にオガサワラオオアリの詳細な分布状況を確認し、ツヤオオズアリの分布の重複状況等からその影響を推定するとともに、何らかの保護対策を考える必要がある。

2. 父島におけるツヤオオズアリの生態

侵略的外来アリが他種アリの排除するメカニズムとして融合コロニーの存在が考えられる。融合コロニーとは同種の巣間の敵対性が弱まり、多数の巣が有機的につながり一つのコロニーを形成する社会構造を指す。これによって、アリ個体群の制限要因であった種内競争のコストが低下し、種間競争で有利になり、他種の排除につながると考えられている(Hölldobler and Wilson 1990, Passera 1994, Holway et al. 1998)。今回の調査では、巣間の敵対性スコアが巣内に比べて有意に高い傾向を示した。しかしながらテリトリーを示す一般的なアリが示すような連続的な噛みつき行動や激しい闘争を示すケースはなく、いずれも一度や二度の単発的な噛みつき行動が観察されただけであった(このような偶発的な噛みつき行動は巣内の組み合わせでも観察されている)。今回の実験で採用した敵対

性の評価方法では、最大値を代表値として扱うため、スコア推定は過大評価になりやすい欠点をもつ。そのため、今回の調査だけでは父島におけるツヤオオズアリ個体群構造を推定するのは難しい。融合コロニーのように巣間で個体の行き来が自由に行われているのかどうか判断するためには、今後攻撃行動の有無だけでなく、アンテナレーションやグルーミングなど非攻撃行動の頻度や時間などの調査や導入実験が重要となる。これに加え巣仲間認識行動の発現に係わる至近要因である体表炭化水素組成比や遺伝構造も調査する必要があるだろう。

種間における資源競争の帰結は干渉型競争能力の非対称性、餌の発見能力、テリトリーの有無など生態要因、競争強度はニッチの重複度の影響をうける。利用資源や生息場所等の空間的、生態的ニッチに着目した種間競争研究はこれまで数多く為されてきた(Cerda et al. 1997)。また、アリの群集を扱った研究においては、餌の保持能力と餌の発見能力のトレードオフに代表される、個別の採餌戦略の特性に関して多くの種で明らかにされてきた。その一方で、種間の活動パターンの違いに起因した時間的ニッチ分割に関する研究は限定的であり、特に日周活動性に関するデータは少ない。たとえ利用する資源が全く一緒であっても利用時間が異なれば競争強度は低下する。アリの日周活動性は種毎に異なるという一般的な情報は共有されているものの、具体的な活動時間が明らかになっているのは、アカツキアリ(*Nothomyrmecina macrops*)のような特殊な種以外では非常に少ない。地中海のアリ群集を用いた研究では、種間で活動時間の分割が行われていることが明らかになっており(Cerdá et al. 1998)、夏期には干渉型競争で有利な dominant な種が夕方から夜にかけて活動性のピークがあるのに対し、subordinate な種は dominant な種が少ない気温の高い日中に

主に活動していた。このような時間的棲み分けによって種間競争のコストを低下させていると考えられている。時間的ニッチ分割が可能なのは、何らかの制約やコストにより1日の活動時間が制限されている場合であり、もし昼夜問わず dominant な種が活動可能であるならば、subordinate 種は種間競争影響を強く受けると予測される。今回の調査から父島ではツヤオオズアリが明確な活動ピークを示さず樹上、地上において昼夜活動していることが示された。このことは、生態的ニッチが重複しているアリ種はツヤオオズアリとの種間競争に常時さらされることを意味する。ツヤオオズアリの原産地や他の侵入地においても活動性パターンを調査し、これが在来種の競争排除にどの程度寄与するのか明らかにしていきたいと考えている。

外来アリは侵入先でしばしば甘露排出性昆虫や花外蜜腺といった資源を独占的に利用し、この資源利用が高い活動性や生産性を促し、在来種の競争排除につながると予測される (Helmes 2013)。ツヤオオズアリに関しては甘露排出者を利用して競争力が高まるという報告はないが、ツヤオオズアリの存在によって甘露排出昆虫が増えるという間接害虫としての報告が多い (Bach 1991, González-Hernández et al. 1999)。道沿いにはアブラムシやギンネムキジラミ、各種カイガラムシ類などの甘露排出昆虫が生息しており、複数種のアリが利用している状況が観察された。しかしながら、甘露排出者が存在する地点は 25ヶ所と比較的多いにもかかわらずアリ類、外来アリ類の随伴が認められない地点が大半であった (表 2)。さらにツヤオオズアリが生息するのにも関わらず甘露排出者を利用していない地点も確認された。今後、これらのデータを用いたより詳細な統計的解析を行う必要はあるが、小笠原諸島父島では甘露排出者と外来アリ類の共生関係はそれほど強くない可能

性が考えられる。これは Tanaka et al.(2011) による沖縄島ヤンバル地域での調査状況と大きく異なっており、生態学的に非常に興味深い。今後も小笠原諸島において甘露排出者と外来アリの共生関係を詳しく調査するとともに、なぜこのような差が同じ亜熱帯地域である小笠原諸島と沖縄島で見られるのかを調べていくことが必要であると思われる。ただ今回の調査は日中のみ行われていたため、夜間に甘露排出性昆虫をツヤオオズアリが利用していた可能性は否定できない。甘露排出性昆虫と共生関係をむすぶ在来アリ 3 種の日周活動性の研究から、アブラムシの有無に関わらず夜間には急激にアリの随伴頻度が低下することが明らかになっている。このような環境において夜間も活発に活動する外来種が存在するならば、甘露排出性昆虫は資源として夜間に利用されるかもしれない (Lescano et al 2013)。今後は夜間においても甘露排出性昆虫とアリ随伴パターンの調査を行い、1日をとった相互作用として再検討する必要があると考える。

小笠原諸島の長期的な自然保全を考える上で、在来種への影響の大きい種侵略的外来種への対策は非常に重要と考える。今回、時系列データを得ることを想定し分布調査の調査ポイントは父島全域の道路沿いに選定した。これはツヤオオズアリの分布パターンの変化を迅速に検出することを目的としたためである。我々のグループはこのような定期的なモニタリングを同じ海洋島の南大東島でも行っており、10年以上の調査からツヤオオズアリの分布は大きく変化せず、むしろその後に入植したブギオオズアリによって生息域が奪われていることが明らかになっている。外来種同士の種間競争とその結果による優占種の置換は小笠原諸島でも起きる可能性があり、他種アリや他の分類群への影響の変化も含めて注意する必要があるだろう。このよう

な点からも、南大東島同様、小笠原諸島においても長期的なモニタリング調査を行い、外来アリの影響評価、生態解明につながるデータを蓄積していきたいと考えている。

文献

Bach, C. E. 1991. Direct and indirect interactions between ants (*Pheidole megacephala*), scales (*Coccus viridis*) and plants (*Pluchea indica*). *Oecologia* 87:233-239

Cerda, X., Retana, J. and Cros, S. 1997. Thermal disruption of transitive hierarchies in Mediterranean ant communities. *Journal of Animal Ecology*, 66:362-374.

Cerdá, X., Retana, J. and Manzaneda, A. 1998. The role of competition by dominants and temperature in the foraging of subordinate species in Mediterranean ant communities. *Oecologia* 117:404-412.

Facon, B., Genton, B. J., Shykoff, J., Jarne, P., Estoup, A. and David, P. 2006. A general Eco-Evolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 21:130-135.

González-Hernández, H., Johnson, M. W. and Reimer, N. J. 1999. Impact of *Pheidole megacephala* (F) (Hymenoptera: Formicidae) on the biological control of *Dysmicoccus brevipes* (Cockerell) (Homoptera: Pseudococcidae). *Biological Control* 15:145-152

Haskins, C. P. and Haskins, E. F. 1988. Final observation on *Pheidole megacephala* and *Iridomyrmex humilis* in Bermuda. *Psyche* 95: 177-184.

Holway, D. A., Lach, L., Suarez, A. V., Tsutsui, N. D. and Case, T. J. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecological System* 33: 181-233.

Holway, D. A. 1998. Effect of Argentine ant invasions on ground-dwelling arthropods in northern California riparian woodlands. *Oecologia* 116: 252-258.

IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2000. Global Invasive Species Database. IUCN, Auckland, New Zealand.

Lescano, M., Farji-Brener, A. G. and Gianoli, E. 2014. Nocturnal resource defence in aphid-tending ants of northern Patagonia. *Ecological Entomology*, 39:203-

209.

Ness, J. H. and Bronstein, I. L. 2004. The effects of invasive ants on prospective ant mutualists. *Biological Invasions* 6: 445-461.

科学委員会 新たな外来種の侵入・拡散防止に関するワーキンググループ 2016. 平成 27 年度小笠原諸島における外来アリ類の侵入・拡散防止に関する対応方針. 平成 28 年 3 月

大西一志 2009. ツヤオオズアリの Unicoloniality と集団解析 [COE 研究員研究概要]. 琉球大学 21 世紀 COE プログラム「サンゴ礁島嶼系の生物多様性の総合解析—アジア太平洋域における研究教育拠点形成—」最終報告書 (平成 16 年度?平成 20 年度): 17.

大西一志・諏訪部真友子・畑野俊貴 2007. 放浪種ツヤオオズアリが在来アリ群集に及ぼす影響—海洋島における影響評価. プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書 16: 49-54.

大西一志・諏訪部真友子・田中宏卓・儀間朝宣・松井晋 2011. 海洋島における外来アリの分布パターンの経時変化と在来鳥類群衆への影響評価. プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書 20: 105-110.

小笠原自然情報センター. <http://ogasawara-info.jp/>

Passera, L. 1994. Characteristics of tramp species. In: Williams DF (ed) *Exotic Ants: Impact and control of introduced species*. Westview Press: 23-43.

Tanaka, H., Ohnishi, H., Tatsuta, H., Tsuji, K. 2011. An analysis of mutualistic interactions between exotic ants and honeydew producers in the Yanbaru district of Okinawa Island, Japan. *Ecological Research*, 26: 931-941

Tsutsui, N. D. and Suarez, A. V. 2003. The colony structure and population biology of invasive ants. *Conservation Biology*, 17: 48-58.

Wetterer, J. K. 2013. Worldwide spread of Alluaud's little yellow ant, *Plagiolepis alluaudi* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 19, 53-59.

Wetterer, J. K. 2007. Biology and impacts of Pacific Island invasive species. 3. The African big-headed ant, *Pheidole megacephala* (Hymenoptera : Formicidae). *Pacific Science*, 61: 437-456.

寺山 守・森 英章 2014. 小笠原諸島のアリ類：外来種を中心に. *昆虫と自然* 49: 12-16

- Uchida, S., Mori, H., Kojima, T., Hayama, K., Sakairi, Y. and Chiba, S. 2016. Effects of an invasive ant on land snails in the Ogasawara Islands. *Conservation Biology*, 30: 1330–1337
- Yamauchi, K. and Ogata, K. 1995. Social structure and reproductive systems of tramp versus endemic ants (Hymenoptera: Formicidae) of the Ryukyu Islands. *Pacific Science* 49: 55-68.

Biology and distribution pattern of *Pheidole megacephala* in the Chichijima Island, Ogasawara, Japan.

OHNISHI Hitoshi, KIKUCHI Tomonori, TANAKA Hirotaaka,
SUGITA Masanori, SUWABE Mayuko, TAKEMURA Akihiro,
TAZAKI Honami, SYURI Yuji, OKANO Tomoki
and MORI Hideaki

The disturbance in native ecosystems and exclusion of native species by the alien species are major threats to the loss of biodiversity in the world. *Pheidole megacephala*, which has large biomass and various interactions with other species in many ecosystems, is considered to be likely to have serious impact on native community as alien ant species. In both Chichijima and Hahajima islands in Ogasawara, the distribution of *P. megacephala* has been already confirmed in several areas but the effects on native ecosystem and their biology in both Islands remain unknown. In order to understand the present habitat area and the mechanisms of invasion of *P. megacephala* in Chichijima Island, we investigated their distribution pattern and several traits considered as the key characteristics for invasiveness. As a result, in Chichijima Island, there were many of exotic ant species including *P. megacephala* discovered in the roadside habitat. Out of them, *P. megacephala* tended to favor more human-mediated disturbed environments such as urban area. Also, *P. megacephala* populations in Chichijima islands showed low hostility towards non-nestmates, contiguous activity through all day and all night time and weak aggregation for honeydew produced insects such as aphids and scale insects. These results suggest this population potentially have high competitive ability by unicoloniality and the superior searching and defending abilities for resources based on contiguous activity of workers. Therefore, by periodic monitoring for distribution pattern of *P. megacephala* it can be necessarily for conservation of Chichijima's ecosystem to confirm if their distribution is expanded or not and if the abundance and species number of native ants are diminished or not.

Key words: Chichijima Island, Honey-dew producer, Nestmate discrimination, Daily activity, World Heritage Site

世界自然遺候補地奄美群島の森林生態系に関する基礎的研究

鹿児島大学薩南諸島森林生態研究グループ

相場慎一郎¹・鶴川 信²・川西基博³・
永田貴文¹・鈴木英治¹・米田 健²

世界自然遺産候補地となっている鹿児島県奄美群島の奄美大島と徳之島の原生的森林において、毎木調査区の設定と継続調査を行った。奄美大島神屋（標高 400 m）では、新たに 1 ha 調査区を設置し、胸高直径 4.8 cm 以上の樹木について毎木調査をおこなった。優占度上位 3 種は、胸高断面積ではスダジイ>イスノキ>モクタチバナ、幹数ではモクタチバナ>スダジイ>イスノキであった。その他の林冠木としてイジュ・ウラジロガシが出現し、オキナワウラジロガシは出現しなかった。徳之島三京（標高 200 m）では、既存の 4 ha 調査区を利用した。胸高直径 4.8 cm 以上の樹木についてみると、優占度上位 3 種は、胸高断面積ではオキナワウラジロガシ>スダジイ>イスノキ、幹数ではスダジイ>オキナワウラジロガシ>イスノキであった。イジュ・ウラジロガシは出現しなかった。奄美大島と沖縄島に設置された他の 1 ha 調査区と比較した結果、本研究の両調査区内の森林はより遷移が進んだ段階にあると位置づけられた。

キーワード：南西諸島、植生、生物多様性、植物生態学

1. はじめに

南西諸島（琉球列島・琉球弧）は九州南端から台湾まで連なる島々で、行政上鹿児島県に属する島々（大隅諸島・トカラ列島・奄美群島）は薩南諸島とも呼ぶ（図 1；米田 2016）。南西諸島の島々の多くは大陸島であり（堀田 2002）、植物では日本本土・台湾・中国南部と共通種が多い（初島 1980）。南西諸島では、生物相も気候も薩南諸島内の大隅諸島と奄美群島間のトカラ列島で大きく変化する。したがって、ここには渡瀬線と呼ばれる生物の分布境界線が引かれ、この線より北側では温帯系（生物地理区では全北区または旧北区）の生物が圧倒



図 1 南西諸島の地図。奄美大島と徳之島の位置を示す。国土地理院ウェブページより。

1: 鹿児島大学大学院理工学研究科 2: 鹿児島大学農学部 3: 鹿児島大学教育学部
2016.12.1 受付 2018.5.14 公開

的に多いのに対し、南では熱帯系（生物地理区では旧熱帯区または東洋区）の生物が多くなる（宮本 2010）。たとえば、屋久島まではマムシが分布するが、小宝島より南にはハブ類が分布する。植物でも同様の変化が見られ、大隅諸島の植物相は基本的には九州の延長であるのに対し、奄美群島の植物相は沖縄県の島々に近い。その理由としては、過去の陸地のつながり方がもっとも重要と考えられている（初島 1980, 堀田 2002）。

以上のように、渡瀬線以南の南西諸島の島々は、大きく見ると、気候的には亜熱帯、生物地理区としては旧熱帯区（植物）または東洋区（動物）に属する。ただし、奄美群島は亜熱帯および旧熱帯区または東洋区の北限に位置する上に、奄美大島の最高峰は湯湾岳（694 m）、徳之島の最高峰は井之川岳（645 m）であり、両島とも標高 600 m 以上の山地が存在する。これは沖縄県の島々が 600 m に達しない（沖縄島・石垣島・西表島の最高峰は、それぞれ、与那覇岳 503 m、於茂登岳 526 m、古見岳 470 m）のと対照的である。以上のことを反映し、奄美群島の山地は温度環境から見ても南西諸島の中でも特に温帯に近い。奄美群島に属する奄美大島と徳之島の山地には、沖縄県では稀だが屋久島以北ではふつうな種（ウラジロガシ *Quercus salicina*・アオキ *Aucuba japonica*・サクラツツジ *Rhododendron tashiroi*・ミヤマハシカンボク *Blastus cochinchinensis* など）が多数存在し、山地を含めて見た場合の渡瀬線を挟んだ森林の変化は、意外に連続的である。このような場所は日本において他に例はなく、気候帯や生物相の移行部における森林生態系の変化を調べることができる希有な場所である。しかし、そのような変化を毎木調査データに基づき分析した研究は前例がない。

奄美群島の中では、奄美大島と徳之島の内陸

部の森林地域が世界自然遺産に登録される見込みとなっており、これらの地域を本研究の対象とした。両島の山地には原生的な森林が残存し、アマミノクロウサギ *Pentalagus furnessi* に代表される多くの固有・希少生物が生育・生息している。

II. 材料と方法

1. 調査地

奄美大島と徳之島において、もっとも原生的と考えられる国有林内の林分を調査地として選定した。奄美大島では、島の西部に位置する奄美市住用町神屋の標高約 400 m 地点、徳之島では天城町三京の標高約 200 m 地点である。

2. 方法

奄美大島神屋では、測量用ポケットコンパスを用いて、水平距離で 100 m 四方、投影面積 1 ha の調査区を新たに設定した。徳之島三京では既存の水平距離で 200 m 四方、投影面積 4 ha の調査区を利用した（米田 2016, 鶴川 2016）。いずれの調査区も 10 m 四方のサブプロットに分割して調査をおこなった。

調査区内に存在する胸高（地上 1.3 m）における直径 4.8 cm（周囲長 15 cm）以上のすべての樹木について、胸高直径を測定し、種を同定した。

また、本研究の 2 調査区における森林の特性を明らかにするために、環境省モニタリングサイト 1000 の沖縄島北部与那（Enoki 2003）および、奄美大島東部金作原（<http://forester.uf.a.u-tokyo.ac.jp/%7eishiken/japanese/LTER/kinsakubaru.html>）の 1 ha 調査区のデータを利用し、比較をおこなった。奄美大島・徳之島・沖縄島は、南西諸島内部の植物地理学区分では、同じ中琉球に属する（初島 1980）。

気象庁の最寄りの観測所の月平均気温（1981～2010 年平年値）から、各月の気温通減率を

100 mあたり 0.6°C と仮定し、各調査区の暖かさの指数（吉良 1976）を推定した。

III. 結果

1. 森林構造と種多様性

胸高直径 4.8 cm 以上の樹木の幹密度を見ると、奄美大島神屋で 2658 本 (ha⁻¹)、徳之島三京で 2044 本 (ha⁻¹) であった (表 1)。最大胸高直径は、神屋で 82.5 cm、三京で 126.1 cm であった。一般に、森林では遷移の進行とともに樹木の最大サイズが大きくなる一方で、自己間引きのため幹密度は低下する。したがって、幹密度・最大胸高直径を沖縄島与那・奄美大島金作原を含めた中琉球 4 調査区間で比較すると、三京がもっとも発達した森林の構造特性を示すといえる。同じ奄美大島内で比較すると、神屋のほうが金作原よりも発達した森林と考えられ

る。与那と金作原を比べると、与那の方が幹密度・最大胸高直径とも小さく、これだけでは判断が難しいが、後述の胸高直径階分布から与那の方がより遷移の初期段階にあるものと考えられる。胸高断面積は、神屋で 57.5 cm² m⁻²、三京で 58.3 cm² m⁻² であった。樹木種数は、神屋で 63 種 (1 ha)、三京で 65 種 (4 ha) であった。胸高断面積と種数は与那・金作原と似た値を示し、幹密度や最大胸高直径との間に明瞭な関係は見られなかった。

2. 胸高直径階分布

胸高直径 5 cm 以上の樹木について、5 cm 刻みで直径階分布の図（幹数を対数変換）を描いてみると、森林がより発達する順に、与那→金作原→神屋→三京という遷移系列を想定することができる (図 2)。与那・金作原では胸高直径 60 cm 以上の幹が少なく、30～50 cm

表 1 中琉球に設定された 4 つの毎木調査区の比較。奄美大島神屋と徳之島三京は本研究の調査区。奄美大島近作原と沖縄島与那は環境省モニタリングサイト 1000 の調査区。調査区は東から西の順に配列した。

	奄美大島金作原	奄美大島神屋	徳之島三京	沖縄島与那
標高 (m)	338	400	200	290
暖かさの指数 (°C)	176	171	188	191
面積 (ha)	1	1	4	1
幹密度 (ha ⁻¹)	3043	2658	2028	2591
胸高断面積 (cm ² m ⁻²)	60.18	57.49	49.69	54.12
最大胸高直径 (cm)	74.2	82.5	126.1	59.7
樹木種数	57	63	65	63

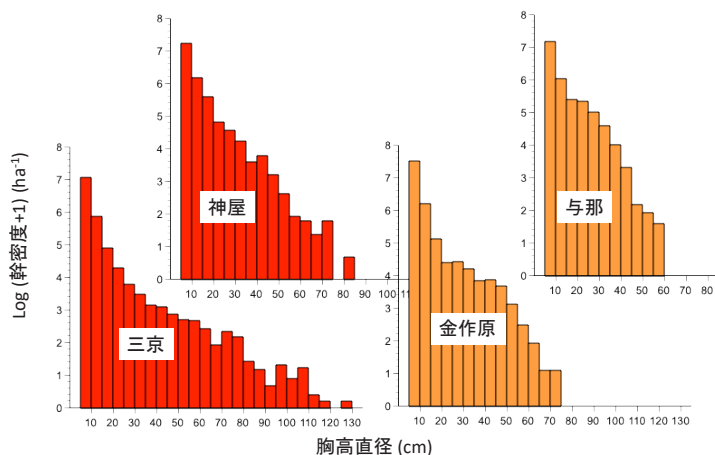


図 2 中琉球に設定された 4 調査区における胸高直径階分布。胸高直径 5 cm 以上の幹のデータに基づき作成。調査区は想定された遷移系列の順（与那→金作原→神屋→三京）に右から左に配列した。

の幹が多く、分布の形はほぼ直角三角形状である。森林がより発達した神屋・三京では胸高直径 60 cm 以上の幹が多くなり、30 cm 以上の幹が減って、直角三角形の斜辺が下にくぼんだような分布を示すようになっていた。

3. 主要林冠樹種の優占度

神屋調査区の胸高断面積上位 6 種は、大きい順からスダジイ *Castanopsis sieboldii* > イスノキ *Distylium racemosum* > モクタチバナ *Ardisia sieboldii* > フカノキ *Schefflera octophylla* > イジユ *Schima wallichii* > ウラジロガシとなり、オキナワウラジロガシ *Quercus miyagii* は出現しなかった。三京調査区の胸高断面積上位 6 種は、大きい順からオキナワウラジロガシ > スダジイ > イスノキ > モクタチバナ > フカノキ > ホルトノキ *Elaeocarpus sylvestris* となり、イジユとウラジロガシは出現しなかった。

中琉球の 4 調査区間の比較のために、いずれかの調査区において胸高断面積 2 位以内に入っているスダジイ・イジユ・イスノキ・オキナワウラジロガシと、九州の照葉樹林で優占するこ

とが多いウラジロガシを主要林冠樹種として選んだ(図 3)。前節で想定された遷移系列(与那 → 金作原 → 神屋 → 三京)に従い、遷移の進行とともにスダジイとイジユの優占度が低下し、イスノキ・オキナワウラジロガシ・ウラジロガシの優占度が増加する傾向が読み取れる。

4. 幹数から見た優占度

神屋調査区の幹数上位 6 種は、多い順からモクタチバナ > スダジイ > イスノキ > タイミンタチバナ *Myrsine seguinii* > アカミズキ *Wendlandia formosana* > サクラツツジとなった。三京調査区の幹数上位 6 種は、多い順からイスノキ = モクタチバナ > スダジイ > リュウキュウモチ *Ilex liukuensis* > オキナワウラジロガシ > タイミンタチバナとなった。

中琉球 4 調査区における幹数上位 3 種を見ると、全調査区で 3 位以内に入っているのはスダジイのみで、与那・近作原ではスダジイ・イジユ・タイミンタチバナ・イヌマキ *Podocarpus macrophyllus* が多く、神屋・三京ではイスノキ・モクタチバナが多かった(図 4)。

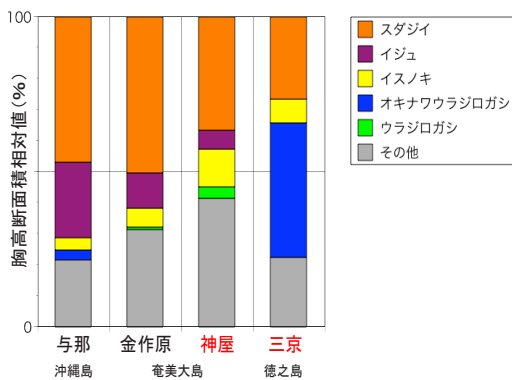


図 3 中琉球に設定された 4 調査区における主要林冠樹種の優占度。胸高直径 4.8 cm 以上の幹のデータに基づき作成。調査区は想定された遷移系列の順(与那 → 金作原 → 神屋 → 三京)に左から右に配列した。

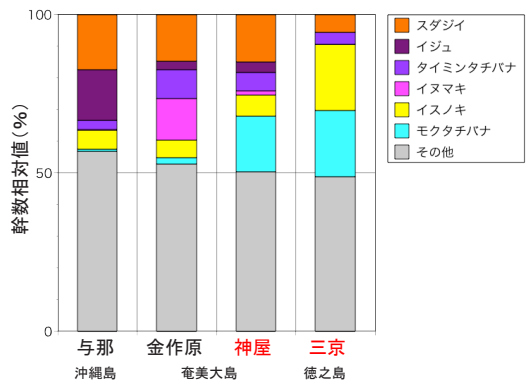


図 4 中琉球に設定された 4 調査区における幹数における種の優占度。胸高直径 4.8 cm 以上の幹のデータに基づき作成。いずれかの調査区で上位 3 位以内に入る種について示す。調査区は想定された遷移系列の順(与那 → 金作原 → 神屋 → 三京)に左から右に配列した。

IV. 考察

1. 本研究の調査区の森林の特徴

これまで奄美大島について発表された植物社会学および毎木調査に基づく研究には、鈴木(1979)、寺師(1983)、清水ほか(1988)、田川ほか(1989)などがあるが、ウラジロガシの優占度が高い林分については、以下の宮城ほか(1989)および川西(2012)を除いて、これまで報告がなかった。宮城ほか(1989)は、奄美大島住用川流域における植物社会学的調査の結果、標高300 m以下の谷部や、標高10~20 mの住用川に面した急峻な露岩地にウラジロガシ林が成立することを報告し、これを「南限としてのウラジロガシ林」と呼んでいる。川西(2012)は住用川流域を含む奄美大島西部の河畔植生について植物社会学的調査をおこない、ウラジロガシの優占度がやや高い木本群落を報告している。本研究の神屋調査区(標高400 m)は住用川の上流域にあたり、ウラジロガシの優占度が比較的高い。神屋調査区は主稜線からやや離れた斜面にあって、谷頭部や谷部を含むが、ウラジロガシの分布はこれら谷的な地形に限定されているわけではない。ウラジロガシは標高によって地形の選好性が異なるのかもしれない。

本研究の徳之島三京調査区のオキナワウラジロガシとスダジイが優占する森林は、おそらく奄美大島以南の南西諸島で随一の巨木林である。この調査区では、尾根でスダジイ、谷でオキナワウラジロガシが優占し、スダジイは強風攪乱による高い死亡率を高い萌芽能力で補って個体群を維持していることが推定されている(米田2016)。強風による攪乱を受けやすい尾根では森林が絶えず破壊され、スダジイが優占する遷移初期の状態がスダジイの萌芽再生により維持されるのに対し、攪乱を受けにくい谷部では遷移が進んでオキナワウラジロガシが優占していると解釈できる。この解釈は、中琉球

4調査区間に想定される遷移系列と整合的である。

比較的遷移が進んでいると想定される本研究の2調査区の森林のうち、奄美大島神屋では、ウラジロガシの優占度が比較的高いが、オキナワウラジロガシは出現しない。一方、徳之島三京ではオキナワウラジロガシが優占し、ウラジロガシは出現しない。両種とも奄美大島と徳之島の両島に分布する(初島・天野1994、島袋1997)のに、なぜだろうか?ウラジロガシは九州の照葉樹林の優占種の一つであるので、分布の最適域は暖温帯(暖かさの指数 $< 180^{\circ}\text{C}$)であろう。ウラジロガシが出現する奄美大島の神屋および金作原調査区の暖かさの指数は 171°C および 176°C と推定される。奄美大島住用川の低標高の谷部・露岩地にウラジロガシ林が優占することについては、宮城ほか(1989)は奄美大島のウラジロガシ林と沖縄島のオキナワウラジロガシ林が対比される、すなわち、生態的に同位だと考察している。しかし、ウラジロガシとオキナワウラジロガシの分布の最適温度域は異なると考えた方が妥当であろう。住用川の下流域は温度的にはウラジロガシの分布最適域からは外れるが、谷部や露岩地では攪乱が頻繁に起きるために種間競争の効果が弱まり、定着できたのであろう。他方、オキナワウラジロガシは、奄美大島以南、西表島まで分布する南西諸島固有種(島袋1997)で、徳之島・沖縄島・西表島に特に優占度が高い林分が分布する(鈴木1979)。奄美大島・徳之島では分布が低地に限られることから、オキナワウラジロガシの分布の最適域は亜熱帯(暖かさの指数 $> 180^{\circ}\text{C}$)であろう。オキナワウラジロガシが出現する徳之島三京調査区と沖縄島与那調査区の暖かさの指数は 188°C および 191°C と推定される。暖かさの指数で亜熱帯に属すると推定される標高300 m以下の奄美大島の低地にオキナワウラジ

ログシが少ないのは、伐採など人為影響が大きいのであろう。伐採から保護されてきた場所では、海岸部（標高 200 m 以下）にオキナワウラジログシの巨木林が残っており（大和村大和浜、寺田 2007）、この推論を支持する。

なお、田川ほか（1989）は湯湾岳頂上付近の低木林（標高約 650 m；暖かさの指数約 153 °C）に設定した毎木調査区にオキナワウラジログシが出現したことを報告しているが、同じく湯湾岳山頂付近の植生を調べた迫（1966）はウラジログシ・アマミアラカシ *Quercus amamiana* ししか記録しておらず、田川ほか（1989）はカシ類の同定を誤った可能性がある。

2. 中琉球の 4 調査区の比較

中琉球（奄美大島・徳之島・沖縄島）に設定された 4 つの森林調査区の森林構造（特に胸高直径階分布）から、沖縄島与那 → 奄美大島金作原 → 奄美大島神屋 → 徳之島三京という遷移系列が想定された。主要林冠性樹種について、胸高断面積に基づく優占度を比較すると、遷移の進行とともにスダジイとイジュの優占度が低下し、イスノキ・オキナワウラジログシ・ウラジログシの優占度が増加していた。前述のとおり、暖かさの指数から見ると、オキナワウラジログシは亜熱帯に属する調査区（与那・三京）に出現し、ウラジログシは暖温帯に属する調査区（金作原・神屋）に出現しており、中琉球の原生的森林においてカシ 2 種は温度により住み分ける傾向がある。遷移が進んだ森林でイスノキ・ウラジログシが優占するのは九州・屋久島の照葉樹林と共通する現象である。

一方、幹数の優占度を見ると、遷移段階のより初期に相当する与那・金作原ではスダジイ・イジュ・タイミンタチバナ・イヌマキが多く、遷移がより進んだ段階に相当する神屋・三京ではイスノキ・モクタチバナが多くなっていった。想定される遷移系列に従いスダジイ・イ

ジュが減りイスノキが増える点は胸高断面積の優占度と共通するが、遷移の進行による樹種の交代だけでは幹数優占度の調査区間変異は説明しきれないと考えられる。私たちの現地での観察および南西諸島での先行研究によると、スダジイ・イジュ・タイミンタチバナ・イヌマキは尾根に多く出現し、イスノキ・モクタチバナは谷に多く出現する傾向がある（Hara et al. 1996, Aiba et al. 2001, Enoki 2003, Tsujino et al. 2006, Tsujino and Yumoto 2007）。イスノキは屋久島と沖縄島では尾根に多い（Enoki 2003, Tsujino and Yumoto 2007）のに対し、奄美大島では谷に多い（Hara et al. 1996）。ただし、屋久島でイスノキがスダジイと共存する場合は、スダジイは尾根、イスノキは谷に出現し、これは奄美大島と同じ傾向である（Aiba et al. 2001）。したがって、与那 → 金作原 → 神屋 → 三京という遷移系列は、尾根的な地形から谷的な地形へと変化する地形傾度の系列でもあり、谷的な地形では風当たりが弱いために強風による攪乱が少なく、そのために遷移がより進んだ状態に達しているのだと解釈できる。一般に南西諸島の森林は九州の照葉樹林と比べて大径木が少ないが、人為の影響だけではなく、台風による強風により頻繁にさらされることがその原因であることが示唆される。

謝辞

国有林での調査については鹿児島森林管理署に入林許可を頂いた。また、国の天然記念物に指定されている奄美大島神屋の調査地については、鹿児島県文化財課および奄美市教育委員会に調査許可取得についてご協力を頂いた。厚くお礼を申し上げる。

文献

- Aiba, S., Hill, D. A., and Agetsuma, N. 2001. Comparison between old-growth stands and secondary stands regenerating after clear-felling in warm-temperate forests of Yakushima, southern Japan. *Forest Ecology and Management* 140: 163-175.
- Enoki, T. 2003. Microtopography and distribution of canopy trees in a subtropical evergreen broad-leaved forest in the northern part of Okinawa Island, Japan. *Ecological Research* 18: 103-113.
- Hara, M., Hirata, K., Fujihara, M. and Oono, K. 1996. Vegetation structure in relation to micro-landform in an evergreen broad-leaved forest on Amami Ohshima Island, south-west Japan. *Ecological Research* 11: 325-337.
- 初島住彦 1980. 植物相の由来. 木崎甲子郎編著「琉球の自然史」築地書館: 113-123.
- 初島住彦・天野鉄夫 1994. 「増補訂正琉球植物目録」沖縄生物学会.
- 堀田 満 2002. 奄美の植物世界と人々. 秋道智彌編「野生生物と地域社会」昭和堂: 156-182.
- 川西基博 2012. 奄美大島における河畔植生の概要と豪雨による攪乱状況. 鹿児島大学奄美豪雨災害調査委員会編「2010年奄美豪雨災害の総合的調査研究報告書」鹿児島大学地域防災教育研究センター: 147-156.
- 吉良竜夫 1976. 「陸上生態系 - 概論 -」共立出版.
- 宮城康一・新城和治・島袋敬一・横田昌嗣 1989. 奄美大島住用川流域の植生. 環境庁自然保護局編「南西諸島における野生生物の種の保存に不可欠な諸条件に関する研究」環境庁自然保護局: 107-128.
- 宮本旬子 2010. 奄美群島の植物. 鹿児島大学鹿児島環境学研究会編「鹿児島環境学 II」南方新社: 65-83.
- 迫 静男 1966. 湯湾岳頂上付近の天然林の群落構造について. 鹿児島大学農学部学術報告 17: 13-21.
- 島袋敬一 1997. 「琉球列島維管束植物集覧改訂版」九州大学出版会
- 清水善和・矢原徹一・杉村乾 1988. 奄美大島のシイ林における伐採後の植生回復. 駒沢地理 24: 31-56.
- 鈴木邦雄 1979. 琉球列島の植生学的研究. 横浜国立大学環境科学研究センター紀要 5: 87-159.
- 田川日出夫・川窪伸光・鈴木英治・甲山隆司 1989. 奄美大島の植生. 環境庁自然保護局編「南西諸島における野生生物の種の保存に不可欠な諸条件に関する研究」環境庁自然保護局: 75-105.
- 寺田仁志 2007. 鹿児島県奄美大島大和村大和浜のオキナワウラジロガシ林. 鹿児島県立博物館研究報告 26: 21-44.
- 寺師健次 1983. 奄美大島のスダジイ林について. 森林立地 25: 23-30.
- Tsujino, R., Takafumi, H., Agetsuma, N. and Yumoto, T. 2006. Variation in tree growth, mortality and recruitment among topographic positions in a warm temperate forest. *Journal of Vegetation Science* 17: 281-290.
- Tsujino, R. and Yumoto, T. 2007. Spatial distribution patterns of trees at different life stages in a warm temperate forest. *Journal of Plant Research* 120: 687-695.
- 鶴川 信 2016. 徳之島の常緑広葉樹林の更新. 鹿児島大学生物多様性研究会編「奄美群島の生物多様性」南方新社: 30-39.
- 米田 健 2016. 薩南諸島の森林. 鹿児島大学生物多様性研究会編「奄美群島の生物多様性」南方新社: 40-90.

Basic study on the forest ecosystems in Amami Islands, a World Natural Heritage candidate, Kagoshima, Japan

AIBA Shin-ichiro, UGAWA Shin, KAWANISHI Motohiro,
NAGATA Takafumi, SUZUKI Eizi and YONEDA Tsuyoshi

We conducted the fieldwork in the tree census plots of old-growth forests on the islands of Amami Oshima and Tokunoshima, both of which are World Natural Heritage candidates, Amami Islands, Kagoshima Prefecture, Japan. We newly established a 1-ha plot at 400 m altitude on Amami Oshima, and conducted tree census for trees ≥ 4.8 cm diameter at breast height (DBH). The dominant species included *Castanopsis sieboldii*, *Distylium racemosum*, *Ardisia sieboldii*, *Schima wallichii* and *Quercus salicina*, but *Q. miyagii* was absent. We also utilized the data of trees ≥ 4.8 cm DBH of a 4-ha plot already established at 200 m altitude on Tokunoshima. The dominant species included *Q. miyagii*, *C. sieboldii* and *D. racemosum*, but *S. wallichii* and *Q. salicina* were absent. We compared the above two plots with other plots in Amami Oshima and Okinawa Island, and concluded that the forests sampled by our plots are at the relatively advanced stages of vegetation succession.

Key words: Nansei Islands, Vegetation, Biodiversity, Plant ecology

ニホンジカの過増加により劣化した森林生態系の 保全・再生に向けた基礎的研究

森林生物保全研究会
小池伸介¹・飯田泰地¹

大型草食獣の過増加は、今日における森林生態系の重大な脅威の一つである。森林生態系を適切に維持・管理していく上で、生物種の生態的特性と過増加に対する応答を明らかにすることは必要不可欠である。そこで、本研究では、生態的特性の異なる昆虫類 5 分類群を対象とし、ニホンジカの高密度化に対する反応に関わる生態的特性を明らかにすることを目的とした。調査の結果、シカの高密度化により餌資源が増加すると考えられるカミキリムシ類および糞虫類は、シカ高密度化に対し正の反応を示した。それに対し、生息環境もしくは餌資源について下層植生に依存していると考えられる草本・低木食性の蛾類、オサムシ類、シデムシ類は、シカ高密度化に対し負の反応を示した。したがって、食性の特性および下層植生への依存度が、草食獣の過増加に対する反応を決定する要因のひとつであると考えられる。加えて、本研究の結果から、草食獣の過増加は森林生態系の生物群集を均質化させることが示唆された。

キーワード：生態的特性、生物群集の均質化、生態系管理、昆虫類、カスケード効果

1. はじめに

大型草食動物（以下、草食獣）は、捕食者・狩猟活動の減少、冬季の積雪の減少などのため、北半球を中心に 20 世紀後半から急激に個体数を増加（以下、過増加）させてきた（Rooney 2001, Côté et al. 2004, Uno et al. 2009, Apollonio et al. 2010）。こうした草食獣の過増加は、過採食や樹皮剥ぎによる下層植生の消失や種構成の変化、森林の衰退を引き起こし（Akashi and Nakashizuka 1999, Rooney 2009, Nuttle et al. 2011, Suzuki et al. 2013）、それらを利用する他の生物群にまで影響が波及すること（カスケード効果）が報告されている（Allombert et al. 2005, Martin et al. 2010, Bressette et al. 2012）。例えば、植食

性昆虫類の多くは草食獣と食物資源をめぐる競争関係にあるため、過採食による餌不足の影響を直接的に受ける（Gómez and González-Megías 2002, Teichman et al. 2013）。また、過採食による下層植生の衰退は、下層植生を営巣・採餌に利用する鳥類に間接的な負の影響を与えることが報告されている（Martin et al. 2010, Teichman et al. 2013）。こうしたことから、現在多くの地域で草食獣の過増加に伴う森林生態系の改変が懸念されている（Fullier and Gill 2001, Perrins and Overall 2001, Côté et al. 2004, Martin et al. 2010）。

このような状況下において森林生態系を適切に維持・管理していくためには、草食獣の過増

1: 東京農工大学大学院
2016.10.27 受付 2018.5.14 公開

加が生態系に与える影響を包括的に明らかにすることが必須である (Côté et al. 2004). 特に, どのような生態的特性を持つ生物種が, どのようなメカニズムにより草食獣の過増加に対して敏感に反応するのかを明らかにすることは, 草食獣の過増加に対する生物種, および生態系の応答を予測する上で根幹の課題となる (c.f. Ribera et al. 2001, Öckinger et al. 2010). しかしながら, これまで当該研究分野において生活史や形態の異なる複数の生物種・分類群を対象とし, それらの応答を比較した研究事例は殆ど無いのが現状である (e.g. Brousseau et al. 2013). さらに, 森林生態系を健全な状態に保つうえで, 生態系機能の維持は不可欠である (Reiss et al. 2009, Wright et al. 2009). これまで, 生態系機能はそれを担う生物群集の機能的な多様性と関係が強い, すなわち機能的形質の幅が広い群集ほど生態系機能が安定して維持されるとされてきた (Chapin III et al. 1997, Manning et al. 2016). その一方で, 近年, 多様性ではなく, 機能に対する1頭あたりの貢献度が高い生物種や優占種の個体数が生態系機能の維持において重要であるということも主張されている (Larsen et al. 2005, Gaston and Fuller 2008, Winfree et al. 2015). 例えば, 獣糞分解機能を担う食糞性コガネムシ類 (Scarabaeidae, Geotrupidae) (以下, 糞虫類) は, シカの過増加により個体数が増加することが知られている (Kanda et al. 2005). しかしながら, 分解機能に対する貢献度が高い体サイズの大きな種は攪乱に対する脆弱性が高いことから, シカの採食による下層植生の衰退はこれらの種に負の影響を及ぼしている可能性がある (Negro et al. 2011, Slade et al. 2011). さらに, 動物遺体の分解機能を担うシデムシ科甲虫類 (Silphidae) についても, 森林分断化等の攪乱に対し大型種はより敏感に反応することが知られており, シカの過採食についても同様の可能性が考えられ

る (Gibbs and Stanton 2001). 獣糞および動物遺体の分解機能は, 窒素などの養分循環と密接に関わっているため, これらの分解機能の停滞は生態系そのものの変化に繋がる恐れがある (Aarons et al. 2004, Barton et al. 2013, Yoshitake et al. 2014).

そこで, 本研究ではニホンジカ *Cervus nippon* (以下, シカ) の高密度化が5つの昆虫類分類群に及ぼす影響を明らかにすること, また, それらの反応が分類群・機能群間でどのように異なるのかを比較し, シカの高密度化に対する反応に関わる生態的特性を明らかにすることを1つ目の目的とした. 昆虫類は, 蛾類・カミキリムシ類 (Cerambycidae, Disteniidae)・糞虫類・地表徘徊性甲虫類 (オサムシ科甲虫類 (Carabidae)・シデムシ科甲虫類) (以下, 地表性甲虫類) を対象とした. 本研究では, 植生に依存し, 過採食を介して影響を受ける分類群・機能群, すなわち草本・低木類を食餌植物とする蛾類および地表性甲虫類は負の反応を示すのに対し, 過採食以外の要因を介して影響を受ける分類群・機能群, すなわちカミキリムシ類, 糞虫類は相対的に負の反応が小さいか, もしくは正の反応を示すと仮定した.

さらに, シカの生息密度が異なる環境において, 糞虫・シデムシ類群集およびこれらによるシカ糞・動物遺体分解機能を調査し, シカの生息密度の変化が甲虫類によるシカ糞・動物遺体の分解機能に及ぼす影響を明らかにすることを2つ目の目的とした.

II. 方法

1. 調査地

本調査は, 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター森林圏ステーション苫小牧研究林 (42° 40' N, 141° 36' E) で実施した. 本研究林には, 2003年に設置された16.4 haのシカ高密

度化处理区（以下、エンクロージャ）と、1.5 ha のシカ排除処理区（以下、エクスクロージャ）がある。この2つのサイトは高さ2 mの柵で囲われており、シカの移動を妨げている。本調査はこの2つのサイトと、その周辺区域（以下、コントロール）を利用した。

2. 昆虫類調査

昆虫類の調査は、エンクロージャ・コントロール・エクスクロージャのそれぞれで6つのプロットを設定し、調査対象とする分類群に対応したトラップを用いて行った（図1）。

カミキリムシ類は誘因衝突式トラップおよびマレーズトラップを用いて採取した。誘引衝突式トラップを用いた採集は、6月、7～8月に各3日間ずつ、マレーズトラップを用いた採集は6月、7～8月に各4日間ずつ実施した。

蛾類の採集は、大河内（2002）を参考に作成したライトトラップを用いて行った。蛾類の採集は、6月、7～8月、9月に各1晩ずつ実施した。

糞虫類・地表性甲虫類は、ピットフォールトラップを用いて採集した。ピットフォールトラップは、誘引剤として乳酸菌飲料の原液と牛糞を使用した。糞虫類・地表性甲虫類の採集は、5月、6月、9月に各3日間ずつ実施した。

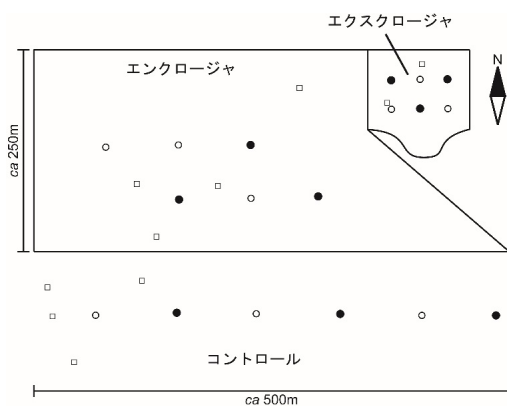


図1 昆虫類および環境条件調査プロット位置図。
○、●: 昆虫類の調査プロット；□: 環境条件調査プロット
円の色の違いは、調査時期の違い（前後半）を表す。

3. 環境条件調査

各サイトの環境条件として、シカの採食域内の下層植生（地表から1.5 m）、低木層（1.5 m～3.0 m）、高木層（3.0 m～）の植被率と下層植生、樹木類の多様性、リター堆積量、樹冠開空度、倒木・立枯木量を調べた。

4. 分解実験調査

調査は、調査区の面積を考慮してエンクロージャとコントロールのみで行った（図2）。調査は、8、9月に行い、各月につきプロットを前後半に分けて実施した。

シカ糞の分解機能は、調査地内の林床に1プロットあたり50粒のシカ糞を1週間設置し、設置後の分解粒数を算出することで評価を行った（計10プロット/サイト；図2）。糞粒は、外見上で50%以上が崩壊したものを分解されたと定義した。

動物遺体の分解機能は、ハツカネズミの遺体もしくはミミズの死骸の分解により評価を行った（ネズミ・ミミズ各10プロット/サイト；図2）。ネズミの遺体については、調査地内の林床にハツカネズミの遺体を3日間設置し、設置前後の重量を比較することで評価を行った。ミミズは1プロットあたり10頭を設置し、設

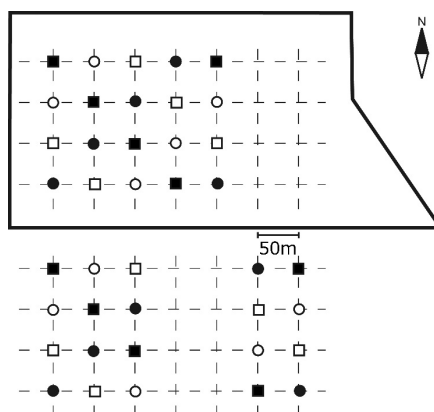


図2 分解実験プロット位置図。
■: 前半ネズミ、後半シカ糞；□: 前半ミミズ、後半シカ糞；●: 前半シカ糞、後半ネズミ；○: 前半シカ糞、後半ネズミ

置から2日間は12時間おきに、その後は1日おきに合計1週間確認し、10頭消失までの期間を分解能力の指標として記録した。

5. 解析

1) 昆虫類

昆虫類の解析は、各分類群もしくは機能群の個体数を応答変数、説明変数をサイトとした一般化線形モデル (GLM) を用いて行った。

蛾類については開翅長 20 mm 以下の種は小蛾類とし、解析から除外した。また、ツヅリガ亜科 (Galleriinae) 2 種が 7～8 月の後半の調査でのみ非常に多く得られたため、この 2 種は解析から除外した。機能群については食性 (高木食: 低木を除く木本類 (以下、高木類) のみを食餌植物とする, 低木・草本食: 低木もしくは草本類のみを食餌植物とする) 別に解析を実施した。高木類と低木類をともに食餌植物とする 59 種, 高木類と草本類どちらも食餌植物としている 3 種は, どの機能群にも含まなかった。糞虫類は機能群に関しては体サイズ (小型種: 体長 10 mm 未満, 大型種: 体長 10 mm 以上) 別に解析を行った。

オサムシ科甲虫 (以下, オサムシ類) は体サイズ (小型種: 体長 10 mm 未満, 中型種: 10 mm 以上 20 mm 未満, 大型種: 20 mm 以上), 翅型 (有翅: 後翅がある, 無翅: 後翅が無い) 別に解析を実施した。翅型について, 個体により後翅が発達する場合と退化する場合がある種に関しては翅型の分類から除外した。小型種に該当する種が 1 種 8 頭 (コガシラナガゴミムシ *Pterostichus microcephalus*) しか得られなかったため, 小型種については解析を行わなかった。シデムシ科甲虫 (以下, シデムシ類) もオサムシ類と同様, 機能群については体サイズと翅型別に解析を実施した。オオヒラタシデムシ *Eusilpha japonica* は後翅があるものの飛翔筋がある場合と無い場合があるため, 除外した (

and Sota 2011)。大型種群および 2 つの翅型に関しては採取数が少なく, エンクロージャでは全てのプロットにおいて有翅型群が得られなかった。そのため, これらの機能群についてはゼロ過剰モデルを用い, 有翅型群についてはエクスクローージャとコントロール間のみと比較とした。

2) 環境条件

各環境条件は, 全調査期間で得られた値の合計値について, 全てガンマ分布に従うものとし Spearman の順位相関係数を用いて, シカ生息密度との相関の有無を調べた。相関が認められなかったものに関しては, Kruskal-Wallis 検定により, サイト間で有意な差があるかどうか調べた。

3) 分解実験

分解実験については, 説明変数をサイト, 応答変数を分解対象物ごとの記録項目とした一般化線形混合モデル (以下, GLMM) により解析を行った。有意水準は, いずれの場合も 5% とした。

III. 結果

1. 環境条件

下層植生および低木層の植被率はシカ生息密度との相関がみられ, シカ生息密度の上昇に伴い減少した。リター堆積量についてもシカ生息密度との相関があり, シカ生息密度の上昇に伴い減少していた。立枯木量はシカ生息密度との相関があったが, 上記の 3 項目とは異なりシカの生息密度の上昇に伴って増加していた。これら以外の項目については, シカ生息密度との相関は認められなかった。そのため, 調査した環境条件項目において, シカの密度変化とは独立して変動している項目は無いことが分かった。

2. 昆虫類

全調査方法・調査期間を通して, 18,589 頭が

得られ、解析の対象となったものは14,663頭であった。カミキリムシ類は、誘引衝突式トラップで6種34頭、マレーズトラップで14種48頭が得られた。蛾類は、343種14,084頭が得られ、そのうちツツリガ亜科2種の個体数は3,926頭であり、この2種を除外すると341種10,158頭であった。機能群別にみると、高木食群が122種2,621頭、草本・低木食群が54種856頭であった。糞虫類は4種1,316頭が得られ、小型種群が3種292頭、大型種群が1種1,024頭であった。オサムシ類は16種3,010頭が得られた。機能群別にみると、小型種群が1種8頭、中型種群が8種2,880頭、大型種群が7種122頭であり、有翅型群が5種336頭、無翅型群が8種588頭であった。シデムシ類は5種97頭が得られた。機能群別にみると、体サイズでは中型種群が4種62頭、大型種群はオオヒラタシデムシのみで1種35頭であった。小型種群に該当する種は得られなかった。翅型では、有翅型が3種10頭、無翅型がヒラタシデムシ *Silpha perforata venatoria* のみで1種52頭であった。

1) カミキリムシ類

マレーズトラップで得られたカミキリムシ類は、エンクロージャにおいてコントロールに比べ個体数が多いことが示された ($p = 0.001$; 図3a)。一方、誘引衝突式トラップで得られたカミキリムシ類について、個体数にサイト間の差は認められなかった ($p > 0.1$; 図3b)。

2) 蛾類

蛾類の総個体数は、エンクロージャにおいてコントロールに比べ個体数が少ないことが示された ($p < 0.001$; 図3c)。機能群レベルでは、高木食群ではエクスクロージャにおいてコントロールに比べ個体数が少なかった一方、草本・低木食群ではエンクロージャにおいてコントロールに比べ個体数が少ないことが示された (高木食群: $p = 0.03$; 草本・低木食群: $p = 0.02$; 図4a)。

3) 糞虫類

糞虫類の総個体数は、エンクロージャ及びエクスクロージャにおいてコントロールに比べ多いことが示された ($p < 0.01$; 図3d)。機能群レベルでは、小型種群についてはサイト間の差は

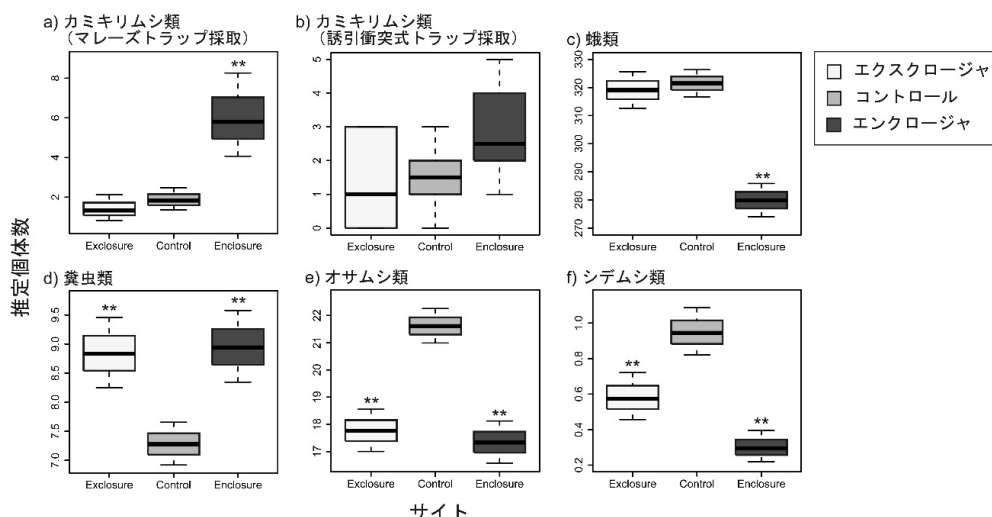


図3 3サイトの比較により推定された各分類群の個体数。推定値は、解析の結果示されたモデルの係数及び標準誤差から算出した (**: $p < 0.05$)。a: カミキリムシ類 (マレーズトラップ採取); b: カミキリムシ類 (誘引衝突式トラップ採取); c: 蛾類; d: 糞虫類; e: オサムシ類; f: シデムシ類

認められなかった一方、大型種群ではエンクロージャ及びエクスクローージャにおいてコントロールに比べ個体数が多いことが示された（小型種群： $p > 0.1$ ；大型種群： $p < 0.001$ ；図 4b）。

4) オサムシ類

総個体数は、エンクロージャ及びエクスクローージャにおいてコントロールに比べ少ないことが示された（ $p < 0.001$ ；図 3e）。体サイズに関しては、中型種群では総個体数と同様エンクロージャ及びエクスクローージャで個体数が少ないことが示されたが、大型種群ではサイト間の差は認められなかった（中型種群： $p < 0.001$ ；大型種群： $p > 0.1$ ；図 4c）。翅型については、無翅型群ではエンクロージャにおいてコントロールに比べ個体数が少ないことが示された（ $p = 0.001$ ）。それに対し、有翅型群の個体数はエクスクローージャにおいてコントロールに比べ多かった（ $p = 0.02$ ；図 4c）。

5) シデムシ類

総個体数は、エンクロージャおよびエクスクローージャにおいてコントロールに比べ少ないことが示された（ $p < 0.05$ ；図 3f）。分類群レベル

では、中型種群および無翅型群についてはエンクロージャにおいてコントロールに比べ個体数が少なかった一方（中型種群： $p < 0.001$ ；無翅型群： $p = 0.003$ ）、大型種群および有翅型群では、サイト間の有意差は見られなかった（大型種群： $p = 0.06$ ；有翅型群： $p = 0.08$ ；図 4d）。

3. 分解実験

1) シカ糞分解機能

シカ糞は、8月では低密度区で、高密度区に比べ多く分解された（ $p < 0.001$ ；図 5a）。9月はサイト間の差は見られなかった（ $p = 0.08$ ；図 5b）。

2) 動物遺体分解機能

ネズミの遺体について、8月・9月いずれもサイト間で3日間での分解量の差は見られなかった（8月： $p = 0.76$ ；9月： $p = 0.48$ ；図 5c, d）。同様に、ミミズの死骸に関しても8月・9月ともに10頭消失に要した時間に差は確認されなかった（8月： $p = 0.20$ ；9月： $p = 0.36$ ；図 5e, f）。しかしながら、いずれの場合も高密度区で分解速度が速い傾向が見られた。

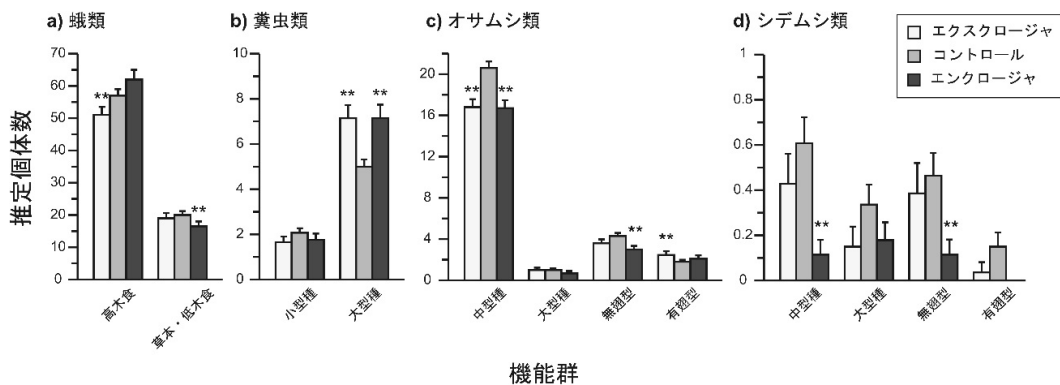


図4 3サイトの比較により推定された各機能群の個体数。推定値は、解析の結果示されたモデルの係数及び標準誤差から算出した（**： $p < 0.05$ ）。a: 蛾類；b: 糞虫類；c: オサムシ類；d: シデムシ類

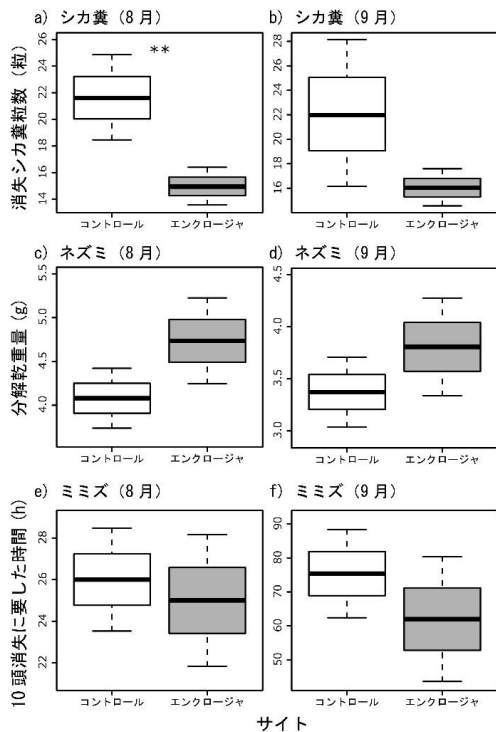


図5 シカ低密度区と高密度区との比較により推定された各分解対象物の分解率指標。推定値は、解析の結果示されたモデルの係数及び標準誤差から算出した (**: $p < 0.05$)。

a: シカ糞 (8月) ; b: シカ糞 (9月) ; c: ネズミ (8月) ; d: ネズミ (9月) ; e: ミミズ (8月) ; f: ミミズ (9月)

IV. 考察

草食獣の過増加が世界的に加速する昨今、それらが生態系に与える影響を解明・予測することが喫緊の課題となっている (Côté et al. 2004)。本研究結果から、シカの過増加に対する昆虫類の反応は、分類群間・機能群間で反応の強さや方向性が大きく異なることが示された。具体的には、カミキリムシ類・糞虫類・高木類を食餌植物とする蛾類はシカの過増加に対して正の反応を示したのに対し、地表性甲虫類や草本・低木食の蛾類では負の反応を示していた。

1. 直接的なシカによる過採食を介した反応

本研究では、草本・低木類を食餌植物とする

蛾類はエンクロージャにおいて個体数が少ないことが確認された。草本・低木食の植食性昆虫は草食獣と食物資源をめぐる競争関係にある (Stewart 2001, Gómez and González-Megías 2002, Herder et al. 2004)。そのため、高密度化に対する低木・草本食蛾類の個体数減少は、シカの過増加による直接の食物資源の減少が原因であると考えられる。実際に本研究では、シカの過増加に伴い下層植生・低木層の植被率が大きく減少していた。

地表性甲虫類も草本・低木類を食餌植物とする蛾類と同様、エンクロージャで個体数が少ないことが確認された。下層植生は、地表性甲虫類の生息環境の微気候の調整に大きく関わっている (Letty et al. 2006, Taboada et al. 2008)。そのため、エンクロージャにおける地表性甲虫類の個体数減少は、下層植生の衰退による微気候の変化によって引き起こされたと考えられる。実際に、先行研究では本調査で得られた地表性甲虫類の1つであるオオヒラタシデムシは、下層植生の多い環境において個体数が多いことが報告されている (島田ら 1991, 谷脇ら 2005)。なお、既往研究ではシカの過増加による下層植生の衰退はオサムシ類の群集構成を大型種中心の群集から小型種中心の群集に変化させることが報告されているが (上田 2009, 岡田・須田 2012)、本研究ではこの傾向が見られなかった。その理由としては、本研究では下層植生の少ない裸地化した環境を好むとされているミズギワゴミムシ亜科 (Bembidiinae) などの小型種はほとんど得られていないことが挙げられる。

2. 直接的なシカによる過採食以外の要因を介した反応

本研究では、カミキリムシ類はエンクロージャにおいて個体数が多いことが認められた。カミキリムシ類は主に新鮮な枯死木や枯死寸前の樹木を幼虫の食物とする種で構成されており

(大林・新里 2007), カミキリムシ類の個体数と新鮮な枯死木の量の間には正の相関が確認されている(Ohsawa 2008). そのため, エンクロージャにおけるカミキリムシ類の個体数増加は, シカの生息密度の上昇に伴う樹皮剥ぎの発生により食物資源が増加したことが要因として考えられる (Kaji et al. 1988, Akashi and Nakashizuka 1999). 実際に, 本調査地においてもシカの増加は枯死木量と正の関係を示していた.

糞虫類もカミキリムシと同様, エンクロージャにおいて個体数が多いことが確認された. 糞虫類は哺乳動物の糞を食物資源とする分類群であるため (川井ら 2008), エンクロージャにおける糞虫類の個体数増加はシカの生息密度上昇に伴う糞量の増加によるものと考えられる (Stewart 2001, 赤羽ら 2014). 一方, Kanda et al. (2005) は, 大台ヶ原ではシカの過増加に伴う森林の衰退が糞虫類の個体数および多様性を減少させることを指摘している. しかしながら, 本調査地ではシカの過増加の影響は下層植生の衰退に留まり, 現状では高木層の衰退は生じていない. そのため, 本研究において糞虫類はシカ過増加に対し負の反応を示さなかったと考えられる.

草本・低木食蛾類がシカの過増加に対して負の反応を示した一方, 高木食蛾類では過増加に対して正の反応がみられた. 草食獣の過採食は土壤中への窒素分の流入を加速させるほか, 高木類と下層植生との競争を緩和させ, 高木類に供給される養分量を増加させることが報告されている (Lucas et al. 2013). そのため, 本研究では調査していないが, 高木類の葉の窒素含有量が増加し, 蛾類にとって質の良い餌が提供されている可能性がある. しかしながら草食獣の過採食は特定の本木類の実生を減少させることも報告されており (Takatsuki and Gorai 1994, Kittredge and Ashton 1995, Lessard et al.

2012, White 2012), 草食獣の過増加が本木植物に与える負の影響にはタイムラグがあることを示唆している (絶滅の負債: Extinction Debt; Tilman et al. 1994). すなわち, 長期的に見た場合, 草食獣の過増加は本木を食物資源として依存する昆虫類に対しても負の影響をもたらすだろう (Wheatall et al. 2013). そのため, 今後, 本調査地においても高木食蛾類が個体群サイズを減少させる可能性もあり, 長期的な視野から植物種や昆虫類の個体群動態をモニタリングする必要があるだろう.

3. 昆虫類群集の改変とその影響

本研究結果から, シカの過増加は昆虫類群集を大きく改変することが明らかとなった. 具体的には, 下層植生を食物資源もしくは生息環境として利用している分類群, すなわち過採食を介して影響を受ける分類群では, シカの過増加に対して負の反応を示した. 一方, 下層植生を生息環境として利用していても食物資源がシカの過増加により増加する糞虫類や, カミキリムシ類及び高木食蛾類もシカの過増加に対し正の反応を示した. この結果は, 草食獣の過増加は森林生態系内の生物群集を均質化させること (生物相の均質化: Biotic homogenization; McKinney and Lockwood 1999) を示唆している. すなわち, 草食獣の過増加が起きる地域では, 過増加が生存に正の効果をもたらすような生物種が大部分を占める一方で, 負の効果をもたらすような生物種は消失することを意味する.

草食獣の過増加は, 過採食による下層植生の衰退を介した栄養カスケードを引き起こすことが知られている (Teichman 2013). 本研究では, シカが過採食のみならず樹皮剥ぎや糞量の増加など, 多様な経路によって栄養カスケードを引き起こすことが示唆された. これまでは, 草食獣の過増加による栄養カスケードは主に過採食を要因とするものに焦点が当てられてきた

(Bressette et al. 2012, Lessard et al. 2012, Teichman 2013). しかしながら、本研究のように草食獣の過増加による栄養カスケードは多数の要因が交錯した複雑なものである可能性がある。また、これらの昆虫類分類群は鳥類や中型哺乳動物の主要な食物資源の一つである。(Holmes et al. 1979, Sasaki and Kawabata 1994, Pechacek 2004, Hagar et al. 2007, Koike et al. 2012). そのため、これらの栄養カスケードはさらに上位の栄養段階へ波及する可能性も考えられる (Seki and Koganezawa 2012).

加えて、こうしたシカの過増加に伴う昆虫類群集の改変は、森林生態系における生態系機能にまで影響が波及するだろう。実際に、本研究ではシカ糞および動物遺体の分解機能について、シカの高密度化が影響を及ぼしうることが確認された。しかしながら、その反応は本研究で対象とした昆虫類群集の反応と必ずしも一致しておらず、今後はハエなど機能を担う他の分類群を含めた調査を行う必要がある。

4. 今後の展望

シカの生息密度がさらに上昇したり、過増加状態が長期化したりした場合、本研究で確認された反応とは異なった反応を示す可能性がある。例えば、糞虫類は、シカの過増加により森林が衰退し草原環境になった地域において個体数や多様性の減少が確認されている (Kanda et al. 2005). 今後は、将来予測される昆虫類群集の改変やその可逆性についてより詳細に把握し、その不可逆的な劣化を回避しなければならない。

本研究では、昆虫類を対象として、草食獣の過増加が与える影響を検証した。しかしながら、草食獣の過増加は、環境条件や昆虫類群集の変化を介して森林生態系を構成する多くの生物種にも影響を及ぼしていることが推測される。そのため、今後はより広域・長期的な視点から、

草食獣の過増加が生物種ならびに生態系及ぼす影響を明らかにする必要があるだろう。

謝辞

本論文を作成するにあたり、多くの方々にお世話になった。東京大学の曾我昌史氏には解析に関して助言をいただいた。北海道大学苫小牧研究林森林生態学研究室・日浦勉教授をはじめ、当研究林の方々には調査に際して様々な助言をいただいた。

文献

- Aarons, S. R., O'Connor, C. R. and Gourley, C. J. P. 2004. Dung decomposition in temperate dairy pastures. I. Changes in soil chemical properties. *Australian Journal of Soil Research* 42: 107 – 114..
- 赤羽俊亮・日野貴文・吉田剛司 2014. エゾシカの高密度化が食糞性コガネムシ群集に与える影響. *日本応用動物昆虫学会誌* 58 : 269 – 274.
- Akashi, N. and Nakashizuka, T. 1999. Effects of bark-stripping by Sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. *Forest Ecology and Management* 113: 75 – 82.
- Allombert, S., Stockton, S. and Martin, J., 2005. A Natural Experiment on the Impact of Overabundant Deer on Forest Invertebrates. *Conservation Biology* 19: 1917 – 1929.
- Apollonio, M., Andersen, R. and Putman, R. (eds.) 2010. *European Ungulates and Their Management in the 21st Century*. Cambridge University Press.
- Barton, P. S., Cunningham, S. A., Lindenmayer, D. B. and Manning, A. D. 2013. The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems. *Oecologia* 171: 761–772.
- Bressette, J. W., Beck, H. and Beauchamp, V. B. 2012. Beyond the browse line: complex cascade effects mediated by white-tailed deer. *Oikos* 121: 1749 – 1760.
- Brousseau, P., Hébert, C., Cloutier, C. and Côté, S. D. 2013. Short-term effects of reduced white-tailed deer density on insect communities in a strongly overbrowsed boreal forest ecosystem. *Biodiversity Conservation* 22: 77 –

- Chapin III, F. S., Walker, B. H., Hobbs, R. J., Hooper, D. U., Lawton, J. H., Sala, O. E. and Tilman, D. 1997. Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277: 500–504.
- Côté, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J., Dussault, C. and Waller, D. M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 113 – 147.
- Fuller, R. J. and Gill, R. M. A. 2001. Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry* 74: 193 – 199.
- Gaston, K. J. and Fuller, R. A. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 14–19.
- Gibbs, J. P. and Stanton, E. J. 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Ecological Applications* 11: 79–85.
- Gómez, J. M. and González-Megías, A. 2002. Asymmetrical interactions between ungulates and phytophagous insects: being different matters. *Ecology* 83: 203 – 211.
- Hagar, J. C., Dugger, K. M. and Starkey, E. E. 2007. Arthropod prey of Wilson's warblers in the understory of douglas-fir forests. *The Wilson Journal of Ornithology* 119: 533 – 546.
- Herder, M. D., Virtanen, R. and Roininen, H. 2004. Effects of reindeer browsing on tundra willow and its associated insect herbivores. *Journal of Applied Ecology* 41: 870 – 879.
- Holmes, R. T., Schultz, J. C. and Nothnagle, P. 1979. Bird predation on forest insects: an enclosure experiment. *Science* 206: 462 – 463.
- Ikeda, H. and Sota, T. 2011. Macro-scale evolutionary patterns of flight muscle dimorphism in the carrion beetle *Necrophila japonica*. *Ecology and Evolution* 1: 97–105.
- Kaji, K., Koizumi, T. and Ohtaishi, N. 1988. Effects of resource limitation on the physical and reproductive condition of Sika deer on Nakanoshima Island, Hokkaido. *Acta Theriologica* 33: 187 – 208.
- Kanda, N., Yokota, T., Shibata E. and Sato, H. 2005. Diversity of dung-beetle community in declining Japanese subalpine forest caused by an increasing sika deer population. *Ecological Research* 20: 135 – 141.
- 川井信矢・堀 繁久・河原正和・稲垣政志 2008. 日本産コガネムシ上科図説第1巻食糞群〈普及版〉. 昆虫文献六本脚
- Kittredge, D. B. and Ashton, P. M. S. 1995. Impact of deer browsing on regeneration in mixed stands in southern New England. *Northern Journal of Applied Forestry* 12: 115 – 120.
- Koike, S., Morimoto, H., Goto, Y., Kozakai, C. and Yamazaki, K. 2012. Insectivory by five sympatric carnivores in cool-temperate deciduous forests. *Mammal Study* 37: 73 – 83.
- Koike, S., Soga, M., Nemoto, Y. and Kozakai, C. 2014. How are dung beetle species affected by deer population increases in a cool temperate forest ecosystem? *Journal of Zoology* 293: 227 – 233.
- Larsen, T. H., Williams, N. M. and Kremen, C. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters* 8: 538–547.
- Lessard, J. P., Reynolds, W. N., Bunn, W. A., Genung, M. A., Cregger, M. A., Felker-Quinn, E., Barrios-Garcia, M. N., Stevenson, M. L., Lawton, R. M., Brown, C. B., Patrick, M., Rock, J. H., Jenkins, M. A., Bailey, J. K. and Schweitzer, J. A. 2012. Equivalence in the strength of deer herbivory on above and below ground communities. *Basic and Applied Ecology* 13: 59 – 66.
- Letty, E. F., Werner, S. M., Mladenoff, D. J., Raffa, K. F. and Sickley, T. A. 2006. Response of ground beetle (Carabidae) assemblages to logging history in northern hardwood–hemlock forests. *Forest Ecology and Management* 222: 335 – 347.
- Lucas, R. W., Salguero-Gómez R., Cobb, D. B., Waring, B. G., Anderson, F., McShea, W. J. and Casper, B. B. 2013. White-tailed deer (*Odocoileus virginianus*) positively affect the growth of mature northern red oak (*Quercus rubra*) trees. *Ecosphere* 4: art84.
- Martin, J., Stockton, S. A., Allombert, S. and Gaston, A. J. 2010. Top-down and bottom-up consequences of unchecked ungulate browsing on plant and animal diversity in temperate forests: lessons from a deer. *Biological Invasions* 12: 353 – 371.

- Manning, P., Slade, E. M., Beynon, S. A. and Lewis, O. T. 2016. Functionally rich dung beetle assemblages are required to provide multiple ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 218: 87–94.
- McKinney, M. L. and Lockwood, J. L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 450 – 453.
- Negro, M., Rolando, A. and Palestini, C. 2011. The impact of overgrazing on dung beetle diversity in the Italian Maritime Alps. *Environmental Entomology* 40: 1081–1092.
- Nuttle, T., Yerger, E. H., Stoleson, S. H. and Ristau T. E. 2011. Legacy of top-down herbivore pressure ricochets back up multiple trophic levels in forest canopies over 30 years. *Ecosphere* 2: art4.
- Öckinger, E., Schweiger, O., Crist, T. O., Debinski, D. M., Krauss J., Kuussaari, M., Petersen, J. D., Pöyry, J., Settele, J., Summerville, K. S. and Bommarco, R. 2010. Life-history traits predict species responses to habitat area and isolation: a cross-continental synthesis. *Ecology Letters* 13: 969 – 979.
- Ohsawa, M. 2008. Different effects of coarse woody material on the species diversity of three saproxylic beetle families (Cerambycidae, Melandryidae, and Curculionidae). *Ecological Research* 23: 11 – 20.
- 岡田拓也・須田知樹 2012. 栃木県奥日光における林床環境の違いが オサムシ科甲虫の群集構造に与える影響. *地球環境研究* 14 : 1 – 6.
- 大林延夫・新里達也 2007. 日本産カミキリムシ. 東海大学出版会. p.168
- 大河内勇 2002. 蛾類調査用ポータブルライトトラップの作製. *森林総合研究所研究報告* 1 : 231 – 234.
- Pechacek, P. and Kristin, A. 2004. Comparative diets of adult and young three-toed woodpeckers in a European alpine forest community. *Journal of Wildlife Management* 68: 683 – 693.
- Perrins, C. M. and Overall, R. 2001. Effect of increasing numbers of deer on bird populations in Wytham Woods, central England. *Forestry* 74: 299 – 309.
- Reiss, J., Bridle, J. R., Montoya, J. M. and Woodward, G. 2009. Emerging horizons in biodiversity and ecosystem functioning research. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 505–514.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S. and Foster, G. N. 2001. Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology* 82: 1112 – 1129.
- Rooney, T. P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74: 201 – 208.
- Rooney, T. P. 2009. High white-tailed deer densities benefit graminoids and contribute to biotic homogenization of forest ground-layer vegetation. *Plant Ecology* 202: 103 – 111.
- Sasaki, H. and Kawabata, M. 1994. Food habits of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides viverrinus* in a mountainous area of Japan. *Journal of the Mammal Society of Japan* 19: 1 – 8.
- Seki, Y. and Koganezawa, M. 2012. Does sika deer overabundance exert cascading effects on the raccoon dog population?. *Journal of Forest Research* 18: 121 – 127.
- 島田正文・高橋徹雄・丸田頼一 1991. 公園緑地における昆虫類の生息環境に関する研究. *造園雑誌* 54 : 287 – 292.
- Slade, E. M., Mann, D. J. and Lewis, O. T. 2011. Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. *Biological Conservation* 144: 166–174.
- Stewart, A. J. A. 2001. The impact of deer on lowland woodland invertebrates: a review of the evidence and priorities for future research. *Forestry* 74: 259 – 270.
- Suzuki, M., Miyashita, T., Kabaya, H., Ochiai, K., Asada, M. and Kikvidze, Z. 2013. Deer herbivory as an important driver of divergence of ground vegetation communities in temperate forests. *Oikos* 122: 104 – 110.
- Taboada, Á., Tárrega, R., Calvo, L., Marcós, E., Marcós, J. A. and Salgado, J. M. 2010. Plant and carabid beetle species diversity in relation to forest type and structural heterogeneity. *European Journal of Forest Research* 129: 31 – 45.
- Takatsuki, S. and Gorai, T. 1994. Effects of Sika deer on the regeneration of a *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9: 115 – 120.
- 谷脇 徹・久野春子・岸 洋一 2005. 都市近郊林の林床管理区および短期・長期放置区における地表性

- 甲虫相の比較. 日緑工誌 31: 260 – 268.
- Teichman, K. J., Nielsen, S. E. and Roland, J. 2013. Trophic cascades: linking ungulates to shrub-dependent birds and butterflies. *Journal of Animal Ecology* 82: 1288 – 1299.
- Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L. and Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65 – 66.
- 上田明良・日野輝明・伊東宏樹 2009. ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. 日林誌 91 : 111 – 119.
- Uno, H., Kaji, K. and Tamada, K. 2009. Sika deer population irruptions and their management on Hokkaido Island, Japan. In : McCullough, D. R., Takatsuki, S. and Kaji, K. (eds) *Sika Deer : Biology and Management of Native and Introduced Populations*. Springer Japan, Tokyo: 405 – 420.
- Wheatall, L., Nuttle, T. and Yerger, E. 2013. Indirect effects of pandemic deer overabundance inferred from caterpillar-host relations. *Conservation Biology* 27: 1107 – 1116.
- White, M. A. 2012. Long-term effects of deer browsing: composition, structure and productivity in a northeastern Minnesota old-growth forest. *Forest Ecology and Management* 269: 222 – 22.
- Winfree, R., Fox, J. W., Williams, N. M., Reilly, J. R. and Cariveau, D. P. 2015. Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology Letters* 18: 626–635.
- Wright, J., Symstad, A., Bullock, J. M., Jackson, L. and Bernhardt, E. 2009. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M. and Perrings, C. (eds) *Biodiversity, Ecosystem Functioning and Human Wellbeing*. Oxford University Press, Oxford: 167–177.
- Yoshitake, S., Soutome, H. and Koizumi, H. 2014. Deposition and decomposition of cattle dung and its impact on soil properties and plant growth in a cool-temperate pasture. *Ecological Research* 29: 673–684.

Fundamental research for conservation of forest ecosystem degraded by sika deer overabundance

KOIKE Shinsuke and IIDA Taichi

There is increasing concern over the ecological impact of large herbivore overabundance on forest ecosystems. To maintain and manage forest ecosystems appropriately, it is first necessary to understand how biological communities respond to large herbivore overabundance. Here, we examined the relationships between the life history traits of 5 insect taxonomic groups (moths, dung beetles, longicorn beetles, carabid beetles, and carrion beetles) and their responses to deer overabundance in Hokkaido, northern Japan. The different taxonomic and functional insect species differed in their response to deer overabundance. The abundance (number of individuals) of longicorn beetles, dung beetles, and arbor-feeding moths responded positively to deer overabundance, whereas that of carabid beetles, carrion beetles, and herb- or shrub-feeding moths responded negatively. These results suggest that the type of food and the level of dependence on the understory are key traits determining insect sensitivity to deer overabundance. Furthermore, this study demonstrated a significant change in insect communities following experimental deer overabundance, suggesting that large herbivore overabundance leads to the homogenization of biological communities.

Key words: Ecological traits, Biotic homogenization, Ecosystem management, Insects, Cascading effects

第 26 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

南三陸町火防線復活プロジェクト —伝統的な草地環境をよみがえらせ、維持する仕組みをつくる—

認定 NPO 法人 大阪自然史センター
西澤真樹子

1. 背景と目的

宮城県本吉郡南三陸町は、三方を山に囲まれ、分水嶺と町域とがほぼ一致する特徴を持つ。60 年程前まで、この分水嶺には森林管理や火災抑止を目的とした「火防線」と呼ばれる草地が帯状につらなり、草地環境を好む生物の生息場所になっていたが、現在は管理されなくなり荒れている。翁倉山（標高 532 m）は宮城県の自然環境保全地域に指定されており、生息数が全国で 500 羽前後とされる国の天然記念物イヌワシ *Aquila chrysaetos* の繁殖が確認されているが、繁殖成功率は低く、最後の巣立ちの記録は 10 年以上観察されていない。繁殖年齢に達したイヌワシの寿命は長いものの、それに達するまでの死亡率は高く、現在のペアの高齢化により世代交代が困難になることが危惧されていた。また、翁倉山のイヌワシは、火防線を狩り場として比較的良く利用していたとの記録がある。早急にこうした環境を復活させ、彼らにとって安全な狩り場を増やす必要があった。

本活動では、高度経済成長以降失われた伝統的な草地環境を復活させ、維持する仕組みをつくることを目的として、町内外の学生、地元の実業家、ナチュラリストの協力のもと、旧火防

公益財団法人自然保護助成基金による「プロ・ナトゥーラ・ファンド」第 26 期助成を受けています
復興支援チーム 東北遠征団 特別企画

南三陸 イヌワシトレイル プロジェクト 参加者募集!

主催：認定特定非営利活動法人 大阪自然史センター

海と山の自然を活かした復興を目指す
宮城県南三陸町で
地元の実業家さんとともに
放置された山の道「火防線」を整備し
イヌワシの狩り場になる草原の生きものたちの
生息場所をとりもどすプロジェクト。
化石と地層観察または海鳥観察モニターツアーの
オプションつきです。一緒に山で働きませんか？

2016年 3月11日(金) -13日(日)

募集人数：4-5名(応相談) 締め切り：3月9日(水)
費用：滞在中の食費(交通費、宿泊費は負担します)
持ち物：11日から南三陸入りする場合は寝袋、作業着
ヘルメット及び手ノコ、手袋は貸し出します
集合：3月11日19時 仙台駅東口ヨドバシカメラ前
(高速バスアールバス：盛岡/バスセンター16:00発→仙台19:07着)
解散：3月13日18時 仙台駅
(高速バスアールバス：仙台駅前18:30発→盛岡/バスセンター21:07着)

問い合わせ：NPO法人大阪自然史センター 06-6697-6262 西澤
お申し込みメールで：nishizawa@mus-nh.city.osaka.jp

図1 南三陸イヌワシトレイルプロジェクト参加者募集のチラシ。

線の刈り払い整備を行うと同時に、草地を利用する生物の多様性が増加する可能性を明らかにするための生物調査を実施した(図1)。また、活動への普及啓発活動として子ども向けのワークショッププログラムを実施した。



図2 作業地。

II. 活動内容と成果

1. 伐採作業

2016年1月から3月にかけて、慶應の森～谷多丸の町境部分までの約750m、南三陸町～登米市～石巻市境からツルベ山頂までの約500m、ツルベ山頂～403.8ピークまでの約700m、403.8ピークから北側の稜線にむかって200mの約2.2kmを刈り払った。急勾配の場所をのぞき、道幅はイヌワシの翼長である約2m以上を目安に、広い所で5m程度とした。ボランティアによる作業では技術的に難しい枯死木に関しては、株式会社 佐久に委託した。それぞれの作業地は図2に示した太線部分である。

2015年11月23日、活動予定地を踏査し、作業ルートの確認と枯死木のマーキングを行った。参加者は7名だった。

2016年1月11日、ルート上にある枯死したアカマツ (*Pinus densiflora*) 7本の伐倒作業を実施した(図3)。

2016年2月20日、谷多丸の町境部分からツルベ山頂までの約1.3kmの刈り払い作業を行っ



図3 枯死したアカマツの伐倒。

た。ツルベ山山頂までの区間は急勾配のため道幅1.5～2m程度のトレイルとした。参加者は9名(うち学生ボランティア3名(岩手大学))。

2016年3月12日、ツルベ山頂から403.8ピークまで、403.8ピークから北側の稜線にむかって200mまでと、計900mの刈り払い作業を行った。参加者は10名(うち学生ボランティア5名(岩手大学、大阪府立大学、大阪府立泉北高校))。

3回の作業で、慶應大学南三陸プロジェクトが「慶應の森」内に整備した遊歩道に接続する一周約2.5 kmの周遊コースが完成した。

参加者はメーリングリスト、およびチラシ等で募集した。2016年1月31日には大阪市立自然史博物館友の会総会での概要説明と募集を、2016年3月にはチラシを作成し岩手大学に配布、学生の参加を募った。

2. 生物調査

2015年12月4日、活動予定地を踏査し、哺乳類の痕跡調査を行った。赤外線自動撮影装置(FieldNoteDUO(DMC-FT3))2台を設置し、2016年3月に3台(LTL ACORN(Ltl-5310))を追加し、出現した生物を記録した。確認されたのはツキノワグマ *Ursus thibetanus*、テン *Martes melampus*、タヌキ *Nyctereutes procyonoides*、ニホンノウサギ *Lepus brachyurus*、ニホンジカ *Cervus nippon*、ニホンカモシカ *Capricornis crispus* の4科6種で、ノウサギが最も多く撮影された。ツキノワグマは、2016年8月18日に撮影された他、8月上旬近くで伐採作業を行っていた作業員にも目撃されている(図4)。

2016年3月12日から同年8月にかけて、マレーゼ・トラップ(Malaise Trap)による昆虫調査を行った。トラップは刈り払い作業を行ったエリアに2基、作業をしてない林内に2基、合計4基を設置した。補虫器には80%エタノー

ルを用いた。1-2ヶ月ごとに補虫器の内容物を回収し、ハチ目、甲虫目を中心に5000点超を採集した。現在ソーティングと同定作業を行っている。

赤外線自動撮影装置とマレーゼトラップの設置場所は図2に示している。

3. 普及啓発活動

2016年7月18日に南三陸町志津川の南三陸ポータルセンターにおいて開催された「南三陸子ども自然史ワークショップ2016」に、イヌワシを学ぶプログラム「イヌワシせいくらべ」を制作し提供した(図5)。これは被災した南三陸自然環境活用センター(通称ネイチャーセンター)の再開を支援する町内外有志の会・ネイチャーセンター友の会によるもので、本プロジェクトのメンバーである鈴木卓也氏が会長を務めている。会場の「情報コーナー」では、南三陸町産業振興課・阿部拓三氏の協力のもと、翁倉山に隣接する大盤平峠から2016年4月16日にドローンによって撮影されたイヌワシ目線での映像を流し、上空から火防線が覆われている現状を紹介した。また、プロジェクトの概要やイヌワシについて紹介するプリントを配布した。当日は町内の高校生、県内の大学生を含む40名のスタッフが参加し、町内外から158名の親子連れが訪れた。

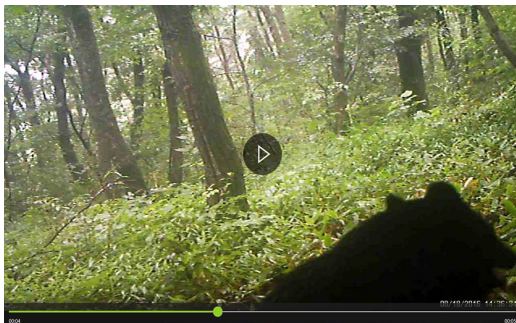


図4 自動撮影装置に映り込んだツキノワグマ。



図5 南三陸子ども自然史ワークショップの様子。

Ⅲ. 今後に向けた動き

1. 標本作製を通じた啓発活動

現地で採集された昆虫標本が 5000 点超となり、実施期間内での作業量を大幅に上回ることが予想された。これらの資料を速やかにソーティングするべく、大阪府高槻市立自然博物館を拠点にボランティア「チーム・ボンダガール」を立ち上げ、市民ボランティアによる標本化作業を続けている。2016 年 7 月 9 日に高槻市立自然博物館多目的ホールにおいて、本プロジェクトの概要ならびに作業方法についての研修会を行い、これまで 4 回実施されている（2016 年 8 月 20 日、2016 年 9 月 4 日、2016 年 10 月 8 日）。参加者は作業を通して本プロジェクトの目的を理解し、現地の自然情報の蓄積をサポートする作業が東日本大震災の復興支援につながることにやりがいを感じている。このような標本作成作業を通じた普及活動を今後も継続する。なお、制作された標本は将来的に大阪市立自然史博物館にすべて寄贈される予定である。

2. 活動に連動した伐採の動き

本プロジェクトの活動地の所有者であり、枯死木の伐倒を担当された株式会社佐久の佐藤太

一氏が目的に深く共感してくださり、活動地の翁蔵山側斜面のアカマツ林約 1 ha を試験的に刈り払う作業が進められている。2016 年 8 月 9 日の現地見学の際には、鬱閉していた環境は様変わりし、明るい空間が広がっている様子を確認できた。こうした空間が複合的に展開されることで、本プロジェクトの効果も高まることが予想される。

南三陸町森林管理協議会は 2015 年 10 月 8 日に FSC 認証を取得し、適切に管理された木材の利用を積極的に進めている。林業家自身が本プロジェクトへの継続的な関わりを持つことで、自然保護に配慮した森林管理が木材のブランド力を高め、森林資源を持続的に利用する地元の人びとの暮らしを支え、適切で定期的な森林の管理が健全に行われることが期待できる。

2016 年 8 月 8 日、岩手県南部の標高 800 m の牧草地において、イヌワシの幼鳥と親鳥が連れ立って飛ぶ姿を観察することができた。このニュースは本プロジェクトに関わったメンバーで共有され、今後の展開への期待が大きく高まった。これからも活動地及び周辺での定期的な調査を行い、情報を地域に還元していきたい。

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Restoration project of Minami Sanriku fire prevention belt:
Bringing back the traditional grassland environment and building the
maintanance system

NISHIZAWA Makiko

辺野古・大浦湾海域の生物多様性の解明・埋め立ての環境への影響を測るための調査の実施

公益財団法人 日本自然保護協会
志村智子¹・安部真理子¹・辻村千尋¹・岩橋大悟¹・
牧志 治²・鈴木 雅子³・田代 豊⁴

キーワード： サンゴ礁生態系，沖縄，埋め立て，リーフチェック，モニタリング調査，ジュゴン

I. はじめに／活動の目的

沖縄県名護市辺野古・大浦湾は生物多様性が豊かなことで知られる。しかし、普天間飛行場代替施設建設事業のため 2014 年 8 月からボーリング調査が始まり、2015 年夏にも埋め立ての本体工事が着工される見込みとなっていた。本建設事業は、事前に行われた環境アセスメントで示した環境配慮を根拠に事業が進められていたが、本環境アセスメントは科学性に欠けるものと日本自然保護協会は考えている（日本自然保護協会 2014）。そこで、予測通りに工事の影響が回避できるのかの検証・監視が必要であるとともに、まだ十分に知られていない本海域の生物多様性の解明が必要と考えた。

II. 手法

1. 埋立工事が環境に与える影響を測る

水質、サンゴ礁生態系、ジュゴンの食痕について、現在の状態と事業進行に伴う変遷を科学的に測ることを計画した。

a) サンゴ礁生態系の調査

サンゴ礁の健康度を測るリーフチェック調査

は 1998 年から毎年 1 回の頻度で定点にて行われている。前回の助成で設置できたポイントを含め、変遷を記録する調査を行った。各ポイントを年に 1～2 回調査することで、埋め立てによる影響を具体的に知ることができるようになると考えた。

b) 水質調査

普天間飛行場移設建設事業の環境アセスメントでは SS が指標として用いられている。昨年度も助成をいただき、水質の SS 分析を行ってきた。本年度は、工事着工により水質に大きな変化が生じる可能性があると考えた。

c) ジュゴンの食痕調査

辺野古・大浦湾は、従来からジュゴンの利用がみられる海域のひとつであった。しかし、ジュゴンの利用が見られた埋立予定地内の採餌場所は、普天間飛行場移設建設事業の進捗に伴い、臨時制限区域として市民の立ち入りが出来ないため、調査が不可能となった。ただし大浦湾内であるが臨時制限区域外の水深 19 メートルに位置するトゲウミヒルモ群落で 2013 年、2014 年と食痕が見られたことから、今年度も食痕調

1: 公益財団法人日本自然保護協会 2: ダイビングチームレインボー 3: 北限のジュゴン調査チーム・ザン 4: 名城大学
2016.11.02 受付 2018. 5.14 公開

査を計画した。

2. 新たに発見された洞窟の科学的な調査を行う

辺野古・長島の洞窟で見つかった「サンゴ礁が付着して成長した鍾乳石」がみられる洞窟は日本初で、おそらくは世界的にも珍しいものであると思われる（浦田，私信）。調査によって、長島・辺野古周辺地域の数万～十数万年にわたる海面変動に関連した自然史の一端を知ることができることから、本事業で現地調査を行い、試料分析をし、この洞窟の規模や価値を明らかにすることを計画した。

3. 行政との交渉などの実施

調査によって得られたデータをまとめ、事業者を持参し交渉を行う。また沖縄県や名護市にも同時にデータを持参し現状を説明することを計画した。

4. 一般向けのシンポジウムの開催

調査でわかったことやこれまでの知見を併せ、辺野古・大浦湾の埋め立てに伴う問題や失われていく生物多様性の豊かさを、事業者、国、世論、国際社会に広く問題を伝えていくことを計画した。

III. 結果

1. 埋立工事が環境に与える影響

リーフチェック調査では、従来の調査ポイントについて変遷を記録するとともに、工事の進行によって立ち入り制限区域が拡大されることが考えられたため、モニタリングポイントを3箇所追加した。水質調査では、本海域の2か所で10回採取し、分析を行うことができた（図1, 2, 3, 4）。

水質・サンゴともに、本年度は事業の影響と思われるものはまだみられなかった。前半は事業者によりボーリング調査が行われたが、臨時制限区域の外にまで及ぶほどの大きな影響はな

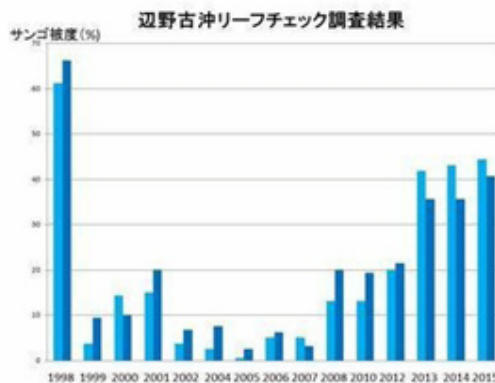


図1 辺野古沖リーフチェック調査結果。

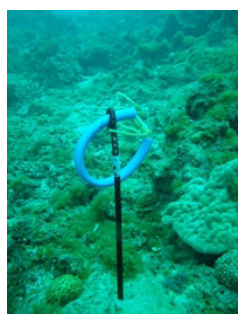


図2 今回新たに設置した調査ポイント。



図3 リーフチェック（サンゴ）調査のようす①。

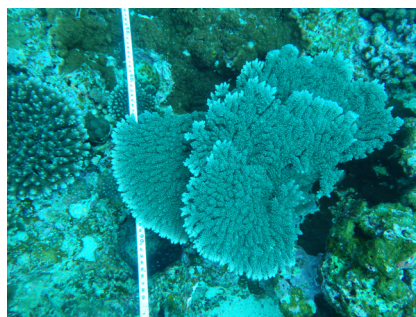


図4 リーフチェック（サンゴ）調査のようす②。白化がみられるアオサンゴ。調査ポイントの目印となるマーカーがついている。

かったと考えられる。後半は知事の埋立承認取り消しと事業者である日本政府の提訴などにより、工事が中断されていたことによると考えられる。

影響のみられない現在のデータは、今後埋め立てが進んだ場合に起こるであろう環境悪化を測る際の重要なバックグラウンドデータとして活用したい。

ジュゴンの食痕については、この海域の臨時制限区域の外に位置するアオサゴ群集の下の深場（19.6メートル）にある海草藻場で、食痕調査を行った（図5）。この海草藻場は、春先のみに現れるトゲウミヒルモという種が優先しており、その時期にジュゴンが採餌に訪れると考えられる（図6）。

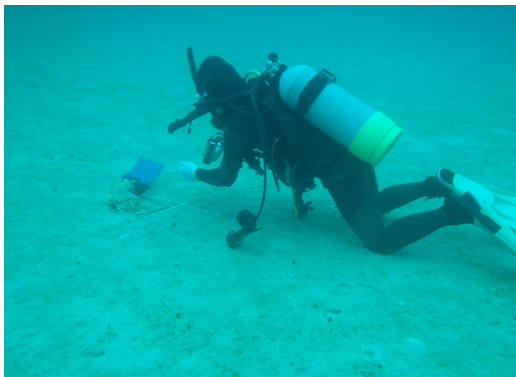


図5 ジュゴンの食痕調査のようす①。



図6 ジュゴンの食痕調査のようす②。春先のみに現れるトゲウミヒルモ。

5月に潜水調査を行い、トゲウミヒルモの生育状況を確認し、食痕を探したが、今年度は食痕を発見することはできなかった。

これは、ボーリング調査中はもちろんのこと、工事中断後も監視船の往来が続いていたためではないかと考えられる。ジュゴンは騒音にたいへん敏感であることが知られており、環境アセスメントでは工事による騒音への配慮事項が記載されていたが、ジュゴンの食痕が見られなかったということは、配慮方法や対応に不備があることを示していると考えられた。

これらの調査は、地元の市民団体「北限のジュゴン調査チーム・ザン」や「ダイビングチーム・レインボー」の助力を得ながら行った。地域の市民が参加することで地域の自然に対する理解が深まると考えている（図7）。

2. 辺野古・長島の洞窟調査

工事が中断中であることから改めて調査許可を求めたが、沖縄防衛局からは回答を得られなかった。

3. 行政との交渉などの実施

事業者による環境アセスメントの内容をみてもわかるように、環境への影響を示すデータが得られたとしても事業者の判断には事実との大きな乖離が考えられる。そこで、事業者に持参



図7 潜水調査ポイントに向かう。

し交渉を行ったほか、沖縄県や名護市にもデータや現状の説明を行った。

4. 一般向けアウトリーチ

辺野古・大浦湾の生物多様性の価値と、埋立計画による問題点を、事業者、国、世論、国際社会に広く伝えるために発信を行った。日本自然保護協会の自主メディアだけでなく、外部からの講演依頼に応えたほか、マスメディアからの取材対応をできる限り行った。

また、主催の催事として、2016年3月5日には沖縄サンゴ礁ウィークにあわせて「名護市東海岸で沖縄の砂浜を考えるセミナー～沖縄の美ら浜をいつまでも～」を沖縄県名護市嘉陽で実施した(図8)。辺野古・大浦湾を含む名護市東海岸の海岸線の生物多様性の価値について、地元の方々とお茶をのみながらざっくばらんに気軽に話をする場をつくった。

2016年7月9日には、「シンポジウム 沖縄の自然と人の暮らし～名護市東海岸を事例に～」を開催した(図9, 10)。辺野古・大浦湾について、自然科学的な価値の理解だけではなく、その自然のめぐみを活かした人の暮らしがどのようなものであったか、埋立が進んだ場合に何が失われるのかをテーマにすることで、海辺の暮らしの大切さを改めて知る機会をもつことができた。

参考文献

日本自然保護協会 2014. 7月9日記者会見資料

3月5日 13:00～ 会場：松浜荘
名護市東海岸で沖縄の砂浜を考えるセミナー

～沖縄の美ら浜をいつまでも～
 セミナー「ウミガメ、ジュゴン、砂浜、のはなし」

寄せては返す波と戯れ、貝殻を拾い、時間を忘れて遊んだ幼い頃――。たくさん思い出すと、そして多くの生き物たちを育む砂浜が、最近なくなっていました……。変わってしまった……。と感じませんか？

砂浜はどんな役割を持っているの？
 なくなると、どうなるの？
 いまどんな状態にあるの？……
 ウミガメは大丈夫なの？
 私たちに何ができるの？

今回は嘉陽の浜辺にすく出られる松浜荘を会場とし、ウミガメと砂浜をずっと守ってきた愛知県東浜の田中雄二さん(表浜ネットワーク)をお迎えしてお話しを伺います。それから目の前の嘉陽の海で、ジュゴンのほかにも調査を行っている福川太郎さん(北隣のジュゴン調査チーム・ザン)からも最新の調査の報告をします。最近なにかについて一緒に考え、お茶を飲みながら、ざっくばらんに話し合いましょう。となればお気軽にご参加ください。

日時：2016年3月5日(土) 13:00-17:00
 場所：松浜荘 (名護市嘉陽 157番地)
 申込：事前申込不要
 主催：日本自然保護協会、北隣のジュゴン調査チーム・ザン、沖縄リーフチェック研究会
 後援：沖縄県サンゴ礁保全推進協議会

問い合わせ：
 日本自然保護協会 安部 幹木 TEL:03-3553-4103 Eメール:abe@nacsj.or.jp
 チームザン TEL:090-8032-2564

※この活動は、公益財団法人自然保護財団の助成(第26期(2015年度))プロジェクトを通じて実施しています。

図8 2016年3月5日に沖縄サンゴ礁ウィークに開催した「名護市東海岸で沖縄の砂浜を考えるセミナー～沖縄の美ら浜をいつまでも～」案内フライヤー。



図9 2016年7月9日「シンポジウム 沖縄の自然と人の暮らし～名護市東海岸を事例に～」のようす①。

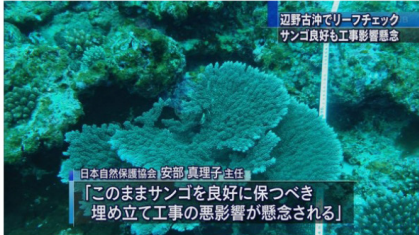


図10 2016年7月9日「シンポジウム 沖縄の自然と人の暮らし～名護市東海岸を事例に～」のようす②。



2016年2月4日 11時56分

環境団体が辺野古沖でリーフチェック



名護市辺野古沖でサンゴの状況を定点観測している自然保護団体が3日、リーフチェックを実施しました。

調査を行ったのは、辺野古崎から南東にある長島の沖合で100メートルに渡って魚やサンゴの生息状況や海底の状態などを確認しました。

その結果、サンゴが海底面を覆う割合を表す被度は、前回の調査の時よりも上昇し沖縄本島の平均より高い水準であった2014年をさらに上回りました。

またチョウチョウウオやブダイといった健全なサンゴの指標となる魚も確認されたということです。

調査チームの安部真理子さんは、「このままサンゴを良好に保たないといけない。埋め立て工事によるサンゴへの悪影響が懸念される」と述べました。

図11 メディアでの報道例①。リーフチェック調査についての琉球朝日放送(QAB) ニュースでの報道。

4月22日

ジユゴン食み跡ゼロ

辺野古で浮具設置後

防衛局報告書

新基地建設に向けて多額の出費を要する中、防衛局は「ジユゴン」の天然記念物としての価値を維持し、新たな食み跡が確認されないことを目指している。防衛局は、浮具設置後の調査結果を報告書で公表している。

防衛局によると、防衛局は辺野古崎北側の埋め立て予定区域内で14年4月、ジユゴンの新たな食み跡を13カ所確認。同年5月、6月にもそれぞれ新たに28カ所あったが、浮具設置作業の始まった同年7月に8カ所に減った。同年8月、11月に調査を終えるまでは1カ所も確認されなかった。一方、14年に航空調査した20日間のうち14日にわたって古利島、嘉陽沖、大浦湾でジユゴンを16回(延べ20頭)見つけており、そのためジユゴンの移動範囲が本島北部の広範囲にわたることも浮き彫りになった。また、浮具が設置された同年9月の追跡調査では嘉陽沖から大浦湾に差し掛かろうとして、引き返す移動経路も確認されている。

防衛局は14年夏以降、立ち入り禁止区域を拡大し、自然保護団体の調査を制限している。防衛局によると、防衛局は「防衛局は環境影響評価を将来的に実施する可能性は低い」としている。防衛局は、安部真理子主任は「防衛局は環境影響評価を将来的に実施する可能性は低い」としている。防衛局は、安部真理子主任は「防衛局は環境影響評価を将来的に実施する可能性は低い」としている。

総合

図12 メディアでの報道例②。

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

The survey to measure the impact of the reclamation, aiming
the conservation and understanding of biodiversity of
Henoko and Oura Bay

SHIMURA Tomoko, ABE Mariko, TSUJIMURA Chihiro,
IWAHASHI Daigo, MAKISHI Osamu, SUZUKI Masako
and TASHIRO Yutaka

Key words: Coral reef ecosystem, Okinawa, Reclamation, Reef Check, Monitoring survey, Dugong

監視カメラによる山岳森林島・御蔵島のノネコの生息実態

公益財団法人山階鳥類研究所

岡 奈理子¹・小木万布²

キーワード：自動撮影カメラ，モニタリング，定点調査，個体識別

I. はじめに

御蔵島村が過去 11 年間に島内で実施したネコの TNR(不妊去勢捕獲 & 域内放獣：2005 年 9 月～2016 年 2 月で計約 420 頭)は、舗装された車道(都道と村道)の路肩に設置した箱ワナでネコを捕獲するため、車道から離れた森林内のネコの生息状況は不明であった。

島の北端側(集落が位置する)と東側の車道で新規に捕まるネコ(=未不妊去勢ネコ)数は、いずれも下がる傾向が続くが、南東側車道では毎年、新規ネコが多く捕獲され、年ごとの新規ネコ捕獲数の半数近くを占める状態が続いてきた(岡ほか 2013)。この南東側に連なるカルデラ地形からなる南部一帯は、オオミズナギドリの生息地として国および都が国立公園および都鳥獣保護区として特別保護地区に指定してきたが、生物調査もほとんど行われないうまま、長い間、実態が把握されてこなかった。

そこで、島南部を中心に車道から離れた山中に自動撮影デジタルカメラを初導入し、年間を通じてノネコの出現状況を撮影し、各設置点の出現頻度、個体識別による生息頭数、TNR ネコ割合を調べた。

II. 調査地および方法

御蔵島は都心から約 200 km 南の直径 5 km、面積 20 ha、標高 851 m の、伊豆諸島では八丈島に次いで高い標高を持つ海洋島である。黒潮域北端に位置し、年間降雨量は 3,100 mm を記録する。夏季は山頂部に雲霧帯を形成し、この雲霧帯の山頂エリアにはオオミズナギドリは生息しない。照葉樹林による緑被率が伊豆諸島で最も高い。

オオミズナギドリの生息域で、新ネコが毎年多く捕まってきた島南部の 4 エリアの森林内にそれぞれ 2 台ずつ、合計 8 台の自動撮影カメラを常設した(図 1)。そのうちの 1 エリアは、特別保護地域内の川口エリアを選定し、立ち入り許可を得て調査を実施した。使用したカメラは、Bushnell® 社製 TROPHY CAM HD(モデル #119736C)、記録媒体として、Transcend® 社製 SD カード 32GB(モデル #C33118 4137 および C82161 3028 他)であった。

高温多湿な森林環境の防水対策に ziploc® コンテナでカメラカバーを作成し、センサーやレンズ部が出るよう蓋を加工した(図 1)。カメラに付属するバンドと PP バンドの 2 本で、既

1: 公益財団法人山階鳥類研究所 2: 一般社団法人御蔵島観光協会
2016.12.26 受付 2018.5.14 公開

設の道標や立ち木にカバーごとカメラを固定した(図1)。カメラの撮影モードは、バッテリー使用量やメモリ容量、同定画質性能を知るため、稼働初期は動画モードと静止画モードの双方で撮影し、比較検討の後、動画モードを採用し、全カメラを動画モードで統一して使用した。動画撮影モードは、1回の赤外線センサー反応で20もしくは30秒間の録画、停止直後の10秒間は撮影を開始しない設定とした。初期併用した静止画撮影モードでは、1回のセンサー反応で3枚の静止画を撮影、停止直後の30秒間は撮影を開始しないインターバル設定とした。カメラは定期メンテナンスのため、一定期間ごとに交換して持ち帰り、シリカゲル密封箱で次の投入まで乾燥させ使用した。原則1ヶ月に1度データ回収とバッテリー交換を行った。オオミズナギドリ(渡来期の春以降は、カメラのシャッター頻度が激増し、4エリア8カメラの

多くでバッテリー交換前に電源が切れた。

撮影された映像は、Apple computer 社製 iMacにて動画再製ソフト Quick time player を用いて再生し解析した。ノネコが写っていた場合は、その個体の色、模様、尾長(長・中・短)と特徴(鉤、真っ直ぐなど)、不妊去勢手術目印(耳端カットの有無:以下耳カットに略称)、同伴個体の有無を記録した。

映像解析にあたり、これらの特徴からノネコの個体識別を行った。確実に色と模様が判別できるか、同じ色、模様でも尾の特徴が異なるもしくは耳カットの有無が異なるもののみを別個体と考え、各定点での生息ネコ数とした。特徴が映像で判別できなかったネコは、個体識別ネコに参入しなかったため、表に示した頭数は、各定点での最低頭数である。

本稿は2015年12月4日~2016年11月までの約1年の撮影データを解析に用いた。

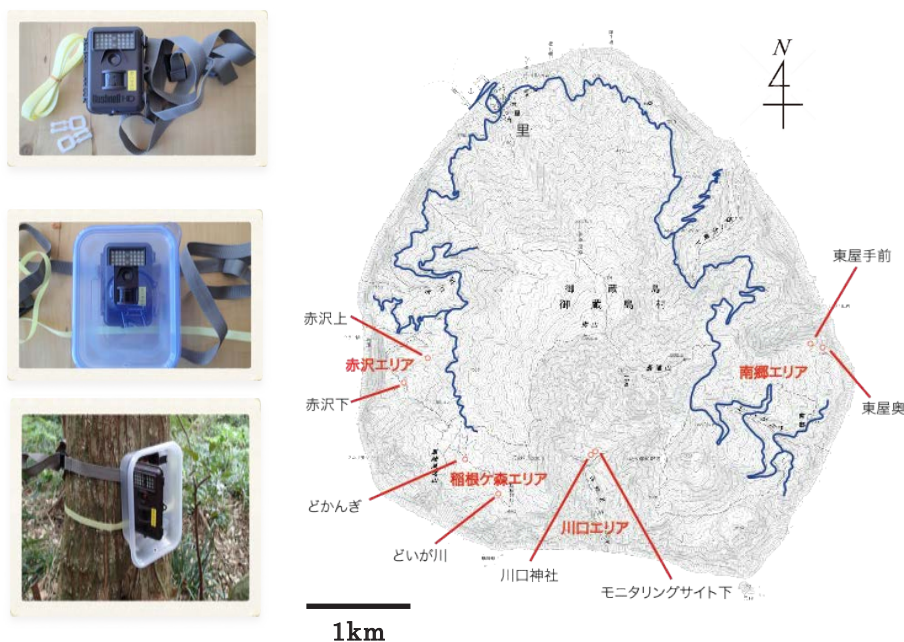


図1 御蔵島のネコの生息状況調査に初導入したセンサーカメラおよび、島の南域山中でのセンサーカメラ設置場所。

III. 結果

1. ネコ撮影頻度および個体識別頭数

4 エリア (= 定点) 計 8 カメラの合計稼働時間は 52,284 時間だった。それぞれのカメラの総稼働時間、ネコ撮影画数、ネコの推定頭数、そのうちの TNR ネコ数を表 1 に示した。全エリアでネコが撮影され、計 698 動画数となった。ネコ撮影頻度にエリアもしくは定点間で差があり、撮影時間比で特別保護地域の定点(川口神社)で最多となり、赤沢エリアの赤沢下定点、南郷エリア東屋手前、特別保護地域モニタリングサイト下定点、赤沢エリアの赤沢上定点が続いた。稲根ヶ森エリアでの出現頻度が最も少なかった。

個体識別できたのは計 49 個体であった。最少エリアで 9 個体、最多エリアは、延べ撮影時間が最少(7,700 時間)の特別保護地域の 16 個体であった。

複数で同じ動画に出現したネコはごく限られ、ほとんどが単独で撮影されていた。多くの個体が、肥満気味もしくは肥満であった(図 2)。

2. 不妊去勢ネコ出現頭数

不妊去勢の印である耳カットが確認できたのは 6 定点の計 8 個体(26%: 耳識別総個体 31 頭中の 8 頭)であり、耳カット個体は 2 定点を除いて出現した。31 頭中残りの 74% あたる 23 頭がこれまで一度も捕獲経験がない成獣もしくは若猫であった。

3. 撮影の昼夜割合

ミズナギドリの渡来が活発化する 3 月前半までを撮影時間別に見ると、日中(6 時~18 時)にネコが撮影された動画は 101 回(40%)、夜間(18 時~翌朝 6 時)に撮影された動画は 152 回(60%)であった。撮影画像頻度は日中が 4 に対して夜間 6 となり、夜間の撮影頻度が上回った。

表 1 御蔵島南部の山中に設置したセンサーカメラの稼働時間、ネコ撮影動画数、最低生息頭数、TNR 頭数 (2015 年 12 月 4 日~2016 年 11 月 20 日)

カメラ名	設置場所	稼働時間	ねこ動画数	最低頭数	去勢手術痕	
					あり	なし
南郷エリア	東屋手前	7882 時間 11 分	112	6	2	2
	東屋奥	4517 時間 47 分	18	3	0	2
稲根ヶ森エリア	どいが川	8283 時間 41 分	73	5	1	3
	どかんぎ	8301 時間 50 分	39	5	1	2
赤沢エリア	赤沢下	7300 時間 59 分	233	6	2	4
	赤沢上	8301 時間 32 分	102	8	0	8
川口エリア	川口神社	2729 時間 30 分	101	9	1	7
	モニタリングサイト下	4971 時間 1 分	71	7	1	3
合計			698	49	8	31



図2 撮影されたノネコたち。

V. まとめ

これまで定量的な調査が行われていなかったエリアで、複数のノネコの存在が明らかになった。全てのカメラで撮影されていることから、島内全域にノネコが分布していることは間違いない。ほとんどのノネコの栄養状態がよいため、御蔵島の山中は、採食しやすい環境であることを裏付ける。不妊去勢手術済みのノネコ割合が低いため、御蔵島で増殖率を抑え、生態系への影響を減らすには、不妊去勢域内放獣(TNR)や、

若齢ネコの島外搬出・里親渡しだけでなく、実質的により有効な手段の構築が不可欠であることを示す結果となった。

謝辞

この調査活動を通じ、カメラの定期交換や一部の画像起しに島民の方々、東京農業大学学生の稲村優一さんに協力願った。お礼を申し上げます。

引用文献

- 岡 奈理子・金山 悟・田村良雄 2013. 御蔵島のノネ
コ・コントロールとオオミズナギドリへの捕食圧.
日本鳥学会 2013 年次大会. 2013 年 9 月 名城大学.

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Feral cat distribution in the southern Mikura Island with sensor cameras

OKA Nariko, KOGI Kazunobu

Key words: Camera traps, Monitoring, Regular spots, Individual recognition

伊豆諸島における植生とその保全に関する普及活動のための パンフレットの刊行

伊豆諸島植生研究グループ

上條隆志¹・星野義延²・八木正徳³・石橋正行⁴・川越みなみ⁵

キーワード：植物群落，植物相，自然保護，植生誌，火山島，島民

I. 伊豆諸島植生研究グループの活動

伊豆諸島は相模湾南方海上に位置する火山島であり，固有あるいは準固有の分類群を多数有する．火山活動によって，様々な遷移段階の植物群落が存在する一方で，長時間噴火の影響を受けていない極相林も残されている．また，高標高部では，風，雲霧，火山活動により，極めて多様な植物群落が成立している．このような，貴重な植生と植物を保全するには，その基礎資料となる植生誌や植物誌が必要であり，これらを用いた現地での普及活動が重要となる．本研究グループは，(1) 伊豆諸島の植生の全容を後世に残す資料として植生誌とその普及版の刊行，(2) 観察会や公開シンポジウムを通じた伊豆諸島の自然保護の普及を活動目的としている．平成 27 年までに，伊豆諸島の 8 島について植生に関する小冊子を発行し，シンポジウムと観察会を開催した．これにより伊豆諸島の全町村での活動を実現した．

II. 本年度の活動目的

本年度の活動では，これまでの成果をふまえ

て，伊豆諸島の植生のパンフレットを刊行し，広く島民，島外市民，自然保護関係者に配布・提示することで，伊豆諸島の自然保護に関する普及活動を行うことを目的とした．

III. 刊行したパンフレットについて

パンフレットの題名は，「伊豆諸島の森と草原－伊豆諸島の植生ガイド－」とした（図 1）．スダジイ自然林，タブノキ自然林，雲霧低木林（図 2），混交風衝低木林，海岸常緑広葉樹低木林，オオバヤシャブシ林，ヒサカキ・ハチジョウススキ低木林，ガクアジサイ・ラセイタタマアジサイ低木林，スダジイ二次林，タブノキ二次林，オオシマザクラ・オオバエゴノキ二次林，オオバヤシャブシ二次林，風衝ササ草原，メダケ群落，風衝草原，ハチジョウススキ・イソギク草原，火山荒原の 17 タイプの森林と草原について，写真と解説により紹介している（p.2 から p.11）．名称については，植物名だけでなく，分布域，自然性なども組み入れた名称とすることで，植物名に詳しくない人でもある程度イメージが湧くような手助けになるように努め

1: 筑波大学・生命環境系 2: 東京農工大学・農学研究院 3: 東京農工大学・農学研究院 4: 七島花の会 5: 朝日航洋株式会社
2016. 11. 08 受付 2018.5.14 公開



図1 伊豆諸島の森と草原—伊豆諸島の植生ガイドの表紙。

た。さらに、それぞれの群落のイメージを冒頭に示すようにした。たとえば、スダジイ自然林では、「伊豆諸島で最も大きく立派な森。巨樹の森。極相林。」という言葉を加えた。その一方で、植生学の理解を促進するために、植物社会学に基づく群落名を併記した。たとえば、スダジイ自然林では、「群落名：オオシマカンサゲスダジイ群集」とした。なお、これらの群落名については、環境省現存植生図（環境省自然環境局 2016）の凡例に可能な限り準拠することで統一している。この現存植生図については、環境省自然環境局のホームページで閲覧することができるため（http://www.biodic.go.jp/kiso/vg/vg_kiso.html）、群落としての広がりについてはホームページの閲覧を通じて確認することが可能である。

植生の各タイプだけでなく、その分布や成立要因の見方の理解を促進するために、植生垂直分布、海岸植生の帯状分布、火山遷移（図3）、

雲霧低木林

伊豆諸島の山の中腹以上にある森。雲霧と強風によって成立する独特の森。多くの植物が生育する深い森。

ユズリハーヤマグルマ群集

新島、神津島、御蔵島、八丈島

ハチジョウイヌツグ群落

大島、八丈島

雲霧低木林は、八丈島や御蔵島など標高500m前後を超える島の山頂付近や中腹以上に分布します。風衝作用により、森林の高さは低くなり、2mから10m程度の低木林と亜高木林となっています。中腹以上は雲霧の影響により空中湿度が高く、蕨苔類や着生植物（図10、11）が豊富であり、他地域ではあまりみられない独自の景観が作り出されています。群落としては、ユズリハーヤマグルマ群集（図12）とハチジョウイヌツグ群落（図13）が対応します。



図10 雲霧低木林(八丈島) 着生シダのウラボシ科植物が幹木を覆っています。



図11 コウヤケソノブ(八丈島)。

ユズリハーヤマグルマ群集は、ユズリハ、ヤマグルマ、ヒサカキ、カクレミノ、ハチジョウイヌツグ、スダジイ、タブノキなど多くの林冠構成種からなります。原本種には、シュスラン、タカサゴキジノオやオオキジノオなどのシダ植物が出現し、伊豆諸島固有変種のハチジョウイヌツグが林内で優占する場合もあります。雲霧の影響によりハチジョウウラボシ、コウヤケソノブなどの着生植物が豊富です。伊豆諸島固有の群落とされています。御蔵島ならびに八丈島の三原山の標高およそ500m以上の地域で特に広域的に分布し、御蔵島ではツグが優占する低木林が見られます。



図12 ユズリハーヤマグルマ群集(御蔵島)

ハチジョウイヌツグ群落は、八丈島の八丈富士と大島に分布します。標高的な分布域はユズリハーヤマグルマ群集と類似していますが、八丈富士などのより最近の噴火の影響が強い山に分布します。ハチジョウイヌツグ（大島などではヒロハツグと呼ばれるタイプも含まれます）やヒサカキが優占し、林冠構成種は、ユズリハーヤマグルマ群集より単純になっています。



図13 ハチジョウイヌツグ群落(大島)

図2 雲霧低木林に関する解説ページ。

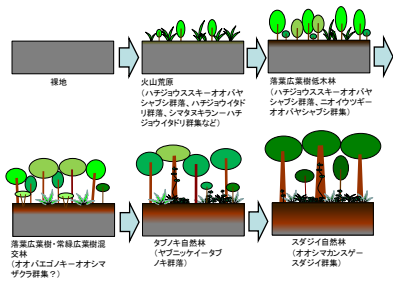


図47 火山遷移の様式図 図では、最も発達した森をスダジイとしています。標高の高い場所では、雲霧低木林(ユズリハーヤマグルマ群集)となります。

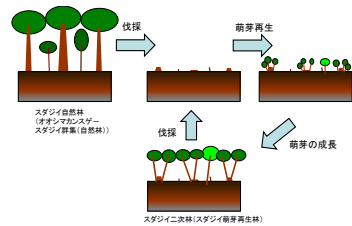


図48 スダジイ林の萌芽再生の様式図

図3 火山遷移とスダジイの萌芽再生に関する解説ページ。

スダジイ林の萌芽再生(図3)について、解説を加えた(p.13からp.16)。また、植生分布の模式図を作ることで、伊豆諸島の森林や草原の見方に役立つようにした。最後に各島の特徴的な森林と草原について、島ごとの解説を加えた(p.16からp.20)。

IV. 配布と今後の活用について

パンフレットについては、約1000部をカラー印刷した。これらの一部は、御蔵島における外来種シンポと神津島における自然ガイドの勉強会等で配布した。今後、伊豆諸島全島に配布す

る予定である。また、PDF版をすでに作成しており、伊豆諸植生研究グループのホームページ(<http://www.izushotoshokusei.com/index.html>)からダウンロードできるようにすることを進めている。

期待しているパンフレットの活用のされ方としては、(1)島での自然観察会、(2)島の教員による自然環境教育、(3)島外からの自然環境教育実習、(4)島の生物調査を進める上での基礎資料などを想定している。また、これらを促進するために、今後も本グループ構成員自身も積極的に本資料を利活用してゆく予定である。

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Outreach activity for vegetation study and conservation by publication of pamphlets about vegetation in the Izu islands

KAMIJO Takashi, HOSHINO Yoshonobu, YAGI Masanori,
ISHIBASHI Masayuki and MINAMI Kawagoe

Key words: Plant community, Flora, Conservation vegetation magazine, Volcanic island, Islander

宮崎県枇榔島におけるカンムリウミスズメの最大の捕食者、 カラス類に関する基礎調査

海鳥保全グループ

大槻都子¹・Harry Carter²・中村 豊^{1,3}

キーワード：ハシブトガラス、ハシボソガラス、捕食痕、孵化成功率

I. はじめに

2013 年以來、海鳥保全グループは、世界最大のカンムリウミスズメ (*Synthliboramphus wumizusume*) の繁殖地として知られる宮崎県の枇榔島 (北緯 32° 28', 東経 131° 44') において、本種の営巣モニタリングを実施し孵化成功率の動向を調べている。2014 年以降は、その値が減少傾向を示し、島では比較的多くの本種の死体も確認されている。枇榔島での本種の主要な捕食者はカラス類であると言われてきたが、カラス類に関する調査はこれまで全く実施されてこなかった。

II. 調査内容

本プロジェクトでは、カラス類による本種の捕食の状況を探るため、3 月から 7 月にかけて枇榔島とその周辺域において、ハシブトガラス (*Corvus macrorhynchos*) とハシボソガラス (*C. corone*) の出現パターン及び本種の捕食パターンを中心に調査した。主な調査内容は、(1) カラス類の営巣調査、(2) カラス類の島と本土間の移動を調べるためのカウントであった。

1. カラス類の営巣調査

枇榔島内の踏査可能な範囲において、カラス類の巣を探し、その繁殖数を推定する。確認した巣については、写真を撮影し、地図に記録し、GPS データを得た。

2. カラス類のカウント

枇榔島灯台と本土側の遠見山展望台 (図 1) からカラス類を含む鳥類全般をカウントした。図 1 に示した名称は、調査の際に目印とした地点であるが、基本的には、枇榔島灯台と遠見山展望台から見える範囲を調査範囲とした。遠見山からのカウントは将来の作業の軽減化を目的としていた。

カウントは、5 分ごとに出現種、羽数、行動について記録した。当初は、4 月と 7 月に、日の出、日没頃の時刻に 2 時間以内、昼の時間帯 (灯台のみ) に 1 時間程度のカウント実施を予定していた。ところが、4 月 14 日および 16 日に熊本県で大規模な地震が発生し、津波の危険性があったために、4 月の調査では、カウントできたのは、灯台からの昼の時間帯と、遠見山展望台からの日の出、日没の時間帯であった。

1: 海鳥保全グループ 2: Carter Biological Consulting 3: 特定非営利法人 宮崎野生動物研究会
2016. 10. 26 受付 2018. 5. 14 公開

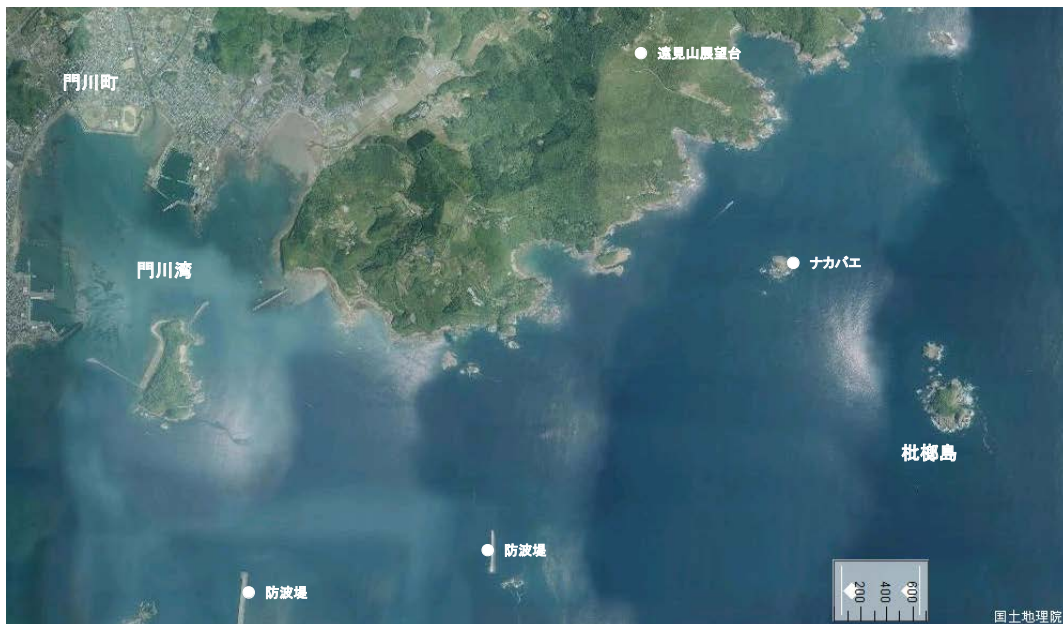


図1 カラス類のカウント調査範囲と記入の際の目印。(出典：カシミール3D レベル17「空中写真(最新)」GSIMapOT4_14dim)

表1 カラス類のカウント結果.

(単位: 羽)

灯台				遠見山展望台						
4月		7月		4月 明け方			4月 日没頃			
時間	ハシブトガラス	時間	ハシブトガラス	時間	ハシブトガラス	カラス類	時間	ハシブトガラス	ハシボソガラス	カラス類
13:20	0	12:10	0	5:20	4	0	17:05	2	0	0
13:25	4	12:15	0	5:25	0	0	17:10	2	0	1
13:30	1	12:20	3	5:30	0	0	17:15	2	0	1
13:35	1	12:25	4	5:35	2	0	17:20	0	0	2
13:40	0	12:30	5	5:40	0	0	17:25	1	0	1
13:45	0	12:35	3	5:45	0	3	17:30	0	0	0
13:50	0	12:40	0	5:50	0	2	17:35	2	1	0
13:55	0	12:45	3	5:55	2	0	17:40	0	1	1
14:00	1	12:50	3	6:00	2	0	17:45	0	0	6
14:05	3	12:55	0	6:05	0	1	17:50	3	0	1
14:10	1	* 大雨で中断		6:10	2	0	17:55	0	0	3
14:15	1	13:20	1	6:15	2	0	18:00	0	0	1
14:20	1	13:25	2	6:20	2	1	18:05	2	0	0
		13:30	1	6:25	1	0	18:10	1	0	1
		13:45	1	6:30	1	4	18:15	4	0	1
		13:50	0	6:35	0	2	18:20	1	0	0
		13:55	0	6:40	2	0	18:25	1	1	2
		14:00	0							

7月のカウント調査については、4月の調査結果をもとに調査地点の再考を行った。

なお、カンムリウミスズメの捕食による被害の実態も併せて調査するために、カンムリウミスズメの営巣モニタリング、死体および捕食卵の確認、聞き取り調査もあわせて実施した。

III. 調査結果

1. カラス類の移動と釣り人の残す撒餌への依存

4月及び7月のカウント結果を表1に示す。5分毎の各カウントで1～5羽程度のカラス類が確認された(表1)。4月の遠見山からの朝夕のカウントでは、島と本土の間を行き来するカ

ラス類は確認されなかったが、この日は波も高く、島に渡る釣り人も見られなかった。4月の日没前の調査では、6羽が遠見山南西から門川町方向へ、2羽が門川町方面から遠見山エリアへ向かい飛んでいくのが確認された。4月、7月の両カウントとも、枇榔島灯台からのカウントでは、ハシブトガラスのみがカウントされている。

4月20日には、島での調査終了後、渡船(知幸丸)で門川漁港に戻る途中で、マツバエ(釣り場である岩礁)で、釣り人が船に乗り込んだ直後にハシブトガラスが残された撒餌を食べに来たのが観察された。またほぼ同時刻に、オオバエ(釣り場である岩礁)に約30羽のカラス類がとまっていた。なお枇榔島でも、4月24日17:20頃、釣り人が残した撒餌をつつくハシボソガラス2羽が撮影されている(箕輪 私信)。

2. カラス類の営巣とカムリウミスズメの捕食被害

島の中心部では、ハシブトガラスの巣が2つ(巣1及び巣2)確認された(図2)。巣1の周囲では、調査期間を通し、15体のカムリウミスズメの死体が確認された(表2)。枇榔島の北西の海岸沿いの林内(Beach 1)では、ハ

シボソガラスの確認頻度が突出して高く(箕輪私信)、明らかにハシボソガラスに捕食されたと考えられる41体のカムリウミスズメの死体が確認されている(4月29日現在の数なので増える可能性有り)。意外なことに、これまで多くのカムリウミスズメの死体が採集されてきた島北部の林内では(Whitworth et al. 2014)、今調査では調査期間を通し、たったの3羽の死体しか確認されていない(表2)。それにも関わらず、島北部での2016年の繁殖期の孵化成功率は55%(n=33巣、孵化成功18巣、孵化失敗2巣、孵化成功不明13巣)であり、2013

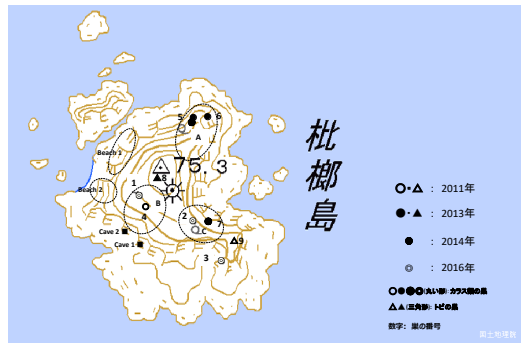


図2. 2011～2016年に枇榔島の北部(A)、島中央西部(B)、島中央東部(C)、南東部(巣3・巣9)で確認されたカラス類及びトビの巣の位置。ビーチ沿いの林と洞穴も含む。(出典:カシミール3D「地理院地図(新版)」レベル17 GSIMapV5_17dim)

表2 2011～2016年に確認されたカラス類の巣及びカムリウミスズメの捕食痕数(トビ営巣数も含む)。

年	カラスの巣の数	使用されていたカラスの巣の数	使用されていたトビの巣の数	カムリウミスズメの捕食痕(単位:体)							他	
				A(北側)		B(島中央西)		C(島中央東)		北西海岸沿い林内(ハシボソガラスによる食痕)		
				巣5	巣6	巣1	巣4	巣2	巣7	ビーチ1		ビーチ2
2011	1(巣4)	1(巣4)	1(巣9)	12(巣の記録はない)		-	6	-	-	40	8	1体(巣9の近く)
2013	2(巣5,6)	おそらく1(巣5)	1(巣8)	28~33		-	-	-	-	約30	-	Aに捕食卵16個
2014	2(巣5,7)	2(巣5,巣7)	-	27	-	-	-	2	-	20	-	巣7の近くに2つの捕食卵
2016	3(巣1,2,3)	1もしくは2(巣1と巣2)	-	3(巣は確認されなかった)		15	-	-	-	41	-	1体(巣1と巣2の間に1つ)

()内の数字は図2に示す巣の番号に一致する

2011年の巣の数、捕食痕の数: 環境省自然環境局生物多様性センター、2012。

2011年のハシブトガラス、トビの巣の位置: 仲村 私信

2013年の情報: Whitworth et al. (2014)からの引用

2014年のC域での巣の数: 環境省自然環境局生物多様性センター、2015。

2014年のハシブトガラス、トビの巣の位置、捕食痕の確認位置情報: 富田 私信

2014年のA域の情報: 大槻 未発表データ

2013・2014年のビーチ1でのカムリウミスズメの死体の数: 中村 未発表データ

年の77%と比較すると、低い値を示している。同様の低い値(55%)は、カンムリウミスズメの捕食が多く見られた1993年にも確認されていた(小野・中村1993, 小野ほか1994)。一方で2016年の島北部で繁殖が確認された巣は33巣であり、2013年の26巣より大きな値を示している。営巣調査の範囲は、2013, 2016年ともにほぼ同じと考えられるが、完全には一致していない可能性もあるため、巣数の比較は行わない。モニタリング途中で、空になってしまい繁殖の成功が解らなかつた13巣について、私たちはカラス類に襲われたものと考えている。

今回は営巣モニタリングの範囲外ではあるが、4月23日に島の南側の海辺の洞穴(Cave 1及びCave 2)でも計8個の営巣が確認された(図2)。内訳は、Cave 1の5巣、Cave 2の3巣である。8巣うちの2巣では、確認日にはすでに孵化しており、5巣では抱卵が進行していた。両方の洞穴の外側で、捕食された卵が1卵ずつ確認されている。

3. 注目すべき観察事例

2016年8月上旬、枇榔島周辺で海を泳ぐ2頭のイノシシ(*Sus scrofa*)が、門川町の漁師によって確認された。1頭は救助され、もう1頭は南西の日向市細島漁港の方角に移動していったようである(川越 私信)。

IV. 考察

カラス類のカウントの結果およびカラス類の営巣調査から、少数のハシブトガラスが枇榔島で営巣しており、本土に帰ることなく、枇榔島に滞在しているものと考えられた。4月の本土側(遠見山)からのカウントでは、島と本土の間を行き来するカラス類は確認されなかつたが、この日は波が高く、島に渡る釣り人も見られなかつたことと関係があるのかもしれない。2013年の早朝6時頃には、6羽のカラスが遠見

山の方角から枇榔島に飛来するのが確認されていることから(Whitworth et al. 2014)、本土と枇榔島間のカラス類の移動は、天候(釣人の有無)、食料事情などによって、不規則に発生しているのかもしれない。4月の調査では、遠見山がカラス類の時の1つである可能性は示されたものの、その規模の推定まではできなかった。島の中心部では、確認されたハシブトガラスの巣1の周囲で、調査期間を通し、15体のカンムリウミスズメの死体が確認され、また、枇榔島の北西の海岸沿いの林内では、4月29日現在で、ハシボソガラスに捕食された41体のカンムリウミスズメの死体が確認されている。巣1がある島の中央西側の林内にも、北西の海岸沿いの林内にも、カンムリウミスズメの営巣は確認されておらず、ハシブトガラス、ハシボソガラスの両種ともに、島の別の場所でカンムリウミスズメを捕獲し運んでいるものと考えられた。モニタリング調査でも、卵や親鳥が途中から確認できなかった巣が13巣確認されている。カンムリウミスズメのおおよその捕食被害を推定するため、カラス類の営巣数およびカンムリウミスズメの捕食痕(死体)について、2011年、2013年、2014年の既存のデータを今回の調査結果に併せ表にまとめた(表2)。また、これらの期間に確認されたカラス類の巣の位置を図2に示す(確認されたトビの巣(巣8・巣9)の位置も含む)。巣1~3は、今年確認された巣(巣1と2はハシブトガラスの巣、巣3は古巣が落ちて枝が堆積したもの)、巣4は2011年に確認されたハシブトガラスの巣(仲村 私信)、巣7は2014年に確認されたハシブトガラスの巣である(富田 私信)。北部林内の巣5, 6は営巣種の特定はできていないが、中村らの調査結果によれば(Nakamura et al. 2016)、このエリアで確認されているカラス類の頻度から、営巣種はハシブトガラスでほぼ間違いはないと考

えられる。これらをまとめると、島内には、これまで大まかに3つの場所(A:北部, B:島中央西部, C:島中央東部)にハシブトガラスの営巣が確認されている。ただし、1繁殖期にA~Cの3か所で同時にカラスの繁殖が確認されたことはなく、これまでのところ複数の同時営巣は、最大で2巣のようである。一方、ハシボソガラスについては、本種による捕食個体が多く確認されている北西部林内には、ハシボソガラスの営巣は確認されておらず、過去にも枇榔島におけるハシボソガラスの営巣記録はない。このことから、私たちは、島でカンムリウミスズメを捕食しているハシボソガラスは、島を採餌の場とするビジターではないかと考えている。今回のカウント結果から、その個体数は少ないものと考えられる。

今回の調査で、ハシブトガラスの巣1の周囲30 m以内の範囲に15体のカンムリウミスズメの死体が確認された。2014年には、巣5付近で27体の死体が確認されている(表2)。これら死体の数は営巣しているハシブトガラスが、繁殖期の餌としてカンムリウミスズメを多く捕食していることを示唆するものである。私たちは、1ペアの枇榔島のハシブトガラスが、一繁殖期間に15~30羽程度のカンムリウミスズメを捕食しているものと推定した。島には、カラスの巣が毎年1~2巣あるものと仮定すると、毎年15~60羽のカンムリウミスズメがハシブトガラスにより捕食されていることになる。これにハシボソガラスが捕食する数をあわせ考えてみる。表2を見ると、ハシボソガラス由来の、カンムリウミスズメの捕食個体が、年毎に約20-50体確認されていることがわかる。ハシブトガラスとハシボソガラスによるカンムリウミスズメの一繁殖期の捕食数を合算すると、年間35-110羽程度のカンムリウミスズメが捕食されていることになる。比較的多くのカンムリウミ

スズメが、比較的少数のカラス類によって捕食されていることになる。海岸の岩場では釣り人の残した餌をついばむカラス類がいる一方、これら、林内で捕食するカラス類は、餌を捕食しやすい場所を学習した個体なのかもしれない。現在のところ、枇榔島のカンムリウミスズメの推定繁殖数は1200-1800ペアであり(Carter et al. 2013)、カラス類がカンムリウミスズメの生息状況を脅かしているようには見えない。しかしながら、このような状況が継続されれば、カンムリウミスズメの個体数の減少につながる危険性もあるかもしれない。1992年以来、門川町は、カンムリウミスズメに対するカラスの影響を減らすため、公教育の一環として、釣り人のマナーの向上に努めている(Otsuki and Kubota 2012)。残念ながら、釣り人の一部には、それを無視する者もあり、私たちは、2013年に釣り人により残された撒餌や弁当の残りを枇榔島内のトモヅナ(釣り場の名称)で確認している(Whitworth et al. 2014)。1992年当時と同様の試みによる釣りマナー改善のアピールが再度求められるが、さらに重要なことは、撒餌がいつ釣り人によって残されカラスによって食べられているのか、その実態を調査することではないだろうか。

イノシシの枇榔島への上陸は、まだ確認されていない。しかしながら、九州北部や瀬戸内海に面するエリアでは、泳ぐイノシシが比較的頻繁に目撃されており、一部では被害も報告されている(アサ芸プラス, 高橋 2015)。イノシシが一旦上陸すれば、カンムリウミスズメの営巣環境が荒らされる可能性が強く、今後も漁師および猟師の方々から、泳ぐイノシシの情報を収集することが必要であろう。

V. おわりに

長年にわたって調査に協力していただい

る知幸丸船長の池田 仁氏には今回も色々と便宜を図っていただきました。北九州市立自然史・歴史博物館の武石全慈氏には、報告書の校閲を頂きました。この場を借りて御礼申し上げます。

最後になりますが、著者の一人、Harry Carter氏が、大変残念なことに、2017年4月30日に臓器の癌のため他界されましたこと報告いたします。Carter氏の日本における海鳥の保全における貢献は、今回のプロジェクトに限らず、1993年の初来日以来の長きに渡るものでした。この場を借りて、Carter氏のこれまでの貢献に感謝の意を表し追悼したいと思います。

文献

アサ芸プラス. 長崎で海を泳ぐイノシシが目撃された理由. <http://www.asagei.com/excerpt/28345> (2016年10月9日閲覧)

Carter, H., Whitworth, D., Nakamura, Y., Takeishi, M., Sato, S. and Otsuki, K. 2013. Surveys of Japanese Murrelets (*Synthliboramphus wumizusume*) at Birojima, Miyazaki-ken, Japan, in 2012. Unpublished report, Japan Seabird Group, Hokkaido University, Hakodate, Hokkaido: 37 pp.

環境省自然環境局生物多様性センター 2012. 「平成23年度モニタリングサイト1000海鳥調査報告書」環境省 https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/pdf/h23_seabirds.pdf (2016年10月21日閲覧)

環境省自然環境局生物多様性センター 2015. 「平成26

年度モニタリングサイト1000海鳥調査報告書」環境省 https://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/pdf/h26_seabirds.pdf (2016年10月21日閲覧)

Nakamura, Y., Karnovsky, N. J., Minowa, Y. and Otsuki, K. 2016. Assessing predators of Japanese seabirds on Birojima Island using motion sensing cameras. Pacific Seabird Group Conference, Oahu, Hawaii (abstract).

Otsuki, K. and Kubota, R. 2012. Conservation and education efforts for Japanese Murrelets at Birojima and Kadogawa-cho, Miyazaki-ken, Japan. In: Y. Kwon, Nam, S. Y., Choi, C. Y. and Bing, G. C. (eds.). Status and conservation efforts on murrelets. Proceedings of the 6th International Symposium on Migratory Birds. National Park Migratory Birds Center, Shinan, Republic of Korea: 71-88.

小野宏治・中村 豊 1993. 宮崎県門川町沖枇榔島におけるカンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* の繁殖生態. 日本鳥学会1913年度松山大会講演要旨集: 80.

小野宏治・Fries, J. N.・中村 豊 1994. カラス類によるカンムリウミスズメの捕食. *Urban Birds* 11: 63-68.

高橋春成 2015. 南西諸島の海を泳ぐイノシシ. 総合研究所所報(奈良大学) 23: 1-12.

Whitworth, D., Carter, H., Nakamura, Y., Otsuki, K., and Takeishi, M. 2014. Hatching success, timing of breeding, and predation of Japanese Murrelets (*Synthliboramphus wumizusume*) at Birojima, Miyazaki-ken, Japan, in 2013. Unpublished report, Japan Seabird Group, Hokkaido University, Hakodate, Hokkaido, Japan: 54 p.

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Preliminary studies of crows, the main predators of Japanese Murrelets,
at Birojima, Miyazaki-ken

OTSUKI Kuniko, CARTER, R. Harry, NAKAMURA Yutaka

Key words: Large-billed Crow, Carrion crow, Predation, Hatching success

第 26 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

上関海域における希少鳥類（カムリウミスズメ，オオミズナギドリ，アマツバメ）保護のための生態調査と普及活動

上関の自然を守る会

高島美登里¹・山本尚由¹・岡野友紀¹・嶋田淑子¹・三家本誠¹・
森田 修¹・小浜治美¹・渡辺伸一²・武石全慈³

キーワード：カムリウミスズメの周年生息域，カムリウミスズメの換羽変化，カムリウミスズメの家族群，オオミズナギドリの繁殖阻害要因，アマツバメの繁殖

I. 調査研究の結果

カムリウミスズメおよびオオミズナギドリの生態について周年調査を行い，以下の結果を得た。

1. カムリウミスズメの生態調査

1) ルートセンサス

計 62 回 (2015 年 10 月～2016 年 9 月) 実施し，GPS により確認地点を記録した。11 月を除いて毎月カムリウミスズメを確認し，周年生息域であることを検証し (図 1，表 1)，換羽について周年変化を系統的に把握した。

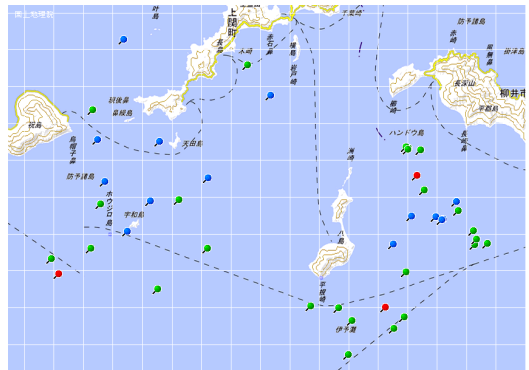


図 1 カムリウミスズメ周年生息確認地点 (2015/1～2015/12)。11 月を除いて周年生息を確認した。

表 1 カムリウミスズメ確認記録 (2015/10～2016/9)。2015 年 10 月から 2016 年 9 月のカムリウミスズメ確認数。(要参照：中国電力の調査結果)

実施年	2015						2016						計
	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
確認数													
守る会	1	0	8	21	42	1	3	18	7	7	2	3	160
中国電力	0		0	11	6	0	2	2	0	6	1		26

1: 上関の自然を守る会 2: 福山大学生命工学部海洋生物科学科 3: 北九州市自然史歴史博物館
2016.11.08 受付 2018.5.14 公開

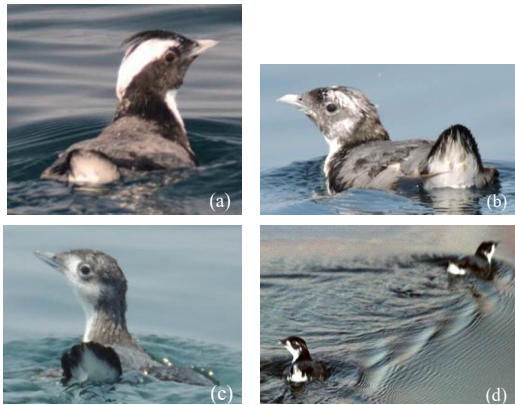


図2 カムリウミスズメの羽衣変化。(a)越冬期と繁殖期(12月～4月):のどから顔部分が広く黒色の繁殖羽(b)換羽途中(5月～7月):頭からのどにかけて黒白まだら部分がひろがる(c)夏期(8月～9月):目のまわりからのどにかけて広くはっきりと白い非繁殖羽(d)秋期(10月～11月):ほとんどの個体がまだ非繁殖羽

- 越冬期と繁殖期(12月～4月):のどから顔部分が広く黒色の繁殖羽になる(図2a).
- 換羽途中(5月～7月):換羽は5月中旬に頭部から始まり,6月から7月にかけて換羽途中の個体と非繁殖羽の個体の両方が確認された。頭からのどにかけて黒白まだら部分がひろがっていく(図2b).
- 夏期(8月～9月):目のまわりからのどにかけて広くはっきりと白い非繁殖羽になっている(図2c).
- 秋期(10月～11月):幾例か繁殖羽個体が確認されたが,ほとんどの個体がまだ非繁殖羽であった(図2d).

2) 繁殖地探索

ウミスズメ類の研究に精通している Darrell Whitworth 氏の協力を得て2016年4月2日,4月3日,4月5日にスポットライトサーベイを実施したが,宇和島/ホオジロ島/八島/天田島/の周囲で個体確認はできなかった。



図3 家族群の確認。(a)2016/5/14に確認された/成鳥2羽とヒナ1羽(b)2016/5/22に確認された成鳥1羽とヒナ2羽

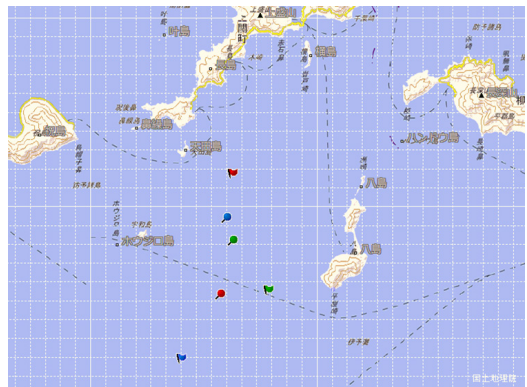


図4 家族群確認地点(2008～2016)。上関海域ではカムリウミスズメの家族群を計6回確認している。

3) ヒナ連れの家族群の確認

2016年5月14日に成鳥2羽とヒナ1羽(図3a),5月22日に成鳥1羽とヒナ2羽の家族群を確認した(図3b)。上関海域でのヒナ連れの家族群の確認は2008年の調査開始以降,計6回(上関の自然を守る会:3回,武石全慈氏:3回)で,上関が恒常的な子育ての海域であることを示唆しており,世界的に,この海域の重要性がクローズアップされた(図4)。



図5 宇和島におけるオオミズナギドリの繁殖パターン。親鳥は7月初旬に産卵。孵化は8月初旬に始まり、成長したヒナは11月初旬に巣立つ。

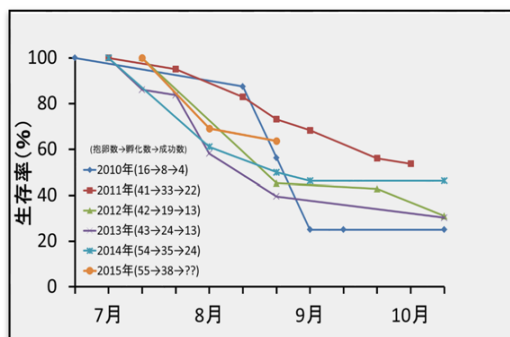


図6 卵・雛の生存率。各年の最終調査時の卵・雛の生存率は、2010年(◆)では25.0%と最も低く、2011年(■)では53.7%と最も高かった。繁殖成功率が最も高かった2014年の卵・雛の生存率(×)は、消失が抱卵期から育雛初期までに多く、中期以降の消失は少なかった。

2. オオミズナギドリ調査

福山大学海洋生物行動学研究室のバイオリギング調査に同行している(図5)。

抱卵 & 孵化 & 育雛調査 2015年度は繁殖成功率が64.5%で過去2回目に高かった。2016年度は集約中である。(図6)

1) 繁殖阻害要因の解明

定点カメラにより抱卵期にシマヘビ、育雛期

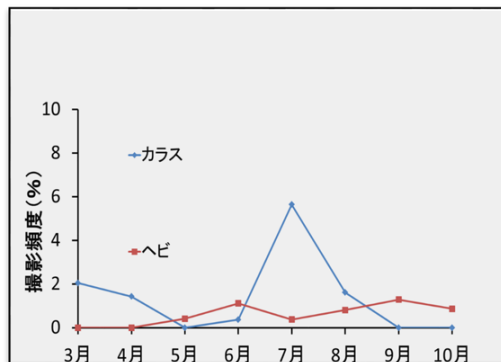


図7 捕食者の撮影頻度。映像解析によって、ハシトガラス、シマヘビを巣の入り口で確認した。カラスは、5月を除く3月から8月までの間確認され、7月に最も多く撮影した。ヘビは5月から10月までの間、毎月確認された。

にカラスが巣の周辺で確認された。また、親鳥帰巣頻度と繁殖成功率の因果関係について定点カメラで調査したが、有意な因果関係は見られなかった。(図7)

2) 実施状況

2015年/2回(のべ5日間)

2016年/4回(のべ16日間)

3. アマツバメ調査

1) 定期調査

繁殖地であるハンドウ島および叶島で4月～8月までカンムリウミスズメ調査と併せて行った。

●ハンドウ島

登攀可能な範囲で2巣の繁殖確認をした。(2014年度はロッククライマーに依頼し10巣での繁殖確認)

●叶島

岩窟への親鳥の出入りとヒナらしい声は確認したが、目視確認はできなかった。

●ホオジロ島

島周辺で親鳥の飛翔(2番)と岩穴への出入りは確認したが、巣や繁殖の目視確認はできな

かった。

2) 実施状況

2016年4月～2016年8月計20回

II. 成果の活用

1. 申し入れ

● 山口県

2016年6月28日にカンムリウミスズメ調査の強化/公有水面埋立免許取消を申し入れた。

2016年9月15日に山口県レッドデータブック(改訂中)に「上関レッドリスト2016」の反映を求めた。

● 中国電力

2016年6月20日にカンムリウミスズメ調査の強化と公有水面埋立免許取り下げを申し入れた。

III. 成果の公表

1. カンムリウミスズメ保護を訴える県庁訪問と記者会見

1) 2016年4月29日にNina J. Karnovsky氏(Pacific sea bird group代表)とHarry Carter氏(スクリプスウミスズメ・ガダルーペウミスズメの専門者会議の代表)が山口県環境審議官と面談し、カンムリウミスズメ研究と保護にとり上関海域の持つ世界的な重要性を訴えた。当日、記者会見も行き、テレビや新聞各社で報道された。

2) 家族群の確認の公表

2016年5月15日に家族群を確認したので、ビデオで記録した動画がテレビで報道された。

2. 学会での発表

1) 2016年2月13日にHawaiiで開催された44th Pacific seabird annual meetingで“カンムリウミスズメの周年生息と羽衣変化について”というテーマで口頭発表をした。

2) 2016年9月16日～19日に開催された2016年度日本鳥学会総会で「山口県上関町海域(瀬

戸内海西部)におけるカンムリウミスズメ家族群の確認と羽衣変化」というテーマでポスター発表をした。

3. 報告書など印刷物による普及

1) 「カンムリウミスズメ調査報告書」の作成
“山口県上関町海域(瀬戸内海西部)におけるカンムリウミスズメ家族群の確認と羽衣変化”という題名で調査報告書を500部製作した。2016年度日本鳥学会参加者や上関町で開催したスナメリ講座参加者、フィールドワーク参加者などに配布している。

2) 「レッドリスト上関2016」の作成

1999年～2015年までの調査結果を「レッドリスト上関2016」として5,000部製作した。2016年9月15日に記者会見を行い広くテレビや新聞各社で報道され、大きな反響を呼んだ。上関町内での戸別配布や日本生態学会/日本鳥学会などの研究団体、フィールドワーク参加者などに広く活用されつつある。

4. 上関自然の権利訴訟」の裁判所現地視察

原発予定地の埋立免許取消を求める裁判は「上関自然の権利訴訟」(原告:上関の自然を守る会/祝島島民の会/市民118名)と「公有水面埋立免許取消訴訟」(原告:祝島漁業者74名)が連携している。2016年7月28日に裁判所が原発予定地田ノ浦視察を行い、支援者80名が見守る中、上関の自然を守る会は加藤真氏(京都大学)と高島美登里が原発計画による壊滅的なダメージを直訴した。

IV. 今後の課題

1. カンムリウミスズメ生態調査

①換羽の時期変化と詳細な過程②幼綿羽で覆われていたヒナが、幼羽で覆われるようになった段階以後の成鳥の非繁殖羽個体との識別③上関町周辺の島嶼での繁殖可能性④エサ資源の解明—などを通じて上関個体群の特徴を解明す

ることが課題である。そのため、日本各地あるいはバイオリング研究者との情報を共有し、ネットワーク化が必要である。

2. オオミズナギドリ生態調査

繁殖成功率が他の繁殖地に比べて低いことから繁殖阻害要因の解明や宇和島個体群の特性(DNA鑑定)などの解明が課題である。

3. カラスバト調査

①まだ繁殖が確認されていない鼻線島/祝島/小祝島での繁殖可能性②各島嶼の利用状況と植生調査結果によるエサ資源の解明が課題である。

4. アマツバメ調査

①ホオジロ島での繁殖可能性調査②ハンドウ島での繁殖生態解明が課題である。

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

The search and protection for endangered rare birds(Japanese Murreltes, Streaked Shearwater) in Kaminoseki Seto Island Sea

TAKASHIMA Midori, TAMAMOTO Hisayoshi, OKANO Tomoki,
SHIMADA Yoshiko, MIKAMOTO Makoto, MORITA Osamu,
KOHAMA Harumi, WATANABE Shinichi and TAKEISHI Masayoshi

Key words: Year-round occurrence of Japanese Murreltes, Molting of Japanese Murreltes, Family groups of Japanese Murreltes, The effect inhibiting the breed of Streaked Shearwater, The breeding of Swifts

風力発電が鳥類に与える影響および累積的影響の評価に関する 考え方の普及

公益財団法人日本野鳥の会
浦 達也

キーワード： 風力発電, 野鳥, 影響評価, 累積的影響, 普及, 資料集

1. 背景

日本では 1990 年代後半から急速に風力発電の導入が進んできている。その導入量は 2015 年度で累積容量 3,110 MW, 2,102 基に達し、導入される風車の出力は年々大型化している。

一方、風力発電の導入が進むにつれ、日本でも風力発電の存在が環境に影響を与えるという問題が懸念されるようになってきた。その例のひとつが、特に回転する風車のブレードに鳥類が衝突する現象であるバードストライクである。2001 年に国内ではじめてとなるバードストライクの事例が発見され、2003 年以降は各地でも発見されるようになり、2014 年 3 月時点で、341 羽の事例が国内で確認されている。絶滅危惧種ではオジロワシの事例が最も多く 43 羽で、判明している死因の第一位となっており、北海道のオジロワシの個体群の存続に影響を与えかねない状況となっている。その他、トビ 48 羽、ノスリ 17 羽など猛禽類を中心に、カモメ類 43 羽、カラス類 32 羽、カモ類 18 羽でバードストライクが多い。こういった傾向は海外事例とも共通しており、バードストライク

は風力発電に特有で世界的に大きな課題となっている。

また、バードストライク以外にも鳥類が風力発電の周辺の生息地を放棄するなどの問題も報告されており、特に、風力発電施設が鳥類の春秋の渡り経路および罅や営巣場所と餌場の間にある移動経路の上に存在することで、鳥類の飛行の障壁となることを意味する障壁影響が（公財）日本野鳥の会の調査を中心に、国内で影響の事例が報告されるようになってきた。

近年の環境への関心の高まりとともに、地元住民や自然保護団体を中心に風力発電の導入計画に対する環境紛争が起こるようになってきている。上記のように風力発電の建設により鳥類が影響を受ける場合があることから、とりわけ鳥類保護に関する活動が盛んである。国内での研究事例によれば、調査対象の 59 事業のうち 36 の風力発電事業で鳥類保護に関する環境紛争が発生しており、その 36 事業の中で、重複はあるがクマタカが 22 事業、サシバ・ハチクマ・ノスリが 9 事業、イヌワシが 8 事業、オジロワシ等が 5 事業と、希少猛禽類を対象とした

ものが多い。このような環境紛争の多さを受けて、環境省は2012年に総出力10,000 kW以上の風力発電事業をアセス法で第一種事業の対象とし、環境アセスメントの実施を義務付けた。なお、事後調査の実施は努力義務であり、実施しなくても事業者が罰則を受けることはないという課題が残っている。2010年頃まではバードストライクの実態はよく分かっていなかったが、環境省を中心に国が風力発電によるバードストライクの実態調査や衝突防止対策の検討を行うようになった。このような状況において、風力発電施設でこれまで起こってきたバードストライクの現状について理解を深めることは早急の課題といえ、それにより鳥類にとって風力発電が建設されると影響を受ける可能性が高い場所、または、すでに影響が起きている場所ではどのような対策をとるべきか、風力発電施設の建設の前後に必要な調査内容などを議論できるようになる。ただし、そういった議論を行うには、まだ国内の事例が少ないため、海外事例を参考にしていかなければならない。

II. 資料集作成の目的

現在、スペイン、英国、デンマーク、ドイツなど各国で、風力発電施設の増加に伴い、風車に野鳥が衝突死する、あるいは渡り鳥の飛行経路を阻害する、また、風車周辺から野鳥を追い出すといった影響が報告がされるようになってきた。こうした風力発電の先進国では、建設の前後に環境影響評価を行い、累積的影響も含め風車が野鳥に対してどのような影響を与えるか、モニタリングなどを通して情報収集を行っている。

そこで、海外での風力発電の影響評価手法の先進事例を紹介し、今後の日本での風車建設に関わる影響調査や、影響評価方法の確立に役立てていきたいと考え、自然保護助成基金から助

成をいただき、野鳥保護資料集第30集「これからの風力発電と環境影響評価 再生可能エネルギーの導入と生物多様性の保全を目指して」を作成した(図1)。本書では、スペインを中心とした風力発電が鳥類等に与える影響に関する事前事後の評価手法や事例に加え、最近、業界内で話題に上りようになっている累積的環境影響評価の概念について解説している。

実際に、野鳥が風力発電施設の建設により、どのような影響をどの程度受けるか、その予測値と実測値については、風車建設の事前事後にきちんと現地で調査を行ったうえで評価をしなければならぬ。また、事前の予測値の正当性は、事後調査の積み重ねにより証明されていく。そのことから考えると、事前と事後の調査を国内でも早急に充実させていかなければならない



図1 資料集の表紙。野鳥保護資料集第30集の表紙。表紙を一目見て、風力発電と野鳥保護に関する資料集と分かるようにデザインした。

が、わが国では風力発電施設が野鳥に与える影響の評価や研究は始まったばかりで、事後調査は法的に義務づけられていないこともあり、国内では方法論について暗中模索の状況が続いている。特に、近接する地域に複数の風力発電施設が建設される際に行われるべき累積的影響評価については、国内では方法論に関する議論が始まったばかりである。

そこで、本書により風力発電が鳥類に与える影響の知識を一般市民や研究者、行政関係者や事業者などに普及することを目的とし、紹介した調査方法や評価結果が参考にされること、少しでも早く科学的知見が蓄積されること、その知見をもとに風力発電と野鳥との共存がはかれること、そして風力発電が真にクリーンなエネルギー源となることを期待している。

III. 資料集の内容

第1章の「風力発電が野鳥やコウモリに与える影響を評価する」は、SEO/BirdLife（スペイン野鳥の会）による、風力発電が鳥類およびコウモリ類に与える影響の評価手法に関するガイドライン「Guidelines for Assessing the Impact of Wind Farms on Birds and Bats」を翻訳したものである。

スペインにおける風力発電導入時の、不十分な環境影響評価が、いかに希少な鳥類やコウモリ類に影響を与えているか、従来の調査方法にどのような問題点があるか、そして今後、これらの課題を解決していくための望ましい影響評価のあり方が、SEO/BirdLife 自らによる野外調査の結果に基づいて示されている。スペイン国内での様々な事例が盛り込まれ、スペイン国内の環境影響評価文書、また、国内外の既存文献等、風力発電が鳥類等に与える影響の評価手法や結果の集大成としてまとめている。日本国内では未だにこのような文献が存在せず、本書の

価値は非常に高い。

(第1章の目次)

1. はじめに
2. 戦略的環境影響評価とその計画立案
3. 個々の風力発電プロジェクトの環境影響評価
4. 稼働段階の環境モニタリング計画
5. 陸上での環境影響評価方法
6. 洋上での環境影響評価方法

第2章の「累積的影響評価のガイドライン-洋上風力発電施設における、累積的影響評価のための指針となる諸原則-」は、「Cumulative Impact Assessment Guidelines Guiding Principles For Cumulative Impacts Assessment In Offshore Wind Farms」を翻訳したものである。

近年、英国を中心に導入されるようになってきている洋上風力発電施設建設に係る環境影響評価のうち、特に複数の風力発電施設が同一地域に建設されることにより起きる累積的影響の評価について、リニューアブルUKなどがその概念を整理し、実際の指針として考え方をまとめたものである。

日本でも、北海道北部や北上高地などに風力発電施設の建設が集中しており、環境省が累積的影響評価の実施を事業者に求めるようになるなど、注目されている。しかし、日本ではその手法以前に概念や指針がまだ整理されていない状況であり、今後、洋上風力発電の導入が飛躍すると予想される中で、本書の存在価値は非常に高いと考える。なお、本書で示される概念や指針は、陸上の風力発電施設建設に係る影響評価にも適用でき、今後の風力発電施設の導入と環境影響評価に、広く役立つガイドラインとなることが期待される。

(第2章の目次)

- 1.0 はじめに
- 1.1 意味ある環境影響評価とは

1.2 欧州連合の法規制の背景
1.3 戦略的環境評価と事業段階での環境影響評価
2.0 一般原則
2.1 範囲選定（スコーピング）原則
2.2 データ原則
2.3 評価原則
2.4 ミティゲーションとモニタリングの原則
【発行部数】400部
【頒布数・頒布先】
（無償）日本野鳥の会の各支部（89）、ネイチャーセンター（7）、公官庁（10）、風力発電やアセスに関する検討会（80）（※ 洋上風力発電等技術研究開発委員会（NEDO）、浮体式洋上風力発電実証事業検討会（環境省）、CO2 排出削減対策強化

誘導型技術開発・実証事業業務（環境省）、風力発電施設立地検討のためのセンシティブティマップ検討会（環境省）、発電所環境審査調査検討会（経産省）
（有償）風力発電事業者、環境コンサルタント、NGO・NPO など（80）… 残 134

【効果・影響】

- ・環境省のセンシティブティマップ検討会で参考資料になる。
- ・欧米のバードストライク事例など、参考になる情報が多数含まれるなど、好評価を得ている。
- ・今後の活動の参考指針になるなどの評価を得ている。

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Spread of knowledge of effects by wind farms on birds and impact assessment for cumulative impact

URA Tatsuya

Key words: Wind farm, Bird/Avian, Impact assessment, Cumulative impact, Spread, Documents collection

第 26 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

希少種イチモンジタナゴの飼育下繁殖と野生再導入を通じた 地域住民への環境教育

京都市動物園

田中正之・和田晴太郎・釜鳴宏枝・高木直子・松永雅之

キーワード： イチモンジタナゴ，国内希少種，飼育下繁殖，環境教育，地域住民

1. はじめに

イチモンジタナゴは、かつては琵琶湖淀川水系の各河川に生息していたが、現在は環境の変化により絶滅が危惧されている。京都市動物園では琵琶湖疏水の水を利用しており、当園から疏水の水を提供している平安神宮神苑の池で同種の生息が確認されている。本園では、身近な絶滅危惧種として同種をターゲットに繁殖に取り組み、野生への再導入を目指すべく市民と共同で行う保全活動をスタートさせた。

「守れ！イチモンジタナゴ！！プロジェクト」と名付け、生体の変化を観察しながら環境について学ぶことを目的として、春から夏のイチモンジタナゴの繁殖期を挟む 2016 年 1 月から 9 月までのプログラムを企画し実施した。定員 20 名を募集し第 I 期の 3 回では 14 名のメンバーでスタートした。3 月に募集した第 II 期では、23 名のメンバーが集まり、4 月からは 9 月までの活動を共にした。最年少は 6 歳、最年長は 80 歳代であった。

毎月 1 回、第 4 土曜日を活動日とし、生体の観察と学習の時間を設けた他、繁殖水槽の環

境整備、講演会、園内・園外の生物調査、外来生物の駆除、水槽掃除、来園者向けの掲示板作りなどを行った。園内で行う活動は一般来園者に公開で行い、動物園を訪れた多くの人々の注目を受け、本活動を広く市民に周知させる効果も得られた。毎当当園のホームページでも活動報告を掲載し、さらに啓発用リーフレットやステッカー、紙芝居を作製し、来園者に本園での取り組みを紹介するなど環境教育に活用している。

メンバーみんなで立ち上げた水槽では、今期の繁殖期にイチモンジタナゴの産卵・浮上が見られ、本園初となる繁殖に成功したことはメンバーたちのモチベーションを上げる効果にもなった。2016 年の活動を終え、地域の自然環境保全活動を市民と共同で今後も続けていくための手ごたえを感じることができた。本活動を通して、動物園という多くの市民が訪れる場所で、地域の在来固有種が絶滅の危機にあるということを啓発することは意義深いと感じている。

II. 活動内容

「守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト」

1. 第1期第1回 平成28年1月23日(土)

活動内容

- ・イチモンジタナゴの生態や現在の状況の説明
- ・イチモンジタナゴ、ヤリタナゴ、タイリクバラタナゴの生体観察
- ・繁殖水槽とイチモンジタナゴの見学と観察(図1)
- ・開口器を用いた二枚貝の観察



図1 繁殖水槽の見学の様子。屋外で飼育し水温も低いので、イチモンジタナゴは隠れていて姿を現さなかったが、参加者は浴槽ほどの大きさの水槽や、この中にタナゴが飼育されていることに興味深く説明を聞いた。

2. 第1期第2回 平成28年2月27日(土)

活動内容

- ・ペットボトルモンドリの作製
- ・繁殖水槽ろ過装置の作製と水槽の立ち上げ(図2)



図2 繁殖水槽の整備。浴槽より大きい水槽にろ過装置を設置し、約300kgもある砂利をバケツリレーで水槽に敷き詰めた。

3. 第1期第3回 平成28年3月26日(土)

活動内容

- ・噴水池でペットボトルモンドリによる生物調査
 - ・琵琶湖博物館 松田征也氏による講演(図3)
- 「守ろう！イチモンジタナゴータナゴ類の生息域外保全ー」



図3 琵琶湖博物館 松田征也氏による講演。「守ろう！イチモンジタナゴータナゴ類の生息域外保全ー」一般来園者も参加しての講演会。

4. 第2期第1回 平成28年4月23日(土)

活動内容

- ・イチモンジタナゴの生態や現在の状況の説明と第一期の取組紹介
- ・二枚貝を噴水池から第二繁殖水槽への移動
- ・イチモンジタナゴの生体観察
- ・貝開口器を用いた二枚貝の観察(図4)
- ・自己紹介



図4 貝開口器を使って二枚貝の状態を観察。貝に産卵をするイチモンジタナゴの性質を知り、卵があるかないかを調べた。

5. 第2期第2回 平成28年5月21日(土)

活動内容

- ・イチモンジタナゴの生体観察
- ・白川での生物調査(表1)

表1 生物調査の結果、動物園の付近を流れる白川にて生物調査を行った。

	生物名	捕獲数	動物園に持ち帰った数
魚類	カワムツ	20	0
	ヨシノボリ	3	3
	オイカワ	20	20
	カネヒラ	30	30
	ムギツク	1	1
	タウナギ	2	2
	カマツカ	1	0
甲殻類	テナガエビ	20	0
	ヌマエビ	10	0
貝類	カワニナ	33	33
	オトコタテボシ	19	19
	シジミ	50	0
昆虫類	トンガリササノハガイ	2	2
	ミズスマシ	20	0
	オオシマトビケラ	2	0
その他	ゲンジホタル	2	0
	シマイシビル	4	0

6. 第2期第3回 平成28年6月25日(土)

活動内容

- ・イチモンジタナゴの生体観察
- ・平安神宮見学(図5)



図5 平安神宮神苑の池。参加者と平安神宮を訪ね、琵琶湖水系のイチモンジタナゴが生き残っていた池を見学した。

7. 第3期第1回 平成28年7月23日(土)

活動内容

- ・ザリガニについて知る
- ・ザリガニ駆除

8. 第3期第2回 平成28年8月27日(土)

活動内容

- ・イチモンジタナゴ紙芝居を聞く
- ・棲み分けの勉強
- ・イチモンジタナゴ掲示板のペンキ塗り
- ・繁殖水槽の水替え、掃除、ヨシ植え

9. 第3期第3回 平成28年9月24日(土)

活動内容

- ・今までの活動を振り返る
- ・掲示板用カードの作製
- ・イチモンジタナゴの観察
- ・掲示物の貼り付け、記念撮影(図6)
- ・生態系のお話と「生態系モビール」作り



図6 イチモンジタナゴ掲示板。参加者から来園者に向けて書かれたメッセージカードが貼られている。参加者が製作したタナゴ新聞も掲示している。

これらの活動は、「守れ！イチモンジタナゴ！！プロジェクト報告書」として動物園ホームページにPDF文書の形で公開されている。

<http://www5.city.kyoto.jp/zoo/crew/20150421-14670.html> (全9回分)

動物園での取り組みは、地元の新聞でも取り上げられた。

- ・イチモンジタナゴ増やすぞ 京都市動物園 希少な魚生態学ぶ（京都新聞 2016年1月24日朝刊）
- ・「きょうの動物園」身近な動物を絶滅から守ろう（毎日新聞 2016年11月5日夕刊掲載予定）

「守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト」実施期間中、動物園ホームページでも繰り返し取り上げ、活動の普及や広報に努めた。

- 1) イベント案内 www5.city.kyoto.jp/zoo/event/
 - ・2015年12月17日（木）「守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト」の開催について
 - ・2016年03月18日（金） グランドオープン記念イベント「守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト」の開催について
 - ・2016年03月26日（土） イチモンジタナゴのお話「守ろう！イチモンジタナゴ – タナゴ類の生息域外保全–」
- 2) 動物園ニュース www5.city.kyoto.jp/zoo/news/
 - ・2016年03月16日（水） 守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト活動報告を掲載しました。
 - ・2016年04月03日（日） 守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト活動報告を掲載しました。
 - ・2016年05月10日（火） 第二期 守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト活動報告を掲載しました☆
 - ・2016年06月11日（土） 守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト 活動報告を掲載しました☆
 - ・2016年08月30日（火） 守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト活動報告

3) 飼育員ブログ

www5.city.kyoto.jp/zoo/enjoy/breeder-blog

- ・2016年01月06日（水） イチモンジタナゴの魅力（守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクトの紹介）
- ・2016年06月23日（木） イチモンジタナゴ、続々増えています！！
- ・2016年06月26日（日） 守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクトの活動報告 II –③
- ・2016年07月01日（金） イチモンジタナゴ 続報
- ・2016年07月23日（土） 守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト活動報告
- ・2016年09月30日（金）「守れ！イチモンジタナゴ!! プロジェクト」今シーズンファイナル！

III. 本プログラムの成果物

1. 「知ろう！守ろう！イチモンジタナゴ」リーフレット（A4サイズ両面カラー印刷、3つ折り）（図8）
2. 紙芝居「小さな魚の大きな世界」（図9）
園内で週末などに実施している。紙芝居が終わった後には、合言葉「イチモンジタナゴ」でタナゴステッカーを配布。

IV. 最後に

第26期プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成による活動の結果、普及啓発活動については製作物をはじめとして一定を成果を得た。一方で、イチモンジタナゴの飼育下繁殖については、本助成期間の繁殖数は24尾であり、目標とする野生再導入に向けては、今後もさらに一層の繁殖の努力を続けていく必要があり、京都市動物園として継続していく予定である。



図7 「知ろう! 守ろう! イチモンジタナゴ」リーフレット。
a: 表面 b: 裏面 c: 配架の様子



図8 紙芝居「小さな魚の大きな世界」実施の様子と配布するステッカー。紙芝居参加者に、合言葉「イチモンジタナゴ」でステッカーを配布。

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Captive breeding of Japanese domestic rare species, striped bitterling (*Acheilognathus cyanostigma*) and environmental education of regional residents for the purpose of re-introduction

TANAKA Masayuki, WADA Seitaro, KAMANARU Hiroe,
TAKAGI Naoko and MATSUNAGA Masayuki

Key words: Striped bitterling, Japanese domestic rare species, Captive breeding, Environmental education, Regional residents

多摩川河口干潟保全のシンポジウム開催

日本野鳥の会神奈川支部
鈴木茂也・石井 隆・馬場順子

キーワード： 合意形成、環境保全の社会システム、戦略的アセスメント、市民参加、シギチドリ類

I. はじめに

「多摩川河口の自然を考えるシンポジウム 2015」は、(仮称)羽田連絡道路の検討が、内閣府の羽田空港周辺・京浜臨海部連携強化推進委員会での検討が始まった事で企画されました。日本野鳥の会神奈川支部では 2007 年にも、「多摩川河口の自然を考えるシンポジウム」を PN ファンドの助成で行い、当時の推進の中心であった神奈川県企画部の担当者を招いて実施されました。その中で、合意形成と環境配慮が確認されたにもかかわらず、今回の会議でも計画内容の情報公開が進まずシンポジウムを開催して、合意形成のための公開の場を作る事になりました。

II. 講演内容のまとめ

1. 持続可能性アセスメントと合意形成 (千葉商科大学 原科幸彦氏)

海外と比較しながら日本の遅れを解説されました。アメリカと日本では環境アセスメントの件数に大きな差があること。日本も「簡易アセス」導入し、単なる市民参加にとどまらず、意

思決定の段階で市民の意見が反映される仕組みが必要であると強調されました。環境アセスメントの法制は何度か見直されているものの、市民の意思が結果に反映されにくい、言わば骨抜きにされた形にとどまっている点を厳しく指摘されました。そうした中、東京五輪の新国立競技場建設の見直しについて触れられ、マスコミが取り上げ、市民が関心を持つことで、良い先例となったことを上げられました。

2. 多摩川河口干潟のシギ・チドリ類 (バードリサーチ 守屋年史氏)

現場でモニタリングを重ねている立場から、シギチドリ類の著しい減少と、多摩川河口のシギ、チドリ類の特徴を報告されました。シギ、チドリ類は長期間の個体数の変動が記録されている生物で、信頼性のおけるデータが蓄積されているようです。東京湾全域では、過去 40 年間に秋は 10 分の 1、春は 5 分の 1 に激減したそうです。その要因として東京湾の干潟が過去 60 年間で 8 割も消失したことを挙げられました。多摩川河口のシギチドリ相を他の東京湾の干潟と比べると、メダイチドリ、シロチドリが

多い傾向があるそうです。

3. 水面からみた東京湾と羽田空港の浜辺（大森青べかカヌークラブ 長谷川充宏氏）

多摩川河口～羽田周辺の沿岸域をカヌーで自然観察している市民の視点で、現場の環境と問題点について語られました。大雨の際、未処理の下水が溢れ出し、東京湾に流れ込む状況が繰り返されているそうです。雨水と下水が分離されていないこと、東京都の人口増加に下水処理が追いついていないことに原因がありそうです。また、羽田空港のバードストライク（旅客機と野鳥の衝突）の対策のため、毎年 500 羽を超える野鳥が駆除されていること、その中にはトビや少数のシギやワシタカ類も含まれていたのはショッキングでした。

4. 世界のウエットランドの現状と問題点（世界自然保護基金ジャパン 前川 聡氏）

世界的な視点から、海や干潟の危機、水鳥の減少について訴えられました。この 40 年間で世界の魚類は 50～74% 減少したというデータがあるそうです。サンゴ礁は 50% 以上がすでに失われ、海辺のマングローブ林は陸の森林に比べ 3～5 倍の速さで消失しているようです。そのため、世界の海洋保護区を現状の 3.4% から 10% に拡大することが急務だそうです。また世界的に水鳥が減少しており、中でもアジア地域の減少が顕著とのことで残念でした。

5. 羽田空港周辺、京浜臨海部の連携強化（川崎市総合企画局臨海部国際戦略室 奥澤 豊氏）

行政の立場から、多摩川河口干潟を取り巻く状況について説明されました。川崎市臨海部の産業構造の転換が国が主導に進められていること。今後は医療産業などに産業構造を転換し、国際競争力の強化の拠点として、多摩川河口周辺は重要な位置づけがなされていること。東京圏との連携が不可欠であり、そのために連絡道路の整備が必要であるということでした。こう

した中、川崎市は独自に環境アセスメントを実施しており、干潟の生物調査はもとより、徳島県吉野川河口の現地視察もしたそうです。

6. 「川と海のつながりを考える社会システム」（九州大学 清野聡子氏）

河口や海岸の環境保護の難しさを説かれました。東京オリンピック誘致の陰で東京湾一帯の防災意識が薄れていることや、一気に巨大事業が進む懸念を訴えられました。河口や海岸は様々な法律が交錯する場所であり、管理や責任の所在があいまいになりがちな環境であること。市民が知らないうちに巨大な構造物が建設されやすい場所であることを知ってほしいと教示されました。一方で、国際的には、減災(防災)の立場から環境保護が重要であることが常識になっており、特に沿岸部のグリーンインフラの導入が必須であることが学術的に明確になっているにもかかわらず、社会制度の改革が追いついていかない現状を嘆かれました。

7. パネルディスカッション

以下はその概要です。

1) 市民からの視点について

「日本自然保護協会」志村智子氏：多摩川河口の市民の利用について、環境基本法では「自然と人の豊かなふれあいの場が保たれていること」が掲げられている。近年は「豊かなふれあいの場」とは、単なるレジャーではなく自然観察が出来るような自然が豊かな場所として認知されるようになってきた。自然との触れ合いなど、数値化できないことを行政が評価していく姿勢が望まれる。

「神奈川支部長」鈴木：多摩川河口も含め、市民の間で自然への接し方のマナーを守る姿勢が求められる。

2) 河口開発と合意形成 吉野川河口の実例から

「とくしま自然観察の会」井口利枝子氏：独自

に実施した住民アンケートでは反対意見が多かったが、行政の決定には生かされず残念だった。市民参加がなされても意思決定の段階で市民の意見が反映されにくい。

「日本野鳥の会」葉山政治氏：多摩川河口の新たな橋梁建設はまだ都市計画決定はされていない。くつがえすことは難しい現状がある。事前の話し合いが充分無いにもかかわらず、橋の建設が報道されたのは残念。

原科氏：環境アセスメントの実施と意思決定に市民が参加できるか否かは、民主主義を育てる良い機会である。

3) 生物多様性の保全

鈴木：干潟を広げるなど何か代償できる方法は無いか？

守屋：ヨーロッパでは湿地を復元するなど効果が出ている例もある。

井口：吉野川河口では事前のデータが充分に無いので、明確ではないが、野鳥は減っていると感じる。川崎市の場合、環境アセスメントの先進自治体として、橋を架げないという英断こそが、国際的アピールにつながるのではないか。

4) 多摩川河口の今後の提言

清野：海と陸をつなぐ環境保全の先進事例として良い先例を作るべき。河口の大規模な開発は、国際的には時代遅れになってきている。東北の被災地の巨大堤防再建も考え直していくべき。多摩川河口の橋梁建設に関連し、野鳥が空中をどのように利用しているか、空中の持つ環境の価値が解析できるような観察を重ねてほしい。

志村：海の環境保全は陸に比べて非常に遅れている。

原科：税金、お金の流れを見直すべき。一部の団体が自由にお金を使いがちなことを見直す。海外から意見をもらうことも大事。我々も海外へ情報発信するべき。名古屋の藤前干潟保全など、良い前例もあるので、川崎市に期待したい。

日本の玄関である羽田で環境を守れば国際的なアピールになる。

鈴木：ぜひ多摩川河口の現地に足を運んでほしい。最後にアピール文を読み上げ、解散となりました。



図1 シンポジウム会場風景。10月31日のシンポジウム会場。



図2 シンポジウムのポスター、チラシ

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Tamagawa tideland Symposium

SUZUKI Shigeya, ISHII Takashi and BABA Junko

Key words: Consensus building, Environmental protection social system, Strategic assessment, Civic participation,
Snipe plover

マッカウス洞窟のヒカリゴケの保全

羅臼のひかりごけ保存会

涌坂周一¹・天方博章²・田口悟朗³・神田啓史⁴・丸山立一⁵

キーワード：天然記念物，コケの移植，生育環境，群落再生，観光資源

1. はじめに

北海道羅臼町マッカウス洞窟のヒカリゴケ (*Schistostega pennata*) は、昭和16年に羅臼町元村長の村田吾一氏により発見され、昭和38年に「羅臼のひかりごけ」として、北海道天然記念物に指定された。指定当時のヒカリゴケ群落の分布状況を示す記録はないが、山岡(1990)の写真から、洞窟内を広く覆っていたことが分かる。しかし、現在はヒカリゴケの原糸体が光って見える範囲が縮小し、わずかに確認できる程度になっている(図1)。また、洞窟は崩落の危険があることから立入禁止になっている(図2)。このような状況から、人知れずマッカウス洞窟のヒカリゴケは消滅してしまう恐れがある。

そこで、筆者らはマッカウス洞窟のヒカリゴケを発見当時の群落に再生することを目標として「羅臼のひかりごけ保存会」を設立し、活動を開始した。

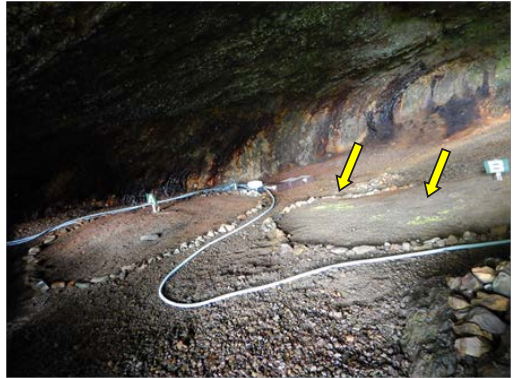


図1 ヒカリゴケの分布状況(2014年)。ヒカリゴケはB地点にわずかにみられる。



図2 マッカウス洞窟の外観。現在は立ち入り禁止になっている。

1: 元羅臼町郷土資料館 2: 羅臼町郷土資料館 3: 信州大学繊維学部 4: 国立極地研究所名誉教授 5: 株式会社構研エンジニアリング

2016. 10. 31 受付 2018. 5. 14 公開

II. ヒカリゴケについて

ヒカリゴケは洞窟や樹木の洞（うろ）等、他の植物が生育困難な暗い環境に分布している（図3）。ヒカリゴケは原糸体がレンズ状の細胞を形成して集光効果を高め、暗い環境に適応していると考えられている（図4）。この集光効果により細胞内の葉緑素が緑色に輝くところから、「光苔」と名付けられた。本種は北海道と本州の計12カ所で天然記念物として指定されており、環境省レッドリスト（2015）では準絶滅危惧種に選定されている。



図3 ヒカリゴケの茎葉体。大きさは1〜2 cm程度。

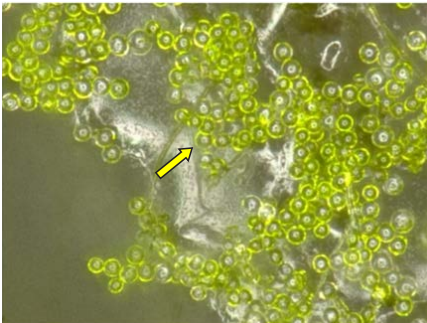


図4 ヒカリゴケの原糸体。原糸体上のレンズ状細胞。

III. 活動内容

本会の活動は次の2つである：1) マッカウス洞窟のヒカリゴケを発見当時の群落再生を目標とした「ヒカリゴケの移植による群落再生」；2) これらの現状を踏まえ、羅臼町のヒカリゴケを教育的・文化財的資源として活用を図る「ヒカリゴケの普及・啓発活動」。

1. 移植による群落再生

1) ヒカリゴケの培養

移植による群落再生には、洞窟内に残存するヒカリゴケから移植材料を確保しなければならない。そこで、信州大学繊維学部において、マッカウス洞窟周辺で採取したヒカリゴケの茎葉体から原糸体を発生させ、原糸体破碎液を作成した（図5）。この破碎液を水槽に播き、大量の原糸体を培養した（図6）。

2) 移植試験

マッカウス洞窟への移植の前に隣接する小洞窟で移植試験を行った（図7）。この小洞窟には

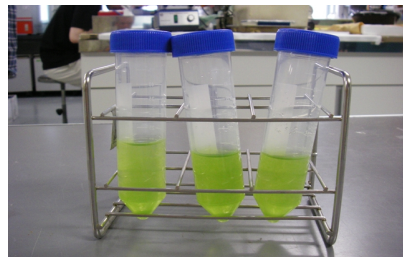


図5 ヒカリゴケの破碎液。茎葉体から原糸体を発生させた後、原糸体を破碎した液体。

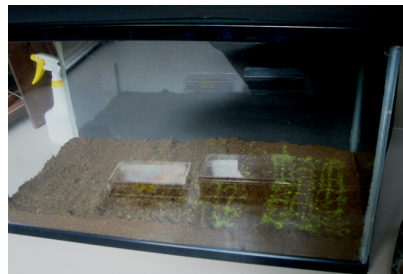


図6 水槽で培養したヒカリゴケ。破碎液散布から15日目。

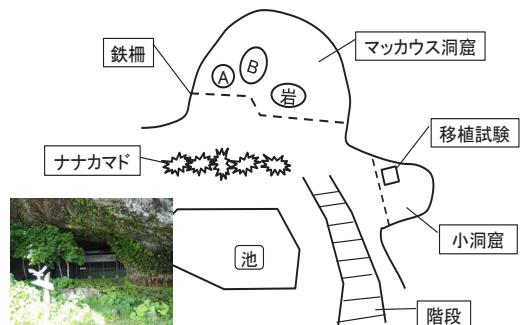


図7 マッカウス洞窟の概要。

一部にヒカリゴケが生育しており、生育環境として適当であろうと考えた。

移植方法は、ヒカリゴケ破碎液と原糸体の組み合わせにより3パターンを設定した。移植試験は2015年7月14日に行った。

移植40日後には、どの移植パターンでも原糸体が光を反射しているのが確認できた(図8)。さらに、移植1年後にもヒカリゴケの生育が確認できた。このことからヒカリゴケの野外での移植は可能であることが確認できた。そして、広い面積に移植することを考えて、洞窟への移植は破碎液を利用することとした。



図8 移植試験の状況。試験開始から40日目、原糸体が光っている。

3) 生育環境の改善

ヒカリゴケの室内培養では、光がある程度あっている方が生育状態は良かった。しかし、洞窟前面には1978年に植えられたナナカマドが成長し、洞窟内に差し込む光量を制限しており、ヒカリゴケの生育状態を悪化させていると考えられた(図7)。そこで、2015年7月と2016年7月にナナカマドを剪定・伐採した。また、光環境の変化を把握するため、剪定・伐採前後において、相対照度を測定した。

その結果、マッカウス洞窟内の相対照度は剪定・伐採前の3~4倍に増加し(図9)、ヒカリゴケの光環境を改善することができた。

4) 再生目標の設定

1980年の羅白町勢要覧(図10)では、A地点

とB地点のヒカリゴケ群落繋がっていることが確認できるが(図10)、現在この2地点は分断されている。そこで、これらが繋がるように再生させることを目標とした。

5) マッカウス洞窟への移植

群落の再生は段階的に実施することとした。第1段階として、2016年7月12日にA地点看板横の1m×2mの範囲にヒカリゴケ破碎液を散布した。移植38日後には、原糸体が光を反射しているのが確認できた(図11)。

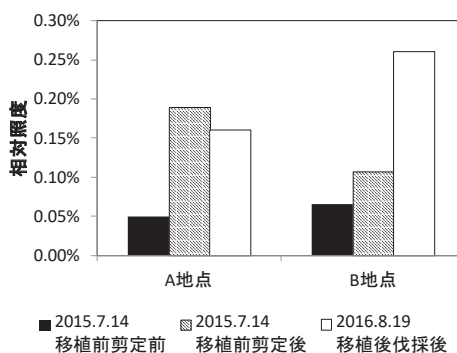


図9 剪定・伐採による相対照度の変化。

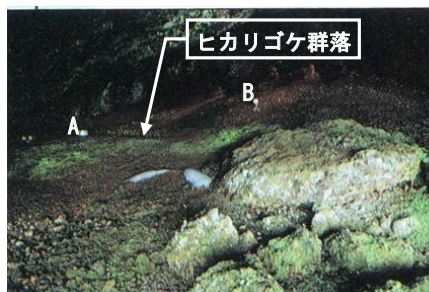


図10 羅白町勢要覧(1989)に掲載された写真。A地点とB地点は連続している。



図11 マッカウス洞窟へのヒカリゴケの移植。移植後38日目、原糸体が光り始めている。

2. 普及・啓発活動

1) ヒカリゴケの常設展示

現在、マッカウス洞窟は落石の危険があるため、全面立ち入り禁止になっている。そのため、ヒカリゴケを直接観察ができない状況が続いていた。そこで、水槽で培養したヒカリゴケを郷土資料館内に展示し、実物を観察できるようにした(図12)。

2) ヒカリゴケの特別展の開催

マッカウス洞窟のヒカリゴケは小説や映画等の題材となっており、着目すべき観光資源である。ヒカリゴケに加えて、これらの関連資料も展示し、観光資源としての普及活動を行った(図13)。

3) シンポジウムの開催

マッカウス洞窟の現状を知ってもらうため、羅臼町民等を対象にシンポジウムを開催し、ヒカリゴケ群落の再生活動報告を行った(図14a,b)。18人が参加し、様々な意見交換ができた。



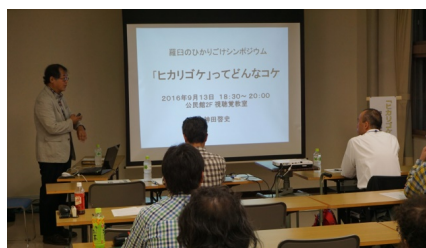
図12 羅臼町郷土資料館でのヒカリゴケの展示。



図13 ヒカリゴケ特別展。

4) ふるさと体験教室

羅臼町の子供を対象に、顕微鏡によるヒカリゴケの観察を行い、光る仕組みについて勉強してもらった(図15a, b)。27名の児童が参加した。



a: 講演



B: パネルディスカッション

図14 羅臼のひかりごけシンポジウム。a: 講演 b: パネルディスカッション



a: 子供たちとヒカリゴケの観察



b: 苔のテラリウム作成

図15 ふるさと体験教室。a: 子供たちとヒカリゴケの観察 b: 苔のテラリウム作成

IV. 今後の活動予定

2016年の移植は7月に実施したが、天候不順のため、生長が遅く、十分に生育している状態を確認できなかった。そのため、来年も継続して観察する必要がある。

また、洞窟内のさらに広い範囲にヒカリゴケを移植し、発見当時の群落規模を目指して活動を継続する予定である。

V. 謝辞

羅臼町教育委員会の方々には、マツカウス洞窟での現地調査、シンポジウムの開催等、様々な活動で協力をいただいた。丸山まさみ氏には文章を校閲していただいた。ここに感謝いたします。

VI. 参考文献

山岡正尾 1990. 「光蘚との五十年」ヒカリゴケの旅グループ.

26th Pro Natura Fund Domestic Activity

Preservation of luminous moss (*Schistostega pennata*)
in Makkausu Cave

WAKUSAKA Syuichi, AMAGATA Hiroaki, TAGUCHI Goro,
KANDA Hiroshi and MARUYAMA, Ryuichi

Key words: Natural monument, Bryophytes cultivation, Habitat, Community restoration, Tourism resources

コンゴ共和国北部において密猟者から押収された ヨウムの野生復帰と保全のための取組

西原智昭¹

ものまねが上手で人間で言うと4-5歳ほどの知能をもつと言うヨウムはかねてより世界中でペットとして人気がある中、その人工繁殖は容易でないため、多くの野生のヨウムが捕獲され世界中のペット市場に出回ってきた。しかも、捕獲され輸送されていく途中で、ほとんどの個体が寄生虫やストレスなどで死亡するため、ペット需要を満たすには数多くの野生のヨウムが犠牲になってきた。その結果、野生ヨウムは絶滅の危機に瀕している。コンゴ共和国政府は著者の属する WCS コンゴ共和国と協力する形で、ヨウムの密猟者とその密輸の阻止に尽力を尽くし、特に WCS の獣医のもと押収したヨウムの野生復帰を目指している。一方、ヨウムのペット需要がある日本国内においても、ヨウム保全に関する教育普及活動を、特に動物園を対象に実施した。2016年のワシントン条約締約国会議において、野生ヨウムの国際商取引は禁止されたがペット需要の強い中、今後の動向を注視する必要がある。

キーワード：ヨウム、ペット、保全、動物園、ワシントン条約

1. 背景

ヨウム (African grey parrot; *Psittacus erithacus*) は知能の高い鳥で知られており、アフリカ東部から中央部、西部にかけて生息している (図1)。絶滅の恐れのある種としてワシントン条約では第II類に分類されている。その生息数の実態は知られていないが、近年のヨ

ウムの増長する違法捕獲とその生息地急激な消失により、それが生息の危機に直面していると考えられている。

申請者の属する WCS はコンゴ共和国にて20年以上、野生生物保全の分野で政府当局と協力してきており、野生生物への違法行為を取り締まるため政府下のパトロール隊のサポートも継



図1 野生のヨウム。©Odzala African Parks

1: WCS (Wildlife Conservation Society) コンゴ共和国支部
2016. 10. 31 受付 2018.5.14 公開

続している。コンゴ共和国はワシントン条約下でのヨウム捕獲の割り当てが許可されていないため、その捕獲はすべて違法行為であり、その取り締まりにも尽力を投じてきた。2011年11月以来、コンゴ共和国北部のヌアバレ・ンドキ国立公園及びオザラ・コクア国立公園周辺部において、合計1,500羽以上の野生ヨウムが密猟者から保護された(図2)。残念ながら、多くの保護されたヨウムは、密猟者から主翼を切断された上身体全般で不健康な状態にあるばかりか、精神的ショックを受けており、容易に野生復帰させることはできない(図3)。

このため、獣医チームによるヨウムのケアは必須であるが、保護したヨウムの60%は数週間内に死に至るのが実情である。辛うじて約

20%の個体が、平均して6ヶ月後には心身ともに回復し、無事森に復帰させることが可能である。保護されたヨウムのほとんどは、精神的抑圧、不十分な栄養摂取、脱水症状、主翼切断、密猟者に詰め込まれた小さな籠という劣悪環境(図4)、寄生虫感染、負傷(図5)などのため、極めて高いストレスを持った状況にあり、生存率は低い。早い段階での野生復帰が求められるが、十全な医療ケアと栄養補給がなければ、解放されたのち森で死ぬ確率が高い上、他の野生個体に疾病や寄生虫が伝染される可能性が高くなる。このため、各個体とも最低6カ月程度の療養期間が必要であり、そのためのコストも必要となってくる。これらの過程ははまだ試験段階であり、このプロジェクトの研究成果が今後



図2 密猟者から押収したヨウムの入ったケージ。©西原智昭



図4 糞まみれになって死亡した個体。©西原智昭



図3 密猟者に捕獲され狭いケージに押し込まれているヨウム。©西原智昭



図5 密猟者が捕獲用に使った特殊な接着剤のより目があかなくなったヨウム。©西原智昭

の指針にとって有用になると考えられる。主として実施すべき獣医による施術は以下の通りである：

- 適度なスペースのある大きめのケージを作り，そこでヨウムを保護する（図6）。ただし，飛翔などの運動が十分にできること，人目にさらされないこと，捕食動物や家畜から隔離されていることが条件である（すでに試験段階）；
- 筋力補充や主翼復活のための必要十分な餌の供給（豆類・穀類や野生のフルーツなど）（図7）；
- バクテリアや寄生虫感染の防止と治療（抗生物質など適切な薬の投与）；
- 主翼を復帰させるための傷ついた羽根の撤去（麻酔投与方法による）；
- 血液採取による疾病要因の分析と同定（図



図6 野生復帰のためのリハビリ用の広いケージにいるヨウム。©西原智昭



図7 リハビリ中に餌を頬張るヨウム。©WCS Congo

8)。

特に，これまでの捕獲されたヨウムの大半は若いメスであった。察するに捕獲時のヨウムの性・年齢はランダムであるはずだが，若いメスが残されたのは，マーケットでの将来のブリーディング価値があり，高い値段で取引され得るためであろう。若いメス以外の個体は，食用としてすでに密猟者によって売買されたものと考えられる。このことは，違法捕獲の助長はヨウム個体群全体の保全に，多大な影響を与えかねないことを示唆する。このプロジェクトの目的は，密猟者より保護した野生のヨウムを十全にケアし，野生復帰させることでその野生個体群の保全を目指すことである。

ヨウムの知能の高さからペットとしての高い人気があるため，国際市場では一羽2,000ドル以上で取引される。日本もその例外ではない。こうした高値での取引は，アフリカ現地での違法捕獲と国際違法取引を加速化している。残念ながら，野生のヨウムの危機的状況については，そうしたペット需要者の間では知られていない。また，その売買を実施しているペットショップでも状況は同じである。さらに，昨今動物園は野生生物保全の教育の場である旨が謳われているが，ヨウムの飼育されている日本の動物園では，その保全教育は実施されていない。



図8 ヨウムの血液採取を行なう獣医。©西原智昭

こうした状況の中、アフリカ現地の事情を知らせるべく、アフリカ中央部熱帯林地域のヨウムの実情に詳しい日本人である申請者は、日本で理事を務める特定非営利法人アフリカ日本協議会のもと、野生ヨウムの保全に関する教育普及に役立つリーフレットを2,000部作成し、ヨウムを扱っている東京・大阪近郊のペット業者と、ヨウムを飼育している日本の動物園に対して、リーフレットを配布、ペットショップと動物園への教育普及を促した。

また、ヨウムの国際商取引を禁止することが提案された第17回ワシントン条約会議に申請者は出席し、その議論・決議の動向を見守った。

II. コンゴ共和国北部現地での動向

1. ヨウムの違法捕獲と押収

プロジェクト期間の中で、密猟者からヨウムを押収することができた事件は2度であった(2月29日と5月15日;表1参照)。それぞれ、28羽、94羽のヨウムである。その後7月、ヨウムの密猟者の活動に関する情報を得て、パトロール隊の出動計画が練られたが、証拠不十分でパトロールは断念された。

パトロールの代わりに、2016年8月4日から6日の間、ゴンベ周辺の情報をもとに、ヨウム密猟者を探る秘密調査は実施された。調査チームはゴンベから船外機付き丸木舟にてサンガ川を上り、ムビルと呼ばれる村に潜入した。残念ながら、ヨウムを捕獲していた男はヨウムもるとも去ったあとであった。情報によると、男は捕獲していたヨウムを森の奥深くにおいたケージに入れ、しかもヨウムが騒がないようにケージの回りにシートを被せてあったという。ヨウムを狭いケージに入れておくと、ヨウムは奇声を発し、場合によっては他者に露呈してしまうことを知っての確信犯的な方途である。

2. ヨウムの野生復帰を目指したりハビリテー

ション

コンゴ共和国北部ゴンベ地区に設営されたヨウムのリハビリ用のケージでは、ヨウムの数に応じて、必要な食料を提供した。また、その餌給仕係を兼ねたガードマンを一人雇い、第三者のケージへの侵入を防ぎリハビリ中のヨウムへのストレスを軽減させることに尽力した。

獣医の必要に従い、ヨウムのリハビリ用ケアに必要な医薬品などもこの助成金を使用しアメリカ合衆国で購入、コンゴ共和国に持ち込んだ(麻酔用ガス2本、寄生虫駆除の液体薬2本、線虫駆除のための液体薬9本、外部寄生虫駆除のためのスプレー10本、化膿防止のための粉12本)。また、ヨウムのケアに関してはまだ知られていないことが多く、参考文献として役に立つための獣医用の書籍を購入した(図9)。

実際、獣医のグループは助成金期間中合計11回ゴンベを訪れ、ヨウムのケアを実施した。そのうち、二度に渡り、ヨウムの健康状態を確認しながらその一部の野生復帰を試みた(5月15日と6月29日;表1参照)。それぞれ、13羽、32羽のヨウムを野外に放つことに成功した。例外的に、5月31日2羽がケージの扉を開けた際に屋外に逃げてしまった事件があり、

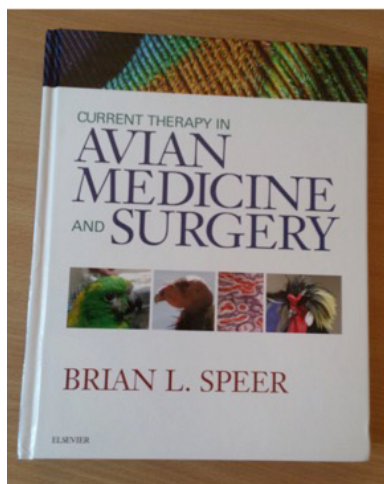


図9 ヨウムのケアに役立てるための書籍。©西原智昭

表1 密猟者から押収したリハビリ中のヨウムの数の推移。

	日付	押収数	押収地	死亡数	野生復帰	残数
1	29/02/2016	28	Quarantaine			28
2	04/03/2016			1		27
3	06/03/2016			2		25
4	09/03/2016			1		24
5	12/03/2016			1		23
6	16/03/2016			1		22
7	17/03/2016			1		21
8	12/04/2016			1		20
9	11/05/2016			1		19
10	15/05/2016				13	6
11	15/05/2016	94	Konda	2		98
12	17/05/2016			1		97
13	18/05/2016			3		94
14	20/05/2016			1		93
15	24/05/2016			2		91
16	28/05/2016			7		84
17	31/05/2016			2	2 (逃飛)	80
18	02/06/2016			1		79
19	03/06/2016			3		76
20	04/06/2016			1		75
21	07/06/2016			1		74
22	13/06/2016			1		73
23	23/06/2016			5		68
24	29/06/2016				32	36
25	01/07/2016			1		35
26	15/07/2016			2		33
27	16/07/2016			1		32
28	25/07/2016			1		31
29	28/07/2016			1		30
30	10/08/2016			1		29

これは野生復帰としてはカウントできない。

ただし、リハビリ中であっても、約3ヶ月の間に40羽以上の死亡が確認された(表1)。獣医による手当にもかかわらず、原因はストレスや寄生虫によるものと考えられた。結果的に、押収した合計112羽のうち野生復帰が出来たのは45羽(40%)のみで、46羽(41%)は死亡したことになる。獣医の尽力にもかかわらず、野生復帰が容易でないことはこれからも判断できる。

ヨウムのケージに補修が必要となったので、修繕を実施した。屋根のトタンが一部雨漏りを始めたためそれを交換した。またヨウムへのストレスを回避するための「目隠し」として利用していた小屋周辺のシートが古びたため、新しい物に交換した。

III. 日本でのヨウム保全へ向けた教育普及活動

ヨウムが違法捕獲されること、そして仮に密猟者からヨウムを押収できてもその野生復帰は容易でないこと、その根源にあるのは、世界中からのヨウムのペットとしての需要が強いからである。ヨウムは、他のペット用の動物に比して、人工繁殖はまだ容易でなく、仮に人工繁殖であってもそこでは野生のヨウムが必要とされている事情があるようである。少なくとも、人工繁殖が確実に確立されるまでは、野生ヨウムへの密猟圧が高まるため、ペットとしての強い需要を抑制していかなければならない。その前提として、ヨウムに関する正しい情報を流布していくことがまず肝要である。

プロジェクト申請者は日本人であるため、仕事場であるアフリカ現地でのヨウムに関する情報をもとに、ヨウムのペットへの需要のある日本国内にて、様々な形でヨウム保全に関する教育普及活動も助成金期間中試みた。

1. リーフレット

野生ヨウムの保全に関するリーフレットを、ヨウムを保有する動物園に配布した。2014年の資料では、下記の9園にてヨウムが飼育されているが、長崎バイオパークと那須どうぶつ王国、熊本市動植物園のみが積極的にリーフレットの配布を承諾したのみで、ズーラシアからはリーフレット配布に賛同しない回答を受けたほか、他の5園からは無回答であった。野生生物の保全教育を謳っている動物園であっても、野生ヨウムの保全に関する教育には関心が薄いことが示唆された。ズーラシアが拒否した理由は、「ショーとして利用している一羽のみのヨウムに関して、野生ヨウムが集団で生活する社会性鳥だという情報を伝えることは来園者の心象を害しかねない」というものであった(後日、リーフレット配布へ協力する旨の返答はあった)。

- 横浜動物園ズーラシア

- 海の中道海浜公園動物の森
- 宮崎市フェニックス自然動物園
- 熊本市動植物園
- 周南市徳山動物園
- 長崎バイオパーク
- 那須どうぶつ王国
- 姫路セントラルパーク
- 川崎市夢見ヶ丘動物公園

またインターネット上で調べられ得る限りのペットショップ計 106 店舗にもこのリーフレットは送付された。こちらは、一店舗からも反応がなかった。ペットショップとしては、ヨウムは商売品であり、自店舗で売却されるヨウムの由来を知っていようがいまいが、野生ヨウムの生存危機に関する情報を得ることは不本意なことであると察せられる。

さらに、申請者の伝手により、下記の大学、研究所などにも配布された。

- 東京農業大学 野生動物学研究室 伴侶動物学研究室
- ヤマザキ学園大学
- 東邦大学理学部生物学科
- 国立医薬品食品衛生研究所 衛生微生物部 第三室
- 神奈川県博物館協会
- 帝京科学大学 アニマルサイエンス学科

2. オウム・インコの日

動物園でのヨウムの保全教育はいまだ活発でないため、JAZA（日本動物園水族館協会）の協力を得て、毎年 6 月 15 日前後に実施される「オウム・インコの日」へ向けて、インコ類であるヨウムの保全に関するイベント開催を、オウム・インコ類を保有するすべての動物園に依頼した。

日本の動物園の中で、オウム・インコ類を保有する動物園は全部で 73 園であった。しかし、このうちリーフレット配布も含めて野生ヨウム

の保全に関するなんらかのイベントを実施したと報告があったのは、以下の 10 園に過ぎなかった。ここでも、動物園による関心の低さの様相が伺える。

- 帯広動物園
- 大森山動物園
- 埼玉県こども動物自然公園
- 狭山智光山動物園
- 安佐動物公園
- とべ動物園
- 到津の森公園
- 大牟田動物園
- 海の中道動物の森
- 熊本市動植物園

そのほか、申請者が日本に滞在していた 2016 年 3 月に、6 つの動物園（円山動物園、到津の森公園関係のトークカフェ、熊本動植物園、とべ動物園、大牟田動物園、多摩動物公園）で、それぞれの場所でヨウムの保全問題をも含む内容で講演を実施した。

ヨウムはアフリカ熱帯林に生息する鳥である、集団で生活する社会性鳥類である、熱帯林保持のための重要な種子散布者である、生息数調査が容易でないため捕獲許可数を簡単には割り出せない、人工繁殖が容易でない、密猟者による捕獲方法に起因するヨウムへの身体的ダメージが多い、ペットにされた一羽のヨウムの背後には数千羽のヨウムの犠牲がある、主に取引に回される若いメスである、仮に押収されたヨウムでのその野生復帰は容易でない、虚偽の輸出許可証発効が蔓延している、ことなど、正確な情報が流布されていないのが現状である。保全教育を謳っている動物園には、そうした基本的な情報の掲載されたリーフレットを通じて、実りのある教育普及活動を進めていただきたいところである。ヨウムを飼育している動物園では、敷地の限界などから、野生のように複

数羽では飼えない、大きなケージで飼えないなどの限界があるであろう。しかも、ヨウムが賢いことを利用して、客寄せのための手段としてショーなどのエンターテインメントに利用されているかもしれない。しかしそうした限定された条件であっても、何かできるはずであると確信する。むしろ、エンターテインメントを通じて、来園者の関心を引きつつ、その中に野生ヨウムの事情やその他正確な情報を伝えることは不可能ではあるまい。申請者は香港の動物園のオウム園におけるショーの中で、野生のオウムに関する保全情報を盛り込むイベントを実際目にしてきた。

オウム・インコの日に合わせ、広島市安佐動物公園の雑誌「すづくり」（すづくり第45巻第3号2016 pp. 10 - 11）に投稿する機会をいただき、『野生のヨウムは救われるのか』という題名でヨウムに関する申請者による記事が掲載された。

3. フォトブック

ヨウムの保全をテーマとした「フォトブック」と呼ばれる新規の「参加型」教育資料を北海道・帯広動物園の協力のもと作成した。これまでの動物園での保全教育のあり方は、来園者へのガイド中の説明であり、あるいは講演会のような場がほとんどであった。これらは、基本的に「一対多」の型であり、「参加者を選べない」ばかりか、そのあとの「理解度の評価」も容易でないという欠点がある。こうした点を補うべく、「フォトブック」による動物園での保全教育が開始された。最初のテーマとして、「あまり知られていないが取り組みやすい」対象として、ヨウムが選ばれた。

フォトブックは3日に分けてのイベントで、初日に学芸員からの講義（図10）とそれに関する質問、二日目はその講義を元にして各参加者自らが与えられた写真を自由に選択して保全

に関するストーリーを作りながらフォトブックを作成（図11）、そして三日目にそれぞれ出来上がったフォトブックを、専門家からのコメントなども取り入れながら参加者全員で協議・修正（図12）し、最終版を完成させる（図13）。



図10 フォトブックのイベントでの講義。©杉本加奈子



図11 フォトブックのイベントで作業を行なう参加者たち。©杉本加奈子



図12 フォトブックのイベントで最終チェックを行なう参加者と講師。©杉本加奈子



図13 完成したフォトブック。©杉本加奈子

保全教育ツールとしてフォトブックが従来のものと異なる特徴は、まずテーマに関心のある「特定の参加者」を期待できる上、単に一对多の講義を聞くだけでなく、自ら「参加」して独自の「ストーリー展開」で「メッセージをクリア」にしながらフォトブックを作成していく、そしてそれは「協議」しつつ「修正」が可能であり、「より正確な情報」を満載した写真付きの「ビジュアル」版でそれゆえ「わかりやすい」保全の教材が完成される。そして、各参加者がその出来上がったフォトブック最終版をもとに、さらに家族・知人・友人など身近なところから「メッセージを広げていく」ことが可能になる。その輪の広がりから、保全内容への「評価」もしやすくなる。フォトブックには、これまでになかったこうした画期的な教育ツールとしての利点があると考えられる。

今回フォトブックを提案しヨウムの保全教育に協力を得た帯広動物園では、2回ほど、フォトブックのイベントが実施された。まだ手探り状態でのイベントではあったが、参加者が少ない（どのように告知・宣伝していくか）、3日間イベントという制約にいかに対処するか、各フォトブックは個人あるいはグループ一つで作るか、大人向けにするか子供向けにするか、お互いの協議する場があるのに積極的な議論がかわされない、といった課題は残されており、今後のフォトブックの進展のために、協議を重ねていかなければならない。

4. 「鳥カフェ」訪問

プロジェクト期間中、申請者の一時帰国時に、東京・浅草にある「鳥カフェ」を訪問した。ヨウムはそこで熱心に、カフェ訪問客のスマホのカバーを噛み続けていた（図14）。一心不乱であった。騒ぎもせず、ただもくもくと頭とくちばしを起用に動かし、カバーの端から端へとくちばしを動かしていた。30分の間に、ついに、



図14 「鳥カフェ」で人になつくヨウム。
© 西原智昭

カバーは使い物にならなくなるくらいになった。小さなケージに入っていた他のヨウムもそれを興味津々に眺めていた。狭い空間に押しとどめられた彼らには、ストレス発散の対象がない。こうした「鳥カフェ」には鳥好き、鳥マニアが集まるものと思われる。3m四方の空間にいる数十羽のインコやオウム、そしてヨウムに囲まれて、どのお客さんも満喫そうな顔をしている。主翼を切られたそれらの鳥は、自由に飛ぶことは出来ず、人の肩や頭の上に乗って遊ぶ。カフェの店員も「ヨウムは人気があり、一羽25万円で売れていきます。ヨウムはフィリピンなどのブリーダーから入荷されてきます」と誇らしげに説明していた。

「人気があるのはオスのヨウムですね。賢くても覚えがいいからなんですよ」と鳥カフェで知らされる。ただコンゴ共和国現地での獣医による検分によると、密猟者が確保しているのはほとんどが若いメスに限定されているのはすでに述べた通りである。捕獲時は性年齢関係なく一網打尽であるはずなので、若いメス以外に、その4倍以上のヨウムが捕獲されていると推定される。現地の人はヨウムを食する習慣があるので、おそらくそれらは食用として売り出された可能性がある。

日本にもヨウムマニアは多いと思われる。資

料によると、年間 400 ～ 500 羽超の生きたヨウムが日本に輸入されている。ヨウムをペットとして買うことを「お迎えする」とも表現していることから、ペットとしてかなり重宝されていることが伺われる。その大多数はヨウムはフィリピンから来ていると言う。しかも人工繁殖は問題なく成功している信じられている。無論、ほとんどのヨウムがアフリカの熱帯林に生息している野生種由来であることを知らない。さらにいえば、通常彼らは集団で生活し、一羽にされてペットとして飼われるのは尋常な状態でなく、ヨウムに高いストレスを与えるだけだと露も知らない。こうした点、日本人も野生ヨウムの絶滅に拍車をかけている可能性があり、その責任は重い。

こうした意味でも、正しい情報を適確に伝えていくことがまず大事である。

5. 関連記事

2016 年 5 月には、申請者のコメントをも含めたヨウムに関する共同通信配信の記事が新聞に掲載された (図 15)。こうした記事により、

より多くの人にヨウムの保全に関する知見が広まる契機になるのが望ましい。

また 2016 年 2 月にはナショナルジオグラフィック誌により、「賢いインコ、『ヨウム』、アフリカで激減 ペットとして世界中で人気、全面的な取引禁止案も浮上」という題名で、西アフリカ・ガーナの熱帯林に生息するヨウムの生存危機に関する記事も掲載された。

IV. 国際会議への参加

1. ワシントン条約会議

2016 年 1 月にはワシントン条約常設委員会により、ペット需要のために急激にその数を減らしている野生ヨウムの保全問題がトップ事項に挙げられ、9 月に実施される本会議 COP17 にて、ヨウムを附属書 II から I に格上げする提案が提出された。原案はヨウム生息国のガボンであり、それに賛同した提案国は、アンゴラ、チャド、EU、ギニア、ナイジェリア、セネガル、トーゴ、アメリカ合衆国であった。

申請者は COP17 に WCS の代表者のひとりとして出席し、この提案に対して日本だけでなく諸外国にロビーをし、本会議での行方を追った。特に提案国であるガボン (図 16) と提案に賛成の意を表明していたコンゴ共和国には申請者の持つ違法捕獲と捕獲後のヨウムの高い死亡率に関する資料を提供し、これらの国の発言を補足することができた。投票の結果、賛成



図 15 野生ヨウムの危機を訴える新聞記事。© 共同通信

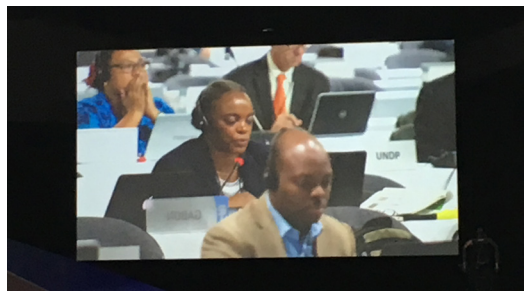


図 16 ワシントン条約会議でヨウム格上げ提案を説明するガボン共和国代表。© 西原智昭

95 カ国，反対 35 カ国，棄権 5 カ国であり，圧倒的多数で附属書 I への格上げ提案が認められた（図 17）。この結果，野生ヨウムへの違法行為がより監視しやすくなり，ヨウムの保全を進めていくことが可能になった。日本政府は，「ヨウムの生息数が不明の状況で附属書 I への格上げは不適切である」，「ヨウム捕獲と商取引における違法行為が継続するのはヨウム生息国の管理問題であり，商取引を禁止するのではなくその管理制度を改善すべきだ」との二点から，附属書 I への格上げ案には反対の意を表明した。

2. IZE（国際動物園教育者会議）

申請者は，ヨウム保全へ向けた教育ツールとしてのフォトブックとその成果や今後の課題について紹介する目的で，2016 年 10 月にアルゼンチンで開催される第 23 回 IZE にて口頭発表を行った。

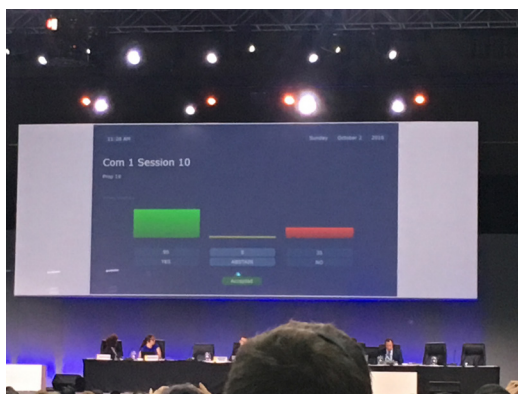


図 17 ヨウム附属書 I への格上げ案の投票結果。© 西原智昭

26th Pro Natura Fund Overseas Grant

Veterinary care and conservation for wild living African Grey Parrots confiscated from poachers in northern Republic of Congo

NISHIHARA Tomoaki

African grey parrots are familiar as pets since they are intelligent enough imitating human languages. However, due to insufficient technique of breeding for those parrots, hundreds of these wild birds have been sucked out to satisfy worldwide demand of pets, and many of them are dead during capture and transport because of diseases and stress. The Congolese government along with WCS where the author is working has been making great efforts to arrest parrot poachers as well as those trafficking, and WCS field veterinarians have been trying to release those confiscated parrots to the wild after the medical cares, while most of them are dead. To inform wild status of African grey parrots to Japanese, the author had made conservation education on these birds, especially toward Japanese zoos and using their network. Finally, the grey parrots were listed in Appendix I at CITES COP17 with supports of huge number of countries, but we have to continue watching poaching and illegal trades of those birds due to continuous strong demand for pets.

Key words: African Grey Parrots, Pet, Conservation, Zoo, CITES

Monitoring and conservation of Malayan tapir (*Tapirus indicus*) in wildlife reserves in West Sumatra —toward coexistence of wildlife with human

Wilson Novarino

Monitoring of Malayan tapir population have been carried out on three conservation areas in West Sumatra, namely Rimbo Panti Nature Reserve (RPNR), Malampah Wildlife reserve (MWR), and Lembah Anai Nature Reserve (LANR). The study began by installation of camera traps in RPNR which deployed purposively at 1 x 1 km² grid observation. Five grid were located in swamp area, and another five grid were located in hilly area. Although some old report said Malayan tapir were observed in this area, after three month camera operation, we did not have any encountered of Malayan tapir in this area. It is a confirmation for the previous studies (Novarino et al. 2010) that also did not record the occurrence of Malayan tapir in this areas. Current project listed nine species that did not recorded previously such as banded linsang, small clawed otter and javan badger. Sumatran tiger, golden cat and marbled cat that listed in previous studies were did not recorded during this survey period.

Activities in the second areas were slightly late due the weather condition. Hard rain, landslide and flood happened on the way to MWR area. Hence our activity must delayed for almost one month. In the MWR we also deployed camera on ten location and record the occurrence of malayan tapir. Video image were shown the occurrence of adult and young malayan tapir in one frame. We identified three individual of malayan tapir in our study area. Other mammals which listed in this area such as sunda clouded leopard, golden cat, sun bear, and argus pheasant. As the consequence of delayed survey in second area the activities in the third location were impacted. We are still running the camera traps in the third location. Malayan tapir were observed during previous study in 2010 and late 2015, and we hope still recorded their occurrence in this project.

Field observation indicate that forest cover in the study areas not change drastically. Although we record some logged and gap, however the condition of forest still remain in good condition. The problem that we record were the high intensity of human activities into the forest interior. Based on interview to the forest ranger, local people and evidence from image taken by camera trap, majority of people that enter the forest were to caught the birds.

Three students of Biology Department of Andalas University were encouraged to involve during the project implementation. One student has got bachelor degree, another two students still work with her paper and progress in the fieldwork.

INTRODUCTION

Malayan tapir (*Tapirus indicus*) is the only tapir distribute in Asian, another three tapir species (*T. pinchague*, *T. teristris* and *T. bairdi*) were distribute in central and southern part of America. All of tapir were listed in IUCN Red List as threatened species, *T. bairdi* listed as Vulnerable and other three species listed as Endangered. Habitat loss and population declining identified as major threats.

Among all tapir species Malayan tapir has the largest and also has distinguish coloration with dominated by white in the body and black in head and back. Even though there are several projects focused on this species in Sumatra (Santiapilai and Ramono 1990; O'Brien et al. 2003; Holden et al. 2003; Novarino et al. 2004, 2005 and 2007; Linkie et al. 2013), there is still limited information on their ecology which is crucial for its conservation. Among all, the response of Malayan tapir to human activities are less understood.

Due to rapid conversion of forest to plantations or agricultural cropland in Sumatra, there is an urgent need to understand the effect of human disturbance on Malayan tapir population. As a browser, Malayan tapir prefer secondary and mosaic habitat rather than primary tall forest; therefore, human activities in the forest edge can affect its existence. By using Geographical Information System, we analyze the response of malayan tapir in conservation areas with the human activities such as distance from agroforestry areas, road and village. We then delineate their distribution and occupation for identification of key habitat areas, along with the possible intensities of human activities.

Our goal is to understand the current status and advance the conservation of Malayan tapir in West Sumatra. Achieving the following three objectives

will allow us to accomplish the goal:

- 1) Scientific Research: Monitoring of tapir population by camera trapping and analyze the response of tapir to human activities.
- 2) Threats and Conservation Analysis: Use results from scientific research, result from interview with conservation managers to design specific strategies to mitigate the threat and develop conservation action.
- 3) Public Awareness: Preparing informative book regarding malayan tapir conservation and hold a local workshop.

MATERIAL AND METHODS

This project have three main program;

1. Scientific Research

1.1 Camera trap

In order to evaluate tapir population, distribution, habitat used and daily activity, camera trapping method has been used. Camera traps deployed systematically on study areas which is divided into 1 x 1 km grid cells; a pair of camera trap were set up in each grid cell. The camera trap operated for three months in each study areas. Camera trap checked every month for image downloading and batteries changing. Image captured during this study identified by using Mammals of Borneo (Payne et al. 2000). Data analysis were conducted by using Renamer (Sanderson and Harris 2013).

1.2 Observation

During the camera trap round (setting, checking and removing), we also conduct occupation survey by recording any evidence of Malayan tapir by using occupancy method. Along the trail, the occurrence of Malayan tapir will be recorded by GPS and mapped by using GIS software.

1.3 Analysis on the responses to human activity

Proximity to human activities as agricultural land, road and villages are analyzed by using Quantum GIS software.

2. Threats and Conservation Analysis

Any potential threat to the occurrence of Malayan tapir will be recorded during the fieldwork. Information also will be gained by interview with local people, forest rangers, and local stakeholders. Data will be linked with the distribution of Malayan tapir and analyzed by using GIS software.

3. Public Awareness

Information of Malayan tapir that will be obtained during the project will be used to produce brochure and poster of Malayan tapir conservation. We also will prepare an informative book focused on this species in Bahasa Indonesia. The book will be print and distributed free to the local stakeholders, local people, schools and universities After we got another support, or will distribute as a soft-copy.

The proposed project will be conducted in West Sumatra, Indonesia. Sumatra is the only one island in Indonesia archipelago where Malayan tapir is distributed. Sumatra is a large island in the west part of Indonesia. Up to 80 % of Sumatra's rainforest has degraded for agriculture, mining and settlement (Anwar et al. 1984), so what remains is of crucial conservation importance. West Sumatra laid on middle part of Sumatra at the west coast. The topography dominated by mountainous area called Barisan Mountain. A dry, hot period occurs from July to October, when average temperatures are 24-30 °C. The rainy season is typically from November to May, with temperatures lower at this time of year. Average annual rainfall is 2,300 mm. West Sumatra is home to a exceptionally diverse range of flora and fauna, including rafflesia and nepenthes species, and

many of mammal species such as Sumatran tiger, Temminck's golden cat, sun bear, Sumatran serow.

The distribution of malayan tapir in Sumatra also only occur on southern part below the Toba crater. Specifically the project will conducted at three conservation areas in West Sumatra; Rimbo Panti Nature Reserve (2,550 ha), Malampah Nature Reserve (14.555 ha) and Lembah Anai and Tandikek Nature Reserve (211 ha)(Fig. 1). Previous studies (2008/2009) have recorded the occurrence of Malayan tapir on this areas.



Fig. 1. Project area.

- Rimbo Panti Nature Reserve; Located 180 km from Padang, the capital city of West Sumatra province. This reserve have various environments, from swamp to the hilly areas. It is crossed by main road from West to North Sumatra province. The vegetation type is also varied and dominated by disturbed forest.
- Malampah Nature Reserve; Located 150 km from Padang. This hilly and mountainous areas have varied vegetation type and dominated by disturbed forest. Forest encroachment and converted to small

scale agricultural is major problem in this area.

- Lembah Anai Nature Reserve: Located 70 km from Padang, famous known by the waterfall and their location that laid on main roadside from Padang to Bukittinggi.

PROJECT IMPLEMENTATION AND RESULTS

1. Project Implementation

This project were start by arrange the research permit from Local bureau for Nature Conservation of Ministry and Environmental Department of Indonesia (BKSDA). We continuing by review reference (publication and report) regarding the biodiversity of study area. Fieldwork were start from Rimbo Panti Nature Reserve (RPNR), which well known as one of old nature reserve in West Sumatra (Fig. 2). This area declared as protected area since dutch colonial in Indonesia due to the unique ecosystem that laid from 270-930 m.asl. This Nature reserve has varied habitat; from freshwater swamp, several hot-spring, lowland tropical rain forest and and hilly area. The area of RPNR were separated by main road from West to North Sumatra. Ten cameras were deployed purposively in RPNR based on track condition and evidence of mammals

(track, dung, wallow, scratth). Five camera position were laid in the hilly area and another five position were located in swamp areas.

Two students were involved during this periods, the students were come from Biology Department of Andalas University and Faculty of Forestry of Muhamadyah University in Padang. Both student were defend their bachelor project and graduated from their university.

Project continued by deployed camera traps in Malampah Wildlife Reserve (MWR)(Fig. 3). Due to weather condition which dominated by hard rain that cause flood and landslide in this location, project implementation were postponed to July 2016. Moreover We also need to replaced some camera that were stolen and broken at the previous location. The area of MWR dominated by secondary tropical rain forest at the hilly area and surrounded by traditional agricultural land. This conservation area has been declared since dutch colonial too, which total area cover around 28.836 ha. This area also separated by small road that used by local people for their daily transportation activity. Ten camera traps were also deployed in this area and were set in both area. During this period we encourage another one student to for finishing her bachelor degree by using



Fig. 2. Area of Rimbo Panti Nature Reserve.



Fig. 3. Area of Malampah Nature Reserve.

the data that we got during this project. Recently she is still preparing her paper for final examination.

The last location of camera placement were Lembah Anai Nature Reserve (LANR)(Fig. 4), which well known with the famous waterfall. This conservation area were also dominated by hilly area with the steep topography. The camera placement were started in mid of October 2016 and will ended at December 2016.

2. Project Results

During the camera operation in Rimbo Panti Nature Rserve (RPNR), 330 image with 109 independent picture were taken. Meanwhile in Malampah Wildlife Reserve (MWR), were also



Fig. 4. Area of Lembah Anai Nature Reserve, Anai waterfall, old and big Ficus tree, water stream inside the forest that will come as waterfall.

taken 173 image with 142 independent picture. Recently camera still operated in Lembah Anai Nature Reserve (LANR), and we will add the number of image and results soon after finished.

Malayan tapir

During the studies Malayan tapir were observed in Malampah wildlife reserve (MWR)(Fig. 5.). At least three individual were identified in MWR. Individual identification were based on size which indicate one individual is sub-adult, and mark on head and body which indicate the adult were come from different individual. We are still conducting fieldwork in LANR, and will come with the fix individual number once we finished the fieldwork. Although several reports (BKSDA 2008), inform the occurrence of Malayan tapir in Rimbo Panti Nature Reserve (RPNR), unfortunately, there is no single image of malayan tapir were recorded during this study. Previous study (Novarino et al. 2010) which also conducted by using camera trap in RPNR, also did not recorded the occurrence of Malayan tapir on this area.

Human activities and Impacts

Even though has been declared as conservation areas which mean human activities were limited or



Fig. 5. Malayan tapir image captured in Malampah Wildlife Reserve.

prohibited, however we recorded the activities of human inside all of the study areas. We found the snared that seem set for deer and land bird. Camera trap also recorded several people that come to caught bird or fish (Fig. 6)

Species List Recorded During the Study

Based on image captured, twenty mammals and two land birds species images were recorded during the studies. List of species captured were described in Table 1. Eight species that recorded



Fig. 6. Human activities inside the nature reserve.

Table 1. List of species captured by camera trap.

No	Scientific name	Common name	Location		IUCN Status
			RPNR	MWR	
1	<i>Aonyx cinerea</i> *	Small-clawed otter	x		Vu
2	<i>Catopuma temminckii</i>	Asiatic golden-cat		x	Nt
3	<i>Echinosorex sp.*</i>	Moon rat		x	
4	<i>Helacrtos malayanus</i>	Malayan sun-bear		x	Vu
5	<i>Herpestes sp*</i>	Mongoose	x		
6	<i>Hystrix brachyura</i>	Malayan porcupine	x	x	Lc
7	<i>Leopoldamys sabanus</i>	Long-tailed giant rat	x		Lc
8	<i>Macaca fascicularis</i>	Long-tailed macaque	x		Lc
9	<i>Macaca nemestrina</i>	Pig-tailed macaque	x	x	Vu
10	<i>Muntiacus muntjak</i>	Muntjak deer	x	x	Lc
11	<i>Mydaus javanensis</i> *	Badger	x		Lc
12	<i>Neofelis diardi</i>	Sunda clouded-leopard		x	Vu
13	<i>Paguma larvata</i>	Masked palm-chivet	x	x	Lc
14	<i>Pardofelis marmorata</i>	Marbled cat		x	Nt
15	<i>Prionodon linsang</i> *	Banded palm-chivet	x	x	Lc
16	<i>Sundamys sp*</i>	Giant rat	x		
17	<i>Sus scrofa</i>	Wild boar	x	x	Lc
18	<i>Tapirus indicus</i>	Malayan tapir		x	En
19	<i>Trachypithecus cristatus</i> *	Silvery leaf-monkey	x		Nt
20	<i>Tragulus napu</i>	Javan mouse-deer	x	x	Lc
21	<i>Argusianus argus</i>	Great argus		x	Nt
22	<i>Rollulus rouloul</i> *	Crested partridge		x	Nt

during this project were not recorded yet on previous study. Moreover recent study did not recorded the occurrence of Sumatran tiger in this two conservation areas, which were recorded in previous study (Novarino et al 2010) even in this three conservation areas.

CONCLUSSIONS

1. Three individual of malayan tapir were recorded in Malampah Wildlife Reserve, none of malayan tapir recorded in Rimbo Panti Nature Reserve, and we are still continuing camera trapping in Lembah Anai Nature Reserve
2. Human activities were recorded in all conservation areas, although there is no evidence of illegal logging, however the fish and bird trapping are also illegal to be conducted inside the conservation areas
3. We need to conduct public awareness regarding the bird and fish trapping inside the conservation areas.

REFERENCES

- Anwar, J., Damanik, S. J., Hisyam, N. and Whitten, A. J. 1984. Ekologi Ekosistem Sumatra. Gajah Mada University Press. Yogyakarta.
- BKSDA [Balai Konservasi Sumber Daya Alam Sumbar] 2008. Buku Informasi Kawasan Konservasi Sumbar. Balai Konservasi Sumber Daya Alam Sumbar. Padang.
- Holden, J., Yanuar, A. and Martyr, D. J. 2003. The Asian Tapir in Kerinci Seblat National Park, Sumatera: evidence collected through photo-trapping. Oryx.
- Linkie et al. 2013. Cryptic mammals caught on camera: Assessing the utility of range wide camera trap data for conserving the endangered Asian tapir. Biological Conservation 162: 107–115.
- Novarino, W., Karimah, S. N., Jarulis, M., Silmi, M. and Syafri, M. 2004. Habitat Use by Malay Tapir (*Tapirus indicus*) in West Sumatra, Indonesia. Tapir Conservation 13/2 (16).
- Novarino, W., Kamilah, S. N., Nugrogo. A., Janra, M.N., Silmi, M. and Syafrie, M. 2005. Habitat Use and Density of the Malayan Tapir (*Tapirus indicus*) in the Taratak Forest Reserve, Sumatra, Indonesia. Tapir Conservation 14/2 (18).
- Novarino, W., Silmi, M. and Sriyono, dan O. K. 2010. Jenis-jenis Mamalia di Cagar Alam Rimbo Panti. Biospectrum 6 : 41-45.
- Novarino, W., Kamilah, S. N., Nugroho, A., Janra, M. N., Silmi, M. and Syafrie, M. 2007. Kehadiran Mamalia Pada Sesapan (*Salt lick*) Di Hutan lindung taratak, Kabupaten Pesisir Selatan, Sumatera Barat. Biota. 12: 100-107.
- O'Brien, T. G., Kinnaid, M. F. amd Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. Animal Conservation 6: 131-139.
- Payne, J., Francis, C. M., Phillips, K. and Kartikasari, A. 2000. Panduan Lapangan Mamalia di Kalimantan, Sabah, Sarawak dan Brunei Darussalam. Wildlife Conservation Society. Bogor.
- Sanderson, J. and Harris, G. 2013. Automatic data organization, storage and analysis of camera trap pictures. Journl of Indonesia Natural History 1 : 11-19.
- Santiapillai, C. and Ramono, W. S. 1990. The status and conservation of Asian tapir in Sumatra, Indonesia. Tigerpaper, October–December: 6–11.

西スマトラの野生動物保護区におけるマレーバク (*Tapirus indicus*) のモニタリングと保全 —野生動物と人間の共存を目指して

NOVARINO Wilson

西スマトラの3つの野生動物保護区— Rimbo Panti 自然保護区 (RPNR), Malampah 自然保護区 (MWR), Lembah Anai 自然保護区 (LANR) —において、マレーバク個体群のモニタリングを行った。まず、RPNRにおいて、1 x 1 km² のグリッドにカメラトラップを設置した。5つのグリッドは湿地帯に、残りの5つのグリッドは丘陵地帯にある。過去の記録では本地域にマレーバクが観察されたとあるものの、3ヶ月間のカメラトラップ設置による今回のモニタリングでは、マレーバクは観察されなかった。これは比較的最近行った調査でも観察されなかった (Novarino et al. 2010) ことを裏付ける結果である。本調査では、これまで生息が記録されてこなかったオピリンサン、コツメカワウソ、ジャワイタチアナグマなどを含む9種を観察できた。一方、前回の調査で記録されたスマトラトラ、アジアゴールデンキャット、マーブルキャットは今回の調査では確認できなかった。

2番目のサイトにおける調査は天候状況が悪く、やや遅れて開始した。MWRへの道は豪雨による土砂崩れと洪水により閉ざされ、我々の調査は1か月ほど遅れた。MWRにおいても10個のサイトにカメラトラップを設置した。ビデオモードにしていたカメラトラップにはマレーバクの成獣と幼獣が同時に撮影された。本調査地では少なくとも3個体のマレーバクを同定した。本調査地では他に、ボルネオウンビョウ、アジアゴールデンキャット、マレーグマ、セイラン (鳥類) などが確認された。本サイトの調査が遅れたことで、3番目のサイトにおける調査にも遅れが生じ、今現在も調査を行っている状況である。2010年と2015年の調査ではマレーバクが確認されており、今回も確認されることを願っている。

今回のフィールド調査では、調査地の森林面積は大きく変わっていないことが示唆された。いくつかの伐採跡やギャップがみられたものの、森林は依然として良好状態にあるといえる。より大きな問題は、森林内部での人間活動が高い頻度でみられることである。森林保護官へのインタビューによると、カメラトラップによって撮影された地域の人々の目的は、主に鳥類の捕獲であると考えられた。

本研究にはアンダラス大学生物学科の三人の学生を積極的に関与させた。一人は学士号を取り、残りの二人の学生は論文執筆とフィールドワークを行っている途中である。(推薦者：藤田素子 訳)

Monitoring the western flyway of migratory white-naped cranes (*Grus vipio*) and hooded cranes (*G. monacha*) in eastern China

Su Liying

Since September of 2015, we have coordinated: (1) six synchronized counts on cranes and waterbirds along the flyway in eastern China in autumn of 2015 and spring of 2016 during migration periods in northeast of China; there are 65-75 people involved and 23-31 wetlands were covered from Hulunbeier, Inner Mongolia to Sanjiang Plain (Heilongjiang), Laohe Plain (Liaoning), Bohai Bay, and to Yellow River Delta (Shandong). Based on our counts and other information, we believe currently two of the most important staging sites for hooded cranes are Zhalong and Tumuji. The cranes staged at each of the two sites more than 20 days. In Tumuji in spring, the staging population was about 300 cranes and in Zhalong was more than 1000 birds in spring. (2) conducted field surveys on the wintering populations of the white-naped crane and other cranes in Poyang Lake; we surveyed about 1300 km² (about 1/3 of the Poyang), 142 sites, among them 14 sites recorded the white-naped cranes. We totally recorded 303 white-naped cranes, the biggest flock with 206 birds at Wucheng (Poyang Lake NNR). (3) During mid-April and May, we conducted field surveys in the wetlands of Hulunbeier and Songnen Plain including parts of Zhalong, Halahai, Momoge, Tumuji, and Xianghai. We recorded 84 cranes during our three days field surveys in Hui River. We estimated the breeding population is about 20 pairs. In Zhalong from 35 km², field survey we recorded 4 breeding pairs, and estimated < 20 pairs in Zhalong. We did not find breeding pairs from other wetlands. (4) through our e-newsletters and attending professional meeting, we shared our results with other people.

We have mainly coordinated: (1) synchronized counts on cranes and waterbirds along the flyway in eastern China during autumn and spring migration periods; (2) conducted field surveys on the wintering populations of the white-naped crane in Poyang Lake; and (3) completed surveys in breeding areas in Songnen Plain and Hulunbeier.

Coordinate synchronized counts of cranes and waterbirds at multiple locations along the crane flyway in eastern China

We have worked with volunteers at different locations along the eastern Asia flyway to monitor the migratory cranes and waterbirds in eastern China (Fig. 1). These wetlands covered the major stopover sites for migratory birds in eastern China.

In autumn of 2015, we coordinated three synchronized counts for cranes and waterbirds: September 28, October 17, and October 31. Over sixty people participated these counts. Our counts covered the wetlands from Hulunbeier, Inner Mongolia to Sanjiang Plain (Heilongjiang), Laohe

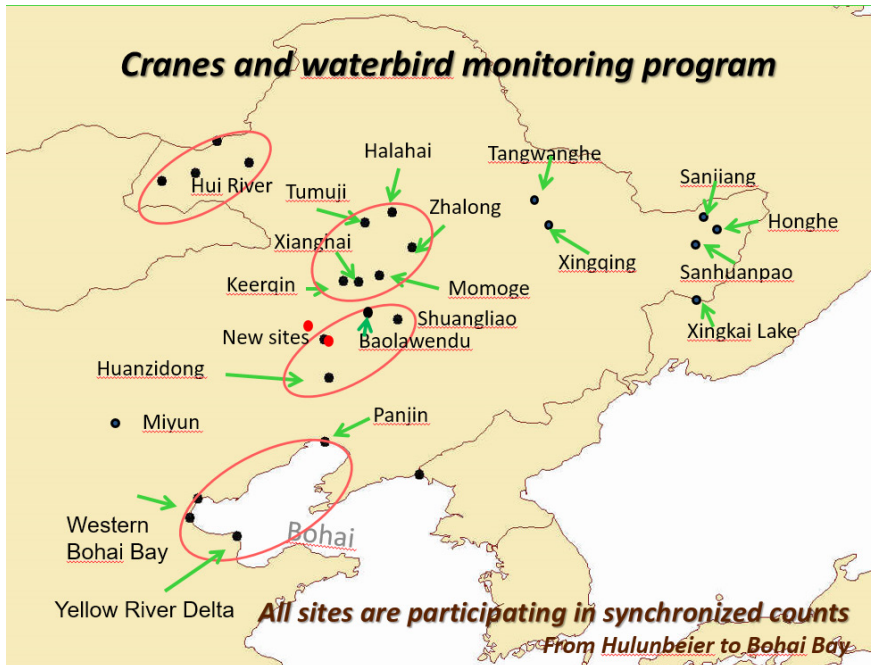


Fig. 1. Synchronized Counts surveyed wetlands in eastern China in 2015-16.

Plain (Liaoning), Bohai Bay, and to Yellow River Delta (Shandong) – in total we surveyed 105 sites in 31 wetlands. We recorded 133 species in 13 orders, 33 families. Among the waterbirds, there were 81 white-naped and 1915 hooded cranes.

In spring of 2016, we completed three synchronized counts, the dates were: March 26, April 16, and May 7. There were over seventy people participated in these counts. Our counts covered nineteen wetlands from Yellow River Delta to Hulunbeier and Sanjiang Plain – in total 109 survey sites. We recorded 112 species in 8 orders, 22 families. There were 96 white-naped and 646 hooded cranes recorded during the counts.

Based on our counts and other information, we believe currently two of the most important staging sites for hooded cranes are Zhalong and Tumuji. The cranes staged at each of the two sites more than 20 days. In Tumuji in spring, the staging population

was about 300 cranes and in Zhalong was more than 1000 birds in spring. There were other sites where we recorded hooded crane stopping during migration season; the populations are small (<100 birds) and the staging period (<two weeks) was short.

From the counts, we connected people along the flyway, exchanging information and encouraging each other to make migratory crane and waterbird observations. This effort increased awareness of cranes and wetland conservation. Also through the counts, we started to learn the migration pattern of the birds. For example, we observed the red-crowned and white-naped cranes had fewer staging areas, where are with large flock and stag longer than two weeks; the hooded, Siberian, and Eurasian cranes has large staging areas during their migration.

Conduct field surveys in winter area – Poyang

Lake for white-naped and hooded cranes

Poyang Lake is the largest fresh water lake in China, 115°49'~116°46'E~28°11'~29°51'. It is located on the lower reaches of Yangtze River and covers 4,000 km². Poyang is characterized by a broad, flat landscape that is dominated by gradual slopes typical of floodplain areas. Within Poyang Lake, however, a variety of slopes still occur that range from a relatively steep 1:1 ratio of natural levees or river cut banks to the more gradual slopes of 1:100 that typify flat floodplain basins. The climate is very hot and humid in summer and cold and damp in winter. It is a dynamic wetland ecosystem – a vast open water area in summer but most of the bottom of the lake basin emerges in winter and provides critical and suitable habitat to a variety of waterbirds, many of which are threatened. It is one of the most important wintering areas in Asia, and the cranes include the white-naped and hooded (Li et al 2012).

For the winter of 2015-16, on 18-24 January of 2016, we coordinated different people to conduct

whole Poyang Lake Basin surveys mainly focused on the white-naped crane population and its habitats. The survey team included: Professor Ding Changqing and three of his students from Beijing Forestry University, two staff of International Crane Foundation, staff of Poyang and Nanjishan National Nature Reserves as well as Baishazhou and Duchang Nature Reserves.

The surveys covered wetlands across the entire Poyang Lake Basin, about 1,300 km². The surveyed area included Jiangxi Poyang Lake National Nature Reserve (NNR), Jiangxi Poyang Lake Nanjishan NNR, Jiangxi Duchang Migratory Birds Nature Reserve (NR), Poyang County Baishazhou NR, lake shore area in Jiujiang District, and surrounding areas near by the reserves (Fig. 1). According to previous studies (Wu et al. 2010, Zhu et al. 2011, Liu et al. 2012, Shao et al. 2014) and knowledge of the nature reserve staff about the cranes, this survey covered most of known distribution sites of the cranes and their habitats.

Our team surveyed 142 sites, among them 14



Fig. 2. Winter survey area in Poyang Lake Basin. The red lines are survey routes.

sites recorded the white-naped cranes. We totally recorded 303 white-naped cranes, the biggest flock with 206 birds at Wucheng (Poyang Lake NNR). Most of the cranes we saw in Poyang Lake NNR (99 %), with a few in Nanji NNR (1 %). We did not see white-naped cranes in Duchang and Baisha NRs, nor at other places.

Also we kept contacts and encouraged people at other locations to count cranes along Yangtze River during the winter period. The results on cranes from lower reaches of the Yangtze River during winter of 2015-16 are in Table. 1.

Comparing our survey results with previous studies, we concluded the population of the white-naped crane on the west flyway has declined. Estimated population size for the west flyway of the white-naped crane is about 1,000 birds according to all sighting information at the winter grounds and during migration along the flyway in recent years. During the 1990s and early 2000s, several counts of 2,500+ white-naped cranes were recorded from Poyang Lake alone (Li et al. 2012).

Coordinated field surveys on breeding white-

naped crane in Songnen Plain

During mid-April and May, we conducted field surveys in the wetlands of Hulunbeier and Songnen Plain including parts of Zhalong, Halahai, Momoge, Tumuji, and Xianghai. All these wetlands had breeding records of the white-naped cranes in the past.

In Hulunbeier, we cooperated with Huihe National Nature Reserve to complete field surveys along Hui River, Morigele River, and Maogai River in May of 2016. Hui River wetland is only the place where we observed the white-naped cranes. We recorded 84 cranes during our three days field survey in Hui River. We estimated the breeding population is about 20 pairs. In previous years, we observed the white-naped cranes in both Morigele and Maogai Rivers wetlands, but not this time.

From our survey results in Songnen Plain, only Zhalong Marsh still has a breeding population of the white-naped crane. The part covered by our survey included about 35 km² of Zhalong Marsh, about 16.7 % of the total area. We recorded 4 breeding pairs of the cranes. It is similar with results of our surveys in previous years. We estimate the breeding

Table 1. Wintering populations of the white-naped and hooded cranes in China in 2016.

Site	white-naped	hooded	source
Poyang Lake NNR	300	101	
Nanjishan NNR	3	0	
Duchang NR	0	0	
poyang County Baishazhou			
NR	0	0	
Jiujiang District	0	0	
East Dongting Lake	0	0	
Longgan Lake	8	125	Longan NR
Caizi Lake	0	168	Yu Chao
Shengjin Lake	0	195	Yu Chao
Hongze Lake	0	0	Yu Chao
Chongming Dongtan	0	74	Bo Shunqi
total	311	663	

population of the white-naped cranes is less than 20 pairs in Zhalong.

In other wetlands -- Halahai, Momoge, Tumuji, and Xianghai -- we did not find breeding white-naped cranes. Among these wetlands, Tumuji had three breeding pairs in the previous 2 years. We do not know why we could not find the pairs this year. We will keep in touch with local staff and continue to search for the birds.

In conclusion, the breeding population of the white-naped crane has decreased in both Hulunbeier and Songnen Plain this year compared to previous years. We do not know whether the reduction in numbers is a temporary phenomenon (population fluctuations), or true population decline. For either reason, we need to pay close attention to the breeding population in the future.

Publishing Cranes and Waterbirds Migration Briefs to share our results with more people

We published all our synchronized count results in our newsletter *Cranes and Waterbirds Migration Briefs*. We released three issues in autumn of 2015 and five issues in spring of 2016. We shared these Migration Briefs with our network members, International Hooded and White-naped Crane Network members, and experts on waterbirds research communities in China and abroad.

In summer of 2016, we posted all our Migration Briefs from 2014 to the most current issues on the web site of the China Ornithological Society to ensure easy access for people who are interested in the data (<http://www.chinabird.org/news/Cranes%20and%20Waterbirds%20Migration%20Briefs.htm>).

Disseminating results at the International White-naped Crane Workshop

From August 12-16, 2016 over 50 crane specialists and governmental representatives from China, Democratic People's Republic of Korea (DPRK), Japan, Mongolia, Republic of Korea (ROK), and Russia gathered on the Mongolian steppe – the first such gathering for white-naped cranes from all of its range countries. The participants presented the latest research findings, including results of this project. The group refined and approved a White-naped Crane Species Assessment as part of a global Crane Conservation Strategy being prepared by the IUCN SSC Crane Specialist Group. They evaluated threats along the western and eastern flyways and identified a series of measurable and specific actions to be taken in the next five years.

REFERENCES

- Li, F., Wu, J., Harris, J. and Burnham, J. 2012. Number and distribution of cranes wintering at Poyang Lake, China during 2011-12. *Chinese Birds* 3:180-190.
- Liu, G., Jin, J., Li, F., Xiao, H. and Huang, Y. 2012. Population and distribution of wintering waterbirds in Poyang Lake in 2012. *Jiangxi Forestry Science and Technology*. 1: 39-43, 51.
- Shao, M., Jiang, J., Dai, N. and Liao, Z. 2014. Population and flocking characteristics of the wintering Eurasian and white-naped cranes in Poyang Lake. *Journal of Ecology and Rural Environment*. 4: 464-469.
- Wu, J., Ji, W., Liu, G., Wu, X., Xi, L., Wang, S., Gao, Y., Zou, N., Zhan, H., Luo, H., Gao, X., Guo, Y., Wang, X. and Yang, Y. 2010. Aerial survey results on wintering waterbirds in Poyang Lake. *Jiangxi Forestry Science and Technology*. 1: 23-28.
- Zhu, Q., Zhan, Y., Liu, G., Wu, J., Zhan, H., Huang, Y., Huang, J., Zhang, B., Hu, B. and Li Y. 2011. Population and distribution of wintering waterbirds in Poyang Lake in 2011. *Jiangxi Forestry Science and Technology*. 3: 1-9.

中国東部における西側ルートを渡るマナヅル (*Grus vipio*) と ナベヅル (*Grus monacha*) のモニタリング

LIYING Su

今回の助成金事業として 2015 年 9 月以降以下の事を実施した。

- (1) 中国北東部で 2015 年秋と 2016 年春の渡りの時期に、中国東部の渡りルート上各地点で、ツル類と水鳥の同時カウントを 6 回実施。調査参加者は 65 人ー 75 人、範囲は内モンゴル、フルンボイルから黒龍江省三江平原、遼寧省ラオヘ平原、渤海湾、黄河デルタまでの 23 – 31 湿地。カウント結果とその他の情報を総合すると、現在ナベヅルの最も重要な中継地はザーロンとツムジであると思われる。この 2 地点では、ツル類は 20 日以上滞在し、ツムジでは春、約 300 羽、ザーロンでは春、1000 羽以上が利用した。
- (2) ポーヤン湖におけるマナヅルと他のツル類の越冬数調査を行った。調査範囲は約 1300 km² (ポーヤンの約 1 / 3)。調査地点は 142 地点で、マナヅルはこのうち 14 地点で観察された。記録したマナヅルの総羽数は 303 羽。その中で一番大きな群れは、ポーヤン湖自然保護区内のウッチェンで記録した 206 羽であった。
- (3) 4 月半ばから 5 月にかけて、繁殖地であるフルンボイルと三江平原 (ザーロン、ハラハイ、モモゲ、ツムジ、向海の一部を含む) で現地調査を行った。ファイ川では 3 日間の調査でツル類 84 羽を記録した。推定繁殖羽数は約 20 つがい。約 35 km² ザーロン湿地では、繁殖つがい 4 組を記録したので、ここでの繁殖羽数は 20 つがい以下と推定した。他の湿地ではマナヅルの繁殖は確認できなかった。
- (4) 電子ニュースレターや国際会議で調査結果を発表し、情報提供を行った。(推薦者: 百瀬邦和 訳)

Genetic variation and identification of traded bears and bear parts using mitochondrial DNA cluster and microsatellite analysis of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in Thailand forest complexes

Dusit Ngoprasert

Genetic information of wild Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in Thailand is currently limited; in particular genetic variation of wild bear species has never been evaluated. This study focuses on the genetic variation of wild Asiatic black bears in the continuous evergreen forest of north, northeastern, and western Thailand at Phu Khieo-Nam Nao forest complexes and Western forest complexes. In this study, the genetic analysis is performed for 2 kinds of purposes: One is to know genetic variation of wild bear to contribute to the Asiatic black bear conservation in Thailand. Another is to identify bear origin to manage illegally-trading bears and bear parts. The hair samples were collected by the rub tree trap method. The set of hair trap contained 20 spikes of coiled wires on the tree. The designed traps were distributed to 3 study sites: 46 trap stations in Phu Khieo wildlife sanctuary (WS), 16 stations in Tabo Huay Yai WS, and 40 stations in Salak Pra WS. The trap stations were based on the information of ranger survey trails and created new route in the deep forest where possible. All traps were baited with fish oil and were set up 2 km interval each station. Some trap stations were hang rotten meat to lure bear into trap areas. We also obtained 4 samples of captive Asiatic black bears in Phu Khieo wildlife breeding center as a standard DNA of bear in Phu Khieo-Nam Nao forest complexes. A total 442 hair samples came from nine collected sessions including decayed bear in the wild. After checking hair quantity, DNA was extracted using DNA extraction kit. Hair with no root or less than 5 hairs per sample were discarded. The 103 hair samples from 36 varying trap stations were used for extraction and these extracted DNA was stored at -20 °C. DNA extraction from decayed bear was not successful even after twofold hair root of standard process was added. Unfortunately, a good quality of PCR products from hair DNA had limited amounts then we tested mtDNA primer with Cb-z, D4, and BED-1. That gave poor signals of sequencing due to low DNA concentration or PCR products amplified from diploid templates with heterozygous regions. However, haplotypes in Thai black bears could classified to 5 groups. Preliminary bear individual from hair trap at PKWS were identified with 7 microsatellite loci. We found 4 males and 4 females were visited trap stations during December 2015 – February 2016.

INTRODUCTION

Thailand is the residence of 2 bear species: Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) and Malayan sun bears (*Helarctos malayanus*). Asiatic black bear is listed as vulnerable in IUCN red lists, appendix I of CITES, and has been designated as a protected

species in Thailand. Habitat fragmentation and illegal bear trading have directly caused bear population decreases. Two other threats are wildlife poaching and smuggling (Vinitpornawan et al. 2006).

It is believed the major route in animal smuggling

trade to China is through Southeast Asia including Thailand. In particular, Bangkok is regarded as one of the biggest wild animal smuggling centers in the world. Genetic studies using DNA hair sampling method are common particularly in bears. Moreover, studying the wild bear genetic status is not only important in estimating population size and phylogenetic relationships (Andreassen et al. 2012, Kim et al. 2011), but also proved advantageous in forensic veterinary medicine (Saito et al. 2008) as an important role relating to wildlife crime (Andreassen et al. 2012). The officials of Department of National Park, Wildlife and Plant Conservation of Thailand seize illegal bear parts and live cubs every year. The origins of seized bears and possible routes of illegal bear smuggling are not yet clarified by scientific methods. They have never used genetic analysis to track origins of seized bears and bear parts, hence, the origins of illegally traded bears and bear parts should be investigated.

This study investigated wild Asiatic black bear genetic variation using the DNA hair sampling technique to identify where each bear came from

as well as phylogenetic relationships among the wild Asiatic black bear population. The findings from this study can be used in wild bear population management and to create a DNA profile of Asiatic black bears in Thailand. Furthermore, when illegal bear parts are seized, we can consider whether or not the particular bear originated from within Thailand's borders.

MATERIALS AND METHODS

1. Study area

This study was conducted within 3 wildlife sanctuaries (WS) which located in Phu Khieo-Nam Nao forest complexes and Western forest complexes of Thailand. Those areas are important forest complexes in northern, northeastern and western Thailand. The selected study sites were Phu Khieo WS (PKWS), Tabo-Huay Yai WS (TBWS), and Salakpra WS (SPWS) (Fig. 1).

PKWS are in Chaiyaphoom province and covers an area of approximately 1,560 km². TBWS located in northern Thailand, Phetchaboon province and covered 653.93 km². Those sanctuaries are a part



Fig. 1. Study site. (A) Salakpra wildlife sanctuary in Kanchanaburi province: a part of Western forest complex, Thailand. (B) Phu Khieo and Tabo Huay Yai wildlife sanctuaries in Phu Khieo-Nam Nao forest complexes, Chaiyaphoom and Phetchaburi provinces.

of Phu Khieo-Nam Nao forest complexes. The SPWS was established in 1965 and was Thailand's first wildlife sanctuary that created to protect a rich forest fauna in Western forest complex. There are close to Bangkok and the famous River Kwai, Kanchanaburi province. The grid cell was designed with a size related to the minimum home range of Asiatic black bears. Bear's home range is about 30-150 km² (Steinmetz and Garshelis 2010).

However, the grid cell size which was previously used in Thailand Asiatic black bear studies was 1.5-2 km (Ngoprosert et al. 2012.). Consequently, cell size in this study was determined as 2 km. distances. In total, 40-46 trap stations were set in virgin forest that covered each study area.

2. Hair trapping process and sample collection

A set of rub tree hair trap consisted of twenty V-shaped wires that nailed into the tree. Each wire length was one inch in size and had a 0.5-inch spike at the end. All 20 wires were divided into 4 rows (1-4) and 5 columns (A-E) on a tree that was invented by Ngoprasert et al (2015). Food-graded fish oil was painted on each wire stalk as a scent bait (Fig. 2).

In addition, the camera trap was set up at the opposite site of one station to observe bear behavior.

All trap stations were checked for hair samples every 3-4 weeks and were left for 3 months in the dry season. The hair samples collected from each barb were classified as one sample. Hair samples were collected with sterile technique and temporarily stored in a labeled paper envelope with silica gel to keep samples dry. Collected samples were stored at room temperature and protected from heat and sunlight during transportation to the laboratory. In addition, we collected hair samples of captive bears in the wildlife breeding center to obtain genetic information on the wild Asiatic black bear in Phu Khieo-Nam Nao forest complexes. Those captive bears were seized from bear poachers that were arrested in Phu Khieo-Nam Nao forest complex areas. Hair samples were collected at least 30 guard hairs from bear's shoulders.

3. Genetic analysis

All hair samples were frozen at -20 °C prior to DNA extraction at Faculty of Veterinary Medicine, Kasetsart University, Kampheng Saen campus and Mahanakorn University, Thailand. Hair samples were extracted using commercial DNA extraction kit (Wako® DNA Extractor FM Kit, Japan) then amplification screening was tested with multiplex



Fig. 2. Rub tree trapping. (A) One set of trapping contained with 20 V-shaped wires with 4 rows and 5 columns. (B) Tuft of hair was trapped on wire.

PCR primers: MU23, G10B, and MU50 for microsatellite analysis and Cb-z, D4, and BED-1 for mtDNA.

RESULTS

The camera traps were set up from November 2015 to June 2016 at Phu Khieo wildlife sanctuary and showed various wild animals were visit trap stations. Both of Asiatic black bear and Malayan sun bear's photo were captured a few photos (Fig. 3.). Total photo of bears in different period could be encountered 7 of Asiatic black bears and 3 of

Malayan sun bears.

1. Quantity of hair samples

From 9 sessions of sample collection: Nov 2015 to Jul 2016. We got 442 hair samples from 3 different areas: Northeast, North, and Western. We collected a total of 415 hair trappings and 26 hair on trees nearby the trap stations (Fig. 4.). We found the group of hair less than 5 hairs, there has more than 30 percentages in trap station and raise up to 80 percentages in sample from tree.

We inspected 415 hair samples from trap station

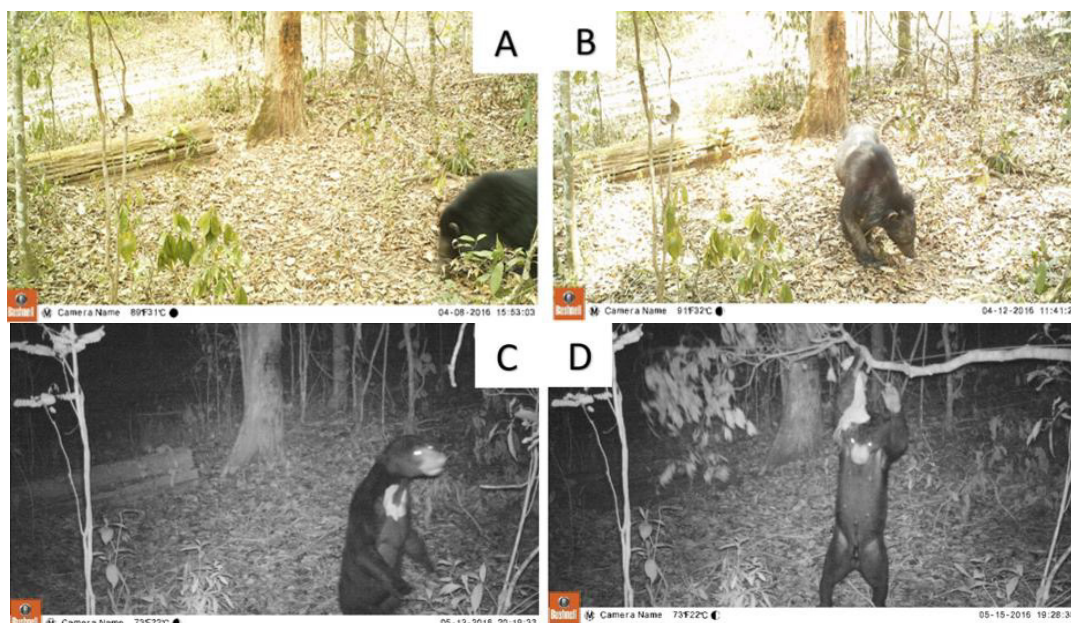


Fig. 3. Bears were visited hair trap stations sometimes at Phu Khieo wildlife sanctuary. (A, B) Asiatic black bears. (C, D) Malayan sun bears

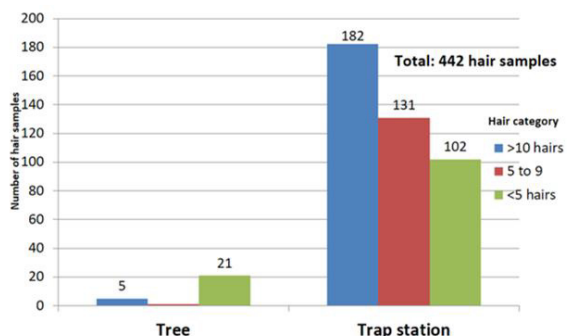


Fig. 4. Quantity of hair numbers. Hair trapping was mainly sample source while hair samples on tree nearby trap station were alternative and 1 decayed hair was not shown in this figure.

and 26 samples of tree nearby the trap (Table 1). Of these numbers, 40.5 % of hair trap and 88.5 % of hair on tree were discarded due to no hair root, broken hair, and non-guarded hair. In the group of remaining hair samples, 107 were successfully amplified at 3 loci (MU50, G10B, MU23). In the other hand, only decayed bear hair could not amplify even after twofold hair roots of standard process were added.

2. Hair DNA amplification results

The preliminary study of mtDNA of Asiatic black bear hairs was aligned with Bioedit software and comparative nucleotide with *Ursus thibetanus thibetanus*, *U.t. japonicus*, *U.t. formasanus* and used *Ursus americanus* for out group. Total 20 samples were assigned group of Thai Asiatic black bears haplotypes in Table 2. Then, a phylogenetic tree was created using MEGA6. The neighbor-joining tree showed mtDNA sequences of wild and captive

Table 1. Preliminary results of microsatellite amplification. A good quality of PCR products from hair DNA had limited amounts in the group of hair on tree nearby trap stations.

Sources	Number of samples	Type of sample	DNA extraction	DNA amplification using microsatellite
Trapping	415	hair	247	105/247
Tree nearby trap	26	hair	3	2/3
Captive bear	4 3	Hair blood	7	7/7
Decayed bear	1	hair	1	0/1

Table 2. Groups of haplotypes in Thai bears (16 samples).

Title	ID	Sample	Zone/Source
UT Thai01	ABB1, ABB02,	2	PKWS, PK
UT Thai02	PK45-1, P3, P4, P5, P6	5	PKWS, PK
UT Thai03	P1, PK6B4, PK23C4, PK23A3, PK36E4	5	PKWS
UT Thai04	PK1#TREE, PK11, PK14	3	PKWS
UT Thai05	SP36A3	1	SPWS

Note: PKWS=Phu Khieo wildlife sanctuary, PK= Phu Khieo wildlife breeding center, SPWS= Salakpra wildlife sanctuary

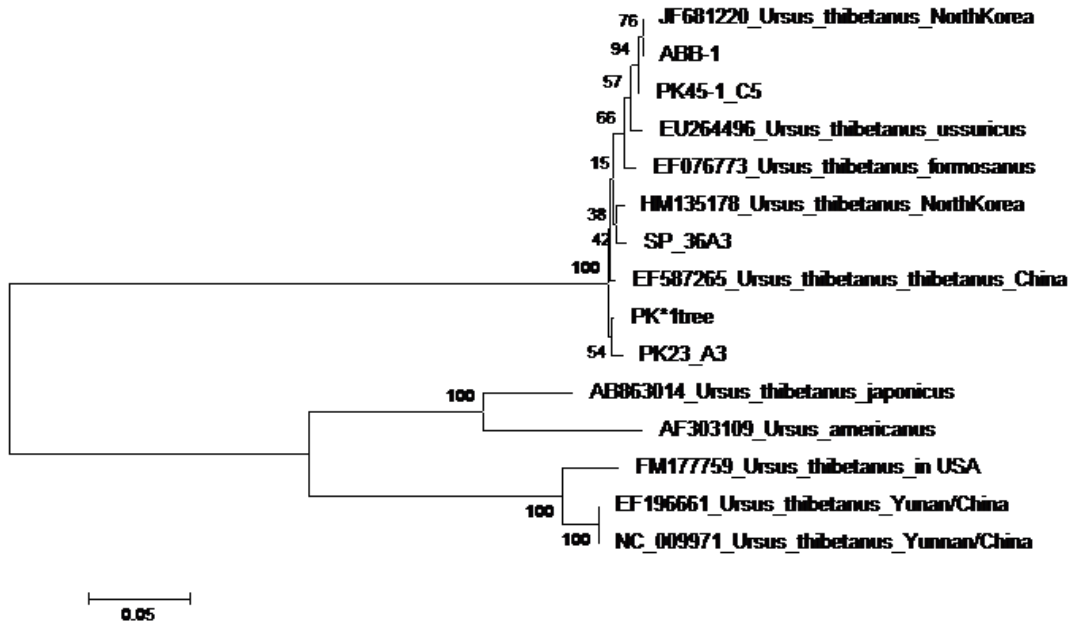


Fig. 5. Tablenetic relationship among Asiatic black bears by the neighbor-joining tree of mitochondrial D-loop sequences.

Table 3. Preliminary 27 microsatellite primers screening in 12 Thai bears.

SOURCE	NO. OF SAMPLES	SEXING	REMARKS
TRAPPING	7	M3, F4	2 individuals came from same trapping
TREE BRANCHES	1	M1	
CAPTIVE	1	F1	Control
RESCUED BEAR	3	M3	Control

bears form in 5 clade numbers (Fig. 5).

Bear individuals were identified with 7 microsatellite loci (MU50, G10B, MU23, G10X, G10C, MU26 and G10L). We identified 8 individuals from PKWS: 4 males and 4 females (Table 3).

DISCUSSION

At first, we expected to collect hair samples from 5 wildlife sanctuaries of North, Northeast, and Western Thailand forests. In 2 out of 5 wildlife sanctuaries, we were not successful in collecting hair samples due to degraded fragmentation forests and few bear present in annual record of those study

sites.

Tabo Huay Yai WS and Salak Pra WS had the fewest hair samples. It might be due to less bear population, large home range of bear, or unstable scent baits. Tabo Huay Yai WS used to be forest concession and agriculture area before declared to be a protected area in 1991. We designed to set hair trapping along the old fruit plantation during dry and fruit season. At that point, ripened fruits might be had more attractive than scent bait at trap stations. Furthermore, Salakpra WS is a part of western forest complex where is connected to Myanmar forest. It might possible to across at border between Thailand and Myanmar.

In total 442 hair samples were collected but only 103 (36 %) gave yielded successful DNA extraction to date. We hire rangers in wildlife sanctuaries to work in this project that assisted to collect the samples at the same time. The experience of team staffs to set trapping, sample collecting and storage method might affect to decreased quality samples. Additional genetic analysis is conducting at Hokkaido University. Genotyping of good amplified samples will be tested with 12 microsatellite loci.

REFERENCES

- Andreassen, R., Schregel, J., Kopatz, A., Tobiassen, C., Knappskog, P. M., Hagen, S. B., Kleven, O., Schneider, M., Kojola, I., Aspi, J., Rykov, A., Tirronen, K. F., Danilov, P. I. and Eiken, H. G. 2012. A forensic DNA profiling system for Northern European brown bears (*Ursus arctos*). *Forensic Science International: Genetics* 6: 798-809.
- Kim, Y. K., Hong, Y. J., Min, M. S., Kim, K. S., Kim, Y. J., Voloshina, I., Myslenkov, A., Smith, G. J., Cuong, N. D., Tho, H. H., Han, S. H., Yang, D. H., Kim, C. B. and Lee, H. 2011. Genetic status of Asiatic black bear (*Ursus thibetanus*) reintroduced into South Korea based on mitochondrial DNA and microsatellite loci analysis. *Journal of Heredity* 102: 165-174.
- Ngoprosert, D., Reed, D. H., Steinmetz, R. and Gale G.A. 2012. Density estimation of Asian bears using photographic capture-recapture sampling based on chest marks. *Usus* 23: 117-133.
- Ngoprasert, D., Gale, G. A., Vichitsoonthonkul, T. and Vaeokhaw, S. 2015. Population demographics and genetics of Asiatic black bear and sun bear in the World Heritage Dong Phrayayen - Khao Yai Forest Complex. Final report, International Association for Bear Research and Management- IBA Research & Conservation grant.
- Saito, M., Yamauchi, K and Aoi T. 2008. Individual identification of Asiatic black bear using extracted DNA from the damaged crop. *Ursus* 19: 162-167
- Steinmetz, R. and Garshelis D. L. 2010. Estimating age of bear claw marks in Southeast Asian tropical forest as an aid to population monitoring. *Ursus* 21: 143-153.
- Vinitpornawan, S., Steinmetz, R. and Kanchanasakha B. 2006. The status of bears in Thailand in understanding Asian bears to secure their future. Japan Bear Network. Ibaraki printing. pp.50-56.

タイの森林群におけるツキノワグマ (*Ursus thibetanus*) の ミトコンドリア DNA によるクラスターおよびマイクロサテライト 領域解析による遺伝的変異ならびに流通するクマおよび クマパーツ由来の特定

NGOPRASERT Dusit

現在、タイにおける野生ツキノワグマの遺伝子情報は不足している。とくに遺伝的変異に関する研究は、これまでまったく行われたことがない。本研究では、タイ北部、北東部および西部にあるプーケオ・ナムナオ森林群および西部森林群（常緑森林群）において、野生ツキノワグマの遺伝的変異を明らかにすることを目的とした。具体的には2つの目的のために遺伝子解析を進めた：一つは、タイのツキノワグマ保全に貢献するために自然に生息するツキノワグマの遺伝的変異を明らかにすること、もう一つは、違法に流通するクマおよびクマパーツを管理するためにその由来を特定することであった。そこで、ツキノワグマの体毛サンプルを、ヘアトラップ法により採集した。クマが背こすりしそうな木を選別し、各々の木に20のコイル状ワイヤ爪をセットした。3つの調査地、すなわちプーケオ野生生物保護区に46箇所、タボフアイヤイ野生生物保護区に16箇所、さらにサラクプラ野生生物保護区に40箇所、ヘアトラップを設置した。設置場所は、現地の森林管理者の意見を参考にして、なるべく森林の奥地（ツキノワグマの生息地）を選んだ。ヘアトラップには魚脂、ときに腐肉をベイトとして仕掛け、各ヘアトラップ間の距離を2 kmとした。また、プーケオ野生生物繁殖センターで飼育されている野生由来のツキノワグマからも4サンプル採取した。9回にわたる回収作業で合計442の体毛サンプルが採集された。体毛の質および5本以上あるかどうかをチェックした後、解析に使えるような体毛についてDNA抽出キットを用いてDNAを抽出した。その結果、36箇所のヘアトラップから103の体毛より良好なDNAが得られ、-20°C下で保存された。その後、ミトコンドリアDNAのハプロタイプを調べるために、Cb-z、D4およびBED-1プライマーでDNAを増幅した結果、これまでに5つのハプロタイプに分けられることが判明した。また、試験的にプーケオ野生生物保護区のツキノワグマ体毛サンプルについて、マイクロサテライト領域7遺伝子座の解析の結果、オス4頭、メス4頭の計8頭の個体識別に成功した。今後すべてのサンプルでの解析を進める予定である。（推薦者：坪田敏男 訳）

Conservation of last remaining Indian willow (*Salix tetrasperma*) wetland forest recently discovered in the lowland limestone hills of Dechiling in the Southern Bhutan Himalaya

Pema Wangda¹, Dorji Gyaltshen¹, Kaka¹,
Rebecca Pradhan² and Kelzang Jurmey³

Wetlands in the Bhutan Himalayas play an important role as habitat for several species such as black-necked crane and serves as reservoirs. The low-altitude wetlands are equally important as mid and high altitude wetlands. However, these wetlands are least studied. The three objectives of the study are: 1. conduct vegetation inventory of the wetland ecosystem; 2. Identify threats and assess the traditional farming practices; and 3. to propose recommendation to protect the wetland ecosystem.

The study area falls within the sub-tropical warm broad-leaved forests of the Bhutan Himalaya with an annual mean temperature of 18.4 °C and annual rainfall of 3922.0 mm. As a results of this study, 55 species, 38 families were recorded and also found 4 new records for Bhutan such as *Salix tetrasperma*, *Michelia kingii*, *Eriobotrya bengalensis* and *Goniothalamus sesquipedalis*. It was found that wetland harbors diverse habitats for plants, animals and aquatic diversity. The three distinct vegetation types were defined as; (1) Deciduous broad-leaved forest (Salix wetland), (2) Evergreen broad-leaved forest (secondary and natural) and (3) Early successional (agricultural field). The core wetland covers a total area of ca. 40 hectares dominated by deciduous Salix forest. It is surrounded by slope covered by natural evergreen broad-leaved forest, secondary forest and series of fallow vegetation types.

The stakeholder of wetland includes three sub-blocks (Chiwogs), namely 1; Gonpawoong, 2; Shingchongri and 3; Kholomri and has a total population of 2,793. The wetland plays an important role as water reservoir for the communities and surrounding forest act to help in recharging the wetland. The farmers adopted mixed farming system consisting of dryland cultivation, orange orchard and livestock rearing. It was found that 89 % of the land-use practices are under dryland cultivation on the surrounding slope. The change in land-use practice from traditional to conventional type and other developmental activities including construction of farm road are seen as some of the threats that affects the management of wetland. For example, increase of cattle grazing may disturb forest regeneration after abandonment of cultivated field.

The present study was timely to intervene and propose for sustainable management of the wetland. The study recommends high priority for the conservation of surrounding forest particularly natural forest as a buffer (natural infrastructure) in order to manage the wetland ecosystem sustainably and recommends for declaration of wetland for livelihood importance including diverse life-forms.

Keywords: Groundwater, Recharge, Monsoon, Land-use practices, Buffer-forest

INTRODUCTION

Bhutan is located in the humid eastern part of the Himalaya between China in the north and India to the east, south and west (Fig. 1a). Climatically, Bhutan is located between two contrasting regions of dry high land of Tibet Autonomous Region of China in the North having low rainfall of less than 300 mm and Indian plains in the south with over 4,000 mm rainfall annually. This creates a diverse ecosystem along a short span of altitudinal distance of over 150 m from south to north with an altitudinal range between 100 m a.s.l. to over 7000 m a.s.l. In such topographical features, the vegetation cover is indispensable and need to give high priority for protection of the nature and indeed Bhutan is lucky to be guided by far sighted leaderships of Monarchs who puts conservation in the forefront over other developmental activities. The vast forest coverage is also responsible for the existence of important wetland in the Bhutan Himalaya. Bhutan has rich composition of wetlands in the form of lakes, marshes and wetland with vegetation cover mainly in the lowland which are found disappearing in the wake of agriculture commercialization, infrastructure development and climate change.

Wetlands in the Bhutan Himalayas play an important role as habitat for several species. High altitude wetland above 3,000 m a.s.l. serves as source for clean perennial water. Wetlands in the mid-altitude Bhutan Himalaya (2,000-2,900 m a.s.l.) serves as winter roosting habitat for black necked cranes and important water source for domestic use and irrigation besides contributing to the hydropower generation. Similarly, lowland wetlands serve as an important water reservoirs and habitats for variety of lifeforms. Recognizing, the importance of wetland at the international and at the

national level, Bhutan has declared three RAMSAR sites viz, (1) Bumdeling and (2) Khotokha in the year 2012 and (3) Gangtey-Phobji in 2016 (MoAF website, 2016). These three sites are important winter roosting site of black-necked crane (*Grus nigricollis*) in Bhutan.

However, the low-altitude wetlands are equally important and need to be protected. These wetlands are the least studied in the Bhutan Himalaya and need to be managed sustainably for future.

Considering the limited scientific knowledge of low-altitude wetland and its management, it was felt necessary to conduct basic ecological research to understand the wetland ecosystem dynamics for sustainable management and conservation. Therefore, the present study focuses on the following three objectives:

1. Conduct vegetation inventory of the wetland ecosystem including the forests of the surrounding hills,
2. Assess the traditional farming practices of the local communities and to,
3. Propose declaration of wetland ecosystem for national.

STUDY AREA

The study area is located in the southern lowland limestone hills of the Bhutan Himalaya. Specifically, the site is located in Peling-tso (wetland), Decheling, Pemagatsel district (26° 55'N, 91° 13'E) at 950 m a.s.l. (Fig. 1b, c). Three series of research plots were established; (1) plots along the natural forest, (2) plots in the wetland and plots along the buffer forest and previously practiced shifting cultivation sites (Fig. 1d). The wetland is dominated by *Salix tetrasperma* and is surrounded by lowland hills of Dechiling Geog (block) from all sides. The

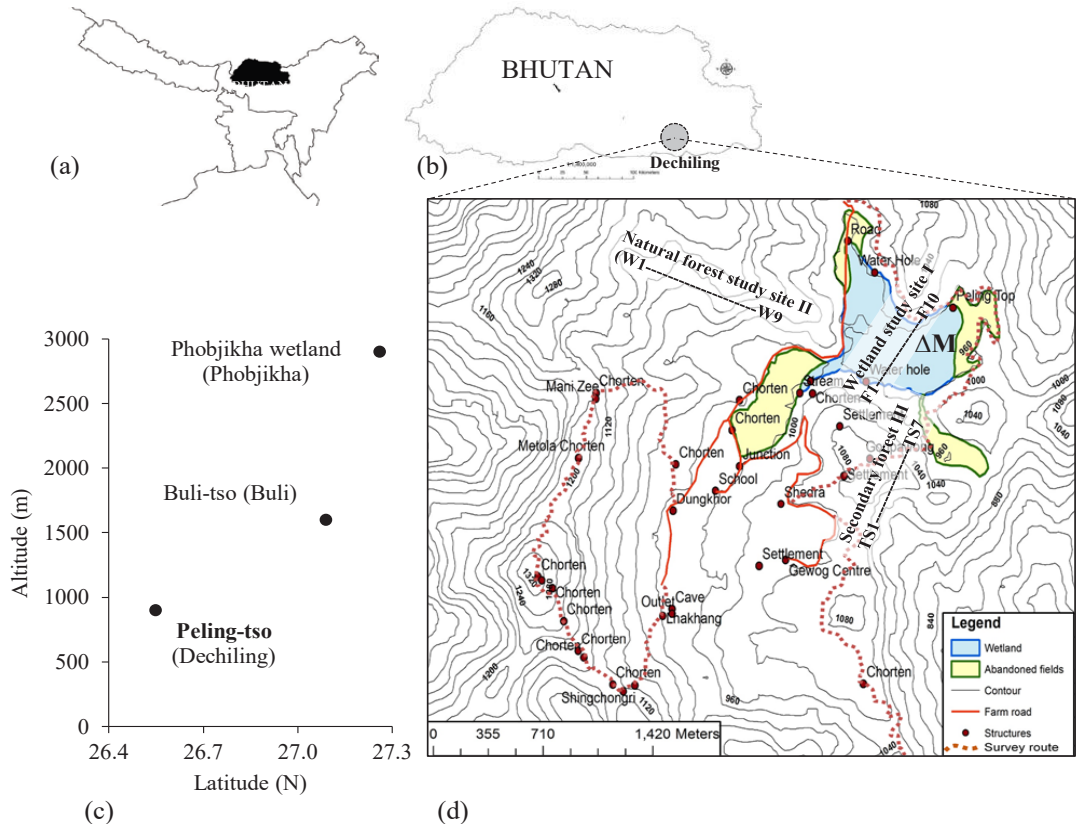


Fig. 1. Map of the study area; (a) location of Bhutan in South Asia, (b) map of Bhutan showing the location of study site, (c) latitudinal location of study site (lowland wetland) and (d) map of study area showing the research sites and wetland. ΔM is the location of meteorology station.

surrounding lowland hills were mainly dominated by *Lithocarpus-Castanopsis* forest. Location of the important religious monuments and centers were also shown in the map (Fig. 1d).

MATERIALS AND METHODS

1. Meteorological data

The data logger was enclosed in the solar radiation shield (Onset Computer Co. MA, USA) and mounted on a pole about 1.3 m above ground. HOBO Onset data logger was installed near the wetland and protected by barbed wire fence (Fig. 1c). Data recordings for temperature and relative humidity were set at one-hour interval and were

downloaded after every three to six months using a data collector (BoxCar Pro for Windows, Version 4.3 Onset Computer Co.). The rainfall data was measured using manual type rain gauge maintained by the school near the wetland (2009-2015). The tipping-bucket type rain gauge (HOBO Pendant Event Data Logger, RG3-M) having measurement resolution of 0.2 mm was installed last June 2016.

2. Vegetation survey

A total of 25 vegetation plots were established in three sites of the wetland area; (1) wetland series (F1-F10), (2) secondary and natural forest series (W1-W9), and (3) Secondary (past shifting

cultivation) series (TS1-TS7) (Fig. 1d). All the tree individuals occurring within the quadrat attaining a height greater than 1.3 m ($H \geq 1.3$ m) were identified, measured and recorded for total height (m) and diameter at breast height (DBH, at 1.3 m above ground).

For the past sifting cultivation series, ground vegetation was measured for all the species with its tallest natural height (H, cm) and coverage (%) under different fallow periods (current year cultivation to 7 years of abandonment). Fieldworks were conducted in , March 2015, June 2016, August 2016 and September 2016. Plant samples were identified following “Flora of Bhutan” (Grierson and Long 1983-2000), “Flowers of the Himalaya” (Polunin and Stainton 1984), Flowers of the Himalaya: A supplement (Stainton 1988), “Flora of Bhutan” (Noltie 1994-2000); “Weeds of Bhutan” (Parker 1992) and “Field guide to Forest Trees of Northern Thailand (Simon et al. 2000).

3. Socio-economic survey

A stakeholder meeting was organized in February and June 2016. About 7 percent of the total households were interviewed using structured questioners in May-June 2016 to understand their views and management of the wetland. These households were directly depended on the wetland for their daily activities.

DATA ANALYSIS

1. Climate data analysis

Climate data recorded were analyzed using thermal and humidity indices by the following methods; Climate diagram was drawn by Walter and Lieth’s method (Walter & Lieth 1961-1967; Lieth et al. 1999); Warmth index (WI: Kira (1991)) was

calculated as; $WI = \sum (t - 5)$; where, t=monthly mean temperatures above 5 °C. PER (Holdridge 1967) method was calculated as; $PER = (ABT * 58.93) / PPT$ where, ABT (annual bio-temperature, = $\sum t/12$ (t: mean month temperature with $t < 0 < 30$ °C) and PPT=annual precipitation (mm).

2. Vegetation data analysis

The basal area (BA) for each species was calculated from DBH data of tree individuals and relative proportion of each species’ BA (RBA %) was used as indicator. The dominant species of the altitudinal plots were determined based on the dominance analysis (Ohsawa 1984; Kikvidze & Ohsawa 2002). The RBA of each species data was analyzed by PC-ORD version 5.1 (McCune and Mefford 1999) and cluster analysis was performed using distance measure of Sorensen (Bray-Curtis method). Correlation and regression analyses were performed by SPSS version 16.

RESULTS

1. Climatic conditions

Climatically, the study area falls in the sub-tropical type. The annual mean temperature was 18.4 °C with a maximum monthly mean temperature of 23.6 °C (August) and a coldest monthly mean temperature of 9.8 °C (January) (Fig. 2a,b). The total mean rainfall was 3922.0 mm annually and about 73 % of the total rainfall occurred during the monsoon (June-September) (Fig. 1a,c). Based on the temperature sum (WI) and potential evapotranspiration ratio (PER), the study corresponds to sub-tropical rain forest type (Kira 1945, Holdridge 1967). The climate diagram clearly depicts dry spell of about two months (November-December) where the temperature curve exceeds the precipitation

(a) Location	AMT (°C)	WMT (°C)	CMT (°C)	WI (°C-months)	PER	PPT (mm)
Dechiling (950 m a.s.l.)	18.4	23.6	9.8	161.3	0.28	3922

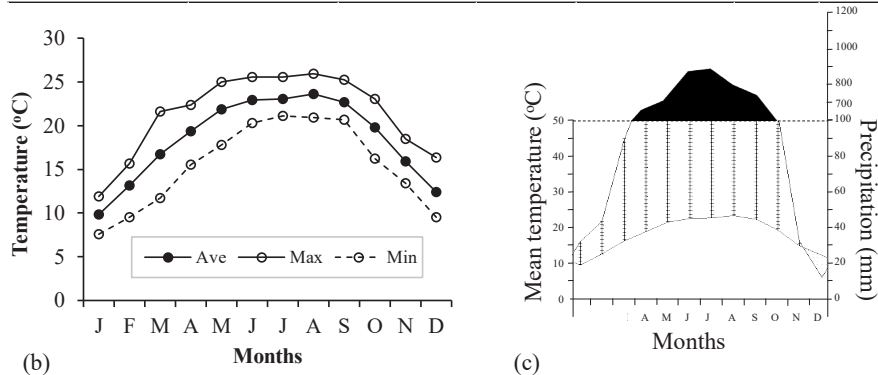


Fig. 2. Climatic condition of Dechiling (wetland); (a) climatic indices, (b) temperature conditions and (c) climate diagram.

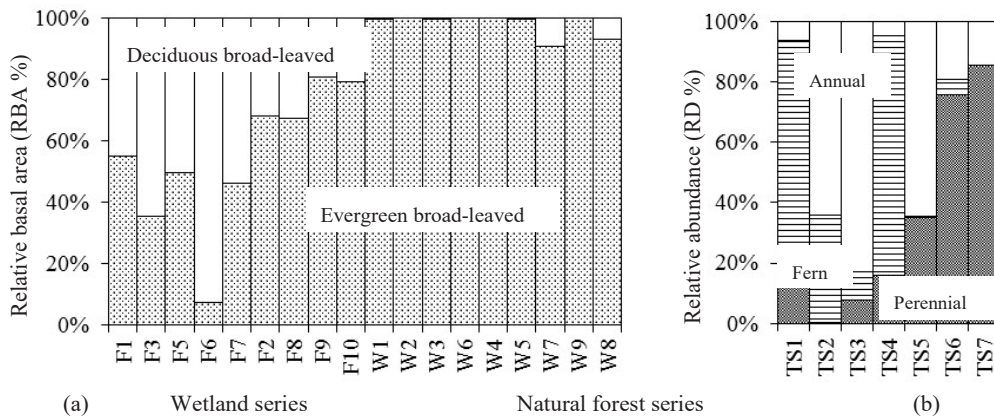


Fig. 3. Life-form distribution; (a) tree canopy life-form and (b) herbaceous life-form of shifting cultivation series.

curve (Fig. 2c).

2. Life-form distribution pattern and Vegetation types

2.1. Life-form distribution

Based on the quantitative vegetation data analysis of the tree canopy, two major life-forms were identified as evergreen broad-leaved and deciduous broad-leaved (Fig. 3a). It is clearly distinguished between the wetland vegetation as defined by deciduous broad-leaved species and natural forest including secondary forest as dominated by the evergreen broad-leaved (Fig. 3a). Along the past

shifting cultivation series, ground vegetation survey was conducted by setting 1 m by 10 m plot further subdivided into 10 subplots of 1 m x 1 m sub-plot in each stage of shifting cultivation sites. A total of 7 plots (7 stages of fallow period) were selected. The result revealed three life-form types as (1) annual, (2) perennial and (3) ferns along the shifting cultivation series based on their fallow period (Fig. 3b).

2.2. Vegetation types

The wetland and its surrounding land-use of Dechiling can be classified into three distinctive functional types at 25 % similarity by cluster dendrogram and defined by dominant species (Fig.

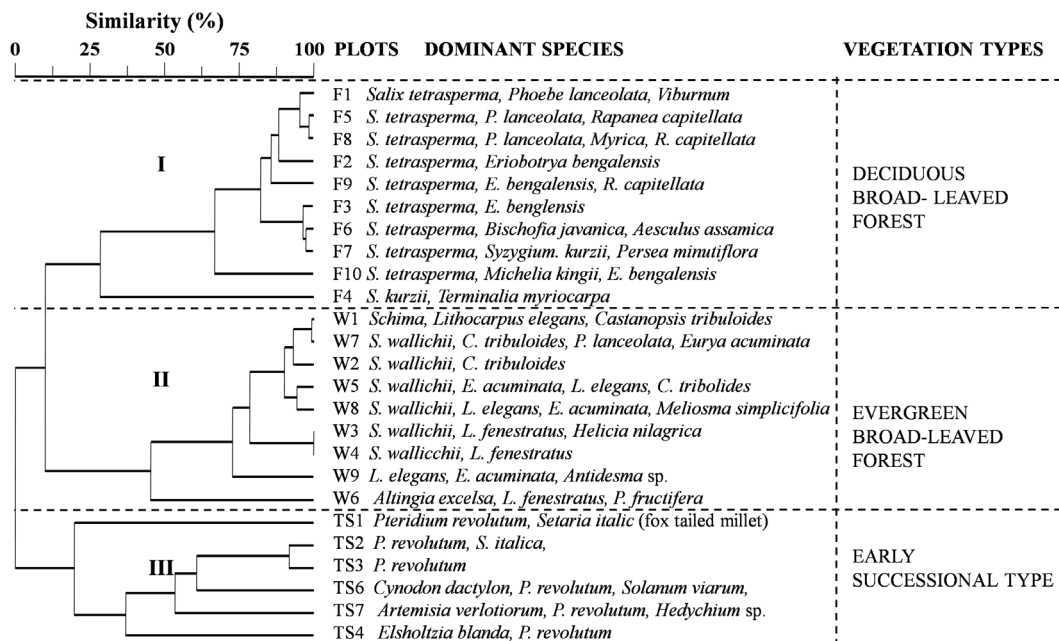


Fig. 4. Different types of vegetation based on cluster analysis; (I) Wetland type vegetation (*Salix* dominants), (II) Secondary and buffer (Natural forest), (III) Traditional cultivation sites (early succession).



Photo 1. Ideal management (traditional practice) of wetland ecosystem and its co-existence between surrounding natural forest, secondary forest and village communities. Data logger also shown which records temperature, relative humidity and rainfall.

4). The three vegetation types were, (1) Deciduous Broad-leaved Forest Type; (2) Evergreen Broad-leaved Forest Type and (3) Early Successional Type respectively (Fig. 4, Photo 1). *Salix tetrasperma*, a new record to Bhutan, is the most dominant deciduous species including a few individual trees

of *Aesculus assamica* are found in the wetland vegetation with associated evergreen broad-leaved species of *Phoebe lanceolata*, *Persea minutiflora*, *Rapanea capitellata*, *Michlea kingii* (new record), *Bischofia javanica* and *Syzygium kurzii* (Fig. 4).

Evergreen board-leaved forests are mainly

dominated by *Schima wallichii* and *Altingia excelsa* (primitive species) along the lower slopes of the surrounding mountains of wetland and forms the natural buffer forest (natural infrastructure). Interestingly, upper slopes of the surrounding forests of the wetland are dominated by early seral stage (*Eurya acuminata*, *Antidesma* sp., *Meliosma simplicifolia*, *Helicia nilagrica*) to late seral stage (*Castanopsis tribuloides*, *Lithocarpus elegans*, *L. fenestratus*) along the past shifting cultivation sites. The vegetation composition in the early successional type are composed of herbaceous species. The vegetation succession starts from annual herbs (*Setaria*, *Perscaria nepalensis*, *Sonlonum viarum*, *Bidens* etc.) in the current cultivation fields, followed by perennial herbs (*Pteridium revolutum*, *Cynodon dactylon*, *Hedychium* sp.) in the abandoned fallow field (2-3 years) to woody shrubs (*Artemisia verlotiorum*, *Elsholtzia blanda*, *Eurya acuminata*, *Maesa*) in the fallow field (4-7 years).

Floristically, the study area has diverse ecosystem with farmers practicing different types of agriculture farming including livestock rearing and managing orange orchard. Tropical/sub-tropical fruits grown by farmers include papaya, orange, guava, pine

apple, banana among others.

3. Socio-economic status of the study area

3.1. Demography

The main beneficiaries of Peling-tso (wetland) are the three surrounding villages of Kholomri, Gongpawong and Shingchongri. These three villages comprise of 2,793 people under 351 households with an average family size of 8 (Fig. 5a). The village is also surrounded by religious sites and structures. Along the survey routes, a total of 15 stupas (Choetens), a monastic school, and a monastery were recorded besides many prayer flags. They also regard the wetland as a sacred site.

Socio-economic survey was conducted to understand the land-use practices and its relation to wetland management. The stakeholder meeting of all the households were conducted during which research findings were presented and draw their involvement in managing the wetland. About 7 % of the households whose livelihoods were directly linked to the wetland and its management were interviewed. Gender equalities were considered while selecting the candidates for interview (Fig. 5 b).

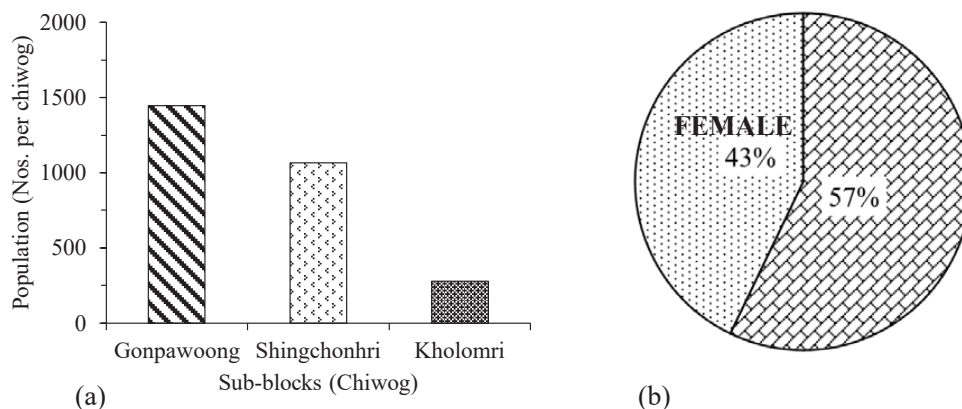


Fig. 5. Demographic status of the three villages; (a) wetland dependence of three villages and (b) gender ratio of individuals interviewed for the study.

3.2. Land-use practice and livestock rearing

It is important to understand the land-use types and their management practices (Fig. 6 a.). It was found that 89 % of the land-use practices are under dryland cultivation. The main crops cultivated in dry land are maize, foxtail millet and mustard. Their main cash crop is from selling of oranges. Farmers have raised orange orchard constituting about 9% of the total area. They have only 1.4 % of paddy field (wetland cultivation) and 0.4 % of cardamom (Fig. 6 a.). Since farmers do mix farming, they rear livestock mainly cattle and horses. Cattle are used for milk, butter, cheese while bullocks are being used in power draught. Horses are important and being used in transportation. The farm road has recently reached Dechiling and this may change the life style of the communities from subsistence farming to economy in the near future. Therefore, it is important to understand and predict the impact on wetland. The population of horses might decline and number of motor vehicle may increase in future. Thereby, farmers will tend to increase their area of cultivation which will have direct impact on the wetland.

CONCLUSION

The core wetland area of about 40 hectares was dominated by *Salix tertrasperma*, a deciduous broad-leaved species. This wetland forest was formed as a result of active orogenic movement creating island surrounded by contrasting evergreen broad-leaved forest.

The surrounding evergreen broad-leaved forest plays an important role as a buffer forest (natural infrastructure) to help in recharging the wetland during the rainy season by slowly filtering (root systems, fallen leaves and organic matter on the forest floor) the surface runoff rainwater that flows from the hills into the wetland. The wetland gets saturated during the monsoon and releases continuous water in the form of streams during the lean season. This management practices of the watershed results in the formation of diverse life-forms (endemic and rare species) and ensures improved water quality, reduced water scarcity and reduced flash floods.

The three sub-blocks of Shingchongri, Gongawong and Kholomri has a total population of 2,793 people practicing mixed farming including agriculture farming and livestock rearing. It was observed that

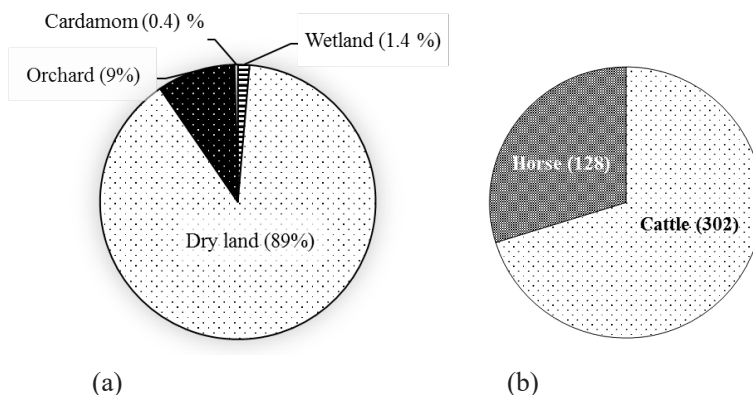


Fig. 6. Farmers livelihood; (a) land-use practice (wetland refers to paddy field) and (b) livestock population showing two dominant types as cattle (cow) and horse.

the subtle human interventions such as rotational cropping pattern similar to shifting cultivation and cattle grazing forms as an integral part of wetland management.

It is found necessary to take into consideration of all the stakeholders in managing the wetland ecosystem particularly looking at the traditional farming practices which forms as an important component of holistic wetland management.

The lowland wetlands are found as important source of water and habitats for variety of life-forms and recommended to be declare as a wetland of national importance.

ACKNOWLEDGEMENT

We would like to extend our sincere thanks to the dedicated team of field enumerators (Ugyen Touchu, Ugyen Phuntsho, Kezang, Pema Tenzin, Tshering Penjor, Sonam Wangmo, Phub Pem, Ugyen Tashi, Dawa Tshering) and other extension staffs during the conduct of the fieldwork.

REFERENCES

- Kikvidze, Z. and Ohsawa, M. 2002. Measuring the number of co-dominants in ecological communities. *Ecological Research* 17: 519-525.
- Kira, T. 1945. A new classification of climate in eastern Asia as the basis for agricultural geography. Horticultural Institute, Kyoto Univ. Kyoto, Japan. 23p.
- Lieth, H., Berlekamp, J., Fuest, S. and Riediger, S. 1999. *Climate Diagram World Atlas*. Backhuys publishers, Leiden
- McCune, B. and Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data*, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- Nakao, S. and Nishioka, K. 1984. *Flowers of Bhutan*. Tokyo: Asahi Shimbun Publishing Company.
- Grierson, A. J. C. and Long, D. G. 1983-2000. *Flora of Bhutan* Vol. I. Part 1,2,3. Vol. II. Part 1,2,3 & Vol. III. Part 1,2. Edinburgh, UK.
- Hara, H. 1968. *Photo-album of plants of Eastern Himalaya*. Tokyo: Inoue Book Company.
- Holdridge, L. R. 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science*. 105: 367-369
- Holdridge, L. R. 1967. *Life Zone Ecology*. Tropical Science Centre, San Jose, Costa Rica.
- Noltie, H. J. 1994-2000. *Flora of Bhutan: Part 1 & 2*, vol. 3. Royal Botanic Garden, Edinburgh.
- Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. *Vegetatio*. 57: 15-52.
- Parker, C 1992. *Weeds of Bhutan*. National Plant Protection Centre Simtokha, Roral Government of Bhutan, Department of agriculture, Thimphu, Essen and Exeter.
- Polunin, O. and Stainton, A. 1984. *Flowers of the Himalaya*. Oxford Univ. Press. New Delhi.
- Pradhan, R. 1998. *Wild Rhododendrons of Bhutan*. Quality Printers, Kanthmandu, 53 pp.
- Stainton, A. 1988. *Flowers of the Himalaya. A supplement*. Oxford Univ. Press. New Delhi.
- Simon, G., Sitthisunthōn, P. and Anusānsunthōn, V. 2000. *A Field Guide to Forest Trees of Northern Thailand*. Kobfai Publishing Project. Chulalongkorn University Book Centre, Bangkok.
- Walter, H. and Lieth, H. 1961-1967. *Climate Diagram World Atlas*, Jena, Fischer Verlag.

ブータンヒマラヤ南部 Dechiling 地方の低地石灰岩地域に残存する唯一の Indian willow (*Salix tetrasperma*) 湿地林の保全

WANGDA Pema, GYALTSHEN Dorji, KAKA,
PRADHAN Rebecca and JURMEY Kelzang

ブータンヒマラヤの湿地はオグロツルなど複数の種のハビタットとして重要な役割を担っている。しかし、低標高域の湿地は同等の重要性を持ち保護されるべきであるにもかかわらず、これまで研究が進んでいない。本研究の目的は、1) 湿地生態系（水の供給源である周辺丘陵の森林を含む）の植生インベントリの作成、2) ローカルコミュニティにおける伝統的農業様式の評価（脅威の明確化を含む）、3) 湿地生態系の重要性に関する提言作成である。

調査地はブータンヒマラヤの亜熱帯地域に位置し、年平均気温 18.4 °C、年間降水量 3922 mm であった。調査の結果、55 種（38 科）が記録され、うち 4 種 (*Salix tetrasperma*, *Michelia kingii*, *Eriobotrya bengalensis* and *Goniothalamus sesquipedalis*) は国内初記録であった。この湿地は多様な動植物、水生生物にとっての豊かなハビタットを維持していることが明らかになった。調査地の植生は (1) 落葉広葉樹林 (*Salix* ヤナギ林)、(2) 常緑広葉樹林 (二次林・自然林)、(3) 遷移初期群落 (農地) の 3 つのタイプに区分された。湿地中心部のおよそ 40ha は落葉広葉樹林 (*Salix* ヤナギ林) が占め、その周囲の斜面に常緑広葉樹の自然林と二次林、遷移初期群落 (休耕地) が取り囲んでいた。

社会調査により、Gonpawoong, Shingchongri, Kholomri の 3 つの集落が湿地のステークホルダーとして特定され、2793 名が暮らしていることがわかった。湿地はこれらのコミュニティの水がめとしての機能を持ち、周辺の森林は湿地の涵養を支えている。農家は、畑作、オレンジの果樹栽培、家畜育成を組み合わせた営農を行っている。土地利用の 89 % が斜面で行われる畑作であることが明らかになった。伝統的土地利用から慣習的土地利用への転換や、農道建設といった開発が進み、湿地管理へ何らかの影響が出るのが懸念される。例えば、家畜のグレージング圧の増大は、耕作放棄地における森林再生を抑制するであろう。

こうした課題に対する介入は時宜にかなっており、ここでは湿地の持続可能な管理に関する提案を行った。湿地生態系を持続可能な状態に管理するために、湿地周辺の森林をバッファー（天然のインフラ）として保全すること、多様な動植物を含んだ暮らしの重要性を守るための湿地宣言を行うことを推奨する。（推薦者：北澤哲弥 訳）

An irrigation strategy to exterminate apple snails (*Pomacea canaliculata*) eggs in Taiwan paddy fields

Yu-Chuan Chang¹ and Kunihiro Yoshino²

Water submersion is of particular importance because apple snails lay egg masses on trunks or stems of plants or on walls above the water 150 mm-200 mm not only to avoid aquatic predators, but also to avoid negative effects of the water itself on hatching success of their eggs. These effects may include altering the permeability of the egg capsule, reducing oxygen availability due to low levels of dissolved oxygen, or lower incubation temperatures in water as compared to air temperatures.

In paddy field, ponding water management may cause water levels to rise quickly and remain elevated for hours to days. Therefore, eggs which are laid above the water level on a stationary object such as bunds or stems may become submerged. In this study, we applied different last time of water sub-mersion on the various ages of snail eggs. Base on a field survey, an irrigation strategy was introduced to decrease the hatching rate of apple snail eggs in paddy field.

Our results demonstrated that water submersion could dramatically decrease the hatching rates to maximal 8.0 % on *P. canaliculata*. Water sub-mersion that began in 6 hours after the eggs were laid or lasted for more than 24 hours will significantly decrease the snails' hatching rate to 25 %. This breeding characteristic of *P. canaliculata* makes the physical control by water treatment feasible. Considering that there exists a set of limited ponding depth during the rice growth stage which will cause flooding damage when the water level is higher than 40 % of plant height, it is suggested to apply an irrigation strategy according to upward principle, accompanied by deep-water intermittent irrigation and field ditch to decrease the hatching rate of *P. canaliculata*. This technique would have no negative effects on rice yield, neither on ecological environment.

INTRODUCTION

The *P. canaliculata* originates from Argentina was first introduced to Taiwan in 1980 for aquaculture (Naylor 1996). After losing commercial value, the snails become a dangerous pest which has got great attention all over the world in recent decades. This species of freshwater snail was either deliberately or accidentally spread into local aquatic habitats such as rivers, ponds, canals, or paddy fields, and it eats many crops, especially young rice shoots. It causes

large amount of crop loss all over Asia and North and Central Americas.

Current methods to control *P. canaliculata* in paddy fields include draining or keeping water low while rice is young and susceptible to feeding, hand picking snails, and applying pesticides (Yusa and Wada 1999). However, these methods are impossible or ineffective when fields are poorly-drained or flooded. Biological control may have potential not only in paddy fields (Halwart 1995)

1: Hsing Wu University, Department of tourism and leisure manage 2: University of Tsukuba, Department of Engineering, Information and Systems

Received 2016. 10. 31, Published 2018.5.14

but also in canals and ponds (Yusa and Wada 1999). Ducks, carp or Nile tilapia (Halwart 1995) have been released in paddy fields for snail control as well for as meat production. They are often effective in reducing snail density, but require a special care.

From the longterm field investigation, the surface of newly laid eggs contains colloid, which will be solidified after a certain amount of time. The colloid protects the eggs and can help them to achieve normal hatching progress. Some studies have examined some factors influencing the hatching rates such as water submersion (Turner 1998, Pizani et al. 2005) and inbreeding (Fujio et al. 1997). Water submersion is of particular importance because apple snails lay egg masses on trunks or stems of plants or on walls above the water 150 mm-200 mm (Turner 1996) not only to avoid aquatic predators, but also to avoid negative effects of the water itself on hatching success of their eggs. These negative effects on hatching success may include altering the permeability of egg capsules (Pizani et al. 2005), reducing oxygen availability due to low level of dissolved oxygen (Turner 1998), and lower incubation temperature in water compared to air temperatures (Turner 1998).

In paddy fields, ponding water management raises water level quickly and keep high water level for hours to days. Therefore, eggs which were laid above the water level on a stationary object such as bunds or stems could be submerged. In this study, we applied the different duration of water submersion on the various ages of snail eggs. Based on a field survey, an irrigation strategy was introduced to decrease the hatching rate of apple snail eggs in paddy fields.

MATERIALS AND METHODS

The *P. canaliculata* was collected from the paddy fields (23°22'29" N, 120°23'25" E) in the Chianan plain from October to December 2015 (Fig.1). These paddy fields are under the jurisdiction of the Chianan Irrigation Association in Taiwan. Field survey was conducted to record the eggs' position and the water depth to understand the eggs' position in different water regimes.

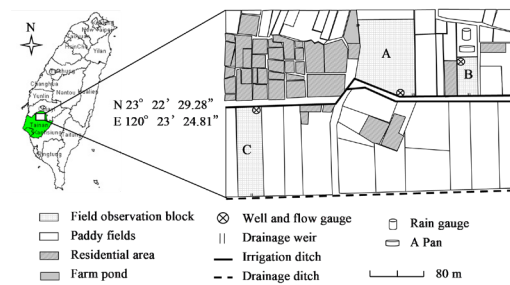


Fig. 1. Location of the experimental area.

1. The preparation of indoor rearing observation

The collected snails of which height were 25 mm to 40 mm were brought to the laboratory. They were reared in three 60 L aquaria (60 cm x 25 cm x 40 cm) and fed with lettuce leaves, cabbage and duckweed in room temperature and natural photoperiod (Fig. 2).

Tap water was replaced every other day. Thirty pairs of female and male snails were randomly selected in each aquarium. When the snails began to lay the eggs, the initial time was recorded (usually



Fig. 2. Snail breeding boxes.

at night).

2. Estimate of the number eggs

The number of eggs is estimated through weighting a single egg by using electronic analytical balance and weighting the total mass of all eggs (Fig. 3). The ratio of total mass and single mass was considered as egg quantity.



Fig. 3. Estimate of the number eggs.

3. Hatching rate tests with water submersion

In hatching rate tests with water submersion, we hanged the starting time of submersion with 6 cases (0, 1, 6, 12, 24, 48 hours later after eggs were laid), and for each case, duration of submersion was changed in 6 runs (12, 24, 48, 96, 144, 192 hours).

The starting time of submersion was recorded as “A”, and the eggs were divided into six groups, numbered as A1, A2, A3, A4, A5, A6. For A1, eggs were submerged at 0 hour. For A2, eggs were submerged 1 hour later. For A3, eggs were submerged 6 hours later. For A4, eggs were submerged 12 hours later. For A5, eggs were submerged 24 hours later. For A6, eggs were submerged 48 hours later.

Water submersion duration was recorded as “B”, and the eggs were divided into six groups, numbered as B1, B2, B3, B4, B5, B6. For B1, eggs were submersed for 12 hours. For B2, eggs were submersed for 24 hours. For B3, eggs were submersed for 48 hours. For B4, eggs were submersed for 96 hours. For B5, eggs were submersed for 144 hours. For B6, eggs were submersed for 192 hours. Each group had three

replicates. These eggs were placed separately into petri dishes and pure water was slowly poured into the dishes until the eggs were completely submerged. All dishes were also put into the Artificial Weather Educates Box with the same operating settings as test A. The hatching rate were recorded as Table 1.

Table. 1. Hatching rate with water submersion

Egg age / Duration	A1(0h)	A2(1h)	A3(6h)	A4(12h)	A5(24h)	A6(48h)
B1(12h)	A1B1	A2B1	A3B1	A4B1	A5B1	A6B1
B2(24h)	A1B2	A2B2	A3B2	A4B2	A5B2	A6B2
B3(48h)	A1B3	A2B3	A3B3*	A4B3	A5B3	A6B3
B4(96h)	A1B4	A2B4	A3B4	A4B4	A5B4	A6B4
B5(144h)	A1B5	A2B5	A3B5	A4B5	A5B5	A6B5
B6(192h)	A1B6	A2B6	A3B6	A4B6	A5B6	A6B6

*For example, A3B3 means the average hatching rate that the eggs were submerged for 48 hours after the eggs were laid for 6 hours.

RESULTS AND DISCUSSIONS

1. Field investigation

After field investigation, we had a group discussion (Fig.4). Through the discussion, we found out some of the farmers could control the apple snail and weed by early transplant in the first crop season, because the tolerance of low temperature are between 8 and 20 °C for rice seedling and apple snail respectively. The farmer usually transplant rice at the beginning of March when the air temperature is between 8 and 20 °C.

In addition, about 90 % of apple snail eggs are found on the wall of bunds and canals as shown



Fig. 4. Group discussion.

in Fig. 5, and less than 10 % are found on the rice straw or leaf as shown in Fig. 6. Considering the material of the bunds, about 85 % are found on the concrete bunds in Fig. 5, and only 15 % are found on earth bunds. The material of concrete has coarse surface to hold the eggs.

In order to develop an irrigation strategy to reduce the apple snail eggs in paddy fields, the water



Fig. 5. Eggs on concrete bund and canal.



Fig. 6. Eggs on rice straw.

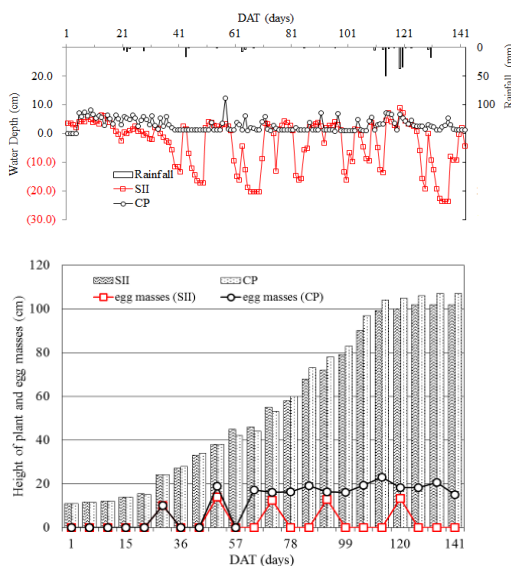


Fig. 7. Water depth and egg masses position of two types of water management.

depths of two types of water management, shallow intermittent irrigation (SII) and conventional practice (CP), were measured as shown in Fig. 7 to determine the frequency and position of egg masses in different growth stage.

In Fig. 7, the egg masses were mainly found after the fields were flooded for a few days. The number of egg masses in the plot with CP was 2.8 times higher than that of the plot with SII, and the average position of egg masses in CP was higher than that of SII, too. The average weight of egg mass was 91.8 g in CP and 82.5 g in SII, respectively. The weight of an egg was 0.7 g in both types. The average number of one egg mass was 133 eggs in CP and 120 eggs in SII, respectively.

In shallow intermittent irrigation (SII), irrigation water is applied to obtain flooded conditions a certain number of days after ponded water disappears. The number of days before applying irrigation water can vary from 1 to more than 10 days, and is very likely to be the critical point in reducing the frequency and position that the egg masses appeared. Meanwhile, the number of egg and egg masses were inhibited in the paddy field.

2. The influences of the water submersion

In order to conduct the indoor rearing observation, the apple snails are collected and selected from the canals which offer a safety habitat for snails during the fallow periods of paddy fields by keeping fresh water flow as seen in Fig. 8.

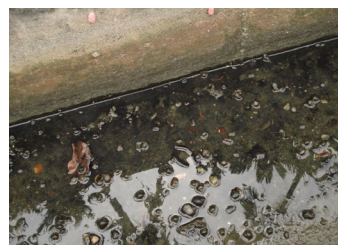


Fig. 8. Canals offer a safety habitat during the fallow periods of paddy field

By draining the water from the canal and decreasing the wet zone in the canal, we can gather the apple snail more easily. The approach may be helpful for farmers to remove the apple snail from the canals before apple snails inhabit the fields during crop season.

The water submersion is an effective measure to control the snails' hatching rates and time. Herein, we studied how the water submersed duration and the beginning time affected the hatching rates and hatching time of *P. canaliculata*. The ANOVA results demonstrated that both the submersion beginning time (factor A) and the duration (factor B) were significantly affected the hatching rates ($p < 0.001$) as shown in Table 2.

By plotting the average hatching rates along with these two factors in Fig.9 and Fig. 10, respectively, it was obvious that the earlier beginning time and longer submersion would dramatically reduce the hatching rates.

In Fig. 9, groups A1–A3, in which submersing the eggs began within 6 hours, showed significant decrease of the hatching rate to less than 30 %. As the duration became longer, the hatching rate decreased to less than 25 % after 24 hours. Meanwhile, groups A4–A5, in which submersing the eggs began between 12 hours and 48 hours later, the hatching rate is still higher than 35 % and decrease to less than 30 % after being submersed for 48 hours. However, for the eggs which were submerged after 48 hours of egg-laying, the hatching rate is difficult to be reduced to under 30 %

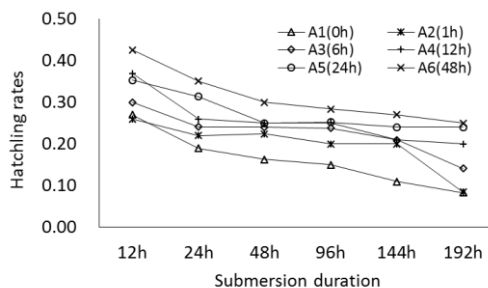


Fig. 9. Hatching rates of eggs with water submersion in different duration at different beginning time.

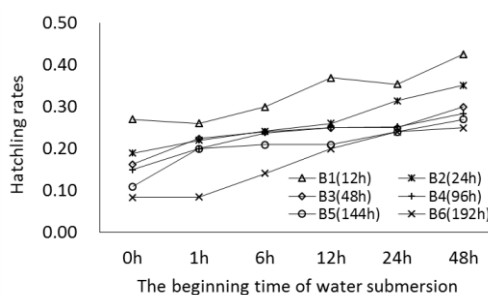


Fig. 10. Hatching rates of eggs with water and Submersion at different beginning time with different duration

even if they are submerged for 144 hours.

In Fig. 10, groups B1–B6, in which the eggs are submerged for more than 12 hours, would significantly decrease the hatching rate to below 20 %. As the beginning time is postponed for more than 24 hours, the hatching rate will be higher than 25 %. However, the hatching rate is difficult to be controlled under 25 % when the eggs are submerged for less than 12 h.

Considering the normal hatching rate was 80 % in the control group for 15 days, our results indicate that the water submersion that began 6 hours after

Table 2. ANOVA of egg hatching rates with water submersion.

	Sum of squares	Df	Mean Square	F	Signification
A factor	0.0912	5	0.0182	37.763	<0.001
B factor	0.0901	5	0.0180	37.297	<0.001

the eggs were laid and lasted at least 24 h will dramatically decrease the snails' hatching rates. Group A1B6 and A2B6 had the least hatching rate of 8 %, indicating water submersion for 8 days after the eggs were laid within 1 hour would effectively inhibit the development of snails.

3. Discussions

Rice is grown under continuous submergence or intermittent or variable ponding conditions depending on the farmer's choice and also on the water resources. Typical water management in paddy fields, with submergence only for required periods and under water ponding depth control in a paddy lot, is based on a sufficient supply of water, improvement of the drainage system, and land consolidation. Otherwise, paddy rice is still grown in level basins which are flooded with water throughout most of the growing season which is suitable for apple snails to infest the paddy field.

In traditional irrigation measures involve the drying of soil surface until it cracks, such as midseason drainage and inter-mittent irrigation, are used to prevent roots from rotting, reduce nonproductive tillers and improve lodging tolerance for controlling rice growth and achieving high yields. Meanwhile, frequently drying the fields has a determinant effect on apple snails. Although apple snails can survive under dry conditions for several months, their reproduction is interrupted as long as the environment is dry, and all eggs die immediately upon drying. Thus two or three periods a year will make many habitats unsuitable for apple snails in the long run. Rotating dry and wet periods, e.g., intermittent irrigation, crop rotation and fallow management, also inhibit snail population.

One farmer in the Philippines has worked out a water management schedule to control the apple

snails (Porte et al. 2006). The paddy soil is kept just flooded enough to keep snail eggs from hatching until the young seedlings are 20 days old. Then the field is dried so that the snail eggs hatch and the snails feed on young weeds as they emerge. By this time, the plants are enough older and tougher so that snails prefer to eat the tender new weeds. With these practices, the farmer can get the snails to do his weed control for him.

In our indoor rearing observation, it is also inferred that the hatching rate of eggs can be controlled to below 25 % by submerging for 24 hours after eggs were laid within 6 hours. In paddy fields, ponding water management rises water levels quickly and to sustain the high water levels for hours to days. Therefore, eggs which were laid above water level on a stationary object such as bunds or stems may be submerged.

However, excessive ponding water conditions inhibit air exchange between soil and the atmosphere, resulting in oxygen deficiency (IRRI 1979). The degree of crop susceptibility depends on plant species, plant development stage, soil and air temperature and duration of water logging (Tabuchi 1992). Recently, effects of deeper ponding water depth on plant growth have received renewed attention.

Most of farmers believe the increase of the ponding depth will result in better weed control. Some researches advise that the best ponding depth is 20 cm for weed control (Bhagat, Bhuiyan, and Moody, 1996) and the ponding depth shouldn't surpass the plant height after the productive tiller stage, but there is no significant drop in yield when the depth is between 40 % and 70 % of plant height (Shih 1977). As shown in Fig. 11, a deep-water irrigation regime has been adopted by some

farmers in Japan with the objective of mitigating damage induced by cool summer, controlling weeds, saving labor, achieving high yields and serving as reservoirs (Goto 1996, Ohe 2005, Ishibashi et al. 2009). Water management before the initiation of deep-water irrigation in the water storage-type deep irrigation was the same as in the case of standard. It is advisable to keep the third leaf blade above the surface of the water for better rooting (Kiyochika 1994),

Under the above-mentioned conditions, an irrigation strategy to exterminate apple snail's eggs based on field survey and indoor rearing observation is proposed in our research as shown in Fig. 12.

(1) Preparation of the rice fields

- Tillage - Soil in the field is tilled deeply and

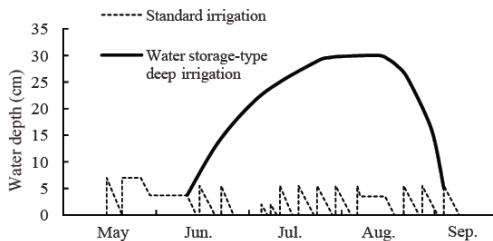


Fig. 11. Water storage-type deep irrigation and standard irrigation in Japan (Ishibashi et al, 2009)

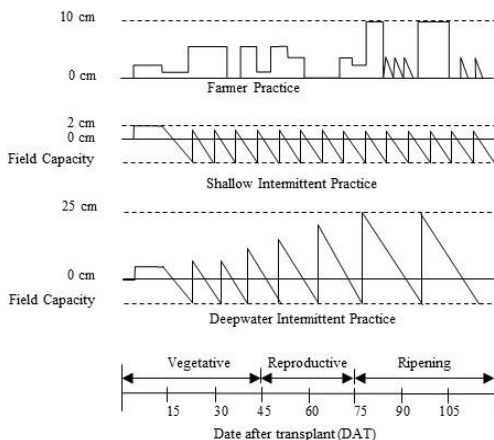


Fig. 12. An irrigation strategy to exterminate apple snail's eggs in paddy field

uniformly to a depth of about 15 cm. Exploring the snail in fields into the sunlight.

- Constructing field ditches - These are constructed in a fishbone pattern across the field to dry out the soil surface and constrain the movement of apple snail by shallow ponding water in the ditch.

(2) Water control

- Rooting - Providing just a thin layer of water on the soil surface initially can protect the root from water-deficit stress and will support the root growing into deeper soil. If the leveling is good enough, the soil can be maintained thereafter with minimum moisture, without a thin layer of water, and this will be better for controlling the apple snail. Some farmers apply dry trans-planting to decrease the moving ability of snails at the beginning 15 DATs when is easy to explore the tender stem of seeding under the risk of snail.

- After tilling stage - Intermittent irrigation, with drying for several days between each interval, maintains more favorable soil conditions for rice plant growth. Drain the field occasionally to limit snail mobility and feeding activity, and let the snail lay eggs on low position during unflooded condition and be submerged by water level on next deep ponding period in Fig. 12.

The water level shouldn't higher than 25 cm or 40 % of plant height and the number of dry days can be determined by the following formula:

$$Dry\ days = \frac{(SC - FC) \times A_s \times d}{100 \times (ET_{crop} + P)}$$

where, SC is the saturation moisture content of the soil; FC is the field capacity of soil moisture content; and A_s is the bulk specific gravity of the soil; d is the depth of the root zone, P is the percolation of the soil, and ET_{crop} is the evapotranspiration of

rice plants. According to the field survey in Chianan plain in Taiwan, the optimum length of time for dry days is 2 days in silty loam, somewhat shorter in sandy loam, and somewhat longer in clay loam (Tsai, 1964).

- Maximum tilling - Continuous drying of the soil by the sun for controlling the movement of snail is recommended until cracks start to develop in its surface. Beyond this, there will be more growth of ineffective tillers and elongation of rice plants according to aerobic conditions in the root zone.

- Panicle formation phase - Deep intermittent irrigation and dry several days in each interval, drainage before panicle fertilizer, weedicide and pesticide.

- Flowering phase - shallow water without dry. A continue irrigation in system operation is recommended for Irrigation Association in case of farmer conflicts resulted from water shortage.

- Ripening phase - Deep intermittent irrigation and dry several days in each interval. In order to prevent the rice blast damage during hot summer, applying flush irrigation to decrease the temperature of the soil is acceptable.

- Harvest - Dry for at least one week before harvesting in order for the soil to bear the weight of a combine harvester.

Although there is abundant literature with studies supporting that irrigated rice do respond to ponding depth (Anbumozhi et al, 1998; Zwart et al., 2004; Talpur et al., 2013), yet the variation in yield may be merely due to variations in timing and the level of ponding depth. In this study, a suitable ponding water depth developed from deepwater irrigation regime and intermittent irrigation, which may cause a nonsignificant yield response to ponding water, was drafted to control the apple snails.

CONCLUSIONS

After months of field investigation and group discussion, we find out the shallow intermittent irrigation is very likely to be the critical point in decreasing frequency and position of egg masses. Meanwhile, the number of egg and egg masses were inhibited in the paddy field. However, in our indoor rearing observation, the water submersion can significantly affect the development of snail eggs. Our results demonstrated that the hatching rate of eggs can be controlled to below 25 % by submerging for 24 hours after eggs were laid within 6 hours.

In paddy fields, ponding water management may raise water levels quickly and keep high water level for hours to days. Therefore, eggs which were laid above water level on a stationary object such as bunds or stems may be submerged. Based on field survey and in-door rearing observation, a suitable ponding water depth developing from deep-water irrigation regime and inter-mittent irrigation which may cause a non-significant yield response to ponding water was proposed to control the apple snails.

It is recommended that a study should be conducted in the open field by upward ponding depths management and observes its impact on snail population and rice yield.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank Prof. Chen and Ms. Syu from National Chiayi University for giving a hand at the data collection and analysis.

REFERENCES

Alejandra L. E. and Pablo R. M. 2002. *Pomacea Canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae): Life-History Traits And

- Their Plasticity. *Biocell* , 26: 83-89.
- Anbumozhi, V., Yamaji, E. and Tabuchi, T. 1998. Rice crop growth and yield as influenced by changes in ponding water depth, water regime and fertigation level. *Agricultural Water Management* 37: 241-253.
- Bha-gat, R. M., Bhuiyan, S. I. and Moody, K. 1996. Water, tillage and weed interactions in lowland tropical rice: a review. *Agric. Water Manage.* 31:165-184.
- April, S. O. and Thomas, C. C. 2014. An Assessment of Submersion as a Mechanical Control Technique of *Pomacea maculata* eggs in Southern Florida, USA. *Natural Resources and Conservation* 2: 6-10.
- Fujio, Y., Nakajima, M., and Showa, H. 1997. Selection and inbreeding depression in maintenance of a stock population of the apple snail *Pomacea canaliculata*. *Fisheries Science* 63:368–71.
- Goto, Y. 1996. The deep-irrigation method of rice cultivation and its functional contribution as a reservoir. *Journal of Agricultural Science.* 51: 344-348.
- Halwart, M. 1994. The golden apple snail *Pomacea canaliculata* in Asian rice farming systems: present impact and future threat. *International Journal of Pest Management* 40:199-206.
- IRRI. 1979. *Fundamentals of Rice Crop Science*, Los Banos, Philippines : 638.
- Ishibashi, T., Nakamura, S., Saito, M. and Goto, Y. 2009. Tillering and Yield of Rice Cultivars under a Water Storage-Type Deep-Irrigation Regime. *Plant Production Science* 12: 237—242.
- Katherine, C. H., Sally, D. J., Kate, M. B., Anthony, M., Evan, S., and Christopher, A. G. 2008. Factors Affecting Hatchling Success Of Golden Apple Snail Eggs: Effects Of Water Immersion And Cannibalism. *Wetlands* 28: 544-549.
- Kiyochika, S. 1994. *The Technology of Increasing Rice Produce*. Ie No Hika Association: Tokyo: 52–133.
- Naylor, R. 1996. Invasions in agriculture: assessing the cost of the golden apple snail in Asia. *Ambio* 25: 443.
- Ohe, M. 2005. Change of habits of rice plants by deep-water irrigation. Plant type, tillering, characteristic of stem and root system. *Series of Agricultural Technology*. In *The Book of Crops*, vol. 1. Nobunkyo, Tokyo. 27 : 218. 2-218. 19.
- Pizani, N. V., Estebenet, A. L. and Martin, P. R. 2005. Effects of submersion and aerial exposure on clutches and hatchlings of *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae). *American Malacological Bulletin* 20:55–63.
- Porte, D., Verzola, R. and Uphoff, N. 2006. Using golden apple snails for weed control: Philippine farmer experience. *Global Advances in Ecology and Management of Golden Apple Snails*, eds. Joshi, R.C. and Sebastien, L.S. : 505-506.
- Shih, C. C. 1977. Primary study on damage to paddy rice by water inundation. *Symposium on Environment Impact of Rainstorms*, Taiwan: 189–222.
- Tabuchi, T. 1992. Water quality management in agricultural areas. *Journal of Irrigation Engineering and Rural Planning* 16: 87-94.
- Talpur, M. A., Changying, J., Junejo, S. A., Tagar, A. A. and Ram, B. K. 2013. Effect of different water depths on growth and yield of rice crop. *African Journal of Agricultural Research* 8: 4654-4659.
- Tsai, T. Y. 1964. *Rotational irrigation practice*. Chianan Irrigation Association.
- Turner, R. L. 1996. Use of stems of emergent plants for oviposition by the Florida apple snail, *Pomacea paludosa*, and implicatios for marsh management. *Florida Scient.* 59: 34-49.
- Turner, R. L. 1998. Effects of sub-mergence on embryonic survival and developmental rate of the Florida apple snail, *Pomacea paludosa*: implications for egg predation and marsh management. *Florida Scientist* 61:118-29.
- Wang, Z., Tan, J., Tan, L., Liu, J. and Zhong, L. 2012. Control the egg hatchling process of *Pomacea canaliculata* (Lamarck) by water spraying and submersion. *Acta Ecologica Sinica* 32: 184-188.
- Yusa, Y. and Wada, T. 1999. Impact of the introduction of apple snails and their control in Japan. *Naga, the ICLARM Quarterly* 22:9-13.
- Zwart, S. J. and Bastiaanssen, W.G.M. 2004. Review of Measured Crop Water Productivity Values for Irrigated Wheat, Rice, Cotton and Maize. *Agricultural Water Management* 69:115-133.

湾の水田におけるジャンボタニシ (*Pomacea canaliculata*) の 卵の駆除のための灌漑戦略

CHANG Yu-Chuan and YOSHINO Kunihiko

ジャンボタニシ (*Pomacea canaliculata*) が、植物の幹、枝や水路の壁の水面 150 mm ~ 200 mm のところに卵を産み付けているのは、卵が水に浸ることが重大な意味を持つからである。それは、水棲の捕食動物を忌避すると同時に、卵の孵化に浸水すること自体の負の影響；例えば、卵の殻内に水が浸透することや水中では孵化に適した溶存酸素濃度や温度が空气中に比較して低いこと、を避けるためでもあるからである。

灌漑水田においては、湛水管理により田面の水位を急速に上げたり、高い水位を数時間から数日間保つことが可能である。それゆえ、何か安定的なもの（稲の株や茎）の上に産み付けられたジャンボタニシの卵を浸水させることが可能である。本研究では、様々な卵齢（産卵からの経過時間）のジャンボタニシの卵を異なる時間、連続的に浸水させて孵化率の変化を観察する実験を行った。そして、現地調査結果に基づいた（現地の水田の灌漑システムを考慮した）ジャンボタニシの卵の孵化率を低下させる水田の灌漑戦略を考察した。

実験によれば、ジャンボタニシの卵を浸水させることは最大 8 %、孵化率を低下させる。また、産卵後 6 時間以内の卵を 24 時間以上浸水させることにより、孵化率を 25 % に低下させた。

以上より、ジャンボタニシの繁殖生態を考慮すると、水管理によって物理的に繁殖をコントロールすることが可能である。稲は生育期間中に、自分の背丈の高さの 40 % 以上の水深に水没したとしても、湛水被害を受けない。そのため、実験結果が示唆するジャンボタニシの卵の浸水への耐性を考えると、水田用排水路で深い水深で断続的に水田灌漑を行うという灌漑戦略が提案できる。この灌漑方法は、水稲に対して何ら負の影響も与えないし、また、周辺環境にも影響しない。（推薦者：吉野邦彦 訳）

