

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、そして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直接助成があります。

本報告書は、2013年10月から2014年9月にかけて実施された第24期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成の成果を取りまとめたものです。第24期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、86件の応募の中から、国内研究助成10件、国内活動助成7件、海外助成3件の計20件（助成金総額1984万円）を採択しました。2013年度までのプロ・ナトゥーラ・ファンド助成の件数の累計は515件にのぼり、助成金額の総額は5億3555万円となりました。第24期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、絶滅危惧種の保全に関する研究や、外来種の影響調査、住民参加型の自然保護活動といったプロジェクトが行なわれました。

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24期 プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内研究助成

- 東 幹夫・佐藤慎一・山中崇希・市川敏弘・佐藤正典（諫早湾保全生態学研究グループ）
諫早湾開門開始直前までの有明海全域における海底環境と底生動物の変化に関する研究…………… 1
- 小柳知代・赤坂宗光・小熊宏之・富松 裕・瀬井純雄・横川昌史（半自然草地における生物多様性保全計画研究会）
半自然草地に生育する絶滅危惧植物マツモトセンノウ (*Lychnis sieboldii*) の遺伝的多様性の保全…………… 11
- 瀬戸口浩彰・東 広之・長澤淳一・平塚健一・肉戸裕之（絶滅寸前種オオキンレイカを次世代に残すネットワーク）
青葉山のオオキンレイカを題材とした希少野生植物の個体群復元…………… 21
- 長谷川雅美・上田哲行・平沢浩一郎・菅原みわ（赤とんぼと共に生きるプロジェクトチーム）
アキアカネの移動行動の解明と保全に関する研究…………… 31
- 高橋耕一・羽生将昭（信州保全研究グループ）
上高地における外来植物の侵入と在来植物に対する遺伝的汚染の実態解明…………… 39
- 指村奈穂子・池田明彦・池田史枝・大谷雅人・澤田佳宏・須貝杏子・内貴章世・古本 良・横川昌史（希少生物懇話会）
絶滅危惧種クロボウモドキの保全を目指した個体群構造・分布様式・遺伝構造の研究…………… 49
- 上原浩一・斎木健一・加藤 顕・野口昭造・岩田美穂子・中村正直・倉俣武男・久保田三栄子・渡邊美利
（市民・県・大学の三者連携によるイスマスズカケ保全チーム）
千葉県絶滅危惧種イスマスズカケの保全生物学的研究…………… 67
- 田中健太・大井沙綾子・櫻井宥昌瑚・仲地邦博・岩崎哲也・高木昌興（島嶼鳥学研究会）
絶滅危惧 I B 類・天然記念物キンバトの繁殖生態…………… 77
- 諏訪部真友子・田中宏卓・大西一志・菊地友則・儀間朝宣・林 正幸（南大東島外来アリ調査グループ）
南大東島における外来アリ相の経時変化と新たに定着したブギオオズアリの生態調査…………… 85
- 船越公威・山下 啓・亘 悠哉（鹿児島国際大学生物学研究室）
徳之島のコウモリ相、特に希少種森林性コウモリの生息状況について…………… 95
- ### 第24期 プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成
- 丸田恵美子・上野 薫・大村顕介（北アルプス高山帯環境保全研究会）
北アルプス高山帯におけるライチョウ保護のための研究・活動…………… 107
- 小野有五・橋本泰子・榊原大地（サクラマスまもり隊）
サンル川など道内河川におけるサクラマス保護活動…………… 111

水野玲子・植田武智・中下裕子・御園 孝・黒田洋一郎・田坂興亜 (NPO 法人ダイオキシン・環境ホルモン
対策国民会議)

ネオニコチノイド系農薬削減に向けた各地の取り組み実践集作成 117

富田瑞樹・平吹喜彦・加藤 恵・原 慶太郎・菅野 洋 (南蒲生/砂浜海岸エコトーンモニタリングネットワーク)
東日本大震災に伴う津波被害地における生態系の自律的回復の記録と観察会などを通じた
市民への情報発信 121

大槻都子・武石全慈 (カンムリウミスズメ個体数調査チーム)
ワークショップー日本各地の小さな島々における、希少でかつ個体数減少が懸念されるカンムリウミスズメの
繁殖コロニー保護のために必要な外来生物 (特にネズミ類) の駆除について 125

山本芳正・二渡 忠・今泉 茂・坂本 登・小林稔男・星野和彦・星野武雄・木村幸史・下山啓二・田島忠一・
山田すみい・村岡恒男 (特定非営利活動法人鳴神の自然を守る会)
カッコソウ保護のための啓発活動 133

仲地 学・中谷裕美子・山城須賀子・飯塚布有子・大城菅雄・金城道男・長嶺 隆 (NPO 法人どうぶつたちの
病院沖縄)
南大東島におけるネコの適正飼育による野生動物の保護活動 139

第 24 期 プロ・ナトゥーラ・ファンズ助成 海外助成

SUBEDI Tulsi : Participatory Vulture Conservation Initiative in Koshi Tappu, Eastern Nepal 143

LIN Yu-Hsiu, CHIEN I-Han, LIN Kuan-Fu, IZAWA Masako, and LIU Jian-Nan: Leopard cat (*Prionailurus bengalensis*)
conservation: farmer-animal conflict reporting system, animal damage prevention and control, and conservation education
..... 159

BHUJU Dinesh Raj, SHAH Santosh Kumar and GAIRE Narayan Prasad: Environmental Reconstruction and Impact of
Climate Change on Vegetation at Tree-Lines of Nepal Himalaya 169

諫早湾開門開始直前までの有明海全域における海底環境と 底生動物の変化に関する研究

諫早湾保全生態学研究グループ

東 幹夫・佐藤慎一・山中崇希・市川敏弘・佐藤正典

1997年から現在まで実施されている有明海採泥・採水調査を今年度も継続して行った。諫早湾干拓調整池内では、2014年6月22日に16定点の採泥・採水調査を実施した。また堤防外側海域では、2014年6月23日と24日に諫早沖から有明海奥部にかけての47定点で採泥・採水調査を実施した。本年度の調査の結果を、過去17年間に蓄積されたデータと比較する事で、諫早湾潮止めから開門開始直前までの有明海奥部における海底環境と底生動物の変化を検討した。

キーワード：干拓，採泥調査，二枚貝類，ヨコエビ類，貧酸素水塊，赤潮

1. はじめに

1989年の国営諫早湾土地改良事業（以下、諫干とする）の着工以降、さらに1997年に実施された『ギロチン』と呼称される潮受け堤防の閉め切り（以下、潮止めとする）以降、有明海全域における生態系の顕著な変化が続き、漁船漁業やノリなどの養殖漁業が深刻な不振に見舞われている。本研究グループは、潮止めから今日までの17年間（1997～2014年、2014年分はデータ分析中）、1mmメッシュの篩に残る底生動物（benthic macrofauna）を対象とした有明海奥部および調整池内での定点調査を毎年続けてきた（図1）。さらに、有明海全域を対象とした定点調査（図2A）を、5年毎の6月に計3回（1997年、2002年、2007年）実施してきた。そして、4回目の有明海全域調査を2012年6月に予定していたのだが、2010年12月の福岡高裁控訴審判決と国の上告断念によって、

3年以内（2013年12月まで）に5年間の開門が決定したため、開門実施を待つて4回目の全域調査を行うこととした。

これを受けて本年度の研究は、開門開始直後の有明海全域における海底環境および底生動物の変化を解析することを目的としていた。しかし、2013年12月20日までに実施される予定だった開門開始が延期され、有明海全域における環境変化と底生動物の変化は見込めないため、やむなく調査範囲を毎年実施している有明海奥部と調整池内に縮小変更して2014年6月に採泥・採水調査を実施した。今後、開門が実施された際には、今回実施できなかった有明海全域における採泥・採水調査に加えて、潮受け堤防内外海域において複数回の詳細な採泥・採水調査を実施する予定である。

そこで本稿では、今後の開門開始後の有明海全域調査の比較対象として、過去3回実施され



図1 2013年6月に実施した有明海奥部47定点の採泥調査風景（佐藤慎一撮影）

た有明海全域の調査結果（上杉ほか 2012）の要約と、今年度を含む過去 17 年間に実施された有明海奥部海域における採水・採泥調査の結果を中心に報告し、深刻な漁業不振との関係を明らかにするとともに、潮止めと短期開門の影響および有明海再生について考察する。

II. 調査方法

1997 年～2014 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の 36～50 定点を設定し、Smith-McIntyr 採泥器（採泥面積 0.05 m²）を用いて各定点 1 回の採泥を継続している。得られた堆積物の泥温と酸化還元電位（Eh mv）を測定し、粒度分析用に堆積物の一部を取り除いた残りを 1 mm 目合いの篩にかけ、篩に残ったすべての採集物を 10 % 中性ホルマリン海水で固定し、実験室で底生動物を高次分類群レベルで仕分けた。各定点では、多成分水質計（アレックス電子製 ADR-1000 など）を用いて、表層水と底層水の水温・塩分・溶存酸素濃度・pH・電導度を測定した。堆積物の粒度分析は、2002 年 6 月までの試料は篩分法およびピペット法（近藤

ほか 2003）、2003 年以降の試料は島津レーザ回折式粒度分布測定装置（SALD-3100）によって中央粒径値（Mdφ）などを計測した（上杉ほか 2012）。

本年度は、2014 年 6 月 22 日～24 日に、調整池内 16 定点（図 2C の C1～C24）と堤防外側海域 47 定点（図 2B）において採泥・採水調査を実施した。これらの試料については、現在もデータを分析中であるため、本稿では上杉ほか（2012）のデータを基にした過去 3 回（1997, 2002, 2007 年）の有明海全域調査の結果と、1997 年から 2013 年までに得られたデータに加えて、途中段階ではあるが 2014 年のデータも暫定的に用いることで、有明海奥部で見られた過去 17 年間の海底環境と底生動物の変化について報告する（追記として、その後のデータ更新と有明海全域調査の実施について p.10 で述べる）。

III. 潮止め後の環境変化

1. 青潮（表層の貧酸素水塊）と赤潮の発生

諫干着工の 1989 年以前の有明海では、漁業被害をもたらすような貧酸素水塊はほとんど発生しないとわれてきた。ところが、1997 年

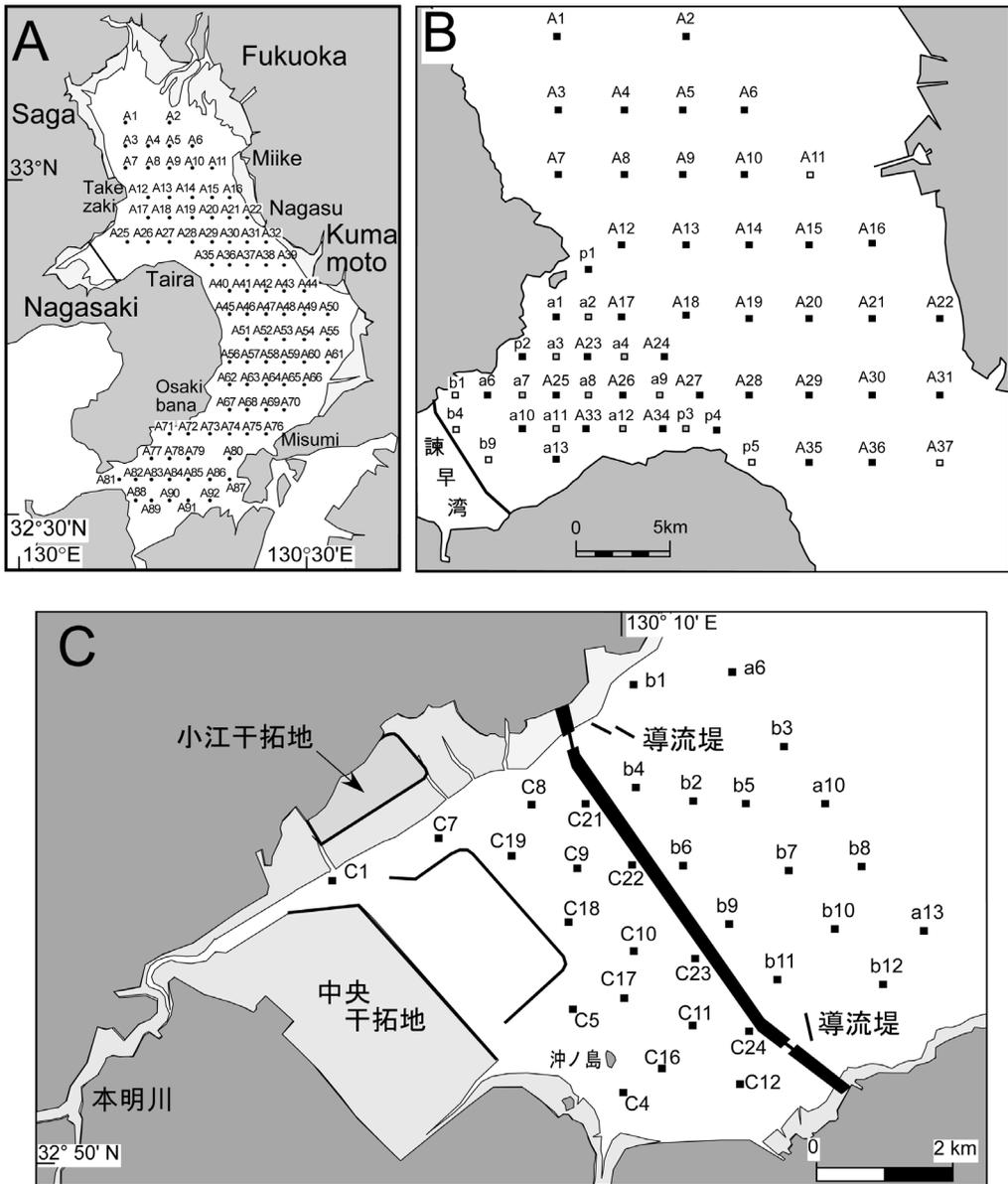


図2 有明海・諫早湾干拓調整池以内における採泥調査定点の位置図。A：有明海全域（A1～A37はB図と同一地点，A38～A92は1997, 2002, 2012年に採泥した定点），B：諫早湾を含む有明海奥部海域（黒四角は1997～2014年，灰四角は1998～2011年，白四角は2012～2014年に採泥した定点），C：干拓調整池および潮受け堤防外側周辺海域（C1～C24は1997年～2014年，b1～b12は2002～2007年に採泥した定点，a6, a9, a13はB図と同一地点）

6月4日の1回目の有明海全域調査で、諫早湾口から対岸に向う有明海湾奥中央にかけて、底層水はもちろん表層水においても極めて顕著なDO飽和度5%以下の2定点を含む20~40%の貧~低酸素水塊を観測した(東2006)。表層の貧酸素水塊は、浚渫工事後に内湾の窪地状の有機物集積水域で底層水の表層への湧昇によって起こる青潮である。潮受け堤防築堤のため諫早湾口では、およそ300haの区域において平均7mの深さまで掘削し、全体で2,000万m³の海砂を採取する計画があった。この計画は1999年に中止されたものの、1989~1998年までの採砂実績が260万m³と報告されていることから、窪地が多いこの周辺で青潮が発生したものと考えられる。

赤潮はどうか。潮止めの翌年1998年7月、諫早湾口北岸で発生したラフィド藻 *Chattonella antiqua* 赤潮(62~51,000細胞/ml)が幅1.5km、延長5kmの範囲に広がり、スズキ、クロダイ、ボラ、ウシノシタ、エイなど天然魚の大量斃死が起これ、岸に打ち上げられた魚の写真が新聞報道された(東・佐藤2015)。瀬戸内海では、*Chattonella antiqua*が水中濃度50細胞/mlを超えると、水産試験場や水産課はマダイやハマチなどの養殖筏を別の場所に移動させるよう警告すると聞いたが、5万細胞/mlを上回る赤潮では自由生活をする天然魚でも逃げ場を失う濃度であったと思われる。2000年の冬に有明海全域を襲ったノリの大凶作は、珪藻 *Rhizosolenia imbricata*が大発生して海水中の栄養塩を大量に消費したため、ノリの成育に不可欠な溶存態窒素が欠乏し、色落ちを起こしたことが原因である。

貧~低酸素水塊の発生は、1999年6月の有明海奥部調査でも、諫早湾口底層でDO飽和度30%以下の貧酸素水を観測しており(東2006)、また2001年6月には諫早湾口から有明

海湾奥南部にかけて1997年6月より広範囲に貧酸素が発生し、対岸の荒尾付近まで広がったことも確認されている(金澤ほか2005)。諫早湾口に設置された溶存酸素連続記録計でも、2001年7月中旬から8月上旬まで潮位に関らず20%以下の値が記録された(木本ほか2005)。2003、2004年7月にも3mg/l以下の貧酸素水が堤ほか(2007)によって観測されたほか、水産庁や環境省の報告でも2004、2005年8月に多くの定点で貧酸素の発生が確認されている。さらに、2008年8月13日には、諫早湾口北岸の小長井地先で天然魚が大量斃死した。その2日後の8月15日には潮受け堤防の外側に沿って諫早湾中央に向かう青潮の帯が幅約1km、延長約7kmの範囲に出現したことが、地元住民の観察と写真撮影によって記録されている。このように、潮止め以降現在まで、有明海の多くの海域で貧酸素化と赤潮や青潮が頻発する傾向が続き強まっていることは間違いない。

2. 底質の細粒化と局所的な粗粒化

有明海全域の底質は、特に有明海湾口部において、2002年6月から2007年6月にかけて急激な変化が見られた(上杉ほか2012)。すなわち、1997年6月と2002年6月には極粗粒砂(Mdφ -1~0)が有明海湾口部の複数定点で見られていたが、2007年6月には極粗粒砂の定点が見られなくなった(上杉ほか2012)。また、有明海中央部では1997年6月には主に中粒~細粒砂(Mdφ 1.5~3)が見られていた。そして2002年6月には熊本沖で極細粒砂~粗粒シルト(Mdφ 3~5)だった定点の多くが、2007年には中粒~微粒シルト(Mdφ 5~8)へと細粒化した(上杉ほか2012)。

一方、有明海奥部では、1997年6月に佐賀沖西部と諫早湾口周辺で粘土(Mdφ 8以上)が、有明海奥部南側(国見・長洲沖)には広く粗

粒～中粒砂 (Mdφ 0～2) が分布しており、その間の狭い範囲に細粒砂～シルト (Mdφ 2～8) が分布していた (近藤ほか 2003)。その後、2000年11月までは顕著な違いが見られなかったが、2001年6月と11月には国見・長洲沖の複数定点で初めて極粗粒砂 (Mdφ -1～0) が認められ、覆砂による人為的影響が指摘された (金澤ほか 2005)。しかし、短期開門後の2002年6月には、諫早湾口部でMdφ 8以上の粘土がMdφ 4～8のシルトに、国見・長洲沖ではMdφ 0～1.5の粗粒～中粒砂がMdφ 1.5～3の中粒～細粒砂へと変化した (上杉ほか 2012)。すなわち有明海奥部では、2001年11月から2002年6月にかけて、堆積物の粗粒化と細粒化が異なる海域で同時に見られている (松尾ほか 2007)。

さらに、2003年以降には、1997年6月から2002年6月にかけて諫早湾奥から有明海奥部西寄りに分布していた粘土も消滅し、中粒～微粒シルト (Mdφ 4～8) へと粗粒化した (上杉ほか 2012)。それに対して、長洲沖では2001年11月には極粗粒砂 (Mdφ -1～0) だった定点が、2003年11月には中粒～細粒砂 (Mdφ 1.5～3) に、そして2007年6月には中粒～微粒シルト (Mdφ 5～8) へと急激に細粒化が進んだことが分かる (上杉ほか 2012)。これらの変化は、潮止め以降の潮流速の減少と潮汐振幅の減衰 (宇野木 2002, 灘岡・花田 2002 ほか) の影響による有明海全般の底質の細粒化に加えて、潮受け堤防建設に伴う局所的な潮流速の強化によって諫早湾奥部などで底質の粗粒化が生じたと考えられる (松尾ほか 2007)。加えて、2002年4～5月の短期開門も底質変化をもたらした要因であろう。

IV. 潮止め後の底生動物の変化

1. 有明海全域における底生動物平均生息密度

の経年変化

これまで3回実施された有明海全域調査によると、底生動物の総個体数 (平均生息密度) は、1997年には38,221個体 (8,686個体/m²) であったが、2002年には74,272個体 (16,880個体/m²) へと増加し、その後2007年には12,386個体 (2,908個体/m²) に急激に減少した (上杉ほか 2012)。すなわち底生動物の総個体数は、2002年の短期開門直後には底生動物が潮止め直後の約2倍に増加したものの、2007年の短期開門5年後には短期開門直後の16.7%にまで激減したことになる。1997年と2002年には、底生動物では特にヨコエビ類、多毛類、二枚貝類が、有明海湾奥南部と湾口部の2つの海域で生息密度の高い傾向を示した。これらの海域では、底質が主に中粒～細粒砂であったため、その底質を好む種が優占していたのであるが、2007年に見られたこれら動物群の共通した密度減少は、この時に生じた底質の細粒化が関係していると考えられる (上杉ほか 2012)。

ヨコエビ類の平均生息密度は、1997年には湾奥南部と湾口部で2,000個体/m²を超える定点も多く、全体では24科94種12,434個体が採集された (松尾ほか 2012)。2002年には特に湾口南部において1997年より多くの個体が採集され、全体で27科89種37,649個体まで増加した。この時の優占種は、ドロクダムシ属の未記載種 *Corophium* sp. A (標準和名未定) であり、1997年6月の採集個体数は全定点で394個体であったが、2002年には7,368個体と18.7倍も多く採集された (松尾ほか 2012)。しかし、2007年にはヨコエビ類は急激に減少し、平均生息密度が2,000個体/m²を超えた定点はわずか5定点のみであった。

多毛類は、1997年には湾奥南部から湾口部にかけて多く見られ、全体では44科10,656個体が採集された (上杉ほか 2012)。2002年には

47科15,972個体まで増加したが、2007年は37科5,452個体へと急激に減少した。とりわけ、湾口部の多毛類は少なく、ほとんどの定点で平均生息密度は2,000個体/m²以下であった（上杉ほか2012）。

二枚貝類も、1997年には湾奥南部から湾口部にかけて複数の定点で平均生息密度200個体/m²以上が採集されたが、2002年には主に湾口部において1997年よりも個体数が多く、2,000個体/m²以上の定点が見られた。しかし2007年にはほとんどの定点で1997年や2002年に較べて個体数が少なく、平均生息密度200個体/m²以上の定点は湾奥南部から湾口部にかけて少し見られるばかりであった（上杉ほか2012）。

2002年に有明海湾奥南部で生息密度と優占度を激増させた種は、ヨコエビ類では *Corophium* sp. A やトゲドロクダムシ *C. crassicorne* などのドロクダムシ科、二枚貝類ではピロードマクラガイ *Modiolus comptus* などの日和見種（*r*-戦略者）であった（金澤ほか2005、松尾ほか2007）。湾奥南部での低～貧酸素水塊と珪藻や渦鞭毛藻の赤潮による他のヨコエビ類や二枚貝類の激減ないし消滅は、それらの個体群増加の好条件となった（東2011）。その結果、この海域における群集の種多様度が低下し、さらにこれが広範囲に波及していったことを示唆している（松尾ほか2007）。

2. 有明海奥部における底生動物平均生息密度の経年変化

有明海奥部における底生動物の平均生息密度について、潮止め直後の1997年6月から2014年6月までの経年変化を図3に示す。なお、2014年6月は採泥を行った有明海奥部47定点のうち、現時点（2014年11月）までにソーティング作業が終了した36定点のデータを用いて、暫定的に平均生息密度を計算した（追記参照）。

採集季節を揃えるため6月のデータを使用した。2003年と2004年だけは6月のデータが無いため、同じ年の11月のデータで補った。また、底生動物全体とともに、最も個体数が多かったヨコエビ類と多毛類の経年変化を示した。

この図から、まず1997年6月から2001年6月にかけては、底生動物全体の平均生息密度が7,858個体/m²から3,646個体/m²へと次第に減少していることがわかる。しかし、短期開門（2002年4～5月の27日間）が実施された直後の2002年6月には、底生動物全体の平均生息密度が20,387個体/m²へ急激に増加した（図3）。この2002年6月の底生動物全体の平均生息密度は、1997年6月の2.6倍、2001年6月の5.6倍にあたる。特に、ヨコエビ類の急激な増加が見られ、2002年6月のヨコエビ類の平均生息密度は15,077個体/m²で、底生動物全体の74%にあたる（図3）。

短期開門が終了してからは、2003年11月から2014年6月まで多少の増減はあるものの、一般的に底生動物の平均生息密度は次第に低下している。直近では、2013年6月に底生動物全体の平均生息密度が1,947個体/m²となり、潮止め直後1997年6月と比較して24.7%にまで減少した（図3）。さらに、現在ソーティング作業を進めている2014年6月の36定点における暫定的データでは、底生動物全体の平均生息密度は2013年6月よりも減少しており、過去17年間の調査で最低生息密度となる可能性が高い（追記参照）。

V. 潮止めと短期開門の影響について一有明海再生にむけて

有明海奥部では、潮止めから4年後の2001年6月にかけて、底生動物全体の平均生息密度は年とともに減少した（図3）。その後、極めて限定的な開門であったも拘らず、短期開門直

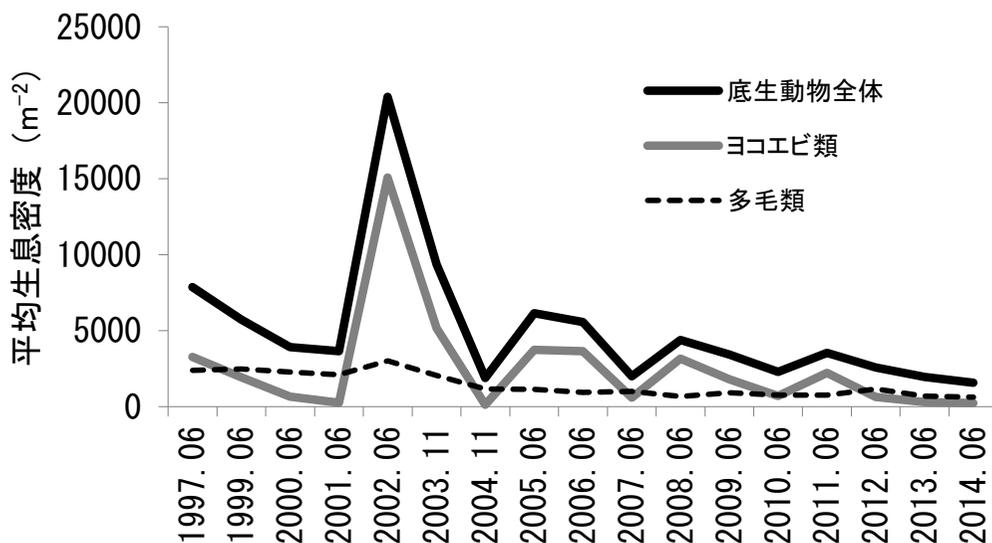


図3 有明海奥部 50 定点における底生動物の平均生息密度に見られる経年変化．1997 年 6 月から 2014 年 6 月までの有明海奥部 32 ～ 50 定点における平均生息密度（東・佐藤，2015 を一部改変）

後に有明海奥部で底生動物の急激な増加が見られ（図 3），それと同時に有明海全域の平均生息密度も大幅に増加した（上杉ほか 2012）．このことは，底質の細粒化などの無機環境の変化が，短期開門後に諫早湾口や有明海奥部だけでなく，島原半島南沖を含む有明海全域で見られる（上杉ほか 2012）ことと整合的であり，短期開門の影響がこれまで考えられていた以上に有明海全体の生態系に大きな作用を与えていることを示唆している．しかし，2002 年 6 月に急激に増加した底生動物は，*Corophium* sp. A やピロードマクラガイなど少数の日和見種に限られていたことから，底生動物の平均生息密度は増加したものの，種多様度は逆に低下しており，単調な群集構造に移行したに過ぎない．そのため短期開門終了後は，潮止め状態の再継続により，これらの日和見種は逸早く消滅することで，底生動物生息密度も急激に低下し，2013 年以降は過去最低の平均生息密度を記録している（追記参照）．

本研究で得られた 2013 年 6 月の有明海奥部 47 定点の平均生息密度（1,947 個体 /m²）は，潮止め直後（1997 年 6 月）の有明海奥部 35 定点における底生動物の平均生息密度（7,858 個体 /m²）の 24.7 % まで低下している（図 3）．この値は，1972 年 6 月の有明海全域 20 定点の平均生息密度（5,588 個体 /m²：東 1986）に比べても 35 % に達しない低い値である．さらに，他の海域のデータと比較すると，この 2013 年の有明海奥部 47 定点の値は，1966 年 3 月の松島湾 43 定点の平均生息密度（3,012 個体 /m²）の 64 %，同じく 1970 年 5 月の博多湾 30 定点の平均（4,572 個体 /m²）の 43 % にすぎない（東・佐藤 2015）．一方，この値は，漁場としては使われていない京都府舞鶴湾の 1970 年 7 月の 14 定点の平均生息密度（240 個体 /m²）ほどは低くないと言える（東 1986）．ただし，2014 年 6 月に実施した有明海奥部 47 定点の暫定的データは 2013 年 6 月の同じ海域のデータより低下している可能性が高いことからみて，昔から言

われてきた「宝の海」としての有明海の漁場価値は急速に低下し、漁場でない舞鶴湾ほどではないにしても、既に漁船漁業が成り立たない海に近づいていることを物語っている。

首藤 (2004) は、平戸市志々岐湾においてマダイやヒラメの食物となるニッポンスガメやオトゲハマアミの生産量とこれら魚類の食物要求量の研究をした。それによると、魚類の生息密度が高まった時には食物となるニッポンスガメなどの生産量が切迫し、魚類の成育場からの逸散や肥満度低下を招くことが考察されている。逆に、魚類の食物となる底生動物の生産量が低下した場合は、魚類の逸散が起こったり成育そのものが成り立たず、深刻な漁業不振を招くことは明らかである (東・佐藤 2015)。

底生動物は、海洋生態系における 1 次生産者やデトリタスと魚介類とを食物連鎖で結ぶ第 1 次、2 次消費者として重要な位置を占める。そのため、その動向は漁船漁業の現状把握にとって極めて重要である。魚介類の命や暮らしにとって不可欠な食物としての底生動物の明白な減少が、漁船漁業の衰退と密接に繋がっていることから考えても、病んだ有明海生態系の再生のためには、当面は段階的開門調査を早急に実施し、諫干をやめて潮受け堤防撤去を計画すべきである。

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。

追記

本研究報告書を提出した時点 (2014 年 11 月) では、2014 年 6 月の有明海採泥試料のソーティング作業が 36 定点しか完了しておらず、暫定的なデータを提出した。しかし、その後の作業により、2014 年 6 月の採泥試料はすべてのソーティング作業を完了したので、ここにその結果を示す。

2014 年 6 月に有明海奥部 47 定点で得られた底生動物は、多毛類 1,917 個体、二枚貝類 620 個体、クモヒトデ類 527 個体、ヨコエビ類 516 個体、エビ・カニ類 70 個体、その他 493 個体で、総計 4,143 個体であった。1 m²あたりに換算した平均生息密度は、多毛類 816 個体 /m²、二枚貝類 264 個体 /m²、クモヒトデ類 224 個体 /m²、ヨコエビ類 220 個体 /m²、エビ・カニ類 30 個体 /m²、その他 210 個体 /m² で、底生動物全体では 1,763 個体 /m² であった。

この値は、本文中で示した 2013 年 6 月の底生動物全体の平均生息密度 1,947 個体 /m² よりも低く、過去 17 年間の調査で最低生息密度である。

2014 年 6 月の有明海奥部 47 定点の平均生息密度 (1,763 個体 /m²) は、潮止め直後 (1997 年 6 月) の有明海奥部 35 定点における底生動物の平均生息密度 (7,858 個体 /m²) の 22.4 % まで低下している。図 3 における 2014 年 6 月の暫定的データとほぼ同程度の結果となった。この値は、1972 年 6 月の有明海全域 20 定点の平均生息密度 (5,588 個体 /m² : 東 1986) に比べても 32 % に達しない低い値である。

さらに、他の海域のデータと比較すると、この 2014 年の有明海奥部 47 定点の値は、1966 年 3 月の松島湾 43 定点の平均生息密度 (3,012 個体 /m²) の 58.5 %、同じく 1970 年 5 月の博多湾 30 定点の平均 (4,572 個体 /m²) の 38.6 % にすぎないことが判明した。

2015 年 6 月には、第 24 期に実施を断念した有明海全域 100 定点における採泥調査を 4 日間かけて実施し、2016 年 2 月の現在もソーティング作業を続けている。このデータが出揃えば、1997 年 6 月以降の 18 年間における有明海全域の底質・水質・底生動物の変化を明らかにすることができるかと期待される (2016 年 2 月 15 日追記)。

文献

- 東 幹夫 1986. 志々岐湾におけるヨコエビ類の生態。昭和 60 年度農林水産業特別試験研究費補助金による研究報告書「ヨコエビ類の生物生産に関する基礎的研究」: 69-124.
- 東 幹夫 2006. 底生動物相の経年変化。有明海生態系の特質とレジェームシフトについて。海洋と生物 28: 577-583.
- 東 幹夫 2011. 有明海異変と開門による再生 (その 2) — 底生動物の経年変化から。日本の科学者 46:

- 11-17.
- 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.
- 金澤 拓・佐藤慎一・東 幹夫・近藤 寛・西ノ首英之・松尾匡敏 2005. 諫早湾潮止め後の有明海における二枚貝群集の変化. 日本ベントス学会誌 60: 30-42.
- 木本克則・田中勝久・児玉真央・山本憲一・那須博史 2005. 有明海奥部における貧酸素水塊の動態. 2005 年度日本海洋学会春季大会講演要旨集: 196.
- 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.
- 松尾匡敏・首藤宏幸・東 幹夫・近藤 寛・玉置昭夫 2007. 諫早湾奥部締め切り後の有明海潮下帯ヨコエビ群集構造の変化. 日本ベントス学会誌 62: 17-33.
- 灘岡和男・花田 岳 2002. 有明海における潮汐振幅減少要因の解明と諫早堤防締め切りの影響. 海洋工学論文集 49: 401-405.
- 首藤宏幸 2004. 稚魚の餌料としてのベントスの生産量. 林勇夫・中尾繁編「ベントスと漁業」恒星社厚生閣: 49-61.
- 堤 裕昭・堤 彩・高松篤志・木村千寿子・永田紗矢香・佃 政則・小森田智大・高橋 徹・門谷 茂 2007. 有明海奥部における夏季の貧酸素水塊の拡大とそのメカニズム. 海の研究 16: 183-202.
- 堤 裕昭 2009. 海洋構造と海底環境の調査より導きだされる貧酸素水発生メカニズム. 第 21 回治環境連ジョイント・シンポジウム有明海貧酸素水塊の実態と要因要旨集: 15-20.
- 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.
- 宇野木早苗 2002. 湾域の環境を決める海水の流れ. 科学 71: 912-920.

Analyses of environmental and benthic faunal changes of Ariake Sea after the open gates of the Isahaya Reclamation Project

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

Since April, 1997, the inner part of Isahaya Bay has been isolated from Ariake Sea by a dike for reclamation, however the court decreed to open the water gate until December 2013. 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 22 June 2014 and (2) 47 fixed stations around inner part of Ariake Sea in 23 and 24 June 2014. As a result, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, the 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 1997 to 2001, and then only a few species increased from 2001 to 2002. However, from 2003 to 2014, 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.

Keyword : Reclamation, Bottom sediments, Bivalves, Gammaridean amphipods, oxygen deficit water mass, red tide

半自然草地に生育する絶滅危惧植物マツモトセンノウ (*Lychnis sieboldii*) の遺伝的多様性の保全

半自然草地における生物多様性保全計画研究会

小柳知代¹・赤坂宗光²・小熊宏之³・富松 裕⁴・瀬井純雄⁵・横川昌史⁶

日本有数の草原景観が広がる阿蘇外輪山地域では、草地改良や植林、管理放棄による樹林化に伴って、草原面積が大幅に減少している。これまでの研究から、生育地面積が減少してから草原生植物の個体群が消失するまでには、長いタイムラグがあることが分かってきた。その背景には、生育地の分断化に伴う遺伝的多様性の低下があると考えられ、遺伝的多様性に配慮した保全を行うことで、将来予測される地域個体群の絶滅を回避できる可能性が高い。本研究では、阿蘇固有種であり絶滅危惧種でもあるマツモトセンノウを事例対象種として、残存個体群における遺伝的多様性を評価することで、阿蘇における半自然草地の保全再生の優先順位を検討することとした。残存個体群の遺伝的多様性は、現在ではなく過去の周辺生育地面積割合と有意な正の関係を示し、生育地が減少してから個体群の遺伝的多様性が低下するまでの間に比較的長いタイムラグが存在する可能性が示唆された。特に、阿蘇外輪山東部地域は、1950年代まで半自然草地が広く分布していたにもかかわらず、近年、草地面積が急速に減少している地域であり、将来的に失われてしまう可能性の高い遺伝子型が一部の個体群において未だ残されている可能性も考えられた。阿蘇外輪山における地域個体群の遺伝的多様性を保全していくためには、こうした個体群を優先的に保全する必要があると考えられた。

キーワード：タイムラグ、絶滅の負債、生育地の消失、保全の優先順位付け、草原再生

1. 研究の背景と目的

阿蘇の半自然草地は、国内では阿蘇にのみ分布する植物が数多く生育しており保全上の重要性が非常に高い。しかし、野焼きや採草、放牧によって維持されてきた阿蘇の半自然草地は、特に 1970 年代以降草地改良や管理放棄に伴って面積が大幅に縮小し、多くの草原生動植物が絶滅危惧種に指定されている（環境省自然環境局野生生物課 2000, 熊本県希少野生動植物検討委員会 2014）。生息地の保全再生活動を行う際、実際に利用可能な保全資源（予算・労力など）は有限であり、また十分でない。そのため保全資源を効率的に利用するための保全再生対

象地の優先順位付けが欠かせない。これまでの優先順位付けは、種ごとの保全目標の効率的な達成が基準となっていた。ここで、各種の遺伝的多様性を考慮した半自然草地の優先順位づけができれば、よりきめ細かく、かつ効率的な保全計画の提案を国・県行政や地元活動家に対して行うことが可能となる。

これまでの研究から、生育地面積が減少してから、実際に、植物の種多様性が低下したり個体数が減少したりするまでには、50 年以上の長いタイムラグが存在する可能性があることが指摘されている（例えば、Lindborg and Eriksson 2004, Cousins 2006）。個体群の遺伝的多様性は、

1: 東京学芸大学 2: 東京農工大学 3: 国立環境研究所 4: 山形大学 5: NPO 法人阿蘇花野協会 6: 大阪市立自然史博物館
2015.2.23 受付, 2016.1.14 公開

個体数の減少にともなう対立遺伝子の確率的な減少や遺伝的浮動の効果による影響を受けて低下すると考えられるため (Aguilar et al. 2008), 種多様性や個体数の分布と同様に, 遺伝的多様性についても過去の履歴 (生育地の縮小等) の影響を受ける場合があると予測される (図 1). そのため, 絶滅危惧植物に対する景観変化がもたらす影響のタイムラグを理解し, 効果的な保全策を検討するうえでは, 遺伝的多様性の評価が不可欠である.

これまでの研究から, 阿蘇地域における現在の草原生植物の個体群は, 現在ではなく過去の周辺草地面積割合と有意な正の関係性を示し, 生育地面積が減少してから実際に個体群が消失するまでには 50 年以上のタイムラグがあることが明らかになった (小柳ほか 2013). つまり, 現在の生育地を保全するのみでは, 地域の残存個体群を維持することが困難であり, 数年もしくは数十年後には, 多くの種で地域絶滅が生じかねないということである. そこで本研究では, 生育地面積の減少と個体群の消失との間にタイムラグが認められたマツモトセンノウ (*Lychnis sieboldii* Van Houtte) を対象として, 残存個体群の遺伝的多様性を評価することで, 阿蘇外輪山に残された半自然草地の保全再生の優先順位を明確化することを目的とした. 具体的には,

将来の個体群の存続可能性と現在の個体群の遺伝的多様性の関係を明らかにした上で, 現在の遺伝的多様性を左右する要因を周辺の生育地面積割合に着目して検討した. また, 現在の個体群サイズと遺伝的多様性との関係や, 遺伝的多様性の地域的な偏りについても検討した.

II. 材料と方法

1. 対象地域

対象地域は, 熊本県に位置する阿蘇の外輪山東部地域とした (図 2). 阿蘇の外輪山は, 日本有数の草原景観が広がる地域であり, 近年の研究からは, 氷河期後期から (すなわち 1 万年近く前から) 草原が成立していた可能性が示されている (Kawano et al. 2012). 野焼きや採草によって維持管理されている半自然草地では, 満鮮要素と呼ばれる大陸系遺存種や, 日本では阿蘇のみにしか生育しない植物種も数多く生育している (瀬井 1993). 1930 年代以前は, 対象地域の 75 % を半自然草地に相当する「荒地」が占めていたものの, 1950 年代から 1970 年代にかけてその面積は急激に減少し, その多くが森林に変化した (図 2). 2000 年代には, 「荒地」の面積が対象地域の 25 % を切るほどまでに減少し, 半自然草地を主な生育地とする動植物の多くが地域の絶滅危惧種に指定されている (熊

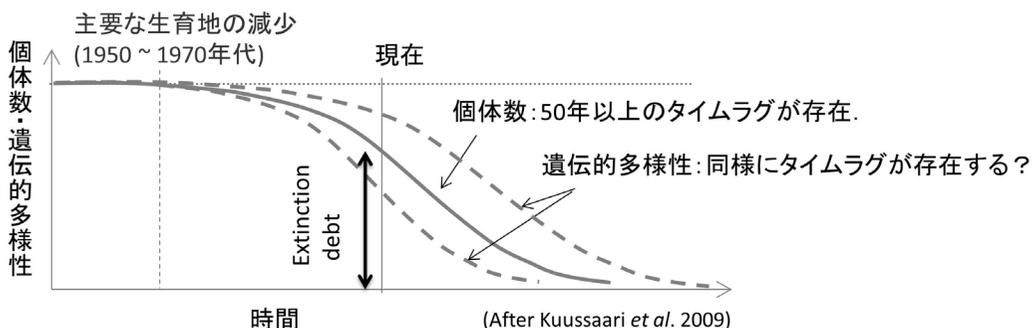


図 1 景観変化と個体数や遺伝的多様性の変化との間に生じるタイムラグの概念図. 過去の生育地の消失に伴って, 将来生じると考えられる種数や個体数の減少量を「絶滅の負債 (extinction debt)」と呼ぶ

本県希少野生動植物検討委員会 2014).

2. マツモトセンノウの生態的特徴

本研究の対象種であるマツモトセンノウは、ナデシコ科 (*Caryophyllaceae*) の多年生草本植物であり、近年、センノウ属 (*Lychnes*) からマンテマ属 (*Silene*) に統合された (大場 2009)。マツモトセンノウは、大陸系遺存種だと考えられ、日本では阿蘇地域にのみ分布する地域固有種である (瀬井 1993)。また、本種は、国レベルの絶滅危惧種 (絶滅危惧 II 類) にも指定されている (環境省自然環境局野生生物課 2000)。マツモトセンノウの種特性に関しては、情報が不足しているものの、園芸品種の特徴からは、種子は乾燥させると発芽力が落ち、長期的なシードバンクを作る可能性は低いことや、花の後にできる実はさく果であり、熟すると下部が裂け種子が散布される形態であることが指

摘されている。また、現地の専門家によると、マツモトセンノウは野焼きや採草によって維持管理されている半自然草地に生育し、北向き斜面に多く出現する傾向があることが指摘されている。

3. マツモトセンノウの個体数分布データ

2000年代に現地の専門家や保護活動家によって実施された個体数分布調査のデータを、調査者およびデータを取りまとめた環境省九州地方環境事務所からの許可を得た上で使用した。詳細な調査地点については、盗掘などの恐れがあり公開することができないため、分布データを基にして解析の結果を地図化する際には、5 km メッシュ単位で集計することとした。個体群内の遺伝的多様性を評価する際の単位については、種ごとに適切な空間スケールが異なると考えられるものの、既存研究では、50 m ~

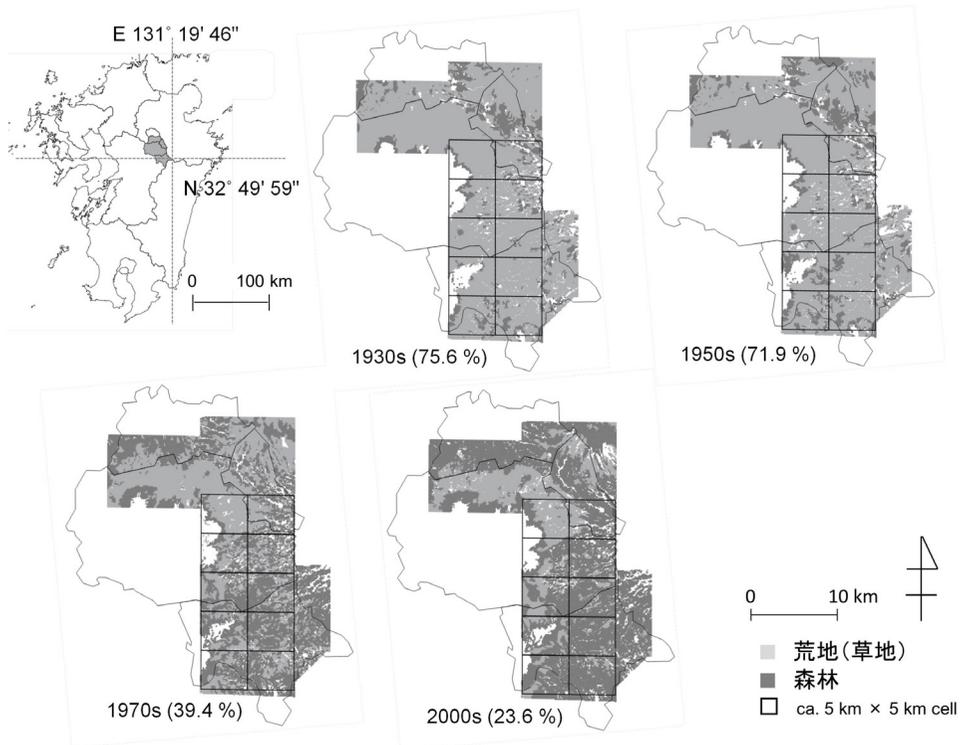


図2 対象地域である阿蘇外輪山東部地域における土地利用の変化

300 m 以上離れている個体群を独立した個体群として定義されている（例えば，Galeuchet et al. 2005, Kitamoto et al. 2005）．対象種であるマツモトセンノウは，風散布などの長距離散布型の種ではなく，また種子も長期的なシードバンクを作らない可能性が高いため，個体群の分散のスケールはそれほど広くないことが予測される．そこで，本研究では後述の土地利用データの最少空間単位である 100 m メッシュを基準として，同じ 100 m メッシュ内に分布する個体を 1 つの個体群として遺伝的多様性を評価することとした．

4. サンプリング

これまでの研究から得られたマツモトセンノウの個体数分布予測モデル（小柳ほか 2013）を用いて，将来の個体数を予測した結果，残存個体群の中には絶滅リスクが高い個体群が存在することが分かった（図 3）．この結果をふまえて，2014 年 5 月に現地調査を行い，絶滅リスクの高い個体群（予測個体数が 10 個体未満）として 24 個体群，絶滅リスクの低い個体群（予測個体数が 10 個体以上）として 12 個体群から，葉のサンプルを収集した．1 個体群あたり 3 ～ 18 個体から葉を 2，3 枚ずつ採集し，シリカゲルを用いて急速に乾燥させた．

5. 遺伝解析

個体群ごとの遺伝的多様性を評価するために，RAD-seq 法を用いて，個体ごとの塩基配列データを解析した．RAD-seq 法は次世代シーケンサを用いて，ゲノムの 0.1 ～ 1 % を再現性良く読む実験手法であり，モデル生物・非モデル生物の遺伝解析を効率化する方法として近年注目を集めている（Peterson et al. 2012）．CTAB 法（Milligan 1992）を用いて，DNA を抽出した後，Qubit 2.0 Fluorometer（Life Technologies）を用いて，核サンプルの DNA 濃度を定量し，すべてのサンプルの DNA 濃度が約が 20 μmol /

L になるように調整した．調整した DNA を，2 種類の制限酵素 BglIII と EcoRI-HF で切断したあと，サンプル識別用の塩基配列を含むアダプターをライゲーションした．PCR 法で，このアダプターを持つ DNA 断片のみを増幅したあと，HiSeq Hiseq2000（Illumina）を用いて，サンプルの塩基配列を解析し，合計で，189,812,334 リードの DNA 断片が得られた．その後，STACKS（Catchen et al. 2011）を用いて，これらの大量のデータから，一塩基多型を抽出した．得られた多型のある遺伝子座のうち，対立遺伝子が 2 つで，多型の頻度が 1 % 以上のものを抽出し，最終的に 65 遺伝子座のデータを用いて遺伝的多様性のパラメータを計算した．遺伝的多様性のパラメータとして，個体群ごとに，ヘテロ接合度の観察値（HO），ヘテロ接合度の期待値（HE），遺伝子座あたりの対立遺伝子数（Number of Alleles），サンプル数で補正した対立遺伝子多様度（Allelic Richness）を計算し，

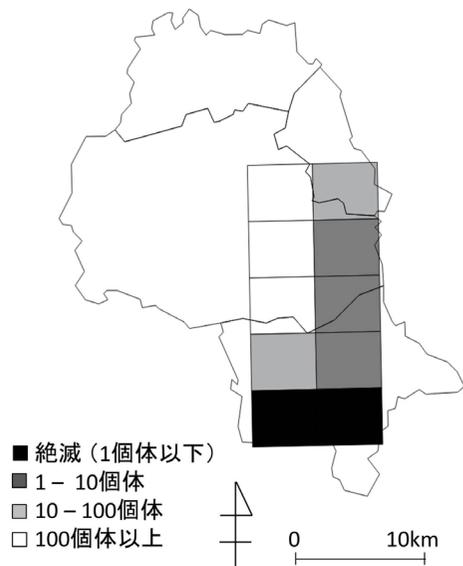


図 3 マツモトセンノウの予測個体数・地点ごとの予測個体数を 5 km メッシュ単位で集計した

表1 遺伝的多様性指数の相関関係. 値は Pearson の積率相関係数を示す. 太字は、統計的に有意な関係であることを示す (P<0.05)

	H _E	H _O	Number of Alleles	Allelic Richness
H _E	1.00			
H _O	0.68	1.00		
Number of Alleles	0.73	0.44	1.00	
Allelic Richness	-0.05	0.04	-0.39	1.00

これらの全遺伝子座の平均値を各個体群の値として用いた.

6. 土地利用データ

マツモトセンノウの残存個体群における遺伝的多様性を左右する要因として、分布地点周辺の生育地面積割合に着目して解析を行った. 1950年代および2000年代の5万分の1地形図から作成された100mメッシュ土地利用データを用いて、個体群の分布地点周辺の「荒地」面積割合を集計した. 具体的には、個体群の分布地点から半径500mおよび1kmのバッファを発生させ、その中の「荒地(草地に相当)」割合を算出した. 1つの100mメッシュ内に複数の分布地点が存在する場合は、それらの個体数を合計し、最も個体数が多い1つの地点を代表地点として、その周辺の「荒地」割合を集計することとした.

7. データ解析

まず、将来の個体群の存続可能性によって、現在の個体群の遺伝的多様性が異なるかを明らかにするため、「絶滅リスクの高い個体群(絶滅)」と「絶滅リスクの低い個体群(維持)」との間で、遺伝的多様性指数の平均値の差を、分散分析を用いて比較した. 次に、現在の遺伝的多様性を左右する要因を明らかにするため、個体群の分布地点周辺の生育地(「荒地」)割合(半径500mおよび1km圏内)を説明変数、各種の遺伝的多様性指数を目的変数として回帰分析を行った. 最後に、個体群分布予測地図上に

遺伝的多様性指数を重ねてマッピングすることで、現在の個体群サイズと遺伝的多様性との関係や、遺伝的多様性の地域的な偏りについて検討した.

III. 結果と考察

調査対象とした36個体群の遺伝的多様性指数の平均値(標準偏差)は、H_Eで0.18(0.02)、H_Oで0.16(0.02)、Number of Allelesで1.49(0.13)、Allelic richnessで1.39(0.13)であった. H_OとNumber of Allelesは、それぞれ、H_Eとの相関係数が0.68と0.73と高かったが、Allelic richnessとH_Eの相関係数は-0.05と低かった(表1). また、H_OとNumber of AllelesおよびNumber of AllelesとAllelic Richnessの間にも有意な関係性が認められた. そこで今回は、これらの遺伝的多様性指数の中から、有意な関係性が認められなかったH_EとAllelic Richnessの値を用いて解析した結果を中心に報告する.

1. 個体群間での遺伝的多様性の差異

「絶滅リスクの高い個体群(絶滅)」と「絶滅リスクの低い個体群(維持)」との間で、H_EとAllelic Richnessの平均値の差を比較した結果、いずれの指数についても有意な差は認められなかった(図4). この結果から、絶滅リスクの高い個体群であっても、絶滅リスクが低い個体群と同程度の遺伝的多様性を保持している場合があることが分かった.

2. 個体群の遺伝的多様性を左右する要因

現在の個体群の遺伝的多様性と1950年代および2000年代の周辺生育地割合との関係を調べた結果、 H_E は、1950年代の半径500m圏内における生育地割合と有意な関係性を示すことが分かった(図5)。つまり、1950年代まで周辺に生育地である半自然草地在り広く分布してい

た場所ほど、残存する個体群の遺伝的多様性が高いと考えられる。ヨーロッパの半自然草地生態系を対象とした研究からは、絶滅の負債を抱えている個体群であっても、個体群内の遺伝的多様性は既に低下しており、遺伝的多様性の低下が個体数の減少に先行して引き起こされて

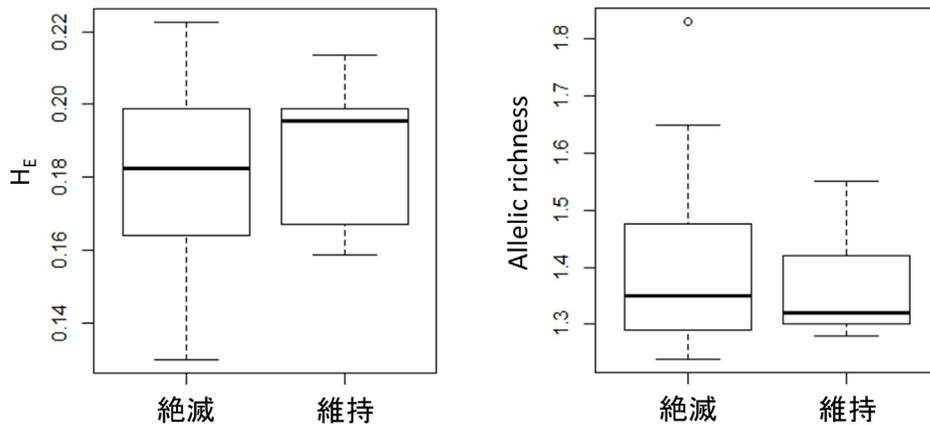


図4 「絶滅リスクの高い個体群(絶滅)」と「絶滅リスクの低い個体群(維持)」における遺伝的多様性指数(H_E とAllelic Richness)の差。 H_E とAllelic Richness共に、「絶滅」と「維持」との間で有意差は認められなかった

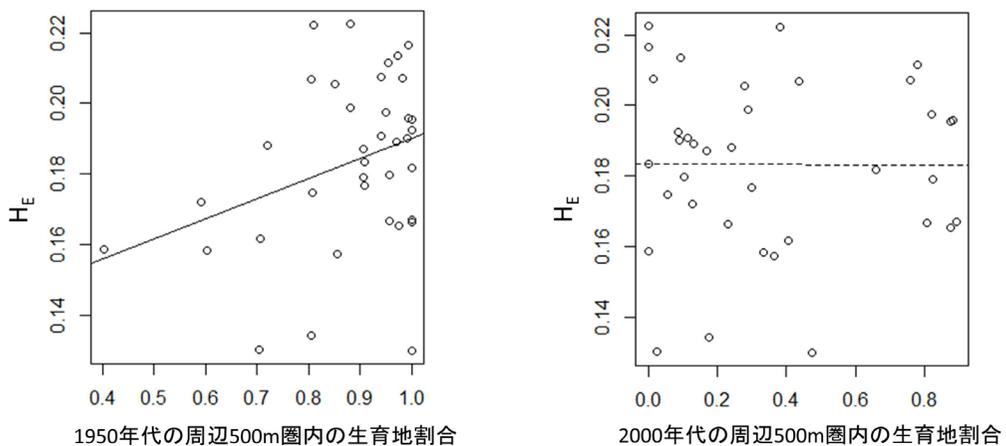


図5 遺伝的多様性指数(H_E)と周辺の生育地割合との関係。現在の遺伝的多様性(H_E)は、過去(1950年代)の生育地割合と有意な正の関係性を示した

いる可能性が示されている (Helm et al. 2009). 本研究の結果は, 生育地が減少してから個体群内の遺伝的多様性が消失するまでの間にも, 比較的長いタイムラグが存在する場合があることを示唆しており, 将来的に失われてしまう可能性の高い遺伝子型が一部の個体群において未だ残されている可能性も考えられた. このような個体群が分布している地点について, 微地形条件や草地の管理履歴など, 地図データからは得られない環境条件に関わる要因を調査し, 個々の立地について, 遺伝的多様性の高い個体群が残されてきた背景を詳細に検証していく必要がある.

3. 遺伝的多様性の高い個体群の分布域

対象地域をカバーする 5 km メッシュを単位として, メッシュ内に分布する個体群の遺伝的多様性の平均値を算出した結果, 予測個体数と遺伝的多様性との間に明確な関係性は認められ

なかった (図 6). 現在の残存個体数と遺伝的多様性との関係性を調べた結果からも, 有意な関係性は認められなかった (図 7). これらの結果から, 現在の個体数 (もしくは将来の予測個体数) が多いからと言って, 必ずしも個体群の遺伝的多様性も高いとは限らないと考えられる. 特に, 阿蘇外輪山東部地域は, 将来的に個体数が 10 個体以下に減少することが予測されている個体群であっても, 遺伝的多様性は 100 個体以上残されると予測される北部地域と同程度 (もしくはそれ以上) に高い場合があることが示された (図 6). 阿蘇外輪山東部地域は, 1950 年代まで半自然草地が広く分布していたにもかかわらず, 近年, スギ植林や管理放棄などにより草地面積が急速に減少している地域でもある (図 2). こうした地域には, タイムラグの影響により, 未だ遺伝的多様性の高い個体群が部分的に残されている可能性が高いと考え

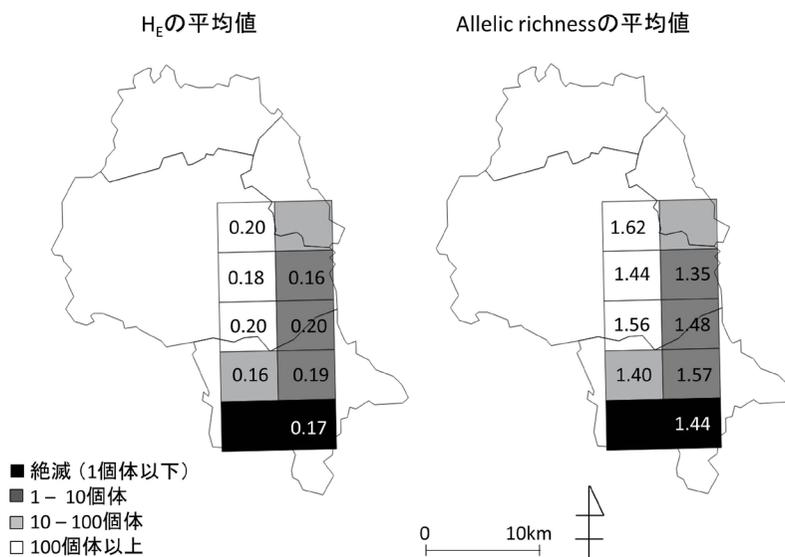


図 6 5km メッシュ内における予測個体数とメッシュ内での遺伝的多様性指数 (HE と Allelic Richness) の平均値

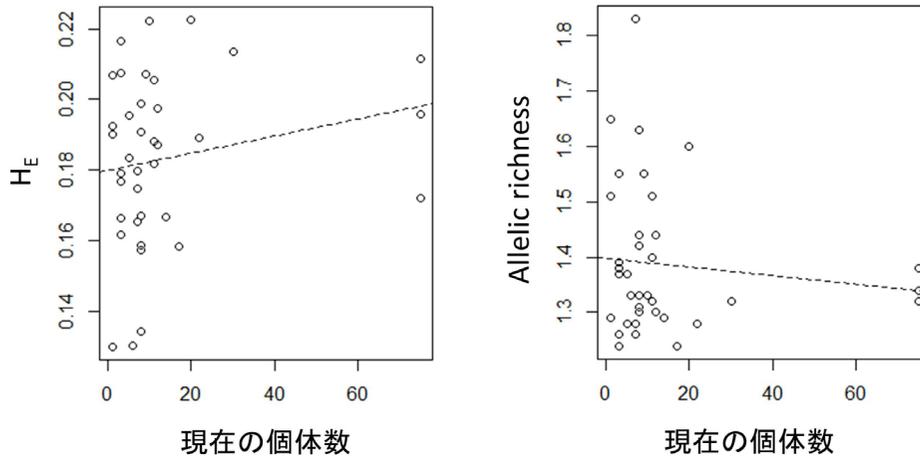


図7 現在の個体数と遺伝的多様性（ H_E と Allelic Richness）との関係。いずれの指数についても現在の個体数との間に有意な関係性は認められなかった

られる。

IV. 絶滅危惧種マツモトセンノウの保全に向けて

本研究の結果から、阿蘇外輪山に生育するマツモトセンノウの残存個体群の中には、絶滅リスクが高い個体群であっても遺伝的多様性が高い個体群が存在することが分かった。阿蘇外輪山における地域個体群の遺伝的多様性を保全していくためには、こうした個体群を優先的に保全する必要があると考えられる。また、本研究から、生育地面積が減少してから残存個体群の遺伝的多様性が低下するまでの間にも、比較的長いタイムラグが存在する可能性も示唆された。1950年代まで周辺（特に半径500m圏内）に半自然草地在り広く分布していた地点ほど、遺伝的多様性が高い個体群が残されている可能性が高く、こうした地域（特に阿蘇外輪山東部）の中から近年の生育地の減少率が高い場所を抽出し、生育地を優先的に再生していくことが重要だと考えられる。阿蘇外輪山東部には、本研

究会のメンバーでもあるNPO法人阿蘇花野協会が活動する地域も含まれており、草原を保全するだけでなく、積極的な再生活動を実施している。阿蘇花野協会が管理を行っている再生草原では、マツモトセンノウ以外にも国レベルの絶滅危惧種が数多く生育している。今後は、マツモトセンノウだけでなく、他の絶滅危惧植物も含めて、現在の個体群分布や遺伝的多様性の評価を継続して実施していくことで、生育地の保全だけでなく、積極的な再生が必要となる場所をより明確に提示していく必要がある。

謝辞

マツモトセンノウの個体群分布に関する基礎データについて、環境省九州地方環境事務所、および齊藤剛さま（株式会社地域環境計画）、佐藤千芳さま（熊本植物研究所）より快くご提供いただきました。また、本研究を遂行するにあたって、フィールド調査では、小山明日香博士（森林総合研究所）、古川拓哉博士（森林総合研究所）にご協力をいただきました。DNAデータの解析においては、永野 惇博士（京都大学生態学研究センター）、八杉公基博士（京都大学生態学研究セ

ンター)に多大なご助力をいただきました。以上の方々に、心より感謝申し上げます。

文献

- Aguilar, R., Quesada, M., Ashworth, L., Herrerias-Diego, Y. and Lobo, J. 2008. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology* 17: 5177-5188.
- Catchen, J.M., Amores, A., Hohenlohe, P.A., Cresko, W.A. and Postlethwait, J.H. 2011. Stacks: building and genotyping loci de novo from short-read sequences. *G3: Genes, Genomes, Genetics* 1: 171-182.
- Cousins, S.A.O. 2006. Plant species richness in midfield islets and road verges - The effect of landscape fragmentation. *Biological Conservation* 127: 500-509.
- Galeuchet, D.J., Perret, C. and Fischer, M. 2005. Microsatellite variation and structure of 28 populations of the common wetland plant, *Lychnis flos-cuculi* L., in a fragmented landscape. *Molecular Ecology* 14: 991-1000.
- Helm, A., Oja, T., Saar, L., Takkis, K., Talve, T. and Pärtel, M. 2009. Human influence lowers plant genetic diversity in communities with extinction debt. *Journal of Ecology* 97: 1329-1336.
- 環境省自然環境局野生生物課 2000. 「改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 8 植物 I (維管束植物)」自然環境研究センター。
- Kawano, T., Sasaki, N., Hayashi, T. and Takahara, H. 2012. Grassland and fire history since the late-glacial in northern part of Aso Caldera, central Kyusyu, Japan, inferred from phytolith and charcoal records. *Quaternary International* 254: 18-27.
- Kitamoto, N., Honjo, M., Ueno, S., Takenaka, A., Tsumura, Y., Washitani, I. and Ohsawa, R. 2005. Spatial genetic structure among and within populations of *Primula sieboldii* growing beside separate streams. *Molecular Ecology* 14: 149-157.
- 小柳知代・赤坂宗光・伊勢 紀・小熊宏之 2013. 阿蘇外輪山における希少植物の残存個体群に内在する絶滅の負債：草原性植物 5 種を対象とした extinction debt の検出。日本生態学会第 60 回大会講演要旨, P2-144.
- 熊本県希少野生動植物検討委員会 2014. 「熊本県の保護上重要な野生動植物—レッドリストくまもと 2014—」熊本県環境生活部環境局自然保護課。
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Ockinger, E., Partel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. and Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564-571.
- Lindborg, R. and Eriksson, O. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840-1845.
- Milligan, B. 1992. Plant DNA isolation. In: Hoelzel, AR (ed.) *Molecular Genetic Analysis of Populations: A Practical Approach*. IRL Press, Oxford: 59-88.
- 大場秀章 2009. 「植物分類表」株式会社アボック社。
- Peterson, B.K., Weber, J.N., Kay, E.H., Fisher, H.S. and Hoekstra, H.E. 2012. Double Digest RADseq: An Inexpensive Method for De Novo SNP Discovery and Genotyping in Model and Non-Model Species. *PLoS ONE* 7: e37135.
- 瀬井純雄 1993. 阿蘇における大陸系遺存植物の分布。熊本記念植物採集会誌 *BOTANY* 43: 69-92.

Conservation of genetic diversity of an endangered semi-natural grassland species, *Lychnis sieboldii*

KOYANAGI Tomoyo, AKASAKA Munemitsu, OGUMA Hiroyuki,
TOMIMATSU Hiroshi, SEI Sumio and YOKOGAWA Masashi

The semi-natural grassland landscape is widely distributed in the somma of Mt. Aso, Kumamoto prefecture, although the areas of semi-grassland has been decreased drastically by grassland reclamation, cedar plantation and management abandonment. The previous study has clarified that there was the long time-lag between habitat loss and population decline of grassland plant species in the landscape. The target grassland species, *Lychnis sieboldii*, is an endemic species in Aso region and endangered by grassland habitat loss during the past 50 years. The genetic diversity in the remnant population of *L. sieboldii* was significantly correlated with the past habitat proportion (within the 500 radius). This result indicated that there might be long time-lag between habitat loss and decline of genetic diversity in the populations. Semi-natural grassland areas have been decreased drastically in the recent years, especially in the eastern part of the somma of Mt. Aso. The genetic diversity, which should have been lost in the future, will still remain in some populations located in those areas. These remnant populations have high priority for conservation in order to maintain regional populations of *L. sieboldii* in Aso region.

Key words: time-lag, extinction debt, habitat loss, conservation prioritization, grassland restoration

青葉山のオオキンレイカを題材とした希少野生植物の 個体群復元

絶滅寸前種オオキンレイカを次世代に残すネットワーク
瀬戸口浩彰¹・東 広之¹・長澤淳一²・平塚健一²・肉戸裕之²

オオキンレイカはオミナエシ科の多年草である。分布が福井県と京都府の境界にある青葉山の山頂付近に限られる。希少性が高いために盗掘被害を受けて個体数が激減し、京都府側では絶滅、福井県側に僅かな個体が残る。そのような中で近年に丹後半島に大きな群落が発見された。しかし、この群落が青葉山のものとは異なるものか、保全遺伝学の情報を必要としていた。本研究では以下の研究を進めて知見を得た。1) 青葉山稜線におけるオオキンレイカは 47 個体で、全て福井県側にあった。全個体の位置を記録した。また、地元で 5 個体の栽培株を確認した。2) 青葉山と丹後半島のは遺伝的に全く異なっており、別々に扱うべきである。3) 青葉山の個体数は少ないのに遺伝的多様性が高く、反対に丹後半島の個体数は多いにも関わらず多様性が非常に低かった。4) 青葉山から種子を回収し、150 個体の苗を育成した。地元の皆様に里親になって頂き、域外保全の体制を整えた。

キーワード：絶滅危惧種、保全、域外保全、遺伝的多様性、市民参加、増殖

1. はじめに

オオキンレイカはオミナエシ科の多年草で、従来は福井県大飯郡高浜町と京都府舞鶴市の境にある青葉山 (693 m a.s.l.) の固有種であると認識されてきた。植物体が大型で、よく成長した個体は花茎の高さが 1 m ほどに達する。葉も大きく、大人の掌ぐらいになり、中裂する。8 月から 9 月初旬にかけて黄色い小型の花を叢生させ、10 月に翼が付いた瘦果を形成する (図 1)。自生地の青葉山は若狭湾に面する死火山で、400 m a.s.l. ぐらいから山頂にかけて、安山岩と火山灰が圧縮されて作られた堆積岩 (地元ではいば岩と呼ばれる)、あるいは安山岩が露出する。オオキンレイカは、こうした岩の上に生育していた。とりわけ青葉山の 2 つのピーク：東峰と西峰を結ぶ稜線部には岩の路頭が多く、こ

うした場所に特に多く生育していた。

この植物は薬用などの利用価値が特にあるわけではなかったため、青葉山を象徴する植物として高浜町などの地元住民の間で「眺める程度の野草」と認識されてきた。とくにお盆の時期になると、麓の集落から青葉山稜線付近がオオキンレイカの開花で黄色く染まって見えることが季節の風物詩であったという。また、青葉山の尾根付近は 1955 (昭和 30) 年に若狭国定公園の第二種特別地域に指定されており、そのなかで指定植物のひとつになっていることから採取が法的にも禁止されて守られていた。

しかしオオキンレイカは植物体の見かけが美しいことから山野草園芸の市場で価値が評価され、そのために「山採り」が頻繁に起こることになった。そのために青葉山からはオオキンレ

1: 京都大学大学院人間・環境学研究科 2: 京都府立植物園
2014.12.8 受付, 2016.7.3 公開



図1 オオキンレイカの開花個体，および花（枠内左）と果実（右）．青葉山の稜線にて

イカの個体数が減り続け、京都府舞鶴市では絶滅（京都府 2005）、福井県側でも激減して人の手が届かない絶壁などに少数の個体が残るだけとなった。これは 1993 年の時点で指摘されている（日本植物分類学会 1993）。そして環境省のレッドデータリストでは現在、IUCN 基準で EN の絶滅危惧種に指定されている（環境省自然保護局野生生物課 2007）。

その一方で、京都府の丹後半島では 2005 年にオオキンレイカの群落が発見された。この集団の位置や個体数などは京都府文化環境部自然環境保全課からの要請で伏せるが、青葉山よりもはるかに大きな群落である。これによって京都府には再びオオキンレイカが自生することになったが、これを青葉山の本種の再生に利用出来るか否かを検証する必要があるが管理自治体として生じていた。福井県側でも、青葉山の生育個体数が激減したのちに個体数が回復する様子も見られないために、保全策の策定が必要になっていた。青葉山の自生地を直接に管理している高浜町としても、オオキンレイカの復元に関心を

持っていた。このような背景のもとで、私たち「絶滅寸前種オオキンレイカを次世代に残すネットワーク」では、絶滅危惧種を野生復帰させることを想定した域外保全のプロジェクトを始めた。

II. 研究目的

研究目的は以下のように設定した。

1. 青葉山と丹後半島の 2 産地は別々に保全すべきかを DNA 解析で検証する。これにはマイクロサテライト法を適用して、14 遺伝子座を解析した。
2. 青葉山の残存個体数と生育位置，ならびに各個体の遺伝子型を同定する。
3. 青葉山の個体から種子を回収して苗を育成し，その遺伝子型も同定したうえで，市民参加型の域外保全ネットワークを構築する。

III. 調査対象

オミナエシ科のオオキンレイカ (*Patrinia triloba* (Miq.) Miq. var. *takeuchiana* (Makino)

Ohwi) である。この植物は当初は牧野富太郎によって青葉山の固有種 *P. takeuchiana* Makino とされたが (Makino 1929), のちに大井次三郎によってハクサンオミナエシの変種に組み替えられて現在に至る (Ohwi 1953)。本研究では環境省のレッドデータリストにおける見解にもとづき変種としての扱いを採用した (環境省自然環境局野生生物課 2007)。

対象とする地域は2つである。1つは福井県大飯郡高浜町と京都府舞鶴市にかけて位置する青葉山の 600 m a.s.l. 以上の尾根筋, ならびに舞鶴市松尾寺と舞鶴植物公園の植栽の 58 個体である。若狭国定公園の第二種特別地域であり, かつ本種は指定植物であったため, 福井県から許可を受け, 高浜町教育委員会の職員同行のもとに葉と果実の採取を行った。

もう一ヶ所は京都府の丹後半島で 2005 年に発見された集団である。京都府自然環境保全課の要請に基づき, 位置と自生地状況は伏せておく。青葉山よりも遥かに個体数が多い集団である。葉の採取は同課と京都府立植物園の職員同行のもとで行った。研究対象とした青葉山と丹後半島の位置を図 2 に示した。

IV. 調査方法

1. 青葉山における個体数と生育位置の調査

オオキンレイカは岩上に生育する特性があるので, 岩の路頭がある稜線沿いに調査を行った。生育箇所は GPS で位置情報を測り, 地図上にプロットした (ただし, 本報告には詳細位置は掲載せず, 個体数のみを報告する)。また, 高浜市と舞鶴市に栽培されている個体についても, その由来が青葉山であることを聴取によってチェックした。

2. 青葉山と丹後半島の 2 産地の集団の遺伝的特性の評価

オオキンレイカ用にマイクロサテライト

(SSR) マーカーを 14 遺伝子座, 新規に開発して (Higashi and Setoguchi 2014), これを集団遺伝学的評価や個体識別に用いた。

青葉山の自生個体とその山麓で栽培されていた個体の中から合計 52 個体, ならびに丹後半島の集団から 60 個体の DNA を抽出して SSR 解析に用いた。解析用の PCR には Multiplex PCR Kit (Quiagen, Germany) を用いて, Applied Biosystems の ABI3130 シーケンサーを用いて解析した。なお, サイズマーカーには Rox350 (Applied Biosystems) を用い, 解析結果は GeneMapper Software (Applied Biosystems) にてサイズ判別した。集団遺伝学的な数値は GENALEX version 6.5 (Peakall and Smouse 2012) ならびに FSTAT version 2.9.3 (Goudet 2001) を用いて算出した: AR (一遺伝子座あたりの平均アレル数), P (一遺伝子座あたりの集団に固有なアレル数), H_o (ヘテロ接合度の実測値), H_E (ヘテロ接合度の期待値), F_{IS} (固定指数)。遺伝構造の解析には STRUCTURE 解析を行なった。用いたソフトウェアは STRUCTURE 2.3 (Pritchard et al. 2000) と CLUMPP 1.1 (Jakobsson and Rosenberg 2007) である。

V. 結果と考察

1. 青葉山における個体数と生育位置

青葉山におけるオオキンレイカの生育個体数の調査を 2013 年の 7 月と 8 月, 10 月に行なった。その結果, 図 2 のように, 尾根に沿って 5 箇所岩場に 47 個体の生育を確認した。生育場所はいずれも岩の崖あるいは斜面で, 傾斜や登山道からの高さの制約で採集が困難な場所に限られていた。なお, 図 2 におけるアスタリスクを付けた集団は 7 月あるいは 8 月に確認した個体で, 後述の遺伝的多様性の解析に用いた 4 集団 44 個体のものである。アスタリスクを付けていない 3 個体は, 10 月の調査時に新しくで見

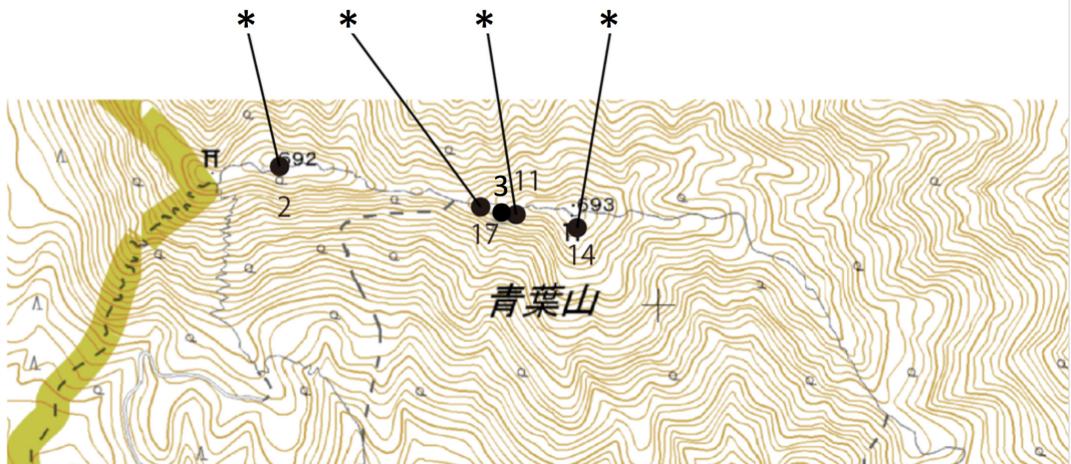


図2 青葉山におけるオオキンレイカの集団の位置 (●) と個体数。アスタリスクは SSR 解析に用いたことを示す。

つけた個体で、DNA 解析には含めていない。

私たちは葉の採取に 8 m 長のポールや高枝切り鋏を使用したので、これらの個体の葉や果実を採集することが出来たが、47 個体はどれもこれらの道具なしには採集が困難であるか、あるいは見つけにくい場所に生育していた。したがって、「採取が困難な個体だけが残った」と解釈され、これまでに発行されたレッドデータリストにおいて、オオキンレイカの個体数減少の主要原因が園芸目的の採取であると記載されてきたことを裏付けていると考えられた。なお、今回の調査においても、生育個体はすべて福井県高浜町側にあり、京都府舞鶴市側には見つけることが出来なかった。また、舞鶴市側の登山道口にある松尾寺には 3 個体、舞鶴自然文化園に 5 個体が生育しており、いずれもが青葉山由来であるとされていた。

2. 青葉山と丹後半島の 2 産地の集団の遺伝的特性

青葉山に自生する 44 個体、松尾寺と舞鶴自然文化園に生育する 3 個体と 5 個体、合計 52 個体を「青葉山由来」の SSR 解析に用いた。また、丹後半島の集団から採取した 60 個体も

加えて解析に供した。14 遺伝子座を使った解析では、予想外、かつ、きわめて対照的な結果が得られた (表 1)。

すなわち、個体数が激減していて、見いだしたほぼ全個体を投入した青葉山のオオキンレイカは遺伝的多様性に富んでおり、逆に生育個体数がきわめて多い丹後半島のものでは、遺伝的多様性が低い結果になるという、現在の生育状況とは真逆な結果が得られたのである。例えばヘテロ接合度観測値 (H_o) は、青葉山が 0.358 であるのに対して丹後半島は 0.076 にすぎない。1 遺伝子座あたりのアリル数 (A) にしても、青葉山は 3.571 であるのに対して丹後半島は 1.857、一遺伝子座あたりの固有アリル数 (多いほど独自の遺伝子型を多く保有する) も青葉山は丹後半島の 4 倍の固有遺伝子型を保有していた (青葉山 $P = 2.214$, 丹後半島 $P = 0.500$)。このような結果は、集団の繁殖様式を示す固定指数 (F_{IS}) にも相違として現れており、青葉山では 0.241 であるのに対して丹後半島においては 0.629 と非常に高い数値を示した。これは、丹後半島のオオキンレイカ集団のほうが、より強い近親交配によって次世代形成を行なってい

表1 オオキンレイカの2カ所の自生地における遺伝的多様性。N:解析に用いた個体数, N_A :一遺伝子座あたりの平均アレル数, P :一遺伝子座あたりの固有アレル数の平均値, H_0 :ヘテロ接合度実測値, H_E :ヘテロ接合度期待値, F_{IS} :固定指数

産地	N	N_A	P	H_0	H_E	F_{IS}
青葉山	52	3.571	2.214	0.358	0.465	0.241
丹後半島	60	1.857	0.500	0.076	0.178	0.629

N: 解析に用いた個体数; N_A : 一遺伝子座あたりの平均アレル数; P : 一遺伝子座あたりの固有アレル数の平均値; H_0 : ヘテロ接合度実測値; H_E : ヘテロ接合度期待値; F_{IS} : 固定指数.

ることを示唆している。

丹後半島の60サンプルは、広い面積に4箇所の分集団から構成される自生地全体を代表するように、広範囲から採取したものである。集団全体を代表する数値であると考えられる。集団サイズについては京都府文化環境部自然環境保全課の要請により言及できないが、青葉山の自生集団よりも遥かに多数の個体で構成されている。したがって、サンプリングバイアスの影響は無いと思われる。丹後半島の自生地は、山の斜面が地滑りを起こして岩盤が剥き出しになっており、地すべりの際に崩落した土砂が斜面の最下部に堆積している。このような要因を考えると、丹後半島の集団は、遺伝的多様性を失った小さな規模の集団に由来して、これが生育に適した岩盤が地滑りによってもたらされたために個体数と生育地の面積を拡大したと考えられる。これは集団遺伝学における典型的な「創始者効果」の事例であり、遺伝的に乏しい小規模集団に由来する集団は、たとえ規模が拡大しても源の多様性が乏しいために遺伝的多様性が低いままであると解釈される。

一方で本研究の対象である青葉山では、遺伝的多様性に富んだ大規模集団が「間引き」を

されるように盗掘されて規模が縮小したために、遺伝的な多様性が残存していると考えられる。青葉山が位置する若狭湾沿岸一帯は、第四紀更新世の気候変動が激しかった時代においても気温が温暖で湿度が保たれた地域であり、温帯性の植物が安定して生育できた場所であることが化石データ（例えば Tsukada 1984）、および現存する様々な温帯林樹木のDNA多型（ブナ; Tomaru et al. 1997, 1998, スギ; Tsumura et al. 2007, トチノキ; Sugahara et al. 2011）から明らかになっている。オオキンレイカにおいても、同様な歴史的経緯、すなわち地史的なタイムスケールにおいて、青葉山とその周辺地域に集団を維持し続けたことが想定される。その根拠は、50個体ほどに集団サイズを減じていながらも、遺伝的多様性を高く保持していることである。また、このことは、現存する青葉山の個体を基にして実生個体を増殖することによって、遺伝的な多様性を保有し続ける個体群を回復させることが可能であることを示している。

またSTRUCTURE解析によって、青葉山と丹後半島の集団は全く異質であり、保全に当たっては個別に行うべきことが示唆された(図3)。

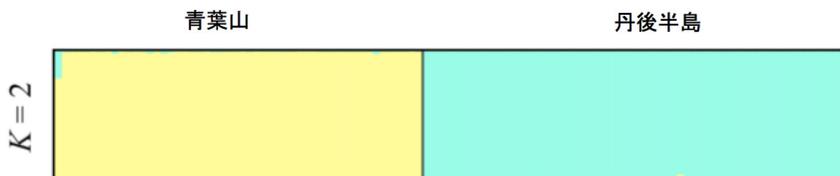


図3 STRUCTURE 解析による青葉山と丹後半島のオオキンレイカ 112 個体の遺伝構造



図4 2013年10月に採集した種子を京都府立植物園で播種・育成した実生株。2014年9月撮影。各個体には独自の管理番号を附したバーコードを付けて管理している

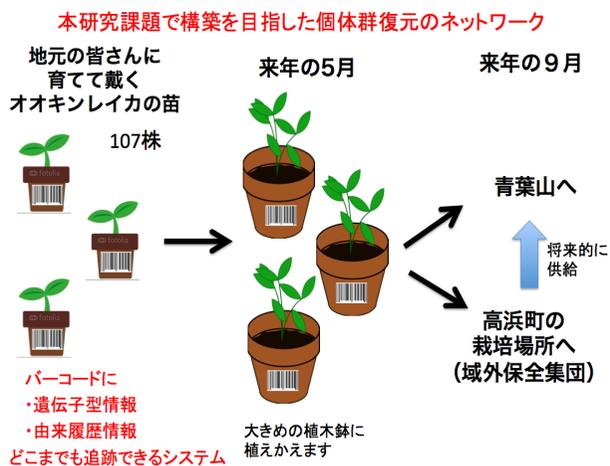


図5 オオキンレイカを地域の皆様とともに域外保全・増殖する計画のあらまし



図6 2014年9月24日に高浜町で行った、オオキンレイカの苗の贈呈。左：高浜町立内浦小中学校にて、右：町民の有志の皆様を対象にした育て方の説明会

V. 個体群復元

上記の結果、青葉山の残存個体は遺伝的に多様性が高いことが証明されたため、2013年10月に青葉山自生株と栽培株から種子を採取して、150株の苗を京都府立植物園で育成した。2014年5月には葉が3枚ほどの個体に育ち、9月には葉が8枚ほどの株に生育した（図4）。各株から葉の一部を採取してDNA型をSSR解析で決定するとともに、個体番号をバーコードの表示にして、インターネットを介して個体管理や将来の履歴の積み重ねを簡単に追跡できるようにした。

そして高浜町教育委員会、高浜町の任意団体、青葉山麓研究所のご協力を得て、9月24日に、青葉山の麓にある高浜町立内浦小中学校と青郷小学校、ならびに町民の有志の皆様へ107鉢の苗を一年間の「里親」として育成を託した。この際には育成の方法について解説するとともに、オオキンレイカの現状と里親制度の計画（図5、6）について説明をさせて頂いた。地域の植

物は地域で守ること、植物の育成を介して生育場所の環境保全も含めて総合的に考えて頂きたいと希望している。幸いにして数多くの町の皆様が快く協力して下さっており、大変に感謝している。

今後には2015年5月に大きな鉢に植え替え、そして9月に大きく育った個体を引き取って、高浜町が用意した域外保全用のロックガーデン（複数）に移植すると共に、一部をあるいは新たに作られる種子を青葉山に戻す計画である。域外保全集団や植え戻し集団を形成する際には、SSR解析で判明した遺伝子型を参考にして、遺伝子型が疎遠な個体を集めて植えることによって外交配を促し、遺伝的多様性が高い実生の形成を促すように役立てる計画である。

謝辞

本研究の実施に付き添って支えて下さった高浜町教育委員会の松岡一休様、許認可と現地への案内をして下さった安倍義治様、全体の推進を支援して小中学校

への働きかけもして下さった教育長の永登三夫様に感謝申し上げます。一瀬久男様、荒木邦雄様、瓜生勝朗様には現地への同行や域外保全株調査、昔の青葉山の状況などについて貴重なご助言を頂きました。福井県安全環境部自然環境課の田中紀子様、京都府分化環境部自然環境保全課の島純一様には、国定公園内での採集許可申請でお世話になりました。そして、オオキンレイカの保全にご協力下さった高浜町の皆様に厚くお礼申し上げます。

文献

- Jakobsson, M., Rosenberg, N.A. 2007. CLUMPP: a cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. *Bioinformatics* 23: 1801–1806.
- 京都府 2013. 京都府レッドリスト. http://www.pref.kyoto.jp/kankyo_red/
- 環境省自然環境局野生生物課 (編). 2007. 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 8 植物 I (維管束植物). http://www.biodic.go.jp/rdb/rl2012/redList2012_ikansoku.csv
- Makino, T. 1929. A contribution to the knowledge of the flora of Japan. *Journal of Japanese Botany* 6: 17–20.
- 日本植物分類学会. 1993. 「レッドデータブック --- 日本の絶滅危惧植物」農村文化社
- Ohwi, J. 1953a. Bulletin of the National Science Museum of Tokyo 33: 87.
- Ohwi, J. 1953b. Flora of Japan. Shibundo.
- Peakall, R. and Smouse, P.E. 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research-an update. *Bioinformatics* 28: 2537–2539.
- Pritchard, J.K., Stephens, M. and Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics*, 155: 945–959.
- Sugahara, K., Kaneko, Y., Ito, S., Yamanaka, K., Sakio, H., Hoshizaki, K., Suzuki, W., Yamanaka, N. and Setoguchi, H. 2011. Phylogeography of Japanese horse chestnut (*Aesculus turbinata*) in the Japanese Archipelago based on chloroplast DNA haplotypes. *Journal of Plant Research* 124: 75–83.
- Tomaru, N., Misutsuji, T., Takahashi, M., Tsumura, Y., Uchida, K. and Ohba, K. 1997. Genetic diversity in *Fagus crenata* (Japanese beech): influence of the distributional shift during the late-Quaternary. *Heredity* 78: 241–251.
- Tomaru, N., Takahashi, M., Tsumura, Y., Takahashi, M. and Ohba, K. 1998. Intraspecific variation and phylogeographic patterns of *Fagus crenata* (Fagaceae) mitochondrial DNA. *American Journal of Botany* 85: 629–636.
- Tsukada, M. 1984. A vegetation map in the Japanese Archipelago approximately 20,000 years B.P. *Japanese Journal of Ecology* 34: 203–208.
- Tsumura, Y., Kado, T., Takahashi, T., Tani, T., Ujino-Ihara, T. and Iwata, H. 2007. Genome scan to detect genetic structure and adaptive genes of natural populations of *Cryptomeria japonica*. *Genetics* 176: 2393–2403.

Population restoration of an endangered wild plant species, *Patrinia triloba* var. *takeuchiana* in Mount Aoba

SETOGUCHI Hiroaki, HIGASHI Hiroyuki, NAGASAWA Junichi,
HIRATSUKA Kenichi and NIKUTO Hiroyuki

Patrinia triloba var. *takeuchiana* (Valerianaceae) is a vulnerable herb endemic to Mt. Aoba in Fukui and Tango Peninsula in Kyoto Prefectures in Japan. Due to the illegal removal from natural populations is a major threat to the persistence of this plant at Mt. Aoba. In the present study, we firstly clarified 47 individuals are remained along rocky ridge at Mt. Aoba and mapped their locations. Our analyses of 14 nuclear microsatellite loci detected high genetic diversity for population Mt. Aoba, while much lower diversity for population at Tango. A high population inbreeding coefficient for Tango might be attributed to crossing among closely related descendants within a population. High genetic diversity in population Mt. Aoba would be due to their persistent distribution as a refugium during the Pleistocene climatic oscillations. We collected matured achenes from population in Mt. Aoba and grew approximately 150 individuals at Kyoto Botanical Garden, and more than 100 individuals have been grown by volunteer activities in Takahama-cho for ex situ conservation.

keyword : vulnerable species, conservation, ex situ conservation, genetic diversity, public participation, propagation

アキアカネの移動行動の解明と保全に関する研究

赤とんぼと共に生きるプロジェクトチーム

長谷川雅美¹・上田哲行²・平沢浩一郎³・菅原みわ⁴

全国的にみてもアキアカネが高密度で生息している福井県勝山市を主な調査地とし、アキアカネの季節的移動の実態を解明するため、成虫が出現する場所と時刻、その時の気温を記録する野外調査を実施した。地理情報システム (GIS) を用いて出現地点の環境条件を解析し、アキアカネの成虫が生息に最適な気温を選択していることを示した。この結果を基に、任意の場所と時間における潜在的な分布を予測するロジスティック回帰モデルを構築した。さらに、市民や小学生 (約 300 人) とともに約 1 万匹のアキアカネを水田で採集し、標識して放した。そしてアキアカネが出現する山地で再捕獲を試みた結果、放逐した水田から北に 10 km および 30 km、標高差 1300 m および 1600 m の山地において 2 個体が再発見され、平地から山地への移動が確認された。

キーワード：分布予測、地理情報システム、一般化線形混合モデル、Mechanistic niche modeling

1. はじめに

かつて日本全国で普遍的に見られたアキアカネ (*Sympetrum frequens*) だが、近年ではその個体数が激減し、地域によってはほとんど見られない場所さえある (上田ほか 2008, 上田 2012)。減少要因は、水田面積の減少に加え、農法や使用する農薬の変化が複合的に関与していると思われるが、特に近年の急激な減少については、フィプロニルを主成分とする箱苗処理剤の使用が強く関与していることが指摘されている (神宮字ほか 2009, 酒井ほか 2010)。これらの研究結果から、トンボ類が幼虫期を過ごす水田の保全対策の重要性が徐々に認められ、福井県越前市など一部の地域では水田で使用する農薬の見直しを開始された。しかし、全国的にはアキアカネを保全するための農法や農薬の改変については、ほとんど考慮されていない。

かつては普通種として全国各地に分布して

いたアキアカネであるが、成虫の移動行動に対する知見はわずかしがなく、なぜ移動するのか、どのようなルートで移動するのか、そして、どのような環境条件で生息地を選定しているのか依然として不明である。これまでに水田で羽化した後に徐々に高地に移動し、夏期は高地にとどまったまま過ごし、秋に再び水田周辺に降りてくるという行動が確認されている (上田私信)。移動行動をとる原因は諸説あるが、最も一般的なのは「高温回避」(上田 1988) であり、実際に長野県と群馬県にまたがる湯の丸高原で夏場を過ごしているアキアカネ成虫の観察記録から、活発に飛翔、または補食行動をとる気温帯が存在する事が確認されている (津吹 1987)。このことから、アキアカネの成虫にとって、気温は生息場所を選択する際に大変重要な要因となり得ると考えられる。

かつてアキアカネが見られたとされる場所で

1: 東邦大学 2: 石川県立大学 3: 勝山市役所 4: 東邦大学大学院
2014.12.26 受付, 2016.2.9 公開

あっても、あまりにも普通種であったがゆえか、具体的な分布記録が取られていない場所も多いと思われる。そこで本研究では、アキアカネが現在でも多数生息している地域から得られた分布データをもとに、かつてのアキアカネの生息範囲と移動ルートを明らかにすることを第一の目的とした。アキアカネの生息地としては、福井県勝山市及びその周辺地域を調査対象地とした。

生息場所の選択に生理的な条件が介在する生物の場合、その生物の潜在的な分布を予測する手法として mechanistic niche modeling が有効であると言われている (Kearney and Porter 2009)。そこで本研究では、アキアカネ成虫の分布域を予測し、その本来の分布域を支えていたはずの水田を保全する対策を考案することを第2の目的として、一般化線形混合モデルで成虫の活動好適気温を推定し、その活動好適気温を GIS で気温分布地図と組み合わせ、好適生息域の季節的な変化を地図化した。

II. 活動好適気温の推定

調査地を福井県内の福井市（市民居住地の平均標高 57 m）、永平寺町（町民居住地の平均標高 121 m）、勝山市（市民居住地の平均標高 232 m）の市街地および水田と、勝山市に登山口がある赤兎山（36°4'2" N, 136°39'43" E, 1628 m a.s.l.）および法恩寺山（36°3'47" N, 136°35'50" E, 1356 m a.s.l.）とし、8 m a.s.l. ～ 1628 m a.s.l. の間に約 100 m 間隔で調査地点を 27 ヶ所設定し、T & D Corporation 製気温記録装置（おんどり TR-52i）を各所に 1 台ずつ設置した。調査期間は 2013 年 6 月 18 日から 11 月 6 日で、晴れた日に定点とその周辺でアキアカネ成虫の在・不在データを取得した。これは、5 個体以上の飛翔または捕食行動が観察でき、さらに捕獲して確実にアキアカネの集団であると確認できた場合は「在」、捕獲数が 5 個体未満または確実にアキアカネとは判断できない場合は「不在」として決定した。位置情報やその場の日陰の気温を水銀気温計で測定した。同一個体の再捕獲による多重記録を防止するため、捕獲した個体に



図1 標識を施したアキアカネ。捕獲した個体には標識を施した。平地では前翅に、山地では後翅にマーカーペンで印をつけた

は三菱製油性マーカー（ペイントマーカー）で標識を行った（図 1）。

III. 統計解析

統計解析には統計解析ソフト R (ver.3.0.2) を用いた。一般化線形混合モデルはロジスティック回帰分析より未知の要因を考慮できることから、本研究では一般化線形混合モデルを採択した。

応答変数を「アキアカネ成虫の在・不在」、説明変数を「実測気温」「実測気温の 2 乗値」「日平均気温」「日平均気温の 2 乗値」「日最高気温」「日最高気温の 2 乗値」「日最低気温」「日最低気温の 2 乗値」「標高」、ランダム効果には「6 月 1 日からの経過日数」を導入して解析を行い、この結果からアキアカネ成虫の在・不在 (1・0) を最もよく予測するモデルを AIC によるモデル選択で選出した。そのモデルからアキアカネの潜在的な確率を算出した。各気温項目の 2 乗値を導入した理由は、アキアカネの移動行動

に関しては前述のとおり高温回避や好適温度に則した行動と言われており、ある一定の気温帯以外では不在となる可能性が高いと考えたためである。

解析の結果、説明変数は「実測気温」と「実測気温の 2 乗値」が採用された（表 1、式 1）。

$$y = \frac{1}{1 + \exp(-2.05x + 0.05x^2 + 21.2)} \quad \dots (1)$$

なお、「日最高気温」「日最高気温の 2 乗値」「日最低気温」「日最低気温の 2 乗値」「標高」は相関が高いため棄却した。最適モデルから算出した結果、存在確率が 50 % 以上を示す気温は 17 °C から 27 °C、80 % 以上を示す気温は 21 °C から 23 °C であった（図 2）。

IV. 分布予測地図の作成

予測モデルで算出した好適気温と、国土数値情報ダウンロードサービスが公開している 2010 年の気温情報を元に、QGIS (v.2.2) を用

表 1 GLMM による解析結果。応答変数を「アキアカネ成虫の在・不在」、説明変数を「実測気温」「実測気温の 2 乗値」、ランダム効果には「6 月 1 日からの経過日数」を導入して解析を行った

応答変数	説明変数			ランダム効果	AIC	ΔAIC
	切片	気温	気温 ²			
在・不在 (1/0)	-	+	-	経過日数	164.8	0
	-	+	-		176.1	11.3
	-	-	+		181.4	16.59
	+	-	-		193.7	28.98
	-	+	-	個体差	176.7	0
	-	+	-		191.5	14.77
	-	-	+		196.8	20.07
	+	-	-		212.1	35.39
	-	+	-	地点差	176.5	0
	-	+	-		189.8	13.31
	-	-	+		195.2	18.71
	+	-	-		210.9	34.43

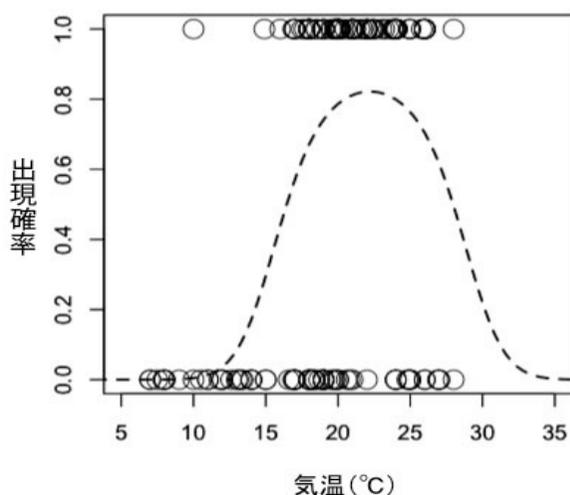


図2 活動好適気温の推定値. GLMM で選出されたモデルで算出した, アキアカネ成虫の活動好適気温. 存在確率が 50 %以上を示す気温は 17 °C から 27 °C, 80 %以上を示す気温は 21 °C から 23 °C であった

いて, 北陸地方における月毎のアキアカネ成虫の分布予測地図を作成した (図 3). この地図を季節ごとでなく, 時間ごとに作成できれば, 移動ルートが予測可能であると思われる.

V. 推定した好適気温の検証

2014 年 6 月 26 日から 10 月 15 日にかけて, 主に白山の登山道と勝山市内で調査を行い, モデルから算出された好適気温の検証を行った. 分布調査の結果, 合計 50 地点の内, アキアカネを発見した地点は 24 地点で, 観察時の気温が 17 °C から 27 °C を示した地点は 21 地点であった (図 4, 図 5). モデルから算出した値に高い確率で合致した. また, 1 日の中でも気温や天候に合わせて山地を上下に大きく移動することも観察された.

VI. 保全に向けて

本研究で作成した分布図は, 気温のみで推定したものであり, 植生等が考慮されていない. 今後, さらなる観察調査や解析が必要である.

しかし, 本研究で調査を行った地域では, 実際の分布がおおよそ合致していたように思われる.

本研究による活動好適気温と分布予測地図が他の地域のアキアカネの行動にもほぼ当てはまると仮定すると, 北陸の平地のほぼ全域で秋に産卵が行われているはずである. 翌年の春には卵が孵化し, 初夏の頃には水田で羽化が観察できるはずである. しかし, 実際にそれが観察できる水田は極度に限られている. 分布予測図でアキアカネの生息が予測されているが, 実際はアキアカネが見られなかった地域の多くは, フィプロニルを主成分とする箱苗処理剤が使用されている. アキアカネの個体数減少の要因には, 強度の中干しなど, 農法の影響も考えられるが, 全く見られなくなるような壊滅的な減少にはフィプロニルを主成分とする箱苗処理剤の存在が関与していることを疑わざるを得ない.

アキアカネが見られなくなってしまった地域で個体数を復活させるためには, 水稻栽培で使用する農薬の選択や農法にも配慮を求めること

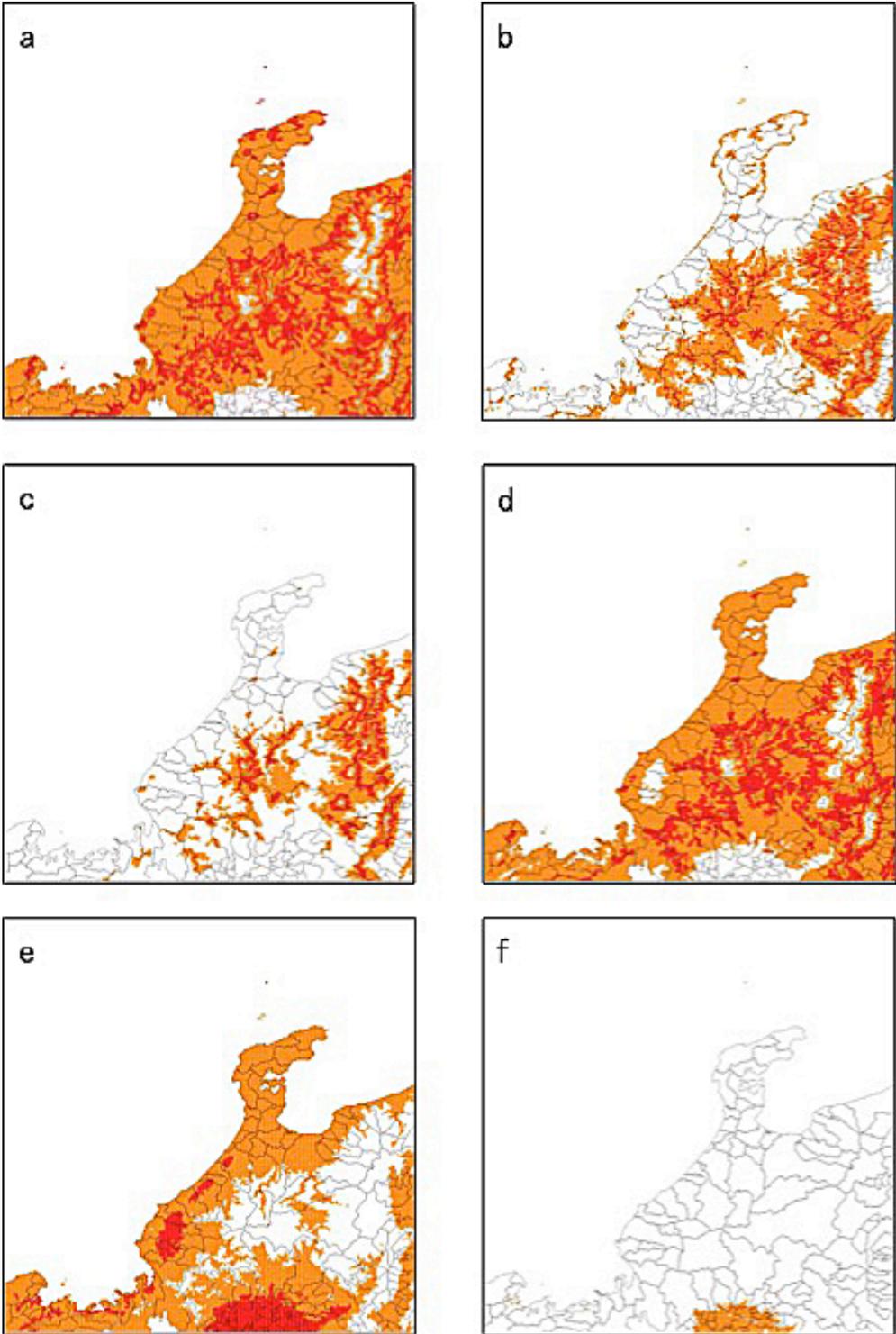


図3 北陸地方におけるアキアカネの分布の季節変化を予測した図. a: 6月, b: 7月, c: 8月, d: 9月, e: 10月, f: 11月

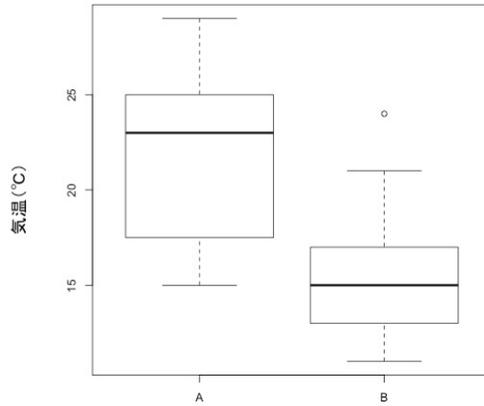


図4 白山での分布調査の結果 (1). A: 在, B: 不在

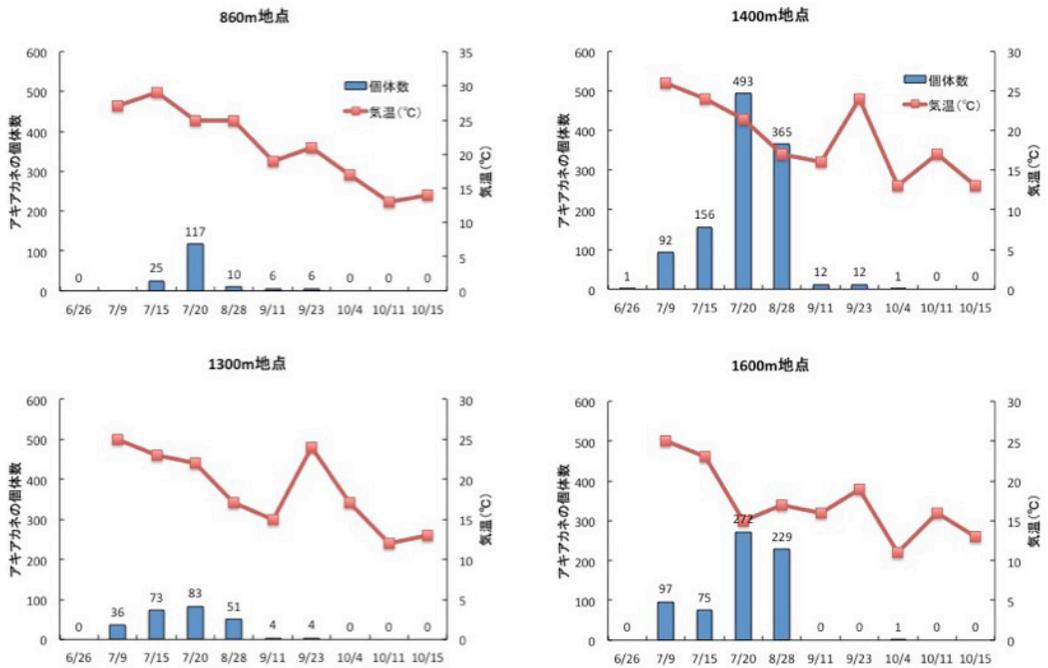


図5 白山での分布調査の結果 (2). 予測した適温 (17~27°C) となる場所に分布する傾向が見られた

が望ましいことから、地域住民の理解と協力が不可欠である。

「赤とんぼと共に生きるプロジェクト」を主導する福井県勝山市では、フィプロニルを主成分とする箱苗処理剤が使用されておらず、ア

キアカネの個体数があまり減少していない貴重な地域である。プロジェクトには、幼児から高齢者まで、幅広い年齢層、業種の人々が関わっており、観察会や移動ルート調査など、ほぼ1年間を通して産官学民、様々な人がアキア



図6 市民が調査に参加している様子。個体数調査や移動経路調査は市民や企業も参加している

カネを追いかけている。プロジェクトが発足して2014年度で4年目を迎えるが、勝山市ではアキアカネのみではなく、市民を取り巻く自然環境や生物多様性への関心も高まっている（図6）。

勝山市の活動は福井県内にも派生し、フィプロニルを主成分とする箱苗処理剤を使用禁止にする地域が増加している。福井県の農業試験場もアキアカネに配慮した水稻栽培に向けて活動を開始した。さらには環境省もアキアカネへの農薬の影響に関する調査を開始した。

この取り組みが日本全国に広まり、日本の秋の風物詩であるアキアカネが各地でよみがえることを願う。

謝辞

福井県勝山市の山岸正裕市長をはじめ、勝山市民の方々には調査水田の提供や調査補助、アキアカネが暮らす水田の保全への取り組みなど、本研究へ多大なご協力をいただいた。園児と保育士の皆さん、勝山市内全小学校9校の児童と先生方にはアキアカネに興味を持っていただき、また、春と秋の平地での分布調査などご助力いただいた。福井市自然史博物館の学芸員である梅村信哉氏には分布調査などでご助力いただいた。福井県のESDコーディネーターであり、勝山市の

環境保全推進コーディネーターである福井大学の前園泰徳特命准教授には山岳域での調査や学校との連携など、様々な場面でご助力・ご助言いただいた。本研究をご支援下さった皆様に心から感謝申し上げます。

文献

- 神宮字寛・上田哲行・五箇公一・日鷹一雅・松良俊明 2009. フィプロニル、イミダクロプリドを成分とする浸透移行性殺虫剤がアキアカネの幼虫と羽化に及ぼす影響. 農業農村工学会論文集 77 : 35-41.
- 神宮字寛・上田哲行・角田真奈美・相原祥子・斎藤満保 2010. 耕作水田におけるフィプロニルを成分とする育苗箱施用殺虫剤がアカネ属に及ぼす影響. 農業農村工学会論文集 78 : 219-225.
- Kearney, M. and Porter, W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. *Ecology* 12: 334-350.
- 津吹卓 2001. 長野・群馬県湯の丸高原におけるアカネ類の変遷 (1978 ~ 2000 年). *New Entomology* 50 (1,2) : 18-19.
- 上田哲行 2008. アキアカネの減少傾向と減少時期 — 会員へのアンケート結果から —. *SYMNET* 10 : 2.
- 上田哲行 2012. 全国で激減するアキアカネ. *自然保護* no.529 : 39.
- 上田哲行・神宮字寛・五箇公一・日鷹一雅 2008. アカトンボ（アカネ属）の激減と原因究明（水田普通種の激減と長期残効殺虫剤）. *日本応用動物昆虫学会大会講演要旨* (52) : 215.

Species Distribution Modeling to Predict Seasonal Migration of the Autumn Darter *Sympetrum frequens* as Conservation Practices for Rice Paddy with Dragonfly

HASEGAWA Masami, UEDA Tetsuyuki, HIRASAWA Kouichi
and SUGWARA Miwa

The Autumn darter, *Sympetrum frequens* is said to decrease sharply as one thousandth of abundance as those observed in two decades ago. Degree of disappearance varied locally due to unknown environmental factors, so that it is hard to implement any practical means for conserving *S. frequens* and its habitat without appropriate scientific knowledge on life history, seasonal mass migration and habitat requirements. Seasonal migration movement of newly emerged autumn darter from natal rice paddy to summer aestivation habitat in high mountains, and philopatric movement of mature darter back from mountain to lowland rice paddy for egg laying have frequently been cited without firm and quantitative data.

In this study, by choosing Katsuyama-shi, Fukui Pref. where the autumn darter is still so abundant, we developed species distribution model to predict local as well as seasonal distributions of *S. frequens* in Hokuriku district. We investigated life history, seasonal mass migration and habitat requirements in terms of environmental factors such as air temperature at which the darters were active and the topographic characteristics of the place where we found the individual darters. Generalized linear modeling approaches to know suitable air temperature for adult darter revealed that *S. frequens* selected relatively narrow window of air temperature (17-27 °C) for flight and foraging activities, and this thermal requirement would explain seasonal migration between lowland to mountain area.

Additionally, we conducted a mark-release-recapture study in order to obtain direct evidences of seasonal migration by the autumn darter. Of ca. 10,000 *S. frequens* captured, marked and released by more than 300 citizens and primary school children, two marked darters were discovered in the mountains of northern part of Katsuyama-shi in August. This is the first firm evidence for the seasonal movement of newly emerged darters to the mountain area.

keyword : prediction of distribution, GIS, generalized linear mixed model (GLMM), mechanistic niche modeling

上高地における外来植物の侵入と在来植物に対する 遺伝的汚染の実態解明

信州保全研究グループ
高橋耕一¹・羽生将昭¹

上高地では外来種エゾノギンギシと在来種ノダイオウがどちらも存在しており、その雑種と思われる個体が見つまっている。本研究ではこの両親種、および雑種の交雑の実態を明らかにするとともに、両親種への遺伝的汚染の解明を目的とした。形態形質から判別された雑種のほとんどは F1 であると推測された。ベイズ法による集団構造推定ではエゾノギンギシとノダイオウ、および両親種の要素を受け継いだ雑種という 3 つのグループが確認された。雑種のほとんどが F1 であり、戻し交雑による両親種への遺伝子汚染はほとんどなかったが、わずかながら F2 の存在や戻し交雑の可能性が示唆された。そのため、交雑に関して、今後も注意する必要がある。

キーワード：AFLP, エゾノギンギシ, 外来種, ノダイオウ, 戻し交雑

1. 研究の目的と背景

昨今では、開発や観光など人間活動の活発化により外来植物の侵入が様々な場所で起こっている。日本では明治以降、外来植物が急激に増加し、日本の維管束植物の約 4 分の 1 は帰化（外来）植物である（清水 2003）。生育地の環境の変化は外来種の侵入を招く（鷲谷 2007）。例えば大規模な河川開発の後に外来種の侵入が報告された例がある（清水ほか 2007）。外来植物の侵入は生育場所の優占など、在来植物への圧力を生み、生態系構造の変化を起こす可能性がある（鷲谷・村上 2002）。外来植物の侵入により在来植物の生育環境が制限されることもあれば、近縁な在来植物との間に雑種を形成することもある（Coyne and Orr 2004）。後者は単純に雑種が形成されるだけでなく、浸透性交雑による遺伝子汚染を引き起こす（Allendorf et al. 2001）。実際の例として、日本では外来種セイ

ヨウタンポポと在来種ニホンタンポポの例がよく知られている（渡邊 2006）。種間交雑種の発生は在来種や固有種の絶滅すら導きかねない（Allendorf et al. 2001）。外来植物の侵入と交雑に関する研究は、今後の環境保全について考えていく上で重要となるだろう。

中部山岳国立公園の上高地は火山活動によってできた堆積平野であり、日本では珍しい高い標高に存在する比較的広い平地である。自然が豊かである事に加えて景観に富むため、景勝地として年間 150 万人もの観光客が訪れる。また、周りを急峻な山で囲まれており、土石流が発生しやすいため、砂防工事もかなり行われている。現在、観光客や開発・砂防工事などの車両によって上高地には外来種が侵入してきている状況にある。生態系の維持と観光資源との両立をはかる上で、上高地での外来種の侵入と交雑に関する研究は不可欠である。

1: 信州大学
2014.11.25 受付, 2016.2.9 公開



図1 外来植物エゾノギシギシ



図2. 在来植物ノダイオウ



図3 調査地の位置図. 基図には国土地理院の地理院地図（電子国土 Web）を用いた

この研究では上高地において、タデ科ギシギシ属の外来植物エゾノギシギシ (*Rumex obtusifolius*; 図1) とその近縁在来種ノダイオウ

(*Rumex longifolius*; 図2) の交雑について調べた。両種は共に北半球に広く分布している (佐竹ほか 1999)。エゾノギシギシはヨーロッパ

ツパ原産といわれ、明治の中ごろに日本に侵入し、初めは北海道のみに分布する植物であった。現在では北海道から九州まで分布を拡大しており路傍や荒地など、攪乱を受けやすい場所によくみられる(清水 2003)。在来種のノダイオウは、北海道と本州のヨシ・オギ原などの湿地に分布している。近年では環境の変化によって減少してきている(環境省自然環境局野生生物課 2007)。図鑑に記載されている2種の特徴的な形態として、葉の裏の毛の有無、植物体の赤色の有無、根生葉の有無があげられる(本江 1987)。エゾノギシギシは葉の裏に毛があり、茎や葉の中脈に赤みを帯びていて、根生葉が無い。それに対しノダイオウは反対の形態の特徴を持つ。現在の上高地にはこれらのどちらも生育しており、2種の雑種と推定される個体も見られる。

在来種と外来種の雑種が在来種と戻し交雑すると、見かけ上は在来種でも外来種の遺伝子浸透が生じている(野村 2010)。そのため、形態形質のみから雑種の広がりや遺伝子的な流入を判別することは難しいと考えられる。しかし、分子遺伝学的な手法を用いることでそれらの識別が可能になる。Amplified Fragment Length Polymorphism (AFLP) 法は、DNA を制限酵素で断片化し、その中から特定の断片を選択的に PCR 増幅して多型を検出する技術である。解析に使用する DNA 量が少量で良く、データの再現性や信頼性が高いことから、AFLP 法は様々な用途に使われ、交雑の研究にも利用されている(Wu and Campbell 2005, Gaskin et al. 2014)。AFLP 法によって、種の識別、交雑の有無、戻し交雑の有無、遺伝子流入の有無を調べ、形態・生態と比較することでより精度の高い知見を得ることができる。

本研究では、エゾノギシギシとノダイオウの間の雑種形成の実態、およびそれによって両親

種への遺伝子汚染が生じているのかを明らかにするために、上高地において、AFLP 法によってエゾノギシギシ、ノダイオウ、及び見かけ上の2種間の雑種個体の遺伝的な調査を行った。

II. 材料と方法

1. 調査地

調査は、長野県松本市の上高地(36°14'57" N, 137°38'5" E, 1500 m a.s.l.)で行った。明神館南側、明神館西側、上高地温泉ホテル前の3地点で、エゾノギシギシ、ノダイオウ、両種の雑種が多く分布していたため、本研究ではその3地点で調査を行った(図3)。

2. サンプル採取

分布調査を行った地点に加え、3地点(大正池周辺、信州大学上高地ステーション周辺、徳澤園周辺)を加え、計5地点(明神館周辺は一地点に統合)からサンプリングを行った。サンプルはその場で形態形質から種を判別した。3種の最も明確な種の判別要因である種子を包む花被の形態を主な判断要因とし、花をつけていないものに関しては葉の裏の毛の有無、植物体の赤色の有無、根生葉の有無によって分類した。採取した葉サンプルは、直ちにシリカゲルで乾燥させ、保存した。

3. DNA 抽出

DNA の抽出には、DNeasy Plant mini Kit (QIAGEN) を用いた。乾燥保存した5 mm 四方程度のサンプル葉片を用い、最終的に200 µl のDNA抽出溶液を得た。

4. AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism) 法

1) 制限酵素処理

以下の組成で反応液を作成し、37 °Cで1時間30分反応させてDNAを断片化した。制限酵素処理反応混液の組成(1サンプル当たり25 µl)はDNA抽出溶液10 µl、10 × NE Buffer 2.5

μl, 100 × BSA (10 mg/ml) 0.25 μl, EcoRI (100 U/μl) 0.25 μl, MseI (50 U/μl) 0.1 μl, DW 11.9 μl を含んでいる。

2) アダプターのライゲーション

以下の組成で溶液をそれぞれ調整した後、90 °C で 3 分間暖め、10 分以上室温で放置したものをそれぞれの Adaptor Pair とした。MseI の Adaptor Pair (1 サンプル当たり 25 μM, 2 μl) の組成は Top strand (5'-GACGATGAGTCCTGAG-3', 100 μM) 0.5 μl, Bottom strand (5'-TACTCAGGACTCAT-3', 100 μM) 0.5 μl, DW 1 μl である。EcoRI の Adaptor Pair (1 サンプル当たり 5 μM, 1 μl) の組成は Top strand (5'-CTCGTAGACTGCGTACC-3', 100 μM) 0.05 μl, Bottom strand (5'-AATTGGTACGCAGTCTAC-3', 100 μM) 0.05 μl, DW 0.9 μl である。

以下の組成でライゲーション反応液を作成し、制限酵素処理をした各サンプルチューブに分注した。静かに攪拌した後 20 °C で一晩、アダプターのライゲーション反応を行ない、DNA 断片にアダプターを結合させた。反応後、TE 0.1 バッファーで反応液 10 μl を 10 倍に希釈した 100 μl の溶液を作成した。ライゲーション反応混液の組成 (1 サンプル当たり 25 μl) は 5 × T4 DNA Ligase Buffer 5.0 μl, T4 DNA Ligase (2000U/μl) 0.1 μl, MseI Adaptor Pair (25 μM) 2.0 μl, EcoRI Adaptor Pair (5 μM) 1.0 μl, EcoRI (100 U/μl) 0.25 μl, MseI (50 U/μl) 0.1 μl, DW 16.55 μl である。

3) 予備増幅反応

以下の組成で溶液を混合し、以下の条件で PCR 反応をさせ、予備増幅反応を行なった。予備増幅反応混液の組成 (1 サンプル当たり 10 μl) は希釈したライゲーション産物 2.0 μl, EcoRI-A primer (10 μM) 0.25 μl, MseI-C primer (10 μM) 0.25 μl, AFLP Amplification

Core Mix 7.5 μl である。予備増幅 PCR 反応条件は 72 °C (2 min), [94 °C (20 sec) - 56 °C (30 sec) - 72 °C (2min)] × 20, 60 °C (30 min), その後、4 °C である。これ以降の PCR 反応では LifeECO Thermal Cycler (Bioer Technology Co., Ltd., China) を用いた。予備増幅プライマーとして EcoRI-A (5'-GACTGCGTACCAATTCA-3') と MseI-C (5'-GATGAGTCCTGAGTAAC-3') を用いた。反応後、TE 0.1 バッファーで反応液 5 μl を 20 倍に希釈し、100 μl の溶液を得た。

4) 選択的増幅反応

選択的増幅反応混液の組成 (1 サンプル当たり 6 μl) は、希釈した予備選択増幅反応産物 0.9 μl, MseI Selective primer (5 μM) 0.3 μl, EcoRI Selective primer (1 μM) 0.3 μl, AFLP Amplification Core Mix 4.5 μl である。そして、以下の条件で PCR 反応を行ない、選択的増幅反応を行なった。用いたプライマー組は EcoRI-ACC (NED) / MseI-CTA および EcoRI-ACT (FAM) / MseI-CAT である。選択的増幅 PCR 反応条件は、94 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 66 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 65 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 64 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 63 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 62 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 61 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 60 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 59 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 58 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), 94 °C (20 sec) - 57 °C (30 sec) - 72 °C (2 min), [94 °C (20 sec) - 56 °C (30 sec) - 72 °C (2 min)] × 20, 60 °C (30 min), そして 4 °C である。

5) 電気泳動

各選択的増幅反応産物 (FAM: 0.8 μl NED: 1.5 μl) に Hi-Di Formamide 10 μl, Gene Scan 500 LIZ Size Standard 0.5 μl を添加し、95 °C で 3 分

間ヒートショックを行なった後、急冷、3130 xL Genetic Analyzer (Applied Biosystems, USA) によって電気泳動を行なった。

5. データ解析

シーケンサーによって得られたピークから、解析ソフト Gene Mapper (Applied Biosystems, USA) を用いて多型を検出した。これによって得られたデータセットを用い、異なる2つの方法で個体のクラスタリングを行った。

最初に、Structure 2.3.4. (<http://pritchardlab.stanford.edu/structure.html>) を用いた。Burn-in の長さを 50000、MCMC の繰り返し回数を 50,000 とし、 $K = 1 \sim 10$ まで、それぞれ 10 回ずつ計算を行った。最適な K の値は、Evanno et al. (2005) に基づく STRUCTURE HARVESTER を使って計算した ΔK から導いた。 ΔK が最も高いときの K が最適な K である。

次に、Gene Mapper により得られた 0/1 のバイナリーデータを基に、統計ソフト R 2.14.1 を用いて主座標分析 (PCoA) を行った (<http://aoki2.si.gunma-u.ac.jp/R/princo.html>)。

雑種個体を識別するため、NewHybrids (Anderson and Thompson 2002; <http://ib.berkeley.edu/labs/slatkin/eriq/index.htm>) を用いて解析を行った。NewHybrids では、5,000 回の Burn-in の後、100,000 回の反復により、それぞれの個体ごとに6つの遺伝子型のクラス (エゾノギシギシ、ノダイオウ、F1、F2、エゾノギシギシとの戻し交雑、ノダイオウとの戻し交雑) の確率が評価された。

雑種個体を識別するため、NewHybrids (Anderson and Thompson 2002; <http://ib.berkeley.edu/labs/slatkin/eriq/index.htm>) を用いて解析を行った。NewHybrids では、5,000 回の Burn-in の後、100,000 回の反復により、それぞれの個体ごとに6つの遺伝子型のクラス (エゾノギシ

ギシ、ノダイオウ、F1、F2、エゾノギシギシとの戻し交雑、ノダイオウとの戻し交雑) の確率が評価された。

III. 結果

EcoRI-ACC (NED) / MseI-CTA で 42, EcoRI-ACT (FAM) / MseI-CAT で 86, 計 128 のフラグメントを得た。Structure による解析の結果、 ΔK より、 $K = 2$ の時に最も確からしいクラスタリングがなされていると判断された (図4)。

AFLP による遺伝情報を基にした主座標分析によって、個体は3つのクラスターに分かれた (図5)。第1軸と第2軸によってそれぞれ 19.4 %と 6.0 %の分散が説明された。それぞれのクラスターは形態的に同定された種別同士で集まる傾向があつて、雑種の多く集まるクラスター II は、エゾノギシギシのクラスター I とノダイオウのクラスター III の中間に位置していた。しかし、エゾノギシギシが多く集まるクラスター I にはノダイオウ2個体が含まれていた。ノダイオウのクラスター III にもエゾノギシギシ1個体と6個体の雑種が含まれていた。雑種のクラスター II にはノダイオウ3個体が含まれていた。したがって3種はそれぞれクラスターを形成しているものの、完全には分離していなかった。

NewHybrids による雑種の判別の結果、それぞれの種に属する確率が示された。形態によってエゾノギシギシと判断された個体に関しては1個体を除いて全てがエゾノギシギシであると判断された。ノダイオウや雑種と判断された個体については、形態形質による同定と異なる種に属するものも多かった。3個体については F2 と判断され、1個体についてはエゾノギシギシとの戻し交雑個体であるの可能性が 30.5 % 存在した。また、図5においてノダイオウのクラ

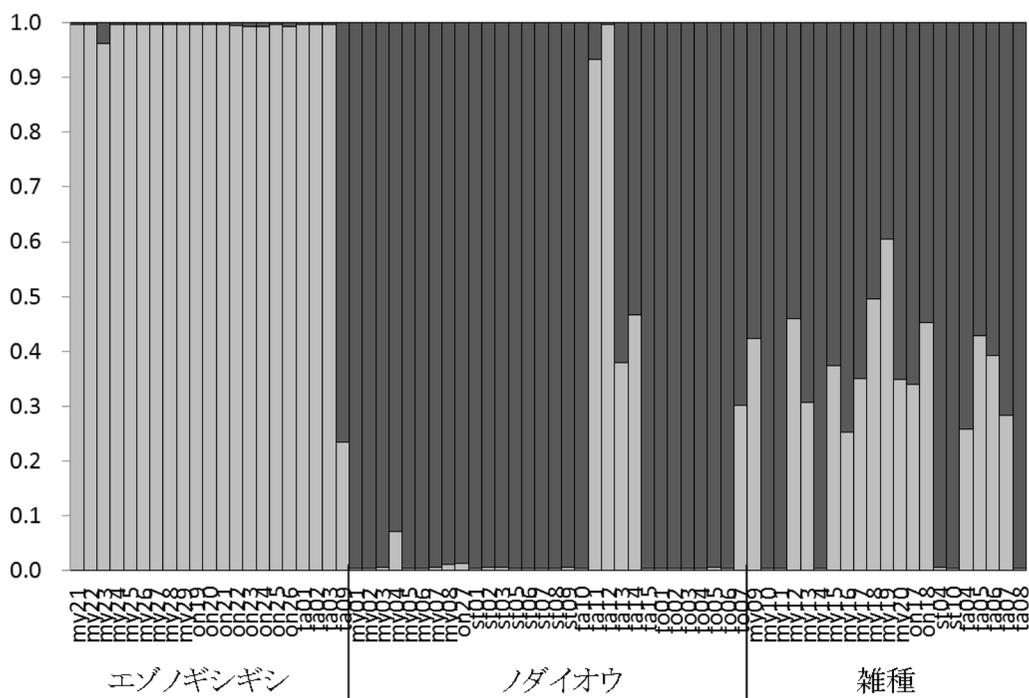


図4 Structureによる解析 (K=2). 灰色と黒はそれぞれエゾノギシギシとノダイオウの要素を表す

スターに存在した雑種個体や雑種クラスターに存在したノダイオウ個体は、NewHybridsによる解析でも異なる種と判別された。

IV. 考察

上高地において外来種エゾノギシギシと在来種ノダイオウの間に交雑は生じているものの、両親種への遺伝的な汚染の可能性はかなり低いことが分かった。外来種であるエゾノギシギシは道路脇のような攪乱環境に分布し、それに対して在来種のノダイオウは湿地環境に分布している。外来種が攪乱環境に分布しているという研究は多く報告されている (Vilà et al. 2003, Watkins et al. 2003, Takahashi and Miyajima 2010)。上高地では、観光や砂防のために林道が整備されており、エゾノギシギシの分布に適した環境がノダイオウの分布する環境に隣接し

て形成されている。そのため、両種の分布の間には交雑帯が形成される。また、エゾノギシギシとノダイオウの雑種は種子・花粉ともに稔性が低く、F2及び戻し交雑の可能性は非常に低いと考えられ、分布している個体はほぼF1であることが示唆された。これらは分子遺伝学的な検証によって概ね支持され、Structureを用いたクラスタリング、主座標分析において雑種はそれぞれの親種の間質的な性質を示した。しかし、NewHybridsによる解析からは、種子・花粉の稔性から示唆されたこととは異なり、わずかながらF2の存在が確認された。また、そのうち1個体は、確率は30%程度と低いものの、戻し交雑の可能性が示唆された。本研究のように雑種の稔性が低くなるという現象はいくつか報告されている (天谷ほか1995, 飯塚ほか2001, 野村2010, Herrera et al. 2012)。本研

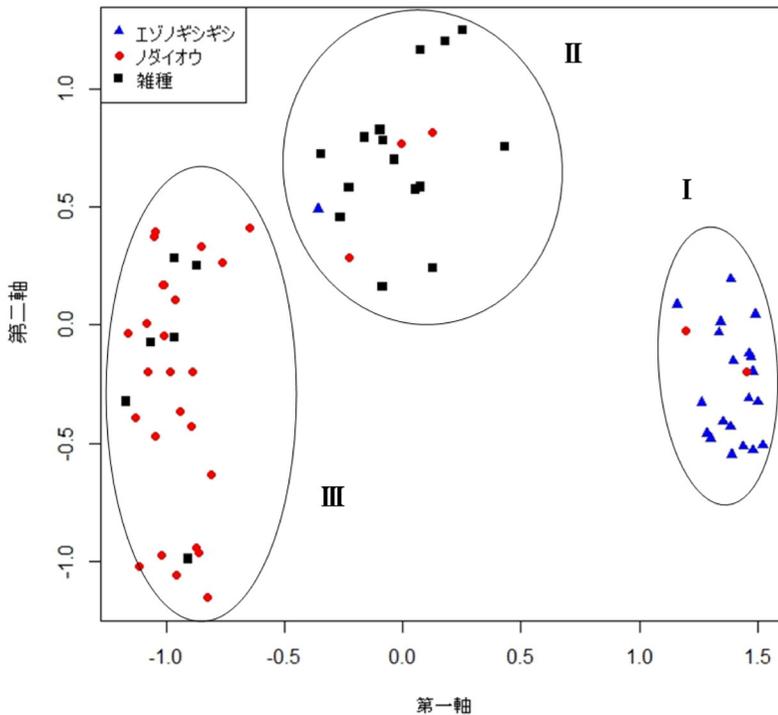


図5 主座標分析 (PCoA) による個体のクラスタリングの結果

究の対象種と同じギシギシ属内の種間交雑種がほとんどF1であるという現象は、エゾノギシギシとキブネダイオウ (*Rumex nepalensis* subsp. *andreaeanus*) の交雑 (野村 2010) や、エゾノギシギシとナガバギシギシ (*Rumex crispus*) の交雑 (Ziburski et al. 1986) でも報告されている。以上から、エゾノギシギシとノダイオウを親とする雑種は生長するものの、花粉および種子の稔性が低く、それ以降の交雑が起こる頻度は低いと考えられる。よって、エゾノギシギシとノダイオウの間の交雑は確認されたが、ほとんどの場合1代目に留まり、それ以降の継代や戻し交雑は稀であるため、それによる遺伝子汚染は両親種の種としての位置づけを脅かすものではないといえる。

本研究においては形態学的な同定によって種の判別を行ったが、その結果と分子遺伝学的な

検証結果の間にはわずかながら一致しない点が存在した。Structure を用いたクラスタリング、主座標分析、NewHybrids による解析すべてで、エゾノギシギシは他2種とは明確に区別され、形態的識別との一致を示した。それに対し、形態的特徴からノダイオウおよび雑種と判断されたものに関しては、いくつかの錯綜が見られた。これは、花被の形態以外の識別キーが不明瞭であることに由来する。花被による3種の判別は非常に明瞭であるが、それ以外の形態的形質でエゾノギシギシと他2種の識別を行うのは非常に困難である。本江 (1987) によるエゾノギシギシとナガバギシギシ、及びノダイオウの3種にわたる形態学的研究においても、根生葉の形態比較よりも花被の形態比較の方がより明確に3種を識別できると述べられている。

外来植物と在来植物との間の雑種形成、及びそ

れによる遺伝子汚染に関する研究は、昨今の外来種問題を論ずる上では必須であり、様々な研究が行われている。本研究では交雑はほぼ F1 に留まり、それ以降はほとんど進まないことを示したが、戻し交雑個体や F2 以降の個体による遺伝子汚染が危惧されている例は報告されている。例えば、ドイツにおけるアブラナ科イヌガラシ属の研究では、侵入性の外来種スカシタゴボウ (*Rorippa palustris*) が侵入することによって近縁在来種のキレハイヌガラシ (*Rorippa sylvestris*) との間に雑種が生じ、さらに戻し交雑による両親種への遺伝子流入が確認されている (Bleeker 2003)。また、本研究の対象種と同じタデ科植物のイタドリ (*Fallopia japonica*) は世界的な侵入外来種であり、オオイタドリ (*Fallopia sachalinensis*) などの近縁種と交雑を起こしている (Gaskin et al. 2014)。オオイタドリとの雑種はアイタドリ (*Fallopia* × *bohemica*) と呼ばれ、これら 3 種の形態学的識別は、遺伝的識別によりかなり有意に支持されているものの、地域によっては更なる交雑を生じ遺伝子流入を引き起こしている (Gaskin et al. 2014)。逆に本研究のように、交雑によって生じた F1 が不稔性を示す例も報告されている。イネでは育種のために交雑させてできた F1 が不稔性であることがたびたび起こる (田丸 1994)。それは多くの場合、雄性不稔であり、花粉の形成異常によるものである。エゾノギシギシとノダイオウの雑種においても花粉の形態・稔性の異常は確認されているため、雄性不稔によって戻し交雑や F2 以降の継代が妨げられている可能性は高い。しかし、本研究では雑種由来の種子の稔性が非常に低かったため、雌性不稔の可能性も否定できない。また、交雑の方向性が雑種個体の形態や花粉・種子の稔性に影響を与えることがある (錦野 2001) ため、オルガネラ DNA による比較を行うことで更な

る理解を深めることが可能になるとと思われる。

山岳観光地の上高地において、生態系の維持と観光資源との両立を図るには、現地での外来種の侵入と交雑に関する研究は不可欠である。この研究から、汎世界的な外来種であるエゾノギシギシと準絶滅危惧種の近縁在来種ノダイオウの交雑が両親種に与える遺伝的な圧力は、種の存続を危ぶませるほどのものではないものの、交雑の可能性がわずかなら認められた。また、上高地は観光地であり、加えて砂防工事を必要とする環境でもある。継続的な観光開発は人工的な環境を生み、それはそのまま外来種エゾノギシギシに適したニッチが広がることを意味する。また、余剰な土砂によって埋め立てられ湿地が失われた場合、在来種のノダイオウに適したニッチが失われることに繋がる。そのため、観光資源と保全を両立させるためには、生態系の詳細な調査と慎重な開発計画が必要になるだろう。

謝辞

本研究を行うにあたって、長野祐介さんには DNA 実験に関する器具の操作、試薬の扱い方から、解析ソフトウェアの使用法まで多くのことを指導して頂き、感謝いたします。

文献

- Allendorf, F.W., Leary, R.F., Spruell, P. and Wenburg, J.K. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 613-622.
- 天谷正行・大橋一夫・木村栄・小栗尚子・小島昭夫 1995. ネギとニラの種間雑種植物の育成. 栃木県農業試験場研究報告 43: 87-94.
- Bleeker, W. 2003. Hybridization and *Rorippa austriaca* (Brassicaceae) invasion in Germany. *Molecular Ecology* 12: 1831-1841.
- Coyne, J.A. and Orr, H.A. 2004. *Speciation*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

- Gaskin, J.F., Schwarzländer, M., Grevstad, F.S., Haverhals, M.A., Bouchier, R.S. and Miller, T.W. 2014. Extreme differences in population structure and genetic diversity for three invasive congeners: knotweeds in western North America. *Biological Invasions* 16: 2127-2136.
- Herrera, J.C., Romero, J.V., Camayo, G.C., Caetano, C.M. and Cortina, H.A. 2012. Evidence of intergenomic relationships in triploid hybrids of coffee (*Coffea* sp.) as revealed by meiotic behavior and genomic in situ hybridization. *Tropical Plant Biology* 5: 207-217.
- 本江昭夫 1987. 北海道東部の牧草地から採取したギンギン属植物の形態の特徴. 帯広畜産大学学術研究報告 15 : 229-235.
- 飯塚正英・西 祥・木村康夫・鈴木 栄・荻原 勲 2006. ユキヤナギとシモツケの種間雑種における花器および開花特性. 園芸学研究 5 : 235-240.
- 環境省自然環境局野生生物課 2007. 絶滅のおそれのある野生生物のリスト: レッドリスト 植物 I (維管束植物). http://www.biodic.go.jp/rdb/redlist/redlist_sy21.csv
- 野村尚史 2010. 環境の変化がまねく移入と交雑. 種生物学会編「外来生物の生態学 — 進化する脅威とその対策」文一総合出版: 247-271.
- 佐竹義輔・北村四郎・富成忠夫・大井次三郎・亙理俊次 編 1999. 「日本の野生植物 草本 2」平凡社: 15-16.
- 清水静也・山村靖夫・安田泰輔・中野隆志・池口仁 2007. 河川敷における帰化植物オオブタクサ (*Ambrosia trifida* L.) の生育に対する人為的攪乱と環境条件の効果. 保全生態学研究 12 : 36-44.
- 清水建美 2003. 「日本の帰化植物」平凡社
- Takahashi, K. and Miyajima, Y. 2010. Effects of roads on alpine and subalpine plant species distribution along an altitudinal gradient on Mount Norikura, central Japan. *Journal of Plant Research* 123: 741-749.
- 田丸典彦 1994. イネの遺伝的雄性不稔性と雑種不稔性に関する育種学的研究. 北海道大学農学部邦文紀要 19: 203-256.
- Vilà, M., Gómez, A. and Maron, J.L. 2003. Are alien plants more competitive than their native conspecifics? A test using *Hypericum perforatum* L. *Oecologia* 137: 211-215.
- 鷺谷いづみ 2007. 外来種の定着と侵略性の生態学的要因. 日本水産学会誌 73: 1117-1120.
- 鷺谷いづみ・村上興正 2002. 外来種問題はなぜ生じるのか — 外来種問題の生物学的根拠 —. 日本生態学会編「外来種ハンドブック」. 地人書館: 4-5.
- 渡邊幹男 2006. 雑種性帰化タンポポの遺伝的多様性とその起源. 第 21 回 TaKaRa ハーモニストファンド研究助成報告: 49-63.
- 錦野泰行 2001. 種生物学会編「森の分子生態学 — 遺伝子が語る森林のすがた」文一総合出版: 111-138.
- Watkins, R.Z., Chen, J., Pickens, J. and Brosfokske, K.D. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17: 411-419.
- Wu, C.A. and Campbell, D.R. 2005. Cytoplasmic and nuclear markers reveal contrasting patterns of spatial genetic structure in a natural *Ipomopsis* hybrid zone. *Molecular Ecology* 14: 781-792.
- Ziburski, A., Kadereit, J.W. and Leins, P. 1986. Quantitative aspects of hybridization in mixed populations of *Rumex obtusifolius* L. and *R. crispus* L. (*Polygonaceae*). *Flora* 178: 233-242.

Invasion and genetic contamination of exotic plants against native plants in Kamikochi

TAKAHASHI Koichi and HANYU Masaaki

Exotic species *Rumex obtusifolius* and native species *R. longifolius* distribute in Kamikochi, and their hybrid species are also found. This study aimed to reveal the genetic contamination of the exotic species against the native species. The most plants of the hybrid species were F1. The three populations of *R. obtusifolius*, *R. longifolius* and their hybrids were recognized by Bayesian clustering analysis. This study showed that most of the hybrids were F1, and that the genetic contamination between the native and exotic *Rumex* species through backcross hardly occurred. However, we still need caution for the genetic contamination because we found the possibility of backcross.

Keywords: AFLP, backcross, exotic species, *Rumex obtusifolius*, *Rumex longifolius*.

絶滅危惧種クロボウモドキの保全を目指した個体群構造・ 分布様式・遺伝構造の研究

希少生物懇話会

指村奈穂子¹・池田明彦²・池田史枝³・大谷雅人^{4*}・澤田佳宏⁵・
須貝杏子⁴・内貴章世¹・古本 良⁴・横川昌史⁶

クロボウモドキは、日本では西表島及び波照間島に、国外では台湾の蘭嶼にのみ分布するバンレイシ科の植物で、環境省のレッドリストでは絶滅危惧 IA 類に位置づけられている。地球上のすべてのクロボウモドキの生育地において、毎木調査、植生調査、立地環境調査、地形図・地質図・空中写真の判読、アロザイム分析、DNA 解析を行った。クロボウモドキの胸高直径は最大で 35.7 cm、樹高は最大で 18 m で、胸高直径が大きくても、樹高は約 14 m で頭打ちになっており、台風などの強風で林冠高が抑えられているようである。胸高直径の大きい個体の樹冠下には、多数の実生が高密度で生育しており、ギャップでは様々なサイズの稚樹に成長している。生育地ではクロボウモドキが優占している例が多く、オオバイヌビワ、ヤンバルアカメガシワなどを混生している。立地、植生とも、非石灰岩地とは明瞭に異なるが、石灰岩地の対照区との違いは不明瞭である。生育地はいずれも、急傾斜地または御嶽など、利用しにくい土地である。アロザイム分析では、西表島・波照間島の個体群内では明瞭な変異は認められなかったが、琉球列島と蘭嶼は遺伝的に異なることが明らかになり、それぞれ独自の歴史的背景をもつ可能性が示唆された。クロボウモドキは、石灰岩上の未発達土壌で、攪乱が頻繁に起きる、過去に伐採されていない林分にのみ生育している。

キーワード：希少種、更新、隔離分布、島嶼、土壌、種子散布

1. はじめに

クロボウモドキ (*Monoon liukiuensis* Hatus.) は、琉球列島の西表島、波照間島および台湾の蘭嶼にのみ生育するバンレイシ科の高木である(図 1, 2, 3)。環境省のレッドリストにおいて絶滅危惧 IA 類に位置づけられているだけでなく、世界的にみても分布が非常に限られている。また、同科では琉球列島に自生する唯一の種であり、琉球列島の多様な植物相を特徴づける、植物地理学上注目すべき種のひとつといえる。

このような希少種は一般に認知度が低く、生育地は小規模かつ孤立している場合が多いので、開発によりたやすく消失してしまう危機にさらされている。しかしながら、人間活動を維持していくためには避けられない開発があり、希少種が象徴する生物多様性の保全と開発行為の調和は自然保護上の大きな課題である。この課題にとりくむには、希少種が、現在どのように個体群を維持しているか、また、なぜ希少となったかを正しく知る必要がある。本研究は、

1: 琉球大学 2: 品川区公園課 3: 国土館大学 4: 森林総合研究所 5: 兵庫県立大学 6: 大阪市立自然史博物館 *: 現所属兵庫県立大学

2014.11.25 受付, 2016.7.3 公開

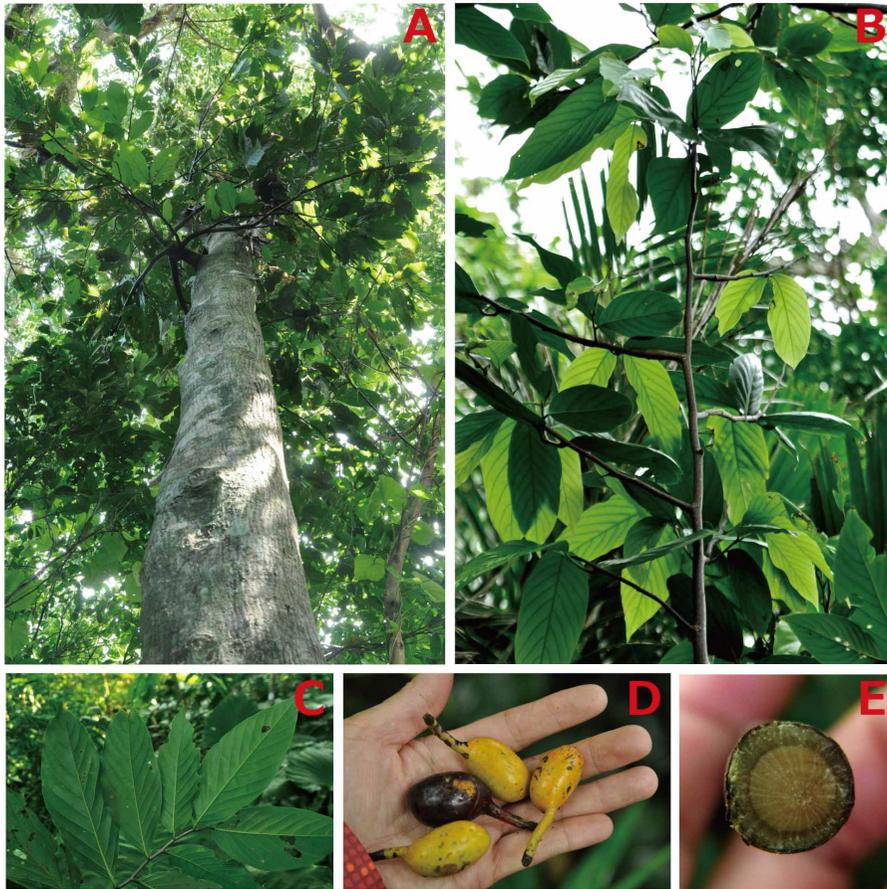


図1 クロボウモドキの写真. A 成木, B 若木, C 葉の裏, D 果実, E 枝の断面

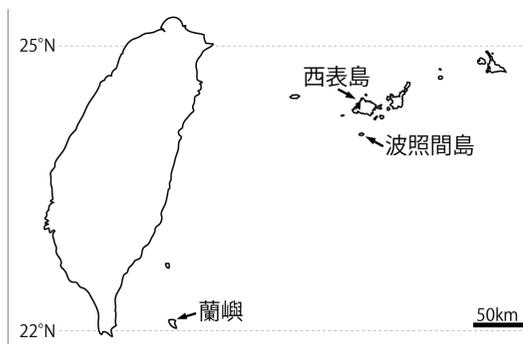


図2 クロボウモドキの生育する3つの島(西表島, 波照間島, 蘭嶼)の位置

希少種クロボウモドキの生態学的・遺伝学的な調査を行い、その特異性や希少性の詳細をあきらかにし、生物多様性の保全と人間活動の調和という問題に、より正確にとりくむことのできる情報を提供し、保全策の検討に資することをめざすものである。

II. 調査方法

地球上のすべてのクロボウモドキの生育地を調査対象とし、西表島5ヶ所 (I-oh1, I-oh2, I-ot1, I-ot2, I-ot3)、波照間島2ヶ所 (H1, H2)、蘭嶼3ヶ所 (L1, L2, L3) にコドラートを設置した (図4)。また、クロボウモドキが生育しないところと比較するために生育地の近

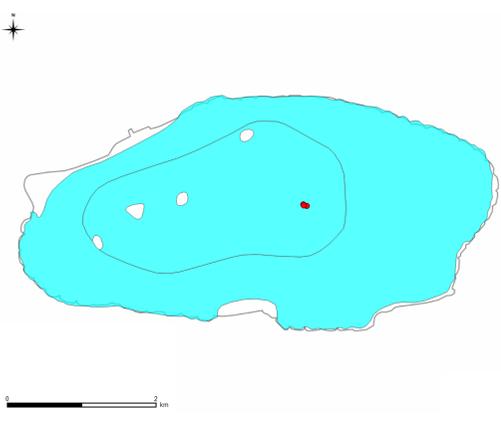
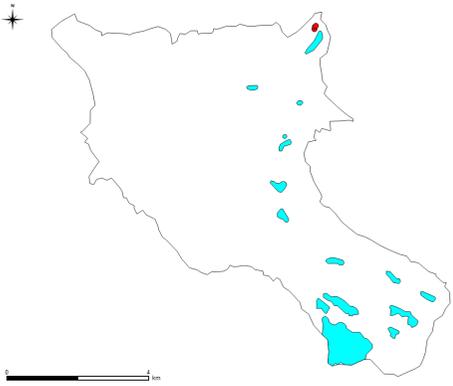
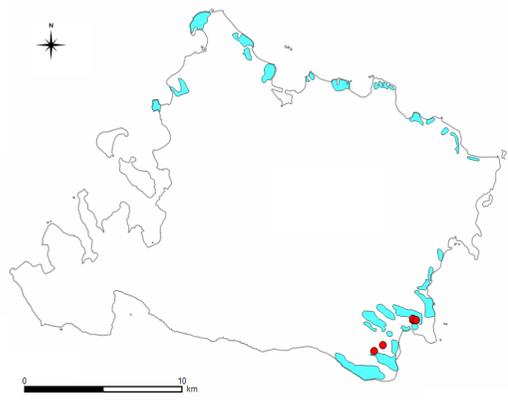


図3 クロボウモドキの生育地の位置図。赤丸が生育地、水色は隆起サンゴの石灰岩（神谷 2001, 神谷・山田 1998, 中研院台湾考古數位典藏博物館ウェブサイトより作成）

くに対照区を設けた。西表島では、地形が似ているが地質の異なる3コドラート (I-c1, I-c2, I-c3), 波照間島では、全島が同一の地質であるため、地形も地質も似ている地点で、本種生育地と同じ林分に2コドラート (H-c1, H-c2) と異なる林分に2コドラート (H-c3, H-c4) を設置した。蘭嶼では対照区を設けなかった。コドラートは、地形や植生が均質な範囲に設置し、面積は 75-225 m² である。これらのコドラートで、クロボウモドキ個体群構造調査、植生調査、立地環境調査をおこなった。また、コドラートとその周辺で遺伝解析用のサンプリングを行った。

個体群構造調査は、すべてのクロボウモドキについて、樹高 50 cm 以下、50 cm から 100 cm, 100 cm から 130 cm の3つの階級で個体数をカウントし、130 cm 以上については胸高直径と樹高を測定した。

植生調査は、樹高 1.3 m 以上の木本の種名・樹高・胸高直径を記録し、高さ 1.3 m 未満の維管束植物の種名と被度%を記録した。

立地環境調査は、地形測量、露岩被度・土壌深・簡易土壌 pH の測定、土色の記載、土壌化学分析を行った。地形測量は、バーテックスを用いて、調査地を通してその外側まで縦断方向に測線を取り、地形変換点に測点を置いて、斜距離、水平距離、仰角を測定した。また、コドラートの平均斜度と斜面方位を記録した。露岩被度は、地表に占める露岩の割合を目視により記録した。土壌深は、1コドラートすくなくとも 20 点において、106 cm の検土杖を渾身の力で土に差し込み、入った深さを記録した。土壌 pH は1コドラート 10 点において、簡易 pH 計を用いて測定した。土色は、農林水産省農林水産技術会議事務局監修新版標準土色帖（2003年）に基づき、複数の調査参加者の意見を集計した。土壌化学分析用のサンプルは、調査区内



図4 クロボウモドキの生育地の様子。上段が林外から、下段は林内から撮影。左が西表島、中央が波照間島、右が蘭嶼

のA層から、100 mlの採土円筒を用いて、5ヶ所から採取したものを混ぜて持ちかえった。土壌サンプルは、2 mm目のふるいにかけて後、西表島と波照間島のは十勝農業協同組合連合会の農産化学研究所に、蘭嶼のものは台湾大学に、それぞれ分析を依頼し、pH、有効態リン、CEC、窒素、炭素などについて計測した。

遺伝解析用のサンプルは、西表島より69個体、波照間島より55個体、蘭嶼より200個体の計324個体をサンプリングした。繁殖しているようなサイズの大きい個体はなるべくすべてから、実生と稚樹はランダムに、1個体から葉を1枚採取した。

アロザイム分析は、ポリアクリルアミドゲルを用い、電気泳動(PAGE)によって酵素多型解析を行った。得られた電気泳動像をもとに各酵素、各個体において遺伝子型を読み取った。Popgene ver.1.32 (Yeh et al. 1999)を用い、島ごとにおける95%基準での多型的遺伝子座の割合(P)、遺伝子座あたりの平均対立遺伝子座数(A)、観察された平均ヘテロ接合度(H_o)、期待される平均ヘテロ接合度(H_e)を求めた。

また、遺伝子分化係数(G_{ST})を求めた。

西表島と蘭嶼のDNA解析用サンプルを1サンプルずつ用いて系統解析を行った。改良CTAB法(Milligan 1992)によってDNAを抽出した後、Su et al. (2008)のプライマーを用いて、葉緑体DNAのtrnLイントロン・trnL-trnF遺伝子間領域およびrbcLのPCR増幅を行った。PCR産物を精製した後、シーケンス反応を行い、エタノール沈殿により反応産物を精製した。精製後、ABI 310 Genetic Analyzer (Applied Biosystems)を使用し電気泳動を行った。得られた波形から目標領域の塩基配列を決定した。今回得られたクロボウモドキの塩基配列とXue et al. (2012)で決定および引用されたバンレイシ科のうちクロボウモドキに近縁な植物の塩基配列を合わせて、CLUSTAL Xによってマルチプルアライメントを行った。塩基置換に基づくハプロタイプを決定し、MEGA5 (Tamura et al. 2011)を用いて近隣結合法による系統樹を構築した。1,000回のブートストラップサンプリングにより、系統樹の信頼性を評価した。

III. 調査地概況

クロボウモドキの生育地は、独立行政法人産業技術総合研究所 20 万分の 1 日本シームレス地質図（ダウンロードデータ 3623 石垣島 2012 年 7 月 3 日版）などによれば、西表島では後期更新世の海成または非海成堆積岩類、波照間島は中期更新世の海成または非海成堆積岩類であり、隆起サンゴ由来の石灰岩地である（図 3）。蘭嶼の生育地は台湾の地質図から平坦頂部に石灰岩を載せる安山岩質集塊岩であった（図 3）。

各調査地の概況を表 1 に示す。西表島では、クロボウモドキは標高 5-20 m の段丘崖で 9 ~ 35° の急傾斜地に分布していた。上部の段丘面は隆起サンゴで、崖斜面には風化土壌やサンゴ礫が堆積していた。非石灰岩地に設けた対照区は、28 ~ 32° の斜面で、斜面上部には前期から中期中新世の堆積岩類であり、砂岩泥岩からなる八重山層群へと続く。波照間島では、55 m a.s.l. の段丘面上にクロボウモドキの生育がみられた。全体的には平坦な地形だが地表面はドリネのため凹凸が発達し、凹地部に土壌が堆積していた。その林分は、島の方の信仰と関わりがあり、伐採が行われなかった場所である。波照間の対照区は、生育地と同様の段丘面上および、その段丘面下の段丘崖である。蘭嶼では、海岸付近の急傾斜地、10-60 m a.s.l. に分布していた。立地は旧海食崖と考えられる上部斜面からの礫が堆積した崖錐斜面で、サンゴ礫も混在している。不安定な立地で、土壌の堆積が少なく薄い。

土壌図では、西表島の I-oh1, I-oh2 は、細粒黄色土（開南統）に、西表島の I-ot1, I-ot2, I-ot3 および波照間島の生育地は礫質暗赤色土（摩文二統）に分類されていた（国土交通省国土政策局国土情報課公開の 5 万分の 1 都道府県土地分類基本調査結果 1998 年）。蘭嶼の土壌図は入手できなかったが、現地の観察からは腐植

質でラテライト土ではないと判断される。隆起サンゴ礁上の土壌は、隆起してからの時間経過にともなって遊離炭酸塩の溶解や溶脱が進み、pH が低下していき、3.5 ~ 4 万年でレンジナ様土、5 ~ 5.5 万年でテラフスカ様土、9.5 ~ 10 万年でテラロッサ様土、その後ラテライト性赤色土へと変遷していくとされる（河田 1975, 神谷 2001）。クロボウモドキ生育地はその標高と土壌図からレンジナ~テラロッサ様土である可能性が高い。

環境省の植生図では、西表島および波照間島のクロボウモドキ生育地はいずれも、ナガミボチョウジーリュウキュウガキ群集に位置づけられている。

西表島で、隆起サンゴの石灰岩地を抽出し、1963 年、1974-1978 年、2012 年の空中写真を判読し、林地とそれ以外（農地や宅地）に判別したところ、西表島でクロボウモドキが生育している場所は、少なくとも 1963 年以降林地が継続しているところであった。波照間島の生育地は、御嶽であり、地域の方からの聞き取りから長年人手が入っていない場所であると判断される。蘭嶼については情報が少ないが、調査中に、単木的な伐採の痕跡が確認された。

IV. 結果および考察

1. 個体群構造

樹高 1.3 m 以上の個体について、胸高直径と樹高の関係を散布図にして図 5 に示す。胸高直径は最大で 35.7 cm (I-oh2)、樹高は最大で 18 m (L1) であった。胸高直径が 5 cm にみたない個体でも樹高 12 m に達するにもかかわらず、ほとんどの個体は樹高が 12 m 以下にとどまっていた。調査中の観察では、樹高が林冠高に達している個体のいくつかは、幹が折れて枯損や枯死している様子が頻繁にみられた（図 6 左）。このことから、台風などの強風で樹冠を吹き飛

ばされるため、樹高が高くなることは難しいのではないかと考えられた。I-ot3 と H2 では、胸高直径が大きい個体がなく、ほとんどが 10 cm 以下であった。

各コドラート内の直径階分布と樹高階分布を図 7 に示す。ほとんどのコドラートでは、樹高 50 cm 以下の実生が、多数林床に生育していた (図 6 中央)。直径階分布は、L 字型を示すコドラートと、ピークのはっきりしないコドラートがあった。その特徴を組み合わせると、1) 実生が多くて L 字型分布をするコドラート (L1, H1, I-oh2), 2) 実生は多いがピークのはっきりしないコドラート (L2, I-oh1, I-ot1), 3) 実生が少なくピークのはっきりしないコドラート (L3, H2, I-ot2), 4) 実生が少なく L 字型分布をするコドラート (I-ot3), というタイプがあることがわかった。1) は健全な更新が望める個体群であり、2) 今は実生が供給されているが将来的には更新が継続されるか不明な個体群であり、3) は更新していかない可能性がある個体群であり、4) は今後旺盛な更新が始まる可

能性のある個体群であると考えられる。観察により、繁殖が確認された最も細い個体の胸高直径は 4.1 cm (H1) であったが、I-ot3 は胸高直径が 10 cm 以下がほとんどで、林床に実生がとても少なかったことを考えると、繁殖に貢献するのは主に胸高直径が 10 cm 以上の個体と推察される。調査区内のクロボウモドキのうち、胸高直径 10 cm 以上は、全生育地を合計してもわずか 43 個体であった。調査区からはずれた個体もあるものの、クロボウモドキは、IUCN の CR の個体数基準である「D. 成熟個体数が 50 未満であると推定される個体群である場合」にあたる可能性もあり、クロボウモドキが希少で絶滅に瀕していることが浮き彫りとなった。

コドラート内を 2.5 m メッシュに区切って、メッシュごとの個体数を、サイズの 3 階級 (実生：樹高 50 cm 以下、稚樹：樹高 50 cm ~ 胸高直径 10 cm、成木：胸高直径 10 cm 以上) で示したものが図 8 である。実生の個体数の多いメッシュでは非常に狭い空間スケールで実生が集中していることがわかる。また、成木の位置は

表 1 調査地概況

島名	クロボウモドキ	コドラート名	傾斜角	標高m	斜面方位
蘭嶼	生育地	L1	37	60	N30W
蘭嶼	生育地	L2	38	50	N50W
蘭嶼	生育地	L3	41	50	N40W
波照間島	生育地	H1	0	55	平坦
波照間島	生育地	H2	0	55	平坦
西表島	生育地	I-oh1	25	15	S10W
西表島	生育地	I-oh2	24~30	15	S20W
西表島	生育地	I-ot1	9	20	S40W
西表島	生育地	I-ot2	35	20	S10E
西表島	生育地	I-ot3	20	5	S20E
波照間島	対照区	H-c1	0	55	平坦
波照間島	対照区	H-c2	0	55	平坦
波照間島	対照区	H-c3	0	45	平坦
波照間島	対照区	H-c4	8	40	S20W
西表島	対照区	I-c1	28	25	S20E
西表島	対照区	I-c2	26	20	S10E
西表島	対照区	I-c3	25~32	15	S60W

実生の多いメッシュと重なることから、ほとんどの果実が母樹の真下に散布され、分散せずに発芽している可能性が高い。稚樹も集中しているが、実生の分布とはすこしずれる傾向があった。調査中の観察では、林冠ギャップで光の差す場所での稚樹の成長が旺盛であったことから(図6右)、林内の光環境のモザイクに対応して、成長できる稚樹も集中分布すると考えられた。

2. 生育地と対照区の植生

西表島のクロボウモドキ生育地の林高は8-15 mで、非石灰岩地に設けた対照区は林高10-14

mであった。波照間島では、生育地の林高は8-9 mで、対照区の10-13 mに比べてやや低く、なんらかのストレスか攪乱によって生育地の林高が低くなっている可能性が考えられた。蘭嶼では、クロボウモドキ生育地の林高は13-15 mであった。

生育地と対照区の組成表を、低～高木層(表2)と草本層(表3)にわけて示す。クロボウモドキの生育地では、低～高木層にはクロボウモドキが優占し、草本層にはクロボウモドキの実生が多かった。クロボウモドキの生育地、石

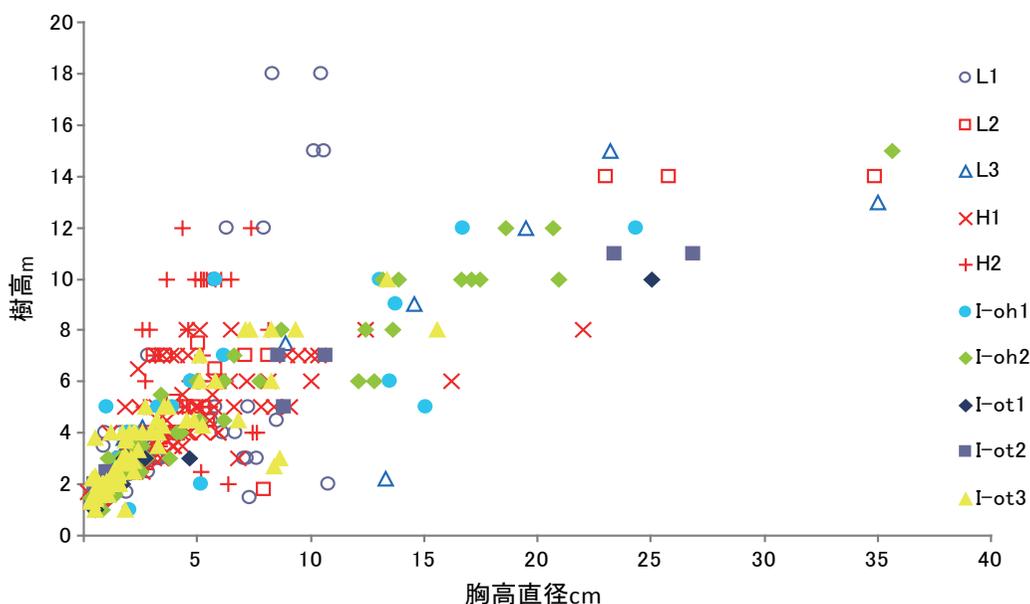


図5 クロボウモドキの胸高直径と樹高の関係。調査区内の樹高1.3 m以上の個体



図6 クロボウモドキの生育している様子。左は樹冠が風で飛ばされて枯死している個体、中央は林床にたくさん生育する実生、右は成長している稚樹

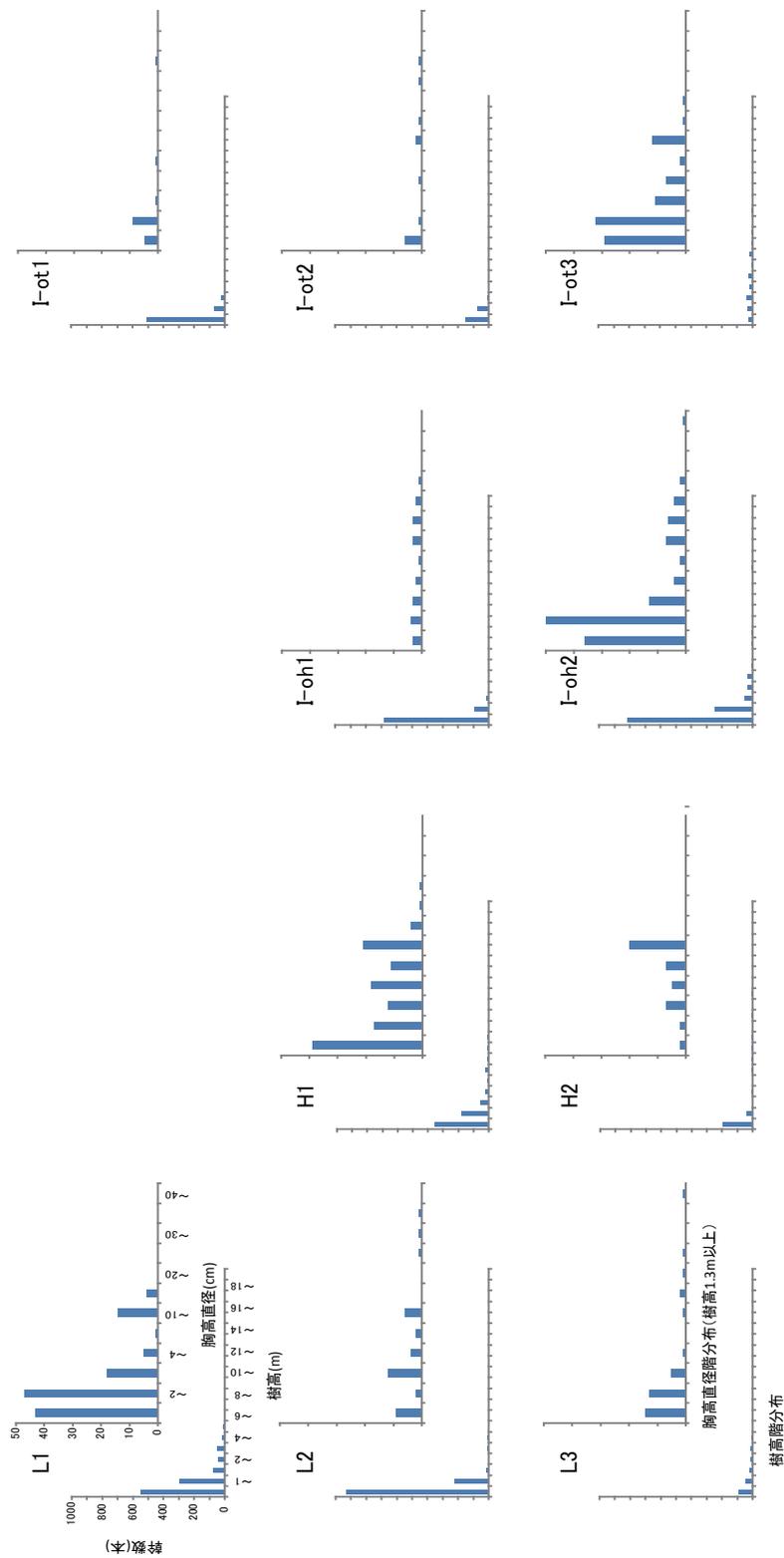


図7 調査区内のクロボウモド木の樹高階分布（下）と胸高直径階分布（上）、樹高階分布は調査区内のすべての個体、胸高直径階分布は1.3m以上の個体

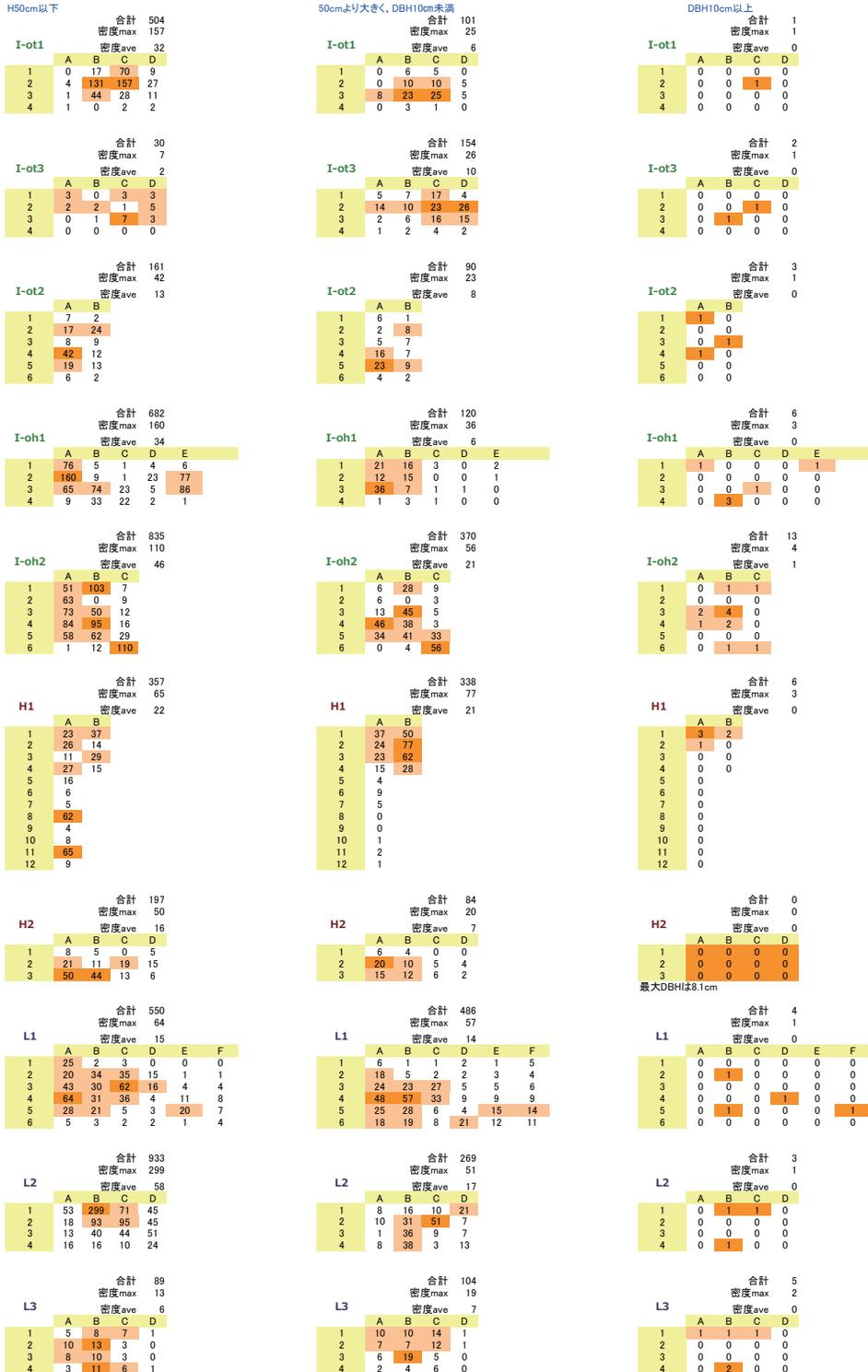


図8 調査区内を2.5mメッシュに区切り、その中のクロボウモドキ個体数・メッシュ内本数の最大値の8割以上を濃いオレンジ、平均値以上を薄いオレンジとした

表2 調査区の植生調査による組成表（樹高 1.3m 以上，低木層～高木層）

	クロボウモドキ生育地										対照区					
	蘭嶼			波照間島		西表島					波照間島		西表島			
	L1	L2	L3	H1	H2	I-oh1	I-oh2	I-ot1	I-ot2	I-ot3	H-c1	H-c2	I-c1	I-c2	I-c3	
コドラート面積 (m ²)	225	100	100	100	75	125	113	100	75	100	100	100	100	100	100	
コドラートの出現種数	15	12	11	9	6	9	6	15	5	8	9	9	37	21	11	
クロボウモドキ生育地に特徴的に出現																
クロボウモドキ	1120	2241	2112	2164	795	1424	3902	533	1217	1038	-	-	-	-	-	
オオバイヌビワ	33	-	2	-	-	-	-	15	922	-	-	-	-	-	-	
クサミズキ	291	13	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
西表のクロボウモドキ生育地のみに出現																
ヤンリルアカメガシワ	-	-	-	-	-	9	-	1	-	1376	-	-	-	-	-	
ヌノマオ	-	-	-	-	-	-	400	-	-	191	-	-	-	-	-	
対照区に出現																
タブノキ	-	-	-	89	-	-	-	34	-	-	137	390	8806	1089	569	
マルヤマカンコノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	35	50	-	
ヤエヤマコクタン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	35	21	
蘭嶼・波照間・西表の灰岩地に出現																
ハマイヌビワ	29	-	-	9	-	13	-	-	-	14	25	392	-	-	-	
オオバギ	25	-	-	-	-	388	-	1388	-	-	-	89	-	-	-	
コウトウヤマヒハツ	-	-	-	93	59	-	-	-	-	-	22	36	-	-	-	
西表の対照区（非石灰岩地）のみに出現																
シマトネリコ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	163	42	
ボチョウジ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	123	4	67	
アオバノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	7	
アカメイヌビワ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42	37	-	
エゴノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	
オオバルリミノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	13	-	
オキナウジイ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28	4	-	
ギョクシンカ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	
シシアクチ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24	1	-	
タイワンルリミノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0	-	
ヒメユズリハ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2704	469	-	
フカノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	44	-	59	
ホソバムクイヌビワ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7121	163	-	
蘭嶼のみに出現																
イラノキ	50	189	2088	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
オオバジュラン	37	11	47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
コウシュンテツボク	8	195	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
コウトウユズリハ	40	25	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Acalypha grandis</i>	86	387	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
コウトウウドノキ	1	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ミサオギョクシンカ	41	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
随伴種																
リュウキュウガキ	22	897	-	45	79	-	1	371	310	1012	316	586	-	697	103	
アカテツ	-	-	-	238	-	-	1	1	522	6	0	-	-	161	-	
フクギ	-	-	-	44	380	4	-	91	64	29	-	-	-	106	-	
モクダチバナ	48	-	-	-	-	3	-	-	-	18	-	-	213	46	343	
(以下省略)	

灰岩の対照区，非石灰岩の対照区のいずれにもよく出現したのは，低～高木層ではリュウキュウガキ，アカテツ，フクギ，草本層では，リュウキュウガキ，クワズイモ，コミノクロツグ，トウツルモドキ，ハブカズラなどであった。非石灰岩の対照区でのみ，低～高木層でシマトネリコ，ボチョウジが，草本層でオオバルリミノキ，サネカズラ，ショウベンノキ，センリョウ，ボチョウジなどが見られた。反対に，石灰岩地であればクロボウモドキ生育地にも，対照区に

も，低～高木層にハマイヌビワ，コウトウヤマヒハツが出現した。3つの島の中で，蘭嶼は距離が離れているため，フロラの成立した背景が異なると考えられるが，植生は比較的類似しており，クロボウモドキの生育地の植生は，この辺りの一般的な隆起サンゴ石灰岩の特徴を示しており（Miyawaki and Suzuki 1976），非石灰岩地の植生とは明瞭に異なった。しかし，石灰岩地においては，クロボウモドキの生育地と対照区との間に植生の大きな差は認められなかつ

表3 調査区の植生調査による組成表（樹高 1.3m より下、草本層）

	クロボウモドキ生育地										対照区					
	蘭嶼			波照間島		西表島					波照間島		西表島			
	L1	L2	L3	H1	H2	I-oh1	I-oh2	I-ot1	I-ot2	I-ot3	H-c1	H-c2	I-c1	I-c2	I-c3	
コドラート面積 (m ²)	225	100	100	100	75	125	113	100	75	100	100	100	100	100	100	
コドラートの出現種数	15	12	11	9	6	9	6	15	5	8	9	9	37	21	11	
クロボウモドキ生育地に特徴的に出現																
クロボウモドキ	1120	2241	2112	2164	795	1424	3902	533	1217	1038	-	-	-	-	-	
オオバイヌビワ	33	-	2	-	-	-	-	15	922	-	-	-	-	-	-	
クサミズキ	291	13	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
西表のクロボウモドキ生育地のみに出現																
ヤンバルアカメガシワ	-	-	-	-	-	9	-	1	-	1376	-	-	-	-	-	
ヌノマオ	-	-	-	-	-	-	400	-	-	191	-	-	-	-	-	
対照区に出現																
タブノキ	-	-	-	89	-	-	-	34	-	-	137	390	8806	1089	569	
マルヤマカンコノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	35	50	-	
ヤヤマコクタン	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	35	21	
蘭嶼・波照間・西表の灰岩地に出現																
ハマユビワ	29	-	-	9	-	13	-	-	-	14	25	392	-	-	-	
オオハギ	25	-	-	-	-	388	-	1388	-	-	-	89	-	-	-	
コウトウヤマヒハツ	-	-	-	93	59	-	-	-	-	-	22	36	-	-	-	
西表の対照区（非石灰岩地）のみに出現																
シマトネリコ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	163	42	
ボチヨウジ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	123	4	67	
アオバノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	7	
アカメイヌビワ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42	37	-	
エゴノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1	-	
オオバシリミノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	13	-	
オキナワジイ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	28	4	-	
ギョクシンカ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	
シシアクチ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24	1	-	
タイワンシリミノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	0	-	
ヒメユズリハ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2704	469	-	
フカノキ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	44	-	59	
ホソバムクイヌビワ	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7121	163	-	
蘭嶼のみに出現																
イラノキ	50	189	2088	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
オオバジュラン	37	11	47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
コウシュンテツボク	8	195	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
コウトウユズリハ	40	25	25	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Acalypha grandis</i>	86	387	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
コウトウウドノキ	1	29	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ミサオギョクシンカ	41	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
随伴種																
リュウキウウガキ	22	897	-	45	79	-	1	371	310	1012	316	586	-	697	103	
アカテツ	-	-	-	238	-	-	1	1	522	6	0	-	-	161	-	
フクギ	-	-	-	44	380	4	-	-	91	64	29	-	-	106	-	
モクダチバナ	48	-	-	-	-	3	-	-	-	18	-	-	213	46	343	
(以下省略)	

た。クロボウモドキの生育地に比較的共通して出現し、石灰岩地と非石灰岩両方の対照区には出現しない種としては、オオバイヌビワ、ヤンバルアカメガシワ、クサミズキなどが挙げられ、対照区には非常に多いのに、クロボウモドキ生育地ではほとんど出現しない種として、タブノキが特徴的であった。

3. 立地環境

各調査区で測定したの立地環境条件を図9に示す。土壌 pH は、クロボウモドキ生育地と波

照間の対照区（石灰岩）では 6~6.5 程度、西表の対照区（非石灰岩）のみ 5.2~5.7 と低かった。土壌深は、生育地および波照間の対照区では 20 cm 前後と浅かった（H2 のみ例外的に深い）が、西表島の対照区では 40~80 cm 程度と深かった。露岩割合は、西表では、生育地の 17~75 % に対し対照区では 0 %。波照間と蘭嶼では生育地の露岩割合は 18~95 % 高いが、波照間の露岩割合は欠測である。土色は、石灰岩地では、極暗色~暗オリーブ褐で、非石灰岩地では暗褐

色～にぶい黄褐と判断された。重複する部分もあるが、石灰岩地では暗色より、非石灰岩地では明るい黄色に近い場所が多かった。土壌の化学分析については、現在分析中でまだ結果が出ていないため、ここで報告はできない。これらから、生育立地としては、石灰岩と非石灰岩での差は顕著だが、生育地と石灰岩地対照区には違いがなかった。3島の生育地はすべて石灰岩を含む立地で、露岩率が高かった。波照間以外は急傾斜地で、時に転礫が目立ち、攪乱を受ける立地であることが示唆された。クロボウモドキ生育地の土壌は黒褐色～暗褐色の粘土質土壌が主体で、土壌深は浅い傾向にあった。分布地はいずれも人の利用が困難な急傾斜地か、島の方の信仰と関わりがある聖域であったことから、人による土地利用の履歴が分布に影響している可能性も考えられた。

4. 遺伝的多様性、遺伝的分化および近縁種との系統的な関係

アロザイム分析の結果、西表島と波照間島の遺伝的多様性はきわめて低かった(表4)。両島を比較すると、波照間島の方が、遺伝的多様性がより低いことが明らかになった。蘭嶼のアロザイム分析は現在進行中であるため、予備的な結果ではあるが、蘭嶼のクロボウモドキの遺伝的多様性もきわめて低くかった。クロボウモドキの遺伝的多様性が非常に小さいことは、それぞれの島の個体群が少ない個体数で維持されてきたことを示唆している。

西表島と波照間島との間の遺伝子分化係数(G_{ST})は0.0064と非常に小さく、遺伝的な分化がほとんど起きていないことが明らかになった。また、予備的な結果ではあるが、解析した15遺伝子座のうち、2つの遺伝子座において琉球列島(西表島・波照間島)と蘭嶼の間で遺伝的な分化が示唆された。一方で、葉緑体DNAの塩基配列約2200 bpを決定したところ、西表

と蘭嶼の間で塩基配列や挿入・欠失は全く見られなかった。これらの結果は、琉球列島と蘭嶼のクロボウモドキは、系統的に深くは分化していないものの、それぞれ別の集団として維持されてきた可能性を示唆している。

近縁種を含めた系統樹構築の結果、クロボウモドキが属する *Polyalthia* 属の系統分類を検討した研究である Xue et al. (2012) のクレード2に属する種の近くにクロボウモドキが配置された(図10)。*Polyalthia* 属は最近の研究によって多系統であることがわかっており、クレード2の分類群は新たに *Monoon* 属として扱われている(Xue et al. 2012)。最も近縁な分類群は、東南アジアに分布する *Enicosanthum membranifolium* (*Monoon membranifolium*) であった。しかし、これらの分類群は非常に大きなグループであり、先行研究である Xue et al. 2012でも十分なサンプリングはできていないため、クロボウモドキの系統的な背景について考察するためにはもっと詳細な系統解析が必要である。

V. 総合考察

世界中すべてのクロボウモドキ生育地を調査し、全生育地に共通する点がいくつか明らかになった。まず、地質図と現地での基岩の観察から、生育地の表層地質はすべて、隆起サンゴ礁の石灰岩地であった。また、生育地の土壌は、化学分析の結果を待たなければ確定はできないものの、土壌図と土壌のpH測定と土色の観察より、レンジナ～テラロッサ様土である可能性が高い。加えて、植生も生育地と対照区で異なるものであった。これらの条件を地図分析することで、潜在的な生育域の絞込みはある程度可能である。また、空中写真の判読や現地調査から、生育地は、急傾斜地や御嶽であるなどで、人為によって皆伐されることなく林地が存続し

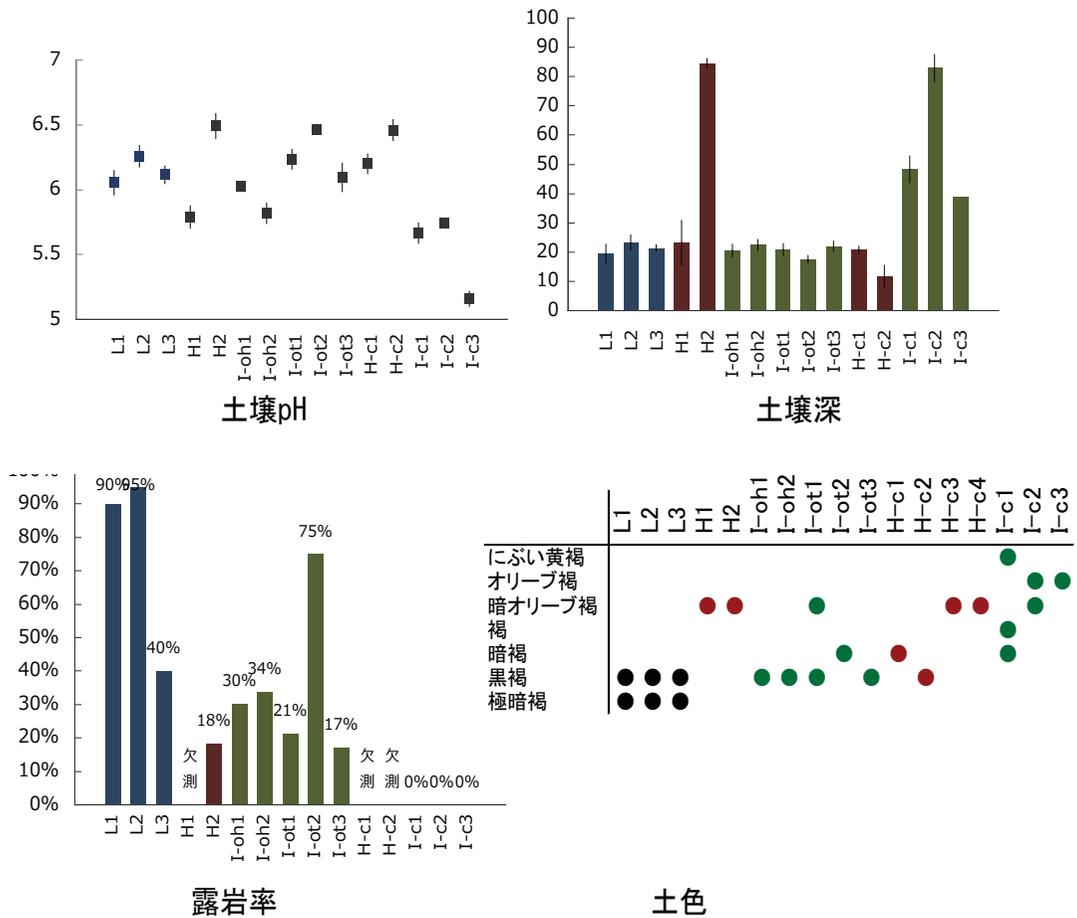


図9 調査区内の立地環境条件の測定値。左から、土壌 pH, 土壌深, 露岩率, 土色

ていた場所であることも明らかになった。個体群構造と植生の調査から、クロボウモドキの生育地は、台風等による攪乱で、単木レベルのギャップがしばしば形成されているところであると考えられた。成木になる前に全個体が攪乱によって消失するとももちろん個体群は存続できないが、稚樹の成長には光環境が好転することが必要であり、個体群維持には、適度な頻度と規模の攪乱が必要であると推察される。クロボウモドキの生活史特性に、地質や土壌、光環境などがどのように影響しているのか、興味を持たれる。

表4 5 アロザイム遺伝子座に基づく西表島と波照間島のクロボウモドキの遺伝的多様性。N= 解析個体数, P = 95 %基準での多型的遺伝子の割合 (%), A = 遺伝子座あたりの平均対立遺伝子座数, HE = 期待される平均ヘテロ接合度, HO = 観察された平均ヘテロ接合度

	N	P	A	H _E	H _O
西表島	69	40.0	1.40	0.015	0.009
波照間島	55	6.7	1.07	0.002	0.000

このようにクロボウモドキの生育地にはいくつかの共通点が見出せるが、これらの条件がそろった場所でもクロボウモドキが生育しないと



図 10 葉緑体 DNA に基づく近隣結合樹. クロボウモドキ以外の配列データは Xue et al. (2012) による. 図中の数字はブートストラップ確率を表す

ころはたくさんある。本調査で、同様の地質の対照区では、クロボウモドキの生育地と比較して、植生や立地環境に大きな違いが見出せなかった。また、クロボウモドキの実生は、母樹の直下に集中しており、分散していないようであった。クロボウモドキの果実は直径3 cm程度であり、内部に大きな種子をひとつ含む。本種が含まれる *Polyalthia* 属の他のいくつかの種については、果実がサイチョウ科の鳥類によって利用されているとの報告があるが (Whitney et al. 1998)、琉球列島と蘭嶼には本種の果実を丸呑みできる大型の鳥類は分布していない。果実食動物としてオオコウモリ類が生育しているが、果実のほとんどをその場に落下させてしまう習性のため (Nakamoto et al. 2009)、種子散布への寄与はきわめて低いと推測される。種子散布が分布拡大の障壁となつて、潜在的に生育が可能な場所であっても、クロボウモドキの種子がたどりつけず分布が空白になっているところがあると考えられる。

すべての生育地を調査しても、クロボウモドキの分布は極めて限定的であった。3つの島どこにも、有効な種子散布者が存在しない可能性がある。ではいったいどのようにして、この3つの島に分布するようになったのか。島づたいに共通種が分布する植物は、海流散布や、鳥による稀な長距離散布によって分布を拡大したとされるものが多く知られている。クロボウモドキは、世界的に3つの島にしか生育せず、系統解析では、最も近縁な分類群は、東南アジアに分布する *Enicosanthum membranifolium* (*Monoon membranifolium*) であったこと、アロザイム分析で琉球列島と蘭嶼では遺伝的に異なっていたことなどから、広域スケールにおいて、非常に稀な機会に、東南アジア方面から、分布を広げてきたのではないか。今後の詳細な遺伝解析によって、これらの種分化や分布変遷がどのよう

な時間スケールで起きてきたかなどについて推測できることに期待している。

クロボウモドキは、多くの実生をともなっているものの、繁殖している個体は非常に少なく、おそらく多く見積もっても100個体に届かない可能性が高い。生育地は非常に限定的であり、分布の拡大は困難なようである。クロボウモドキを保全するのならば、現在明らかになっている生育地においては、開発等の人為影響で環境が改変されることのないよう徹底しなければならない。また、潜在的に生育が可能である場所に、生育していないのかよく調査し、新産地を見つけたら直ちに保全対象にしなければならない。潜在的に生育が可能であるが生育が確認されていないところが多いこと、人為による皆伐が行われない場所のみ生育していることから、本来もっと広く生育していたものが減少した可能性もあるが、種子の分散力が低いことから、もともと広くは分布していない種なのかもしれない。今後の詳細な研究によって、このどちらなのかを明らかにした上で、積極的な保全が必要であれば、潜在的生育域を抽出し、種子散布の補助を行うと効果的であると考えられる。

文献

- 神谷厚昭 2001. 西表島の地形と地質. 沖縄県立博物館編「西表島総合調査報告書」3-20.
- 神谷厚昭 2001. 西表島の地形と地質. 沖縄県立博物館編「西表島総合調査報告書」3-20.
- 神谷厚昭・山田真弓 1998. 波照間島の地形と地質. 沖縄県立博物館編「波照間島総合調査報告書」7-24.
- 河田 弘 1975. 黒色土壌, 退色型黒色土壌, 赤色土, 黄色土およびレンジナ様土の腐植の形態. 林試研報 278: 51-74.
- Milligan, B. 1992. Plant DNA isolation. In: Hoelzel A. R. (ed.) *Molecular Genetic 125 Analysis of Populations: a Practical Approach*. IRL Press, Oxford, UK. 59-88.
- Miyawaki, A. and Suzuki, K. 1976. Vegetation der Dunen und der Korallenbauten auf den Ryukyu-Iseln. *Bulletin*,

- Institute of Environmental Science and Technology, Yokohama National University 10: 75–111.
- Nakamoto, A., Kinjo, K., and Izawa, M. 2009. The role of Orii's flying-fox (*Pteropus dasymallus inopinatus*) as a pollinator and a seed disperser on Okinawa-jima Island, the Ryukyu Archipelago, Japan. *Ecological Research* 24: 405–414.
- Su, Y. C. F., Smith, G. J. D. and Saunders, R. M. K. 2008. Phylogeny of the basal angiosperm genus *Pseuduvaria* (Annonaceae) inferred from five chloroplast DNA regions, with interpretation of morphological character evolution. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 48: 188–206.
- Tamura, K., Peterson, D., Peterson, N., Stecher, G., Nei M, and Kumar, S. 2011. MEGA5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution* 28: 2731–2739.
- 中研院台灣考古數位典藏博物館. 蘭嶼簡介 > 地理環境 > 地質.
<http://proj1.sinica.edu.tw/~damta/ly02-1-1.html>.
- Whitney, K. D., Fofiel, M. K., Lanperti, A. M., Holbrook, K. M., Stauffer, D. J., Hardesty, B. D., Parker, V. T. and Smith, T. B. 1998. Seed dispersal by *Ceratogymna* hornbills in the Dja Reserve, Cameroon. *Journal of Tropical Ecology* 14: 351–371.
- Xue, B., Su, Y., Thomas, D. and Saunders, R. 2012. Pruning the polyphyletic genus *Polyalthia* (Annonaceae) and resurrecting the genus *Monoon*. *Taxon* 61: 1021-1039.
- Yeh, F. C., Yang, R. C. and Boyle, T. 1999. POPGENE, version 1.31. Microsoft Window-based freeware for population genetic analysis. Quick User Guide. University of Alberta, Alberta, Canada

Research on population structure, distribution pattern and genetic structure of *Polyalthia liukuensis* (Annonaceae) aiming for conservation.

SASHIMURA Naoko, IKEDA Akihiko, OHTANI Masato,
SAWADA Yoshihiro, SUGAI Kyoko, NAIKI Akiyo,
FURUMOTO Ryo and YOKOGAWA Masashi

Monoon liukuensis is a rare woody species only found in calcareous areas of Iriomote-jima, Hateruma-jima and Lanyu. Given its narrow distribution range, the species is listed as critically endangered in the national red list of Japan. In order to gain a better understanding of its current population and genetic status, we conducted the following analyses. First, a vegetation survey was carried out in all known populations of the species. Environmental conditions at each population were also assessed by field surveys and visual classification of aerial photos. Genetic variation and structure within and among the populations were investigated using allozyme data. Diameter at breast height of *M. liukuensis* individuals reached 35.7 cm. Stem heights of large-diameter trees tends to be mostly less than 14 m, presumably being affected by strong winds during typhoon season. Many seedlings of the species were observed under the crown of large-sized mother trees. In most populations, basal area of *M. liukuensis* was larger than the other coexisting species such as *Ficus septica* and *Melanolepis multiglandulosa*. Presence or absence of *M. liukuensis* had no clear effect upon species composition and environmental conditions, while clear differences were observed between calcareous and non-calcareous sites. Although no allozyme variation detected between Iriomote-jima and Hateruma-jima, substantial genetic differentiation was observed between the Ryukyus and Lanyu, indicating their different historical backgrounds. Our findings suggest that *M. liukuensis* prefers the calcareous sites with immature soil, under frequent natural disturbance but unaltered by logging. However, such habitats were not always occupied by *M. liukuensis*. There remain questions of why the distribution range of the species is so restricted.

Key words : rare species, regeneration, disjunctive distribution, islands, soli, seed dispersal

千葉県 の絶滅危惧種 イスミスズカケ の保全生物学的研究

市民・県・大学の三者連携によるイスミスズカケ保全チーム
 上原浩一¹・齋木健一²・加藤 顕¹・野口昭造³・岩田美穂子⁴・
 中村正直⁵・倉俣武男³・久保田三栄子⁶・渡邊美利⁶

2009年に千葉県夷隅川流域に発見されたクガイソウ属スズカケソウ節の植物は、イスミスズカケとして新種記載した。イスミスズカケはいすみ市に1集団のみ自生しており、レッドリストで絶滅危惧IBに指定された。千葉県初の固有種でもある。記載のために採集した植物は筑波実験植物園、京都府立植物園、小石川植物園、富山県中央植物園で域外保全している。私たちはイスミスズカケの保全のため自生地の調査と、遺伝子マーカーの開発、域外保全の準備を進めた。本年8月末にイスミスズカケ自生地の調査を行い、290個体の位置情報と植物体の一部をサンプルとして採集した。それらは全てDNA抽出し遺伝子解析を進める。また、各個体から挿し木を行い、域外保全用の株を作った。この株は全て協力施設で栽培し域外保全を行っている。

キーワード：クガイソウ属, *Veronicastrum noguchii*, 遺伝的多様性, 域外保全

1. 背景

オオバコ科クガイソウ属 *Veronicastrum* スズカケソウ節 *Sect Plagiostachys* は、東アジア（日本、台湾、中国）に9～12種が分布しており。日本国内ではこれまで4種が知られていた、日本固有の2種（リュウキュウスズカケ *Veronicastrum liukiense* (Ohwi) T.Yamaz., キノクニスズカケ *Veronicastrum tagawae* (Ohwi) T.Yamaz.) および、日本と中国に分布する2種（トラノオスズカケ *Veronicastrum axillare* (Siebold et Zucc.) T.Yamaz., スズカケソウ *Veronicastrum villosulum* (Miq.) T.Yamaz.)である。1823年～1828年、1859年～1862年に日本に滞在したシーボルト（Philipp Franz Balthasar von Siebold, 1796-1866）は12000点余りのさく葉標本を日本からオランダに持ち帰り、多くの

種を記載しているが、トラノオスズカケとスズカケソウはこの標本を元に記載された。トラノオスズカケはシーボルト本人がツツカリニ（J. G. Zuccarini）と連名で記載し、スズカケソウはミクエル（F. A. W. Miquel）によって記載された（Miquel 1865）。スズカケソウは、国内でも江戸時代から知られており、1856年から1862年に出版された飯沼慾齋の草木図説・草部にも掲載されている（飯沼・牧野 1907）。スズカケソウは同じスズカケソウ節の他種と比べ、球状の花序を持つ点が異なっており、植物体全体に密に腺状毛がある点もあわせ、スズカケソウ節の他種と相違すると考えられた（山崎 1953）。

このスズカケソウは、明治以降、日本国内の自生地が不明であった。いくつかの地域でさく

1: 千葉大学 2: 千葉県立中央博物館 3: 千葉県生物学会, 市民ボランティア 4: いすみ市教育委員会
 5: 千葉県いすみ環境と文化のさとセンター 6: 市民ボランティア
 2014.11.29 受付, 2016.7.3 公開

葉標本が採られているものの、明確な自生地がわからず、それについて牧野富太郎も言及している (Makino 1906)。その一方で山野草としては栽培され一般に流通しており、中国にも分布していることから、自生地が発見された時はそれが自然集団であるのか、栽培品が逸出、増殖した集団であるかが問題となっている。その後、1929年に岐阜県垂井町の竹林内で採集され、1953年になってその自生地の状況が報告された (室 1953)。これが、文献上明確になった初の自生地である。しかし、山崎 (1953) は、この産地についても栽培品が逸出した可能性について言及している。その後、1989年に徳島県貞光町 (現つぎ町) で新たな集団が発見されたが (阿部 1990)、この生育地においても、当初は栽培品の逸出が疑われた。確認された自生地は2カ所で、個体数も少ないことから、スズカケソウは絶滅危惧 IA 類に指定されている。また、スズカケソウ節のリウキュウスズカケも絶滅危惧 IA 類、キノクニスズカケは絶滅危惧 II 類に指定されており、スズカケソウ節は西日本各地に分布するトラノオスズカケを除き、全種が絶滅危惧種に指定されている。

II. イスミスズカケの発見

イスミスズカケは千葉県立中央博物館が進める千葉県内の地域フロラ調査の過程で発見された。調査に参加した野口昭造氏は2009年5月4日にいすみ市の夷隅川流域で未知の植物を発見した。千葉県立中央博物館で検討の結果スズカケソウと判断し、前述のように岐阜県と徳島県のみにはしか自生が知られていなかったことから、その新産地として報告した (野口ほか 2009)。いすみ市で発見されたこの植物は、花色や球形の花序を持つことなどの形態的特徴がスズカケソウとよく似ていることから、スズカケソウと同定されたものである。

しかし、この段階でいすみ市のこの植物の集団が自然集団なのか、栽培品が逸出し、増殖したものが問題となった。自然集団であれば、希少植物の新集団として保全する必要があるが、栽培品の逸出であればその必要はない。千葉県生物多様性センターは保全の方向性を決める必要があったため、2009年末に、上原に遺伝的多様性解析による調査が可能か打診があった。栽培品が逸出した場合、遺伝的には均一である可能性が高く、自生する野生集団の場合には遺伝的多様性が認められる可能性が高いと考えられるので、遺伝的多様性の解析によって、栽培品の逸出か、自生集団かを判別できると考えた。そこで、この植物の集団が遺伝的多様性を持った自生集団であるか否かを検証するため、RAPD法および AFLP法によりによる遺伝的多様性の検出を行った。その結果、集団内の各個体の電気泳動パターンに複数のタイプが認められ、この集団には複数の遺伝的パターンを持つ個体が存在していることがわかった。栽培植物が逸出した場合、由来・遺伝的に異なる栽培個体が逸出し、同所的に生育することは考えにくく、集団内に複数の遺伝的パターンが存在することは、その集団が遺伝的多様性を持つ自然集団である可能性が高く、この結果からいすみ集団は、自生集団であると結論した (上原・斎木 2011)。

上記のような遺伝的解析の過程で、いすみ集団の個体と、比較のため入手した栽培品のスズカケソウの葉には形態的な相違があることに気づいた。当初はスズカケソウは茎や葉の表面に毛が多く、いすみ市の個体は毛が少ないという印象で、別種とまでは判断できなかったが、予備的にいすみ集団の個体と、栽培品のスズカケソウ、徳島自生地のスズカケソウ、その他手持ちの数種のスズカケソウ節植物と葉緑体 DNA の *trnL-trnF* 領域、*rps16* intron 領域、核 DNA

の ITS 領域の DNA 塩基配列を解析し、系統樹を構築したところ別系統であることがわかった (中野ほか 2012)。

III. 新種記載

いすみ集団が従来のスズカケソウと別種であるかどうかを判断し、新種として記載するには、遺伝情報や環境による変異の大きい栄養器官である葉の形態だけではなく、生殖器官である花の形態における相違を見いだす必要がある。スズカケソウの花は小さく、さく葉標本のみを使用した形態の比較では不十分と考え、いすみ集団より数個体を採集、徳島県つるぎ町のスズカケソウ自生地由来の個体も提供を受け、ともに栽培することとした。6月末には両者ともに開花したことから、花の形態を詳細に観察し比較検討した。両者は花色が同じ青紫色であること、球形の花序を持つことから、発見当初いすみ集団はスズカケソウと同定されたが、詳細な観察の結果、多くの形態の相違を持つことがわかった。そこで、オランダ・ライデンにあるオランダ国立自然史博物館から、スズカケソウの基準標本の画像を入手したほか、徳島県つるぎ町と、岐阜県不破郡垂井町のスズカケソウ自然集団の個体、中国バーチャル標本館 (<http://www.cvh.org.cn/cms/>) から中国産個体のさく葉標本画像を得た。いすみ集団の個体とこれらの個体や画像を詳細に比較検討した結果、いすみ市の植物は別種であると判断し新種 *Veronicastrum noguchii* として報告した (Uehara et al. 2013)。イスミスズカケと近縁種の遺伝解析や、比較のための国内各地の近縁種の自生地調査は第 22 期プロナトゥーラファンド助成によりおこなった (上原ほか 2014)。イスミスズカケの自生地における植物体、線画と基準標本を示す (図 1, 2, 3)。イスミスズカケは球状の花序を持つが、同様な形態の花序を持つ既知

種はスズカケソウ節の中でもスズカケソウのみで、他の種の花序は円筒形もしくは円錐形である (Yamazaki 1957, Chin and Hong 1979, Hong et al. 1998)。そのためイスミスズカケの記載にあたっては、主にスズカケソウとの相違点を検討した。イスミスズカケは花序が球状である点はスズカケソウ節植物の中でも唯一スズカケソウと同じであるが、花や葉の微細な形態で区別できる。形態の相違は記載論文 (Uehara et al. 2013) に詳しい。

本種の学名は、*Veronicastrum noguchii* K. Uehara, K. Saiki & T. Ando とした。種小名は、千葉県地域フロラ調査を長年にわたり行い、本種を発見した野口昭造氏に献名した。和名は本種の唯一の自生地があり、今後、本種の保全活動で重要な役割を担う千葉県いすみ市に敬意を払いイスミスズカケと名付けた。イスミスズカケは 1 集団のみで、千葉県初の固有種である。記載論文の発表に先立ち、環境省により 2012

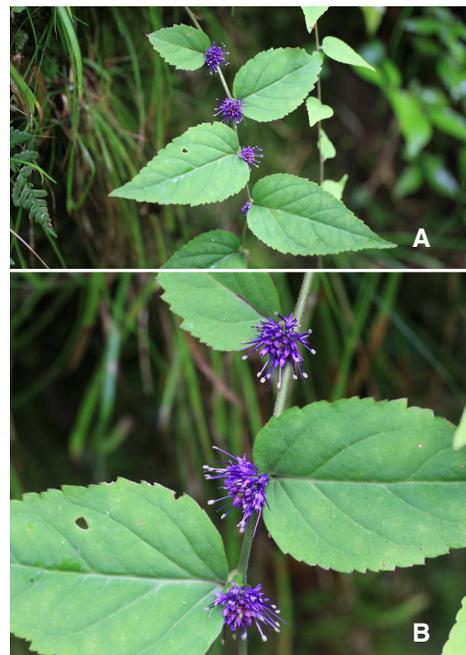


図 1. イスミスズカケ。A; 植物体, B; 花序の拡大 (Uehara et al. 2013 より転載)

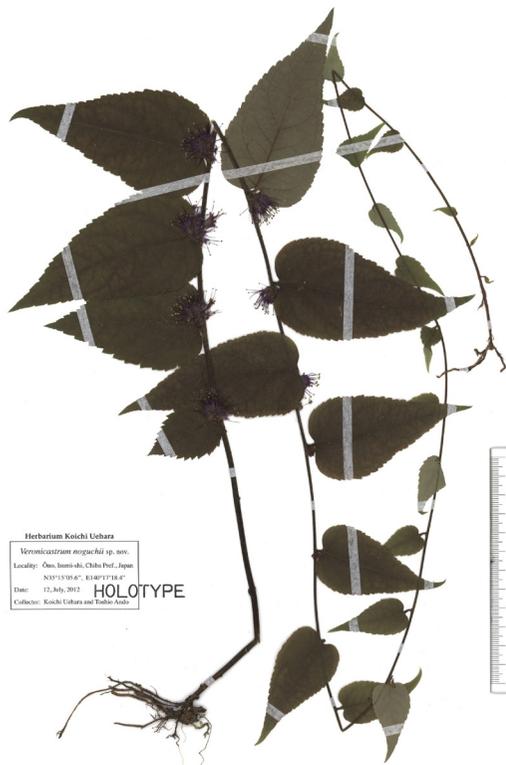
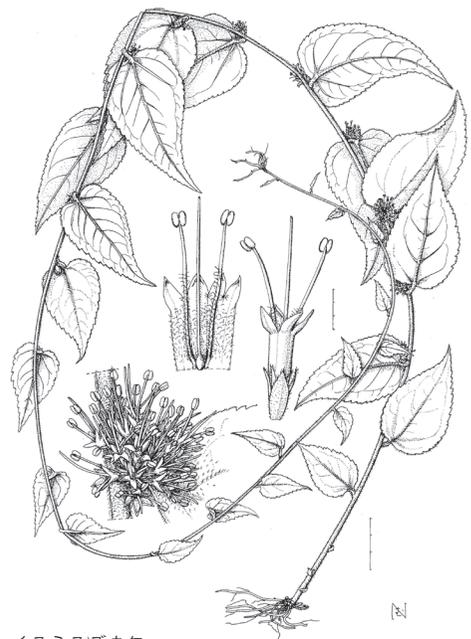


図2 イスミスズカケ 正基準標本. イスミスズカケの正基準標本 (Uehara et al. 2013 より転載)



イスミスズカケ
Veronicastrum noguchii K. Uehara, K. Saiki & T. Ando, **sp. nov.**

図3 イスミスズカケのスケッチ. イスミスズカケ詳細図 (Uehara et al. 2013 より転載)

年8月に発表されたレッドデータ・リストでは絶滅危惧IBに指定された。

国内でも高等植物の新種記載の報告は年に数件あるが、その多くは既知の植物が、詳細な調査によりその一部が新種となるなどによる。イスミスズカケのように全く新しい植物が発見されることは珍しく、また、ズカケソウをはじめとする既知のズカケソウ節植物は、美しい花を咲かせ、多くが絶滅危惧種であり、話題性もあると判断した、また、東京に隣接する千葉の里山の、豊かな生物多様性をアピールすることにもつながると考えられる。そこで本種の見つけと記載について新聞全国紙への掲載を目指した。活動の結果、記載論文の発表にあわせて読売新聞(2013年2月18日全国版夕刊)に記事が掲載され、それを皮切りに産経新聞、東京新

聞・中日新聞等で報じられた。そのほか、共同通信により配信され全国の地方紙でも報道されることとなった。千葉県立中央博物館では新聞での発表にタイミングを合わせ2月19日～6月2日まで、「世界で千葉県にだけ：新種植物イスミスズカケの発見」というタイトルで植物体、さく葉標本、記載論文に使用された図版などがパネル展示された。イスミスズカケの詳細は記載論文のほか、日本植物分類学会第12回大会で発表した。

IV. イスミスズカケの保全

ズカケソウの新集団として研究を始めた当初は、この集団の遺伝的多様性を明らかにするため、また新種発表後は域外保全のための個体データ取得を目的に、遺伝子マーカーの開発を

目指してきた。当初、イスミスズカケ個体から抽出した DNA を用いマイクロサテライトマーカーの開発を進めた。しかし、複数のマーカーを作成したがイスミスズカケで有効な多型性を示すマーカーの開発には至っていない。前述の RAPD 法および AFLP 法においてはイスミスズカケの集団で複数の個体の解析で遺伝的多型を示すが、これらの手法は 1 回の電気泳動でゲノム全体から複数の多型を検出するのに対し、マイクロサテライトマーカーは 1 つのマーカーがゲノム中の 1 か所のマイクロサテライト領域の多型を検出し、研究で解析するマーカーは通常数個～数十個である。

イスミスズカケはシュートが土に接触するとその部位から発根し、あらたなシュートを形成する栄養繁殖を行う。そのため集団内にはクローン個体も多い。また、これまでの観察で種子はほとんど見られず、集団内で近親交配を繰り返してきたと推測され、集団内の変異は少ないと考えられる。このような経緯からイスミスズカケでは多型が少なく検出に至らないものと考えられた。マイクロサテライトマーカーの開発過程でイスミスズカケで作成したマーカーを近縁のトラノオズカケで試したところ多型が認められる場合もあった。そこで、イスミスズカケ集団で個体レベルの多型が検出できる遺伝マーカーの開発を目指し、個体レベルの多型が検出できることがわかってきた *FLOWERING LOCUS T (FT)* 遺伝子の第 2 イントロンを増幅する PCR プライマーの作成を進めている。また、マイクロサテライトマーカーについても、次世代型 DNA シーケンサーを用いたトランスクリプトーム解析を行い、50 程度の新たなマイクロサテライトマーカー候補配列を作成し、現在開発を進めている。

イスミスズカケの公表により、1 つしかない自生地が一般に晒される可能性があり、山野草

愛好家や業者に荒らされたり乱獲される可能性を否定できない。しかし、保護のためにはレッドデータリスト、レッドデータブックに掲載する必要があり、そのためには新種として記載する必要もあるため、公表に至った。保全のための準備ができていない状態で発表したが、千葉県いすみ市教育委員会、千葉県生物多様性センター、千葉県立中央博物館とともに保全活動を進めた。

イスミスズカケの新種記載のために採集した個体は、小石川植物園、京都府立植物園、富山県中央植物園で域外保全・系統保存されることとなった。

2011 (平成 23) 年度は今後の保全活動のための調査と準備を行った。イスミスズカケは人による乱獲などの可能性のほか、河川に隣接する斜面に生育するという立地から、河川増水などによる自生地の破壊の可能性もある。実際、河川脇の斜面にある、徳島県つるぎ町のズカケソウ自生地では、近年の豪雨などに伴う隣接河川の増水や崖崩れにより、自生地に大きなダメージを受ける事例が報告されている。これまでのズカケソウ自生地、保全の調査の結果、ズカケソウは挿し木によるクローン増殖が容易にできることがわかってきたため、イスミスズカケの保全には、自生地の保全と平行し、生育域外保全をおこなうことが有効と考えられた。域外保全のための施設として千葉県いすみ環境と文化のさとセンターの協力が得られた。いすみ市の太田洋市長の許可を得て予算配分され、センター内にイスミスズカケ域外保全のための栽培棚を整備した。本プロジェクトにより保全のために必要な研究・調査と保全活動を行った。また、環境省の環境研究総合推進費に希少植物保全の研究グループ(京都大学、東京大学、千葉大学の共同研究)を編成して応募したところ採択された(事業名:希少植物・絶滅危

惧植物の持続可能な域外保全ネットワークの構築)。これらの申請にあたり、イスマスズカケについても実験的保全計画を立てた。

生育地が限定され、個体数も少ないイスマスズカケのような絶滅危惧植物では、自生地そのものの保全だけでなく、崖崩れ河川増水などによる集団の喪失や人による乱獲などをも考慮し、生育域外保全の併用が有効である。本研究では域外保全される株と自生地の株の対応関係や情報を管理するため、1) 自生地集団の詳細な調査を行い、測量機器（トータルステーション）を用いた自生地集団内の各個体の詳細な位置情報と、遺伝子マーカーを用いた個体ごとの遺伝情報を取得する。2) イスマスズカケは挿

し木による増殖、栽培が容易であることから、調査時に生育個体に悪影響を及ぼさない範囲で植物体の一部を採集、クローン個体を作成し、協力栽培施設で域外保全する。自生地集団の全個体を目標に域外保全クローン個体をつくる。3) 域外保全個体と、自生地個体の対応関係がわかるよう、自生地調査で判明した集団内の個体位置情報、個体ごとに取得した遺伝情報をデータベース化する。4) 保全活動は生育地と生育域外の両方で行うが、域外保全株は将来、栽培施設間の移動や管理者の交代が起こった場合も個体情報の伝達が途切れないう域外保全株と自生地個体とデータベースの情報が常に対応できるように管理する。5) 乱獲や環境の激変で

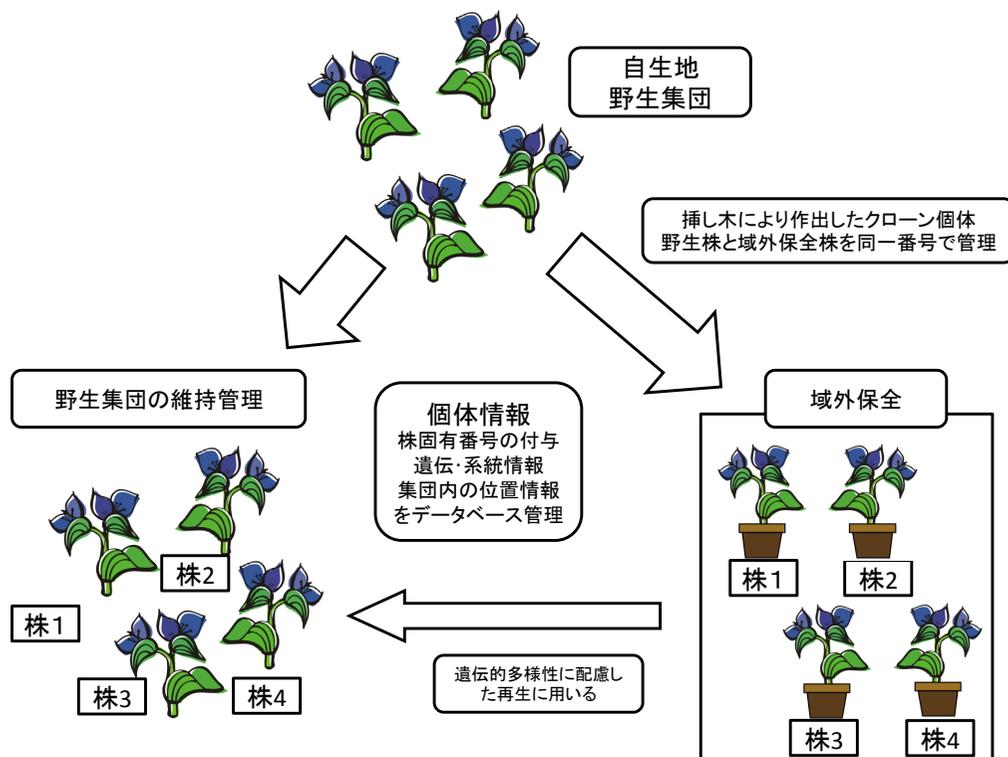


図4 イスマスズカケの保全概念図。自生地の個体から挿し木によりクローン株を作成し、域外保全する。共通の個体番号を付与し、データベース化して維持する。自生地がダメージを受けた場合は遺伝的多様性に配慮した植え戻しをおこなう



図5 イスミスズカケ自生地調査と域外保全株作成. A, B; トータルステーションを用いた自生地株の位置情報取得. C; 自生地の崖に登り調査・採集をおこなった. D; 自生地各個体につけた個体番号, 錆びにくく経年劣化の少ない材料を用いた. E; 測量により得られた自生地株位置の立体図(一部抜粋)

生育地の集団が打撃を受けたときには、自生地内の詳細な個体位置情報をもとに喪失個体の遺伝情報を把握し、同じ遺伝子型の域外保全個体を植え戻す。本来の自生集団の遺伝的多様性に配慮した植え戻しを行うことで、元の集団の遺伝的構成、遺伝的多様性も含めて保全する(図4)。

このような計画でイスミスズカケの自生地調査・保全と域外保全を併用することとし、本年8月末にイスミスズカケ自生地調査とDNA抽出用サンプル、域外保全用挿し木サンプルの採集を行った。2日間、7人が参加した現地調査で自生集団の半数以上、約300個体の自生地生育位置情報と域外保全挿し木、DNA抽出用サ

ンプルを採集した。これらは協力施設(千葉県いすみ環境と文化のさとセンター)で域外保全株を作成した。現在、域外保全栽培を行っている(図5)。自生地がダメージを受けたときに、植え戻すことで、遺伝的多様性を保全した自生地の再生ができる。2015(平成27)年夏に再度自生地調査を行い、全個体の調査とサンプリング、域外保全株の作成を行う予定である。

文献

- 阿部近一 1990. 「徳島県植物誌」教育出版センター、徳島市。
 Chin, T. L. and Hong, D. Y. 1979. *Veronicastrum* Heist. ex Fabric (in Chinese). *Flora Reipublicae Popularis Sinicae*

- 67: 227-250.
- Hong, D. Y., Yang, H. B., Jin, C. L. and Holmgren, N. H. 1998. *Veronicastrum*. In: Wu, Z. Y. and Raven, P. H. (eds.). *Flora of China* 18: 57- 61.
- 飯沼慾齋・牧野富太郎 (増補)1907. 「増訂草木図説 草部 1」 27-28.
- Makino, T. 1906. Observations on Flora of Japan. *Botryopleuron villosulum*. *Botanical Magazine* 20: 87-88.
- Miquel, F. A. W. 1865. Anonaceae Archipelagi Indici. *Annales Musei botanici lugduno-batavi* 2.
- 室 源一. 1953. スズカケソウの自生地. *植物研究雑誌* 28: 318-319.
- 中野浩志・斎木健一・上原浩一 2012. 絶滅危惧植物スズカケソウ (*Veronicastrum villosulum*) とその近縁種の系統解析. 千葉県環境生活部自然保護課委託 大学との連携による生物多様性保全研究報告書 里山における動植物個体群の生態及び遺伝的研究 4: 49-52.
- 野口昭造・久保田三栄子・天野 誠・御巫由紀・斎木健一・大場達之 2009. 千葉県にスズカケソウを記録する 千葉県植物誌資料 25: 233-235.
- Uehara, K., Saiki, K. and Ando, T. 2013. *Veronicastrum noguchii* (sect. *Plagiostachys*, Plantaginaceae), a New Species from Japan. *Acta phytotaxonomica et geobotanica* : APG 63: 63-69.
- 上原浩一・斎木健一 2011. 千葉県内で発見された絶滅危惧植物スズカケソウ集団の遺伝的解析. 千葉県環境生活部自然保護課委託 大学との連携による生物多様性保全研究報告書 里山における動植物個体群の生態及び遺伝的研究 3 : 49-51.
- 上原浩一・斎木健一・安藤敏夫 2014. 千葉県で新たに発見されたスズカケソウ節植物の遺伝的解析と保全. プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成助成成果報告書, 22, 11-16.
- 山崎 敬 1953 . (スズカケソウの自生地) 付記. *植物研究雑誌* 28:319-320.
- Yamazaki, T. 1957. Taxonomical and phylogenetic studies of *Scrophulariaceae-Veronicae* with special reference to *Veronica* and *Veronicastrum* in eastern Asia. *Journal of the Faculty of Science, the University of Tokyo, Section 3, Botanics*. 7: 91-162.

Conservation biology of endangered plant
Veronicastrum noguchii sp. nov., in Chiba Prefecture

UEHARA Koichi, SAIKI Ken'ichi, KATO Akira,
NOGUCHI Shozo, IWATA Mihoko, AKAMURA Masanao,
KURAMATA Takeo, KUBOTA Mieko and WATANABE Miri

The new plant of *Veronicastrum* discovered by Mr. Shozo Noguchi in Isumi City, Chiba Prefecture in 2009 carried out a new species as *Veronicastrum noguchii* (Uehara Saiki Ando 2013). *V. noguchii* grows only one natural habitat and specified as endangered species (EN) by the Red List. It is also the first endemic species in Chiba Prefecture. *V. noguchii* can grow from a cutting. We investigated natural habitat and developed a genetic marker. And we make preparation for preservation of *V. noguchii* outside the natural habitat. We investigated intensely the natural habitat of *V. noguchii*, and obtained the geographical information on 290 individuals of the population, and we also took a small part of plant for the study of genetic diversity and planting a cutting. We were planting a cutting all samples and now grown in the cultivated field in the cooperative facility.

Key words : Genus *Veronicastrum*, *Veronicastrum noguchii*, genetic diversity, preservation outside the natural habitat

絶滅危惧 I B 類・天然記念物キンバトの繁殖生態

島嶼鳥学研究会

田中健太¹・大井沙綾子¹・櫻井宥昌瑚¹・仲地邦博²・岩崎哲也¹・高木昌興¹

キンバト (*Chalcophaps indica*) は、インドから東南アジア、台湾、南西諸島南部に広く分布する森林棲の小型のハトである。先島諸島宮古島はキンバトの分布北限であり、その個体群はキンバトの固有亜種リュウキュウキンバト (*C. i. yamashinai*) とされる。本種の研究は少なく、本亜種の調査研究例もほとんどなく、生態についてはわかっていない。日本国内では、国の天然記念物、特殊鳥類に指定され、環境省レッドリストでは、絶滅危惧 IB 類に指定されている。本研究では、基礎的な繁殖生態について記述することを目的とする。調査は 2014 年 4 月から 11 月に行なった。リュウキュウキンバトは上部開放型の皿形の巣を地上から 2 m ほどの位置にタブノキやシヤマヤマヒハツに営巣した。営巣成功率は約 20 % だった。繁殖失敗はほぼすべて捕食、特にハシプトガラスによると推察された。行動圏の調査から、雄は巣を中心とした相対的に狭い範囲を行動圏とし、雌の行動圏は広いもので 20 ha におよんだ。行動圏はリュウキュウマツの樹林地で占められていたが畑雑草群落と牧草地も利用した。個体群保全上の課題は、ハシプトガラスにリュウキュウキンバトの巣における卵の捕食を回避させることである。

キーワード：レッドリスト、亜種リュウキュウキンバト、沖縄県宮古島、捕食

I. はじめに

キンバト (*Chalcophaps indica*) は、インド南西部、スリランカ、インド中東からインドシナ半島、スマトラ、ジャワ、インドネシア、ボルネオ、フィリピン、台湾、南西諸島南部にかけて広く分布する森林性の小型のハトである (Baptista et al. 2014)。先島諸島宮古島はキンバトの分布北限であり、その個体群は固有亜種リュウキュウキンバト (*C. i. yamashinai*) とされる (日本鳥学会 2012)。本種の研究は少なく (Baptista et al. 2014)、本亜種の調査研究例もほとんどなく、生態についてはわかっていないのが現状である (金井・丸 1992, 金井 2014)。

日本国内では、生息域が限られていることから保護が必要な種として、1972 年に国の天然記念物、1990 年に特殊鳥類に指定された (金

井・丸 1992)。環境省レッドリストでは、判定基準 D 「成熟個体数が 250 未満であると推定される個体群である場合」により、絶滅危惧 I B 類に指定されている (環境省 2014)。

宮古諸島におけるキンバトの生息確認は 1980 年であり、1999 年に繁殖が確認された (砂川 2001)。現在では、街中の樹林地でも観察できる程に個体数は増加傾向である。希少なキンバトが増加した宮古島は、キンバトの生態の解明に適した地域である。本報告では、基礎的な繁殖生態について記述することを主な目的とする。

II. 方法

調査は沖縄県宮古島において、2014 年の 4 月から 10 月に行った。宮古島の面積は 159 km²

1: 大阪市立大学 2: 宮古野鳥の会
2014.12.8 受付, 2016.2.9 公開

で、森林面積は島面積の 16 %程度と少ない。その狭い森林も一部に集中し、森林棲のキンバトの主要な繁殖場所となっている。

樹林地内に調査路を設定し、午前 5 時から午前 11 時と午後 3 時から午後 7 時の時間に調査路を歩き、キンバトの行動を手がかりに巣の搜索を行った。巣の構造、営巣樹種、営巣樹の樹高、巣の外装底面から直下の地上まで長さ（巣高）を記録した。

繁殖が確認された巣では、親鳥の不在を確認した上で、巣内を確認し初卵日、一腹卵数、孵化日、一腹雛数、巣立ち日を記録した。ビデオカメラレコーダー（VCR）を用い繁殖活動の撮影を行った。VCR は巣から約 5 m 離れた場所にブラインドで隠蔽し設置された。午前 5 時から午後 7 時まで連続して撮影した。

行動圏サイズ、行動圏内の利用環境に関する情報を得るために、ラジオテレメトリー法を用いて個体を追跡した。調査地内でカスミ網を用いて個体を捕獲し、体重を計測した。捕獲した 10 個体の体重は 130 から 172 g の範囲にあった。本研究で用いた電波発信機の重さは 3.9 g（ATS 社製 A1080）で、発信機を背負わせる形で装着するハーネスを含め 5 g であった。装着物すべての体重に占める割合は、2.9 から 3.8 % となり安全基準 5 % よりも低くすることができた（Kenward 2001）。

追跡調査は日の出直後から日没後まで 2 時間間隔・3 日連続を 1 セットとし、各個体に対して 2014 年 6 月と 7 月、9 月から 10 月に毎月 2 セットの調査を行った。追跡にはポータブル受信機（YAESU FT-817ND）とハンディータイプの二素子アンテナを用いた。追跡は徒歩で行い、時刻、方位探査位置、方位探査角度を記録した。1 個体につき 15 分以内に 3 点以上から位置を記録するように務めた。

テレメトリーデータ解析ソフトの Loas

ver.4.0 (Ecological Software Solutions) を用いて、三角測量法により追跡個体の位置を特定した。各時間に個体追跡を行った 3 つの方位探査位置から、それぞれで得られた方位探査角度に向けて直線を引き、3 本の直線が交差した地点の座標を個体位置として記録した。直線同士が 1 点で交差しなかった場合は、3 直線が形成する三角形の内部で最も個体の存在確率が高かったと思われる地点を最尤推定法により算出し、その座標を個体位置とした。同時に測定誤差面積も算出し、誤差面積の値が大きい個体位置は解析から除外した。算出された全個体位置から、Quantum GIS ver.1.71 を用いて 95 % fixed カーネル法に基づく行動圏（以下、行動圏）と 50 % fixed カーネル法によるコアエリア（以下、コアエリア）を算出した。カーネル法は追跡個体の利用分布に基づく確率密度を推定する計算法であり（Worton 1989）、最外郭法よりも正確に行動圏を把握できるとされている（佐伯・早稲田 2006）。

なお、解析においては抱卵中の行動を追跡できた 1 つがいの抱卵期の追跡結果を繁殖期とし、7 月から 11 月にはすべての追跡個体が繁殖しなかったため、この期間の追跡結果を非繁殖期とした。

行動圏およびコアエリアに含まれる環境の記述には、自然環境保全基礎調査第 6 回植生調査の植生区分を使用した。

III. 営巣環境

確認した 17 巣は、すべて上部解放型の皿形で、樹の枝を組み合わせて作られていた。巣が作られる樹木内の場所は、枝と枝が水平に近く開く股の部分や複数の枝が交差している部分であった。営巣樹種はタブノキ (*Machilus thunbergii*) 6 巣、シマヤマヒハツ (*Antidesma pentandrum*) 5 巣、クロツグ (*Arenga engleri*) 3 巣、

テリハボク (*Calophyllum inophyllum*) 3 巣, であった. 営巣樹の平均樹高 \pm SD (n, range) は, $4.0 \text{ m} \pm 1.3$ (17, 2.2-8), 巣高 \pm SD (n, range) は $1.8 \text{ m} \pm 0.5$ (17, 1.0-3.0) に造られていた. 巣には新しい巣材だけで作られた一層構造のタイプ (1 層タイプ) が 13 巣, 古い巣材が下に敷かれ新しい巣材が積上られたタイプ (2 層タイプ) が 4 巣であった.

IV. 繁殖成績

確認した 17 巣のうち, 1 巣は造巣期に放棄された. 卵もしくは雛を確認した 16 巣のうち 11 巣で卵が消失し, 1 巣は 1 卵の状態で卵が落下し, 1 巣は 2 卵がリュウキュウハシブトガラス (*Corvus macrorhynchos connectens*) に捕食された. 3 巣で巣立ちが確認されたので, 営巣成功率は 18.8 % (成功巣数 / 卵もしくは雛を確認した巣数 = 3/16) である. 3 巣の巣立ち日は, 7 月 15 日, 7 月 20 日, 8 月 2 日で, それぞれ 2 卵から 2 雛, 2 卵から 2 雛, 1 卵から 1 雛が巣立った. 一腹卵数 \pm SD (n, range) は 1.6 ± 0.5 (16, 1-2) であった. なお, 卵数の記録は繁殖行動の妨害になる可能性があり実施しなかった. 2 卵を超える一腹卵数は記録されないと推察される. しかし 1 卵で記録された一腹卵数は最終的に 2 卵になった可能性があるため, この数値は過小評価になっている.

V. 営巣行動

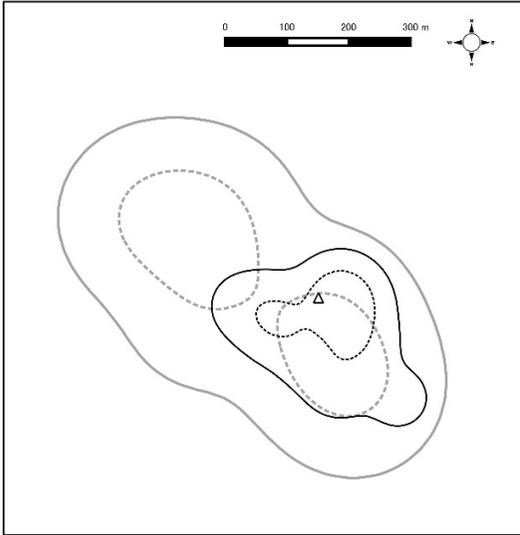
キンバトは雌雄ともに抱卵と抱雛を行ったが, 雌雄の在巣時間帯が明確に異なった. 明るい時間帯は雄が在巣し, それ以外の時間帯, 主に夜間は雌が在巣した. 抱卵期の雌から雄へ交代時間の平均時刻 \pm SD (n, range) は, $8:59 \pm 0:56$ (3, 8:11-10:01), 雄から雌の交代は, $16:16 \pm 1:33$ (3, 15:16-17:23) であった. 抱雛期の雌から雄へ交代時間の平均時刻は, $7:40 \pm 0:38$ (3,

7:09-8:23), 雄から雌の交代は, $15:42 \pm 1:30$ (3, 14:15-17:15) であった. 交代後, 次の交代時間まで, 巣には 1 度も戻らないことが, 5 時から 19 時までに行なった VCR 撮影により確かめられた. 19 時から翌日 5 時までの行動をラジオテレメトリー調査により追跡し, 雌は夜通し巣に滞在することを確認した. 抱卵期は必ず雌雄どちらかが在巣し, 抱雛期には離巣行動が平均 (回) \pm SD (n, range) は, 1.7 ± 1.5 (3, 0-3), 平均離巣時間 (分) \pm SD (n, range) は, 18.1 ± 10.7 (5, 4.05-26.55) であり, 親鳥の不在により長時間巣に雛が放置されることはなかった.

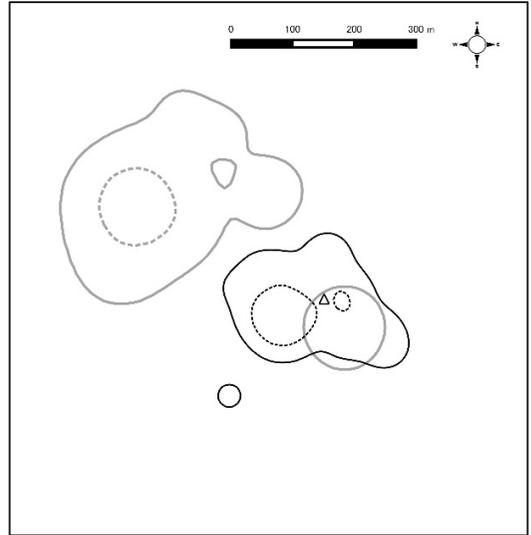
VI. 行動圏

雄 7 個体 (No.02, 03, 09), 雌 3 個体 (No.01, 04, 10) を捕獲した. 捕獲個体は, すべて 2014 年より前に生まれた個体と推定された (Baptista et al. 2014). 雄 No. 02 と雌 No. 01 については, 繁殖を確認した. 抱卵期 (6 月下旬) に追跡したが, 抱卵中に巣内から卵が消失したため, 繁殖期の行動圏に関する追加情報は得られなかった. 雄 No.03 と雌 No. 04, 雄 No.09 と雌 No. 10 は, 行動圏の重複からつがい関係にあったと推察されたが, これらのつがいは追跡中には繁殖を行わなかった. 以下では, つがいで捕獲した 6 個体について記述する.

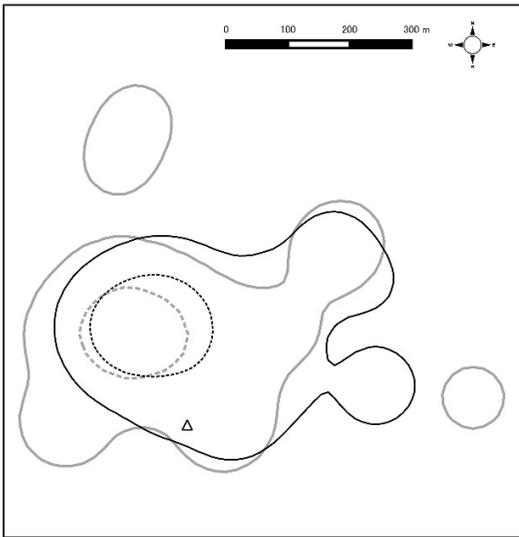
6 月 28 日に 2 卵を抱卵していた雄 No. 02 と雌 No. 01 の抱卵期における行動圏およびコアエリアを図 1A に示す. 雄は巣を中心とした相対的に狭い範囲を行動圏 (6.5 ha) としていたが, 雌の行動圏 (23 ha) は雄の約 3.5 倍広いことがわかった. 雄のコアエリアは巣の周囲 100 m 程度までであるのに対し, 雌は巣の周辺と巣から 200 m 程度離れた場所に独立したコアエリアが形成された. 7 月初旬に巣から卵が消失したため, 育雛期の行動に関する情報は得られなかった. このつがいの卵消失後の非繁殖期の行動



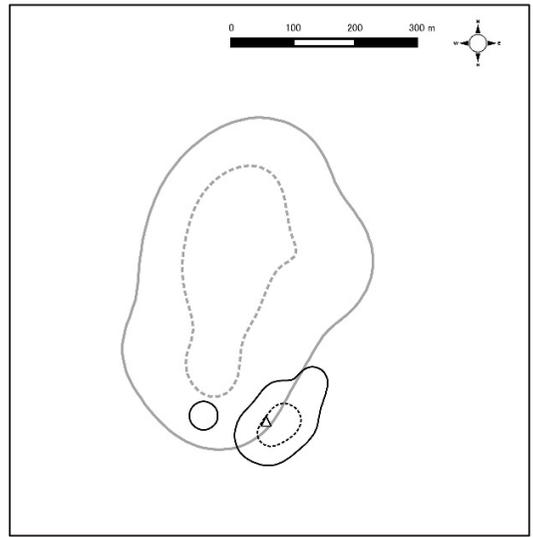
A) 雄 No.02、雌 No.01 の繁殖期



B) 雄 No.02、雌 No.01 の非繁殖期



C) 雄 No.03、雌 No.04 の繁殖期



D) 雄 No.09、雌 No.10 の非繁殖期

図1 追跡個体の行動圏. 95%カーネル法により推定された行動圏を実線, 50%カーネル法により推定されたコアエリアを点線, 営巣地点を三角形で示す. 雄は黒色, 雌は灰色である

圏を図 1B に示す。雄の行動圏 (4.5 ha) とコアエリア (0.8 ha) は多少の形状の変化が認められたものの、抱卵期から大きく変化していなかった。雌は巣の周囲での行動がほとんどなくなり、抱卵期に巣から遠くに位置していたコアエリアを中心に行動した。

雄 No.03 と雌 No. 04 のつがいの卵は追跡開始前に消失した。非繁殖期には巣から少し離れた位置でコアエリアが雌雄で重複しており、行動圏の重複も大きかった (図 1C)。このつがいの行動圏面積は雄 15.7 ha、雌 18.2 ha、コアエリア面積は雄 2.6 ha、雌 2.0 ha であった。

雄 No.09 と雌 No.10 のつがいの卵も追跡開始前に消失した。非繁殖期の雄の行動圏は巣の周辺のごく限られた区域であった (図 1D)。測位数は十分ではなかったが、このつがいでは行動圏、コアエリア共に面積の雌雄差が際立って大きくなる傾向が認められた。このつがいの行動圏面積は雄 1.7 ha、雌 15.1 ha、コアエリア面積

は雄 0.3 ha、雌 4.5 ha であった。

非繁殖期の行動圏に含まれる各植生の面積を図 2 に示した。どのつがいも高木層を形成するリュウキュウマツ (*Pinus luchuensis*) の樹林地に生息していた。つがいの雌雄では、類似した植生を行動圏内に含む傾向があった。雄 No. 02 と雌 No. 01 のつがいは畑雑草群落、雌はさらに牧草地、雄 No.03 と雌 No. 04 のつがいは主に牧草地、雄 No.09 と雌 No. 10 のつがいも畑雑草群落と牧草地を利用していた。

VII. 個体群保全上の重要点

卵の消失と捕食による繁殖失敗が 75 % を占めた。キンバトの営巣成功率は 20 % に達しなかった。キジバトに営巣成功率が 40 % (中尾 1984)、シラコバトでは 48 % (Robertson 1990) であることから、宮古島におけるキンバトの営巣成功率は極めて低いといえる。これは第一に解消されるべきである。本調査期間中に特定さ

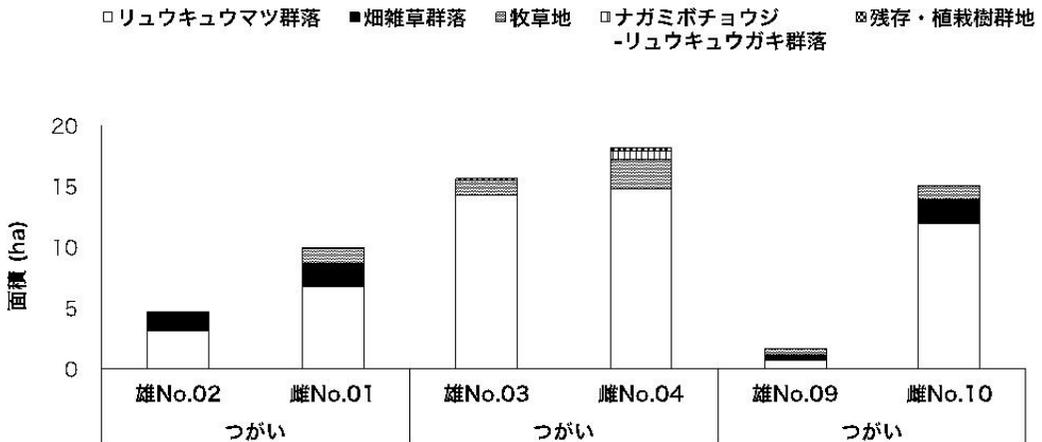


図 2 非繁殖期のつがい雌雄別の行動圏に含まれる植生面積

れた捕食者は、リュウキュウハシブトガラスであった。宮古島における潜在的な捕食者としては、ハシブトガラスの他に、サキシママダラ (*Dinodon rufozonatum walli*) とサキシマスジオ (*Elapha taeniura schmackeri*) の地上のヘビ類2種、人為的移入種であるイタチ (*Mustela* sp.), クマネズミ (*Rattus rattus*), ノネコ (*Felis* sp.) が挙げられる。卵が消失した巣は、攪乱はなく、卵殻は残っていなかったことからハシブトガラスと2種類のヘビが捕食者と推測された。不安定な巣の形状、位置にも関わらず巣の破壊が起きていないことから、ハシブトガラスによる捕食の可能性が高いと考えられる。雄のキンバトの行動圏は、巣の周囲の狭い区域に限定されることがわかった。もしハシブトガラスが卵や雛の主要な捕食者であれば、一度捕食された巣の周囲では繰り返し捕食に遭遇する可能性がある。キンバトが増加してきた1980年代から約30年、宮古島にはハシブトガラスが生息しておらず、2010年頃から個体数が増加させており、今後のハシブトガラスの個体群の状況に注意が必要である。ハシブトガラスの個体数が増えすぎないように宮古島全体でゴミの管理が徹底される必要がある。

キンバトは森林棲の種ではあるが、行動圏の調査から開けた畑雑草群落や牧草地も利用することがわかった。金井・丸(1992)は夜間に人家周辺の畑で採食している可能性を指摘しており、それに付随して建物への衝突事故が誘発されると考えている。宮古島市総合博物館には交通事故死したキンバトが持ち込まれることがある。宮古島の調査地においてキンバトが畑雑草群落や牧草地を利用するには車道を横切る必要が生じる。交通事故の対策も必要と考えられる。

謝辞

キンバトの捕獲および付随作業については、許可証(鳥獣捕獲等又は鳥類の卵採取等)第11-59号、国内希少野生動植物種捕獲等従事者証環九地那許第1310152号、天然記念物リュウキュウキンバトの現状変更(生態調査及び試料採取)25受庁財第4号の87を受けた。

文献

- Baptista, L.F., Trail, P.W., Horblit, H.M., Boesman, P. and Garcia, E.F.J. 2014. Grey-capped Emerald Dove (*Chalcophaps indica*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds.) 2014. Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/54186> on 4 December 2014)
- 金井 裕・丸 武志 1992. 石垣島と西表島におけるキンバト *Chalcophaps indica* の生息状況. 環境省特殊鳥類調査.
- 環境省 2014. 「レッドデータブック 2014 - 日本の絶滅のおそれのある野生生物 - 2 鳥類」ぎょうせい.
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 自然環境保全基礎調査第6回植生調査. <http://www.vegetation.biodic.go.jp>
- Kenward, R. 2001. A manual for wildlife radio tagging. Academic Press.
- 中尾弘志 1984. 北海道におけるキジバトの生息密度と繁殖成功率の変動. 日本応用動物昆虫学会誌 28: 193-200
- 日本鳥学会 2012. 「日本鳥類目録 改訂第7版」日本鳥学会目録編集委員会.
- Robertson, H.A. 1990. Breeding of Collared Doves *Streptopelia decaocto* in rural Oxfordshire, England. Bird study 37: 73-83.
- 佐伯 緑・早稲田宏一 2006. ラジオテレメトリを用いた個体追跡技術とデータ解析法. 哺乳類科学 46: 193-210.
- 砂川栄喜 2001. 「きらめく生命・宮古諸島の野鳥」ニライ社.
- Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology 70: 164-168.

Breeding biology of an endangered natural treasure, Emerald Dove

TANAKA Kenta, OI Sayako, SAKURAI Yumako, NAKACHI Kunihiro,
IWASAKI Tetsuya and TAKAGI Masaoki

Emerald Dove (*Chalcophaps indica*) is known to largely range from India, Southeast Asia, Taiwan to south of the Nansei Islands. Miyakojima Island is the northern limit of the species' distribution. The population in the Nansei Islands is considered to be an endemic subspecies *C. i. yamashinai*. The dove is listed as Endangered in the Red List of Japan. It is also designated as a national natural treasure and a special bird. However, there are few ecological studies of the subspecies as well as the species. We aimed to describe a basic breeding ecology of the doves. The study was conducted on Miyakojima Island from April to November in 2014. Their nest was a slight platform of twigs mainly placed in *Machilus thunbergii* and *Antidesma pentandrum*; positioned approximately 2 m up. Nesting success was less than 20 %. It was inferred that nesting failures were mainly caused by depredation, especially the Jungle Crow *Corvus macrorhynchos*. Home ranges varied individually (ca. 2-18ha). A female always had a larger home range than a mated male. Although their home ranges were largely composed by a forest of *Pinus luchuensis*, they also included open-lands (crops field, pasture, and wasteland). To conserve and/or preserve the population on Miyakojima Island, we should prevent Jungle Crows from depredating eggs and/or nestling on doves' nests.

Key words: redlist, *Chalcophaps indica yamashinai*, Miyakojima Island, depredation

南大東島における外来アリ相の経時変化と新たに定着した ブギオオズアリの生態調査

南大東島外来アリ調査グループ

諏訪部真友子¹・田中宏卓²・大西一志³・菊地友則⁴・儀間朝宣⁵・林 正幸⁴

外来種による在来生態系の攪乱や在来種の駆逐は、現在の生物多様性減少の主要因の一つとして考えられている。外来種の中でも、アリ類は他種と様々な相互作用を持つため、生態系に対するインパクトが大きい。我々は、南西諸島に属する南大東島において、過去2回の調査(2005年, 2009年)との比較から外来アリ群集の経時変化の有無を調査するとともに、近年侵入したと考えられているブギオオズアリの生態調査をおこなった。今回の調査から、1) 道路沿いのアリの種数は減少傾向にあること、2) 島内で最も多いツヤオオズアリに関しては一度は分布域を減少したがその後の変化はない、3) 2009年に一旦は侵入が確認されたブギオオズアリの分布は縮小傾向にあること、4) 侵略的外来種アシナガキアリの分布は極めて局所的になっていることなどが分かった。これらのことから、外来アリの個体群は一度定着すると多少の変動はあるものの、長期的に維持される一方、在来アリは外来アリとの競争排除により駆逐されている可能性が考えられる。また、新規に侵入したブギオオズアリは他の外来アリとは異なり融合コロニーを示さず、活動時間のピークも短いことが明らかになった。

キーワード：ツヤオオズアリ、海洋島、巣仲間認識行動、アリの長期的分布調査、外来種

1. 緒言

外来種による生態系攪乱は、森林伐採などの生息環境破壊に並び、昨今の生物多様性減少の主要因の一つに上げられている。とりわけ、多くの生態系においてキーストン種として多数の生物種と様々な相互作用をもつアリ類は、外来種としてのインパクトも大きく、国際自然連合が指定した侵略的外来種ワースト 100 には 5 種のアリが含まれている (Global Invasive Species Database)。アシナガキアリ (*Anoplolepis gracilipes*) やヒアリ (*Solenopsis invicta*)、アルゼンチンアリ (*Linepithema humile*) に代表される侵略的外来アリは、経済活動のグローバル化に伴い既に世界各地に侵入し、生態系攪乱のみならず、農業被害、健康被害など人間活動

にも直接的な被害を及ぼしている (Holway et al.2002)。それ故、外来種の侵入定着防止策の確立、影響評価、侵略機構の解明は喫緊の課題と言える。

外来種問題は日本においても対岸の火事では全くない。既に海外において被害が報告されている数種の外来アリの定着が日本でも確認されている。その中でもアルゼンチンアリは日本において最も優占な外来アリであり、1993年に広島県廿日市で確認されて以降、徐々に分布域を広げ現在では分布北限が東京都となっている。アルゼンチンアリは日本に定着している外来アリの中でも、家屋害虫であることや分布域が広いということから、これまで多くの研究が為されており、社会構造や巣仲間認識行動と

1: NPO 法人国際自然大chool 2: 鳥取県立博物館 3: 国立環境研究所 4: 千葉大学 5: 沖縄県立浦添高等学校
2014.12.2 受付, 2016.7.3 公開



図1 南西諸島における南大東島の位置



図2 南大東島の調査地。道路沿いに88か所のポイントを設置し、アリを採集した

いった生態的知見の蓄積が進んでいる（例えば Touyama et al. 2008, Sunamura et al. 2009, Inoue et al. 2013）。一方で、そのほかの外来アリはあまり注目されておらず、生態研究や在来生態系への影響評価などは決して十分とは言えない。また、現在確認されている外来アリ以外にも、常に新たな外来アリが日本に侵入・定着するリスクも潜在する。外来アリの侵入・定着の予防に効果的な対策を構築するためには、アルゼンチンアリのみならず複数種の外来アリの生態調査を行い、その比較から外来アリの定着・侵入メカニズムに関する一般解を導く必要がある。

生物多様性が高く、多くの固有種が生息する南西諸島は、島嶼性、亜熱帯気候という特性から、外来種の定着しやすい環境とされ、特に注意が必要な地域と考えられている。我々のグループは、南西諸島の中でも海洋島として固有の生態系を維持する南大東島に注目し、外来アリの侵入・定着メカニズムの解明や生態系への影響評価を行うべく、これまであまり基礎的研究

の進んでいない外来アリ3種、ツヤオオズアリ、アシナガキアリ、ブギオオズアリに関する研究を行ってきた（大西ほか 2007, 2011）。これまでの調査から、1) 島内では外来種のツヤオオズアリが優占していること、2) 2005年以降に新たな外来種のブギオオズアリが侵入・定着し、ツヤオオズアリの分布域が縮小傾向にあること、3) モズやメジロの雛が巣立ち前に外来種のアシナガキアリに襲われることなどを明らかにした（Matsui et al., 2010）。

これらのデータに加え、外来種研究でより重要になるのは、個体群動態などの長期的データである。侵入・定着した種が果たして中・長期的に安定して個体群を維持できるのか、特に外来種群集における種間競争が個々の外来種の個体群動態にどのような影響を及ぼすのかなど不明な点も多い。興味深いことに、海外では在来種を駆逐した外来アリがその後侵入した別の外来アリに駆逐される例も報告されている（Haskins and Haskins 1988）。また、在来種の駆

逐スピードなどを推定する際にも、群集動態の時間的なデータが必要不可欠と言える。

外来アリが侵入先で在来生態系へ侵略的效果をもつ理由として、融合コロニー性（コロニー間の敵対性行動の欠如）による低い種内競争コスト、天敵解放、空きニッチ利用、攪乱環境依存性などの仮説が挙げられている（Holway et al. 2002）。しかしながら、新規に侵入したブギオオズアリに関して、これらの仮説の検証がなされていない。

そこで本研究課題では、外来種の影響を受けやすい海洋島の南大東島を調査地として、継続的な分布調査から外来アリ間の競争関係を明らかにするとともに、2009年に新たに確認されたブギオオズアリに関する侵略性の評価を行うために必要な基礎生態調査を行った。ブギオオズアリは、沖縄本島や小笠原諸島にも近年侵入し問題となっているが詳しい生態は分かっておらず、本研究課題の知見が他地域の外来種対策に寄与できると考える。

II. 方法

1. 外来アリ分布調査の継続実施と年次比較

分布調査は、2013年11月に調査地である南大東島で実施した（図1, 2）。2005年および2009年に行った調査と同じポイントおよび同じ方法でアリを採集し、分布の違いを比較した。調査ポイントは、島内の道路脇に約500m間隔で88ヶ所に設置してある。調査ポイントの位置の詳細については、前回の調査時に計測してあるGPS座標をもとに、調査ポイントを再設置した。

アリの採集には、6cm四方のアルミホイルの上にツナと蜂蜜を混ぜたベイト（餌）を5gほどのせたベイトトラップを使用した（図3）。ベイトトラップは設置してから30分後にアリごと回収し、実験室内でアリ種の同定をおこなった。

2. ブギオオズアリの生態調査

ブギオオズアリの生態調査は、2014年5月に南大東島で実施した。南大東島内においてブ



図3 ベイトトラップ。ツナとハチミツを混ぜたトラップを設置しアリを誘引して採集した

ギオオズアリの密度が比較的高い地域（まるごと館周辺）に調査ポイントを設置し、野外において本種の巣仲間識別行動の有無、および日周の活動性を調べた。

1) 巣仲間識別行動

これまでの調査からブギオオズアリの分布が確認されている地点のうち、9地点から13コロニーを採集した。採集は分布調査と同様のベイトトラップで行い、各コロニー約100個体ほど吸虫管で採集した。同一地点で複数のコロニーを採集する場合には、誤って同じコロニー由来の個体を採集しないように20m以上の距離を確保した。ベイトトラップに集まった個体は吸虫管で採取し室内に持ち帰った。巣仲間認識行動の確認はアリーナテストを用いた。アリーナテストとは直径3cmのプラスチックシャーレに、個体を導入しその際の反応から巣仲間認識行動の有無を判断する方法であり、外来アリの研究に一般に用いられている方法である。また、プラスチックシャーレの壁面には逃走防止用のフルオンを塗布した。各コロニーからランダムに抽出した1個体を、1対1でシャーレに

導入し、その様子を30分間デジタルビデオカメラで撮影した。一度用いた個体は、その後の実験には使用しなかった。組み合わせは、同巢同士13ペア、異巢同士46ペアを作成した（各ペア1反復）。その後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。予備実験によってえられた接触時の行動を、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。用いた行動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。

2) 日周活動性

ブギオオズアリの密度が比較的高い場所（舗装されていない道路沿い）に調査ポイントを10ポイント設置し、8時から18時の間の活動性の変動を調べた。調査ポイントは10m間隔で10ポイント設置し、8時から18時の間2時間ごとにアリを採集した。活動性は各時間の出現頻度（採集されたポイント数）を目安とした。アリの採集には（1）の分布調査と同様のベイトトラップを用いた。

表1 南大東島の分布調査で見つかったアリの種類。※：外来種として報告されている種、※：外来種の可能性がある種 出現頻度の程度 ●：50か所以上、◎：50～10か所、○：10か所未満

アリ種名		2005年	2009年	2013年
アシナガキアリ※※	<i>Anoploleps gracilipes</i>	○	○	
ハダカアリ※	<i>Cardiocondyla</i> sp.		○	
クロヒメアリ	<i>Monomorium chinense</i>	○	◎	◎
ルリアリ	<i>Ochetellus glaber</i>		○	○
アメイロアリ	<i>Nylanderia flavipes</i>			○
ヒゲナガアメイロアリ※※	<i>Paratrechina longicornis</i>	○	○	
リュウキュウアメイロアリ	<i>Nylanderia ryukyuensis</i>	○		
ツヤオズアリ※※	<i>Pheidole megacephala</i>	●	●	●
ブギオオズアリ※※	<i>Pheidole parva</i>		◎	○
アシジロヒラフシアリ※※	<i>Technomyrmex brunneus</i>	○		
オオシワアリ※※	<i>Tetramorium bicarinatum</i>	○		
イカリゲシワアリ※※	<i>Tetramorium lanuginosum</i>		○	
サザナミシワアリ※※	<i>Tetramorium similimum</i>	○		
カドムネシワアリ	<i>Tetramorium smithi</i>	○		
合計種数		9種	8種	5種

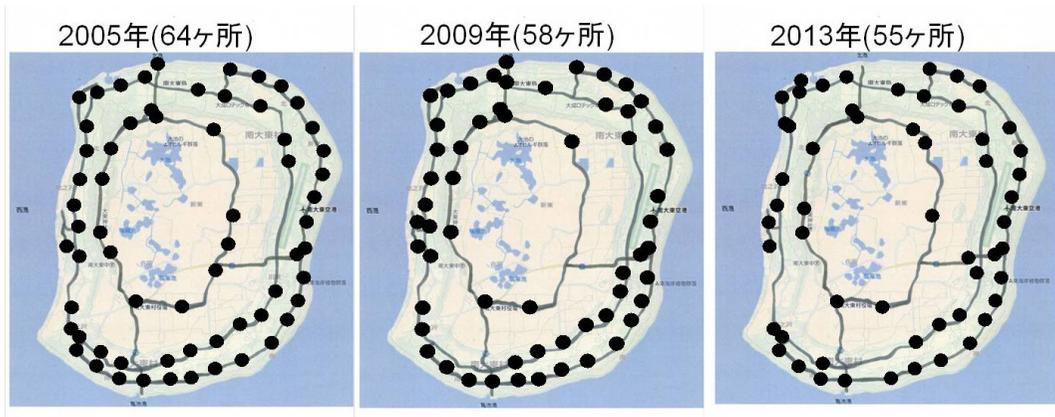


図4 外来種ツヤオズアリの分布域の変化. 島内で最も優占しているが、徐々に採集ポイントが減ってきている

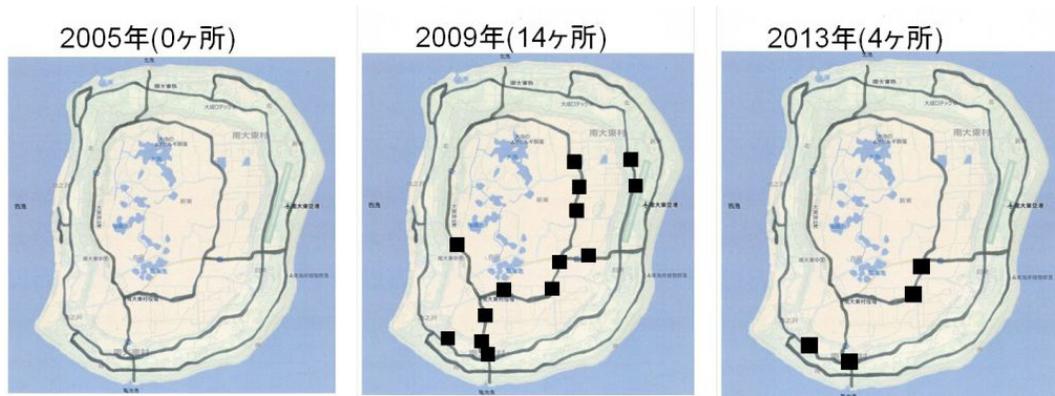


図5 外来種ブギオズアリの分布域の変化. 2009年に新たに侵入が確認されたが、その後減少している

III. 結果

1. 外来アリ分布調査の継続実施と年次比較

分布調査の結果、島内の道路沿いのアリ群集は、前回の調査からさらに変化していることが分かった。今回の調査で採集されたアリの種数は5種のみであり、第1回目の調査(2005年)で9種が採集されているのと比べると半減している(表1)。

調査年ごとに比較してみると、第1回目の調査から第3回目の調査にいたるまで、変わらず外来種であるツヤオズアリが島内の道路沿いを優占している。ツヤオズアリは2回目(2009年)の調査で若干分布域が減ったが、3回目

(2013年)の調査では大幅な分布域の拡大や減少は見られなかった(図4)。

ブギオズアリは2回目(2009年)の調査で新たに侵入が確認され、その際には島内14か所で採集されているが、3回目(2013年)の調査ではわずか4ポイントでしか採集されなかった(図5)。

また、これまで局所的でも道路沿いに分布していたアシナガキアリについては、3回目の調査では全く採集されなかった(図6)。在来種であるクロヒメアリについては、2回目の調査で分布域が広がったが、3回目の調査では減少している(図7)。

2. ブギオオズアリの生態調査

1) 巣仲間識別行動の有無

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レーションが最も多くみられた。一方、異巣間では、闘争や噛みつきなど激しい攻撃行動が約4割のペアで観察された。平均攻撃スコアは同巣と異巣間で有意に異なっていた（同巣：平均 $1.00 \pm SD0$ ，異巣：平均 $1.76 \pm SD1.08$ ，Median-test, $\chi^2 = 8.679$, $P = 0.003$ ）

2) 日周の活動性

ブギオオズアリの日中の活動周期を調べたところ、朝夕の採餌行動が活発になり、昼の活動性は低くなっていた。同じ場所で採集された他

種のアリについては、種によって活動周期のパターンは異なるが、どのアリでも活動時間は一部分に限られている。調査時間の中で夕方16時～18時に最も多く採集されたのは、ブギオオズアリだった。

IV. 考察

約10年にわたって南大東島の外来アリの分布を調査してきたが、その間に島内道路沿いのアリ群集は大きく様変わりしてきた。島内を優占しているのはツヤオオズアリであることは10年前から変化はないが、その他のアリの分布域や各種の島内密度は、調査年により大きな変動がみられた。年々道路沿いのアリの種数は

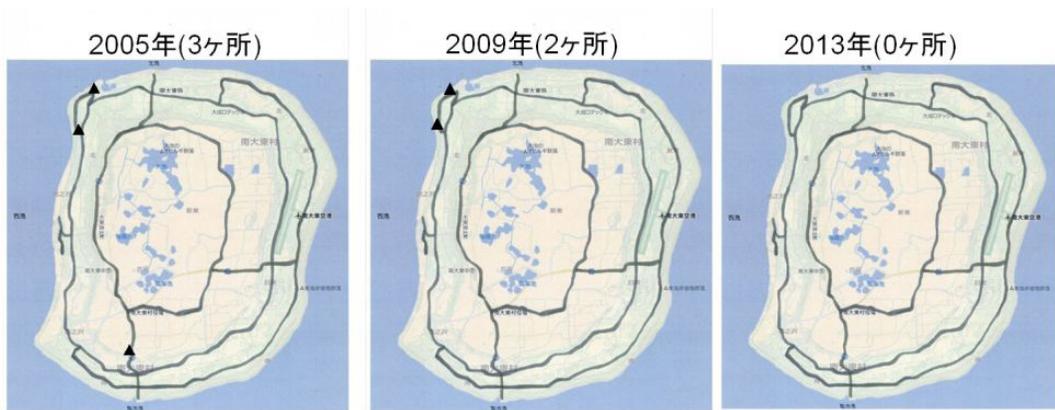


図6 外来種アシナガキアリの分布域の変化. 2013年の調査では全く採集されなかった

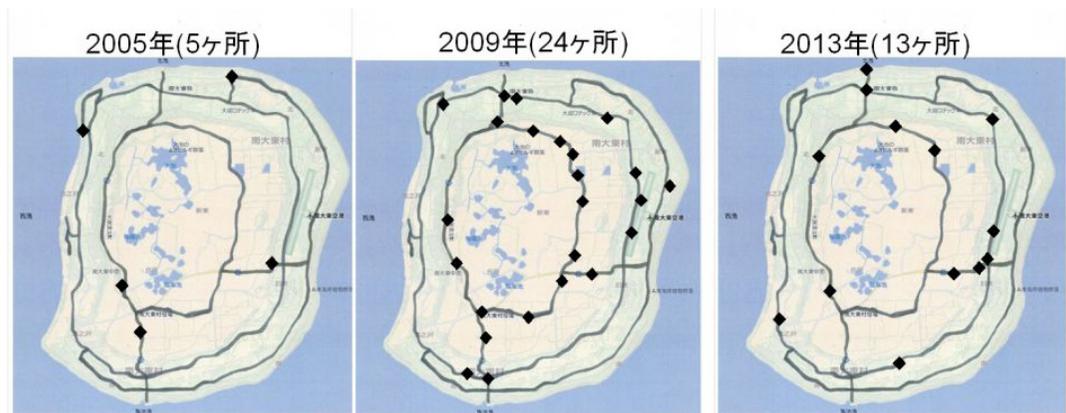


図7 在来種クロヒメアリの分布域の変化. 2009年に分布域が広がったがその後減少している

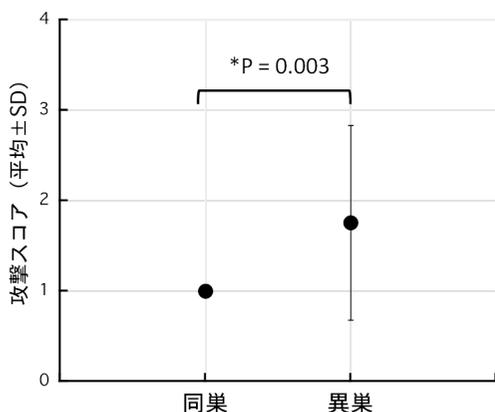


図8 ブギオオズアリの巣仲間認識行動実験の結果. 同巢のペアと異巢のペアとでは、攻撃性は有意に異なった (*Median-test, $\chi^2 = 8.679$)

低下しており、特にシワアリ属 (*Tetramorium*) の減少が顕著であった (表 1)。

我々グループが南大東島での外来アリ調査を 10 年前に開始したきっかけは、鳥類の雛がアシナガキアリに襲われているとの情報が入ったことだったが、今回の分布調査からはアシナガキアリは確認されなかった。しかしながら、南大東島においてアシナガキアリが絶滅しているわけではなく、島の一部 (北港近くの墓地) では非常に高密度で生息しているのが確認されている。分布範囲が限定されているとはいえ、モズやメジロの雛への攻撃行動が確認されているアシナガキアリは (Matsui et al., 2009), 南大東島の生態系保全において大きなリスクであり、今後も継続的なモニタリングが必要と考える。

ブギオオズアリはアジアの熱帯から温帯気候にかけて広く分布し (日本アリ類データベース, Eguchi et al., 2007, 山根ら 2014), 他の外来アリと同様、市街地や耕地などのオープンランドを好む。本種は近年、小笠原、沖縄本島、奄美大島など様々な場所に侵入・定着していることが確認されている。

南大東島では、前回 2009 年の調査で新たに

確認され、旧南大東島空港跡地を中心に生息していた。今回の調査では、ブギオオズアリの分布域が拡大しているのではないかと予想したが、それに反しむしろ前回に比べ道路沿いでの密度は低下していることが明らかになった。南大東島には侵略的外来種で同属ツヤオオズアリが優占している。近縁種間では一般に生息環境や餌メニューが類似しやすく、種間競争が厳しい。そのため、形質置換などの生態ニッチの分割や上位捕食者による個体群低減効果がない限り長期間の共存は一般にむずかしい。事実、シンガポールでは、両種が同じ地点で採集されることがあるものの、ツヤオオズアリが優占している地点ではブギオオズアリの個体数が低下する傾向がみられる。南大東島においても、競争種と考えられるツヤオオズアリの存在が、ブギオオズアリの分布拡大を抑制している可能性が考えられる。しかしながら、どのような形質が種間競争の優劣を決定しているのかは今回の調査からは明らかにできなかった。

侵略的外来アリが他種アリを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)。しかしながら、今回の調査では、ブギオオズアリの巣仲間認識行動には同巢内と異巢間の間で明確な違いがみられたため、ブギオオズアリが融合コロニーを形成している可能性は低い。同様に、大西らの研究から南大東島のツヤオオズアリで融合コロニー性を示さないことが明らかになっている (大西 2009)。そのため、融合コロニー性の有無が種間競争の優劣を決定しているとは

考えにくい。

また、外来アリのもう一つの特徴に活動性の高さが上げられる。一般的なアリは夜行性や昼行性など一日の活動時間が制限されていることが多いが、外来アリでは昼夜問わず活動している種が複数報告されている (Holway et al. 2002)。この様な活動性の高さは、コロニーの生産性や分布拡大スピードの増大などを引きおこし、種間競争において有利になると考えられる。しかしながら、今回の調査では、ブギオオズアリの活動は、朝・夕に活発になり、他の外来アリで見られるような1日を通しての高い活動性は見られなかった。この活動時間の制限が本種の分布拡大を制限している要因の一つとも考えられる。他の地域との比較や対象種を広げするなどして、今後検証する必要があるだろう。

これらの要因に加え外来種の侵入先での成功には、天敵の有無、空きニッチの存在、物理環境との適合性など様々な要因が複雑に影響し合う (Facon et al., 2006)。今後さらに研究をすすめ、ブギオオズアリの生態を明らかにし、侵入・定着に関係している要因を特定する必要がある。

今回の調査結果より、南大東島に生息する3種の外来アリの分布の変化を10年に渡って追跡することができた。このように外来アリの分布パターンの変化を長期的に追跡した研究例は少なく、外来アリの影響評価や防除方法を策定する上で有用なデータになると考える。今回我々が報告した南大東島では、ツヤオズアリやアシナガキアリ、ブギオオズアリの分布拡大は頭打ちになっているように見える。しかしながら、新規外来種の侵入、定着や人為的環境変

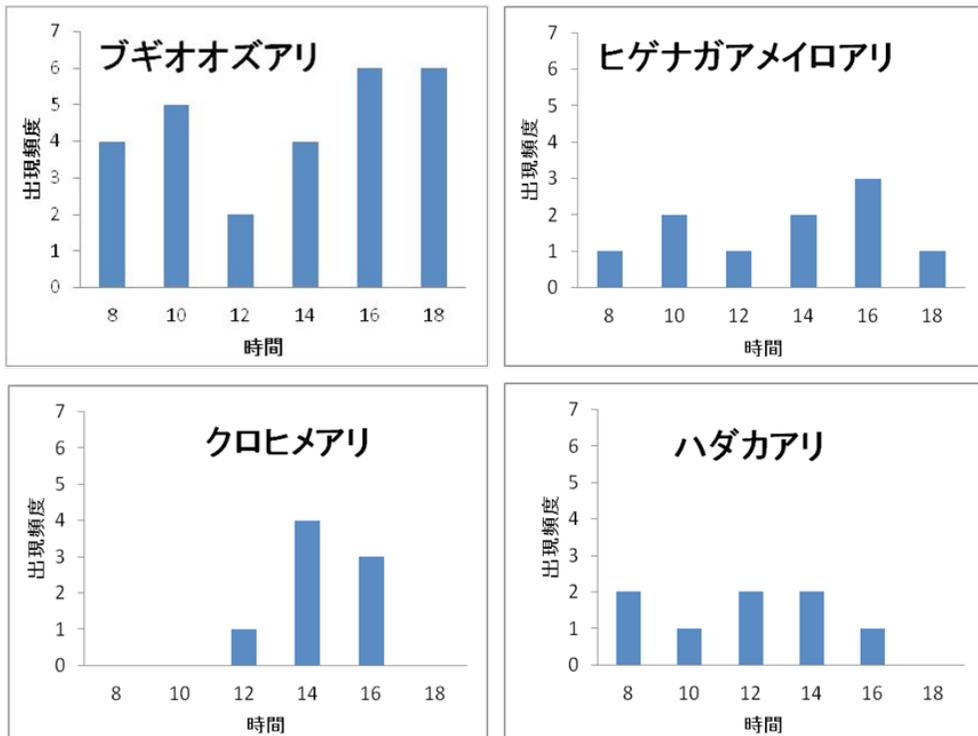


図9 ブギオオズアリとその他のアリの一日の活動時間。ブギオオズアリは朝と夕に活動性が高くなるが、日中の活動性は低い

化などによって、現在の群集構造が大きく変化する可能性もある。今後も継続的に調査を行い、外来アリ群集パターンの時間的変化について調査していく必要があると考える。

文献

- Eguchi, K., Yamane, S. and Zhou, S. 2007. Taxonomic revision of the Pheidole rinae Enemy complex. *Sociobiology* 50: 257–284.
- 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・ファンダ助成成果報告書 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・ファンダ助成成果報告書 20: 105–110.
- 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.
- GLOBAL INVASIVE SPECIES DATABASE (<http://www.issg.org/database/species/ecology.asp?si=110&fr=1&sts=&lang=EN>)
- Haskins, C.P. and Haskins, E.F. 1988. Final observation on *Pheidole megacephala* and *Iridomyrmex humilis* in Bermuda. *Psyche* 95: 177–184.
- Inoue, M.N., Sunamura, E., Suhr, E. L., Ito, F., Tatsuki, S. and Goka, K. 2003. Recent range expansion of the Argentine ant in Japan. *Diversity and Distribution* 19: 29–37.
- Hölldbler, B. and Wilson, E. O. 1990. *The Ants*. Springer Verlag.
- Holway, D. A. 1998. Effect of Argentine ant invasions on ground – dwelling arthropods in northern California riparian woodlands. *Oecologia* 116: 252–258.
- 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.
- Matsui, S., Kikuchi, T., Akatani, K., Horie, S. and Takagi, M. 2009. Harmful effects of invasive Yellow Crazy Ant *Anoplolepis gracilipes* on three land bird species of Minami-daito Island. *Ornithological Science* 8: 81–86.
- Passera, L. 1994. Characteristics of tramp species. In: Williams DF (ed) *Exotic Ants: Impact and control of introduced species*. Westview Press: 23–43.
- Sunamura, E., Espadaler, X., Sakamoto, H., Suzuki, S., Terayama, M. and Tatsuki, S. 2009. Intercontinental union of Argentine ants: behavioral relationships among introduced populations in Europe, North America and Asia. *Insectes Sociaux* 56: 143–147.
- Touyama, Y., Ihara, Y. and Ito, F. 2008. Argentine ant infestation affects the abundance of the native myrmecophagic jumping spider *Siler cupreus* Simon in Japan. *Insectes Sociaux* 55: 144–146.
- 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.
- 山根正気・榮 和朗・藤本勝典 2014. 奄美大島名瀬の攪乱地のアリ相と活動レベルの季節変化. *Nature of Kagoshima* 40: 123–126.

Temporal changes of alien ant distribution and ecological studies of new alien ant, *Pheidole bugi*, in Minami-daito Island

SUWABE Mayuko, TANAKA Hiroataka, OHNISHI Hitoshi,
KIKUCHI Tomonori, GIMA Tomonari and HAYASHI Masayuki

The disturbance in native ecosystems and exclusion of native species by the alien species is a major threat to the loss of biodiversity in the world. The ants, which have large biomass and various interactions with other species in many ecosystems, are considered to be likely to have serious impact on native community as alien species. In order to understand the mechanisms of invasion of alien ants, we did the census of alien ant distribution during 2005 and 2013, and investigated ecological feature of new alien ant, *Pheidole bugi*, in Minami-daito Island, Japan.

As a result, in Minami-daito Island, *Pheidole megacephala*, one of the most famous alien ants, were constantly most dominant species on the roadside habitat whereas during 2005 and 2009 the frequency of occurrence was temporarily decreased. On the other hand, the distribution of another invasive yellow crazy ant *Anoplolepis gracilipes* was restricted to a small local area and at 2013 survey, was not collected on the roadside environment. During 2005 and 2009, the distribution area of *Pheidole bugi* was dramatically expanded but during 2009 and 2013 conversely reduced and widespread was reduced their distribution area at 2013 survey. Also, the number of native ants were gradually reduced excluded.

Our results indicate that once alien ants succeed to invade the new habitat, their population can maintain for long term stably though there are fluctuation. Therefore, the reduction of native species can be caused by competitive exclusion between alien and native species. Also, from the fact that the new invasive ants, *Pheidole bugi* without unicolonality can invade and expand their distribution area, other ecological factors such as the empty of niches or natural enemy release may be important for the process of invasion in ant's community in Minami-daito Island.

Key words : big headed ant “*Pheidole megacephala*”, oceanic island, nestmate recognition, long term survey of ant distribution, alien species

徳之島のコウモリ相，特に希少種森林性コウモリの生息状況について

鹿児島国際大学生物学研究室
船越公威¹・山下 啓²・亘 悠哉³

絶滅危惧種であるリュウキュウテングコウモリとヤンバルホオヒゲコウモリの両種は，樹洞や枯葉等を昼間のねぐらとして利用しているが不明な点が多く，生息の現状に関して本格的な調査がなされていない。そのため，保護や保全に関わる基礎資料が得られていないのが現状である。本調査は，秋季と夏季の2回に分けて行った。その結果，リュウキュウテングコウモリについては，北部の天城岳周辺地域，中部の三京・犬田布岳・剥岳および神嶺ダム地域，南部の東部ダム地域の自然林で生息が確認された。ねぐら場所は，樹洞・枯葉・樹木やシダ類の群葉で，頻繁にねぐらを変えていた。出産・哺育期は6月初旬～7月下旬で，8～11月には母子の集団が形成され，独立飛翔後は雌雄ともに分散して単独生活に入ると考えられた。交尾期は晩秋の11月頃であった。一方，ヤンバルホオヒゲコウモリは，三京で音声記録と捕獲で生息が確認されたが，その他の地域では生息が確認されなかった。本種の生息域は限られ，個体数も少ないと予想された。両種の生息域においては，今後も保全に努め，固有種の重要性をアピールする必要がある。洞窟性コウモリ類についても調査し，それらの最近の生息状況についても言及した。

キーワード：リュウキュウテングコウモリ，ヤンバルホオヒゲコウモリ

1. はじめに

徳之島には，洞窟性コウモリとしてコキクガシラコウモリ (*Rhinolophus cornutus*; 亜種オリイコキクガシラコウモリ *R. c. orii*)，モモジロコウモリ (*Myotis macrodactylus*)，リュウキュウユビナガコウモリ (*Miniopterus fuscus*)，森林性コウモリとしてヤンバルホオヒゲコウモリ (*Myotis yanbarensis*) とリュウキュウテングコウモリ (*Murina ryukyuna*)，そして住家性コウモリとしてのアブラコウモリ (*Pipistrellus abramus*) の計6種コウモリが生息している(前田ほか 2001)。

特に森林性コウモリ2種は，沖縄島北部のヤンバルの森林で1996年に同時に発見され新種記載された(Maeda and Matsumura 1998)。両種は，日本の固有種で絶滅危惧種にランクさ

れ，沖縄島のほか奄美大島および徳之島(前田 2000, 前田ほか 2001)の限られた島に生息している，樹洞や枯葉等を昼間のねぐらとして利用しているが不明な点が多く，生息の現状に関して本格的な調査がなされていない。そのため，保護や保全に関わる基礎資料が得られていないのが現状である。本調査では，徳之島を拠点として，音声記録，カスミ網による捕獲，特に，リュウキュウテングコウモリについてはアカメガシワトラップ法(船越ほか 2009)と発信機装着による個体追跡の調査を行い，ねぐらの利用状況，繁殖生態および社会の特性を明らかにして，具体的な保護等に関する資料を提供するとともに，保全のための具体的な提言をすることを目的としている。

また，洞窟性コウモリ類についても現状を把

1: 鹿児島国際大学 2: カエル PROJECT 3: 森林総合研究所
2014.11.4 受付, 2016.1.15 公開

握するため主な洞窟を調査し、バットディテクターや超音波無人機を利用して各種の個体数を算出した。それらの結果から、希少種のリュウキュウコウモリと亜種オリコキクガシラコウモリ（以下、本種コキクガシラコウモリとして記述）を含む洞窟性コウモリ類の保全についても言及する。

II. 調査地点と調査方法

森林性コウモリ類の主な調査地点は、自然度の高い北部の天城岳周辺地域（以下、A）、中部の三京（以下、M）、犬田布岳（以下、I）、剥岳（以下、H）および神嶺ダム（以下、S）地域、南部の東部ダム周辺地域（以下、T）である（図1）。調査はコウモリの活動期である秋季の2013年11月7～15日と夏季の8月25～9月2日の2回に分けて行った。調査はカスミ網（サイズ：6 m × 4 m と 12 m × 4 m）による捕獲、Pettersson Electronic AB (Uppsala,

Sweden) 製のバットディテクター（コウモリ超音波探知器：Pettersson D1000 bat detector）による音声の録音を行った。カスミ網による捕獲では、人工的に作成された数種コウモリ類の音声スピーカーで発し、コウモリを誘導する装置 Hill and Greenaway (UK) 製の Acoustic Lure (Sussex AutBat) を併用した。音声の録音では、タイムエキスパンション式 (time-expansion mode: オリジナルの 1/10 の速度に変換) にセットし、デジタルメモリーに記録した。また、夜間の音声を録音するために、Pettersson Electronic AB 製の超音波無人機 Pettersson D500X を設置した。

リュウキュウテングコウモリの捕獲調査では、カスミ網による捕獲に加えて、アカメガシワ (*Mallotus japonicus*) の枝を数本束ねたアカメガシワトラップ（船越ほか, 2009 参照。以下、トラップ）を現地で 50 束前後作成して、それらを約 20～50 m 間隔で林道から約 5～10 m 入った両側の林内の地上高 1～2 m の横枝に吊るし、それらを毎日昼間にチェックして、ねぐらとして利用している個体を捕虫用ネットで捕獲して本種の生息域や行動域を調べた。

洞窟性コウモリ類の調査では、北部の松原銅山廃坑、小島洞、義名山鍾乳洞、面縄鍾乳洞、目手久鍾乳洞および喜念権現鍾乳洞を調査した（図2）。洞内探査に加え、夕方洞口で音声録音による生息種の判定と個体数のカウントを行い、翌日夜間に洞口でカスミ網の捕獲を試みた。

捕獲した場合は、各個体の年齢・性や繁殖状態を調べ、TANITA 製電子体重計（ハンディミニ 1476, 最小目盛 0.1 g）で体重を測定し、中村製作所製ノギス（KSM-15, 最小目盛 0.05 mm）で前腕長などの外部形態を測定した後、前腕部に標識用リングを着けて捕獲場所で放獣した。年齢については、指骨関節の化骨の程度や腹部の体毛（幼獣は灰白色）、雄では精巢の

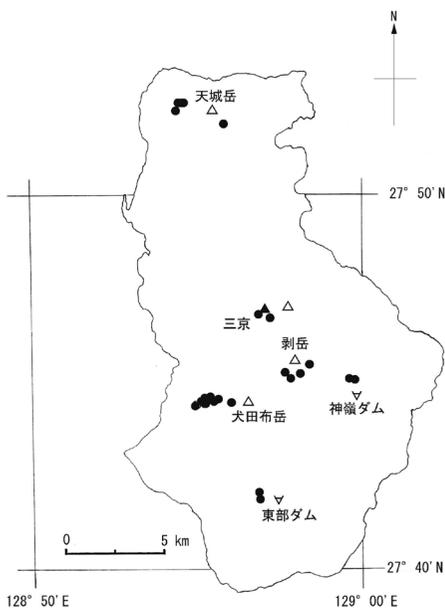


図1 森林性コウモリ類の調査地域と各種の生息確認地点。
●：リュウキュウテングコウモリ，▲：ヤンバルホオヒゲコウモリ

サイズ、雌では乳頭や乳腺の発達程度をチェックし、幼獣、亜成獣および成獣の区分を行った。

個体を追跡するため、2013年11月の秋季には6個体（雄2個体、雌4個体）、夏季には3個体（雄）に Blackburn Transmitters (Texas, USA) 製の発信器 (0.25 g) を装着した。また、2014年8～9月の夏季には3個体（雄）に同様の発信機を装着した。発信機装着個体の昼間のねぐらの特定は、折りたたみ式3素子のハムセンター札幌製八木アンテナ (CM-2H型) と Yaesu 製受信機 (Yaesu FT-290mkII) を使用した。特定された地点は Garmin 製 GPS (GPSMAP62) を使用して緯度経度を記録した。記録した音声の解析は、Petrsson Electronic AB 製 Bat Sound 3.1 software を使用して、音声の種判別 (船越 2010) を行った。

なお、本調査は環境省九州地方環境事務所から鳥獣捕獲許可証 (平成 24 年度第 11-01 号, 平成 25 年度第 11-67 号), 鹿児島県森林管理署

から国有林 (保護林) の入林許可証 (平成 24 年度鹿管第 120 号, 平成 25 年度鹿管第 898, 899 号) を得て行われた。

III. 調査結果

1. 林道におけるカスミ網による捕獲と音声の録音

秋季 11 月 7 日に M 地域でカスミ網による調査を行った結果、リュウキュウテングコウモリ成獣雄が捕獲された。また、8日の同地域で夜間にコキクガシラコウモリの音声 (PF 値: 111.2 ± 1.39 kHz) とヤンバルホオヒゲコウモリ (PF 値: 65.4 ± 3.10 kHz) を記録した。なお PF 値とはピーク周波数のことである。A 地域では 9 日の夜間にコキクガシラコウモリとリュウキュウテングコウモリ (PF 値: 58.0 ± 2.37 kHz), M における 10 日夜間の調査で、コキクガシラコウモリの音声記録した。超音波無人機を 8 日に M, 9 日に I, 11 日に H, 12, 13 日に M, 14 日に I へ設置し、M でコキクガシラコウモリとリュウキュウコビナガコウモリ (PF 値: 56.2 ± 1.03 kHz) の音声を録音した。

夏季 8 月 25 日と 31 日に M で林道にカスミ網を設置したが、コウモリを捕獲することができなかった。音声として、コキクガシラコウモリ、リュウキュウテングコウモリおよびヤンバルホオヒゲコウモリを記録した。以上の音声録音の解析で判明 (船越 2010) した秋・夏季における各種の分布を、図 1 にまとめて示した。

2. アカメガシワトラップによるリュウキュウテングコウモリの捕獲個体

トラップの設置数について、秋季 11 月では A 地域に 22 個、M に 20 個、I に 33 個および H に 10 個設置した。また、夏季 8 月では M に 10 個、I に 30 個、K に 10 個および S に 10 個設置した。各季の捕獲データを、表 1, 2 に示した。また、捕獲された個体の分布を図 1 にま

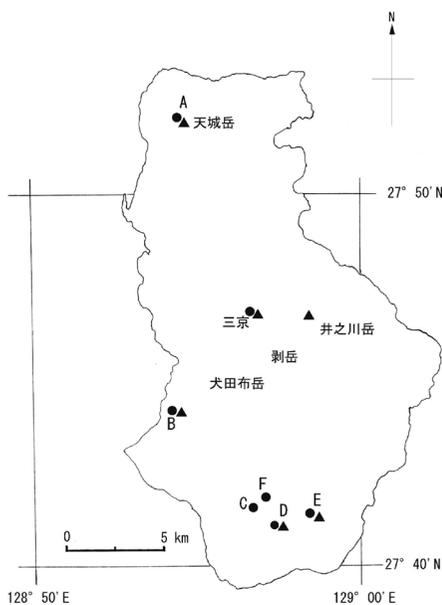


図 2 洞窟性コウモリ類の調査地と各種の生息確認。A: 松原銅山廃坑, B: 小島洞, C: 義名山鍾乳洞, D: 面縄鍾乳洞, E: 目手久鍾乳洞, F: 銀竜洞。●: コキクガシラコウモリ, ▲: リュウキュウコビナガコウモリ

とめた。これらの結果から、自然林（国有林）を有する北部のA、中部のM・H・IやS、南部のTで生息していることが確認された。捕獲された個体について、交尾期の秋季では、単独個体が雄合計15頭、雌4頭であった（表1）。成獣雄では精巣が肥大して、平均長径 7.1 ± 0.67 mm (n = 18)であった。一方、成獣雌では膣が開口していた。集団を形成している例として、Mで11月13日に雌雄2頭、Iで11月9日に16頭（成獣雌10頭、亜成獣雌3頭、亜成獣雄3頭）であった。秋季における捕獲総個体数をみると、雄20頭、雌17頭であった。

夏季では、単独個体が雄合計11頭、雌8頭であった（表2）。捕獲総数でみると雄15頭、雌21頭であった。成獣雄では精巣が萎縮していた。一方、成獣雌では乳頭が萎縮していた。集団を形成している例として、I地域で8月29日に10頭（成獣雌4頭、亜成獣雌3頭、亜成獣雄3頭）、同地域で9月1日に6頭（成獣雌3頭、亜成獣雌2頭、亜成獣雄1頭）であった。

3. リュウキュウテングコウモリの再捕獲個体について

表1の捕獲地点（緯度、経度）を基に、Googleマップ上に記し、地点間の距離を算出した。成獣雄バンドNo.T218は、M地域で2013年11月10日に捕獲され、3日目の11月12日に再捕獲された。その移動距離は20mであった。成獣雄T200もMで同年11月7日に捕獲され、11月13日に再捕獲された。その移動距離は390mであった。成獣雄T201は、I地域で同年11月9日に捕獲され、11月15日に再捕獲された。その移動距離は48mであった。

表2の捕獲地点（緯度・経度）を基に、同様にGoogleマップ上に記し、地点間の距離を算出した。成獣雌T207とT204は、共にI地域で2013年11月9日に捕獲（母子集団内）され、

2014年8月29日に再捕獲（母子集団内）された。その移動距離は146mであった。成獣雄T019は、Iで2012年9月11日に捕獲され、2014年8月29日に再捕獲され、その移動距離は63mであった。さらに、同個体は8月31日に再度捕獲され、そこからの移動距離は最初の捕獲地点方向に向かって17mであった。成獣雌T205とT203は、共にIで2013年11月9日に捕獲（母子集団内）され、2014年9月1日に再捕獲（母子集団内）された。その移動距離は140mであった。

4. リュウキュウテングコウモリにおける発信機装着個体の追跡によるねぐら利用域

秋季における発信機装着個体のねぐら利用をみると、日毎にねぐらを変えており（図3）、しかもねぐらの種類もトラップ以外に、樹洞、群葉（広葉樹や蔓植物など）、枯葉（クワズイモ、オオタニワタリなど）、シダ（群落）の葉裏のように森林内の多様な植物を利用していた。最初の捕獲地点からの最大移動距離について、A個体（成獣雌T204）178m、B個体（亜成獣雄T216）は163m、C個体（成獣雌T205）は25m、D個体（成獣雄T201）は43mであった（図3）。

夏季における発信機装着個体のねぐら利用をみると、秋季と同様に日毎にねぐらを変えていた（図4）。ねぐらの種類も、樹洞、枯葉、樹冠の群葉、シダの葉裏と多様であった。最初の捕獲地点からの最大移動距離について、E個体（成獣雌S387）は45m、F個体（成獣雄S386）は47m、G個体（成獣雄S385）は78mであった（図4）。

5. 洞窟性コウモリ類の分布と生息数

洞窟性コウモリの調査は、主に2014年夏季に行った。その結果、8月26日において松原銅山廃坑の入口でのバットディテクターによる調査で、コキクガシラコウモリは18時43分に

表1 徳之島に生息するリュウキュウペンギンコウモリの2013年11月7～15日の捕獲調査結果

調査年月日	捕獲個体	捕獲地	緯度	経度	性	年齢	体重(g)	前腕長(mm)	精巣サイズ	乳頭・乳腺	備考
2013.11.7	T200	三京	N27° 46.404'	E128° 57.588'	♂	A	7.9	35.4	6.6×4.7		
2013.11.9	T201	犬田布岳	N27° 44.503'	E128° 55.762'	♂	A	8.8	35.0	7.0×4.8		
2013.11.9	T202	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.2	37.5		隆開口	T202～T217
2013.11.9	T203	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	9.3	38.0		隆開口	計16頭の母子
2013.11.9	T204	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.7	36.2		隆開口	集団
2013.11.9	T205	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.7	34.4		隆開口	(成獣雄ゼロ)
2013.11.9	T206	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.6	36.2		隆開口	
2013.11.9	T207	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	9.1	36.5		隆開口	
2013.11.9	T208	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.4	37.9		隆開口	
2013.11.9	T209	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.6	36.0		隆開口	
2013.11.9	T210	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.6	35.6		隆開口	
2013.11.9	T211	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♂	S	8.1	36.2	未発達		
2013.11.9	T212	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♂	S	7.6	34.5	未発達		
2013.11.9	T213	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	S	7.8	35.5		乳頭未発達	
2013.11.9	T214	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	S	8.8	36.2		乳頭未発達	
2013.11.9	T215	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	A	8.9	33.8		隆開口	
2013.11.9	T216	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♂	S	8.7	36.5	未発達		
2013.11.9	T217	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.443'	♀	S	8.3	36.3		乳頭未発達	
2013.11.10	T218	三京	N27° 46.748'	E128° 57.818'	♂	A	8.4	35.2	7.7×6.5		
2013.11.10	T219	三京	N27° 46.709'	E128° 57.864'	♂	S	7.8	34.2	5.5×4.8		
2013.11.10	T220	三京	N27° 46.716'	E128° 57.859'	♀	A	9.7	37.3		隆開口	
2013.11.11	T221	剝岳	N27° 45.404'	E128° 57.588'	♂	S	7.5	35.0	未発達		
2013.11.11	T222	犬田布岳	N27° 44.474'	E128° 56.134'	♀	A	9.5	36.8		隆開口	
2013.11.11	T223	犬田布岳	N27° 44.509'	E128° 56.461'	♀	A	9.1	37.2		隆開口	
2013.11.12	T224	犬田布岳	N27° 44.515'	E128° 56.882'	♂	A	8.1	36.2	6.8×5.5		
2013.11.12	T225	犬田布岳	N27° 45.635'	E128° 58.185'	♂	A	8.5	34.5	6.8×4.8		
2013.11.12	T218(再)	三京	N27° 46.744'	E128° 57.835'	♂	A	8.4	35.2	7.8×6.5		
2013.11.12	T226	三京	N27° 46.716'	E128° 57.867'	♂	A	8.2	33.6	7.9×5.5		
2013.11.13	T227	犬田布岳	N27° 44.516'	E128° 55.881'	♂	A	8.1	35.2	6.9×5.8		
2013.11.13	T228	犬田布岳	N27° 44.496'	E128° 56.435'	♀	A	10.2	39.5		隆開口	
2013.11.13	T200(再)	三京	N27° 46.688'	E128° 57.513'	♂	A	8.2	35.5	6.8×5.0		
2013.11.13	T229	三京	N27° 46.666'	E128° 57.590'	♀	A	9.5	33.8		隆開口	T230とペア
2013.11.13	T230	三京	N27° 46.666'	E128° 57.590'	♂	A	8.3	35.3	8.3×6.2		T229とペア
2013.11.14	T231	犬田布岳	N27° 44.500'	E128° 55.760'	♂	A	8.7	35.2	6.4×5.0		
2013.11.14	T232	犬田布岳	N27° 44.510'	E128° 55.842'	♂	A	8.0	35.0	7.8×6.2		
2013.11.14	T233	犬田布岳	N27° 44.502'	E128° 56.387'	♂	A	8.9	35.3	6.8×5.5		
2013.11.15	T234	天城岳	N27° 52.252'	E128° 56.031'	♂	A	8.6	35.5	7.4×5.6		
2013.11.15	T235	天城岳	N27° 52.274'	E128° 56.005'	♂	A	8.4	34.9	7.5×4.8		
2013.11.15	T201(再)	犬田布岳	N27° 44.477'	E128° 55.734'	♂	A	8.7	35.0	7.5×5.3		
2013.11.15	T199	犬田布岳	N27° 44.483'	E128° 56.337'	♂	A	8.6	36.0	6.9×5.7		

表2 徳之島に生息するリュウキウテンダグコウモリの2014年8月27日～9月2日の捕獲調査結果

調査年月日	捕獲個体	捕獲地	緯度	経度	性	年齢	体重(g)	前腕長(mm)	精巣サイズ	乳頭・乳腺	備考
2014.8.27	S384	犬田布岳	N27° 44.474'	E128° 56.334'	♀	A	9.3	37.1		乳頭萎縮	
2014.8.27	S385	犬田布岳	N27° 44.432'	E128° 56.152'	♂	A	8.5	35.0	精巣萎縮		
2014.8.27	S386	犬田布岳	N27° 44.534'	E128° 56.056'	♂	A	8.3	34.8	精巣萎縮		
2014.8.27	S387	犬田布岳	N27° 44.509'	E128° 56.014'	♂	S	8.1	35.0	精巣未発達		
2014.8.29	T207(再)	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	A	9.9	36.5		乳頭萎縮	T207～S395
2014.8.29	S388	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	A	9.9	36.5		乳頭萎縮	計10頭の母子
2014.8.29	S389	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	S	8.4	36.0	精巣未発達		集団
2014.8.29	S390	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	A	9.1	38.0		乳頭萎縮	(成獣雄ゼロ)
2014.8.29	S391	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♂	S	8.2	35.8	精巣未発達		
2014.8.29	S392	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	S	9.1	36.5		乳頭未発達	
2014.8.29	T204(再)	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	A	9.6	36.3		乳頭萎縮	
2014.8.29	S393	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	S	9.1	36.4		乳頭未発達	
2014.8.29	S394	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♀	S	8.7	35.5		乳頭未発達	
2014.8.29	S395	犬田布岳	N27° 44.472'	E128° 56.332'	♂	S	7.8	36.0	精巣未発達		
2014.8.29	T019(再)	犬田布岳	N27° 44.499'	E128° 56.434'	♂	A	8.0	35.2	精巣萎縮		
2014.8.31	T231(再)	犬田布岳	N27° 44.533'	E128° 55.812'	♂	A	8.6	35.2	精巣萎縮		
2014.8.31	S396	犬田布岳	N27° 44.431'	E128° 56.250'	♀	A	9.7	37.0		乳頭萎縮	
2014.8.31	T019(再)	犬田布岳	N27° 44.492'	E128° 56.421'	♂	A	8.0	35.2	精巣萎縮		
2014.8.31	S397	三京	N27° 46.257'	E128° 57.729'	♂	A	7.8	34.0	精巣萎縮		
2014.9.1	S398	東部ダム付近	N27° 41.949'	E128° 57.095'	♀	A	9.5	36.1		乳頭萎縮	
2014.9.1	S399	東部ダム付近	N27° 42.035'	E128° 57.086'	♀	A	9.9	36.3		乳頭萎縮	
2014.9.1	T236	犬田布岳	N27° 44.536'	E128° 56.057'	♀	A	10.0	38.4		乳頭萎縮	
2014.9.1	T237	犬田布岳	N27° 44.509'	E128° 56.101'	♂	A	8.0	35.2	精巣萎縮		
2014.9.1	T238	犬田布岳	N27° 44.473'	E128° 56.328'	♀	A	9.2	37.8		乳頭萎縮	集団発見地点
2014.9.1	T239	犬田布岳	N27° 44.469'	E128° 56.338'	♀	S	8.9	35.5		乳頭未発達	T239～T203
2014.9.1	T240	犬田布岳	N27° 44.469'	E128° 56.338'	♂	S	8.0	35.2	精巣未発達		計6頭の母子
2014.9.1	T241	犬田布岳	N27° 44.469'	E128° 56.338'	♀	S	8.8	37.0		乳頭未発達	集団
2014.9.1	T205(再)	犬田布岳	N27° 44.469'	E128° 56.338'	♀	A	9.5	37.3		乳頭萎縮	(成獣雄ゼロ)
2014.9.1	S384	犬田布岳	N27° 44.469'	E128° 56.338'	♀	A	9.3	37.1		乳頭萎縮	
2014.9.1	T203(再)	犬田布岳	N27° 44.469'	E128° 56.338'	♀	A	9.3	38.5		乳頭萎縮	
2014.9.1	T019(再)	犬田布岳	N27° 44.497'	E128° 56.430'	♂	A	8.6	35.0	精巣萎縮		
2014.9.1	T228	犬田布岳	N27° 44.505'	E128° 56.454'	♀	A	10.2	38.8		乳頭萎縮	
2014.9.1	T242	神嶺ダム付近	N27° 45.331'	E128° 59.411'	♀	A	9.7	38.0		乳頭萎縮	
2014.9.1	T243	神嶺ダム付近	N27° 45.318'	E128° 59.444'	♂	A	8.7	34.4	精巣萎縮		
2014.9.1	T244	神嶺ダム付近	N27° 45.342'	E128° 59.485'	♂	S	7.7	35.1	精巣未発達		
2014.9.2	T245	犬田布岳	N27° 44.516'	E128° 55.897'	♀	A	10.0	37.8		乳頭萎縮	

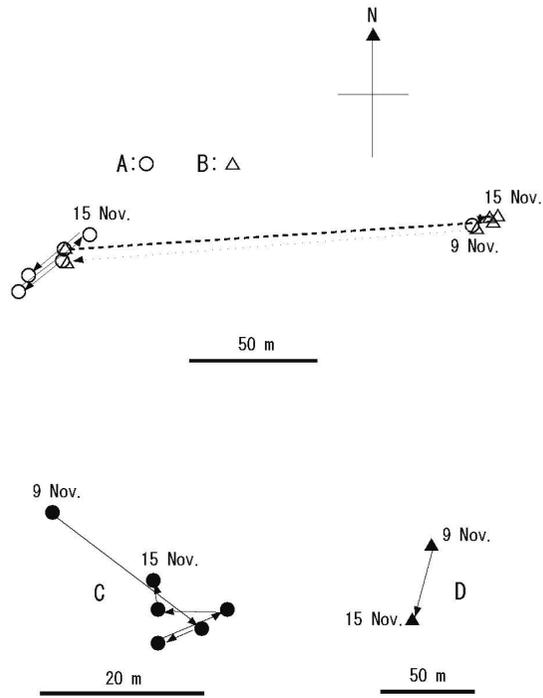


図3 秋季2013年11月におけるリュウキュウテングコウモリの発信機装着個体の追跡による各個体のねぐら地点. A: T204(成獣雌), B: T216(亜成獣雄), C: T205(成獣雌), D: T201(成獣雄)

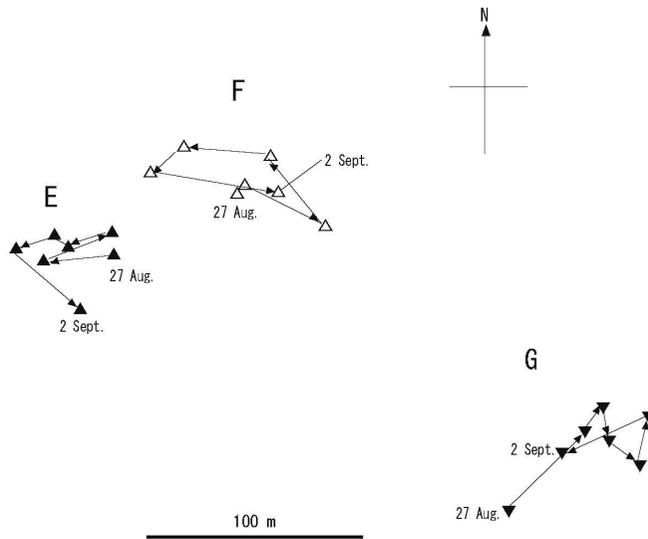


図4 夏季2014年8～9月におけるリュウキュウテングコウモリの発信機装着個体の追跡による各個体のねぐら地点. E: S387(成獣雌), F: S386(亜成獣雄), G: S385(成獣雌)

出洞を開始しその後連続的に出洞して合計 223 頭をカウントした。また、リュウキュウコウモリは遅れて 19 時 20 分に出洞を開始し、その後断続的に出洞して合計 36 頭を記録した。

同様に 8 月 28 日における小島洞の調査で、コキクガシラコウモリは 18 時 45 分に出洞を開始しその後断続的に出洞して合計 4 頭をカウントした。一方、リュウキュウコウモリは 19 時に出洞開始して合計 868 頭を記録した。

翌日 29 日における面縄鍾乳洞の同様の調査で、コキクガシラコウモリは 18 時 7 分に出洞を開始し、飛翔個体合計 41 頭をカウントした。リュウキュウコウモリは 18 時 35 分に出洞を開始し、合計 409 頭を記録した。

義名山鍾乳洞では、8 月 30 日の昼間に洞内調査を行い、コキクガシラコウモリ 1 頭の生息を確認した。同日、喜念権現鍾乳洞の洞内ではコウモリ類を観察することができなかった。

目手久鍾乳洞の洞内も調査し、多数のリュウキュウコウモリは飛翔個体を観察した。その日の夜間に同洞の洞口で飛翔個体をカウントし、コキクガシラコウモリの出洞開始 18 時 35 分で合計 9 頭を記録した。他方、リュウキュウコウモリの出洞開始 18 時 45 分で合計 144 頭を記録した。

IV. 考察

1. 徳之島に生息する森林性コウモリ

1) リュウキュウコウモリ

これまでの調査で、本種は北部の天城岳の周辺地域、中部の三京、犬田布岳、剥岳および神嶺ダム地域、南部の東部ダム周辺地域のすべての地域で生息が確認された。これらの地域で共通する景観として、イタジイなどの常緑広葉樹を主体とした自然林である。こうした自然環境には、被食昆虫も多いことが予想される。

調査地域には、彼らのねぐらとして利用で

きる樹洞、枯葉、群葉、シダ類が豊富である。枯れ葉は、イイギリ (*Idesia polycarpa*)、アオバノキ (*Symplocos cochinchinensis*)、フカノキ (*Schefflera heptaphylla*) (船越ほか 2013, 亘・船越 2013) などの葉である。同属近縁のコテングコウモリ (*Murina ussuriensis*) も枯葉、群葉などを昼間のねぐら場所に利用している (船越 1998, 本多 2002, 吉行・苅部 2002, Hirakawa and Kawai 2006, 平川 2007, 船越ほか 2009)。

個体追跡の結果からは、ねぐらを日毎に変えていることが判明した。こうした特性は、多くの森林性コウモリ類にみられる (O'Dnneli 2000, Willis and Brigham 2004, Barclay and Kurta 2007, 松岡 2008, 船越ほか 2009)。また、その移動距離は 100 m 前後で比較的であった。こうしたねぐら利用に関する特性は、同属のコテングコウモリにもみられる (船越ほか 2009)。

本種の繁殖について、6 月には指骨関節が未骨化の幼獣が捕獲された (船越ほか 2013)。一方、夏季 7 月中旬には乳腺が発達した個体が捕獲されている (前田ほか 2001)。8 月には成獣雌の乳房・乳腺共に萎縮しており、成獣雄の精巣も萎縮していた。秋季 9 月には精巣の肥大が始まり (船越ほか 2013)、11 月には精巣の長径平均 7.1 mm に達していた。一方、成獣雌では膣が開口していた。したがって、出産・哺育時期は 5～7 月と推定され、コテングコウモリの 6 月初旬～7 月下旬に比べて長く、個体によって出産時期が大幅にずれていると考えられる。晩秋の 11 月頃が交尾時期と考えられ、この時期に雌雄のペアが捕獲されたが、交尾行動については不明な点が多い。

今回の調査で、春季から秋季を通じて、成獣雄は単独で捕獲された。船越ほか (2013) の結果も同様である。他方、一部の成獣雌では出産・

哺育にある雌を除いて、単独個体が捕獲されたが、8月、11月には授乳哺育を終えた成獣雌と幼獣（亜成獣個体）からなる集団（各16頭、10頭、6頭）も捕獲された。こうした母子集団は8～11月を通じて形成されるものと考えられる。近縁のコテングコウモリの成獣雌では、特定のエリアに出産・哺育集団を形成していること（船越ほか2009, Fukui et al. 2012）から、リュウキュウテングコウモリも同様に出産集団を形成すると思われる。犬田布岳周域では母子集団形成の場所以特定の狭い地域に限られ雌が集中しているのに対して、雄は単独で一様に分散している傾向にある。

リュウキュウテングコウモリの社会について、性成熟に達した雄は、その後、コテングコウモリ（船越ほか2013）と同様に、交尾期以外は単独生活に入るものと考えられる。また、各雄のねぐら利用域は、特定の場所で比較的狭く、重複していない。また、雄間での威嚇音が録音されたことから、雄間でなわばりをもつことが示唆された。成獣雌は、哺育を終えた雌の一部がねぐらで単独で捕獲されるようになることから、単独生活に入る個体もいることが示された。一方、亜成獣を含む集団を形成する成獣雌もいる。独立飛翔に入った亜成獣は、しばらく集団を形成するが、単独個体も捕獲されることから、特に雄では次第に親から完全に独立していくものと考えられる。

2) ヤンバルホオヒゲコウモリ

秋季と夏季の両調査で、カスミ網による本種の捕獲はできなかったが、三京地域において夜間飛翔中の音声を録音した。本種は、2014年3月の同地域におけるカスミ網調査で成獣雄（前腕長37.1 mm）が捕獲された。これまで、1999年の8月と10月に三京林道での捕獲記録がある（前田ほか2001）。しかし、その他の地域では捕獲されず、音声の記録もできなかったことか

ら、本種は非常に限られた地域に生息しており、個体数も少ないと考えられる。

2. 徳之島に生息する洞窟性コウモリ

1) コキクガシラコウモリ

本種は全島の主要な洞窟や廃坑で生息が確認された。南部の銀竜洞では2012年11月にコキクガシラコウモリ数頭を確認している。特に、北部の松原銅山廃坑では最大の個体数223頭を記録した。しかし、1999年における同廃坑の個体数は356頭（前田ほか2001）で、減少していた。全島では本種が1,500頭と推定されている（前田ほか2001）が、今回の調査で合計約300頭であったことから、未調査の洞窟があるものの、現状ではかなり減少していると予想される。

2) リュウキュウユビナガコウモリ

本種は三京における音声記録や捕獲で、この地域が主要な採食場所にもなっていることが推測された。洞窟・廃坑の調査で、コキクガシラコウモリと同様に広く分布していることが確認された。各洞口での飛翔カウントにおける夏季の総個体数は約1,500頭であった。徳之島の主要4洞における1999年秋季の総個体数は727頭である（前田ほか2001）。幼獣における秋季の分散や死亡率を勘案すれば、個体数が維持されているか、以前よりも増加傾向にあると予想される。特に、最大個体数を記録した小島洞は、かつて観光洞であったが、現在では放置されていて人為的影響が軽減され、本種の生息環境が回復したと思われる。

3) モモジロコウモリ

今回の調査を通じて、本種の生息を確認することができなかった。数十年前の1984年における島内10洞窟の調査では、本種の生息が確認されていない（沢田1996）。一方、1999年の調査で天城町の三京林道や南部ダム付近で捕獲され、徳之島が本種の分布の南限として記録さ

れている（前田ほか 2001）．本種の飛来が比較的最近とする見解（前田ほか 2001）からすれば、今回の調査で確認されていないことは、本種にとって同島での適応が不十分で定着しにくい環境にあるのかもしれない．いずれにしても、限られた地域に生息していて、個体数も極めて少ないことが予想される．

3. その他のコウモリ類について

アブラコウモリは、伊仙町立歴史民俗資料に液浸標本として保管されていたことで、徳之島に生息していることが記載されている（前田ほか 2001）が、捕獲記録はない．アブラコウモリは家屋をねぐらにするコウモリで、2012年11月の調査で、徳之島町花徳の民家でアブラコウモリのねぐら場所を確認し、出巢時の飛翔個体（十数頭）のうち、3頭（成獣雌2頭、成獣雄1頭）をカスミ網で捕獲した．すでにアブラコウモリは定着しているようで、今後の調査で、生息域が広がると予想される．

クビワオオコウモ (*Pteropus dasymallus*) について、徳之島周辺の島嶼では与論島（船越ほか 2006）や沖永良部島（船越ほか 2012）で近年に生息が確認されている．一方、奄美大島においては1953年に住用村や大和村で捕獲され（森田私信）、また1983年に住用村で目撃されている（安間 1985）が、その後の生息有無については不明である．徳之島では、最近の2013年1月に当部で死体（亜成獣雌）が拾得された．この個体が一時的に飛来してきたのか、生息していたのか、今後の継続的な精査が必要である．

4. 今後の課題と保全に向けた取り組み

リュウキュウテングコウモリについて、北部の天城岳周辺地域、中部の三京・犬田布岳・剥岳および神嶺ダム地域、南部の東部ダム地域の自然林で生息が確認された．これらの地域には、イタジイ (*Castanopsis sieboldii*) やア

ラカシ (*Quercus glauca*) を主体とする常緑広葉樹の原生林がみられるほか、谷や斜面の低地のやや湿潤な所にはオキナワウラジロガシ (*Cyclobalanopsis myyagii*) の原生林がみられる（大野・寺田 1996）．ねぐら場所は、樹洞・枯葉・樹木やシダ類の群葉で、頻繁にねぐらを変えていた．独立生活に入った雄同士では、ねぐら場所が重複せずお互いに避け合っているようである．仮にその周辺が各個体の採餌場所であるとすれば、100 m 前後 / 個体の行動圏が想定され、森林域における個体数の算出が可能になるかもしれない．上記の生息環境における個体数が推定されれば、本種の保護管理を行う上で有効な手法になることが期待される．

一方、ヤンバルホオヒゲコウモリは、三京で音声と捕獲記録で生息が確認されたが、その他の地域では生息が確認されなかった．本種の生息域は限られ、個体数も少ないと予想された．本種の生息域は、今後も保全に努め、固有種の重要性をアピールする必要がある．

洞窟性コウモリ類については夏季に調査を行い、主要な洞窟・廃坑6ヶ所で、コキクガシラコウモリ合計約300頭、リュウキュウコビナガコウモリ約1,500頭を記録した．しかし、南限種のモモジロコウモリについては生息を確認できず、今後の精査が必要である．住家性のアブラコウモリについては2012年11月に徳之島町花徳で生息を確認している．今後の調査で、分布域は広がると予想される．

食果性のクビワオオコウモリが2013年1月に当部で死体が拾得されている．この個が一時的な飛来であったのか、生息していたのか継続的な調査が望ましい．本種の食性から、被食樹種は自然林内よりも住民の生活域に点在するガジュマル (*Ficus microcarpa*) やアコウ (*Ficus superba*) などの液果への嗜好性が高い（船越ほか 2003）．こうした樹種への飛来が目撃され

て生息が確認されれば、これらの樹種の植栽などの保全への取り組みが求められる。

謝辞

本調査において、コウモリ調査に協力していただいた、天城町役場企画課自然保護専門員の岡崎幹人氏、徳之島虹の会的美延睦美氏、美延治郷氏、関政樹氏、宮前延代氏、国有林野入林許可をいただいた徳之島森林事務所森林官の友栗誠氏に厚くお礼申し上げます。

文献

- Barclay, R. M. R. and Kurta, A. 2007. Ecology and behavior of bats roosting in tree cavities and under bark. In Lacki, M. J., Hayes J. P. and Kurta A. (eds.) *Bats in Forests*. Johns Hopkins University Press: 17-59.
- Fukui, D., Hill, D. A. and Matsumura S. 2012. Maternity roosts and behavior of the Ussurian tube-nosed bat *Murina ussuriensis*. *Acta Chiropterologica* 14: 93-104.
- 船越公威 1998. 大隈半島のコウモリ相. *自然愛護* 24: 2-5.
- 船越公威 2010. 九州産コウモリ類の超音波音声による種判別の試み. *哺乳類科学* 50 : 165-175.
- 船越公威・北之口卓志・田中広音・大坪将平・大平理紗・内原愛美 2013. 徳之島における希少種リュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* の生態. *Nature of Kagoshima* 39 : 1-6.
- 船越公威・長岡研太・竹山光平・犬童まどか 2009. コテングコウモリ *Murina ussuriensis* におけるアカメガシワトラップのねぐら利用と繁殖生態. *哺乳類科学* 49 : 245-256.
- 船越公威・大沢夕志・大沢啓子 2006. 沖縄島周辺島嶼のオリオオコウモリ *Preropus dasymallus inopinatus* の分布, 特に与論島における生息確認と若干の生態的知見について. *哺乳類科学* 46 : 29-34.
- 船越公威・大沢夕志・大沢啓子 2012. 沖永良部島におけるオリオオコウモリ *Pteropus dasymallus inopinatus* の初記録と生息確認. *哺乳類科学* 52 : 179-184.
- 平川浩文 2007. コテングコウモリ (*Murina ussuriensis*) の夏季におけるねぐら利用. *東洋蝙蝠研究所紀要* 6 : 1-7.
- Hirakawa, H. and Kawai, K. 2006. Hiding low in the thicket: roost use by Ussurian tube-nosed bats (*Murina ussuriensis*). *Acta Chiropterologica* 8: 263-269.
- 本多宣仁 2002. コテングコウモリの休息場所. *コウモリ通信* 10 : 5.
- 前田喜四雄 2000. 徳之島からのリュウキュウテングコウモリ, *Murina ryukyuana* Maeda and Matsumura, 1998 の記録. *沖縄生物学会誌* 38 : 65-67.
- 前田喜四雄・赤澤 泰・松村澄子 2001. 南西諸島徳之島におけるコウモリ類の生息実態およびコウモリの新記録. *東洋蝙蝠研究所紀要* 1 : 1-9.
- Maeda, K. and Matsumura, S. 1998. Two new species of Vespertilionid bats, *Myotis* and *Murina* (Vespertilionidae: Chiroptera) from Yambaru, Okinawa Island, Okinawa Prefecture, Japan. *Zoological Science* 15: 301-307.
- 松岡 茂 2008. コテングコウモリ *Murina ussuriensis* による春から夏にかけての人工ねぐらの利用. *森林総合研究所報告* 7 : 9-12.
- O'Dnnell, C. F. J. 2000. Cryptic local population in a temperate rainforest bat *Chalinolobus tubersulatus* in New Zealand. *Animal Conservation* 3: 287-297.
- 大野照好・寺田仁志 1996. 徳之島の植生. 鹿児島県立博物館編「鹿児島島の自然調査事業報告書 III 奄美の自然」鹿児島県立博物館 : 99-113.
- 沢田 勇 1996. 「日本のコウモリ洞総覧」こぼれ話一 奄美諸島 (徳之島・喜界島・沖永良部島・与論島) の巻一. *チリモス* 1 : 51-56.
- 亘 悠哉・船越公威 2013. リュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* による日中ねぐらとしての枯葉の利用. *哺乳類科学* 53 : 331-334.
- Willis, C. R. K. and Brigham, R. M. 2004. Roost switching, roost sharing and social cohesion: forest-dwelling big brown bats, *Eptesicus fuscus*, conform to fission-fusion model. *Animal Behaviour* 68: 495-505.
- 安間繁樹 1985. 「アニマル・ウォッチング日本の野生動物」. 晶文社.
- 吉行瑞子・苅部治紀 2002. ニホンコテングコウモリの生息環境について. *ANIMATE* 3 : 15-16.

Bat fauna on Tokunoshima island, with special reference to the forest-dwelling bats

FUNAKOSHI Kimitake, YAMASHITA Kei and WATARI Yuya

Threatened species of Ryukyu tube-nosed bat *Murina ryukyuana* and Yanbaru Myotis *Myotis yanbarensis* were surveyed on Tokunoshima island from the autumn of 2013 to the summer of 2014. The tube-nosed bats distributed at the regions of Amagi-dake, Mikyo, Inutabu-dake, Hage-take, Shinrei-dam, and Tobu-dam. Their day roosts were various objects, in tree cavities, in dead leaves, and in foliage. They frequently changed their day roosts on the basis of radio-tracking and trapping methods. Parturition occurred in June to July, and mother-young colonies formed from August to November. After self-supporting stages, both sexes roosted individually. Copulation may occur in November. On the other hand, we confirmed *M. yanbarensis* inhabitation by capturing or analyzing echolocation calls, only in Mikyo. Their distribution may be restricted within narrow limit, and the population much more thinly distributed than that of *M. ryukyuana*. Further conservation is needed in the habitat of the two species. We hope to enlighten the inhabitants of the island in regard to the importance of the threatened bats.

北アルプス高山帯におけるライチョウ保護のための研究・活動

北アルプス高山帯環境保全研究会
丸田恵美子・上野 薫・大村顕介

I. 目的

ライチョウとその生存を支える高山生態系の保護は、日本列島の植生帯の多様性を維持するためにぜひとも必要である。しかし本州中部の高山帯に生息するライチョウは 2000 羽以下に減少しているといわれ、2012 年には絶滅危惧 IB 種に指定された。予想される気候温暖化に伴い、日本の気候や動植物の挙動が変化し、ライチョウの生息環境を劣化させる可能性がある。そこで、ライチョウの生息環境や生活史について長期的なモニタリングを行い、それに基づいたライチョウ保護のあり方を提示し、さらに自然愛好家や登山者との協力体制を確立することを目標としている。

II. 調査地と方法

北アルプス太郎兵衛平・上ノ岳を中心として、ライチョウの育雛行動を詳細に追跡調査するとともに、ハイマツ群落内に温度計とインターバルカメラを設置してライチョウの生育環境の長期モニタリングを開始した。

III. 結果と考察

2014 年 7 月、8 月に、ライチョウの親子の行動を追跡し、食餌や睡眠の様子を明らかにすることを試みた。日の出前から夕方に家族群が動

かなくなるまで追跡を続け、翌朝は同じ場所から活動開始するのを確認したので、完全にライチョウの活動を追跡できたものと考えられる。8 月の調査では、図 1 に示すように日の出(5:08)前の 4:20 から活動開始しており、日没(18:44)後の 19:00 まで活動していることが確認され、夜は活動しないことがほぼ確実となった。さらに、早朝の活動開始後と夕方の活動停止前には多量の採食を行っている(図 1)。これらの結果は、夜には何も食べていないことを示しており、夏は白夜の高緯度地方のライチョウに比べて、採食時間が雛の生存や成長に影響を与えており、特に悪天で朝夕の採食が制限される場合にはその影響は顕著であると考えられる。さらに、約 10 時間もの夜間休息が確認された 2 か所の植生の共通性として、構成種の 3/4 以上が草丈 30 cm 以上であり、被覆度の 3/4 以上をチシマザサが、1/4 をハイマツが占めることが分かり、安全な雛の成長には、これらを満たすような植生が保全される必要があるといえることができる。

次にライチョウ雛の餌となる植物の開葉時期を決めている環境要因を明らかにするために、ハイマツ群落内に前年秋に温度ロガーを設置した。その結果、5 月には雪が融けさえすれば、十分に植物が生育できる温度環境であることが

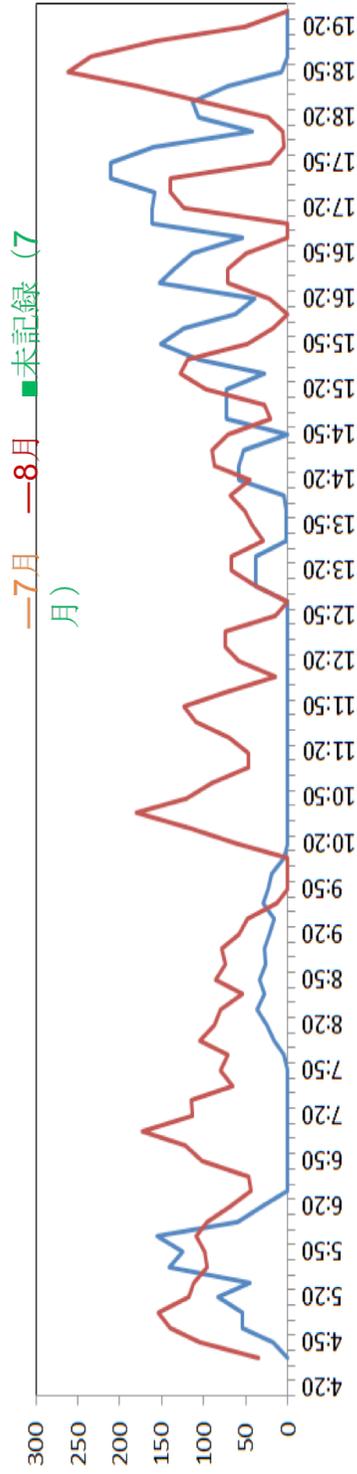


図1 10分あたりのついで回数の日変化。

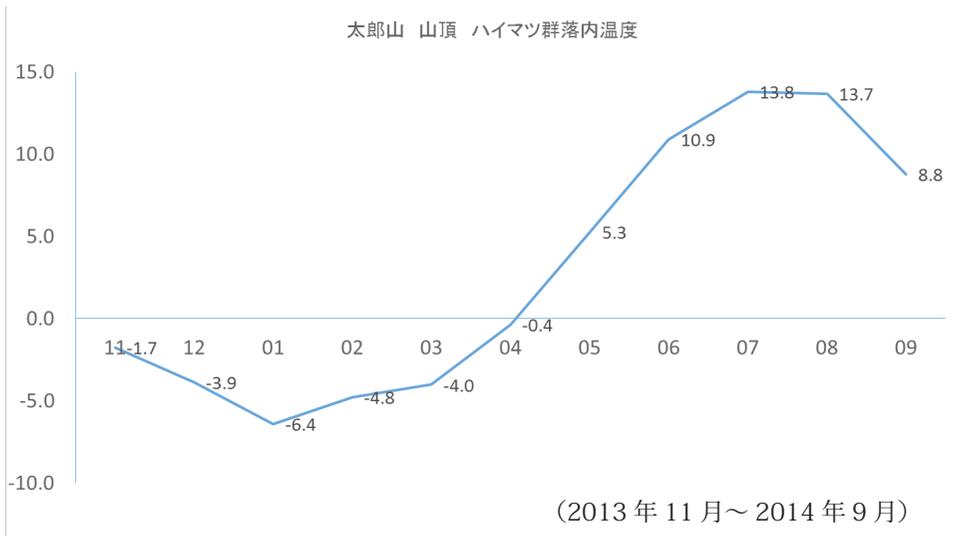


図2 太郎山のハイマツ群落内の温度の季節変化



図3 インターバルカメラで撮影したチングルマの開花

わかった (図2)。さらに、設置したインターバルカメラの画像解析から (図3)、雪が融けてからチングルマの開花までの有効積算温度 (205 ~ 228 °C) を算出することができた。このように環境情報から植物のフェノロジーを予

測する手法を確立することが可能となった。今後は、この手法を用いて、北アルプスの高山帯における長期モニタリングシステムを展開する予定である。

24th Pro Natura Fund Domestic Activity

Conservation studies of *Lagopus mutus japonicus* in the alpine regions
of Japanese Northern Alps

MARUTA Emiko, UENO Koru and OMURA Kensuke

サンル川など道内河川におけるサクラマス保護活動

サクラマスまもり隊

小野有五・橋本泰子・榊原大地

I. 減少を続けるサクラマス

サクラマスは、北海道では、5~6月ごろ海から河川にもどり、8~9月にかけて上流まで遡上、産卵するサケ科の魚である。翌年の春に孵化する稚魚は、ヤマベ（ヤマメ）とよばれる。サクラマスとヤマベは体形も姿もまったく異なるが同じ種である（図1）。ヤマベは1年間、河川にとどまったのち、翌年の春に、オスの半分と、すべてのメスが海に下り、1年後にサクラマスとなって再び生まれた川にもどってくる。この間、オスの半分を占めるヤマベはずっと河川上流部にとどまっている。このため、河川環境がヤマベの生息に適し、かつ、海と上流部までのサクラマスやヤマベの遡上・降下が保障されないと、サクラマス・ヤマベの生態系は維持できない（図2）。北海道では、ダムや堰堤などの河川工作物の増加や、産卵に適した砂礫からなる河床の消失によって、天然のサクラマス、ヤマベは減少の一途をたどっており、その絶滅が危惧されている。

II. サンル川とサクラマス

天塩川の支流、名寄川のさらに一支流であるサンル川は、天塩川の河口から200km以上の上流にあるが、減少を続ける北海道のサクラマスにとっては、河口から200km以上も大きな

ダムや堰堤がなく、サクラマスが遡上・産卵できる最後の聖地となっている（図3）。サンル川では、サンルダムの建設計画があり、自然保護団体はその建設に反対してきたが、地元、下川町がダム計画に賛成してしまったため、地元での反対運動ができにくい状況にあり、また、サンル川も、釣り人以外は知る人が少ないため、反対運動が盛り上がっていないのが現状である。

III. 活動の目的

そのような状況のなかで、1) まずサクラマスやヤマベの大切さ、サンル川のすばらしさを少しでも多くの人に知ってもらうこと、2) 地元の下川町民に対して、工事で一時的に潤うダム建設より、サンル川の自然と下川町の特産物を生かしたエコツーリズムのほうが経済的にも有利であることを示すこと、3) 日本各地でなされているダム反対運動や砂防ダムのスリット化、ダム撤去などの動きと連携した運動を起こすことを活動の目的とした。

IV. 活動の成果

1. 冬のエコツアーの実践

北海道では、なかなか冬にエコツアーを行っていくのが、2~3月にかけて卵から孵るヤマベの



図1 サクラマス（右下）とヤマメ（ヤマベ：左上）。「サクラマスまもり隊！」のウェブサイトのトップページ。2つが同じ魚であることを示す

なぜ山女魚（ヤマメ、ヤマベ）なのか？

降海しないサクラマスの雄がヤマメ（中・上流）。サクラマスの雌の全てと雄の約1/2は降海し、川に戻ってきて産卵する。

<サクラマス繁殖に必要な3条件>

- ・海から上流まで一続きにさかのぼれる川
- ・ヤマメの棲める環境であること
- ・産卵に適した砂・砂利の川床があること

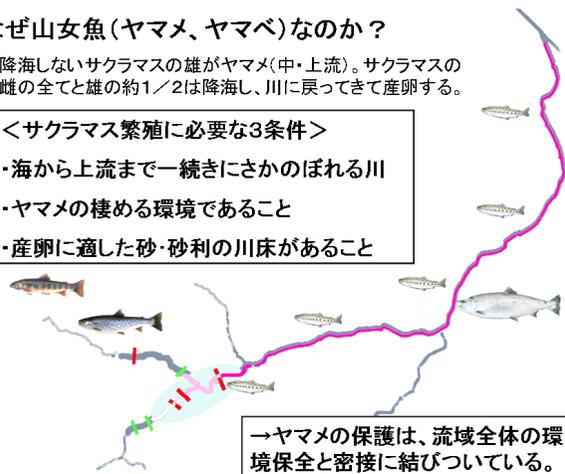


図1 サクラマス保護の重要性。サクラマスは、海から河川を遡上、上流で産卵する。その子供がヤマメ（ヤマベ）であり、少なくとも1年間を川で生活するため、河川環境すべてが保全されないと生存が維持できない



図2 サンル川と天塩川（「サンル川のえほん」より）。河口から200 km、サクラマスが遡上、産卵できる良好な環境は、日本ではサンル川にしか残されていない

赤ちゃんに会いに行く、というツアーをつくり、実施した(図4, 5)。

2. 親子で参加できるワークショップの開催

講演会などを開いても、来てくれるのは、すでにダム反対を明確にしている人だけということも少なくない。関心がなかった人たちに参加してもらいために、親子で参加できる企画をつくり実施した(図6)。



図4 冬のエコツアー。ニセコ、キモベツ川にヤマベの赤ちゃんを見に行ったツアー



図5 ヤマベの赤ちゃん。卵から孵ったばかりのヤマベの赤ちゃん



図6 親子向けのワークショップ。子供も親も楽しみながらサクラマスやヤマベのことを知る集いを企画した

3. サンプル川へのエコツアー

子供たちをできるだけ多く参加させ、親子で楽しめるエコツアーを企画した(図7, 8, 9)。季節的には、初夏、夏、そして、サクラマスの産卵行動が見られる9月初旬に設定した。川底では、ヤマベと共生関係にあるカワシンジュガイ(絶滅危惧種)を箱メガネで観察できるので、箱メガネによる観察も、よい体験となった。ま



図7 サンプル川で遊ぶ子供たち。川辺に溢れた水が、たまりのようになった部分では、安心してヤマベの稚魚をとれる



図8 絶滅危惧種、ワシンジュガイ。箱メガネで川底のをぞきカワシンジュガイを自分の手でとって、子供は大喜び



図9 サクラマスの産卵場所での集合写真。エコツアーでも、もっとも重要なポイントであるサクラマスの産卵場所に参加者全員の写真をとる



図11 サウルダム建設予定地。わずか幅30m足らずの小さなサウル川に幅300m、高さ50mものダムがつくられる



図10 地元レストランでの食事。エコツアーでは、町民が経営する食堂で、下川でとれたものしか食べないのが原則



図12 サウルダム建設後のダム湖と魚道予定地。太線で示すようにダム湖に沿って、長大な魚道の建設が進められている

た、胴長をはくことで、大人も川の中に浸る体験を楽しむことができる。

4. 地元の食材を活用する

エコツアーでは、できるかぎり利益を地元に戻元するため、食材は徹底して下川町でとれるものを利用、それらを提供できる地元の食堂やレストランを利用した(図10)。

5. ダムの問題を現場で学ぶ

サウルダムの建設予定地や、ダム湖に沿ってつくられる魚道を観察、現在の自然のままのサウル川の環境がいかに変えられてしまうかを現場で見ることで、サウルダムに反対する人たちを増やすことができた(図11, 12)。

6. 全国のダム反対運動、ダム撤去、砂防ダムのスリット化運動との連携

ハツ場ダムの反対運動や、荒瀬ダムの撤去についての講演会を開催したほか、砂防ダムの問題点を見るツアーを札幌周辺で実施、砂防ダムのスリット化を求める運動と連携した(図13, 14, 15)。

7. カヌーによるサウルダム反対のアピール

カヌーイストの野田知佑さんを招いて、天塩川をカヌーで下り、サウルダム反対を現地でアピールした(図16)。

8. 「サウル川の絵本」改訂版を発行

2009年に出した「サウル川の絵本」を改訂



図 13 全国のダム反対運動と連携・ハッ場ダム建設に反対されている渡辺洋子さんをお呼びしての講演会のもよう

ここまできた ダムの撤去

～健全な川への再生～



The first dam removal began in Japan
Photo: F. Sakurai (Copyrighted and Kurai River | 日本橋 | 荒瀬ダム撤去) ヨリ

2012年9月、日本初のダム撤去作業が球磨川水系荒瀬ダム（熊本県八代市）で開始され、「つくる」から「こわす」公共事業の幕開けと国内外から注目されています。

一方、米国では2013年の1年間で51基、過去20年間に1850基近くのダムが撤去されています。老朽化、地域状況の変化、環境悪化、災害誘発など理由はさまざまですが、「ある」よりも「ない」という発想が事業者にも考慮される変化がみられています。

荒瀬ダム撤去の中心的な役割を担っている、つる祥子さんをお招きし、私たちが北海道の川の状況について考えてみたいと思います。

とき：2014年5月10日(土) 13:30~16:45 (13時間場)
ところ：男女共同参画センター エルプラザ3F大ホール (北8・西3)
申し込み不要 参加無料・資料代500円

■第一部 講演 13:40~15:00
 日本最初のダム撤去とその現状と課題 つる祥子(熊本県八代市在住・環境カウンセラー)

■第二部 対話フォーラム「ダム撤去と私たち」15:30~16:45
 つる祥子さんに聞く ~ダム撤去の実現：道のりと成功へのカギ
 小野有五さんに聞く ~なぜダム撤去なのか：アメリカの選択
 榎原大地さんに聞く ~北海道の身近な事例：砂防ダムのスリット化

ボク、ヤマメの次郎。ボクのお母さんはサクラマスって呼ばれているよ。きつと食べたコトのある、美味しい魚。北海道のあるところの川に仲間がたくさんいたけど、最近やめられている場所が少なくなっているんだ。どうしてだと聞きみんなに聞いて保護してもらいたい。サクラマスを守るとは豊かな川と人の心を守ること。それには、ボクやお母さんの暮らしに興味を持って、森と川のつながりもめぐるんだよ。

主催：サクラマスもり隊!
 お問い合わせ TEL: 090-9430-3632
 E-mail: sakuraguard@gmail.com
 共催：一般社団法人 北海道自然保護協会
 後援：公益財団法人 自然保護助成基金

● 次回のイベントは6月千歳川ツアーを計画しています

図 14 ダム撤去を求めて。ダムがつくられたとしても、ダムは撤去できることを荒瀬ダムの例で、つる祥子さんに講演いただいた

して発行した。1泊2日のエコツアーで下川町に訪問客が落とすお金は約1,5万円であり、10人のツアーなら15万円になり、下川町が中心になって、そのようなエコツアーを定期的に実施すれば、宿泊と食事、買い物で、地元は十



図 15 真駒内川での砂防ダム問題ツアー。砂防ダムもサクラマスの遡上には大きな障害になる。札幌周辺の砂防ダムを見てスリット化を検討



図 16 カヌーでサンルダム反対をアピール。名寄川、天塩川を野田知佑さんとカヌーで下って、ダム反対をアピールした。

分にやっていけることをアピールした。ダム反対と書かないことで、店などに置かせてもらい、ダムに頼らない町のあり方を知ってもらうことができた。

24th Pro Natura Fund Domestic Activity

Conservation of cherry salmon in rivers in Hokkaido such as the Sanru

ONO Yugo, HASHIMOTO Hiroko and SAKAKIBARA Daichi

ネオニコチノイド系農薬削減に向けた各地の 取り組み実践集作成

NPO 法人ダイオキシン・環境ホルモン対策国民会議

水野玲子・植田武智・中下裕子・御園 孝・黒田洋一郎・田坂興亜

I. ネオニコチノイド系農薬問題の現状

ネオニコチノイド系農薬とは、90年代以降に日本をはじめ世界で使用され始めた農薬であるが、世界各地でミツバチ大量死などの被害が発生し、その危険性が注目された。2013年末、EUは予防原則を適用してネオニコチノイド系農薬3成分の一時使用中止したが、日本では逆にこの農薬の残留基準緩和の動きが活発化している。ネオニコチノイド系農薬の生態系へ影響はミツバチだけでなく鳥類にも及んでおり、国際自然保護連合（IUCN）は2014年6月、ネオニコチノイド系農薬の生態系全体に及ぼす影響の甚大さに警鐘を鳴らした。

II. 活動の目的

2013年～14年に、ネオニコチノイド系農薬の知識普及のため、九州南部、新潟、兵庫、秋田、福島など各地で学習会、講演会、交流会、視察を行った。国レベルでのネオニコチノイド系農薬削減の動きはまだ見られないが、確実に地方では身近な生態系を守るためにネオニコチノイド系農薬削減をしようとする機運が盛り上がってきた。今回の活動で、各地の現状を取材または、直接訪問することが出来なかった地域につ

いては、さまざまな方法で情報を集めた。集めた情報は「脱ネオニコリポート 2013-2014」としてまとめた（図1）。

III. 各地のネオニコチノイド系農薬削減への取り組み

ネオニコチノイド系農薬の生態系や人間に与える危険性について、情報と理解が広まり、ミツバチだけでなく、鳥を守るためにネオニコチノイド系農薬を削減しようとする動きができた（表1）。新潟県の佐渡市ではトキを守るためにコメについて90%以上のネオニコチノイド系農薬の使用を削減した。また、生協などでも削減目標農薬の中にネオニコチノイド系農薬を入れるなどの新しい動きもでてきた。注目されたのは、群馬県渋川市のようにネオニコチノイド系農薬だけでなく、有機リン系農薬を使用しない農業を進める認定制度を自治体レベルで立ち上げた動きである。

新しい取り組みを始めた生協としては、ネオニコチノイド系農薬3成分を「削減目標農薬」の対象にしたパルシステム（水田用ネオニコチノイド系農薬から先に削減）、農作物すべてのネオニコチノイド系農薬ゼロを目指すよつ葉生



図1 脱ネオニコリポート．ネオニコチノイド系農薬削減をめぐる各地の動き．2013-2014

表1 ネオニコチノイド系農薬削減 各地の動き ー主な事例

ネオニコ削減 各地の動き ー主な事例	
バルシステム	ネオニコ3成分を削減目標農薬の対象に
生活クラブ	独自に厳しい残留基準値を設定
よつ葉生協	2013年、コメ生産でネオニコ使用中止
あいコープみやぎ	コメを始め野菜・果樹のネオニコ削減も目指す
コープ自然派	1等米も2等米も同じ価格で生産者から購入
新潟県佐渡市	トキのために水稻のネオニコ使用9割削減
福井県越前市	コウノトリを呼び戻す「環境調和型農業」開始
兵庫県豊岡市	「コウノトリを育む農法」と減農薬の試み
群馬県渋川市	環境に配慮した新たな農法「選別農業農法」

協、コメをはじめ野菜や果樹のネオニコチノイド系農薬削減も目指すあいコープみやぎーなどが先進的な取り組みの例である。

IV. 今後に向けて

北海道は、今後日本の食料生産にとって重要

な地域であるが、同時に全国で最もネオニコチノイド系農薬の出荷量が多い地域である。しかし、ネオニコチノイド系農薬に関する知識が広まっておらず、ミツバチ大量死やスズメの激減が続いている。ネオニコチノイド系農薬削減の動きが広がることを目指して活動したい。

24th Pro Natura Fund Domestic Activity

Create a booklet on the efforts towards reduction of neonicotinoid pesticides of various regions of Japan.

MIZUNO Reiko, UEDA Takenori, NAKASHITA Yuko,
MISONO Takashi, KURODA Youichiro and TASAKA Koa

東日本大震災に伴う津波被害地における生態系の 自律的回復の記録と観察会などを通じた市民への情報発信

南蒲生／砂浜海岸エコトーンモニタリングネットワーク
富田瑞樹・平吹喜彦・加藤 恵・原 慶太郎・菅野 洋

I. 背景と成果

大津波の被害を受けた仙台平野沿岸部では復旧工事が進んでいるが、生物・生態系への配慮は少ない。津波後に再生しつつある様々な生物や生態系を将来世代にできるだけ残すためには、これらからなる海岸エコトーンの情報幅広く市民に提供する必要がある。あわせて、地域の人々が海岸エコトーンから得てきた恵みについての情報を得ながら、地域の人々とともに、安全と自然の両立を模索し続けることが重要である。

南蒲生／砂浜海岸エコトーンモニタリングネットワークでは、1) これまでの活動から得られた生物・生態系の再生に関わる知見の提供と、2) 市民と地域の人々との交流を目的としての、パンフレットの作成と、緑を守り育てる宮城県連絡会議や北の里浜花のかけはしネットワークなど市民団体と協働しての3度の現地シンポジウムを開催した。これらを通して、市民への啓発と、市民と地域の人々との活発な意見交換がなされた。以下に詳細を紹介する。

II. 成果の詳細

1. パンフレット作成

2014年3月11日にパンフレット「海辺の

いのちのメッセージ」を発行し、現在までに1000部を市民・行政・学会などへ配布した(図1)。津波から3年を経て、海辺の生きものや、生きものが織りなす仕組みがどのように変化したかを分かりやすく伝えることを目的に作成した。

2. 現地シンポジウム 1

2014年6月13日に仙台市宮城野区岡田の砂浜海岸において「ふるさとの海辺は生きている：ビーチクリーンアップとネイチャークルージング」を実施した。市民や大学、市民団体、行政機関などから76名が参加し、午前は砂浜で人工漂着物の清掃の場を、午後は内陸側の砂丘上で再生しつつある生物相・生態系、それらと人々の関わりに関する学びあいの場を設け、参加者間の交流を図った。

3. 現地シンポジウム 2

2014年9月14日に仙台市宮城野区岡田の新浜集会所と新浜沿岸部にて「震災を克服する市民力：岡田新浜に学ぶ」を実施した。新浜町内会や大学、市民団体、行政機関などから30名が参加し、町内会の皆さんから地域の被災状況、復興の現状、震災以前の人と自然とのつながりに関する話題提供がなされた。また、沿岸部を案内いただき、参加者間での意見交換を実施し



図1 パンフレット「海辺のいのちのメッセージ」。砂浜海岸エコトーンを構成する生物・生態系の再生状況を紹介するパンフレット。pdf版をウェブサイトで公開している (<https://sites.google.com/site/ecotonesendai/news/panfurettohaibiannoichinomesseji>)



図2 現地シンポジウム「エコトーンサイト ネイチャークルージング—砂浜を学び、砂浜を未来に伝える」の様子。新浜町内会、市民や大学、行政機関、市民団体の参加があった

た。

4. 現地シンポジウム3

2014年9月15日に仙台市七郷市民センターで「エコトーンサイト ネイチャークルージング 砂浜を学び、砂浜を未来に伝える」を開催し、新浜町内会や大学、市民団体、行政機関などから50名が参加した(図2)。午前は学習会

として砂浜の生態系/植生を専門とする松島肇氏、岡 浩平氏から講演いただき、午後には新浜の砂浜海岸に移動して砂浜植物を播種・植栽した。これは、復旧工事によって失われる砂浜植物レスキューを目的とした活動であり、現地で採取された種子を北海道で育苗し、繁殖開始前に現地に戻したものである。

24th Pro Natura Fund Domestic Activity

Self-sustained recovery of ecotones damaged by the Great East Japan
Earthquake and dissemination of information through continuing
education programs

TOMITA Mizuki, HIRABUKI Yoshihiko, KATO Megumi,
HARA Keitarou and KANNO Hiroshi

ワークショップ—日本各地の小さな島々における，希少でかつ個体数減少が懸念されるカンムリウミスズメの繁殖コロニー保護のために必要な外来生物（特にネズミ類）の駆除について

カンムリウミスズメ個体数調査チーム
大槻都子・武石全慈

外来生物による在来生物への被害は世界中で記録されており日本も例外ではない。特に離島で繁殖する地上営巣性の海鳥では深刻な被害を受けやすく，1987年の福岡県小屋島ではドブネズミ (*Rattus norvegicus*) の侵入によりカンムリウミスズメ (*Synthliboramphus wumizusume*) とヒメクロウミツバメ (*Oceanodroma monorhis*) の個体群は壊滅的な被害を受けたほどである (武石 1987)。

本プロジェクトでは，報告書や論文等を参考にして，我が国における海鳥コロニーが存在する島嶼の中での外来種の確認情報をまとめた (表 1)。海鳥の繁殖地として知られている 60ヶ所の島および群島の約 70% が，天然記念物，鳥獣保護区，国立公園，世界遺産等に指定され保護されている。そのうちの 20ヶ所において，ネズミ類やノネコなどの外来性の哺乳類が確認され，7ヶ所でその生息の可能性が示唆された。

2014年8月，我々は繁殖海鳥への外来性哺乳類の脅威について海外から専門家を招き，その対策方法を学ぶとともに日本での取り組みについて議論した。それは立教大学での第 26 回国際鳥類学会議でのラウンドテーブルディスカッションであり，自然環境研究センターにて環境省担当者を交えて行なわれたミーティングである。

いずれの場合でも，ニュージーランドとアメリカでの成功例の紹介と日本と韓国でのこれからの取り組みに対する提言が，海外招待者から示された。特に後者のミーティングでは，環境省による取り組み上の問題点が示された。即ち，現状では，被害にあっている種が，環境省レッドリストの絶滅の恐れのある種 (絶滅危惧 IA 類，IB 類，II 類) であり，被害にあっている場が国設の鳥獣保護区内ならば，環境省として外来種対策は可能だが，それに該当しない場合，被害規模に関わらず駆除は困難のようである。

ネズミ駆除に関しては，海外では使用が認められている即効性の高い第二世代の殺鼠剤の国内での使用登録が極めて困難であるということに加え，殺鼠剤の空中散布に使用しているヘリコプターの機能の問題点も示された。

これらの解決に向け，1) 外来種情報を含んだ海鳥コロニーデータベースの作成，2) 外来種からの影響規模を証明する調査の実施，3) 外来種駆除を実施する場合には，駆除の効果を判断するための駆除の前後の海鳥モニタリングの実施，4) 第二世代の殺鼠剤の合法的な使用や使用機材の性能の向上を目指した働きかけ，等の課題への取り組みが示唆された。また，ニュージーランド及びアメリカの研究者は，外来種の侵入を未然に防ぐ試みについて紹介してい

た。外来種問題という、侵入してしまったものを駆除することに固執しがちであるが、日本においても、外来種駆除に並行して、その侵入を未然に防ぐ対策も検討すべきであろう。

文献

- Carter, H.R., Ono, K., Fries, J.N., Hasegawa, H., Ueta, M., Higuchi, H., Moyer, J., Ochikubo, T., Chan, L.K., Forest, L.N., Hasegawa, M. and van Vliet, G.B. 2002. Status and conservation of the Japanese Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) in the Izu Islands, Japan. *J. Yamashina Inst. Ornithol.* 33: 61–87.
- 独立行政法人国立環境研究所. 侵入生物データベース. <http://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/DB/detail/10040.html> (2014年6月8日確認)
- 福田佳弘 1995. 天売島におけるウミスズメ類の繁殖現状. 希少ウミスズメ類の現状と保護 I. 日本ウミスズメ類研究会: 175–179.
- 羽幌町. 天売島ネコ飼養条例 http://www1.g-reiki.net/haboro/reiki_honbun/a126RG00000658.html (2014年6月8日確認)
- 長谷部真・Darrell Whitworth・大槻都子・菊地デイル万次郎・渡辺順也・佐藤信彦・保科賢司・先崎理之 2013. 天売島におけるウミスズメの繁殖生態. 日本鳥学会 2013 年度大会講演要旨集.
- Hasegawa, H. 1984. Status and Conservation of Seabirds in Japan, with Special Attention to the Short-tailed Albatross. ICBP Technical Publication No.2: 487–500.
- Hasegawa, H., Arai, S. and Shiraishi, S. 1993. Nematodes collected from rodents on Uotsuri Island, Okinawa, Japan.
- 橋本琢磨 2009. 小笠原におけるネズミ類の根絶とその生態系に与える影響. *地球環境* 14(1): 93–101.
- いであ株式会社 2014. 平成 25 年度国指定鳥獣保護区モニタリング等事業報告書.
- 一般財団法人自然公園財団 2014. 「2014 自然公園の手引き」一般財団法人自然公園財団.
- 岩崎由美・樋口広芳 2013. 八丈小島におけるクロアシアホウドリに関する報告と今後の保全対策. *ユリカモメ* 694: 16.
- Kawakami, K. and Higuchi, H. 2002. Bird predation by domestic cats on Hahajima Island, Bonin. *Tokyo Islands, Japan. Ornithol. Sci.* 1: 143–144
- 環境庁 1978. 「昭和 52 年度環境庁委託調査特定鳥類等調査」
- 環境庁 1978. 「昭和 52 年度環境庁委託調査特定鳥類等調査」
- 環境省 2008 「国指定西之島鳥獣保護区指定計画書（環境省案）」
- 環境省 2009a. 「国指定小笠原群島鳥獣保護区指定計画書（区域の拡大）（案）」
- 環境省 2009b. 「国指定北硫黄島鳥獣保護区指定計画書（案）」
- 環境省 2009c. 「国指定南鳥島鳥獣保護区指定計画書（案）」
- 環境省 2009d. 「国紀伊長島鳥獣保護区紀伊長島特別保護地区指定計画書（案）」
- 環境省自然環境局生物多様性センター「海鳥コロニーデータベース」<http://www.sizenken.biodic.go.jp/seabirds/> (2014年6月8日確認)
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2008. 「平成 19 年度 重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）海鳥調査業務報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2009. 「平成 20 年度 重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）海鳥調査業務報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2010. 「平成 21 年度 重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）海鳥調査業務報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2011 「平成 22 年度 重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）海鳥調査業務報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2012 「平成 23 年度 重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）海鳥調査業務報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2013 「平成 24 年度 重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）海鳥調査業務報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2014. 「平成 25 年度 重要生態系監視地域モニタリング推進事業（モニタリングサイト 1000）海鳥調査業務報告書」
- 環境省那覇自然環境事務所 2013 「奄美諸島の外来種」
- 講談社 2003. 自然紀行「日本の天然記念物」講談社.
- Kwon, Y. and Yoo, J.C. 2005. Breeding Record of the Crested Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*) at

- Dokdo Island. Korean Journal of Ornithology 12(2):83-86. (In Korean)
- Maesako, Y. 1999. Relationship between the burrow-nesting of Streaked Shearwater *Calonectris leucomelas* and the vegetation on Biro Island in southwestern Japan, Japan. *Vegetation Science* 16: 149-188
- 松尾公則 2010. 「長崎県の哺乳類」長崎新聞社.
- 溝口文男 2007. 甌島列島における希少鳥類の生息状況. 日本における海鳥の現状と課題 V—特に西日本での現状と対策. 日本鳥学会 2007 年度大会講演要旨集.
- Moyer, J. T 1957. The Birds of Miyake Jima, Japan. *The Auk* 74: 215-228.
- 永田尚志・大長光純 1991. 九札玄界灘鳥帽子島におけるカンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* の繁殖地の再発見. *Strix* 10: 259-262.
- 中村 豊 2008. 枇榔島周辺の鳥類. 宮崎県総合博物館総合調査報告書北地域調査報告書: 13-24.
- 中山隆治 2009. 小笠原の外來種対策事業: 行政・島民・研究者の協働. *地球環境* 14(1): 107-114.
- 日本ウミスズメ類研究会 1995. 希少ウミスズメ類の現状と保護 I. 日本ウミスズメ類研究会: 136-137.
- 日本野鳥の会 2010. 「カンムリウミスズメ保護プロジェクト 2009 年度事業報告」日本野鳥の会.
- 日本野鳥の会 2011. 「カンムリウミスズメ保護プロジェクト 2010 年度事業報告」日本野鳥の会.
- 日本野鳥の会 2012 「カンムリウミスズメ保護プロジェクト 2011 年度事業報告」日本野鳥の会.
- 小笠原村. 小笠原村飼いネコ適正飼養条例. http://www.vill.ogasawara.tokyo.jp/reiki_int/reiki_honbun/g1640180001.html (2014 年 6 月 8 日確認)
- 岡 奈理子 2004. オオミズナギドリの繁殖島と繁殖個体数規模および海域表層水温との関係. *山階鳥学誌* 35: 164-188.
- 岡 奈理子・金山 悟・田村良雄 2013 御蔵島のノネ・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 年度大会講演要旨集.
- 小野宏治 1993. 伊豆諸島近海におけるカンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* の洋上分と繁殖生態. 東邦大学修士論文.
- 関 伸一 2006. 男女群島における春季の鳥類相. 九州森林研究 59: 192-193.
- 武石全慈 1987. 福岡県小屋島におけるカンムリウミスズメの大量斃死について. 北九州市立自然史博物館研究報告 7: 121-131.
- 武石全慈・岡部海都・Harry Carter・Darrell Whitworth・大槻都子・小田谷嘉弥・栗原幸則・尾上和久 2012. 「福岡県沖ノ島及び小屋島における繁殖期のカムリウミスズメの調査報告-2012 年度結果報告」コンサベーションアライアンス調査報告書.
- 武石全慈・岡部海都・Harry Carter・Darrell Whitworth・大槻都子・Gregg Howald・橋本琢磨 2013. 「福岡県沖ノ島及び小屋島における繁殖期のカムリウミスズメ及び家鼠類の生息状況調査-2013 年度結果報告」コンサベーションアライアンス調査報告書
- 竹富町. 竹富町ネコ飼養条例 <http://www.town.taketomi.lg.jp/reii/42090101001500000000/4209010100150000000/42090101001500000000.html> (2014 年 6 月 8 日確認)
- 渡辺伸一 2011. オオミズナギドリ特集 2 瀬戸内海唯一の繁殖地: 山口県上関町宇和島におけるオオミズナギドリ調査. *バイオロギング研究会会報* 70: 2-4.
- 横畑泰志 2012. 尖閣諸島魚釣島の自然の価値とその現状について. 衆議院決算・行政監視委員会配布資料.
- 横畑泰志・横田昌嗣・太田英利 2009. 尖閣諸島魚釣島生物相と野生化ヤギ問題. 広島大学平和科学研究センター.
- 吉田直敏 1981. 「樹に登る海鳥」汐文社

24th Pro Natura Fund Domestic Activity

Workshop—Eradication of Introduced Rats from Small Islands
in Japan to Protect Breeding Colonies of The Rare and Declining
Murrelet

OTSUKI Kuniko and TAKEISHI Masayoshi

カッコソウ保護のための啓発活動

特定非営利活動法人鳴神の自然を守る会

山本芳正・二渡 忠・今泉 茂・坂本 登・小林稔男・星野和彦・
星野武雄・木村幸史・下山啓二・田島忠一・山田すみい・村岡恒男

キーワード：鳴神山, 種の保存法, 絶滅危惧種, 盗掘, 自生地, カッコソウ協議会

1. はじめに

群馬県桐生市とみどり市に広がる鳴神山には、世界で鳴神山のみに分布する日本固有種カッコソウ (*Primura kisoana* Miquel) という貴重な植物の自生地がある。

カッコソウは、環境省第4次レッドリストで絶滅危惧種 I A 類と評価され、種の保存法では、国内希少野生動植物種となっている。サクラソウ科の多年草で、鳴神山及びその周辺の古い地層（中古生層）の山地林下の沢筋に生育している。現在生育地の多くがスギの植林地だが本来の生育地は落葉樹林下にある。花茎高さ 20 cm、花冠は紅紫色で直径 2～3 cm 程度である。雌蕊・雄蕊が入っている筒状の部分（花筒）と、広がって五裂している部分（舷部）からなる。4月下旬から5月上旬に開花する。白色開出長毛（白軟毛）が花柄（かへい）などに密生している。さく果は卵球形 5 mm、その中にけし粒ほどの小さな黒い実が入っていて、10月下旬から11月上旬にかけて成熟し上部が5つに裂開して、長さ 2 mm ほどの種子を分散させる。がくの長さ 10～12 cm。葉は楕円形で直径 5～15 cm、質は厚く表面に皺があり掌状に

浅く不規則に裂け大小不同の鋸歯がある。

カッコソウはクローン成長で株を増やすが、種子による繁殖もあり、その場合は、めしべが長くおしべの長い「長花柱型」とその逆の「短花柱型」の二種類が交配、受粉したときのみ種子が実る。同じ花柱型及び自分自身との交配では種子を生産しないという典型的な異型花柱性繁殖様式である。ポリネーター（花粉を運ぶもの）はマルハナバチ類トラマルハナバチの女王蜂などの土蜂である。

この種は、180 万年前から始まった氷河時代を生き延びてきたが、今、鳴神山を最後の自生地として絶滅の危険性が高まっている。

カッコソウ自生地を守る対策として、1) 啓発活動、2) ナショナル・トラスト運動、3) コロニー内の DNA 分析研究に基づく自生地の復元、4) 鳴神山全体としての自然生態系の保全及び復元活動等が考えられる。

現在カッコソウ自生地消滅の最も大きな要因の一つが盗掘である以上、それに対する有効な対策は、啓発活動と自生地の監視活動に集約される。

鳴神の自然を守る会は、カッコソウ自生地を

守るため、本助成を受け、「カッコソウ協議会」の支援と協力を得て、2013年10月から2014年9月までそのプロジェクトを実施した。

II. カッコソウ保護のための啓発活動

1. プロジェクトの概要

プロジェクトは、小学生対象のカッコソウ保護の啓発下敷きを作成し、配布することと、大人用啓発のリーフレットを作成し、鳴神山登山者に配布することである。

具体的には以下のような活動計画を立てた。

- a. 子供に理解できる内容の啓発用リーフレット原稿作成を学術的専門家に依頼、印刷用データの作成。
- b. 大人用啓発リーフレット（紙製）作成（A4×2,000枚）
- d. 小学生向啓発用下敷作成（A4×7,000枚）
- e. 大人用啓発リーフレットは、公的施設に置いてもらい、またカッコソウ開花期に鳴神山で登山者に配布する。
- f. 小学生用の啓発「下敷」は、地元自治体の支援・協力のもとに桐生市、みどり市のすべての小学校4年生に3年間、配布して、自然環境やカッコソウの保全についての特別授業（講演活動）を展開する。

2. 啓発用下敷き、リーフレットの作成



図1 鳴神山のカッコソウ。鳴神山の梅田側の自生地のカッコソウ

カッコソウ保護のための啓発用「下敷き」と「リーフレット」の監修は、長年カッコソウの学術的研究に携わっている大谷雅人氏（森林総合研究所）に依頼して、図3-6の内容のものを作成した。

3. カッコソウ協議会設立

2014年4月26日、桐生自然観察の森ネイチャーセンターで「カッコソウ協議会」の設立総会が開かれ、市民と行政が一丸になったカッコソウ保護活動が始まった。

設立総会の参加者は、行政から県環境森林部自然環境課長、桐生森林事務所長、みどり市長、桐生市長、桐生市民生活部長、桐生自然観察の森所長、市民団体から桐生自然観察の森友の会、特定非営利活動法人鳴神の自然を守る会、桐生市みどりと花の会、小平サクラソウの会、環境アドバイザーみどり支部、県立桐生高等学校生物部、学識者、地元住民及び協力者など欠席者3名を含む21名。

設立総会では、会長に亀山豊文桐生市長、副会長に石原みどり市長と佐鳥英雄氏が選任され、顧問に東京大学大学院の鷲谷いづみ教授が就任した。

平成26年度事業計画では、事業運営部会の啓発事業として「登山口における啓発活動」「小学生向け下敷きの配布活動への協力・主催



図2 カッコソウ自生地（川内）。鳴神山の川内側のカッコソウ自生地の群落の様子



図3 下敷き表・啓発「下敷き」の表側



図4 下敷き裏・啓発「下敷き」の裏側



図5「リーフレット」表・啓発「リーフレット」の表側



図6「リーフレット」裏・啓発「リーフレット」の裏側

NPO 法人鳴神の自然を守る会」などが採択され、プロ・ナトゥーラ・ファンド助成「カッコソウ保護のための啓発活動」プロジェクトが、新たに発足した「カッコソウ協議会」の支援の

もとで実施されることになった。

総会の後開かれた事業運営部会で、今回作成した啓発リーフレットを各団体に配布し、配布計画が検討された。啓発リーフレットの配布は、



図7 講演の後「カッコソウ啓発下敷き」を持つ参加者。平成26年4月13日、桐生自然観察の森でのカッコソウ保護の講演会で配布された「下敷き」を持つ参加者



図10 登山道での啓発「リーフレット」配布。平成26年5月11日、鳴神山梅田側登山道での登山者への啓発「リーフレット」の配布の様子



図8 たくさんの子供たちが、カッコソウに関心を示した。平成26年4月20日、群馬大学桐生キャンパスで開催されたアースデーで子供たちに「下敷き」を配布した



図11 児童への「下敷き」によるカッコソウ啓発活動。平成26年5月に桐生自然観察の森を訪れた小学生に「下敷き」でのカッコソウ啓発活動をおこなった



図9 登山口での啓発「リーフレット」配布。平成26年5月11日、鳴神山山川内側登山口での登山者への啓発「リーフレット」の配布の様子



図12 平成26年5月カッコソウ自生地。定点観測を毎年続けている川内側のカッコソウ自生地、盗掘は見られず開花は80株で去年より増えていた

総会翌日の4月27日から6月1日までとされ配布実施場所は梅田、川内の登山口及び登山道と決定した。会はすでに4月20日の総会で会員にリーフレットを配布済みであったが、27日にあらためて会員全員にリーフレット配布の通知を出して、会としての統一行動実施日を5月11日とした。

啓発「下敷き」は桐生市、みどり市ともに教育委員会に依頼して小学4年生に配布された。

4. 「カッコソウ保護のための啓発活動」

プロジェクトの実施状況

・4月13日／桐生自然観察の森／カッコソウ観察会

桐生自然観察の森で、観察の森主催の「カッコソウ観察会」が、開かれ「下敷き」「リーフレット」の原稿作成、監修者である森林総合研究所の大谷雅人氏が講演した。参加者全員に「下敷き」と「リーフレット」が配布されカッコソウの大切さを訴えた。

・4月20日／アースデー／群馬大学工学部

毎年群馬大学工学部で開催される「アースデー」に桐生市環境課が参加、その日は鳴神の自然を守る会の総会であったため会は「リーフレット」の配布を環境課に依頼した。

・4月25日～5月18日／鳴神山での啓発活動

特定非営利活動法人鳴神の自然を守る会は、4月25日から5月18日の24日間、鳴神山での啓発活動を行った。啓発活動に参加した自然を守る会の会員数は延べ87人、確認した登山者数2,333人、配布したリーフレットは741枚であった。

・5月／桐生自然観察の森での小学生を対象とした「下敷き」での啓発

5月中に桐生市内の小学校3校の児童が桐生自然観察の森を訪れ、環境教育の一環として「下敷き」による啓発が行われた。

5. 「カッコソウ保護のための啓発活動」

プロジェクトの成果

「カッコソウ保護のための啓発活動」プロジェクトは、カッコソウ自生地の保護を目指して、時間はかかるが子供たちへの啓発として「下敷き」の配布と緊急性のものとして鳴神山でのパトロールを兼ねた啓発「リーフレット」の配布という二本立てで実施されたものである。

プロジェクトの成果は、以下の通りである。

啓発用「下敷き」の配布は、桐生市、みどり市の教育委員会の協力で5～6月までに桐生市17校、みどり市8校の小学校4学年の児童全員に配布した。

①啓発用「リーフレット」の配布は、平成26年8月18日、桐生自然観察の森で開かれたカッコソウ協議会の部会で集約された。特定非営利活動法人鳴神の自然を守る会も含めたカッコソウ協議会のメンバーによる鳴神山での配布状況は以下の通りである。

a. 実施日数／36日間（4月24日～6月4日）

b. 参加団体数／8団体

c. 延べ参加者数／193名

d. 期間中に確認された登山者数／3,694名（重複あり）

e. 啓発用「リーフレット」の配布枚数／1,001枚

②啓発用「下敷き」を使った環境教育は5月に桐生自然観察の森を訪れた小学生3校にとどまった。これは次年度への反省事項である。

③全体の成果として、今年度のカッコソウ盗掘の報告はなく、会の自生地調査においても盗掘の確認はされておらず、プロジェクトは成功であった。

Awareness-raising activities on conservation of KAKKOSOU
(*Primula kisoana* var. *kisoana*)

YAMAMOTO Yoshimasa, FUTAWATARI Tadashi, IMAIZUMI Shigeru,
SAKAMOTO Noboru, KOBAYASHI Toshio, HOSHINO Kazuhiko,
HOSHINO Takeo, KIMURA Kouji, SHIMOYAMA Keiji, TAJIMA Thuuiti,
AMADA Sumii and MURAOKA Tuneo

南大東島におけるネコの適正飼育による野生動物の保護活動

NPO 法人どうぶつたちの病院 沖縄

仲地 学・中谷裕美子・山城須賀子・飯塚布有子・大城菅雄・金城道男・長嶺 隆

I. 活動目的

南大東島は、希少種のダイトウオオコウモリをはじめダイトウコノハズク、ダイトウメジロなどの固有種が生息している。2012 年 10 月からの 1 年間、本助成により、これらの希少野生動物がネコによる捕食被害を受けている実態を明らかにしてきた。今年度の助成活動では、ネコによる希少種の捕食被害を減少させることを目的に、ノラネコの発生源となる飼いネコに対して避妊去勢手術や個体識別のためのマイクロチップの処置を行い、適正飼育の普及啓発活動として講演会及びワークショップを開催した。

II. 活動の内容と成果

本年度の活動を開始するにあたり、現状のネコの飼育状況などの情報を収集した。現地調査やヒアリングにより多頭飼育をしている世帯やネコに屋外で餌やりをしている住民が居ることが把握できた。ネコ飼養世帯への訪問調査では、多頭飼育をしている世帯のネコの管理状況を把握することができた(図 1)。屋外で餌やりをしている多頭飼育世帯は 7 件あり、1 世帯あたり 30 頭から 70 頭ほどのネコに餌を与えていることが分かった(図 2)。

講演会は、第 1 回目を今年の 5 月にワークショップを兼ねて開催し(図 3)、第 2 回目を同

年の 8 月に南大東島の住民に向けて広く参加を募って開催した(図 4)。

5 月の講演会と共に開催したワークショップでは各地区の区長や南大東島で野生動物の調査や自然環境に関わる専門家などを招いて南大東島におけるネコ適正飼育について話し合った。その結果、以下のとおり課題を整理することが出来た。

1. 課題 1：現状把握

被害の実態と生息状況 → 数と範囲をモニタリグする。

南大東島にネコはどれだけ居るのか／野生動物を脅かすのはノラネコだけではなく外出させている飼い猫もそうだ／今年はダイトウコノハズクの捕食被害が多い(子育て中期で去年の 2 倍)。

2. 課題 2：条例などのルール作り

飼いネコとノラネコを見分けられる方法が必要／飼い方のルール作り／条例による飼育頭数などの制限／まずは区で管理を行い改善が見られない場合には役場が動く。

3. 課題 3：費用負担

手術費用は高い／動物病院が島内にない(島の動物病院を利用しなくてはならない)／室内飼いが難しい家庭が多い(暑さ対策で窓を開放する家が多い)。



図1 多頭飼育状態のネコ。40頭余りのネコが室内飼育されている



図2 餌やりされているネコ。屋外の70頭ほどのネコに餌やりをして多頭飼育されている状況

4. 課題4：意識（理念）の統一

南大東島におけるネコとの正しい関係とはなにか、モデルケースはあるか／普及啓発の推進と飼い主の教育をどのようにするのか／民間、区、行政、その他、地域一体化で社会を作れば明るい未来がある。

上記1～4の内容は南大東村役場と共有し、今後の南大東島におけるネコの管理の在り方を考えるうえでの参考に用いる。

避妊去勢手術とマイクロチップの処置については、南大東島において実施するよりも沖縄本

島の医療設備が整っている動物病院において実施することが望ましいと判断し、飼い猫を沖縄本島まで輸送して実施した（図5）。ネコの飼い主に対する呼びかけには南大東村の協力を得て住民に案内状を送付したり、集落放送を通したりして実施することができた。その結果、23頭の飼い猫に避妊去勢手術とマイクロチップの処置をすることができた。そのうち、16頭は40頭余りを室内飼育されているネコから雌の個体すべてに手術を実施しており、無制限な繁殖を抑制することができた。さらには、その多



図3 第1回講演会とワークショップ。各区の区長や自然環境の専門家が参加して開催されたが、今後のネコ管理等について意見がだされた



図4 第2回講演会。住民向けにネコの適正飼育やネコが野生動物に及ぼす影響等について講演を行った

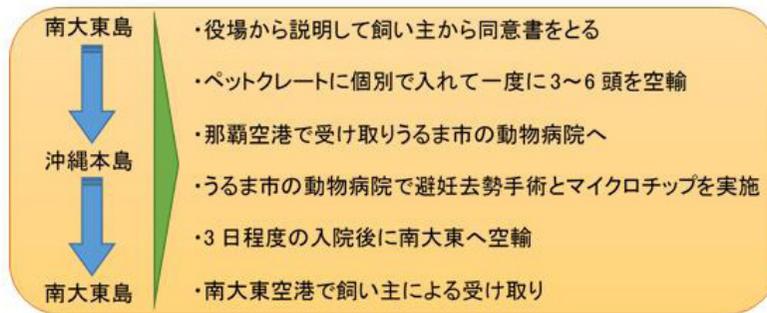


図1 ネコの移送方法。沖縄本島の動物病院で避妊去勢手術を実施するために南大東からの発送から飼い主への返還までの流れ

頭飼育者が飼育破綻によって飼い猫を野外に放逐する可能性を回避することができたと考えている。また、屋外で30頭余りに餌やりをしていた住民に対し、役場からの説得により屋内飼育することを約束した3頭について不妊手術することができた。なお、飼い主からの要望があり、手術前の訪問検診も実施している。

III. 今後の活動

今回の活動により、飼い猫の無制限な繁殖を抑制し、餌やりをされているネコの数減らすことができた。しかし、まだ多くの餌やりのネコや手術等を受けていない飼い猫があり、これらの対応も急がれる。今後もノラネコの発生を

抑制するための避妊去勢手術の提供や適正飼育のためのルール作り、講演会、ワークショップなどを開催し、南大東島におけるネコの適正飼育の普及を図ることで、野生動物の保護に資する活動を継続する。

24th Pro Natura Fund Domestic Activity

Feral cat control for the conservation of endangered native species in Minami-daito-jima

NAKACHI Manabu, NAKAYA Yumiko, YAMASHIRO Sugako, IITSUKA Fuyuko,
OOSHIRO Sugao, KINJO Michio and NAGAMINE Takashi

24th Pro Natura Fund Overseas Grant

Participatory Vulture Conservation Initiative in Koshi Tappu, Eastern Nepal

Tulsi Subedi

Three species of resident *Gyps* vulture in Indian subcontinent are grave danger of extinction due to the contamination of domestic ungulate carcasses with non-steroidal anti-inflammatory drug (NSAID) diclofenac (Oaks et al 2004) and observed rate of decline is excess of 97 % for White-rumped *Gyps bengalensis*, Indian *G. indicus* and Slender-billed Vulture *G. tenuirostris* (Prakash et al. 2003; Prakash et al. 2007, Pain et al. 2008). Studies conducted in Nepal also found massive population decline for those species with complete loss of the breeding colonies in the eastern part in 2004 (Baral et al 2004). After 4 year back, breeding vultures were reappeared in Koshi Tappu area as an isolated colony (Baral et al 2011).

With the aim to conserve isolated population of globally endangered vulture in Koshi, through the operation of community managed vulture restaurant, population monitoring and education campaign to discourage the use of diclofenac this project was conducted between Oct 2013 and Sept 2014. During the project period total of 56 safe carcasses were fed to the vulture in community managed vulture restaurant. Breeding ecology was studied from Dec 2013 to May 2014 and 31 active nests of White-rumped Vulture were recorded in Koshi Tappu area and breeding success was 74.2 %. Three species of tree; Saal *Shorea robusta*, Indian Laurel *Terminalia tomentosa* and Silk Cotton *Bombax ceiba* were used for nesting and 65 % of the nests observed on Silk Cotton tree that was followed by Saal and Indian Laurel. The observed maximum, minimum and average height of the nesting tree was 40 m, 19 m and 29.32 m and nest was 39 m, 17 m and 25.06 m respectively. Total of 118 events on population monitoring were conducted in and around feeding station and two species of the vultures (White-rumped and Himalayan Vulture *Gyps himalayensis*) were recorded. Based on Jack-knife technique the estimated population of White-rumped Vulture was 55 and Himalayan Vulture is 65.

Total of 81 veterinary shops were monitored to access the trend of NSAID used and 4 workshops were delivered to approximately 175 community and veterinary peoples to discourage the use of diclofenac. Also district level workshop was conducted at Sunsari district to declare the district as diclofenac free zone. Education program was delivered to approximately 2300 students in 16 schools, 200 local peoples and 80 veterinary technicians.

BACKGROUND

Three species of resident *Gyps* vulture (White-rumped *Gyps bengalensis*, Indian *G. indicus* and Slender-billed Vulture *G. tenuirostris*) are threatened with extinction in South Asia due to the contamination of domestic ungulate carcasses with the drug diclofenac (Oaks et al 2004). Starting from mid 90s diclofenac was introduced in the

Indian subcontinent as a drug of choice to treat pain, inflammation and fever associated illness in livestock and decline of vulture population was noticed from the same time. Since early 2000s observed rates of population decrease noticed among the highest recorded for any bird species, leading to total declines in excess of 97 % for White-rumped, Indian and Slender-billed Vulture

(Prakash et al. 2003; Prakash et al. 2007, Pain et al. 2008). Studies conducted in Nepal also found out the massive population decline with complete loss of breeding population in Koshi Tappu area of eastern Nepal (Baral et al 2004). Due to these declines, all three species were listed as Critically Endangered by IUCN (Birdlife 2004). Recent studies in Nepal shows the 14 % annual population decline of White-rumped Vulture (Chaudhary et al 2011). Similarly two other species (Red-headed *Sarcogyps calvus* and Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*) are listed as critically endangered and endangered respectively (Birdlife 2007). Recent Himalayan Vulture *Gyps himalayensis* and Bearded Vultures *Gypaetus barbatus* are also uplisted as near threatened species due to their moderate population decline (Birdlife 2014).

Large-scale surveys of domesticated ungulate carcasses (the principal food source of vultures in South Asia) across India indicate that 10-11 % of carcasses are contaminated with diclofenac (Cuthbert et al. 2011b). Other causes of mortality include deliberate and accidental poisoning (Margalida et al. 2008; Hernández & Margalida 2009), as well as human persecution (Subedi 2013). Although the production and use of veterinary diclofenac has been banned in Nepal and India since 2006, illegal use of human diclofenac for livestock is still a problem (Cuthbert et al. 2011a).

Recent research findings have indicated that meloxicam; a new generation Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drug (NSAID) is safe for vultures and other scavenging birds. Although the production and import of veterinary diclofenac has banned in Nepal and production and distribution of safe alternative meloxicam started by the time; illegal use of human diclofenac for livestock is still a serious problem

because of easily availability of 30 ml vials of human diclofenac which is relatively cheaper in price.

Nepal is leading in-situ conservation of vultures in South Asia through innovative approaches such as community-managed vulture restaurant and declaration of safe areas for vultures. Primary target of in-situ conservation is to discourage the use of diclofenac and other harmful NSAIDs, habitat conservation and increase awareness level among the public on the importance of vulture conservation to their life support system.

Dead livestock are the main source of vulture food in Nepal so that residue of drug diclofenac enters into the vulture after the ingestion of livestock carcass that is shortly injected by this drug. To minimize the risk of vulture exposing to diclofenac, since early 2013 Himalayan Nature has started participatory vulture conservation initiatives in and around Koshi Tappu Wildlife Reserve in Sunsari District of Eastern Nepal. This program has the community managed vulture restaurant where vulture are fed with safe livestock carcass free from diclofenac and other harmful contaminants. Beside the operation of vulture restaurant there was a need of activate participation of community peoples on conservation activities including monitoring of NSAIDs, vulture population and nest sites as were as on education and awareness activities. Therefore the project has set up the following objectives for the vulture conservation initiatives in Koshi Tappu area of eastern Nepal.

- a) Continue operation of the community managed vulture restaurant in active participation of local peoples.
- b) Mobilize local community conservation leaders, site support groups on vulture nest

survey, population survey, NSAIDs survey and awareness raising activities.

- c) Discourage the illegal use of human diclofenac for veterinary purpose and declare Sunsari district diclofenac free zone.

PROJECT AREA

Community managed vulture restaurant is the core area of vulture conservation project at Koshi area of eastern Nepal which is situated on 26.708454 N and 87.121838 E. at the elevation of 78 meter from sea level within the Ramdhuni Forest, Sunsari district of eastern Nepal. However this project covers two districts (Sunsari and Saptari) of eastern Nepal with the total land area of 262,000 hectare. Ramdhuni forest covers approximately 2200 hectare of land with tropical hardwood Saal Shorea robusta forest. Within the premise of this community preserved forest the components of vulture restaurants are established and running.

PROJECT ACTIVITIES AND RESULTS:

Operation of Community Managed Vulture Restaurant

Carcasses of domestic cattle are the main source of vulture food in Nepal. The main aim of the operation of vulture restaurant was to provide diclofenac free carcass for critically endangered species of vulture in Koshi Tappu area of the eastern Nepal. Cow is a national animal in Nepal and also a sacred animal for the followers of Hindu religion. Therefore killing a cow is punishable by law. Thus, when cattle become old and unproductive, they are often a burden to farmers. Community managed vulture restaurant collects such cattle and provide good care and facilities for them until their natural death. So this place act as a rescue center for the old

and unproductive cattle. If the diclofenac is injected the residues of drug excreted within a 10 days of period and become safe for the vulture feeding. Dead body of the cattle from the community managed center offered for the vultures to feed in the vulture restaurant. The vulture restaurant also provide information on vulture population decline and conservation measures to the visitors through the operation of information center.

Operation of the community managed vulture restaurant has been conducted throughout the project period. For the regular operation of the vulture restaurant an agreement was done between Himalayan Nature and Ramdhuni Community Forest User Group. The agreement supported to upgrading of the information/visitor center in vulture restaurant, purchasing of the old cows, cow feed purchasing, appointment of care taker, monitoring of vulture nests and population through the community mobilization and preparation of hoarding boards. Total of 24 unproductive cows from the surrounding villages have been purchased to maintain the source of carcass in the vulture restaurant. Presently there are still 19 cows remaining in the center. Total of 56 cow carcasses have been fed to the vultures within this project period of October 2013 to Sept 2014.

NSAIDs Survey

Non-Steroidal Anti-Inflammatory Drug diclofenac is the main cause of vulture population decline in the Indian Subcontinent including Nepal. Therefore NSAIDs survey was conducted through the direct visit of each agro-veterinary outlets throughout Sunsari and Saptari district. The survey was conducted repeatedly in every one or two month for the effectiveness of monitoring effort. During the survey discussion was conducted with the



Fig. 1 Carcass loading by the local community on bullock cart to carry on the vulture feeding station.



Fig 2 Vulture feeding on carcass at vulture restaurant, Koshi



Fig 3 Discussion on veterinary shop and NSAID survey in Inaruwa, Sunsari district



Fig 4 Diclofenac sodium injection collected from the veterinary shop during NSAID monitoring

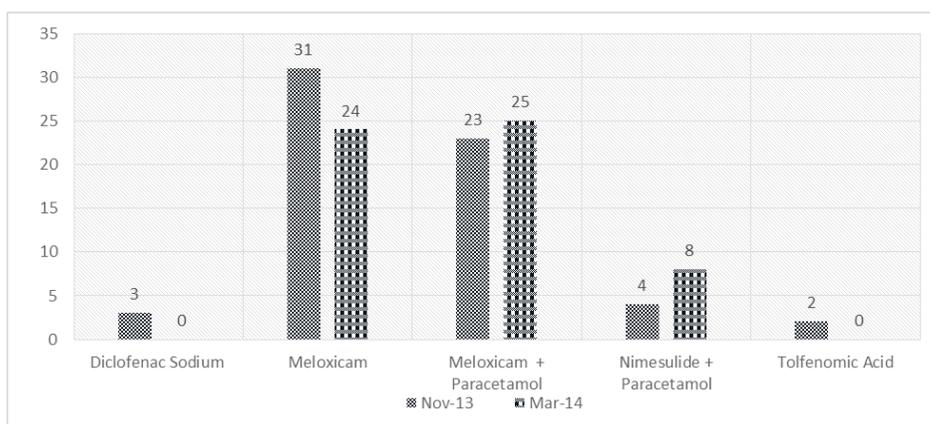


Fig. 5 Trend of different NSAID used in the project area. This comes from the Nov 2013 and March 2014 survey through the direct visit of each vet shop (N = 34) in Sunsari and Saptari district eastern Nepal.

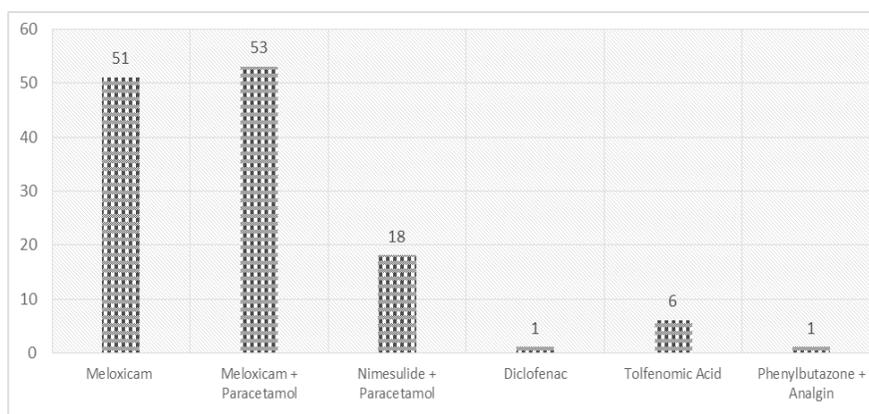


Fig. 6 Trend of different NSAID used in the project area. This comes from the Aug 2014 survey through the direct visit of each vet shop (N = 81) in Sunsari and Saptari district eastern Nepal.

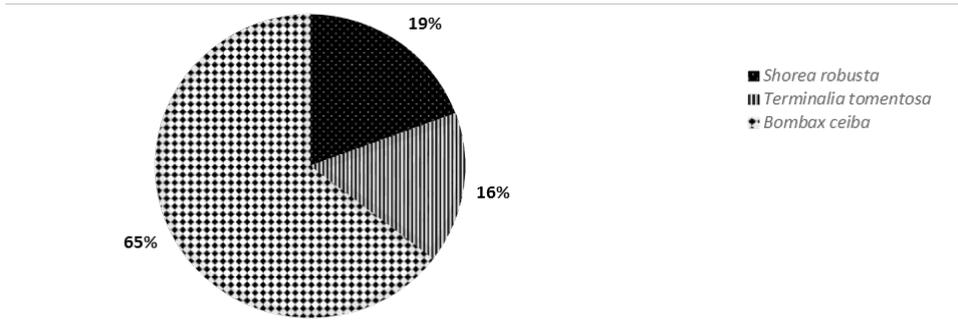


Fig. 7 Vulture nests recorded in different three species of trees in Koshi Tappu Wildlife Area shown in % value.

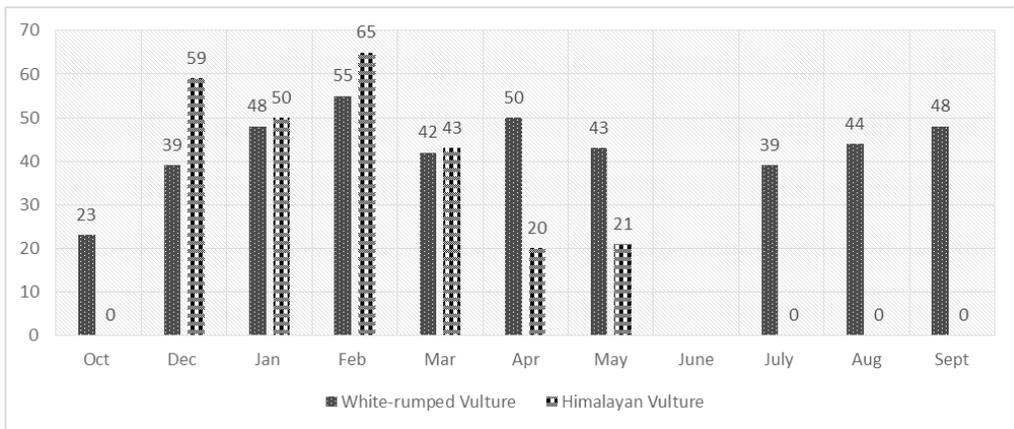


Fig. 8 Trend of two vulture species (White-rumped and Himalayan) population observed in the vulture restaurant, Koshi from October 2013 to September 2014. Vulture population for each month came from the population estimation using Jack-knife technique.



Fig. 9 Vulture nest monitoring by field scientists and local community in Ramdhuni forest Sunsari



Fig. 10 Vulture conservation awareness program in local school



Fig. 11 International Vulture Awareness Day celebration in Sunsari district.



Fig. 12 Participants of vulture conservation community workshop at Kushaha, Sunsari- Feb 2014



Fig. 13 Presentation by project leader on vulture conservation veterinary workshop at Inaruwa Sunsari



Fig. 14 Sunsari district diclofenac free zone declaration workshop



Fig. 15 Chief District Officer Mr. Chandeshwor Pokharel declaring Sunsari district as diclofenac free zone

veterinary technicians through the direct visit of their veterinary outlet about the importance of vulture, role of veterinary use of diclofenac on vulture population decline, safe and alternate drug to diclofenac and conservation measures. The main purpose of the discussion was to motivate the veterinary professional to use safer NSAID meloxicam for the treatment of livestock. Vulture poster, leaflets and other relevant publication were also distributed during the visit. If the diclofenac was found during monitoring it was taken from the shop and requested them to use only safe drug meloxicam. Total of 34 veterinary outlets were monitored during the first half of the project from November 2013 to March 2014. Diclofenac was found in 3 outlets in November 2013 and we did not find diclofenac in March 2014 (see Fig. 5). On that evidence Sunsari district was declared as a diclofenac free district on following April. Furthermore extensive survey was conducted in the second half of the project and covered total of 81 veterinary outlets. During this time diclofenac was found in single outlet. Beside diclofenac other NSAIDs which are neither tested nor proven to safe for vultures were also recorded including, phenylbutazone, analgin, nimesulide, paracetamol and tolfenomic acid (see Fig. 5 and 6).

Vulture Nest and Population Monitoring

Vulture nest monitoring was conducted on monthly basis throughout the breeding season from Dec 2013 to May 2014. Nest were accessed through the direct visit of field scientists on the possible areas on the basis of previous experience about the nesting colonies. Beside this community consultation was done to identify possible nesting sites. Each nest was monitored on monthly basis

through direct field visit and optical equipment like binoculars and spotting scope were used for the correct identification of the nesting status. Total of 31 active nests of White-rumped Vulture were found during the field monitoring and out of those 23 fledglings were successfully raised. Based on the active nests as a primary units the breeding success was 74.2 % in the breeding year 2013/2014. According to Postupalsky (1974); an active nest is the one in which eggs have been laid, an occupied nest is the one in which eggs have not been laid but some nest building activity must have taken place. We found three species of tree (Saal *Shorea robusta*, Indian laurel *Terminalia tomentosa* and Silk cotton *Bombax ceiba*) used by vultures for nesting. In total 65 % of the nests were observed on silk cotton tree, 19 % on Saal tree and 16 % on Indian laurel tree (see Fig. 7). The maximum, minimum and average height of the nesting tree was 40 m, 19 m and 29.32 m where that of nest was 39 m, 17 m and 25.06 m respectively (see annex I for detail).

Vulture numbers visiting to the community managed vulture restaurant and its surrounding area were regularly monitored throughout the project period, however in June 2014 carcass was not available in the vulture restaurant so that monitoring of the species was not conducted during feeding activities. Total of 118 monitoring events were conducted and during our observation two species of vulture were recorded among them White-rumped Vulture *Gyps bengalensis* is resident breeders in KTWR area and Himalayan Vulture *Gyps himalayensis* is winter visitor to lowland area of Nepal.

Beside vulture species Steppe Eagle *Aquila nipalensis* and Lesser Adjutant Stork *Leptoptilos javanicus* were also recorded on carcass feeding in

vulture restaurant. Population trend of two species of vulture recorded in the vulture restaurant and its surrounding area is given below in Fig. 8.

Vulture Conservation Awareness

Education campaign was conducted to the local community, youths and students to relay the vulture conservation message to wider audiences of project area. Objective of the vulture conservation awareness was not only to aware the target audiences about vultures but also encourage them to participate in conservation program at their own level. Education program was conducted in 16 local schools in Sunsari and Saptari district, several veterinary technicians and local communities around vulture restaurant. In the school education program presentation/talk, group discussion, question answer session was conducted among the students of grade 7, 8, 9 and 10. Whenever possible short documentary on vulture decline and conservation activities in south Asia was also presented. Education program was mainly focused on the status of vultures, their decline, environmental and cultural importance and role of community, youths and students on vulture conservation. In total the education program was delivered to more than 2,300 students, 200 local peoples and 80 veterinary technicians. List of the school and education program delivered to approximate number of participants is given in annex II. Vulture posters and 3000 copies of brochures were published and widely distributed to raise the awareness on vulture conservation.

Total of 5 hoarding boards about community managed vulture restaurant were designed to place on various locations. Those boards provide information about the vulture conservation activities

through the operation of vulture restaurant and its main attractions to promote vulture restaurant as an ecotourism destination. Hoarding boards are placed at various strategic locations in Sunsari district at Kushaha- the KTWR headquarter, Jhumka- along the east west highway, Ramdhuni Temple, Inaruwa and Chakraghatti of Sunsari district.

Discourage the use of Diclofenac and Declaration of Diclofenac Free Zone

Total of 4 workshops were organized in Kushaha, Mahendranagar, Ramdhuni and Inaruwa of Sunsari district with the purpose to discourage illegal use of human diclofenac and other unsafe NSAIDs for livestock treatment. These workshops were actively participated by several veterinary institution and pharmacies, cow farm owners, community forest user groups and community peoples, local conservation organizations and groups. Total of around 175 peoples were participated in those workshop. Similarly diclofenac free zone declaration workshop was organized in Inaruwa to declare Sunsari district as a diclofenac free area in the Koshi region of eastern Nepal. District based government officers from various government organizations including Chief District Officer, Local Development Officer, Custom Officer, Superintendent of Police, District Livestock Service Officer, District Forest Officer, Chief Warden of KTWR, District Public Health Officer and several other related organizations were participated in this event. Diclofenac free zone declaration committee was formed on the chairmanship of Local Development Officer. The committee finally declared Sunsari district (1257 km²) as a diclofenac free district on 23 April 2014. This news was broadcasted through the several national and local radios and printed media.

The list of members of diclofenac free district declaration committee is given in the annex III.

DISCUSSION AND CONCLUSION

Out of nine species of vulture recorded in Nepal, 5 species are listed as globally endangered and three species are near threatened. Due to the ongoing conservation measures the population declining rate of lowland resident *Gyps* species is lowered down however birdlife recent reviews indicated there is moderate population decline of Himalayan vulture *Gyps himalayensis* and Bearded vulture *Gypaetus barbatus* therefore both of the species are now recently uplisted as near threatened species. Although diclofenac is a major threats there are other threats like human persecution, accidental and deliberate poisoning, habitat loss etc. that could be addressed for the long term conservation of vulture. Community managed vulture restaurant in Sunsari, Nepal is an effective conservation measures for isolated vulture population in eastern Nepal, which address all the above threats and issues through the direct involvement of local community on vulture conservation and monitoring activities. Extensive monitoring and awareness program to check the status and use of diclofenac and other non-tested NSAIDs are the effective activities that lead to the decrease on illegal use of human diclofenac for veterinary purpose. Therefore various sensitization programs are also very important tools to discourage the use of unsafe NSAIDs. Production of 30 ml vials of diclofenac for human is making the illegal use of this drug on livestock easier. Diclofenac free zone declaration and its strict enforcement, lobbying to reduce the 30 ml bottle size of human diclofenac into 3 ml vials is necessary to save the vulture population in the wild. Networking local

stakeholders and establishment of community based vulture monitoring mechanism and strengthening local community on vulture conservation activities is very important which can be achieve through the trainings and engagement on regular monitoring activities.

ACKNOWLEDGEMENT

This project on participatory vulture conservation initiative in Koshi Tappu, Eastern Nepal was possible due to the joint effort of many peoples and organizations. I thank to ProNatura Foundatain Japan for their financial support to carry out this project without this support it would not be possible. I am grateful to Dr. Toru Yamazaki, president of Asian Raptor Research and Conservation Network (ARRCN) for his continuous support, advice and guidance throughout the project period. I thank to Dr. Hem Sagar Baral, Dr Karan Bahadur Shah, Rabin Ghimire, District Administrative Office and District Development Committee of Sunsari, Koshi Tappu Wildlife Reserve, Koshi Bird Society, Ramdhuni Community Forest user Group, Koshi Camp Pvt. Ltd for their support to complete this project. Finally I would like to thank Sharad Singh, Director of Himalayan Nature and all the staffs for their regular support to complete the project.

REFERENCES

- Baral, H.S., Giri, J.B. and Virani, M.Z. 2004. On the decline of Oriental White-backed Vultures *Gyps bengalensis* in lowland Nepal. *Raptors Worldwide*. Chancellor, R.D. and B.-U. Meyburg eds. WWGBP/MME
- Baral, H.S., Ram, A.K., Chaudhary, B., Kaspal, P., Mandal, R., Pandey, P. and Singh, S. 2011, Nest Monitoring of White-rumped Vulture *Gyps Bengalensis* at Koshi Tappu Wildlife Reserve, Himalayan Nature, Kathmandu, Nepal.
- BirdLife International 2014. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/07/2014
- BirdLife International 2007. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 03/10/2007

- BirdLife International 2004. IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 18/11/2007
- Chaudhary A., Subedi T.R., Giri J.B., Baral H.S., Bidari B., Subedi H., Chaudhary B., Chaudhary I., Paudel K. and Cuthbert R.J. 2011. Population trends of Critically Endangered Gyps vultures in the lowlands of Nepal. Bird Conservation International, Available on CJOdoi:10.1017/S0959270911000426. P 1:9
- Cuthbert, R. J., Dave, R., Chakraborty, S. S., Kumar, S., Prakash, S., Ranade, S. P. and Prakash, V. 2011a. Assessing the ongoing threat from veterinary non-steroidal anti-inflammatory drugs to Critically Endangered Gyps vultures in India. *Oryx* 45(3): 420–426 doi:10.1017/S0030605311000135
- Cuthbert, R. J., Prakash, V., Saini, M., Upreti, S., Swarup, D., Das, A., Green, R. E. and Taggart, M. 2011b. Are conservation actions reducing the threat to India's vulture populations? *Current Science* 101: 1480-1484.
- Hernández, M. and Margalida, A. 2009. Poison related mortality effects in the endangered Egyptian vulture *Neophron percnopterus* population in Spain. *Eur J Wildl Res* 55: 415-423.
- Margalida, A., Heredia, R., Razin, M. and Hernández, M. 2008. Source of mortality in bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18: 1-10.
- Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Chaudhry, M.J.I., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A. and Khan, A.A. 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population declines in Pakistan. *Nature* 427: 630–633
- Pain, D.J., Bowden, C.G.R., Cunningham, A.A., Cuthbert, R., Das, D., Gilbert, M., Jakati, R.D., Jhala, Y., Khan, A.A., Naidoo, V., Oaks, J.L., Parry-Jones, J., Prakash, V., Rahmani, A., Ranade, S.P., Baral, H.S., Senacha, K.R., Sarvanan, S., Watson, R.T., Virani, M.Z., Wolter, K. and Green, R.E. 2008. The race to prevent the extinction of South Asian vultures. *Bird Conservation International* 18:30–S48. doi: 10.1017/S0959270908000324
- Postupalsky, S. 1974. Raptor Reproductive Success: Some Problems with Methods, Criteria and Terminology. 21–31 in Hamerstrom, F. N. Jr., Harrell, B.E. and Olendorff, R. R. Eds. *Management of Raptors*, Proceedings of the Conference on Raptor Conservation Techniques, Fort Collins. CO: 22-24 (Part 4), Raptor Research Report 2.
- Prakash, V., Green, R.E., Pain, D.J., Ranade, S.P., Sarvanan, S., Prakash, N., Venkitachalam, R., Cuthbert, R., Rahmani, A.R. and Cunningham, A.A. 2007. Recent changes in populations of resident Gyps vultures in India. *Journal of the Bombay Natural History Society* 104:129-135.
- Prakash, V., Pain, D.J., Cunningham, A.A., Donald, P.F., Prakash, N., Verma, A., Gargi, R., Sivakumar, S. and Rahmani, A. R. 2003. Catastrophic collapse of Indian white-backed *Gyps bengalensis* and Long-billed *Gyps indicus* vulture populations. *Biological Conservation* 109 (3):381-390.
- Subedi, T.R. 2013. *Explore and Document the Hunting and Trade on Birds (Focusing on Birds of Prey)*. Final report submitted to Friends of Nature and Himalayan Raptor Rescue 34pp. https://www.dropbox.com/s/5nt39je7trf3c7r/Final%20Report_Bird%20trade%20study_19%20Feb.pdf?m

Annex I: Details status (A = Active, F = Nesting Failure) of White-rumped vulture nest (breeding year 2013/2014) in and around KTWR area eastern Nepal. This comes from the nest monitoring study from December 2013 to May 2014.

Nest No	Tree Species (local name)	Tree Ht. (m)	Nest Ht. (m)	Nest Position	Nest Status					
					Dec 2013	Jan-14	Feb-14	Mar-14	Apr-14	May-14
1	Saal	29	28	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
2	Saal	28	25	Trunk	A	A	F	F	F	
3	Saaj	25	23	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
4	Saal	19	18	Branch	A	A	A	A	A	Fledged
5	Saal	32	29	Branch	A	A	A	A	A	Fledged
6	Saal	21	17	Trunk	A	A	A	F	F	F
7	Saaj	23	19	Branch	A	F	F	F		
8	Saaj	20	18	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
9	Saaj	20	18	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
10	Saaj	25	23	Branch	A	A	A	A	A	Fledged
11	Saal	23	20	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
12	Simal	25	20	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
13	Simal	30	20	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
14	Simal	40	35	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
15	Simal	32	30	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
16	Simal	30	28	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
17	Simal	32	26	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
18	Simal	30	25	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
19	Simal	32	28	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
20	Simal	25	20	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
21	Simal	40	39	Trunk	A	A	F	F	F	
22	Simal	35	26	Trunk	A	F	F	F		
23	Simal	30	25	Trunk	A	A	F	F	F	
24	Simal	34	30	Trunk	A	F	F	F		
25	Simal	30	25	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
26	Simal	35	28	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
27	Simal	32	25	Trunk	A	A	A	A	Fledge	
28	Simal	30	25	Trunk	A	A	A	F	F	F
29	Simal	40	32	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
30	Simal	30	27	Trunk	A	A	A	A	A	Fledged
31	Simal	32	25	Trunk					A	Fledged

Annex II. List of School where the awareness camps were conducted in Sunsari and Saptari district around Koshi

SN	Name of School	Class covered	Approx. # of students
1	Shree Janak Secondary School, Mahendranagar	9 and 10	150
2	Shree Sishoo Jyoti School, Salbani	8	30
3	Shree Saraswoti Secondary School, Rajabas	9	90
4	Shree Adarsha Higher Secondary School, Chatara	9	150
5	Shree Jwalamukhi Secondary School, Bishnupaduka	9 and 10	150
6	Shree Basanta Ritu Higher Secondary School	7,8 and 9	300
7	Shree Koshi Secondary School	7, 8 and 9	200
8	Shree Mahendra Higher Secondary School	7,8 and 9	210
9	Shree Prakash Higher Secondary School	7,8 and 9	250
10	Shree Mohan Secondary School	7, 8 and 9	280
11	Shree Jagannath Dedharaj Janata Higher Secondary School, Kalabanjar	7,8 and 9	200
12	Shree Ramdhuni Higher Secondary School Lalpur	9 and 10	120
13	Sharada Higher Secondary School, Bhokhara	9 and 10	70
14	BhaSaRaJa Higher Secondary School, Kalyanpur	9 and 10	70
15	Shree Buddhilal Bidhya Munar HSS, Bhagwanpur (Badhari)	10	50
16	Sree Janchetana Higher Secondary School	10	50
	Total		2370

Annex III. List of Diclofenac Free Zone declaration committee

Chairman	
Local Development Officer	
Members	
1	District Administrative Office
2	District Livestock Service Office
3	District Forest Office
4	District Police Office
5	Koshi Tappu Wildlife Reserve
6	District Custom Office, Sunsari
7	Himalayan Nature
8	Koshi Bird Society
9	UCHEP Nepal
10	Vulture Restaurant Management committee
11	Nepal Para-veterinary and Livestock Association (NEVLA), Sunsari chapter
12	District Veterinary Association
13	Livestock Medicine Association Sunsari
14	Ramdhuni Forest Management Committee

東ネパールの Koshi Tappu における住民参加型のハゲワシ保全プロジェクト

Tulsi Subedi

3種の留鳥のハゲワシ（ベンガルハゲワシ *Gyps bengalensis*, インドハゲワシ *G. indicus*, ハシボソハゲワシ *G. tenuirostris*）は、抗炎症薬（NSAID）のジクロフェナクを含む有蹄類の死体の摂食により絶滅の危機に瀕した。2000年代初期からハゲワシの減少が認められ、最大で97%超もの減少に至った。ネパールでも低地に生息するハゲワシが大量に減少する事態が確認され、2004年には東部で繁殖コロニーが壊滅状態となった。このため、ネパールにおいては、地域住民がジクロフェナク等の化学物質を含まない安全な死体を提供する「ハゲワシレストラン」という革新的な保全対策等が提案された。その結果、2009年には東ネパールの Koshi Tappu において、4年後に約600 km離れた繁殖コロニーから繁殖するハゲワシが再出現した。ヒマラヤ自然保護協会は、この独立したコロニーを保全するための活動に着手し、2013年には地域住民の参加による「ハゲワシレストラン」を開始した。このプロジェクトは東ネパールの Koshi Tappu で2013年10月～2014年9月に実施された。主内容は、地域住民による「ハゲワシレストラン」の運営、ハゲワシの生息数と巣のモニタリングという保全活動への住民の参加、NSAIDの使用モニタリング、教育と啓発、Sunsari 地区におけるジクロフェナク・フリー地区宣言である。このため合計56頭の安全な死体を給餌し、Sunsari と Saptari の合計81の獣

医薬局におけるNSAID使用のモニタリングと家畜へのジクロフェナクの違法な使用の阻止を行い、その使用は減少した。ハゲワシの繁殖生態を2013年12月～2014年5月に、営巣コロニーの直接観察により調査し、Koshi Tappu で合計31のベンガルハゲワシの繁殖巣が確認された。繁殖成功率は74.2%であった。「ハゲワシレストラン」周囲における合計118回のモニタリングにより、ベンガルハゲワシとヒマラヤハゲワシが確認された。その推計値はそれぞれ55羽と65羽であった。獣医師と住民を対象としたジクロフェナクの違法使用阻止活動では、Sunsari の4地区でワークショップを開催し175人の参加があった。また政府責任者の参加もあり、ジクロフェナク・フリー・ゾーンが2014年4月に宣言された。地域住民と若者の関心を高めるため、学校における啓発活動をSunsari と Saptari の16の学校で実施し、約2300人の学生と200人の住民、80人の獣医技術者が参加した。教育プログラムはポスター等の印刷物や講演等によって実施した。このプロジェクトは、ハゲワシレストランの完全な地域住民による運営、東ネパールにおける給餌ステーションにやってくるハゲワシの生息数の把握、Sunsari 地区でのジクロフェナク・フリー宣言、地域住民の保全活動への参加、そして、より広範囲における保全活動の展開へのメッセージを発信することができた。（山崎 亨 訳）

24th Pro Natura Fund Overseas Grant

Leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) conservation: farmer-animal conflict reporting system, animal damage prevention and control, and conservation education

Yu-Hsiu Lin¹, I-Han Chien¹, Kuan-Fu Lin¹, Masako Izawa², and Jian-Nan Liu³

Leopard cat (*Prionailurus bengalensis*), an endangered species in Taiwan, is facing serious threats such as habitat loss and fragmentation, road-kills, as well as illegal hunting and poisoning due to farmer-animal conflicts. To conserve leopard cat population, this project aimed (1) to establish a farmer-animal conflict reporting system to reduce the potential mortality due to the conflicts, and (2) to promote leopard cat conservation through education. From December 2013 to September 2014, we interviewed 13 chicken farmers. Among them, nine were able to recognize leopard cat when we presented them a photo of leopard cat, but only three of them felt that the leopard cat population was declining in the last two decades. Three of the 13 farmers reported new or suspected animal damage cases during the study period. By using remote cameras, one of the three damage cases was likely to be caused by a feral cat. In another case the researchers recorded feral dogs, feral cats and leopard cats near the farm. During the study period, we hold four conservation education sessions specific for schoolteachers and another 13 education sessions for both teachers and students. A questionnaire designed for teachers showed that most teachers tested are aware of leopard cat. Only approximately 14 % of the teachers, however, realized that feral dogs and cats is a major threat to leopard cat. There is a need to continuously conserve leopard cat and promote the public awareness of leopard cat conservation.

INTRODUCTION

The leopard cat (*Prionailurus bengalensis*, Kerr 1972) is widespread from Siberia, Korea, Japan, China, Taiwan, Philippines, Indonesia, Malaysia, Thailand to Cambodia (Sunquist and Sunquist 2002). Due to hunting and habitat loss, some island subspecies are currently included in the IUCN's Red List (Sanderson et al. 2008).

In Taiwan, the leopard cat was first described in 1870 (Swinhoe 1870). The species was abundant and widely distributed in the entire island in 1930s (Kano 1929). McCullough (1974), however, found

that the leopard cat in Taiwan was distributed primarily in lowland area but the population became uncommon in early 1970s. An island-wide survey conducted between 2001 and 2003 to investigate the distribution of the leopard cat showed that its population was small and was distributed only in lowland areas of western Taiwan (Yang et al. 2004).

The population of the leopard cat in Taiwan has dramatically declined in last few decades. It has been suggested that a combination of several threats have contributed to the population decline, including habitat loss and fragmentation, hunting

1: Endemic Species Research Institute 2: Faculty of Science, University of the Ryukyus 3: Department of Forestry and Natural Resources, National Chiayi University,

Received 2014.12.10, Published 2016.7.3

and accidental road-kills (Pei 2008). Studies also reported that in a few occasion the leopard cat attacked and killed semi-free ranging chickens and caused conflicts between the farmers and animals (Kao 2013). It has been reported that some farmers tried to use leg-hold traps or poisoned baits to remove the animals (Kao 2013). Unfortunately, several leopard cats were reported to be seriously injured or even dead in last few years (Lin, unpublished data). The leopard cat has been listed as “Endangered Species” under Taiwanese Wildlife Conservation Act since 2009. No measures, however, have been implemented to reduce the mortality from the threats. Additionally, most people lack the knowledge about the leopard cat and do not realize its population has been in a critically endangered condition. Thus, there is an urgent need to conserve the leopard cat before it goes extinct.

The objective of this project is to conserve the

leopard cat through reducing human-animal conflicts and increasing public awareness of conservation. To achieve this, two approaches were adopted. First, we established an animal damage (farmer-animal conflict) reporting system. We actively visited chicken farmers and interviewed them to understand whether animal damage occurred. We also provided assistances to identify the animals that cause the damage using scouting cameras and inspected the injured or dead chickens. Meanwhile, we required any illegal traps or poisoned baits to be strictly prohibited. Secondly, we hold a number of conservation education sessions in local high- and elementary schools as well as in village meetings to promote leopard cat conservation. Our goal is to develop a leopard cat friendly environment and create a win-win situation for both farmers and leopard cats.



Fig 1. The study area, Nantou County, in central Taiwan.

METHODS AND MATERIALS

Study area

From December 2013 to September 2014, we conducted this project in Jiji and Zhongliao Township, Nantou County, in central Taiwan (Fig. 1). These two townships cover an area of 196.4 km² with human population of 27,322. Two towns are surrounded by scattered secondary growth forest, orchards, and betel nut (*Areca catechu* L.) plantations. Leopard cats have been photographed by scouting cameras in this area; the population size in this area, however, is unclear. Conflicts between farmers and leopard cats were reported occasionally.

Animal damage reporting system

To establish the animal damage reporting system, we started with a “leopard cat conservation: animal damage prevention” meeting. The meeting was hosted by Jiji Township governor and the participants included all village leaders. The participants provided us the contact information of chicken farmers and some of them introduced us to the farmers. After the first contact, we had an interview with each farmer to understand (1) their ability to recognize the carnivores and their knowledge about the behavior of the carnivores, (2) whether they suffered animal damage on their chickens before and how they dealt with it. For the ability of species recognition, we presented photos of five carnivores, the leopard cat, the small Chinese civet (*Viverricula indica pallida*), the Formosan gem-faced civet (*Paguma larvata taivana*), the Crab-eating mongoose (*Herpestes urva*), the Formosan ferret-badger (*Melogale moschata subaurantiaca*), and one raptor, the Asian crested goshawk (*Accipiter trivirgatus*) for identification.

We encouraged the farmers to contact us

immediately if new incidents of animal damage occur. After interview, once the farmers informed the researcher that animal damage occurred, we set up remote digital cameras immediately to identify the species of carnivores in nearby area. We also inspected the injured or dead chickens and looked for any tracks or feces to identify the species that caused damages. For a few farmers who were reluctant to allow the researchers to conduct investigation, we remained contact with them and kept updated by phone.

Conservation Education

We actively contacted high schools and elementary schools to seek for conservation education opportunity. In some schools, we hold sessions specific for teachers and developed a questionnaire to understand their knowledge about the leopard cat and the threats to the leopard cat before our activities. In other schools, we included both teachers and students in our education activities. In each 1.5-2 hour education session, we performed lectures, group discussion and competition, games, mask painting and film watching. We also developed different packages for different aged students.

RESULTS AND DISCUSSION

Animal damage reporting system

From December 2013 to September 2014, we successfully interviewed 13 chicken farmers with experiences of animal damages, including 12 are current chicken farmers and one is used to be a chicken farmer. They raised chickens for pet markets or food for domestic and commercial uses.

Among the six species those photos were presented, the leopard cat and the Formosan gem-faced civet were the most known species, followed

by the Asian crested goshawk and the Formosan ferret-badger (Fig. 2). This shows that most farmers are familiar with the leopard cat and are able to distinguish it from other sympatric carnivores.

Among the 13 farmers interviewed, two indicated that they captured leopard cat before, one had experience of rearing leopard cat, and six encountered leopard cat in the field in at least 3-4 years ago. Four of the 13 farmers interviewed felt that the leopard cat population increased in past

two decades due to human activity decreased in mountain area, three felt the population decreased, and six could not determine whether population declined or increased (Fig. 3). This result does not reflect the fact that the leopard cat population has dramatically declined in the last few decades. The plausible reason is that although the population of the entire island has decreased the local population in our study site remains relatively stable or only slightly declined. The leopard cat inhabits lowland

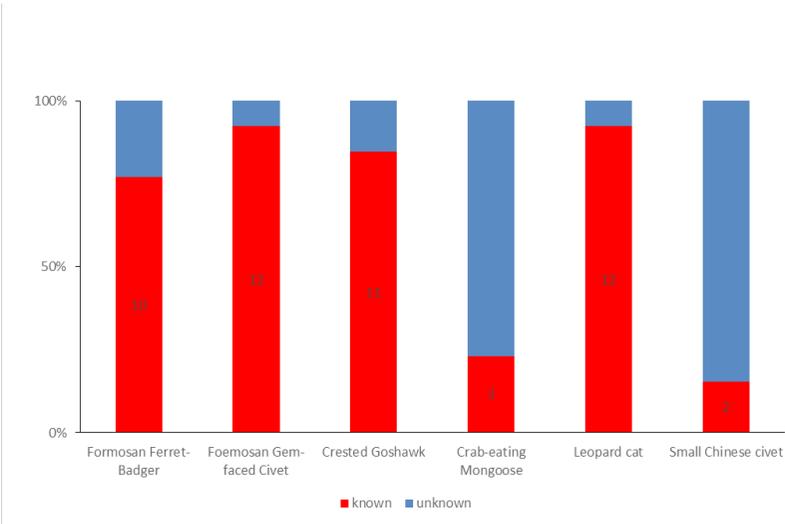


Fig. 2. Percentage of recognized or unrecognized the six species by 13 chicken farmers interviewed.

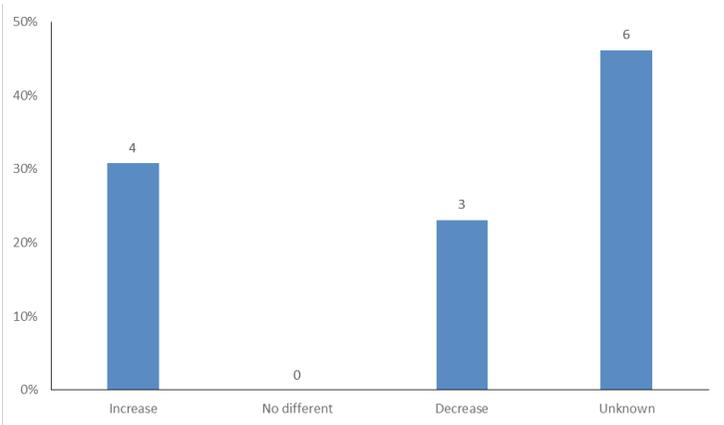


Fig. 3. Perception of the trend of the leopard cat population change in last 2 decades by 13 chicken farmers interviewed.

forest area. Unfortunately, the increased human activity in lowland area has resulted in severe habitat loss and fragmentation. The leopard cat is very likely distributed as a metapopulation and our study site, Jiji and Zhongliao Township, might be an important source patch. If this is the case, much attention must be paid to determine and protect the source patches and implement the measures to increase the connection between the patches. More importantly, the effort to reduce the mortality caused

by road-kill, illegal hunting and animal-human conflict should continue.

When the animal damage occurs, six of the 12 farmers pointed out that they do not need assistance from the researchers because they felt that they are able to prevent further damage (such as to build fences) by themselves or they felt the farms are too large to prevent animal damage; others, however, will accept assistance from the researchers to reduce damage. Nevertheless, all 12 current chicken

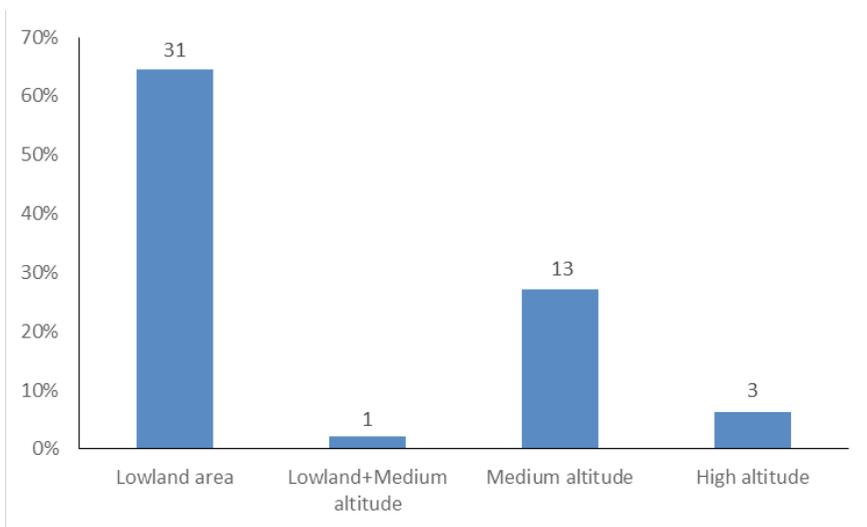


Fig. 4. Percentage of teachers' perception of the distribution of the leopard cat in Taiwan (n = 48).

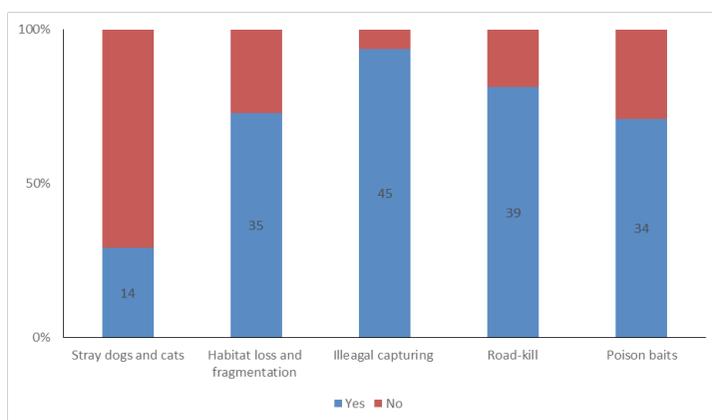


Fig. 5. Perception of teachers' perception in the threats to the leopard cat.



Fig. 6. The students joined the conservation activity about leopard cats.



Fig. 7. The students enjoyed the mask painting activity, and shared the information about leopard cats to their family with the painting mask.



Fig. 9. The leopard cat umbrella painting activity.



Fig. 8. The mascot named The Leopard Cat-A Hu.

farmers allowed the researchers to set up remote cameras in nearby area in order to investigate the fauna and whether leopard cat present in that area. The leopard cat has been listed as “Endangered Species” under Wildlife Conservation Act in Taiwan. Hunting or trapping is prohibited. Some farmers might be worried that their animal damage control action might violate the law and thus are more reluctant to work with the researchers.

Only three of the 13 farmers reported new or suspected animal damage cases during the study period. The first case occurred on 26 February 2014 in “Jiji Farm”. The researchers arrived at the farm and found a chicken carcass. By remote cameras

with a chicken carcass as bait, the researchers recorded a feral cat biting the carcass, suggesting it is very likely the cause of the damage. On 27 February 2014, a farmer reported a case that a leopard cat approached his farm. The researchers set up a remote camera in his private land but got stolen. The third case was on 17 April 2014. A farmer found feline feces and reported a case of suspected animal damage. The feces were confirmed as leopard cat feces by DNA analysis. By remote cameras, the researchers recorded feral dogs twice (2 and 10 individuals, respectively), feral cat once and leopard cat once. The farmer owner indicated that there is no need to implement any damage

control measures. The incidents of animal damage those occurred during our study period is way below our expectation. Previous study (Kao 2013) in Miaoli County, Taiwan, has shown a relatively high occurrence frequency of damage by leopard cats in contrast with our study. We have maintained a very good relationship with all the farmers interviewed and have kept in touch with them during the study period. We believe that those farmers did not hide any animal damage incidents on purpose. Therefore, damage caused by leopard cats in Nantou County might not be as severe as in Miaoli County. Nevertheless, mortality of leopard cats due to animal-human conflict did occur in our study area before. We should continue to communicate and cooperate with farmers to prevent any mortality of leopard cat.

Conservation Education

From December 2013 to September 2014, we hold four conservation education sessions specific for teachers. A total of 48 teachers participated in our activities. We developed a questionnaire specific for teachers to understand how well they know about the leopard cat. In 48 effective questionnaires received, all of them indicated that they recognize the leopard cat and four of them said that they saw the leopard cat before. Regarding the question about the current geographic distribution of the leopard cat, approximately 60% answered correctly that the leopard cat inhabits lowland area (Fig. 4). Regarding the question about the threats to the leopard cat, approximately 94% of the teachers felt “illegal hunting” as the most severe threat, followed by road-kill, habitat loss and fragmentation, and poisoning. Only 14% felt that feral dogs and cats is a threat to leopard cat (Fig. 5). These results suggest

that although most people are aware of the existence of the leopard cat, many of them lack knowledge about its ecology and threats.

Additionally, conservation education sessions were held in seven schools within our study area and 265 teachers and students participated them. And they were held also in six schools outside our study area and 650 teachers and students joined them (Figs. 6, 7). Both teachers and students learned characteristics, behaviors, geographic distribution, conservation status and threats of the leopard cat through games, discussions, film watching and group competition. To raise the interests of students, we created a leopard cat mascot named “The Leopard Cat-A Hu” (Fig. 8) and it first showed off in a leopard cat umbrella painting activity on 26 July 2014 (Fig. 9). Our conservation education sessions substantially raise the awareness of the importance of leopard cat conservation.

CONCLUSION

The leopard cat population in Taiwan is in a critically endangered condition. Threats such as habitat loss, road-kill and animal-human conflict continue to threaten its population. Measures to reduce the mortality due to those threats are needed. In this study, we interviewed 13 chicken farmers and found that chicken attacked by leopard cat did occur but in many incidents the damages are likely to be caused by feral cats, dogs, other carnivores or raptors. Many farmers are willing to work with the researchers to avoid the animal-human conflict. Thus, more efforts should be invested to maintain the farmer-animal conflict reporting system in order to reduce the mortality of leopard cat. The results of our questionnaire showed that most schoolteachers heard about the leopard cat but lack the knowledge

about its ecology and the threats to the leopard cat. Through conservation education sessions, we convey the messages that leopard cat play an important role in lowland ecosystems and should be protected. The effort to arise the public awareness of leopard cat conservation is as important as all means to protect the habitat and population of leopard cat.

REFERENCE

- Kano, T. 1929. On the distributions and habitats of the Formosan mammals. Zoological Magazine, Tokyo (Dobutsugaku Zasshi). 41 (489): 333-340.
- Kao, C.-T. 2013. Removal patterns and conflicts of leopard cats (*Prionailurus bengalensis chinensis*) at Tongsiao Miaoli, Taiwan. M.S. thesis. Institute of Wildlife Conservation, National Pingtung University of Science and Technology.
- McCullough, D. R. 1974. Status of larger mammals in Taiwan. Tourism Bureau, Taipei, Taiwan 35 pp.
- Pei, K. J.-C. 2008. Present status and conservation of small carnivores at low elevation mountains in Shinchu County and Miaoli County (3/3). Forestry Bureau, Executive Yuan. Taipei. 104 pp.
- Sanderson, J., Sunarto, S., Wilting, A., Driscoll, C., Lorica, R., Ross, J., Hearn, A., Mujkherjee, S., Khan, J.A., Habib, B., and Grassman, L. 2008. *Prionailurus bengalensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 25 November 2014.
- Sunquist, M. and Sunquist, F. 2002. Wild cats of the world. The University of Chicago Press, London. 452 pp.
- Swinhoe, R. 1870. Catalogue of the Mammals of China (south of the River Yangtze) and of the Island of Formosa. Proc. Zool. Soc. London. pp. 347-367.
- Yang, C.-C., Chan, F.-T., Ho, D.-C., Frank Mao, C.-H., Liu, J.-N., and Changchien L.-L. 2004. Conservation biology of endemic and rare mammalian species: Formosan black bear and leopard cat (3/3). 2004 Annual research report of Endemic Species Research Institute. 16 pp.

第 24 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 海外助成

ベンガルヤマネコ (*Prionailurus bengalensis*) の保全に関する研究： 農民と動物の軋轢に関する届け出システムの構築，動物へのダ メージの防止とコントロール，普及啓発

Yu-Hsiu Lin¹, I-Han Chien¹, Kuan-Fu Lin¹,
Masako Izawa² and Jian-Nan Liu³

ベンガルヤマネコ (*Prionailurus bengalensis*) (タイワンヤマネコ) は、台湾では絶滅危惧種である。絶滅危惧要因として、生息地の消失・分断化や交通事故のほか、農民と動物の軋轢によって引き起こされる密猟、毒殺も挙げられる。ヤマネコ個体群の保全を目指して、本プロジェクトでは以下の2点を目的とした。(1) 農民と動物の軋轢によって発生する死亡を軽減するために、農民と動物の軋轢についてのレポートシステムを確立する。(2) 普及啓発活動を通してヤマネコ保全を進める。2013年12月から2014年9月に、13名の養鶏農民に聞き取り調査を行った。ヤマネコの写真を示して種を識別できるかどうかを質問したところ、そのうち9名はヤマネコを識別することができた。しかし、この20年間にヤマネコ個体群が減少していると思うかという質問に対しては、減少していると答えたのはわずか3名

であった。13名のうち3名が、本調査期間中に動物による新たな被害と思われる事例を報告した。カメラトラップを使った調査によって、3例の被害事例のうち1例はノネコによるものであると考えられる結果が得られた。また、別の1例ではノイヌ、ノネコ、ヤマネコが農場の近くで撮影された。期間中に、4回の学校の先生を対象とした、また13回の生徒と先生を対象とした、保全にかかわる教育プログラムを実施した。その際実施した先生を対象としたアンケートでは、ほとんどの先生がヤマネコを知っているという結果となった。しかし、生息阻害要因については、ノイヌやノネコもヤマネコにとって深刻な脅威になっていることをわずか14%の先生しか知らなかった。今後、ヤマネコの保全を進めるとともに、ヤマネコ保全についての一般の人たちの認識を高めることが必要であると考える。

(伊澤雅子訳)

1: 台湾特有生物研究保育中心, 台湾 2: 琉球大学, 沖縄 3: 国立嘉義大学, 台湾

24th Pro Natura Fund Overseas Grant

Environmental Reconstruction and Impact of Climate Change on Vegetation at Tree-Lines of Nepal Himalaya

Bhujju, D.R., Shah, S.K. and Gaire, N.P.

A study was undertaken to assess the upward shift of plant species and prepare baseline on biotic inventories in Nepal Himalaya. The study was conducted between November 2013 and October 2014. Field surveys were conducted in three protected areas: Kanchenjunga (east), Rara (west) and Api-Nampa (far-west). In each site, tree-line and species limit were recorded and belt transects laid for sampling. With focus to *Abies spectabilis* and *Betula utilis*, their height and diameter were measured and position noted. A total of 717 tree-cores of five species, viz. *A. spectabilis*, *B. utilis*, *Cedrus deodara*, *Picea smithiana*, and *Tsuga dumosa* were collected. Laboratory examination of tree-cores was done at NAST Dendro-Lab. The tree-line species composition was almost similar, having *A. spectabilis* and *B. utilis* in all three study sites. The tree-line position decreased from east to west Nepal; In the east, *A. spectabilis* was found at 4118 m, in the west at 3870 m. Preliminary results showed that this species was shifting upward at 2.4 m/yr. The oldest tree recorded was *T. dumosa* of 357 years in Api-Nampa. Tree-ring growth presented negative relation with pre-monsoon temperature, but positive with precipitation of the same season.

INTRODUCTION

The rate of temperature increment in the Himalaya is reportedly high and its impacts are expected to be much evident at tree-line. However, there is lack of empirical study and baseline data, for which IPCC (2007) has termed the region "white spot". In Nepal, climatic records provide evidence of an ongoing climate warming at the rate of 0.06°C per year with more pronounced effects in the high altitude regions. However, biotic inventories of many key sites are lacking, and loss or gain and/or changes in species abundance is hardly studied. Recently performed few dendro-ecological studies reported upward range extension of key plant taxa of tree-line ecotone at the faster rate, particularly of *Abies spectabilis* shifting upslope at 1.5 to 3.4 m/

yr (Gaire et al 2014). Since tree-line determines the lower boundary limits of the alpine belt, any upward shift of the tree-line will restrict the overall alpine area and impacts the distribution of alpine species. This observed upward migration of tree species may provide some fundamental insight in assessing the climate change scenario in the Himalaya.

Many dendro-ecological studies have documented that trees at tree-line often respond to climatic warming with increases in recruitment as well as upward advances in the tree-line (Bradley & Jones 1993, Kullman 2002, Camarero & Gutiérrez 2004). Upward migration of tree-line has been reported ranging from 0.12 m/yr to 5.7 m/yr in different regions of the globe. Past studies on tree-ring indicated several species including *A. spectabilis*,

Betula utilis, *Picea smithiana*, *Tsuga dumosa* from Nepal and India Himalaya are promising for dendroclimatological study (Bhattacharyya et al. 1992; Cook et al. 2003, Yadav et al 2004, Sano et al. 2005). Recently, researchers have carried out dendroclimatological and dendroecological studies covering different parts of high altitude of Nepal Himalaya (e.g. Dhakal 2008, Udas 2009, Bhujju et al 2010, Gaire et al 2011, Thapa et al 2013, Kharal et al 2014). In high altitude of Nepal, the climate change impacts are expected to be more pronounced.

OBJECTIVES

The objectives of the study were:

1. To conduct ecological survey and collect ecological data such as dbh, height, seedling, sapling number of major tree species in high

altitudes of Nepal Himalaya.

2. To collect tree cores of major species from three protected areas: Kanchenjunga (east), Rara (west) and Api-Nampa (far-west); and
3. To assess the impact of climate change on vegetation shift and reconstruct the climatic history of the sites.

MATERIALS AND METHODOLOGY

Study area

Three study areas were selected for the present research: i) Kanchanjunga Conservation Area, ii) Rara National Park, and iii) Api-Nampa Conservation Area covering the eastern and western Nepal Himalaya (Fig. 1). KCA, established in 1997, covers 2,035 sq km in the Taplejung district in north- east border of Nepal. Annual rainfall of the area is 1775 m. It ranges from subtropical vegetation

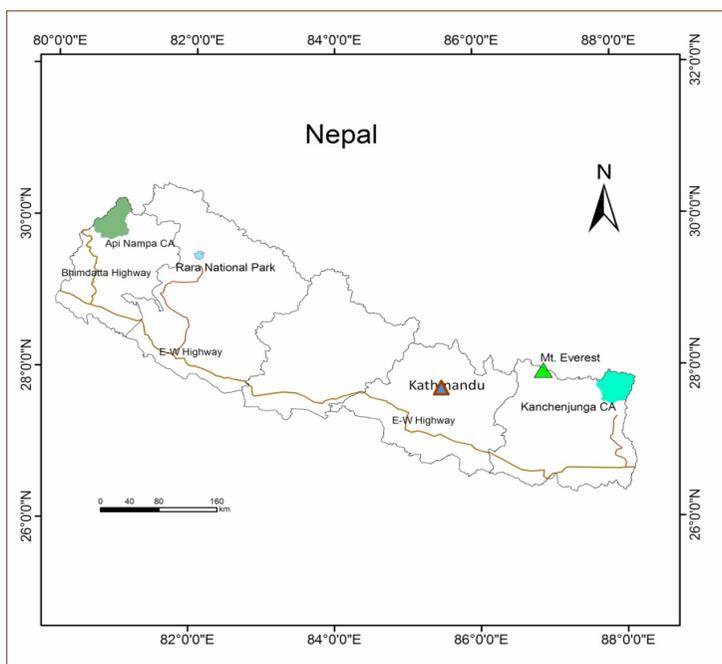


Fig. 1. Study Sites, Kanchenjunga Conservation Area (Taplejung), Rara National Park (Mugu) and Api- Nampa Conservation Area (Darchula). The road connection via east-west highway is seen, but not in scale.

in the lower mid-hills to alpine grasslands in the high hills and mountains. RNP, established in 1976, lies in the north western Nepal covering parts of Mugu and Jumla districts. The park is Nepal's smallest protected area, with 106 sq km. Its main feature is Rara Lake at an altitude of 2990 m. The elevation of the park ranges from 2800 m to 4039 m (Chuchemara peak). Climate of the area is temperate to subalpine. ACA, established in 2010 is located in Darchula district in far-western border of Nepal. It occupies 1903 sq km of area and the altitudes range from 539 m to 7132 m. The climate here is generally characterized by high rainfall and humidity.

Field visit and data collection

Field study was carried out in April (Kanchenjunga), May (Api-Napma) and June (Rara) 2014. In Kanchenjunga, the studied tree-line sites were at Ghunsa, in Api-Nampa at Chheti and Ranghadi, and in Rara at Chuchemara. These sites were situated at an elevation ranging from 3700 m to 4200 m asl. Vertical transect plots (10-20 m X 100 m) were marked out in the tree line ecotones. Individuals were enumerated into three classes: tree (height > 2 m), saplings (height: 0.5-2 m) and seedlings (height < 0.5 m) following the classification given by Kullman (2007) and Wang et al (2006). Census was carried out inside the plots for *A. spectabilis* and *B. utilis*. For every *A. spectabilis* and *B. utilis* individuals within the plot, location, size (diameter at breast height, height), and growth form was recorded. Age of seedling and sapling of conifer was determined by counting the branch whorl of the all the individuals.

Three MSc students of Tribhuvan University were included in the study: Bimal Sharma, Sanjaya Bhandari and Rup Raj Timilsina. A five-day training

workshop (Feb 3-7, 2014) was organized to enhance climate change research capability of young researchers. Altogether 15 researchers including research team members were benefited from the training.

Tree-cores sampling and procession

Tree-cores were collected from *A. spectabilis* and *B. utilis*, from base and from some tree at breast height (1.3 m). Cores from the larger *A. spectabilis*, *B. utilis*, *Picea smithiana* and *Tsuga dumosa* trees not restricting in the plots were also collected for dendrochronological analysis and climate reconstruction. Collected tree increment cores and cut stump samples were proceed for laboratory analysis at Dendro-Lab of Nepal Academy of Science and Technology (NAST). The collected cores were air dried and glued into grooved sticks with the transverse surface facing up. The specimen details such as site name, date etc. were written on the mount. The surface of these cores was cut and polished with different grade of sand paper ranging from 100 to 1000 grits so that rings get clearly visible to study under the microscope.

Measurement and cross dating of the tree-rings

Germination date was estimated by taking out a core from each live individual's main stem as close to the ground as possible. Core rings were counted under stereo zoom microscope. The ages of seedling and sapling was estimated by counting its branch whorls and scars along the main stem. This age estimation was validated comparing it with the age obtained by counting the tree-rings in basal disks taken from a subsample of trees located outside but near to the plot. Inner-ring dates were corrected using age-height/age-diameter regression. After

dating the tree-ring sequences to exact calendar year of their formations, the width of each ring was measured to the nearest 0.01 mm precision with LINTAB™ measuring system attached to PC and the TSAP package (Rinn 2003). The alignment plotting technique of cross dating was used to date all properly mounted tree-ring samples. Collected tree cores were cross-dated by matching patterns of relatively wide and narrow rings to account for the possibility of ring-growth anomalies such as missing or false rings (Fritts 1976).

Error detection and Chronology development

After the measurement of ring width of each dated sample, the dating of each sample was checked using a computer program, COFECHA, a computer assisted quality control program (Holmes 1983). The corrected ring-width series were standardized using the computer program ARSTAN (Cook 1985). Various statistics such as Mean sensitivity, Standard Deviation, Autocorrelation, Mean series correlation, Signal-to-noise ratio, Expressed population signal and Percentage of variance explained by the first eigenvector of the chronologies were used for analysis.

Climatic influence on tree-line dynamics

The tree-line expansion was studied with the age of individuals' in the tree-line ecotone following Camarero and Gutiérrez (2004). To calculate the rate of tree-line shift, maximum elevation of live individuals with stems at least 2 m high was determined (maximum tree-line elevation). The tree-line shift rate (m/yr) was calculated by dividing the change in tree-line elevation by the time elapsed. The tree-line advanced (rate > 0) or remained stable (rate = 0) during all the considered periods at the studied sites was determined. To describe the climate-recruitment relationships monthly climatic data (maximum and minimum temperatures, total precipitation) from nearby meteorological station were used. (Detailed study on tree-line dynamics is in progress).

Climate relationship and Reconstruction

Study of climate relationship and past climate reconstruction is in progress. DENDROCLIM2002 computer program will be used for response analysis to examine the relationship between tree ring growth and climate (Biondi & Waikul, 2004). The significant correlations obtained between ring width chronology and climatic variables will be

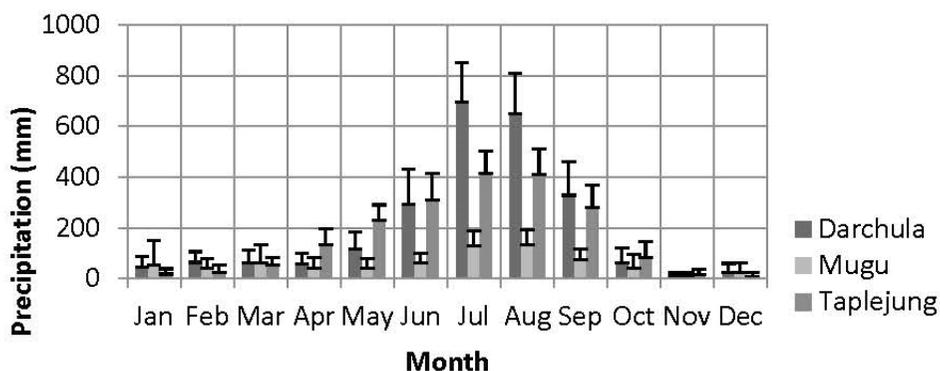


Fig. 2 Monthly Average Precipitation (with Standard Deviation) in nearby stations of the Study Area.

taken as the basis to develop the transfer function to reconstruct the past regional climate.

RESULTS AND DISCUSSION

Climate of the study area

Monsoon dominates the climate of the study area with 72-88 % precipitation coming during monsoon season of June to September. Fig. 2 presents the monthly precipitation in the nearby stations of the study area. July received highest precipitation while November-December received lowest precipitation compared with other months.

Position of species line/limit and treeline

Table 1 presents the position of tree-line and species limits. *A. spectabilis* limit was found at 3870 m in Chuchemara of Rara and 3763 m in Deuthani (Chheti) and 3768 m in Makarchuli (Ranghadi) in Api-Napma. *Betula* tree-line and species-line was found at 3953 m in Chuchemara of Rara and 3845 m in Deuthani area and 3802 m in Makarchuli of Api-Nampa. The variation in the position of the species-line and tree-line might be due to difference in latitudinal position and associated topo-climatic influences. This position will be the geo-referenced baseline position for to

study future tree-line shifting analysis with climate change. In a study, Gaire et al (2014) recorded the species limit of *A. spectabilis* was at 3984m (GPS e-Trex), and *B. utilis* species limit at the same aspect in 4003 m in Manaslu Conservation Area in central Nepal.

Structural parameters of *Betula utilis*

In Kanchenjunga, the average DBH and height of *B. utilis* was 7.1 cm and 3.1 m respectively, and the average age was 40.5 years. As very few *A. spectabilis* were present in this site, growth parameters were not calculated. Fig. 3 presents the size class distribution of *B. utilis* in studied transects. The DBH and diameter at base class distribution of *B. utilis* was slightly an inverse J shaped in distribution indicating continuous regeneration of the species in the forest. The height class was dominated by 3-4 m height class indicating that the forest was in growing stage. In elevation distribution, younger age trees were found with increasing elevation indicating an upward shifting of the species. From the preliminary analysis the upward shifting of this species was found 2.4 m/yr during past over 130 years.

In Rara Site 2, the average DBH and height of

Table 1. Position of tree-line (m asl) in Kanchenjunga, Rara and Api-Nampa

	Kanchenjunga	Rara		Api-Nampa	
	Taplejung Ghunsa	T1	T2	Chheti (Deuthani)	Ranghadi (Makarchuli)
<i>Abies</i> sp limit	4136	Below 3850	3870	3763	3768
<i>Abies</i> treeline	4118	Below 3851	3870	3731	3738
<i>Betula</i> sp limit	4132	3953	3905	3845	3802
<i>Betula</i> treeline	4132	3953	3893	3845	3802

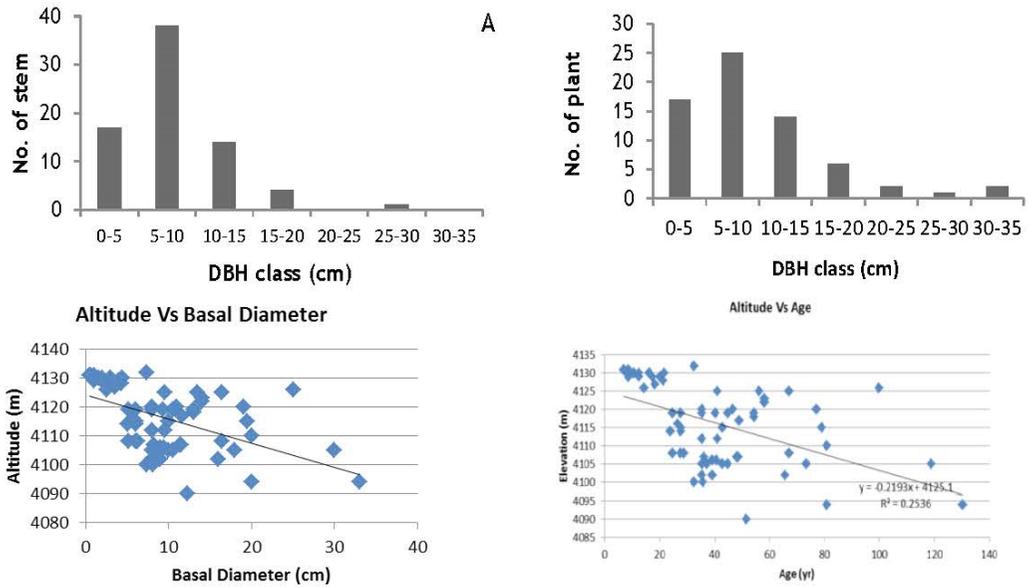


Fig. 3. A&B: Diameter Class Distribution of *Betula utilis* in Kanchenjunga Conservation Area, Taplejung, Nepal. C: Altitude vs Basal Diameter and E: Correlation between Altitude and Age.

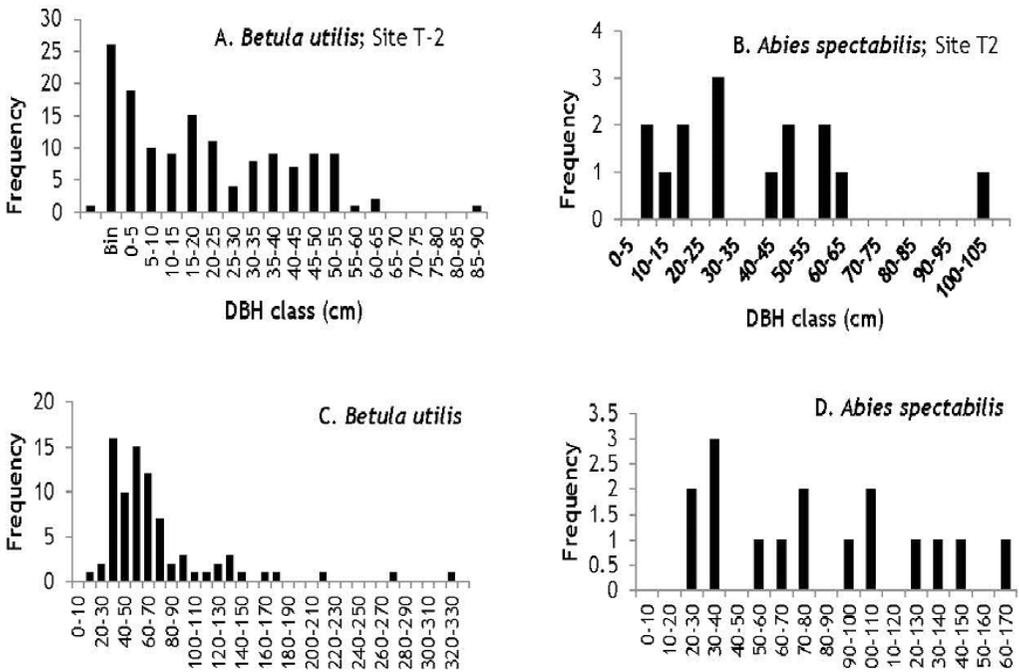


Fig. 4. A&B Diameter class distribution and C&D Age Class of *Betula utilis* and *Abies spectabilis* in Rara National Park, Mugu, Nepal; C&D Age class distribution of the same species.

Table 2 A. Descriptive statistics of growth and size parameters of *Abies spectabilis*

Statistics	Kanchenjunga				Rara				Api-Nampa			
	DBH (cm)	Basal diam. (cm)	Ht (m)	Age (yr)	DBH (cm)	Basal diam. (cm)	Ht (m)	Age (yr)	DBH (cm)	Basal diam. (cm)	Ht (m)	Age (yr)
Mean	3.4	6.8	1.2	14.3	37.6	44.3	8.9	80.0	8.9	9.0	2.3	25.2
Standard Error	0.3	1.2	0.4	2.8	6.7	7.0	1.3	11.3	1.6	1.9	0.6	3.2
Standard Dev.	0.6	3.0	1.0	4.9	26.1	27.0	5.2	45.2	5.4	7.7	2.6	13.7
Minimum	2.5	1.1	0.2	11.0	7.0	9.0	1.5	26.0	3.0	2.0	0.3	7.0
Maximum	4.0	9.0	2.5	20.0	104.0	108.0	17.0	169.0	21.0	32.0	8.6	54.0
Conf. Level 95%	1.0	3.2	1.2	12.3	14.4	15.0	2.8	24.1	3.44	3.97	1.28	6.8

Table 2 B. Descriptive statistics of growth and size parameters of *Betula utilis*

Statistics	Kanchenjunga				Rara				Api-Nampa			
	DBH (cm)	Basal diam. (cm)	Ht (m)	Age (yr)	DBH (cm)	Basal diam. (cm)	Ht (m)	Age (yr)	DBH (cm)	Basal diam. (cm)	Ht (m)	Age* (yr)
Mean	7.8	9.4	3.1	40.5	29.6	35.3	6.9	107.6	15.2	19.4	7.6	
Standard Error	0.5	0.8	0.2	3.1	1.7	2.0	0.3	18.5	1.6	2.2	0.6	
Standard Dev.	4.7	6.7	1.5	25.5	20.0	23.0	3.0	69.3	11.7	15.1	4.1	
Minimum	0.1	0.5	0.4	7.0	4.0	5.0	1.8	26.0	1.0	3.0	0.6	
Maximum	28.3	33.0	7.3	130.0	96.0	105.0	12.5	275.0	46.0	80	14.0	
Conf. Level 95%	1.1	1.6	0.4	6.2	3.3	3.9	0.6	40.0	3.26	4.4	1.18	

* In progress

A. spectabilis was 37.6 cm and 8.9 m respectively (Table 2). All the average growth parameters of *B. utilis* were low in Site 1 compared to that at Site 2, which indicates that in Site 1 has regenerating trees. *A. spectabilis* was absent in Site-1; In Site-2, its DBH class distribution was multimodal indicating sporadic regeneration. However, the DBH distribution of *B. utilis* in both sites was almost an inverse J shaped distribution indicating continuous regeneration. Fig. 4 presents the size class distribution of *Abies* and *Betula* in studied transects. Stand observation in the field indicated that there were more matured *Betula* trees than that of *Abies*. Most of the *Betula* trees were 30-70 years with few old individuals.

In Deuthani site of Api-Nampa, the average DBH and height of *A. spectabilis* was 8.9 cm and 2.3 m respectively (Table 2). This indicates the dominance

of the young individuals and recent regeneration. The DBH class distribution of both the species, *B. utilis* and *A. spectabilis* showed slightly an inverse J-shaped in the Deuthani area indicating the presence of the young individuals and recent regeneration. The decreasing trend of the all the growth parameters of the species with increasing elevation indicates that the tree-line of the area is changing.

Gaire et al (2011) observed an inverse J shaped to bell shaped distribution of *A. spectabilis* and slightly bimodal distribution of DBH of *B. utilis* in tree-line ecotone of Langtang National Park, and recorded the diameter up to 115.5 cm for the species. From a study of high altitude tree-line ecotone of Khumbu region of eastern Nepal, Bhujju et al (2010) observed bell shaped diameter class distribution of *A. spectabilis* and inverse J shaped distribution of *B.*

utilis at tree-line and vice-versa pattern of diameter distribution of these two species at timber-line. The same study recorded 99 cm DBH of *A. spectabilis* and 63 cm DBH of *B. utilis*. The DBH distribution of *A. spectabilis* was an inverse J shaped to bimodal distribution while DBH distribution of *B. utilis* was unimodal bell-shaped in a tree-line ecotone of Manaslu (Gaire et al 2014).

Tree line shifting

Distribution of seedling, saplings and tree individuals of *A. spectabilis* and *B. utilis* in Rara presents that there is a decreasing trend in age with increasing elevation. This indicates shifting of the species in the past (Fig. 5). Similar pattern of tree-line dynamics is seen in Kanchenjungha (Fig. 3), in Api-Nampa it is more prominent. Recruitment is among the most critical determinants of the rate of forest shift to climatic change (Camarero & Gutierrez 2007). Other studies have also presented differential recruitment and shifting rate for *Abies* and *Betula* in different tree-line sites of Nepal (e.g. Bhuju et al 2010, Suwal 2010, Gaire et al 2011). Gaire et al (2014) revealed more matured *B. utilis* (max. age 198 yrs) compared to *A. spectabilis* (max. age 160 yrs) in tree-line ecotone of Manaslu. (*B. Sharma is preparing MSc thesis on species shift in Kanchenjungha*).

Site chronology

A total of 717 tree-cores of five species were collected from their dominant stands below the tree-lines in the study sites of three protected areas, Kanchenjungha, Rara and Api-Nampa (Table 3). The species included *A. spectabilis* (total sample 176; max. age 310 in Rara), *B. utilis* (total sample 290; max. age 311 in Rara), *Cedrus deodara* (total

sample 60; max. age 312 in Rara), *Picea smithiana* (total sample 102, max. age 361 in Rara), and *Tsuga dumosa* (total sample 89; max. age 357 in Api-Nampa). Figs. 6 and 7 present site chronology statistics of *T. dumosa* and *P. smithiana*, which were collected from Api-Nampa and Rara respectively. Site chronology of *T. dumosa* presented an extension from AD 2013 to 1656, that is 357 years. The years 1677, 1741 and 1965 had narrower rings but the years 1685, 1738 and 2006 showed wider rings. Average annual ring growth of *T. dumosa* was found to be 1.68 mm and 1.43 mm in Chheti and Ranghadi area cores from Api-Nampa. The mean annual radial growth of *T. dumosa* was found to be 1.61 mm per respectively. A chronology of 357 year of *T. dumosa* was developed by using collected year. Based on the tree-core samples of *P. smithiana*, a site chronology of 315 years extending from 1699 to 2013 AD was prepared. Mean radial growth was found 1.44 mm per yr. This chronology shows several periods of high and low growth in it. The growth pattern shown in this chronology is similar to the growth pattern obtained by Thapa (2013) in the Khaptad, western Nepal. *S. Bhandari and R.R. Timilsina are defending their MSc thesis on T. dumosa and P. smithiana respectively*.

Fig. 8 presents correlation analysis of tree growth climate relationship of *T. dumosa*. Temperature and precipitation data of Khalanga (Darchula) as well as temperature data of Mukteshwar (India) were used. Monthly temperature and precipitation variables from month September of previous growth year to the October of current growth year were used as predictors and tree ring data as predictant. The ring growth response showed a significant negative relationship with temperature of the pre-monsoon months March, April and May.

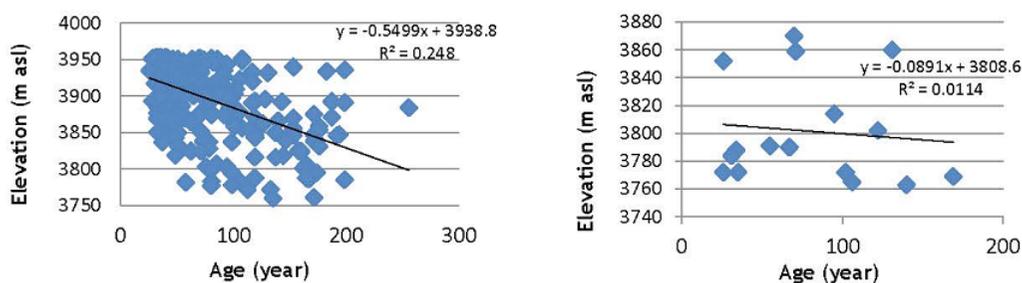


Fig. 5. Age of *Betula utilis* and *Abies spectabilis* along an elevation in Chuchemara, Rara National Park, Mugu, Nepal

Table 3. Summary of the core collection from the study sites.

SN	Site	Species	No of samples	Max age (yrs)
1	Kanchenjunga Taplejung	<i>Betula utilis</i>	80	224
2	Rara Mugu	<i>Abies spectabilis</i>	106	310
		<i>Betula utilis</i>	90	311
		<i>Picea smithiana</i>	102	361
		<i>Cedrus deodara</i>	60	312
3	Api-Nampa Darchula	<i>Abies spectabilis</i>	70	NA
		<i>Betula utilis</i>	120	NA
		<i>Tsuga dumosa</i>	89	357

However, a positive relationship was found with the precipitation of same three months of pre-monsoon season. But the growth of *T. dumosa* showed slight negative relationship with the both temperature and precipitation of previous year September, October, November. Growth responds positively with the mean temperature and precipitation of current year January. This indicates that moisture availability in these months limits the growth of *T. dumosa*. Strong solar radiation at high elevation, temperature could increase drought stress by enhancing evaporation resulting negative correlation between the growth and the mean temperature of pre monsoon season (Sano et al 2005, Dawadi et al 2013).

Bhattacharya et al. (1992) and Cook et al (2003) had indicated that *T. dumosa* can be used in dendrochronological study because of good cross dating characteristic. In this present study 357 years long tree ring width chronology extending back to AD 1657 was developed by using cores samples of *T. dumosa* which were collected from Api-Nampa area. Cook et al (2003) had developed 1141 years long tree ring width chronology using *T. dumosa*, which is the oldest tree reported in Nepal. Thapa et al (2014) developed 362 years long tree ring width chronology of *Abies pindrow*, extending back to AD 1650 from Khaptad. Similarly, Sano et al. (2005) had developed 283 years long tree

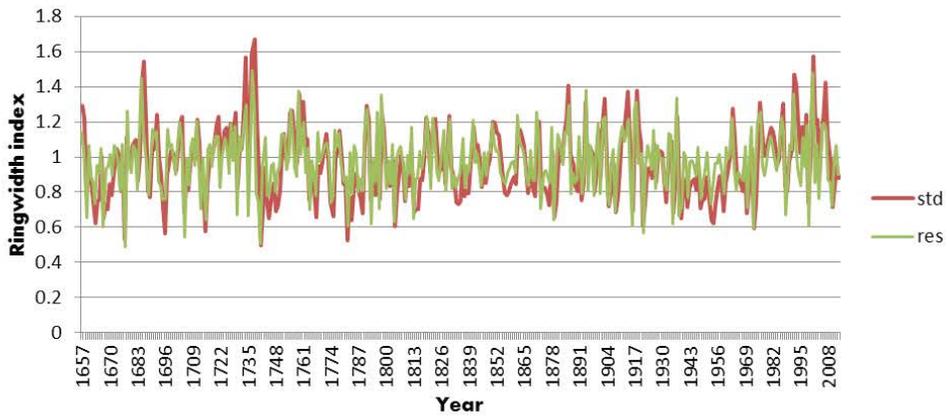


Fig. 6. Site Chronologies of *Tsuga dumosa* from Api-Nampa Conservation Area, Darchula, Nepal

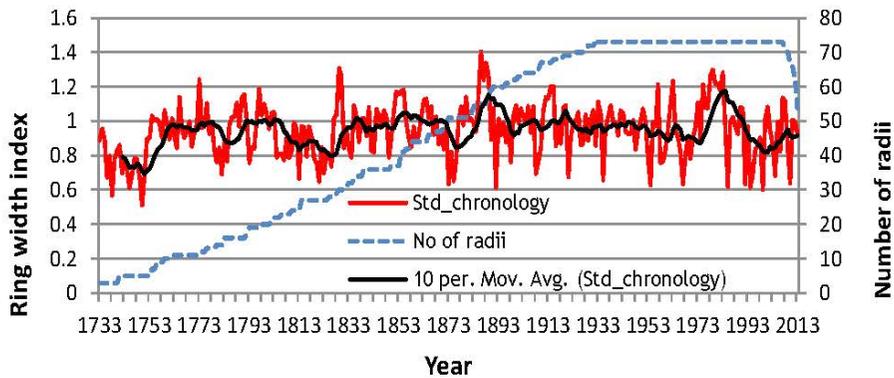


Fig. 7. Site Chronology of *Picea smithiana* from Rara. Black Solid Line shows the 10 Year Low Pass Filter.

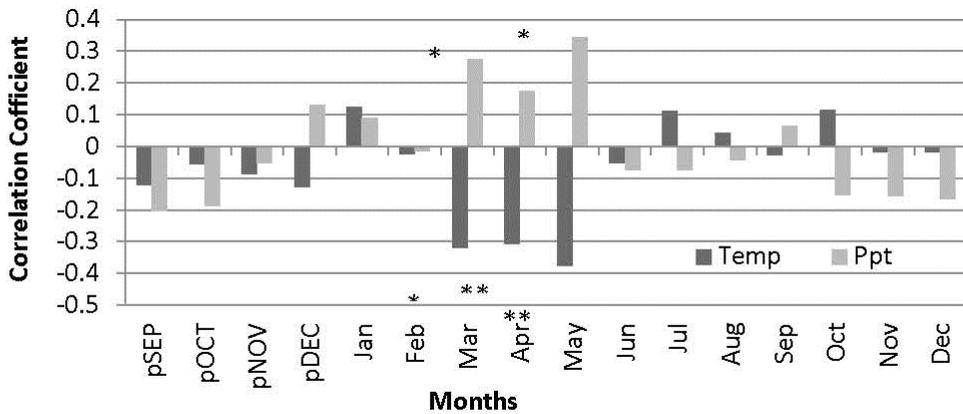


Fig. 8. Pearson's Correlation Coefficient Analysis of Ring Width Growth of *Tsuga dumosa* and Average Monthly Temperature in Mukteshwar India and Precipitation in Darchula, Nepal. Capital Letters Indicate Months of Previous Year.* Denotes Correlation Significant at 95% and ** Denotes Correlation Significant at 99%.

ring width chronology of *A. spectabilis* from Jumla, mid-western Nepal. Likewise Gaire et al (2014) developed 229 years long tree ring width chronology of *A. spectabilis* from Manaslu. In the same manner Dawadi et al (2013) developed tree ring width chronology of 458 years of *B. utilis* from Langtang.

Comparable response of tree ring width growth was found in the study of Thapa et al (2013) in *A. pindrow* of western Nepal Himalaya (Khaptad). Sano et al (2010) also reported that growth of *A. spectabilis* was limited by the pre-monsoon months in Humla, north-west Nepal. Similar the growth of *B. utilis* in Langtang was positively correlated with the temperature of March, April and May but negatively correlated with precipitation of same three months (Dawadi et al 2013). But the growth of *A. spectabilis* in Langtang showed positive correlation only with total monthly precipitation month March and negative correlation with minimum temperature of month May. On the other hand Gaire et al (2014) reported weak correlation of *A. spectabilis* with precipitation, having significance negative correlation only with February precipitation in Manasalu Conservation Area, central Nepal Himalaya indicating snow accumulation delays the growth initiation, shortening the growth period and ultimately resulting narrow ring.

CONCLUSION

The study observed that the position of tree-line decreased from eastern Nepal to western Nepal. Species composition in the tree-line is almost similar in all study area depending on the aspect of the slope. The size class distribution shows the site specific and species specific regeneration pattern. The elevation-wise size class distribution

shows the dynamic nature of the tree-line in all study areas. Preliminary results of *A. spectabilis* showed that this species was shifting upward at 2.4 m/yr. The collected tree cores samples shows the dendroclimatic potential and these cores can be used for dendroclimatic reconstruction. From the *Tsuga* samples past climate for over 300 years can be reconstructed. The response of multiple species to climate will have an importance for the forest management as well as climate reconstruction with high precision. It is feared that the species shift towards alpine meadow will have bring direct impact on livelihood of the high mountain dwellers; thus the present study will also have policy implications in exploring livelihood options of these people.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are very much indebted to Mr Kemrio Ozaki, Natural History Museum and Institute, Chiba (Japan) for his generous cooperation as the recommender of the research study. We express our sincere thanks to Professor Masahiko Ohsawa for giving us inspiration to carry out this research study.

REFERENCES

- Bhattacharyya, A., V.C. Lamarche, J.R. and M.K. Hughes 1992. Tree ring chronologies from Nepal. Tree Ring Bulletin 52: 59-66.
- Bhattacharyya, A., S. K. Shah and V. Chaudhary. 2006. Would tree ring data of *Betula utilis* be potential for the analysis of Himalayan glacial fluctuation? Current Science 91(6): 754-761.
- Bhujju, D.R., M. Carrer, N.P. Gaire, L. Soraruf, R. Riondato, F. Salerno and S.R. Maharjan. 2010. Dendroecological study of high altitude forest at Sagarmatha National Park, Nepal. In: Contemporary research in Sagarmatha (Mt. Everest) region, Nepal (eds. Jha, P.K. and Khanal, I.P.). Nepal Academy of science and Technology, Kathmandu. 2010, pp.119-130.
- Biondi, F. & K. Waikul. 2004. DENDROCLIM2002: AC++

- program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Computers & Geosciences* 30: 303–311.
- Bradley, R.S. and P.D. Jones. 1993. 'Little Ice Age' summer temperature variations: their nature and relevance to recent global warming trends. *The Holocene* 3: 367–376.
- Camarero, J.J. and E. Gutiérrez. 2004. Pace and pattern of recent tree line dynamics: response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees. *Climatic Change* 63: 181–200.
- Cook, E.R., P.J. Krusic and P.D. Jones. 2003. Dendroclimatic Signals in Long Tree- Ring Chronologies from the Himalayas of Nepal. *International Journal of Climatology* 23: 707–732. (www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/joc.911
- Cook, E.R. 1985. A time series analysis approach to tree-ring standardization. PhD dissertation, University of Arizona, Tucson, AZ.
- Dawadi, B., E. Liang, L. Tian, L.P. Devkota and T. Yao. 2013. Pre-monsoon precipitation signal in tree rings of timberline *Betula utilis* in the Central Himalayas. *Quaternary International* 283: 72–77.
- Dhakal, Y.R. 2009. Forest ecology and tree ring pattern at the tree-line of Langtang National Park, Nepal Himalaya. MSc. dissertation submitted to Central Department of Environmental Science, Tribhuvan University, Kathmandu.
- Fritts, H.C. 1976. *Tree Rings and Climate*. Academic Press. London.
- Gaire, N.P., Y.R. Dhakal, H.C. Lekhak, D.R. Bhujju and S.K. Shah. 2011. Dynamics of *Abies spectabilis* In relation to climate change at the tree-line ecotone in Langtang National Park Nepal. *Journal of Science and Technology* 12: 220-229.
- Gaire, N.P., D.R. Bhujju, M. Koirala and H.P. Borgeonkar. 2014. Tree-line dynamics with climate change at central Nepal Himalaya. *Climate of the Past* 10: 1277–1290, www.clim-past.net/10/1277/2014/ doi: 10.5194/cp-10-1277-2014.
- Holmes, R. L. 1983. Computer assisted quality control in tree ring dating and measuring. *Tree-Ring Bull.* 43: 69–78.
- IPCC, 2007. *Climate change 2007: the physical sciences Basis. Summary for Policy Makers*, IPCC: 21. Geneva: IPCC.
- Kharal, D.K., H. Meilby, S. Rayamajhi, D.R. Bhujju and U.K. Thapa. 2014. Tree ring variability and climate response of *Abies spectabilis* along an elevation gradient in Mustang, Nepal. *Banko Jankari* 24 (1): 3-13
- Kullman, L. 2002. Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. *Journal of Ecology* 90: 68-77.
- Kullman, L. 2007. Tree line population monitoring of *Pinus sylvestris* in the Swedish Scandes, 1973–2005: implications for tree line theory and climate change ecology. *Journal of Ecology* 95: 41–52.
- Rinn, F., 2003. TSAP-Win: time series analysis and presentation for dendrochronology and related applications. Version 0.55 User reference. Heidelberg, Germany. <http://www.rimatech.com>Salzer
- Sano, M., F. Furuta, O. Kobayashi and T. Sweda. 2005. Temperature variations since the mid-18th century for western Nepal, as reconstructed from tree-ring width and density of *Abies spectabilis*. *Dendrochronologia* 23: 83–92.
- Suwal, M.K. 2010. Tree species line advance of *Abies spectabilis* in Manaslu Conservation Area, Nepal Himalaya. M.Sc. Thesis. Central Department of Botany, Tribhuvan University, Kathmandu.
- Thapa U.K., S.K. Shah, N.P. Gaire, D.R. Bhujju, A. Bhattacharyya, G.S. Thagunna. 2013. Influence of climate on the radial growth of *Abies pindrow* in western Nepal Himalaya, Banko Jankari, 23(2):14-19.
- Udas, E. 2009. Influence of climate variability on the growth performance of *Abies spectabilis* at tree line of West-central Nepal. Master Thesis, University of Greifswald, Germany.
- Wang, T., Q-B. Zhang and K. Ma. 2006. Tree line dynamics in relation to climatic variability in the central Tianshan Mountains, northwestern China. *Global Ecology and Biogeography* 15: 406–415.
- Yadav, R.R., J. Singh, B. Dubey and R. Chaturvedi. 2004. Varying strength of relationship between temperature and growth of high-level fir at marginal ecosystems in western Himalaya, India. *Current Science* 86(8): 1152-1156.

ネパールヒマラヤの樹木限界における気候変動の影響と 環境変動の推定

Bhujju, D.R., Shah, S.K. and Gaire, N.P.

本研究はネパールヒマラヤにおける気候変動に伴う植物の高標高域への分布上昇の評価と生物多様性調査の基礎を構築することを目的として行われた。研究期間は2013年11月から2014年10月である。野外調査は次の3カ所の自然保護区で実施した：カンチェンジュンガ（東部地区）、ララ（西部地区）、アピナンパ（極西部地区）。各地区において、樹木限界と各樹木種の分布限界を記録し、樹木限界をまたぐ形で設置したベルトトランセクトにおいてサンプル調査を行った。ベルトトランセクトでは、とくにヒマラヤモミ (*Abies spectabilis*) とユティリスカンバ (*Betula utilis*) の2樹種に注目し、全個体の樹高、直径、位置を記録した。さらに、ヒマラヤモミ、ユティリスカンバ、ヒマラヤスギ (*Cedrus deodara*)、ヒマラヤトウヒ (*Picea smithiana*)、ヒマラヤツガ (*Tsuga dumosa*) の5樹種から合計717本の年輪コアを採取した。ネパール科学技術アカデミー (NAST) の樹木研究室においてこれらの

年輪コアの解析を行った。3カ所の調査地の樹木限界付近の植物群落は、いずれもヒマラヤモミとユティリスカンバを含み、その種組成は類似していた。樹木限界高度は東から西に向かって低くなる傾向が見出された。すなわち、東部ネパールではヒマラヤモミが標高4,118 mに達していたが、西部における限界高度は3,870 mであった。これまでの暫定的な研究結果では、ヒマラヤモミの分布高度は年間2.4 mずつ上昇していることが示唆されている。本研究で確認された最高樹齢はアピナンパ調査地のヒマラヤツガで357年であった。年輪幅の変動パターンはその年のプレモンスーン期の気温と負の相関があり、逆に同じ時期の降水量と正の相関があることが見出された。本研究の成果に基づき、3名が修士号を受け、1名が博士論文を準備している。また本研究に着手するに先立ち、若い世代の研究能力向上を目的とし、年輪年代学に関するワークショップを開催した。 (尾崎煙雄 訳)