

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おりまいた。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。

これまで当財団では、プロ・ナトゥーラ・ファンド助成の成果を、「プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書」として発行してまいりましたが、今号よりプロ・ナトゥーラ・ファンド助成に限らず、当財団で助成をしている様々なプロジェクトの成果も掲載することとし、報告書の名称を「自然保護助成基金助成成果報告書」と改めました。巻数はこれまでの「プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書」の巻数を引き継ぎ、本冊は23巻として発行します。

本報告書は、2012年10月から2013年9月にかけて実施された第23期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成と、2012年度直接助成の成果を取りまとめたものです。第23期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、81件の応募の中から、国内研究助成10件、国内活動助成6件、海外助成5件の計21件（助成金総額1974万円）を採択しました。直接助成では2件（助成金総額146万円）を採択しました。2012年度までの自然保護助成基金の助成件数の累計は689件にのぼり、助成金額の総額は4億6810万円となりました。第23期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、湿地の保全に関する研究や、哺乳類の生態調査、ジオコンサベーションに関する普及啓発活動など、多種多様なテーマのプロジェクトが行われました。なお、2012年度直接助成の「新石垣空港整備事業地域に生息する絶滅危惧種のコウモリの調査」については、成果が既に報告書として公開されているため、本冊には収録されていません。

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 23 期 プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内研究助成

- 東 幹夫・山中崇希・山元綾弥香・佐藤慎一・松尾匡敏・近藤 寛・市川敏弘・佐藤正典（諫早湾保全生態学研究グループ）：有明海再生の実現に向けて—諫早湾の潮止めから長期開門開始までの一貫した水質・底質・底生動物群集変化の解析・・ 1
- 渋谷晃太郎・島田直明・鈴木正貴（三陸沿岸干潟・藻場・河口域生態系保全研究グループ）：三陸沿岸の干潟・藻場・河口域生態系の保全に関する研究・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 11
- 藏屋英介・野口健太郎・神里志穂子（ヤンバルクイナ生態保全グループ）：環境音を利用したヤンバルクイナの新たな生態調査手法への取り組み・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 27
- 城ヶ原貴通・山田文雄・望月春佳・越本知大・坂本信介・中家雅隆・黒岩麻里・中田勝士・木戸文香・半田ゆかり・木村健一・中村正弘（琉球諸島小型哺乳類研究グループ）：徳之島における絶滅危惧種トクノシマトゲネズミの保全調査・・ 39
- 渡邊 修・三尾建斗（南アルプス食害対策協議会）：南アルプスのシカ食害エリアにおける高山植生回復のための管理手法に関する研究・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 45
- 後藤優介・澤田研太（立山カルデラ砂防博物館ツキノワグマ研究グループ）：ビデオカメラ付き GPS 首輪を用いたツキノワグマの生態調査の試み・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 61
- 高橋雅雄・森本 元・高木憲太郎・岡久雄二（湿地草原鳥類研究グループ）：絶滅危惧種コジュリンの保全学的研究—日本全国における生息数の把握と保全策の提言・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 73
- 山田雄作・關 義和（カモシカ保全研究会）：南アルプスに生息するニホンカモシカの保全学的研究—ニホンジカの対策に向けて・・ 83
- 大泉 宏・吉岡 基・三谷曜子・中原史生・佐々木友紀子・幅 祥太・青山桜子・斎野重夫・佐藤晴子（北海道シャチ研究大学連合）：北海道周辺に生息するシャチの社会構造と行動圏の利用様式：生息地保全への基礎研究・・ 93
- 鈴木智之・竹田謙一・土屋香織（信州大学北八ヶ岳シカ食害調査グループ）：縞枯れ林におけるシカ食害の現状とその 10 年間の変化・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 107

第 23 期 プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

- 仲地 学・金城道男・中谷裕美子・大沼 学・岡野 司・羽賀 敦・岩崎哲也・中岡香奈・中西啄実・伊澤雅子・阿部 悠・小林 峻・傳田哲郎・東 和明・山城須賀子・金城貴也・長嶺 隆（NPO 法人動物たちの病院 沖縄）：南大東島におけるノネコ等による野生動物の被害実態・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 117

岩田修二・渡辺悌二・菊地俊夫・中井達郎・有馬貴之・新名阿津子・松本 淳 (大地の遺産百選選定委員会): 大地の遺産 100 選の選定	125
八木正徳・星野義延・上條隆志・川越みなみ・石橋正行 (伊豆諸島植生研究グループ): 伊豆諸島大島・ 八丈島の植生誌編纂	129
渡辺隆一・井田秀行・木村 宏・高野賢一・玉置健二 (いいやまブナの森倶楽部): 巨木ブナ (鬼ぶな) 及びその周辺の森林資源の保全と活用	133
鶴岡 繁・岩瀬 徹・川辺 侃・小高利彦・吉野英雄・加瀬靖之 (銚子の自然保護を知る会): 銚子半島「屏 風ヶ浦の自然環境」における地質と植物相に関する啓蒙のためのパンフレットの刊行	135
尾方隆幸 (琉球列島ジオサイト研究会): ジオコンサベーションのための視聴覚教材—本部半島カルスト 地域の事例—	139
第 23 期 プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 海外助成	
WANGDA Pema, PRADHAN Rebecca, GYALTSHEN Dorji, TENZIN Karma, Pema, GHEMIRAY D.K, OM Kunzang and NORBU Tshewang: Plant diversity and structural dynamics of Sub-Tropical Broad-leaved Forests of the Bhutan Himalaya	141
山根裕美: ケニア, ナイロビ国立公園とその周辺の人為的景観下におけるヒョウの保全生態学	151
BERNARD Henry: Responses of non-human primate community to forest loss, degradation and fragmentation based on habitat quality analysis in Sabah, Malaysia	161
DIWAY Bibian, M: Reproductive Ecology of the world's biggest flower: towards <i>in situ</i> and <i>ex situ</i> conservation	165
楊 永川 (YANG Yongchuan): Population structure, regeneration characteristics and conservation strategies of relic <i>Cathaya argyrophylla</i> in Southwest China	177
直接助成	
松本 崇 (ポリネータの農業被害研究グループ): 水田で散布される殺虫剤が周囲のポリネータ, 特にセ イヨウミツバチに及ぼす影響の解明	191

有明海再生の実現に向けてー諫早湾の潮止めから長期開門開始までの一貫した水質・底質・底生動物群集変化の解析

諫早湾保全生態学研究グループ

東 幹夫・山中崇希・山元綾弥香・佐藤慎一・
松尾匡敏・近藤 寛・市川敏弘・佐藤正典

有明海再生の実現に向けて、諫早湾干拓事業の 16 年間にわたる潮止め状態を解消し、5 年間の常時開門が 2013 年末までに実施されることとなった。本研究では、潮受け堤防内側の調整池および堤防外側の諫早湾を含む有明海奥部海域において採水・採泥調査を実施し、常時開門直前の無機環境と底生動物群集を明らかにした。諫早湾干拓調整池内では、2013 年 6 月 16 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、2013 年 6 月 17 日と 18 日に諫早湾を含む有明海奥部 48 定点で採泥・採水調査を実施した。調査の結果、調整池では大型の底生動物はほとんど見られず、堤防外側海域でも以前に比べて底生動物が少ない状況にあった。潮受け堤防閉め切り後、堤防外側海域では 1998 年から 2001 年まで減少傾向にあり、それが 2002 年の短期開門調査後に一時的に急増したものの、2004 年から再び減少し、その後 2013 年までは各定点で底生動物は低調なまま推移する傾向が見られた。

1. はじめに

有明海全域では、1997 年 4 月の諫早湾干拓事業の潮止め以降、「有明海異変」とよばれる海域生態系の変化と漁業不振が顕在化してきた。そして、ついに 2010 年 12 月の福岡高裁の控訴審判決と国の上告断念により潮受け堤防の開放が確定判決となり、2013 年 12 月 20 日までに 5 年間の常時開門を開始することが国の法的義務となった。しかし農水省は、開門までの 3 年間の準備期間の大半を開門アセスに費やし、開門による漁業への効果は限定的であるなどと結論づけ、長崎県の開門反対に油を注ぐ役割を果たしている。さらに 2013 年 11 月の長崎地裁による開門差止仮処分は、福岡高裁判決に水を差す結果となった。そのうえ、開門準備工事への地権者らの度重なる妨害等のため、予定期日までに開門できる状況には至っていないのが現状である。しかし、開門しないままでは有

明海異変をめぐるあらゆる問題が解消されるはずはない。

本研究グループは、有明海異変の経緯とその機構の解明、有明海の維持可能な復興をめざして、16 年間にわたり継続的に調査活動を実施してきた。これらの活動は、諫早湾の常時開門実施後も、有明海生態系の回復を見届けるまで継続的に実施する予定である。本研究の目的は、潮止め前から長期開門実施後まで数十年間レベルにおける統一した方法・精度に基づく一貫した調査活動を通して、潮受け堤防閉め切りから開門までの有明海の環境および底生動物の変化を詳細に解明することである。そして、これら科学データの蓄積を背景にして、有明海再生に向けて具体的な提言を行うことを目指している。

本論では、過去 16 年間に実施された干拓調整池および諫早湾を含む有明海奥部海域におけ

る採水・採泥調査の結果を総括し、常時開門直前の当該海域の経緯と現状を明らかにしたい。さらには、2002年4～5月に実施された短期開門調査前後の潮受け堤防外側周辺海域における底生動物の変化を精査することで、将来の常時開門実施後に見られる有明海再生の道筋を予測してみたい。

II. 調査方法

本研究グループは、助成期間中の2013年6月16～18日に、調整池(図1CのC1～C24)内16定点と堤防外側海域(図1B)48定点において採泥・採水調査を実施した。各定点の

位置はGPSで決定し、調整池ではEkman-Birge採泥器(採泥面積:0.02 m²)を用いて3～4回の採泥分を一緒にして、堤防外側海域(有明海全域を含む)ではSmith-McIntyre採泥器(採泥面積:0.05 m²)を用いて各定点で1回の採泥を行った。得られた底質試料から粒度分析用に一部を取り除き、1 mmの篩にかけて残ったすべての底生動物を10%ホルマリン海水で固定した。その後、実験室において各個体の採集時点での生死確認と、高次分類群レベルでの仕分けを行い、二枚貝類やヨコエビ類は種ごとの個体数を計数した。また、調整池内の貧毛類には、弘前大学教育学部理科教育講座の大高明史教授

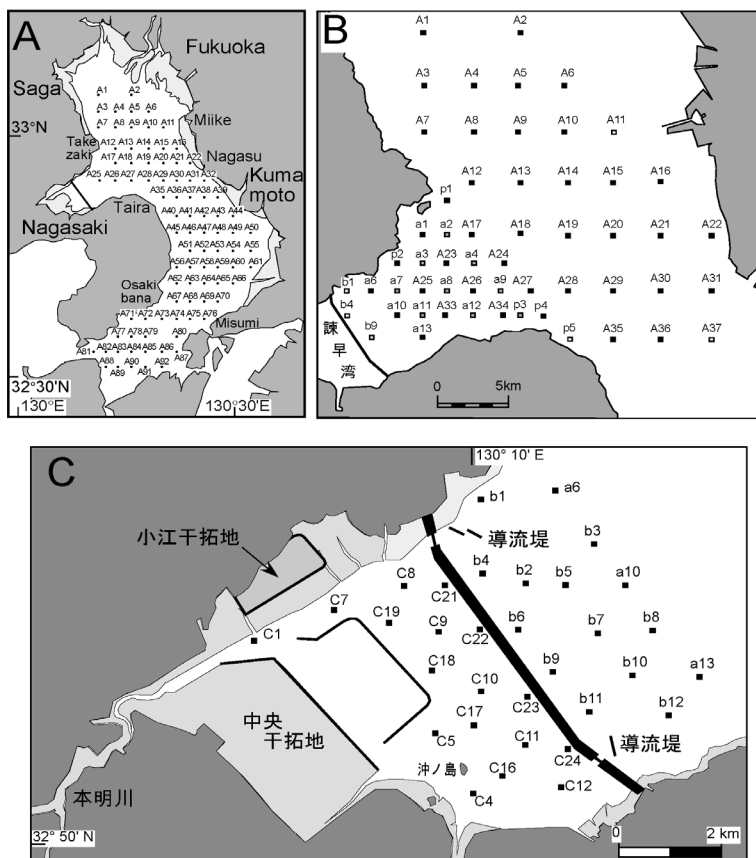


図1 有明海・諫早湾干拓調整池以内における採泥調査定点の位置図。A:有明海全域(A1～A37はB図と同一地点,A38～A92は1997,2002,2012年に採泥した定点),B:諫早湾を含む有明海奥部海域(黒四角は1997～2013年,灰四角は1998～2011年,白四角は2012～2013年に採泥した定点),C:干拓調整池および潮受け堤防外側周辺海域(C1～C24は1997～2013年,b1～b12は2002～2007年に採泥した定点,a6,a9,a13はB図と同一地点)。

に、ユスリカ類は愛知医科大学医学部の近藤繁生名誉教授に種レベルでの同定を依頼した。この場を借りて、厚く御礼申し上げたい。

各定点では、多成分水質計（アレック電子製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（DO）を測定したほか、各定点でバンドン型採水器を用いて表層と底層の海水を採取して、ウィンクラー法によるDOの補正を行った。海底堆積物の粒度分析は、1997年6月から2002年6月までに堤防外側海域で採集された試料は、長崎大学の近藤寛教授の研究室において、砂礫部は1/2φ間隔で篩分法、泥質部は1φ間隔でピペット法を用いて行った（近藤ほか2003）。また、2003年11月以降の試料は、東北大学の箕浦幸治教授の研究室が所有する島津レーザー回折式粒度分布測定装置（SALD-3100）を用いて、中央粒径値（Mdφ）を計測した（上杉ほか2012）。2つの分析方法による中央粒径値のずれは、佐藤・東（2011）の回帰式により補正した。

これと同様の調査は、調整池では堤防閉め切り直前（1997年3月）と、閉め切り後21回（1997年5月・8月、1998年4月・8月、1999年7月・10月、2000年7月、2001年3月、2002年3月・5月・9月、2003年8月、2004年8月、2005年8月、2006年8月、2007年4月、2008年6月、2009年6月、2010年6月、2011年6月、2012年6月）、堤防外側海域では1997年6月から現在までに20回（1997年6月・1998年11月・1999年6月・2000年6月・2000年11月・2001年6月・2001年11月・2002年6月・2003年11月・2004年11月・2005年6月・2005年11月・2006年6月・2007年6月・2007年11月・2008年6月・2009年6月・2010年6月・2011年6月・2012年6月）実施しており、本論では底生動物のソーティングが終了した2012年6月までの調整池内および堤

防外側海域のデータを用いる。

さらに、短期開門調査（2002年4～5月）の前後における潮受け堤防外側周辺海域の底生動物相変化を精査することで、今後の常時開門後の変化との比較を目指す。潮受け堤防外側周辺海域の15定点（図1Cのb1～b12, a6, a10, a13）を対象にして、2002年3月から2007年6月まで5回、Ekman-Birge採泥器（採泥面積：15cm×15cm）で各定点3～4回の採泥分を一緒にして、1mm以上の底生動物をすべて10%ホルマリン海水で固定した。そして、2012年6月と2013年6月にも共通する6定点（b1, b4, b9, a6, a10, a13）で採泥することで、常時開門直前のデータとした。採集した二枚貝類については種別に個体数を計数した。

なお、有明海全域92定点（図1A）においても、5年に1回（1997年6月・2002年6月・2007年6月）採泥調査を実施してきた。これまでに、有明海全域の底質の粒度分析結果と、底生動物の高次分類群レベルでの分布パターンおよび二枚貝類の種レベルでの分布パターンについて5年ごとの変化を報告してきた（金澤ほか2005, 上杉ほか2012）。次回の有明海全域調査は、2012年6月に実施する予定であったが、常時開門が実施されない限り大きな変化が期待できないために延期しており、今回は常時開門から約1年後に4回目の有明海全域調査を実施する予定である。

以下、これまでに得られた調査結果をもとに有明海で見られた過去16年間の変化について報告する。

III. 結果

1. 調整池内における水質と底生動物の経年変化

諫早湾奥部では、潮受け堤防閉め切り（潮止め）後に、底層水の塩分が急激に減少した（Sato

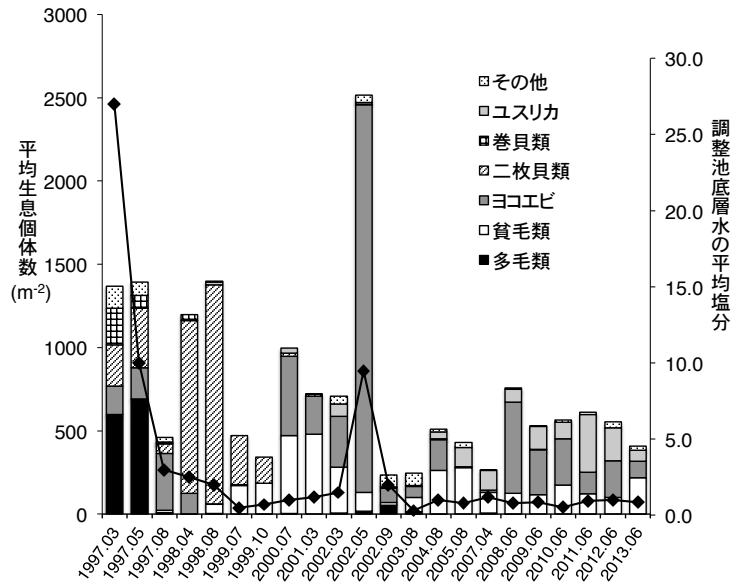


図2 諫早湾干拓調整池における底層水の平均塩分と底生動物の平均生息密度に見られる経年変化。1997年3月から2013年6月までの諫早湾干拓調整池内16定点における底層水塩分の平均値と、同じ定点で得られた各動物群の平均生息密度。

and Azuma 2002, 佐藤・東 2011)。1997年5月には、干拓調整池内の多くの定点で底層水の塩分は10以上あったが、1997年8月には本明川河口付近を中心に潮受け堤防から離れたほとんどの定点で塩分が5未満にまで減少した(図2)。そして、1998年以降は調整池内のすべての定点で塩分が2未満になり、それから2002年4月の短期開門調査まではほとんどの定点で塩分は1程度であった。しかし、短期開門調査実施直後の2002年5月には、一時的に底層水の塩分がすべての定点において10以上に上昇したものの、その後は再び減少し、2002年9月にはほとんどの定点が2程度となり、2003年8月から2013年8月までは底層水の塩分は1前後で推移している(図2)。

このような塩分変化に対応して、底生動物相も大きく変化した。潮止め前の1997年3月には海生の多毛類、ヨコエビ類、二枚貝類、巻貝類が採集された(図2)。その群集組成は、1997年5月にも大きな変化はなく、潮止め40日後

までは潮止め前と同じ底生動物相を維持していたことが分かる。しかし、潮止め後4ヵ月が過ぎた1997年8月になると、底生動物相は一変する(図2)。これまで多く見られた海生の多毛類と巻貝類はほとんど見られなくなり、汽水生のヨコエビ類と二枚貝類のみが生息する状態になった。その後、潮止め1年後の1998年4月になると、汽水生の二枚貝類が大部分を占めるようになるが、1999年7月以降は減少し、2000年7月にはほとんど見られなくなった(図2)。また、1998年8月からは淡水生の貧毛類が増加し、2000年7月にピークを迎えた。汽水生のヨコエビ類は2000年7月から増加し、短期開門調査直後の2002年5月に最大値に達した。一方、淡水生の貧毛類やユスリカ幼虫等は、短期開門調査後に一時的に減少し、汽水生の多毛類と二枚貝類が2002年5月から2002年9月にかけて調整池内に再び出現した。しかし、2002年9月以降は汽水生のヨコエビ類や多毛類、二枚貝類がほとんど見られなくなり、底生

動物の平均生息個体数は2002年9月に最小値を示した(図2)。その後は、2004年8月から貧毛類とヨコエビ類が再び増加し、2005年8月からはユスリカ幼虫も増加して現在に至っている。以下、動物群ごとに種レベルでの変化を検討する(各動物群に関するデータは、論文作成中のため二枚貝類以外は非公開とする)。

ヨコエビ類は潮止め前の1997年3月に8科16種を記録したが、潮止め40日後の1997年5月には海生種の多くが死滅し5科7種になった。この中には、1997年5月に世界で初めて生きた個体が発見され、2008年に新属新種として記載されたイサハヤカマカモドキ(*Heterokamaka isahayaensis*)も含まれている。潮止め4ヵ月後の1997年8月には、タイリクドロクダムシ(*Sinocorophium sinense*)が大部分を占めた。潮止め1年半後の1998年8月には、タイリクドロクダムシも一旦減少したが、短期開門調査直後の2002年5月に激増し、その後も増減を繰り返しながら現在に至っている。一方、イサハヤカマカモドキは2007年4月を最後に調整池内では採集されなくなった。

二枚貝類では、シズクガイ(*Theora fragilis*)など11種の海生種が1997年5月までは多く見られたが、1997年8月には底層水の塩分が5以下になるとそれらの海生種がほぼ消滅してしまい、それに替って河口域周辺の定点でヒラタヌマコダキガイ(*Potamocorbula* sp.)が見られるようになり、1998年には調整池内の全域でヒラタヌマコダキガイのみが高密度に分布するようになった(Sato and Azuma 2002)。しかし、潮止め2年後には本種も減少を始め、ついに2002年3月にはほとんどの定点で一時的に二枚貝類がまったく得られなくなった。その後、2002年4月に短期開門調査が実施されると、2002年5月より再びヒラタヌマコダキガイの稚貝が南部排水門周辺で採集され、2002年9

月には殻長20 mm以上の成熟個体も一時的に得られた(Sato and Azuma 2002)。しかし、それも長くは続かず、2003年8月には再び塩分が1前後にまで減少したことで、ヒラタヌマコダキガイも消滅してしまい、その後は2013年6月に至るまで、調整池内では二枚貝類がまったく得られない状態が続いている。

貧毛類(イトミミズの仲間)は、潮止め4ヵ月後の1997年8月にニセミミズ属の1種(*Paranais frici*)が沖ノ島周辺で初めて見られたものの、その後はほぼ消滅してしまい、1998年8月には本明川河口付近の定点においてイトミミズ亜科(*Tubificinae*)の1種が増加するようになった。1999年7月からは富栄養化した水域の代表種であるユリミミズ(*Limnodrilus hoffmeisteri*)も多く見られるようになったが、短期開門調査直後にこれらの種も急激に減少した。そして再び調整池の塩分が減少した2003年8月にまずイトミミズ亜科の1種が増加し、その後2007年4月以降はユリミミズが優占するようになり、それ以降はこの2種がほとんどを占める単純な種構成のまま現在まで推移している。

ユスリカの幼虫は、主に淡水の湖沼等に生息し、成虫になると水辺の近くで大量発生して蚊柱をつくる。諫早湾の潮受け堤防でも、毎年夏になると大量のユスリカが発生して蚊柱をつくる様子が見られている。このユスリカ幼虫は、1998年8月から調整池内の採泥試料中にも見られ始めた。当初は、クロユスリカ属(*Einfeldia*)、ヒメエリユスリカ属(*Psectrocladius*)、カマガタユスリカ属(*Cryptochironomus*)など5種以上のユスリカ類が見られたが、2000年7月以降はオオユスリカ(*Chironomus plumosus*)を優占種とするユスリカ属と、タバユスリカ(*Microchironomus tabarui*)を優占種とするコガタユスリカ属が大

部分を占める単調な種構成となった。2002年4～5月の短期開門調査直後には一時的に減少したが、2005年8月以降にコガタユスリカ属が増加し、その後2008年6月以降はユスリカ属が優占するようになり、2012年6月には98%以上をユスリカ属が占めるに至った。

今回の2013年6月における採泥調査においても、調整池内で最も多く採集されたのはユスリカ類幼虫、イトミミズ類、ヨコエビ類であり、それに次いで2011年頃からはアミ類とウミナナフシ類などもわずかに採集されるようになっている。しかし、潮止め直後や短期開門調査調査終了直後に多く見られた二枚貝類や多毛類などの比較的の大型の底生動物は、2003年8月以降は全く得られなくなった。

2. 有明海奥部における水質・底質・底生動物群集の変化

諫早湾を含む有明海奥部では、堤防建設に伴い潮流速の減少が見られ、堆積物の細粒化が生じたことが確認されている（佐藤・東 2011）。潮止め直後の1997年6月には、諫早湾口周辺で中央粒径値Md 8φ以上の粘土が分布し、有明海中央部付近でMd 0～1.5φの粗粒～中粒砂が広く分布、Md 1.5～8φの中粒砂～シルトはその間の狭い範囲に分布していた（上杉ほか 2102）。この状態は2000年11月まで続いたが、2001年6月からは底質の変化が生じ、2002年6月には有明海中央部の多くの定点で一時的にMd 1.5～3φの中粒～細粒砂が見られるようになった。しかし、2003年11月以降、有明海中央部の定点が再びMd 0～1.5φの粗粒～中粒砂となり、1997年6月～2000年11月までの状況に戻ったと言える（佐藤ほか 2013）。

一方、諫早湾口部付近では、1997年6月、1999年6月、2001年6月、2004年8月、2005年8月に、底層水の溶存酸素濃度が2 mg/l以下となる貧酸素発生が確認されている（佐藤ほ

か 2013）。1997年6月には、諫早湾口部付近のほかにも、熊本県沖から島原沖にかけてと有明海湾口部でも、溶存酸素濃度が2 mg/l以下にまで低下した。また、1999年6月にも諫早湾口部の1定点で溶存酸素濃度が2 mg/l以下となった。2001年6月には、諫早湾口から有明海中央部付近にかけて、1997年6月よりも広範囲に貧酸素が発生し、対岸の熊本県荒尾付近にまで及んだ。さらに、2003年7月と2004年7月にも、有明海中央部で溶存酸素濃度が3 mg/l以下の低酸素状態が確認されている（堤ほか 2007）。

それに対して、底生動物の平均生息密度の経年変化を見ると、1997年6月から2000年6月にかけてヨコエビ類、二枚貝類、クモヒトデ類の減少が特に目立ち、この傾向は2001年11月まで続いた（佐藤ほか 2013）。そして、短期開門調査終了直後の2002年の6月に、ヨコエビ類や二枚貝類などの一時的な増加により底生動物の生息密度は急激に上昇した。しかし、その状態は長くは続かず、2003年11月以降は再び減少傾向となり（佐藤ほか 2013）、2012年6月にいたるまで底生動物の明確な回復傾向は見られなかった。現在は2013年6月の試料をソーティング作業中だが、ここまでのところ概ね昨年までと同様の傾向が見られている。2004年以降は、毎年夏に大規模な貧酸素が発生していることが確認されており（堤ほか 2007）、その影響で底生動物群集の多様性が壊滅的に減少したと考えられる。そのため、有明海奥部では2013年6月に至るまで底生動物の明確な回復傾向は見られていないのが現状である。

3. 短期開門調査以降の諫早湾潮受け堤防外側周辺海域における底生動物相の変化

将来の常時開門後の底生動物相変化との比較のために、本研究では2002年4～5月に実施された短期開門調査前後の潮受け堤防外側周辺

海域 15 定点 (図 1C) における底生動物相の変化を精査した (山元ほか 2015)。

潮受け堤防外側周辺では、2002 年 4 月の短期開門調査の前後に底生動物が多く見られた (図 3)。特に、短期開門直後の 2002 年 5 月には、底生動物の平均生息密度が 3,000 個体 /m² を超えており、そのうち二枚貝類が 60 % 以上 (2,057 個体 /m²) を占めていた。しかし、2004 年 8 月以降は激減し、2007 年 4 月まで少ないまま推移している。

2002 年 5 月に得られた二枚貝類の大部分はシズクガイ (*Theora fragilis*) (2,041 個体 /m²) で、その他には、チヨノハナガイ (*Raetellops pulchellus*)、ヒメカノコアサリ (*Veremolpa micra*)、イヨスダレ (*Paphia undulata*)、*Pseudopythina* spp.、ヒナノズキン (*Devonia semperi*) などが 2002 年 3 月～2007 年 6 月に見られた。二枚貝類の平均生息密度は、2002 年 5 月をピークにその後は急激に減少しているが、二枚貝類の種数は 2002 年 3 月の 6 種から 2004 年 8 月の 9 種まで増加した後、2005 年 8 月以降は 6 種以下に減少している。これらの結果から、短期開門の前後に生じた潮流の変化などにより、シズクガイのような機会的な種 (オポチュニスト) が一時的に増加し、その後、2004 年 8 月まで二枚貝類の種数は増える傾向が見られたものの、開門調査の終了とともに元の環境に戻ったため、貝類は次第に減少していったと考えられる。

一方、二枚貝類の分布パターンの変化を見ると、2002 年にはシズクガイが特に堤防周辺に多く分布し (最大 6,650 個体 /m²)、ヒメカノコアサリやヒナノズキンが北部排水門の周辺に見られた。その後、2004 年にシズクガイが減少すると、南部排水門の周辺ではチヨノハナガイとイヨスダレ、北部排水門の周辺では *Pseudopythina* spp.、ヒナノズキン、ヒメカノコ

アサリが見られた。このうち、ヒナノズキンは 2002 年 3 月と 2004 年 8 月に北部排水門の周辺で見られ、その後は得られなくなったが、2012 年 6 月と 2013 年 6 月に再び同じ北部排水門近くの 1 定点で生息が確認された (図 4)。本種は、砂泥底のイカリナマコ類 (*Synaptidae* spp.) の巣穴に生息し、生息時には殻が外套膜で完全に覆われ、足でナマコ類の体表に着生する。過去に瀬戸内海・博多湾・天草・八代海で分布が確認されているが、個体数は非常にまれで、日本ベントス学会 (2012) では絶滅危惧 IB 類とされている。

諫早湾内では、2002 年 3 月から 2013 年 6 月まで数回にわたり複数定点で合計 10 個体以上のヒナノズキンが採集されたが、同じ定点で必ず同時にイカリナマコ類が採集されており、本海域においてもヒナノズキンはイカリナマコ類に寄生することが示唆された。2005 年以降、本海域でイカリナマコ類が採集されなくなり、それと同時にヒナノズキンも得られなくなったが、2012 年と 2013 年には再びイカリナマコ類とともに採集された。一方、有明海奥部から中

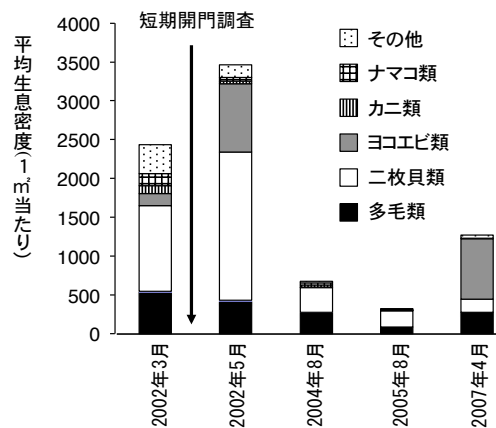


図 3 諫早湾潮受け堤防外側周辺海域における底生動物の平均生息密度に見られる経年変化 (山元ほか 2015)。2002 年 3 月から 2007 年 4 月までの潮受け堤防外側周辺海域 15 定点における各動物群の平均生息密度。2002 年 4～5 月に短期開門調査が実施された。

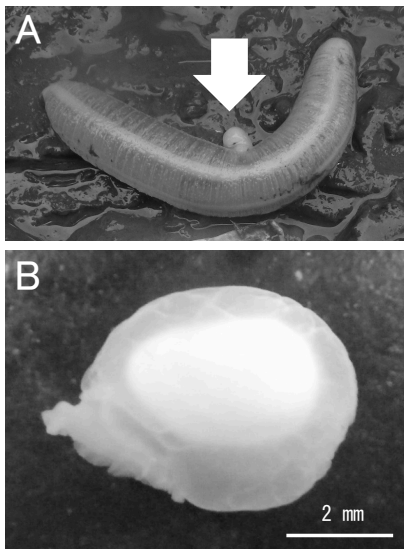


図4 諫早湾潮受け堤防外側周辺海域で採集されたトゲイカリナマコと、その体表に寄生するヒナノズキン。A：2013年6月に潮受け堤防北部排水門近くの定点b1で採集されたトゲイカリナマコ（体長約7cm）と、その体表に寄生するヒナノズキン（白矢印）。B：ヒナノズキンの拡大写真。外套膜の内側に白い貝殻が透けて見える。図の左下にある足でナマコ類の体表に着生する。

中央にかけてのデータでは、1997年から2012年までイカリナマコ類は多くの定点で見られるが、過去にヒナノズキンは採集されたことがない。このことから、本種の分布は有明海の中でも特にこの諫早湾の潮受け堤防外側周辺のみ限定していると考えられる。

IV. 常時開門後の底生動物相の変化予測

常時開門直前の2013年6月における有明海の水質・底質・底生動物相の状態は、ちょうど2002年4～5月に実施された短期開門調査前（2001年6月）に見られた状態と非常に良く似ている。調整池内では、塩分が1前後で推移し、底生動物は二枚貝類や多毛類が姿を消してヨコエビ類・貧毛類・ユスリカ幼虫が生息するのみとなった。一方、堤防外側では貧酸素が発生し、それに伴い底生動物は数年間にわたり減少傾向にある。

そのため、短期開門調査終了直後に生じた変化と同様の変化が、常時開門後にも見られることが十分に予測される。そこで本研究では、短期開門調査終了後の変化を基に、常時開門後の有明海における環境と底生動物相の変化を予測したい。

まず、諫早湾の常時開門が始まると、調整池内の水質が改善される。これは、短期開門調査で実証済みである（佐々木 2005）。そして、海水導入に伴い底生動物の浮遊幼生が調整池内に入り込んで着底する。諫早湾の短期開門調査時に見られたように、まずは海水導入後数ヶ月で調整池内にヒラタヌマコダキガイやタイリクドロクダムシなどの少数の種が増えると予測される。これらの種は、有明海奥部の河口域などに生息し、競争種のない生息可能な海域が生じるといち早くその場に密集する生態的特性を持っている。そして、これらの種が堆積物中に潜って生息することで、他の海生種も生息できるような環境が次第に整備されてゆく。世界中で諫早湾周辺でしか確認されていないイサハヤカマカモドキ（絶滅危惧IA類）も、堤防外側海域では2011年10月に生存が確認されている（日本ベントス学会 2012）ことから、常時開門を実施して調整池内の環境が安定するにつれて堤防外側から移動してくるものと予測される。

さらに、常時開門の影響は調整池内だけでなく、堤防外側海域においても、底生動物相に大きな変化が生じると予測される。開門以前は排水門から大量の汚染された淡水が流れ出ていたのが、調整池に海水が導入されることで潮受け堤防内側と外側の水質と塩分の差が緩和され、まずは堤防周辺の海域の水質が改善され、塩分も高くなると考えられる（佐藤・東 2011）。また、海水導入により調整池の粘土粒子が堤防内側で凝集・沈降するため、堤防外側海域の底質に変化が生じると予測される。さらに、2002年の

短期開門調査前後には、堤防外側周辺海域 15 定点においてシズクガイが大量に見られたように、常時開門後も水質や底質の急激な変化に伴い、潮下帯のオポチュニストであるシズクガイなどが一時的な増減を見せて、その後も開門状態を継続させることで、イヨスダレガイやヒメカノコアサリのような海生種も増えてくると予測される。また、トゲイカリナマコ類などが安定的に生息することにより、それらに寄生するヒナノズキンや *Pseudopythina* spp. などの絶滅危惧種（日本ベントス学会 2012）も個体群を回復することが可能となる。

短期開門調査終了直後の 2002 年 6 月から 2003 年 11 月にかけては、潮受け堤防からは距離のある有明海中央部においても、底質が一時的に細粒化したり、ビロードマクラとドロクダムシ類のみが急激に増加するなどの変化が確認された（佐藤・東 2011）。しかし、2003 年 11 月以降は再び元の状態に戻り、その後 10 年近くにわたって短期開門調査終了直後のような急激な環境と底生動物相の変化は見られていない。そのため、2002 年 6 月から 2003 年 11 月にかけて見られた有明海中央部における環境と底生動物相の変化も、何らかの形で短期開門調査による影響が関連しているのではないかと疑われる。現時点では、これらの変化がどのようなメカニズムで生じたのかは不明だが、常時開門後に詳細なモニタリング調査を実施することで明らかになると期待される。

有明海異変は、現状のまま放置しておいても何の解決にもならない。その場しのぎの対策ばかりを続けていても事態を悪くするだけで、近い将来に必ず常時開門をせざるを得ない状態になる。その時のために、本研究グループは今後も調査活動を継続させ、諫早湾干拓の常時開門を経て有明海再生が実現するまで見届けたいと願っている。

文献

- 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.
- 近藤 寛・東 幹夫・西ノ首英之 2003. 有明海における海底堆積物の粒度分布と CN 組成. 長崎大学教育学部紀要—自然科学— 68 : 1-14.
- 日本ベントス学会 2012. 「干潟の絶滅危惧動物図鑑—海岸ベントスのレッドデータブック」東海大学出版社 : 285.
- 佐々木克之 2005. 水底質変化—ノリ漁場栄養塩・調整池水質と諫早湾水底質・有明海奥部貧酸素— . 日本海洋学会編「有明海の生態系再生をめざして」恒星社厚生閣 : 69-94.
- Sato, S. and Azuma, M. 2002. Ecological and paleoecological implications of the rapid increase and decrease of an introduced bivalve *Potamocorbula* sp. after the construction of a dike for reclamation in the Isahaya Bay, Western Kyushu, Japan. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 185: 369-378.
- 佐藤慎一・東 幹夫 2011. 有明海の<変化>を追う—なぜ開門が必要か. 科学 81 : 458-467.
- 佐藤慎一・東 幹夫・松尾匡敏・近藤 寛・市川敏弘・佐藤正典 2013. 有明海再生への第一歩—諫早湾常時開門直前の無機環境と底生動物群集変化の解析. プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書 22 : 1-10.
- 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.
- 上杉 誠・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・近藤 寛・東 幹夫 2012. 諫早湾潮止め後 10 年間の有明海における主な底生動物相の変化. 日本ベントス学会誌 66 : 82-92.
- 山元綾弥香・佐藤慎一・東 幹夫 2015. 諫早湾潮受け堤防外側周辺海域における短期開門調査以降の底生動物相の経年変化：特に北部排水門外側定点で採集されたヒナノズキン（二枚貝綱：マルスダレガイ目：ウロコガイ上科）について. *Molluscan Diversity* 4 : 29-37.

Analyses of environmental and benthic faunal changes of Ariake Bay during the shut off and the open gates of the Isahaya Reclamation Project.

AZUMA Mikio, YAMANAKA Takaki, YAMAMOTO Ayaka, SATO Shin'ichi,
MATSUO Masatoshi, KONDO Hiroshi, 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 16 June 2013 and (2) 48 fixed stations around inner part of Ariake Sea in 17 and 18 June 2013. As a result, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, number of species and mean individual density of benthic animals have been still smaller than the past. After the shut-off, benthic animals rapidly decreased from 1998 to 2001, and then only a few species increased from 2001 to 2003. However, from 2004 to 2013, 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 a 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.

三陸沿岸の干潟・藻場・河口域生態系の保全に関する研究

三陸沿岸干潟・藻場・河口域生態系保全研究グループ

渋谷晃太郎¹・島田直明¹・鈴木正貴¹

岩手県内の三陸沿岸は、2011年3月11日に発生した東日本大震災による地震と津波により甚大な被害を受けた。本研究では、宮古湾、大槌湾、広田湾に海から陸につながる調査ラインを設定し、地形、植生、魚類等の調査を行なった。生態系の基盤となる地形は、東日本大震災の津波により大きく変化し、現在も少しずつ変化している。海浜植生は、津軽石川河口干潟でウミドリなどの塩生植物が確認された。内陸側にはミズアオイやタコノアシなどの絶滅危惧種が確認された。魚類調査では、海域を生息環境の一部として利用する通し回遊魚の生息数が多かった。

I. はじめに

岩手県内の三陸沿岸は、2011年3月11日に発生した東日本大震災による地震と津波により甚大な被害を受けた。三陸沿岸地域の自然環境は、津波による強い攪乱を受け、水田跡地などでは休眠していたミズアオイなどの植物が再生するなどさまざまな変化を見せている。しかし、現在は大規模な防潮堤の建設などが急ピッチで進められており、人為的な変化が起こっている。

本研究は、宮古市津軽石川河口、釜石市根浜海岸と新たに干潟が形成された陸前高田市小友浦を対象として、当該地域における海から陸につながる連続した生態系の現状を把握するとともに、これまであまり考慮されることのなかった海と山をつなぐ重要な役割を果たしている小河川の保全のありかた、再生した自然の保全のあり方について考察した。

II. 調査地

1. 調査地の選定

岩手県内の三陸沿岸の宮古市津軽石川河口、釜石市根浜海岸、陸前高田市小友浦の3地区(以

下、「調査3地区」という)で調査を行った(図1)。

2. 調査ラインの設定

調査3地区におけるエコトーンの現状を把握するため、現地調査を踏まえて調査ラインを設定した(図2, 3, 4)。

III. 調査方法

1. 地形

調査地3地区について、国土地理院発行の旧版地図空中写真等を用いて、過去の津波による地形の改変状況、東日本大震災津波による地形変化と現在の状況について調査した。

2. 植生調査

調査3地区に設定された調査ラインの砂浜内において断面測量および1m方形区における植生調査を行った。なお、宮古湾の津軽石川左岸においては、ライン周辺の特徴的な植生タイプがみられた場所を調査地点とした。断面測量は、ハンドレベルおよび巻き尺を用いて行った。植生調査は植物社会学的手法に沿って実施した。

3. アマモ場調査

調査3地区において漁船を借り上げ、アマモ

1: 岩手県立大学

2013.12.2 受付 2016.1.14 公開



図1 調査位置図. 国土地理院の電子地形図(タイル)に調査位置を追記

の生育状況, 生育環境等について調査した. 調査ライン沿いにはほぼ一定の距離ごとに水深, 透明度を測定し, 箱めがねにより底質, アマモの生育状況等を確認した. また, 船長からのヒアリング等により現在および震災時のアマモの生育状況および生育場所の確認を行った.

4. 魚類調査

各調査地点に設定した流程 10 m の調査範囲を, 調査員 1 名がタモ網を用いて 15 分採捕した. 採捕した個体は, 種の同定および標準体長の測定を行った. 種の同定は, 中坊ほか(2013)に従った. さらに, 調査範囲の下流端において河川幅と水深をそれぞれ測定した. また EC (電気伝導率) および水温を測定と, 目視による主な河床材料である砂, 泥, 石, コンクリート(以下, Co) の大別を行った.

5. 鳥類調査

調査 3 地区において, 現地調査および文献調査により調査を行った. 現地調査は, 各調査地の見通しのよい場所で陸上から 30 分間に干潟~海上に出現する鳥の観察を行った. 1 名で見

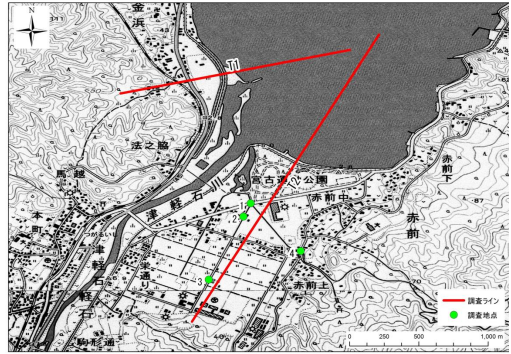


図2 宮古市津軽石川河口調査ライン位置図. 国土地理院地震対策用図を基図に使用

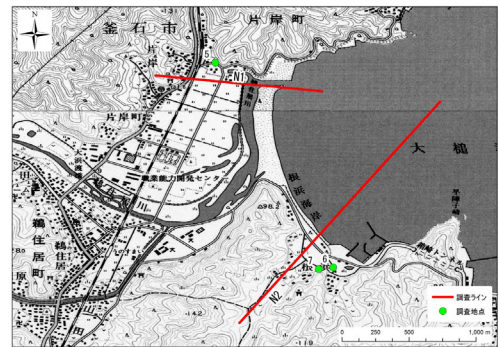


図3 釜石市根浜海岸調査ライン位置図. 国土地理院地震対策用図を基図に使用

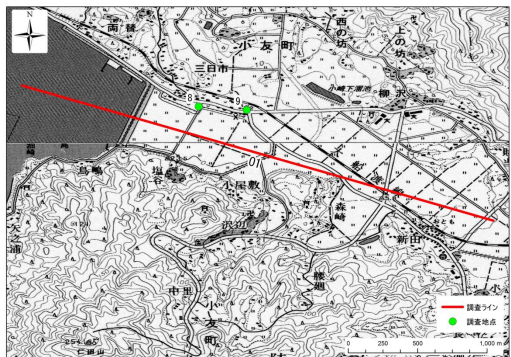


図4 陸前高田市小友浦調査ライン位置図. 国土地理院地震対策用図を基図に使用

渡せる範囲を観察し, 出現する鳥の種名を記録した.

6. 復興計画調査

調査 3 地区で計画されている復興計画, 公共

施設の整備計画等を自治体等から入手し当該地における復興事業の全体像を把握した。

IV. 調査結果

1. 地形

国土地理院発行の旧版図、過去に撮影された空中写真からは、1896（明治 39）年の明治三陸地震津波、1933（昭和 8）年の昭和三陸地震津波、1960（昭和 35）年のチリ地震津波による地形の変化は見られなかった。東日本大震災津波による地形の変化は以下のとおりである。

1) 宮古市津軽石川河口

2011(平成 23)年に撮影された被災地周辺の空中写真(国土地理院)では、東日本大震災の津波により津軽石川河口付近の干潟が減少し、赤浜地先の砂浜がほとんど消失した(図 5)。

2013(平成 25)年の現地調査では、津軽石川河口の干潟赤浜地先の砂浜が拡大し、海浜植生が復元し始めていることを確認した(図 6)。

2) 釜石市根浜海岸

2011 年(平成 23 年)の被災地周辺の空中写真(国土地理院)では、津波により根浜海岸の砂州は完全に消失して V 字状の湾入部を形成し、汀線は最大 400 m 後退した。河口砂州のあった箇所は完全に水没し、南部の砂浜も幅が 10 m 以下と非常に狭くなった。片岸地区では、

水田が破壊され干潟が形成された。根浜地区も防潮林の一部が破壊され砂浜が消滅した。

2013(平成 25)年 8 月に撮影された空中写真では、片岸地区北側の旧水門地先付近に砂浜が形成し始めている(図 7)。根浜地先でも砂浜が若干ではあるが戻りつつある(図 8)。

3) 陸前高田市小友浦

2011(平成 23)年の被災地周辺の国土地理院撮影空中写真では、干拓地の防波堤はほぼ完全に破壊され、干拓地の 1/4 程度が干潟状になった。とくに北側が深く侵食され、もともとあった水路を中心に湿地となっている(図 9)。

2013(平成 25)年 8 月現在、仮締め切り堤防と道路が建設され、陸側には北側に津波の浸食による細長い汽水池と淡水の水路南側に掘削等により作られた汽水池がある。干拓地跡地は震災廃棄物の処理場となっている(図 10)。

2. 植生調査

1) 宮古市津軽石川河口

宮古市津軽石川河口左岸砂浜の組成表を表 1 で示す。ここでは、ハマニンニクが優占する群落が多く見られ、一部に塩性湿地を特徴づける、岩手県レッドリスト 2013 年版で A ランクのウミドリが確認された。右岸砂浜の組成表を表 2 に、断面図を図 11 に示す。こちらの砂浜においても、海面からの距離に応じて、植生



図 5 津軽石川河口。被災直後の状況。2013.3.12-13 撮影(国土地理院、被災地周辺の空中写真)



図 6 津軽石川河口。赤浜地先の砂浜(2013.9.13 撮影)

が帯状の分布を示していた。調査した砂浜は幅約 40 m であり、植生が確認できたのは内陸側から 17 m 地点までであった。

2) 釜石市根浜海岸

旧鶴住居川河口には幅 60 m の砂浜が形成されていることが断面図（図 12）からわかる。この砂浜では陸側から 40 m 程度まで断片的に植生が確認された。

宝来館前の砂浜は震災後、大幅に減少したが、震災後 2 年を経て、その幅が回復しつつある。現在の砂浜の幅は約 20 m である（図 13）。砂浜の幅が狭いこともあり、植物はほとんど確認することができない。また宝来館の南東側にある被災水田において、絶滅危惧種であるタコノアシ（国 NT 県 B）が豊富にみられる湿地が確認された（図 14, 15, 16）。現在では主にガマ

やヨシが生育している。

3) 陸前高田市小友浦

小友海岸の干潮帯は幅 30 m 程度であるが（図 17）、干潮帯域の土壌は、建設残土のような礫であり、干潮帯の陸域の植物の生育は期待できる状況ではなかった。今後もこのままの状態が続くようであれば、植物の定着は期待できない。小友海岸の後背地に、絶滅危惧種であるミズアオイ（国 NT 県 A）やタコノアシ（国 NT 県 B）が見られる湿地が確認された。

3. アマモ場調査

1) 宮古市津軽石川河口

漁船による現地調査では、透明度は 1 m 以下で視認性が悪く船上からはアマモを始め海藻類はほとんど見る事ができなかった。ヒアリングによれば、調査ラインよりも岸よりの金浜、



図7 根浜海岸,片岸. 2013.8 撮影. 撮影・提供:アジア航測(株)



図8 根浜海岸,根浜. 2013.8 撮影. 撮影・提供:アジア航測(株)



図9 小友浦,被災直後の状況. 被災地周辺の空中写真. 撮影:国土地理院



図10 小友浦. 2013.8 撮影. 撮影・提供:アジア航測(株)

表1 宮古島津軽石川左岸の植生組成表

調査番号	0-1m	1-2m	2-3m	3-4m	4-5m	5-6m	6-7m	7-8m	8-9m	9-10m	10-11m	11-12m	12-13m	13-14m	14-15m	15-16m	16-17m
群落高 (cm)	100	100	60	90	90	90	90	100	90	90	80	60	60	30	5	5	
植被率 (%)	50	60	60	60	60	60	70	50	40	50	70	60	70	50	10	5	5
出現種数	9	5	6	7	6	4	5	4	4	3	3	2	2	1	1	1	1
ハマニクニク-ハチジョウナ群落区分種																	
オニウシノケサ	5	3-3	3-3	+	3-4	2-2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
オニグルミ	7	1.2	+	2-3	1.2	+	-	1.2	+	-	-	-	-	-	-	-	-
アメリカセンダングサ	2	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ハチジョウナ	6	+	-	+	+	1.1	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
下位区分種																	
ヨモギ	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ハマオトコヨモギ	1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ハマニクニク群落区分種																	
ハマニクニク	15	1.2	2-2	3-2	2-2	3-3	3-4	4-4	3-4	3-3	3-3	4-4	4-4	4-4	4-3	2-2	-
下位区分種																	
ハマヒルガオ	13	2-3	2-3	2-2	2-2	2-3	2-3	2-2	2-2	2-3	2-2	2-1	+	-	-	-	-
コウボウシバ	10	+	+	1.2	+	+	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
オカヒジキ群落区分種																	
オカヒジキ	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+2
その他の種																	
コウボウムギ	2	-	-	-	-	-	-	+	-	+2	-	-	-	-	-	-	-

表2 宮古市津軽石川右岸の植生組成表

通し番号	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
調査番号	969	278	260	262	263	267	276	279	277	266	271	268	494	264	259	274	275	273	269
群落高 (cm)	80	190	30	40	60	50	90	50	60	30	80	70	100	100	90	60	30	70	10
植被率 (%)	20	95	90	50	50	60	90	50	80	10	80	75	90	80	100	60	60	30	1
出現種数	3	9	11	10	5	4	6	8	4	4	3	2	3	2	8	12	9	3	1
ウミドリ群落区分種																			
ウミドリ	1	1-2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ヨシ群落区分種																			
ヨシ	2	-	4-5	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ハマニクニク群落区分種																			
ハマニクニク	18	2-2	2-2	1-1	3-3	3-4	2-2	5-4	3-4	4-4	2-2	4-4	5-4	4-4	5-4	5-5	2-2	4-4	3-2
下位単位区分種																			
コウボウシバ	5	-	+	3-3	-	-	1-1	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	1-1
コウボウムギ	6	-	-	3-2	+	-	-	1-1	+2	2-3	+	-	-	-	-	-	-	-	-
ハチジョウナ	4	-	-	-	2-3	1-1	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
ハマニガナ	4	-	-	+	-	+	-	+2	1-2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ウンラン	4	-	-	-	1-2	+	-	-	+2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
オカヒジキ群落区分種																			
オカヒジキ	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3-3	2-3	+
下位単位区分種																			
ホコガタアカザ	4	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1-1	+
ホソバノハマアカザ	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	1-1	+
一回出現の種 略																			

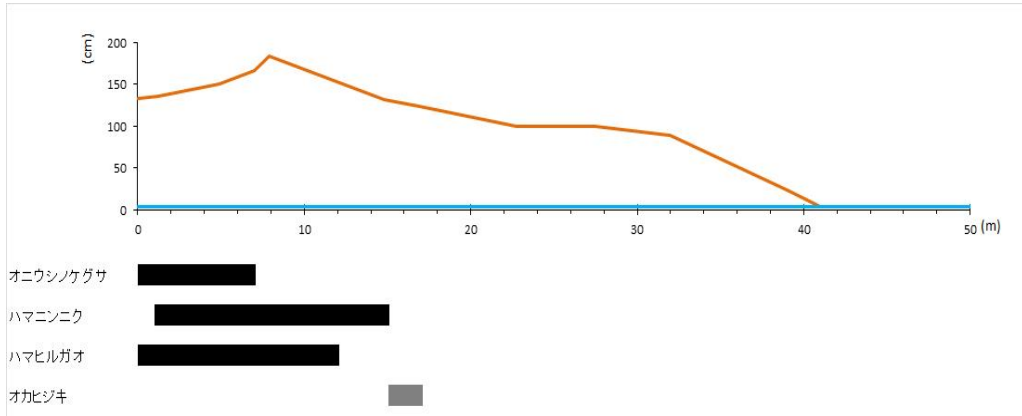


図 11 宮古市津軽石川右岸の地形断面図および植生の分布

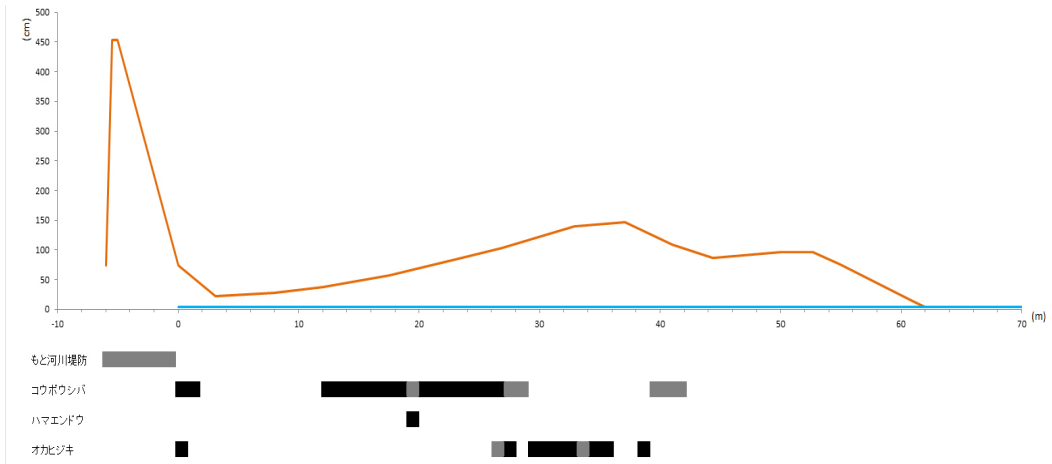


図 12 釜石市根浜海岸（鶴住居川左岸）の地形断面図および植生の分布

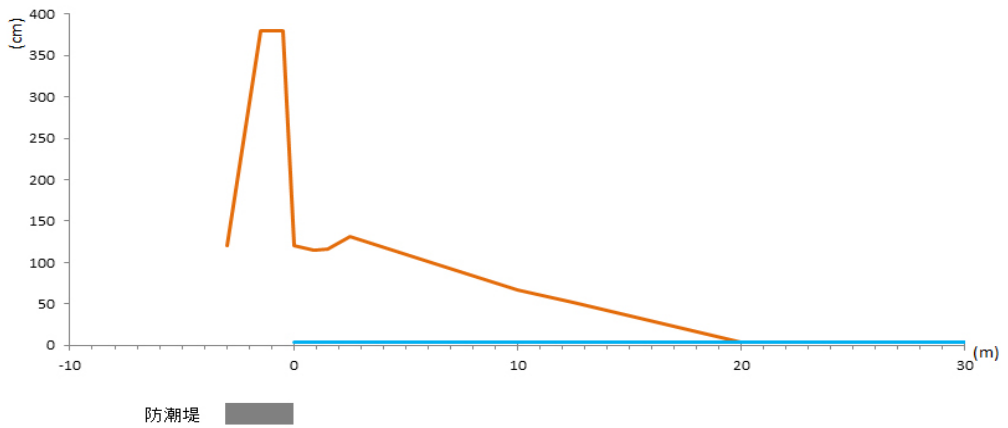


図 13 釜石市根浜海岸（根浜地区）の地形断面図および植生の分布

赤前地先の浅いところにアマモが生育しており、2年前よりは増えているとのことであった。

2) 釜石市根浜海岸

漁船による現地調査では、ライン上でアマモの生育は確認できなかった。根浜漁港および室浜漁港付近の岸よりではアマモの生育を確認した。また根浜漁港では漂着したアマモを確認した。ヒアリングによれば、砂浜海岸の地先では



図14 釜石市根浜海岸（根浜地区）におけるタコノアシ出現地点。国土地理院地形図を基図に使用

波浪による砂の移動があるためアマモが定着していない。砂州の付近にはもともとアマモは少なく、室浜、根浜漁港周辺の岸よりで津波の被害から免れた場所にアマモやスゲアマモが残っており増えてきているとのことであった。

3) 陸前高田市小友浦

漁船による現地調査では、旧干拓地内の底質は干拓地造成に使われたと思われる5～10 cm程度の大きさの石が敷き詰められた状態となっており、表面にカキとムラサキイガイ、アオサが付着していた。小友浦干潟の岸で、漂着したアマモを確認した。ヒアリングによれば、小友浦の地先は砂がないのでアマモは生育していない。米崎半島の東西の岸よりにアマモが残存しているが、震災前の密生した状態には程遠いとのことであった。

4. 魚類調査結果

1) 各調査地点の環境

各調査地点の環境について表3に示す。いず



図15 根浜海岸後背地の湿地



図16 根浜海岸後背地のタコノアシ

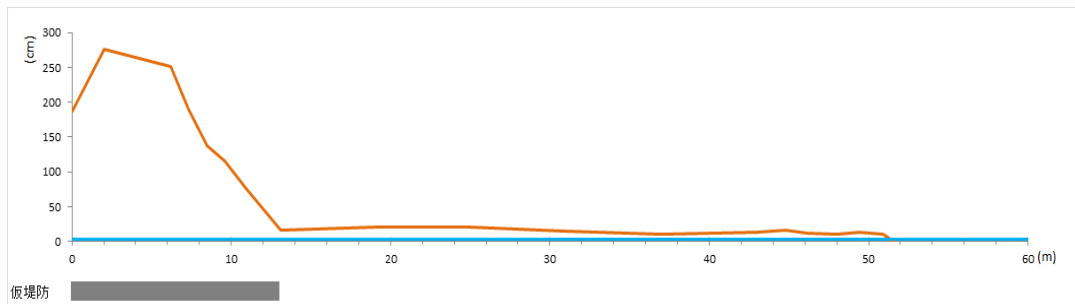


図17 陸前高田市小友浦の地形断面図

れの地点も概ね淡水域であったが、最も値が高かった陸前高田市小友の調査地点8は、海域による背水および流入があったと考えられる。

2) 各調査地点の採捕魚

総採捕種類数は種レベルのみとすると6科10種類（岩手県内在来種の約3割）で、ハゼ科が多い（表4）。総採捕個体数が最も多かったのは、ハゼ科のウキゴリ51個体でウキゴリ

類の採捕個体数が突出して多かった。次に、採捕種類数が最も多かった場所は調査地点9で、6種類が採捕され、その内訳はほとんどハゼ科魚種であった。さらに、採捕個体数が多かった調査地点は34個体の調査地点9で、ウキゴリ類が優占していた。

3) 採捕魚の生活環と希少性

採捕魚を、表5に示す生活環によって分類し

表3 各調査地点の環境

調査地点	調査日	市町村名	天候	河川幅(m)	水深(m)	EC(mS/m)	水温(°C)	底質
1	9月23日	宮古	曇	3.1	0.14	7.41	19.5	砂・石
2	9月23日	宮古	曇	1.1	0.1	9.47	16.9	砂・泥・石
3	9月23日	宮古	曇	1.1	0.18	8.07	17	砂・泥・石
4	9月23日	宮古	曇	1.8	0.16	4.74	15.1	砂・石
5	9月24日	釜石	晴	2	0.06	40.2	15.5	砂・石
6	9月24日	釜石	晴	1.8	0.25	28.8	13.9	砂・石
7	9月24日	釜石	晴	1.8	0.13	19.89	13.7	砂
8	9月24日	陸前高田	晴	1.4	0.14	105.1	19.4	砂・泥
9	9月24日	陸前高田	晴	1.7	0.1	24.3	21.8	泥・石
		平均値		1.8	0.14	27.55	17.0	
		最大値		3.1	0.25	105.10	21.8	
		最小値		1.1	0.06	4.74	13.7	

表4 各調査地点における採捕魚

科名	和名	学名	調査地点									総計		
			津軽石川河口部				根浜海岸			小友浦				
			1	2	3	4	5	6	7	8	9			
ウナギ	ニホンウナギ	<i>Anguilla japonica</i>						1	1					2
コイ	フナ属	<i>Carassius sp.</i>											1	1
	ウグイ	<i>Tribolodon hakonensis</i>		2	1									3
ドジョウ	ドジョウ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>		1	2									3
サケ	サクラマス(ヤマメ)	<i>Oncorhynchus masou masou</i>	1			1								2
カジカ	カジカ小卵型	<i>Cottus reinii</i>	2											2
	カジカ属	<i>Cottus sp.</i>					1							1
ハゼ	マハゼ	<i>Acanthogobius flavimanus</i>		1			1					1		3
	マハゼ属	<i>Acanthogobius sp.</i>											10	10
	チチブ	<i>Tridentiger obscurus</i>										3	3	6
	スミウキゴリ	<i>Gymnogobius petschiliensis</i>						24	2			2		28
	ウキゴリ	<i>Gymnogobius urotaenia</i>	1	6	27							17		51
	ピリンゴ	<i>Gymnogobius breunigii</i>					13	3						16
	ウキゴリ属	<i>Gymnogobius sp.</i>	4	2			1	5	27					39
	採捕種類数		4	5	3	1	4	4	3	1	6	14		
	採捕個体数		8	12	30	1	16	33	30	3	34	167		

たところ、表6のようになった。すなわち、生活環の一時期を海域で過ごす種類が最も多かった。次に、絶滅の恐れがある希少種については、環境省レッドリスト（2013年版）の記載種としてニホンウナギ、サクラマス・ヤマメ、カジカ小卵型、スミウキゴリの4種類を、岩手県レッドリスト（2013年版）の記載種としてカジカ小卵型、チチブの2種類をそれぞれ確認した。

5. 鳥類調査

現地調査および文献調査により調査3地区の

水域に依存する鳥類（主に水禽類）は9科50種である（表7）。宮古湾、根浜海岸では、干潟に飛来するシギ類が観察された。小友浦では石浜干潟であるためシギ類の飛来は観察されていない。ガンカモ類は、淡水カモ、海カモの両種が観察された。特に広田湾ではコクガンが越冬し、小友浦付近でも群れが確認された。

6. 復興事業調査

1) 宮古市津軽石川河口

金浜地区は、現在の防潮堤を10.4 mにかさ

表5 生活環による淡水魚のグループ分け

区分	定義	主な種名	
一次的淡水魚	一生を淡水域で生活する	コイ、ナマス、ドジョウなど	
純淡水魚	二次的淡水魚	一生を淡水域で生活するが、海でも生活が可能	メダカ、カダヤシなど
	陸封型淡水魚	元来は海産魚であるが、生活環の一部で汽水域または淡水域に入る	カワヨシノボリ、ハナカジカ、エソトミヨなど
降河回遊魚	生活環の大部分を淡水域で生活し、産卵のために海へ降下する	ウナギ、ヤマノカミ、カマキリなど	
通し回遊魚	I型	産卵時期にだけ川に溯上し、海への降下が孵化直後におこる	シシャモ、ワカサギ、シロウオなど
	II型	産卵時期にだけ川に溯上し、海への降下が一定期間の淡水生活後に稚魚期におこる	カラフトマス、イトヨなど
	III型	産卵期以前の未成熟期に川へ溯上し、海への降下が一定期間の淡水生活後に稚・幼魚期におこる	サクラマス、マルタウグイなど
両側回遊魚	産卵のためではなく、生活環のある一定の発育段階で海から川へ溯上し、ほとんどの期間を川で生活する	アユなど	
周縁性淡水魚	汽水性淡水魚	元来は海産魚だが、河口の汽水域で生活する	マハゼなど
	偶来性淡水魚	元来は海産魚だが、一次的に淡水域に侵入する	ボラ、スズキなど

水野信彦・後藤晃編(1987)

表6 採捕魚の希少性と生活環境

科名	和名	学名	岩手県RL	環境省RL	生活環
ウナギ	ニホンウナギ	<i>Anguilla japonica</i>		EN	降河回遊魚
コイ	フナ属	<i>Carassius</i> sp.			-
	ウグイ	<i>Tribolodon hakonensis</i>			純淡水魚
ドジョウ	ドジョウ	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>			純淡水魚
サケ	サクラマス(ヤマメ)	<i>Oncorhynchus masou masou</i>		NT	溯河回遊魚
カジカ	カジカ小卵型	<i>Cottus reinii</i>	D	EN	両側回遊魚
	カジカ属	<i>Cottus</i> sp.			-
ハゼ	マハゼ	<i>Acanthogobius flavimanus</i>			汽水性淡水魚
	マハゼ属	<i>Acanthogobius</i> sp.			-
	チチブ	<i>Tridentiger obscurus</i>	D		両側回遊魚
	スミウキゴリ	<i>Gymnogobius petschiliensis</i>		LP	両側回遊魚
	ウキゴリ	<i>Gymnogobius urotaenia</i>			両側回遊魚
	ピリンゴ	<i>Gymnogobius breunigii</i>			両側回遊魚
	ウキゴリ属	<i>Gymnogobius</i> sp.			-
6科10種類(種レベルのみ)			2種	4種類	

上げし、その幅は約 44 m となる。一部で海側にせり出し浜が失われる。赤前地区は、現在の防潮堤が 10.4 m にかさ上げされ、幅は約 3 倍になるが、海側には拡張しない。そのため、現在の砂浜は保全されると思われる。津軽石川河口では堤防が 10.4 m にかさ上げされ、水門が建設される。(図 18)。

2) 釜石市根浜海岸

片岸地区では、前面に防潮堤(高さ 14.5 m 幅 68 m)、鶴住居川河口に水門が建設される(図 19)。根浜地区は、従前の砂浜を復旧させるため、防潮堤高は現行のまま(T.P. + 5.6 m)とし海岸部にレクリエーション施設用地を設ける計画である(図 20)。

表 7 調査地で観察された鳥類(主に水禽類)

目名	科名	種名	津軽石川河口	根浜	小友浦
カイツブリ	カイツブリ	ハジロカイツブリ			○
		ミミカイツブリ	●		○
		カンムリカイツブリ	○●	○●	○●
		アカエリカイツブリ	○	○	
ペリカン	ウ	ウミウ	●	●	○●
		ヒメウ			○
コウノトリ	サギ	ダイサギ			○
		チュウサギ		○	
		コサギ		●	○
		アオサギ	●	●	○●
カモ	カモ	オオハクチョウ	○		
		サカツラガン	○		
		コクガン	○		○●
		マガモ	●	●	○●
		カルガモ	●	●	○●
		ヨガモ			○●
		ヨシガモ			○
		ヒドリガモ	●	●	○●
		オナガガモ	●		○●
		ハシビロガモ		●	○●
		ホシハジロ			○●
		キンクロハジロ		●	●
		スズガモ	●	●	○
		ホオジロガモ	●	●	○●
		シノリガモ	○●	○	
		オシドリ		○	
		ウミアイサ	○●	○●	○●
カワアイサ	○	○			
タカ	タカ	ミサゴ	○●	○●	○●
		トビ	○●	○●	○●
		ノスリ	○●	○●	○●
		ハヤブサ	○	○	○●
ツル	クイナ	オオバン	○●	○●	○●
		チドリ	○●	○●	○●
チドリ	カモメ	セグロカモメ			○
		オオセグロカモメ	●	●	○●
		ワシカモメ	●	●	
		ウミネコ	●	●	●
	シギ	コチドリ	○		
		イカルチドリ	○		
		シロチドリ	○	○	
		メダイチドリ	○		
		トウネン	○	○	
		イソシギ	○●	○	
ソリハシシギ	○				
キアシシギ	○	○			
ホウロクシギ	○				
ツルシギ	○				
タシギ	○				
タカアシシギ		○			

現地調査● 文献調査○

3) 陸前高田市小友浦

小友浦地区では、現在の仮堤防の内側に高さ12.5 m 幅約 50 m の防潮堤が整備される。また、陸前高田市震災復興計画では、干拓地を干潟に再生し、前浜の形成と干拓堤防の整備を促進する計画となっている（図 21）。

V. 考察

1. 地形

東日本大震災による津波で地形は大きく変化

したが、震災以降 2 年 9 ヶ月を経過し、自然の営力により少しずつ変化している。今後、復興事業により大型の防潮堤が建設され、砂浜の形成など地形に影響が与えられる可能性があるため、建設時や建設後の地形変化について継続して調査する必要があると考える。

2. 植生

砂浜・干潟側では宮古湾の津軽石川左岸の砂浜は、岩手県ではほとんど確認されない塩性湿地であり、大変貴重であり、保護すべき立地で



図 18 津軽石川河口復興計画。撮影・提供：アジア航測（株）



図 19 根浜海岸、片岸地区。復興計画。撮影・提供：アジア航測（株）



図 20 根浜海岸根浜地区復興計画. 撮影・提供：アジア航測（株）

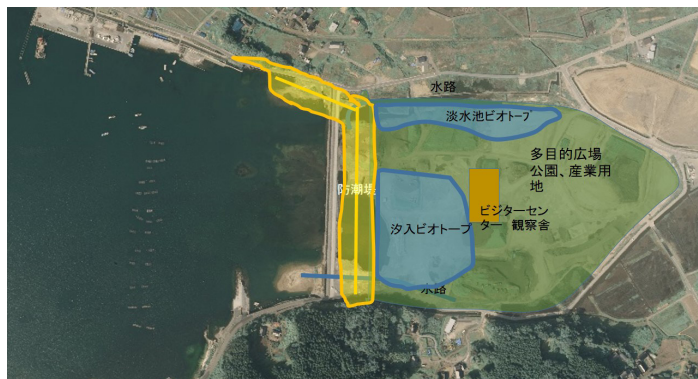


図 21 小友浦復興計画. 撮影・提供：アジア航測（株）

ある。また、根浜海岸の旧鶴住居川河口の砂浜は、幅や面積が比較的大きく、今後の更なる再生が期待できる。三陸沿岸では砂浜が大きく面積・数ともに減少している現状を鑑み、海浜性植物の新たな生育地として保全していく場所とすべきであると考え。

防潮堤後背地は、根浜と小友で調査を行った。いずれの場所でも絶滅危惧種であるタコノアシやミズアオイが確認された。今後、これらの植物がそれぞれの土地で存続できるような土地利用計画が作成されることが望ましい。

3. アマモ場

宮古湾、大槌湾の調査地はアマモの生育地域となっており今回の調査でも生育は確認することができた。宮古湾では回復しつつある兆しが

あるが、大槌湾、広田湾では地盤沈下や底質の変化などにより生育環境が変化している可能性がある。長期的にモニタリングを続ける必要がある。

4. 魚類

沿岸域を流れる小河川は、通し回遊魚の生息域として地域の個体群の維持に寄与していると推察されることから、施工の際は、通し回遊魚の移動経路（海水域－淡水域）の確保に努める必要がある。他方で、三陸沿岸部の小河川に生息する純淡水魚は、生殖的隔離がすすんでいる可能性がある。今後、このような小河川で純淡水魚の生息数増加がみられたならば、自然分布であることを確認したうえで、地域個体群として保全してゆく必要があるだろう。なお、希少

種であるニホンウナギとカジカ（小卵型）は、一部の小河川でのみ採捕されていることから、これら小河川の環境改変を行う場合は、積極的に保全策を講じる必要があるだろう。

5. 鳥類

岩手県内の太平洋岸は海食崖やリアス海岸などで砂浜や干潟は少なく、津波により従前より減少しており、大規模な渡来地ではないが渡り鳥の中継場所としての価値は高く貴重な存在となっている。今回の調査でもわずかな面積の干潟にもかかわらずシギ類が利用していることが確認できた。根浜海岸で観察されたシギ類の多くは、津波により生成した干潟で観察されている。今後防潮堤などの建設により生成した干潟は消滅することとなるため、何らかの保全対策を講ずる必要がある。

VI. 今後の復興事業への提案

1. 津波により再生した自然環境の保全について

津波により再生した自然環境が復興事業により消滅する事例は多くの場所で発生している。多くの場合、事業は希少種などの生育地を回避することはなく、なんらの対策もとられないか、他の場所に移植する代償による保全対策が行われることが多い。

防潮堤の建設が決まっているが内陸の土地利用は詳細まで決まっている事例は少なく、公園やビオトープとして自然環境を保全できる可能性がある。また、防潮堤建設などで失われる再生した希少種などの保全対策については、仮移植先を将来の公園用地等に求めることにより、将来にわたりビオトープとして残すことができる可能性がある。

2. 中小河川への配慮

海と陸を結び、つながりを作るものは河川である。中小河川は十分な環境調査が行われないうまま工事が行われ、海と陸のつながりが切れて

しまうことがある。三陸のリアス海岸では、大河川は少なく、太平洋に突き出した半島に無数の小さな浜と小さな集水域を持った沢があり小さいがひとつのまとまりのある生態系を形成している。岩手県内の三陸沿岸では、これらの中小河川に配慮することが必要であり重要であると考えられる。

3. 宮古市津軽石川河口

宮古湾の金浜地先に岩手県内では希少な塩性植生が見られる。防潮堤はほぼ現在の堤防の位置に建設されるが一部で海側にせり出す計画となっているため、海側への張り出しを最小限とし、塩性湿地へのダメージを最小限とする必要がある。赤浜地先では、後背地の公園用地内の一部にビオトープを整備することが期待される。防潮堤建設の際の水路整備について配慮が必要である。

4. 釜石市根浜海岸

1) 片岸地区

防潮堤の建設により再生した干潟のほとんど消滅する。土地利用計画では、鶴住居川よりの堤防内側は公園整備エリアとなっているため、このゾーン内に干潟の一部を残すことが可能と考えられる。ビオトープ池として干潟を残し、隣接して淡水池を作ることによって多様な生物の生息地を作ることが可能となる。この場合、堤防建設時の仮設工事などで残存する部分の干潟を壊さず、希少種等の保全地として残す配慮が必要である。

2) 根浜地区

根浜地区で考えられる土地利用計画案としては、1) 全域を現在のままの状況を活かしたビオトープとする、2) 水田として復田する場合は、その一部に現在の生育環境を保全したビオトープを作成するなどが考えられる。ビオトープとする場合はタコノアシが耕起や刈り取りなどの管理が行われていることが生育条件であるとき

れるため(米村 2013), 管理放棄することなく刈り払いなどの管理を続ける必要があるであろう。

5. 陸前高田市小友浦

小友地区では, 現在残存している干拓地北側の水路およびその周辺の湿地をともに保全していくことが望ましい。現在は, 植物だけでなく, 水鳥の利用も確認されており, 生き物たちにとって良好なハビタットとして成立している。この土地は, 元住宅地であった立地であるため, 今後の復旧工事で開発対象となることが考えられる。このため, 南側に池や湿地を造成することが考えられる。一帯を整備する場合には水路の南側に新たにビオトープなどを造成し, 現在の湿地に存在する種を移植することが考えられる。水路南側は以前から原野であったようなので, より可能性が高いであろう。これらの造成にあたっては, 現在ある水路を上手に活用することで, 水の供給を十分に受けられるようにすると効率であろう。また湿地だけでなく, 開放水域も設けることで野鳥の生息地としても有用なものになるであろう。比較的大きな面積を有したビオトープとして整備されることが望ましい。さらに, このビオトープに砂浜を創生し内陸干潟として整備することも検討する必要がある(図 24)。

VII. おわりに

本研究では, 震災後 2 年を経過した時点における 3 地区の自然環境の現状を把握した。現在各調査地およびその周辺では本格的な復興事業が始まっている。堤防, 樋門, 水門などが建設され, 後背地の農地のかさ上げ等の復興事業が実施される予定となっており, 自然環境は大きく変貌するものと思われる。今回の調査で設定した調査ラインは, 今後継続的に調査を行うための第 1 歩として位置づけており, 復興後も

長期的な環境モニタリングを行うこととしている。

謝辞

本研究を行うにあたり, 環境省三陸復興国立公園大船渡自然保護官事務所, 岩手県復興局アジア航測株式会社山根幸伸氏, 佐々木虎男氏熊谷政之氏からご助言ご協力, 資料提供等をいただき調査を遂行することができた。

文献

- 岩手県 2001. 「野生生物目録(03 脊椎動物)」http://www.pref.iwate.jp/dbps_data/_material/_files/000/000/012/992/seibutsu_mokuroku_03.pdf
- 岩手県 2013. 「岩手県レッドデータリスト(植物)」http://www.pref.iwate.jp/dbps_data/_material/_files/000/000/002/904/01shokubutsu.pdf
- 岩手県 2013. 「岩手県レッドデータリスト(淡水魚類)」http://www.pref.iwate.jp/dbps_data/_material/_files/000/000/002/904/06tansuigo.pdf
- 岩手県河川課 2012. 「重要種等確認位置図」。
- 環境省 2008. 「第 7 回自然環境保全基礎調査報告書」。
- 環境省 2011. 「平成 23 年度モニタリングサイト 1000 磯・干潟・アマモ場・藻場調査報告書」http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/pdf/h23_coasts_and_shallow_seas.pdf
- 環境省 2012. 「第 4 次レッドリスト(植物 I (維管束植物))」。
- 環境省 2012. 「モニタリングサイト 1000 沿岸域調査(アマモ場)速報」。
- 環境省 2013. 「第 4 次レッドリスト(汽水・淡水魚類)」。
- 環境省 2013. 「平成 24 年度東北地方太平洋沿岸地域自然環境調査等業務報告書」。
- 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海編 2001. 「山溪カラー名鑑日本の淡水魚」山と溪谷社。
- 気象庁. 「過去の地震・津波被害」<http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/higai/higai-1995.html> (2013.8.21 閲覧)
- 国立公園協会 2012. 「東日本大震災による東北地方太平洋沿岸域の重要湿地の被害概況調査報告書」。
- 松沢陽士・瀬能 宏編著 2008. 「日本の外来魚ガイド」文一総合出版。
- 水野信彦・後藤 晃編 1987. 「日本の淡水魚—その分布

- 変異種分化をめぐる」東海大学出版会.
- 宗原弘幸・後藤 晃・矢部 衛 2011. 「カジカ類の多様性―適応と進化―」東海大学出版会.
- 中坊徹次編 2013. 「日本産魚類検索第三版」東海大学出版会.
- 陸前高田市 1997. 「陸前高田市史 第9巻産業編(上)」.
- 陸前高田市 2011. 「陸前高田市震災復興計画」.
- 陸前高田市 2012. 「小友浦地区自然再生可能性検討調査事業報告書」.
- 瀬能 宏・矢野維幾・鈴木寿之・渋川浩一編著 2004. 「決定版日本のハゼ」平凡社.
- 高野伸二 1982. 「フィールドガイド日本の野鳥」公益財団法人日本野鳥の会.
- 山田陽巳 2012. 独立行政法人水産総合研究センター 第10回成果発表会「地震・津波が海洋環境と水産資源に与えた影響」<http://www.fra.affrc.go.jp/topics/250220/presen5.pdf> (2013.9.2 閲覧)
- 米村惣太郎 2013. 絶滅危惧植物タコノアシの保全と再生に関する生態学的研究. 清水建設研究報告 90 : 157-166.

Studies on the conservation of ecosystem of estuarines, tidal flats, seaweed beds along Sanriku Coast

SHIBUYA Kotaro, SHIMADA Naoaki and SUZUKI Masaki

The Sanriku coast in Iwate Pref. suffered serious damage by the tsunami by the East Japan great earthquake disaster that occurred on March 11, 2011. This study set the investigation line which led to the land from the sea in the Gulf of Miyako, Ohtuti, Hirota and investigated the topography, vegetation, fish.

The topography which is an ecosystemic base greatly changes by the tsunami of the East Japan great earthquake disaster and changes little by little now. About the beach vegetation, halophytes such as *Glaux maritima* L. var. *obtusifolia* were confirmed in Tsugaruishi river tideland. Endangered species such as *Monochoria korsakowii* and *Penthorum chinense* were confirmed in the inner landside. The fish had many consecutive wandering fish which used a sea area as some biotope. Present part of the eco-tone of the Sanriku coast was grasped by this study. In addition, We performed the suggestion to the future reconstruction contracts based on these results from the situation of the natural environments maintenance.

環境音を利用したヤンバルクイナの新たな生態調査手法への 取り組み

ヤンバルクイナ生態保全グループ
藏屋英介¹・野口健太郎¹・神里志穂子¹

ヤンバルクイナの生息域の縮小は、生息域の音環境も大きく変化したからではないかという仮説をたて、現在の生息域における音環境を調査・解析し、音環境とヤンバルクイナの生息域の因果関係について調査を行った。環境音とヤンバルクイナの鳴き声頻度を解析した結果、環境音の静かな地域では、一日を通し活発にヤンバルクイナの鳴き声が観測され、車の往来により日中の環境音が上昇する地域では、鳴き声頻度が全く見られなかった。やんばるの森の環境音は、年間を通しダイナミックに変化・推移しヤンバルクイナの生態と密接に関わっている。環境音を数値化することで、車の走行音等に起因する環境音の上昇がヤンバルクイナの活動に影響を及ぼすことが推察された。特に森林性で飛翔力がなく鳴き声によるコミュニケーションが非常に重要なヤンバルクイナにとって、環境音の保全が重要である。

1. はじめに

沖縄本島やんばる地域の固有種であり、天然記念物でもあるヤンバルクイナ (*Gallirallus okinawae*) は、1981 年の発見当初から個体数が少なく、その後も激減して絶滅の危機にある。1985 年の環境省の生息状況調査では、約 1800 羽と推定されたが、2004 年から 2006 年に山階鳥類研究所が行った調査によると、その生息個体数は 1000 羽前後と推定されており (尾崎ほか 2006)、環境省レッドリストでは、絶滅の危険性が極めて高い IA 類として記載されている (環境省 2012)。個体数減少の要因としては、ヤンバルクイナを捕食するジャワマングース (以下、マングース) や野生化したノネコの生息域の拡大などがあげられるが (嘉数 2006、環境省 2008)、その他にも交通事故の件数も急激に増加している (藏屋ほか 2010)。これらの要因に対し、マングースの駆除や、ロードキル

システムの開発など、様々な保護対策が行われている。

筆者らは、保護対策を効果的に進めていくために、ヤンバルクイナの生息状況を広範囲で長期的に把握する必要があると考える。これまで、人が直接やんばるの森で調査を行い、ヤンバルクイナの生息状況や個体数を確認してきたが、ヤンバルクイナは日本で唯一飛翔力がなく、人が調査しにくい森林に生息しているため、一般の鳥類のような目視での確認が難しく、生息場所や長期間の継続的な調査は困難を極めていた。そこで我々は、ヤンバルクイナの鳴き声に注目し、NPO 法人「どうぶつたちの病院」などの協力を得て、鳴き声の録音データから通年を通してヤンバルクイナの生息状況の調査に着手している (宇根ほか 2012a)。ヤンバルクイナの鳴き声を解析する中で、同種のコミュニケーションには、生息域の環境音が非常に重要であ

¹: 沖縄工業高等専門学校
2013.12.10 受付, 2016.1.7 公開

ることが徐々に明らかとなってきた。やんばるの森の環境音を解析したところ、図1に示すように、2.0～3.5 kHzに空いた周波数帯があり、ヤンバルクイナはこの周波数帯に強い鳴き声を発してコミュニケーションを取っていることが明らかとなった。また、環境音を調べていくうちに、やんばる特有のスコールのような雨の日や、自動車の走行音はこの周波数帯をつぶしてしまうこともわかってきた（宇根ほか2012b, 2012c）。これまで、音環境から自然保護を行う取り組みは極めて少なく、特に森林性で飛翔力がなく鳴き声によるコミュニケーションが非常に重要な鳥類も希少であり、それゆえ保護対策が遅れているといっても過言ではない。そこで本研究では、ヤンバルクイナにとって生息域の音環境が非常に重要であり、ヤンバルクイナの生息域の縮小は、生息域の音環境も大きく変化したからではないかという仮説のもと、現在の生息域における音環境を調査・解析し、音環境とヤンバルクイナの生息域の因果関係について調査を行うことを目的とした。

II. 調査方法

ヤンバルクイナが生息するやんばるの森は、沖縄県の本島北部に位置している。図2にこれまでの調査によって明らかにされてきたヤンバルクイナの生息域の変化を示す。1985年頃には、国頭郡大宜味村塩屋～東村のラインが南限であったが、マングースや野生化したノネコの生息域の拡大にともない年々北上し、2003年には国頭郡国頭村辺土名～安波地区のラインにまで北上したとされている。環境省による2008年のプレイバック調査により、ヤンバルクイナの生息個体数は1000羽前後と推定されている。2008年の調査において、これまで生息が確認できなかった大宜味村の北部の山中でも生息が確認されたが、依然として大宜味村と東村での生息確認数は非常に少なく、分布域も連続していないので、まだ安定して生息しているとはいえない状況にある。一方、沖縄県国頭村与那～安田に向かう県道2号、沖縄県国頭村安田～楚州に向かう県道70号沿線は、ヤンバルクイナの生息密度が高く、特に安田～楚州に

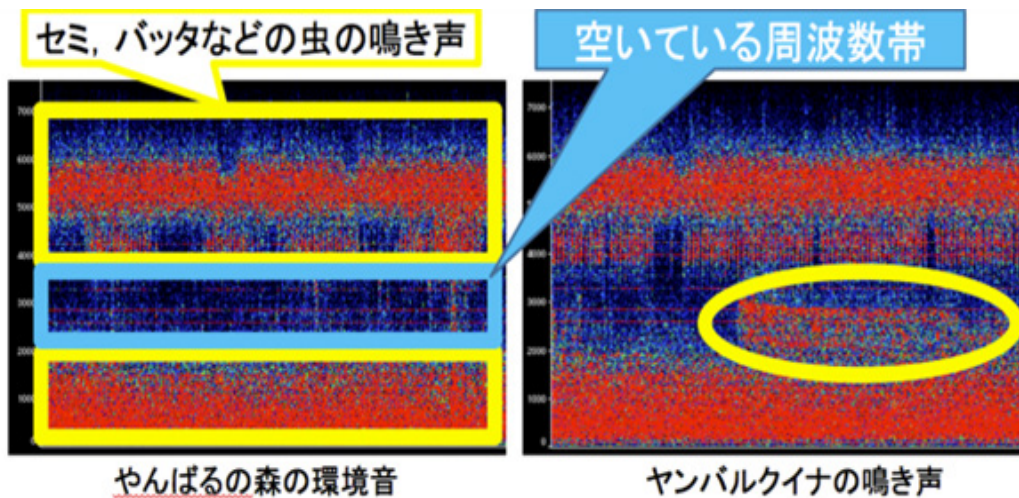


図1 やんばるの森とヤンバルクイナの鳴き声の周波数スペクトル。縦軸に周波数、横軸に時間変化を示している。色が黒いほどその周波数の強度が低く、赤色になるほど強度が強いことを示している。やんばるの森の周波数スペクトルを解析したところ、やんばるの森には2.0～3.5 kHzに空いた周波数帯があり、ヤンバルクイナはこの周波数帯に強い鳴き声を発してコミュニケーションを取っている

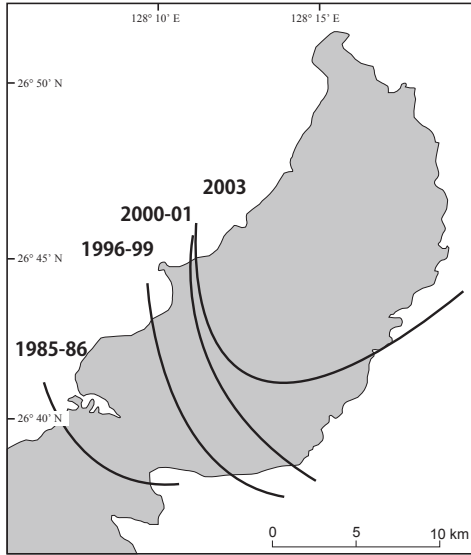


図2 ヤンバルクイナの生息域の変化。(財)山階鳥類研究所の資料をもとに作図

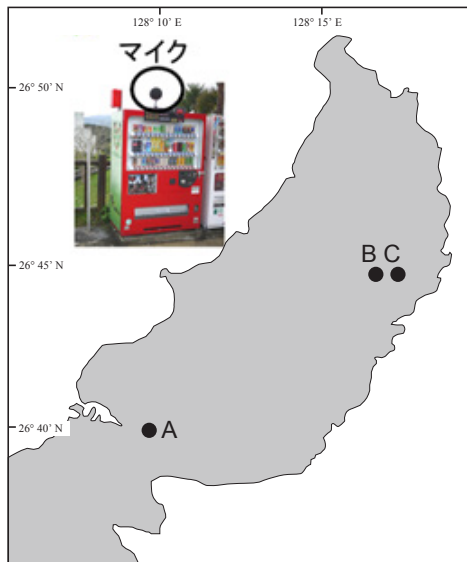


図3 定点での録音と録音方法。A：大宜味村字田港 大保ダム。B：沖縄県国頭村安田。C：沖縄県国頭村安田 普久川ダム

向かう県道70号沿は、早朝や夕方には多くのヤンバルクイナが路上に現れ、年間を通してヤンバルクイナの鳴き声を耳にするとともに、ヤンバルクイナの交通事故多発地点でもあり(蔵屋ほか2010)、生息密度が非常に高い。本研究

表1 環境音調査地点の位置

録音地点	地名	北緯	東経
①	国頭郡大宜味村	26°42'6"	128°7'13"
②	沖縄県国頭郡国頭村与那	26°46'1"	128°12'16"
③	沖縄県国頭郡国頭村奥	26°49'57"	128°16'53"
④	沖縄県国頭郡楚洲地区	26°46'51"	128°19'22"
⑤	国頭村安田地区	26°44'30"	128°17'48"
⑥	国頭村普久川ダム	26°44'35"	128°16'41"
⑦	大宜味村字田港大保ダム	26°38'58"	128°8'50"

では、従来から行ってきた定点での環境音の調査に加え(図3)、2008年の調査結果に基づき、①大宜味村大兼久地区、②国頭村与那地区、③国頭村奥地区、④国頭村楚洲地区、⑤、⑥国頭村安田地区、⑦大宜味村字田港において環境音の測定を行った(表1)。なお、⑤～⑦の地点は、これまで継続して行ってきた定点マイクで、24時間365日録音を行っているところである。沖縄県国頭村与那～安田に向かう県道2号、沖縄県国頭村安田～楚州に向かう県道70号沿線を中心に環境音を測定するとともにこれまでの調査による生息数との対応をはかった。さらに本調査では、これまでの定点のほか、新たに林道域などにおいても環境音の調査を行った。今回、新たに追加した録音地点は、ヤンバルクイナの個体数が多い地域④と少ない地域①、その中間の地域②、③の3ヶ所である。

環境音調査に、使用した機材を表2に示す。⑤～⑦の3ヶ所の定点では、Audio-Technica社製マイクAT9944ならびにOLYMPUS製リニアPCMレコーダーLS-11にモノラル、サンプリング周波数44.1kHzとしてSDカードに録音した。新たに追加した録音地点では、季節ごとにAudio-Technica製ステレオマイクロホンAT9940ならびにOLYMPUS社製リニアPCMレコーダーLS-11を一定時間設置し、ステレオ、サンプリング周波数44.1kHzとしてSDカードに録音した。特に、ヤンバルクイナの個体数が多い地域③～⑥では、質の良い音データを

表2 音環境の調査に使用した機材と環境音の解析ソフトウェア

	型番等	メーカー名等	備考
録音機器	リニア PCM レコーダー LS-11 リニア PCM レコーダー LS-100	OLYMPUS	定点録音, 調査録音
マイク	モノラルマイクロホン AT9944 ステレオマイクロホン AT9940 ステレオマイクロホン AT8022 ウィンドジャマー RY-WSKIT3	Audio-Technica " " RYCOTE	定点録音 調査録音 調査録音 調査録音
解析ソフトウェア	声門 Ver0.971 Raven Pro Ver.1.4	フリーソフトウェア Cornell Lab of Ornithology	簡易的なスペクトルの視覚化 スペクトル解析

取得するために、Audio-Technica 製 ステレオマイクロホン AT8022 に RYCOTE 製のウィンドジャマー RY-WSKIT3 を使用し、OLYMPUS 製 リニア PCM レコーダー LS-100 を使用してステレオ、サンプリング周波数 44.1 kHz として SD カードに録音した。なお、いずれの音データも WAV 形式で保存し、解析に使用した。環境音の周波数スペクトルによる簡易的な視覚化には、フリーソフトウェアである声門 Ver0.971 を使用し、詳細な周波数解析には、Raven Pro Ver.1.4 (Cornell Lab of Ornithology) を使用した。環境音の数値化には、独自に開発した解析ソフトウェアを使用し、環境音の数値化とヤンバルクイナの鳴き声検出を行った (宇根ほか 2012a, 2012b, 2012c, 2012d)。

Ⅲ. 環境音の数値化とヤンバルクイナの鳴き声検出

これまでの研究で、長期間にわたって定点観測している音データを解析したところ、やんばるの森には 2.0 ~ 3.5 kHz に空いた周波数帯があり、ヤンバルクイナはこの周波数帯の間の 2.5 ~ 3.2 kHz に強い鳴き声を発してコミュニケーションを取っていることが明らかとなっている。本研究では、ヤンバルクイナにとって生息域の音環境が非常に重要であると考え、定点観測や現地調査における環境音からヤンバルクイナ生息域での音環境の特徴を解析し、ヤンバルクイナがコミュニケーションに使用している

とされる周波数帯について、強度、生息環境における鳴き声頻度などの解析を行った。

1. 環境音の数値化

本研究では、環境音とヤンバルクイナの鳴き声の関係を明らかにするために、ヤンバルクイナの鳴き声と同じ 2.5 ~ 3.2 kHz の周波数帯の音量に対し、30 分毎に環境音の平均をとることで、季節や時間ごとの環境音の特徴を数値化することとし、図 4 に示す流れで環境音の数値化を行った。サンプリング周波数 44.1 kHz、量子化ビット 16 ビット、モノラルで録音された音データをエッジ周波数 2.5 kHz ~ 3.2 kHz、273 次バンドパスフィルタ処理を行った後、包絡線検波を行い 30 分毎の音の平均値を算出した。サンプリング周波数 44.1 kHz、量子化ビット 16 ビット、ステレオで録音された音データから環境音を数値化する際は、あらかじめステレオデータを平均化してモノラルに変換した後、同様のフィルタ処理により環音を数値化した。

2. ヤンバルクイナの鳴き声検出

現在、録音データからヤンバルクイナの鳴き声を検出するには、人間が実際に録音データを全て聞いて鳴き声を検出する必要があり、データの解析に膨大な時間がかかる問題がある。そこで、録音データからヤンバルクイナの鳴き声を検出し、解析箇所を少なくすることで、解析時間を短縮する手法が求められている。そのため我々はこれまで、鳴き声の特徴を調査し、そ

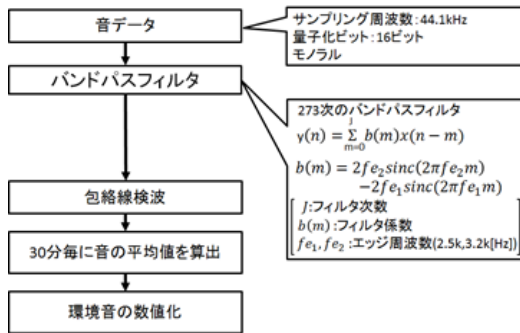


図4 音データからの環境音の数値化の流れ

の特徴を利用した鳴き声検出法を考案してきた(宇根ほか 2012a, 2012b, 2012c, 2012d). 本手法では、環境音が含まれている録音データからヤンバルクイナの鳴き声を検出するために、録音データからヤンバルクイナの鳴き声以外の音を除去し、ヤンバルクイナの鳴き声の特徴と同じ特徴を持った音を鳴き声として検出している. 定点観測や現地調査により録音されたデータは、図5に示す流れでヤンバルクイナの鳴き声の検出を行った. サンプリング周波数 44.1 kHz, 量子化ビット 16 ビット, モノラルで録音された音データをエッジ周波数 2.5 kHz ~ 3.2 kHz, 273 次バンドパスフィルタ処理を行った後、包絡線検波を行い 30 分毎の音の平均値を算出、ゼロクロスカウンットの閾値を決定した. サンプリング周波数 44.1 kHz, 量子化ビット 16 ビット, ステレオで録音された音データから音環境を数値化する際は、あらかじめステレオデータを平均化してモノラルに変換した後、同様のフィルタ処理により環境音を数値化した. ヤンバルクイナの鳴き声が録音されている音データには環境音が含まれており、そのままの音データでは鳴き声を検出することができ

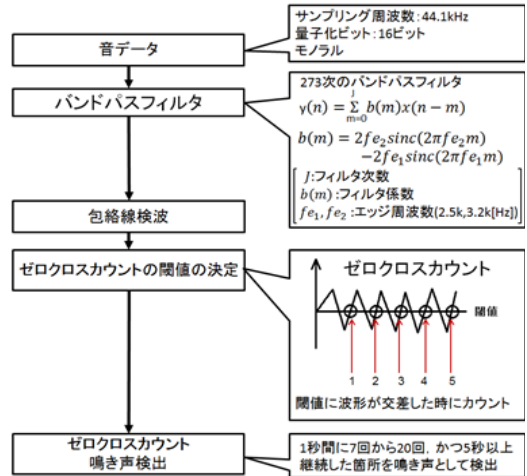


図5 音データからのヤンバルクイナの鳴き声検出の流れ

ないため、2.5 kHz から 3.2 kHz の帯域に鳴き声の強いスペクトルが現れるという特徴を活用し、音データに対して BPF の処理を施し、2.5 kHz から 3.2 kHz の周波数帯を抽出した. BPF で多くの雑音を取り除くことが出来るが、車の騒音や雨の音など、一部の雑音は残ってしまう. 次に、1 秒間に 7 回から 9 回鳴く状態が 5 秒以上継続するという特徴から鳴き声を検出するために、波形の数をカウントする処理を行った. 波形は細かい変動を繰り返すため、録音された音データに含まれた鳴き声をカウントすることはできない. そのため、波形をカウントする前処理として移動平均フィルタにより波形の形をなめらかにした包絡線を検波し、ゼロクロスカウントを行って鳴き声を検出した. ゼロクロスカウントを行う際、環境音をカウントしないよう、平均変化率の値の、正の平均値の 2 倍を閾値として設定し、ゼロクロスカウントを行った. 検出する際、ヤンバルクイナは鳴き声が重なることが珍しくなく、理想的な状態で鳴いているヤンバルクイナが 1 秒間に 7 回から 9 回の波形が 5 秒以上カウントされるのに対し、二つの鳴き声が重なると、カウント数がその倍数になる

ことから、1秒間の鳴き声が7回から20回の状態が5秒以上継続した箇所を鳴き声として検出した。

IV. 調査結果

1. 季節による環境音の変化と鳴き声頻度

図6に国頭村楚洲地区④ならびに定点での録音地点⑤～⑦における2.5 kHzから3.2 kHzの環境音の推移を示す。録音された音データをすべて、3.1節に基づく環境音の数値化処理を行い、30分毎の環境音の平均値を1点として各グラフ3ヶ月間の推移を示している。図6において定常的な値は、各点が重なり合うため濃い赤となり、突発的に環境音が高くなる場合は、同じ値にプロットされる頻度が低くなるため薄い赤となる。図6より年間を通し春（3月から5月）の時期の環境音が最も小さく、夏（6月から8月）から秋（9月から11月）の時期にかけて環境音は大きくなり、また周期的に変動することがわかる。夏から秋にかけては、やんばるの森の昆虫類の活動が最盛期となり、特にセミやバッタ類の鳴き声が周期的に変動することが明らかとなった。冬（12月から2月）の時期も周期的に環境音が増加するが、昆虫類によるものではなく、この時期特有の季節風により周期

的に環境音が増加し、環境音が増加することが明らかとなった。特に12月末から2月中旬にかけては、北東からの季節風が強くとくため、環境音の強度 8.0×10^{-4} を超える日数が非常に多くなっている。国頭村楚洲地区は、ヤンバルクイナの生息密度が高く、一日を通してヤンバルクイナの鳴き声が観測される場所であるが、環境音の強度の定常値は、年間を通し 1.0×10^{-4} 以下であり、環境音が大きくなる場合でも自然の営みによる変化であり、人工的な環境音は極わずかであった。また、ヤンバルクイナの繁殖時期となる3月から5月は、コミュニケーションが非常に重要な時期であり、年間を通しこの時期の環境音が最も小さくなることからヤンバルクイナの生態と環境音が密接に関わっていることが推察される。

図7に国頭村楚洲地区における1月、4月（繁殖期）、9月の2日間にわたる環境音の変化を示す。1月の環境音は、季節風により定常的に環境音が増加し、 4.0×10^{-4} となり4月期の 0.5×10^{-4} と比べ大きな値を示した。また、季節風に加え雨が降る条件では、風雨により $4.0 \times 10^{-4} \sim 19.5 \times 10^{-4}$ に環境音の強度が変化し、ダイナミックに変化することがわかる。

8～9月には、やんばるの森の昆虫類の活動

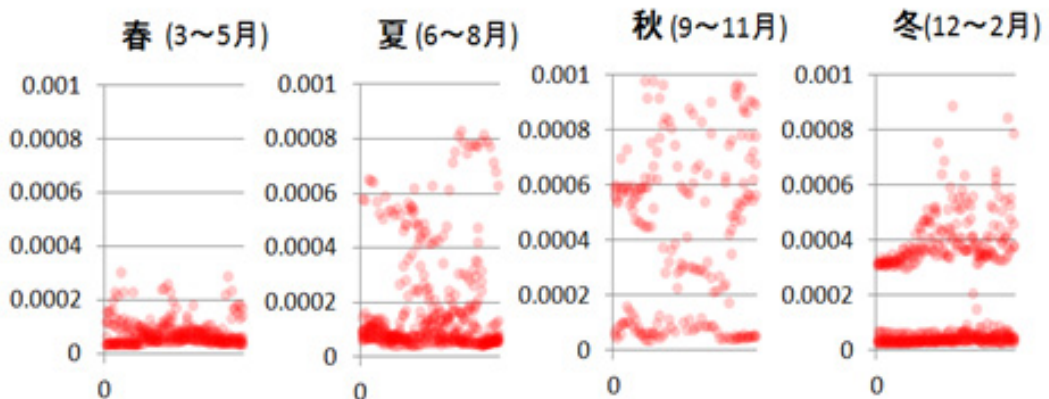


図6 定点での録音データより算出した環境音の推移

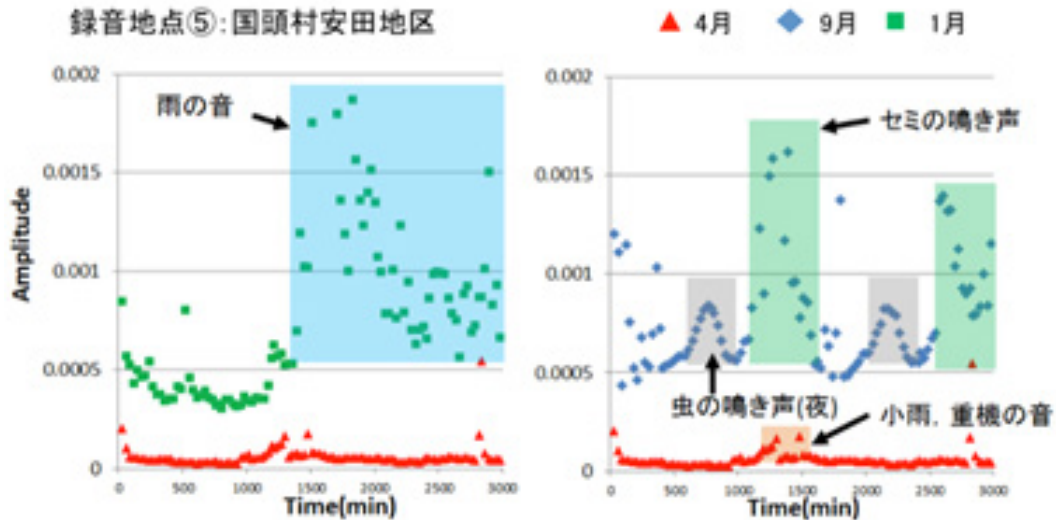


図7 録音地点⑤における環境音の推移

が最盛期となるため、特に9月の夜間から明け方にかけてはバッタ類の鳴き声が、日中はセミの鳴き声により環境音が周期的に変動することがわかる。ヤンバルクイナの繁殖期となる4月は、1日を通して最も環境音が小さく 0.5×10^{-4} 以下となりわずかな重機等の音と小雨による環境音の上昇が見られるだけで非常に静かな状態となることが明らかとなった。

2. 各調査地点における環境音の強度と鳴き声頻度

本研究では、沖縄県国頭村与那～安田に向かう県道2号、沖縄県国頭村安田～楚州に向かう県道70号沿線を中心に音環境を測定するとともに、これまで調査による生息数との対応をはかった。本調査では、これまでの定点のほか、新たに林道域などにおいて音環境の調査を行った。今回、新たに追加した録音地点は、ヤンバルクイナの個体数が多い地域④と少ない地域①、その中間の地域②、③の3ヶ所である。環境音とヤンバルクイナの鳴き声頻度との相関を検討するために、新たに設定した録音地点①～④では、調査時間を各月ごと早朝6時～8時と11時～13時の環境音の積算値と30分あた

りの鳴き声頻度を調査した。ヤンバルクイナの鳴き声頻度は、音データからのソフトウェアによる鳴き声検出に加え、録音データを全て聞き算出した。表3に各録音地点における研究期間(2012年11月～2013年9月)中の環境音の強度の最大、最小値と鳴き声頻度の最大、最小値を示す。録音地点①: 大宜味村大兼久地区は、遠くに車の音が聞こえる程度の静かな環境であった。環境音は、 $2.0 \times 10^{-4} \sim 6.0 \times 10^{-4}$ であり、調査期間中、ヤンバルクイナの鳴き声を確認することはできなかった。録音地点②: 大宜味村大兼久地区は、2003年の山階鳥類研究所の調査で生息域外とされており、依然として大宜味村と東村での生息確認数は非常に少ないことから安定して生息しているとはいえない状況にあることが予想される。録音地点③: 国頭村与那地区は、本道を東西に横断する県道2号と本島を南北につなぐ国道58号の合流地点である。国道58号に近いこともあり、環境音は、 $2.3 \times 10^{-4} \sim 20.3 \times 10^{-4}$ と今回の調査地点で最も高い値を示した。過去に録音地点から500mほど離れた県道2号沿いでヤンバルクイナの交通事故も発生したことがあることから、鳴き声を期待

表3 各録音地点における環境音の強度と鳴き声頻度

録音地点	環境音の強度 Amplitude ×10 ⁻⁴		30分あたりの 鳴き声頻度 (回)		環境音の特徴
	Min.	Max.	Min.	Max.	
①	2.0	6.0	0	0	環境音は静か。遠くの方で車の音が多い
②	2.3	20.3	0	0	車と野鳥の音が多い
③	9.0	12.7	0	1	車、バイクが多く、マイクの近くを通る
④	0.8	6.8	0	36	ヤンバルクイナの鳴き声が多い

表4 国頭村楚州地区における季節ごとの環境音の強度と鳴き声頻度

	環境音の強度 Amplitude ×10 ⁻⁴	30分あたりの 鳴き声頻度 (回)	環境音の特徴
2013年3月	6.8	36	ヤンバルクイナの鳴き声が多い
	6.4	14	
2013年4月	0.6	8	野鳥, ヤンバルクイナの鳴き声が多い
	0.5	1	
2013年5月	0.8	1	野鳥の鳴き声が多い
	1.0	0	
2013年6月	0.9	3	野鳥, 虫の鳴き声が多い
	1.0	7	
2013年9月	5.6	1	夜から明け方には虫の鳴き声, 日中セミの鳴き声が多い
	15.2	0	

したが調査期間中の録音データからヤンバルクイナの鳴き声を検出することができなかった。録音地点③の国頭村奥地区は、国道58号が通り、これまでヤンバルクイナの交通事故が多発し、国道沿いにクイナフェンスを設置するなど保護対策が積極的に行われている地点である。国道沿線ということもあり、車、バイクが多く往来するため環境音の値も大きく、 $9.0 \times 10^{-4} \sim 12.7 \times 10^{-4}$ であった。ヤンバルクイナの生息域ということもあり、時間帯により30分に1回程度鳴き声を検出することができた。録音地点④の国頭村楚州地区は、沖縄県国頭村安田～楚州に向かう県道70号沿線で、ヤンバルクイナの生息密度が高く、早朝や夕方には多くのヤンバルクイナが路上に現れ、年間を通してヤンバルクイナの鳴き声を耳にするとともに、ヤンバルクイナの交通事故多発地点でもある。環境音

は、 $0.8 \times 10^{-4} \sim 6.8 \times 10^{-4}$ で、とくに3～5月の音環境は、調査地点の中で最も低く、録音される音も野鳥や虫の鳴き声と行った自然の営みによるものが大部分を占める環境である。やんばるの鳴き声頻度は、調査期間中も頻繁に確認することができ、最も多く検出された3月では、30分あたり36回検出された。

表4に録音地点④の国頭村楚州地区における季節ごとの環境音の強度と鳴き声頻度を示す。2013年3月の環境音の強度が $6.8 \times 10^{-4} \sim 6.4 \times 10^{-4}$ と高く観測されたが、詳細解析したところ、環境音の上昇は30分あたり14～36回検出されたため、ヤンバルクイナの鳴き声自体が環境音を押し上げた結果であることがわかり、鳴き声が検出されていない録音箇所でも改めて環境音の強度を算出させたところ、 0.8×10^{-4} 程度であり、調査期間中を通し、非常に静かな環境であ

ることが明らかとなった。また、2013年9月の環境音の強度は、 $5.6 \times 10^{-4} \sim 15.2 \times 10^{-4}$ と録音地点②：国頭村与那地区と同等の高い値が観測されたが、その要因は、夜から明け方には虫の鳴き声、日中セミの鳴き声によるものであった。環境音が高いにも関わらず、時間帯により30分に1回程度鳴き声を検出したことを考えると、ヤンバルクイナの活動に環境音の強度は非常に重要な因子ではあるが、生息状況は、自然の営みによる野鳥や虫の鳴き声にはあまり影響を受けないことが示唆された。

以上の結果から、ヤンバルクイナの活動に伴う鳴き声の頻度は、車やバイクの走行に伴う環境音の強度の影響を大きく受け、低下する傾向にあることが示唆された。また、環境音が改善してもヤンバルクイナの生息域の回復は急激に進むものではなく、生息しやすい環境もあわせて整える必要があることが考えられる。

3. 鳴き声頻度と環境音の変化

前節において、ヤンバルクイナの活動に伴う鳴き声の頻度は、車やバイクの走行に伴う環境

音の強度の影響を大きく受け、低下する傾向にあることが示唆された。そこで、本研究では、環境音の推移が異なる、同日における2つの地点での鳴き声頻度を調査し、その影響を詳細に解析することとした。図8にヤンバルクイナの繁殖時期となる4月8日、同日の連続録音地点(②国頭村安田地区ならびに③国頭村普久川ダム地点)における環境音の推移とヤンバルクイナの鳴き声頻度を30分ごとに積算した値を示す。国頭村安田地区では、一日を通し活発にヤンバルクイナの鳴き声が観測され、30分あたり最も多い回数で8回の鳴き声を観測した。夜間は樹上で睡眠を取ることが知られているが、この時期は、夜間でも活発に鳴き声が観測され、午前0時30分から1時間での30分間でも8回の鳴き声を観測した。国頭村安田地区の録音地点は、幹線道路である県道70号から離れた所に位置し、一日を通して環境音の大きな変化はなく、 $0.38 \times 10^{-4} \sim 0.55 \times 10^{-4}$ と全ての調査地点において最も小さな値となった。

一方、国頭村普久川ダム周辺の録音地点は、

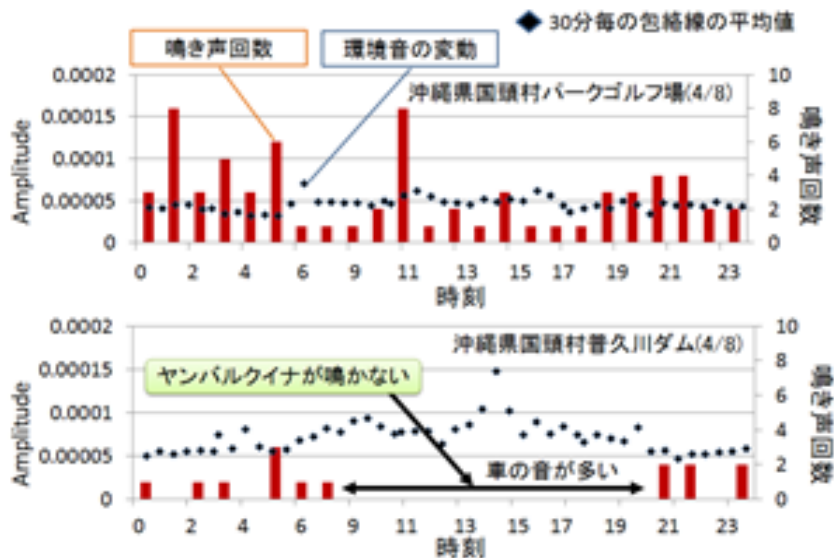


図8 録音地点⑤ならびに⑥における環境音の変動とヤンバルクイナの鳴き声頻度

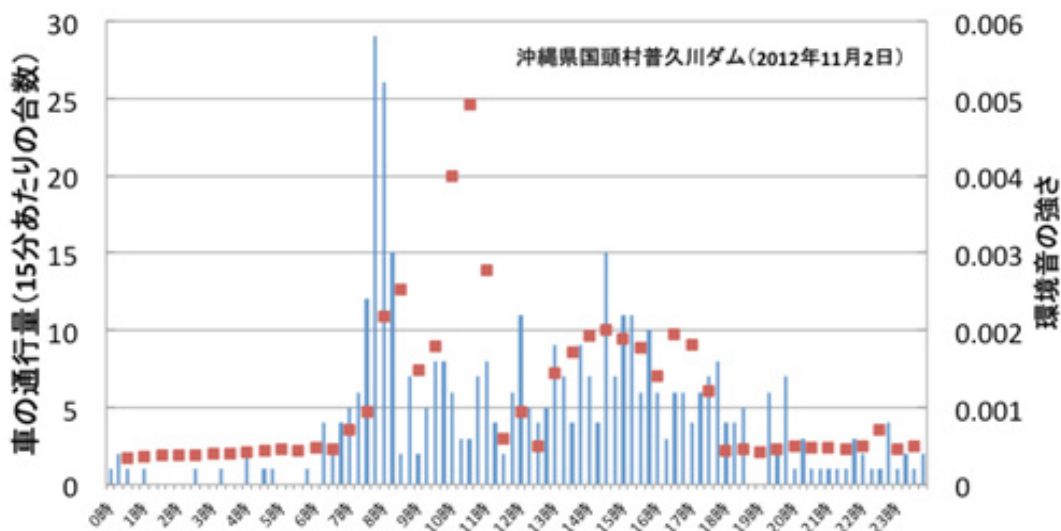


図9 録音地点⑤における環境音の推移と周辺道路における交通量の推移

ヤンバルクイナの鳴き声は観測されるものの国頭村安田地区の録音地点から直線距離で約 1.2 km しか離れていないにも関わらず、30 分あたり最も多い回数で 3 回の鳴き声を観測しただけであった。普久川ダム周辺にもヤンバルクイナの生息が確認されているが、安田地区に比べ鳴き声の頻度も少なく、また、車の往来のある日中の鳴き声頻度が全く見られない時間帯があることも明らかとなった。普久川ダム周辺の録音地点での環境音の強度は、夜間 0.5×10^{-4} 程度であり、安田地区と大きな差は見られないが、日中車の往来があり、車の走行に伴い環境音は、 1.5×10^{-4} と夜間の 3 倍の値に上昇する。ヤンバルクイナの鳴き声頻度は、環境音の上昇とともに検出されなくなり、日中 9 時から車の通行が減少する 19 時頃まで鳴き声は一度も検出されなかった。自然の営みによる環境音の上昇は、ヤンバルクイナの鳴き声頻度に大きな影響を与えないと考えられるが、車の走行音のような人間活動に伴う環境音の上昇は、ヤンバルクイナの生息密度や活動に大きな影響を与えること

が推察された。図 9 に録音地点⑤における環境音の推移と周辺道路における交通量の推移を示す。車の走行台数は、15 分ごとの積算値を示しており、通行する車の台数が増えることによりあきらかに、2.5 ～ 3.2 kHz 周波数帯の環境音が増え、通行量のほとんどない夜間の環境音は、日中に比べ低い値となり定常値となっている。2.5 ～ 3.2 kHz 周波数帯の環境音は、ヤンバルクイナのコミュニケーションにとって重要と考えられ、交通量の増加による周辺環境の環境音の上昇は、ヤンバルクイナの活動に大きな影響を与えることが推察される。図 9 に示した車両通行量の増加が環境音の上昇をまねき、それに伴う鳴き声頻度の低下を裏付ける結果であると考えられる。

以上のように、ヤンバルクイナの活動と環境音の推移は密接に関わっていると考えられ、ヤンバルクイナを保護する上で環境音の保全、特に人間活動に伴う環境音の上昇からヤンバルクイナの生息域の自然環境を守ることが非常に重要であると考えられる。

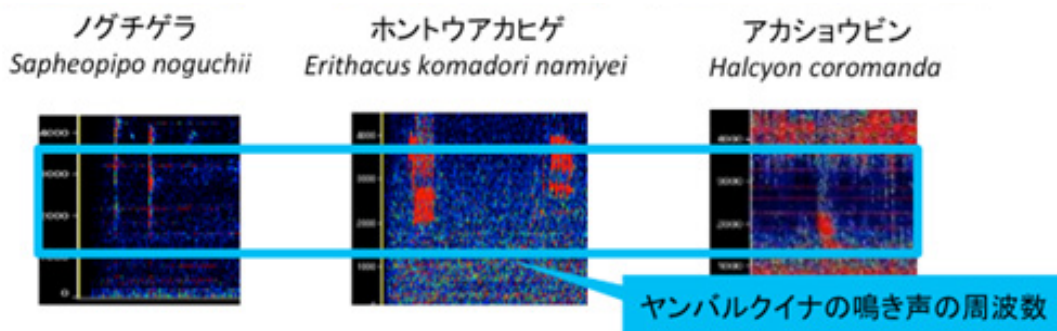


図 10 調査時に録音したその他の希少種の鳴き声の周波数スペクトル

V. 今後に向けて

本研究では、これまでにないヤンバルクイナの活動と生息における環境音の調査を行ってきた。図 18 にやんばるの森に生息する希少種の鳴き声の周波数スペクトルを示す。ヤンバルクイナの鳴き声の調査の折、偶然録音したものであるがノグチゲラ (*Sapheopipo noguchii*)、ホントウアカヒゲ (*Erithacus komadori namiyei*)、アカショウビン (*Halcyon coromanda*) の鳴き声のいずれも、ヤンバルクイナのコミュニケーションにとって重要と考えられる 2.5 ~ 3.2kHz 周波数帯に鳴き声を発していることが図よりわかる。図 1 に示したように、2.0 ~ 3.5 kHz に空いた周波数帯は、やんばるの森の環境音の大きな特徴であり、ヤンバルクイナのみならずその他の希少種も、この周波数帯をコミュニケーションに使用している。本研究は、環境音を通しヤンバルクイナ保護への一助となることを目的としてスタートしたわけであるが、やんばるの森の環境音の保全は、ヤンバルクイナのみに関わらずその他の希少種の保護にもつながる可能性を示唆する結果となった。

やんばるの森の環境音は、年間を通しダイナミックに変化・推移し、本研究によりヤンバル

クイナの生態と密接に関わっていることが推察されたとともに、環境音を数値化することで、車の走行音等人間活動に起因する環境音の上昇がヤンバルクイナの活動に影響を及ぼすことが推察された。特に森林性で飛翔力がなく鳴き声によるコミュニケーションが非常に重要なヤンバルクイナにとって、環境音の保全が非常に重要であることが明らかとなった。今後も継続して環境音の推移の調査を続けるとともに、ヤンバルクイナのみならず希少な動物の保護への重要な情報提供を行っていききたいと考える。

謝辞

本研究を遂行するにあたり、NPO 法人どうぶつたちの病院ならびに沖縄コカ・コーラボトリング (株) に多大な協力をいただいた。この場をお借りして感謝申し上げます。

文献

- 嘉数 浩 2006. ストップ・ザ・マングース. 建設情報誌しまてい 39 : 28-31.
- 環境省 2008. 平成 20 年度ヤンバルクイナ保護増殖事業者連絡会議資料「ヤンバルクイナ保護増殖事業の概要」環境省那須自然環境事務所. http://kyushu.env.go.jp/naha/pre_2008/data/0605a_4.pdf
- 環境省 2012. 「第 4 次レッドリスト」.

- 藏屋英介・塚原正俊・中村大助・豊里友彦・小橋川健・金城道男・仲地 学・外村浩幸 2010. 沖縄生物学会第 47 回大会「ヤンバルクイナのロードキル回避システムの開発」沖縄生物学会.
- 尾崎清明・馬場孝雄・米田重玄・広居忠量・原戸鉄二郎・渡久地豊・金城道男 2006. 日本鳥学会 2006 年度大会「ヤンバルクイナの生息域と生息数の減少」日本鳥学会.
- 宇根健一郎・藏屋英介・神里志穂子・野口健太郎・金城道男・長嶺 隆・嘉手苺修 2012a. 平成 24 年度 琉大工学部・沖縄高専専攻科学生研究発表会「ヤンバルクイナの鳴き声検出の検討」琉球大学 22.
- 宇根健一郎・藏屋英介・神里志穂子・野口健太郎・金城道男・長嶺 隆・嘉手苺修 2012b. 環境音を含む音データからのヤンバルクイナの鳴き声検出の検討. 全国大会講演論文集 1 : 598-591.
- 宇根健一郎・藏屋英介・神里志穂子・野口健太郎・金城道男・長嶺 隆・嘉手苺修 2012c. 長時間録音データの解析によるヤンバルクイナの生態調査への試み. 沖縄生物学会第 49 回大会 : 38.
- 宇根健一郎・藏屋英介・神里志穂子・野口健太郎・金城道男・長嶺 隆・嘉手苺修 2012d. ヤンバルクイナの鳴き声検出のための閾値決定方法の検討. 情報科学技術フォーラム講演論文集 11 : 441-442.
- 山階鳥類研究所. 「ヤンバルクイナの減少」 <http://www.yamashina.or.jp/hp/yomimono/yambarukuina/03gensho.html>
- やんばる野生生物保護センター. 「ウフギー自然館」 http://www.ufugi-yambaru.com/torikumi/kishyou_kuina.html

The measure for the new ecology investigation technique of *Gallirallus okinawae* using environmental sound

KURAYA Eisuke, NOGUCHI Kentaro and KAMISATO Shihoko

In this study, the environmental sound in the habitat of *Gallirallus okinawae* was surveyed to reveal the causal relationship between the sound environment and its biological activity.

The quantifications of environmental sound in the habitat of *G. okinawae* and analysis of the song frequency of *G. okinawae* show that the environmental sound in “Yanbaru forest” changed dynamically through out a year. Furthermore, although the songs were actively recorded through out a day in the area where environmental sound is quiet, no song was recorded in the area where environmental sound rises by car traffics. These results indicate that the intensity of environmental sound may affect activities of a *G. okinawae*. Therefore, it is also very important to conserve the sound environments of *G. okinawae* for their communications by songs.

徳之島における絶滅危惧種トクノシマトゲネズミの保全調査

琉球諸島小型哺乳類研究グループ

城ヶ原貴通¹・山田文雄²・望月春佳¹・越本知大・坂本信介・中家雅隆・
黒岩麻里⁴・中田勝士³・木戸文香⁴・半田ゆかり⁵・木村健一⁶・中村正弘⁶

トクノシマトゲネズミは、徳之島の固有種であり、国指定天然記念物、環境省レッドデータブック絶滅危惧IB類に掲載されている。しかし、種の保存法の国内希少種に指定されておらず環境省などによる本格的な保全対策は実施されていない。本種の生息に関する情報は、非常に限られており、2005年に行われた調査での記録が最後であった。緊急的に生息状況確認のための調査を実施した結果、捕獲ならびに自動撮影カメラにおいて生息が確認できた。しかし、その生息確認地点は限局的であり、その生息個体数も非常に少ないことが推察される。その上、徳之島の自然環境の現状として、森林面積が小さく、生息地の分断化が生じているなど、生息環境の悪化も懸念される。このようなことから、トクノシマトゲネズミはオキナワトゲネズミ同様に絶滅に瀕している可能性が極めて高いことが推測される。

1. 徳之島における絶滅危惧種徳之島トゲネズミの保全調査

トゲネズミ属 (*Tokudaia*) は日本固有属で、沖縄島、徳之島および奄美大島の方に生息する。また、それぞれの島で独自の進化を遂げており、それぞれオキナワトゲネズミ (*T. muenninki*)、トクノシマトゲネズミ (*T. tokunoshimensis*) およびアマミトゲネズミ (*T. osimensis*) と独立種として記載されている (Ohdachi et al. 2009)。本属は国指定天然記念物で、環境省レッドデータブックにオキナワトゲネズミは絶滅危惧IA類、アマミトゲネズミ (トクノシマトゲネズミ含む) は絶滅危惧IB類に掲載されているが、種の保存法の国内希少種に指定されておらず環境省などによる本格的な保全対策は実施されていない。このため、我々の調査活動による

2008年3月のオキナワトゲネズミの再発見以降、本属の生息実態や行動等の調査の継続、保全のための提言を環境省や沖縄県などに行ってきた。

2005年以降公式なトクノシマトゲネズミに関する生息情報は存在せず、生息が危ぶまれていた。そこで、2011年12月に我々の研究グループは、緊急的に生息状況確認のための調査を実施した。その結果、捕獲ならびに自動撮影カメラにおいて生息が確認できたものの、その生息確認地点は限局的であり、その生息個体数も非常に少ないことが推察された。その上、徳之島の自然環境の現状として、森林面積が小さく、生息地の分断化が生じているなど、生息環境の悪化も懸念される。このようなことから、トクノシマトゲネズミはオキナワトゲネズミ同様に

1: 岡山理科大学 2: 森林総合研究所 3: アーヅ研究会 4: 北海道大学 5: 奄美哺乳類研究会 6: NPO 法人クロウサギの里
2014.4.4 受付 2016.1.18 公開

表1 トクノシマトゲネズミ捕獲結果.

調査値	設置トラップ数	捕獲数	捕獲率
2012年12月22-30日			
北	331	0	0.0
南	569	0	0.0
小計	900	0	0.0
2013年4月26-5月4日			
北	50	1	2.0
南	190	0	0.0
小計	240	1	0.4
総計	1140	1	0.1

絶滅に瀕している可能性が極めて高いことが推測された。

本研究では、徳之島を含めた琉球諸島における特異な地史と自然環境を有する地域の自然保護において、この遺存固有種を対象とした、新たな保護目標の設定と対策確立に貢献することを目的として、生息状況調査ならびに分布の変遷についての調査した。

II. 材料および方法

1. 生息状況調査

生息状況調査は、2012年12月23日から12月29日ならびに2013年4月27日から5月3日までの期間、カゴ罠ならびにシャーマントラップによる生け捕りおよび自動撮影カメラにより行った。トラップは、夕方までに設置し、翌朝見回ることによって実施した。トラップの設置は、過去にトクノシマトゲネズミの生息が確認されている地点ならびに生息の可能性が考えられる場所を選出し、地点ごとに5から10個程度のトラップを設置した。また、自動撮影カメラについても同様の地点に任意に設置した。有引用の餌として、スダジイの実、煮干し、落花生を用いた。

なお、島内は大きく南北の森林に分断されており、両森林間の個体群の遺伝的交流は困難で

あると考えられるため、調査は北個体群ならびに南個体群と南北に分けて行った。

2. 過去の生息記録調査

トクノシマトゲネズミの過去の生息に関する情報を整理するために、これまでの生息記録地点などの収集を行った。生息記録情報の収集には、1) 地元関係者への聞き取り、2) 環境省奄美保護管事務所・徳之島保護管事務所に保管されている記録、3) 徳之島町、天城町、伊仙町の各教育委員会に保管されている天然記念物滅失届けならびに4) 我々の研究グループによる記録の収集・統合により行った。

III. 結果

1. 捕獲調査

2012年12月22-30日に実施した調査では、島北部に331個、南部に569個、合計900個のトラップを設置したが、トクノシマトゲネズミは捕獲できなかった。2013年4月26日-5月4日に実施した調査では、島北部に50個、南部に190個、合計240個のトラップを設置し、北部において1個体捕獲した(表1)。

2. 自動撮影カメラ調査

自動撮影カメラは、南北併せて20カ所、のべ52晩設置した。トクノシマトゲネズミは、北部に設置したカメラに1枚写っていたが(図

1), その他のカメラでは, 確認されなかった.

3. 過去の生息記録調査

トクノシマトゲネズミの生息情報について, 本研究の捕獲記録等もあわせて, 53 件の記録が確認することができた. 本種の保全上の問題より, 詳細な記録地点については省略したが, 記録地点の内訳は, 島北部 27 件, 南部 23 件, 地点不明 3 件であった (表 2). うち, 島北部での記録は, 我々の研究による記録が多数を含めていたため, 本研究グループによる捕獲・カメラ記録を除いたところ, 北部での記録は 16 件であった.

IV. 考察

本研究による生息状況調査並びに生息記録調査より, トクノシマトゲネズミの生息は非常に限局的であり, その生息個体数も非常に少ないことが推察された. また, 徳之島の森林は, 主要生活道路により島南部と島北部に分断されており, 両個体群間での遺伝的交流は行われてい

ないものと推察された (図 2). その上, 島全体に占める森林面積も非常に小さい上, トクノシマトゲネズミの生息に適する森林はさらに少ない状況にあると推察された.

本種と同属に属するアマミトゲネズミにおける生息密度調査において, 高密度地域では 100 m 四方に非繁殖期で 30 個体程度, 繁殖期で 5-6 個体程度あり, また 1 個体が一晩に移動する距離は 20 m 程度であると見積もられている (城ヶ原ほか 2013). 本調査においても, 1 調査地点において数十メートル範囲でトラップを設置したにもかかわらず, 捕獲は限局的かつ, 捕獲個体数もわずか 1 個体であり, 生息密度も非常に低いと考えられる.

また, 2011 年 12 月の調査では, のべ 563 個の罠数に対し, トクノシマトゲネズミは 7 個体捕獲されており, 今回の調査に比べ高頻度であった. この要因として, 単発的な調査のため詳細についての言及は難しいが, 2012 年 9 月に南西諸島へ連続して上陸した 2 つの大型台風



図 1 自動撮影カメラで撮影されたトクノシマトゲネズミ.

表2 トクノシマトゲネズミの生息記録情報

日時	場所	記録形態	確認者
20-25年前	南部	死体拾得	木村健一
2005年3月11日	南部	捕獲	橋本琢磨
2005年3月12日	南部	捕獲	橋本琢磨
2005年3月13日	北部	捕獲	橋本琢磨
2005年3月13日	北部	捕獲	橋本琢磨
2005年3月13日	北部	捕獲	橋本琢磨
2008年10月19日	北部	死体確認	環境省データ
2009年1月21日	北部	死体確認	環境省データ
2009年12月6日	南部	死体確認	環境省データ
2011年1月3日	南部	死体発見	中村正弘
2011年3月23日	南部	カメラ	環境省カメラ
2011年12月21日	北部	カメラ	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月23日	北部	捕獲	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月23日	北部	カメラ	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月24日	北部	カメラ	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月24日	北部	捕獲	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月24日	北部	捕獲	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月24日	北部	カメラ	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月25日	北部	捕獲	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月25日	北部	捕獲	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年12月26日	北部	捕獲	城ヶ原・山田・中田ほか
2011年-2012年	南部	死体発見	中村正弘
2011年-2012年	南部	死体発見	中村正弘
2011年-2012年	南部	生体目撃	中村正弘
2011年-2012年	南部	生体目撃	中村正弘
2012年1月1日	北部	死体発見	中村正弘
2012年1月2日	北部	死体確認	環境省データ
2012年1月12日	南部	死体確認	
2012年1月20日	北部	生体撮影	中村正弘
2012年2月19日	北部	生体目撃	中村正弘
2012年2月19日	南部	生体目撃	中村正弘
2012年4月14日	北部	死体発見	中村正弘
2012年4月14日	北部	生体撮影	中村正弘
2012年4月14日	北部	生体撮影	中村正弘
2012年5月25日	南部	生体目撃	行山氏
2012年5-6月	南部	生体目撃	行山氏
2012年6月	南部	生体目撃	行山氏
2012年12月9日	南部	死体発見	中村正弘・行山氏
2012年12月26日	北部	カメラ	城ヶ原・山田ほか
2012年12月	北部	カメラ	環境省カメラ
2013年1月17日		滅失届け	
2013年1月21日	南部	ネコ糞	環境省データ
2013年1月23日	北部	ネコ糞	環境省データ
2013年1月30日	南部	ネコ糞	環境省データ
2013年1月30日		滅失届け	
2013年2月16日		滅失届け	
2013年3月27日	南部	カメラ	環境省カメラ
2013年4月28日	北部	捕獲	城ヶ原ほか
2013年4月28日	南部	カメラ	環境省カメラ
2013年10月16日	南部	目撃	渡邊氏(環境省)
2013年10月16日	南部	目撃	渡邊氏(環境省)
2013年10月27日	南部	目撃	渡邊氏・伊藤氏(環境省)

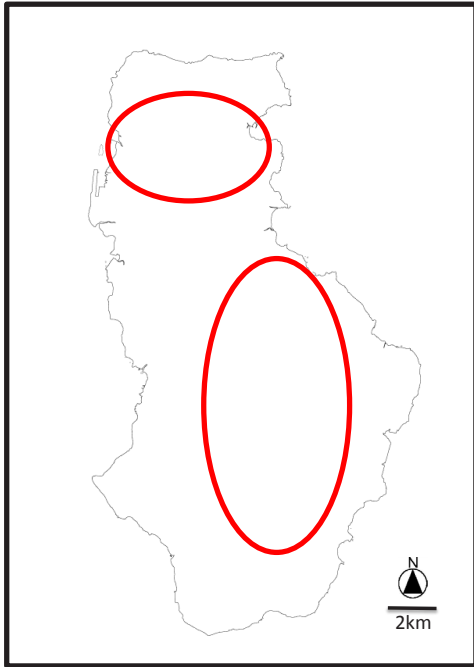


図2 徳之島と調査地. 丸で囲った部分が生息推定地域

よる影響も考えられる。今後、継続的な調査によりその詳細についても検討する必要がある。

トクノシマトゲネズミの保全には、第一に本種の生息地の確保が不可欠であると考えられる。過去の記録を確認したところ、ネコの糞からの確認ならびに咬傷を伴った死体記録などが含まれていた。同属のオキナワトゲネズミの個体数減少の要因として捨て猫に起因するネコの捕食圧による影響が指摘されている（城ヶ原ほか 2003）。徳之島は森林面積が小さく、森林と住環境（農地を含む）との距離が近い。また、本調査期間中にもトクノシマトゲネズミの生息地域においてネコを確認することがあった。2013年に3町合同でネコ条例が制定されたが、今後、その実効性と効果を期待したい。

また、生息地の保全について、実際の森林面積の拡大ということも重要と考えられる。先述の通り、森林と住環境が近く、非常に狭い森林面積しか残されていない徳之島において、今後

は、希少種の生息するコアゾーン、バッファゾーンの設定ならびに分断された南北の森林をコリドーなどによりつなぐことなどが重要と思われる。

このように、トクノシマトゲネズミの生息状況は、その生息地、生息数ともに危機的な状況にあると推察される。本種の保全に向けた取り組みを強化していく上でも、今後も継続した生息状況調査ならびに生息地保全を行っていく必要性がある。

謝辞

本研究を行うにあたり、多くの方々にご協力をいただいた。NPO法人徳之島虹の会の美延睦美代表はじめ会員の方々には、現地調査での様々な情報提供をいただいた。また、自然環境研究センターの橋本琢磨博士、環境省奄美保護管事務所の石川拓哉保護官には過去の記録についての提供をいただいた。深くお礼申し上げます。

文献

- 城ヶ原貴通・小倉 剛・佐々木健志・嵩原建二・川島由次 2003. 沖縄島北部やんばる地域の林道と集落におけるネコ (*Felis catus*) の食性および在来種への影響. 哺乳類科学 43 : 29-37.
- 城ヶ原貴通・山田文雄・越本知大・黒岩麻里・木戸文香・中家雅隆・望月春佳・村田知慧・三谷 匡 2013. トゲネズミ研究の最近3～琉球諸島哺乳類保全の次世代を担う者達～. 哺乳類科学 53 : 170-173.
- Ohdachi, S.D., Ishibashi, Y., Iwasa, M.A. and Saitoh, T. 2009. The Wild Mammals of Japan. Shoukadoh Book Sellers: 544.

Research for conservation of the endangered Tokunoshima spiny rat

JOGAHARA Takamichi, YAMADA Fumio, MOCHIZUKI Haruka,
KOSHIMOTO Chihiro, SAKAMOTO Shinsuke, NAKAYA Masataka,
KUROIWA Asato, NAKATA Katsushi, KIDO Ayaka,
HANDA Yukari, KIMURA Kenichi and NAKAMURA Masahiro

Tokunoshima spiny rat (*Tokudaia tokunoshimensis*) is an endemic species of Tokunoshima Island. This species is natural monument species and endangered species. However, it is not appointed as the “national endangered species” of “Endangered Species Preservation Act”. Therefore, there is no implemented to conservation for this species. The official record of habitation of the Tokunoshima spiny rat was restricted by the research in 2005. Therefore, we researched for habitation. As a result, although habitation was been recorded by capture and automatic photography camera, it is considered that habitation is very limited and the population was very small. Moreover, natural habitat of Tokunoshima Island is critical as very small natural forest and the habitat is separated by some issues. Hence, we assumed that Tokunoshima spiny rat is facing a very high possibility of extinction similar to the Okinawa spiny rat.

南アルプスのシカ食害エリアにおける高山植生回復のための 管理手法に関する研究

南アルプス食害対策協議会

渡邊 修¹・三尾建斗¹

南アルプス食害対策協議会によって南アルプス仙丈ヶ岳馬の背地域に防鹿柵が 2008 年に設置された。柵内ではマルバダケブキが優占化し、他の高山植物に対して光競合が生じていると推定された。防鹿柵内の高山植生回復を進めるため、マルバダケブキの存在量を操作する生態実験を 2650 m a.s.l. の馬の背調査地で行った。地上部刈り取りによるマルバダケブキの除去は群落内の光環境の改善に効果があり、刈り取り後 1 年でミヤマシウド、シラネセンキュウ、ミヤマアキノキリンソウ、シナノキンバイの優占度が上昇した。マルバダケブキの存在量の操作を行った翌年、ヒゲノガリヤスの優占度が大きく増加した。これらの結果は、防鹿柵設置によって群落内に残存した高山植物が食害を受けなくなる影響でシュートや個体再生が促進される一方で、マルバダケブキとヒゲノガリヤスが他の高山植生へ大きな影響を与える可能性を示している。シカの食害を強度に受けた高山帯で植生回復を進めるには、長期的なモニタリングの継続し適正な管理法を探っていく必要がある。

1. 緒言

長野県と山梨県の県境に位置する南アルプスの仙丈ヶ岳 (3033 m a.s.l.) では、シカの増加にともない貴重な高山植生が食害され、南アルプスに広く分布するミドリユキザサ-ダケカンバ群団やシナノキンバイ-ミヤマキンポウゲ群団で植生が衰退している (中部森林管理局 2007, 2008, 自然環境研究センター 2009)。食害を受け始めた正確な時期は不明であるが、1990 年代後半には馬の背ヒュッテや藪沢小屋付近でシカが多く目撃され、南アルプス北部 (甲斐駒ヶ岳~三伏峠) では 2003 ~ 2004 年頃から被害が顕著になっている (元島 2010)。南アルプス北部では亜高山帯から高山帯にかけて多数のシカが季節移動しており (泉山・望月 2008, 泉山ほか 2009)、植生への被害は継続している。仙丈ヶ岳登山道の藪沢分岐から山頂に至る馬

ノ背ヒュッテ周辺から稜線 (2640 m a.s.l.) では、かつてシナノキンバイ (*Trollius riederianus* var. *japonicus*)、ミヤマシウド (*Angelica pubescens* var. *matsumurae*) などの高茎草本やクロユリ (*Fritillaria camtschaticensis*) が咲く「お花畑」として多くの登山者に親しまれてきたが (図 1, 2, 3)、シカによる食害で高山植生が衰退し、マルバダケブキ (*Ligularia dentata*) が優占する単純な植生が広がっている (図 4)。

マルバダケブキはシカの不嗜好性植物と考えられており (高槻 2006)、馬ノ背ヒュッテ周辺を含む南アルプス全域において食害を受けたお花畑やダケカンバ林床で優占している (中部森林管理局 2008)。ニホンジカによる高山植生への食害が進行することで、貴重な高山植物や希少種が減少・絶滅する恐れがあり、種多様性保全や次世代に自然環境を残す面から多くの問

1: 信州大学農学部

2013.12.2 受付 2016.1.18 公開



図1 南アルプス馬の背分岐におけるシカ食害以前（1992年）の高山植物群落。山田隆信（山口県）撮影



図2 南アルプス馬の背ヒュッテ直下におけるシカ食害以前（1992年）の高山植物群落。山田隆信（山口県）撮影



図3 南アルプス仙丈ヶ岳登山道藪沢分岐上部におけるシカ食害以前（1992年）の高山植物群落。山田隆信（山口県）撮影



図4 南アルプス馬の背のダケカンバ林に設置した防鹿柵内（2008年、柵設置直後）の高山植生。渡邊 修（信大）撮影

題がある。さらに、植生がなくなり地表面が露出することで土壌が流出し、侵食の拡大や山地崩壊なども危惧される（高槻 2000, 2006）。

高山植生をニホンジカの食害から保護し、被害エリアの植生回復を進めるため、信州大学、中部森林管理局、環境省、伊那市を中心とした南アルプス山麓の自治体、長野県による南アルプス食害対策協議会（以下、南ア食対協）が設立され、2008年に仙丈ヶ岳の馬ノ背ヒュッテ周辺に防鹿柵を設置した。南ア食対協では2010年まで順次柵を拡張し、現在では設置面積約0.5 ha、柵の周長は約1000 mとなっている。防鹿柵の設置による植生保護の先行的な取り組みとして、神奈川県丹沢山地における植生保護柵による希少植物の保護活動がある（田村ほか 2005）。丹沢山地では植生保護柵を設置して4年経過後、柵内で多くの草種の回復に加え、希少種5種の出現も確認された。丹沢山地

では、植生の地上部が矮小化した状態で残存していたこと、地下部の貯蔵器官が残存していたため、柵設置によるシカ採食圧の排除で植生の一部が復元したと考えられている。多年生草本植物は、光合成産物を貯蔵物質として地下部に転流し、地下の栄養器官に貯蔵する。高山植物は低温や短い日照時間で生活史を全うするために、初期成長や空間占有の効率のよい多年型が多く（増沢 1997）、地下や地表において高山植生の栄養体や成長点、根茎等が残存している場合には、柵の設置でシカの侵入を防ぐことによって柵内の植生の回復が期待される（Kumar et al. 2006, 田村 2007, 2008）。

仙丈ヶ岳馬の背ヒュッテ周辺では柵設置直後から植被の回復がみられ、柵設置2年経過後にはマルバダケブキが9割以上のコドラートで優占した（図5：渡邊ほか 2012）。植被率回復に大きく寄与している草種としては、ダケカンバ

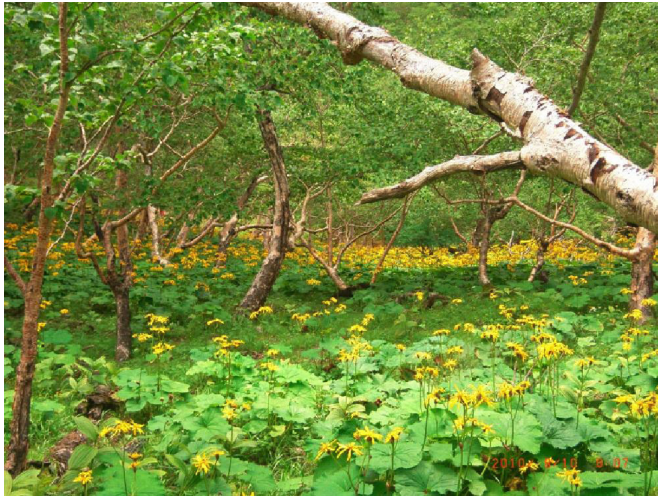


図5 南アルプス馬の背のダケカンバ林に設置した防鹿柵内(2010年,柵設置2年後)で優占するマルバダケブキ. 渡邊 修(信大)撮影

林床では柵設置直後から優占度の高かったマルバダケブキ, ヒゲノガリヤス, バイケイソウ, 柵設置後2年に増加したタカネスイバであった. また, 藪沢分岐上部のお花畑ではタカネヨモギとヒゲノガリヤスの被度が大幅に増加した. これらの草種は, 塩見岳, 三伏峠, 聖平で観察されている優占草種と同じであり(鶴飼2010), 南アルプス全体でシカの影響により高山植生が極めて単純になっていることを示している. 馬の背に設置した防鹿柵内での種数は各コドラートにおいて12~21種確認されたが, 柵設置年数が経過しても種数の増加がほとんどみられず, マルバダケブキとノガリヤス類が優占する単調な植生となっている.

マルバダケブキは草丈が100 cmを超え大型の葉を水平方向に展開するため, 優占群落では地面付近に生育する様々な草種と光競合が生じ, 他草種の回復を妨げていると考えられる. シカの食害を長年にわたって受けていた高山植物は, ロゼット状に矮小化しており(中部森林管理局2007), マルバダケブキの優占化が他の高山種の回復を妨げている可能性がある. シカ

の影響を排除した柵内において, 極端に優占する草種が種多様性を低くすることがすでに指摘されており(合田・高柳2008), 光をめぐる群落内の種間競争や, 成長の遅い種や被陰耐性の低い種が淘汰される可能性もある(石川・高柳2008).

そこで本課題では南アルプス仙丈ヶ岳馬の背周辺に設置した防鹿柵内のマルバダケブキを人為的に刈り取る生態実験を行い, 刈り取り前と刈り取り後, 刈り取りを行わない無処理区を設置して植生回復状態を比較し, マルバダケブキの刈り取り管理が高山植生回復の有効性を検討した. 馬の背付近では気温や日射量など気象観測がまったく行われていないため, 光量子センサー, 地温, 土壌水分センサーを設置して, 気象データの収集を行った. また, 南アルプス周辺で分布を拡大しているマルバダケブキの生態を明らかにするため, 標高の異なる生育地から採取した種子発芽試験を行った.

II. 調査地と方法

南ア食対協では仙丈ヶ岳登山道の藪沢分岐上

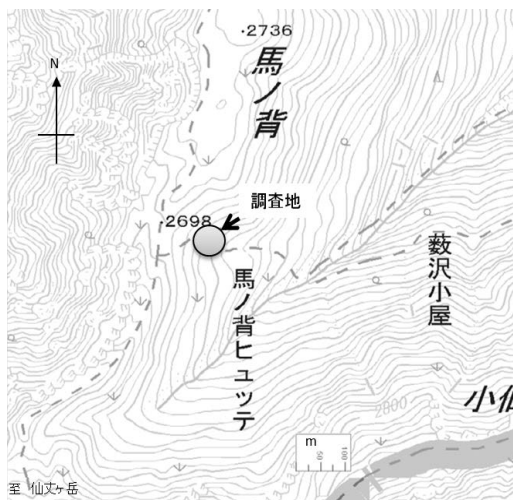


図6 仙丈ヶ岳馬の背付近に設置したマルバダケブキ管理試験地。2012年8月に2m×2mコドラートを6ヶ所設置。基図は国土地理院電子国土Web(仙丈ヶ岳)を用いた

部のお花畑と馬の背ヒュッテ周辺のダケカンバ林に2008年から2010年にかけて防鹿柵を述べ約1000m設置している。この防鹿柵は積雪の影響を避けるため冬期間はFRP支柱とナイロンネットを外して維持管理し、ネット下部はペグで固定されシカが柵内へ容易に侵入できないようになっている。防鹿柵内に調査地を設定し(図6)、マルバダケブキが優占する群落に2m×2mのコドラートをランダムに設置し、3つのコドラートを無処理区、3つのコドラートを刈り取り管理区とした。調査地のダケカンバ林床は傾斜が20～34°で大部分が急傾斜地であった。

2012年8月にコドラート内の出現草種、草高(H:cm)、植被率(C:%)を調査した。同様の調査を2013年8月に実施し、マルバダケブキの刈り取りを行なって1年間後の植生回復状況が無処理区と刈り取り区とで比較した。植生の優占度は草高の比数(H')と植被率の比数(C')から積算優占度SDR₂を算出した(式1)。

$$SDR_2 = (H' + C') / 2 \quad (1)$$

さらにSDR₂値から各コドラートの種多様

度を求めた。種多様度の指標としてShannon-Wienerの多様度指数H'を求めた(式2)。

$$H' = - \sum_i p_i \ln p_i \quad (2)$$

ここで、i=1, p_i=n_i/N, n_iはi番目の種のSDR₂値、lnは自然対数、Nは各コドラートにおけるSDR₂値の合計である。

また、マルバダケブキ刈り取り管理後の植生のバイオマス量を比較するため、草高と植被率の積(V値)を算出した。V値は植生のバイオマス量と高い相関があり(Kawada et al. 2005)、柵内外における各草種の存在量を非破壊によって量的に比較できる。無処理区と刈り取り区における各草種の優占度、多様度指数、植物体量を比較し、マルバダケブキ刈り取り管理による植生回復効果の考察を行った。

2012年の刈り取り前に群落内のマルバダケブキの葉面積を測定し、葉の縦横長から葉面積(LA)を推定するモデルを作成した。このLA推定モデルを用い、2013年の調査はマルバダケブキの葉面積測定を非破壊で行った。2013年8月から10月の間にマルバダケブキの葉面積指数をすべてのコドラートで実施した。また、コドラートに隣接する場所での光量子束密度、地温、気温を連続測定した。

2012年10～11月に2650m a.s.l.の馬の背ヒュッテ周辺、北沢峠から伊那市側に下った南アプルススーパー林道沿いの1750m a.s.l.付近で完熟したマルバダケブキの種子を採集し、常温で風乾後、室温で保存した。種子を採取して3ヶ月後から15℃、20℃、25℃の明暗条件で発芽試験を実施した。

III. 結果

1. マルバダケブキ刈り取り試験による植生の比較

表1 仙丈ヶ岳馬の背調査地におけるマルバダケブキ刈り取り前の各コードラートの出現種と優占度, 2012年調査, 学名はY-listを参照した

種名	学名	無処理区(C)			刈り取り区(H)		
		C-1	C-2	C-3	コードラート番号		
					H-1	H-2	H-3
		SDR ₂					
マルバダケブキ	<i>Ligularia dentata</i>	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	69.2
ヒゲノガリヤス	<i>Calamagrostis longiseta</i>	29.5	38.8	66.9	83.7	43.2	89.1
ミヤマキンポウゲ	<i>Ranunculus acris</i> subsp. <i>nipponicus</i>	26.3		27.1	51.7	36.8	32.7
バイケイソウ	<i>Veratrum album</i> subsp. <i>oxysepalum</i>		28.8	31.8	47.3	25.9	33.7
シラネセンキュウ	<i>Angelica polymorpha</i>		21.8	25.4	44.8	15.0	27.9
ミヤマシシウド	<i>Angelica pubescens</i> var. <i>matsumurae</i>	18.6	33.5	25.7	11.1		32.4
タカネスイバ	<i>Rumex alpestris</i> subsp. <i>lapponicus</i>	7.0		44.9	5.7	11.6	44.5
キバナノコマノツメ	<i>Viola biflora</i>	23.9	11.2	26.7	12.3	37.0	
ミヤマアキノキリンソウ	<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>leiocarpa</i>	7.1	7.1	24.7	5.1	22.7	29.0
シナノキンバイ	<i>Trollius japonicus</i>	14.1	8.2	13.1	20.8	12.6	18.2
ヒメノガリヤス	<i>Calamagrostis hakonensis</i>				32.8	44.3	
ヒメスゲ	<i>Carex oxyandra</i>	17.2				56.2	
ミヤマコウゾリナ	<i>Hieracium japonicum</i>				19.9	22.0	27.2
タカネヒゴタイ	<i>Saussurea triptera</i>	7.8	10.0	16.7		6.4	28.0
ホンバトリカブト	<i>Aconitum senanense</i> var. <i>senanense</i>	31.4		14.6			15.5
センジョウアザミ	<i>Cirsium senjouse</i>			30.9		16.1	
オヤマリンドウ	<i>Gentiana makinoi</i>					15.1	29.6
コメススキ	<i>Avenella flexuosa</i>						34.0
モミジカラマツ	<i>Trautvetteria caroliniensis</i> var. <i>japonica</i>						32.8
ウサギギク	<i>Arnica unalascensis</i> var. <i>tschonoskyi</i>						28.3
ムカゴトラノオ	<i>Bistorta vivipara</i>						27.6
ハクサンフウロ	<i>Geranium yesoense</i> var. <i>nipponicum</i>						25.9
ミヤマカラマツ	<i>Thalictrum tuberiferum</i>				10.6	12.1	
ダケカンバ	<i>Betula ermanii</i>					7.1	14.8
クモモニガナ	<i>Ixeridium dentatum</i> subsp. <i>Kimuranum</i>	21.9					
トモエシオガマ	<i>Pedicularis resupinata</i> subsp. <i>teucrifolia</i>			15.8			
タカネズメノヒエ	<i>Luzula oligantha</i>						15.5
マイヅルソウ	<i>Maianthemum dilatatum</i>			4.7	4.5		
タケシマラン	<i>Streptopus streptopoides</i> var. <i>japonicus</i>				7.1		
シダ sp.			7.1				
ホザキイチヨウラン	<i>Malaxis monophyllos</i>	6.5					
種数		13	10	15	16	17	20
V値		1734.2	2231.5	2502.5	2624.1	1557.4	1942.4
多様度指数		1.58	2.04	2.48	2.45	2.69	2.83

2012年の刈り取り前に防鹿柵内6つのコードラートでは平均15.2種が確認され, 出現種数は31種であった(表1). 無処理区に設定したC-1~C-3区では, マルバダケブキがすべての区で優占度100を示し, ヒゲノガリヤス, ミヤマキンポウゲ, バイケイソウ, シラネセンキュウ, ミヤマシシウドが優占上位種であった. 刈り取り区に設定したH-1~H-3区ではマルバダケブキ, ヒゲノガリヤス, ミヤマキンポウゲ, バイケイソウ, シラネセンキュウ, タカネスイバの順で優占度が高く, 出現上位種はほぼ同じであった. 刈り取り処理前の調査地は, マルバダケブキとヒゲノガリヤスがすべてのコードラートで出現し, この2種が調査地のほとんどを覆っていた(図7). また, 優占度は高くなかったがシナノキンバイがすべてのプロットで



図7 南アルプス馬の背に設置した刈り取り実験区(2012年)で優占するマルバダケブキとヒゲノガリヤス. 渡邊 修(信大)撮影

出現し, シラネセンキュウやミヤマシシウドの出現頻度も高かった. これらの草種は2008年の柵設置直後ではほとんど確認されなかったが(渡邊ほか2012), 柵設置後の年数が経過するにつれて徐々に出現割合と優占度を高め, 柵

表2 仙丈ヶ岳馬の背調査地における無処理区とマルバダケブキ刈り取り区各コドラートの出現種と優占度、2013年調査

種名	2013年						
	無処理区(C)			刈り取り区(H)			
	C-1	C-2	C-3	H-1	H-2	H-3	
	コドラート番号						
	SDR ₂						
マルバダケブキ	<i>Ligularia dentata</i>	100.0	100.0	100.0	48.3	80.1	43.0
バイケイソウ	<i>Veratrum album</i> subsp. <i>oxysepalum</i>		20.7	26.6	45.9	36.8	43.0
ミヤマキンポウゲ	<i>Ranunculus acris</i> subsp. <i>nipponicus</i>	5.8	11.3	10.7	39.5	36.5	36.0
ミヤマコウゾリナ	<i>Hieracium japonicum</i>				9.4	22.9	36.0
ヒゲノガリヤス	<i>Calamagrostis longiseta</i>	26.0	44.7	56.6	88.9	100.0	98.0
シラネセンキュウ	<i>Angelica polymorpha</i>	5.1	32.3	28.2	61.7	48.8	65.0
シナノキンバイ	<i>Trollius japonicus</i>	8.3	19.2	12.5	22.1	11.3	25.0
ホソバトリカブト	<i>Aconitum senanense</i> var. <i>senanense</i>	13.3			9.6		17.1
マイヅルソウ	<i>Maianthemum dilatatum</i>			5.1	7.4		5.1
ミヤマシシウド	<i>Angelica pubescens</i> var. <i>matsumurae</i>	17.2	51.2	21.0	21.5	27.6	41.0
トモエシオガマ	<i>Pedicularis resupinata</i> subsp. <i>teucriifolia</i>			14.3			
ミヤマアキノキリンソウ	<i>Solidago virgaurea</i> subsp. <i>leiocarpa</i>	7.6	21.3	21.2	14.2	39.8	32.0
タカネスイバ	<i>Rumex alpestris</i> subsp. <i>lapponicus</i>	9.6	32.2	23.9	11.6	11.2	16.0
キバナノコマノツメ	<i>Viola biflora</i>	29.0	21.8	25.8	18.9		
クモニガナ	<i>Ixeridium dentatum</i> subsp. <i>Kimuranum</i>	1.3			25.2		
タカネヒゴタイ	<i>Saussurea triptera</i>	8.9	11.6		21.1	14.8	35.0
ハクサンフウロ	<i>Geranium yesoense</i> var. <i>nipponicum</i>	5.1		13.7	19.9	6.9	21.0
センジョウアザミ	<i>Cirsium senjioense</i>			30.2		11.2	
ミヤマカラマツ	<i>Thalictrum tuberiferum</i>						15.1
オヤマリンドウ	<i>Gentiana makinoi</i>					17.9	40.0
ダケカンバ	<i>Betula ermanii</i>					7.9	23.1
ヒメノガリヤス	<i>Calamagrostis hakonensis</i>					22.9	
モミジカラマツ	<i>Trautvetteria caroliniensis</i> var. <i>japonica</i>			5.5			7.1
ウサギギク	<i>Arnica unalaschcensis</i> var. <i>tschonoskyi</i>						7.1
ホザキイチヨウラン	<i>Malaxis monophyllos</i>			9.3			
タケシマラン	<i>Streptopus streptopoides</i> var. <i>japonicus</i>						8.1
ムカゴトラノオ	<i>Bistorta vivipara</i>						
コメススキ	<i>Avenella flexuosa</i>						16.0
タカネスズメノヒエ	<i>Luzula oligantha</i>	10.8		7.7			30.0
シダ sp.			13.3				
ヒメスゲ	<i>Carex oxyandra</i>	18.7				63.2	
キンスゲ	<i>Carex pyrenaica</i>	2.0					
タカネソモソモ	<i>Festuca takedana</i>				50.6		
ミネウスユキソウ	<i>Leontopodium japonicum</i> var. <i>shiroumense</i>						20.1
ヤナギ sp.	<i>Salix sp.</i>						32.1
種数		16	12	17	17	17	24
V値		1659.9	2146.1	2507.9	1980.9	1804.0	1128.9
多様度指数		2.21	2.08	2.67	2.60	2.67	2.97

内で回復している貴重な種類である。各コドラートの出現種数をみると、無処理区 C-1 で種数が 10 種、刈り取り区 H-3 区で種数が 20 種となり、コドラート間で出現種数にやや違いがみられた。多様度指数は 1.57 ~ 2.83 でプロット 1 においてやや低くなった。

表 2 に 2013 年の無処理区と刈り取り区の出現種と各草種の積算優占度を示した。無処理区の種数は 15 種、刈り取り区では 19.3 種が確認され、刈り取り区でやや種数が多くみられた。出現種数は刈り取り区 H-2 において前年同様 17 種が確認されたが、他のコドラートではすべて種数が増加した。無処理区ではすべてのコドラートにおいてマルバダケブキの優占度が

100 を示し、ヒゲノガリヤス、ミヤマシシウド、キバナノコマノツメ、シラネセンキュウの順に優占度が高かった。前年と比較するとミヤマシシウド、キバナノコマノツメの順位がやや上昇したが、優占上位種に大きな変動は見られなかった。刈り取り区では、ヒゲノガリヤス、シラネセンキュウ、マルバダケブキ、バイケイソウ、ミヤマキンポウゲ、ミヤマシシウド、ミヤマアキノキリンソウの順で優占度が高かった。ヒゲノガリヤスは 2012 年の優占度が 47 であったが、刈り取り区の優占度は 2013 年に 95 を示し、大幅に上昇した。その他の草種もマルバダケブキを除き、優占度の値は 2013 年に上昇した。また、ミヤマコウゾリナは 2012 年に発生を確認でき

なかったが、2013年には優占度が22を示し刈り取り区で顕著な増加が確認された。

刈り取り区では2012年8月にマルバダケブキの地上部すべてのシュートを実験的に刈り取り、優占度をゼロにしたが、1年後に地上部シュートが再生し、葉もやや小さいながら展開して2013年の優占度は57を示した。この結果はマルバダケブキが刈り取りのみでは容易に変わらないことと、刈り取りに対する個体の再生力が極めて強いことを示す。

2012年のC-1～C-3区のV値は2156.1、2013年のV値は2104.6であり、無処理区におけるV値の平均値に差は見られなかった ($t = 0.294, p = 0.782$)。また、2012年のH-1～H-3区のV値は2104.6、2013年のV値は1637.9で、刈り取り区ではマルバダケブキが除去された影響でV値が低下したが、V値の平均値に有意差は認められなかった ($t = 13.05, p = 0.262$)。しかし、H-2区ではマルバダケブキの刈り取りを行なった影響で、マルバダケブキ以外の草種

のV値が上昇し、V値は2013年の方が高かった。

2. 刈り取り管理によるマルバダケブキの葉面積指数と光環境の変化

マルバダケブキの葉面積 (LA) を簡易に測定するため、2012年8月に葉の縦 (W1) 横 (W2) を現地で測定し、非破壊計測による葉面積推定モデルを作成したところ、式3の線形回帰モデルが得られた (図8)。

$$LA = 1.0239w1w2 + 18.89 \quad (r^2 = 0.953) \quad \text{---(3)}$$

このモデルを利用して2013年は現地で葉の非破壊計測を行い、各コドラートのマルバダケブキの葉面積を推定した。2012年の刈り取り前のマルバダケブキの葉面積指数 (LAI) は 0.52 ± 0.189 (SD)、2013年の刈り取り後 0.17 ± 0.04 で、刈り取り管理によってマルバダケブキの葉面積は約1/3に減少した (図9)。

無処理区のLAIの最大値は8月19日に

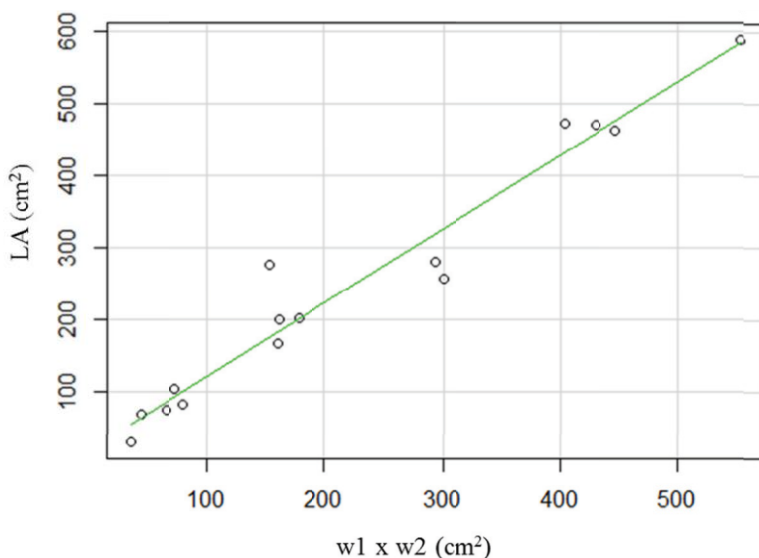


図8 マルバダケブキ葉面積推定モデル。葉の縦 (w1) 横 (w2) の積を説明変数、LA (葉面積) を目的変数とした一次回帰モデル

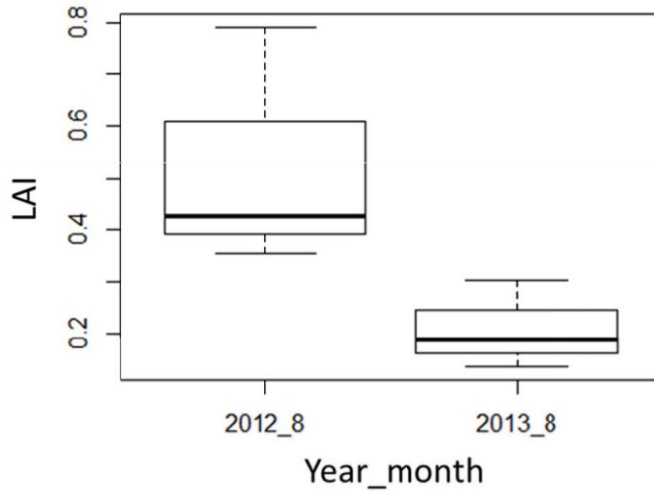


図9 マルバダケブキ刈り取り区における2012年(刈り取り前)と2013年(刈り取り後)の葉面積指数の比較

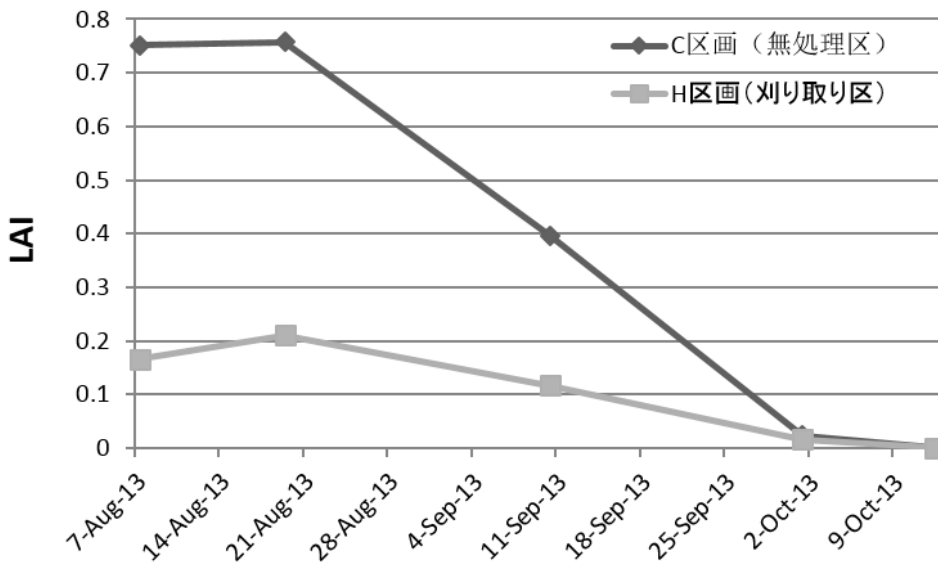


図10 2013年調査におけるマルバダケブキ無処理区と刈り取り区のLAI(葉面積指数)の季節変化

0.75, 刈り取り区で0.21となり, その後急激に減少して10月12日には地上部はすべて枯れた(図10)。この結果から, マルバダケブキの葉面積は8月中旬に最大となり, 9月以降急激に減少することが示された。

コドラート内のマルバダケブキの葉面積測定時に, 葉基部の地面からの高さをすべて測定し, 各処理区の層別葉面積指数を測定したところ, 無処理では21~40cmの層に88%の葉を展開し, 刈り取り区では11~30cmの層に92%の

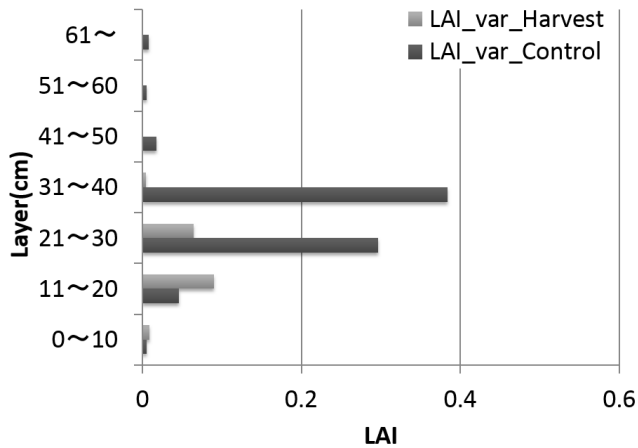


図 11 各処理区におけるマルバダケブキの層別葉面積指数. 2013 年 8 月 7 日に測定

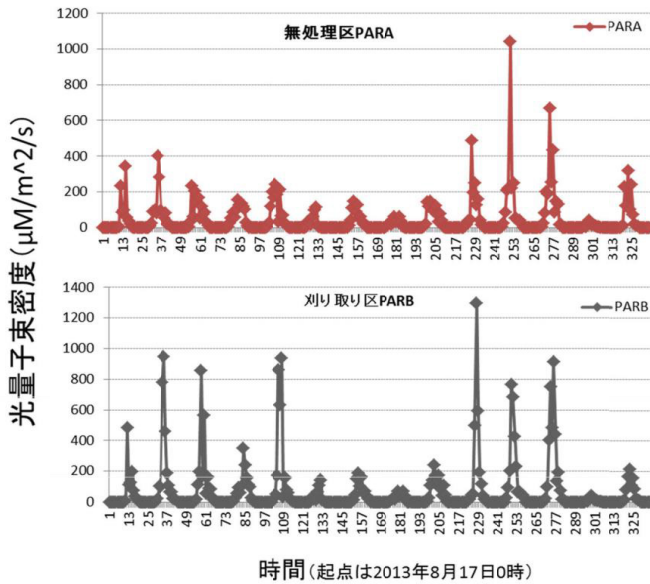


図 12 南アルプス馬の背の無処理区と刈り取り区に設置した光量子ラインセンサの連続測定値 (2013 年)

葉を展開がみられたが、刈り取り区の LAI は著しく低くなった (図 11)。この結果から、刈り取り処理によってマルバダケブキは 1 年後にシュート再生させ、葉を展開するが、葉は 30 cm より上に展開することではなく、11 ~ 30 cm の低い層で小型の葉を展開することが示された。

無処理区と刈り取り区に設置した 3 ライン光

量子センサーを群落地表面に設置し、光量子束密度 ($\mu\text{Mm}^{-2}\text{s}^{-1}$) を連続測定した結果を図 12 に示した。2013 年 8 月 15 日までデータロガーが水没したため、データは 8 月 17 日から連続測定したものをを使用した。光量子束密度は 15 分ごとに測定し、時間平均を算出した。8 月 17 日から 8 月 31 日までの光量子束密度の積算値は無処理区で $15204.3 \mu\text{Mm}^{-2}\text{s}^{-1}$ 、刈り取り区地

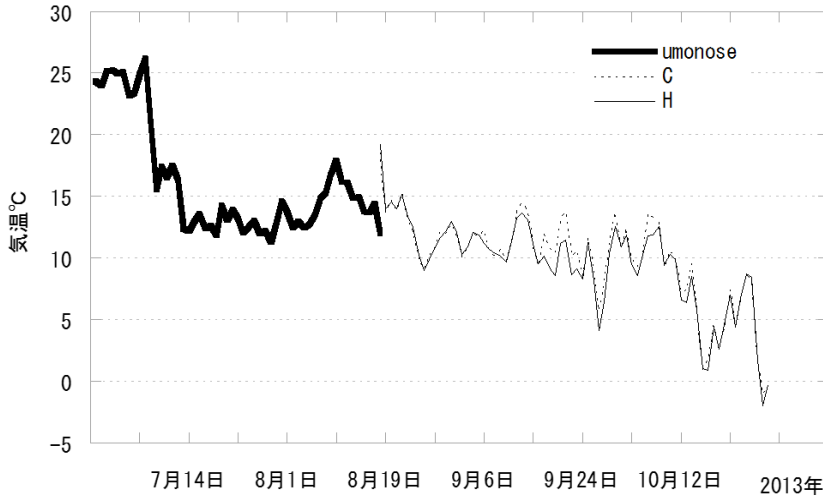


図 13 南アルプス馬の背調査地で計測した気温 (2013 年). 6 月から 8 月 15 日までは馬の背ヒュッテに設置したデータを利用

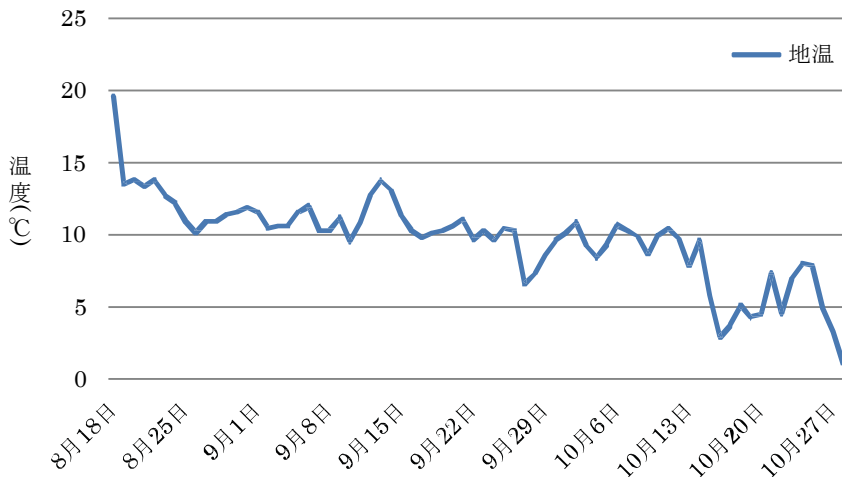


図 14 南アルプス馬の背で計測した地温 (2013 年)

表で $23554.3 \mu\text{Mm}^{-2}\text{s}^{-1}$ を示し、刈り取り区の地表付近の光子束密度は無処理区より 57.8 % 多かった。

調査地の日平均気温の推移を図 13 に示した。現地では 6 月下旬から測定したが、8 月に気象ロガーが水没したため、6 月から 8 月 15 日までは馬の背ヒュッテに設定した温度データを表示した。7 月 10 日以降にセンサーの設置場所

やデータ収集が安定し、調査地では 7～8 月にかけて日平均 10～15 °C 前後で推移し、9 月下旬に 5 °C を下回る日が確認された。また、現地では 10 月 10 日以降気温が急激に低下した。調査群落内の地温の変化を図 14 に示した。地温は 8 月の平均で 12.7 °C、9 月で 10.6 °C を示し、8 月中旬から 10 月初旬まで地温は 10 °C 前後で推移した。

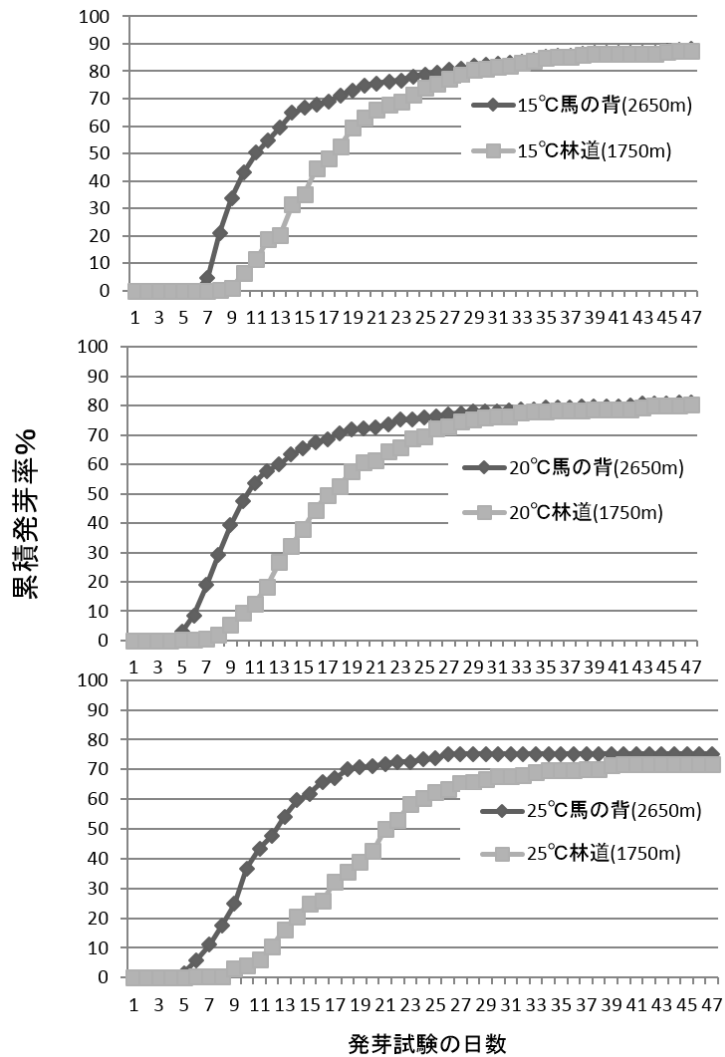


図 15 南アルプスの標高の異なる 2 生育地から採取したマルバダケブキ種子の累積発芽曲線。馬の背ヒュッテ周辺標高 2650 m で 3 集団，南アルプススーパー林道（伊那市側）1750 m 付近で 3 集団を採取

3. 標高の異なる産地におけるマルバダケブキの種子発芽特性

マルバダケブキの種子を 2650 m a.s.l. の馬の背ヒュッテ周辺で 3 集団，南アルプススーパー林道沿いの 1750 m a.s.l. 付近から 3 集団採取し，15 °C，20 °C，25 °C の明条件で発芽試験した結果を図 15 に示した。発芽温度 15 °C と 20 °C において 2650 m a.s.l. の集団は非常によく発芽し，発芽開始時期は 5 日前後，最終発芽率は 90 %

を超えた。2650 m a.s.l. の集団 3 では他の 2 集団と比較して発芽率が低下し 70 ~ 80 % を示した 1750 m a.s.l. の集団は発芽開始時期が 2650 m a.s.l. の集団よりもすべて遅く始まり，1750 m a.s.l. の集団 3 は最終発芽率が 15 °C と 20 °C で 90 % を超えたが，他の 2 集団は 15 °C と 20 °C で 80 % 前後，25 °C で 50 % 程度であった。発芽反応はどの集団も 15 °C でよく，発芽適温に近い温度と考えられた。また 25 °C では最終発



図16 南アルプス千枚小屋付近のシカ食害を受ける前の高茎草本群落。撮影時期1987年。静岡県提供

芽率がすべての集団で低下した。また、10℃での発芽試験は現在継続中である。これらの結果から、マルバダケブキの種子は休眠性がほとんどないことが示され、また2650 m a.s.l.の高標高集団の方が発芽の斉一性がみられることが明らかとなった。2650 m a.s.l.前後の馬の背周辺の地温データでは、地温が10～12℃で推移していることから、この温度帯でよく発芽する可能性がある。

IV. 考察

仙丈ヶ岳を含む南アルプス全域でシカによる食害は極めて深刻であり、ミドリユキザサ・ダケカンバ群団、シナノキンバイ・ミヤマキンボウゲ群団を構成する貴重な高山植物は壊滅的な被害を受けている。ダケカンバ林床はもともと種数が豊富で、セリ科のミヤマシシウド、ユリ科のクルマユリなどの高茎草本が発達し、シカの重要な生息場所となっていたと考えられ、このような群落での被害が特に大きい。図16は静岡県から提供された過去の南アルプス高山植生の状態を示す貴重な資料であるが、現在の南アルプスではこのような高茎草本群落をほとんどみることができない。また、図1～3は山口県から提供を受けた貴重なもので、1992年には馬の背周辺はシナノキンバイが優占する群

落となっており、藪沢分岐付近で大量に発生するタカネヨモギや馬の背分岐付近まで非常に多く分布するマルバダケブキはほとんどみられない。馬の背周辺で植生調査を実施しているときに、一部の登山者からマルバダケブキは昭和から平成の初めにかけてたくさんあった、という意見もあったが、山小屋での聞き取りや写真判定からはそのような事実は確認できなかった。

南ア食対協の活動の中で設置した防鹿柵は、シカの侵入をほぼ完全に防止することで植生回復が進み、裸地はほとんどみられなくなった。これは降水量が多く、急傾斜地が発達する高山帯の土壤保全の観点から極めて効果が高い。南アルプスのシカ個体群密度は全国的にみても高く（植生学会企画委員会2011）、シカの被害としてもっとも懸念されることは、亜高山・高山帯での表土流出であり、土壤の基盤が失われれば、植生復元はほとんど不可能になる。

南アルプス馬の背に防鹿柵を設置してすぐに群落の優占度を上げたものはマルバダケブキであった（渡邊ほか2012）。マルバダケブキの草丈や被度は年々増加し、柵内が非常に単調な植生になったことから、マルバダケブキを人為的に管理（存在量の操作）をする生態実験を計画した。これは、元々生育していた高山植物が少しでも多く回復する手法として、特定の優占草



図 17 南アルプス馬の背周辺のダケカンバ林床で優占化するノガリヤス類。撮影時期 2013 年

種を「生かさず殺さず」の状態にし、土壤保全の機能を保持させながら、他草種の回復を促す試みである。研究結果から、マルバダケブキは刈り取りをして地上部から完全に除去しても、翌年にはシュートを伸ばし、やや葉のサイズは小さくなるが、優占上位種としてすぐに回復する特性を示した。しかし、草丈はあまり伸びず、葉面積の層別分布では 30 cm までの高さにしかならないことが示され (図 11)、また葉面積指数 (LAI) も刈り取りによって 1/3 程度になることから (図 9)、マルバダケブキの競合能力は大幅に抑えられると判断された。調査地ではミヤマシシウド、シナノキンバイ、ハクサンフウロ、クモニガナ、ミヤマアキノキリンソウなどの優占度が徐々に増加していることが確認され、またコドラート以外ではクルマユリやクロユリなどの開花が確認された。防鹿柵内では、優占草種の存在量を一部人為操作することによって、長期的にみれば柵内で残存している高山植生の回復を促す効果が期待される。

馬の背調査地に簡易気象観測装置を設置したが、一部ロガーの不具合があり、7月のデータを満足に取得することができなかった。亜高山から高山帯にかけての群落気象データは国内で

はごくほとんど収集されていないと思われるため、山小屋や自治体の協力を得ながら、今後もデータ収集を継続したい。

マルバダケブキの発芽試験の結果から、マルバダケブキの種子は休眠性がなく、ある程度の温度 (15 °C) があれば速やかに発芽するため (図 15)、裸地環境で個体数を増加させている可能性がある。また、南アルプス林道では林道沿いのやや明るい環境で、散発的にマルバダケブキの群落が確認されている。高山植物が標高を下げてまで分布拡大をする例はほとんどないと思われるため、マルバダケブキがどのような生態的特性をもっているのか、さらに調査する必要がある。

今回実施したマルバダケブキの除去によって、現地ではヒゲノガリヤスの優占度が大幅に増加した (表 2, 図 17)。馬の背周辺や他の南アルプス地域でのノガリヤス類の分布範囲については正確なデータを収集していないが、馬の背での柵設置後からのモニタリング調査では、柵設置後 3 ~ 4 年経過して急速に増加する傾向が確認されている。調査地では最初にマルバダケブキとキバナノコマノツメが優占し、続いてノガリヤス類が優占化する傾向があるよう

に考えられる。シカは個体群密度を高めると季節移動し、餌資源が豊富で積雪が少なく、シカにとって比較的 안전한場所と考えられる南アルプスでは（泉山・望月 2008, 泉山ほか 2009）、今後も被害が継続すると考えられる。現在はマルバダケブキやノガリヤス類、タカネヨモギなどが優占しているが、シカの嗜好性は地域や時期によって変化することがあり（高槻 2006, Hannaford et al. 2006）、これらの草種も食害を受けるかもしれない。長期的にみればシカの食害を強度に受けた南アルプスでは、ノガリヤス類を中心としたイネ科が卓越する草原にシフトする可能性があり、今後も長期的なモニタリングを継続しながら植生情報を収集し、適正な植生回復方法を地域に適した形で構築する必要がある。

文献

- 中部森林管理局 2007. 「平成 18 年度南アルプス保護林におけるシカ被害調査報告書」林野庁中部森林管理局.
- 中部森林管理局 2008. 「平成 19 年度南アルプス保護林におけるシカ被害調査報告書」林野庁中部森林管理局.
- 合田 禄・高柳 敦 2008. シカの利用頻度が草本群落に及ぼす影響. 森林研究 77 : 35-41.
- Hannaford J., Pinn E. H. and Diaz A. 2006. The impact of sika deer grazing on the vegetation and infauna of Arne saltmarsh. Marine Pollution Bulletin 53: 56-62.
- 石川麻代・高柳 敦 2008. 異なる光環境下における草本群落に対する防鹿柵の影響. 森林研究 77 : 25-34.
- 泉山茂之・望月敬史 2008. 南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) の季節的環境利用. 信州大学農学部 AFC 報告 6 : 25-32.
- 泉山茂之・望月敬史・瀧井暁子 2009. 南アルプス北部の亜高山帯に生息するニホンジカ (*Cervus nippon*) の GPS テレメトリーによる行動追跡. 信州大学農学部 AFC 報告 7 : 63-71.
- Kawada, K., Alexandra G. V., Olga V. F., Araki, M., Nakamura, T. and Hayashi, I. 2005. Floristic composition and plant biomass production of steppe communities in the vicinity of Kharkiv, Ukraine. Grassland Science 51: 205-213.
- Kumar, S., Takeda, A. and Shibata, E. 2006. Effects of 13-year fencing on browsing by sika deer on seedlings on Mt. Ohdaigahara, central Japan. Journal of Forest Research 11: 337-342.
- 増沢武弘 1997. 「高山植物の生態学」東京大学出版会 : 33-108.
- 元島清人 2010. 植生学会シンポジウム「日本の自然林へのシカの影響を考える」南アルプスにおけるシカ被害. 植生情報 14 : 13-17.
- 自然環境研究センター 2009. 「南アルプス国立公園高山植物保全対策検討業務報告書」環境省自然環境局.
- 植生学会企画委員会 2011. ニホンジカによる日本の植生への影響-シカ影響アンケート調査 (2009 ~ 2010) 結果-. 植生情報 15 : 9-30.
- 高槻成紀 2000. シカがおよぼす生態的影響. 生物科学 52 : 29-36.
- 高槻成紀 2006. 「シカの生態誌」東京大学出版会 : 295-441.
- 田村 淳・入野彰夫・山根正伸・勝山輝男 2005. 丹沢山地における植生保護柵による希少植物のシカ採食からの保護効果. 保全生態学研究 10 : 11-17.
- 田村 淳 2007. ニホンジカの採食圧を受けてきた冷温帯自然林における採食圧排除後 10 年間の下層植生の変化. 森林立地学会誌 49 : 103-110.
- 田村 淳 2008. ニホンジカによるスズダケ退行地において植生保護柵が高木性樹木の更新に及ぼす効果 — 植生保護柵設置後 7 年目の結果から —. 日本森林学会誌 90 : 158-165.
- 鶴飼一博 2010. 植生学会シンポジウム「日本の自然林へのシカの影響を考える」南アルプスお花畑における防鹿柵の設置. 植生情報 14 : 21-27.
- 渡邊 修・彦坂 遼・草野寛子・竹田謙一 2012. 仙丈ヶ岳におけるシカ防除柵設置による高山植生の回復効果. 信州大学農学部紀要 48(1, 2) : 17-28.

Japanese Southern Alps Conference of the defense on the sika deer grazing

WATANABE Osamu and MIO Kento

This study was conducted to evaluate the management effects of recovery of the Alpine vegetation in the area of Umanose, Mt. Senjo in the Southern Alps of Japan that had been severely browsed by sika deer. In order to protect the alpine vegetation, sika deer fencing was constructed under the *Betula ermanii* forest floor and a field of alpine flower in 2008 summer by the activity of the Japanese Southern Alps Conference of the defense on the sika deer grazing. The alpine plant communities of this area were constantly dominated by *Ligularia dentata*, and there has been concern about possible severely light competition to the other small height of alpine plants. In order to recover the alpine vegetation, the manipulating abundance experiment on dominant plant of *L. dentata* was conducted in Umanose area that located at 2650 m altitude between 2012 and 2013. Harvesting and manipulating of the above ground *L. dentata* biomass was effective for the light PAR condition, dominance ratio (SDR₂) of *Angelica pubescens* var. *matsumurae*, *Angelica polymorpha*, *Solidago virgaurea* subsp. *leiocarpa* and *Trollius japonicus* were immediately increased in 2013. After the manipulating abundance of *L. dentata*, *Calamagrostis longiseta* was greatly increased in that area. These results suggest that sika deer fencing was promoted regeneration of shoots and vegetation coverage in this area, whereas the numerous number of alpine plants was affected by the highly abundance of *L. dentata* and *C. longiseta*. Further monitoring is required to determine the optimal alpine vegetation recovery management in this area.

Key words : Sika deer fencing, Alpine vegetation, *Calamagrostis longiseta*, *Ligularia dentata*, Manipulating abundance

ビデオカメラ付き GPS 首輪を用いたツキノワグマの生態調査の試み

立山カルデラ砂防博物館ツキノワグマ研究グループ

後藤優介¹・澤田研太¹

ツキノワグマ3頭にビデオカメラ付きの首輪を装着し、ツキノワグマの行動解析を試みた。2012年11月に首輪を装着した個体では冬眼前の不活性な行動が、2013年7月に装着した個体では交尾前後の行動、10月の装着個体では、主に地上で堅果類を採食する行動などが記録された。得られた映像は移動の有無に伴い探餌や探索などの「ゆっくり歩く」、移動を伴わない「止まる」等に区分し、その上で匂行動や周囲を見回す確認行動、採食行動等があった場合にはその採食品目を同定し、各行動の継続時間を1秒単位で算出することができた。映像による行動記録は現時点では撮影時間が短いという課題はあるが、これまで直接観察が困難であることという課題から扱うことが難しかった採食生態や、繁殖行動、社会行動といったツキノワグマの基礎的な生態に焦点を当てた研究に有効な手段であることが示唆された。

I. はじめに

ニホンツキノワグマ (*Ursus thibetanus japonicus*) は主に森林に生息することから、その行動を直接観察することは困難である。そのため、食性に関する研究は採食痕跡の記録や糞分析に (例えば Koike 2010)、行動に関する研究は正確な位置情報を得ることが可能な GPS 首輪が用いられてきた (例えば Kozakai et al. 2011, Arimoto et al. 2011)。しかしながら、採食痕跡については品目によって痕跡の発見度が異なること (例えば、樹上で採食した場合のクマ糞は発見しやすいが、地上採食や草本を採食した場合は極めて発見は難しいなど)、糞分析については消化されずに残った残渣を分析に用いることから消化率の高い品目が過小評価になるなどの課題があった。また GPS 首輪については、精度の高い位置データが得られるものの、実際にその場所でその個体が何をしていたの

か、生息地利用を評価することは困難である。そこで、本研究ではツキノワグマに首輪型のビデオカメラを装着し、クマの口元を撮影することで、採食物や利用環境、行動の定量評価を行い、ツキノワグマの生態調査における有効性を検証した。

II. 調査地および方法

1. ツキノワグマの捕獲

ツキノワグマの捕獲は中部山岳国立公園の北部に位置する立山カルデラ周辺において実施した (図 1)。捕獲にはドラム缶 2 連式のバレルトラップを用い、立山カルデラへ向かう林道沿いの 1,300 m a.s.l. 付近 1ヶ所に設置した。捕獲地周辺に至る林道は、一般車両の通行は制限されている地域であり、集落や登山道もないため、工事施工箇所を除き人為的影響が少ないエリアである。調査地周辺の 1,000 m a.s.l. から

¹: 立山カルデラ砂防博物館
2014.8.5 受付 2016.1.19 公開

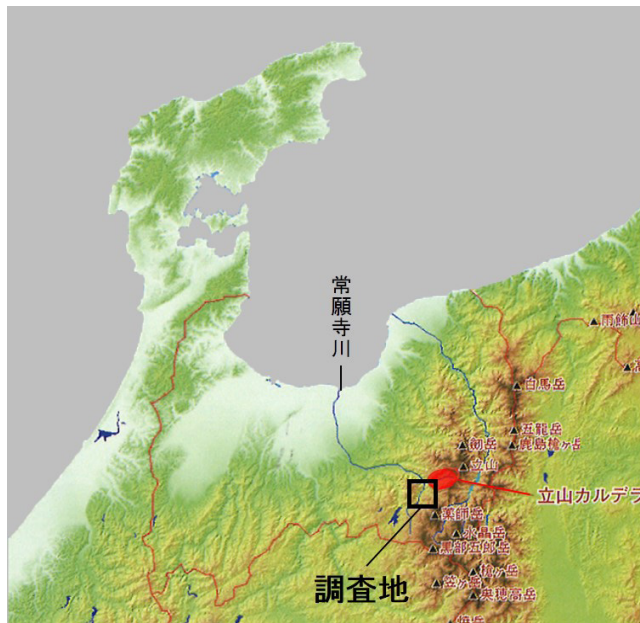


図1 調査地

表1 捕獲された個体および撮影時間

個体番号	放獣日	体重	体長	性別・年齢	装着首輪
2012♀	2012/11/5	62.5kg	128cm	雌・成獣	GPS首輪、カメラ付き首輪
2013♂①	2013/7/25	44.0kg	129cm	雄・成獣	ビデオカメラ付き首輪
2013♂②	2013/10/8	39.5kg	120cm	雄・亜成獣	ビデオカメラ付き首輪

1,500 m a.s.l. 付近はブナが優占する落葉広葉樹林である。

捕獲されたツキノワグマには麻酔を用いて不動化処理を行った後、体位計測および首輪の装着を行なった上でその場で放獣した。本研究で捕獲されたクマは、2012年11月に捕獲された雌成獣（以下“2012♀”とする）、2013年7月に捕獲された雄成獣（以下“2013♂①”とする）、および2013年10月に捕獲された雄亜成獣（以下“2013♂②”とする）の計3頭である（表1）。

2. 装着した首輪の仕様および種類

本研究に使用したビデオカメラ付き首輪は著者らが中心となり新たに開発したものであ

る。ビデオカメラには市販品の GoPro HD を使用し、これに任意の時間に撮影を可能とするタイマー基盤を組み込み、防水ケース内に格納した。電源には充電式のリチウム電池を外部電源として不可している。また、撮影終了後に首輪の回収を可能にするため、首輪には任意の設定時間に切り離される構造のタイマー式脱落装置（Sirtrack 製 Timed Release）および発信機を装着した。ビデオカメラの撮影スケジュールは、首輪装着作業時の不動化麻酔が行動に与える影響を考慮して、放獣から24時間以上経過した後に1時間の撮影が開始される設定とし、その後の3日間、午前、午後に各2時間撮影する設



図2 ビデオカメラ付き首輪を装着した2013♂①

定とした。捕獲されたツキノワグマには若齢個体も含まれたことから、各個体の首囲長および体重等を考慮して装着する首輪の種類を選定した。2012♀にはGPS首輪（Lotek製GPS4400）およびビデオカメラ付首輪を、2013年の2個体については、ビデオカメラ付きの首輪のみを装着している（図2）。捕獲したクマの個体情報および装着した首輪の種類は表1の通りである。

3. 撮影映像の解析

ビデオカメラはクマに装着した状態では、首の下に配置されることから、得られる映像の上部には常時、首輪装着個体の下あごが撮影された状態となる。映像はハイビジョン画質（1280×720, 30 fps）で撮影されていることから、口元や手元の映像は多くの場合で植物種の判別が可能な程度に鮮明であり、また170°という広い画角を持つことから、周辺環境についても

判別が可能であった。

本研究では得られた映像を解析するにあたり、クマの行動を移動の有無に着目した「移動区分」、採食や嗅ぐ行動など、主に活動時の行動内容を対象とした「活動区分」の2つのカテゴリについて、以下の定義を設定した。

移動区分は、採食などを行わず速いスピードで大きく移動する「歩く」、探餌や探索などの行動を含みながら徐々に移動する「ゆっくり歩く」、1箇所から移動せずに、採食、嗅ぐ行動等を行う「止まる」、仰向け、うつ伏せ等で頭をまったく動かさずにじっとする状態が1分以上継続する「眠る」の4つに区分した。

行動区分では、草本や堅果等を採食する「食べる」、鼻を1秒以上対象物に接近させる「嗅ぐ」、鼻を高く掲げた状態でわずかに上下させながら匂行動していると考えられる「高鼻」、止まった状態で顔を左右に振りながら周囲を確

表2 映像より識別されたツキノワグマの行動区分

移動区分	行動区分	具体例
歩く	歩く	採食等を伴わず、速いスピードで歩き続ける
ゆっくり歩く	食べる	歩きながら止まらずに採食する
	その他	探餌、探索行動など
止まる	食べる	止まりながら草本や堅果類当を採食する
	嗅ぐ	対象物に1秒以上鼻を近づける
	高鼻	鼻を高く上げながら上下に振る
	見回す	顔を左右に振る
眠る	眠る	頭を動かさずじっとする

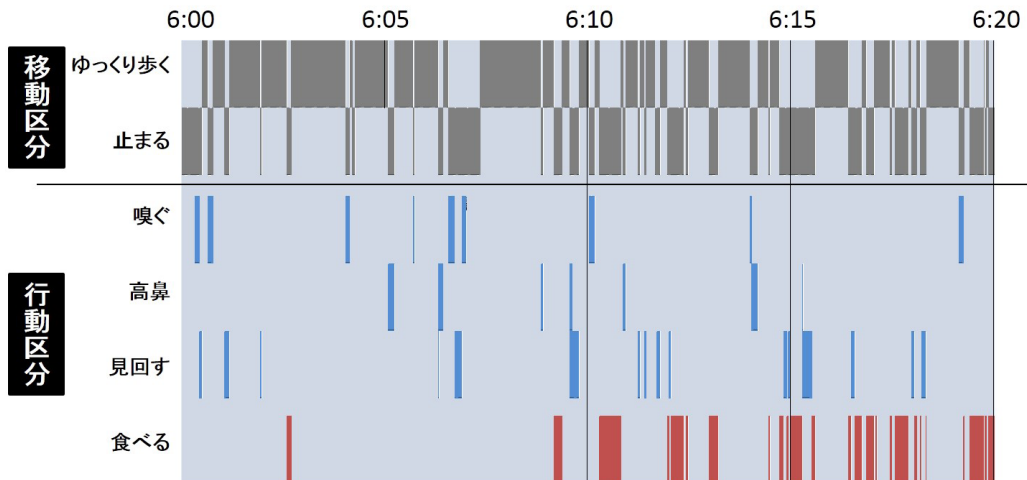


図3 移動区分および行動区分の解析例

認する「見回す」に区分した。移動区分および行動区分の組み合わせおよび具体例は表2の通りである。図3の解析例に示した通り、撮影されたすべての映像は移動区分により分類され、そのうえで「ゆっくり歩く」、「止まる」行動について、各行動区分の行動を行った場合に1秒単位で記録した。また「食べる」の採食行動では、可能な限り採食品目の種および部位を同定した。また、堅果類の採食では樹に登り、樹上に結実した堅果を食べる場合と、成熟堅果が地上に落下したものを採食する場合があるこ

とから、それらの採食様式も合わせて記録した。クマが採食品目に口をつけて採食を始めてから、次に顔を上げるまでを1回の採食イベントとしている。

III. 結果および考察

1. ビデオカメラ映像より得られた3個体の移動区分割合

追跡した3個体について、総撮影時間に占める各移動区分の行動が占める時間割合を図4に記す。2012♀では放獣日の翌日以降のべ2日

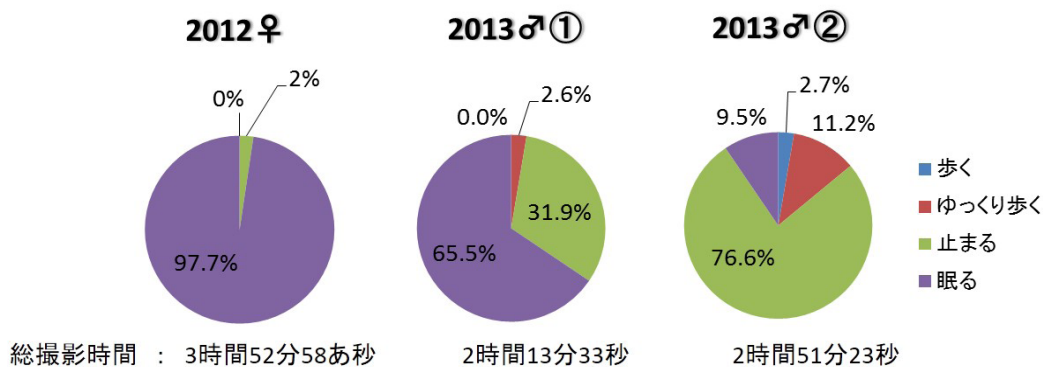


図4 3個体の移動区分割合

表3. ビデオカメラにより得られた個体ごとの行動区分割合

移動区分	行動区分	2012♀		2013♂①		2013♂②	
		時間	割合	時間	割合	時間	割合
歩く	歩く	0:00:00	0.0%	0:00:00	0.0%	0:04:38	2.7%
ゆっくり歩く	食べる	0:00:00	0.0%	0:00:00	0.0%	0:00:02	0.0%
	その他	0:00:00	0.0%	0:03:31	2.6%	0:19:14	11.2%
止まる	食べる	0:00:00	0.0%	0:00:11	0.1%	1:53:32	66.2%
	嗅ぐ	0:00:00	0.0%	0:09:02	6.8%	0:03:55	2.3%
	高鼻	0:00:00	0.0%	0:00:12	0.1%	0:00:51	0.5%
	見回す	0:00:26	0.2%	0:07:35	5.7%	0:06:29	3.8%
眠る	その他	0:05:00	2.1%	0:25:25	19.0%	0:06:30	3.8%
	眠る	3:47:32	97.7%	1:27:37	65.6%	0:16:12	9.5%
合計		3:52:58		2:13:33		2:51:23	

間で総計3時間52分の撮影があったが、98%近くを「眠る」行動が占め、活動が記録されたのは全体の2.3%のみ(5分26秒)であった。2013♂①では合計で2時間14分の撮影があったが、半数以上を占める65.5%は「眠る」行動であり、31.5%の42分37秒で「止まる」行動が記録されている。移動を伴う行動である「ゆっくり歩く」は2.6%(3分31秒)のみであった。一方、2013♂②では総計2時間51分の撮影のうち、9割以上を「歩く」「ゆっくり歩く」「止まる」などの活動行動が占めており、その中でも「止まる」状態での活動が全体

の77%(2時間11分)を占めている。本撮影では、3個体すべてのビデオカメラで撮影開始の翌日(首輪装着から2日後)には録画が終了しており、これは予定された撮影容量(約8時間)よりも早い段階で終了しており、撮影プログラム等のソフト面でエラーが発生したことになる。短い撮影時間の中では、各個体の行動特性や録画のタイムスケジュールがクマの休息時間帯に当たるか否かにより、撮影内容が大きく異なる結果となった。次に、各個体における行動区分割合を表3に示すとともに、個体ごとの行動特性を記載する。

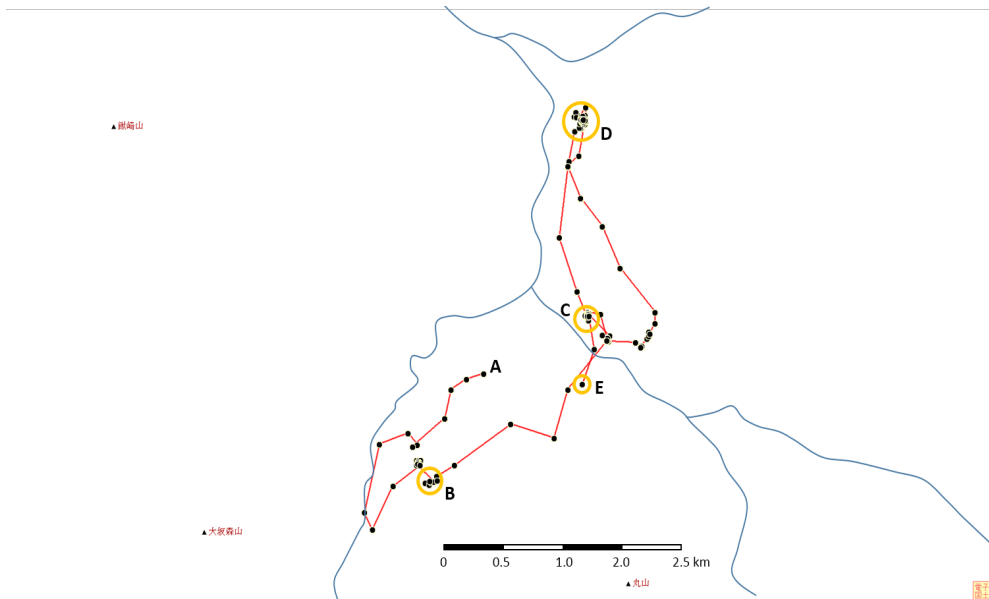


図5 2012♀の行動軌跡(2012年11月5日～2012年11月29日)。Aで放獣された後、B、C、D地点に滞在。その後、11月13日より地点Eの岩穴において冬眠に入ったと考えられる。GPS首輪はEの岩穴内にて自然脱落した



図6 太い木の根元での休息時に一時的にあくびをして顔を起こした際の画像。画像左側にはクマの左手が、上部にはクマの下顎が撮影されている

2. 冬眠直前の行動の一事例(2012♀)

2012♀に装着したGPS首輪(30分間隔測位)により得られた行動軌跡を図5に記す。2012♀は11月5日の放獣地点Aで麻酔から覚醒した後、2 km程度移動した地点Bにおいて11月6日7:00～15:30まで滞在している。この滞在中にビデオカメラによる撮影が行われている

が、得られた映像は終始、真暗な状態であった。これは、クマがビデオカメラを抱え込むような体勢で休息していたためと考えられ、一時的(16秒間)に顔を上げた際には、大きな木の根元であくびをし、周りを見回す行動が撮影されている(図6)。その後、地点Cに移動して11月6日18:00～11月7日5:30まで滞在し

た後、地点Dの周辺に11月7日17:00より約5日間滞在している。この地点にある岩穴内にてビデオカメラ付き首輪は回収されており(図7)、クマがこの岩穴内で休息をしている間に脱落装置が作動したと考えられる。クマが岩穴の内部から穴の入り口方向を見上げた際に、差し込む光がわずかに撮影された映像が合計で約5分あったが、その他の時間はすべて暗黒の映像であった。地点Dから再び移動を開始すると、再度地点Cにおいて11月12日16:00～11月13日4:30までの約12時間滞在し、11月13日6:00に地点Eについた以降はGPSの測位が一時途絶えている。この地点には深さ約2.5mの岩穴があり、GPS首輪はこの穴の中に脱落(脱落装置の作動前であるが、自然に脱落)していたことから、岩穴の中で休息行動をしていたと考えられる。但し、到着後も11月22日, 24日, 29日にそれぞれ1時間程度、測位がある時間帯があることから、クマが一時的に穴の入り口周辺で行動したと考えられ、少なくとも11月29日までは首輪はクマに装着されていたと考えられる。本事例では、ビデオカメラにより得られた映像はわずかであったが、GPS首輪から得られた位置情報と合わせることで、冬眠前に木の根元や岩穴などで場所を変えながら休息行動を繰り返す事例が明らかとなった。

3. 交尾および交尾前後の行動事例(2013♂①)

7月25日に首輪を装着した2013♂①では、7月26日16:00～17:00, 7月27日12:00～13:14ののべ2日間にわたり2時間14分撮影された。撮影された映像ではすべての時間を他個体と同伴で行動しており(図8), 2頭でならんで休息する様子や, 27日12:29には交尾行動(図9)が確認されている。

撮影時間全体の行動区分を見ると、「眠る」行動が最も長く1時間28分であり、「嗅ぐ」「見回す」行動がそれぞれ9分2秒(6.8%), 7分



図7 2012♀のビデオカメラ付き首輪を回収した地点Dの岩穴入口および回収した首輪。1m程度下向きに降りた後、横向きに1m入ったところに首輪は脱落していた



図8 2013♂①のビデオカメラにより撮影された別個体のツキノワグマ

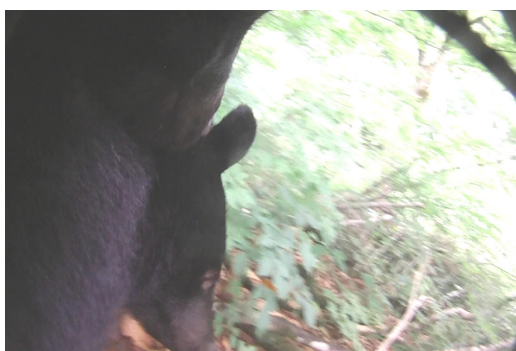


図9 2013♂①の乗駕行動。画像左上には2013♂①の口吻部が映っており、その下側に雌の顔が撮影されている

35秒(5.7%)と多く観察されており、「食べる」は11秒のみであった。交尾行動の前後を含む連続して撮影された74分間について、予め定めた行動区分以外にも識別可能な行動をカウントした結果を表4に記す。計118回観察された

表4 2013♂①の交尾前後の計74分間における各種行動頻度

行動区分	行動詳細	頻度
他個体への行動	メスに近づく	11
	メスに突進する	4
	メスに接触する	8
	メスと交尾(乗駕行動)する	1
自身の行動	毛づくろい	2
	あくび	3
	葉を採食	2
嗅ぐ	地面の匂いを嗅ぐ	36
	メスの排泄物を嗅ぐ	2
	低木の葉の表面を嗅ぐ	1
	低木の幹を嗅ぐ	1
なめる	地面をなめる	3
	低木の葉の表面をなめる	2
	地面を掘りながらなめる	5
	メスの排出物をなめる	1
高鼻	鼻を高く持ち上げて嗅ぐ	1
見回す	周囲を見回す	35
		計 118

行動の内、最も多かったのは「嗅ぐ」に関連する行動であり40回観察されている。嗅ぐ対象物としては地面が36回と最も多く、そのほかには雌の排泄物、低木の葉の表面、低木の幹などがあった。また、「なめる」行動も計11回観察されているが、これは「嗅ぐ」行動と連続して行うことが多く、匂いの情報をより強く取得するために舐めとる行動を行っている可能性がある。

交尾前後の行動を時系列でみると、2013♂①は、雌に近づいては離れる行動を繰り返し、時折雌に接触しながら、地上部などを「嗅ぐ」行動を繰り返す。雌が黄土色をした少量の排出物を地面に出した後に、これを「嗅ぐ」「なめる」を行い、その直後に、メスの上に乗る乗駕行動を行う。乗駕行動は94秒間連続したのちに、

雄は雌から離れる。その後も雌との接触や「嗅ぐ」行動を繰り返し、5分後には座り込んで毛づくろいをはじめ、地面に横たわる。その後は地面に横たわりながらも、10～120秒に1回、数秒間頭を上げて雌の損じを確認し、再び横になる行動が見られたが、この休息しながら雌を確認する行動は、時折雌に近づく行動をはさみながら、計25回繰り返された。また、メスに近づき離れた後に地上付近のウワミズザクラの低木の葉を2回にわたりそれぞれ5枚程度採食した行動がみられたが、その後に探餌や採食行動が続かないこと、食料を得るための採食とは異なる行動である可能性がある。以上のように、本事例では、ビデオカメラの映像によりツキノワグマの交尾およびその前後の行動について、詳細な情報を得ることができた。

表5 2013♂の採食品目および採食様式ごとの採食継続時間（単位：秒）

採食品目	採食様式	頻度	採食イベント継続時間(秒)			
			Min	Max	Ave	SD
広葉草本(種不明)葉部	地上採食	1			2	
アザミsp ロゼット葉	地上採食	1			2	
ブナ堅果	地上採食	42	3	1553	156	± 260
	幹上採食	8	2	37	14	± 13
ミズナラ堅果	樹上採食	7	1	4	3	± 1
	地上採食	1			21	
ブナ・ミズナラ堅果(識別不可)	地上採食	3	4	72	35	

4. ブナ豊作年における秋期の採食行動事例 (2013♂②)

2013♂②について、10月8日に首輪を装着し放獣された翌日より撮影された映像では、「食べる」が66.2%を占めており、このうち1時間54分が移動をほぼ伴わない「止まる」状態での採食行動であり、「ゆっくり歩く」行動中の採食は2秒のみであった。2013年秋は、調査地付近のブナ堅果の結実量は並作～豊作であり(後藤ほか2005)、追跡期間中は多くのブナ堅果は地上に落下した状態であった。

2013♂②による採食が確認された品目は広葉草本葉部、アザミsp ロゼット葉、ブナ堅果、ミズナラ堅果の4種であり、これらの採食品目について採食様式ごとに採食イベントの頻度、継続時間の平均値を算出した結果を表5に記す。計63回の採食イベントのうち、草本類の採食は2回のみであり、その他はブナ堅果の採食が50回、ミズナラ堅果8回、種が特定できなかった堅果3回と採食品目はほぼ堅果に占めていることがわかる。採食様式ではブナ堅果は地上採食が圧倒的に多く、この場合クマは鼻先を地面に近づけて、鼻で落ち葉などをかき分けながら唇でブナ堅果をより分けながら採食していた。一度、ブナ堅果の採食を始めると鼻先を地



図10 地面から斜上した幹上に落下したブナ堅果を採食する2013♂②

面に近づけたままの状態、最短で3秒、最長で25分、平均すると2分36秒の間、顔を上げずに採食行動を継続した。この間、時折左右の手で地面をかき分ける、また鼻先を地面につけたまま少しずつ前進する行動も見られたが、頭を上げて地上採食を中断するまでを1回の採食イベントとして取り扱った。また、斜上する幹上に落下したブナ堅果は落葉等に埋まることが少なく、発見が容易であるためか幹上での採食も観察された(図10)。なお、採食中は鼻先が地面に接地したままとなるため、映像からはブナ堅果の採食個数についてはカウントすることは不可能であった。また、採食行動の最中には時折ブナ堅果の外果皮を口から排出する様子が記録された。



図 11 樹上でミズナラ堅果を採食する 2013 ♂②.

ミズナラ堅果では樹上での採食が 7 回記録されたが (図 11), 堅果は枝先に着果することから, 採食イベントは枝先ごとに独立しており, 1 回当たりの採食継続時間は 3 秒程度と短くなった.

堅果類の採食様式については, 各堅果の結実フェノロジーにより変化すると考えられるが, 本事例ではブナ豊作年における, ブナ堅果が地上に落下した季節の採食行動について詳細な事例を得ることができた.

IV. まとめと今後の課題

1. 首輪型ビデオカメラの装置としての妥当性について

本研究ではビデオカメラ付き首輪を装着した 3 個体すべてにおいて, 回収および映像の取得に成功している. 首輪には大きな外的損傷やクマによる破壊もないことから, 構造上の問題は少ないと考えられた. しかしながら, 総重量が約 1.68 kg と重く, 動物の行動への影響を考慮した場合, 35 kg 未満の個体への装着は適していない. 2013 ♂①においては, 首輪を装着した翌日には ♀ 個体と行動を共にし, さらにその翌日には交尾行動を行っていること, また 2013 ♂②では装着の翌日から採食行動を行っていることから, 現状でも首輪がクマの行動へ与える影響は低いものであると考えられるが, 材料の変更や性能の高い電池の利用等による装置の軽量化が望まれる. また, 長時間, 確実に撮

影が可能なシステムを構築することも不可欠である. 加えて, 本機種は明るい時間帯の撮影にしか対応していないため, ビデオカメラが正常に稼働した場合においても, 2012 ♀ のように, クマが暗所で行動した場合には得られる情報が極めて乏しい結果となる. また, 明るい時間帯であってもクマが睡眠等の休息行動している最中に撮影された映像では情報が限定される. ビデオカメラによる行動撮影は採食行動や他個体との相互関係など, 活動時に撮影されることで多くの情報が得ることができることから, 照度センサーと組み合わせることで暗所では撮影されない設定にする, 動作センサーを併用することで, クマの休息中には撮影されないプログラムを組むなどの対応が可能であれば有効であると考えられる.

2. 新たな行動定義の必要性について

ツキノワグマは嗅覚が非常に優れた動物であり, 普段の行動において匂いの情報を利用していることは明確である. しかしながら, これまでの調査手法では, 特に野外で生活する個体などのような匂いのコミュニケーションを利用しているか評価することは技術的に不可能であった. 本解析では, 得られた映像に一定の定義を与えることで「嗅ぐ」という行動の定量的な評価を試みた. その結果, 採食行動がメインであった 2013 ♂②と比較して, 交尾行動を行った 2013 ♂①では 3 倍程度「嗅ぐ」に費やす時間が長いなど, 個体間で比較することが可能となった. しかしながら, 実際には歩きながらも常に匂いの情報を得る探嗅行動は行われているはずであり, これらの行動は人が定義することができないことから定量化することが困難である. 現時点では圧倒的に事例数が少ないことから, 各種の行動に詳細な検討を加えることはできないが, 今後のデータの蓄積により解釈が可能な行動が増えることが期待される.

3. 生態調査手法としての利点

クマの行動調査に GPS 首輪が使用されるようになり、位置情報のデータ量は飛躍的に増加した。しかしながら、それぞれの地点でクマが実際にどのような行動をしていたかを評価するためには、実際に現地調査を行うことが有効であり、急峻な山岳地帯に生息する日本のツキノワグマの生態はこれを困難にしてきた。首輪型ビデオカメラによる映像撮影は人による踏査可否に係らず記録が可能であることから、GPS 機能と併用して用いることにより、位置情報と実際の行動詳細を結びつけることが可能となる。

また、一部の開放的な環境を利用するツキノワグマについては、直接観察により採食行動を明らかにする研究が行われているが (Fujiwara et al. 2012, Yamazaki et al. 2012), 首輪型ビデオカメラでは見通しのきかない林内など、これまで直接観察が不可能な場所においても行動観察が可能であるメリットがある。これに関連して、これまで交尾行動は開放空間での観察 (橋本・安類 2010) や、GPS 首輪を装着した個体通しが繁殖行動を行った場合など (小坂井ほか 2008), 断片的な情報に限られていたが、本事例では未標識の個体との交尾行動を詳細に記録することができた。

以上のことから、映像による行動記録は現時点では撮影時間が短いという課題はあるが、これまでツキノワグマでは困難であった繁殖行動、社会行動といったこれまで扱うことが困難であったテーマについての観察を可能とし、また食性研究や行動研究にも飛躍的な情報量をもたらす方法であることが示された。今後、ケーススタディが蓄積されることで、直接観察が困難であることが足かせとなっていたツキノワグマ研究について、ブレイクスルーとなる調査方法であることが示唆された。

謝辞

ツキノワグマの捕獲に関して、環境省立山自然保護官事務所、富山森林管理署に、林道の通行には国土交通省北陸地方整備局立山砂防事務所へ便宜を図って頂いた。また、ビデオカメラ付き首輪の製作には (株) 後藤アクアティクスの協力を頂いた。捕獲準備や現地作業にご協力いただいた吉井良治氏、佐伯栄祥氏、佐伯麻美氏、高瀬大輔氏に感謝の意を表します。

文献

- Arimoto, I., Goto, Y., Nagai, C. and Furubayashi, K. 2011. Autumn food habits and home-range elevations of Japanese black bears in relation to hard mast production in the beech family in Toyama Prefecture. *Mammal Study* 36: 199-208.
- Fujiwara, S., Koike, S., Yamazaki, K., Kozakai, C. and Kaji, K. 2012. Direct observation of bear myrmecophagy: Relationship between bears' feeding habits and ant phenology. *Mammalian Biology* 78: 34-40.
- 後藤優介・肴倉孝明・古林賢恒 2005. 立山カルデラにおける activity sensor 付き GPS 受信機を用いたツキノワグマ生態調査. 立山カルデラ砂防博物館研究紀要 6: 1-9.
- 橋本幸彦・安類智仁 2010. 野生下におけるツキノワグマの交尾の目撃事例. *Field Biologist* 18: 48-52.
- Koike, S. 2010. Long-term trends in food habits of Asiatic black bears in the Misaka Mountains on the Pacific coast of central Japan. *Mammalian Biology* 75: 17-28.
- 小坂井千夏・根本 唯・小池伸介・山崎晃司・梶 光一 2008. 栃木県足尾地域におけるツキノワグマの courtship 行動の観察事例 - ツキノワグマの交尾期はいつ?. 日本哺乳類学会 2008 年度大会ポスター発表.
- Kozakai, C., Yamazaki, K., Nemoto, Y., Nakajima, A., Koike, S., Abe, S., Masaki, T. and Kaji, K. 2011. Effect of mast production on home range use of Japanese black bears. *Journal of Wildlife Management* 75: 867-875.
- Yamazaki, K., Kozakai, C., Koike, S., Morimoto, H., Goto, Y. and Furubayashi, K. 2012. Myrmecophagy of Japanese black bears in the grasslands of the Ashio area, Nikko National Park, Japan. *Ursus* 23: 52-64.

An attempt to ecological study of Japanese Black bear using a collar with video camera

GOTO Yusuke and SAWADA Kenta

The collars mounted with video cameras were attached to 3 Japanese black bears (*Ursus thibetanus japonicus*). One collar camera was attached to a female in November 2012. Other collar cameras were attached to 2 male bears in July and October 2013. From these images, the bears activities were categorized as “slow walk” for foraging for food or exploring the area, “sleep” for sleeping and so on. Under these categories, sub-activities were identified as “sniffing”, “searching”, and “feeding.” For each of these activities, the time length was measured in units of seconds. With high-resolution video image, the feeding species were identified, as well as the way to feed (on the gland, on the tree, etc.). The footage about the male from July 2013 showed some courtship activities, such as moving alongside female bear and what seemed to be mounting behavior for mating. Although the current video camera collar is limited with a short recording time, it made it possible for this study to examine the feeding ecology of the Japanese black bears, which species is difficult to observe directly in its habitat. In addition, the video camera collar can be an effective research tool for behavioral studies to examine the social and mating behaviors of bears.

絶滅危惧種コジュリンの保全学的研究 —日本全国における生息数の把握と保全策の提言

湿地草原鳥類研究グループ

高橋雅雄¹・森本 元²・高木憲太郎³・岡久雄二⁴

日本国内のコジュリン (*Emberiza yessoensis*) の繁殖地計9地域において、カウント調査を行い656個体のコジュリン雄を確認した。日本全域において雌も同程度生息していると仮定すると、2013年には日本にコジュリンは約1,312個体が生息していると推定される。本調査地域中の4地域に全個体の94.2%が集中しており、他の3地域では生息個体数は極めて少なく、他の2地域では確認されなかった。さらに、大多数が人為的に管理された環境に生息しており、特に全体の37.7%もが休耕田で観察された。これらの結果から、日本のコジュリンは高い絶滅リスクを負っていることが明らかとなった。

1. 研究の背景

コジュリン (*Emberiza yessoensis*: 図1) は東アジア (ロシア, 中国, 朝鮮半島, 日本) に固有の草原棲鳴禽類の1種であり (MacKinnon and Phillippis 2000, Brazil 2009, del Hoyo et al. 2011), 国際自然保護連合 (IUCN) のレッドリストにおいては準絶滅危惧種 (NT) (BirdLife International 2012), 日本の環境省レッドリストにおいては絶滅危惧Ⅱ類 (VU) (環境省自然環境局野生生物課 2002, 2006, 2012) に指定される希少種である。日本には固有の亜種 (*E. y. yessoensis*) が生息し (Brazil 2009, 日本鳥学会 2012), 計7地域の草原環境で繁殖している (図2)。また, その他2地域においても近年に繁殖期の観察記録がある (日本野鳥の会佐渡支部鳥類目録編集委員会 2004)。しかしながら, 日本全域での生息個体数は明らかではなく, この日本固有の亜種がどの程度の絶滅の危険性にさらされているのかについて, 科学的かつ定量的な

評価は行われていない。

また, 本種は特殊な植生構造を持つ湿性草原環境を選好し (三上 2012), 環境変化の負の影響を受けやすいと考えられている。実際に, 長野県霧ヶ峰 (図2) では地域的な繁殖個体群の絶滅が過去に起きている (中村 1978, 1981)。そのため, コジュリンが現在利用している地点



図1 繁殖羽のコジュリン雄 (青森県仏沼, 宮彰男氏撮影)

1: 新潟大学朱鷺・自然再生学研究センター 2: 山階鳥類研究所 3: バードリサーチ 4: 立教大学大学院理学研究科
2013.11.29 受付 2016.1.15 公開

がどのように利用・管理されているかを取りまとめ、今後の環境改変による影響の可能性を検討することがコジュリンの繁殖個体群の絶滅を回避するために必要である。さらに、実際にコジュリンが減少しているのかについて、繁殖地域毎に検討することも必要である。

本研究では、1) 日本国内のコジュリンの繁殖地計 9 地域において 2013 年繁殖期のコジュリンの個体数を算出した上で日本国内の生息個体数を推定し、2) コジュリンが実際にどのような環境に生息しているのかを明らかにした上で、日本のコジュリンが置かれている現状を評価した。さらに 3) 過去の個体数の情報を収集し、コジュリンの増減傾向を議論した。そして、日本のコジュリンの保全に関する具体的な提言を試みた。

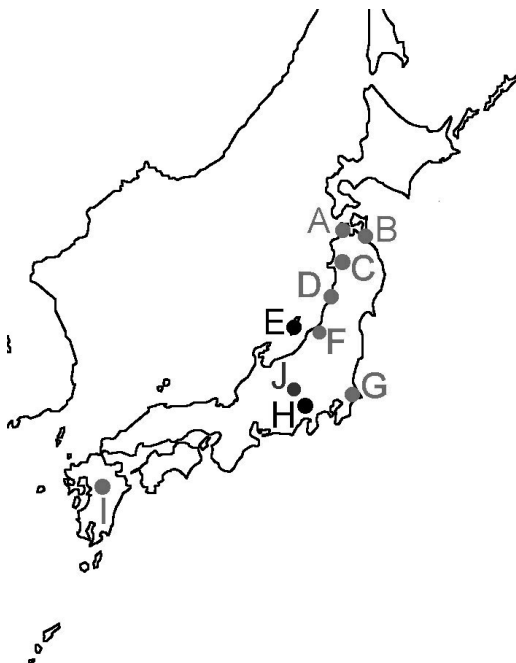


図2 コジュリンの日本の繁殖地域の分布。現在の繁殖地域であるA:岩木川(青森県), B:仏沼(青森県), C:八郎潟(秋田県), D:最上川(山形県), E:佐渡島(新潟県), F:福島潟(新潟県), G:利根川(茨城県・千葉県), H:富士山(山梨県・静岡県), I:阿蘇(熊本県), および絶滅した繁殖地域であるJ:霧ヶ峰(長野県)を示す

II. 方法

1. 調査地および調査日程

現在生息が確認されている既知の繁殖地域計 9 地域を調査対象とした(図 2, 表 1)。即ち、青森県の岩木川 (A) と仏沼 (B), 秋田県の八郎潟 (C), 山形県の最上川 (D), 新潟県の佐渡島 (E) と福島潟 (F), 茨城県と千葉県の利根川 (G), 山梨県と静岡県の富士山 (H), 熊本県の阿蘇 (I) である。各繁殖地域について、既存文献の収集や地元の野鳥観察者等からの生息情報の聞き取りおよび予備調査から、既知の生息地および生息適地を調査区とした。即ち、岩木川 (A) については、河口部の左右兩岸の河川敷とその外側に広がる水田地帯および鳥谷川河口部の河川敷 (A-c), 田光沼周辺 (A-b) とベンセ湿原 (A-a) の計 3 地点とした(図 3)。仏沼 (B) については、下北半島から県南地域までの計 19 地点とした(図 3)。八郎潟 (C) については、市街地と樹林域を除いた干拓地(大潟村)全域とした。最上川 (D) については、河口部兩岸の河川敷 (D-a, b) と付近の水田地帯 2ヶ所 (D-c, d) の計 4 地点とした。佐渡島 (E) については、国仲平野の水田地帯の計 3 地点 (E-a, b, c) とした。福島潟 (F) については、潟南岸の水田地帯とした。利根川 (G) については、下流域兩岸の河川敷 (G-a, b) に加えて、龍ヶ崎飛行場 (G-c), 浮島 (G-d), 印旛沼周辺 (G-e) を調査範囲とした(図 4)。富士山 (H) については、東富士演習場, 北富士演習場(梨ヶ原), 朝霧高原, 浮島沼の 4 地点とした。阿蘇 (I) については、過去に観察記録がある計 5 地点とした(繁殖地保全の観点より詳細な調査区の位置情報は省いた)。

2013 年のコジュリンの繁殖期 (5 月～8 月) の期間中に、各生息地で後述の個体数調査を各 1 回行った。即ち、岩木川 (A) では 6 月 25 日～28 日, 仏沼 (B) では 6 月 17 日, 22 日, 23

表1 2013年繁殖期の繁殖地域別のコジュリン雄の観察個体数とその利用環境別の内訳

繁殖地域	牧草地	麦畑	水田（水路・畦含む）	ヨシ原・湿性草原				総計
				休耕田	飛行場	河川敷・湖岸	その他（保護区含む）	
A：岩木川	0	0	1	64	0	60	2	127
B：仏沼	19	0	0	143	0	3	32	197
C：八郎潟	13	17	82	18	0	0	5	135
D：最上川	0	0	0	2	0	3	0	5
E：佐渡島	0	0	0	0	0	0	0	0
F：福島潟	0	0 </td <td>0</td> <td>15</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>0</td> <td>15</td>	0	15	0	0	0	15
G：利根川	0	0	0	5	23	104	27	159
H：富士山	0	0	0	0	0	0	0	0
I：阿蘇	18	0	0	0	0	0	0	18
総計	50	17	83	247	23	170	66	656

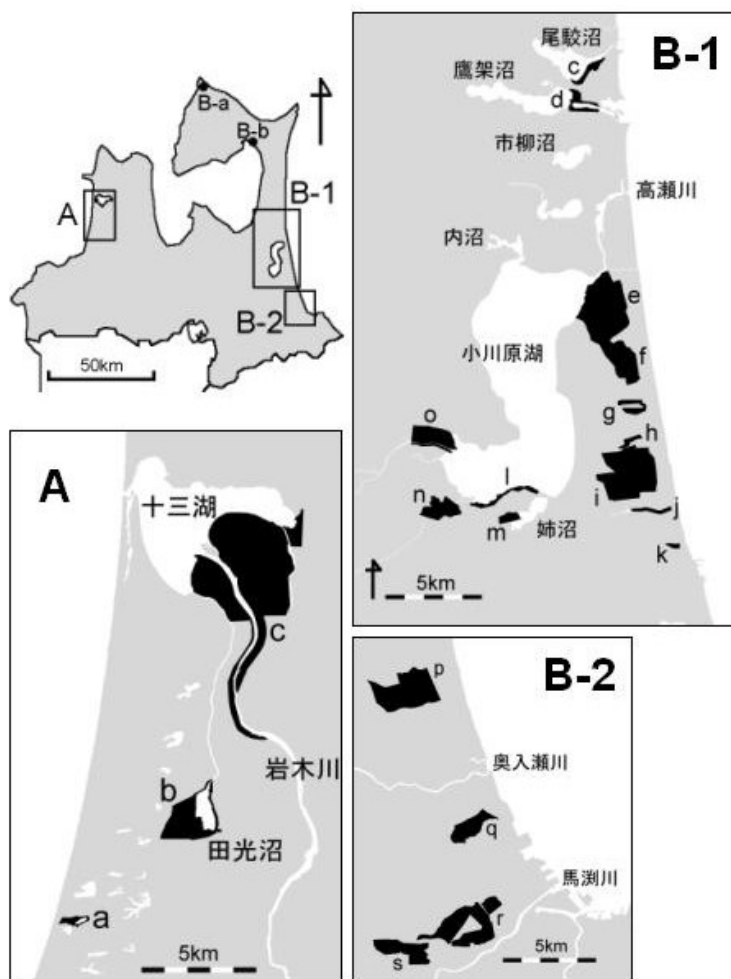


図3 青森県の調査地点. A：岩木川，B：仏沼，A-a：ベンセ湿原，A-b：田光沼，A-c：岩木川，B-a：大間，B-b：むつ，B-c：尾駁沼，B-d：鷹架沼，B-e：仏沼，B-f：塩釜，B-g：六川目，B-h：細谷，B-i：淋代平，B-j：五川目，B-k：四川目，B-l：象の檻，B-m：姉沼，B-n：砂土路川，B-o：七戸川，B-p：百石，B-q：市川，B-r：長苗代，B-s：尻内

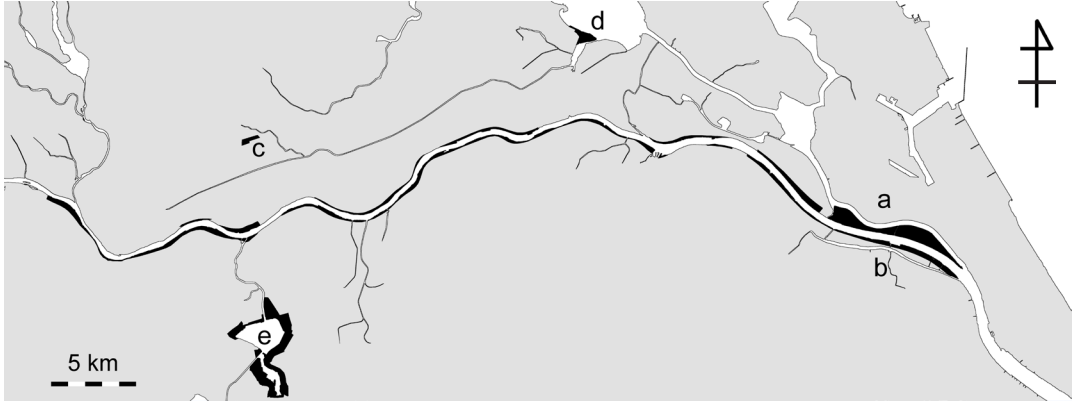


図4 茨城県および千葉県の利根川 (G) の調査地点. G-a:利根川左岸河川敷, G-b:右岸河川敷, G-c:龍ヶ崎飛行場, G-d:浮島, G-e:印旛沼

日, 八郎潟 (C) では 6 月 4 日～12 日, 最上川 (D) では 5 月 23 日および 6 月 11 日, 佐渡島 (E) では 6 月 6 日, 福島潟 (F) では 5 月 28 日, 利根川 (G) では 5 月 6 日, 6 月 17 日, 18 日, 23 日, 25 日, 26 日, 29 日, 7 月 1 日, 2 日, 7 日, 10 日, 11 日, 15 日, 富士山 (H) では 5 月 16 日, 17 日, 25 日, 6 月 3 日, 30 日, 7 月 20 日, 阿蘇 (I) では 7 月 21 日に実施した。

2. 個体数調査

主に早朝 (5 時～10 時の間) に調査範囲全域を隈なく歩き回り (または車で走破し), コジュリンの雄を探し (主に目視および囁りの聞き取り), 確認した場合は地図上にその位置を記録した。また, 確認した各雄個体について, その生息環境を記録した。生息環境は, 人為利用の違いを基に, 牧草地 (放牧地および採草地を含む), 麦畑, 水田 (畦および水路を含む), 休耕田, 飛行場, 河川敷 (湖岸を含む), その他 (保護区を含む) の 7 タイプに分類した。なお, この調査は, 岩木川 (A) では 13 名, 仏沼 (B) では 54 名, 八郎潟 (C) では 3 名, 最上川 (D) では 1 名, 佐渡島 (E) では 1 名, 福島潟 (F) では 4 名, 利根川 (G) では 38 名, 富士山 (H) では 12 名, 阿蘇 (I) では 3 名の調査員で実施した。

3. 過去の個体数情報の収集

調査対象の 9 地域について, コジュリンの過去の生息状況に関する既存文献および未発表情報を収集し, 各地域の個体数変動の推定を試みた。

4. 絶滅した繁殖地の現状

コジュリンが絶滅した長野県霧ヶ峰 (J) について, コジュリンのかつての生息地点であった八島ヶ原湿原および踊場湿原と, 類似した植生環境に生息するコヨシキリの生息地点であるビーナスの丘周辺および車山高原を対象に, 近年のコジュリンの確認状況および環境の現状について現地での情報収集および視察を行った。この調査は 2013 年 8 月 6 日に実施した。

III. 結果

1. 個体数

日本全域において計 656 個体のコジュリン雄を確認した (表 1)。最多は仏沼で 197 個体 (全体の 30.0%), 次いで利根川で 159 個体 (24.2%), 八郎潟で 135 個体 (24.2%), 岩木川で 127 個体 (19.4%), 阿蘇で 18 個体 (2.7%), 福島潟で 15 個体 (2.3%), 最上川で 5 個体 (0.8%) であった (図 5)。なお, 佐渡島と富士山では確認されなかった。以下に各地域の詳細を

述べる。

A：岩木川

ベンセ湿原 (A-a) にて 2 個体，田光沼周辺 (A-b) にて 9 個体，岩木川 (A-c：両岸河川敷と水田地帯および鳥谷川河川敷を含む) にて 116 個体のコジュリン雄を確認した。

B：仏沼

むつ (B-b) で 4 個体，鷹架沼 (B-d) で 1 個体，仏沼で (B-e) で 107 個体，塩釜 (B-f) で 57 個体，六川目 (B-g) で 5 個体，淋代平 (B-i) で 16 個体，五川目 (B-j) で 2 個体，姉沼 (B-m) で 1 個体，七戸川 (B-o) で 2 個体，百石 (B-p) で 2 個体のコジュリン雄を確認した。一方で，大間 (B-a)，尾駮沼 (B-c)，細谷 (B-h)，四川目 (B-k)，象の檻 (B-l)，砂土路川 (B-n)，市川 (B-q)，長苗代 (B-r)，尻内 (B-s) では確認されなかった。

C：八郎潟

大潟村全域において，計 135 個体のコジュリン雄を確認した。

D：最上川

河口部の右岸河川敷 (D-a) にて 2 個体，左岸河川敷 (D-b) にて 1 個体，隣接する水田地帯 (D-c) にて 1 個体，水田地帯 (D-d) にて 1

個体のコジュリン雄を確認した。

E：佐渡島

3 地点で計 24 種の鳥類が観察されたが，コジュリンは確認されなかった。

F：福島潟

計 15 個体のコジュリン雄を確認した。

G：利根川

左岸の河川敷 (G-a) で 23 個体，右岸の河川敷 (G-b) で 91 個体，龍ヶ崎飛行場 (G-c) で 23 個体，浮島 (G-d) で 17 個体，印旛沼周辺 (G-e) で 5 個体のコジュリン雄を確認した。

H：富士山

調査した 4 地点において，コジュリンは確認されなかった。

I：阿蘇

1 地点にて 18 個体のコジュリン雄を確認した。他の 4 地点では確認されなかった。

2. 生息環境

日本全域で確認された全 656 個体について，最も多い個体が確認された環境は休耕田で，計 247 個体 (全体の 37.7%) が観察された (表 1，図 6)。次いで，170 個体 (25.9%) が河川敷で，83 個体 (12.7%) が水田 (水路沿い，道路沿い，畦) で，50 個体 (7.6%) が牧草地で，23 個体 (3.5%) が飛行場で，17 個体 (2.6%) が麦畑で，66 個体 (10.1%) がその他の環境 (何らかの保護区域) で観察された。以下に各地域の詳細を述べる。

A：岩木川

全 127 個体のうち，64 個体 (50.4%) は休耕田で，60 個体 (47.2%) は河川敷で，1 個体 (0.8%) は水田 (水路沿い) で，2 個体 (1.6%) はその他 (保護区であるベンセ湿原) で確認された。

B：仏沼

全 197 個体のうち，143 個体 (72.6%) は休耕田で，19 個体 (9.6%) は牧草地で，3 個体 (1.5

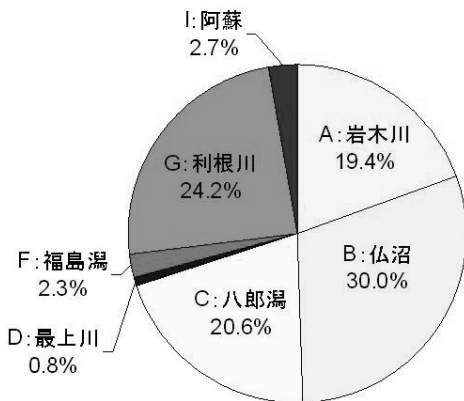


図5 2013 年繁殖期に観察されたコジュリン雄の繁殖地域別の個体数の割合。E：佐渡島とH：富士山ではコジュリンは確認されなかった

%)は河川敷(湖岸)で、32個体(16.2%)はその他(仏沼特別保護区)で確認された。

C: 八郎潟

全135個体のうち、82個体(60.7%)は水田(水路沿い、道路沿い、畦)で、18個体(13.3%)は休耕田で、17個体(12.6%)は麦畑で、13個体(9.6%)は牧草地で、5個体(3.7%)はその他(大潟草原保護区)で確認された。

D: 最上川

全5個体のうち、2個体が休耕田で、3個体が河川敷で確認された。

F: 福島潟

全15個体が休耕田で確認された。

G: 利根川

104個体(65.4%)は河川敷で、23個体(14.5%)は飛行場で、5個体(3.1%)は休耕田で、17個体(17.0%)はその他(保護区である浮島)で確認された。

I: 阿蘇

全18個体が牧草地(採草地)で確認された。

3. 個体数の増減傾向

文献および協力者の未発表情報の収集より、仏沼(B-eのみ)、八郎潟(C)、佐渡島(E)、

福島潟(F)、利根川(G:一部のみ)、富士山(H)、阿蘇(I)の7地域について、過去の個体数の情報を得た。なお、佐渡島と福島潟については、研究協力者である千葉児教授および近藤健一郎氏がまとめており、本報告では扱わない。また、G-cを除く利根川と阿蘇については、情報の収集が完了していないため、本報告から省いた。

B: 仏沼

仏沼(B-e)において、1992年、2001年、2004年と断続的に、2006年以降は継続的に、本研究と同じ手法によるコジュリンの個体数調査が高橋によって実施されてきた。仏沼(B-e)のコジュリンの個体数に顕著な増減傾向は認められなかった(図7(a))。

C: 八郎潟

1972年から1983年にかけて、本研究と同じ調査範囲および同様な手法によるコジュリンの個体数調査が実施された(西出1987)。1972年時に4個体の雄が初めて発見からコジュリンの個体数は増加し続け、1981年時には120個体に達した。その後は1983年まで120個体前後で推移していた。本研究では135個体が確認されており、1981-1983年時と比較して、増減傾向は認められなかった(図7(b))。

G: 利根川

龍ヶ崎飛行場(G-c)では、2001年より2012年にかけて(ただし2009年は中止)、本研究と同じ調査範囲および同様な手法によるコジュリンの個体数調査が実施された(龍ヶ崎バードウォッチングクラブ)。コジュリンの個体数は減少傾向にあり(明日香2006)、本研究の結果も同様な傾向を示した(図7(c))。

H: 富士山

1950年代に富士山山麓での繁殖記録がある(渡辺1959)。また現地のバードウォッチャーへの聞き取り調査から、2000年代においても数羽(一桁)が繁殖していたようである(た

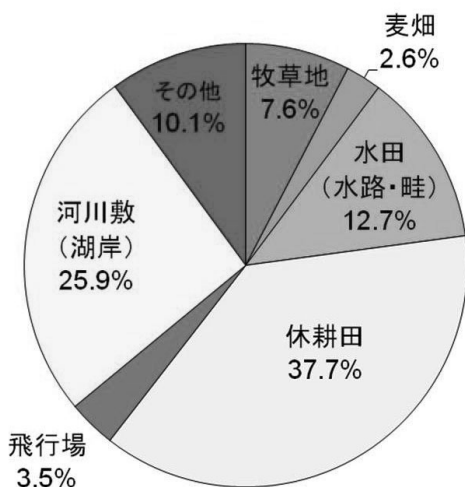


図6 2013年繁殖期に観察されたコジュリン雄の生息環境別の個体数の割合

だし、観察地点の情報は得られなかった)。このことから富士山における過去の繁殖個体群規模はわずか数羽の小集団であったといえよう。また、これらより長年に渡って同じ場所で繁殖が継続されていたわけではなく、過去の繁殖が断続的であった可能性も高いと推察される。

4. 絶滅した繁殖地の現状

長野県霧ヶ峰(J)での聞き取り調査より、当地では絶滅した1977年以降に繁殖期にコジュリンは観察されていないことが判明した。なお、本視察においてもコジュリンは観察されなかった。また、かつてコジュリンが観察されていた八島ヶ原湿原の3地点(中村1981の3調

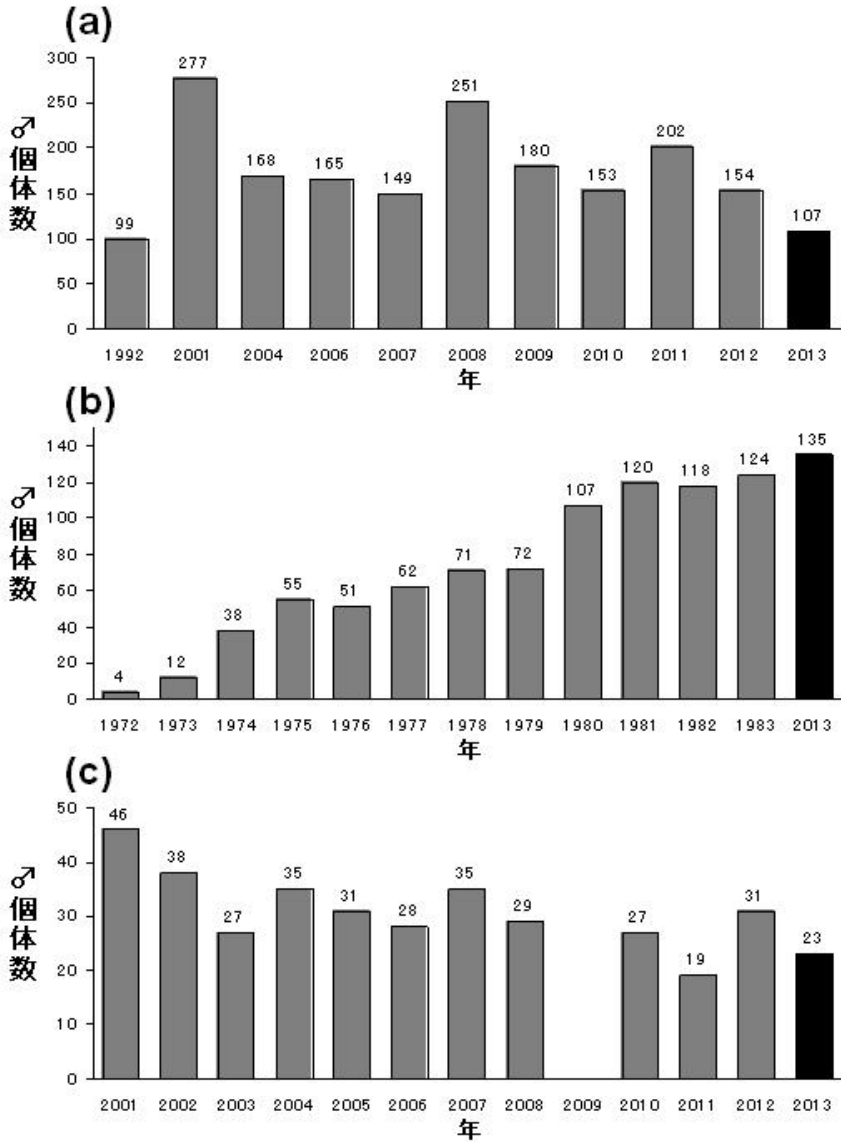


図7 (a): 仏沼(B-e), (b): 八郎潟(C), (c): 龍ヶ崎飛行場(G-c)におけるコジュリン雄の個体数の変遷。(a)は以前に高橋により取得されたデータ, (b)は西出(1987), (c)は龍ヶ崎バードウォッチングクラブ(online)に拠った

査区) について、A 区と B 区は草原環境からカラマツ植林に変化しており、C 区は草原環境が維持されて採草地として利用されていたが、複数の樹木の侵入が見られた。踊場湿原については、草原環境は維持されていたが、ヨシがほとんど見当たらず、湿原の乾燥化が疑われた。同様に、コヨシキリの生息地点であるビーナスの丘周辺および車山高原についても、湿性草原環境の植物があまり見られず、乾燥化が疑われた。

IV. 考察

1. 個体数推定の精度

本調査により確認されたコジュリンの雄は、日本全国で計 656 個体だった。一般にスズメ目鳥類の集団中の性比は 1 : 1 であるため、雌も同程度生息していると仮定すると、日本全国にコジュリンは 1,312 個体が生息していると推定できる。但し、上記の推定は過小評価である可能性が高い。これは、本調査では草の上部にいた個体または囀った個体を主にカウントしており、声を発せず草の茂みの中にいた個体は確認が難しく、一定の見逃しが生じていると考えられるためである。

一般に、草原のような開けた環境の場合、個体を発見可能な範囲は観察者から半径 200 m 以内と言われている (Bibby et al. 1992)。永田 (2004) は利根川河川敷の草原棲鳥類のセンサスについて、確実な調査可能範囲は観察ルートである堤防から 100 m 以内であり、それ以上では発見率が低下し、300 m 地点でおおよそ 50 %、400 m 地点でおおよそ 30 % の発見率である可能性を示している。これらの情報を考慮すると、今回の調査地のうち岩木川の両岸河川敷の一部、利根川の両岸河川敷の一部や浮島は幅広く、場所によっては観察ルートから水際まで 400 m 以上離れた地点もあることから、遠方の個体を

見逃している可能性がある。一方で、福島潟の個体群では、一部の個体に足環が装着されており、ラインセンサス時に約 100 m 以内が観察対象範囲となるようにルートを設置した場合には、極めて高い率で発見できた。このため、近距離では、本調査の調査方法によって高い精度で個体を発見できているものと考えられる。

また、永田 (2004) は発見率低下の度合いは調査者の熟練度によって異なる可能性を指摘している。本調査において現地で実際に調査を行った調査員は、過去に同様の調査を同所で (多くの調査員は複数回) 行った経験があり、コジュリンの生態にも詳しい。また、一部の調査地点については、コジュリンが出現するまで待つといった発見率を高める対策も実施した。ゆえにその熟練度は高く、発見率の低下への影響は小さいと考えられる。

2. 日本のコジュリンの絶滅リスク

本研究により、日本のコジュリンが背負う 3 点の絶滅リスクが明らかとなった。第 1 は、前述したように、生息個体数が 1,300 個体程度と極めて少ない点である。第 2 は、集中した繁殖分布である。コジュリンの生息が確認されたのは 7 地域であったが、そのうち 4 地域 (岩木川、仏沼、八郎潟、利根川) に全個体の 94.2 % もが生息していた。即ち、これら 4 地域は、日本のコジュリンにおいて最重要な繁殖地域であり、その消失はコジュリンの絶滅に直結するだろう。一方で、3 地域 (最上川、福島潟、阿蘇) では個体数が極めて少なかった。よって、これらでは近い将来に絶滅する危険性が極めて高く、具体的な保全の実施が急務であると考えられた。第 3 は、日本のコジュリンの大多数が人為的に管理された環境に生息していた点である。これらの環境は、経済的・社会的状況によって人為利用状況が激変しうる不安定な環境である。特に 37.7 % ものコジュリンが休耕地を

利用していたが、休耕田は減反政策の変化・廃止によって消失する可能性が高い。よって、多くのコジュリンが休耕田を利用している岩木川、仏沼、福島潟の3繁殖地域では、休耕田が消失した場合は大きな負の影響を受けると予想された。コジュリンを確実に保全するには、より安定した生息環境の創出が必要であろう。

謝辞

本研究は多数の方々にご協力いただいた。特に、蛭名純一氏（NPO おおせっからんど）、宮 彰男氏（同）、東 信行准教授（弘前大農学生命科学）、松原一男氏（日本野鳥の会弘前支部）、築川堅治氏（日本野鳥の会山形県支部）、千葉 晃教授（日本歯科大新潟生命歯学）、近藤健一郎氏（日本野鳥の会佐渡支部）、明日香治彦氏（日本野鳥の会茨城支部）、志村英雄氏（日本野鳥の会千葉県）、田中忠氏（日本野鳥の会熊本県支部）には、情報提供および野外調査の両面にわたって多大な助力を得た。中山文仁氏（自然環境研究センター）、西出隆氏（日本野鳥の会秋田支部）、足利直哉氏（環境省秋田自然保護官事務所）、高橋佑亮氏（岩手大学農学部）、堤 朗氏（大潟の自然を愛する会）、京谷和弘氏（同）、堀田昌伸氏（長野県自然保護研究所）には貴重な情報の提供を受けた。野外調査について、葉山政治氏（日本野鳥の会）、古南幸弘氏（同）、笠原里恵氏（バードリサーチ）、加藤貴大氏、橋間清香氏（立教大学大学院理学研究科）、叶内拓哉氏、大潟村役場および秋田県立大学の担当の方々には、様々な便宜を図っていただいた。また、日本野鳥の会、NPO おおせっからんど、日本野鳥の会あおもり、北里大学自然界部、三沢市役所、日本野鳥の会弘前支部、弘前大学野生生物管理科学研究室、日本野鳥の会佐渡支部、日本野鳥の会茨城支部、竜ヶ崎バードウォッチングクラブ、日本野鳥の会千葉県、LASP 富士山鳥類調査研究グループの各団体および三上 修博士（岩手医科大学）、三上かつら博士（バードリサーチ）には、野外調査の実施について多大な助力を得た。ここに感謝申し上げる。

文献

明日香治彦 2006. 平成 17 年県南に生息するコジュリン調査の報告. 日本野鳥の会茨城支部報 ひばり :

273.

Bibby, C.J., Burgess, N.D. and Hill, D.A. 1992. Bird Census Techniques. Academic Press

BirdLife International 2012. *Emberiza yessoensis*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. version 2013.2. www.iucnredlist.org

Brazil, M. 2009. Birds of East Asia -China, Taiwan, Korea, Japan, and Russia-. Princeton Uni. Press

del Hoyo, J., Elliott, A. and Christie, D.A. eds. 2011. Handbook of the Birds of the World -Volume 16: Tanagers to New World Blackbirds. Lynx Edicions 16.

環境省自然環境局野生生物課 2002. 「日本の絶滅のおそれのある野生生物」一般財団法人自然環境研究センター.

環境省自然環境局野生生物課 2006. レッドリスト鳥類. http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=8929&hou_id=7849

環境省自然環境局野生生物課 2012. 【鳥類】環境省第 4 次レッドリスト (2012) <分類群順>. http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=20551&hou_id=15619

MacKinnon, J. and Phillipps, K. 2000. A Field Guide to the Birds of China. Oxford Uni. Press

三上 修 2012. 仏沼干拓地における草索性鳥類 5 種の繁殖期における環境選択の比較. 山階鳥類学雑誌 43 : 169-175.

永田尚志 2004. ラインセンサス法において河川敷の幅が調査可能範囲に与える影響について. Strix 22 : 179-183.

中村登流 1978. 霧ヶ峰のコジュリン. 諏訪教育会編「諏訪の自然誌・動物編」信教出版 : 306-308.

中村登流 1981. コジュリンの繁殖行動とテリトリー分散について. 山階鳥類研究所研究報告 13 : 79-119.

日本鳥学会 2012. 日本鳥類目録改訂第 7 版. 日本鳥学会

日本野鳥の会佐渡支部鳥類目録編集委員会 2004. 佐渡島鳥類目録. 日本野鳥の会佐渡支部鳥類目録編集委員会

西出 隆 1987. 八郎潟干拓地の *Emberiza* 属について. Strix 6 : 86-95.

龍ヶ崎バードウォッチングクラブ. <http://rbwc.jp/>

渡辺一義 1959. 富士山麓でコジュリンが繁殖. 野鳥 6 : 15-19.

Conservational study of a vulnerable
Japanese Reed Bunting *Emberiza yessoensis*
— Individual number survey and proposal of the conservation plan

TAKAHASHI Masao, MORIMOTO Gen, TAKAGI Kentaro and
OKAHISA Yuji

The Japanese Reed Bunting (*Emberiza yessoensis*) (IUCN category: Near Threatened) is an endemic species distributed in East Asia, and it inhabits wet grasslands and reed beds. The vulnerable Japanese subspecies (*E. y. yessoensis*) has a restricted and isolated distribution; it breeds in only nine sites in northern and central Honshu and Kyushu. During the breeding season in 2013, we counted a total of 656 singing males at the nine breeding sites in Japan. We estimated that the current breeding population size is 1,312 individuals in Japan. Most of the singing males (94.2 %) were living in four of the nine sites. No individuals were found in two of the sites. These data show that the breeding individuals are concentrated in a few populations in Japan. Moreover, most buntings inhabited artificial environments, particularly fallow rice-fields. The Japanese Reed Bunting is under the risk of extinction because of the small population size, concentration, and extreme dependence on artificial environment, which are the major problems for its conservation.

南アルプスに生息するニホンカモシカの保全学的研究 —ニホンジカの対策に向けて

カモシカ保全研究会
山田 雄作¹・關 義和²

南アルプスに生息するニホンカモシカの行動圏と密度を調べ、本地域のカモシカの生息地としての質を評価した。2012年7月から2014年2月にかけて、成獣の雌雄各2頭をGPSテレメトリーにより行動追跡した結果、全ての個体においてコアエリア内に林道のり面が含まれており、行動圏の大きさは91.7～214.7 haであった。2012年11月に区画法を行った結果、生息密度は1.1～1.4頭/km²であった。本地域のカモシカは他の地域と比較すると、行動圏が大きく低密度であることが明らかとなった。これらの結果は、本地域はカモシカにとって過酷な環境であることを示している。本地域では、ニホンジカによる植生への影響が現れ始めていることや、林道のり面がシカの採食場所としても重要であることが報告されていることから、カモシカとシカとの資源を巡る競合が生じていると考えられる。今後シカの増加に伴った植生の衰退が進めば、カモシカにも大きな影響が及ぶことが危惧される。

キーワード：縄張り、行動圏、GPS、亜高山帯、食物、生育地

I. 調査目的

ニホンカモシカ (*Capricornis crispus*; 以下カモシカ) は日本固有の偶蹄類であり、その学術的価値と、個体数の減少から1955年に国の特別天然記念物に指定された。同性間で排他的な縄張りをもって生活しており (Kishimoto and Kawamichi 1996, Ochiai and Susaki 2002), 縄張りは一年を通して行動圏として維持されている (落合 1983)。この行動圏の大きさはカモシカが利用可能な食物等の資源の量や質によって左右され、カモシカにとって環境が厳しくなるほど行動圏は大きくなり生息密度も低くなるとされている (Ochiai et al. 2010)。そのため、カモシカの行動圏の大きさや密度がわかれば、本種にとっての生息地の質を評価することが可能となる。

近年、いくつかの地域ではカモシカの個体数の減少がみられており、四国や九州では地域個体群の絶滅が危惧されている。足尾山地では、ニホンジカ (*Cervus nippon*; 以下シカ) の個体数増加により、カモシカが減少したことが報告されている (koganezawa 1999)。しかし、こうした報告はまだ少なく、その実態については不明な点が多いのが現状である。そのため、両者の関係性を評価することは、今後のカモシカ保全のためのシカの管理を行う上で重要な知見となり得る。

本研究では、すでにシカによる植生への影響が現れ始めている南アルプス地域において、カモシカの行動圏と密度を調査することで、カモシカの生息地としての質を評価した。さらに、既存の研究から明らかになっているシカの利用

1: 株式会社野生動物保護管理事務所 2: 日本獣医生命科学大学
2014.11.29 受付 2016.1.25 公開

場所と、本研究により明らかとなったカモシカの利用場所の環境を比較することで、両者の関係性について評価するとともに、今後のカモシカ保全のためのシカの管理について提言を行った。

II. 調査地

調査地域は南アルプスの仙丈ヶ岳と甲斐駒ヶ岳を結ぶ稜線上に位置し、山梨県と長野県が接する 2,023 m a.s.l. の北沢峠周辺とした (図 1)。調査地域には 1979 年より南アルプス林道が開通され、車でのアクセスが可能となったが、マイカー規制により、許可車両を除く一般車の通行は禁止されている。春季から秋季にかけては多くの登山客が訪れる場所である。

III. 方法

1. 捕獲および位置データの取得

カモシカの捕獲には J.M.SP, DAN-INJECT 製麻酔銃を用い、麻酔薬には塩酸キシラジン (3.3–3.8 mg/kg) と塩酸ケタミン (3.3–3.8 mg/kg) の混合薬を使用した。捕獲は、2012 年 7 月から 2013 年 10 月の間に実施した。麻酔に

より不動化した個体には GPS 首輪型発信器を装着した。用いた機材は、VECTRONIC 製 GPS PLUS 1D (650 g) あるいは FOLLOWIT 製 Tellus 1D (650 g) である。これらは以下、GPS 発信器とする。GPS 発信器の重量はカモシカの体重の約 1.2 ~ 2.2 % であった。その他、性別の記録とともに可能な限り体重や体長の計測、角輪による年齢推定を実施した。その後、拮抗剤として塩酸アチパメゾール (0.3–0.4 mg/kg) を投与し放獣した。

GPS 発信器の測位間隔は 2 時間に 1 地点とした。GPS 発信器本体に蓄積された位置データは、受信用のアンテナを搭載した調査車両で個体に接近し、専用の通信機器を用いて取得した。用いた機器は、VECTRONIC 製 Handheld Terminal あるいは FOLLOWIT 製 RCD-04 である。データダウンロード作業の頻度は GPS 発信器が故障やバッテリー切れにより通信不能となることを想定し、冬季の閉山期間 (12 月から 4 月) を除き毎月実施した。

2. 行動圏の解析

GPS 発信器から得られた位置データは、地理情報システムを用いて作図した。行動圏

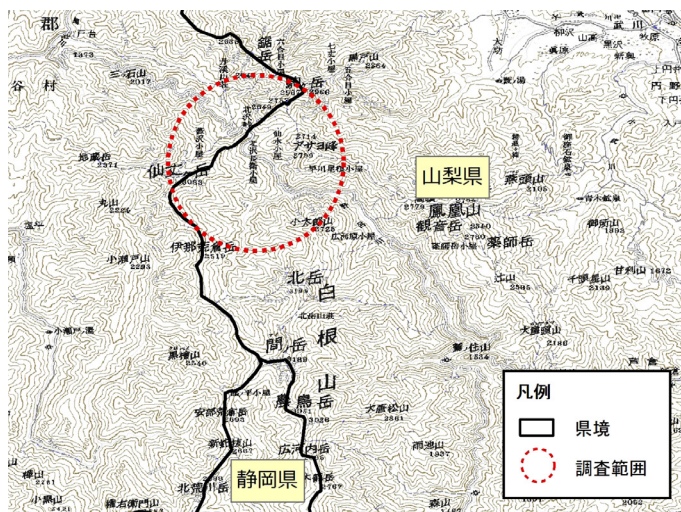


図 1 調査地域

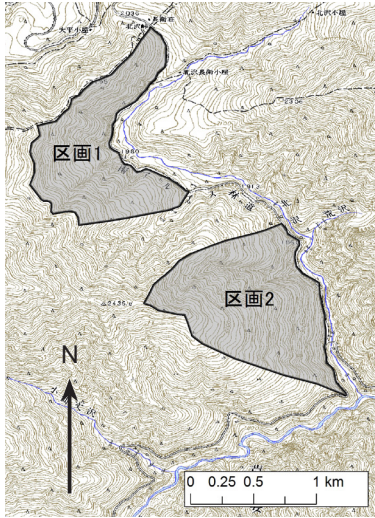


図2 区画法 (密度調査) 実施地点

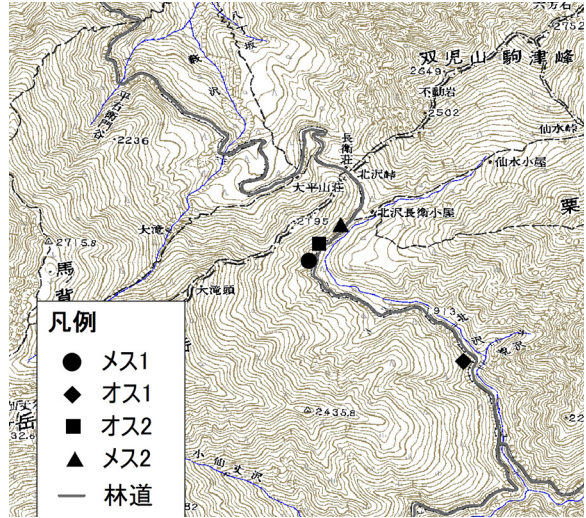


図3 GPS 装着個体の捕獲地点

表1 捕獲個体の概要と追跡期間

個体名	捕獲日	体重(kg)	データ取得最終日	追跡期間(日)
メス1	2012/7/18	36	2012/12/1	136
オス1	2012/11/12	42.5	2012/12/1	19
オス2	2013/10/29	-	2014/2/14	108
メス2	2013/10/29	38	2013/11/26	28

の算出には、ArcView10.0 および R2.11.0 (R Development Core Team 2010) のパッケージ *adehabitat* を用い、2 変量正規分布を仮定した 95 % および 50 % 固定カーネル法 (Worton 1989) により算出した。本研究では、50 % 固定カーネル法により求めた行動圏を集中利用域 (コアエリア) と定義した。また、既存の研究と比較するために、100 % 最外殻法 (Mohr 1947) を用いて行動圏を算出した。さらに、月別の詳細な土地利用を把握するため、個体が死亡した月を除き月別の行動圏を算出した。ただし、算出にあたり、行動圏面積が過小評価になることを避けるため 10 日間以下の月を除外した。

3. 密度調査 (区画法) の実施

カモシカとシカの生息密度を明らかにするため、調査対象地域内の 74 ha および 92 ha の 2

区画 (図 2) で区画法 (Maruyama and Nakama 1983) による密度調査を実施した。実施に際しては、各調査区画を 7~9 の小区画に分け、各小区画内を 1~2 名 (延べ人数は 12 名) の調査員が一斉に踏査し、シカとカモシカの発見に努めた。いずれかが観察された場合には、発見した時刻や個体の位置、頭数、性別、体サイズ、移動ルートなどを記録した。各区画の調査時間は 2 時間とした。以上の情報に基づき、重複してカウントされた個体の除去を行い、1 km² 辺りの生息密度を算出した。調査時期は落葉により視界が良くなり個体の発見率が向上する 2012 年 11 月 3 日から 4 日の秋季に実施した。

IV. 結果と考察

1. 捕獲個体と追跡期間

南アルプス林道付近で成獣のオスとメスがそ

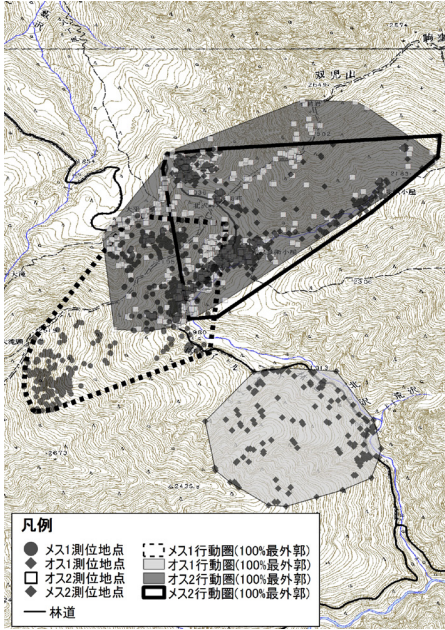


図4 GPS 装着個体の測位地点と 100% 最外郭法行動圏

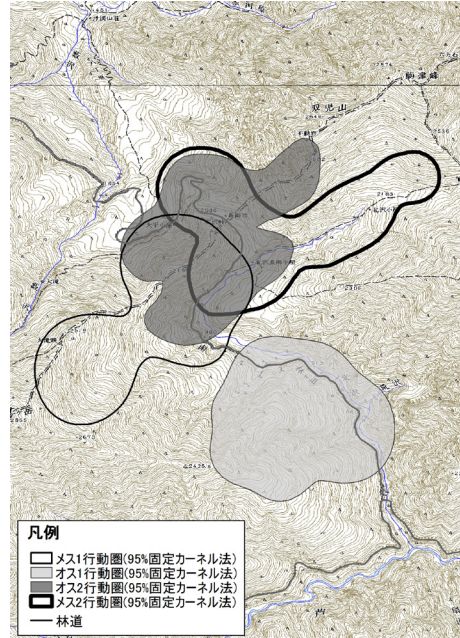


図5 GPS 装着個体の 95% 固定カーネル法による行動圏

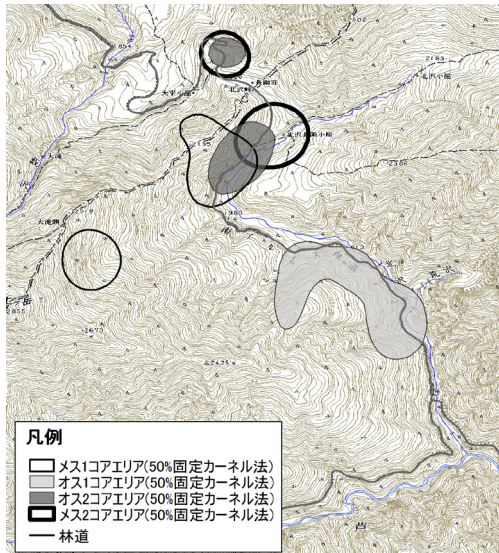


図6 GPS 装着個体 50% 固定カーネル法による行動圏

それぞれ2頭捕獲された。以下、それぞれオス1～2、メス1～2とする(表1, 図3)。各個体の追跡期間は19～136日間であった。なお、オス2はGPS発信器に搭載されたアクティビ

ティーセンサーの結果から、2014年2月14日に死亡している事が確認された。

2. 測位地点と行動圏配置

全個体の測位地点と100%最外郭法による行動圏配置を図4に示した。利用された場所は、約1,830 m a.s.l. から2,600 m a.s.l. と亜高山帯が中心であった。オス2とメス2は同一日に近くで捕獲され、行動圏も大きく重複していたことからペアと考えられた。また、メス1についても、一部でオス2と行動圏の重複がみられたが、追跡期間が異なることから2個体間の関係は明らかではない。

3. 行動圏

1) 100% 最外郭法による行動圏面積

追跡日数が少ない月も含む全期間の100%最外郭法による行動圏面積は、91.7～214.7 haであった(表2)。これまで報告されているカモシカの行動圏面積(平均±標準偏差)は、青森県下北では成獣オスは 16.6 ± 6.2 ha, 成獣メスは 10.5 ± 3.6 ha, 山形県朝日では成獣オスは

表2 100% 最外郭法による各個体の月別・追跡中の全期間の行動圏面積. 月別の行動圏は10日間以上の追跡ができた個体(2014年2月14日に死亡したオス2の2月分は除く)

個体名	最外郭法による行動圏面積(ha)							
	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	全期間 (10日未満の月を含む)
メス1	60.9	81.5	114.8	105.4	103.6			124.9
オス1					91.7			91.7
オス2					206.4	177.0	72.7	214.7
メス2					140.1			145.1

表3 95% および 50% 固定カーネル法による各個体の月別・追跡中の全期間の行動圏面積. 月別の行動圏は10日間以上の追跡ができた個体 (2014年2月14日に死亡したオス2の2月分は除く)

個体名	95%(50%)固定カーネル法による行動圏面積(ha)							
	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	全期間 (10日未満の月を含む)
メス1	52.2 (12.5)	170.9 (35.6)	241 (56.6)	210.1 (46.7)	177.4 (44.1)			163.1 (39.7)
オス1					152.5 (45.5)			152.6 (46)
オス2					245.7 (42)	160.9 (25.8)	124.6 (26.9)	161.7 (21.5)
メス2					171.5 (31.3)			161 (27.3)

45±15.6 ha, 成獣メスは 29.8 ± 13.7 ha, 長野県上高地では成獣オスは 86.8 ± 43.6 ha, 成獣メスは 51.7 ± 43.4 ha であり (Ochiai et al 2010), 追跡期間および季節に違いはあるものの本調査地域に生息するカモシカの行動圏は他地域と比較して大きいことが明らかとなった。

2) 固定カーネル法による行動圏

95% 固定カーネル法により求めた各個体の行動圏は, 捕獲地点の林道から 2,600 m a.s.l. までを含む形で形成された (図 5)。コアエリアは, オス 1~2 とメス 2 では林道のり面に, メス 1 では南アルプス林道と 2,500 m a.s.l. 付近の 2ヶ所を中心に形成されていた (図 6)。複数の月にわたって追跡できたメス 1 およびオス 2 において固定カーネル法による行動圏およびコアエリアを月別に求めたところ, メス 1 では 7月の行動圏が 52.2 ha と最も小さく, 9月の 241

ha から 11月の 177.4 ha と秋にかけて大きい傾向を示した (表 3)。また, 7月のコアエリアは標高の低い林道周辺を中心に形成されたが (図 7), 8月以降は 2,500 m a.s.l. 付近にも形成された (図 8 - 11)。オス 2 では, 11月に 245.7 ha と最も大きい値を示した後, 減少傾向を示し 1月には 124.6 ha と小さい面積であった。また, 各月においてコアエリアの配置に大きな変化はみられなかった。

全個体のコアエリアに林道のり面が含まれていたことから, カモシカにとって林道のり面は重要な環境であることが推測される。南アルプスの林道のり面は寒冷地に適する外来種子と在来種子を混播し, 緑化被覆の持続を図っているため (畠山 1979), カモシカにとって好適な餌場となっている可能性が考えられる。畠山 (2011) によると, こうした林道のり面はシカ

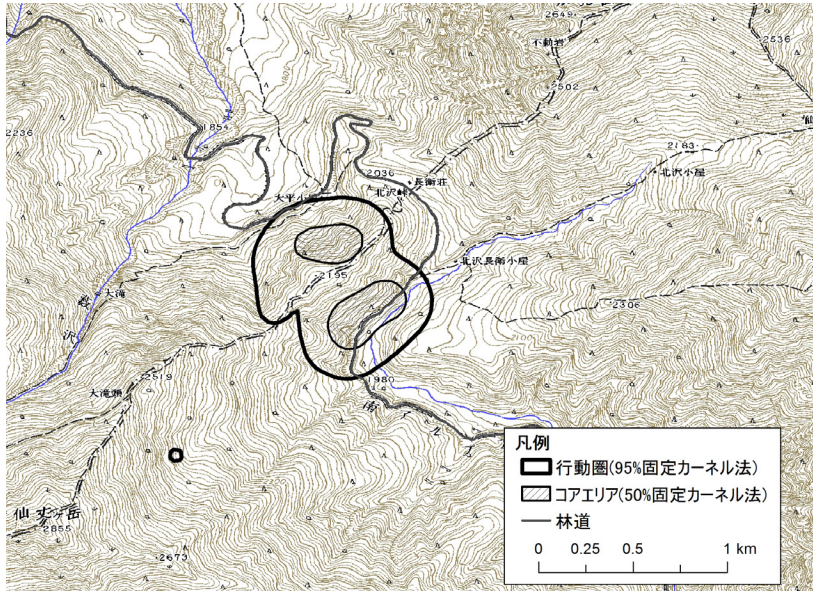


図7 GPS 装着個体 (個体名メス1) の7月の固定カーネル法により行動圏とコアエリア

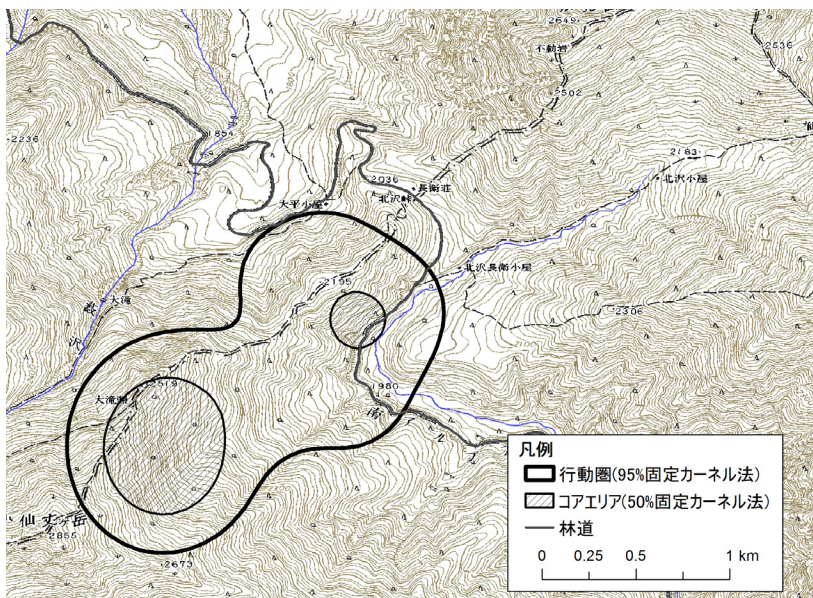


図8 GPS 装着個体 (個体名メス1) の8月の固定カーネル法により行動圏とコアエリア

の採食場所としても重要であることが示されているため、本地域では食物資源をめぐり、カモシカとシカで競合が起きていると考えられた。今後、シカの増加に伴いこうした採食場所の植

生がさらに衰退すれば、カモシカにも大きな影響が及ぶことが危惧される。

4. 生息密度

各区画においてカモシカとシカがそれぞれ1

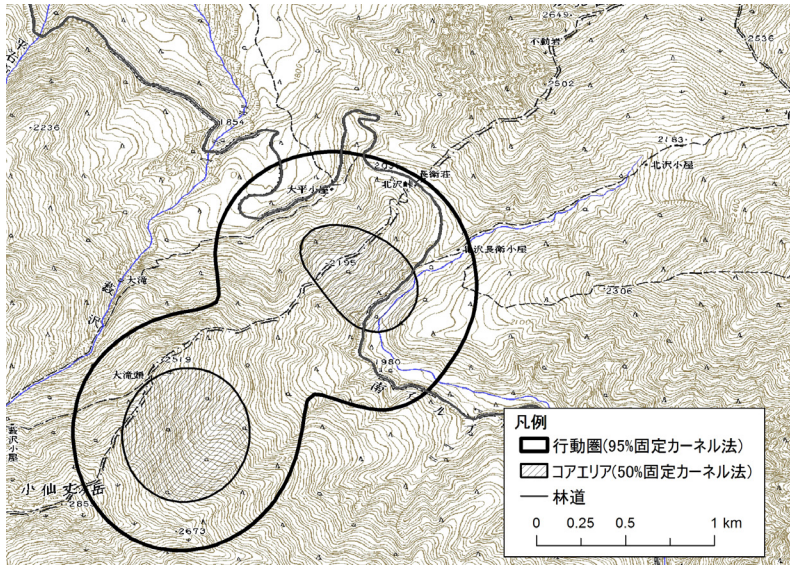


図9 GPS装着個体(個体名メス1)の9月の固定カーネル法により行動圏とコアエリア

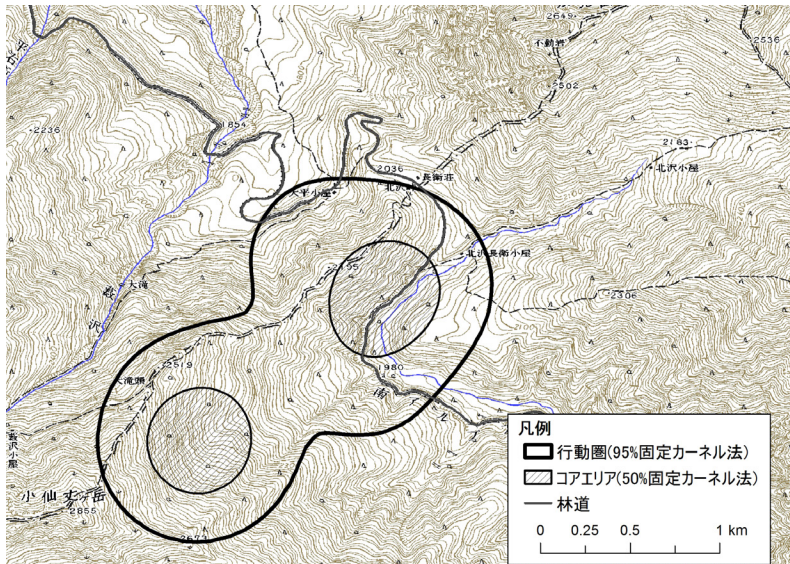


図10 GPS装着個体(個体名メス1)の10月の固定カーネル法により行動圏とコアエリア

頭確認された。カモシカとシカの生息密度は、区画1では1.4頭/km²、区画2で1.1頭/km²であった。

これまでに報告されているカモシカの生息

密度(平均±標準偏差)は、青森県下北では14.2±2.5頭/km²、山形県朝日では6.1頭/km²であり(Ochiai et al 2010)、本調査地域に生息するカモシカの密度は低いことが明らかとなっ

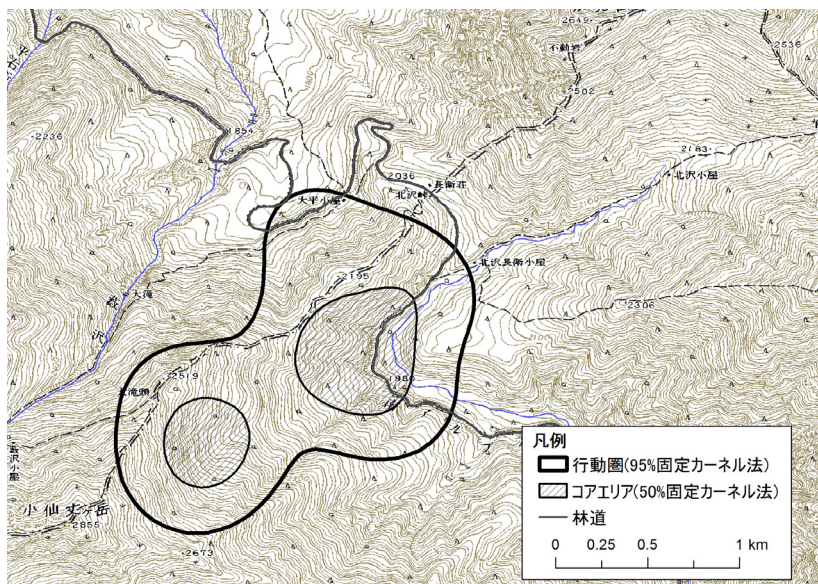


図 11 GPS 装着個体 (個体名メス 1) の 11 月の固定カーネル法により行動圏とコアエリア

た。

また、長野県 (2012) によると、2010 年度における南アルプス地域のシカ密度は 17.4 頭 / km² であり、本調査から得られた 1.1 ~ 1.4 頭 / km² というシカの生息密度は地域全体と比較すると低密度である。しかしながら、本調査地域に生息するシカは 1,800 m 以下の山地帯まで移動して越冬していることが明らかとなっており (泉山 2011)、年間を通じて生息密度に変化があるものと考えられるため、秋季のシカ密度だけではなく春から夏季にかけて亜高山帯から高山帯を利用するニホンジカの生息状況を把握するとともに、その個体数を抑制することはカモシカ保全のために不可欠であると考えられる。

V. まとめ

南アルプスの北沢峠周辺に生息するカモシカの行動圏は、他の地域と比較して大きく、生息密度も低いことが明らかとなった。このことから、カモシカにとって本調査地域の生息地の質

は低いことが推測される。生息地としての質が低くカモシカにとって厳しい環境である理由としては、本地域が亜高山帯から高山帯に位置する多雪地であるということや、シカの影響により既に植生に被害が生じている (中部森林管理局 2006) ことなどが考えられる。今後、シカの個体数が増加し、植生への影響がさらに深刻化していけば、食物資源の減少によりカモシカの生存が困難になる可能性も十分にあり得る。

本調査地域ではシカの影響がすでに現れているが、シカが進出してくる以前のカモシカにとっての生息地の質は不明である。カモシカにとっての生息地の質は地域によって様々であるため、全国的なシカの分布拡大がカモシカへ与える影響を把握し、カモシカ個体群の適切な保全を行うためには、カモシカやシカの個体数動向について、シカが進出する以前、あるいは低密度の状態から調査をし、カモシカの適切な生息数を把握しておく必要がある。またシカによる

植生への影響などについて継続的にモニタリングしていくことが求められるであろう。

さらに、本調査結果から林道のり面がカモシカにとって重要な環境であることが明らかとなった。しかし、こうした場所は人工的な環境であり、林道を開通させる以前は存在しなかった。本来であれば、積雪などで厳しい環境でも食物資源の供給は、林内や森林が天然更新する際に生じるギャップ、あるいはカモシカが好むガレ場や林縁が担っていたはずであるため、今後はカモシカが利用可能な食物資源を供給できる森林作りも進めていく必要がある。

謝辞

本研究を遂行するにあたり、千葉県立中央博物館の落合啓二博士、信州大学先鋭領域融合研究群 山岳科学研究所の泉山茂之教授には有益なご助言ご指導を賜った。また、GPS発信器の装着にあたり、久場兼市氏、野生動物保護管理事務所の姜 兆文博士、奥村忠誠博士、杉浦義文研究員は多大なご協力をいただいた。区画法の実施では、松本宗之氏、野生動物保護管理事務所の金子文大博士、財団法人自然環境研究センターの岩城 光氏、環境省日光自然環境事務所の須藤幸喜氏、麻布大学野生動物学研究室の朝倉源希氏、高田隼人氏、千葉琴美氏、中村圭太氏、山尾加奈子氏には多大なご協力をいただいた。ここに記して心より感謝の意を表します。

文献

中部森林管理局 . 2007. 平成 18 年度南アルプスの保護林におけるシカ被害調査報告書 . 109 p.
島山芳也 1979. 南アルプスの森林と修景緑化工 . 緑化工技術 6: 22–25.
泉山茂之 2011. 南アルプス高山生態系の保全を目的としたニホンジカの生態学的研究 . プロナトウーラフアンド第 20 期助成成果報告書 . 43–50.
Kishimoto, R. and Kawamichi, T. 1996. Territoriality and monogamous pairs in a solitary ungulate, the Japanese serow, *Capricornis crispus*. *Animal Behaviour* 52: 673–682.

Koganezawa, M. 1999. Changes in the population dynamics of Japanese serow and sika deer as a result of competitive interactions in the Ashio Mountains, central Japan. *Biosphere Conservation* 2: 35–44.
Maruyama, N. and Nakama, S. 1983. Block count method for estimating serow populations. *Japanese Journal of Ecology* 33: 243–251.
Mohr, C.O. 1947. Table of equivalent of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37: 223–249.
長野県 2012. 第 3 期特定鳥獣保護管理計画(ニホンジカ) . 55 p.
落合啓二 1983. 脇野沢村九艘泊におけるニホンカモシカのなわばり性 . 哺乳動物学雑誌 9: 253–259.
Ochiai, K. and Susaki, K. 2002. Effects of territoriality on population density in the Japanese serow (*Capricornis crispus*) . *Journal of Mammalogy* 83: 964–972.
Ochiai, K., Susaki, K., Mochizuki, T., Okasaka, Y. and Yamada, Y. 2010. Relationships among habitat quality, home range size, reproductive performance and population density: Comparison of three populations of the Japanese serow (*Capricornis crispus*) . *Mammal study* 35: 265–276.
R Development Core Team 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
Worton, B. J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70:164–168.

Ecological and conservation studies on the Japanese serow
(*Capricornis crispus*) in the Southern Alps, Japan
—For management of the sika deer (*Cervus nippon*)

YAMADA Yusaku and SEKI Yoshikazu

We investigated the home ranges and densities of Japanese serows in Southern Alps to assess the quality of habitat of this species. Between July 2012 and February 2014, we tracked 4 GPS collared individuals (2 adult males and 2 adult females). The home-range sizes for 4 individuals were 91.7–214.7 ha and the core areas of all individuals included slopes. The serow densities, which were estimated by the block count method in November 2012, were 1.1–1.4 individuals/km². The home-range sizes were greater and the densities were lower in this area than those in other areas. This result indicates that the present study area is severe environment for Japanese serows. In this area, it has been reported that the modification of vegetation by sika deer already became significant and that slopes were reported to be important forage places for sika deer, indicating that sika deer exert negative effects on Japanese serows by consuming food resources. Therefore, the density of Japanese serows may decrease if the extent of the effects of sika deer on vegetation becomes larger in the future.

Key words: territory, home range, GPS, subalpine, food, habitat

北海道周辺に生息するシャチの社会構造と行動圏の利用様式 —生息地保全への基礎研究

北海道シャチ研究大学連合

大泉 宏¹・吉岡 基²・三谷曜子³・中原史生⁴・

佐々木友紀子⁵・幅 祥太²・青山桜子¹・斎野重夫⁶・佐藤晴子⁶

2012年秋の釧路沖では計11群127頭、2013年春の根室海峡では11群197頭のシャチが発見された。識別された個体数はそれぞれ52個体と64個体である。個体識別をした上で鳴音を録音し分析した結果、社会構造やコールタイプの一部は両海域で共通している可能性が認められるため、これらのシャチは少なくともある程度交流がある集団であると考えられる。ただし、両海域で共通して発見された個体はなく、過去の記録と比較しても少数であったため、これらの行動圏は基本的には異なっている可能性がある。また、鳴音頻度や滞在日数も異なることから食性などの行動様式も異なっている可能性がある。

1. 緒言

シャチ (*Orcinus orca*) は海洋の高次捕食者である。その体長は約9 mにも達し、マイルカ科の鯨類としては最大の種類である。シャチは大型のクジラ類などを含む海棲哺乳類を捕食することで一般にもよく知られ、6.4 mのシャチの胃内容物からネズミイルカ13頭とアザラシ14頭分の遺物が出現したこと (Slijper and Harrison 1979) など、その食欲を示す例は多い。そのようなことから、シャチは高次捕食者として重要な役割を果たす可能性が考えられており、場合により生態系に大きなトップダウンの効果をもたらすことが指摘されている (Barrett-Lennard et al. 1995, Estes et al. 1998)。

シャチは全海洋に分布し、現在のところ単一種とされているが、様々なバリエーションが知られている。北米大陸西岸の東部北太平洋で

は、少なくともレジデント、トランジェント、オブショアの3つの生態型が存在することが知られている (Ford 2002)。レジデント型は沿岸に定住し、サケ類を中心とする魚類と頭足類を捕食する。この型は長期にわたって研究されており、個体識別写真による個体間の相互関係の分析や鳴音のパターンの共通性から社会性も詳しく研究されている。最も基本的に観察される群れの単位は母系であり、同じ母系の祖先を共有するポッド、共通する鳴音のパターンを持つクラン、さらに交流のある群れ全体を指すコミュニティが社会構造の単位として認識されている。母系内の個体の結びつきは非常に強く、安定した群れを形成する。一方、レジデント型とほぼ同所的に生息するトランジェント型は哺乳類食である。その社会性については十分明らかでないが、母系が基本となっていることが考え

1: 東海大学 2: 三重大学 3: 北海道大学 4: 常磐大学 5: 京都大学 6: フリーエコツアーガイド
2013.12.2 受付 2016.1.25 公開

られている。しかし、レジデント型と比べて個体間の繋がりは弱く、個体が群れを離脱するために群れの個体数は少なく、雄はしばしば単独でいることも知られている。オフショア型もほぼ同所に生息するが、時々しか出現しないためこの型について分かっていることは少ない。これら3つの型はどれも遺伝的に異なっていることが知られている。さらに、ロシア側でもカムチャッカ半島東岸にレジデント型に相当する個体群がいることが報告されており (Tarasyan et al. 2005)、トランジェント型の存在も予想されている (Burdin et al. 2004)。

このような研究は特に個体識別写真が長年にわたって蓄積されてきていることによるところが大きい。シャチの個体識別は、背びれおよび背びれ後方のサドルパッチ (サドルマーク) の形状やその付近に見られる様々な模様や傷跡を写真撮影することによって観察し (Bigg et al. 1987)、個体ごとの特徴を示す個体識別写真 (ID) をカタログ化することによって行われてきた (Towers et al. 2012 など)。

一方、鳴音にも幾つかパターンがあることが知られている (Ford 2002)。シャチの鳴音には継続時間が短いパルス音からなるクリックス、口笛のような連続音として聞こえるホイッスル、さらに密に連続するパルスから成るコールがある。クリックスは普通エコーロケーションに用いられるとされているが、ホイッスルとコールはコミュニケーション音として用いられる。特にコミュニケーション音には繰り返し出現し、典型的な形を示す Discrete call と呼ばれるコールがポッドごとに十数種存在する事が知られており、母系を中心とする社会構造との関連が指摘されている。Discrete call についてもカタログ化 (Burdin et al. 2006 など) が行われており、群れや地域間での比較が行われてい (Filatova et al. 2012 など)。レジデント型の場合にはコー

ルのレパトリーはポッド内では共有されるが、異なるポッドでは一部異なるレパトリーが見られる。このような変異は dialect (方言) と呼ばれ、レパトリーの共有が見られる範囲はクランと認識されている (Ford 2002)。

このように、特にレジデント型のシャチでは音響行動が社会構造の影響を受けている事が明らかである。トランジェント型の音響行動は、レジデント型に比べて鳴音行動そのものが少ないという特徴がある。これは獲物となる動物の逃避行動に対する適応と考えられており、コミュニケーション音だけでなく、エコーロケーション音でも同様に少ないとされる。クリックスについては、レジデント型では普通、一連のクリックスが続くクリックトレインが観察されるが、トランジェント型のシャチでは数回のクリックのみ発せられる cryptic (暗号) クリックが比較的多く見られ、これも同様の適応と考えられている (Barrett-Lennard et al. 1996)。コールについてはコミュニティ全体で共有される多数のコールがあるほか、幾つか地域特有のコールもあるとされているが、レジデント型に見られるような dialect は明らかでなく、これも群れが比較的一定しない社会構造と関係すると考えられている (Ford 2002)。シャチに見られる社会性や鳴音などの多様性は、行動パターンの進化を理解するうえでも注目されている (Sendova-Franks 2012)。

最近国内でもシャチがしばしば目撃される海域が知られるようになってきた。特に北海道の知床半島と国後島の間に位置する根室海峡と釧路市の沖合ではよく見られ、根室海峡では羅臼港を基地として春頃を中心にシャチを対象とするホエールウォッチングが定期的に行われる程になった。釧路沖でも乗り合いチャーター船によるウォッチングが秋に行われるようになってきた。これらのシャチについては、特に根室海

峡で地元の有志により個体識別写真が蓄積されるようになり（佐藤 2009），基本的な研究の基盤が整備されるようになった．釧路沖のシャチについては三重大学により調査が始められ，個体識別写真の蓄積の他，根室海峡のシャチとの関連についても検討された（幅 2012）．

その他の我が国におけるシャチの研究はあまり多くない．最もまとまった研究の一つは Nishiwaki and Handa (1958) であり，1948 年から 1957 年の間に捕鯨によって全国で捕獲された計 567 頭について生物学的特徴や胃内容物等を報告したものである．その後，調査航海で発見されたシャチの報告などが散発的にあったが，1997 年には和歌山県沖で特別捕獲された 5 頭が水族館に収容され，繁殖生理や遺伝子等について研究された．また，2005 年に根室海峡の相泊にシャチが座礁し，死亡した 9 頭から各種の標本が採集された．2007 年にはそれらの研究成果を含む，日本におけるシャチ研究の現状を取りまとめたシンポジウムが開かれ，報告書が出版されている（加藤・吉岡 2009）．

全体として日本周辺のシャチに関する科学的情報は整備中の段階にあり，不明な点が多い．特に，本種の生物学的特徴である高度な社会性を考慮に入れた研究は非常に不足している．また保全を巡る状況としても，水産庁によって原則捕獲禁止の措置がなされているほかは特になにも配慮されていない．

日本に生息するシャチについて特に保全学的見地から研究を行うためには，生息が明らかな海域での研究基盤の整備を進め，その個体群の現況を明らかにしていくことが重要である．釧路沖と根室海峡のシャチについては個体識別調査が既に始められているが，生物が世代交代していくことを考慮すれば，データの蓄積を継続的に行っていくことは本質的に必要とされる．本研究では，根室海峡と釧路沖に出現するシャ

チについて，佐藤や幅らによって行われてきた個体識別データの蓄積を引き継ぎ，さらに鳴音のデータも蓄積を図ることで，現在北海道周辺で頻繁に観察されているシャチの社会構造と行動圏について明らかにすることを目的とした．

II. 材料と方法

1. 現地調査

調査地として，釧路から厚岸沖を中心とする距岸約 20 マイル（37 km）までと，羅臼沖を中心とする根室海峡の日露中間線までを設定した（図 1）．現地調査は 2012 年 10 月 27 日から 11 月 5 日に釧路沖にて，また 2013 年 5 月 22 日から 29 日まで根室海峡にてそれぞれ「はまなす（19 トン）」（尾田建設・羅臼町）を用いた乗り合いチャーター船で行った．現地調査では天候により実施の可否が左右され，釧路沖調査では期間中 3 日間欠航したが，根室海峡調査では全日程で調査を行うことが出来た．

調査では毎日 6 時頃に出港し，16 時頃の帰港まで双眼鏡を用いて探鯨を行った．調査では

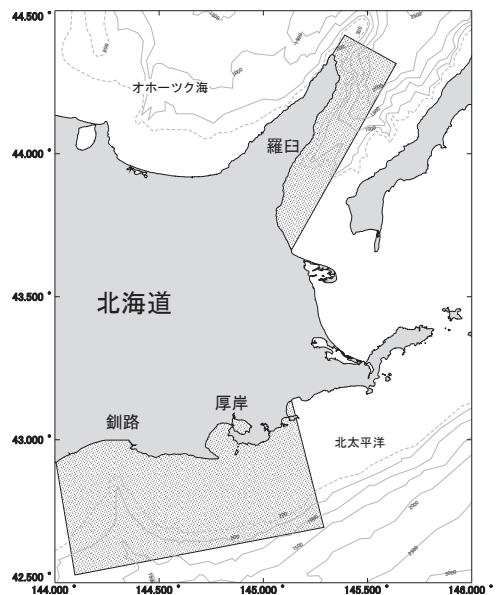


図 1 調査海域

アッパーブリッジに双眼鏡を使う調査員が積極的に前方 180°を探鯨している間を調査努力中とし、悪天候や視界不良時、停船漂流時は目視努力を中断した。目視中の航走速度は基本的に約 10 ノットとした。記録は、目視努力に関するイベント発生時の時刻と位置の他、毎正時に天候と海況の記録を行った。鯨類等の発見があった場合には発見時刻、位置、種名、頭数などを記録した。位置の記録にはハンディ GPS (Garmin GPSmap 60CSx) を用いた。

シャチを発見した場合には航走速度を落としてシャチの行動を妨害しないように注意して接近し、追跡しながら写真撮影、ビデオ撮影、行動記録を行った。また、同時に Aquasound 製曳航式水中マイク Towed Aquafeeler を投入し、Aquasound 製アンプ Aquafeeler を用いて増幅し、Corg 製デジタル録音機 MR-2 または Sony 製 PCM-M10 で水中音を録音した。アンプゲインは基本的に 60 dB とし、ハイパスフィルターは 1 kHz とした。またデジタル録音機のサンプリングレートは 96 kHz として約 1 kHz から 48 kHz までの音を録音した。状況に応じて設定を変更した場合は変更内容と変更時刻を記録した。録音中、音響調査員は連続的に聴音を行い、鳴音の聞き取り状況と船周囲のシャチの状況を随時記録した。追跡は連続的に行い、可能な限り全ての個体について識別用の写真が撮影されるか、シャチを見失うまで、あるいは調査区域外にシャチが泳ぎ去るまで続けた。シャチでは発見時に接近して確認すると周囲に小群がいくつか分散していることがよくあるが、確認時に周囲にいた小群は全て同一群とし、しばらく追跡中に新たに出現した群れは別群として扱った。

また、北海道大学練習船うしお丸 (179 トン) によって 2012 年 10 月 10 日から 17 日に行われた函館～知床半島周辺の研究航海においてもシ

ャチを目的とした目視による探鯨を行ったが、悪天候により十分な航海を行うことが出来ず、シャチの発見には至らなかった。

2. 写真による個体識別

個体識別用の写真は、Bigg et al. (1987) に従い、基本的にシャチの左体側の背びれおよびその基部周辺をデジタル一眼レフカメラ (300 mm 以上の望遠レンズ付き) を用いて撮影した。撮影は群れを追跡中、個体が船に接近したときに行われた。撮影しながら個体の特徴を観察し、群れを構成する個体の内可能な限り全個体の撮影が出来るように心がけた。撮影された写真は研究室で佐藤 (2009) の画質評価基準に従って選別し、背びれの形状や傷、サドルパッチの模様の特徴から個体を識別し、個体番号を与えた。また、体長や背びれの発達具合から可能な場合は雌雄の判別と成長段階の判定を行った。選別と識別、性及び成長段階判定作業は個人による評価のぶれを防ぐため、幅祥太が専任で行い、他者が行った場合には全て幅が確認を行った。ただし、本報告書執筆時点では 2013 年 5 月に根室海峡で調査された個体分に関しては、幅による確認が未だなされていないため暫定的な識別段階にある。識別された個体は当研究グループによって 2007 年以降に得られている未公表個体識別台帳および佐藤 (2009)、さらに佐藤 (2009) 以降に蓄積されている佐藤の未発表データと照合を行った。

3. 鳴音分析

録音された鳴音の分析には Adobe Systems 製 Audition 3.0 を用い、ソナグラム画面の目視と録音再生の聴音から鳴音を検出した。鳴音はその波形からクリックス、ホイッスル、コールが識別された。分析は録音開始から群れの追跡を終了して離脱するまでの一連の録音について行った。分析は鳴音発生頻度の計数を目的にした分析と、コールタイプの分類を目的とした分

析の二面から行った。鳴音頻度の分析ではエコーケーション頻度を調べるために一連のクリックが続くクリックトレインの開始と終了時刻、およびクリックトレインの個数を調べ、コミュニケーション頻度を調べるためにはホイッスルも含むコールの開始時刻とその個数を調べた。コールタイプの分析では、録音された鳴音の内 S/N 比が高いものだけを分析対象とし、明らかに繰り返し現れる定型的な discrete call を探し、発見した場合にはそのソナグラム波形からタイプを分類した。

III. 結果

1. 目視調査

釧路調査では出港できた7日間で合計56時間32分の調査が行われ、そのうち目視努力は50時間55分行われた。調査距離は468.8海里におよび、そのうち431.7海里で目視努力が行

われた(表1)。目視航走の範囲は大部分が水深200m以上の大陸棚斜面上にあり、おおよそ釧路海底谷の範囲であった。目視の結果、合計71群386頭の海棲哺乳類の発見があり、イシイルカ、カマイルカ、ネズミイルカ、シャチ、ミンククジラ、ザトウクジラ、オットセイが出現した(表2)。また、1頭のオサガメも発見された。最も多数発見されたのはイシイルカであり、イシイルカらしい発見も含めて39群180頭発見された。目視努力距離100海里当たりの群れ密度は9群であり、シャチが2.6群でそれに次いだ。不明のイルカは1.85群と高い密度であったが、これは接近確認しなかったために不明とされたイシイルカであった可能性がある。その他の種は一般に群れ密度は低く0.5群未満であった。頭数密度もイシイルカが100海里当たり41.7頭で最も多く、シャチが29.4頭でそれに次いだ。

表1 2012年10月釧路沖調査の調査努力量

日付	目視時間	目視距離(海里)	追尾時間	追尾距離(海里)	努力外時間	努力外距離(海里)	調査時間合計	調査距離合計(海里)
10月27日	6:24	67.6	3:18	12.9	0:08	0.8	9:50	81.3
10月28日	4:07	44.8	4:51	19.6	0:34	4.3	9:33	68.7
10月30日	2:20	27.2	1:49	7.9	0:12	1.8	4:21	37.0
10月31日	4:05	44.6	3:04	12.3	0:34	5.0	7:44	61.9
11月1日	3:09	37.0	3:38	17.3	0:29	3.8	7:16	58.0
11月4日	4:11	43.1	0:24	2.0	3:14	17.5	7:49	62.6
11月5日	9:31	95.3	0:00	0.0	0:24	4.0	9:55	99.3
総計	33:49	359.6	17:05	72.1	5:36	37.2	56:31	468.8

表2 2013年5月根室海峡調査の調査努力量

種名	2012年10月釧路沖				2013年5月根室海峡			
	群数	推定頭数	群れ密度	頭数密度	群数	推定頭数	群れ密度	頭数密度
シャチ	11	127	2.55	29.42	11	197	2.22	39.77
カマイルカ	2	32	0.46	7.41	0	0	0.00	0.00
イシイルカ(未確認含む)	39	180	9.03	41.70	25	66	5.05	13.32
ネズミイルカ(未確認含む)	3	7	0.69	1.62	0	0	0.00	0.00
不明イルカ	8	27	1.85	6.25	0	0	0.00	0.00
ツチクジラ	0	0	0.00	0.00	1	2	0.20	0.40
アカボウクジラ科sp.	0	0	0.00	0.00	1	3	0.20	0.61
ミンククジラ	2	2	0.46	0.46	11	11	2.22	2.22
ザトウクジラ	2	2	0.46	0.46	0	0	0.00	0.00
不明鯨類	1	3	0.23	0.69	4	9	0.81	1.82
オットセイ	2	5	0.46	1.16	3	3	0.61	0.61
総計	71	386	16.45	89.41	56	291	11.30	58.74

*密度: 目視(追尾含む)距離100マイル当たり数

シャチは計 11 群 127 頭発見された。大多数の群れは水深 200 m 以上ある大陸棚斜面で発見され (図 2), 追尾中でも大陸棚上の方へは移動していかなかった (図 3)。群れの構成については個体の特徴を識別しながら確認できる範囲に限りがあったが, 群れサイズ (頭数) は平均 11.5 ± 6.3 (標準偏差) 頭で, 平均的にはオスが $35 \pm 20\%$, メスが $18 \pm 5\%$, 若齢が $31 \pm 16\%$, 仔獣が $19 \pm 10\%$ をそれぞれ占めていた。オスは群れによって 60% 以上を占める事があったが, オスがいらないか一頭だけ含まれている

群れも 3 群発見された。仔獣は十分確認が出来なかった 1 群を除き全ての群れで発見され, 最低でも群れ頭数の約 7% を占めていた。これらの群れは 2 から 5 の小群に分かれて行動していることがあり, 追尾中に合流と分散を繰り返すことがあった (表 3)。また, 2 群は追尾中にイシイルカと混群を形成した。この内 1 群についてはイシイルカを追跡しているように見えたが, 途中でシャチが調査船に興味を示してイシイルカの追跡を中止したために採餌行動かどうかは確認できなかった。またそれと同じ群れの

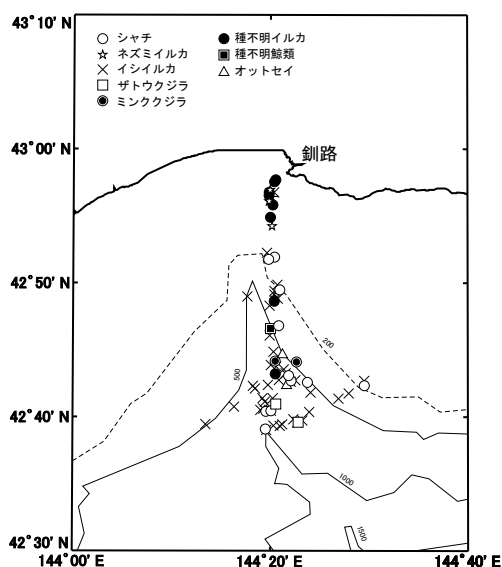


図 2 鉏路沖調査で発見された海棲哺乳類の出現位置

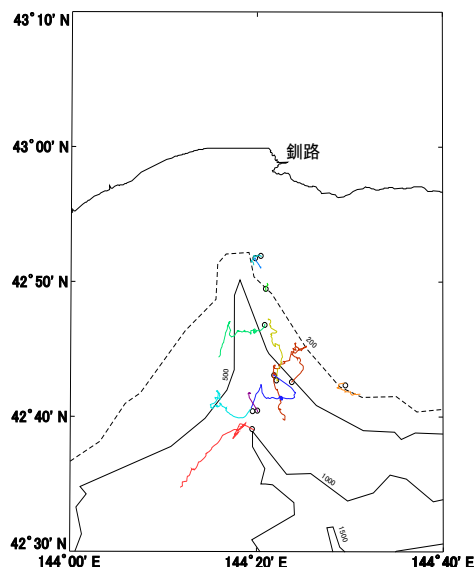


図 3 鉏路沖調査で発見されたシャチの出現位置と追尾航跡線の色の違いは異なる群れを示す

表 3 鉏路沖調査と根室海峡調査の目視により発見された海棲哺乳類

発見日	発見番号	発見位置	発見時刻	水温(°C)	水深(m)	小群数	推定頭数			群れ構成			
							最大頭数	最少頭数	最適頭数	オス頭数	メス頭数	メス/若齢頭数	仔頭数
10月27日	3(G28)	42°39.1' N 144°19.5' E	10:38	12.55	742	3	25	20	20	8	4	3	5
10月28日	2(G29)	42°42.5' N 144°23.7' E	7:54	12.7	528	5	30	18	25	12	4	4	4
10月28日	4(G30)	42°42.3' N 144°29.5' E	12:54	12.66	180	1	6	4	5	3	1	-	1
10月30日	2(G31)	42°42.7' N 144°22.1' E	12:16	10.5	592	1	12	10	11	4	2	3	2
10月30日	3(G32)	42°49.5' N 144°20.9' E	13:59	12.7	246.4	1	12	8	10	1	2	3	2
10月31日	5(G33)	42°46.8' N 144°20.8' E	9:44	10.2	428	1	11	7	9	4	1	5	1
10月31日	7(G34)	42°51.9' N 144°20.4' E	14:40	12.7	106	2	7	5	6	1	1	4	1
10月31日	8(G33)	42°51.7' N 144°19.8' E	15:08	12.7	131	1	7	5	6	-	1	3	3
11月1日	7(G35)	42°43.1' N 144°21.8' E	9:56	10.6	590	2	18	15	15	5	4	5	1
11月1日	9(G36)	42°40.4' N 144°19.5' E	11:34	10.99	932.2	1	11	6	8	4	-	2	-
11月4日	11(G37)	42°40.4' N 144°20.0' E	11:54	10.9	340	2	12	12	12	4	2	4	2

別小群についてはザトウクジラを4から5頭で取り囲んでいる様子が観察されたが、採餌についての確認は出来なかった。

根室海峡調査では合計82時間38分の調査が行われ、そのうち目視努力は74時間15分行われた。調査距離は554.4海里におよび、そのうち495.4海里で目視努力が行われた(表4)。目視航走の範囲は大部分が羅臼港から北側に広がり、水深500m以上の海盆上にあった。ここで合計56群291頭の高棲哺乳類が発見され、シャチ、イシイルカ、ツチクジラ、アカボウクジラ科不明種、ミンククジラ、オットセイが出現した(表2)。最も個体数が多かったのはシャチで11群197頭発見されたが、イシイルカは

25群66頭と最も多くの発見群があった。目視努力距離100海里当たりの群れ密度はイシイルカが5群であり、シャチとミンククジラが2.2群でそれに次いだ。その他の種は一般に群れ密度は低く1群未満であった。頭数密度はシャチが100海里当たり39.7頭で最も多く、イシイルカが13.3頭でそれに次いだ。

シャチは相泊港沖から南に向けたロシアとの中間線に至る比較的狭い範囲に発見が集中したが(図4)、追尾中は根室海峡の向きに沿った移動が見られた(図5)。群れサイズは平均 17.9 ± 12.9 頭で、平均的にはオスが $39 \pm 18\%$ 、メスが $35 \pm 22\%$ 、若齢が $16 \pm 24\%$ 、仔獣が $10 \pm 11\%$ をそれぞれ占めていた。オスは群れ

表4 釧路沖調査で発見されたシャチの群れ

日付	目視時間	目視距離(海里)	追尾時間	追尾距離(海里)	努力外時間	努力外距離(海里)	調査時間合計	調査距離合計(海里)
5月22日	5:04	NA	7:44	NA	1:43	NA	14:31	NA
5月23日	9:04	78.1	0:00	0.0	0:06	0.3	9:10	78.4
5月24日	5:48	60.0	3:22	15.4	1:43	23.4	10:53	98.8
5月25日	5:37	54.6	2:41	11.0	2:51	13.8	11:09	79.3
5月26日	5:03	47.9	5:18	24.9	0:45	10.8	11:06	83.6
5月27日	5:10	51.1	4:53	23.4	0:39	8.6	10:42	83.2
5月28日	8:03	76.9	2:01	10.7	0:26	0.9	10:31	88.6
5月29日	4:25	41.4	0:00	0.0	0:09	1.1	4:34	42.5
総計	48:15	410.0	25:59	85.4	8:23	59.0	82:38	554.4

NA: GPS不具合によりデータ無し

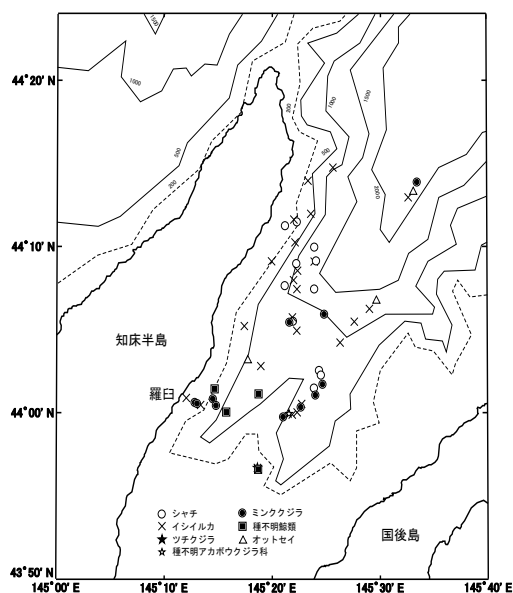


図4 根室海峡調査で発見された高棲哺乳類の出現位置

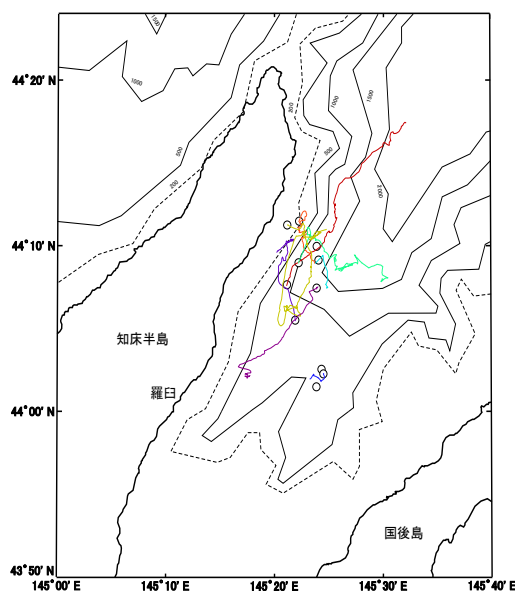


図5 根室海峡調査で発見されたシャチの出現位置と追尾航跡。線の色の違いは異なる群れを示す

によって75%以上を占める事があり、全ての群れでオスが確認された。仔獣は十分確認が出来なかった1群を除き半数の群れで発見されたが、残りの半数では確認されなかった。これらの群れは小群に分かれて行動していることがあったが、小群数が10以上になることもあった(表5)。

釧路沖と根室海峡ではシャチの群れの平均構成頭数に統計的有意差は見いだされなかった(U検定, $P = 0.34$)。また、発見された個体の性別と成長段階組成(オス, 仔獣, メスおよび若齢の計)にも有意な差は無かった(カイ二乗検定, $P = 0.53$)。

2. 個体識別

釧路沖調査では写真による個体識別の結果、仔獣を除く52個体が識別された。これらの内、本調査で新規に識別された個体は22個体あった。一方、根室海峡調査では計64個体が識別

され、そのうち新規識別個体は53頭であった(表6)。これらの個体がそれぞれの調査期間中に再発見されることも多く、2回以上発見された個体は釧路沖では33個体、根室海峡では23個体あった(表7)。同一日を除き調査期間内に再発見される個体の割合は両海域で有意に異なり(カイ二乗検定, $P = 0.012$)、釧路沖では根室海峡に比べてシャチがより長い期間滞在することが示唆された。2012年10月と2013年5月に行われた調査では釧路沖と根室海峡で重複して発見された個体はなかった。しかし、釧路沖で発見された3個体は過去に根室海峡で記録されたことがある個体であった。

個体識別作業が完了している釧路沖調査の結果を用い、群れの個体組成について主成分分析を行い、同じような個体から構成される群れのグルーピングを行った。また、ウォード法クラスター分析を行って個体間の関係を調べた。た

表5 根室海峡調査で発見されたシャチの群れ

発見日	発見番号	発見位置	発見時刻	水温(°C)	水深(m)	小群数	推定頭数			群れ構成			
							最大頭数	最少頭数	最適頭数	オス頭数	メス頭数	メス/若齢頭数	仔頭数
5月22日	4	44°01.5' N 145°23.8' E	6:52	4.3	594	1	8	8	8	un	un	un	un
5月22日	7	44°09.9' N 145°23.9' E	7:51	5.7	517	3	35	35	35	3	8	-	2
5月22日	8	44°02.5' N 145°24.3' E	11:45	6.4	575	1	4	4	4	3	0	1	0
5月24日	4	44°07.6' N 145°21.1' E	11:45	4.74	ro	11	40	40	40	9	17	3	11
5月25日	4	44°11.5' N 145°22.3' E	8:04	5.5	140	3	11	11	11	5	4	0	2
5月25日	5	44°09.1' N 145°24.0' E	9:37	4.5	1520	1	14	13	14	5	3	3	3
5月25日	8	44°02.2' N 145°24.5' E	15:53	6.78	ro	7	13	13	13	8	5	0	0
5月26日	2	44°08.9' N 145°22.2' E	7:43	5.73	1097	1	9	9	9	3	5	1	0
5月26日	5	44°05.5' N 145°21.9' E	14:39	6.38	896.8	1	27	27	27	9	16	2	0
5月27日	2	44°11.2' N 145°21.2' E	11:03	6.6	106.7	10	31	31	31	11	12	3	5
5月28日	7	44°07.4' N 145°23.9' E	14:08	6.8	1191	1	5	5	5	1	0	4	0

un: 接近できず、確認せず。-: 確認した範囲では視認できず。ro: 測定範囲外。括弧内の番号は個体構成が写真識別によって特定された群れ番号(釧路のみ)。推定頭数は幅を持って推定し、さらに群れ構成を確認できる範囲には限りがあるため両者の数は必ずしも一致しない。

表6 個体識別の結果

性別および成長段階	釧路沖	根室海峡
オス	19	12
メス	9	4
若齢	24	48
計	52	64
新規識別個体数	22	53

表7 調査期間内における同一個体の再発見回数

発見回数	釧路沖	根室海峡
1	19	41
2	26	18
3	7	5

だし、同一日に同じ個体のみ撮影された群れ 1 例については重複発見として分析から除外した。その結果、個体の構成により釧路沖で発見された群れには大きく分けて A から D までの 4 グループが認められた (図 6)。クラスター分析の結果とも合わせて見ると、D グループは群れナンバー G29 の 1 群からのみ構成されたが、この群れは C グループの大部分の個体と A グループの一部の個体、さらに G29 にだけ見ら

れた個体から成った (図 7)。また、C および D グループでは他のグループに比べてオスが多く 28 個体中 13 個体を占め、全オスの 7 割近くに達した。逆に A グループではオスが 12 個体のうち 2 個体しかなく、その内の 1 個体は D グループにも属した。ただし、B グループも含めグループ別のオス構成比に有意な差は無かった (カイ二乗検定, $P = 0.18$)。過去に根室海峡で発見されたことがある個体は B グループに含まれた (図 7)。

3. 鳴音分析

シャチの群れの追跡中に得られた海中音の録音は釧路沖調査では合計 14 時間 53 分、根室海峡調査では 20 時間 11 分に及んだ。全体として、釧路沖調査では鳴音が非常に多く記録されており、根室海峡調査では比較的少なかった。釧路沖調査の録音については、多数の鳴音が重複して録音されており、識別にも時間がかかっていることからその分析は現在まだ完了していない。よって本報告の鳴音分析の結果については途中経過の報告に留める。

根室海峡調査では録音された海中音の内 15 時間 52 分が鳴音発生頻度の分析に用いられた。

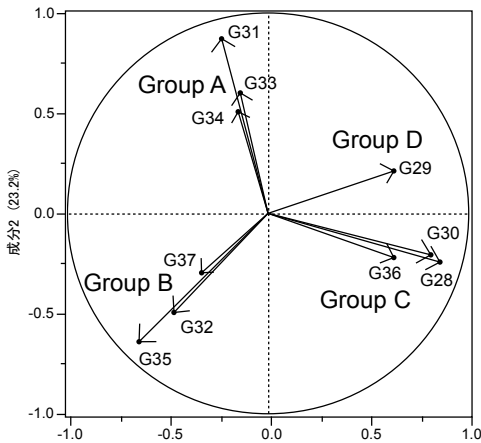


図 6 個体構成に基づいて群れを主成分分析した結果の負荷量プロット。G28 から G37 までは発見した群れの番号を表す。発見された群れは大きく分けて A から D まで 4 群に分類できる

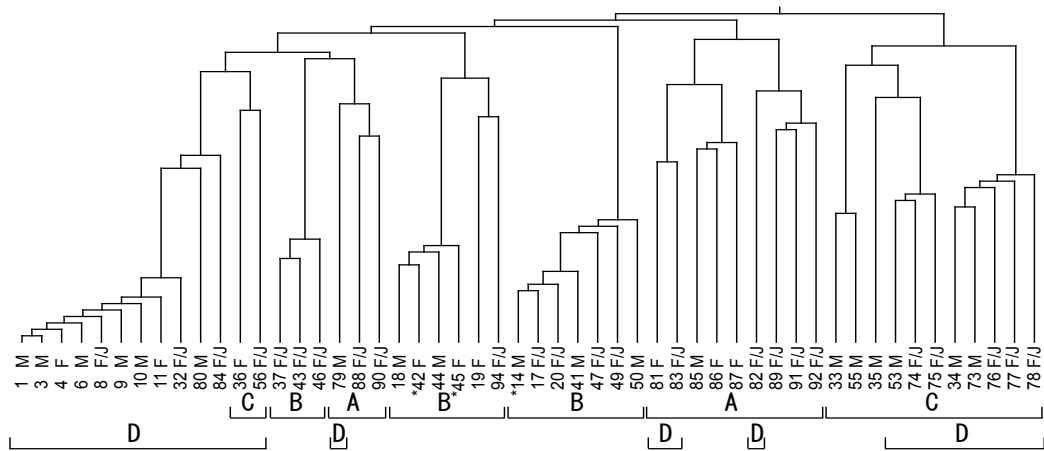


図 7 群れの個体構成に基づいた識別個体のクラスター分析結果。デンドログラムはウォード法による結果。A から D は主成分分析法によって得られたグループ (図 6)。番号は個体番号、M は成熟と推定されるオス個体、F は成熟メスと推定される個体、F/J は若齢個体を表す。* は過去に根室海峡で記録された個体を示す

録音は5月22日、24日、25日、27日の計9群れから得られ、総鳴音頻度は787回であった。この内、主にコミュニケーションに使われると想定されるコール（ホイッスルも含む）は258回、クリックトレインは529回観察された。録音された各日の1分間当たり鳴音密度はコールが平均 0.33 ± 0.24 回、クリックトレインが 0.51 ± 0.21 回、総鳴音密度は 0.75 ± 0.26 回であった。釧路沖調査では11月4日録音分のみ分析が終了しているが、1分間当たりのコールの発生密度は4.5回、クリックトレインは10.1回、総鳴音密度は14.6回であった。

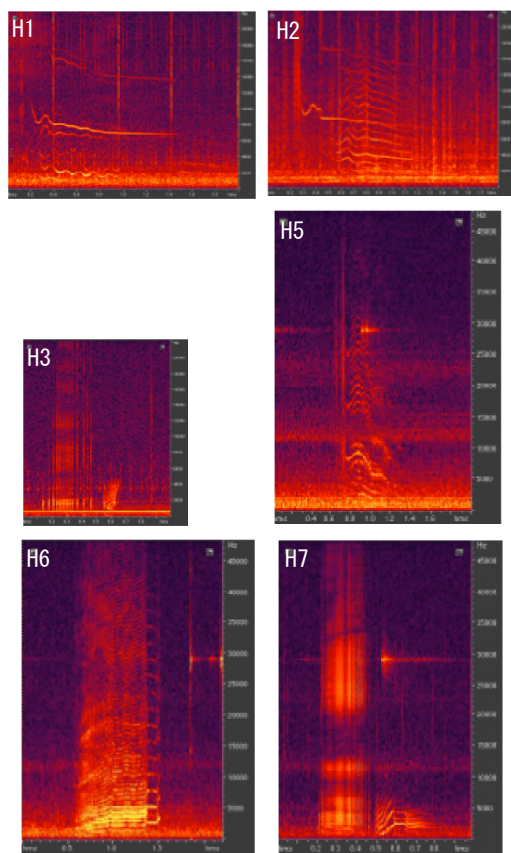


図8 釧路沖調査で確認されたシャチのコールタイプ。横軸は経過時間、縦軸は周波数、色の濃さは音圧を示す。本調査ではH1からH3およびH5-H7までの6タイプが記録された。過去にはH4タイプも記録されており、H5からH7までは本調査で初めて確認された

コールタイプの分析では、釧路沖調査では典型的で繰り返し出現する discrete call が確認された。コールタイプはH1からH3およびH5からH7までの6タイプが分類された(図8)。根室海峡調査ではS/N比が低い録音が多く、また鳴音頻度も低かったため、コールは認識可能であったものの明らかな discrete call は確認されなかった。

IV. 考察

コールタイプについては釧路沖で6タイプが特徴的なコールタイプとして認められたが、当研究グループによる過去の調査ではH3のコールタイプが両海域から得られている(佐々木、未公表データ)。このことは両海域で複数の年に渡って確認される特徴的なコールタイプが存在していること、また少なくともそのうちの一部は海域間で共通していることを意味している。共通するコールタイプが海域間に存在することは、これらのシャチが共通するコミュニケーション信号を共有している事を意味しており、同じ集団に属するものであるか、少なくともある程度の交流がある可能性を示唆している。しかし、鳴音から集団の交流について議論していくためには、これまでの調査で得られているコールタイプも含め、重複して利用されているコールタイプがどの程度の割合で存在するのか、またその発生頻度はどの程度であるのか、さらに鳴音が得られた群れの個体構成も考慮に入れ、個体もしくは群れとコールタイプに対応関係は認められるのか、といったような分析を行って行く必要がある。

今回の調査では釧路沖と根室海峡の海域で共通して発見された個体はいなかった。しかし、釧路沖に出現した個体の内3個体は過去に根室海峡で発見されたことがある個体であった。また、これまでの調査でも比較的少数では

あるが複数個体が両海域で発見されている（幅 2012）。仮に根室海峡と釧路沖に仮想的な個体群を考えて両者が等しく交流しているとした場合、釧路沖調査で出現した根室海峡で記録済みの3個体が他に出現した釧路沖で既知の個体に対する比率は有意に低い（二項検定, $P < 0.0001$ ）。この分析は、根室海域に仮定される個体群のサイズが釧路沖に仮定される個体群と比べてあまり変わらないことを仮定しているが、本調査における努力量当たりの頭数密度はむしろ根室海峡の方が高く、群れ密度には大きな差が無かった。また、現在のところ根室海峡で識別されている個体の累積数は釧路沖の累積数のほぼ倍ある。このことは両海域のシャチの交流が限定的であることを示唆している。コールタイプに共通してみられるものがある事があることから、釧路沖のシャチと根室海峡のシャチはある程度の交流がある集団である可能性が高いが、基本的には両海域のシャチの行動圏は異なっていることが考えられる。

釧路沖で観察された群れ間の構成個体の関係から、調査期間中にシャチは大きく4つのグループを構成していたことが推定された。しかし、得られたデンドログラムのクラスターは初めに比較的近い距離で幾つかに分離しており、それぞれのグループ間の関係は遠くないか、あるいはデータが十分でないかの可能性が考えられる。よって、試行的な分析の域をまだ出ないが、複数のグループに共通する個体が現れたのはDグループのみであり、これはAとCグループの個体を含んでいたことから、A、C、Dグループには直接的な交流がある事が推察される。一方、Bグループは比較的独立した存在となっていた可能性がある。Bグループには過去に羅臼で確認された事がある個体が3頭とも含まれていた。釧路沖のシャチと根室海峡のシャチはある程度の交流はあるものの行動圏は基本的に

異なっている可能性が考えられることから、個体間関係がどの程度あるのかについても今後検討していく必要がある。

目視調査で得られた平均群れサイズはやや根室海峡の群れの方が大きい、有意差があるほどではなく、群れ構成についても根室海峡では比較的オスが多く仔獣が少なかったが、これにも有意差が認められなかった。調査データが比較的限られているために社会構造に関する特性について十分な結論は出来ないが、これらの点は、両海域のシャチが似たような社会構造を持つ可能性を示唆している。また、釧路沖において得られたクラスターには統計的に有意ではないが、性比に偏りが見られることがあった。社会構造の詳細については今後データをさらに蓄積して分析する必要がある。

鳴音の発生頻度については分析が一部終了していないが、釧路沖と根室海峡では、シャチの鳴音の発生頻度はかなり異なっている可能性がある。コミュニケーションに用いられる鳴音（コールとホイッスル）とエコーロケーションに用いられるクリックトレインの発生頻度の比率には両海域で大きな差は見られなかったが、鳴音の発生頻度は根室海峡に比べて釧路沖で約20倍多かった。北米沿岸の東部北太平洋ではシャチは食性の異なる生態型の違いによって鳴音の発生頻度が異なると言われており、哺乳類食性のトランジェント型はあまり鳴かないとされている。これは、餌となる海棲哺乳類から身を隠して攻撃するための行動的適応と考えられている（Barrett-Lennard et al. 1996）。同じような事が北海道沿岸でも当てはまるのであれば、釧路沖のシャチと根室海峡のシャチでは生態型が異なるか、食性が異なる事が類推される。根室海峡のシャチについては、2005年に相泊で座礁した群れの胃内容物からアザラシとイカ類が確認されていることから哺乳類食性であることが

考えられている（谷田部ほか 2009）．本調査で根室海峡のシャチの鳴音発生頻度が低かったことは根室海峡のシャチが哺乳類を主に捕食することを意味しているのかもしれない．一方で、釧路沖のシャチは鳴音発生頻度が高く、このような特徴は北米沿岸では魚類食性のレジデント型に見られるものである．このことは釧路沖のシャチが主に魚食性であることを暗示しているのかもしれない．しかし、釧路沖のシャチに関しては本調査の観察ではイシイルカやザトウクジラに対する捕食定位とも思われる行動が観察された．実際の捕食を確認することは出来なかったが、過去にはイシイルカを捕食していた観察事例もある（幅 2012）．Nishiwaki and Handa (1958) は北海道の太平洋側沖で捕獲されたシャチがイシイルカやアザラシを多く捕食していることを報告している．情報はかなり限られているが、釧路沖のシャチも哺乳類を捕食している可能性も考えられる．釧路沖で観察されるシャチには根室海峡から来遊する個体もあることから議論には注意を要するが、同じ生態型あるいは食性でも海域ごとの状況に応じて鳴音の利用様式を変えている可能性も考えられる．釧路沖と根室海峡とでは、調査期間内にシャチがそれぞれの海域に留まった期間が異なっていたことも海域ごとに行動様式が異なる可能性を示唆している．

これらの調査結果は、釧路沖と根室海峡で見られるシャチの群れについて、共通点と相違点の両方を示している．コールタイプの共通性や個体の共通性から、釧路沖と根室海峡のシャチはある程度の交流がある同集団であるとするのであれば、両海域のシャチは基本的な行動圏を異とするメタ個体群構造となっており、行動様式もそれぞれの海域で異なっているということの意味しているのかもしれない．しかし、これは比較的短期間に行われた限られた調査結果か

ら考えられる仮説に過ぎない．行動圏の分析には衛星発信器による追跡調査、個体群構造の分析には遺伝子による分析が今後必要となる．

本調査では比較的短期間の調査にも関わらず両海域とも多数のシャチが確認された．努力量当たり密度も高く、両海域ではシャチが普通に見られる種である事を示唆している．さらに、個体識別の結果から、両海域とも本調査により新規に識別される個体が多数出現した．釧路沖では 2007 年の調査から 2012 年の本調査までに一部の仔獣を除き計 93 個体が識別されているが、その内本調査で新規に識別されたものは 22 個体あり、その比率は約 24 % に上る．根室海峡では佐藤（2009）により 141 個体がカタログ化され、その後の未発表識別個体も含めて 2000 年以降計 199 個体が識別されている．それに対して 2013 年の本調査では 53 個体が新規に識別され、総数に対する比率は約 21 % に達した．群れ中の仔獣の割合が約 10 から 20 % 程度である事を考えると、この新規識別個体の割合は比較的高い可能性があり、潜在的には両海域のこれまでの調査による個体識別数は個体群に対して飽和に達していない可能性が考えられる．個体群の規模に関する正確なことは性状態別の新規識別個体数変化などの検討も含めて、目視調査の結果の解析を行って考えていく必要があるが、両海域のシャチの集団は現在の識別個体数を上回る個体群規模であることが推測される．両海域ではイシイルカをはじめとする餌となる他の海棲哺乳類の分布も多く、北海道東部周辺の沿岸域が日本のシャチの個体群にとって極めて重要な一大生息地となっている可能性を考慮しなければならない．今後は、比較的地理的に近い距離に存在が知られているカムチャッカ半島のシャチ個体群や西部北太平洋の沖合で発見されるシャチとの関係も含めて、北海道周辺のシャチに関する研究を深めていかなけれ

ばならない。

謝辞

本調査の実施に当たっては、「はまなす」の船長と乗組員、ならびに運営会社の尾田建設株式会社（羅臼町）に調査船の運航について多大な協力を頂いた。また、フィールド調査は水越楓、岡田真波、大槻真友子の各氏をはじめとした多くのボランティアの協力を頂いて行われた。根室海峡調査で得られた写真の個体識別は三重大学の小川泰生氏により仮査定された。各氏のご協力に深謝する。

文献

- Barrett-Lennard, L.G., Heise, K., Saulitis, E., Ellis, G. and Matkin, C. 1995. The impact of killer whale predation on Steller sea lion populations in British Columbia and Alaska. North Pacific Universities Marine Mammal Research Consortium Fisheries Centre, University of British Columbia : 66.
- Barrett-Lennard, L.G., Ford, J.K.B. and Heise, K.A. 1996. The mixed blessing of echolocation: differences in sonar use by fish-eating and mammal-eating killer whales. *Animal Behaviour* 51: 553-565.
- Bigg, M.A., Ellis, G.M., Ford, J.K.B. and Balcomb, K.C. 1987. Killer whales: A study of their identification, genealogy, and natural history in British Columbia and Washington State. Phantom Press. Nanaimo, B.C.
- Burdin, A.M., Hoyt, E., Sato, H., Tarasyan, K. and Filatova, O.A. 2004. Resident and Transient-type Killer Whales, *Orcinus orca*, in Southeast Kamchatka, Russia. IWC Science Committee (SC/56/SM15): 3.
- Burdin, A.M., Hoyt, E., Sato, H. and Filatova, O.A. 2006. The Killer Whales of Eastern Kamchatka. Alaska SeaLife Center, Seward, Alaska.
- Estes, J.A., Tinker, M.T., Williams, T.M. and Doak, D.F. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282:473-476.
- Filatova, O.A., Deecke, V.B., Ford, J.K.B., Matkin, C.O., Barrett-Lennard, L.G., Guzev, M.A., Burdin, A.M. and Hoyt, E. 2012. Call diversity in the North Pacific killer whale populations: implications for dialect evolution and population history. *Animal Behaviour* 83: 595-603.
- Ford, J.K.B. 2002. Killer whale. In: Perrin W.F. et al. (eds.) *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press: 669-676.
- 幅 祥太 2012. 釧路沖に出現したシャチの個体識別と群れ構成. 三重大学生物資源学研究所修士論文.
- 加藤秀弘・吉岡 基編 2009. 「シャチの現状と繁殖研究にむけて」. 鯨研叢書 14. 日本鯨類研究所
- Nishiwaki, M. and Handa, C. 1958. Killer whales caught in the coastal waters off Japan for recent 10 years. *The Scientific Reports of the Whales Research Institute* 13: 85-96.
- 佐藤晴子 2009. 2006-2008 年の偶発的な目視観察に基づく知床・根室海峡に出現したシャチの写真識別カタログ. 知床博物館研究報告 30 : 55-82.
- Sendova-Franks, A. 2012. Call diversity in killer whales. Featured articles on this month's *Animal Behaviour*. *Animal Behaviour* 83: 571-572.
- Slijper, E.J., and Harrison, R.J. 1979. *Whales* (2nd Edition). Cornell University Press. (シュライパー, E.L.・ハリソン, R.J. 細川 宏・神谷敏郎訳 1989. 「鯨 (原書第 2 版)」東京大学出版会)
- Tarasyan, K.T., Filatova, O.A., Burdin, A.M., Hoyt, E., and Sato, H. 2005. Keys for the status of killer whales in Eastern Kamchatka, Russia: foraging ecology and acoustic behavior. *Biosphere Conservation* 6: 73-83.
- Towers, J.R., Ellis, G.M. and Ford, J.K.B. 2012. Photo-identification catalogue of Bigg's (transient) killer whales from coastal waters of British Columbia, northern Washington, and southeastern Alaska. Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences 1241. Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, BC.
- 谷田部明子・天野雅男・窪寺恒己・山田 格 2009. 北海道羅臼町にマストランディングしたシャチの胃内容物. 加藤秀弘・吉岡 基編 「シャチの現状と繁殖研究にむけて」. 鯨研叢書 14, 日本鯨類研究所 : 84-90.

Social structure and habitat use of killer whales (*Orcinus orca*) around Hokkaido, Japan: A basic study for conservation.

OHIZUMI Hiroshi, YOSHIOKA Motoi, MITANI Yoko,
NAKAHARA Fumio, SASAKI Yukiko, HABA Shota,
AOYAMA Sakurako, SAINO Shigeo and SATO Haruko

We conducted sighting surveys in eastern Hokkaido off Kushiro in autumn of 2012, and in the Nemuro Strait in spring of 2013. Killer whales were individually identified using photographs and vocal behavior was acoustically recorded, which were analyzed to clarify the social structure and their home range. In total, 127 animals in 11 groups, and 197 animals in 11 groups of killer whales were sighted off Kushiro and Nemuro Strait, respectively. Numbers of newly recorded individual were 52 and 64 (provisional number), respectively. The result of analyses suggested that social structure and some call types were possibly common in both areas, implying that these killer whales are groups exchanging to some extent at least. However, no individual was found in common in both areas during these surveys, and it was a small number even if including past records. Therefore, the home range of these killer whales is probably different, and behavioral patterns, such as feeding habits also may be different, because vocal frequency and days of staying in the area were different. Present results suggest that the coastal area off eastern Hokkaido is an important and precious habitat of killer whales in Japan, and further study is necessary for conservation.

縞枯れ林におけるシカ食害の現状とその10年間の変化

信州大学北八ヶ岳シカ食害調査グループ

鈴木智之¹・田尻研介²・土屋香織³・竹田謙一²

2012年および2013年に、縞枯れ林の見られる斜面に設置した530mの帯状調査区沿いに、樹木の樹皮剥ぎ頻度、稚樹密度、シカ糞塊密度を調査した。樹木の樹皮剥ぎ頻度は明らかに10年前の調査より増加しており、斜面下部では6割程度に達していた。10年前にはほとんど樹皮剥ぎのなかった斜面上部でも、2割程度で樹皮剥ぎが見られた。稚樹密度も斜面下部ほど低く、10年前よりも低下していた。糞塊密度も斜面下部で多く、特に枯死木帯で多かった。以上より、シカの影響は明らかに10年前より増加しており、縞枯れ林の更新に必要な高密度稚樹群が形成されなくなっていた。縞枯れ林の樹木の枯死と再生の微妙なバランスは、今後崩れ、「縞枯れ」の景観が維持されなくなる可能性がある。

1. 背景

現在、日本の各地でニホンジカ (*Cervus nippon*, 以後シカ) の個体数が増加し、その食害による植生への影響が懸念されている(環境省 2010)。下層植生の減少や樹皮剥ぎによる樹木枯死が進んでおり、植生保護やその対策のためにもシカによる食害の実態の解明が急務となっている。

長野県北八ヶ岳縞枯山および周辺の山には、この地域特有の「縞枯れ」という現象が見られる。縞枯れ現象とは、図1のように枯死した樹木が縞状に並ぶ現象である。このような林を縞枯れ林と呼ぶ。一方向からの卓越風によって樹木が立ち枯れるために、次第に風向きに対して直角方向に並んで枯死木帯が形成されると考えられている(Iwaki and Totsuka 1959, Sato and Iwasa 1993)。さらに、樹木が風下方向に徐々に枯死していく(枯死木帯は年数m風下に移動する)と同時に、その後の樹木の更新(次世

代が育つこと)が繰り返されることによってこのような縞状の枯死木帯が長年維持されている(Oshima et al. 1958, Kohyama and Fujita 1981)。

縞枯れ現象は亜高山帯の特定の条件が揃ったモミ属の純林でのみ見られる。日本の東北地方から紀伊半島、北アメリカ北東部の非常に限られた幾つかの場所のみで確認できる。その中で



図1 北八ヶ岳縞枯山。縞枯山の南側にある茶白山山頂より撮影(2005年撮影)

1: 東京大学大学院農学生命科学研究科 2: 信州大学農学部 3: 北海道大学農学部
2013.11.30 受付 2016.1.4 公開

も2種以上のモミ属によって形成されている縞枯れ林は北八ヶ岳などの日本中部周辺のみでしか見られないため、その生態学上の希少価値も高い。さらに、縞枯れ山は枯死木帯が最もきれいに「縞」状に見える山のひとつであり、地域の観光資源としての価値は高い。また、縞枯れ林では恒常的に、林冠木が枯死し、開けた場所であるギャップ環境が維持されるため、コゴメヒョウタンボク（環境省レッドリスト絶滅危惧種IB）など開けた場所を好む種の生育地を安定的に供給する機能の重要性が指摘されている（指村ほか2010）。

この縞枯れ山の縞枯れ林においても近年、シカによると思われる樹皮剥ぎや稚樹の枝葉食害が数多く見られるようになってきた。申請者の観察により、すでに縞枯れ山の縞枯れ林では、多くの個体に樹皮はぎ痕があり（図2）、稚樹への枝葉食害痕があることがわかっている（図3）。また、縞枯れ林の更新には高密度な稚樹個体群の形成が不可欠であるが、現在の縞枯れ林ではすでに稚樹の密度がかなり低くなっている（図4）。本来、風による枯死と樹木の更新の微妙なバランスによって維持されている縞枯れ現象であるが、樹皮剥ぎによる成木の死亡率の増加や稚樹の食害による更新阻害が起きればこのバランスが崩れ、将来的に縞枯れが維持されなくなる可能性がある。一度、縞枯れ状態がなくなると、例えばシカ生息密度が低下したとしても、再び縞枯れが形成されるかどうかは定かではないし、再生されるとしても数十年以上の年月が必要となる。縞枯れ状態が完全に無くなる前に、早急に現状を把握し、対策を講じる必要がある。

そこで、本研究は、世界でも稀な現象である縞枯れ林を保護していくために、近年のシカの分布や食害の現状およびその変化を明らかにし、保護施策を検討することを目的とした。この目的を達成するために、1) 2012年現在にお

けるシカの分布および食害状況を調査すると同時に、2) 過去に調査されたデータを活用し、シカ食害状況の10年間の変化や25年間の林分構造の変化を明らかにした。



図2 樹皮剥ぎされたシラビソ



図3 シラビソの枝葉食害痕。繰り返し枝葉を採食された結果、多数の短い枝が生えたいびつな樹形となっている



図4 現在の枯死木帯。正常な縞枯れ林の枯死木帯では、高密度の稚樹が形成されるとされるが、現在の枯死木帯の多くは稚樹密度が非常に低く、草地のようにになっている

II. 調査地・方法

1. 調査地

調査地は北八ヶ岳縞枯山 (2,403 m a.s.l.) の南西斜面に見られる縞枯れ林である。八ヶ岳の亜高山帯では、1990年代後半から2000年代前半頃に急激にシカの生息密度が増え始めた。1990年代初めは、わずかに観察例が報告されているに過ぎないが、八ヶ岳地域個体群密度は2004年には6.9頭/km²、2010年には19.7頭/km²にまで増加した(長野県2011)。

縞枯山の縞枯れ林は、縞枯れ現象が見られる最も有名な山であり、枯死木帯が最もきれいに縞状に見えることで、地域の観光資源のひとつともなっている。学術的にも、縞枯れ現象の成因の解明や森林動態研究のための研究材料として最も頻繁かつ古くから利用されている(Ohshima et al. 1958, Kohayama and Fujita 1981, Kohayama 1982, 稲垣ほか2005, Suzuki et al. 2009)。縞枯れ現象は主に2,200 m a.s.l. から山頂付近の2,400 m a.s.l. の範囲で見られ、主にシラビソとオオシラビソ(ともにモミ属)によって構成されている。

この縞枯山の縞枯れ林には林野庁南信森林管理署(旧諏訪営林署)によって10 m × 530 mの調査トランゼクト(带状調査区)が設置されている(図5)。これまで、シカがほとんど生息していなかった1987年(前田・白鳥1988)、シカの密度が増加し始めた2002年に毎木調査が実施され、2002年の調査の際にはシカによる食害(樹皮剥ぎ)の有無が記録されている(鈴木2003)。本研究では、この南信森林管理署によって設置された調査トランゼクトを主たる調査地とする。

2. 過去のデータについて

上記10 m × 530 mのトランゼクトは10 mごとに53の区画に区切られている。1987年、2002年ともに、各区画内で2 m × 2 mから10

m × 10 m(つまり区画全域)のサブ調査区が設置され、樹高120 cm以上の樹木個体について胸高直径と樹種が、樹高120 cm以下の稚樹の個体数が記録されている。また2002年は、樹皮剥ぎの有無も記録されている。

3. 2012年以後のシカ食害調査

2012年秋(10-11月)に、上記トランゼクト沿いの10 m × 10 m区画ごとに2 m × 5 mから2 m × 10 mのサブ調査区を設置し、樹高120 cm以上の個体について胸高直径と樹種、樹皮剥ぎの有無、程度を記録した。樹皮剥ぎの程度は、樹皮剥ぎされたヶ所の最大の幅が幹周りに対して1)半周以下、2)半周以上全周未満、3)全周の3段階に分けて記録した。また、各区画について120 cm以下の個体は樹種ごとの全個体数と枝葉食害のある個体数を記録した。

新たな樹皮剥ぎの発生を調べるために、2013年6月と2013年9月に再度樹皮剥ぎの有無、程度を記録した。

4. シカ生息状況の調査

シカ分布密度の指標として、糞塊密度の調査を行った。2012年と2013年で異なる調査手法で行った。2012年は、秋に上記トランゼクトに添って、各区画内の幅2 mの範囲(2 m × 10 m)のシカ糞塊の個数を新旧に分けて記録した。

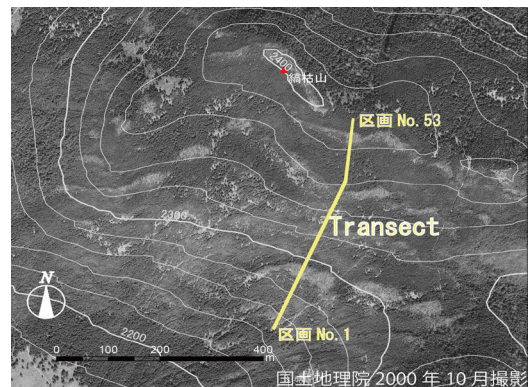


図5 縞枯山の調査トランゼクト。縞枯山南西斜面の空中写真(国土地理院2000年10月撮影、幾何補正)に調査トランゼクト(黄線)を示す。等高線は標高20 mおき

これにより、縞枯れ斜面における垂直的な生息パターンを推定した。2013年は、縞枯れ斜面の上部、中部、下部の林内および枯死木帯に2m×2mの調査区を6区ずつ設置し(計36区)、区画内で詳細な糞塊の発生頻度を記録した。8月5日に区画内のシカ糞を全て除去し、9月26日および11月11日に新たに発生した糞塊を除去するとともにその数を記録した。これにより夏(8月5日～9月26日)および秋(9月26日～11月11日)の正確な生息状況とその利用パターンを推定した。

シカの季節的な利用パターンを推定するために、センサーカメラによる撮影を行った。2012年11月4日に斜面上部、中部、下部の林内および枯死木帯に1台ずつ設置し(計6台)、2013年11月11日まで記録した(図10)。なお、故障、電池切れ、メモリーカード容量不足等で、実際に機能していたカメラ台数は時期によって大きく異なる。

III. 結果

1. 樹皮剥ぎ頻度・パターンの10年間の変化、新規樹皮剥ぎ率

2002年は、斜面下部で1-2割程度の樹皮剥ぎ率(全幹数の内の樹皮剥ぎのあった幹の割合)で、斜面上部に行くほど樹皮剥ぎ率は下がり、下部より500m-530mの区間では樹皮剥ぎは見られなかった(図6a)。一方、2012年は、斜面下部で5-6割程度の樹皮剥ぎ率で、斜面上部に行くほど樹皮剥ぎ率は下がるものの、500m-530mの区間で2割程度の樹皮剥ぎが見られた(図6b)。2012年11月から2013年6月の間に3.1%、6月から9月の間に11.4%の幹に新たな樹皮剥ぎが見られ(樹皮剥ぎ程度の拡大も含む)、合わせて1年間で14.6%の幹で新たに樹皮剥ぎ跡が見られた(図6c)。新たな樹皮剥ぎも斜面下部で多い傾向があった。2013年秋の時点で、

全体の52%に樹皮剥ぎが見られ、樹皮剥ぎ程度が半周末満が36%、半周以上全周末満が14%、全周が0.4%であった(図7)。

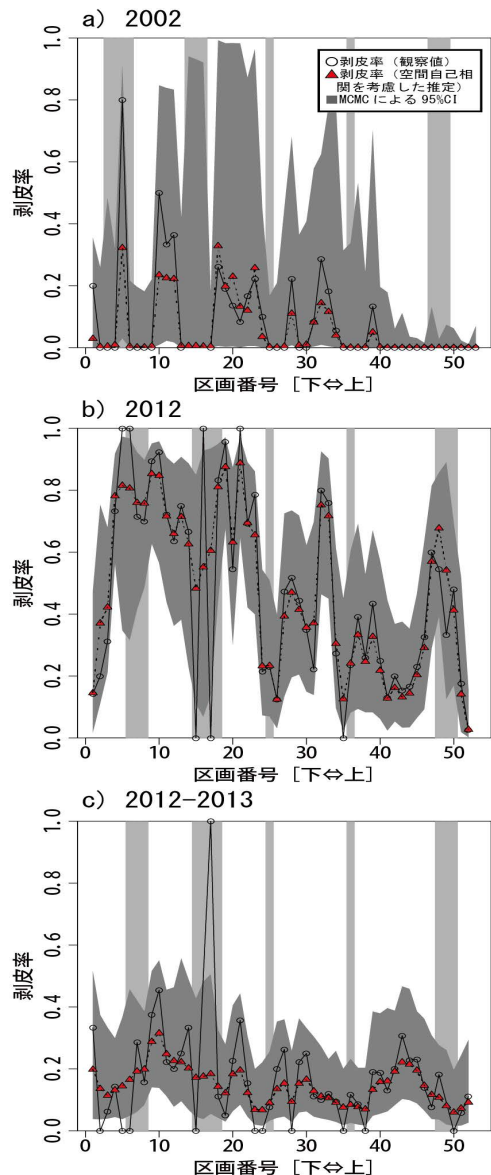


図6 各区画単位の樹皮剥ぎ率。a) 2000年, b) 2012年の樹皮剥ぎ, c) 2012年から2013年の1年間の新規樹皮剥ぎ率。丸+実線が観察値(区画内の樹皮剥ぎ幹数/全幹数)。三角+破線および濃灰色の区間はMCMC法に基づくベイズ推定(空間自己相関を考慮)による樹皮剥ぎ率平均と95%ベイズ信頼区間。2002年(a)および2012年(b,c)に枯死木帯だった区画を示す

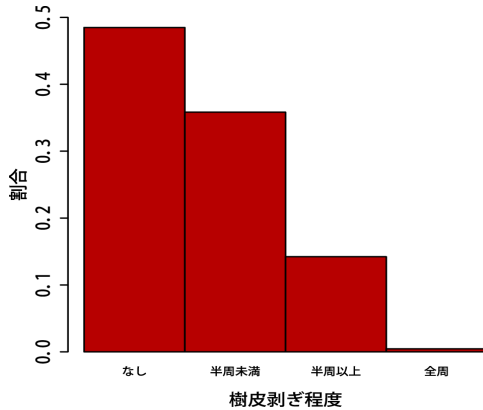


図7 2013年9月の全体での樹皮剥ぎ率と樹皮剥ぎの程度

2. 稚樹密度のパターンおよびその25年間の変化

2012年の稚樹密度は斜面下部ほど低かった（一般化線形モデル, $P < 0.001$ ）（図8a）. 稚樹の枝葉食害は全体として、頻度は少なかったが、場所によっては大半の稚樹に枝葉食害が見られる場所もあった。2002年の稚樹密度も斜面下部で少ない傾向はあったが、その減少程度は2012年よりも緩やかだった（一般化線形モデル, 斜面位置 × 年の交互作用項 $P < 0.01$ ）。さらに1987年の稚樹密度は局所的に非常に高密度（5本/m²以上）な区画があったが、2002年以降はそのような高密度な区画はなかった（図8b）.

3. 糞塊密度

2012年秋に見られた糞塊数は、斜面下部で2 × 100 mあたり20-30塊程度であったが、斜面上部で10塊程度であった（図9）。2013年の夏および秋に新規に発生した糞塊数でも、斜面下部で多い傾向があった。また、2013年の糞塊数は、枯死木帯で有意に多かった（枯死木帯52.5塊/ha/日、林内9.6塊/ha/日、一般化線形混合モデル, $P < 0.001$ ）.

4. センサーカメラ

2012年11月に設置したカメラは、風による

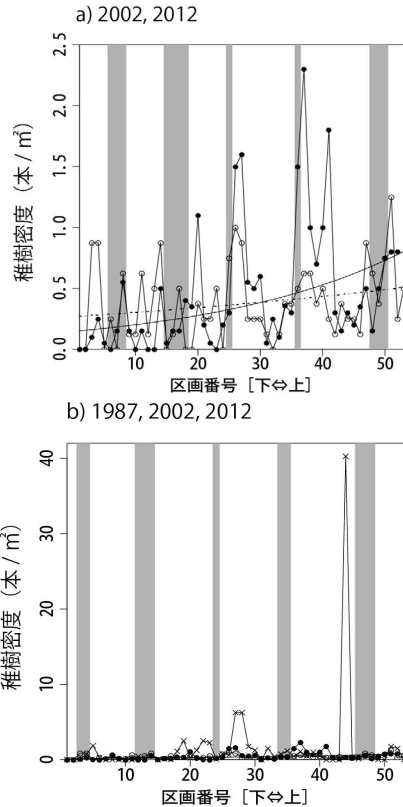


図8 各区画の稚樹密度とその変化。a) 2002年(○)および2012年(●)の稚樹密度。点線(2002年)および実線(2012年)の曲線は一般化線形モデルによる推定。1987年の稚樹密度は、スケールが大きく異なるのでb)に示す。参考までに2002, 2012年の稚樹密度も表示している。薄灰色は2012年(a)および1987年(b)に枯死木帯だった区画を示す

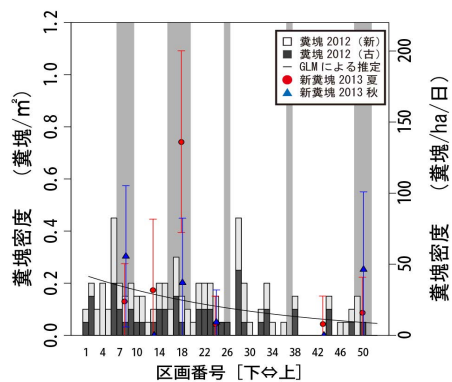


図9 糞塊密度。棒グラフ(左縦軸)は2012年秋の糞塊密度(ある1時点で存在した面積あたりの糞塊数)。丸および三角(右縦軸)は2013年夏および秋の糞塊密度(一定期間に新たに発生した面積あたりの糞塊数)の6地点平均。エラーバーは標準偏差

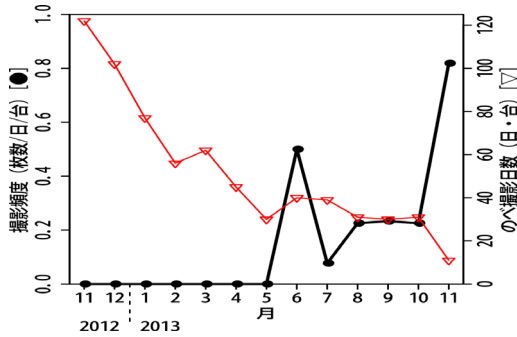


図10 センサーカメラによるシカ撮影頻度。●は月ごとのシカ撮影枚数をその月の延べカメラ稼働日数・台で割った撮影頻度。▽は延べカメラ稼働日数・台



図11 シカ撮影例1. 6月24日, 枯死木帯で撮影されたメス



図12 シカ撮影例2. 10月7日, 林内で撮影されたオス

枝葉の揺れや日光の反射光に反応して空撮りしたものの多く、早いもので12月には電池切れやメモリーカード容量不足となったものもあ

った。2013年6月まで機能していたものは1台のみであった。2013年6月に2基のカメラの電池およびメモリーカードを交換し（他は故障および天候の関係で交換できなかった）、そのうち1基は2013年11月まで機能していた。

シカの撮影頻度（撮影枚数 / (機能していたカメラ × 日)）は、2012年11月から2013年5月までは0枚 / 台 / 日で、2013年6月から2013年11月までは0.07-0.82枚 / 台 / 日であった（図10）。撮影例を図11, 12に示す。

IV. 議論

1. 現在の縞枯れ林におけるシカの時空間的利用パターン

累積的な樹皮剥ぎ頻度および新規樹皮剥ぎ頻度、シカ糞塊量ともに、斜面下部で多かったことから、この縞枯れ林では斜面下部ほどシカによる利用頻度が高いことが示された。また、センサーカメラの結果より、この縞枯れ林は冬季（積雪期）にはほとんどシカが利用していないことが示唆された。一方で、融雪後はほぼ一定の頻度で利用されており、無雪期には、恒常的にシカが利用していると考えられた。縞枯山の南方に位置し、2,100 m a.s.l. 付近の比較的平坦な麦草峠周辺では、糞塊密度がササの少ないところで50塊 / ha / 日、ササが多いところで100塊 / ha / 日程度となっており（田尻・竹田2011）、縞枯山の夏および秋のシカ密度はそれに比べるとやや低めと言える。また、田尻(2013)によれば、麦草峠周辺においても、シカの出現数は夏に多く、秋から冬にかけて減少する。しかし、麦草峠周辺では、低密度ではあるが積雪期の1, 2月にも観察されている。これらのことから、この地域のシカの主な生息・行動範囲がより低標高の比較的斜面傾斜の緩い場所にあり、夏季に採餌のために下から縞枯れ斜面に上がってきているためと考えられる。

縞枯れ斜面においては、2013年の枯死木帯

の糞塊密度は林内の約5倍であり、主に枯死木帯を利用していると考えられた。これは、林内は樹木も密生し、暗く草本も少ないのに対し、現在の枯死木帯は樹木の密度も低く、明るく草本も多いため、歩きやすく餌も多い好適な採餌場所となっているためと思われる。正常な縞枯れ林の枯死木帯であれば、稚樹が密生し、林床の草本も少ないために、それほど魅力的な餌場とは思われない。仮に、現在の稚樹密度の低下がシカによるものだとすれば、シカによる稚樹の採食が枯死木帯における稚樹密度を低下させ、それによってイネ科草本が繁茂することでシカの枯死木帯利用度が高まり、さらに稚樹の密度が低下するという負の連鎖が生じてしまっていると言える。

2. 縞枯れ林におけるシカ被害・生息状況の変化

累積的な樹皮剥ぎの頻度は明らかに10年前より増加している。特に、10年前は斜面上部でほとんど見られなかった樹皮剥ぎが、現在では2割程度の樹木で見られたことから、この縞枯れ林におけるシカの利用は拡大・増加していると言える。おそらく、10年前は、より下の方で増え始めたシカがたまに上がって来て縞枯れ斜面の下の方で採餌をするのみだったのが、近年では、下でのシカの過密状態によって夏の間は恒常的に縞枯れ林で行動するようになり、縞枯れ斜面上部でも採餌をするようになったのではないかと考えられる。

3. 縞枯れ林の構造の変化

10年前よりシカの採食があった縞枯れ斜面下部では、稚樹密度が10年前よりも低下し、絶対数としても非常に低密度となっていた。例えば、林冠が開いていて明るい場所であっても、10m四方に稚樹がほとんどなかったり、まばらだったりする場所も多くなっていた。25年前に見られた非常に高密度な稚樹が見られるよ

うな場所もほとんどなく、縞枯れ特有の高密度稚樹群による更新が見られなくなっている。縞枯れ林は、本来、風によって林冠が枯れると同時に、林床に高密度のシラビソ・オオシラビソの稚樹が定着し、それらの更新によって高密度林分が形成される；そのような高密度林分では、樹木が皆一律に細長く、樹冠も浅く小さくなるため、より風のストレスに対して脆弱になる；その結果、風衝面での一斉枯死が起きやすくなり、縞枯れ更新が起きるとされている(Kohyama 1988)。もし、縞枯れ林において、樹木密度が低下すると、樹木は太く、樹冠が発達するため、風ストレスに対して強くなる。さらに、低密度化に伴い、落葉樹が侵入しやすくなれば、林分としての風に対する耐性も強まるとされる(Kohyama 1988)。このように、稚樹密度の低下は森林の風に対する耐性を強め、結果として縞枯れ更新に必要な風衝面での一斉枯死を起きにくくする可能性があり、綺麗な横並びでの枯死木帯の形成が起こらなくなるかもしれない。つまり、このままシカ採食圧が強まり、稚樹の更新が阻害され続けられれば、縞枯れの景観自体が崩壊する可能性があるということである。

ここで、1点留意すべきは、稚樹密度の低下は必ずしもシカ食害だけによるものではないかもしれないということである。この地域の亜高山帯林では1959年の伊勢湾台風によって大規模な風倒があった。この縞枯れ林も例外ではなく、ある程度樹高が高い林分の大半はこの台風で倒れたことがわかっている(前田・白鳥1988)。その後、風倒のあった場所でもシラビソおよびオオシラビソの樹木が更新し、森林が回復してはいるが、伊勢湾台風から30-40年の間は、縞枯れ林は非常に若い林分で構成され、全体としての種子生産量も大きく減少した状態であったと思われる。この過去の大規模な攪乱に起因する種子生産量の低下が、現在の縞枯れ

林の稚樹の低密度化の一つの要因となっている可能性はある。ただ、もしそうだとすると、その稚樹密度の低下に、シカ食害がさらに追い打ちをかけていることは間違いのないであろう。

V. 総括

現在、日本各地でシカ密度の増加が問題となっているが、シカ密度の増加が森林の長期的動態に与える影響は未だ不明な点が多い。本研究では、シカの密度増加の前後の25年間という長期にわたるデータに基づき、シカ密度の増加が森林の長期的動態に与える影響を検証するための希少な研究と言える。

本研究により、明らかに10年前よりもシカによる食害が増加していることが明らかとなった。斜面下部ではすでに稚樹密度が低下し、縞枯れ林特有の高密度群落が形成されなくなりつつある。このことは、縞枯れ景観の崩壊の可能性を示唆し、学術的にも文化的にも希少・貴重な地域資源の損失へとつながる。この希少・貴重な資源の保全のためにも、森林管理局や地方行政（茅野市）、地元NPOなどの関係機関・市民団体が連携した植生保護やシカの個体数管理といった具体的な活動が必要不可欠である。

同じくシカの高密度化が問題となっている紀伊山地大峰山に見られる縞枯れ林においても、シカ食害によってシラビソの更新が阻害されつつあることが示唆されており（Tsuji et al. 2013）、問題はこの地域だけではなく他の地域の縞枯れ林でも起きている。この縞枯れ山の縞枯れ林のみではなく、他地域に見られる縞枯れ林へのシカ影響の解明とその保全施策の検討のためにも、様々な知見の蓄積がある縞枯れ山縞枯れ林において調査を継続し、シカが縞枯れ林に与える長期的影響を見ていく必要がある。

文献

- 稲垣雄一郎・稲本龍生・中村昌有吉・勝間田智之・五味 亮・鈴木和夫 2005. 縞枯れ現象における樹木枯死の推移. 東京大学農学部演習林報告 113: 257-276.
- Iwaki, H. and Totsuka, T. 1959. Ecological and physiological studies on the vegetation of Mt. Shimagare II. On the crescent-shaped "dead trees stripes" in the Yatsugatake and the Chichibu mountains. Botanical Magazine 72: 255-260.
- 環境省 2010. 特定鳥獣保護管理計画作成のためのガイドライン（ニホンジカ編）. <http://www.env.go.jp/nature/choju/plan/plan3-2e/>
- Kohyama, T. 1988. Etiology of "Shimagare" dieback and regeneration in subalpine *Abies* forests of Japan. GeoJournal 17: 201-208.
- Kohyama, T. and Fujita, N. 1981. Studies on the *Abies* population of Mt. Shimagare 1. Survivorship curve. Botanical Magazine 94: 55-68.
- 前田貞治・白鳥貞明 1988. 縞枯れ現象の追跡調査について（中間報告・その2）. 長野営林局昭和62年度業務研究発表集. 長野.
- 長野県 2011. 第3期特定獣害保護管理計画（ニホンジカ）. 長野県.
- Oshima, Y., Kimura, M., Iwaki, H., Kurokawa, S. and Kuroiwa, S. 1958. Ecological and physiological studies on the vegetation of Mt. Shimagare. Botanical Magazine 71: 289-301.
- 指村奈穂子・古本 良・齋藤 信 2010. 八ヶ岳の縞枯れにおける絶滅危惧種コゴメヒョウタンボクの生育状況と光環境. 日本森林学会大会学術講演集 121: PA2-22.
- Sato, K. and Iwasa, Y. 1993. Modeling of wave regeneration in subalpine *Abies* forests: Population dynamics with spatial structure. Ecology 74: 1538-1550.
- 鈴木和雄 2003. 縞枯れ現象の追跡調査について（中間報告・その3）. 長野県林業技術交流発表集. 長野.
- Suzuki, S. N., Kachi, N., and Suzuki, J. I. 2009. Changes in variance components of forest structure along a chronosequence in a wave-regenerated forest. Ecological Research 24: 1371-1379.
- 田尻研介・竹田謙一 2011. 八ヶ岳亜高山帯におけるニホンジカの剥皮被害と土地利用頻度との関係. 日

本哺乳類学会 2011 年度大会要旨集：149.
田尻研介 2013. ハケ岳北部の針葉樹林帯におけるニホンジカによる植生被害実態および環境収容力推定の試み. 信州大学大学院農学研究科修士論文.
Tsuji no, R., Matsui, K., Yamamoto, K., Koda, R., Yumoto,

T. and Takada, K. 2013. Degradation of *Abies veitchii* wave-regeneration on Mt. Misen in Ohmine Mountains: effects of sika deer population. *Journal of Plant Research* 126: 625-634.

Current state and 10-years change in level of deer herbivory in a wave-regenerated forest

SUZUKI Satoshi, TAJIRI Kensuke, TSUCHIYA Kaori and
TAKEDA Ken-ichi

We investigated the influence of Japanese deer (*Cervus nippon*) on the unique landscape "the wave-regenerated forest", which develops by natural regeneration process following wind disturbance, in Mt. Shimagare, the Northern Yatsugatake. Along with the 530 m transect which installed in the slope where the wave-regeneration occurs, the bark-stripping rate of trees, sapling density, and fecal pellet density of deer were investigated in 2012 and 2013. The bark-stripping rate was increased from investigation ten years ago obviously, and it reached to about 60% in the lower part of the slope. In the upper part of the slope where few trees had stripped ten years ago, the bark-stripping rate reached to about 20 %. Sapling density was as low as the lower part of a slope, and it had decreased from ten years ago. There was also much fecal pellet density in the lower part of the slope; especially it was much more in the dead-tree strips than under closed canopy. As mentioned above, the influence of deer is clearly increasing from ten-year ago, and a high-density sapling bank, which is necessary for wave-regeneration, is no longer formed. Although the wave-regenerated forest originally maintained by the delicate balance of death and regeneration of trees, the balance will collapse in the future and the landscape of "wave-regenerated forest" will no longer be maintained. While the long-term impact of deer on the regeneration of the wave-regenerated forest should be continuously monitored, it is necessary to take conservation measures immediately.

南大東島におけるノネコ等による野生動物の被害実態

NPO 法人どうぶつたちの病院 沖縄

仲地 学¹・金城道男¹・中谷裕美子¹・大沼 学²・岡野 司²・羽賀 敦²・
岩崎哲也³・中岡香奈³・中西啄実³・伊澤雅子⁴・阿部 悠⁴・小林 峻⁴・
傳田哲郎⁴・東 和明⁵・山城須賀子¹・金城貴也¹・長嶺 隆¹

I. はじめに

南大東島は沖縄本島から東へ約 400 km の太平洋に浮かぶ海洋島で、希少な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、ダイトウヒヨドリ、ダイトウカイツブリなどの固有亜種が生息している。一方、島内には多くのネコが放し飼いされ、一部ではノネコ化していると考えられ、多くの野生動物が捕食されていると考えられている。現地で野生動物の生態調査を行っている研究者からもノネコによる生態系への影響が指摘されているが、ノネコの生息状況や被害実態は十分把握されていない。また、島内には外来種としてイタチも侵入していることから希少な野生動物がこれら食肉目である外来種によって被害を受けている可能性が高い。

島嶼地域でのノネコの問題は島の生態系を崩壊させ種を絶滅に追いやるものとしてその事例は多い。一方でネコ問題の解決には、不適切な飼育やノラネコへの餌やりや捕獲排除など社会的な問題が絡んでいるために、各地域にあった対策を展開していく必要がある。

そこで、本活動ではまずネコ対策を展開する準備段階として、ネコの生息状況、捕食被害を明らかにし、南大東島の野生動物への影響を把握するための調査を行った。

II. 計画内容および方法

1. ノネコもしくはノラネコの生息域・生息数調査

島全体を約 1 km² のメッシュ (47 メッシュ) に区切り、各メッシュに 1 台の赤外線感知式自動撮影カメラを用いてネコなどの恒温動物が撮影できるよう森林内や防風林内に設置した。設置期間は 1 メッシュ当たり 1 週間とし、2013 年 4 月～8 月の間に行った。撮影結果からネコの生息状況について把握した。

2. 野生動物の死因および救護原因の検索

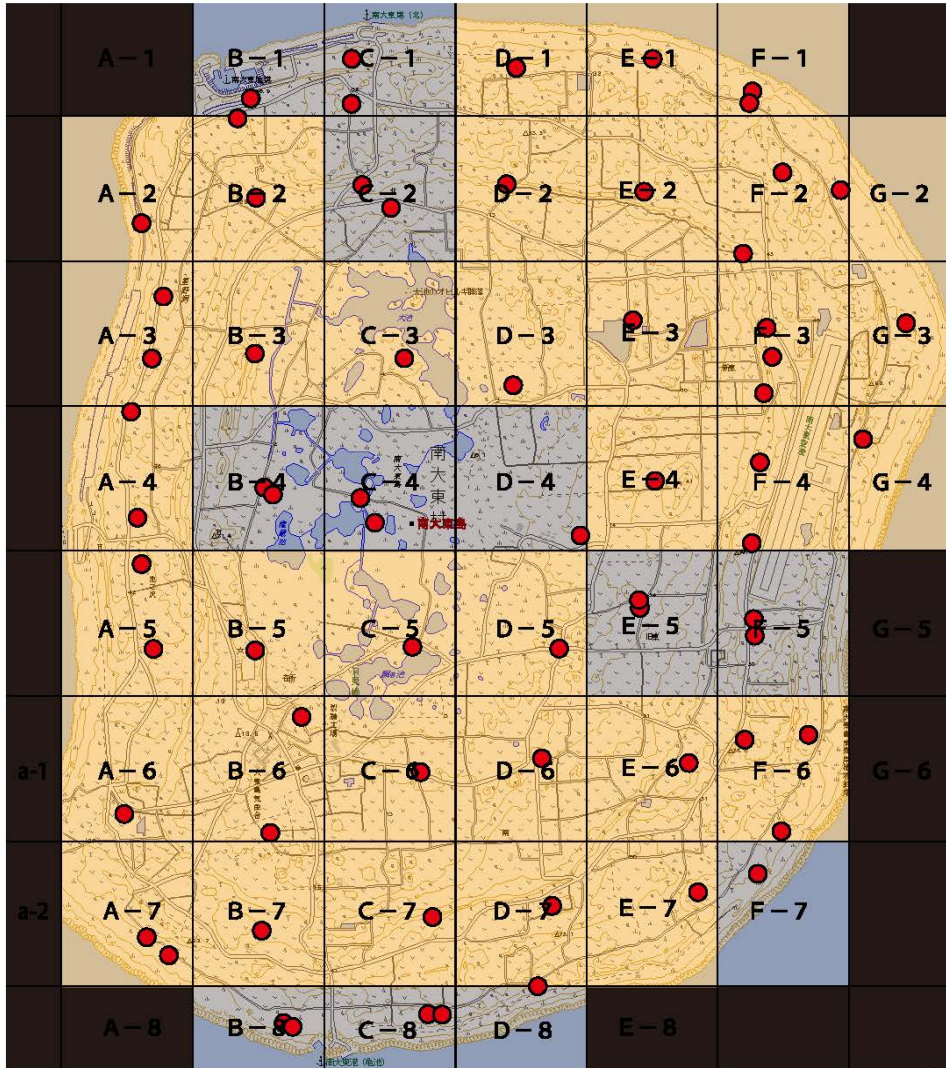
島内で発見された野生動物の死体や傷病野生動物を、速やかに沖縄本島に空輸し、死因もしくは救護原因の検索を行った。この際、ネコによる捕食の疑いが見られる場合は、国立環境研究所の協力のもと、体に付着している唾液からネコ DNA の検出を試みた。

1: NPO 法人どうぶつたちの病院 沖縄 2: 独立行政法人国立環境研究所生態遺伝情報解析研究室 3: 大阪市立大学理学研究科動物機能生態学研究室 4: 琉球大学理学部海洋自然科学 5: オフィスキーパーポイント
2013.12.2 受付 2016.1.22 公開

3. 島内で発見されたネコの糞分析による捕食被害調査

島内においてネコと判断された糞を採取し、内容物を分析した。採取された糞は冷凍庫で保

存した後、水でふやかしてから約 1 mm メッシュの篩に掛けて、残ったものを実体顕微鏡により観察した。



- 非調査メッシュ (陸地面積が25%以下のメッシュ)
- ネコ未撮影メッシュ
- ネコ撮影メッシュ
- カメラ設置地点

※この地図は、国土地理院ホームページの地理院地図を加工して作成したものである。

図1 自動撮影調査によってネコを確認したメッシュ



図2 自動撮影されたネコ

III. 結果

1. ノネコもしくはノラネコの生息域・生息数調査

自動撮影の結果、島全体の47メッシュ中35メッシュ(74.5%)でネコが撮影された(図1,2)。写真によるネコの個体識別から確認したネコの総数は50頭であった。ネコが写らなかった13メッシュは海岸の珊瑚礁地帯と島の中央部に点在する池や湿地帯であった。それらの結果からネコはほぼ島の全域に生息していると言える。また、撮影された時間帯より、日中夜間に関係なく行動している。その他撮影された動物はイタチ(外来種)、ネズミ(外来種)、メジロ、モズ、ヒヨドリなどの留鳥やアカハラ、シロハラ、タシギなどの渡り鳥、家禽のニワトリや飼犬などであった。

2. 野生動物の死因および救護原因の検索

本研究では、島内で発見された野鳥の死体を検死し、死体に付着した唾液から捕食者判別を行い野生動物の被害実態を調査することを目的とした。島内で発見された野生動物の救護個体

および死体は7検体(うち、1検体は捕食者と思われる獣毛のみ)であった。救護個体であるアマサギおよびダイトウオオコウモリはいずれも救護後まもなく死亡した。これら7検体のうち、4検体が交通事故、3検体がネコによる捕食と考えられた。以下に死因検索結果を記す。

1) ネコによる捕食事例

【種名】ダイトウコノハズク 巣内雛

【発見日】2013年6月6日

【来院日】2013年6月12日

【保護場所】西港北外幕 NB17 巣箱
25°50'34.03" N, 131°13'10.94" E

【所見】個体はすでに滅失し、巣箱内に茶色の獣毛が残されていた。南大東に存在する食肉ほ乳類はイヌ・ネコ・イタチであり、残された獣毛はそのいずれかのものと考えられる。さらに、樹上に設置された巣箱であることから、ネコかイタチによるものと考えられる。獣毛の鏡検により、表面の模様は鱗状を呈さず、毛の髄質は広いため、イタチやイヌの獣毛ではなく、ネコの毛と判断される。



図3 ネコに捕食されたダイトウコノハズク

【捕食者判別結果】 イヌ・ネコ・マンダースの遺伝子は検出されず。

【死因】 ネコによる捕食の可能性

【種名】 ダイトウコノハズク 巢内雛 (図3)

【発見日】 2013年6月11日

【来院日】 2013年6月12日

【保護場所】 西港北外幕 NB08 25°50'46.38" N, 131°13'11.40" E

【所見】 複数の風切り羽と捕食された左足が残されていた。

【捕食者判別】 ネコのDNAが検出

【死因】 ネコによる捕食

【種名】 ダイトウオオコウモリ (図4)

【発見日】 2013年1月31日

【来院日】 2013年1月31日

【保護場所】 池之沢区幕下路上

【所見】 路上で救護された際、肩の部分より出血があり、痙攣がみられたとの連絡を受け、直ちに沖縄本島へ輸送したが、那覇空港到着時すでに死亡していた。

体格良好、左翼に直径1-2 mm × 5 mm 程度

の小孔5つと直径1 mm程度の小孔が2カ所、直径0.05 mm程度の小孔1つがみられ、多くは出血を伴っていた。右胸部直径2 mm程度の小孔が見られ、浅胸筋の深部に達する傷が認められた。左上腕及び左胸部に出血がみられ左胸部には直径3 mm程度の小孔と皮下に出血がみられた。左肩背部の毛に血液の付着がみられたが皮膚の損傷は無く、翼の出血によるものである。X線検査により特記すべき所見は得られず、以上の所見から食肉目による捕食と考えられる。咬傷とみられる右胸部や各小孔についてスワブおよび皮膚片を採取し、捕食者判別のため国立環境研究所に検体を送付した。

【捕食者判別】 送付サンプル：以下7カ所より採材し、DNA分析を依頼した。①胸部小孔皮下のスワブ、②左胸部小孔周囲皮膚組織および毛、③左胸部小孔のスワブ、④右胸部小孔のスワブ、⑤右胸部小孔周囲皮膚組織および毛、⑥右胸部小孔直下、咬傷と思われる穴の周囲筋肉、⑦左上腕(肩)の小孔のスワブ。上記7サンプルのうち、③、⑤、⑥よりネコのDNAが検出された。

【死因】 ネコによる捕食

2) その他

【種名】 アマサギ

【救護日】 2012年10月11日

【来院日】 2012年10月12日

【保護場所】 在所付近、空港向け道路の月見橋からの道三叉路周辺

【死亡日】 2012年10月12日

【所見】 体格良好、左胸部内出血、左上腕開放骨折、左大腿部骨折が認められた。咬傷などはみられなかった。X線検査により上記骨折を確認。以上から死因は交通事故と考えられる。

【死因】 交通事故



図4 ネコに捕食されたダイトウオオコウモリ

【種名】アカハラ

【発見日】2013年1月4日

【来院日】2013年1月7日

【保護場所】新東付近、空港近くのビロウの側

【所見】体格良好、胸骨やや湾曲。頸部皮膚裂開し、頸部筋肉及び骨が露出、右烏口骨骨折および右翼角内側に小規模の内出血が認められた。眼および口腔内には多数のウジが付着していた。裂開した皮膚は欠損している部分は無く、交通事故によるものと考えられる。死体は後日琉球大学風樹館に送付予定。

【死因】交通事故

【種名】イソヒヨドリ

【発見日】2013年4月1日

【来院日】2013年4月2日

【保護場所】大池近くの舗装道路（T字路の

曲がり角）

【所見】体格良好。頭部脱羽と内出血を伴う擦過傷、右頸部脱羽、右肩部内・外側に内出血、右大腿部皮膚裂開が認められた。X線検査により右肺の陰影が増強し肺出血があると考えられる。捕食が疑われるような咬傷や唾液の付着などは見られず、本個体は交通事故により死亡した可能性が高い。

【死因】交通事故の可能性が高い。



図5 ネズミ類の毛と骨

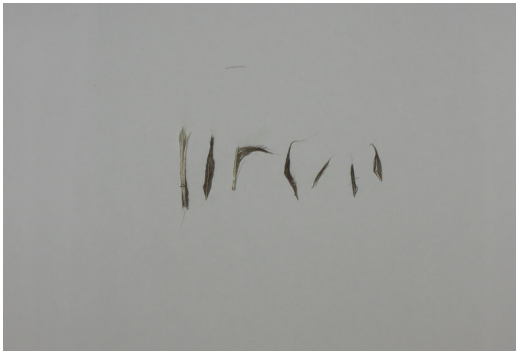


図6 鳥類の羽①



図7 鳥類の羽②



図8 鳥類の羽③



図9 バッタ類

表1 ネコの糞分析結果 (n = 58)

	検出数	割合 (%)
昆虫類	37	63.7
鳥類	9	15.5
ネズミ類	16	27.5
哺乳類	26	44.8

【種名】ダイトウコノハズク

【救護日】2013年6月4日9時頃

【来院日】2013年6月4日

【保護場所】南大東字39番地付近の路上

【所見】体格良好，到着時活力無く上腕骨近位にて開放骨折．個体の状態が悪かったため，治療し回復後に骨折の治療．

【救護原因】交通事故

今回，島内で発見された7検体について死因検索を行った結果，3検体でネコによる捕食と判断された．1検体はすでに個体が逸失し，現場に獣毛が残されていた．その獣毛の形態および発見場所の状態からネコによる捕食と推察される．また，2検体については検死所見から捕食が強く疑われ，さらに口傷部位と思われる箇所からネコのDNAも検出されたことから，ネコによる捕食であると断定した．以上から，南大東島において希少種であるダイトウオオコウモリおよびダイトウコノハズクがネコによる捕食被害を受けていることが明らかとなった．

死体が発見される例は少なく，その中でも7検体中3検体がネコによる捕食と判断されたことは，実際には多くの野生動物が被害に遭っている可能性がある．

3) 島内で発見されたネコの糞分析による捕食被害調査

活動期間中に採取した58個の糞の内容物について分析した．分析結果は，表1に示した．主な内容物は，昆虫類が多く，約6割の糞から

検出された．昆虫はバッタ類が殆どであり，他には外来種のタイワンカブトムシ（検出の糞数1）が検出された．その他の内容物としては，ネズミ類（毛，骨），哺乳類（毛，骨），鳥類（羽，骨），魚類の骨であった．検出した部位が少量であったり，形質の特徴が十分に見られない状態であったりしたため殆どが種の同定にまでは至らなかった．

ネズミ類の毛や骨（図5）が検出されたが，南大東島には，在来のネズミ類はいないため，外来種のクマネズミかドブネズミと考えられる．鳥類は，9個の糞から検出され（図6, 7, 8），全体の約15%を占めていた．島に生息する鳥類でネコやイタチの被害を受けるものは，野鳥か鶏などの家禽が考えられるが，検出された鳥類の羽や骨のサイズから小型の野鳥であると判断された．

捕食を受けたと判断された動物の分類群のうち，もっとも多い割合で検出されたのは，昆虫のバッタ類であり（図9），もっとも少ない割合だったのは鳥類であった．その差は約4倍となるが，野外における生息数の割合で考えれば，必ずしも鳥類の検出される数が低いとは限らない．さらに，糞の内容物から検出される鳥類の羽や骨などは，極めて少量か微小なサイズのものばかりであり，ネコに捕食された後に，消化が進んだのか，あるいは未消化で吐き出されてほとんどの痕跡を残していないことが考えられる．

今回のネコの糞分析からは，ネコによる南大東島の在来種への被害を定量的に評価することは難しい．しかしながら，大東島で広大な面積を占めるサトウキビ畑を主な生息環境とし，大量発生することも多いバッタ類がもっとも糞中から出現する数が多いことに比較して，今回の分析した糞のうち約15%を鳥類が占めたことは，決して少ない割合ではないと思われる．

IV. まとめ

本活動を行った結果から、野外で確認されるネコは島のほぼ全域に広がっていることを確認した。その活動時間帯も日中、夜間を問わないことからすべての野生動物への影響が懸念される。実際に、島内で発見された死体に付着した唾液のDNA分析からネコによるダイトウオオコウモリやダイトウコノハズクが捕食されるという被害を確認した。また、島内で採取したネコのものと考えらえる糞の約15%からも鳥類の羽が検出されている。こうした状況から、適正な飼育をされず野外を放浪しているノラネコが野生動物の生息に多大なる被害を与えていることが考えられる。さらに、人に依存することなく野生動物を捕食することによってノネコ化が進むことが懸念される。今後は、本活動の結果を踏まえて、島民に対する普及啓発活動を図りながら、ネコ問題の解決に向けたノラネコの排除と室内飼育をはじめとする適正飼育を推進し、野生動物への被害を減少させる活動を展開したい。

謝辞

本活動を進めるにあたりご協力いただきました琉球大学資料館・風樹館の佐々木健志氏、南大東村役場の新垣善昌氏、奥山満規氏に深く感謝いたします。

文献

- 東 和明 2004. ダイトウオオコウモリ館長の災難. 大東こうもり新聞 (島まるごとミュージアム, 島まるごと館) no19 (2004年2月号): 1.
- 金城和三 2009. 絶海の孤島に生きるコウモリ. 中井精一・東 和明・ダニエル ロング編「南大東の人と自然」南方新社: 138-150.
- 前田喜四雄 2008. 翼手目(コウモリ目) PRIMATES. 阿部永監修「日本の哺乳類改訂2版」東海大学出版会: 26-64.
- 南大東島生物多様性保全協議会 2012. 南大東島生物多様性保全推進支援事業「ダイトウオオコウモリの森」利用ガイドライン—南大東島における自然環境保全利用指針策定に向けての提案—: 46.
- 沖縄県 1996. 沖縄県の絶滅のおそれのある野生生物レッドデータおきなわ. 沖縄県環境保健部自然保護課編: 301-332, 479.

The damage actual condition of feral cats in the wild animal in Daito Islands

NAKACHI Manabu, KINJO Michio, NAKAYA Yumiko, OHNUMA Manabu,
OKANO Tsukasa, HAGA Atsushi, IWASAKI Tetsuya, NAKAOKA Kana,
NAKANISHI Takumi, IZAWA Masako, ABE Haruka, KOBAYASHI Shun,
DENDA Tetsuro, HIGASHI Kazuaki, YAMASHIRO Sugako, KINJO Takaya
and NAGAMINE Takashi

大地の遺産 100 選の選定

大地の遺産百選選定委員会

岩田修二・渡辺悌二・菊地俊夫・中井達郎

有馬貴之・新名阿津子・松本 淳

大地の遺産 100 選選定にあたり、日本地理学会のジオパーク対応委員会を中心に、専門の選定委員会を創設し、保護や保全が必要な日本の「大地の遺産 100 選」を選定した。具体的には、3 回の大地の遺産の概念に関するシンポジウムと 4 回の候補地の選出アンケートを行った。なお、委員のメンバーは地形、地質、気候、水文等を専門とする自然地理学者と都市、農村、観光、文化等を専門とする人文地理学者からなる。本稿では、「大地の遺産 100 選」の選定作業の過程、そしてその結果について報告する。

選定委員会では、日本地理学会の会員の意見を反映すべく、候補地の列挙をシンポジウムの会場や郵送によるアンケートを行った。その結果、合計 264 ケ所の候補地が示された（重複を含む）。その内訳は以下の通りである。2012 年 3 月のシンポジウムにおいては、登壇者から 155 ケ所とアンケート回答者から 40 ケ所の候補地、合計 195 ケ所が示された。2013 年 3 月のシンポジウムでは、登壇者から 7 ケ所、アンケート回答者から 38 ケ所の候補地、合計 45 ケ所が示された。2013 年 5 月に実施した日本地理学会代議員への郵送アンケートによっては 20 ケ所が、2012 年度から行っているウェブサイト上のアンケートによって 4 ケ所があげられ

た（図 1）。

この延べ 264 ケ所の候補地のリストを基に、選定委員による各候補地への投票、および議論を 2013 年 7 月に行った。その結果、計 65 ケ所の「大地の遺産」が選定された（図 1、図 2）。2013 年 10 月時点で残りの 35 ケ所の選定作業

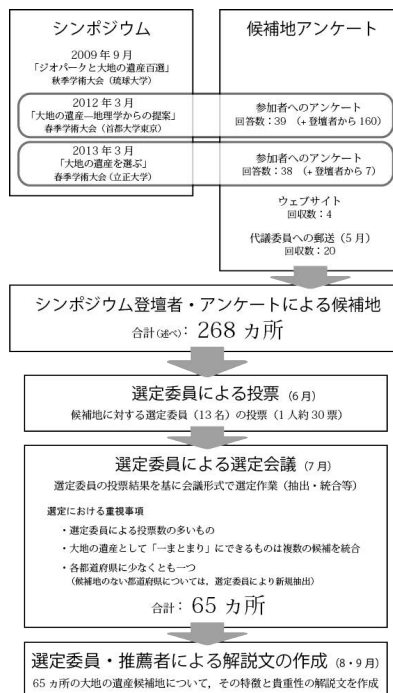


図 1 大地の遺産 100 選の選定手順。大地の遺産は日本地理学会の会員からの公募を基に、委員会で議論して決定した



図2 大地の遺産 100 選 (65 カ所)。大地の遺産はこれまでに 65 カ所選出された。残りの 35 カ所は選定中である

を実施している。そのリストは発表会でも提示するが、例えば、根釧原野、八幡平、黒部川扇状地、甲府盆地、志摩半島南岸、足摺岬、始良火山とシラス台地などが選出されている。なお、選定には日本の中で大きな偏りが無いよう地方別に議論をし、また各都道府県に少なくとも1つは大地の遺産が選定されるように配慮した。

選定の結果、選ばれた大地の遺産は複数のサイトからなっているものが多かった。これは、候補地内の様々なサイトが、地域の特徴をよく示し、相互に関連し合っているという視点（ス

トーリー）が重視されたため、自然資源の保護や保全において地理学や地誌学の考え方が重要であることも示された（表1, 2）。

2013年10月時点において100ヶ所中、65ヶ所の大地の遺産が選ばれ、それぞれのストーリーの核も決定してきている。今後は、引き続き選定委員会を中心に、残り35ヶ所の選定や各ストーリーの精査等を進めていくこととなっている。それらについても報告時に公開する予定である。

表1 大地の遺産100選における解説文の一例(吉野川上中流地域)。選ばれた100選については、それぞれその価値評価を解説文として公表する

【場所の名称】 吉野川上中流地域
【解説】 吉野川上中流部は、西南日本外帯の四万十帯、三波川帯などの付加体の地層からなる四国山地を流れる。この地域の地層は、大局的に北北東-南南西方向の走向方向を持つため、吉野川の河道もそれに平行もしくは直交して流れている。急峻な堆積岩山地地域を流れる河川は、日本列島の太平洋側の河川の特徴であるが、特に吉野川上中流域ではその地質学的、地形学的特性により、大歩危・小歩危の峡谷のような特徴的な地形を見ることができる。また、山中の堆積岩地域には線状凹地などの斜面変動地形が(古谷, 1979)、三波川帯の結晶片岩地域には善徳地すべり(古谷ほか, 1997)のような大規模な地すべり地形が分布している。 これらの重力地形によりつくられた緩斜面には集落が立地する。これらの集落同士を移動する際には深い吉野川の谷を渡らなくてはならない。そのため、山中を移動する経路を確保するため、古くより吊り橋がかけられている。祖谷のかずら橋は観光地として有名であるが、これはこの地域の地形的特徴によって必要だったものである。このような急峻な山地地域の重力地形とそこでの人々の暮らし方が特徴的な地域である。
【その他の地理学的資源】 ・(範囲を下流側に広げるのであれば)阿波の土柱 ・(範囲を下流側に広げるのであれば)阿波池田の活断層地形(岡田, 1968; 後藤・中田, 2000)
【範囲】 吉野川上中流の河道周辺とその流域。なお中央構造線に沿って広い谷底低地があらわれる阿波池田からは下流とし、今回の対象となるのはそれよりも上流である。
【引用文献】 古谷専彦(1979) 四国山地のGravitational slideの予察的研究-三嶺・天狗塚・網附森・京柱峠付近の航空写真判読を例に。千葉大学教養部研究報告B12, 63-68. 古谷元・佐々恭二・福岡 浩・日浦啓全(1997) 善徳地すべりにおける地下侵食と地すべり移動の関係。地すべり34, 9-16.
【参考文献】 岡田篤正(1968) 阿波池田付近の中央構造線の新規断層運動。第四紀研究7, 15-26. 後藤秀昭・中田 高(2000) 四国の中央構造線活断層系-詳細断層線分布図と資料-。広島大学総合地誌研究資料センター研究叢書35。

表2 大地の遺産100選における解説文の一例(草津白根火山と温泉)。選ばれた100選については、それぞれその価値評価を解説文として公表する。

【場所の名称】 草津温泉(草津白根山含む)⇒草津白根火山(と温泉)
【解説】 草津白根火山(草津白根山・本白根山)では、約3000年前の噴火によって作られた湯釜や酒釜と呼ばれる火口湖を見ることができる(早川・由井1989)。火口湖の底からは現在でも酸性の火山ガスが噴出しており、湖のpHは日本でも最も低くなっている。河川の酸性度も高いため、山腹には中和河川もみられる。湯釜の火口には植生がほとんど見られないが、酒釜の火口斜面ではコマクサなどの高山植物、構造土などが存在する。これらの地形、水文、植生によって形成される特異な景観は観光資源としても重要となっている。 また、60～30万年の噴火により噴出した火砕流が堆積した面には、温泉地(草津温泉)が形成されている。草津温泉は、自然湧出泉日本一、「こっぼんの温泉100選」において10年間連続で日本1位となっている温泉地である。草津町の発展は温泉と共にあり、今日でも旅館やホテルは多い。また、温泉街の中心では湯畑と呼ばれる独特な文化景観や、湯もみと呼ばれる入浴法を見物することができる。また、溶岩流の斜面にはスキー場を、火砕流堆積面にはゴルフ場などを造成する事で、温泉だけではなく観光資源も作り出された(森川2007)。このような火山と観光地(温泉地)という顕著な関係性は、他にはみられない特徴的なものである。
【その他の地理学的資源】 ・常布の滝 ・リゾート開発後(バブル崩壊後)の観光地の衰退
【範囲】 貝塚ほか(2000)の地形区分(小区分)の草津白根火山(C6-6)
【引用文献】 早川由紀夫・由井将雄1989. 草津白根火山の噴火史。第四紀研究28: 1-17. 森川敏青2007. 草津温泉の高原観光都市化について-戦後の構想から発展へのプロセス。桜花学園大学人文科学研究紀要9: 117-134.
【参考文献】 貝塚爽平・遠藤邦彦・鈴木雄彦・小池一之・山崎晴雄編2000. 『日本の地形4 関東・伊豆小笠原』東京大学出版会。

Selection for 100 remarkable earth heritage sites

IWATA Shuji, WATANABE Teiji, KIKUCHI Toshio, NAKAI Tatsuro,
ARIMA Takayuki, NIINA Atsuko and MATSUMOTO Jun

伊豆諸島大島・八丈島の植生誌編纂

伊豆諸島植生研究グループ

八木正徳・星野義延・上條隆志・川越みなみ・石橋正行

I. はじめに

伊豆諸島は相模湾南方海上に位置する火山島であり、植物について固有あるいは準固有の分類群を多数有する。火山活動によって、様々な遷移段階の植物群落が存在する一方で、長期間噴火の影響を受けていない極相林も残されている。また、高標高部では、風、雲霧、火山活動により、極めて多様な植物群落が成立している。このような、貴重な植生を保全するには、その基礎資料となる植生誌が必要である。本活動は、伊豆諸島各島の植生誌を編纂することならびに、各島において講演会や観察会を企画し、植生とその保護に関する普及啓発活動に取り組むことを目的としている。本活動では、これまで御蔵島、三宅島、新島、神津島で活動を行ってきた。2012年と2013年については、大島と八丈島の植生誌の編纂を行うとともに、講演会と観察会を行った。これらの活動の成果について報告する。

II. 大島の植生誌編纂

現地調査と文献から収集した資料(320地点)をまとめ、「大島の植生」として冊子を作製した(図1,2)。スダジイーオオシマカンスゲ群集、オオシマザクラオオバエゴノキ群集、トベラ

ーマサキ群集、ラセイタタマアジサイーガクアジサイ群集、ハチジョウイヌツゲ群落、オオバヤシャブシーニオイウツギ群集、ハチジョウイタドリーシマタヌキラン群集、ハチジョウススキーソギク群集など65群落がりストアップされた。

III. 八丈島の植生誌編纂

現地調査と文献から収集した資料(238地点)をまとめ、「八丈島の植生」として冊子を作製した(図3,4)。スダジイーオオシマカンスゲ群集、タブノキーヤブニッケイ群落、トベラーマサキ群集、ラセイタタマアジサイーガクアジサイ群集、ハチジョウイヌツゲ群落、オオバヤシャブシーニオイウツギ群集、シマノガリヤスーシマタヌキラン群落、ハチジョウススキーソギク群集など19群落がりストアップされた。なお、今回の八丈島の植生については、人為影響により成立した草本群落が含まれていない。これらの群落の記載は今後の課題である。

IV. 大島における講演会・観察会

1. 講演会(図5)

タイトル:「大島の植生誌をつくります」
日時:平成25年6月15日午後7時~9時

大島の植生



平成25年11月
伊豆諸島植生研究グループ
公益財団法人自然保護助成基金2012年度
プロ・ナトゥーラファンド助成成果報告書
pro natura
Foundation-Japan

八丈島の植生



平成25年11月
伊豆諸島植生研究グループ
公益財団法人自然保護助成基金2012年度
プロ・ナトゥーラファンド助成成果報告書
pro natura
Foundation-Japan

図1 大島の植生の表紙

図3 八丈島の植生の表紙

4.2 各群落の特徴

以下、主要あるいは調査資料が充実している森林群落と草本群落、その他の森林群落、植林、その他の草本群落の順に述べる。

(1) スダジイオオシマカンスグ群集 (表1、2、図1、2、3、4、5)

古くから存在する常緑広葉樹密林(常緑木群集)である。スダジイ、ベニシダ、ネラシダなどによって大島の他の木本群落とも識別される。また、タブノキ、ヤブヅク、シロダモ、ヤブニッケイなどの常緑広葉樹の高木、巨木、アオキなどの常緑広葉樹の低木、タイカカズバ、フウトウカズバなどの常緑性シダ植物、ミンシダなどのシダ植物が高樹冠(高木花冠)で出現する。また、カヤツリグサ科の常緑草本であり、伊豆諸島にはほぼ固有分布するオオシマカンスグも高樹冠(高木花冠)で出現する。本種は、群集名ともなっている。このオオシマカンスグなどの出現から本州に分布するホソバノカサワラビ・スダジイ群集とは異なる群集とされる。

大島でも最も発達した植物群落であり、スダジイの巨木を含む株も多い。自然林の他、かつて薪割用などのために伐採され、その後再生した萌芽二次林も含まれる。編成された分布標高は10mから440mの範囲であり、大島の山麓部に広く分布する。自然性の高いものは、神社林や急傾斜地に多い。

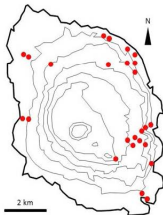


図1. スダジイオオシマカンスグ群集の分布



図2. スダジイオオシマカンスグ群集
自然性の高い群落。スダジイの大樹木が見られる。
(写真：上原、2012年4)

(3) ヤマグルマ・ユズリハ群集 (表1、5、図9、10、11、12、13)

ヤマグルマ、ハチジョウカズツク、ミヤマシキミなどによって八丈島の他の木本群落から識別される。三原山の標高500mから700mの地域に分布する風衝性木群集である。自然林も多いが、過去に伐採を受けた二次林も含まれている。

ヒヤカキの優占する低木林やユズリハ、ヤマグルマなどの優占する林分まで、林相の複雑さには幅がある。また、スダジイやヤブヅクなどが優占する場合はあるが、種組成の面で、スダジイ・オオシマカンスグ群集やタブノキ・ヤブニッケイ群集とは異なっている。

草本層の植物も多様であり、タカヤゴ、キノコ、オオキノコなどのシダ植物、シユスランなどは、本群集に分布の中心にある。また、伊豆諸島固有種のハチジョウカズツクや固有種のハチジョウカズツクも見られる。林内は、蕨類の種相を豊し、ハチジョウクラボシやコウヤクサゲなどの管生種も豊富である。

伊豆諸島固有の群落であり、伊豆諸島に広く分布する。伊豆諸島の中でも、火山の成立が古く、標高が高い山に分布する特徴的な群落である。類似した群落は、八丈島にも見られるが、今後の検討課題である。(4) ハチジョウカズツク群集を参照。



図9. ヤマグルマ・ユズリハ群集



図10. ヤマグルマ・ユズリハ群集
三原山。(写真：星野、2015年八丈島三原山)

図2 大島の植生の内容例。スダジイオオシマカンスグ群集の説明と調査地点分布図、群落写真が示されている

図4 八丈島の植生の内容例。ヤマグルマユズリハ群集の説明と調査地点分布図、群落写真が示されている

場所：椿公園体験棟。参加者：33名。内容：1. 大島の植生誌をつくります(筑波大 上條隆志)。2. エコリユージョンとしての伊豆諸島(東京農工大 星野義延)。3. 七島花

の会の活動と伊豆諸島の植物の変異(七島花の会 石橋正行)。4. 新島自然愛好会での活動(元都立新島高校 八木正徳)
2. 大島での現地観察会と植生調査体験(図6)



図5 大島での講演会。新島自然愛好会の活動についての講演



図6 大島での観察会。植生調査体験



図7 八丈島での講演会。活動主旨についての講演



図8 八丈島での観察会。植生調査体験

日時：6月16日(日) 午前10時～12時。
 集合場所：間伏・砂の浜駐車場。参加者：22名。
 内容：海岸植生の観察，植生調査体験。

内容：スダジイ - オオシマカンスゲ群集とラセイタマアジサイーガクアジサイ群集の観察，植生調査。

V. 八丈島における講演会・観察会

1. 講演会 (図7)

タイトル：「八丈島植物セミナー」。日時：9月28日(土) 午後7時30分～9時。場所：八丈ビジターセンター。参加人数：19名。

内容： 1. 八丈島の植生誌を作ります (筑波大 上條隆志)。2. 新島自然愛好会の紹介・神津島七島花の会での活動，取組みについて (筑波大 上條隆志)。3. 伊豆諸島の植物たちについて (東京農工大 星野義延)。

2. 現地観察会と植生調査体験 (図8)

日時：9月29日(日) 午前10時～12時。
 集合場所：えこあぐりまーと。参加人数：13名。

VI. 今後の活動の展望

3期にわたる活動によって，6島の植生誌を作成することができた。無人で小型の島と，小笠原諸島との間に位置する鳥島を除くと，青ヶ島，利島，式根島，八丈小島が植生誌作成を目指す島々となる。2014年以降は，これらの島々の植生誌作成と，青ヶ島村と利島村での公開シンポジウムの開催が活動目標である。さらに，伊豆諸島全体の植生誌編纂に取り掛かりたい。

Compilation of vegetation on Oh-shima and Hachijo-jima,
the Izu Islands

YAGI Masanori, HOSHINO Yoshinobu, KAMIJO Takashi,
KAWAGOE Minami and ISHIBASHI Masayuki

巨木ブナ（鬼ぶな）及びその周辺の森林資源の保全と活用

いいやまブナの森倶楽部

渡辺隆一・井田秀行・木村 宏・高野賢一・玉置健二

I. 活動地概要

なべくら高原は長野県の飯山市に位置する 500～1,300 m a.s.l. の里山で、自然と共に歴史も息づく地域である。冬は 4 m を超える積雪に見舞われる世界屈指の豪雪地でもある。これまで、森太郎、森姫という巨木ブナが多くの登山者や観光客をひきつけてきた。

2011 年には、森姫が枯死した。その原因の一つが登山者による根回りの踏み固めではないかと推察されている。今後そうした事態にならないように、我々は、巨木ブナを樹勢豊かなうちから保護し、活用すべく、意見交換・調査を行ってきた。また、地元の子供達に地域の自然を知ってもらおうべく、数年前からなべくら高原内を案内する活動を行ってきた。

II. 目的

この地域ではブナ林に既に人の入り込みが確認されている、無秩序な利用が続き、樹勢が衰退してしまう前に立ち入りを規制し、人為的な衰弱を防ごうと考えている。周辺に広がる森林を巡る歩道を開設し、なべくら高原内の既存の歩道と組み合わせればレベル別に紹介することが出来ると考えた。歩道の利用に際してはガイドツアーを推奨し、環境保全の啓発活動につなげることにした。

III. 活動の内容

樹木医の指導により、巨木ブナの根回り保護のための柵を設置した。踏み固めによる根の呼吸困難及び外傷による菌類の混入を防ぐものである。柵（玉縄）及び啓発看板設置は毎春行う予定である。

一部古道を利用しながら、新たな歩道を整備した（図 1）。灌木を伐採し、下草の刈り払い、傾斜地を切土して歩道を造成した。刈り払いの目安は「葉が体を撫でる程度」である。進入禁止箇所は倒木、伐採木を設置した。

普及啓発活動として、地元小学生を対象としたガイドツアーを実施した。また、看板設置をし、そこには、森林環境、古道の歴史的な背景といった利用者へのガイド的な内容と保護、立ち入り規制の理由等を盛り込む。

リーフレットの作成も行った。不用意な入山の規制、利用者の集中を避けるような内容とした。さらにガイド同行の推奨を記載した。

IV. 活動の結果

全長約 1.5 km（内約 400 m は古道を利用）の歩道を整備した。歩道の調査、整備含めて延べ 89 名のボランティアが参加した。10 月には地元の小学生及び関係者も参加したガイドツアーを開催した。以下のような意見が聞かれた。

「短いコースだが、見どころも多いコース」(ガイド), 「今後も鬼ぶなの状態観察が必須」(ガイド), 「急傾斜の箇所がある. 今後も整備が必要」(教育者), 「辛すぎない歩道で楽しかった!」(地元の小学4年生). また, リーフレット, 看板といった啓発活動に必要な制作物も完成した.

V. 今後の活動

春と秋の啓発看板, 梯子の設置と撤去及び鬼ぶな周辺のロープ張りが, 今後の定期整備として必要である. また, 倒木処理等, 歩道の維持管理を行う. もちろん, 鬼ぶな周辺の植生変化に関して定点観測を行う.

地元の子供達を対象とした森林散策を行うなど, 地域資源の理解の場としての活用を今後も継続して行う予定である.



図1 ボランティアを募って歩道整備を行った. 草刈り機の他, チェーンソーを使用. 刈った草や枝は熊手, フォーク, 人手で歩道脇へ寄せた

Kyobokubuna (Oni-buna) oyobi Sono Shuuhenn no Shinrinshigen no Hozen to Katsuyou

WATANABE Ryuichi, IDA Hideyuki, KIMURA Hiroshi,
TAKANO Ken-ichi and TAMAOKI Kenji

銚子半島「屏風ヶ浦の自然環境」における 地質と植物相に関する啓発のためのパンフレットの刊行

銚子の自然保護を知る会

鶴岡 繁・岩瀬 徹・川辺 侃・小高利彦・吉野英雄・加瀬靖之

I. はじめに

この活動では、銚子半島の南側の海食崖である屏風ヶ浦の植物相および地質について観察、研究を行い、それをリーフレットにまとめ、銚子の植物、地質について広く普及活動を行った。

II. 屏風浦の植物相

屏風ヶ浦の地形は屏風のごとく切り立った崖となっており、強風の時は海水の飛沫も打ち付けてくる厳しい自然環境である。このような環境の中でどのように植物が生育しているのか理解するため、植生の状況と地形から、屏風ヶ浦の植物の生育場所を、次の5箇所に分類した(図1)。

1. 崖地最上部に生育する植物

比較的肥沃な土壌がある渡海神社は、台地の最上部にあり、「千葉県指定天然記念物極相林」となっている。この林は、陽樹林(マツ)から陰樹林(タブノキ、スダジイ、ヤブツバキ)へと移り変わった極相林である。垂高木層を欠くため3層構造となっているのが認められる。

2. 食虫植物が生育している窪地

この窪地は大谷津食虫植物群落の自生地で、ほぼ1500 m²の広さで、食虫植物の生育する。

湿地の水は滞留する水ではなく、窪地にしみ出してくる新鮮な地下水である。この水は一旦湿地を潤した後、再び地中の地層に吸収されている。ここで食虫植物が生育している。

3. 台地の侵食谷に生育する植物

銚子特有の強い海風の通り道となり、ササを主体とした低木林が形成されている。一定方向に吹く強風のため、ここに生育している樹木は背が低く、海側から内陸側へ一定方向に向いている風衝木の様相がみられる(図2)。

4. 垂直に切り立った崖地に生育する植物

凝灰質泥岩と砂層の互層で、垂直に切り立った海食崖を形成する。とび出している凝灰質泥岩には植物の着床は難しく、風化・侵食に弱い砂層の部分にはラセイタソウなどが生育している。ここは貧栄養地で、屏風ヶ浦の植物の生育場所として最も条件の悪い場所である。

5. 海食崖基部の堆積物に生育する植物

海食崖の侵食を防ぐために屏風ヶ浦の基部には防潮堤が設置されている。防潮堤が出来る以前は崖崩れが起こり、その土砂は直接海に崩落していた。それらは波によって除去され、そこには残存しなかった。しかし、この防潮堤が出来てからはこの防波堤と海食崖の間に土砂が崩

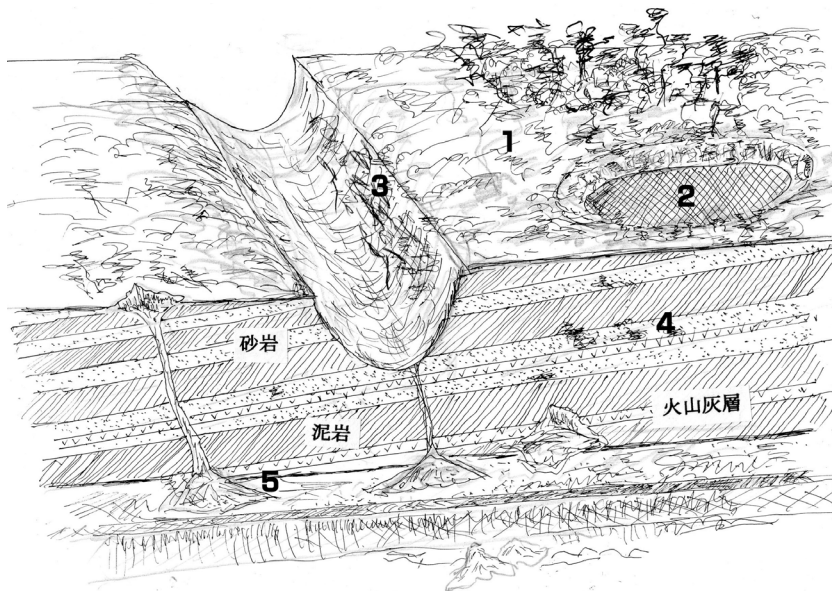


図1 屏風ヶ浦植生概念図. 1～5の説明は本文参照



図2 風衝木

落し堆積している。ここに植物が生育している。

III. 屏風ヶ浦の地質

銚子半島東側の犬吠埼を中心とした海岸地域

の地質は調査が進んでいるが、それに対して、南側の屏風ヶ浦は研究は少なく、一般人を対象としたガイドブックがない。今回、屏風ヶ浦の堆積物や堆積構造を紹介し、千葉県中央部の地

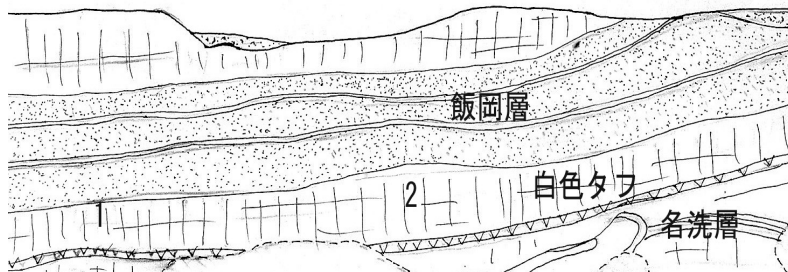


図3 春日町海への通路の海食崖下のスケッチ



図4 名洗層と飯岡層を分けるタフ

層とどのよう関係しているか、スケッチ図、写真などを用いて紹介した。

銚子地域に分布する新第三系は、夫婦ヶ鼻層、名洗層、飯岡層で犬吠層群とよばれている。この夫婦ヶ鼻層と名洗層の地層には多くの断層が知られている。しかし、これらの中で最も新しい飯岡層には断層はかなり少ない。また、飯岡層が凝灰質泥岩（あるいはシルト）と火山灰層の互層であるのに対し、名洗層は泥岩、砂岩、火山灰層の薄い層の互層で多くの断層がみられる。これらの地質現象の観察から上総海盆の縁辺に当たる銚子海域での中新世から鮮新世初期

の海域は酸性の火山活動が活発であったことが推定できる。また、上総海盆の縁辺にあたるこの地域では造盆地活動と思われる下向きの力が働き多くの断層が出来たものと推定される。その後、地殻変動は緩やかとなり、海盆は深化した。名洗層の上部には海底地すべり層であるスランプ層が見られ、その上部には50~80 cmの白色タフがある。この白色タフ層を境に、飯岡層と名洗層に分ける新しい見解を示し、写真とスケッチに基づいて記述し、リーフレットに掲載した(図3, 4)。

Publication of leaflet for enlightenment to “The natural environment of
geology and vegetation in“ Byoubugaura”, Choshi peninsula

TSURUOKA Sigeru, IWASE Tohoru, KAWABE Tsuyoshi,
ODAKA Toshihiko, YOSHINO Hideo and KASE Yasuyuki

ジオコンサベーションのための視聴覚教材 —本部半島カルスト地域の事例—

琉球列島ジオサイト研究会
尾方隆幸

琉球列島ジオサイト研究会は、本部半島カルスト地域にジオコンサベーションの考え方を普及する目的でさまざまな教育活動を進めている。本プロジェクトでは、その教育活動の一環として、地球科学的遺産の保護・保全の意識を高めてもらうための視聴覚教材『美ら島のジオをまもろう』を製作した。教材の対象は高校生以上（社会人含む）とし、琉球大学教育学部自然地理学研究室の教員と学生が出演するドラマ仕立ての構成とした。高等学校をはじめとする学校教育での活用も考慮し時間は27分とした。

教育内容として重視したことは「自然環境のシームレスな理解」である。本部半島カルスト地域は、さまざまな自然保護規制が設けられているにも関わらず、適切な保全がなされていない。その背景には、住民意識の低さや、関係機関の理解不足などがある。とりわけ、地圏・水圏の自然環境と人間活動との相互作用の理解がきわめて不十分であり、それが無意味な政策に反映されている。この状況を改善するためには、自然環境をシステムとして、かつシームレスにとらえる視点の普及が第一である。

本編のシナリオは、自然地理学研究室の学生と教員の会話形式で進む。学生が疑問を持ち、教員が視点を示唆しながら疑問を解決していくストーリーである。教材に登場するジオサイト

は「1) 今帰仁城跡」「2) 本部カルスト」「3) 塩川湧水」の3つである。それぞれのテーマは、1) 地球史の中で人間活動を考えること、2) 円錐カルスト、ドリーネ、鍾乳洞などから地球の営みを考えること、3) 水循環によって繋がる地球の営みを考えることである。ジオサイトの映像（図1）だけではなく、カルスト地形に関する講義室での解説や、実験室における風化の実演、野外での水質分析（図2）もストーリーの中に組み入れた。

教材の作成にあたり重視したことは、専門家が自然保護を訴えるのではなく、地球の営みを語るストーリーの中でジオコンサベーションの意識を高めてもらう視点である。導入では、世界文化遺産「琉球王国のグスク及び関連遺産群」に指定されている今帰仁城跡でのツアーに地球科学的内容が不足していることを問題提起した。まとめでは、「地球の営みをのぞく窓」としてジオサイトにどのような価値があるか、ジオサイトを保全することにはどのような意味があるか、視聴者に対して問いを投げかけた。学術性を損ねずにエンターテインメント性を取り入れることによって、地球科学的遺産の価値を本質から考えることができ、ジオコンサベーションに対する意識を高める効果が生まれると考えられる。



図1 今歸仁城跡での撮影風景. 石灰岩とカルスト地形を活かして築城されている. 世界文化遺産「琉球王国のグスク及び関連遺産群」



図3 塩川湧水での撮影風景. 石灰岩の岩盤から海水を含んだ地下水が流出する. 国指定天然記念物

Audio-visual educational material for geoconservation of the Motobu Peninsula, northern part of Okinawa Island, Japan

OGATA Takayuki

Plant diversity and structural dynamics of Sub-Tropical Broad-leaved Forests of the Bhutan Himalaya

WANGDA Pema¹, PRADHAN Rebecca², GYALTSHEN Dorji,
TENZIN Karma, Pema, GHEMIRAY D.K., OM Kunzang
and NORBU Tshewang

The objective of the study is to understand the sub-tropical broad-leaved forest which is under severe human threats, and its dynamics for biodiversity conservation and for management of the natural forest at the southern foothills of Bhutan Himalaya. The detail analysis of vegetation revealed a total of 168 species. *Schima wallichii*, a sub-tropical element belonging to evergreen broad-leaved tree was appeared as the most common dominant in all the three series. Gomtu series was mainly dominated by *Shorea robusta* in a relatively shallow soil while other sites were dominated by diverse tree species. The dominants along Pasakha series are *Aphanamixis polystachya*, *Duabanga grandiflora*, etc., while Dechiling series were mainly dominated by *Syzygium cumini*, *Persea minutiflora*, and *Altingia excelsa*. Dendrogram showed 6 different forest types of the sub-tropical belts. 1) Riverrine, 2) True Oak-Laurel, 3) *Schima-Castanopsis* (Evergreen broad-leaved forest), 4) *Shorea robusta* (sub-tropical deciduous forest), 5) *Salix tetrasperma* (deciduous wetland forest), and 6) *Altingia excelsa* (refuge relic evergreen broad-leaved forest). The nomenclature of forest types were purely based on the dominants and its environmental requirement. Therefore, the information generated by this study serves as important baseline information for the good management plan of the subtropical broad-leaved forest in the Bhutan Himalayas.

INTRODUCTION

The natural subtropical evergreen broad-leaved forests are mainly confined to eastern Asia, Southern China, South-south western Japan, a few regions of Vietnam, Laos, Thailand, Myanmar, India, Nepal and Bhutan (Kira 1991, Ohsawa 1993, Tagawa 1995 in Tang et al. 2007). According to Ohsawa (1987), the transitional zones of tropical-subtropical and temperate zone on the southern slopes of Nepal has become merely visible due to heavy disturbances by cultivation and human activities. However, in Bhutan it is still prevalent in some parts although

similar threat exists. True tropical rain forest is absent in the Bhutan Himalaya, however several tropical genera and species are found along the foothills which are broadly classified as subtropical forest ranging between altitudinal range from 200-1000 m a.s.l. (Grierson and Long 1983). Although, Sal and Savannah forest are absent, *Shorea robusta* one of the tropical species occurs as scattered trees in some part of the area and are probably the last refuge in the country.

The understanding of both ecological and economical importance of this diverse forest

1: Department of Forest and Park Services 2: Royal Society for Protection of Nature
Received 2014.1.7 Published 2016.1.25

ecosystem is critical for sustainable management and conservation.

The significant portions of the southern foothills of Bhutan Himalaya are still under intact natural forest. However, these forests (*Tetrameles nudiflora*, *Pterospermum acerifolium*, *Daubanga grandiflora* and *Albezia* species) are under severe human threats. Therefore, the present study was strategically planned to conduct a basic research and to generate important ecological information in respect to the sub-tropical broad-leaved forest.

OBJECTIVES

The objective of the study is to understand the sub-tropical forest ecosystem and its dynamics. Particularly the study aims at understanding the *Shorea* (Sal) forest along the southern foothills. Specifically, the study aims to achieve the following objectives;

1) Floristic diversity and structural dynamics of the dominant sub-tropical tree species, life-form and forest types and,

2) To compare and contrast the subtropical forest along W-E gradient in the foothills and,

3) Thus, can help us to understand the importance of subtropical forest for biodiversity conservation and for management of the natural forest.

STUDY SITES

The present study area is located along the southern foothills of Bhutan stretching from east to west (Fig 1). The research sites are located along the southern foothills (260 m a.s.l.) of sub-tropical forest including hill Sal forest (600 m a.s.l.), sub-tropical evergreen broad-leaved forest (800 m a.s.l.) and Wet-land deciduous broad-leaved forests (900 m a.s.l.) respectively. The study area covers three districts of Bhutan namely Samtse, Chukha and Pemagatset (Fig. 1C, D, E).

METHODOLOGY

1. Climatic data

A meteorology station equipped with automatic HOBO Onset data logger (Onset Computer Co.

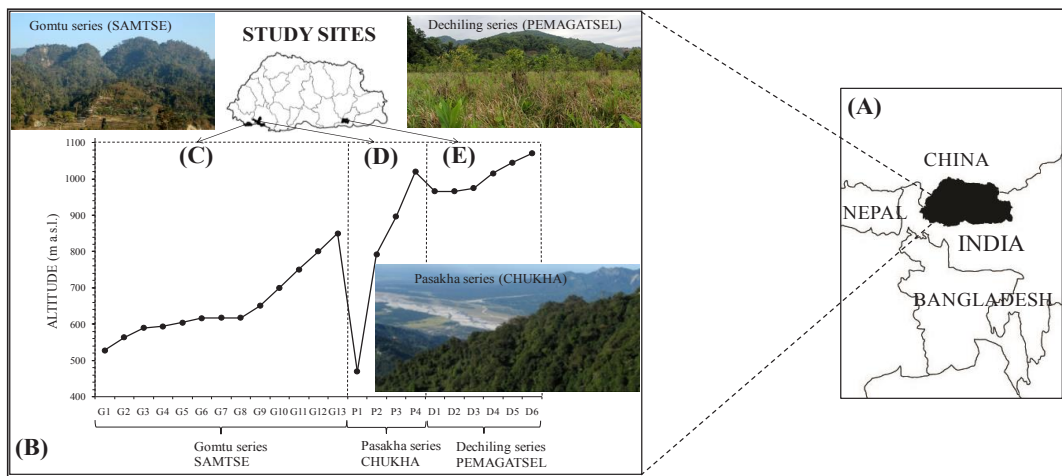


Fig. 1 Map of the study area; (A) Map of South Asia indicating Bhutan, (B) Study sites, (C) Gomtu Series, (D) Pasakha Series and (E) Dechiling Series

MA, USA) (temperature, humidity and rainfall) was installed at Pagli, Gomtu enclosed by well fenced at the end of 2012 (Fig. 2a, b, c). The HOBO data loggers were set at hourly interval recording and downloaded every after three months of recording. Rainfall and temperature data of Pasakha (Phuenstholing) and Dechiling were gathered from existing meteorology stations maintained by Department of Hydromet Services, Ministry of Economic Affairs. In addition two HOBO data loggers (Temperature and Relative Humidity) were installed at Dechiling and Phuentsholing.

2. Vegetation survey

A total of 23 vegetation plots were laid in three different study sites from Gomtu (Samtse) in the west to Dechiling (Pemagatsel) in the east. The quadrat sampling was adopted for inventorying the tree layer. The trees occurring within the quadrat attaining a height greater than 1.3 m ($H \geq 1.3$ m) were measured, identified and recorded for tree height (H, m), and diameter at breast height (DBH, cm at 1.3 m above ground).

For regeneration survey, all seedlings and saplings occurring inside the plot measuring 2 m by 2 m were identified and their height and age were estimated by counting branch tiers and/or bud-scale scars. The

fieldworks were conducted from late December 2012 to October 2013. Nomenclature of plants followed after Flora of Bhutan (Grierson and Long 1983-2000, Noltie 1994-2000), The Orchids of Bhutan (Pearce and Cribb 2002), Weeds of Bhutan (Parker 1992), Wild Rhododendrons of Bhutan (Pradhan 1998), Flowers of the Himalaya: A supplement (Stainton 1988), Flowers of the Himalaya (Polunin and Stainton 1984), and Photo-album of plants of Eastern Himalaya (Hara 1968).

DATA ANALYSIS

1. Climate data analysis

HOBO Onset data loggers were downloaded using BoxCar Pro for Windows, Version 4.3 provided by Onset Computer Co. and HOBOWARE. Simple climate analysis using excel was performed in addition to Walter climate software.

2. Vegetation data analysis

Species basal area (BA, cm^2) was calculated from DBH data of tree individuals and calculated the relative proportion of each species' basal area in percent (Relative Basal Area, RBA %). The RBA of each species was used as abundance measure of species in a community. The dominant were determined based on the dominance analysis



Fig. 2 Establishment of Meteorology station (a) iron post erecting, (b) mesh wire fencing around iron post and (c) installed HOBO loggers (Rain gauge and Temperature, Humidity)

Table 1 Climatic indices of the study sites

Location	Altitude(m)	AMT (°C)	WMT (°C)	CMT (°C)	WI	ART (°C)	PER	PPT (mm)	AI	Remarks
PCAL, Gomtu	290	25.1	30.1	17.9	238.9	12.2	0.4	4109.0	117.1	1980 to 2011
Phuntsholing	220	25.3	29.4	18.3	239.0	10.7	0.4	4278.0	121.2	1994 to 2006
Dechenling	1042	18.1	22.9	11.1	156.8	11.9	0.3	3916.6	139.5	1986 to 2006

Note: PCAL = Penden Cement Authority Limited, AMT = Annual Mean Temperature, WMT = Warmest Mean Temperature, CMT = Coldest Mean Temperature, ART = Annual Range of Temperature, PPT = Total Precipitation, AI = Aridity Index, WI = Warmth Index, PER = Potential Evapotranspiration Ratio

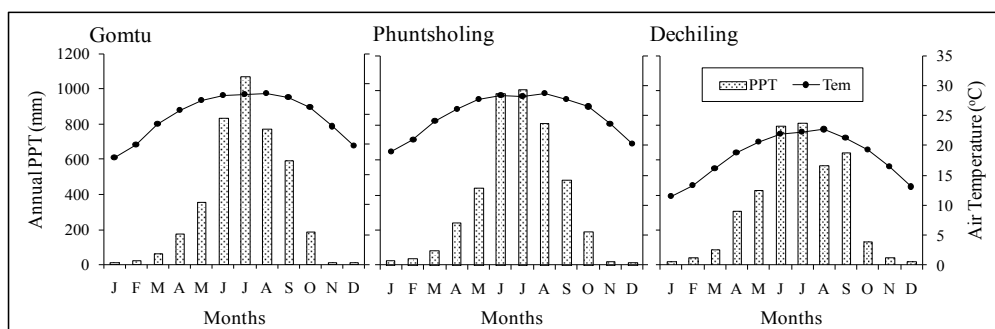


Fig. 3 Rainfall and temperature patterns of the three study sites

(Ohsawa 1984, Kikvidze and Ohsawa 2002).

The preliminary data was processed using pivot table of the Microsoft Excel. Once the data was processed, analysis was carried out by using PC-ORD version 4 (McCune and Mefford 1999) and cluster analysis was performed using distance measure of Sorensen (Bray-Curtis method).

RESULTS

1. Climatic background of the study area

The annual mean temperature of the study area were 25.1 °C, 25.3 °C and 18.1 °C with a mean maximum temperature of 30.1 °C, 29.4 °C, and 22.9 °C and a mean minimum temperature of 17.9 °C, 18.3 °C, 11.1 °C in the three study sites (Gomtu, Phuntsholing and Dechenling) respectively. The annual total rainfall of the three study sites were recorded at 4109.0 mm, 4278.0 mm and 3916.6 mm respectively (Table 1, Fig. 3). The warmth index of Gomtu was calculated and found to be 230.0 indicating suitable available heat energy for Shorea

zone as report by Kawakita in Numata ed. (1983).

Hence, there are presence of natural stands of Sal in Gomtu regions.

Similarly the aridity index (AI), an indicator of dryness showed all three sites falls within the humid wet forest zones.

2. Vegetation and their structural traits

1) Plot description and life-form distribution pattern

A total of twenty three (23) plots were selected and established along the three study sites i.e. Gomtu series (G), Pasakha series (P) and Dechenling series (D) respectively in Table 2. The detail analysis of vegetation revealed a total of 168 species comprised of evergreen broad-leaved trees (70) and shrubs (48), deciduous broad-leaved trees (26) and shrubs (10), Palm (5) and climbers (9). Gomtu series showed the highest number of species (107) and families (39) while Pasakha series showed 46 species and 25 families. Dechenling series showed the lowest number of species (35) and families (26). There are 37 evergreen broad-leaved tree species

Table 2 Plot details of the study area

Plot ID	Plot No	Altitude (m)	Plot Size (m ²)	Total BA (cm ²)	Species Diversity (H')	Species Richness (N)	No of Dominants	Species Evenness (J')	Maximum DBH (cm)	Maximum m Ht. (m)	Stem Density (/400m ²)
Lower Limit	G1	527	400	20086.2	1.7	25	5	0.4	75.5	34.8	131
Transition	G2	563	400	21614.8	1.8	30	2	0.4	64.3	41.3	150
Below Ridge Top	G3	589	400	15903.6	1.4	25	2	0.3	49.0	27.7	147
North Facing	G4	593	400	13831.6	1.0	26	1	0.2	59.3	27.7	130
Ridge Top	G5	604	400	25329.6	0.7	14	1	0.2	72.0	39.0	102
North East Facing	G6	616	400	22650.9	0.8	25	1	0.2	88.5	27.3	127
South West Facing	G7	617	400	12574.0	1.6	29	3	0.3	48.8	22.4	140
South East Facing	G8	617	400	15265.5	0.7	28	1	0.1	52.0	26.7	154
Above Uttarey Minning	G9	650	400	16414.0	1.9	25	5	0.4	48.0	35.2	122
Lower Uttarey	G10	700	400	22165.3	2.2	34	6	0.4	69.5	40.6	148
Mid Uttarey	G11	750	400	14152.5	1.8	23	4	0.4	75.0	34.5	129
Upper Uttarey	G12	800	400	15178.6	2.6	34	5	0.5	44.0	21.5	183
Uttarey Top	G13	850	400	27538.2	1.9	17	5	0.5	99.3	31.8	94
Above Rinchending	P1	469	400	49051.0	2.4	12	4	0.7	134.0	41.5	20
Terminallia	P2	792	400	66242.2	2.2	12	2	0.6	160.0	41.0	28
Above Pasakha	P3	896	400	23023.1	3.0	22	5	0.7	94.0	41.3	60
Below Kamji to pasakha	P4	1020	400	33582.8	2.0	21	2	0.4	102.0	35.0	52
Peling Tsho Forest	D1	966	100	18709.0	0.6	10	1	0.2	140.0	32.0	32
Peling Tsho (Core zone)	D2	966	100	3895.0	1.4	11	3	0.4	28.0	15.2	29
Khailaborang (Altingia forest)	D3	974	100	17980.3	0.7	9	1	0.2	110.0	45.0	17
Kailaboang (Lithocarp Forest)	D4	1015	100	3999.2	1.1	7	2	0.4	27.0	16.8	23
Coppice forest (12-15 yrs Tseri)	D5	1045	100	505.2	1.8	14	2	0.5	11.0	9.0	23
Khailaborang	D6	1070	100	2788.5	1.0	7	2	0.4	24.0	18.8	23

and 11 deciduous broad-leaved trees along Gomtu series, while Dechiling series showed 17 evergreen broad-leaved trees, 13 evergreen shrubs and 5 deciduous trees. Similarly Pasakha series revealed 22 evergreen broad-leaved trees, 18 evergreen shrubs, 7 deciduous trees, 6 deciduous shrubs and 1 palm and 3 climbers representing subtropical elements.

Gomtu series was found mainly dominated by *Shorea robusta* (deciduous tropical element) while Dechiling series was dominated by *Salix tetrasperma* (deciduous wetland elements). Pasakha series showed mainly evergreen broad-leaved tree species.

Floristic compositions of dominant tree species were determined along the three series (Table 3). A total of 32 dominant trees were enumerated from the three study sites. All three series showed presence of both evergreen and deciduous broad-leaved dominants. Pasakha series showed 9 dominant tree species (7 evergreen broad-leaved and 2 deciduous broadleaved), Gomtu series revealed 18 dominants

(13 evergreen broad-leaved and 5 deciduous broad-leaved) and Dechiling series showed the least dominant species of 7 (5 evergreen broad-leaved and 2 deciduous broad-leaved) respectively.

Schima wallichii, a sub-tropical element belonging to evergreen broad-leaved tree was appeared as the most common dominant in all the three series. Gomtu series was mainly dominated by *Shorea robusta*, a subtropical deciduous broad-leaved species in a relatively shallow soil while other sites were dominated by *Talauma hodgsonii*, *Cinnamomum camphora*, *Picrasmajavanica*, *Pterospermum acerifolium*, *Castanopsis tribuloides* and *Engelhardia spicata*. The dominant evergreen broad-leaved species along Pasakha series are *Aphanamixis polystacya*, *Duabanga grandiflora*, *Terminalia myriocarpa*, *Cryptocarya bhutanica*, *Castanopsis hystrix*, *C. indica*, while Dechiling series are mainly dominated by *Syzygium cumini*, *Perseaminutiflora*, *Altingia excelsa* and *Lithocarpus fenestratus* respectively (Table 3).

All three study sites of the sub-tropical forest

Table 3 Dominant species composition of the three study sites

Plot Number	PASAKHA SERIES				GOMTU SERIES										DECHILING SERIES								
	P1	P2	P3	P4	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	G10	G12	G13	D1	D2	D5	D3	D4	D6	
EVERGREEN BROAD-LEAVED TREES (RELATIVE BASAL AREA %)																							
<i>Aphanamixis polystachya</i>	28.8																						
<i>Duabanga grandiflora</i>	27.1	27.0																					
<i>Terminalia myriocarpa</i>		44.7																					
<i>Schima wallichii</i>			30.1	36.9	53.2	32.5	31.8							24.7		23.8			47.0		42.2	46.8	
<i>Cryptocarya bhutanica</i>			19.3																				
<i>Castanopsis hystrix</i>			16.8																				
<i>Castanopsis indica</i>			8.8	47.5																			
<i>Sapium baccatum</i>					9.7																		
<i>Acronychia pedunculata</i>					8.4																		
<i>Persea glaucescens</i>					5.5																		
<i>Talauma hodgsonii</i>													45.6		10.8								
<i>Acer oblongum</i>													10.5										
<i>Cinnamomum camphora</i>															18.4								
<i>Picrasma javanica</i>															17.4								
<i>Toona ciliata</i>															8.5								
<i>Pterospermum acerifolium</i>															8.3	17.5	11.9						
<i>Castanopsis tribuloides</i>																9.3	34.9						
<i>Engelhardia spicata</i>																							
<i>Syzygium cumini</i>																							
<i>Syzygium kurzii</i>																							
<i>Persea minutiflora</i>																							
<i>Altingia excelsa</i>																							
<i>Lithocarpus fenestratus</i>																							
DECIDUOUS BROAD-LEAVED TREES (RELATIVE BASAL AREA %)																							
<i>Tetrameles nudiflora</i>	20.1																						
<i>Acrocarpus fraxinifolius</i>	10.5																						
<i>Shorea robusta</i>					10.7	37.8	51.1	76.2	74.7	82.2	56.8	86.0											
<i>Sterculia villosa</i>											10.8												
<i>Holarhena pubescens</i>											9.1												
<i>Adenanthera microsperma</i>																							
<i>Garuga pinata</i>																							
<i>Salix tetrasperma</i>																							
<i>Rhus chinensis</i>																							

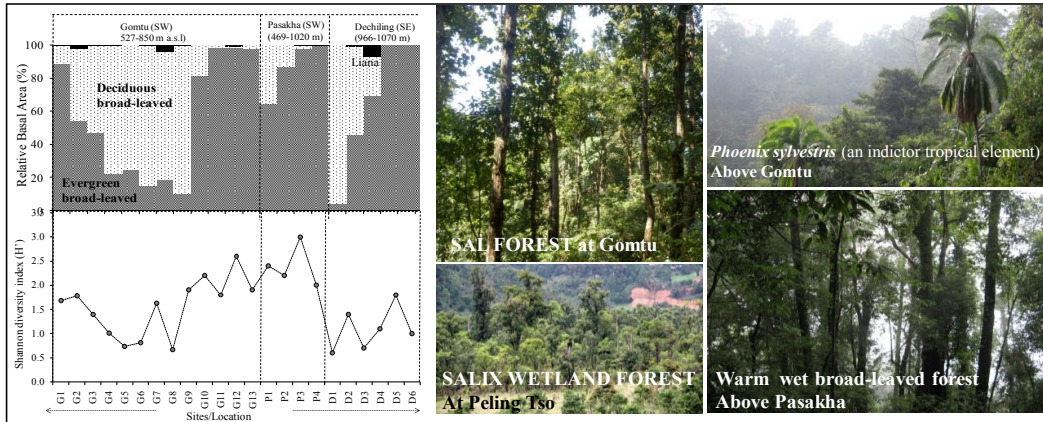


Fig.4 Life-form and diversity structural traits of sub-tropical broad-leaved forest

showed clear existence of deciduous broad-leaved life-form (Fig. 4). The most dominant deciduous broad-leaved at Gomtus series was *Shorea robusta*, and *Tetrameles nudiflora* and *Acrocarpus*

fraxinifolius along Pasakha series while Dechiling series was mainly dominated by *Salix tetrasperma* *Rhus chinensis* (Fig. 4, Tab. 3).

2) Dendrogram depicting different forest types of

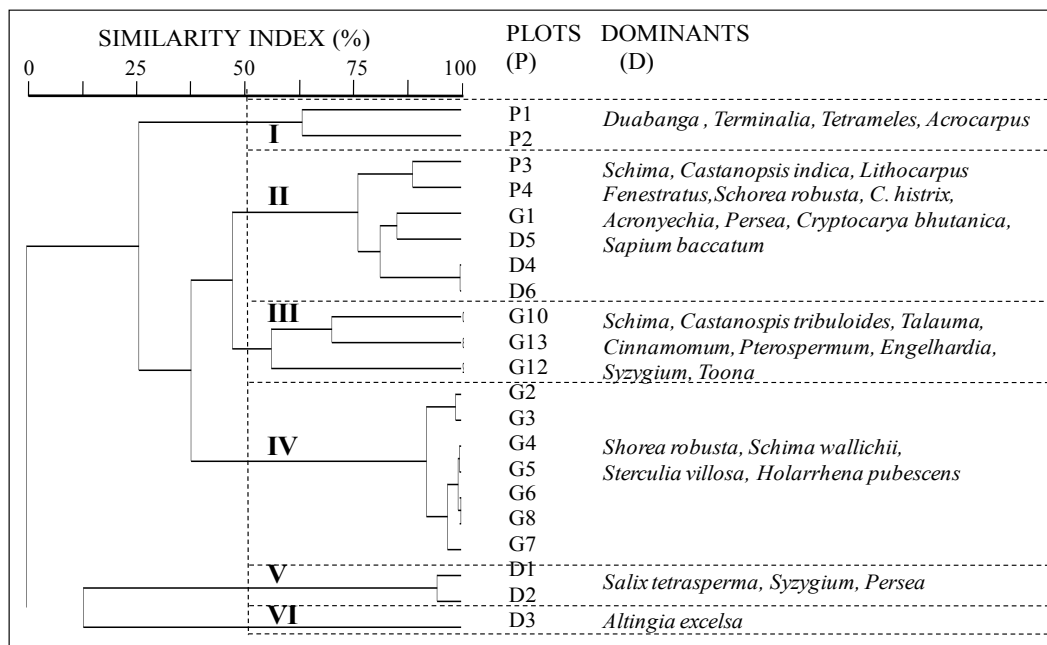


Fig.5 Life-form and diversity structural traits of sub-tropical broad-leaved forest

the sub-tropical belts.

The preliminary study of the three subtropical foothills of Bhutan Himalaya showed presence of diverse forest types. Based on the quantitative data analysis and using similarity index at c. 50 % similarity index, seven forest types were depicted (Fig. 5);

1. Riverrine forest type:

This forest type is dominated by evergreen broad-leaved *Duabanga grandiflora*, *Terminalia myriocarpa*, and deciduous broad-leaved *Tetrameles nudiflora* and *Acrocarpus faxinifolius* respectively. Thus, such forest appears as special relic type of forest. This type is mainly shown by Pasakha series.

2. True Oak-Laurel forest:

This type of forest represents mainly true oak-laurel forest as clearly represented by dominants species of *Schima wallichii*, *Castanopsis indica*,

C. histrix, *Lithocarpus fenestratus*, *Acronyechia pedunculata*, *Persea glaucescens*, *Cryptocarya bhutanica* and *Sapiumbaccatum*. This forest type serves as important resources both wildlife habitats as well as resources for the people.

3. *Schima-Castanopsis* (Evergreen broad-leaved forest):

Schima-castanopsis evergreen broad-leaved forest represents the southern sub-tropical elements and most common type along the foothills of the Bhutan Himalaya. These forests are also under subtle use and appeared mostly as secondary forest. However, in some parts of Bhutan, such forest types appeared as climax forest reaching more than 40 m tree height and over 100 cm DBH.

4. *Shorea robusta* (sub-tropical deciduous forest):

The existence and distribution of the natural Sal forest of the Bhutan Himalaya is least studied.

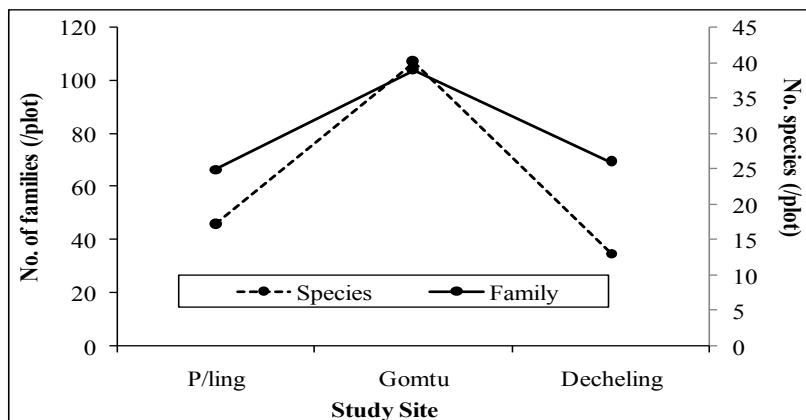


Fig.6 Life-form and diversity structural traits of sub-tropical broad-leaved forest

S.robusta is considered as one of the most valuable species in the country and are probably the only remnant forest regionally. Elsewhere, human activities have become a major challenge posing a bigger threat to the sustainability of the Sal forest particularly, the mining activities which are conspicuous in the area (Gyaltshen 2013). Therefore, Sal forest is very important for the conservation of biodiversity and fauna habitat.

5. *Salix tetrasperma* (deciduous wetland forest):

Deciduous wetland forest represented by the presence of *Salix tetrasperma* popularly known by the common name Pelingshingis strictly restricted to Dechiling series (PelingTso or Pelinglake) in eastern Bhutan. *Salix* in other locations were appeared as shrubs or used for pollarding. However, in the wetland of Dechiling, salix appeared as big tree reaching up to 38 m high and over 100 cm DBH. Thus, this particular ecosystem is found to be very important for conservation of wetland and thus habitat for other fauna including aquatic lives.

6. *Altingiaexcelsa* (refuge relic evergreen broad-

leaved forest types):

This forest type appeared as sporadic and in Dechiling it appeared as dominant in many sites. Timber from *Altingiaexcelsa* is durable and people do extract *Altingia* timber for construction purposes. This particular species are also found in south East Asia like Malaysia, Indonesia and considered an important timber species. Thus, importance needs to be given to such forest for conservation.

The nomenclature of forest types in the present study were purely based on the dominant species and its environmental requirement. Therefore, the information generated by the present study serves as important baseline information for the good management plan of the subtropical forest.

CONCLUSION

Bhutan still has pristine sub-tropical forest ecosystem compared to its neighboring countries. The present study is one of the first of its kind to be undertaken in the foothill areas of the Bhutan Himalaya particularly focusing on the sub-tropical broad-leaved forest. Therefore, the present study generated important ecological and climatological

information.

The study clarified that Gomtu series revealed high diversity represented by both species and families (Fig. 6). However, this trend may be influenced by the different sizes of the study plots. Therefore, it is recommended to take up standard plot size in future and the present study serves as a baseline study.

The present study suggests that such important pristine forest ecosystem deserves to be well protected, conserved and managed properly for the future generation. This forest ecosystem also harbors diverse fauna such as Royal Bengal Tiger, Asian Elephant, among many important species. Hence deserves to be managed sustainably, and also should be widely known to academic society through scientific study of this kind.

ACKNOWLEDGEMENT

The team would like to thank Prof. Ohsawa for his guidance and advice. Finally the team would like to thank Dr. Tetsuya Kitazawa, who helps to translate and acts a referee for the project.

REFERENCES

- Grierson, A. J. C. and Long, D. G. 1983-2000. Flora of Bhutan Vol. I. Part 1,2,3. Vol. II. Part 1,2,3 and Vol. III. Part 1,2. Edinburgh.
- Gyaltshen, D. 2013. Structural and floristic composition of the natural sal (*Shorea robusta*) forest along the hills of Gomtu, Southern Bhutan. BSc. Thesis. College of Natural Resources.
- Hara, H. 1968. Photo album plants of Eastern Himalaya. Inoue Book Company, Tokyo.
- Kikvidze, Z. and Ohsawa, M. 2002. Measuring the number of co-dominants in ecological communities. Ecological Research 17: 519-525.
- Kira, T. 1991. Forest ecosystem of east and south east Asia in a global perspective. Ecological Research 6: 185-200.
- McCune, B. and Mefford, M. J. 1999. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- Noltie, H. J. 1994-2000. Flora of Bhutan Part 1 and 2, vol. 3. Royal Botanic Garden, Edinburgh.
- Numata, M. 1983. Ecological studies in the Nepal Himalayas. In: Numata, M (ed.), Structure and Dynamics of Vegetation in Eastern Nepal. Laboratory of Ecology, Faculty of Science, Chiba University, Japan.
- Ohsawa, M. 1993. Latitudinal pattern of Mountain vegetation zonation southern and eastern Asia. Journal of Vegetation Science 4: 13-18.
- Ohsawa, M. 1987. Vegetation zones in the Bhutan Himalaya. In: Ohsawa, M (ed.) Life Zone Ecology of Bhutan Himalaya II. Chiba University, Japan: 1-71.
- Parker, C. 1992. Weeds of Bhutan. National Plant Protection Centre Simtokha, Roral Government of Bhutan, Department of agriculture, Thimphu, Essen and Exeter.
- Pearce, N.R. and Cribb, P.J. 2002. The Orchids of Bhutan, vol. 3, part 3. Royal Botanic Garden.
- Polunin, O. and Stainton, A. 1984. Flowers of the Himalaya. Oxford Univ. Press. New Delhi.
- Pradhan, R. 1998. Wild Rhododendrons of Bhutan. Quality Printers, Kanthmandu.
- Stainton, A. 1988. Flowers of the Himalaya. A supplement. Oxford University Press. New Delhi.
- Tagawa, H. 1995. Distribution of lucidophyll oak-laurel forest formation in Asia and other areas. Tropics 5: 1-40.
- Tang, C. Q. and Ohsawa, M. 2009. Ecology of sub-tropical evergreen broad-leaved forests of Yunan, south western China as compared to those of south western Japan. Journal of plant research 122: 333-50.

ブータンヒマラヤの亜熱帯広葉樹林における植物多様性と 森林構造に関する研究

WANGDA Pema¹, PRADHAN Rebecca², GYALTSHEN Dorji,
TENZIN Karma, Pema, D.K. GHEMIRAY, OM Kunzang,
and NORBU Tshewang

本研究の目的は、ブータンヒマラヤ南山麓において人間の脅威にさらされている亜熱帯林を理解し、その動態を解明することで、生物多様性の保全および自然林の管理に資することである。植生に関する詳細な解析により 168 種が確認された。亜熱帯要素の常緑広葉樹である *Schima wallichii* は 3 シリーズ全てで最も普遍的な優占種であった。Gomtu シリーズでは、相対的に土壌の薄い場所では *Shorea robusta* が優占する一方、それ以外の場所では多様な高木種が優占していた。Pasakha シリーズでは *Aphanamixis polystacya*, *Duabanga grandiflora* 等が、Dechiling シリーズでは主に *Syzygium cumini*, *Persea minutiflora*, *Altingia excelsa* が優占していた。デンドログラムにより調査地の森林は 6 つのタイプに区分された。1: 河畔林タイプ, 2: True Oak-Laurel forest タイプ, 3: *Schima-Castanopsis* (常緑広葉樹林) タイプ, 4: *Shorea robusta* (亜熱帯季節林) タイプ, 5: *Salix tetrasperma* (湿地性落葉樹林) タイプ, 6: *Altingia excelsa* (遺存性常緑広葉樹のレフュジア) 林タイプ。本研究で確認された森林タイプの体系は、優占種とその環境要求に基づいたものである。それゆえ本研究で得られた情報は、ブータンヒマラヤの亜熱帯性広葉樹林のよりよい管理計画作成のために重要な基礎情報として役立つ。 (北澤哲弥訳)

1: 森林公園サービス管理局 2: 自然保護王立協会

ケニア，ナイロビ国立公園とその周辺の人為的景観下における ヒョウの保全生態学

山根裕美¹

ナイロビ国立公園に生息する野生のヒョウの行動や食性をモニタリングすることで，都市で人と共に生活をするヒョウの実態が明らかになった。ペットで飼われているイヌがヒョウに襲われてしまうことや，ヒョウやライオンが住宅地に出没することが野生動物になじみのない人々にとっては苦痛になっているという問題が明らかになった。現在のところ，ナイロビ周辺では，ヒョウが人を襲うといった被害はない。これは，以前から人とヒョウが一定の距離を保ち，お互いの関係を築きあげてきた結果である。しかし，急激な開発でこの関係が崩れつつある。

I. 研究の背景

世界各地で，「人々の生活」と「野生動物の保全」が対立し，その共存のありかたが問われている。ケニアは，1970年代の急激なゾウ個体数減少のため，1977年より野生動物を殺すことは禁止されている。現在は生物多様性保全に形を変え，引き続き狩猟禁止の立場を取っている。野生動物を楽しむ観光客が世界中から集まり，いわば「野生動物の楽園」といったイメージで観光立国として知られている。ところが実際は，野生動物による人身被害，家畜や農作物被害に悩む住民との間に深刻な問題を引き起こしている。

本研究は，ナイロビに棲む野生のヒョウに注目し，都市に棲むヒョウとそこに住む人々の関係を調査した。ナイロビにおけるヒョウの研究は1970年代にHamiltonが実施して以来である(Hamilton 1981)。現在ヒョウは，密猟や生息域減少のため個体数減少が著しい。ワシントン条約では附属書Iに記載され(CITES 2006)，保全

の順位が高いにもかかわらず，調査が難しいことからあまり研究されてこなかった。現在ケニアで実施されている唯一のヒョウ研究である。対象地域は，都市に隣接した人為的影響の強い地域で，生息地の減少から個体数減少の危機に直面していると考えられる。

本研究の目的は，個体数や行動圏をはじめとしたヒョウのおかれている状況を把握し，ヒョウの地域的絶滅を回避する保全対策案を提案するとともに，地域住民の野生動物被害を軽減することで，生活水準の向上を目指すものである。

II. 調査対象地とその概要

ナイロビ国立公園はケニアの首都ナイロビの中心から，わずか7kmに位置しながら，100種以上の哺乳類が生息しており，世界的に見ても大変ユニークな地域である(図1)。1946年にケニア初の国立公園として設置された。面積は117km²，南側は谷が自然境界となっており，それ以外は電気柵がめぐらされている。公園南

1: ケニア野生生物公社
2014.1.6 受付 2016.1.29 公開

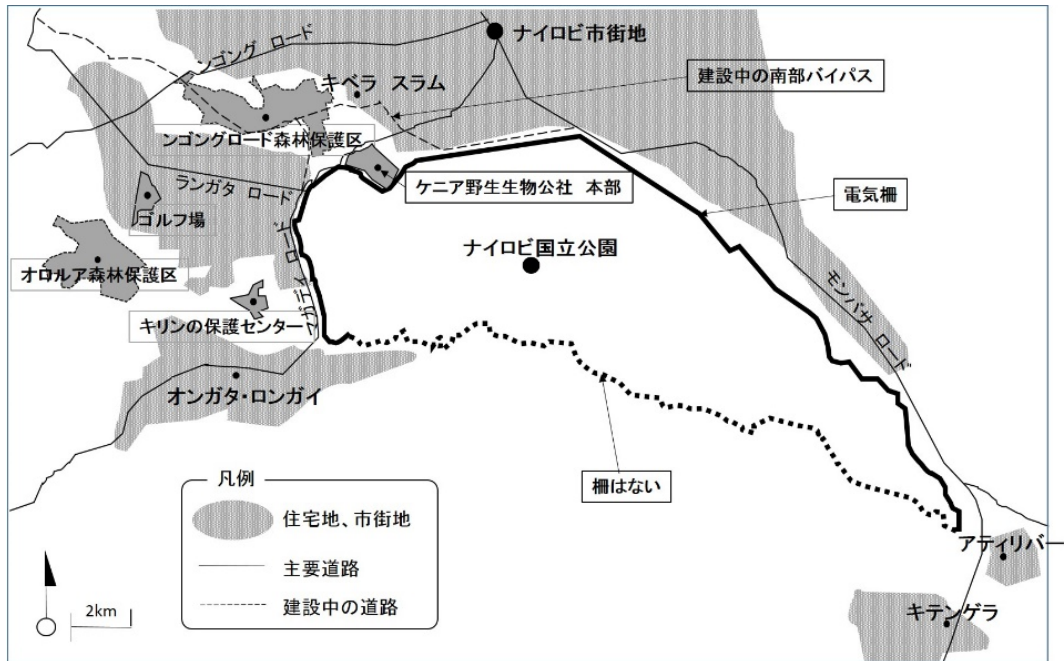


図1 調査地地図

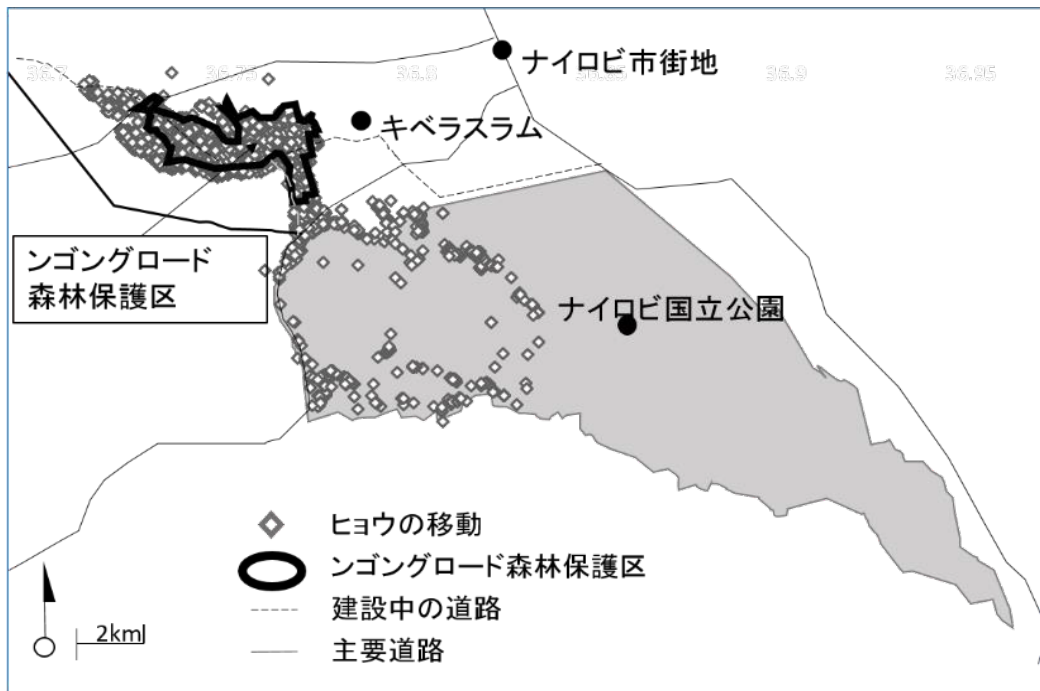


図2 メスの行動. GPS 首輪を装着したメス, 1 個体の行動を地図上に表したもの. 国立公園の中と外を利用している

部には牧畜民のマサイが居住し、家畜被害が深刻になっている。人口増加に伴うナイロビの急激な都市開発によって、人々の生活様式が急速に変化している。新しい道路、商業地や宅地開発が進められ、都市機能の充実を最優先にした大規模な政策がとられている。その結果、森が伐採され、野生動物の生息域が減少している。国土全体の約8%が国立公園や野生動物保護区に指定されており、多くの野生動物は保護区内外を行き来したり、保護区外に生息している。ケニアで国立公園を設置した当初は、爆発的な人口増化など想像していなかったため、野生動物にとって、特に乾季に重要な水場周辺だけを国立公園として指定した。

ケニア政府は、重要な自然資源である野生動物を有効利用することで、観光業による外貨収入を期待しているが、野生動物と居住地を共にしている「住民」と「野生動物」との問題を緩和する具体的な策はなく、住民は多くの不満を抱えて

いる。地域住民は、野生動物を自ら不法に殺すことで、自己の生活を護るという手段に出ている。都市ナイロビにおける野生動物と都市開発は、今後、アフリカの各地でも直面する可能性が高いであろう問題であると推測できる。

III. 調査方法

1. GPSの首輪をヒョウに装着し、社会行動および地形によって制限される行動圏を明らかにしていく (Betram 1982)。
2. センサーカメラを設置し、個体数、生息場所を明確化する。
3. 糞を収集し内容を調べ、野生動物と家畜をどのような割合で捕食しているかを明らかにする。
4. ヒョウおよび野生動物に関する地域住民への聞き取りを実施する。

5. 地域住民への半構造的インタビューの実施

ヒョウは世界中で最も広範囲に分布している大型ネコ科の動物で、高い適応力を持つことが知られている (Bailey 1993)。都市化が進むなかで野生動物の生息場所が減少し、餌となる草食動物が少なくなってしまうと、家畜を襲うようになる (Bruce 2004)。本研究の結果から野生動物被害の社会的問題解決方法を提案する。ヒョウに対するマイナスのイメージを取り除き、人との共存を目指した「保全」と「地域住民との問題の緩和」システムを構築が可能となる。

IV. 調査結果

1. GPS首輪を用いた、ヒョウの行動域調査

GPS内蔵の首輪をヒョウに装着し、その正確な位置を調べた。ヒョウの捕獲が大変困難であることと、首輪が高価であることから、現在までに5頭に首輪を装着した。このGPS首輪にはラジオのシグナルを発信するVHFも併用されている。GPSは1時間毎に位置情報を記録し、6時間毎に携帯電話回線を利用してインターネット経由でパソコンにデータが送信される。これでは、現在地を知ることが困難であるため、VHFの電波をアンテナで受信し現在地を知ることによって、ヒョウの直接観察の可能性を高くしている。

現在までに、5頭のヒョウを捕獲し麻酔をしたうえでGPS首輪を装着した (Aniruddha 2010)。そのうちの4頭がメスでありオスの個体は1頭であった。5頭のメスのヒョウのうち3頭はオスと行動域が重なっていた。捕獲したときのメスの年齢はすべてが推定3歳以下の若い個体であった。また、5頭すべてが、国立公園の中と外を自由に行き来していることがわかった。移動は谷沿いに移動することが多かった。

図2のひし形でプロットされた部分がメスの

ヒョウの行動を示したものである。灰色の部分が国立公園である。メスのヒョウが国立公園の外にまで行動範囲を広げていることがわかる。さらに、データを分析すると、この個体は外で過ごす時間のほうが長くなっていることがわかった。ナイロビ国立公園の北部は、森が多く残る高級住宅街であるが、近年、急速に宅地、道路開発が進んでおり、野生動物の生息域減少が懸念されている。Mizutani et al. (1998) の調査と比べても、ナイロビのヒョウが行動範囲を広げていることがわかった。

2. センサーカメラを用いた個体識別

国立公園内に設置したセンサーカメラによって撮影されたヒョウの写真や、国立公園の訪問者によって撮影された写真をもとに個体識別を実施した。その結果、ナイロビ国立公園に7頭のヒョウと2頭の子供が生息していることがわかった。これに加え、写真がなく目撃情報にとどまっている個体があるので、推定12頭前後のヒョウが生息していると考えることができる。

図3の図左はセンサーカメラによって夜間に撮影されたもの、右図は訪問者によって撮影されたものである。背中模様から同一個体と判明した。それぞれの撮影場所は4 kmほど離れ

ており、このヒョウの行動圏を知る上でも重要な資料となった。ヒョウの個体識別で最も難しいのは、識別をするための資料となる写真の数が少ないことである。ヒョウを目撃しても写真を撮ることが難しいため、なかなか個体識別をできるような鮮明な写真を入手できないのである。写真が入手できたとしても、体の同じ部位が撮影されているとも限らない。頭部では眉間の上の模様や目じりの模様、首では黒い斑点の形など、いくつか個体識別に有用な部位を検証することができた。

個体識別された、8頭の成獣の写真(図4)。BM3がオスで、その他の7頭はメスである。2012年8月29日現在、Oloonjuaは2頭の子供がいることがわかっている。

3. 糞分析

ヒョウの糞をひろい、その内容物から何を食べているかを分析する(Bothma 1986, 1994)。ヒョウの糞には獣毛が含まれているため、それを採取、洗浄し顕微鏡を用いて獣毛の表面の模様を観察した。

糞分析結果が出る前に実施した住民への聞き取り調査で、家畜を飼育している地域住民の間では「公園周辺のヒョウは家畜を好んで捕獲している」と思われていたが、糞分析の結果、家

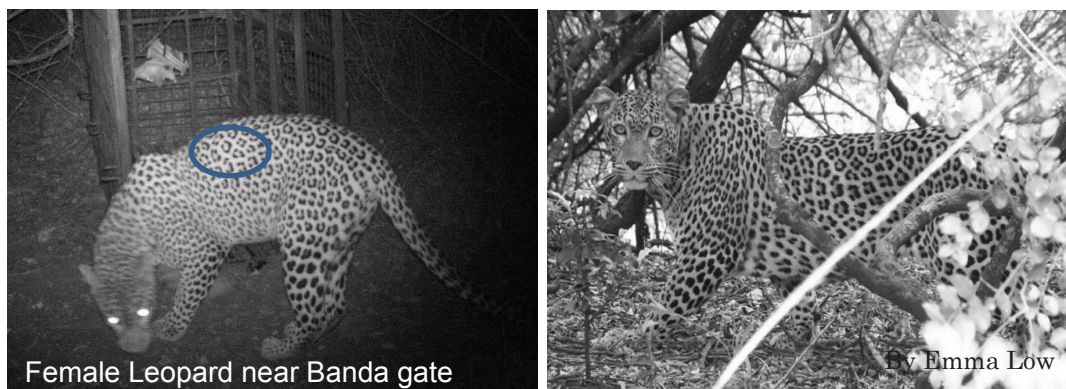


図3 センサーカメラによる個体識別

畜 21 %，野生動物 79 % の割合で，野生動物を多く食べていることがわかった（図 5）。しかしながら，この先森林が失われ，ヒョウの餌となる野生動物がいなくなってしまうと，家畜に依存せざるを得なくなるであろう。

また，この地域で特徴的なのは谷部の岩場に生息しているハイラックス類が重要な食料となっていることがわかった。またインパラについても季節を問わず年間を通して捕食されていた。さらに家畜では中型のヤギ，ヒツジが捕食の対象となっており，今回の調査ではウシ，ロバの捕食はみられなかった。また，特徴的であったのはイヌを捕食していた。地域住民へのインタビューからも，イヌが襲われたという情報が得られており，野犬だけでなく夜間のセキュリティや，愛玩動物として飼育されているイヌが標的となっている事実が明らかになった。

4. 住民への聞き取り調査

聞き取り調査の結果，出身部族や生活様式に

よって，ヒョウおよび野生動物に対する知識や感情が異なっていた。ナイロビ国立公園の北部外側住宅地では，夜間の警備員をしている人の半数以上が，この地域にヒョウが出没することを知っていた。また，ヒョウに対して恐怖感を抱いていないと答えた。しかし，住宅街に住む住民の 9 割が，ヒョウの存在を知らず，またヒョウやライオンといった野生動物に対して恐怖を抱いていた。

一方，国立公園のすぐ南側は牧畜民のマサイの人々が家畜とともに暮らしている地域である。彼らは動物に対する恐怖感はなく，野生動物と生活の場を共にしていることを，当然のこととして受け止めている。しかし，小規模な牧畜を生活の糧としている彼らにとって，害獣の問題は深刻であるため，生活を護るために野生動物を殺すのは当然であるという回答が多くみられた。

この結果からもわかるように，地域，民族，

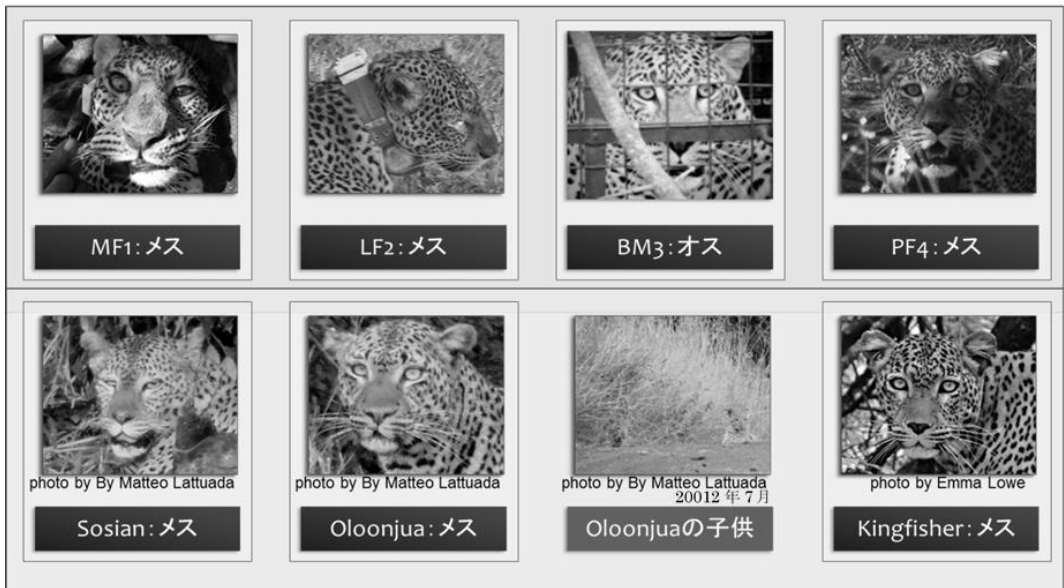


図 4 ナイロビ国立公園とその周辺のヒョウ

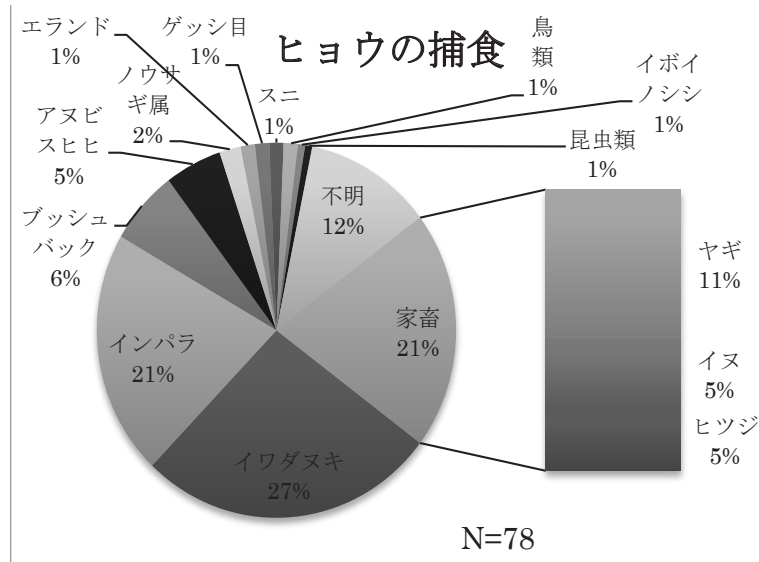


図5 ヒョウの捕食（糞分析結果）。ヒョウの糞より採集した獣毛を分析した結果を表した円グラフ

生活様式によって野生動物との関係が全く異なっていることがわかった。本調査を始める前は、ヒョウが牧畜を生業としている人々にとって、害獣となってしまっていることが、人と野生動物との関係を悪化させ、野生動物保全を難しくしているのだと、この地域では考えられていたが、実際には、ペットとして飼っているイヌが殺されてしまったり、人々がレクリエーション目的で利用しているゴルフ場などに出没するヒョウに対する恐怖心などが、人々の生活に不安を与えていることがわかった。国立公園の中で見る野生動物は歓迎され、少しでも国立公園の外で目撃されるものは害獣になってしまうのである。

V. 今後の活動

1. 地域住民へのケア

地域によっても異なるが、ヒョウが人へ危害を加えないかどうかを、もっとも住民が気にしていた。調査結果より、今のところ、ヒョウは人目を忍んでひっそりと暮らしていると言える

が、時々、人間の居住地に現れて、イヌや家畜を襲うことがある。

被害届はKWS（ケニア野生生物公社）に被害者から直接、または地域の住民から主に電話によって伝えられる。その後KWS内の、PAC（Problem Animal Control Team＝害獣対策チーム）に連絡が入る。チームが現場にかけつけるといった対応となっている。ヒョウによる被害があった場合は本プロジェクトがPACの依頼を受けて地域住民へのケアを実施している。被害状況の把握、罠の設置、特に国立公園北部の住宅街では、ヒョウに出会った時の対処法をアドバイスしている。ヒョウの警戒心が強いという性質を利用して、罠を仕掛けることで設置場所に近づかなくなる傾向にある。この措置は地域住民の精神的苦痛を和らげるのに役立っている。

2. ヒョウ保全へむけて、今後の活動

ヒョウをはじめとした野生動物を保全するためには、まず、地域住民への被害を減らし、住民の暮らしの安全を確保しなければならない。



図6 一般的な家畜の放飼場

家畜を殺されてしまった場合、補償金が支払われることもあるが、金額が実際の市場価格の半額ほどになっていること、申請から受取までに時間がかかる、被害を証明するのが難しい、補償金を支払う側の資金が十分でないなどの理由から、補償金制度は持続的でないといえる。

事例として、牛を1頭だけ飼育して、そのミルクを売って生計を立てていたシングルマザーが、牛をライオンに殺され収入がなくなってしまった。家畜の損失が死活問題になっている。これらをふまえて以下の活動が有効であると考えている。

3. 夜間家畜用の小屋の設置

ヒョウやライオンといった野生動物に家畜を襲われることが大変深刻でありながら、現状では、彼らが夜に家畜を入れておく家畜囲いは図6のようなものが一般的なもので、食肉獣にとって大変簡単に侵入できてしまうものである。屋根付きで壁があり、野生動物の侵入を防ぐことができる小屋を設置することで、家畜被害を

減少することができる。家畜が襲われるうち夜間に襲われてしまうのが66%を占めている。ヒョウの性質から、壁に隙間がなく屋根があり、さらに壁は深さ1mほど地下までほりさげたものでなければ、侵入を防ぐことができない。また、ヒョウが他の害獣に比べ運動能力が高いことから、ヒョウが進入不可能な畜舎を設置することで、ライオン、ハイエナといった他種の侵入を防ぐことが可能である。

4. コミュニティに対する啓蒙活動

地域住民に対して「野生動物を殺さない」ことを啓蒙していく。どのようにしたら野生動物被害を最小に抑えられるかということを住民に普及するためのワークショップを開催する。また、いかに野生動物や自然資源が大切なものであるかを伝えていく必要がある（Goldman 2003）。

5. 野生動物からの利益を直接コミュニティへ分配

観光産業から得る利益は、実際に野生動物と



図7 大規模な道路建設

居住地を共有し、野生動物被害に苦しんでいるコミュニティまで届かないのが現状である。コミュニティが野生動物を利用して利益をえるようなシステムを構築することが必要である (Igoe 2002)。聞き取り調査の中でも、「なぜ自分たちは野生動物と居住地を共にし、被害に遭っているのに、我慢しなくてはならないのか?」「野生動物を殺さないことで、利益を得、生活水準を向上させることができるのであれば、野生動物を殺さない」「どうやったら、利益を得ることができるのか?自分たちにはスキルがない」といった問題が露呈した。

6. なぜ、今、この活動が必要なのか?

本調査の結果たくさんのことがわかってきた。ナイロビは大都市でありながら多くの自然を残してきたことが、結果的に都市でありながら多くの野生動物の生息を可能としてきた。しかし、近年の急激な土地利用の変化が野生動物の生息域を奪っている (図7)。また、ナイロビのベッドタウンともいえるキテンゲラやオンガタ - ロンガイといった町が急速に拡大して

いる。

草食動物の減少すると、食肉獣の餌がなくなり、家畜を中心にたべるようになる。すると人も襲うようになる。実際、インドのムンバイではヒョウが人を襲う事故が相次いでいる (Athreya 2006)。しかし、現在のスピードでナイロビの開発が進むと、近い将来同様の事が起こり得る。野生動物が人を襲うようになると、野生動物に対する人々の不満を抑えることが難しくなる。野生動物を見たら殺すという事態が予想される。

また、ケニア国内のヒョウの数は不明で、多くの地域で知らないうちにヒョウの数が減少し、絶滅してしまう危険性がある。そのためにも個体識別調査、個体数調査は大変重要となっている。

野生動物の行動・性質を理解したうえで「保全」と「地域住民との軋轢緩和」を戦略的に構築していくことが求められている。

謝辞

京都大学大学院アジア・アフリカ地域研究研究科アフリカ地域研究専攻山越 言准教授, ケニア野生生物公社 (Kenya Wildlife Service) のレンジャー Jackson Lopeiyok 氏にはひとかたならぬご協力をいただいた。この場を借りて感謝の意を表する。

文献

Aniruddha, V. 2010. Use of xylazine hydrochloride-ketamine hydrochloride for immobilization of wild leopards (*Panthera pardus fusca*) in emergency situations. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 41: 331-333.

Athreya, V. 2006. Is relocation a viable management option for unwanted animals? - The case of the leopard in India. *Conservation and Society* 4: 419-423.

Bailey, T.N. 1993. *The African Leopard: ecology and behaviour of a solitary felid*. Columbia University Press.

Bertram, B.C.R. 1982. Leopard ecology as studied by radio-tracking. *Symposium of the Zoological Society of London* 49: 341-352.

Bothma, J. D. P. and Le Riche, E.A.N. 1986. Prey preference and hunting efficiency of the Kalahari Desert leopard. In: Miller, S.D., Everett, D.D. (eds). *Cats of the World: Biology, Conservation, and Management. A Proceedings of the Second International Symposium, 1982*. National Wildlife Federation, Washington D.C. 389-414.

Bothma, J.D.P. and Le Riche, E.A.N. 1994. Scat analysis and aspects of defecation in Northern Cape Leopards. *South African Journal of Wildlife Research* 24(1/2): 21.

CITES. 2006. CITES species database <http://www.cites.org/>.

Goldman, M. 2003. Prititioned nature, privileged knowledge: community-based conservation in Tanzania. *Development and Change* 34: 833-862.

Igoe, J. 2002. National parks and human ecosystems. In: Chatty, D. and Colchester, M. (eds.) *Conservation and mobile indigenous peoples*. Berghahn Books: 77-94.

Mizutani, F. and Jewell, P. A. 1998. Home-range and movements of leopards (*Panthera pardus*) on a livestock ranch in Kenya. *Journal of Zoology* 244: 269-286.

Conservation ecology of wild leopards in the urban landscape in and around Nairobi National park, Kenya

YAMANE Yumi

Relationship between Wild Leopards (*Panthera pardus*) and people in Nairobi has started when the Nairobi became developing as a capital city of Kenya in 1907 (K' Akuma 2007). In the 1950s and later, livestock and the guardian dog predation were addressed serious problem around this area (Royal National Parks 1956). The population of Nairobi has reached over 3 million in 2009 (Ministry of Planning and National Development 2009). The habitat loss of wildlife caused by rapid urbanization. We had been conducted research in and around Nairobi National Park (NNP) which is located 7 km south of the centre of Nairobi, Kenya's capital city. The national park has unique features that contains over 100 species of mammals such as leopards, lions, buffalos and rhinoceroses (Kenya Wildlife Service 2014). It is difficult to believe that the leopards inhabit in human-modified habitats. Patches of indigenous forest, river runs like leaf veins with valleys and riverine forest provide suitable and important habitat for leopards.

The leopard known as a widespread throughout Africa to Asia because of that they are identified as high adaptable to the various environment but endangered large felid (Nowell and Jackson 1996). How leopards are adapted and utilize this urban landscape.

We conducted GPS collared studies on three females and one male in and around Nairobi National Park to investigate Home range size, behaviour and habitat use. And Scat analysis to know their food habit under urbanize landscape and conducted semi-structured interview people around NNP to identify relationship between wildlife and people and their feeling against wildlife. The home range of four leopards are both in and around NNP. They are possible to move residential area. Livestock predation is the serious problem in this area, however leopards prefer to capture Hyraxes and Impala. Feeling against wildlife of people is diverse. Depend on background of people, they have different idea. Especially urbanized people fear large mammals.

We discussed how people in Nairobi and wildlife coexist and share this area. Moreover, we identified the role of NNP for wildlife conservation in Nairobi through this studies.

23rd Pro Natura Fund Overseas Grant

Responses of non-human primate community to forest loss, degradation and fragmentation based on habitat quality analysis in Sabah, Malaysia

BERNARD Henry

During the reporting period between January to September 2013, logging activities has only just begun at some sites in May 2013 in Kalabakan Forest Reserve in central Sabah. Field data collections were made at these sites to gather information on primate species presence-absence data. The main problem encountered during the fieldwork was the rather low encounter rates of primates. Therefore, most information gathered was based on indirect signs of animals' presence, such as through vocalization (Bornean gibbon) and nest (orang utan).

PROJECT BACKGROUND

One of the fundamental matters in conservation biology is determining animal abundance. Knowledge on animal abundance has direct conservation management implications. Such information is vital as a gauge to determine the health or conservation status of an animal population. When assessed repeatedly over the long run, population abundance data can provide information on long term population trends. This is very useful for evaluating the effectiveness of conservation management regimes adopted to manage an animal population. Traditional methods of assessing population abundance in primates have almost always involved repeated field census surveys, counting animals directly or indirectly via their signs, that are typically labour intensive or require large financial resources in addition to time

consuming (Ancrenaz et al. 2005, Sha et al. 2008). They can also be difficult to carry out in dense forest in remote areas due to logistical reasons and especially when large areas need to be covered in difficult terrain such as swampy or mountainous habitats. Yet, it is in these forest types where most primates are commonly found in the tropical rainforests.

Davies (1994) found that, if easily digestible mature leaves are plentiful in an area during periods of drought or during a long dry spell event when other more preferred foods are lacking (such as young leaves, fruits, seeds or flowers), the site can support a relatively large population of leaf eating primates. This indicates that in the absence of preferred food items, mature leaves can be a vital food source for primates. By measuring the overall mature leaves quality, measured in the form of

protein-to-fiber ratio, several studies have shown positive correlations between primate biomass and this index of leaf quality (Davies 1994, Oates et al., 1990, Waterman et al. 1988). These results suggest that primate biomass, and therefore their abundance, at a site may be predicted based on the analysis of protein-to-fiber ratios of mature leaves. This analysis has several advantages over the traditional field census surveys in that it can be done relatively rapidly and hence more cost effective.

The present project is a continuation of an earlier research project with the title “The distribution and persistence of primate species in fragmented and converted forest landscape in Sabah, Malaysia” (see Appendix 1). A new component on habitat quality analysis based on protein-to-fiber ratio of leave samples is included. It is a collaborative research project between the Institute for Tropical Biology and Conservation’s Unit for Primate Studies Borneo, Universiti Malaysia Sabah and Primate Research Institute of Kyoto University, Japan.

STUDY OBJECTIVES

The objective of the extended research project is to quantify the habitat quality at the different sampling sites based on the leaf quality index measured as protein-to-fiber ratios of mature leaves to clarify the relationship of folivores primate abundance and leaf quality index. In doing so, this study will provide a new dimension to assess the effect of logging on the abundance and persistence primate community.

PROJECT PLAN AND ACHIEVEMENTS

In Phase 1 of the earlier project (2011/2012) - based on direct and indirect sightings of primates across a gradient of habitat disturbance, which captured the “before” treatment effects (i.e., prior to logging

and fragmentation of habitat), we have confirmed the presence of nine out of the total of 10 species of non-human primates found in Sabah in all of the surveyed sites within the SAFE (Stability of Altered Forest Ecosystem) project area (see <http://www.safeproject.net>). In our initial analysis using occupancy probability of primates presence/absence data collected over a period of 12 months (Nov. 2011-Oct. 2012), we found no evidence of differential habitat disturbance effects on the primate community. We also found no evidence supporting differential habitat disturbance effects on the primate community based on animal body size or feeding habit. The lack of such evidence is rather surprising and it is likely due to the artifact of small data set of our study. Further analyses will be carried out with more data collected. Interestingly, however, the presence of eight species of primates within the heavily logged forest sampling sites, which included Bornean endemic species and species of high conservation concern such as the orangutan, proboscis monkey and Bornean gibbon, showed that even highly disturbed forests are still valuable for primate conservation. The project is ongoing and is now in its early stage of Phase 2 where the “during” treatment effects (i.e. the initial stage of logging and clear felling activities) will be investigated. In this phase, data collection will take place following exactly the same procedure and research protocol as those in Phase 1. Phase 2 will run for a period of 12 months from May 2013 to April 2014.

For the new component of the project, collections of leaf samples and chemical analyses will be conducted following procedure described by Hanya and Bernard (2013). The principal investigator has collected mature leaves samples of 16-20 dominant tree species from 10 sampling sites, namely

Kalabakan FR (8 sites), Maliau Basin Conservation Area (1 site) and Klias (1 site), respectively. Samples were collected in the months of June to August 2013. A total of 196 mature leave samples were successfully collected, dried and are now being kept at the Institute for Tropical Biology and Conservation, Universiti Malaysia Sabah (UMS). Analyses are being carried out on the nutritional contents of the plants namely, crude protein, crude lipid, fiber and ash. Chemical analysis for all plant samples are carried out at the lab of the Institute for Tropical Biology and Conservation in UMS as permission to take large number of leave samples out from Sabah is difficult and time consuming. Crude lipid analyses have been completed for leave samples from Klias. All samples are now analysed for crude protein and fiber.

In connection with leaf samples analysis, the principal investigator is spending a three month period, from 2nd September to 30th November 2013 at the Primate Research Institute in Kyoto University, Japan. In Japan, the main activities to be carried out are discussion on pooling results of chemical analyses from different sampling sites in Sabah and Kalimantan, preparing a draft concept research manuscript and finalizing the draft of other research papers. Due to the unforeseen delay in getting chemicals for running the analyses, much of the data needed are yet to be obtained. Though discussion on pooling the results from the chemical analyses is ongoing, the actual data pooling will only take place after November 2013.

While the principal investigator is in Japan, three draft manuscripts entitled “The distribution and persistence of primate species in a disturbed forest landscape in Sabah, Malaysia”, “The feeding ecology of the proboscis monkey in Klias Peninsula,

Sabah, Malaysia”, “Terrestrial mammal species richness and composition in small forest patches within an oil palm landscape in Sabah, North Borneo” have been produced. These papers are going to be finalized and submitted for publications.

FUTURE PLAN

While phase 2 of this project will continue, further collection of leaf samples from the field, if necessary, will be conducted from December 2013 to November 2014. Chemical analysis will be conducted at ITBC in UMS during the same period. The drafts of the main papers produced in Japan will be finalized during this period, and submitted for possible publication. During this period also, the principal investigator will make field visits to assist research assistants and students to do field census surveys for Phase 2 of the ongoing project and to prepare for data collection of Phase 3 which will take place beyond the current proposed research project. All future plan and activities of this project will have no new financial obligation from ProNatura Foundation, as the balance of the grant awarded by ProNatura are sufficient to sustain the research activities of the project.

References

- Ancrenaz, M., Gimenez, O., Ambu, L., Ancrenaz, K., Andau, P., Goossens, B., Payne, J., Sawang, A., Tuuga, A., and Lackman-Ancrenaz, I. 2005. Aerial surveys give new estimates for orangutans in Sabah, Malaysia. *PLoS Biology* 3: 1–8.
- Davies, A.G. 1994. Colobine populations. In: Davies, A.G. and Oates, J.F. (eds.). *Colobine Monkeys: Their Ecology, Behaviour and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge: 285-310.
- Hanya, G. and Bernard, H. 2013. Functional response to fruiting seasonality by a primate seed predator, red leaf

- monkey (*Presbytis rubicunda*). *Tropical Ecology* 54: 383-395.
- Oates, J.F., Whitesides, G.H., Davies, A.G., Waterman, P.G., Green, S.M., Dasilva, G.L. and Mole, S. 1990. Determinants of variation in tropical forest primate biomass: New evidence from west Africa. *Ecology* 71: 328-343.
- Sha, J.C.M., Bernard, H. and Nathan, S. 2008. Status and conservation of proboscis monkeys (*Nasalis larvatus*) in Sabah, East Malaysia. *Primate Conservation* 23: 107-120.
- Waterman, P.G., Ross, J.A.M., Bennett, E.L. and Davies, A.G. 1988. A comparison of the floristics and leaf chemistry of the tree flora in two Malaysian rain forest and the influence of leaf chemistry on populations of colobine monkeys in the Old World. *Biological Journal of the Linnean Society* 34: 1-32.

マレーシアサバ州での生息地の質の評価に基づく森林の喪失、劣化、断片化に対する霊長類の反応

BERNARD Henry

2013年1月から9月までの間に、カラバガン森林保護区のいくつかの場所で、2013年5月に伐採が開始された。調査では、おもに各種霊長類の在・不在について資料を収集した。調査中の問題は、霊長類との遭遇頻度が低いことだった。そのため、生息状況についての分析は、間接的な資料（テナガザルの音声、オランウータンのネスト）によった。直接霊長類を目撃した事例は少なかった。（半谷吾郎訳）

23rd Pro Natura Fund Overseas Grant

Reproductive Ecology of the world's biggest flower —Towards *in situ* and *ex situ* conservation

DIWAY Bibian M.¹

This study was conducted at Naha Jaley where *Rafflesia* population was newly discovered in Sarawak, Malaysia in 2012. The life cycle of the flower was investigated aiming at to determine the growth development of the buds to the blooming period and mortality rate of buds. We found that the *Rafflesia* buds of 2 cm diameter took 15 months to grow before blooming. During blooming, the flower produced awful smell and it has attracted flies visiting the flower. We have identified three species of flies visiting the blooming flower that could be pollinator agent. Mortality among buds was observed at two sites, Sungai Bukau and Sungai Koboho. We found that from a total of 12 buds recorded at Sungai Bukau 83 % died whereas nine buds recorded from Sungai Koboho in March 2013 all are still alive until the last assessment in October 2013. The two sites are different in soil condition. The soils in Sungai Bukau are more sandy, shallow top soils and humus and constantly affected by periodic flood especially during raining season. At Sungai Keboho, the top soils are deeper and rich in humus. It is possible that soils nutrient and environmental disturbance affect the mortality of buds.

INTRODUCTION

Rafflesia, the biggest flower in the world is a parasitic plants without leaves, stem and roots and is therefore completely dependent on its host plants, the *Tetrastigma* veins, for water and nutrients. It is patchily distributed in the South East Asia region from Kra Isthmus in Thailand to Peninsular Malaysia, Sumatra, Java, Borneo and the Philippines Island (Mat-Salleh 1991, Nais 2001). The unique biological features and its mysterious reproductive biology plus threat to its population put many *Rafflesia* species in the IUCN Red list as a critically endangered species (<http://www.iucnredlist.org>). In Sarawak, Malaysia *Rafflesia* is a totally protected plant under the Wild Life Protection Ordinance 1998.

There are 3 species of *Rafflesia* found in Sarawak: *Rafflesia haseltii*, *Rafflesia tuanmudae* and *Rafflesia precei*. The population distribution of *Rafflesia haseltii* in Sarawak is only confined at the south-western most of Sarawak at Tanjung Datu in the Lundu district (it is also found at Peninsular Malaysia and Sumatera island). *Rafflesia tuanmudae* in the early days was only confined to the south-western region, at Gunung Gading National Park in Lundu district and later also found at Padawan in Kuching district and Gedong at Serian district and at Lanjak Entimau Wildlife Sanctuary in Lubok Antu district (Fig 1). *Rafflesia precei* is only recorded at Murud Mountain in Lawas district the north-eastern region of Sarawak. There is no record of *Rafflesia* found in

¹: Botanical Research Centre, Sarawak Forestry Corporation
Received 2013.11.29 Published 2016.1.29



Fig. 1 Distribution of *Rafflesia* species in districts of Sarawak (Map source: Forest Department Sarawak 2015)

the central region of Sarawak despite the possibility of its occurrence near Hose Mountain at Belaga district at the central part of Sarawak (Nais 2001).

The discovery of *Rafflesia* within the Belaga district in 2012 at the central region is a new record for Sarawak. Preliminary investigation of morphological characteristic based on matured bud taken from the catchment area and open flower from Sungai Bukau shows that most of the morphological characteristic are similar with *Rafflesia keithii* and some other are similar with *Rafflesia tuan-mudae*. Because of its unique biological features and new record to Sarawak plus that its location at Naha Jaley is part of Bakun Dam reservoir area, it is very important and interesting that further study to be carried out to gather detail information on the reproductive ecology of *Rafflesia* at Naha Jaley for future conservation plan as *Rafflesia* is becoming a prominent symbol for

conservation efforts.

Unlike other plants of same group that has consistent flowering development, the life cycle of *Rafflesia* that begins from seeds development to budding then flowering is varies from one species to other species depending on size of the flower (Nais 2001). It is also very interesting for scientist to discover what phenomenon trigger *Rafflesia* buds developed from its host plants and what factors influenced its survival. Not all *Tetrastigma* vein will produce *Rafflesia* flower. The mortality rate among buds particularly in the early development stage reported as very high, 50 % to more than 90 % and sometimes 100 % especially in species with very large flower (Masni 1984, Hidayati 2000, Nais 2001).

Therefore, the purpose of this study is to monitor the buds development mainly at two locations near the village at Naha Jaley. By monitoring the monthly



Fig. 2 Location of Naha Jaley, Belaga (Map Source: Forest Department Sarawak 2015)

buds development we are hoping to understand the pattern of growth and mortality rate. Though the project is only for one year we are also hoping to observe some factors that may influence the success of buds development at Naha Jaley. In addition, we are trying to propagate the host plant of *Rafflesia* hoping that the host will grow and produce some buds for future studies.

MATERIALS & METHODS

Study Site

Naha Jaley is located in the remote area of the Belaga District (Fig. 1) at upper Balui River the main river that flowing into Bakun Dam. The main access point to Naha Jaley is from Bintulu town using 4WD to Bakun Dam which takes about 3 to 4 hours and by boat from the dam to a small village called Uma Balui, Naha Jaley for another 3 hours (Fig. 2). The

village is occupied by the Kayan community, one of the ethnic groups in Sarawak. Before impoundment of Bakun dam in 2010 there were more than 200 families stayed in the longhouse. In 2009 half of the families at Uma Balui have move to resettlement area at Sungai Asap leaving behind less than 100 families. The communities here are farmers that planting hill paddy and vegetable crops in a shifting cultivation way. They are also forest dwellers and hunters.

Topographically, before the impoundment of the Bakun Dam, Naha Jaley was surrounded by steep hills and valley on both side of the river. The forests including a range of mountains called Hose Range that can be seen from the village was a home for hundreds species of flora and fauna. In fact the area was one of diversity hotspot in Sarawak. During the Wildlife Monitoring and Rescue Operation at Bakun Dam area before the dam impoundment a total of 86 animal

and 349 plant species were recorded (Dagang et. al. 2012). After the impoundment a total of ~ 695 km² of the forest area became submerged. The present forests especially at Naha Jaley are the remaining biodiversity hotspot in this area.

Field survey and data collection

Several field visits to Rafflesia site at Naha Jaley was carried out from November 2012 to October 2013 following a visit in March 2012 to Bakun Logging Camp where the Rafflesia occurrence in the area was officially reported. Apart from Rafflesia population at Bakun Logging, two other populations were found first by the local communities at Sungai Bukau and Sungai Keboho. Both of these new populations are just few kilo meters away, less than 10 km, from longhouse Uma Balui (Fig. 3).

Buds presence in each sites were counted, labelled and diameter across each buds were measured and re-measured during each visit. Open flower of Rafflesia were observed. The species identification of Rafflesia Naha Jaley in this study is based on single collection of mature bud, open flower and

rotten flowers. We refrained from collecting more samples mainly due to protective, conservation and rarity of the plant. Species morphological character were described and compared with other species based on the flower size, pattern of perigone lobes, patterns of diaphragm, patterns of windows, ramenta, number of anthers, size of aperture and number of process. Surrounding sites condition was described though soils tests were not covered in this study.

RESULTS

The discovery of Rafflesia population at Naha Jaley

The existence of Rafflesia at Naha Jaley has long been known by the local communities but never reported to the Sarawak Forestry Corporation (SFC) or Sarawak Forest Department or other relevant government agencies. It was officially reported and recorded after a visit in March 2012 by a group of Sarawak Forestry Corporation staff with Dr. Yayoi Takeuchi. Buds of Rafflesia were found at GPS position N 02 ° 23' 22" and E 113 ° 58' 50", the Bakun Logging Camp.

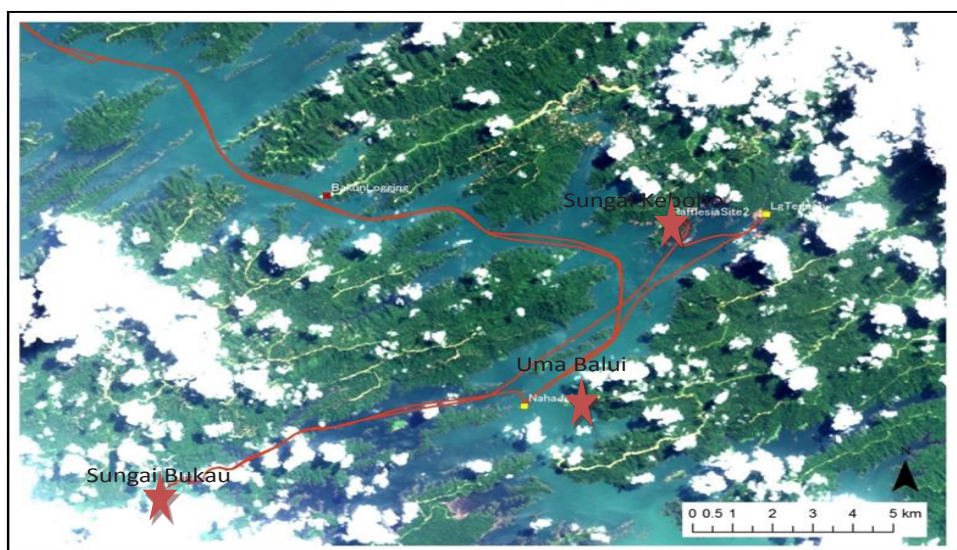


Fig. 3 Landsat map taken in July 2013 showing Rafflesia site at Naha Jaley

The site is within water catchment in an active timber harvesting area. A total of eight buds were found measuring 3.5 cm to 28 cm across the buds. Under the Sarawak Wild life Ordinance 1998, *Rafflesia* is totally protected plant thus collection of plant's part is strictly prohibited except for permitted research activity with limited collection. The 28 cm bud were taken for species identification driven by statement of Jamili Nais 2001 that *Rafflesia keithii* which currently endemic to Sabah is also possible found at Hose Mountains within the Naha Jaley area.

In November 2012, a research grant was received from Pro Natura Foundation to study the reproductive ecology of the flower for one year and it was very challenging as it is often takes more than 9 months for *Rafflesia* buds to bloom plus very high mortality during early stage of the development. As the local communities of Uma Balui are mostly hunters and farmers and spend most of their time roaming in the forest thus, making them the best informant on the existence of the flower in this area. Two new *Rafflesia* site were discovered by them at Sungai Bukau N 02° 16' 34.6" and E 113° 47' 37.9" in November 2012 and Sungai Keboho N 02° 21' 03.9" and E 113° 54' 13.1"

in March 2013 (Fig 3).

The population site at Sungai Bukau is located on the river bank and often affected by periodic flash flood. The soils are thin, sandy and skeletal. Whereas, the population site at Sungai Keboho is located on rich soils and humus, on the valley of a small stream and unaffected by flood. It is believed that the environmental factors in particular the soil nutrients play role in determining the development and survival of *Rafflesia* development.

During field visit in November 2012 to Sungai Bukau four *Rafflesia* buds and one rotten flower were discovered. The size of buds ranged from 18 to 20 cm across the bud. On 20 to 24 November 2012 one blooming *Rafflesia* were observed. The morphological characteristic description of the flower was mainly based on this open flower. In March 2013 new *Rafflesia* site was discovered at Sungai Keboho and a total of 9 buds were recorded (Table 1). Host plant at Sungai Bukau also produces 12 new buds buds (Table 2). No new bud developed until July 2013. This phenomena shows that development of new buds is most active in early of the year during raining season though buds development actually

Table 1 *Rafflesia* buds recorded and measured at Sg. Keboho (Mar 2013)

Buds No	Diameter (cm)	Developmental Stage
ROP 01	6.5	Stage 2
ROP 02	4	Stage 2
ROP 03	2.5	Stage 1
ROP 04	14.5	Stage 2
ROP 05	12.5	Stage 2
ROP 06	12	Stage 2
ROP 07	25	Stage 3 (mature)
ROP 08	4.5	Stage 2
ROP 09	5.5	Stage 2

Table 2. *Rafflesia* buds present and recorded at Sg. Bukoh (Mar 2013)

Buds No	Diameter across bud	Developmental Stage
RNJ 01	< 2 cm	Stage 2
RNJ 02	5 cm	Stage 2
RNJ 03	< 2cm	Stage 1
RNJ 04	5 cm	Stage 2
RNJ 05	2 cm	Stage 2
RNJ 06	5 cm	Stage 2
RNJ 07	2cm	Stage 2
RNJ 08	< 2 cm	Stage 1
RNJ 09	< 2 cm	Stage 1
RNJ 10	< 2 cm	Stage 1
RNJ 11	< 2 cm	Stage 1
RNJ 12	< 2cm	Stage 1

Table 3 Morphological characteristic of *Rafflesia cf. Keith*.

Plant Part	Morphological description
Ramenta	Different species has different ramenta pattern. Important key for species identification. <i>Rafflesia</i> of Naha Jaley has unbranched apices and some with swollen head (Fig 4b). This pattern is very much similar with <i>Rafflesia keithii</i> . <i>Rafflesia tuan-mudae</i> always with branched apices (Fig 4a).
Perigone lobes	The description of perigone lobes of <i>Rafflesia Naha Jaley</i> is not very clear or has slight different with either <i>Rafflesia keithii</i> or <i>Rafflesia tuan-mudae</i> . The difference could be a variation of either species. Perigone lobes of <i>Rafflesia Naha Jaley</i> has similar shape with <i>Rafflesia tuan-mudae</i> but white warts present on the lobes are of more or less the same size but does not interspaced with numerous smaller white warts such as in <i>Rafflesia keithii</i> . The white warts on perigone lobes of <i>Rafflesia tuan-mudae</i> are not uniform in sizes. The numbers of white warts across the base of lobe in <i>Rafflesia</i> of Naha Jaley are more than 8, but less in <i>Rafflesia tuan-mudae</i> .
Diaphragm	The present of concentric rings of white warts each surrounded by red brown margin on the diaphragm of <i>Rafflesia Naha Jaley</i> is similar with <i>Rafflesia keithii</i> (Fig 5).
Anthers	The number of anthers countered from 1 blooming and 3 decomposed flowers from Naha Jaley were 40 (2) and 41 (2). In <i>Rafflesia keithii</i> the numbers of anthers were always 40. No information available on number of anther in <i>Rafflesia tuanmudae</i> .

happened throughout the year.

Morphological characteristic of *Rafflesia Naha Jaley*

The description of morphological characteristic of *Rafflesia Naha Jaley* was based on blooming flower taken in November 2012 from Sungai Bukau. The characteristic of perigone lobe, diaphragm, window, processes, anther and ramenta of the flower were described and compared with two closes species: *Rafflesia keithii* and *Rafflesia tuanmudae*. The size of the open flower was 54 cm across and the diaphragm aperture was 12.5 cm across. In *Rafflesia keithii*, the size of open flower ranged from 80 to 90 cm diameter and in *Rafflesia tuan-mudae* was (44-) 56 (-92) cm diameter. The summary of the morphological characteristic of Naha Jaley's rafflesia is as in Table 3. The comparison of morphological character of *Rafflesia Naha Jaley* with *Rafflesia keithii* and *Rafflesia tuan-mudae* was based on description of Nais 2001. However many information on *Rafflesia tuan-mudae* by Nais 2001 was incomplete thus comparison was based on my personal investigation of four blooming and decomposed flower from

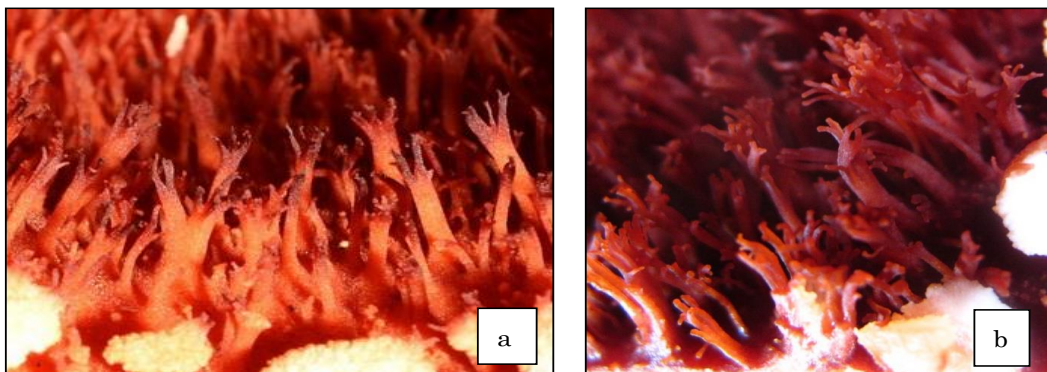


Fig. 4 (a) Ramenta of *Rafflesia tuan-mudae*. (b) Ramenta of *Rafflesia Naha Jaley*

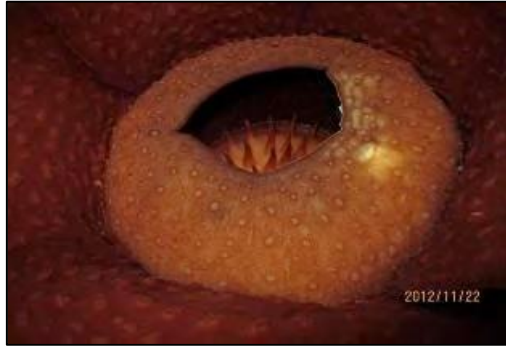


Fig 5. White warts on the diaphragm.

Gunung Gading and Timurang.

The description of *Rafflesia* of Naha Jaley that based on only a single blooming is not sufficient for species confirmation. The morphological characteristics of *Rafflesia* Naha Jaley described during this project are overlap between both species: *Rafflesia keithii* and *Rafflesia tuan-mudae*. It could be a variation of either one or probably *Rafflesia tuan-mudae* is a variation of *Rafflesia keithii* and vice versa. Frequent and detail observation of blooming is required however the distant of study site and travelling cost are restriction to this study. Alternatively, species identification and confirmation can be done through molecular analysis but not cover under this project.

Reproductive development: Life cycle of *Rafflesia*

Life cycle of *Rafflesia* started from the development of buds inside the host (*Tetrastigma* vines) bark. However, little is known how long it takes before the buds emerge from the bark, as the presence of *Rafflesia* buds on host vines only be noticed when there are swollen on the vines (Fig 6a). Once the bark cracked, the young buds whitish pink in colour were exposed but still attached to the vine (Fig 6b). The exposed buds were covered with dark brown bracts until the buds reached maturity stage (Fig 6c and Fig

6d).

Buds development was actively monitored starting March 2013. Based on the growth data it shows that the growth increments was very slow in the early budding stages of less than 5 – 6 cm across. The growth increment of the buds increased rapidly thereafter until it reached maturity at the size of more than 30 cm across. One bud was measuring 35 cm across just before blooming (Fig 6d and Fig 6e). From our monitoring data we found out that from a size of 2 cm diameter the bud takes 15 months to bloom (Fig 7).

Mortality of buds

The mortality among *Rafflesia* buds was observed and it was found out that mortality rate at Sungai Bukau was very high compared to at Sungai Keboho. From a total of 12 buds observed since March 2013 only 2 still alive until November 2013 which mean 83 % died. At Sungai Keboho however all nine buds recorded and labelled in March 2013 were alive and up to last monitoring in early November 2013 four already bloom and another two will bloom together. Cause of bud mortality is unknown and not covered in this study. Based on other reports it was assumed that mortality probably due to lack of nutrient, predation

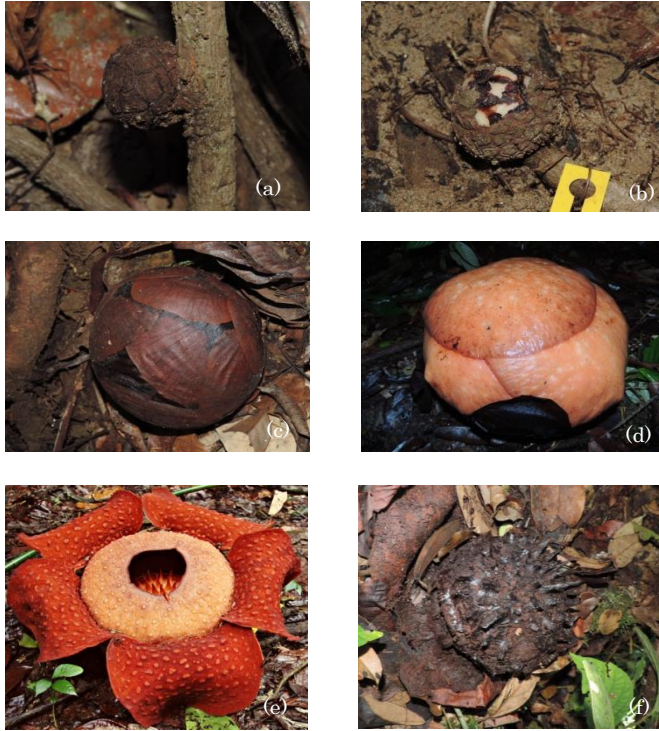


Fig. 6 (a) Rafflesia bud still inside the host's bark. (b) Rafflesia bud emerging from the host's bark revealing pinkish white cabbage. (c) The bud is protected by dark brown bracts during most of development period. (d) Mature bud that ready to bloom exposing brownish orange lobes. (e) Blooming Rafflesia on the third day opening. (f) Central disk that will be hardened to form the fruit

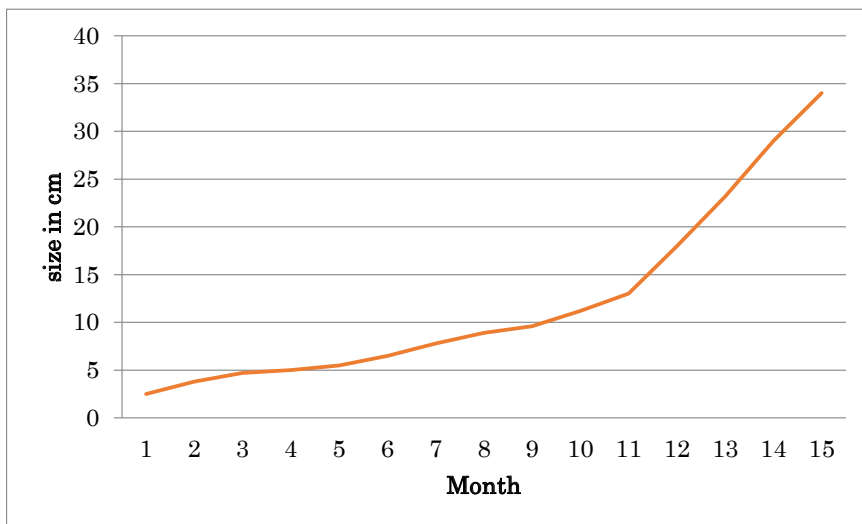


Fig. 7 The monthly growth rate of *Rafflesia* bud (cm)

by animals, infection by wasp larvae. It was always reported also that buds development is sensitive to disturbance. Site at Sungai Bukau is also a picnic area for local communities from Uma Balui thus, the *Rafflesia* site was often visited by public. However it is not proven if constant visit by human contributed to high mortality of buds at this site.

A camera trap, Bushnell, was installed at the study site to record animals visited the site. It was mentioned in previous reports that some animals: the long-tailed mountain rat *Niviventer rapit* has been seen eating buds of *Rafflesia precei* (Nais 2001). Among animals visited the area are including sun bear (*Helarctos malayanus*), bearded pig (*Sus barbatus*), mouse deer (*Tragulus javanicus*), greater mouse-deer (*Tragulus napu*) long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*), porcupine (*Hystrix* sp.), and civet. No record showing those animals disturbed the buds.

Pollinator

Pollination process is another important stage in the life cycle of *Rafflesia*. *Rafflesia* flower produced foul odour when opened and lasted for few days. Insects especially flies were attracted by the odour that came from inside of the flowers. Specimens of flies were collected from the site and handed over to Mr. Het Kaling (Sarawak's entomologist) for identification. All specimens were identified as under order of *Diptera* and represented by three species of different families. One specimen has been identified as *Calliphora* sp. and another two are not identified (Fig 8). However detail observation of flies' activities to confirm if those flies are pollinators were not covered.

In situ and Ex situ conservation of *Rafflesia*

In situ conservation of *Rafflesia* means propagation of the *Tetrastigma* vein at its native origin the Naha Jaley area (Fig 9). Suitable sites for planting were surveyed taking into consideration of accessibility,

free land that does owned by individual, dense canopy cover and rich soils. The *Tetrastigma* veins are common found on moist soils and soils rich with humus, often near stream, under close canopy cover and moderate cold forest floor.

Planting materials consisting of seedlings, stem cuttings and root cuttings were collected from Bakun Logging Camp in July 2013. Immediately after collecting the planting materials were brought back and planted at selected area close to Uma Balui. Some of the cuttings were brought back to our centre at Kuching to be planted in our garden. After four months of planting, two cuttings at Naha Jaley produced young shoots and only one alive at our centre. It is well known that propagation from climbers is not easy and even though the planting materials grow it does not guarantee that the *Rafflesia* will develop from the vein. However conservation and propagation of *Rafflesia* have to start with propagation of it host plant.

CONCLUSION AND RECOMMENDATION

Rafflesia is a holoparasitic plant that depends entirely on its host plant the *Tetrastigma* vine for survival. The discovery of the buds in March 2013 at Naha Jaley, Belaga is a new record to Sarawak as this is the first known population in the central part of the state. Upon discovery of the bud, a follow up research has been carried out since November 2012 until October 2013. During this period comprehensive study has been conducted to examine the reproductive ecology of the flower covering the species identification, life cycle, mortality among buds, pollination and application of ex situ and in situ conservation of the host plant.

The flower has been pre-identified as *Rafflesia* cf. *keithii* as its morphological characteristic overlapping with *R. keithii* and *R. tuan-mudae*. The life cycle of

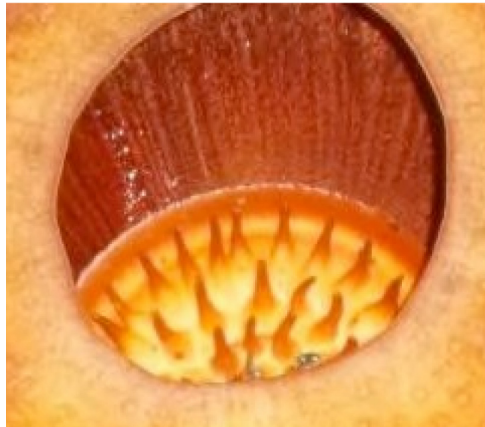


Fig. 8 Top: Flies visiting the flower. Below: the flower-visitor, *Calliphora* sp.



Fig. 9 Propagation of host plant for ex situ conservation of *Rafflesia*

the buds from the size of 2 cm across to blooming stage takes about 13 months. The flower that produces rotting odour has attracted flies visiting the flower

which maybe the potential pollinator agents of the flower. In this study we have found out that at two monitored study sites, mortality rates among buds was

very high at one population at very low (almost 0 %) at another population. Causes of mortality rate among buds are unknown and not covered in this study, though camera trap was installed at one of the sites to monitor the animal activities that we assume could be one of the predators to the buds.

However, in this one year study the findings are not comprehensive enough. Further monitoring and investigation need to be continued. This baseline information is very important for the future conservation management plan for the flower and its habitat. As there are local communities living nearby the *Rafflesia* sites and they were the first person discovered the flower it is very important that the conservation planning to incorporate and benefit them.

Acknowledgements

We would like to thank Sarawak Forest Department for approval of research permit, support from Graduate University of Advanced Studies (SOKENDAI), National Institute for Environmental Studies, Japan, and Centre of South East Asian Studies, Kyoto University for lending us a camera trap.

Special thanks to local communities of Uma Balui especially Mr. Abeng Awing for their support during our field works and safe guard the study site. Last but not least Sarawak Forestry Corporation particularly Miss Lucy Chong for her constant supervision and comments.

References

- Barcelona, J., Pelsler, P., Balet, D. and Co, L., 2009. Taxonomy, ecology, and conservation status of Philippine *Rafflesia* (*Rafflesiaceae*). *Blumea* 54: 77-93.
- Barcelona, J.F., Pelsler, P.B. and Cajano, M.O. 2007. *Rafflesia* *banahaw* (*Rafflesiaceae*), a new species from Luzon, Philippines. *Blumea - Biodiversity, Evolution and Biogeography of Plants* 52: 345-350.
- Barkman, T.J., Bendiksby, M., Lim, S.-H., Salleh, K.M., Nais, J., Madulid, D. and Schumacher, T. 2008. Accelerated Rates of Floral Evolution at the Upper Size Limit for Flowers. *Current Biology* 18: 1508-1513.
- Beaman, R.S., Decker, P.J. and Beaman, J.H., 1988. Pollination of *Rafflesia* (*Rafflesiaceae*). *American Journal of Botany* 75: 1148-1162.
- Bendiksby, M., Schumacher, T., Gussarova, G., Nais, J., Mat-Salleh, K., Sofiyanti, N., Madulid, D., Smith, S.A. and Barkman, T. 2010. Elucidating the evolutionary history of the Southeast Asian, holoparasitic, giant-flowered *Rafflesiaceae*: pliocene vicariance, morphological convergence and character displacement. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 57: 620-633.
- Dagang, P., Sang, J., Demies, M., Diway, B.M., Tisen, O.B. and Chong, L. 2012. Wildlife monitoring and rescue operation at Bakun HEP flooded zone. In: Davis, C.C., Latvis, M., Nickrent, D.L., Wurdack, K.J. and Baum, D.A., 2007. Floral Gigantism in *Rafflesiaceae*. *Science* 315: 1812.
- Hidayati, S., Meijer, W., Baskin, J. and Walck, J., 2000. A contribution to the life history of the rare Indonesian holoparasite *Rafflesia patma* (*Rafflesiaceae*). *Biotropica* 32: 408-414.
- Ismail, G. 1988. Conservation of the giant *Rafflesia* in Sabah, Malaysia. *Trends in Ecology & Evolution* 3: 316-317.
- Koh, L.P. and Wilcove, D.S. 2008. Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conservation Letters* 1: 60-64.
- Mat-Salleh, A., Mohd-Ros, H. and Donna, J. 2006. The Role of Protected Areas in the Conservation of *Rafflesia* in Malaysia Department of Wildlife and National Parks, Kuala Lumpur.
- Masni, J. 1984. Kajian ekologi dan taksonomi *Rafflesia* di Sabah. Tesis Sarjanamuda Sains (Kepujian). Jabatan Biologi, Universiti Kebangsaan Malaysia Kampus Sabah, Kota Kinabalu.
- Meuer, W. 1985. Saving the world's largest flower. *National Geographic Magazine*. 168: 136-140.
- Nais, J. 2001. *Rafflesia* of the World. Sabah Parks, Kota Kinabalu.
- Sodhi, N.S., Koh, L.P., Brook, B.W. and Ng, P.K.L. 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 654-660.

世界一大きな花ラフレシアの繁殖生態に関する研究 —総合的保全にむけて

DIWAY Bibian M.

本研究は、申請者らにより2012年にサラワク州で新たに発見されたラフレシア個体群を対象として行われた。花の成長率、開花期間の訪花者、死亡率の観察を行い、ラフレシアの生活史を明らかにすることを目的とした。観察の結果、2cmの直径の個体から開花までには15ヶ月要することが分かった。開花期間中、花は腐臭を放ち、ハエが花に引き寄せられていた。訪花していたハエのうち、3種を同定することができた。これらのハエは、花粉媒介者である可能性がある。ラフレシア花芽の死亡率はBulau川、Koboho川の2つの個体群で観察を行った。2013年3月にBulau川では12個の花芽を記録したが、2013年9月の時点で83%が死亡した。一方、Koboho川では9個の花芽を記録し、2013年9月においてもすべてが生存していた。2つのサイトでは、土壌タイプが異なる。Bulau川は砂地で表層が浅く、特に雨期には定期的に浸水する。Koboho川では表層が深い腐植土である。土壌の肥沃性や環境のかく乱が花芽の死亡率に影響を与えている可能性がある。

(竹内やよい 訳)

Population structure, regeneration characteristics and conservation strategies of relic *Cathaya argyrophylla* in Southwest China

YANG Yongchuan¹

Cathaya argyrophylla Chun et Kuang (Cathay Silver Fir) is a mono-species: *Cathaya* of Pinaceae. It is a rare and one of the most endangered relict gymnosperm species endemic to China thus has been named as the 'giant panda' of the plantkingdom. *C. argyrophylla* is very valuable in the research of plant evolution and phytogeography. The understanding of habitat and population status of this species has up to now been limited because of insufficient investigations and researches, especially in recent 30 years. We investigated the habitat characteristics and population structure of this Tertiary relict species in the Dalou Mountains, located on the boundary of Chongqing Municipality and Guizhou Province, Southwest China. On the basis of quantitative data on floristic composition as sampled in 22 plots, four plant communities containing *C. argyrophylla* were identified: (1) *Cathaya argyrophylla*-*Pinus massoniana*-*Cunninghamia lanceolata* community, (2) *Cathaya argyrophylla*-*Cyclobalanopsis gracilis*-*Cunninghamia lanceolata* community, (3) *Cathaya argyrophylla*-*Fagus hayatae* community, (4) *Cathaya argyrophylla*-*Cyclobalanopsis gracilis* community. *C. argyrophylla* mainly occurred in narrow ridges and seldom gathered in hat-shaped crest flats at the altitude from 1250-1750 m close to the highest peaks of the mountains. 522 living individuals and 25 dead (above 1.3 m in height) and 44 seedlings (under 1.3 m in height) were found in the 22 plots with the area of 7340 m² covering most of the distribution sites of this species in Dalou Mountains. The *C. argyrophylla* trees studied had a maximum DBH (diameter at breast height, 1.3 m above ground level) of 59.5 cm (c. 270 years old) and an average of 11.9 cm (c. 85 years old), with a maximum height of 24 m, averaging 7.7 m. The population showed an inverse-J type of regeneration pattern in the study area, while the recruitment limitation of seedlings was very obvious in recent years. *C. argyrophylla* is a long-lived pioneer and mainly dominates in the canopy layer. Our study on the ecology of *C. argyrophylla* yields a scientific basis for recommendations for the conservation of its natural populations.

INTRODUCTION

The mountain regions of Southwest China harbor high plant diversity and rich Tertiary relicts and endemism, and are glacial refugia for many plants (López-Pujol et al. 2011, Tang et al. 2013a, 2013b). Most of this region was never covered by ice-sheets during the Last Glacial Maximum (LGM)

and thus becomes one of the most important global Pleistocene refugia for lineages that evolved prior to the late Tertiary and Quaternary glaciations (Wang and Ge 2006). China has experienced a major loss of natural habitats, particularly from the 1930s onward, mainly due to the overlogging of forests for timber, fuelwood, and paper, as well as from the conversion

¹: Faculty of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, China
Received 2013.12.16, Published 2016.1.29

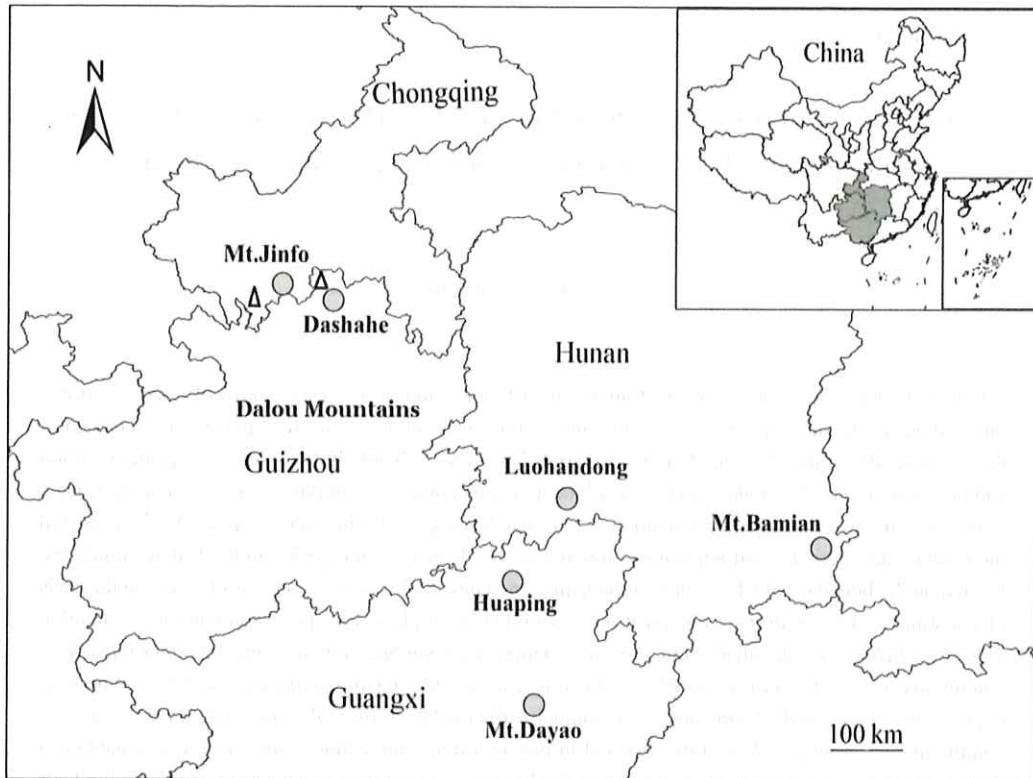


Fig.1 The distribution of *C. argyrophylla* (○) in China and investigation sites (△) of this research

of natural forests into mono-specific plantations and croplands (Tang et al. 2013a). In the subtropical region, vegetation grows in a multidimensional pattern, the dominant vegetation being the evergreen broad-leaved forest. Topographic features are very important for creating diverse patches for the survival of many relic species (Tang et al. 2012).

Cathaya argyrophylla Chun et Kuang (Cathay Silver Fir, Pinaceae) has been categorized as a palaeoendemic, with a fossil history dating at least to the Cretaceous and ever widely distributed in Eurasia from Pliocene to Miocene (Xie and Chen, 1999). It is a rare and one of the most endangered relict gymnosperm species endemic to China, and has been named as the ‘giant panda’ of the plant

kingdom (Wang and Ge 2006). It’s now only found in limestone karst area in Southwest China and Central-south China. The total individuals of the species is about 4,006 and can be divided into four relatively large populations distributing on Dalou Mountains (1,888 individuals), Mt. Yuechengling (1,096 individuals, Huaping and Luohandong), Mt. Dayao (143 individuals) and Mt. Bamian (879 individuals) (the locations see Fig.1). However, each large population still consists of several small patches. Mt. Jinfo and Dashahe of Dalou Mountains contain largest number of big trees (400 individuals, $H \geq 5$ m) and total individuals (1,056), respectively (Feng 2006).

Because of its unique systematic position in

Table. 1 Climate characteristics of the Dalou Mountains

Meteorological observation station	Mt. Jinfo	Dashahe
Altitude (m)	1905.9	1435
Mean annual temperature (°C)	8.3	11.2
Monthly mean temperature for July (°C)	17.9	21.1
Monthly mean temperature for January (°C)	-2.3	0.5
Extreme maximum temperature(°C)	29.1	33.1
Extreme minimum temperature(°C)	-14.4	-11.4
Mean annual precipitation (mm)	1382.1	1255.2
Mean annual relative humidity (%)	89	86

Climate data from Feng (2006).

the family Pinaceae and importance in the studies of palaeoclimate and palaeogeology, *C. argyrophylla* has attracted many investigations on different aspects of its biology and ecology just after it was named in 1958 (Chun and Kuang 1958, Wang 1990). Most of the research on the ecology aspect of *C. argyrophylla* was intensively conducted in late 1970s and 1980s, including its contemporary natural distribution, community classification, population biomass, population regeneration and growth characteristics (Wang et al. 1964, Ying et al. 1983, Xu and Liu 1983, Guan and Chen 1986, Qi and Xiao 1988, Xie and Chen, 1999). However, the forest management policy and biodiversity conservation efforts have been largely changed in the recent 30 years, such as the establishment of Mt. Jinfo National Natural Reserve and Dashahe Provincial Nature Reserve, resulting in the *C. argyrophylla* patches and their matrix vegetation changed consequentially. Basic information on the current population size, structure and regeneration of this species is still scanty. Such information is essential to the development of effective conservation strategies.

The aim of the present study was to (1) investigate the distribution pattern, population structure and

regeneration of *C. argyrophylla* trees, as well as the floristic composition in their habitats, and (2) recommend methods of conservation.

METHODS

Study site

The Dalou Mountains are a range of limestone mountains running 300 km north east to south west across the Yunnan-Guizhou Plateau spanning Guizhou Province and Chongqing Municipality, SW China (Fig.1). At 2,251 m, Mount Jinfo in Nanchuan District, Chongqing Municipality is the highest peak. Dalou Mountains are refugia of many Tertiary relicts, such as *Ginkgo biloba*, *Cathaya argyrophylla*, *Davidia involucrate*, *Liriodendron chinensis*, *Cercidiphyllum japonicum*, *Tetracentron sinense*, *Emmenopterys henryi*, *Tapiscia sinensis*, *Euptelea pleiosperma*, *Taxus chinensis*, *Torreya fargesii*, *Keteleeria davidiana*, *Amentotaxus argotaenia*, *Pseudotsuga sinensis* etc. (Yang et al. 2011, Tang et al. 2012). The altitudinal distribution range of *C. argyrophylla* was found to be 1250-1750 m. The two meteorological observation stations are just covered the range. According to the records (Table. 1), climate of Dalou Mountains is subtropical monsoon, with

a mean annual precipitation of 1255.2-1382.1 mm, of which 80 % occurs in the summer months June-September. Mean annual temperature is 8.3-11.2 °C, with a monthly mean maximum temperature of 17.9-21.2 °C in July and a minimum of -2.3-0.5 °C in January. The mean annual relative humidity is 86-89 %.

The mountain forests are structurally and floristically heterogeneous responding to factors such as climatic conditions, topographic situation, and human activities. The remnant small patches containing *C. argyrophylla* are scattered in Mt. Jinfo National Natural Reserve in Chongqing Municipality and Dashahe Provincial Nature

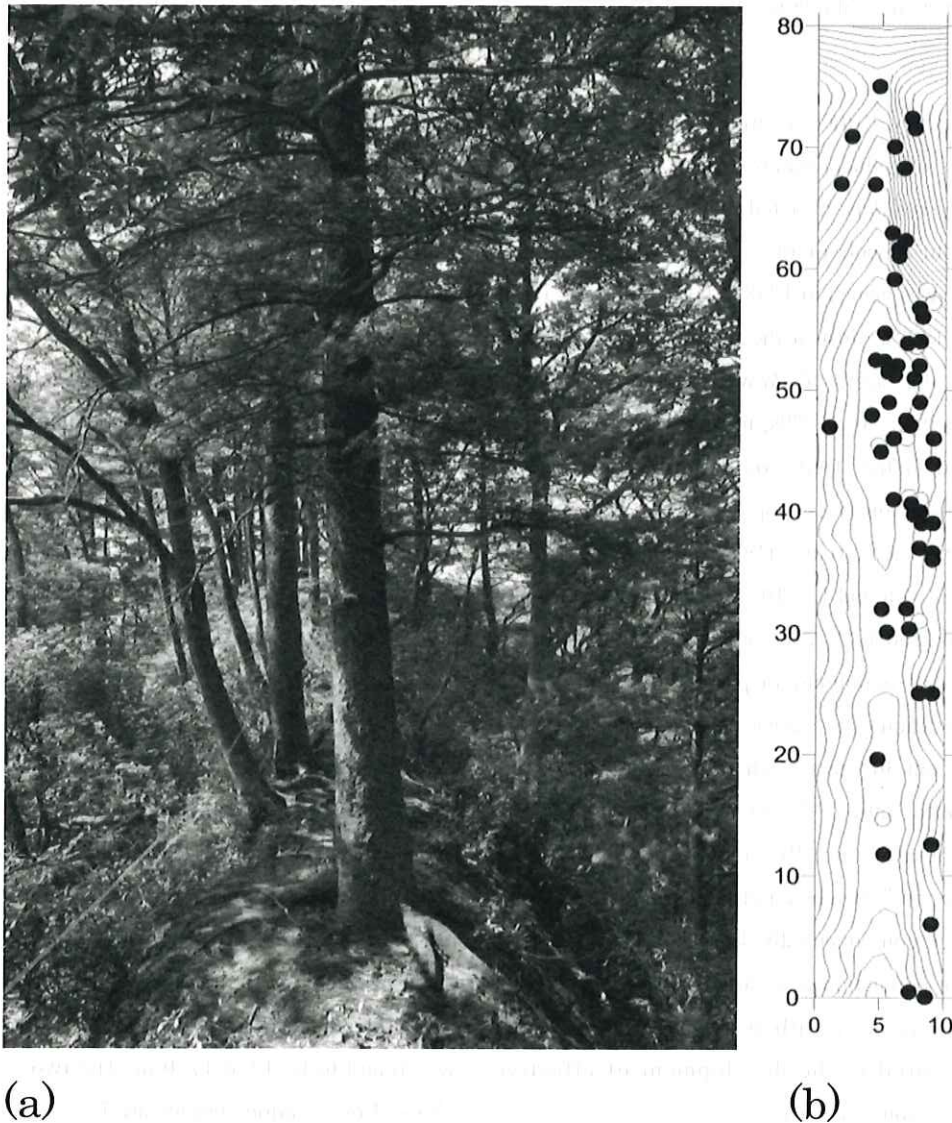


Fig. 2 The spatial distribution of *C. argyrophylla* along a narrow ridge: (a) in actual stand; (b) in micro-topography ●Living individuals, ○ Dead individuals

Reserve in Guizhou Province. According to the size and accessibility of the fragmented forests, we established 22 plots to abundantly represent various plant community types containing *C. argyrophylla*. 12 plots were established in Mt. Jinfo National Natural Reserve and the other 10 in Dashaha Provincial Nature Reserve. The plot sizes range from 45 m² to 800 m².

Field data

We recorded all the species and measured their diameters at a height of 1.3 m (DBH) and the height of woody species ≥ 1.3 m tall in the 22 plots. The coverage and maximum height of each species in the herb layer were recorded. Each tree seedling was identified, measured by height, and counted. In this study, young individuals lower than 1.3 m were counted as seedlings. We measured contours and drew micro-topographic maps. The location of each individual was mapped for each plot. Thirty trees of the *C. argyrophylla* were sampled at a height of

1.3 m using increment borers. The dominant species were determined according to the relative basal area (RBA) of each species (Ohsawa 1984). Plant communities were classified using TWINSpan. The PCORD program was used to perform the analysis (McCune and Mefford 1999). The field work was carried out from October of 2012 to August of 2013.

RESULTS AND DISCUSSION

C. argyrophylla mainly thrive in narrow ridges (2-3 m wide, see Fig. 2), occasionally gathering in hat-shaped crest flat. Their habitats are relatively stable but with dry and thin soil. A typical micro-topography map in a ridge habitat is shown in Fig. 2b.

Stands characteristics

In total, 110 woody species of 65 genera in 30 families were recorded in the 22 plots containing *C. argyrophylla* (Table 2). TWINSpan clearly distinguished four forest groups at the division level two: (1) *Cathaya argyrophylla*-*Pinus*

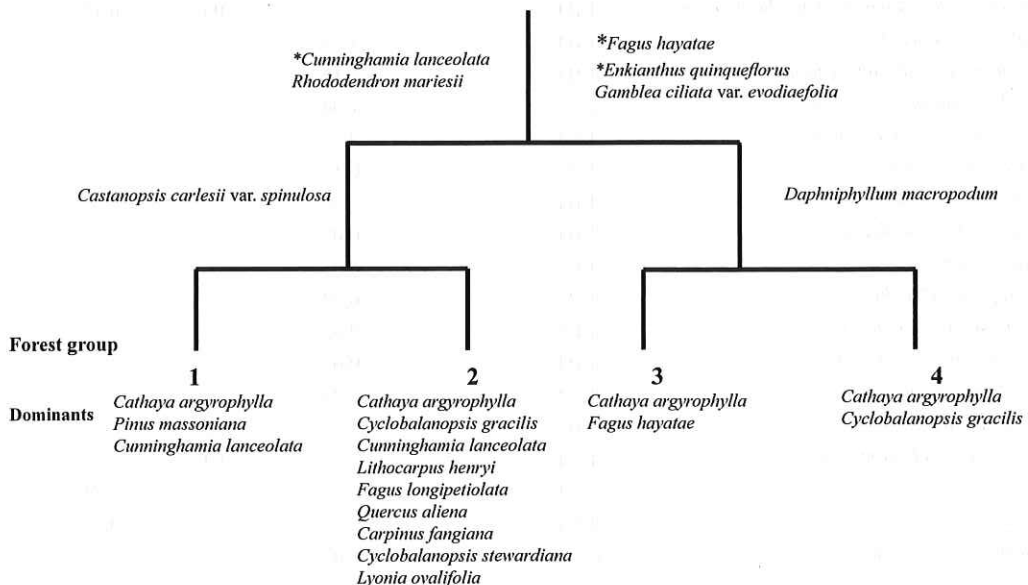


Fig. 3 TWINSpan classification of 22 plots, and dominants in each forest group. Indicator species for each division are shown. *=Species occurred as dominant species

Table 2 Floristic composition of woody species(height≥1.3 m) for the four forest groups

Forest group		Group1	Group2	Group3	Group4
Altitude (m)		1250	1425-1580	1485-1700	1750
No. of Plots		2	10	8	2
Plot size (m ²)		250-450	100-600	45-640	800
Species	Life form	RBA(%)	RBA(%)	RBA(%)	RBA(%)
<i>Cathaya argyrophylla</i>	ECT	44.42	37.55	40.06	52.54
<i>Cunninghamia lanceolata</i>	ECT	16.20	6.36		
<i>Pinus massoniana</i>	ECT	20.32			
<i>Pinus kwangtungensis</i>	ECT	0.10			
<i>Taxus wallichiana</i> var. <i>chinensis</i>	ECT		0.37		
<i>Pinus taiwanensis</i>	ECT		2.35		
<i>Juniperus formosana</i>	ECT		1.06		
<i>Cephalotaxus fortunei</i>	ECT			<0.01	
<i>Torreya fargesii</i>	ECT				0.27
<i>Schima sinensis</i>	EBT	1.84	1.12	0.51	0.07
<i>Polyspora speciosa</i>	EBT	1.23		0.07	
<i>Elaeocarpus japonicus</i>	EBT	3.99	0.46		
<i>Castanopsis carlesii</i> var. <i>spinulosa</i>	EBT	3.10			
<i>Quercus phillyreoides</i>	EBT	0.21			
<i>Cyclobalanopsis gracilis</i>	EBT		12.46	4.92	13.48
<i>Daphniphyllum macropodum</i>	EBT		0.28		5.27
<i>Ilex corallina</i>	EBT		0.05		0.91
<i>Cyclobalanopsis multinervis</i>	EBT		2.44	0.35	
<i>Rhododendron coeloneurum</i>	EBT		1.43	0.33	
<i>Cyclobalanopsis sessilifolia</i>	EBT		0.11	0.06	
<i>Ternstroemia gymnanthera</i>	EBT		0.01	0.01	
<i>Rhododendron longipes</i> var. <i>chienianum</i>	EBT			<0.01	0.19
<i>Lithocarpus henryi</i>	EBT		4.65		
<i>Cyclobalanopsis stewardiana</i>	EBT		3.15		
<i>Cyclobalanopsis oxyodon</i>	EBT		1.04		
<i>Castanopsis platyacantha</i>	EBT		0.75		
<i>Vaccinium laetum</i>	EBT		0.12		
<i>Symplocos stellaris</i>	EBT		0.08		
<i>Daphniphyllum oldhami</i>	EBT		0.08		
<i>Lithocarpus hancei</i>	EBT		0.05		
<i>Metapanax davidii</i>	EBT		0.03		
<i>Neolitsea confertifolia</i>	EBT		0.02		
<i>Symplocos stellaris</i> var. <i>aenea</i>	EBT		0.02		
<i>Neolitsea aurata</i>	EBT		0.01		
<i>Lithocarpus rosthornii</i>	EBT			0.07	
<i>Lithocarpus cleistocarpus</i>	EBT			0.03	
<i>Quercus engleriana</i>	EBT				7.71
<i>Litsea wilsonii</i>	EBT				0.02
<i>Stranvaesia davidiana</i>	EBST	0.23	0.04	0.13	0.04

<i>Lyonia ovalifolia</i>	EBST	0.53	2.59	2.26	
<i>Pieris japonica</i>	EBST	1.34	1.65	1.84	
<i>Microtropis triflora</i>	EBST		0.24	0.01	
<i>Eurya brevistyla</i>	EBST		0.02	0.06	
<i>Camellia pitardii</i>	EBST		0.01	0.02	
<i>Gamblea ciliata</i> var. <i>evodiaefolia</i>	EBST			5.25	3.17
<i>Enkianthus quinqueflorus</i>	EBST			0.91	4.43
<i>Ilex hylonoma</i>	EBST		0.63		
<i>Rhododendron stamineum</i>	EBST		0.26		
<i>Quercus spinosa</i>	EBST		0.22		
<i>Symplocos discolor</i>	EBST		0.15		
<i>Pieris formosa</i>	EBST		0.01		
<i>Illicium micranthum</i>	EBST		0.01		
<i>Osmanthus armatus</i>	EBST		0.01		
<i>Macropanax rosthornii</i>	EBST		0.01		
<i>Symplocos anomala</i>	EBST		0.01		
<i>Lindera fragrans</i>	EBST			0.02	
<i>Ilex suaveolens</i>	EBST			0.01	
<i>Symplocos lancifolia</i>	EBST			0.01	
<i>Lyoniaovalifolia</i> var. <i>elliptica</i>	EBST				2.62
<i>Euonymus alatus</i>	EBST				0.05
<i>Dendropanax dentiger</i>	EBS		0.03	0.05	
<i>Symplocos multipes</i>	EBS		0.03		
<i>Viburnum atrocyaneum</i>	EBS		0.01		
<i>Eurya alata</i>	EBS		<0.01		
<i>Pittosporum podocarpum</i> var. <i>angustatum</i>	EBS		<0.01		
<i>Rhododendron adenopodum</i>	EBS			3.21	
<i>Vaccinium urceolatum</i>	EBS			<0.01	
<i>Cotoneaster salicifolius</i>	EBS				0.15
<i>Berchemia floribunda</i>	EBS				0.02
<i>Liquidambar acalycina</i>	DBT	0.92	1.94		
<i>Ilex micrococca</i>	DBT	0.20		0.08	
<i>Quercus aliena</i>	DBT		3.50	<0.01	
<i>Sorbus folgneri</i>	DBT		0.32	1.47	
<i>Zanthoxylum ovalifolium</i>	DBT		<0.01		0.21
<i>Acer davidii</i>	DBT		0.04		0.26
<i>Fagus longipetiolata</i>	DBT		4.05		
<i>Carpinus fangiana</i>	DBT		3.36		
<i>Toxicodendron succedaneum</i>	DBT		1.00		
<i>Acer sinense</i>	DBT		0.71		
<i>Clethra cavaleriei</i>	DBT		0.56		
<i>Sassafras tzumu</i>	DBT		0.48		
<i>Emmenopterys henryi</i>	DBT		0.33		
<i>Carpinus fargesiana</i>	DBT		0.26		

<i>Betula utilis</i>	DBT	0.05		
<i>Rhuspunjabensis</i> var. <i>sinica</i>	DBT	0.02		
<i>Fagus hayatae</i>	DBT		38.06	
<i>Cladrastis delavayi</i>	DBT			2.80
<i>Cornus oblonga</i>	DBST			4.22
<i>Litsea populifolia</i>	DBST			0.51
<i>Sorbus glomerulata</i>	DBST			0.06
<i>Abelia parvifolia</i>	DBST			0.01
<i>Viburnum sympodiale</i>	DBST	0.01	0.01	
<i>Cerasus dielsiana</i>	DBST	0.42		
<i>Styrax roseus</i>	DBST	0.27		
<i>Platycarya strobilacea</i>	DBST	0.27		
<i>Sorbus megalocarpa</i>	DBST	0.07		
<i>Ficus heteromorpha</i>	DBST	0.06		
<i>Mallotus tenuifolius</i>	DBST	0.01		
<i>Schoepfia jasminodora</i>	DBST		<0.01	
<i>Rhododendron mariesii</i>	DBS	4.16	0.12	0.11
<i>Rhododendron simsii</i>	DBS	1.21	0.08	0.06
<i>Vaccinium henryi</i>	DBS	0.05	0.08	0.54
<i>Viburnum erosum</i>	DBS	0.01	<0.01	
<i>Rhododendron changii</i>	DBS		0.04	0.10
<i>Photinia parvifolia</i>	DBS	0.08		
<i>Corylopsis sinensis</i>	DBS	0.01		
<i>Euonymus sanguineus</i>	DBS	<0.01		
<i>Viburnum setigerum</i>	DBS	<0.01		
<i>Rhododendron platypodum</i>	DBS			0.11
<i>Dipelta yunnanensis</i>	DBS			0.07

Dominant species are indicated by bold face.

ECT: evergreen coniferous tree, EBT: evergreen broad-leaved tree, EBST: evergreen broad-leaved small tree, EBS: evergreen broad-leaved shrub, DBT: deciduous broad-leaved tree, DBST: deciduous broad-leaved small tree, DBS: deciduous broad-leaved shrub, RBA: relative basal area.

massoniana-Cunninghamia lanceolata community, (2) *Cathaya argyrophylla-Cyclobalanopsis gracilis-Cunninghamia lanceolata* community, (3) *Cathaya argyrophylla-Fagus hayatae* community, (4) *Cathaya argyrophylla-Cyclobalanopsis gracilis* community (Fig. 3). The first two groups were distributed in relatively lower altitude and characterized by *Cunninghamia lanceolata* and *Rhododendron mariesii*, typical indicators of anthropogenic disturbances, while the latter two were relatively natural. The co-dominant species

of type 3, *Fagus hayatae* is a typical relic species endemic to Mainland China and Taiwan.

Population structure and regeneration

The relationships ($y = 3.88x + 39.16$, $r^2 = 0.77$, $n = 30$) between age and DBH show a positive correlation (Fig. 4).

In total, 589 individuals of *C. argyrophylla* were found in the 22 plots, of which 522 living individuals and 23 dead (above 1.3 m in height) and 44 seedlings. The populations above 1.3 m tall as a whole had an inverse-J type DBH and age

distribution, with the peak in the size-class 0-10 cm, including 45 to 78 year-old trees (Fig. 5), highly coinciding with the anthropogenic disturbances history. Forest group 1 and group 2 experienced relatively strong anthropogenic disturbances from 1930s to 1970s, mainly due to the overlogging of forests for timber, fuelwood, as well as from the conversion of natural forests into mono-specific plantations (such as *Cunninghamia lanceolata* plantation) and croplands as those in whole China. And the forests containing *C. argyrophylla* have been strictly protected from early 1980s. The regeneration peak of Group 1 and Group 2 occurred just during 1930s to 1970s. On the contrary, Group 3 and Group 4 are far from the human

settlements and difficult accessibility avoiding the direct anthropogenic disturbances, and showed multimodal-shaped DBH distribution (Fig. 6).

C. argyrophylla included a maximum DBH 59.5 cm (c. 270 years old) and an average of 11.9 cm (c. 85 years old), with a maximum height of 24 m, averaging 7.7 m. The regeneration was weak in the recent 40 years, especially in the past 20-40 years (Fig. 5b). Almost all the healthy seedlings were found in sun-exposed sites including canopy gaps and forest edges with thick moss (at least 5 cm) and no surviving seedlings were found in any understory having bamboo, *Fargesia spathacea* with coverage greater than 40 % in any plot. The poor seedling bank in the study forests is apparently due to the

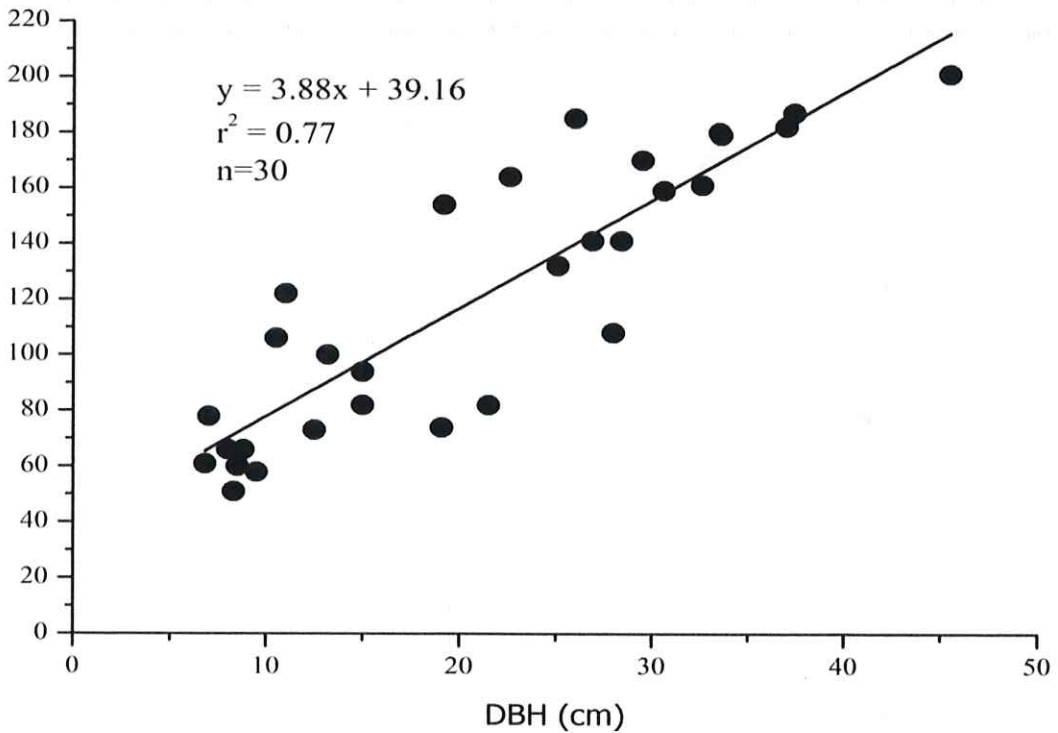


Fig. 4 The relationship between diameters at a height of 1.3 m (DBH) and ages for *C. argyrophylla*.

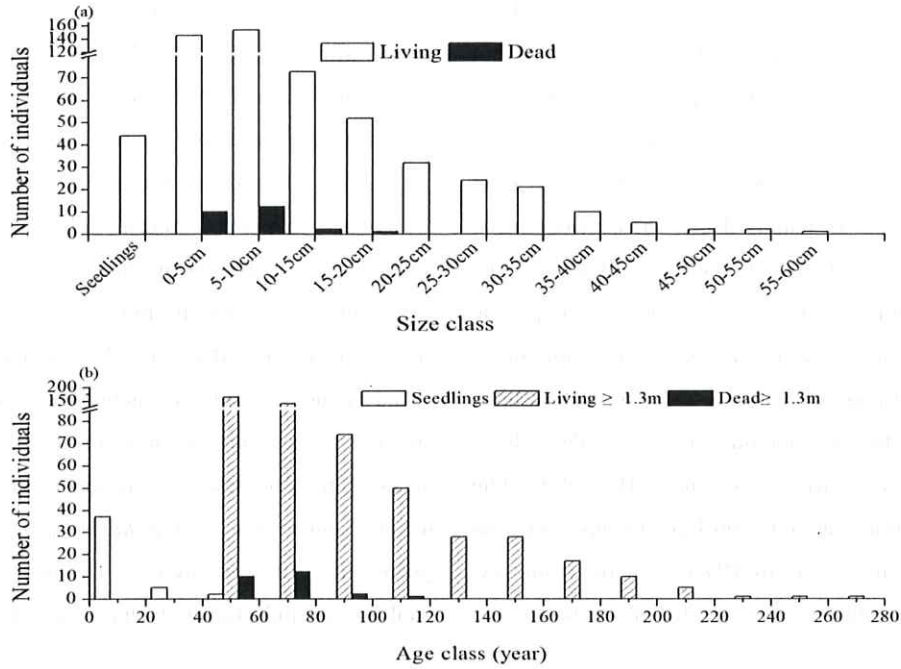


Fig. 5 (a) Size-class frequency distribution and (b) age-class frequency distribution of *C. argyrophylla*. Age of the individuals ($H \geq 1.3$ m tall) was estimated by the forum of Age-DBH relationship ($y=3.88x+39.16$) and those under 1.3 m tall was the counted value.

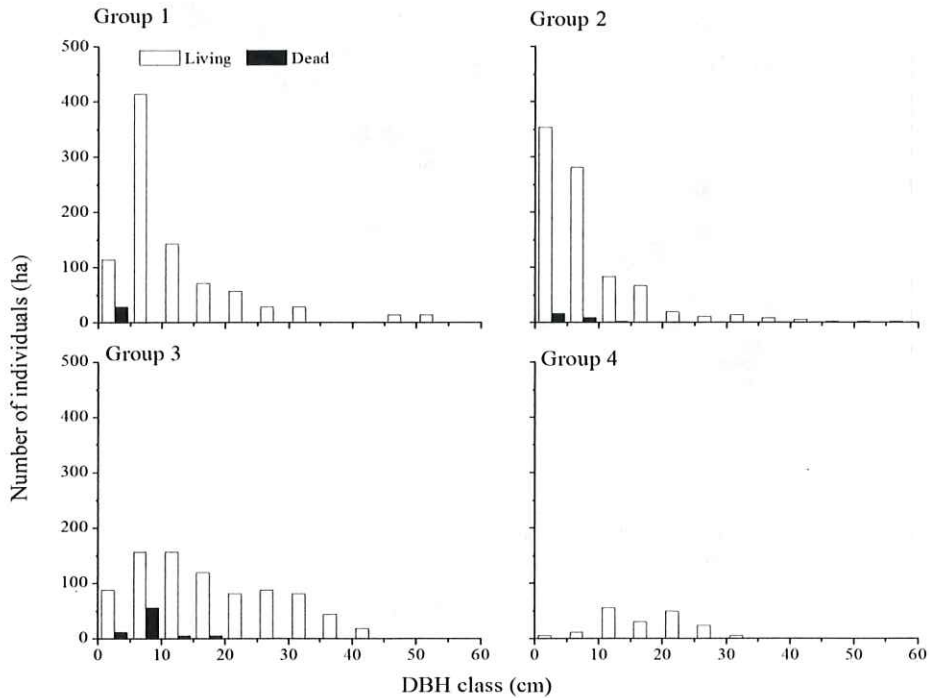


Fig. 6 DBH-class frequency distribution of *C. argyrophylla* in the four forest groups

presence of the shade of other trees and understory dwarf bamboo.

C. argyrophylla is a pioneer tree characterized by unusually low fertility and very low seed germination, seedling survival and growth rates. On average, there are only 4.3 seeds per cone, with as many as 12.2 % of cones producing no seed; in addition, cone production is very low in nature and the percent of seed germination in the field is only 21 % (Xie and Chen 1999). In extreme cases, not a single tree produces viable seeds in some populations. The 10-years population demographic comparison at the same sites in Dashahe showed most of the seedlings ($H \leq 1$ m) disappeared (Table 3). That also means the documented number of *C. argyrophylla* population (in total 4006, including seedlings) of whole China is largely overestimated. Furthermore, some small trees with the size class less than 10 cm were depressed to die under the canopy of other big *C. argyrophylla* trees or evergreen trees (Fig. 2 and Fig. 4a). So, the existing populations of *C. argyrophylla* are declining and are at risk of being replaced by fast-growing, broad-leaved trees (Xie and Chen 1999, Xie et al. 1999).

Conservation

Many Tertiary relict tree species are now represented by only a few living specimens in China. Their conservation is of great concern for China and for the world, because of their rarity and their phylogenetic traits (Tang et al. 2013a, Wang and Ge 2006). Our research on *C. argyrophylla* in Dalou Mountains containing 566 living individuals (including 44 seedlings) covered most distribution sites of the area. Most populations of this species were small in sizes, and the ability to compete with other species and recolonize new habitats is very low for it has been restricted to the cool, moist forests, predominantly on the open slopes and the highest peaks of the mountains. It seems unlikely for the *C. argyrophylla* populations to expand their range without human intervention.

Efforts to conserve *C. argyrophylla* still will focus on *in situ* strategy for there are no successful *ex situ* conservation cases because of special effects of co-existence ectomycorrhizal fungi. Reasonable thinning of companion trees or selected-cutting big branches, especially of those evergreen trees to improve the light conditions for the depressed

Table 3 The *C. argyrophylla* population demographic comparison at some sites between 2003 and 2013

Location	Year	Total No.	Height (m)					
			<0.2	0.2-0.5	0.5-1	1-5	5-10	>10
Shuijingwan	2003	59	1	4	14	11	23	6
	2013	34	-	-	-	6	18	10
Shiziling	2003	100	56	5	7	18	12	2
	2013	48	1	-	1	23	19	4
Shixianglu	2003	148	14	11	10	68	38	7
	2013	107	2	3	2	54	40	6
Shadang	2003	278	141	18	24	71	21	3
	2013	73	2	-	-	36	29	6
Zengziyan	2003	28	10	-	-	2	5	11
	2013	26	10	-	-	1	4	11

Data of 2003 from Feng (2006) and data of 2013 from this research

small *C. argyrophylla* trees is very emergent. Also it is critical to increase the population of seedling bank of *C. argyrophylla* by protecting moss and controlling invasion of dwarf bamboo to enhance recruitment or even transplanting the seedlings of *C. argyrophylla* in gaps to ensure their survival.

ACKNOWLEDGEMENTS

Sincere thanks to Dr. Song Kun of the University of Tokyo for the tree ring analysis. Thanks are also given to Professor Yi Sirong and Mr. Tan Qiuping of Institute of Medicinal Plant Cultivation of Chongqing, Mr. Qi Meng, Mr. Zhou Xia, and Mr. Gao Xiangyang of Chongqing University, and the staff of Management Bureau of Dashahe Provincial Nature Reserve in Guizhou Province for helping our field investigation.

REFERENCES

- Chun, W.Y. and Kuang, K.Z. 1958. A new genus of Pinaceae, *Cathaya* Chun et Kuang, General Nov, from southern and western China. Bot Zhurn 43: 461- 470 (in Russian).
- Guan, Z.T. and Chen, Y. 1986. A preliminary study on the *Cathaya* mixed forest in Jinfushan, Sichuan. Acta Botanica Sinica 28: 646-656.
- Feng, Y. 2006. A preliminary study on the ecological characters of *Cathaya argyrophylla* community and population in Dashahe Natural Reserve. In: The Background Resources of Dashahe Natural Reserve: 520-527. Guizhou Science and Technology Publishing House, Guiyang.
- López-Pujol, J., Zhang, F.M., Sun, H.Q., Ying, T.S. and Ge, S. 2011. Mountains of southern China as “plant museums” and “plant cradles”: Evolutionary and conservation insights. Mountain Research and Development 31: 261-269.
- McCune, B. and Mefford M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Glenden Beach, OR, USA.
- Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. Vegetatio 57: 15-52
- Qi, C.J., Cao, T.R. and Luo, Z.C. 1983. *Cathaya argyrophylla* and *Tsugalongibracteata* mixed forest in the northern part of Yuecheng Ling, Hunan Province. Acta Phytocologica et Geobotanica Sinica 7: 59-66.
- Qi, C.J. and Xiao, Y.T. 1988. Community analysis of *Cathaya argyrophylla* forest on the Bamianshan Mountain of Hunan Province. Bulletin of Botanical Research 8: 169-182.
- Tang, C.Q., Peng, M.C., He L.Y., Ohsawa, M., Wang, C.Y., Xie, T.H., Li, W.s., Li, J.P., Zhang, H.Y., Li, Y., Yang, X.M., and Li, G.S. 2013a. Population persistence of a Tertiary relict tree *Tetracentronsinense* on the Ailao Mountains, Yunnan, China. Journal of Plant Research 126: 651-659.
- Tang, C.Q., Werger, M.J.A., Ohsawa, M. and Yang Y. 2013b. Habitats of Tertiary Relict Trees in China. In: Carsten Hobohm (eds.) Endemism in Vascular Plants: 289-308. Springer.
- Tang, C.Q., Yang, Y., Ohsawa, M., Yi, S., Momohara, A., Su, W., Wang, H., Zhang, Z., Peng, M., Wu, Z. 2012. Evidence for the persistence of wild *Ginkgo biloba* (Ginkgoaceae) populations in the Dalou Mountains, Southwestern China. American Journal of Botany 99: 1408-1414.
- Wang, F.X. 1990. The Biology of *Cathaya argyrophylla*. Science Press, Beijing.
- Wang, H.W. and Ge, S. 2006. Phylogeography of the endangered *Cathaya argyrophylla* (Pinaceae) inferred from sequence variation of mitochondrial and nuclear DNA. Molecular Ecology 15: 4109- 4122.
- Wang, X.P., Zheng, H.Y., He, M.G. and Wang, J.J. 1964. A preliminary study on the *Cathaya argyrophylla* and *Pinuswangii* var. *kwangtungensis* mixed forest and the community characteristics. Acta Phytocologica et Geobotanica Sinica 2: 103-110.
- Xie, Z.Q., Chen, W.L., Lu, P. and Hu, D. 1999. The demography and age structure of the endangered plant population of *Cathaya argyrophylla*. Acta Ecologica Sinica 19: 523-528.
- Xie, Z.Q. and Chen, W.L. 1999. The endangering causes and preserving strategies for *Cathaya argyrophylla*, a plant endemic to china. Acta Phytocologica Sinica 23: 1-7.
- Xu, Y.Y. and Liu, L. 1983. Investigation of *Cathaya argyrophylla* on Shahe forest region of Daozhen

- County in Guizhou Province. *Acta Phytocologica et Geobotanica Sinica* 7: 52-57.
- Ying, T.S., Ma, C.G., Li, L.Q., Zhang, Z.S. and Zhang, W.X. 1983. Studies on the *Cathaya* Communities. *Acta Botanica Sinica* 25: 157-170.
- Yang, Y.C., Mu, J.P., Tang, C.Q. and Yang, K. 2011. Community structure and population regeneration in remnant *Ginkgo biloba* stands. *Acta Ecologica Sinica* 31: 6396-6409.

南西中国における遺存植物ギンサン（銀傘, *Cathaya argyrophylla*) の個体群構造, 再生特徴および保全戦略

楊 永川¹

Cathaya argyrophylla Chun et Kuang (Cathay Silver Fir) (銀杉, ギンサン) は Pinaceae (マツ科) *Cathaya* (カタヤ属) の 1 属 1 種の種である。希少種であるとともに中国固有の最も絶滅に瀕している遺存種裸子植物のひとつであり、植物界のジャイアントパンダと呼ばれてきた。*Cathaya argyrophylla* は植物進化および植物地理学の研究において非常に貴重である。特にこの 30 年間ににおいては十分な調査や研究がなされていないために、本種の生育立地や個体群の状況に関する理解は現在まで限られたものとなっている。我々は南西中国の重慶特別市および貴州省の境界部に位置する Daloushan 山地において、この第三紀遺存種の生育立地の特性や個体群構造に関する研究を行った。22 プロットで得られた植物相構成種に関する定性的データに基づき *Cathaya argyrophylla* を含んでいる以下の 4 群集が認められた：(1) *Cathaya argyrophylla*-*Pinus massoniana*-*Cunninghamia lanceolata* community, (2) *Cathaya argyrophylla*-*Cyclobalanopsis gracilis*-*Cunninghamia lanceolata* community, (3) *Cathaya argyrophylla*-*Fagus hayatae* community, (4) *Cathaya argyrophylla*-*Cyclobalanopsis gracilis* community. *Cathaya argyrophylla* は山地の最も高い山頂に近い標高 1250 ~ 1750 m a.s.l. の主に狭い尾根に出現し、まれに帽子状の頂部平面に集中していた。Daloushan 山地における本種の分布地点をほとんどカバーする 7340 m² の 22 プロットにおいて、522 の生育個体と 25 の枯死個体 (樹高 1.3 m 以上) および 44 の実生 (1.3 m 未満) が確認された。調査した *Cathaya argyrophylla* 個体における胸高直径の最大値は 59.5 cm (およそ 270 年生)、平均値は 11.9 cm (およそ 85 年生) で、樹高の最大値は 24 m、平均値は 7.7 m であった。本調査地における個体群は逆 J 字型の再生パターンを示したが、近年において実生の再生が限られていることは極めて明らかであった。*Cathaya argyrophylla* は長寿命の先駆植物で主に林冠層で優占する。我々の *Cathaya argyrophylla* の生態に関する研究は、自然個体群保全を推奨する科学的根拠を生み出すものである。(藤原道郎 訳)

¹: 重慶大学都市構築・環境工学学部, 中国

2012年度 直接助成

水田で散布される殺虫剤が周囲のポリネータ、 特にセイヨウミツバチに及ぼす影響の解明

ポリネータの農薬被害研究グループ

松本 崇

農耕地で散布される殺虫剤がポリネータ、とくにセイヨウミツバチに及ぼす影響を調べた。日本で報告されているミツバチの農薬被害は水田でのカメムシ防除がもっとも多い。そこで、水田でのカメムシ防除がセイヨウミツバチに及ぼす影響を明らかにすることを目的に、夏期、北海道中央部において水田近くの蜂場と遠い蜂場間で、死亡頭数、コロニー成長率を比べた。巣門前の死亡数は、水田近くの蜂場では 15.44 ± 2.40 頭/日・箱、遠く離れた蜂場では 0.91 ± 0.32 頭/日・箱であり、水田近くの蜂場で有意に多かった ($p < 0.0001$)。コロニー成長率は、水田から遠い蜂場では 1.48 ± 0.31 、水田近くの蜂場では 0.76 ± 0.10 であり、水田から遠い蜂場のほうが成長率が倍近く高かった ($p < 0.01$)。累積死亡個体数とコロニー成長率は負に相関していた ($p < 0.01$)。これらの結果は、ミツバチ大量死の原因は水田でカメムシ防除として散布される殺虫剤が主因であること、殺虫剤はミツバチのコロニー成長率にも影響を与えることを示している。

キーワード：ネオニコチノイド、北海道、水田、カメムシ

1. はじめに

ポリネータは野外生態系 (Aguilar et al. 2006) においても、農生態系 (Ricketts et al. 2008) においても不可欠な生態系サービスを提供している。それゆえ、近年のポリネータの減少は、野外植物個体群の維持、農作物の生産にとって深刻な危機であり、世界的な注目が集まっている。蜂は、多くの自然生態系、および農生態系において、もっとも主要なポリネータの一つである (Potts et al. 2010)。とりわけ、セイヨウミツバチ (*Apis mellifera*) はコロニーサイズの大きさや取扱いの容易さ等の理由で農生態系において、ポリネータ用資材としてもっともよく使われている。さらに、コスト・労力削減、および消費者の安全性に対する要求が高まるにつれ、花粉媒介をミツバチに依存している作物は近年

増加している (Aizen et al. 2008)。

他のポリネータ同様セイヨウミツバチのコロニー数減少が世界的に報告されている (Pettis and Delaplane 2010, vanEngelsdorp and Meixner 2010)。農耕地で散布される農薬が、このミツバチ減少要因の一つとして、疑われてきた (Allen-Wardell et al. 1998, Oldroyd 2007, Orantes-Bermejo et al. 2010)。とくに、近年急速に使用量が増大しているネオニコチノイド系殺虫剤はミツバチに深刻な影響を与えると養蜂家は主張してきた。ネオニコチノイド系殺虫剤は浸透移行性をもち、播種の際使用すると薬剤成分が蜜、花粉に移行するため、急性毒性だけではなく、殺虫成分が残留している蜜、花粉を摂食した幼虫世代にも影響を及ぼすことが懸念されてきた (Tasei et al. 2001, Abbott et al. 2008)。日本でも、

日本養蜂はちみつ協会が2008年から2010年に行ったアンケート調査では、北海道、東北を中心に水田でのカメムシ防除のために散布されるネオニコチノイド系殺虫剤による甚大なミツバチ被害(図1)が養蜂家から報告されている(Taniguchi et al. 2012).

ネオニコチノイド系殺虫剤がミツバチに及ぼす影響については、これまで数多くの研究がなされてきた。しかし、これまでの研究例のほとんどは室内、または半野外条件で行われたものであり、野外でネオニコチノイド系殺虫剤がミツバチに及ぼす影響を実証した例は非常に少ない(ただし、Marzaro et al. 2011, Girolami et al. 2012, Krupke et al. 2012)。そこで、農耕地で散布される農薬がミツバチに及ぼす影響を野外で明らかにすることを目的として、日本でミツバチの農薬被害が集中している、夏期北海道中央部において、水田近くの蜂場と水田から遠く離れた蜂場間で、巣箱当たりの死亡個体数、およびコロニー成長率を比較した。

II. 方法

北海道旭川市、富良野市、和寒町、芦別市において、水田近く(もっとも近い水田からの距離が1 km以内)の蜂場を8か所、水田から遠く離れた(もっとも近くの水田からの距離が2 km以上)蜂場を4か所ランダムに選んだ。調査地周辺の水田では、7月中旬から8月中旬にかけて、2~4回カメムシ防除のために殺虫剤散布が行われている(JA きたひびき 2011)。蜂場ごとに5コロニーずつランダムに実験コロニーを選び、2012年7月11日から8月26日まで、毎週2、3回、蜂場を訪問し、実験コロニーの巣門前の死亡個体数を数えた。巣門前の死亡個体数は農薬被害のさらに、およそ2週間ごとに働き蜂の個体数をカウントし、コロニー成長率を測定した。働き蜂の個体数カウントは、巣箱内のすべての巣板を一枚ずつ外に出して観察し、巣板に隙間なく働き蜂がついている場合は巣板一枚あたり2000頭とみなした。蜂場訪問の際、水田で殺虫剤が散布されている場合は、



図1 巣箱の入口(巣門)前で大量死しているセイヨウミツバチ

表1 調査地周辺の水田でカメムシ防除に散布された殺虫剤の種類と散布日

日付	散布薬剤名	日付	散布薬剤名
7月20日	不明	7月29日	エチプロール
7月21日	エトフェンプロックス	7月30日	イミダクロプリド
7月21日	エトフェンプロックス	7月30日	クロチアニジン
7月22日	エトフェンプロックス	7月31日	エチプロール
7月24日	クロチアニジン	8月3日	不明
7月24日	エトフェンプロックス	8月3日	エチプロール
7月24日	エトフェンプロックス	8月6日	イミダクロプリド
7月25日	エトフェンプロックス	8月6日	イミダクロプリド
7月26日	エトフェンプロックス	8月7日	不明
7月26日	エチプロール	8月9日	不明
7月27日	エトフェンプロックス	8月9日	エチプロール
7月28日	不明	8月10日	不明
7月29日	シフルトリン	8月14日	エチプロール
7月29日	イミダクロプリド	8月17日	不明
7月29日	エチプロール	8月17日	不明
7月29日	イミダクロプリド	8月23日	不明

薬剤の種類について聞き取り調査を行った。

解析にはすべて一般化線形混合モデル (GLMM) を用いた (Wolfinger and O'Connell 1993)。死亡個体数の蜂場間の比較では、目的変数は巣門前の死亡個体数とし、死亡頭数はポアソン分布に従うと仮定した。説明変数としては、水田からの距離 (近い/遠い) を固定効果とし、各コロニーをランダム効果とした。コロニー成長率の比較は、目的変数はコロニー成長率とし、正規分布に従うと仮定した。説明変数は、水田からの距離 (近い/遠い) を固定効果とし、各蜂場をランダム効果としてモデルに組み込んだ。コロニー成長率と累積死亡個体数の関係の解析に関しては、目的変数はコロニー成長率とし、正規分布に従うと仮定した。説明変数は、累積死亡個体数を固定効果とし、各蜂場をランダム効果とした。すべての解析は R2.11.1 を用いて行った (R Development Core Team 2010)。

III. 結果

調査地周辺の水田で直接観察したカメムシ防除の薬剤名、散布日は表1のとおりだった。

ほとんどの水田に近い蜂場では、調査期間中、大量死が1回または2回みられた (図2)。水田から遠く離れた蜂場では、大量死は見られなかった。巣箱・日当たりの死亡個体数は、水田近くの蜂場では遠い蜂場よりも有意に多かった ($p < 0.001$, GLMM; 図3)。コロニー成長率に関しては、水田から遠い蜂場では、近い蜂場のおよそ2倍近く高かった ($p < 0.01$, GLMM; 図4)。コロニー成長率はコロニーの累積死亡個体数と有意な負の相関があった ($p < 0.01$, GLMM; 図5)。

IV. 考察

ネオニコチノイド系殺虫剤がセイヨウミツバチに及ぼす影響については、これまで数多くの研究がなされてきた。その結果、野外でミツ

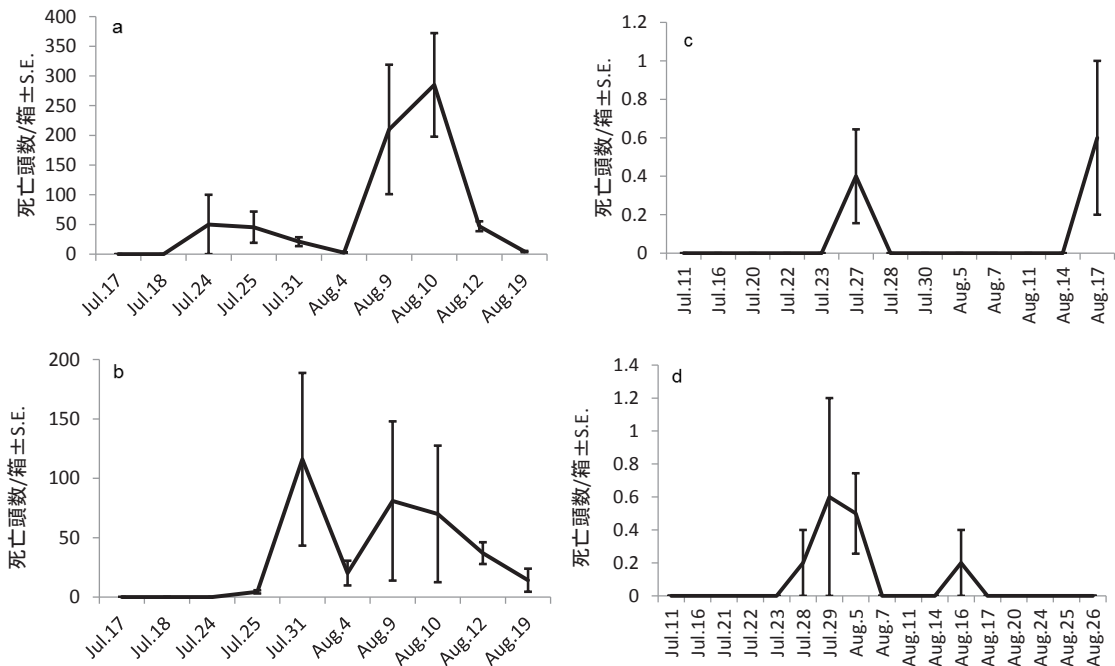


図2 巣門前死亡個体数(平均 \pm s.e.)の時間的変動パターン a,b:水田近くの蜂場, c,d:水田から遠い蜂場. 水田近く(1 km 以内)の蜂場, 水田から遠い(2 km 以上)の蜂場それぞれ2つずつの蜂場の死亡個体数の変動パターンを示した

バチが利用する蜜, 花粉の多くにネオニコチノイド系殺虫剤が残留していることがわかった (Schmuck et al. 2001, Bernal et al. 2010, Mullin et al. 2010, Pohorecka et al. 2012). しかし, 野外でみられるネオニコチノイド系殺虫剤残留濃度は急性毒性の値に比べ十分低いこと (Schmuck et al. 2001, Bailey et al. 2005, Bernal et al. 2010), および野外では, ネオニコチノイド系殺虫剤散布とミツバチのコロニー成長に関係がみられなかった (Schmuck et al. 2003, Cutler and Scot-Dupree 2007, Chauzat et al. 2009, Nguyen et al. 2009, Pohorecka et al. 2012).

これまでネオニコチノイド系殺虫剤がミツバチに及ぼす効果として, 致死効果にのみ注目されてきたが, 帰巣率の低下をはじめとした非致死効果がこれまでの予想よりもずっと大きく, ネオニコチノイドがミツバチに及ぼす影響を明らかにするためには非致死効果も考慮に入れる

必要があることがわかってきた (Desneux et al. 2007, Cresswell 2011). 実際に野外条件で帰巣性の低下を実証した研究例もでてきた (Henry et al. 2012, Matsumoto 2012). さらに, ネオニコチノイドの被ばく経路として, ネオニコチノイドは浸透性の殺虫剤ということで, ネオニコチノイドが残留した蜜, 花粉を摂食する影響が主に調べられてきたが, 直接暴露の影響が徐々に大きいこともわかってきた (Marzaro et al. 2011, Girolami et al. 2012, Krupke et al. 2012).

本研究結果は, 日本でのミツバチの大量死の報告例が集中している北海道中央部において, ミツバチの大量死の主因が水田でのカメムシ防除であること, およびカメムシ防除は大量死を引き起こすだけでなく, コロニー成長にも影響することを野外で実証した. 死亡個体のほとんどは成虫であること, および大量死は断続的に起こることから, 殺虫剤の直接暴露が大量死

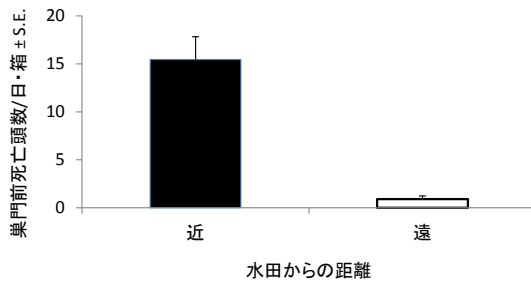


図3 巢門前死亡個体数/箱・日 (平均±s.e.) の水田近くの蜂場と水田から遠い蜂場の比較

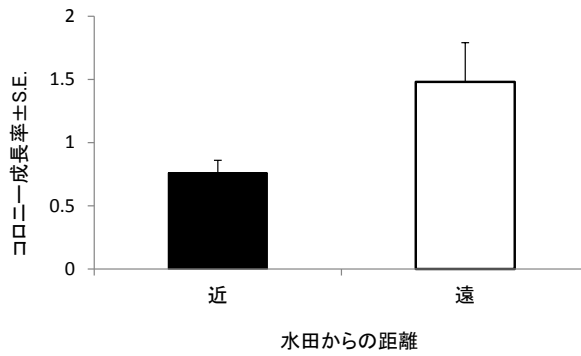


図4 コロニー成長率 (平均±s.e.) の水田近くの蜂場と水田から遠い蜂場の比較

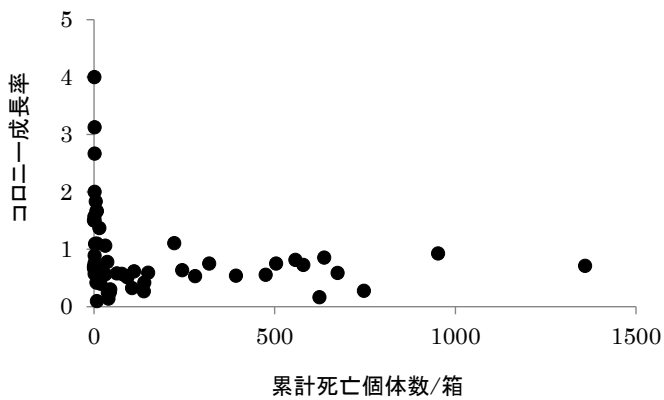


図5 コロニー成長率と巣箱当たりの累積死亡個体数の関係

の原因だと推察される。非致死効果は調べていないが、ネオニコチノイド系殺虫剤で大量死が起こった場合は、被ばく量が少ない個体に対しては非致死効果も生じることが先行研究から示唆される。したがって、コロニー成長率への影響は、致死効果と非致死効果が合わさったものだと考えられる。

カメムシ防除に用いられる殺虫剤は、ネオニコチノイド系殺虫剤だけではない。本研究では、殺虫剤の種類によるミツバチコロニーへの影響の大きさの違いについては検証できなかった。ただし、近隣の水田でネオニコチノイド系殺虫剤以外を散布しているときでもミツバチの大量死は生じた。ネオニコチノイド系殺虫剤が他の殺虫剤に比べミツバチへの影響が著しく大きいかどうかを明らかにすることは今後の課題である。

謝辞

本研究を遂行するうえで、北海道中央部に蜂場を設置する養蜂家のみなさまにも多大なご協力をいただきました。深く感謝いたします。

文献

Abbott, V. A., Nadeau, J. L., Higo, H. A. and Winston, M. L. 2008. Lethal and sublethal effects of imidacloprid on *Osmia lignaria* and clothianidin on *Megachile rotundata* (Hymenoptera : megachilidae). *Journal of Economic Entomology* 101: 784-796.

Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L. and Aizen, M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* 9: 968-980.

Allen-Wardell, G., Bernhardt, P., Bitner, R., Burquez, A., Buchmann, S., Cane, J., Cox, P. A., Dalton, V., Feinsinger, P., Ingram, M., Inouye, D., Jones, C. E., Kennedy, K., Kevan, P., Koopowitz, H., Medellin, R., Medellin-Morales, S., Nabhan, G. P., Pavlik, B., Tepedino, V., Torchio, P. and Walker, S. 1998. The

potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. *Conservation Biology* 12: 8-17.

Bailey, J., Scott-Dupree, C., Harris, R., Tolman, J. and Harris, B. 2005. Contact and oral toxicity to honey bees (*Apis mellifera*) of agents registered for use for sweet corn insect control in Ontario, Canada. *Apidologie* 36: 623-633.

Bernal, J., Garrido-Bailon, E., del Nozal, M. J., Gonzalez-Porto, A. V., Martin-Hernandez, R., Diego J. C., Jimenez, J. J., Bernal, J. L. and Higes, M. 2010. Overview of Pesticide Residues in Stored Pollen and Their Potential Effect on Bee Colony (*Apis mellifera*) Losses in Spain. *Journal of Economic Entomology* 103: 1964-1971.

Chauzat, M. P., Carpentier, P., Martel, A. C., Bougeard, S., Cougoule, N., Porta, P., Lachaize, J., Madec, F., Aubert, M. and Faucon, J. P. 2009. Influence of Pesticide Residues on Honey Bee (Hymenoptera: Apidae) Colony Health in France. *Environmental Entomology* 38: 514-523.

Cresswell, J.E. 2011. A meta-analysis of experiments testing the effects of a neonicotinoid insecticide (imidacloprid) on honey bees. *Ecotoxicology* 20: 149-157.

Cutler, G. C. and Scott-Dupree, C. D. 2007. Exposure to clothianidin seed-treated canola has no long-term impact on honey bees. *Journal of Economic Entomology* 100: 765-772.

Desneux, N., Decourtye, A. and Delpuech, J.M. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology* 52: 81-106.

Giolami, V., Marzaro, M., Vivan, L., Mazzon, L., Greatti, M., Giorio, C., Marton, D. and Tapparo, A. 2012. Fatal powdering of bees in flight with particulates of neonicotinoids seed coating and humidity implication. *Journal of Applied Entomology* 136(1-2): 17-26.

JA きたひびき病害虫防除合理化委員会 2011. 「病害虫雑草防除ガイド」

Krupke, C. H., Hunt, G. J., Eitzer, B. D., Andino, G. and Given, K. 2012. Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *Plos One* 7: e29268.

Marzaro, M., Vivan, L., Targa, A., Mazzon, L., Mori, N.,

- Greatti, M., Toffolo, E. P., Di Bernardo, A., Giorio, C., Marton, D., Tapparo, A. and Girolami, V. 2011. 'Lethal aerial powdering of honey bees with neonicotinoids from fragments of maize seed coat', *Bulletin of Insectology* 64: 119-126.
- Matsumoto, T. 2012. Reduction in the honey bee *Apis mellifera* after a sublethal dose of neonicotinoid insecticides. *Bulletin Insectology* 66: 1-9.
- Mullin, C. A., Frazier, M., Frazier, J. L., Ashcraft, S., Simonds, R., vanEngelsdorp, D. and Pettis, J. S. 2010. High Levels of Miticides and Agrochemicals in North American Apiaries: Implications for Honey Bee Health. *Plos One* 5: e9754.
- Nguyen, B. K., Saegerman, C., Pirard, C., Mignon, J., Widart, J., Tuirionet, B., Verheggen, F. J., Berkvens, D., De Pauw, E. and Haubruge, E. 2009. Does Imidacloprid Seed Treated Maize Have an Impact on Honey Bee Mortality? *Journal of Economic Entomology* 102: 613-623.
- Oldroyd, B. P. 2007. What's killing American honey Bees? *Plos Biology* 5: 1195-1199.
- Orantes-Bermejo, F. J., Pajuelo, A. G., Megias, M. M. and Fernandez-Pinar, C. T. 2010. Pesticide residues in beeswax and beebread samples collected from honey bee colonies (*Apis mellifera L.*) in Spain. Possible implications for bee losses. *Journal of Apicultural Research* 49: 243-250.
- Pettis, J. S. and Delaplane, K. S. 2010. Coordinated responses to honey bee decline in the USA. *Apidologie* 41: 256-263.
- Pettis, J. S., vanEngelsdorp, P., Johnson, J. and Dively, G. 2012. Pesticide exposure in honey bees results in increased levels of the gut pathogen *Nosema*. *Naturwissenschaften* 99: 153-158.
- Pohorecka, K., Skubida, P., Miszczak, A., Semkiw, P., Sikorski, P., Zagibajlo, K., Teper, D., Koltowski, Z., Skubida, M., Zdanska, D. and Bober, A. 2012. Residues of neonicotinoid insecticides in bee collected plant materials from oilseed rape crops and their effect on bee colonies. *Journal of Apicultural Science* 56: 115-134.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. and Kunin, W. E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25: 345-353.
- R Development Core Team. 2010. R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Ricketts, T. H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., Bogdanski, A., Gemmill-Herren, B., Greenleaf, S. S., Klein, A. M., Mayfield, M. M., Morandin, L. A., Ochieng, A. and Viana, B. F. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters* 11: 499-515.
- Schmuck, R., Schoning, R., Stork, A. and Schramel, O. 2001. Risk posed to honeybees (*Apis mellifera L. Hymenoptera*) by an imidacloprid seed dressing of sunflowers. *Pest Management Science*. 57: 225-238.S
- Schmuck, R., Stadler, T. and Schmidt, H. W. 2003. Field relevance of a synergistic effect observed in the laboratory between an EBI fungicide and a chloronicotinyl insecticide in the honeybee (*Apis mellifera L. Hymenoptera*), *Pest Management Science* 59: 279-286.
- Taniguchi, T., Kita, Y., Matsumoto, T. and Kimura, K. 2012. Honeybee colony loss during 2008-2010 caused by pesticide application in Japan. *Journal of Apiculture*. 27: 15-27.
- Tasei, J. N., Ripault, G. and Rivault, E. 2001. Hazards of imidacloprid seed coating to *Bombus terrestris* (Hymenoptera: Apidae) when applied to sunflower. *Journal of Economic Entomology* 94: 623-627.
- vanEngelsdorp, D. and Meixner, M. D. 2010. A historical review of managed honey bee populations in Europe and the United States and the factors that may affect them. *Journal of Invertebrate Pathology* 103: S80-S95.
- Wolfinger, R. and Oconnell, M. 1993. Generalized linear mixed models – a pseudo-likelihood approach. *Journal of Statistical Computation and Simulation* 48: 233-243.

Effects of insecticides applied in rice fields on neighbor pollinators, especially honeybee colonies

MATSUMOTO Takashi

We examined the effects of insecticides on pollinators especially honeybee, *Apis mellifera*. According to a report by Japan Beekeeping Association, honeybees most frequently suffer from applications to control stink bug in rice field. Therefore, our aim is to reveal possible side effects of control of stink bug in rice field on honeybee. Mean dead bees per a hive day at bee fields with adjacent to rice field is significantly more than that at bee field with far from rice field. Colony growth rate with far from rice field is about twice than that with adjacent to rice field. Growth rate of colony negatively related with the number in accumulated dead bee of the hive. These results show that the control of stink bug is responsible for the observed greater mortality in honeybee, and application of insecticide effects on colony growth rate of honeybee.