

## はじめに

プロ・ナトゥーラ・ファンド助成は、自然保護のための研究や普及活動を支援するために1990年より実施している公募助成事業です。PRO NATURA とは「自然のために」という意味のラテン語で、当財団の活動のモットーでもあります。

本報告書は、2011年10月より2012年9月までに実施された第22期（2011年度）の助成の成果を取りまとめたものです。第22期では、81の応募があり、その中から選考委員会の審議を経て、国内研究助成10件、国内活動助成7件、海外助成4件のあわせて21件が選ばれました。当財団では、その21件に対し1820万円の助成を行ないました。採択案件には、大規模開発事業における自然環境の変動に関する研究や絶滅が危惧される動植物種に関する研究が目立ちます。現在の日本の自然保護問題の状況を反映したものといえます。

この第22期までの応募件数累計は1409件、採択件数累計は474件にのびります。助成総額は総計で4億9600万円となります。これらの成果が、各地域の自然保護のために有効に活用されるよう願ってやみません。

2014年7月

公益財団法人自然保護助成基金  
理事長 有賀 祐勝

## 目次

### 国内研究助成

- 諫早湾保全生態学研究グループ（佐藤慎一・東 幹夫・松尾匡敏・近藤 寛・市川敏弘・佐藤正典）：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— ..... 1
- 市民・県・大学の三者連携によるスズカケソウ保全チーム（上原浩一・斎木健一・安藤敏夫）：千葉県で新たに発見されたスズカケソウ節植物の遺伝的解析と保全 ..... 11
- 大東諸島生物相研究グループ（伊澤雅子・佐々木健志・小林 峻・傳田哲郎・高木昌興・堀江明香・碓井良太・後藤健志）：大東諸島の固有生物相を支えるダイトウビロウの保護に関する緊急調査 ..... 17
- 北方鳥類多様性研究グループ（竹中 健・増田隆一・西田千鶴子・表 溪太・Surmach, Sergey）：極東ロシアにおけるシマフクロウ個体群の分布調査と日本産個体群の遺伝的特徴との比較研究 ..... 43
- 里山湿地研究グループ（佐伯いく代・小池文人・北沢あさ子・山口雪子）：周伊勢湾地域の里山に生育する湿地性絶滅危惧植物の景観遺伝学的解析 ..... 55
- ツシマノダケ研究会（東 浩司・掛澤明弘・小森晴香・岡崎純子）：対馬の山頂部岩角地にのみ分布するツシマノダケ（セリ科）の保全に関する基礎的調査と対馬集団の分類学的固有性の評価 ..... 63
- イトウ生態保全研究ネットワーク（江戸謙頭・北西 滋・大光明宏武・秋葉健司・川原 満）：主要組織適合複合体 (MHC) 遺伝子解析による絶滅危惧種イトウの遺伝的構造・多様性の評価及び遺伝的保全指標を含む統合的保全策の提言 ..... 77
- 佐護ヤマネコ稲作研究会（大石憲一・春日亀隆義・春日亀 清・春日亀智恵子・阿比留清弘・豊田稔房・平山美登・須川直人・前田 剛・水崎進介・杉山 遥・越田雄史・木村幹子）：ツシマヤマネコと共生する環境配慮型農業の生息環境保全効果および社会経済的効果に関する研究 ..... 91

千葉県野生生物を考える会 (小賀野大一・吉野英雄・八木幸市・田中一行・笠原孝夫):  
房総半島で生じているアライグマによるニホンイシガメへの被害調査…………… 103

島嶼生物学研究会 (岡本 卓・栗山武夫): 伊豆諸島八丈島における外来種ニホント  
カゲの侵入による在来種オカダトカゲの絶滅リスク評価…………… 113

## 国内活動助成

長島の自然を守る会 (高島美登里・森田 修): 生物多様性のホット・スポットの普  
及活動—上関のフィールドワーク…………… 123

安房生物愛好会 (小林洋生・平井良明・井上健次郎・川崎 一・加藤純子・斉藤陽子・  
佐藤博秋・須田守儀・諏訪文二・山形達哉・山口雅彦・和田 豊): 千葉県南部に  
侵入した特定外来生物ナルトサワギクの海岸侵出阻止と駆除…………… 127

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):  
伊豆諸島新島・式根島・神津島植生誌編纂…………… 131

日本山岳会自然保護委員会 (下野綾子・山川陽一・佐藤登代子・下野武司・大森弘一郎・  
大船武彦・富澤克禮): 過去の山岳環境の記録としての写真データベースの作成…………… 137

「海岸へ行こう」実行委員会 (山本智子・中村啓彦・日高正康・仁科文子・藤枝 繁・  
西 隆一郎・大富 潤・須本祐文・重廣律男・田中史代・林 真由美): 海の博物  
学者になろう—アマチュア博物学者のためのハンドブック作成—…………… 141

伊豆の魚を考える会 (竹内直子・瀬能 宏): 伊豆半島南東端の浅海魚類相の変移に  
関する調査報告書の作成…………… 144

日本鳥学会企画委員会 (三上 修・嶋田哲郎・藤田 剛・牛山克己): 鳥の色から生  
物多様性の価値を提示する—一般市民向けシンポの開催…………… 147

海外助成

- Elisa Binti Panjang・松林尚志：絶滅危惧種マレーセンザンコウの保全に関する研究 ..... 149
- Henry Bernard, Rayner Bili, Oliver R. Wearn, Goro Hanya and Abdul Hamid Ahmad:  
The distribution and persistence of primate species in disturbed and converted forest  
landscapes in Sabah, Malaysia: Preliminary results ..... 159
- Dagnia Nolasco, Ximena Velez-Zuazo, Shaleyla Kelez, Luciana Klinge and Carlos  
Kouri: Identification and conservation of critical habitat for sea turtles in Peru ..... 169
- 楊建泰 (YONG, Kien-Thai): Habitat preferences, spatial distribution and diversity of bryophytes  
in tropical montane cloud forest of Peninsular Malaysia ..... 179

# 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—

諫早湾保全生態学研究グループ

佐藤慎一<sup>1</sup>・東 幹夫<sup>2</sup>・松尾匡敏<sup>3</sup>・近藤 寛<sup>2</sup>・市川敏弘<sup>4</sup>・佐藤正典<sup>4</sup>

諫早湾奥部では、1997年4月14日の潮受け堤防の閉め切りにより、3,550 haの広大な干潟・浅海域が一度に失われ、その影響は有明海全域の環境や生態系にまで及んでいる。本研究グループは、潮受け堤防の内側と外側の海域を対象にして、採泥・採水調査で得られた試料を分析することにより、諫早湾潮受け堤防閉め切り後の継続した水質・底質・底生生物相のモニタリングを行っている。諫早湾干拓調整池内では2012年6月10日に16定点の採泥・採水調査を実施した。堤防外側海域では2012年6月11日と12日に諫早沖から有明海奥部にかけての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2012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。

## I. はじめに

諫早湾干拓事業では、1997年の潮止めにより3,550 haの広大な干潟・浅海域が一度に失われ、それに伴い有明海全域の生態系の変化と漁業不振が顕在化してきた。そして、2010年12月の福岡高裁の控訴審判決と国の上告断念によって潮受け堤防の開門が法的義務となり、2013年12月までに5年間の常時開門を開始することが決定した。本研究グループは、潮止めから現在まで15年間にわたって毎年欠かさず有明海奥部海域において水質・底質・底生動物群集のモニタリング調査を継続してきた。本年度は、これらの調査成果を受けて、2012年6月に潮受け堤防内側の調整池および堤防外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の解析を行った。

近年、東アジア各国で諫早湾干拓と同様の大規模干拓事業が盛んに行われており、干潟・浅海域が急速に失われつつある。干潟・浅海域は海洋の浄化機能の中核であり、そこを失うことは、海洋汚染に直結する重大な社会問題の一つである。本研究の成果が広く世に出ることで、世界的な干潟・浅海域の消失に対して警鐘を鳴らす効果が期待できる。さらに、世界各地の大規模干拓堤防建設に伴う変化を比較して、それらの共通点と相違点を明らかにすることで、今後の諫早湾への海水導入後の変化も予測できる。本論では、特に韓国の代表的な複式干拓事業の経緯と比較して、今後の有明海再生に向けてのシナリオを予測してみたい。

## II. 調査方法

本研究グループは、助成期間中の2012年6

1: 東北大学総合学術博物館 2: 長崎大学教育学部 3: 長崎県立松浦高校 4: 鹿児島大学理学部  
2012.11.28 受付, 2014.5.14 公開

月 10 日～12 日に、調整池（図 1 C）内 16 定点と堤防外側海域（図 1 B）48 定点において採泥・採水調査を実施した。これらの調査は、調整池では堤防閉め切り直前（1997 年 3 月）と、閉め切り後 20 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）、そして堤防外側海域では 1997 年 6 月から現在までに 19 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）実施しており、過去のデータと比較することで潮止め後の有明海奥部海域における水質・底質・底生動物群集の経年変化を明らかにする。

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 m<sup>2</sup>）を用いて 3～4 回、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 m<sup>2</sup>）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。本論では、これまでに集計が完了した

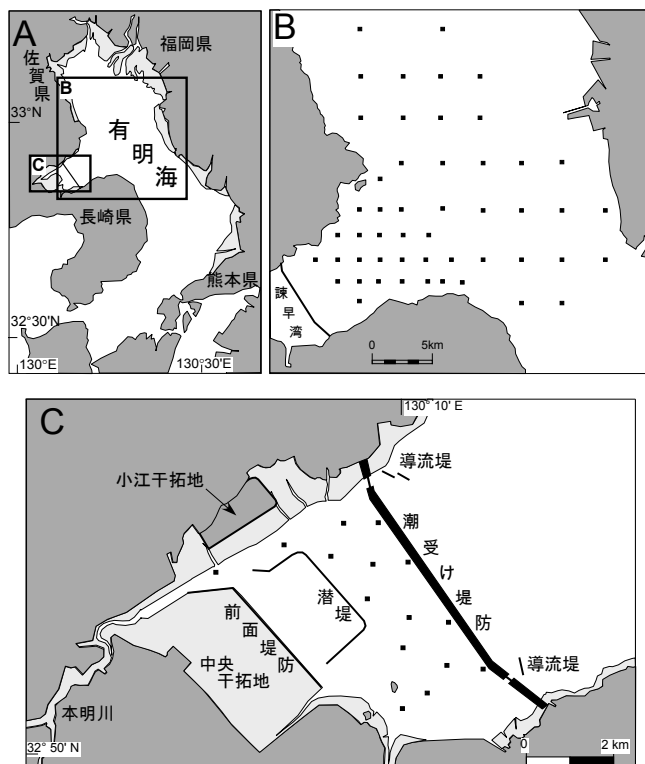


図 1 有明海・諫早湾干拓の位置図。

A：有明海全域，B：潮受け堤防外側海域における採泥調査定点，C：干拓調整池内における採泥調査定点。

2011年6月までのデータを用いる。なお、線虫類は、大部分が0.5 mm以下のメイオセントスと考えられるため、今回の調査対象からは除外した。また、各定点で多成分水質計（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）。一方、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回折式粒度分布測定装置（SALD-3100）を用いて、中央粒径値（Mdφ）・最頻粒径値・平均粒径値・標準偏差を計測した（上杉ほか

2012）。以下、これらの調査結果をもとに有明海で見られた過去15年間の変化について報告する。

### III. 結果

#### 1. 調整池内の変化

諫早湾奥部の干拓調整池では、潮受け堤防閉め切り後に、表層水の溶存酸素濃度（DO）・化学的酸素要求量（COD）・全窒素量（TN）・全リン量（TP）・クロロフィルa量（Chl. a）などが急激に変化したことが、農水省の観測結果により確認されている。現在でもその状況は続いており、調整池内の水質は改善されていない。さらに、底層水の塩分は1997年5月には多くの定点で10以上であったのに対して、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

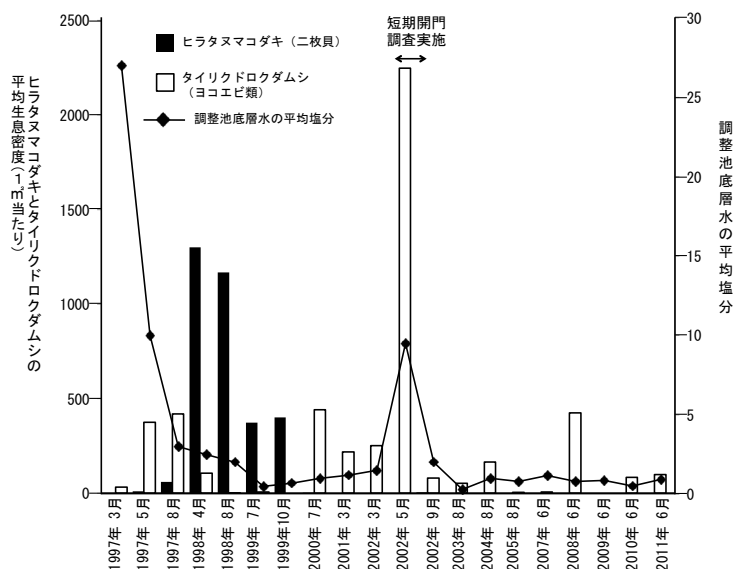


図2 諫早湾干拓調整池における底層水の平均塩分と底生動物の平均生息密度に見られる経年変化。1997年3月から2011年6月までの諫早湾干拓調整池内16定点における底層水塩分の平均値と、同じ定点で得られたヒラタヌマコダキ（二枚貝類）とタイリクドロクダムシ（ヨコエビ類）の平均生息密度。佐藤（2011）、佐藤・東（2011）を一部改変。

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 (Sato and Azuma 2002, 佐藤・東 2011).

本年度の調査においても、計測した調整池内 16 点すべてにおいて、底層水の塩分は 1 程度であった。これは、潮止めから 15 年が過ぎ、2002 年の短期開門から 10 年が過ぎて、調整池は完全には淡水化していないことを意味する。特に、潮受け堤防周辺の定点では塩分 1.0 ~ 1.3 程度で推移しており、排水門を開閉する際に多少なりとも海水が調整池内に逆流しているか、もしくは潮受け堤防から海水が浸透しているのではないかと考えられる。さらに、潮止め直後は水深 3 m 以上あった定点も、現在は水深 2 m 以下にまで浅くなっており、特に潮受け堤防周辺において泥が厚く堆積していることが明らかになった (佐藤・東 2011)。

そして、これらの環境変化に対応して、二枚貝類などの底生動物相も大きく変化した。堤防閉め切り直前 (1997 年 3 月) と閉め切り直後 (1997 年 5 月) の干拓調整池内では、サルボウ・コケガラスガイ・ホトトギスガイ・シズクガイなど 15 種類の海生二枚貝類が確認された (佐藤ほか 2001)。しかし、これらの種は調整池の底層水の塩分が 5 以下になった時点 (1997 年 8 月) で完全に死滅し、その後はこれらの種が調整池内で見られることは一切なかった。一方、1997 年 8 月以降は、二枚貝類のヒラタヌマコダキガイとヨコエビ類のタイリクドロクダムシが調整池全域で急激に増殖した (図 2)。これらの種は、堤防閉め切り前にはまったく見られなかったが、1997 年 5 月に本明川河口周辺で初めて確認され、1997 年 8 月には調整池内の大部分の定点でこの種だけが高密度で優占するようになった。しかし、これらの種も堤防閉め切りから 2 年後の 1999 年 7 月以降は底層水の塩分が 2 以下に低下したことで減り始め、ヒラ

タヌマコダキガイは 2002 年 3 月に一時的に消滅した (図 2)。

その後、2002 年 4 月に短期開門調査が実施され、5 年ぶりに調整池に海水が導入されると、調整池の底層水の塩分は一時的に 10 以上となった。そして、2002 年 5 月には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 以上の成熟個体も得られた。この結果は、わずか 27 日間に潮位差 0.2 m 以内で海水を導入しただけの小規模な開門であっても、ヒラタヌマコダキガイなどの浮遊幼生が堤防外側から調整池内に移動・着底し、増殖できることを示している。さらに、タイリクドロクダムシの生息密度も、2002 年 5 月以降に急激に増加している (図 2)。このことは、今後の常時開門を行うことで、より多くの海生生物が比較的短期間で調整池内に戻ってくる可能性が高いことを示唆している。しかし、短期開門調査終了後は塩分低下などに伴い、これらの種も激減した。

今回の 2012 年 6 月における採泥調査では、調整池内で最も多く採集されたのはヨコエビ類・ユスリカ類幼虫・イトミミズ類であり、それに次いで 2011 年からアミ類・ウミナナフシ類なども採集されるようになったが、二枚貝類や多毛類などの比較的に大型の底生動物は全く得られていない。

## 2. 有明海奥部に見られた底質と水質の変化

諫早湾潮受け堤防の外側海域では、堤防建設に伴い潮流速度の減少が見られ、堆積物の細粒化が生じたことが確認されている。さらには、海水の垂直混合が弱まり、栄養塩に富んだ河川からの流入水が表層周辺に長くどまることで、赤潮の発生とそれに続く貧酸素水塊の頻発へとつながったとされる。そして、潮受け堤防の排水門から調整池の水が堤防外側海域に排出されることで、周辺海域の水質悪化を引き起こ



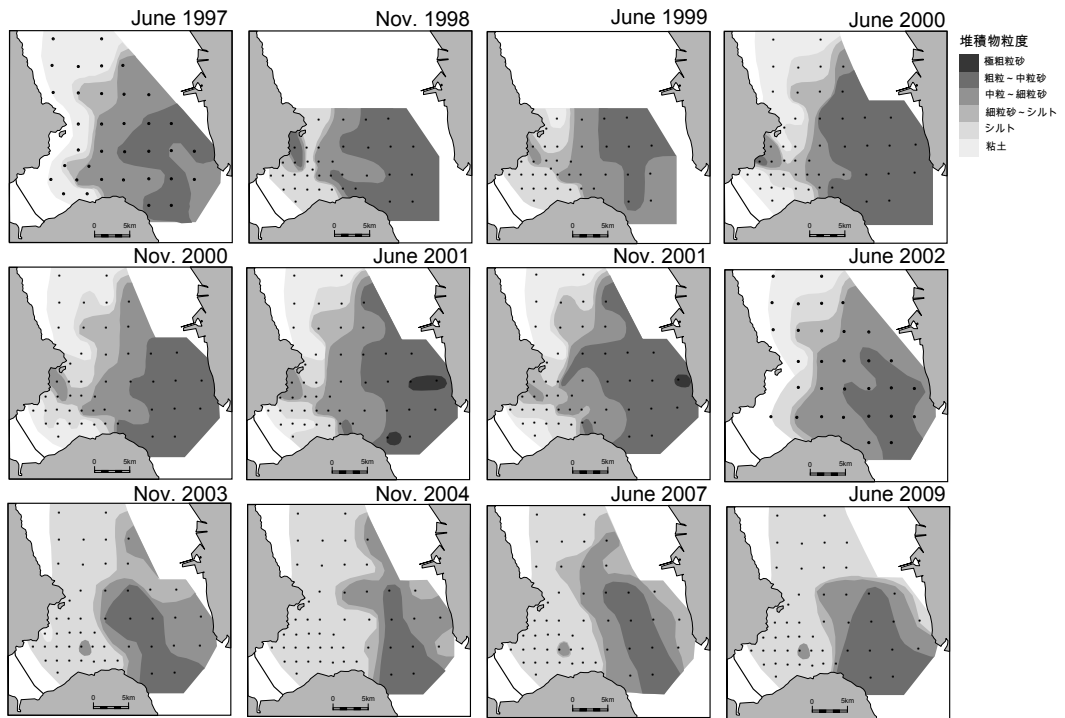


図3 有明海奥部における底質の経年変化.

1997年6月から2009年6月までの有明海奥部32～50定点における底質粒度分布. 上杉ほか(2012)を一部改変.

している.

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(図3). この状態は2000年11月まで続いたが、2001年6月になると有明海中央部の3定点でMd -1～0φの極粗粒砂が見られた. この3定点の周辺では、ちょうど同じ時期に覆砂が行なわれたことが確認されている(松尾ほか2003, 金澤ほか2005). 覆砂が行われた場所の特定はできないが、本調査の結果から推測すると、2000年秋から2001年春までの間に、熊本県荒尾沖および島原半島周辺海域において、Md 0～1.5φの粗粒～中粒砂だった海底に、Md 0φ以下の極粗粒砂または

礫が人為的にもたらされた可能性が考えられる. しかし、2002年6月には一転して有明海中央部の広範囲にわたり堆積物の細粒化が生じた. すなわち、1997年6月から2001年11月までMd 0～1.5φの粗粒～中粒砂であった多くの定点で、2002年6月にはMd 1.5～3φの中粒～細粒砂が見られるようになった(図3).

前述のとおり、2003年11月から2009年6月までは、レーザー回折式粒度分析による測定を行ったが、2002年6月に一時的にMd 1.5～3φの中粒～細粒砂となった有明海中央部の定点が、再びMd 0～1.5φの粗粒～中粒砂となっており、1997年6月～2000年11月までの状況に戻ったと言える.

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

## 溶存酸素濃度分布の経年変化

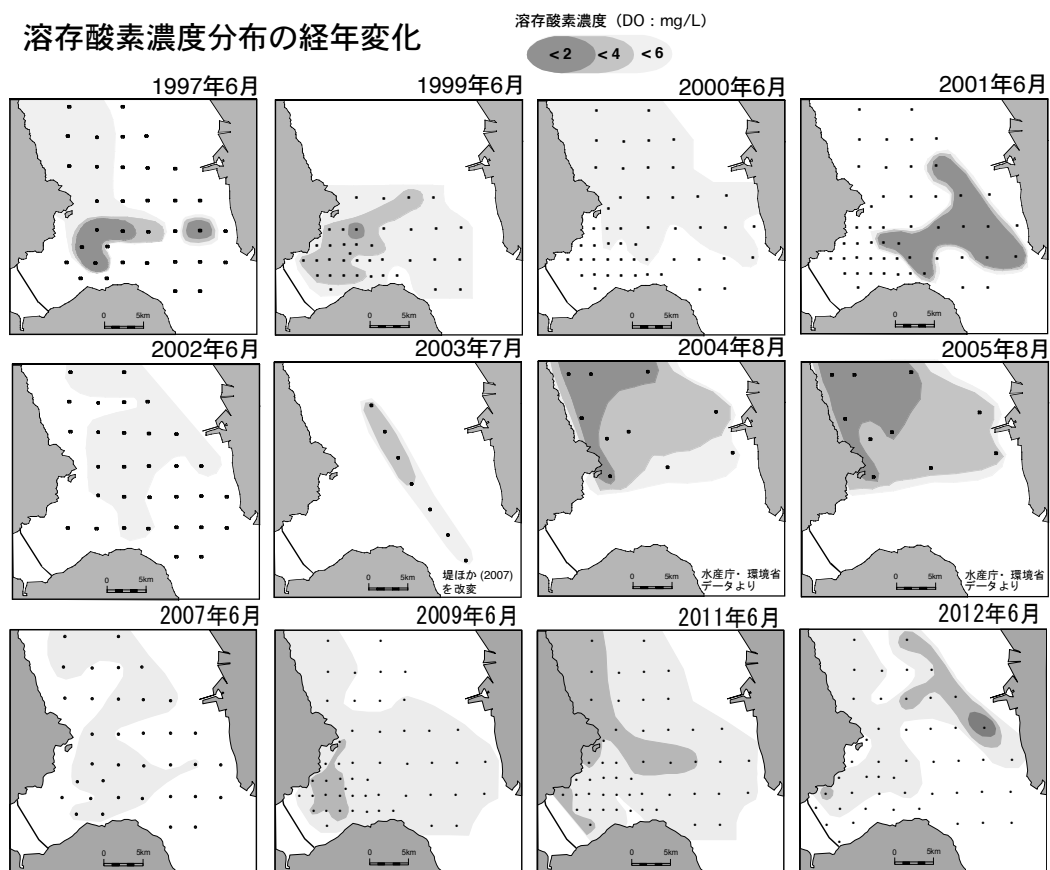


図4 有明海奥部における溶存酸素濃度分布の経年変化。

1997年6月から2012年6月までの有明海奥部における溶存酸素濃度分布。佐藤・東(2011)を一部改変。2003年7月から2005年8月までは、堤ほか(2007)および水産庁・環境省データより作成した。2006年6月、2008年6月、2010年6月は、前後年と比べて大きな違いが無かったため省略した。

年8月に、底層水の溶存酸素濃度が2 mg/l以下となる貧酸素が発生している(図4)。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(金澤ほか2005)。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(図4)。さらに、2003年7月と2004

年7月にも、同様に溶存酸素濃度が3 mg/l以下の低酸素状態が確認されている(堤ほか2007)ほか、水産庁・環境省のデータでも、2004年8月と2005年8月に多くの観測点で貧酸素の発生が確認されている(図4)。特に、有明海奥部では2001年から2005年にかけて貧酸素化現象が年々進行する傾向にあることが指摘されている(堤ほか2007)。

それに対して、2000年6月と2002年6月、2007年6月には、溶存酸素濃度が4 mg/l以下の定点は確認されず、溶存酸素濃度4~6 mg/l

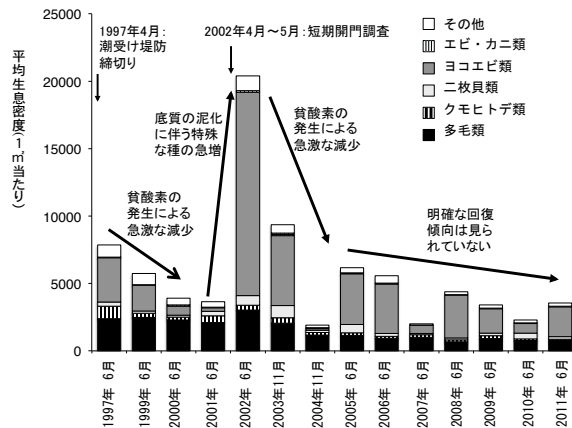


図5 有明海奥部における底生動物の平均生息密度に見られる経年変化。  
1997年6月から2011年6月までの有明海奥部32～50地点における平均生息密度。上杉ほか(2012)を一部改変。

1の定点が広い海域で確認されたのみであった(図4)。その後、2009年6月以降の調査でも溶存酸素濃度が4 mg/l以下の定点が見られ、今年2012年6月の調査では溶存酸素濃度が2 mg/l以下の定点も1カ所で確認された(図4)。

### 3. 有明海奥部の底生動物相に見られた経年変化

諫早沖50定点(1997年6月～1999年6月は36定点)において、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(図5)。そして、短期開門調査実施直後の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にあり、2011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(図5)。2012年6月の採泥試料は、まだソーティング作業が完了していないが、昨年までと同様の結果と考えられる。

二枚貝類では、潮止め直後の1997年6月には、諫早沖36定点において36種294個体/m<sup>2</sup>が得られたが、1998年11月以降は急激に減少し、2000年6月には諫早沖50定点で17種142個体/m<sup>2</sup>にまで減少した。これらの二枚貝類が最も急激に減少した定点は、1997年6月、1999年6月、2001年6月に大規模な貧酸素が発生した海域と一致している(図4)。すなわち、1997年6月に多く見られた二枚貝類のうち、ツヤガラスガイやヤマホトトギスなどの5種は、諫早湾口周辺の細粒砂～シルトに多く分布していたため、その周辺海域で頻繁に発生した貧酸素の影響により急激に個体数が減少した。

それに対して、2002年4月の短期開門調査以降には、ビロードマクラが一時的に増加し、二枚貝全体で2002年6月には29種667個体/m<sup>2</sup>、2003年11月には31種908個体/m<sup>2</sup>まで増加した。ビロードマクラは、有明海中央部周辺の細粒～中粒砂に多く分布していたため、1997年6月に諫早湾口周辺で発生した貧酸素

の影響を受けずに、1998年以降も有明海奥部に生息していた。そして、2001年6月から11月にかけて見られた覆砂の影響による一部定点の底質の粗粒化と、それに続く2001年11月から2002年6月にかけて生じた底質の泥化に伴い、ビロードマクラがより広域の範囲において密集して生息するようになり、2003年6月には最高生息密度6,440個体/m<sup>2</sup>を記録した。しかし2004年以降は、毎年のように貧酸素が発生したため、ビロードマクラの急激な減少が確認された。

ヨコエビ類でも同様に、2002年6月から2003年11月にかけて、堆積物粒度がMd 1.5～3φの中粒～細粒砂の定点において、特にドロクダムシ類が急激に増加した。1997年と2002年のそれぞれ6月に行った有明海全域調査で得られたヨコエビ類について種レベルで同定し、生息密度と優占種の分布パターンを比較した結果、1997年6月には24科94種12,434個体、2002年6月には27科89種37,649個体がそれぞれ採集され、ヨコエビ類全体の総個体数は約3.0倍に増加していた。なかでもドロクダムシ属ヨコエビ類の*Corophium* sp. Aは18.7倍に増加していた。*Corophium* sp. Aのそれぞれの年の分布パターンを比較した結果、2002年6月には本種は、2001年6月に諫早湾口部周辺海域において貧酸素が観測された海域(図4)の周辺に多く分布していた(松尾ほか2007b)。本種は、同属種の生態的特性からみて、貧酸素水に対して敏感で高い移動能力を有している可能性が推測された。そのような生態学的特性によって、2002年に諫早湾口部周辺海域だけでなく有明海の広い海域においても高密度で採集された可能性がある(松尾ら2007b)。さらに本種と同様にドロクダムシ上科に区分されるいくつかの種において、2002年に生息密度が増加していた(松尾ほか2007a)。これらの種の生息

密度の増加のしくみに関しては、それぞれの種の生物学的・生態学的知見が少ないため十分な議論は出来ないものの、ドロクダムシ属ヨコエビ類と同様のしくみによって生息密度を増加させた可能性がある(松尾ほか2007b)。

現在、2004年11月から2011年6月までの採泥試料について、高次分類群レベルでのソーティング作業が完了しているが、これによると2002年6月や2003年11月に比べて、ビロードマクラガイやドロクダムシ属ヨコエビ類が急激に減少したことが明らかになった(図5)。そして、2012年6月の採泥調査でも、前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2012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。

#### IV. 今後の予測

諫早湾と類似した大規模干拓事業は、お隣の韓国でも盛んに行われている。その代表的な例が、始華湖干拓とセマングム干拓である。これらの調査結果との比較を基に、諫早湾の常時開門後の底生動物群集変化を予測すると、以下のようになる。

まず、諫早湾の常時開門が始まると、調整池内の水質(N,Pなど)が改善される。これは、始華湖干拓でも、諫早湾の短期開門調査でも実証済みである。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

のい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整備されてゆく。

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。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。諫早湾では、短期開門調査直後に底質と底生動物相の急激な変化が確認された。この変化が、どのようなメカニズムで生じたのかは、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。

諫早湾の常時開門は、有明海再生への第一歩である。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。最後に、本研究を支えていただいた、プロ・ナトゥーラ・ファンに深く感謝の意を表します。

## 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.

松尾匡敏・東 幹夫・佐藤慎一・近藤 寛・西ノ首英之 2003. 諫早湾潮止め後の有明海における底質とマクロベントス密度の経年変化II. 2003年日本プランクトン学会・日本ベントス学会合同大会講演

要旨集: 124.

松尾匡敏・首藤宏幸・東 幹夫・近藤 寛・玉置昭夫 2007a. 有明海潮下帯の底質区分とココエビ群集—1997年と2002年の比較. 長崎大学水産学部研究報告 88: 1-42.

松尾匡敏・首藤宏幸・東 幹夫・近藤 寛・玉置昭夫 2007b. 諫早湾奥部締め切り後の有明海潮下帯ココエビ群集構造の変化. 日本ベントス学会誌 62: 17-33.

佐藤慎一 2011. 諫早湾閉め切り以降の有明海奥部の底生動物相の変化. 遺伝 65: 87-92.

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・近藤 寛・西ノ首英之 2001. 諫早湾干拓地の貝類相—調整池における貝類相の時間的变化—. 第四紀研究 40: 85-95.

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.

# Analysis of environmental and benthic faunal changes of Ariake Sea before the open gates of the Isahaya Reclamation Project

Shin'ichi Sato, Mikio Azuma, Masatoshi Matsuo,  
Hiroshi Kondo, Toshihiro Ichikawa and Masanori Sato

On April 14, 1997, the inner part of Isahaya Bay was isolated from Ariake Sea by a dike for reclamation. We periodically monitored water quality, grain-size of bottom sediments and benthic animals using the sediment samples collected from (1) 16 fixed stations inside of the dike in 10 June 2012 and (2) 48 fixed stations around inner part of Ariake Sea in 11 and 12 June 2012. As a result, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, number of species and mean individual density of benthic animals have been still smaller than the past. After the shut-off, benthic animals rapidly decreased from 1998 to 2001, and then only few species increased from 2001 to 2003. However, from 2004 to 2012, most of them have disappeared or decreased rapidly in the both inner and outer parts of Isahaya Bay. The results of this research will be used as the theoretical ground in order to require the investigation of opening the gate against the Japanese Government, and these will be possible to supply basic data before opening the gate for future studies after opening the gate of Isahaya Bay.

## 千葉県で新たに発見されたスズカケソウ節植物の 遺伝的解析と保全

市民・県・大学の三者連携によるスズカケソウ保全チーム  
上原浩一<sup>1</sup>・斎木健一<sup>2</sup>・安藤敏夫<sup>1</sup>

2009年に千葉県いすみ市の夷隅川流域に発見され、スズカケソウと同定された植物について、集団の遺伝的多様性解析および系統解析を行った。葉緑体DNA、核DNAの遺伝解析の結果、この植物は従来のスズカケソウとも近縁種とも系統が異なることがわかった。また、詳細な形態比較の結果、この集団の個体と徳島、岐阜のスズカケソウは多くの相違が認められたため、新種イスマスズカケとして記載することとなった。

### 1. 千葉県で新たに発見されたスズカケソウ節植物の遺伝的解析と保全

千葉県立中央博物館では、千葉県内の地域フロラの解明を進めてきた、これまでに館山市、いすみ市、大多喜町、銚子市の調査が行われている。調査にボランティアとして参加した野口は2009年4月にいすみ市の夷隅川流域でみられない植物を発見し、検討の結果スズカケソウ(*Veronicastrum villosulum* (Miq.) T. Yamaz.)と同定し、その新産地として報告した(野口ほか2009)。

スズカケソウは、中国と日本に分布するクガイソウ属スズカケソウ節の多年生草本である。日本では江戸時代から知られ、栽培もおこなわれており、飯沼慾齋の草木図説にも記録されている(飯沼・牧野1907)。また、本種はシーボルトが日本からオランダに持ち帰ったさく葉標本をもとに新種記載されたものである(Miquel 1865)。このようにいくつかの記録はあるものの、日本においては自生地が不明であった(Makino 1906)。その後、1929年に岐阜県垂井

町の竹林内で採集され、1953年になってその自生地の状況が報告された(室1953)。しかしそれまで自生地が不明であったためか、この産地についても栽培品が逸出した可能性について言及されている(山崎1953)。その後、1989年に徳島県貞光町(現つるぎ町)で新たな集団が発見されている(阿部1990)。いずれの生育地も、発見された時には野生集団であるのか、栽培品が逸出、増殖した集団であるかが問題となっている。

スズカケソウを含むクガイソウ属スズカケソウ節は、日本と中国に約10種分布しており、これまで日本国内ではスズカケソウ、トラノオスズカケ(ともに中国と日本に分布)、および、リュウキュウスズカケ、キノクニスズカケ(日本固有)が知られていた(Yamazaki 1957, Hong et al. 1998)。このスズカケソウはスズカケソウ節の他種と比較して花序が球形なこと、全体密に毛が生えている点などが異なっており他に類を見ない特殊な種であると認識されていた(山崎1953)。いすみ市で発見されたこの植

1: 千葉大学大学院園芸学研究所 2: 千葉県立中央博物館  
2012.11.25 受付, 2014.5.31 公開

物は、花色や球形の花序を持つことなどの特徴がスズカケソウと酷似していることから、スズカケソウと同定されたものと考えられる。

前述のような経緯でスズカケソウは自然地域で発見されても、栽培品の逸出が疑われる。そのため、2009年の暮、千葉県生物多様性センターの齋木より上原へ、この植物の集団の遺伝的多様性解析が依頼された。これは、この植物が栽培品の逸出によるものか、自然集団かを見極める必要があったためである。栽培品が逸出した場合、遺伝的には均一である可能性が高く、自生する野生集団の場合には遺伝的多様性が認められる可能性が高いと考えられ、遺伝的多様性の解析により、栽培品の逸出か、自生集団かの判別が可能と考えられた。そこで、この植物の集団が遺伝的多様性を持った自生集団であるか否かを確認するため、採集したサンプルは、簡便な遺伝子タイピング手法である RAPD 法による遺伝的多様性の検出を試みた。また、同時に RAPD 法より再現性が高く、より信頼性の高い AFLP 法の解析も行った。

遺伝的解析に用いた RAPD 法 (Random Amplification of Polymorphic DNA) は 10-12 塩基のランダムプライマーを用いてこれと同じ配列を持つ部分に挟まれた領域を PCR 増幅し多型性の調査を行う手法である (Williams et al. 1993)。AFLP 法 (Amplified Fragment Length Polymorphism) は DNA を制限酵素で断片化し、その中から特定の断片を選択的に PCR 増幅して多型を検出する技術で、1 回の解析で得られる情報量が多く、クローン構造の解明など個体の識別に用いる DNA フィンガープリンティング技術として有効と考えられている (陶山 2001)。これらの手法と平行して、より信頼性が高い、次世代シーケンサーを用いたマイクロサテライトマーカーの開発も行っているが、まずは集団の遺伝的多様性の有無について検出を

試みた。

RAPD 法、AFLP 法の解析結果とともに集団内の各個体の電気泳動バンドパターンに複数のタイプの存在が認められた (図 1, 図 2)。その結果からこの集団には複数の遺伝的パターンを持つ個体が存在していることがわかった。栽培植物が逸出した場合、由来・遺伝的に異なる栽培個体が逸出し、同所的に生育することは考えにくく、集団内に複数の遺伝的パターンが存在することは、その集団が遺伝的多様性を持つ自然集団である可能性が高い。この結果からこの植物の集団は、自生集団であると結論した。

この植物集団の個体はこれまで知られているスズカケソウと、葉の形態などに相違が認められたため、既知のスズカケソウとの遺伝的関係を明らかにする必要が生じた。そこで、既知の自然集団のスズカケソウ、栽培品として流通する個体、および、国内の近縁他種について葉緑体 DNA および核 DNA の塩基配列を解析し、遺伝子系統樹を作成し、それらの関係性を明らかにすることを試みた。

材料は、この集団の個体の他、スズカケソウ (*V. villosulum*: 徳島県つるぎ町)、トラノオスズカケ (*V. axillare*: 香川県多度津町)、リュウキュウスズカケ (*V. liukiense*: 鹿児島県奄美大島)、キノクニスズカケ (*V. tagawae*: 和歌山県古座川町) を用いた。そのほか比較のため、市販栽培品を購入したスズカケソウおよびリュウキュウスズカケ、中国原産のクガイソウ属スズカケソウ節植物の栽培品、クガイソウ (*V. japonicum*)、*V. virginicum* (英国王立エジンバラ植物園栽培) のほか、遺伝子データベースで公開されている塩基配列情報を用いた。

核 DNA の ITS 領域は、ダイレクトシーケンシングにより、約 500 bp の塩基配列を確定した。これをアライメントするとともに比較解析し、44ヶ所に変異を見出した。またスズカケソウ



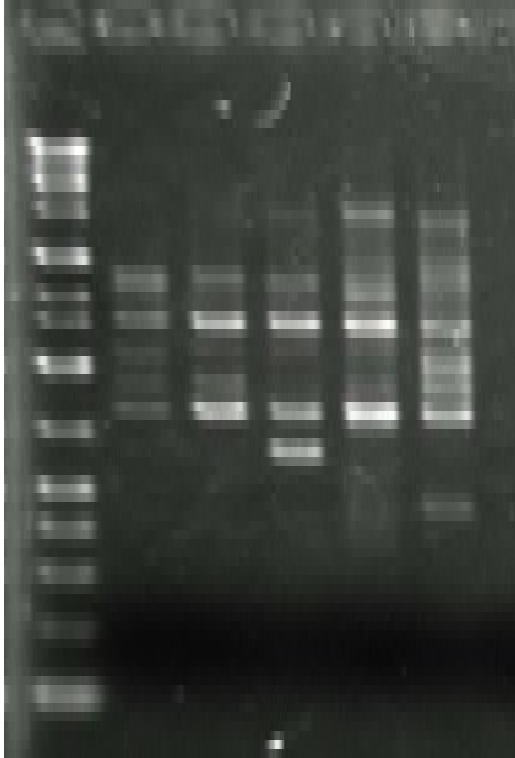


図1 RAPD法による集団内の遺伝的多型. RAPD法による遺伝的多型検出. 左はサイズマーカー, 各個体で電気泳動パターンに相違が認められる.

節だけで比較した場合, 15カ所, この植物の集団と徳島および園芸品のスズカケソウのみで比較した場合9カ所で変異がみられた. またトラノオスズカケにおいても国内野生種とDDBJから得た塩基配列では7カ所で変異がみられた. 得られた配列から最尤法系統樹を構築したところ徳島県および園芸品のスズカケソウ同じクレードになったのに対し, 千葉スズカケソウ集団は異なるクレードに属していた. またトラノオスズカケにおいても国内野生種とDDBJから得た塩基配列では違うクレードに属することが分かった(図3).

葉緑体DNAのtrnL~trnF領域についてもダイレクトシーケンズを行い, 約700bpの塩基配列を確定した. これをアライメントするとともに比較解析し, 12ヶ所で変異を見出した.



図2 AFLP法による集団内の遺伝的多型. AFLP法による遺伝的多型検出. 左はサイズマーカー, 各個体で電気泳動パターンに相違が認められる.

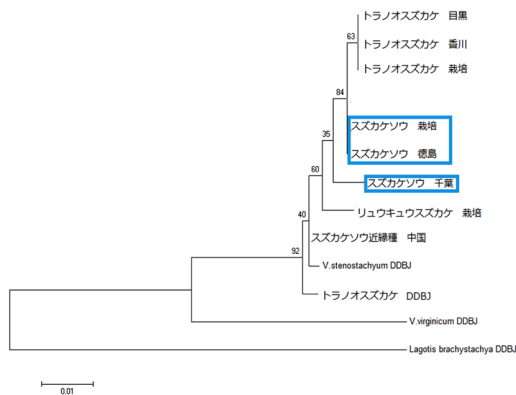


図3 クガイソウ属のITS系統樹. ITS領域による系統樹(数字はブートストラップ値).

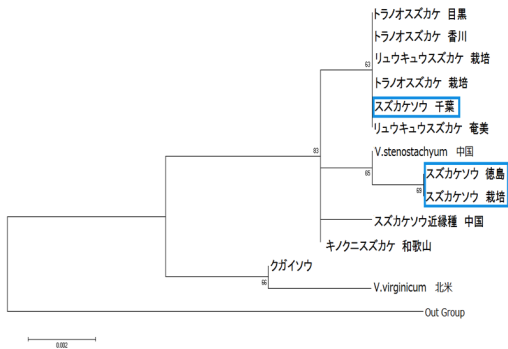


図4 クガイソウ属のtrnL～trnF領域系統樹. trnL～trnF領域による系統樹(数字はブートストラップ値).

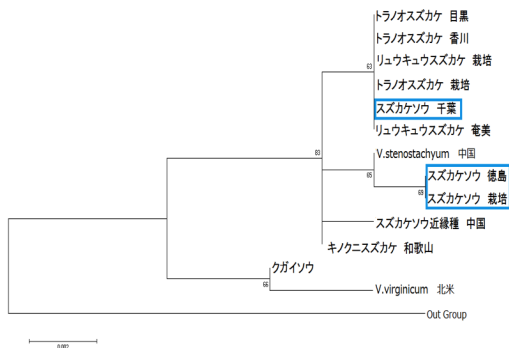


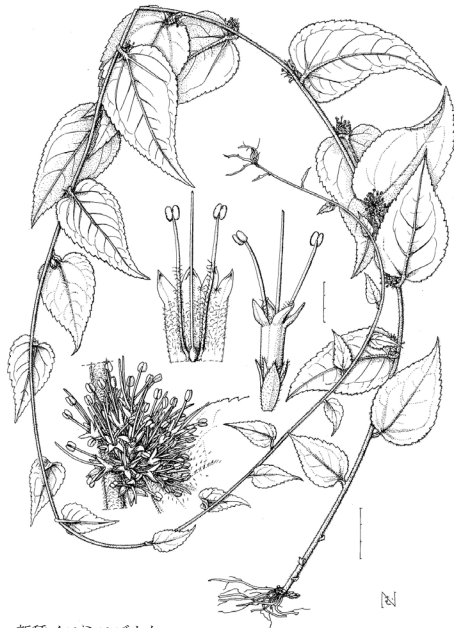
図5 クガイソウ属のrps16 intron領域による系統樹. rps16 intron領域による系統樹(数字はブートストラップ値).

またスズカケソウ節だけで比較した場合、6カ所、この植物の集団と徳島および園芸品のスズカケソウのみで比較した場合3カ所に変異がみられた。得られた配列から最尤法系統樹を構築したところ、大きく4グループに分かれた。徳島県や園芸品のスズカケソウは同じクレードに属するのに対し、千葉スズカケソウ集団はトラノオズカケやリュウキュウスズカケと同じクレードとなった(図4)。

葉緑体DNAのrps16イントロン領域についてもダイレクトシーケンスを行い、約800bpの塩基配列を確定した。これをアライメントするとともに比較解析し、16ヶ所に変異を見出した。またスズカケソウ節だけで比較した場合、6カ所、この植物の集団と徳島および園芸品のスズカケソウのみで比較した場合6カ所に変異がみられた。得られた配列から最尤法系統樹を構築したところ、大きく4グループに分かれた。徳島県および園芸品のスズカケソウは同じクレードに属するが、千葉スズカケソウ集団はトラノオズカケと同じクレードに属していた(図5)。

スズカケソウでは今回解析した核DNAのITS領域、葉緑体DNAのtrnL～trnF領域ならびにrps16イントロン領域のすべてにおいて徳島県集団と栽培品は同一なのに対しこの植物の集団は異なるクレードとなった。これはこの領域において遺伝学的に徳島のスズカケソウとこの植物が別系統であることを示している。

またトラノオズカケにおいては国内産のトラノオズカケは同一の配列であったが、これらとDDBJに登録されたトラノオズカケではITS領域の配列が異なっていることがわかった。DDBJに登録されたデータは中国産のトラノオズカケと考えられることから、中国と日本でトラノオズカケの再検討が必要であると考えられた。



新種イスマスズカケ  
*Veronicastrum noguchii* K. Uehara, K. Saiki & T. Ando, sp. nov.

図6 新種イスマスズカケ.



スズカケソウ 徳島集団個体  
*Veronicastrum villosulum* (Miq.) T. Yamaz.

図7 スズカケソウ.

rps16 イントロン領域においては、スズカケソウ節で得られた6か所の変異のうちの5か所が徳島と園芸品のスズカケソウに由来することが分かった。この植物の集団、トラノオズカケ、リュウキュウスズカケにおいては配列に大きな変異は見られず、同じクレードに属した。

3つの領域でスズカケソウの徳島集団と千葉スズカケソウ集団で塩基配列が異なる結果が得られ、それぞれが別系統に属することが分かった。しかし今回得られた塩基配列の長さは500 bp ~ 800 bp だったこともあり、発見できた変異数は少なく、系統樹の信頼性は低い結果となった。

本研究では日本国内のスズカケソウ近縁種を中心に解析を行ったが、スズカケソウ近縁種の系統関係については、得られた配列がまだ少ないことから完全に明らかにするには至らなかつ

た。しかし、3領域ともにこの植物の集団と徳島および栽培品のスズカケソウとは異なる系統であることがわかった。

葉の形態、葉および茎の毛のちがいが、分子系統解析の結果から、この植物の集団は、徳島のスズカケソウ集団、および栽培品として流通するスズカケソウとは異なるものであると考えた。そこで花の形態を中心にこの植物の集団の個体と、徳島のスズカケソウ個体の形態を詳細に比較した(図6, 図7)。その結果、千葉集団の個体は別種と判断し、新種イスマスズカケとして記載した(Uehara et al. 2013)。イスマスズカケは千葉県初の固有種であり、絶滅危惧I Bに分類されることから、今後の自生地の永続的な自生地の保全が求められる。

文献

- 阿部近一 1990. 「徳島県植物誌」教育出版センター.
- Hong, D.-Y., Yang, H.-B., Jin, C.-L. and Holmgren, N. H. 1998. *Veronicastrum*. In: Wu, Z.-Y. and Raven, P. H. (eds.) *Flora of China* 18: 57-61.
- 飯沼愨齋著・牧野富太郎増補 1907. 「増訂草木図説 草部 1」: 27-28 pl. 20.
- Makino, T. 1906. Observations on Flora of Japan. *Botryopleuron villosulum*. *Bptanical Magazine* 20:87-88
- Miquel, F. A. W. 1865(Jan, 1866). *Ann. Mus. Bot. Lugduno-Batavi* 2(5), Amsterdam.
- 室 源一 1953. スズカケソウの自生地. *植物研究雑誌* 28(10): 318-319.
- 野口昭造・久保田三栄子・天野 誠・御巫由紀・斎木健一・大場達之 2009. 千葉県にスズカケソウを記録する. *千葉県植物誌資料* 25: 233-235.
- 陶山佳久 2001. AFLP 分析法. 種生物学会編「森の分子生態学～遺伝子が語る森林のすがた～」文一総合出版: 251-262.
- Uehara, K., Saiki, K. and Ando, T. 2013. *Veronicastrum noguchii* (sect. *Plagiostachys*, Plantaginaceae), a new species from Japan. *Acta Phytotax Geobot* 63: 63-69
- Williams, J. G. K., Hanafey, M. K., Rafalski, J. A. and Tingery, S.V. 1993. Genetic analysis using random amplified polymorphic DNA markers. *Methods Enzymol* 218: 704-740.
- 山崎 敬 1953. (スズカケソウの自生地) 付記. *植物研究雑誌* 28(10): 319-320.
- Yamazaki, T. 1957. Taxonomical and Phylogenetic studies of Scrophulariaceae - Veroniceae with special reference to *Veronica* and *Veronicastrum* in Eastern Asia. *Journ Fac Sci Univ Tokyo sec. III Botany* 7: 91-162

## Conservation and genetic diversity in new habitat of endangered plant

### *Veronicastrum villosulum* in Chiba Prefecture

Koichi Uehara, Ken'ichi Saiki, Shouzo Noguchi, Mihoko Iwata,  
Takeo Kuramata, Mieko Kubota and Miri Watanabe

Genetic diversity and molecular phylogeny were investigated about the plants of the *Veronicastrum* discovered at the Chiba Isumi river of Isumi, Chiba Prefecture, in 2009. We compared individuals of Chiba population and other *Veronicastrum* species which were known in Japan until now. The genetic analysis of the chloroplast DNA and nuclear DNA sequences showed that individuals of Chiba population differed also from *Veronicastrum villosulum* from Tokushima population, and related species. Moreover, many differences were recognized as a result of the detailed morphological comparison between Chiba population and *Veronicastrum villosulum* Tokushima population. We described the plant of the Chiba population as new species *Veronicastrum noguchii* K. Uehara, K. Saiki & T. Ando.

## 大東諸島の固有生物相を支えるダイトウビロウの 保護に関する緊急調査

大東諸島生物相研究グループ

伊澤雅子<sup>1</sup>・佐々木健志<sup>2</sup>・小林 峻<sup>3</sup>・傳田哲郎<sup>1</sup>・  
高木昌興<sup>4</sup>・堀江明香<sup>5</sup>・碓井良太<sup>6</sup>・後藤健志<sup>7</sup>

大東諸島在来のヤシ科植物ダイトウビロウは大東諸島の森林の優占種である。しかし、近年、外来のタイワンカブトムシの大発生によって深刻な被害を受けている可能性があることから、タイワンカブトムシの被害の実態、ダイトウビロウの生態、在来動物との関係について調査を行った。その結果、ダイトウビロウは10月から3月までの約半年間開花しており、沖縄島のビロウと比べて花期が長いこと、ダイトウビロウはダイトウオオコウモリ、ダイトウコノハズク、ダイトウメジロ等大東諸島の在来種の生活に重要な役割を果たしていることがわかった。現在、南北大東島ともに、タイワンカブトムシによる深刻な食害が生じており、畑周辺の堆肥や枯死木などが主な繁殖場所となっていた。また、南大東島のビロウから、これまで国内で報告のなかったヤシ類の害虫であるカクムネヒラタハムシの生息が確認された。これらの結果からダイトウビロウの保護に向けての提言を行った。

### 1. はじめに

大東諸島は我が国では数少ない、かつ琉球諸島で唯一の海洋島群である。海洋島は地史の中で大陸と陸続きになったことがなく、大陸島とは異なる多くの固有種とユニークな生態系を有する。海洋島の生態系の希少性は、国内のもう一つの海洋島群である小笠原諸島が世界自然遺産に登録されていることから推測できる。大東諸島でも鳥類を中心に「ダイトウ」の名を冠した多くの固有種、固有亜種が分化して来た。

大東諸島はもう一つ、歴史的特殊性を持つ。無人島であった南大東島は、1900年の入植時に島のほとんどの植生が切り開かれ、短期間のうちに島の大半がサトウキビ畑となってしまった。北大東島では1903年の入植時に燐鉱石採掘から島の産業が始まったものの、その後基幹

産業はサトウキビ生産へと変化し、南大東島と同様の経過をたどった。その過程で、ダイトウウグイス *Cettia diphone restricta*、ダイトウミンサザイ *Troglodytes troglodytes orii*、ダイトウヤマガラ *Parus varius orii* など多くの固有種が絶滅した。

一方、人為的攪乱が進み、植生が大きく変化した状況下で、ダイトウオオコウモリ *Pteropus dasymallus daitoensis* (国内希少野生動植物種、国指定天然記念物、絶滅危惧IA類)、ダイトウコノハズク *Otus elegans interpositus* (絶滅危惧IA類)、ダイトウヒメハルゼミ *Euterpnosia chibensis daitoensis* (絶滅危惧II類)、ダイトウメジロ *Zosterops japonicus daitoensis*、ダイトウヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis borodinonis*、ダイトウワダン *Crepidiastrum lanceolatum* var.

1: 琉球大学理学部海洋自然科学科 2: 琉球大学風樹館 3: 琉球大学大学院理工学研究科 4: 大阪市立大学理学部生物学科  
5: 大阪市立大学大学院理学研究科 6: 琉球大学大学院農学研究科 7: 沖縄県南大東村在住  
2012.11.28 受付, 2014.6.17 公開

*daitoense* (絶滅危惧 IA 類), ダイトウセイシボク *Excoecaria formosana* var. *daitoinsularis* (絶滅危惧 II 類) など, 多くの固有分類群が生き延びてきたのは驚くべき事である. 彼らは島にわずかに残った幕林, ドリーネ林, 大池中の島などを利用して生息している (西平 1992, 伊澤ほか 2003, 自然環境研究センター 2003, 沖縄県文化環境部自然保護課 2005). 大東諸島の貴重な生態系を維持する基盤となっているのはヤシ科のダイトウビロウ *Livistona chinensis* (Jaq.) R. Br. ex Mart. var. *amanoi* Murata. nom. nud. である. ダイトウビロウはビロウの変種で, 大東諸島に固有とされる (村田 1990). 分類学的には裸名であり, また, 識別形質である果実形態などについても十分な比較検討がなされていないが, ここでは他地域のビロウと区別するため, 大東諸島に生育するビロウをダイトウビロウと呼称する. ダイトウビロウは南大東島における極相樹種であり, 入植前は大密林であったとの記録がある (城間 2001). 本地域の固有の生態系と希少種は, 開拓以前から島の優占種であったダイトウビロウに支えられていると考えられる. 南大東島は, 現在島の 60 % 以上が畑地となり, 入植以前に島全体を被っていたダイトウビロウはわずかな幕林に残されているのみであるが, 現在も哺乳類から発光菌類まで多くの生物がダイトウビロウを利用して生息している.

ところが, 数年前からヤシを食害する外来の台湾カブトムシ *Oryctes rhinoser* が大東諸島に侵入し, 特にこの 2, 3 年は大発生と言える規模での分布拡大と個体数の増加が起こった. ダイトウビロウにも食害が出始め, 枯死する木も目立つようになった. 台湾カブトムシの侵入は主に植栽木から始まっているが, もし, これが幕林にまで及ぶと多くの固有種が休息場, 餌資源, 繁殖場を失うことになる. いずれも小島嶼にのみ分布する小個体群であること

を考えると, これまで大東諸島で絶滅して来た多くの種と同様に, 短期に絶滅に至ることが懸念される. 台湾カブトムシは沖縄島でも問題となっており, その駆除策の事例があるが, 大東諸島の動物相を考慮するとそのまま導入するにはいくつかの課題があることもわかってきた.

台湾カブトムシに対する緊急な対策を検討するためには, ダイトウビロウ自体の生態, 動物とダイトウビロウの関係, 台湾カブトムシと近縁の固有種との関係等の資料が不可欠である. そのような状況をふまえ, 本研究では大東諸島におけるダイトウビロウとダイトウビロウに関わる生物相に関する生態学的資料を得て, 台湾カブトムシの駆除にあたって在来種に配慮した駆除策を提言することを目的とする.

## II. ダイトウビロウの基礎生態

### 1. 開花フェノロジー

ダイトウビロウの開花フェノロジーについては, 横田ほか (1992a) による報告がある. しかし, 横田ほか自身も記しているように, この報告は断片的な情報に基づくものであり, 本来は大東諸島において継続した観察をすることが望ましい. 今回の調査では, 南大東島在住の調査補助者の協力を得ながら, ダイトウビロウの開花フェノロジーを約 1 年間にわたり記録した. また, 比較のため, 沖縄島のビロウについても同様の調査を行なったので, 合わせて報告する.

#### 1) 方法

南大東島と沖縄島の調査地, 調査個体数, 自生木と植栽木の別を図 1 に示した. 2011 年 12 月 26 日, 南大東島の 15 産地 300 個体にプラスチックプレートに番号を付したマークをつけた. これらのうち, 6 産地 110 個体は道路沿いや公園に植えられた植栽木である. 2011 年 12

## 南大東島



## 沖縄島

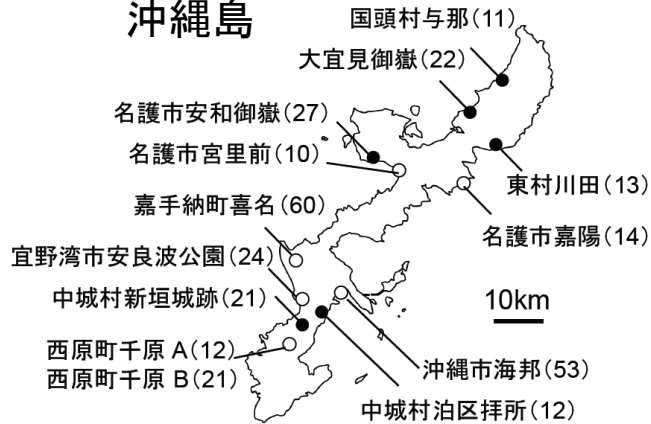


図1 南大東島と沖縄島における調査地。( )内の数字は調査個体数を示す。破線で示した産地(南大東島), ○で示した産地(沖縄島)は植栽木, それ以外の産地は自生木である。★で示した場所は, 葉の更新に関する調査を行なった地点を表す。南大東島の地図の作成には, 国土地理院の1/25000の地形図を利用した。

月26日から2012年10月29日までの間, 約2週間に一度マークをつけた300個体について開花・結実の有無を記録した。工事による通行止めなどで一時的に調査できない個体があったため, すべての調査日に開花状況を確認できたのは250個体であった。また, 2012年10月27

日と28日に, 北大東島の10産地137個体についても開花・結実の有無を調査した。

沖縄島では, 2012年1月10日に13産地300個体(図1)にマークをつけ, 開花・結実の有無を記録した。マークをつけることができなかった産地では, 地図上に個体の位置や特徴な

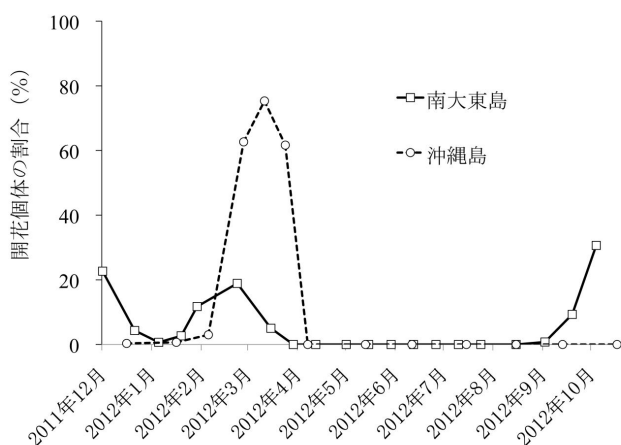


図2 南大東島と沖縄島における開花の季節変化.

どを詳細に記録して識別を行なった。調査は、2012年1月10日から11月11日まで、約1ヶ月に一度行なった。また、開花が確認された期間には約2週間に一度の割合で調査を行なった。

## 2) 結果と考察

南大東島と沖縄島における開花の季節変化を図2に示した。ここでは、各島の全個体のデータをまとめて示している。南大東島では、調査を開始した2011年12月の時点で22.7%の個体が開花しており、その後2012年1月末から2月にかけて開花個体が減少した。2012年3月19日には再び18.4%の個体で開花が確認されたが、4月にかけて開花個体は再び減少し、4月23日から9月9日の期間は開花個体が全く見られなかった。2012年9月27日に再び開花が確認され、調査最終日の10月29日には、調査期間を通じて最も多い30.6%の個体が開花していた。現時点で年間を通してのデータは得られていないが、2012年10月29日において若い花芽を付けている個体が多く確認されていることから、ダイトウビロウは秋から冬にかけて連続して開花していると考えられる。2012

年10月27日と28日に北大東島で行なった調査では、11.0%の個体で開花が確認された。南大東島と比べて開花個体の割合は少なかったものの、北大東島のダイトウビロウも秋に開花していることが確認された。全体としてみると、ダイトウビロウは秋(10月初旬)から春(4月初旬)にかけての約半年間、いくつかのピークを繰り返しながら開花していると考えられる。横田ほか(1992a)においてもダイトウビロウの花期は9月～3月とされており、今回の調査結果とほぼ一致する。

一方、沖縄島のビロウは全く異なる開花パターンを示した。図2に示したように、調査を開始した2012年1月には、わずか0.33%(1個体)の開花が確認されたのみであり、その後、3月1日になっても開花個体は3.0%と極めて少なかった。3月後半になると急激に開花個体が増加し、4月5日には75.3%に達した。この日をピークに開花個体は減少し、5月2日以降は全く開花が確認されなかった。ダイトウビロウと比べ、沖縄島のビロウが短い期間に集中して開花していることがわかる。澤岬(1983)は沖縄島におけるビロウの開花期を3、4月と



しており、今回の結果と同様、本種が春に短い開花期を持つことが示されている。横田ほか(1992a)は、澤岬(1983)が沖縄島の樹木について報告した開花季節を大東諸島での調査結果と比較し、両地域の間には顕著な違いは見られなと述べている。しかし、ダイトウビロウとビロウに限ってみると、両者の開花パターンには大きな違いが見られた。

南大東島における開花の季節変化を産地別に見ると、ダイトウビロウの開花パターンをさらに詳細に読み取ることができる。秋・冬(10

月～1月頃)と春(3～4月頃)の両方に開花した産地(漁港裏, 山羊道, 内幕東, 空港裏, 西港, 内幕西, コウモリ公園, 空港道路, 日の丸山展望台, 脇道)のすべてにおいて、両季節の間に一度開花個体が0%になっていた(図3)。このことから、ダイトウビロウの開花は秋から春にかけて必ずしも連続しているのではなく、二山型の開花パターンを示す傾向があるように思われる。また、ダイトウビロウの開花パターンが、産地によって異なっていることがわかる(図3)。秋・冬と春の両方に開花が確認

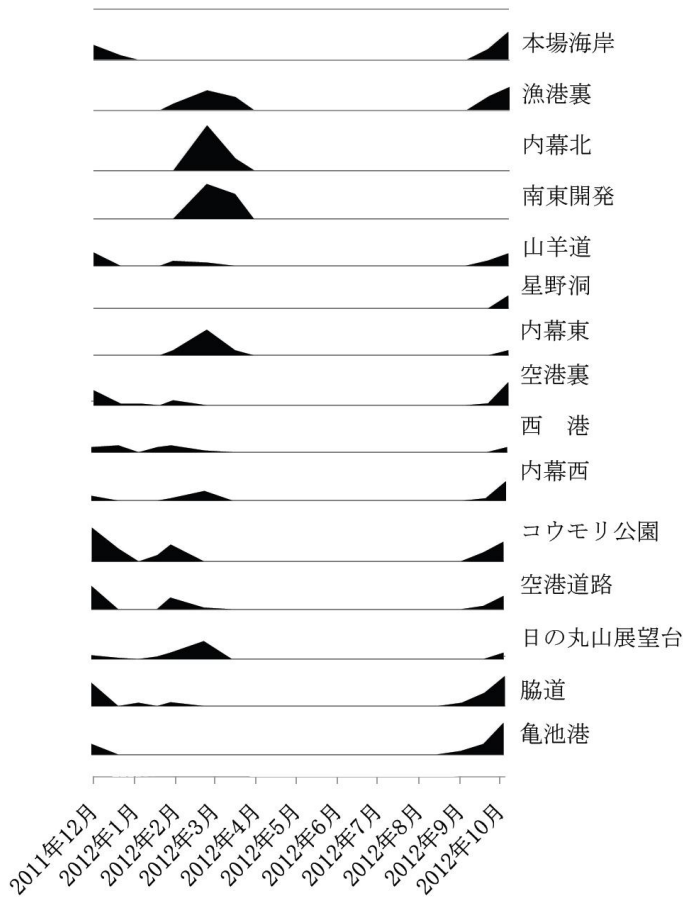


図3 南大東島の調査地別にみた開花個体数の季節変化。各グラフの縦軸は開花個体の割合(0～100%)を表す。

されたのは漁港裏，山羊道，内幕東，空港裏，西港，内幕西，コウモリ公園，空港道路，日の丸山展望台，脇道の10産地であった。残り5産地のうち，本場海岸，星野洞，亀池港は秋・冬のみ，内幕北と南東開発は春のみに開花が確認された。個体別に見ると，調査期間中に開花が確認された174個体のうち，秋・冬と春の両方で開花した個体はわずか15個体(8.6%)で，秋・冬のみが開花した個体が101個体(58.0%)，春のみに開花した個体が58個体(33.3%)であった。ダイトウビロウには秋咲きと春咲きの二型が存在する可能性があり，産地によって開花パターンに差が見られるのは，両型の比率が集団によって異なるためのように思われる。開花期の違いが個体によって安定した形質なのか，あるいは生育環境や樹齢などの要因によって変化するものなのか，現時点では不明である。今後さらにデータを蓄積して，慎重に検討する必要がある。

図4に，南大東島と沖縄島における結実の季節変化を示した。沖縄島では10月以降に結実が確認され，4月から9月にかけては全く結実が見られなかった。これに対し，南大東島では，2011年12月26日と2012年1月15日を除くすべての調査において，結実が確認された。ダイトウビロウの花期が長いことを反映し，沖縄島と比べ長期間にわたって結実していることが伺える。

## 2. 種子の発芽実験

中・長期的視野に立ってダイトウビロウの保全を考えた場合に，今回のような害虫の大発生，大型台風の連続した来襲などダイトウビロウの個体群にカタストロフィックな打撃を与える事件は今後も起こりうる。その際には植林の可能性を考慮する必要があり，稚樹を多数確保するためにもダイトウビロウの繁殖生態についての

基礎資料を蓄積しておくことが必要である。ビロウの種子の発芽については，仙頭(1970)，石畑(1973)の先行研究があるが，ダイトウビロウについては報告がない。ここでは，沖縄島のビロウについて追実験を行なうとともに，ダイトウビロウの発芽率について調査した。

### 1) 方法

2012年3月に沖縄島の浦添市に植栽されていたビロウ1個体より計90個の成熟した果実を採取した。これらの果実は主にタイワンシロガシラに果肉部分を食われて落下したものであり，果皮はほとんど残っていなかった。これらの果実を室温で水に5日間浸漬した後30個ずつにわけ，それぞれを湿らせた濾紙を敷いたプラスチックシャーレ内に播種し，25℃，30℃，35℃に設定した温度勾配恒温器(Nksystem: TG-180CCFL-5LE)内に静置した。シャーレ内の濾紙が乾燥しないよう，定期的に水を与えた。播種後は毎日観察を行ない，発芽した種子の数を記録した。

2012年6月10日と11日の2日間，南大東島の5産地(本場海岸，コウモリ公園，日の丸山公園，空港道路，フロンティアロード)においてダイトウビロウの果実計334個を採集し

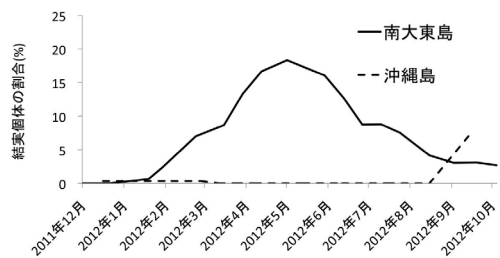


図4 南大東島と沖縄島における結実の季節変化。

た。地面に落下している果実を採集したため、これらの果実が何個体のダイトウビロウに由来するかは不明である。持ち帰った果実の果皮を除去した後、パーミキュライトを入れた容器に播種し、28℃に設定した恒温器内で実験を行った。播種後は毎日観察を行ない、発芽した種子の数を記録した。

## 2) 結果と考察

ビロウの種子では、25℃で8日目、30℃、35℃で5日目に最初の発芽が確認された。30日後の発芽率は、25℃で73.3%、30℃と35℃で66.7%であった(図5a)。最初に発芽するまでの日数は25℃よりも30℃と35℃の方が短かったが、発芽率についてみると、25℃で最も高い値を示した。仙頭(1970)によると、播種用土にパーミキュライトを用いた場合の

発芽率は、25℃で93%、30℃で100%、35℃で90%、40℃で0%となっており、25℃から35℃の範囲で90%以上の高い発芽率を示している。今回の実験では最も高い発芽率でも73.3%(25℃)であり、先行研究と比べてやや低い値にとどまった。

ダイトウビロウでは、さらに発芽率が低かった(図5b)。産地によって値にばらつきがあるが、最も高い値を示した本場海岸で30日後の発芽率が39.6%、日の丸山公園では7.2%にとどまった。今回実験に使用したビロウとダイトウビロウの種子は野外で拾ったものであり、地面に落下してから期間も産地によってかなり異なっていると思われる。実験に使用した種子の状態が発芽率に大きく影響した可能性がある。

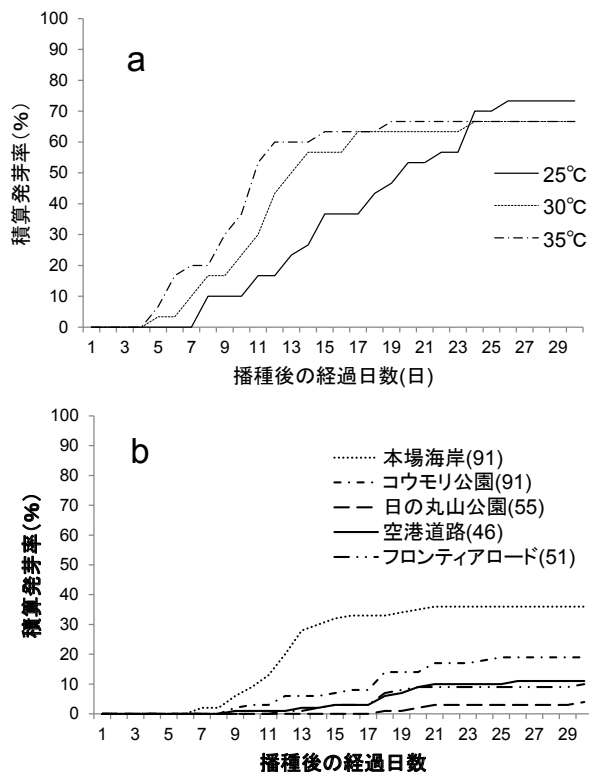


図5 ビロウとダイトウビロウ種子の積算発芽率。a: ビロウ, b: ダイトウビロウ。bで( )に記した数字は種子数を表す。

ヤシ類の発芽は種類によって難易があるが(石畑 1973), ビロウの種子は容易に発芽するとされている(仙頭 1970). 今回の実験では発芽率がやや低かったものの, いずれの温度条件下においても短期間で発芽しており, 野外で採集したビロウやダイトウビロウの種子が, 比較的容易に発芽することが確認された. 発芽後の実生個体を維持・管理する環境を整えば, 稚樹を増殖・確保するのはさほど困難ではないと思われる. 2012年10月29日, 南大東島フロンティアロード周辺のダイトウビロウ林において, 結実した個体の根本付近を調査した. この際, 落葉の下から果肉がなくなり子葉柄が伸びだした果実を複数見つけることができたものの, 実生を見つけることはできなかった. これに対し, 林縁に生育する個体や植栽木の周辺ではしばしば実生が見られ, 結実個体の下に多くの実生がまとまって生育している場所も存在した. こうした状況から, 落葉が厚く積もったダイトウビロウ林の林床では発芽後の成長が阻害されるのではないかと推測される. ダイトウビロウの実生は光要求性が強い可能性がある. 北大東島の中野にあるダイトウビロウ林は村の天然記念物に指定されているが, 林内には外来種であるギンネム *Leucaena leucocephala* が多く生育していた. 今後さらにギンネムの生育密度が増すと, 光要求性の強い実生の成長は著しく阻害され, 林の更新に悪影響を及ぼす可能性が高い. 小笠原の例でも, ヒメツバキ *Schima wallichii* subsp. *mertensiana* の種子の発芽と実生の成長がギンネムによって阻害され, 林の遷移に影響を与えることが懸念されている(Hata et al. 2007). タイワンカブトムシによる食害の影響も考慮すると, ギンネムが侵入したダイトウビロウ林では林の衰退が急速に進む可能性もあり, 今後十分な注意が必要である.

### 3. 葉の更新

ダイトウビロウの基礎生態として葉の更新に関する情報を収集し, タイワンカブトムシの食害によって葉の生産が影響を受けるかどうかを検証するために, 以下の調査を行なった.

#### 1) 方法

南大東島フロンティアロード脇の幕林内においてタイワンカブトムシによる食害のない木(正常木)5本を選定し(図1), 2011年6月にすべての葉の葉柄と新芽に番号を付したマークをつけた. 2011年10月, 2012年6月に調査を行ない, マークした葉の状況を記録するとともに, 新しく展開した葉と新芽にはマークをつけた. さらに, コウモリ公園の植栽木でタイワンカブトムシの食害のある木(被害木)5本を選定し(図1), 2011年10月に1本, 12月に4本にマークを付けた. 2012年6月に葉の状況確認とマークの追加を行なった.

対象とした木は, 調査開始時点での計測で, 正常木が高さ  $145 \pm 84.1$  (20-250) cm (平均  $\pm$ SD, 最小-最大), 胸高直径  $16.23 \pm 2.22$  (13.7-19.1) cm, 被害木が高さ  $197 \pm 20.6$  (169-226) cm, 胸高直径が  $20.55 \pm 0.55$  (19.8-21.3) cm であった. 木の形状上樹高の判断が難しかったため, ここでは地面から最も下に位置する緑の葉の付け根までの高さを「高さ」とした. 幕林内は10 m以上の高木も多かったが, 作業上低木を対象とせざるを得なかった. 被害木は公園の植栽木であるため大きさがほぼ均一であった.

#### 2) 結果と考察

調査期間を通して, 正常木では1本あたり葉  $14.8 \pm 3.1$  (11-22) 枚と新芽  $1.8 \pm 0.4$  (1-2) 枚が, 被害木では葉  $17.8 \pm 2.9$  (14-23) 枚と新芽  $1.8 \pm 0.8$  (1-3) 枚が見られた. ここで葉として数えたものは葉身に一部でも緑の部分が残っているものとした. 葉や芽の数は個体間で特に大きな差は見られなかった.

正常木では、1年で6-9枚の新葉が確認され、0.5-0.75枚/月、すなわち40-60日に1枚程度の葉が成長したことになる。新葉の頻度は季節によって異なり、6月から10月の4ヶ月間には0.75-1枚/月の、10月から6月の8ヶ月間には0.38-0.75枚/月の新葉が観察された。夏期は冬期に比べて約2倍の速度で葉が新出していると考えられる。被害木では10月または12月から6月の冬期を含む6ヶ月あるいは8ヶ月しか調査できなかったが、冬期であるにも関わらず1.16-1.83枚/月の新葉がみられた。これは正常木の2倍以上のスピードである。

この結果から被害木の方が葉の生産性が高いという結論を得ることはできない。それは、正常木は幕林の中に位置し、回りに背の高いダイトウビロウが密集している環境にあるが、被害木は公園の中の開けた場所にあることから、陽当たり、風当たりなどの環境条件が大きく異なるためである。今回の調査からの結論は、少なくとも今回対象とした木についてはタイワンカブトムシの食害によって生産性が落ちていなかったということ、ダイトウビロウの葉の生産性が環境条件によって異なることであると考えられる。

### III. 動物によるダイトウビロウの利用

#### 1. ダイトウコノハズクの営巣場所としての利用

南大東島におけるダイトウコノハズクの推定個体数は約300個体で、絶滅に瀕している個体群といえる (Takagi et al. 2006, 2007, 高木 未発表)。入植以前のダイトウコノハズクは、ダイトウビロウ林に依存していたと推察されるが、現在では主にモクマオウ *Casuarina equisetifolia* が優占する内幕林に生息している。モクマオウは1917年に始まった事業で大規模に植栽されたものであり、いわば外来種である。本研究で

は、近年ダイトウコノハズクが繁殖に利用したダイトウビロウの特徴、発見巣樹木に占めるダイトウビロウの頻度について紹介し、ダイトウコノハズクの営巣に関する現状の問題点について考察する。

#### 1) 方法

Akatani et al. (2011) の調査により得られた2005-2009年、および2010-2012年のダイトウコノハズクの繁殖期である3-4月に発見した巣の営巣状況に基づき、ダイトウコノハズクが営巣したダイトウビロウの特徴、および全確認巣数とダイトウビロウへの営巣数の対比を示した。

巣の探索・利用状況の確認：3-5月に任意に定めた樹林内を歩き回り、営巣の可能性のある樹洞を探索した。発見した樹洞をビデオ撮影することによって、成鳥、卵、雛の有無を確認し、樹洞がダイトウコノハズクによって巣として利用されているかどうか確認した。

営巣樹の特徴：繁殖終了後、地上から巣の入り口までの高さ、巣の入り口の直径、深さ、胸高直径、樹高を計測した。

#### 2) 繁殖に利用されたダイトウビロウの特徴

営巣が確認されたダイトウビロウ3本(A, B, C)は、幹が折れ、折れた部分から内部が腐朽し、くり抜かれた筒状の構造になっていた。各ダイトウビロウの特徴(地上から巣の入り口までの高さ、巣の入り口の直径、深さ、胸高直径、樹高、連続営巣確認年数)は、A(1.1 m, 8.5 cm, 100.0 cm, 11 cm, 1.1 m, 2年)、B(3.9 m, 12.5 cm, 108.0 cm, 23 cm, 4 m, 2年)、C(ca. 1.5 m, ca. 30 cm, ca. 150 cm, ca. 35 cm, ca. 1.5 m, 1年)であった。Cは実際に計測することができなかったため写真からの推定値である。Bの底部はダイトウビロウの繊維が細かくフレーク状に堆積している状態であった。AとCは底部まで腐朽が進んでおり、外周の構造である筒状



写真1 ダイトウコノハズクが巣として利用したダイトウビロウの外観と内部の様子。

部分の底部は、さらに腐朽が進むと倒壊する状況にある不安定な状態であった。Bは地上から巣の入り口までの高さが4mと高かった。2010年の冬期に産座になっていた部分から上部が倒壊した。

この3例からダイトウビロウがダイトウコノハズクの巣として利用され、利用できなくなるまでの経緯がわかる。まず、ダイトウビロウの幹が折れる。その後、比較的腐朽が早く進むと推定される幹の中心部が腐朽する。外周が残された筒状構造物ができ、ダイトウコノハズクが営巣する。Bの倒壊事例から産座部分の外周は台風などの物理的な力に弱いと推定され、腐朽した部分が倒壊し筒状構造は消失する。地上からの高さが高い枯死個体であれば、折れた部分から新たな内部の腐朽が始まり、ある程度の深さに達すると再び営巣が可能になるであろう。さらに腐朽が進むとAとCのような樹皮の筒だけを残した状態で地面まで腐朽が進み、最後は倒壊し巣として利用できなくなる。

ダイトウコノハズクが利用可能なダイトウビロウの太さ、高さの範囲が広いこともわかる。BとCは比較的太い個体であったが、Aは細い個体であった。写真1はCの外観と内部の

様子である。2個体の雛が上部を見上げている。産座には木屑が散乱している。

モクマオウに位置する巣は、つがいが入れ替わりながら10年以上継続的に使われることがある(高木 未発表)。しかし、ダイトウビロウでは、連続的に営巣を確認できた回数は2回までであった。これは、それまでに長い期間利用されていたものを結果的に最後の1-2年だけ確認できたという可能性もある。しかし、ダイトウコノハズクが営巣可能となる程度に深く腐朽したダイトウビロウは上述のように脆弱であると推察される。潜在植生であるダイトウビロウがダイトウコノハズクの営巣樹であり続けるには、莫大な本数のダイトウビロウが存在し、そのなかから利用可能な枯死ビロウが順次提供される必要がある。

### 3) 発見巣数に占めるダイトウビロウの巣の割合

2005, 2006, 2008, 2009年に、それぞれ営巣を確認した自然樹洞における巣数は、17, 15, 23, 18巣である。そのうちダイトウビロウにおける営巣は、各年ともに1巣であり、2005-2006年, 2008-2009年はそれぞれ同一の木における営巣だった。2010年には、これま

では異なる木が営巣に利用された。2007、2011年にはダイトウビロウにおける営巣は確認できなかった。その他はすべてモクマオウにおける営巣だった。これは移入樹種のモクマオウがダイトウコノハズクの営巣木としての利用可能性が高いことを示している。ダイトウビロウの利用率は低い、ダイトウコノハズクはダイトウビロウに選好性を示さないのではないと考えられる。内幕の優占樹種はモクマオウであり、多くの樹洞を提供する成熟した個体が多く分布している。それにも関わらず、利用可能性が低いダイトウビロウが選択されたと考えることができるからである。樹洞の利用可能性について定量的に評価することは難しく、本研究では枯死したダイトウビロウの定量化もできていない。この問題を明らかにすることは今後の課題である。

#### 4) ダイトウコノハズクの営巣に関する現状の問題点

モクマオウはオーストラリア原産で成長が早い国内では、南西諸島をはじめ小笠原諸島で防風樹として広く植栽されてきた。皮肉ではあるが、南大東島の固有亜種であるダイトウコノハズクの個体群は、外来種モクマオウによって絶滅を免れたといえる。しかしながら、大径を持つモクマオウは植栽から80年以上が経過し、樹勢が衰えていると推察される。2010年11月の大型で猛烈な台風12号は、潜在的に巣穴となりうる樹洞を多く持つモクマオウの大径木を倒した。今後も台風は南大東島に頻繁に来襲し、潜在的に利用可能なモクマオウを倒し続けるであろう。南大東島のダイトウコノハズク個体群の存続は、営巣場所の欠乏により危機的な状況に陥ることが予想される。近年、ダイトウビロウ林にダイトウコノハズクが利用可能な巣箱を設置する試みが始まった(高木 未発表)。2011年以来、それより前に比べ巣箱の利用率

が上昇する傾向にある。モクマオウにおけるダイトウコノハズクの巣場所としての利用可能性を定量できていないが、近年の台風によりモクマオウの巣穴の利用可能性が低下したことが原因と推察される。

一方、ダイトウビロウは大東諸島の潜在極相樹であり、南大東島において大密林として存在していたのは(城間 2001)、ダイトウビロウが台風に対して頑健であるからに他ならない。永続的にダイトウコノハズク個体群を維持していくために最も重要なことは、大東諸島の在来樹種ダイトウビロウの森林を復活させることである。

## 2. ダイトウメジロの巣材としての利用

メジロの1亜種、ダイトウメジロは、大東諸島に固有に分布する小鳥であり、他の亜種と同じく、枝先にカップ状のつり巣を造って子育てを行なう(清棲 1952, Horie and Takagi 2012)。2004-2012年のダイトウメジロの繁殖調査から、本亜種はダイトウビロウの成長点部分の繊維を主な巣材として用いることが観察されている(堀江 未発表)。タイワンカブトムシの大発生に伴って、樹林地のダイトウビロウは食害の危険にさらされており、一挙に被害が拡大した場合はダイトウメジロの繁殖活動にも大きな悪影響が予想される。本研究では、ダイトウメジロの巣材内容を精査し、ダイトウメジロの巣材としてのダイトウビロウの重要性について考察する。

### 1) 方法

2012年3-4月にダイトウメジロの巣の探索を行なった。調査地には、ダイトウビロウの多い内幕から星野洞北(島北西部)とみかん坂(島南東部)の樹林帯を選ぶと共に、下見の結果からダイトウビロウが少なかった、長三切抜(島北東部)、島中央の池付近を対象とした。これ以外に、補充調査としてみかん坂東の樹林帯で

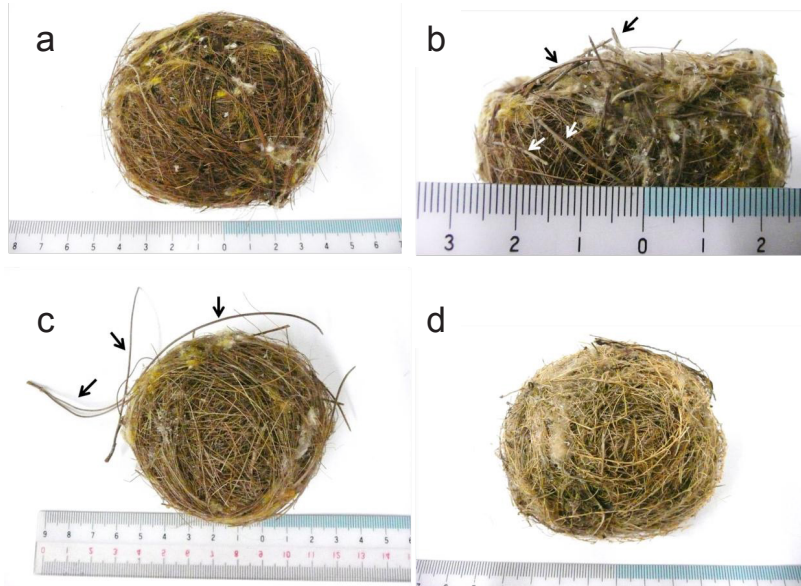


写真2 回収したダイトウメジロの巣の例。a：ダイトウビロウの繊維を巣材とした巣，b：モクマオウの小枝（矢印）を巣材の一部として利用した例，c：リュウキュウマツの葉（矢印）を巣材の一部として利用。

短時間の巣探索を行なった。

ダイトウメジロの行動圏（巣から半径 20-50 m）（Horie and Takagi 2012）のうち，巣材集めがよく観察される範囲（巣から半径 20 m）（堀江 未発表）に生えているダイトウビロウの本数をカウントし，巣材の供給量の指標とした。また，発見した各巣について，巣から近い順に 10 本のダイトウビロウを選び，巣との距離をそれぞれ計測した。ここから，最も近くにあったダイトウビロウまでの距離（最短ビロウ距離），および 10 本の平均距離を算出し（平均ビロウ距離），巣材の運搬コストの指標とした。

発見した巣は枝ごと回収して研究室へ持ち帰り，外径・内径・高さ・深さをそれぞれ計測した。繁殖中の巣については，雛が巣立つまたは繁殖が失敗するなど，巣の利用が終わってから回収を行なった。回収した巣は，枝から取り外した後に重さを量り，なるべく繊維を崩さないように解体し，巣材の同定に努めた。調査地で

巣材の候補となる植物（ダイトウビロウ・クロツグ *Arenga engleri* の繊維，モクマオウの葉状の小枝，リュウキュウマツ *Pinus luchuensis* の葉，ガジュマル *Ficus microcarpa* の細い気根，チガヤ *Imperata cylindrica*・ススキ *Miscanthus sinensis*・ヒトモトススキ *Cladium chinense*・クロミノシンジュガヤ *Scleria sumatrensis* の穂および茎・葉）を採集し，実物と見比べつつ同定した。種名まで同定できなかったものは科までの同定とした。解体した巣材は同じタイプごとに分類し，それぞれ重さを量った。繊維が細かすぎて同定できなかった巣材は「不明」として重さを量った。

相対ビロウ量として，巣重量（接着に用いるクモの糸・ガのマユを除く）に対するダイトウビロウ繊維の割合（%）を算出し，巣から半径 20 m 内のビロウ本数，最短ビロウ距離，平均ビロウ距離との相関関係を Kendall の順位相関分析で解析した。



表1 ダイトウメジロの巣材.

巣材	利用巣数	平均重量±SD (g)	範囲 (g)	平均相対量±SD (%)	範囲 (%)
クモの糸・昆虫のマユ	21	0.17±0.08	0.03 - 0.36	8.01±0.06	0.72 - 21.49
ダイトウビロウの繊維	20	1.99±1.14	0.42 - 3.80	72.13±0.14	44.55 - 92.05
クロツグの繊維	11	0.06±0.07	0.003 - 0.25	3.74±0.05	0.19 - 14.74
モクマオウの小枝	11	0.09±0.07	0.006 - 0.21	2.30±0.02	0.16 - 5.92
ガジュマルの気根	3	0.02±0.01	0.001 - 0.03	0.63±0.004	0.06 - 1.09
ビニールヒモ	3	0.01±0.003	0.008 - 0.02	0.38±0.001	0.29 - 0.49
リュウキュウマツの葉	2	0.11±0.07	0.04 - 0.17	2.81±0.02	0.97 - 4.64
ススキの穂	2	0.63±0.67	0.006 - 1.26	24.24±0.24	0.38 - 48.09
イネ科草本の枯れ葉	2	0.27±0.13	0.14 - 0.40	14.7±0.09	5.34 - 23.95
カヤツリグサ科の茎繊維	1	0.38	-	14.50	-
不明	21	0.45±0.22	0.14 - 0.94	19.64±0.11	6.47 - 46.63

## 2) 結果

2012年3月16日～4月5日に27巣を発見し、そのうち20巣を回収した(古巣12巣, 繁殖巣8巣). それに加えて調査協力者から古巣1巣の提供を受け, 合計21巣から巣材データを収集した. 巣の大きさ(平均±SD, n=21)は, 外径6.83±0.48 cm, 内径5.45±0.48 cm, 高さ5.17±0.66 cm, 深さ4.51±0.44 cmであった. 平均重量は2.79±1.19 g, 確認できた巣材は不明を含めて11タイプであった(表1, 写真2). 不明を除き, 1巣あたりに用いられていた巣材タイプは平均3.57±1.22タイプであり, 最も多い巣では6タイプの巣材を利用していた.

ダイトウビロウの繊維が巣材として用いられていたのは21巣中20巣であった(表1, 写真2a). ダイトウビロウが用いられていなかった巣は, ダイトウビロウが全くない中央湿地に位置する巣で, この巣の主な巣材はススキの穂(48.09%), カヤツリグサ科の湿地性植物の繊維(14.50%)であった(写真2d). ダイトウビロウを巣材としていた20巣では, 巣材の50～90%がダイトウビロウの繊維で占められていた(表1). イネ科草本の枯れ葉が全巣材の20%を越えて用いられた場合が1例あったが, それ以外の巣材は全巣材の15%を越えることはなかった.

巣の相対ビロウ量は, 巣から半径20 m内のビロウ本数( $\tau=0.15$ ,  $p=0.40$ ,  $n=20$ ), 最短

ビロウ距離( $\tau=-0.09$ ,  $p=0.58$ ,  $n=20$ ), 平均ビロウ距離( $\tau=-0.04$ ,  $p=0.83$ ,  $n=20$ )のいずれとも有意な相関はなかった.

## 3) 考察

ダイトウメジロは巣材として複数の植物を利用していたが, 湿地帯で見つけた1巣を除く20巣の主な巣材はダイトウビロウの繊維であった. ダイトウビロウの繊維は巣材の平均7割を占めており, その他の植物は概ね巣材の1-2割を占めるにとどまった.

2004-2012年の繁殖調査中に観察した巣材集め行動のうち, 巣材内容まで記録できた114回の内訳は, ダイトウビロウの繊維が50回, 何らかの昆虫のマユが47回, クモの糸が17回と, 植物繊維の収集はダイトウビロウに限られていた(堀江 未発表). ススキは湿地帯だけでなく樹林帯の林縁部にも生育しているが, なわぼりの周囲にダイトウビロウが1本でもあれば, ススキの穂を巣材として使うことはなかった. また, クロツグやモクマオウ, リュウキュウマツも, 樹林地内に数多く分布しているにも関わらずその利用が限定的だったことから, ダイトウメジロはこれらの植物繊維よりもダイトウビロウの繊維を優先的に巣材としている可能性が考えられた. さらに, 巣周囲のダイトウビロウの本数や, 巣と近隣のダイトウビロウまでの距離などが, 巣材に使われていた相対ビロウ量と有意な関係がなかったことから, ダイトウメジロ

はダイトウビロウの探索コストや繊維の運搬コストを度外視して、ダイトウビロウの繊維を選択的に収集している可能性がある。正確には他の巣材がどの程度存在しているかも調べた上で検討が必要であるが、ダイトウメジロにとってダイトウビロウは最も重要な巣材供給源だと考えられた。

他地域のメジロの巣材には、イネ科草本の枯れ葉やコケ類、ススキの穂など、幅広い素材が知られる（清棲 1952, 宮下 1970, 磯部 1991, 与那城 2000）。これらのうち、ススキの穂とカヤツリグサ科の植物繊維については、南大東島の湿地で回収した1巣の主な巣材であった。ダイトウビロウの全くない場所でもこのような代替巣材を用いて繁殖が可能だったことから、ダイトウメジロは生息域の状況に応じて巣材を柔軟に切り替えられると推察される。タイワンカブトムシによる被害が深刻になった場合にも、親鳥は巣材をダイトウビロウの繊維から別の植物繊維に切り替えられると予想されるが、ススキやチガヤを含むイネ科植物は主に畑地や林縁部に生育するため、樹林帯の内部になわばりを構える個体には利用しにくい。同様に、カヤツリグサ科の湿地性植物も池や水路付近にしか生育していないため、利用できる場所が限定される。そのため、タイワンカブトムシの侵入は、巣材となるダイトウビロウの食害を通して、ダイトウメジロの繁殖可能域の縮小や巣材獲得競争の激化、巣材不足による繁殖遅延などを引き起こす可能性がある。また、代替巣材の質によっては巣の強度が低下し、台風の多い南大東島では繁殖成功率が大きく下がる可能性も考えられる。鳥類にとって質の良い巣材は必要不可欠な資源であり、ダイトウメジロにおいては自身と同じく島に固有であるダイトウビロウが繁殖活動を支える基盤になっていると考えられた。

### 3. その他の生物による利用

ダイトウビロウはその他にも多くの動物に利用されている。

表2に、本調査中に南北大東島でダイトウビロウへの訪花が確認された種を示す。ここでは確実に種が同定できたものだけを示している。哺乳類2種、鳥類1種、爬虫類2種、昆虫10種が観察された。ホオグロヤモリ *Hemidactylus lfenatus* を除くすべての種で蜜あるいは花粉の採餌が確認された。オガサワラヤモリ *Lepidodactylus lugubris* はアリや昆虫類を餌としているとされているが、花蜜を食べることが爬虫類としては特徴的な生態として報告されており（Perry and Ritter 1999, 小林ほか 2010）、本研究でもダイトウビロウの蜜をなめているのが観察された。

ダイトウオオコウモリがダイトウビロウの花を餌資源として頻繁に利用することは先行研究でも報告されている（横田ほか 1992a, b, 中本ほか 2007）。植物相の多様性の低い海洋島で森林の優占種であり、多量の蜜を生産するダイトウビロウは（傳田ほか未発表）、ダイトウオオコウモリにとって重要な餌資源であると考えられる。さらに、前述のダイトウビロウの開花フェノロジーもダイトウオオコウモリにとってダイトウビロウの重要性を強めている。オオコウモリ類の個体数の減少要因として台風やハリケーンが大きな影響を与え、場合によっては地域個体群が致命的なダメージを受けることが知られている（Mickleburgh et al. 2002, Craig et al. 1994, 中本ほか 2011）。それは、強風による直接的なダメージとその後の餌不足による間接的な影響によるものである（中本ほか 2011）。ダイトウビロウは台風期のあとに開花することにより、台風来襲による餌不足を補う餌として重要であることが考えられる。また、ダイトウオオコウモリは休み場所としてもダイトウビロウ

表2 南北大東島におけるダイトウビロウの訪花動物。

目	科	和名	学名
哺乳類			
翼手目	オオコウモリ科	ダイトウオオコウモリ	<i>Pteropus dasymallus daitoensis</i> Kuroda, 1921
齧歯目	ネズミ科	クマネズミ	<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)
鳥類			
スズメ目	メジロ科	ダイトウメジロ	<i>Zosterops japonicus daitoensis</i> Temminck & Schlegel, 1847
爬虫類			
有鱗目	ヤモリ科	ホオグロヤモリ	<i>Hemidactylus frenatus</i> (Dumeril & Bibron, 1836)
有鱗目	ヤモリ科	オガサワラヤモリ	<i>Lepidodactylus lugubris</i> (Dumeril & Bibron, 1836)
昆虫類			
ゴキブリ目	オガサワラゴキブリ科	オガサワラゴキブリ	<i>Pycnoscelus surinamensis</i> (Linne, 1758)
ゴキブリ目	ゴキブリ科	コワモンゴキブリ	<i>Periplaneta americana</i> (Linnaeus, 1758)
ゴキブリ目	チャバネゴキブリ科	ウスヒラタゴキブリ	<i>Onychostylus pallidulus</i> (shiraki, 1908)
ハサミムシ目	ネッタイハサミムシ科	スジハサミムシ	<i>Proreus simuland</i> Stal, 1869
半翅目	カメムシ科	チャバネアオカメムシ	<i>Plautia crossata</i> Scott, 1874
鱗翅目	ヒトリモドキガ科	シロスジヒトリモドキ	<i>Asota heliconia</i> (Linnaeus, 1758)
鱗翅目	ヤガ科	サンカクチバ	<i>Trigonodes hyppasia</i> (Cramer, 1779)
双翅目	クロバエ科	ホホジロオビキンバエ	<i>Chrysomya rufffacies</i> (Macquart, 1842)
鞘翅目	コガネムシ科	サカイシロテンハナムグリ	<i>Protaetia orientalis sakaii</i> Kobayashi, 1994
鞘翅目	カミキリムシ科	リュウキュウヒメカミキリ	<i>Ceresium fuscum</i> Matsumura et Matsushita, 1932

林を利用していると思われる。ダイトウビロウ林は樹冠が密なため、直接観察で確認することは難しいが、ラジオトラッキング調査における位置プロットからは、幕林やダイトウビロウ林で昼間の休息している可能性が高いことが報告されている(阪口・当山 1992, 佐藤 2009)。

また、正宗(1951)は台北や九州南部での観察例として、ヒメメジロ *Zosterops japonicus simplex* や タイワンシロガシラ *Pycnonotus sinensis formosae*, ヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis* などの鳥類がビロウの果実を採餌すると述べている。ダイトウビロウは、花だけでなく果実も大東諸島に生息する鳥類の餌資源として、長期間にわたり重要な役割を果たしていると思われる。

#### IV. タイワンカブトムシ

##### 1. タイワンカブトムシによる被害状況

タイワンカブトムシは、中国南部から東南アジアや太平洋の島々に広く分布するコガネムシ科の昆虫である。本種は、ココヤシをはじめとするヤシ類の主要な害虫で、ヤシ類の他にもサトウキビ、パイナップル、バナナ、リュウゼツ

ラン、ソテツなどを加害することが知られている(江崎 1944 など)。本種は、人為的なヤシ類の移動により熱帯や亜熱帯地域に分布を拡大してきた。日本で最初に本種の生息が確認されたのは石垣島で(楚南 1922, 大城・奥島 1980)、その後、県内各地に分布を拡大した(Chujo 1959, 三宅 1968, 梅林・野原 1976, 東 1989)。さらに、1990年代になって、奄美諸島や宮崎県にも侵入し、ヤシ類に被害を生じている(片野田・谷口 1996)。

南北大東島においては、これまでタイワンカブトムシによるヤシ類の被害は報告されていなかったが、伊澤ほか(2010)が実施した昆虫類の調査によって、タイワンカブトムシによるダイトウビロウへの食害が確認された。そこで、今回、ダイトウビロウに重大な影響を及ぼす可能性の高いタイワンカブトムシについて、南北大東島で被害状況に関する現地調査を実施した。

##### 1) 方法

調査は、南大東島では2012年2月9-11日と10月12日-14日に、また北大東島では2012年2月24-25日に、それぞれタイワンカブトム



写真3 ダイトウビロウの葉に残る特徴的な加害痕

シの被害状況と繁殖場所についての調査を実施した。島内を車で移動しながら道路から確認できるダイトウビロウの葉について、台湾カブトムシ成虫による特有の加害痕（写真3）を目視によって確認するとともに、本種の繁殖場所となる畑周辺に集積されたバカス堆肥（サトウキビの搾りかすを堆肥にしたもの）、牛糞堆肥、植物残渣などで幼虫の確認を行なった。

上記調査とは別に、開花フェノロジー調査に用いた南大東島のダイトウビロウ 300 個体と沖縄島のビロウ 300 個体について定期センサスを行なった。南大東島では 2011 年 12 月 26 日から 2012 年 10 月 29 日までの間に 4 回、沖縄島では、2012 年 1 月 10 日から 11 月 11 日までの間に 13 回の調査を行ない、各調査個体について目視により台湾カブトムシ成虫による加害痕の有無を確認した。

## 2) 結果と考察

加害痕による被害木調査によって、本種の加害は南大東島及び北大東島のほぼ全域における植栽木やダイトウビロウ林に及んでいることが明らかになった（図6）。ダイトウビロウの他にも、公園や民家に植栽されているココヤシやトックリヤシモドキでも加害痕が確認された。被害の状況としては、新たに展開している葉の

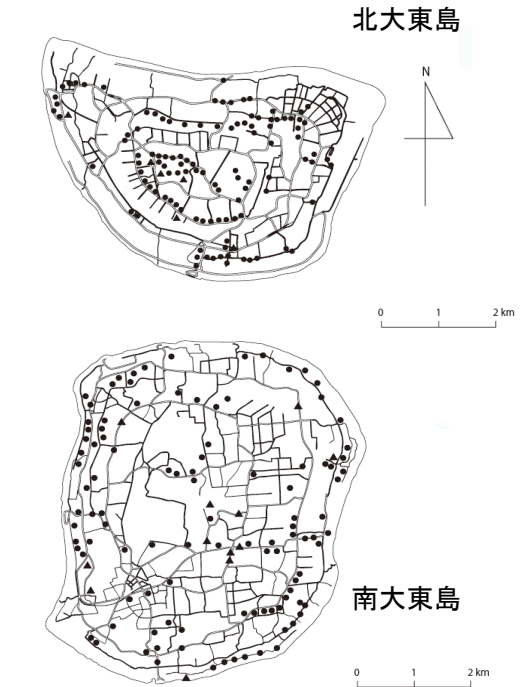


図6 北大東島と南大東島における台湾カブトムシの生息状況。●：台湾カブトムシによる加害痕のあるダイトウビロウ、▲：台湾カブトムシの幼虫が確認されたダイトウビロウ。

一部もしくは全部に、葉が未展開の段階で成虫が食い込んだために生じた葉の欠落や葉柄部の穴が見られたほか、成長点まで被害が及び新芽が萎縮して展開できないダイトウビロウもあった。ダイトウビロウの枯死状況を見ると、新葉の伸長速度が早いためか、台湾カブトムシ成虫による加害が成長点に達する前に葉が展開して多くのダイトウビロウで成長点への加害が回避されており、完全に枯死した個体は少なかった。しかし、複数の成虫によって同時に加害されたり、繰り返し加害を受けたりすることで衰弱したダイトウビロウもあり、このような個体ではやがて枯死する可能性が高いものと考えられる。

台湾カブトムシの繁殖場所に関する調査では、沖縄島での繁殖状況と同様に、サトウキビ畑の周辺に野積みされていたバカス堆肥や牛糞堆肥から、成虫や蛹とともに各令期の幼虫が数匹～数十匹発見された(写真4a)。また、畑の周囲に集積されたサトウキビの剥葉や落ち葉などの植物残渣が腐植した場所からも幼虫が確認され、畑周辺に野積みにされた堆肥や植物残渣が本種の主要な発生源となっていることが明らかになった。また、ダイトウビロウは、成長に伴って葉が枯死した後も、葉柄部分が樹幹に残り腐植物が葉柄の付け根部分に堆積する特徴がある。特に、葉に加害痕のあるダイトウビロウでは、このような腐植や枯れた葉柄部の内部に幼虫が育成しているのが確認され、枯死していないダイトウビロウも台湾カブトムシの発生源となることが明らかになった(写真4b)。このほか、台湾カブトムシの加害によって枯死したと推測されるダイトウビロウの幹の腐食した部分からも多数の幼虫が確認された(写真4c)。

南大東島における定期センサスの結果、調査開始から2012年6月までは被害木の割合が

30%前後であったのに対し、10月には49.8%と増加しており、台湾カブトムシによる被害が拡大する傾向にあることが示された(図7)。同島では、現時点で調査個体の約半数が台湾カブトムシの食害を受けていることになる。沖縄島では23.7-29.0%の個体で台湾カブトムシによる被害が確認されたが、調査期間を通じて大きな変動はなく、南大東島のように被害個体が増加する傾向は見られなかった。先にも記したように、南大東島において台湾カブトムシの食害を受けたダイトウビロウの多くは被害が軽微にとどまっており、すべての個体が直ちに枯死にいたるわけではない。しかし、この状況を放置して台湾カブトムシによる被害がさらに拡大すれば、ダイトウビロウの存続に深刻な影響を与えることが懸念される。

## 2. ヒサマツサイカブトムシの生態と識別方法

ヒサマツサイカブトムシ (*Oryctes hisamatsui* Nagai, 2002) は、大型のカブトムシの仲間であるにもかかわらず近年になって記載された南大東島の固有種である(Nagai 2002)。これまでに発見された個体は極めて少なく、その生息状況や生態については全く知られていない(田

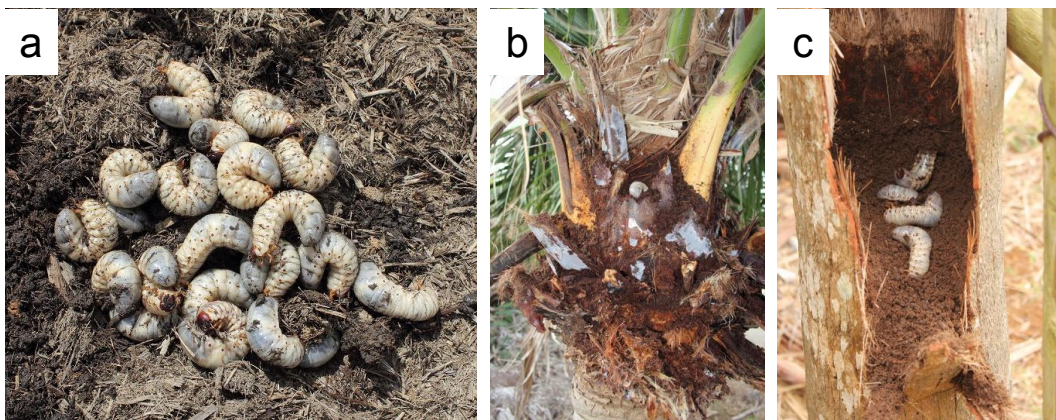


写真4 台湾カブトムシの幼虫。a: バカス堆肥から掘り出された幼虫, b: ダイトウビロウの葉柄付け根部分の腐植中にいた幼虫, c: 枯死したダイトウビロウの樹幹内にいた幼虫。

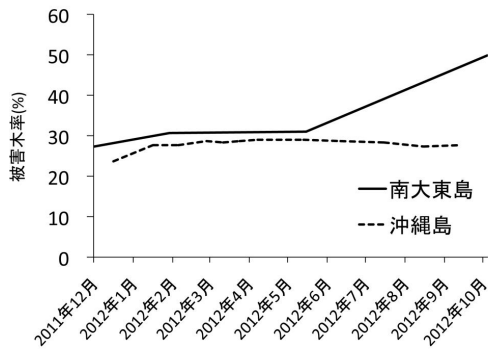


図7 南大東島と沖縄島におけるタイワンカブトムシ食害率の変化。

川ほか 2003)。本研究では、本種の保全に必要な生態的知見を得るため、また、タイワンカブトムシの駆除作業の際に、形態的に類似した本種が駆除されないよう、両種の識別点を明らかにすることを目的として調査を行なった。

#### 1) 方法

南大東島での生息状況に関する聞き取り調査と既存の標本データを用いた成虫の発生消長に関する調査を実施した。また、タイワンカブトムシとの識別点について、外部形態の特徴を調べた。標本調査には、南大東島まるごと館に保存されていた6個体と琉球大資料館（風樹館）に収蔵されていた4個体の標本を用いた。

#### 2) ヒサマツサイカブトムシの生態について

ヒサマツサイカブトムシに近縁なオオサイカブトムシやタイワンカブトムシの生態から推察すると、本種の成体もビロウなどのヤシ科の植物の樹液を餌とし、幼虫はダイトウビロウの腐植物を食べて生育しているものと推察される。今回、南大東島の住民から聞き取り調査を行なった結果、30年以上前に海岸部の山火事で立ち枯れ状態になったダイトウビロウの幹の腐植物の中からヒサマツサイカブトムシと思われる個体を採集したとの情報を60歳代の男性か

ら得られた。また、20年ほど前に、自宅に植栽されていたダイトウビロウが枯死し、立ち枯れ状態となったダイトウビロウの内部から、ヒサマツサイカブトムシと思われる成虫や幼虫を複数採集したとの情報を得た。これらの個体が、タイワンカブトムシであった可能性も考えられるが、同時期に南大東島で採集されたタイワンカブトムシの標本はこれまでに発見されておらず、いずれもかなり大きなカブトムシであったことからヒサマツサイカブトムシである可能性が高いものと思われる。このような聞き取り調査の結果からも、本種がダイトウビロウの枯死木で繁殖している可能性は極めて高いものと思われる。一方、採集データが保存されていた11個体の成体の採集日は、6月1日、6月8日、6月21日、7月22日、7月23日、8月2日、8月（日付不明）、8月（日付不明）、9月5日、9月15日、11月15日であった。これらの採集情報からは、本種の成虫は、おもに6月上旬から11月中旬にかけて活動しているものと思われる。また、採集地点の詳細が明らかな6個体については、いずれも内幕のダイトウビロウ林周辺で灯火に飛来した個体であった。また、各標本の性別は、雄が5個体で雌が6個体であった。

#### 3) ヒサマツサイカブトムシとタイワンカブトムシの識別点

タイワンカブトムシとヒサマツカブトムシは、ともに *Oryctes* 属に属する比較的近縁な種であり外部形態もよく似ている。特に、ヒサマツサイカブトムシの小型の個体では、研究者でないと両種の識別がかなり困難な場合もある。特に南大東島では、ヤシ類の害虫であるタイワンカブトムシと同所的に生息しており、住民がタイワンカブトムシを駆除する際に、ヒサマツサイカブトムシを誤って捕殺する可能性も高い。そこで、今回、上記のヒサマツサイカブト

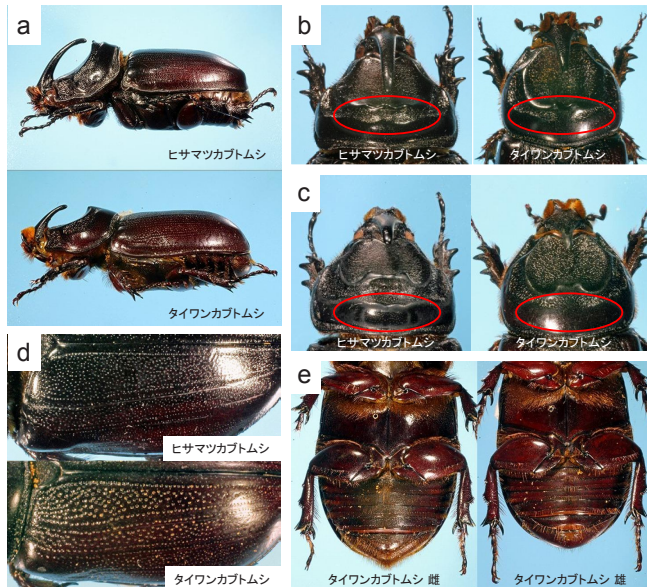


写真5 ヒサマツサイカブトムシと台湾カブトムシの識別点. a: 側面からの胸部形態の比較, b: 雄の胸部の突起と溝(赤丸部分)の比較, c: ヒサマツサイカブトムシの雌にある胸部後方の窪み(赤丸部分), d: 前翅の刻点の比較, e: 尾節板下部の毛による台湾カブトムシ雌雄の比較(赤丸部分).

ムシの標本 11 個体と沖縄島及び南大東島で採種された台湾カブトムシの標本 30 個体を用いて、住民ができるだけ簡単に両種を識別できるように、外部形態の特長を調べた。その結果、下記に示す特長で識別が可能であることが明らかになった。識別点の多くが両種における相対的な特長であるため、現場での識別を助けるために、台湾カブトムシの同定標本や識別点を記したリーフレットを作成した。

a) 両種を側面から見ると、ヒサマツサイカブトムシは台湾カブトムシに比べて体に厚みがあり、胸部後方が高くせり上がっている(写真 5a)。

b) 雄の胸部の頂点にある前方に弱く突き出した小さな突起は、台湾カブトムシでは二つであるが、ヒサマツサイカブトムシでは三つある(写真 5b)。

c) 雄の胸部の中央の窪みを取り囲んでいる帯状の浅い溝は、台湾カブトムシでは後方で途切れるが、ヒサマツサイカブトムシでは繋がる(写真 5b)。

d) ヒサマツサイカブトムシは、雌の胸部背

面の後方中央に長方形の浅い窪みがある(写真 5c)。

e) 上翅の点刻は、ヒサマツサイカブトムシでは細かく前翅の光沢は強いが、台湾カブトムシでは点刻が粗く前翅の光沢が弱い(写真 5d)。

このほか、台湾カブトムシ及びヒサマツサイカブトムシともに、雌雄の判別には尾節板下部の黄褐毛の密度の違いを用いることができ、雄では黄褐毛がまばらであるが雌では密生している(写真 5e)。

### 3. ダイトウビロウの加害昆虫

今回の調査では、台湾カブトムシの加害状況の調査の際に、ダイトウビロウを加害する害虫類についても同時に調査を実施した。その結果、南北大東島のダイトウビロウから、台湾カブトムシを含む 4 種類の加害昆虫が確認できた。以下に、各害虫類の概要と加害状況について述べる。

#### 1) 台湾カブトムシ *Oryctes rhinoseros*

分布：南大東島・北大東島・奄美以南の琉球列島・台湾・朝鮮半島・中国南部・東南アジア・

ニューギニア・フィジー・ハワイなど。

前述のように、本種は大東諸島においてダイトウビロウに深刻な影響を与えており、特に開発が進みダイトウビロウの個体数が少ない北大東島においては、ほとんどのダイトウビロウが加害されており、早急な対策が必要である。

## 2) ヤシオオオサゾウムシ *Rhynchophorus ferrugineus*

分布：沖縄島・南大東島・西日本・九州各地・東南アジア・オセアニアの熱帯域。

本種は、東南アジアに広く分布するヤシ類の重大害虫で、日本では、1975年頃に沖縄島で最初に発見されて以来、九州から西日本の各県で局地的に発生が確認されている（金城ら1995）。これらの地域では、おもに街路樹などに植栽されたカナリヤシなどで被害が生じている。成虫は、体長30-40mmほどで、体はや

や平たく、体色は背面が橙色で黒い斑点があり、腹面が黒色である。成虫は、ヤシ類の成長点付近に穴を開けて潜り込み、産卵し、孵化した幼虫は成長点付近を食害しヤシ類が枯死する。成熟した幼虫は、樹幹内部の繊維質を使って楕円球形の蛹室を作りその中で蛹化する。

今回の調査では、ダイトウビロウから成虫を発見することはできなかったが、南大東島のタイワンカブトムシに加害されたダイトウビロウ2本の生長点付近から、本種のものに類似した蛹室痕を発見した（写真6a）。ただ、類似した蛹室は、後述のヤシオサゾウムシでも見られることから、発見した蛹室痕が本種の蛹室であるかどうかは断定できなかった。いずれにせよ、成虫は発見されず蛹室痕も2個しか確認できなかったことから、本種による加害はそれほど多くないものと推察される。しかし、本種とタイ

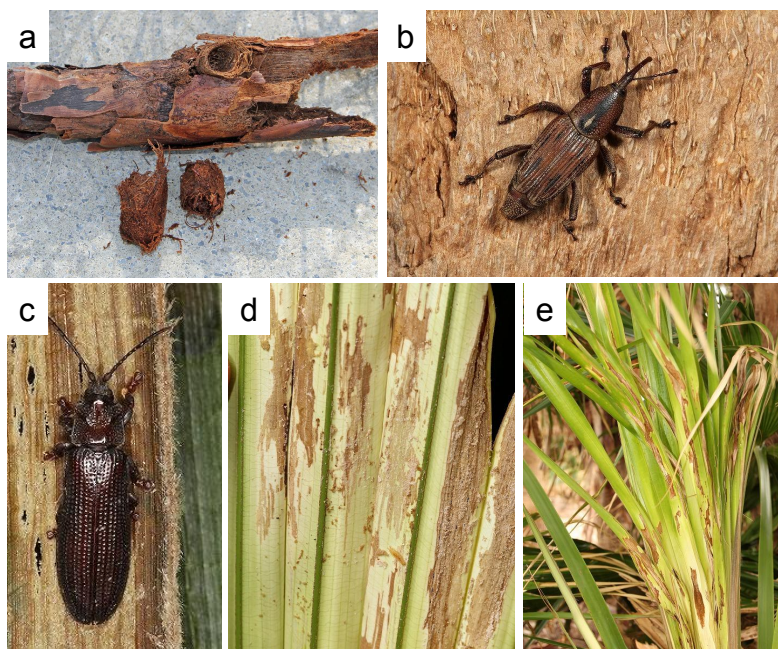


写真6 ダイトウビロウの加害昆虫。a：ヤシオオオサゾウムシのものと思われる蛹室痕，b：ヤシオサゾウムシの成虫，c：カクムネヒラタハムシの成虫，d：カクムネヒラタハムシの幼虫と展開前の新葉の食痕，e：ダイトウビロウの展開した葉に残るカクムネヒラタハムシの食痕。



ワンカブトムシとの重複した加害によって、ダイトウビロウが枯死する割合が高くなる可能性もあることから、今後、南北大東島ともにフェロモントラップなどを用いた生息状況の詳細な調査が必要である。

3) ヤシオサゾウムシ *Rhabdoscelus fissicauda*

分布：南大東島・北大東島・インドネシア・インドシナ・インド。

本種は、東南アジアに生息するビロウやサトウキビの害虫で、日本では南大東島と北大東島でのみ生息が確認されている (Morimoto 1978)。本種もヤシオオサゾウムシと同様に、樹幹内部の繊維質を使って楕円球場の蛹室を造る。今回の調査で南大東島のダイトウビロウから1個体の成虫を確認したほか (写真 6b)、街路樹として植栽されていた枯死したダイトウビロウの生長点付近から、本種のものと思われる

やや小型の蛹室痕を2個確認した。本種のダイトウビロウへの加害状況についてはこれまで調査は実施されておらず、今後、前述のヤシオオサゾウムシと同様に詳細な調査が必要である。

4) カクムネヒラタハムシ *Octodonta depressa*

分布：台湾・タイ・ベトナム・マレーシア・スマトラ・フィリピン・南大東島。

本種は、これまで国内からは確認されていなかったヤシ類の害虫で (木元 2003)、今回の調査で初めて南大東島のダイトウビロウの展開前の新葉の隙間から多数採集された (写真 6c)。これまでのところ、西港と亀池港、北港周辺に街路樹や防風林として植栽されているダイトウビロウで成虫や幼虫が確認されている (図 8)。本種は、展開前の新葉の隙間に生息し、幼虫や成虫が柔らかい葉肉部分を食害するため (写真

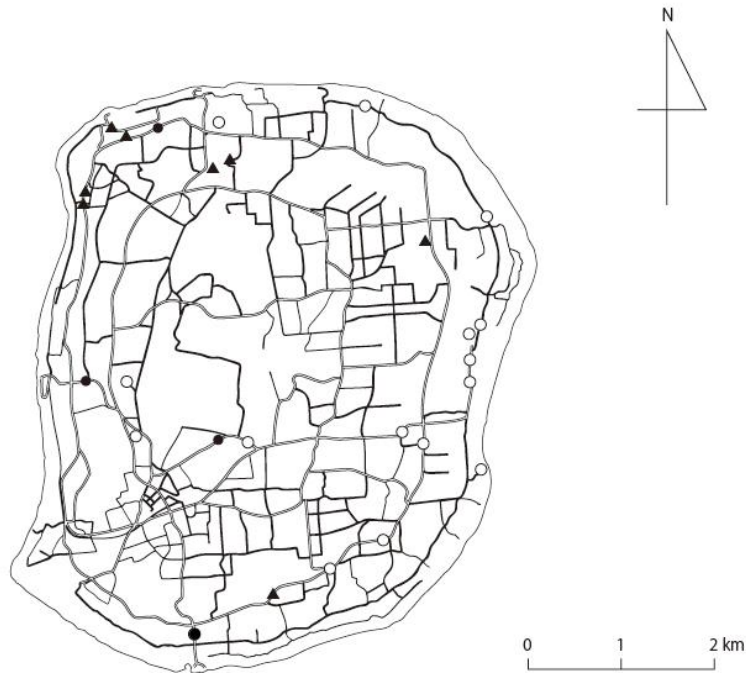


図8 南大東島におけるカクムネヒラタハムシの生息状況。●：生息が確認された場所，▲：食痕のみ確認された場所，○：未発見の場所。

6d), 多数寄生した場合には展開した葉の大部分が茶色く枯れた状態となり(写真 6e), ダイトウビロウの生育に悪影響を及ぼすものと推察される。今後、北大東島を含む、ヤシ類の加害状況の詳細な調査が必要である。

## V. タイワンカブトムシ駆除対策における提言

大東諸島の貴重な自然を守るためには、早急にタイワンカブトムシの駆除対策を講じる必要がある。タイワンカブトムシによる食害はダイトウビロウに深刻な影響を与え、枯死にいたる場合も多い。それは、ダイトウオオコウモリやダイトウコノハズクなどを始めとする本種を利用して生活する南大東島の固有種・固有亜種、在来種に重大な影響を及ぼす。大東諸島の希少種の保全にあたってのダイトウビロウの重要性は、先行研究においても繰り返し指摘されてきた(当山 1992, 西平 1992, 自然環境研究センター 2003 など)。また、ダイトウビロウを主な構成種とする幕林は台風や季節風から農作物を保護する防風林としての役割も有している。ダイトウビロウが減少し幕林の防風機能が脆弱になると、台風による農作物の被害も甚大になることが想定され、経済的にも大きな影響を与えると考えられる。

### 1. 発生源の管理について

今回の調査で、タイワンカブトムシの主な繁殖場所は、野積みされたバカス堆肥や牛糞堆肥、畑の周囲に集積されたサトウキビの剥葉などの植物残渣が腐植したものであった。この内、堆肥類の保管については、野積みせず、タイワンカブトムシの侵入できない倉庫などに集積することが必要である。タイワンカブトムシの対策として、野積み堆肥をブルーシートや防虫ネット等で被覆する場合もあるが、成虫が被覆材を破った事例も多いため(写真 7)、野外での長期間の保管は避けるべきである。また、植物残

渣については、まとめて放置せずに速やかに圃場に還元する。このほか、ダイトウビロウの葉柄の付け根部分に堆積した腐植物や枯死したダイトウビロウの樹幹中の腐植物なども本種の繁殖場所となるため、葉柄基部の腐植の除去や枯死木の除去も必要である。しかし、枯死木はダイトウコノハズクの営巣木としても利用されるため、取り扱いには注意が必要である。枯死木の伐採については、公園の植栽木や街路樹、倒木、あるいは、著しく腐食・破損が進んだものなど、ダイトウコノハズクの繁殖場所となる可能性の低いものに限る。

### 2. 駆除方法の検討について

これまで述べてきたようにダイトウビロウには多くの在来の動物種が関わりを持っている。ダイトウビロウの保護と害虫の駆除にあたってそれらの動物への配慮が必要である。

#### 1) 誘因による駆除

沖縄県内では、サトウキビ害虫であるコガネムシ類の駆除対策として、LED 誘引ライトを用いたアオドウガネ類用のトラップや、性フェロモンを用いた交信攪乱によるケブカアカチャコガネ防除技術の開発が行なわれている(新垣 2011, Yasui et al. 2012)。タイワンカブトムシについても誘引効果の高い波長の LED 開発など、捕獲効率の高い光源を用いたトラップの開発が可能かもしれない。東南アジアなどでは、既にヤシ類のプランテーションにおいてフェロモントラップを用いたタイワンカブトムシの誘引駆除が実施され効果を上げていることから(Hallet et al. 1995)、大東諸島においても有効な手段となる可能性が高い。ただし、フェロモントラップを用いる場合には、同時に誘引される可能性の高いヒサマツサイカブトムシに対する十分な対策が必要である。

#### 2) 薬剤散布による駆除

多くの害虫駆除にあたって使用されることの



写真7 タイワンカブトムシの成虫が堆肥を覆っていたビニールシートに開けた穴（侵入痕）。

多い薬剤散布はヒサマツサイカブトムシ等の在来の昆虫類への直接の害があることから基本的に使用すべきでない。脊椎動物についての害は詳細な検討事例がないが、身体に直接付着したり、花に付着したりしたものをなめることによって体内に取り込まれることなどによる害が予想される。また、農業で死亡した昆虫死体を食べる鳥類などへの間接的な害が予想される。

### 3. ヒサマツサイカブトムシ識別の重要性

タイワンカブトムシの駆除を行なう場合、近縁のヒサマツサイカブトの誤捕獲・誤殺が最大の問題になると考えられる。本研究からもヒサマツサイカブトムシの生息密度がかなり低いことが示唆されており、少数の誤殺でも個体群に与える影響は大きいと考えられる。このため、駆除対策の実施にあたって両者の識別点の周知が必要である。今回作成したリーフレットはそのツールとして機能できると考えている。現段階では成虫の識別は可能であるが、幼虫については識別点が明らかになっていない。それは、ヒサマツサイカブトムシの幼虫の発見が困難であること、飼育下での繁殖に成功していないことによる。これは今後の大きな課題である。

### 4. ダイトウビロウの長期的保護対策

今回のタイワンカブトムシの大発生については、行政機関を始めとしてさまざまな対策がとられており、収束に向かうことを期待している。

一方、本研究においてタイワンカブトムシ以外にもダイトウビロウを食害する害虫が3種発見された。海洋島であるという特殊な環境を考えると、外来種の侵入について今後一層の警戒と侵入防止策が必要である。南北大東島は大半が農地であるため、害虫が大発生しやすい環境にある。こうした事態が生じた場合、短期間で在来の動植物に大きな影響が及ぶ可能性が高い。小島嶼であること、自然環境があまり残されていないこと、各在来種の個体群は小さいことなどから、急速に絶滅に至ることも懸念される。今後、タイワンカブトムシなどの害虫について常にモニタリングできる体制作りも急務である。多くの生物が行き来可能な隣接した島嶼であることを考えると南北大東島での連携した体制の議論も必要である。

別の視点からの危機管理策として、将来的にダイトウビロウに致命的なダメージを受ける可能性を想定して、植樹のための苗木確保に向けた準備を始めることが必要である。ダイトウビ

ロウが成長し、在来の動物種が利用できるようになるまでには時間がかかる。すぐにでも、それぞれの島で採取した種を播種し、苗木を育てる場所と管理体制の構築が必要である。

## 謝辞

本研究の実施にあたって、南大東島在住の中川樹海氏、東和明氏、南大東村役場の皆様には多大なご協力をいただいた。また、南大東島住民の皆様には研究面、生活面の両方でご支援頂いた。琉球大学理学部の奥田康平氏、入本敦史氏、吉村光氏、賀数大吾氏、大谷大河氏、松本和将氏、安部慶一郎氏、琉球大学農学部の與儀美奈子氏、平山なつみ氏、森本毅氏、大阪市立大学の岩崎哲也氏、中岡香奈氏には、野外調査・室内実験をお手伝い頂いた。ここに深く感謝の意を表する。

## 文献

Akatani, K., Matsuo, T. and Takagi, M. 2011. Habitat use and breeding performance of Daito Scops Owl *Otus elegans interpositus* on an oceanic island altered by human activity. *Journal of Raptor Research* 45: 315-323.

新垣則雄 2001. さとうきびを加害する土壌害虫の生態とその防除法. 特産種苗 12: 113-117.

東 清二 1989. 南大東島の昆虫相に関する若干の考察. 沖縄農業 24(1・2): 27-39.

Chujo, M. 1959. Coleoptera of the Loo-choo Archipelago (1). *Memoirs of the Faculty of Libera Arts and Education, Kanagawa University Part1*, 1: 1-15.

Craig, P., Trail, P. and Morrell, T. E. 1994. The decline of fruit bats in American Samoa due to hurricanes and overhunting. *Biological Conservation* 69: 261-266.

江崎涕三 1944. 太平洋諸島の作物害虫と防除. 日本評論社.

Hallet, R. H., Perez, A. L., Gries, G., Gries, R., Pierce, Jr. H. D., Yue, J., Oehlschlager, A. C., Gonzales, L. M. and Borden, J. H. 1995. Aggregation pheromone of the coconut rhinoceros beetle, *Oryctes rhinoceros* (L.) (Coleoptera:Scarabaeidae). *Journal of Chemical Ecology* 21: 1549-1570.

Hata, K., Suzuki, J.-I., Kachi, N. 2007. Effects of an alien shrub species, *Leucaena leucocephala*, on establishment of native mid-successional tree species after disturbance

in the national park in the Chichijima island, a subtropical oceanic island. *Tropics* 16: 283-290.

Horie, S. and Takagi, M. 2012. Nest site positioning by male Daito White-eyes *Zosterops japonicus daitoensis* improves with age to reduce nest predation risk. *IBIS* 154: 285-295.

石畑清武 1973. ヤシ科植物の形態および栽培に関する研究. 鹿児島大学農学部学術報告 24: 11-23.

磯部清一 1991. 伊豆諸島新島に生息するメジロ *Zosterops japonica* の繁殖生態. *Strix* 10: 73-78.

伊澤雅子・金城和三・中本 敦 2003. ダイトウオオコウモリ *Pteropus dasymallus daitoensis* によるねぐらとしてのマングローブ林利用に関する研究. 財団法人亜熱帯総合研究所編「マングローブに関する調査研究報告書」: 51-56.

伊澤雅子・小林 峻・碓井良太 2010. 南大東島「オオコウモリの森」等における昆虫類を中心とした無脊椎動物相について. 環境省那覇事務所, 23 p.

片野田逸郎・谷口 明 1996. タイワンカブトムシの防除法について. 鹿児島県林業試験場研究報告 3: 27-31.

木元新作 2003. タイ・インドシナ産ハムシ類図説. 東海大学出版会.

金城常雄・仲盛広明・佐渡山安常 1995. 沖縄におけるシロスジオサゾウムシの発生と被害. 九州病害虫研究会報 41: 81-84.

清樓幸保 1952. メジロ. 「日本鳥類大図鑑 第1巻」第日本雄弁会講談社: 148-154.

小林 峻・傳田哲郎・伊澤雅子 2010. オガサワラヤモリのゲットウにおける採蜜行動. *AKAMATA* 21: 1-6.

正宗巖敬 1951. ビロウ *Livistona subglobosa* Mart. の分布法に関する一考察. 植物生態学会報 1(1): 47-48.

Mickleburgh, S. P., Hutson, A. M. and Racey, P. A. 2002. A review of the global conservation status of bats. *Oryx* 36: 18-34.

三宅義一 1968. タイワンカブトムシ南大東島に産す. *Pulex* 44: 178.

宮下 稔 1970. メジロ. 上水内郡誌編集会編「長野県上水内郡誌(自然篇)」上水内郡誌編集会: 681-687.

Morimoto, K. 1978. Check-list of the family Rhynchophoridae

- (Coleoptera) of Japan, with descriptions of a new genus and five new species. *ESAKIA* 12: 103-118.
- 村田弘之 1990. ヤシ類：ビロウ属 *Livistona* R. Br. 塚本洋太郎監修「園芸植物大辞典 5」小学館：114-115.
- Nagai, S. 2002. A new species and a new record of the dynastid beetle from the Ryukyu Islands, Southwest Japan (Coleoptera, Scarabaeidae, Dynastinae). *Japanese Journal of Systematic Entomology*, 8(1): 45-48.
- 中本 敦・金城和三・伊澤雅子 2007. クビワオオコウモリ *Pteropus dasymallus* の餌リスト. 沖縄生物学会誌 45：61-77.
- 中本 敦・佐藤亜希子・金城和三・伊澤雅子 2011. 沖縄島で近年見られるオリオオコウモリ *Pteropus dasymallus inopinatus* の個体数の増加について. 保全生態学研究 16：45-53.
- 西平守孝 1992. 総括. 沖縄県教育委員会編「沖縄県天然記念物調査シリーズ第31集ダイトウオオコウモリ保護対策緊急調査報告書」沖縄県教育委員会：249-254.
- 大城安弘・奥島澄子 1980. タイワンカブトムシ *Oryctes rhinoceros* LINNAEUS (鞘翅目：コガネムシ科) の生態学的研究, 第1報琉球列島における分布及び侵入経路について. 沖縄農業 16：15-22.
- 沖縄県文化環境部自然保護課 2005. 改訂沖縄県の絶滅のおそれのある野生生物. レッドデータおきなわ. 沖縄県文化環境部自然保護課.
- Perry, G. and Ritter, M. 1999. *Lepidodactylus lugubris*: nectivory and daytime activity. *Herpetological Review* 30: 166-167.
- 阪口法明・当山昌直 1992. 北大東島におけるダイトウオオコウモリの行動圏および場所利用. 沖縄県教育委員会編「沖縄県天然記念物調査シリーズ第31集ダイトウオオコウモリ保護対策緊急調査報告書」沖縄県教育委員会：105-142.
- 佐藤 亜希子 2009. クビワオオコウモリ *Pteropus dasymallus* の繁殖スケジュールと子育て行動の解明—生息環境の異なる2亜種を対象として—. 琉球大学大学院理工学研究科修士論文. 40 p.
- 仙頭照康 1970. ヤシ類種子の発芽に関する研究 (第2報). 園芸学会雑誌 39(3)：55-62.
- 城間雨郎 2001. 南大東島開拓百年記念誌. 南大東村役場. 452 p.
- 自然環境研究センター 2003. 平成14年度国内希少野生動植物種指定等のための生息実態調査ダイトウオオコウモリ報告書. 環境省.
- 楚南仁博 1922. タイワンカブトムシ石垣島に産す. 台湾博物学会会報 60：24.
- 田川陽一・佐藤 勝・永井信二 2003. 採集されたヒサマツサイカブトムシ♂(?). 月刊むし 384：12-15.
- Takagi, M., Akatani, K., Matsui, S. and Saito, A. 2006. Status of the Daito Scops Owl on Minami-daito Island, Japan. *Journal of Raptor Research* 41: 52-56.
- Takagi, M., Akatani, K., Matsui, S. and Saito, A. 2007. Drastic decline of territorial male Daito Scops Owls on Minami-daito Island in 2006. *Ornithological Science* 6: 39-42.
- 澤岬安喜 1983. 木の実・木のたね. 新星図書出版.
- 当山昌直 1992. ダイトウオオコウモリの生息環境と土地利用. 沖縄県教育委員会編「沖縄県天然記念物調査シリーズ第31集ダイトウオオコウモリ保護対策緊急調査報告書」沖縄県教育委員会：239-248.
- 梅林満智也・野原堅世 1976. ヤシオオゾウムシ・タイワンカブトムシ沖縄本島に発生. 那覇植物防疫情報 22：126-128.
- Yasui, H., Wakamura, S., Fujiwara-Tsujii, N., Arakaki, N., Nagayama, A., Hokama, Y., Mochizuki, F., Fukumoto, T., Oroku, H., Harano, K. and Tanaka, S. 2012. Mating disruption by a synthetic sex pheromone in the white grub beetle *Dasylepida ishigakiensis* (Coleoptera:Scarabaeidae) in the laboratory and sugarcane fields. *Bulletin of Entomological Research* 102: 157-164.
- 横田昌嗣・宮城康一・丸山勝彦 1992a. 南・北大東島の植物季節—ダイトウオオコウモリの餌植物を中心に—. 沖縄県教育委員会編「沖縄県天然記念物調査シリーズ第31集ダイトウオオコウモリ保護対策緊急調査報告書」沖縄県教育委員会：183-190.
- 横田昌嗣・宮城康一・西平守孝・嵩原健二・宮城邦治 1992b. 北大東島におけるダイトウオオコウモリの餌植物相と食痕の地理的分布から見た場所利用. 沖縄県教育委員会編「沖縄県天然記念物調査シリーズ第31集ダイトウオオコウモリ保護対策緊急調査報告書」沖縄県教育委員会：161-182.
- 与那城義春 2000. メジロの繁殖. 沖縄県立博物館紀要 26：21-26.

## Ecological survey on the Chinese fan palm and native ecosystem for the solution of urgent conservational problem in Daito Islands

Masako Izawa, Takeshi Sasaki, Shun Kobayashi, Tetsuo Denda,  
Masaoki Takagi, Sayaka Horie, Ryota Usui and Takeshi Goto

*Livistona chinensis* var. *amanoi* (Arecaceae) is a palm species that is dominantly found in the forests on Daito Islands. Because *L. chinensis* var. *amanoi* is recently underwent serious damage from a outbreak of an alien coconut rhinoceros beetle (*Oryctes rhinoceros*) infestation, we studied the ecology of this palm, its interactions with native and endemic animals, and status of damage caused by the coconut rhinoceros beetle attacks. Our results showed that *L. chinensis* var. *amanoi* bloomed for about half a year from October to March and this flowering period was longer than that for *L. chinensis* var. *subglobosa* on Okinawajima Island. In addition, *L. chinensis* var. *amanoi* was used by many native animals such as the Daito flying-fox (*Pteropus dasymallus daitoensis*), Daito scops owl (*Otus elegans interpositus*), and Daito white-eye (*Zosterops japonicus daitoensis*), and it played an important role in the lives of these animal. Through surveys, we found a lot of seriously damaged trees on Minami-daitojima and Kita-daitojima Islands. The major breeding habitat of the coconut rhinoceros beetle was the bulk of compost around the sugar cane fields and remains of dead palm trees. Additionally, an alien leaf beetle (*Cryptolestes ferrugineus*) was identified as a pest of *L. chinensis* and was first recorded on *L. chinensis* var. *amanoi* on Minami-daitojima Island. On the basis of these results, we suggested methods for the protection of *L. chinensis* var. *amanoi* on Daito Islands.

# 極東ロシアにおけるシマフクロウ個体群の分布調査と日本産 個体群の遺伝的特徴との比較研究

北方鳥類多様性研究グループ

竹中 健<sup>1</sup>・増田隆一<sup>2</sup>・西田千鶴子<sup>2</sup>・表 溪太<sup>2</sup>・Surmach, Sergey<sup>3</sup>

シマフクロウは日本では絶滅危惧種 (CR) に指定されている、魚食性の大型フクロウ類である。別亜種が日本海を挟んだロシア沿海地方に広く分布している。日本のシマフクロウの遺伝的多様性を評価し、今後の保護に資するためには、ロシアのシマフクロウの DNA を採取し、比較することが重要である。そのため、ロシア沿海地方においてシマフクロウの繁殖地調査を行い、11 地点の確認地点から 4 地点 5 羽の雛の血液を採取した。また、密猟死体からも 1 組織を得た。これらのサンプルは現在ロシア国内で保管されており、今後ワシントン条約の許可を得たのち輸入し、解析を行う。確認された営巣木はドノロキが多く、胸高直径は 81-99 cm であった。繁殖地は河畔林内部であり環境は比較的保たれていたが、周辺では各種の森林伐採が進行しており、今後環境への悪影響が懸念された。

## 1. 調査研究の背景

シマフクロウは日本では北海道にのみ生息する、体長 70 cm、翼開長 180 cm、体重 4,000 g の世界最大のフクロウである。また、ロシアの極東地方には、別亜種が比較的広い範囲に生息している (写真 1)。北海道、国後島、サハリンなどの島嶼個体群亜種はエゾシマフクロウ (*Ketupa blakistoni blakistoni*)、大陸亜種はマンシュウシマフクロウ (*Ketupa blakistoni doerriesi*) として分類されている (図 1)。両亜種の形態や生態は酷似しているが、鳴き声が明瞭に異なっている。

シマフクロウは魚食性というフクロウ類の中でも特異な採餌生態を持つ。主に魚類資源量の高い河川沿いの河畔林を生息域とし、湖沼や海岸線も採餌に利用する。北海道におけるつがいの行動圏は河川沿いに約 10 km の長さ及び繁殖は胸高直径約 100 cm の広葉樹樹洞を利用

し、条件が良ければ毎年 2 卵を産卵する。行動圏が広く、多くの魚類を捕食し、大木の樹洞を用い繁殖するシマフクロウの生息には自然度の高い環境が必要であり、その概要は過去の PN ファンド助成により明らかにされている (小野ほか 1996)。

北海道のシマフクロウはかつては広い範囲に多数生息していたことが明らかになっているが、戦後の北海道開発の進行とともに、森林伐採と大規模農地造成、針葉樹人工林の拡大、大小のダムの建設、河川改修、サケマスの人工孵化事業に伴う河口部での全量捕獲などが北海道の広範囲で行われたことにより、餌環境と営巣環境が急速に悪化したため、生息数が激減した。個体数は 1980-90 年代には 80-120 羽程度になったと推定されている。その状況から、絶滅危惧種 (CR) に指定されている。その後の民間と環境省共同の精力的な巣箱設置や給餌事業などの

1: シマフクロウ環境研究会 2: 北海道大学大学院理学研究院 3: ロシア土壌生物学研究所鳥類研究室  
2013.2.25 受付, 2014.6.30 公開



写真1 シマフクロウ成鳥（ロシア個体）.

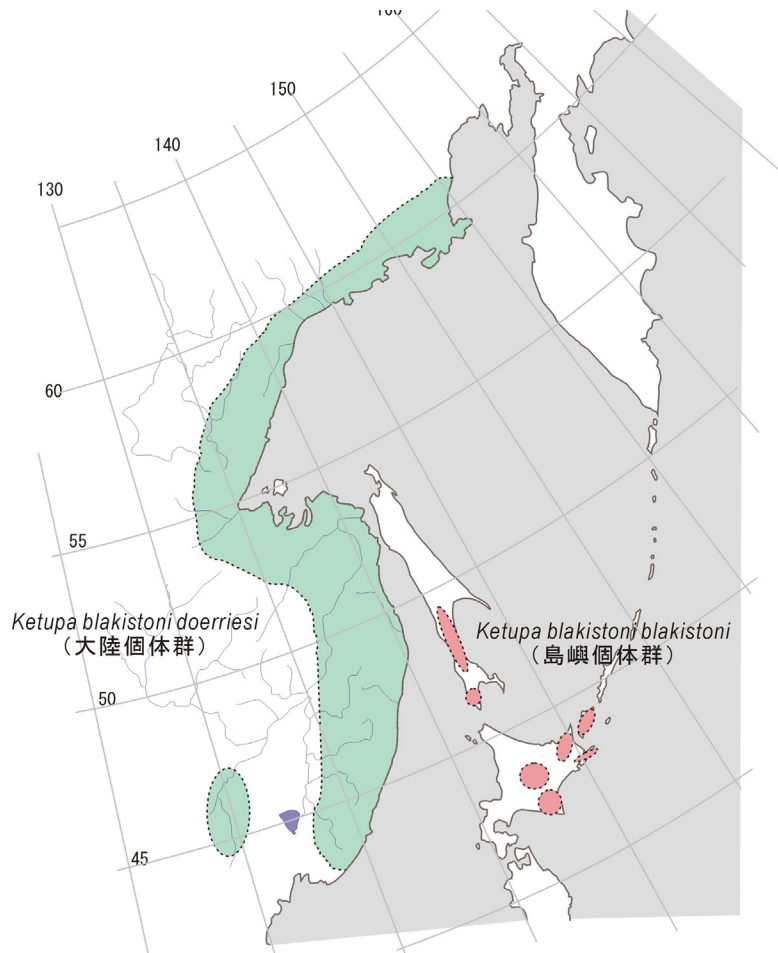


図1 シマフクロウ2亜種の分布域。日本産亜種は北海道と国後を含めて約200羽程度。大陸産亜種は1,000羽以上と推定されている。



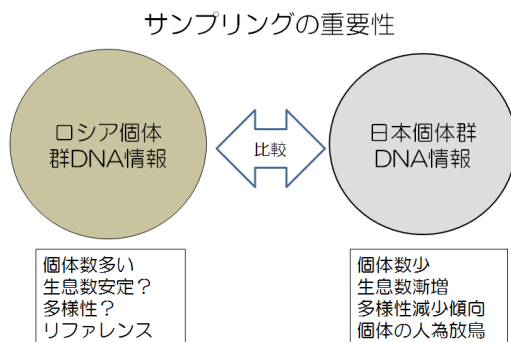


図2 本研究の目的.

保護活動の成果により、現在では多少生息数が回復傾向を示しているものの、未だに推定約140羽程度と危機的な状況には変わりはなく、その中でも近親つがいが多く確認されている。

シマフクロウの現在までの生息数の減少や近親交配の発生状況は、かねてから遺伝的多様性の低下が懸念されていた。いっぽう、環境省の保護増殖事業の一環で、1980年代から雛への標識装着と皮膚・血液の採取が行われてきており、今までに数百個体の組織片や血液が保存されている。プロ・ナトゥーラ・ファンド助成21期研究ではその中の約100個体において遺伝的多様性を比較検討した結果、1980年代から現在に至って、道内の多くの地域で地域個体群の多様性が減少しつつあることが示された(増田ほか2013)。しかし、多様性低下の度合いや将来への影響については比較対照がなければ十分な議論ができない。

また、環境省の保護増殖事業の中では、シマフクロウの生息地拡大のための人工つがい化などの計画が具体的に検討、実施されているが、現段階では遺伝的な情報を計画に加味する段階ではなく、地理的な距離をつがい化の判断材料としている。しかし、遺伝情報を考慮しなければ、遺伝的に近い個体のつがい化や、特徴的な

遺伝子を交配により人為的に消失させる可能性もある。

いっぽう、ロシア沿海地方においては過去のプロ・ナトゥーラ・ファンド助成(7期, 11期)の成果により比較的多くのシマフクロウが生息することがわかっており、生息地の解明が一部進んでいる。ロシア沿海地方は自然が非常に豊かであるが、そのいっぽうで、入り込みの困難さが科学的な研究の進展を阻んでおり、遺伝的多様性研究はサンプリングの困難さと研究体制の不備のため、全く行われていなかった。また、ロシアにおいては、近年森林伐採が急速に進行するなどの生息状況の変化が懸念されている。

日露両国のシマフクロウの遺伝情報を現段階で蓄積、考察することは、日本においては絶滅危惧種の今後の増殖計画の重要な材料として、またロシアにおいては今後の環境変化を評価するための遺伝的基礎情報となるなど、研究の重要性は非常に高い。ロシアのサンプルの入手と分析は極めて重要かつ研究が急がれる(図2)。

本研究では過去のプロ・ナトゥーラ・ファンド助成で蓄積した日露のシマフクロウに関する知見を利用しながら、ロシア側の分布状況を明らかにし、DNAを得るために、血液などのサンプリングを行うことを主な目的とした。

なお、本調査研究では、当初、日本にサンプルを輸入してDNA分析を行い、日本およびロシアにおける遺伝子レベルでの多様性の評価を行うことも目的としていたが、ワシントン条約に関わるロシア政府の輸出許可手続きが遅延したため、本助成期間は実験が行えず、比較研究までには至らなかった。

## II. 調査方法

本調査研究の目的を達成するには、血液(羽毛を含む)を得ることが必要であるが、そのためには個体を捕獲しなければならない。通常、



写真2 生息調査使用車両。橋や道路が整備されていないため、河川沿いの調査や移動には大型特殊車両を利用する。



写真3 調査キャンプ。

成鳥の捕獲は難しいため、日本では巣立ち前後の雛を捕獲して血液を採取していることから、本調査研究においても同様の手法を採用した。

そのためには、まず事前調査として繁殖地の搜索特定に労力が必要である。シマフクロウは定着性が非常に高い鳥類であるいっぽうで、繁殖成功率はあまり高くないことから、過去のプロ・ナトゥーラ・ファンド助成により明らかになっているロシア沿海地方のシマフクロウ生息地を中心として、可能な限り多くの地域地点でシマフクロウの生息調査を行った。

ロシアのシマフクロウ生息地域のほとんどは都市域から離れており、繁殖期は厳冬期の2月中旬に始まるため、多くの地域は積雪により到

達困難である。ロシアチーム調査隊はS・スルマチ（ロシア科学アカデミー極東支部）の主導のもと、2012年3月から5月にかけて、主に沿海地方北部のアムゲー地域および南部のオリガ地域の2地域で集中的に生息調査を行った。調査は通常の四輪駆動車のみならず、軍用トラック、スノーモービルなどを駆使して、野外キャンプを繰り返しながら広範囲に行った（写真2、写真3）。調査エリアはアムールトラおよびヒグマの生息地で痕跡も頻繁に見られるため、調査には地元ハンターの協力を得た。

ロシアチームにより繁殖地の推定および特定を行った後、5月下旬から6月上旬にかけて、日本からシマフクロウ生態調査およびロシア沿海地方調査経験の豊富な竹中健、およびサンプル採取担当の表溪太が参加し、各生息地で雛の捕獲を行い、微量の血液や落下羽毛を採取した。

### III. 調査結果

#### 1. 繁殖確認とサンプリング

冬季から春季の繁殖調査の結果、沿海地方北部のアムゲー地域で2地点、南部のオリガ地域で3地点のサンプリングに成功した（図3）。

北部アムゲー地方では8つがいを確認したが、繁殖に成功したのはAm-Soの1つがいのみで、雛数は1羽であった（図4）。サンプリングは巣立ち直前の雛をロシア調査チームが採取した。残る7つがいは精度の高い調査を行っても繁殖地点が特定されなかったが、その多くは観察状況から繁殖失敗したと思われる。また、本調査期間中に密猟と思われるシマフクロウ成鳥死体を得られたため（Am-am）、筋肉組織を採取した。

南部オリガ地域では、3つがいがいずれも繁殖に成功し、雛数1羽が2つがい（OI-Mt, OI-Mn）、残る1つがい（OI-Sd）では2羽の雛が確認された（図5）。採取調査の際に雛は営巣木

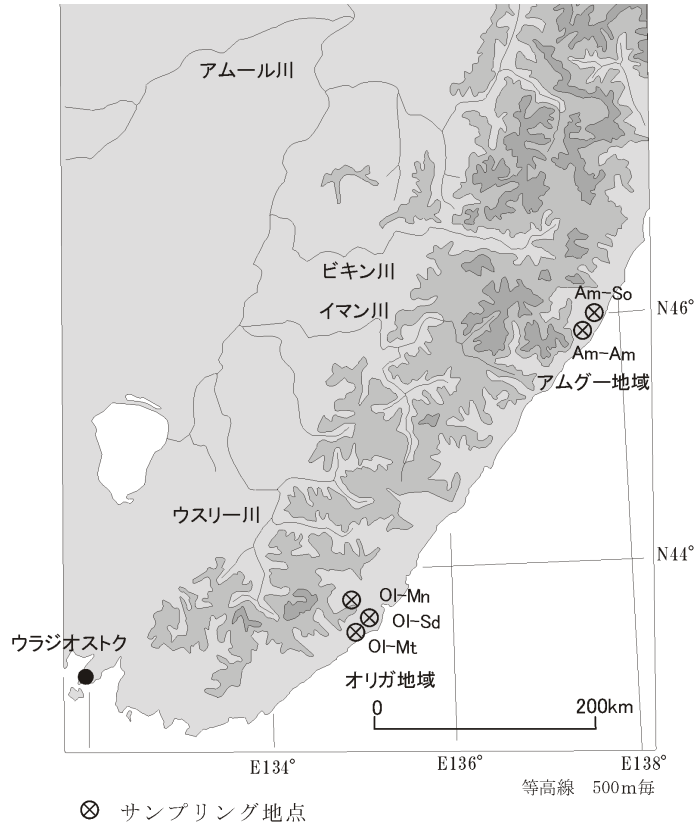
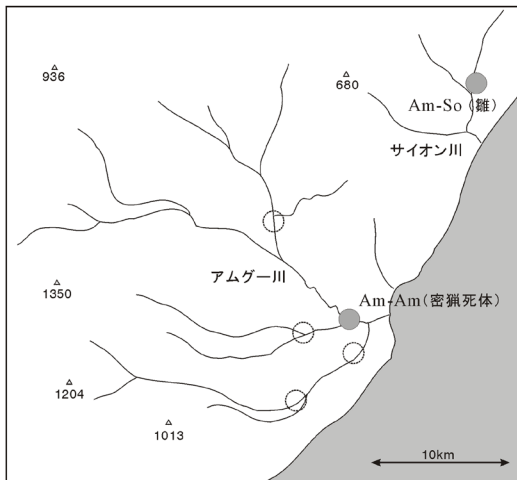
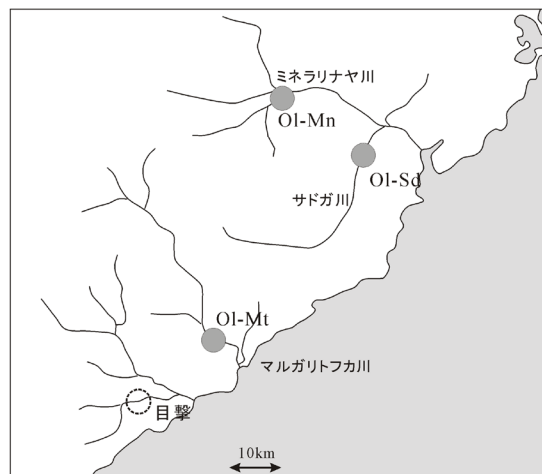


図3 サンプルング地点の位置関係。



- サンプルング地点
- 繁殖失敗つがい



- サンプルング地点
- その他地点

図4 アムゲー地域。確認つがいが多いで生息密度が高いが、繁殖成功率は高くない（図域外に3つがい）。

図5 オリガ地域。生息密度が低い、繁殖成功率が高い。

から 200 m ほど離れた斜面の樹上におり（写真 4）、親がすぐ近くで警戒していた。推定巣立ち日は、ほぼ同緯度、同環境の日本の生息地よりも 1-2 週間早かった。

これら巣立ち雛を中心に計 5 地点 6 個体の血液や筋肉組織を採取した（写真 5、表 1）。また同時に羽毛や糞も採取を行った。

## 2. 営巣環境

血液採取と同時に、生息地の環境、営巣木についても記載を行った。

オリガ地域地点 Ol-Mt は河口から約 10 km に

位置し、地点での川幅は約 20 m である。河畔林帯は幅 500 m ~ 1 km、最大樹冠高 30 m に達するハルニレ、ドロノキ、キハダ、ヤナギ、ハンノキを主体とする広葉樹林である（写真 6）。河川は透明度が高く、ウグイ、アメマス、ヤマメが確認された（写真 7、写真 8）。河畔林内に湧水をもつ側流があり、シマフクロウの羽毛が散見された。斜面はミズナラを主体とする二次林で、巣立ち雛のねぐらになっていた。営巣木は、河川から 40 m に位置する胸高直径 80.6 cm のドロノキで、地上 6 m 部分で折れた主幹頂部の



写真 4 巣立ち直後の幼鳥。雛の形態は北海道個体と同じであるが、羽色にやや個体差があり、巣立ち日は北海道の個体よりも早い。



写真 5 採血。

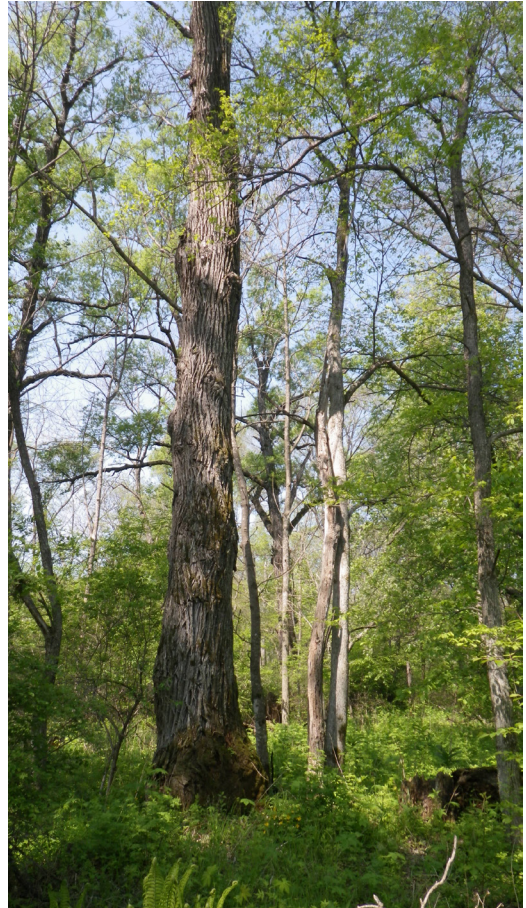


写真 6 Ol-Mt 河畔林環境。



写真7 OI-Mt 営巣木近傍の河川。

表1 サンプルング結果。

地域	地点	サンプル
オリガ地域	OI-Mt	雛 1
	OI-Mn	雛 1
	OI-Sd	雛 2
アムゲー地域	Am-So	雛 1
	Am-am	密猟死体 (成鳥)
合計		雛 5・成鳥 1



写真8 OI-Mt 生息地で釣られた魚類。河川はウグイの遡上期で、婚姻色のあるウグイが多数採取された。また、ヤマメも多く得られた。



写真9 OI-Mt 営巢木（ドロノキ）.



写真10 OI-Sd 巣立ち雛. 巣立ち後の雛はすぐには飛べないため、親が誘導する安全な場所に地上を歩行して移動する。ねぐらは斜面林に取ることが多い。沿海地方の斜面林はほとんどがミズナラの二次林になっている。

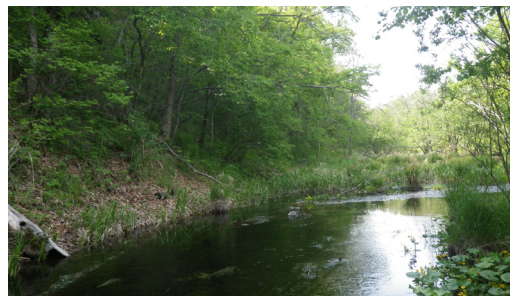


写真11 OI-Sd ねぐら近くの側流. 斜面下部は旧河道や湧水が多く、良好な採餌地点になっている。



写真12 シマフクロウの足跡.



写真13 Ol-Sd 営巣木(ハルニレ)

で繁殖していた(写真9)。河畔林周辺には粗放的な農地が広がっている。

オリガ地域地点 Ol-Sd は河口から約 25 km に位置し、地点での川幅は約 20 m である。河畔林は胸高直径 1 m、樹高 30 m の巨木を含む、ドロノキ、ハルニレ、ヤナギの広葉樹林である。河畔林に接する斜面はチョウセンゴヨウを一部含むミズナラ二次林で、巣立ち後の 2 羽の雛がねぐらにしていた(写真10)。斜面下部には湧水起源の側流があり(写真11)、シマフクロウの足跡(写真12)や羽毛が散在していた。調査地では他にカワウソ、オジロワシ、トラなどの痕跡も散見され、人の入り込みが少ないからか、鳥獣の痕跡が多い地点であった。営巣木は、河川から 100 m に位置する胸高直径 85.7 cm のハルニレで、地上 10 m 部分に形成された樹洞で繁殖していた(写真13)。周辺には放棄農地が広がっているが現在では利用されていない。また、斜面の森林も二次林化しているため、現段階では広葉樹の森林伐採は行われていない。

オリガ地域地点 Ol-Mn は河口から約 50 km 内陸に位置し、川幅約 15 m のドロノキを主体とする河畔林地帯である。営巣木は、河川から 10 m に位置する胸高直径 83.1 cm のドロノキで、地上 12 m 部分で折れた主幹頂部で繁殖していた。この生息地周辺より針葉樹が増加し、山地帯が始まるため、周辺の森林では針葉樹を中心に伐採が進んでいた。

地点 Am-So は河口から約 5 km に位置し、川幅約 10 m の沿海地方ではかなり小規模な河川である。ドロノキ、ケショウヤナギを主体とする河畔林であるが、巨木は限られており、周辺の小村の住民により生活資材伐採が行われている。営巣木は、河川から 100 m に位置する胸高直径 99.0 cm のドロノキで、地上 5 m 部分で折れた主幹頂部で繁殖していた。近くの小村には製材所と小規模な木材積み出し港があるため、

表2 営巣木.

地点	樹種	胸高直径 (cm)	樹洞地上高 (m)	河川からの 距離 (m)
Ol-Mt	ドロノキ	80.6	6	40
Ol-Sd	ハルニレ	85.7	10	100
Ol-Mn	ドロノキ	83.1	12	10
Am-So	ドロノキ	99.0	5	100

周辺の森林は伐採が進んでいる。ただし、二次林化しているため、すでに経済林としては価値はない。

営巣木の一覧を表2に示す。本調査で確認されたロシアの営巣木はドロノキ3本、ハルニレ1本で、胸高直径は80.6-99.0 cmであったが、日本での営巣木はハルニレ、ミズナラ、シナノキ、カツラと多様で、それと比較すると単純な樹種構成であった。なお、日本ではドロノキの営巣木は現時点では確認されていない。胸高直径はほぼ同じサイズであった。

### 3. 森林環境

ロシア沿海地方では、河川沿いの河畔林は法律により河川から500 m幅は禁伐となっている。伐採対象は主に経済性の高い山地のダフリアカラマツやトウヒ、モミの針葉樹である。また、平地部分では牧草地や畑作が広がっているが、ソ連邦の崩壊で遠隔地方の農業は停滞し、現在では周辺地域への小規模な自給用作物が主体であり、多くは放棄農地となっている。また、調査対象地域では、河川改修やダムがほとんど存在しないため、洪水の危険性にさらされる河川沿いの地域では、農地造成が積極的に行われていない。

上記の状況は、河畔林を生活の主体とするシマフクロウにとってはあまり悪影響を起さないと考えられるが、実際には、ロシア経済の発展の速度が上がるにつれ、地方小村での家屋建設や薪燃料などの自家消費用として、人間の生

活域に近い河畔林では伐採が進んでいる。また、上流域の森林伐採に伴う土砂の流入や伐採道路の延長、拡幅造成など、間接的に様々な悪影響が河畔林帯や河川に表れており、目視レベルでも、2000年以降の約10年間で自然度の高い森林は急速に減少している。北海道の1970-80年代の状況に酷似しており、現段階では河川生態系の上位種であるシマフクロウの生息密度に直接的に大きな影響はみられていないが、今後の環境悪化に伴う急速な環境の質低下が大きく懸念される。

### IV. 今後に向けて

本調査研究では、サンプルを輸入・分析し、日露のシマフクロウのDNA比較を目的の一つとしていたが、残念ながらロシア側のサンプル輸出許可手続きが遅延していることで、本助成期間中に分析することはできなかった。しかしながら、サンプルは良好な状態で保存されているため、今後サンプルの輸出許可が取れ次第、輸入を行い実験を行う予定である。今回のサンプル数は詳細な研究を行うには十分ではないが、今までサンプリングの困難さが原因で行われてこなかった、日露のDNA比較研究に着手できたことは非常に重要である。近いうちに明らかになる、今回のサンプルの分析結果に期待したい。



## 文献

- Brazil M. and Yamamoto, S. 1989. The distribution of owls in Japan. *Raptors in the Modern World*: 389-401.
- Dykhan, M. B. and Kisleiko, A. A. 1988. The number and distribution of *Ketupa blakistoni* on Kunashir Island in the nesting period. *Rare Birds of the Far East and their Protection* : 29-32. (藤巻裕蔵訳. 極東の鳥類, 11: 108-111)
- Hayashi Y. 1997. Home range, habitat use and natal dispersal of *Blakiston's Fish-owls*. *Journal of Raptor Research* 31 : 283-285.
- 早矢仕有子 1999. 北海道におけるシマフクロウの分布の変遷. 山階鳥類研究所研究報告, 31(1): 45-61.
- 増田隆一・西田千鶴子・竹中 健・表溪. 絶滅危惧種シマフクロウの種保全をめざした個体識別・遺伝的多様性の解析と遺伝子資源保存システムの確立. 2013. 第21期プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成成果報告書 : 1-8.
- 永田洋平 1972. 主として北海道東部におけるシマフクロウの生態について. 釧路博物館報 217 : 37-43.
- 小野有五・竹中 健・小高信彦・北野文明・豊島照雄 1995. シマフクロウの生息環境の保全に関する研究. 第4期プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成成果報告書 : 47-52.
- 小野有五・竹中 健・小高信彦・柴田敬祥 1996. シマフクロウの生息環境の保全に関する研究. 第5期プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成成果報告書 : 11-16.
- Slaght, J.C. and Surmach S.G. 2008. *Biology and conservation of Blakiston's fish owls in Russia*: a review of the primary literature and assessment of the secondary literature. *Journal of Raptor Research* 42 : 29-37.
- Surmach S. 1998. Present status of *Blakiston's Fish Owl* (*Ketupa blakistoni* Seebohm) in Ussuriland and some recommendations for protection of the species. 第7期プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成成果報告書 : 109-123.
- 竹中 健 1998. シマフクロウ. 知床の鳥類 : 78-125. 北海道新聞社.
- Takenaka T. 1998. Distribution, habitat environments, and reasons for reduction of the endangered *Blakiston's fish owl* in Hokkaido, Japan. 北海道大学博士論文.
- 竹中 健 2003. 国後島シマフクロウ調査報告. 北の海の動物センター編「2003年北方四島・国後島生態系専門家交流訪問の記録」.
- 竹中 健 2009. シマフクロウの現状と課題. 「知床の自然保護」北海道新聞社 : 30-49..
- 竹中 健, Surmach, S. and Abdeyuk, S. 2002. ロシアにおけるシマフクロウの生息環境調査と日本の保護への応用. 第11期プロ・ナトゥーラ・ファンダ助成成果報告書 : 29-38.
- Voronov, G. A. and Zdorikov, A. I. 1988. *Blakiston's eagle owl* on Kunashir Island. *Rare birds of the Far East and their Protection* : 23-28. (藤巻裕蔵訳. 極東の鳥類, 11 : 105-108).
- 山本純郎 1981. フクロウ類の食性. 鳥と自然 20. 兵庫野鳥の会.
- 山本純郎 1999. 「シマフクロウ」北海道新聞社 : 189.

## Ecological survey of the Blakiston's fish owls in Far East Russia and the comparative genetic study with the Hokkaido populations

Takenaka Takeshi, Masuda Ryuichi, Nishida Chizuko, Omote Keita and  
Sergey Surmach

One of the sub-species of Blakiston's Fish Owl in Japan, *Ketupa blakistoni blakistoni*, distributes in Hokkaido, is specified as Critical Endangered bird and the current population is estimated as 140. It is the world largest owl and has fish-eating ecology. Another sub-species *Ketupa blakistoni doerriesi* distributes Far east of Russia. In order to evaluate the status of Japanese population based on the genetic diversity, the comparison to the Russian population is important. In this research, we had success to collect the blood from 5 owlets in 4 sites. The nest trees were poplar and elm with the diameter of 81-99 cm. The forest logging to the riparian habitat of the Fish Owls and surrounding area seemed to have impact to the ecosystem directly and indirectly.

## 周伊勢湾地域の里山に生育する湿地性絶滅危惧植物の 景観遺伝学的解析

里山湿地研究グループ

佐伯いく代<sup>1</sup>・小池文人<sup>1</sup>・北沢あさ子<sup>2</sup>・山口雪子<sup>3</sup>

周伊勢湾地域一帯には、湧水湿地または低湿地とよばれる特異な湿地群が存在する。本研究は、これらの湿地に生育する希少植物 11 種の遺伝的変異を葉緑体 DNA マーカーによって比較し、希少なハプロタイプの集中する地域（ホットスポット）を探索することを目的とした。解析の結果、ハプロタイプの分布に地理的なまとまりをもつ種が多くみられた。その中には、共通の地理的パターンを有するものが含まれていた。例えば、三重県北部と愛知県渥美半島の間では、伊勢湾による隔離にも関わらず、3 種において共通のハプロタイプが出現した。恵那山脈で隔てられている長野県南部と岐阜県東濃地方の間でも、複数の種においてハプロタイプが共有されていた。ハプロタイプの出現頻度を基にホットスポット解析を実施したところ、希少なハプロタイプは、三重県北部、渥美半島、および愛知県北部～岐阜県東濃地方にかけて高頻度で出現する傾向にあった。これらの知見は、遺伝的多様性を守るための保全単位や保護区の設定、および環境教育などに利用できると考えられる。

### 1. 研究の背景と目的

東海地方とその周辺域には、ほかの地域では見られない植物が多く生育することが知られている。そのことは古くから報告されていたが、井波（1966）は、東海地方の伊勢湾周辺に特産する植物を「周伊勢湾要素」と定義して、この固有種群の存在を一般に広く知らしめた。これらのうち、東海地方に特異的に分布する湧水湿地に固有、もしくは分布の中心がある植物群を「東海丘陵要素」とよぶ（植田 1989）。東海丘陵要素にはミカワバイケイソウ (*Veratrum stamineum* var. *micranthum*)、ヘビノボラズ (*Berberis sieboldii*)、シラタマホシクサ (*Eriocaulon nudicuspe*) など 15 種の湿地性植物が含まれている（写真 1, 2, 3, 4）。しかし、近年の開発によって生育地の多くが消失し、東海丘陵要素のほとんどは、絶滅の危機に瀕して

いる（環境省 2012）。

東海丘陵要素の生育地である湧水湿地は、伊勢湾を取り囲む丘陵地帯に分布する。湿地の水は湧水によって涵養され、ごく貧栄養であり、泥炭の堆積はみられない。これは、尾瀬などの高層湿原や、釧路湿原にみられる低層湿原とは根本的に異なる特徴である（植田 1994, 2002）。東海地方周辺には、土岐砂礫層に代表



写真1 サンプルの採集風景（岐阜県恵那市）。

1: 横浜国立大学 2: はなのき友の会 3: 日本シデコブシを守る会  
2012.11.29 受付, 2014.6.30 公開

される特殊な砂礫層が堆積している。それが地表近くに豊富な地下水脈をつくり、数百万年という長い期間、湧水湿地が形成され続けてきた。そのことが多くの固有種をよびこみ、東海丘陵要素のような、特異なフロラの形成をもたらしたのである。

しかし近年、大都市圏名古屋とその周辺域で大規模な開発が進行し、湿地の多くが消失している（植田 1994, はなのき友の会 2003）。一つ一つの湿地は極めて小さなものが多く、わずかに数十～数百メートルというスケールで点在する。そのため、これらの湿地が法的措置をとまなう保護施策の対象とされるケースは限られ、まして湿地群を一体的に保護するような取組は、ほとんど検討されてこなかった。地域を代表するような固有種・希少種の宝庫であるにもかかわらず、ごくありふれた自然としてひそやかに存在し、現在大変な危機に直面しているのが、東海地方の湧水湿地群である。

本研究では、これらの湧水湿地に生育する希少植物に対して、1) 遺伝子レベルでの多様性の空間パターンを明らかにし、2) 湿地の周囲の景観構造との関係を解析することを目的とする。これにより、各湿地の土地所有者、管理者、ならびに保全関係者に新たな知見を提供し、遺伝的多様性を守るための保全単位や保護区の提案、および環境教育活動の展開に結びつけることをねらいとする。

## II. 材料と方法

静岡県、長野県、岐阜県、愛知県、三重県に分布する約 60 箇所の湧水湿地（図 1）において、11 の湿地性希少植物（ミカワバイケイソウ、ヘビノボラズ、ミズギボウシ (*Hosta longissima*), シラタマホシクサ, ミカワシオガマ (*Pedicularis resupinata* subsp. *oppositifolia* var. *microphylla*), カザグルマ (*Clematis patens*),



写真2 ミカワバイケイソウ（東海丘陵要素：長野県阿智村）。



写真3 ヘビノボラズ（東海丘陵要素：岐阜県瑞浪市）。

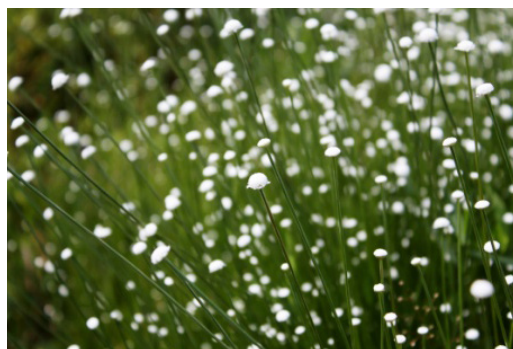


写真4 シラタマホシクサ（東海丘陵要素：愛知県名古屋市）。



図1 サンプルの採集地点.

ミミカキグサ (*Utricularia bifida*), ホザキノミミカキグサ (*Utricularia racemosa*), ムラサキミミカキグサ (*Utricularia yakusimensis*), サギソウ (*Habenaria radiata*), ヤクシマヒメアリドオシラン (*Vexillabium yakushimense*) を採集した. サンプル数は, 1種につき 26 ~ 146 個体とした. 希少植物であることをふまえ, 株は残し, 葉か茎の一部を採集の対象とした. ヤクシマヒメアリドオシランの生育地情報については, 北沢 (2009, 2010, 2011, 2012) を参考とした.

採集したサンプルはシリカゲルで乾燥させた後, 実験室に持ち帰り, CTAB 法 (Doyle and Doyle 1987) または DNEasy Plant Minikit (Qiagen 社) を使って全 DNA を抽出した. その後, 葉緑体 DNA のユニバーサルプライマーセット 2 ~ 4 組 (Sang et al. 1997, Tate and Simpson 2003, Popp et al. 2005) を使い, polymerase chain reaction (以下 PCR) によって約 300 ~ 2000 塩基対を増幅した. 葉緑体 DNA を増幅するためのプライマーセットには様々な組み合わせが存在するが, 本研究では最初に少数サンプルを用いた予備的解析 (スクリーニング) を行い, 増幅の安定性と検出できた変異量を基準にして決定した. これらのプライマーセットによって増幅される領域は, 一般に, 自然選択

による影響を受けないため, 植物の分布の変遷を推定するのに適していると考えられている (McLachlan et al. 2005). 周伊勢湾地域に分布する湿地群は, 100 万年を超えるオーダーで存続し続けている. わたしたちは, 葉緑体 DNA のような, 分子進化速度の遅いマーカーを用いることにより, 湿地とともに歩んできたであろう植物の分布変遷の歴史について, 追跡できるのではないかと考えた.

PCR は, Nova Taq (Novagen ; 0.1  $\mu$ L) , プライマー溶液 (10  $\mu$ M ; Fw および Rev 各 1  $\mu$ L), dNTP 入りバッファー溶液 (2x Ampdirect, SHIMAZU ; 10  $\mu$ L), および milli-Q 水 (7.4  $\mu$ L) を混合したマスターミックス溶液に 0.5  $\mu$ L の DNA 溶液を混合させて行った. PCR の結果はアガロースゲルを用いた電気泳動によって確認し, 増幅がみとめられた PCR 産物は ExoSAP-IT (USB) を使って精製した. その後, BigDye Terminator ver. 3.1 によってラベリング (labeling) を行い, その産物を酢酸ナトリウムとエタノールの混合液で精製した後, シーケンサー (ABI Prism 3100 Genetic Analyzer ; Applied Biosystems) にアプライして塩基配列を決定した. シーケンスによって得られた各サンプルの塩基配列データは, 専用ソフトウェア ChromasPro Ver. 1.34 を用いて編集し, MEGA ver. 4 (Tamura et al. 2007) を使って種内の塩基配列の多型を探索した. ハプロタイプ (遺伝子型) の検出は, 塩基置換, 挿入欠失 (in-dels), 一塩基の繰り返し数の違い (cpSSR) の全ての変異情報を用いて行った. 検出されたハプロタイプの地理情報は ArcGIS ver. 9.3 (ESRI 社) を用いて整理し, 分布図にまとめた. ハプロタイプ間の遺伝的な類縁関係については, TCS ver. 1.21 (Clement et al. 2000) を用いて最節約ハプロタイプネットワーク樹を構築した. さらに, 希少なハプロタイプの分布特性を調べるため,

ソフトウェア確率計算器 (小池 2008) を用いて地点ごとにレアハプロタイプの出現確率を計算した。レアハプロタイプとは、出現頻度の低い希少なハプロタイプのことであり、長期にわたって大きな個体群が維持されていた場所や、別の地域から隔離して存続した個体群に分布しやすいと考えられている (Petit and Aguinagalde 2003)。本研究では、出現頻度 5 % 以下のハプロタイプをレアハプロタイプと定義し、各地点においてレアハプロタイプを持つ個体の総数 (n) とサンプル数 (m) の比を導き出す尤度分布の平均値を出現確率の推定値として利用した。例えば、ある地点において、5 個体のサンプルを調べ、うちレアハプロタイプが 1 個体出現したとき、算術的な出現割合は  $1/5 = 0.2$  となる。しかし、本研究のように、1 地点あたりのサンプル数が 1 ~ 10 個体と少ない場合には、真の出現割合からの誤差が大きくなることが予測される。そこで、5 個体調べたうちの 1 個体がレアハプロタイプとなる確率が、真の出現割合を 0 ~ 1 と仮定したときどのように変動するか計算し、その尤度分布の平均値を出現確率と置くこととした。この場合、調べたサンプルの数 (m) が大きいほど、出現確率は算術的な出現割合 (n/m) に近くなる。すなわち、5 個体調べて 1 個体がレアハプロタイプであった場合の出現確率は 0.29 となるが、10 個体調べて 2 個体がレアハプロタイプだった場合は、より 0.2 に近い 0.25 となる。このようにして採集地点ごとに出現確率をもとめ、確率値を補間して地図上に表示した。

### III. 結果と考察

#### 1. 遺伝的変異の地理的パターンの比較

解析を行った 11 種のすべてから、塩基置換、挿入欠失、または一塩基の繰り返しの長さの違いにもとづく変異が検出された (Saeki et al.

2013)。比較的多くのハプロタイプが検出されたのはシラタマホシクサ (19)、ミズギボウシ (14)、およびミカワバイケイソウ (12) であった。一方、ハプロタイプの数が少ないものはサギソウ (4)、カザグルマ (3)、およびミカワシオガマ (3) であった。研究対象とした植物群は全て、国または地方自治体のレッドリストに記載されている希少植物である。それらの中に、比較的高いハプロタイプの多様性を持つ種があったことは特筆に値する。

研究対象種の中には、分布域が限られているにもかかわらず、高いハプロタイプ多様度をもつ種がみられた。伊勢湾周辺地域には、第三紀の終わり頃から、少なくとも 200 万年を超える期間、湿地群が存在していたと考えられている (植田 1994)。第四紀は氷期と間氷期が繰り返される気候変動の激しい時代だったが、湿地群がレフュージア (生物の避難場所) として機能し、東海丘陵要素に代表されるさまざまな植物が遺存的に生育し続けることができた。葉緑体 DNA の多様性の高さは、これらの植物が、極端な個体数の減少や分布の移動を強いられることなく、湿地をよりどころにして、この地域に長い期間、生育し続けてきた可能性を示唆している。先行研究によれば、シデコブシ (*Magnolia stellata*) やハナノキ (*Acer pycnanthum*) においても、それぞれ 13、および 9 種類のハプロタイプが検出されている (Ueno et al. 2005, Saeki and Murakami 2009)。

変異が検出された種は、ハプロタイプの分布に地理的まとまりがみられ、いくつかの種では共通のパターンが示された。三重県北部と愛知県渥美半島の間では、伊勢湾による隔離にも関わらず、ミカワバイケイソウ、ヘビノボラズ、ミズギボウシ、ホザキノミミカキグサ、ムラサキミミカキグサ、サギソウの 6 種において共通のハプロタイプが出現した。また、恵那山

脈で隔てられている長野県南部と岐阜県東濃地域間でも、当該地域でサンプルを採集できた全ての種において共通のハプロタイプが分布していた。恵那山は、約 60～80 万年前に隆起をはじめた歴史の浅い山脈で、それが隆起する前には、現在の木曾川水系の上流部から天竜川方面にかけて、大きな川が流れていたと推測されている（松島 1995）。恵那山周辺は標高の高い山塊がちなっており、その西と東の地域とで、種子散布にもとづく遺伝子流動が頻繁にあるとは考えづらい。そのため、両地域のハプロタイプの共通性は、現在の遺伝子流動に基づくものではなく、むしろ地史的な要因を強く反映しているものと思われる。以上から、周伊勢湾地域の湿地性希少植物の中には、葉緑体 DNA の変異において共通の地理的パターンを持つものがあり、そのパターンは必ずしも現在みられる地形的障壁と相関があるものではないことが明らかにされた。

ヤクシマヒメアリドオシランおよびサギソウについてはそれぞれ、南西諸島産、宮崎県産の集団とハプロタイプの組成の比較を行うことができた（Saeki et al. 2013）。ヤクシマヒメアリドオシランについては、周伊勢湾地域産と南西諸島産とで、ハプロタイプの組成が分化する傾向がみられた。一方サギソウについては、本研究で解析した葉緑体 DNA の領域において、宮崎県産の集団と同一の塩基配列を持つものが検出された。ラン科の植物は一般に、種子サイズが小さいため、分散能力が高いと考えられている（Arditt and Ghani 2000）。サギソウにおいて、大きな分化が見られなかったのは、この植物が、種子の分散を通じて活発に遺伝子流動を行っており、明瞭な遺伝構造をつくりにくかった可能性が考えられる。

## 2. 希少なハプロタイプのホットスポット

ヤクシマヒメアリドオシランおよびミカワシ

オガマをのぞいた 9 種について、採集地点ごとにレアハプロタイプの分布確率を算出した。その結果、レアハプロタイプの分布確率の高い地域は、種ごとに異なる傾向がみられた。ミカワバイケイソウ、サギソウなどは、愛知県北部から岐阜県東濃地方にかけて、レアハプロタイプが集中して出現する傾向がみられた。一方、ヘビノボラズ、ミズギボウシ、カザグルマなどは、渥美半島付近での出現確率が高かった。シラタマホシクサ、ホザキノミミカキグサ、およびムラサキミミカキグサは三重県の個体群においてレアハプロタイプの出現確率が高かった。

比較的多くの種でホットスポットとなっていた渥美半島は、東海地方の南東部に位置しており、地理的な隔離から他の地域と異なるハプロタイプが遺存しやすかったものと考えられる。また氷期においても気候が比較的温暖で東海丘陵要素植物にとって大きな個体群を維持しやすい環境が存在していたのかもしれない。三重県のホットスポットについても、渥美半島のケースと同様、地理的な隔離によって固有のハプロタイプが優占することとなった可能性がある。岐阜県東濃地方や愛知県中北部地域については、なぜレアハプロタイプが多く分布するのか、その理由は定かではない。しかし、これらの地域は現在でも比較的多くの湿地が残されており、そういった環境が長期に維持され、レアハプロタイプを多く保持する素地となった可能性が考えられる。

## IV. 保全に向けて

本研究は、湧水湿地という共通のハビタットをもつ希少植物群について、葉緑体 DNA マーカーを用いて遺伝的多様性のパターンのメタ解析を行い、ホットスポットを抽出した点が特色である。これは、今まで別々に発展してきた集団遺伝学と景観生態学を組み合わせ、また別の

視点から生物多様性情報を解析するためのアプローチである。こうした手法は、近年、「景観遺伝学 (landscape genetics)」という研究分野として台頭してきている (Manel et al. 2003, Holderegger and Wagner 2008)。我が国における保全分野での応用例はまだ少ないが、保護区やコリドーの計画において生物の移動・分散の観点から科学的情報を提供できること、また研究成果を地図によって表現でき、市民や行政とのコミュニケーションの場において有力なツールとなりうるなどから、活用事例が増えていくものと思われる。

ホットスポットの検出は、保全にかけることのできる予算や労力が限られているとき、優先的に保護すべき空間を認識する手法として広く利用されている (Reid 1998, Myers et al. 2000)。しかし、遺伝子レベルでの検出を行った事例はほとんどなく、自然保護の直接的な担い手となりうる市民ボランティアや各地方自治体の担当者にとっては、遺伝的多様性に関するデータは得ることの難しい情報である。今後は、ホットスポットの位置が、種のレベルの多様性にもとづくホットスポットとどのような関係にあるのか、また周辺の土地利用の改変スピードに対し、どれぐらいの消失リスクを負っているのかなどについて、考察を深めたい。

COP 10 が開催された東海地域ではあるが、湧水湿地の保全に対する市民の関心はまだまだ低いのが現状である。また、里山景観の中に今でも湿地が存在する長野県飯田市や岐阜県中津川市などは、リニア中央新幹線建設の最有力ルートとなっており、湿地の保護の重要性を緊急にアピールしなければならない。その一方、本研究のサンプル採集地の一つである矢並湿地 (愛知県豊田市) が、2012年にラムサール湿地に登録されるなど、地域の保護活動が実を結ぶ事例も増えてきている。著者らは、世界でもた

ぐいまれな生態系が分布するこの地域の自然史について、もっと多くの人に知ってもらい、ひいては生物多様性や生態系をいつくしむ社会の形成につながってほしいと願っている。湧水湿地は、希少植物が多く分布しているというだけでなく、それらが数百万年という歴史を背負ってそこに存在することが特色である。これら湿地植物の遺伝的多様性を明らかにすることにより、生物多様性は長いときを経て生み出されたかけがえのないものという概念を伝えていくとともに、遺伝子レベルの情報もふくめた様々な成果を保護関係者に提供することで、湿地の保護に寄与していきたいと考える。

#### 謝辞

大畑孝二さま、吉鶴靖則さま、富田啓介さま、窪田宣和さま、竹内一義さま、千賀敏之さま、大平仁夫さま、名倉正志さま、小玉公明さま、渡辺仁司さま、賛元洋さま、鈴木耕作さま、高柳清吾さま、鈴木満帆さま、栗原熊夫さま、笠原佐智子さま、澤田ヨシさま、浦野達郎さま、三浦馨さま、加藤國男さま、原 寛さま、原次郎さま、園原文江さま、浅野俊英さま、浅野朝臣さま、浅野和久さま、安藤友昭さま、阿部篤志さま、峯本幸哉さま、高橋弘さま、糸魚川淳二さま、村上哲明さま、菅原敬さま、加藤英寿さまには、本研究において多大なご協力をいただきました。こころより感謝申し上げます。

#### 文献

- Arditti, J. and Ghani, A.K.A. 2000. Numerical and physical properties of orchid seeds and their biological implications. *New Phytologist* 146: 569-569.
- Clement, M., Posada, D. and Crandall, K.A. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology* 9: 1657-1659.
- Doyle, J. J. and Doyle, J. L. 1987. A rapid DNA isolation procedure for small quantities of fresh leaf material. *Phytochemical Bulletin* 19: 11-15.
- はなのき友の会 2003. ハナノキの保全. はなのき友の会.



- Holderegger, R. and Wagner, H.H. 2008. Landscape genetics. *BioScience* 58: 199-207.
- 井波一雄 1966. 岐阜県の植物地理概説. 岐阜県の植物刊行会編「岐阜県の植物」大衆書房: 25-84.
- 環境省 2012. 第4次レッドリストの公表について. <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15619> (2012年9月25日参照)
- 北沢あさ子 2009. ハナノキ湿地の絶滅危惧植物の発見—長野県R.D.B.絶滅危惧植物IA類IB類II類種—. 長野県植物研究会誌 42: 63-64.
- 北沢あさ子 2010. ハナノキ湿地の絶滅危惧植物の発見・2—長野県R.D.B.絶滅危惧植物IA類IB類II類種, 長野県・岐阜県植物誌未確認植物種の発見—. 長野県植物研究会誌 43: 55-58.
- 北沢あさ子 2011. ハナノキ湿地の絶滅危惧植物の発見・3—長野県R.D.B.絶滅危惧植物IA類IB類II類種—. 長野県植物研究会誌 44: 31-32.
- 北沢あさ子 2012. ハナノキ湿地の絶滅危惧植物の発見・4—長野県R.D.B.絶滅危惧植物IA類IB類II類種・分布上無いとされていた植物. 長野県植物研究会誌 45: 39-41.
- 小池文人 2008. 確率計算器. <http://vege1.kan.ynu.ac.jp> (2012年1月16日参照)
- Manel, S., Schwartz, M.K., Luikart, G. and Taberlet, P. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 189-197.
- McLachlan, J.S., Clark, J.S. and Manos, P.S. 2005. Molecular indicators of tree migration capacity under rapid climate change. *Ecology* 86: 2088-2098.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Petit, R.J., Aguinalde, I., de Beaulieu, J. L., Bittkau, C., Brewer, S., Cheddadi, R., Ennos, R., Fineschi, S., Grivet, D., Lascoux, M., Mohanty, A., Muller-Starck, G.M., Demesure-Musch, B., Palme, A., Martin, J.P., Rendell, S. and Vendramin, G.G. 2003. Glacial refugia: Hotspots but not melting pots of genetic diversity. *Science* 300: 1563-1565.
- Popp, M., Erixon, P., Eggens, F. and Oxelman, B. 2005. Origin and evolution of a circumpolar polyploid species complex in *Silene* (Caryophyllaceae) inferred from low copy nuclear RNA polymerase introns, rDNA, and chloroplast DNA. *Systematic Botany* 30: 302-313.
- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 275-280.
- Saeki, I. and Murakami, N. 2009. Chloroplast DNA phylogeography of the endangered Japanese red maple (*Acer pycnanthum*): the spatial configuration of wetlands shapes genetic diversity. *Diversity and Distributions* 15: 917-927.
- Saeki, I., Kitazawa, A., Abe, A., Minemoto, K., and Koike, F. 2013. Phylogeography of a rare orchid, *Vexillabium yakushimense*: comparison of populations in central Honshu and the Nansei Island chain, Japan. *Plant Systematics and Evolution*, doi:10.1007/s00606-013-0854-2.
- Sang, T., Crawford, D.J. and Stuessy, T.F. 1997. Chloroplast DNA phylogeny, reticulate evolution, and biogeography of *Paeonia* (Paeoniaceae). *American Journal of Botany* 84: 1120-1136.
- Tamura, K., Dudley, J., Nei, M. and Kumar, S. 2007. MEGA4: Molecular evolutionary genetics analysis (MEGA) software version 4.0. *Molecular Biology and Evolution* 24: 1596-1599.
- Tate, J.A. and Simpson, B.B. 2003. Paraphyly of *Tarasa* (Malvaceae) and diverse origins of the polyploid species. *Systematic Botany* 28: 723-737.
- 植田邦彦 1989. 東海丘陵要素の植物地理I定義. 植物分類・地理 40: 190-202.
- 植田邦彦 1994. 東海丘陵要素の起源と進化. 岡田 博・植田邦彦・角野康郎編「植物の自然史」北海道大学図書刊行会: 3-18.
- 植田邦彦 2002. 東海丘陵要素の起源と進化. 広木昭三編「里山の生態学」名古屋大学出版会: 42-57.
- Ueno, S., Setsuko, S., Kawahara, T. and Yoshimaru, H. 2005. Genetic diversity and differentiation of the endangered Japanese endemic tree *Magnolia stellata* using nuclear and chloroplast microsatellite markers. *Conservation Genetics* 6: 563-574.

## Landscape genetics of endangered wetland plants in Satoyama area around Ise Bay

Ikuyo Saeki, Fumito Koike, Asako Kitazawa and Yukiko Yamaguchi

Central Honshu Island, Japan, is known as a region where unique wetland ecosystems have existed for millions of years. The origin of the wetlands is very old; they have continually appeared at least for two million years. In the present research, we determined phylogeographic structure by overlaying multiple phylogeographic information of the endangered floristic group which occurs in low-land discrete wetland ecosystems of central Honshu Island, Japan. Leaf samples of 11 endangered plants were collected at ca. 60 wetland sites, and one to four non-coding regions of chloroplast DNA were sequenced. For each species, 3 to 19 haplotypes were identified. Based on the haplotype data, I calculated probability of occurrence of rare haplotypes per site, created interpolation maps by GIS, and overlaid them to make an integrated hotspot map. Three hotspots were identified: Atsumi Peninsula, Mie prefecture, and Tono to northern Aichi District. The Atsumi Peninsula is located near southern coastal margin, and thus rare haplotypes have likely remained by geographic isolation. Mie prefecture may have also been isolated. The Tono to northern Aichi District is a highly-elevated inland area where relatively large wetlands still remained. This method, as indicated by our results, can be applied in planning preserves which focus on conservation of genetic diversity.

# 対馬の山頂部岩角地にのみ分布するツシマノダケ(セリ科)の 保全に関する基礎的調査と対馬集団の分類学的固有性の評価

ツシマノダケ研究会

東 浩司<sup>1</sup>・掛澤明弘<sup>1</sup>・小森晴香<sup>2</sup>・岡崎純子<sup>3</sup>

ツシマノダケは対馬のみまたは対馬と韓国にのみ分布し、まれな植物である。準絶滅危惧種 (NT) とされていたが、2012年8月発表の環境省第4次レッドリストでは絶滅危惧IB類に指定された。ツシマノダケの分布と現状を把握するために標本調査および現地調査を行った。標本調査の結果、ツシマノダケは1901年以降、対馬の龍良山、白嶽、有明山周辺、御岳および豊崎の5地点で確認されている。しかしながら、現地調査の結果、龍良山で72個体、白嶽で16個体しか確認できず、有明山周辺、御岳および他の調査地では個体を確認できなかった。開花個体は龍良山の4個体のみであった。ツシマノダケが分布している(していた)場所は比較的自然的度の高いミヤマシキミーアカガシ林の分布と一致し(豊崎を除く)、過去110年間の自然林の縮小がツシマノダケの分布域縮小を招いていると考えられる。葉緑体DNAおよび核ITS領域の塩基配列を決定したところ、龍良山と白嶽の集団間で塩基置換および1塩基繰り返し数の違いが見られ、龍良山・白嶽集団はそれぞれ固有の遺伝的特性を持つことが示された。

## 1. 背景および目的

ツシマノダケ *Tilingia tsusimensis* (Y. Yabe) Kitag. (シノニム; *Ligusticum tsusimense* Y. Yabe) はセリ科の多年生草本で、草丈は20-60cm程度、夏から秋にかけて花を咲かせる(写真1)。国内では対馬にのみ分布し、国外では韓国南部に分布するとされる(北川1968)。対馬では龍良山(標高559m)や白嶽(518m)の山頂付近の岩場(岩角地)周辺の林床に生育し、あまり個体数が多くないことが知られている(伊藤ほか1993, 伊藤1997)。本研究開始時において、ツシマノダケは環境省の2007年レッドリストで準絶滅危惧種(NT)にランクされており、「現時点では絶滅危険度は小さいが・・・」と評価されていた。しかし、研究会メンバーの一人が2009年に主な生育地である龍良山と白嶽でツシマノダケの探索を行った際には、龍良山では

成熟個体(開花個体)が数個体と未熟個体(根生葉のみの個体)が十数個体、白嶽では未熟個体が数個体確認できた(ただけであった(ちなみに、2012年8月28日に環境省が発表した第4次レッドリストでは絶滅危惧IB類(EN)にランクされた)。



写真1 ツシマノダケ(龍良山)。かなり小さい個体である(草丈約8cm)。

1: 京都大学大学院理学研究科 2: 広島県北部農業技術指導所 3: 大阪教育大学教育学部  
2012.11.28 受付, 2014.6.30 公開

絶滅危惧種は、その定義において、近年の急激な個体数の減少または生育地の縮小が重要視されるが、ツシマノダケのように生育地が限られ、なおかつもともと個体数が少ない種については、いま現在急激な個体数の減少等が起きていなくても、将来予想される環境変動に耐えうるかどうか、あらかじめ検討しておくことは重要である。そのためにも、ツシマノダケの現状を把握しておくことは重要である。さらには、文献や標本資料から過去100年程度の分布記録をまとめ、過去における分布域を明らかにした上で、それと現在の分布域とを比較することにより、分布域の縮小が起こっているのかどうか、といったことに関しても明らかにすることは重要であろう。

そこで、過去から現在におけるツシマノダケの生育地、現存集団の個体数や生育状況、および遺伝的多様性に関する基礎的資料の収集を目的に、次のような調査研究を行った。1) 文献・標本調査による過去におけるツシマノダケの生育地に関する情報収集。2) 現地調査による各集団の規模（個体数）や成熟度（開花個体の割合や個体の大きさ）の調査。および3) 各集団の遺伝的多様性の評価。また、ツシマノダケは韓国にも分布するとされているが、例えば、Ohba (1999) では、ツシマノダケは日本に固有とされている。そこで、4) 対馬のツシマノダケと韓国のツシマノダケ（とされているもの）とが分類学的に同一分類群かどうかについても文献・標本レベルで検討を行った。これは、対象種の分類学的位置づけ（固有性）を評価しておくことはその種の保全戦略を検討するうえでも重要なことと考えるからである。

## II. ツシマノダケの生育地・生育環境に関する文献・標本調査

### 1. 文献資料に記された生育地の変遷について

対馬におけるツシマノダケの生育地を記している文献資料を集め、記録を整理した。まず、外山三郎氏が1980年に出版した『長崎県植物誌』（外山1980）によるとツシマノダケは稀であり、生育場所として対馬の龍良山、白嶽、黒島、豊崎の4地点が記されている。その9年後に出版された『長崎県の生物』のなかで、邑上益朗氏は『対馬の植物』を著し（邑上1989）、本文中に「（ツシマノダケは）白嶽と龍良山で見られ、個体数は多くない」と記述しているが、挿入されている分布図には白嶽と龍良山のほか、黒島と豊崎と思われる計4ヶ所に点が打たれている（後者2地点に関する記述はない）。黒島と豊崎に関してはおそらく『長崎県植物誌』を意識したものと思われる。伊藤秀三氏は龍良山の照葉樹林の植物社会学的研究を長く行ってきたが、伊藤(1997)において、ツシマノダケは「龍良山と白嶽の山頂部のアカガシ林内あるいは林縁に限られる。生育量は少ない。」と述べており、邑上氏の文献を引用する形で、「黒島、対馬上島の北端（著者注：豊崎のことだろう）にも産すると言う」と記している。これらの資料から、ツシマノダケが龍良山と白嶽に生育していることは間違いのないことだが、外山氏が『長崎県植物誌』で黒島と豊崎にも生育していたとした根拠がいまひとつはっきりしなかった。黒島は対馬中央部東側の三浦湾にある、東西約2.5 kmの無人島である。また、豊崎はおそらく旧豊崎村（または旧豊崎町）のことで、対馬最北端の村（町）である（上対馬町を経て現在は対馬市）。どちらの場所にも高い山があるわけではなく（200 m以下）、現在のツシマノダケの生育環境（龍良山・白嶽の山頂付近の照葉樹林）から考えると、本当に生育している（いた）のか疑問が残ったので、さらなる文献調査を行った。

ツシマノダケの生育地として黒島が登場する

のは『長崎県植物誌』(外山 1980)からであるが、その4年前に出版された『対馬の生物』の中に、外山氏と松林文作氏による『対馬の高等植物目録』が掲載されている(外山・松林 1976)。そのなかで、ツシマノダケは白嶽、龍良山、豊崎の3地点にあると記され、黒島の記載はない。外山氏の『長崎県植物誌』でなぜ黒島が生育地として登場したのかは不明だが、黒島の植生に関する文献(伊藤ほか 1986)にはツシマノダケの記録はない。また、長崎大学に保管されている外山コレクション(さく葉標本)の中からツシマノダケの標本を閲覧したが、龍良山と白嶽で採集された標本しかなく、黒島から採集された標本はなかった。これらのことから、『長崎県植物誌』の黒島の記載は何らかの手違いによる記載ミスと考えられる。

一方、豊崎についてであるが、対馬の植物相に関するさらに古い資料を調べると、1942年(昭和17年)に中島一男氏はそれまで自身が対馬で採集した3,000点もの植物標本をもとに、『対馬島植物誌予報』(中島 1942)を発表している。そのなかで、ツシマノダケの生育地として白嶽と豊崎の2地点を記している。ここで始めて豊崎の地名が登場し、上記の各文献資料における豊崎の記載は、(各人が豊崎で生育を確認したのではなく)この文献からの引用と思われる。中島氏は『対馬島植物誌予報』のなかで、採集した標本の番号も併記しており、これらの標本が現在も中島コレクションとして九州大学に保管されていることが分かったので、中島コレクションを閲覧し、豊崎で採集された標本が確かにツシマノダケであることを確認した。

対馬の植物相に関してまとめた最も古い文献は矢部吉禎氏が1904年に発表した『Florula Tsusimensis』(Yabe 1904)であろう。ツシマノダケが分類学的に正式に新種として発表されたのはこの文献である。この中で、ツシマノダケ

の生育地(採集地=基準産地)として「巖原付近」と書かれている。巖原の地名がツシマノダケの生育地として登場するのは、後にも先にもこの『Florula Tsusimensis』だけである。上記の各文献資料ではまったく巖原という地名が登場しないことや、巖原は当時も今も対馬の中心地であることから、果たしてそのような比較的開けた場所に本当にツシマノダケが生育していたのだろうかと疑ってしまった。特に「付近」という言葉をどのような距離感で使っているのかをまったく知る由もなく、どう解釈したらよいか迷っていたが、次に述べるようにツシマノダケのさく葉標本の記録を収集することで、その距離感を理解することができた。

## 2. さく葉標本から明らかになった過去110年間のツシマノダケの分布記録

さく葉標本(押し葉標本)が存在するという事は、過去にその種が確かにそこに存在していたことの証明であり、たとえ文献資料中にその種の存在が言葉として書き記されていたとしても、さく葉標本が持つ説得力にはかなわないだろう。そこで、国内の主要な植物標本庫(ハーバリウム)[東京大学総合研究博物館(TI)、国立科学博物館(TNS)、首都大学東京牧野標本館(MAK)、京都大学総合博物館(KYO)、九州大学総合研究博物館(FU)]および外山コレクション(長崎大学)、さらには現在も精力的に長崎県の植物相を研究しておられる中西弘樹氏(長崎大学)所蔵のコレクションからツシマノダケの標本を閲覧させていただき、ツシマノダケであることの確認や採集地等の記録を行った。

各標本庫およびコレクションを閲覧した結果、36点のツシマノダケの標本を確認することができた(標本シートの数、重複標本含む)。一部の標本は残念ながら虫食いにより特に花部が損傷していた。標本ラベルに記されている採

集地を地図上に示したものが図1である。最も古い標本は矢部吉禎が1901年(明治34年)に「巖原付近」で採集した標本で、前項でも述べたようにツシマノダケのタイプ標本である。また、同年および翌年(1902年)には平田駒太郎が「有明山」、「有明山道」、「久田道」でもツシマノダケを採集している。有明山(558m)は巖原から

西に約2kmのところであり、片道2時間程度で行ける山である。「有明山道」は巖原から有明山に至る道と思われ、また、「久田道」は巖原市街地から約500mほど南にある地名であり、有明山への道がある。つまり、矢部吉禎が記した「巖原付近」というのは巖原から有明山へ至る道のどこかで採集したことを意味してい

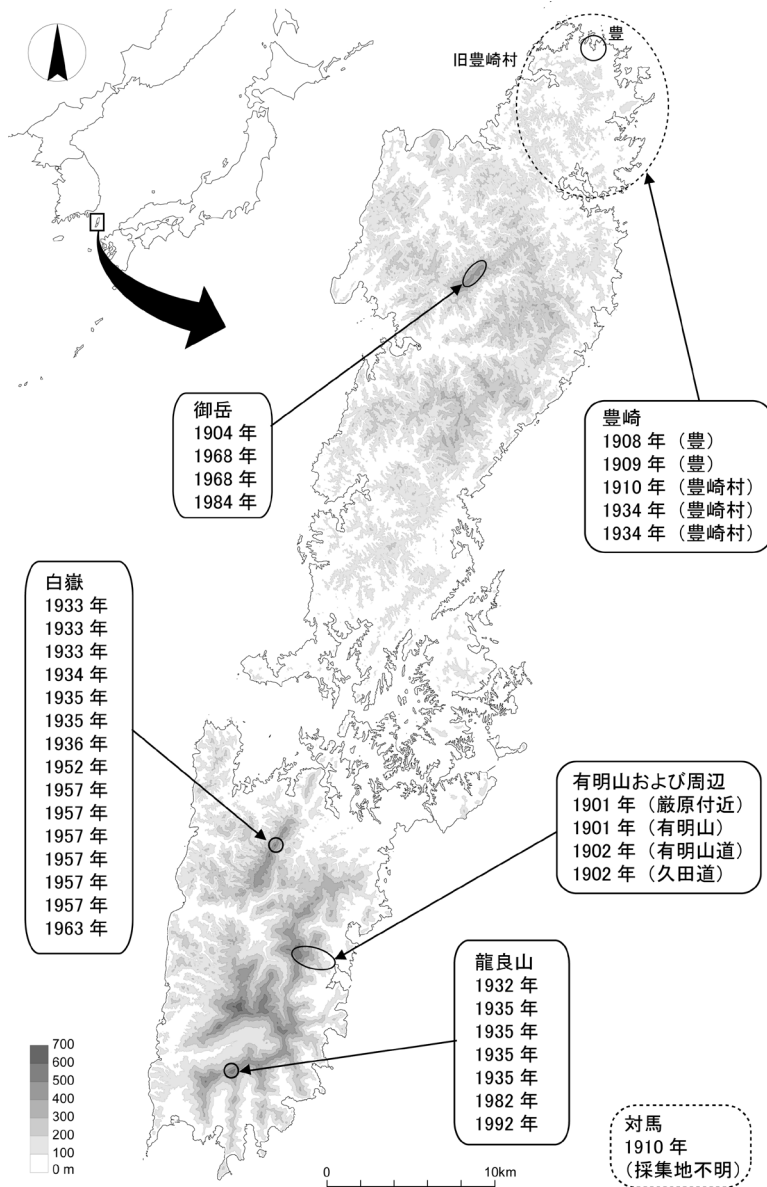


図1 対馬におけるツシマノダケの標本記録。標本の点数および採集年を示した。等高線データは国土地理院の基盤地図情報を利用した。龍良山と白嶽は現在も生育が確認されている。

ると考えられる。

1903年以降、有明山周辺での採集記録(標本)はなく、それ以降から現在までは、豊崎村(または豊崎村字豊)から5点、御岳から4点、龍良山から7点、そして白嶽から15点の標本が採集されている。ほかに「対馬」とのみ記された標本が1点あった。これらの標本記録から、ツシマノダケは過去110年において対馬の少なくとも5つの地点(龍良山、白嶽、有明山周辺、御岳、豊崎)に生育していたことが明らかになった(図1)。なかでも「有明山」や「御岳」という山の名前は上述した文献資料中にはツシマノダケの生育地としては一度も登場せず、今回

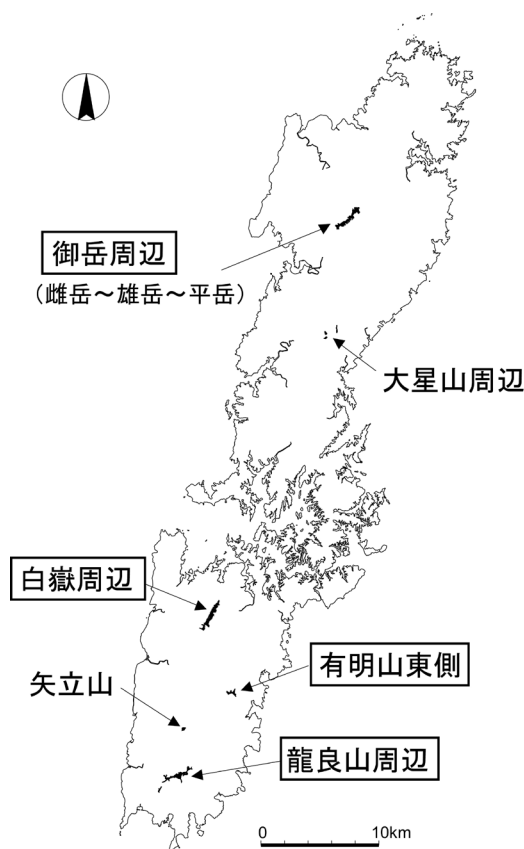


図2 対馬における現在のミヤマシキミ-アカガシ林の分布。環境省第6回・第7回自然環境保全基礎調査植生調査データより。四角枠で囲った地名はツシマノダケの生育の記録がある場所。

標本記録を収集して初めて明らかになった生育地である。

### 3. ツシマノダケの生育地と植生(ミヤマシキミーアカガシ群集)との関係

次項で述べるように、現在確認できたツシマノダケの生育地は龍良山と白嶽の山頂部付近のみである。しかし、標本記録からはそれ以外にも少なくとも3ヶ所でツシマノダケは生育していたことが明らかになった(図1)。これらの生育地は対馬島の北から南まで全域に渡っていることや、豊崎や厳原付近、久田道は比較的標高が低い場所であることから、ツシマノダケはもともと現在見られるような山頂部付近だけでなく、低地を含む対馬島内各所に散在して分布していた可能性が考えられる。それが時間とともに分布域が縮小・消滅し、結果として今日見られる場所(山頂部)に遺存的に残っているのではないかと考えられる。

そもそも、ツシマノダケはどのような環境(植生)に生育しているのであろうか?龍良山の照葉樹林の研究によると、ツシマノダケはミヤマシキミーアカガシ群集(林)の林床または林縁に見られるとの記述がある(伊藤ほか1993,伊藤1997)。そこで、最新の植生データ(環境省1999~)から対馬におけるミヤマシキミーアカガシ林の分布域を抜き出したところ、ミヤマシキミーアカガシ林は対馬では龍良山およびその周辺、白嶽およびその周辺、御岳(雌岳~雄岳~平岳)に比較的大きな面積で見られ、そのほかに、矢立山、有明山東側、大星山周辺に小さな林分が残されていることが分かった(図2)。これらの場所(特に前三者)は対馬では最も自然度の高い森林が残されているところである。そして、ツシマノダケのこれまでに知られている5つの生育地(龍良山、白嶽、有明山周辺、御岳、豊崎)のうち、豊崎を除く4つの生育地はいずれもミヤマシキミーアカガシ林の分

布域と一致することが分かった。つまり、ツシマノダケの生育地は自然度の高い常緑広葉樹林であるミヤマシキミーアカガシ林と密接に関係しているように見える。このことは逆に、いまはミヤマシキミーアカガシ林が見られない豊崎において過去にツシマノダケが確認されているということは、かつては豊崎にもミヤマシキミーアカガシ林またはそれに近い自然度の高い森林が存在していたことを示しているかもしれない。また、これまでツシマノダケの生育が確認されていない矢立山、大星山周辺にもツシマノダケが過去に（今も？）生育していた可能性も考えられる。そして、もし、ツシマノダケの生育地とミヤマシキミーアカガシ群集が密接に関係しているとすれば、ミヤマシキミーアカガシ林を含む対馬の照葉樹林の消長はそのままツシマノダケの生育地の消長を示していることになるだろう。

### Ⅲ. 現地調査によるツシマノダケの現状

各種文献資料およびさく葉標本の調査の結果、ツシマノダケは対馬の5つの場所・地域（龍良山、白嶽、有明山周辺、御岳、豊崎）に生育していたことが明らかになった（龍良山と白嶽については2009年に生育を確認した）。これらの場所において、現在も生育しているかどうか、生育しているとすれば、どのくらいの個体数が現存しているのかを明らかにするための現地調査を行った（豊崎については具体的な場所の目星が付かなかったことと開発および植林が進んでおり、適当な自然林が見当たらなかったので行わなかった）。また、上述したようにツシマノダケはミヤマシキミーアカガシ林と密接に関係しているように思われるので、ツシマノダケの生育記録はないが、ミヤマシキミーアカガシ林が残るとされる矢立山および大星山周辺でもツシマノダケの探索を行った。

龍良山では2009年に山頂の岩角地近辺の林内の1ヶ所に1集団を確認した。そのときは詳しく調査していないが、開花個体が数個体、未成熟個体が10数個体程度であったと記憶している。2012年の7月と9月に同じ林内でツシマノダケの探索を行ったところ、同じ場所に個体を発見することはできなかった。しかし、数十メートル離れた林縁部分で新たにツシマノダケの集団を見つけることができた（写真1）。林内の状況であるが、2009年時には地面が露出しツシマノダケほか各種の草本植物が見られたが、今回の調査時には、2009年時と比べて落



写真2 龍良山山頂付近の林内の様子（ほぼ同じ場所）。左：2009年、中央にツシマノダケの成熟個体（果実期）、左上すみに未成熟個体が見える。右：2012年、落ち葉が積もり地面がまったく見えない。



写真3 龍良山での個体のマッピングの様子。



ち葉の量がかなり多く、地面がまったく見えな  
い状況であり、林床性の草本植物はまったくと  
言っていないほど見られなかった（写真2）。林  
内を中心に探索を行ったが、結局ツシマノダケ  
は見つからず、岩場の反対側に移動するために  
林を出たところで、ツシマノダケの集団を発見  
した。この林縁部分で新たに見つかった集団に  
ついては、全個体のマッピングを行い、花序（花  
茎）の有無、花茎の高さ、根生葉の数、最大葉  
の頂小葉の大きさを計測した（写真3）。約 20  
m×5 m の範囲に 72 個体確認でき、そのうち 4  
個体が花序（花茎）をつけていた（図3）。ツ

シマノダケの花茎は概して 20 cm ~ 60 cm 程  
度の高さになるが、今回見つかった開花個体は  
いずれも花茎の高さが 8 cm 程度で、平均は 8.2  
cm であった。また、根生葉の数の平均は 2.5  
枚、最大葉の頂小葉の大きさの平均は縦が 13.8  
mm、横が 9.8 mm であった。参考までに京都  
大学で栽培しているツシマノダケの個体は、花  
茎の高さが約 35 cm、根生葉は 5 枚、最大葉の  
頂小葉の大きさは縦 31 mm×横 17 mm であり、  
2009 年に見つかったツシマノダケの開花個体  
も同様の大きさであったと記憶している。つま  
り、今回見つかった龍良山のツシマノダケはか

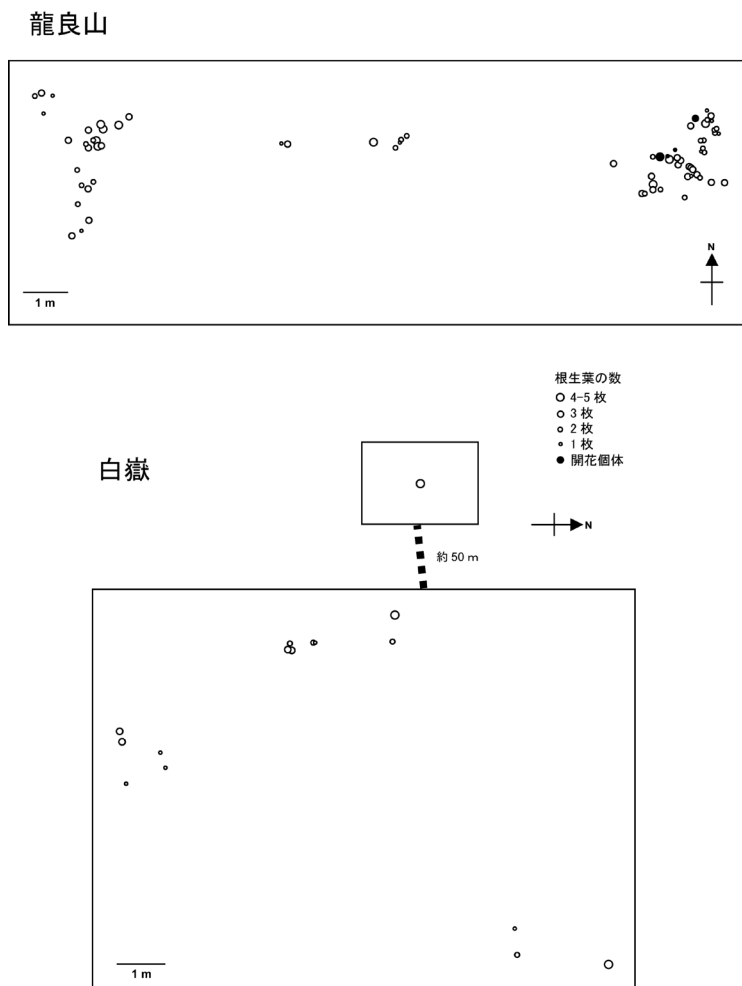


図3 龍良山および白嶽におけるツシマノダケ個体のマップ。

なり小さい個体ばかりであり，最近種子から発芽して成長した個体が多いのではないと思われる。

白嶽では 2009 年に山頂の岩角地そばの林



写真 4 白嶽での個体のマッピングの様子。



写真 5 御岳山頂付近の林内の様子。



写真 6 有明山東斜面の林内の様子。

内に 3 個体を確認した（いずれも花序なし）。2012 年の 7 月と 9 月に同じ場所に行ったところ 1 個体しか確認できなかった。この場所を中心に周辺林内を探索したところ，約 50 m ほど離れた林内に散在しているのを発見することができた（写真 4）。白嶽では合計 16 個体を見つけることができたが，開花個体はなかった（図 3）。根生葉は平均 2.4 枚，最大葉の頂小葉の大きさの平均は縦が 13.2 mm，横が 9.2 mm であった。これらの数値は龍良山の個体の平均とほぼ一緒である。落ち葉の量は龍良山ほどではなく，少し地面が露出していた。しかし，林床には草本植物はほとんどなかった。

御岳はツシマノダケの生育地としては知られていなかったが，標本調査の結果，生育地であることが分かった場所である。しかし，御岳とは北から雌岳（453 m），雄岳（479 m），平岳（465 m および 458 m）の順に連なる山々の総称で，その稜線は約 1.5 km ほどある。標本のラベルにはどれも「御岳」としか書かれておらず，具体的な場所は不明である。そこで，2012 年 7 月に雄岳から平岳にかけて，9 月は雄岳から雌岳にかけて，ツシマノダケの探索を行った。しかしながら，ツシマノダケを発見することはできなかった。林内の状況は龍良山と同じで，落ち葉の量が相当あり，林床には草本植物はほとんど見られなかった（写真 5）。

有明山（558 m）の山頂は草原が広がっており，また巖原市街地に近いこともあり，植林等が広がっているが，東側（巖原方面）にミヤマシキミーアカガシ林が残っているとされる。そこで，7 月にツシマノダケの探索を行ったが，見つけることができなかった。この場所も龍良山や御岳同様に，林床にはほとんど草本植物が見られなかった（写真 6）。また，矢立山（649 m）の山頂北側，大星山（348 m）から東に約 1 km の地点にミヤマシキミーアカガシ林が残って

いとされ、7月に探索を行ったが発見できなかった（大星山西側の林分へは道がわからず探索を断念した）。いずれの場所も落ち葉が多く、林床にはほとんど草本植物が見られなかったのが、印象的である。

記録上は過去110年の間、対馬島内の5カ所で生育が確認されていたツシマノダケだが、2012年7月と9月の調査では龍良山と白嶽の2ヶ所から合計88個体のツシマノダケを確認することしかできなかった。しかも、その多くは小さい個体であり、開花個体は龍良山の4個体のみであった。また、開花個体のいずれもが小さく、2009年時に見られた比較的大型（草丈30-50cm程度）の開花個体を見つけることはなかった。特に、2009年と比べて林内の落ち葉の量が多いのが印象的で、そのせいで林床性の草本植物が出現できなくなっているのではないと思われる。落ち葉が分解され、地面が露出するようになると、またツシマノダケが復活するかもしれない。実際、白嶽で新たに見つかった集団は林内だが、落ち葉の量が少なく、露出した地面にツシマノダケが出現していた印象がある。いずれにせよ、継続して調査を行っていく必要があるだろう。また、同時に全国各地で問題になっているシカ（やイノシシ）の採食による林床植物の生存への影響がどうなっているかも検討しなければならない。対馬においては、推定で33,000頭程度のシカが生育しているとされ、理論的な適正生息数の3,500頭から見ると高密度状態であるとし、森林の下層植相の衰退が起こっていると認識されている（早坂ほか2009, 長崎県2012）。龍良山や白嶽、御岳で林床に草本植物がほとんど見られないのはシカによる食害のせいかもしれない。また、栽培している個体や標本と比べて、今回確認されたツシマノダケの個体はどれも小さく、特に開花個体がとても小さかったのは驚きである。

これはもしかしたらシカによる被食圧が影響しているかもしれない。これらに関しても継続して調査することでその影響を明らかにしていかなければならないだろう。

ツシマノダケの生育地と密接に関係していると思われるミヤマシキミーアカガシ林を中心に調査を行ったが、それぞれの場所でミヤマシキミーアカガシ林全域を踏破したわけではなく、また、ツシマノダケがそもそもミヤマシキミーアカガシ林のみに生育しているとは限らない。今後も地道な現地調査を続けることで、対馬におけるツシマノダケの分布範囲や個体数の変動およびその原因、また繁殖にかかわる生活史に関して少しでも明らかにしていくことが、ようやく絶滅危惧IB類に指定されたツシマノダケを保全するために重要である。

#### IV. ツシマノダケの遺伝的多様性調査

ツシマノダケの地域集団間および集団内の遺伝的多様性がどの程度見られるのかを明らかにしておくことは、今後の保全戦略を検討するうえで重要なことである。そこで、今回見つけることができた龍良山と白嶽のツシマノダケ計88個体の遺伝的多様性を解析した。遺伝的多様性を調べるためのツールとして、葉緑体DNA上の塩基配列 [*trnL* イントロン (537塩基対), *trnL-trnF* 遺伝子間領域 (404塩基対), *trnH-psbA* 遺伝子間領域 (237塩基対), *rps16-trnK* 遺伝子間領域 (840塩基対) および *matK* 遺伝子の一部 (576塩基対)] および核ITS領域 (640塩基対) の塩基配列の決定、およびRAPD (Random Amplified Polymorphic DNA) 解析を行った。葉緑体DNAの配列は一般的に変異が少ないが、セリ科植物においては比較的変異が多いことが分かっている (Azuma et al. 未発表)。RAPD解析はそのバンドパターンの再現性に問題があるとされているが、同条件で

複数回の実験を行い、再現性が確認された場合のみを用いることである程度回避できると思われる。特に、他のDNAマーカーより低コストで、かつ簡便であるため、集団間および集団内の遺伝的多様性を概観する目的で本研究において用いた。

各個体から葉の断片（5 mm×5 mm 程度）を採取し、シリカゲルで乾燥させ、実験室に持ち帰った。一般的なCTAB法を用いて全DNAを抽出した。塩基配列決定のためのPCR反応およびプライマー配列などの一連の作業はAzuma et al. (2011)に準じた。

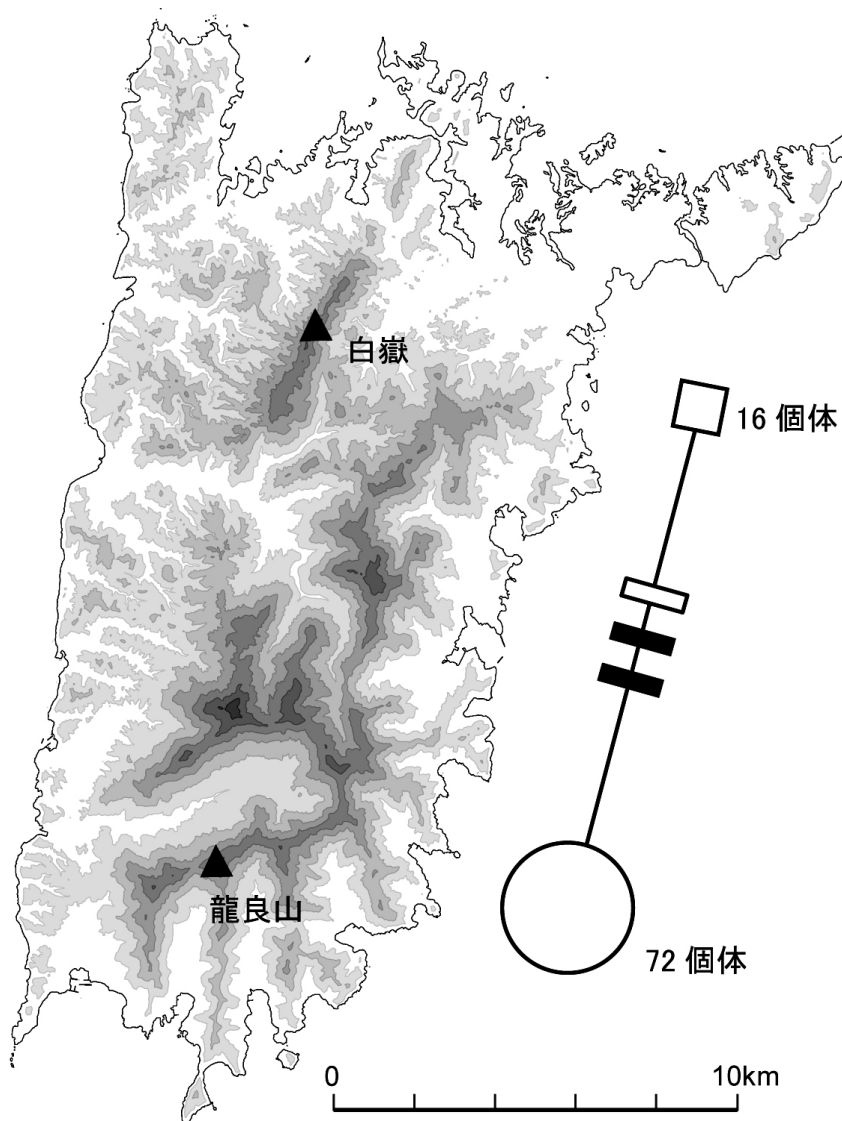


図4 葉緑体DNA解析の結果. 龍良山集団と白嶽集団は固有のハプロタイプを持ち、龍良山と白嶽の集団の間に塩基置換が二ヶ所（黒いバー）、1塩基の繰り返し数の違いが一ヶ所（白いバー）あることを示す。

葉緑体および核 ITS 領域の塩基配列の決定では、はじめに、龍良山から 4 個体、白嶽から 4 個体を選び、計 8 個体を対象に、上記の 6 領域の配列を決定した。その結果、*trnL* イントロンに 1 塩基の繰り返し数の変異 (AAAAAA または AAAAA) が 1 ケ所、*rps16-trnK* 遺伝子間領域に塩基置換が 1 ケ所、*matK* 遺伝子上に塩基置換が 1 ケ所見られた。これらの変異はすべて、龍良山 4 個体と白嶽 4 個体の間の違いで (集団間の違い)、龍良山の 4 個体間および白嶽の 4 個体間では変異はなかった。残りの 3 領域 (*trnL-trnF* および *trnH-psbA* 遺伝子間領域、核 ITS 領域) については 8 個体間で変異はなかった。見つかった変異が各集団に固有であるかどうかを確かめるために、変異が見られた 3 領域について、残りの 80 個体すべてを解析した。その結果、同じ集団内 (つまり龍良山または白嶽) の個体はすべて同じ配列をもち、龍良山および白嶽の集団間のみで変異は見られた。つまり、龍良山と白嶽のツシマノダケはそれぞれ固有の葉緑体 DNA タイプ (ハプロタイプ) を持つことが分かった (図 4)。この違いが大きいのか小さいのかは議論があるところだが、いずれにせよ、龍良山と白嶽のツシマノダケはそれぞれ固有の遺伝的特性を持つ集団であることが示された。

RAPD 解析にはオペロン社の 10mer プライマー (100 本) を用いた。PCR 反応は 94°C 5 分間の変性処理の後、変性を 94°C 1 分間、アニーリングを 35°C 1 分間、伸長を 72°C 2 分間で 1 サイクルとし、これを 40 サイクル行った。プライマーは各 PCR で 1 種類だけを用いた。PCR 増幅産物は 1.5 % のアガロースゲル (SeaKem LE, タカラバイオ) で電気泳動し、エチジウムブロマイド液で染色し、UV 上でバンドパターンを検出した。まずはじめに、龍良山 2 個体、白嶽 2 個体の計 4 個体を用いて、用

意した 100 本のプライマーを用いて PCR を行い、シャープなバンドが得られるプライマーの選別を行った。最終的にはっきりとしたバンドが見られた 10 本のプライマーを選択した。次に、選抜したプライマーを用い、全 88 個体を対象に PCR を行い、バンドパターンの検出を行っている。残念ながら、開花期 (8-10 月) の関係で、葉サンプルを採集したのが 9 月であったために現時点ではここまでしか終了していない。引き続き作業を行い、改めて結果を報告したい。

#### V. ツシマノダケの分類学的固有性について

保全の対象とする種の分類学的位置づけ (種がもつ形態的・系統的特性の範囲) を明らかにすることは保全戦略を検討する上で重要なことである。つまり、その種の分布域、他種と区別できる形態的特徴、最も近縁な種 (姉妹群)、そして系統のおよび形態的に近縁種 (姉妹群) とはどの程度異なっているのか、といったことを十分把握しておく必要がある。

Ohba (1999) によれば、ツシマノダケは対馬固有種 (= 日本固有種) である。一方、北川 (1968) では対馬と韓国南部に分布するとされている。実は、北川がツシマノダケが韓国南部にも分布するとした根拠は、東京大学標本庫 (TI) に収蔵されていた韓国で採集されたただ 1 点の標本 (しかも根生葉のみで花序なし) をツシマノダケであると判断したためである。そこで、北川がツシマノダケとした韓国で採集された標本を調べ、ツシマノダケであるのかどうかを再検討した。ツシマノダケの近縁種として韓国にはコウライミツバ *Tilingia nakaiana* という種が知られている。北川はその存在を踏まえたうえで、韓国産の問題の標本がコウライミツバではなくツシマノダケと判断している (北川 1968)。ツシマノダケに比べて、コウライミツ

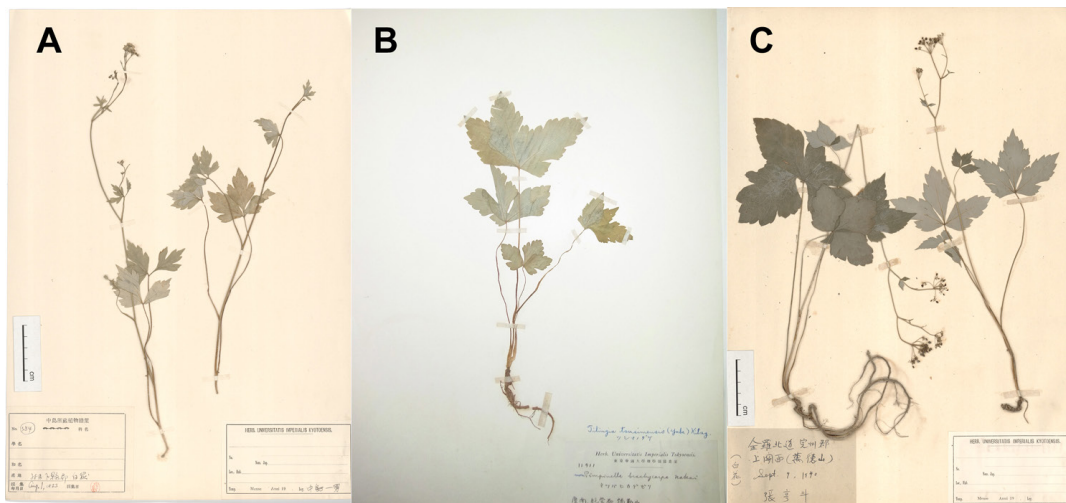


写真7 ツシマノダケとコウライミツバの標本. A: ツシマノダケ (白嶽). B: ツシマノダケとされる標本 (韓国). C: コウライミツバ (韓国).



写真8 ツシマノダケの葉縁に2列見られる短刺毛.

バは葉が大きく、小葉の切れ込みが浅く、縁辺の鋸歯は鈍頭—広円頭であるとしている。さらに葉の縁辺には短刺毛が2列に並ぶのがコウライミツバの特徴としている。問題の標本を観察すると、葉の質感はツシマノダケに似ているが、大きさや鋸歯の流れ方はコウライミツバに近い特徴を持っているといえる(写真7) また、コウライミツバの特徴として挙げられた葉の縁に短刺毛が2列あるというのも、実際にはツシマノダケにも見られる形質であり、コウライミ

ツバを特徴付けるものではないことも分かった(写真8)。したがって、北川がツシマノダケと同定した韓国産の標本はおそらくコウライミツバと思われる。つまり、ツシマノダケが韓国にも分布するという確固たる証拠は現時点ではないといえるだろう。いずれにせよ、セリ科の葉の形態は変異に富み、この1標本がツシマノダケではないと言えたとしても、韓国にツシマノダケが存在しないと断言するのは現時点では難しい。今後、韓国産のセリ科植物も含めて少し範囲を広げた上で、分類学的・系統学的関係をきちんと整理し、そのうえで、ツシマノダケの分類学的固有性を評価する必要がある。

## 謝辞

長崎県対馬市の國分英俊氏にはツシマノダケに関する情報を提供いただき、また現地調査にも協力いただいた。長崎大学の中西弘樹氏には氏所蔵標本および外山三郎コレクションの閲覧に便宜を図っていただいた。九州大学総合研究博物館の三島美佐子氏、京都大学総合博物館の永益英敏氏、首都大学東京牧野標本館の村上哲明氏、東京大学総合研究博物館の池田博氏および清水晶子氏、国立科学博物館筑波実験植物園の海老原

淳氏には標本閲覧の便宜を図っていただいた。以上の方々には記して感謝いたします。

## 文献

- Azuma, H., Figlar, R.B., Del Tredici, P., Camelbeke, K., Palmarola-Bejerano, A. and Romanov, M.S. 2011. Intraspecific sequence variation of cpDNA shows two distinct groups within *Magnolia virginiana* L. of eastern North America and Cuba. *Castanea* 76: 118-123.
- 早坂大亮・柁木淳子・前田宣雄・江頭信一 2009. シカの生育密度が常緑広葉樹林の健全性に及ぼす影響. こうえいフォーラム 17: 97-102.
- 伊藤秀三・中西弘樹・川里弘孝・千々布義朗 1986. 対馬・黒島の植生. 長崎県教養部紀要 (自然科学篇) 26: 11-26.
- 伊藤秀三・中西弘樹・川里弘孝 1993. 対馬・龍良山の照葉樹林の研究 III. 森林群落および岩角地群落の植物社会学的研究. 長崎大学教養部紀要 (自然科学篇) 33: 111-121.
- 伊藤秀三 1997. 日韓海峡域の植物と植生の地理学. 長崎大学教養部紀要 (自然科学篇) 38: 25-51.
- 環境省 1999～. 第6回・第7回自然環境保全基礎調査植生調査. <http://www.vegetation.jp/>
- 北川政夫 1968. 東亜植物断想録 (24). 植物研究雑誌 43: 24-30.
- Ohba, H. 1999. Umbelliferae. In: Iwatsuki, K., Boufford, D.E., Ohba, H. (eds.), *Flora of Japan*. IIC. KODANSHA: 268-303.
- 外山三郎・松林文作 1976. 対馬高等植物目録. 「対馬の生物」長崎県生物学会: 89-123.
- 外山三郎 1980. 「長崎県植物誌」長崎県生物学会: 312.
- 邑上益朗 1989. 対馬の植物. 「長崎県の生物」長崎県生物学会: 269-274.
- 長崎県 2012. 特定鳥獣 (対馬のシカ) 保護管理計画. <http://www.n-nourin.jp/ah/sesaku/nouseika/tyoujyuu/tyoujyuu.htm>
- 中島一男 1942. 対馬島植物誌予報 V. *The Botanical Magazine* 56: 413-419.
- Yabe, Y. 1904. *Florula Tsusimensis*. *The Botanical Magazine* 18: 25-30.

## Conservational study of *Tilingia tsusimensis* (Apiaceae) in Tsushima island, Japan, with systematic evaluation of the endemism

Hiroshi Azuma, Akihiro Kakezawa, Haruka Komori and Junko Okazaki

*Tilingia tsusimensis* (Apiaceae) is a rare plant species found only in Tsushima island, Japan (and South Korea). We conducted herbarium works and field surveys to understand the past and current distribution of the species. Based on the herbarium works, specimens of *T. tsusimensis* have been collected from at least five areas in Tsushima, Mt. Taterasan, Mt. Ariakeyama, Mt. Shiratake, Mt. Mitake, and Toyosaki area, since 1901. However, the results of the field survey, we could find only 88 individuals from two mountains (72 from Mt. Taterasan and 16 from Mt. Shiratake). Of which only four individuals raised inflorescences. We could not find any individuals from Mt. Ariakeyama, Mt. Mitake and other areas we surveyed. We sequenced chloroplast DNA and nuclear ITS regions of all individuals to show genetic diversity among the two populations. Then we detected two single-base-substitutions and one simple-sequence-repeat polymorphism between the population.



# 主要組織適合複合体 (MHC) 遺伝子解析による 絶滅危惧種イトウの遺伝的構造・多様性の評価 及び遺伝的保全指標を含む統合的保全策の提言

イトウ生態保全研究ネットワーク

江戸謙顕<sup>1</sup>・北西 滋<sup>2</sup>・大光明宏武<sup>3</sup>・秋葉健司<sup>4</sup>・川原 満<sup>5</sup>

サケ科魚類イトウは国内最大級の淡水魚であり、各種レッドリストで絶滅危惧種として記載されている。本研究では、イトウの遺伝的構造及び多様性について、免疫機構の主要な機能遺伝子である主要組織適合複合体 (MHC) 遺伝子を解析することで明らかにし、保全遺伝学的観点から、より適切な保全策の立案に寄与することを目的とした。解析は、北海道内主要分布域を網羅する 17 個体群 291 個体について実施した。MHC class II  $\beta$  エクソン 2 遺伝子 (251 塩基対) を解析した結果、13 個の塩基置換サイト及び 25 遺伝子が確認された。また、全ての塩基置換が非同義置換であり、自然選択の有無を Z-test により判定した結果、正の自然選択が示唆された。確認された 25 遺伝子のうち、12 遺伝子は特定の個体群に固有の遺伝子だった。各個体群における対立遺伝子数、固有対立遺伝子数は、それぞれ、1 - 10, 0 - 2 だった。解析個体数が 7 個体以上だった 11 個体群について Allelic richness, ヘテロ接合度の観察値及び期待値を算出したところ、それぞれ 1.9 - 5.3, 0 - 0.86 及び 0.22 - 0.81 だった。大部分の個体群 (8/11) においてハーディ・ワインバーク平衡からの有意なずれが認められ、これら個体群の全てはホモ接合が多くなっていて、個体群間の遺伝的分化係数 ( $F_{ST}$ ) については、多くの個体群間 (41/55 ペア) で有意な差異が検出され、近隣水系間 (河口間距離 10 km 以下) や水系内支流間における遺伝的差異も検出された。これらの結果から、遺伝的観点からイトウを適切に保全するためには、各水系又は支流を個別の保護管理単位として捉え、個別に保全策を立案・実施する必要があると考えられた。また、本研究から得られた MHC 遺伝子の遺伝的多様性 (出現対立遺伝子数, ヘテロ接合度等) と産卵床数 (個体群サイズ) を組み合わせることで、遺伝的観点も含めた各個体群の保全の優先度について提言を行った。

## 1. はじめに

イトウ (*Hucho perryi*) はサケ科イトウ属に属する国内最大級の淡水魚であり、日本を含めサハリンや千島列島南部、沿海州にも生息している (木村 1966, グリツェンコほか 1974)。国内では、かつては青森県と岩手県の一部の水域にも生息していたが、これらの個体群は既に絶滅し、現在は道南の一部および日高地方を除く北海道に分布が限定されている (青柳 1957, 宮地ほか 1976)。イトウ属はユーラシア大陸に広く分布し、本種以外に、シベリアに生息するアムールイトウ (*H. taimen*)、鴨緑江上流のコ

ウライイトウ (チャチ) (*H. ishikawai*)、揚子江上流の虎魚 (*H. bleekeri*)、ドナウ川の Huchen (*H. hucho*) の 4 種が知られている (Holcik et al. 1988)。日本に生息するイトウは、他の 4 種と異なり、唯一降海性を有する (川村ほか 1983, Edo et al. 2005)。また、他 4 種より鱗が大きく、側線鱗数が少ない (イトウ: 110 ~ 125 枚, 他種: 150 ~ 200 枚) (木村 1966, Holcik et al. 1988)。他の日本産サケ科魚類が全て秋に産卵するのに対し、イトウは唯一春に産卵する (Edo 2001, 江戸・東 2002)。また、シロザケ等は一度の産卵で生涯を終える一回産卵型として知られる

1: 文化庁 2: 水産総合研究センター・瀬戸内海区水産研究所 3: 南富良野町役場 4: HuchoWorks 5: 猿払村振興公社  
2012.11.30 受付, 2014.7.17 公開

が、イトウは典型的な長寿多数回産卵魚で、20年近く生き、数回に渡り産卵を繰り返す。イトウは魚食性が強いことでも有名で、体長も1mを超えることから、釣魚としても人気が高い。

イトウは、本州では既に絶滅したが、北海道においてもその個体数を年々減少させている。現在、イトウは環境省レッドリストで絶滅危惧 I B 類（環境省 2007）、北海道レッドリストでは絶滅危機種に選定されている（北海道 2000）。さらに 2006 年には、国際自然保護連合（IUCN）レッドリストで、最も絶滅の危険性が高いとされる CR（Critically Endangered）に選定された。絶滅が憂慮されるイトウだが、近年の北海道における生息状況等に関する調査から、実際に地域によっては個体群の絶滅が相次ぎ、また、残存する個体群の多くにおいても、繁殖個体の数が激減していることが明らかとなっている（江戸ほか未発表データ）。

分布や繁殖の状況等が明らかになる一方、個体群内の遺伝的多様性の程度や個体群間の遺伝的交流の有無など、イトウの遺伝的構造に関する情報は、これまでほとんど明らかにされてこなかった。また、個体群によっては繁殖個体の数が十数尾と推定されているものもあり（江戸ほか未発表データ）、そうした絶滅危惧個体群では、遺伝的多様性の喪失に伴う、さらなる絶滅リスクの増大も懸念される。そのため、遺伝的構造の解明は、本種個体群における遺伝的観点からの保全指標を得るうえで、急務である。

申請者らは、第 17 期（2006 年度）及び第 19 期（2008 年度）プロ・ナトゥーラ・ファンド助成を受けて、イトウのミトコンドリア DNA 及びマイクロサテライト DNA を解析し、本種の低い遺伝的多様性と高い遺伝的固有性を明らかにした（江戸ほか 2008, 2010）。そして、それらの結果に基づき、本種の保全策として、各個体群（水系又は支流）を個別の保護管理単位

とし、保護管理単位毎に生息域外保全などを実施する必要があること、異なる保護管理単位間での個体の移植放流を原則禁止とすること等を提言した。

しかし、これまで解析した遺伝マーカーはいずれも進化的に中立であり、個体群の存続可能性や適応・進化プロセスには直接関与していない。適応形質に関与する機能遺伝子を解析すれば、中立遺伝子で検出された遺伝的構造とは異なる結果が検出されるかもしれない。例えば、イトウは個体群により降海型や陸封型があり、また、緩やかに流れる湿原河川から流速の大きい清流河川まで、道内各地域の多様な環境に適応し分布している。そうした生息環境の差異が免疫応答の差異や局所適応を引き起こす可能性もあり、生息環境の多様性に応じた中立遺伝子とは異なる遺伝的構造・多様性が検出されるかもしれない。さらに、将来の環境変動への適応可能性や、外来病原体への抵抗可能性等についても、新たな示唆が得られることが期待される。

これらの点に鑑み、本研究では進化的に中立ではなく、免疫機構の主要な機能遺伝子である主要組織適合複合体（MHC）遺伝子を解析することで、個体群の存続可能性や適応・進化プロセスに影響する遺伝的な構造・多様性の評価を試みる。本研究の目的は、1)MHC 遺伝子を用いた北海道全域のイトウ個体群の遺伝的構造・多様性の解明、2)MHC 遺伝子に関する本研究結果と中立な遺伝マーカー（ミトコンドリア DNA 及びマイクロサテライト DNA）から得られた遺伝的知見、さらに個体群サイズ等の生態的知見も含めた、より適切かつ総合的なイトウ保全策の提示、である。

## II. 研究方法

解析は、1994 年以降継続して収集してきた、北海道内の主要な分布域を網羅する 17 個体群

(尻別川, 空知川, 雨竜川, 間寒別川, サロベツ川, 声間川, 知来別川, 鬼志別川, 猿骨川, 猿払川, 斜里川, 十勝川, 釧路川, 別寒辺牛川, 西丸別川, 西別川, 風蓮川) 291 個体から得られたサンプルを対象に実施した。サンプル採集のために個体(成魚, 稚魚)を捕獲した際には, 脂鱭の一部のみを採取し, 個体は速やかに捕獲した場所に放流した。発眼卵を採集する場合には, 1つの産卵床から数粒のみとし, 同一支流内の産卵床からは明らかに卵径の異なる卵のみを別個体由来のサンプルとして扱った。採集したサンプルは 99% エタノールで保存し, DNA 抽出を行うまで 3°C で保存した。DNA 抽出は, プロテナーゼ K とキレックス (Chelex 100, Bio-Rad 社) を用いて行った。抽出した DNA は 300 $\mu$ L の TE バッファーに溶かし 3°C で保存した。

本研究では, Pavey et al. (2011) により報告されているプライマーを使用し, MHC class II  $\beta$  エクソン 2 遺伝子の多型解析を行った。MHC 遺伝子の遺伝子型判別は, PCR (Polymerase Chain Reaction: ポリメラーゼ連鎖反応) -DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis: 変性剤濃度勾配ゲル電気泳動) 法及びシークエンス法による塩基配列の決定により行った。また, GC クランプ (Sheffield et al 1989) を一方のプライマーの 5' 側に付加した。まず, PCR により目的遺伝子座の増幅を行った。PCR にはサーマルサイクラー (Veriti Thermal Cycler, Applied Biosystems) を使い, Taq Polymerase としては Ampdirect (島津製作所) 及び GoTaq Hot Start Colorless Master Mix (Promega) を使用した。PCR 反応は, 各 Taq Polymerase の推奨プロトコルに, 2.5  $\mu$ M の各プライマー, 1.5 mM の MgCl<sub>2</sub>, 0.5-1.0  $\mu$ L の DNA 溶液, 超純水を加えた合計 10  $\mu$ L の条件で行った。温度条件は, まず 92°C で 9 分 (Ampdirect) もしくは 2 分 (Go Taq), 次に 94°C で 30 秒, 55°C で 30 秒, 72°C

で 30 秒を 35 回繰り返し, 最後に 72°C で 10 分とした。

DGGE は, 恒温・冷却 2 連 DGGE システム NB-1480A (日本エイドー) を使い, 1 $\times$ TBE バッファー及び 6.5% 37:1 アクリルアミド/ビスアクリルアミドゲルで行った。変性剤濃度は, 0-80% 水平 gradient ゲルを用いた電気泳動を行い, 分離能の良い 20-40% とした (Knapp 2005 参照)。また, 最適な泳動時間を見出すため, 複数の個体群由来の 16 個体を異なる泳動時間で繰り返し泳動した (1 時間刻み: 3 時間~11 時間); その結果, 約 900 Vh 以上において, バンドの分離能が頭打ちとなったことから, 本研究では 120V 8 時間で泳動を行うこととした。泳動ゲルは Gel Red 核酸ゲル染色液 (ナカライテクス) を用いて染色した後, 紫外光下で可視化し, 各バンドを切り出した。また, ゲル間における各対立遺伝子の混同を避けるため, 各ゲル内における全ての異なるバンド (合計 209 バンド) を切り出した。TE バッファーを用いて, 切り出したバンドから DNA を溶出させた後, 溶出 DNA のシークエンスを ABI PRISM BigDye Terminator ver. 1.1 (ABI: アプライドバイオシステムズ) を用いて行った。シークエンスには ABI PRISM 3100 Genetic Analyser (ABI) を用いた。

塩基置換サイトを検出するため, 4peaks (Nucleobytes Inc., Amsterdam, Netherlands, <http://nucleobytes.com/index.php/4peaks>) 及び Molecular Evolutionary Genetic Analysis (MEGA) software ver. 5.1 (<http://www.megasoftware.net/>; Tamura et al. 2007) を用いて, 塩基配列の決定を行った。また, アミノ酸の変化を伴わない同義置換よりも, アミノ酸の変化を伴う非同義置換の方が自然選択を受けやすく, Dn/Ds < 1 の場合は負の淘汰が, Dn/Ds > 1 の場合は平衡化淘汰などの自然選択が働いていると考えられる

(根井・クマー 2006).  $Dn/Ds$  の推定及び自然選択の有無は, MEGA を用い, 繰り返し回数を 1000 回とした Z-test により判定した.

各個体群の遺伝的多様性を比較するため, 出現対立遺伝子数 ( $A$ ), Allelic richness ( $Ar$ ; El Mousadik and Petit 1996), 固有対立遺伝子数 ( $N_{PA}$ ), ヘテロ接合度の期待値 ( $H_E$ ) 及び観察値 ( $H_O$ ), ハーディ・ワインバーグ平衡からのずれを算出した. これらの算出には GENEPop (Raymond and Rousset 1995) および FSTAT ver. 3.4 (Goudet 2001) を用いた.

北海道におけるイトウ個体群の遺伝的構造を把握するため, 各個体群間の遺伝的分化係数 ( $F_{ST}$ ; Weir and Cockerham 1984) を Arlequin ver. 2.000 (Schneider et al. 2000) を用いて算出するとともに, GENPOP を用いて有意性の検定を行った. これらの解析では, サンプル数が 7 個体以上の 11 個体群のみを用い, 有意性の有無は, 繰り返し回数を 10,000 回としたリサンプリング法によって判別した. 得られた結果には False Discovery Rate 補正 (FDR; Benjamini and Yekutieli 2001) を行った. また, ミトコンドリア DNA 等の中立マーカーにおいて明らかとなった遺伝的な地域クラスターを MHC 遺伝子について確認するため, 遺伝的階層分散分析 (AMOVA; Excoffier et al. 1992) を行った. AMOVA では, 個体群を日本海, オホーツク海, 根室海峡, 太平洋の 4 グループに分け, グループ間, グループ内個体群間, 個体群内個体間の 3 つの階層において解析を行った. 次に, 個体群間の遺伝的類似性を多次元尺度法 (multi-dimensional scaling) により求めた. さらに, 地理的距離と遺伝的距離との関係を把握するため, 距離による隔離の効果 (isolation by distance) を求めた. 地理的距離としては, 各個体群間の距離 (km) を用い, 遺伝的距離としては,  $F_{ST} / (1 - F_{ST})$  を用いた. 有意性の検

定のため Mantel test (Mantel 1967) をおこない, 繰り返し回数は 10,000 回とした. Mantel test には GENPOP のプログラム ISOLDE を用いた. また, これらの解析では, マイクロサテライト DNA マーカーにおける結果との比較を行った.

なお, 上記解析及びマイクロサテライト DNA を用いた先行研究 (江戸ほか 2010) から求められた  $F_{ST}$  値は, 解析に用いた遺伝子座のヘテロ接合度に依存することが知られている. そのため, 本研究では,  $F_{ST}$  値から, 異なる遺伝マーカー間においても遺伝的分化の程度の比較を行うことができる指標である  $G'_{ST}$  値への変換を行うことにより, 両遺伝マーカー間での比較を行った (Hedrick 2005).  $G'_{ST}$  値への変換後, MHC マーカーとマイクロサテライト DNA マーカーの両遺伝マーカーの解析に使用された 8 個体群を用いて, MHC マーカーとマイクロサテライト DNA マーカーとの間の関連性を, Mantel test により求めた.

### III. 結果

MHC class II  $\beta$  エクソン 2 遺伝子 (251 塩基対) を解析した結果, 13 個の塩基置換サイト (5.2%) および 25 遺伝子が確認された (表 1). 塩基置換サイトのうち, トランジション (転位) は 3 つで, トランスバージョン (転換) は 11 つだった. また, 全ての塩基置換が非同義置換であり, 全ての対立遺伝子は固有のアミノ酸配列を有していた. MHC class II  $\beta$  エクソン 2 遺伝子における自然選択の有無を Z-test により判定した結果, 正の自然選択が示唆された ( $Z = 2.918$ ,  $P = 0.002$ ).

確認された 25 遺伝子のうち, 12 遺伝子 (48%) は特定の個体群に固有の遺伝子だった. 残りの 13 遺伝子は複数の個体群において確認され, 特に対立遺伝子 1 は, 知来別川及び十勝川を除く全ての個体群に存在していた (表 2).

表1 イトウ MHC class II β エクソン 2 遺伝子の遺伝子型と塩基置換サイト

Allele No.	Position													
	50	53	88	110	164	165	188	189	224	225	244	245	270	
1	G	T	C	C	A	T	G	G	A	G	C	A	C	
2	.	.	.	T	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	G	
4	.	A	.	T	.	.	.	.	.	.	.	.	G	
5	.	A	.	.	.	.	.	.	.	.	T	.	G	
6	.	A	.	T	.	.	.	.	C	.	.	.	G	
7	.	.	.	T	.	.	.	.	C	.	.	.	G	
8	.	.	G	.	.	.	.	.	T	.	.	.	G	
9	.	.	G	.	.	.	.	.	C	.	T	.	G	
10	.	.	G	T	.	.	.	.	C	.	.	.	G	
11	.	A	G	T	.	.	.	.	C	.	.	.	G	
12	.	.	G	T	.	.	.	.	.	.	.	T	.	
13	.	.	G	T	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
14	.	A	G	.	.	.	.	.	C	.	.	.	.	
15	.	.	G	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
16	.	.	.	.	.	.	.	.	.	C	.	.	.	
17	.	A	G	.	.	.	.	.	.	C	T	.	.	
18	.	A	G	.	.	.	.	.	.	C	.	.	.	
19	.	A	.	T	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
20	.	A	.	.	T	G	T	.	.	.	.	.	.	
21	.	A	G	T	T	G	.	.	.	.	.	.	.	
22	A	A	.	T	.	.	.	.	.	.	.	.	.	
23	A	A	.	T	.	.	T	T	.	.	.	.	.	
24	A	A	G	T	T	G	.	.	.	.	.	.	.	
25	A	A	G	T	T	G	T	T	.	.	.	.	.	

表2 各個体群における MHC 遺伝子の解析個体数及び遺伝的多様度

個体群	N	対立遺伝子																								A	P <sub>A</sub>	Ar	H <sub>O</sub>	H <sub>E</sub>		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24						25	
尻別川	4	2													6												2	0	-	-	-	
空知川	26	18													31	1				2							4	1	2.7	0.38	0.53	
雨竜川	23	8				2									7		14	10	5								6	0	5.3	0.52*	0.81	
問寒別川	25	44																		6							2	0	1.9	0.16	0.22	
サロベツ川	9	10							4						4												3	0	3.0	0.00*	0.63	
声問川	26	19	4		3	16			3											4		3					7	2	5.3	0.54*	0.76	
知来別川	3				1	3									1										1		4	0	-	-	-	
鬼志別川	7	2						5							5										2		4	1	4.0	0.86	0.76	
猿骨川	8	12			2	1									1												4	0	3.7	0.25*	0.44	
猿払川	37	53			3	2	1		1					1	1					12							8	1	3.5	0.38*	0.46	
斜里川	5	1								2				2	4											1	5	1	-	-	-	
十勝川	1																			2							1	0	-	-	-	
釧路川	32	4									2	23	23					3	8	1							7	2	4.7	0.53*	0.73	
別寒辺牛川	35	34	1	1	2			4					8							1					1	1	17	10	2	4.8	0.31*	0.70
西丸別川	1	2																									1	0	-	-	-	
西別川	1	2																									1	0	-	-	-	
風蓮川	48	48	1								4	9	1														7	2	4.4	0.23*	0.68	

N: サンプル数、A: 出現対立遺伝子数、P<sub>A</sub>: 固有対立遺伝子数、Ar: allelic richness、H<sub>E</sub>: ヘテロ接合度の期待値、H<sub>O</sub>: ヘテロ接合度の観察値

\*: P < 0.05

各個体群における対立遺伝子数 ( $A$ ), 固有対立遺伝子数 ( $P_A$ ) は, それぞれ, 1 ~ 10, 0 ~ 2 だった (表 2). 解析個体数が 7 個体以上だった 11 個体群について, Allelic richness ( $Ar$ ), ヘテロ接合度の観察値 ( $H_o$ ) 及び期待値 ( $H_e$ ) を算出したところ, それぞれ 1.9 ~ 5.3, 0 ~ 0.86 および 0.22 ~ 0.81 だった (表 2). 大部分の個体群 (11 個体群中の 8 個体群) においてハーディ・ワインバーク平衡からの有意なずれが認められ, これら個体群の全てはホモ接合が多くなっていた (excess of homozygote; 表 2). また, 有意差が認められなかった 3 河川においても, 鬼志別川を除き, ヘテロ接合の減少が認められた.

個体群間の遺伝的分化係数 ( $F_{ST}$ ) は 0.004 ~ 0.549 であり, 多くの個体群間 (55 ペア中の 41 ペア) で有意な差異が検出された (表 3). 特に, 「鬼志別川」と「猿払川及び猿骨川」といった同一地域内の近隣水系間 (河口間距離 10 km 以下) における遺伝的差異や, 「問寒別川」と「サロベツ川」(共に天塩川水系) 並びに「空知川」と「雨竜川」(共に石狩川水系) といった, 同一水系内支流間における遺伝的差異も検出された (表 3).

AMOVA の結果, 日本海, オホーツク海, 根室海峡, 太平洋の 4 グループ内の個体群間及

び個体群内個体間では有意差が検出されたが (グループ内個体群間:  $F = 38.37$ ,  $df = 15$ ,  $P < 0.001$ , 個体群内個体間:  $F = 175.30$ ,  $df = 569$ ,  $P < 0.001$ ), 4 グループ間においては有意な遺伝的差異は検出されなかった ( $F = 14.34$ ,  $df = 3$ ,  $P = 0.796$ ). また, 多次元尺度法の結果から, 地理的位置に関連した明瞭な遺伝的類似性も認められなかった (図 1). さらに, 地理的距離による隔離の効果 (isolation by distance) を求めた結果, 地理的距離と遺伝的距離との間においても, 有意な相関関係は認められなかった ( $F_{ST}$ :  $r = 0.164$ ,  $P = 0.109$ ,  $G'_{ST}$ :  $r = 0.185$ ,  $P = 0.183$ , 図 2). しかし, 対立遺伝子 5 は道北地域のみ, 対立遺伝子 2, 12, 25 は道東地域のみ, 対立遺伝子 6, 9, 14, 24 は道北及び道東地域のみに出現しており, 特定の対立遺伝子の出現パターンにおいては, ある程度の地域的な傾向が生じている可能性が示唆された.

MHC における  $G'_{ST}$  とマイクロサテライト DNA における  $G'_{ST}$  との間には有意な相関関係が見出された ( $r = 0.533$ ,  $P = 0.007$ ). 各個体群間における MHC 及びマイクロサテライト DNA の  $G'_{ST}$  は, それぞれ, 0.046 ~ 0.863 及び 0.108 ~ 0.545 だった (表 4). 28 ペア中 17 ペアにおいて, マイクロサテライト DNA マーカーよりも MHC における  $G'_{ST}$  が大きい値を示し

表 3 各個体群間における MHC 遺伝子の  $F_{ST}$  値.

	空知川	雨竜川	問寒別川	サロベツ川	声問川	鬼志別川	猿骨川	猿払川	釧路川	別寒辺牛川	風蓮川
空知川											
雨竜川	0.207*										
問寒別川	0.456*	0.391*									
サロベツ川	0.148	0.162*	0.232*								
声問川	0.255*	0.139*	0.265*	0.105							
鬼志別川	0.145	0.145*	0.549*	0.179	0.196*						
猿骨川	0.294*	0.237*	0.057	0.060	0.114	0.316*					
猿払川	0.327*	0.268*	0.026	0.098	0.147*	0.364*	0.004				
釧路川	0.350*	0.189*	0.483*	0.286*	0.236*	0.252*	0.348*	0.376*			
別寒辺牛川	0.256*	0.177*	0.186*	0.073	0.098*	0.223*	0.082	0.103*	0.232*		
風蓮川	0.257*	0.187*	0.172*	0.089	0.117*	0.206*	0.080	0.104*	0.258*	0.084*	

\*:  $P < 0.05$

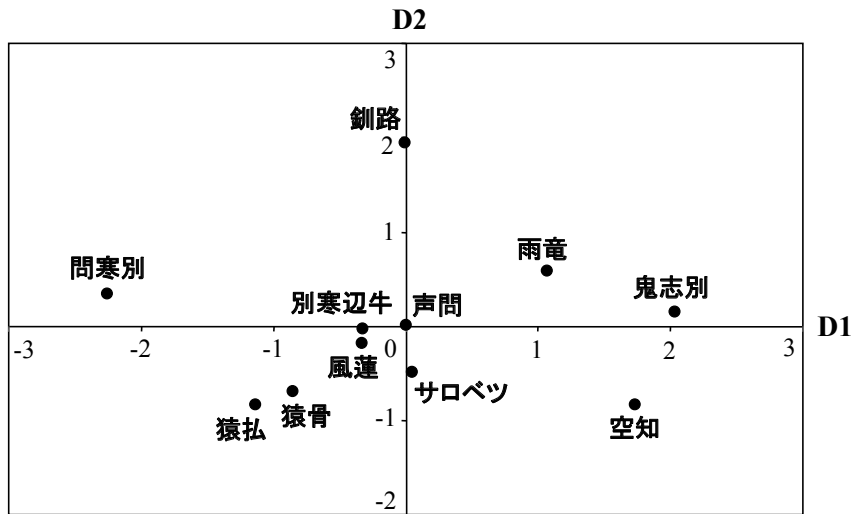


図1 多次元尺度法により誘導された各個体群間の  $F_{ST}$  値に基づく MHC 遺伝子の類似性.

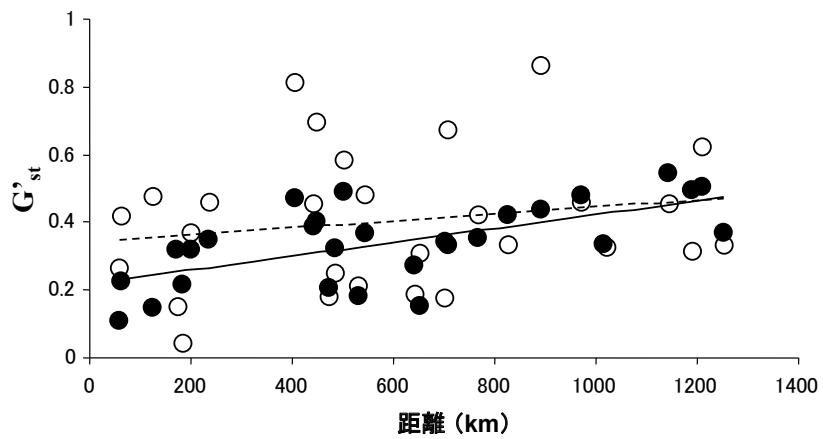


図2 距離による隔離の効果. 白丸: MHC ( $r=0.185, P=0.183$ , 点線), 黒丸: マイクロサテライト ( $r=0.623, P=0.0021$ , 実線).

表4 MHC 及びマイクロサテライト DNA における個体群間の  $G_{ST}$  値

個体群	MHC						
	空知川	雨竜川	問寒別川	声問川	猿払川	釧路川	別寒辺牛川
空知川							
雨竜川	<b>0.370</b>						
問寒別川	<b>0.814</b>	<b>0.698</b>					
声問川	<b>0.455</b>	0.248	<b>0.473</b>				
猿払川	<b>0.584</b>	<b>0.479</b>	0.046	<b>0.263</b>			
釧路川	<b>0.625</b>	0.338	<b>0.863</b>	0.421	<b>0.671</b>		
別寒辺牛川	0.457	0.316	<b>0.332</b>	0.175	0.184	<b>0.414</b>	
風蓮川	0.459	<b>0.334</b>	<b>0.307</b>	<b>0.209</b>	0.186	<b>0.461</b>	0.150
個体群	マイクロサテライトDNA						
	空知川	雨竜川	問寒別川	声問川	猿払川	釧路川	別寒辺牛川
空知川							
雨竜川	0.317						
問寒別川	0.471	0.403					
声問川	0.389	0.324	0.149				
猿払川	0.492	0.370	0.214	0.108			
釧路川	0.505	0.368	0.434	0.355	0.334		
別寒辺牛川	0.545	0.497	0.423	0.345	0.277	0.228	
風蓮川	0.479	0.332	0.153	0.181	0.204	0.347	0.321

太字：マイクロサテライト DNA より MHC における  $G_{ST}$  値の方が大きい個体群間

たことから、いくつかの個体群間では中立進化よりも遺伝的分化が進んでいることが示唆された。

#### IV. 考察

MHC class II  $\beta$  エクソン 2 遺伝子における対立遺伝子の出現頻度や遺伝的分化係数、遺伝的構造解析の結果から、北海道に生息するイトウは個体群間で遺伝的な分化がかなり進んでおり、各個体群の遺伝的固有性が高いことが明らかとなった。しかし、MHC では、ミトコンドリア DNA 及びマイクロサテライト DNA といった中立な遺伝マーカーにおいて認められた明瞭な地域クラスター（日本海、オホーツク海、太平洋、根室海峡の各グループ等）や、距離による隔離の効果（江戸ほか 2008, 2010）等は認められなかった。MHC では、約半数の遺伝子

が特定の個体群に固有の遺伝子であったが、一方で、複数の個体群に存在していた対立遺伝子の多く（例えば対立遺伝子 1, 6, 15, 19 等）は、複数の地域にまたがり広く出現していた。また、近接河川間（鬼志別川と猿骨川及び猿払川）や同一河川内の異なる支流間（問寒別川とサラベツ川、空知川と雨竜川）において有意な遺伝的差異が認められた一方、問寒別川と猿払川のように距離の離れた個体群間において、遺伝的な差異が検出されないケースが認められた。本研究で使用した MHC class II  $\beta$  エクソン 2 遺伝子は外来性抗原の認識に関与するタンパク質をコードしていること（Klein 1986）や、他の多くのサケ科魚類でも MHC class II  $\beta$  遺伝子に正の自然選択が働いていることが報告されていること（例えば Aguilar and Garza 2007, Evans et al. 2010）、そして、本研究においても、北海道



におけるイトウの MHC class II  $\beta$  遺伝子において、正の自然選択が働いていることが示されたことから、本研究で認められた MHC 特異的な遺伝的構造は、免疫応答に関する何らかの自然選択の結果であると考えられる。

個体群内の遺伝子頻度は、自然選択及び中立な過程（遺伝子流動や遺伝的浮動等）により決定される。イトウにおいては、マイクロサテライト DNA における個体群間の遺伝的距離と MHC 遺伝子における遺伝的距離との間に有意な相関関係が見出されたことから、イトウ個体群の MHC 遺伝子の遺伝的分化に関し、中立な過程もある程度関与していることが示唆される。一方、距離による隔離の効果は認められなかった。また、いくつかの個体群間においては、マイクロサテライト DNA よりも大きな遺伝的分化を示した。マイクロサテライト DNA における遺伝的分化と MHC における遺伝的分化とを比較した場合、種や地域によってその大小が異なることが知られている（例えば、MHC の方が大きい：Miller et al. 2001, Heath et al. 2006, Aguilar and Garza 2006, MHC の方が小さいもしくは同程度：Peters and Turner 2008, Fraser et al. 2009, Evans et al. 2010）。これらの結果は、地域によって自然選択の働き方（方向性選択、平衡選択等）やその強さが異なることを示唆しており、イトウにおいても、地域間で異なる程度の自然選択が作用している可能性が考えられる。

明瞭な遺伝的地域クラスターは見出されなかったものの、ある特定の対立遺伝子の出現パターンにおいて、ある程度の地域的な傾向が生じている可能性が示唆された。道北地域のみ（対立遺伝子 5）、道東地域のみ（対立遺伝子 2, 12 等）、そして、道北及び道東地域のみ（対立遺伝子 6, 9 等）に出現する対立遺伝子が確認されている。道北及び道東地域の河川の多くは

湿原河川であり、道央及び道南地域とはやや異なる河川環境（流速等）を有していること等から、上に挙げた対立遺伝子はこれらの環境における免疫応答を反映しているかもしれない。しかし、これまでイトウの MHC class II の分子構造は報告されておらず、イトウ MHC class II  $\beta$  遺伝子における抗原タンパク質結合部位は明らかとなっていない。そのため、どのような変異が、これらの地域での免疫応答における有利さをもたらしたのかに関し、直接的な検証を行うことはできない。しかし、他のサケ科魚類では、抗原タンパク質結合部位において自然選択が強く働いていることや、生息環境に応じた MHC 遺伝子頻度の地理的クラインが認められることが示唆されており（Dionne et al. 2007, Evans et al. 2010）、イトウにおいても地理的要因に起因した歴史的な自然選択が生じていた可能性が示唆される。また、イトウは降海することが知られており（Edo et al. 2005）、場所によっては海を介した個体の交流が生じている可能性も考えられる。MHC に生じた突然変異が、こうした降海個体によって近接個体群間に広がり、一部の対立遺伝子が自然選択により広がっていった可能性も考えられる。

自然選択は MHC 遺伝子の多様性の維持に大きく寄与していると考えられており、他の多くのサケ科魚類においても MHC 遺伝子の高い対立遺伝子の多様性や、ヘテロ超優性によるヘテロ接合個体の増加が報告されている（例えば、Peters and Turner 2008, Kekalainen et al. 2009, Evans et al. 2010）。本研究においても、正の自然選択が働いていることが示唆されたこと、また、サンプル数や対象地理スケールは異なるものの、出現した対立遺伝子数も他種のサケ科魚類の値（MHC class II  $\beta$  遺伝子に限る）と同程度を示したことから（13～32：Peters and Turner 2008, Dionne et al. 2009, Evans

et al. 2010), イトウにおいても自然選択による MHC 遺伝子の多様性の維持がなされていると考えられる。多くの個体群内において対立遺伝子数の著しい減少は認められないものの、ヘテロ接合の割合は全体的に低い値を示した。また、日本海側、オホーツク海側に位置する個体群では遺伝的多様性の低下が顕著であるという中立マーカーによる報告(江戸ほか 2008, 2010)とは異なり、北海道全域においてヘテロ接合体の減少が認められた。江戸ほか(2008, 2010)は、現在比較的個体数が安定している日本海側およびオホーツク海側の個体群において遺伝的多様性が低い要因として、過去のボトルネックの影響を示唆している。しかし、本研究では出現対立遺伝子数及びヘテロ接合度について地域差は認められないことから、少なくとも日本海側およびオホーツク海側の個体群におけるヘテロ接合度の減少に関しては、歴史的な要因が影響している可能性は低いと思われる。報告例は少ないものの、他種のサケ科魚類においてもヘテロ接合度の減少(Evans et al. 2010), そして、ヘテロ接合体の生残率が低くなることを示唆する結果が報告されている(underdominance, Pitcher and Neff 2006)。また、太平洋サケでは MHC class I 遺伝子の似たタイプと交配を行った個体の方が受精成功率が高いことも報告されている(Yeates et al. 2009)。さらに、遺伝的浮動や null allele の存在も考えられる。特に、イトウのように個体群サイズの縮小が著しい種においては、個体数の減少による対立遺伝子の直接的な減少に加え、遺伝的浮動の可能性が増加することが考えられる。本研究からこれらの要因の特定を行うことは困難であり、今後その詳細を解明していく必要がある。

本研究における MHC 遺伝子の解析結果から、北海道に生息しているイトウ個体群の遺伝的特性として、高い個体群固有性と低い遺伝的

多様性が明らかになった。これらの結果はミトコンドリア DNA 及びマイクロサテライト DNA 解析から得られた結果と同様の傾向を示しており(江戸ら 2008, 2010), 遺伝的観点を踏まえたイトウの保全策として、各水系を保護管理単位(Management Unit, Evolutionary Significant Unit: Waples 1991, Waples 1995)とすることや、異なる水系間での個体の移植放流を原則禁止とすること等が、重要かつ有効であることをあらためて示唆している。特に、本研究において、「鬼志別川」と「猿払川及び猿骨川」といった同一地域内近隣水系間(河口間距離 10 km 以下)における遺伝的差異や、「間寒別川」と「サロベツ川」等といった同一水系内支流間での遺伝的差異も認められたことから、水系単位はもちろん、場合によっては支流を単一の保護管理単位として捉え、保全策も支流などの保護管理単位毎に検討する必要があると考えられる。また、近隣水系間や支流間でも個体の移植放流が遺伝的攪乱に繋がる可能性があることから、事前に遺伝的構造等に関する詳細な知見やそれらに基づく遺伝学的観点からの影響評価に関する十分な検討などがない限り、そうした局所スケール内における個体の移植放流についても、原則禁止とすべきであろう。

イトウの主要な分布域を網羅する 22 個体群の繁殖河川を調査した結果、各個体群の産卵床数は、10 以下から 1000 以上のものまで大きくばらついていることが確認されている(江戸ら未発表)。本研究において得られた MHC 遺伝子の遺伝的多様性(出現対立遺伝子数、ヘテロ接合度等)と、産卵床数(個体群サイズ)を組み合わせることで、各個体群の保全の優先度について検討することが可能となる。産卵床数が多く(100 以上)、遺伝子多様度が高い猿払川、声間川、雨竜川、別寒辺牛川等の各個体群は、比較的安定した状況にあると言えるだろう。産

卵床数は多いが(100以上), MHCの遺伝子多様度が低い値を示した間寒別川, サロベツ川, 空知川等は, 将来の環境変動への適応可能性や外来病原体への抵抗可能性等が, 他の個体群より相対的に低いかもしれず, それらの個体群の動態については留意する必要がある. 逆に, 産卵床数が少なく(100未満), MHCの遺伝子多様度が比較的高かった釧路川や鬼志別川等については, それらの絶滅が北海道のイトウの遺伝資源の大きな消失に直結することから, これ以上個体数の減少及び遺伝的多様性の低下が進行する前に, 人工増殖など絶滅を回避するための具体的な保全策を立案・実施すべきであろう. その他, 尻別川, 十勝川, 斜里川, 西別川等の個体群については, 生息個体数が少ないため必要なサンプルが確保できず, 定量的な遺伝的多様性の評価が十分にできなかった. これらの中には, 生息個体数が少ない上に, 遺伝的多様性も低い個体群があるかもしれない. したがって, これらの個体群については, 早急に必要なサンプルを収集して遺伝的多様性の評価を行うとともに, 個体群レベルでの絶滅を回避するため, 人工増殖を含む, 生息域外保全等の具体的な内容を立案し, 実施することが急務であると考えられる.

## 謝辞

本研究を実施するにあたり, 以下の方々から多大なご協力をいただきました. ここに深く感謝の意を表します.

北海道大学大学院地球環境科学研究科 東 正剛教授, 立命館大学生命科学部生命情報学科 寺内一姫准教授及び生体分子ネットワーク研究室の方々, 北海道立水産孵化場 川村 洋司氏, 故 鈴木 研一氏, 南富良野町落合 永井 夫妻, 三浦 夫妻, 坂井 夫妻, どころ野外学校 目黒 夫妻とスタッフの方々, 八雲町 稗田 一俊氏, 南富良野町 波坂 洋一氏, 田上 正典氏, 日本獣医畜産大学 山本俊明講師, 北海道大学大学院地球環境科学研究科

の大学院生の方々, 同大学院フィールド科学センターの大学院生の方々, 尻別川の未来を考える オビラメの会 会員の方々, ソラプチイトウの会 会員の方々, 猿払イトウの会 会員の方々, 朱鞠内湖淡水漁業共同組合 組合員の方々, 斜里川を考える会 会員の方々, 別寒辺牛川流域イトウ保護連絡協議会 会員の方々, 道東のイトウを守る会 会員の方々, 釧路自然保護協会 会員の方々, 十勝のイトウを守る会 会員の方々, 猿払村漁業協働組合 組合員の方々, 斜里町立知床博物館及び職員の方々(順不同).

## 文献

- 青柳兵司 1957. 「日本列島産淡水魚類総説」大修館: 272.
- Aguilar, A. and Garza, J.C. 2006. A comparison of variability and population structure for major histocompatibility complex and microsatellite loci in California coastal steelhead (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum). *Molecular Ecology* 15: 923-937.
- Aguilar, A. and Garza, J.C. 2007. Patterns of historical balancing selection on the salmonid major histocompatibility complex class II $\beta$  gene. *Journal of Molecular Evolution* 65: 34-43.
- Benjamini, B. Y., Yekutieli, D. 2001. The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency. *The Annals of Statistics* 29: 1165-1188.
- Dionne, M., Miller, K.M., Dodson, J.J., Caron, F. and Bernatchez, L. 2007. Clinal variation in MHC diversity with temperature: evidence for the role of host-pathogen interaction on local adaptation in Atlantic salmon. *Evolution* 51: 2154-2164.
- Dionne, M., Miller, K.M., Dodson, J.J. and Bernatchez, L. 2009. MHC standing genetic variation and pathogen resistance in wild Atlantic salmon. *Philosophical transactions of the Royal Society B* 364: 1555-1565.
- Edo, K. 2001. Behavioral ecology and conservation of the endangered salmonid, Sakhalin taimen *Hucho perryi*. Ph.D. thesis. Hokkaido University.
- 江戸謙顕・東 正剛 2002. 「生物と環境」三共出版.
- Edo, K., Kawaguchi, Y., Nunokawa, M., Kawamura, H. and Higashi, S. 2005. Morphology, stomach contents and growth of the endangered salmonid, Sakhalin taimen *Hucho perryi*, captured in the Sea of Okhotsk, northern

- Japan: evidence of an anadromous form. *Environmental Biology of Fishes* 74: 1-7.
- 江戸謙顕・北西 滋・小泉逸郎・野本和宏. 2008. 北海道に生息する希少サケ科魚類イトウの遺伝的構造と絶滅リスク評価. プロ・ナトゥーラ・ファン ド第 17 期助成成果報告書 : 67-76.
- 江戸謙顕・北西 滋・秋葉健司・大光明宏武・野本和宏・小泉逸郎. 2010. マイクロサテライト DNA 解析による希少種イトウの遺伝的構造の解明及び遺伝的指標を用いた保全策の提言. プロ・ナトゥーラ・ファン ド第 19 期助成成果報告書 : 3-11.
- El Mousadik, A. and Petit, R.J. 1996. High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the argan tree [*Argania spinosa* (L.) Skeels] endemic to Morocco. *Theoretical and Applied Genetics* 92:832-839.
- Evans, M.L., Neff, B.D. and Heath D.D. 2010. MHC genetic structure and divergence across populations of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Heredity* 104: 449-459.
- Excoffier, L., Smouse, P. E. & Quattro, J. M. 1992. Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes: Application to human mitochondrial DNA restriction data. *Genetics* 131:479-491.
- Frankham, R., Ballou, J. D., Briscoe, D. A. 2004. *A primer of conservation genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fraser, B. A., Ramnarine, I. W., Neff, B. D. 2009. Selection at the MHC class IIB locus across populations in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Heredity*, 104: 155-167.
- Goudet, J. 2001. FSTAT: a program to estimate and test gene diversities and fixation indices (version 2.9.3). Lausanne, Switzerland: Population Genetics Laboratory, University of Lausanne.
- グリツェンコ, O.E.・マルキン, E.M.・チウリコフ, A.A. 1974. 大屋善延訳 1976. ボダガヤ川(サハリン東部)のサハリンイトウ *Hucho perryi* (Brevoort). 魚と卵, 143 : 25-34.
- Heath, D. D., Shrimpton, J. M., Hepburn, R. I., Jamieson, S. K., Brode, S. K., Docker, M. F. 2006. Population structure and divergence using microsatellite and gene locus markers in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 1370-1383.
- Hedrick, P.W. 2005. A standardized genetic differentiation measure. *Evolution* 59: 1633-1638.
- 北海道 2000. 北海道レッドリスト (絶滅の恐れのある野生生物リスト).
- Holcik, J., Hensel, K., Nieslanik, J. and Skacel, L. 1988. The Eurasian Huchen, Hucho hucho, largest salmon of the world. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht :239.
- 環境省 2007. 「環境省レッドリスト汽水・淡水魚類編」.
- 川村洋司・馬淵正裕・米川年三 1983. 道東の汽水湖・厚岸湖で漁獲されるイトウ *Hucho perryi* (Brevoort). 北海道立水産孵化場研究報告 38 : 47-55.
- Kekalainen, J., Albert Vallunen, J., Primmer, C.R., Rattya, J. and Taskinen, J. 2009. Signals of major histocompatibility complex overdominance in a wild salmonid population. *Proceedings of the Royal Society B* 276: 3133-3140.
- 木村清朗 1966. イトウ *Hucho perryi* (Brevoort) の生活史について. 魚類学雑誌 14 : 17-25.
- Klein, J. 1986. *Natural history of the major histocompatibility Complex*. Wiley.
- Knapp, L. A. 2005. Denaturing gradient gel electrophoresis and its use in the detection of major histocompatibility complex polymorphism. *Tissue Antigens* 65: 211-219.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209-220.
- McClelland, E.K., Ming, T.J., Tabata, A. and Miller, K.M. 2011. Sequence analysis of MHC class 1  $\alpha 2$  from sockeye salmon.
- Miller, K.M., Winton, J.R., Beacham, T.D., Withler, R.E. 2001. Geographic heterogeneity in natural selection on an MHC locus in sockeye salmon. *Genetica* 111: 237-257.
- 宮地伝三郎・川那部浩哉・水野信彦 1976. 「原色日本淡水魚図鑑」保育社 : 462.
- 根井正利・S. クマー 2006. 「分子進化と分子系統学」培風館.
- Pavey, S.A., Lamaze, F.C., Garant, D. and Bernatchez, L. 2011. Full length MHC IIB  $\beta$  exon 2 primers for salmonids: a new resource for next generation sequencing. *Conservation Genetics Resource* 3: 665-667.

- Peters, M.B. and Turner, T.F. 2008. Genetic variation of the major histocompatibility complex (MHC class II  $\beta$  gene) in the threatened Gila trout, *Oncorhynchus gilae gilae*. *Conservation Genetics* 9: 257-270.
- Pitcher, T.E. and Neff, B.D. 2006. MHC class IIB alleles contribute to both additive and nonadditive genetic effects on survival in Chinook salmon. *Molecular Ecology* 15: 2357-2365.
- Raymond, M. and Rousset, F. 1995. GENEPOP (version 1.2): population genetics software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity* 86: 248-249.
- Schneider, S., Roessili, D. and Excoffier, L. 2000. ARLEQUIN: A software for population genetics data analysis, version 2.000. Geneva: Genetics and Biometry Laboratory, Department of Anthropology, University of Geneva.
- Sheffield, V.C., Cox, D.R. Lerman, L.S. and Myers, R.M. 1989. Attachment of a 40-base-pair G+C-rich sequence (GC-clamp) to genomic DNA fragments by the polymerase chain reaction results in improved detection of single-base changes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 86: 232-236.
- Tamura, K., Peterson, D., Peterson, N., Stecher, G., Nei, M. and Kumar, S. 2011. MEGA5: Molecular evolutionary genetics analysis using maximum likelihood, evolutionary distance, and maximum parsimony methods. *Molecular Biology and Evolution* 28: 2731-2739.
- Waples, R. S. 1991. Pacific salmon, *Oncorhynchus* spp., the definition of "species" under the Endangered Species Act. *Marine Fisheries Review* 53: 11-22.
- Waples, R.S. 1995. Evolutionarily significant units and the conservation of biological diversity under the Endangered Species Act. *American Fisheries Society Symposium* 17: 8-27.
- Weir, B.S. and Cockerham, C.C. 1984. Estimating F-statistics for the analysis of population structure. *Evolution* 38: 1358-1370.
- Yeates, S.E., Einum, S., Fleming, I.A., Megens, H.-J., Stet, R.J.M., Hindar, K., Holt, W.V., Van Look, K.J.W. and Gage, M.J.G. 2009. Atlantic salmon eggs favour sperm in competition that have similar major histocompatibility alleles. *Proceeding of the Royal Society B* 276: 559-56.

# Assessment of genetic structure and genetic diversity of endangered Sakhalin taimen, inferred from MHC variation, and proposal for integrated conservation program

Kaneaki Edo, Shigeru Kitanishi, Hirotake Oomiya, Kenji Akiba and Mitsuru Kawahara

We examined Sakhalin taimen's genetic variation and population genetic structure at the MHC class II  $\beta$  exons 2 in 291 individuals collected from 17 populations covering the entire range of extant populations in Hokkaido. For the MHC genes, 13 of the 251 nucleotide sites were variable, and we identified 25 distinct alleles. 12 of the 25 alleles were found in only one population, whereas one allele was found in 15 populations. All base substitutions were nonsynonymous ones and Z-test for selection indicated evidence of positive selection (that is  $Dn/Ds > 1$ ). Within populations, the number of alleles and single allele ranged from one to 10 and zero to two, respectively. Allelic richness, observed and expected heterozygosity values ranged from 1.9 to 5.3, zero to 0.86 and 0.22 to 0.81, respectively. Pairwise population genetic differentiation, as estimated by  $F_{st}$ , ranged from 0.004 to 0.549, and the significant differences were detected in 41 of the 55 pairwise populations. Significant differences were also found even between neighboring river-systems ( $< 10$  km) and/or between tributaries within a river-system. Since the level of genetic differentiations among populations are high, each taimen population (river-system and/or tributary) should be treated as separate management unit, and artificial introduction of individuals among different management units should not be conducted in principle to conserve the genetic population structure. Furthermore, the proposal was also made about the priority of conservation based on the information which combined genetic diversity and each population size.

## ツシマヤマネコと共生する環境配慮型農業の生息環境保全効果 および社会経済的効果に関する研究

佐護ヤマネコ稲作研究会

大石憲一・春日亀隆義・春日亀 清・春日亀智恵子・阿比留清弘・  
豊田稔房・平山美登・須川直人・前田 剛・水崎進介・杉山 遥・  
越田雄史・木村幹子

環境省レッドリスト絶滅危惧 IA 類に指定されているツシマヤマネコは、餌場として水田周辺を頻繁に利用している。本研究では、ヤマネコと共生する稲作を目指し、無農薬・減農薬での栽培に取り組んでいる。この取組を加速するため、ヤマネコ保全に対する効果と農家側の経済効果の検証を試みた。水田周辺に設置したセンサーカメラには、約3か月間で延べ28個体のヤマネコが観察され、頻繁に水田を利用していることが確認できた。水田の生きもの調査では、冬期湛水、無農薬、減農薬、慣行栽培の順で生物の密度が高い傾向が見られた。作業コストに関しては、減農薬では農薬代を慣行栽培の半分以下に抑え作業時間も短縮できたうえに、慣行栽培と同程度の収量が得られたが、無農薬栽培では農薬代はかからないが除草に係る作業時間が莫大に増え、収量も半分以下に減少した。以上の事から、リスクの少ない減農薬から、取り組む農家を増やしていくことが有効だと思われる。

### 1. はじめに

ツシマヤマネコは、対馬にのみ生息するネコ科動物であり、1960年代には対馬全島に300頭程度生息していたと考えられるが、今では100頭前後にまで数を減らし、絶滅が危惧されている(環境省レッドリスト絶滅危惧 IA 類)。ツシマヤマネコは、世界のヤマネコ類の中でも最も人の営みと近い場所で生息している種で、人と自然の豊かな共生関係を象徴する生物である。対馬は面積の大半を二次的自然環境が占める「里島」であり、ヤマネコはその環境に順応してきた。実際ツシマヤマネコは、ネズミや鳥類、カエルなど、薪炭林や田畑の周辺などの里山環境に生息している生物を餌としている。人の自然環境に対する働きかけが絶えると生

息地の質が低下するため、ヤマネコをはじめとする対馬の生物多様性保全にとって、人の働きかけを持続させることは極めて重要な意味を持つ。これまでの保全事業は、国や自治体の補助金やボランティアで成り立っていたが、それでは活動の持続性が確保されない。活動を継続するためには、保全効果が社会経済価値を生み、保全を担う主体に還元される仕組み作りが必須である。

水田は、ツシマヤマネコの好適な生息環境のひとつであるが、米価の低迷や従事者の高齢化、後継者不足などによる耕作放棄地の増加や農薬や化学肥料を多用した近代型農業への転換によって、餌生物の豊富な水田の面積は減少の一途をたどり、ツシマヤマネコの生息数減少の

一因であるとも指摘されている。ヤマネコの生息地である水田を維持するためには、ヤマネコと共生する農法が、農業従事者にとって社会経済効果を生み、持続的に稲作を営める仕組みを作ることが急務である。

近年、生物多様性保全や里山再生といった関心が、食の安心安全を求める消費者の志向とあいまって、水田に生息する生き物と共生する農

法を用いた「生き物ブランド米」が大きな成果を挙げている。本研究会は、対馬最大の穀倉地域であり、島内で最もヤマネコの生息密度も高い上県町佐護地区（図1）において、ヤマネコと共生するための稲作を目指し、無農薬・減農薬栽培、冬期湛水や水田魚道などの試験的な運用を開始している。「ツシマヤマネコ保全米」のブランド化を図るには、無農薬・減農薬栽培

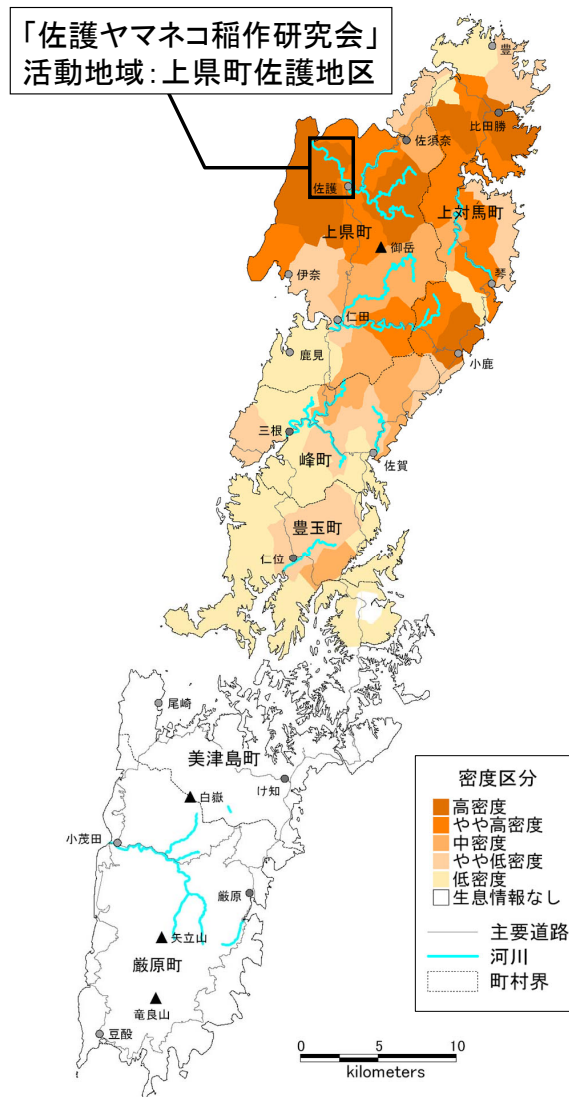


図1 ツシマヤマネコの生息密度と佐護ヤマネコ稲作研究会の活動地域。生育密度は、環境省対馬野生生物保護センター（2013）を引用。



や冬期湛水といった農法がどの程度ヤマネコの保全に効果があるのかを検証し、環境保全効果を消費者に分かりやすく示すこと、そしてそれらの農法を取り入れることで農家にどれほどのコストがかかるかを定量評価し、消費者に納得できる形で付加価値を高めていくことが必要である。そこで本研究では、研究会で実施している農法の環境保全効果および経済効果を検証することを目的とする。

## II. 研究の方法

本研究は、佐護ヤマネコ稲作研究会のメンバーが耕作する長崎県対馬市上県町佐護地区において、2012年の水稻栽培実施期間に実施した。試験田として、研究会メンバーの減農薬栽培の圃場、および無農薬栽培の圃場を指定した。また、研究会メンバーには、慣行栽培を行う農家がないため、同地区のメンバー以外の農家3名に協力を依頼し、慣行栽培の圃場も試験田として指定した。対馬は島の面積の9割を山林

が占め、山に囲まれたわずかな沖積平地を利用して水田が営まれている。佐護区は中でも比較的広い平野部が存在しているが、それでも山が水田のすぐそばまで迫っている。昨年度までの生きもの調査の実績から、山際の水田と、平野中心部の水田では、生き物の密度に違いが出るのが分かっている。そのため、図2に示すように、山際の平野中心部のそれぞれに、慣行栽培、減農薬、無農薬の試験田を配置した。また、研究会で3年前から冬期湛水を実施している水田については、他の試験田と場所が離れてはいるものの、参考圃場として調査対象に加えた。

### 1. ツシマヤマネコの水田利用状況

佐護地区の水田周辺にヘンサーカメラ（麻里布商事製 FieldNote DUO）を設置し、水田の利用状況を調べた。センサーカメラ設置場所は、当初の予定では試験田の周辺に配置する予定であったが、水田周辺は日光の照射が激しく、風で温められた草木が揺れることによってセン

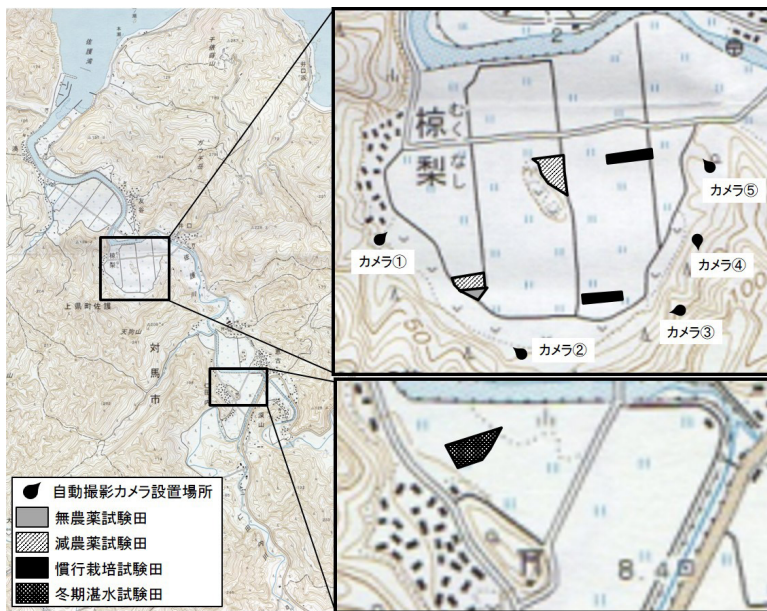


図2 試験田の位置(左)と自動撮影カメラ設置場所(右)。国土地理院発行2万5000分の1地形図「佐護」を基図に利用した。

表1 田んぼのいきもの調査の対象種.

調査項目	6/7	7/18	8/18	特徴と指標性
	田植後 15日	田植後 40日	出穂期	
1) イトミミズ	○	○	○	土中の有機物を食べ土を作る。 化学肥料の多用で減少する。
2) カエル類				稲害虫の天敵。7かゝルは 2~4 月、7かゝルは 6 月に水中で産 卵。中干しが早いと減少する。
(1) 幼生 (オタマジャクシ)	○			
(2) 成体	○		○	
3) トンボ				稲害虫の天敵。 田植後に水中で孵化する。 中干しが早いと減少する。
(1) ヤゴ	○	○		
(2) 成虫		○	○	
4) ゲンゴロウ・ガムシ類		○		田植後に水中で産卵し、畔で蛹 化するので、畦の健全さの指標 にもなる。
5) クモ				稲害虫の天敵
(1) 徘徊性クモ類		○		(主に水上)
(2) 造網性クモ類			○	(稲の上に巣を張る)
(3) 微小クモ類 (アカムネグモ)			○	(主に株元)
6) 害虫				
(1) イヌシヅクシ・イトノコ	○			葉を食害する。イヌシヅクシの幼 虫は根を食害する。
(2) チョウ・ガ類		○		幼虫が葉を食害する
(3) ウンカ・ヨコバイ類		○	○	ウンカは稲の汁を吸う代表で きな害虫。密度が高くなると稲 を枯らす。ヨコバイは、萎縮病 のウイルスを感染させる
(4) カメムシ類			○	稲穂を吸汁し、斑点米(着色米) を生じさせる

サーが反応しシャッターが切られる「空落ち」が頻繁に生じ、調査の継続が困難であった。そこで、本研究の試験田が点在する佐護区椋梨地区の圃場へ続く林道5カ所を選定した(図2)。カメラは2012年5月7日から2012年8月3日までの約3ヵ月間とし、一ヶ月ごとにバッテリーとメモリの交換を行った。複数枚にわたりヤマネコが写っており撮影時間が連続している場合は、同一個体として扱った。

## 2. 栽培方法の違いによる、水田の餌生物の生息密度の違い

慣行栽培、減農薬栽培、無農薬栽培、冬期湛水のそれぞれの水田で、共通の生きもの調査を実施し、餌生物の密度を比較した。対象とした生物は、イトミミズ、カエル類(幼生、成体)、トンボ類(ヤゴ、成虫)、ゲンゴロウ・ガムシ類、クモ類(徘徊性クモ類、造網性クモ類、微小ク

モ類)、害虫(甲虫類、チョウ・ガ類、ウンカ・ヨコバイ類、カメムシ類)とし、6月7日(田植え後15日)、7月18日(田植え後40日)、8月18日(出穂期)に生きもの調査を実施した。これまで3年間の生きもの調査の結果から、時期ごとに出現する可能性が高く指標性が高い種を選定した(表1)。

調査は二人一組で行い、一人が目視と計数、一人が記録を担当した。密度の計算方法は、NPO 生物多様性農業支援センター(2008)に準じて行った。生きもの豊かさの基準として、福岡県版の生きもの指標の平均値(NPO 農と自然の研究所2009)を参考にした。

## 3. 農法による作業コストの違い

種まきから収穫までの農作業について記録する作業日誌を作成し、農家に配布した。それぞれの農家が、作業を記録する対象田を定め、そ

カメラ①



カメラ②



カメラ④



カメラ⑤



図3 自動撮影カメラで撮影されたツシマヤマネコ。

の圃場に関する作業についての記録を依頼した。記録する事項は、作業内容とその作業時間、作業に関わった人数、使用した薬品や資材、使用した農機や器具とした。収穫後は、作業記録の対象田からの収量を乾燥前の籾重量、乾燥後の籾重量、乾燥後の玄米のいずれかで収穫物重

量を記録してもらい、乾燥玄米重量に換算し、圃場面積で割って反収を算出した。重量試験田作業日誌の記録を依頼した農家は、佐護地区で無農薬栽培1名、減農薬栽培4名、冬期湛水減農薬栽培1名、慣行栽培4名の10名とした。また、無農薬栽培で実績を上げている「たかし

ま有機農法研究会」の農家3名に同一の作業日誌の記録を依頼し、比較対象とした。

### III. 結果と考察

#### 1. ツシマヤマネコの水田利用状況

5月7日から8月3日約3か月のカメラ設置期間で、延べ27個体のヤマネコが、水田へ向かって林道を通過するのが観察され、頻繁に水田を利用していることが確認できた(図3)。これまで、稲穂が成長して、ヤマネコが隠れられるぐらいになる8月末から9月までは、頻繁にヤマネコが水田を利用していることが分かっていたが、今回の調査で、稲がまだ小さい時期も、夜間は水田に降りてきて利用していることが分かった。

#### 2. 栽培方法の違いによる、水田の餌生物の生息密度の違い

調査水田における調査対象種の生息密度を図4に示す。イトミミズは、田植え後15日の調査ではある程度観察されたが、40日後、出穂期の調査ではほとんど見られなくなった。試験田では7月後半から8月上旬にかけて土に空気を入れるために水を落とす「中干し」が行われており、その時にイトミミズはほぼいなくなるようである。田植え後15日の調査では、冬期湛水田、無農薬栽培田の順に密度が高く、福岡県の平均値18.9(匹/1株)に比べても高い密度であったが、減農薬田、慣行栽培田ではほとんど観察されなかった。一方で、有機物での土づくりと冬期湛水を併用した田んぼでは、イトミミズの生息数は一反あたり200万~300万匹ものぼるという報告もあり(やよいFIELD STAFF 2010)、それと比較すると、生息密度は少ないように思う。この要因は、イトミミズの餌となる有機物の量や質に加え、田植え前に一度田を干して耕起する工程が影響しているものと思われる。

カエル類は幼生、成体ともに、冬期湛水田、

無農薬栽培田で福岡県の平均値(田植え後15日でオタマジャクシ42匹/1m<sup>2</sup>、カエル18.2匹/10m<sup>2</sup>)よりも高密度だったが、減農薬栽培乾田、慣行栽培では、平均以下の密度だった。田植え後15日の冬期湛水田では、ツシマアカガエルの幼体は観察されず、成体の密度が高かったことから、冬期湛水田では産卵が早く行われていることが示唆された。一般に、アカガエル類は田植えの時期に産卵するのに対し、アカガエル類は春先の2月から3月にかけて産卵する。そのため、乾田化が進み、春先に水が無い田んぼではアカガエル類は産卵することが出来ず、全国的にアカガエル類は減少傾向にある。この調査結果は、冬期湛水により、ツシマアカガエルが本来の産卵時期である早春に産卵を行うことができたことを示していると思われる。

ヤゴは、田植え後15日ではすべての田んぼで全く観察されず、田植え後40日でも、福岡県の平均と比べても、極めて密度が低かった。田植え後40日、出穂期では、トンボ類が観察されているため、ヤゴは生息していたと思われるが、調査した時期が羽化した後のタイミングだった可能性はあると思われる。トンボ類の生息密度は栽培方法であまり違いがみられなかった。無農薬栽培や冬期湛水田は、面積も大きくなく、慣行栽培田が広がる中にパッチ状に分布しているので、飛行する生物にとっては、圃場ごとの栽培方法の違いはそれほど影響しないのかもしれない。

ゲンゴロウ・ガムシ類に関しては、無農薬や減農薬に比べて慣行栽培の田の方が密度が高かったが、冬期湛水田では、圧倒的に高密度だった。この傾向は、イネミズゾウムシなどのコウチュウ系の害虫でも同様だった。ゲンゴロウ・ガムシ類はユスリカやイトミミズ、ミジンコなどの水中動物を摂食する肉食昆虫であるため、冬期湛水によって、水中の小動物の密度が高く

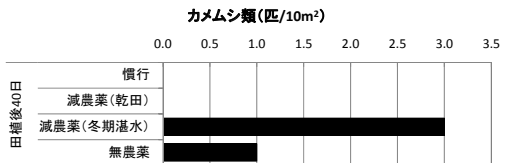
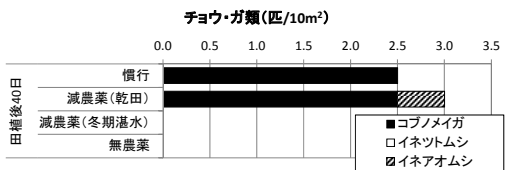
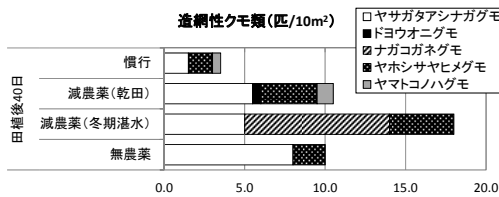
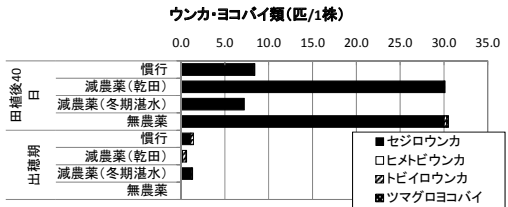
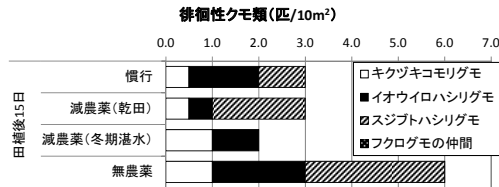
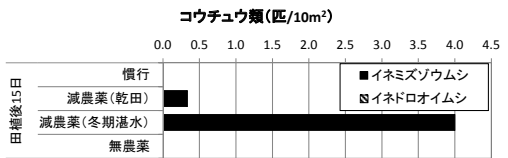
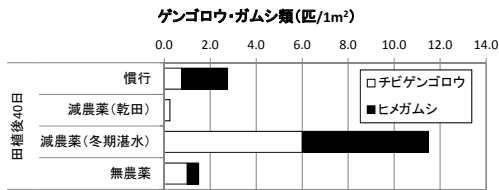
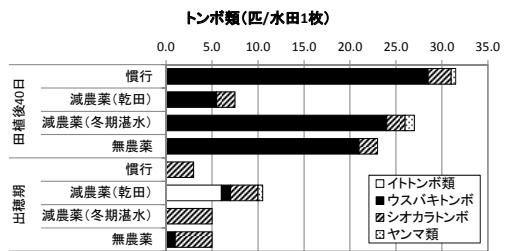
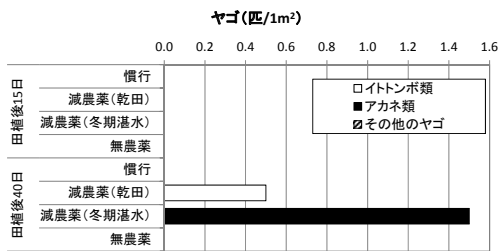
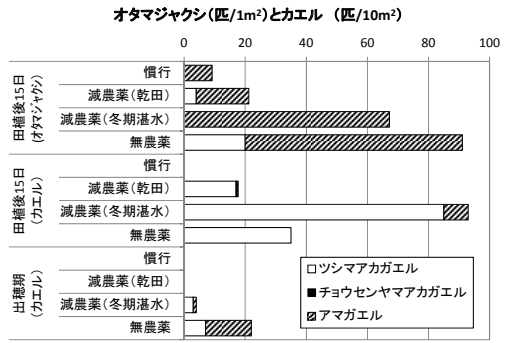
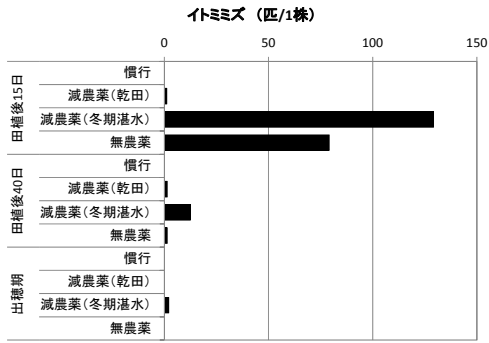


図4 栽培方法による田んぼの生きもの密度の違い。

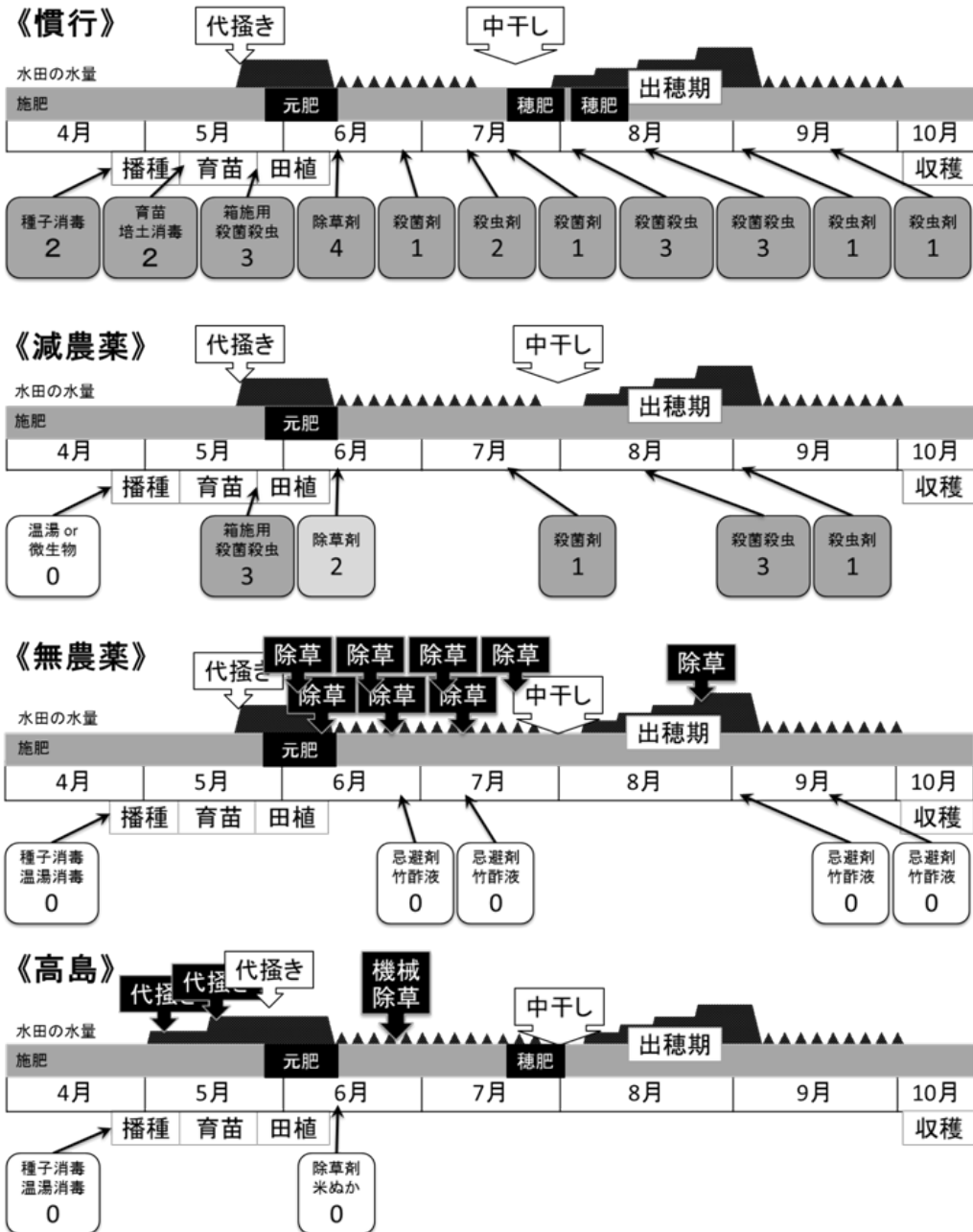


図5 栽培方法ごとの代表的な作業工程.

なったことを示唆していると思われる。ただし、食植生のイネミズゾウムシが冬期湛水田で増加する要因は、現段階では不明である。農と自然の研究所によると、イネミズゾウムシは水田を時々乾燥させると密度が減ると報告されており（NPO 生物多様性農業支援センター 2008）、冬期湛水がイネミズゾウムシに好適な環境を創出している可能性はあるが、その要因は明らかではない。

徘徊性のクモ類に関しては、慣行栽培、減農薬（乾田および冬期湛水）であまり違いは見られなかったが、無農薬栽培田で増加した。造網性クモ類では、冬期湛水で密度が高く、次いで減農薬（乾田）、無農薬が同程度、慣行栽培田では低密度だった。福岡県の平均では、キクヅキコモリグモ 1 種で 10 m<sup>2</sup> あたり 5 匹、ヤサガタアシナガグモ 1 種で 10 m<sup>2</sup> あたり 19 匹が観察されており、今回の調査結果では、水田のクモ類の密度は、栽培方法に関わらず低密度であることが分かった。

害虫の密度であるが、ウンカ・ヨコバイ類は田植え後 40 日でセジロウンカが高密度に出現した。減農薬と無農薬で計数不能なほどの高密度で出現したが、出穂期では、減少した。セジロウンカは、吸汁害を及ぼすが稲を枯らすことは少なく、「夏ウンカ（セジロウンカ）は肥やしになる」とも言われているぐらいである。また、セジロウンカの摂食刺激により稲にいもち病に対する抵抗性が誘導されることも知られており（NPO 生物多様性農業支援センター 2008）、すぐに防除の必要がある種では無いと思われる。稲に害を及ぼす害虫の代表であるトビイロウンカは、すべての農法で多くは出現しなかった。チョウ・ガ類では、慣行栽培と減農薬栽培でコブノメイガが見られたが、冬期湛水や無農薬では出現しなかった。逆にカメムシ類は冬期湛水と無農薬田で出現した。

### 3. 農法による作業コストの違い

佐護ヤマネコ稲作研究会では、節減対象農薬使用回数を長崎県の栽培基準に対して 5 割以上削減することを栽培の条件としている。対馬農業組合が作成している栽培暦、当研究会での標準的な減農薬栽培および試験的に実施している無農薬栽培、そして長年完全無農薬有機栽培を実現しているたかしま有機農法研究会の季節ごとの作業工程を図 5 に示した。以下に、当研究会での具体的な削減方法を列挙する。まず種子消毒については、温湯消毒あるいは微生物資材を用いることによって、2 成分を削減している。また、培土消毒は行わない。苗の消毒と防虫を行うために施す箱施用剤も、成分にカウントされない天然成分由来の防虫剤を用いた減農薬用の資材に変更し、3 成分のところを 2 成分に抑えている。除草材も同様に、農協推奨商品の 4 成分に対して 2 成分の資材を用いることで成分回数を抑えている。殺菌・殺虫剤は、栽培基準では 6 月下旬から 9 月中旬までの間で 7 回の散布が推奨されているが、当研究会では害虫の発生状況を見ながら必要最低限の散布回数に抑えることによって、使用回数を 1 回～3 回にまで減少させることができた。特に、収量に影響を及ぼすカメムシやトビイロウンカ（秋ウンカ）の発生が見られる 8 月下旬から 9 月中旬にかけての防除以外は、多少の害虫が発生しても農薬の散布を控えた。以上の工夫により、慣行栽培では 23 成分のところを 9 成分に抑えることに成功した（表 2）。

これにより、農薬代も通常の半分以下に抑えられており、研究会では若干費用の高い有機栽培用の一発肥料を用いているため肥料代は高くなっているが、それでも労働外費用は慣行栽培の 0.78 倍に抑えることができた。農薬の散布回数も半減していることから、害虫の発生状況の見回り等の時間をかけても、労働時間はほと

表2 栽培方法ごとの、節減対象農薬使用状況。数字は、長崎県に指定されている節減対象農薬の使用成分回数（使用した農薬の成分数×使用回数）。

作業	散布時期	慣行栽培	減農薬栽培	無農薬栽培
種子消毒	4月下旬	2	0	0
育苗・培土消毒	5月中旬	2	-	-
箱施用（殺菌・殺虫剤）	5月下旬	3	2	-
除草剤散布	6月中旬	4	2	-
殺菌剤散布	6月下旬	1	-	0
殺虫剤散布	7月中旬	2	-	0
殺菌剤散布	7月下旬	1	1	-
殺菌・殺虫剤散布	8月上旬	3	-	-
殺菌・殺虫剤散布	8月中旬	3	3	-
殺虫剤散布	9月上旬	1	1	0
殺虫剤散布	9月中旬	1	-	0
合計成分回数		23	9	0

んど増加しなかった。

研究会のメンバーで無農薬栽培を試験的に実施している圃場では、温湯による種子消毒と竹酢液での防菌・防虫を行うことにより、節減対象の農薬を全く使用せずに栽培を行った。このため、農薬代は極めて安価な竹酢液以外はかからず、肥料代を加えても労働外費用は慣行農法の半分に減少した。除草剤を使用しない代わりに手取り除草を8回行ったが、この除草作業に反当り15.6時間もの時間を費やし、労働費用は慣行農法の3倍以上に増加した。

一方で、長年にわたり無農薬有機栽培を研究してきた「たかしま有機農法研究会」では、田植えの一ヶ月前から湛水をはじめ、本代掻きの前に2度の代掻きを行っている。これにより、コナギなどの水田性の雑草を田植え前に発芽させ、代掻きによって土中に塗り込むことで農薬に頼らない除草を実現している。また、田植え後は深水で管理し、雑草を浮力で抜き取る、田植機にアタッチメントを付けて稲株の間の泥を掻き雑草を抜き取る、などの方法を採用し、手取り除草によらずとも物理的に除草することが

可能になっている。これらの工夫により、除草にかかる時間も慣行農法の3倍程度に抑えられており、農薬散布にかかる時間が軽減されているため作業時間の合計では慣行栽培よりも短縮されている。ただ、対馬は大陸に近いので、ウンカなどの大陸から飛来する害虫の被害を最も受けやすい場所であるが、高島はウンカの飛来はほとんどない。したがって、農薬の節減は主に除草目的に限定され、防虫が主たる課題である対馬とは単純に比較できない面もある。たかしま有機農法研究会では、防虫に関して、早期湛水（可能であれば冬期湛水も実現している）や除草剤の不使用、中干しの延期、畦草の管理やビオトープの整備などの生き物を増やす工夫によって、生物のバランスを保つことで害虫の異常発生を抑えているようである。この点は、対馬でも取り入れて、薬剤に依らない防虫を実現する栽培方法を工夫して行く必要がある。

栽培方法による収量の違い、収支について、表3に示した。当研究会での減農薬栽培においては、農薬の使用回数は減らしているものの、害虫の発生時期をみて散布しているためか、慣



表3 栽培方法ごとの、費用および収入。

農法	慣行	減農薬	無農薬	無農薬(高島)
農薬代合計(円)	19,173	9,356	200	1,020
肥料代合計(円)	8,863	12,634	13,230	7,715
労働外費用(円)	28,036	21,990	13,430	8,735
労働外費用比率	1	0.78	0.48	0.31
農薬散布回数(回)	11	6	5	2
作業時間合計(時間)	20.6	21.7	63.8	14.2
(うち除草に費やす時間)	0.8	0.9	15.6	3.2
労働費用(円)※	20,554	21,712	63,750	14,150
労働費用比率	1	1.06	3.10	0.69
総費用(円)	48,590	43,702	77,180	22,885
収量(白米 kg/反)	344	354.7	173	309
生産量比率	1	1.03	0.50	0.90
単価(円/kg)	400	600	600	700
単価比率	1	1.50	1.50	1.75
総収入(円)	137,600	212,820	103,800	216,300
収入比率	1	1.55	0.75	1.57
収支(円)	89,010	169,118	26,620	193,415
収支比率	1	1.90	0.30	2.17

※労働費用は、時給 1000 円として作業時間の合計から算出

行栽培に比べ収量の減少は見られなかった。さらに、農薬に係る経費が削減され、通常の 1.5 倍の価格で販売しているため、収支比率では慣行栽培の 1.9 倍となった。それに対し、無農薬栽培では、収量が半減した。さらに作業時間の増加に伴う労働費用の増加により、収支比率では慣行栽培の 0.3 倍となった。当研究会では無農薬栽培も減農薬栽培と同じ通常の 1.5 倍の価格で販売しているが、現状の農法では無農薬栽培で農業経営を成り立たせるのは困難であると言わざるを得ない。一方のたかしま有機農法研究会では、無農薬でも収量は 0.9 倍にしか減少せず、無農薬栽培であることを付加価値として売価も 1.75 倍に設定しているため、収支比率では、慣行栽培の 2.17 倍となった。ただし、これらの計算を行うにあたって、農機具の減価償却費や機械等の運転コスト(燃料費や修理代等の管理費)は算出することが出来なかったため、実際の費用は、かなり低く見積もられている。このため、実際の収支比率の差は

もっと少なくなると思われる。あくまで、労働費用と農薬に係る資材費の比較として参考にしてほしい。

以上の事から、対馬の場合、現状では無農薬栽培を普及させるのは困難であるが、減農薬であれば、収量を落とさずにコストを削減することができるので、当研究会の取り組みを普及し、参加する農家を広げて行くことにつながると思われる。それと同時に、栽培方法を工夫し、対馬でも可能な無農薬栽培のあり方を模索していくことも必要である。

#### 謝辞

本研究を遂行するにあたり、多くの方の協力をいただいた。対馬市上県町佐護地区の農家の方々、およびたかしま有機農法研究会の皆様には、農繁期にも関わらず作業日誌の記録を引き受けていただいた。対馬野生生物保護センターの茂木周作氏には、自動撮影カメラの設置場所と記録方法について、助言をいただいた。愛植物設計事務所の趙賢一氏、伊藤麻子氏には、田んぼの生きもの調査に関する助言をいただき、データの

整理にご協力いただいた。この場を借りて、深く感謝の意を表す。

## 文献

環境省対馬野生生物保護センター 2013. 平成 24 年度ツシマヤマネコ生息数等推定調査業務報告書.

農と自然の研究所 2009. 田んぼの生きもの指標 — あなたのまなざしを待っている世界 — : 185-186.  
生物多様性農業支援センター 2008. 田んぼのめぐみ 150 — 生きもの調査・初級編.  
やよい FIELD STAFF 2010. 多面的に見た冬期湛水稲作における効果の検証.

## Research on effect of "environment-conscious farming coexisting with the Tsushima leopard cat" on habitat conservation and economical value

Kenichi Oishi, Takayoshi Kasugame, Kiyoshi Kasugame, Chieko Kasugame, Kiyohiro Abiru, Toshifusa Toyoda, Yoshinori Hirayama, Naoto Sugawa, Tsuyoshi Maeda, Shinsuke Mizusaki, Haruka Sugiyama, Yushi Koshida and Motoko Kimura

The Tsushima leopard cat ("wild cat" hereafter) categorized as Critically Endangered species (Endangered IA rank in Ministry of Environment Red List) uses the circumference of a paddy field frequently as a feeding area. We are struggling to establish environment-friendly cultivation in no or lower levels of agrochemicals to coexist with the endangered wild cat. In order to promote this action, we tried to clarify an effect on wild cat preservation and an economical merit for farmers in this research. The wild cats were observed a total of 28 times in about three months with the sensor camera set around the paddy field, indicating the wild cats were using the paddy field frequently. The density of living things in paddy fields tended to be high in order of paddy fields where water were filled in even winter, no agrochemicals, lower levels of agrochemicals, and standard levels of agrochemicals. The yield in lower levels of agrochemicals method did not decrease compared with the standard, although costs of agrochemicals decreased below in half and working hours were also shortened. In no agrochemicals method, however, the working hours concerning weeding out increased enormously and the yield was halved. It seems that it is effective to encourage farmers to try lower levels of agrichemicals method.

## 房総半島で生じているアライグマによる ニホンイシガメへの被害調査

千葉県野生生物を考える会

小賀野大一・吉野英雄・八木幸市・田中一行・笠原孝夫

房総半島では、2000年代に入りアライグマによるニホンイシガメの捕食被害が生じている。そこで、ニホンイシガメの主要な生息地であるため池142箇所アライグマの被害調査を実施した。その結果、確認されたカメ類は、その多くが外来種のクサガメとミシシippアカミミガメであり、ニホンイシガメはほとんどのため池から姿を消していることが明らかになった。確認されたニホンイシガメの個体数はわずか38個体で、全体の捕獲数の2.9%であった。アライグマの被害とされるカメ類の四肢欠損個体の割合は、ニホンイシガメが最も高く、次にクサガメで、ミシシippアカミミガメでは全く見られなかった。最もアライグマの生息推定密度の高いとされるいすみ市の16調査地点では、ニホンイシガメは全く確認されず、カメ類が確認できないため池の割合も高かった。保全対策としては、ニホンイシガメの生息地からアライグマを完全に駆除することやクサガメなどの外来カメ類を除去することに加えて、域外保全を行うことで遺伝的多様性を確保することが必要であるといえる。

### 1. はじめに

ニホンイシガメ (*Mauremys japonica*) は日本固有の淡水性のカメで、里山の河川、水田、ため池などに生息する。活動期には行動範囲が広がり、河川やため池周辺の水田に移動し採食するようになる。非活動期は河川の澱みや水流で削られてできた横穴、及びため池などに集まり、越冬することが知られている (Yabe 1992)。近年、環境悪化など様々な要因から全国的にニホンイシガメが減少していることが指摘されている (日本水産資源保護協会 1995 など)。

温帯域に生息する淡水性カメ類のうち、ニホンイシガメは最も多くの都県でレッドリストに記載されており、絶滅危惧Ⅰ類や絶滅危惧Ⅱ類などの絶滅がより心配される高いランクに指定している都県の割合も多い。環境省のレッドリストでは1991年版及び1997年版には本種の記

載は無かったが、2006年版に「情報不足」として記載されるようになり、さらに、2012年の第4次レッドリストでは「準絶滅危惧」の扱いとなった。また、2011年に改訂された千葉県レッドリストでは、これまでの重要保護生物 (Bランク) から最重要保護生物 (Aランク) に格上げされた。格上げの理由として、特定外来生物に指定されているアライグマ (*Procyon lotor*) による捕食被害の発生があげられている。

2000年代に入り、房総半島では全国に先駆けてアライグマによる淡水性カメ類への深刻な被害が生じている。1月～3月にかけての越冬期に、房総丘陵を流れる2つの小河川において百頭以上にのぼるカメの捕食死体が確認された (死体周辺に点在していた足跡などの状況証拠からアライグマによるものと判断)。その後に行われた河川調査から、カメ類の四肢欠損など

の捕食被害が東京湾に流れ込む小河川を中心に広がっていることが指摘されている（小林ほか未発表）。

今回の緊急調査は、淡水性カメ類のもう1つの重要な生息場所であるため池などを生息場所とするカメ個体群を対象にして実施することとした。本調査の目的は、在来種であるニホンイシガメを中心とした淡水性カメ類の生息状況を把握し、河川調査から確認されているアライグマによる捕食被害を示す四肢欠損個体がどのようなカメ類にどのような地域でどのような割合で生じているかなどの被害状況を把握することとした。房総半島全域に点在するため池を視野に入れ、これまで実施されていない単年度での調査を実施することにした。

カメ類の捕食者であるアライグマの生息域は、すでに房総丘陵を中心に半島全域に拡

大してきており、もし、ため池での被害も甚大なら、早急な保護対策（カメを捕獲し飼育繁殖させるなどの域外保全による遺伝的多様性を確保することなど）が必要といえる。仮に、多くの健全な形のニホンイシガメ個体群が確認できれば、その要因を被害の生じている河川環境と比較するなどの検討を加えることで河川越冬するニホンイシガメ個体群のため池への避難などの措置を取ることでもでき、保護対策の有効な手段となる可能性が開けるものと思われる。

現在、アライグマは急速に全国各地に分布を拡大しており、一方ではニホンイシガメの生息地が複合的な環境要因の悪化から減少していることが多くの地域で報告されている。近年新たに生じてきたアライグマによるニホンイシガメの捕食問題は、ニホンイシガメの地域絶滅に拍車をかける大きな事件といえる。今後、房総半島以外のニホンイシガメの生息地においても生じることが必須であり、詳細な現状把握をすることで適切な保全対策を考えていくことは急務で重要なことといえる。

## II. 調査地

房総半島全域の止水域を対象にすると、平野部の水田地帯には比較的多くのため池が存在する。都市部では一部の公園や社寺に残された池、及び洪水対策用の調整池などを加えても調査可能な池は少なく、また土地利用の少ない丘陵地ではダム湖などしか見られない地域も存在する。そこで、平野部や丘陵地と平野とが接する地域の農業用ため池を中心に調査地を選定した。また、全体のバランスを考慮し公園の敷地内にある池やダム湖などの比較的規模の大きな湖も一部加えた。

現地調査では、地図上に存在しても実際にはすでに消失していたり、危険防止のためのフェンス等で完全に閉鎖され調査不能な池も相当数

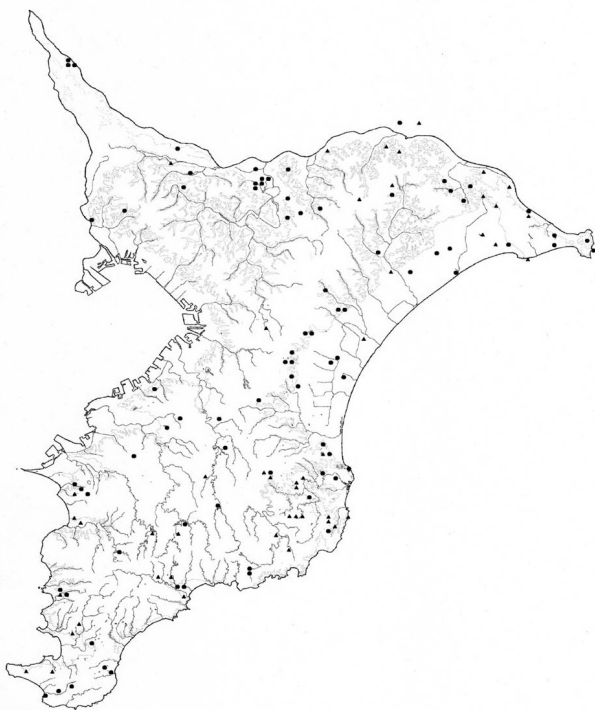


図1 捕獲調査を行った調査地点。●印はカメ類が捕獲された地点、▲印はカメ類が捕獲されなかった地点を示す。

みられた。最終的に調査を実施することができた止水タイプの内訳は、ため池が124箇所、ダム湖などの湖が8箇所、公園の敷地内にある池が6箇所、社寺の敷地内にある池が3箇所、洪水防止などを目的として造成された調整池が1箇所の合計142箇所であった。この142箇所の調査地点を地図上の約1km四方の3次メッシュ（千葉県1990）で整理すると、メッシュ数は130となった。

### III. 調査方法

カメ捕獲用の籠罟（カニ罟を一部改良したもの）にアジやカツオなどの生魚と網袋に詰めたキャットフードをカメ誘引用の餌とし、調査地1箇所に付き基本的に3機仕掛けた。設置方法は、前日の午後に罟を仕掛け、一夜おいた翌日の午前中に回収するようにした。カメ類が捕獲された場合は、現地にて種や性別、年齢などを可能な限り記録するようにし、四肢欠損や甲羅のキズなどの特徴を確認した後、捕獲した地点に速やかに放逐した。また、罟の設置日や回収日に調査地の周辺を散策し、ぬかるみなどを見つけた場合はアライグマの足跡など獣の痕跡を確認し記録するように心がけた。また、調査地において農家の人など地元住民との接触があった場合には、地域のカメ類や獣に関する情報を収集するように心がけた。

### IV. 結果・考察

#### 1. 淡水性カメ類の捕獲状況

調査した142地点の調査地でカメ類の確認ができたのは95地点で、全体の66.9%となった。地形的には、北総台地、房総丘陵、九十九里浜平野、河川周辺の低地など房総半島のほぼ全域からカメ類が確認された。しかし、東京湾沿いの埋め立て地など半島北西部の都市化の進んだ地域では罟掛け調査が可能な池が見つからな

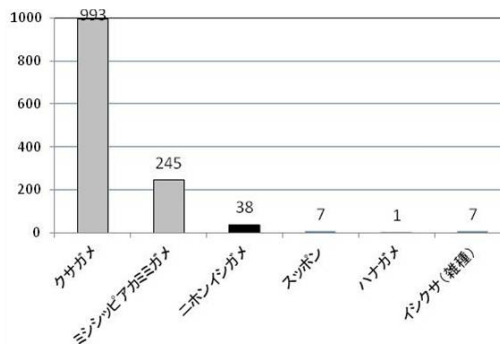


図2 捕獲したカメ類の種別個体数。グラフ上の数字は捕獲個体数を示す。

かったため、カメ類の捕獲による確認はできなかった（図1）。

今回の調査で確認された種は、クサガメ (*Mauremys reevesii*)、ミシシippiaカミミガメ (*Trachemys scripta elegans*)、ニホンイシガメ、ニホンスッポン (*Pelodiscus sinensis*)、ハナガメ (*Mauremys sinensis*)、及びニホンイシガメとクサガメの雑種 (*M. japonica* × *M. reevesii*) (以下イシクサ) で、各地点の捕獲数をまとめた総個体数は順に、993個体、245個体、38個体、7個体、1個体、7個体で総計1291個体になった（図2）。確認されたニホンイシガメの個体数の割合は全体の2.9%であった。種別の確認地点数は、クサガメ、ミシシippiaカミミガメ、ニホンイシガメ、ニホンスッポン、ハナガメ、及びイシクサで、それぞれ84地点、37地点、8地点、2地点、1地点、5地点となった。

房総半島全域に及ぶ今回の捕獲調査から、カメ類が確認された多くの地点で外来種とされるクサガメと要注意外来生物に指定されているミシシippiaカミミガメが優的に生息していることがわかった。一方で、保全対象のニホンイシガメは、房総半島のほとんどのため池からすでに姿を消している可能性の高いことが明らかになった。

今回個体数及び地点数ともに最も多く確認さ

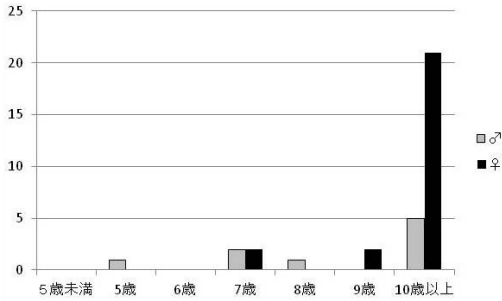


図3 ニホンイシガメの雌雄別の年齢構成.

れたクサガメは、本州、四国、九州及びその周辺の属島に分布し、国外では中国、朝鮮半島、台湾に生息するカメであり、これまで日本列島の在来種とされ保護の対象にされてきた。しかし、化石記録が無く遺跡からの記録もはっきりしないこと、幕末から明治初期にかけての分布が西日本に限られていることに加え、江戸時代の本草書の検討から18世紀末に九州地方に定着したものとされる(疋田・鈴木2010)。さらに、近年の遺伝子解析の結果からも日本産の個体は朝鮮半島や中国大陸に由来することが示唆されている(Suzuki et al., 2011)。関東地方のクサガメの多くは、形態及び遺伝子の両面から中国産のペット由来の個体が放逐され増えたものと考えられており(矢部1995, Suzuki et al. 2011)、房総半島ですでに個体数や分布域の拡大が指摘されている(小賀野ほか2011など)。クサガメの増加はニホンイシガメとの競合や雑種形成による遺伝子攪乱など多くの問題を含んでいると考えられるが、この問題に関しては別の機会に触れたい。

## 2. ニホンイシガメの生息状況

表1に、ニホンイシガメが確認された地点でのその他のカメ類の捕獲状況や周辺環境などの特徴を示した。調査対象種であるニホンイシガメの生息地である8地点は、ペットの放逐が原因と考えられる都市部の公園や神社の池で捕獲

された2地点(表1のNo.1, No.2)を除くと、房総半島南部にその生息地が集中していた。周辺環境からみると、全ての調査地点において森林が共通して見られた。また、ニホンイシガメだけが確認された調査地はわずか1箇所だけであった。過去の記録や現地の聞き込み情報からは、北総の手賀沼などでもニホンイシガメの生息が確認されているが、今回の調査では、北総地域のため池からは生息確認ができなかった。

確認したニホンイシガメ38個体の内、捕獲後に脱走した4個体を除く34個体の性別と年齢を調べた。性比は、雄:雌=1:2.78(9個体:25個体)で、比の値は雌に大きく片寄っていた。また、年齢構成は雌雄ともに年齢10歳を超える老齢個体が数多くみられ、5歳未満の若齢個体は全く確認されなかった(図3)。近年になってアライグマの補食によるニホンイシガメの地域個体群の絶滅が確認された房総丘陵の小河川でも、絶滅する直前の年齢構成が大型で老齢の雌に片寄っていることが確認されており(小賀野未発表)、今回の調査結果はほぼ同様の状況であることがわかった。

得られたニホンイシガメの生息状況に関する結果から、現在のため池にはニホンイシガメがほとんど生息していないことや、生息が確認されたため池でも性の片寄りや老齢個体の割合が高いことから世代交代ができなくなっている可能性が示された。このままの状態を放置すれば、房総半島のため池を中心に生息するニホンイシガメの地域個体群は近いうちに全滅する可能性が高いと考えられる。

## 3. アライグマに関する情報

調査地周辺の散策によるアライグマの足跡での痕跡は5件で、ロードキルと生体による確認がそれぞれ1件、地元住民からの聞き込みによるアライグマの生息情報は4件となり合計して11件、10箇所の調査地点で確認された。(表2)

表1 ニホンイシガマが確認された8地点の調査結果.

No	確認日	天候	名称	地名	イシガマ	クサガマ	クサガマ	クサガマ	イシガマ	アカミ	アカミ	アカミ	水質	周辺環境	アライグマ情報
1	2012/9/29	曇り	大町自然公園	市川市	1	15	—	—	2	—	—	—	普通	森林、施設	—
2	2012/9/23	曇り	神社弁天池	白井市	1	—	—	—	0	—	—	—	普通	住宅・森林	—
3	2012/9/23	雨	溜池	木更津市	2	0	—	—	0	—	—	—	普通	森林、施設	—
4	2012/5/27	晴れ	溜池	富津市	5	2	1	—	0	—	—	—	不良	住宅・森林・畑	近場でロードキル 情報で多数生息
5	2012/5/27	晴れ	溜池	富津市	3	1	4	—	0	—	—	—	不良	森林・整備水田	—
6	2012/9/9	晴れ	溜池	勝浦市	4	—	0	—	0	—	—	—	良好	森林・草地	—
7	2012/9/9	晴れ	溜池	勝浦市	18	1	12	—	0	—	—	—	普通	住宅・森林・未整備水田・草地	—
8	2012/10/1	晴れ	溜池	館山市	4	2	13	1	0	—	—	—	普通	住宅・森林・畑	—

表2 アライグマの生息が確認された10地点の調査結果.

No	確認日	地名	クサガマ	クサガマ	イシガマ	イシガマ	イシガマ	イシガマ	イシガマ	アカミ	アカミ	アカミ	アカミ	アカミ	アカミ	アライグマ情報
1	2012/9/16	市原市	47	2	—	—	—	—	0	8	—	—	—	—	—	生息有り、夏に足跡(情報)
2	2012/5/19	長生郡長柄町	2	—	—	—	—	—	0	0	—	—	—	—	—	足跡
3	2012/8/23	袖ヶ浦市	35	5	—	—	—	—	0	0	—	—	—	—	4	増加している(情報)
4	2012/5/27	富津市	1	—	—	—	—	—	5	2	—	—	—	—	2	近場でロードキル
5	2012/5/27	富津市	4	—	—	—	—	—	3	1	—	—	—	—	3	多数生息(情報)
6	2012/8/19	夷隅郡大多喜町	20	1	—	—	—	—	0	0	—	—	—	—	—	足跡
7	2012/8/19	いすみ市	16	1	—	—	—	—	0	0	—	—	—	—	—	多数
8	2012/9/16	いすみ市	40	3	—	—	—	—	0	0	—	—	—	—	1	生息有り(情報)
9	2012/7/31	いすみ市	0	—	—	—	—	—	0	0	—	—	—	—	—	足跡多数、アライグマ確認
10	2012/8/9	南房総市	0	—	—	—	—	—	0	0	—	—	—	—	—	足跡
			165	12	8	0	0	8	3	10						



写真1 カメ捕獲用の罠にかかったアライグマ (いすみ市).



写真2 ニホンイシガメの四肢欠損個体 (君津市).

聞き込み情報を加えても確認地点の数はかなり少なく、ため池調査におけるアライグマの痕跡確認は、河川流域の痕跡確認と比較するとかなり困難を伴うことがわかった。より正確なアライグマ情報を収集するには、雨天後に再度調査地を訪れるか、散策範囲を広げて社寺などの柱に残る爪痕を探するなど多くの調査時間を設定しなければならないと思われる。なお、生体による確認はいすみ市のため池においてカメ捕獲用の罠でアライグマが捕獲されたものであり、生息密度の高さや餌不足の可能性を示すこのような事例はこれまで多くの罠かけ調査行ってきたが初めての経験であった (写真1)。

房総半島におけるアライグマの野外での自然繁殖の記録は1996年頃の御宿町実谷での事例であり、1990年代後半にはすでに外房地域に

定着していたとされる (落合ほか2002)。その後、アライグマは年々分布を拡大し、駆除される個体数も増加の一途をたどってきた。特に、2009年の生息推定密度が11.0頭/km<sup>2</sup>と最も高い値を示したいすみ市を中心として、長生・夷隅地域から君津市、袖ヶ浦市にかけての房総半島中部に密度の高い地域が集中しており、北総地域では比較的低密度地域が広く分布している状態が明らかになっている (浅田・篠原2009)。そこで、いすみ市における調査結果を整理し表3に示した。かつてはニホンイシガメも同市の池で生息が確認されているが (矢部1995)、今回の調査では1個体も捕獲されておらずクサガメのみの確認となった。また、カメ類の捕獲があった調査地点は42.8%と平均値より低く、カメ類が全く捕獲されない池が数多くあった。あくまで推測の域を出ないが、アライグマの生息密度の高い地域では、個体数の少ないニホンイシガメ個体群はすでに捕食されて絶滅し、次の段階として生き残ったクサガメに対して影響が生じてきているものと思われる。

#### 4. カメ類の四肢欠損状況

房総半島の河川で広がっている四肢が捕食される欠損被害 (写真2) は、カメ類の生息地にアライグマが侵入すると明らかに増加することが知られている (小菅他 未発表など)。今回の調査で四肢が欠損した個体は、20地点の調査地で確認され、クサガメ26個体とニホンイシガメ6個体にみられ、ミシシippアカミミガメでは全く確認されなかった。捕獲個体数に占めるミシシippアカミミガメの欠損割合は0%、クサガメは2.8%、ニホンイシガメは18.8%となった (図4)。しかし、地域におけるアライグマの生息密度には大きな違いが予想されることから、ニホンイシガメとクサガメが共に捕獲された調査地点で比較した場合、ミシシippアカミミガメの欠損割合は0%、クサガメは2.



表3 いすみ市で実施した16地点の調査結果.

No	確認日	天候	地名	マッシュ	クサガメ	四脚欠損	尾端欠損	アカミ	イシガメ	水質	周辺環境	アライグマ情報
1	2012/8/19	晴れ	岬町・檀沢	5828	16	1	—	0	0	普通	森林・整備水田・ピオトーフ	足跡多数
2	2012/9/16	曇り	下谷竹	5828	2	—	—	0	0	普通	森林・整備水田	
3	2012/8/19	晴れ	島	5835	6	—	1	0	0	不良	住宅・森林・整備水田・寺	
4	2012/9/16	曇り	島	5835	0	—	—	0	0	普通	住宅・森林・整備水田	
5	2012/9/16	曇り	小池	5844	0	—	—	0	0	普通	森林	
6	2012/9/16	曇り	深谷	5854	0	—	—	0	0	普通	住宅・森林・整備水田	
7	2012/9/16	晴れ	新田野	5876	13	—	3	0	0	不良	住宅・森林・整備水田	
8	2012/9/16	曇り	菅ヶ谷	5912	1	—	—	0	0	普通	住宅・森林	
9	2012/9/16	曇り	押日	5930	40	3	1	0	0	不良	住宅・森林・整備水田	間取り有り
10	2012/9/16	曇り	山田	6414	0	—	—	0	0	良好	森林、ダム管理事務所	
11	2012/9/16	曇り	山田	6415	0	—	—	0	0	普通	森林、神社	
12	2012/9/16	曇り	下布施	6419	0	—	—	0	0	普通	森林・整備水田	
13	2012/9/16	曇り	鞆迎谷	6429	0	—	—	0	0	普通	森林・運動公園	
14	2012/7/31	晴れ	下布施	6449	8	—	2	0	0	不良	住宅・森林・休耕地	
15	2012/7/31	晴れ	大原	6512	0	—	—	0	0	不良	住宅・森林	足跡多数、生体確認
16	2012/7/31	晴れ	大原	6530	0	—	—	0	0	普通	森林・整備水田	
					86	4	7	0	0			

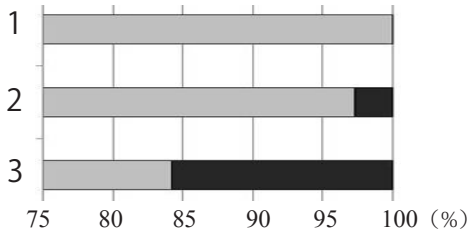


図4 調査地全域での種別の四肢欠損個体の割合。N=1276。  
1: ミシシippアカミミガメ, 2: クサガメ, 3: ニホンイシガメ。  
A: 四肢欠損なし, B: 四肢欠損あり。

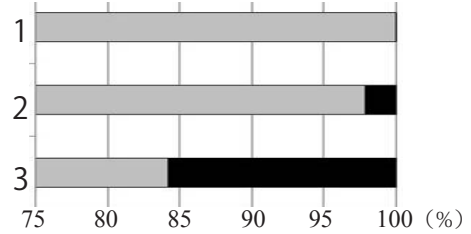


図5 ニホンイシガメとクサガメの両種が捕獲された地点での種別の四肢欠損個体の割合。N=86。凡例は図4と同じ。

2%, ニホンイシガメは 18.8 % となり, 調査地域全体でみた割合とほぼ同様の結果が得られた(図5)。

広域に生息するクサガメやミシシippアカミミガメとニホンイシガメを比較すると, アライグマによる捕食被害はニホンイシガメに顕著に現われる可能性が示唆された。ニホンイシガメが他のカメ類と比較して捕食されやすいとすれば, 恐らくは, 陸上生活への依存度が高いことやアライグマに対する危機回避の手段をもたないことなどの生態的進化的要因が考えられる。実際に冬期の河川でニホンイシガメの調査を行うと, 浅瀬で移動中の個体や陸上でじっとしている個体に出会うことが普通にある。また, 2月, 3月の越冬期でも陽気のいい日には, 複数の個体が土手で日光浴をしている場面に出会うことがある。この時期の陸上にいるニホンイシガメは, 人が近づいてもほとんど逃げないため次々と素手で拾いながら捕獲収集することができる。このようなニホンイシガメの無頓着ともいえる習性が, クサガメやミシシippアカミミガメ以上にアライグマによる被害を大きくしている要因の1つと考えられる。

#### V. ニホンイシガメの保全に向けて

房総半島におけるニホンイシガメの保全を考える上で, ため池に生息する個体群はすでに生

息地がかなり縮小しており手遅れの状態であることがわかった。年齢構成などから判断して, 確認されたわずかな生息地をこのままの状態で放置すれば近いうちに絶滅することが十分に予想されるため, 緊急に保全対策を立てなければならない。最優先されることはニホンイシガメの生息地周辺からアライグマを完全に駆除すること, 次に競合や雑種形成の可能性が高いクサガメやイシクサなどの外来カメ類を除去することである。しかし, たとえニホンイシガメの生息地から早急にアライグマの完全駆除やクサガメ等の除去が行われたとしても, 外来種問題の解決だけでニホンイシガメ個体群の回復はかなり困難であろう。遺伝的多様性を確保するためには, 生息環境を改善する域内保全の取り組みと並行して, より多くの生息地から健全な個体を確保し, 域外保全の立場から飼育・繁殖にも力を入れていかなければならない。

#### VI. おわりに

房総半島において, 長年にわたり淡水性カメ類の調査を行ってきたが, かつて 500 個体以上のニホンイシガメの個体識別を行っていた小河川の調査地には, 現在ニホンイシガメは 1 個体もない。また, 400 個体以上の個体識別を行っていた別河川の調査地も, 今はニホンイシガメの姿は見られない。河川におけるニホンイシガ

メ個体群の地域絶滅はアライグマの侵入確認からわずか数年で生じた。幸いにも2番目に挙げた河川では、生き残った10個体余りニホンイシガメを回収することができたため、現在、飼育・繁殖ができています。しかし、増殖に成功して十分な個体数が得られるようになって、生息地に戻せる状況には至っていない。

今回、緊急に実施した止水域での捕獲調査結果はある程度予想されたものであった。ニホンイシガメ個体群が健全な形で残っている生息地がなかったことには驚きを隠せない。ニホンイシガメを初めとする身近な生物たちが次々に消失していく現状に対し、適切な解決策を講じながら、臨機応変に対応できる行動力のある組織作りと関連団体との連携を図っていきたい。

## 謝辞

房総丘陵でアライグマによる顕著な捕食被害が生じる以前より、カメ仲間としてニホンイシガメの生息状況や保全に関わる数多くの情報を提供していただいたカメネットワークジャパンの小菅康弘氏と小林頼太氏に改めて感謝致します。また、現地調査にあたっては、多忙な中にもかかわらず一部の調査地における罠かけ調査に快く協力していただいたことや市原地区などにおけるアライグマの生息情報や淡水性カメ類の被害状況に関する貴重な情報を提供していただいたことに対し、今津健志氏をはじめとするイシガメ研究会の皆様へ感謝致します。

## 文献

浅田正彦・篠原栄里子 2009. 千葉県におけるアライグマの個体数試算(2009年). 千葉県生物多様性センター研究報告1: 30-40.  
疋田 努・鈴木 大 2010. 江戸本草書から推定される

日本産クサガメの移入. 爬虫両棲類学報 2010(1): 41-46.

環境庁 1991. 日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—(脊椎動物編・無脊椎動物編).

環境省 1997. 両生類・爬虫類のレッドリストの見直しについて(報道発表資料).

環境省 2006. 鳥類, 爬虫類, 両生類及びその他無脊椎動物のレッドリストの見直しについて(報道発表資料).

環境省 2012. 第4次レッドリストの公表について(報道発表資料).

日本水産資源保護協会 1995. イシガメ. 日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料(II): 455-462.

落合啓二・石井睦弘・布留川毅 2002. 千葉県におけるアライグマの移入・定着. 千葉県立中央博物館自然誌研究報告 7(1): 21-27.

小賀野大一・八木幸市・笠原孝夫・田中一行・吉野英雄 2011. 九十九里浜平野の乾草沼に生息する淡水性カメ類の調査. 千葉生物誌 60(2): 21-27.

Suzuki, D., Ota, H., Oh, H. and Hikida, T. 2011. Origin of Japanese population of reeves' pond turtle, *Mauremys reevesii*(Reptilia: Geoemydidae), as inferred by a molecular approach. *Chelonian Conservation and Biology* 10: 237-249.

千葉県 2000. 千葉県の保護上重要な生物—千葉県レッドデータブック—動物編: 124.

千葉県 2011. 千葉県の保護上重要な生物—千葉県レッドデータブック—動物編(改訂版): 132.

千葉県立中央博物館 1990. 千葉県メッシュマップ.

Yabe, T. 1992. Sexual Difference in annual activity and home range of the Japanese pond turtle, *Mauremys japonica*, Assessed by Mark-recapture and Radio-tracking Methods. *Japanese Journal of Herpetology* 14: 191-197.

矢部 隆 1995. 千葉県産のニホンイシガメおよびクサガメの生態的特徴に関する研究「平成6年度標本資料収集 動物・植物標本目録」千葉県自然史資料調査会: 27-39.

# Damage survey of the Japanese pond turtle, *Mauremys japonica*, by racoons in Boso Peninsula

Daiichi Ogano, Hideo Yoshino, Koichi Yagi, Kazuyuki Tanaka and  
Takao Kasahara

Damage of Japanese pond turtle *Mauremys japonica* by raccoons is being caused from after becoming after 2000s in Boso Peninsula. We investigated the damage survey of raccoons at 142 irrigation ponds where *M. japonica* mainly inhabits. As a result, it became clear that most of turtles we could confirm were Reeves' pond turtle and Red eared slider which are alien species and *M. japonica* was disappeared from irrigation ponds. We confirmed only 38 individuals and it was 2.9 % of the whole number of the capture survey. As for the rate of the limb-deficiencies of the turtles damaged by raccoons, *M. japonica* was the highest and next was Reeves' pond turtle and no Red eared slider is damaged. In 16 investigation spots in Isumi city, where the estimation of population density of raccoons, no *M. japonica* was confirmed and the rate of the irrigation ponds where turtles were not confirmed at all was high. To preserve *M. japonica*, it is necessary to exterminate raccoons and remove alien turtles from the habitat of *M. japonica*. It is also necessary to secure a genetic diversity by Ex-situ conservation.

# 伊豆諸島八丈島における外来種ニホントカゲの侵入による 在来種オカダトカゲの絶滅リスク評価

島嶼生物学研究会

岡本 卓<sup>1</sup>・栗山武夫<sup>2</sup>

伊豆半島・伊豆諸島の固有種オカダトカゲの八丈島個体群は、外来種ニホンイタチの影響により絶滅が危惧されており、さらに近年定着した外来種ニホントカゲと交雑が生じていることも明らかにされている。本研究では、野外調査による密度と齢構成の種間比較、標本の解剖による雄の性成熟齢の種間比較を行った。その結果、雄の性成熟はともに1歳の秋と推定され、種間差は無いと考えられるが、ニホントカゲの方が個体群密度が高く、より若い個体の割合の多い齢構成であると推定された。よって、ニホントカゲはオカダトカゲより増加率が高く、その結果高密度となり、非対称な交雑を生じさせると予想される。これは、別途行われたDNA解析に基づく遺伝子流動動態の予備的な推定結果とも一致する。よって、将来は全島的にニホントカゲ型遺伝子が拡散し、純系のオカダトカゲは絶滅状態となると予想される。

## 1. はじめに

小島嶼は、様々な固有種を進化させている生物多様性の重要な担い手であると同時に、構成種数が少なく群集構造が単純であるため外来種の侵入などに対して非常に脆弱である(Courchamp et al. 2003; Kier et al. 2009)。日本は多数の島嶼系からなり、これにより固有の生物相を育んできた(Conservation International 2012)。よって、島嶼生物相の適切な保全・管理は、日本独自の生物多様性を維持するうえで避けて通れない課題と言える。本州中部から太平洋へ南北に伸びる伊豆諸島は、そのような日本の島嶼系の一つである。伊豆諸島に分布する種は本州と関連するものが多いが、様々な起源のものが入り混じった独特の群集構造となっており(Hasegawa 2003; 岡本・疋田 2009; 大野ほか 1990)、琉球列島や小笠原諸島とも一線を画すものである。

伊豆諸島の動物相を特徴付ける動物として、オカダトカゲ *Plestiodon latiscutatus* (図 1a, トカゲ科, 爬虫綱) が挙げられる。オカダトカゲは、伊豆諸島のほぼ全域と伊豆半島に分布する日本固有種で、陸上脊椎動物相の貧弱な伊豆諸島において重要な中間～上位捕食者となっている(Hasegawa 1999)。伊豆諸島の八丈島では、かつてオカダトカゲが高密度で生息していた(Goris 1967; 加藤 1940; 大野 1994)。しかし、ネズミ駆除のために本土からニホンイタチ *Mustela itatsi* が導入され、その捕食圧により激減してしまい、現在では絶滅の危機に瀕している(大野 1994; 長谷川・太田 2000)。そして、八丈島の個体群は、同じくイタチの影響で激減した三宅島・青ヶ島の個体群とともに、「絶滅のおそれのある地域個体群」として旧環境庁のレッドデータブックに載せられている(長谷川・太田 2000)。

1: 京都大学大学院理学研究科動物学教室 2: 東邦大学理学部生物学科地理生態学研究室  
2012.11.25 受付 2014.6.30 受付

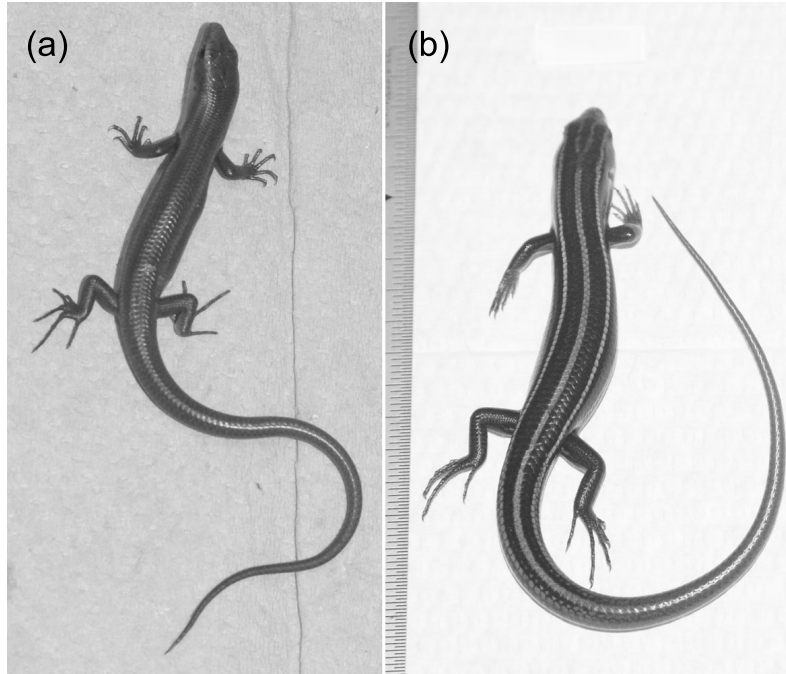


図1 オカダトカゲ・ニホントカゲ幼体の色彩.

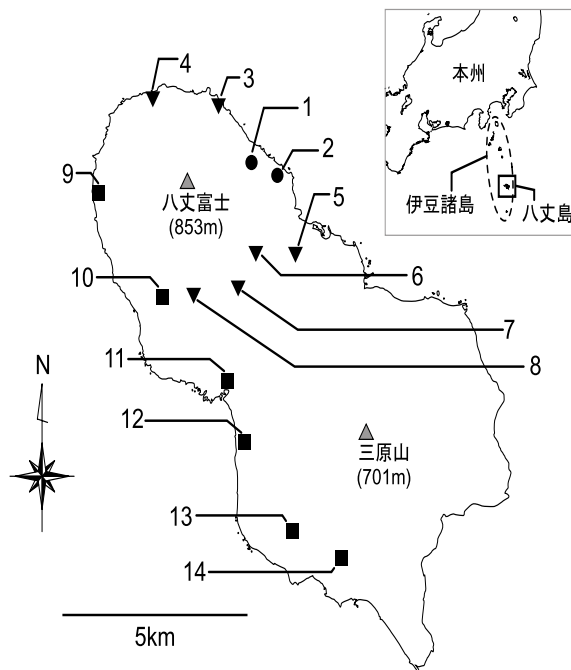


図2 八丈島の地図およびトカゲの調査地点. 八丈島の位置および地図, トカゲの調査地点を示す. 外部形態とDNA データに基づき, ●をニホントカゲ集団分布地点, ▼を交雑集団分布地点, ■をオカダトカゲ集団分布地点と定義した.

表1 使用した標本数およびセンサス調査回数。トカゲ両種の典型的な色彩の様態を示す。(a) 八丈島産オカダトカゲ。頭～胴体背面は褐色、尾は先端部のみわずかに青い。(b) ニホントカゲ。頭～胴体背面は黒字に黄白色のストライプ、尾は鮮やかな青。成体になると、両種とも(a)に似た色彩になる。

地点	DNA 解析	精巣サイズ計測		センサス回数	
		5～8月	9～10月	5月	7月
●ニホントカゲ集団					
1	31	15	32	2	11
2	3	1			
▼交雑集団					
3	13	6			2
4	9	3	1		5
5	6	1	2		2
6	9	2	3		5
7	10	6	1	1	4
8	5	1	5	2	7
■オカダトカゲ集団					
9	27	10	2	2	4
10	22			1	4
11	7		1	2	5
12	6				6
13	11	2	1		6
14	6				8

近年、八丈島において新たな外来種ニホントカゲ *Plestiodon japonicus* (図 1b) の定着が確認された(栗山ほか 2009)。ニホントカゲはオカダトカゲの近縁種であり(Brandley et al. 2011, 2012)、これまでの我々の調査により、八丈島の両種間で交雑が生じていることが示されている(Okamoto et al. 2013)。現時点では交雑は一部地域に限定されているが(図 2)、将来これが広い範囲に拡大する可能性も指摘されている。交雑が全島に拡大すれば、八丈島の純系オカダトカゲ集団は絶滅状態となる。八丈島のオカダトカゲの危機的状況を考慮すれば、この新たな脅威について早急にリスク評価する必要がある。

そこで本研究では、ニホントカゲとオカダトカゲの個体群密度と繁殖生態を比較することにより、将来の両種の個体数動態の違いを推定し、オカダトカゲ集団への浸透性交雑が島内で将来

拡大してゆくかどうかを考察する。

## II. 調査方法

### 1. 野外調査および標本採集

八丈島における現地調査は、2011年10月15～28日、2012年5月19～23日、7月27～30日に行った。2007以降の調査過程(栗山ほか 2009a; Okamoto et al. 2013)で判明していた11地点のトカゲの生息地(地点1～7, 9, 11, 13, 14)に加え、新たに発見した3地点を含む14地点で調査を行った(図 2)。八丈島のオカダトカゲ(図 1a)は、ニホントカゲ等近縁種の幼体に特徴的なストライプ模様(図 1b)を欠く。このような外部形態の特徴とDNA解析(Okamoto et al. 2013; 岡本ほか未発表)の結果に基づき、各地点をニホントカゲ生息地点・オカダトカゲ生息地点・交雑集団生息地点のいずれかと定義した(表 1)。

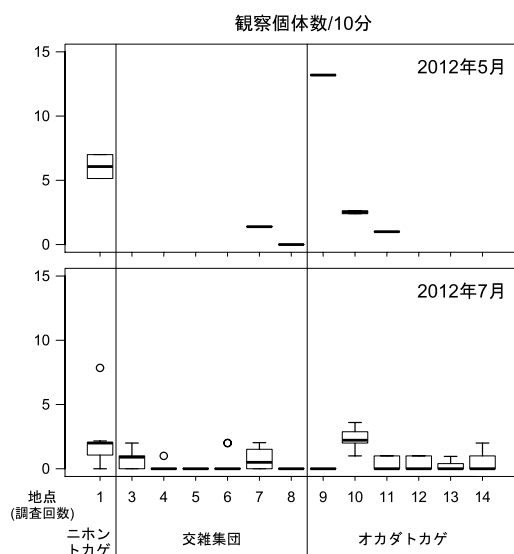


図3 各地点におけるトカゲの生息密度。センサスの結果に基づいて評価された、各地点のトカゲ相対密度の指標（観察個体数/10分）。中央が平均値，バーの上端と下端は最大値と最小値，ボックスは25%・75%のパーセンタイル。横軸の上の数字は地点番号（図1と対応）。

各地点で，センサス調査による生息密度と年齢構成の評価を，2012年の5月および7月に行った。これは，トカゲの生息が確認されている地点付近で，トカゲの活動に適した晴天時に行われた。トカゲを探索しながら約10分ゆっくり歩き，その発見数を記録した。その際，年齢構成の推定のため，5月の調査では1歳（2011年の夏に孵化した幼体）と2歳以上を，7月の調査では孵化幼体（2012年の夏に孵化した幼体）と1歳以上を，それぞれ体サイズと色彩に基づいて可能な限り区別した（本稿では，1回越冬した個体を1歳，2回越冬した個体を2歳，と年齢をカウントする）。10分あたりのトカゲ発見数を，その地点の生息密度の指標とした。また，そのうちの幼体の頻度 [幼体の発見数] / ([幼体の発見数] + [成体の発見数]) を，その地点の年齢構成の指標とした。約10分のセンサスで1個体も発見できなかった場合は，年齢構成指標を算出しなかった。また，幼体か成体か識別で

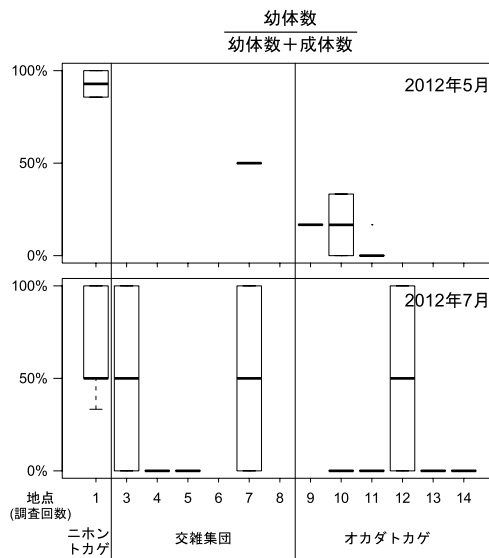


図4 各地点におけるトカゲの年齢構成指標。センサスの結果に基づいて評価された，各地点のトカゲ年齢構成の指標（幼体数/[幼体数+成体数]）。中央が平均値，バーの上端と下端は最大値と最小値，ボックスは25%・75%のパーセンタイル。横軸の上の数字は地点番号（図1と対応）。

きななかった個体は，年齢構成指標の計算から除外した。

標本採集は，センサス調査を行う場合はその終了後に，それ以外は随時行った。ニホントカゲ生息地点および交雑集団生息地点では，捕獲した標本は持ち帰り，液浸標本として固定・保存した。オカダトカゲ生息地点では，原則として採集した個体については体サイズの計測のみを行い，指切り法による個体標識を行ったのちに放逐した。ただし，オカダトカゲ生息地点のうち地点9・10では，明らかに普通のオカダトカゲと異なるカラーパターンの個体がまれに見られたため，そのような個体はニホントカゲまたは雑種と判断し，持ち帰って液浸標本にした。また，性成熟の剖検については，上記の調査で得られた標本に加えて，2009年秋～2011年の調査で採集された標本も使用した。地点ごとの使用標本数およびセンサス調査の回数を，表1に示す。



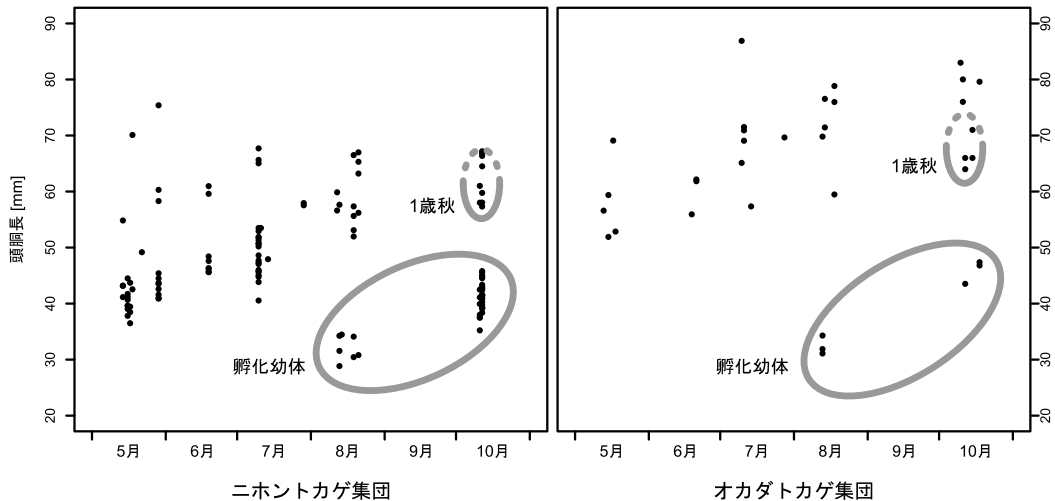


図5 採集時期別のトカゲのサイズ分布. 八丈島におけるトカゲ2種の時期ごとの頭胴長の分布. 横軸は採集された月日で, 2009年~2012年の標本を区別なくプロットした.

## 2. 性成熟齢の比較

今回利用できた標本は2009~2012年の5月~10月のもので, 5月のものはほとんどが幼体または雄であった. よって, この中で性成熟の判定が容易と考えられる9~10月の雄の標本を, 性成熟齢の比較に用いた. ニホントカゲは春が繁殖期で, 成熟雄では前年の9月~当年の3~4月に精巣が肥大する (Hikida 1981). オカダトカゲの年周期もほぼ同様と考えられる. ニホントカゲの雄は, 1歳の秋に性成熟して精巣が肥大し, 2歳の春から繁殖を始める (Hikida 1981). 一方, オカダトカゲの繁殖生態には地理的変異があり, 雄の繁殖開始は2~4歳と島によって異なる (Hasegawa 1994). そこで, 八丈島のオカダトカゲ個体群が, ニホントカゲ個体群に比べて性成熟が遅れるかどうかを検証するため, 八丈島の両種および交雑集団において, 1歳の秋に精巣の肥大が見られるかどうかを調べた. 通年の様々なサイズの雄の標本について, 頭胴長と精巣のサイズを計測し, 肥大していない時期 (5~8月) の同サイズの個体に比べて1歳秋に精巣の肥大が見られるかど

うかを判定した. 精巣を回転楕円体とみなして精巣の短径と長径を計測し, 以下の式で近似的に精巣体積を求めた.

$$\text{精巣体積} \approx \pi/3 \times \text{長径} / 2 \times (\text{短径} / 2)^2$$

秋の個体の齢は, ニホントカゲ分布地点・オカダトカゲ分布地点で採集された全個体をもちいて, 種ごとにそれぞれ頭胴長のコホート解析を行って推定した.

## III. 結果

### 1. 生息密度

5月, 7月の各地点のセンサスの結果を図3に示す. 5月, 7月とも, 生息密度が最も大きかったのは地点10のオカダトカゲ集団 (5月 13.19/10分, 7月 2.34/10分) だった. これを除くと, 5月ではニホントカゲ集団 (地点1: 6.07/10分), 地点10以外のオカダトカゲ集団 (地点9, 11~14: 1.76/10分), 交雑集団 (地点3~8: 0.46/10分) の順だった. 一方, 7月ではニホントカゲ集団 (地点1: 2.08/10分), 交雑集団 (地点3~8: 0.37/10分), 地点10以外のオカダトカゲ集団 (地点9, 11~14: 0.28/10分)

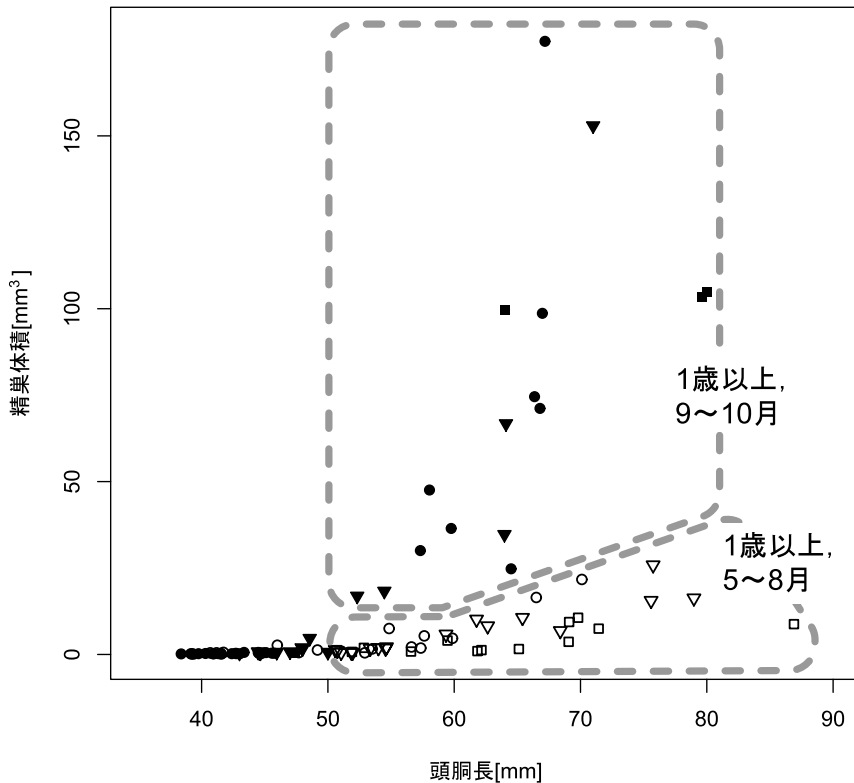


図7 頭胴長と精巣サイズの関係. 頭胴長と精巣サイズ(詳しくは本文参照)の関係. ●○:ニホントカゲ集団, ▼▽:交雑集団, ■□:オカダトカゲ集団. いずれも, 塗りつぶしは9月~10月, 白抜きは5月~8月に採集された標本. 1歳秋以降と考えられる, 頭胴長50 mm以上の部分を, 時期ごとにそれぞれ囲った.

の順だった. 7月の交雑集団・オカダトカゲ集団では, 10分のセンサス中に1個体も発見できない場合も多かった.

## 2. 齢構成

5月, 7月の各地点のセンサス結果から算出された幼体の頻度を図4に示す. 5月, 7月とも, 最も幼体の頻度が大きかったのはニホントカゲ集団で(地点1, 5月92.9%, 7月66.7%), ついで交雑集団(地点3~8, 平均5月50%, 7月33.3%), オカダトカゲ集団(地点9~14, 平均5月10%, 7月8.3%)のものが最も小さかった.

## 3. 雄の性成熟齢

時期ごとの頭胴長の分布から(図5), 9~10

月の個体では30~45 mm程度の個体が当年の孵化幼体, 50 mm超の個体が1歳以上とほぼ判定可能と考えられる. 頭胴長と精巣サイズの関係を示す. 頭胴長50超の9~10月の標本では, 他の時期のものに比べて, 例外なく精巣が大きいという結果が得られ, 全個体が性成熟していると判定された.

## IV. 考察

### 1. 個体数動態の種間差

個体数の動態を決める要因として, 世代時間と単位時間あたりの産仔数が重要なパラメータになり, 似た生物同士を比べる場合は, 性成熟が早くかつ若い個体が多数出現する集団ほど増

表2 種および交雑集団間の遺伝子流動速度. DNA データ (Okamoto et al. 2013; 岡本ほか準備中) に基づくニホントカゲ集団・オカダトカゲ集団・交雑集団間における遺伝子流動の推定速度の平均値および最大値・最小値を, 方向別に示す. 各速度は, 世代ごとの移入先における移入遺伝子の頻度. 例えば, A→B の速度が 1.50 となっている場合, 集団 B の遺伝子のうち毎世代 1.5 %が新たに集団 A から流入したもの, という速度を表す.

方向	平均	最小値 - 最大値
ニホン→交雑	4.66	1.89 - 9.11
交雑→ニホン	1.51	0.97 - 2.04
交雑→オカダ	1.64	1.21 - 2.07
オカダ→交雑	1.89	1.62 - 2.09

加率が大きいと予想される. 八丈島のトカゲにおいて, 雄の性成熟のタイミングはニホン・交雑・オカダの間で特に差は無いと考えられる. センサス調査の結果から, 生息密度はニホン > 交雑 ≈ オカダ という傾向で, 年齢構成はニホン > 交雑 > オカダ という順で若い個体の比率が大きいと言える. このことから, ニホントカゲはオカダトカゲに比べて増加率が大きいと推測され, その結果として個体群密度が高くなっていると考えられる.

八丈島のオカダトカゲは, 1960 年前後のニホンイタチ導入により激減し, その後はごく低密度の状態で推移している (大野 1994; 長谷川・太田 2000). よって, オカダトカゲの現在の個体群密度は, 概ねイタチのいる八丈島における平衡状態であり, イタチ存在下では大きく増減しない水準と推測される. 一方, ニホントカゲ個体群は, 明らかにオカダトカゲより高密度かつ増加率も大きいと推測されことから, イタチ存在下でも個体数を増加させることが可能と考えられる.

DNA 解析に基づく遺伝子流動速度の推定の予備的な結果 (表 2; Okamoto et al. 2013; 岡本ほか未発表) によれば, 遺伝子流動は著しく非対称であり, ニホントカゲ型遺伝子が拡散する方向に偏ると推定されている. これは, 個体数動態についての結果と整合する. すなわち, オ

カダトカゲ個体群はイタチの影響により低密度のまま推移しているのに対し, 増加率で上回るニホントカゲは一方的に個体数を増やし, その結果として非対称な遺伝子流動が生じる, という構図が示唆されるのである.

## 2. 八丈島のオカダトカゲは絶滅するか?

前節で述べた構図のように交雑が進行していると仮定すると, 増加率の種間差から, ニホントカゲ個体群から交雑集団へのニホントカゲ型遺伝子の供給が今後さらに加速傾向となり, その結果交雑集団におけるニホントカゲ型遺伝子の頻度はしだいに高くなってゆくと予想される. すると, 交雑集団における個体群密度が大きく変動しないと仮定しても, ニホントカゲ型遺伝子のオカダトカゲ集団への流入速度は, 今後上昇傾向になると予想される. この傾向が続けば, やがて交雑は島の広い範囲に広がり, いずれは純系のオカダトカゲ集団が消滅してしまうということになる.

一方で, 予備的な遺伝子流動速度の推定 (表 2) によれば, 現時点では各地点間の遺伝子流動は世代あたり数 % 程度であり, 純系のオカダトカゲの分布域が, 交雑帯から離れた場所を含む広い範囲に渡ることも考慮すると, 完全な絶滅までにはかなり時間がかかると予想される. どの程度の時間がかかるかは, 現時点で予測するのは難しいが, おそらく数十年オーダー

と思われる。

### 3. どのような対策が可能か？

新たな外来種により絶滅リスクが増したと考えられ、ニホントカゲの問題は、今後レッドデータブックにも記載されるべきであろう。具体的なアクションとしては、望ましい対策は、ニホントカゲ個体群の根絶もしくはオカダトカゲ分布域への拡散防止だが、現時点では非常に困難と考えられる。世界的に見ても、小型トカゲ類の外来種に対して参考になる対策事例は非常に少なく、捕獲・封じ込めの技術もほとんど確立されていない (Kraus 2009；戸田 2011)。

一方で、八丈島にはニホントカゲと酷似した生態を持つオカダトカゲが元々高密度で生息していたことから、オカダトカゲ以外に対するニホントカゲの生態影響はごく軽微と推測され、専らオカダトカゲに対する浸透性交雑のみに着目すればよいと思われる (Okamoto et al. 2013)。よって、オカダトカゲ個体群の域外保全などは、根本的な解決にはならないものの、応急的な危機回避策としては効果的と考えられる。オカダトカゲ個体群に対する影響の拡大にはある程度時間がかかると予想されることから、純系個体群を一部避難させたいうえで、なんらかの根本的な解決策を検討するというのは、当面の現実的な選択肢の一つと考えられる。

### 謝辞

本研究において、現地調査の補助をくださった中島悟、青木索両氏、様々な助言をくださった長谷川雅美博士、所蔵標本を使わせてくださった京都大学総合博物館、現地における情報提供・私有地での調査の許可などの便宜をはかってくださった八丈島住民の方々に感謝申し上げます。

### 文献

Brandley, M.C., Wang, Y., Guo, X., Montes de Oca, A.N., Feria-Ortiz, M., Hikida, T. and Ota, H. 2011.

Accommodating heterogeneous rates of evolution in molecular divergence dating methods: An example using intercontinental dispersal of *Plestiodon* (*Eumeces*) Lizards. *Systematic Biology* 60(1): 3-15.

Brandley, M.C., Ota, H., Hikida, T., Oca, A.N.M.D., Feria-Ortiz, M., Guo, X. and Wan, Y. 2012. The phylogenetic systematics of blue-tailed skinks (*Plestiodon*) and the family Scincidae. *Zoological Journal of the Linnean Society* 165: 163-189.

Conservation International 2012. Japan. The Biodiversity Hotspots. [http://www.conservation.org/where/priority\\_areas/hotspots/asia-pacific/Japan/Pages/default.aspx](http://www.conservation.org/where/priority_areas/hotspots/asia-pacific/Japan/Pages/default.aspx) (Accessed 20 Nov. 2012)

Courchamp, F., Chapuis, J. and Pascal, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.

Goris, R.C. 1967. The reptiles and amphibians of Hachijojima Island. *Acta Herpetologica Japonica* 2: 25-30.

Hasegawa, M. 1994. Insular radiation in life history of the lizard *Eumeces okadae* in the Izu islands, Japan. *Copeia* 1994: 732-747.

Hasegawa, M. 2003. Ecological diversification of insular terrestrial reptiles: a review of the studies on the lizard and snakes of the Izu Islands. *Global Environmental Research* 7: 59-67.

長谷川雅美・太田英利 2000. 三宅島、八丈島、青ヶ島のオカダトカゲ。環境庁自然保護局野生生物課編「改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物 ―レッドデータブック― (爬虫類・両生類)」自然環境研究センター：66-68.

Hikida, T. 1981. Reproduction of the Japanese skink (*Eumeces latiscutatus*) in Kyoto. *Zoological Magazine* 90: 85-92.

平野哲夫 1967. 八丈島における天敵による野鼠駆除効果. *植物防疫* 21 (12) : 517.

加藤正世 1940. 八丈島に於ける採集品目録. *昆虫界* 8 (80) : 690-730.

Kier, G., Kreft, H., Lee, T., Jetz, W., Ibsch, P., Nowicki, C., Mutke, J. and Barthlott, W. 2009. A global assessment of endemism and species richness across island and mainland regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(23): 9322-9327.

Kraus, F. 2009. Alien Reptiles and Amphibians: A Scientific

Compendium and Analysis. Springer.

栗山武夫・岡本 卓・長谷川雅美・疋田 努・五箇公一 2009a. 伊豆諸島八丈島へのニホントカゲの侵入. 爬虫両棲類学会報 2009 : 124-127.

栗山武夫・宮路和幸・杉本雅純・森本 元・長谷川雅美 2009b. オカダトカゲの色彩パターンの地理的変異を生み出す色素細胞. 爬虫両棲類学会報 2009 : 169-174.

岡本 卓・疋田 努 2009. オカダトカゲの分布とその起源－伊豆半島に乗ってきたトカゲ－. 日本生態学会関東地区会報 58 : 44-49.

Okamoto, T., Kuriyama, T. and Goka, K. 2013. An impact

assessment of the alien lizard *Plestiodon japonicus* (Scincidae, Reptilia) on a threatened island population of the native lizard *P. latiscutatus* at an early phase of the biological invasion. *Biological Invasions*, 15, 2029-2037.

大野正男 1994. 爬虫・両生類. 東京電力株式会社・東電設計株式会社編「八丈島地熱地点に関わる自然公園内環境基礎調査報告書」東京電力株式会社・東電設計株式会社 : 256-262.

大野正男・樋口広芳・黒沢良彦・大場達之 1990. 伊豆諸島の生物はどこから来たか. *日本の生物* 4 : 36-48.

An assessment of extinction risk of *Plestiodon laticutatus* population  
by the invasion of a non-native congener *P. japonicus*  
on Hachijojima Island, Izu Islands

Taku Okamoto and Takeo Kuriyama

A scincid lizard *Plestiodon laticutatus* (Scincidae, Reptilia) population on Hachijojima Island has been threatened by predation pressure from an invasive weasel. In addition, a non-native lizard population of a close congener *P. japonicus* has been established recently, and genetic swamping to the native lizard has been detected. In this study, population density and age structure were compared between the lizard species based on census data and male maturation age was compared by testis size distribution. Although maturation age of males seemed not different between species, the non-native lizard may have larger population density and larger proportion of young individuals. These results implied that the non-native population may have larger reproductive rate, which can cause asymmetric gene flow. Actually, a preliminary gene flow rate estimation based on DNA data implied asymmetric gene flow declining the frequencies of native species genes. Therefore, the introgressive hybridization will spread to wider area and the native population should extinct by genetic swamping in the future.

## 生物多様性のホット・スポットの普及活動 —上関のフィールドワーク

長島の自然を守る会  
高島美登里・森田 修

### I. はじめに

長島の自然を守る会は1999年より日本生態学会・日本ベントス学会・日本鳥学会等の研究者と上関周辺地域の生物多様性に着目して、調査を行い、当地域が1)瀬戸内海で手付かずの環境が保存され、他地域では絶滅の危機に瀕している生物が健全に生息していること、2)カンムリウミスズメやナガシマツボなど世界的に珍しい希少な生物の宝庫であること、3)世界遺産に匹敵する生物多様性のホット・スポットであることを確認してきた。ところが、ここに上関原子力発電所建設計画があり、2011年2月には敷地造成のための埋め立てが一部開始された。ところが、東日本大震災による福島原発事故で埋め立ては一時中断している。

原発建設計画の準備作業のうち、埋め立て作業の陸域部分は照葉樹林の伐採などかなり進んでおり、それに伴う生態系へのダメージも顕在化しつつある。海域の埋め立ては部分的に開始され、現在は一時中断しているが、今後の国のエネルギー政策如何によっては予断を許さない。また仮に原発計画が中止になったとしても、2011年6月の上関町議会で町長が「(原発計画がなくなった場合の)跡地利用についても検討する必要がある」と明言しており、新たな大規模開発計画を誘致する可能性は大である。自然保護の特別な地域指定を受けられる世論形成の

ために「上関フィールド・ワーク」開催とハンドブック「奇跡の海の生き物たち」を作成した。

### II. 活動の内容

#### 1. 上関フィールドワークの実施

この活動の特徴づけるものとして、1)フィールドツアーの内容が国際的にも注目される生物種である、2)カンムリウミスズメの世界で唯一の周年生息地である、3)オオミズナギドリの内海における唯一の繁殖地である、4)瀬戸内海産スナメリの最後に残された健全な生息域である、5)日本海特産種であるスギモクの瀬戸内海で最大の生息域である、6)未利用海藻(クロモズク・フトモズク等)の刈り取りなど豊かな自然と食文化との共存を体感できる、7)必ず専門家に随行してもらい、事前学習と観察会の指導や助言を受けて上関の生物多様性について学ぶなどが挙げられる。

上関フィールドワークの実施日時・内容は表1のとおりである。

10回のフィールドワークにのべ143名が参加、予備調査は計3回のべ21名が参加した。それぞれの企画で、生物多様性のホット・スポット奇跡の海の魅力を満喫して貰えた。特徴的な事例を挙げる。

2012. 1. 29「船で行く冬の家鳥観察会」

カンムリウミスズメを16羽も確認すること

表1 フィールドツアー実施一覧表. フィールドツアーの実施日時・内容・参加状況の一覧表

実施日時	内容	講師	参加人数	確認できた生物
2011.11.13	船で行く上関の自然めぐり	飯田知彦	14	ハヤブサ・ミサゴ
2011.12.4	船で行く秋の植物観察会	野間直彦	6	アコウ
2012.12.10	カンムリウミスズメ予備調査	飯田知彦	4	カンムリウミスズメ
2012.1.29	船で行く上関の海鳥観察会	飯田知彦	5	カンムリウミスズメ
2012.2.12	田ノ浦スギモク/カンムリウミスズメ予備調査	新井章吾/飯田知彦	5	カンムリウミスズメ・スギモク他海藻
2012.3.10	田ノ浦スギモク&海鳥予備調査	新井章吾/飯田知彦	6	スギモク他海藻
2012.3.11	田ノ浦スギモク&海鳥観察会	新井章吾/飯田知彦	10	スギモク・スナメリ
2012.4.14	上関の春の植物観察会	野間直彦	14	カンムリウミスズメ
2012.5.6	磯の生き物 調査&観察会	向井宏	25	スナメリ
2012.5.22	ナメクジウオ&モズク観察会	山下博由/新井章吾	8	ナメクジウオ
2012.6.16	祝島ピロウ狩り&スナメリウォッチング		25	スナメリ
2012.6.24	魚類調査&オオミズナギドリ予備調査	渡辺伸一/畑啓生	10	魚類・オオミズナギドリ
2012.8.18	アカテガニ放仔観察会	佐藤正典	25	アカテガニ
2012.8.19	宇和島生き物観察会	佐藤正典	11	ゴカイ各種
2012.9.18	オオミズナギドリ繁殖調査・観察会	渡辺伸一/飯田知彦	9	オオミズナギドリ

ができ、参加者した写真家は上関をテーマにした写真集を作成したいと申し出てくれた。また、4月14日の上関の春の植物観察会でも海上から満開のヤマザクラを鑑賞するかたわら、カンムリウミスズメが9羽も姿を見せ、参加者は「5,000分の9を見ることができた!!」と大感激であった(写真1)。

2012. 3. 10「田ノ浦スギモク&海鳥観察会」  
海藻研究所の新井章吾さんの案内で船上から観察した。スギモクの生殖器がたち上がり、参加者は海の金色のお花畑を楽しんだ。2007年より陸域の工事で伐採された里山が昨年の埋立中止により、自然再生しつつあるのが功を奏したのか、伐採前に比べて半減していた群落に復活の兆しが見えた。このまま、工事が中止されれば以前のような見事な群落がよみがえる可能性が大である。

2012. 5. 22「ナメクジウオ&モズク観察会」  
海藻研究所の新井章吾さんと貝類保全研究会の山下博由さんの案内で田ノ浦湾のドレッジ調査を実施した。海底8~12m地点でナメクジウオ5個体を採取した。クロモズクについては、今年は成長が遅く量的には少なかったが、取れたての“モズクお好み焼き”は好評だった(写真2)。

2012. 8. 18「アカテガニ放仔観察会」  
鹿児島大学の佐藤正典先生の指導で、大潮の

満潮時に見られるアカテガニの放仔を今年も確認することが出来た。ただ、2007年に陸域の伐採工事が開始されて以降、アカテガニの個体数やサイズが縮小する傾向が見られ、残念ながら今年も同様の傾向であった。

#### 予備調査

上記の上関フィールド・ワークの前にそれぞれ、予備調査を行い、今年の特徴を把握し、参加者に伝える準備をした。

#### 2. ハンドブック「奇跡の海の生き物たち」の作成

上関フィールド・ワークのためのハンドブック「奇跡の海の生き物たち」作成は予定より日程が遅れた。主な理由は2012年9月に環境省第4次RDB(改訂版)が発表される予定になっており、この中で上関原発予定地田ノ浦湾や周辺で確認された貝類が掲載される可能性が大きかったためである。そのため編集を延期した。

公表された第4次RDB(改訂版)ではナガシマツボ(環境省RDB絶滅危惧I類)をはじめ、絶滅危惧I類6種、II類17種、準絶滅危惧11種、情報不足2種が掲載された。「奇跡の海の生き物たち」には、この情報も掲載している。その他、長島の自然を守る会が研究者との共同調査で得た最新情報として、i) 宇和島でのカラスバトの繁殖確認、ii) オオミズナギドリの採餌域が世界最小であること、が掲載されている。





写真1 目と口で楽しむ上関の幸！！上関の春の植物観察会の写真 (2012.4.14.実施)



写真2 黒のダイヤ?! “上関のクロモズク”を探索中。ナメクジウオ&モズク観察会 (2012. 5.22. 実施)。

### Ⅲ. 今後の活動

#### 1. 生態系の解明

2013年度はさらなる生態系解明に力を注ぐ。

カンムリウミスズメが繁殖期に上関周辺海域で確認されていることから、繁殖の可能性もあるので、バイオロギング研究会と連携して生態調査をする。調査には海外の研究者も招聘する予定である。

瀬戸内海で繁殖が初めて確認された宇和島のオオミズナギドリについて、個体群調査を行い、外海個体群との交流を調べる。

スナメリの音波調査で瀬戸内海の個体群の生態解明を行い、保護活動に役立てる。

#### 2. 上関フィールドワークの充実

ハンドブック「奇跡の海の生き物たち」を活用して、フィールドワークの充実を図る。

2013年度は新たにシュノーケリング or ダイビングによる自然に配慮した海中観察を予定する。作成中であるDVD「生物多様性のホット・スポット～上関は“奇跡の海”」を完成させる。

#### 3. 自然を活かした町作りの具体化と強化

2012年度は天候不良で具体化できなかった

クロモズクの商品化を行う。

上関フィールドワーク参加者の多くが「上関のおさかな—おまかせパック」の購入者であり、自然を活かした町作りの理解者・協力者である。地元の漁業者からも期待の聲が高まっており、原発計画で打ち砕かれた「ふるさとへの誇り」を取り戻してもらい、自然と共生し、原発に頼らない町作りを目指す。

#### 4. 上関を世界遺産など特別の保護する地域にする

上関原発計画は東日本大震災による福島原発事故で埋め立ては一時中断している。しかし、原発計画自体も今後の国のエネルギー政策しだいでは予断を許さず、また、仮に中止になったとしても新たな大規模開発計画が浮上する可能性は非常に濃い。ユネスコの生物圏保存地域や世界遺産など特別に保護する地域に指定することが必要である。そのため、海域公園や生物圏保存地域リザーブなどに指定された地域のパネリストを迎えてシンポジウムを開催する予定である。

Field work of dissemination activities  
— Kaminoseki of hot spots of biodiversity

Midori Takashima and Osamu Morita

## 千葉県南部に侵入した特定外来生物ナルトサワギクの 海岸侵出阻止と駆除

安房生物愛好会

小林洋生・平井良明・井上健次郎・川崎 一・加藤純子・斉藤陽子・  
佐藤博秋・須田守儀・諏訪文二・山形達哉・山口雅彦・和田 豊

### 1. 活動内容および成果

特定外来生物であるナルトサワギク *Senecio madagascariensis* (写真1, 2) の海岸侵出阻止を当面の目標とし、最終的には千葉県南部(図1, 表1)からの完全駆除を目的として活動した。活動助成の期間中は真夏を除き原則として毎週土曜日の午前中を活動日と決めて、各種の活動を展開した。活動内容は以下の6項目に分けられる。

#### 1. 防草シート設置による駆除

市販の塩化ビニル製の防草シートを発生している場所に設置し、生育している個体を枯らすことと発芽を抑制する方法であり、土壌の組成や地形等により、300 m<sup>2</sup>の面積で実施し、およそ6ヶ月後にシートを撤去した。設置した箇所では当初生えていたすべての個体は枯死し、発芽伸長した個体も確認できなかった。

#### 2. 刈り払いによる駆除

平坦な場所が広がっている南房総市杓見の埋立地で、1ヶ月に1,2回、刈り払い機を使用して、生育している株を地ぎわから刈り取った。多くの個体は6ヶ月以内で枯死したが、新規発生があったので継続して実施した。この方法ではナルトサワギクの茎が地表より長く残るほど側枝



写真1 ナルトサワギク(花).



写真2 ナルトサワギク(草姿).

の伸長が見られた。できるだけ地表すれすれに刈り払いをおこなったが、礫の存在や不整地な場所もあったため、刈り払いが不十分で、側枝の再発芽があった個体も相当数見られた。しかしこのような個体も刈り払いの回数を重ねたことにより枯死させることができた。

### 3. 人力の抜き取りによる駆除

2011年10月、館山市大井の残土処分場と南房総市沓見の埋立地の2ヶ所をメインとして抜き取り駆除を実施した(写真3)。抜き取り作業は、防草シートの設置が困難な場所、または急斜面などで刈り払い作業も困難な場所で実施した。大発生地の大井残土処分場において2011年10月から12月までの駆除量は約1,080 kgであったが、2012年7月から9月は駆除量約47 kgにまで減少した。これは活動後半には大きな個体が減少し、特に7~9月の期間は参加者の減少はあったものの、個体数も極めて少なくなり、駆除量が減少したものである。現時点では大発生地の沓見埋立地においても生育数は著しく減少している。

### 4. 牧草などの播種・育成による被圧駆除

ナルトサワギクは他の植物の被圧により発芽・生育が抑制されるので、シロツメクサとギョウギシバの2種の牧草および緑化植物を播種し育成してナルトサワギクの発芽阻止と生育場所を減少することを試みた。シロツメクサは2011年秋と2012年春に南房総市沓見の埋立地に播種した。ギョウギシバは2012年春に、防草シートを撤去した跡の館山市大井残土処分場斜面と裸地になっている部分に播種した。なお、播種の直後に種子定着用の糊を溶いた水溶液を散布した。

シロツメクサとギョウギシバは播種後の生育期間が短いため、2012年9月には密生状態まで生育しておらず、期間中の抑制効果は特に認められなかった。

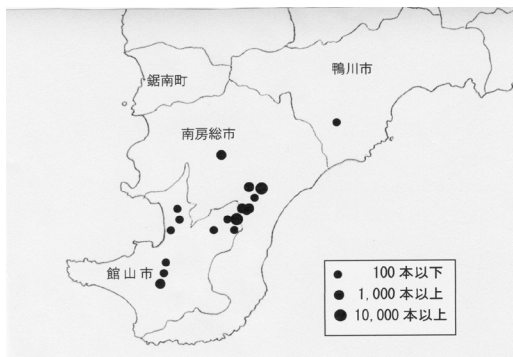


図1 千葉県南部のナルトサワギク発生地位置図。



写真3 館山市大井の発生状況と抜き取り作業。

### 5. 発生地およびその周辺のパトロール

大発生地の2ヶ所以外は発生状況により1~3ヶ月に1回のパトロールを実施し、10ヶ所で駆除が完了し、5ヶ所で駆除完了の見通しになった。周辺パトロールにより新たな発生地が3ヶ所見つかったが、このこともパトロールの成果である。

### 6. 有効な駆除の方法を見出すための調査

現状の把握と今後の駆除に役立てるために、1)シロツメクサなどの植物の抑制効果調査、2)防草シートの効果調査、3)刈り払い効果調査、4)抜き取り効果調査を実施した。1)パッチ状に生育したシロツメクサはナルトサワギクの抑制効果が極めて大きいことが判明した。2)防草

表1 千葉県南部安房地域のナルトサワギク発生状況

番号	地区名(行政区)	小字・詳細場所	確認日	発生数	発生地の環境	発見者	確認者	現在の状況
1	館山市出野尾	出野尾谷津田	2007.04.16	5±	裸地	小林洋生	天野 誠	耕地整備で消滅
2		岡田川上流	2010.03.20	1	水田の土手		小林洋生	駆除完了
3		残土処分場	2010.09.07	数千本以上	残土処分場	斎木健一ほか	斎木健一	ほぼ駆除完了
4	館山市岡田	風早不動南奥	2010.05.03	23	造成地、付近に 残土処分場	山形達哉	小林洋生	駆除完了
5	館山市大井	御狩谷	2008.04.23	1	水田の脇	小林洋生	天野 誠	駆除完了
6		東根(2ヶ所)	2010.05.01	12	路傍・畑	小林洋生	小林洋生	駆除完了
7		手力男神社入り口 国道脇(2ヶ所)	2010.05.06	3	路傍・民家の庭	小林洋生	小林洋生	駆除完了
8		国道脇の草地	2010.06.22	3	牧草栽培地	川崎 一	川崎 一	駆除完了
9		残土処分場	2010.09.07	数万本以上	残土処分場	斎木健一ほか	斎木健一	90%以上駆除
10	館山市八幡	法務局北側付近	2010.04.26	1	建築中の住宅地	川崎 一	川崎 一	駆除完了
11	館山市正木	平久里川沿い	2010.05.05	2	護岸修復地	西木はな子	小林洋生	駆除完了
12	館山市北条正木	カインズホーム裏	2010.10.16	10	埋立地	須田守儀	小林洋生	駆除完了
13	館山市安東	タケノコ種苗九重店前	2010.11.14	1	埋立地	小林洋生	小林洋生	駆除完了
14	南房総市山名	山名金毘羅山付近	2010.02.09	約3400	山林伐採地	川崎 一	尾崎煙雄	残り100本以下
15	南房総市加茂	加茂坂	2010.02.19	1	路傍	須田守儀	須田守儀	駆除完了
16		加茂坂下	2010.06.17	970	埋立地	川崎 一	斎木健一	駆除完了
17		荒井米穀物店前と 国道の歩道など	2010.07.07	50±	路傍・造成地	丸アイ子	小林洋生	駆除完了
18		実成谷奥	2010.09.20	709	休耕地 残土処 分場隣接地	小林洋生	小林洋生	駆除完了
19		実成谷集会所付近	2010.12.01	2,013	休耕地・路傍	小林洋生	小林洋生	駆除完了
20	南房総市沓見	梅田・松の江谷	2010.10.15	数千本以上	埋立地・路傍・ 崖など	川名常夫	小林洋生	ほぼ駆除完了
21		加茂坂下 崖地	2011.11.06	1万本以上	山を削った崖	平井良明	平井良明	残数不明
22	南房総市沓見	南小学校付近	2010.07.27	数万本以上	埋立地	小林洋生	尾崎煙雄	残り1,000本以下
23		吹代堰脇 崖地	2011.11.04	約3,000	山を削った崖	平井良明	平井良明	ほぼ駆除完了
24	南房総市府中	宮田	2011.01.27	1	水田転作圃場	石井久隆	小林洋生	駆除完了
25	南房総市白子	ローズマリー公園脇	2011.03.05	1	イチゴハウス脇	今井敏子	今井敏子	駆除完了
26	鴨川市東	曾呂地区	2009.03.01	10±	造成地	三橋正道	天野 誠	除草剤等で消滅

標記した発生数は発見時または初期の抜き取り本数。

2012年10月10日

小林洋生作成

シートでは100%駆除できたが、設置場所が限定された。3) 刈り払い効果調査および4) 抜き取り効果調査においても2012年の初夏以降は調査区内において再生長や新たな発芽は確認できなかった。

## II. まとめ

本活動中に館山市、南房総市など活動エリア内での多くの場所で完全駆除に成功し、当面の

目標である海岸への侵出阻止は達成された。すべての発生地での完全駆除には至らなかったが、生育密度を極めて低く抑えることに成功した。今後も継続的な活動を進めることにより、残る数箇所の完全駆除も近い将来には可能であると思われる。

Development of the control method for invasive plants *Senecio  
madagascariensis*, invaded in southern part of Chiba, Japan

Hiromichi Kobayashi, Yoshiaki Hirai, Kenjiro Inoue, Hajime Kawasaki,  
Junko Katou, Youko Saitou, Hiroaki Satou, Moriyosi Suda, Bunji Suwa,  
Tatuya Yamagata, Masahiko Yamaguchi and Yutaka Wada

## 伊豆諸島新島・式根島・神津島植生誌編纂

### 伊豆諸島植生研究グループ

八木正徳<sup>1</sup>・星野義延<sup>2</sup>・上條隆志<sup>3</sup>・川越みなみ<sup>4</sup>・石橋正行<sup>5</sup>

#### 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。また、火山噴火によって、様々な遷移段階の植物群落が存在する一方で、御蔵島などでは、長期間噴火の影響を受けていない極相林が、手つかずの状態で広く残されている。また、高標高部では、風、雲霧、火山活動により、多様な植物群落が成立している。人間生活とかかわりを持った二次的な植生には、切替畑といった伝統的な農業方法と密接に関わって成立している植物群落もみられる。このような、貴重な植生を保全し、植生の保護の啓蒙・普及活動に利用するには、その基礎資料となる植生誌が必要である。しかし、これだけ多様な植物群落が存在しながら、伊豆諸島の植生の全容をまとめた植生誌はまだ作成されていない。本研究グループは、これまでに各島で得られた植生調査資料を整理して、地域すなわち伊豆諸島の自然保護活動に還元する必要性、緊急性を感じてきた。

本活動は、伊豆諸島の生物多様性保全の基盤となり、各島の自然環境の実態を後世に残す基礎資料となる植生誌を、昨年度の御蔵島植生誌・三宅島植生誌に引き続き、新島と神津島について今までに集積した植生調査資料を解析し、こ

れをもとに編纂することを主目的としている。さらに、この研究活動を進めながら、両島において公開シンポジウムまたは観察会を企画して、植生と自然保護に関する啓蒙普及活動にも取り組むことも併せて目的とする。

#### II. 新島植生誌編纂

新島は相模湾南方海上に位置し、島の面積は22.8 km<sup>2</sup>である。最高点は島の中央部に位置する宮塚山の432 mである。島の基本構造は、粘性の大きく流動しがたいマグマ起源の流紋岩質火山岩の単成火山が20個近く複合している。島の山頂部は広く平坦で、その端が急峻な崖に囲まれる溶岩円頂丘を成している。島の形状は南北に約11 km、東西に約4 kmと細長く、新島山(245 m)・阿土山を中心とした北部、宮塚山(432 m)を中心とした中央部、大峯(300 m)・丹後山(295 m)の双峰を有する向山の南部に分けられる。このうち、新島南部の大部分を占める向山火山は、仁和2年(886年)の最新噴火によって形成され、この時の火山噴出物が宮塚山側の海峡部を埋めて新島本村の平地を形成したと考えられている(磯部1996)。

新島の植物相については、常谷(1936, 1937)、本田(1959)などの報告がある。しかし、詳細な植生調査資料や群落区分を示した植生誌

1: 東京都立墨田川高等学校 2: 筑波大学生命環境系 3: 東京農工大学大学院 4: 朝日航洋 5: 東京都立上水高等学校  
2013.3.8 受付 2014.7.18 公開

は作成されていない。

新島植生誌編纂における 292 地点の植生調査資料と表操作結果は、植物社会学的調査方法 (Braun-Blanquet 1964, Mueller-Dombois and Ellenberg 1974, 福嶋 2005) に基づき行われた。得られた識別表と総合常在度表上の各群落単位の種組成と、既に報告されている群集の種組成とを比較し、群集同定を行った。群集名については、大場 (1971), 奥富ほか (1986, 1988) に従った。同定不可能な場合が、群落名のままとした。以下に識別された群落単位の概要を示す。

#### 木本群落

1. リョウブーオオシマツツジ群落
2. ヤマグルマーユズリハ群集
3. スタジイーオオシマカンスゲ群集
4. オオシマザクラーオオバエゴノキ群集
5. オオバヤシャブシーニオイウツギ群集
6. ラセイタタマアジサイーガクアジサイ群集
7. シチトウタラノキーシマクサギ群落
8. ビロードカジイチゴ群集
9. シチトウエビヅルーセンニンソウ群集
10. クズ群落
11. トペラーマサキ群集
12. マルバシャリンバイーオオシマハイネズ群落
13. マルバアキグミ群落
14. ハマゴウーチガヤ群集
15. スギーヒノキ植林
16. クロマツ植林
17. ヤブツバキ植林
18. ウラジロガシ植林
19. ギボウシノ群落
20. ヤダケ群落

#### 草本群落

21. シマノガリヤス群落
22. イズノシマダイモンジソウ群落
23. ホシダ群落

24. イノコズチ群落
25. ハチジョウアザミーアシタバ群集
26. カモジグサ群落
27. ミドリハコベ群落
29. シバーメリケンカルカヤ群落
30. チガヤ群落
31. コミカンソウーウリクサ群集
32. オオアレチノギクーヒメムカシヨモギ群落
33. オヒシバーアキメヒシバ群集
34. ギンゴケツメクサ群集
35. セイタカアワダチソウ群落
36. オニシバ群落
36. ハタガヤ群落
37. ハマエンドウ群落
38. コウボウムギーネコノシタ群落
39. ハチジョウススキーイソギク群集
40. ソナレセンブリーシマウシノケサ群落
41. イソヤマテンツキ群集
42. イワタイゲキ群集
43. ハマエノコローハマツメクサ群集

総合常在度表の他、主要群落単位の特徴の概説・分布図・典型的な植生調査資料・写真を掲載した「新島の植生」を冊子体として 500 部作製した。なお、畑雑草群落、林縁植物群落、スギ・ヒノキ人工林など、人為的影響の強い群落については、扱うことができなかった。これらについては今後の課題である。

「新島の植生」については、新島村役場、東京都大島支庁、新島村博物館、新島・式根島島民の方々を主たる対象として配布を行う。

### III. 神津島植生誌編纂

神津島は相模湾南方海上に位置し、島の面積は 18.5 km<sup>2</sup> である。最高点は島の中央部に位置する天上山の 572 m である。島の基本構造は粘性の大きく流動しがたいマグマ起源の流紋岩質火山岩からなり、天上山を中心とする北部と



秩父山 (280 m) などをふくむ南部を形成している。島全体は急峻な崖に囲まれているが、天上山の上部は緩やかな起伏を成している。

神津島の植物相については、これまで、常谷 (1933, 1937), 本田ほか (1959) などの報告がある。しかし、詳細な植生調査資料や群落区分を示した植生誌は作成されていない。

神津島植生誌編纂における 229 地点の植生調査資料と表操作結果は、植物社会学的調査方法 (Braun-Blanquet 1964, Mueller-Dombois and Ellenberg 1974, 福嶋 2005) に基づき行われた。得られた識別表と総合常在度表上の各群落単位の種組成と、既に報告されている群集の種組成とを比較し、群集同定を行った。群集名については、大場 (1971), 奥富ほか (1986, 1988) に従った。同定不可能な場合が、群落名のままとした。以下に識別された群落単位の概要を示す。

**木本群落**

1. リョウブーオオシマツツジ群落
2. スダジイーオオシマカンスゲ群集
3. オオシマザクラーオオバエゴノキ群集
4. オオバヤシャブシーニオイウツギ群集
5. ラセイタタマアジサイーガクアジサイ群集
6. シチトウタラノキークサギ群落
7. トベラーマサキ群集
8. マルバシャリンバイーオオシマハイネズ群落
9. マルバアキグミ群落
10. チガヤーハマゴウ群集
11. ビロードカジイチゴ群集
12. カジイチゴ群集
13. シチトウエビヅルーセンニンソウ群集
14. クズ群落
15. スギーヒノキ植林
16. クロマツ植林
17. ヤブツバキ植林
18. ギボウシノ群落

**草本群落**

19. イズノシマホシクサ群落
20. シマタヌキランーハチジョウイタドリ群集
21. ウラジロ群落
22. シマノガリヤス群落
23. イズノシマダイモンジソウ群落
24. イノコズチーイヌタデ群落
25. カモジグサ群落
26. ハチジョウアザミーアシタバ群集
27. ホシダ群落
28. ガンクビソウ群落
29. シバ群落
30. ヒメコバンソウ群落
31. チガヤ群落
32. シナダレスズメガヤ群落
33. オニウシノケグサ群落
34. コミカンソウーウリクサ群集
35. オヒシパーアキメヒシバ群集
36. オオアレチノギクーヒメムカシヨモギ群落
37. ギンゴケツメクサ群集
38. イワニガナ群落
39. セイタカアワダチソウ群落
40. オオイヌタデ群落,
41. コセندگانグサ群落
42. ハイチゴザサ群落



写真1 新島における公開シンポジウム。

- 43. ケカモノハシ群落
- 44. オニシバ群落
- 45. ハマエンドウ群落
- 46. コウボウムギーネコノシタ群落
- 47. ギョウギシバ群落
- 48. ツルナ群落
- 49. ハチジョウススキーイソギク群落
- 50. イワタイゲキ群落
- 51. イソヤマテンツキ群落
- 52. ハマエノコローハマツメクサ群落
- 53. ヒメオニヤブソテツ群落

総合常在度表と組成表の他、群落単位の特徴の概説・分布図・典型的な植生調査資料・写真を掲載した「神津島の植生」を冊子体として500部作製した。なお、畑雑草群落、林縁植物群落、スギ・ヒノキ人工林など、人為的影響の強い群落については、扱うことができなかった。これらについては今後の課題である。

「神津島の植生」については、神津村役場、神津島島民の方々に配布を行った。今後も神津島島民を主たる対象として広く配布する。

#### IV. 新島における公開シンポジウムと観察会

新島において、現地での自然観察、自然環境の保護・保全活動に関心をもった人々を対象に、講演会と観察会を行った。以下にその概要を示す。

##### 1. 公開シンポジウム：「新島の植生誌をつくります」(写真1)

日時：平成24年3月30日(土) 午後7時～午後9時。場所：新島村住民センター。参加人数：23人。内容：1. 新島の植生誌をつくります(筑波大学上條隆志)。2. 新島の植生の特徴と注目される植物(東京農工大学 星野義延)。3. 神津島から新島・式根島へ島の植物仲間づくりと交流(上水高校 石橋正行)。4. 日本新記録の植物「ニイジマトンボ」について。



写真2 新島における植生調査実習。



写真3 神津島における公開シンポジウム。



写真4 神津島における植生調査実習。

(墨田川高校 八木正徳)

公開シンポジウムは、新島村博物館・新島自然愛好会の協力を得て開催された。参加者は、

新島の自然に興味を持つ方が中心であった。

## 2. 現地観察会（写真2）

日時：平成24年3月31日（日）午前9時～午前11時。内容：海岸植生とクロマツ林の観察／シマウシノケグサ群落とソナレセンブリの生育地の観察／植生調査実習；海岸植生とクロマツ林のそれぞれで植生調査を行った。

## V. 神津島における公開シンポジウムと観察会

神津島において、現地で自然観察、自然環境の保護・保全活動に関心をもった人々を対象に、講演会・自然観察会を行った。以下にその概要を示す。

### 1. 公開シンポジウム：「神津島の植生誌を作ります」（写真3）

日時：2012年6月15日（土）。午後7時～午後9時。場所：神津島開発総合センター。参加人数：34名。内容：1. 神津島の植生誌を作ります（上條隆志）。2. エコリユージョンとしての伊豆諸島 - 伊豆諸島の植物と植生の特徴（星野義延）。3. 新島・式根島と神津島の植物交流（八木正徳）

公開シンポジウムは、神津島商工会・七島花の会神津島の協力を得て開催された。参加者は、神津島の自然に興味を持つ方が中心であった。

### 2. 現地観察会（写真4）

日時：2012年6月15日（土）午後1時～午後3時。内容：海岸植生とクロマツ林の観察／スダジイ二次林の観察／植生調査実習；海岸植生とスダジイ二次林のそれぞれで植生調査を行った。

## VI. まとめと今後の課題

植生誌、シンポジウムでの講演、ならびに質疑応答を踏まえ、将来、伊豆諸島の植生に対する自然保護上の課題を以下に挙げる。

1. 小面積の島々からなるため気候変動の影響を強く受ける可能性が高い。

2. 絶滅危惧種の生息地となる独自の植物群落の多くが山頂部などの限られた地域にある。

3. 噴火跡地等の再生群落が開発対象なりやすい。

4. 各島でエコツアー等が開始されているが、基礎資料が不足している。

いずれの問題に関しても、植生誌というスタイルでの科学的な現状把握が必要で、さらにそれらが島の住民に利用可能な状態にしなければならない。

今後、両島の植生誌をさらに充実させつつ、保護上重要な群落、絶滅の危機に瀕する植物種、地域の自然環境の保全、エコツーリズムについても、植生誌の情報を活用して本研究グループのメンバーが具体的な提言をしていきたい。

## 謝辞

新島村博物館の北村武氏と新島自然愛好会の山下仁左衛門会長には新島での現地調査の際、大変お世話になった。東京農工大学植生管理学研究室の大山晶子氏、山口泰民氏、牧口陽介氏の研究成果を活用させて頂いた。御蔵島でのシンポジウム実施に際しては、新島村教育委員会に大変お世話になった。神津村役場、神津島商工会、七島花の会神津島の石田賢也氏、石田保子氏、前田厚子氏には神津島での現地調査の際、大変お世話になった。この場を借りて御礼申し上げる。

## 文献

Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde: Springer.

福嶋 司 2005. 「植生管理学」朝倉書店。

本田正次・野津良知・鈴木 泰 1959. II 植物, 北伊豆諸島植物調査報告。東京都教育委員会編「伊豆諸島文化財総合調査報告 第2分冊」: 341-364.

伊豆諸島植生研究グループ 2011a. 「御蔵島の植生 財団法人自然保護助成基金 2010年度プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書」, 伊豆諸島植生研究グループ。

伊豆諸島植生研究グループ 2011b. 「三宅島の植生 財団法人自然保護助成基金 2010年度プロ・ナトゥー

- ラ・ファンド助成成果報告書」, 伊豆諸島植生研究グループ.
- 常谷幸雄 1933. 神津島ノ植物ニ就テ, 第一報. 科学の農業 14 : 76-89.
- 常谷幸雄 1935. 新島ノ植物ニ就テ, 第一報. 科学の農業 16 : 113-127.
- 常谷幸雄 1936a. 式根島ノ植物ニ就テ, 第一報. 科学の農業 17 : 18-26.
- 常谷幸雄 1936b. 地内島ノ植物ニ就テ, 第一報. 科学の農業 17 : 27-29.
- 常谷幸雄 1937. 神津島ノ植物ニ就テ, 第二報. 科学の農業 17 : 113-116.
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons.
- 大場達之 1971. 御蔵島の植生. 神奈川県立中央博物館研究報告 1(4) : 25-53.
- 奥富 清・梶原洋一 1986. 伊豆諸島の植生特質. 宮脇昭編「日本植生誌 7 関東」至文堂 : 440-447.
- 奥富 清・松下正俊・星野義延 1988. 「現存植生図, 神津島・三宅島・御蔵島」環境庁.

## Comlilation of vegetation on Nii-jima Shikine-jima and Kozu-jima, the Izu Island

Masanori Yagi, Yoshinobu Hoshino, Takashi Kamijo, Minami Kawagoe and Masayuki Ishibashi

## 過去の山岳環境の記録としての写真データベースの作成

日本山岳会自然保護委員会

下野綾子・山川陽一・佐藤登代子・下野武司・大森弘一郎・  
大船武彦・富澤克禮

### I. 背景

極地である高山帯は、将来の温暖化の影響が最も出やすい生態系の1つだとされている。実際に世界各地で種組成の変化あるいは動植物の分布標高の上昇等が報告されるようになった。日本のように互いに隔離し、ごく限られた高山帯を生育地とする植物は、逃げ場が無く、その存続が危ぶまれている。

例えば、アポイ岳ではハイマツの面積が広がり希少種が生育するお花畑が急速に減少した。南アルプスでは高山帯にまで登ってくるようになった鹿の食害で植生が変化している。大雪山五色ヶ原ではチシマザサの分布が拡大しており、融雪時期の早期化に伴う乾燥化が一因だとされている。

これらの変化は過去の記録があるからこそ検出できるのであり、多くの高山地域では変化の有無を判断する科学的な調査が不足している。この不足を補える記録は唯一あり、それは過去に撮影された写真である。写真は調査記録に代わる客観的な記録となりえ、過去に撮った写真と最近撮った写真の比較ができれば、植生の変化を検討することが可能となる。高山帯は昔から登山を楽しむ人々によって写真が撮られてきた場所である。山岳写真の多くは絶景とされる

ポイントで撮影されていること、写っている山がランドマークになりえることから、昔の写真でも比較的撮影場所が特定しやすい。つまり同じポイントから最新写真を撮影することが可能なのだ。

そこで日本山岳会自然保護委員会では、登山家の方が撮影された過去の山岳写真を収集し、デジタル化し、データベースを作成した(図1, <http://mountain-photo.org/>)。昔の記録として活用できるよう、撮影年月日の分かる写真を掲載している。山岳名や地図上で写真を検索できるほか、閲覧者が写真を投稿できる機能もある。このデータベースにより植生変化の有無を検討する基盤を整えたいと考えている。寄せられた写真は約2000枚。北アルプス、南アルプス、中央アルプス、大雪山といった山脈に加え、苗場山、飯豊山、八甲田山などの東北の山々等、全国各地の写真が寄せられた。現在、情報整理をしながら順次データベースで公開している。

### II. 写真の紹介

収集された写真のうち、中央アルプス駒ヶ岳で撮影された写真を例に紹介する。発表者はこの木曾駒ヶ岳で2008年より植生調査を行ってきたが、近年風衝草原の植被率が増加傾向にあ



図1 作成した山岳写真データベース。



写真1 1973年8月9日六甲長浜氏撮影。



写真2 2012年8月19日下野撮影。



写真3 1953年7月飯島春三氏撮影。



写真4 1953年7月飯島春三氏撮影。

ることが見えてきた。この傾向が短期的なものなのか長期的なものなのかを検討するために、39年前に撮影された写真と同じものを撮り直し比較してみた(写真1, 2)。木曾駒ヶ岳は花崗岩からなり、風化が進むと崩れやすい岩質と言われているが、岩の割れ目や岩石の積み重なり方などはほぼ同じである。一方、植被率は増えている傾向が見てとれる。暖かい年が続くことによって植物の成長が良くなっている可能性が考えられる。写真の比較だけからでは生態学

的な因果まで結論づけることは出来ないが、自然現象の傾向をとらえる手段として活用できると考えている。

寄せられた記録の中で最も古かったのは、昭和28年7月に撮影された北アルプス白馬岳登山のビデオである。これは当時には大変珍しくカラービデオで撮影されており、アメリカで現像されたという。現在800人という日本最大の収容人数をほこる白馬山荘も当時はまだ簡素な作りで今の半分もない(写真3)。また山の上

にある簡易郵便局としてよく知られている白馬郵便局がすでにあり、昔から山の上から手紙を出すことが楽しまれていたことがわかる（写真4）。ビデオの中では、お花畑の中で植物観察したり、雪溪の上に絵の具でお絵かきしたり、スイカ割りをしたり、子供たちの楽しそうな様子が写っている。現在、登山道から外れることは一切許されないし、雪溪の上でお絵かきなんて発想する人もいないだろう。昔の方が山の自然と深く関わる豊かな登山をしていたのかもしれ

ない。今回のデータベースは昔の植生を知ることが目的として始めたが、私達の山との関わりや登山文化などを知る機会にもなることを実感した。

今後は山岳雑誌の1つと連携し、誌上で過去および現在の写真を募集する予定である。このデータベースを通じて登山する人みんながユーザーとして山の記録を共有し、また写真撮影を通じてみんなで山を観測できたらと考えている。

## Photo database to recreate past mountain environments

Ayako Shimono, Yoichi Yamakawa, Tokiko Sato, Takeshi Shimono,  
Koichiro Ohmori, Takehiko Ohune and Katsunori Tomizawa



# 海の博物学者になろう —アマチュア博物学者のためのハンドブック作成—

「海岸へ行こう」実行委員会

山本智子<sup>1</sup>・中村啓彦<sup>1</sup>・日高正康<sup>1</sup>・仁科文子<sup>1</sup>・藤枝 繁<sup>1</sup>・西 隆一郎<sup>1</sup>・  
大富 潤<sup>1</sup>・須本祐文<sup>1</sup>・重廣律男<sup>1</sup>・田中史代<sup>1</sup>・林 真由美<sup>2</sup>

## I. 活動目的

申請グループでは、小学生を対象とした公開講座「海岸へ行こう」を2005度から毎年開催してきた。この講座は、変化に富んだ鹿児島県の海岸線を生かし、実際に海岸に出て観察や実験を行い、海洋の物理現象のしくみから海岸に棲む生物の生態、打ち上げゴミまで、海の様々な側面、あるいはその抱える問題について、体験を通して科学的に理解して貰うことを目標としてきた。参加者からのアンケートを基にテキストや企画内容を改善するという試行錯誤を続けた結果、海岸を対象とした自然体験活動の実施体制や、実験や野外観察を通じた環境教育について、多くの情報を蓄積するに至った。そこで、同様の活動にも寄与することを目的として、これまでの活動で得た成果を、未来のアマチュア博物学者を養成するという視点でハンドブックとしてまとめることとした。また、ハンドブック作成のアイデアをまとめるワークショップを開催した。

## II. 活動内容と成果

### 1. 「第7回海岸へ行こう」開催

2011年10月28日に開催した公開講座「第7回海岸へ行こう —干潟へGO!—」では、32

名の小学生と11名の父兄の参加があった。鹿児島大学水産学部の実験室で海水の塩分と比重を調べる実験(写真1)をした後、鹿児島湾奥の重富干潟で、干潟の塩分環境(写真2)と底生生物の分布(写真3)について観察を行った。当日のアンケートを解析し、開催時期や取り上げるテーマ、開催方法など、来年度の公開講座に向けた改善点や、ハンドブックの構成の注意点を整理した。

### 2. 環境教育ワークショップ開催

2012年2月12日には以下のプログラムでワークショップを行った。

9:00 受付開始 / 9:20-9:30 趣旨説明 / 9:30-



写真1 塩分と比重の関係。

1: 鹿児島大学水産学部 2: 鹿児島市水族館公社  
2012.11.26 受付 2014.7.12 公開

10:30 長野義春（越前市エコビレッジ交流センター）：現地調査を取り入れた体験学習による環境教育の手法と課題／10:30-11:30 石田惣（大阪市立自然史博物館）：市民と博物館の連携で進める自然環境調査／11:40-12:30 グループ討論Ⅰ(1)～(3)／13:20-13:40 グループ討論Ⅰ(4)／13:40-14:10 グループ討論Ⅰに関する結果報告と討論／14:20-15:20 グループ討論Ⅱ／15:20-15:50 グループ討論Ⅱに関する結果報告と討論／16:00-16:30 総合討論。

環境教育の専門家を招いての講演会（写真4）の後グループ討論を行い（写真5）、学生を中

心に20数名の参加者が、ハンドブックや公開講座の企画についてアイデアを出しあった。

### 3. 「第8回海岸へ行こう」開催

2012年10月14日に公開講座「第7回海岸へ行こうー干潟へGO！パート2ー」を、鹿児島大学水産学部の学生実験室及び鹿児島湾奥の重富干潟で開催した。今回は126名と定員を大きく超える申し込みがあり、やむなく、抽選によって36名の小学生と8名の保護者に絞ることとなった。企画内容は、(1)船が浮く理由や進む仕組みをゴムの動力の模型船制作を通して学ぶ（写真6,7）、(2)重富干潟の底生動物



写真2 干潟の水の塩分を測定。



写真4 ワークショップ講演風景。



写真3 干潟の生物採集。



写真5 ワークショップグループ討論。

を採集し、図鑑を作成する（写真8）、である。参加者からのアンケート結果から、生物や物理といった分野にかかわらず、体を動かして学ぶ活動や自分の目で確認できる事象に対する関心が高いことが分かった。

#### 4. ハンドブック完成

2月のワークショップでのアイデアを元に、4月以降主なメンバーで原稿執筆や資料の収集、写真撮影を進め、10月の公開講座後、アンケートを元にした手直しを行って、ハンドブックの完成稿とした。



写真7 ゴム動力の模型船作り。



写真6 船が浮く仕組み。



写真8 採集した生物の図鑑作成。

## Development of a handbook for amateur natural historians

Tomoko Yamamoto, Hirohiko Nakamura, Masayasu Hidaka, Ayako Nishina ,  
Shigeru Fujieda, Ryuichiro Nishi, Jun Otomi, Hirofumi Sumoto,  
Ritsuo Shigehiro, Fumiyo Tanaka and Mayumi Hayashi

## 伊豆半島南東端の浅海魚類相の変移に関する調査報告書の作成

伊豆の魚を考える会  
竹内直子<sup>1</sup>・瀬能 宏<sup>2</sup>

### I. 活動の目的

近年の海洋環境の悪化によって、海産魚類の種数や個体数は大幅に減少し、日本沿岸の海産魚類相は著しく変化していると考えられている。しかしながら、基礎的なデータを得るモニタリング活動は少なく、十分な情報が無い現状にある。伊豆の魚を考える会のメンバーらは1973-1974年に行われた魚類調査を比較の対象として、これと同様の採集調査を実施した結果、魚種の変化や個体数の減少等を定量的に捉えており、また相模湾の初記録種や希少種の生息情報も得ている。本活動は、伊豆半島の南東端に位置する下田市の沿岸域に生息する魚類が、約40年前と比べていかに変化したかを明らかにした調査結果を、社会一般に広く公開し、今後の保全活動や啓蒙教育活動に利用されやすい冊子の作成を行うことを目的として行った。

### II. 活動内容および成果・検討

#### 1. 標本作製・写真撮影

調査で得た魚類の標本の作成・写真撮影を、神奈川県立生命の星・地球博物館において継続した。各種の標本および写真資料は、科学的再検証に耐えうる証拠として同博物館の魚類標本資料および魚類写真資料データベースに登録し、今後も本成果が長く活用される体制をとつ

た。

#### 2. 冊子の作成

上記で作成した標本写真および研究成果の一部を利用して、冊子「私たちの海と魚～伊豆下田・大浦湾の変化～」(A5版、カラー、p.68、計250部)を作成した(図1)。本冊子は、地域の住民である大人から子供まで幅広い世代にとって親しみやすく、魚の図鑑としても幅広く活用されつづけることを念頭に置いて作成した。

#### 3. 講演会の開催

作成した冊子に掲載した調査の結果および相模湾全体から見た本湾の特徴等について、地域住民らにより一層理解してもらうことを目的として、講演会「伊豆のさかな～相模湾のさかなの話と伊豆下田のさかなの変化の話～」(9月30日、道の駅開国下田みなど)を行った。講演会は下田市の自然体験活動推進協議会および下田市教育委員会の協力のもと下田市内を中心に案内のチラシを作成・配布等し(図2)、会のメンバーによる2つの内容の講演を行った。講演会はあいにくの台風であったが約50名(うち小人3名)が来場し、質疑応答も活発に行われて盛況であった(写真1)。講演会后、静岡新聞、伊豆新聞に掲載され研究成果を広報できた。研究の成果である大浦湾の魚類の生息数が

1: 東海大学海洋学部 2: 神奈川県立生命の星地球博物館

2012.11.12 受付 2014.7.24 公開

約 40 年前と比べて大幅に減少し、魚類多様性は消失していること等を地域の方々に理解していただけるよい機会になった。

#### 4. その他の活動

上記以外の活動として、ボランティア団体である伊豆海洋自然塾で現在行っている「ジュニア養成講座（対象：小学 1～6 年生）」の一講座として、「伊豆の魚と環境の話」（10 月 21 日、下田市中央公民館）の講座を行った。この際に冊子を配布して研究成果について発表を行い、同時に、石鹼作り等の体験講座も行った。冊子は地域の図書館、漁協、大学などの各機関

に配布した。また、成果の一部は 2 本の論文として学術雑誌（生物地理学会会報）に投稿し、うち 1 本は 2012 年 11 月 13 日付けで受理され、もう 1 本は現在査読下にある。

#### III. 今後

本会では、今後もこの冊子を配布しながら研究成果を広報し、より多くの人々に自分たちの目の前にある海で起こった環境破壊に関心を持ち、日々の生活からできる自然の回復や保全に向けた行動を考える機会を与えられるよう、講座等を通じて取り組む予定である。

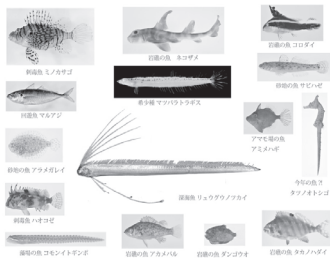


図 1 作成した冊子。伊豆下田市にある大浦湾での研究成果を子供から大人まで分かり易くまとめたもの。左：表紙，右：裏表紙。

講演会 in 下田市

## 伊豆のさかな

～相模湾のさかなの話と伊豆下田のさかなの変化の話～



- とき 2012年9月30日(日) 開場 13:00、講演 13:30-15:30
- ところ 「道の駅 間田下田みなと」 4F 会議室 3  
住所：静岡県下田市外ヶ岡1番地の1 TEL：0538-25-3500  
ホームページ：http://www.kashimodaminato.co.jp
- 内容
  - ◆ 13:30-14:20 「相模湾の魚たち」  
瀬田 俊 (伊豆の魚を考える会、神奈川県立生命の星・地球博物館)
  - ◆ 14:40-15:30 「下田市大瀬湾の魚は40年前と比べてどのように変わったか」  
竹内直子 (伊豆の魚を考える会、東海大学海洋学部)
- 入場料 無料 (本報告のために、大瀬湾の増加についてまとめた本冊子を無料配布します)  
申込先：道の駅 間田下田みなと 事務局(定員70人、先着順)
- 共催 伊豆の魚を考える会、下田市自然体験活動推進協議会 ● 後援 下田市教育委員会

pro natura

伊豆の魚を考える会 伊豆 竹内直子 (e-mail: naoko\_takeuchi@pro-natura.org)  
伊豆海苔産地協議会 代表 佐藤誠二 (e-mail: senou@shimoda-net.or.jp)

©2012 pro natura 無断での複製・転載を禁じます。

図2 講演会の案内チラシ。



写真1 講演会「伊豆のさかな」の会場の様子。当日はあいにくの台風接近であったが、主に下田市および周辺の地域住民の方々が来場され、質疑応答も活発に行われた。

## Make of report about change of fish fauna in shore region of Shimoda, Izu Peninsula

Naoko Takeuchi and Hiroshi Senou

## 鳥の色から生物多様性の価値を提示する 一般市民向けシンポの開催

日本鳥学会企画委員会

三上 修<sup>1</sup>・嶋田哲郎<sup>2</sup>・藤田 剛<sup>3</sup>・牛山克己<sup>4</sup>

### I. 活動背景

現在、世界的に鳥類の減少が懸念されている。分布が限られていて個体数が少ない種の減少はもとより、普通種の減少も大きな問題となっている。これまで我々は鳥の研究者として、学会単位で、こういった現状を伝えていく普及活動および保全活動を行ってきた。

そのような活動に対し、もともと自然保護に興味がある方は情報を受け取ってくれる。しかし、そうでない方々にはなかなか伝わらない。一般の方、とくに若い世代の興味を惹くには、保全を全面に押し出したものとは別の入り口を提供する必要があるということだろう。

そこで、我々は、鳥の話題の中でも一般の方の興味を惹き、鳥の美しさの象徴でもある鳥に注目し、鳥の作りだす色に関する一般市民向けのシンポジウムを企画することにした。鳥の色に注目したのは、その多彩さに目を見張るものがあるからである。羽の色もあれば、皮膚、さらには嘴の色もある。その発色方法にも、色素によるもの、構造によるものがあり、人の目には見えない紫外光を反射するものなど信じられないくらい多様性がある。

シンポでは、鳥のこういった色がどのように進化してきたのかという科学的な側面と、こうした羽の色が、絵画はもちろん、衣装、道具など、世界のさまざまな文化に影響を与えている

ことを紹介し、文化面から生物多様性を守る意義についても考えてもらうことを目的とした。

### II. 活動内容

シンポジウムのタイトルは「色・鳥どり ～鳥たちの多様な色彩の進化と芸術への浸透～」とした。講演者として、鳥の色の研究に関しては、実際に鳥の色について研究を行っている立教大学のポスドクである森本元氏と田中啓太氏にお願いした。芸術方面については、鳥の研究者であり芸術についても詳しい立教大学大学院生の高橋雅雄氏と、アートを一般の方に分かりやすく面白く解説することを生業としていると～氏に依頼した。

シンポジウムが開かれることをより多くの方に知ってもらうために、印象的なポスターを作成し(図1)、大学、博物館などに掲示していただいた。また、ウェブサイト、Facebook、Twitterなどでも頻繁に情報を発信した。

シンポジウムを、2012年8月25日、東京大学農学部弥生講堂一条ホールで行った。シンポジウムには、202名の参加が得られた。前述した4人の講演者により発表が行われ、パネルディスカッションを行った(図2)。パネルディスカッションは40分を取ったが、終始多くの議論が行われ、多くの方に本シンポジウムの趣旨を伝えられた。

1: 岩手医科大 2: 宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団 3: 東京大学 4: 宮島沼水鳥・湿地センター  
2012.11.29 受付 2014.7.14 公開

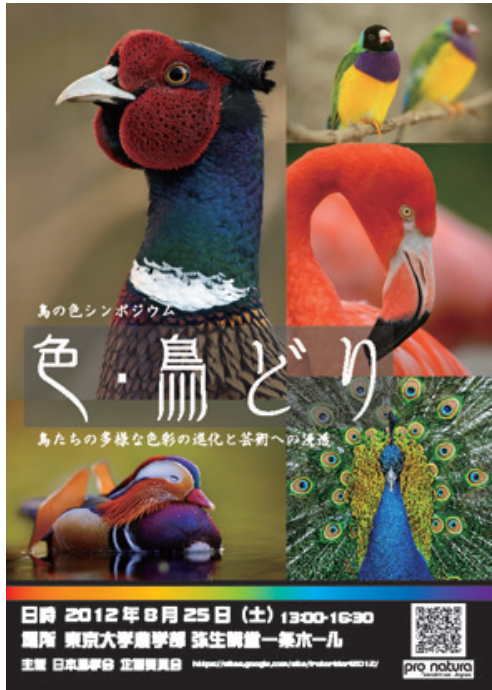


図1 広報に用いたポスター。鳥の色のカラフルさを強調し、人目を惹くようにした。



図2 パネルディスカッションの様子。会場から多くの質問があり、鳥の色、芸術、生物多様性を関連付けた議論が行われた。

## Holding a public symposium: thinking from color of birds to the value of biodiversity

Osamu K. Mikami, Tetsuo Shimada, Go Fujita and Katsumi Ushiyama



## 絶滅危惧種マレーセンザンコウの保全に関する研究

Elisa Binti Panjang<sup>1</sup>・松林尚志<sup>2</sup>

マレーセンザンコウ (*Sunda pangolin, Manis javanica*; 以下、センザンコウ) は、アリ・シロアリ食者の絶滅危惧種である。センザンコウとその生息地の保全には、生態情報の把握が不可欠である。そこで本研究は、マレーシア・サバ州に生息するセンザンコウの生息環境利用を明らかにすることを目的として、カメラトラップ、ラジオトラッキング、そして聞き取り調査を行った。カメラトラップでは、センザンコウは、撮影頻度は低いものの攪乱の度合いに関わらず撮影された。直接観察は発信器装着1個体を対象に実施した。ラジオトラッキング期間中(4日間)、発信器装着個体は休息場所として倒木を利用していたが、必ずしも大径木ではなかった (<50 cm DBH)。聞き取り調査の結果、センザンコウは、アブラヤシプランテーションを含む様々な環境で目撃されていることが分かった。これらの結果は、センザンコウの高い環境適応性を示していた。したがって、個体数密度の低さは、生息地の攪乱強度よりも乱獲(密猟)の影響を大きく受けていると考えられた。

### I. 背景

マレーセンザンコウ (*Sunda pangolin, Manis javanica*; 以下、センザンコウ) は、東南アジアに広く分布するアリ・シロアリ食者である。その鱗様の皮膚(以下、ウロコ)や肉が漢方薬として高額取引されることで密猟が横行し個体数が激減した。そのためセンザンコウは、ワシントン条約において1975年以来国際取引が規制され(附属書II)、2008年から国際自然保護連合により絶滅危惧種 Endangered に指定された(UNEP-WCMC 2012; IUCN 2012)。しかしながら、サバ州においても、州野生生物局によって毎年かなりの数の不法取引が摘発されている(Pantel and Awang 2010)。また、1998年から2003年における法に則ったマレーシアのセンザンコウ皮の最大輸出国は日本(53%、次いでメキシコ34%、アメリカ7%)であることが報告されている(Chin and Pantel 2009)。

絶滅危惧種の保全には生態情報の把握が必要である。しかし、センザンコウの生態・行動に関する情報は、シンガポールの1例のみである(Lim and Ng 2008)。

そこで本研究は、ボルネオ島サバ州に生息するセンザンコウの環境利用などの基礎生態を明らかにすることを目的とした。

### II. 調査地

調査は、サバ州北東部に位置するカビリ - セピロク森林保護区(低攪乱林;以下、セピロク)と同州西部に位置するサバ大学敷地内の林(高攪乱林:以下、サバ大学林)の2カ所で行った(図1)。

### III. 方法

カメラトラップ調査、ラジオトラッキング調査と直接観察、そして聞き取り調査を行った。

1: マレーシア サバ大学熱帯生物保全研究所 2: 東京農業大学  
2012.12.8 受付 2014.7.24 公開

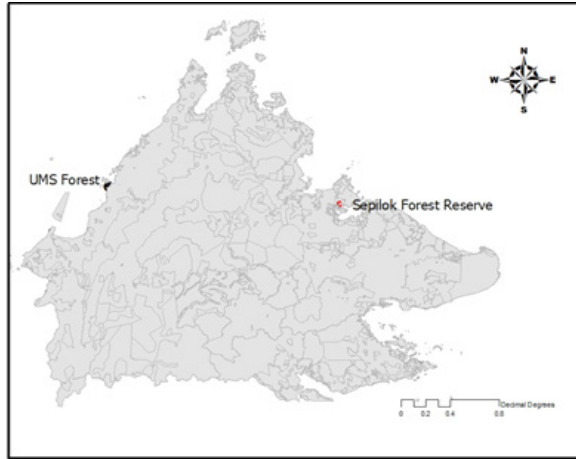


図1 セピロク (Sepilok Forest Reserve) とサバ大学林 (UMS Forest) の位置。

<b>Field Datasheet</b>		
Date: _____	Location: _____	Recorder: _____
<b>A. Information on interviewee</b>		
Nationality: _____		
Occupation: ( ) Wildlife Officer ( ) Researcher ( ) Hunter ( ) Others Specify: _____		
<b>B. Information on pangolin trapping technique</b>		
1. Have you captured or trapped pangolin(s) before? Yes/ No		
If yes, what technique(s) you used? ( ) Hand ( ) Traps Specify: _____ ( ) Other Specify: _____		
2. Habitat where captured? ( ) Forest ( ) Palm oil ( ) Rubber estate ( ) Other Specify: _____		
3. When is it easier to find pangolin(s)? ( ) Before rain ( ) During rain ( ) After rain ( ) Dry weather		
<b>C. Traditional ecological knowledge</b>		
1. Where do you usually find pangolin(s)? Day: _____ Night: _____		
2. What is their diet? : _____		
3. What is the traditional use of pangolin? _____		
<b>D. Conservation status and legislation</b>		
1. Is the collection or trade in pangolin illegal? Yes/ No		
2. Do you know of any cases of people arrested for hunting/trading pangolin? Yes/ No Specify: _		
3. How could we protect pangolin/ increase pangolin population? ( ) Legalized/ Control pangolin trade ( ) Habitat protection ( ) Captive breeding ( ) Better enforcement ( ) Other Specify: _____		
4. Do you think pangolin will become extinct? Yes/ No Why? _____		

(Chin and Pantel, 2009)

図2 聞き取り調査に用いたデータシート。

カメラトラップ調査は、Cuddeback (USA) のセンサーカメラを、セピロクに6台、サバ大学林に2台、林内のケモノ道沿いの地上から30cmほどの高さに設置した。ラジオトラッキング調査と直接観察は、セピロクにある野生動物保護センターに保護された1個体（未成熟オス）を対象に実施した。発信器は、Holohill (Canada; 12 g; 1 year battery life), アンテナ・レシーバーは Televilt (Sweden) を用いた。聞き取り調査は、半島マレーシアで実施されたデータシート (図2) を用いて、野生生物局職員や村人を対象に実施した。聞き取り調査の結果は、半島マレーシア (Chin and Pantel 2009) ならびに先にサバ州で行われた聞き取り調査の結果 (Pantel and Awang 2010) と比較した。

#### IV. 結果と考察

##### 1. カメラトラップ

両調査地において、12種類の哺乳類が撮影された (合計 871 カメラ日; 表 1, 2)。図3ならびに図4は、両調査地で撮影された種の撮影頻度とその種順位を示す。センザンコウは、セピロクならびにサバ大学林の両調査地で各1枚撮影された (写真1)。セピロクでの撮影時刻は 22:30, サバ大学林での撮影時刻は 3:58 であった。撮影頻度の低さは、個体数の少なさを反映すると同時に、ケモノ道の利用が少なく撮影されにくいためだと考えられた。さらに攪乱の度合いの異なる両調査地で確認されたことは本種の環境への適応性の高さを示唆している。また、野犬が両調査地で撮影され、サバ大学林

表1 セピロクで撮影された種と撮影頻度。

Photographed species	No. of photos	Photograph / (100 camera-days)
Primates		
Cercopithecidae Pig-tailed macaque	28	4.82
Pholidota		
Manidae Sunda pangolin (センザンコウ)	1	0.17
Rodentia		
Sciuridae Squirrel	3	0.51
Muridae Rat	3	0.51
Carnivora		
Canidae Domestic dog	2	0.34
Mephitidae Malay badger	5	0.86
Viverridae Banded palm civet	1	0.17
Artiodactyla		
Suidae Wild boar	4	0.69
Tragulidae Greater mouse deer	12	2.07
Cervidae Bornean yellow muntjac	1	0.17
Total camera-days=580		Total=10.31

表2 サバ大学林で撮影された種と撮影頻度.

Photographed species	No. of photos	Photograph / (100 camera-days)
Primates		
Cercopithecidae Pig-tailed macaque	28	4.82
Pholidota		
Manidae Sunda pangolin (センザンコウ)	1	0.17
Rodentia		
Sciuridae Squirrel	3	0.51
Muridae Rat	3	0.51
Carnivora		
Canidae Domestic dog	2	0.34
Mephitidae Malay badger	5	0.86
Viverridae Banded palm civet	1	0.17
Artiodactyla		
Suidae Wild boar	4	0.69
Tragulidae Greater mouse deer	12	2.07
Cervidae Bornean yellow muntjac	1	0.17
Total camera-days=580		Total=10.31



写真1 カメラトラップにより撮影されたセピロク (左) とサバ大学林 (右) のセンザンコウ.

での野犬の撮影頻度はセピロクと比べて14倍高かった。近年、野犬の野生動物への影響が危惧されており (Lacerda et al. 2009; Young et al. 2011), 早急な野犬対策が必要である。

また現在、セピロクでのカメラトラップ調査を継続すると同時に、サバ州内でのセンザンコウの分布把握を目的として、これまで野生動物調査が行われていないサバ州内の二つの二次林、州南東部のウル・カルンパン森林保護区と

州南西部のウル・スンガイ・パダス商業林においてカメラトラップ調査を行っている。

## 2. ラジオトラッキングと直接観察

サバ大学林において、アリを誘引するエサをケージトラップ内に置いて、センザンコウの捕獲を試みたが捕獲出来なかった。現在、密猟者が利用するフィッシングネットでの捕獲を検討中である。

2012年3月29日、セピロクにある野生動物

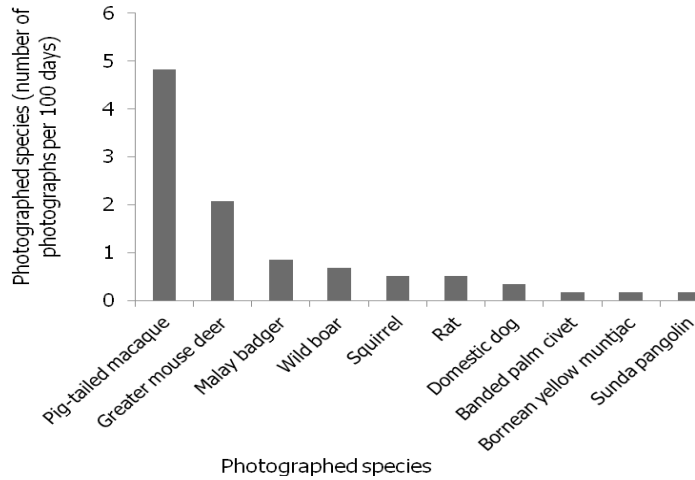


図3 セピロクで撮影された種の撮影頻度と種順位。

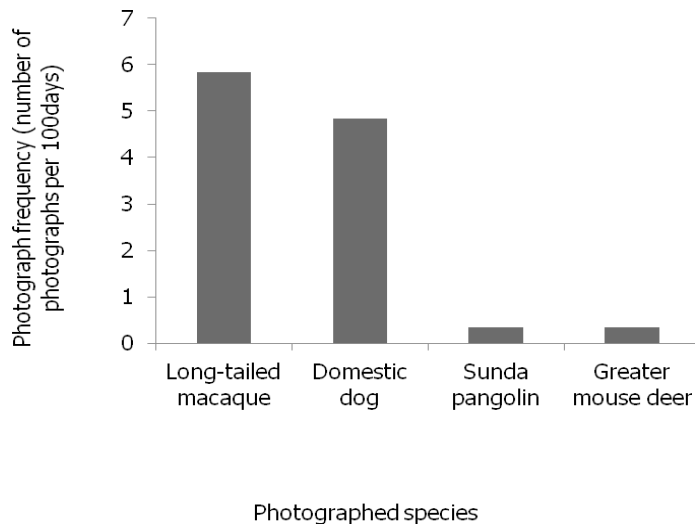


図4 サバ大学林で撮影された種の撮影頻度と種順位。

保護センターにセンザンコウが保護されたという連絡をサバ州野生生物局から受けた。翌日30日の朝に現場で確認したところ、体重3.1 kg、全長80 cm、頭胴長38 cmの未成熟オスであった(写真2)。野生生物局から、発信器の装着と個体追跡の許可を得たのち作業を開始した。発信器の取り付けは、麻酔なしで臀部のウロコに2か所の小さな穴をあけ、そこにワイヤーを通してクリップで固定した(写真3)。保

護個体はセピロクから2マイル離れた集落で捕獲されたものであったため、最寄りの保護林であるセピロクにリリースすることになった。

3月30日11時40分、セピロクの森へ発信器を装着したセンザンコウをリリースした(写真4)。1時間ほど行動追跡しながら直接観察を行った。その後、リリース個体が倒木の隙間に入り込んで休むのを確認したため、その日の追跡を中断した。



写真2 保護された未成熟オス.



写真3 装着された発信器.



写真4 リリース個体 (2012年3月30日). 木登り中 (右上). 木の根元の土を掘削中 (左下). 倒木の洞に入ろうとするセンザンコウ (右下).



写真5 センザンコウの巣穴（左）と巣穴前に設置したセンサーカメラ（右）。

3月31日の朝、ラジオトラッキングを実施したところ、前日の休息地点から200 m程離れた北側斜面に新しい巣穴を確認した（写真5）。巣穴の入口の直径は20 cmだった。巣穴利用時間と利用頻度を調べるために、巣穴前にカメラトラップを設置した（写真5）。さらに、夜間のラジオトラッキングを実施した（写真6）。リリース個体は、4月1日と2日、同じ巣穴を利用していた。

今回確認した2箇所の休息場所は、倒木に関連しており、シンガポールで行われた先行研究の結果に類似していた。しかし、シンガポールでは直径50 cm以上の大径木であったのに対して、本調査では直径50 cm以下という点で異なっていた。

その後4月6日から8日にかけて、再びラジオトラッキングを実施したが、シグナルを受信することが出来なかった。4月2日まで利用していた巣穴の入口は大きく拡張していた。巣穴周辺に動物の爪痕などがなかったことから、野犬によるものではないと考えられた。巣穴前に設置したセンサーカメラのデータの確認を試みたが、カメラのSDカードが故障し、データを読み込むことが出来なかった。巣穴の状況から、利用されている様子はなく、発信器の故障と新

しい巣穴への移動の可能性、あるいは密猟された可能性などが考えられた。その後もより広域でシグナルを探したが結果は同じであった。

### 3. 聞き取り調査

25人から回答を得た。その内、11人がセンザンコウを目撃したことがあると答えたので、その目撃場所、さらに捕獲したことがある場合は捕獲方法について質問した。目撃あるいは捕獲場所は、森林での目撃が最も多かったが、アブラヤシプランテーションを含む様々な環境で目撃されていた（図5）。半島マレーシアではアブラヤシやゴムのプランテーションが多く、本結果と異なっていた。捕獲方法は、巣穴や爪痕を手掛かりとするケースがもっとも多く、次いで猟犬利用が多かった（図6）。ただし、現段階では聞き取り調査のデータ数が不十分であるため、今後よりデータ数を増やし、改めて半島マレーシアとの比較を行う必要がある。

### V. 今後の課題

本研究は2012年1月から開始した。現在、おおよその調査基盤を作ることができたので、これをもとに、センザンコウの生態データをより充実させたいと考えている。発信器を装着した個体のリリースサイトは、今回の場所ではな



写真6 ラジオトラッキングを行うサバ大学の学生.

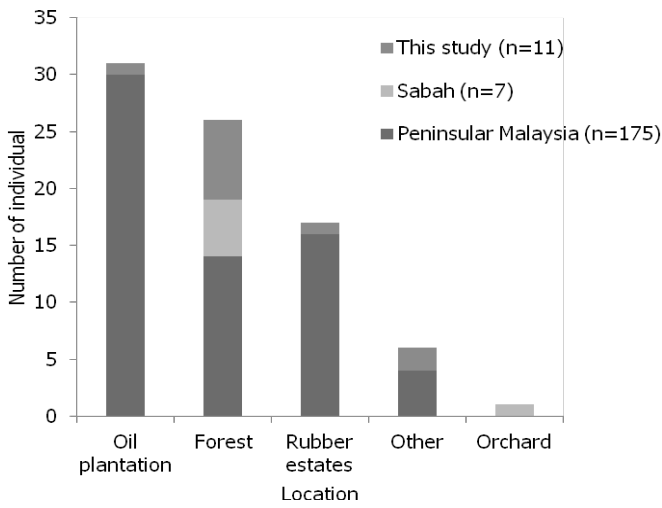


図5 センザンコウの目撃あるいは捕獲場所.

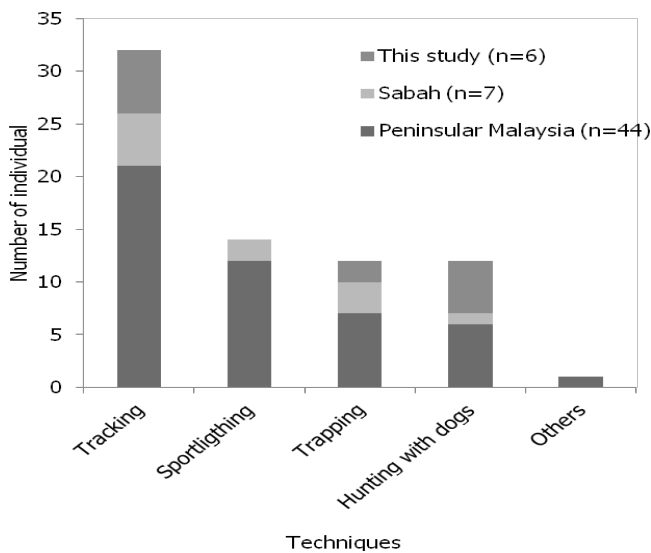


図6 センザンコウの捕獲方法.



く、セピロクの中でも外部からの侵入者が比較的少ない Bornean Sun Bear Conservation Centre 周辺にする予定である。また、DNA 解析については、現在ウロコ試料を収集している。さらに、捕獲個体に付いているダニから血液試料を採取することも検討中である。

## VI. まとめ

本研究は、マレーセンザンコウの環境利用などの基礎生態を明らかにすることを目的に、サバ州北東部のカビリ - セピロク森林保護区（低攪乱林）と州西部のサバ大学敷地内の林（高攪乱林）の 2 カ所を調査地として、カメラトラップ調査、ラジオトラッキングと直接観察、そして聞き取り調査を行った。その結果、センザンコウは、環境適応性が高く、人為的な攪乱の高い環境でも生息することが可能であることが示唆された。しかし、個体数は減少しており、その最大の脅威は、狩猟（密猟）であると考えられた。マレーシアの中でも半島部、ボルネオ島のサラワク州では狩猟が厳しく取り締まわれているが、サバ州では許可を取得すれば狩猟可能という国内では比較的緩い管理下にある。サバ州内において本種の保全を推進するには、より厳しい管理の実施ならびに若い世代への教育が重要である。

## 謝辞

本研究は、サバ州野生生物局ならびにサバ州森林局の協力を得て、サバ大学熱帯生物保全研究所に所属する学生の卒業研究として実施された。関係者に深く感謝する。

## 文献

Chin, S.Y. and Pantel, S. 2009. Pangolin capture and trade in Malaysia. Proceedings of the workshop on trade and conservation of pangolins native to South and Southeast

Asia: 143-160.

IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012. 2. <http://www.iucnredlist.org> Cited on 25 November 2012.

Lacerda, A.C.R. and Tomas, W.M. and Marinho-Filho, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasilia National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12: 477-487.

Lim, N.T.L. and Ng, P.K.L. 2008. Home range, activity cycle and natal den usage of a female Sunda pangolin *Manis javanica* (Mammalia: Pholidota) in Singapore. *Endangered Species Research* 4: 233-240.

Pantel, S. and Awang, A.N. 2010. A preliminary assessment of pangolin trade in Sabah. TRAFFIC Southeast Asia, Petaling Jaya, Malaysia.

UNEP-WCMC 2012. UNEP-WCMC Species Database: CITES-Listed Species. <http://www.cites.org/eng/resources/species.html> cited on 25 November 2012.

Young, J.K., Olson, K.A., Reading, R.P., Amgalanbaatar, S. and Berger, J. 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience* 61: 125-132.

## Conservation of Malayan pangolin

Elisa Binti Panjang<sup>1</sup> and Hisashi Matsubayashi<sup>2</sup>

Malayan pangolin (Sunda pangolin; *Manis javanica*) is an ants/termites eater, listed as an endangered species under IUCN. To conserve pangolins and their habitats, it is necessary to understand their basic ecological information such as habitat use. In this study, ecology of the Malayan pangolin was investigated by camera traps, radio-tracking and interview in Sabah Malaysian Borneo. With camera trap, Malayan pangolins photographed at both sites of high and low disturbed forests, although photographed frequency of them was low. A radio-tagged male pangolin used the fallen trees as resting sites, but it was not a big tree (<50 cm DBH) necessarily. Results of interviews showed that pangolins were observed various habitats including oil palm plantation. These results revealed high habitat adaptability of pangolin. So, it is suggested that low density of them was caused by overhunting (illegal hunting) rather than intensities of habitat disturbance.

## The distribution and persistence of primate species in disturbed and converted forest landscapes in Sabah, Malaysia: Preliminary results

Henry Bernard<sup>1</sup>, Rayner Bili<sup>1</sup>, Oliver R. Wearn<sup>2</sup>,  
Goro Hanya<sup>3</sup> and Abdul Hamid Ahmad<sup>1</sup>

As disturbance and conversion of tropical rainforests due to man-made activities in many parts of the world continue at alarming rates, the future of many tropical rainforest species will depend more than ever on the effective management of a mixture of human-modified landscape. We studied the non-human primate community by direct and indirect sightings across a gradient of habitat disturbance, from old growth forest to heavily logged forest to oil palm plantation, in and around the Stability of Altered Forest Ecosystems (SAFE) Project experimental area in Kalabakan Forest Reserve, south central part of Sabah, Malaysian Borneo. Here we provide the preliminary analysis of our data. We confirmed the existence of nine, of the total of 10 species of non-human primates found in Sabah, within the surveyed areas. By using occupancy analysis 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 in such evidences is surprising and it is likely due to the artifact of the small data set of this study. Interestingly, however, the presence of eight species of primates within the heavily logged forest sampling sites, which included endemic species and species of high conservation concern, e.g. orangutan, proboscis monkey and Bornean gibbon, shows that even highly disturbed forests are still valuable for primate conservation.

### INTRODUCTION

Borneo is a center of biodiversity and endemism (Woodruff 2010). Yet it is under substantial threat from logging and other human-related pressures such as large-scale agriculture (Sodhi et al. 2004). Timber extraction rates in Borneo are among the highest globally (Sodhi et al. 2004), and the vast majority of forest outside conservation areas has already been intensively logged (Curran et al. 2004). Logged over forests, especially highly degraded ones, are under constant pressure for conversion to agricultural plantations, such as oil palm, or other

uses (Fitzherbert 2008, Wilcove and Koh 2010).

The situation in the Malaysian state of Sabah, which occupies about 10 percent of the northern part of Borneo, is no exception. Here, disturbed forests and other converted habitats are increasingly covering much larger areas (Reynolds et al. 2011). Since this trend of land use is likely to continue in the foreseeable future, many tropical forest faunas in the long run will inevitably depend more heavily on the management of a mixture of natural forests and derived habitats on a landscape scale which include highly degraded forest areas and forest fragments

---

1: University Malaysia Sabah, Malaysia, 2: Imperial College London, U.K., 3: Kyoto University, Japan  
*Received 20 February 2013, Published 31 July 2014*

within converted habitat matrix. It is, therefore, pivotal to address the question of whether tropical forest animals are able to adapt to significant changes in their natural habitats. Knowledge of how animals respond to habitat disturbance and conversion will enable conservation efforts to be concentrated where suitable habitats are still present. In this study we investigated the non-human primate species across a gradient of habitat disturbance from old growth forest to heavily logged forest to oil palm plantation. Our objectives were to document what species of primates are present across the varying levels of habitat disturbance and to examine the habitat disturbance effects on their persistence. We also examined two species characteristics i.e. body size and feeding habit, to explain species persistence across the different habitat disturbance

levels.

## METHODS

### Study Sites

This study was carried out mainly at the Stability of Altered Forest Ecosystem (SAFE) Project experimental area within the Kalabakan Forest Reserve (4°33' N, 117° 16'E) in south central part of Sabah, Malaysian Borneo (Ewers et al. 2011). The SAFE project is a new rainforest fragmentation experiment where up to 800 ha of land will be set aside as forest fragments. Other sampling sites were located at the Barantian Tantulit Virgin Jungle Reserve (VJR), Ulu Segama Forest Reserve (USFR), Maliau Basin Conservation Area (MBCA) and an oil palm plantation (Fig. 1, Photo 1 and 2). With the exception of MBCA which is located

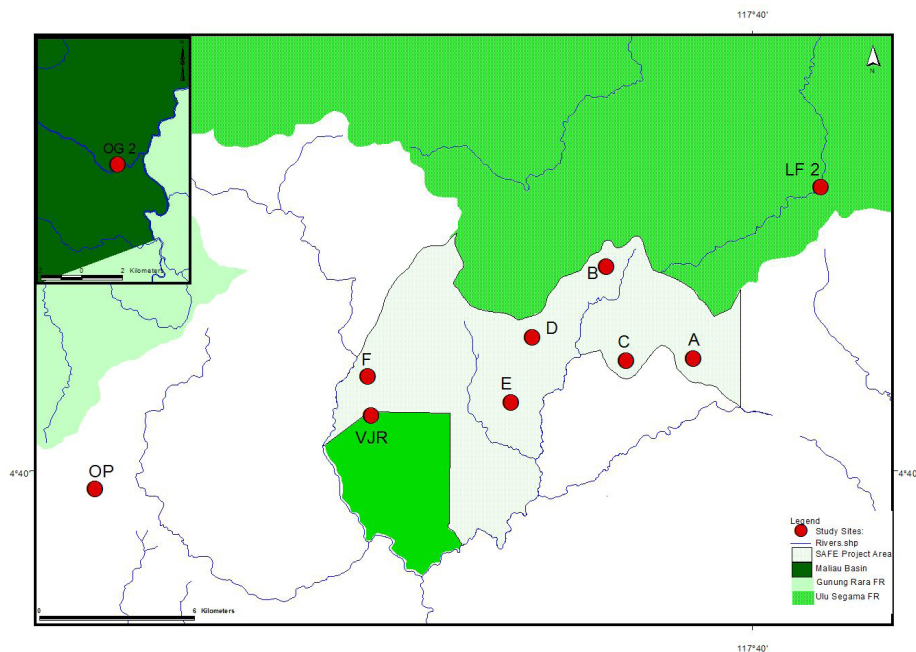


Figure 1. Map of the study area indicating the 10 sampling sites located in south central part of Sabah, Malaysian Borneo. The experimental area depicting Block A-F is the location of the Stability of Altered Forest Ecosystems (SAFE) project area.



Photo 1. One of the proposed forest fragments in Block F of the SAFE project area in central Sabah, Malaysian Borneo.



Photo 2. Sampling site in oil palm plantation (OP) located in the west of the SAFE project area.

approximately 60 km away from the SAFE project area, all other sampling sites were located within 10 km radius from this area.

The SAFE project area encompasses 7,200 ha of lowland dipterocarp rainforest most of which have already undergone multiple (two or three times) intensive rounds of logging, beginning in 1978 and ongoing until early 2000s. As a result of this treatment the remaining vegetation is highly disturbed and consists of a range of habitat types from grassy open areas and low scrub vegetation, to lightly logged forest on steep slopes and in

rocky areas. The VJR is a lowland dipterocarp rainforest, adjoining Kalabakan Forest Reserve, which is strictly protected for forestry research and biodiversity conservation. Even so, while most part of the VJR is undisturbed or near pristine old growth forest, some levels of disturbance are apparent particularly near access roads. MBCA is a large totally protected area where logging is prohibited. Although in the past some logging activities have been carried out, this area consists mainly of undisturbed lowland dipterocarp rainforest. USFR is a lowland dipterocarp forest and being managed as

a commercial forest reserve. Many parts of USFR have been logged twice approximately 20 years ago.

### **Sampling design and methods of data collection**

In order to achieve the objectives of this study, we walked through 10 existing human-made trails, each of which was between 800 - 1000 m long, in 10 sampling sites representing four habitat classes as follows: Old growth forest (OG), logged forest (LF), heavily logged forest (HLF) and oil palm plantation (OP). The OG habitat class was represented by two sampling sites in the MBCA and VJR, respectively. The LF habitat class was represented by one sampling site located in USFR. The HLF habitat class was represented by six sampling sites (i.e., the proposed fragments within the SAFE project area - Block A to F). The OP habitat class was represented by one sampling site located in a mature oil palm plantation in the west of the SAFE project area. All sampling sites were located between 200-500 m elevations.

We walked, day (0600-1200hrs) and night (1900-2400hrs), along the trails at all sampling sites once a month over a period of 12 months from November 2011 to October 2012. Each monthly sampling period lasted for about 10-14 days. We recorded all detections of both diurnal and nocturnal primates during the walk. Primate detections were made either directly through visual contacts or indirectly through animals' calls or the presence of newly constructed nests. Head lamps and spot light were used during night walks to assist nocturnal primates detection.

### **Data Analysis**

In this report we provide information on the number of direct and indirect detections of each non-

human primate species across all sampling sites and the distribution range of the primate species detected. In addition we also provide the relative abundance index (number of detections per month) of all primate species pooled across all sampling sites. An analysis was conducted to assess the occupancy probability of the primate community between habitat types based on the monthly primate detections/non-detections data set. We performed the analysis using the software PRESENCE (MacKenzie et al. 2006). Our aim here is to do a preliminary analysis of our data to explore if there is any signal indicating differential habitat effects on the primate community. We lumped together all primate species detections/non-detections data across all 10 sampling sites in 12 sampling occasions. Before running the analysis, we grouped the sampling occasions into 3- consecutive month periods, hence giving an overall number of four sampling occasions. For sites where the consecutive sampling period was less than 3-month, we scored such sites with a dash, '-'. We used "habitat" in four different categories as covariate in the analysis. The four habitat categories were old growth forest (OG), logged forest (LF), heavily logged forest (HLF) and oil palm plantation (OP).

We also tested for differential patterns in occupancy probability across habitat types based on differences in body size and feeding habit or diet of the primate species using the same monthly detections/non-detections data set. For these analyses we carried out the tests separately for effect of "body size" and "feeding habit" as covariate. Body size was divided into three categories: Large (> 6 kg), Medium (3-6 kg) and Small (< 3 kg). While feeding habit was divided into four categories: Frugivorous, Folivorous, Insectivorous and

Omnivorous. Information on primate body size and feeding habits was based from Payne et al.(1985) and Johns & Skorupa (1987).

## PRELIMINARY RESULTS

### Overall results

The detection rates of primate species during the 12 months study period was generally low. Although the overall cumulative number of detections recorded was 259, the number of detections based on direct sightings was only 74 (or 28 % of the total number of detections). The remaining 185 were based on indirect detections. On the average, the detection rate recorded per month for each primate species based on direct sightings was < 1 detection/month (Range: 0.08 -1.25 detections/month) (Table 1).

Altogether, nine species of primates were detected consisting of seven diurnal and two nocturnal primate species as follows: diurnal primates - the Bornean gibbon (*Hylobates muelleri*), orangutan (*Pongo pygmaeus*), proboscis monkey (*Nasalis larvatus*), red-leaf monkey (*Presbytis*

*rubicunda*), grey-leaf monkey (*Presbytis hosei*), long-tailed macaque (*Macaca fascicularis*), pig-tailed macaque (*Macaca nemisterina*); and nocturnal primates - slow loris (*Nycticebus menagensis*) and western tarsier (*Trasius bancanus*). Three of the species are classified as Endangered on the IUCN Red List of Threatened Species (orangutan, proboscis monkey and Bornean gibbon), four are classified as Vulnerable (slow loris, western tarsier, grey-leaf monkey and pig-tailed macaque) and two species are regarded as Least Concern (red-leaf monkey and long-tailed macaque). The Bornean orangutan subspecies (*Pongo pygmaeus morio*), proboscis monkey, Bornean gibbon, grey-leaf monkey and red-leaf monkey are all Bornean endemic species (Payne et al. 1985).

All nine primate species recorded in this study were directly seen in the field, with two species were also detected indirectly through their calls or vocalization (Bornean gibbon, n = 47) and nests (orangutan, n = 138). Primate species that were most frequently detected by direct sightings were the orangutan (n = 15), pig-tailed macaque (n = 15),

Table 1. Summary of frequency of direct detection, indirect detection and average number of direct detection per month for nine species of non-human primates in and around the Stability of Altered Forest Ecosystem (SAFE) area in central Sabah, Malaysian Borneo.

Species	Direct detection	Indirect detection	Total number of detection	Averagedirect detection/month
<i>Pongo pygmaeus</i>	15	138	153	1.25
<i>Macaca nemisterina</i>	15	0	15	1.25
<i>Tarsius bancanus</i>	11	0	11	0.92
<i>Hylobates muelleri</i>	10	47	57	0.83
<i>Presbytis rubicunda</i>	8	0	8	0.67
<i>Nycticebus menagensis</i>	7	0	7	0.58
<i>Macaca fascicularis</i>	6	0	6	0.42
<i>Nasalis larvatus</i>	1	0	1	0.08
<i>Presbytis hosei</i>	1	0	1	0.08
<b>Total</b>	<b>74</b>	<b>185</b>	<b>259</b>	

western tarsier (n = 11) and Bornean gibbon (n = 10). Together, the four species accounted for 69 % of the total number of direct detections. The least number of detections were for proboscis monkey (n = 1) and grey leaf monkey (n = 1).

### **Distribution**

Primate species that were detected in the most number of sampling sites were orangutan (9 sites), Bornean gibbon (8 sites) and red-leaf monkey (6 sites). Three species: long-tailed macaque, pig-tailed macaque and western tarsier- were detected in 5 sites, respectively, and slow loris in 4 sites. Two species, the proboscis monkey and grey leaf monkey, were detected in only one site, representing the least widespread species in this study. The number of primate species recorded in the old growth forest sites (OG & VJR) was 7 species, heavily logged forest sites (Block A-F) 8 species, logged forest site (LF) 2 species and oil palm plantation (OP) 2 species (Table 2).

### **Occupancy**

Results of occupancy analysis on the effects of habitat types on primate community are shown in Table 3. In general, by considering models with  $\Delta AIC < 2$ , two models have been selected as the best models i.e.,  $\psi(\cdot), p(\text{habitat})$  and  $\psi(\text{habitat}), p(\text{habitat})$ . Both models are equally likely, but  $\psi(\text{habitat}), p(\text{habitat})$  appeared to be more realistic. The largest occupancy probability was recorded for the old growth forest sites, whereas the lowest were recorded for oil palm and logged forest sites. Nevertheless, occupancy probability was not significantly different across all habitat types (occupancy probability between habitats is significant when 95 % CI does not overlap). The

individual site occupancy probability ( $\psi$ ) estimates by habitat types are as follows: old growth forest,  $\psi = 0.6690$  (95 % CI: 0.3878-0.8570), heavily logged forest  $\psi = 0.4530$  (95 % CI: 0.4034-0.6788), Oil palm plantation,  $\psi = 0.2909$  (95 % CI: 0.4445 - 0.9013) and Logged forest,  $\psi = 0.2222$  (95 % CI: 0.0562-0.5813).

Results of occupancy analyses on the effects of habitat types based on body size and feeding habits of primates are shown in Table 4 and 5, respectively. Occupancy probability was not significantly different between body size or between feeding habit categories, respectively. For both analyses,  $\psi(\cdot), p(\text{size})$  and  $\psi(\cdot), p(\text{diet})$  emerged as the best model ( $\Delta AIC < 2$ ). The occupancy probability estimate across all body size categories was 0.4617 (95 % CI: 0.350-0.5773). Whereas, the occupancy probability across all feeding habit categories was 0.5806 (95 % CI: 0.4348-0.7135).

## **DISCUSSION**

In this study all primate species were rarely seen in any of the disturbed and converted habitats in and around the SAFE project area. Even in less disturbed sampling sites, in areas of old growth forest at MBCA and VJR, we also found similarly low densities. In a large undisturbed forests of Danum Valley Conservation Area (438 km<sup>2</sup>) in the north of the SAFE project area the pig-tailed macaque and western tarsier were known to be abundant (ca. 15 individuals/km<sup>2</sup>), but all other primate species were rare (Johns 1992, Heydon 1998). Our data add to these and other observations made on the primate community in disturbed and undisturbed forest elsewhere in central Sabah (Davis & Payne 1982), and indicate that the primate community in this region may generally exist at low densities.



Table 2. Details of the frequency of detections (via direct and indirect observations) of nine species of non-human primates at 10 different sites in and around the Stability of Altered Forest Ecosystems (SAFE) in central Sabah, Malaysian Borneo. Site A-F (Heavily logged forest), OG & VJR (Old growth forest), LF (Logged forest), OP (Oil palm plantation). Number in parenthesis indicates total primate species detected at the respective sampling sites.

Habitat type Primate Species/Sampling site	OG		LF	HLF						OP	Total
	OG	VJR	LF	A	B	C	D	E	F	OP	
<i>Pongo pygmaeus</i>	0	5	13	16	21	24	15	39	19	1	153
<i>Hylobates muelleri</i>	14	6	13	2	3	0	7	9	3	0	57
<i>Macaca nemesterina</i>	1	0	0	0	2	10	0	1	0	1	15
<i>Tarsius bancanus</i>	2	1	0	2	0	0	1	5	0	0	11
<i>Presbytis rubicunda</i>	2	1	0	1	0	0	1	2	1	0	8
<i>Nycticebus menagensis</i>	0	0	0	1	0	1	0	3	2	0	7
<i>Macaca fascicularis</i>	2	1	0	0	1	0	1	0	1	0	6
<i>Nasalis larvatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Presbytis hosei</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Total	22(6)	14(5)	26(2)	22(5)	27(4)	35(3)	25(5)	59(6)	27(6)	2(2)	259
No. of visits	6	6	9	11	11	11	12	12	9	9	

Table 3. Detailed outputs of non-human primate occupancy analysis using “habitat” as covariate.

Model	AIC	Delta AIC	AIC Wgt	Model Likelihood	No. Par	-2*Log Like
psi(.),p(habitat)	263.94	0.00	0.4562	1.0000	5	253.94
psi(habitat),p(habitat)	264.91	0.97	0.2809	0.6157	8	248.91
psi(habitat),p(.)	265.99	2.05	0.1637	0.3588	5	255.99
psi(.),p(.)	266.99	3.05	0.0993	0.2176	2	262.99

Table 4. Detailed outputs of non-human primate occupancy analysis using body size as covariate.

Model	AIC	Delta AIC	AIC Wgt	Model Likelihood	No. Par	-2*Log Like
psi(.),p(size)	259.14	0.00	0.8626	1.0000	4	251.14
psi(size),p(size)	263.12	3.98	0.1179	0.1367	6	251.12
psi(.),p(.)	266.99	7.85	0.0170	0.0197	2	262.99
psi(size),p(.)	270.87	11.73	0.0024	0.0028	4	262.87

Table 5. Detailed outputs of non-human primate occupancy analysis using feeding habits as covariate.

Model	AIC	Delta AIC	AIC Wgt	Model Likelihood	No. Par	-2*Log Like
psi(.),p(diet)	246.73	0.00	0.8176	1.000	5	236.73
psi(diet),p(diet)	249.75	3.02	0.1806	0.2209	8	233.75
psi(diet),p(.)	258.97	12.24	0.0018	0.0022	5	248.97
psi(.),p(.)	266.99	20.26	0.000	0.0000	2	262.99

Despite consisting mainly of disturbed and converted habitats, the present study have confirmed the existence of nine, of the total 10 primate species found in Sabah, in the surveyed areas. The most frequently and most widespread species detected based on direct and indirect observations were orangutan and Bornean gibbon. The orangutan was even encountered in the oil palm plantation near a riverine forest, though the species is unlikely to be a permanent resident in the plantation area. As a species which is non-territorial, the orangutan is known to move great distance and it is known to be resilient to habitat disturbance (John 1985, Davies & Payne 1982, Ancrenaz et al 2010, Meijaard et al 2010). By contrast, the Bornean gibbon occupies exclusive home ranges and do not move at all from their former territories (Davies & Payne 1982, Hezebroek et al. 2012). The resilience of Bornean gibbon to habitat disturbance in the present study was therefore unexpected. The only primate species that was not detected was the silvered langur (*Trachypitecus cristatus*), a species mainly associated with coastal, riverine and swamp forest (Payne et al. 1985). Since these forest types are not typical habitats in the inland areas of Sabah, the absence of the silvered langur from the surveyed areas was not unexpected. The proboscis monkey, which share comparable habitats to that of silvered langur, was detected only once. Most observations of this species have been made in areas located less than 50 km away from the coast, but the species is also reported to be found much further inland, sometimes up to 750 km inland (Meijaard & Nijman, 2000; Sha et al., 2008). Proboscis monkeys are occasionally sighted in non-typical habitats of this monkey such as in hill forest and 'kerengas' or heath forest, but it is believed that the species is not

resident in these forests, including the extensive hill dipterocarp forest throughout most of inland Borneo (Bennett & Sebastian 1988). Finally, The grey leaf monkey was also detected only once. This species was estimated to number on average 1.3 groups/km square in pristine habitats in lowland forest in Sabah (below 500 m elevations), but no estimate is available in disturbed habitats (Davies & Payne, 1982). Johns & Skorupa (1987) suggested that the grey-leaf monkey is highly negatively affected by habitat disturbance and may therefore exist at low densities in such habitat.

Based on our preliminary data analysis, there is no evidence to indicate that the primate community is affected differently by habitat disturbance and conversion, which is rather unusual. The lack in such evidence is not known with certainty, though it is possible that this could be due to the artifact of the small data set in this study. Hence, further studies are necessary. Nevertheless, it is interesting to note that the heavily logged forest sites within the SAFE project area have recorded the highest number of primate species (8 species). Among the eight species of primates recorded here, three species are mainly leaf-eaters (leaf monkeys and proboscis monkey), three other species are mainly frugivorous though leaves also included as part of their diet (orangutan and macaques), while two species are insectivorous (western tarsier and slow loris). In terms of body size, the eight primate species varied from the heaviest > 50 kg (orangutan) to the lightest ca. 0.08 kg (western tarsier) (Payne et al., 1985). Thus, it seems that almost the full spectrum of life history characters present in the regional species pool are retained in these heavily logged forest.

The higher number of primate species detected within the SAFE project sampling sites classified

here as heavily logged forest, could be due to the effect of larger areal size surveyed at this area as opposed to the other sites. In general, studies at Danum Valley indicate that although some primate species are more affected than others, most primate species will be negatively affected by habitat disturbance in the long run (Johns, 1992). Two factors i.e., body size and the degree of frugivory, have been shown to affect survival ability of primates in moderately disturbed forest with smaller species and species less dependent on fruit as food sources surviving better (Johns & Skorupa, 1987). However, there is no evidence from the present study indicating differential effects of habitat disturbance in relation to body size and feeding habit of primate species.

The degree to which habitat disturbance will affect primate community will be related in some way to the severity of the disturbance. It may be logical to predict that repeated logging before full regeneration has taken place is likely to cause permanent species loss. But the fact that even in highly degraded forest, such as the SAFE project area, where a relatively high number of primate species are found is an indication that our knowledge on how wildlife response to habitat disturbance is still unsatisfactory. While more studies are required to clarify the processes and factors influencing vertebrate species persistence in heavily degraded forests, the implication of the findings of the present study is clear - that heavily degraded forests are still valuable for primate conservation including many species that are of conservation concern. Though not equivalent to areas of undisturbed forest, but given that the areal coverage of disturbed habitat in Sabah is increasing each year and undisturbed habitat is undergoing corresponding decreases, the role of

disturbed habitat for biodiversity conservation in general should not be ignored.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to express our sincere thanks to the U.K.'s Royal Society South East Asian Rainforest Research Project (SEARRP).

## REFERENCES

- Ancrenaz, M., Ambu, L., Sunjoto, I., Ahmad, E., Manokaran, K., Meijaard, E. and Lackman, I. 2010. Recent surveys in the forest of Ulu Segama Malua, Sabah, Malaysia show that orang-utans (*P.p. morio*) can be maintained in slightly logged forests. *PLoS ONE* 5(7):e11510. doi:10.1371/journal.pone.0011510
- Curran, L.M., Trigg, S.N., McDonald, A.K., Astiani, D., Hardiono, Y.M., Siregar, P., Caniago, I. and Kasischke, E. 2004. Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science*, 303:1000-1003.
- Davies, G. and Payne, J. 1982. A Faunal Survey of Sabah. WWF Malaysia for the Game Branch, Forestry Department, Sabah.
- Fitzherbert, E.B., Struebig, M.J., Morel, A., Danielsen, F., Bruhl, C.A., Donald, P.F. & Phalan, B. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10): 538-545.
- Hezebroek, H.P., Adlin, T.Z. and Sinun, W. 2012. Danum Valley the Rain Forest. Natural History Publications (Borneo).
- Johns, A.D. and Skorupa, J.P. 1987. Responses of rain-forest primates to habitat disturbance: A review. *International Journal of Primatology* 8: 157-189.
- Johns, A.D. 1985. Selective logging and wildlife conservation in tropical rain-forest: Problems and recommendations. *Biological Conservation* 31: 355-375.
- Johns, A.D. 1992. Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London (B)* 335(1275): 437-442.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. , Hines, J.E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of*

- Species Occurrence. Academic Press, London, United Kingdom.
- Meijaard, E., Albar, G., Nardiyono, Rayadin, Y., Ancrenaz, M. and Spehar, S. 2010. Unexpected ecological resilience in Bornean orangutans and implications for pulp and paper plantation management. PLoS ONE 5(9):e12813. doi:10.1371/journal.pone.0012813
- Payne, J., Francis, C.M. and Phillips, K. 1985. A Field Guide to the Mammals of Borneo. The Sabah Society & WWF Malaysia.
- Reynolds, G., Payne, J., Sinun, W., Gregory M., Walsh, R.D.W. 2011. Changes in forest land use and management in Sabah, Malaysian Borneo, 1990 - 2010, with a focus on the Danum Valley region. Philosophical Transactions of the Royal Society B 335: 331-340.
- Sodhi, N.S., Koh, L.P., Brook, B.W., Ng, P.K.L. 2004. Southeast Asian biodiversity: an impending disaster. Trends in Ecology and Evolution 19: 654-660.
- Wilcove, D.S., Koh, L.P. 2010. Addressing the threats to biodiversity from oil palm agriculture. Biodiversity Conservation, doi:10.1007/s10531-009-9760-x
- Woodruff, D. 2010. Biogeography and conservation in Southeast Asia: how 2.7 million years of repeated environmental fluctuation affect today's patterns and the future of the remaining refugial-phase biodiversity. Biodiversity Conservation, doi:10.1007/s10531-010-9783-3.

## 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

Henry Bernard<sup>1</sup>, Rayner Bili<sup>1</sup>, Oliver R. Wearn<sup>2</sup>,  
Goro Hanya<sup>3</sup> and Abdul Hamid Ahmad<sup>1</sup>

熱帯雨林の伐採と改変は、世界の多くの場所で懸念すべき速度で進行中で、熱帯雨林に生息する種の生存は、人為的に改変された生態系で、どれだけ生き残ることができるかにかかっている。われわれは、マレーシア領ボルネオ島のサバ州の南部で、原生林から重度に伐採された森林、アブラヤシのプランテーションまでの様々な環境で、ヒト以外の霊長類がどのように生息しているのかを、直接観察と間接証拠の蓄積に基づいて調査した。ここでは、その予備的な結果を紹介する。サバに生息する 10 種の霊長類のうち、調査域内で 9 種の霊長類の存在を確認した。占有モデルの解析を行ったところ、人為的な植生改変が霊長類の生息に与える影響は認められなかった。この傾向は、その種の体重や食性を考慮に入れても変わらなかった。この結果は予期しないものであり、おそらくはまだ観察事例数が小さいことに由来するものだろう。しかしながら、重度に伐採された森林でも、オランウータンやボルネオテナガザルのように、保全上注意すべき種を含む 8 種の生存が確認されたことは、このような森林でも霊長類の保全上の価値があることを示している。

(半谷吾郎訳)

1: マレーシアサバ大学, マレーシア 2: インペリアル大学, ロンドン 3: 京都大学, 日本

## Identification and conservation of critical habitat for sea turtles in Peru

Dagnia Nolasco<sup>1</sup>, Ximena Velez-Zuazo<sup>1,2</sup>, Shaleyla Kelez<sup>1</sup>,  
Luciana Klinge<sup>1</sup> and Carlos Kouri<sup>1</sup>

During the year we received funding from Pro Natura Foundation Japan we conducted three field surveys; two to El Ñuro and one to Manglares de Tumbes. At El Ñuro, we captured 62 green sea turtles and reported recaptures from previous session. At Manglares de Tumbes, visual counts resulted in observation of 67 breathing sea turtles. Species identification was not possible but we suspect three species of sea turtles, green, hawksbill and olive ridley sea turtles, could be present. The data collected in both sites suggest El Nuro is a resident area for development and feeding of the green sea turtle and that Manglares de Tumbes exhibits great potential to establish a mark-recapture program. We will continue the surveys in both areas but for Manglares de Tumbes, the sampling method needs to be determined to maximize the capture rate.

### JUSTIFICATION AND CONSERVATION

#### RELEVANCE

The marine habitats of Peru hold aggregations of sea turtles recruiting from different places throughout the Pacific Ocean basin. Five species of sea turtles have been identified in Peruvian waters but most of the records are the result of observations of stranded animals, abandoned carapaces and turtles incidentally capture during fisheries. This evidences that although sea turtles are relatively common we lack information about their biology, ecology, distribution and occupancy in marine habitats off Peru. Moreover, there are only three identified foraging habitats for green turtles *Chelonia mydas* in Peru (Paracas, Sechura, Lobos de Tierra) and only one of these sites (i.e. Paracas) is being continuously monitored. Limited research in the other sites has resulted in isolated and incomplete

pieces of information.

Last year we identified an aggregation of green sea turtles in coastal areas of the fishing village El Ñuro, in Piura, Peru. In this place we started a long-term in-water project that will provide critical demographic parameters like survival, somatic growth, and population structure as well as residency periods, migration and habitat use. These parameters are critical information not only to understand the ecology of the species but also for accurate population assessments and adequately management plans in the region. Currently, this information is lacking from most sea turtle populations as it is the case for the East Pacific green sea turtle and the East Pacific hawksbill turtle. Furthermore, since by-catch is one of the most important threats that sea turtles face in coastal waters of Peru it is highly necessary to obtain information on sea turtles habitat use,

---

1: ecOceanica , Peru 2: University of Puerto Rico , USA  
Received December 21 2012, Published August 4 2014

migratory behavior and distribution to suggest mitigation alternatives (e.g. spatial or temporal closure areas, gear modifications, or marine protected areas) particularly for species like green and hawksbill sea turtle *Eretmochelys imbricata*, whose foraging grounds in neritic areas generally overlap with coastal gillnet fisheries.

In El Ñuro, a Marine Protected Area (MPA) is being proposed by SERNANP (National Service of Natural Protected Areas) and ecOceánica is collaborating with them in their sea turtle program. Our research will help SERNANP to manage sea turtles not only in El Ñuro but at the national level. One of the three areas included in this project; Lobos de Tierra Island has been recently designated as a protected area in the National Reserve category but their zoning is still missing and it is important to point out that in Peru a National Reserve allows economic activities inside the area. In Lobos de Tierra, a high density of turtles has been observed (Garcia-Godos et al. 2008, Y. Hooker personal communication) but the extension of the feeding areas and population structure of the aggregation are unknown. Therefore, it is critical to identify the sea turtle hotspot so it is properly zoned inside the MPA and as a consequence important habitat for sea turtles can be protected. This reality also applies to El Ñuro and the protected area of Manglares de Tumbes.

In Manglares de Tumbes, the East Pacific hawksbill sea turtle, a very rare species with low population numbers, has been reported migrating from nesting sites in Ecuador (Equilibrio Azul unpublished data). This species is currently the focus of regional conservation efforts given their critical conservation status. A regional network called ICAPO was created two years ago and

soon ecOceánica became a member to collaborate regionally for the conservation of the hawksbill sea turtle in the eastern Pacific.

We will continue monitoring the foraging aggregations previously identified (i.e. El Ñuro), will re-launch the monitoring programs in areas where research have been discontinued (i.e. Lobos de Tierra Island), and will explore one potential new area (i.e. Manglares de Tumbes) that juvenile green and hawksbill sea turtles could be using based on anecdotic information. To properly conserve endangered species and their habitats we will combine in water research with an environmental awareness campaign to promote behavior change and spread marine and coastal conservation awareness among local communities.

### **Objectives**

1. To identify and contribute to the protection of new critical habitats for juveniles green and hawksbill sea turtles in the north of Peru,
2. To obtain important sea turtle biological and ecological parameters that are highly necessary for a proper management of these species,
3. To evaluate the population occurring at each site,
4. To generate and provide technical information to support and strengthen on-going zoning proposal of marine protected areas,
5. To sensitize local communities about environmental problems and the impacts of human's activities with emphasis on sea turtles.

### **METHODOLOGY**

#### **In-water surveys and population evaluation**

We conducted an in-water survey at El Ñuro (4.2130°S, 81.1713°S) in November of 2011 and July 2012. We used an entanglement net to capture

sea turtles as well as snorkelers to maintain the safety of the turtles that got entangle. The net we used was 1.6 meters high and 60 meters long. The survey was conducted during 5 days and each day the net was thrown once or twice. Each survey day we recorded the time the net was in the water, sea surface temperature (when possible), geographic position, and number of turtle captures. In addition to using the net we also captured turtles using rodeo by attracting turtles to the boat using bait and jumping over to grab them by the carapace.

Turtles captured during in-water surveys were brought on-board for evaluation. We collected morphometric data [i.e. length, width, weight, tail length (as a proxy to estimate gender in adults)], evaluated body condition, and collected skin samples (for future genetic and stable isotope analysis). All turtles were marked with external flipper tags to account for re-captures and monitor residency in the area as well as growth rates.

Presence of epibionts, tumors, injuries or any other relevant information (marks of fishing gear interactions) was recorded. All turtles were photographed to create a digital database for unique individual characteristics that will help in case of tag loss during future surveys.

### Visual counts

We conducted visual counts of turtles breathing in Manglares de Tumbes in July 2012 (Fig. 1). We established transects of different lengths following the geography of the estuary and determined count points every 0.5 nautical miles. We used an off-board motor boat for the counts. Each count was for 10 minutes and included a minimum of four observers covering the entire perimeter using the boat as central point.

### Population evaluation

We calculated catch per unit effort (CPUE) in two

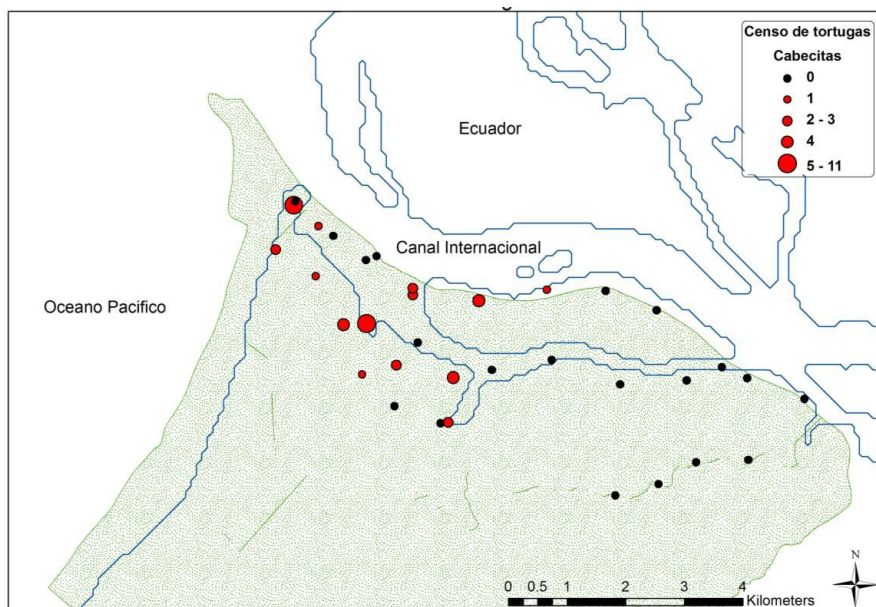


Fig. 1 Visual counts of turtles at Manglares de Tumbes. Circles indicate whether turtles were spotted (red) or not (black). Size of red circles indicates frequency of turtles observed. Circles over land indicate small channels in the Estuary that are not shown in the shape file.

ways: as the number of turtles captured per effort in time units (hours) and also as the number of turtles captures per effort in time and net area units (hours-m<sup>2</sup>). The turtles captured with rodeo were not included in the analysis of CPUE. We calculated residency time as the period of time between the first capture of an individual and the last time it was captured.

All the analysis were conducted using Excel and the program R. The population evaluation allowed us to identify the life stages of turtles inhabiting the area as well as the species abundances, gender rates and turtle body condition. All tagged animals recaptured will contribute to understand these populations' life cycle.

## TO IDENTIFY AND CONTRIBUTE TO THE PROTECTION OF NEW CRITICAL HABITATS FOR JUVENILES GREEN AND HAWKSBILL SEA TURTLES IN THE NORTH OF PERU

### In-water surveys

We conducted two in-water surveys at El Ñuro and one visual survey at Manglares de Tumbes. At El Ñuro, the net was in the water in the area of El Ñuro a total of 24.17 hours (November) and 20 hours (July), which represents our capture effort. In November, a total of 34 turtles were captured, 22 of them were first time captures and 12 was a recapture within the season (nine on previous session, three during the session). In July, six turtles were captured by rodeo (one first time, five recaptures including one recapture during the session) and 27 by netting. Of the 27 turtles, 23 were first time captures, three were recaptures previous sessions and one unidentified and released from net due to overload. Analyses of CPUE are based on 34 (November) and

27 (July) green sea turtles. The CPUE of the entire survey was 1.4 turtles per hour (November) and 1.35 turtles per hour (July). During the November session, the sea surface temperature (SST) during the surveys ranged between 21 °C to 22 °C. During July, mean SST was 22.2 °C(±0.74, max=24.3, min=20.1).

### Population evaluation

All sea turtles captured were identified as green turtles. For both sessions combined (November=31 turtles, July=31 turtles), the mean Curve Carapace Length from notch to tip (CCL n-t) was 75.68 ±11 cm, mean Straight Carapace Length from notch to tip (SCL n-t) was 71.19 ±10.03 cm and the mean weight was 55.54 ±20.42 kg. For details of each session see Table 1. When comparing the sizes of the turtles in this aggregation with the adult females nesting in the closest main rookery (CCL n-t 86.7cm, Galapagos Islands, Zarate et al. 2003)

Table 1a Measurements of body size and weight of all 31 turtles captured in November 2011. SD is standard deviation.

Body metrics	mean	min	max	±SD
CCL n-t (cm)	77.30	54.30	94.00	8.92
SCL n-t (cm)	73.08	51.00	88.70	8.44
Weight (cm)	<u>60.87</u>	<u>22.00</u>	<u>100.00</u>	<u>17.68</u>

Table 1b Measurements of body size and weight of all turtles captured in July 2012. SD is standard deviation. Weight is reported only for 26 turtles.

Body metrics	mean	min	max	±SD
CCL n-t (cm)	73.92	54.90	107.00	12.65
SCL n-t (cm)	69.53	52.30	95.50	11.32
Weight (cm)	<u>48.60</u>	<u>23.00</u>	<u>95.00</u>	<u>21.98</u>



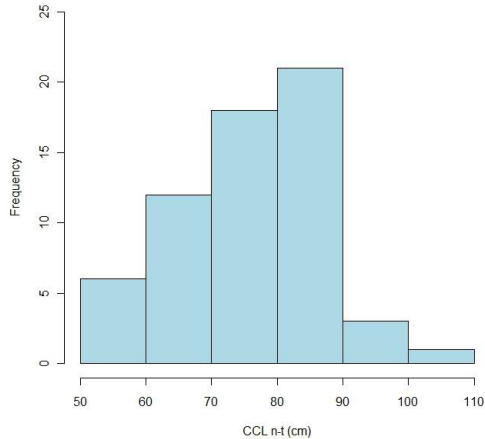


Fig. 2 Histogram of turtle sizes in cm.

most of the turtles from El Ñuro (Fig. 2) should be considered non- adults. However, 56 out of the 62 turtles (90 %) fall between the minimum size (CCL n-t 60.7) and the mean size recorded in Galapagos so they can be considered sub-adults.

Green turtles in the coastal area of El Ñuro, are considerable larger than turtles reported as by-catch in pelagic longline fisheries in Peru (mean CC Ln-t 54.4 cm, Kelez et al. 2010). This aggregation seems to be formed by turtles that had already recruited to neritic foraging areas probably after spending many years in oceanic areas. At this point; however, we cannot discard the possibility that these individuals are still using oceanic areas. Stable isotope analysis and future surveys will help us respond to that question.

Four of the turtles clearly showed a long tail, which is a secondary sexual characteristic for males (Fig. 3). The average tail length was 27.97 cm (min=20, max=37.4 SD±7.15). Males represented less than 10% of the total captures during combined sessions.

Two turtles were captured in Nov 2011 and recaptured in July 2012. With them we calculated an



Fig. 3 One of the individuals classified as male due to the long tail that can be observed in this picture.

average residency time of 225 days or 7 months-12 days including the day of recapture.

The pictures of the turtle's faces were uploaded to our digital database. This database helps identifying turtles in the case of tag lost as it has been observed that face scales are individually unique (Schofield et al. 2008, Jean et al. 2010). All turtles presented epibionts in the carapace, plastron, and/or face (Fig. 4)

### Visual counts

We conducted 35 visual counts from July 10th to July 12th at Manglares de Tumbes (Fig. 1). A total of 48 turtles were spotted during 5.83 hours of counts. In average we observed 8.23 turtles per hour. Turtles were more commonly spotted closer to the delta of the mangrove estuary. Turtles were also spotted either right after a count was finished or moving one from site to the next one. Nineteen turtles were spotted off the visual survey. In total, we observed 67 turtles.

Identification of species was impossible even for turtles spotted multiple times during a visual count and at short distances (i.e. 5 meters). Based



Fig. 4 Green turtle captured and recaptured in El Ñuro. Due to tag loss, identification was done using pictures taken from face and using scales as facial “fingerprint”.

on interviews made to fishermen we think that three species of turtles are present in the area: green sea turtle, hawksbill sea turtle and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*).

The area has great potential to conduct in-water surveys. These, however, will need a different methodological approach for capturing turtles. From one hand, depth is very small and waters very murky suggesting that rodeo and snorkeling will not be good alternatives. Netting could be one approach but with caution with rocks and logs going down the river. Local fishermen use a technique called “corral” for capturing fishes and report incidentally capturing sea turtles. Our next survey will explore this technique along with netting to decide the effectiveness for capturing sea turtles.

**TO GENERATE AND PROVIDE TECHNICAL INFORMATION TO SUPPORT AND STRENGTHEN ON-GOING ZONING PROPOSAL OF MARINE PROTECTED AREAS**

We presented preliminary results from El Ñuro in Congreso de Ciencias del Mar del Peru (Peruvian

Congress of Marine Sciences, CONCIMAR, <http://concimarperu2012.com/>) in June 2012 (Fig. 5).

Shaleyla Kelez, President of ecOceánica offered a talk for undergraduate students at Universidad Nacional de Piura. She presented results from our on-going marc-recapture program at El Ñuro and offered opportunities to develop research studies as part of thesis dissertations to young biologist (Fig. 6).

**TO SENSITIZE LOCAL COMMUNITIES ABOUT ENVIRONMENTAL PROBLEMS AND THE IMPACTS OF HUMAN’S ACTIVITIES WITH EMPHASIS ON SEA TURTLES**

**Local organizations involvement**

Local fishermen were invited to participate as assistants during the in-water surveys and we rented a fishermen boat and entanglement net to benefit the local community and to demonstrate the positive impact that sea turtles can have in their economies. All field assistants and participants were given a brief explanation of the capture methodology and how to handle the turtles. They were also taught how to collect and record all research data.



Fig. 5 Dagnia Nolasco, Biologist and research staff of ecOceanica presents preliminary results of our work with sea turtles at CONCIMAR.



Fig. 6 Shaleyra Kelez, researcher of ecOceanica talks about turtles to undergraduate students at Universidad Nacional de Piura.



Fig. 7 Different activities were conducted at Manglares de Tumbes: visual surveys, Interviews with fishermen and a workshop with park rangers.

### Environmental awareness

During November 2010 we offered talks in three schools in nearby towns. We visited the private school “Casuarina College” in Mancora (30 km north of El Ñuro) and offered a class to kids from elementary grades. At the school “Ramon Castilla” in Los Organos (10 km north of El Ñuro) we offered

talks to all classes in middle and high school grades. We offered talks to all grades at the local school at El Ñuro and we gave a talk to high school classes at the school in Lobitos (50 km south of El Ñuro). We conducted field trips to the kids from the school in Mancora and El Ñuro to visit the pier of El Ñuro to participate of our work and observe sea turtles



Fig. 8 Interpretive center at El Ñuro landing pier. Panoramic view of the center showing the pictures (top) and infographic (bottom left). Researchers from ecOceánica, local teenagers and collaborators worked with us (bottom right) for a week to have this room ready before the high season of visitors to northern Peru.

in the natural environment. Finally, we offered a movie night to the kids and parents of El Ñuro as part of our activities to connect the local community with the sea turtles and to create awareness for their marine environment (Fig. 7).

#### Artistic work

During the field trip to El Ñuro, in July 2012, we invited Brazilian artist Flavio Caporali to paint a mural on the biggest wall on the fishermen landing pier. This trip was covered partially with funds from Pro Natura and an education and outreach grant from State of the World of Sea Turtles (SWOT, [www.seaturtlestatus.org](http://www.seaturtlestatus.org)) and the logistic support of the pier administration (Sr. Rafael Morales). Previously, we contacted Flavio who was handed pictures of turtles and other marine creatures common to the submerged habitats of El Nuro to be painted in the mural. During four days, Flavio draw and painted a wall of approximately 12m by 3m. In the process, children from the local school

participated painting small fishes. Members of the research team participated as well.

#### Establishment of Interpretive Center

During the field survey of July 2012 we also used our time to put together a small interpretive center for the sea turtles of El Ñuro (Fig. 8). The center presents carapaces of two species of sea turtles along with information for its identification. Pictures of sea turtles and marine creatures observed in the area are posted in several of the walls. An infographic is centered-place in the main wall of the center. It presents general information about sea turtles and specific information about the turtles from El Ñuro. This infographic was designed by Agencia ISIL, our partner in design, and using technical information collected during our surveys. The purpose of this center is to provide information to local visitors before reaching the area where turtles can be easily spotted.

## MEDIA OUTREACH

Realizing how important is to work with media to spread conservation messages to a broader audience, we published pictures and daily experiences in our Facebook page that currently has nearly 3000 followers. A selection of nearly 90 pictures of “El Ñuro Project” is posted in our non-profit Facebook profile explaining the project objectives, activities, and collaborators. The open access link to it is: <http://www.facebook.com/album.php?aid=229681&id=205416731144>.

The field work of November 2011 was covered by an article of the Peruvian magazine SOMOS (Supplement of national newsletter El Comercio). The article was published in January 2012 (<http://snipurl.com/22bkyi9>) and got coverage in other portals (i.e. <http://snipurl.com/23mhb3k>, <http://www.soloparaviajeros.pe/edicion148/viajeros.htm>).

The field work of July 2012 was covered in our webpage with two blogs (in Spanish) about the mural (<http://snipurl.com/25vyzri>) and the interpretive center (<http://snipurl.com/25vyzx9>). We putted together a video of the mural and posted in youtube ([http://youtu.be/T6lP\\_OYqkjo](http://youtu.be/T6lP_OYqkjo)).

## CONCLUSIONS

1. El Ñuro is an important area for the aggregation of green sea turtles, particularly sub-adults and adults.
2. We had a constant capture per unit of effort with an average of 1.38 turtles per hour.
3. Two recaptures from these sessions gave us a residency time of 225 days.
4. While netting is our main in-water technique to capture turtles, rodeo around the boat has resulted in an alternate way to increase the number of turtles studied

5. Visual counts at Manglares de Tumbes suggest this area as a good area to conduct mark-recapture studies with turtles including the Critically Endangered and very rare East Pacific hawksbill turtle.
6. The in-water survey technique to sample turtles at Manglares will be tested in our next field trip.
7. Many educational and outreach activities were conducted including movie nights, field trips for school classes, painting a mural and the creation of the interpretive center.
8. We will continue our research and conservation activities at El Ñuro and will expand our activities to include Manglares de Tumbes.

## REFERENCE

- Garcia-Godos, I., van Ordt, F., Cardich, C., Garcia Olaechea, D., and Leon, S. 2008. La tortuga verde *Chelonia myda* en Isla Lobos de Tierra. Abstract presented at the II Simposium de Tortugas Marinas del Pacifico Sur Oriental, Lima, Peru. Noviembre 2008.
- Jean, C., Ciccione, S., Talma, E., Ballorain, K., and Bourjea, J. 2010. Photo-identification method for green and hawksbill turtles - First results from Reunion. *Indian Ocean Turtle Newsletter* 11: 8-13.
- Kelez, S., X. Velez-Zuazo. and Manrique, C. 2010. Captura incidental de tortugas marinas en palangre en el Perú: 8 años de monitoreo. II Congreso de Ciencias del Mar del Perú — CONCIMAR, Piura, Peru.
- Schofield, G., Katselidis, K.A., Dimopoulos, P., Pantis, J.D. 2008. Investigating the viability of photo-identification as an objective tool to study endangered sea turtle populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 360:103-108.
- Zarate, P., Fernie, A., Dutton, P. 2003. First results of the East Pacific green turtle, *Chelonia mydas*, nesting population assessment in the Galapagos Islands. In J. A. Seminoff, ed. *Proceedings of the twenty-second annual symposium on sea turtle biology and conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503: 70-73.

## ペルーにおけるウミガメ類の危機的な生息域の精査と保護活動

Dagnia Nolasco<sup>1</sup>, Ximena Velez-Zuazo<sup>1,2</sup>, Shaleyla Kelez<sup>1</sup>,  
Luciana Klinge<sup>1</sup> and Carlos Kouri<sup>1</sup>

El Ñuro で 2 回, Manglares de Tumbes で 1 回, 計 3 回の野外調査を行った .El Nuro では 62 頭のアオウミガメを捕獲し, 以前に調査したアオウミガメの再捕に関しても報告した .Manglares de Tumbes では, 目視調査により 67 頭のウミガメを確認した . 目視による確実な種の同定はできなかったが, アオウミガメ, タイマイ, ヒメウミガメの 3 種のウミガメが生息していると推測した. El Ñuro はアオウミガメの成長と索餌のための定住場所であり, Manglares de Tumbes は標識放流プログラムを確立する可能性が高いことを, 両地域から得られたデータは示唆している .Manglares de Tumbes では標識放流をまだ行っていないが, サンプルング方法は捕獲率を最大限にするような調査を, 今後は両地域で継続する .

(菅沼弘行訳)

---

1: ecOceanica, ペルー 2: ブエルトリコ大学, アメリカ

## Habitat preferences, spatial distribution and diversity of bryophytes in tropical montane cloud forest of Peninsular Malaysia

YONG, Kien-Thai

### ABSTRACT

A total of 220 bryophyte species were collected from the study plots laid in two hill stations in Peninsular Malaysia. This comprises of 132 liverworts, 87 mosses and 1 hornwort species. Among these, a total of 175 bryophytes species were collected from the tree trunks, and 102 bryophyte species were recorded on various substrate found on forest floor. The largest families that encountered in present study are Lejeuneaceae, Lepidoziaceae, Sematophyllaceae, Plagiochilaceae and Calymperaceae. Members of above families are very well represented in the study area in terms of its species diversity as well as its abundance. Variations among the dominant species over the different study plots are provided here. Habitat preferences of different bryophyte species were accessed. In brief, nearly one third of the epiphytic species were also colonizing the forest ground and one third of the ground bryophyte species were collected from at least two different types of ground substrate.

### INTRODUCTION

Tropical montane cloud forest is claimed to be one of the world's most threatened ecosystems (Bubb et al. 2004). In this ecosystem, bryophytes always present in bulk and very rich in diversity. They are found covering the tree trunks, branches and crowns, as well as forming thick carpet on the forest floor. However, due to the rugged and steep montane topography, research activities in this fragile ecosystem are not as intensive as in lowland forest. As comparison, in South East Asia, 74% of the biodiversity studies were conducted in the lowland forest in the past two decades, meanwhile only 5% were in the montane cloud forest regions (Kelvin Peh et al. 2011). Cloud forests in the South East Asian region are being destroyed at an alarming rate, viz., 23% faster than their lowland

counterparts (Waggener and Lane 1997). For the case in Malaysia, the cloud forests originally spanned around 2.7 million ha, but today over 23 % have been lost or degraded due to anthropogenic factors (Sodhi and Brook 2006). In addition to this, montane cloud forest which ecologically is a "biological island", is vulnerable to the rise of global temperature. Many of its thermal specialists and local endemics will extinct in near future if lack of a proper mitigation strategy. Outside of mainland Asia, related study has only been conducted in Borneo (Frahm 1990), Zaire (Frahm 1994), and several places in neotropics (e.g., Reenen and Gradstein 1983; Parolly and Kürschner 2004; Holz 2006). However, the knowledge of the bryophyte diversity and its ecology on a montane cloud forest is very incomplete in the South East Asian region.

Hence, this project is formulated to better understand the diversity and ecology of the plant species, with special emphasis on the bryophyte species that inhabit in the montane cloud forest of Peninsular Malaysia. Two hill stations neighbouring to Kuala Lumpur, viz., Fraser's Hill and Genting Highland were investigated (Fig. 1). Both the studied area have their highest peak attains or over 1500 m above sea level (Pine Tree Hill in 1505 m at Fraser's Hill, and Mount Ulu Kali in 1772 m at Genting Highland). In Fraser's Hill, the cloud forests often occur at elevation above 1100 m, but usually present at a slightly higher elevation in Genting Highland, from 1300 m and above. Although both Fraser's Hill and Genting Highland have been actively developed for tourism activities, however, the forest coverage is still extensive and housed a number of endemic and rare plant species (Kiew 1998; Latiff et al. 2009; Stone 1981).

### OBJECTIVE

The present study aims mainly to:

- 1) document the bryophyte diversity that present in the two montane cloud forests in Peninsular Malaysia, viz., Fraser's Hill and Genting Highland (Fig. 1).
- 2) study the abundance and habitat specificity of bryophytes that found within above two named montane cloud forests.

### METHODOLOGY

Fieldworks were conducted to sample the bryophyte species that found in the montane cloud forest. Along with these, the research is targeted to disclose the explanatory variables that influence the abundance, composition and diversity of the bryophyte species found in the montane cloud

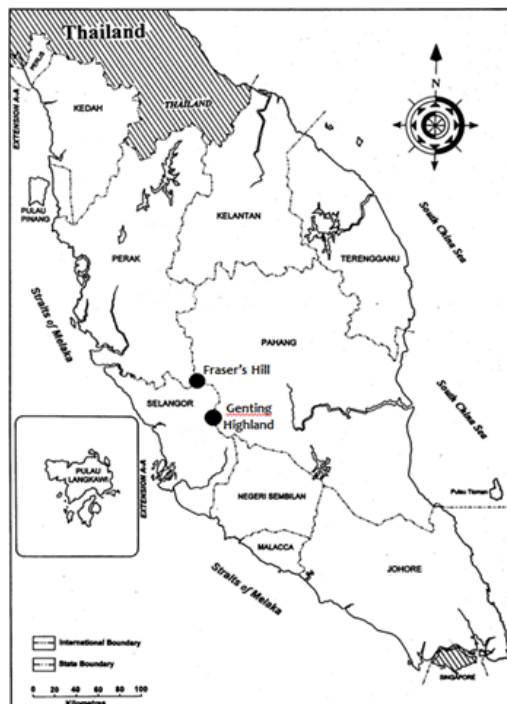


Fig. 1 Map of Peninsular Malaysia showing the location of Fraser's Hill and Genting Highland.

forest. On the other hand, the spatial distribution, correlation between habitat and species diversity were further investigate.

Two study plots measuring 20 m x 20 m (0.04 ha) were laid in the pristine montane forest at each study site. Bryophytes found on the tree trunk and the forest ground were sampled using quadrat sized 30 cm x 20 cm for those found epiphytic on tree trunks, while quadrat sized 50 cm x 50 cm for forest ground vegetation. A total of 15 mature trees, with dbh above 15 m, were randomly selected for sampling of the epiphytic bryophytes. Four quadrates were placed on the tree trunk, at each cardinal direction, viz., north, east, south and west, within the zone from the very base of the tree to 2 metres above ground. Meanwhile for the ground vegetation, referring to those found on non-



epiphytic microhabitats, such as rotten logs, rocks and soil, 12 quadrates were randomly laid within the 20 m x 20 m study plot. The coverage of each bryophyte species within the sampling quadrate and the type of substrate were recorded. Life form of bryophytes, e.g., mats, pendants, dendroids, turfs, etc., will be classified according to Mägdefrau (1982). A small amount of every bryophyte species that present in the quadrate were collected for further identification in the herbarium, by referring to the recent taxonomic treatments and local flora (e.g., Eddy 1998, 1990, 1996; Furuki 1994, 1996a, 1996b, 1998; Gradstein, 2011). All the voucher materials were deposited in the herbarium of the University of Malaya (KLU), Malaysia.

The environmental information of each study plot, such as temperature and relative humidity, were recorded. These information will be further analyzed and correlated with the habitat specificity of the bryophytes within every study plot. The bryophyte community structure and composition on tree and ground habitats will be analyzed using the following parameters (Tng et al. 2009): i) ratio of liverwort to moss species; ii) per site species richness; iii) per site coverage of every liverwort and moss species; and iv) the specificity of species to its substrate.

Species rank/abundance curves were generated to illustrate the distributional pattern of species richness and species evenness that observed in each study plots. The most abundant species, or the species that forming the largest patches (with largest surface area) in the study plot is given the rank of 1 (Whittaker 1965). Species of relatively small abundance, of smaller coverage, were ranked in consecutive order, till the least abundant. Then the information were plotted on the chart and were joint by line. The length of the line reflects the species

richness of the study plot and the slope of the line reflects the community evenness.

## RESULT

### Physical feature of the study sites

Study plot A (03°43'11.8"N 101°44'21.6"E) and B (03°42'35.2"N 101°43'02.9"E) are located in Fraser's Hill, at elevation 1150 m and 1367 m respectively. Meanwhile, study plot C (03°24'53.6"N 101°47'18.9"E) and D (03°24'55.1"N 101°47'20.5"E) are located in Genting Highland, at elevation 1548 m and 1550 m respectively. All the four plots were established in old growth montane cloud forest, where the maximum tree height is less than 30 m.

Data loggers were used to capture the climatic information of the study site. A total of three data loggers were installed in each hill station, viz., Fraser's Hill and Genting Highland. A data logger was stationed at each study plot and an additional unit at a location in between the two study plots of the same highland station, which functions as the control for the recording process. Unfortunately, the data loggers that stationed within the study plots were either stolen or damaged by natural causes like heavy rainfall, tree fell and wildlife. Hence, the climate information that available was retrieved from the third unit, which initially was the control unit that placed in both highland stations. Climatic information for a period of about six months were presented here, while the data loggers are still stationed in the field until end of year 2013, in order to capture a complete circle of a year's climatic changes.

Temperature recorded for Fraser's Hill at elevation about 1250 m ranged from 15.3-26.2 °C, with average temperature 19.6 °C over a period

of six months (Fig. 2A). The relative humidity recorded varies from 76.8-100%, with average reading 99.7 % over the six month (Fig. 2A). Meanwhile in Genting Highland, at elevation about 1500 m, temperature ranged from 14.5-24.3, with average temperature 17.9 °C (Fig. 2B). The relative humidity is within the range from 52.2-100 %, and average 97.1 % over the recorded period (Fig. 2B).

In general, daily temperature fluctuated about 4-6 °C in both Fraser’s Hill and Genting Highland (Fig. 2). Meanwhile, the relative humidity recorded was consistently high for Fraser’s Hill, but often fluctuating in Genting Highland (Fig. 2). A possible explanation to this observation may relate to the heavy anthropogenic activities in Genting Highland, in relative to Fraser’s Hill. The summit area of Genting Highland is heavily developed for recreational purpose, where large track of forested area have been converted into casino, theme park, hotels and apartments. As the consequences, the micro-climate of the higher elevational area was modified, and in the long run it might affect the biological diversity as well as the biological processes that took place in the highland forest.

Trendlines were added into the climatic chart

to illustrate the general change of climatic pattern obtained over the period of six months (Fig. 2). Although the relative humidity is more or less stable and remained high for the two highland stations, but a general increase of temperature over the period of six months was detected in both Fraser’s Hill and Genting Highland (Fig. 2). However, the climatic data obtained here were actually begun from the end of the year 2012, the raining season, until June 2013, when is the transition of the monsoon period that is usually dry and warm. A more sensible climatic pattern could only be produce after considering the climatic information of the second half of the year 2013.

### Species diversity

A total of 220 bryophyte species were documented in present study, comprises of 132 liverworts, 87 mosses and 1 hornwort species. Among these, a total of 175 bryophyte species were collected from the tree trunk, viz., epiphytic bryophytes, and 102 bryophyte species were sampled from various substrates on forest ground, viz., ground bryophytes. Of these, the epiphytic flora comprises of 110 liverworts and 65 mosses species, meanwhile the

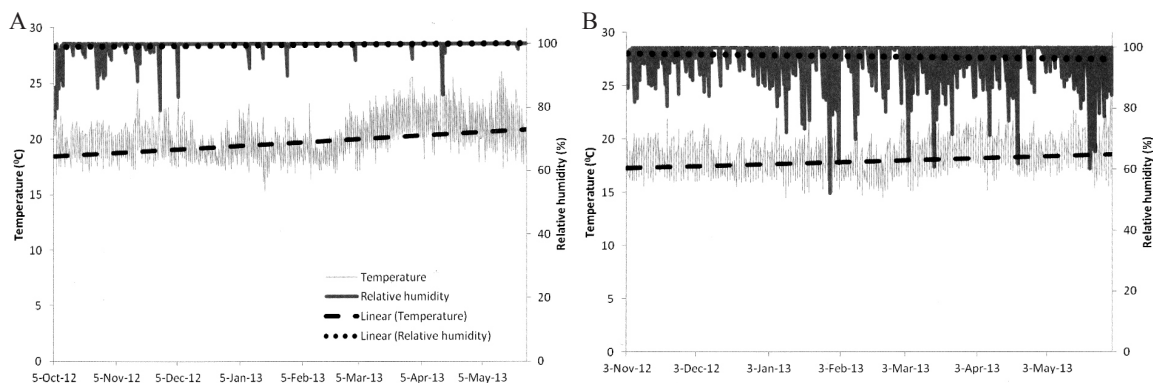


Fig. 2 The climatic information recorded during the study at two hill stations.—A, Fraser’s Hill; B, Genting Highland.

Table 1 Diversity of the bryophyte species documented within the four study plots.—A, Bryophytes collected from tree trunk; B, Bryophytes collected from the forest ground.

A) Bryophytes from tree trunk									
Plot	Total frequency (no. of specimens)	Total coverage (cm <sup>2</sup> )	Relative coverage (%)	Total bryophyte species	Total bryophyte genera	Total bryophyte families	Shannon-Wiener index, H'	Total liverwort species	Total moss species
A	179	17228.585	47.86	52	31	15	1.3968	25	27
B	311	17716.52	49.21	69	34	15	1.1381	49	20
C	428	19188	53.3	95	46	21	1.5547	62	33
D	546	22566	62.68	91	42	23	1.484	63	28

B) Bryophytes from the forest ground									
Plot	Total frequency (no. of specimens)	Total coverage (cm <sup>2</sup> )	Relative coverage (%)	Total bryophyte species	Total bryophyte genera	Total bryophyte families	Shannon-Wiener index, H'	Total liverwort species	Total moss species
A	63	19986.25	66.62	32	22	16	1.1364	12	20
B	58	10738.7	35.8	27	14	10	1.1354	13	14
C	108	22950	76.5	42	23	15	1.3062	23	19
D	107	16762.5	55.88	47	25	17	1.3015	26	21

Note:  
Shannon-Wiener index,  $H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$

where s = the number of species  
 $p_i$  = the proportion of individuals

ground bryophyte flora is made of 51 liverworts, 50 mosses and a hornwort species.

The two study plots located in Genting Highland (plot C and D) support a richer bryological flora, in both epiphytic and ground bryophytes, in relative to the two study plots laid in Fraser's Hill (plot A and B). Richest epiphytic bryophyte diversity is reported for plot C, then followed by plot D, B and lastly A (Table 1A), as indicated by species diversity index, viz., Shannon-Wiener Index ( $H'$ ) (Table 1A), as well as in the species rank/abundances curves (Fig. 3). Meanwhile the total ground bryophyte diversity is highest in plot D, followed by plot C, A and finally B (Table 2B). Even though the  $H'$  index for plot C is higher than plot D, however the difference is not obvious (Table 2B).

The species rank/abundance curves (Fig. 3) indicates that the different study plots from the same hill station, A and B from Fraser's Hill, or C and D from Genting Highland are rather similar in terms of their floristic structure and composition. Nonetheless, the floristic structure and composition of the plots from different hill stations, viz., Fraser's Hill and Genting Highland, are rather different (Fig. 2), despite the fact that all the study plots are in the

same type of forest formation with highly similar climatic features (Fig. 2). In terms of the species evenness, study plot C and D are more even than study plot A and B, consistently for both epiphytic and ground bryophyte flora (Fig. 3).

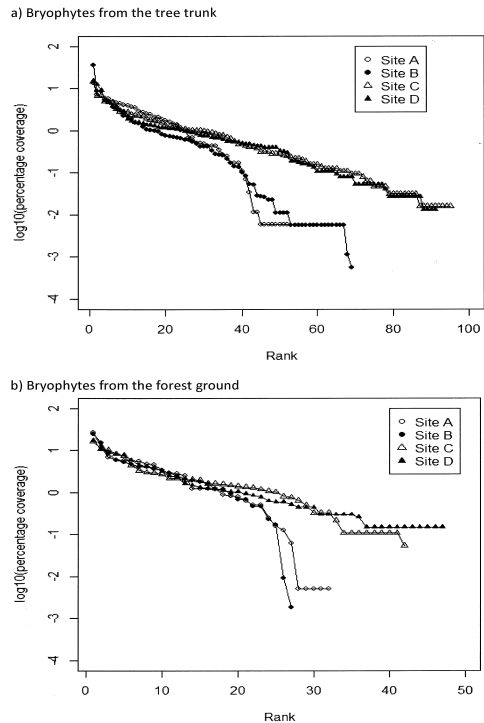


Fig. 3 Species rank/abundance curves for bryophytes collected from a) tree trunk, b) forest ground.

## Floristic composition and physical structure

In terms of the general floristic composition, liverworts are more frequently sampled (in higher density) and covered a bigger area (in higher abundance) in plot B, C and D, as both epiphytic and ground flora (Fig. 4). Interestingly, mosses are relatively more frequently encountered and abundant to the liverwort species, both on the ground as well as on the tree trunk, only in plot A (Fig. 4). This observation is corresponding well with the species diversity that recorded in each study plots. There are more liverwort in relative to moss species recorded for plot B, C and D. Conversely, mosses are more diverse than the liverworts in plot A (Table 1).

In plot B, C and D, the epiphytic flora is dominated by the liverwort species. The ratio of species diversity and density between the liverworts and mosses are about 2:1 or more, for those plots (Table 1). In conjunction to this, from the perspective of total coverage, the liverwort to moss ratio could reach as high as 3:1 as showed in plot B (Fig. 4). Though the differences among the ground liverworts and mosses, in terms of their species diversity, frequency of being sampled (density) as well as the area coverage (abundance), are less distinctive if compare with their epiphytic counterpart, but the liverworts are consistently more dominant than the mosses on the forest ground in plot B, C and D (Fig. 4).

In general, members of Lejeuneaceae, Lepidoziaceae, Sematophyllaceae, Plagiochilaceae and Calymperaceae are very well represented among the epiphytic flora that reported for present study (Table 2). Among these, members of Plagiochilaceae are the most abundance, occupying the largest surface area, even though its species diversity is much lower than Lejeuneaceae,

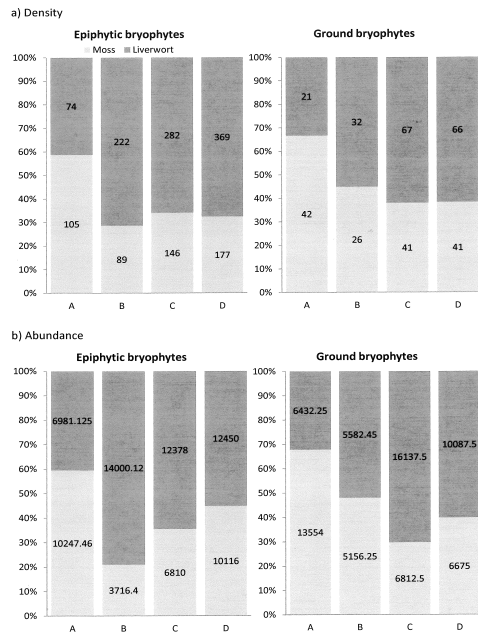


Fig. 4 Representation of the epiphytic and ground bryophytes according to their a) density, b) abundance, in four study plots. The value of density, according to the frequency of being sampled, and abundance, according to the total recorded coverage (in centimeter square) are given in each regarding bar.

Lepidoziaceae and Sematophyllaceae. Nonetheless, there are variations in terms of the species diversity and family abundance over different study plots that examined here. For instance, the Neckeraceae is the second abundant family in plot A, but not found in plot B and C, and only covering a relatively small area in plot D. Another equally important example is Family Lepidoziaceae, which is the second diverse family reported here but not represented in plot A (Table 2). On the aspect of the ground flora, Sematophyllaceae, Lepidoziaceae, Lophocoleaceae, Aneuraceae are the more important families, which represented by higher species diversity and abundance (Table 3). Likewise, the distribution of species diversity and abundance are differing over the different study plots. An obvious example is Sematophyllaceae and Lepidoziaceae that are very

Table 2. Family of the bryophytes collected on the tree trunks. The total coverage of each family is given in parenthesis (in centimeter square).

Family	Total	Study Plot			
		A	B	C	D
Lejeuneaceae	32 (7832.13)	9 (3102.38)	11 (1390.75)	19 (1530)	18 (1761)
Lepidoziaceae	30 (9741.675)		21 (4680.675)	16 (2607)	14 (2403)
Sematophyllaceae	18 (6196.7)	2 (1470.48)	7 (857.22)	15 (1932)	10 (1905)
Plagiochilaceae	14 (19182.55)	8 (850.75)	2 (6492.8)	7 (5856)	10 (5964)
Calymperaceae	12 (8865.42)	4 (1220.76)	6 (1506.66)	10 (3486)	5 (2631)
Lophocoleaceae	9 (1391.3)	4 (374)	2 (0.3)	5 (585)	5 (420)
Radulaceae	8 (4260.875)	2 (2025)	6 (351.875)	4 (1050)	5 (819)
Dicranaceae	6 (2738.56)		5 (433.56)	4 (705)	4 (1587)
Neckeraceae	5 (2493.16)	5 (2258.16)			1 (234)
Hypnaceae	5 (1045.06)	5 (954.06)		1 (90)	
Thuidiaceae	4 (2487.9)	4 (2487.9)			
Fissidentaceae	4 (529.28)	3 (468.78)	1 (46.5)		1 (12)
Metzgeriaceae	3 (816)	2 (630)		1 (24)	2 (159)
Rhizogoniaceae	2 (4900.46)		1 (872.46)	2 (573)	2 (3450)
Calypogeiaceae	2 (1122.5)		1 (337.5)	2 (459)	2 (321)
Adelanthaceae	2 (669.8125)		2 (395.8125)	1 (6)	1 (264)
Schistochilaceae	2 (539.406)		2 (289.406)	1 (123)	1 (123)
Pterobryaceae	2 (214)	1 (12)			1 (201)
Hookeriaceae	2 (132.82)	1 (59.82)			1 (72)
Frullaniaceae	2 (50)		1 (1)	1 (21)	2 (24)
Hypnodendraceae	2 (20)				2 (18)
Plagiotheciaceae	1 (715)	1 (690)		1 (24)	
Brachytheciaceae	1 (625.5)	1 (625.5)			
Geocalyceae	1 (273)		1 (60)	1 (36)	1 (174)
Trichocoleaceae	1 (59)			1 (45)	1 (12)
Scapaniaceae	1 (19)			1 (18)	
Balantiopsidaceae	1 (10)			1 (9)	
Cephaloziellaceae	1 (10)			1 (9)	
Daltoniaceae	1 (7)				1 (6)
Herbertaceae	1 (7)				1 (6)
	<b>175 (76955.11)</b>	<b>52 (17229.59)</b>	<b>69 (17716.519)</b>	<b>95 (19188)</b>	<b>91 (22566)</b>

well represented in most of the plots but not present in plot A. On the other hand, a number of families, viz., Dendrocerotaceae, Fissidentaceae, Hypnaceae and Thuidiaceae, are abundant in plot A, but are either not found or poorly represented in the other plots (Table 3).

By referring to the summary in fig. 4, is interesting to note that 92 of the epiphytic bryophyte species, viz., 52.57% of the total epiphytic species documented in present study, has a very narrow distribution or only collected from a particular plot. In addition to this, some of these narrowly distributed species are actually established well in the regarding plot and occupying a relatively large sampled area. For instance, *Himantocladium*

*plumula* and *Pelekium velatum* are two species that are abundant in plot A but do not occurred in other plots. Likewise, *Bazzania densa* occupied a large area in plot B but not found in the other plots. Only a small number of the epiphytic species, 5 out of the 175 epiphytic species that documented in present study have successfully established in all the four plots (Fig. 4). There are *Acroporium diminutum*, *Calymperes serratum*, *Drepanolejeunea ternatensis*, *Metalejeunea cucullata* and *Radula javanica*. Of these, *Calymperes serratum* appeared in abundant in all the four plots, while *Acroporium diminutum* and *Radula javanica* have established pretty well in at least 2 or 3 of the plots.

Comparatively, there are more epiphytic species,

Table 3. Family of the bryophytes collected on the forest ground. The total coverage of each family is given in parenthesis (in centimeter square).

Family	Total	Study Plot			
		A	B	C	D
Sematophyllaceae	14 (12143.75)		9 (4181.25)	7 (4168.75)	9 (3768.75)
Lepidoziaceae	13 (16929.45)		7 (4456.45)	6 (5987.5)	10 (6462.5)
Lophocoleaceae	9 (7101.5)	1 (12.5)	2 (118.75)	7 (5200)	5 (1756.25)
Aneuraceae	9 (4177.75)	3 (2818.75)	1 (1)	4 (1075)	3 (275)
Plagiochilaceae	7 (1392.5)	3 (501)		1 (500)	3 (387.5)
Hypnaceae	6 (7792.5)	5 (6664.5)		2 (968.75)	1 (156.25)
Hookeriaceae	5 (2897.75)	3 (1232.25)		1 (75)	2 (1587.5)
Dicranaceae	5 (1817.25)		3 (700)	5 (775)	3 (331.25)
Fissidentaceae	5 (1488.5)	4 (1287.5)			1 (200)
Thuidiaceae	4 (2356.25)	4 (2356.25)			
Calymperaceae	3 (406)	1 (1)	1 (225)	2 (50)	2 (125)
Lejeuneaceae	3 (128)		1 (25)	2 (100)	
Schistochilaceae	2 (114.5)				2 (112.5)
Geocalyceae	1 (3503)		1 (906.25)	1 (1925)	1 (668.75)
Brachytheciaceae	1 (1150)	1 (1150)			
Rhizogoniaceae	1 (1133.25)			1 (700)	1 (431.25)
Dendrocerotaceae	1 (1100)	1 (1100)			
Cephaloziaceae	1 (1077)			1 (1050)	1 (25)
Radulaceae	1 (956.25)	1 (956.25)			
Marchantiaceae	1 (912.5)	1 (912.5)			
Lophoziaceae	1 (702)			1 (300)	1 (400)
Mniaceae	1 (687.5)	1 (687.5)			
Pilotrichaceae	1 (175)	1 (175)			
Metzgeriaceae	1 (100)	1 (100)			
Adelanthaceae	1 (76)		1 (75)		
Daltoniaceae	1 (76)			1 (75)	
Hypnodendraceae	1 (51)				1 (50)
Plagiotheciaceae	1 (51)		1 (50)		
Frullaniaceae	1 (31.25)	1 (31.25)			
Pterobryaceae	1 (26)				1 (25)
	<b>102 (70553.45)</b>	<b>32 (19986.25)</b>	<b>27 (10738.7)</b>	<b>42 (22950)</b>	<b>47 (16762.5)</b>

44.57% or 78 of them, are common to 2-3 study plots (Fig. 4). Exactly half of them, 39 species, were encountered in three different plots, while the other half, another 39 species were collected from two out of the four different plots (Fig. 4). Interesting to note here, the two study plots in Fraser's Hill (plot A and B) house very different epiphytic flora. The similarity index generated for these two plots is only 10%, is the lowest among the pairwise comparison with all other plots (Table 4a). Meanwhile plot C and D, both located in Genting Highland, share the highest similarity, achieved 55%. Nonetheless, the value indicates that there is still a large difference in the epiphytic diversity, at least 45%, across all the study plots (Table 4a).

A total of 71 out of 102, or 69.6% bryophyte species that collected from the forest ground are only known to one location (Fig. 5). Just like some of the epiphytic species that with very narrow distribution, a number of this ground bryophyte species were established well and being abundant in a particular plot but not in the other plots that investigated in present study. Among these are, *Claopodium prionophyllum*, *Distichophyllum tortile*, *Ectropothecium sp.1*, *Lobatiriccardia coronopus*, *Megaceros flagellaris*, *Rhynchostegium celebicum* and *Vesicularia reticulata* in plot A, meanwhile *Kurzia gonyotricha* in plot D. None of the ground bryophyte species that is common to all the four plots. Among the 15 species that are present

Table 4. Pairwise comparison of bryophyte similarity in four different study plots. The similarity was assessed using Sorensen-Dice coefficient.—A, epiphytic bryophyte; B, ground bryophyte. Similarity indexes are given in percentage and located at upper right diagonal of the table, meanwhile the total species that is common to two regarding plots are given at the lower left diagonal of the table.

A) Epiphytic bryophytes

	A	B	C	D
A	<b>52</b>	10%	23.3%	26.8%
B	6	<b>69</b>	52.4%	55%
C	17	43	<b>95</b>	54.8%
D	19	44	51	<b>91</b>

B) Ground bryophytes

	A	B	C	D
A	<b>32</b>	0%	3.7%	1.2%
B	0	<b>27</b>	21.7%	24.3%
C	2	15	<b>42</b>	28.1%
D	1	18	25	<b>47</b>

Note:

$$\text{Sorensen-Dice coefficient} = \frac{2Z}{X+Y}$$

where, X and Y are number of species recorded in study plot I and II, respectively  
Z is the number of species that present to both study plot I and II

in 3 different plots, 14 of them are found in all three plot B, C and D, except a species that is shared by C, D and A (Fig. 5). A total of 16 ground bryophytes are known to at least two different plots, either from the same or different hill stations (Fig. 5). Plot C and D are most similar in their ground bryophyte flora, where the similarity index is as high as 28.1% (Table 4b). Ground bryophytes that encountered in plot A are very different from the other study plots, and there is no overlap in ground flora for the two study plots, viz., plot A and B, that located in Fraser’s Hill (Table 4b). Nevertheless there is only little similarity in terms of the ground flora across all the study plots, where the difference is from 71.9% and more (Table 4b).

### Habitat preferences

Epiphytic species are equally important in all the four plots that investigated in this study, and are much diverse than those occupying the ground habitats (Fig. 6). In addition to this, many of the epiphytic bryophytes that encountered in present study were also found growing on the various substrates on the forest ground (Fig. 6). 57 out of the 175 epiphytic species were also collected from the forest ground, on various substrates.

Bryophytes that encountered on forest ground were actually collected from assortment of three different substrates, viz., rock, soil and old rotten log that lying on the ground. Among these, there is no bryophyte collected from the rock in plot B, and no bryophyte were encountered growing on soil in

**Log10(coverage)**

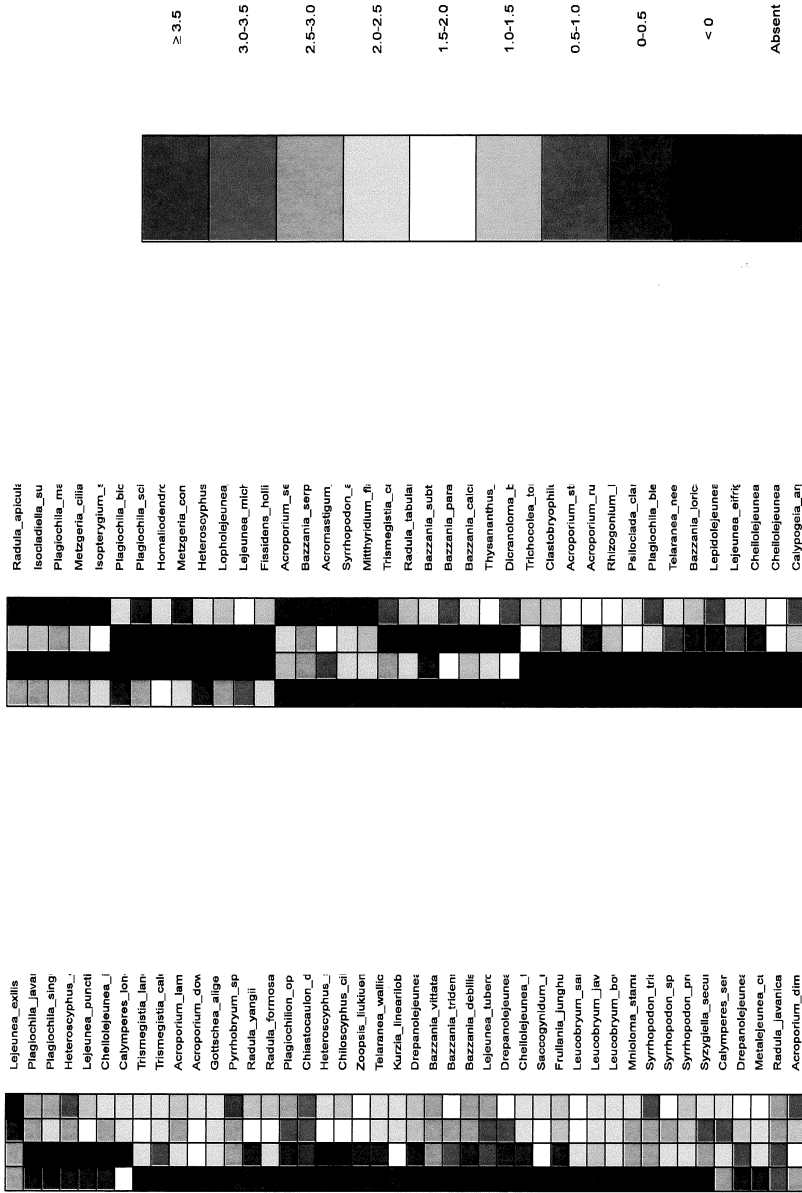
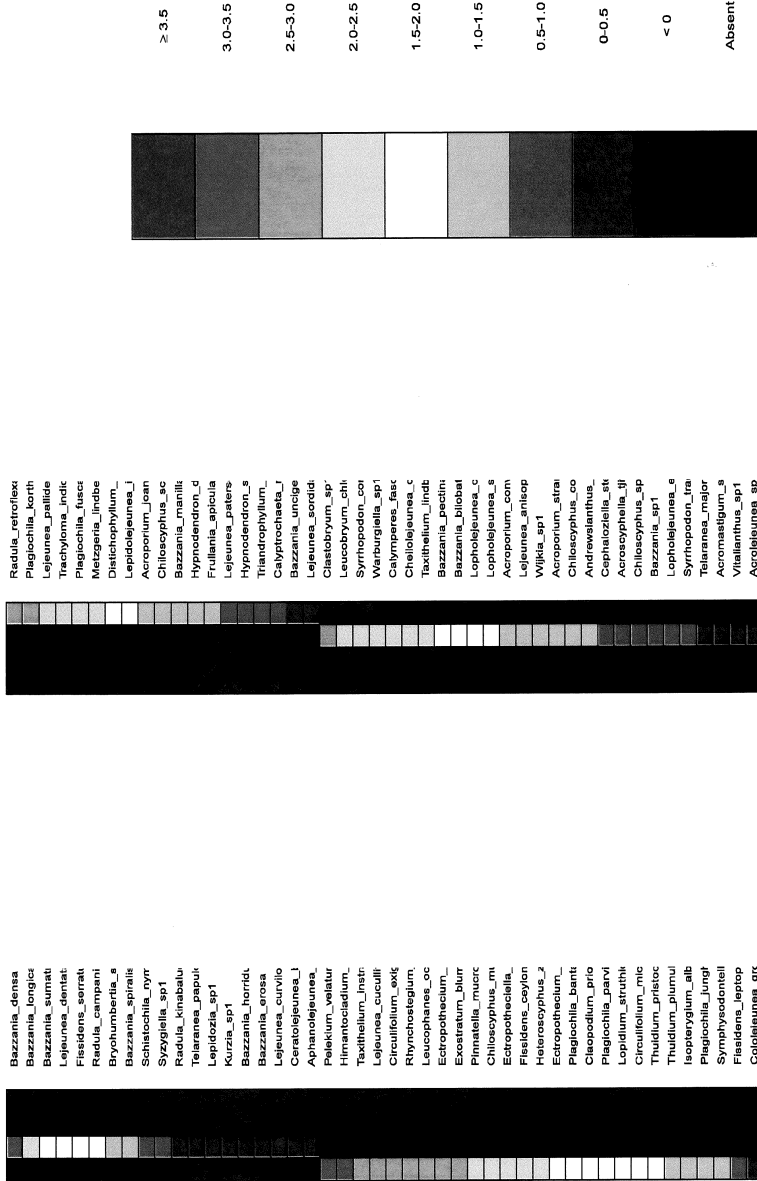


Fig. 5. Summary of the epiphytic bryophyte species sorted according to their abundance and presence in four different study plots.



Log10(coverage)



A B C D  
Sample

A B C D  
Sample

Fig. 5 (cont.)

Log10(coverage)

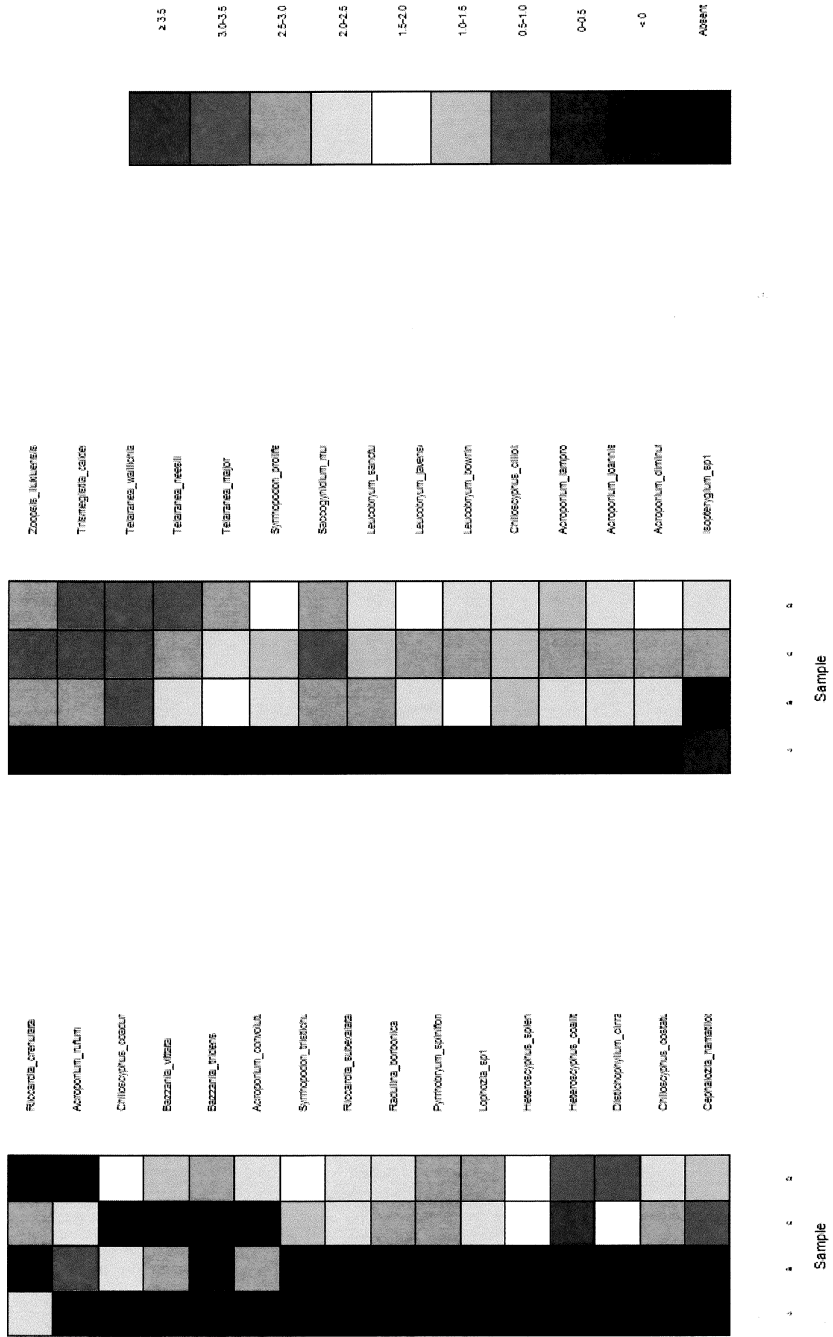


Fig. 6 Summary of the ground bryophyte species sorted according to their abundance and presence in four different study plots.



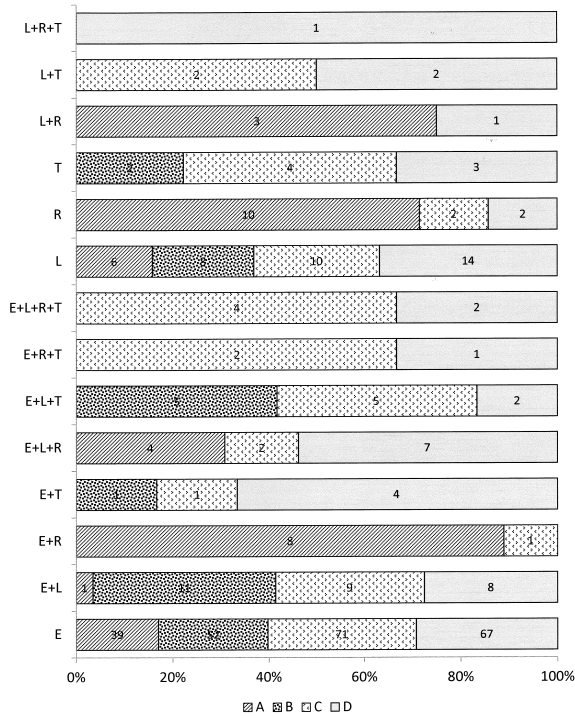


Fig. 7 Habitat preferences of bryophytes in four different plots (plot A-D). The number of species is given in each corresponding bar. Epiphytic on tree trunk (E), rotten log on ground (L), rock (R) and soil (T).

plot A, although both type of substrates are present in both the study plots (Fig. 7). A total of 36 out of 102 ground bryophyte species were present on at least two different ground substrates, while another 36 species that only present on the forest ground and have special preference on a particular substrate type.

### DISCUSSION

The total bryophyte richness, 220 species from four 20 m x 20 m plots (total 0.16 ha), that reported in present study is the highest among many other similar studies that have been conducted in the tropical area. In the Costa Rica Cloud Forest, Gradstein et al. (2001) documented 190 bryophyte species from a 4 ha study plot, whereas a later

study by Holtz et al. (2002) reported 206 species from a forest that dominated by *Quercus* trees. Benavides et al. (2006) recorded 84 species from the Colombian Amazon, Wolf (1993) documented 58-135 bryophyte species from the Northern Andes, Colombia, meanwhile Collares et al. (2010) reported a total of 151 species, based on collections from a secondary montane forest and a highland tree plantation area in Colombia. The tropical montane forest in Africa houses far lower bryophyte diversity, where only about 38-44 species of bryophytes were collected within the elevation of 1500-2300 m in Mount Kahuzi, Zaire (Frahm 1994).

Nonetheless, the total diversity that reported for present study is the combine result from two different locations, and there are a good number

of bryophyte species that were actually reported from only one particular hill station but not both (see Fig. 4 & 5). It strongly indicates that although in a similar type of forest system with similar type of climatic (see Fig. 1) and edaphic factors, both hill stations are granitic in origin and situated on the Titiwangsa Range, but the species composition could be differ just because of the two locations are geographically separated. It also indicates that in order to conserve the rich species diversity of the region, it should not be limited to the establishment of a big reserve area, but should take into consideration the possible of conserving many geographically distant locations, or in another term, many reserve areas.

Present finding corresponding well with Gradstein & Culmsee (2010)'s opinion that the liverworts is actually richer in diversity and abundance, in relative to the mosses, in the South East Asian montane forest. Similar kind of observation has been reported by Reenen and Gradstein (1983), and Gradstein et al. (2001) for the tropical America, Pocs (1994) for tropical Africa, and Beug and Miehe (1999) for Himalayan region. Very often the liverworts were noted in forming a thick carpet covering the forest ground, and are much more pronounced on wet, windward slopes than on the drier leeward slopes (Frahm and Gradstein 1991). The mosses are known to be more prominent or dominate over the liverworts in the lower elevation forests (Gradstein & Culmsee, 2010).

Members of Lejeuneaceae, Lepidoziaceae and Plagiochilaceae are the dominant epiphytic liverwort families of montane forest (Enroth, 1990; Gradstein et al. 2001; Holz et al. 2002; Gradstein and Culmsee 2010), which are also prevailing in the study plots

in Fraser's Hill and Genting Highland. It has been suggested that these liverworts could be an effective rain interceptor in the montane forest (Pocs, 1980). In addition to this, the tiny creeping liverworts such as *Telaranea neesii*, *T. wallichiana* and *Zoopsis lukiensis* are very abundant, particularly occupying the forest ground of the study area. However a rather different behavior was reported by Reenen and Gradstein (1983) where these tiny creeping liverworts are abundant as epiphytes in Colombian montane forest, and are represented mostly by members of different genera, viz., *Cephalozia*, *Arachniopsis* and *Calypogeia*. Over the ground, members of Aneuraceae and Lepidoziaceae are usually prevailing, and in this aspect it is rather similar to the tropical American forest (e.g., Gradstein et al. 2001).

Meanwhile for the mosses, members of Sematophyllaceae are reported to be very diverse and predominating both tree trunks and forest ground in the studied area. However, there are other moss families, such as Dicranaceae, Fissidentaceae, and sometime Bryaceae that could be very rich and diverse under the humid tropical montane forest condition (Enroth 1990; Reenen and Gradstein, 1983; Gradstein and Culmsee 2010). Members of Calymperaceae that are usually abundant in lower elevation forest with its optimum in the lowland forest (Gradstein and Culmsee 2010), is found to be the second dominant moss family in present study. This observation perhaps indicates that the species that originated from a warmer temperature regime might began to migrate into higher elevation forest due to the possible regional warming or even global warming. However, this assumption need to be further ascertain by future study which would have involved a larger scale of sampling that take into

consideration about the changes of vegetation over a span of time.

A richer and abundant epiphytic bryophyte flora is expected for montane forest. It is known that the epiphytic species contributing significantly to the phytomass of the standing trees in the tropical montane forest (Frahm 1990, 1994; Frahm and Gradstein 1991; Pocs 1980). And present study reported that 57/175, or about 32.6 % of the epiphytic bryophytes were able to survive on substrate found on the forest ground. Meanwhile about the similar percentage, 35.3 %, or 36/102 of the ground bryophytes are capable to thrive on at least two different types of substrate that present on the forest ground.

#### ACKNOWLEDGEMENT

I thank Dr. Khang Tsung Fei for the statistical analysis, Cheah Yih Horng, Evan Chin Hui See, Ng Choi Ling, Nor Iqtiman Hamzah for the field assistances. And special thanks to Dr. Tatsuwo Furuki for all his advices and assistances throughout the research period, and not forget to thank Professor Masahiko Ohsawa for his guidance and the many encouraging discourses in the topic of vegetation study.

#### REFERENCE

- Benavides, J.C., Duque, A.J., Duivenvoorden, J.F. and Cleef, A. 2006. Species richness and distribution of understory bryophytes in different forest types in Colombian Amazonia. *Journal of Bryology* 28: 182-189.
- Beug, H.J. and Mische, G. 1999. Vegetation history and human impact in the Eastern Central Himalaya (Langtang and Helambu, Nepal). *Dissertationes Botanicae* 318. J. Cramer.
- Bubb, P., May, I., Miles, I. and Sayer, J. 2004. Cloud Forest Agenda. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Center. [http://www.unep-wcmc.org/medialibrary/2010/09/10/a7c88b36/Cloud\\_Forest.pdf](http://www.unep-wcmc.org/medialibrary/2010/09/10/a7c88b36/Cloud_Forest.pdf) Cited on 2012.5.14
- Corrales, A., Duque, A., Uribe, J. and Londono, V. 2010. Abundance and diversity patterns of terrestrial bryophytes species in secondary and planted montane forests in the northern portion of the Central Cordillera of Colombia. *The Bryologist* 113(1): 8-21.
- Eddy, A. 1988. A handbook of Malesian mosses. Vol. 1: Sphagnales to Dicranales. London, Natural History Museum Publications: 1-204.
- Eddy, A. 1990. A handbook of Malesian mosses. Vol. 2: Leucobryaceae to Buxbaumiaceae. London, Natural History Museum Publications: 1-256.
- Eddy, A. 1996. A handbook of Malesian mosses. Vol. 3: Splachnobryaceae to Leptostomataceae. London, Natural History Museum Publications: 1-276.
- Frahm, J.-P. 1990. The ecology of epiphytic bryophytes of Mt. Kinabalu, Sabah (Malaysia). *Nova Hedwigia* 51: 121-132.
- Frahm, J.-P. 1994. Scientific results of the BRYOTOP expedition to Zaire and Rwanda. 2. The altitudinal zonation of the bryophytes on Mt. Kahuzi, Zaire. *Tropical Bryology* 9: 153-167.
- Frahm, J.-P. and Gradstein, S.R. 1991. An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes. *Journal of Biogeography* 18: 669-678.
- Furuki, T. 1994. Taxonomic studies of Asiatic species of Aneuraceae (Hepaticae). III. *Riccardia* subgen. *Thornoneura* Furuki. *Hikobia* 11: 463-467.
- Furuki, T. 1996a. Taxonomic studies of Asiatic species of Aneuraceae (Hepaticae). IV. *Lobatiriccardia lobata* (Schiffn.) Furuki. *Nat. Hist. Res.* 4: 21-25.
- Furuki, T. 1996b. Taxonomic studies of Asiatic species of Aneuraceae (Hepaticae). VIII. *Riccardia crenulata* Schiffn. *Hikobia* 13: 511-519.
- Furuki, T. 1998. Taxonomic studies of Asiatic species of Aneuraceae (Hepaticae). VI. *Riccardia fruticosa* (Steph.)

- Furuki, comb. nov., described from New Guinea. And its related species. *Nat. Hist. Res.* 5: 1-10.
- Gradstein, S.R. and Culmsee, H. 2010. Bryophyte diversity on tree trunks in montane forests of Central Sulawesi, Indonesia. *Tropical Bryology* 31: 95-105.
- Gradstein, S.R., Griffin III, D., Morales, M.I. and Nadkarni, N.M. 2001. Diversity and habitat differentiation of mosses and liverworts in the cloud forest of Monteverde, Costa Rica. *Caldasia* 23(1): 203-212.
- Gradstein, S.R. 2011. Guide to the liverworts and hornworts of Java. SEAMEO-BIOTROP, Bogor.
- Holz, I., Gradstein, S.R., Heinrichs and Kappelle, M. 2002. Bryophyte diversity, microhabitat differentiation and distribution of life forms in Costa Rican upper montane Quercus forest. *The Bryologist* 105: 334-348.
- Holz, I. 2006. Epiphytic communities of bryophytes and macrolichens in a Costa Rican montane oak forest. In Kappelle, M. (ed.) *Ecology and Conservation of Neotropical montane oak forests*. Springer-Verlag: 83-98.
- Kelvin Peh, S.-H., Malcolm Soh, C.K., Sodhi, N.S., Laurance, W.F., Ong, D.J. and Clements, R. 2011. Up in the clouds: Is sustainable use of tropical montane cloud forests possible in Malaysia? *BioScience* 61: 27-38.
- Kiew, R. 1998. The seed plant flora of Fraser's Hill, Peninsular Malaysia, with special reference to its conservation status. FRIM research pamphlet no. 121.
- Latiff, A., Abdullah, M., Ahmad, N. and Adam, J.H. 2009. Bukit Fraser, crown of the Titiwangsa Range. Universiti Kebangsaan Malaysia & Fraser's Hill Development Corporation.
- Mägdefrau, K. 1982. Life-forms of Bryophytes. In Smith, A. J. E. (ed.) *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall: 45-58.
- Parolly, G. and Kürschner, H. 2004. Ecosociological studies in Ecuadorian bryophyte communities. II. Syntaxonomy of the submontane and montane epiphytic vegetation of South Ecuador. *Nova Hedwigia* 79: 377-424.
- Pocs, T. 1980). The epiphytic biomass and its effect on the water balance of two rain forest types in the Uluguru mountains (Tanzania, East Africa). *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae, Tomus* 26(1-2): 143-167.
- Pocs, T. (1994). The altitudinal distribution of Kilimanjaro bryophytes. In: Seyani, J.H. & Chikuni, A.C. (eds.), *Proc. XIII Plenary meeting AETFAT, Malawi* 2: 797-812.
- Reenen, G.B.A. Van and Gradstein, S.R. (1983). Studies on Colombian Cryptogams XX. A transect analysis of the bryophyte vegetation along an altitudinal gradient on the Sierra Nevada de Santa Marta, Columbia. *Acta Bot. Neerl.* 32(3): 1-12.
- Sodhi, N.S. & Brook, B.W. (2006). *Southeast Asian Biodiversity in Crisis*. Cambridge University Press.
- Stone, B.C. (1981). The summit flora of Gunung Ulu Kali (Pahang, Malaysia). *Federation Museum Journal* 26(1): 1-157.
- Tng, D.Y.P., Dalton, P.J. and Jordan, G.J. (2009). Does moisture affect the partitioning of bryophytes between terrestrial and epiphytic substrates within cool temperate rain forests? *The Bryologist* 112(3): 506-519.
- Waggener, T.K. & Lane, C. (1997). Pacific Rim demand and supply situation, trends and prospects: Implications for forest products trade in the Asia-Pacific region. In *Asia-Pacific Forestry Sector Outlook Study—Working Paper Series. APFSOS/WP/02*. (14 May 2012; <http://www.fao.org/docrep/w4388e/w4388e00.htm>)
- Whittaker, R.H. (1965). Dominance and diversity in land plant communities. *Science* 147: 250-260.
- Wolf, J.H. (1993). Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 928-960.

Appendix I. Epiphytic bryophyte species in four montane cloud forest plots in Peninsular Malaysia. Frequency (fr) is given as count of sample collected and coverage (cov) is in centimeter square.

Species	Plot A		Plot B		Plot C		Plot D	
	fr	cov	fr	cov	fr	cov	fr	cov
<b>Hepaticae</b>								
<i>Acrolejeunea</i> sp.1					1	3		
<i>Acromastigum divaricatum</i>	4	4	7	84				
<i>Acromastigum</i> sp.1			1	3				
<i>Acrosyphella tjwidiensis</i>			2	9				
<i>Andresianthus bidens</i>			1	18				
<i>Aphanolejeunea</i> sp.1	1	1						
<i>Bazzania bilobata</i>			1	72				
<i>Bazzania calcarata</i>	1	15			3	150		
<i>Bazzania debilis</i>	1	1	10	537	24	648		
<i>Bazzania densa</i>	10	1558.9						
<i>Bazzania erosa</i>	1	1						
<i>Bazzania horridula</i>	1	1						
<i>Bazzania longicaulis</i>	3	109.5						
<i>Bazzania loricata</i>			1	3	2	18		
<i>Bazzania manillana</i>					1	12		
<i>Bazzania paradoxa</i>	2	73.8			1	6		
<i>Bazzania pectinata</i>			8	90				
<i>Bazzania serpentina</i>	2	546	3	372				
<i>Bazzania</i> sp.1			1	6				
<i>Bazzania spiralis</i>	1	18						
<i>Bazzania subtilis</i>	1	1			4	108		
<i>Bazzania sumatrana</i>	1	75						
<i>Bazzania tridens</i>	17	1579.5	15	465	8	96		
<i>Bazzania uncinata</i>					1	3		
<i>Bazzania vittata</i>	14	615	13	537	11	711		
<i>Calypogeia arguta</i>			1	12	1	6		
<i>Cephalolejeunea stephanii</i>			2	9				
<i>Ceratolejeunea belangeriana</i>	1	1						
<i>Cheilelejeunea ceylanica</i>			2	60	4	42		
<i>Cheilelejeunea intertexta</i>	1	1	9	639	3	102		
<i>Cheilelejeunea obtusifolia</i>			3	132				
<i>Cheilelejeunea serpentina</i>			1	3	3	261		
<i>Cheilelejeunea trifloria</i>	1	1	2	222	6	126		
<i>Chistocaulon dendroides</i>	33	6490.8	23	2871	23	2862		
<i>Chiloscyphus ciliolatus</i>	2	0.2	3	78	3	24		
<i>Chiloscyphus costatus</i>			2	21				
<i>Chiloscyphus muricatus</i>	2	252						
<i>Chiloscyphus schiffneri</i>					3	18		
<i>Chiloscyphus</i> sp.1			1	6				
<i>Cololejeunea grossescapulosa</i>	2	2						
<i>Drepanolejeunea angustifolia</i>			1	1	3	15	5	24
<i>Drepanolejeunea ternatensis</i>	1	1	9	9	3	21	14	75
<i>Drepanolejeunea vesiculosa</i>	2	2	2	9	4	39		
<b>Frullania</b>								
<i>Frullania apiculata</i>					1	12		
<i>Frullania junghuhniana</i>	1	1	2	21	1	12		
<i>Gottschea oligera</i>	13	280.03	9	123	12	123		
<i>Heteroscyphus argutus</i>	1	1			2	126		
<i>Heteroscyphus coarctatus</i>	1	1	5	432	1	6		
<i>Heteroscyphus splendens</i>			1	0.1	2	48	7	246
<i>Heteroscyphus zollingeri</i>	1	120						
<i>Kurzia lineariloba</i>	7	75	17	192	12	111		
<i>Kurzia</i> sp.1	1	1						
<i>Lejeunea anisophylla</i>					4	27		
<i>Lejeunea cuculliflora</i>	6	849						
<i>Lejeunea curvuloba</i>			1	1				
<i>Lejeunea dentata</i>			5	49.5				
<i>Lejeunea eifrigii</i>			1	6	10	168		
<i>Lejeunea exilis</i>	5	360	14	960	1	3		
<i>Lejeunea micholtzii</i>	8	1179.4				3	90	
<i>Lejeunea pallide-virens</i>					14	270		
<i>Lejeunea pateranii</i>					1	9		
<i>Lejeunea punctiformis</i>	1	1	10	51	1	24		
<i>Lejeunea sordida</i>					1	3		
<i>Lejeunea tuberculosa</i>	4	4	2	6	18	360		
<i>Lepidolejeunea bidentata</i>			1	3	1	6		
<i>Lepidolejeunea integrispilula</i>					2	33		
<i>Lepidolejeunea</i> sp.1			1	1				
<i>Lopholejeunea ceylanica</i>					2	54		
<i>Lopholejeunea eulophia</i>			1	6				
<i>Lopholejeunea nigricans</i>	8	708			4	21		
<i>Lopholejeunea subfusca</i>					3	42		
<i>Metalejeunea cucullata</i>	1	1	15	138	13	240	17	96
<i>Metzgeria ciliata</i>	4	510			2	24		
<i>Metzgeria consanguinea</i>	1	120					1	3
<i>Metzgeria lindbergii</i>							8	156
<i>Mnioloma stomatotonum</i>			3	337.5	10	447	16	315
<i>Plagiochila bantamensis</i>	2	84						
<i>Plagiochila bicornuta</i>	1	1					7	153
<i>Plagiochila blepharophora</i>					1	180	1	6
<i>Plagiochila fusca</i>							3	168
<i>Plagiochila javanica</i>	1	1			8	954	1	360
<i>Plagiochila junghuhniana</i>	1	18.75						
<i>Plagiochila kortalsiana</i>							4	378
<i>Plagiochila massalanganana</i>	1	30			1	330		
<i>Plagiochila parvifolia</i>	2	75						
<i>Plagiochila sciophila</i>	2	639					1	3
<i>Plagiochila singularis</i>	2	2			7	186	21	864
<i>Plagiochilon oppositum</i>			2	2	11	1296	18	915
<i>Psiloclada clandestina</i>					4	39	7	255
<i>Radula apiculata</i>	6	760.5				1	18	
<i>Radula campanigera</i>			1	37.5				
<i>Radula formosa</i>			4	118.88	3	54	1	24
<i>Radula javanica</i>	14	1264.5	5	5	14	900	12	333
<i>Radula kinabaluensis</i>			2	2				
<b>Radula retroflexa</b>								
<i>Radula retroflexa</i> var. <i>fauciloba</i>							4	432
<i>Radula tabularis</i>							4	0
<i>Radula yangii</i>							3	78
<i>Saccogynidium muricellum</i>					1	60	4	36
<i>Schistochila nymanii</i>					1	9.375		
<i>Szygiella securifolia</i>	15	391.13	1	6	8	264		
<i>Szygiella</i> sp.1	2	4.6875						
<i>Telaranea major</i>							1	3
<i>Telaranea neesii</i>							2	9
<i>Telaranea papulosa</i>							1	1
<i>Telaranea wallichiana</i>	1	1	5	159	3	210		
<i>Thysananthus spathulistipus</i>	5	224.25					1	36
<i>Tridacnophyllum heterophyllum</i>							2	6
<i>Trichocolea tomentella</i>							3	45
<i>Vitalianthus</i> sp.1							1	3
<i>Zoopsis liukuensis</i>	2	2	6	60	7	90		
<b>Musci</b>								
<i>Acroporium convolutum</i>							2	30
<i>Acroporium diminutum</i>	1	480	4	98.82	4	30	15	1035
<i>Acroporium downii</i>			1	47.04	1	42	2	108
<i>Acroporium joannis-winkleri</i>							1	18
<i>Acroporium lamprophyllum</i>	3	110.4	8	429	2	24		
<i>Acroporium rufum</i>							1	3
<i>Acroporium secundum</i>	2	30.24	5	210				
<i>Acroporium stramineum</i>							1	24
<i>Acroporium stramineum</i> var. <i>hamulatum</i>							5	192
<i>Bryohumbertia subcomosa</i>					1	24.6		
<i>Calymperes fasciculatum</i>							3	150
<i>Calymperes lanophyllum</i>	3	88.92					5	174
<i>Calymperes serratum</i>	2	330	3	182.46	9	1308	4	138
<i>Calyptrochaeta remotifolia</i>								1
<i>Circulifolium exiguum</i>	10	789.42						
<i>Circulifolium microdendron</i>	3	46.44						
<i>Cladopodium priophyllum</i>	1	76.74						
<i>Clastobryophyllum bogoricum</i>							1	6
<i>Clastobryum</i> sp.1							2	342
<i>Dicranoloma braunii</i>	4	86.04					8	1188
<i>Distichophyllum jungermannioides</i>							2	72
<i>Ectropotheciella distichophylla</i>	1	240						
<i>Ectropothecium</i> sp.1	5	417.84						
<i>Ectropothecium</i> sp.2	1	86.4						
<i>Exostratum blumii</i>	7	367.5						
<i>Fissidens ceylonensis</i>	1	180						
<i>Fissidens hallianus</i>	8	282.78						
<i>Fissidens leptopoma</i>	1	6					1	12
<i>Fissidens serrotus</i>							1	46.5
<i>Himantocladium plumula</i>	17	1048.2						
<i>Homaliodendron flabellatum</i>	2	74.7						
<i>Hypnodendron dendroides</i>							6	234
<i>Hypnodendron</i> sp.1							1	12
<i>Isocladella surcularis</i>	3	690					2	24
<i>Isopterygium albescens</i>	1	29.82						
<i>Isopterygium</i> sp.1	1	180						
<i>Leucobryum bowringii</i>							1	90
<i>Leucobryum chlorophyllosum</i>							15	195
<i>Leucobryum javense</i>	3	25.26					12	300
<i>Leucobryum sanctum</i>	12	120.78	4	60	6	90		
<i>Leucophanes octolepharioides</i>	10	434.34						
<i>Lepididium struthiopteris</i>	1	59.82						
<i>Mitthyridium flavum</i>					2	133.2	1	18
<i>Pelekium velatum</i>	9	2337.7						
<i>Pinnatella mucronata</i>	6	299.4						
<i>Pyrrhobryum spiniforme</i>	10	872.46	12	543	25	3414		
<i>Rhizogonium lamii</i>							1	30
<i>Rhynchostegium celebicum</i>	3	625.5						
<i>Symphysodanella</i> sp.1	1	12						
<i>Syrrophodon aristifolius</i>	2	127.26	1	240				
<i>Syrrophodon confertus</i>							2	258
<i>Syrrophodon prolifer</i>	4	144.42	1	12	2	30		
<i>Syrrophodon spiculosus</i>	8	263.76	4	348	1	66		
<i>Syrrophodon trachyphyllus</i>	</							



Appendix II. Ground bryophyte species in four montane cloud forest plots in Peninsular Malaysia. Frequency (fr) is given as count of sample collected and coverage (cov) is in centimeter square.

Species	Plot A		Plot B		Plot C		Plot D	
	fr	cov	fr	cov	fr	cov	fr	cov
<b>Anthocerotae</b>								
<i>Megaceros flagellaris</i>	4	1100						
<b>Hepaticae</b>								
<i>Bazzania densa</i>					1	250		
<i>Bazzania erosa</i>							1	25
<i>Bazzania longicaulis</i>			1	650				
<i>Bazzania manillana</i>							1	250
<i>Bazzania tridens</i>			2	0.2			3	687.5
<i>Bazzania vittata</i>			1	375			1	25
<i>Cephalozia hamatloba</i>					4	1050	1	25
<i>Chiloscyphus ciliolatus</i>			2	18.75	1	25	2	212.5
<i>Chiloscyphus coadunatus</i>			1	100			1	50
<i>Chiloscyphus costatus</i>					1	637.5	1	131.25
<i>Chiloscyphus minor</i>							1	450
<i>Chiloscyphus muricatus</i>							1	12.5
<i>Chiloscyphus propagulifer</i>							2	175
<i>Cololejeunea haskarliana</i>			1	25				
<i>Dumortiera hirsuta</i>	3	912.5						
<i>Frullana intermedia</i>	1	31.25						
<i>Gottschea aligera</i>							1	25
<i>Heteroscyphus argutus</i>	2	12.5						
<i>Heteroscyphus coalitus</i>					8	3850	7	1312.5
<i>Heteroscyphus splendens</i>					1	50	1	50
<i>Kurzia gonyotricha</i>							1	1000
<i>Lejeunea tuberculosa</i>					2	75		
<i>Lobatirricardia coronopus</i>	3	2468.8						
<i>Lophzia sp.1</i>					3	300	5	400
<i>Metalejeunea cucullata</i>					1	25		
<i>Metzgeria leptoneura</i>	1	100						
<i>Plagiochila blepharophora</i>							1	25
<i>Plagiochila korthalsiana</i>							1	187.5
<i>Plagiochila massalongoana</i>	1	250						
<i>Plagiochila peculiaris</i>							1	175
<i>Plagiochila salacensis</i>	1	1						
<i>Plagiochila singularis</i>	1	250						
<i>Plagiochilium appositum</i>					1	500		
<i>Radula lingulata</i>	2	956.25						
<i>Riccardia crenulata</i>	1	100			1	375		
<i>Riccardia diminuta</i>					1	187.5		
<i>Riccardia jackii</i>	1	250						
<i>Riccardia latifrons</i>					1	237.5		
<i>Riccardia parvula</i>							1	25
<i>Riccardia sp.1</i>			1	1				
<i>Riccardia subexalata</i>					4	275	1	225
<i>Riccardia tamariscina</i>							1	25
<i>Saccogynidium muricellum</i>			8	906.25	6	1925	4	668.75
<i>Schistochila blumei</i>							2	87.5
<i>Syzygella securifolia</i>			1	75				
<i>Telaranea major</i>			1	50	3	312.5	6	768.75
<i>Telaranea neesii</i>			2	131.25	5	475	7	1781.3
<i>Telaranea papulosa</i>					1	25		
<i>Telaranea sp.1</i>							1	25
<i>Telaranea wallichiana</i>			9	2725	8	2343.8	7	1362.5
<i>Zoopsis liukiensis</i>			2	525	10	2581.3	7	537.5
<b>Musci</b>								
<i>Acroporium convolutum</i>			1	400			2	275
<i>Acroporium diminutum</i>			2	193.75	4	675	2	75
<i>Acroporium downii</i>			1	312.5				
<i>Acroporium joannis-winkleri</i>			1	131.25	2	362.5	1	143.75
<i>Acroporium lamprophyllum</i>			1	275	3	343.75	1	25
<i>Acroporium rufum</i>			2	1625	2	150		
<i>Acroporium stramineum</i>							2	75
<i>Acroporium strepsiphylum</i>							1	43.75
<i>Bryohumbertia subcomosa</i>					1	25		
<i>Callicostella papillata</i>	2	175						
<i>Calypstrochaeta remotifolia</i>					1	75		
<i>Claopodium prionophyllum</i>	2	1375						
<i>Distichophyllum cirratum</i>					2	75	3	1562.5
<i>Distichophyllum cuspidatum</i>							1	25
<i>Distichophyllum malayense</i>	1	50						
<i>Distichophyllum mitenii</i>	1	1						
<i>Distichophyllum tortile</i>	4	1181.3						
<i>Ectropotheciella sp.1</i>	1	1						
<i>Ectropotheciella sp.2</i>	1	125						
<i>Ectropothecium ichtocladum</i>					1	468.75		
<i>Ectropothecium sp.1</i>	9	5381.3						
<i>Fissidens ceylonensis</i>	1	25						
<i>Fissidens leptopelma</i>	2	162.5						
<i>Fissidens nobilis</i>	1	500						
<i>Fissidens pallidus</i>	3	600						
<i>Fissidens pellucidus</i>							1	200
<i>Garavaglia elegans</i>							1	25
<i>Hypnandron dendroides</i>							1	50
<i>Isocladella surcularis</i>			1	50				
<i>Isopterygium sp.1</i>	1	1			1	500	2	156.25
<i>Leucobryum aduncum</i>							1	25
<i>Leucobryum bowringii</i>			1	75	3	375	4	175
<i>Leucobryum javense</i>			3	175	5	325	2	50
<i>Leucobryum sanctum</i>			5	450	1	25	2	106.25
<i>Leucophanes octoblepharioides</i>	1	1						
<i>Pelekium velatum</i>	2	575						
<i>Plagiomnium integrum</i>	1	687.5						
<i>Pyrrhobryum spiniforme</i>					3	700	4	431.25

<i>Radulina borbonica</i>					2	775	1	100
<i>Rhynchostegium celebicum</i>	2	1150						
<i>Syrrhopodon prolifer</i>			3	225	1	25	1	75
<i>Syrrhopodon tristichus</i>					1	25	1	50
<i>Thuidium plumulosum</i>	2	250						
<i>Thuidium pristicalyx</i>	1	156.25						
<i>Trichosteleum boschii</i>							1	100
<i>Trichosteleum singaporense</i>					2	206.25		
<i>Trismegistia calderensis</i> var. <i>calderensis</i>					2	587.5	5	1750
<i>Trismegistia calderensis</i> var. <i>rigida</i>					1	450		
<i>Trismegistia lancifolia</i>							2	112.5
<i>Vesicularia reticulata</i>	4	1156.3						

# マレー半島の熱帯山地性雲霧林における コケ植物の生育立地選択と空間的分布及び多様性

楊 建 泰

マレー半島の2ヶ所の山地に設置した調査地点において220種のコケ植物が採集された。その内訳は、タイ類132種、セン類87種、ツノゴケ類1種である。これらの内、175種は樹幹上、102種は林床にある様々な生育基物上から採集された。今回の研究において最も多く確認された科は、クサリゴケ科やムチゴケ科、ハシボソゴケ科、ハネゴケ科、カタシロゴケ科である。これらの科は、今回の調査地における豊富さはもちろん、種多様性を非常によく表している代表である。また、調査地点間における優占種に違いがあることを解明し、種毎の生育立地選択についても言及した。要約すると、着生種のおよそ1/3は林床においても群落を形成し、地上生種の1/3は少なくとも2種類の地上の生育基物上から採集された。

(古木達郎訳)

## マレー半島の熱帯山地性雲霧林における コケ植物の生育立地選択と空間的分布及び多様性\*

楊建泰

マレー半島の2ヶ所の山地に設置した調査地点において220種のコケ植物が採集された。その内訳は、タイ類132種、セン類87種、ツノゴケ類1種である。これらの内、175種は樹幹上、102種は林床にある様々な生育基物上から採集された。今回の研究において最も多く確認された科は、クサリゴケ科やムチゴケ科、ハシボソゴケ科、ハネゴケ科、カタシロゴケ科である。これらの科は、今回の調査地における豊富さはもちろん、種多様性を非常によく表している代表である。また、調査地点間における優占種に違いがあることを解明し、種毎の生育立地選択についても言及した。要約すると、着生種のおよそ1/3は林床においても群落を形成し、地上生種の1/3は少なくとも2種類の地上の生育基物上から採集された。

### I. はじめに

熱帯山地性雲霧林は世界的に最も絶滅が危惧されている生態系のひとつである (Bubb et al. 2004)。この生態系においては、コケ植物は常にばらばらに存在し非常に多様性に富んでいる。コケ植物は林床を厚い絨毯のように覆うだけでなく、樹木の幹や樹冠を覆っている。しかし、高低差が大きく、斜面が急な山地地形のため、この壊れやすい生態系においては低地で行われているような徹底した調査活動はできない。過去20年間において、東南アジアでは、生物多様性研究の74%は低地において行われているのに対して、山地性雲霧林域で行われているのは僅か5%である (Kelvin Peh et al. 2011)。東南アジアの雲霧林域は驚くべき速度で破壊されている、すなわち、低地よりも23%も早い (Waggener and Lane 1997)。マレーシアの場合、原生雲霧林は約2700 haに亘り広がっていたが、今日23%以上が消失したか人為的

な要因により衰退している (Sodhi and Brook 2006)。このことに加え、生態学的に「生物学的な島嶼」である山地性雲霧林は地球温暖化の影響により絶滅に瀕している。近い将来、この特異な温度環境に特有な生き物や地域的な固有種の多くは、もし適切な移植戦略が行われなければ、絶滅するだろう。関連する研究は、大陸アジア以外の地域では、ボルネオで行われているだけである (例えば Reenen and Gradstein 1983; Parolly and Kürschner 2004; Holz 2006)。しかし、東南アジア地域における山地性雲霧林のコケ植物に関する多様性とその生態についての知見は非常に不十分である。

よって、このプロジェクトは植物種の多様性と生態をより良く理解するために計画されたものであり、特にマレー半島の山地性雲霧林に生育するコケ植物種に重点を置く。調査地はクアラルンプールに近い2つの山地、フレーザーズヒルとゲンティンハイランドである (図

マラヤ大学, マレーシア

\* この報文は、プロ・ナトゥーラ・ファンド助成第22期成果報告諸p.179-198を古木達郎が翻訳したものである。

1). 各々の最高峰は標高 1500 m を超えており、フレーザーズヒルではパインツリー丘の 1505 m とゲンティンハイランドではウルカリ山の 1772 m である。雲霧林は、フレーザーズヒルでは標高 1100 m 以上によく成立するが、ゲンティンハイランドでは普通それよりもやや高い 1300 m かそれ以上の標高にある。フレーザーズヒルもゲンティンハイランドも共に観光事業によって盛んに破壊されてきたにも係わらず、森林は未だに大規模に広がっており、多くの固有種や希少種が生育している (Kiew 1998 ; Latiff et al. 2009 ; Stone 1981)。

## II. 目的

本研究は主に次のことを目的とする。

- 1) マレー半島の 2 地点、フレーザーズヒルとゲンティンハイランド (図 1) の山地性雲霧林におけるコケ植物の多様性を明らかにする。
- 2) この 2 地点におけるコケ植物の豊富さと生育環境特異性を研究する。

## III. 方法

野外調査は山地性雲霧林に見られるコケ植物種を採集するために行われた。この方針に沿い、調査は山地性雲霧林に見られるコケ植物種の豊富さや構成、多様性に影響を与えていることを説明できる要因を明らかにすることを目的とする。更に、空間的分布や生育環境と種多様性の相関関係を詳しく調査する。

フレーザーズヒルとゲンティンハイランドの原生山地林に、20 m×20 m (0. 04 ha) の方形区を各々 2 ケ所ずつ設置し、方形区内で樹幹と林床に生育するコケ植物を採集した。その際、方形区の広さは、樹幹では 30 cm×20 cm、林床では 50 cm×50 cm とした。着生コケ植物の調査では、胸高直径が 15 m を超える成熟した樹幹 15 本を無作為に選択し、4 方形区を主要方位、北、

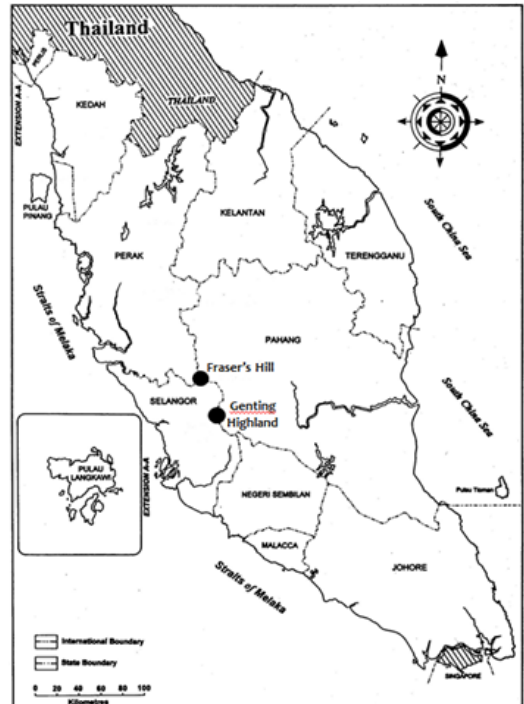


図 1 調査地のフレーザーズヒルとゲンティンハイランドの位置を示すマレー半島の地図。

東、南、西の各々に、根もとから 2m の高さに設置した。一方、林床の植生すなわち腐木や岩石、土壌などのように着生ではない微環境に見られるコケ植物の調査では、20 m×20 m の調査地内に 12 方形区を無作為に設置した。方形区内において、コケ植物各種の植生率と生育基物を記録した。コケ植物の生育形は Mägdefrau (1982) に従い、例えばマット状、懸垂状、樹状、芝生状などのように分類した。標本庫において同定する為に、方形区に出現する各コケ植物種を少量だけ採集し、同定は最近の分類学的な研究や地域のコケ植物誌 (例えば Eddy 1998, 1990, 1996; Furuki 1994, 1996a, 1996b, 1998; Gradstein 2011) を参考にした。

各調査地点における、温度と相対湿度のような環境情報を記録した。これらの情報を更に分析し、各調査地点内におけるコケ植物の生育環境特異性と関連付けた。樹幹上と林床の生育

環境におけるコケ植物の群落構造と構成要素を次ぎの媒介変数を用いて分析した (Tng et al. 2009): (i) タイ類 (ツノゴケ類を含む, 以下同様) とセン類の種数比, (ii) 各調査地点における総種数, (iii) 各調査地点における各タイ類・セン類の植被率, (iv) 生育基物特異性.

種ランク／豊富度曲線は, 各々の調査地点において観察された種の種数と種の均衡性の分布型を示すために一般化されたものである. 最も豊富な種は, すなわち, 調査地内において最も大きな群落を形成している種であり, ランク 1 とする (Whittaker 1965). 相対的に豊富度が低い種は植被率がより小さく, 連続するランクとして, 最も豊富度が乏しい種まで順番が付けられ, ランクとした. 値は図の上に点として示され, 順番に線で繋がれる. 線の長さは調査地の種数を表し, 種数が少ないと短く, 多いと長いことを表す. また, 線の角度は群落の均一さを表している.

#### IV. 結果

##### 1. 調査地の気候

調査地点 A (北緯 3 度 43 分 11.8 秒, 東経 101 度 44 分 21.6 秒) と B (北緯 3 度 42 分 35.2 秒, 東経 101 度 43 分 02.9 秒) は, フレーザズヒルの標高 1150 m と 1367 m に位置する. 一方, 調査地点 C (北緯 3 度 24 分 53.6 秒, 東経 101 度 47 分 18.9 秒) と D (北緯 3 度 24 分 55.1 秒, 東経 101 度 47 分 20.5 秒) は, ゲンティンハイランドの標高 1548 m と 1550 m に位置する. 4 地点は全て, 最大樹高が 30 m 以下の古い山地性雲霧林内に設けた.

調査地の気候の情報を得るためにデータロガーを使い, 合計 3 個のデータロガーをフレーザズヒルとゲンティンハイランドの各々に設置した. データロガーは各調査地点に置き, コントロールとして 1 個を各調査地点の間にも置

いた. 不運にも調査地点内に置いたデータロガーは盗難あるいは豪雨や樹木の倒壊, 野生生物などの自然現象により被害を受けた. その為, 利用可能な気象情報は両調査地にコントロールとして置かれていたデータロガーを使うことにし, 年間の気候の変化を得るために, データロガーを 2013 年末まで調査地に置いているが, ここでは約 6 ヶ月間の気象情報を示した.

11 月から 3 月までの 6 ヶ月間では, フレーザズヒルの標高 1250 m において気温 15.3 ~ 26.2 °C, 平均気温 19.6 °C, 相対湿度 76.8 ~ 100 %, 平均 99.7 % だった (図 2A). 一方, ゲンティンハイランドの標高 1500 m において, 気温 14.5 ~ 24.3 °C, 平均気温 17.9 °C, 相対湿度 52.2 ~ 100 %, 平均 97.1 % だった (図 2B).

一般的に, フレーザズヒルとゲンティンハイランドの両地点において, 一日の気温差は約 4 ~ 6 °C だった (図 2). 一方, 記録された相対湿度はフレーザズヒルでは一貫して高かったが, ゲンティンハイランドでは, しばしば上下に変動していた (図 2). このような地点間の差は, ゲンティンハイランドがフレーザズヒルに比べて人為的な活動が盛んであることと関係していると思われる. ゲンティンハイランドの山頂部は娯楽のための開発が盛んに行われており, 森林の広範囲がカジノやテーマパーク, ホテル, 集合住宅などに変えられてきた. その影響により, 標高が高い地域の微気候は変化し, この地域の生物学的な営みはもちろん, 生物多様性にも影響を与え続けるであろう.

フレーザズヒルとゲンティンハイランドの両調査地の 6 ヶ月以上に亘る気候の変化を表すために図 2 に傾向を示す線を加えた. 相対湿度は多かれ少なかれ安定しており, 両調査地において高く保たれていたにも係わらず, 温度は上昇していた (図 2). しかし, これは, 今回の気候データを計測した季節の特徴であり, 本来の

特徴は、2013年の後期に得られるデータによって得られるに違いない。すなわち、今回のデータは気温が上がる季節である2012年末から取り始め、2013年6月までに得られた。6月はモンスーン季節への変わり目で、モンスーン季節では普通は乾燥してもっと温暖である。

## 2. 種多様性

今回の研究により、タイ類132種、セン類87種、ツノゴケ類1種、合計220種のコケ植物が記録された。これらの内、175種のコケ植物は着生種であり樹幹の上から採集され、102種が地上生であり林床の様々な生育基物の上から採集された。着生コケ植物相はタイ類110種、セン類65種からなり、地上生コケ植物相はタイ類51種、セン類50種、ツノゴケ類1種からなっていた。

ゲンティンハイランドに設置した地点Cと地点Dは、フレーザーズヒルに設置した地点Aと地点Bと比較すると、着生も地上生も豊富なコケ植物相をしていた。最も豊富な着生コケ植物相は地点C、次ぎに地点D、地点B、地点Aと続き(表1A)、Shannon-Wienerの多様度指数(表1A)ばかりか、種ランク/豊富度曲線(図3)とも非常に強い相関関係がある。一方、最も豊富な地上生コケ植物相は地点D、次ぎに地点C、地点A、地点B続く(表1B)。Shannon-Wiener

の多様度指数において地点Cが地点Dよりも大きいとその差は明瞭ではない(表1B)。

種ランク/豊富度曲線(図2)は、同じ山岳地帯であるフレーザーズヒルの地点Aと地点B、またゲンティンハイランドの地点Cと地点Dでは、コケ植物相の構造と構成種が似ているが、異なる山岳地帯間では異なっていることを表している(図2)。この全ての4地点は、非常によく似ている気候的な特徴を持ち、同じ構造をしている森林に設置されているにも係わらず、このような違いがある。種均衡性においては、着生と地上生コケ植物相の両方において地点Cと地点Dは地点Aと地点Bよりも似ている(図2)。

## 3. コケ植物相の構成と構造

一般的な構造から見ると、地点B、地点C、地点Dでは着生と地上生のコケ植物相において、セン類よりもタイ類の方が頻繁(高い密度)に採集され、広い面積(植被率が高い)を被っている(図3)。唯一の例外は地点Aである。ここでは、樹幹上ばかりか地上においても、セン類がタイ類に対して相対的に頻繁に確認され、植被率が高い(図3)。この観察結果は、各地点において記録された種多様性とよく一致する。地点BやC、Dでは、タイ類がセン類よりも相対的に種数が多い。逆に、セン類は地点

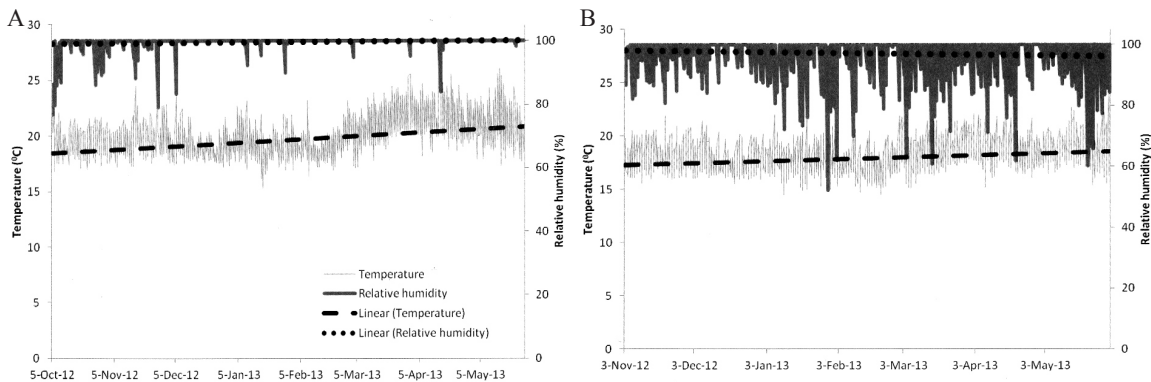


図2 調査地点の気象データ。A：フレーザーズヒル，B：ゲンティンハイランド。

表1 4ヶ所の調査地点内で記録されたコケ植物の多様性. A：樹幹上, B：林床.

A) Bryophytes from tree trunk									
Plot	Total frequency (no. of specimens)	Total coverage (cm <sup>2</sup> )	Relative coverage (%)	Total bryophyte species	Total bryophyte genera	Total bryophyte families	Shannon-Wiener index, H'	Total liverwort species	Total moss species
A	179	17228.585	47.86	52	31	15	1.3968	25	27
B	311	17716.52	49.21	69	34	15	1.1381	49	20
C	428	19188	53.3	95	46	21	1.5547	62	33
D	546	22566	62.68	91	42	23	1.484	63	28

B) Bryophytes from the forest ground									
Plot	Total frequency (no. of specimens)	Total coverage (cm <sup>2</sup> )	Relative coverage (%)	Total bryophyte species	Total bryophyte genera	Total bryophyte families	Shannon-Wiener index, H'	Total liverwort species	Total moss species
A	63	19986.25	66.62	32	22	16	1.1364	12	20
B	58	10738.7	35.8	27	14	10	1.1354	13	14
C	108	22950	76.5	42	23	15	1.3062	23	19
D	107	16762.5	55.88	47	25	17	1.3015	26	21

Note:  
Shannon-Wiener index,  $H' = -\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$

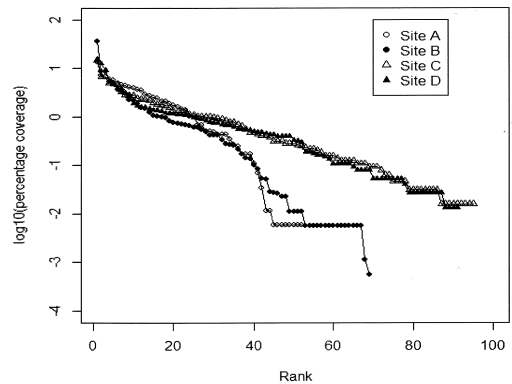
where s = the number of species  
 $p_i$  = the proportion of individuals

Aではタイ類よりも多様性が高い。

地点BやC, Dでは, 着生コケ植物相はタイ類が優占し, 種多様性と密度(採集頻度)はタイ類:セン類比が2:1かそれ以上である(表1)。このことに関連して, 地点Bでは, 総植被面積から見るとタイ類:セン類比は3:1に近くなる(図3)。地点BやC, Dでは, 植被面積(豊富さ)ばかりか種多様性や採集頻度において, 地上性のタイ類とセン類の違いは, 着生種と比較するとあまり明瞭ではないにも係わらず, 地上ではセン類よりもタイ類が一貫してより優占している(図3)。

一般的に, 本研究の調査地において, 着生コケ植物の中では, クサリゴケ科やムチゴケ科, ハシボソゴケ科, ハネゴケ科, カタシロゴケ科の仲間がよく見られる代表である(表2)。これらの中で, 種多様性はクサリゴケ科やムチゴケ科, ハシボソゴケ科よりもかなり低いが, ハネゴケ科は最も豊富であり, 最も広い面積を占めている。それにも係わらず, 今回調べた調査地点間において, 種多様性と科の豊富度に差がある。例えば, 地点Aではヒラゴケ科が2番目に豊富な科であるが, 地点BとCでは見られず,

a) Bryophytes from the tree trunk



b) Bryophytes from the forest ground

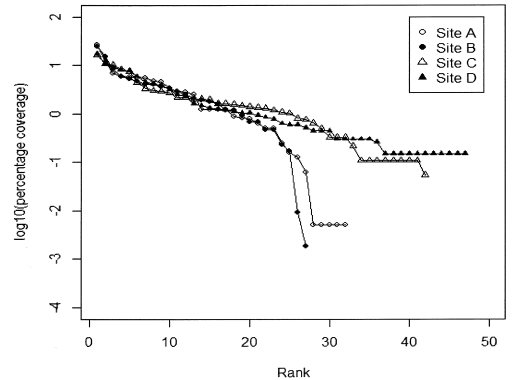


図3 種ランク/豊富度曲線. a: 樹幹上, b: 林床.

地点Dでは比較的狭い範囲を被っているだけである。同じような例がムチゴケ科でも見られる。ムチゴケ科は今回の調査では2番目に科の多様性が高い科であるが、地点Aでは見られない(表2)。地上のコケ植物相では、ハシボソゴケ科やムチゴケ科、トサカゴケ科、スジゴケ科がより重要な科であり、種多様性と豊富度高い(表3)。着生と同様に、地点毎に種多様性と豊富度が異なる。明らかな例は、ハシボソゴケ科とムチゴケ科に見られ、これらは多くの調査地点でよく見られるが、地点Aでは見られない。反対に多くの科、例えば、キノボリツノゴケ科やハウオウゴケ科、ハイゴケ科、シノブゴケ科は地点Aで豊富であるが、他の地点では見られないかごく稀である(表3)。

図4に要約として示されているように興味深いことは、本研究によって記録された92種の着生種、すなわち全体の52.5%は非常に狭い範囲に分布しているか、特定の調査地点にしか確認できないということである。このことに加えて、これらの狭い分布をする種の何種かはその地点ではよく発達し比較的広い面積を占めている。例えば、*Himantocladiium plumula* と *Pelekium velatum* の2種は地点Aでは豊富であるが、他の地点では見られない。同様に *Bazzania densa* は地点Bでは大きな面積を占めているが、他の地点では見られない。調査した4地点全てに見られる着生種は、175種の内5種に過ぎない(図4)。これらは、*Acroporim diminutum* と *Calymperes serratum*, *Drepanolejeunea ternatensis*, *Metalejeunea cucullata*, *Radula javanica* である。これらの内 *Calymperes serratum* は全4地点において豊富であるが *Acroporium diminutum* と *Radula javanica* は少なくとも2,3の地点において部分的によく見られる。

比較して見ると、着生種175種の内78種に

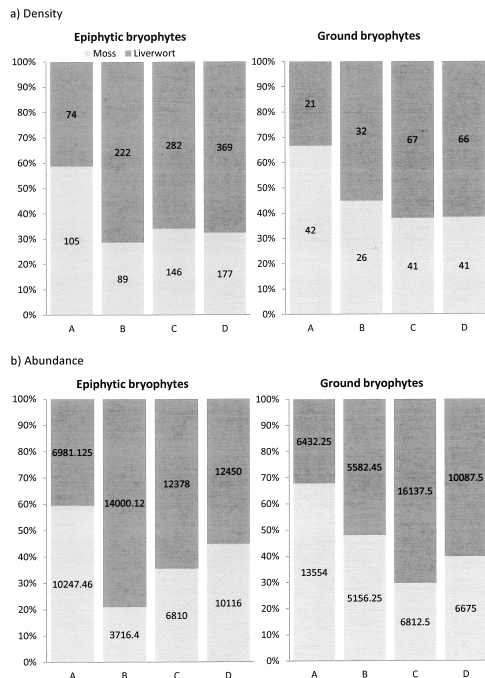


図3 4調査地点における着生及び地上生コケ植物の a) 密度, b) 豊富度。密度は、採集頻度を基にし、豊富度は総植被面積(平方センチメートル)を基にしている。

あたる多くの種、すなわち44.5%は2~3地点に共通している(図4)。その丁度半数の39種は別の3地点に見られ、別の39種は4地点の内2地点で採集された(図4)。非常に興味深いことに、フレーザーズヒルの2地点、すなわち地点AとBは、非常に異なる着生コケ植物相をしている。この2地点の類似度指数は10%を示しており、各2地点を比較した中では最低だった(表4a)。一方、ゲンティンハイランドに設置した地点Cと地点Dは、55%及ぶ高い類似度指数がある。それにも係わらず、全ての調査地点をとおして、着生種の多様性に大きな違いがあり、類似度指数は45%かそれ以上の違いを示している(表4a)。

林床で採集された102種の内71種、すなわち69.6%のコケ植物は1つの地点にのみ知られている(図5)。正に非常に分布域が狭い着



表2 樹幹上で採集されたコケ植物の科. 総植被面積を括弧内に示した(平方センチメートル).

Family	Total	Study Plot			
		A	B	C	D
Lejeuneaceae	32 (7832.13)	9 (3102.38)	11 (1390.75)	19 (1530)	18 (1761)
Lepidoziaceae	30 (9741.675)		21 (4680.675)	16 (2607)	14 (2403)
Sematophyllaceae	18 (6196.7)	2 (1470.48)	7 (857.22)	15 (1932)	10 (1905)
Plagiochilaceae	14 (19182.55)	8 (850.75)	2 (6492.8)	7 (5856)	10 (5964)
Calymperaceae	12 (8865.42)	4 (1220.76)	6 (1506.66)	10 (3486)	5 (2631)
Lophocoleaceae	9 (1391.3)	4 (374)	2 (0.3)	5 (585)	5 (420)
Radulaceae	8 (4260.875)	2 (2025)	6 (351.875)	4 (1050)	5 (819)
Dicranaceae	6 (2738.56)		5 (433.56)	4 (705)	4 (1587)
Neckeraceae	5 (2493.16)	5 (2258.16)			1 (234)
Hypnaceae	5 (1045.06)	5 (954.06)		1 (90)	
Thuidiaceae	4 (2487.9)	4 (2487.9)			
Fissidentaceae	4 (529.28)	3 (468.78)	1 (46.5)		1 (12)
Metzgeriaceae	3 (816)	2 (630)		1 (24)	2 (159)
Rhizogoniaceae	2 (4900.46)		1 (872.46)	2 (573)	2 (3450)
Calypogeiaceae	2 (1122.5)		1 (337.5)	2 (459)	2 (321)
Adelanthaceae	2 (669.8125)		2 (395.8125)	1 (6)	1 (264)
Schistochilaceae	2 (539.406)		2 (289.406)	1 (123)	1 (123)
Pterobryaceae	2 (214)	1 (12)			1 (201)
Hookeriaceae	2 (132.82)	1 (59.82)			1 (72)
Frullaniaceae	2 (50)		1 (1)	1 (21)	2 (24)
Hypnodendraceae	2 (20)				2 (18)
Plagiotheciaceae	1 (715)	1 (690)		1 (24)	
Brachytheciaceae	1 (625.5)	1 (625.5)			
Geocalyceae	1 (273)		1 (60)	1 (36)	1 (174)
Trichocoleaceae	1 (59)			1 (45)	1 (12)
Scapaniaceae	1 (19)			1 (18)	
Balantiopsidaceae	1 (10)			1 (9)	
Cephaloziellaceae	1 (10)			1 (9)	
Daltoniaceae	1 (7)				1 (6)
Herbertaceae	1 (7)				1 (6)
	<b>175 (76955.11)</b>	<b>52 (17229.59)</b>	<b>69 (17716.519)</b>	<b>95 (19188)</b>	<b>91 (22566)</b>

生種の数種と同じように、多数の地上生コケ植物がよく成立し、ある特定の調査地点に豊富であるが別の地点では見られない。これらの内、*Claopodium prionophyllum* や *Distichophyllum tortile*, *Ectropothecium* sp., *Lobatiriccardia coronopus*, *Megceros flagellaris*, *Rhynchostegium celebicum*, *Vesicularia teticulata* は地点Aに、一方、*Kurzia goniotricha* は地点Dに見られる。全4地点に共通して見られる地上生のコケ植物はない。異なる3地点に見られる15種の内、14

種は地点BとC、Dに生育するが、1種だけは地点Aと他のCとDと共通である(図5)。合計16種の地上生コケ植物は、同じ山地か別の山地のどちらかの少なくとも異なる2地点に知られる(図5)。地点Cと地点Dは地上生コケ植物相において最も似ていて、類似度指数は28.1%である(表4b)。地点Aに見られる地上生コケ植物は他の調査地点と非常に異なっている。すなわち、フレーザーズヒルに設置された地点AとBにおける地上生コケ植物相は重複

表3 林床で採集されたコケ植物の科. 総植被面積を括弧内に示した (平方センチメートル).

Family	Total	Study Plot			
		A	B	C	D
Sematophyllaceae	14 (12143.75)		9 (4181.25)	7 (4168.75)	9 (3768.75)
Lepidoziaceae	13 (16929.45)		7 (4456.45)	6 (5987.5)	10 (6462.5)
Lophocoleaceae	9 (7101.5)	1 (12.5)	2 (118.75)	7 (5200)	5 (1756.25)
Aneuraceae	9 (4177.75)	3 (2818.75)	1 (1)	4 (1075)	3 (275)
Plagiochilaceae	7 (1392.5)	3 (501)		1 (500)	3 (387.5)
Hypnaceae	6 (7792.5)	5 (6664.5)		2 (968.75)	1 (156.25)
Hookeriaceae	5 (2897.75)	3 (1232.25)		1 (75)	2 (1587.5)
Dicranaceae	5 (1817.25)		3 (700)	5 (775)	3 (331.25)
Fissidentaceae	5 (1488.5)	4 (1287.5)			1 (200)
Thuidiaceae	4 (2356.25)	4 (2356.25)			
Calymperaceae	3 (406)	1 (1)	1 (225)	2 (50)	2 (125)
Lejeuneaceae	3 (128)		1 (25)	2 (100)	
Schistochilaceae	2 (114.5)				2 (112.5)
Geocalycaceae	1 (3503)		1 (906.25)	1 (1925)	1 (668.75)
Brachytheciaceae	1 (1150)	1 (1150)			
Rhizogoniaceae	1 (1133.25)			1 (700)	1 (431.25)
Dendrocerotaceae	1 (1100)	1 (1100)			
Cephaloziaceae	1 (1077)			1 (1050)	1 (25)
Radulaceae	1 (956.25)	1 (956.25)			
Marchantiaceae	1 (912.5)	1 (912.5)			
Lophoziaceae	1 (702)			1 (300)	1 (400)
Mniaceae	1 (687.5)	1 (687.5)			
Pilotrichaceae	1 (175)	1 (175)			
Metzgeriaceae	1 (100)	1 (100)			
Adelanthaceae	1 (76)		1 (75)		
Daltoniaceae	1 (76)			1 (75)	
Hypnodendraceae	1 (51)				1 (50)
Plagiotheciaceae	1 (51)		1 (50)		
Frullaniaceae	1 (31.25)	1 (31.25)			
Pterobryaceae	1 (26)				1 (25)
	<b>102 (70553.45)</b>	<b>32 (19986.25)</b>	<b>27 (10738.7)</b>	<b>42 (22950)</b>	<b>47 (16762.5)</b>

していない。全調査地点において地上生コケ植物相において類似性が小さく、その違いは71.9%以上である(表4b)。

#### 4. 生育立地選択

今回調べた全4調査地点において、着生種は同等に重要であり、多様性が地上生よりも高い(図6)。これに加えて、今回の研究において明らかになった着生コケ植物種の多くは、林床の様々な生育基物にも生育している(図6)。着生種175種の内57種は林床の様々な生育基物

でも採集されている。

林床に見られるコケ植物は、林床にある実際に3種類の異なる生育基物である岩、土壌、古い腐木において採集されている。これらの内、生育基物としての岩や土が調査地にあるにも係わらず、地点Bでは岩上で採集されたコケ植物はなく、地点Aでは土上で採集されたコケ植物はない(図6)。102種の地上生コケ植物の内、36種は地上の少なくとも異なる2つの生育基物に生育しているが、他の36種は林床にだけ

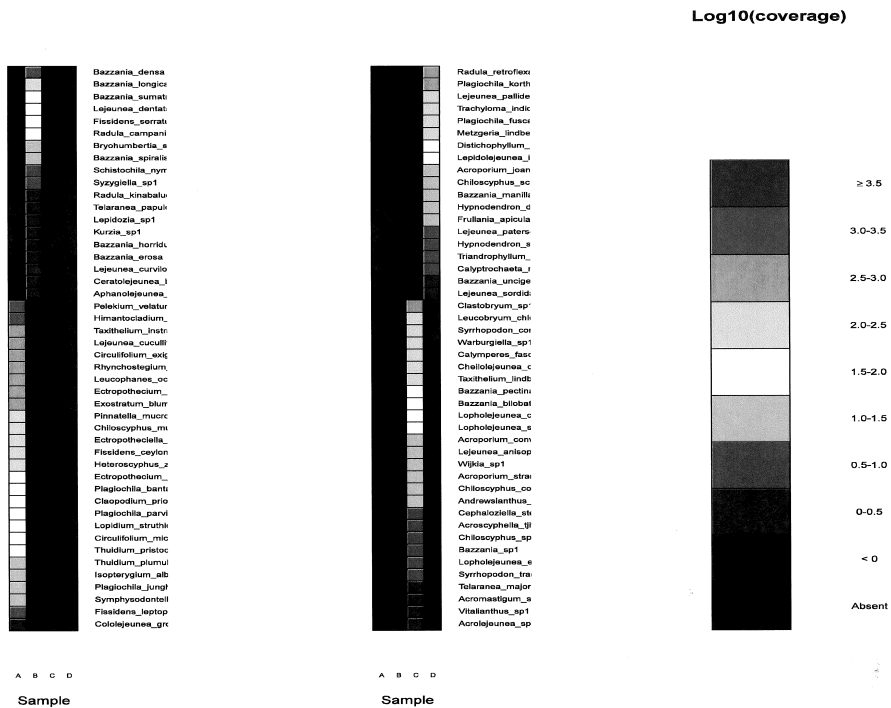
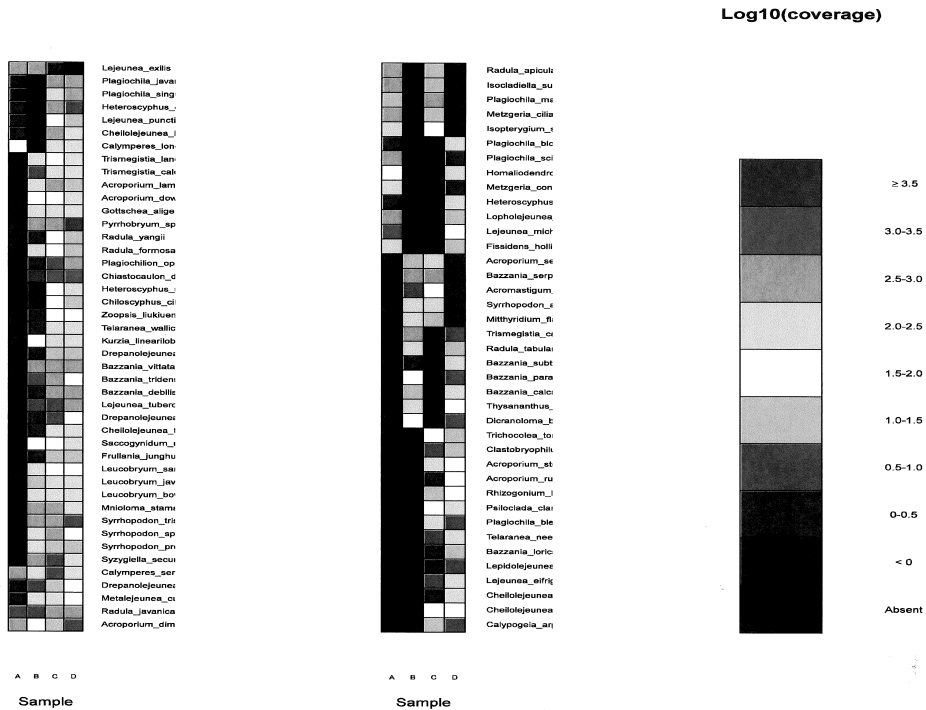


図4 各4調査地点における豊富도에基づき区分された着生種の要約.

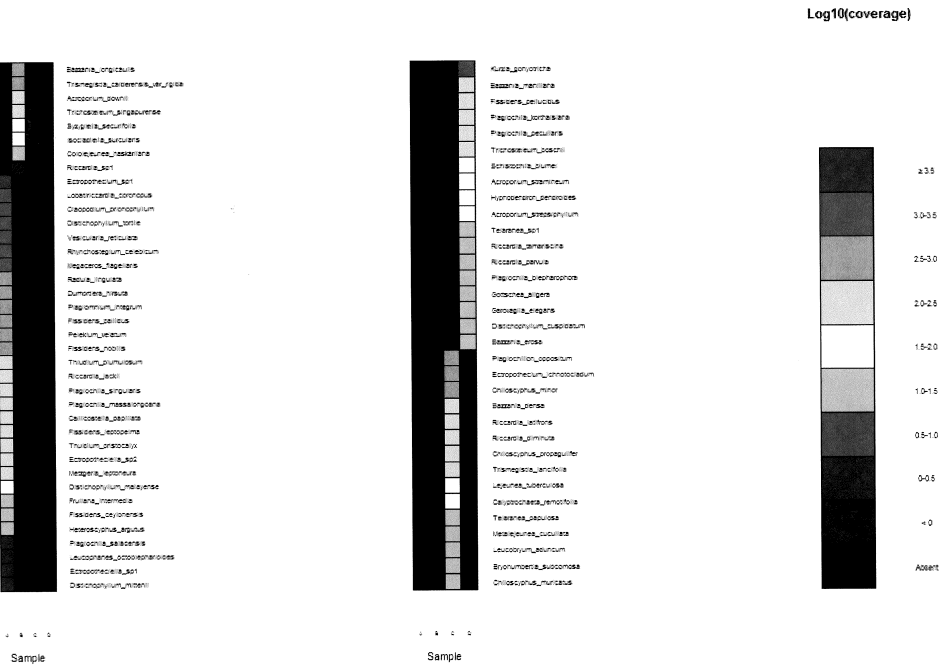
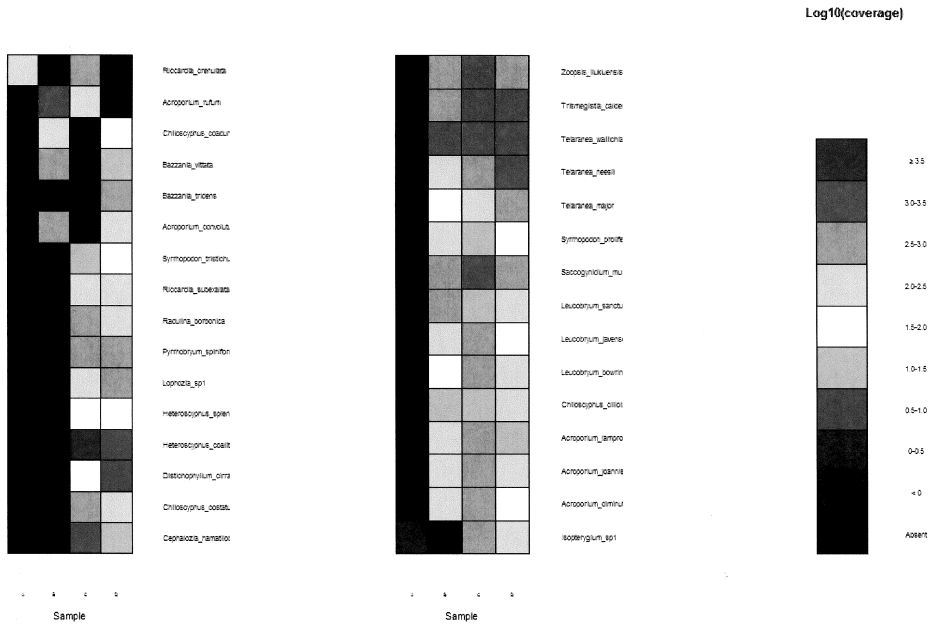


図5 各4調査地点における豊富도에に基づき区分された地上生種の要約.

表 4 各 4 調査地点間におけるコケ植物相の類似度. 類似度は Sorensen-Dice の共通係数を使った. A : 着生コケ植物; B : 地上生コケ植物. 類似度指数は括弧内に百分率で表し, 表の右上半部に配置した. 一方, 対象となる調査地に共通する総種数を表の左下半部に配置した.

A) Epiphytic bryophytes				
	A	B	C	D
A	52	10%	23.3%	26.8%
B	6	69	52.4%	55%
C	17	43	95	54.8%
D	19	44	51	91

B) Ground bryophytes				
	A	B	C	D
A	32	0%	3.7%	1.2%
B	0	27	21.7%	24.3%
C	2	15	42	28.1%
D	1	18	25	47

Note:

$$\text{Sorensen-Dice coefficient} = \frac{2Z}{X+Y}$$

where, X and Y are number of species recorded in study plot I and II, respectively  
Z is the number of species that present to both study plot I and II

生育し, ある特定の生育基物を選択している.

#### IV. 考察

今回の調査では 20×20 m の 4 地点 (0.16 ha) において確認されたコケ植物の総種数である 220 種は, これまで熱帯で行われた多くの類似の研究の中では最も種数が多い. コスタリカの雲霧林では 4 ha の調査地から 190 種が記録され (Gradstein et al. 2001), 後にコナラ属 *Quercus* が優占する林において 206 種が報告された (Holtz et al. 2002). Benavides et al. (2006)

はコロンビア, アマゾンから 84 種を報告し, Wolf (1993) は 58-135 種のコケ植物を北アンデス, コロンビアから報告した. 一方, Collares et al. (2010) はコロンビアの二次山地林と高原の植林から得られた採集品に基づき計 151 種を報告した. アフリカの熱帯山地林は非常にコケ植物の多様性が貧弱で, ザイールの Kahuzi 山地標高 1500-2300 m において採集されたコケ植物は僅か 38-44 種に過ぎない (Frahm 1994).

それにも係わらず, 今回の研究によって, 異なる 2 調査地の片方ないし両調査地から記録さ

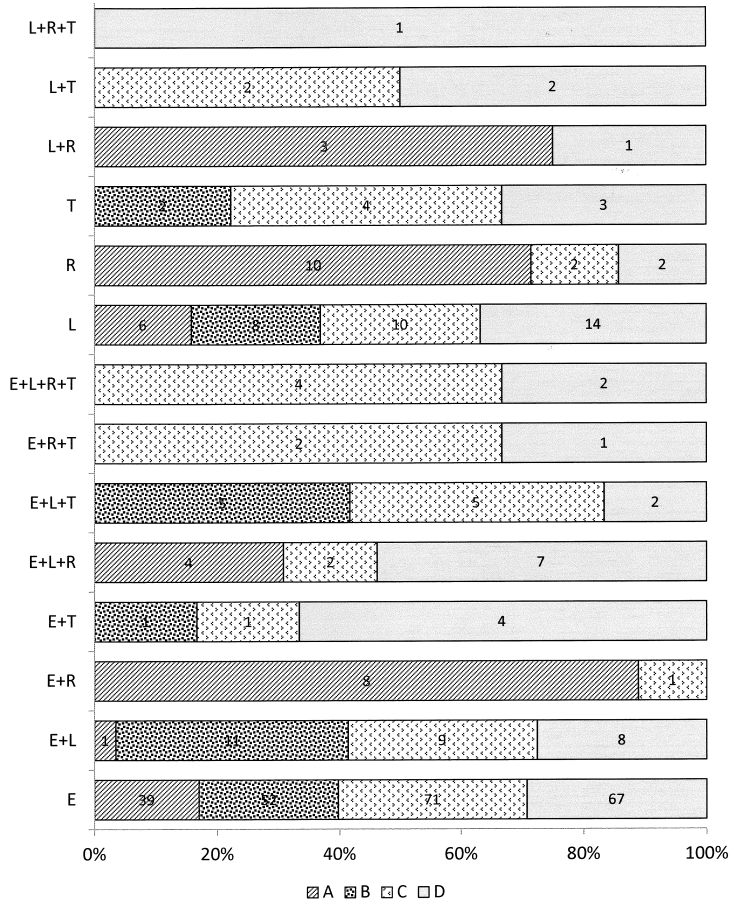


図6 各4調査地点(A~D)におけるコケ植物の生育立地選択. 棒グラフの中の数字が種数. E:樹幹, L:林床の腐木, R:岩, T:土.

れたコケ植物の種数は、非常に多い(図4と5を参照). この2つの調査地は、同じような森林生態系と気象をしており(図1参照), 共に花崗岩からなる土壌条件やTitiwangsa山脈に位置するにも係わらず, コケ植物の種構成が異なっているのは、2調査地が地理学的に分離されているからに違いない. この両地域の種多様性を保存するためには、広範囲な保護区を設定するだけでなく、離れた複数の地理学的な地域、言い換えれば多くの保護区域、を保存する可能性を考慮すべきである.

今回得られた知見は、東南アジアではタイ類はセン類と比較すると種多様性と豊富さが

高いという Gradstein and Culmsee (2010) の見解によく一致する. 同様の観察結果は Reenen and Gradstein (1983) と Gradstein et al. (2001) によって熱帯アメリカにおいても報告され、Beug and Miehe (1999) によってヒマラヤ地域についてもすでに報告されている. タイ類は、やや乾いた風下の斜面よりも湿った風上の斜面において、しばしば林床に厚い絨毯を作る (Frahm and Gradstein, 1991). セン類は、より標高の低い場所の森林において、タイ類よりも目立ち優占することが知られている (Gradstein and Culmsee 2001).

クサリゴケ科とムチゴケ科、ハネゴケ科は

山地林において優占する着生タイ類の科であり (Enroth 1990; Gradstein et al. 2001; Holz et al. 2002; Gradstein and Culmsee 2010), フレーザーズヒルとゲンティンハイランドの調査地においても同様である。山地林においては、これらのタイ類が雨を有効に中間搾取しているであろうことが示唆されてきている (Pocs 1980)。このことに加えて、*Telaranea neesii* や *T. wallichiana*, *Zoopsis liukuensis* のような微小で立ち上がっているタイ類は、本調査地の林床では特異的に生育し非常に豊富である。しかしながら、このような微小で立ち上がるタイ類はコロンビアの山地林では着生植物として豊富であり、これらは *Cephalozia* ヤバネゴケ属や *Arachniopsis*, *Calypogeia* ツキヌキゴケ属に代表されるというやや異なる現象が Reenen and Gradstein (1983) によって報告されていた。地上では、スジゴケ科やムチゴケ科がふつうは優先し、このことは、またもや熱帯アメリカでの知見 (例えば Gradstein et al. 2001) と非常によく一致する。

一方、セン類では、ハシボソゴケ科は本調査地の樹幹と林床の両方において、非常に多様性が高く、準優占科であることを報告する。しかしながら、湿潤な熱帯山地林内においては、シッポゴケ科やホウオウゴケ科、あるハリゴケ科のような別のセン類の科の種数が非常に多く、多様性が高い (Enroth 1990; Reenen and Gradstein 1983; Gradstein and Culmsee 2010)。カタシロゴケ科は、ふつうより標高が低い林において最高の豊富度を有しており (Gradstein and Culmsee 2010)、今回の研究において、二番目に優占するセン類の科である。この観察結果は、温帯域を起源とする種が地域的あるいは地球規模の温暖化によって、より標高の高い林に移動し始めていることを示唆しているのかも知れない。しかし、この推定は、時代を超えた植生の変化を

考慮した情報収集を含むような将来の研究による更なる検証を要する。

山地林には、種数が多く豊富な着生コケ植物相が予想される。熱帯山地林においては、着生種は立っている樹木の現存量に大きく寄与していることが知られている (Frahm 1990, 1994; Frahm and Gradstein 1991; Pocs 1980)。そして今回の研究は、57/175 種、すなわち約 32.6% の着生コケ植物は林床の生育基物の上でも生育できることを報告した。一方、ほぼ同様の割合である 35.3%、すなわち 36/102 種の地上生コケ植物は、林床にある少なくとも異なる 2 種類の生育基物上において生育することができる。

謝辞・文献  
(省略)