

ISSN 2432-0943

# 自然保護助成基金 助成成果報告書

自然保護助成基金  
助成成果報告書

25

Vol. 25

2017年6月



公益財団法人 自然保護助成基金

2017年6月  
公益財団法人自然保護助成基金

## はじめに

自然保護助成基金は、自然保護のための研究や普及活動を支援するために1990年より助成事業を行なってまいりました。当財団の助成プログラムには、国内外の自然保護に資する研究・活動を支援するプロ・ナトゥーラ・ファンド助成、貴重な生態系の保全を目的とした土地の購入を支援するナショナル・トラスト活動助成、そして応募時期を定めず緊急かつ重要な研究および活動を支援する直接助成（現：緊急助成）があります。

本報告書は、2014年10月から2015年9月にかけて実施された第25期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成の成果と、2013年10月から2015年9月まで当財団の設立20周年を記念して実施された「南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成」の成果、また2014年度に実施された直接助成の成果を取りまとめたものです。

第25期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、70件の応募の中から、国内研究助成16件、国内活動助成11件、海外助成5件の計32件（助成総額2571万円）を採択しました。絶滅危惧種の保全のための研究、固有種の保全のための技術開発、島嶼のノネコ問題に対応する活動といったプロジェクトが行なわれました。

「南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成」では、23件の応募の中から4件を採択し、合計901万円の助成となりました。

2014年度直接助成では、4件合計750万円を採択しました。本報告書では、2016年3月31日までに終了したプロジェクトのみ掲載しています。

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





## 目次

### 第25期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成

#### 国内研究助成

- 高橋純一・溝田浩二・扇 次男・竹内 剛・野村哲郎（ツマアカスズメバチ対策研究会）：外来種ツマアカスズメバチの侵入経路と生物多様性に与える影響について・・・ 1
- 東 幹夫・佐藤慎一・市川敏弘・佐藤正典・松尾匡敏・山中崇希（有明海保全生態学研究グループ）：有明海再生までの過程を明らかにする採泥・採水調査の継続 — 諫早湾閉め切りから現在までの有明海底生動物の消長について・・・ 13
- 上野 薫・大村顕介・本多 潔・丸田恵美子・五十嶋博文（北アルプス高山帯環境保全研究会）：北アルプス太郎平周辺における雪解け前線の推定とライチョウ雛の餌資源の把握・・・ 23
- 東城幸治・小林建介・戸崎貴博（信州大学 学術研究院 理学系 生物学領域 東城研究室）：国の天然記念物ミヤコタナゴの新規発見集団における遺伝的多様性について・・・ 31
- 岡部海都・Luke Halpin・武石全慈・大槻都子（海鳥保全グループ）：ソングメーターを用いた福岡県小屋島におけるヒメクロウミツバメの繁殖調査・・・ 45
- 中島啓裕・鮫島弘光・池川凜太郎・高柳 敦（ニホンジカ密度推定手法開発グループ）：自動撮影カメラ映像の3次元モデリングによるニホンジカの密度推定手法の確立・・・ 53
- 小澤智生・吉崎和美・井上恵介・鈴木尊仁・社本 学（日本の干潟のうみにな類を保全する会）：日本の干潟に生息するフトヘナタリ科およびウミナ科絶滅危惧種の生息地保全にむけての生態学調査および保全遺伝学的研究・・・ 61
- 上田昇平・坂本洋典・市野隆雄（チョウ・アリ生物間相互作用研究グループ）：絶滅が危惧され、アリの巣に寄生するチョウ，日本産ゴマシジミの寄主アリ特異性の検証・・・ 77
- 本郷宙軌・井口 亮（琉球大学・沖縄工業高等専門学校合同サンゴ礁調査グループ）：沿岸開発が進行中の琉球列島におけるサンゴ礁防波堤形成生物とその機能の衰退リスク評価・・・ 83
- 宇根有美・常盤俊大（麻布大学両生類の新興感染症研究グループ）：両生類の新興病原体ラナウイルスの国内分布とその由来に関する研究・・・ 93
- 藤田喜久・井口 亮・今宮則子（NPO 法人 海の自然史研究所）：南西諸島におけるヤシガニ資源の保護と保全に関する基礎研究・・・ 101
- 高橋佑亮・東 淳樹（NPO 法人チュウヒ保護プロジェクト）：希少猛禽類チュウヒの繁殖成績向上を意図した優良営巣環境の考究・・・ 111
- 立田晴記・佐々木健志・横倉 涼（八重山ニイニイゼミ研究グループ）：音声情報を活用した絶滅危惧種インガキニイニイとその近縁種ヤエヤマニイニイの種判別・・・ 121

鈴木紀之・小林卓也・犬飼拓展・田中良弥・小和瀬絵美・英 皓・森井悠太（進化保全生態学研究グループ）： 八重山諸島固有チョウ類の「サンドイッチ型分布」を対象とした保全生態学的研究	129
町田怜子・阿部美香・小島周作・松野愛子・中澤里奈・増山信晃・増山信晃・土肥健太郎（東京農業大学地域 環境科学部造園科学科自然環境保全学研究室）：生物多様性，景観保全の観点から，農村整備計画に対す る地域住民の合意形成手法に関する研究	141
平尾聡秀・五十嵐勇治・藤井正典（奥秩父山地石灰岩植物研究グループ）：石灰岩地帯に隔離分布する絶滅危 惧種チヂブミネバリの保全に関する研究	155
国内活動助成	
志村智子・安部真理子・辻村千尋・田村尚久・鈴木雅子・田代 豊（公益財団法人 日本自然保護協会）：辺野古・ 大浦湾海域の生物多様性の保全を目指す，生物多様性の解明と埋め立ての影響を測るための調査	165
仲地 学・中谷裕美子・江藤奈穂子・大城菅雄・長嶺 隆（NPO 法人どうぶつたちの病院 沖縄）：南大東島 におけるネコの適正飼育による野生動物の保護活動	173
高相徳志郎・川尻千恵子・金子裕一・津嘉山彦・日名耕司・洲鎌一郎・村尾善朗（西表在来植物の植栽で地 域振興を進める会）：在来植物，コウライシバ，クロイワザサの植栽によるイリオモテヤマネコの交通事 故防止	177
小賀野大一・尾崎真澄・小菅康弘・近藤めぐみ・西堀智子・松本健二・加賀山翔一・吉田和哉・山崎響子・下藤 章・ 大竹海也・長谷川雅美（千葉県ニホンイシガメ保護対策協議会）：アライグマ・クサガメにより存続が危 惧されるニホンイシガメ南房総個体群の保全活動	181
水野玲子・森脇靖子・田坂興亜・中下裕子・御園 孝（NPO 法人 ダイオキシン・環境ホルモン対策国民会 議（JEPA））：ネオニコチノイド農薬についての知識普及と削減に向けた各地の取り組み支援・情報収集， ネオニコ削減実践例集（2）作成	187
岡 奈理子・幅田慶子・金山 悟・小木万布・高橋敏之（（公益財団法人）山階鳥類研究所）：御蔵島をノネ コのいない島へ戻す活動	191
中村寛志・江田慧子・土田秀美・中村新一・岡村 裕（ミヤマシジミ研究会）：ミヤマシジミの保全技術の研 究と信州の生物多様性保全の普及活動	195
徳地直子・石丸香苗・坂野上なお・伊勢武史（京都大学フィールド科学教育研究センター）：芦生天然林保全 へ向けた中山間地域と大学の「知」の結びつきによる活動体制の形成	201
上條隆志・星野義延・八木正徳・川越みなみ・石橋正行（伊豆諸島植生研究グループ）：伊豆諸島青ヶ島・利 島の植生シンポジウム開催と植生誌編纂	207
舟津宏昭・舟津章子・藤原沙織（富士山アウトドアミュージアム）：世界遺産富士山のロードキル実態調査及 び情報公開プロジェクト	213

## 海外助成

- Yuyun Kurniawan: Investigate remaining population and habitat preferences of Bornean Rhinoceros in Kalimantan . . . . . 217
- Sabuj Bhattacharyya, Farah Ishtiaq, Takeo Kawamichi, Chris Ray and Mary, M. Peacock : Assessing impact of Climate change on high altitude small mammal in alpine Himalaya, India: An interdisciplinary approach . . . . . 225
- 吉本治一郎, エニオ・カノ, サマンタ・オレジャーナ: グアテマラにおける環境教育教材としての昆虫ハンドブックの作成 . . . . . 239
- Roshani Manandhar and Prava Pandey : Status, habitat preference and distribution of Red Panda *Ailurus fulgens* in Phawa Khola and Phurumbu VDC of Taplejung District, Nepal . . . . . 243
- Cindy Q. Tang, Nobuyuki Tanaka, Katsuhiko Nakao, Long-Yuan He, Ming-Chun Peng, Hai-Zhong Yan, Yi-Fei Dong, Ruo-Han Yang, Kai Yan, Wang-Jun Li, Yongchuan Yang, Chyi-Rong Chiou and Cheng-Tao Lin : Natural forests of three tertiary relict tree species and potential effects of climate change on their geographic distribution . . . . . 255

## 自然保護助成基金設立 20 周年特別助成

### 南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成

- 城ヶ原貴通・越本知大・坂本信介・中家雅隆・山田文雄・村田知慧・久保健太郎・池本真希・徳松笑里・蓬菜はるか・長村麻央・中田勝士・黒岩麻里・半田ゆかり・木村健一・中村正弘 (琉球諸島小型哺乳類研究グループ) : 南西諸島の固有小型絶滅危惧哺乳類 (トゲネズミ・ケナガネズミ) の保全調査 . . . . . 269
- 久保田康裕・塩野貴之・藤井新次郎・楠本間太郎 (琉球諸島生物多様性研究グループ) : 琉球諸島の生物多様性の固有性の解明とその保全に関する統合的研究 . . . . . 279
- 山城秀之・渡邊謙太・西原千尋・安田直子 (大浦湾のアオサンゴ研究チーム) : 名護市大浦湾のアオサンゴ群落の保全に向けた生殖等の基礎調査 . . . . . 287
- 中島祐一 (OIST サンゴ礁保全遺伝学研究グループ) : 南西諸島に生息する造礁サンゴの多重スケールにおける保全遺伝学的研究 . . . . . 295

## 2014-2015 年度 直接助成

- 柏木 実・浅野正富・後藤尚味・花輪伸一・呉地正行・堀 良一・安藤よしの・陣内隆之・菅波 完 (NPO 法人ラムサール・ネットワーク日本) : 第 12 回生物多様性条約締約国会議 (CBD/COP12) における世界の NGO・市民社会の貢献にむけた共同活動 . . . . . 309

齊藤清一・杉本伸一・CHAKRABORTY, Abhik (特定非営利活動法人 日本ジオパークネットワーク) : ジオパークにおける大地の多様性の保全に関する国際的事業 . . . . . 315

酒井暁子・松田裕之・甘田悠太郎・若松伸彦・朱宮丈晴・田中俊徳・大元玲子 (日本 MAB 計画委員会事務局) : ユネスコエコパークネットワーク活動の促進 . . . . . 321

第 25 期

プロ・ナトゥーラ・ファンド助成



## 外来種ツマアカスズメバチの侵入経路と生物多様性に与える影響について

ツマアカスズメバチ対策研究会

高橋純一<sup>1</sup>・溝田浩二<sup>2</sup>・扇 次男<sup>3</sup>・竹内 剛<sup>4</sup>・野村哲郎<sup>1</sup>

日本には7種のスズメバチが自然分布している。今回我々は、長崎県対馬市(対馬島)において、2012年に日本では未記録であったスズメバチの働き蜂を発見・捕獲し、その後の帰化状況について調査した。本種は、アジアに広く自然分布をしているが、近年は韓国、フランス、ポルトガル、スペイン、ベトナムで本種の中国産亜種が、侵入外来種として帰化し、刺傷被害や生態系への影響が問題となっている。対馬市で捕獲した本種の働き蜂の外部形態を比較したところ、ツマアカスズメバチ *Vespa velutina nigrithorax* であることがわかった。島内で同種の働き蜂の再確認とともに複数の成熟巣を発見、一部を採集した。採集した巣の調査により島内で繁殖・帰化していることが明らかになった。また、本種はミツバチを捕食する性質を持つことから、島内の養蜂場を中心に分布状況について調査したところ、島内全域で分布が確認され、さらに優占種となっていた。在来種への影響については、キロススズメバチが減少していることが示唆された。ミトコンドリア DNA の遺伝子解析からは、中国・韓国の個体と同一であることから中国産の個体が韓国経由で侵入したことが示唆された。さらに本種の攻撃性および刺傷被害事例について、刺傷被害を受けた島民からの聞き取り調査から在来種と同等であることがわかった。

### 1. はじめに

スズメバチは、膜翅目スズメバチ科スズメバチ亜科(Hymenoptera: Vespidae: Vespinae)に属し、ヤミスズメバチ属(*Provespa*)、スズメバチ(*Vespa*)属、ホオナガスズメバチ属(*Dolichovespula*)、クロスズメバチ属(*Vespula*)の4属64種からなり、主として北半球に自然分布する真社会性カリバチである(松浦・山根 1984; 松浦 1995; Carpenter and Kojima 1997; Archer 2012)。

スズメバチ属は、アジアの亜熱帯・温帯地域が分布の中心となっているが、モンズズメバチ *Vespa crabro* とオリエントスズメバチ *V. orientalis* の2種は、ユーラシア大陸の西部ま

で分布を広げている(松浦・山根 1984; 松浦 1995; Archer 2012)。モンズズメバチは、東は日本から西はイギリスまでユーラシア大陸北部の広範囲に自然分布している。本種は1840年から1960年にかけて森林害虫を防除するための生物資材として、イギリスから米国に持ち込まれ、現在はアメリカ北部およびカナダに定着している(松浦・山根 1984; Archer 2012)。オリエントスズメバチは、アフリカ地中海沿岸部から中東を中心に東はインドから西はギリシアまで分布している(松浦・山根 1984; Archer 2012)。

日本のスズメバチ相は、3属15種が北海道から沖縄にかけて分布し、スズメバチ属は、7種が北海道から南西諸島で確認されている(松

1: 京都産業大学総合生命科学部 2: 宮城教育大学 3: 対馬市ニホンミツバチ部会 4: 大阪府立大学大学院生命環境科学研究科  
2015.12.1 受付 2017.6.20 公開



浦・山根 1984; 松浦 1995). スズメバチ属では、島嶼での分布調査も詳細に進められており、約 20 km<sup>2</sup> 以上の島であれば、生息できることが明らかになっている (松浦・山根 1984; 松浦 1995). 対馬は、南北に 82 km, 東西に 18 km の細長い形状である本島の対馬島と約 100 の小島からなり、総面積は約 708 km<sup>2</sup> である. 対馬には、スズメバチ属は、オオスズメバチ *V. mandarinia*, キイロスズメバチ *V. simillima*, コガタスズメバチ *V. analis*, ヒメスズメバチ *V. ducalis* の 4 種が生息している. このうち、ヒメスズメバチの女王蜂や働き蜂は、本州・四国・九州の個体群と体色が異なることが報告されている (松浦・山根 1984; 松浦 1995).

物資の輸送手段の発達に伴って、さまざまな生物種が、意図的および非意図的に国外から持ち込まれて帰化している. 一部の種は、侵入地で侵略的外来種となり、生態系の保全、食料生産、公衆衛生等で大きな問題となっている. スズメバチ類では、ヨーロッパクロスズメバチ *Vespa germanica* やキオビクロスズメバチ *V. vulgaris* が、ニュージーランドやオーストラリアで定着し、刺傷被害が大きな問題となっている (Spradbery and Maywald 1992; Matthews et al. 2000). 近年、スズメバチ属の 1 種で広くアジア大陸に生息しているツマアカスズメバチ *V. velutina* が、新たな侵入外来種として問題になっている. 本種の中国産亜種である *V. velutina nigrithorax* が、2003 年に韓国の釜山 (Kim et al. 2006), 2005 年にフランス北部 (Villemant et al. 2006), 2010 年にスペイン (Castro and Pagola-Carte 2010), ポルトガル (Grosso-Silva and Maia 2012) に侵入したことが報告されている. 本種は、西はインド、東は中国・台湾、南はインドネシアまで分布しており、3000 m の高地にも生息できるため環境順応性が高く、コロニーサイズ (働き蜂数) が大きく、攻撃性も強いといっ

た生態的特徴がある (松浦 1993, 1995; Martin 1995; Archer 2012). ヨーロッパでは、本種は年間 100 km 以上分布域を拡大しており、刺傷被害や農作物の食害のほか、ミツバチを捕食するため養蜂被害が問題となっている (Chauzat and Martin 2009; Rome et al. 2011). 韓国では在来スズメバチ類の減少にともなう生態系への影響や刺傷被害などが大きな問題となっている (Choi et al. 2012).

本種の侵入経路は、フランスには、中国から輸入した園芸用の陶器 (鉢) に付随して持ち込まれ、その後にフランスからスペイン、ポルトガルに侵入したと考えられている (Chauzat and Martin 2009; Rome et al. 2011; Choi et al. 2012). 韓国では、中国から輸入した建築用木材と一緒に釜山港に持ち込まれ、定着した可能性が高いと推測されている (Rome et al. 2011; Choi et al. 2012). 日本でも海外からの輸入資材に付随して非意図的に持ち込まれることは、オオミツバチ *Apis dorsata* (松浦 2003) やアルゼンチンアリ *Linepithema humile* (杉山 2000) の例がある. これまで日本では、スズメバチ類の侵入は確認されていなかったが、2012 年 10 月に長崎県対馬の北部地域において、日本未記録のツマアカスズメバチの働き蜂の個体が採取された (境・高橋 2014). また翌年 8 月には、本種とみられる巣が発見、9 月に採取され、ツマアカスズメバチの巣であることが確認された (高橋ほか 2015). これらの結果から、対馬には釜山港または馬山港から定期船による物資に紛れ込んだツマアカスズメバチの女王蜂が、2012 年以前に持ち込まれたと推測されている (境・高橋 2014). 本種は繁殖力が強いいため、貴重な島嶼生態系を形成している対馬において、仮に本種が定着すると在来スズメバチをはじめとする生態系に与える影響が懸念される. しかしながら、対馬において、2012 年 10 月に初めて発見・

捕獲されたツマアカスズメバチのその後の帰化状況に関する情報は不足している。そこで今回我々は、スズメバチの働き蜂がミツバチを集中的に捕食する時期である2014年から2015年に、対馬本島においてニホンミツバチの養蜂場を中心にツマアカスズメバチの来訪個体を観察・捕獲し、それぞれの地域における個体数頻度および分布状況の調査を行った。

## II. 材料および方法

### 1. 対馬におけるツマアカスズメバチの分布状況

対馬におけるツマアカスズメバチの生息状況を調べるために、2014年から2015年にかけて観察・捕獲調査を行った。ツマアカスズメバチの働き蜂は、ミツバチの巣に飛来して働き蜂を捕食する性質が知られている (Shan and Shan 1991)。そこで調査地は、対馬市内のニホンミツバチを飼養している養蜂場 (巣箱) を観察地点に設定した。観察場所は、図1に示した。調査地点は、巣箱とその周囲とした。観察時間は、1回の調査地点ごとに8時から17時 (日没) まで行った。飛来個体の観察調査は、スズメバチの種類およびカスト (女王蜂, 働き蜂, 雄蜂) を調査地点ごとに目視での観察または捕虫網により捕獲して種およびカストを確認した。

### 2. 北九州市におけるツマアカスズメバチの分布状況

2015年に福岡県北九州市の新町浄化センターで本種の巣が発見されている (図2)。そこで2015年9月からのべ1週間にわたり本種の観察調査を行った。調査地点は、浄化センター (図3)、丸山、清滝公園、白野江植物園、門司港、北九州市および小倉市の街路樹の高木を2015年9月に調査をした。

### 3. 巣の調査

巣の採集方法は、スズメバチ用防護服 (ミツ

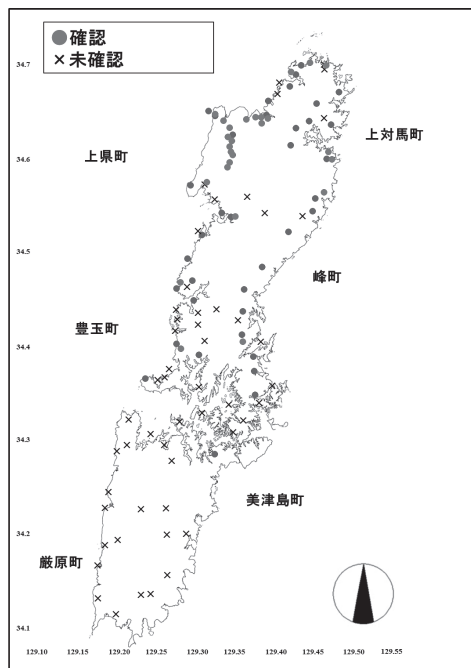


図1 対馬市におけるツマアカスズメバチの分布状況。



図2 ニホンミツバチの巣箱に飛来するツマアカスズメバチの働き蜂



図3 九州本土で見つかった北九州市の新町浄化センター

ウマ製) を着用して接近し、巣の上部にある巣穴をキムワイプで塞ぎ、そこへハチノック (住友化学製) を散布して捕獲を行った。殺虫剤の効果を得るために散布してから数分間静置し、電動ノコギリを使用して枝ごと巣を採集した (図3)。採集した巣は、厚手のビニール袋に入

れて、再度殺虫剤を散布した後、密閉により完全な殺虫処理を行った。その後、個体数の測定と巣の構造を確認するために、外被を剥がして巣盤を取り出し、各巣盤を繋ぐ支柱を切り離れた。巣構成の調査では、巣盤・育房・卵・幼虫・蛹・成虫(創設女王蜂、働き蜂、雄蜂、新女王蜂)の数、各巣盤の育房の幅(最大値、最小値、平均値)、支柱数を記録した。各巣盤の中心付近に位置する育房(各巣盤ごとに10房ずつ)のメコニウム(蛹便)数を測定し、平均値から成虫の生産数を推定した。雄蜂と働き蜂は、山根・松浦(1984)に従って、触角の節の数(雄:13節、雌:12節)と腹部の節の数(雄:7節、雌:6節)により同定した。スズメバチ属の創設女王蜂は、繁殖期には体毛が消失し、光沢を帯びる特徴が見られる(小野1997)ため、その指標に従い識別した。創設女王蜂の頭幅をノギス(タミヤ製)で計測し、その数値以上を示した頭幅の雌蜂個体を新女王蜂とした。頭幅サイズが、創設女王蜂よりも小さい無作為抽出した雌20個体を働き蜂の頭幅サイズとし、働き蜂と新女王蜂を区別した。既に2012年に対馬で捕獲された外来性のスズメバチは、外部形態からは(*Vespa velutina*)と同定されている(境・高橋2014)。今回我われは、多くの働き蜂成虫を採集することができたため、成虫の外部形態および遺伝子から亜種レベルまでの同定を試みた。外部形態による同定では、働き蜂成虫20個体の体色をArcher(2012)の検索表に従い、実体顕微鏡を用いて亜種の同定を行った。

遺伝子解析によるツマアカスズメバチの起源遺伝子による同定は、膜翅目で使用されているDNAバーコーディング法に従って行った(Stahlhut et al. 2013)。採集した巣から蛹の働き蜂1個体のDNAをDNeasy blood & Tissue kit(QIAGEN)により抽出した。抽出方法は、キットに添付のプロトコールに従った。膜翅目

のDNAバーコーディングで利用されているミトコンドリアDNAのCOI(cytochrome oxidase subunit I)遺伝子を増幅するプライマーを使用した(Stahlhut et al. 2013; 5'-TGT AAA ACG ACG GCC AGT GGT CAA CAA ATC ATA AAG ATA TTG G-3' と 5'-CAG GAA ACA GCT ATG ACT AAA CTT CAG GGT GAC CAA AAA ATC A-3')。PCR およびシーケンス反応の条件は、Stahlhut et al. (2013)に従った。サイクルシーケンスは、BigDye Cycle sequencing kit ver 3.1(Life technology)を使用し、Genetic Analyzer 3130x(Life technology)で解析した。得られた配列は、GENETYX Ver.10(ゼネティックス)によるアライメントを行い、DDBJによる相同性検索を行った。

#### 4. 攻撃性と刺傷被害の調査

スズメバチには、外敵や侵入者からの攻撃を回避するために、さまざまな防衛行動を示すが、非攻撃性の消極的なものと攻撃性のある積極的な防衛行動に大別することができる(松浦1998)。非攻撃性の消極的な防衛行動は、人への直接的な被害はないため、今回我われは、ツマアカスズメバチにおける攻撃性のある積極的な防衛行動について2013年9月~10月にかけて対馬市内で5個の巣の捕獲(駆除)をおこなった際の観察結果を報告する。松浦(1998)は、スズメバチの積極的な防衛行動(防衛的反撃行動)を(1)警戒行動、(2)威嚇行動、(3)武器(大顎、毒針、毒液)の使用といった3段階に分類している。今回我われが捕獲した巣では、作業者が巣に接近した場合や巣を振動させた場合でもスズメバチ特有の威嚇行動であるカチカチと大あごを鳴らす警戒(警告)音や武器を使用した大顎での噛みつきや毒液の噴霧は確認されなかった。巣の表面に多数の働き蜂が歩き回る警戒行動は、すべての巣で観察された(図4)。捕獲のさいに毒針を使った針刺行動(体当たり)



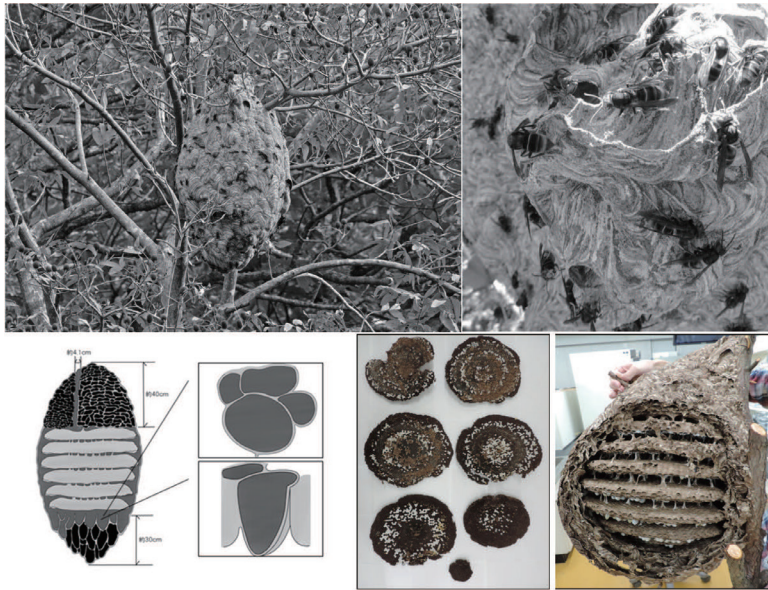


図4 営巣状態と巣の構造

をしてきた個体は、2巣で確認された。ただし作業者の身体に針刺行動を示したのは、3～5個体のみであり他のスズメバチに比べて数は少なかった。また、巣を捕獲するときに、働き蜂が作業者の身体を旋回して威嚇行動を行った巣は、上記とは別の1巣のみであった。残りの2巣は、ほとんど警戒行動すらも示さなかった。今回駆除した巣の働き蜂の数は、約800～2000個体であった。この働き蜂の数は、在来スズメバチの中で最も個体数の多いキイロスズメバチの1.5倍以上である(松浦・山根1984; 松浦1995; Makino and Yamane 1990)。一般的には、スズメバチの防衛的反撃行動は、働き蜂の数に比例して高くなることが知られている(松浦1988, 2000)が、我われが捕獲した5個の巣は、在来スズメバチで共通してみられるような積極的な防衛行動の特徴である大顎での噛みつきや毒液の噴霧は確認できなかった。

ツマアカスズメバチの攻撃性については、海外での調査例がある。例えば、本種の自然分布域の香港、マレーシア、インドネシアでは、働

き蜂が集団で激しい防衛的反撃行動を示すことが報告されている(Van der Vecht 1957, 1959; Martin 1995; Ho et al. 1999; Barthelemy 2008)。同じように自然分布域の台湾では、オオスズメバチのように執拗で激しい防衛的反撃行動を示す巣から、積極的な防衛行動がほとんどみられない温和な巣まで、変異があることが報告されている(松浦1970; Matsuura, 1973; 山根・王1996; 山根1996)。一方でフランスに侵入した系統は、非常に温和であるため人に対する刺傷被害はこれまでほとんどみられていない(Villemant et al. 2006; Perrard et al. 2009; De Haro et al. 2010)。我われが行った対馬での観察は、5巣であるため例数は少ないが、台湾と同じように巣ごとに攻撃性に変異があることが確認されたため、捕獲の際には注意が必要である。

### III. 結果および考察

#### 1. 対馬市におけるツマアカスズメバチの分布状況

今回の調査により、対馬市(本島)内全域に

において外来種ツマアカスズメバチの働き蜂を観察することができた。観察結果は、図1に示した。調査地の北部地域では、ほぼすべての観察地点で複数個体のツマアカスズメバチを観察することができた。一方、対馬市の南部に位置する美津島町北側では本種の個体が確認できたが、他の地域と比較して観察された個体数は少なかった。これらの地域を除いた南部地域においては、本種を観察することができなかった。今回の観察調査で最も多く本種が観察された地点は、北部の上県町であった(図1)。これらの地域では、複数のマアカスズメバチの巣が確認されている(高橋ほか2015)。これらの地域で観察された個体数が多かったという結果は、複数巣により分布密度が高いことによるものであることが予測された。

今回観察されたスズメバチのカストは、すべて働き蜂であった。調査期間中には、観察地点のほぼ全域で在来スズメバチであるオオスズメバチおよびキイロスズメバチの働き蜂も観察されたが、コガタスズメバチおよびヒメスズメバチを確認することができなかった。今回の調査では、ニホンミツバチの巣箱に飛来する個体を観察していたため(図2)、捕食行動をしない雄蜂や新女王蜂を観察することができなかったと考えられる。一般的にスズメバチの雄蜂は、性成熟後に離巢して、単独で野外生活をしながら新女王蜂との交配をおこなうと考えられている(松浦・山根1984)。これまでツマアカスズメバチの雄が、野外で観察された例はないが、他のスズメバチの雄と同じように開花植物の花蜜を餌として利用して新女王との交尾に備えていると考えられる。対馬には、オオスズメバチとキイロスズメバチの2種の他にコガタスズメバチとヒメスズメバチが生息しているが、これらの働き蜂は今回観察されなかった。この2種は、ミツバチの巣に飛来して働き蜂を捕食する性質

がない(松浦・山根1984)ため、観察することができなかったと推測された。

今回の調査により対馬市北部の半数以上の観察地点でツマアカスズメバチの働き蜂を確認することができた。今回観察した2種の在来スズメバチのうち、オオスズメバチには地域間の観察個体数に相違はみられなかったが、キイロスズメバチの観察個体数の割合は、ツマアカスズメバチがいない南部の方が、頻度は有意に高い傾向が見られた。韓国の釜山市では、ツマアカスズメバチの帰化から数年のうちに、郊外では在来種のキイロスズメバチを主として在来スズメバチが減少し、反対にツマアカスズメバチが増加していることが報告されている(Choi et al. 2012)。今回我われが行った対馬市における観察調査でも、ツマアカスズメバチが多数観察されている北部地域を中心に、在来種キイロスズメバチの観察例数が減少している傾向が見られた。ツマアカスズメバチが観察されなかった南部地域では、キイロスズメバチの働き蜂が多数観察された。既に対馬市北部では、競争による影響を受けている可能性が予測された。

## 2. 北九州市におけるツマアカスズメバチの分布状況

北九州市で本種の分布状況について観察調査を行った。すべての調査地点から本種の営巣および分布は確認されなかった。今回発見できなかった。巣の発見場所の新町浄化センター(図3)は、門司港および小倉港から近い位置にある。本種は貨物物資に紛れて移動することが報告されている(Rome et al. 2011)。今回も対馬と両港には直通の航路がないが、韓国とは貨物船の定期航路となっている。そのため韓国から直接侵入した可能性が高いと予測された。

## 3. 巣の調査

原産地では、本種は単女王制であることが報告されている。侵入地のフランスでも創設女王

蜂は、1 個体だけである (Monceau et al. 2014). 今回採集した巣でも創設女王蜂と思われる個体は 1 個体であったことから、侵入地の対馬でも単女王制である可能性が高いことが予測された。韓国やフランスでは、毎年数十 km の範囲で分布を広げている (Kim et al. 2006; Chauzat and Martin 2009). 対馬で捕獲された 2 地点間は、女王蜂が十分移動できる範囲内であることから、2012 年にはすでに対馬で繁殖している可能性も否定できない結果となった。これまで報告されている中で、ツマアカスズメバチの働き蜂成虫数は、タイで採集された *V. v. variana* の巣の 1,456 個体が最多である (Nakamura and Sonthichai 2004). 今回採集した巣の中で働き蜂成虫数は、それを越える巣が半数以上であることが確認された。ヨーロッパでは、春から秋にかけて平均 6,000 個体の成虫が羽化すると推定されている (Monceau et al. 2014). 今回採集した巣では、各巣盤のメコニウム数から、少なくとも 10,000 個体、14,000 (平均 12,000) 個体がすでに羽化していると推定された。対馬に侵入したツマアカスズメバチは、欧州の侵入地や一部の原産地よりも成虫の生産数が多いことが示唆される結果を得た。在来スズメバチの繁殖期は、一般的に 9 月中旬から 11 月下旬の間で、10 月が最盛期である (松浦・山根, 1984; 松浦, 1993). 今回採集したツマアカスズメバチの巣では、新女王蜂の羽化は 9 月上旬から中旬にはじまると予測された。これらの結果から、本種の対馬における繁殖期は、在来スズメバチと類似した 10 月に最盛期になることが予測された。スズメバチ亜科 (Vespininae) の一部には、すでに本種以外でも侵入外来種となっている例がある (Beggs et al. 2011). 例えば、ニュージーランドに侵入したクロスズメバチ (*Vespula germanica*) では、越年性、多女王制、コロニーサイズの巨大化等、繁殖生態が侵入地の環境に

適応して変化することが知られている (Beggs et al. 2011; Spradbery and Dvorak 2012). 日本では、鹿児島県奄美大島で、巨大巣・多女王制・越年性のシダクロスズメバチ (*Vespula shidai amamiana*) の巣が発見され、気候の温暖化による適応ではないかと予測されている (Yamane and Maeda 2008). これらの例のように、スズメバチは、環境に対して高い順応性を持つことから、侵入地では生態的变化を示すことがある (松浦 1984; Monceau et al. 2013). 本種は、対馬での分布状況や個体数から、侵入して間もないと考えられるが、今後対馬の環境に適応して繁殖生態が変化する可能性もあると予測されるため、継続的に調査をしていく必要がある。

今回採集した巣は、平均 14.4 m (最高 34 m) の枝先に営巣していた (図 5). 今回採集した巣の平均育房数は総計 11,000 であった。育房数は、インド北部で採集された *V. v. auraria* の巣の 11,912 が最多である (Archer 2012). 今回採集した巣は、過去最多の育房数であることが明らかとなった。今回採集した巣の特徴の 1 つとして、巣盤 1 段目の上部は、中が空洞の小部屋で構成されていた (図 4). この丸みを帯びた円錐のような屋根は、雨の多い熱帯地域や、国内では南西諸島に生息するスズメバチの巣にしば

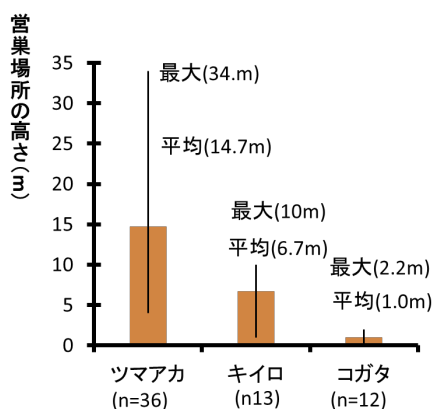


図 5 対馬に生息するツマアカスズメバチ、キイロスズメバチ、コガタスズメバチの営巣高度



しば見られる構造で、雨を効率よく流す役割を果たすと考えられている(松浦 1984; 1988). 巣盤が位置する巣の側面の外被部分は、厚さ約 5 cm, 2~3 層の中が空洞の小部屋からなっていた. この小部屋は、断熱効果をもたらし、巢内の環境を一定に保つ働きがあると考えられている(小野 1997). 在来スズメバチでは、同様の構造がよく発達している. しかし、本種ではあまり発達していないことが確認された. 巣盤下の底部は、複数のすり鉢状の構造が見られた(図 4). この構造は、これまでも本種を含めたスズメバチ属では報告がなく、その機能的意義は不明である. 一般に樹上開放空間営巣性のスズメバチの巣口は、巣の真横付近につくられる(松浦 1984). 同様の現象は、台湾のツマアカスズメバチでも確認されているが(Matsuura 1973). 巣の上部に位置する巣口は、雨の侵入を容易に許すと考えられる. この巣口の構造についても同様にこれまで報告はなく、その機能的意義は不明である. 今回採集したツマアカスズメバチの巣の構造は、在来スズメバチと比較して、大きな相違があることが確認された. しかし、他地域における本種の巣の構造の情報が少ないため、侵入地で起きた変異であるかは不明である.

働き蜂成虫の体色は、頭頂から胸部・腹部第 3 節にかけて専ら黒色であった(図 6). 頭部、腹部第 1~3 節の末端の帯、膨腹部末端、脚の

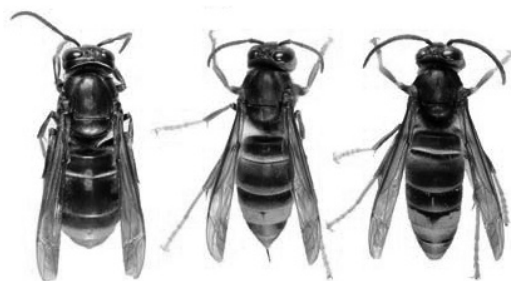


図 6 ツマアカスズメバチ (創設女王蜂, 働き蜂, 雄蜂)

末端が黄色であることが観察された(図 6). これは 2012 年に対馬で捕獲されたツマアカスズメバチの体色と一致していた. これらの特徴を持つ亜種は、インドから中国にかけて自然分布している *V. v. nigrithorax* である可能性が高いと予測された.

#### 4. ミトコンドリア DNA のバーコーディング

今回捕獲した巣の働き蜂成虫からミトコンドリア DNA の CO1 領域の 668 塩基を解析することができた. 得られた塩基配列の相同性検索の結果、今回採集したツマアカスズメバチのミトコンドリア DNA の CO1 遺伝子の部分領域は、中国浙江省 (accession no. JQ 780454) および韓国 (accession no. JQ 780452) に帰化したツマアカスズメバチ *V. v. nigrithorax* の持つハプロタイプ K と完全に一致することが明らかとなった.

#### 5. 攻撃性

1 例目は、高木の約 15 m の枝に営巣していたツマアカスズメバチの巣の捕獲を行った後に、本種の巣を解体中に右手中指 (第 3 指) の第 3 指関節を刺された. 刺傷者は 20 代の男性である. この男性は、スズメバチに刺されたのは初めてであったが、毎年 20 回程ミツバチに刺されている. 刺された直後の痛みは、ミツバチに刺されたときよりもやや強い痛みであったが、我慢できる程度であった. 念のために市販の抗ヒスタミン剤を服用した. その後、痛みや腫脹は、約 3 時間でなくなった. 翌日になると、患部の腫脹・痛みは全くみられなくなった. この巣は、捕獲するさいには、穏やかで威嚇行動等は特に確認されなかった.

2 例目の刺傷者は、60 代歳女性である. 日中に畑で野菜の手入れを行っているときに、頭からかぶっていた手ぬぐいを外したところ、複数の働き蜂が頭部にもぐりこんだため、すぐに手で払ったが、頭頂部を 1 か所刺された. 巣は、刺された場所から約 10 m 離れた低木の高

さ約 10 m の枝に営巣していた。本人の記憶では、それ以前には特に巣を刺激するような行動はとっていない。スズメバチに刺されたのは初めてであった。刺された直後から激しい痛みのため病院行き、処方された鎮痛剤を服用した。それから数時間で痛みは治まった。刺された直後から患部の腫脹は、ほとんどみられなかった。翌日には日常生活をおくれるようになっていた。この女性を刺したツマアカスズメバチの巣は、同月 7 日に駆除されたが、攻撃性が非常に高く、作業者に向かって毒針を使った針刺行動(体当たり)をしてきた。

3 例目は、高さ 5 m の低木の枝先に営巣していたツマアカスズメバチの巣の駆除を行った後に、本種の巣を解体中に左腕上腕部を刺された。刺傷者は 20 代男性である。この男性は、毎年 30 回程ミツバチに刺されているが、スズメバチには刺されたのは初めてである。刺された直後の痛みは、ミツバチに刺されたときと同じ程度であった。その後、痛みや腫脹は、数時間程でなくなった。翌日になると、患部の腫脹・痛みは全くみられなくなったが、患部は瘡蓋になった。この巣は、捕獲のときに作業者のまわりを旋回する威嚇行動が確認されたのみであった。

#### IV. まとめ

今回の調査により初めて対馬市(本島)における外来種ツマアカスズメバチの分布状況が明らかになった。2012 年に対馬市北部の佐護周辺で本種の働き蜂が確認・捕獲され、2013 年には営巣が確認されている。今回の分布調査により対馬市北部地域では、すでに帰化が起きていることが明らかになった。対馬市南部では、個体や巣は今回確認されなかった。侵入地のフランスでは、毎年 100 km 以上分布を広げる場合がある。韓国では、毎年 20 km 以上にわた

り分布範囲を広げている。これらの結果から、ツマアカスズメバチの侵入は、最近起きたことが示唆された。今回我われの調査によって、対馬に侵入した外来種ツマアカスズメバチの 5 個の巣を捕獲するときの積極的な防衛行動(攻撃性)と 3 例の蜂刺症についてまとめることができた。対馬に侵入したツマアカスズメバチの攻撃性は、台湾系統のように巣ごとに変異があることがわかった。毒性については、刺傷者の状況からコガタスズメバチやキイロスズメバチと同じ程度であると推測された。そのためオオスズメバチによる激しい攻撃性や毒性による重篤な蜂刺症は、本種においてその発生は極めて稀であると思われる。しかし、フランスでは、2 名が本種による刺傷が原因とされるアナフィラキシーショックで死亡している(Monceau et al. 2012)。日本でもツマアカスズメバチにより同様の症状を引き起こす可能性があるため、今後も本種の帰化状況については対馬市民への周知とともに注意していく必要がある。また、巣ごとの攻撃性の相違については、市民および駆除作業者の安全性の面からも識別方法の確立を早期に策定する必要があると思われた。中国と侵入地である韓国には、本種の亜種(*V. v. nigrithorax*)の生息が確認されている(Kim et al. 2006; Choi et al. 2011; Archer 2012)。今回我われが捕獲した巣の個体の外部形態および遺伝子配列から対馬に侵入したツマアカスズメバチは、中国を原産地とする *V. v. nigrithorax* である可能性が高いことが明らかとなった。対馬と韓国の釜山港および馬山港は、1993 年から定期航路が結ばれている。物資の輸送については、さらに複数の港で行われている。以上のことから、対馬へは物資に伴随して韓国経由で中国産亜種(*V. v. nigrithorax*)が侵入した可能性が高いと推測された。巣の解析結果から、対馬は本種にとって適した環境であると予測された。今



回採集した巣は、繁殖期の初期段階のコロニーであることから、10月にはより大きなコロニーが見つかる可能性が高い。そのため対馬に侵入したツマアカスズメバチは、原産での営巣規模がそれ以上になることが予測された。巣が巨大化する要因の一つとして、熱帯の原産地と比較して、対馬には天敵となる大型哺乳類や猛禽類、蜂類を捕食するアリなどが少ないと推測される (Mollet and Torre 2006; Archer 2012; Monceau et al. 2014)。フランスでは、ツマアカスズメバチは主としてセイヨウミツバチ (*Apis mellifera*) の働き蜂成虫を餌として利用し (全体の 37%)、その他にハナアブ (*Syrphidae*) やイエバエなどの双翅目 (Diptera) を好んで捕食している (Rome et al. 2011)。対馬はニホンミツバチ (*A. cerana japonica*) による養蜂が国内で最も規模の大きな地域である (大坪 1990; 吉田 1990)。餌資源となるミツバチをはじめ小型昆虫が豊富であると推測されることから、これらを主要な餌とする本種には、餌資源の点から見ても適した環境であることが予測された。また、対馬は本種が営巣に好む高木の森林帯が多いことも (大坪 1990)、今後分布を拡大させる要因の 1 つとなる可能性がある。韓国やヨーロッパに侵入したツマアカスズメバチの中国産亜種は、コロニーサイズの大型化と高い繁殖力を示し、侵入地において養蜂被害、刺傷被害、在来生態系への影響など様々な問題を引き起こしている (Cauthat and Martin 2009; Villemant et al. 2011; Choi et al. 2012; Monceau et al. 2013)。日本と類似したスズメバチ相を持つ韓国では、すでに本種の影響により生態的に類似しているキロスズメバチが減少し、在来生態系へ影響を及ぼしている (Choi et al. 2012)。対馬に侵入した本種も、他の侵入地と同様の問題をもたらすことが懸念される。ツマアカスズメバチは、対馬に侵入して間もないと考えられるため、生態および分布調

査を行い、早急に分布拡大の防止対策が必要であると考えられる。

## 謝辞

本研究をすすめるにあたり、対馬市市役所、北九州市、環境省九州地方環境事務所には本調査を進めるにあたり貴重な助言をいただきました。

## 文献

- Archer, M.E. 2012. Vespine Wasps of the World. Behaviour, Ecology & Taxonomy of the Vespinae. Siri Scientific Press, Manchester, UK.
- Beggs, R.J., Brockerhoff, E.G., Corley, J.C., Kenis, M., Masciocchi, M., Muller, F., Rome, Q. and Villemant, C. 2011. Ecological effects and management of invasive alien Vespidae. *BioControl* 56: 505-526.
- Castro, L. and Pagola-Carte, S. 2010. *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Vespinae), recolectada en la Peninsula Iberica. *Heteropterus Revista de Entomologia* 10: 193-196.
- Chauzat, M.P. and Martin, S.J. 2009. A foreigner in France: the Asian hornet. *Biologist* 56: 86-91.
- Choi, M.B., Martin, S.J., and Lee, J.W. 2012. Distribution, spread, and impact of the invasive hornet *Vespa velutina* in South Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology* 15: 473-477.
- Grosso-Silva, J.M., and Maia, M. 2012. *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Vespinae), new species for Portugal. *Arquívus Entomológicos* 6: 53-54.
- Kim, J.K., Choi, M. and Moon, T.Y. 2006. Occurrence of *Vespa velutina* Lepeletier from Korea, and a revised key for Korean *Vespa* species (Hymenoptera, Vespidae). *Entomologica Research* 36: 112-115.
- Lopez, S., Gonzales, M. and Goldarazena, A. 2011. *Vespa velutina* Lepeletier, 1836 (Hymenoptera: Vespinae): first records in Iberian Peninsula. *Bull-Bull OEPP/EPP Bull* 41: 439-441.
- Matsuura, M. 1973. Nesting habits of several species of the genus *Vespa* in Formosa. *Kontyu* 41: 286-293.
- 松浦 誠・山根正気 1984. スズメバチ類の比較行動学.

- 北海道図書刊行会, 札幌.
- 松浦 誠 1988. スズメバチはなぜ刺すか. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- 松浦 誠 1988. 社会性ハチの不思議な社会. 自然史選書, 東京.
- 松浦 誠 1993. スズメバチの生活史型—営巣習性を中心に. 井上民二・山根爽一編「昆虫社会の進化」博品社, 東京.
- 松浦 誠 1995. [図説] 社会性カリバチの生態と進化. 北海道大学図書刊行会, 札幌.
- Martin, S.J. 1995. Hornets (Hymenoptera: Vespinae) of Malaysia. *Malayan Nature Journal* 49: 71-82.
- Mieli, d'Italia. 2013. *Vespa velutina*: first breeding documentation in Italy. <http://www.mieliditalia.it/index.php/en-fr-es-de/english/81414-vespavelutina-firstbreeding-documentation-in-italy>.
- Monceau, K., Maher, N., Bonnard, O. and Thiery, D. 2013. Predation pressure dynamics study of the recently introduced honeybee killer *Vespa velutina*: learning from the enemy. *Apidologie* 44: 209-221.[
- Monceau, K., Bonnard, O. and Thiery, D. 2014. *Vespa velutina*: a new invasive predator of honeybees in Europe. *Journal Pest Science* 87: 1-16.
- Mollet, T. and Torre, C. 2006. *Vespa velutina*-The Asian Hornet. *Bulletin Technique Apicole*, 33: 203-208.
- Nakamura, M. and Sonthichai, S. 2004. Nesting habits of some hornet species (Hymenoptera, Vespidae) in Northern Thailand. *Kasetsart Journal (Natural Science)* 38: 196-206.
- 大坪藤代 1990. 対馬の和蜂の養蜂今昔. *ミツバチ科学* 11: 59-62.
- 小野正人 1997. スズメバチの科学. 海游舎, 東京.
- Perrard, A., Pickett, K.M., Villemant, C., Kojima, J. and Carpenter, J. 2013. Phylogeny of hornets: a total evidence approach (Hymenoptera, Vespidae, Vespinae, *Vespa*). *Journal of Hymenoptera* 32: 1-15.
- Plunkett, G.M., Holler, H., Clapperton, B.K. and Thomas, C.D. 1989. Overwintering colonies of German (*Vespula germanica*) and common wasps (*Vespula vulgaris*) (Hymenoptera: Vespidae) in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 16: 345-353.
- 境 良朗・高橋純一 2014. 対馬で発見・捕獲されたツマアカスズメバチ (*Vespa velutina*) の働き蜂について. *昆虫* 17: 32-36.
- Rome, Q., Perrard, A., Muller, F. and Villemant, C. 2011. Monitoring and control modalities of a honeybee predator, the yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* (Hymenoptera: Vespidae). *Aliens: The Invasive Species Bulletin* 31: 7-15.
- Stahlhut, J.K., Fernandez-Triana, J., Adamowicz, S.J., Buck, M., Goulet, H., Hebert, P.D.N., Huber, J.T., Merilo, M.T., Sheffield, C.S., Woodcock, T. and Smith, M.A. 2013. DNA barcoding reveals diversity of Hymenoptera and the dominance of parasitoids in a sub-arctic environment. *BMC Ecology* 13: 2.
- Starr, K.C. and Jacobson, R.S. 1990. Nest structure in Philippine Hornets (Hymenoptera, Vespidae, *Vespa* ssp.). *Japanese Journal of Entomology* 58: 125-143.
- Spradbery, P. and Dvorak, L. 2012. Datasheet on *Vespula germanica*, *Invasive Species Compendium* ([www.cabi.org/isc](http://www.cabi.org/isc)).
- 高橋稜一・境 良朗・山村辰美・清 拓哉・高橋純一 2015. 対馬で初めて採集された外来種ツマアカスズメバチ (*Vespa velutina*) の成熟巣. *長崎県生物学会誌* 76: 49-56.
- Vecht, van der. 1957. The Vespinae of the Indo-Malayan and Papuan areas (Hymenoptera, Vespidae). *Zoologische Verhandlungen* 34: 1-83.
- Villemant, C., Barbet-Massin, M., Perrard, A., Muller, F., Gargominy, O., Jiguet, F. and Rome, Q. 2011. Predicting the invasion risk by the alien bee-hawking yellow-legged hornet *Vespa velutina nigrithorax* across Europe and other continents with niche models. *Biological Conservation* 114: 2142-2150.
- Yamane, S. and Maeda, Y. 2008. *Vespula shidai amamiana* (Hymenoptera, Vespidae): Perennial Colonies and Polygyny in subtropical Japan. *Biogeography* 10: 73-77.
- 山根爽一 1996. ハラゲロビロウドロスズメバチの巨大巣を採る—その特異な攻撃性の素顔. *インセクタリアム* 33: 160-166.
- 吉田忠晴 1990. 対馬における二ホンミツバチの採蜜. *ミツバチ科学* 11: 63-66.

## Biodiversity impact and invasion route of the alien species *Vespa velutina*

TAKAHASHI Jun-ichi, MIZOTA Koji, OGI Tsugio,  
TAKEUCHI Tsuyoshi and NOMURA Tetsuro

The naturalization of the non-native hornet *Vespa velutina* has resulted in the general decline of native hornets across Tsushima islands. The north of Tsushima islands is one of the most important habitats for native hornets, since 4 of the 7 Japanese species. We investigated the abundance and distribution of the 4 native species and *V. velutina* throughout the Tsushima islands during April to December in during 2014-2015. We recorded over 1000 hornets on honeybee's hives and flowers during the study, including all 4 native species and *V. velutina*. Although *V. velutina* has just invaded almost all the Tsushima islands it is already established throughout the entire region and is the dominant species in Tsushima islands. We also confirmed that *V. simillima* remained the rarest species with only three nests observed, all from north areas. The decline of hornets in the Tsushima area is already affected by habitat degradation and fragmentation, but the rapid naturalization of *V. velutina* across the entire Tsushima islands will hasten the decline of other species especially the rare *V. simillima*. Therefore, urgent conservation measures are required to protect the Japanese hornets of the Tsushima islands.

## 有明海再生までの過程を明らかにする採泥・採水調査の継続— 諫早湾閉め切りから現在までの有明海底生動物の消長について

有明海保全生態学研究グループ

東 幹夫・佐藤慎一・市川敏弘・佐藤正典・松尾匡敏・山中崇希

有明海再生までの過程を明らかにするため、有明海全域 100 定点と干拓調整池内 16 定点における採泥調査を行った。同様の調査は、干拓調整池と有明海奥部では 1997 年から 18 年間にわたり毎年 1～2 回、有明海全域では 1997 年・2002 年・2007 年に過去 3 回実施されている。今年度は、諫早湾干拓調整池内は 2015 年 6 月 7 日に、有明海全域は 2014 年 6 月 8 日から 11 日までの 4 日間で実施した。本年度の調査結果の一部を、過去 18 年間に蓄積されたデータと比較する事で、諫早湾潮止めから常時開門開始直前までの有明海奥部における海底環境と底生動物群集の変化を検討した。また、過去 3 回の有明海全域 88 定点の採泥調査の結果をまとめることで、2015 年のデータと比較可能にした。

キーワード：干潟、大型底生動物相、海底環境、ヨコエビ類、多毛類、二枚貝

### 1. はじめに

諫早湾干拓事業による諫早湾の閉め切りから 18 年目を迎え、有明海漁業は年々衰退の度合いを強め、このままでは持続困難な段階に近づいている。とりわけ、魚介類を対象とした漁船漁業は極めて深刻な状況に追いやられ、漁民の海からの離散などのため漁協の維持存続すら危ぶまれている。そのような現状の中、農林水産省は、諫早湾排水門の常時開門を命じた 2010 年 12 月の福岡高裁の確定判決から 5 年過ぎようとしている現時点（2015 年 12 月）まで、判決を履行する動きを示していない。私たちが研究対象としている底生動物は、移動能力が低くて動きが緩慢なため環境指標生物としての優れた特性を持っているが、それだけではなく、魚介類の重要な食物資源として海洋生態系における 1 次生産者（植物プランクトンや海藻類な

ど）やデトリタス（非生物的有機物：生物の遺骸・破片や排出物及びそれらの分解産物）と魚介類とを食物連鎖で結ぶ 1 次・2 次消費者として重要な生態的機能を果たしている。そのため、底生動物の消長や動向は漁船漁業の現状把握にとって不可欠な情報となる。

本研究グループは、1997 年 6 月から始めた有明海の底生動物の長期定点調査（毎年の諫早湾を含む有明海奥部および 1997・2002・2007 年の 5 年毎に 3 回実施した有明海全域の調査）により、有明海漁船漁業の衰退の原因が底生動物の平均生息密度の経年的減少と深く結びついていることを明らかにした（東・佐藤 2015）。さらに 2002 年 4～5 月に 27 日間実施されたごく小規模な短期開門調査の直後に、同年 6 月に有明海奥部のみならず全域でも平均生息密度の最高値を記録したことから、底生動物の動向は諫

早湾を含む有明海奥部だけに留まらず有明海全域に及ぶことが実証された(東・佐藤 2015)。これらの知見は、諫早湾を閉め切ったままでは底生動物の減少に歯止めが掛らず、開門すれば諫早湾だけではなく有明海全域に底生動物生息密度の回復が期待できることを示している。

本年度の助成研究では、2015年6月8～11日に4回目の全域調査を予定より3年遅れて100定点で実施することができた。現時点では湾奥50定点分のソーティングがほぼ終了したので、有明海奥部における底生動物の18年目の経年変化データとして扱うことにする。4回目の全域調査全体のソーティングは2016年には終了し、過去3回の全域調査結果と合わせて有明海全域における海底環境と底生動物群集の変化を解明する予定である。

なお、調整池における底生動物の経年変化は、すでに第22期・第23期助成成果報告書に報告しているので、ここでは割愛する。

## II. 調査方法

諫早湾閉め切りから18年目のルーチン調査として、助成期間中の2015年6月7日に調整池(図1C)内16定点、6月8・9日に諫早湾を含む有明海奥部50定点、さらに6月10・11日に有明海中央部から湾口部にかけての50定点における採泥・採水を行った。ここで改めて今までに各ルーチン調査を行った年・月を整理・記録しておく。

まず、諫早湾潮受け堤防閉め切り直前の諫早湾奥12定点での採泥・採水調査(1997年3月23日)をスタートとして、締め切り後の調整池では3月(2001・2002年)、4月(1998・2007年)、5月(1997・2002年)、6月(2008～2015年の8ヵ年)、7月(1999・2000年)、8月(1997・1998・2003～2006年の6ヵ年)、9月(2002年)、10月(1999年)に合計24回調

査している。潮受け堤防外側の諫早湾を含む有明海奥部では、1997年から2015年まで6月に16回(2000・2001・2003・2004年の4回欠測)と、11月に7回(1998・2000・2001・2003・2004・2005・2007年)の合計23回調査している。さらに6月実施の有明海全域調査は1997年92定点、2002年88定点、2007年107定点、そして2015年100定点で実施し、それら4回全て有明海奥部定点を含んでいる。

各調査定点位置はGPSを用いて決定し、調整池16定点(図1Cのc1～c24)ではEkman-Birge採泥器(採泥面積0.02 m<sup>2</sup>)を用いて各定点で数回の採泥試料を一緒にして1 mm目合の篩にかけた。それ以外の潮受け堤防外側海域では主にSmith-McIntyre採泥器(採泥面積0.05 m<sup>2</sup>)を用いて各定点1回の採泥で得た試料の一部を粒度分析用に取り除き、その残りを1 mm目合の篩にかけて残ったすべてのbenthic macrofauna(大型底生動物相、ここでは底生動物と呼ぶ)を約10%中性ホルマリン海水で固定した。さらに、各定点では多項目水質計を用いて表層水と底層水の水温・塩分・溶存酸素濃度・pH・伝導度を船上で測定した。

海底堆積物の粒度分析は、1997年から2002年までは長崎大学において篩分法とピペット法を用いて行い(近藤ほか2003)、2003年以降は東北大学において島津レーザー回折式粒度分布測定装置(SALD-3100)を用いて中央粒径値(Md<sub>φ</sub>)を計測した(上杉ほか2012)。

実験室に持ち込まれた底生動物標本は高次分類群レベルで仕分け、その後すべての二枚貝類の種同定を行い、それ以外の分類群については綱・亜目などの高次分類群レベルのまま個体数を数えた。なお、1997・2002年の有明海全域調査採集物のうち、ヨコエビ類は種レベルで、多毛類は科レベルの同定を行ったが、2007年・2015年の全域調査採集物および2003年以降の

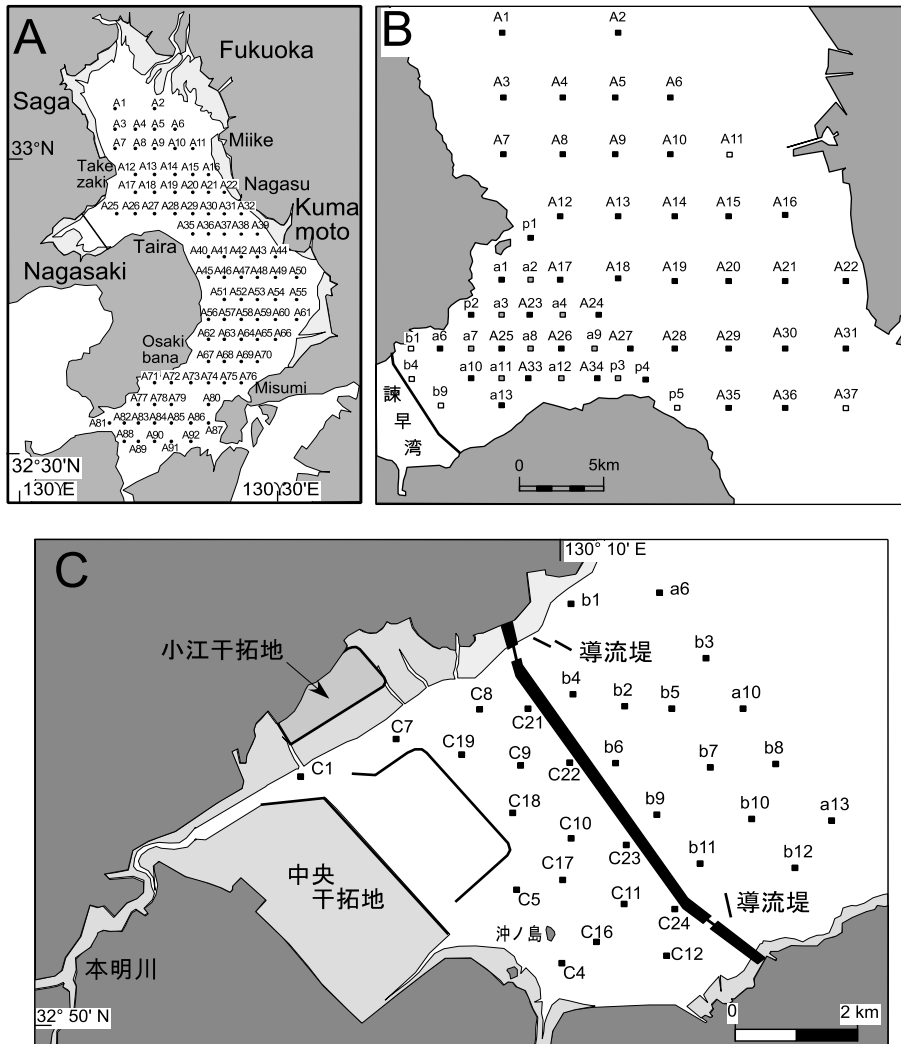


図1 有明海・諫早湾干拓調整池以内における採泥調査定点の位置図。A：有明海全域（A1～A37はB図と同一地点，A38～A92は1997、2002、2012、2015年に採泥した定点），B：諫早湾を含む有明海奥部海域（黒四角は1997～2015年，灰四角は1998～2011年，白四角は2012～2015年に採泥した定点），C：干拓調整池および潮受け堤防外側周辺海域（C1～C24は1997年～2015年，b1～b12は2002～2007年に採泥した定点，a6，a9，a13はB図と同一地点）

有明海奥部調査採集物については，高次分類群レベルでの個体数カウントに留まっている．調整池の貧毛類，ユスリカ類等については，それぞれの分類学専門家に種同定を依頼した．

### III．結果と考察

#### 1. 有明海奥部における底生動物の経年変化

有明海奥部での底生動物の長期定点調査は，

1997年から2014年まで毎年6月に行ったが，4回の欠測年を含む3年間は11月にも行っている（前述）．2015年の全域調査は当然奥部定点を含んでいるので，ここではソーティングの終わった47定点を含めて1997年から2015年までの有明海奥部32～50定点（図1B）における底生動物1m<sup>2</sup>当たりの高次分類群別平均生息密度を図2に示す．



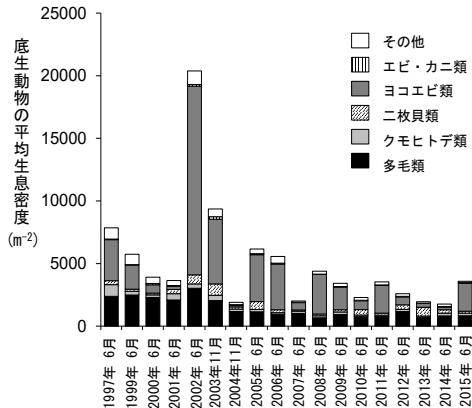


図2 有明海奥部における底生動物の平均生息密度に見られる経年変化。有明海奥部32～50定点における1m<sup>2</sup>当たりの底生動物の高次分類群別生息密度の経年変化（1997～2015年）（佐藤・東2011の図5を一部改変）

諫早湾閉め切りから50日後の1997年6月に実施された第1回調査以降、2002年4月の短期開門調査前までの5年間は、底生動物の平均生息密度は年を追って低下した。その後、2002年4月24日から5月20日まで27日間の潮位差0.2m以内という極めて小規模な短期開門調査が実施された直後の2002年6月には、底生動物の平均生息密度は1997年の2.6倍、2001年の5.6倍に激増した。短期開門終了一年半後の2003年には、11月にもかかわらず減少しながらも1997年を上回る生息密度（9,361個体/m<sup>2</sup>）が維持されたが、それ以降2014年まで生息密度の低下が続き、厳しい貧酸素の影響で激減した2004年11月の1,887個体/m<sup>2</sup>をも下回る1,763個体/m<sup>2</sup>の最低密度を記録した。この値は1997年の31.5%にすぎない。2015年6月の有明海奥部47定点の3,580個体は2014年の最低密度を上回り、2009年や2011年のレベルまで回復したように見えるが、ヨコエビ類の割合に注目してその動向を検討すると、短期開門以前（1997～2001年）と短期開門以降（2002～2015年）との間に顕著な変化が認められ

る。すなわち、短期開門以前のヨコエビ類は年とともに著しく減少し、各年の底生動物全体の42%から4年後には7%まで激減しているのに対して、それ以降は貧酸素発生年の2004、2007、2010、2012～2014年の6～30%前後を除いて2002年の74%、2008年の72%と高い割合を示し、それ以外の年も50%以上の高い割合を維持しており、2015年は約63%の高い割合を示している。

一方多毛類は、短期開門以前には2,000～3,000個体/m<sup>2</sup>の比較的安定した生息密度と30～50%以上の高い割合を維持したが、開門終了後の2004年以降は1,100～700個体/m<sup>2</sup>前後まで減少し、2004、2007、2014年の40～60%前後の年を除いて20～30%前後まで低下した。

二枚貝類が600～900個体/m<sup>2</sup>の高密度を示した2002、2003、2005、2013年はビロードマクラガイが卓越し、10%前後（2003、2005年）から36%（2013年）のやや高い割合を示した。次いでシズクガイは2010、2012年に卓越した。

短期開門終了直後の2002年6月の高い平均生息密度の内訳は、ドロクダムシ属のヨコエビ類が74%を占め、多毛類15%弱とビロードマクラガイにキヌマトイガイが伴った二枚貝が3%余りで、ヨコエビ類の卓越による群集多様度の低下が読み取れる。閉め切りから17年目に最低密度を記録した2014年はヨコエビ類が全体の12.5%まで低下したが、2015年にはヨコエビ類が63%近くを占めて生息密度を2009、2011年のレベルに戻したものの、群集多様度の低下を伴っていることは要注意である。

## 2. 有明海全域における底生動物の動向

2015年の有明海全域調査のソーティングは、前述のように有明海奥部47定点を除いて目下作業中のため、ここでは1997、2002、2007年

の 88 ～ 107 定点の共通 88 定点 (図 1A) の採泥・採水調査による底生動物の高次分類群別平均生息密度 (上杉ほか 2012) を図 3 に示す。底生動物の平均生息密度 (88 定点の総個体数) は, 1997 年が 8,686 個体 /m<sup>2</sup> (38,221 個体), 2002 年が 16,880 個体 /m<sup>2</sup> (74,272 個体), そして 2007 年が 2,908 個体 /m<sup>2</sup> (12,386 個体) である。これらの値から, 短期開門直後は諫早湾閉

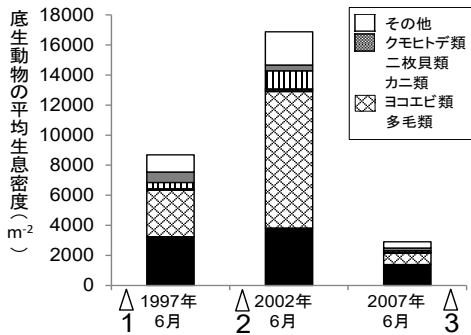


図 3 有明海全域における 5 年毎に 3 回実施した共通 88 定点の底生動物の高次分類群別平均生息密度。白三角は 1. 諫早湾閉切り (1997 年 4 月 14 日), 2. 短期開門調査 (2002 年 4 ~ 5 月), 3. 干拓事業完工 (2007 年 11 月) (上杉ほか, 2011 の Fig. 4 を改変)

め切り直後の約 2 倍, 短期開門の 5 年後は短期開門直後の 16.7 % に激減していることがわかる。諫早湾閉め切りから短期開門前までの底生動物の消長は有明海全域においてはわからないが, 有明海奥部調査によると 1997 ~ 2001 年にかけて年とともに減少している (前述)。その後わずか 27 日間の潮位差 0.2 m という極めて小規模な短期開門調査であったにもかかわらず, 2002 年 6 月には有明海全域調査でも奥部と同様に底生動物の激増が並行して認められた。さらに, 1997, 2007 年の有明海全域の生息密度の動向も有明海奥部のそれと並行している。このことは, 諫早湾を含む有明海奥部の底生動物の動向が, 島原半島南沖や有明海湾口部や天草を含む諫早湾から遠く離れた有明海全域まで及んでいることを裏付けている。

主要な 3 つの高次分類群について, 有明海全域での代表的な種や科の分布と 5 年毎の動向を上杉ほか (2012) によって要約すると以下の通りとなる。ヨコエビ類は, 1997 年には有明海湾奥南部と湾口部の複数定点で 2,000 個体 /m<sup>2</sup> 以上が採集された (図 4)。2002 年には湾奥

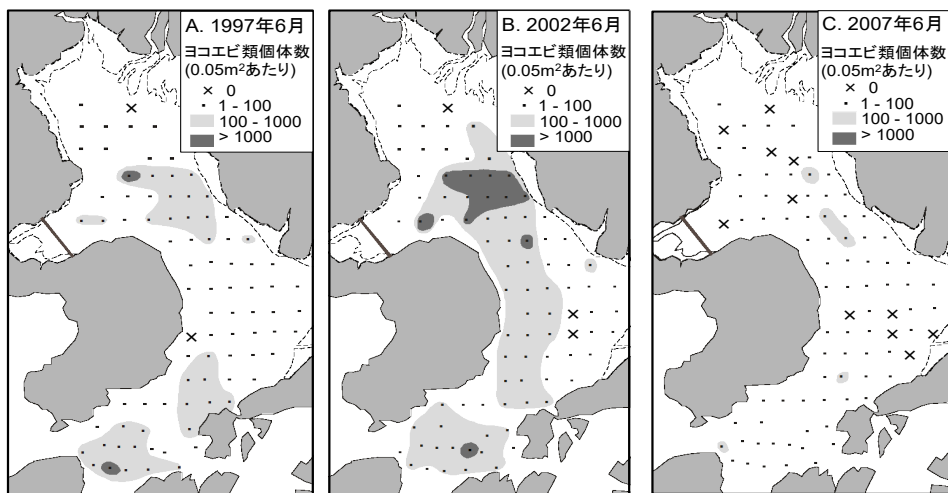


図 4 有明海全域におけるヨコエビ類の分布変化。有明海全域における 1997, 2002, 2007 年の各 6 月におけるヨコエビ類の生息密度 (0.05 m<sup>2</sup> 当たりの個体数) (上杉ほか, 2011 の Fig. 7 を一部改変)



南部において1997年よりも多く、20,000 個体/m<sup>2</sup>以上の定点が複数見られた。ドロクダムシ属ヨコエビ類の *Corophium* sp.A は、1997年には394 個体だったが2002年には7,368 個体/m<sup>2</sup>と18.7 倍も多く採集された。しかし2007年にはほぼ全ての定点で個体数が少なく、2,000 個体/m<sup>2</sup>を超えた定点はわずか5 定点のみであった。

二枚貝類でも同様に、有明海湾奥南部から湾口部にかけて複数定点で200 個体/m<sup>2</sup>以上が採集された(図5)。2002年には湾口部において2,000 個体/m<sup>2</sup>以上の定点が見られたが、2007年には200 個体/m<sup>2</sup>以上の定点が湾奥南部から湾口部に幾つか見られるのみであった。そのなかで、ヤマホトトギスガイは1997年には湾奥南部の中粒～細粒砂定点に分布、2002年には湾奥南部に少なく、最奥部と湾口部に比較的多く分布していたが、2007年には湾奥南部

から湾口部に20～40 個体/m<sup>2</sup>で分布するのみであった(上杉ほか2012)。キヌマトイガイは1997年には湾口部と島原沖の8 定点で20～420 個体/m<sup>2</sup>が得られた。2002年には湾奥南部の1 定点と湾口部の6 定点で2,000 個体/m<sup>2</sup>以上が採集されたが、2007年には湾奥南部から湾口部にかけて20～140 個体/m<sup>2</sup>が得られたのみであった(上杉ほか2012)。この種は湾口部の極粗粒砂と礫底に多く分布し、奥部や熊本沖の細粒砂やシルトの定点にはほとんど見られなかった。ビロードマクラガイは1997年には湾奥南部と熊本沖で20～340 個体/m<sup>2</sup>得られていたが、2002年には湾奥南部に2,000 個体/m<sup>2</sup>以上の定点もあり、湾口部でも6 定点で見られたが、2007年には湾奥南部や湾口部などの6 定点で採集されたものの低密度であった(上杉ほか2012)。

多毛類は1997年には湾奥南部から湾口部に

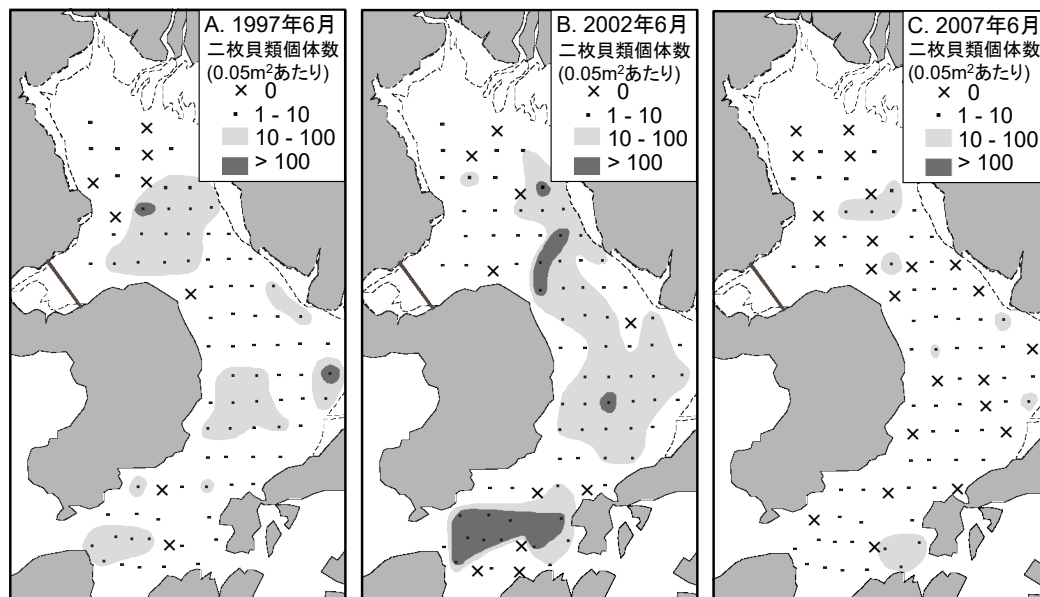


図5 有明海全域における二枚貝類の分布変化。有明海全域における1997,2002,2007年の各6月における二枚貝類の生息密度(0.05 m<sup>2</sup>当たりの個体数)(上杉ほか, 2011のFig. 8を一部改変)

かけての複数定点で 2,000 個体/m<sup>2</sup> 以上が採集された (図 6)。2002 年には湾奥南部・島原沖・湾口部で 4,000 個体/m<sup>2</sup> 以上の定点が 1997 年より多く見られた。2007 年には湾口部の密度が低く、ほとんどの定点で 2,000 個体/m<sup>2</sup> 以下となった。科別に見ると、スピオ科+ヒメエラゴカイ科が全体の 19~23% を占め、次いでシリス科、タンザクゴカイ科、ケヤリムシ科が 1997 年と 2002 年には全体の 8~12% で高かったが、2007 年にはそれら 3 科の割合は 6% ほどで、替わってカザリゴカイ科 (約 8%) やイトゴカイ科 (約 6%) などの割合が高くなった (上杉ほか 2012)。

#### IV. 短期開門調査の効果についての考察

本研究では、短期開門調査直後の 2002 年 6 月に有明海奥部で確認された底生動物の激増が、同時期の有明海全域調査でも認められた (図

3)。さらに、貧酸素化や底質の細粒化などの環境変化も、諫早湾に近い有明海奥部とそこから離れた島原半島南沖や有明海湾口を含む有明海全域において同時に生じたことが指摘されている (上杉ほか 2012)。このことは、短期開門調査の影響が過小評価されているという憶測以上に、有明海生態系に大きな影響を与えたことを示唆している (東・佐藤 2015)。わずか 27 日間の潮位差 0.2 m 以内という極めて小規模な短期開門でもこれだけの大きな変化が見られたのだから、もし今後に中長期開門が実施されたならば、閉め切り以前の有明海に近づくかもしれないという期待がもてる。

2002 年の短期開門と底生動物の一時的激増との時間的一致という状況証拠は、諫早湾閉め切り後 5 年間に悪化し続けた有明海生態系に初めて外力が作用したのが短期開門であり、その結果が底生動物の激増となって現れたと解釈で

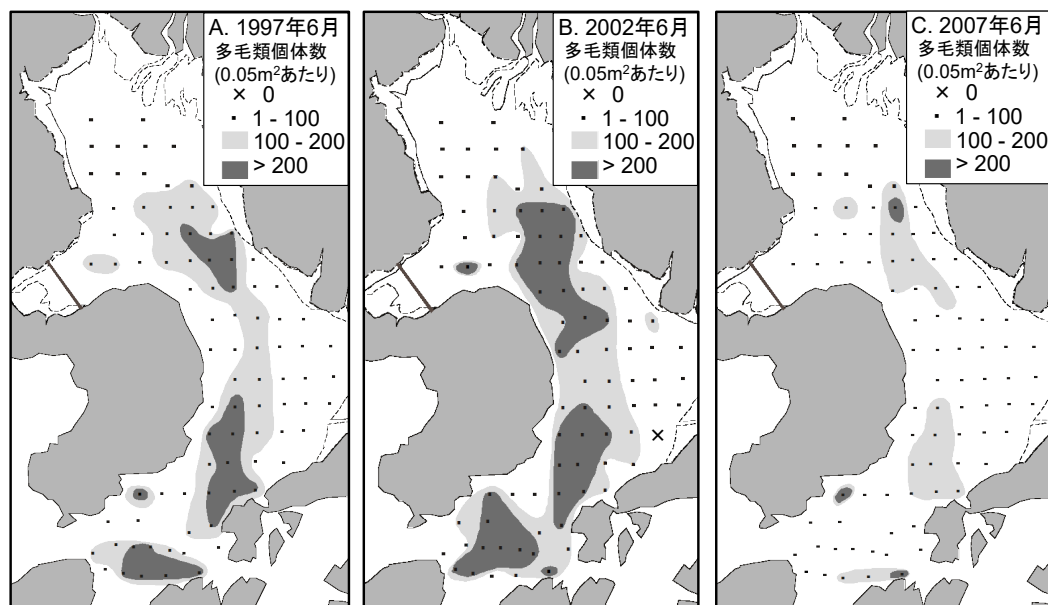


図 6 有明海全域における多毛類の分布変化。有明海全域における 1997, 2002, 2007 年の各 6 月における多毛類の生息密度 (0.05 m<sup>2</sup> 当たりの個体数) (上杉ほか, 2011 の Fig. 5 を一部改変)

きる。そして、短期開門終了と同時に外力の作用が止むと、閉め切り直後と同じような底生動物減少のフェーズが再現したことから考えて、一時的激変が単なる偶発的な現象というよりも因果関係を反映した現象であることを示している(東 2011)。

佐々木(2011)は、短期開門によって「諫早湾の流れもある程度速まった可能性がある」と指摘しており、短期開門によって速まった潮流の変化が「外力の作用」として均質な底質を多様化させる変化のきっかけの一つを与えたものと考えた(東 2011)。そして底質変化のような環境の不安定な条件に日和見種としてのドロクダムシ類やピロードマクラガイなどが素早く反応した結果として、底生動物の激変を捉えることができる(東 2011)。

しかしそれはごく少数の日和見種によってもたらされた一時的激変に過ぎず、特定の種のみが高い生息密度を示したために群集多様性の低下を招いたことから、バランスのとれた豊かな有明海というイメージからは遠く、短期開門による底生動物群集再生の効果は極めて不十分であったと考えざるをえない。短期開門は潮位差 0.2 m 以内というごく小規模な開門方式のため、諫早湾閉め切り以前のような有明海生態系に戻すことができないなかで、底生動物の生息状況に日和見種たちの大量発生のような大きな歪を生じさせたのである。このような開門方式では、仮に開門期間を長くしても歪は解消できず、十分な有明海再生効果は期待できないであろう。

## V. 有明海異変収束に向けた展望—むすびにかえて

「有明海異変」という惹句(catch phrase)が広く使われ始めたのは、2000年の冬に有明海全域を席卷したリゾソレニア(*Rhizosolenia imbricata*)赤潮によるノリの色落ち大凶作以

来である。長期定点採泥調査を6月(初期には11月にも)に固定している私たちの調査では、それ以外の月や海域に発生した貧酸素は観測できない。しかし、他の研究者や研究機関による観測情報から、諫早湾閉め切り以降現在まで、主として夏場に貧酸素化する傾向が続いており、秋～冬場のノリ漁期に赤潮情報が聞こえる年も少なくなっていない。有明海異変はいまも続き、しかも年々悪化している。

極めて短期間の小規模な短期開門調査後の底生動物の予想外の激増については前述したが、短期開門終了後、つまり閉め切りの再継続が始まった2002年6月から2014年6月までの12年間の有明海奥部における平均生息密度の経年変化から明らかのように、生息密度減少が時とともに進行を続けており、2014年には最低密度 1,763 個体/m<sup>2</sup> を記録した(図2)。この値は、1997年の有明海奥部35定点の7,858 個体/m<sup>2</sup> の22.4%まで減少したことを示している。1997年の値は、東ほか(1986)の1972年6月の有明海全域20定点の平均5,588 個体/m<sup>2</sup> を上回っているが、2014年の値は1972年の31.5%に過ぎない。底生動物から見た有明海異変は悪化の度合いを一段と強めている。

さらに、2014年の有明海奥部における最低密度は、東ほか(1986)による1966年3月の松島湾43定点の平均3,012 個体/m<sup>2</sup> の58.5%、1970年5月の博多湾30定点の平均4,572 個体/m<sup>2</sup> の38.5%にすぎない。さらに1970年7月の漁場ではない京都府舞鶴湾14定点の平均240 個体/m<sup>2</sup> までは低落していないとは言え、昔から「宝の海」と謳われてきた有明海の漁場価値は、閉め切りしたままではまさに風前の灯、漁船漁業がもはや成り立たない海に限りなく近づいていることを指摘しないわけにはいかない状況である。

冒頭でも触れたように、底生動物は魚介類の

主要な食物源である。これが減少したりいなくなれば魚介類が棲めなくなり、漁場でなくなるのは当然である。魚類の生息密度が高まり、食物が切迫すると、魚類は漁場から逸散し、いても肥満度低下や生育不良を来し、深刻な漁業不振を招くことが明らかにされている（首藤2004）。

魚介類の食物源である底生動物の欠乏を食い止めるためには、閉め切り以来変貌を遂げている有明海生態系の構造と機能を蘇生させるしかない。そのためには、3年以内に5年間の常時開門をせよ、という2010年12月の福岡高裁の確定判決を速やかに履行することが、さしあたって有明海再生の第一歩である。そのため、順応的管理の下で段階的開門を実施し、潮受け堤防の撤去計画を進めるべきである。

#### 謝辞

本研究を支えていただいた調査グループメンバーに深く感謝の意を表します。

#### 引用文献

東 幹夫 2011. 有明海異変と開門による再生（その2）— 底生動物の経年変化から。日

本の科学者 46：963-969.

東 幹夫・松宮義晴・菊池泰二 1986. ヨコエビ類の生物生産に関する基礎的研究. 「昭和60年度農林水産業特別試験研究費補助金による研究報告書」149pp.

東 幹夫・佐藤慎一. 2015. 有明海の底生動物の長期定点調査から見えてきたこと. 日本の科学者 50：65-69.

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.

佐々木克之 2011. 有明海異変と開門による再生（その1）— その海洋物理化学的メカニズム. 日本の科学者 46：956-962.

首藤宏幸. 2004. 稚魚の餌料としてのベントスの生産量. 林勇夫・中尾繁編「ベントスと漁業」日本水産学会監修, 恒星社厚生閣 49-61.

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.

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

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

Since April 1997, the inner part of Isahaya Bay has been isolated from Ariake Sea by a dike for reclamation. We periodically monitored water quality, grain-size of bottom sediments and benthic animals using the sediment samples collected from (1) 16 fixed stations inside of the dike in 7 June 2015 and (2) 100 fixed stations around Ariake Sea from 8 to 11 June 2015. 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 2015, 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.

Key words: Reclamation, Benthic macrofauna, Bottom environment, Gammaridean amphipods, Polychaetes, Bivalves

## 北アルプス太郎平周辺における雪解け前線の推定とライチョウ 雛の餌資源の把握

北アルプス高山帯環境保全研究会

上野 薫<sup>1</sup>・大村顕介<sup>2</sup>・本多 潔<sup>3</sup>・丸田恵美子<sup>2</sup>・五十嶋博文<sup>4</sup>

ニホンライチョウの地域個体群の維持のためには、繁殖環境と育雛環境の維持が必要である。本研究では調査地を北アルプス太郎兵衛平周辺とし、本種が縄張りを形成する時期に必要な環境を現地で絞り込むための手法として、チングルマの観察から雪解け前線を把握する方法を開発した。さらに育雛環境の視点から、7月から9月の雛の餌資源の観察を行った。その結果、本地域にて縄張りが形成される6月初頭に露出している場所をチングルマの開花前線から調べるためには、7月初頭のチングルマの開花前線を調査すれば十分であることが明らかになった。また、孵化後約2週間の雛は、母親が同時期に利用する矮性常緑低木のガンコウランやミネズオウは利用せず、矮性落葉低木のスノキ属やチングルマの新芽や新葉を主として利用することが明らかとなった。今後、本地域で雪解けが早まる場合には、雛の初期の成長に必要な餌資源が不足する可能性がある。

キーワード： 縄張り、チングルマ、有効積算温度、矮性落葉低木

### 1. 目的

ニホンライチョウ（以下ライチョウ）の生息する地域は森林限界以上の山岳地帯であることが知られている。高山帯で研究活動ができる場所は限られており、北アルプスでは立山室堂、独立峰である乗鞍岳が挙げられる。しかし、これらはライチョウの生息域のごく一部の地域であり、いまだに日本の中部山岳地帯でのライチョウのメタ個体群構造は不明である。これは北アルプスの核心部や南アルプスの核心部といったアクセスや滞在が困難な地域では、数年に渡ってライチョウとその生息環境をモニタリングする体制が整っていないためである。また、精度の高い生息密度の測定には追い出し法を用

いる必要があり、多くの人出と費用が掛かることも一因である。さらに、一年のうちでも高山で研究活動のできる期間は限られている。積雪期から残雪期には、登山道までの林道が閉鎖されており、アクセスできたとしても冬山に対応する技術が必要である。このため、調査期間は雪解けの進む6月下旬から10月下旬である。このように高山での研究活動には様々な制約がかかるため、ライチョウの生息数や生息密度を調べることは困難であるが、調査対象地の中で、少なくともライチョウが生息可能な地域を絞り込む手法を開発することで、調査コストを低減できるかもしれない。

先行報告によれば、太郎平周辺ではライチョウ

1: 中部大学応用生物学部 2: NPO ライチョウ保護研究会 3: 中部大学国際 GIS センター 4: 太郎平小屋  
2015.12.1 受付 2017.6.20 公開



ウは5月下旬には交尾が始まり、6月中旬頃から抱卵を始める。営巣場所はハイマツ群落などの植生の下に限られている。また、この時期の採食物は雪の上に落ちている昆虫、ガンコウラン *Empetrum nigrum* var. *japonicum* の旧葉、スノキ属 *Vaccinium* の新芽などであり、活動場所はハイマツ群落内部ではなく、雪から露出した場所とその周辺の雪上に限られる (NPO ライチョウ保護研究会 2007)。したがって、5月下旬から6月中旬に植生が露出している場所にしかライチョウは営巣できないと考えられ、この条件に合致する場所を絞り込めば良いと考えられる。

そのような場所を特定する方法としては、交尾産卵期に入山して雪解けのラインをGPSで記録したり、無人飛行機による空撮をしたりといった方法が考えられるが、この時期は雨前線の影響により山では悪天候が続くため、長期の入山での作業や空撮には困難が伴う。そこで間接的に、過去の雪解けの状況を知る方法として、高山植物の開花フェノロジーを用いることを考えた。工藤ら (2012) は高山植物の開花は雪解けからの有効積算温度で説明できることを報告しており、このことからある地点のある高山植物の開花がわかれば有効積算温度からその地点の雪解け日が分かると考えられた。

観察対象となる植物としては、ライチョウの生息域に広く分布しており、誰でも容易に判別がつき、フェノロジカルフェイズもはっきりしていることが求められ、これらの条件に合致する植物としてチングルマが選定された。チングルマはバラ科の矮性木本で、風衝地から雪田群落の下部に至るまで非常幅広い環境に出現する。またその白い花弁はよく目立ち、葉の形も特徴的であることから、誰が見てもチングルマであると特定できる。

そこで、今回はチングルマが雪下から露出し

てから開花に至るまでに有効積算温度が一定かどうか、チングルマの開花前線から過去の融雪ラインを求めることができるかどうかについて検証を行った。さらに、ライチョウ個体群の維持として重要な雛の餌資源を観察し、昨年度の母親の観察結果との比較を行い、今後の雪前線の変動による雛の餌環境への影響についても考察した。

## II. 方法

### 1. 調査地

調査地は北アルプス太郎山周辺 (富山県中新川郡立山町千寿ヶ原, 2358 m.a.s.l, 36°17'N, 137°30'E) とし、太郎平小屋をベースキャンプとして実施した。

### 2. チングルマの観察からの雪解け前線の把握

#### 1) チングルマの雪解けから開花までの日数測定

インターバルカメラ (BICOM) を用いて、雪解けから開花までのチングルマの観察を行った。雪解け際からチングルマの植物体が覗いている場所にインターバルカメラを設置し、植物体が完全に露出した日を露出日、2~3輪以上の花が咲いた日を開花日と定義した。カメラの設置は2014年7月20日、2015年6月13日に行い、撮影間隔は1時間毎とした。

#### 2) 気温の測定と有効積算温度

太郎山山頂付近のハイマツ群落内地上約15 cm 程度の高さのハイマツの枝にボタン型温度計 (HOBO) を粘着テープで固定した。測定間隔は1時間毎とした。有効積算温度は日平均気温  $-5^{\circ}\text{C}$  ( $> 0$ ) を積算して求めた。積算期間は雪解け日から開花日前日までである。

#### 3) チングルマの開花前線の測定

ハンディGPS (GARMIN) を用いて、チングルマが開花している場所と開花していない場所が明瞭に分かれている地点について、約5 m

おきに測位し、チングルマの開花前線を測定した。測定日は2015年7月11日であった。

#### 4) 融雪ラインの測定

チングルマの開花前線同様、ハンディ GPS を用いて融雪ラインを測定した。測定は2015年6月13日と7月11日に行い、約5mおきに測位した。

#### 5) 測位結果の処理

チングルマの開花前線および融雪ラインを Microsoft Excel を用いて作図した。

### 3. 雛の採食資源

小型ビデオカメラ (SONY アクションカム) を用いて、雛の口元を狙った撮影を行うとともに、利用地点での植生調査を行った。これは、2014年に目視および双眼鏡にて雛の採食観察を試みたが、個体が小さすぎて口元での採食確認が困難であったことによる。調査は7月～9月の合計14日間で行い、解析可能であった動画の撮影時間は合計約36分間(7月:約15分, 8月:約14分, 9月:約7分)であった。

観察対象個体は、7月は母親が4羽の雛をつれたファミリーの雛であり、8月は母親が5羽の雛をつれたファミリーの雛であり、9月は母親が3羽を連れたファミリーと母親が雛2羽をつれたファミリーの雛であった。いずれも個体識別はできておらず、観察した雛は同一個体とは限らない。7月の雛は黄色で体長約10cmで

あり、8月の雛は母親同等の褐色ではあるが体長が一回りほど小さく(約15cm)、9月の雛はほぼ母親と色も体長も同等であった。観察は3～19時の本種の活動時間帯で実施し、個体から約1m内の距離にて動画記録とハンディ GPS (GARMIN) による測位を行った。植生調査は、採食が確認された地点にて、100×100cmのコドラート内にて Braun-Blanquet 法に準じて記録した。なお、2014年度には、同地域同時期における雛8羽連れの母親のファミリーの母親について目視および通常のビデオカメラ (SONY ハンディカム) による採食観察を行っていた。雛の餌資源との比較のために、この母親の餌資源の観察結果も併せて示した。

## III. 結果

### 1. チングルマの観察からの雪解け前線の把握

#### 1) チングルマの有効積算温度

表1に雪解けから開花までをインターバルカメラによって撮影したチングルマ群落のそれぞれの有効積算温度を示す。サイト A, B は場所と時期が異なる雪田群落, C, D, E については同じ斜面の近い場所である。露出から開花まで最も短かったのは C, D, E の日数28日、有効積算温度は169.5℃であった。また露出から開花まで最も長かったのは A の31日、有効積算温度は208.9℃であった(表1)。

表1 チングルマの有効積算温度。

	Site	A	B	C	D	E	平均
地形		雪田内部	雪田内部	凸斜面	凸斜面	凸斜面	
観察年		2014年	2015年	2015年	2015年	2015年	
露出日		7月20日	6月14日	6月14日	6月14日	6月14日	
開花日		8月10日	7月14日	7月12日	7月12日	7月12日	
開花日数		31	30	28	28	28	29.0
有効積算温度(°C・日)		208.9	192.6	169.5	169.5	169.5	182.0



## 2) 雪解けと開花前線

2015年6月13日の融雪ライン，7月11日の融雪ラインと7月11日のチングルマの開花前線を図1に示した．6月13日の2つの融雪ラインは，2本のラインの間に雪があり，外側は

露出していた．7月11日の融雪ラインは線で囲まれた部分に雪が残っていた．7月11日のチングルマの開花前線は6月13日の融雪ラインよりも北西側にずれているが，形状は一致した（図1）．

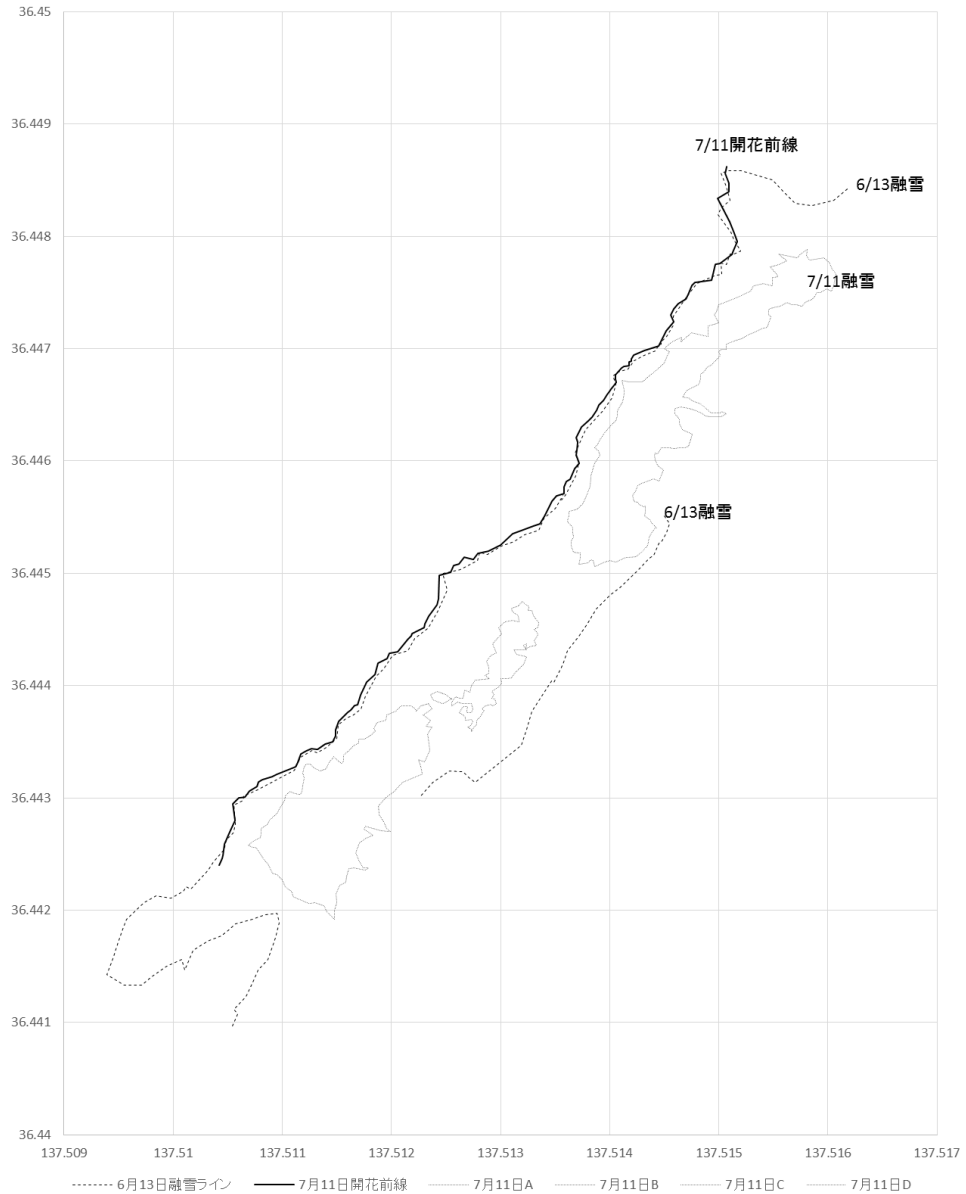


図1 チングルマの開花前線.

## 2. ライチョウ雛の餌資源

### 1) 雛の餌資源

図2に各月の餌資源の割合を示した。7月に採食が確認できた植物種数は6種であり、そのうち55%がスノキ属(クロマメノキ *V. uliginosum*, クロウスゴ *V. ovalifolium*)、27%がチングルマ *Geum pentapetalum* であり、落葉広葉樹の葉や芽や花を主として採食していた。8月には12種に増加し、7月に多く採食していたスノキ属の割合は低下し、それを補うようにガンコウラン *Empetrum nigrum* var. *japonicum* (18%) やシナノキンバイ *Trollius riederianus* var. *japonicus* (17%)、クモマニガナ *Ixeris detata* var. *kimurana* (11%)、イワショウブ *Tofieldia japonica* (9%) などの、常緑樹や草本植物も含めた多様種の葉や花や種子を採食していた。9月には5種に減り、スノキ属の果実や花や葉(77%)の割合が高まり、その他にミネズオウ *Loiseleuria procumbens* の葉(13%) やガンコウランの葉(6%)、イワイチョウ *Nephrophyllidium crista-galli* の種子や花(4%)を採食していた。なお、昆虫類の採食は動画では確認されなかった。

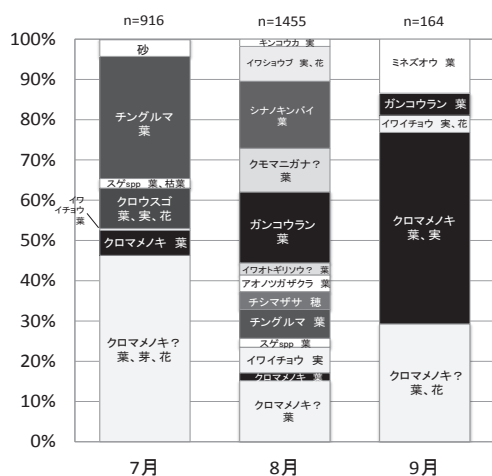


図2 雛の餌資源 (2015年). nは録画により採食が確認できた総回数

### 2) 母親の採食資源

昨年度の母親の7月と8月の結果を図3に示した。母親は7月には7種を採食し、そのうちスノキ属の葉や花(25%)と同等に常緑樹のガンコウランの葉(25%)やチングルマの葉や芽(21%)も多く採食していた。8月にはガンコウランやチングルマの割合が減り、イワイチョウ(14%)やミネズオウ(13%)、コメスキ *Deschampsia flexuosa* の種子(18%)の割合が高まった。なお、昨年度の9月にはライチョウを確認することができなかった。また、昆虫類の採食も確認されなかった。

## IV. 考察

### 1. チングルマの観察からの雪解け前線の把握

#### 1) チングルマの有効積算温度

サイトC, D, Eはほぼ同じ場所で、数メートル離れているところにカメラを設置していた。そして同じタイミングで開花していた。このことから、チングルマの有効積算温度は一定であり、チングルマの開花日から逆算して雪解け日を推定することは十分可能であると考えられる。しかし、別のサイトA, BではC, D,

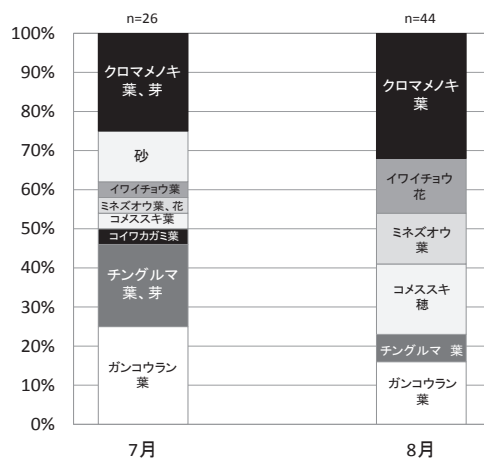


図3 母親の餌資源 (2014年). nは目視および録画により採食が確認できた総回数

Eよりも多くの有効積算温度を要していた。これはこの2点が雪の多く残る雪田内（凹斜面）にあったために、残雪の冷気によって実際に受けた気温が山頂で測定された気温よりも低かった可能性や、凹斜面に集まる冷たい水分によって地温が低かった可能性がある。さらに、工藤ら（2012）のチングルマの有効積算温度は黒岳雪田で  $146 \pm 13$  °C・日、赤岳雪田  $137 \pm 26$  °C・日と報告されているが、今回のチングルマの有効積算温度はこれらよりも明らかに大きかった。これは、開花の温度要求性が個体群間で異なる可能性があることや、気温測定方法の違いが影響しているためと考えられる。

## 2) 雪解けラインと開花前線

7月11日の開花前線から、平均有効積算温度  $182$  °Cより融雪日を逆算すると、6月10日～11日頃と推測された。6月13日の融雪ラインは、7月11日の開花前線よりも南東側にずれていたためこの結果は妥当であると考えられる。

## 3) 交尾産卵期の露出場所の推定方法

今回の結果から、交尾産卵期の縄張りが形成される6月初頭ごろに露出している場所をチングルマの開花前線から調べるためには、7月初頭のチングルマの開花前線を調査すれば十分であると考えられる。まず、調査対象地域について前年の降雪前に温度計を設置や空中写真の撮影などを終えておく。そして翌年の7月頭に開花前線を測定すれば、営巣可能地を絞り込むことができる。開花前線測定作業は1人いれば十分であり、無雪期に安全かつ簡単に作業を行うことができる。

## 2. ライチョウ雛の餌資源

昨年度の母親の餌資源との比較から、雛は親とは異なり7月の孵化後約2週間の段階では矮性常緑低木を餌資源として利用しないことが明らかとなった。昨年度および今年度の調査観察

中にも、母親のつつきを真似てガンコウランやミネズオウの葉をつつく行動が確認されたが、実際に植物をちぎり取るには至っていなかった。これは、母親がガンコウランやミネズオウをちぎり取る際に聞こえるブチブチという音が、雛の場合には聞こえなかったことから明らかであった。8月には、雛も成長し能力的にも母親と同等の多様な種を利用することができ、さらに環境中に草本植物も豊富に存在する状況となるため、草本の割合と常緑樹種の割合が高まったと考えられた。9月には、環境中の多くの植物の地上部が枯死し始める。採食が確認された植物の多くは、その時期に緑色の葉を有する種や果実や種子を有する種であった。

融雪時期が今後早まり、植物の成長が早まった場合、雛が利用できる落葉広葉樹種の新芽や新葉は成長が進み、減少する可能性がある。そのために栄養摂取量が不十分となり、育雛初期での死亡率が高まる可能性がある。

小林・中村（2011）による乗鞍岳での7月の雛の目視および双眼鏡を用いた雛の採食物の調査結果では、7月でも矮性常緑低木（ガンコウラン、アオノツガザクラ *Phyllodoce aleutica*、コメバツガザクラ *Arctostaphylos nana* の合計）で約45%もの利用であり、クロマメノキやチングルマはほとんど利用されていなかった。これは、この報告における成鳥や雛についての7月および10月までの調査結果でも同様の傾向となっていた。この結果の違いの理由については不明だが、観察時の雛の成長度合いや地域の植生特性に基づく個体群の採食物の選好性の違いによる可能性がある。

今回、太郎山周りで確認されたライチョウ雛の7月から9月までの成長に伴う採食物は、基本的には生息地域に分布する、比較的軟らかで葉緑体を多く含む組織をもつ植物を優先的に採食し、花や果実や種子があればそれも採食し、

これらが不十分な時期には常緑樹種の葉で補われていることが垣間見られた。乗鞍岳での結果との比較から地域による採食物の違いが認められることから、地域個体群を保持するためには、各地域における主要ハビタットの解析が重要であることが改めて示唆された。

#### 謝辞

本研究を遂行するにあたり、中部大学応用生物学部環境生物科学科4年生の藤田功介氏、土本康平氏、昨年度同卒業生の安田大輔氏、重光陽介氏には厳しい現地調査を手伝っていただいた。また、古林賢恒 元東京農工大教授、立山カルデラ博物館の飯田肇氏、白石俊明氏、富山県[立山博物館]の吉井亮一氏、中部大学応用生物学部 南基泰教授には現地の環境や生物種に関する貴重なご助言を賜った。太郎平小屋のスタッフの皆様には、全調査において終始ご支援いただき安全に調査を完了することができた。ここに記して皆様に感謝申し上げる。

#### 文献

- 小林 篤・中村浩志 2011. ライチョウ *Lagopus mutus japonicus* の餌内容の季節変化, 日本鳥学会誌 60: 200-215.
- 工藤 岳・横須賀邦子 2012. 高山植物群落の開花フェノロジー構造の場所間変動と年変動: 市民ボランティアによる高山生態系長期モニタリング調査. 保全生態学研究 17: 49-62.
- NPO ライチョウ保護研究会 2007. 北アルプスのライチョウたち. <http://www.rock-ptarmigan.org/backnumber/> (2015年11月アクセス)

## Estimate of front line of thaw and research of foods for chick of *Lagopus muta japonica* in Taro-daira area of Northern Alpine of Japan

UENO Kaoru, OMURA Kensuke, HONDA Kiyoshi,  
MARUTA Emiko and ISOJIMA Hirofumi

To preserve a regional population of *Lagopus muta japonica*, environment for breeding and brooding are very important. In this study, a method for understanding a thaw front line was developed by observing *Sieversia pentapetala* as a technique for specifying the vital environment for making territory. And also, foods for chick of *L. m. japonica* were observed from July to September in Taro-daira area of Northern Alpine of Japan. It was clarified that it is enough to investigate the flowering front line of *S. pentapetala* in early July, when investigate the exposed area where the birds have their own territory in early June. During all months, mother birds ate leaves of *Empetrum nigrum* var. *japonicum* and *Loiseleuria procumbens*, which are evergreen dwarf shrub, but the chick did not eat them and ate shoot and flesh leaves of deciduous broad-leaved dwarf shrub such as *Vaccinium* and *Geum pentapetalum* in July, and in August and September the young birds ate many kinds of woody plant and herbaceous plant as same as their mother. From these results, if snow starts melting earlier than these days, young birds may not get enough food to grow well.

Key words: territory, *Sieversia pentapetala*, effective accumulate temperature, deciduous broad-leaved dwarf shrub

## 国の天然記念物ミヤコタナゴの新規発見集団における遺伝的多様性について

信州大学 学術研究院 理学系 生物学領域 東城研究室

東城幸治<sup>1</sup>・小林建介<sup>2</sup>・戸崎貴博<sup>3</sup>

ミヤコタナゴは「国の天然記念物」,「国内希少野生動植物種」,環境省 RL (絶滅危惧 IA 類) に指定され,種保全の観点において最重要視される淡水魚である。関東地方の固有種で,生息域は局地・限定的であり,自然集団は危機的かつ極めて脆弱な状況にある。系統保全の取組もされているが,近親交配による遺伝的多様性の低下など,本邦産の希少生物種の中でも最も絶滅が危惧される種の一つである。このような背景下,当該研究室の調査にて,偶然にも新規生息地が確認された。環境省等関係機関からの許認可の下,この新規発見集団に対する非侵襲的な遺伝構造解析(核およびミトコンドリア遺伝子)を実施した。この結果,既知のいずれの集団よりも高い遺伝的多様性が検出されるとともに,系統保存上,近親交配を回避するために集団間の人為交配がなされてきた交雑系統の遺伝的多様性にも匹敵するレベルの高い遺伝的多様性をもつ集団であることが明らかとなった。

キーワード: 希少野生動植物, 保全, 遺伝構造, 核遺伝子, ミトコンドリア遺伝子, 非侵襲的な遺伝子解析

### 1. はじめに

現在,多くの日本産淡水魚が各地で減少の一端をたどっている。環境省の最新版レッドリストでは,汽水・淡水魚類 144 種・亜種が掲載されており(環境省 2007),これは日本の汽水・淡水魚の総種数の半分に近い数である。日本産淡水魚の減少の要因としては,物理的な要因,化学的な要因,生物的要因の3つが指摘されている(細谷 2002)。物理的要因は開発による生息地そのものの消失,河川構造物の建設や圃場整備等による生息地の質の低下が挙げられる。化学的要因としては,富栄養化や工業排水・農薬の流入等の他,酸性雨による水質の変化等も挙げることができる。生物的要因としては,

国外外来種および国内外来種の移入があげられる。このような外来種としては,ブラックバスに代表されるような,在来種を捕食し悪影響を与えるものがよく知られている。一方で,直接的な捕食圧はないものの,交雑や競争を通じて在来種が悪影響を受ける例も知られている。このようなものには国外外来種タイリクバラタナゴと交雑することで純系が激減している在来種ニッポンバラタナゴ問題が例としてあげられる。

タナゴ類はコイ目コイ科の小型淡水魚類であり,世界に約 40 種・亜種が知られている(Okazaki et al. 2001)。日本には 11 種 7 亜種のタナゴ類が生息している。しかし,上記のような

1: 信州大学 学術研究院 理学系 2: 信州大学大学院 工学系研究科 地球生物圏科学専攻(東城研究室) 3: 信州大学 理学部 生物科学科(東城研究室)

2015.12.1 受付 2017.6.20 公開



物理的、化学的、生物的な要因による生息環境の悪化により、ほとんどの種が産卵床となる淡水二枚貝とともに各地で減少している(北村 2008)。日本における在来タナゴ類は、カネヒラ *Acheilognathus rhombeus* 1種を除く全種・亜種が環境省により絶滅危惧種に指定されている。また、3種は絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律における国内希少野生動植物種に指定されており、このうちのうちイタセンパラ *Acheilognathus cyanostigma*、ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* の2種は国の天然記念物に指定されている(Kubota and Watanabe 2003)。

タナゴ類の1種ミヤコタナゴ *Tanakia tanago* は、かつては関東地方に広く分布していた。しかし、開発等によりほとんどの生息地が失われ、各地で絶滅・激減したため、1974年には国の天然記念物に、1994年には国内希少野生動植物種に指定された。現在自然下では、栃木県と千葉県の一部に極めて局所的に残存しているにすぎない(尾田 2005)。そのため、保全事業の一環として各地の博物館や水産試験場にて系統保存が行われているが、一部の飼育系統や野生集団の遺伝的な多様性の低さが明らかになっている(Kubota and Watanabe 2003)。

今回、我々は茨城県においてミヤコタナゴに類似したタナゴ類魚類集団(以下、茨城集団)を発見した(図1)。上記のように、ミヤコタナゴは絶滅の瀬戸際にあり、新たな個体群の発見は、本種の保全において価値があると考えられる。ところが、茨城県下でのミヤコタナゴの記録は1例のみしか知られておらず(新井 1992)、一般的には自然分布域から除外されている。さらに近年は、様々な国内他地域産・海外産、さらには交雑品種のタナゴ類が観賞魚として流通しており、それらの中にはミヤコタナゴの近縁種・類似種も数多く含まれている。したがって、まず茨城集団が本当にミヤコタナゴの集団であるのかを検証することが必要である。茨城集団がミヤコタナゴであると明らかになった場合、集団の遺伝的構造を明らかにし茨城集団の保全的な価値を評価することが必要である。

## II. 材料と方法

### 1. サンプルの採集

#### 1) 茨城集団

茨城県の生息地において、タモ網を使用して茨城集団を採集した。外部形態を検証するため、採集した茨城集団の一部を選び出し、アクリル



図1 茨城県内から新規発見されたミヤコタナゴ(オス)

ケースを用いて左側面の写真を撮影した。その後、採集された個体のすべて、または一部から遺伝子解析のために尾鰭上端のごく一部を切り取った。多数の採集個体の中から、鰭を採取する個体を選び出す場合には、魚への影響を考慮し小型の個体を優先的に除外した残りから無作為に選び出した。切り取った鰭断片を 100 % エタノールで固定した。その後、魚を生息地に戻した。

## 2. 生息環境の記録

茨城集団がミヤコタナゴであるかを検証するための一材料として、生息地およびその周辺環境の特徴を記録した。茨城集団の生息環境が、一般的なミヤコタナゴが好む生息環境と合致しているかどうかを検証した。約 1 年間、生息地に水中用データロガー (ストアウェイ ティドビット Onset, USA) を設置し、年間を通じた水温を記録した。

## 3. 外部形態の検証

アクリルケースで撮影した画像を用いて、茨城集団の外部形態を検証した。まず、Tanakia 属であるかを検討するため、細谷 (1995) に従い、口ひげの有無、背鰭軟条間の黒斑の有無を記録した。次に、背鰭分岐軟条数、尻鰭分岐軟条数を写真から可能な限り計測した。また、特徴的な色彩が見られる場合には、その色彩パターンを記録した。

## 4. 遺伝子データの解析

### 1) DNA の抽出と PCR 増幅

DNeasy Blood & Tissue Kit (QIAGEN, Germany) を用いて、固定した鰭サンプルから全ゲノム DNA を抽出した。次に、各個体のミトコンドリア DNA チトクローム b 領域 (以下 cyt b 領域) および調節領域 (以下 D-loop 領域)、核 DNA RAG1 領域および EGR3 領域の遺伝子断片を PCR 法により増幅した。これらの領域を用いた理由としては、次のような点が挙げ

られる。まず、これらの 2 領域は種内変異の検出が期待できる。とくに cyt b 領域については種間の識別にも有用であり、データバンクにミヤコタナゴの他に国内・海外産の近縁種の配列情報が登録されている。また、RAG1 領域や EGR3 領域に関しても、魚類の種内・種間での遺伝的多型解析において比較的良好に用いられる領域である。

cyt b 領域増幅のための PCR 条件は次のとおりである。(1) 94 °C (1 分) でプレヒート後、(2) 「94 °C (1 分) – 50 °C (1 分) – 72 °C (1 分)」を 30 サイクル、(3) 72 °C (7 分) のファイナルエクステンションを行ったのち、4 °C で保存した。D-loop 領域増幅のための PCR 条件は次の通りである。(1) 94 °C (1 分) でプレヒート後、(2) 「94 °C (15 秒) – 50 °C (15 秒) – 72 °C (30 秒)」を 30 サイクル、(3) 72 °C (7 分) のファイナルエクステンションを行ったのち、4 °C で保存した。

核遺伝子領域増幅のための PCR 条件は先行研究を参照した (Chen et al. 2008)。それぞれの領域における条件は次の通りである。

RAG1 領域増幅のための PCR 条件に関しては、(1) 95 °C (4 分) でプレヒート後、(2) 「95 °C (40 秒) – 53 °C (40 秒) – 72 °C (1.5 分)」を 35 サイクル、(3) 72 °C (7 分) のファイナルエクステンションを行ったのち、4 °C で保存した。

EGR3 領域増幅のための PCR 条件は、(1) 94 °C (4 分) でプレヒート後、(2) 「95 °C (40 秒) – 55 °C (40 秒) – 72 °C (1 分)」を 35 サイクル、(3) 72 °C (7 分) のファイナルエクステンションを行ったのち、4 °C で保存した。

### 2) 電気泳動と精製

PCR 反応後、1.2 % アガロースゲルを用いた電気泳動法により、解析領域の断片を増幅できているかチェックを行った。分子量マーカには 100 bp ラダーワン (ナカライテスク, 京都)、および適宜 Hind III (Amersham Biosciences,

Sweden) を利用した。泳動後、アガロースゲルをエチジウムブロマイドに浸漬染色し、PCR産物バンドの有無をチェックした。PCR産物が確認されたサンプルについては、Microcon Centrifugal Filter Devices (Millipore, USA), ExoStar (GE Healthcare, UK) を用いて精製し、精製した DNA を  $-20^{\circ}\text{C}$  で冷凍保存した。

### 3) シーケンス反応とエタノール沈殿

DYEnamic ET Terminator Cycle Sequencing Kit あるいは BigDYE Terminator Cycle Sequencing Kit (GE Healthcare, UK) を用いて、シーケンス反応 (PCR) を行った。各反応チューブに注入する精製テンプレートについては、分光光度計 Nano Vue (GE Healthcare) を用いて DNA 濃度を計測した。その結果に基づき、DNA 量が反応に適正になるようテンプレートの濃度およびテンプレート量を調節した。シーケンス反応は、解析目的断片の増幅時と同条件で行った。反応終了後、エタノール沈殿を行った。エタノール沈殿後、乾燥した沈殿物をローディングダイで溶解し、アルミホイルで遮光した後  $-20^{\circ}\text{C}$  で冷凍保存した。

### 4) 塩基配列の解読

ABI 3130 あるいは 3130xl Sequencer (Applied Biosystems, USA) を用いて塩基配列を解析した。

### 5) 配列データのアライメント

得られた配列データは、ソフトウェア MEGA によりアセンブリし、CLUSTAL W (Thompson et al. 1994) を用いてアライメントした。各配列データを MEGA 5 (Tamura et al. 2011) を用いて、DDBJ および淡水魚遺伝的多様性データベース (京都大学) に登録されている栃木県産ミヤコタナゴの配列データ (Kubota and Watanabe 2003) を基に再度整列した。これらの結果、cyt b 領域 614 bp、D-loop 領域 500 bp を以降の解析データとして用いた。

## 5. 遺伝子データの分析

### 1) 近隣結合樹 (NJ 樹)

ソフトウェア MEGA を用いて、NJ 法 (Saitou and Nei, 1987) によりミトコンドリア DNA の cyt b 領域に基づく NJ 樹を作成した。OTU には本研究で解析した茨城集団および神奈川系統のミヤコタナゴ *Tanakia tanago*、淡水魚遺伝的多様性データベース (京都大学) に登録されている各地のミヤコタナゴ *T. tanago*、DDBJ に登録されている日本産の同属別種アブラボテ *T. limbata* とヤリタナゴ *T. lanceolata*、また先行研究 (Okazaki et al., 2001) においてミヤコタナゴ *T. tanago* に近縁であることが判明している *T. himantegus complex* を含めた。外群には DDBJ に登録されているコイ *Cyprinus carpio*、およびオイカワ *Zacco platypus* を用いた。これら登録されている cyt b 領域の配列と、本研究で得られた茨城集団の配列 614 bp を整列したところ 584 bp が重なったため、この領域を基に NJ 樹を作成した。系統樹の信頼性は 1,000 回のブートストラップ反復により確かめた。各クレードの信頼性は NJ 法の他に、MP 法 (Fitch 1971) における 1000 回のブートストラップ反復とベイズの事後確率によって確かめた。ベイズの事後確率は、ソフトウェア PAUP 4.0 beta (Swofford 2003) および MrModeltest 2.3 (Posada and Crandall 1998) により進化モデルを推定した後、ソフトウェア MrBayes 3.1.2 (Huelsenbeck and Ronquist 2001) を用いて計算した。その後ソフトウェア Tree View 1.6.6 (Page 1996) で分岐樹を表示し、事後確率の値を確認した。

### 2) ハプロタイプ・ネットワーク

本研究で解析した茨城集団とミヤコタナゴ神奈川系統、および淡水魚遺伝的多様性データベース (京都大学) に登録されている各地のミヤコタナゴ集団から見出された cyt b 領域 (614 bp) のハプロタイプについて、ソフトウェ

ア TCS1.21 (Clement et al., 2000) を用いてハプロタイプ・ネットワーク図を作成した。

### 3) 遺伝的多様度の算出

ソフトウェア dnaspp5.10 (Rozas et al. 2003) を用いて、茨城集団の cyt b 領域と D-loop 領域の塩基多様度 ( $\pi$ ) (Nei and Tajima 1981) を各々算出した。また、茨城集団の複合ハプロタイプのハプロタイプ多様度 ( $h$ ) (Nei 1973) を算出した。これらの数値は、先行研究 (Kubota and Watanabe 2003) による既知のミヤコタナゴ集団のものと比較し、茨城集団の相対的な遺伝的健全性を検証した。

## III. 結果

### 1. 生息環境

ミヤコタナゴに類似した形態的特徴を有する集団 (茨城集団) が生息する区間において確認された魚類はドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* (ドジョウ科), ホトケドジョウ *Lefua echigonia* (ドジョウ科), トウヨシノボリ *Rhinogobius* sp. OR (ハゼ科) であり、いずれもコイ科以外の魚類であった。

茨城集団の生息地の 1 年にわたる水温は、約 4 °C から約 23 °C の間を変動した。しかし、一年のほとんどの時期は 10 °C から 20 °C の間で推移し、年間の平均水温は約 14.0 °C であった。

### 2. 外部形態の検討

茨城集団 6 個体の写真を基に、背鰭軟条間の黒斑の有無を確認したところ、すべての個体に黒斑が認められた。また、一部の不明瞭な個体を除き、口ひげも確認できた。これらの特徴を、細谷 (1995) の検索表に照合すると、茨城集団のタナゴは *Tanakia* 属であると推定される。

次に、背鰭・尻鰭の分岐軟条数をミヤコタナゴのものと比較したところ、茨城集団の計数形質はいずれもミヤコタナゴの個体変異の範囲内に収まるものであった。しかし、日本産の他の

同属 2 種 (ヤリタナゴ *Tanakia lanceolata* とアブラボテ *Tanakia limbata*) との決定的な判別点である側線の形質については、写真から正確に判断することはできなかった。

色彩については、6 個体のうち 5 個体がオスと判断され、色は薄いものの尻鰭にはミヤコタナゴに特徴的な模様が認められた。尻鰭の外縁は黒色に縁取られ、その内側には一条の橙色帯が認められた。一般的なミヤコタナゴのオス個体では、腹鰭も尻鰭同様の婚姻色を呈するとされるが (宮地ほか 1996), 茨城集団にはそのような個体は認められなかった。

### 3. 遺伝子解析

ミヤコタナゴと考えられる茨城集団に対し、ミトコンドリア DNA cyt b 領域 (614 bp), D-loop 領域 (500 bp), および核 DNA RAG1 領域 (1,282 bp) および ERG3 領域 (753 bp) を解析した。

cyt b 領域の解析では、茨城集団から 4 ハプロタイプが見出された。茨城集団と神奈川系統では 1 ハプロタイプを共有していた。神奈川系統から見出された 2 ハプロタイプは、淡水魚遺伝的多様性データベース (京都大学) に登録されている神奈川県横浜市産の飼育集団から見出された 2 ハプロタイプにそれぞれ一致した。神奈川県産のミヤコタナゴ集団は横浜市権田池 (鶴見川水系) を最後に絶滅したが、権田池のものが神奈川県水産技術センター内水面試験場にて系統保存されている (勝呂 1998)。したがって、データベースの神奈川県横浜市の集団と本研究で解析した神奈川系統は同一の飼育集団であると考えられ、ハプロタイプの一致もそれを支持していた。

D-loop 領域の解析では、茨城集団から 2 ハプロタイプが見出された。茨城集団、神奈川系統は 1 ハプロタイプを共有していた。

複合ハプロタイプ (cyt b 領域 + D-loop 領域

1114 bp) は、茨城集団から4ハプロタイプ、神奈川系統から2ハプロタイプが見出された。

また、核遺伝子の2領域に関しては、種内における多型の検出はわずかであり、また GenBank への配列登録もないので十分な比較検討はできなかったものの、それぞれの領域にお

いてミヤコタナゴの神奈川系統と単系統群を構成した。また、研究室内で解析したために、唯一、核遺伝子領域のデータが得られている神奈川系統に比べると、今回発見された茨城系統の方が多型の検出が比較的多く認められた (図2, 3)。

座位番号	1	2	3	...	99	...	135	...	300	...	975	...	1173
神奈川 1	G	G	C	...	T	...	A	...	C	...	G	...	T
神奈川 2	-	-	-	...	-	...	-	...	-	...	-	...	-
神奈川 3	-	-	-	...	-	...	-	...	-	...	-	...	-
神奈川 4	-	-	-	...	-	...	A/G	...	-	...	-	...	-
神奈川 5	-	-	-	...	-	...	A/G	...	-	...	-	...	-
茨城 1	-	-	-	...	-	...	G	...	T	...	A	...	G
茨城 2	-	-	-	...	T/C	...	G	...	T/C	...	A	...	G
茨城 3	-	-	-	...	C	...	G	...	-	...	A/G	...	G/T
茨城 4	-	-	-	...	T/C	...	A/G	...	T/C	...	A	...	G
茨城 5	-	-	-	...	-	...	A/G	...	T/C	...	A/G	...	G/T
茨城 6	-	-	-	...	-	...	-	...	-	...	-	...	-
茨城 7	-	-	-	...	C	...	G	...	-	...	A	...	G
茨城 8	-	-	-	...	T/C	...	G	...	T/C	...	A	...	G
茨城 9	-	-	-	...	-	...	A/G	...	T/C	...	A/G	...	G/T
茨城 10	-	-	-	...	-	...	-	...	-	...	-	...	-

図2 ミヤコタナゴ (新規発見の茨城集団, および神奈川飼育系統) の核 DNA RAG1 領域 (1,282 bp) における多型サイトの比較

座位番号	1	2	3	...	462
神奈川 1	A	G	C	...	C
神奈川 2	-	-	-	...	-
神奈川 3	-	-	-	...	-
神奈川 4	-	-	-	...	-
神奈川 5	-	-	-	...	-
神奈川 6	-	-	-	...	-
茨城 1	-	-	-	...	-
茨城 2	-	-	-	...	-
茨城 3	-	-	-	...	C/A
茨城 4	-	-	-	...	-
茨城 5	-	-	-	...	-
茨城 6	-	-	-	...	-
茨城 7	-	-	-	...	-
茨城 8	-	-	-	...	-
茨城 9	-	-	-	...	-
茨城 10	-	-	-	...	-
茨城 11	-	-	-	...	-
茨城 12	-	-	-	...	-
茨城 13	-	-	-	...	-
茨城 14	-	-	-	...	-

図3 ミヤコタナゴ (新規発見の茨城集団, および神奈川飼育系統) の核 DNA EGR3 領域 (758 bp) における多型サイトの比較



#### 4. 分子系統解析

既述のミトコンドリア DNA や核 DNA の解析結果から、今回、新規発見された茨城集団がミヤコタナゴであることは疑いないものの、この新規発見集団も含めたアブラボテ *Tanakia* 属全種を対象に、分子系統解析を実施した。

cyt b 領域 584 bp に基づく近隣結合樹において、ミヤコタナゴ *Tanakia tanago*、アブラボテ *T. limbata*、ヤリタナゴ *T. lanceolata*、台湾タナゴ *T. himantegus* complex は、各々独立のクレードを形成した (図 4)。各クレードは高いブートストラップ値およびベイズの事後確率に

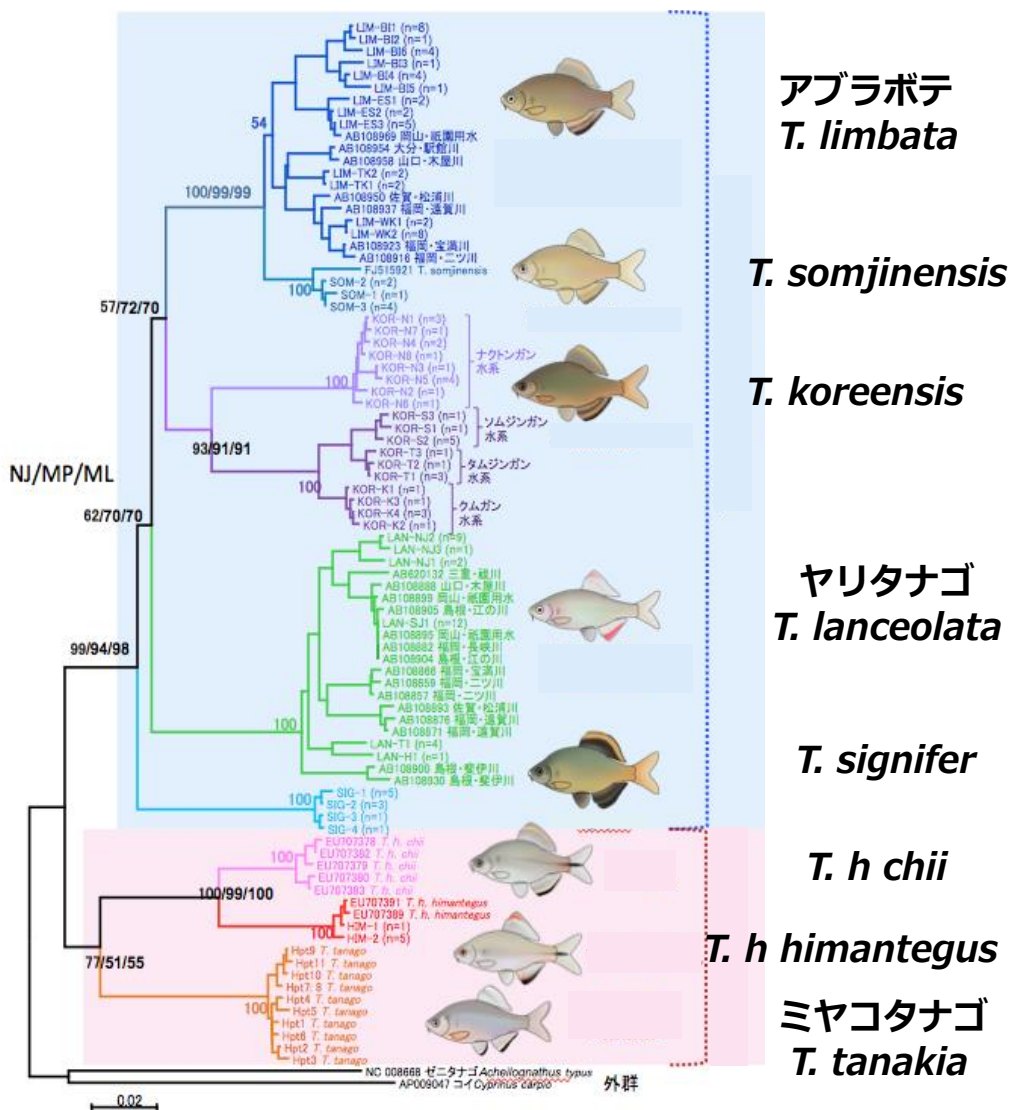


図 4 アブラボテ *Tanakia* 属全種を対象とした分子系統解析結果。ミトコンドリア DNA cyt b 領域 (581 bp) による分岐樹 (近隣結合法)



より支持され、茨城集団から得られた全4ハプロタイプはいずれもミヤコタナゴのクレードに含まれた。さらに、茨城集団の1ハプロタイプは、本研究で解析したミヤコタナゴ神奈川系統と淡水魚遺伝的多様性データベース（京都大学）の神奈川県横浜市産のミヤコタナゴ飼育集団のものとも一致した（図5）。

### 5. ハプロタイプ・ネットワーク樹

本研究で解析した茨城集団の *cyt b* 領域の4ハプロタイプと神奈川系統の2ハプロタイプ、それに淡水魚遺伝的多様性データベース（京都大学）に登録されている各地のミヤコタナゴの

11ハプロタイプについて、ソフトウェア TCS を用いてネットワーク樹を作成した（図6）。本研究で解析した神奈川系統とデータベースの神奈川県横浜市産の飼育集団は、同じ集団であると考えられたため、ネットワーク樹上では区別せず横浜市に統一した。茨城集団の各ハプロタイプは、互いに1塩基置換の関係にあり、互いに近縁であった。茨城集団から検出された4ハプロタイプのうち3ハプロタイプは、淡水魚遺伝的多様性データベース（京都大学）に登録されている他のミヤコタナゴのハプロタイプのいずれとも異なる新しいハプロタイプであった。

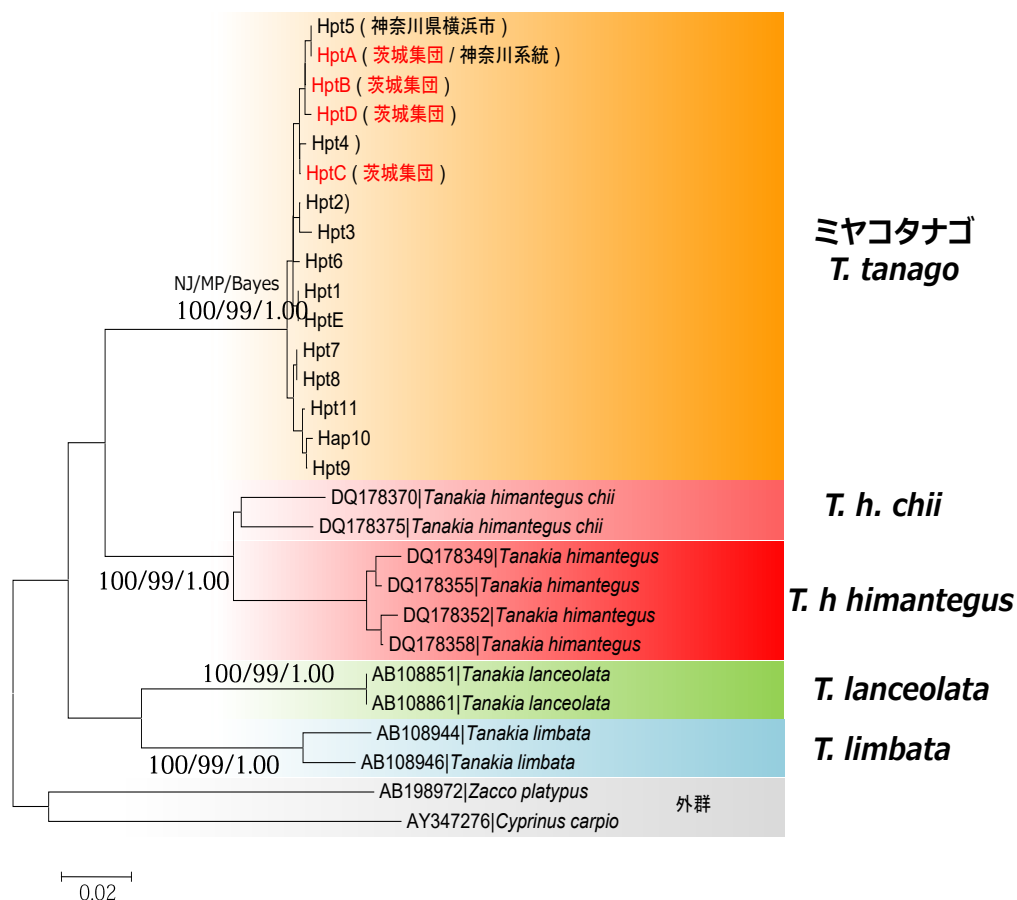


図5 ミトコンドリア DNA *cyt b* 領域（581 bp）のデータセットに基づく分岐樹（近隣結合法）内におけるミヤコタナゴ茨城集団の位置づけ

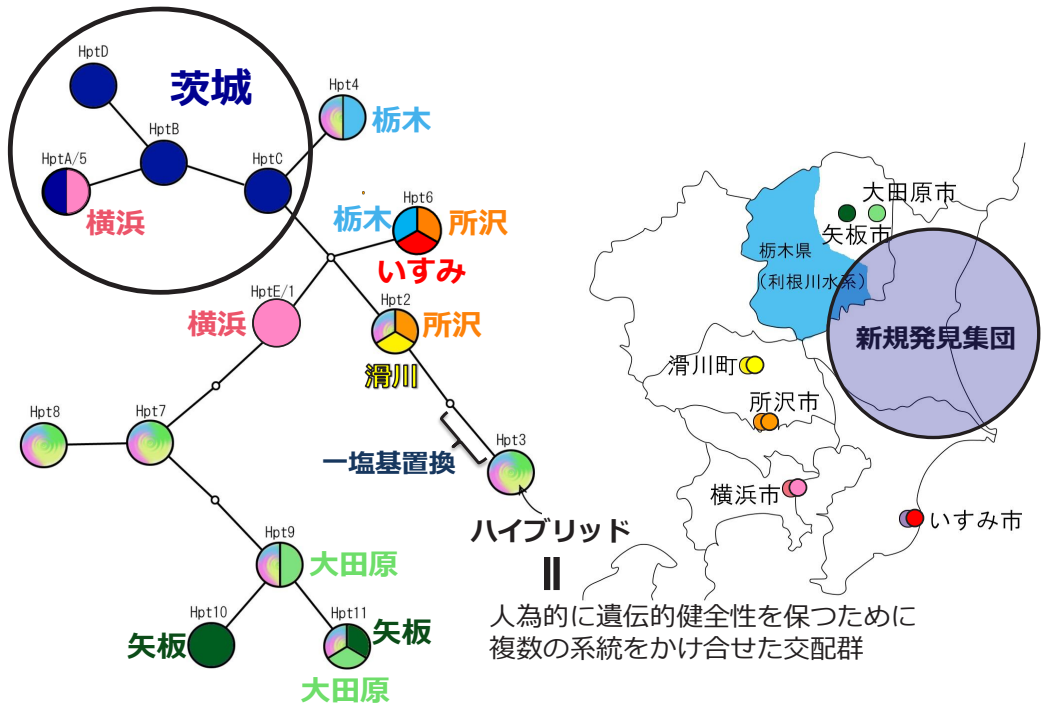


図6 ミトコンドリア DNA cyt b 領域 (614 bp) のデータセットに基づくハプロタイプ・ネットワーク図

## 6. 多様性指数

### 1) ハプロタイプ多様度 (h)

茨城集団の cyt b 領域のハプロタイプ多様度 (h) と、 cyt b 領域と D-loop 領域の複合ハプロタイプのハプロタイプ多様度 (h) は  $0.758 \pm 0.060$  (標準偏差) であった。

### 2) 塩基多様度 ( $\pi$ )

茨城集団の cyt b 領域の塩基多様度 ( $\pi$ ) は  $0.00165 \pm 0.00024$  (標準偏差) であった。また、茨城集団の D-loop 領域の塩基多様度 ( $\pi$ ) は  $0.00106 \pm 0.00009$  (標準偏差) であった。

## IV. 考察

### 1. 茨城集団の同定

茨城集団の生息環境は、君塚 (2002) によるミヤコタナゴに典型的な生息環境の特徴によく

一致した。茨城集団と同時に複数採集されたホトケドジョウは湧水を水源とするような細流に生息するとされることから (中村 1984)、茨城集団の生息河川は湧水の影響を強く受けていると推測できた。水中用データロガーで計測した約 1 年にわたる水温のデータ (図 4) から、このような環境特性が支持された。まず、一年の大部分の時期は 10 - 20 °C であり、とくに 20 °C を超える期間は 1 年のうちのごく一部で、全体的に水温は低く抑えられていた。このことから、茨城集団の生息地は湧水の影響により水温が安定していると考えられ、これらの環境特性はミヤコタナゴが湧水環境を好むとする報告 (君塚・林 1984; 新井 1992) によく一致した。

産卵床なる二枚貝に関しては、ヨコハマシジラガイ、イシガイ、ドブガイなどが観察された。

データに基づく茨城集団の外部形態の特徴を総合的に評価すると、茨城集団はミヤコタナゴである可能性が高いと考えられる。茨城集団のオスと推定される個体は、ミヤコタナゴ・オスの婚姻色の特徴である腹鰭の模様が見られなかった。これは繁殖最盛期ではなかったこと、または観察対象個体が若魚だったことによるものだと推測される。

遺伝子解析では、mtDNAのcyt b領域584 bpに基づく近隣結合樹(図4)から、茨城集団は全てミヤコタナゴのクレード内に位置づけられ、高いブートストラップ値およびベイズの事後確率値により単系統性が高く支持された。この結果は、生息環境の特性および外部形態による推定結果を支持するものであり、形態形質、遺伝的形質、生息環境の特性から、今回対象とした茨城集団タナゴ類がミヤコタナゴであることは確実である。

茨城県下には6種類のタナゴ類が生息しているとされており(稲葉ほか1996)、これら6種に近年帰化したオオタナゴ *Acheilognathus macropterus* (萩原2007)を加えた計7種が茨城県のタナゴ類として挙げられる。本研究により、茨城県には上記の7種に加えてミヤコタナゴが生息していることが明らかになった。

## 2. 遺伝的特徴

cyt b領域(614 bp)のハプロタイプに基づくハプロタイプ・ネットワーク樹では、ミヤコタナゴ茨城集団から見つかった4ハプロタイプは、互いに1塩基置換でままとっていた(図6)。一方で、大田原市の集団以外は、集団の保有するハプロタイプ間に2塩基以上の置換が見られ、集団内における消失ハプロタイプの存在が示唆された。また、他の単一産地由来の集団は、茨城集団に比べて保有するハプロタイプ数が少なく、1~2ハプロタイプしか保有していなかった(図6)。したがって、これら既知の単

一産地由来の集団と比較して、茨城集団は高い遺伝的多様性を保持していることが示された。また、これらの遺伝的特徴から、茨城集団は他の集団と比較して生息環境の悪化等によるボトルネック効果の影響が少なく、集団の遺伝的な健全性が高いことが示唆された。

多様性指数による比較では、ハプロタイプ多様度(h)において茨城集団は0.739という数値を示し、これは既知の単一産地由来のどのミヤコタナゴ集団よりも高い数値であった。一方、塩基多様度( $\pi$ )においては、複数ハプロタイプをもつ既知のいずれのミヤコタナゴ集団よりも低い値を示した。これはミヤコタナゴ茨城集団の各ハプロタイプ間の塩基置換数の少なさを反映しており、既知の他集団とは異なる特徴であった。既知の野生集団については、Kubota et al. (2008)により AFLP マーカーを用いた核DNAの多様性の解析が行われているため、茨城集団でも同様な解析を行えば、より精度の高い遺伝的多様性の評価と既知の他集団との比較検証が可能となるだろう。

ミヤコタナゴ茨城集団は、先行研究(Kubota and Watanabe 2003)で解析されたミヤコタナゴ集団の間とは複合ハプロタイプの共有は認められなかったが、地理的にも水系的にも大きく離れている神奈川系統とは1複合ハプロタイプを共有していた。このことについては3つの可能性が考えられる。

まず1つは、祖先がもっていたハプロタイプの多型が各々の集団にランダムに固定した可能性である。Kubota and Watanabe (2003)は、かつてミヤコタナゴは集団内・間にかかなりの遺伝的な多様性をもっていたと考察している。それらの多様なハプロタイプがその後の時代に生じたボトルネックや遺伝的浮動によりランダムに固定し、地理的に離れた集団が同じ、または近縁なハプロタイプを保持している可能性がある。

実際にハプロタイプ・ネットワーク樹(図6)では、1ハプロタイプが千葉県いすみ市の集団(その他の水系)、埼玉県所沢市の集団(荒川水系)、栃木県(利根川水系)に共有されていた。これらの3集団は地理的にも水系的にも離れており、Hpt6がかつて広範囲に分布していたことを示唆している。

次に考えられるのが、分化した各ミヤコタナゴ個体群の二次的な接触と遺伝子流動が水系を超えて広範囲に起こった可能性である。ミヤコタナゴの個体数および個体群が豊富に存在した時代には、個体群間での遺伝子流動がある程度生じていたと考えられる。ミヤコタナゴは生息環境の選択性が高いものの、関東平野には山脈などの地理的な障壁がないため、遠く離れた集団同士でも中継地点となる集団を通じた遺伝子の交流があった可能性がある。Kubota and Watanabe (2003) は、那珂川水系の飼育集団から見出された2つのハプロタイプにおけるペアワイズ配列間の置換率が比較的大きいことから、この集団が過去にはかなり高い遺伝的多様性をもっていたと考察している。しかし、上記のような可能性を考慮すると、分化したハプロタイプをもった個体が二次的に移動してきた可能性も考えられる。

次に考えられるのは、茨城集団・神奈川系統のどちらか一方、あるいは両方が移殖による集団である可能性である。これら2集団が同じ集団、あるいは遺伝的に近い集団に由来するものであれば、ハプロタイプを共有していることに不思議はない。現在、ミヤコタナゴは法律(文化財保護法・種の保存法)により採集や飼育が禁じられているが、現実には数多くのミヤコタナゴが秘密裏に飼育されていると考えられている。このような現状を考えると、茨城集団が悪質なマニアにより違法に移殖されたものである可能性がある。しかしながら遺伝子の解析結果

から茨城集団の由来を推定することは困難であった。この可能性を検証するためには、周辺への聞き込みによる過去から現在に至る生息情報の収集および、残存する他の全ミヤコタナゴ集団のハプロタイプ組成の解明が必要である。

### 3. ミヤコタナゴ茨城集団の保全と今後の課題

本研究により、茨城集団はミヤコタナゴであることが確実となり、この集団は既知の集団に比べて高い遺伝的多様性を保持していることも明らかとなった。また、ミヤコタナゴ茨城集団から見いだされた cyt b 領域の4ハプロタイプのうち3ハプロタイプは淡水魚遺伝的多様性データベース(京都大学)の各地のミヤコタナゴ集団からは見つからない新ハプロタイプであった。これらのことから、ミヤコタナゴ茨城集団が見つかったことは今後のミヤコタナゴの保全において、以下に述べるような一定の価値があると考えられる。

第一に、絶滅危険性の低下が挙げられる。ミヤコタナゴ茨城集団の生息地では、11月のサンプリング時には当歳魚と思われる小型個体がかかり多数採集され、健全な再生産が行われている様子がうかがえた。一方、栃木県羽田沼(那珂川水系)の野生集団では、近年ミヤコタナゴの生息が確認されておらず(尾田2005)、千葉県の各生息地についても農業形態の変化による危機がせまっている(石鍋2009)。したがって、ミヤコタナゴが健全に生息している環境が1つでも多く見つかったことは、ミヤコタナゴの種レベルの絶滅危険性を低下させる重要な要素になると考えられる。また、栃木県で行われているような飼育系統の野生への再導入の際には、生息に適した環境の指標として役立つだろう。しかし、仮に茨城集団が移殖集団であれば、希少種であっても国内外来種ということになるため、生息地を含めた保全には問題がある。

次に挙げられる点は、新しい飼育系統の追加

である。現在、ハイブリッド集団を除く飼育系統では遺伝的多様性が低く、特に一部の系統については mtDNA マーカーでは単一型を示し、多様性を抽出するのが困難なレベルにまで陥っている (Kubota et al. 2008)。そのため、既知の集団にはない新たなハプロタイプを保持し、遺伝的な多様性が比較的高い茨城集団を飼育系統に加えることによる近交弱勢の防止が期待できる。また、野生への再導入のために、多くの系統を混合した多様性の高い群をつくる必要性が考えられており (尾田 2005)、茨城集団を利用したそのような群の作出も期待できる。しかし、ミヤコタナゴをはじめ、生物における「種」とはそれぞれが歴史的な背景を持つ進化的単位である地域集団から構成されている。したがって再導入の際には、もとの集団に遺伝的・生態的になるべく近いものを放流することが目的となり、放流個体の選定の際にはこれらの点をよく考慮する必要がある (日本魚類学会 2005)。ミヤコタナゴの場合、現存する産地が極めて局所的であり、飼育系統の遺伝的多様性の低さが判明していることから (Kubota and Watanabe 2003)、ミヤコタナゴ茨城集団を利用した遺伝的多様性の向上は検討する価値があると考えられる。

しかし、トキ *Nipponia nippon* の保全に象徴されるように、種の保全には莫大な人的・経済的なコストを要するため、地元や関係機関の理解と協力は不可欠である。また、由来のはっきりしないミヤコタナゴ茨城集団を保全する価値や意味については議論すべき点や課題が多い。茨城集団およびその生息地の今後の取り扱いについては関係機関とよく協議して決めていく必要がある。

最後に、本研究では、茨城県内において新規発見されたミヤコタナゴ集団を対象にして様々

な生態学的・遺伝学的調査研究を実施した。しかしながら、生息地やハビタットの特性などに関するデータを中心に、種の保全を最優先する事情から、秘匿せざるを得ないデータも多い。以上のような理由から、本稿においても十分な調査データを提示できないことをご了承いただきたい。

## 文献

- 新井良一 1992. ミヤコタナゴ. 環境庁編「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)」。財団法人自然環境研究センター、東京：288-289.
- Chen, W.J., Miya, M., Saitoh, K. and Mayden, R. L. 2008. Phylogenetic utility of two existing and four novel nuclear gene loci in reconstructing Tree of Life of ray-finned fishes: The order Cypriniformes (Ostariophysi) as a case study. *Gene* 423: 125-134.
- Clement, M., Posada, D. and Crandall, A.K. 2000. TCS: A computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology* 9: 1657-1659.
- Fitch, W. M. 1971. Toward defining the course of evolution: minimum change for a specific tree topology. *Systematic Zoology* 20: 406-416.
- 萩原富司 2007. 外来種の防除：初期コントロールを目標して一霞ヶ浦におけるオオタナゴに関する調査一。財団法人地球・人間環境フォーラム、東京。
- 細谷和海 1995. コイ目コイ科. 中坊徹次 編「日本産魚類検索」。東海大学出版会、東京：212-215.
- 細谷和海 2002. 日本産希少淡水魚の現状と保護対策. *遺伝* 56: 59-65.
- Huelsenbeck, J.P. and Ronquist, F. 2001. MRBAYES: Bayesian inference of phylogenetic trees. *Bioinformatics* 17: 754-755.
- 稲葉修・中村栄・桐原幸一・宮崎淳一 1996. 茨城の淡水魚相. *茨城生物* 17: 30-37.
- 石鍋壽寛 2009. 千葉県におけるミヤコタナゴの危機的現状。「台湾産タナゴ類の調査研究からミヤコタナゴの生息環境の保全を考える」講演要旨集.
- 環境省 2007. レッドリスト, 汽水・淡水魚. 環境省ホームページ [http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb\\_f.html](http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html)
- 君塚芳輝・林 公義 1984. ミヤコタナゴ. In: 加藤陸奥雄・



- 沼田 眞 編「日本の天然記念物 2 動物Ⅱ・天然保護区域」。講談社, 東京: 34-35.
- 君塚芳輝 2002. ミヤコタナゴ. In: 川那部浩哉・水野信彦・細谷和海編「日本の淡水魚」。山と溪谷社, 東京: 358-359.
- 北村淳一 2008. タナゴ亜科魚類: 現状と保全. 魚類学雑誌 55:139-144.
- Kubota, H. and Watanabe, K. 2003. Genetic diversity in wild and reared populations of the Japanese bitterling *Tanakia tanago* (Cyprinidae). Ichthyological Research 50: 123-128.
- Kubota, H., Watanabe, K., Kakehi, Y. and Watanabe, S. 2008. An assessment of genetic diversity in wild and captive populations of endangered Japanese bitterling *Tanakia tanago* (Cyprinidae) using amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers. Fisheries Science 74: 494-502.
- 宮地傳三郎・川那部浩哉・水野信彦 1996. 原色日本淡水魚類図鑑. 保育社, 大阪.
- 望月賢二・河野 博・多紀保彦 1998. 水産庁編「日本の希少な野生水生生物に関するデータブック」。日本水産資源保護協会, 東京: 116-117.
- 中村守純 1984. 「原色淡水魚類検索図鑑」北隆館, 東京. 155.
- Nei, M. 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 70: 3321-3323.
- Nei, M. and Tajima, F. 1981. DNA polymorphism detectable by restriction endonucleases. Genetics 97: 145-163.
- 日本魚類学会 2005. 生物多様性の保全を目指した魚類の放流ガイドライン. 魚類学雑誌 52: 80-82.
- 尾田紀夫 2005. ミヤコタナゴー オシラクブナと呼ばれる美しい魚一. 片野 修・森誠一 編「希少淡水魚の現在と未来: 積極的保全のシナリオ」。信山社, 東京: 168-176.
- Okazaki, M., Naruse, K., Shima, A. and Arai, R. 2001. Phylogenetic relationships of bitterlings based on mitochondrial 12S ribosomal DNA sequences. Journal of Fish Biology 58: 89-106.
- Page, R.D.M. 1996. Tree view: an application to display phylogenetic trees on personal computers. Bioinformatics 12: 357-358.
- Posada, D. and Crandall, K.A. 1998. Modeltest: testing the model of DNA substitution. Bioinformatics 14: 817-818.
- Rozas, J., Sánchez-DelBarrio, J.C., Messeguer, X. and Rozas, R. 2003. DnaSP, DNA polymorphism analyses by the coalescent and other methods. Bioinformatics 19: 2496-2497.
- Saitou, N. and Nei, M. 1987. The Neighbor-joining Method: A new method for Reconstructing phylogenetic trees. Molecular Biology and Evolution 4: 406-425.
- 勝呂尚之 1998. ミヤコタナゴ自然採卵による増殖試験 - I 産卵母貝の配置及び親魚密度の検討. 神水研研報 3: 85-91.
- Swofford, D.L. 2003. PAUP: phylogenetic analysis using parsimony (and other methods). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- 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. Mol. Biol. Evol. 28:2731-2739.
- Thompson, J.D., Higgins, D. and Gibson, T.J. 1994. CLUSTAL W: the sensitivity of progressive multiple sequence alignment through sequence weighting, position-specific gap penalties and weight matrix choice. Nucleic Acids Research. 22: 4673-4680.



## Genetic diversity in the newly discovered population of the bitterling fish, *Tanakia tanago* (Cyprinidae, Acheilognathidae), a “Natural Monument” of Japan

TOJO Koji, KOBAYASHI Kensuke and TOZAKI Takahiro

The bitterling fish, *Tanakia tanago* has been designated as a “Natural Monument of Japan”, a “Specified National Endangered Species of Wild Fauna and Flora”, and an “Endangered Species (category IA) on the Red List” of the Ministry of the Environment (MOE). As such, one of the few most important species in terms of conservation of freshwater fish. This is an endemic species in Kanto district. Their habitats are scattered and very limited. Their few remaining natural populations are in crisis and in an extremely vulnerable situation. Although conservation efforts have been made, a reduction in genetic diversity caused by inbreeding is occurring even within their natural populations along with those in breeding programs. As it happens, a new population of this bitterling fish was observed coincidentally during our field research. We conducted survey research of this newly observed population, after obtaining permission from the MOE and other relevant organizations (e.g., local government). We performed non-lethal genetic analyses on the bitterling fish of this newly observed population. As a result, a comparatively high degree of genetic diversity compared to any other known populations was observed. With respect to the conservation of this bitterling fish *Tanakia tanago*, it is considered that an extremely important natural population has herein been observed.

Key words: Specified national endangered species of wild fauna and flora, conservation, genetic structure, nuclear DNA, mitochondrial DNA, non-lethal genetic analyses

# ソングメーターを用いた福岡県小屋島におけるヒメクロウミツバメの繁殖調査

海鳥保全グループ

岡部海都<sup>1</sup>・Luke Halpin<sup>2</sup>・武石全慈<sup>3</sup>・大槻都子

ソングメーターは長期自動的に 50～100 m の範囲の音声を収集するレコーダーである。小屋島でのヒメクロウミツバメの繁殖活動を把握するため、2015 年 3 月 8 日からコロニー内に設置し、毎夜 21 時から 7 時間、20 分おきに 10 分間録音を繰り返し 9 月 5 日までの 184 夜の解析を行なった。その結果、1) 小屋島への初渡来日は 5 月 26 日で、2) 渡来以降ほぼ毎夜活発な活動がうかがえた。生息数推定のため 6、7、9 月の上旬に標識調査を行ない、各々 6 羽、4 羽、12 羽（うち 1 羽再捕獲）を捕獲・放鳥した。6、7 月データと 9 月データから Petersen 法を用い生息数を 120 羽（60 ペア）と推定した。現地調査の状況から推定値は過大と思われる調査方法の検討が必要である。9 月の全捕獲個体に抱卵斑が見られ繁殖期は 10 月までかかるようである。カムリウミスズメの終認時期とヒメクロウミツバメの初認時期の重複が認められ巣穴利用に競合関係があるのかもしれない。

キーワード：繁殖数推定、繁殖期間、カムリウミスズメ、営巣場所の競合

## 1. はじめに

ヒメクロウミツバメ *Oceanodroma monorhis* は環境省のレッドリストにおいて絶滅危惧Ⅱ類 (VU) に指定されている海鳥である。国内での繁殖地は非常に限られており、現在、岩手県三貫島、東京都八丈小島小池根、東京都恩馳島、京都府沓島、島根県星神島、福岡県小屋島が知られているだけである (Sato et al. 2010, 環境省自然環境局生物多様性センター 2015a, 2015b)。なかでも沓島と小屋島は、過去において比較的規模の大きな繁殖地として認識され (佐藤 1996)、Hasegawa (1984) は沓島で約 500～600 羽 (吉田 1981)、小屋島で約 180 ペア (環境庁 1975) として、日本での繁殖個体数を

1,000 羽と予報的に見積もった。その後、ネズミが確認されない沓島においては、2007 年及び 2008 年の調査から巣穴総数 6,312 個、繁殖ペア数 3,790 ペア (巣穴占有率 60% として) と推定され (Sato et al. 2010)、また 2013 年の調査からは巣穴総数 6,136 巣と推定され (環境省自然環境局生物多様性センター 2014)、健全な状態が維持されているものと考えられた。一方、小屋島においては、1987 年にドブネズミ *Rattus norvegicus* の侵入により壊滅的な被害を受け (武石 1987)、その後は回復しつつあったが、2009 年のドブネズミの再侵入により再び大きな被害を受けた (環境省九州地方環境事務所 2009)。小屋島では、翌 2010 年にはヒメ

1: 一般財団法人九州環境管理協会 2: Halpin Wildlife Research 3: 北九州市立自然史・歴史博物館  
2015.12.1 受付 2017.6.20 公開

クロウミツバメが確認されず、その後、少数個体の渡来が確認されてはいるものの繁殖の確認は得られていない（岡部 未発表）。このままでは、小屋島におけるヒメクロウミツバメの繁殖個体群の絶滅が懸念される。本研究では、小屋島のヒメクロウミツバメについて、ソングメーターとカスミ網を用いて、保全の検討の際に重要となる繁殖タイミングの把握および生息個体数の推定を目的とした調査を実施した。日本ではこれまで、ヒメクロウミツバメの調査では、調査者が渡島し、その都度標識調査や巣穴の探索による卵やヒナの確認をすることによって繁殖の進行具合の確認を行ってきた。本種の繁殖地での滞在期間は比較的長く、コロニーへの飛来のタイミングもいくつかのピークがあることが示唆される。しかしながら、調査員が繁殖期間を通して何度も島に渡ることは、時間的、経費的にみて現実的ではない。そこで、従来の方法を補うために、アメリカ、カナダなどでは広く使われ始めたソングメーターを用いて、本種の飛来開始時期、飛来のピーク時期、繁殖地を去る時期を調査した。ソングメーターで得られたデータの解析については、ソングメーターを使用したウミツバメ類調査の実績がある Luke Halpin 氏 (Halpin Wildlife Research) をカナダから招聘し、調査方法及び解析方法等について教えていただいた。

なお、ネズミ類等の外来種の効果的な駆除には、化学物質の使用は避けられず、多少なりとも非駆除対象種に対する損失の発生は避けられない。できる限り、保全対象種及びそれと共存する非駆除対象種の損失を低く抑えるために、薬物の使用時期を熟慮しなければならない。そのため、まず、保全対象種の繁殖のタイミングをおさえることが重要である。

また小屋島において、カンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume*（環境省レッドリ

スト絶滅危惧Ⅱ類 (VU)) の繁殖は確認されてはいるものの、ヒメクロウミツバメ同様、繁殖のタイミングに関する調査はなされていないのでそれも併せて調査した。

## II. 調査地

調査は福岡県宗像市沖ノ島の属島である小屋島で実施した（図 1, 2）。沖ノ島は玄界灘のほぼ中央に位置し、最も近い九州本土から北西へ約 55 km の位置にある。全島が宗像大社の境内地になっていて、現在でも古代からの風習が守り続けられ、厳しい上陸制限がされている。



図1 沖ノ島及び小屋島の地図（出典：国土地理院ウェブサイト <http://maps.gsi.go.jp/#15/34.241555/130.103703/&base=std&ls=std&disp=1&vs=c1j010u0f0>）



図2 沖ノ島

そのため自然林が良く保存され、「沖ノ島原始林」として国の天然記念物に指定され、また、国設鳥獣保護区の「沖ノ島鳥獣保護区」の特別保護地区にも指定されている。2015年7月には「宗像・沖ノ島と関連遺産群」としてユネスコ世界文化遺産推薦候補に決定し、注目を集めている。

小屋島(図3)は沖ノ島の南東1kmに位置し、最高29m a.s.l(東経130度06分43秒, 北緯34度13分53秒), 周囲約800m, 面積約1.8haの岩礁状の小島で、樹木は育成しておらず、島の中央部と南部にヒゲスゲを主とする草地がある。この草地でカンムリウミスズメとヒメクロウミツバメが繁殖する。

### III. 調査方法

#### 1. ソングメーター

ソングメーター(Songmeter-3, Wildlife Acoustics社)は、生物音響学監視システムの商品名で、音声レコーダーを調査地に放置したままデータの収集を行なうものである。このソングメーターをヒメクロウミツバメのコロニー内

に設置し、鳴き声の記録を行なった(表1, 図4)。2015(平成27)年3月6日に小屋島に上陸し、ソングメーターの設置を行なった。3月に設置を行なったのは、併せてカンムリウミスズメの飛来状況を把握するためである。ソングメーターは、小屋島頂部付近のヒメクロウミツバメとカンムリウミスズメの繁殖コロニーとなっているヒゲスゲ草地内に設置した。ソングメーターは周囲約50-100m以内の音を収集できる。小屋島の両種のコロニーは50m×20m程度の広さなので、1台で小屋島のヒメクロウミツバメとカンムリウミスズメのコロニー全体をカバーすることができる。録音は毎夜21時00分から翌朝3時40分まで20分おきに開始され、毎回10分間の録音を行なうようにセットした。そのため、一夜当たりでは、音声記録が21回に渡って収集され、合計3時間30分(10分×21回)の録音が行なわれた。調査期間中3回、SDカードと電池交換を行なった。ソングメーターのデータ解析には、Raven Probioacoustic Softwareを使用した。L. Halpin氏には、日本滞在中に



図3 小屋島



図4 ソングメーター設置状況

表1 調査日・天候・調査項目

調査日	天候	調査項目
平成27年3月6-7日	晴れ	ソングメーター設置
平成27年6月6-7日	晴れ	標識調査、電池、SDカード回収・交換
平成27年7月6-7日	くもり	標識調査、巣穴調査、電池、SDカード回収・交換
平成27年9月4-5日	くもり	標識調査、電池、SDカード回収・交換



ソングメーターのデータ解析の手法について、時間をかけて色々とお教えていただいた。今回、ほぼ6ヶ月間にわたりデータ収集を行なう事ができたが、データ量(3,864回分)が膨大なため、データの全体像が分かる程度に、その概要を急ぎ解析していただいた。

## 2. 標識(かすみ網)調査

標識調査は、夜間、コロニーの外縁に長さ12 m、目合61 mmのかすみ網を1枚設置し、ヒメクロウミツバメの捕獲を行った(図5)。捕獲したヒメクロウミツバメは足環の有無を確認し、足環が装着されていれば足環の番号を読み、足環がなければ環境省の金属製ナンバーリングを装着し、放鳥した。また、抱卵斑(腹面の綿羽が抜け落ち、厚くなった皮膚に多くの血管が分布してできる卵を暖めるための皮膚が赤く裸出した部分)の有無を確認した。標識調査は調査期間内に3回実施し、標識再捕獲法により生息数推定を行った。

## 3. その他の調査

小屋島のヒメクロウミツバメとカンムリウミスズメの繁殖コロニーには環境省のモニタリングサイト1000の標柱が4本設置されており、この標柱を目印に20 mと10 mの2本のモニタリング用のラインが設定されている(図6)。モニタリングサイト1000の調査では、筆者の

一人の岡部も加わって、このラインを中心に幅4 mの巣穴探索を行なっている。今回の調査では、モニタリングサイト1000の調査ラインを用いて巣穴探索を行なった。巣穴の探索は調査範囲内のヒゲスゲ草地内の岩の隙間に手を入れ、抱卵、育雛している親鳥や卵、ヒナの探索を行なった。併せて死体等の探索を行なった。

## IV. 調査結果

### 1. ソングメーター

ソングメーターは3月6日に設置し、11月以降も調査を継続しているが、今回の報告ではデータの回収を行った9月5日までの184夜の解析を行なった。録音時間の総計は644時間(10分×21回×184夜)である。個々の音声記録回毎に、カンムリウミスズメとヒメクロウミツバメの音声の有無をチェックして、一夜毎に音声を確認できた音声記録回数を種別にそれぞれ求めた(図7)。

カンムリウミスズメの音声は2015年3月8日から記録され、2015年5月27日に最後の記録があった。カンムリウミスズメは小屋島に67夜の間滞在したことになる。カンムリウミスズメの音声活動のピークは5月2日あたりから5月19日までで、その後5月20日からは減少するようになり、5月27日を最後に、音声



図5 カすみ網設置状況



図6 環境省モニタリングサイト標柱

記録は認められなくなった（図7）。

ヒメクロウミツバメは、5月26日に初めて音声記録された。ヒメクロウミツバメは、5月26日から9月5日までの期間中に、5月28日と7月17日を除く計101夜で記録された。现阶段でのソングメーターの解析は9月5日までなので、ヒメクロウミツバメの小屋島からの渡去日は確定できなかった。しかし、ヒメクロウミツバメの音声記録から見た活動性は8月末には減少するようになっていた（図7）。

なお、前年の2014年には、9月7日から10月25日まで、予備的に小屋島にソングメーターを設置して、ヒメクロウミツバメの音声を2015年と全く同様の方法で収集していた。その際の結果によると全期間の49夜のうち、8夜でヒメクロウミツバメの音声を確認された（図8）。最終確認は10月3日であった。これ

らの2014年の記録回数は1夜あたり1～5回と低調であり、2015年の8月末以降9月上旬にかけて、記録数が減少した結果と一致している。このことから、おそらくヒメクロウミツバメは、10月初旬までには小屋島を渡去することが予想される。

## 2. 標識（かすみ網）調査

標識調査では表2に示す通り、第1回目の6月6日夜から翌朝にかけて6羽、第2回目7月6日夜から翌朝にかけて4羽、第3回目の9月4日夜から翌朝にかけて12羽が捕獲された（図9）。期間中の再捕獲は、9月調査時に、6月放鳥個体の1羽が捕獲されただけであった。捕獲個体の抱卵斑の確認を行なったところ、渡来初期にあたる6月の捕獲個体は、すべての個体で抱卵斑が見られなかったが、9月の捕獲個体にはすべて抱卵斑が確認された。9月の再捕獲

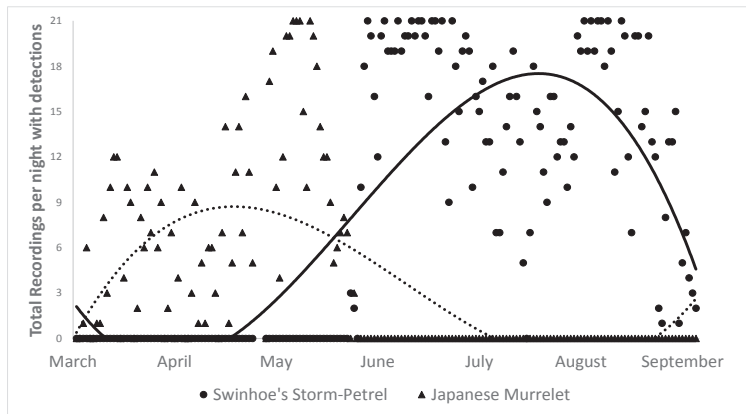


図7 ヒメクロウミツバメ (Swinhoe's Storm Petrel) とカムリウミスズメ (Japanese Murrelet) の音声記録回数の変化 (2015年3月6日～9月5日, Halpin 未発表データ 2015より)

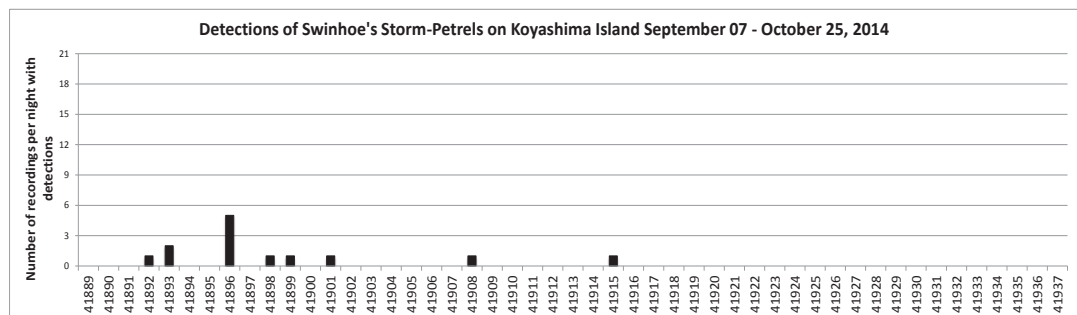


図8 ヒメクロウミツバメ (Swinhoe's Storm Petrel) の音声記録回数の変化 (2014年9月7日～10月25日, Halpin 未発表データ 2014より)



表2 ヒメクロウミツバメの標識調査結果

調査回	捕獲日	足環ナンバー	捕獲時間	抱卵斑	備考
第1回	6月6日	03E-20653	23:45	無	足環付き個体。2014年9月7日放鳥
		03E-20646	0:20	無	
	03E-20654	1:50	無		
	03E-20655	3:00	無		
	03E-20656	3:00	無		
	03E-20657	4:00	無		
合計6個体					
第2回	7月6日	03E-20658	21:30	有	足環付き個体。2014年9月7日放鳥
		03E-20659	21:45	有	
		03E-20645	22:20	有	
		03E-20660	23:54	無	
合計4個体					
第3回	9月5日	03E-20701	0:10	有	足環付き個体。2015年6月7日放鳥
		03E-20657	0:35	有	
		03E-20702	0:50	有	
		03E-20703	0:55	有	
		03E-20650	1:25	有	
		03E-20704	1:40	有	
		03E-20705	2:00	有	
		03E-20706	2:10	有	
		03E-20707	3:15	有	
		03E-20708	3:15	有	
		03E-20709	3:15	有	
		03E-20710	3:15	有	
合計12個体					



図9 標識調査のために捕獲されたヒメクロウミツバメ

個体1羽については6月の捕獲時には抱卵斑が見られなかったが、9月の再捕獲時には抱卵斑が確認された。これはヒメクロウミツバメの産卵時期が7月頃であり、渡来初期には抱卵斑が未発達のためであると考えられる。

### 3. その他の調査

7月の標識調査時に環境省モニタリングサイトの2ライン(20m×4m, 10m×4m)で巣穴の探索を行ったが、抱卵中の親鳥や卵等は確認されなかった。また、新しい死体やネズミの痕跡等は確認されなかった。小屋島のヒメクロウミツバメの巣は、ヒゲスゲ群落内の岩の隙間の奥にあるため、手が届かないことも多い。巣穴調査では確認できなかったが、夜間にコロニー内の地中で鳴き交わすヒメクロウミツバメ

の声が確認された。

## V. 考察

### 1. ソングメーターによる繁殖タイミングの把握

小屋島に生息するカンムリウミスズメおよびヒメクロウミツバメの繁殖期間中にソングメーターによる音声記録収集を行なった結果、カンムリウミスズメは3月8日に初認、5月27日に終認、ヒメクロウミツバメは5月26日に初認、8月下旬以降音声記録が減少することが判明した。なお、カンムリウミスズメの初認日は音声記録開始の2日後であったため、それ以前に飛来していた可能性も考えられる。

カンムリウミスズメは5月上旬にヒナの巣立ちが多くみられることから、5月上旬に島を離れていくと考えられていたが、考えられていたよりも長く小屋島に残っていることが判明した。今回の解析では、成鳥の鳴き声が聞かれる期間や頻度に絞ってまとめたが、より詳細に解析を行えば、カンムリウミスズメのヒナが海に降りていく際の音声から、巣立ち時期が特定できるかもしれない。

小屋島におけるヒメクロウミツバメの渡来時期はこれまで不明であったが、2009年のドブネズミ被害の際には5月上旬にカンムリウミスズメの被害が確認され、ドブネズミの駆除を行う6月9日までの間に多くの個体が被害にあったことから、5月下旬から6月上旬に飛来するのではと推測されていた(環境省九州地方環境事務所2009)。今回の結果により、ヒメクロウミツバメは5月下旬に小屋島に飛来することが判明した。

また、興味深い事に、今回の調査では、ヒメクロウミツバメの初認日は、カンムリウミスズメの終認日の1日前であり、両種の出現期間には1日間の重複が見られた。おそらく、これ

は、カンムリウミスズメが小屋島を去るや否や、ヒメクロウミツバメが、カンムリウミスズメが巣としていた岩穴や岩隙を、すぐに利用することを示しているように思われる。両種が同じ巣穴を引き継いで利用していることは、ほとんどありそうに思われる。

なお、9月6日以降のデータについて引き続き回収と解析を行ない、ヒメクロウミツバメの渡去時期やヒナの巣立ちに関する情報を得る予定である。

## 2. 標識再捕獲法によるヒメクロウミツバメの生息数推定

今回小屋島において3回の標識調査を実施した結果をもとに、標識再捕獲法のうち最も基本的な方法である Petersen 法を用いて生息数の推定を行なった。Petersen 法は、2回の捕獲調査を行なった際に、1回目で捕獲した個体 (M 羽) にマークして放し、2回目の捕獲時に、捕獲個体数 (n 羽) の中のマーク個体数 (m 羽) の比率から、総個体数 (N 羽) を推定する方法である。今回の調査では6月6-7日の1夜に6羽、7月6-7日の1夜に4羽(再捕獲個体なし)、9月4-5日の1夜に12羽(6月放鳥個体の再捕獲1羽)が捕獲・標識放鳥された。再捕獲数が1羽のため精度は低いが、期間中に加入(移入と出生)・消失(移出と死亡)が無いとの仮定で推定した。また、再捕獲個体は6月に標識放鳥され9月に再捕獲されたことから、6月と7月を合わせたデータと9月のデータから計算し、成鳥総数は120羽(60ペア)と推定された。しかし、コロニー内から聞こえてくる鳴き交わしの頻度や巣穴探索の結果から、生息数はこれよりかなり少なく感じられ、再捕獲個体数の少なさによる過大評価の可能性も考えられる。また、6~7月期に非繁殖個体がどの程度含まれていたのかも気になるところである。今後、十分な捕獲数を確保できるよう調査計画を

検討して、推定精度の向上に努める必要がある。

## VI. 謝辞

長年にわたって沖ノ島・小屋島での鳥類調査に協力していただいている恵比寿丸船長の宮坂芳信氏には今回も色々と便宜を図っていただいた。この場を借りて御礼申し上げます。

## 文献

- Hasegawa, H. 1984. Status and conservation of seabirds in Japan, with special attention to the Short-tailed Albatross. In: Status and Conservation of the World's Seabirds. ICBP Technical Publication 2: 487-500.
- 環境庁. 1975. 沖の島. In: 環境庁編「特定鳥類等調査報告書」. 225-268.
- 環境省九州地方環境事務所. 2009. 「平成21年度国指定沖ノ島鳥獣保護区ドブネズミ捕獲調査等業務報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 2014. 「平成25年度モニタリングサイト1000海鳥調査報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 2015a. 「重要生態系監視地域モニタリング推進事業(モニタリングサイト1000)海鳥調査第2期とりまとめ報告書」
- 環境省自然環境局生物多様性センター. 2015b. 「平成26年度モニタリングサイト1000海鳥調査報告書」
- 国土地理院 HP, <http://maps.gsi.go.jp/#15/34.241555/130.103703/&base=std&ls=std&disp=1&vs=c1j010u0f0> (2016年7月7日アクセス)
- 佐藤文男. 1996. ヒメクロウミツバメ. In: 日本水産資源保護協会編「日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料(Ⅲ)」. 477-481.
- Sato, F., Karino, K., Oshiro, A., Sugawa, H. and Hirai, M. 2010. Breeding of Swinhoe's Storm-petrel *Oceanodroma monorhis* in the Kutsujima Islands, Kyoto, Japan. *Marine Ornithology*, 38: 133-136.
- 武石全慈. 1987. 福岡県小屋島におけるカンムリウミスズメの大量斃死について. 北九州市立自然史博物館研究報告: 121-131.
- 吉田直敏. 1981. 「奇鳥オオミズナギドリ, 樹に登る海鳥」 汐文社: 302.

## Acoustic monitoring of Swinhoe's Storm-Petrels (*Oceanodroma monorhis*) on Koyashima Island

OKABE Hiroto, HALPIN Luke, TAKEISHI Masayoshi  
and OTSUKI Kuniko

We led an expedition to study the timing of breeding and the activity patterns of two nocturnal seabird species in Koyashima Island, Swinhoe's Storm-Petrel (*Oceanodroma monorhis*) and Japanese Murrelet (*Synthliboramphus wumizusume*), which were extirpated by Norway Rats (*Rattus norvegicus*) in 1987 and 2009. The focus of our study on Koyashima was to: 1) study the phenology and nocturnal activity patterns of Swinhoe's Storm-Petrels using acoustic recorders to detect the species' vocalizations; 2) study the timing of arrival and departure of Japanese Murrelets on Koyashima; and 3) estimate the breeding population size of Swinhoe's Storm-Petrels at Koyashima. In order to understand the breeding activity of Swinhoe's Storm-Petrel, we set the recorder in their colony from 8 March 2015, and repeated 10 minute-recording in every 20 minutes between 9 pm and 4 am every night until 5 September, 184 nights in total. As a result of observation, the first day of flying in to Koyashima was 26 March, and they had been active almost every night since they came into the island. Bird-banding survey was conducted in June, July and early September in order to estimate the number of the habitation. In each month, 6, 4, and 12 birds (one of them was recaptured) were captured and released. The number of habitation was estimated as 120 from the June, July and September data, using Petersen method. The number might be overestimated, so the reconsideration of research method is necessary. Incubation spots were observed from all of the captured birds in September, which means the breeding season continues until October. As overlap of the last comfermation period of Japanese Murrelet and the first comfiemation period of Swinhoe's Storm-Petrel is recognised, there might be a competitive relationship in the nesting habitat.

Key words: Breeding population size, timing of breeding, Japanese Murrelet, limited availability of nesting habitat

## 自動撮影カメラ映像の 3 次元モデリングによるニホンジカの密度推定手法の確立

ニホンジカ密度推定手法開発グループ

中島啓裕<sup>1</sup>・鮫島弘光<sup>2</sup>・池川凛太郎<sup>3</sup>・高柳 敦<sup>3</sup>

近年、日本各地でニホンジカが増加し、生態系に大きなダメージを与えている。シカ個体群の適正な管理のためには、低コストで精度の高い密度推定手法が不可欠である。本研究では、自動撮影カメラを用いた推定手法を確立することを目的とした。カメラから密度推定を行うためには、撮影された動物の個体判別が可能なが前提となる。そこで、単一の自動撮影カメラにより取得した複数の画像から、オスジカの角を 3 次元座標化・サイズ測定を行い個体判別することを試みた。まず、東京大学総合研究博物館所蔵の 50 体の角の頂点間の距離をノギスで測定した。このうえで、自動撮影カメラを用いて角を複数の角度から撮影し、3 次元モデリングソフトによる角のサイズ測定を行った。両者の測定値を比較した結果、尖数が 4 (左右合計 8) の場合には測定誤差は非常に小さかった。オスジカの角の形状は非常に個体変異が大きく、推定された測定誤差であれば個体判別が可能であることも確かめられた。本プロジェクトにより、ニホンジカの信頼度の高い密度推定の基礎となる画期的な手法を確立できた。

キーワード： 個体群管理、 個体判別、 シカ角、 オスジカ

### 1. はじめに

近年、全国的にニホンジカ *Cervus nippon* が過剰に増加し、その採食圧・踏圧によって、林床植物の退行、樹木更新の阻害、希少植物種の減少などの自然保護上の問題が引き起こされている (Takatsuki 2009)。ニホンジカの個体群を適正に管理していくためには、個体数を定期的・長期的にモニタリングし、その動向を管理施策にフィードバックさせる「順応的管理」を実施することが不可欠である (Kaji et al. 2010)。とくにニホンジカは、年平均 16-20 % という高い自然増加率をもつ一方で、大雪によって大量死を引き起こす個体数の変動の激しい種である。目標捕獲数も、その時々に応じて適切に決

めなければ過剰増加・過剰減少は避けられない (Takatsuki et al. 1994)。しかし、従来の密度推定手法 (糞塊法、糞粒法、区画法など) は、推定精度と調査の簡便性にトレードオフがあり、順応的管理の基礎となる簡便でかつ信頼度の高い調査手法の確立が急務の課題となっている (濱崎ほか 2007)。

近年、赤外線センサーを搭載した自動撮影カメラが野生動物の研究に世界中で広く用いられ、調査の実施が困難だった大型野生動物の生態に関する新しい知見がもたらされている (Swann et al. 2004)。自動撮影カメラは、密度推定手法としても高い可能性を秘めている (Burton et al. 2015)。従来の手法と違い、調査者

1: 日本大学生物資源科学部 2: 地球環境戦略研究機関 3: 京都大学農学研究科  
2015.12.1 受付 2017.6.20 公開

の勘や経験に依存する側面が少なく、一定の知識さえあれば誰でも同じ結果を出せる。また、初期の購入費用がかかるものの、林内に放置するだけで大量のデータを取得できることから、長期的に見ればもっともコストパフォーマンスの高い調査手法となるという利点もある (Rovero et al. 2013)。これまでに、自動撮影カメラを用いた密度推定手法として、大きく分けて二つの方法 (CR 法と REM 法) が開発されている。CR 法 (Capture-Recapture model, 捕獲再捕獲法) は、複数回の捕獲調査を行い、同じ個体の再捕獲率 (再撮影率) から全体の個体数を計算するという古典的手法の自動撮影カメラデータへの適用である (Karanth and Nichols 1998)。一方、REM 法 (Random Encounter Model) は、ある濃度 (密度) の気体分子同士の衝突回数を予想するガスモデル (Gas model) を自動撮影カメラ用に改良したものであり、カメラの撮影頻度 (動物がカメラに衝突する頻度) と撮影面積、そして動物の移動速度 (1 日当たりの移動距離) から個体数密度を推定しようとするものである (Rowcliffe et al. 2008)。両手法とも理論的には頑健にできているが、REM 法は適用に必要な移動速度の推定が困難なこと (Rowcliffe et al. 2012)、開発されてからの日が浅く推定精度について十分な検証がなされていないことなどの課題がある (Burton et al. 2015)。一方、CR 法は、密度推定の統計的アルゴリズムの改良が重ねられ、現段階でもっとも信頼度の高い手法となっている。最近では、動物の個体数と同時に有効調査面積を推定する空間明示型のモデル (Efford 2011) や、一部の個体しか個体判別ができない場合でも適用可能なモデル (Chandler and Royle 2013) も開発されており、モデルの精度の向上や適用範囲の拡大が図られている。しかし、CR 法は、個体ごとの捕獲 (撮影) 確率の推定に基づいて密度推定を行うため、その適用

には撮影された動物の個体判別が出来ることが前提となる。

シカ類の場合、オスのシカ角の形状は個体ごとに大きく異なっていることが知られており、少なくともオスシカ有角個体に CR 法を適用することは潜在的に可能である。実際、Jacobson et al. (1997) は、北米のオジロシカ *Odocoileus virginianus* を対象に、自動撮影カメラにより撮影された角の形状を丹念に目で見て比較・識別し、CR 法によるオスの個体数密度の推定を行っている。しかし、目視による個体判別には、人によって結果が異なる、個体数が増えるほど誤判別が増えるといった問題がある。個体判別の失敗は、CR 法による密度推定の精度は大きく低下させることが知られている (Foster and Harmsen 2012)。信頼度の高い密度推定のためには、シカ角形状の個体変異に基づくより客観的で正確な個体判別手法の確立が必要となる。シカ角の形状変異に基づく個体判別は、最新の調査機材と解析技術を組み合わせれば、野外でも可能かもしれない。近年、さまざまな角度から同一の対象物を撮影して、その構造の復元・計測を行う「3次元モデリング技術」が急速に発達・普及し、さまざまな研究に用いられるようになってきている (竹内ほか 2012)。また、自動撮影カメラの機能の拡充が進み、多くの安価な自動撮影カメラ (1台2万円程度) にも、最長1分程度の動画が撮影されるビデオモードが内蔵されている。ビデオモードにした場合、オスシカが自動撮影カメラの前で動けば、さまざまな角度から角を撮影できる。この画像を対象に3次元モデリングを行えば、シカ角の形状を復元、各部位のサイズ計測も可能になるかもしれない。そこで本研究では、3次元モデリングによるオスシカ有角の個体判別が可能であるかを検証することにした。



## II. 方法

### 1. 推定精度の検証と個体判別の可否の検討

3次元モデリングによるオスジカの個体判別の可否は、どの程度の推定精度でシカ角の形状を復元・計測することが可能であるかに大きく依存する。そこで最初に、形状・サイズが既知のシカ角を対象に3次元モデリングを行い、その測定誤差の推定を行った。東京大学総合研究博物館に所蔵されているオスジカ頭骨50体を対象に、ノギス・巻尺を用いて角の先端間の距離(図1)を計測した(以下では、この計測結果の値を「実測値」と呼ぶことにする)。ここでは、三尖(16個体)もしくは四尖(21個体)の計37個体を対象に解析を行う。対象頭骨を前方、右斜め前方、右側方の計3地点から自動撮影カメラ Bushnell Trophy Cam を用いて撮影した。この自動撮影カメラは、手動でも静止画もしくは動画を撮影できる機能を備えており、撮影はこの機能を用いて行った。

自動撮影カメラを用いて撮影された画像を対象に、3次元モデリングを行い角の頂点間の距離を推定した。モデリングは、フリーソフト

である写真測量ソフト SurveyFromPhoto(SFP64)(<http://www.solidfromphoto.com/>)を用いた。このソフトは、対象物を少なくとも3方向から撮影した画像が得られた場合に3次元構造を復元できるようにになっている。操作は次のように行う。まず少なくとも3枚の写真を読み込んだ後、最初の画像の中から、対象物の特徴的な点(シカ角の場合は角の頂点など)を探してマウスでクリックし指定する。2枚目、3枚目の画像の対応点をやはりマウスでクリック指定する。この作業を少なくとも10ヶ所で行えば、自動的に指定点間の相対距離を計算してくれる(以下では、この推定結果の値を「推定値」と呼ぶことにする)。なお、モデリングがうまくいった場合は、マウスで指定した点(ソフトのGUI上では青の点として表示される)と3次元モデリングから推定された点(赤の点として表示)が一致する。すなわち、モデリングの成否は、指定点(青の点)と推定点(赤の点)の一致度からも程度判断することが可能である。

これらによって求めた実測値と推定値を比較して、推定値の誤差分布を求め、オスジカの角の形状に、推定された誤差を踏まえたうえでも個体判別に十分な個体変異があるかどうかを確かめた。まず推定した誤差分布(正規分布を仮定)から、1,000個の乱数を発生させて実測値に加えることで、頭骨ごとに1,000個分の頂点間距離のデータセットを作成した(このデータセットは、同じ有角頭骨を対象に1,000回モデリングと計測を繰り返した値の集合とみなすことができる)。次にこのうち各頭骨あたり500個のデータを抽出して、判別分析を行った(500個×頭骨数のデータセットをもとに線形1次判別式を得た)。この上で、残りの500個のデータに判別式を適用し、どの程度の確率で正しく分類されるかどうかを確かめた。判別分析は、



図1 計測対象とした部位。線分で結んだ12の頂点間距離を測定した



R (R Development Core Team 2014) の MASS パッケージの lda 関数を用いて行った。

## 2. シミュレーション

シカ角の形状からの個体判別は、判別対象となる個体数が増加するにつれて、頭骨の形状が似た個体が含まれる確率が増し誤判別率が増していくことが懸念される。個体数の増加が判別率に与える影響を確かめるために、次のようなシミュレーションを行った。まず、計測対象としたシカ角の頂点間の距離の平均値と標準偏差を求めた。頂点間の距離が正規分布に従うこと、頂点間の距離は独立に決まることを仮定して、求めた平均値と標準偏差から N 個体分の仮想データセットを作成した。実測値と推定値の比較から求めた推定誤差のもとで、各個体 1,000 個の推定値を作成した。この上で、500 個分のデータから判別式を求め、残りの 500 個の推定値からどの程度の確率で正しく判別できるかを調べた。N は 20, 50, 100, 200, 500 と変化させた。このシミュレーションは 4 尖のもののみを対象とした。

## 3. フィールド調査

実際のフィールドで得られた動画からも 3 次元モデリング化が可能であるかどうかを検証するために、京都府南丹市美山町京都大学芦生研究林および埼玉県秩父市日野田町東京大学秩父演習林においてフィールド調査を行った。2014 年 10 月から 5 月にかけて、両調査地に自動撮影カメラを 20 台ずつ設置した。カメラ設置点は調査エリアからランダムに選んだ地点に設置した(図 2)。ランダムな点は、自作プログラム(R 言語を使用)を用いて作成し、設置点へは、事前にその位置情報を登録した GPS(Garmin 62csx)を用いて赴いた。カメラは、地面と水平になるようにレンズを向け、立ち木に針金で高さ 30 cm から 40 cm の高さにしぼりつけて固定した(図 3)。カメラはビデオモードに設定し、

撮影時間 30 秒、撮影インターバルを 1 秒に指定した。

得られた有角個体の動画は、動画編集ソフト GOM Encoder 無料版 (<https://www.gomplayer.jp/encoder/>) を用いて 30 秒の動画を 2 秒ごとの 16 枚の静止画に変換した。これらの画像から適当な 3-5 枚を選択し、シカ角の 3 次元モデリング化を行った。モデリングの成否は、ソフトの GUI 上で指定した点と 3 次元モデリングから推定された点が一致するかどうかで判断した。

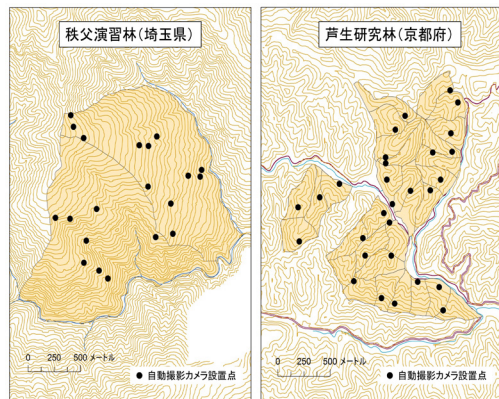


図 2 フィールド調査を行った埼玉県秩父市東京大学秩父演習林と京都市南丹市京都大学芦生研究林の調査エリアの地図。黒い点が自動撮影カメラ設置点を示す



図 3 自動撮影カメラ Bushnell Trophy Cam の設置の様子。カメラ上部のプラスチックは雨よけとしてつけている

### III. 結果

#### 1. 個体判別の可否

実測値と推定値の比較の結果、4尖の場合には、高い精度で3次元モデリングによる構造の復元・頂点間の相対距離の推定が可能なが分かった。図4は、x軸に実測値をy軸に推定値をとり、各頂点間の相対距離をプロットしたものである。一部に推定誤差の大きい個体も見られるものの(MG03088など)、ほとんどの個体で非常に高い相関が得られていることが分かる。一方、3尖の場合には、正確なモデリングすることが困難であり、実測値と推定値の間ばらつきは非常に大きかった。判別分析の結果、4尖の場合には、得られた判別関数をもとに100%の確率で個体判別が可能であった。図5に誤差を含んだ推定値の判別関数値の散布図を示した。各個体の判別得点が集中しており、他の個体とオーバーラップがないことが分かる。

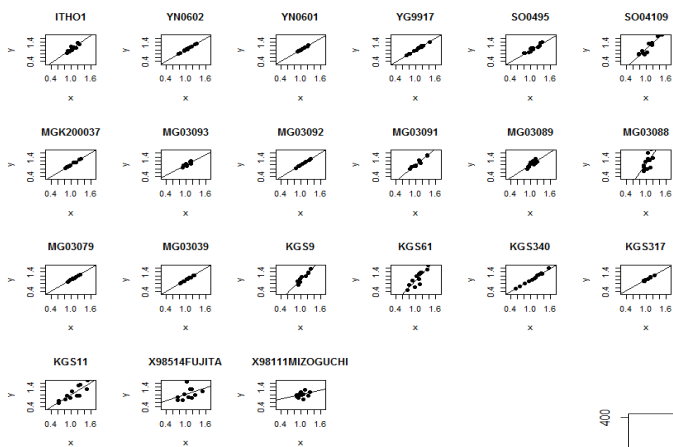


図5 学習データの判別関数得点の散布図。各数字が各個体を示す。個体ごとに点が集中しており、個体判別するうえで十分に小さい推定誤差であることが分かる。詳細は本文参照

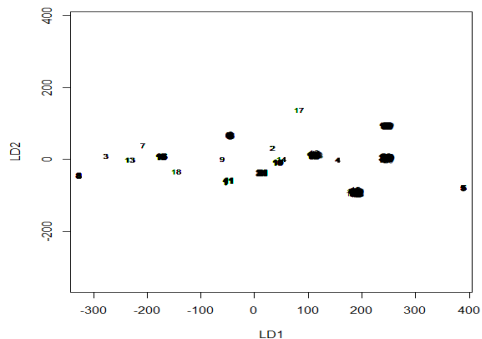
#### 2. シミュレーション結果

シミュレーションの結果、平均的に予測される誤差のもとでは、個体数が増えても誤判別はほとんど起こらないことが分かった。正答率は、20, 50, 100, 200, 500個体のもとで、それぞれ100%, 98.4%, 97.6%, 95.4%, 91.8%であった。

#### 3. フィールド調査

4尖の個体であれば、撮影された動画からもシカ角形状の計測が可能であることが確かめられた。4尖の有角個体の動画は、芦生研究林では12枚、秩父演習林では6枚が得られた。これらのうち、それぞれ5枚と4枚の動画では、3次元モデリングによる計測が可能であった。残りの動画は、シカ角の一部分しか映っておらずモデリングは出来なかった。両調査地とも、CR法を適用するのに十分な数のデータ数が集まらなかった。

図4 各頭骨における実測値(巻尺もしくはノギスで計測した値)と推定値(3次元モデリングによって算出した値)の関係。非常に高い一緻度を示していることが分かる



#### IV. 考察

本研究から、4 尖のシカ角をもつ個体であれば、単一の自動撮影カメラと 3 次元モデリング技術を用いて、個体判別が可能であることが確かめられた。推定値の精度は非常に高く、またシカ角の形状に十分に大きな個体変異が存在した。シミュレーション結果によれば 500 個体撮影された場合でも誤判別率はわずか 10 % 程度であった。ニホンジカは場所によっては非常に高密度になるが、4 尖個体が 500 個体以上撮影されることは考えにくい。野外で実際に撮影された動画からもシカ角の 3 次元モデリングに成功しており、本研究により確立された手法は、ニホンジカへの CR 法の適用を可能にする基礎技術になることが期待できる。

一方で、3 尖のシカ角の場合、3 次元モデリングが多くの場合うまくいかなかった。これは、3 次元モデリングに内在する理論的な問題というよりは、利用したソフトの実用上の制約によるものである可能性が高い。SurveyFromPhoto (SFP64) は、少なくとも 10 点の対応点を手動で指定する必要がある。4 尖のシカ角の場合、角の頂点だけで 8 点を指定できる。残りの 2 点は明瞭に写っている枝分かれの基部を選択すればよい。しかし、3 尖の場合、頂点は 6 点しかなく、10 点確保するためには 4 つの枝分かれ基部全てを利用しなければならない。しかし、枝分かれ基部は、正確に対応点を指定することがしばしば困難であった。原理的には、より少ない点数でも 3 次元モデリングは可能であり、不正確な対応点を指定せざるを得ない場合は、(数が少なくとも)角の頂点のみの情報を使って 3 次元モデリングした方がかえって精度は高くなる可能性もある。現在、R 言語でも 3 次元モデリングをするパッケージが開発されており、今後はより少ない対応点から必要な部位の計測が可能かどうかを検討する必要があると考えられ

る。

3 尖の場合の個体判別に課題は残されているものの、この制約はシカの密度推定を行ううえでは致命的な問題ではない。Jacobson et al. (1997) は、次のような方法でオジロジカの全個体数推定を行っている。まず、CR 法を用いて、目視による個体判別が可能な個体の密度推定を行う。次に、個体判別できた個体の撮影頻度と全個体の撮影頻度の比を算出する。先の推定密度とこの比を用いて、総個体数密度を算出する。同様の方法をとれば、本研究の手法を適用して、ニホンジカの総個体数を推定することも可能である。ただし、動物の撮影頻度は、その動物が自動撮影カメラに撮影される範囲(面積)とその動物の 1 日当たりの移動距離に依存するため (Rowcliffe et al. 2008)、性年齢カテゴリーによってこれらのパラメータが変われば、撮影頻度の比が密度の比と一致しないことになる。今後、3 尖個体を含めた個体判別手法を確立するとともに、オスジカの推定密度からどのようにして正確な総個体数を算出するかを検討していく必要があると考えられる。

本研究では、3 次元モデリングによるニホンジカの有角個体の個体判別手法の確立を行った。本手法に基づいて密度推定を行うためには、さらなる実用上の工夫も必要になるかもしれない。例えば、本研究では、残念ながら、秩父演習林でも芦生演習林でも密度推定に必要なオスジカの動画が得られなかった。これは、自動撮影カメラが各調査地に 20 台と少なかったことと同時に、オスジカ有角個体が撮影された場合も、シカの頭骨全体が写っているものが少なく、3 次元モデリングの材料として適さなかったという理由が挙げられる。オスジカの頭骨全体を様々な角度から撮影するためには、自動撮影カメラの前にベイトを設置するなど、さらなる手法の改良を行っていく必要があると考えら

れる。

## 謝辞

本調査を実施するにあたって多くの方にお世話になりました。東京大学秩父演習林および京都大学芦生研究林の関係者の方々には、調査許可を与えていただいただけでなく、調査が円滑に進むように援助を賜りました。とくに前・芦生研究林長の徳地直子教授、現・林長伊勢武史准教授に感謝申し上げます。また、東京大学総合研究博物館の遠藤秀紀教授、山田英佑研究員には、シカ角計測の際にお世話になりました。最後に、シカ角の計測やフィールドワークを熱心に行ってくれた日本大学生物資源科学部森林資源科学科森林動物学研究室獣班のメンバーにお礼申し上げます。

## 文献

- Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E. and Boutin, S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52: 675-685.
- Chandler, R.B. and Royle, J.A. 2013. Spatially explicit models for inference about density in unmarked or partially marked populations. *The Annals of Applied Statistics* 7: 936-954.
- Efford, M.G. 2011. Estimation of population density by spatially explicit capture-recapture analysis of data from area searches. *Ecology* 92: 2202-2207.
- Foster, R.J. and Harmsen, B.J. 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife management* 76: 224-236.
- 濱崎伸一郎・岸本真弓・坂田宏志 2007. ニホンジカの個体数管理にむけた密度指標 (区画法, 糞塊密度および目撃効率) の評価. *哺乳類科学* 47: 65-71.
- Jacobson, H.A., Kroll, J.C., Browning, R.W., Koerth, B.H. and Conway, M.H. 1997. Infrared-triggered cameras for censusing white-tailed deer. *Wildlife Society* 25: 557-562.
- Kaji, K., Saitoh, T., Uno, H., Matsuda, H. and Yamamura, K. 2010. Adaptive management of sika deer populations in Hokkaido, Japan: theory and practice. *Population Ecology* 52: 373-387.
- Karanth, K.U. and Nichols, J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852-2862.
- R Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>. downloaded in 2014.
- Rovero, F., Zimmermann, F., Berzi, D. and MEEK, P. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications. *Hystrix-Italian Journal of Mammalogy* 24: 148-156.
- Rowcliffe, J.M., Carbone, C., Kays, R., Kranstauber, B. and Jansen, P.A. 2012. Bias in estimating animal travel distance: the effect of sampling frequency. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 653-662.
- Rowcliffe, J.M., Field, J., Turvey, S.T. and Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45: 1228-1236.
- Swann, D.E., Hass, C.C., Dalton, D.C. and Wolf, S.A. 2004. Infrared-triggered cameras for detecting wildlife: an evaluation and review. *Wildlife Society Bulletin* 32: 357-365.
- Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: a review. *Biological Conservation* 142: 1922-1929.
- Takatsuki, S., Suzuki, K. and Suzuki, I. 1994. A mass-mortality of sika deer on Kinkazan Island, northern Japan. *Ecological Research* 9: 215-223.
- 竹内 亨・小林卓也・梨本 真 2012. 野生動物カメラトラップ法の高度化: 単一カメラ画像の3次元座標化による動物サイズ計測. 電力中央研究所報告・電力中央研究所環境科学研究所: 1-9.

## Establishing a method to estimate sika-deer density by 3-D modeling of male antler captured by camera-trap

NAKASHIMA Yoshihiro, SAMEJIMA Hiromitsu, IKEGAWA Rintaro  
and TAKAYANAGI Atsushi

Population of sika deer has been rapidly growing and is severely damaging forest ecosystems in Japan. To practice an proper management of sika-deer population to mitigate the damages, it is necessary to establish reliable and cost-efficient method to estimate the population density. However, such an ideal method has not been available. In this study, we established a novel technique to discriminate individuals of male sika-deer by 3-D modelling of the antler captured by camera-traps, and made it possible to apply capture-recapture model to male sika deer. We first measured the size of antler (distances of antler points) stored in the university of museum, the university of Tokyo. We then estimate the size by 3-D modelling of the antlers captured by camera in three directions. The comparison of the two measures showed that 3-D modelling can provide a reliable estimate of relative distances between antler points, as far as the antler has four points. We also confirmed the presence of large variations in the relative distances between antler points among individuals, indicating that it is possible to discriminate male individuals by using camera-traps and 3-D modellings. This technique can open up a possibility to obtain a reliable estimate of sika-deer density by camera-traps.

Key words: Animal population management, individual discrimination, antler, male deer



## 日本の干潟に生息するフトヘナタリ科およびウミナ科絶滅危惧種の生息地保全にむけての生態学調査および保全遺伝学的研究

日本の干潟のうみな類を保全する会

小澤智生<sup>1</sup>・吉崎和美<sup>2</sup>・井上恵介<sup>3</sup>・鈴木尊仁<sup>4</sup>・社本 学<sup>5</sup>

日本の内湾および河口域の自然環境の悪化・衰退により、内湾・河口干潟を生息場とするうみな類ではフトヘナタリ科全 8 種とウミナ科 4 種のうち 2 種が、現在では絶滅危惧種または準絶滅危惧種と評価されている。本研究では、絶滅危惧種うみな類集団の現況調査、および生息地保全に向けての候補地選定を目的として、日本の 12 の干潟でうみな類の生態学的調査を行ない、九州南西部から琉球列島の 6 干潟をうみな類の生息地保全の最重要域候補地に選出した。本調査で得られた多くのうみな類個体よりミトコンドリア COI 遺伝子の部分配列 649 塩基を決定し、これまでインドー西太平洋区から得られた同配列データを加えたデータセットに基づき、最小距離ネットワーク図を作成し、フトヘナタリ科うみな類集団の遺伝的多様性と分子分類学的検討を行った。最近得られた分子系統学的知見に、今回の DNA 分析結果を加え考察すると、日本のフトヘナタリ科うみな類は抜本的な分類学的改定がなされることが明らかになった。

キーワード：河口域、自然環境保全、ミトコンドリア・チトクロム C 酸化酵素 サブユニット I (COI) 遺伝子の塩基配列

### 1. はじめに

日本列島の内湾干潟には、うみな類 11 種（フトヘナタリ科 7 種、ウミナ科 4 種）が生息している。高度経済成長期以降の干潟の埋め立て、工業排水、農薬を含んだ農業排水、生活排水の流入による水質・底質の汚染、ダム取水による栄養塩類を含んだ河川水の流入量の減少などによる生息環境の劣化によって、フトヘナタリ科全 7 種が環境省レッドリストで絶滅危惧種または準絶滅危惧種に、またウミナ科では 1 種が絶滅危惧種に、1 種が準絶滅危惧種とされている（環境省自然環境局野生生物課 2010）。うみな類の危機的状況は都道府県が

出版しているレッドリストや生物保全関連の出版物などを通してかなりの人に理解されつつあるものの、その保全については行政レベルでも殆ど実行に移されていない状況にある。その理由としては、これらの種の地域集団の生態学的基礎資料が絶対的に不足していることや、保全計画を策定する上で重要な示針となる集団内・集団間の遺伝学的情報などの科学的情報が得られてこなかったがあげられる。

本研究課題の「うみな類」は、環境省が昨年 4 月に策定した「絶滅のおそれのある野生生物種の保全戦略」を実行する上で重要生物グループの 1 つであり、早急に保全の対策を講ず

1: サンカルロス大学芸術・科学学校生物学部 2: 天草自然研究会 3: 名古屋大学大学院環境学研究所 4: 愛知県立三河高等学校  
5: 愛知県立豊田市役所  
2015.12.1 受付 2017.6.20 公開



ることが望まれる。本研究ではウミナ類各種の地域集団の野外調査（分布地域の環境の現況，分布面積，集団の年齢構造や集団の総個体数推定など）により保全すべき健全な集団を選定すること，また DNA 分析に基づく集団内・集団間の遺伝的多様度の調査を行い，これらの絶滅危惧種を絶滅から救う上で砦となる遺伝子供給源となっている重要な集団を選定することを目的とした。さらに，今後の展開として，本研究での成果を提示し，日本のウミナ類の重要な生息地を厳格に保全するよう国や地方自治体に提言することをめざしたい。

## II. 野外調査とその結果

図 1 には，本研究期間内に会員が現地調査を行ない生態学的情報と DNA 分析試料を入手した干潟の地点，本研究が開始以前に会員が現地調査し DNA 分析試料を収集した干潟の地点，および会員以外がウミナ類を収集し，本研究の DNA 分析に提供していただいた干潟の地点が示されている。

### 1. 東海地方の干潟調査

2014 年 10 月から 12 月の大潮の干潮時，愛知県在住の会員により，伊勢湾・三河湾内の 2 干潟（愛知県豊橋市から田原市に分布する三河

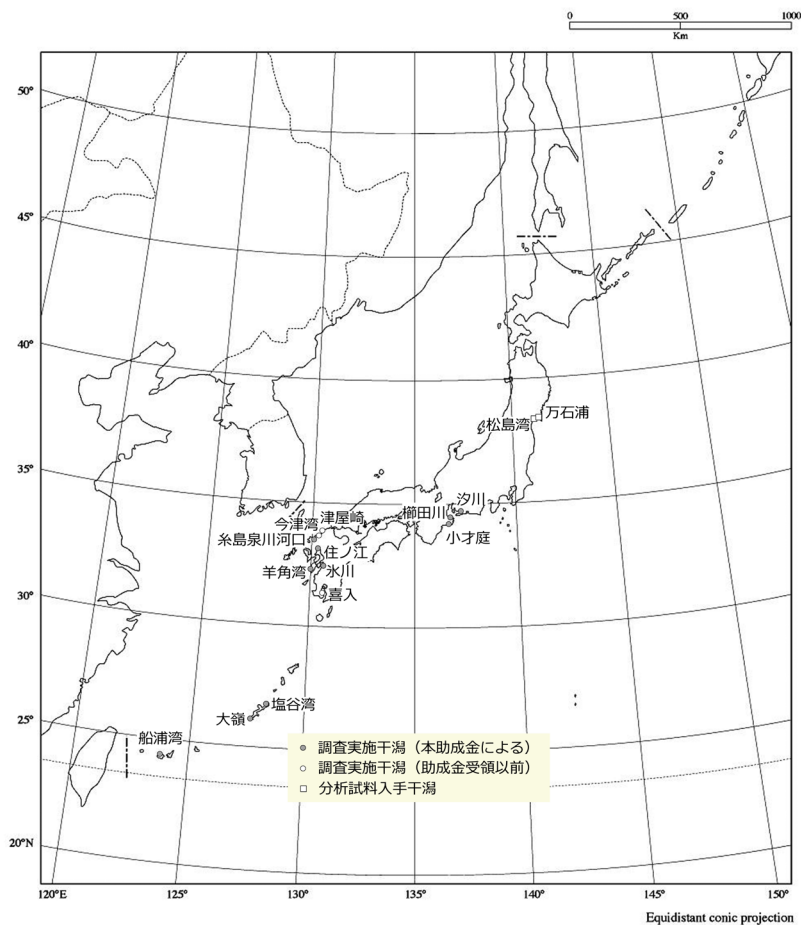


図 1 うみにな類の調査実施干潟および DNA 分析試料入手干潟。

湾汐川干潟，三重県松坂市櫛田川河口干潟（図2 下段右）および志摩半島英虞湾内の三重県志摩市小才庭干潟の現地調査（非定量的サンプリング）を行い，うみな類集団の現況調査とDNA分析試料の収集を行った。

汐川干潟の今回の調査では2002年～2004年までの調査で確認されていた絶滅危惧Ⅱ類イボウミニナと絶滅危惧Ⅱ種カワアイの生息（鈴木・井上・小澤2006）が全く確認できなかった。また，かつて干潟に幅広く高密度で分布していたヘナタリも干潟場での個体数が著しく減少し，護岸堤防下の底質上，陸域から淡水が流入する堰堤の切り込み部分の底質上に密集するなどの異常な分布をとっていた。櫛田川河口干潟では会員による2007年の調査までは普通に採集出来たカワアイが今回の調査では確認できなかった。本干潟におけるカワアイの消失，ヘナタリの激減は，河川の氾濫を防ぐため河口域をコンクリートで護岸し，流路の中心部にも小コンクリート壁を作り内部に岩石を詰めた鉄製のネットを敷き詰めるなどの工事を実施し，洪水時に砂泥を含んだ水を素早く排水できるように河川の流路改変を行った結果，洪

水時に多くの砂を含んだ泥水が流路を高速で下る際，カワアイの生息する軟泥，ヘナタリの生息する砂泥を湾内に押し流した結果によるものと判断された。このような工事は本河川に限らず行われている。カワアイならびにイボウミニナは伊勢湾・三河湾内では消滅または消滅の危機状況にあると考えられる。

## 2. 九州の干潟調査

1年で最大干潮が訪れる春の大潮期間にあたる2015年3月19日から3月23日にうみな類の保全上重要な九州の干潟（佐賀県糸島市加布里湾にそそぐ泉川河口干潟（図2 下段左），佐賀県小城市芦刈町六角川河口干潟（有明海北岸），熊本県天草市羊角湾干潟（図3）および熊本県八代郡氷川町氷川河口干潟（不知火海東岸）のうみな類集団の現況調査とDNA分析試料の採集を行った。

泉川河口干潟では河口域に広がる干潟の大部分が洪水時にもたらされた砂で覆われ有機物の乏しい砂質干潟で占められ，カワアイは河口付近の堰堤下に狭長に発達する小カキ礁が発達する泥質干潟，堰堤の脇に点在する大礫の間を埋める泥上に限り生息していた。またヘナタリは



図2 うみな類の調査をした干潟の景観。上段：西表島船浦湾干潟。上段右囲み：マングローブ林床に群生するキバウミニナ。下段左：福岡県糸島市泉川河口干潟。下段右：三重県松坂市櫛田川河口干潟



図3 熊本県天草下島，羊角湾の干潟調査の様子。上段：方形枠を使った定量調査のスナップ写真。下段左：天草自然研究会のメンバー。左端が，同会会長の吉崎和美氏。下段右：泥質干潟上の調査測線。沖合，350 m地点で調査中

カワアイの分布域より上流の堰堤に沿って小分布する背丈の低いヨシ原の周辺の砂泥底に局所分布していた。

佐賀県有明水産振興センター前の六角川河口干潟ではクロヘナタリとシマヘナタリ集団の現状調査を行った。クロヘナタリに関しては集団に新規加入した幼貝から老成個体までの年齢グループが認められ集団は健全であると判断された。一方シマヘナタリは確認されたほとんどが成貝、老成貝で個体数も少ないことから集団は危険な状態にあると判断された。

天草市羊角湾干潟では天草自然研究会会員の協力を得て、一町田川中流域のヨシ原と泥質干

潟上に 25 cm × 25 cm の方形枠を置きフトヘナタリ、ヘナタリ、カワアイ、ウミニナの分布と分布密度を調査した。一町田川河口南東部に広大に広がる久留干潟では沖合 350 m までの測線上 (図 4) に 50 m 間隔に採集地点を設定し各地点では 25 cm × 25 cm の方形枠を 2 か所に置き (採集面積 0.125 m<sup>2</sup>) ヘナタリ、カワアイ、ウミニナ、イボウミニナ、ホソウミニナの分布と個体数に関する定量的データを取得した。天草自然研究会 (吉崎・山下 2005) が 2005 年 4 月～8 月にはほぼ同じ測線上で行った定量調査結果と今回 (2015 年 3 月) の定量調査結果に基づくカワアイ、ヘナタリ、イボウミニナの

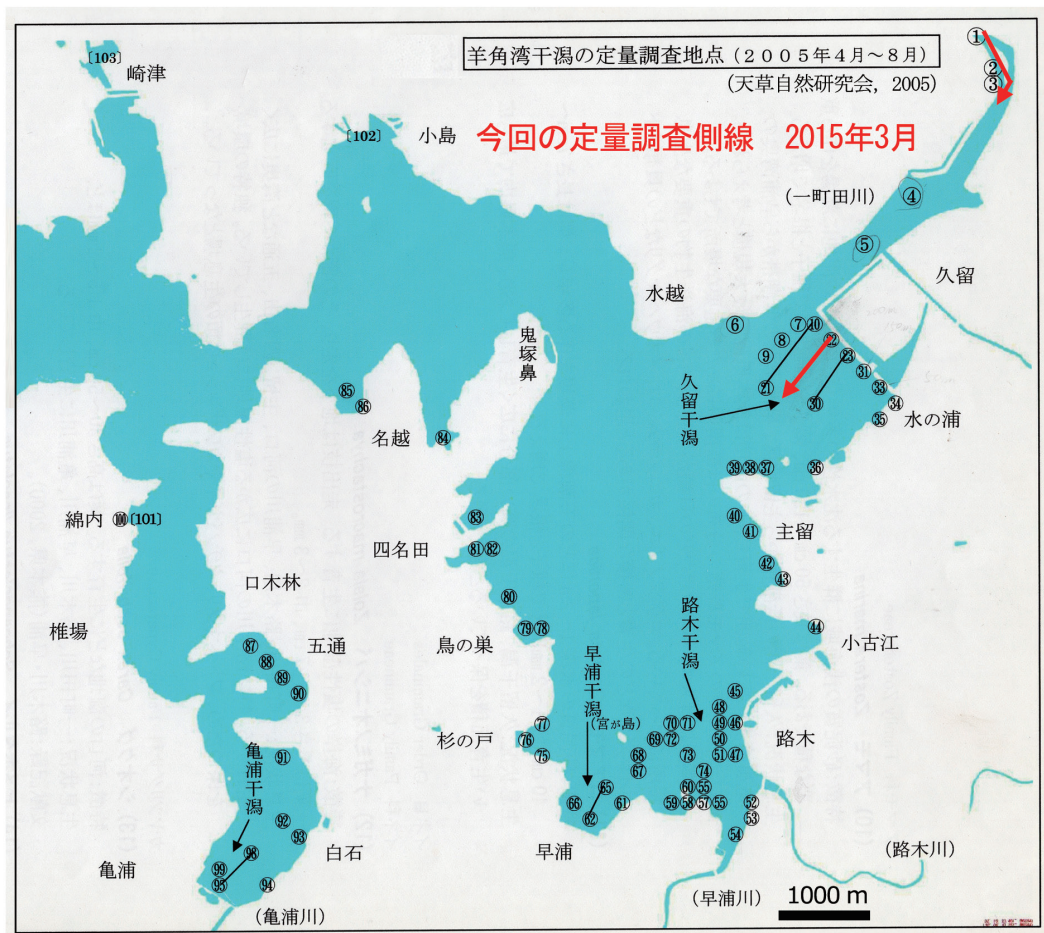


図 4 羊角湾における定量側線位置図 (2005 年と 2015 年)。



各調査地点での個体数が示されている（図5）。2005年の調査では岸側（堤側）から干潟の沖合に向かって、カワアイ、ヘナタリ、イボウミナナがそれぞれの種の出現個体数のモードを替えながら規則正しく分布していたが、今回の調査ではその規則性が乱れていた。その原因は、以前は岸側を泥質堆積物が占め、沖に向かって少しずつ砂質堆積物を増加させ、イボウミナナが多産する砂質堆積物の上にはアジモなどの海藻群落が発達していた環境から、近年の多雨と

くに豪雨のたびに一町田川の泥流の極細粒の堆積粒子が干潟の上に降り積もり干潟全体が泥質干潟に変化しつつあり、沖合のアジモ群落が衰退したことが挙げられる。考えられるもう一つの要因は、南の山地から久留干潟に流入していた路木川が上流に路木ダムが建設されたため流量が著しく減少し、干潟の泥質堆積物を湾口方向へ押し流す営力がなくなったことによると思われる。

干潟調査で得られたカワアイ、ヘナタリ個体をDNA分析試料に供した。クロヘナタリおよびシマヘナタリを除き、フトヘナタリ科およびウミナナ科の絶滅危惧・準絶滅危惧うみにな類のすべての種が広域に大集団を形成している羊角湾は日本のうみなな類の最重要保全地域の1つとなるであろう。

熊本県不知火海氷川河口干潟ではクロヘナタリ、シマヘナタリ、フトヘナタリ、ヘナタリ、カワアイ集団の分布調査を実施し、多くのDNA分析用試料を収集した。

氷川は八代平野の背後の九州山地に源流域を持ち河川勾配の大きな河川のため古来より平野部でたびたび氾濫を起こす暴れ川として知られていた。江戸時代初期から昭和時代にかけて順次行われてきた八代海の干拓事業の際、洪水による氾濫を防ぐため、干拓地には川幅400m以上に達する護岸堤が造られてきた。護岸堤に守られ安定した汽水環境が400年以上にわたり維持されてきた氷川河口には上流から河口、内湾へと、シマヘナタリ+クロヘナタリ群集（シマヘナタリはヨシ原のヨシの茎上とその根元に、ヨシの根元とヨシ原の周辺の泥底上にクロヘナタリが生息）（図6上段右、下段右）；シマヘナタリ+フトヘナタリ+クロヘナタリの群集；シマヘナタリ+フトヘナタリの群集；フトヘナタリ+ヘナタリ群集（フトヘナタリはヨシの茎・葉上とその根元に、ヘナタリはヨシ原の

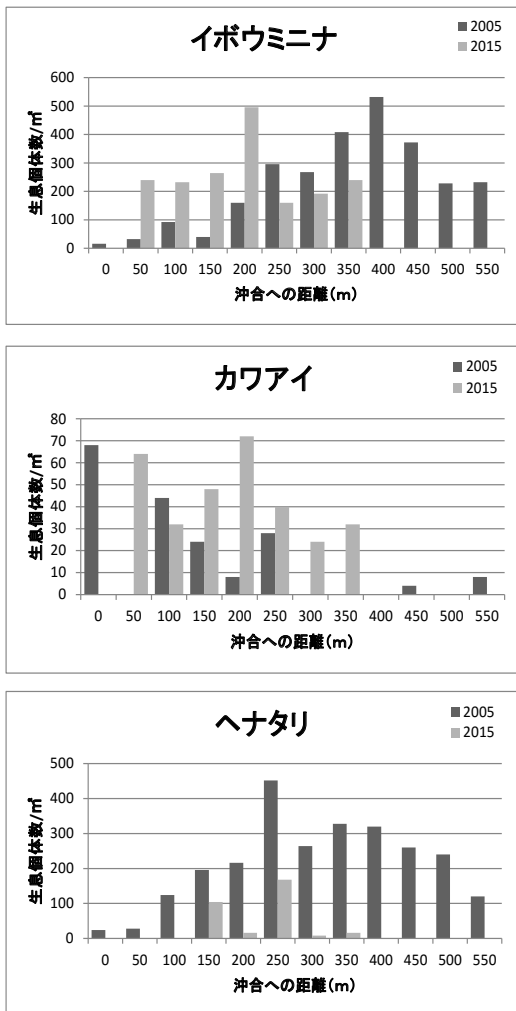


図5 羊角湾、久留干潟におけるうみなな類3種の分布と生息個体数の分布（2005年と2015年の定量的生息調査結果）。

周辺の砂泥底に生息；カワアイ群集（河口部の両岸の泥底にカワアイが生息（図6下段左）；ウミニナ+ホソウミニナ群集（河口部から不知火海の干潟）が分布する．絶滅危惧Ⅰ類のシマヘナタリ，クロヘナタリの集団の個体数が百万のオーダーと日本最大の集団であることに加え，絶滅危惧Ⅱ類のカワアイの集団も天草の羊角湾の集団に次ぐ大きな集団であることが調

査から明らかになった（図7）．同様のうみな類の分布は不知火海の北東端に流入する大野川河口域にも知られている．日本の絶滅危惧うみな類の大集団が健全かつ安全な生息環境で維持されている，氷川河口域，大野川河口域はうみな類の最重点生息地保全地域であると評価した．



図6 熊本県八代郡氷川町，氷川河口干潟の景観．  
上段左：広大に広がるヨシ原とその間にみられる泥質干潟．上段右：ヨシの茎上にあるシマヘナタリ．下段右：ヨシ原の周辺の泥底上に群生するクロヘナタリ．下段左：河口の泥底上に群生するカワアイ

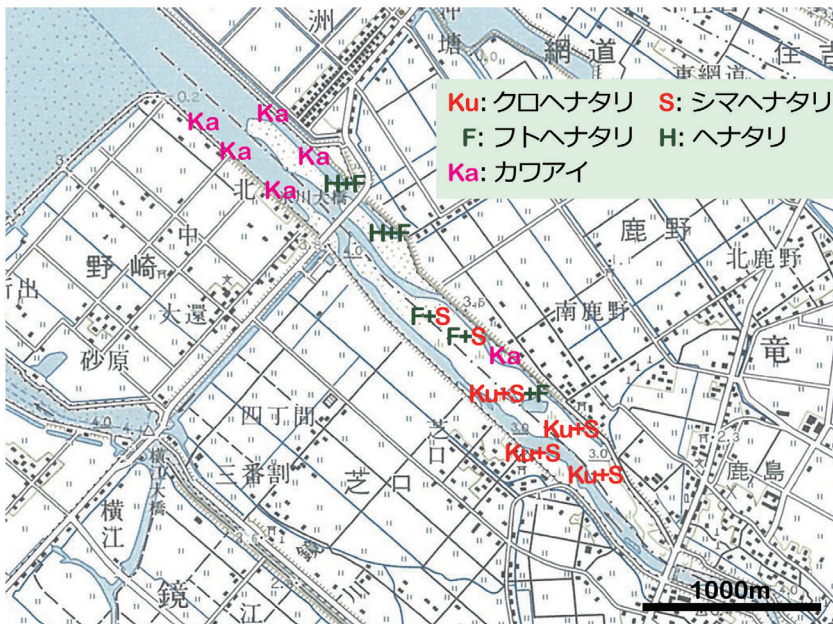


図7 熊本県不知火海氷川河口干潟におけるうみな類の生息現況図（吉崎の未公表資料に本研究の調査結果を加え作成）（国土地理院発行 5万分の1地形図「八代」使用）



### 3. 琉球列島の干潟調査

2015年4月19日に沖縄県豊見城市瀬長の大嶺干潟、国頭郡国頭村塩谷湾干潟および名護市大浦湾干潟のうみな類集団の現況調査とDNA分析試料の採集を行った。大嶺干潟ではカワアイ、ヘナタリ、イボウミニナのDNA分析試料を、塩谷湾干潟ではカワアイ、ヘナタリのDNA分析試料の採集を行った。

名護市大浦湾干潟(名和2008)では大浦川沿いのマングローブ林の林床、樹幹・樹根に付着したマドモチウミニナの生態写真、分布範囲の概査、DNA分析試料用の採集を行った。

4月20日から4月21日に沖縄県西表島船浦湾干潟(図2上段)の砂泥底に生息する”ヤエヤマヘナタリ“(日本では西表島と石垣島に生息しこれまでヘナタリとして扱われてきた種で新種(ここでは仮にヤエヤマヘナタリの和名を使用する)と干潟を取り巻くマングローブ林に生息する絶滅危惧II類キバウミニナ集団の現況調査を行った(図2上段右囲み)。船浦湾内の砂泥質干潟には近年まで多くの”ヤエヤマヘナタリ“が生息していたが(小澤未公表, 名和2009), 今回の調査では干潟上を砂質の底質が広く覆っており, 本種の個体数が激減していた。船浦湾ならびに高那の西方の小河川の河口干潟にて本種の分析試料を採集した。本種は西表島古見干潟, 仲良川河口干潟, また石垣島名蔵干潟にも多産する(名和2009)。一方, 船浦のマングローブ林床のキバウミニナ集団は以前の調査に比べ生息密度がより高く幼貝から老成個体までの年齢グループからなる健全な集団であることが再確認できた。

### 4. 最北のカワアイ集団のDNA分析試料入手

東日本大震災が南三陸と仙台湾沿岸の干潟と底生動物に与えた影響調査(鈴木2012)を行った鈴木孝男氏(東北大学生命科学研究科)より, 調査時に得られた宮城県万石浦干潟および松島

湾干潟(図1)のカワアイ各3個体を本研究のDNA分析試料として提供していただいた。

## III. DNA分析とその結果

### 1. 塩基配列決定

1) ロシュ・ダイアグノス社のDNA抽出キットを使って全DNAを抽出した後, 2) Ex taq ポリメラーゼを含むPCRキット(TAKARA バイオ製)の仕様に従い25  $\mu$ lスケールのPCR実験をおこなった。基質DNAとしては抽出した全DNA液の10倍希釈液1  $\mu$ lを用いた。3) 本研究では, ミトコンドリア・チトクロムC酸化酵素サブユニットI(COI)遺伝子の分部配列649塩基を増幅するユニバーサルプライマー・セットを用いWilliam and Ozawa(2006)のPCRプログラムにて, COI遺伝子649塩基対を増幅した。クロヘナタリ, シマヘナタリの軟組織には, PCR阻害物質である粘度の高いムコ多糖類を多量に含むため, 上記のプロトコールでは目的遺伝子を増幅することが出来なかった。そこでHuelskenほか(2011)のプロトコールに従い, 全DNA抽出液にCTAB緩衝液を用い加温しムコ多糖類を除去した液をPCRの基質DNAとした。4) PCR産物3  $\mu$ lを寒天ゲルを用いて電気泳動し目的DNAの増幅を確認後, PCR産物をロシュ・ダイアグノス社のDNA産物精製キットを用いて精製した後, 5) DNA濃度計を用いて精製液のDNA濃度を測定した。6) COI遺伝子649塩基対のシーケンスに必要なDNA量(15-60 ng(ナノグラム)/ $\mu$ l)を含むDNA精製物n  $\mu$ lにシーケンスプライマーとしてPCRに使用したL鎖(またはH鎖)のプライマー9.6 picomol(ピコモル)/ $\mu$ lを1  $\mu$ lを加え滅菌蒸留水で総容量21  $\mu$ lに調整し塩基配列決定のためのpre-mix液を作成, 300  $\mu$ lのマイクロチューブ, または96穴プレートのサンプルホールにpre-mix液を注入し, 塩基配列決定を業務とし

ている生化学会社（今回はユーロフィン ゲノミックス KK）に外部発注した。（7）発注先から送られてきた同一個体の COI 遺伝子領域の L 鎖、と H 鎖の塩基配列を DYNASIS (DNA software) を使って結合し、COI 遺伝子の部分配列 649 塩基を決定した。

本研究期間内に、日本列島の干潟から集められたカワアイ 53 個体、ヘナタリ 72 個体、“ヤエヤマヘナタリ” 8 個体、クロヘナタリ 19 個体、シマヘナタリ 3 個体、マドモチウミニナ 3 個体、キバウミニナ 3 個体、総計 161 から COI 遺伝子の部分配列（649 塩基対）を決定した。

## 2. COI 遺伝子の塩基配列に基づくうみにな類の種間ならびに集団内・種集団間の遺伝的構造の分析結果と日本産うみにな類の分類学的新知見

本研究で得られたヘナタリ、カワアイ、クロヘナタリの COI 遺伝子部分配列（649 塩基対）データに、これまで代表者（小澤）、会員（社本）、大英自然史博物館（David Reid 博士）が決定したそれぞれの種の配列データを加え、種ごとの NEXUS 形式ファイルを作成した。このファイルを最小距離ネットワーク（Minimum spanning network tree）を作成するソフトウェア Network 4.613(Fluxus Technology Ltd 1999-2015) (Bandelt, H., Forster, P., and Röhl, A. 1999) にインポートし最少距離ネットワークを作成し、付属ソフト Network Publisher で最小距離ネットワーク図を印刷した。

最小距離ネットワーク図とはハプロタイプ(4種類の塩基 (A, G, C, T) の配列の型のこと)の間を最小の突然変異で結合して出来上がる系統図である。同一の塩基配列は同じハプロタイプ（仮にハプロタイプ A）になり、この配列に突然変異が生じ塩基配列が 1 つ変化した場合は別のハプロタイプ B となり、ハプロタイプ B に一つの突然変異が生じるとハプロタイプ C

となる。このような突然変異の系譜を結んで作成される系統関係図(最小距離ネットワーク図)は、個体間、集団内・集団間の遺伝的距離・系統関係ならびに遺伝的多様性を知るうえで重要な図である。

図 8 にはクロヘナタリの 3 集団から得られた 19 個体（韓国黄海産 1 個体（黄色）、有明海六角川干潟産 10 個体（緑色）、不知火海氷川河口干潟産 8 個体（水色））から得られた COI 遺伝子の部分配列（649 塩基対）間の最小距離ネットワーク図が示されている。

円の大きさは個体数を表し最小の円が 1 個体、次に大きい円が 2 個体、次に大きい円が 3 個体で最大の円は 8 個体（有明海産 6 個体、不知火海産 1 個体、黄海産 1 個体で 8 個体が全く同一の塩基配列、すなわち同じハプロタイプである）を示す。ハプロタイプ間で生じた突然変異の数は線の長さで表現されている。全体の分析個体数が少ないため明確には言えないが、本ネットワーク図を見て、あえて解釈を加えると最大個体を含むハプロタイプが低海水準期に韓半島と北部九州の陸棚が接近した際、韓半島から北部九州へ到達したクロヘナタリの幼生が持っていた配列の可能性が高く、この DNA 塩基配列を基に 12 回の突然変異を介して図の下部にある不知火海の個体が持つ DNA 塩基配列が生じたと解釈ができる。

この図は更に、有明海と不知火海の集団間に遺伝子流動 (gene flow) がある (あった) ことを示しており、クロヘナタリの保全のためには有明海と不知火海の集団を共に保全することが重要であることを示している。

図 9 は本研究で決定した日本のヘナタリ 10 地域集団 77 個体から得た COI 遺伝子 649 塩基対のデータセットに、これまでに代表者らがインド洋から東南アジア、日本を含む東アジアのヘナタリ (*Cerithideopsisilla cingulata*) 集団

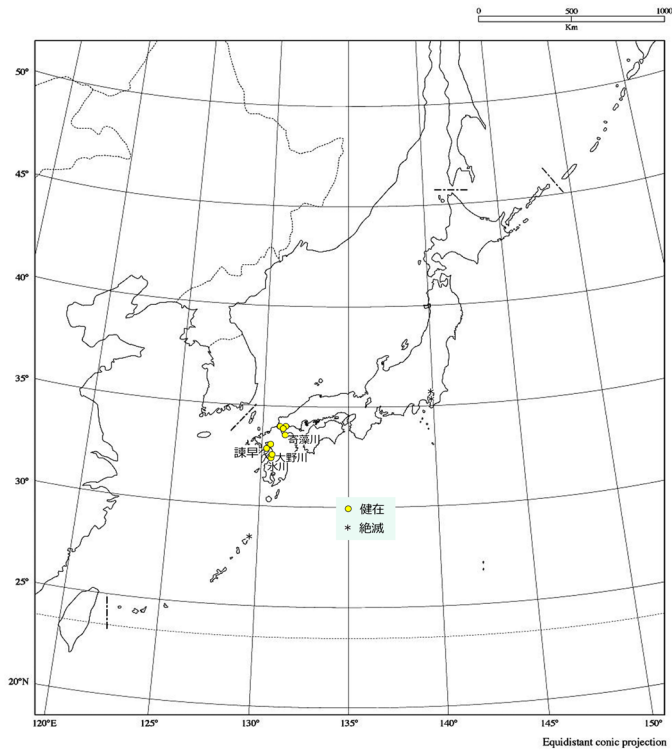


図8 クロヘナタリの最小距離ネットワーク図.

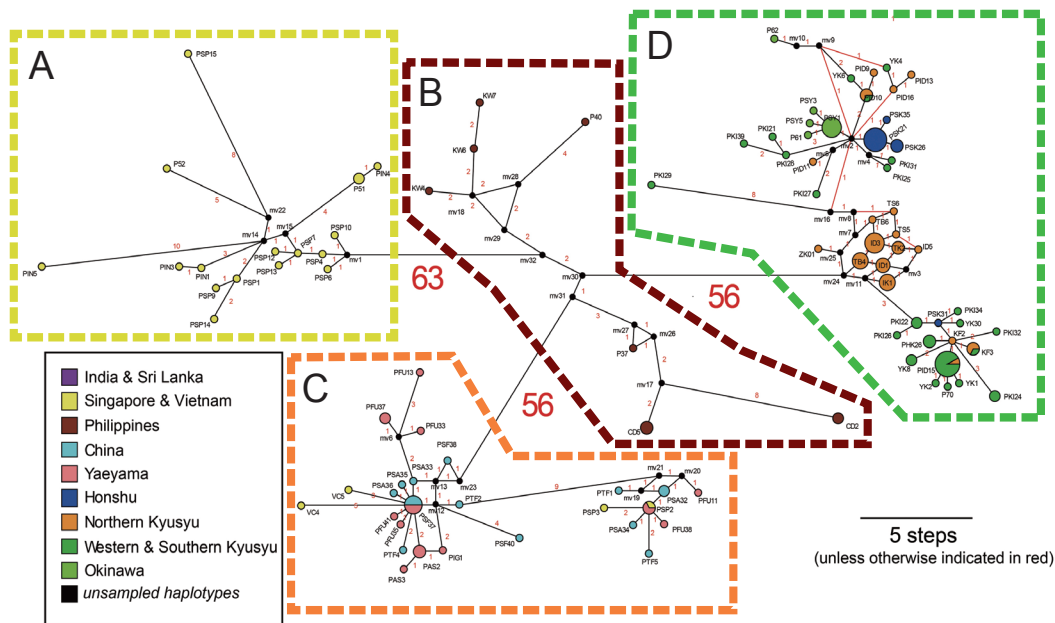


図9 ヘナタリの最小距離ネットワーク図。A：インド洋 - シンガポールに生息する“*Cerithideopsilla cingulata*”。B：フィリピンに生息する“ヘナタリ”。C：八重山, 南中国およびベトナムに生息する“ヤエヤマヘナタリ”（新種）。D：本州本土および沖縄, 韓半島南部に生息するヘナタリ（新種）

から取得した 90 個体の配列データを加えた合計 167 個体の塩基配列データセットで作成したヘナタリの最小距離ネットワーク図である。この図には、これまでヘナタリ (*Cerithideopsis cingulata*) 1 種として取り扱われてきたインド洋—西太平洋のヘナタリ集団には互いの分子距離（遺伝学的距離）が軟体動物で異種間で認められる距離を持つ 4 集団（インド洋からシンガポールに分布する集団、フィリピン群島の集団、ベトナム—中国南部—台湾—八重山に到るアジア大陸沿岸の集団、沖縄以北の九州、韓半島南部、瀬戸内海、四国、本州（現在の北限は浜名湖）の集団）が存在することが示されている。

*Cerithideopsis cingulata* の模式産地はインドであるので、インド洋の集団はこれまでの学名を使うことが出来るが、他の 3 集団は別の学名が必要となる。ヘナタリ（和名）は沖縄以北の日本本土の集団に与えられ、この集団に対し与えられた種名はこれまで *cingulata* 以外無いので新種となる。同様に、八重山諸島の集団を含む対アジア大陸沿岸のヘナタリとされてきた集団に与えられた学名が無いので八重山諸島産のヘナタリは新種となり、新和名が必要となる。本報告書では仮に“ヤエヤマヘナタリ”と呼称しておく（図 10）。

図 11 は本研究で決定した日本のカワイイ 8 地域集団 53 個体から得た COI 伝子 (649 塩基対)

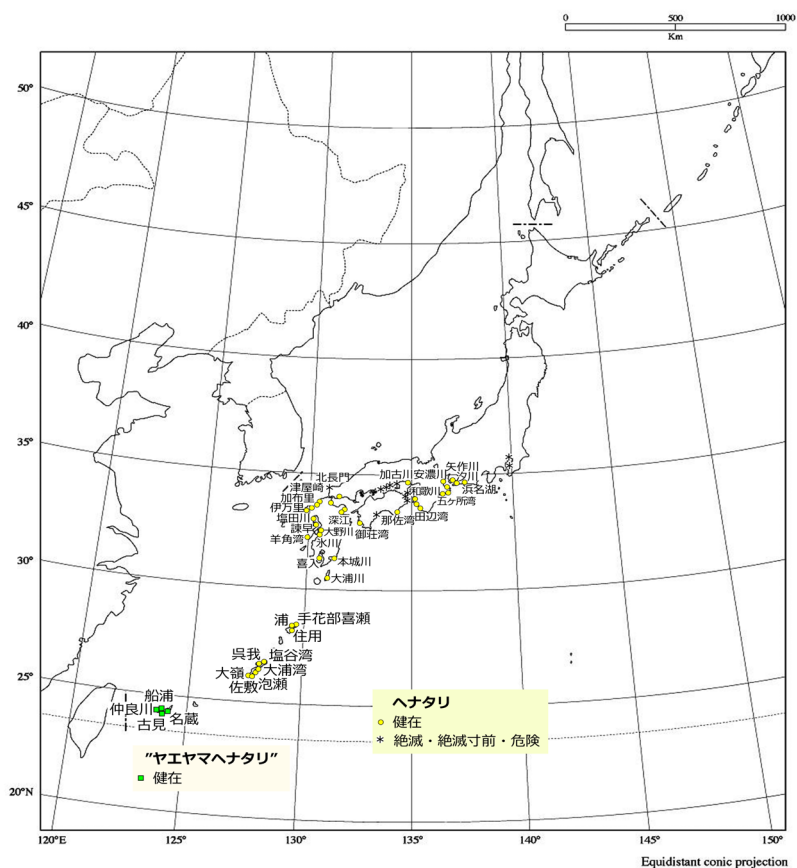


図 10 ヘナタリと“ヤエヤマヘナタリ”の分布とその現状。

のデータセットに、これまでに代表者らが東南アジア、アジア大陸沿岸、韓半島南部、日本列島のカワアイ (*Cerithideopsilla djajariensis*) 集団から取得した 49 個体の配列データを加えた合計 102 個体の塩基配列データセットで作成したカワアイの最小距離ネットワーク図である。これまで 1 種と考えられてきた日本から中国沿岸、東南アジアのカワアイにも互いの分子距離 (遺伝学的距離) が異種間の距離と評価できる 2 集団 (本州以南の日本列島 2 と韓半島南岸の集団、台湾、南中国、ベトナム、フィリッピン、インドネシアの集団) が存在する。本会代表者ら (Reid and Ozawa 印刷中) の研究によれば、これまで日本、韓国中国の研究者が使用してきたカワアイの学名 *Cerithideopsilla djajariensis* は東南アジアに現生する *Cerithideopsilla alata* 種群の鮮新世の化石種に付けられ学名であり、現生種には使用できない。日本列島から中国南部、ベトナムに分布するカワアイには *djajariensis*

以外の種名が無く新種となることが判明した。

図 11 の最小距離ネットワーク図で特筆すべきことは、日本のカワアイ集団は北限の宮城県から南限の九州、沖縄の集団までの大部分の個体は同一のハプロタイプであり、遺伝学的多様性が極めて乏しいことが分かる。集団の遺伝学的多様性の乏しさは集団の環境に対する適応力が少ないことを意味している。遺伝的多様性の高いヘナタリ集団は河口域の広域の汽水環境に、底質も砂質から泥質まで適応して生息しているのに対し、カワアイは河口部の水質が良好で表面に珪藻が付着した軟泥上に限り生息している。

1970 年代以降の日本の高度成長期の内湾河口域の埋め立てや水質・底質汚染などの環境劣化に対し、ヘナタリは適応力を発揮し少なからずの集団が維持され続けているのに対し、カワアイ集団は九州、沖縄を除き、本州、四国、瀬戸内海地域で多くの集団が消滅、あるいはきわ

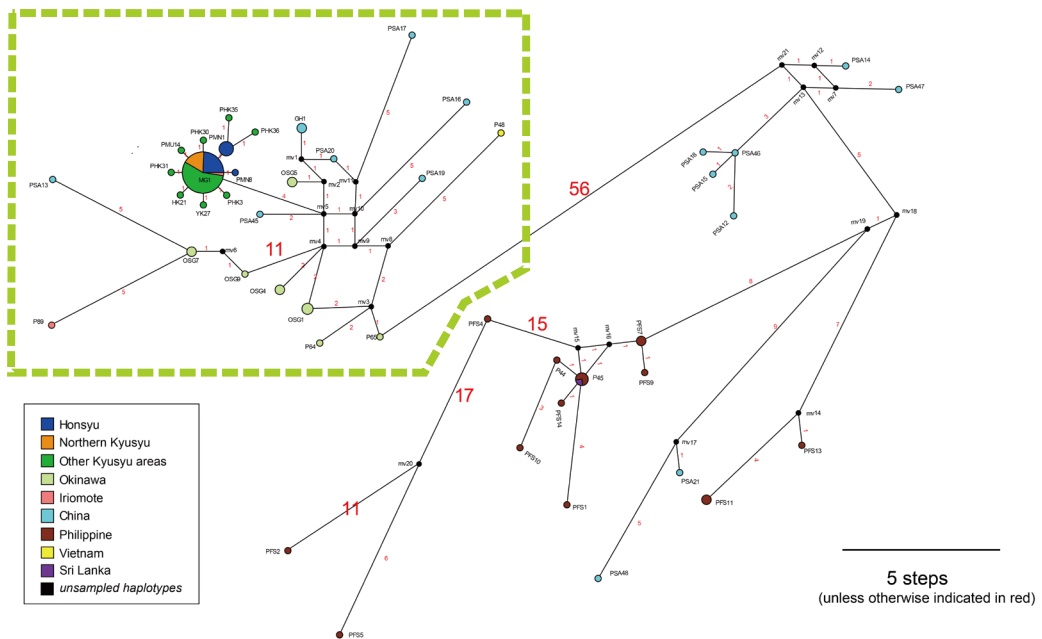


図 11 カワアイグループの最小距離ネットワーク図。カワアイ (破線囲み) は、琉球列島の集団をのぞき、本土のほとんどの集団は同じハプロタイプより成立していることに注目。破線の外側は、東南アジアのカワアイ近似種



めて危険状態にある (図 12). このことは, 遺伝的多様性が低く, 生息できる環境が限られていることに起因していると思われる. カワアイを保全するためには同種が生息できる健全なハビタット (生息地) を厳格に保全することである.

#### IV. 本研究のまとめ

##### 1. 日本のフトヘナタリ科の分類学的改定

本研究の代表者は過去 10 年以上にわたり, 大英自然史博物館動物部門軟体動物部長のデービッド リード博士をリーダーとする研究グループと世界のフトウミナ科およびウミナ科の分子系統学的研究を行ってきた。これらの研究では分子系統樹におけるクレード間の分子距離と生態学的隔離情報から種と認定できた種については種の標徴 (species diagnosis) として形態形質に加えミトコンドリア・チ

トクロム C 酸化酵素 サブユニット I (COI) 遺伝子の塩基配列を基とした DNA バーコードを示し種の定義をおこなっている (Ozawa, et al., 2009; Reid, et al., 2013; Ozawa, et al., 2015; 他).

これらの研究の結果と今回の研究結果から, 日本にはフトヘナタリ科 (Potamididae) 9 種が認められ, これまで 70 年以上使われてきた 7 種のうち 6 種についてはこれまでの学名 (scientific name) は改定する必要があることが明らかになった.

ここでは, これまでフトヘナタリ科で使用されてきた和名に対する学名に関しては, 公表した論文で改定された学名 (新種で未公表の種については, 属名 + n. sp. という形で) を次に示す.

日本産フトヘナタリ科 (Potamididae)

フトヘナタリ属 (*Cerithidae*)

フトヘナタリ *Cerithidea moerchii* (A. Adams, 1855) (これまでの学名: *C. rhizophorum* A.

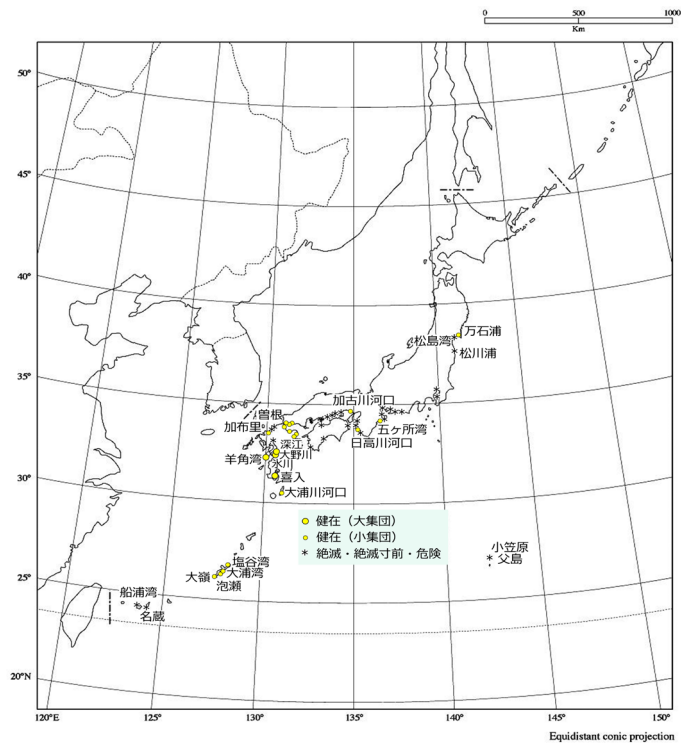


図 10 カワアイの分布とその現状.

(Adams,1855))

シマヘナタリ *Cerithidea tonkiniana* (Mabille, 1887, *C. ornata* Sowerby II 1855)

クロヘナタリ属 (*Cerithideopsis*)

ク ロ ヘ ナ タ リ *Cerithideopsis largillierti* (Philippi, 1848) (*Cerithidea largillierti* (Philippi, 1848))

ヘナタリ属 (*Cerithideopsilla*)

ヘ ナ タ リ *Cerithideopsilla* n. sp. A (*Cerithideopsilla cingulata* (Gmelin, 1791))

ヤエヤマヘナタリ *Cerithideopsilla* n. sp. B (*C. cingulata* (Gmelin, 1791))

カ ワ ア イ *Cerithideopsilla* n. sp. C (*Cerithideopsilla djadjariensis* (K.Martin,1899))

マドモチウミニナ属 (*Terebralia*)

マドモチウミニナ *Terebralia* n. sp. (*Terebralia sulcata* (Born,1778))

キバウミニナ *Terebralia palustris* (Linnaeus, 1767))

## 2. 生息地保全の最重点サイトの選出

本研究ならびにこれまでの本会会員の現地調査・集団の遺伝学的構造分析ならびに分類学的研究、および、これまでに出版された文献調査から、うみにな類の生息地保全の最重点サイトとして、熊本県八代郡氷川河口干潟、八代郡大野川河口干潟、熊本県天草市(天草下島)羊角湾干潟、沖縄県名護市大浦湾干潟、沖縄県八重山郡竹富町(西表島)船浦湾干潟、古見干潟などが挙げられる。

八代海に流入する氷川河口、大の川河口には、東アジア・日本の自然河川の汽水域における塩分濃度、底質、植生などの環境要素の変化に対応し存在していたと考えられるうみにな類の群集の垂直(帯状)分布が保存されている。それらは河口域の上流から河口、内湾へと、シマヘナタリ+クロヘナタリ群集(シマヘナタリはヨシ原のヨシの茎上とその根元に、ヨシの根

元とヨシ原の周辺の泥底上にクロヘナタリが生息);シマヘナタリ+フトヘナタリ+クロヘナタリ群集;フトヘナタリ+ヘナタリ群集(フトヘナタリはヨシの茎・葉上とその根元に、ヘナタリはヨシ原の周辺の砂泥底に生息);カワアイ群集(河口部の泥底にカワアイが生息);ウミニナ+ホソウミニナ群集(河口部から不知火海の干潟)がみられ、絶滅危惧Ⅰ類のシマヘナタリ、クロヘナタリ、絶滅危惧Ⅱ類のカワアイ、準絶滅種のフトヘナタリ、ヘナタリ集団の集団サイズも大きい。

天草市羊角湾干潟は良好な自然環境下にフトヘナタリ、ヘナタリ、カワアイ、ウミニナ、イボウミニナの健全な自然集団が認められ、各種の個体数も日本列島の干潟の中で群を抜いて大きいことから、うみにな類の保全上きわめて重要なエリアと言える。

沖縄県名護市大浦湾干潟のマドモチウミニナ集団は日本では沖縄島のみが生息する本種の集団の中で最大級であり、生息場のマングローブ環境が他の集団に比べ安定しているので大浦湾のマングローブ林の分布地を中心に本種の生息地を保全していく必要がある。沖縄県の西表島(八重山郡竹富町)の船浦湾干潟、古見干潟には日本で西表島および石垣島にのみ分布するキバウミニナ、および“ヤエヤマヘナタリ”が共に分布する大きな干潟であり、これらの干潟の保全は両種の保全上重要である。

## V. 今後なすべきこと

日本のうみにな類フトヘナタリ科(Potamididae)全種類が、絶滅危惧Ⅰ、Ⅱ類ならびに準絶滅危惧種である。また、ウミニナ科では4種の2種が絶滅危惧Ⅱ類、準絶滅種とされている。

本研究会会員が主体となって進めてきた最近の分子系統学的研究によって、日本のフトヘナ

タリ科うみにな類 8 種については生物分類学的に属名・種名（そのうち 3 種が新種）の大改訂がなされている。今後のうみにな類の保全に関しては、新しい分類名のもとにレッドデータブックの作成、生息地保全の策定等がなされるべきである。

また、日本のうみにな類の生息地保全の最重要サイトとして、熊本県八代郡氷川河口干潟、堂八代郡大野川河口干潟、熊本県天草市（天草下島）羊角湾干潟、沖縄県名護市大浦湾干潟、沖縄県八重山郡竹富町（西表島）船浦湾干潟、古見干潟などが挙げられる。これらの地域保全は環境省ならびに地方自治体が主体となり、民間の保全団体、地元民の協力を得て実行されるべきと提言したい。

## 謝辞

本研究を行うに当たり、名古屋大学大学院環境学研究科林 誠司講師からは、同氏が管理する DNA 実験室の使用許可、実験技術についてのご教授、最小距離ネットワーク図の作成など多面にわたりご支援をいただいた。荒生昌哉氏（愛知県一宮在住）には DNA 実験ならびに DNA データ解析の補助者として多くの時間を割いていただいた。

東北大学生命科学研究科鈴木孝男氏からは東日本大震災後の仙台湾沿岸の干潟の底生動物の現況調査で採集した貴重なカワアイ標本を本研究の DNA 分析試料として提供していただいた。天草自然研究会の若田 博氏、嶽本京一氏、笠井洋子氏、松下光宏氏には羊角湾の干潟調査で多大なご支援をいただいた。同会の吉崎優紀子氏には干潟の定量調査で採集された貝類の種分けを行っていただいた。中村健治氏（西表島上原在住）には西表島の干潟調査に協力していただいた。以上の方々に心からの御礼を申し上げます。

## 文献

- Bandelt, H.J., Forster, P. and Röhl, A. 1999. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 16:37-48.
- 福田 宏 1992. 瀬戸内海産海生、汽水生貝類. 三時輝久編「概説山口県の貝類」. 3-14. 山口県立山口博物館.
- Fukuda, H. 1994. Marine Gastropoda (Mollusca) of the Ogasawara (Bonin) Islands. Part2: Neogastropoda, Heterobranchia and fossil species, with faunal accounts. *Ogasawara Research* 20:1-126.
- Huelsken, T., Schreiber, S. and Hollmann, M. 2011. COI amplification success from mucus-rich marine gastropods (Gastropoda: Naticidae) depends on DNA extraction method and preserving agent. *Mitteilungen der deutschen malakozoologischen Gesellschaft* 85:17-26.
- 環境省自然環境局生物多様性センター 2007. 「第7回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査（干潟調査）報告書」: 344.
- 環境省自然環境局野生生物課 2010. 「改定レッドリスト付属説明資料 貝類」: 64.
- 木村昭一・木村妙子 1999. 三河湾および伊勢湾河口域におけるアシ原湿地の腹足類相. *日本ベントス学会誌* 54: 44-56.
- 日本ベントス学会編 2012. 「干潟の絶滅危惧動物図鑑 - 海岸ベントスのレッドデータブック」東海大学出版会: 285.
- 名和 純 2008. 琉球列島の干潟貝類相 (1) 奄美諸島. 「西宮市貝類館研究報告 No. 5」: 42.
- 名和 純 2009. 琉球列島の干潟貝類相 (2) 沖縄および宮古・八重山諸島. 「西宮市貝類館研究報告, No. 5, 81.
- 西川輝昭・木村妙子 2007. 第3章 海域ごとの生物相と干潟の現状・過去との比較. 浜名湖(いかり瀬干潟). 「環境省自然環境局生物多様性センター 第7回自然環境保全基礎調査浅海域生態系調査（干潟調査）報告書」: 57-60.
- 岡本正豊 1995a. クロヘナタリガイ. 「日本の希少な野生生物に関する基礎試料 (II)」. 79-82, 図版 - 15. 日本水産資源保護協会.
- 岡本正豊 1995b. シマヘナタリガイ. 「日本の希少な野生生物に関する基礎試料 (II)」. 83-87, 図版 - 16.

- 日本水産資源保護協会.
- Ozawa, T., Köhler, F., Reid, D. G. and Glaubrecht, M. 2009. Tethyan relicts on continental coastlines of the northwestern Pacific Ocean and Australasia: molecular phylogeny and fossil record of batillariid gastropods (Caenogastropoda, Cerithioidea). *Zoologica Scripta* 38:503–525.
- Ozawa, T., Wei, Y., Fu, C., Claremont, M., Smith, L. and Reid, D.G. 2015. Allopatry and overlap in a clade of snails from mangroves and mud flats in the Indo-West Pacific and Mediterranean (Gastropoda: Potamididae: Cerithiopsilla). *Biological Journal of the Linnean Society* 114:212-228.
- ブレック研究所 2014. 平成 24 年度 東日本大震災による東北地方太平洋沿岸地域自然環境情報点検等業務報告書. In: 「三陸と仙台湾沿る東北地方太平洋沿岸地域自然環境情報点検等業務報告書」: 19.
- Reid, D. G. 2014. The genus *Cerithidea* Swainson, 1840 (Gastropoda: Potamididae) in the Indo-West Pacific region. *Zootaxa* 3775 :1-64. Magnolia Press, Auckland, New Zealand.
- Reid, D.G., Dyal, P., Lozouet, P., Glaubrecht, M. and S.T. Williams 2008. Mudwhelks and mangroves: The evolutionary history of an ecological association (Gastropoda: Potamididae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 47:680–699.
- Reid, D.G., Claremont, M., Smith, L., Shamoto, M., Glaubrecht, M. and T. Ozawa, T. 2013. Mosaics in the mangroves: allopatric diversification of tree-climbing mudwhelks (Gastropoda: Potamididae: Cerithidea) in the Indo-West Pacific. *Biological Journal of the Linnean Society* 110:564–580.
- 世界自然保護基金日本委員会 1996. 特集：日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状. WWW Japan サイエンスレポート 3 : 182.
- 鈴木尊仁・井上恵介・小澤智生 2006. 伊勢湾・三河湾における 1960 年代以降の環境劣化と潮間帯軟体動物相の変化. *名大博物館報* 22 : 31-64.
- 鈴木孝男 2012. 東日本大震災が南三陸と仙台湾沿岸の干潟と底生生物に与えた影響. 「東日本大震災による沿岸湿地への影響」. 3-18, 仙台湾の水鳥を守る会.
- 和田恵次・西平守孝・風呂田利夫・野島 哲・山西良平・西川輝昭・五嶋聖治・鈴木孝男・加藤 真・島村賢正・福田 宏 1996. 日本における干潟海岸とそこに生息する底生生物の現状. *WWF Japan サイエンスレポート* 3 : 1-182.
- Williams, S.T. and Ozawa, T. 2006. Molecular phylogeny suggests polyphyly of both the turban shells (family Turbinidae) and the superfamily Trochoidea (Mollusca: Vetigastropoda). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 39:33-51.
- 山下博由 2004. 不知火海の貝類相と生物地理学的特性. *化石*, 76 : 107-121.
- 吉崎和美・山下博由 2005. 「熊本県天草・羊角湾の貝類と主要な生物相について 第二報」. 80. 天草自然研究会発行.

## 追記

本成果報告書原稿送付後に、本文 73 ページに記したヘナタリ属の属名および新種の学名・和名が以下のように確定したので紹介する(カッコ内は本文 73 ページの記述)。

ヘナタリ属 (*Pirenella*) (= *Cerithiopsilla*)

ヘナタリ *Pirenella nipponica* Ozawa and Reid, 2016 (= *Cerithiopsilla* n. sp. A)

ヤエヤマヘナタリ *Pirenella asiatica* Ozawa and Reid, 2016 (= *Cerithiopsilla* n. sp. B)

カワアイ *Pirenella pupiformis* Ozawa and Reid, 2016 (= *Cerithiopsilla* n. sp. C)

## 参考文献

- Reid, D.G. and Ozawa, T. 2016. The genus *Pirenella* Gray, 1847 (= *Cerithiopsilla* Thiele, 1929) (Gastropoda: Potamididae) in the Indo-West Pacific region and Mediterranean Sea. *Zootaxa* 4076: 001-091, Magnolia Press
- 小澤智生 2017. 最近行なわれたフトヘナタリ科(新生腹足亜綱: オニノツノガイ上科)の分類学的改定 - 特に日本近海産の構成種の改定に関連して. *日本貝類学会研究連絡誌 ちりぼたん Chiribotan* 47(1)印刷中.

25th Pro Natura Fund Domestic Research

## Ecological investigation and conservation genetic study of threatened Potamidae and Batillariidae snails in Japanese tidal flats: proposal for habitat conservation areas

OZAWA Tomowo, YOSHIZAKI Kazumi, INOUE Keisuke,  
SUZUKI Takahito and SHAMOTO Manabu

The rapid economic growth in Japan since 1960's has led to degradation of its natural environment, specifically in the estuaries and bays. The extensive pressure on these habitats have affected the deterioration in water and sediment quality. In addition, there has been extensive habitat loss due to development and foreshore reclamation where many were used as industrial, farmland, and river reconstruction areas. All eight species of the Potamididae and two Batillariid species also appear to have declined in the intertidal flats of the estuaries and bays. In this study, ecological investigation is implemented at twelve intertidal flats in Japan in order to know the present condition of the populations of these native species and to propose areas for habitat conservation for the threatened Potamidid and Batillariid species.

A number of mitochondrial COI gene sequences were determined from the specimens of the Potamidid species to elucidate intra- and inter-populational genetic diversity of the species. The minimum spanning network analyses based on 649 base-paired COI sequences obtained in this and previous studies revealed that most of scientific names of the Potamididae in Japan are to be revised. As candidates for areas of habitat conservation of Japanese potamidid and batillariid species, we made a careful choice of the following six areas, namely, tidal flats in Yokaku Bay, Amakusa City, Kumamoto Prefecture; estuaries of Hikawa and Ohno rivers, Yatsushiro-gun, Kumamoto Prefecture; mangrove areas in the estuary of Ohura-gawa, Nago City, Okinawa Island and Funaura-wan and Komi tidal flats, Iriomote Island, Okinawa Prefecture.

Key words: estuary, conservation of natural environments, mitochondrial COI gene sequence, minimum spanning network, taxonomic revision of the Potamididae



## 絶滅が危惧され、アリの巣に寄生するチョウ，日本産ゴマシジミの寄主アリ特異性の検証

チョウ・アリ生物間相互作用研究グループ

上田昇平<sup>1,2</sup>・坂本洋典<sup>3,4</sup>・市野隆雄<sup>1,5</sup>

ゴマシジミ属のチョウは幼虫期をアリの巣内で過ごすという特殊な生態を持ち、絶滅危惧生物のフラッグシップとして世界的に注目を集めている。イギリスにおけるゴマシジミの絶滅の主要因は生息地から特定の寄主アリ種が激減したことであるとされており、本属の保全には寄主アリ特異性の検証が欠かせない。これまで日本産ゴマシジミの寄主アリはシワクシケアリとされてきたが、我々は DNA を用いた研究から、本アリ種が形態で判別不可能な 4 つの隠べい種を含むことを明らかにした。本研究では、日本産ゴマシジミの寄主アリ特異性を検証し、ゴマシジミの寄主アリがひとつのクシケアリ隠べい種（ハラクシケアリ）であることを明らかにした。本研究の成果は、日本産ゴマシジミが単一種のアリに特化していることを強く示唆するものであり、種特異的なアリ種の保全がゴマシジミ属の復活につながるという具体的な保全策を提示する。

キーワード:好蟻性昆虫, クシケアリ属, ゴマシジミ属, 種間相互作用, 分子系統解析, DNA バーコーディング

### 1. 好蟻性昆虫ゴマシジミ属

アジア・ヨーロッパに広く分布するゴマシジミ属 *Phengaris* は、すべての種がアリと密接な関わりを持つ昆虫（好蟻性昆虫）である（丸山ほか 2013）。ゴマシジミ属の若齢幼虫は特定の寄主植物（シソ科，バラ科もしくはリンドウ科の特定種）の花序のみを食べるが、4 齢幼虫になると食草を降りて、寄主であるクシケアリ属 *Myrmica* の働きアリを化学擬態で騙し、巣内へと持ち帰らせる（Thomas et al. 1989, Akino et al. 1999, Als et al. 2004）。アリの巣内はその巣に住むアリによって強固に守られており、もし他の生物がアリに攻撃されることなく巣内に侵入することができれば、その場所は天敵不在の安全

な隠れ家となる（Kistner 1979）。

寄主アリの巣内に侵入したゴマシジミ幼虫は、寄主アリのコロニーの資源を搾取し、成長していく訳だが（図 1）、その寄生様式には 2



図 1 シワクシケアリ幼虫を捕食するオオゴマシジミ幼虫（撮影：小松貴）。

1: 信州大学理学部生物科学科 2: 大阪府立大学大学院生命環境科学研究科 3: 玉川大学脳科学研究所 4: 茨城大学農学部  
5: 信州大学山岳科学研究所  
2015.12.1 受付 2017.6.20 公開

つの戦略がある (Thomas and Elmes 1998). それは寄主アリの巣内でアリ幼虫や蛹を食べる「捕食型」と寄主アリ巣内でワーカーに餌をもらう「カッコウ型」だ (Thomas and Wardlaw 1992, Thomas et al. 1998). 日本に分布するゴマシジミ *P. teleius* は「捕食型」である一方、ヨーロッパに分布するアリオンゴマシジミ *P. alcon* やレベリーゴマシジミ *P. rebeli* は「カッコウ型」である. いずれの「型」でも、チョウ幼虫は、バイオマスの 98 % 以上をアリの巣内において獲得しており、アリの巣内へ寄生しなければ生育することができない絶対寄生者である (Elmes et al. 2001).

## II. ゴマシジミ属・クシケアリ属の寄主特異性

ゴマシジミ属の寄主植物・寄主アリに対する特異性は高く、どちらか一方の寄主が欠けただけで発生は不可能となる. このような特殊な寄主依存性を持つ種の例に漏れず、ゴマシジミ属は世界各地で絶滅危惧種となっている (Wynhoff 1998). 直近の環境省レッドリストにおいて、日本産ゴマシジミは亜種ごとに準絶滅危惧から絶滅危惧 IA 類に指定されている (環境省 2012).

絶滅が危惧されるゴマシジミ属の保全戦略を決定する上で、寄主アリ種の特定は必須となる. なぜなら、日本と同じ島国であるイギリスにおいて絶滅したアリオンゴマシジミの絶滅要因が「種特異的な寄主アリ種が、近縁な他種アリによって生息地を乗っ取られることによって激滅した」からだと考えられているからである (Thomas et al. 1989, Thomas et al. 2009). 1980 年代以前、ゴマシジミ属の幼虫は、クシケアリ属であればどの種でも寄生・生育が可能であると考えられてきた (Cottrell 1984). しかし、トーマスらは、ヨーロッパ全域のゴマシジミ産地において、クシケアリ属 8 種とゴマシジミ属 5 種

の寄主特異性を網羅的に調査し、ゴマシジミ属とクシケアリ属は 1 種対 1 種の種特異的な関係を結ぶことを発見した (Thomas et al. 1989). 例えば、アリの巣内におけるアリオンゴマシジミ幼虫の生存率は *M. sabuleti* と *M. scabrinodis* の間で異なり、前者では平均 15 %, 後者では平均 2 % であった. すなわち、アリオンゴマシジミの主要な寄主は *M. sabuleti* であり、近縁種の *M. scabrinodis* の巣内では生育が難しかったのである.

従来の形態分類を用いた研究において、日本産ゴマシジミ属の寄主アリ種はシワクシケアリ *M. kotokui* とされてきた (山口 1988, 平賀 2003, 白水 2006, 丸山ほか 2013). しかし、近年の研究によって、ゴマシジミの寄主アリは、種レベルだけでなく DNA レベルでの再検証が必須であることが判明した. なぜなら、これまで単一種とされてきたシワクシケアリは、DNA を用いた分類により、働きアリの形態差が見いだせない 4 つの遺伝的隠蔽系統 (L1 ~ L4) に分化することが明らかになったからである (Ueda et al. 2012). また、これらのアリ系統は生息環境と営巣場所が異なることが明らかになっており (Ueda et al. 2013), 草原性のゴマシジミは特定のアリ系統を寄主とする可能性がある. 本研究では、真の寄主アリをこれらの 4 系統から特定するために、ゴマシジミの生息地において、シワクシケアリのコロニーの探索を行い、それぞれの生息地におけるアリ系統の頻度を DNA バーコーディングにより明らかにし、実際にチョウ幼虫が寄生していたアリ系統を決定した.

## III. 日本産ゴマシジミ幼虫のシワクシケアリに対する寄生率

ゴマシジミの採集では、それぞれが 100 km 以上離れた 4 つの生息地 (A ~ D) において、

半径約 100 m の範囲でシワクシケアリのコロニーを探索した。保全の観点から具体的な採集地は書かないが、これらの地域では比較的安定したチョウ個体群が維持されている。それぞれの地域に分布するクシケアリ属はシワクシケアリのみであり、同所的に分布する可能性がある同属のエゾクシケアリ、ツボクシケアリなどはみられなかった。ゴマシジミの生息地 (A ~ D) において、シワクシケアリは湿性草原の土の中に営巣していた。巣口の周り半径 1 m 程度の範囲の周りから中心に向かって掘り進み、巢内にゴマシジミ幼虫が寄生しているか否かを調査した。アリコロニーが存続できるように、DNA 解析用のサンプル以外はその場に残した。A 地域では 29 個、B 地域では 14 個のコロニーを調査し、それぞれ 3 個、1 個のコロニーからゴマシジミの幼虫を発見した (表 1)。C 地域では 18 個、D 地域では 11 個のコロニーを調査したが、ゴマシジミ幼虫は発見できなかった (表 1)。ゴマシジミのシワクシケアリに対する寄生率は 5.5 % であり、ヨーロッパにおけるゴマシジミのクシケアリ属に対する寄生率 14.9 % (ポーランドとフランス) (Thomas et al. 1989) と 7.6 ~ 14 % (ポーランド) (Witek et al. 2010) よりも低い。この寄生率の低さは、日本におけるゴマシジミの地域あたりの個体数の少なさを表す可能性がある。しかし、本研究では、保

全の観点から、コロニーを壊滅させるような調査はおこなっていないため、本研究で得られた寄生率は過小評価かもしれない。

#### IV. アリの DNA バーコーディング

シワクシケアリのコロニー調査の際、DNA 解析用サンプルとして、コロニーあたり 10 ~ 20 個体の働きアリを 99.5 % エタノールで保存した。これらの標本は大阪府立大学・環境動物昆虫学グループに保存されている。DNeasy® blood tissue kit (キアゲン社) を用いて、1 個体のアリから DNA 抽出をおこなった。そして、Takara Ex Taq® (タカラ社) を用いて、ミトコンドリア DNA のチトクロームオキシダーゼ I 遺伝子 (COI) の一部を PCR 法により増幅した。プライマーは、MyrCOI-F1 (5'-TA GGR TCR CCT GAT ATA GC-3') および MyrCOI-R1 (5'-CC AGG TAY YAT TAA AAT ATA AAC TTC-3') を使用した (Ueda et al. 2013)。得られた DNA 断片は ExoStar® (GE ヘルスケアサイエンス社) を用いて精製した後、BigDye® Terminator version 1.1 Cycle Sequencing Kit (アプライドバイオシステムズ社) を用いて、サイクルシーケンシング反応をおこなった。シーケンシング反応物は 3130 Genetic Analyzer (アプライドバイオシステムズ社) を用いて電気泳動をおこない、塩基配列を決定した。

表 1 日本産ゴマシジミの寄主アリ特異性。日本産ゴマシジミの生息地 (A - D) におけるシワクシケアリ系統の頻度とチョウ幼虫が実際に寄生していたアリ巢数。アリ系統はミトコンドリアの COI 遺伝子を用いた DNA バーコーディングによって決定した

種	調査地域	掘り返したアリの巢数	アリ系統			チョウ幼虫が寄生していた巢数	寄生された巢のアリ系統		
			L1	L2	L3		L1	L2	L3
ゴマシジミ	A	29	1 (3.4%)	25 (86.2%)	3 (10.3%)	3	0	3	0
	B	14	0 (0%)	14 (100%)	0 (0%)	1	0	1	0
	C	18	0 (0%)	18 (100%)	0 (0%)	0	0	0	0
	D	11	1 (2.8%)	10 (93.1%)	0 (0%)	0	0	0	0

SeqScape® version 2.5 ソフトウェア (アプライドバイオシステムズ社) を用いて、塩基配列の編集およびアライメントをおこなった。得られた COI 配列は、Ueda et al. (2012) のデータセットに組み込み、MEGA 6 (Tamura et al. 2013) を用いて近隣結合樹を作成し、アリ系統を判別した。

#### V. 日本産ゴマシジミ属の寄主アリ特異性

日本産ゴマシジミが分布する 4 生息地から採集したシワクシケアリ 72 サンプルを用いて、COI 遺伝子の分子系統解析を行った結果、本研究で得られたシワクシケアリサンプルは 3 つの系統 (L1 ~ L3) に分かれることが明らかになった。判別されたアリ系統に基づき、草原性のゴマシジミの分布域におけるアリ系統の頻度を算出した (表 1)。その結果、ゴマシジミの生息域には L2 系統が優占的に分布することが明らかになった。L2 系統の環境選好性 (草原) は、Ueda et al. (2013) のものと一致する。

次に、実際ゴマシジミの幼虫が寄生していたコロニーのアリ系統を決定した。ゴマシジミ幼虫は 4 個のアリコロニーから採集され、それらは全て L2 系統であった。サンプル数は少なく統計処理も出来ないが、以上の結果から考えて、少なくとも今回の調査地域では、ゴマシジミは L2 系統に寄生すると推定してよいだろう。日本産ゴマシジミ属の寄主アリ特異性を頑健な形で検証するためには追加サンプリングが必須となるが、過剰な採集圧はシジミチョウとアリ両方の個体数の減少を招く可能性があり、これ以上の採集は慎むべきだと判断する。

本研究では、日本産ゴマシジミが特定のシワクシケアリ系統の巣内に寄生することを発見した。では、この 1 対 1 の関係は適応を伴っているのだろうか？ それとも、ゴマシジミが発生する湿性草原には L2 系統のみが分布するた

めに得られた、見せかけの特異性なのだろうか？ 現段階で我々は、両者の関係に適応が生じていると予測している。なぜなら、予備的な研究で日本産のゴマシジミが L2 系統と共通の体表炭化水素の化学成分を持つという予備的な結果が得られているからである。トーマスらの先行研究では、レベリーゴマシジミ幼虫のアリ幼虫に対する化学擬態 (Akino et al. 1999, Elmes et al. 2002, Schlick-Steiner et al. 2004) やレベリーゴマシジミ幼虫のアリ女王に対する音響擬態 (Devries et al. 1993, Barbero et al. 2009) などが報告されており、今後、日本のゴマシジミ - アリ系の寄主特異性を産み出す要因を検証するためには、化学擬態・音響擬態の詳細な調査が必須となるだろう。引き続き研究を進め成果を報告していきたい。

#### 謝辞

本研究を進めるにあたり、安藤 太織氏、島本 晋也氏、関 諒一氏、服部 充氏 (信州大学)、小林輝雄氏 (札幌) には、標本の採集にご助力いただいた。伊藤 建夫氏 (信州大学名誉教授)、萩原 康夫氏 (昭和大学講師)、平賀 壯太氏 (元熊本大学教授)、矢後 勝也氏 (東京大学助教)、山口 進氏 (昆虫写真家) には、標本の採集地についてご助言をいただいた。秋野 順治氏 (京都工芸繊維大学教授) には、ゴマシジミの化学擬態についてご助言をいただいた。毛利 秀雄氏 (基礎生物学研究所名誉教授) には、本研究を行うきっかけを与えていただいた。この場を借りて厚く御礼申し上げる。

#### 文献

Akino, T., Knapp, J. J., Thomas, J. A. and Elmes, G. W. 1999. Chemical mimicry and host specificity in the butterfly *Maculinea rebeli*, a social parasite of *Myrmica* ant colonies. *Proceedings of the Royal Society B-Biological*

- Sciences 266:1419-1426.
- Als, T. D., Vila, R., Kandul, N. P., Nash, D. R., Yen, S. H., Hsu, Y. F., Mignault, A. A., Boomsma, J. J. and Pierce, N. E. 2004. The evolution of alternative parasitic life histories in large blue butterflies. *Nature* 432:386-390.
- Barbero, F., Thomas, J. A., Bonelli, S., Balletto, E. and Schonrogge, K. 2009. Queen ants make distinctive sounds that are mimicked by a butterfly social parasite. *Science* 323:782-785.
- Cottrell, C. 1984. Aphytophagy in butterflies: its relationship to myrmecophily. *Zoological Journal of the Linnean Society* 80:1-57.
- Devries, P. J., Cocroft, R. B. and Thomas, J. 1993. Comparison of acoustical signals in *Maculinea* butterfly caterpillars and their obligate host *Myrmica* ants. *Biological Journal of the Linnean Society* 49:229-238.
- Elmes, G. W., Akino, T., Thomas, J. A., Clarke, R. T. and Knapp, J. J. 2002. Interspecific differences in cuticular hydrocarbon profiles of *Myrmica* ants are sufficiently consistent to explain host specificity by *Maculinea* (large blue) butterflies. *Oecologia* 130:525-535.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A., Munguira, M. L. and Fiedler, K. 2001. Larvae of lycaenid butterflies that parasitize ant colonies provide exceptions to normal insect growth rules. *Biological Journal of the Linnean Society* 73:259-278.
- 平賀壯太 2003. オオゴマシジミの宿主アリの再同定について. やどりが 196 : 31-34.
- 環境省 2012. 第四次レッドリスト (昆虫). URL: <http://www.env.go.jp/press/files/jp/21555.pdf>.
- Kistner, D. H. 1979. Social and evolutionary significance of social insect symbionts. Academic Press, New York.
- 丸山宗利・小松 貴・工藤誠也・島田 拓・木野村恭一 2013. アリの巣の生き物図鑑. 東海大学出版会, 秦野.
- Schlick-Steiner, B. C., Steiner, F. M., Hottinger, H., Nikiforov, A., Mistrik, R., Schafellner, C., Baier, P. and Christian E. 2004. A butterfly's chemical key to various ant forts: intersection-odour or aggregate-odour multi-host mimicry? *Naturwissenschaften* 91:209-214.
- 白水 隆 2006. 「日本産蝶類標準図鑑」. 学習研究社, 東京.
- Tamura, K., Stecher, G., Peterson, D., Filipowski, A. and Kumar, S. 2013. MEGA6: Molecular evolutionary genetics analysis version 6.0. *Molecular Biology and Evolution* 30:2725-2729.
- Thomas, J., Elmes, G., Wardlaw, J. and Woyciechowski, M. 1989. Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. *Oecologia* 79:452-457.
- Thomas, J. A. and Elmes G. W. 1998. Higher productivity at the cost of increased host-specificity when *Maculinea* butterfly larvae exploit ant colonies through trophallaxis rather than by predation. *Ecological Entomology* 23:457-464.
- Thomas, J. A., Simcox, D. J. and Clarke, R. T. 2009. Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science* 325:80-83.
- Thomas, J. A., Simcox, D. J., Wardlaw, J. C., Elmes, G. W., Hochberg, M. E. and Clarke, R. T. 1998. Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. *Journal of Insect Conservation* 2:39-46.
- Thomas, J. A., and Wardlaw, J. C. 1992. The capacity of a *Myrmica* ant nest to support a predacious species of *Maculinea* butterfly. *Oecologia* 91:101-109.
- Ueda, S., Ando, T., Sakamoto, H., Yamamoto, T., Matsuzuki, T. and T. Itino. 2013. Ecological and morphological differentiation between two cryptic DNA clades in the red ant *Myrmica kotokui* Forel 1911 (Myrmicinae). *New Entomologist* 62:1-10.
- Ueda, S., Nozawa, T., Matsuzuki, T., Seki, R., Shimamoto, S. and Itino, T. 2012. Phylogeny and Phylogeography of *Myrmica rubra* Complex (Myrmicinae) in the Japanese Alps. *Psyche* 2012:1-7.
- Witek, M., Nowicki, P., Sliwinska, E. B., Skorka, P., Settele, J., Schonrogge, K. and Woyciechowski, M. 2010. Local host ant specificity of *Phengaris (Maculinea) teleius* butterfly, an obligatory social parasite of *Myrmica* ants. *Ecological Entomology* 35:557-564.
- Wynhoff, I. 1998. The recent distribution of the European *Maculinea* species. *Journal of Insect Conservation* 2:15-27.
- 山口 進 1988. 「シジミチョウとアリの共棲 五麗蝶譜」. 講談社, 東京.



## Host-ant specificity of endangered large blue butterflies in Japan

UEDA Shouhei, SAKAMOTO Hironori and ITINO Takao

Large blue *Phengaris* (*Maculinea*) butterflies are known as the flagship of endangered-species conservation in Eurasia. Later-instar *Phengaris* caterpillars live in *Myrmica* ant nests and exploit the ant colony's resources, and they are specialized to specific host-ant species. For example, local extinction of *P. arion* was triggered by the replacement of its host-ant species with a congener in its habitat area. In Japan, *Myrmica kotokui* hosts *P. teleius* caterpillars. We recently showed, however, that the morphological species *M. kotokui* actually comprises four genetic clades. Therefore, to determine the true host ant of Japanese *Phengaris* species, we used mitochondrial COI-barcoding of *M. kotokui* specimens from colonies in the habitats of *P. teleius* to identify the ant clade actually parasitized by the caterpillars. We found that *P. teleius* parasitize an ant clade L2 within *M. kotokui*. To save Japanese *Phengaris* butterflies from extinction, *Phengaris* populations and their habitats should be surveyed, interactions between the butterflies and ants should be investigated, and the anthropogenic impact on their habitats and hosts should be evaluated.

Key words: Myrmecophily, *Myrmica*, *Phengaris*, species interaction, phylogenetic analysis, DNA barcoding

## 沿岸開発が進行中の琉球列島におけるサンゴ礁防波堤形成生物 とその機能の衰退リスク評価

琉球大学・沖縄工業高等専門学校合同サンゴ礁調査グループ  
本郷宙軌<sup>1</sup>・井口 亮<sup>2</sup>

琉球列島にはサンゴ礁が発達し、それは天然の防波堤として機能している。しかし、近年の沿岸開発によってその機能が低下している可能性が高い。本研究ではサンゴ礁の埋め立てによって建設された久米島空港および奄美空港周辺を対象地域とし、波の減衰率に注目した防波堤機能について、その現状と2100年時の予測を行なった。その結果、久米島空港および奄美空港ともに、空港が無い伊計島のサンゴ礁よりも防波堤機能が十分高かった。地形計測の結果、伊計島の礁嶺部の最大高度よりも久米島では+2.6 m 高く、奄美大島では+0.7 m 高い。これは、サンゴ礁形成以降の島の隆起に起因する可能性が高く、空港建設そのものは防波堤機能には大きく影響していない可能性が高い。現在の礁嶺部には礁嶺を形成する造礁サンゴは少ないが、地形の凹部にはテーブル状ミドリイシなどの造礁サンゴが生息するため、将来の海面上昇に対して、これらのサンゴが礁嶺部を形成し、防波堤機能の維持に貢献する可能性が高い。

キーワード：波浪、減衰、遡上高、空港、隆起、海面上昇

### 1. 研究目的

四方を海に囲まれた日本は高潮や津波、台風時の高波などの影響を日々受けている。そのため、生命と財産、国土を守るために日本各地にコンクリートによる“防波堤”が築かれてきた。一方、防波堤設置時による埋め立ておよび設置後の沿岸流の変化によって干潟と藻薄、砂浜が侵食・消失して、生物のすみかが失われてきた。そのため、現在は防潮林やサンゴ礁、マングローブなどの自然生態系を活用した防波堤の維持が現在、強く求められている。

琉球列島にはサンゴ礁が発達し、それは天然の防波堤として機能していることが知られている(図1)。例えば、沖縄県久米島のサンゴ礁では、台風時に外洋から入射する波高の71.5%が礁嶺部(図2)において減衰している。もし、

サンゴ礁が無い場合には、外洋から入射する波高は地形の浅海化に伴って減衰するものの、波高の減衰率は32.0%にとどまる。

このようなサンゴ礁防波堤の周囲はとくに生物多様性が高い。なぜなら、防波堤の複雑な3次元構造が生物にとってすみかと隠れ家になり、防波堤の内側と外側で、波浪や流れ、光などの環境勾配がつけられるので、様々な環境に適した多種多様な生物が生息できるためである。

しかし、近年の埋め立てなどの沿岸開発によりサンゴ礁環境が悪化し、防波堤を形成するサンゴの被度が減少し、サンゴ礁防波堤の形成も停止している可能性が高い。このままでは人工防波堤が多数設置され、生物多様性は減少していく恐れがある。そのため、沿岸開発がサンゴ

1: 琉球大学理学部 2: 沖縄工業高等専門学校  
2015.12.1 受付 2017.6.20 公開

礁防波堤の形成生物と波の減衰機能にどのような影響を及ぼしてきたのか具体的かつ定量的に明らかにすることが喫緊の課題である。さらに、海面上昇 (Church et al. 2013) や強大化台風の来襲 (Tsuboki et al. 2015) などの気候変動がサンゴ礁の持つ防波堤機能に影響すると考えられる。

琉球列島のサンゴ礁は水深が浅いため埋め立てに適しており、これまでサンゴ礁の埋め立てによっていくつかの空港が建設されてきた。例えば、沖縄県久米島空港や鹿児島県奄美空港、鹿児島県徳之島空港など代表例である。サンゴ礁の埋め立てによって確実に生物の生息場は失われたと考えられるが、その影響がサンゴ礁防波堤機能とどのような関係があるのか不明であ



図1 天然の防波堤として機能するサンゴ礁。外洋から波の高い波がきてても、サンゴ礁において碎波するため、集落が護られている。写真は沖縄県石垣島

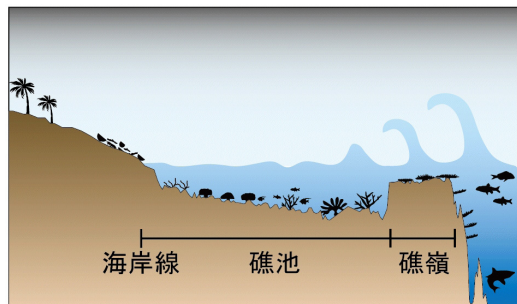


図2 サンゴ礁の模式断面図。外洋からの波が礁嶺において碎波している。礁池における波高は小さい

る。そこで、本研究では空港付近を対象地域とし、次の3点を明らかにする。1) サンゴ礁の埋め立てによって形成された空港周辺のサンゴ礁が持つ防波堤機能が失われているのか、波の減衰の点から明らかにする。2) サンゴ礁防波堤を形成する造礁サンゴ類がどの程度生息しているのか明らかにする。3) 防波堤機能は将来の気候変動（とくに海面上昇）でどの程度に変化するのか明らかにする。

## II. 研究地域

調査地域はサンゴ礁の埋め立てによって建設された久米島空港と奄美空港周辺とした。また、空港が無い沖縄県伊計島を比較地域とした。それぞれの地域において海岸から沖にかけて1本の調査測線を設定した。久米島空港地点の調査測線は長さ 1545 m、高度 -60 m ~ +2.9 m、奄美大島空港地点のそれは長さ 4077 m、高度 -60 m ~ +2.7 m である。伊計島の調査測線は長さ 1162 m、高度 -60 m ~ +5.3 m である。

## III. 研究手法

### 1. 地形データの取得

波の減衰率を算出するための地形データを取得した。陸上から水深 5 m の地形データは実測によって取得した。測量には測量尺 (アルミスタッフ 5 m) と巻尺 (ミリオンオープン OTR-100)、ハンドレベル (SOKKIA BB)、Nikon 製オートレベルを用いた (図 3)。水深 5 m から 60 m の地形データは海上保安庁刊行の海底地形図から読み取った。久米島空港周辺の地形には縮尺 1/50,000 の沿岸の海の基本図 (久米島 6509-3, 海上保安庁 1990)、奄美空港周辺には縮尺 1/50,000 の沿岸の海の基本図 (笠利崎 6503-3, 海上保安庁 2001) を用いた。伊計島における地形データの一部は既にグループメンバーによって取得していたため、水深 5 m 以

深の地形データを海上保安庁刊行の縮尺縮尺 1/50,000 の海底地形図（金武湾 6508-2, 海上保安庁 1988）から読み取った。

## 2. 波高減衰率によるサンゴ礁防波堤機能の評価

サンゴ礁防波堤機能を評価するために波高減衰率を用いた。波高減衰率は以下の 1 式で求めることができる。

$$P = \left( 1 - \frac{H_{s \text{ shallow reef}}}{H_{s \text{ outer ocean}}} \right) \times 100 \quad (1)$$

ここで、 $P$  は波高減衰率（%）、 $H_{s \text{ shallow reef}}$  は礁池の有義波高（m）、 $H_{s \text{ outer ocean}}$  は外洋の有義波高（m）である。有義波高はある地点で連続する波を 1 つずつ観測した際、波高の高い方から順に全体の 1/3 の個数の波を選び、これらの波高を平均したものである。

調査地域周辺における外洋の有義波高は独立行政法人港湾空港技術研究所および気象庁において観測および公表されている。本研究では年平均の有義波高を 1.5 m とし、これを通常時とした。この値は 2013 年 1 月～12 月において奄美大島名瀬沖（北緯 28 度 27 分 07 秒，東経 129 度 31 分 18 秒）で観測された記録をもとにしている（川口ほか 2015）。また、台風時の有義波高は 7.1 m とした。この値は 2012 年 9 月 29 日の台風 17 号来襲時における気象庁公表の



図3 調査地域における地形測量の様子。奄美大島の調査測線において測量尺を用いて水深を計測している

沖繩島沖（沿岸代表点 P 点：26°40' N, 127°30' E）の波浪推算値である（気象庁沿岸波浪図：290000UTC SEP 2012）。

調査地域周辺におけるサンゴ礁内の有義波高は数値波動水路（CADMAS-SURF, 沿岸開発技術研究センター 2001）を用いて計算によって算出した。計算には外洋の有義波高と有義波周期、地形、潮位のデータが必要である。地形および有義波高は前述のデータを用いた。有義波周期も有義波高と同様に公表されており、年平均は 7 秒、台風時は 13 秒とした。

CADMAS-SURF の計算は 0.01 秒刻みで 3600 秒行ない、1800 秒から 3600 秒の値を用いた。出力された水位データは独立行政法人水産総合研究センター開発の TSMaster8 (Ver. 8.12.1.2) を用いて、有義波高を算出した。算出にはゼロアップクロス法（波形を平均値の線を下から上に横切る点で分割する方法）を用いた。

調査地域周辺における礁池の有義波高の算出地点は礁嶺を超えた地点に設定した。久米島で海岸線から 290 m 地点、奄美大島では 150 m 地点とした。伊計島では 120 m 地点とした。波高減衰率は水位によって大きく変動するため、潮汐による影響を考慮して平均海面、平均海面 -1 m の大潮干潮時、平均海面 +1 m の大潮満潮時の 3 ケースを計算した。また、2100 年に海面が 1 m 上昇（Church et al. 2013）と仮定して +2 m（現在の大潮満潮時 +1 m）のケースも計算した。

## 3. 造礁サンゴの観察

調査地域周辺の造礁サンゴの被度を記録した。観察は礁嶺部でシュノーケルによって行なった。久米島においては種構成を調べた。また、種構成の比較のために久米島では空港の無いナカノハマの礁嶺部においても種構成を調べた。



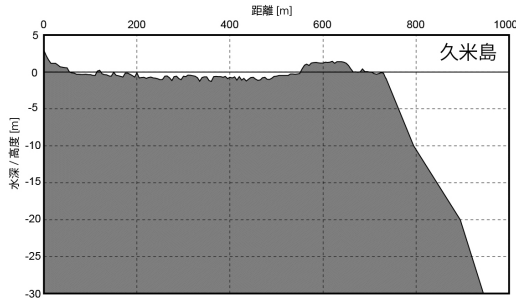


図4 久米島における調査測線の地形断面図。海岸線から礁嶺部まで約700mであり、礁嶺部の最大高度が+1.4m（平均海面より）である



図5 久米島における礁嶺部の植生。満潮時でも海水に浸ることが無いため、植生がある

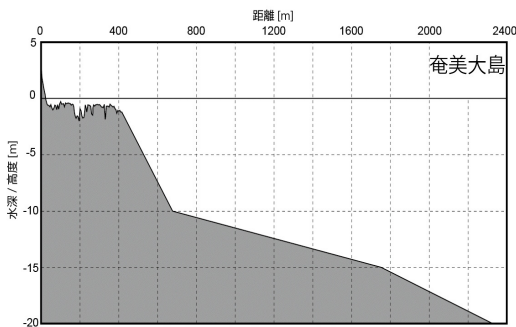


図6 奄美大島における調査測線の地形断面図。海岸線から礁嶺部まで約400mであり、礁嶺部の最大高度が-0.5m（平均海面より）である

## IV. 結果

### 1. 地形データ

久米島のサンゴ礁地形の特徴は、海岸線から礁嶺部まで約700mであり、礁嶺部の最大高度は平均海面より+1.4mであった（図4）。また、海岸線から礁嶺部までの平均水深は-0.3mであった。礁嶺部には植生があった（図5）。

奄美大島のサンゴ礁地形の特徴は、海岸線から礁嶺部まで約400mであり、礁嶺部の最大高度が平均海面より-0.5mであった（図6）。また、海岸線から礁嶺部までの平均水深は-0.8mであった。

伊計島のサンゴ礁地形の特徴は、海岸線から礁嶺部まで約300mであり、礁嶺部の最大高度が平均海面より-1.0mであった。また、海岸線から礁嶺部までの平均水深は-1.5mであった。

### 2. 波高減衰率

波高減衰率を表1に示す。

久米島における現在の波高減衰率は通常時の干潮時、平均海面時、満潮時に100.0%、台風時の干潮時に91.1%、平均海面時に86.8%、満潮時に84.7%であった。2100年の通常時の波高減衰率は満潮時に100%、台風時の満潮時には76.0%であった。

奄美大島における波高減衰率は通常時の干潮時に100.0%、平均海面時に99.5%、満潮時に97.4%、台風時の干潮時に100.0%、平均海面時に99.9%、満潮時に93.1%であった。2100年の通常時の波高減衰率は満潮時に97.4%、台風時は満潮時に86.0%であった。

伊計島における波高減衰率は通常時で干潮時に100.0%、平均海面時に94.9%、満潮時に96.9%、台風時で干潮時に79.0%、平均海面時に71.1%、満潮時に67.3%であった。2100年の通常時の波高減衰率は満潮時に91.2%、台風時は満潮時に62.2%であった。



表1 調査地域における有義波高と波高減衰率

久米島(礁嶺部最大高度:平均海面+1.4m, +2.6m隆起)	通常				台風			
	1.5m, 7.0s				7.1m, 13.0s			
	現在		2100年		現在		2100年	
	干潮時	平均海面	満潮時	満潮時	干潮時	平均海面	満潮時	満潮時
有義波高(m)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.9	1.1	1.7
波高減衰率(%)	100.0	100.0	100.0	100.0	91.1	86.8	84.7	76.0

奄美大島(礁嶺部最大高度:平均海面- 0.5m, +0.7m隆起)	通常				台風			
	1.5m, 7.0s				7.1m, 13.0s			
	現在		2100年		現在		2100年	
	干潮時	平均海面	満潮時	満潮時	干潮時	平均海面	満潮時	満潮時
有義波高(m)	0.0	0.01	0.04	0.04	0.0	0.01	0.5	1.0
波高減衰率(%)	100.0	99.5	97.4	97.4	100.0	99.9	93.1	86.0

伊計島(礁嶺部最大高度:平均海面-1.0m)	通常				台風			
	1.5m, 7.0s				7.1m, 13.0s			
	現在		2100年		現在		2100年	
	干潮時	平均海面	満潮時	満潮時	干潮時	平均海面	満潮時	満潮時
有義波高(m)	0.0	0.1	0.05	0.1	1.5	2.1	2.3	2.7
波高減衰率(%)	100.0	94.9	96.9	91.2	79.0	71.1	67.3	62.2



図7 久米島空港周辺の調査地域における礁嶺部の様子。造礁サンゴは極めて少ない

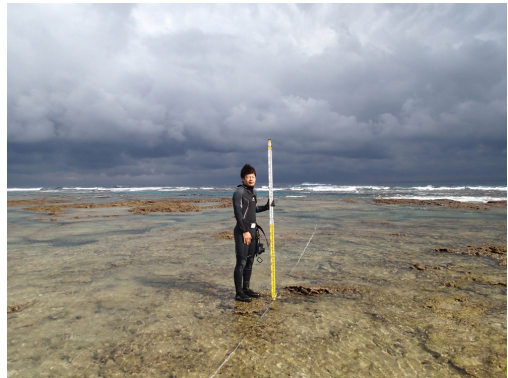


図8 奄美大島の調査地域における礁嶺部の様子。造礁サンゴは極めて少ない

### 3. 造礁サンゴ

久米島および奄美大島の調査地点(礁嶺部)では造礁サンゴは極めて少なく、被度は1%以下であった(図7, 8)。礁嶺上の地形の凹部には造礁サンゴが比較的多く生息していた。両地点とも、とくにテーブル状のミドリイシ属(例えば, *Acropora digitifera*: コビミドリイシ)や塊状のノウサンゴ属, カメノコキクメイシ属(例えば, *Goniastrea retiformis*: コモンキクメイシ)が生息していた(図9-11)。久米島の礁嶺部に生息する造礁サンゴは26種類だった(表2)。久米島のナカノハマの礁嶺部に生息する造

表2 久米島の調査地域に生息する造礁サンゴ

<i>Acropora digitifera</i>	<i>Montastrea</i> sp.
<i>Acropora hyacinthus</i>	<i>Montipora digitata</i>
<i>Acropora muricata</i>	<i>Pachyseris rugosa</i>
<i>Acropora nasuta</i>	<i>Pavona venosa</i>
<i>Astreopora myriophthalma</i>	<i>Platygyra pini</i>
<i>Coeloseris mayeri</i>	<i>Platygyra ryukyuensis</i>
<i>Dipsastraea pallida</i>	<i>Platygyra sinensis</i>
<i>Favites abdita</i>	<i>Pocillopora damicornis</i>
<i>Galaxea fascicularis</i>	<i>Porites</i> sp1.
<i>Goniastrea aspera</i>	<i>Porites</i> sp2.
<i>Goniastrea retiformis</i>	<i>Psammocora contigua</i>
<i>Hydnophora</i> sp.	<i>Symphyllia recta</i>
<i>Leptastrea purpurea</i>	<i>Turbinaria</i> sp.



図9 久米島空港周辺の礁嶺部に生息する *Acropora digitifera* (コユビミドリイシ)



図10 奄美大島の調査地域の礁嶺部に生息する *Acropora digitifera* (コユビミドリイシ)

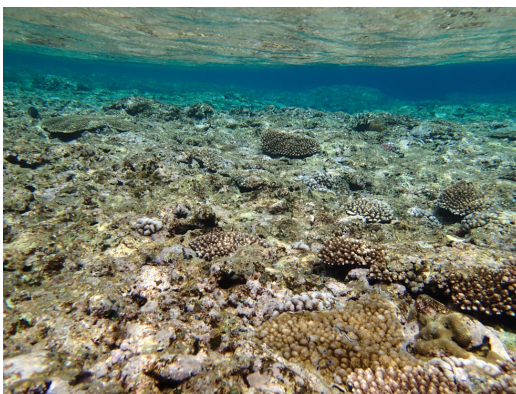


図11 久米島のナカノハマの礁嶺部に生息する *Acropora digitifera* (コユビミドリイシ)

礁サンゴは48種類だった(表3)。

## V. 議論

### 1. 礁嶺の隆起による波高減衰率への影響

琉球列島のサンゴ礁の中でも調査地域の礁嶺は隆起していることが明らかとなった。通常、サンゴ礁の礁嶺部の最大高度は大潮干潮時の高度とほぼ一致する。これは、礁嶺部に生息する造礁サンゴが干潮時の長時間の干出に耐えることができないためである。琉球列島における大潮時の干満の差はおよそ2.0 - 2.4 m程度であるため、大潮干潮時の高度は平均海面から-1.0 - -1.2 m程度である(気象庁2015)。この潮位表によると、那覇と奄美、石垣の大潮干潮時の高度はそれぞれ平均海面-1.18 m, -1.19 m, -1.07 mである。実際に、沖縄県伊計島の礁嶺部の最大高度は-1 m程度であり(図12)、石垣島北部の礁嶺部の最大高度も-1 m程度である(Hongo and Kayanne 2010)。しかし、調査地域の礁嶺部の最大高度は久米島で平均海面よりも+1.4 m、奄美大島で平均海面よりも-0.5 mであるため、久米島では+2.6 m、奄美大島では+0.7 m 礁嶺部が隆起している。

礁嶺の隆起は波高減衰率を高める効果があることが明らかとなった。礁嶺部が隆起していない伊計島の波高減衰率は通常時の満潮時で96.9%である。一方、礁嶺部が0.7 m隆起している奄美大島の波高減衰率は97.4%、礁嶺部が2.6 m隆起している久米島の波高減衰率は100%であった。とくに久米島の礁嶺部は満潮時でも浸水することがないため(図13)、高い波高減衰率を維持できている。台風時においても礁嶺部の隆起が波高減衰率に影響しており、隆起していない伊計島の波高減衰率が67.3%(満潮時)に対し、久米島の波高減衰率は84.7%(満潮時)、奄美大島の波高減衰率は93.1%(満潮時)、と高くなっている。

表3 久米島のナカノハマに生息する造礁サンゴ

<i>Acropora aspera</i>	<i>Dipsastraea pallida</i>	<i>Montipora turgescens</i>
<i>Acropora digitifera</i>	<i>Dipsastraea speciosa</i>	<i>Pachyseris rugosa</i>
<i>Acropora gemmifera</i>	<i>Echinopora</i> sp.	<i>Pavona divaricata</i>
<i>Acropora hyacinthus</i>	<i>Favites abdita</i>	<i>Pavona venosa</i>
<i>Acropora monticulosa</i>	<i>Galaxea fascicularis</i>	<i>Platygyra daedalea</i>
<i>Acropora muricata</i>	<i>Goniastrea aspera</i>	<i>Platygyra lamellina</i>
<i>Acropora nana</i>	<i>Goniastrea retiformis</i>	<i>Platygyra pini</i>
<i>Acropora nasuta</i>	<i>Heliopora coerulea</i>	<i>Platygyra ryukyuensis</i>
<i>Acropora palmerae</i>	<i>Herpolitha limax</i>	<i>Platygyra sinensis</i>
<i>Acropora papillare</i>	<i>Hydnophora</i> sp.	<i>Pocillopora damicornis</i>
<i>Acropora pulchra</i>	<i>Isopora palifera</i>	<i>Pocillopora eydouxi</i>
<i>Acropora robusta</i>	<i>Leptastrea</i> sp.	<i>Pocillopora verrucosa</i>
<i>Acropora tenuis</i>	<i>Lobophyllia hemprichii</i>	<i>Porites cylindrica</i>
<i>Astreopora myriophthalma</i>	<i>Montastraea</i> sp.	<i>Porites</i> sp.
<i>Cyphastrea serailia</i>	<i>Montipora aequituberculata</i>	<i>Symphyllia recta</i>
	<i>Montipora digitata</i>	<i>Turbinaria</i> sp.

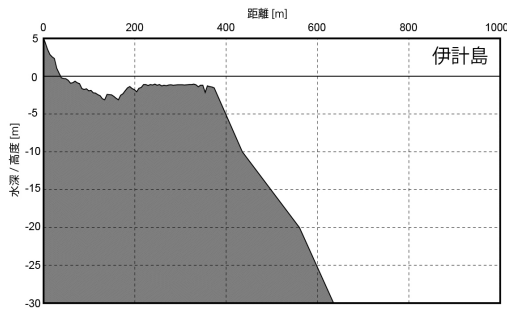


図12 伊計島における地形断面図。礁嶺部の最大高度が平均海面 -1m 程度である

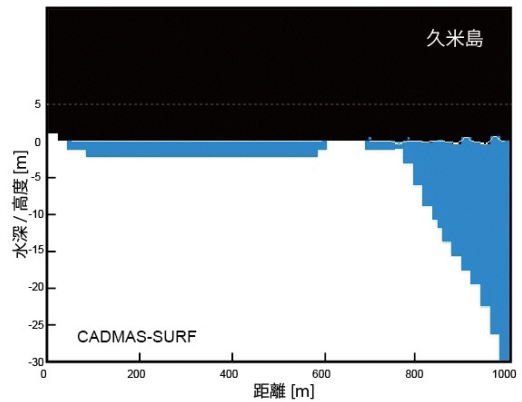


図13 久米島における波浪伝搬の様子。礁嶺部が隆起しているため、満潮時でも浸水していない。CADMAS-SURF による画像出力の一例



図14 隆起していない石垣島北部の礁嶺部の造礁サンゴ

## 2. 隆起の影響を受ける造礁サンゴ

一般的に造礁サンゴは干潮時における長時間の干出ストレスに耐えることができない。礁嶺部の隆起量が大きいかほど干潮時の干出時間が長くなるため、造礁サンゴにとっては干出ストレスが強くなり、生息はより困難となる。実際に隆起している久米島と奄美大島の礁嶺部の造礁サンゴの被度は小さいが、隆起の影響がほとんどない伊計島や石垣島北部などの礁嶺部の造礁サンゴの被度は高い(図14)。そのため、久米島および奄美大島の礁嶺部においてサンゴの被度が少ない理由は、隆起による干出ストレスの



影響が大きい可能性が高い。一方、礁嶺上でも凹部は比較的干出時間が短いため、造礁サンゴにとって干出ストレスが小さく、多くの造礁サンゴが生息可能となっていた。

空港は主に礁嶺ではなく礁池を埋め立てて建設されているため、礁嶺部に生息する造礁サンゴへの直接的な影響は小さい可能性が高い。実際に久米島空港近くの礁嶺部と空港から離れた礁嶺部に生息する造礁サンゴの種構成は似ていた（例えば、コユビミドリイシ、クシハダミドリイシ、コモンキクメイシ、リュウキュウノウサンゴ、シナノウサンゴ、ハナヤサイサンゴ）。また、両地点ともに礁嶺部に生息する造礁サンゴは琉球列島において礁嶺から外洋にかけての礁斜面に生息する種であり（Sugihara et al. 2003；Nakamura and Nakamori 2006; Hongo 2012）、久米島空港調査地域に特異な種構成では無かった。

### 3. 将来の気候変動に対する防波堤機能の予測

現在のサンゴ礁地形が変化しない場合（サンゴ礁の上方形成が停止）、2100年時に海面が1 m 上昇したとすると、台風時の波高減衰率が7-10 % 低下することが明らかとなった（表1）。通常時の波高減衰率は海面が1 m 上昇しても久米島でも奄美大島でも伊計島でも波高は0.1 m 以下であるため、波高減衰率はほぼ変化しない（表1）。しかし、台風時の波高減衰率は奄美大島で93.1 %（現在の満潮時）から86.0 %（2100年の満潮時）に低下、久米島でも84.7 %（現在の満潮時）から76.0 %（2100年の満潮時）に低下する。

一方、海面の上昇は干出時間の低下を引き起こすため、造礁サンゴにとっては生息できる機会の増加につながる。実際に過去の海面上昇はサンゴ礁の上方形成にとって必要不可欠だったことが知られている（Montaggioni and Braithwaite 2009）。現在の礁嶺の凹部には造礁

サンゴが生息しているため、これらのサンゴが生息を維持し、礁嶺を形成する可能性がある。海面上昇の速度と礁嶺の形成速度は同程度か、礁嶺の形成速度がやや小さいことが知られている（Montaggioni and Braithwaite 2009）。そのため、1 m の海面上昇が生じて、2100年までに造礁サンゴが上方に1 m 分の礁嶺を形成することができれば、現在の波高減衰率を維持できる可能性が高い。

## VI. まとめと今後の課題

本研究は近年の空港建設に伴うサンゴ礁の埋め立てがサンゴ礁防波堤機能に影響を及ぼしていると仮説を立てたが、久米島空港と奄美空港周辺地域は礁嶺が隆起していることによって高い防波堤機能を維持していることが明らかとなった。そのため、サンゴ礁の持つ防波堤機能については、空港建設の影響よりも地形の影響が大きいことが明らかとなった。

2100年時に海面が1 m 上昇していた場合、通常時の波高減衰率は現在と同程度であるが、台風時には7-10 % 低下することが明らかとなった。しかし、これは造礁サンゴの生息が停止していた場合であり、今後、現在生息している造礁サンゴが礁嶺を継続的に形成することで、台風時でも現在と同程度の波高減衰率が期待できる。

本研究では隆起の要因については明らかにすることが出来なかったが、河名（2006）によると奄美大島の調査地域周辺では約6400年前から約5300年前にかけてと約4800年前から約2800年前にかけて相対的に海水準が低下した可能性を指摘している。この研究では地震による隆起の可能性を指摘しているが、詳しくはわかっていない。同様に久米島の調査地域周辺はおおよそ2000年前に地殻変動によって隆起した可能性が高い（Koba et al. 1982）。少なくとも

調査地域の隆起は数千年前に発生した可能性が高い。2100年までに海面が上昇し、造礁サンゴが礁嶺を継続的に形成することができれば、防波堤機能は維持される可能性が高く、さらに2100年までに再び隆起が生じれば、波高減衰率はさらに高くなる可能性が高い。

今後は海面上昇によって造礁サンゴが礁嶺を形成していく過程を明らかにしていく必要がある。そのためには礁嶺部に生息する造礁サンゴの受精率や着底率、生残率を明らかにしていく必要がある。さらに、今後は隆起が生じている地域における造礁サンゴ以外の生物の分布と種組成を明らかにしていくことが、防波堤の他の機能を評価するために必要である。一方、海面上昇は礁嶺形成には重要であるが、海水温上昇や台風などは造礁サンゴの被度の低下を引き起こすため (Harii et al. 2014), これらの影響についても同時に明らかにしていくことが必要である。

琉球列島においてはサンゴ礁生態系と地形の特徴を活用した防災対策研究を進めていくことも重要となる。

## 文献

- Church, J.A., Clark, P.U., Cazenave, A., Gregory, J.M., Jevrejeva, S., Levermann, A., Merrifield, M.A., Milne, G.A., Nerem, R.S., Nunn, P.D., Payne, A.J., Pfeffer, W.T., Stammer, D. and Unnikrishnan, A.S. 2013. Sea level change. In: Stocker, E.F., Qin, D., Plattner, G.K., Tignor, M., Allen, S.K., Boschung, A., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V. and Midgley, P.M. (eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge: 1137–1216.
- 沿岸開発技術研究センター 2001. 数値波動水路の研究・開発(CADMAS-SURF). 沿岸開発技術ライブラリー 12. 沿岸開発技術研究センター.
- Harii, S., Hongo, C., Ishihara, M., Ide, Y. and Kayanne, H. 2014. Impacts of multiple disturbance on coral communities at Ishigaki Island, Okinawa, Japan during a 15 year survey. *Marine Ecology Progress Series* 509: 171–180.
- Hongo, C. 2012. Holocene key coral species in the Northwest Pacific: indicators of reef formation and reef ecosystem responses to global climate change and anthropogenic stresses in the near future, *Quaternary Science Reviews* 35: 82–99.
- Hongo, C., Kayanne, H. 2010. Relation between species diversity and reef growth in the Holocene at Ishigaki Island, Pacific Ocean. *Sedimentary Geology* 223: 86–99.
- 川口浩二・猪俣 勉・関 克己・藤木 峻 2015. 全国港湾海洋波浪観測年報 (NOWPHAS2013). 港湾空港技術研究所資料 1305: 1–124.
- 河名俊男 2006. 海岸地形と自然災害: 奄美大島笠利半島における考察. 木下尚子編「先史琉球の生業と交易 - 奄美・沖縄の発掘調査から -」2: 29–40.
- 気象庁 2015. 「気象庁潮位表掲載地点一覧表」<http://www.data.jma.go.jp/gmd/kaiyou/db/tide/suisan/station.php>
- Koba, M., Nakata, T. and Takahashi, T. 1982. Late Holocene eustatic sea-level changes deduced from geomorphological features and their <sup>14</sup>C dates in the Ryukyu Islands, Japan. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 39: 231–260.
- Montaggioni, L.F. and Braithwaite, C.J.R. 2009. Quaternary coral reef systems. Elsevier.
- Nakamura, T. and Nakamori, T. 2006. Population dynamics of hermatypic coral communities on reef slope vs. reef flat at Shiraho, Ishigaki Island, southwest Japan. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*. 1: 460–477.
- Sugihara, K., Nakamori, T., Iryu, Y., Sasaki, K., and Blanchon, P. 2003. Holocene sea-level change and tectonic uplift deduced from raised reef terraces, Kikaijima, Ryukyu Islands, Japan. *Sedimentary Geology* 159: 5–25.
- Tsuboki, K., Yoshioka, M.K., Shinoda, T., Kato, M., Kanada, S. and Kitoh, A. 2015. Future increase of super-typhoon intensity associated with climate change. *Geophysical Research Letters* 42: 646–652.



## A risk evaluation of reef organisms and coral reefs as a role in natural break water at Ryukyu Islands under the coastal developments

HONGO Chuki and IGUCHI Akira

Coral reefs have a role in natural break water. The role is probably negatively affected by coastal developments. To understand the impact of reclamation for the construction of airport in the Ryukyu Islands (Kumejima airport and Amami airport) to the natural break water, we evaluated the role of natural break water based on wave attenuation and projected it at the end of this century. The rates of wave attenuation at study sites at Kume and Amami Islands are higher than that of the Ikei reef at the Ikei Island where there is no airport. A maximum elevation of reef crest at the study site of Kume Island and Amami Island are +2.6 m and +0.7 m higher than that of Ikei Island. It was affected by coastal uplifts after the upward reef formation; therefore, we assumed that the construction of airports didn't affect the role in natural break water. Moreover, the reef-building coral cover on the reef crest in the study sites is less than 1 %, but corals such as tabular *Acropora* are distributed in depressions on the reef crests. The corals probably contribute to maintain the role in natural break water affected by sea-level rise in the near future.

Key words: wave, attenuation, inundation height, airport, uplift, sea level rise

## 両生類の新興病原体ラナウイルスの国内分布とその由来に関する研究

麻布大学両生類の新興感染症研究グループ

宇根有美・常盤俊大

ラナウイルスは、世界的レベルで生態系保全の脅威となる重要な両生類の病原体である。本感染症は国内では 2008 年に野生下ウシガエル幼生の大量死事例から初めて発見された。そこで本研究では、在来両生類保護のための有効なラナウイルス対策を確立することを目的として、まず国内分布を調査し過去の成績と比較した。材料は、ヌマガエル 441 匹 (17 府県 28 カ所)、ヒキガエル 30 匹 (離島 1 カ所)、その他 6 種類 74 匹 (沖縄北部) 計 545 匹である。これらを分子生物学的に検索した。検索したすべての地域からラナウイルスが検出された。ヌマガエル 71 % (4.8 ~ 100 %), ヒキガエル 53.3 %, 沖縄北部 28.4 % (5 種 21 匹陽性) となった。我々は 2009 年より国内の野生下両生類のラナウイルス保有調査を行っているが、ウイルスが検出される地域が明らかに増え、検出率も上昇している。特に離島での 2009 年の 0 % から 2015 年の 53.3 % との上昇は、近年のラナウイルス国内動態の変化に影響する因子解明の糸口になるものと考えられる。

キーワード： 感染症, カエル, 大量死, 在来種, 対策

### 1. はじめに

ラナウイルスはイリドウイルス科に属するウイルスである。イリドウイルスの「irido」はギリシャ語の iris, iridos (虹色, 女神の名前) に由来し、感染細胞の中に集積したウイルス粒子が虹色を呈することから命名された。イリドウイルス科はイリドウイルス Iridovirus 属 (宿主; 昆虫), クロルイリドウイルス Chloriridovirus 属 (宿主; 昆虫), ラナウイルス Ranavirus 属 (宿主; 両生類, 爬虫類, 魚類), リンホシスチス Lymphocystivirus 属 (宿主; 魚類), メガロサイチ Megalocytivirus 属 (宿主; 魚類) の 5 属より成る。両生類のウイルス感染症として重要なウイルスのほとんどが、このイリドウイルス科ラナウイルスに属している。

ラナウイルスは、大型の正二十面体のウイルスで、直鎖状の 2 本鎖 DNA (サイズ 140 ~ 303 kbp) を持つ。宿主域は非常に広く、両生類 18 科, 少なくとも 103 種に影響を与え、さらに、他のイリドウイルス科のウイルスと異なり、両生類のみならず、魚類, 爬虫類にも感染する。ラナウイルスによる両生類の感染症としては、1965 年に Frog virus 3 感染症, 1968 年にオタマジャクシ浮腫病が報告されているが、1990 年後半から世界各地で流行が報告されるようになった。

ラナウイルスは、世界的規模で広域に分布しており、多くの大陸のすべての緯度とすべての海拔で確認されている。また、ラナウイルスによる両生類の大量死も各地で報告されており、

地域個体数の減少に拍車をかけている。その実例として、イギリスでは、1985 から 1991 年にかけてヨーロッパアカガエル *Rana temporaria* の異常な個体数の減少が確認され、1992 年より原因究明の調査が開始された。その結果、1997 年までの間に年間数万匹の単位で減少していることが明らかにされ、ラナウイルスが原因として特定された。臨床病型としては、皮膚に多発性潰瘍が観察される皮膚潰瘍症候群タイプ、全身性に出血がみられる出血症候群タイプ（しばしば赤足病を伴う）と、この2つの病変を示す混合型の3つに分けられる。さらに、2014 年には、スペイン北部のピコス・デ・エウロパ国立公園内で確認された両生類の個体数の危機的減少がラナウイルスの導入によって生じ、「collapse of amphibian communities(両生類集団の崩壊)」と題して報告された。

以上のように、ラナウイルスは、カエルツボカビと同様に、両生類の種数、個体数の減少に関与するとされる新興感染症で、生態系保全の脅威になるとして、世界動物保健機関 (OIE) は監視すべき病原体に指定した。申請者は 2008 年野生下ウシガエル幼生の大量死事例からラナウイルスを国内で初めて発見して以降 (Une et al. 2009), 計 8 事例のウシガエル幼生のラナウイルス感染症による大量死を見出した。また、保護下にあるカスミサンショウウオとハクバサンショウウオでの壊滅的なラナウイルス感染症の流行を経験した。さらに、国内初のラナウイルス感染症の事例から分離した RCV-JP 系統の在来種への病原性を、在来両生類を用いた感染実験で検証したところ、これらの動物の易感染性と高病原性を証明した。特に有尾類での死亡率は 100 % であった。現在は、自然界での流行は外来種であるウシガエルに限られているが、国内の飼育施設において有尾類で流行していること、また、中国でのチュウゴクサン

ショウウオにおける流行は、生物多様性の保全に影響するだけではなく、養殖施設における大量死は経済的な問題にもなっている (Geng et al. 2011)。

日本の両生類相でもっとも特徴的なことは在来のサンショウウオの種の多様性が高く、日本の両生類の 32.8 % を占め、世界最大の現生両生類といわれるオオサンショウウオをはじめとし、各地で固有の分化が著しい。このため、ラナウイルスが一旦、サンショウウオ生息地や保護施設に拡散・侵入すると、直ちにこれらの動物の絶滅に結びつく可能性が高い。よって、国内におけるウイルスの起源（海外から持ち込まれたものか否か）、自然界での維持の状態（保菌動物の特定、感染サイクルの解明）、大量死の機序（どのような要因が大量死を引き起こすのか）を解明することによって、ラナウイルスの国内拡散および希少動物生息地や施設への侵入を阻止する対策を確立して、日本固有の両生類を保護する必要がある。

そこで本研究では、日本のラナウイルスの起源、自然界での維持の状態、大量死の機序などの解明をめざし、在来種保護のための有効な対策を検討することを目的とした。

## II. 材料と方法

### 1. 対象とした動物

ヌマガエル *Fejervarya kawamurai* 443 匹 (2015 年沖縄で採取した 2 匹を含む)、アズマヒキガエル *Bufo japonicus formosus* 30 匹、ヒメアマガエル *Microhyla okinavensis* 9 匹、リュウキュウカジガエル *Buergeria japonica* 24 匹、オキナワアオガエル *Rhacophorus viridis* 16 匹、ハナサキガエル *Odorrana narina* 7 匹、リュウキュウアカガエル *Rana ulma* 16 匹、72 匹。計 7 種類、545 匹を採取した。

## 2. 対象とした地域

大分県別府市，福岡県古賀市，糸島市，北九州市，行橋市，長崎県西海市，壱岐，熊本県阿蘇郡，山口県岩国市，宇部市，岡山県真庭市，倉敷市，広島県広島市，福山市，島根県出雲市，兵庫県赤穂市，神戸市，京都府相楽郡，和歌山県田辺市，愛知県名古屋市，岐阜県羽鳥郡，静岡県浜松市，神奈川県藤沢市，埼玉県深谷市，高知県春野市，四万十市，東京都伊豆大島，沖縄県国頭村の19府県30ヶ所から採取した。2014年10-11月に採取したヌマガエルの採取地（17府県28ヶ所）と検査した個体数の詳細について，表1に示した。

## 3. 検査方法

本研究室到着時，生存個体は，魚類・甲殻類麻酔剤FA100を用いて麻酔後，脊髓破壊法に

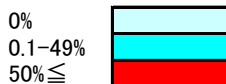
て安楽死した。

- 外景検査：体型，出血，潰瘍，指端の壊死，その他の病変を観察し，写真撮影の後，体長，体重を測定した。
- 内景検査：内臓諸器官を観察したのちに，分子生物学的，ウイルス学および病理組織学的検査用材料を採取した。
- 分子生物学的検査：腎臓，脾臓，肝臓を冷凍保存し，検出率の高い腎臓の検査を優先した。組織よりDNAを抽出した後，ラノウイルスのMCP (Major capsid protein) 遺伝子の一部を増幅する3組のプライマーセットを用いてPCR法を行った。

第1選択はプライマーセット1で，第2，第3選択にプライマーセット2，3を用いた。このうち2つ以上でバンドが出たものを陽性と判

表1 ヌマガエルにおける地域別および調査年別ラノウイルス検出状況

府県	市町村	種類	2011年10-11月			2014年10-11月		
			検体数	陽性	陽性率	検体数	陽性	陽性率
大分		ヌマガエル				3	3	100%
福岡	糸島市等	ヌマガエル				114	77	68%
長崎#1	西海市等	ヌマガエル	26	2	8%	36	28	78%
熊本	阿蘇郡	ヌマガエル				14	10	71%
山口	岩国市等	ヌマガエル				16	15	94%
岡山	真庭市等	ヌマガエル	30	6	20%	29	17	59%
広島	広島市等	ヌマガエル				31	27	87%
島根	出雲市	ヌマガエル				20	1	5%
鳥取県	鳥取市	ヌマガエル	5	1	20%			
高知	春野市等	ヌマガエル				10	7	70%
愛媛県	伊予郡等	ヌマガエル	73	2	3%			
兵庫	赤穂市等	ヌマガエル				37	30	81%
京都	相楽郡	ヌマガエル	15	6	40%	11	7	64%
和歌山	田辺市	ヌマガエル				5	5	100%
愛知	豊田市等	ヌマガエル	33	16	48%	6	6	100%
岐阜	羽鳥郡	ヌマガエル				17	12	71%
静岡	浜松市	ヌマガエル				16	10	63%
神奈川	藤沢市	ヌマガエル				62	46	74%
東京#2	江戸川区	ヌマガエル	3	3	100%			
埼玉	深谷市等	ヌマガエル				14	12	86%
栃木県	栃木市	ヌマガエル	30	0	0%			
			215	34	16%	441	313	71.0%



#1 2012年調査  
#2 春・夏0%、秋100%

定した。また、PCR 産物の塩基配列を解析して、ウイルス系統を調べた。

本調査で明らかとなった 2014-2015 年における対象サンプルのラノウイルス検出率については、我々が行なった過去の調査結果との比較を行ない、ラノウイルス検出率の推移について検討した。

### III. 結果

ヌマガエル 441 匹 (17 府県 28 カ所)、アズマヒキガエル 30 匹 (離島 1 カ所)、その他 6 種類 74 匹 (沖縄北部)、計 545 匹を分子生物学的に検索した (図 1)。今回検索したすべての地域において、ラノウイルスが検出された (図 2)。2014 年 10-11 月に採取したヌマガエルにおけるラノウイルス検出率は平均で 71 % (5 ~ 100 %) であった。各地域別の検出率は表 1 に示した。2011 年の検出率は、全体の平均で 16 % であり、2014 年の 71 % と比較すると、明らかにラノウ

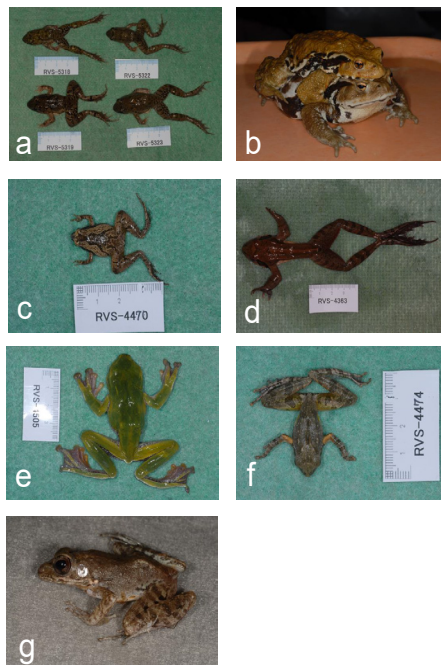


図 1 調査対象としたカエル。a: ヌマガエル, b: アズマヒキガエル, c: ヒメアマガエル, d: リュウキュウアカガエル, e: オキナワアオガエル, f: リュウキュウカジガエル, g: ハナサキガエル

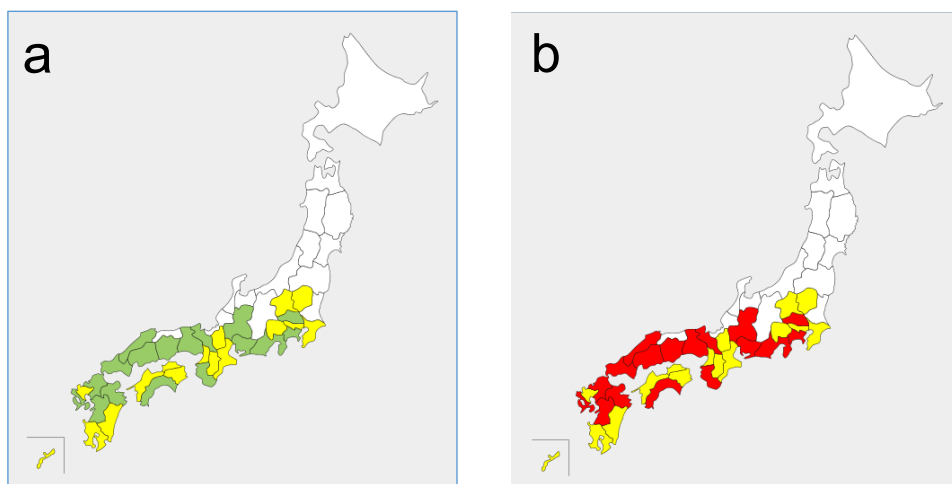


図 2 ヌマガエルの生息地域とラノウイルス調査。2つの日本地図のうち、黄はヌマガエルの生息地、緑は調査地、赤はラノウイルス検出地域を示している。調査期間は 2014 年 10 月から 11 月。a: 生息地と調査地, b: 結果



イルスの検出率が上昇していた。本調査で検査を行なった対象地域の検出率を棒グラフで示した(図3)。2014年10-11月に検査を行なった全ての地域のヌマガエルからウイルスが検出された。

また、2015年2月に伊豆大島3カ所からアズマヒキガエル30匹を採取して検査を行ったところ、3カ所すべてからラナウイルスが検

出され、平均検出率は53.3%であった(表2)。一方で、以前の調査で2010年2月の伊豆大島でも、4ヶ所からアズマヒキガエル59匹を採取して検査を行っているが、ラナウイルスの検出率は0%であった。伊豆大島のアズマヒキガエルにおいて、2010年2月には検出率0%であったラナウイルスが2014年2月には53.3%と大幅な上昇を認めた。

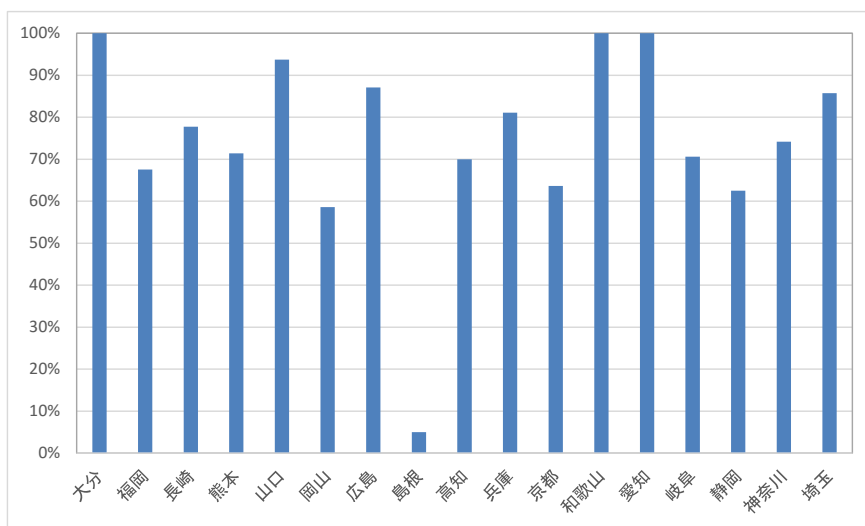


図3 各地域別ヌマガエルにおけるウイルス検出状況。縦軸は検出割合を示す

表2 伊豆大島ヒキガエルにおける地域別および調査年別ラナウイルス検出状況。

地域	n	2010年2月11日			2015年2月26日			
		Sex	n	+	n	Sex	n	+
OP	5	♂	4	0	10	♂	5	3
		♀	1	0		♀	5	3
OS	18	♂	11	0				
		♀	6	0				
		?	1	0				
KK	15	♂	6	0	10	♂	5	1
		♀	8	0		♀	5	4
		?	1	0				
KM	21	♂	10	0	10	♂	5	0
		♀	11	0		♀	5	5
計	59		59	0	30		30	16
				0%				53.3%

沖縄地方は、気象条件や地理的条件から、貴重な固有種が多く分布しているが、ラナウイルスの保有状況は不明である。本調査では、2015年に沖縄県北部に位置する国頭村でヌマガエルの他に計5種類（ヒメアマガエル、リュウキュウカジカガエル、オキナワアオガエル、ハナサキガエル、リュウキュウアカガエル）のカエル計74匹について検査を行ない、ラナウイルスの検出率は28.4%（5種21匹陽性）、ハナサキガエル1種類を除くすべてのカエルからラナウイルスが検出された（表3）。我々が、2009年-2010年にかけて沖縄県で採取した5種類52匹のカエルについて検査をした当時、ラナウイルスの検出率は0%であったが、2015年には検出率が28.4%を示し、大幅な上昇を認めた。検出された各地域のMCP遺伝子については、予想より多くのサンプル数が集まったため、現在も引き続き塩基配列の解析を行なっている。

#### IV. 考察

ラナウイルスは、日本では2008年に初めて発見されたこともあり、これまで、日本国内の両生類を対象とした大規模なラナウイルスの調査を行った例はなく、どの地域のどのような種類のカエルがラナウイルスに感染しているのか、ウイルスの国内分布や感染状況は不明であった。

本調査により、ウシガエル以外にも、在来種であるヌマガエルやヒキガエル、他種のカエルからもラナウイルスが検出されることが明らかとなった。

ヌマガエルは、日本国内における生息域が広く、生息数も多いため、比較的容易に捕獲できるカエルである。我々の予備調査により、ヌマガエルにおけるラナウイルスの保有率が高く、特に秋にその検出率が上昇することが明らかとなってきているが、ヌマガエル自体は死に至るケースがなく、各地域のラナウイルスをモニタリングするための動物として、継続した調査を行なってきた。2012年以前の調査結果と本調査で得られた2014年の結果を地域別に比較すると、少なくとも、対象比較ができる地域間（長崎、岡山、京都、愛知）において、2012年以前には50%に満たなかった検出率が、2014年秋の調査では、50%以上へ上昇しており、ヌマガエルにおける陽性率は、上昇傾向にあると考えられた。

本調査では、ヌマガエル以外にも、東京都伊豆大島のヒキガエル、沖縄県北部の5種類のカエルについて、2010年以前の調査結果と2015年の調査結果について比較を行なった。ここ数年の間に、2010年以前には、これらの地域のカエルにおけるラナウイルスの陽性率は0%であったにも関わらず、2015年の調査では、

表3 沖縄北部に在来両生類における調査年別ラナウイルス検出状況。

種類	2009年～2010年			2015年		
	n	+	%	n	+	%
ヒメアマガエル	1	0	0	9	6	67%
リュウキュウカジカガエル	27	0	0	24	4	17%
オキナワアオガエル	14	0	0	16	1	6%
ハナサキガエル	3	0	0	7	0	0%
ヌマガエル				2	1	50%
リュウキュウアカガエル	7	0	0	16	9	56%
計	52	0	0	74	21	28.4%

ラナウイルスが検出されるカエルの種類や数、ラナウイルス陽性を示すカエルの分布する地域が増加している。

国内の両生類はカエルツボカビに対して抵抗性を有しているが、ラナウイルスに対する感受性は高い。特に有尾類のサンショウウオへの病原性は非常に高く、ウイルス陽性個体において100%の致死率を示す(中島ほか 2010)。イギリスおよびスペイン北部のピコス・デ・エウロパ国立公園の事例を見ても、ラナウイルスの両生類相への影響は甚大である。

日本は中緯度にある地域としては、両生類相に稀にみる多様性があり、58種の在来両生類が生息し、特に小型サンショウウオの多様性が高く、希少性も高い。

ラナウイルスの感染に対する予防法はほとんどなく、中国で養殖されているチュウゴクサンショウウオを対象としたワクチンの開発がなされているだけである。しかし、野生動物へのワクチン適用は現実的ではない。本調査結果による近年の日本国内におけるウイルス陽性率の上昇やウイルス陽性個体の分布する地域の拡大傾向を受けて、国内におけるラナウイルスの動向に注意し、対策を考える必要がある。

有効な対策の1つとして、両生類の生息地域へのラナウイルスの拡散防止を目的としたゾーニングなどが考えられる。そのためには、ラナウイルスの国内分布をより詳細に明らかにし、汚染地域と非汚染地域を明確化し、OIEマニュアルに従った対策をとる必要がある(OIE 2010)。

今後も引き続き、地域ごとの保菌状況について定期的な調査を行い、保菌率の推移についての実態を把握し、ウイルス拡散の担い手と感染機序を解明する事で、効率良くラナウイルスの拡散を阻止するための対策について検討を行なうことを可能としたい。

## 謝辞

磨田孝二様(大分県)、宮武正文様(福岡県)、篠崎亜也子様(福岡県)、外平友佳里様(福岡県)、伊藤雅男様(長崎県)、松尾公則様(長崎県)、坂本真理子様(熊本県)、桑原一司様(広島県)、戸田正枝様(山口県)、川出比香里様(山口県)、多田英行様(岡山県)、田口勇輝様(広島県)、寺岡誠二様(島根県)、竹田正義様(兵庫県)、土井敏男様(兵庫県)、関慎太郎様(京都府)、中村進一様(京都府)、玉井濟夫様(和歌山県)、藤谷武史様(愛知県)、田上正隆様(岐阜県)、中島康太様(静岡県)、藤田宏之様(埼玉県)、富田京一様(埼玉県)、渡部孝様(高知県)、中川雅允様(沖縄県)、尾澤進二様(東京都)

## 文献

- Geng, Y., Wang, K. Y., Zhou, Z. Y., Li, C. W., Wang, J., He, M., Yin, Z. Q. and Lai, W. M. 2011. First report of a ranavirus associated with morbidity and mortality in farmed Chinese giant salamanders (*Andrias davidianus*). *Journal of Comparative Pathology* 145:95-102.
- 中島康太・田原口智士・萩原喜久美・松井久美・村上 賢・宇根有美. 2010. 在来両生類における実験的ウシガエルラナウイルス(RCV-JP)感染症の病理学的検索. 第149回日本獣医学会学術集会講演要旨集, p.229. 東京.
- OIE 2010. Aquatic animal health code. Chapter 8.2. [http://web.oie.int/eng/normes/fcode/en\\_chapitre\\_1.8.2.pdf#search='OIE%2C+ranavirus%2C'](http://web.oie.int/eng/normes/fcode/en_chapitre_1.8.2.pdf#search='OIE%2C+ranavirus%2C'). 2016年7月6日アクセス.
- Ueno, Y., Sakuma, A., Matsueda, H., Nakai, K. and Murakami, M. 2009. Ranavirus outbreak in North American bullfrogs (*Rana catesbeiana*), *Japan Emerging Infectious Diseases* 15:1146-1147.

## The origin of ranavirus as an emerging amphibian pathogen and its distribution in Japan

UNE Yumi and TOKIWA Toshihiro

Ranaviruses are important amphibian pathogens that threaten ecosystems at a global level. Amphibian ranaviruses were first discovered in 2008 after the mass deaths of free-living Bullfrog tadpoles in Japan. In the present study, we attempted to establish valid ranavirus measures to protect native amphibians. We investigated the ranavirus distribution in Japan and compared the results with previously reported findings. Of the 536 frogs studied, 441 were *Fejervarya limnocharis* (17 prefectures and 28 points), 30 were *Bufo japonicus formosus* (one island toad), and 74 were frogs (six species from Northern Okinawa). The frogs were examined using molecular biological methods. Ranaviruses were detected in frogs from all areas that were investigated: 71 % of the *Fejervarya limnocharis* (range 4.8 ~ 100 %), 53.3 % of the *Bufo japonicus formosus*, and 28.4 % of the frogs from Northern Okinawa (five species and 21 individual frogs were positive). In 2009, we performed a ranavirus survey of wild amphibians in Japan. A comparison of the results from this study versus those from 2009 indicated that the virus is increasingly being detected in a larger area and the detection rate is rising. The dramatic increase was especially evident on the island, where the ranavirus prevalence was 0 % in 2009 and 53.3 % in 2015. We believe that the mass deaths of Bullfrogs in 2008 may be associated with the change of ranavirus dynamics in recent years in Japan.

Key words: infectious disease, frog, mass death, native species, measures

## 南西諸島におけるヤシガニ資源の保護と保全に関する基礎研究

NPO 法人 海の自然史研究所

藤田喜久<sup>1</sup>・井口 亮<sup>2</sup>・今宮則子<sup>3</sup>

本研究では、南西諸島におけるヤシガニ資源の保護・保全管理を目的として、沖縄県下の各離島地域（伊江島、南大東島、久米島、宮古島、宮古諸島来間島、多良間諸島水納島、石垣島、鳩間島、西表島、与那国島）におけるヤシガニの生息状況調査・形態解析・ヤシガニ集団の遺伝的集団構造に関する調査研究活動を行った。各地のヤシガニの体長（胸長）組成の比較から、沖縄県下のヤシガニ集団の小型化が進んでおり、高い捕獲圧下に置かれていることが示唆された。一方、集団間の遺伝的分化係数を島集団間で算出した結果、遺伝子流動が頻繁に行われている可能性が指摘され、現状では全体的に遺伝的多様性が高く保持されていることが示唆された。本研究により、沖縄県下でのヤシガニ資源の保全のためには、各島のヤシガニ個体群を良好な状態に維持することが必要不可欠であることを改めて示す事ができた。今後は、これらの知見を基に、地域行政などに働きかける予定である。

キーワード：南西諸島、ヤシガニ、集団、遺伝的多様性、遺伝子流動、保全

### 1. はじめに

ヤシガニ *Birgus latro* (Linnaeus, 1767) (図 1) は、オカヤドカリ科に属する世界最大の陸性十脚甲殻類であり、国内では主に沖縄県以南の南西諸島に生息している。本種は、その分布域において、食用・剥製・民俗品のモチーフ・観光資源などとして人々に利用されてきた（藤田 2010）。しかし近年、過剰捕獲や開発による生息環境の悪化などによって資源量が世界的に減少傾向にある。沖縄県下においても、観光客向けのヤシガニ需要が高まっており、それに伴う捕獲圧の高まりによって資源量および体サイズの縮小が指摘されており、事実上の乱獲状態にある（藤田 2011）。そのため、現在、環境省、沖縄県、鹿児島県のレッドデータブックでは共に「絶滅危惧Ⅱ類」、水産庁発行の日本の希少な野生水生生物に関するデータブックでは「希

少種」と評価されている。しかし、ヤシガニは国・県レベルでの絶滅危惧動物でありながら、商用の乱獲に対して全国的・全県的な保護策が無い状態にある。一方で、近年、多良間村・宮古島市・石垣市に相次いでヤシガニの保全条例が施行され（多良間と宮古は研究代表者の働きかけによる）、捕獲制限（体サイズ規制、捕獲禁止期間、保護区）の取り組みが始まった。しかし、沖縄県下の最大の消費地である沖縄諸島および八重山諸島（竹富町および与那国町）においては、未だ資源保全のためのルールはなく、県内各地からヤシガニを集めているのが実態である。

現在のところ、ヤシガニ資源の保護・保全に関する最大の問題点は、各島におけるヤシガニ資源の現状が明らかになっていないことである。まず、ヤシガニは食用でありながら「水産

1: 沖縄県立芸術大学 2: 国立沖縄工業高等専門学校 3: NPO 法人海の自然史研究所  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開





図1 形態解析に用いたヤシガニ集団の分布図。主に沖縄島以南



図2 遺伝子解析に用いたヤシガニ集団の分布図。主に沖縄島以南

生物」と見なされていないことから、流通量が不明で（漁業統計資料のようなものがない）、自然下での資源量も分かっていない。ヤシガニは、成長が極めて遅い（食用サイズの体重約 500 g に達するまでに雄は約 11～15 年、雌は約 25～30 年を要する）ことから増養殖は困難であるとされ、自然下での資源管理の必要性が指摘されている。また、ヤシガニは幼生期を海で過ごすため、各生息域における個体群の維持には、他の地域からの幼生の加入が不可欠であるが、幼生の分散パターンを把握する試みも始まったばかりである。さらに、海域から陸域へと生息域を変える際に、ヤシガニ小型個体の生息のためには自然海岸の維持が不可欠であるが、近年の急速な開発の影響で、生息環境も悪化している。

以上のことを踏まえ、本申請研究では、南西諸島（主に沖縄県域の離島地域）におけるヤシガニ資源の保護・保全管理を目的として、1) 各離島地域におけるヤシガニの生息状況調査及び形態解析、2) 各離島地域におけるヤシガニ集団の遺伝集団構造、に関する調査研究活動を行った。

## II. 材料と方法

### 1. 調査地

本研究におけるヤシガニの採集と生息状況の調査は、2015 年 6 月～10 月までに実施した。調査場所は、沖縄島、伊江島、南大東島、久米島、宮古島、来間島、西表島、与那国島とした。なお、伊江島に関しては、沖縄島での採集数が著しく少なかったために追加で調査を実施することにした。また、宮古島および来間島については、先行研究において採集調査を行っていなかったため、追加で調査を実施した。

### 2. 生息状況調査・採集・形態解析

各島におけるヤシガニの生息状況を調査するため、2015 年 6 月～10 月にかけて野外調査を実施した。ヤシガニの生息状況調査は、夜間に各島の海岸付近を踏査し、徘徊している個体を一時捕獲し、雌雄の判別と体サイズ（胸長）計測を行った。なお、ヤシガニの発見が極めて少ない場合は、猫用餌および冷凍サンマを海岸付近の木々に吊るし、誘引される個体について雌雄の判別と体サイズ計測を行った。なお、本報告書における解析には、先行研究でデータを取

表1 形態解析に用いた各島集団の個体数の詳細

採集地点	雄の個体数	雌の個体数	地点別の個体数の合計
石垣島	17	33	50
鳩間島	19	35	54
伊江島	16	20	36
与那国島	11	15	26
宮古島	5	8	13
来間島	64	50	114
水納島	131	104	235
総合計	263	265	528

表2 遺伝子解析に用いた各島集団の個体数の詳細

採集地点	個体数
石垣島	9
鳩間島	21
伊江島	23
与那国島	24
来間島	23
水納島	14
総合計	114

集していた多良間村水納島（計235個体：雄131個体，雌104個体），石垣島（計50個体：雄17個体，雌33個体），鳩間島（計54個体：雄19個体，雌35個体）の情報を加えた。石垣島および鳩間島の個体採集及び形態計測は，独立行政法人水産総合研究センターの佐藤琢氏によって実施された。形態解析に用いたサンプルの詳細は図1，表1に示す。得られた形態データを用いて，ソフトウェアRによる解析を行った（R Core Team, 2015）。

### 3. 遺伝子解析

ヤシガニの生息状況調査の調査対象地の各島において，ヤシガニを可能な限り30～50個体程度捕獲し，第3胸脚の一部を折採し，99%エタノールで固定して持ち帰った。体一部を採集したヤシガニ個体はその後，逃がした。過去の報告および予備的研究から，1) 沖縄でのヤシガニの繁殖期は5月～8月（交接行動は概ね5月～7月）であること，2) 胸脚を採取した個体は，暫くの間活動が停滞することが示唆されたことから，繁殖個体群への影響を最小限に押さえるため，遺伝子解析のための採集調査は，

ヤシガニの繁殖期の終わる8月～10月の間に行った。

採集したヤシガニサンプルは，QIAGEN DNeasy Blood & Tissue Kitを用いてDNA抽出を行った。具体的には，エタノール固定された脚サンプルをニッパーで切断し，肉片をピンセットで取り出して，エッパンチューブ内で粉碎した。その後，キットに付属しているマニュアルに従ってDNA抽出を行った。得られたDNAをテンプレートとして，ミトコンドリア Cytochrome Oxidase I (COI) 領域のユニバーサルプライマー（Folmer et al. 1994）を用いてPCRを行い，ダイレクトシーケンスによって塩基配列を取得した。その後，得られた塩基配列の内，617 bpを用いて，Arlequin（Schneider and Excoffier 2000）により解析を行った。遺伝子解析に用いたサンプルの詳細は図2，表2に示す。

## III. 結果と考察

### 1. 採集個体数および生息状況

各調査地におけるヤシガニの夜間調査にて調

査を実施した個体数は以下の通りである：伊江島計 36 個体（雄 16 個体，雌 20 個体）；宮古島計 13 個体（雄 5 個体，雌 8 個体）；来間島計 114 個体（雄 64 個体，雌 50 個体）；与那国島計 26 個体（雄 11 個体，雌 15 個体）の計測を行った（表 1）。また，これらの計測データに，先行研究でデータを収集した多良間村水納島（計 235 個体：雄 131 個体，雌 104 個体），石垣島（計 50 個体：雄 17 個体，雌 33 個体），鳩間島（計 54 個体：雄 19 個体，雌 35 個体）の情報を加え（表 1），総計 528 個体のデータを元に各島における胸長組成，雌雄の胸長，各島における胸長の比較を行った（図 3-5）。ヤシガニ全個体数の体長組成の結果から（図 3，4），沖縄県下のヤシガニ集団は，成熟サイズ（胸長

25 mm 前後）に達したばかりの小型個体が多くなっており，繁殖能力の高い大型個体の減少が顕著であることが伺えた。雌雄間における平均体サイズの比較においては，雌のサイズが小さい傾向が見られ（図 5），有意差も検出された（Mann-Whitney U test,  $p < 0.01$ ）。また，島間における平均体サイズの比較からは，島間で有意差が見られ（One way ANOVA,  $p < 0.01$ ；表 3），特に来間島で体サイズの縮小が顕著であった（図 6，7）。来間島は宮古島から橋で接続された小島であり，ヤシガニの生息環境が良好な状態に保たれており，個体数も多いものの，小型化した集団で形成されていることから，過去に高い捕獲圧を受けた可能性が示唆された。沖縄島，久米島，南大東島におけるヤシガニ

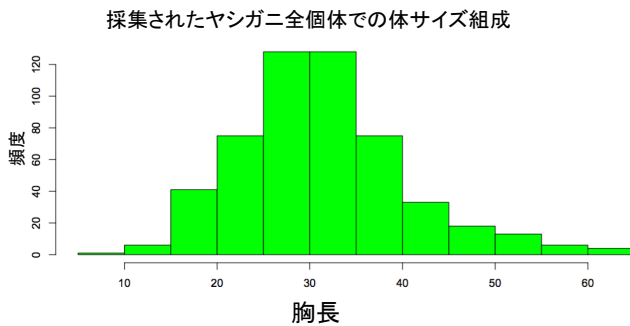


図 3 採集されたヤシガニの全個体での体サイズ（胸長）組成。胸長の単位は mm

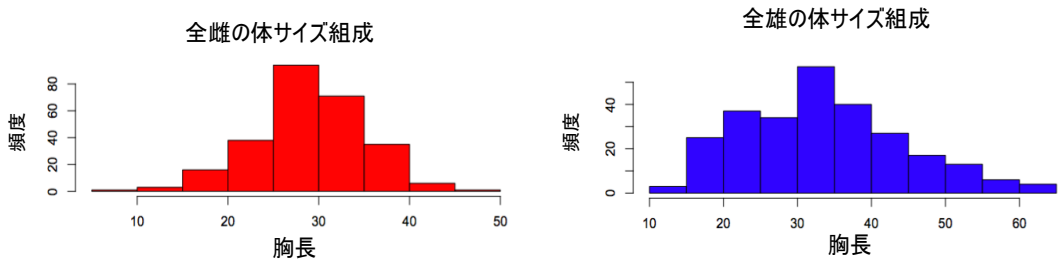


図 4 採集されたヤシガニの雌（左），雄（右）各々での体サイズ（胸長）組成。胸長の単位は mm

の個体数は少なく、本研究で採集された数は3個体未満であった（ただし、沖縄島では本部町の海中公園センター内に多数のヤシガニ個体の生息が確認されている）。また、南大東島と与那国島では、罌（餌による誘引）の形跡が島内のヤシガニポイント（ヤシガニが多く生息する場所）の至るところにあり、島民あるいは業者による日常的な捕獲圧下にあることが伺えた。これは、ヤシガニ保護条例制定地域外からのヤシガニ供給が進んでいることを示唆するものと考えられ、早急な対応が求められる。

## 2. 遺伝子解析

本研究期間中には、伊江島、宮古島、来間島、西表島、与那国島にて遺伝子解析用サンプルを得ることができた。しかし、サンプルの採集を

2015年10月まで行ったため、本報告では、伊江島、来間島、与那国島での解析を行った。また、先行研究でサンプルを得ていた多良間村水納島、石垣島、鳩間島も合わせ、計6地点において解析を行った（図2、表2）。遺伝子解析は、前述した6地点（右図：伊江島、来間島、与那国島と多良間村水納島、石垣島、鳩間島）からそれぞれ24個体ずつ（計144個体分）DNA抽出を行い、比較的きれいな配列を選別した結果、この後の解析用に用いた各地点の個体数は以下の通りであった：伊江島23個体；来間島23個体；与那国島24個体（先行研究での多良間村水納島14個体、石垣島9個体、鳩間島21個体；表2）。

得られた114個体分の塩基配列の内、全体で

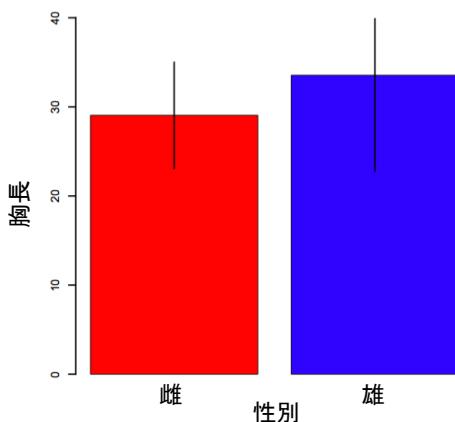


図5 採集されたヤシガニの雌・雄での体サイズ（胸長）の平均値及び標準偏差。胸長の単位は mm

表3 各島の集団間における体サイズの多重比較（Holm法）。数値は p 値

	鳩間島	伊江島	石垣島	宮古島	来間島	水納島
伊江島	0.62088	-	-	-	-	-
石垣島	0.00845	1	-	-	-	-
宮古島	1	1	0.64765	-	-	-
来間島	2.00E-10	0.00107	0.06596	0.01048	-	-
水納島	0.04952	0.00011	5.10E-11	0.34285	< 2e-16	-
与那国島	0.30654	1	1	1	0.04952	9.00E-05

36 ハプロタイプが確認され、集団解析を実施する上で十分な遺伝的変異が確認された。得られたハプロタイプを元に作成したハプロタイプネットワークを図8に示した。これらのハプロタイプのうち、H1, H2, H3, H5は、5個体以上に共通に見られたことと、ネットワークの中でも中央に位置しているため、祖先的なハプロタイプであると推察された。

上記の塩基配列を基に遺伝的多様性の指標となるハプロタイプ多様度と塩基多様度の算

出を行った。その結果、各島のハプロタイプ多様度は以下であった(表4)：伊江島  $0.9209 \pm 0.0328$ ；来間島  $0.7787 \pm 0.0511$ ；与那国島  $0.9312 \pm 0.0280$  (先行研究での多良間村水納島, 石垣島, 鳩間島での多様度は, 多良間村水納島  $0.8462 \pm 0.0614$ ；石垣島  $1.0000 \pm 0.0524$ ；鳩間島  $0.9000 \pm 0.0472$ )。また、各地点の塩基多様度 (Kimura 2P 距離) は以下の通りであった(表4)：伊江島  $0.005205 \pm 0.003100$ ；来間島  $0.002953 \pm 0.001966$ ；与那国島  $0.004571 \pm$

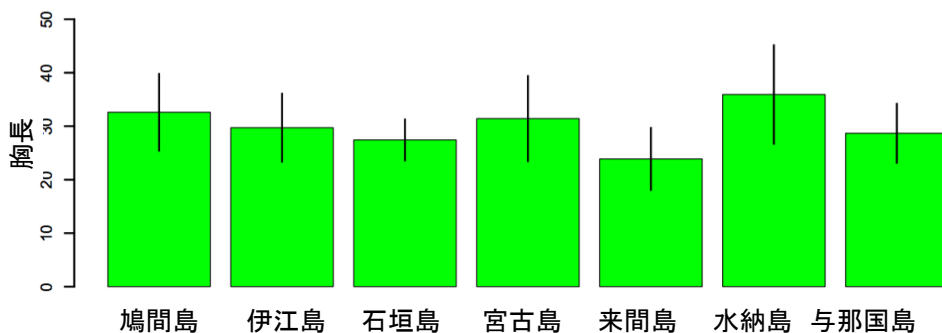


図6 採集されたヤシガニの各島での体サイズ(胸長)の平均値及び標準偏差。胸長の単位は mm

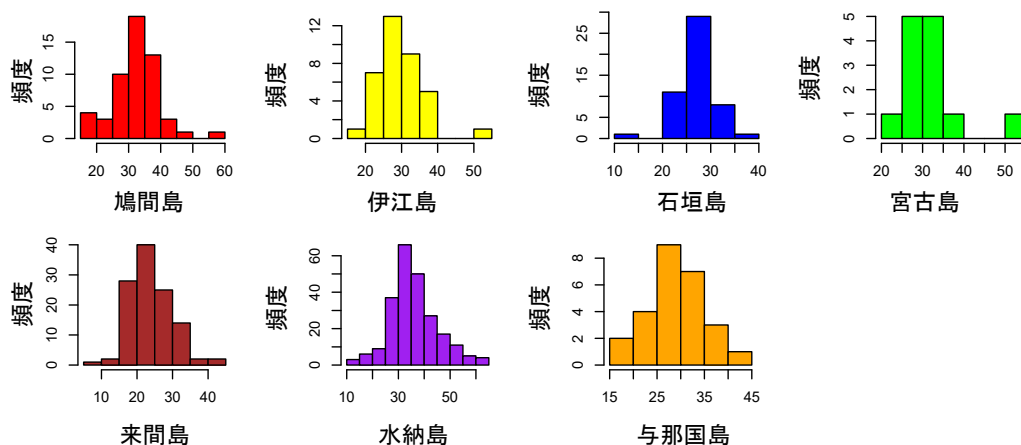


図7 採集されたヤシガニの各島での体サイズ(胸長)組成。胸長の単位は mm



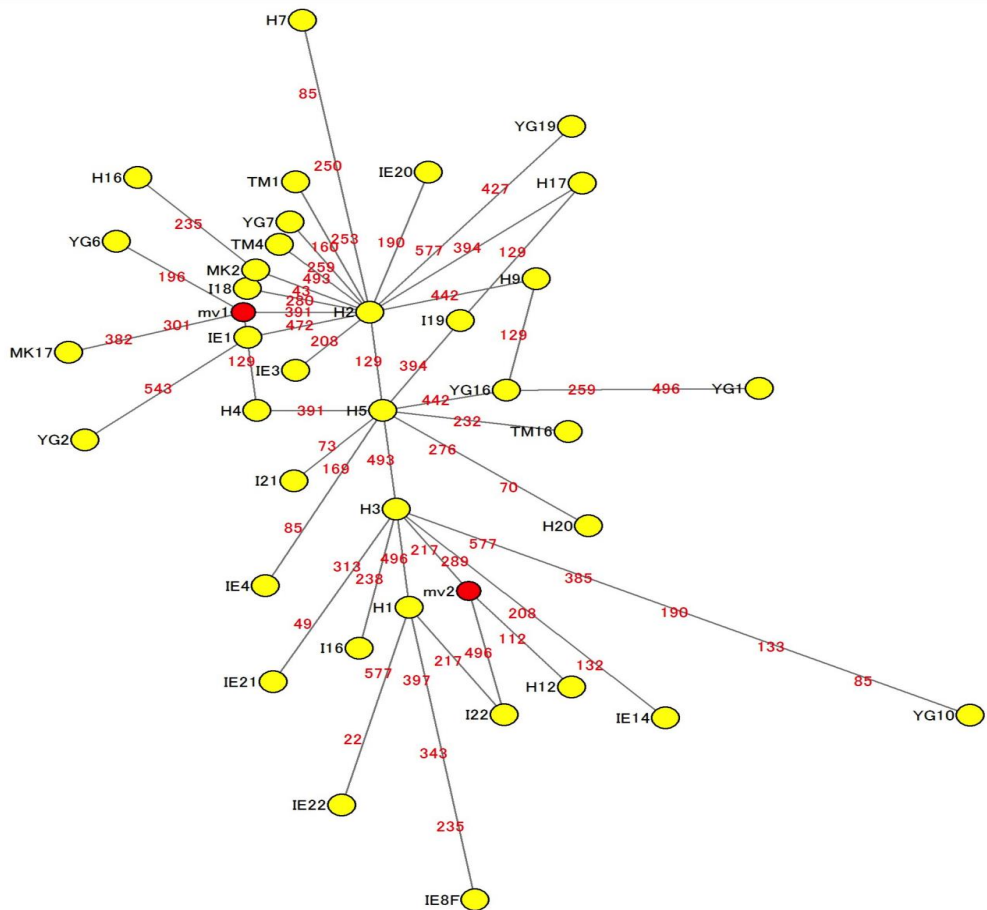


図8 得られたハプロタイプのネットワーク図. 黒字は各ハプロタイプ名, 赤字は変異サイト番号

表4 各島のハプロタイプ多様度及び塩基多様度 (平均値 ± 標準偏差). 主に沖縄島以南

採集地点	ハプロタイプ多様度	塩基多様度
鳩間島	0.9000 ± 0.0472	0.003848 ± 0.002435
石垣島	1.0000 ± 0.0524	0.004526 ± 0.002989
来間島	0.7787 ± 0.0511	0.002953 ± 0.001966
水納島	0.8462 ± 0.0614	0.002842 ± 0.001968
伊江島	0.9209 ± 0.0328	0.005205 ± 0.003100
与那国島	0.9312 ± 0.0280	0.004571 ± 0.002785

0.002785 (先行研究: 多良間村水納島  $0.002842 \pm 0.001968$ ; 石垣島  $0.004526 \pm 0.002989$ ; 鳩間島  $0.003848 \pm 0.002435$ ). 上記の遺伝的多様性の値は, 赤道周辺のヤシガニ集団の解析を行った Lavery et al. (1996) の値 (0.91 ~ 1.00) と比較しても, 顕著な違いは見られないため, 沖縄

島以南の琉球列島全域で高い遺伝的多様性が維持されていることが示唆された. なお, 各地点における遺伝的多様性と平均体サイズの間に関連は見られなかった (Pearson's product-moment correlation test:  $p > 0.05$ ; 図9). ただし, 来間島の集団では遺伝的多様性の値が低い傾向があ

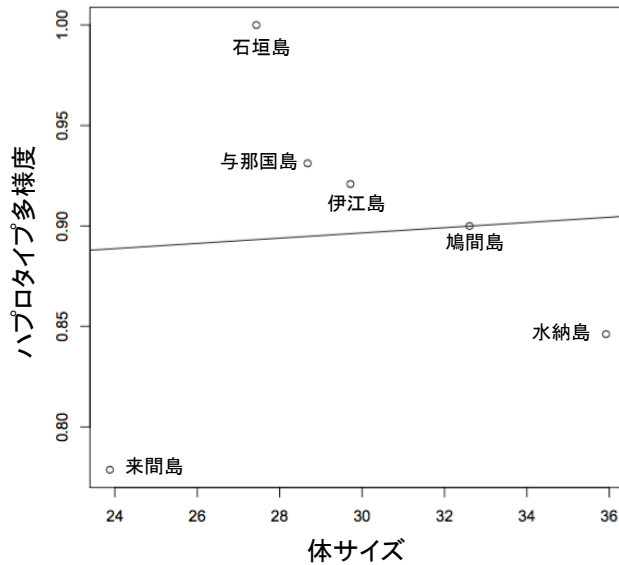


図9 ヤシガニ各集団の平均体サイズとハプロタイプ多様度との関係

り、体サイズも他地域に比べて小さかったため、高い捕獲圧による体サイズの縮小が遺伝的多様性の低下をもたらす可能性も示唆された。

また、集団間の遺伝的分化係数 ( $F_{st}$ ) を6地域集団間で算出した結果、いずれも非常に小さい値となり、 $p < 0.05$  で有意に0と異なる値は得られなかった。よって、6地点間で遺伝子流動が頻繁に行われている可能性が高いものと考えられる。また、Fraleley et al. (2003) の Gaussian Clustering によるコホート組成解析からも、各島の集団において、1又は2コホートのみ確認され、断続的な加入は確認されなかったことから、地点間での頻繁な遺伝子流動が示唆された。ただし、本報告までに未解析のサンプルもあり、さらにまだ未調査の島々もあることから、今後、さらに解析を進めていく必要がある。

以上、沖縄県下でのヤシガニ資源の保全にとって、各島のヤシガニ個体群を良好な状態に維持することが必要不可欠であることを改めて示

すことができた。今後、本研究で得られた情報を元に、沖縄諸島および八重山諸島でのヤシガニ資源保全の活動を進めて行く必要がある。

#### 謝辞

本研究の実施にあたり、琉球大学大学院理工学研究科の水山克氏には伊江島における野外調査の補助をしていただいた。琉球大学熱帯生物圏研究センター西表研究施設の吉田隆太博士には西島におけるヤシガニ採集にご協力いただいた。独立行政法人水産総合研究センターの佐藤琢博士には、石垣島および鳩間島の個体採集及び形態計測のデータの提供をいただいた。また、以上の方々に感謝する。

#### 文献

- Folmer, O., Black, M., Hoeh, W.R., Lutz, R. and Vrijenhoek, R.C. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3: 294–299.
- Fraleley, C. and Raftery, A.E. 2002. Model-based clustering,

- discriminant analysis, and density estimation. *Journal of the American Statistical Association* 97: 611–631.
- 藤田喜久 2010. ヤシガニと沖縄の人々の暮らし. *CANCER* 19: 41-51.
- 藤田喜久 2011. 第5章 マクガンあんちーかんちー（ヤシガニにまつわる話題あれこれ）. 宮古の自然と文化を考える会編「宮古の自然と文化 第3集 躍動する宮古の島々」新星出版：71-89.
- Lavery, S., Moritz, C. and Fielder, D.R. 1996. Indo - Pacific population structure and evolutionary history of the coconut crab *Birgus latro*. *Molecular Ecology* 5: 557-570.
- Schneider, S., Roessli, D. and Excoffier, L 2000. Arlequin: a software for population genetic data analysis. Genetics and Biometry Laboratory. University of Geneva.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>

25th Pro Natura Fund Domestic Research

## Fundamental research on the conservation of the coconut crab resources in the Nansei Islands

FUJITA Yoshihisa, IGUCHI Akira and IMAMIYA Noriko

In order to establish effective management strategies for coconut crab, we performed the studies on coconut crab along the Ryukyu Archipelago based on field survey, morphological analysis, and population genetic analysis. As the results of field survey and morphological analysis, we found that average sizes of coconut crab populations tended to be small, suggesting that they have been exposed to high frequencies of captures by local people. On the other hand, genetic analysis indicated that all populations have maintained high genetic diversity and gene flow along the Ryukyu Archipelago at this stage. Based on these scientific data, we are planning to urge each local government to make efforts to conserve coconut crab populations properly.

Key words: Nansei Islands, coconut crab, population, genetic diversity, gene flow, conservation

第25期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内研究助成

## 希少猛禽類チュウヒの繁殖成績向上を意図した優良営巣環境の 考究

NPO 法人チュウヒ保護プロジェクト

高橋佑亮<sup>1</sup>・東 淳樹<sup>2</sup>

本研究では、捕食者による卵・雛の食害や巢内の高温化が、チュウヒの繁殖成績に影響する要因であるのか検討した。ビデオカメラで監視したチュウヒの巢では、雛がタヌキに捕食される決定的な瞬間が映像に収められた。また、自動撮影カメラと誘引餌を設置してチュウヒの古巣を監視した結果、半数以上の巢にタヌキやイタチといった捕食者となり得る食肉類が出現した。したがって、捕食者による食害はチュウヒの繁殖成績に影響する確かな要因であり、その脅威は決して小さくないことが示唆された。一方、巢内の気温はチュウヒの繁殖成績との間に相関が認められず、すなわち繁殖成績に影響する要因であることは示されなかった。巢が水に浸る湿地は乾地に比べて繁殖成績が良好であった。また、湿地は乾地に比べて食肉類の出現率が低く、水深14 cm以上の湿地の巢では食肉類が出現しなかった。したがって、湿地は捕食者による食害リスクが低い点で優良な営巣環境であり、ある程度水深のある湿地草原を供給することで、チュウヒの繁殖成績の向上が期待できると考えられた。

キーワード：湿地、乾地、捕食、気温、水深、八郎潟干拓地

### 1. 背景と目的

チュウヒ *Circus spilonotus* は、湖沼や河川の岸辺、干拓地、埋立地に生息し、ヨシ原 *Phragmites australis* などの高茎草原の地上に営巣する猛禽類である（図1）。本種は国内の繁殖個体数がわずか90つがい程度と推定されており（中川2014）、存続が危機的な状況にある。



図1 チュウヒの巣と雛

そのため、国のレッドデータブックでは絶滅危惧IB類に指定され、保護の必要性が明示されている（環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室2014）。

本研究の対象地である秋田県八郎潟干拓地では、1シーズンで22巢ものチュウヒの巣が見つかっており（平野2010）、国内最大級の繁殖地である。しかし、繁殖成績は芳しくない。22巢のうち繁殖に成功した数は7巢であり、約7割の巣で繁殖に失敗している（平野（2010）のデータから筆者が算出）。国内個体群の要とも言える繁殖地においてこうした状況では、国内のチュウヒの将来存続には大いに不安がある。繁殖成績の向上が、保護上の重要な課題の1つである。

繁殖成績を向上させるためには、繁殖成績に

1: 岩手大学大学院農学研究科 2: 岩手大学農学部  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開



影響する要因を究明することが不可欠である。平野 (2010) は、巣が水に浸る湿地はチュウヒの繁殖成功率が乾地よりも高いことを報告している (本研究では、水位が地表面よりも高く冠水している場所を湿地とし、水位が常に地下にあり冠水していない場所を乾地と定義する)。しかし、その理由は明らかになっていない。湿地の繁殖成功率が乾地よりも良好であるのは、巣を取り巻く水が地上性捕食者の接近を阻むので卵や雛の食害が少ないからではないかと考えられる。また、湿地は巣を取り巻く水が夏場の高温化を緩和するので (平野 2010) 雛の死亡率が低いことも、湿地の繁殖成功率が良好である理由ではないかと考えられる。

そこで本研究では、捕食者による食害や巣内の高温化が繁殖成績に影響する要因であるのか検討することを目的とし、以下の事項を行う。

1) チュウヒの繁殖成績を調査する；2) チュウヒの巣を撮影し、捕食者の襲来を監視する；3) 捕食者による食害リスクを評価する実験を行う；4) 巣内の気温と繁殖成績の関係を示す。

## II. 調査地

本研究は、八郎潟中央干拓地およびその周囲の承水路を調査地とした (図2)。当所は秋田県北部の日本海側に位置する (北緯 40 度 00 分, 東経 140 度 00 分)。中央干拓地は堤防が外周を囲む多角の形状で、南北に約 18 km, 東西に約 12 km, 面積が 15,666 ha である (秋田県大潟村 2011)。干拓地内は水田主体の農地が 75 % を占めているほかは、用排水路、防災林地、宅地、遊休地、鳥獣保護区などで構成される (秋田県大潟村 2011)。チュウヒは主に遊休地や鳥獣保護区のヨシ原で繁殖している。一方、承水路は、干拓前まで日本第二の湖であった八郎潟の残存湖面であり、中央干拓地の西側に西部承水路が、東側に東部承水路が所在する。承水路

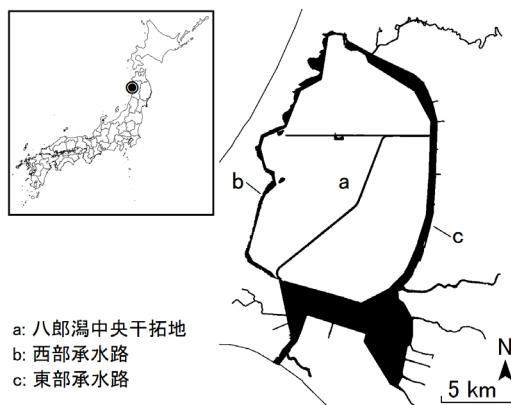


図2 調査地

では、沿岸に点在するヨシ原でチュウヒが繁殖している。

## III. 方法

### 1. 繁殖成績の調査

はじめに調査地を自動車で行きながら点々と移動しながらチュウヒの望遠観察を行った。本観察では、巣材運びや給餌のための獲物搬入といった繁殖行動に注意し、チュウヒが離着陸した地点が巣の在処と判断して、高精度コンパスを用いた三角法によりその位置を測位した。その後、測位した場所付近のヨシ原に分け入って巣を探索した。望遠観察は4月から5月にかけて行った。一方巣の探索は、完全抱卵 (一腹卵を全て産み終わり、比較的神経質な時期を過ぎて安定化した抱卵) に入り、なおかつ当年のヨシが生い茂り視界不良で探索が困難になる前の5月下旬に集中的に実施した。こうして見つけ出した巣は、発見時に卵数を記録したのち、孵化直後 (6月) および巣立ち直前 (7月) に再度見に行き、雛数と成長度合いを記録した。また、巣立ち後の時期 (7月) に、巣の周辺を見渡すことができる地点から望遠観察を行い、巣外で行動する幼鳥を視認することで巣立ちの有無と雛数を判定した。以上の調査は2014年と2015年に行った。

無論、巣への接近にあたっては繁殖活動に悪影響を与えないよう細心の注意を払いながら行った。

調査で得られた資料から、繁殖成績を表す指標として、繁殖成功率、巣立ち雛数、繁殖率、仮定孵化率および仮定雛生存率を求めた。繁殖成功率とは、雛が1羽でも巣立った巣の合計を、繁殖を開始した巣の合計で除した値である。繁殖を開始したかどうかは産卵の有無を基準にした。巣立ち雛数とは、巣立った雛の合計を、雛が1羽でも巣立った巣の合計で除した値である。繁殖率とは、巣立った雛の合計を、繁殖を開始した巣の合計で除した値である。仮定孵化率とは、孵化直後の時期に記録された雛数を、抱卵期に記録された卵数で除した値であり、巣ごとに計算した。仮定雛生存率とは、巣立ち前に記録された雛数を、孵化直後の時期に記録された雛数で除した値であり、巣ごとに計算した。仮定孵化率と仮定雛生存率は、孵化の有無が不明な巣を除いて計算し、さらに仮定雛生存率については孵化しなかった巣も除いて計算した。孵化率や雛生存率に仮定を置いた理由は、記録日以前に何らかの事情ですでに卵や雛が減少していた可能性があり、記録された数と真の数に誤差があるかもしれないためである。

各種の繁殖成績指標は、2014年と2015年を一括して湿地の巣と乾地の巣に分けて比較した。繁殖成功率はFisherの正確確率検定を、巣立ち雛数、仮定孵化率および仮定雛生存率はMann-WhitneyのU検定を行った(有意水準5%)。

## 2. 巣のビデオ監視

卵や雛を襲う捕食者の出現を監視するため、チュウヒの巣を撮影した。ヨシの葉で包んで偽装した超小型CCDカメラおよび超小型マイクを、枯れて硬化したヨシの茎を支柱として先端に固定し、巣の縁から約15 cm離れた位置に設

置した。巣から50 mまたは100 m離れた位置に、録画装置やバッテリーなどを格納した撮影基地を置き、巣のカメラと撮影基地の間をケーブルで接続した。一日の撮影はタイマーを用いて夜明けから日暮れまで定刻(3:30 ~ 20:00)で録画し、孵化直後から巣立ち後まで毎日録画した。録画の解像度は720 × 480に、フレームレートは7 fpsに設定した。以上の撮影は、2014年に3か所、2015年に2か所の計5か所の巣で行った。

## 3. 捕食者襲来リスク評価の実験

2014年の繁殖に使用された古巣の上に、誘引餌として鶏卵2個、ウェットタイプのドッグフード約400 g(1缶分)およびチュウヒの雛に見立てたアヒルの雛の剥製1体(高さ約12 cm)を置き、巣の中心から約1.7 m離れた位置に自動撮影カメラを設置した。自動撮影カメラは、HGC製SG-007を使用した(トリガースピード1秒、最大センサー反応距離18 m、波長940 nmの不可視赤外線フラッシュ搭載)。実験期間は1巣15日間とし、2014年の9月1 ~ 15日、9月16 ~ 30日、10月1 ~ 15日の3期に分けて5巣ずつ、計15巣で実験した。なお、チュウヒは他のタカ類のように古巣を再使用せず、毎年新しく造巣することから、本実験が翌年以降の繁殖に与える影響は軽微と考えられる。

解析は、まず湿地の巣と乾地の巣に分けて獣類の出現度数を比較し、Fisherの正確確率検定を行った(有意水準5%)。また、湿地の巣のみを抽出し、獣類が出現した巣と出現しなかった巣に分けて水深を比較した。サンプルサイズが小さかったため、ここでは統計学的な検定は行わなかった。次に、産卵したことが確実な巣のみを抽出し、繁殖に成功した巣と失敗した巣に分けて獣類の出現度数を比較し、Fisherの正確確率検定を行った(有意水準5%)。

#### 4. 巢内気温のモニタリング

気温を自動で測定・保存する温度ロガーを巣に設置し、巣内の気温を長期的に記録した。温度ロガーは、ボタン電池サイズの(株)KNラボラトリーズ製サーモクロンGタイプ(外径17.4 mm×厚さ5.9 mm, 重量3.3 g, 温度精度:-25℃~+60℃で測定誤差±1℃)を使用した。この温度ロガーを同社製の専用プラスチックホルダーを装着したうえで細長の金棒(太さ4 mm×長さ350 mm)の先端に絶縁テープで接着し、温度ロガーが外気に触れる形でチュウヒの巣の側面に刺し通して固定した。巣の上面ではなく側面に温度ロガーを設置した理由は、上面だと親鳥が異物として認識して警戒することが懸念されたほか、巣材の追加搬入によって温度ロガーが埋没し、正常に気温を測定できないと予想されたためである。温度ロガーは巣の発見時に設置し、その後巣立ち後の時期まで毎日・毎正時に気温が測定されるよう設定した。巣立ちを過ぎてチュウヒが巣からいなくなった8月に温度ロガーを回収し、その際に巣付近の水深をメジャーで計測した。本調査は2014年と2015年に行った。

以上によって得られた気温を整理し、各巣について正午前後平均気温、夜間平均気温、30℃以上時間数および10℃以下時間数を日ごとに求めた。正午前後平均気温とは、日中でとくに気温が上昇する時間帯である正午を挟んだ4度の正時(11~14時)の気温を平均した値である。夜間平均気温とは、当日の日の入から翌日の日の出までの時間帯(日の出入り時刻は日によって異なる)に該当する正時の気温を平均した値である。30℃以上時間数および10℃以下時間数とは、一日の中で気温が30℃以上または10℃以下に該当する正時の回数である。

そのうえで、概ね抱卵期の末期から巣内育雛期の後期に相当する6月における、正午前後平

均気温と夜間平均気温を湿地と乾地で比較した。ここでは、30日間の気温をサンプルとしてWilcoxonの符号順位検定を行った(有意水準5%)。また、湿地の巣のみを抽出し、巣内の気温と水深の関係を調べた。正午前後平均気温と夜間平均気温を30日間で平均し、水深に対するSpearmanの順位相関係数をそれぞれ求めた。順位相関係数は有意水準5%で検定した。次に、孵化したことが確実な巣のみを抽出し、巣内の気温と繁殖成績の関係を調べた。孵化後間もない小さな雛は、体温調節機能が未発達であることから、育雛期の初期は気温の影響が最も大きい段階であると推測される。そこで、概ね抱卵期の末期から育雛期の初期に相当する6月上旬(1~10日)の気温の、仮定雛生存率に対するSpearmanの順位相関係数を求めた。正午前後平均気温と夜間平均気温は10日間で平均し、30℃以上時間数および10℃以下時間数は10日間で累積した。なお、獣類の襲撃が認められた巣(後述)については、襲撃を受ける前の雛数を巣立ち前の雛数として(すなわち襲撃はなかったものとして)仮定雛生存率を調整した。これは気温以外の影響をできるだけ排除するためである。

#### IV. 結果と考察

##### 1. チュウヒの繁殖成績

調査の結果、湿地13巣、乾地18巣、計32巣が見つかった。このうち、造巣のみで産卵に至らなかった巣(湿地2巣、乾地4巣)および繁殖に失敗することが必然であった牧草地の巣(乾地1巣)は、解析から除外した。また、仮定孵化率と仮定雛生存率は、孵化の有無が不明な巣(湿地1巣、乾地6巣)を除いて計算し、さらに仮定雛生存率については孵化しなかった巣(湿地0巣、乾地4巣)も除いて計算した。繁殖成功率は、湿地が91%(成功10巣、失

敗1巢), 乾地が29% (成功4巢, 失敗10巢) であり(図3), 湿地のほうが繁殖成功率は有意に高かった(Fisherの正確確率検定,  $P < 0.01$ ). 巣立ち雛数の平均±標準偏差は, 湿地が $2.4 \pm 0.7$ 羽 ( $n=10$ ), 乾地が $2.0 \pm 0.7$ 羽 ( $n=4$ ) であり, 湿地のほうが多い傾向はあったが, 有意差は認められなかった(Mann-WhitneyのU検定(以下同じ),  $P=0.41$ ). 繁殖率は, 湿地が2.18 ( $n=11$ ), 乾地が0.57 ( $n=14$ ) であり, 湿地のほうが顕著に高かった. 仮定孵化率の平均±標準偏差は, 湿地が $68.0 \pm 26.5\%$  ( $n=10$ ), 乾地が $37.5 \pm 39.5\%$  ( $n=8$ ) であり, 湿地のほうが高い傾向はあったが, 有意差は認められなかった( $P=0.11$ ). 仮定雛生存率の平均±標準偏差は, 湿地が $86.3 \pm 18.0\%$  ( $n=10$ ), 乾地が $79.2 \pm 21.7\%$  ( $n=4$ ) であり, 湿地のほうが高い傾向はあったが, 有意差は認められなかった( $P=0.58$ ).

## 2. タヌキによる雛の捕食事例

2015年6月26日, ビデオ監視を行った5巢のうちの1巢に中型哺乳類1頭が侵入し, 雛1羽を捕獲する様子をカメラが捉えた(図4). この哺乳類は, 目の周りに黒くて大きなマスク模様があること, 四肢が黒いこと, 尾が比較的

短く縞模様がないことにくわえて, 体形およびチュウヒと比較した体の大きさからタヌキ *Nyctereutes procyonoides* と同定とした. 当時, 巣には巣立ち間近の雛が5羽いた. 最年少の雛は35日齢で, ほとんど全身が茶褐色の幼羽であるが, 頭部には白い綿羽が点々と残る状態であった. タヌキに襲われたのはこの雛であった. 他4羽の年長の雛(36日齢以上, 詳細不明)は比較的成長差が小さく, 全身幼羽が生え揃っていた. 雛たちは運動能力が発達し, 巣の上で羽ばたいて跳躍したり, 巣と周囲のヨシの間を行き来したりしていた.

撮影は7月10日まで続いたが, タヌキが再び出現することはなかった. また, チュウヒの雛や親鳥が帰巢することもなかった. 一方, 7月10日に行った広域の観察では, 巣の近傍を飛行するチュウヒの巣立ち雛3羽が目撃された. すなわち, タヌキの捕食を回避した4羽の雛のうち, 少なくとも3羽は生存したことが確認された. 残りの1羽は巣立ち後に死亡した可能性が高いが, 単に目撃されなかっただけで存命だったのかもしれない.

巣の周辺は草高2.9 m前後の地上茎が密生するヨシの純群落であった. 巣の直近の水深は

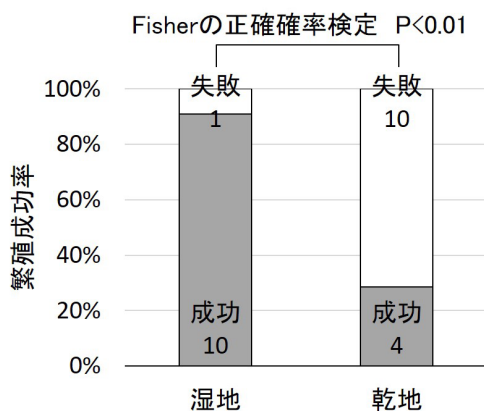


図3 湿地と乾地で比較した繁殖成功率



図4 チュウヒの雛を捕食するタヌキ



41 cm, 水面から巣の上面までの高さは 38 cm, ゆえに水底から巣の上面までの高さは 79 cm であった (以上, タヌキの襲撃から 4 日後の 6 月 30 日に計測). なお, 巣の周辺で雛の死体は見つからなかった.

### 3. 捕食者襲来リスクの評価

実験の結果, チュウヒの雛や卵の捕食者となり得る動物は, タヌキ (図 5) およびイタチ *Mustela itatsi* が記録された. 以下, 両種をまとめて獣類という. 獣類は, 全 15 巣のうち 8 巣に出現した.

まず, 湿地の巣 (n=7) と乾地の巣 (n=8) に分けて獣類の出現の有無を比較した (図 6). 獣類の出現率は, 湿地が 43% (出現あり 3 巣, 出現なし 4 巣), 乾地が 63% (出現あり 5 巣, 出現なし 3 巣) であり, 湿地のほうが低かった. ただし, 湿地と乾地で獣類の出現率に有意差は認められなかった (Fisher の正確確率検定,  $P=0.62$ ). また, 湿地の巣のみを抽出し, 獣類が出現した巣 (n=3) と出現しなかった巣 (n=4) に分けて水深を比較した (図 7). 水深の平均 (最小値~最大値) は, 獣類が出現した巣が 6.6 cm (1.0 ~ 13.3 cm), 出現しなかった巣が 28.7 cm (14.3 ~ 41.7 cm) であり, 水深が 14 cm 以上の湿地では獣類が出現しなかった.

次に, 産卵したことが確実な巣のみを抽出し,



図 5 チュウヒの古巣に出現したタヌキ

繁殖に成功した巣 (n=5) と失敗した巣 (n=7) に分けて獣類の出現の有無を比較した (図 8).

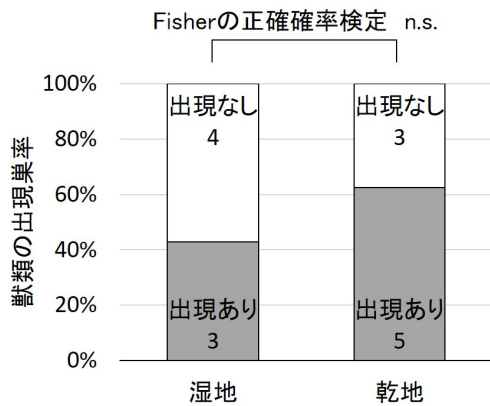


図 6 湿地と乾地で比較した獣類の出現率

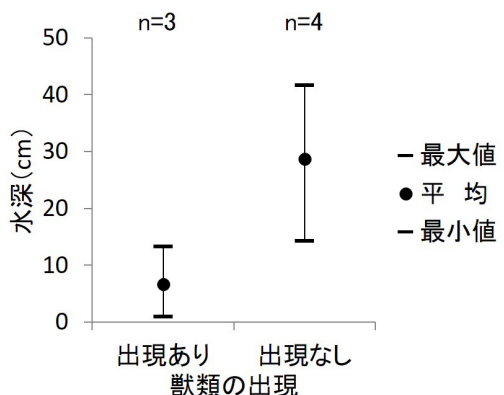


図 7 獣類の出現と水深の関係

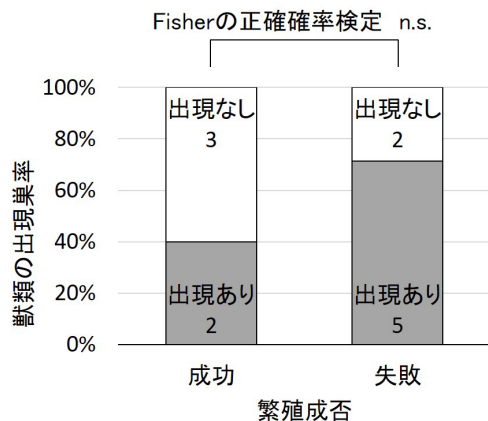


図 8 繁殖成否で比較した獣類の出現率



獣類の出現巣率は、繁殖に成功したところが40%（出現あり2巣，出現なし3巣），繁殖に失敗したところが71%（出現あり5巣，出現なし2巣）であり，繁殖に失敗したところのほうが高かった。ただし，繁殖に成功した巣と失敗した巣で獣類の出現巣率に有意差は認められなかった（Fisherの正確確率検定， $P=0.56$ ）。

#### 4. 巣の乾湿，気温および雛生存率の関係

温度ロガーは牧草地の巣を除く31巣に設置したが，そのうち6巣は，動物の持ち去りにより温度ロガーが回収不能であったり，温度ロガーが水没したり巣材に埋没したために気温の測定条件が他所と著しく異なると判断されたりしたため解析不能であった。ついでに，25巣を基に以下の解析を行った。

2014年6月の正午前後平均気温は，湿地( $n=7$ )が $17.8\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 35.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で，乾地( $n=6$ )が $17.6\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 40.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で変動した。正午前後平均気温の30日間の平均 $\pm$ 標準偏差は，湿地が $26.2\pm 5.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，乾地が $27.8\pm 7.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ であり，湿地のほうが有意に低かった（Wilcoxonの符号

順位検定（以下同じ）， $P<0.01$ ）。一方，夜間平均気温は，湿地が $15.6\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 20.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で，乾地が $10.8\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 18.9\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で変動した。夜間平均気温の30日間の平均 $\pm$ 標準偏差は，湿地が $18.0\pm 1.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，乾地が $15.8\pm 2.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ であり，湿地のほうが有意に高かった（ $P<0.01$ ）。正午前後平均気温と夜間平均気温の双方とも，値の上がり下がりには湿地と乾地でほぼ同調したが，この点は2015年と共通していた。また，正午前後平均気温は値が大きい日ほど湿地と乾地で温度差が開く傾向があり，この点も2015年と共通していた。2015年6月の正午前後平均気温は，湿地( $n=3$ )が $13.8\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 27.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で，乾地( $n=9$ )が $14.8\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 33.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で変動した（図9）。正午前後平均気温の30日間の平均 $\pm$ 標準偏差は，湿地が $22.3\pm 3.5\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，乾地が $26.4\pm 5.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ であり，湿地のほうが有意に低かった（ $P<0.01$ ）。一方，夜間平均気温は，湿地が $12.4\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 19.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で，乾地が $6.6\text{ }^{\circ}\text{C}\sim 17.1\text{ }^{\circ}\text{C}$ の範囲で変動した（図9）。夜間平均気温の30日間の平均 $\pm$ 標準偏差は，湿地が $16.8\pm 2.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，乾地が $13.8\pm 2.8\text{ }^{\circ}\text{C}$ であり，湿地のほうが有

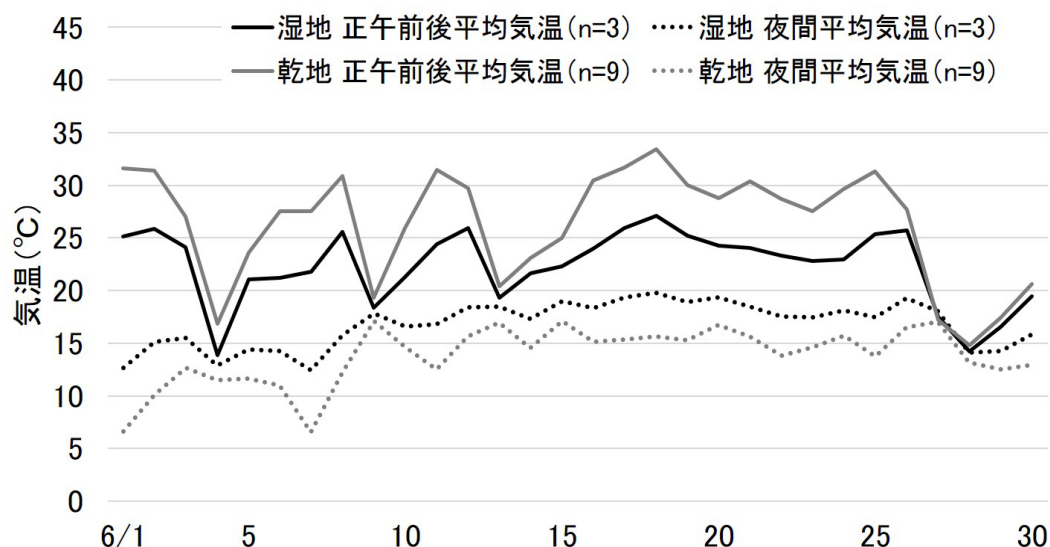


図9 湿地と乾地の正午前後平均気温と夜間平均気温（2015年6月）

意に高かった ( $P < 0.01$ ). また、湿地の巣のみを抽出し、水深と気温の関係を調べた。ここでは、比較的サンプルサイズが大きかった2014年の巣のみを扱った。その結果、正午前後平均気温と水深の間に有意な負の相関が認められた (Spearmanの順位相関係数  $r_s = -0.96$ ,  $P < 0.01$ ,  $n = 7$ )。すなわち、水深が深いほど正午前後の気温が低いことが示唆された (図10)。一方、夜間平均気温と水深は、有意ではないものの、弱い正の相関が認められた ( $r_s = 0.57$ ,  $P = 0.18$ ,  $n = 7$ )。

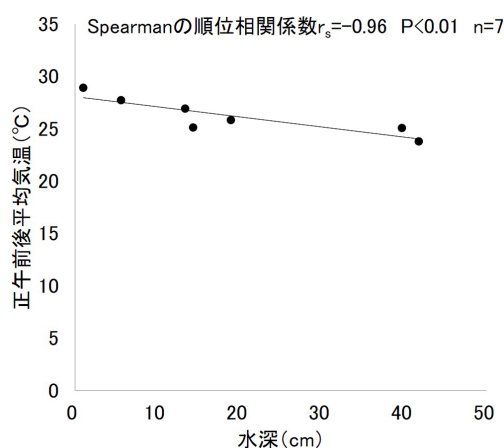


図10 水深と正午前後平均気温の関係 (2014年6月)。図中の線は回帰直線を示す

次に孵化したことが確実な巣のみ ( $n = 11$ ) を抽出し、概ね抱卵期の末期から育雛初期に相当する6月1～10日における、正午前後平均気温、夜間平均気温、30℃以上累積時間数および10℃以下累積時間数の4種の気温指標を仮定雛生存率と比較した。しかし、いずれの気温指標も仮定雛生存率との間に有意な相関は認められなかった (表1)。すなわち、巣内の気温がチュウヒの繁殖成績に影響を与えることは示唆されなかった。

湿地は、乾地に比べて正午前後の気温が低く、夜間の気温が高かった。つまり、湿地は昼夜の気温変動が比較的小さく、安定した場所であった。その理由は、地上に水があるからだと考えられる。空気は地面からの熱の伝導によって暖められる。しかし、水は熱伝導性が低い物質であるため、水温は地温よりも上がりにくく下がりにくい性質がある。そのため、冠水している湿地の気温は、日中は上がりにくく、夜間は下がりにくいのだと考えられる。水深が深いほど正午前後の気温が低いという結果も、それを支持している。水深が深ければ大量の水が存在するということであり、そのぶん日中の保冷効果が大きくなると考えられるからである。

表1 雛の生存率と気温の関係。各気温指標は概ね抱卵期末から育雛期初期に相当する6月1～10日の平均値

気温指標	Spearmanの		
	順位相関係数 $r_s$	P値	n
正午前後平均気温	-0.20	0.55	11
夜間平均気温	0.05	0.89	11
30℃以上累積時間数	-0.12	0.73	11
10℃以下累積時間数	-0.07	0.84	11

## V. 結論

本研究では、捕食者による卵・雛の食害や巣内の高温化が、チュウヒの繁殖成績に影響する要因であるのか検討した。巣のビデオ監視では、実際にチュウヒの雛がタヌキに襲われる事例が認められた。タヌキが襲来したとき、雛が巣外に脱出できるほど大きく成長していたため1羽の犠牲で済んだものの、もし運動能力が未発達な小さな雛あるいは卵であったら全滅していたかもしれない。また、自動撮影カメラと誘引餌を設置してチュウヒの古巣を監視した結果、半数以上の巣にタヌキやイタチといった捕食者となり得る食肉類が出現した。したがって、捕食者による食害は、チュウヒの繁殖成績に影響する確かな要因であり、食害の潜在的な脅威は決して小さくないと考えられる。一方、巣内の気温はチュウヒの繁殖成績との間に相関が認められず、すなわち繁殖成績に影響する要因であるとは言えなかった。

巣が水に浸る湿地は、乾地に比べて繁殖成功率が有意に高かった。この結果は既往研究と一致する。さらに巣立ち雛数、繁殖率、孵化率および雛生存率も、総じて湿地のほうが良好であった。湿地は乾地に比べて獣類の出現率が低く、水深が深い湿地の巣では獣類は出現しなかった。また、湿地は乾地に比べて昼夜の気温差が小さく安定していた。気温は繁殖成績との関連は認められなかったが、安定した温度環境は雛

の体力の消耗を軽減し、有益であって無害であると考えられる。以上のことから、ある程度水深のある湿地草原を積極的に供給することで、チュウヒの繁殖成績の向上が期待できると考えられる。サンプルサイズが小さいために断定的に述べることはできないものの、本研究が提示する望ましい水深の目安は14～42 cmである。筆者らは八郎潟干拓地において、チュウヒの営巣環境を改善するため、関係自治体と協力し、乾燥化が進行するヨシ原を湿地に改変する事業を構想している。本研究では、湿地が優良な営巣環境であることを実証し、さらに湿地が優良たる理由を示唆した。今回得られた知見は、構想中の湿地再生事業を実行する科学的な根拠として活用できる点で意義がある。

## 文献

- 秋田県大潟村 2011. 「八郎潟中央干拓地「大潟村」における農村集落の建設と村づくりの変遷」大潟村。
- 平野伸明 2010. チュウヒのくらし。チュウヒ Harrier 全国各地の繁殖地・生息地からチュウヒサミット 2010 要旨集：4-6.
- 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2014. 「レッドデータブック 2014－日本の絶滅のおそれのある野生生物－2 鳥類」。
- 中川富男 2014. 鳥類レッドリスト掲載種の解説 チュウヒ。環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室編「レッドデータブック 2014－日本の絶滅のおそれのある野生生物－2 鳥類」：98-99.

## The study on desirable nesting habitat of the endangered raptor Eastern Marsh Harrier for improving its reproductive performance

TAKAHASHI Yusuke and AZUMA Atsuki

We have studied whether nest predation and high temperature of the nest affect reproductive performance of Eastern Marsh Harrier *Circus spilonotus*. In the nest of the Harrier which was monitored by video camera, Raccoon Dog *Nyctereutes procyonoides* preyed a nestling. We have set infrared cameras and baits to old nests of the Harrier, and have monitored invasion of predators. In this experiment, carnivores which could be predator such as Raccoon Dog and Japanese Weasel *Mustela itatsi* appeared in more than half of the nests. These results suggest that nest predation affects reproductive performance of the Harrier and threat of nest predation is considerably larger. On the other hand, there was no correlation of temperature of the nest and reproductive performance of the Harrier. Reproductive success rate in the nests on wetland was significantly better than the nests on dryland. Appearance rate of carnivores in the nests on wetland was larger than the nests on dryland, and carnivores did not appear in the nests on wetland of 14 cm or more water depth. Therefore, we suggest that wetlands are desirable nesting habitats because predation risk is smaller, and reproductive performance of the Harrier can be improved by providing flooded grasslands.

Key words: wetland, dryland, predation, temperature, water depth, Hachiro-gata polder

## 音声情報を活用した絶滅危惧種イシガキニイニとその近縁種 ヤエヤマニイニの種判別

八重山ニイニゼミ研究グループ  
立田晴記<sup>1</sup>・佐々木健志<sup>1</sup>・横倉 涼<sup>2</sup>

日本産ニイニゼミ属 *Platypleura* に含まれる 5 種のうち、石垣島にはヤエヤマニイニ (*P. yayeyamana*; 以下ヤエヤマ) とイシガキニイニ (*P. albivannata*; 以下イシガキ) が生息している。このうちイシガキは 2002 年に国内希少野生動植物種に指定されるなど、最も絶滅が危惧されている種である。イシガキの生息域や個体数増減を把握するためには種の確実な同定が必要であるため、比較的簡便に取得可能な音情報に基づく種判別法の確立が求められている。本研究では、同所的に生息し、発音が極めて酷似する上記 2 種の求愛歌に着目し、解析を行った。求愛音の高潮部を構成するフレーズの継続時間、およびフレーズを前半、後半部に分割し、それらの時間成分、周波数成分を比較したところ、際だった種の特徴はフレーズ前半のピーク周波数に現れることが判明した。さらに、20 ~ 30 kHz に第二の周波数ピークが観察されたが、個体変異が比較的大きかった。以上の結果から、求愛歌の特徴を利用した種判別は有効と考えられる。

キーワード：保全、スペクトル分析、周波数、昆虫、求愛歌

### 1. はじめに

イシガキニイニ (*Platypleura albivannata*) は石垣島の固有種であり、2015 年現在、環境省レッドリストおよび沖縄県レッドデータブックで絶滅危惧 I 類に指定されている。本種は 1974 年に記載され (Hayashi 1974)、1970 年代は現在の生息地である石垣市米原地区一帯に広く分布が確認されていた。しかし 1990 年代になると、個体数が激減し始めた (島村ほか 2000)。また本種と近縁のヤエヤマニイニ (*P. yayeyamana*) は石垣島および西表島に広く分布しており、イシガキニイニに見られるような個体数の目立った減少は確認されていない。両種とも成虫の発生ピークは 6 月中旬 ~ 7 月上旬である。現在のイシガキニイニの分布状況は、米原地区に自生するヤエヤマヤシ (*Satakentia*

*liukuensis*) 群落一帯の地域に限局されており、本種と疑われる個体が数頭確認されるだけである。こうした背景をもとに、2010 年には環境省により、本種のオスが発する求愛音に基づく発生モニタリング調査が開始された。発音を利用したモニタリングを実施する理由として、イシガキニイニが現在、「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律 (種の保存法)」の国内希少野生動植物や石垣市の天然記念物に指定されていることから、個体の捕獲による種の識別が大変困難な状況にある。またこれまで確認されている種の診断形質として、後翅翅垂部の着色有無が挙げられている (林 2000) が、樹木に静止している時に当該形質を判別するのはほぼ不可能である。そこで個体を捕獲することなく、種を識別可能な形質とし

1: 琉球大学 2: 東京大学  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開



て、オスが発する求愛音が活用できるかもしれない。上宮（2000）は両種の求愛音の比較解析を試みたところ、両者の周波数スペクトルに種固有の特徴を見出した。つまり平均ピーク周波数を両者で比較すると、ヤエヤマニイニイはイシガキニイニイよりも、およそ 1.1 kHz 程度高い周波数特性を示した（上宮 2000）。また財団法人自然環境研究センターにより実施された音声解析からも、ピーク周波数の差異が両種間で認められることが判明した（自然環境研究センター 2012）。また上宮（2000）によれば、本鳴きに続く後鳴き音の周期にも両種の特徴が存在することを指摘している一方、自然環境研究センター（2012）の報告では、後鳴きには個体差があり、収録の難しさも考慮すると、解析対象の音声形質として適切でない可能性もある。

以上の結果を勘案すると、求愛音の本鳴き部を比較することで、両種の判別は可能であると考えられるが、いずれの結果も解析サンプル数が極めて少なく、後鳴きの個体差で指摘されているように、本鳴き部でも相応の種内変異が存在する可能性が考えられる。そこで本報告では、音声収録が比較的容易に可能なヤエヤマニイニイの求愛音を、石垣島の異なる 3 地点で収録し、それらの特徴とイシガキニイニイの求愛音の特徴とを比較した。また録音者が不在の間にもセミが鳴く可能性がことから、ハンディーレコーダーを活用した無人録音装置を作製し、音声収録を試みた。

## II. 材料と方法

### 1. 解析用データの収集

2014、2015 年の 6～7 月に石垣島、および西表島でヤエヤマニイニイおよびイシガキニイニイの求愛音収録を試みた。イシガキニイニイについては調査期間中、確実に本種と確認出来たものは無かったため、過去に収録された音声

データを利用した。またヤエヤマニイニイについては、石垣島で 3 地点（バナナ岳、於茂登岳、於茂登トンネル）、西表島で 3 地点（祖内、古見、大富）にて採録された音声データを解析に用いた。

### 2. 録音機材

ヤエヤマニイニイの求愛音収録に利用された機材は Brüel & Kjær（デンマーク）製 PULSE Frontend (LAN-XI) に、同社のコンデンサーマイクロフォン (TEDS microphone 4939：周波数特性 4 - 100000 Hz) を接続したものをを用いた。これらの機材を利用するメリットは、20 kHz 以下の可聴音のみならず、100 kHz までの超音波を記録・解析出来る点にある。デメリットとしては機材価格が高価であること、またノートパソコンに接続した状態での採録が必要なため、携帯に不便であることが挙げられる。そこで簡便な装置として、ZOOM（東京）製ハンディーレコーダー H4n リニア PCM レコーダーに Audio Technica 製ショットガンマイクロフォン (AT835ST) を接続した装置も併用した。またイシガキニイニイ音声の採録に使われた装置は、SONY 製 DAT レコーダー (TCD-D100) に Audio Technica 製指向性マイク (AT-815B) を組み合わせたものである。

収録された音の品質が機材によって大きく異なるため、サンプリングレートを 44100 Hz (16 bit) に統一し、解析データを再構築した。また音の収録の際には、同じ個体の鳴音の重複収録を避けるため、10 m 以上離れた場所にいる個体の鳴音を収録するよう努めた。また超音波域のデータについては、PULSE Frontend と TEDS マイクロフォンで採録したものを活用した。

収録音の解析は Avisoft-SASLab Pro (Version 4.53, Avisoft Bioacoustics 2012) を用いた。解析するにあたり、鳴音ファイルから風切り音などの雑音が多く含まれる 1 kHz 以下の低周波成分

を予めハイパスフィルターを用いて除去した。

ニイニイゼミの求愛音は、大きく分けて「前奏部」、一連の音が連続するフレーズが反復して構成される「高潮部」、そして後鳴きからなる「終奏部」からなる。今回の解析では高潮部に着目し、比較をおこなった。また予備解析の結果、フレーズの後半部に周波数特性が変化する傾向が認められた。そこで1つのエキームを前半部、後半部に分割し、それぞれの周波数特性を解析、比較した(図1)。各個体について、無作為に3つのフレーズを取り出し、その継続時間、パルス数を測定した。またパルス数512回平均で、高速フーリエ変換(fast Fourier transformation: FFT, Hann Window)によって、比

較部位の周波数特性を分析し、ピーク周波数を算出した。

### 3. 統計解析

それぞれの計測値について、採録した地点間、および種間における差の有意性を一元配置分散分析(one-way ANOVA)により判定した。分散分析が有意だった場合、Tukey-Kramer法によって有意差が見られるペアを検出した。これらの解析は全てR統計パッケージ(R Development Core Team 2015)を用いて実施した。

### 4. 無人録音の試み

今回作製した機材はタッパーウェア(18 cm × 12.3 cm × 6.3 cm)にOLYMPUS製小型録音

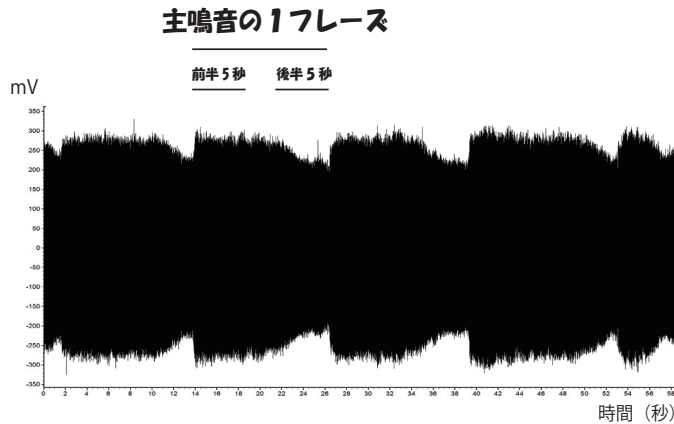


図1 ニイニイゼミ(ヤエヤマニイニイ)主鳴音のオシログラム



図2 ヤエヤマヤシ林内に設置された自動録音装置

機 (DS-901) と Audio Technica 製小型マイクロフォン (AT9904) を接続し、ペットボトルを雨よけにしてマイクを組み込んだ装置を自作し、2015年7月初旬に石垣島米原のヤエヤマヤシ林内に設置した (写真1)。

### III. 結果と考察

時間成分として、フレーズの継続時間、フレーズの前半、後半に含まれるパルス数を計測し比較した。フレーズの継続時間については、計測地点間、および種間での有意差は見られなかった (図3, ANOVA,  $F = 2.20, P = 0.061$ )。パルス数については前半、後半ともに有意差が認められた (図4, 5, 前半:  $F = 4.79, P = 0.0008$ , 後半:  $F = 2.86, P = 0.0198$ )。フレーズ前半の特徴として、イシガキニイニと有意差があった場所として、石垣島バンナ岳、西表島古見が挙げられる。後半部では石垣島バンナ岳のヤエヤマとイシガキの間で有意差が検出された。

次に周波数成分として、ピーク周波数の比較をフレーズ前半部、後半部でおこなった。前半部、後半部ともに種間で有意差が検出されたが、特に前半部での差が顕著だった (前半:  $F = 37.05, P \ll 0.00001$ , 後半:  $F = 3.644, P = 0.0052$ )。多重比較をおこなったところ、前半部については、イシガキとヤエヤマの全ての集団間で有意差を検出できた (図6)。後半部については、イシガキとヤエヤマの一部地域の間には有意差が検出されなかった (図7)。したがって、フレーズ前半部のピーク周波数を比較することで、イシガキとヤエヤマの種判別を正確に実施できるものと推測される。

今回は初めての試みとして、20 kHz以上の超音波域に周波数ピークが見られるか調査したところ、ヤエヤマでいずれも第2ピークが観察された (図8)。また個体間でのバラツキが第1ピークと比べるとやや大きい印象があった。第2ピークの周波数に生物学的意味があるか否か

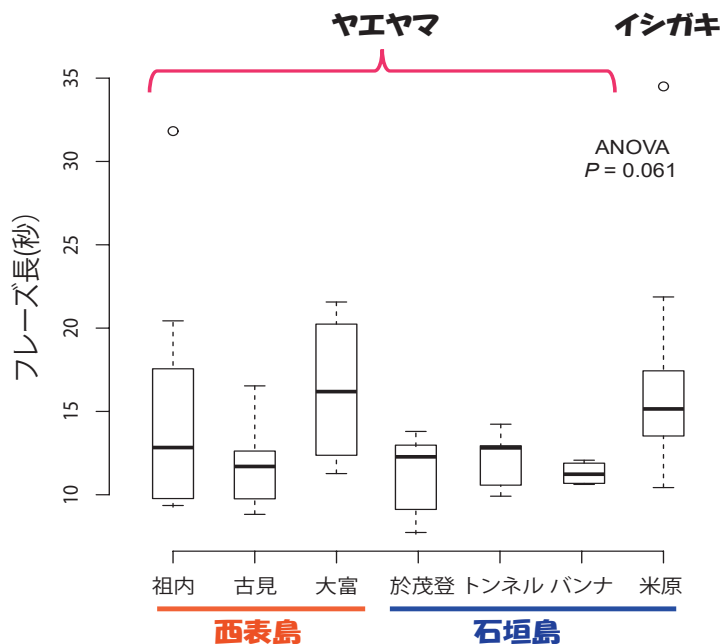


図3 フレーズ継続時間の比較

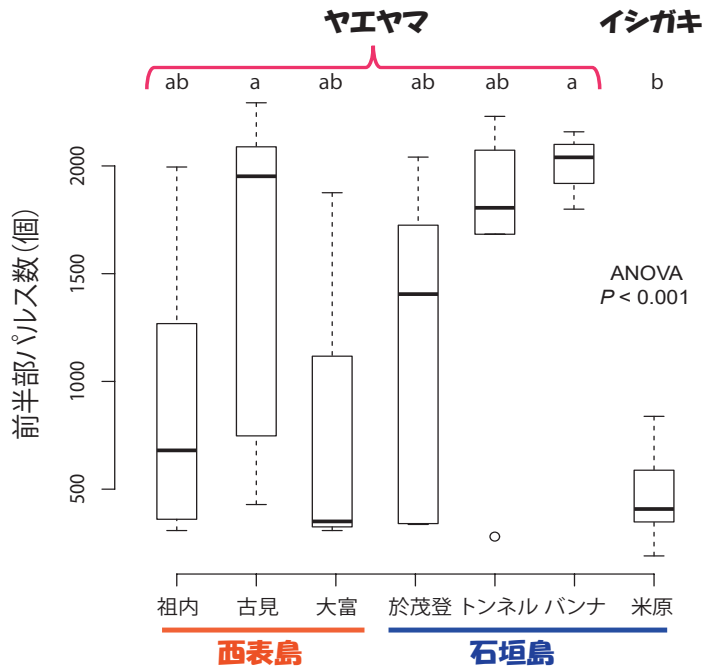


図4 フレーズ前半部のパルス数の比較. 異なる記号は5%水準で有意差があることを示す (Tukey-Kramer test)

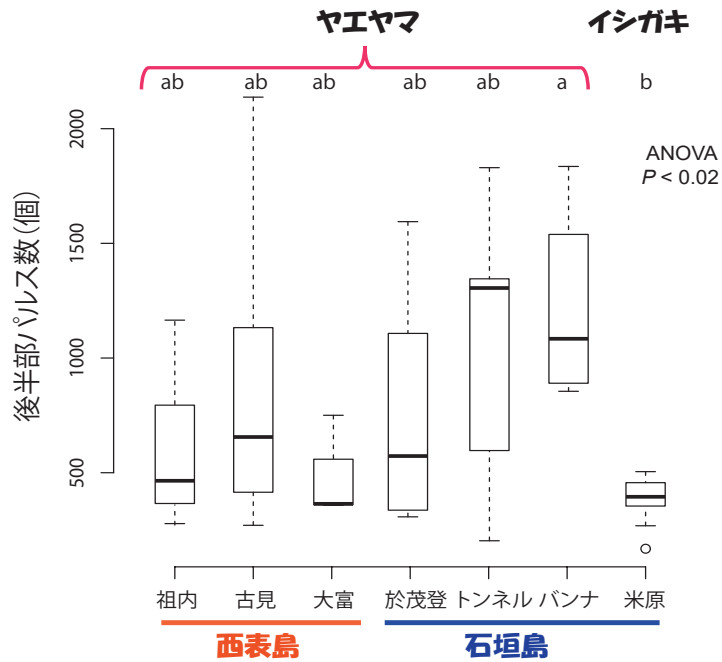


図5 フレーズ後半部のパルス数の比較. 異なる記号は5%水準で有意差があることを示す (Tukey-Kramer test)

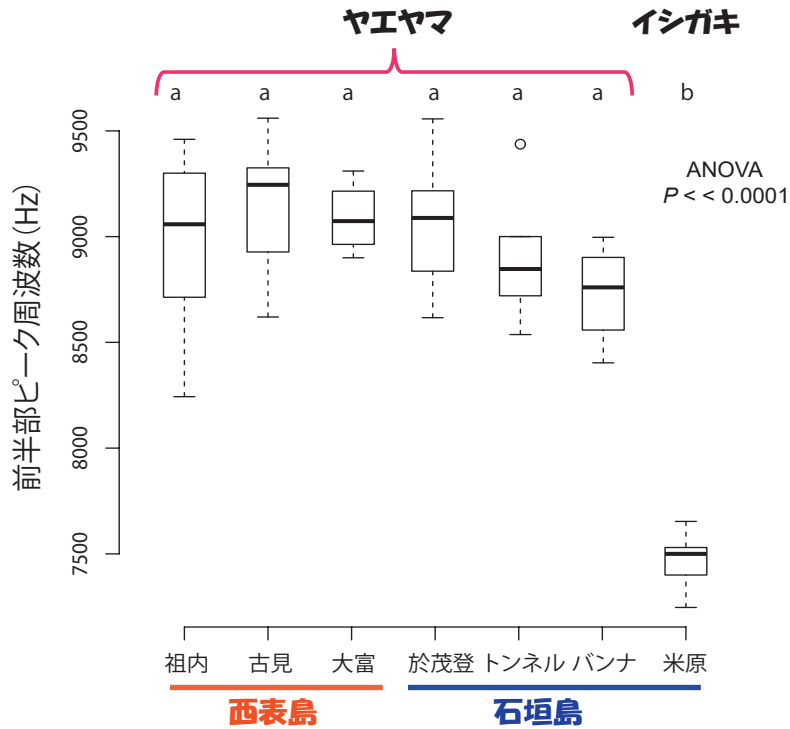


図6 フレーズ前半部におけるピーク周波数の比較。異なる記号は5%水準で有意差があることを示す (Tukey-Kramer test)

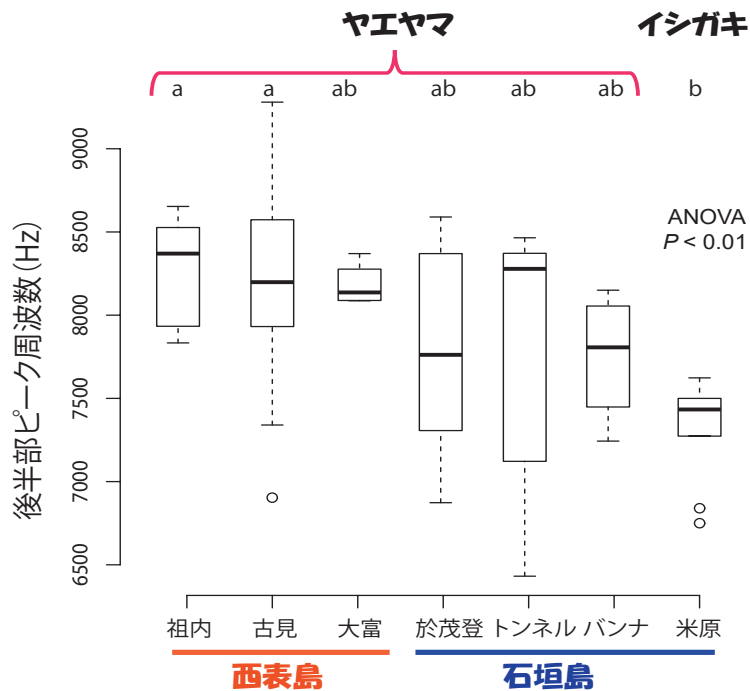


図7 フレーズ後半部におけるピーク周波数の比較。異なる記号は5%水準で有意差があることを示す (Tukey-Kramer test)



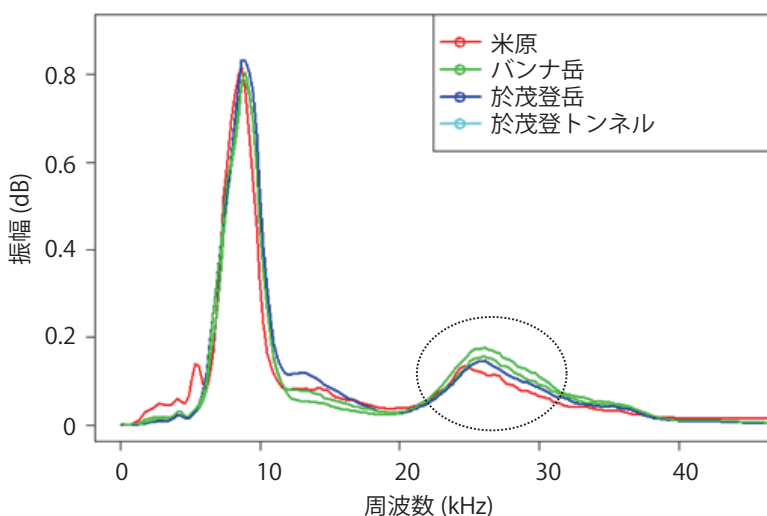


図8 ヤエヤマニイニイにおける超音波領域のピーク。黒の破線で囲まれた部分が第2ピーク

は不明であるが、今後プレイバック実験が可能であれば、具体的役割がわかるかもしれない。

また作製した無人録音装置をやエヤマヤシ林内に設置し、その実用性を確かめた。今回は残念ながら、録音期間中に録音機のバッテリーに不具合が生じ、その後再起動させても回復させることができなかった。また調査期間中に大型の台風9号の接近により、録音期間を十分確保出来なかった。今後は録音機の再選定を含めた改良を施すことで、録音機会の幅を拡げていきたい。

## 謝辞

本報告書をまとめるにあたり、以下の方々にはデータ提供および解析の両面でお世話になった。この場を借りて御礼申し上げます：阪口法明（環境省那覇自然環境事務所）、澤志泰正（環境省那覇自然環境事務所）、原口梨沙（環境省石垣保護官事務所）、島村賢正（元沖縄県立八重山商工高等学校）、高梨琢磨（森林総合研究所）、田窪亮三（元大阪府立牧野高等学校）、千田智基（環境省石垣自然保護官事務所）、渡瀬博美（環境省石垣自然保護官事務所）、

林正美（東京農業大学）、藤本治彦（沖縄県立八重山商工高等学校）、淵上聡子（財団法人自然環境研究センター）、渡辺賢一（元沖縄県立八重山農林高等学校）。

## 文献

- Avisoft Bioacoustics. 2012. Avisoft-SASLab Pro. Version 4.53. Berlin.
- Hayashi, M. 1974. The cicadas of the genus *Platypleura* (Homoptera, Cicadidae) in the Ryukyu Archipelago with the description of a new species. 昆虫 42: 232-253.
- 林 正美 2000. イシガキニイニイ成虫の形態. Cicada 15: 31-33.
- R Developmental Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- 島村賢正・林 正美・金城政勝 2000. イシガキニイニイの分布域とその変化. Cicada 15: 27-30.
- 自然環境研究センター. 2012. 平成23年度イシガキニイニイ音声分析等調査検討業務報告書.
- 上宮健吉 2000. 絶滅危惧種イシガキニイニイと石垣島産ヤエヤマニイニイの鳴音の音響比較. Cicada 15: 17-22.

Discrimination between endangered cicada *Platypleura albivannata*  
and the closely related species *P. yayeyamana*  
with the aid of calling song characteristics

TATSUTA Haruki, SASAKI Takeshi and YOKOKURA Ryo

*Platypleura albivannata* is an endemic cicada on Ishigaki Island, southern Japan, and it is distributed allopatrically with the closely related species *Platypleura yayeyamana*. Although firm reasons are unknown, the distribution of *P. albivannata* began to show a marked reduction in the early 1990s. The male calling songs and morphology of these species are very similar, except for a milky-white area on hindwing cells of *P. albivannata*. In this study, we compared time-domain and frequency-domain characteristics of calling songs and then tested whether these characteristics could be used to discriminate between species and localities. In the characteristics of time-domain, we could not find any reasonable traits that can be useful for species identification. However, we also found that peak frequency in the first half of a phrase was distinctively different between two species, while that in the latter half was not significantly different between the two. These results suggest that these two species can be discriminated based on characteristics of calling songs, but a careful comparison of homologous segments in a phrase is necessary for establishing an accurate identification system. A second peak was also detected in the area of ultrasound frequency, but the variability was relatively larger among individuals in comparison with that in the first peak frequency.

Key words: conservation, spectral analysis, frequency, insect, calling song

第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内研究助成

## 八重山諸島固有チョウ類の「サンドイッチ型分布」を対象とした保全生態学的研究

進化保全生態学研究グループ

鈴木紀之<sup>1</sup>・小林卓也<sup>2</sup>・犬飼拓展<sup>3</sup>・田中良弥<sup>4</sup>・  
小和瀬絵美<sup>1</sup>・英 皓<sup>1</sup>・森井悠太<sup>5</sup>

石垣島の於茂登岳では、八重山諸島に固有のマサキウラナミジャノメが山麓と山頂に分かれて生息している。山頂付近はリュウキュウチクが優占する風衝地であり、山麓からは山腹の亜熱帯照葉樹林によって分断されている。しかし、石垣島には同属近縁種のヤエヤマウラナミジャノメも分布しているため、負の種間相互作用が生息地の分断に貢献している可能性もある。そこで本研究では、マサキウラナミジャノメの生息場所と環境条件を調べた。マサキウラナミジャノメは山頂と山麓の個体群ともに開けた明るい環境に多くの個体が生息していた。それに対し、ヤエヤマウラナミジャノメは比較的薄暗い環境に生息していた。ただし、両種が生息する光環境および標高は、山麓で大きく重複していた。また、山腹にはマサキウラナミジャノメだけでなくヤエヤマウラナミジャノメもほとんど生息していなかった。以上の結果から、マサキウラナミジャノメの山頂と山麓の個体群を分断しているのは、ヤエヤマウラナミジャノメの存在ではなく、マサキウラナミジャノメの環境選好性であることが示唆された。

キーワード： ウラナミジャノメ属, 風衝地, 石垣島, 山岳生態

### 1. 背景

マサキウラナミジャノメ *Ypthima masakii* (ジャノメチョウ科) は八重山諸島の石垣島と西表島に固有のチョウであり (図 1), 環境省レッ



図 1 調査地。石垣島の於茂登岳は沖縄県の最高峰 (525 m a.s.l) である

トデータで準絶滅危惧種 (NT) に指定されている。幼虫の食草はススキ *Miscanthus sinensis* やスズメノカタビラ *Poa annua* などのイネ科草本であり (仁平 2004), 低山地の比較的明るい林道・林縁・露岩地の草地でよく観察されている (日本チョウ類保全協会 2012; 図 2)。

私たちの予備調査によって、本種は沖縄県の最高峰である於茂登岳の山頂付近にも生息していることが明らかになった (図 3)。ここは樹木がほとんど生育していない風衝地であり、背丈の低いリュウキュウチク *Pleioblastus linearis* が優占する特異な環境である (図 4)。

リュウキュウチクは絶滅危惧 II 類に分類

1: 立正大学地球環境科学部 2: 京都大学大学院理学研究科 3: 大谷大学文学部 4: 東北大学大学院生命科学研究所 5: 北海道大学農学部 ※ 助成期間中 (2014 年 10 月 ~ 2015 年 9 月) の所属先  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開



図2 山麓のマサキウラナミジャノメ. 上: 翅を開いて日光浴している個体. 下: 静止中(翅の裏面)

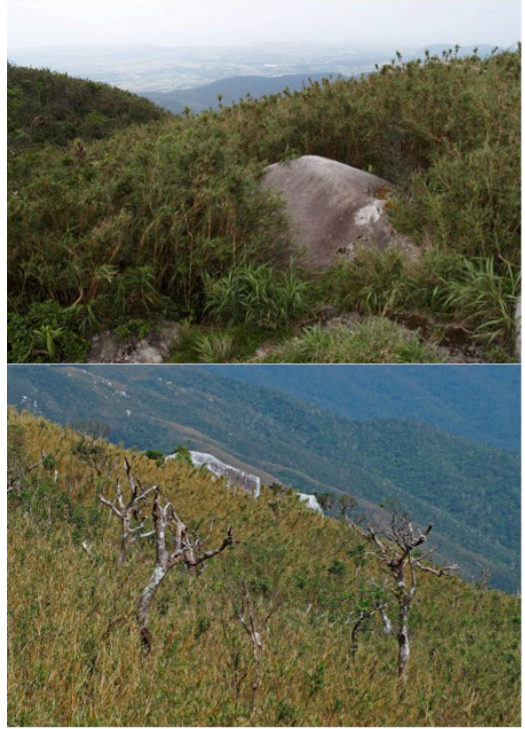


図4 於茂登岳山頂の景観. リュウキュウチクが優占する風衝地



図3 山頂のマサキウラナミジャノメ. リュウキュウチクに止まっている個体

されているアサヒナキマダラセセリ *Ochlodes subhyalinus* (セセリチョウ科) の食草である。また、山頂から北部の米原にかけてのヤエヤマヤシ *Satakentia liukuensis* 群落は西表石垣国立

公園の特別保護地区に指定されている。さらに、於茂登岳一帯は2015年に石垣市が施行した「自然環境保全条例」の保護地区に指定されている。これらの状況から、於茂登岳山頂付近は保全の上で重要な地域であるといえる。

リュウキュウチクはマサキウラナミジャノメの食草としても記載されている(仁平 2004)。したがって、於茂登岳山頂付近のマサキウラナミジャノメは食草または生息環境としてリュウキュウチクに依存した個体群である可能性がある。つまり、山麓付近の草地に生息する個体群とは、系統的・生態的に分化している可能性がある。

マサキウラナミジャノメの山頂と山麓の個体群を隔離している要因には、「亜熱帯林」と「近縁種」の2つが挙げられる。まず、於茂登岳の山腹は亜熱帯照葉樹林が優占しているため、明



るい草原環境に生息するとされるマサキウラナミジャノメにとっては分散の障壁となっている可能性がある。また、本種はチョウにしては小型で飛翔力がないため、山頂と山麓を頻繁に行き来しているとは考えにくい。

次に、マサキウラナミジャノメと同じく石垣島と西表島の固有種であるヤエヤマウラナミジャノメ *Ypthima yayeyamana* が要因になっている可能性もある。ヤエヤマウラナミジャノメは山地の薄暗い場所に生息していると言われている(日本チョウ類保全協会 2012; 図5)。そのため、両種に負の種間相互作用があれば、マサキウラナミジャノメの山麓と山頂の個体群の分断を維持することになる。

一般的に、植食性昆虫では餌資源となる植物が豊富に存在しているため、資源をめぐる種間競争はほとんど存在しない(Strong et al. 1984)。しかしながら、近縁種間では分布や食草がしばしば分離されている。この要因として、近年では繁殖プロセスにおける負の種間相互作用(繁殖干渉)が着目されている(Gröning and Hochkirch 2008)。繁殖形質が類似した近縁種間では、交雑や誤求愛といった相互作用が生じる可能性が高くなる。こうした行動は種内の増殖には還元されず、適応度コストになり得る。そ

の結果、繁殖干渉の生じやすい近縁種は空間的にニッチを分けることでこのコストを回避していると考えられる。例えば、ヨーロッパに分布するヒメシロチョウ属 *Leptidea* では、種間で生じる誤求愛が生息環境の分離をもたらす主要因だと考えられている(Friberg et al. 2013)。また、本州において側所分布しているミナミアオカメムシ *Nezara viridula* とアオクサカメムシ *Nezara antennata* においても、分布境界域にて種間交尾が生じることから(Kiritani et al. 1963)、繁殖干渉が地理分布の分離をもたらしていると考えられる。

マサキウラナミジャノメとヤエヤマウラナミジャノメにおいても十分な繁殖干渉があれば、両種の空間的分離を促進しうる。つまり、山腹に生息するヤエヤマウラナミジャノメが「生物学的なバリア」となり、山頂と山麓のマサキウラナミジャノメ個体群の隔離に貢献しているかもしれない。その結果、山麓と山頂の種が山腹の種をはさみこむ「サンドイッチ型分布」が形成されているかもしれない(図6)。

生物多様性はしばしば「生態系の多様性」「種の多様性」「遺伝子の多様性」に分類される。しかし実際には、種を単位にして保全の議論が進められることが多い。また、遺伝子の多様性



図5 山麓の景観。亜熱帯照葉樹林でやや薄暗い環境

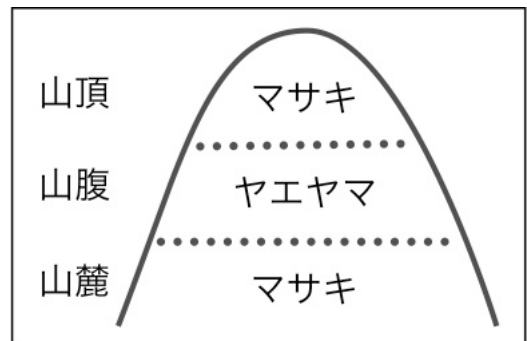


図6 「サンドイッチ型分布」の模式図。於茂登岳では、山麓と山頂にマサキウラナミジャノメ、その間の山腹にヤエヤマウラナミジャノメが生息しているのではないかと仮説を立てた。



に着目した保全遺伝学の研究では、中立遺伝子の変異が主な研究対象となっている。すなわち、種に内包される適応形質の多様性や個体群間で異なる局所適応の重要性について過少評価されている傾向がある。種内の多様性を明らかにすることは、自然淘汰がもたらした生物多様性の美しさを認識するためだけでなく、種レベルの安定性や絶滅リスクを評価する上でも重要である。

そこで本研究では、マサキウラナミジャノメの系統的・生態的多様性を明らかにするために、遺伝解析・野外調査・室内実験を行なった。まず、山頂と山麓の個体群の中立遺伝子の比較を行なった。次に、マサキウラナミジャノメとヤエヤマウラナミジャノメの空間分布を明らかにするため、生息地点・生息環境の明るさ・開空度・植生・温度等を記録した。さらに、食草への適応の指標となる卵サイズおよび幼虫頭部の大きさを室内で計測した。これらのアプローチによってマサキウラナミジャノメの種内に含まれる多様性を明らかにし、種および生息域の保全上の価値を高めたいと考えている。

## II. 材料と方法

### 1. 調査日

石垣島にて、2014年11月・2015年3月・2015年5月・2015年10月の延べ4回調査を行なった。午前中に於茂登岳登山口付近から調査を開始し、山頂に到着後、同じルートに戻った。日によっては山麓でのみ調査を行なった。これらの調査のうち、2015年3月は天候不順もしくはチョウの季節性のため、十分な数のマサキウラナミジャノメのサンプリングをできなかった。

### 2. 遺伝解析

野外で採集したサンプルの脚部を直ちにピンセットで切除し、99%エタノールに漬けてク

ーラーボックス内で保存した。実験室では冷凍庫（マイナス4℃）で保存した。DNeasy Blood & Tissue Kit (QIAGEN) を用いてDNAを抽出した。ただし、組織の破碎に液体窒素は用いなかった。

mtDNAのCOI領域をプライマー (LCO: GGTCACAAATCATAAAGATATTGG および HCO: TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA) を用いて増幅した。PCR条件は95℃1分・40℃1分・72℃1.5分を35サイクル、最後に72℃を7分追加した。DNA合成酵素にはEx Taq (タカラバイオ) を用いた。

PCR産物はExo Sap IT (Affymetrix) で精製した。その後、Big Dye X Terminator (Applied Biosystems) で処理したのち、ABI3500 (Applied Biosystems) を用いてシーケンスした。

得られた波形データはSequence Scanner 2.0 (Applied Biosystems) を用いて、自動的に処理されたものか目視によって塩基配列を決定した。その後、MEGA 6.0 (Tamura et al. 2013) のMuscleを用いてアライメントを行なった。

### 3. 生息環境の定量化

ルート上で目視により発見したチョウを昆虫網で採集し、そのポイントの緯度・経度・標高・時刻をGPS (ETrex 20x, Garmin) で記録した。産卵のためのサンプル (後述) 以外は、三角紙にて個別に保存した。また、採集した時点における温度と照度を測定した。

採集した地点の開空度は以下の手順で測定した。まず、魚眼レンズを取り付けた一眼レフデジタルカメラ (Canon) を三脚で固定し、真上を向けて全天写真を撮影した (図7)。次に、CanopOn 2 (<http://takenaka-akio.org/etc/canopon2/>) を用いて、開空度 (林冠の空隙率) を求めた。

リュウキュウチクの被度を定量化するために、2015年3月13日にルートを30mごとに

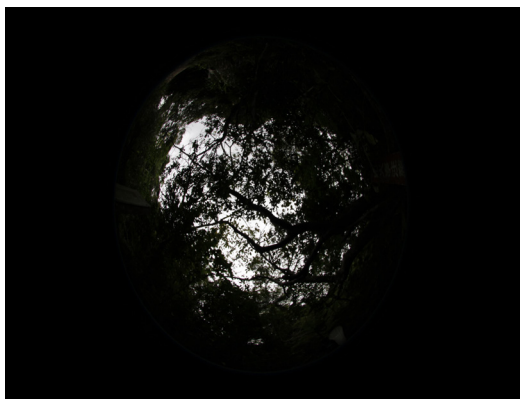


図7 全天写真による解析. CanopOn 2による開空度の算出例



図8 優占度の事例. リュウキュウチクの被度が80%以上の「階級5」の場所.

区切り, ルート左右2.5 m ずつの幅におけるリュウキュウチクの被度を目視で以下のように分類した(図8).

階級1: リュウキュウチクなし (0%)

階級2: ~10%

階級3: ~50%

階級4: ~80%

階級5: ~100%

GPSのデータから, 各採集地点がどの階級に当てはまるか集計した.

#### 4. 生活史形質の定量化

野外で採集したメス成虫を小型のプラスチックケースに入れ, 台所用のメッシュネットでフ

タをし, 輪ゴムでとめた. メッシュネットの上にポカリスエット水溶液を含ませたティッシュを乗せて, 成虫の餌とした. 室温(約25°C)の実験室に置いてメスに産卵させた. マサキウラナミジャノメは, 近縁種のウラナミジャノメ *Ypthima multistriata* と同様に, 食草がなくても産卵する. この習性によって, 食草の質が卵サイズに与える影響を除去できる (Noriyuki et al. 2010).

卵は丸型シャーレで保管し, 過度の乾燥を防ぐために湿らせたティッシュを入れた. 卵の高さと幅をデジタル顕微鏡で計測し, 小型のシャーレで個別に保存した. 孵化した幼虫は70%エタノールで保存した. 頭部の幅を卵の大きさと同じ方法で計測した.

成虫の体サイズとして乾燥させたサンプルの前翅長を電子ノギスで計測した.

### III. 結果

#### 1. 分子系統

マサキウラナミジャノメでは, 山頂の個体も山麓の個体群も, 単一のハプロタイプをすべての個体が共有していた.

#### 2. 生息環境

マサキウラナミジャノメが分布している標高は, 山麓(100 m付近)と山頂(500 m付近)に分かれた(図9). 以降, 300 m a.s.l以上の地点で採集された個体を「山頂個体群」, 300 m a.s.l未満の地点で採集された個体群を「山麓個体群」とする. ただし, 少ないながら山腹においても採集された. これらの場所は, 亜熱帯照葉樹林に生じたギャップや沢沿いの明るい環境だった(図10). その一方, ヤエヤマウラナミジャノメは山麓を主な標高としていた(図9). ただし, それより標高の高い場所でも少数が生息していた.

マサキウラナミジャノメは, 開空度が低い場

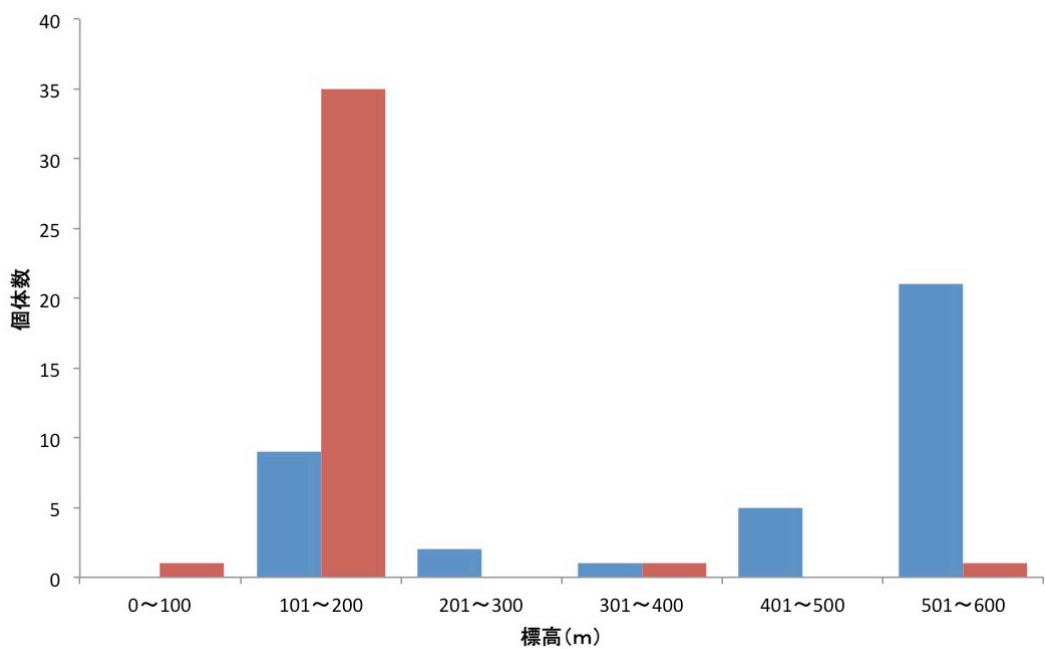


図9 標高と分布の関係。マサキウラナミジャノメは山麓と山頂に生息している。その一方、ヤエヤマウラナミジャノメは山麓に集中していた



図10 山麓のギャップの様子。マサキウラナミジャノメが観察された場所

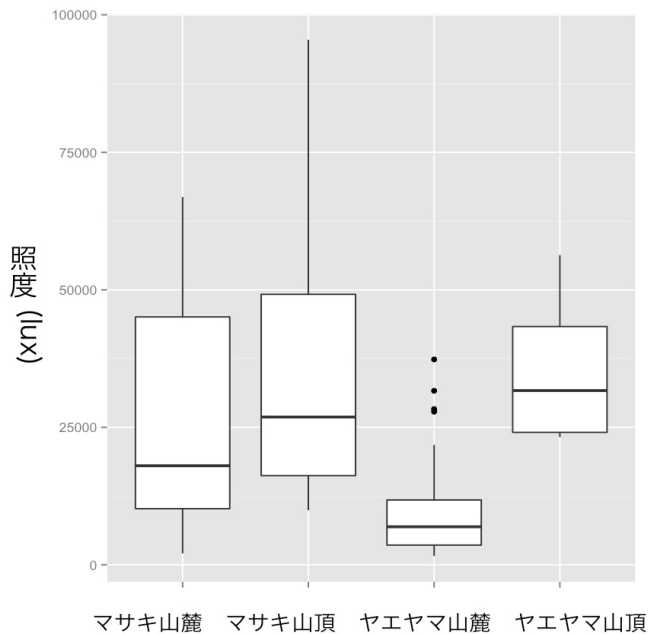


図 11 各採集地点での照度。マサキウラナミジャノメは山麓と山頂の個体群ともに照度の高いところに生息していた。その一方、山麓のヤエヤマウラナミジャノメは照度の低いところに多かった。

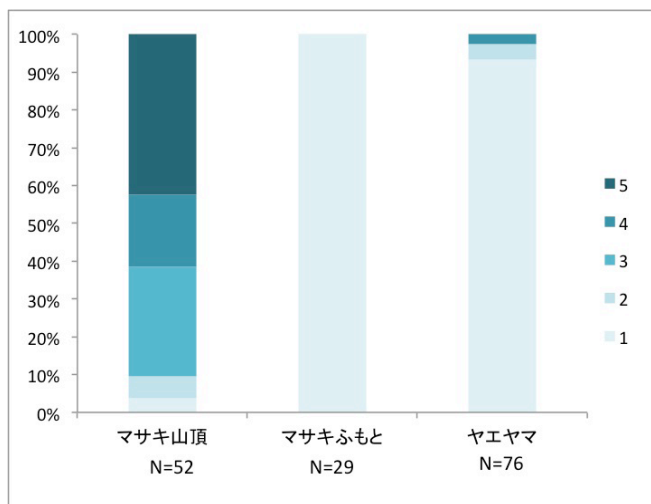


図 12 リュウキュウチクの優占度。山頂のマサキウラナミジャノメはリュウキュウチクの階級の高いところに生息していた。その一方、山麓のマサキウラナミジャノメとヤエヤマウラナミジャノメはリュウキュウチクの生育していない場所にほとんどの個体が生息していた。

所から高い場所まで広く生息していた。その一方、ヤエヤマウラナミジャノメの生息環境は開空度の低い場所が中心だった。同様に、採集した地点における照度についても両種で差があった(図 11)。ただし、両種の採集地点は明確に分離されるわけではなく、山麓付近では大きく重複していた。

マサキウラナミジャノメの山頂個体群は、リュウキュウチクの優占する環境に生息していた(図 12)。その一方、山麓にはリュウキュウチクは生育していないため、山麓のマサキウラナミジャノメとほぼすべてのヤエヤマウラナミジャノメはリュウキュウチクのない環境に生息していた(図 12)。

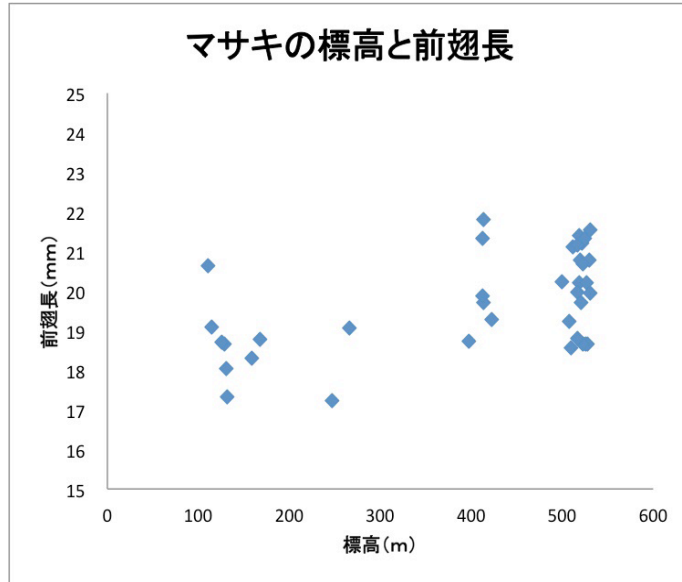


図 13 マサキウラナミジャノメにおける標高と体サイズの関係。山頂の個体群のほうが山麓の個体群よりも前翅長が大きかった

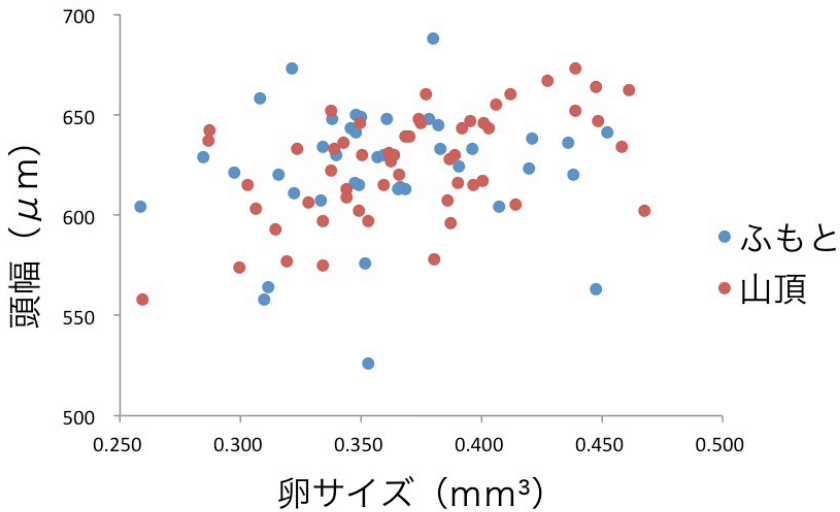


図 14 卵サイズと孵化幼虫の頭幅の関係。山頂と山麓の個体群で有意な差は検出されなかった

### 3. 生活史形質

マサキウラナミジャノメの体サイズは山麓個体群よりも山頂個体群で大きかった (図 13)。ただし、個体群ごとに標高と体サイズの相関をみると、有意な関係はなかった (図 13)。

卵サイズは山頂個体群と山麓個体群で有意差はなかった (図 14)。同様に、孵化幼虫の頭幅 (絶対値)、および卵サイズに対する頭幅 (相対値) も個体群間で差がなかった (図 14)。



#### IV. 考察

於茂登岳においてマサキウラナミジャノメの生息地は山麓(100~200 m a.s.l 付近)と山頂(500 m a.s.l 付近)に明確に分かれていた。山頂ではリュウキュウチクが優占する場所に生息していた。その一方で、山麓にはリュウキュウチクが生育せず、明るい林道沿いで多くの個体が観察された。それらの中間にあたる山腹では、ギャップや沢沿いに少数の個体が見られただけであった。

マサキウラナミジャノメとヤエヤマウラナミジャノメの生息環境に違いがあることが分かった。マサキウラナミジャノメでは、山麓個体群も山頂個体群も、開空度と照度が高い場所に多くの個体が生息していた。それに対し、ヤエヤマウラナミジャノメは開空度と照度が低い場所で採集される傾向があった。ただし、両種が採集された地点(標高)は、特に山麓のやや開けた場所において重複していた(図9)。さらに、マサキウラナミジャノメがほとんど生息していない山腹において、ヤエヤマウラナミジャノメが多く分布しているわけではなかった。むしろ、ヤエヤマウラナミジャノメも山腹ではほとんど観察されなかった(図9)。以上の結果から、山頂と山麓のマサキウラナミジャノメの分断化を維持しているのは、山腹のヤエヤマウラナミジャノメが主要因ではないと考えられる。その代わりに、マサキウラナミジャノメの種内の事情、すなわち光環境に対する選好性が山頂と山麓の個体群の分断化を維持していると考えられる。

本研究で調べた mtDNA の領域では、マサキウラナミジャノメの山頂個体群と山麓個体群に系統的な差はなかった。したがって、両個体群は系統が分化するほど遺伝的に隔離されているわけではないことが示唆された。今後、マイクロサテライト領域や一塩基多型(SNPs)を用いた高い精度の解析を行えば、集団遺伝構造

を明らかにできるだろう。

山頂と山麓の個体群で中立遺伝子に変異は検出できなかった一方で、表現型である体サイズには差が見られた(図13)。体サイズの個体群間変異が表現型可塑性で生じているのか、あるいは適応進化のかは本研究で区別できない。山頂と山麓の個体も同じ反応規準を持ち、異なる環境要因に応じて異なる体サイズが生じたのかもかもしれない。あるいは、それぞれの生息環境における適応進化の結果として固定された形質なのかもしれない。これらを区別するためには、同一環境下における実験(Common garden experiment)が必要だろう。

標高に応じた体サイズのパターンは、山麓と山頂の個体群の分断を考える上で興味深い。両個体群をプールして標高と体サイズを調べると、正の相関が生じる(図13)。しかし、個体群ごとに調べてみると、正の相関は検出されなくなる(図13)。すなわち、標高と体サイズの相関は「創発特性(emergent property)」であり、標高そのものが体サイズに影響しているとは考えにくい。むしろ、それぞれの生息環境に特有の(標高とは異なる)要因によって体サイズが規定されていると考えられる。これらの要因として挙げられるのは、個体群特異的な食草や化性の違いである。

イネ科食チョウ類において食草への適応として重要な指標となるのが卵と孵化幼虫の大きさである。被子植物では二次代謝産物による化学防衛が一般的である。それに対し、イネ科植物では葉を硬くすることによる物理防衛が採用されている。そのため、イネ科植物を食草とするジャノメチョウ科やセセリチョウ科の間では、硬い葉にいかにつけるかが採餌において重要となる(図15)。特に、体サイズ(顎の大きさ)が小さい孵化幼虫において食いつきは生存の鍵となる。実際、セセリチョウ科では

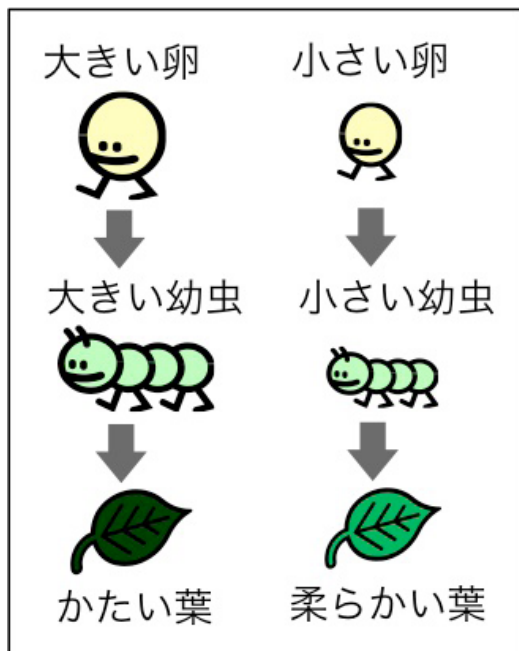


図15 食草の質と生活史形質の関係。イネ科食チョウ類では、葉の硬い食草を利用する種は卵と孵化幼虫の頭幅が大きいことが知られている

より硬い葉の種類を利用する種ほど卵サイズが大きいことが知られている (Nakasuji 1987)。

マサキウラナミジャノメの山頂と山麓の個体群では、卵サイズに有意な差が検出されなかった (図14)。したがって、食草の硬さに関連した形質に個体群間で分化は見出せなかった。ただし、食草自体が兩個体群で異なる可能性はある。

導入部で述べたように、於茂登岳の山頂付近は国立公園の特別保護地区に指定されているだけでなく、石垣市の自然環境保全条例の保護地区にも指定された。その根拠は、ヤエヤマヤシをはじめとした貴重な「種」が該当エリアに生息しているからだろう。こうした議論の中では、種に内在する多様性は認識されにくい。

その一方で本研究プロジェクトでは、本来は石垣島の低山地に生息するマサキウラナミジャ

ノメが、於茂登岳山頂の特異な植生環境にも生息していることを明らかにした。種多様性が群集や生態系レベルの安定性に寄与するのと同様に、種内の多様性は種の安定性に影響を及ぼす。つまり、種内変異は進化生態学のテーマとして興味深いだけでなく、種や生息環境の保全を考える上でも重要である。本研究を契機に、自然淘汰がもたらした種内の多様性について理解が深まることを願っている。

## V. 謝辞

東北大学の田中良弥氏、立正大学の小和瀬絵美氏と英皓氏、北海道大学の森井悠太氏には野外調査に協力していただいた。小和瀬氏は図表の作成も行なった。なお、西表石垣国立公園特別保護地区での調査と採集については、環境省の許可のもと行なった。許可申請に際しては、環境省那覇自然環境事務所の若松徹氏にお世話になった。この場をお借りしてお礼を申し上げる。

## 文献

- Friberg, M., Leimar, O. and Wiklund, C. 2013. Heterospecific courtship, minority effects and niche separation between cryptic butterfly species. *Journal of Evolutionary Biology* 26: 971–979.
- Gröning, J. and Hochkirch, A. 2008. Reproductive interference between animal species. *The Quarterly Review of Biology* 83: 257–282.
- Kiritani, K., Hokyō, N. and Yukawa, J. 1963. Coexistence of the two related stink bugs *Nezara viridula* and *N. Antennata* under natural conditions. *Researches on Population Ecology* 5: 11–22.
- Nakasuji, F. 1987. Egg size of skippers (Lepidoptera: Hesperiiidae) in relation to their

- host specificity and to leaf toughness of host plants. *Ecological Research* 2: 175–183.
- 仁平 勲. 2004. 日本産蝶類幼虫食草一覧. 日本チョウ類保全協会. 2012. フィールドガイド 日本のチョウ. 誠文堂新光社.
- Noriyuki, S., Kishi, S. and Nishida, T. 2010. Seasonal variation of egg size and shape in *Ypthima multistriata* (Lepidoptera: Satyridae) in relation to maternal body size as a morphological constraint. *Annals of the Entomological Society of America* 103: 580–584.
- Strong, D. R., Lawton, J. H., and Southwood, S. R. 1984. *Insects on plants. Community patterns and mechanisms.* Blackwell Scientific Publications.
- Tamura, K., Stecher, G., Peterson, D., Filipski, A. and Kumar, S. 2013. MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 6.0. *Molecular Biology and Evolution* 30: 2725–2729.

## A “sandwich distribution” of two endemic satyrine butterflies in Yaeyama islands, Okinawa

SUZUKI Noriyuki, KOBAYASHI Takuya, INUKAI Hironobu,  
TANAKA Ryoya, KOWASE Emi, HANBUSA Hikari and MORII Yuta

*Ypthima masakii* (Lepidoptera: Satyridae) is an endemic butterfly species in Yaeyama islands, southern Japan, and utilizes open grassland as the main habitat. Interestingly, it is also distributed around the top of Mt. Omoto, Ishigaki island, where bamboo species *Pleioblastus linearis* is dominated in a wind-swept site. Importantly, the wind-swept site and the grassland habitat at the bottom of the mountain are separated by sub-tropical evergreen broadleaf forest. Moreover, its congeneric species *Ypthima yaeyamana* is said to prefer to forest habitat, suggesting that negative interaction with the congeneric species maintains the separated distribution in *Y. masakii*. Thus in this study we examined the habitat preference in *Y. masakii* to clarify the isolated mechanisms in Mt. Omoto. We found that both in top and bottom populations, *Y. masakii* utilizes open habitat in terms of light intensity and canopy openness. On the other hand, *Y. yaeyamana* mainly utilizes darker habitat. However, the sampling places and altitude were largely overlapped between *Y. masakii* and *Y. yaeyamana*, particularly in the bottom of Mt. Omoto. In addition, *Y. yaeyamana* as well as *Y. masakii* was hardly recorded on the mountainside. These results indicate that top and bottom populations in *Y. masakii* were separated by the habitat preference of the own species, rather than the negative interaction with *Y. yaeyamana*.

Key words: *Ypthima*, wind-swept site, Ishigaki island, montane ecology

第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内研究助成

## 生物多様性，景観保全の観点から，農村整備計画に対する地域 住民の合意形成手法に関する研究

東京農業大学地域環境科学部造園科学科自然環境保全学研究室

町田怜子・阿部美香・小島周作・松野愛子・  
中澤里奈・増山信晃・増山信晃・土肥健太郎

阿蘇くじゅう国立公園の広大な草原景観は、野焼き、採草、牧草等の人の営みにより維持されてきた。しかし、草原の担い手不足により、草原の維持管理が滞り、草原の消失が危ぶまれている。また、現在、子ども達が草原へ行く機会は非常に少なく、未来の草原の担い手となる子ども達の草原学習が求められている。南阿蘇地域には、カルデラ地形上に草原と水田耕作が密接に結びつき貴重な生態系や美しい農村景観が残っている。しかし、効率化を図る農村整備が着手され、景観や生物多様性への影響が指摘されている。そこで、本研究では、景観、生物多様性からみた南阿蘇地域らしい農村景観保全のあり方を示し、地域住民や地域に関わる様々な主体と保全活動を展開させるために、計画論と活動論の二つの研究課題を設けた。その結果、計画論からみた研究課題では、自然環境保全や景観の既存施策を分析し、南阿蘇村らしい農村景観保全の枠組みを提言した。活動論からみた研究課題は、生物多様性や景観の価値を再認識する環境教育活動を保護者、NPO、小学校等と連携し実施した。

キーワード： 阿蘇，景観施策，草原性植物，環境教育

### 1. はじめに

本研究対象地の阿蘇くじゅう国立公園内における南阿蘇地域には、カルデラ壁山麓の草原と水田耕作が密接に結びついた伝統的な土地利用が残っている。伝統的土地利用による大小様々な水田が織りなす南阿蘇村の農村景観はヒューマンスケールからみた美しさや心の落ち着きを感じさせ、多くの来訪者を魅了している。また、南阿蘇地域には、オオルリシジミやハナシノブやツクシマツモト等、国立公園内でも貴重な生態系の場となっている。

一方で、近年、農業生産性の向上及び農業構造の改善事業により、水田の大区画化が着手され、生態系や景観に及ぼす影響も指摘されてい

る。

阿蘇地域の自然環境保全や景観施策には、自然公園法や景観法などの施策に加えて、世界農業遺産やジオパーク等の国際的保全の認定がある。しかし、圃場整備事業等の地区レベルでの景観や生物多様性の保全は、土地所有者の判断に大きく委ねられている。また、地区内のカルデラ壁山麓の草原と水田耕作が密接に結びついた伝統的な土地利用は、水田、草原等空間毎に対応している施策が異なり、既存の景観施策が地区レベルからみた一体的な景観や生物多様性の保全に対応しきれていない。

そこで、本研究では、景観、生物多様性からみた南阿蘇地域の農村景観を保全し、地域住民



や地域に関わる様々な主体と具体的な活動を展開させるために、計画論と活動論の二つの研究課題を設けた。

計画論からみた研究課題は、南阿蘇村を構成する景観構造を明らかにし、南阿蘇村における自然保全や景観に関する既存の法律や政策を整理することにより、南阿蘇村の地区レベルからみた草原から水田までの一体的な景観を保全するための施策および活用のあり方を考察することとした。

活動論からみた研究課題は、生物多様性や景観の価値を再認識したくらしのあり方を考えるきっかけとして、地域子ども達に、地域の暮らしや生物多様性を学習テーマとした「環境学習」の企画、実施した。その際、環境学習を地域の小学校、保護者、大学、NGO等多様な主体との連携し、地域の農村や生物多様性に対する合意形成を図る上で、多様な主体との連携の意義と課題を考察した。

## II. 研究の目的と方法

### 1. 南阿蘇村の景観保全に関する施策と景観構造の把握

#### 1) 南阿蘇村における自然環境保全や景観に関する施策の整理

南阿蘇村らしい景観の維持に向けて、国や県市町村の景観施策を把握するために、行政やNGO、地域住民からのヒアリング調査や文献調査により、南阿蘇村における自然環境保全や景観に関する既存の施策を整理し分析した。

#### 2) 南阿蘇村を構成する景観構造の把握

南阿蘇村の阿蘇五岳から南外輪山までの景観がどのような土地利用によって成り立っているかを把握するために、平成23年6月国土地理院発行の南阿蘇村2万5千分の1地図を用いて南阿蘇村における土地利用を把握した。また、2014年3月、5月、9月、10月、11月に景観

調査を行い、南阿蘇の地形スケールからみた景観構造を把握した。

#### 3) 南阿蘇村の自然環境保全や景観に関する施策と南阿蘇村の景観構造との関係性の考察

南阿蘇村の景観構造と既存の景観施策との対応を把握し、南阿蘇村の草原から水田までの一体的な景観を保全するための施策および活用のあり方を考察した。

### 2. 地域の暮らしや生物多様性に着目した環境学習の実施

小学校、保護者、大学の連携による環境学習を企画・実施し、その連携の意義と課題を明らかにすることを目的とした。

#### 1) 環境学習の教育プログラムの企画

プロジェクトの前半(2014年9月～3月)は、阿蘇に住む子どもたちがふるさとの自然や景観に対する愛着や誇りを育むため「草原と地域の暮らし」の環境学習を企画した。

「草原と地域の暮らし」の環境学習を通じて子どもたちの草原への関心が高まったため、プロジェクトの後半(2015年4月～6月)では、草原の生物多様性を観察し調べる環境教育学習を企画した。

#### 2) 環境学習の実施

座学(草原を知る)、体験(草原へ行く)、ふりかえり(草原を考える)、調べる(草原の植物を調べる)のステップで、阿蘇地域の小学校の総合学習の一環で、大学、保護者、NPOが連携した環境学習を実施した。

#### 3) 実施した環境学習に対する子どもたちや先生、保護者の意識調査

環境学習の感想について、子どもたちや先生、保護者への意識調査を行った。そして、小学校、保護者、大学、NGO等多様な主体との連携による意義と課題を明らかにした。

### Ⅲ. 調査結果

#### 1. 南阿蘇村の景観保全に関する施策と景観構造の把握

1) 南阿蘇村における自然環境保全や景観に関する既存の法律や政策を整理(表1)

南阿蘇村における自然環境保全や景観に関する既存の法律や施策に関する文献調査や行政やNGO、地域住民へのヒアリング調査により実施した。

その結果、南阿蘇村の自然環境保全や景観に関する施策は、「熊本県景観計画」「景観農振整備計画」「阿蘇くじゅう観光圏整備計画」「阿蘇くじゅう国立公園」「阿蘇草原再生」「千年の草原の継承と創造的活用総合特区」「阿蘇世界農業遺産」「阿蘇世界文化遺産」「阿蘇ジオパーク」「重要文化的景観」と、現時点で推進段階であるものを含めて10の計画があげられた。

そして、これらの計画を①景観計画、②観光計画、③自然環境保全、④認定の4項目に分類した。

##### ①景観計画に関する計画

###### i) 「熊本県景観計画」

「熊本県景観計画」は景観法に基づき、熊本県景観条例の景観形成基本方針に即して定められており、熊本県の良好な景観形成を目的としている(熊本県庁都市計画課 <https://www.pref.kumamoto.jp/soshiki/98/> 2015年1月10日閲覧、国道交通省 <http://www.mlit.go.jp/toshi/townscape> 2015年1月10日閲覧)。この計画により、建築・広告物・土地区画変更等による外観変化の恐れがある行為制限や景観地区の設定を行うことができる。国土交通省によって認定され、熊本県が管理している。

南阿蘇地域では南阿蘇村景観計画を平成27年1月5日から施行した。南阿蘇村景観計画では、『『つながり』の景観をまもる・活かす・伝える』という基本方針の下、南郷谷や山麓に広

がる耕作地や集落の暮らしの景観を守り育てる観点や、カルデラ地形の連なりと阿蘇を印象づけるため水田から眺望景観、管理の必要性が明記されている。本研究の対象地は、景観形成地区として田園景観形成ゾーンに位置付けられ、行為制限としては、建築・広告物・土地区画変更等による外観変化による届け出制度が設けられている。しかし、本研究の対象地の農村整備事業は、南阿蘇村景観計画施行前の事業対象であり、また、熊本県の対象事業であったため、南阿蘇村景観計画における届出対象外となった。

###### ii) 「景観農振整備計画」

「景観農振整備計画」は景観法に基づき、景観と調和のとれた良好な営農条件の確保を目的としている。農林水産省農村振興局によって認定され、熊本県が管理している。「景観農振整備計画」は、群馬県川場村では先行事例として色彩や地区レベル、沿道からの景観設計まで農村景観の保全が計画されている(農林水産省「景観法・景観農業振興地域整備計画について」[http://www.maff.go.jp/j/nousin/noukei/binosato/b\\_keikanho/](http://www.maff.go.jp/j/nousin/noukei/binosato/b_keikanho/) 2015年1月10日閲覧)。しかし、南阿蘇村景観計画では、景観農業振興地域整備計画の策定に関する基本的な事項は検討中の段階である。

##### ②観光計画に関する計画

###### i) 「阿蘇くじゅう観光圏整備計画」

「阿蘇くじゅう観光圏整備計画」は観光圏整備法に基づき、滞在型観光地域の形成を目的としている。この計画による事業として、主たる滞在促進地区を中心とした滞在プログラム企画促進、魅力向上等事業、交流地区等における滞在・回遊促進事業、住民に対する意識啓発等事業など多数あげられる。熊本県・大分県・宮崎県の3県によって認定され、観光庁が管理をしている(阿蘇くじゅう観光圏ホームページ。

<http://www.aso-kuju.jp/> 2015年1月10日閲覧).

### ③自然保全に関する計画

#### i) 「阿蘇くじゅう国立公園」

「阿蘇くじゅう観光圏整備計画」は自然公園法に基づき、阿蘇五岳と野焼きや放牧、採草など人の営みによって生み出される貴重な動植物の保護を目的(環境省「阿蘇くじゅう国立公園」<https://www.env.go.jp/park/aso/> 2015年1月10日閲覧)としている。公園の指定により、大規模人工構造物・観光開発事業・配色・広告物等の規制、有料道路による道路整備、自然環境影響評価の指導、カルデラ内壁の麓にあたる地域へ高さ制限の指導を行うことができる。環境省九州地方環境事務所により許認可業務が行われている。

自然公園法による開発規制は大規模な開発を対象にしており、地区レベルに応じた規制となっていない。また、南阿蘇村の研究対象地は普通地域のため開発規制も届出制による許認可となっている(環境省九州地方環境事務所<http://kyushu.env.go.jp/> 2015年1月10日閲覧)。

#### ii) 「阿蘇草原再生」

「阿蘇草原再生」は自然再生推進法に基づき、様々な主体協働による草原生態系保全および草原景観維持と継続的管理を目的としている。阿蘇草原再生協議会や牧野組合、生物多様性、環境学習、草原資源利用、観光の5つの小委員会での意思決定を基に草原再生事業が実施されている(阿蘇草原再生プロジェクト <http://www.aso-sougen.com/index.html> 2015年1月10日閲覧, 公益財団法人阿蘇グリーンストック <http://www.asogreenstock.com/sennen/> 2015年1月10日閲覧)。「阿蘇草原再生」の対象地は野草地が多く、水田景観が草原再生事業の対象になることは難しい。

#### iii) 「千年の草原の継承と創造的活用総合特区」

「千年の草原の継承と創造的活用総合特区」

は地域活性化総合特区制度に基づき、草原と連携した観光スタイルの創造および資金還流による地域活性化を目的としている。特区の指定により、保安林の規制緩和、農業振興地域における農業用施設の要件緩和、国有林立ち入り規制緩和、第三種旅行者の企画旅行催行区域制限緩和を行うことができる。また、草原維持管理作業効率化事業、草原維持管理費用調達事業、草原由来製品の販売拡大事業、草原案内システム構築事業、草原利活用連携促進事業などの事業がある。内閣府(内閣官房地域活性化統合事務局内閣府地域活性化推進室)によって認定されている(内閣官房地域活性化統合事務局内閣府地域活性化推進室「千年の草原の継承と創造的活用総合特区」[http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tiiki/sogotoc/toc\\_ichiran/toc\\_page/t41\\_kumamoto.html](http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tiiki/sogotoc/toc_ichiran/toc_page/t41_kumamoto.html) 2015年1月10日閲覧)。

### ④認定

#### i) 「阿蘇世界農業遺産」

「阿蘇世界農業遺産」は2013年に阿蘇の草原の維持と持続的農業が評価され、国連食糧農業機関(FAO)による世界重要農業遺産システム(GIAHS)に認定された(農林水産省「世界農業遺産(GIAHS)」<http://www.maff.go.jp/nousin/kantai/giahs1.html> 2015年1月10日閲覧, 国際連合食糧農業機関 <http://www.fao.or.jp/index.html> 2015年1月10日閲覧, Globally Important Agricultural Heritage systems 公式ホームページ <http://www.fao.org/giahs/en/> 2015年1月10日閲覧)。阿蘇世界農業遺産は、地元の女性農家とイタリアンレストランのシェフがボトムアップ型の活動で、世界農業遺産認定に至った経緯も高く評価されている。阿蘇地域世界農業遺産推進協議会が世界農業遺産認定に向けての活動、認定後のアクションプラン等の取り組みを行っており、阿蘇世界農業遺産基金といっ

表1 自然保全や景観に関する既存の法律および政策の一覧表

系統	法律/制度	名称	目的	規制/緩和	事業/計画	認定	管理	補助金の有無	その他
景観計画	景観法	熊本県景観計画	熊本県土の良好な景観形成	建築、広告物、土地区画変更等による外観変化の恐れがある行為制限、景観地区の設定	×	国土交通省	熊本県	×	熊本県景観条例による景観形成基本方針に即して定められる
		景観農振整備計画	景観と調和のとれた良好な畜産条件の確保	×	×	農林水産省農村振興局	熊本県	×	×
観光計画	観光図整備法	阿蘇くじゅう観光図整備計画	滞在型観光地域の形成	×	主たる滞在促進地区を中心とした滞在プログラム企画促進、観光向上等事業、交流地区等における滞在・回遊促進事業、住民に対する意識啓発等事業、その他事業多数	阿蘇草原再生協議会	環境省九州地方環境事務所	×	×
		阿蘇くじゅう国立公園	阿蘇五岳と野焼き活動によって生み出される貴重な動植物の保護	大規模人工構造物・観光開発事業、配色・広告物等の規制、有料道路による道路整備、自然環境影響評価の指導、カルデラ内陸の麓にあたる地域へ高さ制限の指導	×	阿蘇草原再生基金	環境省九州地方環境事務所	×	設立当初は国立公園法にもとづく
自然保全	自然公園法	阿蘇くじゅう国立公園	阿蘇五岳と野焼き活動によって生み出される貴重な動植物の保護	大規模人工構造物・観光開発事業、配色・広告物等の規制、有料道路による道路整備、自然環境影響評価の指導、カルデラ内陸の麓にあたる地域へ高さ制限の指導	×	阿蘇草原再生基金	環境省九州地方環境事務所	×	環境省自然再生プロジェクトにより実行される
		阿蘇草原再生	様々な主体協働による草原生態系保全および草原景観維持と継続的管理	×	阿蘇草原再生基金、「阿蘇おかし肉料理認定店」制度、阿蘇草原再生全体構想	環境省	環境省九州地方環境事務所	×	
認定	世界重要農業遺産システム(GIAHS)	千年の草原の継承と創造的活用総合特区	草原と連携した観光スタイルの創造および資金還流による地域活性化	保安林の規制緩和、農業振興地域における農業用施設の要件緩和、三種旅行社業者の企画旅行権行区域制限緩和	×	阿蘇世界農業遺産基金	阿蘇市	○	×
		阿蘇世界農業遺産	阿蘇の草原の維持と持続的農業に対する評価	×	阿蘇世界農業遺産基金	ユネスコ	阿蘇世界農業遺産推進協議会	×	国際的価値認定による観光振興や農業振興の活性化、阿蘇地域の農林産物の付加価値向上
世界重要農業遺産システム(GIAHS)	世界遺産条約	阿蘇世界文化遺産	世界的な阿蘇の草原および関連した文化の保全	景観および環境保全の義務付け、周辺地域の観光開発規制の推進	×	世界遺産基金による援助	阿蘇世界文化遺産推進室	○	現時点では推進段階
		阿蘇ジオパーク	阿蘇火山の大神と人間生活をテーマにした保護と活用の両立	×	阿蘇ジオガイド	世界ジオパークネットワーク	阿蘇ジオパーク協議会(樹団法人阿蘇地場振興デザインセンター)	×	ジオパークと名乗れる
文化財保護法	文化財保護法	重要な文化的景観	文化的価値の評価および地域主体による次世代への継承	現状の変更あるいは保存に影響を及ぼす場合は申請	×	文化庁	阿蘇文化財景観調査検討委員会/阿蘇環境デザインセンター 定委員会	○	現時点は選定推進段階、保存活用事業に対する補助金の交付

た事業がある（阿蘇地域世界農業遺産 <http://www.giahs-aso.jp/> 2015年1月10日閲覧）。世界農業遺産は地域システム自体が指定されるため、その地域システムの持続的保全のためには、土地利用レベルに対応した世界農業遺産としての保全計画が課題として示唆された。

#### ii) 「阿蘇ジオパーク」

「阿蘇ジオパーク」は阿蘇火山の大地と人間生活をテーマにした保護と活用の両立が評価され、日本ジオパークには2009年10月、世界ジオパークには2014年9月に認定された（日本ジオパークネットワーク <http://geopark.jp/> 2015年1月10日閲覧、Global Network of National Geoparks 公式ホームページ <http://www.globalgeopark.org/aboutGGN/list/index.htm> 2015年1月10日閲覧、公益財団法人阿蘇地域振興デザインセンター <http://www.asodc.or.jp/> 2015年1月10日閲覧）。阿蘇ジオパーク協議会および財団法人阿蘇地域振興デザインセンターによって管理され、阿蘇ジオガイド等の事業が行われている。世界農業遺産と同様、ジオパークとしての阿蘇の価値を保全するための土地利用レベルからみた保全計画が必要である。

#### iii) 「阿蘇世界文化遺産」

「阿蘇世界文化遺産」は推進段階であり、世界遺産としての阿蘇の草原および関連した文化の保全を目指している（阿蘇世界文化遺産推進室 <http://www.aosekaibunkaisan.com/> 2015年1月10日閲覧、文化庁「世界遺産」[http://www.bunka.go.jp/bunkazai/shoukai/sekai\\_isan.html](http://www.bunka.go.jp/bunkazai/shoukai/sekai_isan.html) 2015年1月10日閲覧）。登録されることで、景観および環境保全の義務付け、周辺地域の観光開発規制、さらには世界遺産基金から援助を受けられることができる（公益社団法人日本ユネスコ協会連盟 <http://www.unesco.or.jp/> 2015年1月10日閲覧）。阿蘇地域では、阿蘇世界文化遺産推進室が登録に向けての取り組みを行っ

ている（熊本県庁 熊本県世界遺産登録推進ホームページ <http://www.pref.kumamoto.jp/site/sekaisan/> 2015年1月10日閲覧）。

#### iv) 「文化財保護法重要文化的景観」

「文化財保護法重要文化的景観」（文化庁「文化的景観」<http://www.bunka.go.jp/bunkazai/shoukai/keikan.html> 2015年1月10日閲覧）への選定推進段階であり、阿蘇の文化的価値の評価および地域主体による次世代への継承を目指している。文化庁によって選定され、阿蘇文化的景観調査検討委員会および阿蘇環境デザイン策定委員会が選定に向けての取り組みを行っている（阿蘇市ホームページ <http://www.city.aso.kumamoto.jp/> 2015年1月10日閲覧）。選定された重要文化的景観は、現状の変更あるいは保存に影響を及ぼす場合は申請が必要となる（通常の生産活動に係る行為や非常災害に係る応急措置などの場合を除く）。保存活用のために行われる調査事業や保存計画策定事業、整備事業、普及・啓発事業に対して文化庁から補助金が交付される。

#### 2) 南阿蘇村を構成する景観構造の把握

土地利用図を把握するため河川、畑地、広葉樹林、針葉樹林、荒地や採草地、砂礫地に分類した。その結果、阿蘇五岳側から水田に向けては、1158 m a.s.lの中央火口丘付近は砂礫地、1000 m a.s.l付近は荒地および採草地、700 m a.s.l付近は針葉樹林、600 m a.s.l付近は畑地、500 m a.s.l付近は水田・河川（白川）・建物・畑地であった。水田から外輪山に向けては、600 m a.s.l付近は荒地および採草地、700 m a.s.lから1000 m a.s.lにかけては荒地・広葉樹林・針葉樹林の混ざった土地であった。

その結果、南阿蘇村の景観構造は、阿蘇五岳の中央火口丘側の傾斜はなだらかな採草地であり、スギの人工林、棚田、畑地、住宅、水田の並びであった。一方、南阿蘇村の南側にある外



輪山は頂上に向けては水田、畑地、住宅、棚田、スギの人工林、放牧地、広葉樹林の並びであった。両側の水田間には白川および南阿蘇鉄道が位置していた。

### 3) 南阿蘇村の自然環境保全や景観に関する施策と景観構造の関係性

南阿蘇村の景観保全に関する施策と景観構造の把握では、南阿蘇のカルデラ山麓から水田までの一体的な景観構造は、自然公園法や南阿蘇村景観計画の対象範囲であった。しかし、自然公園法では普通地域であるため大規模な開発以外は規制対象となっていなかった。また、南阿蘇村景観計画では、法施行時期の問題や都道府県の対象事業のため、農村整備事業とかかわりのある土地利用変更は行為規制の対象外となった。

また、自然再生推進法は、カルデラ山麓の草原（採草地）のみが対象となっており、水田と一体的な草原保全に適応しきれていなかった（図1）。

そして、世界農業遺産やジオパーク等の国際的保全の枠組みは、その保全概念を具体的な土地利用に展開するためのゾーニング計画の必要性が示唆された。

従って、既存の景観施策は、地域全体の自然



図1 地形スケールからみた景観構造と景観施策の関係性

環境保全の複合的な枠組みとなっているが、地区レベルからみた景観や生物多様性保全に対応しきれないことが明らかとなった。そのため、地区レベルの景観や生物多様性を保全するためには、国立公園や景観計画、阿蘇草原再生、世界農業遺産、ジオパーク等の保全概念を地域住民や多様な主体が地区のビジョンとして描けるように、その活動や意思決定支援の仕組みづくりが必要である。

## 2. 暮らしや生物多様性に着目した環境学習

### 1) 環境学習の企画

阿蘇地域で環境学習を実施している（財）阿蘇グリーンストック、NPO 法人九州バイオマスフォーラム、南阿蘇ビジターセンターからのヒアリング調査や阿蘇の草原環境教育プログラムに関する文献調査により、環境学習を地域の文化の視点から実践されたプログラムは74のプログラム中4件と比較的少ないことが明らかとなった（阿蘇草原再生協議会草原環境学習小委員会 2013）。そのため、本研究では、「地域の暮らし」に着目した環境学習プログラムを企画した。

### 2) 環境学習の実施

環境学習の実施は、地域住民（保護者）、小学校、NPO、大学との連携により実施した（表2）。各主体の役割を明確にするため、主たる実施者を「◎」、助言や実施のサポートを「○」と表記した。

環境学習プログラムのねらい・企画は、保護者と大学が企画・検討し、小学校に提案した。そして小学校と大学が授業の日数、時間割等を調整した。

環境学習の実施は、小学校教員の指導の下、東京農業大学学生・教員が企画し、教材等を作成して実施した。そして、環境学習の体験の場である草原（牧野）は、保護者の提供・協力を受けた。また、草原の植物、生物多様性の環境

表2 環境学習の実施体制

環境学習の実施体制	保護者	小学校	大学	NPO
①環境学習のねらい、企画の検討 (2014年1月～3月)	◎		◎	○
②実施に向けた小学校との調整 (2014年4月～6月)	◎		○	○
③総合学習として「地域の暮らし」に着目した環境学習プログラムの開発 (2014年6月～8月)	○	◎	◎	
④「地域の暮らし」に着目した座学学習Ⅰ「国立公園と草原」の教材準備と実施 (準備:2014年8月、実施日:2014年9月5日)		○	◎	
⑤「地域の暮らし」に着目した座学学習Ⅱ「昔の暮らし」の教材準備と実施 (準備:2014年8月、実施日2014年9月6日)		○	◎	
⑥「地域の暮らし」に着目した環境学習の体験授業「草原に行ってみよう」の実施と、学習のふりかえり (2014年9月5日)	◎ フィールド 提供	○	◎	
⑦「地域の暮らし」に着目した環境学習の成果物 阿蘇だいすきブック (2015年2月28日)		○	◎	
⑧次年度の環境学習に関する協議 (2015年2月28日)	◎	◎	◎	○
⑨生物多様性に着目した環境学習プログラムの開発 「草原の植物を調べる」 (2015年7月17日、9月18日、19日)	○	◎	◎	◎
⑩生物多様性に着目した環境学習教材準備と実施 「草原の植物を調べる」 (2015年7月17日、9月18日、19日)		○	○	◎ フィールド 提供
⑪生物多様性に着目した環境学習のふりかえりと成果物 植物図鑑(2016年2月予定)		○	◎	◎

学習は、NPO 法人阿蘇花野協会から講師やフィールドの提供を受けた。

そして、環境学習のふりかえりは、教材作成は東京農業大学やNPO 法人阿蘇花野協会と作成した。また、環境学習の発信の場は、小学校の学校行事で行い、保護者や地域住民に環境学習の内容を発表した。

### 3) 環境学習プログラムの企画

プロジェクト前半(2014年9月～3月)は、南阿蘇地域の小学校の3年生、4年生(合計12名)を対象に、「地域の暮らし」に着目した環境学習プログラムとして、「国立公園」と「昔の暮らし」という2つのテーマを設定した。

対象小学校周辺には、南阿蘇地域特有のカルデラ壁斜面の牧草地、カルデラ壁裾野斜面に棚田、そして水田が一体的に広がる農村景観が残っている。そのため、地域における昔の草原と

の関わりを学び、草原の管理手法や様々な課題等を子ども達が学び考えるには適していると考えた。上記2つの座学を踏まえ、体験学習として、草原での体験プログラムを企画した。

「地域の暮らし」に着目した環境学習プログラムを通じて、子ども達の草原に対する関心が高まったため、プロジェクト後半(2015年4月～6月)は、子ども達が実際に、季節毎に草原で植物観察を行い、阿蘇の植物図鑑を作成し、子ども達自身が阿蘇の草原の価値を発信するプログラムとした。

### 4) 環境学習プログラムの実施

①地域の暮らしに着目した環境学習の実施(2014年9月～2015年3月)

i) 座学:『国立公園について知ろう』『阿蘇の草原について知ろう』『昔の暮らしを知ろう』

2014年9月4日、5日に南阿蘇村の小学校3

年生, 4年生(計13名)の総合学習「村のむかし」の学習と連携し、『国立公園について知ろう(45分)』『阿蘇の草原について知ろう(20分)』『昔の暮らしを知ろう(35分)』のプログラムを実施した。

『国立公園について知ろう』の教育プログラム実施前には、阿蘇が国立公園だと知っている子どもは13人中4人と少なかった。

本プログラムでは、地図クイズを用いて日本全国の国立公園について学び、人形劇を用いてアメリカの国立公園の誕生について説明した。その後、阿蘇の国立公園指定の要因を子ども達がグループワークにより学んだ結果、全員が阿蘇を国立公園だと知り、自分たちの住む場所の素晴らしさを認識した。

『阿蘇の草原について知ろう』『昔の暮らしを知ろう』のプログラムでは、授業前に阿蘇の草原の維持管理作業に関する質問では、野焼きを知っている子どもは11人、輪地切り(野焼きの延焼を防ぐ防火帯)を知っている子どもはいなかった。

本プログラムでは、紙芝居での草原の維持管理について説明した。そして、昔の写真を用いて、ワークシートを作成し、草原を維持管理す

る人、牛の気持ちになって台詞を当てはめるグループワークを実施した。その結果、草原の草を運ぶ牛と農家の写真に、「農家：これが終わったらほうびをやる」「牛：がんばるぞ」などの台詞を当てはめており、子ども達が、昔は人と牛馬が協力し合いながら暮らしていたことを理解したようだった。

#### ii) 体験：『草原に行こう』

2014年11月22日『草原に行こう』を実施した。本プログラムでは、草原の色探しゲームや音を聞くネイチャーゲームを実施し、五感を通じて草原を学ぶプログラムになるように工夫した。そして、草原で俳句を詠んだり、スケッチにより草原を観察し、子ども達が草原について自ら考え学ぶプログラムとした。

#### iii) 生物多様性に着目した環境学習の実施

2015年度は、3年、4年(計8名)に総合学習の授業の一部として環境学習を実施した。そして、環境学習のふりかえりとして、草原観察での発見・気づきを写真や絵とともに一冊の子ども達手作りの図鑑としてまとめることとした。その際、講師として、阿蘇花野協会理事瀬井純雄史氏に植物の解説とフィールド提供を依頼した。(表3, 4)

表3 草原で観察した植物(夏2015年7月)

番号	植物名	分類(科)	番号	植物名	分類(科)
1	アソノコギリソウ	キク	9	ノハナショウブ	アヤメ
2	ハナウド	セリ	10	ウツボグサ	シソ
3	オオトラノオ	サクラソウ	11	アソタカラコウ	キク
4	カワラマツバ	アカネ	12	クララ	マメ
5	ヒメユリ	ユリ	13	ユウスゲ	ユリ
6	ツクシマツモト	ナデシコ	14	カキラン	ラン
7	ノアザミ	キク	15	ミヤコグサ	マメ
8	ヤマホトギス	ユリ	16	タカトウダイ	トウダイグサ

表4 草原で観察した植物(秋2015年9月)

番号	植物名	分類(科)	番号	植物名	分類(科)
1	オミナエシ	オミナエシ	9	ヤマハギ	マメ
2	ミヤコグサ	マメ	10	サイヨウシャジン	キキョウ
3	コウゾリナ	キク	11	クサフジ	マメ
4	カワラナデシコ	ナデシコ	12	アレノノギク	キク
5	サフヒヨドリ	キク	13	ススキ	イネ
6	タチフウロ	フウロソウ	14	ヤマハッカ	シソ
7	シオガマギク	キク	15	ノダケ	セリ
8	ヒメアザミ	キク	16	ワレモコウ	バラ

3) 環境学習に対する子どもたちや先生、保護者の感想

①子ども達の感想

i) 座学：『国立公園について知ろう』『阿蘇の草原について知ろう』『昔の暮らしを知ろう』の感想

9月の教育プログラム終了後に、子ども達に学習の感想を求めた。その結果、「阿蘇が国立公園だと初めて知った」という感想が8人と最も多く、環境学習実施前には、阿蘇が国立公園だと知らなかった子ども達も十分に理解したようであった。また「国立公園のそばに住んでいるなんてすごい」「阿蘇が国立公園に選ばれていることが嬉しい」などの感想もあった。

また、「もっと国立公園や草原について調べてみたい」「おじいちゃんに昔の草原について聞いてみたい」「今日勉強したことをお母さんに教えてあげたい」といった学習の意欲向上がみられた。

ii) 体験：『草原に行こう』の感想

11月の教育プログラムでは、多くの子ども達が、草原でのネイチャゲームを楽しかったと答えた。

「草原を大切にしたい(8人)」、「また草原に行きたい(5人)」、「はじめて草原に行けてよかった(3人)」、「もっと草原のことを知りたい(2人)」、「家族に草原で勉強したことを教えてあげたい(1人)」と、草原が楽しい場所という体験を得て草原への関心意欲が高まったことが示唆された。

そして、「阿蘇が国立公園として大切にされていることがわかった」という質問に対し、「とてもよくわかった」が10人、「わかった」が3人だった。

「阿蘇がなぜ国立公園になったのかわかった」という質問に対し、「とてもよくわかった」が9人、「わかった」が4人だった。

「草原がなぜ大切なのかわかった」という質問に対し、「とてもよくわかった」が8人、「わかった」が5人だった。「阿蘇の草原を大切にしたいと思う」では「とても思う」が12人、「思う」が1人だった。「草原についてもっと勉強したい」という質問に対し、「とても思う」が6人、「思う」が7人だった。このことから、本研究の環境学習が子ども達の地域の景観への理解、価値づけに寄与していることが示唆できた。

②担任の先生からの感想

担任の先生からは、本プロジェクトの環境学習を通じて、子ども達が南阿蘇の素晴らしさを知り、南阿蘇で住むことへの誇りを感じることができた点が挙げられた。

また、教室内だけでなく、草原での体験、大学生との学習の教育効果の高さが指摘された。そして、大学と連携することにより教員の環境学習に対する準備負担も軽減され、環境学習に対する教員間の意欲向上や、環境学習の継続意向が確認できた。

③保護者からの感想

保護者からの感想は、「阿蘇に住む子どもたちでも、草原のことは知らないのだと気づいた」、「子どもに授業のことを尋ねると楽しかったと言っている」、「草原の意味や環境を親から伝える機会はなく、今回学習したことで、親も勉強になった」等、保護者から伝える機会が少なかった環境学習の実施をしたことの意義や、環境学習を学んだ子ども達の様子から保護者同士間で地域の景観に対するある一定のコンセンサスが得られたことが示唆できた。

以上の感想を踏まえた上で、環境学習を地域の小学校、保護者、大学、NGO等多様な主体との連携し、地域の農村や生物多様性に対する合意形成を図る上で、多様な主体との連携の意義と課題を考察した。

その結果、地域を研究フィールドにしている大学機関が、地域の環境学習の一部を担うことにより、小学校教員の負担軽減につながることを確認できた。また、小学生にとっては、大学生との学習や教室では得られない地域の自然環境での学習により、地域の暮らし、植物等について関心が高まり積極的に取り組む姿勢がみられた。環境学習のフィールド提供には、保護者やNPOの協力が不可欠であった。加えて、植物観察は、地域の生物多様性保全活動を担っているNPO法人阿蘇花野協会との連携により、その地区特有の生物多様性を学ぶことができた。そして、子ども達が環境学習で学んだ内容を学校行事や成果物等で保護者に発信することにより、保護者間でも地域の景観や生物多様性の環境学習に対し、一定の理解を得ることができた。

#### IV. まとめ

本プロジェクトでは、景観、生物多様性からみた南阿蘇地域の農村景観を保全し、地域住民や地域に関わる様々な主体と具体的な活動を展開させるために、計画論と活動論の二つの研究課題を設けた。

その結果、計画論からみた南阿蘇村らしい景観保全の枠組みは、阿蘇地域全体の広域的なスケールからみた自然環境保全や景観保全の複合的枠組みとなっているが、地区レベルの土地所有者の判断を伴う景観、生物多様性保全には対応しきれていないことが示唆された。すなわち、地区スケールからみた生物や景観の多様性を保全するためには、地域住民やNPOらが伝統産業やライフスタイル等を取り入れた地区のビジョンを描き、既存の景観施策がそれを支える意思決定支援システムが必要と考える。

その為に、具体的活動論からみた結論は、地域の景観や生物多様性保全は、1つの世代だけ

ではなく、子・親・その親というように各世代への働きかけが重要であることがわかった。特に、こどもが地域の景観や生物多様性を学び、地域（ふるさと）への誇りを育む姿は、地域コミュニティで、地域（ふるさと）の景観や生物多様性に対するコンセンサス形成の大きな一歩になることが考えられた。

#### 文献

阿蘇ジオパークガイド協会. <http://www.aso-geopark.jp/kyoukai/>(2015年1月10日)

阿蘇くじゅう観光圏ホームページ. <http://www.aso-kuju.jp/>(2015年1月10日)

阿蘇世界文化遺産推進室. <http://www.asosekaibunkaisan.com/>(2015年1月10日)

阿蘇市ホームページ. <http://www.city.aso.kumamoto.jp/>(2015年1月10日)

阿蘇草原再生協議会草原環境学習小委員会 2013. 阿蘇草原キッズ・プロジェクト「草原環境学習事例集～阿蘇の子どもたちに草原を伝えよう」

阿蘇草原再生プロジェクト. <http://www.aso-sougen.com/index.html>(2015年1月10日)

阿蘇地域世界農業遺産. <http://www.giahs-aso.jp/>(2015年1月10日)

文化庁/世界遺産. [http://www.bunka.go.jp/bunkazai/shoukai/sekai\\_isan.html](http://www.bunka.go.jp/bunkazai/shoukai/sekai_isan.html)(2015年1月10日)

文化庁/文化的景観. <http://www.bunka.go.jp/bunkazai/shoukai/keikan.html>(2015年1月10日)

Global Network of National Geoparks 公式ホームページ. <http://www.globalgeopark.org/aboutGNN/list/index.htm>(2015年1月10日)

Globally Important Agricultural Heritage systems 公式ホームページ. <http://www.fao.org/giahs/en/>(2015年1月10日)

環境省九州地方環境事務所. <http://kyushu.env.go.jp/>(2015年1月10日)

環境省阿蘇くじゅう国立公園. <https://www.env.go.jp/park/aso/>(2015年1月10日)

景観-国土交通省. <http://www.mlit.go.jp/toshi/townscape/>(2015年1月10日)

国際連合食糧農業機関. <http://www.fao.or.jp/index>



- html(2015年1月10日)
- 公益財団法人阿蘇グリーンストック. <http://www.asogreenstock.com/sennen/>(2015年1月10日)
- 公益財団法人阿蘇地域振興デザインセンター. <http://www.asodc.or.jp/>(2015年1月10日)
- 公益社団法人日本ユネスコ協会連盟. <http://www.unesco.or.jp/>(2015年1月10日)
- 熊本県庁 熊本県世界遺産登録推進ホームページ. <http://www.pref.kumamoto.jp/site/sekaiisan/>(2015年1月10日)
- 熊本県庁都市計画課. <https://www.pref.kumamoto.jp/soshiki/98/>(2015年1月10日)
- 内閣官房地域活性化統合事務局 内閣府地域活性化推進室 千年の草原の継承と創造的活用総合特区. [http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tiiki/sogotoc/toc\\_ichiran/toc\\_page/t41\\_kumamoto.html](http://www.kantei.go.jp/jp/singi/tiiki/sogotoc/toc_ichiran/toc_page/t41_kumamoto.html)(2015年1月10日)
- 日本ジオパークネットワーク. <http://geopark.jp/>(2015年1月10日)
- 農林水産省 / 世界農業遺産 (GIAHS). <http://www.maff.go.jp/j/nousin/kantai/giahs1.html>(2015年1月10日)
- 農林水産省 / 景観法・景観農業振興地域整備計画について. [http://www.maff.go.jp/j/nousin/noukei/binosato/b\\_keikanho/](http://www.maff.go.jp/j/nousin/noukei/binosato/b_keikanho/)(2015年1月10日)



## The research of consensus-building method for local people on the agricultural field improvement projects from the viewpoints of biodiversity and landscape conservation

MACHIDA Reiko, ABE Mika, KOJIMA Shusaku, MATSUNO Aiko,  
NAKAZAWA Rina, MASUYAMA Nobuaki,  
CHIBA Asami and DOHI Kentaro

The large-scale grasslands in Aso-Kuju National Park in Kumamoto Prefecture have been managed by local agricultural cycle including controlled burning, mowing and pasturage. However, the management of grasslands stagnates due to the shortage of manpower and confronts a crisis situation of disappearance of the grasslands. In the situation where local children have quite little opportunity to experience grasslands, the environmental education using grasslands becomes increasingly important to educate potentially future participants of grassland management. In South Aso Region, the traditional combination of grasslands and paddy fields retains significant wildlife habitat and picturesque agricultural landscapes. However, today's ongoing productivity-oriented rural development poses an issue of the environmental impact on rural landscape and biodiversity. This study is composed of two research objectives. The first research objective in terms of planning theory aims at proposing appropriate policies for rural landscape conservation in consideration of the characteristics of South Aso Region from the viewpoint of landscape and biodiversity. The second research in terms of practical activity intends to develop comprehensive conservation activities in cooperation with the locals and various bodies in relation to local activities. As a result, the first research proposes the framework for the appropriate landscape conservation of South Aso Region through the analysis of existing landscape and natural protection policies. The second research conducted the educational programs using grasslands for the purpose of rediscovering the values of biodiversity and landscape through regional lifestyles in cooperation between Elementary schools, Parents and Universities in the South Aso Region.

Key words: Aso, landscape policy, grassland plants, environmental education

## 石灰岩地帯に隔離分布する絶滅危惧種チチブミネバリの保全に関する研究

奥秩父山地石灰岩植物研究グループ  
平尾聡秀<sup>1</sup>・五十嵐勇治<sup>1</sup>・藤井正典<sup>2</sup>

石灰岩地では、特殊な気象・土壌環境に適応した石灰岩植物が生育しているが、石灰岩の採掘などによって、石灰岩植物の小集団化や絶滅リスクの増大が懸念されている。本研究は、奥秩父山地の石灰岩地帯に隔離分布する絶滅危惧種チチブミネバリの遺伝的多様性と病害発生リスクを評価し、生育環境の保全に有効な施策を検討することを目的とした。奥秩父山地において新たに9集団を確認し、これらの生育状況を調査したところ、実生や稚樹がほとんど確認できず更新が行われていないことが明らかになった。また、遺伝マーカーを開発し、遺伝的多様性を評価した結果、各集団は近年個体数が減少して孤立したことが示唆された。さらに、葉圏菌類の網羅的解析により植物病原菌の検出率を評価した結果、個体数が少ない集団では潜在的な病害発生リスクが高まっていることが明らかになった。チチブミネバリの保全には、特に個体数の少ない集団について、防鹿柵による保護や育苗による復元を行う必要があると考えられた。

キーワード： 遺伝的多様性、植物病原菌、石灰岩植物、絶滅リスク

### 1. 背景と目的

日本列島では、多くの土壌は火山灰起源であり、豊富な降水によって脱塩基・脱珪酸が進むため、一般的には酸性（褐色土など）である。一方、石灰岩に由来する土壌も広範囲に散在し、相対的に塩基（特にカルシウム）に富む。そのため、石灰岩が母岩となっている地域では、土壌中の pH が高く、特殊な植物群落が成立している（例えば、勝木ほか 2008）。このような環境に適応した石灰岩植物の多くは、分布域が限定されており、隔離分布することが知られている（例えば、Zhang et al. 2015）。そのため、石灰岩植物の集団は個体数が少なく、集団間の交流も限定されており、遺伝的多様性が低いと予想される。また、近交弱性により、病害に対す

る抵抗性も弱い状態にあると考えられる。

その中で、長年にわたる石灰岩の採掘や周辺地域の開発のため、多くの石灰岩植物の生育環境が悪化しており、さらなる小集団化や病害発生によって絶滅リスクが高まると懸念されている（Clements et al. 2006, Sutherland et al. 2012）。石灰岩植物の生育環境は、①その特殊性により破壊されると復元が困難であり、②一般に小面積のため生育環境の悪化が急速に進行し、③多くがアクセス困難地であって包括的な調査が困難であるという3つの共通した保全上の懸念が存在する。IUCN も石灰岩地帯の生物多様性の保全を国際的に緊急性の高い課題と位置づけ、産業界の取り組みを求めている（IUCN 2014）。

奥秩父山地では、尾根や岩棚に石灰岩が露出

1: 東京大学 2: 環境科学技術研究所  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開

しているため、多くの石灰岩植物が分布し、独自の景観を形成している。その一方で、多くの石灰岩鉱床があることから、現在も多くの鉱床で石灰岩の露天掘りが行われており、石灰岩植物の個体数の減少を引き起こす要因となると懸念される。また、採掘だけでなく、登山やトレイルランなどの人為攪乱によって生育環境が悪化しており、絶滅リスクが高まっている可能性がある。奥秩父山地は、石灰岩植物の現状と保全の重要性を社会に発信するモデルになると考えられる。

奥秩父山地において代表的な石灰岩植物であるチチブミネバリ (*Betula chichibuensis*) はカ

バノキ科の落葉小高木であり (図1)、石灰岩が露出した尾根や岩棚にのみ生育する絶対的石灰岩植物である (図2)。分布域は極めて限られ、北上山地に確認されている孤立集団 (永戸・島井 2007) を除けば、埼玉・東京・長野・群馬にまたがる奥秩父山地で少数の集団が確認されている。どの集団も 10 ~ 100 本程度の小集団であると考えられ、第4次レッドリストにおいて絶滅危惧種 IB 類に指定されている (環境省 2012)。また、IUCN レッドリストでは、絶滅寸前種に指定されている (critically endangered; Shaw et al. 2014)。しかし、すべての集団が奥秩父山地の中心部のアクセス困難地域にあるこ



図1 チチブミネバリの果穂 (緑色) と雄花序 (茶褐色) (二子山西岳)



図2 チチブミネバリ集団が生育する石灰岩地の露頭 (二子山西岳)



とから、これまでチチブミネバリの生育環境や遺伝的多様性については全く研究されていない。そのため、各集団の存続可能性を明らかにして、保全に関する取り組みを進める必要がある。

そこで、本研究では、奥秩父山地の石灰岩地帯に隔離分布するチチブミネバリを対象として、集団構造を評価するために必要となるマイクロサテライト (simple sequence repeat; SSR) マーカーを開発し、集団の遺伝的多様性と集団間の遺伝的分化を評価する。また、植物体に着している菌類相の網羅的分析に基づいて、潜在的な病害発生リスクを推定する。最終的には、遺伝的多様性と生育環境の点から、チチブミネバリ集団の保全に必要な知見を提供することを目的とする。

## II. 材料と方法

### 1. 野外調査

2014年6月～2015年7月に、奥秩父山地で知られている石灰岩地帯を踏査し、チチブミネバリの分布調査を行った。踏査によって、埼玉県・長野県に新たに9つの隔離集団(梓白岩, 赤沢山, 二子山西岳, 二子山東岳, 金山沢, 前白岩, 豆焼沢, 奥秩父林道, 白石山)を確認した。各集団はいずれも石灰岩の露出した岩場の頂上もしくは絶壁に成立しており、正確な個体数調査は困難であったため、可能な範囲で目視調査を行い、集団サイズをカテゴリー I (10 個体以下), カテゴリー II (50 個体以下), カテゴリー III (100 個体以下), カテゴリー IV (100 個体以上) に分類した。そして、調査可能な合計 183 個体について、集団構造解析と菌類相解析の試料として、各個体から葉を5枚ずつ採取した。また、同時に胸高直径・樹高・位置・病害発生状況を記録した。

### 2. SSR マーカー開発

採集した葉は実験室へ持ち帰り、凍結乾燥処

理をした後、DNeasy Plant Mini Kit (Qiagen 社) を用いてゲノム DNA を抽出した。また、1 個体の冬芽から抽出した品質のよいゲノム DNA を断片化して、ライブラリを調整した。調整したライブラリを MiSeq (Illumina 社) に供し、チチブミネバリのゲノム DNA を網羅的に解析することによって、300 bp の塩基配列を約 2,000 万リード取得した。これらの短鎖塩基配列を Velvet assembler (Zerbino and Birney 2008) を用いて de novo アセンブル解析で連結し、長鎖のコンティグ配列を生成した。生成したコンティグ配列から、QDD (Megléczy et al. 2014) を使用して、チチブミネバリのゲノム DNA 上に点在する SSR マーカーを探索し、同時に候補となる SSR マーカーのプライマーを設計した。設計した全てのプライマーを用いて PCR 増幅を行い、その有効性と多型性を確認した。最終的に、集団構造解析に使用する SSR マーカーの 16 遺伝子座を同定した (Igarashi et al. 2017)。

### 3. 集団構造解析

開発した SSR マーカーを用いて、二子山西岳集団 23 個体と奥秩父林道集団 24 個体を対象に、8-plex PCR によるフラグメント解析を行った。8-plex PCR は、Tail 配列を付加した Forward primer (10  $\mu$ M; 0.05  $\mu$ l), Reverse primer (10  $\mu$ M; 0.2  $\mu$ l), 蛍光プライマー (10  $\mu$ M; 0.2  $\mu$ l), バッファー (2  $\mu$ l), dNTP (1.2  $\mu$ l), dH<sub>2</sub>O (1.7  $\mu$ l), PrimeSTAR GXL DNA Polymerase (0.5  $\mu$ l) を混合した溶液に、鋳型 DNA (10 ng/ $\mu$ l; 1  $\mu$ l) を混合して行った。反応条件は、タッチダウン PCR サイクリングにより、初期変性 (98  $^{\circ}$ C, 5 分), 変性 (98  $^{\circ}$ C, 30 秒), アニーリング (63  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  62  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  61  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  60  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  59  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  58  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  57  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  56  $^{\circ}$ C / 15 cy  $\Rightarrow$  53  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  52  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  51  $^{\circ}$ C / 2 cy  $\Rightarrow$  50  $^{\circ}$ C / 15 cy, 90 秒), 伸長 (68

℃, 40 秒), 最終伸長 (68℃, 15 分) とした. 10 倍希釈した PCR 産物 (1 µl) をホルムアミド (8.5 µl), Gene Scan 600 LIZ Size Standard (0.5 µl) と混合・調整し, 3130 xl Genetic Analyzer (Applied Biosystems 社) によるキャピラリー泳動を行った. 得られたクロマトデータについては, Peak Scanner Software 2 (Applied Biosystems 社) を用いてフラグメント長を決定した. 遺伝的多様性のパラメータとして, GenAlEx 6.5 (Peakall and Smouse 2012) を用いて, 遺伝子座あたりの対立遺伝子数 (A), ヘテロ接合度の観察値 (Ho), ヘテロ接合度の期待値 (He), 固定指数 (F) を集団ごとに計算し, これらの全遺伝子座の平均値を集団の遺伝的多様性の指標とした. また, 遺伝子座あたりの集団間の遺伝子分化係数 (Fst) を計算し, 全遺伝子座の平均値を集団間の遺伝的分化の指標とした.

#### 4. 菌類相解析

各集団から 8 個体 (白石山集団のみ 4 個体) をランダムに選び, 前述の集団構造解析で抽出したゲノム DNA を鋳型として, 真菌類 (子囊菌門と担子菌門) のリボソーム RNA 遺伝子 ITS2 領域を対象としたユニバーサルプライマー (Ihmark et al. 2012) を用い, 約 400 bp を PCR 増幅した. PCR は, Forward primer (10 µM; 1.25 µl), Reverse primer (10 µM; 1.25 µl), dH<sub>2</sub>O (9 µl), 2X KAPA2G Robust Hot Start Ready Mix (12.5 µl) を混合した溶液に, 鋳型 DNA (10 ng/µl; 1 µl) を混合して行った. 反応条件は, 初期変性 (95℃, 5 分), 変性 (95℃, 20 秒), アニーリング (56℃, 30 秒), 伸長 (72℃, 90 秒) を 37 サイクル, 最終伸長 (72℃, 7 分) とした. 得られた PCR 産物にサンプル識別タグ配列を付加して, ライブラリを調整した. 調整したライブラリを MiSeq (Illumina 社) に供し, マルチプレックスによるアンプリコンシーケンス解析を行うことで, 個体ごとの葉圏

菌類の群集組成を解析した. 解析で得られた塩基配列については, クオリティフィルタリングを行った後, 片鎖塩基配列のペアエンド結合を行い, 両鎖配列を生成した. そして, 解析用パイプライン Qiime (Caporaso et al. 2010) を用いて, 生成した配列を菌類同定用データベース UNITE (Kõljalg et al. 2013) と照合し, closed reference 方式により相同性 97% 基準で菌類の分類群を決定した. そして, 真菌類データベース FUNGuild (Nguyen et al. 2016) に基づいて, 菌類の機能群を決定した. 検出された菌類中の病原菌の割合を評価し, 各集団の潜在的な病害発生リスクの指標とし, 集団間の病害発生リスクの違いを ANOVA および Tukey 検定によって分析した.

### III. 結果と考察

新たに確認した 9 集団について, 集団サイズを目視調査した結果, 白石山集団がカテゴリー I (10 個体以下), 赤沢山・金山沢・二子山東岳・前白岩がカテゴリー II (50 個体以下), 梓白岩・二子山西岳がカテゴリー III (100 個体以下), 豆焼沢・奥秩父林道がカテゴリー IV (100 個体以上) に分類された. 顕著な病害発生が確認された集団はなかった. しかし, 多くの集団では実生・稚樹の存在が確認できず, また樹皮に大きな傷のある成木が数多く確認された. これは近年の奥秩父山地で大きな問題となっているニホンジカ (*Cervus nippon*) による実生や稚樹の食害, 成木の剥皮がチチブミネバリ集団の更新や個体数維持に顕著な影響を及ぼしていることを示唆する.

#### 1. 遺伝的多様性

集団構造解析を行った二子山西岳 (FG) 集団と奥秩父林道 (OC) 集団の遺伝的多様性 (平均値 ± 標準誤差) は, 対立遺伝子数 A が  $2.250 \pm 0.214$  (FG) と  $2.313 \pm 0.218$  (OC), ヘテロ

接合度の観察値  $H_o$  が  $0.285 \pm 0.055$  (FG) と  $0.367 \pm 0.058$  (OC), ヘテロ接合度の期待値  $H_e$  が  $0.289 \pm 0.056$  (FG) と  $0.359 \pm 0.056$  (OC), 固定指数  $F$  が  $-0.009 \pm 0.038$  (FG) と  $-0.033 \pm 0.036$  (OC) であった. また, 集団間の遺伝子分化係数  $F_{st}$  は  $0.060 \pm 0.010$  であった.

集団サイズがカテゴリー III (100 個体以下) の二子山西岳集団より, カテゴリー IV (100 個体以上) の奥秩父林道集団の方が, ヘテロ接合度などの遺伝的多様性は高い傾向があり, 遺伝的多様性には集団サイズが関係していると考えられる. また, 固定指数が小さいことから, 集団内で長期にわたり近親交配が進んでいるということはないと考えられる. このことは, 集団間の遺伝子分化係数が小さいことから支持され, 比較的最近まで, 少なくとも 1 世代前までは, 集団間の遺伝的交流が行われていたと考えられる. 二子山西岳集団と奥秩父林道集団は直線距離で約 15 km 離れているが, カバノキ科の散布様式 (De Jong 1993) を考えると, 直接的

な花粉の流動が行われている可能性はある. しかし, 可能性として, 奥秩父山地に現在よりも連続的に分布していたチチブミネバリ集団が, 1960 年代の拡大造林や開発に伴う大規模な天然林伐採によって分断化され, 石灰岩地などの好適な生育場所のみに残存していることも考えられる. この点を検証するには, 残存している可能性のある集団の更なる探索と, 過去の分布変遷に関する時空間的な集団履歴の解析を進める必要がある.

## 2. 病害発生リスク

菌類相解析の結果, 9 集団のいずれについても, 検出された菌類の 80 % 以上は子囊菌門であった. チチブミネバリの葉圏で優占している分類群は, 多い順に Dothideomycetes (クロイボタケ綱), Taphrinomycetes (タフリナ菌綱), Leotiomyces (ズキンタケ綱), Eurotiomycetes (ユーロチウム菌綱) であり, 分類群組成は集団間で大きな変異があった (図 3). また, 検出された菌類の約 50 % は機能群が不明であっ

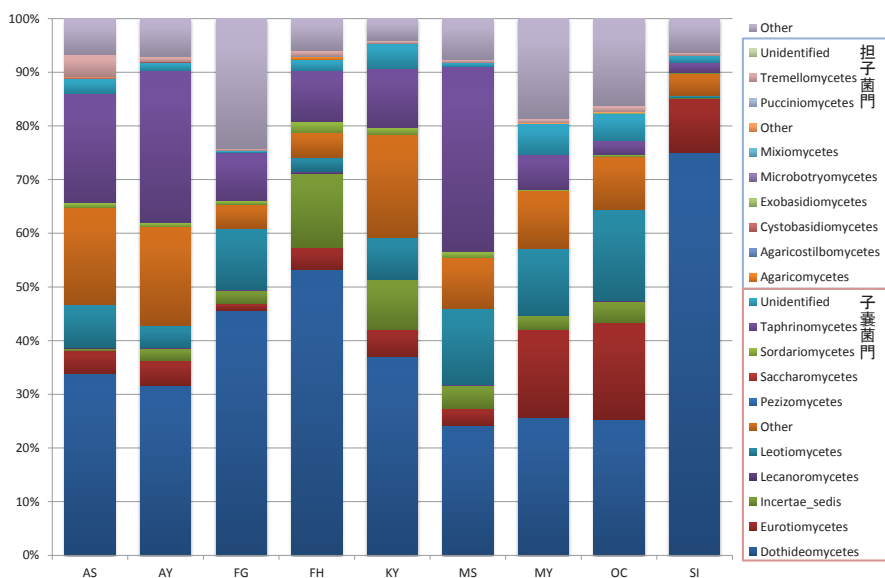


図 3 各集団で検出された葉圏菌類の分類群組成 (綱レベルの相対配列数). AS: 梓白岩, AY: 赤沢山, FG: 二子山西岳, FH: 二子山東岳, KY: 金山沢, MS: 前白岩, MY: 豆焼沢, OC: 奥秩父林道, SI: 白石山

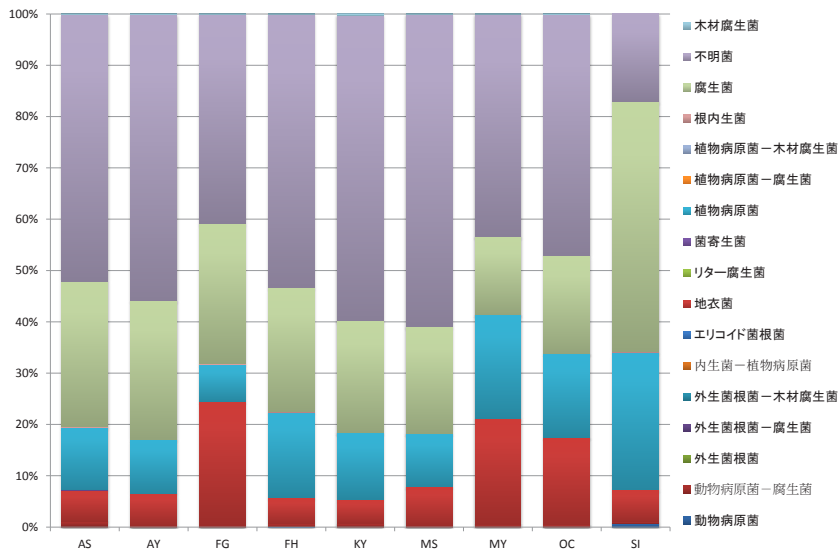


図4 各集団で検出された葉圏菌類の機能群組成（各機能群の相対配列数）。AS：梓白岩，AY：赤沢山，FG：二子山西岳，FH：二子山東岳，KY：金山沢，MS：前白岩，MY：豆焼沢，OC：奥秩父林道，SI：白石山

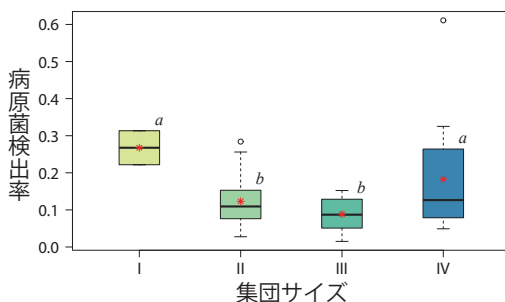


図5 葉圏における植物病原菌の感染率と集団サイズの関係。aとbには有意差あり

たが、優占している機能群は、多い順に腐生菌、植物病原菌、地衣菌であり、機能群組成も集団間で大きな違いがあった（図4）。なお、潜在的な病害発生リスクの指標となる植物病原菌の割合は、カテゴリーI（10 個体以下）・カテゴリーIV（100 個体以上）とカテゴリーII（50 個体以下）・カテゴリーIII（100 個体以下）の集団間で有意に異なっていた（図5）。

チブミネバリ集団の葉圏菌類については、これまでにカバノキ科で報告されている葉内生菌の分類群（Osono and Masuya 2012）が多く検

出され、特異的な菌類相は見られなかった。しかし、これらの内生菌類には、宿主樹木の衰弱や生育環境の悪化によって、日和見的に病原性を発現する分類群も多く含まれており、絶対的な植物病原菌と合わせて、病原性をもつ機能群の割合が病害発生リスクとして重要である。植物病原菌の検出率が高い集団では、将来的に樹病の発生によって局所的な絶滅が起こる可能性がある。集団サイズと植物病原菌の検出率の関係では、10 個体以下の白石山集団において、高い割合で病原菌が検出されており、小集団化が病害発生を引き起こし、更なる小集団化を招く絶滅の渦（Gilpin and Soulé 1986）が生じつつあると示唆される。この白石山集団については、集団の状況を今後も注意深くモニタリングする必要があると考えられる。100 個体以上の豆焼沢集団・奥秩父林道集団でも、高い割合で病原菌が検出されたが、これらの集団は個体数が多いため、石灰岩地の露頭ではないところにも生育している個体が多い。そのため、必ずしも好適ではない生育場所において、病原菌に感染し

ている個体が多くなった可能性もある。豆焼沢集団・奥秩父林道集団では、菌類の分類群組成が白石山集団とは大きく異なるため（図3）、ともに植物病原菌が多くても、その原因は異なることが示唆される。

#### IV. 保全に向けて

本研究では、奥秩父山地のチチブミネバリの生育状況について、初めて包括的な調査を行い、新たに9ヶ所の集団を確認した。また、集団構造解析と菌類相解析の結果、①実生や稚樹がほとんど確認できず更新が行われていない、②残存している9集団では近年個体数が減少し孤立した可能性がある、③個体数が極めて少ない集団では潜在的な病害発生リスクが高まっているという3つの保全上の懸念があることが明らかになった。特に、ニホンジカの植食圧による更新阻害や、小集団における病害発生は、局所的な絶滅の決定打になる可能性があり、防鹿柵による保護や育苗による復元が必要になると考えられ、将来にわたる継続的な調査が必要である。それに対して、隔離集団でも遺伝的多様性がある程度保たれていることから、将来的な集団サイズの回復が期待できる。残存集団の調査と並行して、適切な処置を行うことにより、チチブミネバリの保全を進めることが可能である。

本研究では、石灰岩採掘が行なわれている山塊での調査は行っていないが、潜在的には石灰岩の採掘跡地でのチチブミネバリ集団の復元も課題であると言える。石灰岩はセメント原料として極めて有用な資源である。そのため、日本では石灰岩鉱業が世界的に見ても活発に行われており（牧・松本 2000）、広域的に良質の石灰岩鉱床が分布している奥秩父山地では、1世紀にわたって石灰岩採掘が行なわれてきた。近年でも、東日本大震災からの復興事業や東京オリンピックの整備事業によって、セメントの需要

が多いと考えられ、奥秩父山地では現在でも大規模な採掘が進められている。しかし、石灰岩採掘は、植生と表土を除去した露天掘りにより行われており、不要な岩石を廃棄する捨石集積場も周辺に設置されるため、大規模な環境破壊が行われる。IUCN レッドリストでは、群馬県神流町の叶山にチチブミネバリ集団が存在することが記録されているが（Shaw et al. 2014）、叶山では大規模な石灰岩採掘によって植生が大きく失われており、チチブミネバリの保全との両立が求められる。採掘跡地や捨石集積場の土壌は弱アルカリ性であり、カルシウムが多く、窒素・リンの濃度が非常に低いため（松木・上田 2015）、植生の復元は容易ではない。これまで、客土を行いつつ植生保護柵を設置する手法（松木・上田 2015）や攪乱を防ぎつつ自然の遷移を促す手法（Tropek et al. 2010）が提案されているが、将来的な検討課題である。

石灰岩地はその特殊な気象・土壌環境によって、石灰岩植物と呼ばれる特異的な環境を好む植物種の優占する植生を形成してきた。チチブミネバリもカバノキ属の中では系統的に特異な位置にあり、特殊な環境に適応して進化してきたことが推測される（Schenk et al. 2008）。そのため、チチブミネバリの保全は、日本列島において固有性の高い生物多様性の保全という観点からも極めて重要である。また、石灰岩地はチチブミネバリだけでなく、同様に特殊環境に適応した希少植物の宝庫と言える。奥秩父山地においても、キバナコウリンカ（*Senecio furusei*）、チチブイワザクラ（*Primula reinii* var. *rhodotricha*）、チチブリンドウ（*Gentianopsis contorta*）、ミヤマスカシユリ（*Lilium maculatum* var. *bukosanense*）など、多くの固有な絶滅危惧種が生育している（埼玉県 2011; 環境省 2012）。チチブミネバリは奥秩父山地における石灰岩植物群落の表徴種であり、



将来的にはチチブミネバリの保全に向けた取り組みを他の石灰岩植物にも拡張し、地域の固有な生物多様性の保全に結びつけていくことが期待される。

## 謝辞

野外調査に際して、岩田豊太郎さま、柴崎徹之さま、吉田弓子さまにご協力いただきました。心より感謝申し上げます。

## 文献

Caporaso, J.G., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F.D., Costello, E.K., Fierer, N., Peña, A.G., Goodrich, J.K., Gordon, J.I., Huttley, G.A., Kelley, S.T., Knights, D., Koenig, J.E., Ley, R.E., Lozupone, C.A., McDonald, D., Muegge, B.D., Pirrung, M., Reeder, J., Sevinsky, J.R., Turnbaugh, P.J., Walters, W.A., Widmann, J., Yatsunenko, T., Zaneveld, J. and Knight, R. 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature Methods* 7: 335–336.

Clements, R., Sodhi, N.S., Schilthuizen, M. and Ng, P.K.L. 2006. Limestone karsts of Southeast Asia: imperiled arks of biodiversity. *Bioscience* 56: 733–742.

De Jong, P.C. 1993. An introduction to *Betula*: its morphology, evolution, classification and distribution, with a survey of recent work. In: Hunt, D. (ed) *Proceedings of the IDS Betula symposium*, pp. 2–4 October 1992, International Dendrology Society, Richmond, UK

Gilpin, M.E. and Soulé, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In Soulé, M.E. (ed) *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, pp. 19–34. Sinauer, Sunderland, Mass.

Igarashi, Y., Aihara, H., Handa, Y., Katsumata, H., Fujii, M., Nakano, K. and Hirao, T. 2017. Development and evaluation of microsatellite markers for the critically endangered birch *Betula chichibuensis* (Betulaceae). *Applications in Plant Sciences*, in press.

Ihrmark, K., Bödeker, I.T.M., Cruz-Martinez, K., Friberg, H., Kubartova, A., Schenck, J., Strid, Y., Stenlid, J., Brandström-Durling, M., Clemmensen, K.E. and Lindahl, B.D. 2012. New primers to amplify the fungal ITS2 region – evaluation by 454-sequencing of artificial and natural communities. *FEMS Microbiology Ecology* 82: 666–677.

IUCN 2014. Industry must act now to safeguard biodiversity

threatened by limestone quarrying. *News Story* 19 May 2014. [http://www.iucn.org/news\\_homepage/?14818/](http://www.iucn.org/news_homepage/?14818/) (2015 年 12 月 11 日参照)

勝木俊雄・明石浩司・田中智・岩本宏二郎・田中信行 2008. 気候要因と地質要因を用いたヤツガタケトウヒとヒメバラモミの現在の分布域の推定. *森林立地* 50: 25-34.

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> (2015 年 12 月 11 日参照)

Köljalg, U., Nilsson, R.H., Abarenkov, K., Tedersoo, L., Taylor, A.F.S., Bahram, M., Bates, S.T., Bruns, T.D., Bengtsson-Palme, J., Callaghan, T.M., Douglas, B., Drenkhan, T., Eberhardt, U., Dueñas, M., Grebenc, T., Griffith, G.W., Hartmann, M., Kirk, P.M., Kohout, P., Larsson, E., Lindahl, B.D., Lücking, R., Martín, M.P., Matheny, P.B., Nguyen, N.H., Niskanen, T., Oja, J., Peay, K.G., Peintner, U., Peterson, M., Pöldmaa, K., Saag, L., Saar, I., Schüßler, A., Scott, J.A., Senés, C., Smith, M.E., Suija, A., Taylor, D.L., Telleria, M.T., Weiss, M. and Larsson, K.-H. 2013. Towards a unified paradigm for sequence-based identification of fungi. *Molecular Ecology* 22: 5271–5277.

牧 裕一郎・松本仁之 2000. 石灰石工業の現状と課題. *地質ニュース* 547: 23–35.

松木佐和子・上田未央子 2015. 石灰石鉱山開発と生物多様性を結びつける取り組み. *森林科学* 75: 40–43.

Megléczy, E., Pech, N., Gilles, A., Dubut, V., Hingamp, P., Trilles, A., Grenier, R. and Martin, J.-F. 2014. QDD version 3.1: a user-friendly computer program for microsatellite selection and primer design revisited: experimental validation of variables determining genotyping success rate. *Molecular Ecology Resources* 14: 1302–1313.

永戸健・島井誠司 2007. 岩手県遠野市片岩石灰岩地のチチブミネバリ群落について. *大東文化大学紀要* 45: 1–16.

Nguyen, N.H., Song, Z., Bates, S.T., Branco, S., Tedersoo, L., Menke, J., Schilling, J.S. and Kennedy, P.G. 2016. FUNGuild: An open annotation tool for parsing fungal community datasets by ecological guild. *Fungal Ecology* 20: 241–248.

Osono, T. and Masuya, H. 2012. Endophytic fungi associated with leaves of Betulaceae in Japan. *Canadian Journal of Microbiology* 58: 507–515.

Peakall, R. and Smouse P.E. 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research—an update. *Bioinformatics* 28: 2537–2539.

埼玉県 2011. 埼玉県レッドデータブック 2011 植物編.

Shaw, K., Roy, S. & Wilson, B. 2014. *Betula chichibuensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T194282A2309490. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN>.

UK.2014-3.RLTS.T194282A2309490.en

- Schenk, M.F., Thienpont, C.-N., Koopman, W.J.M., Gilissen, L.J.W.J. and Smulders, M.J.M. 2008. Phylogenetic relationships in *Betula* (Betulaceae) based on AFLP markers. *Tree Genetics & Genomes* 4: 911–924.
- Sutherland, W.J., Aveling, R., Bennun, L., Chapman, E., Clout, M., Cote, I.M., Depledge, M.H., Dicks, L.V., Dobson, A.P., Fellman, L., Fleishman, E., Gibbons, D.W., Keim, B., Lickorish, F., Lindenmayer, D.B., Monk, K.A., Norris, K., Peck, L.S., Prior, S.V., Scharlemann, J.P.W., Spalding, M. and Watkinson, A.R. 2012. A horizon scan of global conservation issues for 2012. *Trends in Ecology and Evolution* 27: 12–18.
- Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, I., Banar, P., Tuf, I. H., Hejda, M. and Konvicka, M. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139–147.
- Zerbino, D.R. and Birney, E. 2008. Velvet: Algorithms for de novo short read assembly using de Bruijn graphs. *Genome Research* 18: 821–829.
- Zhang, G.-J., Hu, H.-H., Zhang, C.-F., Tian, X.-J., Peng, H. and Gao, T.-G. 2015. Inaccessible Biodiversity on Limestone Cliffs: *Aster tianmenshanensis* (Asteraceae), a New Critically Endangered Species from China. *PLoS ONE* 10: e0134895. doi:10.1371/journal.pone.0134895

## Conservation of an endangered limestone birch *Betula chichibuensis* in the Okuchichibu Mountainous Region

HIRAO Toshihide, IGARASHI Yuji and FUJII Masanori

Limestone plants adapt to specialized climate and soil environments in limestone areas. However, there are concerns about declining population size and increasing extinction risk by mining and other environmental deterioration. This study aimed to evaluate genetic diversity and potential disease risk of isolated populations of an endangered limestone birch *Betula chichibuensis* in the Okuchichibu Mountainous Region and to propose effective approaches for their habitat conservation. Through the comprehensive survey, nine isolated populations were newly found. However, few seedlings and saplings of *B. chichibuensis* were observed in those populations. Then, developing new microsatellite markers and calculating genetic diversity, relatively low genetic differentiation was found between populations, which imply each population may rapidly decline and be isolated in the recent past. Finally, based on high-throughput analyses of phyllosphere fungi to detect plant-pathogenic groups, the smallest population had a significantly higher risk of potential disease emergence. These results suggest that conducting restoration practices in their habitats, especially for smaller populations are effective to facilitate the conservation of *B. chichibuensis* in the Okuchichibu.

Key words: genetic diversity, plant pathogen, limestone plant, extinction risk

第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

## 辺野古・大浦湾海域の生物多様性の保全を目指す，生物多様性の解明と埋め立ての影響を測るための調査

公益財団法人 日本自然保護協会  
志村智子<sup>1</sup>・安部真理子<sup>1</sup>・辻村千尋<sup>1</sup>・田村尚久<sup>1</sup>  
鈴木雅子<sup>2</sup>・田代 豊<sup>3</sup>

キーワード： サンゴ礁，ジュゴン，海草，沖縄，リーフチェック，環境アセスメント

### I. はじめに

海域の自然保護は陸上に比べて世界的にも遅れており，沖縄県名護市辺野古・大浦湾は生物多様性が豊かなことで知られているが，普天間飛行場代替施設建設事業が進行中である．環境アセスメントが科学性に欠ける点が多く見られる不十分なもので，最近になり，さらにアセスの予測と異なる事実や見落とし，新たな発見があり，予想以上に生物や地形が多様であることが多く判明した．

本活動は辺野古・長島の洞窟調査，ジュゴンの食痕調査，水質の変化の調査，サンゴ礁生態系の調査の調査を行い，広く一般に伝え，国や事業者が改善を求めることを目的として実施した．

### II. 活動対象地の概要

沖縄は亜熱帯気候にあり，海域にはサンゴ礁生態系が発達している．流水が来る北の海があると同時にサンゴ礁の海があるという世界でも

希有な自然環境を持つのが日本であり，サンゴ礁生態系は，我が国の生物多様性の多様さにとって重要な位置にある．

辺野古・大浦湾はその沖縄のサンゴ礁では珍しい大きく切れ込んだラッパ状の深い湾を有する．この深い湾があることで，この海域は外洋的要素と内湾的要素の両方を兼ね備え，地形や生物多様性が豊かな場所となっている（図 1，2）．



図 1 沖縄島における辺野古・大浦湾の位置

1: 公益財団法人日本自然保護協会 2: 北限のジュゴン調査チーム・ザン 3: 名桜大学  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開

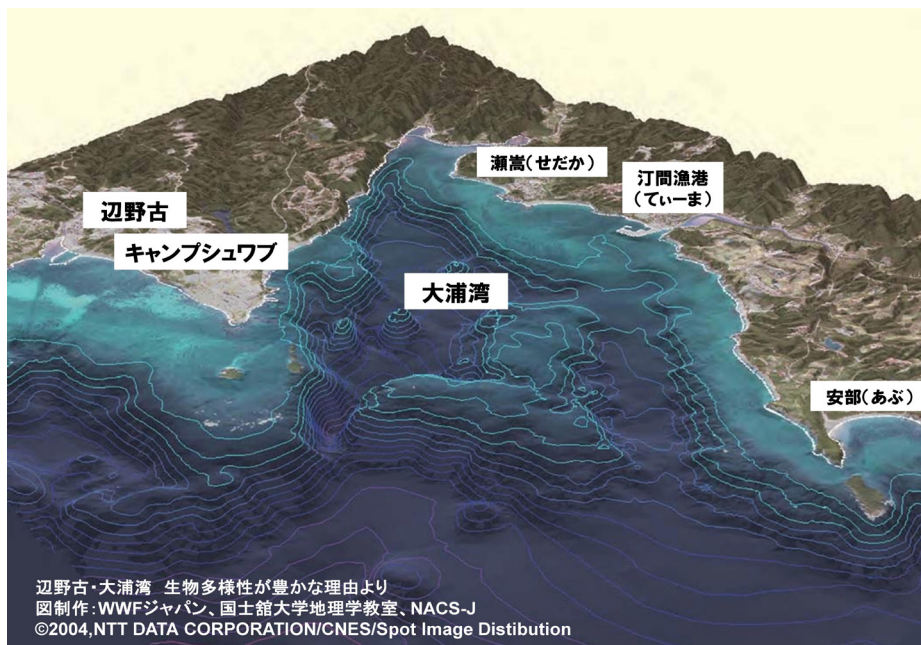


図2 辺野古・大浦湾



図3 長島の洞窟で発見されたサンゴ礫が付いて成長した鍾乳石。(2014年7月14日にNACS-J視察した際のもの)

外洋に面する場所が辺野古と呼ばれ、内側は大浦湾と呼ばれている。大浦川が大浦湾に流れ込み、マングローブ林や干潟につながり、さらにサンゴ群集、泥場、砂場、海草藻場につながって、これらの多様な環境がセットとして存在している場所である。本海域の海草藻場は沖縄島周辺で最大の規模（173 ha）で絶滅危惧のジュゴンが餌場になっているほか、埋立予定地内の水深の深い位置にある泥場は、沖縄のサンゴ礁

域の他の場所にはないユニークな地形や堆積物が見られる（中井・小林 2007）。

### III. 長島の洞窟調査

辺野古・長島の洞窟では、日本初記録のサンゴ礫が付いて成長した鍾乳石が見つかった（図3）。世界的にも珍しいものであると考えられることから、本活動によって、専門家による現地調査および試料分析を行い、年代等を特定し、



辺野古海域の数日から十数万年にわたる歴史の一端を把握することを計画していた。事業に伴う埋め立て工事の影響を受ける可能性があるため、一刻も早く調査をする必要があるものである。

しかし、辺野古沖・長島に、船着き場の使用は海上保安庁の許可が必要になった旨の立札が立てられた。長島の残りの部分は沖縄防衛局の管理下に移ったことも判明し、学術的な調査として利用許可申請を出し続けたが許可が下りず、計画変更を余儀なくされた。

#### IV. 水質調査

普天間飛行場代替施設建設事業の環境アセスメントでは、水質はSSが指標として用いられたため比較ができるようSS分析を本海域の2か所において行った。水質に大きな変化が生じてきた場合のため、より敏感に変化を捉えることができる濁度分析も行った。

辺野古・大浦湾の2地点において、8回の測定を行うことができた。分析結果からは、大浦湾奥では濁度が若干高いが、大きな変化は見られていない(図4, 5)。

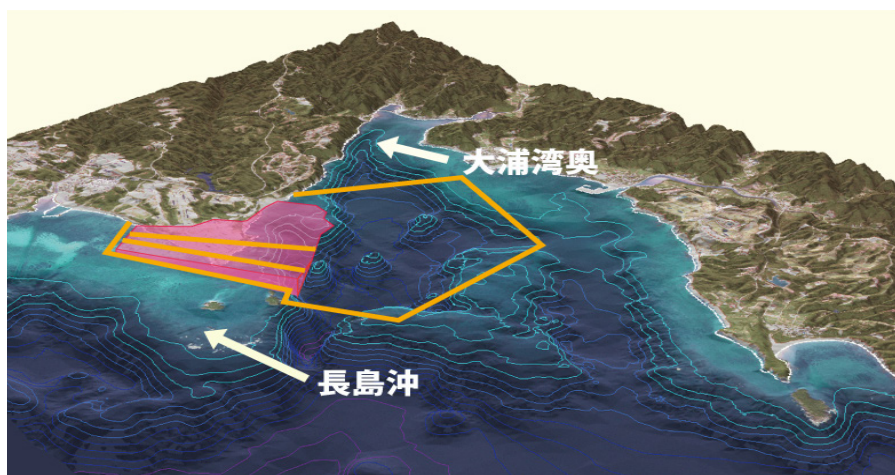


図4 水質調査の採水地点。薄い赤色は埋立予定地、周囲の枠は現在設定されている工事に伴う臨時制限区域。今後もモニタリングできるであろう位置を想定して採水地点を設定した



図5 採水地点のようす

これは、本体工事着工前であることによると思われ、今後の変化を捉えるためのデータを得ることができたことは重要な成果と考えている。

#### V. ジュゴンの食痕調査

2014年5-7月に臨時制限区域内外でジュゴンのはみあとが数多く確認された。7月中旬から警備が強化され、市民の立ち入りが厳重に制限されるようになり、臨時制限区域内のジュゴンのはみあと調査は7月中旬が最後となった。

以降、臨時制限区域周辺でもジュゴンのはみあとが見られない時期が続いた。沖縄防衛局調査においても2014年9月を最後にジュゴンは訪れていない。音に敏感なジュゴンが臨時制限区域近くの餌場を放棄した可能性が高い。

今年4、5月には、ダイビングチームレインボー、北限のジュゴン調査チーム・ザン、ジュゴンネットワーク沖縄の調査によって、埋立予定地から大浦湾を隔てたチリビシのアオサンゴ群集付近の深場（水深19m）のトゲウミヒル

モ群落を利用していたことがわかった（図6）。トゲウミヒルモ群落は季節性（4-6月）なので現在はまた利用されていない。今後も、地元グループと情報交換、調査協力をしながら、臨時制限区域外の調査を続ける予定である。

#### VI. サンゴ礁生態系の調査

本海域では、サンゴ礁の健康度を測るリーフチェック調査が1998年から毎年1回、定点で行われており、辺野古沖のリーフチェック調査ポイントは埋め立て地の南側の沖合に1か所設置されている（図7）。本活動では、従来からのポイントを調査すると同時に、この調査ポイントは埋立予定地にととも近いため今後立ち入りが制限される可能性も考えられることから、コントロールとなる少し離れた定点観測を行える調査ポイントを新たに設置した。これにより、埋め立て工事が進んでしまった場合にも影響を具体的に知ることができ、環境アセスメントの予測が適切であったかを検討できるようになる。

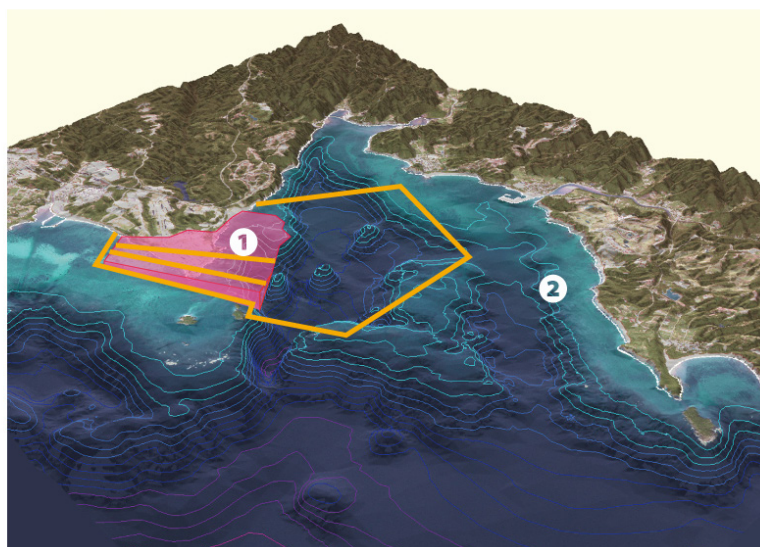


図6 ジュゴンのはみあとが見られた場所。①2014年に多くのはみあとが見られた場所。②2015年4月-5月にはみあとが見られた場所

今回、辺野古と大浦湾の複数地点で調査を実施でき、新たな調査ポイントの開拓も行った。沖縄県自然保護課の調査（H23 サンゴ礁資源情報整備事業報告書）では沖縄島地域のサンゴ被度は、0～5%が半数以上、0～10%が7割を占めている。今回の調査では、辺野古・大浦湾サンゴの被覆度は40%前後と大変に高く、健全なサンゴが生息していることを確認できた

(図8, 9)。チョウチョウウオやフエダイ、ウニ類も確認することができた。異なるサイズのシャコガイも数多く記録された。ボランティアで参加して下さった無脊椎動物班によって、長径10cm以下～40cmまで250個体を超えるシャコガイを記録することができた。これらのデータを活かして、今後もモニタリングを続けていきたい。



図7 サンゴ調査の調査ポイント

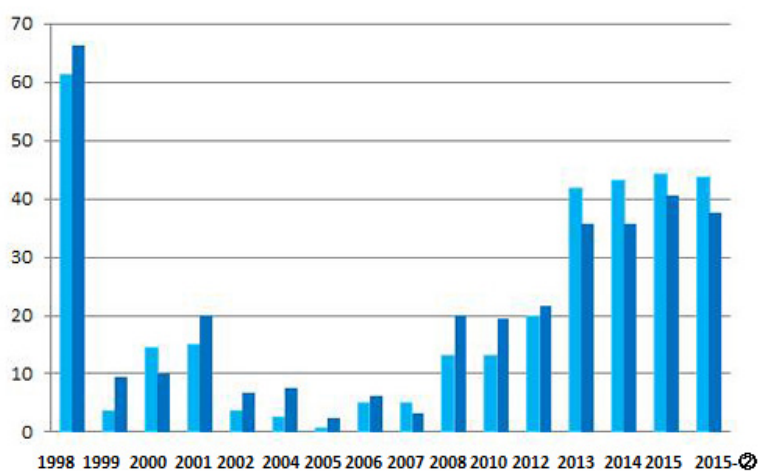


図8 辺野古沖リーフチェックサンゴ被度。このポイントでは1998年から調査が行われている。2015年は1月、9月に実施した





図9 ミドリイシ群集，塊状ハマサンゴ群集のリーフチェック調査のようす。健全なサンゴ生態系が広がっているようすが見える

#### VII. シンポジウムの実施，普及啓発資料の作成

上記の調査でわかったことやこれまでの知見（テレビシのアオサンゴ群集，NACS-J 海草藻場調査結果など）を併せ，辺野古・大浦湾の埋め立てに伴う問題や失われていく生物多様性の豊かさを，事業者，国，世論，国際社会に広く問題を伝えるためシンポジウムを開催した。

2015年7月5日には，沖縄市泡瀬干潟ウミエラ館で，「ノレッジカフェ 沖縄と奄美の美ら海をいつまでも」を開催した（図10）。辺野古の埋め立てに用いられる合計2,100万立方メートルの土砂は10tダンプ約350万台分に相当し，県外の，瀬戸内，門司，五島，天草，佐多岬，奄美，徳之島の計7か所から1,664万立方メートルもの土砂が持ち込まれる。運び出す土砂の準備が進んでいるといわれる奄美大島の現場を見てきた渡瀬夏彦さん（ノンフィクションライター）に報告していただき，安部真理子（日本自然保護協会）から土砂が積もった海中のようすを報告した。ケーキとお茶をいただきながらの催しで，会場には地元の大学生も含む50名

を越える多様な顔ぶれが集まり，マイクを回して意見も聞かせていただいた。埋立工事が進む泡瀬干潟を目の前にした会場であったため，埋立による影響をより実感をもって考えることができたと感じた。

2015年9月13日には，法政大学外濠校舎（東京都千代田区）にて，「辺野古の海の生物多様性を伝えるシンポジウム」（法政大学文学部地理学科後援）を開催した（図11）。当日は100名を超える参加者を迎え，基地問題以外では，まだあまり知られていない辺野古・大浦湾の自然について，埋め立てを行うことによる自然破壊の大きさや深刻さを，文化人類学者，地理学者，生物学者，ジャーナリストにそれぞれの観点からご紹介いただいた。

後半のパネルディスカッションでは，まさのあつこさん（ジャーナリスト）に加わっていたき，海外での環境法の状況や国内の他の事例を紹介していただき，辺野古・大浦湾の埋め立てが進められた場合の問題について議論を深めた。



図10 7月5日「ノレッジカフェ 沖縄と奄美の美ら海をいつまでも」。埋立工事が行われる泡瀬干潟を見ながら海のこれからを参加者と考えた



図11 9月13日「辺野古の海の生物多様性を伝えるシンポジウム」

これらの催しや一般への普及啓発材料としてパンフレットの作成、会報での特集企画をおこなった。催しの際には動画サイトでの発信、メディアへのリリースを行い、新聞等でも取り上げられ、多くの方に知っていただくことができた。

#### VIII. まとめ

本活動は、工事が本格的に始まる前に、可能な限り、現存する生物多様性の豊かさを科学的に解明するために記録するという意図で実施した。本海域のような豊かなサンゴ礁を埋め立てる不可逆的な改変は本来は許されるべきではない。しかし本事業が進むのであれば、環境への影響を科学的に捉えることが重要になる。環境

の改変の影響を科学的データとして把握することは、事業者や国へ申し入れ等を行う根拠として重要であると同時に、他の事例への教訓ともなると考える。

今回の助成事業により、工事着工前の状態の水質データ、サンゴ礁の状況を把握することができた。サンゴ礁調査については、臨時制限区域の外側に新たな調査ポイントを設置することもでき、今後のモニタリングへの大きな財産を得ることができた。

#### 謝辞

本活動での調査や催しにご協力いただいた多くの皆さまに心より感謝申し上げます。



25th Pro Natura Fund Domestic Research

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

SHIMURA Tomoko, ABE Mariko, TSUJIMURA Chihiro, TAMURA  
Naohisa, SUZUKI Masako and TASHIRO Yutaka

Key words: coral reef, dugong, seagrass, Okinawa, reef check, environmental assessment

## 南大東島におけるネコの適正飼育による野生動物の保護活動

NPO 法人どうぶつたちの病院 沖縄

仲地 学・中谷裕美子・江藤奈穂子・大城菅雄・長嶺 隆

### I. 活動内容

南大東島は、大陸と地続きになった歴史のない海洋島であり、独自の生態系を築き上げている。ダイトウオオコウモリ (*Pteropus dasymallus daitoensis*) やダイトウコノハズク (*Otus elegans interpositus*) は、島を代表する固有亜種の一部であり、生息数も非常に限られている。当法人が 2012 年度に実施した活動により南大東島のこれらの固有亜種がネコによって捕食あるいは捕殺されていることを明らかにしてきた。同時に、ネコの生息状況調査で、島のほぼ全域でネコが高い密度で生息していることを確認した。南大東島は、サトウキビやその他の農作物生産などの土地利用によって、森林面積が減少し、野生動物の生息環境も狭小化しており、上記 2 種の生息数も非常に少ない状況にある。そのため、島の在来種はネコによる捕食圧によって生息状況が悪化する恐れがあり、早期の対策を行う必要に迫られている。

南大東島は動物医療施設がないため、ネコの適正飼育が進まないうに、不適切な餌やり等でノラネコが増加する要因になっていると考えられている。こうしたノラネコの増加を抑制するためには、南大東島に獣医療の導入やネコの適正飼育の普及啓発が必要である。その対策として 2013 年度には南大東島の飼いネコに、無償での避妊去勢手術とマイクロチップの挿入を

30 頭程度に実施した。さらに、普及啓発活動としてノラネコが野生動物に与える影響やネコの適正飼育に関する講演会などを開催した。

今期 2014 年度の活動は、ネコの繁殖制限によるノラネコ増加を抑制することや適正飼育の普及・啓発を目的に南大東村役場や地域住民との協働で避妊去勢手術とマイクロチップの挿入を行い、ネコの適正飼育の普及啓発活動を行った。また、南大東島におけるネコ飼養条例の施行を提案した。

### II. 活動状況

#### 1. 周知と普及啓発

活動の実施に先立ち、役場との調整を行い、地元住民への周知を図った。現地に赴き役場担当職員の案内によりネコを飼っている、あるいは餌やりをしている住民のもとを訪ね、室内飼育が地域の住環境における公衆衛生環境の改善や南大東島の生態系を保全することに繋がることや、飼いネコにとっても疾病や交通事故発生の抑制など愛玩動物として共に生活することが出来ることを説明した。その説明の後に、室内飼育による適正な飼育を承諾することを条件として無償での避妊去勢手術を提供することとした。さらに将来的に条例による飼いネコの登録制が義務化されることを見越して、マイクロチップを挿入して、飼いネコとノラネコの識別が



図1 往診によるマイクロチップの挿入処置。ネコを移動することが困難な場合など飼い主からの希望があるときは往診によって対応した



図2 ノラネコへの不適切な餌やり。10頭あまりのノラネコに廃棄される魚の切り身を与えている現場を確認した

できるようにした(図1, 2)。

## 2. 避妊去勢手術及びマイクロチップ挿入

南大東島には動物病院がないために、飼い主はペットの診療を求めて沖縄本島まで行かざるを得ないのが実情であった。そのため、本助成活動では適正飼育を地域に定着させることを目的として、避妊去勢手術及びマイクロチップの挿入(以降、手術等という)を無償で提供した。当初は、昨年度と同様に島外に搬出して動物病院にて手術を実施した。それ以前には、南大東島に出向き、2日間に渡って医療相談を受けながら、手術の申し込みを受け付けると共に手術によるリスクなども含めた説明をして、まだ馴染みのない獣医療に対する理解を求めた。しかし、空港と動物病院を移動する距離や時間、費用等を考えると一度に搬送できる頭数も3頭程

度であり、飼い主が島の外にネコを送ることを躊躇することがあったことから、島内で手術が出来る場所の確保を役場と協議して、南大東島において手術等を実施した(図3, 4)。島内における手術等は2泊3日の日程で行い、期間中に25頭に実施することが出来た。空輸によって実施した手術等の頭数を合わせると本年度の活動では47頭に実施することができた。

## III. 今後の活動

### 1. 増やさない(繁殖制限: 避妊去勢手術)

今後も定期的な往診を実施し、島外への搬出による手術等について更に効率的な輸送体制を検討することで、避妊去勢を普及させて、無制限に増加する飼いネコやノラネコの抑制を図る。



図3 公民館におけるネコの避妊手術。南大東島の公民館施設を利用して、現地において飼いネコの避妊・去勢手術を行った



図4 ネコの飼育相談を受けるNPOスタッフ。現地で避妊・去勢手術を実施するにあたり、ネコの飼育に関する相談にも対応した

## 2. 捨てない・捨てさせない

南大東村と連携して飼いネコのマイクロチップの挿入を義務化し、登録制を導入することで、飼いネコの管理責任を明確化していく。マイクロチップの普及により、飼いネコとノラネコを明確に区別し、遺棄を防止する活動を展開していく。

## 3. 飼い主のいないネコの島外への搬出

南大東島における野生動物の生息環境を改善するため、飼い主のいないノラネコの捕獲体制の整備を図る。捕獲後の里親探しや扱いについては南大東村の実情に合った方法を検討する必要がある。

## 4. ネコ飼養条例の制定へむけて

今後は、地元の自治体や地元住民、研究者と協力して、野生動物の保全を目的としたネコの

適正飼養に関する条例の制定を目指す。

- ・ネコの適正な飼育の普及
- ・野生動物の保護と生物多様性の保全
- ・住民の生活環境の改善

## 謝辞

南大東村役場の新垣善昌氏、南大東島在住の東和明氏にご協力いただきました。また、南大東村役場と住民の皆さまにも本活動の実施にご理解とご協力を頂きました。お礼申し上げます。

25th Pro Natura Fund Domestic Activity

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

NAKACHI Manabu, NAKAYA Yumiko, ETO Nahoko, OOSHIRO  
Sugao and NAGAMINE Takashi



第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

## 在来植物，コウライシバ，クロイワザサの植栽によるイリオモテヤマネコの交通事故防止

西表在来植物の植栽で地域振興を進める会  
高相徳志郎<sup>1</sup>・川尻千恵子<sup>2</sup>・金子裕一<sup>2</sup>・津嘉山彦<sup>3</sup>・  
日名耕司<sup>4</sup>・洲鎌一郎<sup>3</sup>・村尾善朗<sup>3</sup>

キーワード：西表島，海浜植物，地域復興，道路沿い

### 1. 活動内容

西表島では背丈の高い外来植物（主にイネ科植物）がいたる所に生えているが，道路沿いでの繁茂がイリオモテヤマネコの交通事故の原因になっている。車の運転者，ヤマネコの両者にとって繁茂が視界を遮るからである。このため，道路沿いの外来雑草を背丈の低い在来海浜植物に置き換える方法で交通事故防止を図っている（植栽活動は今後も継続する）。植栽に用いている在来植物はコウシュンシバとクロイワザサである。コウシュンシバに対してはコウライシバが一般に知られた名称のために（市販されているコウライシバのほとんどがコウシュンシバである），この名称を申請時に用いたが，厳密にはコウシュンシバであるため，以後の記述はコウシュンシバとする（なお，コウライシバも西表島に自生し，この種も下記の用途には有効であるが，生長がコウシュンシバに比べて少し遅い様である）。コウシュンシバは歩道の縁石沿いの溝に生えた雑草の代わりとして植えているが，助成の申請時前に試験的に植えた株が2年以上，良好な状態を保っており，有効性を確認できた（図1）。クロイワザサは道路沿いの植

栽枿，法面，平坦地に植えているが，この種についても試験的に植えた株が3年以上，良好な状態にあり，有効性を確認できた（図2）。当活動では助成金を基に植栽地域を拡大しているが，より効果的な植栽方法の確立も課題としており，さらに，追加の植栽候補植物の探索も行



図1 縁石沿いでのコウシュンシバ植栽状況，2年後。



図2 道路沿い平坦地でのクロイワザサの植栽状況，3年後。

1: 琉球大学熱帯生物圏研究センター 2: 共同作業所スオウの木 3: 農家 4: 環境省西表野生生物保護センター（非常勤職員）  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開

ってきた。草丈の低い在来植物の植栽は、外来植物の侵入を抑える点で自然環境保全に、また景観の改善にも役立つと考えている。

コウシュンシバでは植栽前に、食塩を用いて雑草の駆除を試みたが、食塩（および食塩水）が密生した株の根茎に入り込み難く、現在は草引き抜き用の道具等を使って掘り取る様にして駆除している（根茎、根は深さ 25 cm までおよび）（図 3）。より容易で作業効率の良い駆除方法として、車道の往來に支障のない状態での被覆駆除を考えている。コウシュンシバはプランターと育苗トレイいずれでも苗が良く育ち、かつ植えやすいことが分かった。現在は、移植株間に隙間を設けていないが、効率的な植栽のために、どの程度の隙間まで許されるか、今後の課題としている。クロイワザサの植栽方法として、鋤を使っての雑草・雑木駆除、この後の海からの浚渫土の敷き詰めが、その後の管理面で



図 3 緑石沿いでの雑草駆除。コウシュンシバ植え付け前の緑石沿いでのパール等を用いた雑草駆除



図 4 クロイワザサの浚渫土を用いた植え付け。浚渫土を用いると植え付け後の除草が容易となる。



図 5 浚渫土を用いた植え付け、半年後。図 4 の半年後の様子で、クロイワザサが地表の全面を被っている

効率が良いことが分かった（図 4）。浚渫土は塩類を含み、アルカリ性であるが、これらの性質は多くの植物の生長を阻害する（海浜植物は、本来の生育地から推測しても、むしろ浚渫土を好むと言える）。また、浚渫土の被覆によって元々その場所に存在した埋蔵種子の発芽が抑えられる（浚渫土自体には埋蔵種子がほとんど含まれていない）。比較後、9 cm のポット苗が育苗と植栽に際して扱いやすいことが分かった。5 月に 25 cm 間隔で植えた苗は、9 月には全面被覆をすることが分かったが、これを基準にすることにしている（植栽間隔を狭めると植栽面積を減らすことになり、広げ過ぎると後日の雑草作業が多くなる）（図 5）。コウシュンシバも同様であるが、クロイワザサは耐乾性が強く、夏の干ばつ期でも灌水の必要はない。土壌を変えた実験で、コウシュンシバ、クロイワザサは酸性、アルカリ性を選ばずに生育することが分かった（図 6）。ただし、クロイワザサは冬期に季節風に曝される場所で、かつ酸性土壌では植栽を避けた方がよさそうである（冬期の後半に枯れる）。この様な場所での植栽柵、法面等ではクロイワザサに比べて全面被覆に時間はかかるが、コウシュンシバを植えることにしている。一方、安価な消石灰を撒くことで、この問題が解決できそうであり、この点も今後の実験課題としている。

地球温暖化が進むと大型の台風が襲来すると言われているが、既にこの前兆があり、豪雨による崩落が山地で多数起っている。崩落地の



図 6 酸性土壌、川砂、アルカリ土壌での栽培。コウシュンシバ、クロイワザサの生育を 3 種類の土壌で調べた

地表を素早く被うため、地被植物の活用を計画しているが、この育苗実験も始めた。山地への運搬に都合が良い軽い育苗床としてサトウキビの搾りかす（バカス）を用いているが、良い結果が出つつある。前記2種の他に、イワダレソウを道路沿いの植栽帯、法面、また山地崩壊地の植栽候補植物として実験を始めた（図7）。

コウシュンシバ、コウライシバの苗づくりを西表島にある共同作業所への業務委託の形態で行っているが、植え付け作業は地域の農家の方にアルバイトとしてお願いしている。他の助成金を含めて、積極的に人件費（これに相当する支出）の割合を他の支出項目に比して高くしている。地域住民に保全作業に加わって頂き、環境保全の意識を高めてもらえたら、との考えからである。さらに、この様な形態での植栽活動で公的機関から継続的な事業が発生する働きかけも行っている。最近では、道路を管理している沖縄県土木事務所、竹富町自然環境課、環境省野生生物保護センターが当グループの植栽方法に興味を示してくれている。一方、インターネット上で募ったボランティアによる植栽も進めている。修学旅行の旅程プログラムに植栽を含めてもらうための活動も始めた。なお、植栽状況はネット上で公開している。

海浜地被植物が一旦地表を被うと、除草を含めた維持管理がほとんど必要なく、現在、他の場所で行われている年数回の除草作業の経費を大幅に軽減できると考えている。環境整備に関わっているコンサルタント会社と連携している



図7 追加の候補種、イワダレソウ

が、この会社から国、県、町の公共工事に当植栽方法を提言している（例えば、空港での除草作業軽減への応用）。

植栽の他に雑木であるギンネムの駆除方法についても活動対象としてきたが、小型のショベルカーで株を容易に引き抜けることが分かった（図8）。ギンネムの最大級の株は幹の直径が10 cm程であり、これが引き抜け、また茎の直径が1 cmまでの小株は徒手でも引き抜けるため、引き抜きによる駆除方法は全てのギンネムに対して有効と言える。一方、ショベルカーで作業ができない場所では、根を切断することで枯死を誘導できることが分かった（図9）。砂浜等、土壌を掘りやすい場所では特に有効な方法と考えている。助成金で高能力の木材粉碎機を購入したが、これを用いて駆除した雑木をチップにし、これを活用している。

再度の記述となるが、植栽の拡大と長期的な継続で、西表島の自然環境の保全に貢献することを願っている。



図8 ショベルカーによるギンネム引き抜き。最大級の株が引き抜ける。



図9 根切断によるギンネム駆除。



25th Pro Natura Fund Domestic Activity

## Prevention of Iriomote cat roadkill by planting native plants

TAKASO Tokushiro, KAWAJIRI Chieko, KANEKO Yuichi,  
TSUKAYAMA Hiko, HINA Koji, SUGAMA Ichiro  
and MURAO Yoshiaki

Key words: Iriomote Island, seashore plants, promotion of local economy, roadsides

第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

# アライグマ・クサガメにより存続が危惧されるニホンイシガメ 南房総個体群の保全活動

千葉県ニホンイシガメ保護対策協議会

小賀野大一<sup>1</sup>・尾崎真澄<sup>1</sup>・小菅康弘<sup>2</sup>・近藤めぐみ<sup>2</sup>・西堀智子<sup>3</sup>・  
松本健二<sup>4</sup>・加賀山翔一<sup>5</sup>・吉田和哉<sup>5</sup>・山崎響子<sup>5</sup>・下藤 章<sup>5</sup>  
大竹海也<sup>5</sup>・長谷川雅美<sup>5</sup>

キーワード： 外来哺乳類， 淡水性カメ類， 捕食， 種間競争， 種間交雑

## 1. はじめに

房総半島には日本固有種ニホンイシガメ *Mauremys japonica* の日本北限に位置する個体群が存在する。現在、この個体群では、北米原産の外来哺乳類（アライグマ）による深刻な捕食圧（小菅・小林 2015）と、中国及び朝鮮半島由来の外来種であることが明らかになったクサガメ（Suzuki et al. 2011）との種間交雑が進行（Suzuki et al. 2014）している。千葉県内のイシガメの保護と、イシガメが生息する河川や湿地、里山の環境を保全・再生を目指す「千葉県ニホンイシガメ保護対策協議会」が 2013 年 7 月に設立され（図 1），“千葉県ニホンイシガメ保護復興計画”を取りまとめた（小賀野ほか 2015）。本報告は、この計画に基づく活動の中で、2014 年から 2015 年に自然保護助成基金による助成によって行われた、アライグマの捕獲とクサガメとの交雑に関する活動の経過と成果をまとめたものである。

成果の概要としては、アライグマの生息密度が低くまだイシガメが生息している地域での効

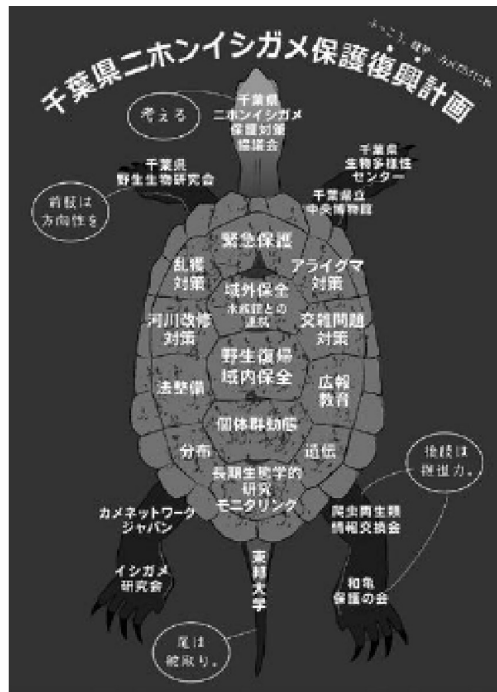


図 1 千葉県ニホンイシガメ保護対策協議会の組織・構成と計画を表現したポスター。保護復興計画を背負ったニホンイシガメが前進する様子を表現した。前肢側の甲板には【緊急行動計画】が示され、後肢側の甲板には【保護復興計画】が示されている。

1: 千葉県野生生物研究会 2: NPO 法人カメネットワークジャパン 3: 和亀保護の会 4: 爬虫両生類情報交換会 5: 東邦大学理学部生物学科  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開



果的な捕獲方法を検討することにより、神社の爪痕を広域で把握し、さらに範囲を絞って足跡を探し、罠を掛けることで捕獲効率を上げることができた。さらに、クサガメとの交雑個体が高頻度で存在することを明らかにし、交雑の遺伝的背景を考察した。

## II. 緊急行動計画

これまでに千葉県内のイシガメを対象に4つの対策が実施されてきた。そのうち3つは、アライグマの捕食被害に対応した対策で、1) アライグマの駆除捕獲、2) 個体数が激減したイシガメの緊急捕獲、そして3) 飼育繁殖である。4つめは、もともとイシガメしか生息していなかった地域にクサガメが生息するようになり、交雑個体が見られるようになった調査地内の河川や水田からクサガメと交雑個体を試験的に取り除く対策である。協議会設立準備後、1) 緊急避難捕獲・飼育による域外保全・飼育下での繁殖、2) 減少要因の排除（外来種の駆除捕獲、業者による捕獲の阻止、買戻し）、3) 緊急調査、の3項目を緊急行動計画としてまとめた。

## III. 計画の進捗状況と課題

協議会設立後の活動は、新聞記事「アライグマからイシガメを守れ、北限の房総、食害で激減」の掲載（2014.8.21 朝日新聞）、安房自然同好会の総会での講演「千葉県における淡水カメ類の研究史：在来種の保護と外来種対策」とアライグマセミナーでの発表「希少種保護のためのアライグマ低密度域における戦略的個体数管理」（2014.2.27）、第2回淡水ガメ情報交換会での発表「千葉県ニホンイシガメ保護対策協議会の設立と活動紹介」（2014.12.21）等で紹介してきた。以下、イシガメ個体群の保護復興計画の柱としているアライグマ対策とクサガメとの交雑問題の実態把握について、概要を報告する。

## IV. アライグマ対策

協議会設立後、館山地区を主な活動域と定め、イシガメの生息域を確認する広域のわなかけ調査を2013年9月に実施した。そのうち、自然保護助成基金の第25期（2014年度）のプロ・ナトゥーラ・ファンド助成国内活動助成に申請し、「アライグマ・クサガメにより存続が危惧されるニホンイシガメ南房総個体群の保全活動」が採択され、アライグマの捕獲わなと二酸化炭素による殺処分装置を主な備品として購入した。一方、2014年7月からは館山、南房総市でのアライグマ捕獲に取り組むため、関係市町村との調整（これまでの防除業者との調整、対象地域の住民への情報周知、捕獲従事者証発行依頼など）を行った。さらに、アライグマ捕獲事業に携わる人材の養成を企図し、館山地域で長年活動を続けてこられた安房自然同好会へ働きかけ、罠かけの説明会と講習会を実施した。保護復興計画の中で、遅滞相地域におけるアライグマ対策は、「増加相への移行阻止のためのモニタリングの側面も含む捕獲（おおむね1kmごとに1～2ワナ、モニタリング捕獲とする）と、自動撮影カメラによる河川利用個体の撮影とともに、各種捕獲手法の開発を行う」としたが、このような理想的な捕獲体制をとるための人件費・交通費を工面することができなかった。そこで、新たに、アライグマ低密度域における戦略的個体数管理を立案実行する必要性に迫られ、試行錯誤を繰り返しながら体制を整えていった。考え方の基本は、罠かけの努力量あたりの捕獲効率を可能な限り最大化させることである。

アライグマはその旺盛な捕食によって、たとえ1個体であっても、行動圏内に生息する生物に対して強い捕食圧をかけている。したがって、農作物被害対策として一般に行われている有害鳥獣駆除は、アライグマの捕食にさらされてい

る日本の在来生物の保護対策としては十分ではない。長期的個体数管理手法として、生息密度の高い地域で集中的にメスの捕獲を行い、オスのみの状態を維持することで個体数の増加を防ぎ、根絶を目指す手法が提案されている。しかし、この方法では、アライグマを低密度といえども生かしているために、絶滅の危機に瀕する在来生物の保護への効果が十分とは言えない。アライグマが低密度な地域では、多くの罠を長期間設置してモニタリングする手法が推奨されている（千葉県 2008）が、実際にはこれを採択できなかった。むしろ、低密度地域であればこそ、罠を実際に設置する前に、フィールドサインをもとに罠かけ地域を絞り込み、少ない罠数、少ない設置日数で、捕獲に成功するための方法論を検討・試行した（図 2）。

まず、1) 神社の柱に残された爪あとの新鮮度や量から、市域全体の中からアライグマの生息域をいくつか絞り込んだ。次に 2) 農作物被害調査では 127 地点におけるデータを得、南房総市千倉町では 2010 年以前からアライグマによる農作物被害が確認された。館山市南部では 2012 年以降に初めて被害が確認され、アライグマの侵入の初期段階であることが示唆された。館山市の洲宮川上・中流域ではアライグマによる被害が多発し、下流域ではアライグマの足跡が発見された。すなわち、ウリやスイカに残された特徴的な食跡から農作物被害の発生地

点を特定し、アライグマの活動範囲を推定した。そして、最終的には、3) その地域内の水田、湿地、河川の岸等に残された足跡や被害にあったカメの発見に努め、数個の罠を集中して設置した。

その結果、2014 年 11 月下旬には 9 機の罠を 3 日間設置しただけでアライグマの捕獲に成功した。その後、地元猟友会の協力を得て、2015 年 9 月までにさらに 3 頭のアライグマが捕獲されたが、いずれもイシガメの死体やアライグマの足跡が発見された地点に数機の罠を数日設置しての成果である。こうした経験から、アライグマの低密度地域における捕獲対策としては、経験の浅い罠捕獲従事者を増やすより、罠の設置位置を絞り込むための足跡の踏査調査等に重点を置くことが重要であると考えに至った。現在、捕獲効率の定量的な比較を行うことで手法の検証を行い、アライグマ低密度域での取り組みとしての定着を目指している。

#### V. クサガメ (*Mauremys reevesii*) との種間交雑

日本固有種のニホンイシガメ *Mauremys japonica* は、クサガメ *Mauremys reevesii* との種間交雑による遺伝的独自性の消失が危惧されている。現在、分子マーカーを用いた交雑個体の判別や遺伝子浸透の進行を評価する研究が行われているが、交雑の進行がニホンイシガメの個体群動態に与える影響については説明が進んで

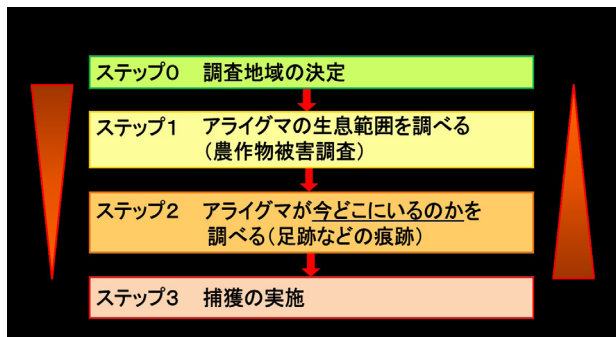


図 2 アライグマの効率的な捕獲戦略

いない。我々は、千葉県内の河川で捕獲されたイシガメとクサガメ、交雑個体の形態を観察し（表1）、イシガメとクサガメそれぞれの種に固有な形態形質の混合度合から、形態形質の遺伝様式を考察し、交雑の進行度について評価した。

千葉県内の河川で捕獲され、ニホンイシガメとクサガメの交雑個体と推測された70個体の表現形質を観察した。甲羅の形態、頭部の色彩パターン、虹彩の色彩と形状など2種間で特徴がはっきりと分かれる10形質を抽出し、それぞれについてイシガメタイプ、クサガメタイプ、中間タイプの形質状態を判定し、捕獲された個体の形質がどちらの種の形質に近いのかを定量的に評価した。10形質それぞれについて形質を支配する遺伝子座を仮定し、イシガメタイプ、クサガメタイプ、中間タイプの形質状態の発現頻度を解析し、形質間の連鎖と優性・劣性形質を判定した。交雑が雑種1代からさらに進行しているかどうか、交雑個体に期待される表現形質の組み合わせからと、実際の交雑個体に見られる形質の組み合わせから、自然下での交雑の進行について評価した。

交雑個体の表現型は形態的に多様であり、そ

れぞれの形質で複数の形質状態が見られた。形質状態の発現頻度について解析した結果、背甲の3本キール、背甲後縁の鋸歯などが種間の交雑においても優性な形質であることを明らかにした。共発現する形質の組み合わせが複数見られたが、これらが同一染色体上の遺伝子にコードされた連鎖形質であるかどうかは判断できなかった。雑種1代からそれ以上の交雑個体に期待される表原形質の組み合わせから予測される形態の組み合わせと実際の個体の形態を比較した結果、野外においても交雑は雑種第二世代以降まで進行していることが示唆された。交雑個体はすべて捕獲し、今後の遺伝学的な研究資料として飼育下で維持している。今後、異なる形態的特徴を有する交雑個体の成長や繁殖、生存率を生態学的に調べることで、交雑個体の適応度を明らかにし、交雑が与えるイシガメ個体群に与える影響を評価する必要がある。

## 謝辞

館山市、南房総市でのイシガメ調査、アライグマ捕獲にあたっては、館山市農水産課の荒井毅課長、環境課の宮澤知幸副課長、千原秀樹副

表1 クサガメとイシガメの形質として固有な形質とその説明、甲羅の形状と色彩、頭部の色彩、四肢と尾の模様に関して10の形質を選び、その形状と特徴を整理して、クサガメの形質、イシガメの形質、中間の形質を判断できるようにした。

カテゴリー	形質	説明
甲羅の形状に関する形質	キール	背甲に見られる線状の隆起
	鋸歯	甲羅下部の鋸歯状の凹凸
甲羅の色彩に関する形質	ブリッジの模様	甲羅の継ぎ目（ブリッジ）に見られる模様
	腹甲の模様	腹甲に見られる色彩
	キンセン模様	背甲板を縁取る模様
頭部の色彩に関する形質	虹彩の模様	虹彩の色や模様
	頭部の模様	首から頭部にかけて見られる模様
	手首の模様	手首の外側に見られる線状模様
四肢・尾の模様に関する形質	尾の模様	尾の背面側に見られる2本の線状模様
	後肢の模様	後肢に見られる線状模様

主幹，南房総市農林水産課の井野秀文氏，房総野生生物研究所の手塚幸夫氏にさまざまな便宜を図っていただいた。また，本協議会の森田悦郎氏，安房猟友会の庄司浩一，岡田勝，小笠原将人氏，南房総市有害鳥獣対策協議会の塚本暁氏，館山市有害鳥獣対策協議会の平嶋好和氏，安房生物同好会の小林洋生，井上健次郎両氏，そして飯田千秋氏に大変お世話になった。記してお礼申し上げます。

## 文献

千葉県 2008. 「千葉県アライグマ防除実施計画」 19 p.  
小菅康弘・小林頼太 2015. アライグマによる淡水カメ類の危機. 爬虫類両生類学会報 2015 (2) :167-173.

小賀野大一・尾崎真澄・小菅康弘・近藤めぐみ・西堀智子・松本健二・長谷川雅美 2015. 千葉県ニホンイシガメ保護対策協議会の設立とその活動. 爬虫両棲類学会報 2015(2):174-183

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.

Suzuki, D., Yabe, T. and Hikida, T. 2014. Hybridization between *Mauremys japonica* and *Mauremys reevesii* inferred by nuclear and mitochondrial DNA analyses. *Journal of Herpetology* 48: 445-454.

25th Pro Natura Fund Domestic Activity

Conservation measures to protect the native Japanese pond turtle  
*Mauremys japonica* population in southern Boso Peninsula threatened  
by the introduced North American raccoon and the introduced Chinese  
pond turtle

OGANO Daiichi, OZAKI Masumi, KOSUGE Yasuhiro,  
KONDO Megumi, NISHIBORI Tomoko, MATSUMOTO Kenji,  
KAGAYAMA Shoichi, YOSHIDA Kazuya, YAMAZAKI Kyoko,  
SHIMOFUJI Akira, OOTAKE Kaiya and HASEGAWA Masami

Key words: introduced mammal, fresh water turtles, predation, interspecific  
competition, hybridization



第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

## ネオニコチノイド農薬についての知識普及と削減に向けた各地の取り組み支援・情報収集，ネオニコ削減実践例集（2）作成

NPO 法人 ダイオキシシン・環境ホルモン対策国民会議（JEPA）

水野玲子<sup>1</sup>・森脇靖子<sup>1</sup>・田坂興亜<sup>1</sup>・中下裕子<sup>1</sup>・御園 孝<sup>2</sup>

キーワード：生態系保全，地域取り組み支援，農薬削減，知識普及

### I. はじめに

ネオニコチノイド系農薬（以下ネオニコ）の生態系や人への危険性を訴え，活動を始めて8年目となった。各地で学習会を重ねることによって，次第にこの問題への意識が高まっている。

世界的には，国際自然保護連合（IUCN）に続き，今度は欧州アカデミー科学諮問委員会（easac）が2015年4月，広範囲におけるネオニコ使用がミツバチ以外の生態系全体に甚大な被害を及ぼしているとする報告書（Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids）をまとめた。

一方日本の動きに関しては，昨年ネオニコ不使用で農作物を栽培する各地の団体，自治体などの動き，自然保護のためにネオニコを止める地域などを紹介した『脱ネオニコレポート』を作成したが，今年度もその続編において各地で始まった新たな動きを追加した。

減農薬推進のために国は少量で効果が抜群のネオニコ使用を推奨しているが，それによる生態系被害が拡大している。慣行農法（普通に農薬を使用する）における農薬，化学肥料使用を

5割以上削減する農作物を国は特別栽培農作物（特裁）とし，ネオニコが多用されている。新しい動きは，ネオニコを使用しないで「特裁」を実現するというものである。我々と情報交換を重ねてきた栃木県の民間稲作研究所が「特裁ネオニコフリー認定」を始めた。

また，各地で貴重な観光資源である鳥類保護のための農薬削減の取り組みが進んでいる。トキを守るために新潟県佐渡市の農協などでコメへのネオニコ使用中止，千葉県野田市，兵庫県豊岡市などのコウノトリを守るための農薬削減が始まっている。今年度とくに注目されるのは秋田県男鹿市である。

### II. ネオニコで生き物大量消滅 ー秋田県男鹿市国定公園

日本海に面した秋田県の男鹿半島で生き物の減少が続いている。養蜂家らは，水田にネオニコ農薬（スタークル剤）が散布されるとミツバチがほぼ全滅するので，毎年ミツバチを新しく購入せざるを得ない状況である。ミツバチは年々弱体化しており廃業を考えている養蜂家も

1: JEPA 2: ネオニコチノイド使用中止を求めるネットワーク  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開

多い。近隣地域での農薬散布の影響を受ける男鹿市の国定公園では、10年前にはどこにでも見られた生き物が2006年以降急激に姿を消した(図1)。

原因として疑われているのが、秋田県で2003年より松枯れ防除のために空中散布されているネオニコ系エコワン3フロアブル(成分:

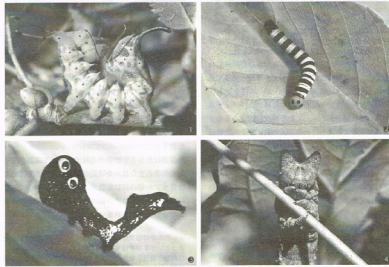
チアクロプリド)やマツグリーン(成分:アセタミプリド)である。また水田では2006年より、カメムシ防除のためのネオニコ系スタークル剤(成分:ジノテフラン)が散布されている。有人ヘリコプターで水田に散布される農薬の面積が全国で最も大きい市は、秋田県男鹿市、茨城県筑西市、山形県村山市であり、3市合計で全国の散布面積の3分の1近くに及ぶ。

男鹿半島で自然観察や生物の保護活動を30年以上続けている国定公園管理員は、2006年8月頃よりこれまでに経験したことがない生き物の激減、トンボ、ホタル、ハチ類、カ、ハエ、テントウムシ、カメムシ類(クサギカメムシを除く)、チョウ、ガ、クモの激減を目にしたという。その原因を探るために、2007年より動植物調査を開始した。その生き物の調査方法は徒歩による現地の目視だが、2014年の生物の調査項目数は329種類にも及んだ。表1では、1996年から2005年に比べて、各々の生物が2014年に、やや減少(80%)、減少(60%)、かなり減少(40%)、激減(20%)、確認困難(5%)、確認不可(0%)に分けて調査結果を示している。我々はこの調査結果を環境省に届けることによって、農薬による生態系破壊の現状の一端を知らせることができた。

米国では2005年4月よりハワイ・アイダホ、

# ニュース・レター NEWS LETTER vol. 93

## 秋田の男鹿半島の野山から消えつつある昆虫たち



●シロシヤホコ ●アサギマダラ ●アサヒコノハ ●トビモンイモエダシヤ

### CONTENTS

- ① 橋高 真佐美 / 環境省、ネオニコチノイド系農薬の環境影響調査を開始
- ② 水野 玲子 / 男鹿市でアブラムシ防除の農薬散布 住居地でのネオニコチノイド散布は子どもに危険!
- ③ 水野 玲子 / ネオニコチノイド、北海道産農産物 どこまで安全 “沈黙の毒”
- ④ 中野裕子 / 「グリーン革命」が現存を危しめた!
- ⑤ 橋高 真佐美 / 世界初「環境民主主義指標 (EDI)」公表——日本はアジア地域で第4位、世界では32位
- ⑥ 橋高 真佐美 / 第7回「化学物質と環境に関する政策対話」

Japan Endocrine-disruptor Preventive Action

図1 JEPA ニュース No.93, 秋田県男鹿半島国定公園内での生物激減に関する報告。

表1 「動植物動態調査記録」2015年1月(安田勲・安田スミコ) 国定公園管理員による生物調査より一部抜粋

### 1996年～2005年の平均と比較した2014年の生物の割合(%) (329種類の一部のみ掲載)

60%	40%	20%	5%	0%
クジャクチョウ	コバヤハズカミキリ	スジクロシロチョウ	カナブン	ヒカゲチョウ
アカタテハ	ツマキチョウ	ヤマトシジミ	キタテハ	コムラサキ
クマバチ	クワカミキリ	アサギマダラ	ジャノメチョウ	フクラスズメ
ホソアシナガバチ	トラカミキリ	コマルハナバチ	キアゲハ	アケビコノハ
カケス	シジュウカラ	オオマルハナバチ	テングチョウ	ヒロウダスズメ
ハシブトカラス	コゲラ	クロマルハナバチ	カブトムシ	ミツクリハバチ
ヒヨドリ	メジロ	スズバチ	ベニスズメ	ベニヒラタムシ
アシグロツユムシ	モズ	ワタアブラムシ	ミヤマカミキリ	ツノトンボ
アリガモ	ツユムシ	アカゲラ	シロスジカミキリ	キバネツトンボ
ワカバグモ	ショウリョウバッタ	ホオジロ	ノコギリカミキリ	トウホクサンショウウオ
ウスグモ	ハチクマ	ウグイス	クロヤマアリ	カボチャミバエ
ニホントカゲ	アオゲラ	ハクセキレイ	サムライアリ	ヤマキサゴ
カワゲラ	オンブバッタ	キジバト	コガネムシ	アブラコウモリ

オレゴン、ワシントンの野生生物保護地域でのネオニコ散布禁止が行われている。日本でも、少なくとも、国立公園や国定公園内と近隣地域において、自然保護のためにネオニコ禁止を実施すべきであり、そのためにも自然保護団体は一致団結して行動すべき時期に来ていると考える。

### Ⅲ. その他の成果と脱ネオニコの動き

脱ネオニコへの動きは、地方の生協がさらに積極的に進めている。栃木県のよつ葉生協は、コメ作の脱ネオニコから野菜、果樹へも取り組みを進めた。『脱ネオニコレポート』を広く活用して、生産者とも学習会を開催し、そこに参加した生産者は毎年、ほぼ脱ネオニコに軸足を転換しているという。危ない農薬を使用しないで栽培した果物を、たとえ出来が悪くても必ず購入して生産者を支える仕組みを作るなど、着々と他の生協の見本となる試みを続けている。さらに、家庭用殺虫剤も生態系に悪影響を与えるネオニコ・フィプロニル不使用の取り組みを始めた。また、宮城県のあいコープみやぎでも、コープ自然派でも我々のメンバーが講演を行って知識を広めたことも役立ったと考えられる。国や自治体レベルではなかなかできない脱ネオニコの動きを本格化させている。

### Ⅳ. 本年度の活動の経緯

2014年11月：岐阜白河でGOEN農場のメンバーとネオニコ座談会開催・農薬の危険性についての知識普及。各務原市にて学習会開催。  
2015年2月：九州（福岡・佐世保）福岡にて学習会開催。佐世保にてミツバチ助け隊メンバーと共に講演会開催、ネオニコとその後のミツバチの状況視察。佐世保にて日本ミツバチ養蜂家の養蜂場で農薬被害の現状を視察。有機農業に取り組み生き物を育む農園（古野隆雄）、有機農作物の生産に積極的に取り組む能古島など視察。  
2015年5月：北海道では脱農薬への足掛かりとして、無農薬に取り組む農場見学（恵庭）、有機栽培に積極的な地域、エコリン村など視察。秋田にてネオニコ講演会開催。男鹿半島の国定公園など現状視察。  
2015年6月：静岡にて有機の果物栽培に取り組む松永農園を視察。  
2015年6-8月：青梅市におけるネオニコ連続散布に関する市民との学習会。

なお、青梅市ではウメのウイルス蔓延で、アブラムシ防除のために住宅地などでネオニコを大々的に散布する計画が持ち上がり、地元市民とともに市と話し合いを行い、最終的には人体への危険性が疑われているアセタミプリド（ネオニコの1種類）散布を別の薬剤に変更させることができた。

25th Pro Natura Fund Domestic Activity

Disseminate the knowledge of neonicotinoid pesticides to the regions where the ecosystem is in danger: creating a booklet (2) on the movement of neonicotinoids reduction of various regions of Japan

MIZUNO Reiko, MORIWAKI Yasuko, TASAKA Koua,  
NAKASHITA Yuko and MISONO Takashi

Key words: Protect ecosystem, pesticide reduction, inform knowledge, support regional effort

## 御蔵島をノネコのいない島へ戻す活動

(公益財団法人) 山階鳥類研究所

岡 奈理子<sup>1</sup>・幅田慶子<sup>2</sup>・金山 悟<sup>3</sup>・  
小木万布<sup>4</sup>・高橋敏之<sup>1</sup>

キーワード： オオミズナギドリ，世界最大繁殖地，生態系復元，侵略的外来肉食獣，里親，協働

伊豆諸島は本州と一度も地続きにならなかった海洋島で、その一つ御蔵島は東京から約 200 km 南の、直径 5 km、海拔 850 m、人口約 300 人の山岳島である。肉食哺乳類が不在だった海洋島特有な自然環境と、高い海蝕崖が囲む険しい地形、歴史が培った島民の森林保全意識と肉食哺乳類の移入抑制を背景に、御蔵島は伊豆諸島のなかで海洋島特有の生態系が最も守られてきた。東アジア固有繁殖海鳥のオオミズナギドリ、世界的希少種ミクラヤマクワガタ（世界で御蔵島と神津島の 2 島にのみ生息）の、ともに世界最大の繁殖地が維持された背景がここにある。1990 年代半ばから磯付きイルカをポートツアー観光にして島興しが始められ、毎春から秋のトップシーズンには約 10 軒の宿泊施設が 2 ヶ月前から予約で満室の盛況を博す。

一方、照葉樹林の山岳島を象徴する森林や、夜行性のオオミズナギドリ、飛ぶのをやめたミクラヤマクワガタに象徴される特色ある野生動物は、一般観光客にみせる仕掛けの少なさも起因して、観光にあまり生かされないできた。そうしたなかで陸域は島の経済を潤さないと考

える島民意識が醸造され、陸の自然生態系への関心が急速に薄れてきていた。そうして今世紀に顕在化したのが、ノネコの激増であった。

ノネコとは、飼い猫が産んだ猫が野生化し野外で増殖を繰り返すネコである。本活動メンバーの岡は学生とともに 2001 年から 2008 年にかけてオオミズナギドリの生態研究を行ってきた。山中の繁殖地に寝泊りする調査中にさまざまな毛色のノネコを昼夜を問わずみかけ、オオミズナギドリの死体を頻繁に目撃した。里に暮らす島民のほとんどがこの状況を知らず、発信の必要性を考えるようになった。調査地で捕獲したノネコを村役場に搬入したのを契機に村役場によるノネコの捕獲が始まり、島外から捕獲人と獣医師が招聘された 2009 年には舗装道路沿いに設置した箱わなに新ノネコ計 104 頭が捕獲された。2005 年から 2014 年までの 10 年間の不妊去勢総数は約 400 頭にのぼった。しかし、島外へ排除ができず、ほぼ全頭をやむなく山中に放獣してきた。マイクロチップを導入した 2014 年の捕獲・再捕獲に基づく生息推定数約 530 頭 (25 頭/km<sup>2</sup>) は本土の市街地のネコ

1: (公益財団法人) 山階鳥類研究所 2: 日本女性獣医師の会 3: 御蔵島村役場 4: (一般社団法人) 御蔵島観光協会  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開



生息密度より 1.5 倍多く、島民数をも上回っていた。

ネコは増加速度の早い肉食獣であり、移入動物として自然生態系へ与える悪影響が最も深刻な捕食者として知られる。島ではノネコの捕食動物はおらず、繁殖のために毎年約 9 ヶ月島に生息するオオミズナギドリという捕食容易な動物がいる島では、良好な栄養状態を維持して長寿命が予想される。舗装道路で捕獲・不妊去勢・域内放獣 (TNR) を繰り返してもノネコの増加速度の低減が期待できず、不妊去勢され再び放されるノネコもオオミズナギドリなどの野生動物を捕食し続ける。オオミズナギドリの推定生息数は 1978 年の 150 ～ 300 万羽 (東京都) から 2007 年には 101 万羽 (環境省) に、その 5 年後の 2012 年には 77 万羽 (環境省) に減少し、大幅減少がとまらない状態が続いている。世界的希少種のみくらみやマクワガタや、アカコッコ、カラスバト、イイジマムシクイなどの島嶼性鳥類やオカダトカゲ、シマヘビなどの爬虫類へのノネコの捕食圧も大きい。

そこで、鳥類研究者、獣医師、島の行政、島の観光協会が連携して、「御蔵島をノネコのいない島に戻す活動」に取り組んだ。海洋島の固有な自然生態系と生物多様性を回復するためには、島民や島外への教育・普及活動と、待ったなしのノネコ減量作戦の実践が不可欠である。2014 年 10 月から 2015 年 12 月までの助成期間中に、周知・普及・教育 (以下の 1 と 2) と、ノネコ島外持ち出し (3) の 2 つの柱で本活動を行った。活動の詳細は以下の通りである。箇条書きする。

## 1. 島の内外への執筆、講演、講義、取材対応などの周知・普及・教育活動 (図 1, 2, 3)

1) 島内 ①御蔵島観光協会通信 (いるかないか第 76 号: 2015 年 4 月 27 日号) (図 1, 以



図 1 御蔵島のノネコ問題を島の内外へ紹介する執筆、講演活動の一部



図 2 本活動を紹介する国内の新聞記事

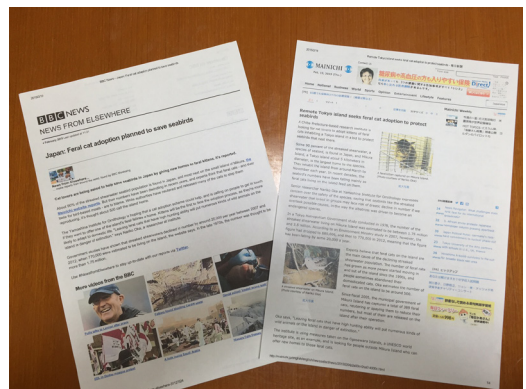


図 3 本活動を紹介する国外新聞記事

下同) ②御蔵島小・中学校出前授業(2015年11月12日) ③御蔵島観光協会フェイスブック ④村長, 村議, 島民への説明  
 2) 島外 ④山階鳥類研究所HP, ブログ ⑤鳥団体の機関紙への執筆(Bird Research News Vol.11, No.10:2014年10月, 山階鳥研ニュース第257号:2015年1・2月号, 同第259号:同年5・6月号, 日本野鳥の会会報コリカモメ2015年10月号), ⑥新聞取材(活動3の②に対応), ⑦講演(日本野鳥の会・野学校2015年7月25日, ジャパンバードフェスティバル2015年10月31日, 足立区生涯学習センター2015年12月12日), ⑧講義(東京農業大学農学部バイオセラピー学科2015年12月16日)

## 2. ノネコ被害島との情報交換と国外への発信

- ① 研究集会でのノネコ問題セッション開催と発表, 情報収集(国際野生動物管理学会議・札幌大会2015年7月30日 札幌コンベンションセンター, 野生生物と社会学会・沖縄大会2015年11月23日 琉球大学)
- ② 国際海鳥会議での活動紹介(The 2nd World Seabird Conference 2015年10月26-30日 南アフリカ共和国ケープタウン)

## 3. ノネコ島外持出し活動(図5, 6)

- ①獣医師会との連携の推進と強化(日本女性獣医師の会, 公益社団法人 東京都獣医師会), ②ノネコの里親探しの広報(毎日新聞2015年2月4日夕刊, MAINICHI Weekly(同日), BBC news(同日), 朝日新聞2015年12月13日日曜版), ③村へのネコ待ち処(島外搬出まで島内一時飼育施設)開設働きかけ

上記の活動を背景に, 御蔵島で初めてノネコ島外搬出と里親探しを実施した。概要は次の通りである。

村役場の定期ノネコ一斉捕獲・不妊去勢事業

時の2015年2月1日から13日まで御蔵島に入島し, 新規捕獲ノネコ30頭のなかから子ネコ・若ネコ14頭(うち島外搬出13頭), 12月捕獲12頭のなかから若ネコ6頭(うち島外搬出5頭)の計20頭に里親をみつけ, うち18頭を島外に出すことができた。

ノネコ里親活動は2016年1月から公益社団法人東京都獣医師会を中心に引き継がれる。移入肉食動物ノネコの増加で危機に立つ御蔵島の自然生態系の保全は今, 始まったばかりだ。本活動にあたり, 協力いただいた日本女性獣医師の会の有志の獣医師, 群馬県在住の獣医師, 里親に応募下さった一般市民のかたがた, ノネコの一時的飼育に協働下さった島民に感謝申し上げます。



図5 ノネコ里親持出し1. 船で本土へ輸送



図6 ノネコ里親持出し2. いざ里親の元へ

25th Pro Natura Fund Domestic Activity

## Conservation work to reduce feral cats to save the world-largest population of the Streaked Shearwater in Mikura Island

OKA Nariko<sup>1</sup>, HABATA Keiko<sup>2</sup>, KANAYAMA Satoru<sup>3</sup>,  
KOGI Kazunobu<sup>4</sup> and TAKAHASHI Toshiyuki<sup>1</sup>

Key words: streaked shearwaters, the world-largest breeding island, biological conservation, invasive carnivorous mammals, adoption, coproduction

---

1: Yamashina Institute for Ornithology 2: Japan Women Veterinarians Association 3: Mikurashima Village Office 4: Mikura Island Tourism Center

第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

## ミヤマシジミの保全技術の研究と信州の生物多様性保全の普及活動

ミヤマシジミ研究会

中村寛志・江田慧子・土田秀美・中村新一・岡村 裕

キーワード： コマツナギ，保護区，移植技術，分布調査，DNA 解析，シンポジウム

### I. はじめに

ミヤマシジミはかつて里山の人々の生活様式と農業技術に共存してきた身近なチョウであるため，その保全には地域の人々の理解，保全を担う人材の育成および保全技術の確立が不可欠である。「ミヤマシジミ研究会」は，以下のような活動を実施した。

### II. シンポジウム・フォーラム・環境展の開催

#### 1. ミヤマシジミ研究会主催公開シンポジウム「蝶とともに暮らす信州を未来を残そう！」

平成 26 年 12 月 6 日，信州大学農学部において，ミヤマシジミ研究会のシンポジウムと総会を信州大学農学部 30 番大講義室で開催した。

講演 1 では「山梨県におけるミヤマシジミの研究と保全活動」と題して，富士山自然保護センター理事の渡邊通人氏による，山梨県内におけるミヤマシジミの分布の変遷の概要，ミヤマシジミの河川環境生息地での生態調査と保全，アリ類との共生関係について，特にクロオオアリの特定の個体との密接な共生関係の発見について興味深い話があった。

講演 2 では「安曇野における希少種保全と環

境教育への取り組み」と題して，安曇野オオルリシジミ保護対策会議代表の那須野雅好氏が，安曇野市版のレッドデータブックの完成，安曇野市におけるオオルリシジミの保護活動，また「三郷昆虫クラブ」の立ち上げと，昆虫少年の育成活動への取り組みについて語った（図 1）。シンポジウムに参加した人数は，ミヤマシジミ研究会会員や一般の方，信州大学農学部の学生含めて 126 名と多数で，翌日の信濃毎日新聞にも紹介された。

第 2 部の活動報告とフロアディスカッションでは，長野県と伊那市，およびミヤマシジミ研究会に加盟している各団体，信州大学農学部 AFC 昆虫生態学研究室から報告があった。



図 1 ミヤマシジミ研究会主催公開シンポジウム「蝶とともに暮らす信州を未来を残そう！」平成 26 年 12 月 6 日



## 2. 環境展－伊那谷に住む多様な生き物を守るうー

平成27年2月6日～20日、伊那市役所ロビーでパネル展を実施した。絶滅危惧種のミヤマシジミをはじめとして伊那谷に住む昆虫たちをパネルと標本箱で紹介するとともに、生物多様性の危機と保全に関するパネルも展示した。

## 3. 山岳フォーラムにてブース出展

平成27年2月15日に長野市東部文化ホールで開催された「信州山岳環境魅力発信フォーラム」においてパネルディスカッションに出演し、またミヤマシジミ研究会のブースを出展、ミヤマシジミ保護活動の事例を報告した。

## 4. 中央アルプス西駒ボッカイベントにブース出展

平成27年9月6日に、ミヤマシジミ生息地の伊那市ますみヶ丘で開催された「中央アルプス西駒ボッカ」イベントにブースを出展した。

## 5. 木曾フォーラムにブース出展とパネルディスカッション・コーディネート

平成27年9月19日に木曾文化ホールで開催された「人と生きものつながり創生全国フォーラム」に、ミヤマシジミ研究会のブースを出展。また中村会長がパネルディスカッション「企業や市民にとっての生物多様性保全の経済価値」をコーディネートした。

## 6. ミヤマシジミ研究会主催公開講演・研究発表会「伊那谷の小さな妖精ミヤマシジミー保全活動の最前線ー」

平成27年9月27日（日）13時から辰野町民会館大会議室において、平成27年度ミヤマシジミ研究会の公開講演会・研究報告会・総会を開催した。会員、一般の方を含めて約40名の参加者があった。中村会長の挨拶に続いて、8月にパートナーシップ協定を締結したミヤマ株式会社広報室小林正征氏から連携の挨拶があった。続いて山梨県富士山科学研究所の北原正

彦氏の「富士山麓の草原に生息するチョウ類の生態と保全」の特別講演が行われた。講演では富士山麓の梨ヶ原、本栖高原、野尻草原等で実施したチョウ類の群集調査の結果をもとに、チョウ類の多様性や草原性希少種群の保全には草刈りや野焼きなどの人的管理が重要であることが述べられた。

## II. 自然教室・環境教育

### 1. 小学生向け昆虫教室

平成26年10月3日に、信州大学農学部で箕輪小学校の児童を対象に昆虫教室を開催し、ミヤマシジミ保護区を観察した。

### 2. 荒神山昆虫教室

平成27年5月23日に、辰野町荒神山にて親子の昆虫採集観察会を実施し、荒神山にあるミヤマシジミ保護区を観察した。

### 3. 伊那北小学校でコマツナギ植栽

平成27年7月3日、伊那市伊那北小学校の5年2組で、中村会長と江田事務局長が授業のあと校庭にミヤマシジミの食草コマツナギを植えた（図2）。

### 4. ますみヶ丘昆虫採集・観察会(1)

平成27年7月25日、伊那市鳩吹公園とますみが丘平地林で、絶滅が心配されているミヤマシジミ、ヒメシジミ、オオムラサキの観察を行った。また雑木林の昆虫を探して、親子で名前を調べた。



図2 伊那北小学校でコマツナギ植栽指導。平成27年7月3日



## 5. ますみヶ丘昆虫採集・観察会(2)

平成27年9月12日、伊那市鳩吹公園のポッポ館で、自作の展翅板とチョウの標本作製を学ぶ「昆虫の標本の作り方」教室を開催した。

### Ⅲ. ミヤマシジミの保全・保護活動

ミヤマシジミ研究会では、長野県上伊那地方にあるいくつかのミヤマシジミ生息地を、保護区として地元の人とともに保護してきた。助成期間中には、以下のような活動を実施した。

#### 1. 辰野荒神山保護区

辰野町荒神山公園内にあるミヤマシジミ生息地は、辰野町で唯一ミヤマシジミが生き残っている保護区であり、個体数が少なく絶滅に瀕している。

ここでは、生息地保全のためコマツナギを残した選択的草刈りを2回(平成27年6月14日、8月25日)実施した。また、6月20日と、9月14日に、改修されたため池の土手において、地域の人と辰野中学生によるコマツナギ移植作業を実施した。

#### 2. 駒ヶ根永見山保護区

この保護区ではコマツナギの植栽区画の拡大とコマツナギの育苗技術の開発が行われた(図3)。また毎日ミヤマシジミの成虫をモニタリングした結果、平成27年は発生個体数が増加していることがわかった(表1)。

#### 3. 信州大学農学部構内保護区

校舎の耐震工事によって生息地が破壊されるためコマツナギとミヤマシジミを一時避難し



図3 ミヤマシジミの交尾。右メス、左オス。駒ヶ根永見山保護区。平成27年6月11日



図4 信州大学農学部構内保護区は、コマツナギとミヤマシジミを再導入した生息地。平成27年5月25日

て、再導入した生息地では、個体群回復のためコマツナギの植栽と選択的草刈り(5月25日、6月1日、10月2日)を行った(図4)。

#### 4. ますみヶ丘保護区

伊那市横山地区とますみヶ丘にあるミヤマシジミ生息地では、地域の人々がミヤマシジミ研究会と協力して水田の畔にコマツナギを植栽して、ミヤマシジミを保護した。今年は道路のり面に新たに作った保護区にミヤマシジミが定着したのが確認された。

### Ⅳ. ミヤマシジミを移植するための技術開発

河川改修や農地の区画整備などによりミヤマシジミの生息地が消失している。工事により生息地が破壊されるケースが出てきた場合、適切な代替え地にコマツナギとともに移植する必要がある。ミヤマシジミ研究会では、伊那市富県地区にあるごみ処理場建設予定地からミヤマシジミを移転させて新たな保護区を作るための技術

表1 駒ヶ根地区のミヤマシジミの成虫の最高発生個体数

	2015年		2014年	
	日付	個体数	日付	個体数
1化	6月3日	103	-	-
2化	7月	72	-	-
3化	9月2日	120	9月3日	60

の開発に取り組んだ。(図6)。内容は以下のとおりである。

### 1. コマツナギ移植

平成26年6月13日と7月22日にC地区のコマツナギを各10株ずつB地区に移植した。平成27年には7月14日にB地区の選択的草刈り、9月4日にはコマツナギ20株の移植と草刈りを実施した。

### 2. ミヤマシジミの導入

平成26年の6、7月に人工産卵、成虫放飼、幼虫放飼によりミヤマシジミをB地区に導入した。

### 3. モニタリング調査

平成26年に導入したミヤマシジミが新しい生息地に定着したかどうかを確認するため、一定時間内(原則11時～12時)に出現した成虫

の個体数をカウントする定点調査を採用して、モニタリング調査を行った。発生個体数を重複してカウントしないように成虫の翅にマーキングを行った。調査は、5月18日から9月29日までの間に計39回実施した。

その結果、1化目では新しい代替地のB地区では、オス成虫44個体、メス成虫14個体の発生、2化目ではオス成虫54個体、メス成虫49個体で、合計オス成虫98個体、メス成虫63個体の発生が確認された(図7)。このことは移植先にミヤマシジミが定着したことを示しており、ここで用いたミヤマシジミ個体群の移植技術が有効であることが実証された。

### V. 生息地調査

国内のミヤマシジミ生息地は、各地で消滅しつつある。本研究では助成を得て、長野県内の生息地の確認と新たな生息地の発見、さらに静岡県と新潟県内における過去の採集記録ポイントの生息の確認を行った。調査は、成虫の生息状況、越冬卵の確認、食草のコマツナギの分布状況について行った。

その結果、長野県の南信の伊那地方ではミヤマシジミの生息地は、まだ各所で維持されており新しい生息地も発見された。しかし、中信、東信地方では生息地が激減していた。また北信も同様であった。県外の静岡県ではかつて生息記録のあった9地点を調査したが、成虫が確認できたのは3地点のみであった。また新潟県では1か所しか調査していないが、生息環境が保全されており成虫が確認できた。

以下に具体的な調査地点、調査日、調査項目を示す。

#### 1. 伊那地方の天竜川流域

辰野町荒神山、伊那市5か所(ますみヶ丘、三峰川、細萱、信大構内、伊那霊園)、宮田村、駒ヶ根市の調査地については、平成27年5月



図6 ごみ処理場建設のため消失するミヤマシジミ生息地と新たな保護区の地図

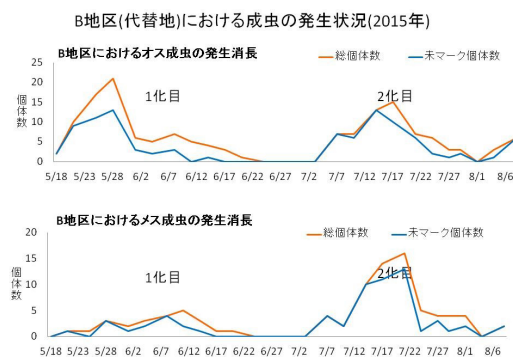


図7 平成27年の移植先でのミヤマシジミ発生季節変動

から9月まで、少なくとも週1回のペースで各生息地のモニタリング調査を25回実施した。

松川・座光寺・飯田・阿智村については、6月から成虫の発生時期は、月1回のペースで計7回の発生状況の調査を行うとともに、冬期(平成26年12月20日,平成27年1月18日,1月24日)と春期(平成27年4月23日,5月13日)に越冬卵調査とコマツナギ群落の分布調査を実施した。

## 2. その他長野県内の生息地調査

松本市の梓川生息地は、平成26年10月18日に第3化成虫の生息調査,11月1日と11月21日には越冬卵とコマツナギ群落の分布調査を実施,また平成27年には成虫の生息調査を実施した。

安曇野市の3ヶ所の生息地(堀金・烏川,穂高)は平成27年6月19日,6月22日に第1化成虫の生息調査を実施した。6月から成虫の発生時期は、月1回のペースで計7回の発生状況の調査を行った。

白馬町の松川へは4月20日にコマツナギ群落調査,6月24日に第1化成虫の生息調査を実施した。また東信地方で数少ない小諸市の生息地へは、第1化成虫期の6月14日と第2化の8月4日に生息調査に出かけた。

## 3. 県外の生息地調査

新潟県糸魚川市の生息地は平成27年3月6日に生息地の確認,6月23日に第1化成虫の生息調査を実施した。

静岡県内では天竜川,大井川,安部川の河川敷において,第2化成虫出現時の平成27年8月6-7日と第3化の9月20-21日に調査を実施した。

## VI. DNA 解析

生息調査時には、DNA解析のためのミヤマ

シジミ成虫のサンプリングを行った。本研究会によって発見された伊那谷に10数か所ある小さな地域個体群から解析用のサンプルを入手することができた。また伊那谷と比較するため、県内では松本,安曇野,白馬,小諸など、県外では新潟県と静岡県でのサンプルを得て、DNA解析を進めている。

DNA抽出は胸部・飛翔筋から採取し,解析は、mtDNAのCOIとND5,Cytb領域で行う。現在48個体の遺伝子シーケンスが終了,残りのサンプルのデータを待って系統解析の作業に入る。予備的にDNAデータの解析を行ったところ、県内だけでも4つのハプロタイプが発見され、河川の流域ごとにタイプが異なることがわかった(図7)。

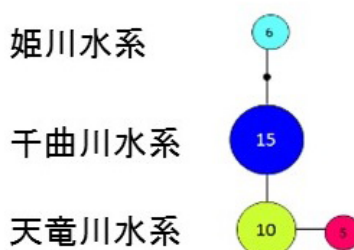


図7 長野県内の河川の流域ごとに異なるミヤマシジミの4つのハプロタイプ. COI+ND5

## VII. その他の活動

平成27年5月23日,信州大学農学部において,幹事会を開催した。9月に実施される「人と生きものつながり創生全国フォーラム」とミヤマシジミ研究会主催公開講演・研究発表会「伊那谷の小さな妖精ミヤマシジミー保全活動の最前線ー」についての打合せを行った。8月28日には、本研究会は長野県知事立会いのもと県庁で、総合環境企業のミヤマ株式会社と「生物多様性保全パートナーシップ」を締結した。

25th Pro Natura Fund Domestic Activity

## Conservation method of *Lycaeides argyrognomon* and dissemination activities of biodiversity in Shinshu District

NAKAMURA Hiroshi, KODA Keiko, TSUCHIDA Hidemi,  
NAKAMURA Shinichi and OKAMURA Hiroshi

Key words: *Indigofera pseudotinctoria*, preservation area, transplanting technique, distribution survey, DNA analysis, symposium

第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

## 芦生天然林保全へ向けた中山間地域と大学の「知」の結びつき による活動体制の形成

京都大学フィールド科学教育研究センター  
徳地直子<sup>1</sup>・石丸香苗<sup>2</sup>・坂野上なお<sup>1</sup>・伊勢武史<sup>1</sup>

キーワード： 大学研究林， 森林保全， 森林教育， 資料館

### I. 背景と目的

芦生研究林は大正 10 年に学術演習および研究を目的として設定されて以来，関西に残る貴重な大規模天然生林として多くの人々を惹きつけてやまない。本活動は，学生を含めた大学・地域住民・利用者・NPO や行政ら芦生研究林に関わる多様な立場のステークホルダーら各々の「知」を持ち寄り，共に芦生研究林の保全に向けての活動を検討する場づくりおよび情報発信基盤を整えることによって，シカ食害・ナラ枯れ等の危機的状況下にある芦生研究林の多様性に富む森林の維持方法を模索するものである。さらに，展示に触れた第三者にとっても従来の啓蒙的な思想からではない情報によって，森林の意義についての気づきがあることが期待される。現在，大学・近隣地域住民・自治体が協力した「芦生地域有害鳥獣対策協議会」が結成されているが，芦生研究林は地域住民・学生を含めた大学関係者・利用者ら様々な人の関わる森林であるため，更に広い範囲の人々による異なる立場からの保全への取組み案と，境界を超えた検討が必要である。本課題では，芦生研究林の資料館（以下，斧蛇館）の展示内容を，芦生研究林を囲む立場の異なるステークホルダ

ーで検討することを通じ，斧蛇館を活動の場として整備することを目的とする。

### II. 活動内容

芦生研究林を取り巻く，立場の異なる人々との活動を通じ，芦生研究林をよりよく理解するための場として，芦生研究林に既存の斧蛇館の整備を行う（図 1）。活動としては，以下のようなものを行った。

#### 1. 芦生研究林を知らない外部の人々による散策を通じた芦生研究林に対する意識調査

2014 年 11 月 15～16 日にこれまで芦生研究林を訪問したことのない大阪府の高校生ならびに指導教員，その他の方々にご参加いただき，



図 1 これまでの斧蛇館。今回の活動前の資料館の様子

1: 京都大学フィールド科学教育研究センター 2: 岡山大学地域総合研究センター  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開



芦生研究林内を散策して芦生研究林を知ってもらい、斧蛇館を見学し、それらに対する意見徴収を行った。

## 2. 芦生研究林を直接利用する人々とのミーティング

2015年3月16日に芦生研究林をガイドとして利用している人々、ならびにガイドが所属し、ガイドツアーを運営する経営体(4団体)に参加してもらい、芦生研究林の現状を説明し、今後の対応についての意識調査を行った(図2a)。

## 3. 芦生研究林外部の人々に対する意識調査

2015年5月15日に京都大学フィールド科学教育研究センター内において、一般の方を対象

に芦生研究林の紹介を行い、芦生研究林ならびに今後の利用についての意見徴収を行った(図2b)。

## 4. 京都大学の学生による芦生研究林の実習利用を通じた芦生研究林のあり方に対する検討

2015年8月および9月に京都大学の全学部の学生を対象として芦生研究林の実習を行い、芦生研究林での森林学習を通じて、芦生研究林の今後のあり方などを検討した。

## 5. 斧蛇館の展示内容の検討・作成

1から3の芦生研究林をめぐる多くのステークホルダーの意見を総合し、芦生研究林をよりよく理解していただける展示内容を検討した。



図2 ミーティングの様子。(a) 芦生ガイド対象のミーティング (b) 一般の方とのミーティング

### Ⅲ. 斧蛇館展示内容の検討

斧蛇館は地味な存在ながら、芦生研究林に関する気象や植生などの基礎知識を得られる場として機能してきた。しかしながら、大学の研究林であり、そのため行われた数多くの研究によって得られた知見を芦生研究林の訪問者に知らせるという点では十分とはいえず、今回の立場の異なるステークホルダーへのアンケートにおいても、その点についての指摘が多かった。そこで、現在芦生研究林においてもっとも大きな課題となっている、シカによる食害の影響を扱った研究について、新しく紹介するなどの変更を加えた。

また、意識調査を行った数回のミーティング

に集まってくださった方々の中には、芦生研究林の歴史や森林に根差した地域文化について興味を持たれている方も少なくなかった（表1）。これを踏まえ、原生林とも呼ばれる芦生研究林が、実は江戸時代にも木地師たちが定住して森林を利用していった過去の歴史についても紹介した。

展示方法については、対象となるものが“森林”，“樹木”が主であるため、その動的な魅力を表現することが難しい。そのため、各季節で撮影された樹木の四季折々の様子をスライドショーで伝えるように工夫した。写真については、写真家であり芦生研究林の愛好家でもある利用者から無償で提供された。

表1 5月に行われた芦生研究林外部に対するミーティングに寄せられた参加者の声（抜粋）。参加者に行ったアンケート中、芦生研究林に対する希望など、の項目

70歳男性	京都市	土の中の微生物。研究林の動物達。四季の様子。
70歳男性	山城	生態系。めずらしい樹木・生物の標本。過去の研究成果。今後の取り組み。子供向けから専門的などところへと。建物も樹木主体で。われわれ一般市民も参加できれば嬉しい。
60歳女性	京都市	今回初めてだったので、他の場所にも行ってみたいと思いました。
60歳男性	京都市	保全とバランスのとれた公開
60歳女性	中丹	このままがいい。このままがいいと感じました。
50歳女性	南丹	今回は資料館の中へは入館できていませんので、現在どのように展示されているのか不明です。 できましたら、1日コースでゆくり芦生研究林の説明をしていただければ嬉しいです。 資料館の中にすでにあるかもしれませんが、レッドデータブックののっている植物等、また、今後消えていくであろう(すでに消滅したもの)についても、教えて頂きたいです。 また、日本の里山が現代どのような状況にあるのか、身近な所にありながら、関心を持っていない人が多いので、どのような働きかけをすれば、皆が森に関心を持つようになるのか、芦生から発信していただきたいです。
70歳男性	京都市	研究林の調査の為なら、手弁当でも参加(ボランティア)しますので、もっと多くの方々(芦生の森に興味を持っている)を募集されたいと思います。
70歳男性	山城	植生(樹木の名前、由来、その性質)について 樹木や動物、川などが一体となった森の有機的な機能等について、もう少し詳しく勉強したい。
70歳男性	山城	小中学生が自然のフィールドに関心を持つようなものを視覚化したり、動きのある展示(3D)で表現できればいいと思う。 研究員の方が取り組んでいるテーマについて、問題意識を共有できるような簡単な実験(体験)装置や仕掛けがあればよい。 美山の四季の変化の大きさが自然や人間に、どのように良くも悪くも影響してきたか肌で感じられればよい。 人工の杉林や白神山地のブナ林とは全く異なる芦生の素晴らしい景色が分かる展示を期待します。 お世話になり、ありがとうございました。
60歳女性	山城	熊野古道・京都トレイルなど歩いていますが、杉林や人の手が入った道にはない自然が感じられて良かった。特に、先生の説明で、芦生の森の歴史・大切さが理解できました。100年以降も、継続して研究林のままであって欲しい。 森は、100年の単位ではなく、長い時間をかけて存在して恵みを与えて欲しいです。

高い天然度をもった森林であることが芦生研究林の魅力のひとつであるという声が多い一方で、それらは多くの方々が利用することによって失われる。芦生研究林の利用度の高いエリア（上谷エリア）の利用は、知識をもったガイドとの利用のみとし、その他の利用に関しては、

代替案としてトロッコ道や林道を紹介して、利用の集中を図ることとした。そのため、トロッコ道や林道のマップを作製し、それぞれの場所が持つ魅力をわかりやすく示すこととした（図3）。マップの作製については、芦生研究林の景色や植物を好んで描く画家である利用者の方の

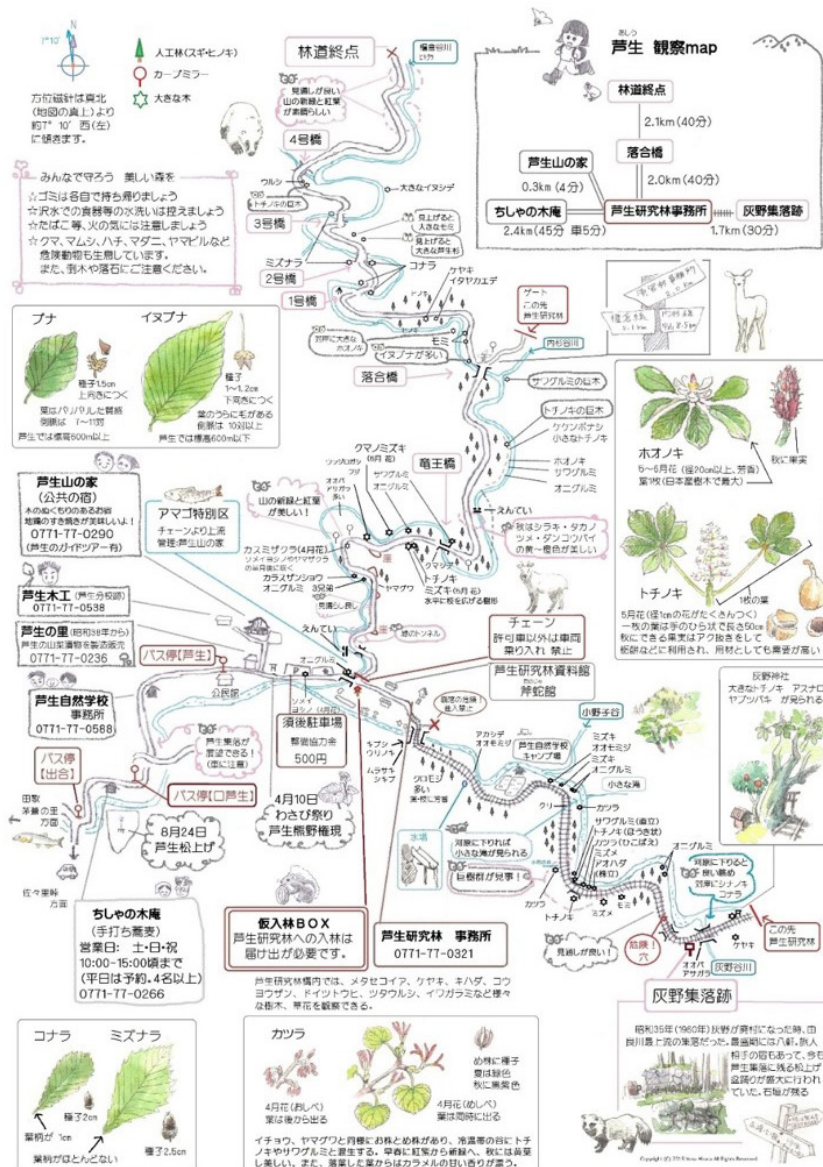


図3 トロッコ道・林道の見どころを示したマップ。芦生のコアエリアの保全のために、それ以外の場所での散策を促すために作成された地図。



ご協力をいただいた。これらのマップは斧蛇館に新たに整備された資料棚に置かれ、見学者が利用できるようにした。

パネルの展示には限界があるため、芦生研究林に関する既存の文献や樹木図鑑もできるだけ購入し、それらも展示する資料棚に設置した。

古い建物であるため、そもそも全体に薄暗いものであった。そのため、展示が見にくいという指摘があり、今回展示パネルに対する照明を行い、高齢の方も文字が見やすいように配慮した(図4)。

#### IV. 終わりに

日常的には芦生研究林を利用する学生や研究者の対応のみであるが、今回芦生研究林をめぐ

る様々な立場の方々とお話しをさせていただく機会を得た。そこで、その方々がどんなに芦生研究林を大切に思っておられるか、また、芦生研究林を初めて知った人々がその重要性を理解し、保全に協力したいと感じるのかを知り、非常に感銘を受けることが多かった。今後も、芦生研究そのもの、また芦生研究林で得られた知見を広められるように努力したい。

また、助成を申請した時点では斧蛇館の耐震工事が終了してからの活動となるはずであったが、耐震工事が遅れたため、活動の途中で斧蛇館が使用できなくなり(2015(平成27)年当初から9月末)、実際の斧蛇館での打合せや検討が十分にできなかったことが悔やまれる。



図4 展示内容が検討された新しい斧蛇館。(a)説明・打合せなどに用いることができる場の設置された新しい斧蛇館 (b)アンケートなどに基づいて加えられた展示物

25th Pro Natura Fund Domestic Activity

## Building cooperative system to enhance wisdom of university and locals toward Ashiu natural forest conservation

TOKUCHI Naoko, ISHIMARU Kanae, SAKANOUÉ Nao and ISE Takeshi

Key words: University forest, forest conservation, forest education, visiting center



## 伊豆諸島青ヶ島・利島の植生シンポジウム開催と植生誌編纂

### 伊豆諸島植生研究グループ

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

キーワード： 観察会，普及活動，絶滅危惧種，保全，火山島，島民

#### I. はじめに

伊豆諸島は相模湾南方海上に位置する火山島であり，植物について固有あるいは準固有の分類群を多数有する．火山活動によって，様々な遷移段階の植物群落が存在する一方で，長期間噴火の影響を受けていない極相林も残されている．また，高標高部では，風，雲霧，火山活動により，極めて多様な植物群落が成立している．このような，貴重な植生を保全するには，その基礎資料となる植生誌が必要である．本活動は，伊豆諸島各島の植生誌を編纂することならびに，各島において講演会や観察会を企画し，植生とその保護に関する普及活動に取り組むことを目的としている．本活動では，これまで御蔵島，三宅島，新島，神津島，八丈島，大島で活動を行ってきた．2015年については，青ヶ島と利島の植生誌の編纂を行うとともに，講演会と観察会を行った．これらの活動の成果について報告する．

#### II. 青ヶ島の植生誌編纂

現地調査から収集した資料（28 地点）をまとめ，「青ヶ島の植生」として冊子を作製した（図 1，2）．タブノキーハドノキ群落，タブノキー

ラセイタタマアジサイ群落，ラセイタタマアジサイ - ガクアジサイ群集，トベラ - マサキ群落，キボウシノ群落，アカメガシワ - カニクサ群落，ハチジョウススキ - イソギク群集，フシゲチガヤ群落，クグテンツキ - フタバムグラ群落の 9 群落がリストアップされた．特に，アカメガシワ - カニクサ群落やクグテンツキ - フタバムグラ群落は，青ヶ島の噴気孔周辺に特異的に分布する学術的に貴重な植物群落である．

#### III. 利島の植生誌編纂

現地調査から収集した資料（37 地点）をまとめ，「利島の植生」として冊子を作製した（図 3，4）．スダジイ - オオシマカンスゲ群落，タブノキ - ヤブニッケイ群落，オオシマザクラ - オオバエゴノキ群集，ヤマグルマ - ユズリハ群集，トベラ - マサキ群落，シチトウタラノキ群落，ラセイタタマアジサイ - ガクアジサイ群集，ハチジョウススキ - イソギク群集，ハチジョウアザミ - アシタバ群集の 9 群落がリストアップされた．特に，スダジイ - オオシマカンスゲ群落については，スダジイ巨樹を含む自然性の高い貴重な群落である．

1: 筑波大学 2: 東京農工大学  
2015.12.2 受付 2017.6.20 公開

## 青ヶ島の植生



平成27年11月

伊豆諸島植生研究グループ

公益財団法人 自然保護助成基金

第25期プロ・ナトゥーラファンド助成 成果報告書

pro natura  
Foundation-Japan

図1 青ヶ島の植生の表紙

### 4.2 各群落の特徴

以下、各群落の特徴を述べる。

(1) タブノキーハドノキ群落 (図1、3、図2、3、4、5、6、7、8、9)  
タブノキが優占する常緑広葉樹林であり、ホルトノキの優占度も高い。オオタニワタリ、ハドノキ、ホルトノキ、タマシダ、ヌカボシタリハラン、イヌマキ、オオムラサキシキブ、ヤブニッケイ、マンリョウ、コウモシダによって青ヶ島の他の本群集から識別される。また、低木層ではハドノキが多い。また、池の沢内の段崖上の林分では、林床の段崖上にオオタニワタリが群生する。ノコギリシダ、ハチジョウカナワラビ、イズハイホラゴケ、マツブランなど、シダ植物が豊富である。青ヶ島でも発達した緩衝群落である。かつて薪炭利用のために伐採され、その後再生した萌芽二次林が多い。また、伊豆諸島の代表的な常緑広葉樹であるスダジイは稀に出現する。青ヶ島では、池の沢内の段崖上、火山、カルデラ内の崖上を中心に広く分布する。カルデラ外でも谷沿いで強風の影響が少ない場所でも一部に分布する。識別種でもあるオオタニワタリは常緑植物であり、樹上に生育することが多く、樹上着生は青ヶ島でも見られる。1780年から1785年の噴火で増殖した段崖上が、本編の定章に遺しているため、このような特徴的な景観、すなわちオオタニワタリが林床で優占するという景観が成立したものと考えられる。



図2 タブノキーハドノキ群落。  
オオタニワタリが林床に見られ、低木層にはハドノキがみられる。(2014年、青ヶ島)

7

図2 青ヶ島の植生の内容例

## 利島の植生



平成27年11月

伊豆諸島植生研究グループ

公益財団法人 自然保護助成基金

第25期プロ・ナトゥーラファンド助成 成果報告書

pro natura  
Foundation-Japan

図3 利島の植生の表紙

### 4.2 各群落の特徴

以下、各群落の特徴を述べる。

(1) スダジイ-オオシマカンスグ群落 (表1、5、図1、2、3、4、5)  
スダジイが優占する常緑広葉樹林である。スダジイ、ホンバカナワラビ、アリドオリシ、ツルクウジなどによって利島の他の本群集から識別される。また、タブノキ、ヤブソバキ、シロダモ、ヤブニッケイなどの常緑広葉樹の高木・亜高木、アオキなどの常緑広葉樹の低木、アヒカサバ、フクロカサバなどの常緑性ツル植物、ミジシダ、ヘニンシダなどのシダ植物が高層域(高層在葉)で出現する。また、カネツツクキ等の常緑低木であり、伊豆諸島にはほぼ周年分布するオオシマカンスグも高層域(高層在葉)で出現する。このオオシマカンスグなどの出現から本州に分布するホンバカナワラビ-スダジイ群落とは異なる群落とされる。

利島でも発達した緩衝群落であり、スダジイの巨樹を含む林分も多い。自然林の根、かつて薪炭利用のために伐採され、その後再生した萌芽二次林も含まれる自然性の高いものは、島の南部に多い。



図1 スダジイ-オオシマカンスグ群落。  
オオシマカンスグが林床に見られる。(2015年、利島)

10

図4 利島の植生の表紙の内容例

青ヶ島における講演会・観察会

主催：伊豆諸島植生研究グループ，青ヶ島選住太鼓

後援：青ヶ島村教育委員会

講演会（図5）

タイトル：「青ヶ島の植物と森」

日時：平成27年5月23日（土）13:30～15:30

場所：青ヶ島村 ふれあいサウナ内 会議室

参加者：7名

内容：

1. 青ヶ島と伊豆諸島の植生とその特徴・自然

保護の取り組み（筑波大学 上條隆志）

2. 青ヶ島の植物から花の造りを紐解く（七島花の会 石橋正行）

3. 新島自然愛好会での活動（元都立新島高校 八木正徳）

現地観察会（図6）

日時：平成27年5月23日（土）9:30～11:30

集合場所：青ヶ島村 丸山・ふれあいサウナ前

内容：噴気孔植物群落とタブノキ林の観察

参加者：22名



図5 青ヶ島での講演会



図6 青ヶ島での観察会



## 利島における講演会・観察会

主催：伊豆諸島植生研究グループ

協力：利島村役場 総務課，産業・環境課

### 講演会（図7）

タイトル：「利島の森と植物を知ろう」

日時：平成27年9月19日（土）13:30～15:30

場所：利島村 勤労福祉会館

参加人数：27名

内容：

1. 利島の森と植物たち（筑波大学 上條隆志）
2. 伊豆諸島の島々の森と植物の特徴（東京農工大学 星野義延）

### 現地観察会（図8）

日時：平成27年9月20日（日）8:45～10:45

集合場所：利島村 南ヶ山園地周辺

内容：スタジイ林の観察

参加人数：17名



図7 利島での講演会

## IV. 成果のまとめ

両島の人口は約200人（青ヶ島）と約340人（利島）であり、全人口を基準とした参加率は高く、広く関心を集めることができた。青ヶ島の活動で特筆できる点は、1) 観察会の場合が希少植物生育地であり、その保全に関して高い教育・普及効果を発揮できたこと、2) 小学生が多数参加したことが挙げられる。利島については、つばき植林が盛んな島であり、植物の伝統的利用の知識は豊富な方々と交流ができたことが挙げられる。作成した「青ヶ島の植生」と「利島の植生」については両島で配布する。

## V. 今後の活動の展望

4期にわたる活動によって、8島の植生誌を作成することができた。また、伊豆諸島の全町村において、シンポジウムを開催することができた。2016年は、伊豆諸島の植生の普及版の作成、式根島（新島村）での自然観察会と自然保護活動への協力を行うとともに、伊豆諸島全体の植生誌編纂に取り掛かりたい。



図8 利島での観察会





25th Pro Natura Fund Domestic Activity

## Compilation of vegetation and symposium on Aoga-shima and Toshima, the Izu Islands

KAMIJO Takashi, HOSHINO Yoshonobu. MASANORI Yagi,  
KAWAGOE Minami and ISHIBASHI Masayuki

Key words: nature observation meeting, outreach, endangered species, conservation,  
volcanic island, islander

## 世界遺産富士山のロードキル実態調査及び情報公開プロジェクト

富士山アウトドアミュージアム  
舟津宏昭・舟津章子・藤原沙織

キーワード：野生生物，ピンポイント，森の中におじゃまします，動物注意看板

### I. 調査期間

期間は 2014 年 10 月 1 日から，2015 年 9 月 30 日まで週 2 回以上（平日 1 回，休日 1 回）行なった。

### II. 調査範囲

富士山麓の主要国道（国道 137 号線，138 号線，139 号線，469 号線），主要県道（山梨県道 21 号線，71 号線，静岡県道 72 号線，24 号線等），山麓の主要林道や一般生活道等を中心に，富士五湖湖畔道路等も含めて調査した。調査対象エリアをすべて走行すると約 200 km/1 回となる。

### III. 調査方法

週 2 回以上の自主調査活動は，山麓道路を通行し目視で被害地点を調査し，被害個体や轢死跡（血痕や消毒用の石灰散布地点）を確認した場合に，下記の項目について可能な限り記録した。

- 1) 位置情報（GPS 情報含む）
- 2) 発見日時
- 3) 天候
- 4) 被害種
- 5) 被害個体の測定値（頭胴長，体高等）

6) 被害個体の特徴，被害部位等

7) 目視による周辺状況の確認

8) 被害地点及び被害種の写真撮影

また，ロードキルの発見を通報してもらうためのチラシを関係機関や地域住民等に配布し，通報があった場合には自主調査活動以外に 365 日 24 時間体制で通報を受け，現場確認に向かい上記項目について記録した。記録したデータはすべてデータベース化し，EverNote, GoogleMap, GoogleEarth 等のクラウドサービスも利用して位置情報とともに記録を保存し，可視化した（図 1）。

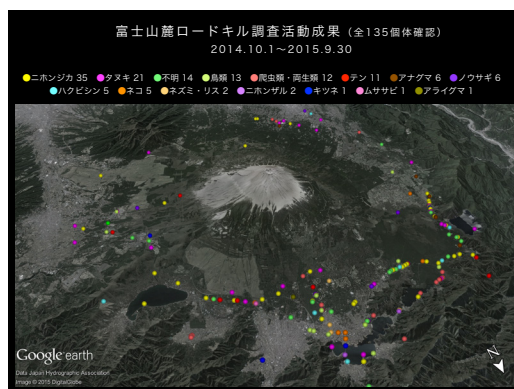


図 1 富士山麓ロードキル調査活動成果（2014.10.1～2015.9.30）地図データ。ロードキル被害にあった個体を地図上にマッピング。どこでどんな動物が被害にあっているのかを分析。

#### IV. 調査結果

期間中に発見・確認できたロードキルは 135 個体 25 種（判別不明は 14 個体）で、最も多い被害種はニホンジカ（35 個体）であった。富士山麓にも数多く生息しているはずのイノシシのロードキルは確認することができなかった。鳥類のロードキルの発生は想定していなかったが、13 個体も確認することができた。特定外来生物に指定されているアライグマのロードキルを確認することができ、すでに富士山麓に生息していることも確認することができた（図 2）。

確認地域別では、山梨県側青木ヶ原樹海周辺、北富士演習場周辺、静岡県側では市街地に比較的近い国道や県道周辺が多く、自治体別では富士河口湖町が最も多かった（60 個体）。調査期間中の発生時期を集計すると、春先の被害が最も多かった（51 個体）。ロードキルの発生地点の特徴を調べるために、調査エリア内の動物注

意警告看板、標識等の設置状況を確認し、101 地点には常設されていることを確認した。

実際にロードキルを発生させてしまった地域住民にヒアリングを行い（4 件）、発生状況や自動車の被害の状況などを確認した。

#### V. 検証・考察・課題

最も被害の多いニホンジカのロードキルは、ニホンジカのそもそもの個体数の多さもさることながら、行動範囲の広さ、活動時間などにも他の種との違いがあるのかもしれない。特に被害個体に若い個体が比較的多かったことも、今後検証していきたい。

被害種の多くはタヌキ、テン、アナグマ、ノウサギといった地上生活者であり、逆に樹上を移動することの多いリスやサル、ムササビなどの被害は少なかった。ヤマネは確認することができなかった。ただし、樹上生活者の多くは体が小型のものが多いため、仮にロードキルに遭った場合でもカラスやトビなどの捕食者によっ

富士山麓ロードキル調査活動成果（全135個体確認） 2014.10.1～2015.9.30					
確認種・確認数（五十音順）		確認地域別		確認月別	
アオゲラ	1	富士山北麓（山梨県側）	102	3～5月	51
アオダイショウ	1	富士吉田市	9	6～8月	24
アズマヒキガエル	8	甲府市	1	9～11月	33
アナグマ	6	笛吹市	2	12～2月	27
アライグマ	1	富士河口湖町	60		
オオバン	1	忍野村	3		
キジ	1	鳴沢村	17		
キツネ	1	山中湖村	10		
シジュウカラ	1	富士山南麓（静岡県側）	33		
シマヘビ	2	御殿場市	7		
ジムグリ	1	裾野市	2		
タヌキ	21	富士市	1		
テン	11	富士宮市	17		
トビ	1	小山町	6		
ドブネズミ	1				
ニホンザル	2				
ニホンジカ	35				
ニホンリス	1				
ネコ	5				
ノウサギ	6				
ハシブトガラス	3				
ハクビシン	5				
ヒヨドリ	1				
ムササビ	1				
ヤマカガシ	1				
不明	14				

確認主要道路別	
国道137号線	8
国道138号線	19
国道139号線	48
国道469号線	4
県道21号線（山梨）	13
県道23号線（静岡）	3
県道72号線（静岡）	4
その他	40

図2 富士山麓ロードキル調査活動成果(2014.10.1～2015.9.30) 確認種・確認数等、ロードキル被害にあった個体を種別、個体数、地域別、月別、道路別。どこでどんな動物が被害にあっているのかを分析。

て持ち去られている可能性もあるため、今後の調査活動でも注視していく必要がある。

調査協力者の偏りがあるため、今回の調査では山梨県側の被害状況を多く確認することができたが、今後の調査では静岡県側の状況確認を重点的に実施する必要がある。

野生動物注意の警告看板等が設置されている場所では、多くのロードキルが発生していたことから、警告看板や標識によるドライバーへの警告効果は低いと考えられる。ロードキルの被害にあっている動物種の季節的な変化を顕著に確認することができたことは、この調査の成果として特筆できることであった。例えば国道138号線では冬期間のテンの出現、ロードキル発生が多く、春には受胎した様々な種の母親たちが被害にあっていることがわかった。今後は各動物種の生活史などと照らし合わせることでよりデータの精度を上げることができるかもしれない。今回のデータはあくまでも当団体によって確認することができた個体のみであり、撥ねられた跡に森のなかで絶命してしまった個体や、他の動物によって持ち去られてしまった個体、通報や現場確認の遅れなどの未確認事案を含めると、本データ数の数倍の発生件数があることを推定することができる。また、ロードキルの発生時間を特定することができたのがごく僅かだった。発生時間を少しでも特定できる件

数を増やすことができれば、位置情報と発生時間をもとにした情報提供につなげることができると、今後発生時間の特定方法については研究していきたい。

本調査では目視による被害状況の記録にとどまったが、被害個体の毛や血痕、骨等のサンプルから得られる情報もあるかもしれないので、今後は積極的にサンプルを回収していきたい。しかし、いずれの調査結果や考察も、一年間での調査結果をもとにしたものであり、データの信憑性や有意性に乏しいため、今後数年間のモニタリングは必須である。

調査によって得られたデータを、野生動物と自動車社会のより安全な共生を目指した啓発活動と社会インフラ整備に活用していきたい。具体的にはカーナビと連動した警告情報の発信、レンタカー・カーシェアリング利用時のドライバーや、教習所での啓発活動、衝突軽減ブレーキシステムの検知性能の向上や野生動物の忌避行動につなげられるシステムへの寄与、野生動物の生息する地域での自動車保険の特約制度の開発、生息する野生動物にも優しいセーフティドライブの啓発など、燃費向上など現在主流となっているものとは別の角度からの環境配慮型自動車社会を目指した取り組みにつなげていきたい。

25th Pro Natura Fund Domestic Activity

## Field survey of road kills in world heritage Mount Fuji and information disclosure project

FUNATSU Hiroaki, FUNATSU Akiko and FUJIHARA Saori

Key words: Wildlife, pinpoint, "Morino nakani ojama shimasu", animal warning board



25th Pro Natura Fund Overseas Grant

## Investigate Remaining Population and Habitat Preferences of Bornean Rhinoceros in Kalimantan

Yuyun Kurniawan<sup>1</sup>

The discovery of the signs of Sumatran Rhino (*Dicerorhinus sumatrensis*) in Kutai Barat, East Kalimantan in early 2013 becomes an important moment for rhino conservation in Indonesia. This finding indirectly respond the rumor of rhino status in Kalimantan that has believed been extinct since decades ago.

The presence of Sumatran rhinoceros (*Dicerorhinus sumatrensis harrissonii*) in East Kalimantan has been compiled as secondary information from mid to late 1990's in the work of Meijaard (1996). Since then, the presence of this species was no longer recorded and there is no valid proof of presence of the Sumatran rhino in this area. Therefore, Sumatran rhino in East Kalimantan is considered to be extinct. This paradigm is shifted with the finding of rhino footprint in 2013 by WWF and partners. This finding is further strengthened by video footage from automatic video camera (camera trap) installed in the area where the footprints are found. Based on this finding, WWF team estimated a number of rhinoceros still thrive in East Kalimantan, but the distribution, population size and threats to this population are not yet known.

Rhino Study Group at Mulawarman University is intend to enrich the knowledge on Sumatran rhino population by studying the distribution, habitat suitability and population viability. The study is taken in some area at the border of Central and East Kalimantan Provinces. Twenty nine grid samples were chosen from the location where rhinos were predicted to be present in 2013. Results of this study proved that the area surveyed is inhabited by rhino and have high suitability of rhino habitat. Based on the anecdotal information of the survey team and also local people, rhinos were most likely live in similar environment condition with the human like as near river bank, in flat to sloping terrain and in the low land areas. From this study, the decline of Sumatran rhino in Kalimantan also well understood where massive hunting has the main reason of its decline. It recognized by information from local community and also proved by rhino's parts that is still kept by local people in several villages.

### INTRODUCTION

Having almost no signs of the rhino's existence, most people assume that the Sumatran rhinos in Kalimantan are extinct. This premature assumption was perceived since there was lack of scientific historical record of Sumatran rhinos in this region unless some limited records from Harisson which was published at the Time Magazine (1946).

The latest record was from Meijaard (1996) that stated Sumatran rhino inhabits the areas of Long Bangun, the mountainside of Batuajau mountain and around the hill of Buringayo. That premature assumption of Sumatran rhino in Kalimantan have automatically encountered since the World Wildlife Fund (WWF) study of 2013 confirmed the existence of Sumatran

---

1: Rhino Study Group, Mulawarman University  
Received 2015 12.31, Published 2017.6.20

rhino in East Kalimantan. The data used in the WWF 2013 study are the rhinos' footprints and several automatic video camera recordings (WWF Indonesia – West Kutai, 2013). Responding to the findings, a young scientist group at Mulawarman University follows up this through a study to learn the habitat and population of Sumatran rhinos. The aim of study understands the habitat and population of Sumatran rhino. The areas of the forest in this study are located in the border of two provinces are East and Central Kalimantan, but the core study area is in two districts at East Kalimantan; they are West Kutai and Mahakam Ulu. These two areas are located in the upper reaches of Mahakam River in East Kalimantan province. Mahakam River has a vital role for the inhabitants that live in the upper and middle reaches, as well as those who live in the mouth of the river. People who live in the upper reaches area utilize the watersheds as the means of transportation and also as the source of protein (fish), meanwhile those who live in middle reaches area use the water from the river for draining their rice fields and agriculture. Those that reside along the tributary area of Mahakam River, utilise the river as their source of drinking water, other daily needs (bathing and washing), protein and transportation. Consequently, the holistic condition of forest in upper reacher area will influence the quality of the river and people who depend on the watersheds (DAS) of Mahakam River.

#### **SCOPE OF THE STUDY**

The scope of the study includes three parts, they are;

1) To understand historical distribution of Sumatran rhino by in-depth interview with local community;

2) To analyze the status and condition of the Sumatran rhinos habitat with the use of a habitat survey that are based on certain grid cells to determine the habitat of the rhinos; and

3) To analyze the population of Sumatran rhinos based on the primary data from the determined grid cells and also information about the presence of the rhinos from local inhabitants (secondary data).

#### **METHODOLOGY**

The method applied in this study was an analysis of habitat of Sumatran rhinos. This method was developed by several practitioners of rhino conservation as mentioned in the survey and monitoring guidelines for Sumatran rhinos. This method covers grid and sub-grid method, survey, data recording, and ad hoc record (PHKA, 2014). Based on these guidelines, the survey location was divided into grid areas where each area has sized 4 x 4 km<sup>2</sup>. The grids have become the survey unit of the sample in the rhino's habitat survey. While to understand the historical distribution of Sumatran rhino, an in-depth interview to local community will be conducted. Respondents from local community will be selected purposively and continues to other respondent through a snow ball method. Interview will be terminated upon the common information is relatively gathered from different respondents in an certain area.

#### **1. HABITAT**

Refers to WWF Indonesia – West Kutai (2013), the areas that inhabited Sumatran rhino population is divided into three zones based on the fragmentation analysis of forest-cover and anecdotal information from the local people who know the existence of the rhinos (WWF Indonesia – West Kutai, 2013). These

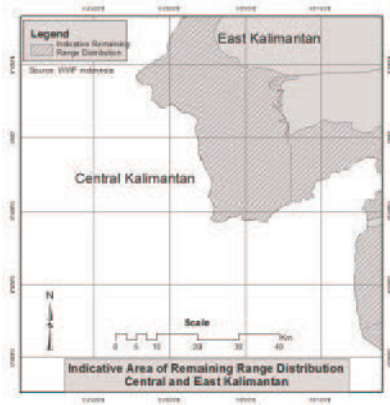


Fig. 1. Indicative Area of Remaining Range Distribution of Central and East Kalimantan Provinces



Fig. 2. Measuring the foot prints

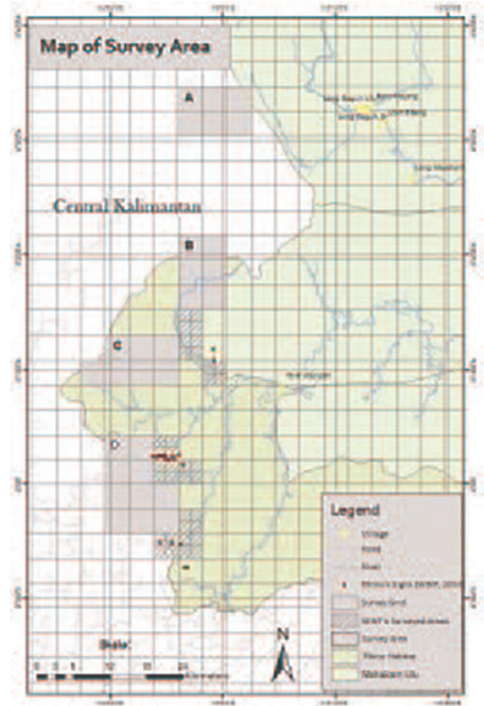


Fig. 3. Map of survey area

areas in located along near the border of Central and East Kalimantan (Fig. 1).

The habitat is defined based on the existence of rhino's signs within the last one or two years (Fig. 2).

### Rhinos' habitat

The current phase of rhinos' habitat survey is focused on the border of Central and East Kalimantan (Fig. 3). This action is a follow up of the study of Rhinos' existence which was conducted by WWF Indonesia-Kutai Barat Project in 2013. The sample grid survey was done by purposive sampling. There are several indicators which confirmed that rhinos in the survey location were mostly found in the river bank (riparian), they are; data gathered in 2013 related to the presence of rhinos, information from previous survey team and information from the local people. Based on this

indication, therefore survey was done by taking grid sample along the river bank in order to see the probability of finding the existence of rhinos.

Twenty nine grid samples were chosen from the location where rhinos were predicted to be present in 2013. The grids were rhinos found in 2013 located in different positions. Grids were located around the estimated area where rhinos were found in order to get pattern of rhinos' distribution in 2013.

Four teams were responsible to conduct survey on each grid sample (three primary grid samples for each team). The habitat survey covered data collection of the physical characteristics (soil, topography and water availability), vegetation, disturbance risk, and natural disaster risk (flood, landslide and forest fire). Subjective quantification was conducted by using Likert scale (0-4) in order

to see the occurrence of the risks based on the observation which was done by the teams in the location.

The 29 grid samples cover an area of 40.600 Ha. Table 3-1 below presents the location, team, survey method and the width of the survey area (Table 1).

Table. 1. Survey Areas of the rhinos' habitat in East Kalimantan

Area/River	Survey Team	Survey Method	Size of the Survey are (Ha)
Batu Ayau	A	Six grid cells	9.600
Dason	B	Six grid cells	9.600
Pariq	C	Seven gridcells	11.200
Selang	D	Twenty gridcells	16.000

## 2. VIABILITY ANALYSIS

### Habitat Suitability

The habitat suitability analysis was performed following Reza, Abdullah Bin Md Nor, and Ismail (2013) with necessary modification based on relevant criteria for Sumatran rhinos. According to Strien (1985), the relevant criteria for Sumatran Rhinos are as follows:

- 1) Topography/contour of the land based on the map analysis and data from the field (flat = very suitable);
- 2) Condition of the vegetation and/or succession (lowland vegetation/first succession = very suitable);
- 3) Water availability (water available year-round = very suitable);
- 4) Soil condition, availability and potential of mud puddle, and saltlick (litosol soil = very suitable);
- 5) Food availability (quantity and types of the food);
- 6) Human disturbances; and
- 7) Natural disaster (flood, landslide and forest fire).

Each criterion was evaluated semi-subjectively based on the perspectives of survey team that consists of the combination and agreement of the views from rhinos' expert/practitioner. Every

criterion has a score in order to show the level of suitability from each criterion to help supporting the rhinos' life. The scoring uses five Likert scale, ranging from Zero (0) for unsuitable to Four (4) for very suitable. The score/level is the average of all score of the parameters mentioned above.

## 3. HISTORICAL DISTRIBUTION

By tapping experience from previous social survey of Sumatran rhino distribution and refers to rhino discovery in the West Kutai of East Kalimantan, this study trying to expand investigation of rhino distribution in certain suspicious areas, especially in Central Kalimantan side. An in-depth interview with snow ball method was used during this survey. To help surveyor systematically interview the selected respondents, a list of open questions were prepared and tested before the survey conducted.

## RESULT AND DISCUSSION

The number of grid cells which were walked through by the survey teams was variable as a result of the terrain conditions of the surveyed area. Each team surveyed three primary grid-cell, however in flat and relatively easy to be walked through area, each team could survey 6 to 20 segments as shown in Fig. 4.

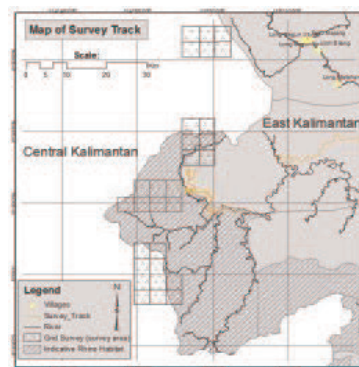


Fig. 4. Survey effort completed by each survey team

## 1. HABITAT

Based on the anecdotal information of the survey team and also local people, rhinos were most likely live in similar environment condition with the human like as near river bank, in flat to sloping terrain and in the low land areas.

Fig.5 is figuring out of the rhino's signs that are found based on terrain condition. Based on the findings, most sign is found in the flat to sloping areas and very few sign are found in step area.

Rhinos are commonly known that they have high dependency to water to make their body keep humid. This need make rhino always keep close to water. From the number of signs that were found during the study, most of them are found close to the water, especially river. The following graph is sign location and its distance to the rivers (Fig. 6). From this graph, it shown that the area is farer from the river have less signs compared to the area that closer to the river.

Based on the elevation, rhinos seem preferred to

be inhabited in lowland area below 200 m a.s.l. It proved by its findings as shown in the graph below (Fig. 7). However, an exemption some time occurred where rhino climb up to higher elevation, especially to hide from human or predator as a reason to maintain their body humidity, rhinos preferred to inhabit in certain forest cover from dry lowland forest with medium to rather close canopy areas (Fig. 8). This type of forest may protect rhino from direct sun light. Furthermore such forest also provides more food plants for rhino. As a browser herbivore, rhino not only eat young leaves, but they also use young branches as a food. More 80 species of plants are found eaten by rhino, most of these species are pioneers and only found in such forest type.

Based on those graphs, in general, all areas surveyed have high suitability as rhino habitat. The following table is a resume of that environment condition and score for its suitability (Table 2).

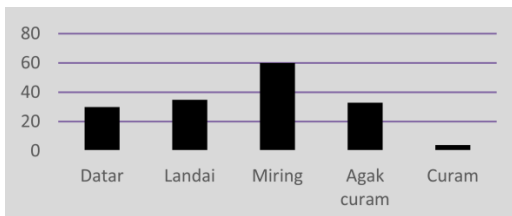


Fig. 5. Finding vs Slope

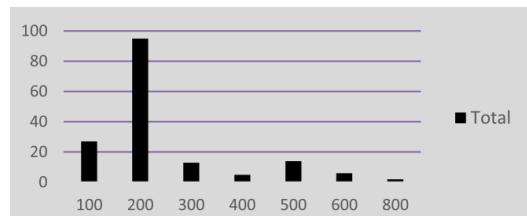


Fig. 7. Findings vs Elevation

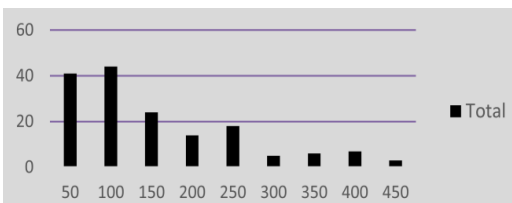


Fig. 6. Finding vs Distance to River

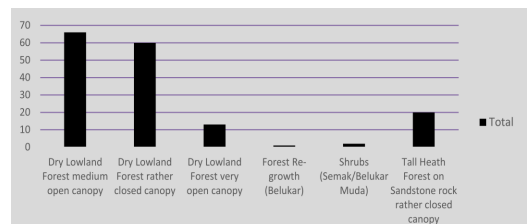


Fig. 8. Findings vs Forest Cover



Table 2 Environment Condition of Surveyed Area

Surveyed Locations	Habitat Preferences Score	Remarks
Batu Ayau	2	Small habitat, narrow shape, mobility limited
Dason	3	Rich foodplant, less human activity (disturbance), LOA
Pariq	2	Small habitat, narrow shape, mobility limited
Selang	4	Rich foodplant, water available all year, less human activity (disturbance), LOA



Fig. 9. Environment Condition of Surveyed Area

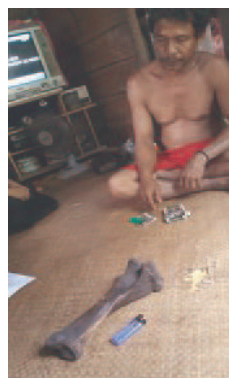


Fig. 10. rhino's bone from ancient hunting

## 2. TERRITORIAL STATUS AND FUNCTION OF RHINOS' HABITAT

The study of rhinos distribution based on sign survey indicates that rhinos are found in the forest typology, status and production forest. The result of the survey reveals that rhinos are discovered in the protected and production forest areas. In the conservational context of flora and fauna, the territorial status of production forest does not have the authority to urge government's commitment to allocate its natural resources with the intention to protect and manage this area (Fig. 9). Conservation effort will depend on the commitment of HPH (Forest Concessions) owners in this area to assign its resources for rhino conservation. Thus, the commitment of the company/private is able to support all the scenarios such as; HCVF, Forest Certification (for example FSC), and Biodiversity Offset Program (BBOP).

Ideally, the status of territorial area with foremost protection is National Park, however the decreasing population of rhinos in Kerinci National Park and Cat Tien National Park (Vietnam) demonstrates that the successful of conservation opportunities does not depend on the legal status of that area. In the meantime, the area which is governed by the private sector in Kenya (Laikipia reserve) does not have the potential as a National Park but has excellent records in rhinos' conservation. From the aforementioned examples, it is indicated that the successful opportunity of conserving does not rely on the legal status of the area.

## 3. HISTORICAL DISTRIBUTION

Results of social survey strongly proved that rhinos have ever inhabited along the border of Central and East Kalimantan. It proved by number of rhino's parts that are still kept by local people (Fig. 10).

Those parts being inherited by their ancestor from hunting era of rhino. From the number of rhino parts left in the community, it indicates that rhino hunting have ever massively occurred. According to respondents interview, rhino's parts are believed have various purposes, so that it has high economic value. But according to the respondent interviewed, there is no more rhino were seen since decades ago. So that most respondent believe if the rhinos are still survived, they may be hidden in an area where difficult to be accessed by human.

### CONCLUSION

The result of the survey conducted confirms the existence of rhinos in East Kalimantan and probably also exist in Central Kalimantan side. This finding is consistent with rhinos' distribution in early 1990s as noted by Meijaard (1996) that showed the indication of rhinos' existence in the same region. Further studies showed that rhinos' habitat in have distinct characteristics, yet the best characteristics are shown in Dason and Pariq.

- a) Rhino have been known by local people and its parts are economically values and being believed as medicine purpose.
- b) Sumatran rhino population are still remain in Kalimantan, but the population is believed very rare. It may be at the brink of extinction.
- c) Secondary forest is preferred habitat for rhino
- d) Intermediate disturbance may create better habitat for rhino.
- e) Intermediate disturbance to forest is proved beneficial to rhino. It creates secondary forest which is provide food for rhino.

f) Beside food, rhino have also high dependency to water. As common big mammals, rhino needs water to maintain his body temperature.

g) Wallow protects rhino of blood sucker flies. Elevation is not a constraint for sumatran rhino as long as water, food and mud available. Rhino could survive up to 1000 m a.s.l.

h) As most an elusive animals, rhino is very sensitive to human or even any environmental changing.

### CLOSING

We believe that the abovementioned information will be able to be reference for further rhino study. By consider that information of Sumatran rhino is poorly available, we highly recommend an advance study of this species in Kalimantan is needed and a proper conservation action is required to save this species from extinct.

### REFERENCE

- Meijaard, E. 1996. The Sumatran Rhinoceros in Kalimantan, Indonesia: Its Possible Distribution and Conservation Prospects. *Pachyderm* 21: 15-23.
- PHKA. 2014. Panduan Survei dan Monitoring Badak Sumatera. Jakarta: Kementerian Kehutanan Republik Indonesia.
- Reza, M. I., Abdullah, S. A., Bin Md Nor, S. and Ismail, M. H. 2013. Integrating GIS and expert judgment in a multi-criteria analysis to map and develop a habitat suitability index: A case study of largemammals on the Malayan Peninsula. *Ecological Indicators* 34: 149-158
- WWF Indonesia - Kutai Barat. 2013. Laporan Survei Badak di Kutai Barat tahun 2013. Sendawar: WWF Indonesia

## インドネシア・カリマンタンで 20 年ぶりに再発見されたボルネオサイの分布と個体群の状態に関する研究

Yuyun Kurniawan<sup>1</sup>

2013 年初頭の東カリマンタン州西クタイ県におけるスマトラサイ (*Dicerorhinus sumatrensis harrissonii*) の痕跡の発見は、インドネシアにおけるサイの保全にとって重要な瞬間となった。東カリマンタンにおけるスマトラサイの生息については、Meijaard (1996) が 1990 年代半ばから後半の二次的な情報をまとめているが、それ以来生存の有効な証拠は記録されておらず、既に絶滅したと考えられてきた。このパラダイムは 2013 年に WWF とそのパートナーによってサイの足跡が発見されたことによって破られ、さらに足跡が発見された地域に設置された自動撮影カメラ (カメラトラップ) によるビデオ画像によって強化された。これらの発見に基づいて、WWF のチームは東カリマンタンでまだ相当数のスマトラサイが生息していると推測したが、分布、個体群の大きさ、それに対する脅威はまだ分かっていなかった。

本研究プロジェクトにおいてムラワルマン大学のスマトラサイ研究グループは、スマトラサイの分布、生息環境の適合性、個体群の存続可能性を調査することを試みた。中央・東カリマンタン州境のスマトラサイが生息すると予測さ

れた地域全域に 4 キロ格子のグリッドを設定し、そのうち 4 エリア合計 29 グリッド (合計 40,600 ha) で実地調査を行った。また地域住民に対する聞き取り調査もおこなった。

実地調査の結果、これらのグリッド (特に 2 つのエリア) ではスマトラサイが実際に生息し、生息地として高い適合性を有することが証明された。また 80 種類以上の植物を食べた痕跡を発見したが、それらの多くは攪乱の入った二次林に多いパイオニア種であった。また地域住民が所持しているスマトラサイの骨なども記録した。

実地調査と地域住民からの聞き取り調査の結果をまとめると、スマトラサイの生息適合地は人間と近く、川岸、低地から緩やかな斜面であった。またこの結果から大規模な狩猟が個体群減少の主要な要因と考えられた。今後は生息地の保全が図られる必要があるが、他地域での事例を見れば国立公園の設定などの法的処置だけでは必ずしも保全に十分ではなく、現地で実際に保全努力がおこなわれる必要があると考えられた。(鮫島弘光 訳)

1: ムラワルマン大学スマトラサイ研究グループ

25th Pro Natura Fund Overseas Grant

## Assessing impact of climate change on high altitude small mammal in alpine Himalaya, India: An interdisciplinary approach

Sabuj Bhattacharyya<sup>1</sup>, Farah Ishtiaq<sup>1</sup>, Takeo Kawamichi<sup>2</sup>,  
Chris Ray<sup>3</sup> and Mary, M. Peacock<sup>4</sup>

Climate change found to have significant negative impact on species, which lives in fragmented and isolated habitats such as in high altitude mountains. This present study aims to understand gene flow and possible impact of climate change on distribution limit of a high altitude climate sensitive small mammal “Royle’s pika” (*Ochotona roylei*), a relative of rabbit in western Himalaya. Genetic samples were collected through habitat surveys using non-invasive methods. As there were no information available on DNA extraction methods and microsat primers for the species, hence a significant amount of project duration has been spent for standardization of DNA extraction process from fecal sample of the species and identification of microsat primers. A total of 62 microsat primers from different lagomorph species were tested for Royle’s pika and finally eight microsat primers (three from American pika, one from plateau pika, four from European rabbit) were identified. At present we are working on amplification of pika DNA samples using selected primers and furthermore genotyping them to identify alleles to understand population structure and gene flow. We have used species presence location (n=205, collected through either habitat surveys or from secondary database) as well as various bio climatic (Bioclim) and topographical variables to create species distribution map across entire Himalayan arc using Maxent software. Precipitation was found to be the most important variables, which governs the species distribution limit. Future (2050 and 2070) pika distribution maps were created in Maxent using 4 different greenhouse gas concentration scenarios (RCP 26,45,60,85) in three climate models (CCSM4, HadGEN2-ES, MRCIGSM3) and significant decrease in habitat were observed in eastern Himalaya (including eastern Tibet and China), central Nepal and high altitudes of western Himalaya. Our result indicated that Royle’s pika could be used as a indicator species for climate change monitoring research in Himalaya.

### INTRODUCTION

Climate change is now considered the single greatest threat to global ecosystems and biodiversity (Glick and VanPutten 2002). It particularly threatens the survival of those organisms whose distributions are restricted to fragmented habitats (Peters and Darling 1985). Additionally, the magnitude of climate change is higher in alpine regions than in lower altitudes (Naftz et al. 2000). Alpine species

such as pikas (*Ochotonidae*), a relative of rabbits (lagomorph), which play important ecological role in alpine ecosystem (e.g. prey base for carnivores), are adapted to cold climates, lives in highly fragmented and isolated mountain habitat with poor dispersal abilities may be particularly vulnerable to global warming as they may not be able to adapt fast enough to track shifts in suitable microclimate, as well as habitat, due to the unprecedented rapidity

---

1: Centre for Ecological Sciences, Indian Institute of Science 2: Kansai Wildlife Research Association 3: University of Colorado 4: Department of Biology, University of Nevada  
Received 2016. 1.06, Published 2017. 6.20

of projected climatic change (Moritz et al. 2008; Schloss et al. 2012). The American pika (*Ochotona princeps*) has recently disappeared from several high-altitude habitats in western North America locations due to climate change (Beever et al. 2003). The possibilities of contemporary migration to find suitable environment for mountain “sky-island” species, such as pikas, across the lowland valleys separating mountain ranges are also minimal. Habitat structure and patch connectivity are important factors that govern gene flow and population dynamics in pikas (Peacock and Smith 1997; Peacock and Ray 2001). Although dispersal may allow pikas to persist over changing environmental conditions, habitat fragmentation can impair their ability to move to favourable environments. Being also highly sensitive to climatic fluctuations, pikas are a model mammalian system to study (sky) island biogeography and metapopulation dynamics in relation to climate change scenarios.

Himalayan region, home to seven pika species, is extremely sensitive to global warming; several key habitats, microhabitats, and dependent endemic flora and fauna are likely to be significantly affected (Singh and Bengtsson 2004). However, except for some short-term behavioural studies (Kawamichi 1968, 1969, 1971), no detailed studies have been conducted on the dispersal patterns and population genetics of any of these species. Therefore, detailed interdisciplinary (population genetics and distribution modeling) research is required to assess the risk to ecologically important small mammal communities in the Himalaya. We have selected one of the most widely distributed pika species in Himalaya, Royle’s pika (*Ochotona roylei*) as our model species to understand 1) the levels and

distribution of genetic variation within and among populations, 2) how various degrees of patch connectivity (geographical structure) influence gene flow along altitudinal and thermal gradients in Royle’s pika, and 3) create niche suitability models to compare habitat availability for the species under various climate changes forecast scenarios. But this report mainly discuss about amplification of genetic samples and distribution modeling aspect of the project.

## **METHODOLOGY FOR RESEARCH OBJECTIVE 1 AND 2**

### **Collection of habitat and genetic data for Royle’s pika**

During late October to mid November 2014 and late May to June 2015, several pika talus habitats in Kedarnath Wildlife Sanctuary (Chopta-Tungnath, Rudranath, Madmaheshwar, 30°30′ to 31°29′ N and 78°12′ to 79°13′ E), Govind Wildlife Sanctuary (Har ki Doon, 31°06′ to 31°09′ N and 78°19′ to 78°26′ E), Nandadevi Biosphere Reserve (Bedni- Roopund, 30°11′ to 30°15′ N and 79°31′ to 79°44′ E) were surveyed to collect data on habitat ecology and non-invasive genetic samples. After reaching a prospective pika habitat at a field survey site, first 30 min was spent for scan sampling using a Nikon binocular from a vantage point to collect direct evidence of pika presence. Subsequently, two observers conducted a through search to locate indirect evidence of pika presence i.e., fecal pellets. Fecal pellets, which are fresh (moist, dark brown/black in color), were collected in an airtight plastic container filled with silica gel. Unique sample id, plot id and GPS location of pellets were noted down. As single talus can be used by multiple individual pikas, hence multiple fecal samples from



different location within same talus were collected. A total of 220 fecal samples collected and stored in -200c. During each talus survey, information on several habitat variable such as topography (aspect, slope, GPS coordinates), percentage of area covered by rock talus talus size in 50 m × 50 m survey plot, percentage cover of various size of rocks (e.g. 1-2 m, 2-5 m, > 5 m,) following Bhattacharyya et al. (2015), vegetation cover (tree, shrub, herb) following Van Hees and Mead (2000), presence of water stream, weather conditions (e.g.



Fig. 1. Typical pika pellet group at Nadadevi Biosphere reserve taken in June 2015

sunny, cloudy) were also recorded. As there was no other lagomorph or other pika species inhabited in the study sites, there was minimum chance of miss identification or error in identifying pika pellets (Fig. 1, 2).

### Extraction of DNA from Royle's pika pellets

DNA was extracted from Royle's pika fecal pellets using QiaAmp DNA stool kit (Qiagen inc.). Pikas are herbivore and their forage plants often have high plant secondary metabolites (Bhattacharyya et al. 2013b). These plant secondary metabolites hampers several downstream process in genetic analysis such as PCR. QiaAmp DNA stool kit contain inhibitorEx tablets which remove PCR inhibitory plant secondary metabolites and resulted successful DNA extraction from fecal samples. Since there is high possibility of environmental DNA other than Pika DNA in the extracted materials, therefore, Kocher's Universal mt DNA Primer (Kocher et al. 1989) was used to screen mammalian DNA in the extraction with white rat DNA as positive control. The PCR

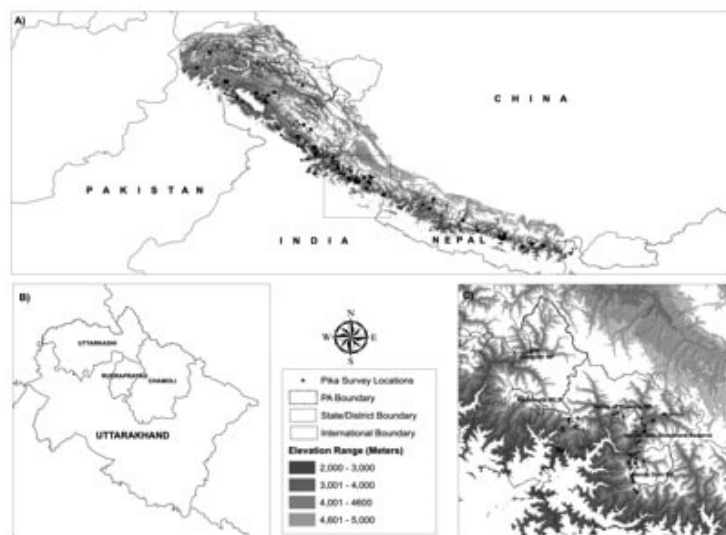


Fig. 2. Locations of Royle's pika presence across its entire geographical distribution range (A) in the Himalayan arc as well as in various protected areas in (B,C) the state of Uttarakhand, India.

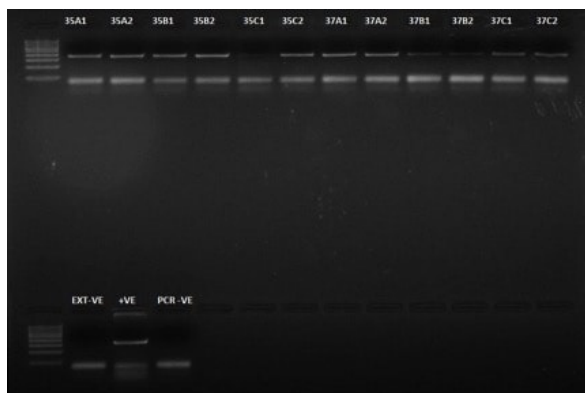


Fig. 3. Electrophoresis gel image showing successful amplification of Kocher's universal mammalian primer for Royle's pika DNA extracted from fecal pellets.

product from Kocher's primer was further ran in 1.5 % agarose gel to confirm successful replication of primer sequence (Fig. 3). Furthermore, some selected sample was genotyped and sequence was found to match 99 % with Royle's Pika sequence stored in Genebank.

#### Standardization of microsatellite primers

There was no species-specific microsatellite primer available for Royle's pika or any other pika species from Himalayan region. Hence, microsatellite primers from American pika (*O. princeps*, Peacock et al. 2002), Plateau pika (*O. curzoniae*, Li et al. 2009) as well as other lagomorph species such as European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*, Mougél et al.1997) were selected for standardization. American pika or New Zealand rabbit DNA has been used as positive control and only PCR master mix with no sample was used as negative control for each PCR reaction. We used Qiagen multiplex PCR kit and followed published PCR cycle description for amplification of each microsat primer.

## RESULTS FOR RESEARCH OBJECTIVE

### 1 AND 2

#### Habitat types of Royle's pika in western Himalaya

During surveys in various protected areas Royle's pikas found utilizing two types of habitats viz., natural rock talus and human made structures. All habitats were in open environments. Natural rock taluses were mainly located in alpine and subalpine meadows. Being a non burrowing pika species, Royle's pikas found to be effectively utilized the crevices inside each talus rocks as their nests. Similarly, they also utilized rock crevices inside various human made structures such as temples, roadside walls etc (Fig. 4).

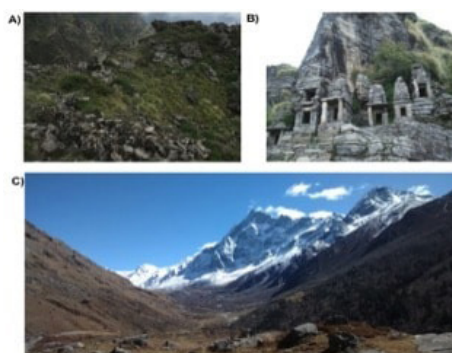


Fig. 4. Different Type of habitat used by Royle's pika in Tungnath and Rudranath area of Kedarnath Wildlife Sanctuary (A= natural rock talus, B=human made structures) and Har ki doon area of Govind Wildlife Sanctuary (C=natural rock talus).

Table 1. Description of microsat primers from different lagomorph species and showed successful amplification for Royle's pika (\* primer need more testing for polymorphism)

Primer Code	Developed	Primer Type	Allele size
Ocp16	American pika	Polymorphic	122-221
Ocp2		Polymorphic	398-406
Ocp6		Polymorphic	202-212
P7	Plateau	Polymorphic	147-166
SAT4	European rabbit	Polymorphic	78-303
SAT3		Polymorphic	83-315
R259		Monomorphic	180
R106		Polymorphic	120-248

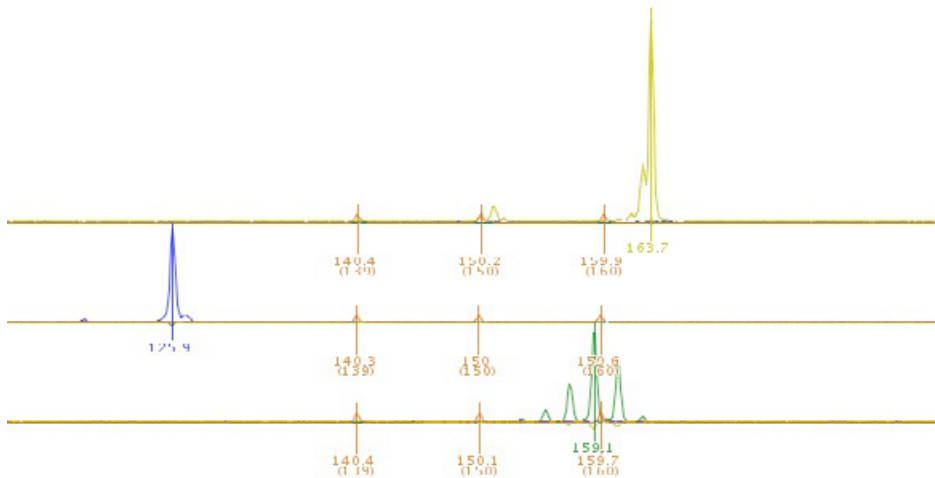


Fig. 5. Successful amplification of different microsat primers, AP3 (yellow), AP1 (blue) and PP1 (green) showing fluorescent peaks based on allele locations in the software Genious.

**Identification of microsatellite primers**

Total 62 microsatellite primers from American pika, Collared pika, Plateau pika as well as other lagomorph species such as European rabbit were tested for Royle's pika. Total 8 primers were successfully amplified and later genotyped to understand allele number and size range (Table 1, Fig. 5).

**DISCUSSION FOR RESEARCH OBJECTIVE 1 AND 2**

**Challenges for Genetic analysis: current state of work**

Due to high climatic fluctuation and UV radiation in alpine environment, often DNA in fecal sample gets degraded very quickly. Hence, samples were collected during two sampling session in 2014 and 2015. Additionally, there was no information

available for microsat primers for Royle's pika. Therefore, through a highly laborious and time consuming process of testing larger number (n=62) published microsat primers from similar pika or other lagomorph species were opted to identify best polymorphic microsat primers for Royle's pika. Each sample was replicated 4 times for each selected primers. As any statistical analysis related to population genetics requires genotype information for all primers from minimum 40 to 50 unique individuals, hence we are still in the process of genotyping to achieve minimum information to conduct accurate analysis. Therefore, this report contains no geneflow related information. We strongly believe that all genotyping work will be finished very soon and we will successfully able to provide information regarding impact habitat connectivity on gene flow of Royle's pika. We will send another extended report to pronatura with updated results.

## **METHODOLOGY FOR RESEARCH OBJECTIVE 3**

### **Royle's pika presence location collection for distribution modelling**

Royle's pika is distributed from northwest Pakistan to India, Nepal, and adjacent Tibet (China; Chakraborty et al., 2005). Their occurrence data across Himalayan arc (n=60, georeferenced data with latitude/longitude coordinates) on pika were collected from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <http://www.gbif.org>) and the Mammal Networked Information System (MaNIS, <http://www.manisnet.org/>). The locations of Royle's pika presence location (n=145) in western Himalaya were collected through surveys of various habitats within various protected areas such as Kedarnath

Wildlife Sanctuary and its adjacent areas, the Nanda Devi Biosphere Reserve (Valley of Flowers National Park (NP), Nanda Devi National Park, and its adjacent areas, Gangotri National, Govind wildlife sanctuary in Northern India in the state of Uttarakhand. Because a large area of Nanda Devi National Park was closed to human activity, the geographical coordinates of a few pika habitat locations (e.g. Dharansi Pass, Ramni) within Nanda Devi National Park were identified in published literature from an earlier expedition (Uniyal 2002). At each survey location, transects with variable lengths were laid down and talus habitats were searched for evidence of pika presence. The presence of pika was confirmed by either a direct sighting or indirect evidence (pellets), and the geographical coordinates of each confirmed location were recorded using a Global Positioning System device (Garmin).

### **Selection of environmental layers**

Species distribution is often determined by both climatic and ecological parameters (Calkin et al. 2012). Hence, climatic (bioclim), topographic (e.g. aspect, elevation), and habitat (e.g. Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), ruggedness) variables were used to develop the species distribution model. The NDVI in the peak alpine vegetation growth period (summer, from May through June, and monsoon, from July to September) was used to indicate available vegetation cover. Topographical variables (elevation, slope, aspect, and ruggedness) were obtained from a digital elevation model using SAGA version 2.0.7 for the study area. WorldClim environmental datasets (Hijmans et al. 2005, available at <http://www.worldclim.org>) were used

to create environmental layers or variables. For the present study, a set of 12 bioclimatic variables (Busby 1991) was developed based on information available in the literature, which discusses pika species with similar ecological requirements (Table 2). The global distribution range of Royle's pika was selected based on a distribution map mentioned in the Royle's pika species account from the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Smith and Boyer 2008). Chakraborty et al. (2005) suggested that Royle's pika is distributed along the elevation gradient of 2500 m to 5000 m. But some georeference points of Royle's pika specimen collection locations in the GBIF database indicated a lower distribution limit as low as 2100 m. Therefore, response variables were clipped and the potential species distribution model was made only for an elevation range between 2000 m and 5000 m. Climatic information regarding change in various climatic parameter across entire Himalayan arc between 1980 and 2010 was obtained from Shreshtha et al. (2012). To understand future

climatic scenarios we used four Representative Concentration Pathways (RCPs; RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6, and RCP 8.5) which are four greenhouse gas concentration trajectories adopted by the IPCC for its fifth Assessment Report (AR5) in 2014. RCP 2.6 represents global annual GHG emissions with a peak between year 2010-2020, where as RCP 4.5 represents GHG emissions peak around 2040, RCP 6 represents GHG emissions peak around 2080 and RCP 8.5 represent emissions which continue to rise throughout the 21st century. Each of these scenarios were tested in three different modelling processes.

### Modeling process

Maximum Entropy algorithm, a presence only species distribution model (Phillips et al. 2006), was used for developing past, current and future distribution models for Royle's pikas. A stepwise method was followed to use MaxEnt version 3.3.3 (linear, quadratic, hinge, threshold) with 75 % of the surveyed location's distribution as the input for the training sample. Variables that contributed

Table 2. Description of selected bioclimatic and topographic variables which were used to make distribution model for Royle's pika across Himalayan arc.

<b>Variables</b>	<b>Descriptio</b>	<b>Source</b>	<b>Resolution</b>
<b>Bioclimatic</b>			
BIO1	Annual mean temperature	BioClim	1 km
BIO2	Mean diurnal range (max temp - min temp)	BioClim	1 km
BIO5	Max temperature of warmest month	BioClim	1 km
BIO6	Min temperature of coldest month	BioClim	1 km
BIO8	Mean temperature of wettest	BioClim	1 km
BIO10	Mean temperature of warmest	BioClim	1 km
BIO11	Mean temperature of coldest quarter	BioClim	1 km
BIO12	Annual precipitation	BioClim	1 km
BIO18	Precipitation of warmest quarter	BioClim	1 km
BIO19	Precipitation of coldest quarter	BioClim	1 km
<b>Topographic</b>			
DEM	Elevation, Ruggedness	SRTM	30 m
NDVI	Vegetation	MODIS	250 m



little to the model were dropped before running the final model with maximum iterations (10) and background points (10,000). Jackknife variable importance features were used to assess the relative importance of environmental predictors. Furthermore, the MaxEnt model was used as a potential species distribution map for the study area. Future (2050 and 2070) pika distribution maps were created in Maxent using 4 different greenhouse gas concentration scenarios (RCP 26,45,60,85) in three climate models (CCSM4, HadGEN2-ES, MRCGSM3).

### RESULTS FOR RESEARCH OBJECTIVE 3

#### Factors affecting pika distribution

The distribution of pika was positively influenced by annual precipitation (42 %); positively influenced by the precipitation of coldest quarter (snowfall in

case of present study area) (21 %) and negatively influenced by minimum temperature of winters (19 %) (Fig. 6). The total area that could potentially have pika presence was 47,872 sq.km. Keeping the species to environment relation constant we projected it to the historical covariates (Shrestha et al. 2012) for estimating the distribution of 1980 which was 59,011 sq.km (Fig. 7).

#### Future distribution of Royle's pika across Himalayan Arc

The majority loss in the species range was observed in Northeast India, eastern Tibet (China) and higher altitudes of central Nepal. The current species-environment relation was also projected to different future scenarios (IPCC) for different emission scenarios of 2050 and 2070 (Fig. 8, 9). For the emission of 25, the average distribution was 24,023

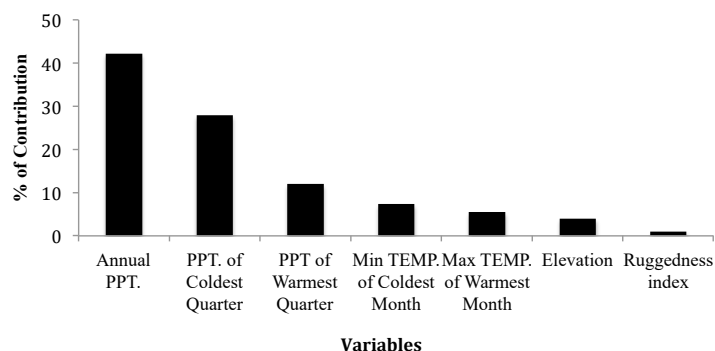


Fig. 6. Major contributing environmental factors (bioclimatic and topographic) that influence distribution of Royle's pika in Himalaya.

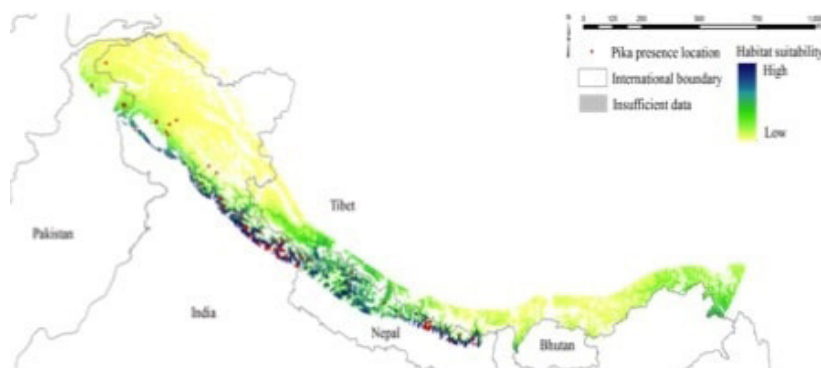


Fig. 7. Present distribution map of Royle's pika across entire Himalayan arc.

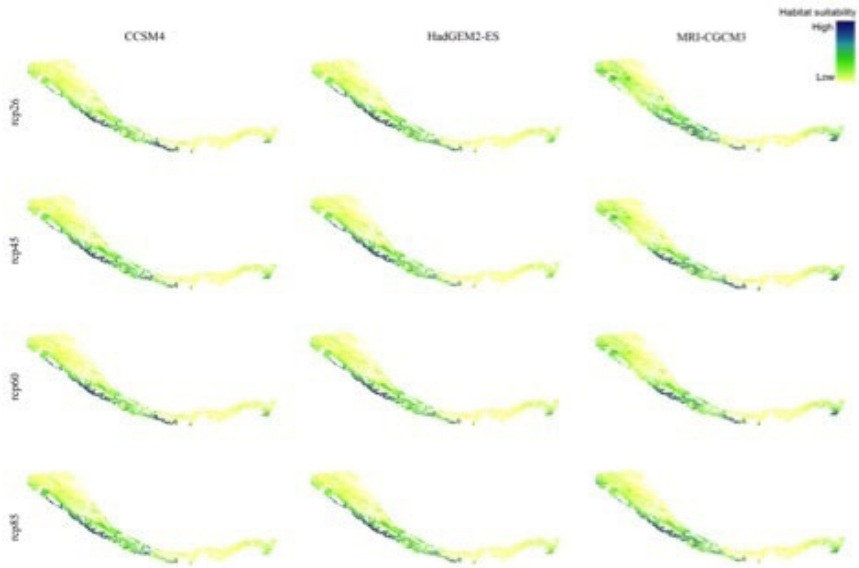


Fig. 8. Distribution of Royle's pika under different RCP scenarios and climate models in 2050.



Fig. 9. Distribution of Royle's pika under different RCP scenarios and climate models in 2070.

$\pm 8,302$  sq.km. For emission 45 RCP, the distribution was  $23,238 \pm 3,143$  sq.km. For emission of 60 RCP, the distribution was  $24,279 \pm 6,450$  sq.km. and for emission 85 RCP, the distribution was least of all estimated to  $17,123 \pm 10,643$  sq.km. On an average the future distribution of the species was  $22,166 \pm 7,634$  sq.km. Major reduction in species range could be witnessed in eastern Himalaya (including eastern Tibet and China), central Nepal and high altitudes of western Himalaya. No new colonization, in scenario of 85 RCP was observed in any of its distribution range.

### **DISCUSSION OF RESEARCH OBJECTIVE 3**

#### **Pika distribution pattern**

Various climatic factors such as precipitation, temperature, and other topographical factors such as latitude, elevation, and aspect play significant roles, which govern distribution of montane species (Grinnell 1917; Smith 1974; Körner 2007; Ray et al. 2012). Our result suggested that annual precipitation, precipitation in coldest and warmest quarter were most important variables governing pika distribution in Himalayan arc. Furthermore, the importance of precipitation in the MaxEnt results suggest that Royle's pikas distribution might be more influenced by the vegetation of a habitat than by the direct effects of thermal stress, which was considered to be primary driver that shapes the distribution of other talus-dwelling pikas such as the American pika (MacArthur and Wang 1973, 1974; Smith 1974; Smith and Weston 1990).

The mountainous regions receives high amount of precipitation and most of pika food plants prefer moist environments and follows C3 photosynthetic pathways, thus depend more on nitrogen and water than plants that follow the C4 photosynthetic

pathway (Billings and Mooney 1968; Ge et al. 2012). Therefore, water availability through precipitation greatly influences availability of alpine plants. Ge et al. (2012) revealed that the expansion of C4 plants might have caused significant range constrictions and extinctions of pikas during the late Miocene. Furthermore, unlike other talus dwelling pikas, Royle's pika showed very weak hoarding behavior for winter survival (Kawamichi 1968; Bhattacharyya et al. 2013a). Hence, high availability of food plants is plays an important role in fulfilling its nutritional demands for successful survival and reproduction. This suggests that precipitation shapes the distribution of alpine herbivores such as Royle's pika.

Very low temperatures are often found to cause stress in cold-adapted species (Ray et al. 2012). Therefore, snow acts as insulation for both pikas and their food plants during winter. Pikas remain active throughout the winter, so thick snow cover provides a protective layer, allowing pikas to survive large diel temperature fluctuations during the winter and early spring (Morrison and Hik 2007). Bhattacharyya et al. (2014a) also found that inter annual variation in population of Royle's pika is significantly influenced by snow meting pattern. Hence, winter precipitation has important role governing distribution of Royle's pika. Distribution limits of a species are often determined by physiological constraints (Gaston and Spicer 1998; Chown and Gaston 2000). Thermoregulatory mechanisms in pikas are considered to be a more behavioural than physiological adaptation (Smith 1974; MacArthur and Wang 1973). Similar to other pika species, Royle's pikas were also found to be sensitive to high temperature (Bhattacharyya et al. 2014b), hence its distribution is also influenced by

maximum temperature of warmest month.

Royle's pikas are sensitive to climatic oscillation (Bhattacharyya et al. 2014a), hence they are sensitive to long term change in climatic pattern in Himalaya. Our predictive model indicates significant (50 to 60 %) shrinkage in distribution of the species in various parts of Himalaya. One of the principle reason of for this shrinkage might be climate mediated shift in precipitation regime. Our result also suggested that due to high sensitivity towards climate Royle's pikas could be used as indicator species for climate change monitoring programme in Himalaya.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank Uttarakhand State Forest Department for permission to conduct fieldwork. We would like to thank Dr. M. Carneiro, University of Porto, Ms. J. Castillo, Oregon State University, Ms. V. Kirchoff of University of Nevada, Reno for providing microsatellite primers to facilitate standardization processes.

#### REFERENCES

- Beever, E. A., Brussard, P. F., and Berger, J. 2003. Patterns of apparent extirpation among isolated populations of pikas (*Ochotona princeps*) in the Great Basin. *Journal of Mammalogy* 84: 37-54.
- Bhattacharyya, S. 2013a. Habitat ecology of Royle's pika (*Ochotona roylei*) along altitudinal gradient with special reference foraging behaviour in western Himalaya. Ph.D. thesis, Saurashtra University, Gujarat, India
- Bhattacharyya, S., Adhikari, B.S., Rawat, G.S. 2013b. Forage selection by Royle's pika (*Ochotona roylei*) in the western Himalaya, India. *Zoology* 116:300-306.
- Bhattacharyya, S., Adhikari, B.S. and Rawat, G.S. 2014a. Influence of snow, food, and rock cover on Royle's pika abundance in Western Himalaya. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 46: 558-567.
- Bhattacharyya, S., Adhikari, B.S. and Rawat, G.S. 2014b. Influence of microclimate on the activity of Royle's pika in the western Himalaya, India. *Zoological Studies* 53:73. doi:10.1186/s40555-014-0073-8
- Bhattacharyya, S., Dutta, S., Adhikari, B.S. and Rawat, G.S. 2015. Presence of a small mammalian prey species in open habitat is dependent on refuge availability. *Mammal Research* 60:293-300.
- Billings, W.D. and Mooney, H.A. 1968. The ecology of arctic and alpine plants. *Biological Reviews* 43: 481-529.
- Busby, J.R. 1991. BIOCLIM-A bioclimatic analysis and predictive system. In: Margules, C.R. and Austin, M.P. (Eds.) *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. CSIRO: Canberra. 64-68.
- Calkins, M.T., Beever, E.A., Boykin, K.G., Frey, J.K. and Andersen, M.C. 2012. "Not-so-splendid isolation: Modeling climate-mediated range collapse of a montane mammal (*Ochotona princeps*) across numerous ecoregions". *Ecography* 35: 001-012.
- Chakraborty, S. Bhattacharyya, T.P., Srinivasulu, C., Venkataraman, M., Goonatillake, W.L.D.P.T.S. de A., Sechrest, W. and Daniel, B.A. 2005. *Ochotona roylei* (Ogilby, 1839). In: Molur, S., Srinivasulu, C., Srinivasulu, B., Walker, S., Nameer, P.O. and Ravikumar, L. (Eds.) *Status of South Asian Non-volant Small Mammals: Conservation Assessment and Management Plan (C.A.M.P.) Workshop Report*. Coimbatore, India. 618.
- Chown, S.L. and Gaston, K.L. 2000. Areas, cradles and museums: the latitudinal gradient in species richness. *Trends in Ecology & Evolution* 8: 310-315.
- Gaston, K.J., Spicer, J.L. 1998. Do upper thermal tolerances differ in geographically separated populations of the beach flea *Orchestiagammarellus* (Crustacea: Amphipoda)? *Journal of Experimental Marine and Biology and Ecology* 229: 265-276.
- Ge, D., Zhang, Z., Xia, L., Zhang, Q., Ma, Y. and Yang, Q. 2012. Did the expansion of C4 plants drive extinction and massive range contraction of micromammals? A case inferred from food preference and historical biogeography of pikas. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 326,160-171
- Glick, P. and VanPutten, M. 2002. *Wildlife Responses to*

- Climate Change. pp. 415-419.
- Grinnell, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist* 51:115-128.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. and Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Kawamichi, T. 1968. Winter behaviour of the Himalayan pika, *Ochotona roylei*. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University. Series 6, Zoology* : 16,582-594
- Kawamichi, T. 1969. Behaviour and Daily Activities of the Japanese Pika, *Ochotona hyperborea yesoensis*. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University. Series 6, Zoology* 17: 127-151.
- Kawamichi, T. 1971. Daily Activities and Social Pattern of two Himalayan Pikas, *Ochotona macrotis* and *O. roylei*, Observed at Mt. Everest. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University. Series 6, Zoology* 17: 587-609.
- Kocher, T.D., Thomas, W.K., Meyer, A., Edwards, S.V., Pääbo, S., Villablanca, F.X. and Wolson, A.C. 1989. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 86: 6196-6200.
- Körner, C. 2007. The use of 'altitude' in ecological research. *Trends in Ecology & Evolution* 22:569-574.
- Li, K. X., Geng, J. N., Yang, J., Zhang, Y. M. and Hu, S. N. 2009. Isolation and characterization of 13 microsatellite loci in the plateau pika (*Ochotona curzoniae*) *Conservation Genetics* 10: 785-787.
- MacArthur, A. and Wang, L.C.H. 1973. Physiology of thermoregulation in the pika, *Ochotona princeps*. *Canadian Journal of Zoology* 51: 11-16.
- MacArthur, A. and Wang, L.C.H. 1974. Behavioral thermoregulation in the pika *Ochotona princeps*: a field study using radiotelemetry. *Canadian Journal of Zoology* 52: 353-358
- Mougel, F., Mounolou, J.C., Monnerot, M. 1997. Nine polymorphic microsatellite loci in the rabbit, *Oryctolagus cuniculus*. *Animal genetics*, 28: 59.
- Moritz, C., Patton, J.L., Conroy, C.J., Parra, J.L., White, G.C. and Beissinger, S.R. 2008. Impact of a century of climate change on small-mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science* 322: 261-264.
- Morrison, F.S. and Hik, D.S. 2007. Demographic analysis of a declining pika *Ochotona collaris* population: linking survival to broad-scale climate patterns via spring snowmelt patterns *Journal of Animal Ecology*. 76: 899-907.
- Naftz, D.L., Susong, D.D., Schuster, P.F., Cecil, L.D., Dettinger, M.D., Michel, R.L. and Kendall, C. 2002. Ice core evidence of rapid air temperature increases since 1960 in alpine areas of the Wind River Range, Wyoming, United States. *Journal of Geophysical Research* 107:10-29
- Peacock, M.M. and Smith, A.T. 1997. The effect of habitat fragmentation on dispersal, mating behavior and genetic variation in a pika (*Ochotona princeps*) metapopulation. *Oecologia* 112: 524-533
- Peacock, M.M. and Ray, C. 2001. Dispersal in Pikas (*Ochotona princeps*): Combining genetic and demographic approaches to reveal spatial and temporal patterns. In: Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A.A. and Nichols, J.D. (eds.) *Dispersal*. Oxford University Press, 44-56.
- Peters, R.L. and Darling, J.D.S. 1985. The greenhouse effect and nature reserves: Global warming would diminish biological diversity by causing extinctions among reserve species. *BioScience* 35: 707-717.
- Peacock, M.M., Kirchoff, V.S. and Merideth, S.J. 2002. Identification and characterization of nine polymorphic microsatellite loci in the North American pika, *Ochotona princeps*. *Molecular Ecology Notes* 2: 360-362.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. and Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190: 231-259.
- Ray, C., Beever, E. and Loarie, S. 2012. Retreat of the American pika: up the mountain or into the void? In: Brodie, J.F., Post, E., Doak, D. (Eds.) *Conserving wildlife populations in a changing climate*. University of Chicago Press, Chicago, IL
- Shrestha, U.B., Gautam, S. and Bawa, K.S. 2012. Widespread climate change in the Himalayas and associated changes in local ecosystems. *PLoS One* 7: e36741.



- Schloss, C.A., Nuñez, T.A. and Lawler, J.J. 2012. Dispersal will limit ability of mammals to track climate change in the Western Hemisphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109: 8606-8611.
- Singh, P. and Bengtsson, L. 2004. Hydrological sensitivity of a large Himalayan basin to climate change. *Hydrological Processes* 18: 2363-2385.
- Smith, A.T. 1974. The distribution and dispersal of pikas: influences of behavior and climate. *Ecology* 55: 1368-1376.
- Smith, A.T. and Weston, M.L. 1990. *Ochotona princeps*. *Mammalian Species* 352:1-8.
- Smith, A.T. and Boyer, A.F. 2008. *Ochotona roylei*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>.
- Uniyal V.P. 2001. Nada Devi Expedition Report. Wildlife Institute of India.
- Van Hees, Willem W.S. and Mead, B.R. 2000. Ocular estimates of understory vegetation structure in a closed *Picea glauca/Betula papyrifera*. *Forest Journal of Vegetation Science* 11:195–200.

## ヒマラヤ山地の高山性小哺乳類に与える気候変動インパクトの 評価：学際的アプローチ

Sabuj Bhattacharyya<sup>1</sup>, Farah Ishtiaq<sup>1</sup>, Takeo Kawamichi<sup>2</sup>,  
Chris Ray<sup>3</sup> and Mary, M. Peacock<sup>4</sup>

気候変動は、高山のように断片化し孤立した生息地に住んでいる種に重大な悪影響を与えることが判明してきた。西ヒマラヤにいるウサギ類のロイルナキウサギ (*Ochotona roylei*) は気候に敏感な、標高の高い場所に住む小哺乳類で、遺伝子流動と本種の分布限界に気候変動が影響する可能性を探るのが本研究の目的である。

遺伝的サンプルは非侵襲的な方法の生息環境調査を通じて収集した。本種の DNA 抽出法とマイクロサテライト・プライマーに関する情報がないので、本プロジェクト期間のかなりの部分を、本種の糞サンプルからの DNA 抽出プロセスの標準化とマイクロサテライト・プライマーの同定に費やしてきた。異なったウサギ類の種から得た 62 マイクロサテライト・プライマーを、ロイルナキウサギのために試験した。最終的に 8 マイクロサテライト・プライマー(アメリカナキウサギから 3, クチグロナキウサギから 1, アナウサギから 4) を同定した。現時点で我々は選択したプライマーを用いて、ナキウサギ DNA サンプルの増殖に取り組んでいる。

さらに、個体群構造と遺伝子流動を探るために、対立遺伝子を識別するための遺伝子型を決定中である。

我々は、種の現存場所を使用した (n = 205 個所：生息調査または二次的なデータベースから収集した) だけでなく、様々なバイオ気候 (Bioclim) と地形的な変数を用いて、MAXENT ソフトウェアを使用した全ヒマラヤ弧にわたる種の分布地図を作成した。

降水量は最も重要な変数であり、分布限界を支配することがわかった。将来 (2050 年と 2070 年) ナキウサギ分布地図は 3 つの気候モデル (CCSM4, HadGEN2-ES, MRICGSM3) における温室効果ガスの 4 つの濃度シナリオ (RCP 26,45,60,85) を使用した MAXENT で作成された。そして、東ヒマラヤ (東チベットと中国を含む)、中央ネパール、西ヒマラヤの高地に生息地の有意な減少が観察された。我々の得た結果から、ロイルナキウサギは、ヒマラヤでの気候変動を監視する調査に、指標種として使用できることを示した。(川道武男 訳)

1: インド理科大学院生態科学センター 2: 関西野生生物研究所 3: コロラド大学 4: ネバダ大学生物学部

第 25 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 海外助成

## グアテマラにおける環境教育教材としての昆虫ハンドブックの作成

吉本治一郎<sup>1</sup>, エニオ・カノ<sup>1,2</sup>, サマンタ・オレジャーナ<sup>2</sup>

グアテマラの環境問題に対する対策の一つとして、一般の人々に対する環境教育の必要性が叫ばれている。しかしながら、そのための教材は不足しており、特に一般向けの生き物の図鑑は、教育現場からのニーズがあるにも関わらず、ほぼ皆無である。そこで、昆虫に対する知識・関心の向上及び環境保全意識の醸成を目的として、子供から大人まで幅広く利用できるような昆虫ハンドブックを 1000 部作成した。本ハンドブックでは同国内に分布する全グループの昆虫を対象とし、さらに昆虫学の基礎と国内の自然に関する解説も設けた。また、野外に携行して使用できるよう、11×16.5 cm という小型サイズにし、多くの生態写真を掲載した。今後は、本ハンドブックを様々な教育・環境関連機関に配布するとともに、大学の講義・実習、学校の理科の授業、自然保護区でのネイチャーツアー、博物館での環境イベントなど、多くの機会に活用してもらえるよう働きかけていく予定である。

キーワード： 図鑑、生物多様性、啓発、同定

### I. はじめに

グアテマラでは近年、森林伐採などの様々な環境問題が深刻化している。こうした問題を解決し、環境保全を継続的に実施していくためには、個々の対策に加えて、環境に対する一般市民の意識を高める啓発・教育活動が不可欠である。しかしながら、同国では環境教育のための教材は不足しており、特に自然環境に関する教材はきわめて少ない。日本では生き物ごとに大小様々な図鑑が出版されており、このような文献・教材の豊富さが生き物に対する関心・理解を深めることに貢献してきた面がある。一方、グアテマラには非常に多くの生き物が生息しているにも関わらず、これらをわかりやすく紹介した一般向けの図鑑はほとんど存在しない。学校での授業や実習に図鑑を活用したいという声

が教育現場に携わる人々の間から上がっており、また筆者（吉本）自身も 2010～2012 年に JICA 青年海外協力隊員として同国で活動する中でその必要性を実感したことから、環境教育をより効果的なものにするためにも、こうした教材の作成が急務である。そこで、生物の中で最も多様性に富む昆虫に焦点を当て、自然に対する知識・関心の向上と環境保全意識の醸成を目的として、子供から大人まで幅広く利用できるようなハンドブック(以下、図鑑)を作成した。

### II. 活動内容・成果

#### 1. 内容・体裁の決定

本図鑑のコンセプトとして共著者と何度も共有してきたのは「一般の人々が対象」という点である。そのため、専門外の人々も理解できる

1: グアテマラ・デル・バジェ大学 2: グアテマラ・サン・カルロス大学  
Received 2015. 12. 11, Published 2017. 6. 20

よう、できるだけ平易な記述を心がけ、巻末で専門用語の解説を行った。また、教材としての用途を想定して、イントロの部分に昆虫学の基礎（体のつくり、餌と住みかなど）とグアテマラの自然についての解説を設けた。

もう一つの重要なコンセプトは「フィールド図鑑」である。野外に携行して使用できるよう、11×16.5 cm、200 ページという小型サイズにするとともに、多くの生態写真を掲載した。

本編ではグアテマラに分布する全グループ（26 目）の昆虫を対象とした。解説文の記述は基本的に目または科レベルで行い、普通種や重要害虫種などの代表的な種のみ種単位で取り上げることにした。

## 2. 執筆・撮影

上記の計画に基づいて、2015 年 1 月より執筆を開始した。執筆の大半は吉本、カノ、オレジャーナの三人（以下、編者）が行い、一部の章のみ 6 人の研究者に依頼した。また、著者らが今までに撮影した写真の中から、編者が掲載写真を選定した。生態写真が得られなかった場合は、デル・バジェ大学所蔵の昆虫標本を撮影し、掲載した。

## 3. 野外調査

昆虫の生態写真の撮影と生態情報の入手を目的として、野外調査を実施した。以下、本プロ

ジェクトの一環として行われた調査について概説する。

2014 年 10 月 25 日に中部（バハ・ベラパス県）の乾燥林で夜間に灯火採集（白布と明かりで昆虫を誘引する手法）を行った（図 1a）。ガ類を中心とする多くの昆虫が飛来した。

2014 年 11 月 12～13 日に東部（イサバル県）の熱帯雨林で調査を行った（図 1b）。カブトムシの幼虫を採集して研究室に持ち帰り、成虫になるまで飼育することで、幼虫・蛹の写真を撮影することができた。グアテマラの大半の昆虫は幼虫期の生態が未解明であることから、この飼育を通して得られた情報は基礎昆虫学のデータとしても重要であると言える。

2015 年 2 月 9～10 日に太平洋沿岸（サンタ・ロサ県）のマングローブ林で調査を行った（図 1c,d）。激しい乾燥のため日中の昆虫は少なかったが、灯火採集では水生昆虫を含む様々な昆虫が飛来した。

なお、これらの時期以外にも、大学の実習やプライベートの調査旅行などの機会を通して、掲載に必要な多くの写真・情報が得られた。

## 4. 出版

2015 年 7 月より編集作業に取り掛かり、8 月に完成原稿を出版社に送付した。装丁・校正・印刷・製本の一連の工程を経て、11 月に

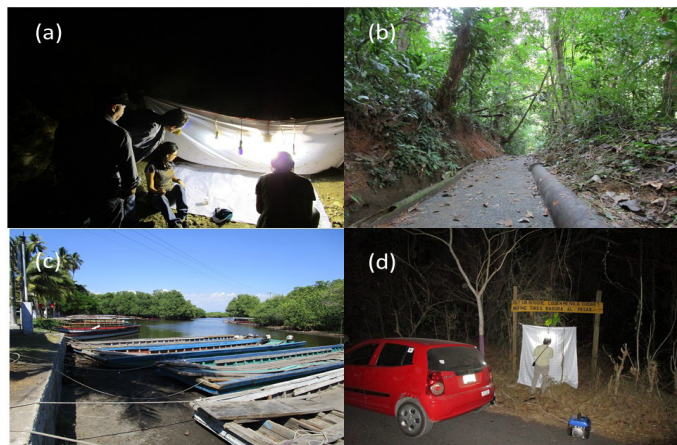


図1 調査地と調査風景. (a) バハ・ベラパス県の乾燥林での灯火採集, (b) イサバル県の熱帯雨林の自然保護区, (c) サンタ・ロサ県のマングローブ林, (d) サンタ・ロサ県のマングローブ林での灯火採集

計 1000 部が発行された (図 2)。

## 5. 広報・発表

10 月 14 ~ 16 日にグアテマラシティで開催された生物学シンポジウム (Congreso Nacional de Biología) の環境教育のセッションで、吉本が本プロジェクトについて発表した。11 月 14 日にはグアテマラ・デル・バジェ大学で出版記念式典を開催した (図 3)。これらの機会を通して、関係者に図鑑について広く周知させることができた。

## 6. 配布

現在までに約 60 部を大学、学校、博物館、図書館、政府機関、NGO などの機関に寄贈した。また、一般個人には 100 ケツアール (約 1500 円) で販売しており、現在までに約 120 部を販売済みである。この売上は全て増刷経費に充てる予定である。購入者からは、「写真が豊富でわかりやすい」「見たことのある種やなじみ深い種が多く載っている」「小型なので持ち運びに便



図 2 グアテマラ昆虫ハンドブックの表紙(左)と裏表紙(右)。



図 3 グアテマラ・デル・バジェ大学での出版記念式典。

利」など、多くの好評を頂いている。これらの声からも、グアテマラの人々の間にも一般向けの図鑑の需要と関心が確かに存在すること、ゆえに本図鑑の出版が有意義であったことを確認することができた。

## III. 今後の活動

今後は本図鑑をいかに活用していくかが重要な課題であり、目下その計画を検討中である。直近の予定としては、大学の講義・実習が挙げられる。すでに二人の教員から来年度の昆虫学の講義で副教材として使用するとので了承を得た。また、デル・バジェ大学には昆虫の採集・標本作製・同定を行う実習もあることから、こうした機会に学生たち自身が本図鑑を利用・参照することも期待される。

もう一つは、小中高校の理科の授業での副教材としての活用である。ただし、本図鑑は教材として用いるには情報量が多すぎるため、教員・生徒にただ渡すだけでは不十分と予想される。そこで、先生方に活用法のアドバイスや内容解説をしたり、生徒の学年・レベルに合わせた教材を新たに作ったり、必要とあれば教員対象の研修会を開いたりするなどのサポートが必要になってくるであろう。

また、環境関連のイベントや自然保護区でのツアーでの活用も期待される。さらに、スタッフやガイドを対象とした講習会やワークショップを行う際の資料としての活用も考えられる。これらの活動を行うにあたっては、関係機関との協働・連携が不可欠であるので、引き続き様々な機関との関係作りを進めながら、これらの計画を具体化させ、実現させていきたい。そして、本図鑑に対する多くの人々の意見・提言に真摯に耳を傾け、第 2 版出版の際にはこうした現場の声をできる限り反映させることで、本図鑑をより使いやすいものにしていくつもりである。



25th Pro Natura Fund Overseas Grant

## Elaboration of an insect handbook as a material for environmental education in Guatemala

YOSHIMOTO Jiichiro<sup>1</sup>, CANO Enio<sup>1,2</sup> and ORELLANA Samanta<sup>2</sup>

It is necessary to conduct environmental education for the general public as a measure against environmental problems occurring in Guatemala. However, there had been few educational materials for such activities in the country; there had been little or no illustrated biological books despite the demands of some teachers and volunteers to utilize them in their classrooms. This situation motivated us to elaborate an insect handbook that all Guatemalans can use and consult, in order to add to their knowledge and interests about insects and to raise public awareness of the natural environment. The handbook covers the great majority of insect groups occurring in Guatemala, and has many photographs taken in the field. We also provide an introduction to basic entomology and to the nature of Guatemala. The book is a size (11x16.5 cm) easily transported in a pocket to the field, a true field guide. We published 1000 copies of the book, and are now distributing them to various educational or environmental organizations, promoting them to utilize the handbook in many activities, such as classes and lab exercises in universities and schools, guided-tours in nature reserves, events and workshops at museums, etc.

Keywords: Illustrated book, biodiversity, enlightenment, identification

---

1: Universidad del Valle de Guatemala 2: Universidad de San Carlos de Guatemala

25th Pro Natura Fund Overseas Grant

## Status, Habitat Preference and Distribution of Red Panda *Ailurus fulgens* in Phawa Khola and Phurumbu VDC of Taplejung District, Nepal

Roshani Manandhar and Prava Pandey

Red Panda, *Ailurus fulgens*, is an endangered species as cited on IUCN Red List of Threatened Species, 2015 and CITES Appendix I. It can be found at an elevation of 2,200 - 4,800 m, in Nepal, India, China, Bhutan and Myanmar. This project study focuses on the status, habitat preference and distribution of Red Panda in Phawa Khola and Phurumbu village development committees (VDCs) of Taplejung district of Nepal. Less than 10,000 are found worldwide and only 134 Red Panda have been reported to be found in Taplejung district. Study area was focused on three community forests called Mayam Patal, Phurumbu Kharka and Pathibhara Simbu. It was found that Red Panda prefer areas of deciduous forest with cane (dwarf) bamboo-thickets and their preferred choice of food is leaves and young shoot of cane bamboo, (*Yushania maling* and *Drepanostachyum falcatum*) young shoot buds of Banty (*Lithocarpus pachyphylla*) and fruits. Four transects were laid in each of the three community forests. In Mayam Patal community forest, signs like scat, scratch marks and paw prints of Red Panda were concentrated in transect 1, in Phurumbu Kharka, they were concentrated in transects 2 and 4 and in Pathibhara Simbu, they were in 1 and 4. About 111 different species of plants were found in the three forests. Average coverage of trees is 26-50 %, cane bamboo is 6-15 %, shrubs is 6-15 % and herbs 1-15 %. During the project, local awareness programs focused on school children, community forest users group and local people were also conducted and posters with awareness message about Red Panda were distributed in the VDCs.

### INTRODUCTION

The Red Panda, *Ailurus fulgens* commonly known as 'Habre' in Nepali and as Lesser Panda in Japan, is a small arboreal/terrestrial mammal, endemic to the temperate forests of the Himalayas, ranging from northern Myanmar, India, Bhutan and Nepal to China in the east. It is classified as endangered on the IUCN Red List (IUCN 2015) and included in CITES Appendix I.

Protecting Red Panda is important to both the preservation of Nepal's natural heritage and global

biodiversity because it is a monotypic and indicator species with specialized food habits. It is unique in the animal world because it has no close living relatives and its family, Ailuridae (Glaston 1994), has only one genus, *Ailurus* (Roberts and Gittlemen 1984). There are very few carnivorous species that are specialized for herbivorous diet, especially cane (dwarf) bamboos. Other than the Red Panda, there are four other bamboo eating mammals, the giant panda, and two bamboo rats (one in China and another in Brazil), and a small lemur in Madagascar

(Roberts 1992) . In Nepal, the exact status of distribution and population of the species are not well documented.

### **The research area lies in Kanchanjunga**

Conservation Area of Taplejung district. It is the northeastern-most part of the country, bordered by Sikkim (India) in the east and Tibet (China) in the north. The area represents high mountain physiographic regions with 65 % of its area covered by rocks and ice. The remaining 35 % of the area is covered by forests (14.1 %), shrubland (10.1 %), grassland (9.2 %), and agricultural land (1.6 %).

Taplejung district exhibits all the vegetation and forest types of Nepal. The research area Phawa Khola and Phurumbu VDC (Village Development Committee) lies in an elevation ranging from 2,200 m - 3,000 m. The main vegetation type is eastern Himalayan broad leaf mixed deciduous forest with dominant plants of *Castanopsis* (*Castanopsis* spp.), and Oak (*Quercus* spp.). *Rhododendron* forests are common in the middle hills and dense coniferous forests of *Abies*, *Tsuga*, and *Juniperus* in the higher hills to bushes of *Rhododendron* spp. in the upper subalpine to alpine grasslands.

There is no reliable population data of Red Panda in the wild. It is very threatened due to habitat loss and fragmentation. IUCN has mandated Red Panda as endangered species since 1996. Easternmost part of Nepal offers most potential habitat for Red Panda which is believed to have supported countries 25 % population of Red Panda. Less than 10,000 are found worldwide and only 134 Red Panda have been reported to be found in Taplejung district and 15-16 are believed to be present in Phawa Khola and Phurumbu VDC (Rai 2015). Besides, Taplejung other parts of the country such as Rasuwa (Langtang), Dhading, Kaski, Lamjung, Manang,

Mustang, Magdi, Gorkha, Ilamare also known for presence of Red Panda.

Recent field observation shows disturbance to the animal and rapid habitat degradation due to construction of road (Yonzon et al. 1991), fire wood collection from the forest and influx of large number of pilgrims and vehicles to the holy place, Pathibhara temple. Also the habitat destruction caused by extensive livestock pressure on its habitat range of 4,030 ha forest. On the other hand natural death of cane bamboo above 2,800 m altitude constricts its habitat forcing downward movement of Red Panda in the impacted zone. Therefore the project aims to monitor Red Panda population, sensitize the forest users group to minimize the disturbances and harmful activities. The research project and Phurumbu VDC of Taplejung district.

### **OBJECTIVES**

- To assess the distribution and relative abundance of Red Panda in Phawa Khola and Phurumbu VDC of Taplejung district.
- To analyse the vegetation of the habitat.
- To identify the possible threats to the species.
- To address possible threats to the species by raising awareness among the local people through participatory monitoring.

### **STUDY AREA**

Taplejung district has total area of 362,834 ha. Out of the total land, forest covers 24.28 % and bush/shrub covers 14.68 % land area (Ministry of Culture, Tourism and Civil Aviation, UNDP and TRPAP 2005, Tourism Resource mapping Profile, Taplejung district). The present project research area, Phawa Khola and Phurumbu VDC of Taplejung district has total area of 207.75 ha. Phawa Khola VDC has

total area of 55 ha (102 households) and Phurumbu VDC has total area of 152.75 ha (166 households) (CBS 2004) (Fig. 1, 2). The research area has been also identified for Red Panda abundance.(Red Panda PHVA2010 and Wikramanyake, et al 2001)

### METHODOLOGY

1,000 m altitudinal line intercept has been used to record Red Panda distribution by using GPS following contour lines corresponding to elevations

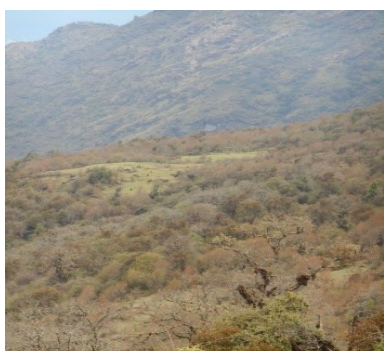


Fig. 1. View of Study area from higher elevation

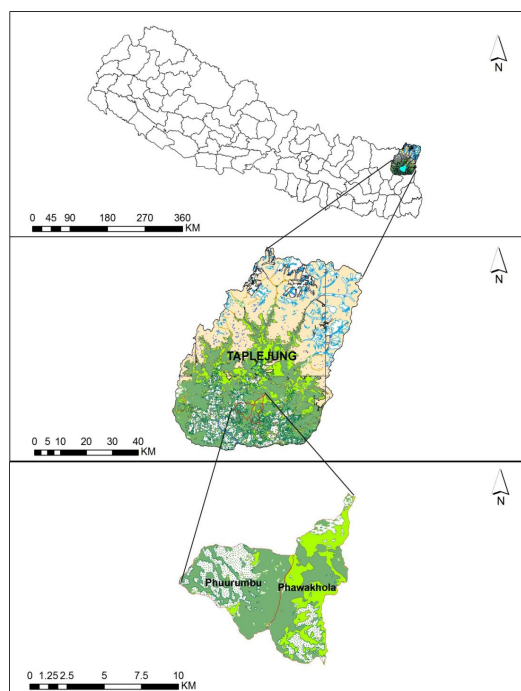


Fig. 2. Location of research area (Taplejung district)

from 2,200 m – 2,900 m. Along the line transect, four sampling quadrates were used for Red Panda and vegetation survey. Each quadrate is 100 m × 100 m in size and 250 m apart. Red Panda and vegetation survey was carried out in three community forests (CFs). These community forests are within two VDCs. Pathibhara Simbu lies in Phawa Khola VDC and Phurumbu Kharka and Mayam Patal lie in Phurumbu VDC.

### Camera trapping

Five digital cameras were installed in prior tracks of Red Panda in the area for 3 successive nights before being moved to the next block to find the species population. Camera traps were installed where Red Panda scats were found. The cameras had been installed 3 to 5 ft above the ground level in the trees with the help of rope for three successive nights. The traps were placed for a total of 9 successive nights in the study area (Fig. 3, 4).



Fig. 3. Installing camera trap in study sites

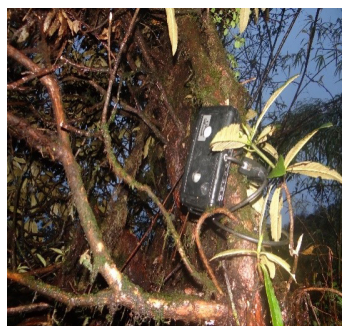


Fig. 4. Installed camera trap at the site of Red Panda scats

### Sign survey

Sign survey had been done along line transect of quadrates within the community forests of sampling areas. Camera and GPS were used to take some photographs and GPS reading of locations. The signs provide reliable data for the presence of Red Panda and other wild animal species in the area.

### Vegetation survey

Vegetation had been surveyed for habitat of Red Panda (Fig. 5). Line transect as well as quadrate sampling methods were used to measure trees, cane (dwarf) bamboo, shrubs and herbs. In every random sampling, 100 m × 100 m quadrate for trees, 5 m × 5 m for shrubs and 1 m × 1 m for herb species had been used. The type of species, number, frequency



Fig. 5. Vegetation survey at site

and density were analysed.

## RESULTS AND DISCUSSION

We surveyed two VDCs of Taplejung district for Red Panda abundance and distribution. During our research period no Red Panda individuals were encountered nor captured during camera trapping but the base line survey by (2011) encountered 5 Red Panda in Phurumbu, Phawa Khola and other three VDC. So the observation is mainly based on various signs like scat, scratch, browsing (feeding sites) and paw prints. The distribution of Red Panda was found mostly within an elevation of 2,450 m - 2,717 m of the studied area. A total of 53 various signs were recorded. A detail of sign abundance in different quadrates is given in Table 1. Among the 12 sampling sites the highest rate of sign abundance was 22 in Pathibhara Simbu CF followed by 16 in Mayam Patal CF and 15 in Phurumbu Kharka CF. In Pathibhara Simbu CF scats were found in all transects but were more concentrated in transects 1 and 4. Scats were found on various old trees at different altitudes such as 2,636 m, 2,682 m, 2,709

Table 1. Signs observed month wise in different quadrates

	Pathibhara Simbu				Phurumbu Kharka				Mayam Patal			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
Nov	*		*	*		*		*		*		*
Dec		*		*		*		*	*		*	
Jan	*	*		*		*			*	*	*	
Feb	*		*	*		*		*	*		*	
Mar	*	*		*		*		*		*		*
May	*		*	*	*		*		*			
Jun		*	*		*		*			*		
Jul	*		*	*	*			*	*	*		
Sept												
Total	6	4	5	7	3	5	7	5	5	5	4	2





Fig. 6. Fresh scat found in PhurambhuKharka Community Forest

m (on *Lithocarpus pachyphylla* tree), had grazed at 2,671 m and a paw print at an altitude of 2,450 m.

In Phurumbu Kharka CF scats were found in all transects and scratch mark was found on the ground (Fig. 6). The scats were found in an altitude of 2,460 m and scratch was found on at 2,778 m. The signs were more concentrated in transects 2 and 4.

In Mayam Patal CF scats were found in all transects and paw mark was found on the ground. The scats were found in an altitude of 2,460 m and scratch was found on at 2,778 m. The signs were more concentrated in transects 1 and 2.

Other wild animals such as deer, wild boar, fox, bear, squirrel, pheasants and wild chickens also inhabit in CFs.

### Vegetation Analysis

The vegetation survey was carried within an elevation of 2,200 m - 2,900 m. The forest was classified as mixed broad leaved forest. Quadrate samplings were done along the line transect for trees and cane (dwarf) bamboos while shrubs and herbs species are noted for their occurrences only. All together 150 plant specimens had been collected. All specimens were not identified scientifically so 51 tree species and 60 shrubs and herbs species had been identified. Tree species were identified within the sampled plots are analysed and calculated. The

CFs are compared for similarity index, diversity index and evenness which are tabulated in table 2. The common species of three CFs are also compared as shown in Graph. 1,2 and 3.

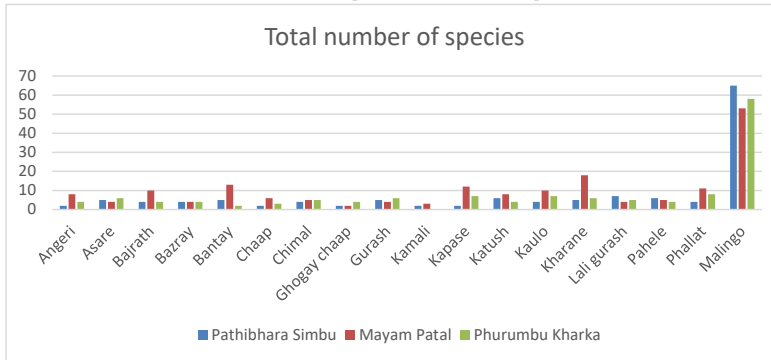
Due to high humidity and cool climate, tree trunks and branches are covered with diverse species of orchids, mosses, lichens and ferns, which often provide suitable camouflage for Red Panda. Underneath the tree canopy, the ground is mostly covered by species of shrubs, herbs and bamboos. Bamboos *Yushania maling* grows above 2,600 m and *Drepanostachyum falcatum* grows below 2,600 m. These species comprise approximately 75 % (Pradhan et al. 2001) of the diet of Red Panda.

In the CF of Pathibhara Simbu 40 plant species including trees, shrubs, cane (dwarf) bamboos and herbs had been collected. The canopy cover of trees is 16-75 %, shrubs 6-50 %, cane (dwarf) bamboo 26-50 % and herbs 6-50 %. The forest is dominated by *Castanopsis indica* with relative density of 1.50 followed by *Lithocarpus pachyphylla* with relative density of 1.25. The understory bamboos *Yushania maling* has relative density of 41.9.

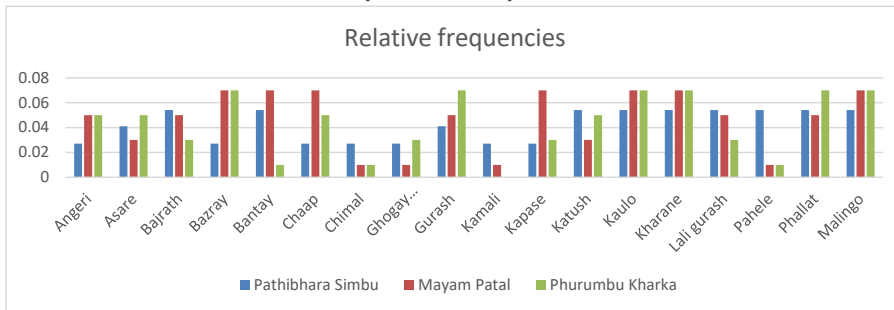
In CF of Phurumbu Kharka 45 plant specimens have been collected including trees, shrubs, cane (dwarf) bamboos and herbs. The canopy cover of trees is 26-25 %, shrubs 6-15 %, cane (dwarf) bamboo 26-50 % and herbs 16-25 %. The forest is dominated by species of *Quercus lamellosa* with relative density of 4.59, followed by *Symplocos ramosissima* with relative density of 1.5. The understory bamboos *Yushania maling* has relative density of 33.60 and *Drepanostachyum falcatum* has relative density of 14.36. Two species had been found in this CF.

In the CF of Mayam Patal, 33 plant specimens

Graph. 1. Total number of species



Graph. 2. Relative frequencies



Graph. 3. Relative densities

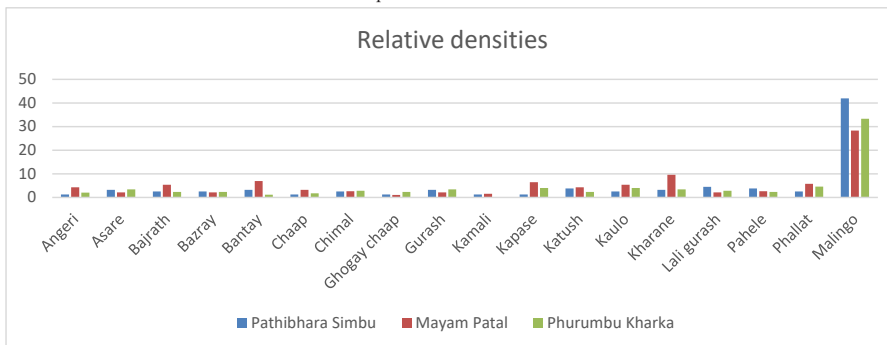


Table. 2. Comparison of three CFs

Parameter	PathibharaSimbu	PhurumbuKharka	MayamPatal
Similarity index	Path-Phr=0.82	Phu-Maya=0.87	May-Path=0.8
Diversity index	0.95	0.99	1.02
Evenness index	0.73	0.79	0.84

have been collected including trees, shrubs, cane bamboo and herbs. The canopy cover of trees is 26-20 %, shrubs 6-15 %, cane bamboo 6-25 % and herbs 6-15 %. The forest is dominated by *Symplocos ramosissima* with relative density of 9.62 followed by *Lithocarpus pachyphylla* with relative density of 6.95. The *Yushania maling* are dominant as understory shrubs with relative density of 28.34 (Graph 1).

The comparison of three CFs for Sorrenson similarity index, diversity index and evenness shows very similar values indicating the CFs to be similar. (Table 2).

The plant analysis of all three CFs showed that the main food item of Red Panda *Yushania maling* and *Drepanostachyum falcatum* has highest relative density value indicating that the population of Red Panda can survive in the forest area (Fig. 7, 8, 9).

### Questionnaire survey

A total of 200 respondents have been interviewed to

generate information about Red Panda and its threats on its survival. Generally active farmers, herders and members of community forest users group are chosen for interview. The age of respondents ranged from 35-60 years.

A questionnaire survey had been done to understand the awareness among the local people on conservation of Red Panda. 85 % of respondent have seen Red Panda and 15 % of them have not seen at all (Graph. 4).

Among the respondent 58 % of them had seen Red Panda for 1-5 times and 36 % had seen for 5-10 times and 6 % had seen for 10-15 times (Graph. 5).

Regarding the food habit, 60 % of the respondent said that leaves of malingo and nigalo were the most favorite food of Red Panda. However 24 % of respondent said that it also feed on young shoot buds of cane (dwarf) bamboo and Bhaluchinde and 16 % of respondent said that it sometimes feed on berries and fruits (Graph. 6).



Fig. 7. *Drepanostachyum falcatum* in the CF

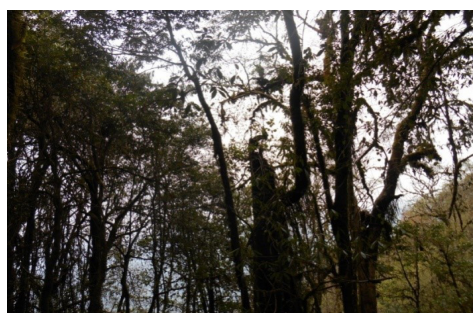


Fig. 8. Canopy cover of the study site of Phurumbu VDC



Fig. 9. Dbh measurement during vegetation survey

Regarding Population, 49 % of the respondent answered that the population of Red Panda has been increased, 31 % said that population has been decreased and 20 % answered that the population is constant (Graph. 7).

On local knowledge towards the Red Panda potential threats, 54 % of respondent answered that the Red panda population are threatened by feral dogs, 21 % by human disturbance 7 % by hunting and poaching, 18 % by habitat fragmentation and

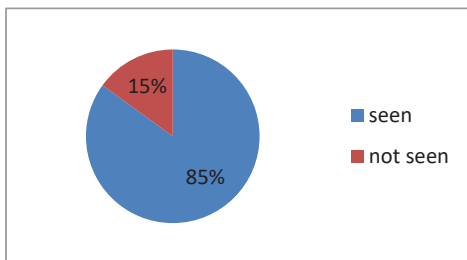
degradation (Graph. 8).

Regarding conservation status on local perception, 34 % of respondent said that Red Panda has been increased due to conservation awareness programs, 29 % of them told that conservation has been increased due to anti-poaching activities, 37 % answered that it is dueto plantation and habitat protection (Graph. 9).

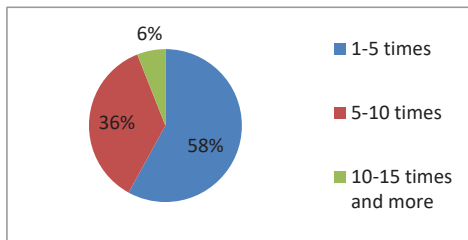
### Conservation awareness program

An effective interaction program was conducted

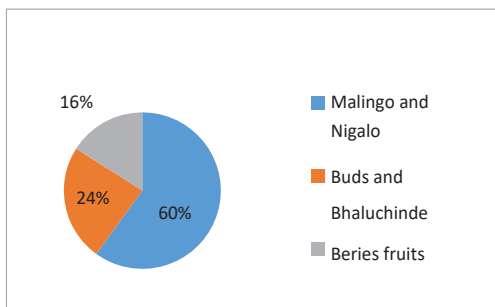
Graph. 4. Percentage of people who have seen Red Panda



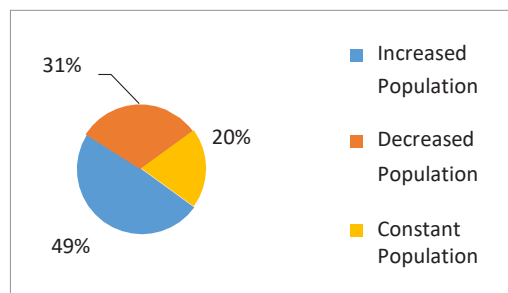
Graph. 5. Percentage of no of time people seen Red Panda so far



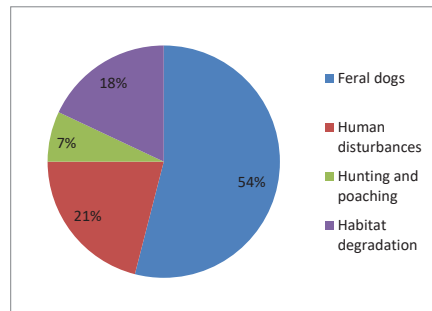
Graph. 6. Red Panda food habits



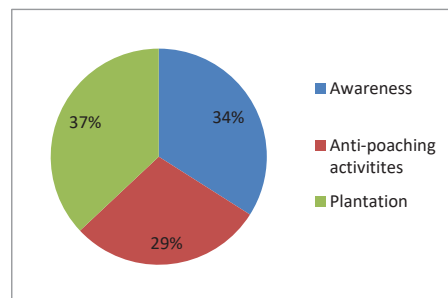
Graph. 7. Percentage of people answered regarding population trend of species



Graph. 8. Local knowledge towards the Red Panda potential threats



Graph. 9. Regarding the Red Panda conservation increased status





with locals for the conservation awareness on Red Panda by informing and involving the locals in education and various awareness programs in and around the project site. The conservation knowledge about the species identification, habitat, food role in ecosystem and potential threats and further conservation actions from the locals have been promoted and motivated from this project. Furthermore, training of nursery making and vermin-composting were conducted to community members. For the program a banner and poster have been prepared (Fig. 10, 11).

For the conservation awareness we have divided the participants and activities into two groups. Stakeholders and community forest users groups and school students. For the community forest



Fig. 10. Nursery bed preparation



Fig. 11. Nursery preparation by the participants after nursery training

users group we have conducted training on nursery preparation of *Taxus baccata* (Loth Salla) and some medicinal plants. Fifteen representatives of community forest of Phawa Khola and Phurumbu VDC have participated in the program. This program will help to enhance the livelihood condition of the people in the project site as well as it will act as the alternative source of income which indeed help anti-poaching activities of Red Panda in the area.

A training program was also conducted for vermin composting. 5,000 earthworms were distributed to the community forest users group for that purpose. Fifteen participants were actively involved in the vermin-composting training. Trainer have demonstrated to make bedding of composting and importance of vermin-composting of the biodegradable kitchen waste. This training will help local people to recycle the biodegradable materials into valuable compost for agriculture (Fig. 12).

#### School level awareness program

Red Panda conservation awareness program was initiated to the school children in few schools. We disseminated the importance of Red Panda conservation .We have conducted in the schools nearby Phawa Khola, Sikhecha and Phurumbu VDC. All together around 200 school students were benefited from the awareness program on Red Panda



Fig. 12. Participants of community orientation



conservation. The list of the schools participated in the program are as follows:

1. Pathibhara Primary School, Skhichecah, Ward no-4 (Fig. 13. 14).
  2. Saraswoti Secondary School –Schecha ward no-7
  3. Shiwa Higher Secondary School, Linkhim ward no-5
  4. Phurumbu Higher Secondary School ward no-3
  5. Mahendra Lower Secondary School Phawakhola
- Poster about the importance of Red Panda in simple Nepali language was prepared to conduct

the conservation awareness program for this project (Fig. 15). 200 copies of Red Panda poster were published in Nepali Language in which all the ecological character, reasons for the species conservation, and challenging factor for the Red Panda conservation so far in Nepal were included. The poster was widely distributed throughout the potential Red Panda VDC of Taplejung districts (Fig. 16).

### CONCLUSION

In our study we have found decisive evidence of



Fig. 13. Orientation in local school



Fig. 14. Students with poster at local school



Fig. 15. Poster in Nepali language



Fig. 16. Local community with Poster after community awareness

Red Panda in both Phawa Khola and Phurumbu VDC. The hotspot of Red Panda lies in the border of two VDCs along the trail of Pathibhara temple. The area is disturbed during the pilgrimage season which is temporary threat to the species. The natural forest is maintained by local users group with its tree species providing a good habitat for the Red Panda. The presence of *Yushania maling* with relative density of 49.4 in Pathibhara Simbu CF, 33.6 in Phurumbu Kharka CF and 28.34 in Mayam Patal CF provide food for Red Panda. The species *Drepanostachyum falcatum* was found in Phurumbu Kharka CF only with relative density 14.36. The high density of bamboos and occurrence of scat and paw prints indicate that the area is suitable habitat for Red Panda. An injured Red Panda had been rescued by local people showing public awareness towards conservation of Red Panda.

## REFERENCES

- Central Bureau of Statistics (CBS) 2004. Handbook of Environment Statistics 2003. Kathmandu.
- Glaston, A.R. 1994. Status Survey and Conservation Action Plan for Procyonids and Ailurids. The Red Panda, Olingos, Coats, Raccons and their Relatives. Gland, Switzerland:
- IUCN 2015. IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/>
- Pradhan, S., Shah, G.K. and Khan, J.A. 2001. Ecology of the Red Panda *Ailurus fulgens* in the Singhalila National Park, Darjeeling. India. Biological conservation 98: 1118.
- Rai, R. 2015. Due to initiation of local people increased population in Taplejung. Annapurna Post National Daily. 20 Oct, 2015.
- Red Panda Network. 2011. Baseline survey of red panda distribution, abundance and population status in Taplejung district, eastern Nepal.
- Roberts, M.S. and Gittleman, J. L. 1984. *Ailurus fulgens*. Mammalian Species: 1–8.
- Roberts, M. 1992. Red Panda Web site
- Wikramanyake, E., Carpenter, C., Strand, H., and McKnight, M. 2001. Ecoregion-Based Conservation in the Eastern Himalaya. WWF and ICIMOD.
- Yonzon, P.B. and Hunter, M. L. 1991. Cheese, Tourists and Red Panda. Conservation Biology 5: 196-202.

## 東北ネパール・タプレジュング地区におけるレッサーパンダ *Ailurus fulgens* の絶滅リスク，生息適地ならびに分布の実態解明

Roshani Manandhar and Prava Pandey

レッサーパンダ *Ailurus fulgens* は国際自然保護連合 IUCN のレッドリスト 2015 に搭載され，ワシントン条約の付表にも記載された絶滅危急種であり，ネパール，インド，中国，ブータン，およびミャンマーにまたがる 2,200~4,800 m a.s.l の高所に出現する．本プロジェクト研究は，ネパール・タプレジュング地区のファウアコーラ村 Phawa Khola とフルンブ村 Phurumbu 振興区域 (VDCs) におけるレッサーパンダの絶滅リスク，生育地指向，および分布実態を明らかにすることを目的として企図された．レッサーパンダは世界に 10,000 頭以下が分布するが，タプレジュング地区ではこれまでにわずか 134 頭の生息が報告されているにすぎない．調査地域として Mayam Patal, Phurumbu Kharka および Pathibhara Simbu と呼ばれる三つの入会林に的を絞った．レッサーパンダは林床にササが繁茂する落葉樹林を好み，とりわけ *Yushania maling* や *Drepanostachyum falcatum* といった日本のアズマネザサやヤダケに似た小型のササの葉やタ

ケノコ，そして Banty (*Lithocarpus pachyphylla* (パキフィラ：マテバシイに似たドングリの実を結ぶ) の若葉やドングリの実を好物の餌としている．三つの入会林のそれぞれに 4 本のトランゼクトを設置した．レッサーパンダの糞，引っ掻きマーキング，そして鉤爪のある足跡などの生痕は，Mayam Patal 入会林では，トランゼクト 1 に，Phruunbu Kharka 入会林では 2 と 4 の 2 か所に，そして Pathibhara Simbu 入会林では，1 と 4 に集中することが分かった．3 ヶ所の入会林で約 111 種の異なった植物種を見出した．平均植被率は樹木：26 ~ 50 %，ササ類：6 ~ 15 %，灌木：6 ~ 15 %，そして草本が 1 ~ 15 % だった．プロジェクトの期間中に，学校の児童生徒，入会林の利用者，そして村人に対する啓蒙活動を実施した．レッサーパンダ保護を呼びかける厚手ビニール製の丈夫なカラーポスターを作製し，両村の振興区域に配布した．

(小林幹夫 記)

25th Pro Natura Fund Overseas Grant

## Natural forests of three tertiary relict tree species and potential effects of climate change on their geographic distribution

Cindy Q. Tang<sup>1</sup>, Nobuyuki Tanaka<sup>2</sup>, Katsuhiko Nakao<sup>2</sup>, Long-Yuan He<sup>3</sup>, Ming-Chun Peng<sup>1</sup>, Hai-Zhong Yan<sup>1</sup>, Yi-Fei Dong<sup>1</sup>, Ruo-Han Yang<sup>1</sup>, Kai Yan<sup>4</sup>, Wang-Jun Li<sup>1</sup>, Yongchuan Yang<sup>5</sup>, Chyi-Rong Chiou<sup>6</sup> and Cheng-Tao Lin<sup>6</sup>

We investigated natural habitats and forests of three paleoendemic and Tertiary relict tree species in China: *Ginkgo biloba*, *Metasequoia glyptostroboides* and *Davidia involucrata*. Fragmented natural *Ginkgo* forest communities are mainly found in habitats containing limestone outcrops near creeks at 840-1,300 m a.s.l in the Dalou Mountains (on the boundary between Chongqing Municipality and Guizhou Province), in the Yangtze River valley. The forests are dominated by *Ginkgo* along with *Liquidambar*, *Cupressus*, *Cyclobalanopsis*, *Cunninghamia*, and *Taxus*. Mosaic *Metasequoia* forest patches exist at 800-1500 m asl in Lichuan (Hubei Province), also in the Yangtze River valley. The patchy forests are dominated by *Metasequoia* along with *Liquidambar*, *Cornus*, *Machilus* and *Phoebe* in the valley bottoms and by streams. *Davidia* is mainly found at 900-2,700 m on mountain slopes, scree slopes or valleys, or by streams in south-central and southwestern China, with a geographic distribution range wider than those of *Ginkgo* and *Metasequoia*. These forests, dominated by *Davidia*, often include other Tertiary relict trees such as *Cercidiphyllum* and *Tetracentron*.

We predict the possible formation of new habitats for future populations of *Ginkgo*, *Metasequoia* and *Davidia* under two climate change scenarios: CCCMACGCM31 (2070~2099) and CSIRO-MK30 (2070~2099). Under the CCCMA scenario, most existing *Ginkgo* would be outside of potential habitats. Under the CSIRO scenario, the existing *Ginkgo* would remain unchanged. Under both climate scenarios, the existing *Metasequoia* would expand throughout the potential habitats in southeastern China, and *Metasequoia* would not decline due to climate change. However, because of the present narrow distribution ranges of *Ginkgo* and *Metasequoia*, the limited number of geographic points underlying the available data may reduce the reliability of the climate modeling on the two taxa. Under both climate scenarios, existing *Davidia* in southwestern China would be outside potential habitats or at their margins. Thus *Davidia* would appear to be more vulnerable than *Ginkgo* and *Metasequoia* under future climate change. The information provided here will be relevant in planning conservation of the Tertiary relict species in the fragile ecosystem.

---

1: Institute of Ecology and Geobotany, Yunnan University, China 2: Forestry and Forest Products Research Institute, Japan 3: Kunming Institute of Forestry Exploration and Design, the State Forestry Administration of China 4: Institute of Environmental Sciences and Ecological Restoration & Key Laboratory for Conservation and Utilization of Bio-Resource of Yunnan, Yunnan University, China 5: Faculty of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, China 6: School of Forestry and Resource Conservation, National Taiwan University, Taiwan

Received 2015. 12. 24, Published 2017. 6.20

## INTRODUCTION

*Ginkgo biloba* L. (Fig. 1A) is a deciduous gymnosperm also known as maidenhair tree, yin xing (silver apricot), baiguo (white nut) or gongsunshu (grandfather/grandson tree) in Chinese, and ichou (duck foot) in Japanese. It is the sole surviving representative of Ginkgoales, one of the most ancient relict species on earth. The oldest probable ginkgophyte dates to the Permian, some 270 million years ago. The genus *Ginkgo* was widely distributed in the Northern Hemisphere in the Middle Jurassic (Tralau 1968). *Ginkgo biloba* survived in East Asia into the Pliocene and Pleistocene epochs, as attested by fossils found in southwestern Japan (Uemura 1997). Today, natural *Ginkgo* populations are found in the Dalou Mountains, located between Guizhou Province and Chongqing Municipality (Tang et al. 2012). A possible natural or semi-natural population of *Ginkgo* is reported in small areas of Tianmushan Reserve, Zhejiang Province in eastern China (Del Tredici 1992).

*Metasequoia glyptostroboides* Hu and Cheng (Fig. 1B) (formerly Taxodiaceae, and now merged with Cupressaceae) known in English as the dawn redwood (shuishu in Chinese, literally water fir), endemic to the Yangtze River valley, is a conifer that sheds its leaves yearly. The earliest fossils date back to the late Cretaceous, while the latest, from Japan, date from the early Pleistocene (2 million years ago) (Iitihara et al. 1975). The genus *Metasequoia* was described by Shigeru Miki (1941) based on fossils collected from the Japanese Neogene prior to the discovery of the living plant. In light of its resemblance to the North American coast redwood (*Sequoia sempervirens*), he established a new genus *Metasequoia*, derived from the Greek

*meta*, meaning alike or akin, and *Sequoia*, the generic name of the coast redwood, which the tree resembles. A living specimen was found in China in 1944. As World War II was in progress, the species was not studied further until 1946 (Hu 1946). It was recognized as belonging to the already described fossil genus *Metasequoia* and only finally recorded as a new living species in 1948 (Hu and Cheng 1948), and named *Metasequoia glyptostroboides* Hu and Cheng. The specific epithet, *glyptostroboides*, is a reference to the genus *Glyptostrobus*, the Chinese swamp cypress with which the tree was initially confused. The popular common name “dawn redwood” was a suggestion of the well-known paleobotanist Ralph W. Chaney. The use of “dawn” in the name was meant to emphasize the tree's early fossil record (HDOSU 2014). At that time, the tree was only known as a fossil tree species, extinct for millions of years.

*Davidia* Baill. is a monotypic genus constituting the *Davidiaceae* (in the past included in the family *Nyssaceae*). *Davidia involucrata* Baill. (Fig. 1C) is known as the dove tree or handkerchief tree in English, Gongtong in Chinese. It is a deciduous broad-leaved tree, found in central and southwestern China. Inflorescences consist of globose terminal heads with a pair of showy white bracts positioned some distance below on the long peduncle. The bracts are similar in size to the leaves, but thinner and less uniformly serrate. The bracts hang in long rows beneath the level branches. The flowers are at their best in late May. On a breezy day, the bracts flutter in the wind like a white dove or a gathered handkerchief, hence the English names. Fossils are widely found dating from the Upper Cretaceous to the Pleistocene in the Northern Hemisphere (e.g. Tsukagoshi et al. 1997; Manchester 2002; Serbet et



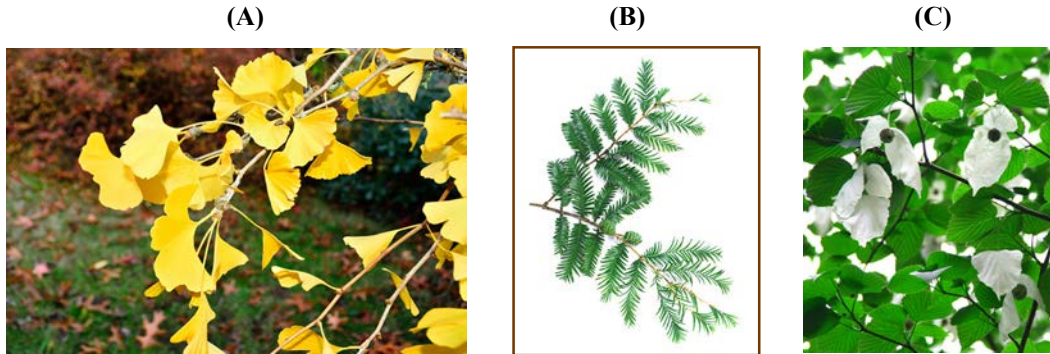


Fig. 1 Foliage of *Ginkgo biloba* (A); Foliage and seed corns of *Metasequoia gliptostroboides* (B); Flowers and foliage of *Davidia involucreta* (C).

al. 2004).

The three Tertiary relict species, known as living fossil plants, are paleoendemic to China. The distribution of each is exclusively restricted to narrow ranges and very specific habitats. Knowledge of the characteristics of natural forest communities and the habitats of the three species in their entire distribution range is essential for predicting the effect of climate change on their future geographic distribution.

On a large geographic scale, plant species distribution is mainly controlled by climatic factors including temperature and precipitation. Global mean temperatures increased by 0.6 °C during the 20th century (IPCC 2001). In the next few centuries climate may change rapidly because of human influences. Increases of 1.8–4.0 °C in the mean temperature are predicted to occur over the 21th century (IPCC 2007). Over the last 30 years, the effects have become particularly obvious in the natural environment (Kerr 2007). Along with disturbance, habitat loss and fragmentation, climate change is one of the main drivers of terrestrial biotic change and has multifarious effects (Walther et al. 2002). Species distribution models (SDMs) have produced spatially explicit and comprehensive maps

that are particularly useful for identifying areas where conservation efforts are most needed.

We aim to summarize the characteristics of the natural forest communities for each target species, and predict the influence of global climate change on their geographic distribution ranges.

## METHODS

### Study areas

Our study sites are located in central and southwestern China (Fig. 2).

Lichuan in Hubei, Wanxian in Chongqing and Longshan in Hunnan are for *Metasequoia*.

The Dalou Mountains in Chongqing Municipality and Guizhou are for *Ginkgo*.

Mt. Emei in Sichuan, Mt. Shenlongjia in Hubei, Yaoshan in northeastern Yunnan and Weixi in northwestern Yunnan are for *Davidia*.

The study areas are dominated by the Asian monsoon system, including the East Asian summer monsoon, the Indian summer monsoon, and the East Asian winter monsoon, with dry continental winds in winter and moist oceanic winds in summer. All the study sites are located in the subtropics. In general a mean annual precipitation is 1,000–2,100 mm, of which 80–85 % occurs in May–September.

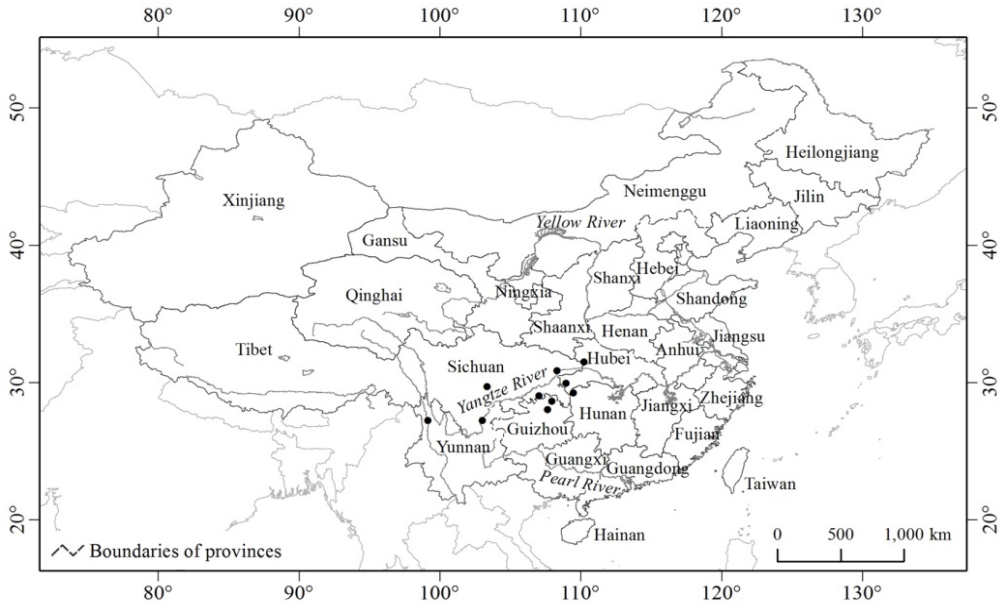


Fig. 2. The study areas. Surveyed geographic location is indicated by a dot.

Mean annual temperature is 9.4–15.3 °C, with a mean monthly minimum temperature of -2.5–4.5 °C in January or February and a maximum of 17–25.1 °C in July. The mean annual relative humidity is around 80 %.

### Data

Based on our fieldwork during previous years, we additionally established sampling plots (from 20 × 20 m to 50 × 60 m) containing any one of the three species. We identified all the species, and recorded diameter at breast height (DBH) and height for woody species  $\geq 1.3$  m high in each plot.

In addition, we did extensive surveys to record latitudes and longitudes of the presences of *Ginkgo* and *Metasequoia* in their distribution ranges. For *Davidia*, we recorded the coordinates of the locations in its major distribution areas, and added

coordinates of its locations from the literature.

We used Multivariate Adaptive Regression Splines (The package “earth” in R ver. 2.12) to build climate statistical models. We selected four variables in the current climate from Worldclim (<http://www.worldclim.org/bioclim>): Bio6=Minimum Temperature of the Coldest Month; Bio10=Mean Temperature of the Warmest Quarter; Bio18=Precipitation of the Warmest Quarter; Bio19=Precipitation of the Coldest Quarter. We consider these variables to be essential factors for plant growth and survival. We matched the climate data with presence/absence data for each species to develop the species distribution model. We used two scenarios, i.e. CCCMACGCM31 (2070~2099) and CSIRO-MK30 (2070~2099), to predict potential shifts of the three species’ geographic distributions as caused by global climate change.

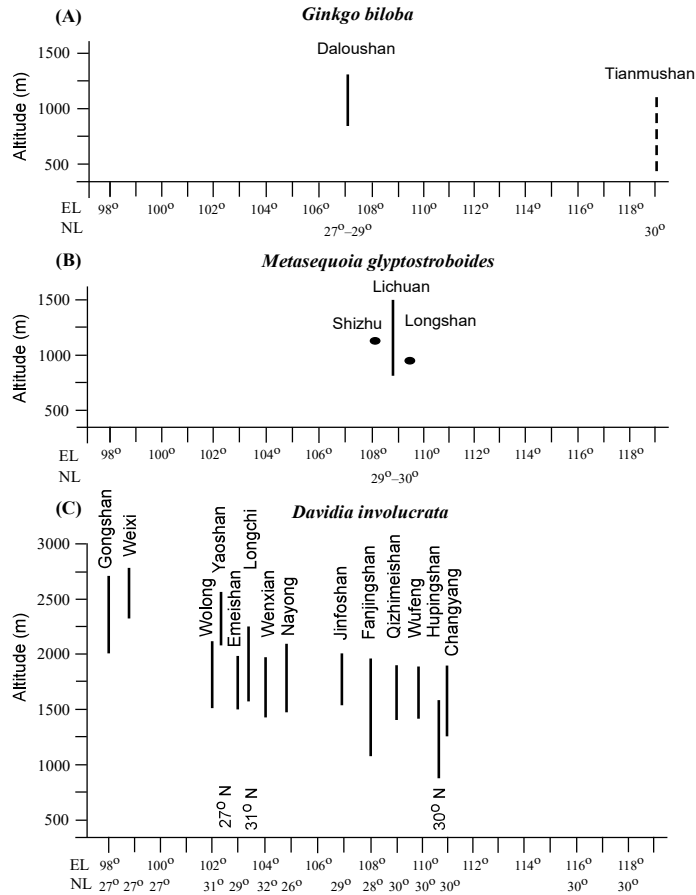


Fig. 3. (A) Altitudinal distribution ranges of *Ginkgo*. The dotted line indicates the uncertainty as to whether the *Ginkgo* population in Tianmushan is natural or semi-natural. (B) Altitudinal distribution ranges of *Metasequoia*. A dot indicates only a few *Metasequoia* trees. (C) Altitudinal distribution ranges of *Davidia* on representative mountains. EL means east longitude. NL means north longitude. On the X axis, the north latitude is not scaled.

## RESULTS

### Altitudinal distribution ranges

The natural altitudinal distribution of *Ginkgo* populations is restricted to 840-1300 m a.s.l in the Dalou Mountains (Daloushan) located on the boundary between Chongqing Municipality and Guizhou Province, in the Yangtze River valley (Fig. 3A). In addition, a possible natural or semi-natural *Ginkgo* population is to be found at 300-1100 m in Tianmushan, Zhejiang Province (Del Tredici 1992).

*Metasequoia* populations are confined to 800-1,500 m in Lichuan, Hubei Province, and a few

trees in Shizhu, Chongqing Municipality, as well as in Longshan, Hunan Province in the Yangtze River valley (Fig. 3B).

The altitudinal distribution of *Davidia* populations ranges from 900 m to 2,700 m in elevations decreasing from southwestern to south-central China (Fig. 3C).

The main altitudinal distributions of the three paleoendemic species belong to the evergreen broad-leaved forest zone and the mixed evergreen and deciduous broad-leaved zone, with some admixture of coniferous species.

## Natural forests

### *Ginkgo biloba* forest

Fragmented *Ginkgo* forests are found in habitats containing limestone outcrops in the Dalou Mountains. The forests are dominated by *Ginkgo* along with *Liquidambar*, *Aphananthe*, *Cupressus*, *Cyclobalanopsis*, *Cunninghamia*, and *Taxus* (Table 1). The habitats are limestone outcrops near creeks and are subject to frequent natural disturbances. *Ginkgo*'s root system is well-developed, allowing for survival in thin soils among outcrops of limestone. The tree can grow sprouts, suckers, and air roots after being injured. The oldest *Ginkgo* tree is found to be 882 years old. They reach 38 m height in the canopy layer. Numerous seedlings and many established saplings grow in rock crevices in sun-exposed sites.

### *Metasequoia glyptostroboides* forest

Natural *Metasequoia* forest patches are found by streams in valley bottoms where they are subjected to natural disturbance in Shuishaba, Lichuan, Hubei. The forests are dominated by *Metasequoia* along with *Liquidambar*, *Cornus*, *Machilus* and *Phoebe* in the canopy (Table 2), while the shrub and understory are composed of *Camellia*, *Hydrangea*, *Eurya* and *Spiraea*. *Metasequoia* reaches a height of 38 m. The oldest *Metasequoia* is c. 270 years old, outside the plots of the study area. Many *Metasequoia* trees are in the habitats by rice paddies or near roadsides, or by the yards of village houses. There are no trees with a DBH less than 35 cm and none less than 55 years old. In Shizhu, Chongqing Municipality and in Longshan, Hunan, there are only a few *Metasequoia* trees by corn fields and rice paddies. No seedlings are found in the study sites.

### *Davidia involucrata* forest

*Davidia*, with a wider geographic distribution range than those of *Ginkgo* and *Metasequoia*, is mainly found on mountain slopes, or in valleys where the soil often contains much gravel, or by streams. The habitats are usually unstable, on landslide-prone slopes or scree slopes. *Davidia* is able to sprout vigorously after been injured by natural disturbances. It dominates the forest, which includes other Tertiary relict species such as *Cercidiphyllum japonicum* and *Tetracentron sinense* (Table 3). The forest canopy reaches 22-25 m in height. Many seedlings and saplings of this species are found on the screen slopes.

### Potential effects of climate change on geographic distribution of species

We projected potential distribution of habitat as expressed by occurrence probability for *Ginkgo*, *Metasequoia* and *Davidia* under two climate-change scenarios: CCCMA-CGCM31 (2070~2099) and CSIRO-MK30 (2070~2099). The two models show moderate and high temperature increase, respectively. The effects of global warming on each of the three species are predicted as follows:

#### *Ginkgo biloba*

For the current climate, the potential distribution area where the species does not occur is called "empty habitat." Empty habitats exist for many plant species because their distribution is determined not only by climatic conditions. The current presence and empty habitats for *Ginkgo* are shown in Fig. 4A. The minimum temperature of the coldest month (Bio6) would be the most important variable determining *Ginkgo*'s distribution, followed by precipitation variables (Bio18 and Bio19), then by the mean temperature of the warmest quarter (Bio10).

Under a CCCMA scenario, most of today's

Table 1. Floristic composition of woody species (RBA  $\geq$  0.2%) in natural plant communities containing *Ginkgo biloba* in the Dalou Mountains.

Species	RBA (%)	Density (m <sup>2</sup> /ha)	Mean DBH (cm)	Max. DBH (cm)	Max. H (m)	Density (number of stems/ha)
<i>Ginkgo biloba</i>	54	25.1	26.9	173	38	232.6
<i>Liquidambar formosana</i>	6.7	3.1	24.8	138	38	28.5
<i>Cupressus funebris</i>	5.3	2.5	56.8	116	30	8.3
<i>Aphananthe aspera</i>	4	1.9	21.8	157	38	19.4
<i>Cyclobalanopsis glauca</i>	3.8	1.8	8.8	76	24	145
<i>Cunninghamia lanceolata</i>	3.1	1.4	22.2	55	30	27.3
<i>Taxus wallichiana</i> var. <i>chinensis</i>	2.1	1	21.4	80	25	16.5
<i>Castanopsis tibetana</i>	1.8	0.8	24.4	110	30	9.5
<i>Emmenopterys henryi</i>	1.5	0.7	17.5	110	28	7.4
<i>Choerospondias axillaris</i> var. <i>pubinervis</i>	1.5	0.7	27.3	46	28	10.3
<i>Celtis biondii</i>	1.4	0.6	25.4	113	35	5.4
<i>Sloanea sinensis</i>	1.2	0.6	14.2	119	26	9.9
<i>Lindera megaphylla</i>	1.1	0.5	8.7	51.5	24	38.8
<i>Hovenia acerba</i>	0.8	0.4	14.8	110	28	3.3
<i>Juglans regia</i>	0.8	0.4	38	105	19	1.7
<i>Castanopsis carlesii</i> var. <i>spinosa</i>	0.8	0.4	34.4	54	24	3.7
<i>Ilex micrococca</i>	0.8	0.4	58.3	80	36	1.2
<i>Cornus controversa</i>	0.6	0.3	10.3	38	27	18.2
<i>Corylus chinensis</i>	0.6	0.3	13	36	23	13.2
<i>Padus wilsonii</i>	0.5	0.2	15.7	43	23	7.4
<i>Acer laevigatum</i>	0.5	0.2	6.8	50	18	29.3
<i>Michelia maudiae</i>	0.4	0.2	45.3	78.5	28	0.8
<i>Turpinia pomifera</i>	0.4	0.2	11.8	32	24	11.2
<i>Camellia pitardii</i>	0.4	0.2	4.1	11	7	106.2
<i>Juglans cathayensis</i>	0.3	0.2	10	37	24	8.7
<i>Machilus nanmu</i>	0.3	0.1	8.3	46	22	11.6
<i>Osmanthus fragrans</i>	0.3	0.1	34.4	67	16	0.8
<i>Diospyros kaki</i>	0.3	0.1	33.5	65	30	0.8
<i>Acer maximowiczii</i>	0.3	0.1	37	42	19	1.2
<i>Diospyros cathayensis</i>	0.2	0.1	30.8	59	22	0.8
<i>Pterocarya stenoptera</i>	0.2	0.1	13.4	41	21	4.1
<i>Viburnum brachybotryum</i>	0.2	0.1	3.4	12	7	80.2
<i>Albizia kalkora</i>	0.2	0.1	10.8	41	21	4.1
<i>Castanea mollissima</i>	0.2	0.1	8.4	25	16	6.2
<i>Platycarya strobilacea</i>	0.2	0.1	10.4	26	14	5.4

*Ginkgo* would be outside of the potential habitats, indicating that *Ginkgo* would be vulnerable under future climate warming (Fig. 4B)

Under a CSIRO scenario, the present *Ginkgo* would remain in the potential habitats, indicating

that *Ginkgo* would not decline due to future climate warming (Fig. 4C).

#### *Metasequoia glyptostroboides*

At the present, *Metasequoia* grows in very limited geographic locations. Under the current



Table 2. Floristic composition of woody species (RBA  $\geq$  0.2%) in natural plant communities containing *Metasequoia glyptostroboides* in Lichuan, Hubei Province.

Species	RBA (%)	Density (m <sup>2</sup> /ha)	Mean DBH (cm)	Max. DBH (cm)	Max. Height (m)	Density (number of stems/ha)
<i>Metasequoia glyptostroboides</i>	77.9	43.20	62.2	102	38	115.80
<i>Liquidambar formosana</i>	4.9	3.30	13.2	30	23	25.70
<i>Cornus controversa</i>	4.3	2.10	12.3	23	16	39.60
<i>Machilus pingii</i>	2.3	1.20	19.5	31	20	12.80
<i>Phoebe hunanensis</i>	2.1	1.10	16.4	60	18	12.00
<i>Cryptomeria japonica</i> var. <i>sinensis</i>	1.7	0.90	12.0	26	25	21.50
<i>Cunninghamia lanceolata</i>	1.3	0.70	14.0	23	25	18.60
<i>Ficus heteromorpha</i>	0.9	0.50	14.1	21	16	10.10
<i>Cyclobalanopsis multinervis</i>	0.7	0.40	32.0	32	23	3.20
<i>Euscaphis japonica</i>	0.7	0.40	9.8	18	15	10.70
<i>Castanea seguinii</i>	0.6	0.35	7.1	26	18	9.60
<i>Diospyros</i> sp.	0.5	0.30	28.0	28	17	4.20
<i>Lindera pulcherrima</i>	0.4	0.20	10.2	32	14	5.70
<i>Betula</i> sp.	0.3	0.10	16.5	19	20	6.40
<i>Acer sinense</i>	0.3	0.10	10.9	16	17	6.20
<i>Prunus padus</i>	0.2	0.09	4.9	31	20	8.60

Table 3. Floristic composition of woody species (RBA  $\geq$  0.2%) in natural plant communities containing *Davidia involucrata* on Mt. Emei, Sichuan Province.

Species	RBA (%)	Density (m <sup>2</sup> /ha)	Mean DBH (cm)	Max. DBH (cm)	Max. Height (m)	Density (number of stems/ha)
<i>Davidia involucrata</i>	23.8	8.1	11.2	58.0	22.0	322.2
<i>Styrax hemsleyana</i>	17.4	5.9	46.0	107.0	25.0	25.9
<i>Cercidiphyllum japonicum</i>	9.5	3.3	15.1	97.0	18.0	61.1
<i>Pterocarya hupehensis</i>	9.5	3.2	16.6	58.0	25.0	74.1
<i>Prunus brachypoda</i>	8.5	2.9	19.6	70.0	20.0	50.0
<i>Prunus padus</i>	6.2	2.1	17.5	55.0	24.0	44.4
<i>Tetracentron sinense</i>	4.4	1.5	20.3	49.0	16.0	33.3
<i>Staphylea holocarpa</i>	4.3	1.5	11.5	47.0	10.0	74.1
<i>Acer oliverianum</i>	3.0	1.0	12.8	58.0	22.0	29.6
<i>Tapiscia sinensis</i>	3.0	1.0	32.2	83.0	22.0	5.6
<i>Rhododendron argyrophyllum</i>	0.8	0.3	14.1	41.0	10.5	7.4
<i>Aesculus wilsonii</i>	1.2	0.4	9.4	49.0	16.0	18.5
<i>Acer flabellatum</i>	1.1	0.4	10.6	29.0	14.0	22.2
<i>Macrocarpium chinense</i>	1.1	0.4	9.4	26.0	8.0	35.0
<i>Lithocarpus cleistocarpus</i>	0.9	0.3	9.5	24.0	10.0	25.9
<i>Rehderodendron macrocarpum</i>	0.8	0.3	14.1	41.0	18.0	7.4
<i>Quercus oxyodon</i>	0.6	0.2	11.3	23.0	6.5	14.8
<i>Decaisnea fargesii</i>	0.6	0.2	6.1	19.5	8.0	35.2
<i>Camellia oleifera</i>	0.5	0.2	8.7	23.0	7.0	20.4
<i>Carpinus turczanionowii</i>	0.3	0.1	28.0	28.0	12.0	1.9
<i>Acer maximowiczii</i>	0.2	0.1	11.5	20.0	12.0	5.6
<i>Stranvaesia davidiana</i>	0.2	0.1	10.5	20.0	13.0	5.6

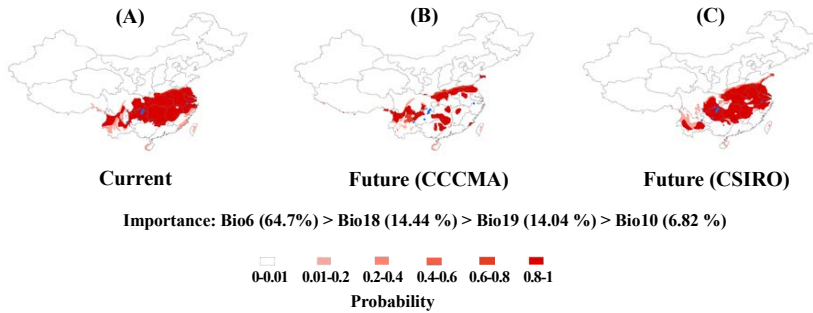


Fig. 4. Potential habitats of *Ginkgo* under current climate (A), and future climate as scenarios CCCMA-CGCM31 (2070–2099) (B) and CSIROMK30 (2070–2099) (C). The blue dots indicate the current presence of *Ginkgo*. In (A), the red area without blue dots represents empty habitats.

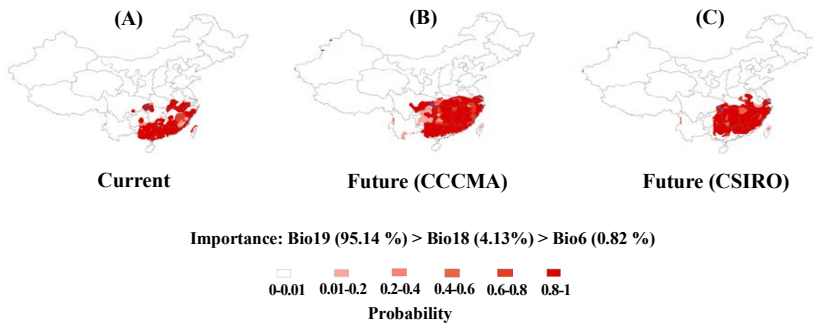


Fig. 5. Potential habitats of *Metasequoia* under current climate (A), and future climate as scenarios CCCMA-CGCM31 (2070–2099) (B) and CSIROMK30 (2070–2099) (C). The blue dots indicate the current presence of *Metasequoia*. In (A), the red area without blue dots represents empty habitats.

climate, empty habitats are found in southern and southeastern China because their distribution is determined not only by climatic conditions (Fig. 5A). The precipitation during the coldest quarter (Bio19) seems mainly to determine the distribution of *Metasequoia*.

Under either future climate scenario, *Metasequoia* would mostly remain in the potential habitats, and these would expand in southeastern China. Thus *Metasequoia* would not decline as a result of the predicted climate warming (Fig. 5B and C).

#### *Davidia involucrata*

Under the current climate, *Davidia* is distributed in central and southwestern China. Empty habitats are found in southeastern China, results of conditions

other than the climate (Fig. 6A). The minimum temperature of the coldest month (Bio6) would be the most important variable determining the distribution of *Davidia*, followed by precipitation variables (Bio19 and Bio18), and then by the mean temperature of the warmest quarter (Bio10).

Under both future climate scenarios, potential habitats of *Davidia* would diminish in the southeast and in most of south-central China, and would expand westward. The current presence of *Davidia* in south-central China would be limited to the margins or outside potential habitats, indicating that *Davidia* would be vulnerable under future climate warming (Fig. 6B and C).

From the results above, it is clear that *Davidia*

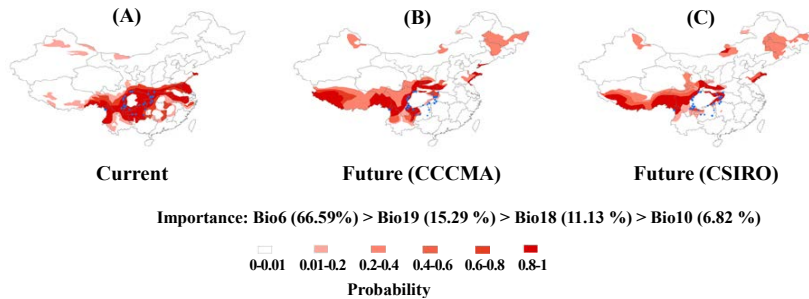


Fig. 6. Potential habitats of *Davidia* under current climate (A), and future climate as scenarios CCCMA-CGCM31 (2070–2099) (B) and CSIROMK30 (2070–2099) (C). The blue dots indicate the current presence of *Metasequoia*. In (A), the red area without blue dots represents empty habitats.

will be more vulnerable than *Ginkgo* and *Metasequoia* to future climate warming.

### DISCUSSION

*Ginkgo*, *Metasequoia* and *Davidia* are paleoendemic to China and are important constituents of plant diversity (Tang 2015). Though the three do not grow in the same geographic sites, they each occur exclusively in a few restricted mountain areas, glacial refugia in central and southwestern China, mainly including Sichuan, Chongqing Municipality, Hubei, Hunan, Guizhou, Yunnan. Their habitats, ecological performance, and regeneration characteristics are very specific.

Climate model predictions suppose a severe loss of biodiversity owing to changing climatic patterns (Thomas et al. 2004; Thuiller et al. 2005). Climate change will force some species to shift their geographic ranges, or face extinction (Parmesan 2006; Massot et al. 2008). Species sensitive to temperature may respond to a warmer climate by moving to cooler locations at higher latitudes or altitudes. Because of climate changes, species may no longer be adapted to the set of environmental conditions of a given region and could therefore fall outside its climatic niche (Bellard et al. 2012).

The strong association between distributions of plant species and climate makes it appear likely that rapid global climatic changes may alter plant distributions, resulting in extensive reorganization of natural communities (Graham and Grimm 1990). The minimum temperature of the coldest month would be the most effective factor regarding *Davidia* distribution. With climate warming, the potential habitats of *Davidia* would shift further west in China; however, this species depends on a specific habitat (e.g. topography, soil) and community characteristics, as does the assemblage of several Tertiary relict species, including *Cercidiphyllum* and *Tetracentron* along with *Davidia*. It would thus potentially have trouble migrating to new sites. Moreover, the species cannot evolve significantly new tolerances or disperse to new localities in the time projected (as a short time scale) for climate change, nor can it compete with modern plant species. Clearly, *Davidia* could be threatened by future climate warming.

The limited number of geographic points underlying the available data on *Ginkgo* and *Metasequoia*, due to their current extremely narrow distribution ranges, may reduce the reliability of the climate modeling on the two taxa.

In view of the effects of global climate change on *Davidia* distribution and survival, conservation strategies such as propagation of the species outside of its natural range to provide conditions for reintroduction are important to the survival of the Tertiary relict tree species.

## REFERENCES

- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters* 15: 365-377
- Del Tredici, P., Ling, H., Yang, G. 1992. The Ginkgos of Tian Mu Shan. *Conservation Biology* 6: 202-209
- Graham, R.W., Grimm, E.C. 1990. Effects of global climate change on the patterns of terrestrial biological communities. *Trends in Ecology & Evolution* 5: 289-292
- HDOSU 2014. Horticulture Department of Oregon State University web site oregonstate.edu/dept/ldplants/megl.htm. Retrieved April 16, 2014
- Hu, H.H. 1946. Notes on a Palaeogene species of *Metasequoia* in China. *Bulletin of the Geological Society of China* 26:105-107
- Hu, H.H. and Cheng, W.C. 1948. On the new family Metasequoiaceae and on *Metasequoia glyptostroboides*, a living species of the genus *Metasequoia* found in Szechuan and Hupeh. *Bulletin of the Fan Memorial Institute of Biology New Series* 1: 153-161
- IPCC 2001. In: Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, et al. (Eds.) *Climate Change 2001: the Scientific Basis*, Chapter 2. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC 2007. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Marquis M, Averyt K, et al. (Eds.) *Climate Change 2007: the Physical Science Basis*, Chapter 10. Cambridge University Press, Cambridge
- Itihara, M., Yoshikawa, S., Inoue, K., Hayashi, T., Tateishi, M., et al. 1975. Stratigraphy of the Plio-Pleistocene Osaka Group in Sennan-Senpoku area, south of Osaka, Japan—A standard stratigraphy of the Osaka Group. *Journal of Geosciences, Osaka City University* 19: 1-29
- Kerr, R.A. 2007. Climate change: global warming is changing the world. *Science* 316: 188-190
- Manchester, S.R. 2002. Leaves and fruits of *Davidia* (Cornales) from the Paleocene of North America. *Systematic Botany* 27: 368-382
- Massot, M., Clobert, J., Ferrière, R. 2008. Climate warming, dispersal inhibition and extinction risk. *Global Change Biology* 14: 461-469
- Miki, S. 1941. On the change of flora in eastern Asia since Tertiary period (I). The clay or lignite beds flora in Japan with special reference to the *Pinus trifolia* beds in the central Hondo. *Japanese Journal of Botany* 11: 237-303
- Parnesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37: 637-669
- Serbet, R., Manchester, S.R., Aulenbach, K., Braman, D. 2004. Nyssaceae among the dinosaurs: anatomically preserved fruits from the Upper Cretaceous Horseshoe Canyon Formation, Drumheller, Alberta, Canada. *Botany 2004 Conference, Snowbird, UT*
- Tang, C.Q. 2015. *The Subtropical Vegetation of Southwestern China: Plant Distribution, Diversity and Ecology*. *Plants and Vegetation* vol. 11. Springer, Dordrecht
- Tang, C.Q., Yang, Y., Ohsawa, M., Yi, S-R., Momohara, A., et al. 2012. Evidence for the persistence of wild *Ginkgo biloba* (Ginkgoaceae) populations in the Dalou Mountains, southwestern China. *American Journal of Botany* 99: 1408-1414
- Thomas, C.D., Camerson, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., et al. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M.B., Sykes, M.T., Prentice, I.C. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 8245-8250
- Tralau, H. 1968. Evolutionary trends in the genus *Ginkgo*. *Lethaia* 1: 63-101
- Tsukagoshi, M., Ono, Y., Hashimoto, T. 1997. Fossil endocarp of *Davidia* from the Early Pleistocene sediments of the Tokai Group in Gifu Prefecture, central Japan. *Bulletin of the Osaka Museum of Natural History* 51: 13-23
- Uemura, K. 1997. Cenozoic history of *Ginkgo* in East Asia. In: Hori, T., Ridge, R.W., Tulecke, W., Del Tredici, P., Trémouillaux-Guiller, J., Tobe, H. (Eds.) *Ginkgo biloba—a Global Treasure from Biology to Medicine*. Springer-Verlag, Tokyo, Japan. pp 207-221
- Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., et al. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395

## 中国における遺存植物種の分布範囲に対する気候変動の潜在的影響

Cindy Q. Tang<sup>1</sup>, Nobuyuki Tanaka<sup>2</sup>, Katsuhiko Nakao<sup>2</sup>, Long-Yuan He<sup>3</sup>, Ming-Chun Peng<sup>1</sup>, Hai-Zhong Yan<sup>1</sup>, Yi-Fei Dong<sup>1</sup>, Ruo-Han Yang<sup>1</sup>, Kai Yan<sup>4</sup>, Wang-Jun Li<sup>1</sup>, Yongchuan Yang<sup>5</sup>, Chyi-Rong Chiou<sup>6</sup> and Cheng-Tao Lin<sup>6</sup>

中国における第三紀遺存種のイチヨウ (*Ginkgo biloba*), アケボノスギ (*Metasequoia glyptostroboides*), ハンカチノキ (*Davidia involucrata*) の自然林や孤立木の分布を調査した。孤立化したイチヨウ林は、長江流域の大婁山 (貴州省と重慶市の境界に位置する) の標高 840 - 1300 m 地点の渓谷沿いの石灰岩露頭を含む立地によく見られた。イチヨウ林には、優占種であるイチヨウの他に、フウ属 (*Liquidambar*), イトスギ属 (*Cupressus*), アカガシ垂属 (*Cyclobalanopsis*), コウヨウザン属 (*Cunninghamia*), イチイ属 (*Taxus*) などが出現した。アケボノスギ林は、長江流域の利川市 (湖北省) の標高 500 - 1300 m 地点にパッチ状に分布していた。これらのアケボノスギ林は谷底や流路沿いの立地に見られ、優占種のアケボノスギの他にフウ属 (*Liquidambar*), ミズキ属 (*Cornus*), タブノキ属 (*Machilus*), タイワンイヌグス属 (*Phoebe*) が出現した。ハンカチノキ林はイチヨウやアケボノスギに比べて地理的に広い範囲で見られ、中国南部から南西部の標高 900 - 2700 m 地点の山地斜面や、がれ場斜面、谷、流路沿いなどの立地に分布していた。ハンカチノキ林には、カツラ属やスイセイジュ属な

ど他の第三紀遺存種がしばしば出現した。

二つの気候変動シナリオ (CCCMACGCM31, CSIRO-MK30; (2070 ~ 2099)) 下でのイチヨウ, アケボノスギ, ハンカチノキ個体群の分布確率を予測した。CCCMA シナリオ下では、イチヨウの多くが現在の潜在的ハビタットの範囲の外側に分布した一方、CSIRO シナリオ下ではイチヨウの分布はほとんど変化しなかった。アケボノスギは、どちらの気候変動シナリオ下でも中国南東部の現在の潜在的分布範囲中に分布を広げ、気候変動によって個体群が縮小することはなかった。ただし、イチヨウとアケボノスギの現在の分布範囲が狭いために、分布予測モデルの構築に利用可能なデータが少なかったことが、これら 2 種の気候変動に伴う分布変化の予測モデルの信頼性を下げている可能性もある。一方で、ハンカチノキは、どちらの気候変動シナリオ下でも中国南西部の現在の潜在的分布範囲の外側かその境界に分布した。すなわち、ハンカチノキは、イチヨウやアケボノスギに比べて将来の気候変動に対してより感受性が強いと考えられる。今回の研究で得られた結果は、脆弱な生態系における第三紀遺存種の保全対策の策定に有用な知見のひとつである。

(富田瑞樹訳)

1: 雲南大学生態学・植物地理学研究所, 中国 2: 森林総合研究所, 日本 3: 中国国家林業局昆明研究所 4: 雲南大学環境科学・生態復元, 保全と生物資源の利用に関する主要研究所, 中国 5: 重慶大学都市建設・環境エンジニアリング学部, 中国 6: 国立台湾大学森林学・資源保全学部, 台湾



自然保護助成基金設立 20 周年特別助成  
南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成



南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成

## 南西諸島の固有小型絶滅危惧哺乳類(トゲネズミ・ケナガネズミ)の保全調査

琉球諸島小型哺乳類研究グループ

城ヶ原貴通<sup>1</sup>・越本知大<sup>2</sup>・坂本信介<sup>2</sup>・中家雅隆<sup>3</sup>・山田文雄<sup>4</sup>・  
村田知慧<sup>5</sup>・久保健太郎<sup>1</sup>・池本眞希<sup>1</sup>・徳松笑里<sup>1</sup>・蓬莱はるか<sup>1</sup>・  
長村麻央<sup>1</sup>・中田勝士・黒岩麻里<sup>6</sup>・半田ゆかり<sup>7</sup>・  
木村健一<sup>8</sup>・中村正弘<sup>8</sup>

トゲネズミ属ならびにケナガネズミは、沖縄島、奄美大島、徳之島に生息する固有種であり、国指定天然記念物ならびに絶滅危惧種である。しかし、両属に対する保全対策は、これまで実施されてきていない。そこで、本研究では、両属の生息状況ならびに遺伝的多様性について調査した。本報告では、トクノシマトゲネズミおよび徳之島産ケナガネズミの生息状況ならびに奄美大島産ケナガネズミの遺伝的多様性についての結果を示す。

トクノシマトゲネズミの生息は、島の南側と北側に分断されており、それぞれの生息個体数も非常に少ない状況にあると推察された。一方、徳之島産ケナガネズミの痕跡調査の結果、これまで生息が確認されていなかった地域においても痕跡が確認された。奄美大島産ケナガネズミの遺伝的多様性については、消失したハプロタイプが散見され、ボトルネックを受けた個体群であることが明らかとなった。

キーワード： 生息状況、遺伝的多様性

### 1. 緒言

トゲネズミ属 *Tokudaia* ならびにケナガネズミ *Diplothrix* は我が国固有であり、沖縄島、奄美大島、徳之島のみが生息している。また、トゲネズミ属はそれぞれの島で独自の進化を遂げており、それぞれオキナワトゲネズミ *T. muenninki*、トクノシマトゲネズミ *T. tokunoshimensis* およびアマミトゲネズミ *T. osimensis* と独立種として記載されている (Ohdachi et al., 2009)。両属は国指定天然記念物で、環境省レッドデータブックにオキナワトゲネズミは絶滅危惧 IA 類、アマミトゲネズミ (ト

クノシマトゲネズミ含む) ならびにケナガネズミは絶滅危惧 IB 類に掲載されているが、「絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律」(種の保存法) の「国内希少種」に指定されておらず環境省などによる本格的な保全対策は実施されていない。このような中でわれわれの研究グループはトゲネズミ属の調査を独自に継続してきた。その結果、トクノシマトゲネズミおよびオキナワトゲネズミは日本の哺乳類相の中でも最も絶滅の危機に瀕しており、特にオキナワトゲネズミは生息区域が大きく縮小したことで遺伝的多様性を失い、絶滅のリスクが

1: 岡山理科大学 2: 宮崎大学 3: 近畿大学 4: 森林総合研究所 5: 徳島大学 6: 北海道大学 7: 奄美哺乳類研究会 8: NPO 法人クロウサギの里  
2016.12.2 受付 2017.6.20 公開

極めて高いことを示した。これらの成果によってトゲネズミは「種の保存法」の「国内希少種」指定の最有力候補に挙げられるに至った。また、トクノシマトゲネズミに関しては、2005年ならびに2008年に行われた生息状況調査では、2005年に数個体の捕獲が確認されたものの、2008年の調査では1個体も生息の確認ができなかった（橋本，私信）。そのため、2005年以降公式なトクノシマトゲネズミに関する生息情報は存在せず、生息が危ぶまれていた。そこで、2011年12月以降、我々の研究グループでは、継続的に生息状況確認のための調査を実施している。その結果、トクノシマトゲネズミはオキナワトゲネズミ同様に絶滅に瀕している可能性が極めて高いことが推測された。一方、ケナガネズミに関しては未だに保全対策が行われていない。現在、南西諸島は世界自然遺産「奄美・琉球」への登録準備が進められており、これら固有齧歯類は遺産登録の重要な構成種に位置づけられるため、喫緊の保全対策が必要である。

本研究では、徳之島を含めた琉球諸島における特異な地史と自然環境を有する地域の自然保

護において、この遺存固有種を対象とした、新たな保護目標の設定と対策確立に貢献することを目的として、生息状況調査ならびに分布の変遷についての調査した。

## II. 材料および方法

### 2-1. トクノシマトゲネズミ生息状況調査

生息状況調査は、2015年1月14日から18日ならびに2015年4月30日から5月9日までの期間、カゴ罠ならびにシャーマントラップによる生け捕りおよび自動撮影カメラにより行った。トラップは、夕方までに設置し、翌朝見回ることで実施した。トラップの設置は、過去にトクノシマトゲネズミの生息が確認されている地点ならびに生息の可能性が考えられる場所を選出し、地点ごとに5から10個程度のトラップを設置した。また、自動撮影カメラについても同様の地点に任意に設置した。有引用の餌として、スダジイの実、煮干し、落花生を用いた。

なお、島内は大きく南北の森林に分断されており、両森林間の個体群の遺伝的交流は困難であると考えられるため、調査は北個体群ならびに南個体群と南北に分けて行った（図1）。

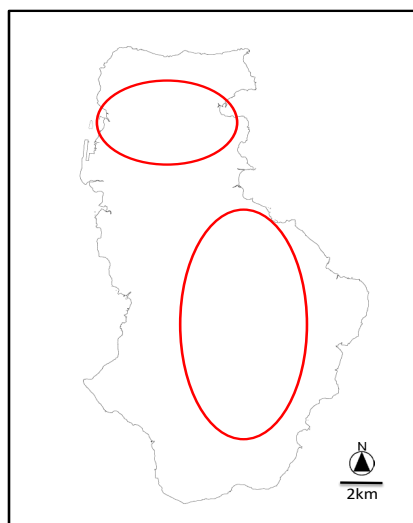


図1 徳之島と調査地。丸は、南北に分断された森、調査地を示す

## 2-2. 徳之島ケナガネズミ生息状況調査

ケナガネズミ生息状況調査は、2015年8月6日から13日までの期間、島内の林道を自動車にて時速10km程度で走行し、ケナガネズミの食痕の指標としてマツかさおよびマツの芯(図2)を探索することにより実施した。なお、食痕が認められた地点では、さらにケナガネズミの糞の探索も行った。なお、8月9日については、島民参加型調査として実施した(図3)。

## 2-3. 奄美大島ケナガネズミ遺伝的多様性

本実験には、環境省奄美野生生物保護センターより提供頂いた、2008年から2014年の交通事故個体、マンガース罫による混獲個体、ノネコやマンガースによる捕食個体などから採取された奄美大島のケナガネズミ66個体の筋肉組織あるいは肝臓組織を用いた。各組織よりDNAを抽出した。mtDNAのD-loop領域の全長配列を増幅するために、Forwardプライマーに

L15933 (5'-GGTCTTGTAACCGGAAACG-3'(F1)), ReverseプライマーにH637 (5'-AGGACCAAACCTTTGTGTTTATG-3'(R1))を用いた。塩基配列の決定は、調製したサンプルをABI PRISM 3130xl sequencer (Applied Biosystems社製)を用いてダイレクトシーケンスを行った。

得られた塩基配列は目視により波形パターンの確認と修正を行い、BLAST検索によりD-loop領域であることを確認した。ケナゲネズミ mtDNA D-loop領域末端の決定には、得られた塩基配列とケナガネズミの近縁種と考えられているクマネズミ属(Suzuki et al. 2000) 4種 (*Rattus rattus*: FJ355927.1, *Rattus norvegicus*: JX105355.1, *Rattus exulans*: EU273710.1, *Rattus tanezumi*: KF011916.1)のD-loop領域の全長を含む配列を比較した。しかし、ケナガネズミのD-loop領域の



図2 ケナガネズミの食痕。

**森のエビフライ  
ウサギのフン探し**

～島民参加型アまみクロウサギ・ケナガネズミ全島調査～

**日時**  
8/9 (日)  
8:50 集合  
※雨天中止

**集合場所** 徳之島阿まみ山荘  
【参加費】 無料  
【対象】 2km以上歩ける小学生以下は保護者同伴  
【準備物】 動きやすい服装(長そで長ズボン)、帽子、運動靴、タオル、飲み物、虫よけスプレー(※必要であれば)

**申し込み不要!**

**森のエビフライとは?**  
日本で一番大きいネズミを  
知っていますか?ケナガ  
ネズミとい、徳之島に住  
んでいます。ケナガネズミが  
食べたい木の葉の残りはエビフライのように見  
えるため、森のエビフライと呼んでいます。  
その森のエビフライをみんなで一緒に探しま  
せんか?

**ウサギのフン探しとは?**  
道路にアまみクロウサギのフンが落ちてい  
ることがあります。通常ウサギと呼ぶ、ウサ  
ギの住んでいる場所を調べる手がかりとなりま  
す。場所を記録してウサギマップを  
作りましょう!

**見かけたゴミも一緒に拾いましょう!**  
動物がより住みやすい環境を作るために  
ご協力をお願いします。

**問い合わせ** 徳之島紅の会 TEL. 86-3575  
徳之島自然保護官事務所 TEL. 85-2919  
同山理科大学 徳之島紅の会 環境省徳之島自然保護官事務所  
徳之島小笠原乳業研究所 | 三井製糖株式会社  
奄美群島世界自然遺産登録推進協議会 西川グループ  
協力 プロ・ナットラ・ファンド

**デザイン・イラスト**  
同山理科大学動物学専科  
徳之島 長村麻央

図3 島民参加型調査の案内チラシ。



両末端部分が決定できなかつたため、決定した部分配列より、保存性の高い領域に新たに2つのプライマー (Diplothrix-D-loop-1 : 5'-TCAGTCAACATAGCCGTCAAGGCATG AAG-3' (F2), D-loop-R 21040602 : 5'-CTGAAGTAAGAACCAGATG CCTG-3' (R2)) を設計し、合計4つのプライマーを用いてD-loop領域の全長を決定した。

ハプロタイプ分布図の作成には、Arc GIS (ESRI ジャパン株式会社製) を用いてサンプルの採取場所を奄美大島の地図上にプロットし、ハプロタイプ分布図を作成した。各地域個体群分けは、1町村ごとに1地域個体群とし、5つの地域個体群 (龍郷町, 大和村, 旧住用町, 宇検村, 瀬戸内町) を設定した。龍郷町個体群は、他の個体群から生息地が分断されているため、龍郷町の個体群を東個体群とし、他の4つの地域個体群を合わせて西個体群とした。そして各指数は、シーケンスにより得られたD-loop領域の全長配列を用いて、遺伝的多様性の指標となるハプロタイプ多様度 (h) と塩基多様度 ( $\pi$ ), 集団の拡大や自然選択の有無を示す Tajima's D (D) (Tajima 1989) と Fu's FS (FS) (Fu 1997) を Arlequin ver.3.5.1.3 (Excoffier and Lischer. 2010) により算出した。遺伝的構造解析には、ハプロタイプネットワーク図を TCS ver.1.21 (Clement et al. 2000) を用いて作成した。

解析は、各地域個体群, 西個体群全体, 奄美大島全体に分けて行った。

### III. 結果

#### 3-1. トクノシマトゲネズミ生息状況調査

過去の調査記録および本調査結果を表1に示した。2015年1月14-18日に実施した調査では、島北部に21個, 南部に180個, 合計201個のトラップを設置したが、トクノシマトゲネズミは捕獲できなかった。2015年4月30日-5月9日に実施した調査では、島北部に238個, 南部に170個, 合計408個のトラップを設置し、北部において2個体捕獲した (表1)。また、2011年から全調査期間では、島北部に1708個, 南部に2111個, 合計3819個のトラップを設置し、島北部において10個体 (雄6個体, 雌4個体) のトクノシマトゲネズミを捕獲した。

#### 3-2. 徳之島ケナガネズミ生息状況調査

ケナガネズミの生息状況調査として実施した食痕調査の結果、島内の林地15地点においてケナガネズミの食痕ならびに糞を確認した。なお、確認した地点については、本種保全のため地図による掲載は避けるが、これまで生息していないと考えられていた地域でも痕跡を確認することができた。

#### 3-3. 奄美大島ケナガネズミ遺伝的多様性

##### 1) D-loop領域配列の多型

表1 2011年から2015年のトクノシマトゲネズミの捕獲調査結果。

調査期間	畧数	捕獲数	捕獲率	調査期間	畧数	捕獲数	捕獲率
2011/12/18-27				2013/11/21-27			
北	331	7	2.1	北	737	0	0
南	384	0	0	南	618	0	0
小計	715	7	1	小計	1355	0	0
2012/12/22-30				2015/1/14-18			
北	331	0	0	北	21	0	0
南	569	0	0	南	180	0	0
小計	900	0	0	小計	201	0	0
2013/4/26-5/4				2015/4/30-5/9			
北	50	1	2.1	北	238	2	0
南	190	0	0	南	170	0	0
小計	240	1	1	小計	408	2	0

奄美大島産ケナガネズミ 66 個体において mtDNA の D-loop 領域全長配列 894 bp を決定した。決定した全長配列をアライメントした結果、26ヶ所の塩基置換が認められ、16のハプロタイプ (Da1-16) が検出された。

Da1 は西個体群の旧住用町で 3 個体、瀬戸内町で 2 個体であり、全島で 5 個体であった。西個体群の Da2 は大和村で 3 個体、旧住用町で 4 個体、瀬戸内町で 3 個体であり、全島で 10 個体であった。西個体群の Da3 は大和村で 3 個体、旧住用町で 1 個体であり、全島で 4 個体であった。西個体群の Da4 は旧住用町で 1 個体、宇検村で 1 個体、瀬戸内町で 2 個体であり、全島で 4 個体であった。西個体群の Da5 は旧住用町で 5 個体、宇検村で 1 個体、瀬戸内町で 1 個体であり、全島で 7 個体であった。東個体群の Da6 は龍郷町で 9 個体、西個体群の大和村で 1 個体、旧住用町で 2 個体であり、全島で 12 個体であった。Da7 は西個体群の大和村で 2 個体、

宇検村で 1 個体であり、全島で 3 個体であった。Da8 は西個体群の大和村で 1 個体、旧住用町で 2 個体であり、全島で 3 個体であった。Da9 は西個体群の旧住用町で 1 個体であり、全島で 1 個体であった。Da10 は西個体群の大和村で 1 個体、旧住用町で 1 個体、宇検村で 1 個体であり、全島で 3 個体であった。Da11 は西個体群の大和村で 1 個体、旧住用町で 1 個体、瀬戸内町で 1 個体であり、全島で 3 個体であった。Da12 は西個体群の大和村で 1 個体、旧住用町で 1 個体であり、全島で 2 個体であった。Da13 は西個体群の大和村で 1 個体、旧住用町で 1 個体であり、全島で 1 個体であった。Da14 は西個体群の瀬戸内町で 1 個体であり、全島で 1 個体であった。Da15 は西個体群の大和村で 1 個体であり、全島で 1 個体であった。Da16 は西個体群の旧住用町で 1 個体、宇検村で 4 個体、瀬戸内町で 1 個体であり、全島で 6 個体であった (図 4)。

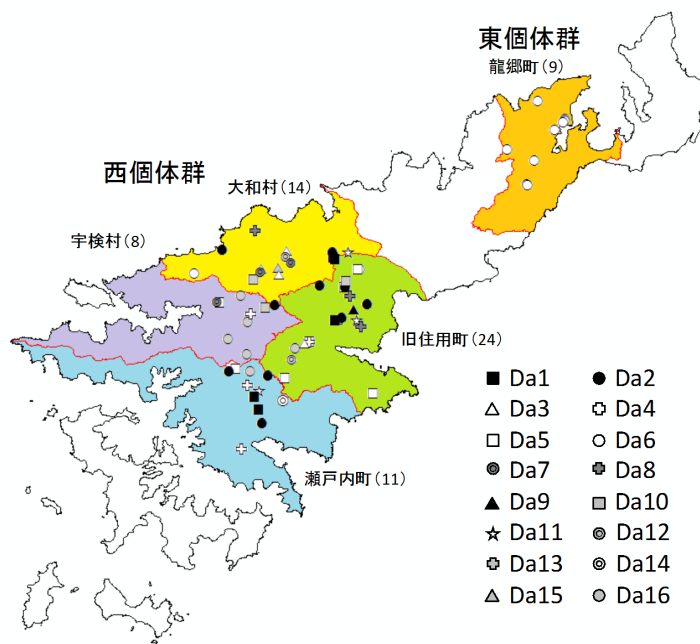


図 4 奄美大島産ケナガネズミのハプロタイプ分布図。○内は解析個体数を示す

## 2) 遺伝的多様性とハプロタイプ分布

各集団における個体数, ハプロタイプ数, 遺伝的多様性の指標となる  $h$ ,  $\pi$ , 集団の拡大や自然選択の有無を示す  $D$ ,  $FS$  を算出した. 奄美大島全体では  $h = 0.9152 \pm 0.0148$ ,  $\pi = 0.006094 \pm 0.003295$ ,  $D = -0.00866$  ( $p = 0.57000$ ),  $FS = -0.57676$  ( $p = 0.45200$ ) であった. 各個体群別にみると, 東個体群の龍郷町個体群では 9 個体, 1 ハプロタイプ,  $h = 0$ ,  $\pi = 0$ ,  $D = 0$  ( $p = 1.00000$ ), ハプロタイプ数が 1 のため  $FS$  は算出できなかった. 一方, 西個体群の大和村個体群では 14 個体, 8 ハプロタイプ,  $h = 0.9103 \pm 0.0559$ ,  $\pi = 0.006109 \pm 0.003535$ ,  $D = -0.46015$  ( $p = 0.36600$ ),  $FS = -0.47501$  ( $p = 0.40300$ ), 旧住用町個体群では 24 個体, 13 ハプロタイプ,  $h = 0.9239 \pm 0.0323$ ,  $\pi = 0.006031 \pm 0.003357$ ,  $D = -0.72411$  ( $p = 0.25200$ ),  $FS = -2.337708$  ( $p = 0.14800$ ), 宇検村個体群では 8 個体, 5 ハプロタイプ,  $h = 0.7857 \pm 0.1508$ ,  $\pi = 0.007510 \pm 0.004515$ ,

$D = -0.16989$  ( $p = 0.45200$ ),  $FS = 1.44171$  ( $p = 0.76200$ ), 瀬戸内町個体群では 11 個体, 7 ハプロタイプ,  $h = 0.9091 \pm 0.0656$ ,  $\pi = 0.004596 \pm 0.002796$ ,  $D = -0.32476$  ( $p = 0.41100$ ),  $FS = -0.83720$  ( $p = 0.28300$ ), 西個体群全体では 57 個体, 16 ハプロタイプ,  $h = 0.9254 \pm 0.0146$ ,  $\pi = 0.006500 \pm 0.003499$ ,  $D = 0.09864$  ( $p = 0.60400$ ),  $FS = -0.69695$  ( $p = 0.448000$ ) となった.

ハプロタイプ分布図では,  $Da6$  が最も高頻度 (18%) でみられたが, 12 個体中 9 個体は隔離されている龍郷町個体群で検出された.  $Da2$ ,  $Da5$  も高頻度 (15%, 11%) でみられ, 西個体群に全体的に分布していた.  $Da16$  は 2014 年のサンプルのみから検出され, 採集場所も奄美大島西部に限られていた (図 4).

これらのハプロタイプの類縁関係を推定するためにハプロタイプネットワーク図を作成した (図 5).  $Da11$  が最も祖先的なハプロタイプであり, 欠損しているハプロタイプが多く, 奄美

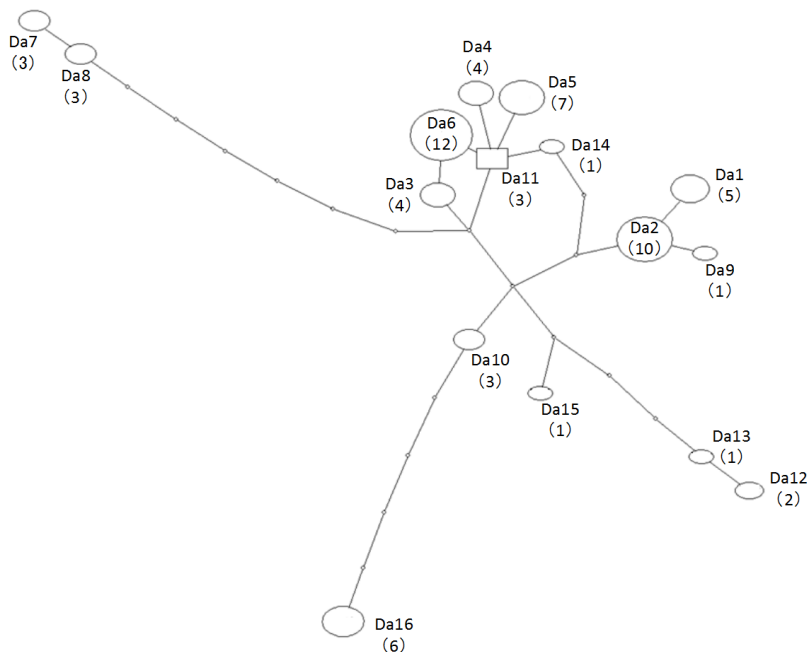


図 5 奄美大島産ケナガネズミのハプロタイプネットワーク図. 丸や四角はハプロタイプ, 大きさと ( ) 内の数字は個体数, 枝の長さは塩基置換数, 小さい白丸は欠損したハプロタイプを示す

大島産ケナガネズミの個体群は、ボトルネック型の遺伝的構造を示していると考えられた。

#### IV. 考察

##### 4-1. トクノシマトゲネズミ生息状況調査

本研究によるトクノシマトゲネズミ生息状況調査より、本種の生息は非常に限局的であり、その生息個体数も非常に少ないことが推察された。さらに、徳之島の森林は、主要生活道路や耕作地によって島の南部と北部に分断されており、両個体群間での遺伝的交流は行われていないものと推察される(図1)。その上、島全体に占める森林面積も非常に小さい上、トクノシマトゲネズミの生息に適する森林はさらに少ない状況にあると推察された。2011年以降の捕獲調査の結果、島北部に1708個、南部に2111個、合計3819個のトラップを設置し、島北部において10個体(雄6個体、雌4個体)のトクノシマトゲネズミを捕獲した。この結果を直接的に比較可能な情報は無いが、アマミトゲネズミやオキナワトゲネズミの同様な調査と比較しても、かなり低い捕獲率であった。

オキナワトゲネズミの個体数減少の要因として捨て猫に起因するノネコの捕食圧による影響が指摘されている(城ヶ原ほか2003)。2014年度に環境省が実施したノネコの糞分析の結果、6個体のノネコの糞のうち、2個体よりトクノシマトゲネズミが検出されている。この2個体のノネコの糞中に、最低6個体のトクノシマトゲネズミが含まれていた。徳之島は森林面積が小さく、森林と住環境(農地を含む)との距離が近い。また、本調査期間中にもトクノシマトゲネズミの生息地域においてネコを確認することがあった。現在、環境省を中心としたノネコ対策が実施されており、トクノシマトゲネズミの目撃情報が徐々に増えつつある。今後も、島内3町のネコ条例ならびに環境省が実施してい

るようなノネコ対策を継続的に実施していくことが必要である。

##### 4-2. 徳之島ケナガネズミ生息状況調査

沖縄島ならびに奄美大島のケナガネズミの生息情報については、マングース防除事業などにより面的な情報が蓄積されてきている。一方、徳之島のケナガネズミの生息情報については、目撃ならびに交通事故といった断片的な情報に限られていた。その情報についても、非常に少なく、生息が危ぶまれていた。今回の痕跡調査の結果、食痕ならびに糞が島内の林道15地点において確認された。この結果、これまでの目撃情報などが比較的多い、島北部の天城岳周辺ならびに島南部の井之川岳周辺に加え、これまで生息が確認されていなかった犬田布岳ならびに井之川岳南縁にも生息している可能性が示された。

本調査方法は、マツの植生に依存するため、必ずしもケナガネズミの生息を直接的に示しているわけではないが、ケナガネズミに関する生息情報が限られている徳之島において、生息確認に関する間接的情報収集として有効であると推察された。今後は、食痕ならびに糞についてDNA分析による確定調査を行っていく予定である。

また、今回は、調査に加え、一部地域に島民参加型調査も実施した。調査に辺り、チラシの全戸配布などを行ったが、最終的に100名弱の参加者があった。調査方法の是非についてもあるが、中学生以下の参加者も30名程度あり、島民への島の森についての情報提供といった啓発普及にとって一定の効果があったと考えられる。

##### 4-3. 奄美大島ケナガネズミ遺伝的多様性

###### 1) 遺伝的多様性とハプロタイプ分布の現状

遺伝的多様性に関する指数は、連続した広い範囲に分布しているアカネズミ(*Apodemus*

*speciosus*) では、 $h = 0.77-0.86$ ,  $\pi = 0.016-0.024$  であり、高い遺伝的多様性を示す (Hirota et al. 2004). 一方、近年急激な個体数減少を経験し、生息地が分断化し孤立したクロハラハムスター (*Cricetus cricetus*) では、 $h = 0.100-0.189$ ,  $\pi = 0.0003-0.003$  であり、低い遺伝的多様性を示すが報告されている (Neumann et al. 2004). 島嶼集団であるアマミトゲネズミ (*Tokudaia osimensis*;  $h = 0.77922$ ,  $\pi = 0.003218$ ) と、エア島産ヤブクマネズミ (*Rattus fuscipes greyii*;  $h = 0.280$ ,  $\pi = 0.002$ ) は  $h$  が高く、 $\pi$  は低いことが報告されている (木戸 2013, Hinten et al. 2003). 奄美大島産ケナガネズミでも、 $h$  は 0.9152 と高く、 $\pi$  は 0.006094 と低かった. 低い  $\pi$  の値は、島嶼集団でおこる創始者効果またはボトルネックの影響であると考えられる (フランクハムほか 2007, Nei et al. 1975). そのため、奄美大島産ケナガネズミ個体群は創始者効果またはボトルネックの影響を受けたことが示唆された. D, FS は全ての個体群で有意な値ではなかったが、大和村、旧住用町、瀬戸内町個体群では個体数増加の傾向を示し、宇検村個体群では個体数減少の傾向を示した. 西個体群と全島では個体数増加の傾向を示した.  $h$  が高いことから、個体数の減少が大きくなかったか、ボトルネック後に比較的短時間で個体数が回復したのではないかと考えられた. また遺伝的多様性は、個体群サイズの増加や突然変異によって回復する (フランクハムほか 2007).

奄美大島産ケナガネズミの西個体群では、マングース防除事業により、混獲数の増加および混獲地域の拡大が明らかとなっており、D, FS 値により個体数増加の傾向が示されていることから、個体群サイズの増加が考えられる. そのため、今後、西個体群のケナガネズミの遺伝的多様性が回復する可能性が示唆された.

龍郷町個体群ではハプロタイプ Da6 しか検

出されず、生息地も隔離されていることから、龍郷町個体群は西個体群と比べ、遺伝的多様性が著しく低く、絶滅のリスクが高いことが示唆された (図 4). Da16 は 2014 年のサンプルのみから検出され、採集場所も奄美大島西部に限られていたが、ハプロタイプネットワーク図 (図 5) をみると、最も近縁の Da10 と 5 つの塩基置換が起きているため、2014 年に急に出現した可能性は非常に低いと考えられた. また、ハプロタイプ分布図 (図 4) より、宇検村個体群での出現頻度が高いことが明らかであることから、宇検村個体群を中心としたハプロタイプであると考えられる.

## 謝辞

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

## 文献

- Clement, M., Posada, D. and Crandall, K. A. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology* 9: 1657-1659.
- Exoffier, L. and Lischer, H. E. L. 2010. Arlequin (version 3.0): An integrated software package for population genetics data analysis. *Molecular Ecology Resources* 10: 564-567.
- Fu, Y. 1997. Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking and background selection. *Genetics Society of America* 147: 915-925.
- フランクハム, R.・バルー, J. D.・プリスコウ, D. A. 2007. 西田睦監訳「保全遺伝学入門」. 文一総合出版, 東京. 751pp.
- Hinten G., Harriss, F., Rossetto, M. and Braverstock, P. R. 2003. Genetic variation and island biogeography:



- microsatellite and mitochondrial DNA variation in island populations of the Australian bush rat, *Rattus fuscipes greyii*. *Conservation Genetics* 4: 759-778.
- Hirota, T., Hirohata, T., Mashima, H., Satoh, T. and Obara, Y. 2004. Population structure of the large Japanese field mouse, *Apodemus speciosus* (Rodentia: Muridae), in suburban landscape, based on mitochondrial D-loop sequences. *Molecular Ecology* 13: 3275-3282.
- Nei, M., Murayama, T. and Chakraborty, R. 1975. The bottleneck effect and genetic variability in populations. *Evolution* 29:1-10.
- 城ヶ原貴通・小倉 剛・佐々木健志・嵩原建二・川島由次 2003. 沖縄島北部やんばる地域の林道と集落におけるネコ (*Felis catus*) の食性および在来種への影響. *哺乳類科学* 43 : 29-37.
- 木戸文香 2013. トゲネズミ属 3 種における保全遺伝学的研究. 86pp. 北海道大学大学院生命科学院修士論文.
- Neumann, K., Jansman, H., Kayser, A., Maak, S. and Gattermann, R. 2004. Multiple bottlenecks in threatened western European populations of the common hamster *Cricetus cricetus* (L.). *Conservation Genetics* 5: 181-193.
- Ohdachi, S.D., Ishibashi, Y., Iwasa, M.A. and Saitoh, T. 2009. *The Wild Mammals of Japan*. Shoukadoh Book Sellers, Tokyo, pp.544.
- Suzuki, H., Tsuchiya, K. and Takezaki, N. 2000. A molecular phylogenetic framework for the Ryukyu endemic rodents *Tokudaia osimensis* and *Diplothrix legata*. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 15: 15-24.
- Tajima, F. 1989. Statistical method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics Society of America* 123: 585-595.

Fund for nature conservation in the Nansei Islands of Japan, FY2013-15

## Research for conservation of the endemic endangered small rodent *Tokudaia* and *Diplothrix*

JOGAHARA Takamichi, KOSHIMOTO Chihiro,  
SAKAMOTO Shinsuke, NAKAYA Masataka, YAMADA Fumio,  
MURATA Chie, NAKATA Katsushi, KUROIWA Asato,  
KIMURA Ken-ichi, and NAKAMURA Masahiro

*Tokudaia* and *Diplothrix legata* distribute Okinawa island, Amami-oshima island and Tokunoshima island. These genera are endemic and endangered species. However, conservation measure do not implement for these genera. In this study, we carried out surveying habitat situation and genetic diversity.

Habitat situation of Tokunoshima spiny rat was dividing into north and south parts. Moreover, population size is very low. Habitat situation of Ryukyu long-furred rat in Tokunoshima island revealed that new habitat from vestige. Genetic diversity of Ryukyu long-furred rat in Amami-oshima island cleared that it population had bottle-neck effect.

Key words: spiny rat, Ryukyu long-furred rat, habitation, genetic diversity

南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成

## 琉球諸島の生物多様性の固有性の解明と その保全に関する統合的研究

琉球諸島生物多様性研究グループ

久保田康裕<sup>1</sup>・塩野貴之<sup>1</sup>・藤井新次郎<sup>2</sup>・楠本聞太郎<sup>1</sup>

琉球諸島の生物相の多様性と固有性は、様々な進化生態学的プロセスの産物である。本研究では、広域的スケールと局所的スケールの研究アプローチを統合的に用いて、琉球諸島の生物多様性の形成プロセスを分析し、以下の3点から、その保全戦略を検討した。1) 東アジア島嶼における琉球諸島の生物多様性の特徴を、その歴史的形成機構に基づいて固有性を明らかにした。2) 琉球諸島の生物多様性保全の現状を評価し、保護区設置の必要性を明らかにした。3) 琉球諸島の生物多様性ホットスポットである主要な島（屋久島・奄美大島・徳之島・沖縄島・西表島）の生物多様性保全策を、生物多様性地図情報と森林生態系長期モニタリングデータの分析に基いて提案した。現在、琉球諸島の世界自然遺産登録へ向けた準備に対して、本研究は、i) 琉球諸島の生物多様性の固有性の学術的根拠を提示し、ii) 自然遺産登録地域の具体的な保全策を科学的分析に基づいて明示した。

キーワード：生物多様性ホットスポット、生態学的森林管理、システム化保全計画、保全生物地理学

### I. 本研究の背景

琉球諸島は熱帯と温帯の移行帯に位置し、地史的な陸橋形成や島嶼化を経て現在に至っている。琉球諸島の生物相に観察される多様性と固有性は、生物群集の歴史的な連結と分断による生物地理学的プロセス、エコトーンにおける様々な生物の共存といった生態学的プロセスが、相互に作用した結果である。琉球諸島は学術的価値を背景に、生物多様性ホットスポットの一つとして注目され、その生態系を世界自然遺産に登録する動きが活発になっている。一方で、琉球諸島の陸上生態系は森林伐採などの人為インパクトにさらされており、貴重な生物相を効果的に保全するための具体的な生態系管理手法の考案が、生態学者に課せられた緊急の課題となっている。

### II. 目的

本研究では、琉球諸島の生物多様性の形成プロセスを理解するため、広域スケールと局所スケールの研究アプローチを統合的に用いて、生物多様性パターンを分析し、その保全戦略を検討した（図1）。具体的には、以下4つの研究を行った。1) 東アジア島嶼における琉球諸島の生物多様性の起源と維持を、維管束植物群集の歴史的形成機構に基づいて固有性を明らかにした。2) 琉球諸島の生物多様性ホットスポットである主要な島（屋久島・奄美大島・徳之島・沖縄島・西表島）の生物多様性保全策を、森林生態系長期モニタリングデータの分析に基いて提案した。3) 琉球諸島の生物多様性保全の現状を評価し、保護区設置の必要性を明らかにした。4) 自然遺産候補地域（奄美大島・徳之島・

1: 琉球大学 2: 名古屋大学  
2016.12.2 受付 2017.6.20 公開

琉球諸島の生物多様性の固有性/特異性評価

奄美大島・沖縄島・西表島の地域レベルでの保全策提案

世界自然遺産登録へ向けた  
学術的価値の証明

図1 本研究の枠組み。本研究では、琉球諸島の生物多様性保全をマクロスケールと地域スケールの両面から明らかにした

沖縄島・西表島)の植物多様性地図を作成し、保全上重要な地域を特定した。

### III. 各課題の成果

#### 1. 琉球諸島の植物多様性の起源と維持

島嶼は生物多様性パターン形成に関わる生態学的プロセスと進化プロセスを検証するモデルシステムである。琉球諸島を含む東アジア島嶼のような大陸島の地理は、地史的な地殻変動や古気候変動に大きな影響を受けている。大陸島の生物相の多様性形成のメカニズムは、陸橋形成による歴史的分散プロセス、地理的分断(隔離)による種分化プロセスによって、説明される。したがって、大陸島の生物相を構成する種の系統関係を把握し、それを基にして群集レベルの系統構造を検証することは、現在私達が観察している生物多様性のパターン形成に歴史的分散や種分化が果たした役割を理解するきっかけを与える。そこで、本研究の一つ目の課題では、琉球諸島に分布する維管束植物種の系統を推定し、東アジア島嶼における植物種の群集系統構造を解明した。

植物種の群集系統構造の指標(系統的クラスタリングや進化的派生度)を応答変数、気候環境(最低気温や土壌乾燥度)や地理的要因(大陸からの距離や標高、第四紀気候の変動など)を説明変数に、それぞれ設定し回帰分析を行った。この分析結果から、以下の2点が明らかになった。i)大陸からの距離や標高による隔離の効果によって、進化的放散が生じた。ii)第

四紀を通して気候が安定していたレフュージア的なハビタットにおいて、特定の系統群における進化的放散が生じた。維管束植物の群集系統構造と環境要因の回帰分析に引き続き、進化的特異性(Evolutionary Distinctiveness)を分析した。これよりiii)琉球諸島の維管束植物群集の進化的特異性が高いことも明らかになった(図2)。

以上の結果から、琉球諸島の生物多様性の進化生態学的な特異性が、東アジア島嶼に特有の生物地理学的要因(地史と進化的放散)によって生み出されていることが証明された。

#### 2. 琉球諸島の森林群集の維持機構と保全

琉球諸島の森林は、歴史的に木材生産の場として利用されてきた。また、一部の島では現在も、皆伐による森林施業が行われている。したがって、現在、私達が観察する森林は、様々な林齢からなる林分の集合体である。皆伐の後、森林は外観的(現存量的)に再生したように見えるが、森林の構造や生物多様性が、潜在的な状態に元通り回復するかどうかは、未だよくわかっていない。森林伐採後の生物多様性の回復プロセスは、応用生態学的に大きなトピックであり、この点を琉球地域で検証することは、より広い意味での森林管理や保全策を検討することにも貢献するだろう。よって、本研究の二番目の課題では、琉球諸島の主要な島である奄美大島、沖縄島、西表島の森林群集の再生プロセスを分析した(図3)。

私達の研究グループでは、奄美大島、沖縄島、

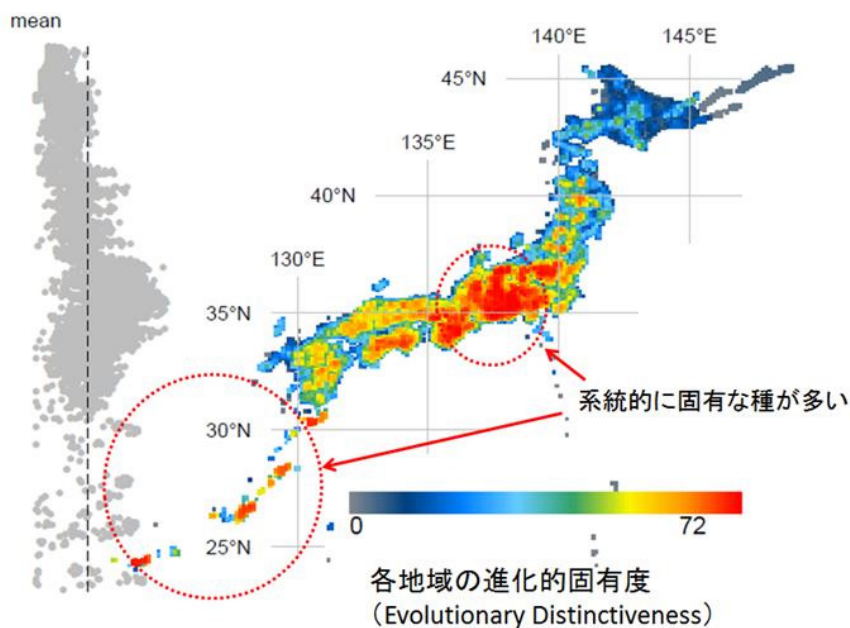


図2 維管束植物の進化的固有性の地理的パターン。維管束植物の進化的固有性のホットスポットは琉球諸島にある



図3 森林動態調査のモニタリングサイト。本研究では、森林動態調査のモニタリングサイトのデータを用いて森林伐採の影響を評価した

西表島、それぞれの島の森林において、その動態をモニタリングする森林動態プロット (FDP: forest dynamics plot) を設置し、定期的な調査

を行い、樹木の生長・枯死・更新を測定している。このプロジェクト期間中にも FDP の再調査を行った。なお、私達の FDP は、森林の



林齢傾度に沿ってサンプリングされているので(若齢二次林・老齢二次林・極相林・原生林それぞれで調査されているので), 伐採後の森林構造の変化を, FDPの時系列パターンから推論することができる。この課題では, 西表島(n=65), 沖縄島(n=65), 奄美大島(n=40)のFDPの継続モニタリングデータを用いて, 森林伐採後の樹木群集の種組成の遷移パターンを分析した。

森林伐採後の再生には, 主に二つの生態学的プロセスが関係している。一つは, 種の生態学的ニッチに関係した種間競争と, それに伴う時系列上の種の入替わりである。伐採直後は, 林冠による光の遮蔽がなくなるので, パイオニア性で成長速度の速い種が, 競争上有利になる優占する。しかし, 森林が発達して下層の光環境が劣化するに伴い, パイオニア種から耐陰性種へ種組成が遷移する。よって, ニッチによる種の集合プロセスは, 森林の再生が, 決定論的に進行する(どのような種が優占するか予測可能である)ことを示唆する。二つ目のプロセスは, 樹木の種子分散や更新立地に関係した分散制限プロセスである。局所的な森林の種組成が, より広域的なメタ群集からのランダムサンプリングで成り立つ場合, これは確率的なプロセスになり, ある森林の種組成は, 偶然の効果で様々に変異することを示唆する。

実際の森林の種組成の成り立ちには, ニッチ集合と分散制限それぞれが同時に寄与していることが予想される。よって, 本課題では, 森林の種組成の再生過程におけるニッチ集合と分散制限の相対的重要性を定量しようとした。さらに, この分析では, 樹木種の系統と機能特性に焦点を当て, 系統構造と機能構造を通して種の集合パターンを評価した。従来の森林再生研究は, 分類学的な種名に基づいた分析が主流だった。しかし, 分類学的種のラベルは, 伐採に対

する樹木種の応答を評価するには十分でない。一方, 種の系統や機能特性は, 種の生態学的ニッチを, より定量的に表現する情報になる。

森林伐採後に再生した樹木群集は, 機能的あるいは系統的に特定の種が集中する傾向があった(図4)。しかし, 機能的・系統的集中の効果は比較的弱く, 多くの群集ではランダムなパターンと区別できなかった。また, 森林の機能的・系統的集中度は林齢との相関が弱く, 森林再生に伴う樹木群集の変化は比較的小さいことが明らかになった。これは, 森林の再生プロセスにおいて, 種の生態学的ニッチの重要度が比較的小さく, むしろ, 確率論的な分散プロセスが大きな影響をもつことを示唆する。森林伐採が生物多様性に及ぼす影響という観点から, これらの結果を解釈すると, 以下のような推論が成り立つ。生態学的ニッチに対応した樹木種多様性の再生が明確でないことは, 伐採後の生物多様性の回復が予測できない可能性がある。よって, 潜在的な生物多様性を保全する観点からは, 森林構造を大きく改変する皆伐施業は再考すべきである。

### 3. 琉球諸島の生物多様性保全の現状評価と新規保護区設置の重要性

生物多様性の保全戦略を具現化するには, マクロ(あるいは国家)スケールの保全指針, 地域スケールの保全計画を, それぞれ体系立てて検討する必要がある。生物多様性の急速な劣化が懸念されるようになり, 保全生態学の分野では「経済的な制約の下で, 保全すべき生物多様性を効果的にカバーする保護区の最適配置とはどのようなものか?」という保護区の最適配置問題が, 近年, 活発に議論されている。この課題を検討することで, マクロスケールで見た場合の保全上の重要地域を明示でき, 国家レベルでの保護区配置の方針を決定できる。一方, 地域スケールで保護区配置を考えた場合, 保護区

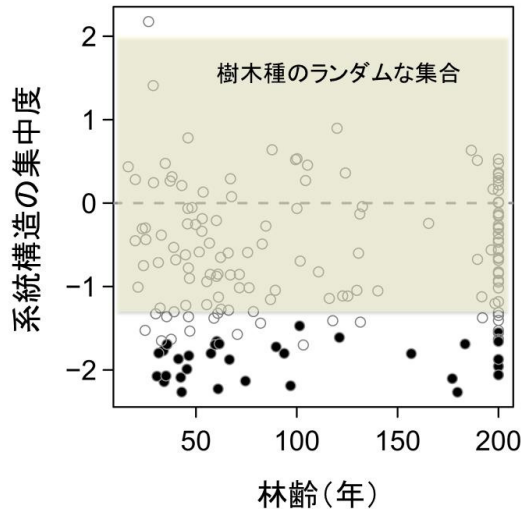


図4 森林の再生に伴う樹木群集構造の変化。森林の樹木種の再生には確率的过程(分散制限)が卓越していることが明らかとなった。よって、伐採後の生物多様性の回復が予見できない可能性があり、潜在的な生物多様性を保全する観点から、森林構造を大きく改変する皆伐施業は再考すべきことが示された。図中の白丸は、樹木種の群集系統がランダム、黒丸はランダムから逸脱したプロットを表す

設置に伴う経済活動の制約が問題となる。したがって、保護区配置と地域の経済活動のトレードオフ関係(保護区設置による経済的損失)を分析し、利害関係者と合意形成を図ることが課題となる。よって、本研究の3つめの課題では、琉球諸島の生物多様性の保全戦略を、システム化保全計画の概念に基づいて分析した。

維管束植物を生物多様性の代理指標(サロゲート)と定義し、現状の保護区(国立公園の特別保護地域等)の配置の問題点、生物多様性を漏らさず保全するための保護区の配置様式を検証した。

現状の保護区は、進化生態学的に重要な地域を必ずしもカバーしている訳ではなく、生物多様性の保全効果(実効性)が脆弱なことが明らかとなった。例えば、日本の植物種全種をカバーするような保護区の最適配置を検討した場合、進化生態学的に意味のある地域を効果的に保全できる可能性があることがわかった。特に、

重要な点は、保護区の最適配置分析から、琉球諸島に重点的に保護区を配置すべきことが証明されたことである。沖縄県における現状の保護区面積は、10数パーセントだが、日本の植物種多様性の全てを保護区でカバーするためには、沖縄県にはより多くの保護区が必須であることが明らかになった(図5)。すなわち、日本の生物多様性保全の実効性は、琉球諸島の保全策にかかっていると結論された。

#### 4. 自然遺産候補地域(奄美大島・徳之島・沖縄島・西表島)の植物多様性地図の作成

世界自然遺産の候補地域、奄美大島・徳之島・沖縄島・西表島では、今後それぞれの保全策の立案が必要となる。地域レベルで、実効性のある保全策を構築する場合、生物多様性の空間パターン(森林)の把握が極めて重要になる。特に、植物群集(森林)は、様々な野生生物のハビタットなので、樹木種の多様性地図は重要な基礎情報である。よって、本研究の最後の課題として、

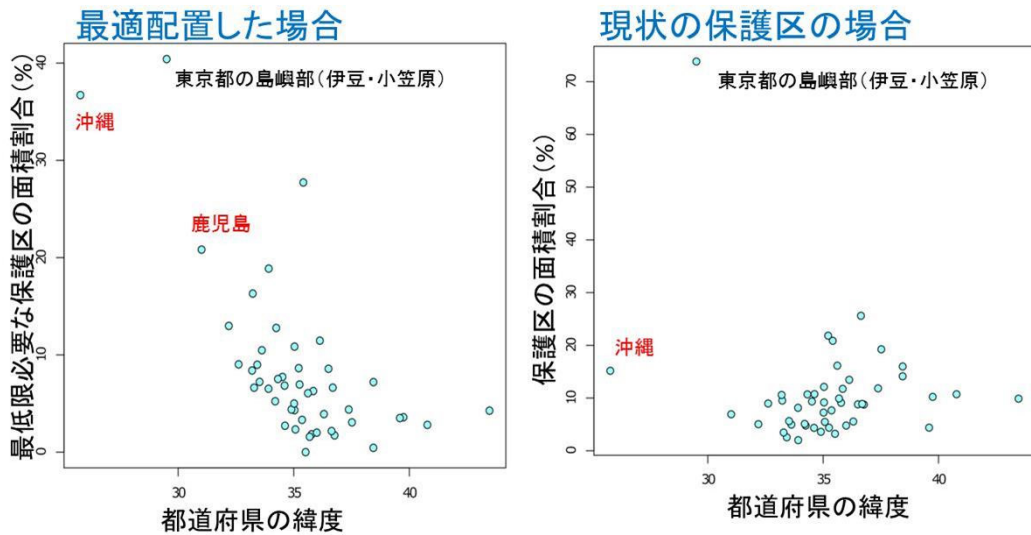


図5 自然保護区配置のギャップ. 生物多様性保全の観点から、琉球諸島には自然保護区が決定的に不足していることが明らかになった

### 沖縄島と奄美大島における植物多様性分布の分析

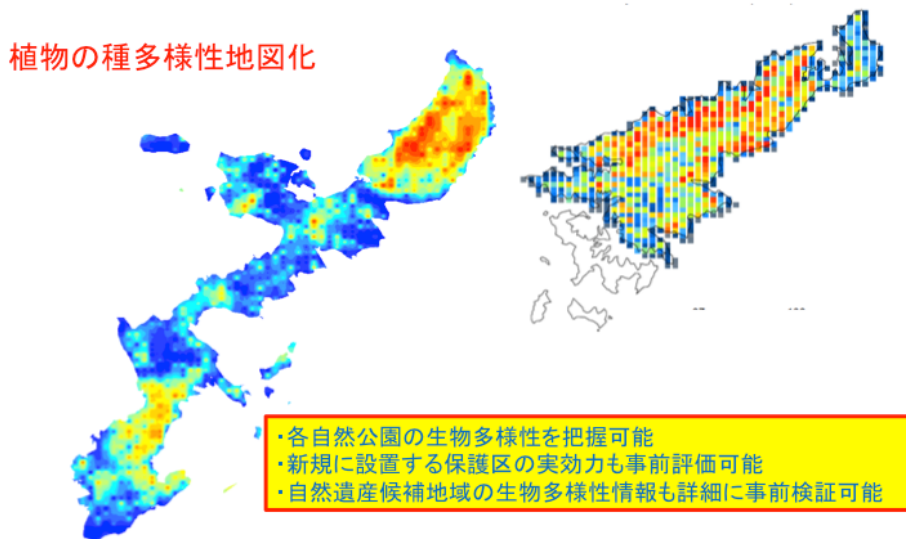


図6 琉球諸島の植物多様性地図. 世界自然遺産候補地域の植物種数の空間パターンを地図化し、地域的な生物多様性を可視化した

奄美大島・徳之島・沖縄島・西表島それぞれの樹木種多様性地図を作成した。

各島の植物標本の採集記録, 植生調査データ, 森林構造の調査データなど, 植物種の分布に関係した情報を網羅的に収集した。さらに, 奄美大島・徳之島・沖縄島・西表島の各島において, 数百メートルおきに樹木種の分布を網羅的に野外調査した。そして, 統計的機械学習の手法を用いて, 樹木種の分布モデリングを行った。各島毎に各種の空間分布を予測し, それらを全て重ね合わせることで, 種数の空間分布を地図化した。これらの地図から, 各島の樹木種多様性ホットスポットが可視化でき, 各島の生物多様性を保全するための重要地域が明らかとなった(図6)。

#### IV. まとめ

現在, 琉球諸島の世界自然遺産登録へ向けた準備が進んでいる。琉球諸島の世界自然遺産登録に際しては, i) 他地域との比較に基づいて琉球の生物多様性の固有性の学術的根拠を証明すること, 及び, ii) 主要な島における保全を担保すること, それぞれ2点がユネスコからの課題として挙げられている。本研究の成果は, これらの問いに直接的な解答を与える。すなわち, 琉球諸島の生物多様性の固有性を生み出す進化生態学的メカニズムを解明し, 自然遺産登録地域の具体的保全策を科学的分析に基づいて明示した。本研究の成果は, 琉球諸島の世界自然遺産登録およびその後の管理策の遂行に寄与する。

Fund for nature conservation in the Nansei Islands of Japan, FY2013-15

## Evaluating evolutionary distinctiveness of biodiversity in the Ryukyu Archipelago and its conservation based on long-term ecological research

KUBOTA Yasuhiro, SHIONO Takayuki, FUJII Shin-jiro and  
KUSUMOTO Buntarou

The aim of this study is to examine maintenance mechanisms of biodiversity in the Ryukyu Archipelago, and develop conservation strategies in this region. Specifically, we performed macro-scale analysis of conservation status and systematic conservation planning and local-scale studies on the management of subtropical forests. First, we examined environmental predictors of phylogenetic structure (evolutionary derivedness and clustering) of vascular plant assemblages in the East Asian continental islands. We found that the highly endemic flora of the East Asian islands, including the Ryukyu Archipelago, resulted from the interplay of idiosyncratic regional factors, and ecological and evolutionary processes. Second, we examined the pattern of functional and phylogenetic properties that were chronosequenced from clear-logged secondary to oldgrowth subtropical forests (170 plots) in the Ryukyu Archipelago. Our findings of functional and phylogenetic properties illuminated the importance of dispersal (stochastic) processes from regional species pool in community reassembly after anthropogenic disturbances. Third, we examined how well existing protected areas conserve the variables driving plant diversity patterns in the Ryukyu Archipelago. Japan's existing protected areas did not effectively conserve the plant diversity in this region. We also found a latitudinal/longitudinal bias in the locations of existing protected areas, demonstrating differences in the conservation strategies underpinning protected area designation across the prefectures. Moreover, in order to develop local scale conservation strategies regarding of UNESCO World Heritage, we created fine-resolution maps of plant species diversity in Amami-oshima, Tokuno-shima, Okinawa and Iriomote Islands. Finally, we identified important areas of biodiversity conservation in the Ryukyu Archipelago.

Key words: biodiversity hotspot, ecological forestry, systematic conservation planning, conservation biogeography



南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成

## 名護市大浦湾のアオサンゴ群落の保全に向けた生殖等の基礎調査

大浦湾のアオサンゴ研究チーム

山城秀之<sup>1</sup>・渡邊謙太<sup>2</sup>・西原千尋<sup>3</sup>・安田直子<sup>1</sup>

沖縄県名護市東海岸の大浦湾に棲息する造礁性八放サンゴのアオサンゴ (*Heliopora coerulea*) 群落の生殖時期を明らかにし、今後の保全に繋げる目的で基礎調査を行った。大浦湾2カ所(チリビシ, 沖の瀬)からは定期的にサンプリングを行った。その結果、他の1カ所(ジンザ)を含め全てオス群体であった。約3年間のデータを元に解析した結果、放精は7月または8月の新月の後に行われることが推定された。精巢は白く、ブドウの房状になり鞭毛を持つ精子も確認された。連続撮影を実施したものの、放精の瞬間を撮影することはできなかった。他の地域からもサンプル入手を行ったが、雌雄判定できたもの(浮原島沖, 崎本部, 奥は一部メスを含む)はほとんどオス群体であった。従って、沖縄島周辺のアオサンゴはかなりオスに性比がかたよっていることが判明した。平均成長率は水槽内飼育個体の場合、年7.6 mmであった。アオサンゴ表面には周年珪藻の付着が確認され、付着珪藻のオウギケイソウ他であったが種名は不明である。アオサンゴが表面に分泌した粘液シートの形態観察も実施した。

キーワード：分布状況, 生殖時期の推定, 性比のかたより, 付着生物

### 1. はじめに

サンゴ礁はイシサンゴ類(花虫綱, 六放サンゴ亜綱, イシサンゴ目)で共生藻(褐虫藻)を持ち、成長の速いいわゆる造礁サンゴ(有藻サンゴ)を主として形成されている。一方、八放サンゴ類やヒドロサンゴ類の複数種も、褐虫藻を持ち堅い骨格を作るものがおり、サンゴ礁の形成に貢献する造礁サンゴとなっている。

アオサンゴ (*Heliopora coerulea*) は、八放サンゴ亜綱アオサンゴ科に属し、1属1種、雌雄異体、褐虫藻を持つ(Babcock 1990)。また、ほとんどの六放サンゴとは異なり、青い骨格を持つことが特徴的なサンゴである。沖縄県石垣島白保海域のアオサンゴは大群落を形成していることで良く知られ、分布あるいは生殖に関する調査が行われてきた(Harii and Kayanne 2003)。

沖縄島のアオサンゴは分布北限に近く、名護市大浦湾では大きな群落を形成していることが知られている。大浦湾の生物多様性は高く、陸域の森から川、マングローブ、干潟や砂泥底、海草藻場、サンゴ礁、ガレ場と様々な生態系を擁している(ダイビングチームすなっくスナフキン 2015)。大浦湾北側の瀬のチリビシのアオサンゴ群落は長さ約50 m, 幅約30 m, 水深1~13 mという高低差もあり、大浦湾を代表する生物である。

近年、アオサンゴには隠蔽種がいることが示唆されており(Yasuda et al. 2014)、AタイプとBタイプに分けられ、大浦湾のアオサンゴはこん棒状の枝になることからAタイプとされ(沖の瀬はB)、一方石垣島白保産は板状を呈し多くがBタイプとされている。また、チリビシ

1: 琉球大学 2: 沖縄工業高等専門学校 3: ダイビングチームすなっくスナフキン  
2016.12.2 受付 2017.6.20 公開

のアオサンゴは全てクローンからなると報告されている (Yasuda et al. 2012) .

## II. 目的

アオサンゴのメス群体は保育型であり、また受精後の幼生をポリプの外側で保育する。石垣島の白保において、生殖時期は6月と7月で、オスとメスの性比が約1:1であるとの報告がある (Harii and Kayanne 2003) .

沖縄島のアオサンゴに関する知見は少なく、大浦湾にアオサンゴの大群落が発見されて以降、話題にはなるものの生殖、性比、また付着生物などに関する情報は少ない。今回はアオサンゴの今後の保全に繋げる目的で、主として大浦湾のアオサンゴの生殖に関する調査を実施した。

## III. 方法

大浦湾の3カ所 (チリビシ、沖の瀬、ジンザ) のアオサンゴを不定期に採取した。生殖時期と

想定される夏場は間隔を短く、冬場は長くした。チリビシのアオサンゴはクローンであるとの報告に基づき、毎回ランダムに約10群体から1枝を採取した。また、少し深場 (水深約12 m) の枝を採取することもあった。沖合の沖の瀬 (水深約8 m) については8群体を標識し、各群体から毎回1枝を採取した。ジンザについては生殖時期の1回のみ採取した。(図1)

調査の際は備船し、チリビシについては素潜りまたはSCUBAで、沖の瀬についてはSCUBA潜水によって、標識および採取を行った。採取した枝は10%の海水ホルマリンで固定後、脱灰液 (終濃度10%ホルマリンと10%酢酸混液) で脱灰し骨格を溶解除去した。水洗後、80%エタノール液で保存し、雌雄判定および生殖巣の発達状況を観察した。今後、組織切片等による成熟度の算出を行う予定である。

当初は大浦湾に限定しての調査であったが、3カ所全てがオス群体であったことから、沖縄島周辺のアオサンゴが採取できる場所にも調査



図1 アオサンゴ採取地点。大浦湾 (26°32'16"N, 128°4'46"E) のうち、チリビシと沖の瀬を中心にサンプリングを行った。なお全域の基図は、帝国書院灰マップマイスター、大浦湾の地図はカシミール3Dによる

対象を拡大した。採取した場所は、伊平屋島北側、国頭村奥、崎本部、勝連町浮原島沖、那覇空港沖である。なお、ウェブサイトの情報に基づいて訪ねた沖永良部島ウパマ浜のサンゴはアオサンゴではなく、石垣白保のアオサンゴによく似た群落を作るシコロサンゴの群落であった(図2)。

大浦湾他で採取した一部の枝は琉球大学熱帯生物圏研究センターに移送し、タイルに水中ボンドで接着した後、流水水槽で飼育を行い、約1年間飼育後ノギスにより成長率を測定した。また、アリザリンレッド(終濃度10 ppm)で骨格を染色し、大浦湾に返した。これについては2015年実施のため、今回、成長率は算出していない。

#### IV. 結果

##### 1. 生殖

###### 1) 雌雄および性比

アオサンゴの採取調査は、2013年6月から開始し、2015年8月31日に最終調査を行った。その結果、チリビシ、沖の瀬およびジンザともにオスであった。

そこで他の地域のアオサンゴについても調査を行った。勝連浮原島沖にはアオサンゴの大群落があり広い範囲から採取を行った(n=13)、本島西海岸崎本部の小群体(n=4)、那覇空港沖1群体も全てオスであった。一方、沖縄島北端の奥では1群体のメスが確認できたが(4群体中1群体)他群体は小さく未成熟であった。伊平屋島の群体(6月,n=11)は、未成熟で雌雄の判別はできなかった(図3)。

###### 2) 生殖巣

精巣は白い球形でブドウの房状になり成熟したものは直径が約0.4 mm、鞭毛を持つ状態の精子が観察されることもあった。放精時期を狙って、飼育個体についてウェブカメラを用い

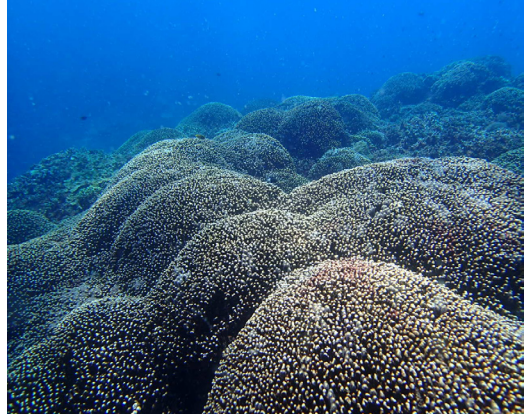


図2 アオサンゴ群落。大浦湾沖の瀬のアオサンゴ群落(水深約8 m)、群体は半球状となり密集している

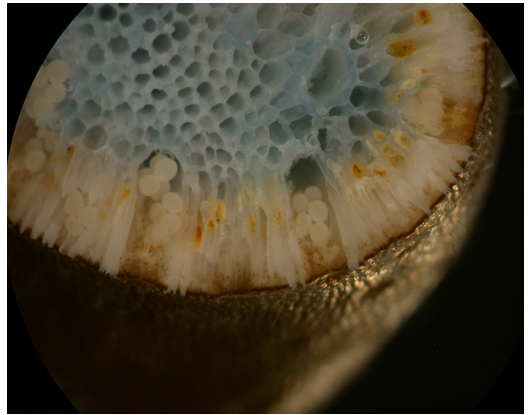


図3 アオサンゴの枝の断面(固定標本)。精巣はブドウの房状になって配置する(2014.5.22)。中央の骨格は青い

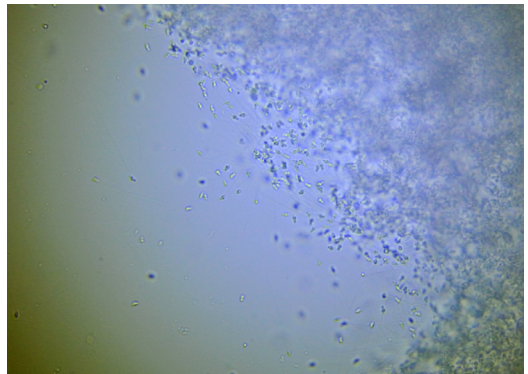


図4 アオサンゴの精子。鞭毛を持っており成熟している

てインターバル撮影を行ったが放精シーンを撮影することはできなかった。より、接写にした上で連続撮影することが今後必要である（図4）。

### 3) 放精時期

生殖巣が発達途中のものあるいは放精が見込まれる4月から9月にかけて生殖巣の発達状況（成熟あるいは空）を解析した。新暦では3年間を比較しても傾向が明瞭ではなかった。サンゴの生殖は月齢（旧暦）に対応するため、旧暦に変換した上で並べ替えを行った。その結果、チリビシと沖の瀬のアオサンゴの放精は、旧暦の6月または7月の新月の最中あるいは後に行われることが推測された。チリビシの場合、2013年～2015年は、旧暦の7月に、沖の瀬は2013年と2015年は旧暦の6月、2014年は旧暦の7月に放精したものと推測された（図5）。

## 2. 成長

野外での標識による成長率測定は行っていない。水槽でサンゴ枝を1年以上飼育し、平均伸張率を求めた結果、年 $7.6 \pm 1.14$  mmであった（平均 $\pm$ 標準誤差,  $n = 13$ ）。なお、用いた枝はそれぞれチリビシ（4枝）、沖の瀬（2）、奥（3）、崎本部（4）である。サンゴ枝は水中ポンドでタイルに接着したが、その多くが基盤上に広がるように成長し、上方よりも底盤上で広がる特性がある。

## 3. 被覆生物

アオサンゴ群体上には珪藻を始めとする多くの微少な生物が観察される。珪藻が最も目立つが、シアノバクテリアも確認された。また、骨格には穿孔性のゴカイが多く穿孔しており、ゴカイについては、ほぼ全ての採集地点で観察された。

### 1) 珪藻

伊平屋島、奥、崎本部、大浦湾（3カ所）および浮原島沖のアオサンゴ群落には多少の違い

はあるものの、付着珪藻が確認できた。大浦湾のチリビシおよび沖の瀬では周年観察され、定量的観察ではないものの夏場に多く繁茂していた。サンゴ本体が隠れるほど繁茂することもあった（図6）。

主な付着珪藻はオオギケイソウ *Lichmophora* であったが、普遍種の *L. flabellata* ではなく未知種である。加えて、*Climacosphenia*、*Fragilaria* 他が観察された（図7）。

### 2) 粘液シート

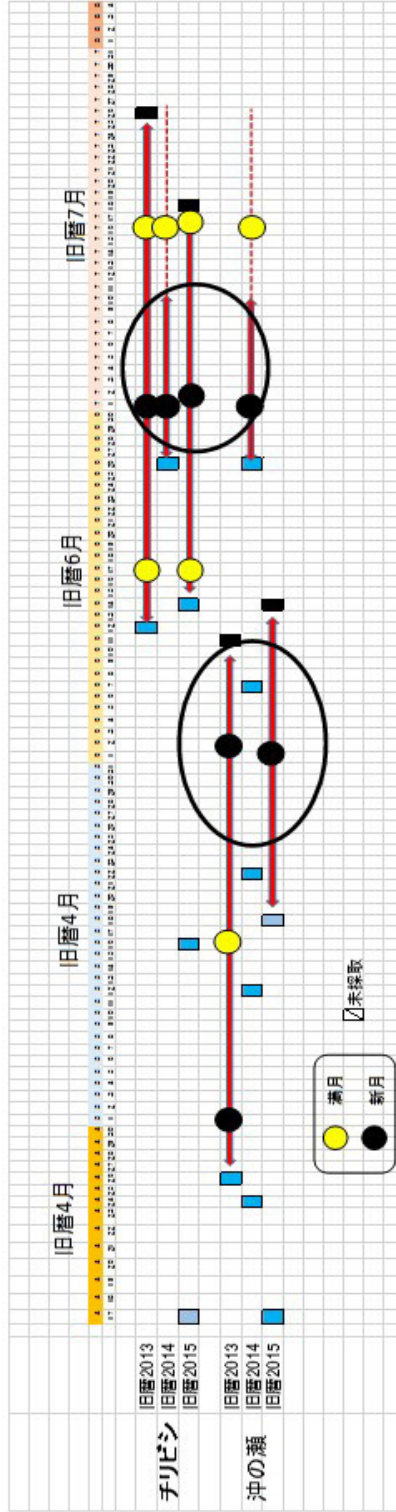
珪藻はアオサンゴ骨格に直接付着している訳ではなく、アオサンゴが分泌した粘液シート上に多糖類の細胞外基質を分泌して付着しており、シートは糖類を染めるアルシャンブルーで染色された（図8）。不定期に、表在付着生物を排除するためあるいは海が荒れた時などに付着生物とともに剥離しているものと考えられる。

## IV. 考察と展望

アオサンゴは雌雄異体で、群体毎に性が決まっている。石垣島白保では巨大な群落が形成されているが、その性比は1:1であり（Harai and Kayanne 2003）、今回のアオサンゴ群落がお스에偏っている結果と一致しない。一方、メスはポリプの外でプラヌラ幼生をしばらく保育するものの、ダイビングチームすなわくスナフキンの観察によれば、大浦湾のアオサンゴでは保育状態の段階の群体がこれまで全く確認されていないことから、メス群体がいない今回の結果を支持する。アオサンゴ群落は、チリビシ、沖の瀬、浮原沖、伊平屋島では大きな群落を形成しているが、チリビシのように全てがクローンとの報告もあるため（Yasuda et al. 2012）、同一の場所だけでなく他の多くの地域でも調査を行い、性比をより正確に算出する必要がある。今回は性比が確認できなかった伊平屋島、あるいは石垣



図5 旧暦表示で並べ替えた大浦湾2カ所（チリビシ、沖の瀬）のアオサランゴ（オス）の生殖パターン（2013年～2015年）、新月（●）およびその後が放精時期と推測される（大きな楕円で示した）、チリビシに関しては旧暦の7月、沖の瀬では6月（2013年、2015年）または7月（2014年）となっている





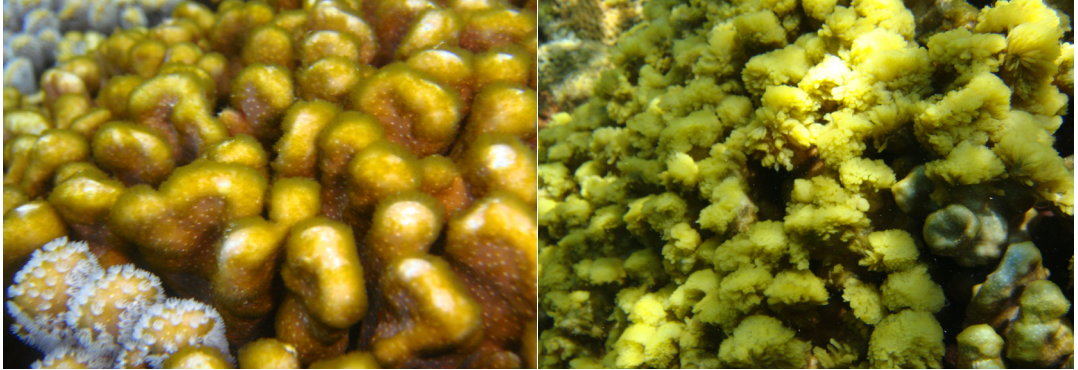


図6 アオサンゴ群体を覆う附着珪藻. (左) 附着珪藻にほぼ全面を覆われたアオサンゴ (国頭村奥, 2014年5月), (右) チリビシ (2014年1月), 一部はポリプが伸張している

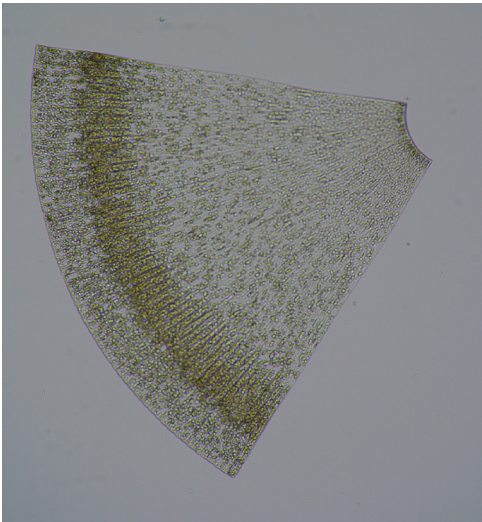


図7 附着珪藻 (1). オウギケイソウ *Lichmophora* の一種

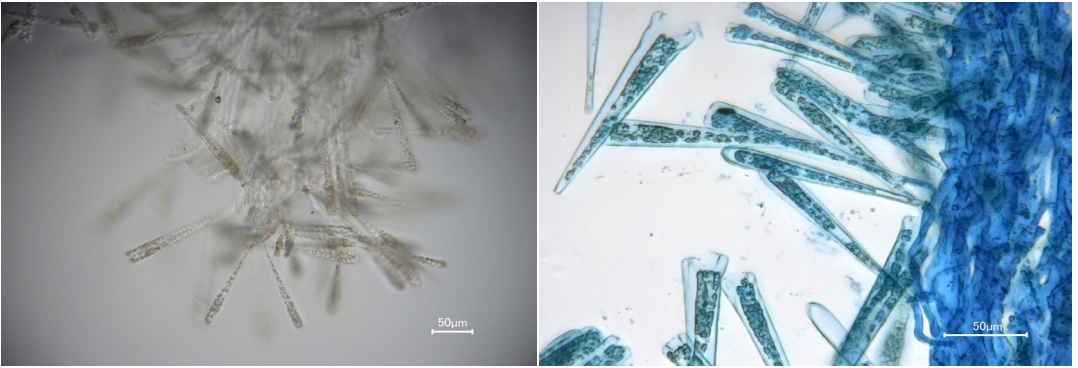


図8 附着珪藻 (2). (左) アオサンゴ上の附着珪藻, (右) アルシヤンブルーで染色, 右側の細胞外分泌物で附着する, これは青色に強く染まる多糖類である

と沖縄島の間にある宮古島の状況を調べることがこの性比の偏りの問題の解明に必要である。

ある程度の広さと群体数がある場所では、アオサンゴは同じ場所に集中分布している傾向がある（例えば、チリビシ、ジンザ、沖の瀬、浮原、伊平屋）。その理由として、破片分散の可能性のあるものの、破片分散では説明しにくい場所（群体間の溝や障壁）もあり、破片分散以外の無性的生殖法による近距離分散も考慮すべきかもしれない。様々な大きさの群体から採取してきたことから、性転換の可能性はないと考えられる。

放精時期が7月または8月の新月あるいはその後になることが本研究で明らかとなった。台湾では保育したブラヌラ幼生の放出が新月の5日目をピークとして行われる（Liu et al. 2005）、あるいは石垣島の白保ではポリプ外での保育が始まって4日後に幼生放出が確認されている（Harii and Kayanne 2003）ことから、受精はほぼ新月の頃という可能性がある。今後は両月の新月の頃にサンプル採取を行い、成熟度を確認した上で、放精が想定される月の新月以降に絞って観察を繰り返せばより正確な放精時期を特定することができる。加えて、マクロ撮影等の接写撮影を動画で行うことができれば放精日時の確定および放精シーンを撮影することが期待できる。

世界のサンゴは、気候変動や地域的な悪影響を受けてその1/3が危機に瀕し、アオサンゴは絶滅危惧種としてリストアップされている（Carpenter et al. 2008）。アオサンゴは一般的に白化や濁りに強いと言われてきたが、2009年の夏に大浦湾のアオサンゴに白化が大規模に起こり（安部ほか2010）、その後回復したものの安閑としてはられない状況にあることに変わりはない。

本研究結果から、沖縄島周辺のアオサンゴはかなりオスに偏っていること、また放精時期が新月の頃ということが明らかとなった。一方、大群落がどのような過程を経て形成されたのかを始めまだ謎が多く、今後のアオサンゴの保全に向けて解明すべき課題も多い。

## 文献

- 安部真理子・大野正人・中井達郎 2010. 大浦湾チリビシのアオサンゴ群集の白化現象について（中間報告・続報）。[http://www.nacsj.or.jp/katsudo/henoko/pdf/100212report\\_update.pdf](http://www.nacsj.or.jp/katsudo/henoko/pdf/100212report_update.pdf)
- Babcock, R. 1990. Reproduction and development of the blue coral *Heliopora coerulea* (Alcyonaria: Coenothecalia). *Marine Biology* 104: 475–481.
- Carpenter, K.E., Abrar, M., Aeby, G., Aronson R.B. et al. 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science* 321: 560-561.
- ダイビングチームすなっくスナフキン（編著）. 2015. 大浦湾の生きものたち. 南方新社.
- Harii, S. and Kayanne, H. 2003. Larval dispersal, recruitment, and adult distribution of the brooding stony octocoral *Heliopora coerulea* on Ishigaki Island, southwest Japan. *Coral Reefs* 22:188–196.
- Liu, P.J., Fan, T.Y. and Dai, C.F. 2005. Timing of larval release by the blue coral, *Heliopora coerulea*, in southern Taiwan. *Coral Reefs* 24: 30.
- Yasuda, N., Abe, M., Takino, T., Kimura, M., Lian, C., Nagai, S., Nakano, Y., and Nadaoka, K. 2012. Large-scale mono-clonal structure in the north peripheral population of blue coral, *Heliopora coerulea*. *Marine Genomics* 7: 33-35.
- Yasuda, N., Taquet, C., Nagai, S., Fortes, M., Fan, T.-Y., Phongsuwan, N. and Nadaoka, K. 2014. Genetic structure and cryptic speciation in the threatened reef-building coral *Heliopora coerulea* along Kuroshio Current. *Bulletin of Marine Science* 90: 233-255.

Fund for nature conservation in the Nansei Islands of Japan, FY2013-15

## Studies on the reproduction of the blue coral *Heliopora coerulea* in Oura bay, Okinawa

YAMASHIRO Hideyuki, WATANABE Kenta, NISHIHARA Chihiro  
and YASUDA Naoko

To estimate the reproductive cycle for blue coral *Heliopora coerulea* in Oura bay (Nago, Okinawa Japan), near the northern limit distribution of the species, coral nubbins were collected periodically and fixed for further examinations. Sample collection (n = 8 colonies) was done randomly for Chiribishi (because they are clonemates), and tagged colonies for Okinose corals. The results showed that the blue coral of three sites of the bay (Chiribishi, Okinose and Jinza, one time collection for Jinza) were male. Sperm sac was white and of like a grape bunches. Spawning time of sperm was suggested during the period after new moon in July or August. In addition to Oura, the samples were collected from Ukibaru, Sakimotobu and Oku of Okinawa Island. Only one colony was female of 5 colonies of Oku, others were male. Thus, the sex ratio of the species around Okinawa Island must be biased to male. Annual growth rate was 7.6 mm for reared corals. In Oura bay, attached diatoms mainly *Lichmophora* have been observed on the colonies of *H. coerulea* through years. Mucus sheet secreted by the coral can function to avoid settle by fouling organisms.

Key words: distribution pattern, estimation of the reproductive period, deviation of the sex ratio, attached organisms

南西諸島の自然保護に関する研究・活動への助成

## 南西諸島に生息する造礁サンゴの多重スケールにおける 保全遺伝学的研究

OIST サンゴ礁保全遺伝学研究グループ

中島祐一<sup>1</sup>

南西諸島の沿岸域を対象に、造礁サンゴの個体群の遺伝的分化と遺伝的多様性から個体群の動態予測を行い、維持機構を明らかにすることを目的として、アザミサンゴとトゲサンゴを対象にラージスケールでの集団遺伝解析を行った。アザミサンゴにおいてはスモールスケールでの詳細な解析も行った。アザミサンゴもトゲサンゴも遺伝的に異なる隠蔽種の存在が示唆された。アザミサンゴはタイプ内で遺伝的分化が小さく、複数世代を介した地域間の交流が行われていることが示唆された。トゲサンゴはタイプ内でも遺伝的分化が大きく、地域間の交流はほとんどないと考えられた。トゲサンゴは分散能力の低さから、地域個体群が絶滅した場合には回復に長い時間がかかることが示唆された。アザミサンゴは破片分散によって生じた群体も多かった。同所的に生息していると考えられていた2タイプのアザミサンゴは、地点によっては住み分けがなされていて、さらなる生態学的な研究が必要であることが示唆された。

キーワード：集団遺伝学、遺伝的分化、遺伝的多様性、個体群動態、種多様性、繁殖様式

### 1. 緒言

熱帯や亜熱帯の沿岸生態系においては、マングローブ林や海草藻場とともにサンゴ礁が生物相豊かな景観を保持している。これらの景観は魚類などの有用水産資源種の生息場所や、炭素の貯留場所として生態学的に重要な役割を果たしている。しかし、沿岸域は外洋や深海に比べて人為的攪乱や環境変動の影響を受けやすく、国際自然保護連合（IUCN）などによって実際に世界各地の沿岸域でサンゴ礁の減少や消失が報告されている。

南西諸島では1998年の造礁サンゴ（以下、サンゴ）の大規模白化以降、現在もサンゴの被度が回復していない地域が存在する。世界資源研究所（WRI）は世界のサンゴ礁が2050年ま

で全滅する可能性があるとの報告を行っているが、特に南西諸島のサンゴは分布域北限の個体群である種が多く、小規模の攪乱でもサンゴ礁が消失することが危惧される。

沿岸生態系の保全のためには、沿岸域に生息する生物の遺伝的分化と遺伝的多様性にもとづく動態予測を行う必要がある。本研究では、人為的な攪乱が生物へ影響を及ぼすと懸念されている日本の南西諸島沿岸域に生息するサンゴの遺伝的分化と遺伝的多様性から、個体群の維持機構を明らかにすることを目的とした。特にサンゴは景観構成種であり、地理的に多重なスケールでの複数サンゴ種を対象にした統合的な保全遺伝学的研究が保全の基礎情報として必要である。包括的な集団遺伝解析は、幼生の特徴や、

1: 沖縄科学技術大学院大学  
2016.12.2 受付 2017.6.20 公開



幼生分散に影響を及ぼす地理的要因や生物学的要因が何であるかを把握することにつながり、将来的に海洋保護区の設定や沿岸域に生息する生物種の攪乱防止策を講じる上で有益である。沿岸域に生息するサンゴ礁生物の保全策を適切に立案するためには、科学的な根拠を盛り込むことが効果的である。また、サンゴ礁生物の減少、消失や回復の可能性を個体群レベルで評価することが可能である。

サンゴの集団遺伝解析はオーストラリアで複数の研究例があるが (Underwood et al. 2007; van Oppen et al. 2008), 日本では研究例が少なく、これまで解析された種数が限られており包括的な集団遺伝解析はほとんど進んでいないのが実情である。また、申請者の過去の研究では、南西諸島全域でサンゴの集団遺伝学的研究を行ったが、対象種は放精放卵型で雌雄同体のサンゴであるコクビミドリイシ (*Acropora digitifera*) 1種類であり、地理的にラージスケールでの解析 (約 1,000 km) のみであった (Nakajima et al. 2010) ことから、他種サンゴも含めた多重なスケールでの解析が望まれていた。近年の攪乱の影響やサンゴの生物学的特性により、以下の可能性が考えられる。

(1) 同種内でも遺伝的分化が大きい場合には、

地点間、地点内での幼生加入が制限されていることが予想され、攪乱後の回復に極めて長い時間がかかる可能性がある。

(2) 熱帯を分布の中心域とするサンゴにおいて、分布域北限に近い個体群は遺伝的多様性が低い可能性がある。

(3) 特定の地点のサンゴ個体群は有性生殖だけでなく、破片分散を介した無性生殖で個体群を維持している可能性がある。

本研究では、個体間で変異に富むマイクロサテライトを高感度 DNA マーカーとして、アザミサンゴ (*Galaxea fascicularis*, 放卵放精型, 雌雄異体, 図 1a) とトゲサンゴ (*Seriatopora hystrix*, 幼生保育型, 雌雄同体, 図 1b) を対象にラージスケール (南西諸島全域) での集団遺伝解析 (以下, ラージスケール解析) を行った。さらにアザミサンゴにおいては群体の位置情報も記録してスモールスケール (地点内) での集団遺伝解析 (以下, スモールスケール解析) を行うことで、地点内での個体群の維持機構を評価することを目的とした。

## II. 方法

### 1. 対象種とマイクロサテライトマーカー

対象種は、アザミサンゴおよびトゲサンゴ



図1 対象種としたサンゴ。(a)アザミサンゴ。沖縄県読谷村の残波岬にて撮影。(b)トゲサンゴ。沖縄県宮古島市の池間島にて撮影



とした。アザミサンゴの DNA マーカー開発においては、イルミナ社の次世代シーケンサー MiSeq を用いてゲノム配列を解読して、ソフトウェア PAL\_FINDER (Castoe et al. 2011) を用いてマイクロサテライト領域が含まれる DNA 配列だけを選別して、DNA 増幅技術である PCR で、採取した各サンゴ群体のマイクロサテライトを増幅できるようにした。本研究ではアザミサンゴに 8 座のマイクロサテライトマーカーを利用した (Gfas3\_011, Gfas3\_020, Gfas3\_045, Gfas3\_060, Gfas4\_079, Gfas4\_081, Gfas4\_090, Gfas4\_091; Nakajima et al. 2015)。トゲサンゴではすでにオーストラリアの研究グループが開発したマイクロサテライトマーカーがあり、それらのうち 7 座を利用した (Sh2-002, Sh3-003, Sh3-004, Sh2-005, Sh2-006, Sh3-007, Sh3-009; Underwood et al. 2006)。

## 2. ラージスケールにおける集団遺伝解析

南西諸島全域のうち、本研究においては奄美 (あやまる岬, 嘉鉄, 国直), 沖縄 (残波, 大度, 久米島), 宮古島 (池間, 吉野, 上野), 八重山 (平久保, 大浜, 観音崎, 竹富島, 黒島, 中野, 網取湾, 南風見田) の 4 地域に分けた計 17 地点で、解析に必要な数のアザミサンゴを採取することができた。試料としてサンゴの枝をシュノーケリングまたはスキューバで採取し、エタノール中に保存した。

トゲサンゴの解析対象域を、沖縄 (大浦湾, 今帰仁, 恩納, 宜野湾), 慶良間 (渡嘉敷, 阿嘉), 宮古島, 八重山 (石垣島, 竹富島, 西表島) の計 4 地域 10 地点とした。トゲサンゴ試料は以前に琉球大学のグループなどによってシュノーケリングやスキューバによって採取されたものである。また、トゲサンゴは採取地点間で水深が大きく異なり、渡嘉敷, 阿嘉, 宮古島, 竹富島, 西表島は水深 10 m 以下, 今帰仁, 石垣島は 13 ~ 27 m, 大浦湾, 恩納, 宜野湾は 30 m 程度で

ある。

DNA 抽出キットを用いてサンゴ片から DNA 抽出を行った。次に、NanoDrop により DNA 濃度を測定して、解析に必要な DNA が得られていることを確認した。

サンゴでは同種と考えられていても遺伝的に複数のグループが含まれ、分類が進んでいない種もあり、本研究で対象としたアザミサンゴとトゲサンゴも、それぞれ複数の隠蔽種の存在が示唆されてきた。アザミサンゴは刺胞の形態で 2 つのタイプに分けられることが知られている。さらにこの刺胞タイプはミトコンドリア DNA の非コード領域の配列タイプ (L タイプ, S タイプ) と関連していることが先行研究によりわかっている (Watanabe et al. 2005)。トゲサンゴにおいても、これまでの形態による分類パターンがミトコンドリア DNA の遺伝子型と一致しないことが明らかとなっている (Flot et al. 2008)。

本研究では、アザミサンゴとトゲサンゴの両方において、ミトコンドリア DNA マーカーを用いて解析を行った。DNA 増幅技術である PCR により対象のミトコンドリア DNA 領域を増幅した後、アガロースゲル電気泳動で増幅を確認し、残りの PCR 産物を精製してキャピラリー DNA シーケンサーでシーケンス解析を行うことで対象の DNA 領域を解読した。アザミサンゴに関しては、得られた配列を Watanabe et al. (2005) のハプロタイプネットワークに重ね合わせ、既知の配列との比較を行った。一方、トゲサンゴにおいては既存の研究で得られ、塩基配列データベース GenBank に登録されている配列とともに、ソフトウェア MEGA (Tamura et al. 2013) を用いて最尤推定法による分子系統解析を行い、得られた配列を持つ群体がどのようにグループ分けされるかを評価した。

マイクロサテライトによる遺伝子型決定のた

めに、PCRを行った。増幅したPCR産物はキャピラリーDNAシーケンサーでフラグメント解析を行うことで、マイクロサテライト領域の長さの違いを染色体間や個体間で検出し、それぞれ異なる長さのものを対立遺伝子（アリルとも呼ばれる）とした。地点ごとに個体群の遺伝子型組成を求めてそれぞれの種で地域間の遺伝的分化の程度を明らかにした。ソフトウェア GenAlEx (Peakall and Smouse 2006) を用いて遺伝子型から無性生殖由来の群体数を算出して、同時にクローン多様度（後述）も算出した。地点内で遺伝子型が重複した群体は解析から外して、さらに遺伝子型とその頻度から遺伝的分化係数である  $F_{st}$  を算出した。この数値が大きければ大きいほど、2地点間の遺伝的な違いが大きい。ソフトウェア STRUCTURE (Pritchard et al. 2000) で、集団遺伝構造の評価をおこなった。このソフトウェアはベイズ法クラスターリングにより、解析個体の遺伝的背景を色分けして表示し、地点間で遺伝的な違いが大きい場合にパネルの色の違いで個体群の類似度がわかる。また、群体数の違いを考慮して標準化した遺伝的多様度をソフトウェア FSTAT (Goudet 1995) でタイプ、地点ごとに算出した。アザミサンゴにおいては無性生殖由来の群体が多く（後述）、解析に利用できる遺伝子型数が少なくなったため、 $F_{st}$  の算出と遺伝的多様度の評価は地点間ではなく、奄美、沖縄、宮古、八重山の4地域間で行った。トゲサンゴにおいては、ミトコンドリアDNAタイプで分けた際に解析群体数が少なくなった場合に、解析に十分な群体数の地点のみで  $F_{st}$  の算出と遺伝的多様度の評価を行った。

### 3. スモールスケールにおけるアザミサンゴの集団遺伝解析

アザミサンゴが多く分布している地点において、GPSによる位置情報とともにサンゴをシ

ュノーケリングにより採取した。対象は奄美(国直)、沖縄(残波)、宮古(上野)の計3地域3地点で、ラージスケール解析と同様の方法で集団遺伝解析を行い、ミトコンドリアDNAタイプとマイクロサテライト遺伝子型にもとづくクローンマップを作成することで遺伝子型分布パターンを地点間で比較した。また、遺伝子型数と全解析群体数をもとにクローン多様度を算出した。クローン多様度が高いほどそれぞれの群体が異なる遺伝子型を保有しており、有性生殖で個体群を維持していることを意味する。一方でクローン多様度が低いほど破片分散などにより無性生殖由来の群体が多いことを意味する。

## III. 結果

### 1. ラージスケール解析 (アザミサンゴ)

南西諸島17地点510群体のアザミサンゴのうち、295群体がLタイプ、204群体がSタイプであった(表1)。久米島と宮古島で採取された11群体は通常のLタイプとは異なるタイプ(L+タイプ)であった。LタイプとSタイプの比は地点間で大きく異なっていたが、片方のタイプしか採取されなかった地点は奄美の1地点のみであった(表1)。また、Lタイプ、Sタイプどちらのクローン多様度も地点間で大きく異なっており(表1)、緯度との相関は見られなかった。さらにどちらのタイプの遺伝的多様性も緯度とともに減少することではなく、高緯度でも維持されていることが示された。Lタイプ、Sタイプ、L+タイプがそれぞれ遺伝的に分化していることは、 $F_{st}$  値とベイズ法クラスターリングからも支持され、特にL+タイプがLタイプやSタイプと遺伝的に大きく分化していた(図2)。L+タイプはミトコンドリアDNAから、Watanabe et al. (2005)により石西礁湖で採取されたものに遺伝的に近いと予想された(図3、ハプロタイプLE)。タイプ内の遺伝

表1 アザミサンゴの地点ごとの解析群体系数、ミトコンドリア DNA にもとづく群体系数、マイクロサテライトによる遺伝子型数、クローン多様度

地域	地点	Lタイプ			Sタイプ			L+タイプ			
		群体系数	遺伝子型数	クローン多様度	群体系数	遺伝子型数	クローン多様度	群体系数	遺伝子型数	クローン多様度	
奄美	あやまる岬	15	10	9	0.89	5	5	1.00	0	0	-
奄美	嘉鉄	6	0	-	-	6	6	1.00	0	0	-
奄美	国直	33	14	14	1.00	19	19	1.00	0	0	-
沖縄	残波	97	53	10	0.17	44	7	0.14	0	0	-
沖縄	大度	13	6	5	0.80	7	5	0.67	0	0	-
沖縄	久米島	39	20	18	0.89	9	8	0.88	10	10	1.00
宮古	池間	14	9	9	1.00	5	5	1.00	0	0	-
宮古	吉野	27	24	1	0.00	3	2	0.50	0	0	-
宮古	上野	53	6	5	0.80	46	8	0.16	1	1	-
宮古	平久保	12	5	2	0.25	7	7	1.00	0	0	-
八重山	大浜	38	36	3	0.06	2	1	0.00	0	0	-
八重山	観音崎	17	10	9	0.89	7	6	0.83	0	0	-
八重山	竹富島	30	14	9	0.62	16	14	0.87	0	0	-
八重山	黒島	13	4	4	1.00	9	8	0.88	0	0	-
八重山	中野	37	35	7	0.18	2	2	1.00	0	0	-
八重山	網取湾	39	37	16	0.42	2	2	1.00	0	0	-
八重山	南風見田	27	12	3	0.18	15	15	1.00	0	0	-
合計		510	295	124		204	120		11	11	

### Principal Coordinates (PCoA)

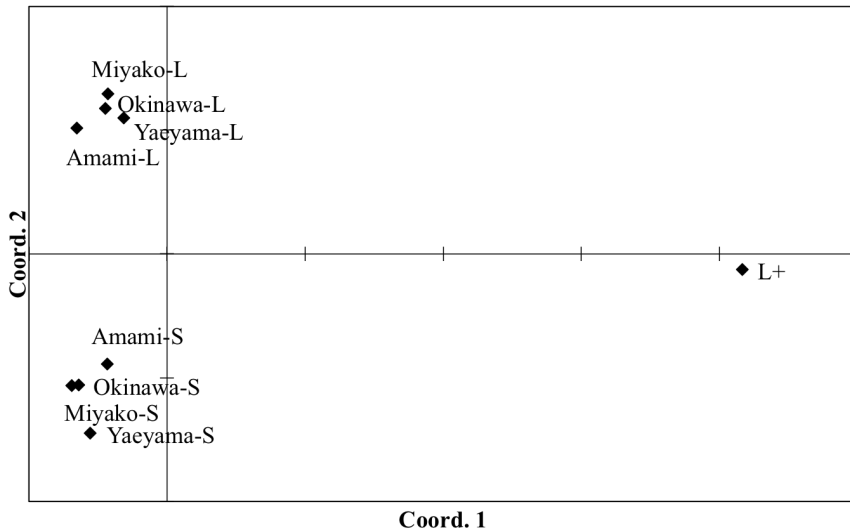


図2 アザミサンゴのタイプ間，地域間 Fst にもとづく主座標分析．Fst はマイクロサテライト遺伝子型をもとにソフトウェア GenAlEx から算出

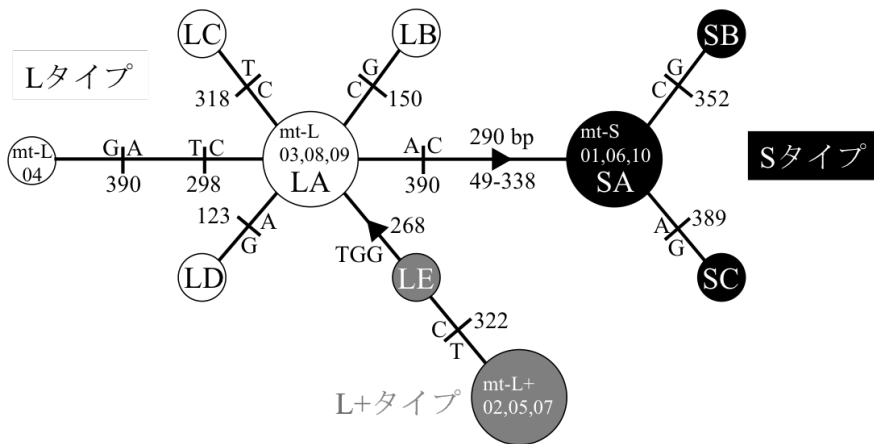


図3 アザミサンゴのミトコンドリア DNA 非コード領域の遺伝子型から得られたハプロタイプネットワーク．Watanabe et al. (2005) の配列 LA から LE, SA から SC の 8 つに，本研究の久米島 10 群体から得られた配列を加えて表示した．枝上の塩基と数値はそれぞれ群体間で違いのあった塩基と解読された非コード領域配列上の位置を示す．枝上の黒の三角形は配列間のギャップを示す

的的分化はタイプ間の分化に比べて低かったが，地域間で有意な分化であった (図 1, L タイプ : Fst = 0.009–0.024, all Ps ≤ 0.005, S タイプ : Fst = 0.009–0.032, all Ps ≤ 0.01)．

### 2. ラージスケール解析 (トゲサンゴ)

トゲサンゴ 182 群体において，ミトコンドリア DNA は 6 つのハプロタイプ (SH-A, SH-B, SC-A, SC-B, SC-C, SC-D) を示した (表 2)．

表2 トゲサンゴにおける地点およびミトコンドリア DNA タイプごとの解析群体数

	SH-A	SH-B	SC-A	SC-B	SC-C	SC-D
大浦湾			32	5		
今帰仁				7		
恩納	1	1		5		
宜野湾						23
渡嘉敷	23					
阿嘉						23
宮古島					1	22
石垣島	3					2
竹富島	4	1		7	3	7
西表島	12					
合計	43	2	32	24	50	31

### Principal Coordinates (PCoA)

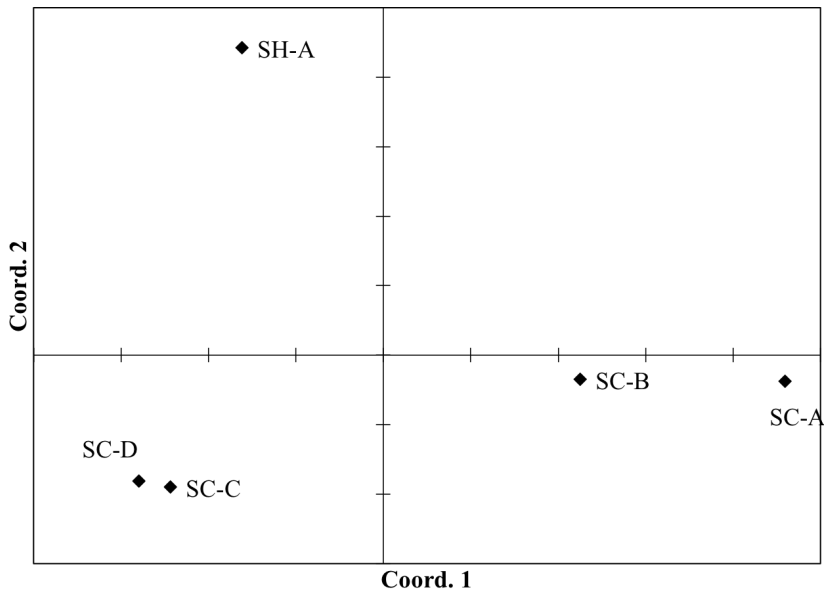


図4 アザミサンゴのミトコンドリア DNA 非コード領域の遺伝子型から得られたハプロタイプネットワーク。Watanabe et al. (2005) の配列 LA から LE, SA から SC の 8 つに、本研究の久米島 10 群体から得られた配列を加えて表示した。枝上の塩基と数値はそれぞれ群体間で違いのあった塩基と解釈された非コード領域配列上の位置を示す。枝上の黒の三角形は配列間のギャップを示す

6 グループに分けた場合にマイクロサテライトの遺伝子型から算出された  $F_{st}$  では、遺伝的に 3 つのグループに分かれた (図 4) が、ミトコンドリア DNA による分子系統樹ではマイクロ

サテライトとは異なる分かれ方を示した (図 5)。マイクロサテライトの遺伝子型をもとにベイズ法クラスタリング解析を行った結果では、4 つのタイプに分かれることも判明した (図



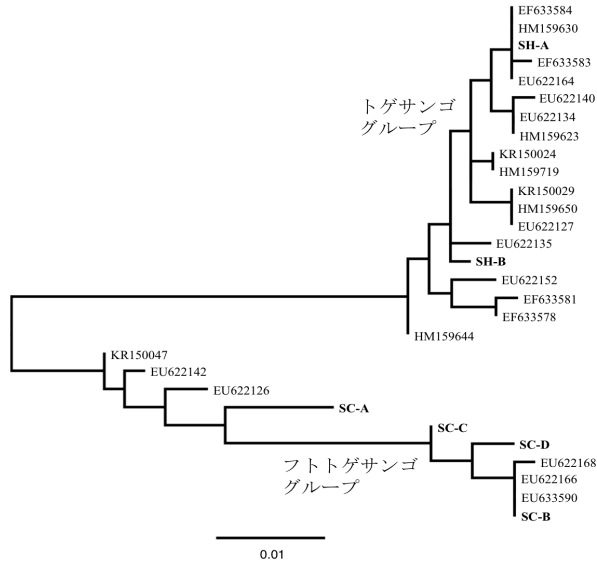


図5 ミトコンドリア DNA 調節領域のハプロタイプにもとづくトゲサンゴの分子系統樹。データベースから取得した配列は GenBank アクセッションナンバーで示した

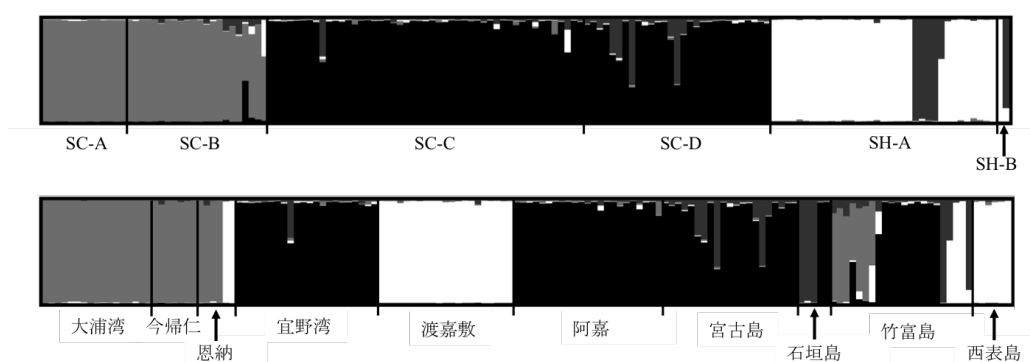


図6 トゲサンゴのベイズ法クラスタリング。マイクロサテライト遺伝子型からソフトウェア STRUCTURE により群体をグループ分けした。横に並んだバーが群体ごとの遺伝的背景を表す。上はミトコンドリア DNA のハプロタイプごとに個体群を分けて解析、下は地点ごとに分けて解析。色の違いは遺伝的な違いを示しており、マイクロサテライトでは4つのグループに分かれた

6). *F<sub>st</sub>* とベイズ法クラスタリングから、少なくとも3つの遺伝的グループ (SH-AB, SC-AB, AC-CD) が存在することが明らかとなった。これらのタイプの分布は地理的距離や水深に従わなかった。先行研究で示されたミトコンドリア DNA 配列との比較では本研究で採取されたトゲサンゴは、フトトゲサンゴ (*Seriatopora caliendrum*) グループに属する割合が高かった

(トゲサンゴグループ: 45 群体, フトトゲサンゴグループ: 137 群体)。

トゲサンゴ 182 群体中、使用した7座すべてのマイクロサテライトをもとにした遺伝子型は 150 個であった。このことは、トゲサンゴの個体群は主に有性生殖によって維持されていることを示したものの、遺伝的多様度は一部の地点で極端に減少していた (平均: 3.11, 最

低：SC-AB 大浦湾 1.62，最高：SC-CD 竹富島 4.26)。群体数の多かったフトトゲサンゴグループの SC-AB タイプと SC-CD タイプのみで地点間の  $F_{st}$  を算出した結果，地点間の遺伝的分化は大きいことが判明した (SC-AB タイプ： $F_{st} = 0.208-0.364$ ,  $P_s = 0.001$ ; SC-CD タイプ： $F_{st} = 0.029-0.116$ , all  $P_s \leq 0.05$ )。)

### 3. スモールスケール解析

南西諸島内の 3 地点，奄美 (国直，28 群体)，沖縄 (残波，89 群体)，宮古島 (上野，48 群体) におけるアザミサンゴのクローン分布やタイプ分布において，地点間で異なるパターンが見られた。国直では 28 群体中 L タイプが 16 群体，S タイプが 12 群体で，L タイプと S タイプが地点内で同所的に分布していたものの，全くクローンがなくクローン多様度は L タイプ：1.00，S タイプ：1.00 であり，生息する群体がそれぞれ異なる遺伝子型を保有していることが明らかとなった。残波では 89 群体中 L タイプが 28 群体，S タイプが 61 群体で，国直同様に L タイプと S タイプが同所的に広がっていたものの，クローン多様度は L タイプ：0.60，S タイプ：0.31 と国直に比べて低い値を示した。加えて，残波では破片分散の影響は広範囲であることが示された。一方，上野の 48 群体のうち L タイプが 20 群体，S タイプが 26 群体，L+ タイプが 2 群体であったが，国直や残波と異なり L タイプと S タイプの地点内での分布に偏りが生じていた。クローン多様度は L タイプ：0.31，S タイプ：0.35 であり，破片分散の影響は残波と同様に広範囲であることが示された。

## IV. 考察

本研究で採取したアザミサンゴはクローン多様度が地点間で大きく異なり，ほとんどが破片分散によると思われる無性生殖で生じた個体群もあることがわかった。個体群の歴史が長い地

点では破片分散が繰り返されたことで，クローン多様度が高くなっている可能性も考えられる。クローン構造を正しく把握するために，群体の位置情報を記録して地点内集団遺伝構造を評価した (後述)。

L タイプと S タイプの比率が地点間で大きく異なることは，これまでの琉球列島でのアザミサンゴの研究結果 (Watanabe et al. 2005) と一致する。また，L タイプと S タイプの間で有意な遺伝的分化が見られ，Watanabe et al. (2005) において指摘された生殖隔離によって，同所的種分化が生じた可能性が考えられる。

本研究で見られた L+ タイプは先行研究でも 1 群体だけ採取されていたことがミトコンドリア DNA の比較により分かった。アザミサンゴは近縁種のチビアザミサンゴ *Galaxea astreata* やエダアザミサンゴ *Galaxea horrescens* とは形態が異なり見分けが付きやすいものの，この L+ タイプが既知の近縁種である可能性も否定できない。ハナヤサイサンゴ属 *Pocillopora* ではミトコンドリア DNA に着目することで，これまでの形態での種の分け方が覆されており (Pinzón and LaJeunesse 2011; Schmidt-Roach et al. 2013)，アザミサンゴでも種多様性を正しく評価するために分類を進めていくことが重要である。

サンゴでは高緯度海域で遺伝的多様性が減少すること，高緯度でなくても分布の中心域から離れることで遺伝的多様性が減少することが報告されている。本研究で遺伝的多様性の減少が見られなかったのは，黒潮などの海流が幼生加入を促進することで遺伝的多様性を維持しているためと考えられる。また，タイプ内の  $F_{st}$  において地域間で有意な遺伝的分化が見られたのは，ミドリイシなどに比べて幼生の発達が早く (Keshavmurthy et al. 2012)，定着期間が短いと考えられる。それでも，黒潮な

どの海流が影響して地域間の個体群の遺伝的多様性や遺伝的なつながりが維持されているかもしれない。しかし、今後の急速な環境変動により分布域や生物相に変化が生じる可能性は否定できない。

南西諸島のトゲサンゴは大きく3つのタイプ(SH-AB, SC-AB, SC-CD)に分けられた。先行研究でも同様の報告があり(Flot et al. 2008; Warner et al. 2015)、今後のトゲサンゴ属の分類は再検討する必要がある。加えて、マイクロサテライトによる解析では、対象としたミトコンドリアDNA調節領域に着目するだけでは検出できないタイプも検出したため、今後は分子系統解析に理想的な遺伝子座の探索も行われるべきである。

採取群体数の多かったフトゲサンゴグループで遺伝的分化係数であるFstを算出した結果、SC-ABタイプとSC-CDタイプそれぞれにおいても、地点間の遺伝的分化は大きく、地点外からの幼生加入がほとんどないと推定された。トゲサンゴは幼生保育型であり、幼生は受精して発達した段階で親群体から放出されることが知られている。このことは、幼生の分散距離が短いことを示唆する。実際にNishikawa et al. (2003)は放卵放精型サンゴと幼生保育型サンゴでは琉球列島のサンゴで遺伝的分化のパターンが大きく異なり、幼生保育型サンゴの分化が地点間で大きいことを示した。しかし、本研究においてはSC-CDタイプで比較的小さい値のFst値を検出した。このことは、SC-CDタイプの個体群間の遺伝的分化が比較的小さく、幼生分散距離が長いことで遺伝的な類似性を維持している可能性も示すが、近年個体群を形成したために分化に十分な時間が経っていない可能性もある。一方、SC-ABタイプは非常に大きなFst値を示した。このタイプの個体群は幼生の新規加入が極めて稀で、攪乱後の回復に極めて長い

時間がかかることが予想される。

大浦湾のSC-ABタイプは遺伝的多様性が低く、個体群によっては局所適応しているが環境変動により個体群が地域絶滅しやすい可能性もある。また、地理的距離に従わない複数のタイプに分かれたことは、トゲサンゴに隠蔽種が含まれるという先行研究の結果を支持し、1種あたりの生息地点数がトゲサンゴ属全体の生息地点数より少ないと考えられる。トゲサンゴは攪乱後の被度の回復の遅さが指摘されており(van Woesik et al. 2011)、将来的には今の地域個体群が絶滅する可能性も否定できない。

スモールスケール解析において、アザミサンゴは無性生殖由来と思われるクローンの局在が地点によって異なることがわかった。国直は湾に面した広いビーチで、海中はなだらかなスロープ状で砂地に所々サンゴが広がる。水面が穏やかであったことから、通常は波あたりが弱くと考えられる。一方、残波は遠浅で水位が低く、干潮時はやや波あたりがある。上野の西側は残波と同じように遠浅で水位が低く波あたりがあるが、東側は礁池となっていて流れはない。このような波あたりの違いがクローン多様度に影響していると考えられるが、上野に生息するLタイプは礁池で低いクローン多様度を示したため、個体群形成後の歴史や台風の影響なども考えられる。今後は、他種サンゴも含めて多くの地点で解析を行う必要がある。また、上野においてはタイプ間で住み分けがされていることも判明した。環境による影響と考えられるが、個体群の形成過程で偶発的に生じた可能性も捨てきれず、今後の研究で要因を解明する必要がある。

## 謝辞

サンゴ採取および試料提供に協力してくださった以下の方々に厚く御礼申し上げます。井口

亮助教（沖縄工業高等専門学校），上野大輔助教（鹿児島大学），酒井一彦教授（琉球大学），座安佑奈博士（沖縄科学技術大学院大学），新里宙也博士（沖縄科学技術大学院大学），鈴木豪博士（水産総合研究センター西海区水産研究所），長田智史氏（沖縄県環境科学センター），西川 昭博士（琉球大学），（50 音順）。

## 文献

- Castoe, T.A., Poole, A.W., De Koning, A.P., Jones, K.L., Tomback, D.F., Oyler-McCance, S.J., Fike, J.A., Lance, S.L., Streicher, J.W., Smith, E.N. and Pollock, D.D. 2012. Rapid microsatellite identification from Illumina paired-end genomic sequencing in two birds and a snake. *PLoS One* 7: e30953.
- Flot, J.F., Licuanan, W.Y., Nakano, Y., Payri, C., Cruaud, C. and Tillier, S. 2008. Mitochondrial sequences of *Seriatopora* corals show little agreement with morphology and reveal the duplication of a tRNA gene near the control region. *Coral Reefs* 27: 789-794.
- Goudet, J. 1995. FSTAT (version 1.2): a computer program to calculate F-Statistics. *Journal of Heredity* 86: 485-486.
- Keshavmurthy, S., Hsu, C.M., Kuo, C.Y., Denis, V., Leung, J.K.L., Fontana, S., Hsieh, H.J., Tsai, W.S., Su, W.C. and Chen, C.A. 2012. Larval development of fertilized “pseudo-gynodioecious” eggs suggests a sexual pattern of gynodioecy in *Galaxea fascicularis* (Scleractinia: Euphyllidae). *Zoological Studies* 51: 143-149.
- Nakajima, Y., Nishikawa, A., Iguchi, A. and Sakai, K. 2010. Gene flow and genetic diversity of a broadcast-spawning coral in northern peripheral populations. *PLoS One* 5: e11149.
- Nakajima, Y., Shinzato, C., Satoh, N. and Mitarai, S. 2015. Novel polymorphic microsatellite markers reveal genetic differentiation between two sympatric types of *Galaxea fascicularis*. *PLoS One* 10, e0130176.
- Peakall, R. and Smouse, P.E. 2006. GenAlEx6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6: 288-295.
- Pinzón, J.H. and LaJeunesse, T.C. 2011. Species delimitation of common reef corals in the genus *Pocillopora* using nucleotide sequence phylogenies, population genetics and symbiosis ecology. *Molecular Ecology* 20: 311-325.
- Pritchard, J.K., Stephens, M. and Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945-959.
- Schmidt-Roach, S., Lundgren, P., Miller, K.J., Gerlach, G., Noreen, A.M.E. and Andreakis, N. 2013. Assessing hidden species diversity in the coral *Pocillopora damicornis* from Eastern Australia. *Coral Reefs* 32: 161-172.
- Tamura, K., Stecher, G., Peterson, D., Filipiński, A. and Kumar, S. 2013. MEGA6: Molecular evolutionary genetics analysis version 6.0. *Molecular Biology and Evolution* 30: 2725-2729.
- Underwood, J.N., Smith, L.D., van Oppen, M.J.H. and Gilmour, J.P. 2007. Multiple scales of genetic connectivity in a brooding coral on isolated reefs following catastrophic bleaching. *Molecular Ecology* 16: 771-784.
- Underwood, J.N., Souter, P.B., Ballment, E.R., Lutz, A.H. and van Oppen, M.J.H. 2006. Development of 10 polymorphic microsatellite markers from herbicide-bleached tissues of the brooding pocilloporid coral *Seriatopora hystrix*. *Molecular Ecology Notes* 6: 176-178.
- van Oppen, M.J.H., Lutz, A., De'ath, G., Peplow, L. and Kininmonth, S. 2008. Genetic traces of recent long-distance dispersal in a predominantly self-recruiting coral. *PLoS One* 3: e3401.
- van Woesik, R., Sakai, K., Ganase, A. and Loya, Y. 2011. Revisiting the winners and the losers a decade after coral bleaching. *Marine Ecology Progress Series* 434: 67-76.
- Watanabe, T., Nishida, M., Watanabe, K., Wewengkang, D.S. and Hidaka, M. 2005. Polymorphism in the nucleotide sequence of a mitochondrial intergenic region in the scleractinian coral *Galaxea fascicularis*. *Marine Biotechnology* 7: 33-39.
- Warner, P.A., van Oppen, M.J.H. and Willis, B.L. 2015. Unexpected cryptic species diversity in the widespread coral *Seriatopora hystrix* masks spatial-genetic patterns of connectivity. *Molecular Ecology* 24: 2993-3008.

Fund for nature conservation in the Nansei Islands of Japan, FY2013-15

## Conservation genetic study in multiple scales for reef-building corals inhabit the Nansei Islands

NAKAJIMA Yuichi

To better understand population dynamics and maintenance, we conducted a geographically largescale population genetic study of *Galaxea* and *Seriatopora* corals. For *Galaxea*, detailed analyses were also conducted at a small geographic scale. Both *Galaxea* and *Seriatopora* include different genetic types that appear to be cryptic species. In *Galaxea*, intraspecific genetic differentiation is low between regions and it is likely that population connectivity is maintained from generation to generation. In contrast, *Seriatopora* displays significant intraspecific genetic differentiation, suggesting that recovery of compromised populations would probably be protracted and difficult.

Fragmentation also contributes to *Galaxea* population maintenance; however, different types are separately distributed at a site surveyed. Further ecological research may reveal the basis of habitat selection in *Galaxea* species.

Key words: population genetics, genetic differentiation, genetic diversity, population dynamics, species diversity, reproductive system



2014 - 2015 年度  
直接助成



2014 年度 直接助成

## 第 12 回生物多様性条約締約国会議 (CBD/COP12) における世界の NGO・市民社会の貢献にむけた共同活動

NPO 法人ラムサール・ネットワーク日本

柏木 実・浅野正富・後藤尚味・花輪伸一・呉地正行・堀 良一・安藤よしの・陣内隆之・菅波 完

キーワード：生物多様性の保全，日韓市民の連携，国連生物多様性の 10 年，多国間環境条約における市民運動，湿地の保全

### はじめに

この活動は，2014 年 10 月 6～17 日に韓国カンウォン（江原）道のピョンチャン（平昌）で開催された第 12 回生物多様性条約締約国会議（CBD/COP12）参加の取り組みである。

CBD/COP12 の最大の目的は 2011－2020 の 10 年間に生物多様性の減少傾向を食い止めるという愛知目標の実施に関する中間評価であった。

この会議に私たちラムサール・ネットワーク日本（ラムネット J）は NGO オブザーバーとして参加した。条約は国と国との約束事を決める会議であるが，特に近年，環境条約は目的達成のため政府以外の利害関係者の役割を重視している。私たちは以下の目的を持って COP12 に参加した。

1. 生物多様性条約の実施と生物多様性の保全活動における NGO・市民社会の役割を明らかにし，NGO・市民社会からの意見を COP12 の決議等の文書に反映させるように，締約国その他に働きかけること。
2. 生物多様性条約の 2011-20 戦略計画（愛知

生物多様性目標）を支える，「国連生物多様性の 10 年」の枠組みの中で私たちが取り組んでいる，水田の生物多様性向上（田んぼ 10 年計画）や，地域の生物多様性向上のための活動（湿地のグリーンウェーブ）について，世界の NGO の生物多様性保全活動に関するイベントの中で発表し，共有すること。

3. 生物多様性と環境に関して共通の問題を持つ日本と韓国の湿地 NGO が継続してきた，湿地の生物多様性の保全に関する問題意識の共有と，協力活動を，今後湿地だけでなく，その他の共通した問題に関する草の根レベルの運動の共同行動に拡げる契機とすること。

この目的に向け，ラムネット J は，日本では国連生物多様性の 10 年市民ネットワーク（UNDB 市民ネット），IUCN 日本委員会と，また国際的には韓国湿地 NGO ネットワーク（KWNN）や韓国 CBD 市民ネットワーク，また CBD に関わる世界の地域 NGO や市民団体の集合体である CBD アライアンス，ラムサール条約における地域 NGO の組織である世界湿地ネットワーク（WWN）などと連携・協力して取

り組みを行なった。取り組んだ活動は、生物多様性保全における NGO・市民社会の役割とその貢献をテーマとして条約交渉に参加し、また以下のようにシンポジウム、サイドイベントやブース展示、記者会見などを共同して、また独自に実施した。

1. ポジションペーパーの作成と代表団の派遣  
ラムネット J はこれまで湿地保全のためにさまざまな活動を行なってきた。CBD/COP12 には、これらの活動の条約における役割、重要性を強調する立場を表明し、締約国代表にこの立場を明確に表現し、また条約交渉にあたって、同様な考えを持つ個人・団体と協力して交渉に関与する資料とすることを目的として、ポジションペーパーを作成し、会議場において配付した(図1)。



図1 ポジションペーパー。韓国語、英語の2か国語で作成した。

参加したメンバーは条約交渉と関連プログラムに積極的に関与するために、本会議に役員9名が参加した。その他にサイドイベントのスピーカーなどとして、8名のメンバー・関係者が参加した。

II. 広報の手段および展示ブースの設置  
会議参加者に対する広報手段として作成したものは、チラシ・冊子などの印刷物と、展示用のタペストリーやポスターである。同時に展示ブースを申請し、韓国 NGO 湿地ネットワークと共同で掲示・配付し、コミュニケーションの場として活用した(図2)。

印刷物はポジションペーパーの他、「田んぼ10年プロジェクト」、「湿地のグリーンウェーブ」を説明するパンフレット・冊子を作成し、ラムネット J の活動を紹介するタペストリー、およびチラシを作成する共に、各地の会員団体が湿地に関連して取り組むさまざまな問題を展示、配布した。会議場のセキュリティーエリアの外にある展示ブースには各国代表、NGO などだけでなく、地域の人々、拡声なども訪れ、来訪者とよいコミュニケーションを図ることができた。



図2 展示ブース。会場から離れたテントの中に展示用ブースが用意されていた。

### Ⅲ. サイドイベントの開催

韓国湿地 NGO ネットワークと共同で、日本と韓国のみならずアジア湿地保全における問題と世界の NGO の役割について、10月9日および10日夕方にサイドイベントを実施した。

9日の、「アジアの湿地の現状」をテーマとするサイドイベントは韓国湿地 NGO ネットワークと連携して行なった。日本と韓国に関しては、諫早湾に関する攻防、韓国の4大河川開発という大規模公共工事による湿地の生物多様性破壊の事例。東南アジアについては、ラムネットJが事務所を共有しているメコンウォッチによる、住民の生活破壊につながるメコン川流域の開発の事例。そして、WWNの南アジア準地域代表は、ネパールにおける湿地保全の問題と、WWNの世界の湿地保全にむけた NGO の取り組みの事例についての発表を行ない、ディスカッションをした。この情報交換を通して、アジアの湿地に対する脅威の多様さと共に、市民の声を聞かない行政の姿勢とそれに対する NGO の問題提起の重要性が浮き彫りにされ、また同時に、市民が湿地の保全と再生に向けて活動することの大切さが確認された(図3)。

10月10日のサイドイベントは、「島嶼にお

ける軍事基地による生物多様性に対する圧力を考える」をテーマとして、二つの島で活動しておられる方々をスピーカーとして、日本の沖縄・韓国のチェジュという島嶼における軍事基地による生物多様性への脅威を事例として発表が行なわれた。これらの島嶼が本土と離れているために人権の問題にも、自然や生きもの問題にも目をつぶり、基地の軍事目的の強権下に破壊されていることが明らかにされた。このサイドイベントには CBD の先住民・地域住民 (Indigenous and Local Community : ILC) グループの方々が自分たち先住民の抱える問題と同じであるとして、多くの人々が参加してくれた(図4)。

### Ⅳ. 記者会見

上記2つのサイドイベントは、特に、4大河川開発と、チェジュ道カンジョン村の基地という韓国における開発に関わるものであったので、会議場の記者会見室を利用してそれぞれ翌日に記者発表を行い、KWNN、ラムネットJなど日韓 NGO と WWN の主張を各国代表、その他、会議参加者およびマスコミに伝える場を設けた。



図3 サイドイベント アジアの湿地の状況。サイドイベント参加者たち「水の流れを妨げずに解き放て！」



図4 サイドイベント 島嶼の生物多様性。沖縄の軍事基地問題の発表。



4 大河川開発については会議参加者による現地視察も計画され、現地での韓国マスコミによる取材も受け、その様子は全国に向け紹介された(図5,6)。

## V. 国際シンポジウムおよびエクスカージョンの共同開催

韓国 CBD 市民ネットワークは、CBD 事務局の ILC グループ担当者とコンタクトをとり、ILC グループ等と共同で韓国および他の国の地域住民および先住民による生物多様性保全の活動に関して、「生物多様性と持続可能な開発に向けた地域住民の能力向上」をテーマとした週末イベントを10月11-12日に実施した。ラムネットJはこのイベントに、UNDB 市民ネットと共に企画段階から参加した。

11日は「文化を考える日」として午前中は、朝鮮半島の非武装地帯での地域住民の生物多様性保全につながる農業実践を行なっている「月精寺」をエクスカージョンとして訪れた(図7)。ここでは仏教者の生物多様性に対する思いを聞き、文化を体験した。午後、COP 会場に戻って発表を聞いた。12日は「生物多様性を考える日」として先住民、地域住民の生物多様性保全のための伝統的な知恵を利用した取り組みや地域住民による保全の取り組みについて発表と討議を行なった。

ラムネットJは、12日の生物多様性の日の発表の一つとして、田んぼの10年計画について、広く市民を巻き込んで行なうことの出来る生物多様性保全の取り組みとして紹介した。



図5 記者会見1 四大河川、田んぼの生物多様性向上の取り組みを発表する。



図7 週末イベントのエクスカージョンで訪れた月精寺。お堂に集まり座して生物多様性を語った。



図6 記者会見2 チェジュ島カンジョン村の生物多様性。カンジョン村の軍事基地問題を訴える韓国の NGO



図8 記者会見2 チェジュ島カンジョン村の生物多様性。カンジョン村の軍事基地問題を訴える韓国の NGO。

## VI. CEPA フェア

会期が終わりに近づいた14日は生物多様性の日とされており、CEPA フェアが行なわれた。これは生物多様性の大切さを伝え、社会の主流とするための普及啓発活動（Communication, Education, Participation and Awareness-raising: コミュニケーション、教育、参加、啓発活動）を考える一連の行事が行なわれた。

IUCN 日本委員会は、日本の中で愛知目標を実現するための取り組みを増やすキャンペーンとして推進している「にじゅうまるプロジェクト」の取り組みを発表し、他の国への浸透を図るイベントを実施した。ラムネットJはここでも「田んぼ10年プロジェクト」に関する発表の機会を持った。このプロジェクトは愛知目標達成に向けた NGO の活動として、IUCN-J のにじゅうまるプロジェクトに参加しており、愛知目標に対応する水田目標を設定し、具体的な活動を提起しているという意味で、その代表的な取り組みと見なされていたからである（図9）。

## VII. まとめ

2010年 COP10 で、私たちは「国連生物多様性の10年」という枠組みを提案し、CBD 市民



図9 記者会見2 チェジュ島カンジョン村の生物多様性・カンジョン村の軍事基地問題を訴える韓国の NGO。

ネットの一員として会議における採択を支えた。愛知目標は、締約国だけでなくすべてのセクターの主体的取組みが必要だからであった。田んぼ10年計画はそれを受けた私たちの取組である。この取り組みについて、さまざまな形で発表する場を得ることができたことは、私たちのこの活動を確かなものとし、今後更に拡げていく上での示唆を得ることになった。

日本と韓国の湿地 NGO は1990年代前半から交流を持ってきた。特に諫早湾の閉切りに前後して、密接な連絡を取り合い、互いに協力活動を続けてきた。ラムサール COP10、CBD/COP10 における共同活動は両条約の水田の生物多様性に関する決議・決定の採択に大きな力となってきた。

今回韓国で CBD/COP12 が開かれるにあたって、湿地以外の NGO にはこの会議が政府の政策のみを利するものであり自然保護・生物多様性保全のためには会議に参加することが否定的に捉えられる傾向が主流であった。しかし、日本を含む世界の NGO がその主張を COP に伝えるには、主催国の NGO との連携作業が不可欠であり、このためラムネットJとしては KWNN と共に韓国の湿地以外の NGO に働きかけてきたことで、得ることのできたのが今回の成果である。

この意味で全体を通して、連携のため多くの時間を割く必要があり、議案や議事に対する準備・対応ができず、またそれを可能にする人的余裕がなかったことが極めて残念であった。

しかし、サイドイベント等では、多様な参加者の積極的な参加があり、良い形で働きかけができたように思う。また、韓国の NGO とのつながりも、UNDB 市民ネットとの協力もあって若い人々の積極的な関わりの姿が見えてきて、湿地だけでなく、今後にも続く幅広いつながりができたことは大きな成果と言える。

2014 Direct Grant Programme

**Joint activities toward a contribution of international NGO/civil societies at the twelfth conference to the Convention on Biological Diversity (CBD/COP12)**

KASHIWAGI Minoru, ASANO Masatomi, GOTO Naomi,  
HANAWA Shin'ichi, KURECHI Masayuki, HORI Ryouichi,  
ANDO Yoshino, JINNAI Takayuki and SUGENAMI Tamotsu

Key words: Convention of Biodiversity, Japan/Korea cooperation, United Nations Decade on Biodiversity, civil society in multilateral environmental agreement, wetland conservation and wise use

2014 - 2015 年度 直接助成

## ジオパークにおける大地の多様性の保全に関する国際的事業

特定非営利活動法人 日本ジオパークネットワーク

齊藤清一・杉本伸一・CHAKRABORTY, Abhik<sup>1</sup>

キーワード：地質的多様性（ジオダイバーシティ）、非生物的自然、人為的地形変化、利害関係、総合的保全

### I. 事業概要

日本ジオパークネットワーク（JGN）は、2007年に創立以来、地域の主な地質的特徴を守って持続可能な地域づくりの活動を図ってきた。しかし、多くの地域において地質遺産の悪化が生じており、一部の地質的特徴が失われる恐れもある。ジオパークの活動の中、観光的取り組みや地域経済の振興の試みが活発なのに対して、地質的遺産や自然環境を積極的に保全する仕組みが未だ不足している。このような状況を受けて、本年度においてJGNでは、地質的多様性論の提案者である Gray Murray 博士を招聘し、ジオパークにおける地質遺産の多様性（ジ

オダイバーシティ）の重要性に関する議論を進めた（図1）。さらに、2015年に日本ジオパークネットワーク全地域を対象にした学術調査を行い、それぞれのジオパークに関する情報の整理を行った。

### II. 本事業の意義

1992年のリオ地球サミット（環境と開発に関する国際連合会議）を皮切りに、自然環境の保全の大切さが訴えられるようになり、生物多様性や気象変動の文脈において研究・活動の進展が多岐にあった。このような調査研究・活動の成果に基づき、生物多様性条約（CBD）が成立しており、生物多様性の著しい減少及び多くの生態系的機能（エコシステムサービス）の劣化の対策を呼びかけている。日本国内でも自然環境を保護保全し、その環境からもたらされる恩恵の調査、定量的分析が進められている（生物多様性情報システム）。さらに、自然環境とは人間社会との密接な関係を持つため、社会が担い手にならないとその環境を守ることができない—といった視点を踏まえて、地域社会が主



図1 「地質遺産多様性論」の提案者の Gray Murray 博士

1: 和歌山大学国際観光学術研究センター  
2015.7.22 受付 2017.6.20 公開



体になる自然環境の保全の取り組みが挙げられる（宮内ほか 2013）。

しかしこのような自然保全活動が行われているにもかかわらず悪化している自然環境の事例も少なくない。「環境」とは、生物的自然と非生物的自然の要素で構成されており、非常に複雑でダイナミックなものである（Odum 1953）。自然環境の全体を保全の対象にしない限り、自然環境の悪化を防ぐことができないという結論が最近出てきている（Brilha 2002, Chakraborty ほか 2015）。そこで、現在の生物中心的自然保全（国際自然保護連合 2000）から、非生物的自然の多様性を含む総合的自然保全の展開が必要とされている（Gray 2013）。

ジオパークの構想は、1990年代半において、地球惑星史上、地質・地形的価値のある場所を保全し、その価値を高める活動として生まれたものである（ユネスコ 2015）。ジオパークはただ地質的特徴や地形的形を守る場所ではなく、地球規模のプロセスについて理解し、大地の成り立ちそのものを守ってその大切さを伝える場所である。従って、ジオパークにおける保全活動は「総合的」視点から行うべきだとも言える（ユネスコ 2015）。

しかし、ジオパークの概念と現実における活動においてズレが起きている。ジオパーク関係者は、非生物的自然の価値を十分に理解できないままジオパークを推進してしまうことや、地域の利害関係者のバランスが取れずに活動が行われ、自然環境への新しいストレスが生じることなどが、その例である。このような課題に答えて、今回、特別講演会やワークショップの中で、「非生物的自然環境の多様性そのものの価値」に関する議論を進めた。

### Ⅲ. 事例報告

#### 1. JGN 全国研修会（主催：JGN 共催：アジ

アパシフィックジオパークネットワーク、公益財団法人自然保護助成基金、早稲田大学マニフェスト研究所）における Gray 講演の要旨

日本のジオパーク関係者、専門家や、日本ジオパーク委員会の審査員に対して、ジオダイバーシティ論の基礎的なところを紹介した。Gray 博士は、「生態系サービス」の視点を導入した非生物的自然の多様性の評価のフレームワークについて述べた。以下、重要な指摘事項を記述する：

現在、非生物的自然から人間社会が受ける 25 種類の恩恵が確認されている。これらの機能を、ミレニアム生態系評価を元に、調整的機能、補足的機能、促進的機能、文化的機能と、知的機能のカテゴリーに分けることができる。それぞれの非生物的功能が、現代の人間生活を支えており、生物多様性とも深く関わる。例えば、カルデラ地域において、険しい斜面と平坦な盆地には違う種類の植物群落が見られる。価値のあるジオダイバーシティを実際に評価して守っていくためのツールとして、下記の方程式を紹介できる。

$value + threat = conservation\ need$

（価値＋危機性＝保全の必要性）

ジオパークでは、このような視点に基づいた調査を進め、地質遺産の多様性にかかるストレスを把握し、その状況の改善への具体的な取り組みが必要とされる。

#### 2. 日本地球惑星科学連合大会国際セッション

日本地球惑星科学連合 2015 年大会において、国内初のジオダイバーシティに関する国際セッションが開催された。JGN はこのセッションを積極的に支援した。

国際セッションでは、Gray 博士の講演を受け、日本やアジアのジオコンサベーションの現状について報告する発表が行われた。また、ジオパークに限らず河川環境、国立公園、天然記



念物の保護の課題に関する議論も行われた。

### 3. 白山手取川ジオパークワークショップからわかったこと

1) 手取川流域は、人為的活動によって自然環境が大幅に変えられた流域である。自然災害から生活やインフラ（建物、道路など）を守るために、川の上流まで砂防施設がたくさん作られている（図2）。これは地質遺産の保全の正反対のアプローチである。ジオコンサーベーションは、自然環境の人為的变化を最小限度に止めることが基本である。

2) 手取川流域において、地滑りが起きる複数のメカニズムが確認できる。頻繁に崩れる岩盤（風化した火成岩）と、たまに大規模な災害が発生する岩盤（堆積岩）の分布と、それぞれの侵食率は、その主な理由である。これはまさにジオダイバーシティそのものであり、このような地質的特徴をジオパークの中で再評価することが求められる。

3) 当流域には、非常にダイナミックな大地の動きをみることができる。人工的にこのような環境を変化させることが、自然環境のダイナミックな動きを妨げ、地形の形成プロセスに影響を及ぼす。現在起きている扇状地の侵食はその一つの結果である。



図2 手取川流域の砂防。白山手取川ジオパークの手取川流域の上流部には砂防が多く建設され、川の自然的メカニズムを妨げる。

4) 手取川の砂防はもともと欧州で生まれた河川管理のやり方を日本に導入した結果で、古くても100年ぐらいの歴史を持つ。一方、下流域には、「霞ヶ堤」のような伝統的河川管理のやり方が残されている。霞ヶ堤は、川沿いの地域の一部を積極的に氾濫させ、水害を治める工夫であり、「地域性」をはっきり伝えるものである。結論的に、今まで砂防建設が必然的だったとしても、今後ジオパークとしては、人間の利害関係も考えながら自然的メカニズムのより総合的理解に基づいた新たな「価値」を創出しなければならない—と言える。

### 3. 伊豆半島ジオパークワークショップからわかったこと

当ワークショップでは、Gray博士の基調講演を受け、地域で活動するガイドから自然環境のモニタリング、再生活動の事例報告が行われた。主な議論点は以下の通り：

1) 伊豆半島ジオパークでは、多様な地形や地質が見られる。これらの特徴についてまとめて発信してジオツーリズムを通じた持続可能な地域作りのポテンシャルが高い。伊豆では、アイスランドやポルトガルのジオパークに似たような地形が見えるが、伊豆は沈み込み帯に位置するため、全く同じではない（図3）。これらの



図3 柿田川の自然（伊豆半島ジオパーク推進協議会提供）。貴重な水中植物の生息地である柿田川。

地形と、それぞれが生み出す環境に応じて保全を考えることが大事である。

2) ジオパークの北部には富士山の湧水群が分布しており、昔から地域社会の生活に欠かせない環境サービスを提供している。しかし高度経済成長期において、工場による過剰取水や汚染物の放流などの原因で、湧水環境が著しく悪化した。最近市民による環境再生が始まっている。その一つの事例として、一度湧水環境から姿を消した三島梅花藻の再生活動が紹介された(図4)。

3) しかし、三島梅花藻再生事例は、「生物中心」的保護の例であり、地質的特徴に関する社会の意識がいかに不足しているがわかる。梅花藻を丁寧に手入れして守っても、川自体が変わって

いる。地質的特徴そのものを保全することができれば、梅花藻は自然に戻ってくるかもしれない。ジオパークの保全活動では、このような総合性を求める。

4) ジオパーク西部には珪石の採石場があった。採石場の中にある路頭の一部には、自然に植生が戻ってきているところがあり、今後は、モニタリングしながら、ジオツアーの素材とする予定。

研修会の講演及びジオパークの現地ワークショップから、

- 1) 地域では、ジオパークの概念の理解はある
- 2) しかし、ジオパーク活動の核心である地質多様性そのものの保全の理解は、まだ浸透していないことが確認できた。

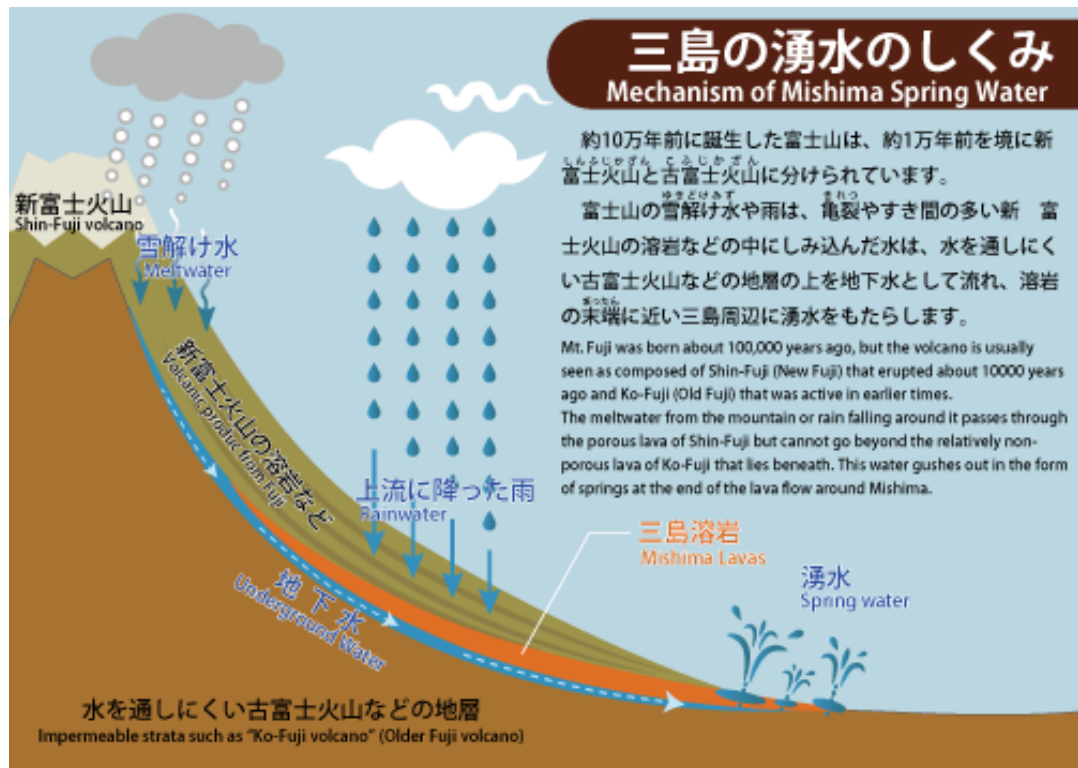


図4 柿田川の湧水 (伊豆半島ジオパーク推進協議会提供)。柿田川は、その全長の1.2キロが湧水からできており、国内最も短い1級河川である。

#### IV. JGN 加盟地域への地質遺産の保護保全の調査

JGN 加盟地域において、地質多様性へのストレスと、保全の現状を把握するように、アンケート調査を実施した。調査対象のJGN加盟55地域（ジオパーク39、ジオパークを目指す地域16）から47地域の回答を得た。調査からわかったことは以下の通り：

- 1) 現在ジオパークが主体的に行う自然保護調査の数が少なく、地質遺産の多様性と生物、文化的環境の関係性に関するデータが非常に不足している。
- 2) 一部のジオパークでは、国立公園地域があるため、自然環境の保全の法的仕組みが存在する。しかし、ジオパーク独自の保護保全の予算がないか、ある場合でも総合予算の10%にも達しない状況がほとんどであることがわかった。
- 3) 自然環境のモニタリングを実施している地域はあるが、保全活動に使える予算がないため、活動の質の維持が困難である。
- 4) 多くのジオパークでは、自然保護の計画が存在しておらず、環境影響評価(EIA)が行われていない。

また、保全の大きな課題として、住民の「理解が足りない」ことや、保全の専門家・有識者が存在しないことが、一般的に報告された。本事業を企画した時に、関係者の理解不足がジオコンサベーションの主な課題であろう、と仮説を建ててみた。本調査の結果から、仮説が確認された。

#### V. 結論

本事業は、JGN加盟地域にとって、非生物的自然の多様性を保護保全する意味を理解する貴重なきっかけであった。事業の主な成果として、

- 1) 自然環境の多様性そのものの価値、保全の課題の確認や、世界ジオパークで実施されている対策を周知させたこと、
- 2) 日本のジオパークの自然環境の実態を把握できる資料の作成を挙げる事ができる。

JGNでは、今後も引き続き非生物的自然の多様性を守る活動を実施していく。

#### 参考文献

- Brilha, J. 2002. Geoconservation and Protected Areas. *Environmental Conservation* 3: 273-276.
- Chakraborty, A., Cooper, M., and Chakraborty, S. 2015. Geosystems as a Framework for Geoconservation: the Case of Japan's Izu Peninsula Geopark. *Geoheritage* 7: 351-363.
- Gray, M. 2013. *Geodiversity*. Wiley-Blackwell.
- IUCN ホームページ. URL: <http://www.iucn.org>
- 宮内泰介編 S2013. 「なぜ環境保全はうまくいかないのかー現場から考える「順応的ガバナンス」の可能性」新泉社.
- Odum, E.P. 1953. *Fundamentals of Ecology*. WB Saunders Co.
- UNESCO Global Geoparks. URL: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/earth-sciences/global-geoparks/>

2014 - 2015 Direct Grant Programme

## International Geoconservation Program of Japanese Geoparks Network (JGN)

SAITO Seiichi, SUGIMOTO Shinichi, and CHAKRABORTY Abhik

Key words: Geodiversity, abiotic nature, anthropogenic change of landforms/landscapes, profit-loss relationship, holistic conservation

2014 - 2015 年度 直接助成

## ユネスコエコパークネットワーク活動の促進

日本 MAB 計画委員会事務局

酒井暁子<sup>1</sup>・松田裕之<sup>1</sup>・甘田悠太郎<sup>1</sup>・若松伸彦<sup>1</sup>・  
朱宮丈晴<sup>2</sup>・田中俊徳<sup>3</sup>・大元玲子<sup>4</sup>

キーワード：MAB 計画，ユネスコエコパーク，持続可能な発展，移行地域，地域主導

### 1. ユネスコエコパークの概要

生物圏保存地域 (Biosphere Reserves ; BR, 日本国内での通称：ユネスコエコパーク) はユネスコの自然科学セクターで実施される人間と生物圏 (MAB: Man and the Biosphere) 計画における一事業として実施されている。人間と生物圏 (MAB; Man and the Biosphere) 計画は 1971 年に発足したユネスコの国際協力プログラムであり、生物多様性の保全と豊かな人間生活の調和および持続的発展を実現することを目指している。生物多様性保全と人間生活の両立を実証するため、貴重な陸上及び沿岸生態系を指定する事業を 1976 年より進めており、これが生物圏保存地域 (ユネスコエコパーク) である。生物圏保存地域は現在、世界 120 か国 669 か所が登録されている。

生物圏保存地域は、基本的に核心地域 (core area) を中心として、周囲を緩衝地域 (buffer zone), 移行地域 (transition area) が取り囲む、ゾーニングが行われる。各エリアでは保全・発展・学術的支援の 3 つの機能的活動が目的に合わせて行われる (図 1)。特に、機能の一つに持続可能な「発展 (development)」を掲げてい

る点が大きな特徴であり、これは同じユネスコのプログラムである世界自然遺産が、原始的な自然を厳格に保護することを目的としているのとは対照的である。

MAB 計画の生物圏保存地域事業は、“自然地域とその地域に存在する遺伝物質の保護”に関するプロジェクトから発展したものである。従って設立当初、管理運営計画は自然環境の保護・保全に重点が置かれていた。しかしその後、1996 年のセビリア戦略において、自然環境の保全だけでなく、移行地域における自然環境保全と人間生活の両立の実践、地域固有の文化

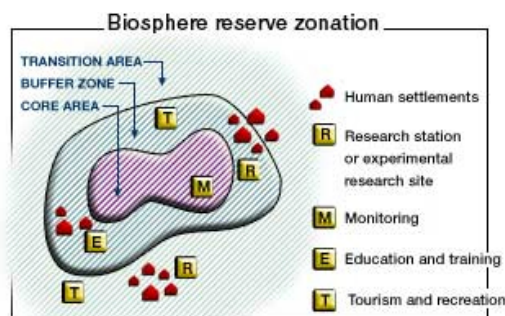


図 1 ユネスコエコパークの基本的な 3 つのゾーニングと主な活動。(The George Wright Society HP ; <http://www.georgewright.org/>)

1: 横浜国立大学 2: 日本自然保護協会 3: 東京大学 4: 総合地球環境学研究所  
2015.7.22 受付 2017.6.20 公開



の保全、教育・研修、長期的な環境変動のモニタリング活動の重要性が再確認された。2008年にスペインのマドリッドで開催された国際会議では、セビリア戦略を推進するため、生物圏保存地域において2008年から2013年に実施するマドリッド行動計画（Madrid Action Plan）がまとめられ、その実施が各国に求められている。このような状況から1996年以前に指定された生物圏保存地域の多くには移行地域が設定されていない状況にある。

## II. 日本におけるユネスコエコパーク

日本では、MAB計画黎明期の1980年に志賀高原BR、白山BR、大台ヶ原・大峰山BR、屋久島BRの4地域が登録されたものの、その後は生物圏保存地域に関する取り組みは全く行われず、地域住民にもほとんど認知されず現在に至っている。日本の生物圏保存地域における活動が、ほとんどなされてこなかった最も大きな原因として、指定に至るプロセスが中央関係省庁のみで行われ、地域や世間一般にその概念や仕組みが周知されなかったことが挙げられる。特に、指定地選定に関わった環境庁は既存の国立公園等の制度を従来通り運営すれば十分と認識していた。そのため国際的には生物圏保存地域の概念が変化し、各国で積極的な活用が進められてきたにも関わらず、日本では生物圏保存地域の理念は理解されることなく忘れ去られてしまったのである。

2012年7月に32年ぶりに宮崎県綾地域が新規登録され、2014年6月に福島県の只見BR、静岡、山梨、長野の3県に跨る南アルプスBRが登録され、現在7か所がユネスコエコパークに指定されている。新しく指定された3か所のユネスコエコパークには移行地域が設定されているのに対し、1980年に指定された4か所のユネスコエコパークには移行地域が無い状況で

あった。しかし、セビリア戦略、マドリッド行動計画を通じ、移行地域の設定をすることが求められており、これを満たさなければ抹消の恐れもあった。このようなことから2014年に志賀高原BR、2016年に白山BR、大台ヶ原・大峯山・大杉谷BR、屋久島・口永良部島BRの3か所が移行地域の設定を含めたゾーニングの見直しを申請し認められた。また、大台ヶ原・大峯山・大杉谷BR、屋久島・口永良部島BRは、それぞれ大台ヶ原・大峰山BR、屋久島BRから名称変更も行っている。

## III. ユネスコエコパークネットワークの歴史

1980年から約30年もの間、日本におけるユネスコエコパーク活動は地下に潜った状態にあった。日本のMAB活動を学術的に支援している日本MAB計画委員会は、日本のMAB計画の活性化を目指し、2010年9月30日に、日本のユネスコエコパーク登録地とこれから登録を準備する地域のネットワークとして日本ユネスコエコパークネットワーク（J-BR-net）を設立した。事務局は日本MAB計画委員会であり、当初の主な活動はメーリングリストによる情報交換で、主に各BRを支援している学者を中心として、一部の官公庁職員および地元自治体職員がメンバーであった。その後、地元自治体職員の参加メンバーが徐々に増加した。2012年には正式な規約を設定した。

2013年10月、当時はユネスコエコパーク登録申請中であった只見町において、文部科学省主催による第1回日本ユネスコエコパークネットワーク会合が開催された。これまでのメール上だけのネットワーク活動から地域担当者が直接会って交流するネットワークになった。特に各BRの自治体職員の積極的な参加が多かった。それに伴い、ネットワークの位置付けと参加地域を見直していくことになった。

2014年11月に白山BRにおいて第2回日本ユネスコネットワーク会議が開催された。この会議では改めてネットワークの再編の必要性が話し合われた。またその詳細を議論するワーキンググループの設置が決まり、その後メンバーが何度か会合を持つこととなった。

#### IV. ユネスコエコパークネットワークの再編への動き

このように当初は研究者が中心であったユネスコエコパークネットワークは、各BRの担当者、つまりは自治体職員が中心の組織へと変貌することになった。そのためには、どのような組織にし、運営をどのようにしていくかが議論された。その結果、事務局は2年交代の地域持ち回りとし、年会費を集めて運営することとなった。また、1年に1回会合を持ち、2年に1度は各事務局のユネスコエコパークにおいて会合を開催することが確認された。これにより、規約の大幅な見直しが必要となり、日本MAB計画委員会と各BRの担当者が議論を日本ユネスコエコパークは研究者中心の組織から日本のBR地域間の組織へと再編されることとなった。

#### V. ユネスコエコパークネットワークの再編

2015年10月6日に志賀高原BRにおいて第

3回ユネスコエコパークネットワーク大会が開催された(図2)。日本ユネスコエコパークネットワーク趣意書、同規約の改正、同役員を選任、平成27年度事業計画及び予算の承認がされた。これにて、正式に日本ユネスコエコパークネットワーク会議の運営は日本MAB計画委員会から各BRを運営する自治体へと移行した。登録地域が主体となった体制の再構成が図られ、国内のネットワークの強化を行いながら国内の各ユネスコエコパークでの活動の推進が図られることになった。同時に、日本ユネスコエコパークネットワーク会議の略称が「J-BR-net」から「JBRN」へと変更となった。

本会議は東アジアユネスコエコパークネットワーク会議(EABRN)との同時開催であったが、合同で現地見学会が行われ、地元のガイドの案内の元、志賀高原BRの核心地域を訪れた。晩餐会もEABRNとの同時開催となり、首長同士の交流や他国のBR関係者と意見交換も行われた。

またこの会議では地域主導のネットワークへの組み替え、ブランディングの確立、管理運営計画の作成などについて各BRの担当者が意見交換を行うワークショップが行われ、活発な議論がなされた(図3)。

新組織となった日本ユネスコエコパークネット



図2 第3回ユネスコエコパークネットワーク会議。日本の7つのユネスコエコパークの代表である首長が初めて集まり、地域主導型のネットワークが構築された。



図3 管理運営計画ワークショップ。各BRの自治体担当者とBRを支援する研究者がグループに分かれて、議論を交わした。

トワークは独自のホームページを開設した（アドレスは jbrn.main.jp）（図 4）。このホームページの更新は各 BR の担当者がそれぞれ行うことが可能となっている。これまでは、日本 MAB 計画委員会のホームページ内に規約などを載せていただけであったが、今後は各 BR での活動の発信や、ネットワークの活動を広く知らせるために活用されることが期待される。

また、JBRN としてのロゴマークの作成を行った。複数の案を、各 BR で話し合い、その意見をワーキンググループに持ち寄って討議を行った。その結果、図 5 のようなロゴマークデザインが選定された。今後、各 BR およびネットワークの活動を象徴するものとして使用される。



図 4 JBRN のホームページ。新しく解説された日本ユネスコエコパークネットワークのホームページのトップページ。今後は各 BR を中心に各 BR が交代で更新を行っていく。



図 5 JBRN のロゴマーク。JBRN の頭文字の J をユネスコエコパークの特徴でもある 3 つの機能（保存機能、学術的研究支援、経済と社会の発展）と、地域（核心地域、緩衝地域、移行地域）を表す 3 つのラインで作成してシンボリックに略称と合わせた。

## VI. 世界における日本のユネスコエコパークネットワークの位置づけ

このような国内のユネスコエコパークのネットワーク組織の設立について、第 3 回ユネスコエコパークネットワーク大会と同時に開催された東アジアユネスコエコパークネットワーク会議においても紹介された。東アジアの各国では複数の BR が登録されているにも関わらず、日本ユネスコエコパークネットワーク会議のような BR 運営者のネットワークは存在していない。各国の代表からも日本の取り組みに対して高い評価がされ、地域主体の取り組みとして、世界の MAB 活動のモデルケースになるとのコメントがされた。

また、2016 年 3 月にペルーのリマで開催された第 4 回ユネスコエコパーク世界大会において、今後 10 年間の BR の活動方針となるリマ行動計画が策定された。その中で重要視されている地域参画の理念は、まさに JBRN の活動そのものであり、セビリア戦略以前の BR の見直しに関する出口戦略を乗り越えられていない国が多い中で、日本の動きは世界の動きをリードするものである。

## VII. 日本ユネスコエコパークネットワークの今後

このように地域主導の形でユネスコエコパークネットワークは再編され、これまで活動実態の無かった日本の MAB 活動が動き始めたといっていよう。しかし、各 BR の自治体担当者は他の業務との兼務が多く自身の BR 活動を行うのも大変な状況である。それに加えて、JBRN の運営を行っていくのは極めて大変なことである。JBRN は予算を持っており、事業を行う必要があり、その負担は少なくない。そもそも JBRN として何をしていくのかが明確でな

い部分も多く、今後の更なる議論が必要である。今後新規に BR に登録される地域も予想され、足並みを揃えながら JBRN をスムーズに運営していけるかも重要なポイントとなる。さらに、ユネスコエコパークの所管官庁である文部科学省や、環境省や林野庁などの関係する省庁、学術支援組織である日本 MAB 計画委員会との関係をどのようにしていくのかなど課題は多い。MAB 計画の大きな目的として、各国や地域の

先進事例を共有することがある。JBRN が各種の課題を少しずつでも解決し、日本のユネスコエコパークのネットワークとして十分に機能するようになれば、リマ行動計画で示されているような地域参画型の BR の世界的な先進事例となることは間違いない。そのような点でも、JBRN の今後の活動は世界で注目される存在であることは間違いない。

2014 - 2015 Direct Grant Programme

## The progress of Japanese Biosphere Reserves Network

SAKAI Akiko, MATSUDA Hiroyuki, KANDA Yuutarou,  
WAKAMATSU Nobuhiko, SYUMIYA Takeharu,  
TANAKA Toshinori and OOMOTO Reiko

Key words: UNESCO's Man and the Biosphere Biosphere Reserve, sustainable development, transition area, local initiative



自然保護助成基金助成成果報告書

Annual Report of Pro Natura Foundation Japan

vol. 25

2017年6月30日発行

編集・発行 公益財団法人 自然保護助成基金

〒150-0046 東京都渋谷区松濤 1-25-8 松濤アネックス 2F

電話 03-5454-1789

e-mail [office@pronaturajapan.com](mailto:office@pronaturajapan.com)

Web site <http://www.pronaturajapan.com>

印刷 株式会社ドルック

