

はじめに

自然保護助成基金は、自然保護のための研究や教育普及活動を支援するために、1990年より助成事業を行ってまいりました。当財団の助成プログラムには、国内外の自然保護に資する研究・活動を支援するプロ・ナトゥーラ・ファンド助成、貴重な生態系の保全を目的とした土地の購入を支援するナショナル・トラスト活動助成、応募時期を定めず緊急かつ重要な研究および活動を支援する緊急助成、そして国内外で自然保護の活動および研究を行っている団体と当財団が連携してプロジェクトを進めていく提携助成（2019年度の募集より協力型助成に名称変更）の4つがございます。

本報告書は、2016年10月から2017年9月末にかけて実施された第27期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成（特定テーマ助成を除く）、2018年3月末までに実施された第2期提携助成、そして2017年12月末までに実施された緊急助成の成果をまとめたものです。

第27期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、国内研究助成20件、国内活動助成10件、海外助成5件、出版助成2件、特定テーマ助成17件の計54件（助成総額4,847万円）を採択しました。

2017年4月から2018年3月末にかけて実施された第2期提携助成では、国際NGO助成2件（1件は中断）、学協会助成1件、国際的プログラムに関する助成2件の計5件（助成総額596万円）を採択しました。

2016年度の緊急助成では5件、2017年度では1件が採択され、合計777万円の助成となりました。

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

目次

第27期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成

国内研究助成

- 半澤直人・本間正明・鈴木康之・田代靖矢・武田浩輔・千葉 悟・掛橋竜祐・鶴見明子・伊藤尚子・後藤 亮・井元順一（山形県希少野生動物調査会）：東北地方日本海側水系に固有の希少淡水魚類の保全・・・3
- 東 幹夫・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・市川敏弘（有明海保全生態学研究グループ）：有明海底生動物群集に対する諫早湾干拓事業の影響に関する研究・・・15
- 南 正人・竹下 毅・井上孝大・近清弘晃・高田隼人（浅間山カモシカ研究会）：くくり罠による錯誤捕獲がカモシカに与える影響・・・23
- 西澤啓太・森 章（知床生物多様性評価プロジェクト）：知床の森林生態系における自然撓乱としてのエゾシカ食圧を考慮した植物多様性の保全への提言・・・33
- 廣田 峻・布施健吾・手塚賢至・手塚田津子・山下大明・斉藤俊浩（屋久島照葉樹林ネットワーク）：屋久島低地照葉樹林帯における植生保全研究・・・41
- 今村彰生・源 利文（北教大－神戸大環境チーム）：北海道のイワナ属は人工の魚止めとニジマスに追いつめられているか・・・53
- 船越公威・大澤達也・渡辺弘太・永山 翼・南 尚志（鹿児島国際大学生物学研究室）：奄美大島におけるコウモリ類、特に絶滅危惧種コウモリ類の現状と保全について・・・61
- 相場慎一郎・藤田志歩・鈴木真理子・鶴川 信・川西基博・鈴木英治（鹿児島大学薩南諸島森林生態学研究グループ）：世界自然遺産候補地奄美群島の森林生態系に関する基礎的研究・・・71
- 中西 希・伊澤雅子（ツシマヤマネコ保全生態学研究グループ）：ツシマヤマネコの分散行動と利用環境解析・・・83
- 大庭伸也・大串俊太郎・田中颯真・本木和幸・山田知帆乃・沼田 郁・福井瑞生・市川憲平（水田の保全生態学グループ）：侵略的外来種の除去が水生動物の生存に及ぼす影響・・・93
- 傳田哲郎・伊澤雅子・安部慶一郎（ダイトウビロウ研究グループ）：大東諸島におけるビロウ林の維持・再生に向けたビロウの生態に関する研究・・・103
- 永井秀弥・澤田 明・澤田純平・高木昌興（ダイトウコノハズク保全研究グループ）：ダイトウコノハズクの健全な育雛を実現するFRP製巣箱の改良と繁殖のモニタリング・・・119
- 若尾慶子・Jordi Janssen・Serene Chng（トラフィック）：日本における爬虫類ペット市場の現状・・・127
- 新田紀敏・脇田陽一・棚橋生子・成田あゆ・竹内史郎・速水将人（ジンチョウゲ研究グループ）：未知の絶滅危惧ジンチョウゲ科植物の分類学的検討と保護対策の提案・・・139

田中法生・堀内勇寿・長谷川セリ・鈴木康平・永田 翔・上条隆志 (NPO 法人アクアキャンブ)：野生絶滅種コシガヤホシクサの交配方法が生息域外保全個体群の繁殖及び生存に与える影響	149
伊藤加奈・葉山政治・浦 達也・野口真磨子 (公益財団法人日本野鳥の会)：風力発電がナベヅル、マナヅルに与える影響予測のための基礎調査	159
奥山 永・高橋純一・椿 宜高・渡辺賢一 (西表島絶滅危惧トンボ類保全対策研究会)：西表島における絶滅危惧トンボ類の保全へ向けた環境 DNA 解析による生息状況評価	167
三谷曜子・宮本春奈・大泉 宏・吉岡 基・中原史生・山本友紀子・幅 祥太・斎野重夫 (北海道シヤチ研究大学連合 (Uni-HORP))：知床海域におけるシヤチの生息地利用の解明と持続的観光資源としての保全に関する研究	179
川尻啓太・照井 慧・三浦一輝 (北大カワシンジュガイ研究グループ)：北海道における絶滅危惧種カワシンジュガイの個体群の現状把握と稚貝減少要因の解明	189
白木彩子・Vladimir Pronkevich・奥田篤志・夏川遼生 (北海道鳥類保全研究会)：風車立地選定のためのオジロワシの渡り飛行経路と生息地の決定要因の解明を目的とした遠隔追跡調査	197
国内活動助成	
辻村千尋・安部真理子・岩橋大悟・東恩納琢磨・久志常春・玉栄将幸・尾形隆幸・中井達郎 (公益財団法人日本自然保護協会)：名護市東海岸の価値を可視化させ保護区にするための生物学的・地理学的などの多角的な調査	203
竹門康弘・加藤義和・辻本典顕・北尾晃一・伊藤昭雄・木村 満・田末利治・成田研一 (深泥池水生生物研究会)：京都市深泥池における市民参加型の水質一斉調査	209
石井信夫・山田文雄・諸坂佐利・長嶺 隆・伊藤圭子 (外来ネコ問題研究会)：わが国における希少在来種保全政策 (ネコ問題対策) に関するシンポジウム開催	215
小西 繭・中島法子・古賀和人・小林和子 (ぼんすけ育成会)：長野市のため池群に生息する絶滅危惧種シナイモツゴーぼんすけーの保護のための普及活動	221
上條隆志・星野義延・八木正徳・石橋正行・川越みなみ (伊豆諸島植生研究グループ)：伊豆諸島の自然保護シンポジウムの開催	227
矢嶋 悟・菅波 完・吉川多佳子・陣内隆之 (有明海漁民・市民ネットワーク)：有明海の漁業・環境問題に関する研究誌の発行とシンポジウムの開催	233
向井 宏・大久保奈弥・安部真理子・向井保子 (海の生き物を守る会)：日本の砂浜生態系を明らかにするための市民参加型調査の実施・人材養成	239

高島美登里・山本尚佳・嶋田淑子・森田 修・三家本誠・上田健吾・武石全慈（上関の自然を守る会）：上関海 域における希少鳥類（カンムリウミスズメ，オオミズナギドリ，アマツバメ etc.）保護のための生態調査と シンポジウム開催などの普及活動・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	245
飯田陳也・井守美穂・落合はるな・金井 裕（日本野鳥の会東京）：葛西海浜公園「三枚洲」ラムサール条約湿 地登録への普及啓発・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	251
土屋 勝（茨城県自然博物館生物多様性保全研究グループ）：「とんぼの池」を利用した絶滅のおそれのある野生 動植物種の生息域外保全と自然保護のための普及活動・・・・・・・・・・・・・・・・	257
海外助成	
吉本治一郎，ダニエル・アリアーノ：グアテマラの乾燥林生態系に関する普及啓発を目的としたガイドブック作 成・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・	265
Tomas Diagne：Conserving critically Endangered West Africa's Turtles and Tortoises・・・・・・・・・・・・・・・・	271
Olwa Richard, Nkalubo Winnie, Nakiyende Herbert, Muhumuza Elias, Basaa Samuel and Anthony Taabu- Munyaho：Enhancing Recovery of Indigenous Critically Endangered <i>Singidia Tilapia</i> Population・・・・・・・・	277
Gopal Khanal：Community Based Human-Snow Leopard Conflict Mitigation in Nepal Himalayas・・・・・・・・	289
Luong Van Dung：Conservation of Endemic <i>Camellia</i> Species in Lam Dong Province (Vietnam)・・・・・・・・	301

東北地方日本海側水系に固有の希少淡水魚類の保全

山形県希少野生動物調査会

半澤直人・本間正明・鈴木康之・田代靖矢¹・武田浩輔¹・千葉 悟²・
掛橋竜祐³・鶴見明子¹・伊藤尚子⁴・後藤 亮⁵・井元順一⁶

報告者らは、最上川水系周辺水域に固有の絶滅危惧種、ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種、シナイモツゴ、ハナカジカを対象として、生息地調査と集団遺伝学的解析を行い、保全について検討した。ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種は平野部で激減していた。遺伝的多様性は低く近親交配が進んでいるが、山間部では複数の生息地が残っているので、直ぐ絶滅する心配はないと考えられた。シナイモツゴは宮城県の模式種シナイモツゴとは別系統で形態的特徴も異なり、独自に保全する必要がある。平野部では開発や近縁種モツゴとの交雑、オオクチバスの食害などにより激減していた。遺伝的多様性は低く近親交配が進んでいるが、山間部などでは複数の生息地が残っているので、直ぐ絶滅する心配はないと考えられた。山形産ハナカジカは北海道・東北の他の生息域のハナカジカとは別系統で形態的特徴も異なり、独自に保全する必要がある。各支流の源流部に生息し、遺伝的多様性は極めて低く、各生息地間で遺伝子型を共有しない分化が生じていた。渇水の影響を受けやすく、緊急に保全する必要がある。

キーワード：ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種、シナイモツゴ、ハナカジカ、遺伝的多様性、近親交配、絶滅リスク

1. はじめに

最上川水系とその周辺の湿地帯には 600 万年前から 300 万年前にかけて巨大な淡水湖群が発達し、その後河川水系や湿原が発達した（山形県立博物館 1996；山野井 2009）とされる。この地質学的年代は、多くの固有種が種分化したとされる琵琶湖の形成年代に匹敵する古さであり、東北地方日本海側の淡水湖群は厳しい氷期を通じてレフュージアとしての役割を果たし、多くの淡水生物が絶滅せずに、進化が進んだと考えられる。ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種（向井ほか 2010）、シナイモツゴ、ハナカジカは、最上川水系と周辺の湿地帯や小河川に

生息する絶滅に瀕する淡水魚類である。ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種は、元来湖沼や小河川の水溜まりなどに生息するが、近年平野部では河川改修工事によるコンクリート護岸化や農耕地からの農薬流入などにより、生息地が分断化されて減少し、個体数が減っている。しかし、本種は繁殖期の婚姻色が出ていない時期には、DNA 分析をしないと、同所的に分布するジュズカケハゼ広域分布種と明確に判別できない。そのため、鳥海山周辺固有種にどれほど絶滅の危機が迫っているかは十分把握できていない。

我々は、日本海側に分布するシナイモツゴは、模式産地である宮城県産シナイモツゴとは異なる

1: 山形大学大学院理工学研究科 2: ふじのくに地球環境史ミュージアム 3: 広島大学両生類研究センター 4: 東京大学大学院新領域創成科学研究科 5: 千葉県立中央博物館 6: 国立遺伝学研究所生命情報研究センター
2017. 10. 31 受付 2018. 12. 20 公開

る系統に含まれ、かなり分化が進んでいることを把握している（新潟市水族館，新潟大，信州大と共同研究中）。しかし，シナイモツゴ日本海型（仮称）は，近縁な移入種モツゴとの交雑が密かに広がり，危機的状況にあると考えられる。

ハナカジカは，山形周辺水域では河川支流の源流部に生息するが，北海道・東北の他の水域のハナカジカとは異なる系統に含まれ，起源が最も古いとされている（Yokoyama and Goto 2002）。河川源流部では，近年地滑りや森林の荒廃による土砂流入や，降雪量の減少などに起因する渇水が頻繁に起こっており，ハナカジカ山形型（仮称）は一段と危機的状況にあると考えられる。

このように，これらの希少種には緊急の調査と保全の措置が必要だが，まだ十分生息の実態がわかっていない。そこで，本研究では最上川水系と周辺地帯に分布する固有の希少淡水魚類のうち，ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種，シナイモツゴ日本海型，ハナカジカ山形型を対象として，生息状況調査と各種 DNA マーカーに基づく分子系統解析，集団遺伝学的解析を行った。特に，ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種では山間部の生息地を中心に生息調査を行った。また，シナイモツゴ日本海型では，山間部の生息地の調査とともに，移入種である近縁なモツゴとの交雑がないかどうかを判定し，在来集団の生息地を特定して保全対象水域を明確化した。ハナカジカ山形型では，各支流源流部での生息状況調査と集団遺伝学的解析に基づく各集団の遺伝的多様性，集団間の分化を推定した。以上のデータに基づいて，保全の対策を検討した。

II. ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種の生息の現状と保全

1. 調査水域と調査法

山形県内の各水域 10 ケ所，および秋田県南部でジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種の調査，採集を行った。採集には，タモ網，およびサナギ粉とエビ粉を含む練り餌を入れたカゴ型トラップを用いた。採集した各個体を麻酔して生きたまま写真を撮影（図 1）し，右胸鰭の一部の組織を採取して，99.5 % エタノールに浸漬して，DNA 抽出用サンプルとした。

2. 分子系統解析

Chiba et al. (2009) にしたがって，DNA 抽出，およびミトコンドリア cytochrome (cyt) b 遺伝子を含む領域を PCR 増幅した。遺伝子配列は DNA シーケンサー（ABI 3100）を使用して検出した。

分子系統解析では，検出した cyt b 遺伝子配列に，既報のジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種の配列（AY450383 と新潟県五泉市；Chiba et al. 2015），および外群としてジュズカケハゼ関東固有種の配列（AY450384）を加えて，最尤法で系統樹を作成し，枝の分岐の信頼度を 1,000 回復元したブートストラップ値で評価した。さらに，検出した全ての遺伝子配列から異なるハプロタイプを識別し，TCS 1.21（Clement et al. 2000）を用いて，統計的最節約ネットワークを作成し，ハプロタイプ間の類縁性を推定した。

3. 分子系統解析による種同定と生息の現状

東北地方日本海側の水域の一部では，ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種とジュズカケハゼ広



図1 ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種

域分布種が同所的に生息している (Chiba et al. 2015). これら 2 種では, 形態的形質がほとんど重複しており, 種の同定は非常にむずかしい. 唯一産卵期の雌に現れる婚姻色は種特異的 (向井ほか 2010; Chiba et al. 2015) であるが, 未成熟個体の同定は不可能である. そこで, 産卵期の雌は婚姻色に基づいてジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種かどうか同定し, それ以外の個体は cyt b 遺伝子配列に基づく分子系統解析を行って, 種の同定を行った. その結果, 図 2 に示すように, 山形県酒田市, 鶴岡市, 遊佐町では, かなり広域に渡る複数の水域でジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種の生息を確認できたが, 秋田県南部の鳥海山周辺水域では, 広く本種を探索したが確認できなかった. 酒田市の生息地には, 図 3 に示すような標高 200 m 程度の山間部の池沼が複数含まれている. このような山間部の池沼は集落から遠く離れており, 地元の住民でも



図 2 ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種から検出されたハプロタイプ間の系統類縁関係. Hap-No.: 検出されたハプロタイプ略号.



図 3 ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種が生息する山間部の沼

滅多に行くことはない. また, このような池沼ではある程度湧水が湧いていた. 一方, 鶴岡市の本種の生息地は, 平野部の集落や田畑に近い水域であった. 同様に, 遊佐町の生息地は平野部の集落に近い水域であったが, トミヨ属淡水型の保全のために人為的に整備された水路でも, トミヨ属淡水型, ホトケドジョウとともに, ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種は確認された. このように, 人為的に整備された水路でも, 湧水が豊富で他の移入種がない水域では, ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種は十分存続すると考えられた.

4. 遺伝的多様性と近親交配

本研究では, ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種の集団遺伝学的解析ができるほどの個体数を採集することはできなかったが, 図 2 と図 4 に示すように, 酒田市と遊佐町に生息する本種の個体では, 複数のハプロタイプが検出され, わずかながら遺伝的多様性は残っていた. したがって, 各生息地では多少近親交配の影響はあるが, ある程度の個体数が存続していると考えられた. 一方, 鶴岡市の生息地では, 複数の個体を調べても異なるハプロタイプは検出されず, 遺伝的多様性が著しく低下し, 近親交配が進んでいると推察された.

5. ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種の保全

Chiba et al. (2015) でも述べたように, 新潟県内では, 平野部の集落や田畑ばかりでなく,

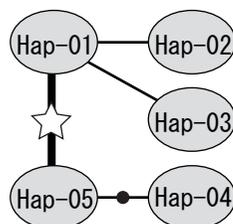


図 4 ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種から検出されたハプロタイプ間の統計的最節約ネットワーク. ☆: 1 塩基置換を示す, ●: 見つかっていないハプロタイプ

集落から離れた山間部の池沼でもジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種の生息が確認できなかった。これは、新潟県内では集落から離れた山間部の池沼でも錦鯉の養殖がさかに行われているため、コイによる食害を受けて、ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種は絶滅したためと考えられる。一方、山形県内ではコイの養殖はそれほど行われていないため、特に山間部の池沼では本種が多く生存していると考えられる。山形県内の各生息地の集団では、遺伝的多様性は低下しており、近親交配が起こっている兆候はあるが、それでも複数の生息地にわずかに異なるハプロタイプを持つ個体が生存しているので、急激に遺伝的荷重がかかり、生存に不利な遺伝子が集積して絶滅する心配はないと考えられる。山形県内の山間部では、人口の推移予測より著しく速い速度で高齢化、過疎化が起こっており、そのために森林の荒廃は進んでいる。しかし、本種の生息地である池沼や湿地帯が急速に消失するような事態には至っていないので、このような社会現象が返って本種の生存には有利に作用していると推察される。

Ⅲ. シナイモツゴ日本海型の生息の現状と保全 1. 調査水域と調査法

山形県内の各水域 11 ケ所、および秋田県南部 2 ケ所でシナイモツゴ日本海型の調査、採集を行った。採集には、タモ網、およびサナギ粉を含む練り餌を入れたカゴ型トラップを用いた。各生息地から 20 個体を目安に採集した個体を麻酔して、生きたまま写真を撮影(図 5)し、右胸鰭の一部の組織を採取して、99.5 % エタノールに浸漬して、DNA 抽出用サンプルとした。なお、シナイモツゴの模式産地である宮城県旧鹿島台町で採集され、宮城県内水面水産試験場の池で飼育されていた個体サンプルを同試験場から供与していただき、比較解析に用いた。



図 5 シナイモツゴ日本海型

2. 分子系統解析と集団遺伝学的解析

Sasaki et al. (2007) にしたがって、DNA 抽出および cyt b 遺伝子を含む領域を PCR 増幅した。遺伝子配列は DNA シーケンサー (ABI 3100) を使用して検出した。

分子系統解析では、シナイモツゴの cyt b 遺伝子配列に、同属のモツゴ *P. parva* の同遺伝子配列を検出して加え、さらに遺伝子データベース NCBI に登録されているウシモツゴ *P. pugnax* の同遺伝子配列を解析に加えた。なお、系統解析の外群として、コイ科カマツカ *Pseudogobio esocinus* の同遺伝子配列を解析に加えた。

さらに、シナイモツゴの各生息地の個体から検出した cyt b 遺伝子配列に基づいて、集団内のハプロタイプ多様度、塩基多様度を算出し、遺伝的多様性の評価を行った。また、同遺伝子配列に基づいてハプロタイプ間の系統・類縁を示す統計的最節約ネットワークを構築した。集団間の遺伝的分化は、固定指数 Φ_{ST} を算出して推定した。

シナイモツゴと移入されたモツゴ間で交雑が起こった形跡があるかどうかを推定するため、2 種間で明確に対立遺伝子が置き換わっているマイクロサテライト 2 座位 (Konishi and Takata 2004) の DNA 型を解析した。

3. 形態計測

シナイモツゴ日本海型と宮城県のシナイモツゴの形態的特徴を比較するため、14 部位の形態的形質を測定し、Tukey-Kramer 検定による多重比較解析を行った。

4. シナイモツゴ日本海型の系統的位置

cyt b 遺伝子配列に基づいて近隣結合法と最節約法で構築した系統樹の樹形はよく一致していた (図 6). この系統樹で、既知のモツゴ、最新新種記載されたウシモツゴ (Kawase and Hosoya 2015), 宮城県産シナイモツゴ, シナイモツゴ日本海型の系統間の分岐は近隣結合樹, 最節約系統樹ともに 83 ~ 100 % の高いブートストラップ値で指示され, この系統樹の樹形は信頼度が高いと推察された. 遺伝的距離は, モツゴとウシモツゴ間で 0.129, モツゴと宮城県産シナイモツゴ間で 0.101, モツゴとシナイモツゴ日本海型間で 0.122 を示し, これらの種はそれぞれ十分な遺伝的分化を遂げていることが明らかになった. さらに, 遺伝的距離は, ウシモツゴと宮城県産シナイモツゴ間で 0.082, ウシモツゴとシナイモツゴ日本海型間で 0.089 ~ 0.091 を示し, 十分に遺伝的分化を遂げていることが明らかとなった. 一方, 宮城県産シナイモツゴと日本海型間の遺伝的距離は 0.044 ~ 0.049 を示し, これらの種間で次に大きな遺伝的分化を遂げていることが明らかになった. すなわち, 日本海型は太平洋側の宮城県旧鹿島台付近の沼から記載されたシナイモツゴとは, 進

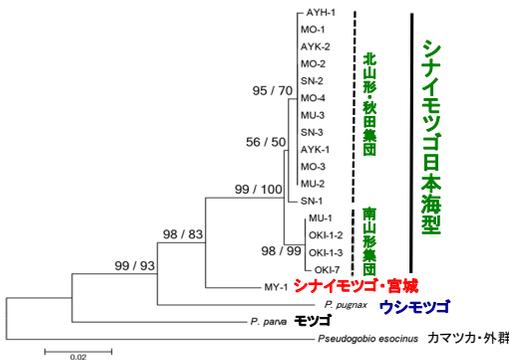


図 6 シナイモツゴ日本海型の系統的位置. 枝の分岐部の数値は近隣結合法(左)/最節約法(右)におけるブートストラップ値.

化的に非常に古くから異なる進化を遂げて来ている存在であり, 保全をする場合には, 明らかに異なる Evolutionary Significant Unit (ESU) として扱うべきであると考えられた.

5. シナイモツゴ日本海型集団の遺伝的多様性と分化

図 6 と図 7 に示すように, 近隣結合系統樹と最節約系統樹, および統計的最節約ネットワークのどの解析でも, 山形県北部および秋田県南部の集団 (北山形・秋田集団) の個体はある程度ハプロタイプを共有し, 近縁と考えられた. 同様に, 山形県南部の集団 (南山形集団) の個体はある程度ハプロタイプを共有し, 近縁と考えられた. しかし, 北山形・秋田集団と南山形集団の個体どうしは一切ハプロタイプを共有せず, これらの集団どうしは明らかに異なる進化

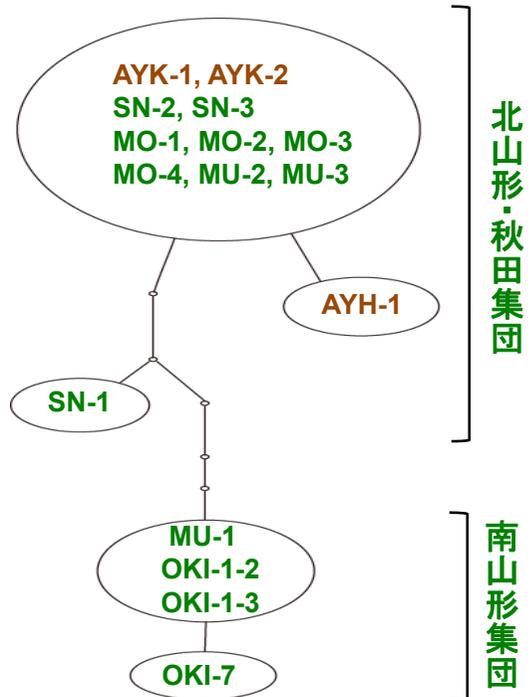


図 7 シナイモツゴ日本海型のハプロタイプ間の統計的最節約ネットワーク. 図中の AYK-1, 2, AYH-1 のみ秋田集団のハプロタイプ, 他は全て北山形集団か南山形集団のハプロタイプ.

過程を経てそれぞれの集団を形成して来たと考えられた。このように、山形県中部を境界として、北と南で異なる遺伝的分化を示す現象は、他にホトケドジョウ *Lefua echigonia* (Aiki et al. 2009), キタノメダカ *Oryzias sakaizumii* (高山・渡辺ほか 2006) でも知られており、最上川水系周辺水域の形成過程と魚類集団の形成に関わる生物地理学的現象と考えられる。

一方、日本海型の各集団内では、後述するモツゴとの交雑個体が混じっている集団を除いては、ほとんど遺伝的多型はなく、遺伝的多様性は非常に低かった。このことから、日本海型の各集団ではかなり近親交配が進んでいると考えられた。

6. シナイモツゴ日本海型の形態的分化と分類学的検討

シナイモツゴ日本海型の形態的形質を宮城県産シナイモツゴ、モツゴ、2 種間の交雑個体（次

の項で述べる）間で、Tukey-Kramer 検定による多重比較を行って解析した。その結果、図 8 に示すように、調べた 14 形質のうち、頭長に対する吻長、眼径、瞳孔径の比の値は、日本海型と宮城県産シナイモツゴの間で有意差が認められた。すなわち、日本海型の個体は、宮城県産シナイモツゴよりも吻長は長く、眼径や瞳孔径は明らかに小さかった。生態的・行動的性質にも違いがあり、日本海型の個体はより底生性が強く、ほとんど水生植物の間や障害物の下の暗所に潜んでいることが多く、活発に遊泳しない。前述のように、日本海型は模式産地である宮城県旧鹿島台産のシナイモツゴとは相当に遺伝的分化が進んでおり、このように形態的形質や生態的・行動的性質もやや異なることから、形態標本を共同研究者である近畿大学・細谷和海博士のもとへ送って、日本海型を異なる亜種として記載する準備を進めていただいている。日本

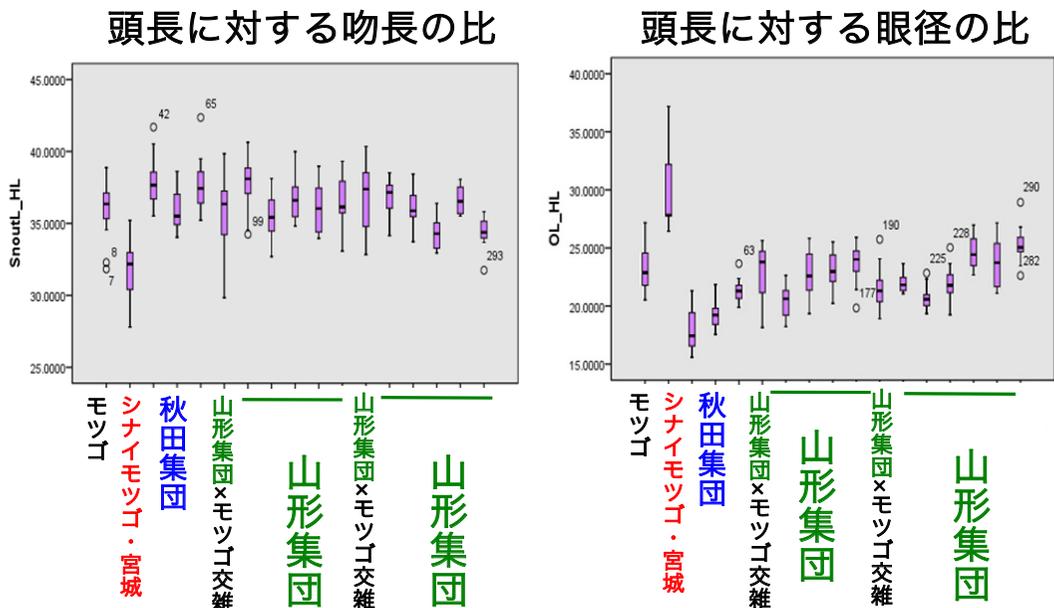


図 8 シナイモツゴ日本海型の吻長比と眼径比の多重比較。シナイモツゴ日本海型（山形・秋田集団）とシナイモツゴ（宮城）、モツゴ、交雑個体の吻長と眼径を比較解析した。

海型が新亜種として記載された場合には、異なる ESU としてより明確に区別して保全することができる。

7. シナイモツゴ日本海型とモツゴの交雑

Konishi and Takata (2004) にしたがって、シナイモツゴとモツゴの間で allele が置換していて、交雑個体が含まれていた場合に明確に識別できるマイクロサテライト 2 座位を増幅する蛍光プライマーを作成した。これらを用いて、母性遺伝する cyt b 遺伝子を検出した全ての日本海型個体から 2 座位の allele を検出して、交雑個体が含まれている集団を特定した。その結果、都市部に近い平野部のいくつかの集団では、移入されたモツゴとの間で交雑が生じていることが推察された。それらの交雑個体の多くは、どちらかのマイクロサテライト座位にモツゴの allele をホモ接合体として持っていた。このことから、シナイモツゴ日本海型の雌がモツゴの雄と交雑して生まれた雑種第 1 代は妊性を持ち、さらにモツゴの雄と戻し交雑を重ねた個体が集団中に混じっていることが推察された。このように、シナイモツゴとモツゴの交雑個体が妊性を持つ現象は既報 (Koga and Goto, 2005) でも報告されており、保全の上で注意を要する。以上のように、一度モツゴが移入されれば日本海型集団中に遺伝的汚染が広がり、もはや防げない。したがって、遺伝的汚染がない集団は一切分けて管理し、決して遺伝的汚染がある集団からの個体を移植しないように注意しなければならない。

8. シナイモツゴ日本海型の保全

前述のように、シナイモツゴ日本海型の生息地のうち、都市部に近い平野部のいくつかの生息地では、モツゴの移入による交雑が起こっていることが明らかになった。しかし、ジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種と同様に、シナイモツゴ日本海型も集落から遠く離れた池沼 (図 9)

や、標高 200 m 以上の山間部の池沼にも生息している。山形県のこのような池沼ではコイの養殖はあまり行われていないので、コイの種苗に混じってモツゴが移入される可能性は低い。実際、一部の山間部の池沼では、シナイモツゴ日本海型がジュズカケハゼ鳥海山周辺固有種と共存しており、そのような場所は湧水が豊富で、環境条件は年間を通じて安定している。モツゴとの交雑個体がない生息地では、シナイモツゴ日本海型の各集団では遺伝的多様性はほとんどなく、近親交配は進んでいると考えられるが、隣接する池沼や比較的近くの池沼には、わずかに異なるハプロタイプを持つ個体がいるので、これらの生息地の日本海型がすぐに絶滅する可能性は低い。また、前述のように、このような生息地周辺地域では、急速に高齢化、過疎化が進んでいるので、逆にこのような社会状況は日本海型の保全には良い方向に作用する可能性が高い。日本海型をシナイモツゴの異なる亜種として記載し、異なる ESU として、保全して行く必要がある。

IV. ハナカジカ山形型の生息の現状と保全

1. 調査水域と調査法

山形県最上川水系各支流の源流部 4 ケ所、および月光川の源流部でハナカジカの調査、採集



図 9 シナイモツゴ日本海型が生息する沼

を行った。採集には、タモ網とサデ網を用いた。各生息地から 20 個体を目安に採集を行い、5 個体は麻酔して生きたまま写真を撮影（図 10）し、右胸鰭の一部の組織を採取して、99.5 % エタノールに浸漬して、DNA 抽出用サンプルとした。また、残り 15 個体からは第 2 背鰭後端の一部の組織を採取して DNA 抽出用サンプルとし、各個体は生きたまま生息場所に放流した。



図 10 ハナカジカ山形型

2. 分子系統解析と集団遺伝学的解析

エタノール中で保存された組織サンプルから、Gotoh et al. (2009) の方法にしたがって、DNA 抽出、およびミトコンドリア調節領域 (CR: D-loop) の PCR 増幅を行った。各生息地の個体から検出した CR 配列に基づいて、最尤法に基づいて外群としてカジカ *Cottus pollux* の相同領域の配列とともに系統樹を作成して、ハナカジカ山形集団の系統的位置を確認した。さらに、CR 配列に基づいて集団内のハプロタイプ多様度、塩基多様度を算出し、遺伝的多様性の評価を行った。また、同遺伝子配列に基づいてハプロタイプ間の系統・類縁を示す統計的最節約ネットワークを構築した。集団間の遺伝的分化は、固定指数 Φ_{ST} を算出して推定した。

さらに、Gotoh et al. (2013) の棘鰭上目魚類全般に対して高い汎用性を持つように開発され

た多型的マイクロサテライト 10 座位の allele を検出して型判定し、ヘテロ接合度を算出した。また、各集団の遺伝的構造を比較するために、Structure (Pritchard et al. 2000) を用いてアサインメントテストを行った。

以上の各解析に基づいて、各集団内の遺伝的多様性の程度を推定し、また集団間の遺伝的構造の違いを明らかにして、ハナカジカの保全について検討した。

3. ハナカジカ山形型の系統的位置

ハナカジカ *Cottus nozawae* は日本の固有種とされ、北海道、東北地方に広く分布する (Goto et al. 2001)。しかし、東北地方では、本種は河川の源流部だけに生息し、ミトコンドリア DNA 多型に基づく分子系統解析によって、山形集団はその起源が最も古く、約 150 万年前には北海道や他の東北地方の集団と分岐したとされている (Yokoyama and Goto 2002)。そこで、新たに山形集団の個体から検出した CR 配列に遺伝子データベースに登録されているハナカジカの同配列を加えて、最尤法による系統樹を作成した (図 11-A)。その結果、確かにハナカジカ山形集団は北海道や他の東北地方の集団とは大きく遺伝的に分化し、異なる系統に属していた。したがって、ハナカジカ山形集団は、他の地域のハナカジカとは異なる ESU として、独自に保全する必要がある。また、形態的形質を詳細には調べていないものの、山形集団の個体は他の地域のハナカジカに比べて、鰓蓋骨や棘などの骨質化の程度が弱い傾向があり、今後形態的形質を精査すると、差異が明らかになる可能性が高い。また、分岐年代の古さからすると、一般に魚類では別種間の遺伝的分化の水準にあるので、北海道、他の東北地方のハナカジカとは異なる種または亜種として分類する必要がある。このように、ハナカジカ山形集団は今後益々希少な存在となる可能性が高いので、ここでは

「ハナカジカ山形型」として扱った。

4. ミトコンドリア CR 配列に基づくハナカジカ山形型の遺伝的多様性と分化

図 11-B に示すように、各生息地の個体の CR 配列を複合アラインメントした結果、生息地ごとに 1 種類のハプロタイプしか検出されず、各集団には一切遺伝的多様性がなく、ハプロタイプ多様度、塩基多様度とも 0.000 と推定された。また、集団間で一切ハプロタイプが共有されていなかったため、固定指数 Φ_{ST} は 1.000 と推定された。さらに、ハプロタイプは大きく 2 グループに分かれ、これらのハプログループ間では 5 ~ 6 塩基置換があり、2 グループ間では遺伝的分化が認められた。

5. マイクロサテライトに基づくハナカジカ山形型の遺伝的多様性と分化

マイクロサテライト 10 座位に基づいて解析した結果、各集団の平均ヘテロ接合度は 0.000 ~ 0.300 と低い傾向を示し、特に 1 集団では 24 個体調べても全く多型が見つからなかった。このように、マイクロサテライト多型からも各集団の著しい遺伝的多様性の低下が示された。次に、集団間の遺伝的分化を示す固定指数 F_{ST} を算出したところ、0.532 ~ 0.931 という非常に高い値を示した。さらに、アサインメントテストの結果を図 12 に示す。その結果、 $K=5$ すなわち各生息地の 5 集団はいずれも異なるクラスターに属し、5 集団間で著しい遺伝的分化が生じていることが明確に示された。

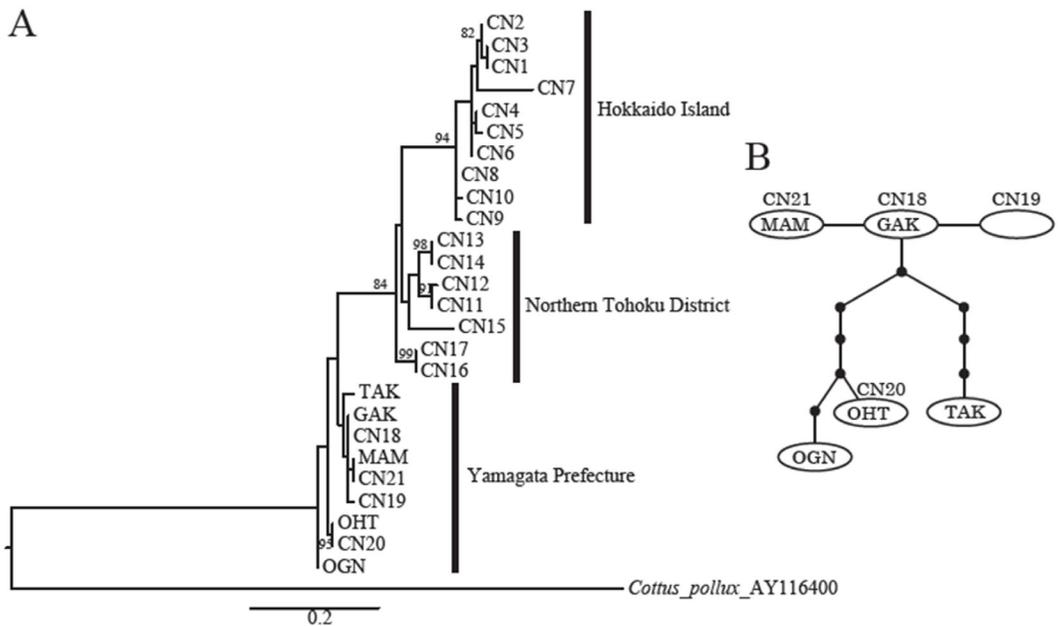


図 11 ハナカジカ山形型の系統的位置、および各集団から検出されたハプロタイプ。A：ハナカジカ山形型の系統的位置を示す最尤系統樹，B：検出されたハプロタイプの統計的最節約ネットワーク。

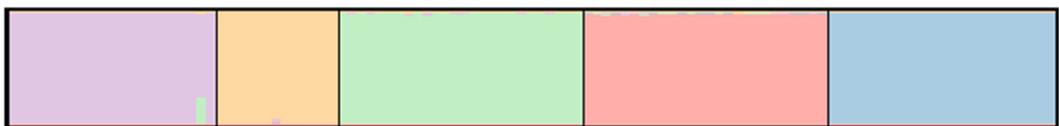


図 12 マイクロサテライト 10 座位に基づくアサインメントテスト。K=5 における Barplot。

以上より、各生息地のハナカジカ山形型集団には強いビン首効果が働いているらしく、その繰り返しの影響により、遺伝的浮動が強く作用して、集団間の分化が起こっていると考えられた。いずれにしても、各集団では著しい近親交配が生じていると考えられた。

6. ハナカジカ山形型の保全

本研究による解析の結果、ハナカジカ山形型のどこの集団でも、強いビン首効果が働いて遺伝的多様性が低下し、著しい近親交配が起こっていることが示唆された。したがって、どこの集団も絶滅のリスクは非常に高いと考えられる。生息地である各支流の源流部(図13)は元々狭小な場所であり、ここ数年間は温暖化による影響で降雪量が減っており、春の雪解けが早くなっている傾向があることから、生息地に渇水の影響があることは否定できない。また、いずれも生息地は山間部にあるが、時々森林伐採の計画が持ち上がることがあり、その度に県内で



図13 ハナカジカ山形型の生息地

は大きな問題となっている。また、林業従事者の高齢化と地域の過疎化も関連して、森林が荒廃して保水力が弱まって、時々地滑りや河川への土砂流入も起こっている。このような事態からハナカジカの産卵場が急激に失われる傾向が強いので、ますます絶滅の危険性が高まっていると考えられる。

ミトコンドリア調節領域配列とマイクロサテライトの両方のマーカーで、各集団が著しく分化していることが示されたので、基本的にはそれぞれの集団をESUとして扱うべきである。したがって、いくつかの集団が絶滅するような厳しい事態にならない限りは、他の集団の個体を異なる生息地の個体と混合する訳にはいかない。以上のように、本研究で調べた3種の中では、ハナカジカ山形型の絶滅のリスクが最も高いので、各生息地の関係する自治体や、保全の活動を行っている地元団体の関係者ととともに、緊急に保全の対策を立てて、ハナカジカ山形型の保護を行う必要がある。

引用文献

- Aiki, H., Takayama, K., Tamaru, T., Mano, N., Shimada, M., Komaki, H. and Hirose, H. 2009. Phylogeography of the Japanese eight-barbel loach *Lefua echigonia* from the Yamagata area of the Tohoku district, Japan. *Fish Science* 75: 903-908.
- Chiba S. N., Iwatsuki, Y., Yoshino, T. and Hanzawa, N. 2009. Comprehensive phylogeny of the family Sparidae (Perciformes: Teleostei) inferred from mitochondrial gene analyses. *Genes & Genetic Systems* 84:153-170.
- Chiba, S. N., Kakehashi, R., Shibukawa, K., Mukai T., Suzuki, Y. and Hanzawa, N. 2015. Geographical distribution and genetic diversity of *Gymnogobius* sp. "Chokai-endemic species" (Perciformes: Gobiidae). *Ichthyological Research* 62: 156-162.
- Clement, M., Posada, D. and Crandall, K.A. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. *Molecular Ecology* 9: 1657-1659.

- Goto, A., Yokoyama, R., Yamazaki, Y. and Sakai, H. 2001. Geographic distribution pattern of the fluvial sculpin, *Cottus nozawae* (Pisces: Cottidae), supporting its position as endemic to the Japanese Archipelago. *Biogeography* 3: 69-76.
- Gotoh, R. O., Sekimoto, H., Chiba, S. N. and Hanzawa, N. 2009. Peripatric differentiation among adjacent marine lake and lagoon populations of a coastal fish, *Sphaeramea orbicularis* (Apogonidae, Perciformes, Teleostei). *Genes & Genetic Systems* 84: 287-295.
- Gotoh, R. O., Tamate, S., Yokoyama, J., Tamate, H. B. and Hanzawa, N. 2013. Characterization of comparative genome-derived simple sequence repeats for acanthopterygian fishes. *Molecular Ecology Resources* 13: 461-472.
- Kawase, S. and Hosoya, K. 2015. *Peudorasbora pugnax*, a new species minnow from Japan, and redescription of *P. pumila* (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 25: 289-298.
- Koga, K. and Goto, A. 2005. Genetic structures of allopatric and sympatric populations in *Peudorasbora pumila* and *Peudorasbora parva*. *Ichthyological Research* 52: 243-250.
- Konishi, M. and Takata, K. 2004. Impact of asymmetrical hybridization followed by sterile F1 hybrids on species replacement in *Peudorasbora*. *Conservation Genetics* 5: 463-474.
- 向井貴彦・渋川浩一・篠崎敏彦・杉山秀樹・千葉 悟・半澤直人 2010. ジュズカケハゼ種群：同胞種とその現状. *魚類学雑誌* 57: 173-176.
- Pritchard, J. K., Stephens, M. and Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. *Genetics* 155: 945-959.
- Sasaki, T., Kartavtsev, Y. P., Chiba, S. N., Uematsu, T., Sviridov, V. and Hanzawa, N. 2007. Genetic divergence and phylogenetic independence of Far Eastern species in Leuciscinae (Pisces: Cyprinidae) inferred from mitochondrial DNA analyses. *Genes & Genetic Systems* 82: 329-340.
- 高山一渡辺絵理子・辻 徹・佐藤政則・土井寅治・八鍬拓司・佐々木隆行・渡辺明彦・鬼武一夫 2006. 山形県内に生息する野生メダカにおける種内分化の分子遺伝学的解析. *Bulletin of Yamagata University Natural Science* 16: 55-69.
- 山形県立博物館 1996. 「特別展 悠久の流れを泳ぐ—やまがたの淡水魚—」アベ印刷 77.
- 山野井徹 2009. 山形県の地質. *大地* 50: 84-97.
- Yokoyama, R., and Goto, A. 2002. Phylogeography of a freshwater sculpin, *Cottus nozawae*, from the northeastern part of Honshu Island, Japan. *Ichthyological Research* 49: 147-155.

Conservation of endemic endangered freshwater fishes distributed in the districts along the Sea of Japan in northern Japan

HANZAWA Naoto, HONMA Masaaki, SUZUKI Yasuyuki,
TASHIRO Seiya, TAKEDA Kosuke, CHIBA Satoru,
KAKEHASHI Ryosuke, TSURUMI Akiko, ITO Naoko, GOTOH Ryo
and IMOTO Junichi

We conducted field-survey and population-genetic and phylogenetic analyses of endemic endangered freshwater fishes, 1) *Gymnogobius* sp. "Chokai-endemic species", 2) *Pseudorasbora pumila pumila* and 3) *Cottus nozawae* in Mogami River System and adjacent waters, and examined their conservation. 1) *G.* sp. "Chokai-endemic sp." remarkably reduced in plains, but still remains in lakes and marshes in mountain regions. Whereas genetic diversity is considerably low in each population, it is presumed that the extinction risk is not so high. 2) Molecular phylogenetic analyses show that *P. p. pumila* distributed along the Sea of Japan belongs to the different lineage from the type subspecies distributed along the Pacific, the former subspecies should be separately conserved. The subspecies has recently reduced by hybridization with introduced related species, *P. parva* and damage by introduced predators, *Micropterus salmoides*. But, the subspecies still remains in lakes and marshes in mountain regions. Whereas genetic diversity is considerably low in each population, it is presumed that the extinction risk is not so high. 3) Molecular phylogenetic analyses show that *C. nozawae* in Yamagata belongs to different lineage from those in the other waters, and the species should be separately conserved. The species inhabits each source of branches in Mogami River System, genetic diversity is extremely low and inbreeding probably occurs in each population. No common genotype shared among populations. The each population has recently affected by serious drought caused by climate changes, and should be immediately conserved.

Keywords: *Gymnogobius* sp. "Chokai-endemic species", *Pseudorasbora pumila pumila*, *Cottus nozawae*, Genetic diversity, Inbreeding, Extinction risk

有明海底生動物群集に対する諫早湾干拓事業の影響に関する研究

有明海保全生態学研究グループ

東 幹夫・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・市川敏弘

有明海再生までの底生動物の生産過程を生活環境と対比して明らかにするため、有明海奥部 50 定点と干拓調整池内 16 定点における採泥調査を行った。同様の調査は、干拓調整池と有明海奥部では 1997 年から 20 年間にわたり毎年 1～2 回、有明海全域では 1997 年・2002 年・2007 年・2015 年に過去 4 回実施されている。今年度の採泥調査は、有明海奥部は 2017 年 6 月 17 日と 18 日の 2 日間で、諫早湾干拓調整池内は 2017 年 6 月 19 日に実施した。また、2016 年 6 月に有明海奥部 50 定点で採集した生物試料のソーティング作業を完成させ、過去 20 年分の同一定点でのデータと比較することによって、潮止め後 20 年間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明らかにした。

キーワード：採泥調査、ヨコエビ類、海底環境、二枚貝類、調整池、多毛類

I. はじめに

本研究は、諫早湾潮止め直前から現在まで 20 年間にわたって毎年 1-2 回実施してきた有明海採泥調査を継続し、今年度も諫早湾潮受け堤防内側の調整池 16 定点および諫早湾を含む有明海奥部 50 定点において採泥調査を行った。

さらに、前年度の助成研究で得られた 2016 年 6 月の有明海奥部 50 定点の採泥試料のソーティング作業を完了させ、過去 20 年分のデータと比較することで、潮止め後 20 年間にける有明海奥部の毎年の底生動物群集の変化を明らかにした。

本論では、これら有明海における海底環境と底生動物群集の変化について報告し、有明海の魚介類に対する諫早湾干拓事業の影響を議論し、排水門開放後の変化を予測する。

II. 調査概要

有明海では、1997 年 4 月 14 日に実施された

諫早湾潮受け堤防（全長約 7 km）の閉切りにより、3,550 ha の広大な干潟・浅海域が一度に失われ、諫早湾のみならず有明海全域の生態系に重大な影響を及ぼしている（東 2000, 2011）。

本研究グループは、1997 年から毎年 6 月および初期には 11 月に有明海奥部海域 50 定点における水質・底質・底生動物群集のモニタリング調査を継続してきた。また、有明海全域 88-108 定点の採泥調査を過去 4 回（1997 年 6 月・2002 年 6 月・2007 年 6 月・2015 年 6 月）実施してきた。後者の有明海全域調査の結果については、昨年度の成果報告書に詳細を示したので、そちらを参照して欲しい。

私たちの採泥調査は、過去 20 年間にわたり同一の調査方法と、一貫した精度のもとに継続して実施されてきた保全生態学的調査であり、今後も途絶える事無く数十年レベルで科学的実証データを蓄積することによって、有明海再生の過程を科学的手法で明らかにできる。これは、

世界各地で問題となっている大規模干拓事業に伴う自然保護のあり方について、非常に大きな寄与をもたらすものと期待される。

今年度の助成期間中には、有明海奥部 50 定点 (図 1a) の採泥調査を 2017 年 6 月 17 日と 18 日の 2 日間で行ない、諫早湾干拓調整池 16 定点 (図 1b) では 2017 年 6 月 19 日に採泥調査を実施した。

各調査定点の位置は GPS を用いて決定し、有明海奥部では Smith-McIntyre 採泥器 (採泥面積 0.05 m^2) を用いて各定点 1 回の採泥を行った。また、調整池では Ekman-Birge 採泥器 (採泥面積 0.02 m^2) を用いて各定点数回の採泥試料を一緒にして 1 mm 目合の篩にかけた。

得られた採泥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大型底生動物を約 10 % 中性ホルマリン海水で固定した。さらに、各定点では多項目水質計 (TOA DKK 社製 WQ-24) を用いて表層水と底層水の水温・塩分・溶存酸素濃度・pH・電気伝導率を船上で測定した。

底生動物試料は実験室に持ち帰ったのち、静岡大学において高次分類群レベルのソーティング作業を行った。助成期間中には、2016 年 10 月から 2017 年 9 月にかけて、毎月 1 回のペー

スで静岡大学において採泥試料のソーティング作業を行った。

実験室において、採泥試料を容器に入れ、水道水を加えて軽くかき混ぜることで底生動物などを浮遊させ、上澄みだけを 1 mm 目の篩に流し込んだ。この操作を、採泥試料中に生物が見られなくなるまで 20 回ほど繰り返した。

そして篩に残った試料をシャーレに取り、含まれる底生動物を双眼実体顕微鏡 (ZEISS 社製 Stemi DV4) 下ですべて拾い出し、高次分類群 (綱、目など) に仕分け、それぞれのタクサの個体数をカウントした。

この際、多毛類は有頭のもののみ、クモヒトデ類では中央盤のあるもののみを 1 個体と数え、記録した。その他の底生動物群の断片においても、基本的には頭のあるものを 1 個体とみなし、カウントした。

その後、二枚貝類については全個体を対象に種同定を行い、それ以外の分類群については綱・亜目などの高次分類群レベルのまま個体数を集計した。調整池の貧毛類、ユスリカ類については、それぞれの分類学専門家に種同定を依頼した。

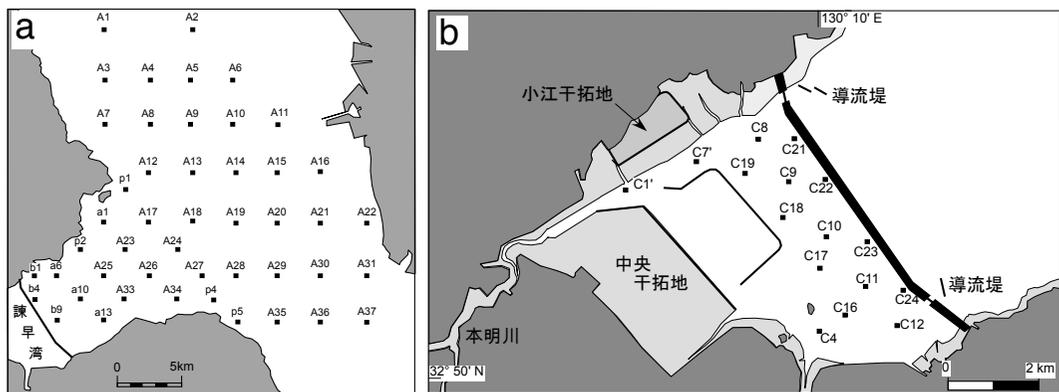


図 1 有明海奥部・諫早湾干拓調整池内における採泥調査定点の位置図。a: 有明海奥部 50 定点, b: 干拓調整池 16 定点。濃い灰色は陸地, 薄い灰色は干潟および干拓地を示す。

Ⅲ. 調査活動成果と考察

1. 地元漁民・住民への成果報告会

今年度の助成研究では、現地調査の前日にあたる2017年6月16日に、有明文化会館の研修室をお借りして、地元漁民・住民を対象とした成果報告会を実施した。この成果報告会には、30名ほどの参加者が集まり、私たちの研究グループによる20年間の研究成果を聞き、現在の有明海の漁船漁業の状況について意見を出し合った(図2)。

本研究グループとしては、初の試みであったが、これまでお世話になった地元漁協の皆さまに自分たちの研究成果を直接報告ができ、また参加者からも熱心なご意見をいただき、この成果報告会を開催した意義を強く感じる事が出来た。

2. 2017年6月における調整池採泥調査

今年度の有明海採泥調査は、堤防外側海域50定点を2017年6月17日と18日の2日間で行ない、諫早湾干拓調整池内16定点を6月19日に実施した。同様の調査は、1997年3月から毎年欠かさず20年間にわたって続けており、今回の調査は調整池では通算27回目、外側海域では25回目の調査となる。

現地調査には、研究代表者をはじめとする研究グループのメンバー6名および鹿児島大学の卒研究生と大学院研究生や長崎大学の卒業生らが調査に参加した(図3a)。

今年も調査期間中は大きなトラブルはなく、20年間連続欠測なしで全定点調査完了の記録を達成することができた。干拓調整池では、昨年と同様に、河口域のC1を除く15定点の水深が2m以下であることを確認し、1997年から比較して最大で1mほど水深が浅くなっている事実を再確認した(佐藤・東2011)。

調整池の底層水の塩分は、全定点で0.7-1.4の範囲にあり、調査直前に降水量の多かった昨年のデータに比べると高かった。底層水の溶存酸素濃度は、最低でも4.13mg/lであり、著しい貧酸素状態の定点は見られなかった。昨年は、塩分低下による成層化で最低2.16mg/lまで下がったが、通常は調整池内の底層水の溶存酸素濃度は堤防外側周辺海域(山元ほか2015)に比べて高い値を示した。これは、調整池の水深が2m以下と浅く、風によって表層水と底層水とが常にかき混ぜられているためと解釈される。

堆積物の酸化還元電位は、堆積物の粗いC16を除いてマイナスの値を示し(最低値はC1の



図2 2017年6月16日に実施した成果報告会の様子。a: 本研究グループの過去20年間における調査成果を説明する研究代表者。b: 参加者からの意見を聞き現在の有明海の漁船漁業の状況を議論するグループメンバー。

-184 mV), 調整池内では還元的な底質が広がっていることが分かる. なお, 堆積物の粒度分析の結果によると, 調整池の中央部周辺 (C9, 10) における底質の中央粒径値 (Md) は6-7 ϕ であり, 細粒シルトに分類される (山中, 未公表データ). 元は泥干潟だった堆積物が, 潮受け堤防の閉切りにより, 潮汐による攪拌作用がなくなり, 還元的な底質になったと考えられる.

底生動物は, 2002年の短期開門直後に海生動物が数ヶ月間だけ出現したが, 開門終了後は消滅してしまい, その後はイトミミズ類などの貧毛類と, ユスリカ類の幼虫だけが優占する貧弱な生物相が維持されている (佐藤・東2011). 今年も, 昨年同様にヨコエビ類は確認されたものの, それ以外はイトミミズ類とユスリカ類がほとんどであった.

3. 堤防外側海域における採泥調査

一方, 堤防外側海域では, 今年も昨年に続き, 2年連続でオオシャミセンガイ *Lingula adamsi* が採集された (図3b). 本種は, 各種レッドデータブックで絶滅危惧1A類にランクされる日本の干潟生物で最も絶滅に近い種の一つで, 21世紀に入ってからの採集記録は数えるほどしかない (日本ベントス学会編2012). 昨年は有明海中央部 (A37) で採集されたが, 今年は佐賀沖 (A6) で採集されており, 複数の生息地が今でも残されていることが明らかになった.

さらに, 今年の調査では4年ぶりにトゲイカリナマコ *Protankyra bidentata* の体表に着生する微小二枚貝ヒナズキン *Devonia semperi* が採集された (図3c). 過去に瀬戸内海・博多湾・天草・八代海で分布が確認されているが, どこも個体数は非常にまれで, 日本ベントス学会

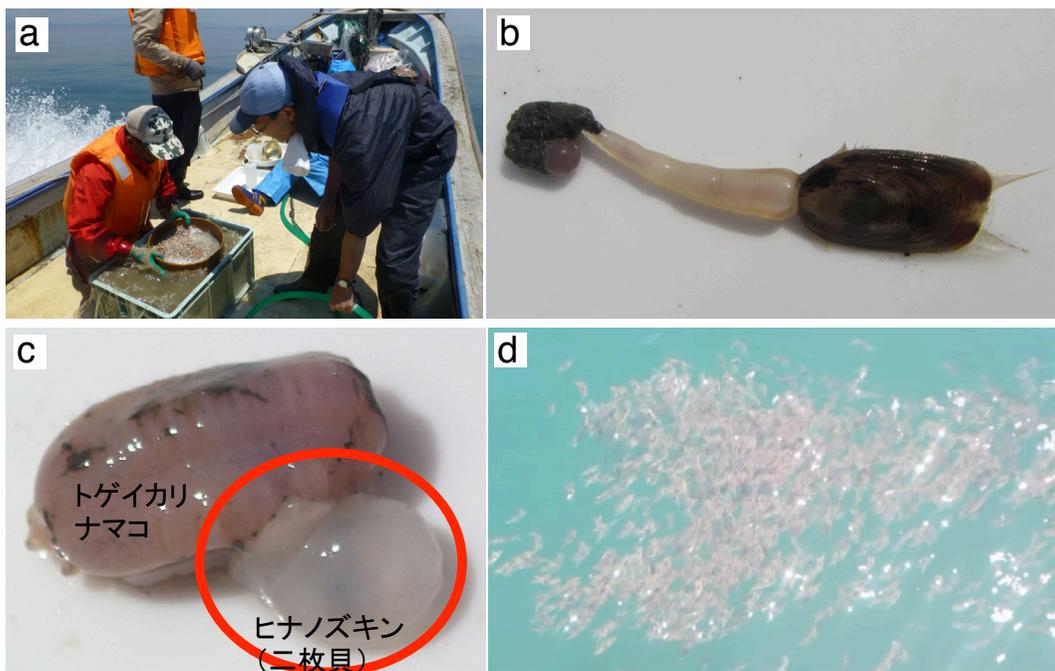


図3 2017年6月17-18日に実施した有明海奥部50定点の採泥調査の様子. a:船上で採泥試料を1mm目の篩にかけて洗浄. b: 定点A6で採集されたオオシャミセンガイ. c: 定点B27で採集されたトゲイカリナマコと, その体表に着生する二枚貝ヒナズキン. d: 定点A26周辺で目撃されたオヨギピンノ (カニ類) の群泳の様子.

(2012)では絶滅危惧IB類とされている。本調査でも、2002年から2013年にかけて、諫早湾潮受け堤防北部排水門外側定点(B10)で採集されることが多かった(山元ほか2015)が、2014年以降は採集されず、2017年に1個体が潮受け堤防南部排水門外側定点(B27)で得られた。なぜ排水門周辺でのみ採集されるかについては、山元ほか(2015)で詳細に考察しているので参照して欲しい。

この他にも、今年は長崎県レッドリストで絶滅危惧1A類に指定されるオヨギピンノ *Tritodynamia horvathi* が数十個体で海水表層で群れをなして泳ぐ場面を目撃し(図3d)、同行していた方にビデオ撮影していただいた。これら貴重な生き物の発見は、有明海の生きものたちが昔に比べて衰退したとは言えども、かつての豊かだった頃の生物多様性の片鱗を今でもまだとどめていることを意味している。今年の調査を通じて、有明海は生きていて、今なら回復も間に合うとの印象を強くもった。

4. 室内ソーティング作業の成果

今年の助成期間内に、2016年6月に採集した採泥試料50定点分のソーティング作業を完了することができた。これらを集計すると、2016年6月に有明海奥部50定点において、合計4,213個体の底生動物が採集された。1m²あたりの平均生息数密度を求めると、1,685個体/m²となる。

最も個体数が多い高次分類群は多毛類で、全定点で1,532個体が得られた。次いでヨコエビ類が1,461個体、クモヒトデ類が405個体、二枚貝類が384個体と続く。底生動物全体に対する比率で言えば、

多毛類が36.3%、ヨコエビ類が34.7%、クモヒトデ類が9.6%、二枚貝類が9.1%を占める。

2015年と比較すると、特にヨコエビ類の減少が顕著で、同一の50定点における採集個体数は2015年の5,313個体に比べて4分の1程度にまで減少している。多毛類も、2015年の採集個体数(2,062個体)に比べると減少しているが、4分の3程度の減少であったため、2016年はヨコエビ類よりも個体数が大きくなった。同じく、二枚貝類(2015年365個体)は微増、クモヒトデ類(2015年568個体)は30%弱の減少にとどまった。

5. 有明海奥部の底生動物密度の経年変化

2016年の採泥試料のソーティング作業の結果を、過去20年間のデータと比較すると、図4のようになる。これによると、2016年6月の大型底生動物全体の平均生息密度(1,685個体/m²)は、過去20年間のすべての年のデータと比較して最も低く、第1回目の1997年6月の平均生息密度の21%にすぎないことが明らかになった。

有明海湾奥では、潮止めから2か月足らずの1997年6月に第1回の採泥調査を実施したが、

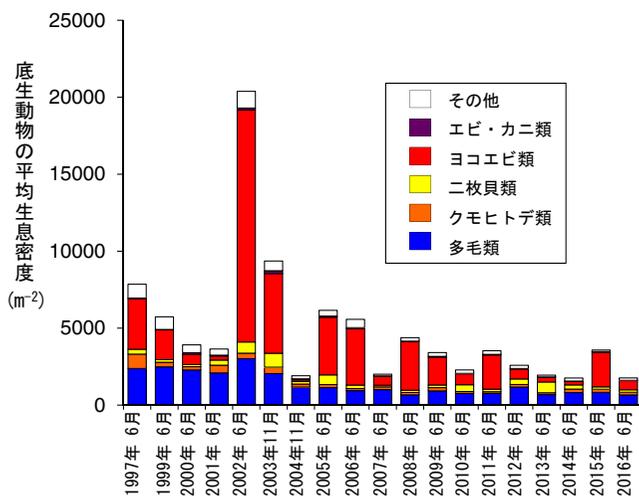


図4 有明海奥部50定点における1m²当たりの底生動物の高次分類群別生息密度の経年変化(1997~2016年)。東・佐藤(2016)図2を一部改変。

その時のヨコエビ類・二枚貝類・クモヒトデ類・多毛類などの底生動物の平均生息密度は 7,858 個体 /m² であった (図 4)。それが、1999 年 6 月には 5,737 個体 /m², 2000 年 6 月には 3,914 個体 /m², 2001 年 6 月には 3,646 個体 /m² と、潮止め後 4 年間に次第に減少していった。これは、有明海奥部で 1997 年 6 月や 2001 年 6 月に大規模な貧酸素水塊が発生したため、その海域で底生動物が大幅に減少したことが原因と考えられている (金澤ほか 2005; 東・佐藤 2016; 佐藤・東 2016)。

その後、2002 年 4-5 月に潮位差わずか 20 cm 以内という小規模な短期開門を 27 日間だけ実施した。それから 2 ヶ月後の 2002 年 6 月の採泥調査では、底生動物の平均生息密度が 20,387 個体 /m² に激増し、この値は前年 2001 年 6 月の 5.6 倍であった (図 4)。その増加の多くは、ドロクダムシ類 (ヨコエビ類) と、ピロードマクラガイ (二枚貝類) であり、短期開門により一時的に潮流が増加し、島原沖から長洲沖の底質が粗くなったことで、それまで島原沖から熊本沖に生息していたヨコエビ類等有明海奥部に北上したと考えられる (佐藤・東 2016)。

しかし、短期開門終了後は、計画されていた中長期開門が実施されず、現在に至るまで調整池内への海水導入は行われていない。その間に、2003 年から 2004 年にかけて生じた貧酸素水 (Tsutsumi et al. 2006) により、底生動物の平均生息密度は急激に減少した (図 4)。

その後も、2016 年まで底生動物の平均生息密度の停滞が続き、3-4 年周期でヨコエビ類の増減を繰り返しながら、全体的に底生動物の平均生息密度は衰退している (図 4)。2015 年は 4 年ぶりにヨコエビ類が増加したことで、一時的に底生動物の平均生息密度が増加したが、2016 年には過去最低値 (1,685 個体 /m²) を記

録するに至った。

底生動物の中でも、魚介類の食物として重要なヨコエビ類の平均生息密度に注目すると、2002 年は 1997 年の 4.6 倍にまで増加したが、最近では 2013 年が 0.095 倍、2014 年が 0.067 倍となり、短期開門終了後、近年の激減が顕著である。2016 年は 1997 年に比べて 0.178 倍で、この値は 2007 年の比率と等しいが、ヨコエビ類とともに魚介類の主要な食物である多毛類も 2016 年に最低生息密度を示しており、有明海における漁船漁業の更なる衰退が心配される。

本研究による過去 20 年間の採泥調査の結果からは、底生動物の著しい増加が見られたのは、短期開門直後の 2002 年 6 月の 1 回だけで、それから現在に至る 15 年間には明確な底生動物の増加は見られていないことが分かる (図 4)。この事実は、短期開門以降に実施された海底耕運などの対症療法的な「有明海再生事業」は、魚介類の主要な食料となる底生動物の平均生息密度の経年変化に対しては、まったく効果がなかったことを明確に示している。

6. 有明海再生に向けた展望

本研究による 20 年間の継続的調査成果は、排水門解放後の変化を予測するためにも活用できる (佐藤・東 2016)。今後、もし常時開門を実施すれば、ちょうど 2002 年の短期開門後に見られた底生動物の劇的な変化と同様に、まずはドロクダムシ類やピロードマクラガイなどの「日和見種」と呼ばれる小型種が急激に増加することが予測される。

これらの小さな底生動物は、植物プランクトンや海水中の有機物などを食べ、さらには漁船漁業の対象となるような魚介類の重要な食物資源としての役割を果たす。また、これらの底生動物が堆積物中を活動することで、底質の酸化が促進され、より大型の底生動物の生息が可能となる。その結果、有明海の底生動物は次第に

多様性を回復できると考えられる（佐藤・東 2016）。

これら底生動物の劇的な変化は、排水門を常時開門してすぐに始まるだろう。2002年の短期開門は、わずか27日間で開門を終了してしまったため、その後1～2年で元の状態に戻ってしまったが、今後の常時開門ではさらに段階的な開門を進めることで、上記に示した底生動物優占種の変遷も見られ、それが漁船漁業の対象となる魚介類の増加にもつながることが予測される。

その後は、諫早湾周辺だけでなく、本研究のように有明海奥部から湾口部にかけての広域的な環境変化や底生動物などの観測を行いながら、その変化にあわせた順応的管理の下で段階的な開門を継続させることで、さらに多くの生物の回復が見込まれるであろう。

そして、さらなる有明海再生のためには、干拓農地の防災・農業用水対策を十分に行なった上で、潮受け堤防の撤去計画を科学的に立案し実行に移すべきである。

謝辞

本研究を支えていただいた調査グループのメンバーや協力していただいた方々に深く感謝の意を表します。

引用文献

東 幹夫 2000. 諫早湾干拓事業の影響. 佐藤正典編「有明海の生きものたち：干潟・河口域の生物多様性」

海游舎：320-337.

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・佐藤慎一 2016. 諫早湾閉め切り以降の有明海底生動物の消長. 諫早湾開門研究会議編「諫早湾の水門開放から有明海の再生へ」有明海漁民・市民ネットワーク：81-92.

金澤 拓・佐藤慎一・東 幹夫・近藤 寛・西ノ首英之・松尾匡敏 2005. 諫早湾潮止め後の有明海における二枚貝群集の変化. 日本ベントス学会誌 60：30-42.

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.

佐藤慎一・東 幹夫 2011. 有明海の<変化>を追う—なぜ開門が必要か. 科学 81：458-467.

佐藤慎一・東 幹夫 2016. イラストで分かりやすく解説！ 諫早湾を常時開門すると、魚介類はどうなる？ 有明海の環境と漁業 1：27-30.

Tsutsumi, H. 2006. Critical events in the Ariake Bay ecosystem: Clam population collapse, red tides, and hypoxic bottom water. Plankton and Benthos Research 1: 3-25.

上杉 誠・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・近藤 寛・東 幹夫 2012. 諫早湾潮止め後 10年間の有明海における主な底生動物相の変化. 日本ベントス学会誌 66：82-92.

山元綾弥香・佐藤慎一・東 幹夫 2015. 諫早湾潮受け堤防外側周辺海域における短期開門調査以降の底生動物相の経年変化：特に北部排水門外側定点で採集されたヒナノズキン（二枚貝綱：マルスダレガイ目：ウロコガイ上科）について. Molluscan Diversity 4: 29-37.

Analyses of faunal changes of macrobenthos in Ariake Bay after the construction of dike for the Isahaya Reclamation Project.

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

Since April, 1997, the inner part of Isahaya Bay has been isolated from Ariake Sea by a dike for reclamation. We periodically monitored water quality, grain-size of bottom sediments and benthic animals using the sediment samples collected from (1) 50 fixed stations around inner part of Ariake Sea in 17 and 18 June 2017 and (2) 16 fixed stations inside of the dike in 19 June 2017. According to our results, 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 2002 to 2003. However, from 2004 to 2017, most of them have disappeared or decreased rapidly in the both inner and outer parts of Isahaya Bay. The results of this research will be used as the theoretical ground in order to require the investigation of opening the gate against the Japanese Government, and these will be possible to supply basic data before opening the gate for future studies after opening the gate of Isahaya Bay.

Keywords: Sediment sampling, Gammaridean amphipods, Bottom environment, Bivalves, Reservoir, Polychaetes

くくり罠による錯誤捕獲がカモシカに与える影響

浅間山カモシカ研究会

南 正人¹・竹下 毅²・井上孝大¹・近清弘晃¹・高田隼人¹

シカ (*Cervus nippon*) の捕獲用のくくり罠でカモシカ (*Capricornis crispus*) が錯誤捕獲されており、その影響を調べた。長野県小諸市は錯誤捕獲されたカモシカに耳標を装着して記録している。小諸市では 2016 年と 2017 年で、88 回のカモシカの錯誤捕獲があり、46 個体が錯誤捕獲され、複数回捕獲された個体も多かった (7 回 1 個体, 4 回 7 個体, 3 回 2 個体, 2 回 11 個体)。千曲川南側の丘陵地帯に 2017 年からセンサーカメラ 22 台を設置し、192 回のカモシカのビデオ映像を得た。ビデオ映像上では耳標の付いた個体が少なくとも 13 個体確認されたが、そのうち 4 個体は負傷していた。前肢の一部欠損 2 個体はそれぞれ 4 回の錯誤捕獲を受け、歩行異常 2 個体は 4 回と 3 回の錯誤捕獲を受けていた。2017 年 6 月からそこで錯誤捕獲されたカモシカ 3 個体に小型 GPS 首輪を装着して追跡している。3 ヶ月間にわたって追跡できた 2 個体では錯誤捕獲後も行動圏は安定していた。カモシカの土地定着性が複数回捕獲の一因となり、それが負傷につながる可能性が示唆された。

キーワード: GPS 首輪, センサーカメラ, 前肢負傷, 行動圏, 土地定着性, 長野県小諸市, ニホンカモシカ, くくり罠

1. はじめに

ニホンジカ (*Cervus nippon*: 以下, シカ) は従来から農作物に被害を与える動物として駆除の対象となっていた。さらに、近年では全国的な増加に伴い農作物被害が拡大してきた。さらに、シカの増加は分布拡大を伴い、従来には生息しなかった深い森林や高山域にも進出している。それによって、森林の下層植生や低木が影響を受け、さらに高木層の樹木は剥皮被害を受けるようになった。

これらのことから、シカが森林生態系を構成する植物に強い影響を与え、さらに昆虫や小動物、鳥類や哺乳類にも影響を与えていることが報告されるようになった (辻岡 1999, 湯本・松田 2006, 前迫・高槻 2015)。高山域では、高

山植物のお花畑も壊滅的な被害を受ける地域が多くみられるようになった。

これらのことから、農林水産省は鳥獣被害防止特別措置法を 2007 年 (平成 19 年) に制定し、被害を生み出す野生鳥獣の駆除を進めるために法的、財政的な対応を始めた。環境省も 2014 年 (平成 26 年) に、「鳥獣の保護および狩猟の適正化に関する法律」を改訂し、捕獲・駆除を進めている。環境省や農水省は、シカの個体数削減事業に巨額の投資を行っている。しかしながら、獣種を特定して駆除できる銃による捕獲を行える狩猟者や専門的捕獲技術者は多くない。全体として急激な減少傾向にあった狩猟者は、このような予算的措置もあって若干増加傾向にあるが、その多くはくくり罠 (図 1) など

1: 麻布大学獣医学部 2: 長野県小諸市
2017. 12. 1 受付 2018. 12. 20 公開

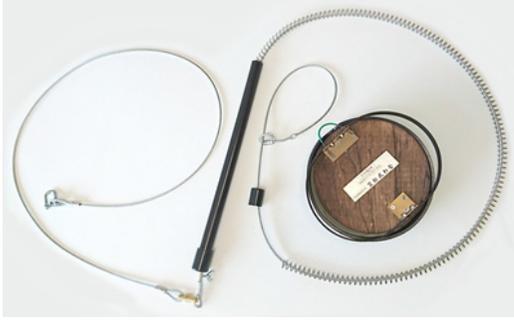


図1 くくり罠の一例。(笠松式わな(協和テクノ株式会社)
<http://ktblog.naganoblog.jp/e1967582.html>).

の簡便な方法で捕獲できる罠を多用している。また、行政によっては、くくり罠などの簡便な罠の設置を奨励しているところもある。

ところが、罠による捕獲では、捕獲獣種を特定することが通常は難しい。くくり罠には、シカだけでなく、ツキノワグマ (*Ursus thibetanus*)、ニホンカモシカ (*Capricornis crispus* 以下、カモシカ)、イノシシ (*Sus scrofa*)、キツネ (*Vulpes vulpes*)、タヌキ (*Nyctereutes procyonoides*) などの動物がかかることが予想される。長野県小諸市の2013年(平成25年度)の資料では、シカを捕獲する目的で設置されたくくり罠で351回の捕獲があり、シカ186個体が捕獲された。その一方で、シカ以外に136個体(カモシカ45個体、ツキノワグマ15個体、タヌキ28個体、キツネ24個体など)が捕獲され、中型食肉類70個体はそのまま処分された。小諸市では、専門の職員が現場で放獣に努めているが、放獣された動物の怪我の有無や生死は調べられていない。くくり罠に掛かった動物の放獣では作業者にも危険が及び、作業も煩雑なので、多くの地域では放獣されているかは定かではない。特に中型食肉類が捕獲されると、駆除されている可能性が高い。少なくとも小諸市の状況をみると、くくり罠による捕獲は野生動物に大きな影響を与えている可能性が大きいと言わざるを得ない。捕獲許可を出した行政である環境省や地

方自治体は、錯誤捕獲についての報告義務を課していない。したがって、実態は全くわからないままである。このような実態を把握することは急務である。

錯誤捕獲についての問題はいろいろ存在するが、今回はくくり罠による錯誤捕獲が国の特別天然記念物であるカモシカにどのような影響を与えるのかに注目することにした。その理由は、カモシカが希少種であること、シカと同所的に生息している場合が多いと思われること、体重などがシカに近く罠の工夫がしにくいことなどである。

2016年4月から3ヶ月間の小諸市でのカモシカの35回のくくり罠による錯誤捕獲で、4個体が2回、1個体が3回、1個体が4回捕獲された。短期間に何度も罠にかかることは、四肢の負傷の可能性を高められる。また、このような四肢の負傷が死亡につながる可能性があるかもしれない。また、怪我をした個体はなわばりを防衛できなくなることが報告されている(岸元1992, 落合2016)。さらに、このように罠で捕獲されることが、カモシカにとってもストレスになり、それが重なることによって、それまでの行動圏を離れる可能性もある。

私たちは、2012年から浅間山山麓でカモシカに発信器を装着し追跡調査を行ってきた。当時はシカの捕獲が散発的であったが、近年大量のくくり罠が設置された。その結果、安定した行動圏を持っていた追跡個体3個体が行動圏を変化させ、2個体は罠で足を痛めた。追跡していた1個体は斜面に設置された罠にかかって死亡し、1個体は罠にかかり死亡していた。もう1個体は行動圏をシフトした後に死亡した。追跡個体以外でも、1個体が斜面に設置された罠で死亡した。くくり罠の存在やそれによる捕獲が、負傷や行動圏の攪乱をもたらした可能性が高い。

本研究の目的は、くくり罠によって錯誤捕獲されたカモシカがどの程度存在するのか、また、何回も捕獲された場合に四肢の負傷がどの程度起こるのか、錯誤捕獲されたカモシカの行動圏はどのように変化するのかを明らかにすることである。

II. 方法

1. くくり罠による錯誤捕獲の実態分析

長野県小諸市では、シカの捕獲のために、くくり罠による捕獲事業を行っている。これらの事業は小諸市野生鳥獣対策実施隊（以下、実施隊）によって行われ、いつ、どこで、誰が、何を捕獲したかが小諸市農林課に報告され、記録として残されている。また、カモシカが錯誤捕獲された場合は、職員によって耳に番号を記した耳標が付けられている。そこで、平成29年の実施隊の記録を用いて、錯誤捕獲を含む捕獲の実態を調べた。今回の分析に使用した記録では、場所や捕獲者については諸般の事情から公開しないことになっており、捕獲された動物種だけを分析した。また、中型食肉類（キツネ、タヌキなど）については、年度終了時まで記録が取りまとめられるために、暫定的であるので過小評価となっている。カモシカについては、基本的には農林課の職員が現場で放獣作業に立ち会うために、記録は正確である。この記録の対象地域は小諸市全域である。

2. センサーカメラによるカモシカの負傷状態の確認

小諸市の千曲川の南側の丘陵地帯（約3 km × 2 km）を26メッシュに区切り、その中で人家の多い場所や急斜面や崖を除いた22メッシュにセンサーカメラを設置した。2016年11月に設置したカメラがどれも撮影日時の記録にエラーが生じ、撮影データの分析ができなかった。そこで、センサーカメラをLtl-Acorn6310W

MARIF セレクトに変更して、新たに2017年3月に設置し直した。撮影された動物の動きが確認できるように、動画が撮影されるように設定した。撮影回数は、あきらかに異なる個体が撮影されている場合を除いて、1回の撮影があったから10分以内の撮影は同一個体とみなして、撮影回数には入れなかった。カモシカが撮影された場合には個体識別に努めた。個体識別には耳標番号と耳標の付いた耳の位置、角の長さや形、体色などを用いた。また、四肢の動きに注意して、異常がないかを確認した。

3. GPS 首輪によるカモシカの行動圏の分析

センサーカメラ調査と同じ地域でカモシカの錯誤捕獲があった場合には、GPS 首輪（ティンバーテック製GLT-03）の装着を試みた。なお、GPS 首輪は重さ330 gで、この地域のカモシカの体重の1%以下の重さである。くくり罠にかかったカモシカに、麻酔銃で麻酔薬（ケタミン・キシラジン混合液、または、キシラジン）を投与して不動化して保定した。GPS 首輪を装着した上で、余裕があれば、性別、角の撮影、形態計測、体重の計量を行うように努めた。放獣後、最低1ヶ月に1回はカモシカに接近し、首輪に蓄積されている位置情報をダウンロードした。これらのダウンロードしたデータをArcGISで描画した。

III. 結果

1. くくり罠による錯誤捕獲の実態分析

小諸市全体の2017年（平成29年度）の中間的な報告を元に、錯誤捕獲を集計した。捕獲対象であるシカは66個体が捕獲されたのに対し、カモシカが28個体錯誤捕獲された。中型食肉類は、36個体（ハクビシン *Paguma larvata* 21個体、タヌキ9個体、キツネ4個体、テン *Martes melampus* 1個体、アナグマ *Meles anakuma* 1個体）が捕獲された。中型食肉類の

表1 長野県小諸市におけるカモシカの錯誤捕獲個体数

年度	のべ捕獲個体数	実質捕獲個体数
2016年（平成28年）	45	28
2017年（平成29年）	43	31
2年間	88	46

表2 長野県小諸市におけるカモシカの同一個体が捕獲された回数と個体数

	捕獲回数	1	2	3	4	5	6	7
2016年（平成28年度）	16	9	2			1		
2017年（平成29年度）	22	8	2					
2年間	26	11	2	7				1

報告締切は年度内なので、さらに捕獲数が増える可能性がある。

小諸市全体の平成28年度と平成29年度のカモシカの捕獲数は表1のようになった。同一個体が何回か捕獲されたので、実質的な錯誤捕獲数はそれぞれ28個体と31個体であった。さらに、個体別に錯誤捕獲された回数を表2に示す。2年間で47個体が捕獲されたが、その内21個体（44.7%）が2回以上捕獲されていた。4回以上捕獲された個体が7個体、7回が1個体いた。

2. センサーカメラによるカモシカの負傷状態の確認

センサーカメラは、22台で合計3,412日間稼働した。シカは169回、カモシカは167回撮影

表3 長野県小諸市におけるカモシカの同一個体の捕獲回数と負傷の状態

耳標番号	捕獲回数	負傷の状態
12	7	
2	4	放獣時は右後肢引きずり
21	4	左前肢引きずり
22	4	左前肢一部欠損
24	4	
26	4	右前肢一部欠損
4	3	
36	3	左前肢引きずり
15	2	
17	2	
32	2	
46	1	
48	1	

された。耳標がついていた個体は13個体（幼獣1個体を含む）で、角などから識別できた個体が2個体であった。その他に、耳標の付いていない幼獣3個体、1才個体1個体が母親と行動していた。また、これらとは異なる特徴があるが、完全には個体識別ができない個体が数個体いた。

耳標の付いた13個体の捕獲回数と負傷の程度を表3に示す。また、図2に、負傷個体の写真を示す。前肢の一部が欠損していた個体が2個体いた。また、前肢を引きずっていた個体が



図2 錯誤捕獲されたカモシカの前肢の負傷 (a) 右前肢先端の欠損（耳標26）、(b) 左前肢先端の欠損（耳標22）、(c) 右前肢負傷（耳標36）

2 個体いた。耳標の番号が明瞭に読めない 1 個体が前肢を負傷し、引きずって歩行していた。この個体は耳標の位置から前述の個体とは別個体であった。このように負傷していたり、脚を引きずっていた個体のうち、耳標番号がわかった個体は、3 回以上錯誤捕獲された個体であった。

3. GPS 首輪によるカモシカの行動圏の分析

錯誤捕獲されたカモシカに GPS 首輪を装着して、移動の軌跡を得た。GPS 首輪を装着し

た個体は 3 個体であった。2017 年 6 月 23 日に捕獲されたメス個体（耳標 2）は、体重の計量はできなかったが、全長は 129 cm で、角輪は 3 本だったので、若い成獣と思われる。くりり罫は右後肢に掛かっていた。放獣時は少し脚を引きずっていた。この個体の GPS による移動の軌跡を元にした行動圏を図 3 に示す。3 ヶ月間で行動圏の大きな変化はなかった。

2017 年 7 月 2 日に捕獲されたメス個体（耳標 32）は体重が 40.6 kg で体長が 125 cm で、

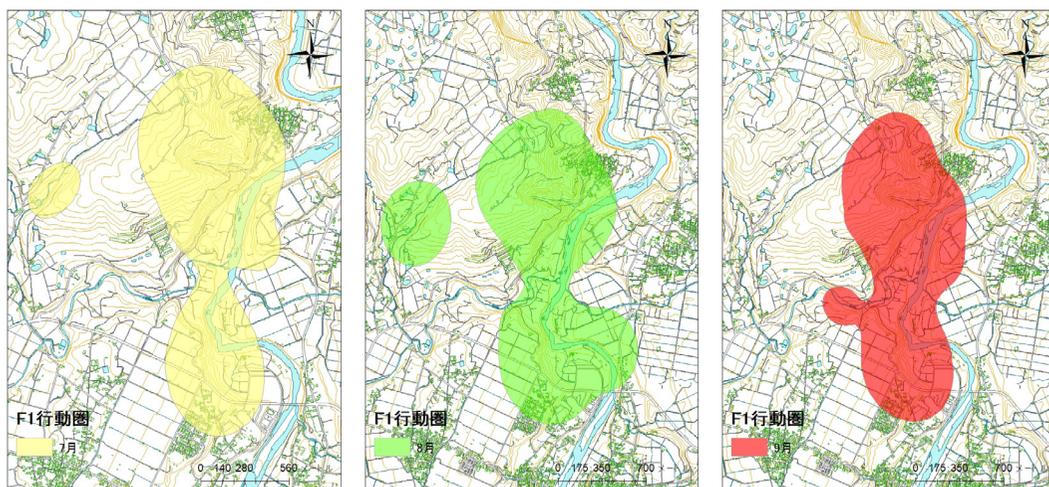


図3 F1 個体（耳標 2）の行動圏（2017 年 7 月，8 月，9 月）

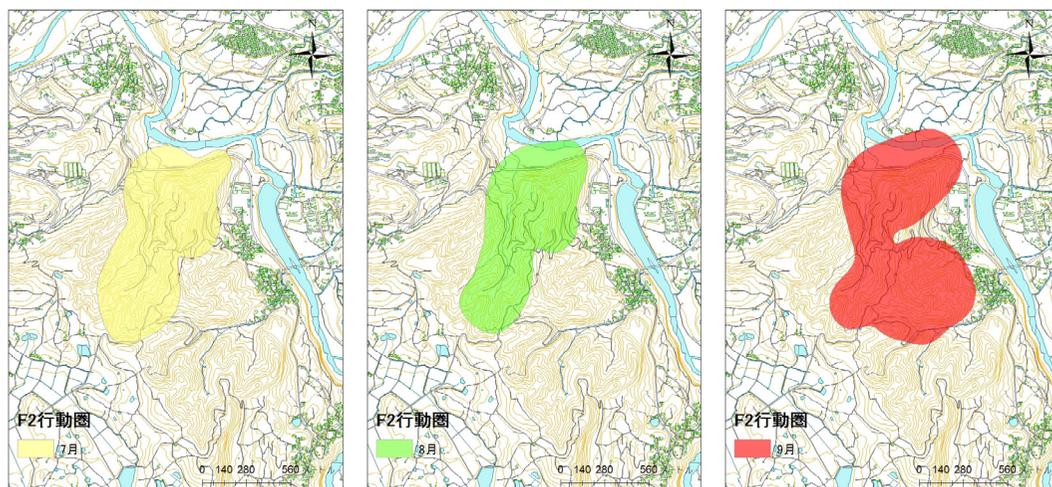


図4 F2 個体（耳標 32）の行動圏（2017 年 7 月，8 月，9 月）

角輪が4本で、若い成獣と思われる。捕獲時には左前肢に罾がかかっていた。顕著な負傷が見られず、放獣時の歩行は正常であった。この個体は当歳仔を連れていた。この個体のGPSによる移動の軌跡を元にした行動圏を図4に示す。この個体も3ヶ月間で行動圏の大きな変化はなかった。

2017年9月20日に捕獲されたメス個体（耳標4）は、不動化を完全に行うことができず、GPS首輪を装着後、すぐに放獣した。この個体については、追跡期間が短いために、今回は報告を割愛する。

IV. 考察

1. 錯誤捕獲種数と個体数

錯誤捕獲の実態についてはほとんどあきらかになっていない。行政は捕獲許可を出す場合に、錯誤捕獲の際の報告を求めている。捕獲従事者も、錯誤捕獲を報告すると、放獣をしたかどうか、殺処分の方法、それに対する許可の有無などを聴取される可能性があるために、報告を行ってこなかったと思われる。特に、希少動物が錯誤捕獲された場合には、対応を細かく聴取される可能性があるために、余計に報告が行われてこなかったと思われる。小諸市がこのような錯誤捕獲のデータを集め、公表したことは画期的なことである。しかし、小諸市においても、カモシカは錯誤捕獲として記録されているが、中型食肉類についてはシカを目的に罾が設置されている場合であっても、鳥獣保護区外では有害鳥獣捕獲による捕獲として処理されている場合が多い。

中間的な報告ではあるが、2017年（平成29年度）の小諸市の捕獲数を見ると、捕獲目的であるシカ66個体に対し、シカ以外の捕獲は8種69個体となり、ほぼ同数である。中型食肉類の報告が年度末に追加されると、目的のシカ

の捕獲数を上回る可能性がある。この結果をみると、くくり罾の捕獲手段としての有効性に疑問を呈せざるを得ない。

有害鳥獣捕獲という名目で捕獲する以上、本来は罾ごとに捕獲目的の動物種を設定し、それ以外が捕獲された場合には錯誤捕獲として取り扱うべきである。ただ、現場でこのような方法を採用した場合に、中型食肉類の錯誤捕獲としての取扱いが増加し、行政としては罾で死亡した動物の法的な処理が難しくなるかもしれない。

2. カモシカの生息数に対する錯誤捕獲率の推定

2017年（平成29年度）の小諸市の捕獲数を見ると、国の特別天然記念物のカモシカも28個体が錯誤捕獲されシカの半数に及んでいる。小諸市全体では、2016年と2017年の2年間で88回の錯誤捕獲があり、46個体ものカモシカが捕獲された（表1）。小諸市全体のカモシカの個体数は不明であるが、かなり高い率であると思われる。今回の野外調査対象地で考えてみると、このことは明瞭である。

今回の野外調査地では、耳標で識別された成獣が合計12個体、0才の幼獣が4個体確認された。さらに2個体以上の成獣がいると推定される。カモシカの出産率は50%程度（落合2016）と言われていることから、幼獣が4個体いたのでメスが8個体いることになる。カモシカは一夫一妻で行動圏を構えていることが多い（Ochiai and Susaki 2002, Kishimoto and Kawamichi 1996）ので、オスも8個体いることになる。そうすると、この調査地の成獣数は16個体となる。耳標によって識別された個体が12個体、それ以外に数個体という結果とほぼ合致する。実際には、定着的な行動圏をもてないあぶれ個体がいることが想定されるので、もう数個体が付け加わるだろう。この地域のカモシカが、既存研究と出産率が大きく異なって

いたり、あぶれ個体が多かったり、既存研究とは大きく異なった社会関係を持っていたりしない限り、16個体に数個体を加えた成獣が生息していると考えてよいだろう。その内12個体が錯誤捕獲で捕獲されているので、地域集団の半数近くが捕獲された経験を持つことになる。これは非常に高い率であるといえるだろう。

3. カモシカの重複錯誤捕獲と負傷

カモシカの多くは何度も錯誤捕獲されていた。3回以上錯誤捕獲された個体では、四肢の負傷が起こっていた。2個体では前肢の欠損が見られ、4個体で肢を引きずる行動が見られていることから、重複した捕獲は負傷の可能性を高めていると言える。シカに比べて太くて頑丈な四肢を持つカモシカはくくり罠での捕獲に対しても強いと思われてきたが、同じ脚が何度もくくり罠にかかるとそのようなカモシカでも負傷を引き起こすのであろう。浅間山でくくり罠に掛かって死亡した個体を剖検したところ、骨にワイヤーが食い込んだ跡が確認できた。四肢の負傷がくくり罠によって起こったことを証明できないが、罠による重複した捕獲はカモシカの四肢の負傷をもたらす可能性を高めていると言えるだろう。

4. 錯誤捕獲されたカモシカの行動圏の変化

GPS首輪によって3ヶ月間の行動軌跡を得られた2個体の結果では、行動圏はほとんど変化していなかった。この結果は、浅間山麓での結果とは異なっていた。浅間山麓でVHF発信器付き首輪を装着したカモシカのオス3個体は、くくり罠が大量に設置された後に、行動圏を変化させて、やがて捕獲されて死亡したり消失したりした。今回の結果は、追跡期間が短かった可能性がある。また、浅間山麓の3個体はオスであり、今回はメスであるという性別の違いが影響しているのかもしれない。メスはより定着的であるのかもしれない。Kishimoto (1989)

は、前肢を怪我した2個体が縄張りを失うことはなかったと報告している。

しかし、もし今回のように行動圏が安定したまま続くという土地への定着性が強いとすれば、それはもっと大きな問題を引き起こすかもしれない。つまり、カモシカはくくり罠で捕獲されても、行動圏を変化させずに、その場所に定着したままである。そうすると、さらに錯誤捕獲を受け続ける可能性がある。前項で示したように、重複捕獲は負傷の可能性を高める。つまり、1回捕獲されても定着を続けさらに捕獲されて負傷することになる。酷い場合には、四肢の一部を欠損することになる。このようなことが続くと、この地域のカモシカの多くが負傷することになる。

5. 今後の調査の課題

今回の短い期間での調査でも、くくり罠による錯誤捕獲がカモシカの負傷の原因となることが明らかになった。負傷したカモシカがその後どのようになって行くのかを追跡調査する必要がある。行動に大きな影響を与えると思われる四肢の一部の欠損が、カモシカの生残にどのように影響するのかを調べることは重要である。また、四肢の一部の欠損や四肢の負傷は、交尾行動に支障を起こす可能性がある。生存を続けても、子供を残すことができないかもしれない。また、負傷個体が縄張りを守り行動圏を維持できるかも不明である。このようなことを調べるためには、センサーカメラによって個体の生残、繁殖状況、負傷の回復や悪化、生息場所などを継続して調べて行くことが必要である。また、GPS首輪装着個体の追跡を続け、行動圏の変化が生じないかを確認する必要がある。また、GPS首輪を装着した3個体はすべてメスなので、今後はオスを含めてより多くの個体にGPS首輪を装着して追跡する必要がある。

小諸市が行っている捕獲実績調査はぜひ継続していただきたい。また、前述のように捕獲目的個体と錯誤捕獲を記録上は分けていただき、中型食肉類の錯誤捕獲についてもあきらかになるようにしていただけると非常に重要な記録となる。

錯誤捕獲を減らすためには、さまざまな課題がある。実態把握については、行政の指導が強いところでの捕獲記録の集積が必要である。虚偽の報告や隠蔽が起これないような仕組み作りも併せて必要であろう。また、可能な場合には、対象動物を特定して捕獲できる銃による捕獲を進める必要がある。それができない場合には、くくり罠の設置場所の工夫も必要であろう。シカのみが使っている獣道に罠を掛けることによって錯誤捕獲を無くすことができると言う熟練ハンターもいる。餌によって誘引して罠に誘導するような方法、センサーカメラによってよく通る獣種を確認してから罠を掛けることなどが考えられる。一つ一つの罠に対する工夫を行う必要がある。現在のように一人が多くの罠を掛けることにも問題があると思われる。錯誤捕獲が起こった時の危険性、放獣のための時間や労力を考えると、少数の罠を目的の動物が

捕獲できるように掛けた方が得策であるように思う。今後さまざまな手法が開発されて錯誤捕獲が減少することを期待する。

引用文献

- Kishimoto, R. 1989. Social organization of a solitary ungulate, Japanese serow *Capricornis crispus*. Ph.D. thesis, Osaka City University. Osaka.
- 岸元良輔 1992. 「ニホンカモシカーフィールド・ウォッチング」 飯田市美術博物館：64.
- Kishimoto, R. and Kawamichi, T. 1996. Territoriality and monogamous pairs in a solitary ungulate, the Japanese serow *Capricornis crispus*. *Animal Behaviour* 52:673-682.
- 前迫ゆり・高槻成紀 2015. 「シカの脅威と森の未来—シカ柵による植生保全の有効性と限界—」 文一総合出版：248.
- 落合啓二 2016. 「ニホンカモシカー行動と生態—」 東京大学出版会：277.
- Ochiai, K and Susaki, K. 2002. Effects of territoriality on population density in the Japanese serow (*Capricornis crispus*). *Journal of Mammalogy* 83:964-972.
- 辻岡幹夫 1999. 「シカの食害から日光の森を守るか—野生動物との共生を考える—」 随想舎：160.
- 湯本貴和・松田裕之 2006. 「世界遺産をシカが喰う—シカと森の生態学—」 文一総合出版：214.

The influence of mistake capture by snare traps on the Japanese serow

MINAMI Masato, TAKESHITA Tuyoshi, INOUE Takahiro,
CHIKAKIYO Hiroaki and TAKADA Hayato

The Japanese serow (*Capricornis crispus*) has been mistakenly captured due to snare traps for Sika deer (*Cervus nippon*). Komoro-city, Nagano Prefecture records animals captured by mistake and attached the ear tag to serows for individual recognition. In Komoro City, Serows were mistakenly captured 88 times in 2016 and 2017, 46 serows were mistakenly captured and many serows captured multiple times (7 times one individual, 4 seven individuals, 3 two individuals, 2 eleven individuals). Twenty-two sensor cameras on the south side of the Chikuma River took 167 video images of serows. At least 13 individuals with ear tags were confirmed on the video images, four of them were injured. Out of four injured serows, two individuals lost the part of forelegs were each captured four times of mistake capturing, and two walking abnormalities were captured four and three mistakes capturing. Also, since June 2017, three serows captured by mistake were mounted with a small GPS collar and tracked. Home ranges of two serows which were tracked for three months were stable even after trapping mistakes. This suggests that the stability of home range contributes to capturing multiple times, which may lead to injury.

Keywords: GPS collar, Sensor camera, Foreleg injury, Home range, Stability of home range, Komoro-City, Nagano prefecture, Japanese serow, Snare trap

知床の森林生態系における自然攪乱としてのエゾシカ食圧を考慮した植物多様性の保全への提言

知床生物多様性評価プロジェクト
西澤啓太¹・森 章¹

シカ個体群の過剰な増大に伴う植食害は広く報告されており、陸域の生態系管理上の重大な課題となっている。そこで、植生保護のための防鹿柵が広く用いられている。ここで精査すべき点は、柵の設置は、森林に普遍的に存在するシカによる植食圧を完全に排除する。過剰な食害の問題性は広く認知されている一方で、食圧ゼロが如何に不自然であるのかについては検討されていない。植生保護を目的とした防鹿柵は、エゾシカによる食害を防ぐが、自然攪乱としての植食圧を完全に排除してしまう。本研究では、知床国立公園の森林において、適正な植食圧を評価し、シカと植物の双方が共存する本来の生態系の姿を模索することを目的とした。野外調査で得られた結果より、防鹿柵の設置は、一部の植物種の回復と優占を促すが、多くの植物の移入を妨げることで植物の多様性をむしろ下げてしまう可能性を見出した。この結果より、シカ食害から植生保護という観点では有用に思われる防鹿柵の設置は、長期的な生態系プロセスの回復という観点からは、その効果が限定的であるかもしれないと結論付けた。

キーワード：群集集合、生態系管理、生物多様性、防鹿柵、知床国立公園、林床植物

1. 導入

1.1 高密度化するシカ

各地で発生するシカの高密度化に伴う採食の増加は、我が国の森林管理における最も深刻な問題の1つである(Takatsuki 2009)。これに対し、日本各地の国立公園や自然公園で、生物多様性の保全や樹木の更新の促進といった森林保護を目的に、防鹿柵の設置などの対策が進んでいる。柵の設置は、希少植物の保護や、採食を受けやすい樹木の更新の促進などにおいて非常に有効な手段である(田村 2010, Nomiya et al. 2003)。一方で、自然攪乱として本来あるべきシカの植食圧を完全に排除してしまうことにより、植物群集の形成パターンが歪み、かえって森林再生に負の影響を及ぼすことも報告されている

(Olsen & Klanderud 2014)。日本において、シカは元来生態系の一部として存在し、植物を始めとした様々な植物と共存してきた。そのため、シカの過増加という問題に対しても、シカの生態系における役割を考慮に入れて対処していく必要がある。

2. シカの採食と植物群集集合

植物は、生育地への分散、その後環境への適応、種間の競争を経て初めて定着する。このような確率的な要因、決定論的な要因を経て植物群集は集合していく(HilleRisLambers et al. 2012)。この植物群集の形成過程、植物の共存のメカニズムは、シカによる直接的、間接的な要因により大きく影響されていることが考えられる(Côté et al. 2004)。本研究に先立って行わ

1: 横浜国立大学環境情報研究院
2018. 1. 25 受付 2018. 12. 20 公開

れた先行研究においては、柵の設置による本来あるべきシカの採食の不在は、特定の競争能力に優れた種の優占を引き起こすことが示唆された (Nishizawa et al. 2016). しかし、本研究では、単年のデータのみからの推察で、分散過程について考慮できていなかった。

植物群集の多種共存において、攪乱後の分散過程は非常に重要な要因である。攪乱が存在しない場合、競争能力の高い植物種が優占し、群集は単調なものとなる。しかし、植物には、「住みつき能力—競争能力のトレードオフ (competition-colonization trade-offs)」があることが知られている (Tilman 1990)。攪乱が発生して独占されていた資源 (空間, 光, 栄養塩等) がリリースされた場合、このトレードオフにより競争劣位種が資源を利用し、定着することができる。このように、分散と競争の関係は植物の多種共存を支える大きな要因として挙げられる (Amarasekare 2003)。植食圧が存在しない不自然な状態において形成した群集では、無攪乱時の競争関係だけでなく、攪乱への応答も異なってくるのが考えられる。

3. シカの自然攪乱ネズミの攪乱

本研究の調査地である知床では、最も優占的な種の一つであるミズナラの堅果の豊作に伴い、森林性のネズミ類 (エゾヤチネズミ (*Myodes rufocanus bedfordiae*) 等) の個体数が激増することが知られている (e.g. Jensen 1982)。この大発生したネズミは、豊富に存在する植物を利用し、森林の林床植物に大きな攪乱を与えていく。この攪乱は、植生を保護している防鹿柵内においても同様に発生する。

このネズミの大発生による攪乱を利用し、防鹿柵の設置によって主要な攪乱が不在な状況が続く群集では植生の回復プロセスがどのように異なるのかを評価する。これにより、シカの存在と植物種の時間的な多種共存プロセスの関係

について考察していく。

II. 方法

1. 調査地

調査地は、北海道の北東部に位置する知床国立公園。この調査地は高い生物多様性が評価され世界自然遺産に指定されている。しかし、近年エゾシカ *Cervus nippon yesoensis* (以後、本稿ではシカと表記する) の個体数が急激に増加し、林床植生の現存量低下と多様性減少、樹皮剥ぎによる特定樹種の喪失などが報告されている。この対策の1つとして防鹿柵の設置が行われている。本研究では2003年に設置された幌別地区の防鹿柵を利用した。幌別地区は知床半島の北側 (ウトロ側) 中央部 (44°06'00"N 145°01'42"E) に位置し、トドマツ *Abies sachalinensis*、ミズナラ *Quercus crispula* が優占する、広葉樹の比率が高い針広混交の天然林となっている (石川 2004)。調査地の幌別地区は2000年以降、エゾシカの密度は5~10頭/km (秋季ライトセンサス) という高密度な地域である (エゾシカ・ヒグマワーキンググループ 2017)。

2014年、本地域にて過去30年間で最大のミズナラ豊作 (図1) に伴い、翌2015年にはネズミ類 (主にエゾヤチネズミ) の爆発的な増加が確認された。

2. 調査設計

調査設計として、防鹿柵内80×120mの方形区を96個の大プロット (10×10m) に区切り、それぞれの大プロットの中央に1×1m (1m²) の小プロットを設置した。防鹿柵外には100×100mの方形区を100個の大プロット (10×10m) に区切り、柵内と同様に小プロットを設定した。林床植生データは、1×1m (1m²) の小プロット内のすべての出現種を記録し、被度は網目が10×10cmの網を張った1×1m (1m²) の枠をガイドに目視で全出現種

を測定した。調査対象は林床植物（草本植物、シダ植物、樹高 50 cm 未満の低木種）とし、高木、亜高木種の実生は含めなかった。本調査は幌別地区での草本植物の開花時期に合わせて、2014 年～2017 年にかけて同一地点にて毎年 6 月末に行った。

3. 解析方法

ネズミの被害が発生する前の 2014 年、ネズミ被害を受けた 2015 年、回復 1 年目の 2016 年、回復 2 年目の 2017 年の植生データを用いて解析を行った。

本研究では、柵の有無による回復過程の違いを明らかにするため、攪乱前後の各年の植生データを用いて植物群集の経年変化を調べた。手法として、Baselga (2012) に紹介されている非類似度を用いた。この手法では、群集変化（非類似度）に加え、群集変化のうちの種の入替わりによって説明される成分の割合を出すことができる。

Jaccard 非類似度（dissimilarity）指数は、

$$\beta_{jac} = \frac{b + c}{a + b + c}$$

種の入替わり（Turnover component of Jaccard dissimilarity）指数は

$$\beta_{jtu} = \frac{2 \min(b, c)}{a + 2 \min(b, c)}$$

で表され、a が両群集に出現する種数、b、c がそれぞれ片方の群集のみに出現する種数である。群集間の出現種が全て異なる場合これらの指数は 1 となり、出現種が全て同じ場合 0 となる。

この指標を用いて、攪乱を受けた柵内と柵外の群集の時間方向の変化、入れ替わり度合いの違いを評価する。検定にはマン・ホイットニーの U 検定を用いた。

III. 結果

2014 年から 2017 年にかけてすべての期間において柵内で植被率が高いという結果になった。一方、種数に関してはシカの影響のある柵

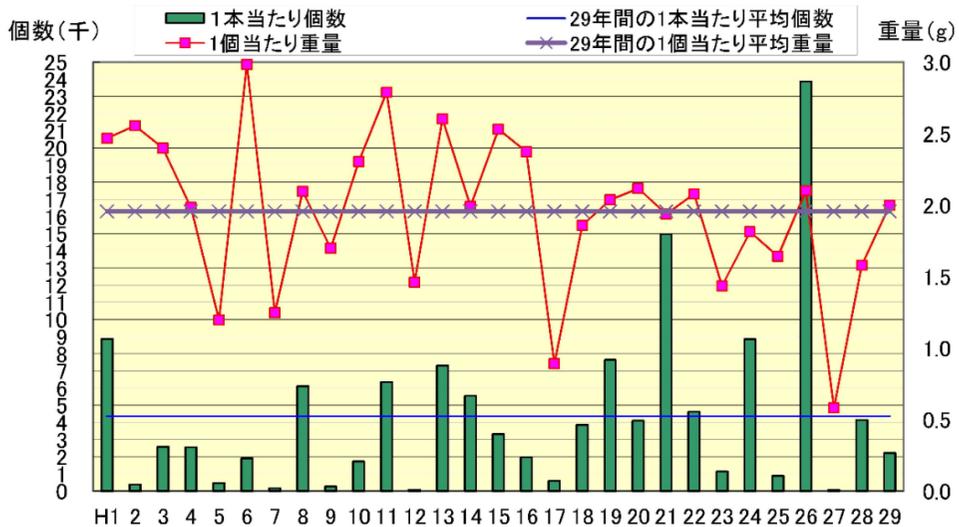


図1 知床における過去 29 年間のミズナラ堅果個数及び重量の推移
林野庁北海道森林管理局 (<http://www.rinya.maff.go.jp/hokkaido/siretoko/donguritop.html>)

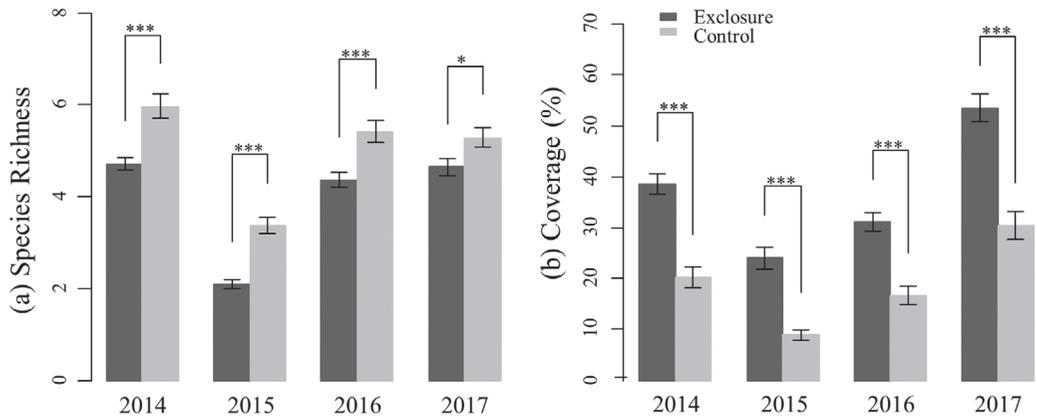


図2 2014-2017年の種数と被度の経年変化。2015年に柵内外で種数，被度が大きく減少している。どの年においても，柵内と比較して柵外では種数が多く，被度が低い。

外で多くの種が出現していた（図2）。4年間の調査で，柵内で46種，柵外で54種，合計で63種の林床植物が出現した。この内訳として，柵内のみ出現したのが9種，柵外のみが17種，柵内外共通種は37種となった。主な優占種はツタウルシやマイヅルソウ，シラネワラビ，チシマザサ等となっている。

ネズミの大発生が起きた2015年については，柵内，柵外共に種数，植被率が大きく減少して

おり，保護されている防鹿柵内においても植物群集を大きく変化させたということが示された。ネズミの大発生の終息後は，柵内柵外ともに種数，植被率ともに即座に攪乱前の水準近くまで回復している。植物種数のヒートマップ(図3)からも，柵内外共に大きく攪乱を受け，攪乱後は急速に回復していく過程を見て取ることができる。

柵内外の群集組成の変化パターンは，2014

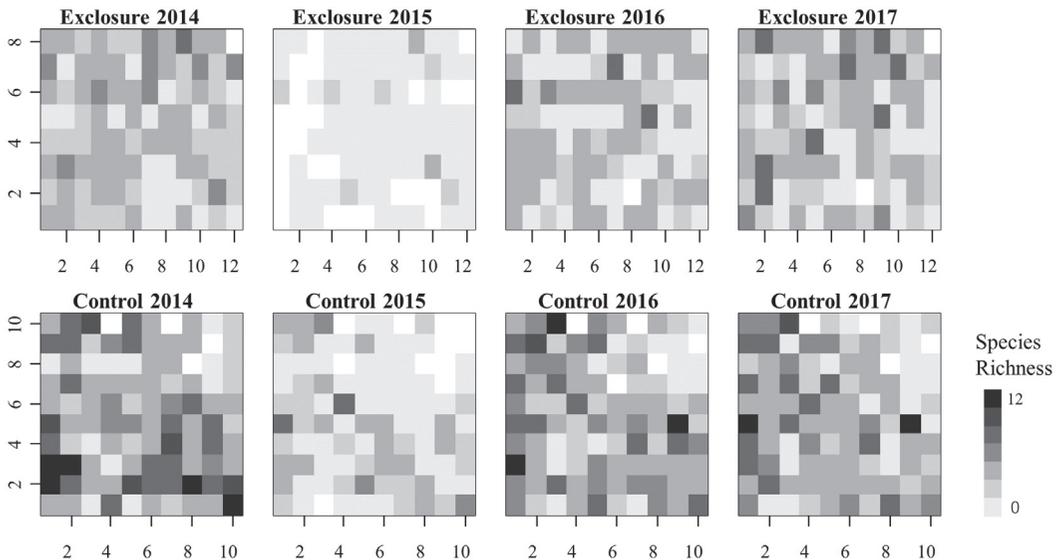


図3 2014-2017各年の植物種数のヒートマップ。一つ一つのセルがプロットで，色の濃淡は種数の違いを表している。

年と2015年は、ネズミの攪乱による影響で柵内外共に非常に大きく群集が変化していることがわかる(表1)。この時の種の入れ替わり指数は、柵外で優位に高くなった。攪乱後の回復を示す2015-2016, 2017年の変化も非常に大きく、1年目から大きく回復していることが分かった。この両年も含め、2015年の攪乱に対して全期間において柵内より柵外で種の入替わりが多く発生していた。

攪乱もなく安定していた2016-2017年の群集変化については、柵内外共に少なく、種の入替わりについても柵内外で有意差がなかった。

攪乱前後の群集の比較(2014-2016年, 2014-2017年)では非類似度が柵内外で異なり、ネズミの大発生の影響が柵外でより大きかったことを示した。

IV. 考察

1. ネズミの大発生の影響

2015年のネズミの大発生は、柵内外で林床植物群集に大幅な減少をもたらした。2014-2015の植物群集の非類似度も非常に高く、ネズミの大発生の影響が非常に大きかったことがわかる。

増加したと考えられるエゾヤチネズミは、植食性であり、その時々最も豊富に存在する食物を利用するという性質を持つ(菅1980)。そのため、優占度の高い種の独占化を阻むような

プロセスとして、多種の時間的共存に貢献していることがうかがえる。実際、防鹿柵に保護され、普段の攪乱が少なくなっている柵内においても高くなった植被率を大幅に減少させた。

2. 柵内外の攪乱後の回復過程の違い

ネズミ大発生による攪乱を受けた群集の回復過程(2014-2015, 2015-2016, 2015-2017)を見ると、柵内、柵外共に種数、被度共に元の水準に戻り、群集組成も大きく変化し、回復していることが分かる。この時も柵外で種の入替わりの割合が大きくなっている。これは柵内で残った種は変わらず回復時にも存在し続けることを表している。

3. シカの存在と多種共存メカニズム

全ての期間において柵外で種の入替わりが大きくなっている。柵外ではシカの採食が自然攪乱として恒常的に植物に働いており、この攪乱が住みつき能力—競争能力のトレードオフによる時間方向の多種共存に貢献しているということがうかがえる。

ネズミの攪乱前後の比較(2014-2016, 2014-2017)からも、柵外でより顕著に出ているということがわかる。

柵内については、攪乱を経ても群集組成があまり変化しておらず、回復2年目の2017年には、2016年より攪乱前(2014年)に群集が似ているという結果になった。柵内は普段からシカによる攪乱を受けていない分特定の種の優占

表1 群集組成の時間方向の変化(Temporal dissimilarity)と、群集変化のうち、種の入替わりによって説明される割合(Temporal Turnover)を、柵内外で比較した。検定にはマン・ホイットニーのU検定を用いた。

Temporal Jaccard dissimilarity				Temporal Jaccard Turnover			
Year	E mean ± SE	C mean ± SE	p-value	Year	E mean ± SE	C mean ± SE	p-value
2014-2015	0.612±0.02	0.61±0.022	0.978	2014-2015	0.144±0.027	0.311±0.031	< 0.001
2015-2016	0.598±0.022	0.55±0.02	0.0542	2015-2016	0.166±0.029	0.24±0.028	0.044
2015-2017	0.59±0.021	0.545±0.022	0.0823	2015-2017	0.115±0.024	0.245±0.029	0.001
2016-2017	0.318±0.021	0.361±0.021	0.2891	2016-2017	0.142±0.022	0.196±0.024	0.097

が非常に進み、独占した種は、被食を常に受けている柵外に比べて光合成の収支もよくなる。このことから、柵内では林床で繁茂した種は日常的に光合成産物を貯蓄し、稀に発生する攪乱（今回はネズミ攪乱）時の回復に当てているということが考えられる。この場合、柵内の群集はより種の入替わりが少ない方向に進んでいく。

一方、柵外では恒常的に働いているシカの採食が、突発的に攪乱が起こった場合にも影響していることが考えられる。

ネズミの大発生はこのミズナラの多いこの地域で古くから周期的に発生してきたプロセスである。実際、この大発生が植物の多種共存に貢献していることも確認された。しかし、この攪乱に対する植物群集の応答も柵内外で異なっており、シカの継続的な採食が異なる攪乱（ネズミ攪乱）に対する応答にも影響しているということが示唆された。

このように、シカの採食は様々な形で植物の共存に貢献しており、健全な生態系に必要な生態系プロセスの一つであると考えられる。

引用文献

- Amarasekare, P. 2003. Competitive coexistence in spatially structured environments: a synthesis. *Ecology Letters* 6(12):1109-1122.
- Baselga, A. 2012. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography* 21(12):1223-1232.
- Côté, S. D., Rooney, T. P., Tremblay, J. P., Dussault, C. and Waller, D. M. 2004. Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35:113-147.
- HilleRisLambers, J., Adler, P. B., Harpole, W. S., Levine, J. M. and Mayfield, M. M. 2012. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 43.
- 石川幸男 2004. I. 知床半島幌別地区における天然林保護柵及び長期モニタリング調査区の設定. 「知床における森林生態系保全・再生事業調査報告書」北海道森林管理局北見分局帯広分局：1-13.
- Jensen, T. S. 1982. Seed production and outbreaks of non-cyclic rodent populations in deciduous forests. *Oecologia* 54(2):184-192.
- Nomiya, H., Suzuki, W., Kanazashi, T., Shibata, M., Tanaka, H. and Nakashizuka, T. 2003. The response of forest floor vegetation to deer exclusion and disturbance in a riparian deciduous forest, Central Japan. *Plant Ecology* 164:263-276.
- Nishizawa, K., Tatsumi, S., Kitagawa, R. and Mori, A. S. 2016. Deer herbivory affects the functional diversity of forest floor plants via changes in competition-mediated assembly rules. *Ecological research* 31(4):569-578.
- Olsen, S. L. and Klanderud, K. 2014. Biotic interactions limit species richness in an alpine plant community, especially under experimental warming. *Oikos* 123(1):71-78.
- 林野庁 北海道森林管理局 2017. 知床どんぐり調査（ミズナラ堅果調査）. <http://www.rinya.maff.go.jp/hokkaido/siretoko/donguritop.html>. (2017. 12. 28 閲覧)
- エゾシカ・ヒゲマワーキンググループ 2017. 平成 28 年度（H28 シカ年度）個体数モニタリング実施結果. http://dc.shiretoko-whc.com/data/meeting/shikakuma_wg/h29/shikakuma_H2901_shiryo2-3.pdf (2017. 12. 28 閲覧)
- 菅 朋子 1980. 糞によるエゾヤチネズミとミカドネズミの食性分析. *日本応用動物昆虫学会誌* 24：71-80.
- Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: a review. *Biological Conservation* 142:1922-1929.
- 田村 淳 2010. ニホンジカの採食により退行した丹沢山地冷温帯自然林における植生保護柵の設置年の差異が多年生草本の回復に及ぼす影響. *保全生態学研究* 10 (1)：11-17.
- Tilman, D. 1990. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos* 58(1):3-15.

Forest ecosystem management for biodiversity conservation: a focus on the possible roles of deer herbivory as a natural disturbance

NISHIZAWA Keita and MORI Akira

The overabundance of deer population is the one of the serious issues for the terrestrial ecosystem management. As a measure to protect vegetation from over-grazing and browsing, deer enclosure fences are widely established. However, establishing fences completely exclude the deer herbivory, which should naturally exist to some extent. Although ecological issues because of their over-abundance are widely recognized, hidden issues due to the complete absence of deer have hardly gathered attention. In this study, by focusing on plant communities in forests with the contrasting deer abundance in the Shiretoko National Park, northern Japan, we aim to seek the ecological roles of deer herbivory on plant species coexistence. While we found that the deer enclosure fence helped recovery and prosperity of particular species, they substantially affected processes of species coexistence through the competition-colonization trait-offs. From this result, we conclude that, although the deer enclosure fences would be effective to protect the vegetation from the over-grazing and browsing, it is not sufficient when the primary focus is given to the recovery of ecological processes operating in nature.

Keywords: Deer enclosure fence, Forest floor plants, Community assembly, Biodiversity, Shiretoko national park, Ecosystem management

屋久島低地照葉樹林帯における植生保全研究

屋久島照葉樹林ネットワーク

廣田 峻¹・布施健吾²・手塚賢至³・手塚田津子³・

山下大明・斉藤俊浩

人間活動により、自然林が減少・断片化した屋久島の低地照葉樹林において、網羅的な植生調査を行った。10 地域 22 地点における 100 × 5 m ベルトトランセクト調査の結果、レッドリスト記載種 44 種を含む 289 種 (93 科 189 属) の維管束植物が記録された。100 m² あたりの出現種数は、平均 52.8 種であり、断片化しながらも高い多様性を有していることが示された。一方で、西部世界遺産地域の出現種数は林床植生の衰退が顕著であり、100 m² あたりの出現種数はわずか 24.5 種であった。NMDS 法を用いた群集構造と環境要因の分析から、この違いはシカ密度と降水量、河川からの距離に関連していることが示唆された。中でも高いシカ密度は、西部地域における林床植生衰退の主要因のひとつであると考えられる。絶滅危惧種の分布は複数地域に分散していることから、分布情報や環境状況に基づいて、それぞれの種に配慮するような森林管理が望まれる。

キーワード：種多様性、絶滅危惧種、群集構造、維管束植物、ベルトトランセクト法

1. 背景と目的

人間の様々な活動が及ぼす自然生態系の攪乱は、特にその活動が活発である低標高域で顕著である。中でも、低地自然林は、世界的に危機的状況にある (Miettinen et al. 2011)。1993 年に世界遺産に登録された屋久島は、西部と南部の一部、東部の一部に、亜熱帯から亜高山帯までの自然植生の垂直分布が残されている。この特長は、世界遺産登録におけるひとつの根拠になった。低地照葉樹林帯はこの垂直分布の基礎となる森林である。この低地照葉樹林帯は、従前から、着生ランをはじめとした固有種・絶滅危惧種の宝庫として知られており、限られた範囲に貴重な自然が残されていることが指摘されていた。さらに近年、豊かな森を象徴する菌従属栄養植物の新種が相次いで報告され、その

価値が改めて認知され始めた (Suetsugu 2015, 2016, Suetsugu and Fukunaga 2016)。

しかし、屋久島の低地照葉樹林も大きくふたつの点から問題に直面している。ひとつ目の問題点として、屋久島におけるこれまでの主な保全政策は、屋久杉や高山植物が特徴的な高標高域を中心に進められてきたことが挙げられる (図 1a)。屋久島では、1960 年代以降、大規模な広葉樹林の伐採とスギ人工林への転換が行われた (辻野 2014)。その結果、現在ではスギ人工林が標高 500 m 以下全面積の 25.8 % (5,807 ha) を占めるのに対し、照葉樹二次林は 40.9 % (9,210 ha) であり、照葉樹の自然林はわずか 6.3 % (1,412 ha) が谷部を中心に残されているのみである (環境省生物多様性センター 2016, 図 1b)。その背景には、ステークホルダーに対し

1: 東北大学大学院農学研究科 2: 九州大学持続可能な社会のための決断科学センター 3: 屋久島ヤクタネゴウ調査隊
2017. 11. 24 受付 2018. 12. 20 公開

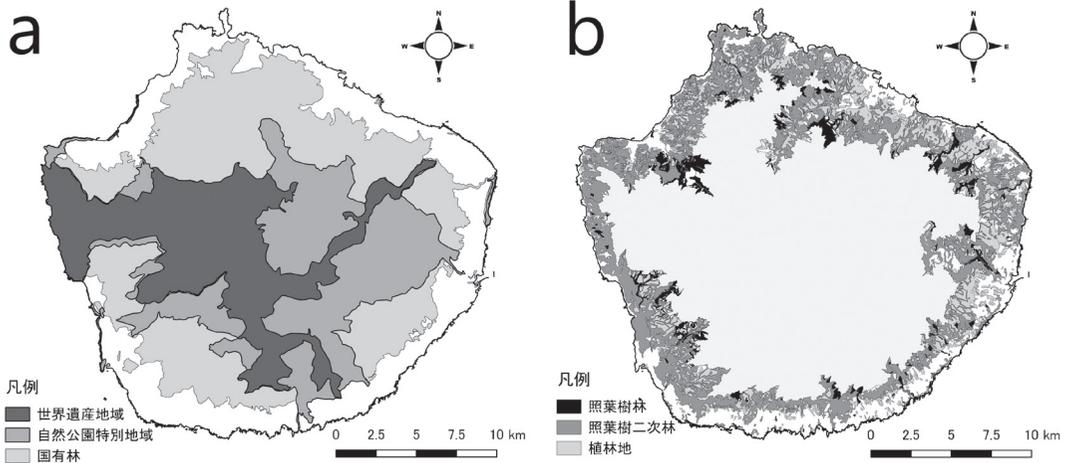


図1 屋久島の保全地域 (a) および標高 500 m 以下の植生 (b). 出典：a, 国土数値情報, b, 環境省 1/25,000 植生図.

て絶滅危惧植物や希少植物の分布情報が十分に提供されてこなかった可能性が挙げられる。そのため、タブガワヤツシロラン *Gastrodia uraiensis* 生地に隣接するスギ人工林で皆伐が行われるなど、現在でも、森林施業や林道・治山ダム等の建設にあたって保全のための配慮が払われているとはいいがたい。ふたつ目の問題点として、ヤクシカ *Cervus nippon yakushimae* の増加に伴う森林植生の変化が挙げられる (矢原 2006)。ニホンジカ *Cervus nippon* の亜種であるヤクシカは、1990 年代後半から急速に個体数が増加した。2010 年より年間 1000 頭を超える大規模な捕獲が行われているものの、その推定個体数は 2009 年 (16,015 頭) から 2014 年 (28,392 ~ 44,624 頭) までは増加傾向にあった (鹿児島県自然保護課 2016)。2015 年には減少に転じたものの、推定密度は 100 頭 /km² を超える西部の世界遺産地域を中心に、依然として高い傾向にある。捕獲を実施していない世界遺産地域では、シカが好まない一部の忌避植物を除いて、林床植生がほとんどない状態になっている (小野田・矢原 2015)。こうしたシカの採食が植物の群集構造に及ぼす影響と、シカの生息密度の関係について明らかにすることは、適

切なシカの個体群管理に必要である。

本研究では、屋久島低地照葉樹林の多様性を評価するために、ベルトトランセクト法による植生調査を行い、保全の基礎となる絶滅危惧植物や希少植物の分布情報を収集した。さらに、地形や気候、シカ生息密度などの環境要因が植物群集の構造に及ぼす影響を評価した。

II. 材料と方法

屋久島低地照葉樹林の 10 地域 22 地点でベルトトランセクト法による植生調査を実施した。調査は、標高 300 m 以下の照葉樹自然林または二次林が残る、永田、一湊、宮之浦、楠川、小瀬田、平野、湯泊、栗生、川原、半山、の 10 地域で行った (図 2)。調査地点は各地域内から急峻な地形を除いたあと、標高約 50 m 毎に、トランセクト内の標高差が 30 m 以内になるように選定した。調査地点のうち、小瀬田と川原、半山の 9 地点は世界遺産地域に、それに永田と宮之浦の 2 地点を加えた 11 地点は国立自然公園特別地域に含まれる (表 1)。川原と半山が含まれる西部世界遺産地域は島内で最もシカの生息密度が高い地域である。2013 年度をピークにやや減少傾向にあるものの、2015 年度に

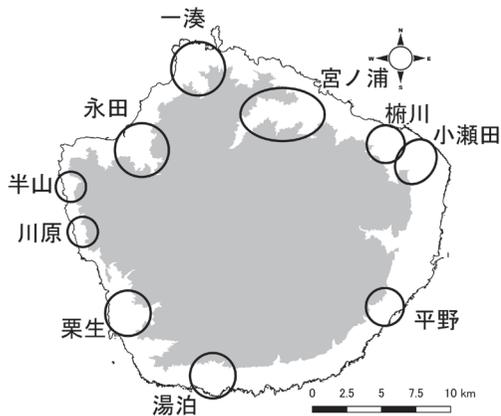


図2 調査地域。黒円内が調査地域を示す。網掛部分は調査対象外とした標高300 m以上の地域を表す。出典：国土数値情報。

実施された糞粒法に基づく調査では、それぞれ102.7頭/km（西部補足地点1）、358.3頭/km（半山上）と推定された（鹿児島県自然保護課2016）。一方で、2010年からの大規模捕獲により、集落に近い宮之浦や榑川、小瀬田地域では大幅に減少している（表1）。各調査地点において、実測値（斜距離）に基づいて10 m × 5 mの区画10個からなる100 × 5 mのベルトトランセクトを設置し、区画毎に出現した維管束植物を全種記録した。出現個体のうち、樹高4 m以上の個体については胸高周囲長（GBH）と樹高を記録した。植生調査は、2016年3月（地点6）、5月（地点7）、8月（地点4）、11月（地点8、13）、2017年3月（地点9、10、15、16）、

表1 調査地点の概要

No	地域	標高 (m)	傾斜 (度)	河川からの 距離(m)	海岸からの 距離(m)	年間降水		林齢 (年)	シカ推定生息		植生区分	
						量(mm)	快晴時総日射量 (Wh・m ² ・1day)		密度(頭/km ²)			
									夏至	冬至		2013
1	永田	122.3	33.6	46.9	2255.8	4195.2	3442.1	3673.9	173	157.8	63.7	スダジイ群落
2	一湊	177.8	19.5	24.1	1999.6	3974.1	7043.0	7517.2	58	60.6	41.9	スダジイ群落
3	一湊	208.4	15.8	14.1	2227.3	3974.1	5504.9	5875.6	183	61.5	44.0	シイ・カシ二次林
4	宮之浦	149.6	13.6	50.4	4283.4	4413.5	6744.6	7198.8	173	61.8	43.9	シイ・カシ二次林
5	榑川	65.6	25.9	42.4	1165.0	3735.2	5284.5	5640.3	163	60.3	21.5	スダジイ群落
6	榑川	104.5	15.7	22.1	1666.3	4735.2	6770.6	7226.5	163	35.3	25.8	スダジイ群落
7	榑川	148.1	22.6	38.2	1925.4	4735.2	5594.4	5971.1	163	37.4	27.7	スダジイ群落
8	榑川	194.2	26.6	15.0	2212.7	4694.4	4057.3	4330.5	153	55.0	23.6	スダジイ群落
9	榑川	251.0	13.3	0.0	2447.9	4740.5	5500.2	5870.6	163	61.4	21.6	スダジイ群落
10	小瀬田	53.5	21.5	0.0	2288.8	4808.2	6059.6	6467.6	163	138.8	11.6	スダジイ群落
11	小瀬田	98.5	30.4	133.0	2144.1	4808.2	4817.3	5141.7	163	112.7	10.5	スダジイ群落
12	小瀬田	167.1	11.8	418.7	2217.1	4808.2	6611.5	7056.7	163	74.5	5.5	シイ・カシ二次林
13	平野	97.3	12.7	37.4	859.4	4029.5	5611.1	5988.9	76	41.5	41.4	シイ・カシ二次林
14	平野	139.4	18.9	10.0	1069.2	4079.7	6932.2	7399.0	193	41.3	40.4	シイ・カシ二次林
15	湯泊	134.7	33.3	47.8	1504.2	3676.6	5672.3	6054.2	-	77.9	115.6	シイ・カシ二次林
16	栗生	171.3	16.7	113.6	1065.9	3751.9	6952.0	7420.1	153	109.7	105.0	シイ・カシ二次林
17	川原	103.0	17.6	412.6	407.3	3692.5	6880.0	7343.3	-	201.2	114.0	ハドノキーウラジロエ ノキ群落(二次林)
18	川原	164.3	18.3	499.5	491.4	3749.1	7000.3	7471.6	-	196.6	113.1	タブノキ群落
19	川原	248.3	35.9	732.3	725.5	3749.1	7219.1	7705.2	173	189.9	110.8	シイ・カシ二次林
20	半山	102.5	20.3	405.7	398.6	3662.1	6774.0	7230.1	-	420.0	237.7	シイ・カシ二次林
21	半山	145.0	22.2	521.3	513.6	3640.6	6197.8	6615.1	-	438.5	254.7	タブノキ群落
22	半山	260.8	30.1	1208.4	1202.4	3783.1	5621.9	6000.5	173	382.6	167.1	シイ・カシ二次林

4～5月（地点2, 17～22）, 8～9月（地点1, 2, 4, 11, 12, 14）に実施した。さらに、地点6, 10ではそれぞれ2016年4月と2017年8月に、主に菌従属栄養植物を対象とした追加調査を行った。先行研究との比較のため、100 m²（2区画、20×5m）あたりの平均出現種数を地点ごとに算出した（服部ほか2009, 黒田ほか2015）。さらに、出現種を高木型・林床型・つる型・着生型・菌従属栄養型という5つの生活型に分類し、地点・地域ごとにその種数を集計した。さらに、生活型毎の頻度の指標に、種毎の出現区画数の和を用いた。

群集構造に影響する環境要因を評価するために、地理空間情報を用いて、調査地点の環境情報を取得した。国土地理情報より河川からの距離、海岸からの距離、年間降水量を得た。基盤地図情報 数値標高モデルより、快晴時総日射量を計算した。さらに、鹿児島県および環境省、林野庁によって実施された、糞粒法調査に基づくヤクシカの生息密度をヤクシカワーキンググループ資料より得た（鹿児島県自然保護課2016）。密度調査地点における推定密度をもとに、ヤクシカの個体数推定に用いられている逆距離加重法（IDW）を用いて、空間補間を行った。この解析は、ヤクシカの生息頭数がピークだったと予測される2013年（38地点）および最新の2015年（83地点）のそれぞれで行い、各調査地点の推定密度を求めた。これら地理情報システムを用いた解析には QGIS 2.8.11 を用いた。

得られた植生情報をもとに、トランセクト間で群集の類似性を評価した。まず、区画毎の在/不在に基づいて、Bray-Curtis 非類似度行列を計算した。Bray-Curtis 非類似度行列を用いて、非計最多次元尺度（non-metric multidimensional scaling, NMDS）により、群集の関連性を2次元平面上に図示した。この NMDS 平面上では、

似たグループは近くに、異なったグループは遠くに配置される。

群集構造と環境要因との関係を調べた。環境要因として、上記の標高、傾斜、河川からの距離、海岸からの距離、年間降水量、快晴時総日射量（夏至、冬至）、シカの推定生息密度を用いた。シカの推定生息密度は2013年度と2015年で高い相関を示したため、2013年度の推定結果を用いた。Bray-Curtis 非類似度と各環境要因間の相関について、Mantel test（10,000 permutations）を行った。これら群集構造の解析には R 3.3.1 と vegan 2.2-4 パッケージを用いた（R Core Team 2016, Oksanen et al. 2017）。

III. 結果

1. 種多様性

ベルトトランセクト法による植生調査により、22地点で合計289種、100 m²あたり平均61.5 ± 12.8種（SD）の維管束植物が確認された（表2, 3）。そのうち、68.5%にあたる198種が全調査区画10%（22区画）以下でしか確認されなかった（図3）。確認された種のうち、環境省レッドリスト記載種は44種（CR 4種, VU 16種, EN 10種, NT 14種）であった（表2）。この44種のうち、ダルマエビネ *Calanthe alismifolia* やオオバヨウラクラン *Oberonia makinoi* など13種は、1地点でしか確認できな

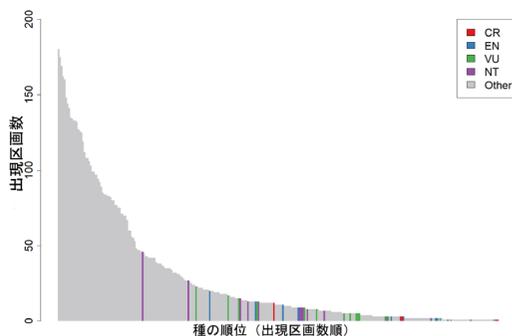


図3 出現植物種の相対優占度

表3 植生調査の概要. 出現種数はそれぞれ地点あたり出現種数, 100 m²あたりの出現種数 (平均±SD), 調査を通して該当地点でのみ記録された種の数, レッドリスト記載種数を示す.

No	地域	出現種数							4 m 以上の高木				
		地点	100 m ²	1 地点	レッドリスト記載種				本数	樹高 (m)		GBH (cm)	
					CR	EN	VU	NT		平均 ±SD	最大	平均 ±SD	最大
1	永田	104	51.1 ± 12.1	5	1	1	2	3	189	8.2 ± 3.8	22	39.8 ± 37.0	260
2	一湊	147	81.2 ± 6.4	8	1	4	6	5	196	8.8 ± 4.9	25	39.0 ± 40.8	225
3	一湊	134	77.5 ± 4.8	5	1	5	5	7	198	9.5 ± 5.6	30	36.0 ± 40.9	260
4	宮之浦	63	36.0 ± 3.9	1	0	1	1	1	251	9.5 ± 5.5	25	33.5 ± 36.8	362
5	梶川	106	59.0 ± 7.6	2	1	1	5	5	106	9.1 ± 3.8	18	43.8 ± 34.4	205
6	梶川	120	70.0 ± 5.1	3	0	2	4	5	117	9.6 ± 5.1	23	39.6 ± 40.5	265
7	梶川	132	75.6 ± 6.1	4	1	3	3	4	122	10.8 ± 4.7	20	37.7 ± 39.3	215
8	梶川	120	68.8 ± 6.7	3	0	3	6	6	158	8.5 ± 3.9	20	36.2 ± 33.8	205
9	梶川	105	64.5 ± 5.9	2	0	2	6	6	127	8.3 ± 4.4	18	40.2 ± 39.3	230
10	小瀬田	118	69.5 ± 4.4	5	3	5	6	4	143	10.3 ± 5.4	24	41.8 ± 34.5	283
11	小瀬田	105	62.9 ± 6.8	2	0	0	3	4	161	11.4 ± 6.5	27	41.3 ± 43.0	255
12	小瀬田	97	58.4 ± 6.5	2	0	2	3	2	133	11.7 ± 7.2	30	58.9 ± 69.3	420
13	平野	89	57.9 ± 4.9	2	0	0	0	0	258	8.0 ± 3.9	20	30.1 ± 32.2	271
14	平野	99	59.3 ± 4.0	6	2	1	5	3	177	11.7 ± 7.0	31	45.2 ± 52.8	310
15	湯泊	117	68.9 ± 4.4	8	0	2	2	2	194	8.4 ± 3.8	20	36.4 ± 35.5	250
16	栗生	92	53.3 ± 3.7	4	0	1	3	5	144	8.8 ± 4.6	20	42.4 ± 47.9	380
17	川原	41	21.1 ± 2.7	3	0	0	0	0	132	8.4 ± 3.2	15	61.0 ± 41.1	172
18	川原	44	23.1 ± 4.9	0	0	0	0	1	199	7.6 ± 3.2	18	38.5 ± 43.4	472
19	川原	45	25.9 ± 2.3	3	0	0	0	1	97	8.1 ± 3.7	16	48.7 ± 43.2	250
20	半山	52	21.1 ± 4.3	1	0	0	0	1	195	9.1 ± 3.9	20	36.5 ± 31.9	230
21	半山	48	22.7 ± 2.6	0	0	0	0	1	182	8.4 ± 4.0	22	36.4 ± 31.0	164
22	半山	66	32.9 ± 6.8	0	0	0	1	2	113	8.5 ± 4.3	22	40.5 ± 37.3	220

かった. 一方, CRに区分されていてもヤクムヨウラン *Lecanorchis nigricans* とミドリムヨウラン *L. virella* は複数地域で確認された.

2. 群集構造と環境要因

NMDS を用いて地点間の群集構造の類似性を二次元平面上にプロットした (図4). その結果, 各調査地点の植物群集は, 第一軸により大きく西部世界遺産地域とそれ以外に分かれて配置された. 西部世界遺産地域の中では, 植生区分がハドノキーウラジロエノキ群落(二次林)である地点17 (川原) と, タブノキ群落またはシカシ二次林であるそれ以外に大別された. 解析に用いた環境要因のうち, 河川からの距離, 海岸からの距離, 年間降水量, シカの推

定生息密度は群集構造と有意な相関を示した (Mantel test, 河川からの距離: $r = 0.548$, $P < 0.001$, 海岸からの距離: $r = 0.415$, $P < 0.001$, 年間降水量: $r = 0.309$, $P = 0.002$, シカ生息密度: $r = 0.626$, $P < 0.001$, 図4). この結果から, 第一軸によりほかの群集から分けられた西部世界遺産地域の群集構造には, 環境要因として高いシカの生息密度と, 低降水量や河川からの距離に由来する乾燥, 海からの近さが影響することが示唆された.

3. 調査地概況

1) 永田地域

河川とスギ人工林に挟まれた急斜面に照葉樹自然林が残る. 記録された104種のうち, レッ

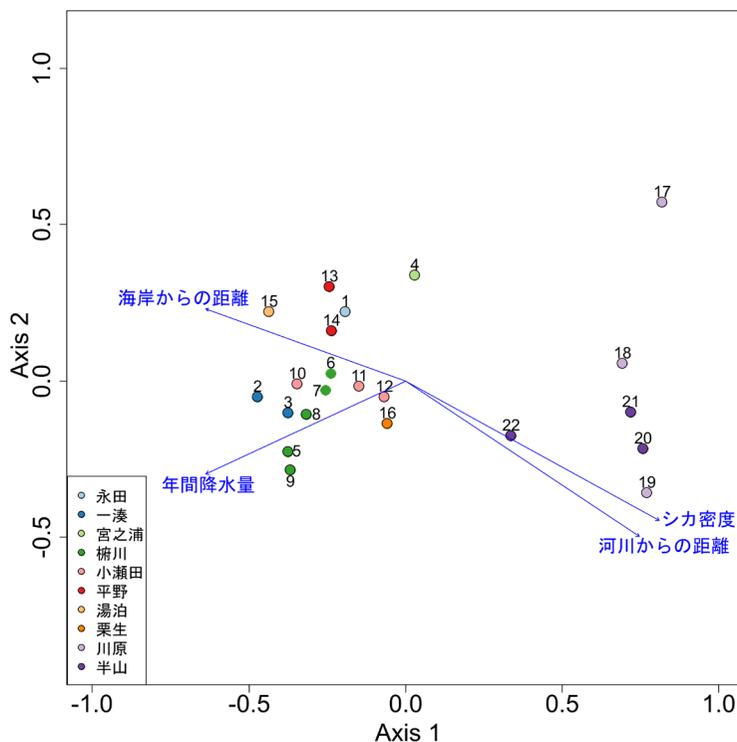


図4 NMDS を用いた植物群集の空間配置および環境要因との相関。図中の数字は調査地点を示す。矢印は5%水準で群集構造と有意な相関を示した環境要因の影響を示す。矢印の向きと相対的な長さが、それぞれ座標上の値と各環境要因が最も強く相関する方向、相関の大きさを表す。

ドリスト記載種は7種だった(表3)。菌従属栄養植物はミドリムヨウラン(CR)とウスギムヨウラン *L. kiusiana* (NT) がそれぞれ1区画で確認された。

2) 一湊地域

調査地より低い標高160m以下の林地はほぼスギ人工林となっており、河畔に若齢の照葉樹林はごくわずかに残されているのみだった(九州森林管理局2016)。植生調査を行った地点2, 3も、照葉樹林として残っているのは、それぞれ河川から約20m, 130mの範囲であった。ただし、地点および100m²あたり出現種数はともに本研究による調査地点の中で最も多かった(表3)。2つの調査地点で確認できたレッドリスト記載種は合計25種であり、そのうちENに分類される2種は一湊地域でしか確認できな

かった。菌従属栄養植物は4種がみられた。特に、地点3では菌従属栄養植物の頻度が高く、種毎の出現区画数の和は15区画であった(図5)。

3) 宮之浦地域

宮之浦地域は比較的内陸まで低標高域が続くため、河川沿いの大部分がスギ人工林として利用されている(九州森林管理局2016)。調査地点も、河岸とスギ人工林の間に幅約100mの範囲で残されている照葉樹林である。

出現種数は63種と、西部の5地点に次いで少なく、確認できたレッドリスト記載種も3種だった(表3)。高木はアカシデ *Carpinus laxiflora* が優占する点で、他の地点とは異なる。生活型では林床型が種数・頻度ともに乏しく、それぞれ13種, 39区画であった(図5)。菌従

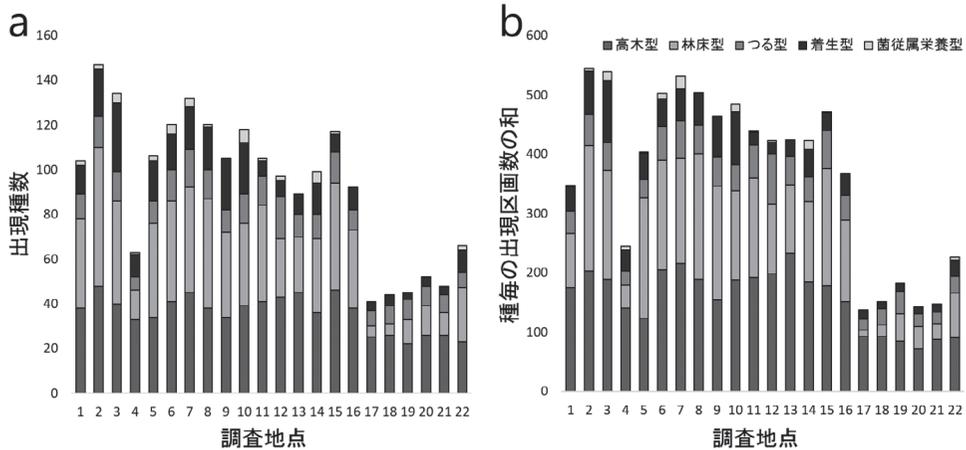


図5 調査地点における生活型毎の出現種数 (a) および頻度 (b)

属栄養植物はシロシャクジョウ *Burmannia cryptopetala* が6区画で確認された。

4) 楠川地域

尾根部はスギ人工林となっているものの、河岸から約100mの範囲で、海岸近くまで自然林が残されていた。しかし、隣接するスギ人工林の一部では皆伐が行われており、それに伴う乾燥化などの環境変化が懸念される。

地点当たりの出現種数は 116.6 ± 11.1 種 (平均 \pm SD) であり、31種のレッドリスト記載種が確認された (表3)。このうち4種は、楠川地域でしか確認できなかった。このほか菌従属栄養植物が豊富にみられ、*Gastrodia* 属や *Lecanorchis* 属を中心に、地点当たり最大4種、楠川地域で合計6種が確認された。地点7は菌従属栄養植物の頻度が調査地点中で最も高く、種毎の出現区画数の和は21区画であった (図5)。

5) 小瀬田地域

愛子岳の東側斜面から女川に至る地域が帯状に世界遺産地域として保全されており、林齢の古い照葉樹林が残されている。地点当たりの出現種数は 106.7 ± 8.1 種であり、25種のレッドリスト記載種が確認された (表3)。このうち、

CRの1種を含む3種は、小瀬田地域でしか確認できなかった。菌従属栄養植物が豊富にみられ、地点10, 12がそれぞれ6, 7種、小瀬田地域で合計8種が確認された。中でも *Lecanorchis* 属は4種が分布していた。

6) 平野地域

人工林と河川の間には照葉樹二次林が残る。地点当たりの出現種数は 95.0 ± 5.0 種であり、11種のレッドリスト記載種が確認された (表3)。このうち、CR1種を含む3種は、平野地域でしか確認できなかった。菌従属栄養植物は、林齢の若い地点13では確認できなかったものの、林齢の高い地点14では *Lecanorchis* 属3種を含む5種が見られた。

7) 湯泊地域

河川に沿って照葉樹林が残るが、照葉樹林の中を河川と平行に水路が通っており、必ずしも連続した森林とはなっていない。117種が記録され、そのうちレッドリスト記載種は、EN, VU, NTが2種ずつの計6種だった (表3)。他の地点では確認できなかったENの1種が、湯泊では3区画で見られた。従属栄養植物はギンリョウソウ *Monotropastrum humile* が確認された。

8) 栗生地域

調査地点は、林道と河川の間に約 40 m の範囲で残る照葉樹林であり、かつては薪炭林として利用されていた。92 種が記録され、レッドリスト記載種は 9 種だった (表 3)。このうち、NT の 1 種は、栗生の 1 区画でのみ記録された。

9) 川原地域

世界遺産地域に指定されており、広範囲に照葉樹林が残されている。調査地域の中では、出現種数・頻度が最も低く、それぞれ 43.3 ± 2.1 種、 156.7 ± 23.0 区画であった。林床植生も最も乏しく、出現種数・頻度それぞれ 7.0 ± 2.1 種、 25.0 ± 23.0 区画であった (図 5)。レッドリスト記載種は 1 種 (NT) が、地点 18, 19 で確認された。

10) 半山地域

世界遺産地域に指定されており、広範囲に照葉樹林が残されている。調査地域の中では、出現種数・頻度が川原地域に次いで低く、それぞれ 55.3 ± 9.5 種、 171.7 ± 47.1 区画であった。林床植生も川原地域同様乏しく、出現種数・頻度それぞれ 15.7 ± 9.5 種、 46.0 ± 25.6 区画であった (図 5)。レッドリスト記載種は 3 種が確認された。

IV. 考察

本研究では、 100×5 m のベルトトランセクト 22 地点、合計 $11,000 \text{ m}^2$ を対象とした植生調査を行い、合計 289 種、 100 m^2 あたり平均 61.5 種を記録した。九州本土以北を対象とした文献調査により、照葉樹林構成種は全国で 479 種、鹿児島県では 393 種が選定されている (服部ほか 2001)。服部ほか (2001) の調査地域に屋久島は含まれていない上、本研究による出現種がすべてこの照葉樹林構成種に該当するわけではないため、単純に種数を比較することはできない。それでも、およそ標高 600 m まで照葉樹林

が広がる屋久島において、標高 300 m 以下だけで少なくとも 289 種が分布することは、屋久島の低地照葉樹林が多様であることを裏付けとなるだろう。他地域においても、標高 300 m 以下の低地照葉樹林を対象とした植生調査が行われている。兵庫県南東部の 119 種 (調査面積 $12,375 \text{ m}^2$) や宮崎県中部の 177 種、南部九州の 33.1 ~ 55.0 種 (100 m^2 あたり) などの先行研究がある (石田ほか 1998, 服部・石田 2000, 服部ほか 2003)。本研究で記録された植物種は、これらと比較しても非常に多い。また、屋久島でも低地照葉樹林の植生調査が行われており、 100 m^2 あたりの種数が照葉原生林では 54.6 種、照葉二次林では 40.5 種、あるいは群落区分によって 25.2 ~ 59.9 種との報告がある (服部ほか 2009, 黒田ほか 2015)。一湊地域や榑川地域は、これらの報告と比較して出現種数が多い傾向にある。

本研究では、菌従属栄養植物の検出にも重点を置いた。菌従属栄養植物は菌根菌に寄生するため、その生育には土壤細菌ネットワークとその宿主となる樹木の両方が必要である。この点から、菌従属栄養植物の存在は森林の豊かな生物多様性を示す指標のひとつになる。その反面、菌従属栄養植物は体サイズの小さく、開花・結実期しか地上部にあらわれない種が多い。このため発見自体が困難である。本研究では、菌従属栄養植物をなるべく見落とさないよう、調査時期を選択し、地点によっては追加調査を行ったが、調査が不十分な地点もあり、今後も継続調査を続ける必要があるだろう。

種多様性の高さとは対照的に、低地照葉樹林は限られた範囲にしか残されていない。そのため、調査地点の条件に合致した場所も限られていた。残された照葉樹林の多くはスギ人工林に隣接している。スギ人工林と隣接した照葉樹林では、人工林での施業内容によって環境が変化

しうる。中でも皆伐は、萌芽能力の低い種や耐陰性が低く湿った環境を好む種の減少を招く (Ishida et al. 2005a, Ishida et al. 2005b)。一方で、スギ人工林自体は、常緑高木、常緑低木、着生シダが貧弱で欠落傾向にあるものの、地上生シダが豊富な傾向にある (黒田ほか 2015)。スギ人工林における照葉樹林構成種の定着は照葉樹林との距離に依存する (Ito et al. 2006, Yamagawa et al. 2007)。このような背景から、照葉樹林に隣接するスギ人工林もバッファとして保全する、あるいは抜き切りなどにより、照葉樹林への更新を促進していくことが効果的と考えられる。林業の採算性が悪化している今日、人工林を地域環境にあった自然林に誘導することで、森林の持つ生態系機能を持続的に発揮できるようにするような森林管理が求められている。

断片化しながらも高い多様性を示す非保全地域に対して、西部の世界遺産地域では低頻度の着生植物と林床植生の顕著な衰退が示された。西部の植物群集には、環境要因として高いシカ密度や東部地域と比較して乾燥した環境、海からの近さが影響することが示唆された。着生植物の少なさは、主に乾燥によるものであると考えられる。一方で、林床植生の衰退に関しては高いシカ密度と密接な関係があるだろう。調査を行った川原・半山地域とも防鹿柵が 2009 年に設置された。定期的なモニタリング調査により、設置から 3 年間で防鹿柵内の草本層は種数・植被率とも大幅に増加し、これまで確認されていなかったシカの嗜好性の高い絶滅危惧種が出現したことが報告されている (寺田ほか 2013)。西部では、シカが不嗜好とされる植物に対してもシカの採食がみられ (寺田ほか 2013)、さらには食物のおよそ半分が落ち葉であるとの報告もある (Agetsuma et al. 2011)。こうした林床植生の衰退やリター層の減少は、土壌浸食を招くと考えられ、実際根上がりした樹木も多くみら

れる。このような背景から、適切なシカの個体数管理が望まれる。

本研究により、屋久島の低地照葉樹林は非常に高い生物多様性を有していることが明らかとなった。その反面、林業等、人間活動による自然林面積の減少や断片化、シカの過密化などの危機に直面している。絶滅危惧種・希少種の分布は島内各地に分散していた。このことから、特定の地域を保全するだけでは不十分であり、地域を限定することなく、絶滅危惧種や希少種の分布情報に基づいて、それぞれの種に配慮する森林管理が望まれる。

文献

- Agetsuma, N., Agetsuma-Yanagihara, Y. and Hino, T. 2011. Food habits of Japanese deer in an evergreen forest: Litter-feeding deer. *Mammalian Biology* 76: 201-207.
- 服部 保・石田弘明 2000. 宮崎県中部における照葉樹林の樹林面積と種多様性、種組成の関係。日本生態学会誌 50 : 221-234.
- 服部 保・石田弘明・小館誓治・南山典子 2001. 照葉樹林フロラの特徴と絶滅のおそれのある照葉樹林構成種の現状。ランドスケープ研究 65 : 609-614.
- 服部 保・南山典子・石田弘明・橋本佳延 2003. 九州における照葉樹林の種多様性。人と自然 14 : 11-19.
- 服部 保・南山典子・石田弘明・橋本佳延 2009. 鹿児島県屋久島における照葉樹林の種組成および種多様性。人と自然 20 : 1-14.
- Ishida, H., Hattori, T. and Hashimoto, Y. 2005a. Comparison of species composition and richness among primeval, natural, and secondary lucidophyllous forests in southeastern Kyushu, Japan. *Vegetation Science* 22: 71-86.
- Ishida, H., Hattori, T. and Takeda, Y. 2005b. Comparison of species composition and richness among primeval, natural, and secondary lucidophyllous forests on Tsushima Island, Japan. *Vegetation Science* 22: 1-14.
- 石田弘明・服部 保・武田義明・小館誓治 1998. 兵庫県南東部における照葉樹林の樹林面積と種多様性、種組成の関係。日本生態学会誌 48 : 1-16.
- Ito, S., Ishigami, S., Mitsuda, Y. and Buckley, G.P. 2006.

- Factors affecting the occurrence of woody plants in understory of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations in a warm-temperate region in Japan. *Journal of Forest Research* 11: 243-251.
- 鹿児島県自然保護課 2016. 鹿児島県のヤクシカ対策について (平成 27 年度第 2 回特定鳥獣保護管理検討委員会及び屋久島世界遺産地域科学委員会ヤクシカワーキンググループ合同会議 資料 4-②) <http://www.rinya.maff.go.jp/kyusyu/fukyu/shika/pdf/siryou4-2.pdf> (2017.10.25 閲覧)
- 環境省生物多様性センター 2016. 1/25,000 植生図 GIS データ. <http://gis.biodic.go.jp/webgis/sc-006.html> (2016.12.27 閲覧)
- 黒田有寿茂・石田弘明・岩切康二・福井 聡・服部保 2015. 屋久島低地部のスギ人工林, 照葉二次林, 照葉原生林における種組成および種多様性の比較. *植生学会誌* 32 : 95-116.
- 九州森林管理局 2016. 「熊毛森林計画区 第 5 次国有林野施業実施計画図 (平成 27 年度策定)」
- Miettinen, J., Shi, C. and Liew., S.C. 2011. Deforestation rates in insular Southeast Asia between 2000 and 2010. *Global Change Biology* 17: 2261-2270.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. and Wagner, H. 2017. Package 'vegan'.
- 小野田雄介・矢原徹一 2015. ヒトとシカの時間: 屋久島の生態系とシカ個体群変遷. 宮下直・西廣淳編「保全生態学の挑戦: 空間と時間のとらえ方」東京大学出版会: 126-149.
- R Core Team 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Suetsugu, K. 2015. First Record of the Mycoheterotrophic Orchid *Gastrodia uraiensis* (Orchidaceae) from Yakushima Island, Japan. *Acta Phytotaxonomica et Geobotanica* 66: 193-196.
- Suetsugu, K. 2016. A New Color Variant of the Mycoheterotrophic Orchid *Gastrodia fontinalis* from Takeshima Island, Japan. *Acta Phytotaxonomica et Geobotanica* 67: 55-59.
- Suetsugu, K., and H. Fukunaga 2016. *Lecanorchis tabugawaensis* (Orchidaceae, Vanilloideae), a new mycoheterotrophic plant from Yakushima Island, Japan. *PhytoKeys* 73: 125-135.
- 寺田仁志・手塚賢至・荒田洋一 2013. 世界自然遺産登録地屋久島西部地区でのシカによる生態系被害回復モニタリング: 防鹿ネット柵設置後 3 年間の植生の変化. *Nature of Kagoshima* 39 : 167-176.
- 辻野 亮 2014. 屋久島におけるヤクシカの個体群動態と人為的攪乱の歴史とのかかわり. 奈良教育大学自然環境教育センター紀要 15: 15-26.
- 矢原徹一 2006. シカの増加と野生植物の絶滅リスク. 湯本貴和・松田裕之編「世界遺産をシカが喰う シカと森の生態学」文一総合出版: 168-187.
- Yamagawa, H., Ito, S. and Nakao, T. 2007. Edge effects from a natural evergreen broadleaved forest patch on advanced regeneration and natural forest recovery after clear-cutting of a sugi (*Cryptomeria japonica*) plantation. *Japanese Journal of Forest Environment* 49: 111-122.

Species richness of the lowland lucidophyllous forests in Yakushima Island

HIROTA Shun, FUSE Kengo, TETSUKA Kenshi, TETSUKA Tatsuko,
YAMASHITA Hiroaki and SAITO Toshihiro

Lowland natural forests were reduced and fragmented by human activity even in Yakushima Island. To analyze the species richness of the lowland lucidophyllous forests in Yakushima Island, we placed 22 uniform plots (5 × 100 m) in 10 regions, and then recorded the occurrences of the vascular plants. 289 species (93 genera, 44 families) including 44 species on the Red List were recorded. The average number of species per 100 m² was 52.8, indicating high species richness in the lowland lucidophyllous forests of Yakushima Island. However, the vegetation of the ground layer in the Western World Natural Heritage Region notably declined. It was suggested that the plant community structure was influenced by deer density, annual rainfall, and distances from river and from coast. High deer densities are considered to be one of the main factors of the decline of the ground-layer vegetation. Forest management should be taken into consideration each species based on the species distributions and environmental factors because the endangered species are distributed in several regions.

Keywords: Species richness, Endangered species, Community structure, Vascular plants, Belt transect

表2 植生調査により分布が確認された維管束植物

種名		出現数			環境省 レッドリスト
		地域	地点	区画	
マツ科 Pinaceae					
クロマツ	<i>Pinus thunbergii</i> Parl.	1	1	1	
ヒノキ科 Cupressaceae					
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i> (L.f.) D.Don	1	2	3	
マキ科 Podocarpaceae					
ナギ	<i>Nageia nagi</i> (Thunb.) Kuntze	8	14	42	
マツブサ科 Schisandraceae					
シキミ	<i>Illicium anisatum</i> L. var. <i>anisatum</i>	4	10	60	
サネカズラ	<i>Kadsura japonica</i> (L.) Dunal	9	18	48	
センリョウ科 Chloranthaceae					
センリョウ	<i>Sarcandra glabra</i> (Thunb.) Nakai	10	21	148	
コショウ科 Piperaceae					
フウトウカズラ	<i>Piper kadsura</i> (Choisy) Ohwi	7	14	47	
ウマノスズクサ科 Aristolochiaceae					
ウマノスズクサ	<i>Aristolochia debilis</i> Siebold et Zucc.	1	1	1	
クワイバカンアオイ	<i>Asarum kumageanum</i> Masam. var. <i>kumageanum</i>	2	6	23	VU
モクレン科 Magnoliaceae					
オガタモノキ	<i>Magnolia compressa</i> Maxim.	2	2	2	
クスノキ科 Lauraceae					
バリバリノキ	<i>Actinodaphne acuminata</i> (Blume) Meisn.	10	22	169	
クスノキ	<i>Cinnamomum camphora</i> (L.) J.Presl	4	5	7	
ヤブニツケイ	<i>Cinnamomum yabunikkei</i> H.Ohba	8	16	84	
アオモジ	<i>Litsea cubeba</i> (Lour.) Pers.	4	6	21	
ホソバタブ	<i>Machilus japonica</i> Siebold et Zucc.	10	19	55	
タブノキ	<i>Machilus thunbergii</i> Siebold et Zucc.	9	16	42	
イヌガシ	<i>Neolitsea aciculata</i> (Blume) Koidz.	10	20	97	
シロダモ	<i>Neolitsea sericea</i> (Blume) Koidz. var. <i>sericea</i>	8	15	45	
サトイモ科 Araceae					
クワズイモ	<i>Alocasia odora</i> (Lodd.) Spach	4	6	15	
マムシグサ	<i>Arisaema japonicum</i> Blume	6	8	26	
ナンゴクウラシマソウ	<i>Arisaema thunbergii</i> Blume subsp. <i>thunbergii</i>	4	7	19	
ヒナノシャクジョウ科 Burmanniaceae					
シロシャクジョウ	<i>Burmannia cryptopetala</i> Makino	3	4	12	
ルリシャクジョウ	<i>Burmannia itoana</i> Makino	1	1	1	
ヤマノイモ科 Dioscoreaceae					
ヤマノイモ	<i>Dioscorea japonica</i> Thunb.	4	6	11	
ホンゴウソウ科 Triuridaceae					
ホンゴウソウ	<i>Sciaphila nana</i> Blume	2	2	5	VU
シオデ科 Smilacaceae					
サツマサンキライ	<i>Smilax bracteata</i> C.Presl var. <i>bracteata</i>	5	9	21	
サルトリイバラ	<i>Smilax china</i> L. var. <i>china</i>	2	2	2	
ラン科 Orchidaceae					
タネガシマムヨウラン	<i>Aphyllorchis montana</i> Rchb.f.	2	2	2	EN
ヤクシマラン	<i>Apostasia wallichii</i> R.Br. var. <i>nipponica</i> (Masam.) Masam.	4	7	13	EN
マメツタラン	<i>Bulbophyllum drymoglossum</i> Maxim. ex Okubo	3	5	9	NT
ミヤマムギラン	<i>Bulbophyllum japonicum</i> (Makino) Makino	5	9	27	NT
ダルマエビネ	<i>Calanthe alismifolia</i> Lindl.	1	1	1	VU
ツルラン	<i>Calanthe triplicata</i> (Willem.) Ames	6	7	15	VU
トクサラン	<i>Cephalantheropsis gracilis</i> (Lindl.) S.Y.Hu	5	11	46	NT
オサラン	<i>Conchidium japonicum</i> (Maxim.) S.C.Chen et J.J.Wood	3	3	5	VU
カンラン	<i>Cymbidium kanran</i> Makino	1	1	2	EN
ナギラン	<i>Cymbidium nagifolium</i> Masam.	6	7	13	VU
キバナノセッコク	<i>Dendrobium catenatum</i> Lindl.	5	6	11	EN
セッコク	<i>Dendrobium moniliforme</i> (L.) Sw.	1	2	3	
タケシマヤツシロラン	<i>Gastrodia takeshimensis</i> Suetsugu	3	5	24	
タブガワヤツシロラン	<i>Gastrodia uraiensis</i> T.C.Hsu et C.M.Kuo	3	4	12	
アケボノシュスラン	<i>Goodyera foliosa</i> (Lindl.) Benth. ex C.B.Clarke var. <i>maximowicziana</i> (Makino) F.Maek.	2	3	8	
ヤクシマシュスラン	<i>Goodyera hachijoensis</i> Yatabe var. <i>yakushimensis</i> (Nakai) Ohwi	3	3	7	
シマシュスラン	<i>Goodyera viridiflora</i> (Blume) Blume	4	4	5	VU
ヤクシマヒメアリドオシラ	<i>Kuhlhasseltia yakushimensis</i> (Yamam.) Ormerod	5	7	13	NT
ウスギムヨウラン	<i>Lecanorchis kiusiana</i> Tuyama	4	6	15	NT
ヤクムヨウラン	<i>Lecanorchis nigricans</i> Honda var. <i>yakusimensis</i> T.Hashim.	2	2	3	CR
タブガワムヨウラン	<i>Lecanorchis tabugawaensis</i> Suetsugu & Fukunaga	1	1	2	
アワムヨウラン	<i>Lecanorchis trachycaula</i> Ohwi	1	1	3	CR
ミドリムヨウラン	<i>Lecanorchis virella</i> T.Hashim.	4	6	12	CR
チケイラン	<i>Liparis bootanensis</i> Griff.	3	4	8	VU
ユウコクラン	<i>Liparis formosana</i> Rchb.f. var. <i>formosana</i>	4	5	20	
ポウラン	<i>Luisia teres</i> (Thunb.) Blume	1	1	1	NT
フウラン	<i>Neofinetia falcata</i> (Thunb.) Hu	3	3	5	VU
ヒメフタバラン	<i>Neottia japonica</i> (Blume) Szlach.	3	4	8	
オオバヨウクララン	<i>Oberonia makinoidi</i> Masam.	1	1	1	CR
ヤクシマアカシュスラン	<i>Rhomboda yakusimensis</i> (Masam.) Ormerod	2	2	2	VU
ナゴラン	<i>Sedirea japonica</i> (Linden. et Rchb.f.) Garay et H.R.Sweet	1	1	3	EN
ヒメトケラン	<i>Tainia laxiflora</i> Makino	3	6	9	VU
カゲロウラン	<i>Zeuxine agyokuana</i> Fukuy.	1	1	1	NT

クサスギカズラ科 Asparagaceae				
ノシラン	<i>Ophiopogon jaburan</i> (Siebold) Lodd.	1	2	10
ショウガ科 Zingiberaceae				
アオノクマタケラン	<i>Alpinia intermedia</i> Gagnep.	6	10	42
カヤツリグサ科 Cyperaceae				
スゲsp.	<i>Carex</i> sp.	1	1	2
ナキリスゲsp	<i>Carex</i> sp.	1	1	2
イネ科 Poaceae/Gramineae				
ササクサ	<i>Lophatherum gracile</i> Brongn.	1	1	1
チヂミザサ	<i>Oplismenus undulatifolius</i> (Ard.) Roem. et Schult. var. <i>undulatifolius</i>	2	2	3
ツツラフジ科 Menispermaceae				
ハスノハカズラ	<i>Stephania japonica</i> (Thunb.) Miers	6	11	22
アワブキ科 Sabiaceae				
ヤマビワ	<i>Meliosma rigida</i> Siebold et Zucc.	8	16	125
ヤマモガシ科 Proteaceae				
ヤマモガシ	<i>Helicia cochinchinensis</i> Lour.	9	17	60
マンサク科 Hamamelidaceae				
イスノキ	<i>Distylium racemosum</i> Siebold et Zucc.	10	20	144
ユズリハ科 Daphniphyllaceae				
ユズリハ	<i>Daphniphyllum macropodum</i> Miq. subsp. <i>macropodum</i>	1	1	2
ヒメユズリハ	<i>Daphniphyllum teijsmannii</i> Zoll. ex Kurz var. <i>teijsmannii</i>	10	21	134
ブドウ科 Vitaceae				
ウドカズラ	<i>Ampelopsis cantoniensis</i> (Hook. et Arn.) Planch. var. <i>leoides</i> (Maxim.) F.Y.Lu	5	5	16
ノブドウ	<i>Ampelopsis glandulosa</i> (Wall.) Momiy. var. <i>heterophylla</i> (Thunb.) Momiy.	1	1	2
ツタ	<i>Parthenocissus tricuspidata</i> (Siebold et Zucc.) Planch.	7	12	34
サンカクヅル	<i>Vitis flexuosa</i> Thunb. var. <i>flexuosa</i>	2	2	5
バラ科 Rosaceae				
ヤマザクラ	<i>Prunus jamasakura</i> Siebold ex Koidz. var. <i>jamasakura</i>	1	1	1
ハクチノキ	<i>Prunus zippeliana</i> Miq.	1	1	1
シャリンバイ	<i>Rhaphiolepis indica</i> (L.) Lindl. var. <i>umbellata</i> (Thunb.) H. Ohashi	2	4	14
オオバライチゴ	<i>Rubus croceacanthus</i> H.Lév.	1	2	2
リュウキュウイチゴ	<i>Rubus grayanus</i> Maxim. var. <i>grayanus</i>	1	1	1
ヒメバライチゴ	<i>Rubus minusculus</i> H.Lév. et Vaniot	1	1	2
ホウロクイチゴ	<i>Rubus sieboldii</i> Blume	8	15	22
グミ科 Elaeagnaceae				
ツルグミ	<i>Elaeagnus glabra</i> Thunb. var. <i>glabra</i>	8	14	43
ナワシログミ	<i>Elaeagnus pungens</i> Thunb.	1	1	1
クワ科 Moraceae				
イヌビワ	<i>Ficus erecta</i> Thunb. var. <i>erecta</i>	7	12	24
イタビカズラ	<i>Ficus nipponica</i> Franch. et Sav.	10	15	32
オオイタビ	<i>Ficus pumila</i> L.	1	2	6
アコウ	<i>Ficus subpisocarpa</i> Gagnep.	4	5	5
ヒメイタビ	<i>Ficus thunbergii</i> Maxim.	9	21	84
イラクサ科 Urticaceae				
ナガバヤブマオ	<i>Boehmeria sieboldiana</i> Blume	1	1	1
ハドノキ	<i>Oreocnide pedunculata</i> (Shirai) Masam.	1	1	4
サンショウソウ	<i>Pellionia minima</i> Makino	6	10	37
キミス	<i>Pellionia scabra</i> Benth.	3	4	12
ブナ科 Fagaceae				
スタジイ	<i>Castanopsis sieboldii</i> (Makino) Hatus. ex T.Y. amaz. et Mashiba subsp. <i>sieboldii</i>	9	17	99
マテバシイ	<i>Lithocarpus edulis</i> (Makino) Nakai	9	19	71
ウバメガシ	<i>Quercus phillyreoides</i> A.Gray	1	1	2
ウラジロガシ	<i>Quercus salicina</i> Blume	10	22	77
ヤマモモ科 Myricaceae				
ヤマモモ	<i>Myrica rubra</i> Siebold et Zucc.	7	8	17
カバノキ科 Betulaceae				
アカシデ	<i>Carpinus laxiflora</i> (Siebold et Zucc.) Blume	1	1	10
ウリ科 Cucurbitaceae				
カラスウリ	<i>Trichosanthes cucumeroides</i> (Ser.) Maxim. ex Franch. et Sav.	1	1	2
ニシキギ科 Celastraceae				
モクレイシ	<i>Microtropis japonica</i> (Franch. et Sav.) Hallier f. var. <i>japonica</i>	1	2	2
ホルトノキ科 Elaeocarpaceae				
コバンモチ	<i>Elaeocarpus japonicus</i> Siebold et Zucc.	8	13	23
ホルトノキ	<i>Elaeocarpus zollingeri</i> K.Koch var. <i>zollingeri</i>	8	12	31
トウダイグサ科 Euphorbiaceae				
アカメガシワ	<i>Mallotus japonicus</i> (L.f.) Müll.Arg.	5	7	12
シラキ	<i>Neoshirakia japonica</i> (Siebold et Zucc.) Esser	1	3	9
アブラギリ	<i>Vernicia cordata</i> (Thunb.) Airy Shaw.	4	6	20
ミカンソウ科 Phyllanthaceae				
ヤマヒハツ	<i>Antidesma japonicum</i> Siebold et Zucc.	4	8	27
カンコノキ	<i>Phyllanthus sieboldianus</i> T. Kuros.	1	1	5
ヤナギ科 Salicaceae				
イイギリ	<i>Idesia polycarpa</i> Maxim.	1	1	1
ミソハギ科 Lythraceae				
シマサルスベリ	<i>Lagerstroemia subcostata</i> Koehne var. <i>subcostata</i>	3	5	9
フトモモ科 Myrtaceae				
アデク	<i>Syzygium buxifolium</i> Hook. et Arn.	9	16	103
フトモモ	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	1	1	1
ノボタン科 Melastomataceae				
ミヤマハシカンボク	<i>Blastus cochinchinensis</i> Lour.	1	1	3

NT

VU

ミツバウツギ科 Staphyleaceae					
ショウベンノキ	<i>Turpintia ternata</i> Nakai	5	7	12	
ウルシ科 Anacardiaceae					
ハゼノキ	<i>Toxicodendron succedaneum</i> (L.) Kuntze	6	10	29	
ムクロジ科 Sapindaceae					
ヤクシマオナガカエデ	<i>Acer morifolium</i> Koidz.	7	11	38	
ミカン科 Rutaceae					
ハマセندان	<i>Tetradium glabrifolium</i> (Champ. ex Benth.) T.G.Hartley var. <i>glaucum</i> (Miq.) T.Yamaz.	2	2	3	
カラスザンショウ	<i>Zanthoxylum ailanthoides</i> Siebold et Zucc. var. <i>ailanthoides</i>	4	5	8	
イヌザンショウ	<i>Zanthoxylum schinifolium</i> Siebold et Zucc. var. <i>schinifolium</i>	1	1	1	
ミカンsp.	<i>Citrus</i> sp.	1	1	1	
セندان科 Meliaceae					
セندان	<i>Melia azedarach</i> L. var. <i>azedarach</i>	2	3	4	
ツチトリモチ科 Balanophoraceae					
ツチトリモチ	<i>Balanophora japonica</i> Makino	1	1	2	
オオバヤドリギ科 Loranthaceae					
オオバヤドリギ	<i>Taxillus yadoriki</i> (Siebold ex Maxim.) Danser	5	8	12	
ナデシコ科 Caryophyllaceae					
ヤクシマサワハコベ	<i>Stellaria diversiflora</i> Maxim. var. <i>yakumontana</i> (Masam.) Masam.	1	1	1	EN
ミズキ科 Cornaceae					
クマノミズキ	<i>Cornus macrophylla</i> Wall.	2	2	2	
アジサイ科 Hydrangeaceae					
ヤクシマアジサイ	<i>Hydrangea grosseserrata</i> Engl.	7	14	89	
イワガラミ	<i>Schizophragma hydrangeoides</i> Siebold et Zucc. var. <i>hydrangeoides</i>	3	6	19	
サカキ科 Pentaphragmaceae					
サカキ	<i>Cleyera japonica</i> Thunb.	10	18	99	
ハマヒサカキ	<i>Eurya emarginata</i> (Thunb.) Makino var. <i>emarginata</i>	2	3	10	
ヒサカキ	<i>Eurya japonica</i> Thunb. var. <i>japonica</i>	10	22	132	
モッコク	<i>Ternstroemia gymnanthera</i> (Wight et Arn.) Bedd.	9	14	38	
カキノキ科 Ebenaceae					
リュウキュウマメガキ	<i>Diospyros japonica</i> Siebold et Zucc.	1	2	2	
トクワガキ	<i>Diospyros morristana</i> Hance	9	18	77	
サクラソウ科 Primulaceae					
マンリョウ	<i>Ardisia crenata</i> Sims	7	13	53	
ツルコウジ	<i>Ardisia pusilla</i> A.DC. var. <i>pusilla</i>	5	10	67	
シシアクチ	<i>Ardisia quinquegona</i> Blume	6	7	35	
モクダチバナ	<i>Ardisia sieboldii</i> Miq.	10	22	175	
モロコシソウ	<i>Lysimachia sikokiana</i> Miq.	6	7	12	
イズセンリョウ	<i>Maesa japonica</i> (Thunb.) Moritz et Zoll.	6	14	94	
シマイズセンリョウ	<i>Maesa montana</i> A.DC. var. <i>formosana</i> (Mez) T.Yamaz.	6	8	21	
タイミンタチバナ	<i>Myrsine seguinii</i> H.Lév.	10	22	162	
ツバキ科 Theaceae					
ヤブツバキ	<i>Camellia japonica</i> L.	10	21	141	
サザンカ	<i>Camellia sasanqua</i> Thunb.	8	17	108	
ヒメシャラ	<i>Stewartia monadelphica</i> Siebold et Zucc.	5	12	32	
ハイノキ科 Symplocaceae					
アオバノキ	<i>Symplocos cochinchinensis</i> (Lour.) S.Moore var. <i>cochinchinensis</i>	5	7	18	
ミミズバイ	<i>Symplocos glauca</i> (Thunb.) Koidz.	9	18	127	
クロキ	<i>Symplocos kuroki</i> Nagam.	7	16	42	
クロバイ	<i>Symplocos prunifolia</i> Siebold et Zucc. var. <i>prunifolia</i>	9	19	75	
オニクロキ	<i>Symplocos tanakae</i> Matsum.	2	4	27	
エゴノキ科 Styracaceae					
エゴノキ	<i>Styrax japonicus</i> Siebold et Zucc. var. <i>japonicus</i>	9	14	39	
マタタビ科 Actinidiaceae					
シマサルナシ	<i>Actinidia rufa</i> (Siebold et Zucc.) Planch. ex Miq.	4	4	7	
ヤッコソウ科 Mitrastemonaceae					
ヤッコソウ	<i>Mitrastemma yamamotoi</i> Makino	3	4	11	
ツツジ科 Ericaceae					
ギンリョウソウ	<i>Monotropastrum humile</i> (D.Don) H.Hara	3	3	7	
サツキ	<i>Rhododendron indicum</i> (L.) Sweet	1	1	1	
サクラツツジ	<i>Rhododendron tashiroi</i> Maxim. var. <i>tashiroi</i>	10	19	126	
シャシャンボ	<i>Vaccinium bracteatum</i> Thunb.	2	2	2	
アカネ科 Rubiaceae					
タニワタリノキ	<i>Adina pilulifera</i> (Lam.) Franch. ex Drake	1	1	6	
ミサオノキ	<i>Aidia henryi</i> (E.Pritz.) T.Yamaz.	3	4	10	
アリドオシ	<i>Damnanthus indicus</i> C.F.Gaertn. subsp. <i>indicus</i>	10	21	135	
シロミミズ	<i>Diplospora dubia</i> (Lindl.) Masam.	1	1	1	
クチナシ	<i>Gardenia jasminoides</i> Ellis	7	10	19	
マルバルリミノキ	<i>Lasianthus attenuatus</i> Jack	1	1	3	
ケシンテンルリミノキ	<i>Lasianthus curtisii</i> King et Gamble	2	4	25	
リュウキュウルリミノキ	<i>Lasianthus fordii</i> Hance	6	14	119	
ルリミノキ	<i>Lasianthus japonicus</i> Miq.	3	8	22	
ハナガサノキ	<i>Morinda umbellata</i> L. subsp. <i>obovata</i> Y.Z.Ruan	9	18	82	
サツマイナモリ	<i>Ophiorrhiza japonica</i> Blume var. <i>japonica</i>	5	10	35	
ヘクソカズラ	<i>Paederia foetida</i> L.	2	3	6	
ボチヨウジ	<i>Psychotria asiatica</i> L.	9	16	92	
シラタマカズラ	<i>Psychotria serpens</i> L.	10	22	180	
ギョクシンカ	<i>Tarenna kotoensis</i> (Hayata) Kaneh. et Sasaki var. <i>gyokushinkwa</i> (Ohwi) Masam.	1	1	5	
カギカズラ	<i>Uncaria rhynchophylla</i> (Miq.) Miq. var. <i>rhynchophylla</i>	1	1	3	
リンドウ科 Gentianaceae					
フデリンドウ	<i>Gentiana zollingeri</i> Fawe.	1	1	2	
キョウチクトウ科 Apocynaceae					
サカキカズラ	<i>Anodendron affine</i> (Hook. et Arn.) Druce	9	19	85	

サクララン	<i>Hoya carnos</i> (L.f.) R.Br.	10	17	80	
オキナワシタキヅル	<i>Jasminanthes mucronata</i> (Blanco) W.D.Stevens et P.T.Li	3	8	31	
キジョラン	<i>Marsdenia tomentosa</i> C.Morren et Decne.	1	2	3	
テイカカズラ	<i>Trachelospermum asiaticum</i> (Siebold et Zucc.) Nakai var. <i>asiaticum</i>	8	16	108	
ヒルガオ科 Convolvulaceae					
ホルトカズラ	<i>Erycibe henryi</i> Prain	7	13	35	
モクセイ科 Oleaceae					
ネズミモチ	<i>Ligustrum japonicum</i> Thunb. var. <i>japonicum</i>	6	8	15	
シマモクセイ	<i>Osmanthus insularis</i> Koidz. var. <i>insularis</i>	3	5	11	
イワタバコ科 Gesneriaceae					
シシラン	<i>Lysionotus pauciflorus</i> Maxim.	1	1	1	VU
タマザキヤマビワソウ	<i>Rhynchocheuchum discolor</i> (Maxim.) B.L.Burt var. <i>austrokiushiuense</i> (Ohwi) Ohwi	1	1	2	
シソ科 Lamiaceae/Labiatae					
オオムラサキシキブ	<i>Callicarpa japonica</i> Thunb. var. <i>luxurians</i> Rehder	3	3	5	
アマクサギ	<i>Clerodendrum trichotomum</i> Thunb. var. <i>fargesii</i> (Dode) Rehder	2	4	6	
ハマクサギ	<i>Premna microphylla</i> Turcz.	2	2	2	
アカボシタツナミソウ	<i>Scutellaria rubropunctata</i> Hayata var. <i>rubropunctata</i>	1	1	1	
モチノキ科 Aquifoliaceae					
ツゲモチ	<i>Ilex goshiensis</i> Hayata	7	12	32	
モチノキ	<i>Ilex integra</i> Thunb. var. <i>integra</i>	7	9	13	
リュウキュウモチ	<i>Ilex liukuensis</i> Loes.	7	11	36	
クロガネモチ	<i>Ilex rotunda</i> Thunb.	7	11	18	
キク科 Asteraceae/Compositae					
カンツウブキ	<i>Farfugium hiberniflorum</i> (Makino) Kitam.	1	1	1	
ツワブキ	<i>Farfugium japonicum</i> (L.) Kitam. var. <i>japonicum</i>	1	1	6	
レンブクソウ科 Adoxaceae					
サンゴジュ	<i>Viburnum odoratissimum</i> Ker Gawl. var. <i>awabuki</i> (K.Koch) Zabel	2	4	7	
スイカズラ科 Caprifoliaceae					
ハマニンドウ	<i>Lonicera affinis</i> Hook. et Arn.	7	13	35	
キダチニンドウ	<i>Lonicera hypoglauc</i> Miq.	3	3	4	
スイカズラ	<i>Lonicera japonica</i> Thunb.	1	1	1	
ウコギ科 Araliaceae					
カクレミノ	<i>Dendropanax trifidus</i> (Thunb.) Makino ex H.Hara	7	9	14	
キツタ	<i>Hedera rhombea</i> (Miq.) Bean	3	3	9	
フカノキ	<i>Schefflera heptaphylla</i> (L.) Frodin	10	22	133	
セリ科 Apiaceae/Umbelliferae					
ヒメウマノミツバ	<i>Sanicula lamelligera</i> Hance	1	1	1	
ヒカゲノカズラ科 Lycopodiaceae					
トウゲシバ	<i>Huperzia serrata</i> (Thunb.) Trevis.	2	2	3	
ナンカクラン	<i>Phlegmariurus hamiltonii</i> (Spreng.) A. et D.L.Öve	6	9	28	
ヨウラクヒバ	<i>Phlegmariurus phlegmaria</i> (L.) T.Sen et U.Sen	4	5	9	EN
ヒモラン	<i>Phlegmariurus sieboldii</i> (Miq.) Ching	2	2	3	EN
イワヒバ科 Selaginellaceae					
オニクラマゴケ	<i>Selaginella doederleinii</i> Hieron.	5	10	47	
カタヒバ	<i>Selaginella involvens</i> (Sw.) Spring	3	7	12	
マツバラ科 Psilotaceae					
マツバラ	<i>Psilotum nudum</i> (L.) P.Beauv.	5	8	9	NT
リュウビンタイ科 Marattiaceae					
リュウビンタイ	<i>Angiopteris lygodiiifolia</i> Rosenst.	6	10	38	
コケシノブ科 Hymenophyllaceae					
オニホラゴケ	<i>Abrodictyum obscurum</i> (Blume) Ebihara et K.Iwats. var. <i>obscurum</i>	3	6	19	
アオホラゴケ	<i>Crepidomanes latealatum</i> (Bosch) Copel.	5	5	9	
ウチワゴケ	<i>Crepidomanes minutum</i> (Blume) K.Iwats.	5	7	9	
コウヤコケシノブ	<i>Hymenophyllum barbatum</i> (Bosch) Baker	7	12	42	
ホソバコケシノブ	<i>Hymenophyllum polyanthos</i> (Sw.) Sw.	4	7	14	
リュウキュウコケシノブ	<i>Hymenophyllum riukuense</i> H.Christ	2	3	7	
ツルホラゴケ	<i>Vandenboschia auriculata</i> (Blume) Copel.	9	15	71	
ハイホラゴケ	<i>Vandenboschia kalamocarpa</i> (Hayata) Ebihara	2	4	4	
オオハイホラゴケ	<i>Vandenboschia striata</i> (D.Don) Ebihara	1	1	1	
ウラボシ科 Gleicheniaceae					
コシダ	<i>Dicranopteris linearis</i> (Burm.f.) Underw.	2	2	3	
ウラボシ	<i>Diplopterygium glaucum</i> (Houtt.) Nakai	1	1	3	
ヤブレガサウラボシ科 Dipteridaceae					
スジヒトツバ	<i>Cheiropleuria integrifolia</i> (D.C.Eaton ex Hook.) M.Kato, Y.Yatabe, Sahashi et N.Murak.	6	6	13	
キジノオシダ科 Plagiogyriaceae					
タカサゴキジノオ	<i>Plagiogyria adnata</i> (Blume) Bedd. var. <i>adnata</i>	3	9	56	
オオキジノオ	<i>Plagiogyria euphlebia</i> (Kunze) Mett.	3	5	13	
キジノオシダ	<i>Plagiogyria japonica</i> Nakai var. <i>japonica</i>	2	4	7	
ヘゴ科 Cyatheaceae					
チャボヘゴ	<i>Cyathea metteniana</i> (Hance) C.Chr. et Tardieu	1	1	1	
ヘゴ	<i>Cyathea spinulosa</i> Wall. ex Hook.	5	9	18	

ホングウシダ科 Lindsaeaceae			
エダウチホングウシダ	<i>Lindsaea chienii</i> Ching	9	16 80
サンカクホングウシダ	<i>Lindsaea javanensis</i> Blume	3	5 8
シンエダウチホングウシダ	<i>Lindsaea orbiculata</i> (Lam.) Mett. ex Kuhn var. <i>commixta</i> (Tagawa) K.U.Kramer	1	1 2
<i>Lindsaea</i> sp.	<i>Lindsaea</i> sp.	1	2 3
ホラシノブ	<i>Odontosoria chinensis</i> (L.) J.Sm.	3	3 3
ホングウシダ	<i>Osmolindsaea odorata</i> (Roxb.) Lehtonen et Christenh.	1	1 1
コバノイシカグマ科 Dennstaedtiaceae			
フモトシダ	<i>Microlepia marginata</i> (Panzer ex Houtt.) C.Chr.	1	1 1
イシカグマ	<i>Microlepia strigosa</i> (Thunb.) C.Presl	2	4 11
ウスバイシカグマ	<i>Microlepia substrigosa</i> Tagawa	3	4 7 NT
イノモトソウ科 Pteridaceae			
シシラン	<i>Haplopteris flexuosa</i> (Fée) E.H.Crane	6	12 43
アマモシシラン	<i>Haplopteris zosterifolia</i> (Willd.) E.H.Crane	1	1 1
ハチジョウシダ	<i>Pteris fauriei</i> Hieron.	2	2 4
ヒカゲアマクサシダ	<i>Pteris tokioi</i> Masam.	1	1 1 EN
チャセンシダ科 Aspleniaceae			
オオタニワタリ	<i>Asplenium antiquum</i> Makino	6	9 17 VU
シマオオタニワタリ	<i>Asplenium nidus</i> L.	1	1 3 NT
ヌリトラノオ	<i>Asplenium normale</i> D.Don	8	14 46
アオガネシダ	<i>Asplenium wilfordii</i> Mett. ex Kuhn	4	7 14
クルマシダ	<i>Asplenium wrightii</i> D.C.Eaton ex Hook.	1	1 2
ナンゴクホウビシダ	<i>Hymenasplenium murakami-hatanakae</i> Nakaïke	1	1 1
ヒメシダ科 Thelypteridaceae			
アミシダ	<i>Stegnogramma griffithii</i> (Hook.f. et Thomson) K.Iwats. var. <i>wilfordii</i> (Hook.) K.Iwats.	1	1 4
ミゾシダ	<i>Stegnogramma pozoi</i> (Lag.) K.Iwats. subsp. <i>mollissima</i> (Fisch. ex Kunze) K.Iwats.	5	7 18
コハシゴシダ	<i>Thelypteris angustifrons</i> (Miq.) Ching	5	7 18
ヒメハシゴシダ	<i>Thelypteris cystopteroides</i> (D.C.Eaton) Ching	1	1 1
ハシゴシダ	<i>Thelypteris glanduligera</i> (Kunze) Ching	4	4 6
コウモリシダ	<i>Thelypteris triphylla</i> (Sw.) K.Iwats. var. <i>triphylla</i>	1	1 4
シシガシラ科 Blechnaceae			
ホソバオオカグマ	<i>Woodwardia kempii</i> Copel.	2	3 8 NT
メシダ科 Athyriaceae			
ヘラシダ	<i>Deparia lancea</i> (Thunb.) Fraser-Jenk.	7	14 70
ナチシケシダ	<i>Deparia petersenii</i> (Kunze) M.Kato var. <i>petersenii</i>	3	3 5
イブダケキノボリシダ	<i>Diplazium crassiusculum</i> Tardieu ex Ching	1	1 2 NT
ヒロハノコギリシダ	<i>Diplazium dilatatum</i> Blume var. <i>dilatatum</i>	2	3 6
シマシロヤマシダ	<i>Diplazium doederleinii</i> (Luerss.) Makino	1	1 1
アツバキノボリシダ	<i>Diplazium donianum</i> (Mett.) Tardieu var. <i>aphanoneuron</i> (Ohwi) Tagawa	2	2 8
キノボリシダ	<i>Diplazium donianum</i> (Mett.) Tardieu var. <i>donianum</i>	2	4 11
ホソバノコギリシダ	<i>Diplazium fauriei</i> H.Christ	2	3 4
ヒロハミヤマノコギリシダ	<i>Diplazium griffithii</i> T.Moore	1	1 1
ミヤマノコギリシダ	<i>Diplazium mettenianum</i> (Miq.) C.Chr.	9	16 106
コウモウクジャク	<i>Diplazium virescens</i> Kunze var. <i>virescens</i>	3	3 5
オシダ科 Dryopteridaceae			
ヤクカナワラビ	<i>Arachniodes amabilis</i> (Blume) Tindale var. <i>yakushimensis</i> (H.Itô) Ohwi	6	13 70
ホソバカナワラビ	<i>Arachniodes exilis</i> (Hance) Ching	8	14 83
コバノカナワラビ	<i>Arachniodes sporadosora</i> (Kunze) Nakaïke	10	19 133
ヘツカシダ	<i>Bolbitis subcordata</i> (Copel.) Ching	4	5 12
カツモウイノデ	<i>Ctenitis subglandulosa</i> (Hance) Ching	8	16 75
タカサゴシダ	<i>Dryopteris formosana</i> (H.Christ) C.Chr.	4	6 13 NT
イヌタマシダ	<i>Dryopteris hayatae</i> Tagawa	5	8 13
ホコザキベニシダ	<i>Dryopteris koidzumiana</i> Tagawa	3	7 30
トウゴウシダ	<i>Dryopteris nipponensis</i> Koidz.	4	7 16
ヨゴレイタチシダ	<i>Dryopteris sordidipes</i> Tagawa	10	18 112
ナガバノイタチシダ	<i>Dryopteris sparsa</i> (Buch.-Ham. ex D.Don) Kuntze var. <i>sparsa</i>	4	9 21
アツイタ	<i>Elaphoglossum yoshinagae</i> (Yatabe) Makino	2	4 5 VU
タマシダ科 Nephrolepidaceae			
タマシダ	<i>Nephrolepis cordifolia</i> (L.) C.Presl	4	6 10
シノブ科 Davalliaceae			
シノブ	<i>Davallia mariesii</i> T.Moore ex Baker	2	5 8
キクシノブ	<i>Humata repens</i> (L.f.) Diels	1	1 3 VU
ウラボシ科 Polypodiaceae			
オオイワヒトデ	<i>Colysis decurrens</i> (Wall. ex Hook. et Grev.) Nakaïke	2	2 8
ヤリノホクリハラシ	<i>Colysis wrightii</i> (Hook.) Ching	1	1 1
タイワンアオネカズラ	<i>Goniophlebium formosanum</i> (Baker) Rödl.-Linder	3	7 20 EN
マメヅタ	<i>Lemmaphyllum microphyllum</i> C.Presl	10	22 160
ヌカボシクリハラシ	<i>Lepidomicrosorium superficiale</i> (Blume) Li Wang	3	5 16
ノキシノブ	<i>Lepisorus thunbergianus</i> (Kaulf.) Ching	10	21 97
イワヤナギシダ	<i>Loxogramme salicifolia</i> (Makino) Makino	1	1 3
ホコザキウラボシ	<i>Microsorium dilatatum</i> (Bedd.) Sledge	1	1 1
ヒトツバ	<i>Pyrrhosia lingua</i> (Thunb.) Farw.	10	21 83
ヒメタカノハウラボシ	<i>Selliguea yakushimensis</i> (Makino) Fraser-Jenk.	1	1 3

北海道のイワナ属は人工の魚止めとニジマスに 追いつめられているか

北教大 – 神戸大水環境チーム
今村彰生¹・源 利文²

既存の釣獲データに環境 DNA を追加して北海道の希少なイワナ属（オシヨロコマ、アメマス）の生息域とその季節移動を解明することを目指した。そのために、採水調査を実施し、上記 2 種および外来種であるニジマスの種特異的な環境 DNA 検出系を確立した。

オシヨロコマ個体群は、魚止めによって隔離された最上流域の生息地で維持されていた。夏季に下流域で検出されたことから、降河による分散の可能性が示唆された。しかし、検出は環境 DNA でも釣獲でも限定的であり、現存の生息地の希少性は高い。ニジマスは、魚止めによって遡上による生息地拡大が防がれている。ピウケナイ川流域ではオシヨロコマが同所的に生息しているが、釣獲データから、ニジマスに圧迫されている危惧がある。アメマスは生息地が限定的で、支流系 A の堰堤の間のみ生息していた。オサラッペ川流域では降河を経験した個体が釣獲されるが、下流域に限られる。降河/遡上の移動が人工の魚止めに阻害されている可能性が非常に高い。

総合して、希少な在来種であるオシヨロコマとアメマスの安定した生息地と季節移動が示された。魚止めは「ニジマス止め」であり、同時に移動分散を阻害している可能性が示唆された。魚止めを破壊すればよい訳ではなく、季節移動や遡上性の精密な調査に基づいた有効な保全策の早急な検討が必要である。

キーワード：アメマス、移動障壁、オシヨロコマ、環境 DNA、厳冬期調査、採水調査

1. 序論

サケ科イワナ属のオシヨロコマは、国内では降海しない陸封型が北海道にのみ分布する。一般に河川最上流域に生息し、オシヨロコマより下流には同属のエゾイワナが分布するとされている (Fausch et al 1994, Yamamoto et al 1999, Morita et al 2005, Koizumi et al 2006)。堰堤などの人工的な魚止めは、陸封魚や降海魚の季節移動の阻害や遺伝子交流の阻害によるメタ個体群の機能低下を引き起こす。また、外来種のニジマスの定着によって競争排除が発生していると言われている。

本研究は、環境 DNA 解析と助成以前より集積していた捕獲のデータを総合することで、河川の流程に沿ってオシヨロコマ、エゾイワナ、およびニジマスそれぞれの分布と季節移動を解明することを目指した。特に、通常の調査ではデータ収集が困難な冬季の分布情報を、環境 DNA により蓄積できると考えた。これはひいては、好適な越冬地、繁殖地、生息地の条件を解明し、在来イワナ属の保全に貢献することを目指した。

国内での分布が北海道に限られるオシヨロコマおよび同属のエゾイワナについては、生息地

1: 北海道教育大学旭川校 2: 神戸大学大学院人間発達環境学研究所
2018. 1. 5 受付 2018. 12. 20 公開

の分断によるメタ個体群の機能低下や外来種の侵入による個体群の絶滅可能性の増大が危惧される。地域個体群の現状を可能な限り広域に把握し、個体群存続可能性分析（PVA）などに発展させることも重要であり、基礎データの充実が望まれる（Morita et al 2000, Morita and Yamamoto 2002, Morita and Yokota 2002, Morita et al 2004）。

背景として、ここ数年、凍結されていた事業の再開など、ダム建設の増加傾向が挙げられる。在来サケ科魚類が多様で現存量も多い北海道にて、人工的な魚止めの影響や外来種であるニジマスの影響を定量化し、生息、繁殖、越冬に好適な環境条件について、急ぎ検討する必要がある。

ダムを始めとする人工の魚止めについては、移動障壁として捉えられてきた。これらの増加により、生息地の分断やメタ個体群の機能低下が引き起こされ、個体群の絶滅可能性の増大が危惧されている。このような指摘は従来からあるが、ダムや堰の完成から30年をかけて個体群の絶滅が進行するとの先行研究もあり、移動障壁の影響の定量評価や人為的に陸封された個体群の保全には長期的視野が重要である（Morita et al 2009）。

北海道のイワナ属2種（オシヨロコマおよびエゾイワナ）は放流由来の遺伝子を持たない可能性がある。これらはとくに「天然個体群」として区別され、地域固有の遺伝情報を保持した個体群として極めて貴重な存在である。しかし、魚止めと外来魚の複合によって、個体数の衰退傾向は加速している可能性がある。河川のサケ科魚類は、降海以外にも季節移動や増水による移動など、河川の流程または本流と支流を移動しているとされるが、北海道ではヒグマの影響で秋季の繁殖地や冬季の生息域に関する情報が不足している。一方、魚止めは外来魚の侵入を

食い止めるという対極の効果も持ちうる。北海道の在来サケ科は外来種ニジマスの分布拡大による競争排除の可能性が指摘されている（Taniguchi 2000, Morita et al 2004, Hasegawa et al 2004, Hasegawa et al 2006, Baxter et al 2007, Sahashi and Morita 2016）。2015年にニジマスは国の産業管理外来種に選定されたが、同年の北海道の指定外来生物への選定が見送られるなど、影響が北海道の地域社会からは過小評価されている。

申請者らの上川盆地での釣獲による予備調査によって、オシヨロコマが最上流域に1種で隔離されていること、さらにエゾイワナの生息エリアが著しく狭いことが判明しつつある。以上から、北海道の在来イワナ属2種の生息状況を詳細に調査する意義は大きいと考えられる。希少な在来のイワナ属群集について情報を蓄積し、生息地の分断や外来種からの影響の拡大を正確に評価し、さらに情報発信によって社会での位置づけを変えることが保全の成功の鍵を握っている。これは、PNF助成の理念に合うものだと考える。

II. 材料と方法

1. 調査地

北海道のイワナ属の2種、オシヨロコマ（*Salvelinus malma*）とエゾイワナ（アメマス、*Salvelinus leucomaenis*）を対象とし、ニジマス（*Oncorhynchus mykiss*）の侵入の有無についても調査した（Fig. 1）。調査河川は、石狩川水系のピウケナイ、オサラッペおよび支流系Aの3河川とした（Fig. 2）。釣獲による予備調査を通じて、上流から下流にかけて生息種がオシヨロコマ、エゾイワナ、ニジマスへと順次変化する支流系A、オシヨロコマの生息域にニジマスが侵入（人為的移入）しているピウケナイ川、いずれのサケ科魚種についても生息数が少ないオ

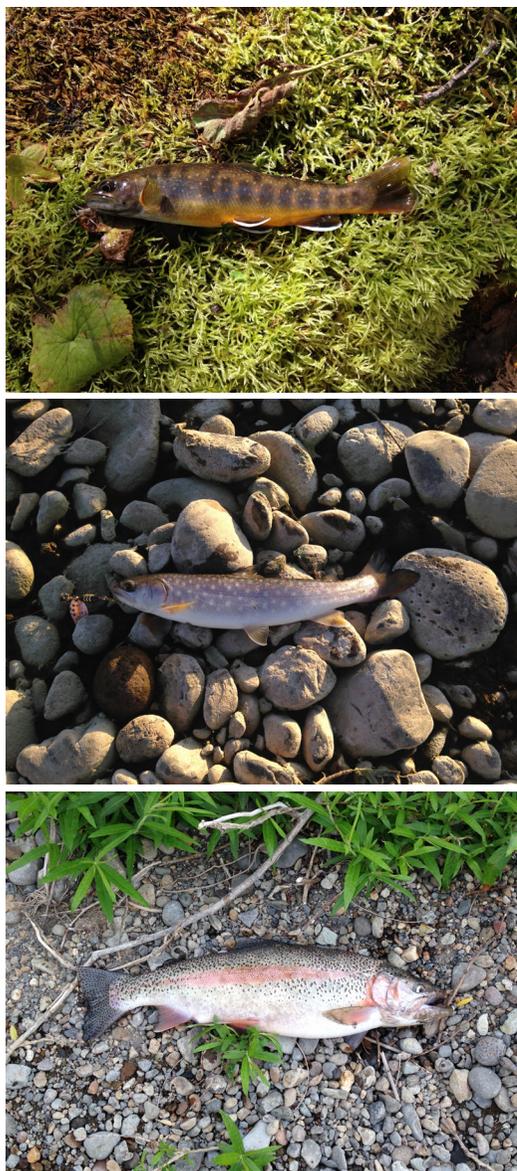


図1 対象種3種の写真。1. オショロコマ, 2. エゾイワナ, 3. ニジマス

サラッペ川, という予測を得たためこれらの河川を選定した。

2. 種特異的な環境DNA検出系の確立

オショロコマ, エゾイワナ, ニジマスの3種につき, ミトコンドリアアクトクロームb遺伝子領域に, それぞれの種に特異的なプライマーおよびTaqManプローブを設計した。それぞれの

プライマー・プローブセットの特異性を確認するため, それぞれのプライマー・プローブセットを用いて, 3種の組織に由来するDNAを鋳型にしたリアルタイムPCRを行った。

3. 採水調査

環境水の採取については, 1ヶ月に1回を目処としたが, 冬季の調査は3月の1回のみとした。これは, ヒグマの危険性, 積雪初期および融雪期のアプローチの難しさ(雪崩などのリスク)を避けることを優先したためである。人工の魚止めの夏季と冬季の写真に示されているように, 渓流域での冬季の調査は積雪の影響によって容易ではない(Fig. 3)。以上から, 採水調査は2016年10月12日, 2017年3月9日-10日, 5月28日, 6月28日, 7月26日, 8月30日, 9月26日, 10月28日に実施した。なお, 助成期間の2017年9月末までには, 2016年10月から2017年7月までの環境水について分析を終了した。

各地点で約900mlの表層水をサンプリングした。水面が凍結している場合は, ドリル等で穴をあけ, もっとも凍結面に近い水を得た。採水サンプルには, DNAの分解防止のため終濃度0.01%の塩化ベンザルコニウム溶液を添加し, 当日中にグラスファイバーフィルター(平均孔径0.7 μm)を用いたろ過を行った。ろ紙サンプルは冷凍で保存し, 神戸大学に冷凍便で輸送したが, 一部のサンプルについては, 運送会社のミスで冷蔵便での輸送となった。ろ紙サンプルからのDNA抽出はサリベットとDNeasy Blood & Tissue Kitを用いた一般的な環境DNA抽出法によって行った。リアルタイムPCR試薬としてEnvironmental Master Mix 2.0を用い, 鋳型として環境DNAサンプルを5 μl 加えた20 μl の反応系で, StepOnePlusのデフォルトのPCR条件(ただし, サイクル数のみ55サイクルとした)でリアルタイムPCRを行った。

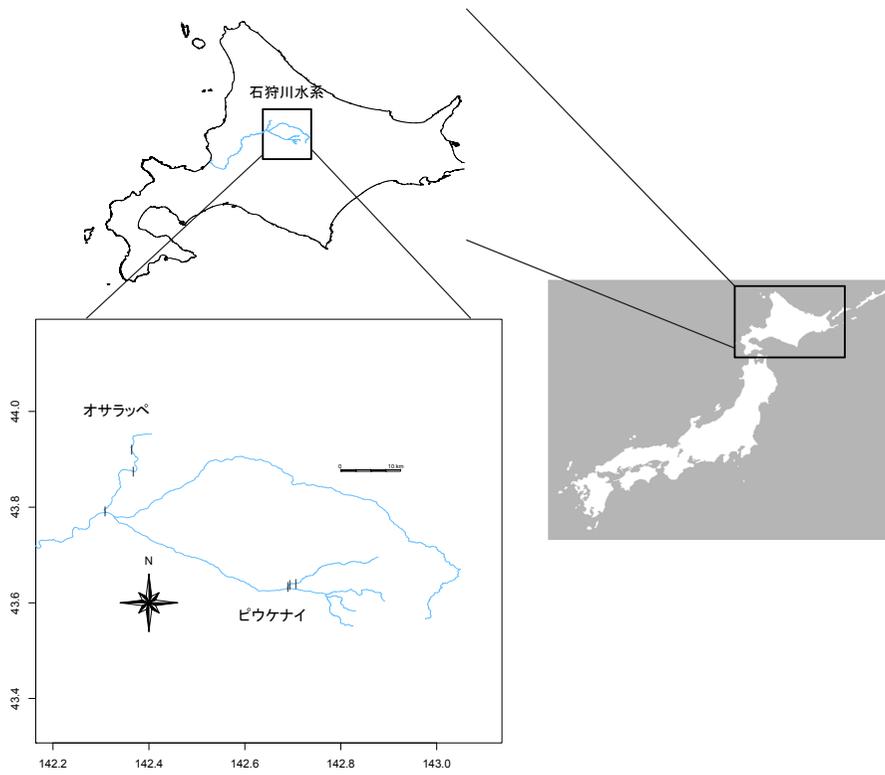


図2 調査地図



図3 人工の魚止め。例としてピウケナイ第一堰堤の夏季と冬季の写真を示す。

III. 結果

1. 種特異的な環境 DNA 検出系の確立

設計したそれぞれのプライマー・プローブセットを用いてオショロコマ、エゾイワナ、ニジマスの組織から抽出した DNA を鋳型にリアルタイム PCR を行ったところ、それぞれの対象種のみについて増幅シグナルが観察された。このことから、種特異的な検出系が確立されたといえる。

2. 環境水からの DNA の検出結果

オショロコマ、アメマス、ニジマスの DNA の検出結果を、調査回ごとに Fig. 4 に示した。支流系 A では、オショロコマが全ての調査地において、採水時期にかかわらず検出された。エゾイワナは中流と下流の調査地から採水時期にかかわらず検出された。ニジマスは、中流と下流の調査地から検出されたが、夏季のみに限られた。ピウケナイ川では、全ての調査地においてオショロコマとニジマスが検出された。オショロコマについて 2017 年 5 月に検出されず、ニジマスについては、最下流で 2017 年 3 月と 5 月に検出されないなど、採水時期による違いが見られた。オサラッペ川については、対象種不在という結果が多くを占めた。しかし 2017 年 6 月には 3 種とも検出された。エゾイワナは 3 月から 6 月にかけて最下流で検出され、ニジマスは 6 月と 7 月に中流と下流の調査地で検出された。

IV. 考察

1. 環境 DNA 調査の有効性

本研究に際しては、釣獲による予備調査の結果を踏まえて調査河川を選定した。つまり、上流から下流にかけて生息種が順次変化する支流系 A、オショロコマとニジマスが生息しているピウケナイ川、いずれのサケ科魚種についても生息数が少ないオサラッペ川、であったが、

Fig. 4 に示されたように環境 DNA 調査の結果との整合性は高かった。

これは即ち、釣獲による調査と環境 DNA の結果に大きな齟齬はなく、同時に目視も含めた釣獲の有効性が保証され、さらには厳冬期の調査結果が示したように、北海道のような多雪で調査が難しい地域での淡水魚の調査において、捕獲と環境 DNA による調査が相補的に実施されることの有効性が示されたものである。

これまで、北海道のサケ科魚類についての河川での環境 DNA 調査は前例がなく、さらに北海道の厳冬期の調査については捕獲を含めても先行研究は多くない。冬季には生物の代謝が低下し、環境水への DNA の放出が減少し、検出力が落ちてしまう懸念もあった。しかし本研究の結果からは、北海道の厳冬期での採水においても、DNA 検出が十分可能であることが示された。

このような調査には、経験豊富な山岳ガイドの同行が不可欠であり、ガイドの雇い上げとスノーモービルおよびモービルドライバーのレンタルの費用が大きかった。この点において、助成金を得ることができた効果が非常に大きかったといえる。

また、ここで得た環境 DNA サンプルは他の生物種に用いることが可能であるため、例えば魚類を網羅的に検出する MiFish プライマーを用いた解析によって、各河川の季節ごとの魚類相を網羅的に解析することも可能である。その意味でも、本助成による研究によって重要なサンプル採取に成功したといえる。

2. 対象種 3 種の生息範囲と季節変化

季節変化については、オショロコマの支流系 A 最上流域の個体群は通年確認され、目視によって婚姻色が確認され、繁殖行動と思われる行動が確認された。産卵床の計数などは実施していないが、支流系 A での結果からは、オショ

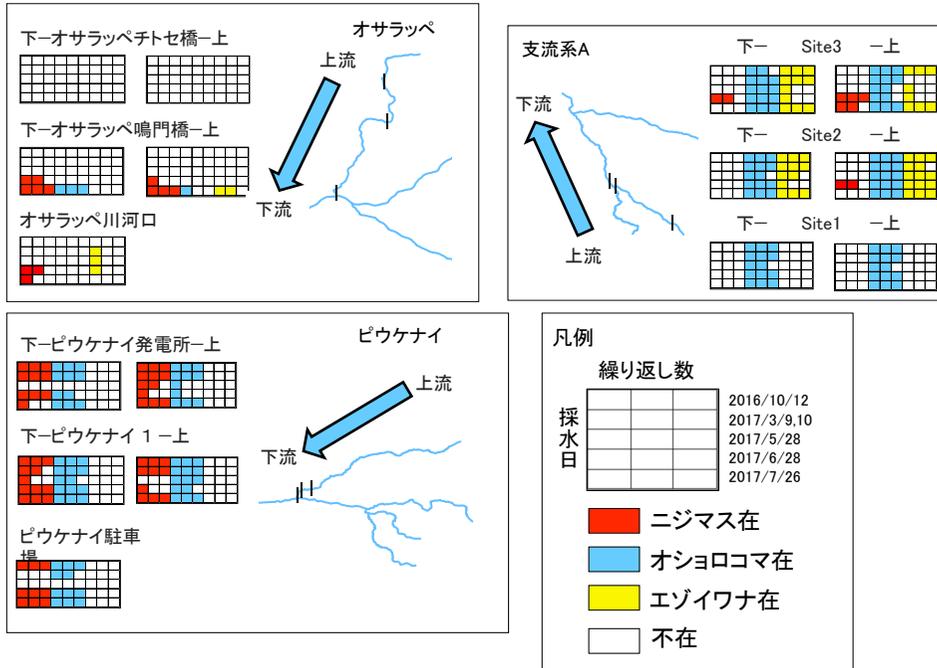


図4 環境DNA分析の結果まとめ。河川ごと、調査地ごとに環境DNAのデータを示す。対象種3種それぞれについて、調査日ごとに3反復の解析を実施した結果を示す。

ロコマの季節移動は顕著ではないと考えられる。

予備調査からはエゾイワナが春季にオサラッペを降河してくることが判明していた。環境DNAの結果から、エゾイワナがオサラッペの下流において春季から夏季に検出されている。しかし、中上流域での検出が少なく、明瞭な季節変化を捉えることはできなかった。支流系Aのエゾイワナは、環境DNAでの検出結果に若干の変動があるものの、通年安定して検出されたとと言える。

ニジマスについては、先行研究では越冬時に遡上傾向を示すとされているものの、今回の調査では、検出地点数、検出回数ともに予想を下回っており、遡上傾向もみられなかった。

3. 保全のための議論

本研究の結果から、魚止めによってニジマスの遡上による生息地拡大が防がれていることが

示唆された。とくに、ピウケナイ川流域ではオショロコマが同所的に生息しており、これは人為的に魚止めの上までニジマスが導入された結果だとされている。著者の釣獲データも踏まえて考えると（今村、未発表）、ニジマスに圧迫されている危惧はぬぐいきれない。

アメマスの生息地は限定的で、支流系A流域の堰堤の間のみ生息していた。オサラッペ川流域では降河を経験した個体が釣獲されていたが、これは下流域に限られる。環境DNAでの検出結果と合わせて、降河/遡上の移動が人工の魚止めに阻害されている可能性が非常に高いと考えられる。

総合して、希少な在来種であるオショロコマについては、安定した生息地の存在が示唆された。ただし、オショロコマの「天国」は最上流域に限られ生息地の面積は小さく、つまり環境収容力が大きいとは考えにくい状況であっ

た。

以上を踏まえると、魚止めは「ニジマス止め」であり、同時に移動分散を阻害している可能性が改めて示唆された。釣獲に加えて環境 DNA 分析を実施したことで、イワナ属の在来種 2 種と外来種であるニジマスの生息状況を明らかにすることができた。人工の魚止めを破壊すればよい訳ではないが、現状のままで良いという根拠もない。本研究では、種ごとの定量的な分布状況、マイクロハビタットの種間での「棲み分け」といった観点のデータは取得できていない。今後、有効な保全策の早急な検討と立案のためにも、季節移動や遡上性の精密な調査が必要であると考える。

引用文献

- Baxter C.V., Fausch K.D., Murakami M. and Chapman P.L. 2007. Invading rainbow trout usurp a terrestrial prey subsidy from native charr and reduce their growth and abundance. *Oecologia* 153: 461-470.
- Fausch K.D., Nakano S. and Ishigaki K. 1994. Distribution of two congeneric charrs in streams of Hokkaido Island, Japan: considering multiple factors across scales. *Oecologia* 100: 1-12.
- Hasegawa K., Yamamoto T., Murakami M. and Maekawa K. 2004. Comparison of competitive ability between native and introduced salmonids: evidence from pairwise contests. *Ichthyological Research* 51: 191-194.
- Hasegawa K. and Maekawa K. 2006. The effects of introduced salmonids on two native stream-dwelling salmonids through interspecific competition. *Journal of Fish Biology* 68: 1123-1132.
- Koizumi I., Yamamoto S. and Maekawa K. 2006. Female-biased migration of stream-dwelling Dolly Varden in the Shiisorapuchi River, Hokkaido. *Journal of Fish Biology* 68: 1513-1529.
- Morita K., Yamamoto S. and Hoshino N. 2000. Extreme life history change of white-spotted char (*Salvelinus leucomaenis*) after damming. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1300-1306.
- Morita K. and Yamamoto S. 2002. Effects of Habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology* 16: 1318-1323.
- Morita K. and Yokota A. 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual based model. *Ecological Modelling* 155: 85-94.
- Morita K., Tsuboi J. and Matsuda H. 2004. The impact of exotic trout on native charr in a Japanese stream. *Journal of Applied Ecology* 41: 962-972.
- Morita K., Arai T., Kishi T., Kishi D. and Tsuboi J. 2005. Small anadromous *Salvelinus malma* at the southern limits of its distribution. *Journal of Fish Biology* 66: 1187-1192.
- Morita K., Morita S. and Yamamoto S. 2009. Effects of habitat fragmentation by damming on salmonid fishes: lessons from white-spotted charr in Japan. *Ecological Research* 24: 711-722.
- Sahashi G. and Morita K. 2016. Potential threat of introduced rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* to native salmonids in the western part of Hokkaido, Japan. *Ichthyological Research* 63: 540-544.
- Taniguchi Y., Miyake Y., Saito T., Urabe H. and Nakano S. 2000. Redd superimposition by introduced rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, on native charrs in a Japanese stream. *Ichthyological Research* 47: 149-156.
- Yamamoto S., Morita K. and Goto A. 1999. Geographic variations in life-history characteristics of white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*). *Canadian Journal of Zoology* 77: 871-878.

Are *Salvelinus* species in Hokkaido Island, Japan endangered by damming and invasive Rainbow Trouts?

IMAMURA Akio and MINAMOTO Toshifumi

We investigated distribution of Dolly Varden Charr (*Salvelinus malma*) and White Spotted Charr (*Salvelinus leucomaenis*) in Hokkaido Island, Japan. Our research sites were located at middle of the island, and these two species are landlocked. The species' populations are to be fragmented by damming and the invasive species, Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). We established the protocols for the species-specific detection of environmental DNA (eDNA) for these three species. Although Dolly Varden Charr populations have been separated by damming, they are not eliminated by the invasive Rainbow Trout but lived together in some of the sites. White Spotted Charr populations inhabited the lower reaches than the Dolly Varden Charr. This charr also lived together with the trout, but their frequency of the detection was less than expected. Invasive Rainbow Trout population was also less detected than concerned. Damming may have a function as protective walls as well as impassable barriers. However, from a long-term perspective, fragmentation might affect negatively for the viability of the populations of the native *Salvelinus* species. We could not reveal the seasonal movement, especially in their reproductive phase in the present study, although we made eDNA survey through the year including the coldest winter. We should continue to study the ecology of charrs and trouts focusing on the effect of damming and make some contributions to conservation of the native *Salvelinus* species.

Keywords: Dolly Varden Charr, Environmental DNA (eDNA), Impassable barriers, Research during the coldest winter, Water sampling, White spotted Charr

奄美大島におけるコウモリ類，特に絶滅危惧種コウモリ類の 現状と保全について

鹿児島国際大学生物学研究室

船越公威¹・大澤達也¹・渡辺弘太¹・永山 翼¹・南 尚志²

本調査は，11月，3～5月の2回，8月の計4回行った。調査方法として，音声記録，カスミ網，ハーブトラップやアカメガシワトラップによる捕獲，リュウキュウテングコウモリとヤンバルホオヒゲコウモリには発信器装着による個体追跡を行った。その結果，調査地26地点のうちヤンバルホオヒゲコウモリ3カ所，リュウキュウテングコウモリ6カ所，オリコキクガシラコウモリ8カ所およびリュウキュウユビナガコウモリ12ヶ所で生息が確認された。情報不足のモモジロコウモリは音声記録によって3カ所で生息が確認され，スマイロオヒキコウモリは11ヶ所で確認された。後者はリュウキュウユビナガコウモリと同様に夜間の採餌場所として奄美大島の広範囲を利用していた。リュウキュウテングコウモリの個体追跡で，ねぐらの最大移動距離100m以下であった。一方，ヤンバルホオヒゲコウモリの最大移動距離は200m以下であった。コウモリ種数の多い地域は，金作原，タカバチ山周辺，フォレストポリスおよび湯湾岳麓であった。

キーワード：分布，島嶼，固有種，生息状況

1. はじめに

奄美大島には，日本の固有種（絶滅危惧種）としてオリコキクガシラコウモリ *Rhinolophus cornutus orii*，リュウキュウユビナガコウモリ *Miniopterus fuscus*，ヤンバルホオヒゲコウモリ *Myotis yanbarensis* およびリュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* が生息している。また，アブラコウモリ *Pipistrellus abramus*，モモジロコウモリ *Myotis macrodactylus* および情報不足のスマイロオヒキコウモリ *Tadarida latouchei* が分布している。

特に，リュウキュウテングコウモリとヤンバルホオヒゲコウモリは，沖縄島・奄美大島・徳之島の3島のみが生息しており分布が限られている。徳之島ではすでに本格的な調査が実施さ

れた（船越ほか2013；亘・船越2013；船越ほか2016）。しかし，両種は，樹洞や枯葉等を昼間のねぐらとして利用しているが不明な点が多く，特に後者は本格的な調査がなされていない（船越ほか2016）。そのため，保護や保全に関わる基礎資料が得られていないのが現状である。

本調査は，秋季1回，春季2回，夏季1回の計4回実施した。調査度に，音声記録，カスミ網，ハーブトラップやアカメガシワトラップによる捕獲および発信器装着による個体追跡を行った。これらの調査によって，各種の生息状況や分布を明らかにして，具体的な保護等に関する資料を提供するとともに，これまでの本島のコウモリ類に関する未発表資料も加えて，保全

1: 鹿児島国際大学 2: 鹿児島県森林組合連合会
2017. 11. 5 受付 2018. 12. 20 公開

のための具体的な提言をすることを目的とした。

II. 調査地点と調査方法

コウモリ類の主要な調査地点は、自然度の高い金作原とその周辺域 (M), タカバチ山麓とその周辺域 (I, J) および湯湾岳麓とその周辺域 (D~G) である (図1)。調査は、コウモリの活動期である秋季の2016年11月18~25日, 春季の2017年3月25日~4月1日と4月29日~5月7日および夏季の8月18~26日に行った。

各調査期間において, カスミ網 (サイズ: 6×4 m と 12×4 m を使用) とハーブトラップ (サイズ: 1.5×2 m) を利用してコウモリを捕獲した。リュウキュウテングコウモリの捕獲では, カスミ網による捕獲に加えて, アカメガシワ *Mallotus japonicus* の枝を数本束ねたアカメガシワトラップ (以下, 枯葉トラップ [船越ほか2009] 参照) を現地で作成 (50束前後) して, それらを約20~50m間隔で林道から約5~10m入った両側の林内の地上高1~2mの横枝に吊るし, それらを毎日昼間にチェックして,

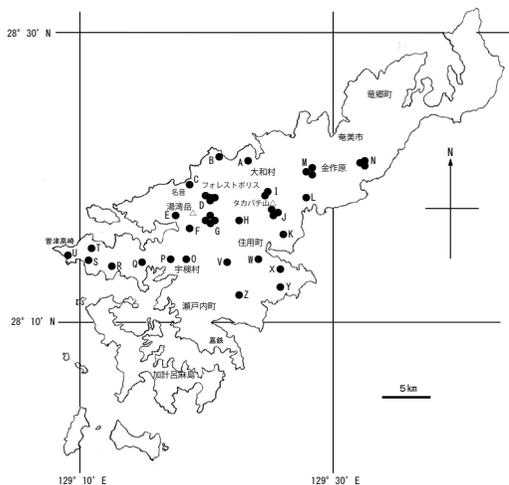


図1 奄美大島における調査地点

ねぐらとして利用している個体を捕虫用ネットで捕獲して本種の生息域や行動域を調べた。捕獲した場合は, 各個体の年齢・性や繁殖状態を調べ, 電子体重計 (TANITA. ハンディミニ1476, 最小目盛0.1 g) で体重を測定し, ノギス (中村製作所, KSM-15, 最小目盛0.05 mm) で前腕長などの外部形態を測定した後, 前腕部に標識用リングを着けて捕獲場所で放獣した。年齢については, 指骨関節の化骨の程度や腹部の体毛 (幼獣は灰白色), 雄では精巣のサイズ, 雌では乳頭や乳腺の発達程度をチェックして, 幼獣, 亜成獣および成獣の区分を行った。

音声記録によるコウモリの生息確認のために, 各調査地点においてバットディテクター (コウモリ超音波探知器: Pettersson D1000 bat detector, Pettersson Electronic AB, Uppsala, Sweden) による音声の録音を行った。また, 日没後から真夜中までの飛翔コウモリの音声を録音するために, 超音波無人機 Pettersson D500X (Pettersson Electronic AB, Uppsala, Sweden) を設置した。カスミ網による捕獲では, 人工的に作成された数種コウモリ類の音声をスピーカーで発し, コウモリを誘導する装置 Acoustic Lure (Sussex AutBat, Hill and Greenaway, UK) を併用した。音声の録音では, タイムエキスパンション式 (time-expansion mode: オリジナルの1/10の速度に変換) にセットし, デジタルメモリーに記録した。記録した音声の解析は, Bat Sound 3.1 software (Pettersson Electronic AB, Uppsala, Sweden) を使用して, 船越 (2010) を参考に音声の種判別を行った。

リュウキュウテングコウモリとヤンバルホオヒゲコウモリについては個体追跡のため, 2017年8月に金作原 (M) で捕獲された前者2個体 (雄2), 後者3個体 (雄2, 雌1) に発信器 (0.25 g, Blackburn Transmitters, Texas, USA) を装着した。発信機装着個体の昼間のねぐら場所を特定する

ため、折りたたみ式3素子の八木アンテナ (CM-2H型, ハムセンター札幌製) と受信機 (Yaesu FT-290mkII, Yaesu) を使用した。特定された地点はGPS (GPSMAP62, Garmin Ltd. UK) を使用して緯度経度を記録した。

なお、本調査は環境省九州地方環境事務所から鳥獣捕獲許可証 (平成28年度第11-9号, 平成29年度第11-26号) 鹿児島県森林管理署から国有林 (保護林) の入林許可証 (平成28年度鹿管第214号, 平成28年度鹿管第579号) を得て行われた。

III. 調査結果

1. カスミ網, ハープトラップおよび枯葉トラップによる捕獲個体

湯湾岳麓とその周辺域 (G) で捕獲調査を行った結果, 秋季2016年11月にカスミ網でヤンバルホオヒゲコウモリの成獣雄1頭を捕獲した (表1)。精巣は肥大していた。同月のタカバチ山周辺域 (J) で枯葉トラップでリュウキュウテングコウモリの成獣雄3頭を捕獲した (表1)。いずれも精巣は肥大していた。一方, 同月に金作原 (M), フォレストポリス (D) およびタ

カバチ山周辺域 (I) でカスミ網を設置したが, コウモリを捕獲することができなかった。

春季2017年3月に名音 (C) の南西部の今里林道付近, 田検林道付近 (E), 新小勝林道付近 (F) および奄美斎場付近の林道 (N) にカスミ網を設置したが, コウモリを捕獲できなかった。調査期間中の平均気温は17℃前後で比較的寒かった。

同年5月の調査において, カスミ網でフォレストポリス (D) でリュウキュウコビナガコウモリ成獣雌1頭を捕獲した。タカバチ山周辺域の2地点 (J) と滝ノ鼻山周辺域 (K) で枯葉トラップを利用してリュウキュウテングコウモリ各成獣雄1頭を捕獲した。 (表1)。また, 金作原 (M) ではカスミ網でヤンバルホオヒゲコウモリ成獣雄1頭を捕獲した (表1)。両種成獣雄の精巣は萎縮していた。他方, ハイビスカスロード (O), タカバチ山周辺域の3地点目 (J) および大島の赤房林道付近 (V) にカスミ網を設置したが, コウモリを捕獲できなかった。

夏季8月の調査で, 金作原 (M) でカスミ網とハープトラップを併用してヤンバルホオヒゲコウモリ6頭 (成獣雄2頭, 亜成獣雌1頭, 成

表1 奄美大島に生息するコウモリ類の捕獲調査結果。地点は図1に示す。A, 成獣; S, 亜成獣; Y, 幼獣。

調査年月日	種類	捕獲地(地点)	緯度	経度	性	年齢	体重(J)	前腕長(mm)	精巣サイズ	乳頭・乳腺	備考
2016.11.18	ヤンバルホオヒゲコウモリ	湯湾岳麓(G)	N28° 18.329'	E129° 19.873'	♂	A	5.9	36.1	7.2×2.5		
2016.11.21	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.189'	E129° 25.117'	♂	A	6.9	34.2	9.0×6.0		
2016.11.22	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.056'	E129° 25.284'	♂	A	8.3	33.6	7.9×5.5		
2016.11.23	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.056'	E129° 25.284'	♂	A	8.3	33.6	7.9×5.5		
2017.5.3	リュウキュウコビナガコウモリ	フォレストポリス(D)	N28° 18.565'	E129° 20.539'	♀	A	8.1	43.5	8.1	萎縮	
2017.5.4	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.182'	E129° 25.128'	♂	A	7.6	35.0	萎縮		
2017.5.4	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.132'	E129° 25.033'	♂	A	7.8	35.2	萎縮		
2017.5.5	リュウキュウテングコウモリ	滝ノ鼻山周辺域(K)	N28° 16.002'	E129° 26.013'	♂	A	8.2	35.5	萎縮		
2017.5.6	ヤンバルホオヒゲコウモリ	金作原(M)	N28° 20.748'	E129° 26.941'	♂	A	5.3	37	萎縮		
2017.8.19	リュウキュウテングコウモリ	金作原(M)	N28° 21.088'	E129° 27.100'	♂	A	6.1	34.5	萎縮		
2017.8.21	リュウキュウテングコウモリ	金作原(M)	N28° 21.835'	E129° 28.121'	♂	A	7.2	33.9	萎縮		
2017.8.22	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.024'	E129° 25.341'	♀	A	9.3	35.5		萎縮	哺育終了
2017.8.22	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.023'	E129° 25.362'	♂	A	7.7	34.0	萎縮		
2017.8.22	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.144'	E129° 25.127'	♂	A	7.2	34.9	萎縮		
2017.8.22	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.140'	E129° 25.068'	♂	A	7.9	34.3	萎縮		
2017.8.22	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.132'	E129° 25.021'	♂	A	7.6	34.2	萎縮		
2017.8.23	ヤンバルホオヒゲコウモリ	金作原(M)	N28° 21.783'	E129° 28.064'	♀	A	4.9	36.8		萎縮	哺育終了
2017.8.23	ヤンバルホオヒゲコウモリ	金作原(M)	N28° 21.783'	E129° 28.064'	♂	A	5.1	35.4	萎縮		
2017.8.23	ヤンバルホオヒゲコウモリ	金作原(M)	N28° 21.783'	E129° 28.064'	♂	S	5.1	35.3	未発達		
2017.8.23	ヤンバルホオヒゲコウモリ	金作原(M)	N28° 21.833'	E129° 28.098'	♀	A	6.1	36.3		萎縮	哺育終了
2017.8.23	ヤンバルホオヒゲコウモリ	金作原(M)	N28° 21.783'	E129° 28.064'	♀	Y	5.5	37.5		未発達	
2017.8.23	リュウキュウテングコウモリ	金作原(M)	N28° 21.783'	E129° 28.064'	♂	S	7.5	34.8	未発達		
2017.8.24	リュウキュウテングコウモリ	金作原(M)	N28° 21.914'	E129° 27.582'	♂	A	7.7	34.4	萎縮		
2017.8.24	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.024'	E129° 25.362'	♂	A	7.6	35.6	萎縮		
2017.8.24	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.187'	E129° 25.118'	♂	S	6.7	35.3	未発達		
2017.8.24	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.176'	E129° 25.110'	♂	S	7	35.1	未発達		
2017.8.24	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.151'	E129° 25.134'	♂	A	6.8	33.5	萎縮		
2017.8.24	リュウキュウテングコウモリ	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.140'	E129° 25.068'	♂	A	7.4	34.8	萎縮		

獣雌 2 頭、幼獣雌 1 頭) と主に枯葉トラップを利用してリュウキュウテングコウモリ 4 頭 (成獣雄 3 頭、亜成獣雄 1 頭) およびタカバチ山周辺域 (J) でリュウキュウテングコウモリ 10 頭 (成獣雄 7 頭、亜成獣雄 2 頭、成獣雌 1 頭) を捕獲した (表 1)。リュウキュウテングコウモリの再捕獲の例として、2017 年 5 月 5 日にタカバチ山周辺域で捕獲した個体 (成獣雄: No. 468) が同年 8 月 22 日に同地域で再捕獲された。その移動距離は約 50 m であった。なお、名音海岸の岩場でカスミ網によるスミイロオヒキコウモリの捕獲を試みたが、岩盤亀裂からは音声を確認されず、成果は得られなかった。付近の踏査で、海蝕洞にオリイコキクガシラコウモリ 2 頭が生息しているのを観察した。

2. 音声記録による各コウモリ類の生息状況

音声の同定では、船越(2010)、船越ほか(2016)を参照して行い、各調査地点において生息が確認されたコウモリ類を表 2 に示した。

ヤンバルホオヒゲコウモリは、湯湾岳麓 (G)、金作原 (M) およびタカバチ山周辺域 (J) の地域に限られていた。一方、リュウキュウテングコウモリは、それらに加えてフォレストポリス (D)、ハイビスカスロード (O) および滝ノ鼻山周辺域 (K) で生息が確認された。上記 2 種の生息確認地点に捕獲地点を加えて図 2 に示した。

洞窟性のコウモリであるリュウキュウコビナガコウモリは、湯湾岳麓 (G)、フォレストポリス (D)、田検 (E)、新小勝 (F)、ハイビスカスロード (O)、久慈 (Q)、金作原 (M)、花天付近 (R)、山間 (W)、城 (L)、タカバチ山周辺域 (J) および奄美斎場付近 (N) で広く生息が確認された。オリイコキクガシラコウモリは、湯湾岳麓 (G)、フォレストポリス (D)、田検 (E)、ハイビスカスロード (O)、滝ノ鼻山周辺域 (K)、タカバチ山周辺域 (J) および

金作原 (M) および奄美斎場付近 (N) で生息が確認された。一方、モモジロコウモリは、フォレストポリス (D)、田検 (E) およびハイビスカスロード (O) の渓流域で生息が確認された。

スミイロオヒキコウモリは、野生生物保護センター (A)、大金久 (B)、名音 (C)、フォレストポリス (D)、花天付近 (R)、西古見 (S)、田検 (E)、新小勝 (F)、山間 (W)、タカバチ山周辺域 (J) および金作原 (M) の広範囲で音声で録音された。また、名音 (C) では、別種と考えられるピーク周波数 35.5 ± 0.39 (平均 \pm SD, $n=16$) の音声を録音した。

上記の洞窟性コウモリ類とスミイロオヒキコウモリの生息確認地点に捕獲地点を加えて図 3 に示した。

3. 発信機を装着したリュウキュウテングコウモリとヤンバルホオヒゲコウモリの個体追跡

夏季の調査期間が短かったことや後半に悪天候も重なって、発信機装着個体の昼間のねぐら場所における追跡が数日しかできなかった (図 4)。追跡できたリュウキュウテングコウモリ 2 個体 (S509, S510) について、最大移動距離は各 94 m と 83 m であった。一方、追跡できた

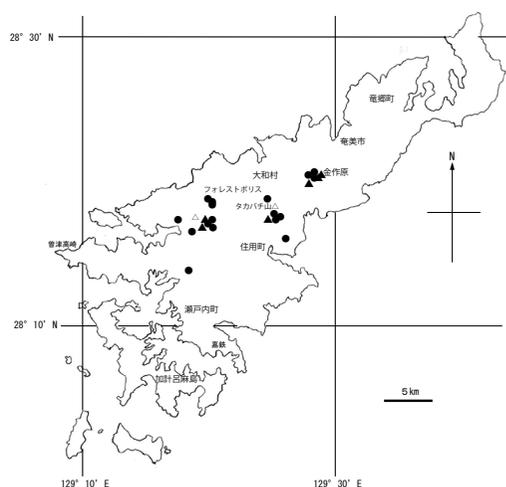


図 2 森林性コウモリ類の生息確認地点。●: リュウキュウテングコウモリ、▲: ヤンバルホオヒゲコウモリ。

表2 超音波探知機と超音波無人録音機で生息が確認された奄美大島のコムリ類。地点は図1に示す。

調査年月日	確認地点(地点)	緯度	経度	種類
2016.11.18	湯湾岳麓(G)	N28° 18.329'	E129° 19.873'	ヤンバルホオヒゲコムリ
		N28° 18.329'	E129° 19.873'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 18.329'	E129° 19.873'	リュウキュウテングコムリ
2016.11.19	金作原(M)	N28° 21.084'	E129° 27.107'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 21.084'	E129° 27.107'	ヤンバルホオヒゲコムリ
		N28° 21.084'	E129° 27.107'	リュウキュウユビナガコムリ
2016.11.20	タカバチ山周辺域(J)	N28° 17.056'	E129° 25.284'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 17.056'	E129° 25.284'	ヤンバルホオヒゲコムリ
		N28° 17.056'	E129° 25.284'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 17.056'	E129° 25.284'	スマイロオヒキコムリ
		N28° 17.056'	E129° 25.284'	リュウキュウテングコムリ
2016.11.24	フォレストポリス(D)	N28° 18.919'	E129° 20.888'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 18.919'	E129° 20.888'	モモジロコムリ
		N28° 18.919'	E129° 20.888'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 3.26	久慈(Q)	N28° 13.927'	E129° 14.600'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 3.26	田検(E)	N28° 17.640'	E129° 17.726'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 17.640'	E129° 17.726'	オリイコキクガシラコムリ
2017. 3.27	花天付近(R)	N28° 13.326'	E129° 12.608'	スマイロオヒキコムリ
		N28° 13.326'	E129° 12.608'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 3.27	西古見(S)	N28° 14.921'	E129° 10.965'	スマイロオヒキコムリ
2017. 3.28	新小勝(F)	N28° 15.943'	E129° 21.075'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 15.943'	E129° 21.075'	スマイロオヒキコムリ
2017. 3.28	山間(W)	N28° 13.541'	E129° 24.794'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 13.541'	E129° 24.794'	スマイロオヒキコムリ
2017. 3.29	野生生物保護センター(A)	N28° 21.358'	E129° 23.612'	スマイロオヒキコムリ
2017. 3.29	奄美斎場付近(N)	N28° 20.822'	E129° 31.965'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 20.822'	E129° 31.965'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 3.30	大金久(B)	N28° 21.423'	E129° 21.584'	スマイロオヒキコムリ
2017. 4.29	金作原(M)	N28° 20.603'	E129° 26.790'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 20.603'	E129° 26.790'	ヤンバルホオヒゲコムリ
		N28° 20.603'	E129° 26.790'	リュウキュウテングコムリ
		N28° 20.603'	E129° 26.790'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 20.603'	E129° 26.790'	スマイロオヒキコムリ
2017. 4.30	タカバチ山周辺域(J)	N28° 18.113'	E129° 24.071'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 18.113'	E129° 24.071'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 18.113'	E129° 24.071'	ヤンバルホオヒゲコムリ
2017. 5. 1	田検(E)	N28° 17.639'	E129° 17.726'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 17.639'	E129° 17.726'	モモジロコムリ
		N28° 17.639'	E129° 17.726'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 17.639'	E129° 17.726'	スマイロオヒキコムリ
2017. 5. 2	タカバチ山周辺域(I)	N28° 17.189'	E129° 25.120'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 17.189'	E129° 25.120'	リュウキュウテングコムリ
		N28° 17.189'	E129° 25.120'	スマイロオヒキコムリ
2017. 5. 3	湯湾岳付近(G)	N28° 18.309'	E129° 20.048'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 18.309'	E129° 20.048'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 18.309'	E129° 20.048'	ヤンバルホオヒゲコムリ
2017. 5. 4	金作原(M)	N28° 21.021'	E129° 27.078'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 21.021'	E129° 27.078'	ヤンバルホオヒゲコムリ
		N28° 21.021'	E129° 27.078'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 5. 5	フォレストポリス(D)	N28° 18.927'	E129° 20.775'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 18.927'	E129° 20.775'	リュウキュウユビナガコムリ
		N28° 18.927'	E129° 20.775'	スマイロオヒキコムリ
		N28° 18.927'	E129° 20.775'	リュウキュウテングコムリ
2017.5. 6	滝ノ鼻山周辺域(K)	N28° 16.002'	E129° 26.013'	リュウキュウテングコムリ
		N28° 16.002'	E129° 26.013'	オリイコキクガシラコムリ
2017.5. 6	城(L)	N28° 18.454'	E129° 27.339'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 8.18	金作原(M)	N28° 21.832'	E129° 28.095'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 21.832'	E129° 28.095'	ヤンバルホオヒゲコムリ
		N28° 21.832'	E129° 28.095'	リュウキュウテングコムリ
		N28° 21.832'	E129° 28.095'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 8.20	ハイビスカスロード(O)	N28° 15.864'	E129° 20.461'	オリイコキクガシラコムリ
		N28° 15.864'	E129° 20.461'	モモジロコムリ
		N28° 15.864'	E129° 20.461'	リュウキュウユビナガコムリ
2017. 8.25	名音(C)	N28° 20.261'	E129° 18.587'	オオアブラコムリ属?
		N28° 20.261'	E129° 18.587'	スマイロオヒキコムリ

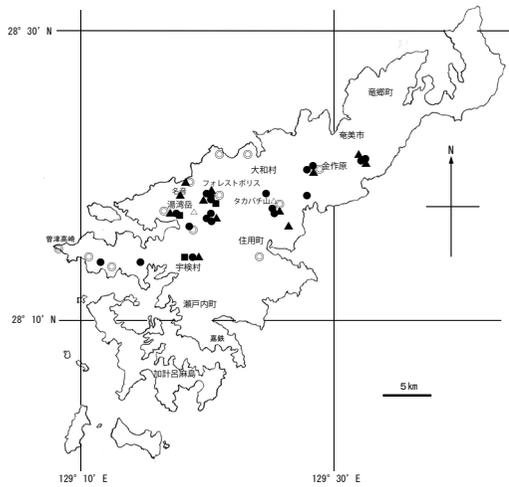


図3 洞窟性コウモリ類他の生息確認地点。●：リュウキュウユビナガコウモリ，▲：ヤエヤマコキクガシラコウモリ，■：モモジロコウモリ，○：スミイロオヒキコウモリ。

ヤンバルホオヒゲコウモリ雄2個体 (S516, S517) は、各 140 m と 175 m 移動していた。

IV. 考察

1. 奄美大島に生息する森林性コウモリ

1) ヤンバルホオヒゲコウモリ

今回の調査でヤンバルホオヒゲコウモリが捕獲された地域は、湯湾岳麓と金作原に限られていた。また、音声記録ではこれらの地域に加えてタカバチ山周辺域で生息が確認された。これまで、金作原で2001年9月13～14日に5頭(成獣雄4頭，亜成獣雌1頭)が捕獲され、2002年9月24日に同捕獲地点でその内の成獣雄1頭が再捕獲された(船越，未発表)。これは毎

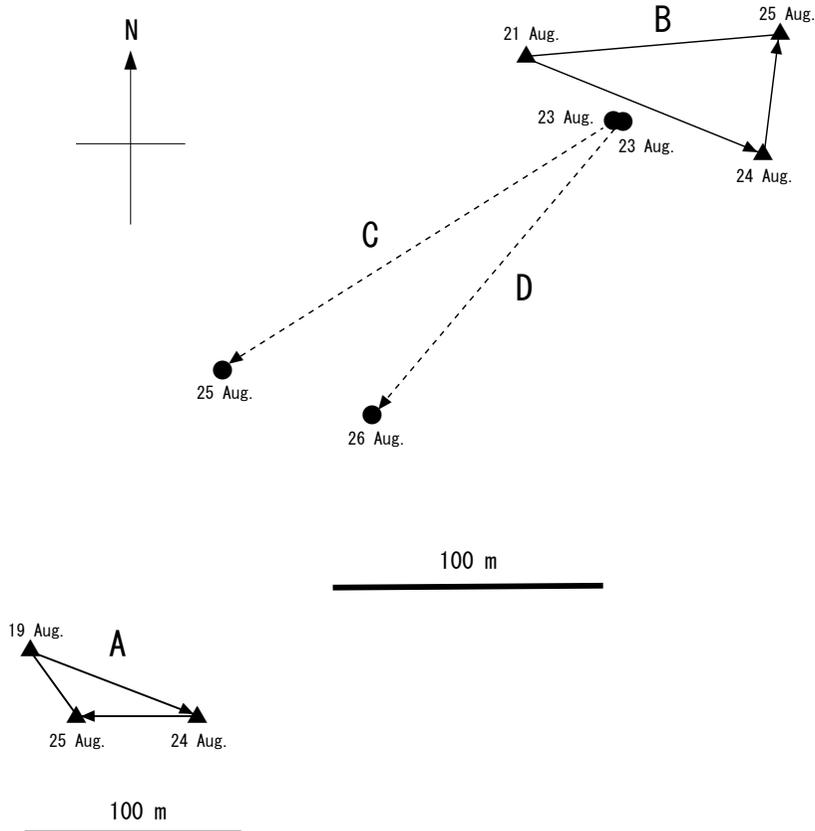


図4 夏季8月におけるリュウキュウテングコウモリ (▲) とヤンバルホオヒゲコウモリ (●) の発信機装着個体の追跡による各個体のねぐら移動。A：S509 (成獣雄)，B：S510 (成獣雄)，C：S516 (成獣雄)，D：S517 (亜成獣雌)。

年移動することなく、特定の場所に定着していることを示唆している。それは、発信機装着2個体が捕獲地点から200 m以内のねぐら（樹洞または樹皮下）を利用していたことでも裏付けられる。洞窟や水路トンネルもねぐらとして利用されることも予想されるが、ねぐらの利用状況については今後の課題である。本種の生息域は以上のように自然林の限られた地域であり、徳之島（船越ほか2016）と同様に個体数も比較的少ないと推察される。

2) リュウキュウテングコウモリ

本種はタカバチ山周辺域、金作原および滝ノ鼻山周辺域で捕獲され、音声記録でさらに湯湾岳麓、フォレストポリスおよびハイビスカスロードで生息が確認された。これまでの捕獲記録として、2006年7月16日に湯湾岳頂上付近で成獣雄1頭、滝ノ鼻山の山林で同日に成獣雄2頭が捕獲された（船越、未発表）。これらの地域は常緑広葉樹（イタジイなど）を主体とした自然林である。こうした自然環境には、被食昆虫も多いことが予想される。本種における再捕獲、発信機装着個体の追跡結果や徳之島における個体追跡結果（船越ほか2013；船越ほか2016）から、ねぐら間の移動距離は100 m前後で短く、雄では縄張りが示唆され、各個体の行動圏は比較的狭く特定の範囲で行動していると考えられる。

本種のねぐらは樹洞、枯葉、群葉内、シダ類の葉と多様である（船越ほか2013；亘・船越2013；船越ほか2016）。自然林の限られた場所に生息しているが、ねぐら場所は豊富に提供されているといえよう。今回の夏季の枯葉トラップによる調査で、出産・哺育集団が捕獲されなかったが、今後どのような場所を出産・哺育場所として選択しているのかを明らかにする必要がある。

2. 奄美大島に生息する洞窟性コウモリ

オリイコキクガシラコウモリは捕獲されなかったが、名音の海蝕洞で観察され、音声記録でフォレストポリス、田検、ハイビスカスロード、タカバチ山周辺域、滝ノ鼻山周辺域、名音、金作原および奄美斎場付近で生息が確認された。これまで、龍郷町屋入の銅山廃坑で1986年7月28日に約100頭の哺育集団、2002年9月23日に約50頭の母子集団、2010年9月13日に12頭の集団、大和村名音川中流域の水路内で1986年7月29日に約400頭の哺育集団、宇検村久慈大浜の洞窟で1986年7月29日に数頭、瀬戸内町手安の弾薬庫跡で同年7月30日に約30頭、加計呂麻島三浦の防空壕で1986年7月30日に5頭、宇検村西端の枝手久島の海蝕洞で2010年9月11日に約500頭、フォレストポリスの隧道2カ所で同年9月12日に各3頭と約20頭および湯湾岳中腹の横穴で同日に2頭の生息が確認された（船越、未発表）。本調査で8ヶ所の生息域が確認されており、奄美大島に広く分布している。

モモジロコウモリは今回の調査で捕獲されなかったが、音声記録からフォレストポリス、田検およびハイビスカスロードの渓流域に生息することが確認された。これまでの洞窟調査でも発見されていないことから、徳之島（船越ほか2016）と同様に生息域は非常に限られていると考えられる。

リュウキュウユビナガコウモリはフォレストポリスで1頭の捕獲に止まったが、音声記録から湯湾岳麓、フォレストポリス、田検、新小勝、ハイビスカスロード、久慈、花天付近、山間、タカバチ山周辺域、金作原および奄美斎場付近で飛翔が確認され、広く分布していた。これまでの洞窟調査では、宇検村役場付近のマンガン廃坑で1986年7月29日に数10頭のユビナガコウモリの集団が観察されたに過ぎない。また、

2006年7月22日に名音の海蝕洞付近でこの種と考えられる音声を記録した。今後、洞窟や海蝕洞などの調査を行う必要がある。

3. 奄美大島に生息するその他のコウモリ類

奄美大島におけるスマイロオヒキコウモリは瀬戸内町嘉鉄の路上で拾得された (Yoshiyuki et al. 1989)。その後、捕獲を試みたが今回同様に成果は得られていない。ねぐら場所は大和村名音や瀬戸内町西端の曾津高崎の岩盤亀裂であるが、捕獲は困難である。今後、その付近の飛行ルートにカスミ網またはハーブトラップを設置して捕獲を試み、本種の生息を確認する必要がある。

一方、音声記録から野生生物保護センター、大金久、名音、フォレストポリス、花天付近、西古見、田検、新小勝、山間、タカバチ山周辺域および金作原で飛翔していることが確認された。スマイロオヒキコウモリは樹冠上の採餌空間を広範囲に利用していることを示している。徳之島でも同様の音声が記録された (船越, 未発表)。

名音で、2006年7月15日にスマイロオヒキコウモリと同時にヒナコウモリ *Vespertilio sinensis* と酷似した音声 (ピーク周波数平均 26.7 kHz) が記録された (船越, 未発表)。本種はスマイロオヒキコウモリと同様に岩盤の割れ目などをねぐらとして利用している (Funakoshi and Uchida, 1981)。ヒナコウモリの生息の有無を確認するためにも捕獲を試みる必要がある。アブラコウモリの調査は今回行わなかったが、本種は民家などをねぐらにして広く分布していると予想される (Kawai 2015)。今回の調査で、名音の海岸付近でピーク周波数平均 35.5 kHz の音声を記録した。これは明らかに別種で、クロオオアブラコウモリ *Hypsugo alaschanicus* の音声 (Fukui et al. 2013) に酷似していた。今後、捕獲によって新たな生息種と

して追加されることが期待される。

かつて、奄美大島にはクビワオオコウモリ *Pteropus dasynallus* が生息していた (安間 1985)。生息していないとされた徳之島でも 2013 年に本種が拾得された (船越 2017)。地球温暖化の中で、亜熱帯性の主食であるクワ科の被食植物が繁茂すれば再び飛来してくる可能性がある。

4. 今後の課題と保全に向けた取り組み

今回の調査では龍郷町以北の地域や加計呂麻島を含む瀬戸内町以南の地域まで及ばなかった。今後はこれらの地域や未調査域の精査によって、奄美大島全島におけるコウモリ相を把握した上で、具体的な保全策が立案されることが望ましい。

スマイロオヒキコウモリのねぐら付近で適した捕獲場所が見つからなかった。今後、ねぐら周辺域の飛行ルート内にカスミ網またはハーブトラップを設置して捕獲し、本種の生息を確認する必要がある。クロオオアブラコウモリと思われる音声が記録されたことから、本種のねぐら場所と思われる人工建造物 (家屋等) も調査対象として捕獲を試みる必要がある。ヒナコウモリの生息有無の確認も同様である。また、リュウキュウコビナガコウモリは、オリイコキクガシラコウモリと同様に飛行個体数が比較的によく広範囲に分布しているにもかかわらず、利用しているねぐら場所がほとんど見つかっていない。今後、リュウキュウコビナガコウモリが利用していると思われる未知の洞窟を突き止めることが必要であろう。モモジロコウモリのねぐら場所の探査も同様である。

食虫性コウモリ類は、生態系の中で、飛翔昆虫の捕食者として、他方では上位の被食者として位置づけられる。コウモリ類の捕食者として、夜間のリュウキュウコノハズク *Otus elegans* やヘビ類が予想されるが、まだ確認されていない。

一方、コウモリの捕食者の事例として、1995年の夏季にオオジョロウグモ *Nephila pilipes* の網にリュウキュウテングコウモリが掛かっていた(恵沢, 私信)。また、2007年7月にオリイコキクガシラコウモリがオオジョロウグモの網に捕らえられた(前園, 私信)。同様の捕食は2015年10月4日にも撮影された(石田, 私信)。今後、オオジョロウグモの捕食圧について調査し、それが軽微であるのかどうか検討する必要がある。

今回の本格的な調査で、希少種を含むコウモリ種数の多い地域は金作原、タカバチ山周辺域、フォレストポリスおよび湯湾岳麓であった。これらの地域は、同時に国の天然記念物のアマミノクロウサギやケナガネズミの生息域でもある。特に金作原は奄美群島国立公園の指定地域であり将来は原生林として復活すると同時に、コウモリ類を含めた保全の施行が期待される。本島は世界自然遺産登録を目指しており、承認されれば全島での保護・保全への取り組みが加速されるであろう。

謝辞

本調査において、コウモリ捕獲調査に協力していただいた、東京大学大学院農学生命科学研究科附属演習林の福井 大博士、大阪大学工学研究科環境・エネルギー工学専攻大学院生の増田圭祐氏、コウモリ情報の提供をいただいた四国自然史科学研究センターの谷地森秀二氏、谷岡 仁氏、奄美大島の道路事情等の情報をいただいた奄美自然保護官事務所の方々、国有林野入林許可をいただいた鹿児島県森林管理署・名

瀬森林事務所の方々にも厚くお礼申し上げる。

引用文献

- Fukui, D., Mochida, M., Yamamoto, A. and Kawai, K. 2013. Roost and echolocation call structure of the Alashanian pipistrelle *Hypsugo alaschannicus*: first confirmation as a resident species in Japan. *Mammal Study* 38: 61-66.
- 船越公威 2010. 九州産コウモリ類の超音波音声による種判別の試み. *哺乳類科学* 50: 165-175.
- 船越公威 2017. 徳之島で発見されたクビワオオコウモリ *Pteropus dasymallus* について. *Nature of Kagoshima* 43: 9-12.
- 船越公威・北之口卓志・田中広音・大坪将平・大平理紗・内原愛美 2013. 徳之島における希少種リュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* の生態. *Nature of Kagoshima* 39: 1-6.
- 船越公威・長岡研太・竹山光平・犬童まどか 2009. コテングコウモリ *Murina ussuriensis* におけるアカメガシワトラップのねぐら利用と繁殖生態. *哺乳類科学* 49: 245-256.
- Funakoshi, K. and Uchida, T. A. 1981. Feeding activity during the breeding season and postnatal growth in the Namie's frosted bat, *Vespertilio superans superans*. *Japanese Journal of Ecology* 31: 67-77.
- 船越公威・山下 啓・亘 悠哉 2016. 徳之島のコウモリ相, 特に希少種森林性コウモリの生息状況について. *自然保護助成基金成果報告書* 24: 83-92.
- Kawai, K. 2015. *Pipistrellus abramus* (Temminck, 1840) In: Ohachi, S. D., Ishibashi, Y., Iwasa, M. A., Fukui, D. and Saitoh, T. (Eds.) *The Wild Mammals of Japan*, Second edition. Shoukadoh: 82-84.
- 亘 悠哉・船越公威 2013. リュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* による日中ねぐらとしての枯葉の利用. *哺乳類科学* 53: 331-334.
- 安間繁樹 1985. 「アニマル・ウォッチング 日本の野生動物」 晶文社: 271.

Bat fauna on Amami-ohshima Island, with special reference to their present state and conservation

FUNAKOSHI Kimitake, OSAWA Tatsuya, WATANABE Kota,
NAGAYAMA Tsubasa and MINAMI Takashi

Threatened species of the bats were surveyed on Amami-ohshima island from the autumn of 2016 to the summer of 2017. We confirmed inhabitations of *Murina ryukyuana*, *Myotis yanbarensis*, *Rhinolophus cornutus orii*, *Miniopterus fuscus*, *Myotis macrodactylus* and *Tadarida latouchei* respectively by capturing or analyzing echolocation calls. Distributions of *Myotis yanbarensis*, *M. ryukyuana* and *M. macrodactylus* were restricted within narrow limit. On the other hand, *Rhinolophus c. orii*, *M. fuscus* and *T. latouchei* were widely distributed. The maximum distances between roosts of each male *M. ryukyuana* were 83-94 m, while those of each male *M. ryukyuana* were 140-174 m. The areas including several bat species were Kinsakubaru, the prefecture of Takabachiyama, Forestoporis and the base of Yuwan-dake. We hope that these areas will be preserved from now on.

Keywords: Distribution, Islands, Endemic species, Existing condition

世界自然遺産候補地奄美群島の森林生態系に関する基礎的研究

鹿児島大学薩南諸島森林生態研究グループ

相場慎一郎¹・藤田志歩²・鈴木真理子³・

鶴川 信⁴・川西基博⁵・鈴木英治¹

世界自然遺産候補地となっている鹿児島県奄美群島の奄美大島と徳之島の原生的照葉樹林において、毎木調査区を設定した。両島の山地の異なる標高に2つずつ設置された計4か所の毎木調査区を同じ面積(0.25 ha)と下限直径(2 cm以上)で比較した。両島の山頂部の調査区は、アマミヒイラギモチーミヤマシロバイ群集に相当し、奄美大島の山地中腹の調査区はケハダルリミノキースダジイ群集とアマミテンナンショウスダジイ群集の両者に相当し、徳之島の山地中腹の調査区はオキナワウラジロガシ群集に相当する。これらの調査区と既存の研究の比較から、奄美群島の森林は遷移が進むと、スダジイの優占度が低下し、イスノキ・カシ類の優占度が高まると考えられた。また、これらの調査区の周辺で、カメラトラップによる動物調査もおこなった。その結果、両島の山地に残された原生的照葉樹林は、多くの固有種を含む哺乳類・鳥類の生息場所となっていることが示された。

キーワード：南西諸島、生物多様性、植生、哺乳類、鳥類、固有生物

1. はじめに

日本の南西諸島では、生物相も気候も薩南諸島内の大隅諸島(種子島・屋久島)と奄美群島の間のカラ列島で大きく変化する。したがって、ここには渡瀬線と呼ばれる生物の分布境界線が引かれ、この線より北側では温帯系(生物地理区では全北区または旧北区)の生物が圧倒的に多いのに対し、南では熱帯系(生物地理区では旧熱帯区または東洋区)の生物が多くなる(宮本 2010)。

また、渡瀬線以南の南西諸島には、多くの固有分類群が存在する。150 万年前にアジア大陸から切り離され(Osozawa et al. 2012)、隔離された状態で進化がおこったためである。世界的に見ると乾燥気候が卓越する亜熱帯において例

外的に湿潤な気候を持つため、照葉樹林が存続し続け、上記の固有生物の生息場所となってきた。これらの理由から、まとまった面積の森林を持つ奄美大島・徳之島・沖縄島北部・西表島が、2018 年にも世界自然遺産に登録される見込みである。

南西諸島では、沖縄諸島と先島諸島の間(慶良間海裂)でも生物相が大きく変化し、ここに引かれる生物の分布境界線を蜂須賀線(慶良間ギャップ)という。渡瀬線と蜂須賀線の間位置する奄美群島と沖縄諸島は生物相の共通性が高く、生物地理学の区分で中琉球と呼ばれる。哺乳類・鳥類を例にとると、中琉球の固有分類群には、トゲネズミ属 *Tokudaia* (奄美大島・徳之島・沖縄島に1種ずつ)・ケナガネズミ

1: 鹿児島大学大学院理工学研究科 2: 鹿児島大学共通教育センター 3: 鹿児島大学国際島嶼教育研究センター 4: 鹿児島大学農学部 5: 鹿児島大学教育学系
2017. 12. 1 受付 2018. 12. 20 公開

Diplothrix legata・ワタセジネズミ *Crocidura horsfieldii watasei* (固有亜種) があり、奄美大島・徳之島だけの固有種には、アマミノクロウサギ *Pentalagus furnessi*・オリイジネズミ *Crocidura orii*・アマミヤマシギ *Scolopax mira* (沖縄諸島でも繁殖の可能性あり) があり、奄美大島だけの固有種 (亜種) にはルリカケス *Garrulus lidhi* (加計呂麻島・請島にも分布)・オオトラツグミ *Zoothera major*・オーストンオオアカゲラ *Dendrocopos leucotos owstoni* (固有亜種) がある (阿部 2005; 奄美野鳥の会 2009).

奄美群島の奄美大島と徳之島は、渡瀬線以南の南西諸島の非火山性高島の中でもっとも北方に位置し、しかも、600 m 以上の山を持つ点でユニークである。奄美大島の最高峰は湯湾岳 (694 m)、徳之島の最高峰は井之川岳 (645 m) であり、これは沖縄県の島々が 600 m に達しない (沖縄島・石垣島・西表島の最高峰は、それぞれ、与那覇岳 503 m、於茂登岳 526 m、古見岳 470 m) のと対照的である。

渡瀬線は生物の分布境界線であると同時に気候の境界線でもある。暖かさの指数によると、屋久島の南部海岸とトカラ列島口之島の北端を境界として、それより北は暖温帯、南は亜熱帯である (堀田 2013; 米田 2016)。現在サンゴ礁が発達するのも、隆起サンゴ礁由来の石灰岩が広範に分布するのも、トカラ列島までである。しかし、標高があがると気温が低下するため、奄美大島と徳之島の山地は暖かさの指数でいえば暖温帯に属する。気象庁の名瀬と伊仙における平年値 (1981 ~ 2010 年) から気温遞減率を 100 m あたり 0.6 °C として計算すると亜熱帯と暖温帯の境界 (暖かさの指数 180 °C) は、奄美大島では 280 m、徳之島では 305 m となる。沖縄県では海岸部の気温が高く山の高さも低いため、暖温帯に属する標高帯は沖縄島では 440 m 以上の山頂部のみで、石垣島・西表島には存在

しない。奄美大島と徳之島は島内で亜熱帯から暖温帯への変化が顕著に見られる点でもユニークである。

本研究は、奄美群島の異なる標高の原生的森林において、その基盤をなす樹木群集の種組成・構造と大型脊椎動物 (哺乳類・鳥類) の分布状況を明らかにすることを目的とした。

II. 植生調査

1. 方法

これまで奄美群島で植物社会学的研究は多数おこなわれてきたが、毎木調査による研究は少なく調査区面積は最大でも 0.15 ha (50 m × 30 m) と小さいものがほとんどであった (寺師 1983; 清水ほか 1988; 田川ほか 1989; Hara et al. 1996; 寺田 2007; 寺田ほか 2010)。大面積調査区によるものは奄美大島金作原 (100 m 四方, 1 ha, 標高 300 ~ 350m; 石田ほか 2008) と徳之島三京 (200 m 四方, 4 ha, 標高 200 m; 米田 2016; 鶴川 2016) の 2 か所の原生的森林 (非石灰岩地) のみであり、奄美群島の多様な森林の特徴を把握するにはまだ不十分である。

そこで、これら既存の大面積調査区と異なる地域・標高の山地 (非石灰岩地) の原生的森林に比較的大面積 (0.25 ha, 50 m 四方) の調査区を設けて、胸高直径 2 cm 以上の樹木について毎木調査をおこなった。両島の最高峰、湯湾岳と井之川岳を含む山城の国有林で伐採記録のない林分を 2 つずつ選んだ。すなわち、奄美大島の神屋 (標高 400 m)、湯湾岳 (600 m)、徳之島の剥岳 (350 m)、井之川岳 (500 m) である。調査地の基岩はいずれも堆積岩であるが、徳之島の 350 m 地点のみ蛇紋岩の可能性がある (後述)。いずれの調査地も暖かさの指数を推定すると 180 °C 以下となり、暖温帯に属することになる。

奄美大島金作原と沖縄島与那のデータは、環

境省のモニタリングサイト 1000 の 1 ha 調査区のデータを利用した (Enoki 2003; 石田ほか 2008)。

2. 結果と考察

1) 種組成

各調査区で 1000 本以上の樹木が調査され、4 調査区を合わせると 6390 本、87 種の樹木が出現した (図 1)。調査区あたりの樹木の種数を比べると、標高が上がると減少し、奄美大島の方が徳之島より多い傾向があった。ただし、本数あたりの種数を計算すると、徳之島の方が大きくなる。

4 調査区全てに出現したのは 19 種であった。本数が多いのはモクタチバナ *Ardisia sieboldii*・

タイミンタチバナ *Myrsine seguinii*・イスノキ *Distylium racemosum*・スダジイ *Castanopsis sieboldii*・ホソバタブ *Persea japonica* など屋久島以北の照葉樹林でも優占する種群であり、屋久島以北に分布しないのはシマミサオノキ *Randia canthioides*・アカミズキ *Wendlandia formosana*・アマミヒサカキ *Eurya osimensis*・アマシバ *Symplocos microcalyx* の 4 種のみであった。

中標高 (奄美大島 400 m・徳之島 350 m) のみに出現したのは 31 種で、両島とも出現したのは 3 種 (クチナシ *Gardenia jasminoides*・フシノハアワブキ *Meliosma pinnata*・シャリンバイ *Raphiolepis indica*) のみであり、そのほか

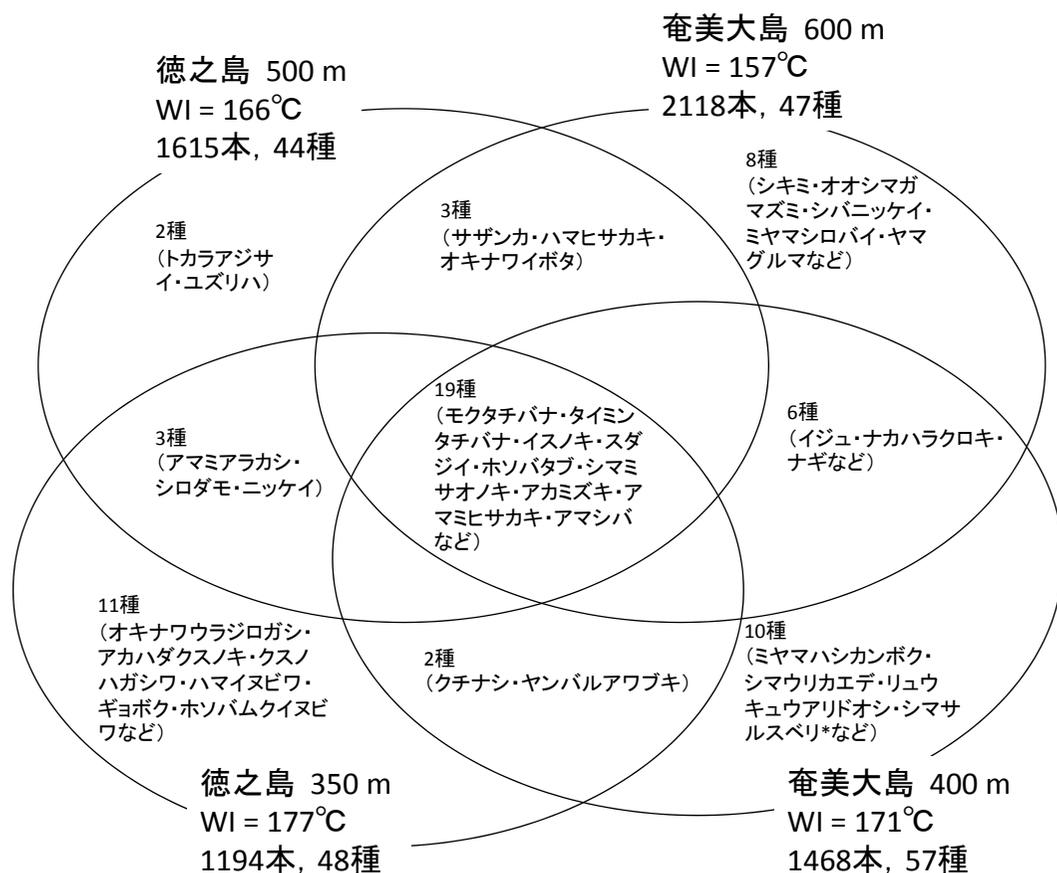


図 1 奄美大島と徳之島に設定した 4 つの面積 0.25 ha の毎木調査区 (胸高直径 2 cm 以上) に出現した樹種。*を付したシマサルズベリは調査区のすぐ外側に生育。調査区の標高、暖かさの指数 (WI) の推定値、調査区あたりの本数と種数も示す。

奄美大島ではミヤマハシカンボク *Blastus cochinchinensis*, 徳之島ではオキナワウラジロガシ *Quercus miyagii* の本数が多かった。ミヤマハシカンボクは奄美群島の標高 100 ~ 450 m に分布するとされるケハダルリミノキ *Lasianthus fordii* var. *pubescens*—スダジイ群集(宮脇 1989) の標徴種である。ただし、奄美大島の 400 m 調査区のすぐ外側には、奄美群島の標高 300 ~ 600 m に分布するとされるアマミテンナンショウ *Arisaema heterocephalum*—スダジイ群集の標徴種であるシマサルスベリ *Lagerstroemia subcostata* が生育していた。したがって、奄美大島 400 m 調査区は、ケハダルリミノキ—スダジイ群集とアマミテンナンショウ—スダジイ群集の両者に相当すると考えられる。一方、オキナワウラジロガシは比較的低標高(500 m 以下)の斜面中部~谷部に分布するオキナワウラジロガシ群集の標徴種であり、徳之島 350 m 調査区はオキナワウラジロガシ群集に相当する。

山頂部(奄美大島 600 m・徳之島 500 m)のみに出現したのは 13 種で、そのうち両島とも出現したのは 3 種(サザンカ *Camellia sasanqua*・ハマヒサカキ *Eurya emarginata*・オキナワイボタ *Ligustrum liukuense*) だけであった。そのほか奄美大島ではシキミ *Illicium anisatum*・オオシマガマズミ *Viburnum tashiroi*・シバニッケイ *Cinnamomum doederleinii*・ミヤマシロバイ *Symplocos confusa*・ヤマグルマ *Trochodendron aralioides* など 8 種が出現し、徳之島ではトカラアジサイ *Hydrangea kawagoeana* var. *kawagoeana*・ユズリハ *Daphniphyllum macropodium* の 2 種が出現した。ハマヒサカキとミヤマシロバイはアマミヒイラギモチ *Ilex dimorphophylla*—ミヤマシロバイ群集の標徴種であり、トカラアジサイとユズリハは地理的群集区分種とされる。したがって、奄美大島 600

m 調査区と徳之島 500 m 調査区は、ともにアマミヒイラギモチ—ミヤマシロバイ群集に相当する。サザンカ・シキミ・ヤマグルマ・ユズリハは九州や屋久島の山地照葉樹林にも多い種であり、奄美群島と屋久島以北の山地の間の連続性を示す例である。他方、ミヤマシロバイは熱帯アジア・ニューギニアから台湾にかけての熱帯・亜熱帯山地林(雲霧林)に分布し、奄美大島が分布北限(沖縄島と徳之島にも分布;初島・天野 1994)であり、イジュ *Schima wallichii* とともに奄美群島と熱帯の山地林の連続性を示す例である(迫 1966)。なお、奄美大島 600 m 調査区には、ケハダルリミノキ—スダジイ群集(標高 100 ~ 450 m に分布)の標徴種ナギ *Podocarpus nagi* とリュウキュウアリドオシ *Damnacanthus biflorus* (胸高直径 2 cm 以下)が出現し、これら 2 種を当該群集の標徴種とするのは不適切なことを示す。

奄美大島の 2 調査区のみ出現したのは 6 種(イジュ・ナカハラクロキ *Symplocos nakaharae*・ナギなど)、徳之島の 2 調査区のみ出現したのは 3 種(アマミアラカシ *Quercus glauca* var. *amamiana*・シロダモ *Neolitsea sericea*・ニッケイ *Cinnamomum sieboldii*) であった。ニッケイは徳之島・沖縄島・久米島・石垣島のみに固有という奇妙な分布を示し、人為導入の可能性も考えられる。

2) 森林構造

九州や屋久島の照葉樹原生林と比べると、奄美群島以南の南西諸島の森林は概して巨木が少なく構造が貧弱である。高い山がない島々なので隅々まで伐採が及んでいるためなのか、それとも台風や冬の季節風の影響のためなのか。調査地の森林は奄美大島と徳之島の標高 300 m 以上の国有林ではもっとも原始的であるが、九州や屋久島に残存する照葉樹原生林と比べると大径木の数が少なく小径木の数が多い。

伐採などの攪乱を受けた後に再生した二次林では、樹木の平均サイズは増加する一方、面積あたりの本数は減少する。森林の最上層(林冠)に樹冠を持つ樹木は太陽光を優先的に浴びて大きく成長する一方で、下層の日陰に樹冠がある樹木は、耐陰性の強い低木性樹種を除いて枯れていく。したがって、遷移の進行とともに、林冠を構成する大径木が増え、下層の中～小径木が減少することが予測される。甲山ほか(1994)は、屋久島の照葉樹二次林を調査し、林分の最大胸高直径が発達段階を表す指標となることを指摘した。

いずれも中琉球に属し種組成が似ている奄美大島・徳之島・沖縄島の森林を、標高 500 m 以上(山頂部)と標高 400 m 以下(山地中腹)に

分けて、最大直径が大きくなる順(すなわち、遷移の進行順)に並べると図2のようになる。今回調査された森林は、これまで中琉球で調査された標高 400 m 以下の森林の中では比較的遷移が進んでいると考えられる。

3) 優占種

中琉球の6調査区に出現する樹種の胸高断面積を見ると、遷移の進行とともにスダジイとイジュの優占度が低下し、イスノキ・カシ類(オキナワウラジロガシ・アマミアラカシ・ウラジロガシ *Quercus salicina*)の優占度が増加する傾向が読み取れる(図3)。九州・屋久島の照葉樹林でも、遷移が進んだ森林では通常スダジイよりもイスノキ・カシ類の優占度が高いのと同通する現象である。このように毎木調査の結果、

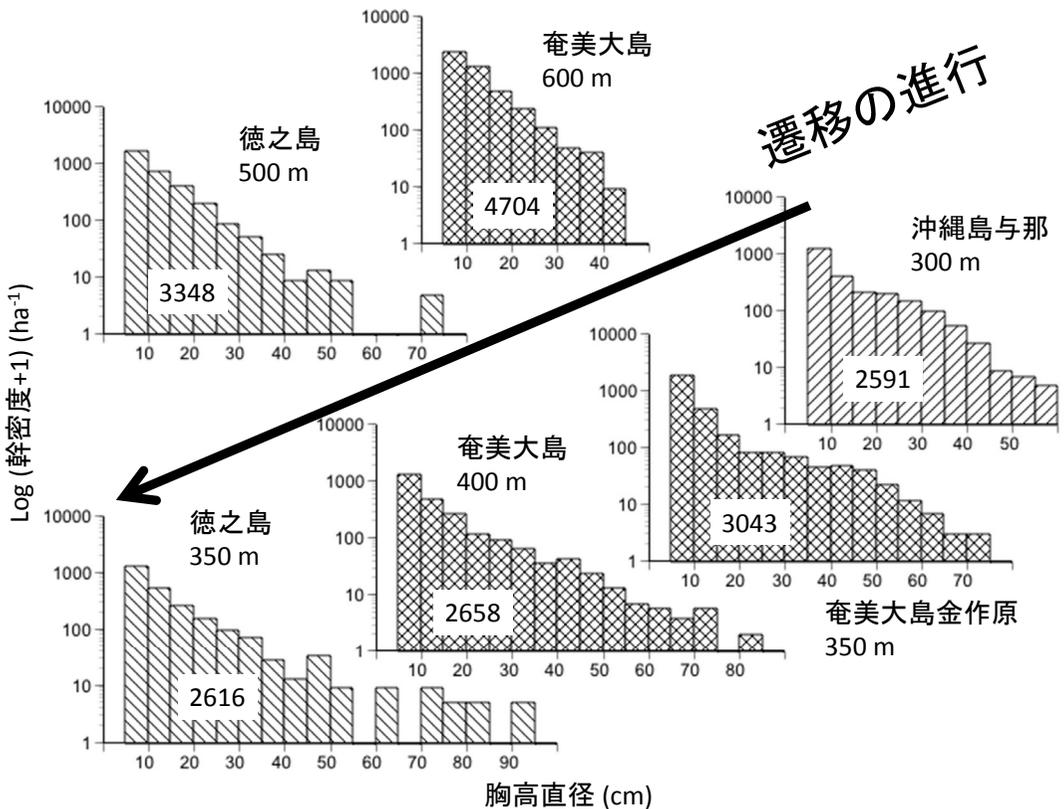


図2 中琉球(奄美群島・沖縄諸島)に設定された6個の毎木調査区の胸高直径階分布(胸高直径 ≥ 5 cm)。縦軸は対数表示であることに注意。図中の数字は1 haあたりに換算した樹木本数を示す。

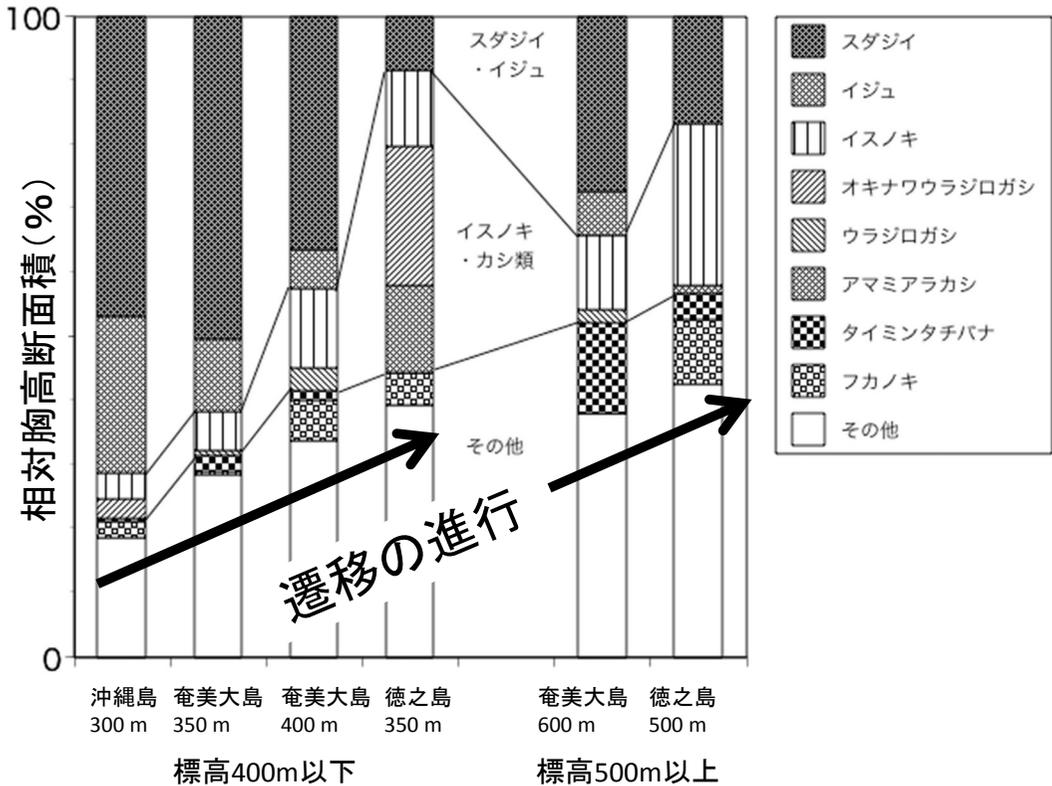


図3 中琉球6調査区における上位3種とウラジロガシの相対胸高断面積

思いのほか日本本土と共通性があることがわかった。

奄美大島の調査区ではスダジイとイジュの優占度が高く、オキナワウラジロガシは出現しなかった。徳之島の調査区ではスダジイの優占度は低く、イジュとウラジロガシは出現しなかった。そのかわりに徳之島 350 m ではオキナワウラジロガシとアマミアラカシ、500 m ではイスノキの優占度が高い。奄美大島ではスダジイとイジュの優占度は二次遷移中期（伐採後 20～50 年）で高く老齢林では低く、老齢林ではイスノキの優占度が（少なくとも高木層において）高まる傾向がある（寺師 1983；清水ほか 1988）。屋久島でも二次林ではスダジイの優占度が高いが、老齢林ではイスノキの優占度の方が高くなる（Aiba et al. 2001）。以上のことから、奄美大島の森林の方が徳之島の森林より二次林

的であり、過去に人為の影響をより強く受けている可能性がある。奄美大島にオキナワウラジロガシが少ない理由は不明であるが、人為の影響も考えられる。

なお、徳之島 350 m 調査区は徳之島の低地石灰岩地で優占するアマミアラカシが優占度第 2 位であるほか、アカハダクスノキ *Beilschmiedia erythrophloia*・クスノハガシワ *Mallotus philippensis*・ハマイヌビワ *Ficus virgata*・ギョボク *Crateva formosensis*・ホソバムクイヌビワ *Ficus ampelas* など南西諸島の石灰岩地を特徴づける種が出現する。近くに蛇紋岩の露頭があることから、本調査区の基岩にも蛇紋岩が混じっている可能性がある。ただし、アマミアラカシは基岩が堆積岩の 500 m 調査区にも出現する。

一方、本数の優占度を見ると、遷移のより初

期に相当する沖縄島 300 m・奄美大島 350 m・奄美大島 600 m ではスダジイ・イジュ・タイミンタチバナ・イヌマキ *Podocarpus macrophyllus*・サクラツツジ *Rhododendron tashiroi* が多く、遷移がより進んだ段階に相当する奄美大島 400 m・徳之島 350 m・徳之島 500 m ではイスノキ・モクタチバナ・ショウベンノキ *Turpinia ternata* が多くなっていた (図 4)。胸高断面積で上位に位置していたカシ類は、大径木はあっても小径木が少ないため図には示されていない。

想定される遷移系列に従ってスダジイ・イジュが減りイスノキが増える点は胸高断面積の優占度と共通するが、その他の樹種の本数の優占度の傾向は、遷移では説明できないと思われる。現地での観察および南西諸島での先行研究によると、スダジイ・イジュ・タイミンタチバ

ナ・イヌマキ・サクラツツジは尾根に多く出現し、イスノキ・モクタチバナ・ショウベンノキは谷に多く出現する傾向がある (Hara et al. 1996; Aiba et al. 2001; Enoki 2003; Tsujino et al. 2006; Tsujino and Yumoto 2007)。イスノキは屋久島と沖縄島では尾根に多い (Enoki 2003; Tsujino and Yumoto 2007) のに対し、奄美大島では谷に多い (Hara et al. 1996)。ただし、屋久島でイスノキがスダジイと共存する場合は、スダジイは尾根、イスノキは谷に出現し、これは奄美大島と同じ傾向である (Aiba et al. 2001)。したがって、沖縄島 300 m → 奄美大島 350 m → 奄美大島 400 m → 徳之島 350 m (標高 400 m 以下)、および奄美大島 600 m → 徳之島 500 m (標高 500 m 以上) という遷移系列は、尾根的な地形から谷的な地形へと変化する地形傾度の系列

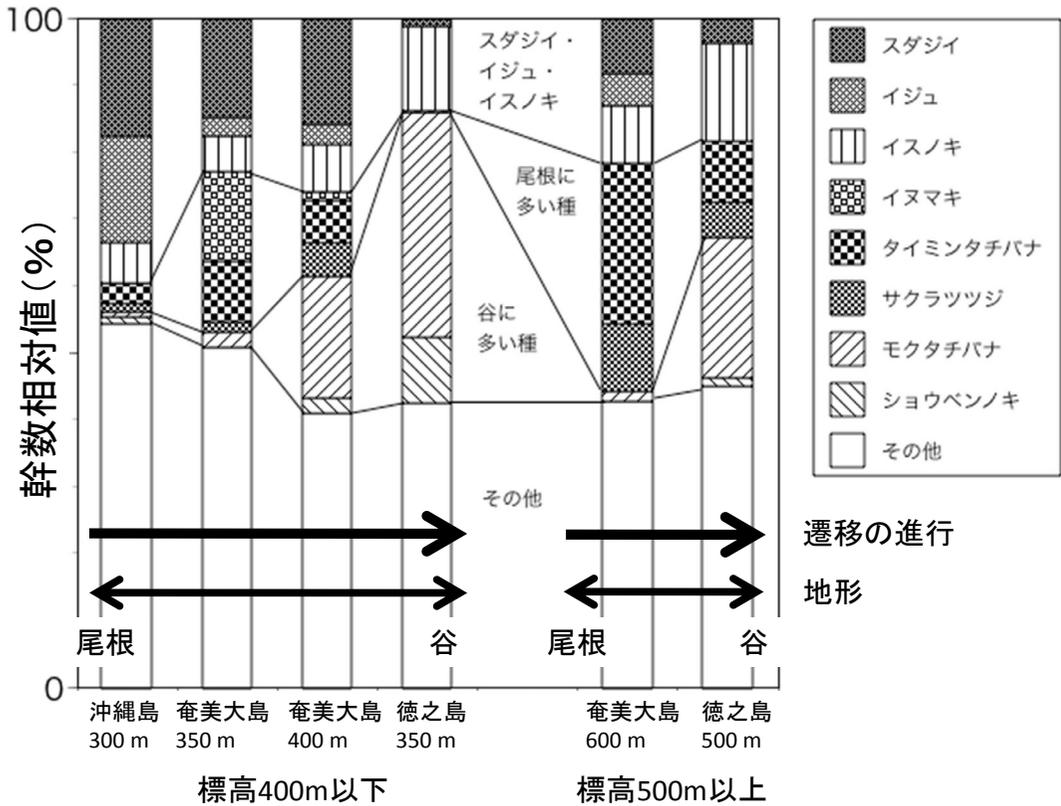


図 4 中琉球 6 調査区における上位 3 種の幹数相対値

でもあり、谷的な地形では風当たりが弱いため強風による攪乱が少なく、そのために遷移がより進んだ状態に達しているのだと解釈できる。

上記の解釈は異なる調査区間の比較に基づくが、徳之島三京の4 ha 調査区内の異なる地形の比較からも同様の解釈が得られる(米田2016)。その調査区では、尾根でスダジイ、谷でオキナワウラジロガシが優占し、スダジイは強風攪乱による高い死亡率を高い萌芽能力で補って個体群を維持していると推定されている。強風を受けやすい尾根では森林が絶えず破壊され、スダジイが優占する遷移初期の状態がスダジイの萌芽再生により維持されるのに対し、攪乱を受けにくい谷部では遷移が進んでオキナワウラジロガシが優占していると解釈できる。

以上のことから、奄美群島以南の南西諸島の森林が概して貧弱な構造を示すことは、人為の影響のためだけでなく、台風・季節風等による強風により頻繁にさらされるためでもあることが示唆される。

III. 動物調査

1. 方法

カメラトラップによる野生動物の生息調査は、2017年1月27日から9月21日まで、奄美大島2地点(神屋、湯湾岳)および徳之島2地点(三京、井之川岳)で行った。各地点において、原生的森林内に直線500mの調査路を設定し、100mおきに合計6台の赤外線自動撮影カメラ(Ltl-6210MC 850NM, Ltl Acorn Electronics)を地上から約60cmの高さで設置した。調査路は、緩やかな斜面でできるだけ標高の変化がないように、GIS(ArcMap 10.2.1, ArcGIS)を用いてあらかじめ設定し、カメラを各設置ポイント付近(10m以内)の獣道上に設置した。各地点

における調査路の標高は神屋400m、湯湾岳590m、三京220m、井之川岳470mであった。このうち、神屋・湯湾岳・井之川岳の調査路は、毎木調査区に近接した場所である。剥岳の毎木調査区は若齢二次林に隣接するので、1.5kmほど北西に位置する三京に調査路を設置した。撮影条件はビデオモードで30秒間とし、インターバルを5分間とした。

2. 結果

各地点における分類群ごとの撮影頻度を図5に示した。撮影頻度はカメラ・日あたりの撮影回数とし、同種の複数個体が同時に撮影された場合も1回としてカウントした。異なる種が同時に撮影された場合はそれぞれの種で1回としてカウントした。4地点を合わせた分類群ごとの撮影回数は、哺乳類(ヒトを除く)1361回、鳥類1298回、爬虫類2回、昆虫3回、不明78回であった。撮影頻度は奄美大島(神屋、湯湾岳)に比べ、徳之島(三京、井之川岳)の方が高い傾向がみとめられた。とくに、三京では鳥類の撮影頻度が高く、井之川岳では哺乳類の頻度が高かった。外来種については、頻度は低いものの、井之川岳でイヌ *Canis familiaris* が5回、三京でイヌが1回、湯湾岳でネコ *Felis catus* が2回撮影された。特定外来生物に指定され、奄美大島で生息が確認されているファイリマンゲース *Herpetes aurovinctatus* (環境省2016)は撮影されなかった。

撮影された動物種を表1に示した。哺乳類では、奄美群島固有種であるアマミノクロウサギが全ての調査地点において撮影された。アマミノクロウサギはいずれの島においても、高標高の湯湾岳および井之川岳の方が神屋および三京よりも高頻度で撮影された。また、それぞれの島の固有種アマミトゲネズミ *T. osimensis* あるいはトクノシマトゲネズミ *T. tokunoshimensis* も撮影された。リュウキュウイノシシ *Sus*

表1 カメラトラップ調査において撮影された動物種。1, 奄美群島固有種(亜種)。2, 外来種。

分類群	和名	学名	
哺乳類	リュウキュウイノシシ	<i>Sus scrofa riukiuanus</i>	
	アマミノクロウサギ ¹	<i>Pentalagus furnessi</i>	
	アマミトゲネズミ ¹	<i>Tokudaia osimensis</i>	
	トクノシマトゲネズミ ¹	<i>Tokudaia tokunoshimensis</i>	
	ケナガネズミ ¹	<i>Diplothrix legata</i>	
	ネズミ科(種不明)	Muridae	
	トガリネズミ科(種不明)	Soricidae	
	イヌ ²	<i>Canis familiaris</i>	
	ネコ ²	<i>Felis catus</i>	
	鳥類	アマミヤマシギ ¹	<i>Scelopax mira</i>
ツミ		<i>Accipiter gularis</i>	
ルリカケス ¹		<i>Garrulus lidthi</i>	
ハシブトガラス		<i>Corvus macrorhynchos</i>	
キジバト		<i>Streptopelia orientalis</i>	
カラスバト		<i>Columba janthina</i>	
オーストンオオアカゲラ ¹		<i>Dendrocopos leucotos owstoni</i>	
コゲラ		<i>Dendrocopos kizuki</i>	
オオトラツグミ ¹		<i>Zoothera major</i>	
トラツグミ		<i>Zoothera douma</i>	
アカヒゲ		<i>Erithacus komadori</i>	
シロハラ		<i>Turdus pallidus</i>	
シジュウカラ		<i>Parus major</i>	
ヤマガラ		<i>Parus varius</i>	
ヒヨドリ		<i>Hypsipetes amaurotis</i>	
メジロ		<i>Zosterops japonicus</i>	
ヤイロチョウ		<i>Pitta nympha</i>	
爬虫類		ブラーミニメクラヘビ ²	<i>Indotyphlops braminus</i>
		トカゲ亜目	Lacertilia

scrofa riukiuanus は全ての調査地点で撮影された。

鳥類は奄美大島より徳之島の方が撮影頻度が高く(図5)、三京および井之川岳においてもアカヒゲ *Erithacus komadori* の撮影頻度が最も高かった。一方、奄美大島では、ルリカケス(固有種)、オオトラツグミ(固有種または固有亜種)およびオーストンオオアカゲラ(固有亜種)が撮影され、これらの種は徳之島では撮影されなかった。また、奄美群島固有種のアマミヤマシギは4つの調査地点全てにおいて撮影された。

以上のように、両島の山地に残された原生的照葉樹林は、多数の固有種(亜種)を含む哺乳類・鳥類の生息地となっていることが確認され

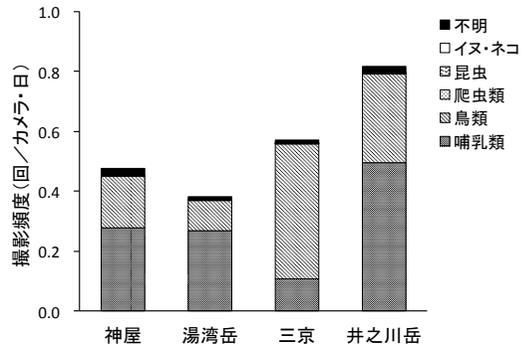


図5 カメラトラップ調査における各調査地点の分類群別撮影頻度。イヌ・ネコ、昆虫、爬虫類は撮影頻度が低いため図では見えない。

た。

謝辞

鹿児島森林管理署には入林許可を頂き、鹿児島県文化財課、奄美市教育委員会、鹿児島県大島支庁、天城町役場には調査許可取得の手続きのためにご協力いただいた。記して感謝いたします。

文献

- 阿部 永(監修) 2005. 日本の哺乳類改訂版. 東海大学出版会.
- Aiba, S., Hill, D.A. and Agetsuma, N. 2001. Comparison between old-growth stands and secondary stands regenerating after clear-felling in warm-temperate forests of Yakushima, southern Japan. *Forest Ecology and Management* 140: 163-175.
- 奄美野鳥の会 2009. 奄美の野鳥図鑑. 文一総合出版.
- Enoki, T. 2003. Microtopography and distribution of canopy trees in a subtropical evergreen broad-leaved forest in the northern part of Okinawa Island, Japan. *Ecological Research* 18: 103-113.
- Hara, M., Hirata, K., Fujihara, M. and Oono, K. 1996. Vegetation structure in relation to micro-landform in an evergreen broad-leaved forest on Amami Ohshima Island, south-west Japan. *Ecological Research* 11: 325-337.

- 初島住彦・天野鉄夫 1994. 増補訂正琉球植物目録. 沖縄生物学会.
- 堀田 満 2013. 奄美群島植物目録. 鹿児島大学総合研究博物館.
- 石田 健・川口秀美・鳥飼久裕・高 美喜男・川口和範 2008. 奄美大島金作原国有林の森林調査結果とスダジイの結実動態から生態系管理を考える. 第119回日本森林学会大会学術講演集: D28.
- 環境省 2016. 特定外来生物等一覧. <https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list.html>. (2017年11月29日閲覧)
- 甲山隆司・相場慎一郎・明石信廣・坂本圭児 1994. 屋久島西部照葉樹林域の原生林と二次林の10年間の動態. 日本自然保護協会編「屋久島原生自然環境保全地域調査報告書」日本自然保護協会: 61-69.
- 宮脇 昭 (編著) 1989. 日本植生誌沖縄・小笠原. 至文堂.
- 宮本句子 2010. 奄美群島の植物. 鹿児島大学鹿児島環境学研究会編「鹿児島環境学Ⅱ」南方新社: 65-83.
- Osozawa, S., Shinjo, R., Armid, A., Watanabe, Y., Horiguchi, T. and Wakabayashi, J. 2012. Palaeogeographic reconstruction of the 1.55 Ma synchronous isolation of the Ryukyu Islands, Japan, and Taiwan and inflow of the Kuroshio warm current. *International Geology Review* 54: 1369-1388.
- 迫 静男 1966. 湯湾岳頂上付近の天然林の群落構造について. 鹿児島大学農学部学術報告 17: 13-21.
- 清水善和・矢原徹一・杉村 乾 1988. 奄美大島のシイ林における伐採後の植生回復. 駒沢地理 24: 31-56.
- 田川日出夫・川窪伸光・鈴木英治・甲山隆司 1989. 奄美大島の植生. 環境庁自然保護局編「南西諸島における野生生物の種の保存に不可欠な諸条件に関する研究」環境庁自然保護局: 75-105.
- 寺田仁志 2007. 鹿児島県奄美大島大和村大和浜のオキナワウラジロガシ林. 鹿児島県立博物館研究報告 26: 21-44.
- 寺田仁志・大屋 哲・久保紘史郎 2010. 徳之島明眼の森・義名山の植生について. 鹿児島県立博物館研究報告 29: 1-28.
- 寺師健次 1983. 奄美大島のスダジイ林について. 森林立地 25: 23-30.
- Tsujino, R., Takafumi, H., Agetsuma, N. and Yumoto, T. 2006. Variation in tree growth, mortality and recruitment among topographic positions in a warm temperate forest. *Journal of Vegetation Science* 17: 281-290.
- Tsujino, R. and Yumoto, T. 2007. Spatial distribution patterns of trees at different life stages in a warm temperate forest. *Journal of Plant Research* 120: 687-695.
- 鶴川 信 2016. 徳之島の常緑広葉樹林の更新. 鹿児島大学生物多様性研究会編「奄美群島の生物多様性」南方新社: 30-39.
- 米田 健 2016. 薩南諸島の森林. 鹿児島大学生物多様性研究会編「奄美群島の生物多様性」南方新社: 40-90.

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

AIBA Shin-ichiro, FUJITA Shiho, SUZUKI Mariko,
UGAWA Shin, KAWANISHI Motohiro and SUZUKI Eizi

We conducted the fieldwork in the tree census plots of old-growth forests on the islands of Amami-Oshima and Tokunoshima, both of which are World Natural Heritage candidates, Amami Islands, Kagoshima Prefecture, Japan. We compared four plots, two on each island at different altitudes, for trees ≥ 2 cm diameter at breast height in an area of 0.25 ha. The high-altitude plots on both islands correspond to *Ilici dimorphophyllae-Symplocetum confusae* community, a mid-altitude plot on Amami-Oshima corresponds to *Lasiantho-Castanopetum sieboldii* and *Arisaemato heterocephali-Castanopetum sieboldii* communities, and a mid-altitude plot on Tokunoshima corresponds to *Quercetum miyagii* community. Comparison of these plots with the previous studies suggests that the dominant species will change from *Castanopsis sieboldii* to *Distylium racemosum* and *Quercus* spp. with the advancement of vegetation succession. We also studied animals around the above plots by using a camera trap method. The results indicated that the old-growth forests on Amami-Oshima and Tokunoshima serve as habitats for mammals and birds including many endemics.

Keywords: Nansei Islands, Biodiversity, Vegetation, Mammals, Birds, Endemics

ツシマヤマネコの分散行動と利用環境解析

ツシマヤマネコ保全生態研究グループ

中西 希¹・伊澤雅子¹

1980年代からツシマヤマネコの好適生息地の縮小と個体数の減少が確認されている。生息域が縮小した個体群にとって、生息地を継承し拡大することによって次世代を担う亜成獣の生存は極めて重要である。したがって、本種を保全するためには亜成獣が分散中に利用する環境の保全が重要となるが、これまでツシマヤマネコ亜成獣の分散に関する知見はほとんど得られていない。そこで本研究では、ラジオ・トラッキング調査と自動撮影装置を用いて亜成獣の分散行動を記録し、亜成獣が分散中に利用する環境を明らかにすることを目的とした。亜成獣オスは出生した冬期はある場所に留まり、春に長距離分散を開始する傾向が示唆された。また、地形と植生の選択性は成獣と同じ傾向を示した。対馬北東部の地域は、亜成獣の分散移動に頻繁に利用されていることが明らかになり、ツシマヤマネコ個体群を保全する上で重要な地域であるといえる。

キーワード：亜成獣，対馬，ロードキル，ラジオ・トラッキング

1. はじめに

ツシマヤマネコ *Prionailurus bengalensis euptilurus* は日本国内では長崎県対馬のみに生息するベンガルヤマネコの亜種であり、1980年代から個体数の減少が確認されている（一般財団法人自然環境研究センター 2013）。1994年には種の保存法に基づき国内希少野生動植物種に指定されており、1998年からは環境省レッドリストにおいて絶滅危惧 I A 類に指定されている（環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2014）。対馬は本来ひとつの島であったが、1900年に運河の開削によって上島と下島に分けられ、現在は 500 m の橋梁のみで接続されている。したがって、事実上ツシマヤマネコの生息地は長期間分断された状態となっている。ツシマヤマネコの分布は上島に集中しており、2010年代前半の上島の生息個体数は約 70

頭または 100 頭と推定され、2000年代前半から推定生息数はほぼ同じ、もしくは一割程度の減少となっている（一般財団法人自然環境研究センター 2013）。下島では、2007年に 23 年ぶりにツシマヤマネコが生息していることが自動撮影調査によって確認されたが、個体数は極めて少ないと推測されている。個体群の分断かつ縮小が起こっているツシマヤマネコにとって、まとまった個体数が残っている上島における生息地保全は急務であるが、対馬の森林は 9 割が民有地である（篠原 2016）ため保護区の設定は難しいのが現状である。

私達は 1990年代から対馬上島西部の志多留・田ノ浜地域において、定住個体の行動圏空間配置や個体の入れ替わりについての研究を継続して行っている。1つの地域に長期間行動圏を維持する定住個体については十分なデータが蓄積

1: 琉球大学理学部

2017. 12. 4 受付 2018. 12. 20 公開

されてきたが、亜成獣や若齢個体などの定住地を求めて移動し続ける分散個体についてのデータは不足している。また、個体群の次世代を担い分布域の拡大を行う分散個体が、定住できるまでに一時的に生活する環境や移動経路の維持は非常に重要であるが、これまであまり注目されてこなかった。さらに、交通事故によって死亡する個体の72.5%が0歳～1歳の親から独立後分散中の個体であることが報告されている(中西ほか2010)。ツシマヤマネコ個体群にとって、次世代のリクルートに寄与する亜成獣や若齢個体の保護と利用環境の保全の重要性和緊急性は非常に高い。そこで本研究では、亜成獣分散個体と定住個体の追跡調査を行い、亜成獣分散個体の移動経路と利用環境の選択性を明らかにし、ツシマヤマネコの生息地として保全すべき地域と環境を把握することを目的とした。

II. 方法

1. 調査地

長崎県対馬は、九州と朝鮮半島の間位置する南北に細長い島である。月平均気温の最低は5.7℃(1月)、最高は26.4℃(8月)であり、冬は北西の風が強いが積雪は稀であり、夏は比較的涼しく、平均年間降水量は2,235mmである(1981～2010年、気象庁)。ツシマヤマネコの生息地としての島の面積は692km²であり、1900年に掘削された運河から北側を上島(437km²)、南側を下島(255km²)と呼ぶ。最高峰は下島の矢立山(648.4m)であり、上島では中央部の御岳(479m)が最も高い。上島、下島共に山がちな地形であり、小規模な平地が海岸沿いの谷間に点在する。人口は31,550人(2017年3月現在、対馬市)で、そのうちおよそ2/3は下島に居住する。海岸沿いの平地部に集落が点在し、これらを結ぶ網目状の道路が島全体に敷設されている(図1)。

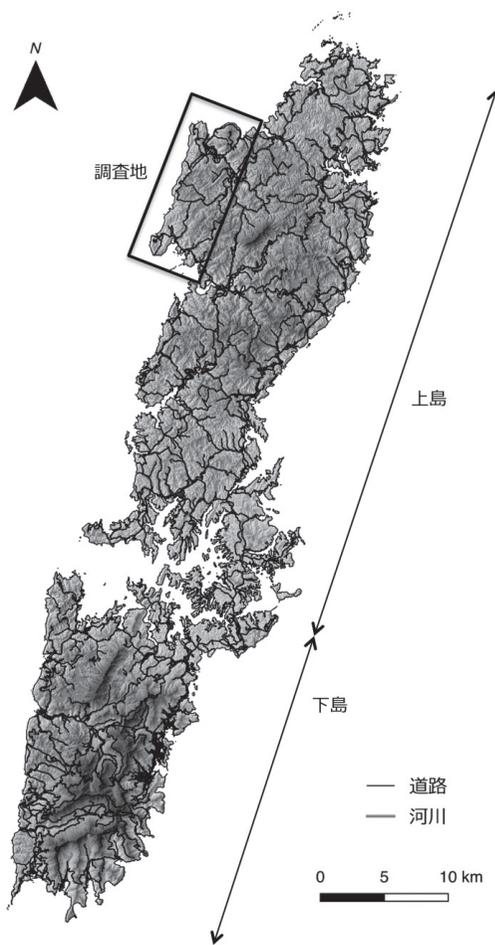


図1 対馬の地形と道路網

対馬上島の北西部に位置する佐護地区から志多留・田ノ浜地区にかけての約40km²の地域においてツシマヤマネコの捕獲と追跡調査を行った(図2)。佐護地区は対馬島内でも有数の稲作地域であり、佐護川流域に広範囲に水田が存在する。志多留・田ノ浜地区は調査地南部に位置し、小規模な谷が水田として利用されていたが、近年稲作をやめた後の低湿草地が増加している。調査地内の山地部は最高標高約300mで照葉樹林とスギ・ヒノキの植林である針葉樹林がモザイク状に存在する。植林地の林床ではホダ木を用いたシイタケ栽培が盛んに行われている。

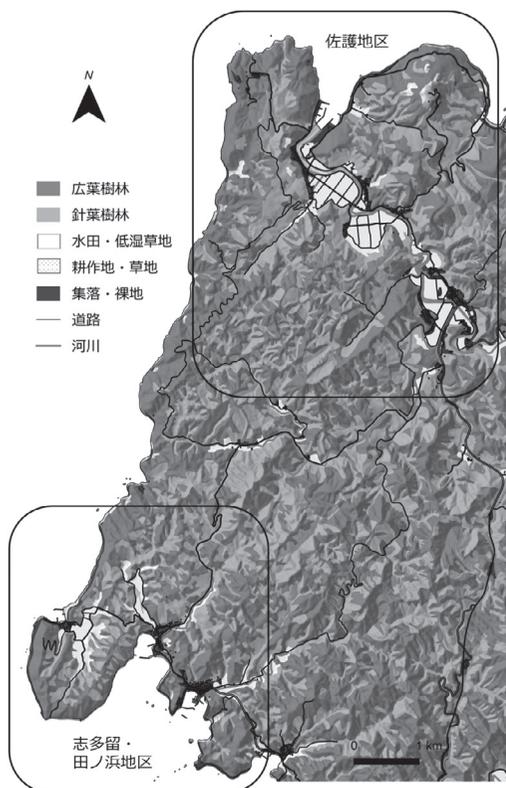


図2 調査地

2. 捕獲

2016年12月に志多留・田ノ浜地区、2017年2月に佐護地区において箱型捕獲器を用いたツシマヤマネコの捕獲を行った。捕獲した個体は麻酔処置の後、各部の計測を行い、首輪型電波発信機を装着した。同時に獣医師による健康診断と伝染性疾病（FIV, FeLV）の検査も行った。成長途中の亜成獣には、電波発信機が1年以内に自然脱落するようにタコ糸を用いて首輪の固定を行った。処置が完了した個体は、麻酔から完全に覚醒したことを確認してから捕獲地点で放逐した。ツシマヤマネコの捕獲は環境省と文化庁の許可を得て行った。

3. ラジオ・トラッキング

発信機装着個体のラジオ・トラッキング調査は、2017年3-4月、6-7月、9月の3回行った。

追跡個体の定位には、ポータブル受信機と三素子ハンディ八木アンテナを用い、GPSによって測位した3カ所以上の位置から発信電波の方位探査を行った。個体の定位は、3時間以上の間隔を空けて連続10日間行った。ツシマヤマネコの個体位置は、ラジオテレメトリー解析ソフトLoas4.0を用いて算出した。各月の追跡期間中の行動圏は最外殻法を用いて算出した。

4. 自動撮影

調査地内におけるツシマヤマネコの生息状況と追跡期間外の発信機装着個体の動きを確認するために、赤外線センサー付き自動撮影カメラを設置した。志多留・田ノ浜地区には従来からツシマヤマネコの生息状況モニタリングのために18カ所に自動撮影カメラが設置してある。佐護地区には2017年12月から11カ所に自動撮影カメラを設置した。撮影されたツシマヤマネコは発信機の有無と発信機の色によって個体識別を行った。

5. 過去の亜成獣追跡データの統合と利用環境解析

これまでに私達が追跡した亜成獣オス3個体（CMT-33, CMS-40, CMT-42）の行動圏と移動経路について整理し、今回追跡したCMG-43の追跡データと統合した。これらのデータを用いて、亜成獣の利用環境解析を行った。環境データは、標高、傾斜角、植生を用いた。標高と傾斜角は国土地理院基盤地図情報・数値標高モデルから算出した。また、植生データは環境省の第6回自然環境保全基礎調査から作成された植生図を用いた。植生は広葉樹林、針葉樹林、竹林、水田・低湿草地、耕作地・草地、集落・裸地の6タイプに再区分した。

亜成獣オスの環境選択性は、調査地内に4個体の亜成獣の追跡結果と同数のランダムプロットを発生させ、亜成獣の利用プロットとランダムプロットの環境を比較することで行った。各

環境データについて、単変量で比較を行った。各環境データの算出とプロットと環境データの結合は地理情報システムソフト QGIS2.14 を用いて行った。

III. 結果

志多留・田ノ浜地区では成獣オス2個体 (CMS-34, CMT-39), 佐護地区では亜成獣オス (CMG-43) と成獣オス (CMG-45) の計4個体が捕獲された。亜成獣オス (CMG-43) は体重が2,700 gであり、頭部および後足長の計測値から2016年春生まれと推定された。

1. 亜成獣オス CMG-43 の動き

亜成獣 CMG-43 は、2017年3-4月には佐護地区内の捕獲地点近くの水田を中心として行動していた (図3)。CMG-43 の行動圏面積は0.47 km²で、隣の成獣オス CMG-45 の行動圏面積4.43 km² に比べて1/10ほどの大きさだった。また、CMG-45 と行動圏は重ならなかった。その後、5月16日には3-4月に利用していたのと同じ水田において CMG-43 の発信機からの電波を受信し、この水田周辺にいたことが確認されたが、5月18日には約6 km離れた志多留・田ノ浜地区の自動撮影装置で撮影された。また、2日後の5月20日には再び約8 km離れた佐護地区西北端で CMG-43 の発信機からの電波を受信した。1カ月後の6月22日には再び志多留・田ノ浜地区に移動していることが確認され、その後は9月まで同地区に留まっていた。行動圏面積は6-7月には0.42 km²だったが、9月には0.28 km²と小さくなった。CMG-43 の行動圏は、6-7月には隣接する成獣オス CMS-34 の行動圏と大きく重複していたが、9月には CMG-43 が CMS-34 との重複部分を利用しなくなり、行動圏の重複はほとんどなくなった。

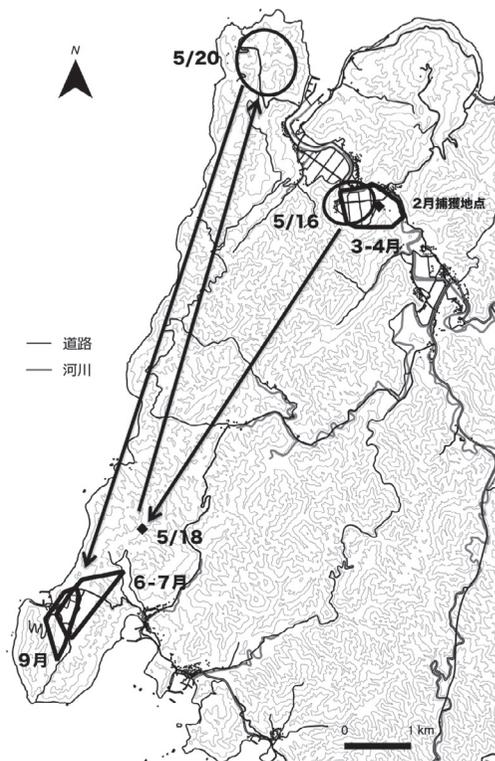


図3 亜成獣オス CMG-43 の分散行動

2. 志多留・田ノ浜の成獣オスの動き

2017年3-4月には、志多留・田ノ浜に長期定住している CMS-34 と CMT-39 が隣接して互いにやや重複させた行動圏を維持していた。行動圏面積は、CMS-34 が1.81 km², CMT-39 が0.60 km² で CMS-34 が2倍以上の行動圏を利用していた。その後、6月の追跡調査時には CMT-39 が3-4月の行動圏内で死亡していることが確認された。CMT-39 は、環境省が設置している自動撮影装置によって5月中旬に生存が確認されていたことから、死亡時期は5月中旬から6月中旬であると推定された。CMT-39 の死亡場所と剖検結果から、自然死であると考えられた。

3. 過去の亜成獣オスの動き

これまでに志多留・田ノ浜地区で捕獲された亜成獣オス3個体は、全ての個体が捕獲地点から移動した後、1個体はもとの場所に戻ってき

たが、他の2個体は北上し、佐護地区まで移動したことが確認された(図4)。

志多留・田ノ浜地区で12月に捕獲されたCMT-33は2月に約5 km北上したことが確認された。4月には捕獲地点と北上地点との中間付近で発信機の脱落を確認し、その後消息不明であった。しかし同年11月には、前年と同じ場所で再捕獲され、その後死亡するまでの5年間志多留・田ノ浜地区に定住した。

CMS-40は12月に捕獲された後、2-3月には捕獲地点を含んだ比較的広い範囲を動いていたが、5月には行動圏を約1 km北側にシフトさせ、2-3月に利用していた場所は使わなくなった。その後CMS-40の発信機からの電波を受信できず行方不明であったが、同年9月には5月の行動圏から約5 km北西の佐護地区にいたことが確認された。

1月に捕獲されたCMT-42は、5月には佐護

地区北西端まで移動していることが確認された。捕獲地点からの移動距離は約9 kmであった。その後8月には5月の行動圏内で死亡しているのが確認され、死亡時期は6～7月と推定された。死後時間が経っていたため死因は解明できなかった。

4. 亜成獣の利用環境

亜成獣4個体の追跡結果を統合し、個体位置192プロットが得られた。亜成獣の利用した標高は 28.8 ± 34.8 (平均±標準偏差) m, 傾斜角は $15.2 \pm 12.9^\circ$ だった。これに対してランダムプロットの標高は 94.4 ± 58.9 m, 傾斜角は $26.4 \pm 13.5^\circ$ であった。亜成獣の利用地点とランダムプロット間では、標高と傾斜角共に有意な差がみられ(標高:U=6396, $p < 0.01$, 傾斜角:U=10099, $p < 0.01$), 各値の平均値は亜成獣の利用地点の方が標高は低く、傾斜角はゆるやかだった。

亜成獣は6タイプ全ての植生を利用したのに対し、ランダムプロットは竹林と耕作地・草地の2タイプには発生しなかった。各植生タイプが占める割合に亜成獣の利用地点とランダムプロットの間で有意な差がみられたのは、広葉樹林、針葉樹林、水田・低湿草地の3タイプだった(広葉樹林:G=6.87, $p < 0.01$, 針葉樹林:G=14.9, $p < 0.01$, 水田・低湿草地:G=48.1, $p < 0.01$)。各植生タイプの利用が全体に占める割合は、水田・低湿草地は亜成獣の利用の方がランダムプロットに比べ高かったが、広葉樹林と針葉樹林はランダムプロットの方が高い値を示した(水田・低湿草地:亜成獣;32.79%, ランダム;5.46%, 広葉樹林:亜成獣;40.98%, ランダム;54.64%, 針葉樹林:亜成獣;19.13%, ランダム;37.16%)。竹林、耕作地・草地、集落・裸地の3タイプの利用とランダムプロットの割合に差はみられなかった(竹林:G=1.39, $P=0.239$, 耕作地・草地:G=1.39, $p=0.239$, 集落・

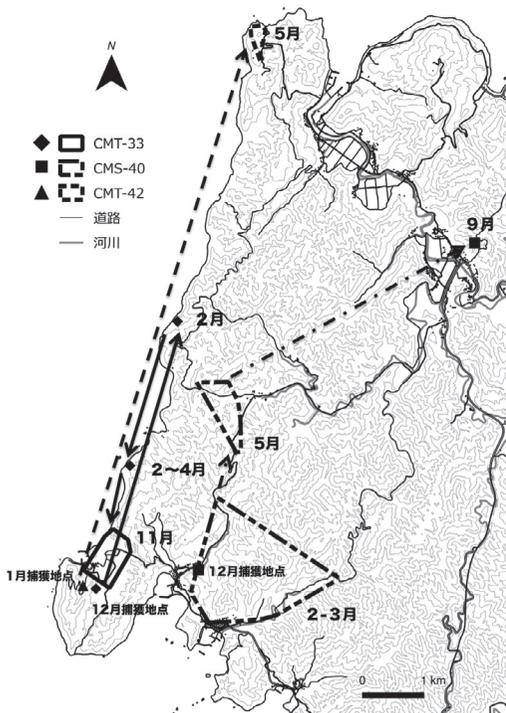


図4 過去に追跡した亜成獣3個体の分散行動

裸地：G=2.41, p=0.121).

IV. 考察

1. 亜成獣オスの分散時期

ツシマヤマネコの繁殖スケジュールは明確には明らかになっていないが、これまでの幼獣の保護や親子の目撃などから、2～4月が交尾期で、4～6月頃の春に出産し、秋から冬にかけて親から仔が独立すると考えられている。同種別亜種であるイリオモテヤマネコ *P. b. iriomotensis* の繁殖スケジュールは、2～4月が交尾期、4～6月が出産のピークであり、約4カ月の育仔期間の後、8～12月に仔は母親から独立する (Okamura *et al.* 2000)。イリオモテヤマネコが生息する亜熱帯の西表島と温帯の対馬では環境が異なり、対馬の方が冬の寒さが厳しい。そのためイリオモテヤマネコよりもツシマヤマネコの方が出産期などの時期的なばらつきが小さい可能性も考えられる。ツシマヤマネコの捕獲調査は、繁殖行動を妨げないようにメスが妊娠・育仔中でないことが明らかな12-1月の冬期に行わなければならない。本研究で捕獲したCMG-43は2月初めに捕獲されたが、メス個体の捕獲と麻酔処置をしないように細心の注意を払った。これまでに追跡した亜成獣3個体も12月もしくは1月に捕獲し、この頃には母親から独立していたと考えられる。出生から1年経っていない個体は、体重や体サイズが成獣に比べて明らかに軽く小さいため外見から亜成獣であると判断できる。これら4個体の亜成獣の出生地や母親からの独立時期は不明である。今回解析を行った4個体のうち、捕獲地点に戻ってきたCMT-33以外は成獣オスの行動圏の長径をはるかに超えた長距離を捕獲地点とは異なる場所に移動し、明らかな分散行動とみなすことができた。長距離移動を行った3個体のうちCMS-40とCMG-43は捕獲後2～3月ま

で同じ場所に留まっていたが、5月から長距離移動を開始した。CMT-42は1月の捕獲後追跡が行えなかったが、5月に発見した場所は長距離移動した先だった。これらのことから、ツシマヤマネコの亜成獣オスは、母親からの独立後、冬期の間はある場所に留まった後に春から長距離分散を行う傾向があることが示唆された。秋に母親から独立した亜成獣がいきなり長距離移動することは体力的に考えにくく、出生地周辺で冬期を過ごすのではないかと思われるが、幼獣期からの個体追跡を行わないと明らかにすることはできず、今後の課題である。

2. 亜成獣オスの行動圏

今回追跡したCMG-43の2-3月の行動圏面積は、隣接する成獣オスCMG-45に比べて極めて小さかった。2-3月はツシマヤマネコの交尾期であると考えられ、イリオモテヤマネコなど単独性のネコ科動物の成獣オスは繁殖のためより多くのメスを自分の行動圏内に確保しなければならず、交尾期には行動圏が拡大することが報告されている (Nakanishi *et al.* 2005)。出生して1年未満の亜成獣であるCMG-43は、小さな行動圏内で暮らしていたことから繁殖には参加していなかったと考えられる。CMG-43は、6月に志多留・田ノ浜地区に移動した後も2-3月とほぼ同じ大きさの行動圏を維持していたが、9月にはさらに行動圏面積が縮小した。CMG-43の10日間の行動圏が1 km²に満たないというのは、亜熱帯で餌条件が良い西表島に生息するイリオモテヤマネコの成獣メスと比べても小さく (Nakanishi *et al.* 2005)、佐護地区と志多留・田ノ浜地区の餌条件や生息環境が良好であることを示していると言えるだろう。また、2005年に佐護地区で1歳の11月(4月生まれとして2回目の冬)に鶏小屋に入り保護されたオスは、放逐された後、1歳の冬から2歳の秋まで同じ地域に平均0.78 ± 0.26 km²の行動圏

を維持していた (Oh et al. 2010). この個体の行動圏面積は CMG-43 の行動圏面積よりはるかに大きい, 非繁殖期に 1 km² 以下の行動圏で暮らしていたということから, ツシマヤマネコの生息環境として佐護地区は 10 年以上良好な環境を保っていることが推察される.

これまでに追跡した亜成獣 4 個体のうち, 長距離移動後の行動が追跡できたのは 2 個体のみだった. CMG-43 は 5 月に佐護地区から志多留・田ノ浜地区に一度移動してきた後, 佐護地区に戻り, 6 月には再び志多留・田ノ浜地区に移動するという探索と思われる行動を示した. また, 6 月に志多留・田ノ浜地区への移動後に行動圏を持った場所は, 5 月中旬から 6 月中旬に死亡した成獣オス CMT-39 が行動圏を維持していた場所であった. CMT-39 が死亡して空きスペースとなった場所に CMG-43 が入り込んだのだと考えられる. 隣接する CMS-34 と 6-7 月には行動圏が重複していたが, 9 月には互いにほぼ排他的な行動圏を持ったことから CMG-43 は今後ここに定住する可能性が高いと考えられた. ツシマヤマネコの定住オスが排他的な行動圏を維持することから, CMT-39 が死亡していなかったら, CMG-43 は定住地を求めて移動を続けていた可能性がある. 亜成獣オスがどのようにして定住地を探しあてるのかは, 今後さらなる追跡データの蓄積が待たれる.

移動後の行動が追跡できたもう 1 個体は, 他の 3 個体とは異なり冬期の捕獲地点に戻ってきた CMT-33 であり, 老齢の定住オスが存在したが志多留・田ノ浜地区に定着し, 死亡するまで同じ場所に定住した. 他の個体のように CMT-33 が冬期滞在場所から長距離移動し別の地区へ移動しなかった理由は現在のところ不明であり, 先述したように亜成獣オスの定住地選択についてはより多くの亜成獣オスの追跡データの蓄積が必要である.

3. 亜成獣オスの環境選択

亜成獣オス 4 個体の利用した環境の選択性を標高, 傾斜角, 植生について解析した結果, 標高が低く, 傾斜角が緩やかな場所を選択していることが明らかになった. また, 植生では照葉樹林と針葉樹林を忌避し, 水田・低湿草地を選択して利用していることが明らかになった. 志多留・田ノ浜地区において成獣個体の利用環境の選択性を解析した結果でも, 低い標高と緩やかな傾斜角が選択されていた (渡辺ほか 2003). また, 植生においても照葉樹林と針葉樹林を忌避し, 水田・低湿草地と耕作地・草地を選択していた (渡辺ほか 2003). このことから, 単変量での解析では標高, 傾斜角, 植生ともにツシマヤマネコの亜成獣オスは成獣と同様の環境を選択していたことが明らかになった. 今回は詳細な移動経路を把握することはできなかったが, 短期的に亜成獣オスが滞在する環境が成獣と同様の環境を選択しているということが示唆された. 実際に今回追跡した亜成獣オスが利用していた環境は, 他の定住個体が利用している環境であった. ツシマヤマネコの定住個体は同性間で排他的な行動圏を持つので, 亜成獣の成長と共に定住個体から排除されることになると考えられる. 亜成獣オスが短期間で別の場所に移動するのは, そこに生息する成獣オスとの干渉が存在するのかもしれない. ただ, 短期間であれ亜成獣オスは成獣と同じ環境を利用しており, 成獣から排除されて異なる環境を利用しているわけではなかった. 分散の移動に利用する環境を詳細に調べるためには, 連続して個体の位置データが蓄積される GPS 受信機がツシマヤマネコに装着できるように軽量化かつ長寿命化が待たれる. また, より詳細な環境選択を明らかにするには, 亜成獣の行動に影響を及ぼすと考えられる環境データがさらに必要となり, それらを複合的に解析しなければならない

い。現段階で、既存の地図データから利用可能な情報が限られているため、ツシマヤマネコの生息環境内で環境選択に影響を与えていると考えられる情報を現地で収集しなければならない。

4. 亜成獣とその生息環境の保全にむけて

本研究では、これまで偶発的にしか追跡できていなかったツシマヤマネコの亜成獣オスの分散行動を記録し、環境選択の傾向を明らかにすることができた。そのなかでも、亜成獣オスは生まれて初めての冬はある場所に留まり、春に長距離移動（分散）を開始する傾向があることと、亜成獣オスは成獣と地形と植生からみると同様の環境を利用するという新しい知見が得られた。また、本研究の調査地内では、追跡した亜成獣オスは全個体が南北に移動し、西側の山地部に分散する個体はいなかった。亜成獣オスが利用していた環境から低標高でなだらかな地形を好むことが示唆されたことから、上島中央の山地部は移動の障壁になっている可能性が考えられた。志多留・田ノ浜地区と佐護地区をつなぐ対馬上島北西部は亜成獣オスの分散経路として頻繁に利用されている可能性が高い。これまでにこの2地区間の山林ではツシマヤマネコの捕獲・追跡調査はほとんど行われておらず、どのような個体が生息しているのかは不明であるが、確実に定住個体が生息し、繁殖が行われている志多留・田ノ浜地区と佐護地区を結ぶ重要な地域であると言える。また、亜成獣は緩やかな傾斜を好むことから歩いやすいエネルギー効率の良い環境を選択して移動している可能性も考えられた。今後は、低標高かつ緩やかな地形や、低湿草原の連続性などを考慮した移動経路の抽出や環境解析を行う必要がある。

現在、ツシマヤマネコの亜成獣の生存率に最も大きな影響を与えているのは交通事故である。記録を取り始めた1992年以降107件の交

通事故が発生し、98個体が死亡した（対馬野生生物保護センター HP <http://kyushu.env.go.jp/twcc/accident/index.html>, 2017年11月9日閲覧）。交通事故に遭遇している個体の大半は亜成獣であり、2008年までには交通事故死亡個体の72.5%が0～1歳の個体だった（中西ほか2010）。また、亜成獣が交通事故に遭遇する時期は10～12月に集中している（中西ほか2010）。母親から独立し、分散を始めるため亜成獣が交通事故に遭遇しやすいのではないかと予測されたが、本研究では亜成獣オスの長距離移動は春に開始される傾向があることが明らかになったことから、冬期の間留まっている場所で交通事故に遭遇している可能性が高くなった。冬期に留まっている場所が、出生地周辺なのか、秋から冬にかけてすでにある程度分散行動を行っているのかどうかは不明である。近年外見から成獣と判断される個体の交通事故件数が増加している（対馬野生生物保護センター HP <http://kyushu.env.go.jp/twcc/accident/index.html>, 2017年11月9日閲覧）。ツシマヤマネコは出生から2回目の冬（1歳半～2歳）になると体サイズは成獣と変らなくなる。しかし、定住地を発見し定住するまでにどのくらいの年月を要するのかが明らかになっておらず、成獣と記録された個体でも分散途中である可能性がある。2008年までは2～4歳の成獣は交通事故に遭遇しておらず、亜成獣と5歳以上の比較的高齢の個体だけが交通事故死していた（中西ほか2010）。2009年以降も2008年までと同様の傾向があるのか、2000年代前半から2010年代前半にかけてツシマヤマネコの分布域が広がった（一般財団法人自然環境研究センター2013）ことから交通事故に遭遇する個体の齢やタイプが変化している可能性も考慮し、交通事故死体の年齢査定と交通事故現場の環境解析が必要である。

謝辞

ツシマヤマネコの捕獲調査と追跡調査には環境省対馬野生生物保護センターのスタッフの皆さまにご協力いただいた。捕獲調査における麻酔処置および病理検査には鹿児島大学名誉教授・阿久沢正夫博士，鹿児島大学共同獣医学部・遠藤泰之教授，NPO 法人動物たちの病院・越田雄二獣医師とスタッフの皆さまにご協力いただいた。ここにお礼を申し上げる。

引用文献

一般財団法人自然環境研究センター 2013. 「平成 24 年度ツシマヤマネコ生息数等推定調査業務報告書ーツシマヤマネコ第四次生息状況調査結果ー」224.
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ー日本の絶滅のおそれのある野生生物ー1 哺乳類」132.
中西 希・伊澤雅子・寺西あゆみ・土肥昭夫 2010. ツシマヤマネコの交通事故遭遇個体の齢構成. 保全

生態学研究 15(1) : 39-46.

Nakanishi, N., Okamura, M., Watanabe, S., Izawa, M. and Doi, T. 2005. The effect of habitat on home range size in the Iriomote cat *Prionailurus bengalensis iriomotensis*. Mammal Study 30: 1-10.
Oh, D.-H., Moteki, S., Nakanishi, N. and Izawa, M. 2010. Effects of Human Activities on Home Range Size and Habitat use of the Tsushima leopard Cat *Prionailurus bengalensis euptilurus* in a Suburban Area on the Tsushima Islands, Japan. Journal of Ecology and Field Biology 33(1): 3-13.
Okamura, Maki, Teruo, D., Sakaguchi, N. and Izawa, M. 2000. Annual reproductive cycle of the Iriomote cat *Felis iriomotensis*. Mammal Study 25: 75-85.
篠原武夫 2016. 最近の長崎県対馬の民有森林・林業(上). 杣経 41 : 32-37.
渡辺伸一・上野あや・檜山智嗣・大橋 智・大城雅稔・土肥昭夫・伊澤雅子 2003. 地理情報と追跡データを用いたツシマヤマネコの生息地適正評価. 地理情報システム学会講演論文集 12 : 311-314.

Dispersal movements and habitat selection of the Tsushima leopard cat

NAKANISHI Nozomi and IZAWA Masako

The population of the Tsushima leopard cat has decreased and their suitable habitats have contracted since the 1980s. Survivals of sub adults who represent the next generation to inherit and expand their habitats are extremely important for the decreased population. Few studies, however, have addressed on sub adult dispersal, although preservation of habitats where sub adults utilize during their dispersion is necessary for the conservation of the Tsushima leopard cat. In this study, we attempted to find out dispersal movements of subadult Tsushima leopard cats and to analyze their habitat selection. Male sub adult cats stayed in a certain area during their first winter and started long-distance dispersal in spring. And they showed the same habitat selection as adults. Our data indicated that sub adults utilize the northwestern part of Tsushima islands frequently for their dispersal. We stress that this area is important for the conservation of the population of the Tsushima leopard cat.

Keywords: Subadults, Tsushima islands, Roadkill, Radio-tracking

侵略的外来種の除去が水生動物の生存に及ぼす影響

水田の保全生態学グループ

大庭伸也¹・大串俊太郎²・田中颯真¹・本木和幸³・
山田知帆乃¹・沼田 郁¹・福井瑞生¹・市川憲平⁴

日本の水辺環境には絶滅が懸念される水生動物が生息しており、その減少要因を取り除くことが保全への第一歩となる。減少要因として、高度経済成長期の生息環境の改変や残効性の高い農薬の使用などがあげられているが、近年ではアメリカザリガニ、ウシガエル、オオクチバスなどの侵略的外来種の増加と拡散が新たな脅威となっている。本研究では、絶滅危惧種に指定されている水生生物が残存する 2 個所のホットスポットにおいて、アメリカザリガニの駆除を実施しつつ、絶滅危惧種を含む水生動物への影響を種数と個体に残る外傷の程度で評価した。アメリカザリガニが侵入した水域では、明らかに水生動物の種数が減少していた。また、ミズカマキリやアカハライモリの外傷は、アメリカザリガニ侵入池の方が、未侵入池よりも高かった。兵庫では 2,214 頭 (26 期との合計 3,744 頭) のアメリカザリガニ、五島では 26,919 頭 (同 40,752 頭) を駆除したが、サイズの低下が認められるものの根絶には至っていない。根絶できるまで、今後もこれら外来種の駆除を継続したい。

キーワード：希少種、捕食痕、環境省の生態系被害防止外来種の緊急対策外来種、保全生態学、アメリカザリガニ

1. はじめに

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

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

1: 長崎大学教育学部 2: 一般財団法人九州環境管理協会 3: 長崎大学大学院教育学研究科 4: 姫路市立水族館
2017. 11. 27 受付 2018. 12. 20 公開

な外来種の除去が希少種の個体数の回復に対して有効であることも示されている（苅部・西原 2011）。

外来種に関しては、その影響が一般には認知されにくいことも問題である。特定外来生物のオオクチバスやウシガエルは、在来の生態系への影響が大きいとされる一方で、生態系被害防止外来種であるアメリカザリガニは依然、理科教材やペットとしても流通し、身近な自然の生き物として在来生態系への影響はほとんど無視されてきた。以上のように、21世紀になり、一部の熱心な研究者が外来種についての問題を指摘している程度であり、一般への認知度はまだまだ低い状況にある。

申請者らは第26期のPNF国内研究助成を受け、西日本の2か所の生物多様性が高い地域において本格的な外来種の除去作業や調査を開始した。これまでに、兵庫県では1,400頭以上のアメリカザリガニ、および近隣に定着しつつあったウシガエルの成体5頭と1卵塊（数千個の卵が含まれる）を除去、五島ではアメリカザリガニ6,000頭以上を駆除した。第27期では、主にアメリカザリガニに焦点を当て、兵庫、長崎県五島市で駆除作業と在来種への影響を調査した。次に、アメリカザリガニが在来の水生動物の個体に及ぼす損傷の程度、駆除作業を通じ

て浮き彫りとなった課題についても報告する。

II. 材料及び方法

1. アメリカザリガニの駆除

以下の2地点で駆除作業を行った。採集されるアメリカザリガニは全てハサミを含む全長を基に、L（10 cm以上）、M（9～5 cm）、S（5 cm未満）に分別をした。なお、本調査地は希少種の生息地でもあるため、乱獲を防ぐ観点から詳細な位置情報は標記しないこととする。

1) 兵庫県のホットスポット

全国に数箇所しかないタガメとゲンゴロウ *Cybister chinensis* が残存する地域であり、確認される種の詳細は市川・大庭（2015）が報告した。2013年から保全地区に地主の協力のもと、湿地の造成を行うとともに、採集者による乱獲を防ぐための柵を設置したところ、これらの希少種は徐々に個体数が増加している。しかし、近隣の溜池にはオオクチバスが、近くの観光植物園内にはアメリカザリガニが密放流され、後者は高密度で生息している。アメリカザリガニが2015年4月になって、保全地区内でも確認されるようになったため、緊急に駆除を開始した。2015年6～8月までザリガニが確認されなかったものの、9月以降に小型個体が急激に増加し、11月には400頭以上が駆除されるま

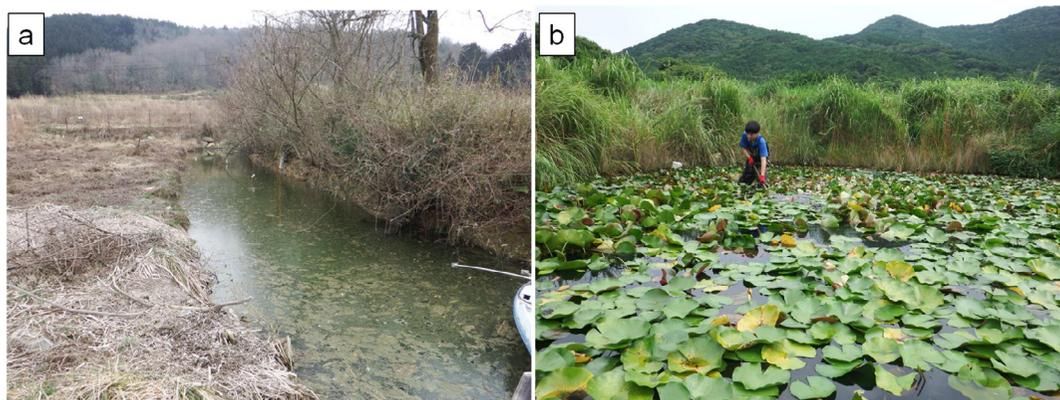


図1 兵庫県 (a) と長崎県五島市 (b) のアメリカザリガニ侵入池



図2 エンジンポンプによるアメリカザリガニ侵入池の水抜き（兵庫県）

でになった。保全地区内では農薬は使用されていなかった。

保全地区内では月1回、2～5名程度ですくい取りによる採集（図1a）と、2016年6月以降（晩秋～春はトラップでは捕獲できないため）は魚キラー（もんどり）やウナギ胴、アナゴカゴ、塩ビ管を用いたトラップによる駆除も実施した。2016年3月に地主の協力のもと、池の堤を撤去しての水抜きを実施し、水域面積を小さくして駆除を行った結果、徐々に個体数が減少している。しかしながら、2016年9月以降に再び小型個体の増加が認められたため、2016年10月以降はアナゴカゴ、塩ビ管を用いたトラップを常時設置し、調査のたびに引き上げを行った。また、2016年3月を皮切りに、2016年11月、2017年4月及び8月に、エンジンポンプを用いて保全地区内のアメリカザリガニ侵入池の水抜きを行った（図2）。

2) 五島列島福江島のホットスポット

福江島の五島市三井楽町内の溜池群には、希少なミズスマシ類やゲンゴロウ類が確認されている。2014年秋の調査でこの池にアメリカザリガニの侵入が確認されているが、本種がどこまで分布しているのかを調べるため、2015年10月以降に周辺のため池を目視とタモ網によ

るすくい取りを行ったところ、アメリカザリガニが最も高密度に生息する女池を中心に7箇所の池で侵入が確認されている。

次に、1～2カ月に1回の頻度でアメリカザリガニの駆除をタモ網によるすくい取り及びトラップを用いて行った（図1b）。また、2016年6月からは、五島市在住の有志の方と五島市三井楽支所の職員によって、最も高密度でアメリカザリガニが生息する女池（後述）で定期的なトラップの引き上げをお願いし、現在も継続している。

2. アメリカザリガニの侵入と水生動物のケガの関係

アメリカザリガニが在来の水生動物に及ぼす影響を調査するため、上記の2か所で採集される水生動物について、目視でケガの有無を調査した（図3）。比較対象として近隣のアメリカザリガニが侵入していない水域で採集される水生動物についても同様にケガの有無の調査を行った。調査後、すべての水生動物は採集した場所に放逐した。

それぞれの地域で共通して確認されたアカハライモリとミズカマキリに焦点を当てて、ケガの有無に及ぼす影響を水域内のアメリカザリガニの在不在および地域（兵庫と五島）による違いを検討するため、二項分布を仮定した一般化線形モデル（glm）へのあてはめを行った。解析には統計ソフトR（R Core Team 2014）を用いた。アメリカザリガニの在不在と地域の交互作用を含むフルモデルを行い、この交互作用が有意ではない場合は交互作用を抜いたモデルも実行した。

III. 結果及び考察

1. アメリカザリガニの駆除

1) 兵庫県のホットスポット

保全地区内の池に侵入したアメリカザリガニ

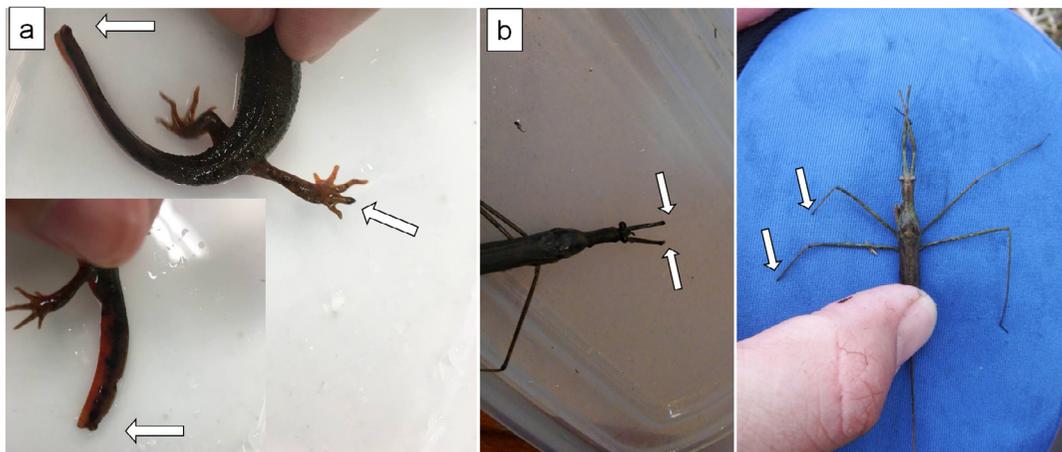


図3 アカハライモリ (a) とミズカマキリ (b) に見られる外傷。矢印はケガの部位を示す。

を2,214頭(26期との合計3,700頭以上)(図1)、植物園内では136頭(26期との合計350頭以上)を駆除した。保全地区内では2016年10月～2017年9月の1年間で計3回の水抜きを実施したところ、2016年11月に774頭、2017年4月に238頭、2017年8月に646頭を駆除し、水抜きをしないと比べて駆除数が大幅に増加した(図4)。しかしながら、水位が回復すると再び増加に転じた。この池の構造上、完全に水を抜くことができないので、今後は水域面積を小さくした上で薬剤等を散布し、根絶を目指す。

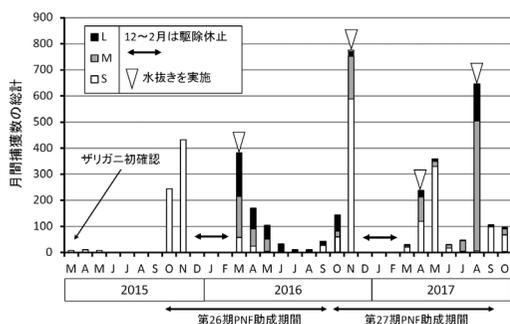


図4 兵庫県におけるアメリカザリガニ侵入池の月間駆除数。駆除数の推移を分かりやすくするため第26期と第27期の駆除総数を示す。

2) 五島列島福江島のホットスポット

現時点でのアメリカザリガニの駆除数を表1に示す。これまでに、40,000頭以上を駆除しているが、減少する気配はなく、今後も継続して捕獲圧をかけ続ける予定である。特に、女池は地元の方の協力のもと、高頻度で捕獲圧をかけているが、Lサイズは減少したもののまだまだ減少の気配がない(図5)。この池がこの地域のザリガニの供給源となっているため、低密度化を図ることが、結果的に地域の個体群の密度低下に結びつくものと思われる。地元の方に聞き取りを行うと、現在の女池はヒトモトススキ *Cladium chinense* が繁茂した状態になっている(図6)が、アメリカザリガニが侵入する前は多種多様な水草が繁茂する池だった。アメリカザリガニが増加し、アメリカザリガニが食害しない抽水植物・ヒトモトススキのみとなったと推測される。繁茂したヒトモトススキが隠れ家となってしまう、現在のやり方で駆除を続けてもなかなか低密度化には至らない。今後、重機を用いたヒトモトススキの全撤去をとしての駆除を視野に入れている。

表1 長崎県五島市三井楽町一帯のアメリカザリガニの駆除数。駆除数の推移を分かりやすくするため第26期と第27期の駆除総数を示す。

場所	駆除期間 (年月)	ザリガニサイズ			合計	備考
		L	M	S		
A池	15.10~17.9	0	0	0	0	
B池	15.10~16.9	0	0	0	0	
四角池	15.11~16.9	86	299	760	1145	
丸池	15.11~16.9	87	463	868	1418	
男池	15.10~16.9	18	55	541	614	
女池	15.12~16.10	2166	22990	11916	37072	市職員+有志も駆除に参加
コンクリート池	16.6~16.9	6	14	56	76	16年夏季に干し上げ
タヌキアヤマ湿地	16.6~16.9	11	23	1	35	16年夏季に干し上げ
水田	16.2	0	0	21	21	
小さな池	16.10~17.9	0	6	65	71	
区別なし (全域調査)	15.11	17	37	246	300	
期間合計		2,391	23,887	14,474	40,752	

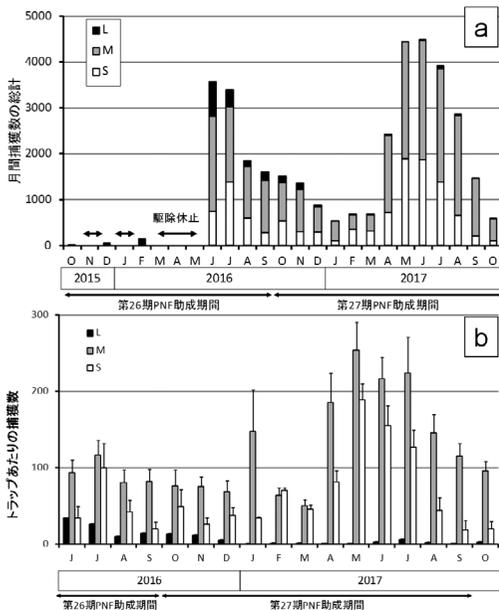


図5 五島市三井楽町女池におけるアメリカザリガニの月間駆除総数 (a) とトラップあたりの駆除数 (b)。 (b) では、15~20基のトラップの1トラップあたりの平均駆除数

2. アメリカザリガニの侵入と水生動物のケガの関係

解析の結果、いずれもフルモデルの交互作用が有意ではなかったため、交互作用を除外したモデルの結果を示す。アカハライモリでは地域とザリガニの在不在が有意 ($P < 0.003$, GLM)、ミズカマキリではザリガニの在不在のみが有意 ($P = 0.005$) となった(表2)。いずれにおいても、



図6 アメリカザリガニが最も高密度で息する女池。ヒトモトススキが繁茂しているため、隠れ家が無数にある状態

ザリガニの在不在について説明変数の係数が正となった。アメリカザリガニ未侵入池に比べ侵入池でケガ率が高かった(図7)。アカハライモリでは前・後足の指や尻尾への損傷が目立つ一方で、ミズカマキリでは脚や呼吸管の損傷を確認した。胴体や頭部などの致命的な部位の怪我個体が確認されなかったのは、これらの個体は丸ごと捕食されたものと推測される。故にこの調査で確認される怪我個体は、致命的な怪我を負う前に逃避できた個体を観察しているにすぎず、実際の捕食率を過小評価しているのかもしれない。

表2 怪我率に関する一般化線形モデル (GLM) の結果

動物種	説明変数	係数	標準誤差	z	P
イモリ	(Intercept)	2.73	0.252	-10.86	< 2e-16
	地域(vs. 兵庫) [†]	0.68	0.229	2.96	0.003
	ザリガニ(vs. 在) ^{††}	3.56	0.249	14.30	< 2e-16
ミズカマキ	(Intercept)	-1.72	0.598	-2.88	0.004
	地域(vs. 兵庫) [†]	-0.44	0.560	-0.79	0.430
	ザリガニ(vs. 在) ^{††}	1.53	0.550	2.78	0.005

[†]推定値は五島に対する兵庫の相対効果を示す。

^{††}推定値はザリガニ不在に対するザリガニ在の相対効果を示す。

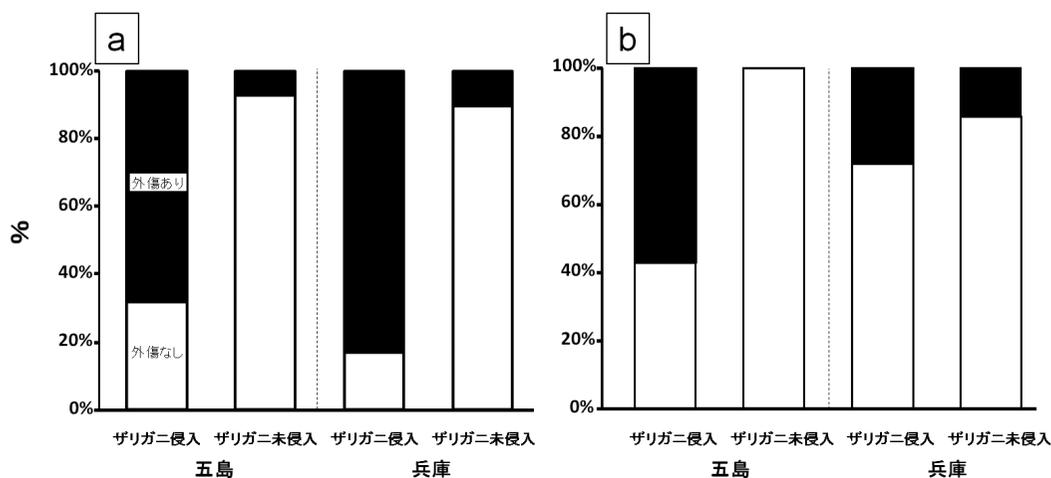


図7 アカハライモリ (a) とミズカマキリ (b) の怪我個体の割合の比較

IV. おわりに

外来種の侵入は人の手による持ち込みが最大の要因である。特定外来生物に指定をされていても、多くの一般人には周知されていないことも多い。今回対象としたアメリカザリガニは生態系被害防止外来種リスト（環境省・農林水産省が作成）で緊急対策外来種に選定されているが、売買や譲渡、飼育を規制できないため、ペットとしての需要が高く、生態系への被害を意識する人は未だに少ないと考えられる。昨年、長崎県五島において、そのことを痛感させられる事例があった。

2016年6月9日付け長崎新聞に本グループの五島でのアメリカザリガニの駆除活動が紹介された（図8）。島民への問題意識の普及啓発

を願ったが、それとは裏腹に、その記事を見て場所を特定し、アメリカザリガニを取るために、数組の親子がたびたび訪れるようになった。聞き込みを行うと、島内のある教育機関からアメリカザリガニがいる場所を聞いて探し当てた、とのことであった。アメリカザリガニの生態系への影響を意識しない方が持ち帰ると、飼育できなくなって近隣の水域へと放逐され、ますます分布が拡大する恐れもある。また、アメリカザリガニの駆除をしていると、通りすがりの島民から駆除の理由を尋ねられることもしばしばである（質問や意見として多いものは、『何か問題があるのか？』や『ザリガニは外来種なんですか！？』である。）。これらの事例のように、外来種対策には島民への意識付けが重要と



図8 2016年6月9日付の長崎新聞

考えている。助成期間後の10月25日に公開シンポジウム『五島の外来生物を考える』(<https://nagasaki.nagasaki.click/211%E4%BA%94%E5%B3%B6%E5%B8%82/21007>)にて今回の事例も紹介した。

また2016年9月に、本調査・駆除作業を行う中で五島市の調査地域内で外来の水草であるホテイアオイ *Eichhornia crassipes* とアマゾンチカガミ *Limnium laevigatum* が放棄されている池を確認した。株が少ないホテイアオイは我々の手ですぐに除去できたが、アマゾンチカガミは簡単には除去できない量になっていた。

2017年2月と8月、9月にアメリカザリガニの駆除と並行して定着しつつあるアマゾンチカガミの除去作業も行った(図9)。この地域には環境省レッドデータリスト絶滅危惧IB類のヒメミズスマシ *Gyrinus gestroi* が生息し、彼らはその生活史の中で抽水植物を利用している(大串・大庭2017)。アマゾンチカガミが繁茂するとヒメミズスマシが滑走する水面がなくなってしまう、この池から姿が見られなくなった。今後外来水草の除去を行うことでヒメミズスマシが戻るかどうかを調査したい。池の所有者に聞き込みを行うと、アマゾンチカガミの

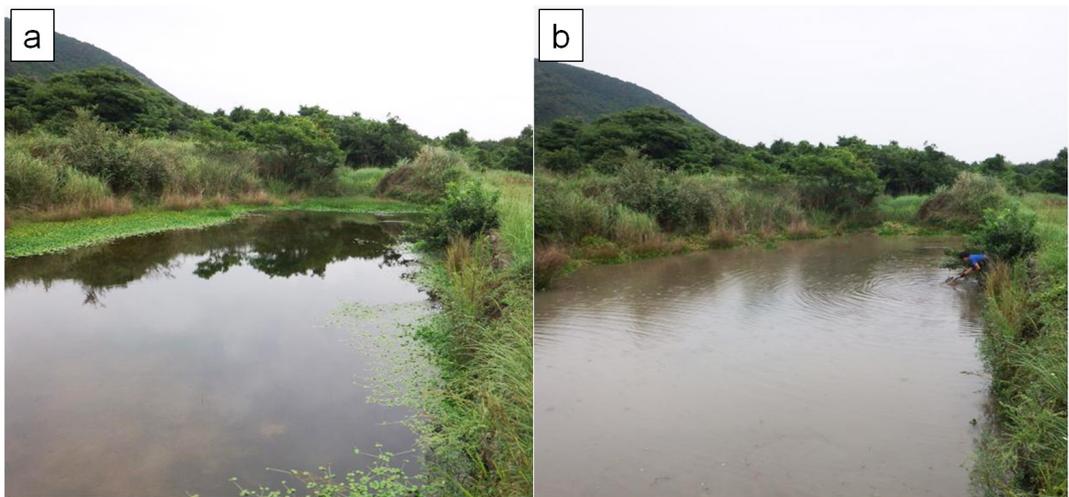


図9 アマゾンチカガミの除去前(a)と除去後(b) 2017年9月23日撮影

繁茂はこの池の所有者が問題意識を持たずに投棄したことがきっかけであった。外来種問題については、その問題を地域の方と共有する重要さを感じたため、安易に外来種の放流を行わないことを告知するポスターを作成し、公共機関に掲示するなどの対応を、長崎県を通じてお願いした。今後は駆除活動と並行しつつ、外来種問題について一般市民へ情報を提供することにも更に力を入れる必要があるだろう。

謝辞

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

引用文献

市川憲平・大庭伸也 2015. 兵庫県西部におけるタガメ

とゲンゴロウが繁殖する池と水田の水生昆虫相. 日本環境動物昆虫学会誌 26 : 89-93.

苅部治紀・西原昇吾 2011. アメリカザリガニによる生態系への影響とその駆除方法. 川井唯史・中田和義編「エビ・カニ・ザリガニ 淡水甲殻類の保全と生物学」生物研究社 : 315-328.

永幡嘉之 2016. マルコガタノゲンゴロウをとりまく諸問題. 昆虫と自然 51(7) : 9-14.

西原昇吾 2016. 総論：水生昆虫の危機的な生息現状と実践的な保全に向けて. 昆虫と自然 51(7) : 2-4.

Ohba, S. 2011. Impact of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* on the giant water bug *Kirkaldyia deyrolli* (Hemiptera) in rice ecosystems. Japanese Journal of Environmental Entomology and Zoology 22: 93-98.

大串俊太郎・大庭伸也 2017. 野外におけるヒメミズスマシの越冬生態に関する知見. 長崎県生物学会誌 (80) : 36-38.

R Core Team 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Effect of the removal of invasive alien species on the survival of native aquatic animals

OHBA Shin-ya, OGUSHI Shuntarou, TANAKA Ryuma,
HONKI Kazuyuki, YAMADA Chihono, NUMATA Kaoru,
FUKUI Mizuki and ICHIKAWA Noritaka

In Japan, aquatic animals on the endangered list inhabit freshwater ecosystems such as rice fields, ponds, and fallow fields; their population sizes declined because of several anthropogenic factors. It is necessary to eliminate these factors for the conservation of the aquatic animals. Currently, anthropogenic effects such as residual pesticides and habitat destruction by development during high economic growth are well known; however, dispersal of invasive alien species such as exotic crayfish (*Procambarus clarkii*), bullfrog (*Rana catesbeiana*), and largemouth bass (*Micropterus salmoides*) is the current threat to rare aquatic animals. In this study, we removed exotic crayfish from two hotspots (Hyogo and Fukue Islands in Nagasaki) in western Japan and compared the injury rates of two native aquatic animals, Japanese fire belly newts (*Cynops pyrrhogaster*) and water stick insects (*Ranatra chinensis*). Most of the ponds invaded by the crayfish showed a higher injury rate for the two native aquatic animals than those not invaded. We removed 2,214 crayfishes from Hyogo and 26,919 crayfishes from Fukue Island for 1 year (from October 2016 to September 2017). The exotic crayfish is still present in both hotspots, but the size of the collected individuals gradually decreased. The crayfish should be removed periodically to conserve other aquatic animals.

Keywords: Rare species, Predation marks, Attention alien species, Conservation Ecology, Exotic crayfish

大東諸島におけるビロウ林の維持・再生に向けた ビロウの生態に関する研究

ダイトウビロウ研究グループ
傳田哲郎¹・伊澤雅子¹・安部慶一郎²

大東諸島においてビロウの開花期を調査し、9～2月に開花する秋冬型と、3～4月に開花する春型の二型があることを確認した。秋冬型は花序が入れ替わりながら長期間開花し、春型は短期間に多くの花序が集中して開花した。秋冬型の開花期間は、降水量や台風の多い年に長くなる傾向が見られた。秋冬型は台風シーズン直後に開花し始めることから、他の植物が台風でダメージを受けた際、食植性動物の餌資源としてビロウが重要な役割を果たしている可能性がある。

空中花粉調査においてビロウの花粉がほとんど確認されなかったことから、ビロウが風媒である可能性は低い。訪花が確認されたツマグロキンバエなどの昆虫類、ダイトウメジロ、クマネズミなどが、ビロウの花粉媒介者である可能性が高い。また、多くのビロウが花序に蛾の幼虫による深刻な食害を受けており、大東諸島におけるビロウの種子生産に影響を与えることが懸念される。

キーワード：ヤシ科、海洋島、開花フェノロジー、送粉者、食害

1. はじめに

大東諸島は、南大東島、北大東島、沖大東島からなり、琉球諸島で唯一の海洋島群である(南大東村誌編集委員会 1990)。大東諸島のうち、有人島である南・北大東島は、沖縄島の東方約 370 km のフィリピン海上に位置する(当山 1992)。

大東諸島は、その特異な成り立ち、地理的な位置から、琉球列島の他の島嶼には見られない、特異な生態系を有することで知られている。大東諸島の自然植生は、内陸部の森林植生、石灰岩堤に発達する低木林、内陸盆地に発達する湿地植生、島周縁部の岩礁地帯に発達する海岸植生に分けられる。島を屏風のように囲む石灰岩堤の崖錐は幕(はぐ)と呼ばれ、ここに発達する林(幕林)の高木層には、アカテツ

Planchonella obovata (R. Br.) Pierre, ヤブニッケイ *Cinnamomum pseudo-pedunculatum* Hyata, クワノハエノキ *Celtis boninensis* Koidz., ガジュマル *Ficus microcarpa* L. f., ハマイヌビワ *Ficus virgate* Reinw. ex Bl., ムクイヌビワ *Ficus irisana* Elm., アコウ *Ficus superba* (Miq.) Miq. var. *japonica* Miq. などと共に、ビロウ *Livistona chinensis* (Jacq.) R.Br. ex Mart. var. *subglobosa* (Hassk.) Becc. が多く出現する(宮城 1989, 南大東村誌編集委員会 1966)。ビロウが著しく優占する幕林は、南・北大東島を特徴付ける植生である。

ビロウは高さ 10～15 m, 径 40～60 cm に達するヤシ科 *Arecaceae* の高木で、四国(西南部)、福岡(沖ノ島)、長崎、大分、宮崎、鹿児島南部、琉球列島、国外では台湾北部の亀山島

1: 琉球大学理学部海洋自然科学科 2: 琉球大学大学院理工学研究科
2018. 11. 29 受付 2018. 12. 20 公開

に分布する(北村・村田 1994, 中須賀ら 1992). 基本種 *Livistona chinensis* (Jacq.) R. Br. ex Mart. は中国南部に分布する(中須賀ら 1992). 大東諸島のビロウは, 大東諸島の固有変種ダイトウビロウ *L. chinensis* R. Br. var. *amanoi* Murata, nom. nud. として扱われることがあるが, 分類学的に正式に記載されておらず裸名であることから, 本研究ではビロウとして扱う.

大東諸島では, 大東諸島固有亜種のダイトウコノハズク *Otus elegans interpositus* Kuroda がビロウの樹洞を営巣に利用することが知られている他(高木ら 2005), ダイトウメジロ *Zosterops japonica daitoensis* Kuroda がビロウの繊維を巢材として利用したり(伊澤ら 2014), 南大東島固有のヒサマツサイカブトムシ *Oryctes hisamatsui* Nagai がビロウに依存していると考えられるなど(下地 2012), 多くの生物が様々な形でビロウを利用していることが報告されている. ビロウは島の生態系を維持する上で重要な役割を果たしていると考えられ(伊澤ら 2014), ビロウが優占する幕林は生物学的, 地学的, 学術的に貴重であると言える. しかし, 1900 年に入植が始まって以降, 島の植生は大半が伐採され, その影響で多くの固有生物が絶滅した. 現在, ダイトウオオコウモリ *Pteropus dasymallus daitoensis* やダイトウコノハズク等の固有生物は, 幕などにわずかに残されたビロウ林を利用して生存し続けている.

伊澤ら(2014)は, 南大東島と沖縄島・西表島のビロウについて開花期間の調査をおこない, 大東諸島のビロウは沖縄島や西表島と比べ花期が長いことを報告している他, 秋に開花する個体(秋冬型)と, 春に開花する個体(春型)の二型がある可能性を示唆している. 大東諸島のビロウに見られる開花期の二型が他の生物にどのような影響を与え, 大東諸島の生態系の中でどのような役割を果たしているかを明らかに

するためには, 複数年にわたる継続した調査が必須である. このため, 我々の研究グループでは, これまでにプロナトゥーラファンド(第 22 期)の助成, 自身の研究費によって継続して調査を行って来た. 数年前から大東諸島にヤシ類を食害する外来種タイワンカブトムシ *Oryctes fhinoceros* Linnaeus, 1758 が侵入し, 爆発的に個体数が増加したことでビロウの食害が進み, 枯死する個体も見られるようになっている. 環境省によってタイワンカブトムシの駆除が開始されたが, 根絶は難しい状況にある. 限られた面積に残されている大東諸島のビロウ林がさらに減少するようであれば, ビロウに直接・間接に依存する多くの生物が絶滅に至る恐れがある.

大東諸島におけるビロウを中心とした生態系の維持・再生のためには, これまで行ってきた調査を継続するとともに, 大東諸島のビロウの生態についての基礎データの集積が必要である. 本研究では, 大東諸島におけるビロウの保全と再生に向けた取り組みに資することを目的とし, 開花習性を中心にビロウの生態的特性に関する情報を収集することを目的とする.

II. 材料と方法

1. ビロウの開花習性に関する調査

これまで南大東島で行ってきた調査により, 南大東島のビロウが, 他地域とは異なる開花習性を持つ事が示唆されている(伊澤ら 2014). 本研究では, 大東諸島におけるビロウの開花習性についてさらに情報を集積してその特徴を明らかにするため, 南大東島においてこれまでの調査を継続するとともに, 北大東島においても開花フェノロジーを調査した.

1) ビロウの開花フェノロジー調査

南大東島と沖縄島において 300 個体, 北大東島において 156 個体, 調査プレートなどによっ

てマークされたビロウを調査対象にした。南大東島と沖縄島では2011年12月～2017年9月にかけて、北大東島では2014年10月～2017年9月にかけて、2週間あるいは1カ月に1回の頻度で開花個体の調査を行った。1回の調査で全ての調査木を見回り、各個体の開花の有無を記録した。

上記の調査で得た各個体の開花データをもとに、個体ごとに各年の最初に開花した月と最後に開花した月から、開花期間を算出した。例えば、個体Aが1月に開花し始め、最後に開花した月が3月だった場合、開花期間は3ヵ月とした。また、4月のみ開花した場合には、開花期間は1ヵ月とした。南大東島におけるビロウの開花期間と気象条件の関係について調べるため、過去の気象データを気象庁 (<http://www.data.jma.go.jp>) より得た、調査期間中の日平均気温、日最高平均気温、日最低平均気温、積算降水量、積算日照時間、大東諸島に接近した台風の数と、各年のビロウの開花期間の長さとの相関係数を求めた。開花期前と開花期間中のどちらの気象条件がビロウの開花期間に影響するのかを見るため、秋冬型の開花期前を4月～8月、開花期間中を9月～3月、春型の開花期前を5月～12月、開花期間中を1月～4月とし、各年の気象状況をそれぞれの期間に分けた上で解析を行った。

2) 開花花序数の変化

生育場所の条件等から開花時に花序数の計測が可能な個体を、南大東島で40個体、北大東島で81個体選定し、調査の対象にした。調査は、南大東島では2016年10月～11月、2017年1月～9月、北大東島では2016年12月、2017年3月～5月、7月～9月に、月に1回全ての調査木を見回り、各個体で開花していた花序数を記録した。

2. ビロウの送粉生態に関する調査

南大東島で我々がこれまで続けてきた開花・結実フェノロジー調査の結果より、ビロウの結実率が低いこと、個体によって結実の有無に差が見られることが明らかになってきた(未発表データ)。ビロウの島嶼個体群の保全にあたって、送粉システムに関する基礎的データの収集は重要である。そこで本研究では、風媒の可能性の検証、並びに訪花動物の調査を行った。

1) 花粉の形態観察と空中花粉の調査

2017年4月13日に南大東島の内幕北(25°51'52.5", 131°14'25.1"E)で採取した2花26個の花粉、内幕東(25°49'33.9"N, 131°15'22.8"E)で採取した1花29個の花粉の、合計55個を観察した。開花している花から葯を採取し、ピンセットでスライドガラス上に広げてカバーガラスをかけ、アレクサンダー染色液(Peterson *et al.* 2010)で染色した。その後、光学顕微鏡下で花粉の形態や特徴を観察して記録すると共に、長さ(μm)と幅(μm)を計測した。

ビロウ林周辺の空中花粉を捕集し、ビロウ花粉が飛散しているかどうかを確認することを目的とし、ダーラム型花粉捕集器を用いて空中花粉の調査を行った。ダーラム法による空中花粉の調査方法については、大阪府が作成した空中花粉捕集マニュアル (<http://www.pref.osaka.lg.jp/attach/3712/00148455/manyuaru.pdf>) を参考にした。このマニュアルはスギ・ヒノキの飛散花粉の調査を目的として作成されており、“10～20m四方にスギ、ヒノキがない場所に花粉捕集器を設置する”としている。今回の調査では、ビロウ花粉が空中を飛散しているかどうかを確認することのみを目的としたことから、複数のビロウが開花している場所の直近に花粉捕集器を設置した(図1)。

2017年4月12日～14日にかけて、南大東島の5か所で調査を行った。花粉捕集器の設置



図1 南大東島で開花しているビロウ林近傍に設置したダラム型花粉捕集器

場所は表1に示した。これまでの調査により、今回調査を行ったのは、春型ビロウの開花期が終わりに近づいている時期であったため、選定した場所以外でまとまった個体数の開花は見られなかった。前述の空中花粉捕集マニュアルでは、花粉捕集器の設置にあたり、“地上1～20 mでは、捕集効率に影響はない”とされている。このため、今回の調査では設置位置の高さを統一せず、地上から1.5～2.8 mの範囲とした(表1)。

一回目の空中花粉調査は2017年4月12日16時～13日16時(24時間)に、二回目の調査は2017年4月13日16時～14日16時(24時間)に実施した。南大東島の気象観測データによると(<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php>)、一回目の調査時の気象条件は、降水量(合計)0.0 mm、気温(平均)20.9℃、湿

度(平均)64%、風速(平均)3.9 m/sであった。また二回目は、降水量(合計)0.0 mm、気温(平均)21.0℃、湿度(平均)73%、風速(平均)3.8 m/sであった。花粉捕集器に設置したスライドガラスを24時間後に回収し、大学に持ち帰ってアレクサンダー染色液で染色し、ビロウ花粉の有無を確認して計数した。スライドガラスは1x1 mmの格子付のものを使用した。花粉の計数は格子単位で行い、最終的に単位面積当たりの花粉数を求めた。

2) 訪花動物相の調査

ビロウの訪花動物相を明らかにすることを目的とし、2017年4月13、14日の二日間にわたり、花粉捕集器を設置した場所を中心に、昼間5時間と夜間4時間の計9時間、ビロウ花序を訪れる動物の直接観察を行った。また、夜間には赤外線ライトを用いたビデオカメラを利用して観察を行った。採集した昆虫の同定に際しての分類学的取り扱い、屋富祖ら(2002)に従った。

3. 蛾類の幼虫によるビロウ花序の食害に関する調査

大東諸島では、数年前からヤシ類を食害するタイワンカブトムシが侵入し、爆発的に個体数が増加した。その食害が生態系の基盤をなすビロウにもおよび、枯死した個体も多い。このため、タイワンカブトムシがビロウ存続に与える影響が危惧され、環境省によって駆除が開始された。一方、伊澤ら(2015)はビロウの花や果

表1 南大東島における空中花粉調査地点とビロウの花粉数

地点の名称(緯度経度)	設置高 (m)	計数グリッド数 (個)	ビロウ花粉数 (個)	ビロウ花粉頻度 個/cm ²
地点1: 漁港裏 (25°52'3.44"N/131°13'51.46"E)	2.8	363	2	0.55
地点2: 南東開発 (25°51'50.0"N/131°14'13.66"E)	1.5	250	0	0.00
地点3: 内幕北1 (25°51'52.5"N/131°14'25.1"E)	1.5	199	0	0.00
地点4: 内幕北2 (25°51'52.6"N/131°14'24.0"E)	2.0	252	0	0.00
地点5: 内幕東 (25°49'33.9"N/131°15'22.8"E)	1.6	204	0	0.00
			平均±標準偏差	0.11±0.23

実を加害する蛾類（ヤシノホソキバガ，シタキツヅリガ，キバガ類の一種）について報告している。キバガ類の被害はビロウの花序に直接ダメージを与えることから，大東諸島におけるビロウの種子繁殖に大きな影響を与える可能性が示唆されているが，その後の被害状況については報告がなかった。そこで今回，蛾類の幼虫によるビロウ花序の食害に関する調査を実施した。

開花している，もしくは花期終了直後の花序が残っている個体を，5地点で合計173個体選定した（表2）。各調査個体について，目視により蛾類の幼虫による食害の有無を確認するとともに，タイワンカブトムシによる食害の有無についても合わせて調査した。

III. 結果

1. ビロウの開花習性

1) ビロウの開花フェノロジー

南大東島，北大東島，沖縄島におけるビロウ開花個体の割合（開花個体数 / 調査木数 × 100）の季節変化を，図2に示した。過去の調査結果と同様に，今回の調査期間においても，南大東島と北大東島のビロウは9月から4月にかけて開花し，開花期間は約6カ月に及んだ。一方，沖縄島のビロウは，2月から5月上旬に開花し，開花のピークは3月下旬から4月上旬にかけてであった。沖縄島における開花期間も，これまで行ってきた調査の結果と一致した。また，南大東島や北大東島では，開花のピークが1回の年と2回の年が見られ，年によって開花個体数の変動パターンに違いが見られた（図2）。

表2 蛾類の幼虫とタイワンカブトムシによるビロウ花序の食害調査場所と食害率

地点の名称（緯度経度）	調査個体数	蛾類の幼虫による食害				タイワンカブトムシによる食害			
		有（個体）	無（個体）	不明（個体）	食害率（%）	有（個体）	無（個体）	不明（個体）	食害率（%）
月見公園 (25°50'7.28"N/ 131°14'10.07"E)	48	33	0	15	100.0	16	32	0	33.3
空港道路 (25°50'6.79"N/ 131°14'30.39"E)	36	19	0	17	100.0	22	14	0	61.1
国民運動場 (25°49'42.94"N/ 131°13'51.76"E)	46	35	4	7	89.7	11	35	0	23.9
南東開発 (25°51'49.12"N/ 131°14'12.39"E)	16	15	1	0	93.8	10	6	0	62.5
内暮北 (25°51'52.04"N/ 131°14'21.66"E)	27	26	1	0	96.3	21	6	0	77.8
					平均±標準偏差 96.0±4.4				平均±標準偏差 51.7±22.3

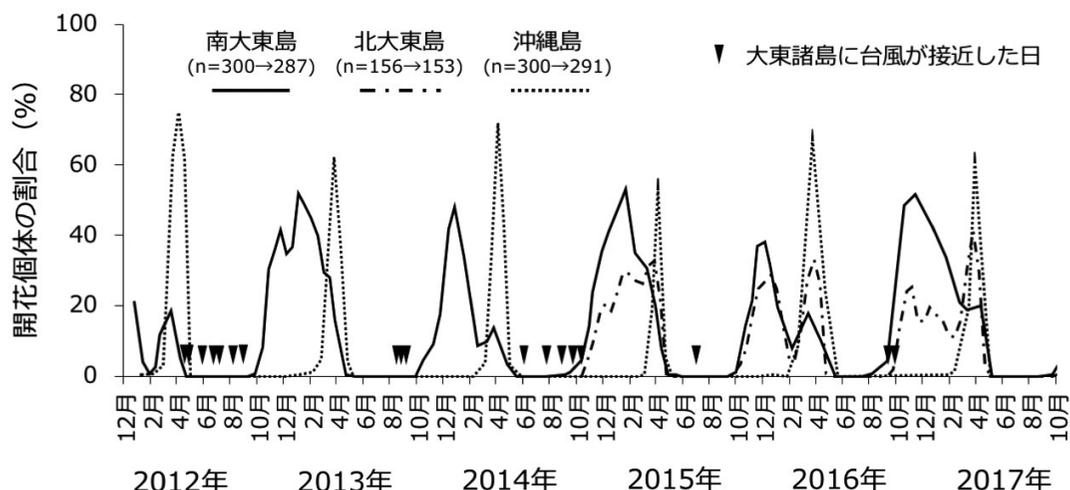


図2 南大東島，北大東島，沖縄島におけるビロウ開花の季節変化。○内に記した初めの数字は調査開始時の個体数，→後の数字は枯死もしくは伐採により調査木が減少した後の個体数を表す。

これまでの調査結果も含め、南大東島，北大東島のビロウの個体別の開花フェノロジーを図3に示した。南大東島と北大東島のビロウには、秋から春先（9月～3月）にかけて断続的に開花する個体（秋冬型）と、沖縄島のビロウと同様、春に開花が集中する個体（春型）の二型が見られた。秋冬型と春型の開花パターンは個体毎に一定しており、年によって開花パターンが変化する個体は見られなかった（図3）。

2) 開花期間の年変動

南大東島と北大東島の各年の平均開花期間を秋冬型と春型に区別して図4に示した。秋冬型では、2013年と2015年の開花期間が1～2ヵ月なのに対し、2012年，2014年，2016年には3～4ヵ月となり、開花期間が長い年と短い年が見られた（図4）。南大東島における各年の気象状況と、秋冬型および春型のビロウの開花期間との関係を調べた結果、秋冬型の開花期間

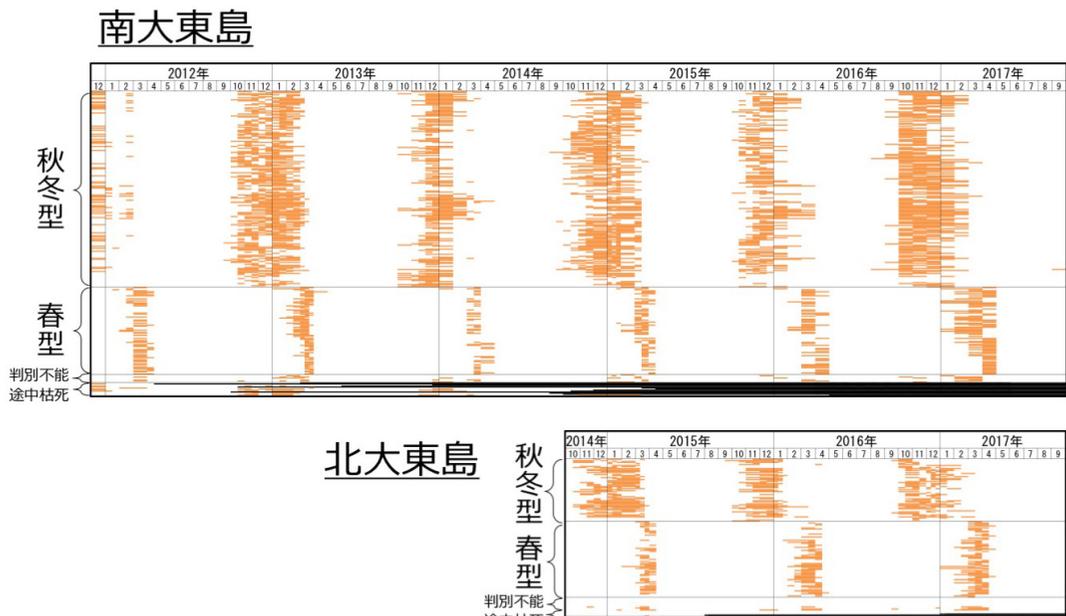


図3 南大東島と北大東島におけるビロウの個体別開花フェノロジー。図中の一行が1個体のデータを表す。

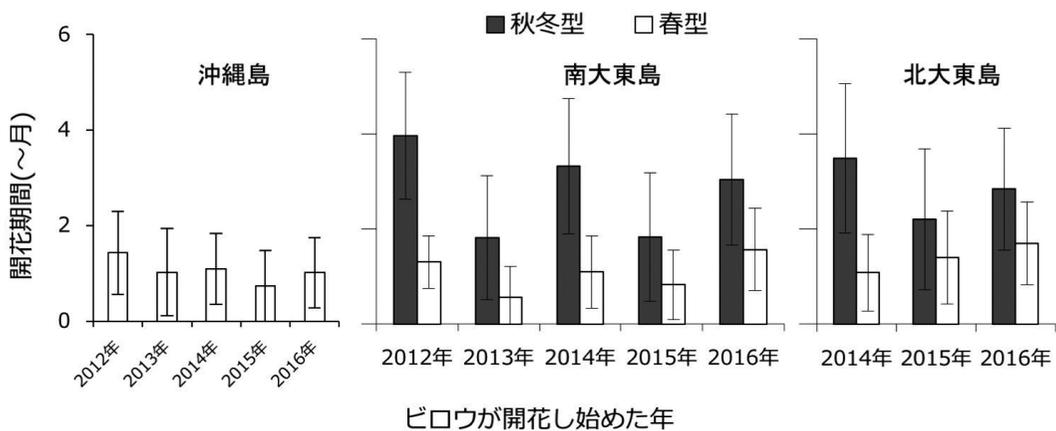


図4 沖縄島，南大東島，北大東島における秋冬型と春型ビロウの各年の平均開花期間

と、開花期前の積算降水量、および、開花期中や前に接近した台風の数との間に、強い正の相関が見られた。一方で、秋冬型の開花期間と、開花期前の日照時間、および開花期間中の日照時間との間には、強い負の相関が見られた（表 3）。

3) 開花花序数の変化

南大東島と北大東島で開花花序数の調査を行ったピロウについて、各月の開花花序数の平均値を秋冬型と春型に分けてまとめた（図 5）。秋冬型は、開花期間を通して月毎の開花花序数はほぼ一定であり、南大東島では最も多くなった 10 月が 1.8 ± 0.8 本（平均±標準偏差）、北大東島の 12 月でも 1.3 ± 0.4 本であった。一方、春型は、開花個体数がピークになる 3 月～4 月に各個体の開花花序数も多くなる傾向が見られ、どちらの島でも最も多くなった 3 月では、南大東島で 5.1 ± 0.7 本、北大東島では 3.8 ± 1.7

本となった。秋冬型では少数の花序が入れ替わりながら長期間連続して開花していたのに対し、春型は、春の短い期間に多数の花序を同時に集中して開花させると考えられる。

2. ピロウの送粉生態

1) 花粉の形態と空中花粉の調査結果

形態を観察した花粉 55 個の長さは平均 $24.4 \pm 1.9 \mu\text{m}$ 、幅は平均 $20.6 \pm 2.7 \mu\text{m}$ であった。全ての花粉が単溝型の楕円形であり、溝は花粉の両端に達していた。

花粉捕集器より回収した合計 10 枚のスライドガラスを検鏡し、合計 1268 グリッドを観察して出現したピロウ花粉の個数をカウントした。その結果、捕集されたピロウ空中花粉の個数は調査地点 1 の 2 個 ($0.55 \text{ 個}/\text{cm}^2$) のみであり、5 地点の平均は $0.11 \pm 0.25 \text{ 個}/\text{cm}^2$ であった（表 1）。

表 3 南大東島におけるピロウの開花期間の長さと言気状況との関係

年	日平均気温 (°C)		平均日最高気温 (°C)				平均日最低気温 (°C)					
	秋冬型		春型		秋冬型		春型		秋冬型		春型	
	開花期前 (4~8月)	開花期間 (9~3月)	開花期前 (5~12月)	開花期間 (1~4月)	開花期前 (4~8月)	開花期間 (9~3月)	開花期前 (5~12月)	開花期間 (1~4月)	開花期前 (4~8月)	開花期間 (9~3月)	開花期前 (5~12月)	開花期間 (1~4月)
2012年	25.8	21.4	25	19.5	28.6	24.5	27.9	22.6	23.4	18.3	22.2	16.6
2013年	26.1	21.2	25.5	18.7	29.3	24.2	28.7	21.8	23.4	18.2	22.6	15.7
2014年	25.7	21.4	25.5	19	28.5	24.3	28.2	22.2	23.4	18.5	23.1	15.8
2015年	26.4	22.1	26	19.9	29.6	25.2	29.2	22.9	24	19	23.3	17
2016年	27.3	22.3	26.7	19.2	30.2	25.4	29.6	22.5	24.8	19.3	24.1	15.8
各気象状況と ピロウの開花 期間の長さとの 相関係数 r	秋冬型	-0.22	-0.14			-0.48	-0.13			-0.1	-0.14	
	春型			0.32	0.17			0.13	0.46			0.41

表 3 続き。*は強い相関があったことを示している。

年	降水量 (mm)				日照時間 (h)				大東諸島 に接 近した 台風の数
	秋冬型		春型		秋冬型		春型		
	開花期前 (4~8月)	開花期間 (9~3月)	開花期前 (5~12月)	開花期間 (1~4月)	開花期前 (4~8月)	開花期間 (9~3月)	開花期前 (5~12月)	開花期間 (1~4月)	
2012年	1395	801	1792.5	445	879.6	1005.8	1344.8	524.9	7
2013年	524	1002.5	1036	389	1104.8	1065.2	1587.7	656.6	3
2014年	809	685.5	1316	195	958.3	1059.1	1434.3	575.7	5
2015年	779.5	759.5	1089	445	1176.4	1125.9	1760.2	533.9	1
2016年	757.5	854	1344	295	1154.7	1087.9	1666.3	548.1	2
各気象状況と ピロウの開花 期間の長さとの 相関係数 r	秋冬型	0.8*	-0.45			-0.81*	-0.76*		0.82*
	春型			0.68	-0.31			-0.24	-0.67

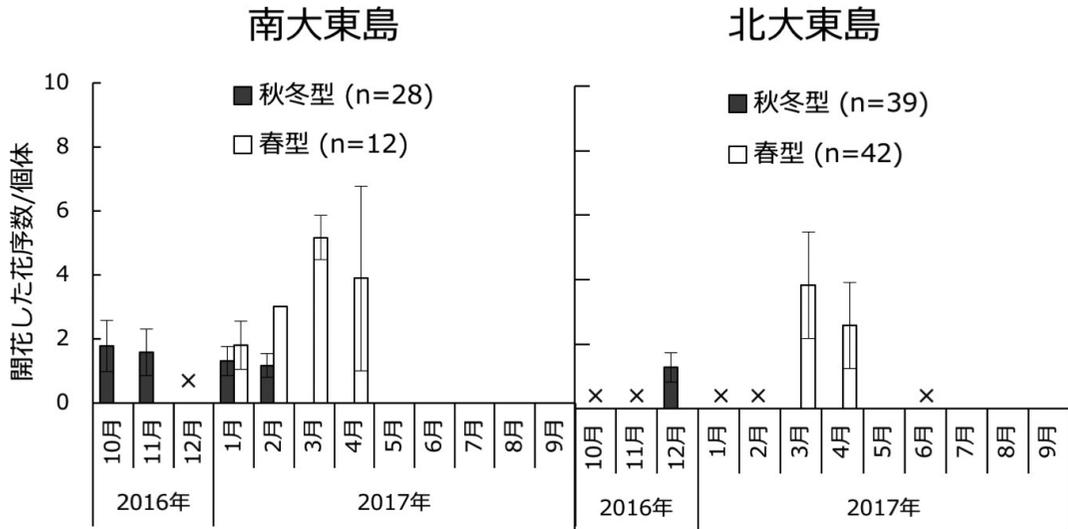


図5 南大東島と北大東島の秋冬型と春型ビロウにおける、各月の開花花序数の平均値

2) 訪花動物相の調査結果

今回行った調査で観察された訪花動物のうち、同定ができたものを表4に記した。昼間の調査では、クロバエ科 Calliphoridae のツマグロキンバエ *Stomorhina obsoleta* (Wiedemann, 1830) やホホジロオビキンバエ *Chrysomya rufifacies* (Macquart, 1842) が比較的多く訪花しているのが観察された (図 6a, b)。これらのハエ類は花序内をあまり移動せず、同じ場所に長時間滞在し、花序表面をしきりに舐めていた。また、ダイトウメジロが花序に訪れ、何かをついばむ

ような行動をしている様子が観察された (図 6c)。今回の観察では、花序にいる昆虫類を捕食しているのか、花蜜を舐めているのかは確認できなかった。夜間の調査では、ジャノメチョウ科 Satyridae のウスイロコノマチョウ *Melanitis leda* (Linnaeus, 1758) がビロウの花序にとまり、吸蜜しているのが観察された (図 6d)。ゴキブリ科 Blattidae のコワモンゴキブリ *Periplaneta americana* (Linnaeus, 1758) は頻繁に花序上を移動し、所々で静止しては蜜を舐めていた (図 6e)。また、クマネズミは花序と樹冠を頻繁に

表4 南大東島で観察されたビロウの訪花動物

目	科	和名	学名
哺乳類			
齧歯目	ネズミ科	クマネズミ	<i>Rattus rattus</i> (Linnaeus, 1758)
鳥類			
スズメ目	メジロ科	ダイトウメジロ	<i>Zosterops japonicus daitoensis</i> Temminck & Schlegel, 1847
昆虫類			
ゴキブリ目	ゴキブリ科	コワモンゴキブリ	<i>Periplaneta americana</i> (Linnaeus, 1758)
双翅目	クロバエ科	ホホジロオビキンバエ	<i>Chrysomya rufifacies</i> (Macquart, 1842)
		ツマグロキンバエ	<i>Stomorhina obsoleta</i> (Wiedemann, 1830)
鱗翅目	ジャノメチョウ科	ウスイロコノマチョウ	<i>Melanitis leda</i> (Linnaeus, 1758)

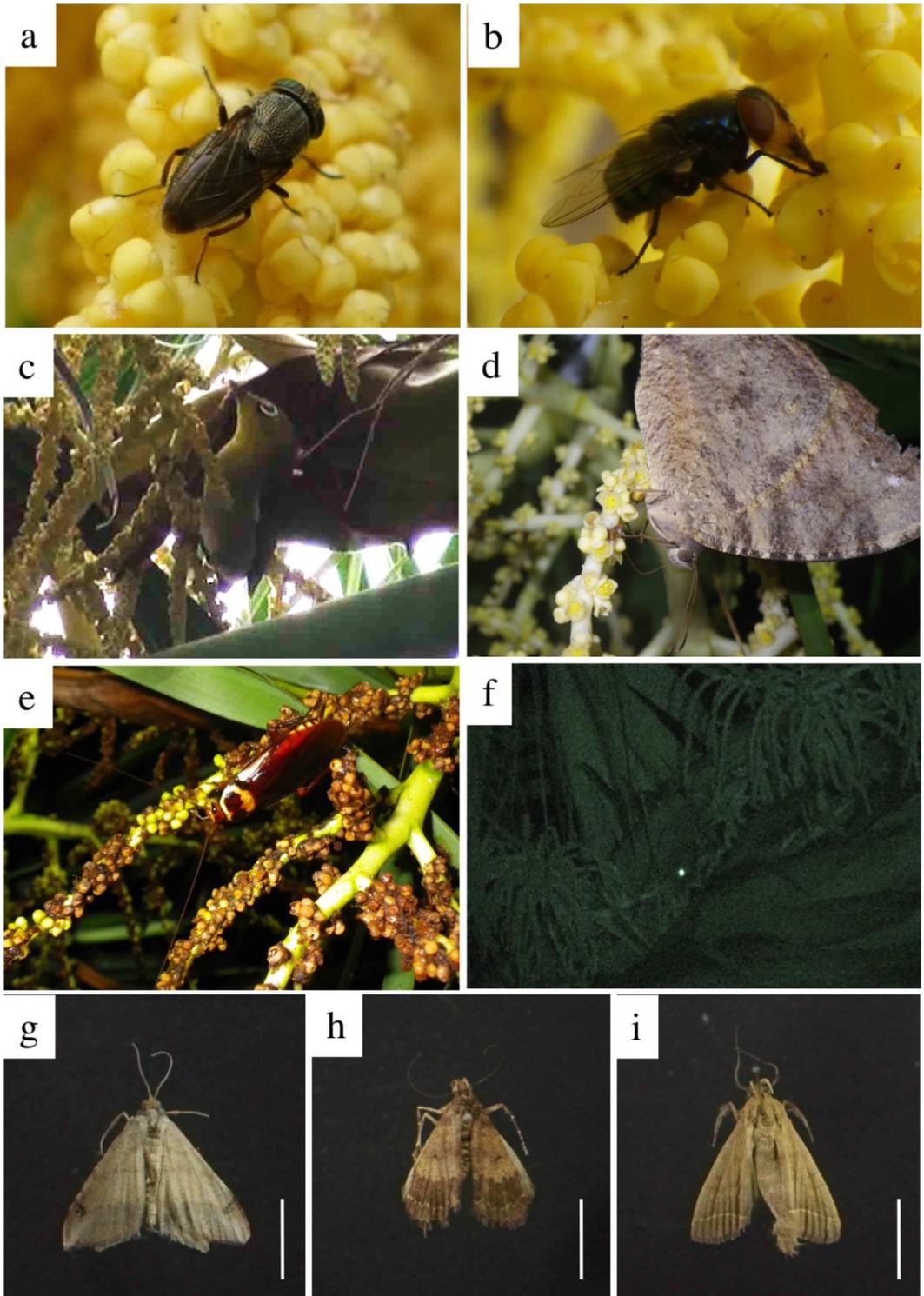


図6 南大東島で観察されたピロウの訪花動物。a；ツマグロキンバエ，b；ホホジロオビキンバエ，c；ダイトウメジロ，d；ウスイロコノマチョウ，e；コワモンゴキブリ，f；クマネズミ，g-i；未同定の小型蛾類。g-iに記してあるバーは1cmを表す。

往復し、しきりに蜜舐めを行っていた (図 6f). また、ヤガ科 Noctuidae の仲間と思われる小型の蛾類が、花序周辺を多数飛翔するのが観察された. 採集して確認したところ、翅の模様の違いなどから、これらの蛾類には少なくとも 3 種類 (いずれも未同定) が含まれていると考えられた (図 6g-i).

ツマグロキンバエを採集して体表を確認したところ、ビロウの花粉がわずかに付着しているのが確認された (図 7a). また、採集したツマグロキンバエをユニパックの中に閉じ込めて数時間放置した後、糞を回収して光学顕微鏡下で観察したところ、ビロウの花粉が多量に含まれているのが確認された (図 7b). 採集した小型蛾類についても同様に体表を実体顕微鏡下で確認したが、花粉の付着は確認されなかった.

3. 蛾類の幼虫によるビロウ花序の食害

表 2 に、蛾類の幼虫による被害状況を記してある. 食害を受けた個体の割合はいずれの場所においても高く、 $96.0 \pm 4.4\%$ (平均 \pm 標準偏差) であった. 特に、月見公園と空港道路の植栽木の食害率は高く、いずれも 100% であった. 一方、同じ調査地で同じ個体についてタイワンカブトムシによる食害について調査した結果、いずれの調査地でも食害率は蛾類の場合よ

りも低く、 $51.7 \pm 22.3\%$ であった.

蛾類の幼虫による花序の食害状況は、個体によって大きく異なっていた. 図 8a に示したように、ほとんど花序に食害を受けていない個体も見られたが、花序全体が壊滅的なダメージを受けている個体も多く見られた (図 8b, c).

IV. 考察

1. 大東諸島のビロウに見られる開花期の二型

沖縄島のビロウは春に集中して開花する個体のみで、大東諸島のビロウには秋から冬にかけて開花する秋冬型と、他地域と同様に春に開花する春型の二型が見られた. この結果は、2011 年 12 月以降継続して行ってきた開花フェノロジー調査の結果と一致する. また、沖縄島のビロウも大東諸島の春型とほぼ同じで、春に一気に開花する. 大東諸島の秋冬型ビロウが開花のピークを迎えた 2016 年 11 月に、奄美大島において 25 地点計 1002 個体のビロウ (全て植栽木) を対象に開花の有無を調べたが、開花していたのは 8 個体のみであった (未発表データ). また、台湾では 4 月 (Liao 2000)、与那国島では 3 ~ 4 月に開花するとされている他 (与那国町教育委員会 1995)、小笠原固有でビロウに近縁なオガサワラビロウ *L. boninensis* (Becc.) Nakai も 4

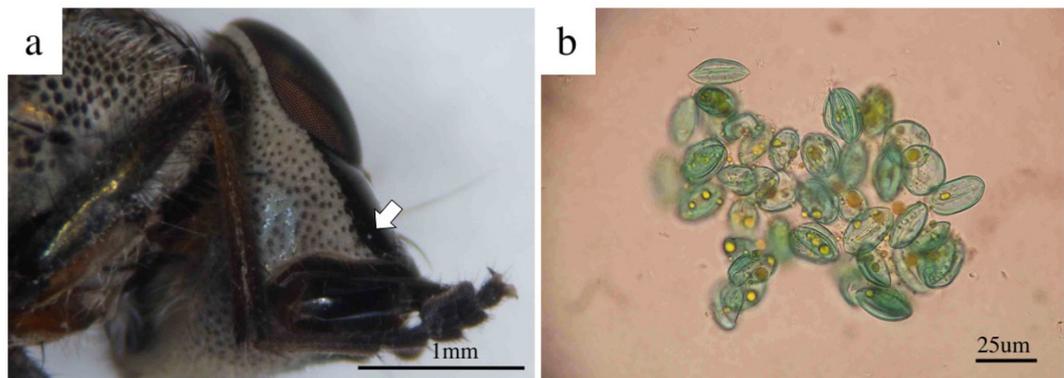


図 7 ビロウに訪花したツマグロキンバエの体表に付着した花粉と糞中の花粉. a; ツマグロキンバエの頭部側面に付着したビロウの花粉, b; ツマグロキンバエの糞中で確認されたビロウの花粉. a 中の矢印は、付着した花粉を示す.

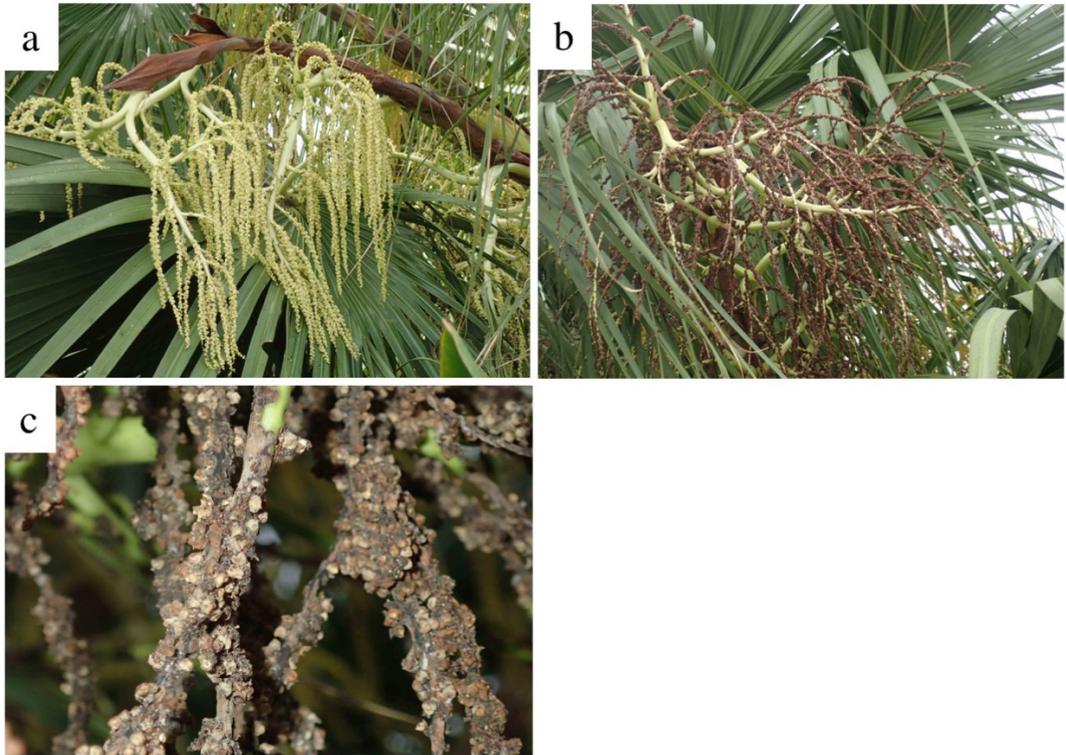


図8 ビロウの花序で観察された蛾類の幼虫による食害. a; 食害をほとんど受けていない花序, b, c; 食害により花が茶色く変色してしまった花序.

～5月に開花するとされており（豊田 2003）、ビロウとその近縁種は一般的に春に開花すると考えられる。秋冬型の開花パターンを持つビロウが生育するのは、大東諸島のみである可能性が高い。開花期に見られる二型、特に秋冬型の存在は大東諸島のビロウを特徴付ける非常に重要な性質であり、今後、当該地域においてビロウ林の保全と再生に向けた取り組みを行っていく際に、考慮しなければならない重要な知見であると考えられる。

秋冬型のビロウは年に関係なく、台風シーズンが過ぎた10月頃より開花し始める。他の植物とは異なり、秋冬型のビロウが台風による影響を受けにくいのは、台風が多く襲来する時期には花序が苞にしっかり包まれており、強風などによる直接的な被害を受けにくいからだと思

えられる。また、春に集中して開花する春型とは異なり、秋冬型のビロウでは花序が次々と入れ替わりながら開花する。このため、秋冬型では一度に咲いている花序数は少ないものの、結果として長期間開花していることになる。秋冬型と春型は開花開始時期が異なるだけではなく、開花期の長さや、花序の出し方にも差が見られると考えられる。秋冬型ではさらに、年によって開花期間の長さ差が見られることが明らかになった。気象的要因のうち、開花期前の積算降水量や、開花期前と開花期中に接近した台風の数、秋冬型の開花期の長さとの強い正の相関を持つことが示された。すなわち、降水量や台風の数が多く、日照時間が少ない年に、秋冬型ビロウの開花期間が長くなることになる。

上記のような性質は、ビロウを餌資源等とし

て利用している大東諸島の動物にとっても、重要な意味を持つ。大東諸島は森林が少なく、一度台風が来ると、島全体にわたって植生が大きなダメージを受ける。こうした状況下では、ダイトウオオコウモリを始めとする食植性の動物たちの餌資源が極端に減少し、彼らもまた大きなダメージを受けることになる。実際、オオコウモリ類の死亡要因として台風による直接の死亡と餌不足が指摘されており (Pierson *et al.* 1996, Craig *et al.* 1994), 琉球列島でも個体数の増減に最も影響を与えているのは台風であるとされている (中本ら 2011)。秋冬型のビロウは、台風後にオオコウモリの餌資源が欠乏した場合でも、速やかに花序を展開して新たな餌資源を提供することが可能である。また、秋冬型ビロウは 10 月以降連続して開花するため、長期間にわたって餌資源を供給することが可能である。さらに、降水量や台風の多い年の方が開花期間が長くなる傾向が見られたことも、餌資源としての価値を高めていると言えるだろう。こうした観点からも、大東諸島の生態系を維持していく上で、開花期の二型を考慮したビロウの保護は極めて重要な意味を持つと言えるだろう。

我々が行ってきた調査により、南大東島のビロウ集団は高い遺伝的多様性を保持し、また他の島嶼集団とは遺伝的構造に明瞭な違いが見られることが明らかとなっている (未発表データ)。現時点でこうした遺伝的構造と開花期の二型にどのような関係があるかは不明であるが、将来的に移植等の保全対策などをおこなう場合、できるだけ既存の遺伝構造を攪乱しないための配慮が必要となることが考えられる。大東諸島以外の地域からの持ち込みについて厳しく規制しなければならないのはもちろんだが、島内での安易な移植にも注意が必要だろう。秋冬型と春型の分化は、大東諸島のビロウに見ら

れる遺伝的多型について考察する上でも重要な知見の一つであり、今後保全を行う場合にも重要な情報となることから、さらなる調査が必要である。特に、秋冬型と春型の島内での分布パターンや、開花期の二型が生じた要因の解明、二型間における遺伝的隔離の有無とその機構などに関する調査を行う必要があると考える。

2. 大東諸島におけるビロウの送粉生態

ヤシ科には風媒の種が存在することから (Silberbauer-Gottsberger 1990), ビロウも風媒である可能性が考えられた。風媒性の単子葉類の花粉の長さは平均 $39.8 \pm 8.8 \mu\text{m}$ とされるが (田中 1994), ビロウの花粉の長さは平均 $24.4 \pm 1.9 \mu\text{m}$ であり、風媒性の単子葉類の平均より小さい。小さい花粉は風に運ばれやすい一方で、小さすぎる花粉は柱頭に付着しにくいとされることから (田中 1994), ビロウの花粉が小さいからといって風による送粉に適しているとは言えないだろう。風媒花に見られる一般的な特徴として、花が淡褐色であること、無臭に近いこと、蜜を出さないこと、花弁は小型か全くなく単性であることが多い、などがあげられる (戸部 1994)。ビロウの個々の花は小さく目立たないが、花序全体としては黄色で大きく目立ち、独特の匂いがある。また、蜜を分泌し、両性であることなども、風媒の一般的な特徴とは一致しない。今回の調査において、開花しているビロウの近傍に空中花粉捕集器を設置したのにも関わらず花粉がわずかししか採取されなかったことから、ビロウが風媒とは考え難い。

今回の調査において複数の訪花動物が観察されたことも、ビロウが動物媒であるという考えを支持しているように思われる。伊澤ら (2014) の調査では、南・北大東島におけるビロウの訪花動物として、ダイトウオオコウモリを含む哺乳類 2 種、鳥類 1 種、爬虫類 2 種、昆虫 10 種が報告されている。今回の調査では、未同定の

小型蛾類を除くと、ツマグロキンバエとウスイロコノマチョウが新たにビロウの訪花動物として追加されたことになる。伊澤ら（2014）の報告では、ホオグロヤモリを除いた全ての訪花動物で、花蜜あるいは花粉の採餌が確認されている。今回観察したツマグロキンバエとウスイロコノマチョウでも花粉の採餌あるいは吸蜜が確認されており、大東諸島で暮らす多くの動物が、ビロウの蜜や花粉を餌資源として利用していると考えられる。

ビロウの花を餌資源として利用している訪花動物が、全てビロウの好適な花粉媒介者であるとは考えにくい。ツマグロキンバエやホホジロオビキンバエなどハエ目の昆虫は、ビロウに訪花する頻度が他の訪花動物と比べて高い。しかし、一度訪花すると同一花序内の多くの花で蜜舐めを行っており、長い時間同じ花序に留まることが多く、移動性に乏しかった。もちろん、花序内を動き回る際に頭や歩脚などが葯や柱頭に触れる可能性は高いが、実際にツマグロキンバエを採集して体表を観察した結果では、付着していた花粉は極めて少量であった。これらのことを考慮すると、ハエ目の昆虫が効率良くビロウの花粉を媒介するとは考えにくく、ビロウにとって好適な送粉者とは言えないだろう。ウスイロコノマチョウは頻繁に小穂上を移動し、多くの花に次々と訪花した他、別個体の花序にも訪花した。また、吸蜜行動は開花している花で行われるため、葯や柱頭に触れる機会も多く、送粉に適していると思われる。ハエ目の昆虫と比べ、ウスイロコノマチョウの方がビロウの送粉者として好ましいように思われるが、訪花頻度は極めて低く、今回の調査でも訪花を確認したのは1回のみであった。昆虫類以外の訪花動物も、ビロウの花粉媒介者となる可能性がある。クマネズミ（外来種）やダイトウメジロは、蜜を舐めながら頻繁に花序上を移動していた。ク

マネズミもダイトウメジロも共にビロウの樹冠を俊敏に移動することが可能であり、花粉を媒介している可能性は否定できない。

このように、南大東島のビロウは特定の送粉者に頼った送粉生態を持つわけではなく、多種類の動物を誘引することで、送粉を行っていると考えられる。個々の花粉媒介者の送粉効率あまり良くないとすると、できるだけ多種類の動物に訪花してもらうことが、ビロウの種子生産にとって重要なかもしれない。一方で、南大東島でこれまで継続してきた開花・結実フェノロジー調査では、ビロウの結実率が低いことが示されている（未発表データ）。南大東島は海洋島であり、その動物相は大陸島である沖縄島などと比べて貧弱である。あるいは、南大東島でビロウが安定して種子を生産できないのは、送粉者不足が関係しているのかもしれない。これについては、今後、他地域との比較も含めた調査が必要である。

3. 蛾の幼虫による花序の食害

今回蛾類の幼虫による花序の食害状況を調べた全ての地点で、タイワンカブトムシよりも蛾類による食害率の方が高い値を示した。伊澤ら（2015）はヤシノホソキバガによる食害率（樹木単位）が調査範囲全域でほぼ100%であったとしている。今回の調査結果もこれと一致しており、南大東島における蛾類の幼虫によるビロウ花序の食害が、長期間継続して悪い状況にあることを示唆している。今回行った夜間の観察で未同定の小型蛾類の訪花が確認されたが、これらの蛾類は食害を受けた花序周辺に集まっており、おそらく花序に食害を与えている幼虫の親だと思われる。これらの蛾類は現時点で未同定であるが、ヤシノホソキバガとは明らかに異なり、また、伊澤ら（2015）が報告している他2種の蛾類とも異なる種類であると思われる。こうした状況から判断して、ビロウ花序に

食害を与えている蛾類にはかなり多くの種類が含まれていると思われる。仮に、大東諸島におけるビロウの種子生産が送粉者不足による影響を受けているとすると、蛾類による食害はそれに追い打ちをかけることになる。蛾類によるビロウ花序への食害が今後も長期間にわたって継続すると、大東諸島におけるビロウの種子生産が深刻な影響を受ける可能性があり、その現状について早急に把握する必要があると思われる。

台湾カブトムシによる食害については調査が継続して行われ、環境省が主体となって行っているフェロモントラップを用いた捕獲などが一定の成果を上げてきた。一方で、蛾類による花序の食害については、未だに調査が進んでおらず、具体的な対策が講じられないまま現在に至っている。蛾類の幼虫はビロウの花序に直接的なダメージを与え、今回の調査によっても壊滅的な影響を受けた個体が数多く観察されている。海洋島である大東諸島では、琉球列島の他地域と比べて昆虫相が貧弱であり、ビロウの送粉者も充足した状態ではないように思われる。通常の状態でも結実率は高くないが、これに蛾類による食害のダメージが加わることで、大東諸島におけるビロウの種子生産が重大な影響を受ける可能性が考えられる。台湾カブトムシの対策に加え、ビロウ花序を食害するが類についても早急に調査し、対策を講じる必要があると考える。

謝辞

本研究の実施にあたって、南大東島在住の東和明氏、奥山満規氏、北大東島在住の宮城愛子氏、南・北大東村役場の皆様には多大なご協力をいただいた。また、両島住民の皆様には研究面、生活面の両方でご支援頂いた。大阪市立大学の澤田純平氏、澤田明氏には、野外調査・室

内実験をお手伝い頂いた。ここに深く感謝の意を表する。

文献

- Craig P., P. Trail and T. E. Morrell, 1994. The decline of fruit bats in American Samoa due to hurricanes and overhunting. *Biological Conservation* 69: 261-266.
- 伊澤雅子・傳田哲郎・佐々木健志 2015. 「平成 26 年度 国指定大東諸島鳥獣保護区における保全事業：鳥獣の生息状況把握調査業務報告書」
- 伊澤雅子・佐々木健志・小林 峻・傳田哲郎・高木昌興・堀江明香・碓井良太・後藤健志 2014. 大東諸島の固有生物相を支えるダイトウビロウの保護に関する緊急調査. プロ・ナトゥーラ・ファンド第 22 期 助成成果報告書. 公益財団法人自然保護助成基金：17-42.
- 北村四郎・村田 源 1994. 原色日本植物図鑑・木本編 II. 保育社：545.
- Liao J.-C. 2000. *Palmae (Arecaceae)*. In: Huang T.-C. (Ed.) *Flora of Taiwan* 5, Second Edition. Editorial Committee of the Flora of Taiwan:655-662. Taipei.
- 南大東村誌編集委員会 1966. 第三章 南大東島の植物. 南大東村誌編集委員会編「南大東村誌」：32-45.
- 南大東村誌編集委員会 1990. 第三章 南大東島の植物. 「南大東村誌 (改訂)」南大東村役場：32-45.
- 宮城康一 1989. 北大東島・南大東島・沖大東島の植生. 宮脇 昭編「日本植生誌 沖縄・小笠原」至文堂：490-493.
- 中本 敦・佐藤亜希子・金城和三・伊澤雅子 2011. 沖縄島で近年見られるオリオオコウモリ *Pteropus dasymallus inopinatus* の個体数の増加について. 保全生態学研究 16：45-53.
- 中須賀常雄・高山正裕・金城道男 1992. 「沖縄のヤシ図鑑」ボーダーインク：150.
- Peterson R., J. P. Slovin and C. Chen 2010. A simplified method for differential staining of aborted and non-aborted pollen grains. *International Journal of Plant Biology* 1: 66-69.
- Pierson E. D., T. Elmqvist, W. E. Rainey and P. A. Cox 1996. Effects of tropical cyclonic storms on flying fox populations on the South Pacific islands of Samoa. *Conservation Biology* 10(3): 438-451.

- 下地幸夫 2012. 「沖縄のカブトムシ」新星出版：47.
- Silberbauer-Gottsberger I. 1990. Pollination and evolution in palms. *Phyton* 30：213-233.
- 高木昌興・赤谷加奈・松井 晋 2005. 南大東島に隔離分布するダイトウコノハズク個体群の保全に関する研究. 「プロ・ナトゥーラ・ファンド第14期助成成果報告書」公益財団法人自然保護助成基金：3-10.
- 田中 肇 1994. 日本花粉学会編「花粉学辞典」朝倉書店：294.
- 戸部 博 1994. 「植物自然史」朝倉書店：188.
- 当山昌直 1992. 北大東島の自然環境. 沖縄県天然記念物調査シリーズ第31集・ダイトウオオコウモリ保護対策緊急調査報告書：5-12.
- 豊田武司 2003. 「小笠原植物図譜(増補改訂版)」アボック社：522.
- 屋富祖昌子・金城政勝・林 正美・小濱継雄・佐々木健志・木村正明・河村 太(編) 2002. 「増補改訂琉球列島産昆虫目録」沖縄生物学会：570.
- 与那国町教育委員会 1995. 「与那国島の植物」与那国町教育委員会：334.

Ecological survey of the Chinese fan palm toward the maintenance and regeneration of the Chinese fan palm forest on Daito Islands

DENDA Tetsuo, IZAWA Masako and ABE Keiichiro

We investigated the flowering phenology of the Chinese fan palm in the Daito Islands and confirmed that there were two types having different flowering season; that is, autumn-winter type (AW type) and spring type (S type) that bloomed from March to April and from September to February, respectively. The AW type had few inflorescence at one time, but the flowering period was long because inflorescence was changed one after another. On the other hand, the S type bears many inflorescence in relatively a short period of time. The flowering period varied from year to year, and especially in the AW type, there was a tendency that it became longer in years with many typhoons and more precipitation. Since the AW type begins to bloom immediately after the typhoon season, when other plants are damaged by the typhoon, there is possible that it plays a significant role as a food resource for the herbivorous animals.

As few pollen grains of the Chinese fan palm were confirmed in the airborne pollen survey, this palm does not seem to be a wind-pollinated plant. On the other hand, some insects such as flies (*Stomorphina* obsolete) and butterfly (*Melanitis leda*), a bird (Daito white eye) and a rat (black rat) were observed to visit the flowers of Chinese fan palm, it is highly likely that these animals are pollinators of this palm in Daito Islands. In addition, it was confirmed that many inflorescence of the Chinese fan palm were suffering from feeding damage by larvae of moth species. Since many individuals have undergone complete ruin to the entire inflorescence due to the larvae feeding, there is concern that serious influence may be exerted in the seed production of the Chinese fan palm in Daito Islands.

Keywords: Arecaceae, Oceanic island, Flowering phenology, Pollinator, Feeding damage

ダイトウコノハズクの健全な育雛を実現する FRP 製巣箱の改良と繁殖のモニタリング

ダイトウコノハズク保全研究グループ

永井秀弥¹・澤田 明²・澤田純平²・高木昌興³

本研究は、巣箱で繁殖するダイトウコノハズクの繁殖モニタリングと FRP（繊維強化プラスチック）製巣箱の改良方法の探索を目的とした。2016 年には FRP 製巣箱における巣立ち率は 67 % で、木製巣箱の巣立ち率 82 % よりも低かった。FRP 製巣箱の気密性の高さが原因となり、温度と湿度の上昇がヒナを死亡させた結果、巣立ち率が低下したと推察した。2017 年には、巣箱内の温度と湿度の計測および繁殖のモニタリングを行った。FRP 製、通気口付き FRP 製、木製巣箱の内側に温湿度データロガーを設置し、繁殖期間に計測を行なった。その結果、3 タイプの巣箱間で、巣箱内の温度、湿度共に違いは認められなかった。2016 年の傾向に反し、2017 年には木製巣箱の巣立ち率 88 % に対し、FRP 製巣箱 89 % で巣立ち率に違いは認められなかった。FRP 製巣箱は、エコロジカル・トラップ（生態的罠）となっていないことがわかった。巣立ち成功率には年変動が認められるので、繁殖のモニタリングを継続することが必要である。

キーワード：リュウキュウコノハズク、南大東島、繁殖、雛、巣立ち率

1. はじめに

大東諸島は沖縄島から東に約 360 km の太平洋上に位置する海洋島である。大東諸島では 8 種の鳥類に亜種を産するが、そのうち 4 亜種が絶滅した（姉崎ほか 2003, 日本鳥学会 2012）。絶滅の要因は入植による森林環境の収奪と推察される。

南大東島への入植は 1900-1903 年に行われた（南大東村 1997）。入植以前である約 100 年前まで、南大東島はダイトウビロウ (*Livistona chinensis*) が全体を覆う森林の島であった。しかし樹木はほぼ皆伐され、現在では島面積の 6 割以上がサトウキビをはじめとした畑となっている。現在の樹林地の面積は 3.9 km²、島面積の約 8 % を占めるに過ぎない。さらに樹林地

は防風林として植栽されたものであり、最大でも幅 100 m ほどの回廊状となっている。農地拡大や貯水池整備のために樹林地の伐採が行われ続け、近年は台風による風害や塩害により、植栽された樹木の荒廃も進んでいる。加えて南・北大東島では、肥料に混入して増加したタイワンカブト *Oryctes rhinoceros* による、極相林の構成樹種ダイトウビロウ *Livistona chinensis* var. *amanoi* の食害痕が数多く発見されている。現在の南・北大東島は開拓期の森林伐採に次ぐ、樹林地消失の危機に直面していると言っても過言ではない。

南・北大東島の森林地消失は森林依存性鳥類に絶滅のリスクをもたらす。開拓期から程なくして絶滅したと思われる亜種ダイトウヤマガラ

1: 北海道大学理学部 2: 大阪市立大学大学院理学研究科 3: 北海道大学大学院理学研究院
2017. 12. 18 受付 2018. 12. 20 公開

Parus varius orii, 亜種ダイトウミソサザイ *Troglodytes troglodytes orii*, 亜種ダイトウノスリ *Buteo buteo oshiroi* は、森林への依存性が高い生態的特性を持っていたと推察される。絶滅を免れた亜種ダイトウコノハズク *Otus elegans interpositus* も樹洞に営巣することから森林への依存性が高い。北大東島では絶滅したが (Iwasaki, Sawada, Takagi unpublished data), 南大東島では絶滅を免れた。

亜種ダイトウコノハズクが含まれるリュウキュウコノハズクは、国際自然保護連合 (IUCN) のレッドデータブックで準絶滅危惧種 (NT) (International Union for Conservation of Nature 2017), 環境省のレッドデータブックでは絶滅危惧Ⅱ類 (VU) とされている (環境省 2014)。また沖縄県版レッドデータブックにおいて、亜種ダイトウコノハズクは絶滅危惧ⅠA類 (CR) に指定されている (沖縄県 2017)。亜種ダイトウコノハズクは他の南西諸島の個体群と比較すると遺伝的な変異が乏しく (Sawada and Takagi unpublished data), 固有性の高さから ESU (Evolutionarily Significant Unit) としての価値があると考えられる (高木 2007)。

環境省は 2012–16 年に南・北大東島において「国指定大東諸島鳥獣保護区における保全事業」というプロジェクトを実施した。その事業は、タイワンカブトの個体数とダイトウビロウ食害状況の把握、タイワンカブト根絶のための方法の確立を目指し、潜在植生であるダイトウビロウの樹林を回復させようとするものであった。このプロジェクトでは、ダイトウビロウを利用する在来種の保全に関する研究も進められ、亜種ダイトウコノハズクも対象となった。南大東島における現在の繁殖する雄の個体数は 180 個体程度と推定され (Takagi et al. 2006, 2007), 亜種ダイトウコノハズク個体群の存続は危機的な状況にあるといえる。そこで、亜種

ダイトウコノハズクの個体数をさらに減少させないように繁殖個体数の維持と増加を目的に巣箱が架設された。この事業で用いられた巣箱は耐久性が高い繊維強化プラスチック製 (FRP 製) で、人為的に移入されたネコとイタチによる捕食を回避できるようにも設計された (図 1a)。

2015 年に南大東島に 76 個、北大東島に 5 個が架設され、2016 年に南大東島では 19 つが FRP 製巣箱に営巣した。森林が回復するまでの橋渡し役を果たせるものと期待された。しかし、繁殖経過のモニタリングの結果、巣立ち率が 67% (全巣立ち雛数 \times 100 / 孵化雛数 (ヒナ被食除く)) であった (Sawada, Iwasaki, Takagi unpublished data)。2012 年から 2015 年までの調査において、同様の方法で計算された木製巣箱 (図 2a) における巣立ち率は、2014 年の 39% を除き、82–94% の範囲にあった (Sawada, Iwasaki, Takagi unpublished data)。2014 年の異例の低さは感染症による可能性があり例外的である (Iwasaki, Takagi unpublished data)。2016 年の FRP 製巣箱における巣立ち率は 67% と低かった。雛の成長状況から餌不足による餓死ではないと考えられた。私たちは、巣内の雛の死亡は FRP 製巣箱の密閉性の高さによる巣箱内の温度と湿度の上昇によるものと推察した。もし問題点が明らかにされないまま FRP



図1 FRP製巣箱。a. 巣の出入り口に雛がとまっている。b. 約4mの鉄製のポールの先端に取り付けられている。

巣箱の使用を継続すれば、ダイトウコノハズクを繁殖成功率の低い巣箱に誘致することになる。つまり、FRP製巣箱は、エコロジカル・トラップ（生態的罠）となる可能性がある。そこで、本研究は雛の死亡が巣箱内の温度と湿度の上昇によるものなのかどうかを明らかにし、FRP製巣箱の使用の是非について検討することを目的とした。

II. 方法

1. 調査地

南大東島（25°50'N, 131°14'E）は面積約30 km²、長径6 km、短径5 kmの円に近い形状をした島である。島の外周の幅約1 kmは、平均標高約15-20 mの丘になり、丘の内側は平坦である。島の中央部には、約30個の池が集中的に分布し、池の総面積は2 km²である。島面積の6割以上（約18 km²）は、主にサトウキビの畑として利用され、ジャガイモやカボチャも栽培されている。帯状に植栽された樹林地は、モクマオウ（*Casuarina equisetifolia*）、ダイトウビロウ、リュウキュウマツ（*Pinus luchuensis*）などから構成される。樹林地の総面積は約4 km²である。集落は島の南西側に集中し、人口は約1400人である（日本離島センター2007）。亜熱帯気候に属し、年平均気温は23℃、年平均降水量は1652 mm、年平均降雨日数は112日である（気象業務支援センター1961-2004）。

2. 対象種

亜種ダイトウコノズクは体重約80 gの小型のフクロウである。南大東に留鳥として生息する。一夫一妻で1年を通じてつがいになわばりを維持する。主に植栽されたモクマオウの樹洞に営巣する。産卵は3月下旬から始まり、4月に産卵するつがいが多い。一腹卵数は通常2-3卵である。約26日間の雌による抱卵で孵化し、雌雄が雛に給餌し約30日で巣立ちに至

る。年1回繁殖である。Akutani et al. (2011)を参照。

3. 巣箱の改造

2017年の温湿度の計測と巣立ち率の算出に使う巣箱には、既に架設され2016年に実際に営巣が確認された木製巣箱10個とFRP製巣箱20個がランダムに選び出された（R Core Team 2015）。さらにFRP製巣箱20個から、通気口を開ける10個が同様にランダムに選び出された。通気口は、巣箱の前方14か所、片側14か所、後方8か所に直径8 mmの穴を面に均等になるようにドリルで開けた（図2b）。これらの巣箱には温湿度計を産座面の脇に図2cのように設置した。

巣箱はランダムに選び出されたが、繁殖初期（4月中旬-5月上旬）に個体の出入りがなく、営巣の見込みがない巣箱からは温度計を取り外し、営巣をはじめた産卵前の巣箱に移動した。移動の理由は、本研究が巣内の温度と湿度が雛の生死にどのように影響するかを明らかにすることを目的としていたためである。移動先では、繁殖活動を妨害しないように通気口を開けなかった。スズメが営巣した1巣からも温湿度計を移動した。

4. 繁殖および温湿度のモニタリング

調査は2017年4月から8月まで行なった。個体の出入りが確認された巣箱については5日間隔で巣内の状況を確認し産卵開始を確認し



図2 3タイプの巣箱。a. 木製巣箱。b. 通気口ありFRP製巣箱。c. 通気口なしFRP製巣箱の内部に設置された温湿度計（白色矢印）。

た。産卵開始を確認した巣箱には、データロガー式温湿度計 WATCH LOGGE・RKT-255F（藤田電機製作所・東京）を設置した。この温湿度計は、温度の誤差精度±0.3℃、湿度の誤差±5%で測定が可能である。計測期間は2017年4月1日から7月1日で、その間10分毎に記録した。

産卵開始を確認後も継続して5日間隔で巣内の状況を確認し、一腹卵数を記録した。その後は推定された孵化日に巣内を確認し、孵化雛数を特定した。さらに孵化後も5日間隔で死亡雛の有無を確認し、最初の雛の推定齢が25日齢になるまで確認を続けた。

巣内の温湿度は、孵化日から5日間隔の25日齢までの5タームに区切り集計した。最高気温を記録するのは、各日の南中時刻から2時間と仮定して、その時刻の気温と湿度を昼の温度と湿度とした。最低気温を記録するのは昼の記録時刻の12時間後として、夜の温度と湿度とした。昼と夜の温度と湿度のターム毎の平均を算出した。

III. 結果

24個の木製巣箱で産卵が確認された。総産卵数は66個で、そのうち5卵が捕食され、12個が孵化に失敗した。孵化に至った49雛のうち5ヒナが捕食され44雛が巣立ちに至った。すなわち巣立ち率は88%であった。

雛の生死と温湿度のデータの両方が得られたのは、木製巣箱が9個、FRP製巣箱（通気口なし）が7個、FRP製巣箱（通気口あり）が4個であった。昼と夜の温度、および夜の湿度は、3タイプの巣箱間に有意な差は検出されなかったものの、夜の湿度と3タイプの巣箱間には有意な差が検出された。（図3：Two-way repeated measures ANOVA：昼の温度、 $F_{1,91}=0.55$, $P=0.46$;夜の温度、 $F_{1,91}=0.17$, $P=0.68$;昼の湿度、

$F_{1,91}=1.88$, $P=0.173$;夜の湿度、 $F_{1,91}=7.35$, $P=0.01$). そこで3タイプの巣箱間の夜の湿度を多重比較したところ、3タイプの巣箱間の組み合わせでは有意な差は検出されなかった（Bonferroni補正、 $P<0.05$;木製 vs 通気口ありFRP, $F_{1,56}=3.30$, $P=0.08$;木製 vs 通気口なしFRP, $F_{1,71}=4.28$, $P=0.04$;通気口なしFRP vs 通気口ありFRP, $F_{1,51}=0.02$, $P=0.91$). 育雛期に雛が死亡せずに巣立ちに至った巣箱14個と雛が死亡した巣箱5個における昼と夜の温度、および湿度を比較した（図4）。雛の生死によらず、昼と夜の温度、および夜の湿度は、3タイプの巣箱間に有意な差は検出されなかったものの、夜の湿度と3タイプの巣箱間には有意な差が検出された。（Two-way repeated measures ANOVA：昼温度、 $F_{1,91}=0.58$, $P=0.45$;夜温度、 $F_{1,91}=2.65$, $P=0.11$;昼湿度、 $F_{1,91}=0.05$, $P=0.83$;夜湿度、 $F_{1,91}=5.62$, $P=0.02$ ）

IV. 考察

FRP製巣箱は、エコロジカル・トラップ（生態的罠）となっていないと結論できた。すなわち、育雛期間を通して、木製巣箱、通気口なしFRP製巣箱、通気口ありFRP製巣箱で気温と湿度に違いがなく、雛の生死にも影響していないことが確認されたからである。2017年のFRP製巣箱における巣立ち率は89%であり、木製巣箱の89.8%とほぼ同じ値を示した。2016年のFRP製巣箱での巣立ち率67%であった。2016年は巣箱を架設した年であることから、それぞれの巣箱で初めて繁殖したつがいによる値である。これは繁殖した個体が若齢個体であったために巣立ち率が低くなった可能性が考えられる。初めて営巣するキンメフクロウ *Aegolius funereus* は、前年から繁殖しているつがいに比べて繁殖成功が低いことが報告されている（Korpimäki 1988）。

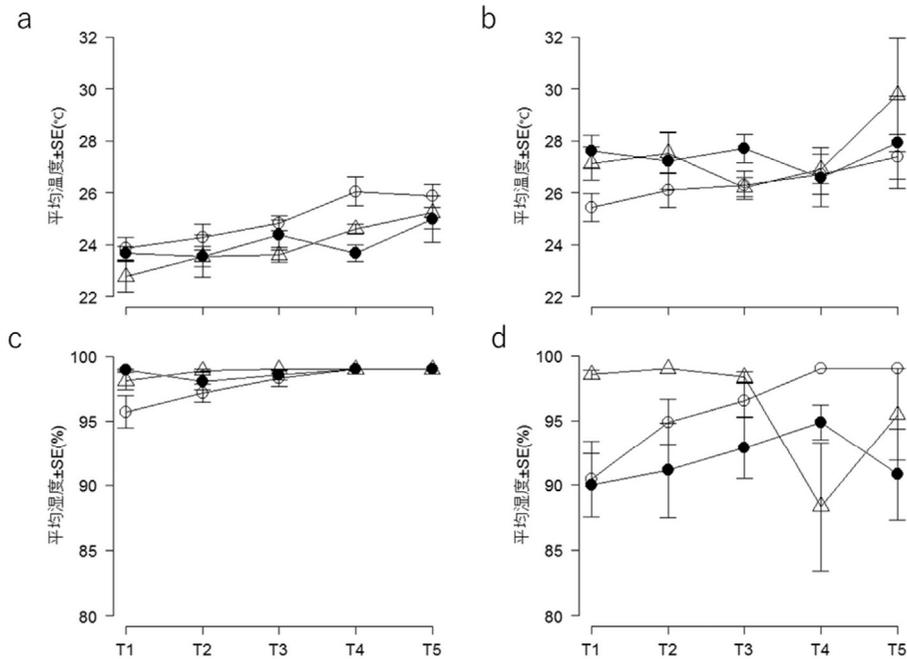


図3 3タイプの巣箱の温度及び湿度の育雛1日目から5日目 (T1), 6日目から10日目 (T2), 11日目から15日目 (T3), 16日目から20日目 (T4), 21日目から25日目 (T5) の巣箱内の平均温度と平均湿度. a. 昼間の平均温度. b. 夜間の平均温度. c. 昼間の平均湿度. d. 夜間の平均湿度. 黒丸は通気口なしFRP製巣箱, 白抜き三角は通気口ありFRP製巣箱, 白丸は木製巣箱.

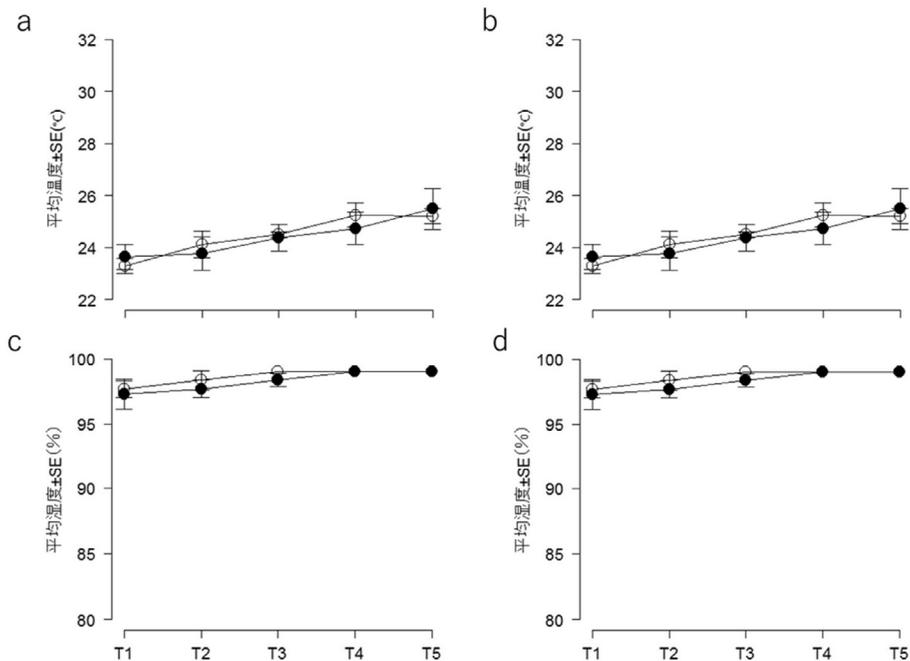


図4 死亡した雛を含まない巣箱と死亡した雛を含む巣箱の温度及び湿度の育雛期を通した巣箱内の平均温度と平均湿度. a. 昼間の平均温度. b. 夜間の平均温度. c. 昼間の平均湿度. d. 夜間の平均湿度. 横軸は図3と同様. 黒丸は死亡した雛を含まない巣箱, 白丸は死亡した雛を含む巣箱.

FRP 製巣箱が樹洞営巣性の鳥類に提供され、その保全に活用された例はまだ少なく（シマフクロウ：山本 2015）、FRP 製巣箱における繁殖成功を評価した研究はない。FRP 製巣箱は、長期間、風雨に晒されたとしても長期間耐久し、補修の手間が少なく管理コストが低い。そのためダイトウコノハズク以外の個体群管理に利用される事例は増えることが予想される。本研究は、他種や他地域に応用可能な情報を提供し、個体群保護のための FRP 製巣箱の実用化に貢献する研究である。ダイトウコノハズク保全研究グループは、今後も FRP 製巣箱を使った先駆的な個体群管理を続けることで、追従事業を成功に導くために有用な情報を提供したいと考えている。

謝辞

本研究の遂行に当たり、浅沼清氏、奥山満規氏、東和明氏、儀間純一氏、儀間玲子氏には南大東島での野外調査から日常生活まで各方面でのご支援ご協力をいただきました。この場をお借りして深くお礼申し上げます。さらに南大東島での調査実施に対するご理解とご支援をいただきました南大東村教育委員会の方々、多くの村民の方々にも感謝申し上げます。

引用文献

- Akatani K., Matsuo T. and Takagi M. 2011. Breeding ecology and habitat use of the Daito Scops Owl (*Otus elegans interpositus*) on an oceanic island. *Journal of Raptor Research* 45:315-323.
- 姉崎 悟・嵩原健二・松井 晋・高木昌興 2003. 大東諸島産鳥類目録. 沖縄県立博物館紀要 29: 25-54.
- Korpimäki E. 1988. Effects of Age on Breeding Performance of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in Western Finland. *Ornis Scandinavica* 19: 21-26.
- International Union for Conservation of Nature 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22688651A117001277.en> (Downloaded on 13 December 2017)
- 環境省 2014. 環境省自然環境局野生生物課希少生種保全推進室編「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」ぎょうせい
- 気象業務支援センター 1961-2004. 「アメダス観測年報」気象業務支援センター (CD-ROM)
- 南大東村 1997. 「南大東村誌」南大東村：1230.
- 日本鳥学会 2012. 「日本産鳥類目録改訂第 7 版」日本鳥学会
- 日本離島センター 2007. 「日本の島ガイド SHIMADAS」財団法人日本離島センター
- 沖縄県 2017. 沖縄県環境保健部自然保護課編「改訂・沖縄県の絶滅のおそれのある野生生物（レッドデータおきなわ）第 3 版 - 動物編 - 鳥類」：109-178, 479 <http://www.pref.okinawa.lg.jp/site/kankyo/shizen/hogo/documents/chourui.pdf>
- R Core Team 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at <http://www.R-project.org/>
- 高木昌興・赤谷加奈・松井 晋 2005. 南大東島に隔離分布するダイトウコノハズク個体群の保全に関する研究. 「プロ・ナトゥーラ・ファンド第 14 期助成成果報告書」公益財団法人自然保護助成基金：3-10.
- 高木昌興 2007. 鳥類の保全の単位としての種と亜種：生態学的側面からの考察. 山岸 哲編「保全鳥類学」京都大学出版会.
- Takagi M., Akatani K., Matsui S. and Saito A. 2006. Status of the Daito Scops Owl on Minami-daito Island, Japan. *Journal of Raptor Research* 41: 52-56.
- Takagi M., Akatani K., Saito A. and Matsui S. 2007. Drastic decline of territorial male Daito Scops Owls on Minami-daito Island in 2006. *Ornithological Science* 6: 39-42.
- 山本純郎 2015. シマフクロウの生態 幼鳥. 「北海道シマフクロウ通信 第 7 号」シマフクロウの会

Monitoring of fledgling success and improvements of ventilation of FRP nest boxes in Ryukyu Scops Owls on Minami-daito Island.

NAGAI Shuya, SAWADA Akira, SAWADA Junpei
and TAKAGI Masaoki

We aimed to monitor fledgling success in Ryukyu Scops Owls which bred in nest boxes on Minami-daito Island, and to improve ventilation of FRP (Fiber-Reinforced Plastics) nest boxes for Ryukyu Scops Owls. Fledgling success, 67 % in FRP nest boxes was lower than 82 % in wood nest boxes in 2016. We inferred that high temperature and high humidity increased mortality of owlets in FRP nest boxes because FRP nest boxes might have difficulty of ventilation at the bottom. We monitored air temperature and humidity in three types of nest boxes, FRP nest boxes, FRP nest boxes with holes for ventilation, and wood nest boxes. There was no significant difference in air temperature and humidity among three types of nest boxes. Fledglings success in FRP nest boxes, 89 % was as much as 90 % in wood nest boxes in 2017. FRP nest boxes was not an ecological trap for Ryukyu Scops Owls. As fledgling success fluctuates annually, we should continue to monitor their breeding performances on Minami-daito Island.

Keywords: Ryukyu Scops Owl, Minami-daito Island, Breeding, Owlet, Fledgling success

日本における爬虫類ペット市場の現状

トラフィック

若尾慶子¹・Jordi Janssen²・Serene Chng¹

日本は輸入額において世界第 4 位の爬虫類生体の輸入国であり、大きな爬虫類ペット市場を有する国の一つである。トラフィックが 2017 年 2 月に東京、神奈川及び大阪で実施したペット市場の調査により、606 種 5,491 頭の爬虫類の販売が確認された。これらの爬虫類は世界各地から輸入され、その中には絶滅の危機に瀕している種やワシントン条約で国際取引が規制されている種が多く含まれていた。国際取引規制対象種は、全体の 39 % に達することが明らかになった。特に生息国で捕獲が禁止されている種や輸出記録が確認できない種が公然と販売されていることは重大な問題であり、政府・関係者による早急な対応が求められる。

キーワード：ワシントン条約、野生生物取引、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、動物の保護及び管理に関する法律、需要

1. 背景

日本は、世界中から多くの野生生物を輸入している。中でもペット産業において非常に多様な希少野生動植物が取引されていることから、国際社会からも厳しい視線を送られている (Musing et al. 2015; Nijman & Stoner 2014; The Japan Times 2000)。野生生物の取引は、持続可能な利用のしくみが確立できれば野生生物の保全にもつながり得るが、希少価値の高い野生生物においては、高額で取引されることから乱獲が横行している。さらには、国際化による市場や取引ルート of 拡大、経済発展による消費者層の増加などによって、過剰利用による負荷が深刻化している種や地域は多い。野生生物の過剰取引は、種や生物多様性という人類共通の財産の損失を招くだけでなく、生息国に対しても測

りしれない経済的・文化的損失を与える。こうした野生生物取引の問題に取り組む国際的枠組みが、絶滅のおそれのある野生動植物の種の国際取引に関する条約（以下「ワシントン条約」という）である。現在 183 の加盟国・組織（2017 年 7 月現在）が、同条約のもと、生息状況と国際取引が種の存続に与える脅威のレベルに合わせて、商業目的の取引禁止（附属書 I）や輸出入規制（附属書 II 及び III）などの措置を協力して実施している。日本も 1980 年よりワシントン条約の締約国として規制対象種の輸出入管理を行っているが、特に国内需要が大きいペット目的の希少野生生物の密輸の試みは後を絶たず、税関の水際取締をすり抜け密輸されているものも少なくない (読売新聞 2008; 毎日新聞 2008; The Japan Times 2000)。鳴き声を出す

1: TRAFFIC, TEASJapan@traffic.org 2: Emoia Consultancy
2017. 10. 30 受付 2018. 2. 21 公開

種類が少なく、多くが小型で、さらに高価で取引される種が多い爬虫類はこうした違法取引の格好のターゲットである（千石 2017; 石原ほか 2010）。

本調査は日本国内の爬虫類ペット市場の現状を把握し、野生生物の保全の観点から市場の課題を明らかにすることを目的とする。

II. 方法

爬虫類ペット取引の現状を把握するため、統計情報の収集、実店舗における販売とオンライン上の広告を調査する。便宜上、爬虫綱の動物をカメ目、有鱗目トカゲ亜目、同ヘビ亜目及びワニ目に分けて分析する。

1. 統計情報

国内の爬虫類ペット市場の規模と動向を把握するため、爬虫類輸入量・額、ワシントン条約附属書掲載種の輸入量、動物の愛護及び管理に関する法律（以下「動愛法」という）でペット目的の爬虫類を販売する際に求められる第一種動物取扱業の登録済み事業者数、飼育者数などについて情報を収集する。

2. 市場調査

第一種動物取扱業者数（2015 年）上位 3 都府県である東京都、神奈川県及び大阪府の実店舗 16 店舗と 40 店以上の生体販売業者がブース出店する関西地区最大規模とされるエキゾチックペットの展示即売会で展示販売されている爬虫類の種、数、価格、原産地、野生由来・繁殖由来の別を調べ記録する。種の判定は専門知識を有する調査員が現地で見体を見て実施する。

3. オンライン広告調査

2013 年以降、動愛法に基づき動物取扱業者は、爬虫類の販売に際してあらかじめ、購入者に対して現物確認・対面販売をすることが義務付けられている（同法第 21 条の 4）。すなわち、通信販売は原則禁止されている。しかし、広告

の掲載に規制は設けられていないため、オンライン上には多くの生体販売広告が掲載されている。爬虫類専門店を中心に国内の 15 のサイトで広告掲載されている爬虫類の種、数、価格、原産地、野生由来・繁殖由来の別を調べ記録する。種名については原則、広告掲載情報による。なお、「Sold out」「Not for sale」等販売を行っていない旨が明記されている情報は記録しない。

III. 結果

1. 統計情報

2017 年 7 月に取得した財務省貿易統計によると日本の爬虫類生体の 2016 年の輸出頭数は 8,702 頭、輸入頭数は 19 万 2 千頭であった（図 1）。輸入額は、393 万ドル（4 億 3 千万円余）で世界第 4 位であった（Comtrade）。爬虫類生体の輸入頭数は 2010 年の約 37 万頭から大きく減少しているものの、ワシントン条約附属書に掲載されている爬虫類の輸入量に大きな変化はなく、2000 年～ 2014 年間の輸入件数は概ね 3～4 万件/年であった（UNEP-WCMC CITES

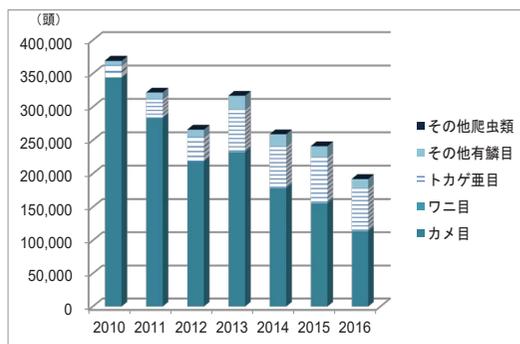


図 1 日本の爬虫類生体輸入量。

2010 年の輸入量は 369,801 頭であったが、2016 年には 192,357 頭へ減少した。種類ではいずれの年でもカメ目もとても多い。これは、食用のスッポンが含まれることも影響していると考えられる。年を追うごとにトカゲ亜目の比率が増え、2010 年にはカメ目 93 %、トカゲ亜目 5 % だったものが、2016 年にはカメ目 59 %、トカゲ亜目 34 % になった。財務省貿易統計より作成。

Trade Database). 2016年に輸入された爬虫類の内訳をみると、カメ目の輸入数量が最も多く、次に多いのはトカゲ亜目であり、2010年には5%だった全爬虫類に占める割合は、2016年には34%へ増加した(貿易統計).

国内の爬虫類ペット市場の規模を直接示すデータがないため、それに代替する情報として、爬虫類の生体販売業者及び飼育者について調べた。動愛法により爬虫類生体を販売するためには第一種動物取扱業者の登録が義務付けられ、登録台帳の公開も規定されている。この情報に基づいた爬虫類の生体販売業者数は、2010年の699業者から2016年には733業者へ若干の増加がみられた(野生社2016)。なお、業界団

体調べによる爬虫類取扱店舗数は1,400店舗以上であり(日本爬虫類両生類協会2016)、前者のデータと大きな開きがあった。

また、ペットの飼育に関する情報として、内閣府が実施した「動物愛護に関する世論調査」を参照した。ペットを飼育しているかとの質問に対して「飼育している」と回答した者のうち、爬虫類飼育者の割合は、過去30年で徐々に増加している(図2-1)。なお、直近の調査は2010年に実施されたものであり、最新の状況は明らかではないが、爬虫類を中心としたエキゾチックペットの展示即売会の開催数や来場者数は増加(図2-2)していることが示された。

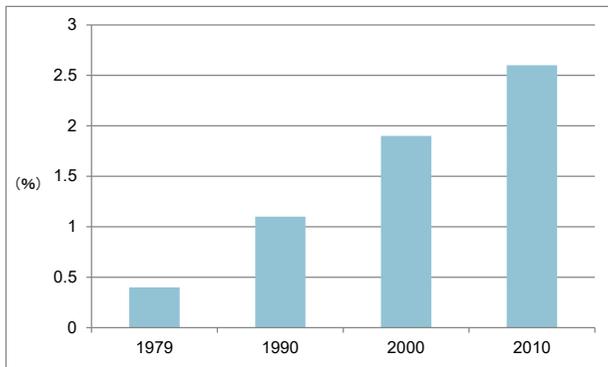


図2-1 爬虫類飼育者数の推移。

ペットを飼育していると回答した者のうちの爬虫類飼育者の割合を示す。爬虫類飼育者の割合は低いが、年々増加している。2010年調査においては、イヌを飼育している者の割合が58.6%と最も高く、以下、ネコ(30.9%)、魚類(19.4%)であった(n=666, 複数回答あり)。

動物愛護に関する世論調査 (<http://survey.gov-online.go.jp/index.html>) より作成。

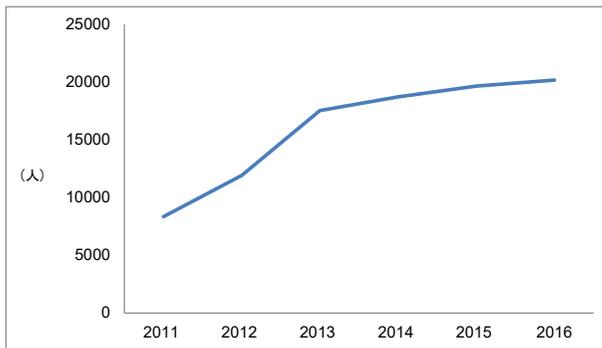


図2-2 エキゾチックペット展示即売会来場者数の推移。

関東地域最大級の展示即売会「東京レプタイルズワールド」への来場者数の変化を示す。2011年には約8,000人であった来場者数が、2016年には2万人を超えている。2014年より当該展示即売会は、年2回開催されているが、各データは5月開催時のものである。東京レプタイルズワールド事務局提供及び東京レプタイルズワールドウェブサイト (<http://www.reptilesworld.jp/>) 掲載情報より作成。

2. 市場調査

2017年2月に東京都内の8軒、神奈川県内6軒、大阪府内2軒の爬虫類を販売する実店舗及びエキゾチックペットの展示即売会1会場を対象に調査を実施した結果、亜種を含め606種(交雑個体を除く)、5,491頭(うち展示即売会で2,505頭)の販売が確認された。なお、うち20頭は交雑個体であり、257個体については同定不能であった。

種類ごとの販売頭数ではトカゲ亜目が最も多く、43%を占め、カメ目28%、ヘビ亜目24%と続いた(図3)。トカゲ亜目は、295種2,335頭が販売されていた。特に *Eublepharis macularius* (ヒョウモントカゲモドキ) が614頭とトカゲ亜目の販売頭数の1/4以上を占めていた。カメ目は、187種1,546頭であり、最も頭数が多かったのは *Mauremys japonica* (ニホンイシガメ)であった。ヘビ亜目は、122種1,331頭の販売が確認された。特に、*Python regius* (ボールニシキヘビ) と *Pantherophis guttatus* (コーンスネーク) の販売頭数が多く、両種とも300頭以上であった。ワニ目は、*Alligator sinensis* (ヨウスコウワニ) と *Paleosuchus palpebrosus* (コ

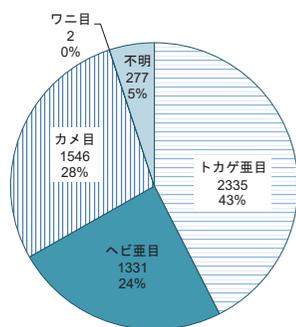


図3 目ごとの販売頭数。

実店舗及び展示即売会における目ごとの販売頭数を示す。便宜上、有鱗目については、トカゲ亜目とヘビ亜目に分けている。「不明」には、交雑個体20頭及び同定不能であった257頭が含まれる。

ビトカイマン)の2種2頭のみであった。販売が確認された606種のうち、367種がIUCNレッドリスト掲載種であり、中でも絶滅のおそれが高いとされる近絶滅種(CR)、絶滅危惧種(EN)及び危急種(VU)にカテゴライズされる、いわゆる絶滅危機種が全体の18%(108種)を占めた(図4)。

ワシントン条約の附属書との照合をおこなったところ、238種の掲載が確認された。商業目的の取引が原則禁止される附属書Iに掲載されている種が9種、国際取引に輸出国の許可書が必要な附属書II掲載種が215種、許可書または

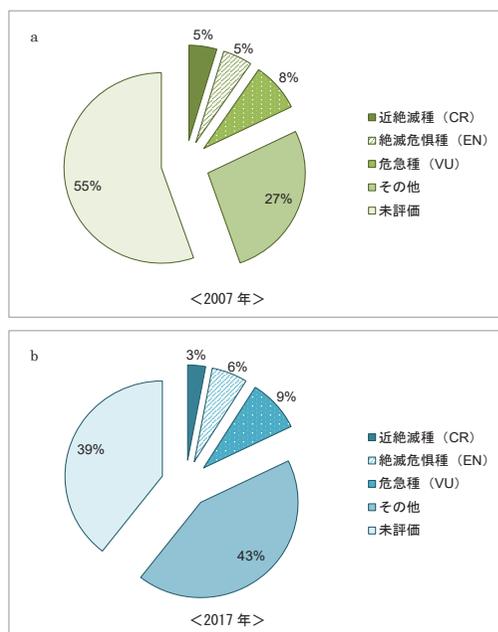


図4 絶滅危機種の占める割合の比較。

a: 2007年調査時に実店舗で販売が確認された410種のうち73種(18%)がIUCNレッドリスト(2010-4)の絶滅危機種(CR、EN及びVU)であった。b: 2017年調査時に実店舗及び展示即売会で販売が確認された606種のうち、108種(18%)がIUCNレッドリスト(2017-2)の絶滅危機種であった。絶滅危機種の割合に変化はないが、未評価種数は16ポイント減少した。なお、この間にIUCNレッドリストで評価された生物種数は、5万種から9万種近くに増えている(<http://www.iucnredlist.org/about/overview>)。2007年のデータは、Kanari & Auliya (未発表)による。

原産地証明が求められる附属書 III 掲載種は 14 種であった (表 1)。さらに、原産国で保護されている種の販売も確認された (表 2)。

販売個体の多くは、水槽又はプラスチック容器に入れられ、その種名や価格はラベルに記載されていた。価格は、種や個体により差が大きく、今回の市場調査において価格が確認できた 949 頭の一頭あたりの価格は、1,000 円～600 万円であった。100 万円/頭を超える個体は 10 種 15 頭販売されていた。これには *Tiliqua*

rugosa rugosa (ニシマツカサトカゲ), *Varanus* 属 (オオトカゲ), *Carettochelys insculpta* (スッポンモドキ) などが含まれる。この 10 種のうち 8 種がワシントン条約附属書掲載種であった。ワシントン条約附属書 II 掲載種である *Carettochelys insculpta* の場合、29,800 円から 500 万円まで 167 倍の開きがあり、最も高価な個体はアルビノ (白化個体) であった。同じ種であっても希少性や個体の状態によって価格が大きくことなることを示す一例である。

表 1 ワシントン条約附属書掲載種の割合。

附属書	I	II	I/II	III	非掲載
2007 年種数	6	149	1	12	242
割合	1.5%	36.3%	0.2%	2.9%	59.0%
2017 年種数	9	215	-	14	368
割合	1.5%	35.5%		2.3%	60.7%

2007 年調査時に実店舗で販売が確認された 410 種のうち、165 種がワシントン条約附属書 (2010 年現在) に掲載されている種であった。なお、附属書 I 及び II に分割掲載されている種が 1 種あった。2017 年調査時に実店舗及び展示即売会で販売が確認された 606 種のうち、238 種がワシントン条約附属書 (2017 年 5 月現在) 掲載種であった。掲載種の割合は、両年とも約 40 % で大きな変動はない。2007 年のデータは、Kanari & Auliya (未発表) による。

表 2 生息国で保護されている種の例。

種名 (通称)	生息国	販売・ 広告頭数	IUCN レッドリスト
<i>Ctenosaura oaxacana</i> (ワーハーカトゲオイグアナ)	メキシコ	1	CR
<i>Chelodina mccordi</i> (マッコードナガクビガメ)	インドネシア	1	CR
<i>Geochelone elegans</i> (インドホシガメ)	インド、パキスタン、 スリランカ	99	VU
<i>Varanus giganteus</i> (ペレンティールオオトカゲ)	オーストラリア	1	未評価
<i>Lanthanotus borneensis</i> (ミミナシオオトカゲ)	インドネシア、マレーシア、 (ブルネイ)	12	未評価
<i>Nephrurus deleani</i> (デリーントマオヤモリ)	オーストラリア	3	EN
<i>Siebenrockiella leytensis</i> (レイテヤマガメ)	フィリピン	2	CR
<i>Smaug giganteus</i> (オオヨロイトカゲ)	南アフリカ共和国	9	VU
<i>Tiliqua rugosa</i> (マツカサトカゲ)	オーストラリア	14	未評価

実店舗での販売または販売広告が確認された種のうち、生息国で捕獲・輸出等が禁止・規制されている種の一部。飼育下繁殖個体や生息国の許可を得ている可能性もあるため、すべての事例が直ちに違法とは言えない。

販売が確認された種の原因地域（The Reptile Database による）を見ると、北米に原生する種が 151 種と最も多く 19% であった。以下、東南アジア 16%、アフリカ 16%、大洋州 15%、アジア 15% と続くが、いずれも 110 種以上であり、日本のペット市場では世界各地を原産とする爬虫類が取り扱われていることが示された（図 5）。日本原産の種は 2.5% のみであった。

3. オンライン広告調査

2017 年 2 月～5 月及び 7 月に実施した 15 の爬虫類販売店の日本語ウェブサイト上の広告調査により、357 種（亜種を含む、交雑個体は除く。以下同様）、753 件の広告が確認された。広告には販売頭数が記載されていないケースもあったが、広告 1 件につき、最低 1 頭は販売されていると仮定すると 1,343 頭を超える個

体が対象となっていた。なお、交雑個体は、6 頭含まれていた。件数別にみるとヘビ亜目 279 件、トカゲ亜目 263 件、カメ目 205 件、ワニ目 0 件であり（図 6）、頭数ではトカゲ亜目 146 種 550 頭以上、ヘビ亜目 113 種 434 頭以上、カメ目 98 種 359 頭以上と種数においても頭数においてもトカゲ亜目が最も多かった。特に広告されている頭数が多かったのは、トカゲ亜目の *Eublepharis macularius* 及び *Hemitheconyx caudicinctus*（ニシアフリカトカゲモドキ）、ヘビ亜目の *Python regius* 及び *Pantherophis guttatus* で、いずれも 50 頭以上が広告掲載されていた。カメ目では *Geochelone elegans*（インドホシガメ）の 27 頭が最多であった。

分析した広告の約 9 割には価格が記載されていた。1 個体あたりの価格は、380 円～88 万円

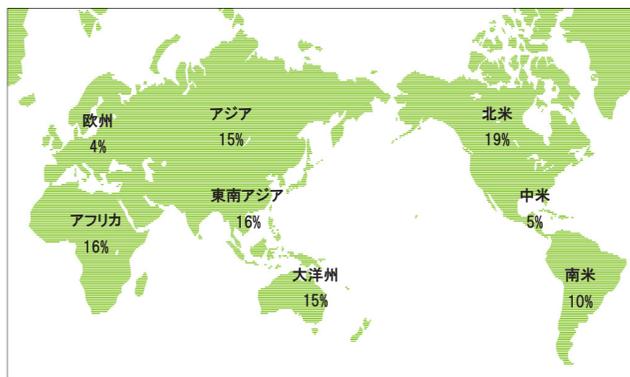


図 5 販売が確認された爬虫類の原産地域。実店舗で販売が確認された爬虫類の原産地域の割合を示す。原産地の情報は、The Reptile Database (<http://www.reptile-database.org/>) による。複数の地域にまたがって生息している場合は、重複して集計した。

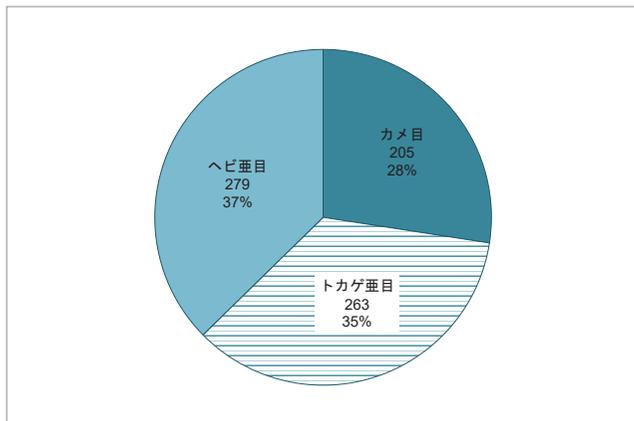


図 6 目ごとの広告件数。

爬虫類専門店を中心とする 15 のオンラインサイトにおける目ごとの販売広告の件数を示す。便宜上、有鱗目については、トカゲ亜目とヘビ亜目に分ける。ワニ目の広告は確認されなかった。

であった。一般的にオンライン広告には、実店舗のラベルより多く情報が掲載されていて、約40%には原産地、野生由来・繁殖由来の別のいずれかまたは両方が書かれていた(299/753件)。原産地に関する記載のあった220件を地域別にみると欧州が92件と最も多く、東アジア54件(1件を除き日本)、北米34件と続いた。なお、原産地といってもこれらのほとんどが繁殖地であることは、これらの68%に飼育下繁殖である旨が明記されていることでも明らかである(150/220件)。一方、その他の東南アジア、大洋州、中東、中南米及びアフリカの国/地域が原産地と書かれている40件では、半数の広告に野生由来であると記載されていた。

IV. 考察

1. 国内市場の動向

市場規模と動向の把握を目的に行った統計情報の分析であったが、得られた結果は市場調査・オンライン広告調査の結果と整合するものではなかった。貿易統計の生きた爬虫類の輸入頭数は、若干の変動はあるが減少傾向を示している。2010年に約37万頭だった輸入頭数は、2016年には約19万頭へと減少した(図1)。日本では、*Pelodiscus sinensis*(スッポン)以外の生きた爬虫類の食用や薬用の利用は一般的でなく、生体取引の多くはペット目的と考えられる(亀岡・清野2005)。生きた爬虫類全体の輸入量が半減した一方、ペット飼育人口や販売店数は若干の増加を示し、さらに、展示即売会の来場者数や市場調査の結果は、市場の拡大を示唆している。需要が増加しているにも拘わらず輸入頭数が減少していることへの合理的な説明には、今後、国内での年間販売頭数や繁殖頭数などの情報を収集して検討する必要がある。

2. 日本市場の特徴

トラフィックは2007年に爬虫類のペット市

場調査を行い、410種の販売を記録した(Kanari & Auliya 未発表)。前回と今回の調査では訪問店舗及び店舗数が異なるため直接の比較はできないが、今回は200種近く多い606種が確認された。東南アジアの市場で爬虫類取引を調査した場合、通常、種数は200~300種であること(Chng, TRAFFIC, pers. comm. 2017 Sep)と比較しても種数の多さは特徴的である。また、販売されている種の中に絶滅の危機に瀕している種やワシントン条約で国際取引が規制されている種が多数含まれていたことも注目すべき点である。販売対象となっていた爬虫類のうち絶滅危機種の割合は、今回前回とも18%、ワシントン条約附属書掲載種の割合は、約40%であった(図4及び表1)。しかし、IUCNで評価されている種数も附属書掲載種も10年間で増加している中、割合が変わらないということは、販売される絶滅危機種も附属書掲載種の数も同様に増加していることを意味する。人間による利用が多くの種の脅威となっていることが認識され、それを防ぐために取引規制が導入されているが、逆に規制の存在が希少性を担保するものとして需要を刺激する要素になっているとの懸念も指摘されている(千石2017)。より問題が深刻なのは、生息国で捕獲が禁止されている種や輸出記録が確認できない種が公然と販売されていたことである。本調査でも販売が確認された*Lanthanotus borneensis*(ミミナシオオトカゲ)は、東南アジアのボルネオ島に生息している。2017年1月よりワシントン条約附属書II掲載種として国際取引が規制されているが、それ以前からボルネオ島にあるすべての国、すなわちインドネシア、マレーシア及びブルネイで捕獲、取引、輸出が禁止されていて、過去に合法的な輸出がなされた記録も存在しない。それにも拘わらず日本やヨーロッパにおける販売が報告されている(Nijman & Stoner 2014; Nijman 2015)。

他にも生息国のオーストラリアが生体の輸出を禁止している *Varanus giganteus* (ペレンティールオオトカゲ) や野生に生息する個体数がわずか 4,000 頭ほどと推定されるフィリピン固有種で、フィリピン国内法で取引が禁止されている *Siebenrockiella leytensis* (レイテヤマガメ) の販売が確認された (表 2)。これらの個々の事例の違法性は確認されていないが、捕獲／繁殖から販売までのすべての経路において合法性が担保されているとは考えにくい。

3. 供給側の課題

1) 輸入管理

違法性や野生個体群への影響が懸念される取引が横行しているのには、販売する側、購入する側双方の要因が考えられる。供給側の要因として、生息国での法規制と施行の緩さ、ワシントン条約締約国会議でも問題が議論されている野生捕獲個体を飼育下繁殖個体と偽る由来の偽装といった国際取引の課題に加え (CITES 2017)、輸入国での管理の甘さが考えられる。日本でワシントン条約の附属書に掲載された爬虫類生体を輸入しペットとして販売する場合、外国為替及び外国貿易法 (以下「外為法」と動愛法の規制対象となる。商業目的の国際取引が禁止されているワシントン条約附属書 I 掲載種の場合、加えて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 (以下「種の保存法」という) によって国内取引が規制される。ワシントン条約附属書 II・III 掲載種の生体の日本への輸入に際しては、輸出国政府が発行する許可書を添えて経済産業省へ事前確認申請を行う必要があるが、通常、現物との照合はおこなわれない。例え、現物確認を行ったとしても、生物の専門家ではない税関職員が識別を行うことは容易ではない。こうした実情を悪用し、申告書に種名を「各種カメレオン」のようにあいまいに記載することで国際取引規制対象種を

輸入することも行われているという (Anderson 2014; Japan Today 2009)。さらに水際取締が難しいのが、ワシントン条約の附属書に掲載されていない種である。2. で述べた *Lanthanotus borneensis* のように生息国で捕獲や輸出を禁止していたとしても、一度密輸出されてしまえば、取り締まることは非常に難しい。日本には原産国で違法に捕獲・輸出された野生生物の輸入を禁止する法規制がないため、通関書類が揃っていれば、合法的な輸入が可能となる。すなわち規制の抜け穴によって違法なものが合法的なものへロンダリングされうることを意味する (Aulya et al. 2016; Todd 2011)。これは野生生物取引全般、そして多くの消費国に共通する問題で、世界最大級のペット市場を有する欧州では米国のレイシー法のように原産国で保護されている野生生物の取引を規制する制度の導入を求める声が大きくなっている (Altherr 2014 & 2016; The Guardian 2016)。世界中から多くの種を輸入している国の責任として、日本でも同様の規制の導入を検討する必要がある。

2) 国内取引規制

国内で、爬虫類生体をペットとして販売する場合には動愛法の第一種動物取扱業者として都道府県の知事または政令指定都市の長の登録を受けることが義務付けられている。登録業者は、飼養施設等の構造・規模、維持管理や動物の管理の基準を満たすことが求められ、違反した場合の罰則も設けられているが、登録も 5 年毎の登録更新もその要求水準は高いとは言い難く、全国で 2 万を超える事業所が生体の販売業者として登録されているが、2014 年度に業務停止命令や登録取消命令を受けた事業者は 0 件であった。(環境省 2015)。しかし、事業者が関与する爬虫類取引の違法事例は、報道されているだけで 2000 年～2017 年 8 月までに 17 件発生している (筆者調べ)。これらは 1 件を除

き外為法、関税法、種の保存法または刑法のいずれかに抵触するものであり、唯一の動愛法違反は、特定動物の無許可飼育であることから動愛法がペット取引を規制する機能を備えていないことが明らかである。動愛法の目的は、“人と動物の共生する社会の実現を図ること”とされている。多種多様な野生動物がペットとして飼育されるようになった現代では、共生の前提として希少な野生動物の保全がなされなくてはならない。動愛法は、ペット取引の対象となる動物を一律に扱うのではなく、イヌやイネコなど家畜化された動物と絶滅の危機に瀕している野生動物で規制の程度を変えるべきであろう。そして、法令遵守意識の低い業者をなくすために登録要件や罰則の強化を行うことが求められる。

4. 需要側の課題

1) 飼育層の広がり

違法取引や野生個体群の脅威になりうる取引が行われるもう一つの大きな要因として、高い需要が指摘される。需要増大の理由としてまず消費者層の拡大が挙げられる。爬虫類カフェのような新しい事業形態やイベント化した展示即売会が一般化しつつあることから、愛好者の裾野の広がりが示唆される（産経 WEST 2017; 岩倉 2012）。鳴かない、散歩が不要である、世話が容易で臭いも少ないといった特徴を謳って販売されている（環境省 2006）ことも爬虫類がペットとして広く受け入れられるようになった大きな理由であろう。他にも飼育下繁殖により様々な色や柄を持つ品種が確立されたこと、エサや飼育用具の改良により爬虫類飼育のハードルの一つとされていた生餌を与えなくても飼育できるようになってきたこと、爬虫类等エキゾチックアニマルを診察する動物病院の増加、インターネットの普及により飼育情報を得やすくなったこと、そしてホームセンター内のペット

ショップ等でも購入できるという入手の容易さが、飼育し易く、ハンドリング（触れたり持ったりすること）できる種を愛玩のために飼育する層の増加を後押ししたと考えられる。具体例を挙げれば、本調査でもっとも多くの販売頭数が記録された *Eublepharis macularius* は、その大きな目やしぐさがかわいいとしてブログや書籍で取り上げられ（mocomoco 2016; 鶴田 2017）、女性飼育者の増加に寄与したものと思われる。

2) 希少種への渴望

飼育層の広がり以上に野生個体群を圧迫する密猟・過剰採取や違法取引を助長させる懸念が高いのは、高い希少性を求める消費者層の存在である。他の人が持っていない珍しい爬虫類、すなわち生息地が限定的で個体数が少ないなど希少性の高い種やアルビノなど他とは異なる個体が購入対象となる。本調査で確認されたもっとも高価な爬虫類は、*Varanus giganteus* の 600 万円であった。調査員は、海外市場も含め、当該種がペット取引されていることを本調査において初めて確認した。他にも 100 万円以上で取引される個体が 15 頭（80 % がワシントン条約附属書掲載種）も確認されたことは希少性の高い爬虫類に高値が付くことを裏付けるものである。亀岡らもカメ目において国際取引が規制されている種の方が高価格で販売されていたことを報告している（亀岡・清野 2005）。取引に際し、珍しさや入手の困難さが強調されるのは日本市場に限ったことではなく、南西諸島の固有種であり、捕獲・取引が禁止されている天然記念物の *Goniurosaurus kuroiwae*（クロイワトカゲモドキ）や *Geoemyda japonica*（リュウキュウヤマガメ）が“野生捕獲個体”であることを謳って海外で広告・販売されていた事例も報告されている（Kanari & Xu 2012; Ota, Hyogo University, in litt. to TRAFFIC, Sep 2017）。

V. 日本の責任

IUCNのレッドリストにおいて爬虫類の約20%が絶滅危機種とされている(IUCN 2017)。生息地の減少・劣化や外来種の影響など様々な障害がある現状において、ペット目的の取引が野生の爬虫類のこれ以上の脅威とならないようにしなければならない。日本を含め、活発な市場を有する高需要国の政府は、高値で売れるから密猟や違法取引をしてでも希少な野生生物をペット市場に供給し、容易に入手できるから購入するという悪循環を断ち切る大胆な制度変更を行うことが必要である。欧州で検討されているポジティブリスト(飼育できる種を限定する)(The European Parliament's Intergroup on the Welfare and Conservation of Animals 2017; The Scottish Government 2015)やIV-3-1)で述べたレイシー法の導入は、日本に輸入される世界の野生生物を保全すると共に、外来種の遺棄や逸走による攪乱から日本の生態系を守る効果も期待できる。また、同時に消費者もペットショップで売られている生き物の由来について疑問を持ち、政府や事業者に対し合法性と持続可能性が確保されたペット取引を積極的に求めるようになることが必要である。そして、希少な野生生物を商材として取り扱う事業者は、取引の影響と責任を自覚し、当該野生生物の飼育の専門家として本来の生息域に暮らす野生個体群の保全を最優先に、政府や研究者と協力し、野生生物の大きな脅威となっている不透明な取引撲滅の先頭に立つべきである。

参考文献

- Anderson, C. V. 2014. The Trade Status of *Rhampholeon spinosus*. Chameleons! Online E-Zine, June 2014. <http://www.chameleonnnews.com/14JunAndersonSpinus.html> (2018.2.18 閲覧)
- Auliya, M. et al. 2016. Trade in live reptiles, its impact on wild populations, and the role of the European market. *Biological Conservation* 204: 103-109
- Altherr, S. 2014. Stolen wildlife – Why the EU needs to tackle smuggling of nationally protected species. *Pro Wildlife*. https://www.prowildlife.de/wp-content/uploads/2016/02/2014_Stolen-Wildlife-Report.pdf (2017.10.12 閲覧)
- Altherr, S. Schuller, A. and Fischer, A. C. 2016. Stolen wildlife II – Why the EU still needs to tackle smuggling of nationally protected species. *Pro Wildlife*. https://www.prowildlife.de/wp-content/uploads/2016/08/Stolen-WildlifeII_webversion.pdf (2017.7.26 閲覧)
- CITES 2017. Resolution Conference 17.7 Review of trade in animal specimens reported as produced in captivity, <https://cites.org/sites/default/files/document/E-Res-17-07.pdf> (2017.10.12 閲覧)
- IUCN 2017. Red List version 2017-2. Table 3a. http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/summarystats/2017-2_Summary_Stats_Page_Documents/2017_2_RL_Stats_Table_3a.pdf (2017.9.25 閲覧)
- 石原明子・金成かほる・齋藤つぐみ・高橋そよ 2010. 私たちの暮らしを支える世界の生物多様性：日本の野生生物取引のいま。トラフィックイーストアジアジャパン
- 岩倉由貴 2012. 市場拡大に向けた顧客選別に関する一考察－生体(リクガメ)を事例として－. 経営学論集 83. 日本経営学会. http://www.jaba.jp/resources/c_media/themes/theme_0/pdf/JBM_RP83-E86-2012_F_8.pdf (2017.10.20 閲覧)
- 一般社団法人日本爬虫類両生類協会 2016. 爬虫類・両生類に係る人口・数量等について
- Japan Today 2009. Lucrative market for exotic pets worth the smuggling risk. 2009.11.25. <https://japantoday.com/category/features/kuchikomi/lucrative-market-for-exotic-pets-worth-the-smuggling-risk> (2017.9.26 閲覧)
- 亀岡晶子・清野比咲子 2005. 日本における淡水ガメ・リクガメの市場調査. トラフィックイーストアジアジャパン. <http://trafficj.org/publication/TJ-livetortoise-2005.pdf> (2018.2.18 閲覧)
- Kanari, K. and Auliya, M. A review of the live pet reptile trade of Japan (未発表)
- Kanari, K. and Xu, L. 2012. Trade in Japanese endemic

- reptiles in China: and recommendations for species conservation, TRAFFIC. http://www.trafficj.org/publication/12_Trade_in_Japanese_Endemic_Reptiles_in_China.pdf (2017.10.17 閲覧)
- 環境省 2006. ペット動物販売業者用説明マニュアル (哺乳類・鳥類・爬虫類). https://www.env.go.jp/nature/dobutsu/aigo/2_data/pamph/manu_dealer/reptile.pdf (2017.10.5 閲覧)
- 環境省 2015. 動物愛護管理行政事務提要 (平成 27 年度版). https://www.env.go.jp/nature/dobutsu/aigo/2_data/statistics/gyosei-jimu_h27.html (2017.10.5 閲覧)
- 毎日新聞 2008. 希少ピグミスローロリスの密輸. 2008 年 1 月 16 日
- mocomoco 2016. 大人女子を癒してくれる, かわいくて飼いやすいペットベスト 5 ! 2016 年 2 月 5 日 <http://mocomo.jp/kenjo/6117/2/> (2017/10/9 閲覧)
- Musing, L. Suzuki, K. and Nekaris, K. A. I. 2015. Crossing international borders: the trade of slow lorises *Nycticebus* spp. as pets. *Asian Primates Journal* 5 : 12-23. http://static1.1.sqspcdn.com/static/f/1200343/26823826/1454074800957/2016Jan29_Article_2.pdf (2017.7.26 閲覧)
- Nijman, V. 2015. The case for CITES appendix I-listing of earless monitor lizards. *TRAFFIC Bulletin*. 27: 55-58
- Nijman, V. and Stoner, S. S. 2014. Keeping an ear to the ground: monitoring the trade in earless monitor lizards. TRAFFIC. http://www.trafficj.org/publication/14_Keeping_an_Ear_to_the_Ground.pdf (2017.9.11 閲覧)
- The European Parliament's Intergroup on the Welfare and Conservation of Animals 2017. Think positive: why Europe needs positive lists to regulate the sale and keeping of exotic animals as pets". <http://www.animalwelfareintergroup.eu/2017/02/16/conference-think-positive-why-europe-needs-positive-lists-to-regulate-the-sale-and-keeping-of-exotic-animals-as-pets/> (2017.9.26 閲覧)
- 産経 WEST 2017. 女性客が殺到するトカゲやフクロウと触れあう「動物カフェ」. 2017 年 3 月 17 日. <http://www.sankei.com/west/news/170317/wst1703170006-n3.html> (2017.7.27 閲覧)
- 千石正一 2017. 爬虫類の飼育と繁殖. 松井正文編・これからの爬虫類学. 第 17 章 : 200-214. 裳華房
- The Guardian 2016. Europe to crack down on wildlife smugglers to protect rare lizard species. 2016.5.5. <https://www.theguardian.com/environment/2016/may/05/europe-to-crack-down-on-wildlife-smugglers-following-guardian-investigation> (2017.10.2 閲覧)
- The Japan Times 2000. Exotic pet importer confirms Japan is haven for illegal animal imports. 2000.5.22. <http://www.japantimes.co.jp/life/2000/05/22/environment/exotic-pet-importer-confirms-japan-is-haven-for-illegal-animal-imports/#.WXhOjP-wd1s> (2017.7.26 閲覧)
- The Scottish Government 2015. Review of exotic pet trade. <https://news.gov.scot/news/review-of-exotic-pet-trade> (2017.9.26 閲覧)
- Todd, M. 2011. Trade in Malagasy reptiles and amphibians in Thailand, TRAFFIC Southeast Asia. http://www.trafficj.org/publication/11_Trade_in_Malagasy_Reptile.pdf (2017.10.12 閲覧)
- 鶴田賢二 2017. やっぱりレオパが大好き. REPFAN 2: 10-37, 笠原出版
- 野生社 2016. 都道府県別ペット産業動態調査. PETS REVIEW. February 2016
- 読売新聞 2008. 絶滅危惧種トカゲ密輸・譲渡容疑者逮捕. 2008 年 11 月 13 日

Reptile pet market in Japan

WAKAO Keiko, JANSSEN Jordi and CHNG Serene

Japan is the fourth-largest country in the world by import values of reptiles and has a significant reptile pet market after Europe and US. The physical market survey conducted by TRAFFIC in Tokyo, Kanagawa, and Osaka on February 2017 discovered that 5,491 reptiles of 606 species/subspecies were traded. Of all these reptiles imported from across the world, many of them are threatened species and are part of the 39 % attributed to CITES Appendix listed species. In particular, the fact that these species which are prohibited of which export records from origin country cannot be confirmed, are openly traded is considered to be a serious problem. This should be addressed by government and stakeholders.

Key words: CITES, Wildlife trade, Law for the Conservation of Endangered Species of Wild Fauna and Flora (LCES), Act on Welfare and Management of Animals, Demand

未知の絶滅危惧ジンチョウゲ科植物の分類学的検討と 保護対策の提案

ジンチョウゲ研究グループ
新田紀敏¹・脇田陽一¹・棚橋生子¹・
成田あゆ¹・竹内史郎¹・速水将人¹

北海道内で一般に分布が知られているナニワズ類 (subsect. *Pseudomezereum*) 植物は黄色の花を付けるナニワズ *Daphne jezoensis* Maxim. のみであるが、ごく限られた地域に白い花を付けるものが分布している。現在までこの植物の分類は決定されておらず、無名のまま現状の把握もされずに絶滅の危機にさらされていた。

本研究では、この植物はロシア・カムチャッカ半島に分布する *D. kamtschatica* Maxim. に形態的に最も近縁であると考えてロシアでの情報収集を進めた結果、両者は形態や生態がほぼ一致することを解明した。

また、現在知られている唯一の産地である斜里町で調査を行ったところ、生育地は同町内の海岸林 2 か所だった。面積は 0.022 ha と 0.413 ha、合計 0.435 ha、個体数は地上茎数で 196 本と 2,286 本、合計 2,482 本だったが、地下でつながったラメットを離れた場所に数本出しているため、遺伝子的な個体数は推定 3 ～ 5 分の 1 となり 762 ～ 457 個と考えられた。

以上の結果、この植物は生育面積、個体数とも極めて限られており、緊急に保護対策が必要な植物であることが判明したため、今後、分類学的検討結果を正式に発表するとともに、関係行政機関等に希少種指定等の保護対策を提案する。

キーワード：ナニワズ類、カムチャッカ半島、形態、生態、個体数、生育面積

1. 研究の背景と目的

ジンチョウゲ科 (THYMELAEACEAE) 植物は、高緯度地方を除いて世界各地に分布し、50 属 800 種余りがある (米倉 2017) が、その中でジンチョウゲ属 (*Daphne* L.) はユーラシアと北アフリカに約 95 種が分布する。日本には中国原産のジンチョウゲを含めて 6 種 (変種含む、以降同様) あり、みなジンチョウゲ節 (sect. *Daphne*) に属する (米倉 2017)。ジンチョウゲ節はさらに 2 つに分かれ、いわゆるナニワズ類はオニシバリ亜節 (subsect. *Pseudomezereum*) に属し、日

本にはオニシバリ *Daphne Pseudomezereum* A. Gray, チョウセンナニワズ *D. koreana* Nakai または *D. pseudomezereum* A. Gray var. *koreana* (Nakai) Hamaya, ナニワズ *D. jezoensis* Maxim. の 3 種が分布するとされる (米倉 2017)。このほかに戦前の日本領時代の南千島やサハリン南部あるいは北海道からもナニワズとは形態が異なるとされる植物が報告され、カラフトナニワズの和名で呼ばれ *D. kamtschatica* Maxim. の学名が当てられ、またカムチャッカ半島に分布する同亜節の *D. kamtschatica* そのものが北海道にも自生

1: 北海道立総合研究機構森林研究本部林業試験場
2017. 11. 20 受付 2018. 12. 20 公開

するのではないか（村田 1989）といわれることもあったが、現在は概ね否定されている。

この *D. kamschatica* は、Maximowicz（1859）がカムチャッカ半島産の標本に基づいて新種記載したが、形態の記述が少なく、花に関する情報もなかった。そのため、オニシバリ亜節の各種は互いにかなり似た形態を持っていることもあり、後代の混乱を招いたのであろうと思われる。その後、Hultén（1929）がより詳細な形態を記述し、*D. kamschatica* の概要は明らかになった。しかし、この植物に関する研究の現状は、分布が遠隔地で開花が早春であることも障害となるのか、ロシアにおいてもそれ程進んでおらず情報の少ないままとなっており、最近になってようやくロシアの研究者によって、初めてと思われる開花個体の写真が出版されている（Yakubov 2007）に過ぎない。



図1 ナニワズ *Daphne jezoensis* の花



図2 研究対象植物の花

北海道には黄色い花を付けるナニワズ（図1）が全道に普通に分布しているが、オホーツク海に面した斜里町内には白く細長い花を付けるナニワズ類（図2）が生育しており、最新のロシアの情報（Yakubov 2007）に照らしても *D. kamschatica* に非常に似ている。しかし、形態・生態に関する情報が少なく同定に至らぬままとなっているため一般には存在が認識されておらず、絶滅危惧種・希少種に指定されることもなく、保護対策は全くなされていない。この植物の存在は以前からごく少数の人たちだけに知られていたが、地元の人たちは打つ手がなく見守っているだけであった。生育地は隣接地とほぼ同様な広葉樹を中心とした海岸林で大きな特徴も無く、特殊な植物が生育しているとは認識しがたい場所である。土地所有者も植物の存在を知らず道路や農地へ転用されるなどして生育地が奪われてきたため、現在のように極めて限られた範囲のみに追いつめられていると考えられる。

この植物が日本新産植物であると確認できれば、分布・個体数とも限られているため新たな高ランクの希少種となる。現在も公道から近く、農地や事業用地も隣接するという常に環境の変化に晒される危険を伴った場所に生育しており、依然として脅威にさらされているため保護対策を早急に講じる必要がある。

そこでこの研究ではカムチャッカの生育地及びロシア極東の研究拠点であるウラジオストクにおいて、これまでの情報では確認できていない点を含めて生体・標本からデータを収集し、この植物の分類を決定するとともに、斜里町の現地を調査し、分布情報を把握して保護対策を提言することを目的とする。

対象植物は今後正式に学術誌に発表する予定であり、その後は希少種として扱われる可能性が高いため、本報告書の中では詳細な形態や分

布情報は伏せている。

II. 研究対象と調査方法

1. 対象植物と調査地域

1) 研究対象とした植物

北海道内には分類未定の *Daphne* 属植物がいくつか報告されている(村田 1989; Murata 1999 など)が、北海道東部網走地方の斜里町内にも外見からはナニワズに近縁と思われるが花色が白く、夏季休眠期に落葉が進まないなどの特徴を持ち、黄色い花を付け、夏季休眠期にほぼ全ての葉を落とすナニワズとは一見して異なる植物が分布している。今回はこの植物を研究対象としたが、形態や生態が未知である上、極近縁と思われる植物が国内から報告されていないため、I. で述べた情報を元にカムチャッカ半島に分布し極東アジアではオニシバリ亜節で唯一白い花を付ける *D. kamschatica* が最も近縁な植物であると仮定し、比較対象として研究を進めた。

2) 調査地

調査は北海道斜里町とロシア、カムチャッカ半島およびウラジオストクで行った(図3)。

斜里町では、これまでに対象植物の目撃情報がある町内数カ所の広葉樹主体の海岸林を中心に、同様の環境を持つ周辺地域を調査地を含めた。面積はおおよそ 5.5 ha である。この地域には



図3 調査地位置図

オホーツク海岸沿いに並行した数本の砂丘列があり、一部は保安林として保護・整備されているが、一部には道路や墓地などの公共施設が設置されており、内陸側は農地や資材置き場などとして開発されている。砂丘を横切る河川は護岸され一部は川に並行した道路が設置されている。海岸線には人工的な構造物はほとんどない。

カムチャッカでは、半島南部のアパチャ村付近およびペトロパヴロフスクカムチャツキーで調査を行った。

2. 調査方法

斜里町での分布と分類形質を調査するため現地調査を4回行った。また比較のため、*D. kamschatica* の調査をロシアで2017年8月27日から9月5日まで行った。カムチャッカの生育地現地調査とカムチャッカおよびウラジオストクの標本庫での標本調査を行った。

1) 分布調査

対象植物の分布は、調査地域内を複数回踏査し目視により確認した。斜里町立知床博物館とこの植物を長期間観察していた地元の方の協力を得て、予め可能性の高い場所を選び、周辺の類似した環境の森林内を含めてできる限り広く踏査した。

2) 個体数・開花率調査

対象植物の個体数は、分布範囲を確定した後、すべての地上茎にナンバーテープを添付することによってカウントした。開花個体の割合は調査地内で500個体(地上茎)を抽出してそのうちの開花しているものをカウントすることにより求めた。

3) 生育環境調査

調査地内に20×20mのコードラートを設定して生育地の林相を調査した。また、同コードラート内に2×2mのコードラートを設定し、下層植生を調査した。林相は5月に1回、胸高以上の樹高を持つ木本植物の胸高直径と樹高を

測定した。下層植生は5月、6月、7月、9月に1回ずつコードラート内のすべての植物を確認し、主要な植物個体の位置を記録した。

自然環境および人為的環境改変を調査するため、生育地内および周辺を踏査した際、林相・植物相の概要と人為的環境改変の程度を記録した。

4) 分類形質調査

斜里では、5月から9月まで生育期間を通して観察し、形態・生態を記録するとともに標本を採集して保存した。形態は花、葉、休眠芽、果実、根のほか、高さ、匍匐状態を主に調査した。生態は繁殖様式（性表現、栄養繁殖）、開葉フェノロジー、夏季休眠様式を調査した。

ロシアでの調査は、生育地の調査を計画できたのが夏季のみであったことから、形態は葉、開葉後残存している休眠芽の鱗片、果実、根、高さ、匍匐状態を、生態は栄養繁殖様式、生育期間後半の開葉フェノロジーを調査した。また、簡単に生育環境を記録した。一方、標本調査ではそれぞれの採集時期の形態についてできる限り生体の調査と同じ項目を調査した。

III. 結果と考察

1. 斜里での調査

1) 分布

調査の結果、対象植物は2か所で見つかった。2地点はいずれも斜里町内の海岸林で、直線で約2.5 km離れており、面積はそれぞれ0.022 haと0.413 ha、合計0.435 haだった。2か所以外では過去に観察された場所でも確認できず、最近10年間で生育地は減少していることが示唆された。

2) 個体数・開花率

分布を確認した2地点で行った個体数カウントの結果、地上茎数は196本と2,286本、合計2,482本だった。生態観察の結果、この植物は

地下でつながったラメットを離れた場所に数本出している（図4）ため、遺伝子的な個体数は推定で地上茎数の3～5分の1となり762～457個体と考えられた。開花調査の結果、花を付けた地上茎を61本確認し、開花率は12.2%（61/500）だった。

開花率から成熟個体数を推定すると、地上茎数からは302（2,482 × 12.2%）となる。しかし、複数の開花地上茎を持ったジェネットも存在することから、遺伝子的な成熟個体数はこれよりも少なくなる。観察からは成熟したジェネットは開花地上茎を複数持つことが多いことから、仮に50%の成熟ジェネットが開花地上茎を2本持つとすると、実際の成熟個体数は226個体程度となる。この点はさらに調査する必要があるが、ジェネットを掘り出して広がり調査することは、植物に大きな負担を掛ける恐れがあり控えている。ここでは安全を考えて200個体程度と少なく見積もっておくこととする。

3) 生育環境

林相および下層植生の調査結果を表1に示した。いずれもミズナラ *Quercus crispula* Blume に加え、エゾイタヤ *Acer pictum* Thunb. やヤマナラシ *Populus tremula* var. *sieboldii* (Miq.) Kudô が優占した広葉樹林で夏季は林内が比較的暗くなる。海岸に近いほど樹高が低くなるが、木本類の本数は多い。林床の優占種がトクサ *Equisetum*



図4 地上茎と地下の連結状態

表1 生育地の林相・下層植生. *ha 当たり, 胸高以上

	木本類本数*	上層樹高	樹種構成	林床優占種
地点1	3,700	7m	ミズナラ優占	トクサ
地点2A	3,600	16m	ミズナラにヤマナラシ, エゾイタヤ混生	クマイザサ
地点2B	13,000	16m	少数のミズナラ大径木にエゾイタヤ混生	エゾイタヤなど木本の稚樹

arvensis L. やクマイザサ *Sasa senanensi* (Franch. et Sav. Rehder) の部分では対象植物は少なく, 他種木本の稚樹が多い場所で対象植物も多かった。

人為的な環境としては, 道路と公共施設の存在が重要と考えられた。2か所とも 40 m 以内に道路があり, 一方は森林により隔てられているが他方は道路敷地の伐採によってかなり明るくなっている。また近くにある施設周辺の植え込みが生育地から 20 m 以内に迫っている。生育地内の一部では過去に保安林整備事業で植林が行われている。河川工事箇所や農地等の産業に利用されている土地からは約 60 m および 180 m 離れ森林で隔てられている。

4) 形態

対象植物の最大の特徴は花が白いことであり, 萼裂片の長さが萼筒よりもかなり短いことである。繁殖様式では, 雌雄同株で根(または地下茎)を伸ばして離れたところにラメットを形成する。夏期に休眠芽を作って枝の伸長を止めるが, その間の落葉はあまり進まず通常は裸木となることはなく(図5), 晩夏に新葉を開くまで葉がないナニワズ(図6)とは大きな相違点となっている。

2. ロシアでの調査

1) 現地調査

D. kamtschatica の現地調査は 2017 年 8 月 29 日にカムチャッカ地方の中心都市, ペトロパヴ



図5 研究対象植物の休眠芽開序の様子



図6 ナニワズ *Daphne jezoensis* の休眠芽開序の様子

ロフスクカムチャツキーから 100 km あまり東方のアパチャ村周辺で行った。西海岸からやや内陸に入った平地にシラカンバ *Betula platyphylla* Sukaczew を中心とした広葉樹林が広がっており, その中に草地が点在する環境であった。付近に市街地や農地はなく, 道路以外の人工物もほとんどなかった。*D. kamtschatica* はクロミノウゲイスカグラ *Lonicera caerulea* L. subsp. *edulis* (Regel) Hultén var. *emphylocalyx*

(Maxim.) Nakai やオノエヤナギ *Salix udensis* Trautv. et C.A.Mey. 等が混生する草地の中に存在しており、案内してくれた現地の研究者によるとそれほど珍しいものではないとのこと、少し歩くと赤い実を付けた状態で多数見つかった。現地では根の状態を確認して一株の広がりや推定するとともに開葉の状態を調査し、写真撮影・標本採集を行った。調査箇所は2か所で、標本を11点採集した。

調査の結果 *D. kamschatica* は、長いもので2 m に達する根もしくは地下茎を伸ばしてラメットを形成しており、ジェネットは大きなもので3.5 m² になり、6本の開花茎を立てていると見積もられた。調査時には開葉および来春開く蕾の形成が進んでいたが、側枝には休眠芽の芽鱗が残っているものが多く、蕾の直下に芽鱗を残している枝も見られた。この形態は休眠芽を作って夏季の休眠を行った後、数枚の葉を展開し、続いて蕾を付けるナニワズと同じであることがわかった。一方、果実と蕾の間には多くの葉を付けており、夏季休眠を経ても春季に開いた葉が多く残っていることを示していた。

2) 標本調査

調査した標本庫は、ウラジオストク植物園研究所標本庫 (VBGI)、ロシア科学アカデミー極東支部生物学土壌学研究所標本庫 (VLA)、同支部太平洋地理学研究所カムチャッカ支所標本

庫(KAM)の3か所で、調査した *D. kamschatica* の標本数はVBGI 4点、VLA 5点、KAM 14点の合計23点だった。標本の採集日は5月下旬から9月下旬まで連続したものがあって、標本から開葉フェノロジーを推定することができた。すなわち、5月末に開花し始め7月中旬まで花期が続く。その後結実、休眠芽を作って休眠に入り、7月下旬から8月中旬にかけて休眠芽が開き、新しい葉に続いて蕾を付ける。その後9月下旬までは開葉が続く。

3. 同定

白い花を付けるオニシバリ亜節植物は日本から知られておらず、白花品種でない限り新産植物である。対象植物とナニワズ、*D. kamschatica* の分類形質から比較のために重要と思われるものを表2に示した。ここに挙げたどの形質を見ても対象植物にはナニワズと共通するものはなく、*D. kamschatica* に近縁なことが分かる。

以上より、本研究では形態的・生態的特徴から北海道斜里町に生育する対象植物が *D. kamschatica* である可能性が高いことが判明した。今後DNA解析等でデータを補強し、ほかに近縁な植物がないか分類学的検討の詰めを行って種を確定し、結果を学術誌に発表する。

4. 希少性と生育地の現状評価

1) 希少性の検討

文献調査や可能な範囲の聞き取り調査結果で

表2 分類形質の比較

比較形質	ナニワズ <i>Daphne jezoensis</i>	<i>D. kamschatica</i>	研究対象植物 <i>D. sp</i>
花色	黄	白	白
萼裂片の長さ	萼筒とほぼ同長	萼筒より短い	同左
性表現	雌性両全性異株	雌雄同株	同左
夏季休眠中の葉の数	ないか、わずか	10数枚、春に開葉したものがかなり残っている	同左
栄養繁殖様式	根元萌芽	根もしくは地下茎を伸ばして離れた場所に娘株を作る	同左

は、対象植物の確実な産地は国内では斜里町のみである。群落は2か所のみで面積は0.4 ha程度と極めて小さい。生育地での地上茎の密度は高いが、遺伝的には1000個体以下と見積もられ、成熟個体数（遺伝的）は200個体程度と推定された。さらに、過去10年で消滅した群落が少なくとも2か所あり、ここではこの影響による成熟個体の減少を25%以上とする。

これらの条件を環境省レッドリストカテゴリと判定基準（環境省2015）の定量的要件に照らすと、絶滅危惧IA類（CR）のC。「個体群の成熟個体数が250未満であると推定され」、さらに1。「3年間もしくは1世代のどちらか長い期間に25%以上の継続的な減少が推定される。」に該当する。同定性的要件でも「①既知のすべての個体群で、危機的水準にまで減少している。」に該当し対象植物の希少性は絶滅危惧ランクが最も高い絶滅危惧IA類（CR）と考えられる。

2) 生育地の現状

立地は海岸砂丘上のミズナラを主体とした海岸林で、自然環境としてはかなり厳しいものと考えられる。夏季にはかなり暗い環境で侵入してくる植物種は限られており、倒木などで多少明るくなっても海からの風などの厳しい環境に耐えられない植物の侵入は限られている。したがって周辺を含めてイネ科、キク科の外来種など対象植物を被陰するような大型植物の侵入は見られない。在来のクマイザサが繁茂する場所では対象植物が被陰されているが、クマイザサの下でも更新個体が見られ共存していると考えられる。

林相はこの地域の一般的・極相的な海岸林であり、今後の植生遷移の可能性も少なく、大きな気象害がない限り安定した環境で推移することが期待される。

3) 保護対策の必要性

本研究の結果、この植物は生育面積、個体数とも極めて限られており、緊急に保護対策が必要な植物であることが判明した。保護対策に関しては、今後の分類学的な結論の如何（新産種、新品種等）に関わらず高ランクの希少植物であることは間違いなく、土地所有者や保護行政担当者等に希少種存在の認識を促して対策の検討を進めることが重要である。

生育地は国有林であり、保安林に指定されているため、生育地内で直接大きな人為的環境変化が行われる心配は少ない。しかし、現在の生育地の一部には過去の事業によって土壌改良と植林が行われている。この事業地にはその後この植物が侵入・定着しているのが見られることから、生育環境への影響は少なかったと思われるが、保護の観点から森林所有者への注意喚起は特に重要である。

IV. 保護対策の可能性

この植物保護に関係する公的機関としては、地元斜里町、土地所有者の国有林、希少生物保護の総括機関である環境省、直接の保護行政担当である北海道がある。当面の保護対策としては環境省が定期的に行っているレッドリストの見直しに合わせて情報を提供し、希少種として公表、保護を訴えることができる。北海道へは希少種保護の担当部局である環境生活部環境局生物多様性保全課と希少種保護の推進を目的として設置している北海道希少野生動植物保護対策検討委員会へ情報を提供し、北海道版のレッドリストに掲載することを提案するとともに道条例等による保護の検討を促すことが考えられる。当該国有林を管理する北海道森林管理局と網走南部森林管理署へは、希少種の存在と生育箇所を知らせ、保護対策や事業との調整を促すことが考えられる。地元斜里町では、現在も博

物館の自然環境調査業務としてこの植物の現状・推移の把握等を行っている。周辺では過去にスポーツ公園や墓地の整備、河川工事とそれに伴う作業道の設置などの開発行為があった。この様な大きな環境の改変があると生育環境は完全に失われる。現在の生育地内でのこの様な開発行為は森林法で禁じられているが、周辺地域での生育地の発見も想定して森林の開発には留意する必要がある。地元自治体にはこの様な開発行為と希少種保護の調整役を行政全体として期待したい。

また、現存する生育地を保護することはもちろんであるが、今後この植物の存在を公表することにより、道内他地域、あるいは道外での分布情報が得られる可能性も生まれ、保護対策も順応的に進める必要が生じる。

V. 謝辞

本研究に当たって、斜里町立知床博物館の内田暁友学芸員には分布情報の提供や生育地の確認と案内など調査全般にわたって協力いただいた。三重大学教養教育機構の福田知子特任講師には現地調査を初めロシアでの調査全般にわたる協力をいただいた。北海道大学総合博物館の高橋英樹特任教授には同博物館陸上植物標本庫(SAPS)での標本閲覧とロシア人研究者紹介で

便宜を図っていただいた。ロシア科学アカデミー極東支部太平洋地理学研究所カムチャッカ支所の Oliga Chernigina 博士には標本閲覧と現地案内で大変お世話になった。また、貴重な標本もいただいた。同支部生物学土壌学研究所の V. Yu. Barkalov 部長には標本閲覧の便宜を図っていただき、貴重な助言をいただいた。お世話になった皆様に感謝申し上げる。

引用文献

- Hultén, E. 1929. Flora of Kamtchatka and the Adjacent Islands. 3: 140
- 環境省自然環境局野生生物課希少種保全推進室 2015. 「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 - 8 植物 I (維管束植物)」ぎょうせい
- Maximowicz, K. 1859. Primitiae Florae Amurensis. Mémoires. Académie. Impériale. Sciences. St.-Petersbourg. Divers Savants. 9:237.
- 村田 源 1989. チョウセンナニワズ・ナニワズ・オニシバリ. 植物分類・地理 40 (1-4): 6.
- Murata, Jin. 1999. THYMELAEACEAE. In: Iwatduki, K. et al.(Eds.) Flora of Japan Ilc. Kodansha: 146-151. Tokyo.
- Yakubov, V. 2007. Plants of Kamchatka: 172-173. Moscow
- 米倉浩司 2017. ジンチョウゲ科 THYMELAEACEAE. 大橋広好ほか編「改訂新版日本の野生植物 4」平凡社: 36-42.

Taxonomic study and proposals for protection measures of the endangered *Daphne* plant (*Thymelaeaceae*) the distribution of which has not previously been observed in Japan

NITTA Noritoshi, WAKITA Yohichi, TANAHASHI Ikuko,
NARITA Ayu, TAKEUCHI Fumio and HAYAMIZU Masato

While the only subject. *Pseudomezereum* species known in Hokkaido is *Daphne jezoensis* Maxim. which has yellow flowers, another species with white flowers has been observed in a limited area. It has not been identified or its distribution has not been studied yet, and it is threatened with extinction.

We have gathered data in Russia under the assumption that *D. kamschatica* Maxim. which is distributed in the Kamchatka, is the closest related species to this species morphologically and determined that their morphological and ecological traits approximately conform each other.

In addition, we studied this species at Shari Town in eastern Hokkaido, its only habitat known in Japan. Our estimates indicate that it grows in two parts of coastal forest having an area of 0.022 ha and 0.413 ha, and its population is 196 and 2,482. Its genetic population is estimated from 457 to 762 on the basis that each individual has three to five ramets connected underground at some points distant from it.

Our study concludes that this plant has an extremely limited habitat size and population, and needs immediate protection. As a result, we are publishing this conclusion and proposing protection measures like designating it an endangered species to the administrative agencies responsible for nature conservation.

Keywords: Subsect. *Pseudomezereum*, The Kamchatka, Morphology, Ecological traits, Population, Habitat size

野生絶滅種コシガヤホシクサの交配方法が 生息域外保全個体群の繁殖及び生存に与える影響

NPO 法人アクアキャンブ
田中法生¹・堀内勇寿²・長谷川セリ²・
鈴木康平³・永田 翔・上条隆志²

野生絶滅種コシガヤホシクサ（ホシクサ科）は、これまでに 2 カ所の自生地のみが知られる日本固有の一年生の水生植物である。絶滅前に、1 カ所の自生地の個体群が栽培保存されており、その野生復帰プロジェクトが進行中である。その中で、野生復帰地の好適環境条件などと平行して、生息域外保全を行うための種子保存・発芽特性、繁殖生態などを明らかにしてきたが、栽培保存期間の長期化に伴い、遺伝的多様性の低下、近交弱勢に基づく適応度の低下が懸念されている。そこで本研究では、栽培下で想定される交配様式（自家交配・他家交配）が繁殖および生存に与える影響を明らかにするとともに、遺伝的マーカーとして MIG-seq 法の適用が可能かどうか検討した。一部の適応度指標形質において、自家交配による近交弱勢が検出された。成長ステージや調査年によって異なるため今後の精査が必要であるが、この問題が本種の生息域外保全とそれを利用した野生復帰に影響を与える可能性が示唆された。
キーワード：遺伝的多様性、近交弱勢、水生植物、野生復帰

1. はじめに

コシガヤホシクサ *Eriocaulon heleocharioides* Satake は、ホシクサ科ホシクサ属の 1 年生の水生植物である（図 1）。1938 年に埼玉県越谷市で発見され記載されたが、その後確認された自生地は茨城県下妻市砂沼のみであり（図 2）、合わせて 2 ケ所の自生地が報告されるのみの日本固有種である。越谷市では 1938 年の発見以後再確認できず絶滅したと考えられていたが、その後 1975 年に茨城県下妻市砂沼で再発見された。砂沼においても 1995 年に水管理方法が変更され絶滅したが、直前に宮本 太氏（東京農業大学）らにより種子が採取され、絶滅は回避された。その後、国立科学博物館筑波実験植物園などで生息域外保全が行われており、環境

省レッドリスト（2017）では、野生絶滅種に指定されている。

日本では 10 種の植物が野生絶滅種に指定さ



図 1 コシガヤホシクサ（ホシクサ科）

1: 国立科学博物館筑波実験植物園 2: 筑波大学生命環境系 3: 名古屋大学大学院環境学研究所
2017. 11. 22 受付 2018. 12. 20 公開



図2 野生復帰地（茨城県下妻市砂沼）

れているが野生復帰が成功した例はない。しかし、本種においては、最後の自生地である砂沼における絶滅の主要因が水管理方法の変更にあることが明らかであるため、自生地環境の復元を含めた野生復帰の可能性が考えられた。そこで、2008年から国立科学博物館筑波実験植物園が主体となり、砂沼への野生復帰プロジェクトが開始された。

このプロジェクトにおいて、これまでに次のような成果が得られた。1) 野生復帰地（砂沼）の地元関係者と協議し、砂沼の水管理をコシガヤホシクサ絶滅前と同様な方法（9月末～3月末に水位を低下させる）へ戻す合意が形成された。2) 野生復帰地へ播種を行い、発芽、成長、開花、結実が可能であることが確認された。3) 野生復帰地における主な送粉者がハエ目 Diptera であることが明らかとなった（Tanaka et al. 2015）。4) 野生復帰地における生育・生存には、土の粒径組成および水深が重要な要因であることが示された。5) 種子の発芽および保存特性が明らかになった（Tanaka et al. 2014）。

生物の保全は、生息域内保全と生息域外保全が相補的に機能することで完遂される。生息域外保全の最重要目的の1つは、生息域内への野生復帰（再導入）の供給源を保存することにあるが、特に野生絶滅種においてはこの重要性は極めて高い。しかし実際に行う場合、次の2つ

の問題がある。1つは、生息域外保全個体群と導入先の生息域内個体群との遺伝的差異による遺伝子汚染である。これに関しては、既に様々な生物群において種内の地理的・生態的・遺伝的分化が明らかになり、その問題点と保全指針の策定と周知が行われてきた（メダカ（日本魚類学会 2005）、ホタル（村上伸茲 2011）、アマモ（水産庁 2007）等）。もう1つの問題は、生息域外保全過程での個体群の遺伝的劣化である。つまり、栽培環境・管理方法に起因する遺伝的多様性の低下、近交弱勢および形質の変化とそれに伴う野生環境における適応度の低下である。これを放置すれば、野生復帰や野生集団再生の成功を妨げるだけでなく、野生集団へ悪影響を与え、種の存続の障害となる可能性すらある。野生からの生息域外への救出時に一部の遺伝子型個体の導入により生じる遺伝的多様性低下については、研究も指針提示も多数行われている（Guerrant et al. 2014）。しかし、生息域外保全過程における劣化の問題は、理論上ではその懸念が指摘されてきたが、実験的検証は予察的報告があるのみ（Gargano et al. 2011）である。特に種子保存が困難な種では、植物体での保存が必須となるため、特にこの問題への早急な対応が必要である（EnBlin et al. 2015）。

この問題は近年になって顕在化してきており、野生集団から救出された後に生息域外（植物園）で栽培保全されていたアブラナ科植物（Rucinska and Puchalski 2011）とナデシコ科植物（Rucinska and Puchalski 2011）において、その供給元野生個体群よりも低い遺伝的多様性が報告された。また、遺伝的多様性の低下に伴う適応度の低下に関しては、数世代後の生息域外保全個体群においてすら、供給元の野生集団との間で適応度や表現型の変化が起こることが予察的に報告されている（EnBlin et al. 2015）。本来の生息域外でのみ個体群が維持されている野

生絶滅種において、この問題は特に深刻である。

しかし、これまでのコシガヤホシクサの野生復帰プロジェクトにおいては、野生復帰の成功がこの問題の解決になるという考えから、対策を講じてこなかった。しかし、野生絶滅後20年以上が経過し、生息域外保全が長期化している現状では、対応の避けられない課題に位置づけるべきと考えられた。

そこで本助成研究では、交配方法（自家受粉、他家受粉）毎に得られた種子の適応度（種子重量・発芽率・成長率）を明らかにすることにより、栽培保存下での交配による近交弱勢の懸念を検証することを目的とした。また、遺伝的多様性の点から栽培保存の問題点を検証するために、次世代シーケンサーを用いたMIG-seq法の適用を検討した。

II. 材料および方法

1. 交配実験

試験対象株は国立科学博物館筑波実験植物園の圃場にて生育した株から無作為に全150株を選択し、1株につき6花序を交配実験の対象とした。株内の6花序の内3花序について、袋掛け（適切なサイズに調整した果物袋を利用）を行うことで自家交配処理をした。残りの3花序について、除雄をしたうえで任意交配させることで他家交配処理をした。花序への交配方法の割り当ては各株につき無作為に選択した。除雄に関しては確実に他家交配処理のために登熟期に移行するまで朝と夕方に雄花の有無の確認・除去を毎日必ず行い、花粉供給株を試験対象株の周囲に配置した。

交配実験後に登熟した全個体の全頭花あたりの種子数及び果実数を計測し、結実率（種子数/胚珠数）を算出した。種子重量に関しては一頭花分の種子だけでは種子重量を計量できないことがあったため株内の同じ交配方法ごとに

まとめて種子重量を計測し、平均種子重量を株における交配方法を代表する値として用いた。ただし、以上の方法でも計量が不可能であったものは計測・解析からは除外した。

2. 発芽・成長・生存実験

得られた種子について圃場にて発芽・生育実験を行った。発芽・生育実験には交配実験で得られた種子を利用した。

本種の発芽様式には水中での発芽（以降、水中発芽とする）、湿地上で発芽（以降、湿地発芽）が知られており（Tanaka *et al.* 2014）、実験に用いる環境条件として湿地環境と水中環境を設定した。得られた種子を親株・交配方法ごとに分けて、生育培土上（0.08 m²）に播種を行った。発芽後の個体は、繁殖ステージまでの生存について記録をした。

成長に関しては、4月上旬に播種を行い、湿地環境下でのみ実験を行った。発芽一か月後から栄養成長に関わる項目として個体あたりの葉枚数、最大葉長、ロゼットサイズ（上方から見た時の、成長点を中心とした葉の広がり直径を計測）、を5月から8月まで毎月計測した。

3. 統計解析

統計解析はMicrosoft Excel およびフリー統計ソフトR version 3.3.1（R Development Core Team）を用いた。Rを用いた解析には一般化線形混合モデル（以下、GLMMとする）を用いた。

生存の有無に対し、誤差構造として二項分布を仮定し、説明変数を交配方法・環境条件、変量効果を親株とした。栄養成長形質・繁殖成長形質に対し、誤差構造としてガンマ分布、負の二項分布を仮定し、説明変数を交配方法、変量効果を親株とした。また、一部のGLMMの結果に対しては線形モデルだけでなく、非線形モデルでも多重比較できるように拡張された、multcompパッケージのglht関数を使用することで多重比較を行った。

4. DNA 解析

交配実験の自家受粉および他家受粉によって得られた種子の発芽・成長個体から、合計 169 (自家 48 個体, 他家 121) 個体について遺伝解析を行った。

各個体から葉を 3 枚採取し、 -80°C で保存した後、液体窒素で冷凍したままセラミックビーズで粉碎し、CTAB 法 (Doyle and Doyle 1990) で全 DNA を抽出した。抽出後、マイクロプレートリーダー Infinite 200 PRO (テカンジャパン (株)) で濃度を測定した。

DNA 変異の検出には、MIG-seq 法 (Suyama and Matsuki 2015) を用いた。1stPCR では、1 サンプル当たり精製 DNA 10 ng を、プライマーに primer set1 (Suyama and Matsuki 2015), 酵素に TAKARA Multiplex PCR Assay kit V2 を用いて、変性 94°C -30 秒, アニーリング 48°C -60 秒, 伸長 72°C -60 秒を 25 回繰り返して PCR 反応を行い、テンプレート DNA を増幅させた。アガロース電気泳動で PCR 増幅を確認後、2ndPCR を行った。2ndPCR では、1 サンプル当たり 1stPCR 産物を 2.5 μl 用い、プライマーにインデックスプライマーセット, 酵素に TAKARA PrimeSTAR GXL DNA Polymerase を用いて、変性 98°C -10 秒, アニーリング 54°C -15 秒, 伸長 68°C -30 秒を 12 回繰り返して PCR 反応を行った。

2ndPCR 産物をアガロースゲル電気泳動で増幅とおよその濃度を確認し、Agilent 4200 TapeStation を用いて、各サンプルの濃度を正確に測定し、各サンプルの濃度が均一になるように混合した。混合 DNA 溶液を QIAquick PCR purification kit を用いてカラム精製し、Blue Pippin (日本ジェネティックス) を用いて、300 ~ 1000 bp の範囲の DNA 断片をゲル抽出した。抽出断片を再度カラム精製し、Agilent 4200 TapeStation を用いて濃度を 4 mM に調整

し、イルミナ MiSeq でシーケンシングを行った。

得られたデータは、ソフトウェア FASTQC (Andrews 2010) を用いてクオリティチェックを行い、数値の低い先頭 (~ 18 bp) と後半のデータ (67 bp 以降) を FASTX ツール (Pearson et al. 1997) を用いて削除し、残った領域をデータとして用いた。これを遺伝解析用ソフトウェア Stacks ver1.47 (Catchen 2013) を用いて、各サンプル間の変異を検出した。

得られた塩基変異情報を用いて、GENEPOP on the Web 4.2 (Raymond and Rousset 1995) により、ヘテロ接合度および F_{IS} を、自家交配および他家交配それぞれの第 2 世代について算出した。

III. 結果

1. 交配実験

図 3 は、他家交配および自家交配で得られた種子の重量 (g) を示している。他家交配は二峰性の分布を示し、平均値は 0.000188 ± 0.000018 g であった。自家交配は単峰性の分布を示し、平均値は 0.000183 ± 0.000022 g であった。最大値、最小値ともに自家交配よりも他家交配から得られた種子の方が高かった。GLMM からも、自家交配の種子の重量が小さいことが示された (GLMM, 係数 = -0.028 , $p = 0.038$, 表 1)。

2. 発芽・成長・生存実験

図 4 は、他家交配および自家交配で得られた種子の発芽率 (%) を示している。発芽率の分布は 2 つの交配方法間で異なり、他家交配だけが 50 % を超える種子群 (親株) があり、最大で 88 % となった。自家交配では発芽率が 50 % を超える種子群はなかった。発芽率の分布幅は、他家交配の方が自家交配よりも大きかった。しかし、GLMM による解析では、交配方法間の発芽率の有意差は示されなかった (GLMM,

表1 交配方法が繁殖成功率・種子における適応度に与える影響 (GLMM)

応答変数	説明変数	係数	標準偏差	P値	AIC	分布族
種子重量(／株)	(Intercept)	-8.57688	0.00997	< 0.001	4819.5	ガンマ分布
	交配方法:自家	-0.0287	0.01386	0.038		
発芽率(／株)	(Intercept)	-1.399	0.194	<0.001	643.5	二項分布
	交配方法:自家	-0.417	0.265	0.12		

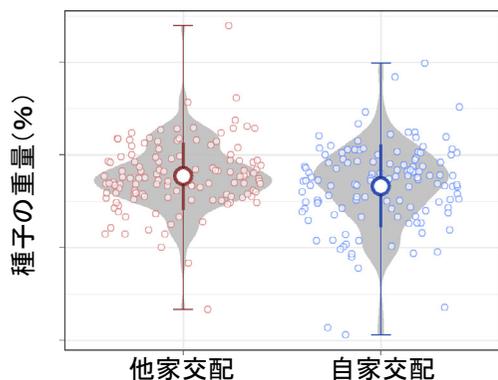


図3 他家交配および自家交配で得られた種子の重量 (g). バイオリンプロットはデータの分布を示す。○は平均値, 太実線は標準偏差, 細実線は最大・最小値を示す。

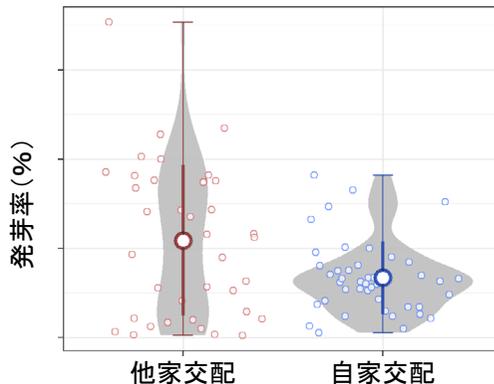


図4 他家交配および自家交配で得られた種子の発芽率 (%). バイオリンプロットはデータの分布を示す。○は平均値, 太実線は標準偏差, 細実線は最大・最小値を示す。

係数 = -0.417, $p = 0.12$, 表1).

図5は, 他家交配および自家交配で得られた種子の繁殖ステージまでの生存と生育環境条件

の違い (水中および湿地) との関係を示している。生育環境条件による繁殖ステージまでの生存は, 交配方法ごとに異なるパターンを示した。

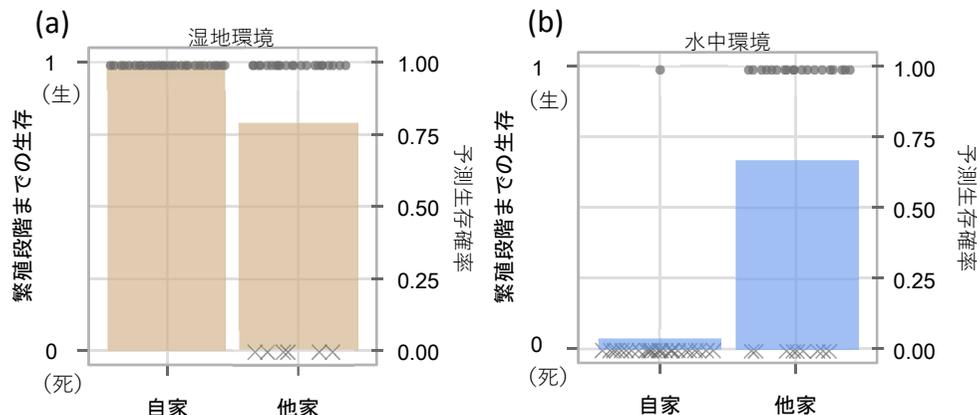


図5 異なる生育環境における自家交配および他家交配由来種子の生存. (a) 湿地環境 (b) 水中環境. 繁殖段階 (開花・結実) まで生存した個体を1 (●), 繁殖段階まで到達しなかった個体を (×) と示した. 同一環境条件下において, 同一親の異なる交配方法で比較した. 予測生存確率を棒グラフで示した。

表2 交配方法と環境条件が繁殖段階までの生存に与える影響 (GLMM)

応答変数	説明変数	係数	標準偏差	P値	AIC	分布族
湿地環境での繁殖段階までの生存	(Intercept)	11.51	2.279	< 0.001	24.39	二項分布
	交配方法:自家	19.95	74.038	0.79		
水中環境での繁殖段階までの生存	(Intercept)	10.64	1.867	< 0.001	36.35	二項分布
	交配方法:自家	-23.67	5.729	< 0.001		

湿地環境下では、他家交配で繁殖ステージまで生存しないものが見られたものの、交配方法は有意に影響しなかった (GLMM, 係数 = 19.97, $p = 0.79$, 表 2). 一方, 水中環境下では自家交配で繁殖ステージまで生存したものは 1 親株分だけであり, 交配方法は有意に影響していた (GLMM, 係数 = -23.67, $p < 0.001$, 表 2). つまり, 環境条件により交配方法の影響は異なり, 水中環境下の自家交配由来の個体では繁殖段階まで生存しなかった.

成長実験では, 自家交配と他家交配で得られた各個体の葉枚数 (図 6), 最大葉長 (図 7), ロゼットサイズ (図 8) とともにその平均値において差は見られなかった.

3. DNA 解析

MIG-seq 法による DNA シーケンスを行い, クオリティチェックを行った結果, 長さ 50 塩基の Stacks (DNA 断片, ここではこれを遺伝子座とする) が 1978 個得られた. このうち, 変異が確認された遺伝子座は 423 個であり, その塩基配列上の 1481 サイトにおいて塩基変異が検出された. このうち, Stacks ソフトウェアを用いて, データの検出ができなかったサンプルの割合が高い遺伝子座を解析用データセットから除外し, さらに各遺伝子座から変異サイトを 1 カ所のみ選択し, 集団遺伝学的解析に供した.

遺伝子座あたりの平均アレル数は, 他家交配の第 2 世代 (F2) で 1.75, 自家交配の F2 で 1.93

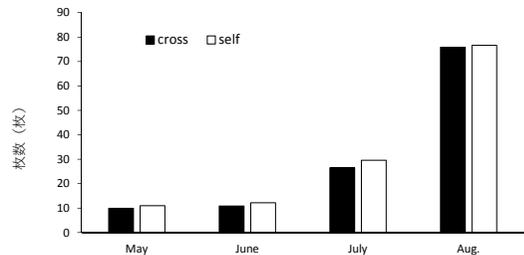


図 6 自家交配および他家交配で得られた個体の平均葉枚数

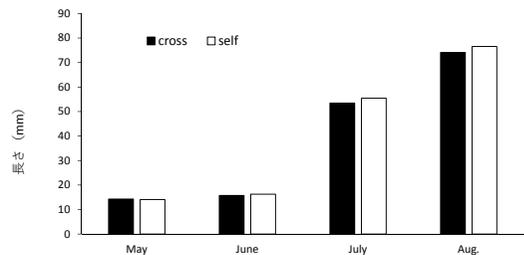


図 7 自家交配および他家交配で得られた個体の平均最大葉長

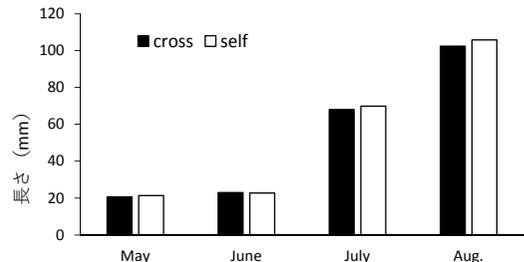


図 8 自家交配および他家交配で得られた個体の平均ロゼットサイズ

であった. 平均ヘテロ接合度は, 他家および自家ともに期待値よりも観察値が高かった (表 3). 自家受粉の程度を示す F_{IS} は, 他家および自家において, それぞれ -0.194 と -0.175 であった.

表3 各交配方法から得られた個体の遺伝的多様性

	個体数	平均アレル数 (遺伝子座当たり)	平均ヘテロ接合度 (観察値)(H_0)	平均ヘテロ接合度 (期待値)(H_E)	F_{IS}
他家交配(F2)	49	1.75	0.239	0.160	-0.194
自家交配(F2)	120	1.93	0.251	0.165	-0.175
平均	84.5	1.84	0.245	0.163	-0.184

IV. 考察

1. 交配方法が発芽・成長・生存に与える影響

本研究では、自家交配の種子が他家交配の種子よりもその重量が有意に低下することが示された(図3, 表1). 種子の形成には、親世代における交配や熟成の背景が影響する(Gargano *et al.* 2011; Castro *et al.* 2015). 一年草であるコシガヤホシクサにおいて、種子は毎年の生活史の初期を担う重要な段階である. 今回の種子重量の低下は、発芽および初期成長に影響することが推測されるため、自家交配は他家交配に対して、生存適応度が低くなる可能性が考えられる. しかし種子の発芽率においては、他家交配で高くなる可能性は示唆されたが、交配方法の違いによる有意な影響は検出されなかった(図4, 表1). 同様に、発芽後の成長に関しては、成長の各段階を通じて、その葉枚数、最大葉長、ロゼットサイズの自家交配と他家交配との間での明確な差異は検出できなかった(図6, 7, 8). 一方、発芽から繁殖に至るまでの生存においては、自家交配に由来する個体は水中環境において全く生存できず、異なる生育環境での生存に対する交配方法の影響が明確に顕れた(図5).

以上のような、各データにおける交配方法の影響の異なる挙動は、生活史段階によって近交弱勢の程度が異なることを示しているのかもしれない. 一般的に、常習的自殖種では除去淘汰によって生死に直結する致死遺伝子のような有害遺伝子(生活史初期段階で発現し易い)は早い段階で集団から除去されるが、生死には直結しない弱有害遺伝子は除去しきれないために集

団中に残存してしまう(Frankham 2007). 実際、自殖種では生活史の初期段階(発芽)では近交弱勢の程度は小さく、生活史の中期・後期段階(生存・繁殖)に進むにしたがって近交弱勢の程度は累積的に大きくなることが知られる(Husband and Schemske 1996). 常習的自殖種と考えられるコシガヤホシクサ(図9)においても、生活史段階の違いにおける近交弱勢の変化に同様の原因がある可能性も考えられる. しかし、本研究の結果には、生活史の進行に伴う近交弱勢の傾向は検出されていない. しかし、水中環境における、他家交配と自家交配に由来する個体の生存率の差は極めて顕著であった. 一般的に近交弱勢はより厳しい環境で影響が大きくなる(Frankham 2007; Gargano *et al.* 2011). 本種は、水中および湿地(抽水)環境のいずれにおいても生育が可能であるが、水中環境の方が発芽・生存が難しいことを、著者らは経験的に



図9 コシガヤホシクサの花序. 雄花と雌花が交互に配置され、花序の下方から上方へ咲き上がる. 開花状態の花のみに着目すれば、相対的な配置は雄花が雌花の上方となる. 花粉は粘着性があるものの、一部の花粉は自然落下するため、花序内での自家受粉は頻繁に起こる.

推測している。より厳しい環境である水中において、明確な近交弱勢が検出された可能性がある。

2. MIG-seq による遺伝的多様性の検出

現存するコシガヤホシクサは、最後の自生地から 1994 年の野生絶滅の直前に種子として生息域外に救出されたものであり、それが唯一の個体群である。しかも、採種時に遺伝的なボトルネックが強く生じた可能性が高い。また、これまでの葉緑体 DNA 上の遺伝子および遺伝子間領域のサンガー法による解析では、個体間の遺伝的変異は検出できなかった（データ未発表）。今回、次世代シーケンサーを用いた MIG-seq 法により、初めて遺伝的変異が検出された。これにより、少なくとも完全なクローン集団ではないことが遺伝的に明らかとなった。

他家交配および自家交配を 2 世代繰り返して得られた個体 (F2) における平均ヘテロ接合度の観察値と期待値において、いずれも観察値の方が高かった。この理由は現時点では明らかでないが、変異データ量は十分に得られているので、後述する課題を解決すれば、詳細な議論が可能となるだろう。

また、平均ヘテロ接合度の差異は小さいものの、自家交配群のホモ接合度が他家交配群よりも高かった。この結果は、2 世代の自家交配が個体群のホモ接合度の上昇に影響していることを示しており、種子重量や水中での生存における自家交配個体群の結果との関係を今後詳細に検討する必要がある。

現時点では、得られたデータにおけるサンプル間での欠失の存在が多いことや、クオリティの閾値の設定などに解決すべき課題が残されていることから、予察的な考察としておきたいが、MIG-seq 法が、本種の DNA 多型の検出に有効であることが明らかとなった。今後様々な遺伝的解析に適用し、上述の課題をできる可能性が

示されたことは大きな進展である。

3. まとめ—今後のコシガヤホシクサの保全

本助成課題により、コシガヤホシクサの生息域外保全における自家交配が、一部の適応度指標において、近交弱勢を生じさせることが示された。コシガヤホシクサは、栽培環境・方法で自家 / 他家の割合が変化することがわかっているため、栽培環境・方法の選択が、本種の存続と野生復帰地での自立個体群の形成を左右する可能性がある。今後さらに世代を重ねた交配調査と、今回有効性が確認された遺伝解析を進めることで、生息域外保全への重要な指針が得られることが期待できる。

引用文献

- Andrews S. 2010. FastQC: a quality control tool for high throughput sequence data. Available online at: <http://www.bioinformatics.babraham.ac.uk/projects/fastqc>
- Castro, S., Dostálek, T., van der Meer, S., Oostermeijer, G. and Münzbergová, Z. 2015. Does pollen limitation affect population growth of the endangered *Dracocephalum austriacum* L.? *Population Ecology* 57:105-116.
- Catchen, J., Hohenlohe, P., Bassham, S., Amores, A. and Cresko, W. 2013. *Stacks: an analysis tool set for population genomics*. *Molecular Ecology* 22: 3124-3140.
- Doyle, J.J. and Doyle, J.L. 1990. Isolation of plant DNA from fresh tissue. *Focus* v.12:13-15.
- Enßlin, A., Tschöpe, O., Burkart, M. and Joshi, J. 2015. Fitness decline and adaptation to novel environments in ex situ plant collections: Current knowledge and future perspectives. *Biological Conservation* 191:394-401.
- Frankham, R. 西田 睦監訳 2007 「保全遺伝学入門」文一総合出版
- Gargano, D., Gullo, T. and Bernardo L. 2011. Fitness drivers in the threatened *Dianthus guliae* Janka (Caryophyllaceae): Disentangling effects of growth context, maternal influence and inbreeding depression. *Plant Biology* 13:96-103.
- Edward, O., Guerrant, Jr., Kayri, H. and Vitt, P. 2014. Sampling for effective ex situ plant conservation. *International*

- Journal of Plant Science 175:11-20.
- Husband, B.C. and Schemske, D.W. 1996. Evolution of the magnitude and timing of inbreeding depression in plants. *Evolution* 50:54-70.
- 環境省 2017. 「環境省レッドリスト 2017」
- 村上伸茲 2011. ホタル移植指針課題への取り組み—市民活動団体への呼びかけのために—. 全国ホタル研究会誌 44 : 27-32
- 日本魚類学会 2005. 「生物多様性の保全をめざした魚類の放流ガイドライン」
- Pearson, W.R., Wood, T., Zhang, Z. and Miller, W. 1997. Comparison of DNA sequences with protein sequences. *Genomics* 46 (1): 24-36.
- Raymond, M. and Rousset, F. 1995. GENEPOP version 1.2: population genetic software for exact tests and ecumenicism. *Journal of Heredity* 86: 248-249.
- Rucińska, A., Puchalski, J. 2011. Comparative molecular studies on the genetic diversity of an ex situ garden collection and its source population of the critically endangered polish endemic plant *Cochlearia polonica* E. Fröhlich. *Biodiversity and Conservation* 20: 401-413.
- 水産庁 2007. 「アマモ類の自然再生ガイドライン」
- Suyama, Y. and Matsuki, Y. 2015. MIG-seq: an effective PCR-based method for genome-wide single-nucleotide polymorphism genotyping using the next-generation sequencing platform. *Scientific Reports* 5.
- Tanaka, N., Goto, M., Suzuki, K., Godo, T., Kato, J. and Kamijo, T. 2014. Seed germination response to storage conditions of *Eriocaulon heleocharioides* (Eriocaulaceae), an extinct species in the wild. *Bulletin of the National Museum of Nature and Science* 40:95-100.
- Tanaka, N., Ono, H. and Nagata, S. 2015. Floral visitors of *Eriocaulon heleocharioides* (Eriocaulaceae), an extinct aquatic species in the wild. *Bulletin of the National Museum of Nature and Science* 41:179-182.

Effect of mating method on propagation and survival
of an ex situ conserved population of *Eriocaulon heleocharioides*,
an extinct species in the wild.

TANAKA Norio, HORIUCHI Yuju, HASEGAWA Seri,
SUZUKI Kohei, NAGATA Shoh and KAMIJO Takashi

Eriocaulon heleocharioides (Eriocaulaceae) is an aquatic plant species, endemic to Japan, for which only two locations have ever been recorded. A project of returning the species to the wild is in progress using the population rescued from the last natural habitat. In the project, optimal growth environment conditions of the introduction site, seed preservation and germination condition, and reproductive traits were revealed. Declines of fitness caused by declines of genetic diversity are concerned by lengthening of the cultivation period. In this study, we aim to reveal the effects of breeding methods under cultivation on the propagation and survival of the species and to examine the possibility of application of the MIG-seq method. Declines of seed weight and survivability under the water were detected. Although the expressions of these trends are different from the growth stages and the year, breeding methods possibly influence on their propagation and survival. Genetic variation in this species was detected using MIG-seq method, which was shown to be effective tool for genetic analysis in *E. heleocharioides* in future.

Keywords: Genetic diversity, Inbreeding depression, Aquatic plant, Return to the wild

第27期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内研究助成

風力発電がナベヅル、マナヅルに与える影響予測のための 基礎調査

公益財団法人日本野鳥の会
伊藤加奈・葉山政治・浦 達也・野口真磨子

平成30年に愛媛県西予市のナベヅル、マナヅル渡来地周辺で風車の建設が予定されている。環境影響評価が実施されたが、当時ツルの渡来は一時的なものだったため、十分に評価されていない。ツル類への影響はほとんど分かっていないため、稼働時の影響検出及び影響軽減対策に資するため、建設前のツルの利用状況を調査した。

12月と1月に合計9日間定点観察を行い、ナベヅルの採食地とねぐら間の飛行コースを記録した。可能な範囲で高度も記録した。採食地（水田地帯）とねぐら（ため池）は尾根を挟んで位置しており、朝はねぐらから尾根の東側を越えて採食地へ向かう傾向が見られた。夕方は、朝のルートより西側の尾根で、より風車に近い場所を利用した。ツル類と風車の最短距離は約840mだった。利用空間も朝に比べると日によるばらつきがあった。

次にツルの利用空間からの風車の可視イメージ図を作成し、飛行コースと併せて発電事業者等関係者と情報共有し、ツルへの懸念について意見交換した。

キーワード：事前調査、日周の飛行コース、定点観察、ツルからみた風車の可視範囲

1. はじめに

気候変動や原子力発電の安全性の問題から、日本国内では再生可能エネルギーへの転換が叫ばれている。風力発電は自然エネルギーの中で

も発電費用が安く、技術も確立されているため、各国で導入が進んでいる。しかし、風車の設置に適した風況の良い場所は、高頻度で野鳥の渡りや移動のルートや生息地になっており、野鳥



図1 ナベヅル（左）及びマナヅル（右）

の風車への衝突、生息地放棄、渡りや移動経路が阻害される現象が生じている。生息地放棄として、絶滅危惧種であるナベヅル *Grus monacha* 及びマナヅル *Grus vipio* (図1) の中継地の一つである長崎県生月島において、風車建設後にこれらツル類の利用が確認されなくなった事例が報告されている(鴨川 誠 2005)。

ナベヅル、マナヅル(以下ツル)は、北東アジアの湿地で繁殖し、日本、韓国、中国南部の水田地帯で越冬する大型のツル類で、国際自然保護連合及び環境省レッドリストで絶滅危惧Ⅱ類に指定されている。かつて日本では全国的に越冬していた(内田 1941)が、明治時代以降の乱獲や圃場整備、湿地の減少等によって、現在は両種併せても数か所の越冬地が残るのみである。鹿児島県出水地方では、大正時代から保護活動が行われ、現在はナベヅル約1万4千羽、マナヅル約3千羽(鹿児島県出水市立荘中学校ツルクラブ 2016)が確認され、大幅な個体数の回復に成功している。しかし、出水に世界のナベヅルの9割、マナヅルの5割が集中しているため、万一、感染症等が発生した場合には、一気に蔓延し、種の存続が危ぶまれる可能性がある。また、渡来地周辺では農作物への食害等

が問題となっている。

そこで国や自治体、自然保護団体で西日本を中心に新たな越冬地の形成に取り組んでいる。愛媛県西予市宇和町(宇和盆地)(図2)は、江戸時代には越冬地の一つであり(久井 2015)、近年においてもツルの渡来が定期的に確認されている。2015年度は60羽の大規模な群れが長期滞在した。これは、環境省の「平成27年度全国ナベヅル、マナヅル飛来状況調査」において、出水地方以外で最も越冬数が多い記録となった。また、国の特別天然記念物に指定されているコウノトリ *Ciconia boyciana* についても、数日から数週間の短期滞在ではあるが、2006年より定期的に渡来が確認されている。

当該地で2018年に建設が予定されている(仮称)西予風力発電事業は、ツルのねぐらから直線距離で約1.4 km ~ 2.4 km 内に、定格出力2000 kwの風車を8基建設する予定である(図3)。ツルは警戒心が強く、特にねぐらで攪乱が起きたことにより、越冬地を放棄した事例が多い。ドイツのBrandenburg州では風車立地に関してゾーニングを策定しており、ナベヅルと近縁のクロヅルにおいては、営巣地や集団ねぐら等から半径2 km 以内は、原則風車立地から除



図2 西予市宇和町の位置



図3 風車建設予定地とツル類の飛来地の位置

外すべき場所と定めている（畦地 2015）。

風車建設がツルに与える影響については不明な点が多いため、風車周辺のツルの利用状況を把握し、その影響について十分に精査する必要がある。発電事業者により平成 26 年度にナベヅル、マナヅルの利用調査が行われ、環境影響評価が行われたが、この年は一時的な飛来で、かつ現在とは異なる場所を利用していたため、影響を評価する情報としては適さない。そこで今回、建設前に通常の風車周辺のツルの利用状況調査を実施した。

II. 方法

愛媛県西予市宇和町のツル渡来地において越冬前期（12月16～20日）と越冬後期（1月23日～26日）に合計9日間、定点観察によりツルの飛行コースを記録した。通常、ツルは日中の採食地では大きな移動は行わないため、記録する飛行コースは朝及び夕方の採食地とねぐら間の飛行コースとした。対照物が近くにあり高度が分かる場合にはそれらも記録した。また、天候、風向、風速についても記録した。

調査はそれぞれ4日間実施する予定だったが、当該地は盆地のため秋から初冬にかけて霧が発生しやすく、前期は視界不良によりツルが確認できなかった日があったため、5日間実施した。

調査時間は、朝は日の出30分前からツルが餌場へ移動するまで、夕方は日の入1時間前からねぐらへ移動するまでとした。8-10倍の双眼鏡をもちい、飛行ルート及びねぐらが見渡せる場所4-5か所に調査員各1名を配置し、トランシーバーや携帯電話で連絡をとりながら飛翔位置を確認した。

III. 結果

1. 飛翔コース

飛翔コースを図4、調査日の天候を表1、2に示す。12月18日及び19日の朝の調査時は濃霧で視界が150m程度しかなく、全くツルが確認できなかった。

調査期間に当該地に飛来していたツル類は全日、ナベヅル8羽（成鳥7、幼鳥1）だった。群れ構成も同じことから調査期間中に確認した

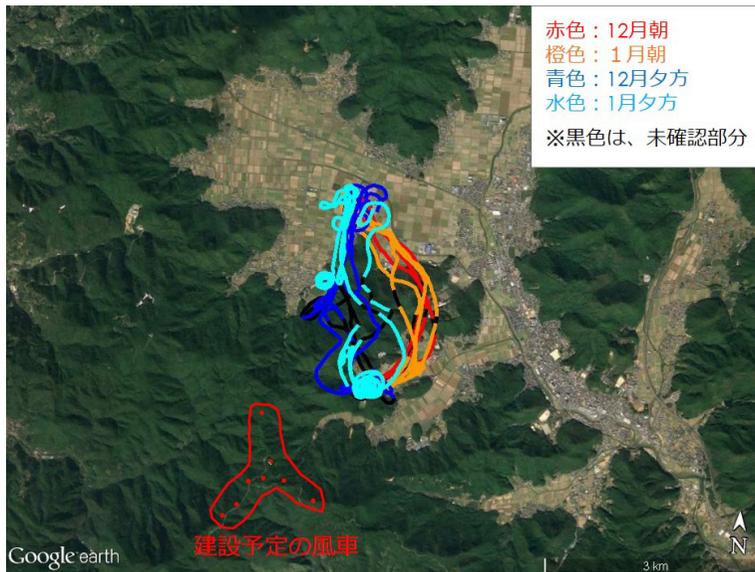


図4 飛行コース

表1 朝の調査時の天候

	天気	風向	風速(m/s)	ツル飛翔時間
12月16日	曇	北北西	6.7-3	7:39-7:45
12月17日	曇	東南東	1.5	7:10-7:16
12月18日	霧	—	—	—
12月19日	霧	—	—	—
12月20日	曇	静穏	0.1	7:22-7:28
1月23日	雪	北西	7.9	9:21-9:32
1月24日	雪	西北西～南南東	3.6-2	8:37-8:42
1月25日	晴	南東	1.4	7:46-7:51
1月26日	晴	南西	0.6	7:35-7:41

※風向、風速は気象庁データを採用

表2 夕方の調査時の天候

	天気	風向	風速(m/s)	ツル飛翔時間
12月16日	曇	北西	3.9	17:19-17:22
12月17日	晴	北北西	1.2	17:27-17:34
12月18日	晴	西南西	1.3	17:30-17:38
12月19日	晴	南西	0.9	17:27-17:36
1月23日	雪時々曇	北西	6.9	17:49-17:56
1月24日	晴	北西	5.3	17:16-17:25
1月25日	晴・曇	西	1.9	17:59-18:06
1月26日	晴	南南東	1.1	17:56-18:04

※風向、風速は気象庁データを採用

群は同一と思われる。

採食地とねぐらは東西に伸びる尾根を挟んでおり、朝のコース（ねぐらから採食地）は、尾根の東側を利用する傾向が見られ、12月（前期）、1月（後期）も似たようなコースだった。

一方、夕方のコース（採食地からねぐら）は、朝のコースより西側の尾根を利用しており、より風車に近い場所を利用した。利用空間も朝に比べると日によるばらつきが見られた。ツルのルートと風車の直線距離は最短で約840mだった。

2. ツルの利用空間からの風車の可視イメージ図

飛行コースと高度データから、ツルの飛行ルートから風車がどのように見えるかのイメージ図を Google earth pro で作成した（図5-8）。

風車は、環境影響評価書に記載されている位置や大きさを元に作図した（ブレードは円で表現）。なお、飛行コースは高度データなしの状態を表示している。

例えば、1月24日朝のコースは尾根を超える際に尾根から約15m上空を通過した。この地点からの可視域を Google earth pro で表示すると、風車8基のうち7基が可視範囲となった（残りの1基はこの位置から見ると7基の背面に位置するため見えない）。夕方のコースは全てこのコースより風車側の尾根を飛行しているため、尾根周辺をツルが飛ぶ際は全部またはほとんどの風車が見えていると予想できる。

次に、ツルが採食地及びねぐらを利用している場合の可視域について表示した。地上を利用

中の場合はソフトの機能上最も低い高度2mをツルの視点として設定すると、採食地からは風車が2基可視範囲にあった。ねぐらはため池と

隣接地の冬期湛水田を利用しており、ため池からは5基、冬期湛水田からは1基が可視範囲となった。

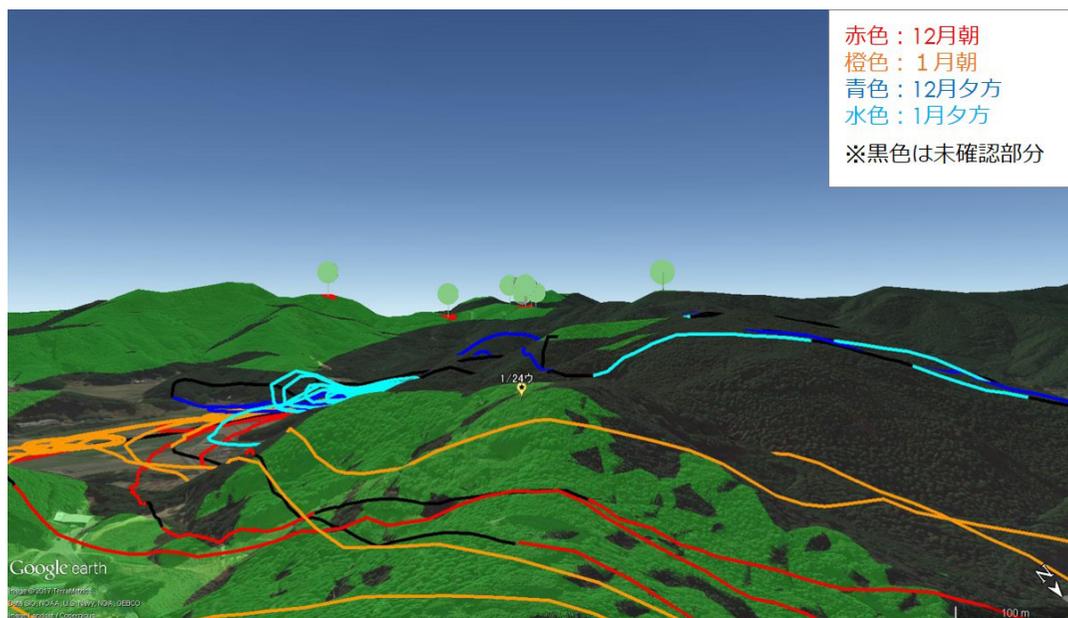


図5 1月24日尾根上空を通過した際の可視イメージ図

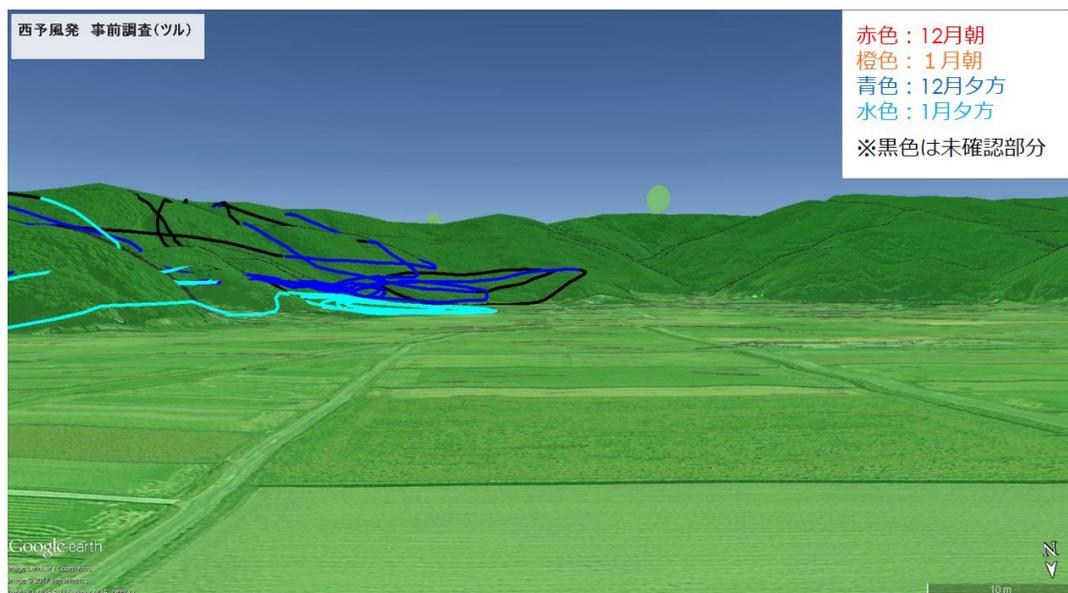


図6 採食地を利用中の可視イメージ図

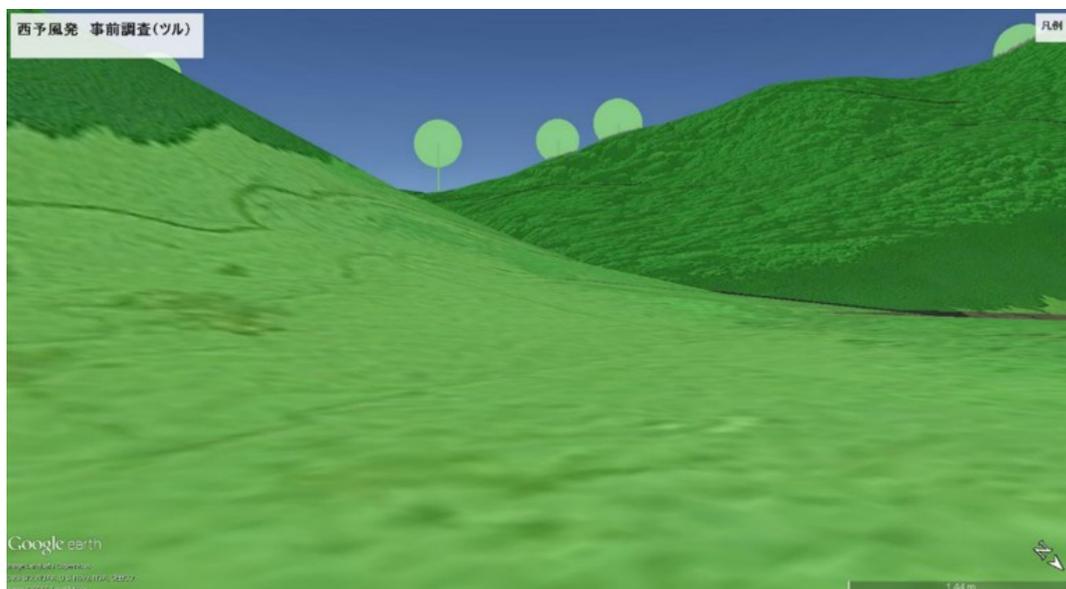


図7 ねぐら（ため池）を利用中の可視イメージ図

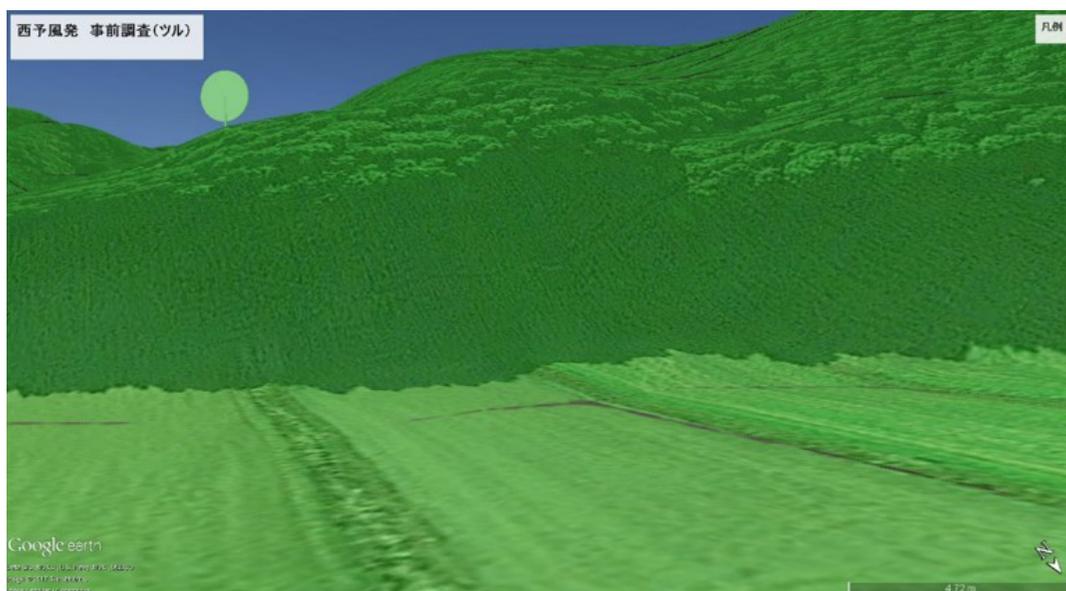


図8 ねぐら（冬期湛水田）を利用中の可視イメージ図

IV. まとめ

ツルと同じく大型鳥類であるコウノトリの人との適切な距離が一般的に 150 m と言われている(野田市野生動植物の保護に関する条例 2015) のに対し、ナベヅル、マナヅルは、最長 250 m の距離でツルの警戒行動が確認されており(長野ほか 1992)、非常に警戒心が高いことが知られている。

今回建設が予定されている風車とツルの利用空間の距離は最短で約 840 m、最長で約 2.1 km であり、可視イメージ図では終日ツルの利用空間から風車が見えることから、風車建設によるツルの飛行コースの変更や越冬放棄等の影響が懸念される。

本発電事業は 2016 年 3 月にすでに評価書が確定されているが、稼働方法の工夫など影響軽減対策の検討の必要性があると考えられることから、今回の結果については 2017 年 9 月 21 日に発電事業者である大和エネルギー株式会社及び地元自治体である西予市役所、県内の野鳥保護団体である日本野鳥の会愛媛と意見交換の場を設け、結果の共有とツルへの配慮について依頼した。

今後は、引き続き関係者との協議を重ね、保

護対応策を検討するとともに、風車建設中や事後の調査を実施する必要があると思われる。

謝辞

本調査を実施するにあたり、日本野鳥の会愛媛、NPO 法人西条自然学校、宇和コウノトリ保存会には調査員や調査方法のアドバイス、調査ポイントへの立入りの便宜等、多大なる協力をいただいた。立入りを許可して下さった調査ポイントの関係者の方々にも厚くお礼申し上げます。

文献

- 内田清之介 1941. 「渡り鳥」岩波書店
- 鴨川 誠 2005. 自然環境問題を考える I - 風力発電の鳥類に与える影響 -. 長崎県生物学会誌 59: 49-53
- 鹿児島県出水市立荘中学校ツルクラブ 2016. 「つるの声」
- 久井貴世 2015. 江戸時代におけるツルの生息実態および人との関わり. 北海道大学大学院文学研究科博士論文
- 畦地啓太 2015. ドイツにおける風力発電所立地ゾーニングの取組み. Strix 31: 53-66
- 長野義春・大迫義人・西田 智・溝口文男 1992. 人や自動車の接近に対するナベヅルとマナヅルの反応. Strix 11: 179-187.

A research on Estimated Impacts on the White-naped Crane and the Hooded Crane by the Wind Farm

ITO Kana, HAYAMA Seiji, URA Tatsuya and NOGUCHI Maroko

A wind farm construction in 2018 has been planning in and around wintering sites for the White-naped Crane and the Hooded Crane in Seiyo City. An environmental assessment was carried out. But Cranes stayed for short time at that time, the report was not sufficiently assessed. Actual impact on Cranes is unknown, so we conducted a research how cranes use the sites, and analysis it to detect impacts when the wind farm come online, and to reduce the impacts.

We researched flight courses of Hooded cranes from the roost to the foraging site for totally nine days in December 2016 and January 2017. Flying heights were also recorded as possible. The foraging area in rice paddies and the roost in a reservoir locate in the both sides of a mountain. In the morning, cranes had a tendency to cross over east part of the mountain ridge from roost to the feeding area, and in the evening they flew over the western ridge, that was closer to the planned wind farm. The distance between the flying courses of cranes and the planned wind farm was 840 m at the shortest. The spatial utilization in the evening differed day by day unlike in the morning.

Finally we produced a map showing the flight courses and the planned wind farm, shared with the developer and stakeholders, and exchanged our deep concern over the construction of the wind farm.

Keywords: Preliminary study, Flight course, Spot census (Fixed point observation), Visible range of wind farm by cranes

西表島における絶滅危惧トンボ類の保全へ向けた 環境 DNA 解析による生息状況評価

西表島絶滅危惧トンボ類保全対策研究会
奥山 永^{1,2}・高橋純一¹・椿 宜高^{2,3}・渡辺賢一²

西表島には現在 68 種のトンボ類が確認されているが、そのうちの 19 種が沖縄県発行のレッドデータブックに記載されている。本研究では、これら西表島に生息する絶滅危惧トンボ類の遺伝的多様性の評価と環境 DNA 解析による生息状況評価を行うことを目指した。遺伝的多様性に関しては、比較的サンプル数の得られたヤエヤマサナエとホソアカトンボに関して 16SrRNA, COI, ITS1, ITS2 の 4 領域におけるハプロタイプ多様度と塩基多様度を解析したところ、両種の遺伝的多様性が低い水準にある事が示された。環境 DNA 解析のために、複数回にわたり採水を行い、DNA 抽出を行った。しかしながら得られた環境 DNA サンプルの濃度が低く、LAMP 法による絶滅危惧トンボ類の検出ができなかった。そこで次世代シーケンサーを用いたメタバーコーディング解析を行った。その結果、ヒメホソサナエが検出され、西表島における絶滅危惧トンボ類に対しても環境 DNA 解析が可能であることが示された。

キーワード：遺伝的多様性、陸水生態系、LAMP 法、メタバーコーディング解析

1. 背景

環境省が 2010 年にまとめた生物多様性評価において、日本では陸水生態系、島嶼生態系、沿岸・海洋生態系における生物多様性の損失が大きく、現在も損失が続いており、また、これら生態系における多様性の損失の一部は今後不可逆的な変化を起こすなどの重大な損失に発展するおそれがあることが指摘されている（環境省 2010）。本研究において調査対象となるトンボ類は、幼虫期に水域で生活し、成虫期を陸域で生活する典型的な陸水生態系に生息する生物の 1 つである。日本産トンボ類では島嶼生態系に生息する種や個体群も多く、例えば南西諸島では約 90 種のトンボ類が生息している（石田ほか 1988；杉村ほか 1999）。トンボ類は、環境省が 2014 年にまとめた第 4 次レッドリスト（絶

滅のおそれのある野生生物の種のリスト）において、昆虫類の中でも記載種数の割合が高く（日本産トンボ類約 200 種のうち 55 種が記載されている）、多くの種が絶滅の危機に瀕している（図 1a、環境省 2014）。またトンボ類は、日本において愛好家や市民研究者が多く、各種の生態から全国的な地理的分布などの個体群動態データが比較的多く蓄積している分類群であり、昆虫類で初めて定量的な絶滅リスクの評価が実施された（須田ほか 2009；角谷ほか 2010）。このためトンボ類の保全研究は、陸水生態系に生息する絶滅危惧生物の指標になることが期待される。しかし、絶滅が危惧されるトンボ類の遺伝的多様性を評価した例はまだ少ない。遺伝的多様性の消失は、近親交配と繁殖適応度の低下を伴い、環境変化への適応能力の低下を引き

1: 京都産業大学総合生命科学部 2: 日本トンボ学会 3: 京都大学理学部
2017. 12. 4 受付 2018. 12. 20 公開

起こし、絶滅のリスクを増加させるため (Frankham et al. 2002), トンボ類の保全においても遺伝的多様性の評価は欠かせない。

本研究の対象調査地である西表島は、南西諸島西部に位置する八重山列島に属する大陸島である。島の約 37% が国立公園に指定されており、現在島全域への国立公園の拡大が計画されている (環境省 2016)。さらに西表島は、奄美・琉球世界自然遺産候補地科学委員会において推薦候補地に指定されており (林野庁 2017)、これまで沖縄県や環境省による希少生物種の生息状況や分布状況などの調査も行われている (那覇自然環境事務所 2014)。しかしながら、一部の種を除き、各希少種の保全計画策定のためにはまだまだ調査が不十分である。また、2015 年に島の北西部を流れる浦内川において大規模な取水工事が展開され、トンボ類をはじめ、多くの陸水生態系に生息する生物への影響が懸念されている。このように西表島においても陸水生態系は様々な人間活動に伴う複合的な影響を強く受け、生物多様性の減少と生態系の劣化が進行し、そこに生息する多くの在来生物種が絶滅の危機にさらされている。トンボ類では、西表島において 68 種の生息が確認されているが (渡辺ほか 2007)、そのうち 19 種が沖縄県発行のレッドデータブックに記載されている (図

1b, 表 1, 沖縄県文化環境部自然保護課 2005)。

そこで本研究では、まず、西表島に生息する絶滅危惧トンボ類において、長期的な保全計画の策定に欠かせない遺伝的多様性を評価した。次に今後西表島の自然遺産登録が進むことにより、野生生物の採集調査が難しくなることが予測されるため、各種絶滅危惧トンボ類の詳細な生息状況を、生きた野生生物の採集に頼らない環境 DNA 解析法を用いて推測することを目指して調査・検討を進めた。

II. 西表島絶滅危惧トンボ類の遺伝的多様性

1. 導入・方法

これまで西表島のトンボ個体の遺伝的解析を行った例はごくわずかにあるのみで (二橋 2011 など)、遺伝的多様性にまで言及したものはまだない。そこで、本研究では、比較的サン

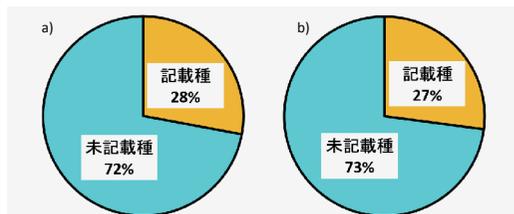


図 1 トンボ類レッドリスト記載種割合。a) 第 4 次レッドリスト (環境省) 記載の日本産トンボ類の割合。b) 沖縄県発行レッドリスト記載の西表島で確認されたトンボ類の割合。

表 1 西表島絶滅危惧トンボ類リスト

和名	学名	レッドデータカテゴリー		
		IUCN	環境省	沖縄県
チビカワトンボ	<i>Bayadera brevicauda ishigakiana</i> Asahina, 1964	ENDANGERED (EN)	-	準絶滅危惧 (NT)
クイワカワトンボ	<i>Psolodesmus mandarinus kuroiwaie</i> Matsumura et Oguma, 1913	-	-	準絶滅危惧 (NT)
ヤエヤマハナダトンボ	<i>Rhinocypha uenoi</i> Asahina, 1964	ENDANGERED (EN)	-	準絶滅危惧 (NT)
トゲオトンボ	<i>Rhipidolestes aculeatus aculeatus</i> Ris, 1912	-	-	準絶滅危惧 (NT)
マサキルリモントンボ	<i>Coelicia flavicauda masakii</i> Asahina, 1951	-	-	準絶滅危惧 (NT)
ヤエヤマサナエ	<i>Asiagomphus yayeyamensis</i> (Oguma, 1926)	ENDANGERED (EN)	準絶滅危惧 (NT)	準絶滅危惧 (NT)
ヒメホソサナエ	<i>Leptogomphus yayeyamensis</i> Oguma, 1926	-	-	準絶滅危惧 (NT)
ワタナベオジロサナエ	<i>Stylogomphus shirozui watanabei</i> Asahina, 1984	-	-	準絶滅危惧 (NT)
オニヤンマ	<i>Anotagaster sieboldii</i> (Selys, 1854)	-	-	準絶滅危惧 (NT)
イリオモテミナミヤンマ	<i>Chlorogomphus iriomotensis</i> Ishida, 1972	-	-	準絶滅危惧 (NT)
イシガキヤンマ	<i>Planaeschna ishigakiana ishigakiana</i> Asahina, 1951	-	準絶滅危惧 (NT)	準絶滅危惧 (NT)
サキシマヤンマ	<i>Planaeschna risi sakishimana</i> Asahina, 1964	-	-	準絶滅危惧 (NT)
ミナミトンボ	<i>Hemicordulia mindana nipponica</i> Asahina, 1980	NEAR THREATENED (NT)	-	準絶滅危惧 (NT)
タイワンコヤマトンボ	<i>Macromia clito</i> Ris, 1916	-	-	準絶滅危惧 (NT)
ヒナヤマトンボ	<i>Macromia urania</i> Ris, 1916	-	準絶滅危惧 (NT)	準絶滅危惧 (NT)
サキシマヤマトンボ	<i>Macromidia ishidae</i> Asahina, 1964	-	-	準絶滅危惧 (NT)
ホリアカトンボ	<i>Agrioptera insignis insignis</i> (Rambur, 1842)	-	-	準絶滅危惧 (NT)
キイロハラビロトンボ	<i>Lyriothemis tricolor</i> Ris, 1916	-	-	準絶滅危惧 (NT)
ヒメイトトンボ	<i>Agriocnemis pygmaea</i> (Rambur, 1842)	-	準絶滅危惧 (NT)	情報不足 (DD)

ブル数の確保できた西表島絶滅危惧トンボ類2種；ヤエヤマサナエ *Asiagomphus yayeyamensis* (Matsumura in Oguma, 1926) とホソアカトンボ *Agrionoptera insignis insignis* Rambur, 1842 の遺伝的多様性を調査した。解析に用いたDNAサンプルは、各種の死骸や羽化殻を中心にDNAを抽出した。抽出したDNAから、サンガー法によってミトコンドリアの16SrRNA領域とCOI領域、核のITS1領域とITS2領域の計4領域の塩基配列を解読した。得られた配列データから、MEGA 6 (Tamura et al. 2013), D_{NA}SP v. 5.10 (Librado and Rozas 2009), Arlequin ver 3.5.2.2 (Excoffier and Lischer 2010) を用いて、塩基多様度、ハプロタイプ多様度、Tajima's *D*, 固定指数 (F_{ST}) を算出した。また、データベース上に登録されていた塩基配列データも含め、TCS version 1.21 (Clement et al. 2000) を用いてハプロタイプネットワークの解析も行った。

(以降未発表のデータであるため、データを一部省略して記載している。)

2. ヤエヤマサナエの遺伝的多様性

ヤエヤマサナエは、幼虫期を流水環境下で生活するトンボ種である。本研究では、西表島南東部を流れる仲間川の流域で23個体、北西部を流れる浦内川の流域で9個体、計32個体のヤエヤマサナエのサンプルを採集し、遺伝的多様性の解析を行った。ハプロタイプネットワーク解析は、データベース上に登録されていた以下の配列も加えて行った；AB707728, AB707729, AB707730, AB708672, AB708673, AB708674, AB706777, AB706778, AB706779。

遺伝解析の結果、ミトコンドリアの16SrRNA, COIと核のITS1, ITS2の4領域に関して、それぞれ512, 451, 288, 393 bpの塩基配列の解読に成功し、それぞれ5, 6, 1, 4個のハプロタイプが検出された(表2)。仲間川流域と浦内川流域それぞれで見つかった各ハプロ

タイプを持つ個体数と、データベース上に登録されていた西表島と石垣島の個体のハプロタイプの種類は表3に記した。核のITS1領域に関しては、本研究による解析によって得られた配列とデータベース上に登録されている配列とを合わせても、ハプロタイプが1つしか検出されなかったため(表3)、以降の解析から省いた。

西表島全体における16SrRNA, COI, ITS2各遺伝子領域の塩基多様度は、それぞれ0.00208 ± 0.00024, 0.00148 ± 0.00040, 0.00122 ± 0.00014であった(表2)。16SrRNA, COI, ITS2各遺伝子領域のハプロタイプ多様度は、それぞれ0.629 ± 0.042, 0.504 ± 0.095, 0.458 ± 0.046であった(表2)。また、Tajima's *D*の値は、いずれの領域でも0から有意差は見られなかったため($p > 0.10$, 表2)、各遺伝子領域は中立的に進化してきたことが示された。

これらの結果から、西表島に生息するヤエヤマサナエは、遺伝的多様性が低い可能性があることが示された。例えば、ヤエヤマサナエ西表島個体群の塩基多様度とハプロタイプ多様度は、遺伝的多様性の低下が懸念されるハワイ諸島に生息する固有の絶滅危惧トンボ類4種における遺伝的多様性(Jordan et al. 2007)と比較すると、同程度かそれよりも低い値を示している。4種のうち、ヤエヤマサナエ西表島個体群と最もよく似た遺伝的多様性を示した *Megalagrion pacificum* (McLachlan 1883) は、ハワイ諸島において最も絶滅が危惧されているトンボ類の1種であり、その生息地は、マウイ島やモロカイ島を流れる一部河川に限られ、個体群サイズも小さい(Jordan et al. 2007)。そのため、ヤエヤマサナエ西表島個体群においても、生息地の減少や個体群サイズの縮小の影響を強く受けた結果、遺伝的多様度が低下した可能性あると思われる。

仲間川流域と浦内川流域の間の固定指数

(F_{ST}) の値は、16S rDNA, COI, ITS2 各領域で、それぞれ -0.06517, -0.06782, -0.03512 となった (負の F_{ST} 値はアルゴリズムに利用したサンプルサイズの違いの補正から生じる結果のため 0 として扱う)。個体群間の遺伝的分化の指標となる F_{ST} 値が、全ての遺伝子領域で負の値をとることから、仲間川支流個体群と浦内川支流個体群との間に遺伝的分化が生じていないことが示された。また、本研究で解析したヤエヤマサナエ西表島個体群のハプロタイプネットワーク内における、データベース上に登録されている過去に調査された西表島と石垣島に生息する

ヤエヤマサナエの各遺伝子領域のハプロタイプの位置関係が図 2 に示されている。石垣島のヤエヤマサナエのハプロタイプに関しては、COI, ITS1, ITS2 領域では、今回の解析で検出された西表島のハプロタイプ (それぞれ AY_COI_01, AY_ITS1_01, AY_ITS2_01) と同じであり、16SrRNA 領域では、今回の解析では検出できなかったが、西表島で見つかったハプロタイプ AY_16Sr_01 と AY_16Sr_04 の間に位置していた (表 3, 図 2)。そのため、西表島と石垣島の間でもヤエヤマサナエ個体群間に遺伝的分化がない可能性が考えられる。

表 2 ヤエヤマサナエの遺伝的多様性

ゲノム	領域	解析個体数	検出ハプロタイプ数	解析遺伝子長 (bp)	塩基多様度 (±標準偏差)	ハプロタイプ多様度 (±標準偏差)	Tajima's D	F_{ST}
ミトコンドリア	16Sr	32	5	512	0.00208 ± 0.00024	0.629 ± 0.042	0.54895 (P > 0.10)	-0.06517
	COI	32	6	451	0.00148 ± 0.00040	0.504 ± 0.095	-1.55459 (P > 0.10)	-0.06782
核	ITS1	32	1	288	—	—	—	—
	ITS2	32	4	393	0.00122 ± 0.00014	0.458 ± 0.046	0.22376 (P > 0.10)	-0.03512

表 3 ヤエヤマサナエで検出されたハプロタイプ。ミトコンドリアの 16SrRNA, COI 領域と核の ITS1, ITS2 領域の計 4 領域の塩基配列を解読。データベース上に登録されていた塩基配列データも含む。

ゲノム	領域	ハプロタイプ	アクセッション番号	採集場所	検出個体数	
ミトコンドリア	16SrRNA	AY_16Sr_01	LC145768	仲間川支流	12	
			AB707728*	浦内川支流	4	
		AY_16Sr_02	LC145769	西表島 (データベース)	5	
			AB707729*	仲間川支流	3	
		AY_16Sr_03	LC145770	浦内川支流	1	
		AY_16Sr_04	LC145771	仲間川支流	4	
		AY_16Sr_05	LC145772	浦内川支流	2	
			AB707729*	仲間川支流	1	
		AY_16Sr_06 ⁺	AB707730*	西表島 (データベース)	—	
		COI	AY_COI_01	LC145773	石垣島 (データベース)	—
				AB708673*	仲間川支流	15
			AY_COI_02	AB708674*	浦内川支流	7
	LC145774			西表島 (データベース)	—	
	AY_COI_03		AB708672*	石垣島 (データベース)	—	
			LC145775	仲間川支流	1	
	AY_COI_04	LC145776	西表島 (データベース)	—		
	核	ITS1	AY_ITS1_01	LC145777	仲間川支流	23
				AB706777*	浦内川支流	9
AB706778*			西表島 (データベース)	—		
ITS2		AY_ITS2_01	AB706779*	西表島 (データベース)	—	
			LC145780	石垣島 (データベース)	—	
		AY_ITS2_02	LC145781	仲間川支流	12	
AY_ITS2_03	LC145782	AB706779*	浦内川支流	4		
		AB706778*	石垣島 (データベース)	—		
	LC145783	AB706777*	仲間川支流	3		
		AB706778*	浦内川支流	2		
AY_ITS2_04	LC145784	AB706778*	西表島 (データベース)	—		
		AB706777*	仲間川支流	8		
AY_ITS2_05 ⁺	AB706777*	AB706778*	浦内川支流	2		
		AB706779*	浦内川支流	1		

(+: 本解析で検出されなかったハプロタイプ, *: Futahashi 2011)

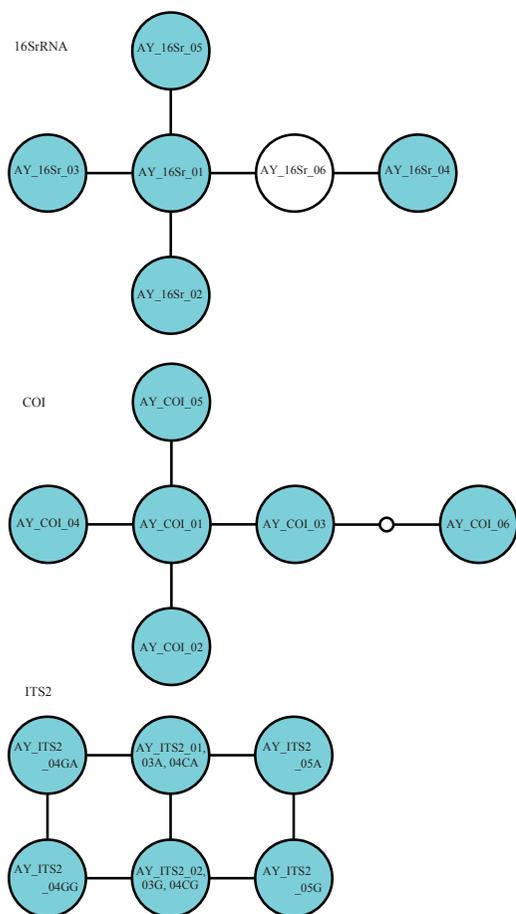


図2 ヤエヤマサナエにおけるハプロタイプネットワーク (16SrRNA, COI, ITS2 領域). 青丸は本研究で検出されたハプロタイプ. 円の中の地名は, データベース上に登録されていた配列の採集地点名. ITS1 領域に関しては, ハプロタイプが1つしか検出されなかったため省略.

3. ホソアカトンボの遺伝的多様性

ホソアカトンボは, 幼虫期を止水環境下で生活するトンボ種である. 本研究では, 西表島東部 (大原周辺) 地域で 39 個体, 西表島西部 (上原周辺) 地域で 19 個体, 計 58 個体のホソアカトンボのサンプルを採集し, 遺伝的多様性の解析を行った. ハプロタイプネットワーク解析は, データベース上に登録されていた以下の配列も加えて行った; DQ021439, EU477738, AB707997, AB707998, AB707999, AB708941, AB708942, AB708943, AB707047, AB707048, AB707049.

遺伝解析の結果, ミトコンドリアの 16SrRNA, COI と核の ITS1, ITS2 の 4 領域に関して, それぞれ 505, 451, 224, 303 bp の塩基配列の解読に成功し, それぞれ 3, 1, 2, 1 個のハプロタイプが検出された (表 4). 西表島東部地域と西部地域それぞれで見つかった各ハプロタイプを持つ個体数と, データベース上に登録されていた西表島と石垣島の個体のハプロタイプの種類は表 5 に記した. ミトコンドリアの COI 領域と核の ITS2 領域に関しては, 単一のハプロタイプしか検出されず, ITS1 領域に関しては, 検出された 2 つのハプロタイプ間の違いが Indel による違いのみであったため, 遺伝的多様性の算出を行えなかった.

西表島全体におけるミトコンドリア 16SrRNA 領域の塩基多様度は, 0.00061 ± 0.00014 であった (表 4). 16SrRNA 領域のハプロタイプ多様度は, 0.300 ± 0.069 であった (表 4). また, Tajima's D の値は, -0.51019 となり, 0 から有意差は見られなかったため ($p > 0.10$, 表 4), 16SrRNA 領域は中立的に進化してきたことが示された.

これらの結果をヤエヤマサナエで得られた結果と比較すると, 西表島に生息するホソアカトンボは, ヤエヤマサナエ以上に遺伝的多様性が低いことが明らかになった. しかし今回, データベース上に登録されているラオス個体のハプロタイプと西表島個体群のハプロタイプに大きな違いが検出されなかったこともあり (図 3), 別領域による遺伝的多様性の評価を検討する必要があるかもしれない.

西表島東部地域と西部地域間の固定指数 (F_{ST}) の値は, ミトコンドリア DNA の 16S rDNA 領域では 0.5 を超え, 2 個体群が遺伝的に分化していることが予測され (Hartl 1981), 一方, 核 DNA の ITS1 領域では負の値をとり, 2 個体群間に遺伝的分化が生じていないことが

表4 ホソアカトンボの遺伝的多様性

ゲノム	領域	解析個体数	検出ハプロタイプ数	解析遺伝子長 (bp)	塩基多様度 (±標準偏差)	ハプロタイプ多様度 (±標準偏差)	Tajima's D	Fst
ミトコンドリア	16Sr	57	3	505	0.00061 ± 0.00014	0.300 ± 0.069	-0.51019 (P > 0.10)	0.5493
	COI	58	1	451	0	0	—	—
核	ITS1	58	2	224	—	—	—	—
	ITS2	58	1	303	0	0	—	-0.03594

表5 ホソアカトンボで検出されたハプロタイプ. ミトコンドリアの 16SrRNA, COI 領域と核の ITS1, ITS2 領域の計 4 領域の塩基配列を解読. データベース上に登録されていた塩基配列データも含む.

ゲノム	領域	ハプロタイプ	アクセッション番号	採集場所	検出個体数
ミトコンドリア	16S rRNA	AI_16Sr_01		西表島東部	38
				西表島西部	9
			DQ021439*1	日本(データベース)	
			EU477738*2	日本(データベース)	
			AB707997*3	西表島(データベース)	
			AB707999*3	西表島(データベース)	
		AI_16Sr_02		西表島東部	1
		AI_16Sr_03		西表島西部	9
		AI_16Sr_04*		ラオス(データベース)	
	COI	AI_COI_01	AB707998*3	ラオス(データベース)	
				西表島東部	39
				西表島西部	19
			AB708941*3	西表島(データベース)	
			AB708943*3	西表島(データベース)	
		AI_COI_02*	AB708942*3	ラオス(データベース)	
核	ITS1	AI_ITS1_01		西表島東部	18
				西表島西部	36
			AB707047*3	西表島(データベース)	
			AB707049*3	西表島(データベース)	
		AI_ITS1_02		西表島東部	3
				西表島西部	1
		AI_ITS1_03*	AB707048*3	ラオス(データベース)	
	ITS2	AI_ITS2_01		西表島東部	39
				西表島西部	19
			AB707047*3	西表島(データベース)	
			AB707049*3	西表島(データベース)	
		AI_ITS2_02*	AB707048*3	ラオス(データベース)	

(+: 本解析で検出されなかったハプロタイプ, *1: Fleck et al 2008a, *2: Fleck et al. 2008b, *3: Futahashi 2011)

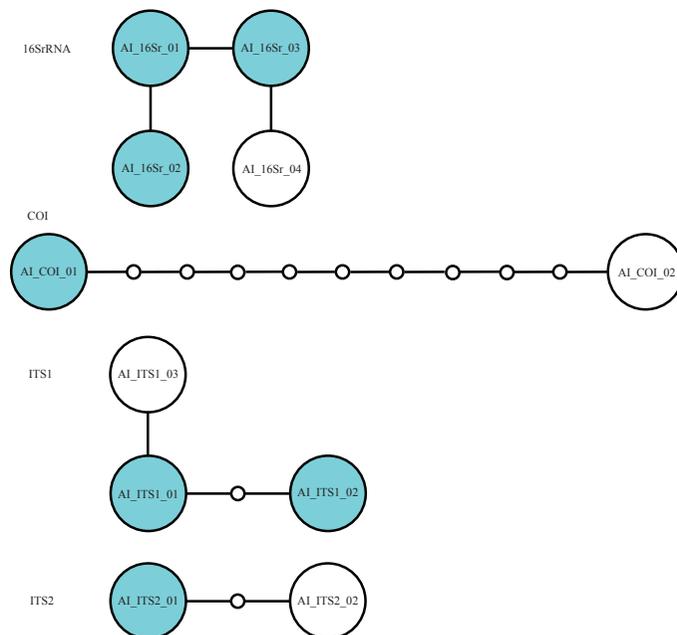


図3 ホソアカトンボにおけるハプロタイプネットワーク (16SrRNA, COI, ITS1, ITS2 領域). 青丸は本研究で検出されたハプロタイプ. 円の中の地名は, データベース上に登録されていた配列の採集地点名.

予測される結果となった(表4)。今回の解析からは2領域で全く異なる結果となり、東部地域と西部地域との遺伝的分化の有無を明確に判定することができなかった。今後解析領域を増やし、西表島の東部地域と西部地域でどの程度ホソアカトンボの個体群交流があるのかを調査する必要がある。

III. 環境 DNA 解析による生息状況評価

1. 導入

環境 DNA 解析は、環境水中に含まれる生物の DNA 断片(そこに生息する生物の排泄物、代謝物、死骸などに由来する DNA)を解析する手法である。近年、ヒメタイコウチなど水生昆虫への適用も見られるようになってきた(Doi et al. 2017)。この解析手法では、対象生物の生息する水域の水を採水するだけで、直接対象生物を採集することなく DNA 解析が行えるため、希少種や絶滅危惧種を一切殺すことなく遺伝情報を得ることができる。さらには、生物の生息状況調査に関して、長時間のフィールドワーク

の労力を削減し、また調査者の違いによる結果へのバイアスが少なくなるなどのメリットもある。そこで本研究では、環境 DNA 解析法による生息状況調査を西表島に生息する絶滅危惧トンボ類にも適用できないか調査・検証を進めた。

2. 採水・DNA 抽出

本研究では、2016年から2017年にかけて3回に分けて採水を行った。採水は、絶滅危惧トンボ類の幼虫の生息が確認されているポイント、生息が予測されるポイント、生息していないと思われるポイントの計35か所の流水域、止水域で行った(図4、詳細な採水ポイントの位置情報は、希少種の生息地も含まれるため記載を控える)。各ポイントで1.0 Lの水サンプルを採水した。採水した水サンプルは、オスバン(10%塩化ベンザルコニウム溶液)を加え、クーラーバックに入れ持ち帰り、DNAの濃縮作業を行うまで冷蔵保存した。

採水された水サンプルに対し、フィルター濾過法を用いてDNAの濃縮を行った。濾過には、粒子保持能0.7 μm のガラス濾紙を用いた。濾

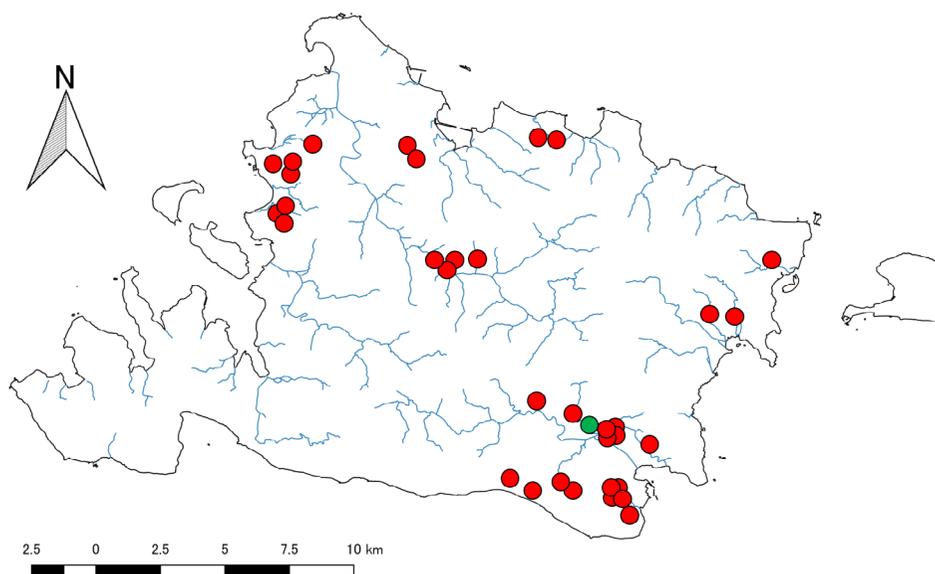


図4 西表島における採水ポイント。緑丸は次世代シーケンサーによるメタバーコーディング解析用のサンプルを採水した地点。

紙1枚につき250 mLのサンプル水を濾過した。濾過処理によってDNAを捕集した濾紙は、DNA抽出まで冷凍保存した。DNAの抽出は、QIAGEN社のDNeasy Blood and Tissue kitを用いて行った。

抽出したDNAのdsDNA濃度をLife technologies社のQubit 3.0 Fluorometerを用いて測定した。その平均の濃度は約0.4 ng/μLであり、濃度が測定できない程の低濃度サンプルも多かった。他地域で同様の手法により得た環境DNAサンプルの平均濃度が約6.54 ng/μLであり、これと比較すると西表島の各地から得られた環境DNAサンプルの濃度値は、とても低い。採水するポイントに生物が少ないこと以外にも、天候（雨）の影響や土壤中に阻害成分が含まれるなどの理由でDNA濃度が低いことが考えられるが、西表島での環境DNA抽出に直接影響を与えている原因は、现阶段では特定できておらず、今後調査していく必要がある。

得られた環境DNAサンプルの濃度値が低いことで、以降に計画していた調査・検証が思うように進まないこととなった。現在、濾過水量、各抽出段階で使用する試薬の量の調節、粒子保持能の高い濾紙を使用するなどし、西表島の水域環境にあった、より高濃度での環境DNAサンプルの採水・抽出法を検討中である。

3. LAMP法による絶滅危惧トンボ類の検出

Loop-Mediated Isothermal Amplification (LAMP)法は、検出感度が高く、高い増幅効率を持つ遺伝子増幅法である(牛久保2004)。

また、増幅の特異性が非常に高く(牛久保2004)、様々な生物のDNA断片の混在する環境DNAサンプルから特定の生物種を検出するために有効な手段となりえることが予測される。そこで本研究では、西表島に生息する絶滅危惧トンボ類に対し、各種特異的なLAMPプライマーを設計し、得られた環境DNAサンプル中に対象の種がいるか否かを検証することを試みた。

西表島に生息する絶滅危惧トンボ類3種(イシガキヤンマ *Planaeschna ishigakiana ishigakiana* Asahina, 1951, ヤエヤマサナエ, ホソアカトンボ)に対するLAMPプライマーの作成に成功し、種特異的な増幅を確認した(図5)。イシガキヤンマでは核のITS領域に、ヤエヤマサナエとホソアカトンボではミトコンドリアのCOI領域にプライマーを設計した(詳しいプライマーの配列の記載は控える)。

作成したプライマーを用いて西表島の水サンプルから抽出した環境DNAサンプルを用いて、LAMP法による3種の検出を試みた。しかしながら、対象種の検出をすることができなかった。これは、得られた環境DNAサンプルの濃度が低いことが原因である可能性が高いと思われる。今後、十分な濃度の得られたサンプルに対し、開発したプライマーを用いたLAMP法による解析を行い、環境DNA解析におけるLAMP法の有用性の検証を進める必要がある。

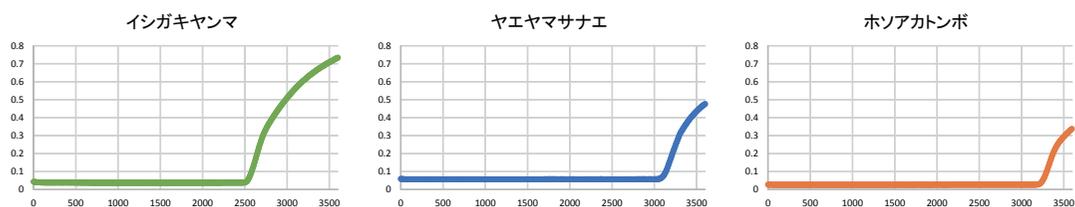


図5 西表島絶滅危惧トンボ類3種におけるLAMPプライマーの検出結果。縦軸：濁度、横軸：時間(秒)。

4. メタバーコーディング解析

本研究において、西表島から得られた環境 DNA サンプルの濃度の低さから、当初計画していた生息状況評価が行えていない。そこで、仲間川にそそぐ支流の 1 ポイント (図 4) から 2.0 L の水を採水・濾過濃縮し、DNA を抽出した。これによって得られた環境 DNA サンプルに対し、無脊椎動物用に設計されたプライマーセットを用いたメタバーコーディング解析を行った (生物技研)。

メタバーコーディング解析の結果、計 48,308 本の結合リード配列が得られた。データベースでの照合の結果、代表種として 24 種の生物がピックアップされた (表 6)。西表島における絶滅危惧トンボ類に関しては、検出リード数の 4 番目に高い生物種として、ヒメホソサナエ *Leptogomphus yayeyamensis* Oguma, 1926 がデータベース上の配列 (AB707765) との相溶性 99.32 % で検出された (表 6)。これにより、環境 DNA 解析から西表島における絶滅危惧トンボ類の解析が可能であることが示された。しかし、本解析に用いたサンプル採水地域では、ヒ

メホソサナエ以外にも絶滅危惧トンボ類を含む複数のトンボ種が確認できる。今後トンボ類に対し、より正確なメタバーコーディング解析を行うためには、トンボ類に特化した新たなプライマーの作成が欠かせないだろう。

IV. まとめ

本申請研究では、当初目標としていた環境 DNA 解析を用いた西表島に生息する各種絶滅危惧トンボ類の生息状況の把握まで至ることはできなかった。しかし、メタバーコーディング解析の結果から環境 DNA 解析手法を用いてトンボ目を検出することができることまでは示された。環境 DNA 解析手法の 1 つとして期待される LAMP 法による解析に欠かせないプライマーも 3 種に対して設計できた。今後は、西表島の絶滅危惧トンボ類の保全のためにも、他地域での解析と比べ環境 DNA サンプルの濃度が低くなる原因を解明し、西表島の水域環境に最適な解析手法を検討することで、これらの種に対しても環境 DNA 解析による生息状況評価を行えるようにしていく必要があるだろう。

表 6 メタバーコーディング解析の結果得られた代表配列と相溶性の高い生物種リスト。生物種は、BLAST 検索の結果、各種代表配列と最も相溶性が高かった種。

和名	学名	アクセッション番号	検出リード数	相溶性 (%)
トウヨウモンカゲロウ	<i>Ephemera orientalis</i>	KF256907.1	25940	94.3
アシマダラブユ属の一種	<i>Simulium siamense</i>	GQ865994.1	12566	97.97
タテハモドキ	<i>Junonia almana</i>	KX267580.1	2368	92.26
ヒメホソサナエ	<i>Leptogomphus yayeyamensis</i>	AB707765.1	2068	99.32
ヨコエビ属の一種	<i>Gammarus balcanicus</i>	DQ320034.1	1252	89.81
Megaselia 属の一種 (ノミバエ科)	<i>Megaselia scalaris</i>	KC177442.1	1163	87.62
マツカレハガ	<i>Dendrolimus punctatus</i>	KJ913814.1	957	90.49
ショウジョウバエ科の一種	<i>Drosophila camargoi</i>	EU494312.1	595	91.04
ケベリクシヒゲボタル	<i>Stenocladus shirakii</i>	AB009929.1	433	99.3
Acalles の一種 (ゾウムシ科)	<i>Acalles muelleri</i>	FJ716485.1	306	86.39
ヒラタクワガタ	<i>Dorcus titanus</i>	LC075008.1	182	98.1
ミツボシキアブモドキ	<i>Xylomya moiwana</i>	KT225302.1	100	82.26
ショウジョウバエ科の一種	<i>Drosophila rubida</i>	EU494327.1	79	86.65
Leptophlebiidae 属の一種 (トビロカゲロウ科)	<i>Penaphlebia sp.</i>	AY749782.1	47	82.88
クロヒカゲ	<i>Lethe diana</i>	JX185880.1	35	92.52
Asiemphtus 属の一種 (ハバチ科)	<i>Asiemphtus rufoccephalus</i>	KR703582.1	30	86.74
ヨコエビ属の一種	<i>Gammarus balcanicus</i>	DQ320034.1	27	91.08
クロゴキブリ	<i>Periplaneta fuliginosa</i>	AB126004.1	26	95.6
ハダカユスリカ属の一種	<i>Cardiocladius sp.</i>	EU669992.1	15	89.72
Ozirhincus 属の一種 (タマバエ科)	<i>Ozirhincus hungaricus</i>	KR338907.1	14	87.06
ヨコエビ属の一種	<i>Gammarus balcanicus</i>	DQ320034.1	12	93.56
サビキコリ属の一種	<i>Agrypnus sp.</i>	KT460118.1	7	90.65
Neuroctenus 属の一種 (ハナカメムシ科)	<i>Neuroctenus parus</i>	EU427340.1	7	88.85
Rhipidia 属の一種 (ヒメガガンボ科)	<i>Rhipidia chenwenyoungi</i>	KT970063.1	6	94.32

また、本研究における遺伝的多様性の解析から、西表島に生息する流水域と止水域でそれぞれ幼虫期を過ごす2種のトンボ（ヤエヤマサナエとホソアカトンボ）において遺伝的多様性が低い水準にある事が示された。本研究において解析した2種のみならず、西表島に生息する他の絶滅危惧トンボ類においても遺伝的多様性が低いことが懸念される。また、トンボ類にとどまらず、その他陸水環境に生息する生物種においても遺伝的多様性の低下が生じている可能性はある。そこで、今後西表島の生物種を保全していくうえで、遺伝的多様性を確保することを視野に含めた保全対策を検討していく必要があると思われる。

文献

- Clement, M., Posada, D. and Crandall, K.A. 2000. TCS: a computer program to estimate gene geologies. *Molecular Ecology* 9: 1657-1660.
- Doi, H., Katano, I., Sakata, Y., Souma, R., Kosuge, T., Nagano, M., Ikeda, K., Yano, K. and Tojo, K. 2017. Detection of an endangered aquatic heteropteran using environmental DNA in a wetland ecosystem. *Royal Society Open Science* 4(7): 170568.
- Excoffier, L. and Lischer, H.E.L. 2010. Arlequin suite ver 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources* 10: 564-567.
- Fleck, G., Brenk, M. and Misof, B. 2008a. Larval and molecular characters help to solve phylogenetic puzzles in the highly diverse dragonfly family Libellulidae (Insecta: Odonata: Anisoptera): the Tetrathemistinae are a polyphyletic group. *Organisms Diversity & Evolution* 8(1): 1-16.
- Fleck, G., Ullrich, B., Brenk, M., Wallnisch, C., Orland, M., Bleidissel, S. and Misof, B. 2008b. A phylogeny of anisopterous dragonflies (Insecta, Odonata) using mtRNA genes and mixed nucleotide/doublet models. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 46(4): 310-322.
- Frankham, R., Briscoe, D.A. and Ballou, J.D. 2002. *Introduction to conservation genetics*. Cambridge University Press. Cambridge.
- 二橋 亮 2011. DNA 解析から見た日本のトンボ再検討 (1). *TOMBO*. 53 : 67-74.
- Jordan, S., Barruet, E. and Olaf, M. 2007. Blue hawaiense and beyond; conservation genetics and comparative phylogeography of four Hawaiian Megalagrion damselfly species (Odonata: Coenagrionidae). In: N. L. Evenus & J.M. Fitzsimons (Ed.) *Biology of Hawaiian Streams and Estuaries*. Bishop Museum Bulletin in Cultural and Environmental Studies 3: 247-260.
- Hartl, D. L. 1981. *A Primer of Population Genetics*. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts.
- 石田昇三, 石田勝義, 小島圭三, 杉村光俊 1988. 「日本産トンボ幼虫・成虫検索図説」東海大学出版会
- 角谷 拓, 須田真一, 鷲谷いづみ 2010. トンボの絶滅リスクに及ぼす生態的特徴の効果. *日本生態学会誌*. 60 : 187-192.
- 環境省 2010. 「生物多様性総合評価 (報告書)」環境省
- 環境省 2014. 「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—昆虫類」ぎょうせい
- 環境省 2016. 「西表石垣国立公園 公園区域及び公園計画変更書 [第3次点検]」環境省
- 那覇自然環境事務所 2014. 奄美・琉球世界自然遺産候補地科学委員会資料. 西表島における自然環境保全上の課題と取組. <http://kyushu.env.go.jp/naha/files/4d0722f3e855cf443ff1808d611420a1.pdf>. (2017.11.28 閲覧)
- Librado, P. and Rozas, J. 2009. DnaSP v5: a software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics* 25: 1451-1452.
- 沖縄県文化環境部自然保護課 2005. 「改訂・沖縄県の絶滅のおそれのある野生生物 (動物編)—レッドデータおきなわ—」沖縄県文化環境部自然保護科
- 林野庁 2017. 奄美大島, 徳之島, 沖縄島北部及び西表島の世界自然遺産への推薦について. http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/sin_riyou/attach/pdf/170120-3.pdf. (2017.11.28 閲覧)
- 須田 真, 角谷 拓, 鷲谷いづみ 2009. トンボの危機を市民研究者が評価する. 森林環境研究会編「森林環境 2009 生物多様性の日本」森林文化協会 : 93-105.

- 杉村光俊, 石田昇三, 小島圭三, 石田勝義, 青木典司
1999. 「原色日本トンボ幼虫・成虫大図鑑」北海道
大学図書刊行会
- 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(12): 2725-2729.
- 牛久保宏 2004. LAMP 法の原理. *ウイルス* 54 (1) :
107-112.
- 渡辺賢一, 焼田理一郎, 小浜継雄 2007. 「沖縄のトンボ
図鑑」株式会社いかだ社

Inhabiting situation assessment of Iriomote island's threatened odonatology using environmental DNA analysis.

OKUYAMA Hisashi, TAKAHASHI Jun-ichi,
TSUBAKI Yoshitaka and WATANABE Kenichi

Currently, 68 odonatology species are confirmed in Iriomote Island, and 19 species of them are listed in the Red Data Okinawa. We aimed to assess the genetic diversity and inhabiting situation using environmental DNA analysis of threatened odonatology in Iriomote Island. For genetic diversity, we analyzed the nucleotide diversity and haplotype diversity of *Asiagomphus yayeyamensis* and *Agrionoptera insignis insignis* using 16S rRNA and COI, and ITS1 and ITS2 regions, and consequently we suggested that genetic diversities of both species are low level. For environmental DNA analysis, we sampled environmental water from Iriomote Island and extracted DNA. Their DNA concentration were very low, therefore we did not detect eDNA of threatened odonatology in Iriomote Island by the LAMP method. Additionally, we performed meta-barcoding analysis. As a result, we detected *Leptogomphus yayeyamensis*. Therefore, the environmental DNA analysis will also be available in threatened odonatology in Iriomote Island.

Keywords: Genetic diversity, Freshwater ecosystem, LAMP, Meta-barcoding analysis

知床海域におけるシャチの生息地利用の解明と 持続的観光資源としての保全に関する研究

北海道シャチ研究大学連合 (Uni-HORP)

三谷曜子¹・宮本春奈²・大泉 宏³・吉岡 基⁴・

中原史生⁵・山本友紀子⁶・幅 祥太⁷・齋野重夫⁸

本研究では、知床海域におけるシャチの生息地利用を明らかにするため、船上からのビデオ撮影による行動記録と衛星発信器による移動追跡を行った。発見したシャチ9群のうち、行動観察に十分なほど近づけた7群について船で追跡し、行動をビデオで記録した。また、群れのうち既に識別されていた個体を1~2頭選定し、衛星発信器装着を試みた。ビデオ記録から行動分類を行った結果、「移動・休息」の時間が最も長かったが、採餌行動の指標とされるアーチダイビングも様々な場所で観察された。衛星発信器は4個体に装着することができ、5~7月においては根室海峡から千島列島のウルップ島のオホーツク海側を主に利用し、時折千島海溝を超えて北太平洋に滞在する個体も存在することが明らかとなった。知床海域はこれらのシャチにとって、5~6月に採餌や社会行動などを行うための重要な海域であることが示唆された。

キーワード：行動分類、衛星発信器、北海道、鯨類、移動、ウォッチング

1. 緒言

北海道の知床半島は2005年に世界自然遺産登録され、それを機に根室海峡に面する羅臼町でも観光客が増加した。根室海峡は南部の水深が20~30mと浅いものの、北口中央部では2,400mを超える急深な海底地形となっており(図1)、多様な海洋生物が生息する豊かな海である。7~9月にはマッコウクジラ *Physeter macrocephalus*、2~3月には流氷とともに猛禽類やアザラシ類が来遊することから、これらの種を主な対象としたウォッチング業の繁忙期となっている。

近年、5~6月を盛期としてシャチ *Orcinus orca* が本海域に多数来遊することが明らかと

なり、当研究グループによるこれまでの調査結果でも200頭以上の個体を識別している(大泉ほか2016)。よって最近では、新たなウォッチング対象として本種が着目されているが、本種がこの海域をどのように利用しているのかにつ

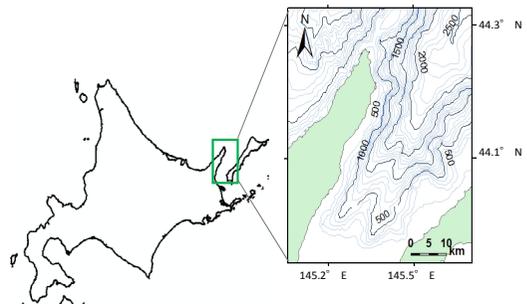


図1 調査海域

1: 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 2: 北海道大学大学院環境科学院 3: 東海大学海洋学部 4: 三重大学大学院生物資源学研究科 5: 常磐大学総合政策学部 6: 京都大学野生生物研究センター 7: 葛西臨海水族園 8: フリーエコツアーガイド

2017. 12. 1 受付 2018. 12. 20 公開

いては明らかになっていない。

回遊性の海棲哺乳類であるシャチは、海氷が密接する海域のように物理的に障害がある海域には進入しないこと、餌生物の分布や季節的な移動にともなう分布を変化させることが知られている (Nichol, 1990; Baird & Dill, 1995; Similä *et al.* 1996; Hauser *et al.* 2007; Ferguson *et al.* 2010; Matthews *et al.* 2011; Reisinger *et al.* 2011)。例えば、カナダ西岸や亜南極では海棲哺乳類食性のシャチが餌生物であるアシカ類やアザラシ類の繁殖期に合わせて出現すること (Baird & Dill, 1995; Reisinger *et al.* 2011)、カナダ西岸やノルウェーでは、魚食性のシャチがタイセイヨウニシン *Clupea harengus* やサケ類の分布に合わせて季節的に移動することが報告されている (Nichol, 1990; Similä *et al.* 1996; Hauser *et al.* 2007)。

知床海域に目を向けてみると、2～3月には海氷に覆われることが多く、時には4月末まで海氷が見られることもある。遅くまで海氷に覆われている年では、シャチの来遊が遅くなるなど、本海域でも海氷によってシャチの回遊が影響を受けることが示唆されている (宮本ほか 2017)。海氷の他に、当海域におけるシャチの分布に影響を与えるものとして、餌生物の分布が考えられる。日本沿岸海域におけるシャチの餌生物についての知見は少なく、他の海域で見られるような魚食性と哺乳類食性に分かれるのかも不明であるが、1948～1957年に日本各地で捕獲された個体や、1998年に網走で捕獲された個体、2005年に根室海峡北部 (相泊) で海氷に閉じ込められて死亡した個体の胃内容物調査では、タラ類などの底生魚類、中深層性の頭足類、アザラシ類、イシイルカ *Phocoenoides dalli* などが見られることが明らかになっている (Nishiwaki & Handa 1958; 谷田部ほか 2009; Hanson & Walker 2014)。本海域における底生魚類や中深層性の頭足類の分布の季節変化につい

ては不明だが、アザラシ類であるクラカケアザラシ *Histiophoca fasciata* やゴマフアザラシ *Phoca largha* は3～4月に根室海峡の氷上で繁殖する。その後、離乳した仔アザラシが根室海峡に少なからず滞在していることが考えられることから、これらをシャチが狙って来遊する可能性がある。一方、イシイルカは7～8月の方が頻繁に根室海峡で観察されていることから (藤田ほか 2014)、イシイルカの回遊に合わせて5～6月にシャチが知床海域に来遊しているという可能性は低いと考えられる。

もう一つの生息地利用として考えられるのは、繁殖海域としての利用である。カナダやアメリカなどの他海域においては、繁殖海域に多数の群れが集まり「スーパーポッド」と呼ばれる現象が起きることが知られている (Barrett-Lennard & Heise 2006)。本海域においても、5月に100頭が同日に観察された例があることから (宮本ほか 2017)、この時期に知床海域に集まるシャチは、繁殖という目的があることも考えられる。

以上のように、シャチにとって知床海域は摂餌や繁殖などをするための重要な生息地であると言える。繁殖力の高くないシャチにおいて、重要な生息地を保全していくことが必要であることから、今後、シャチを観光資源として持続的に利用していくためには、本海域における生息地利用を明らかにする必要がある。そこで、本研究ではシャチの生息地保全に資することを目的とし、個体識別によりどの群れが複数年来遊しているのかを明らかにし、行動追跡から、どの群れがどの場所を何の目的で利用しているのかを明らかにすることを目的とした。

II. 材料と方法

1. 現地調査

調査地は、羅臼沖を中心とする根室海峡の日

露中間線までとして設定した。現地調査は2017年5月13日から19日に「はまなす(19トン)」（尾田建設・羅臼町）を用いた乗り合いチャーター船で行った。調査では毎日6時前に出港し、16時頃の帰港まで双眼鏡を用いて探鯨を行った。調査ではアッパーブリッジに双眼鏡を使う調査員が積極的に前方180°を探鯨している間を調査努力中とし、悪天候や視界不良時、停船漂流時は目視努力を中断した。目視中の航走速度は基本的に約10ノットとした。記録は、目視努力に関するイベント発生時の時刻と位置の他、毎正時に天候と海況の記録を行った。海棲哺乳類の発見があった場合には発見時刻、位置、種名、頭数などを記録した。また、ハンディGPSにより30秒ごとに緯度経度を自動的に記録するように設定した。

シャチを発見した場合には航走速度を落としてシャチの行動を妨害しないように注意して接近し、追跡しながら写真撮影、ビデオ撮影、行動記録を行った。ビデオは右舷前方90度を撮影できるよう、2台を船のアッパーデッキの柱に固定した。さらに1台を手持ちで撮影することにより、後方や左舷側にシャチが出た場合のデータを補完し、同時に声で行動などを記録した。

接近したシャチの群れのうち、すでに個体識別されているシャチ1～2頭を選定し、背びれに衛星発信器(Wildlife Computers社)を空気銃(Dan-Inject社)で装着した。

追跡は連続的に行い、可能な限り全ての個体について識別用の写真が撮影されるか、シャチを見失うまで、あるいは調査区域外にシャチが泳ぎ去るまで続けた。

また、北海道大学水産学部附属練習船「うしお丸(179トン)」によって2016年10月12日から19日に行われた函館～根室周辺の研究航海においても目視による探鯨を行ったが、シャ

チの発見は釧路沖のみの1回(1群11頭)であった。

2. 行動分類

先行研究では、シャチの行動を社会行動、採餌行動、移動行動、休息行動といった4つの行動に分けている。それぞれの分類には下記のような定義がある。社会行動は他個体や無生物(船を含む)との交流を含み、不規則な潜水時間、遊泳速度、遊泳方向を示し、高確率でジャンプや尾びれを水面に打ち付けるテイルスラッピング、水面上を探索するために頭を出すスパイホッピングなどの水面行動が見られる(Ford 1989; Williams et al. 2006; Lusseau et al. 2009)。採餌行動は、腰を持ち上げてから潜るアーチャダイビングを行い、多くの場合、長時間の潜水が含まれる(Ford 1989)。移動行動では、群れの個体の呼吸が同調し、遊泳方向が一致する(Baird & Dill 1995)。休息行動では、2ノット未満の速度で泳いでいるか、群れの個体間の呼吸が同期的、かつ完全に静止している(Ford 1989)。これらを参考にして、本研究では図2のように行動を分類した。

III. 結果と考察

1. 行動観察

本調査では、合計67時間40分の調査が行われ、この内目視努力は39時間22分、調査距離は503.0海里で、うち385.9海里で目視努力が行われた。合計127群317頭の高尾哺乳類が発見され、シャチ、イシイルカ、ツチクジラ *Berardius bairdii*、ナガスクジラ *Balaenoptera physalus*、ミンククジラ *B. acutorostrata*、キタオットセイ *Callorhinus ursinus*、トド *Eumetopias jubatus* が出現した。最も個体数が多かったのはイシイルカで35群131頭、その次がシャチで9群82頭以上(頭数不明含む)であった。

シャチに遭遇したのは5/13, 14, 16, 18, 19

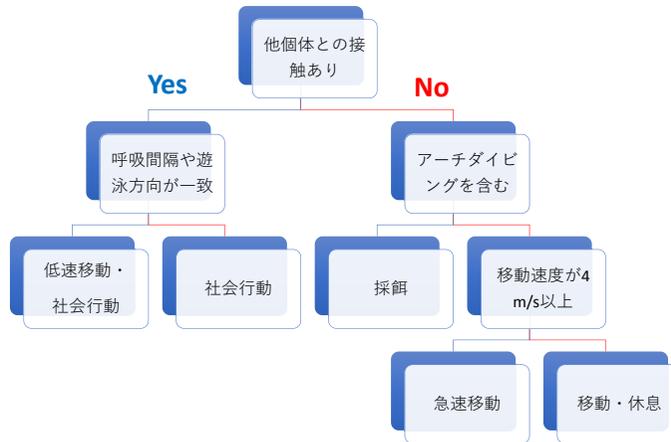


図2 行動分類フローチャート

の5日間であり、合計25時間9分にわたって接近確認を行った。行動観察に十分なほど近づけたのは9群のうち7群であった(表1)。それぞれの群れを1~3.5時間ビデオ撮影することができ、合計の撮影時間は17時間51分であった。この7群の合計頭数は、発見時には80頭であったが、個体識別写真を下船後に解析したところ、合計119頭となった。

行動分類のフローチャート(図2)に従って、行動を分類したところ、「移動・休息」が最も多く、16.6時間であった(図3)。しかし、このカテゴリーでは、現在のところ非常に低速の移動と休息を分けることができず、今後どのように分けるかを検討することが必要である。また、アーチダイビングも7群のうち、5

群で見られた。5/14ではアーチダイビングが見られたシャチの群れ付近に外套部が分離したイカの頭部が浮いており、それを回収してみたところ、ササキテカギイカ *Gonatus madokai* であることが明らかとなった。本種はHanson & Walker (2014)において網走で捕獲されたシャチの胃内容物からも出現しており、シャチが食べた残りが浮いていた可能性もある。これまで、採餌行動と見られる行動が羅臼港前でよく観察されているという情報が寄せられていたが、5/19では北部のモイレウシ川河口沖でもアーチダイビングが見られており、全ての群れが必ず同じ場所を採餌場所に利用しているというわけではないことが明らかとなった。

表1 2017年5月における知床海域で発見されたシャチの群れ

調査日	発見			頭数	写真による 確認頭数	録画時間
	時刻	緯度	経度			
2017/5/13	5:54:16	44.01055	145.20905	8	20	3:19
2017/5/14	6:01:30	43.99001667	145.26935	12	27	1:26
2017/5/14	10:57:31	44.23098333	145.3770333	8	8	3:13
2017/5/16	10:15:56	44.09543333	145.3036667	8	8	1:15
2017/5/16	13:01:12	43.97546667	145.2497333	16	28	2:02
2017/5/18	6:10:00	44.06716667	145.2795667	8	8	3:33
2017/5/19	8:42:08	44.32408333	145.4071333	20	20	3:03
合計				80	119	17:51

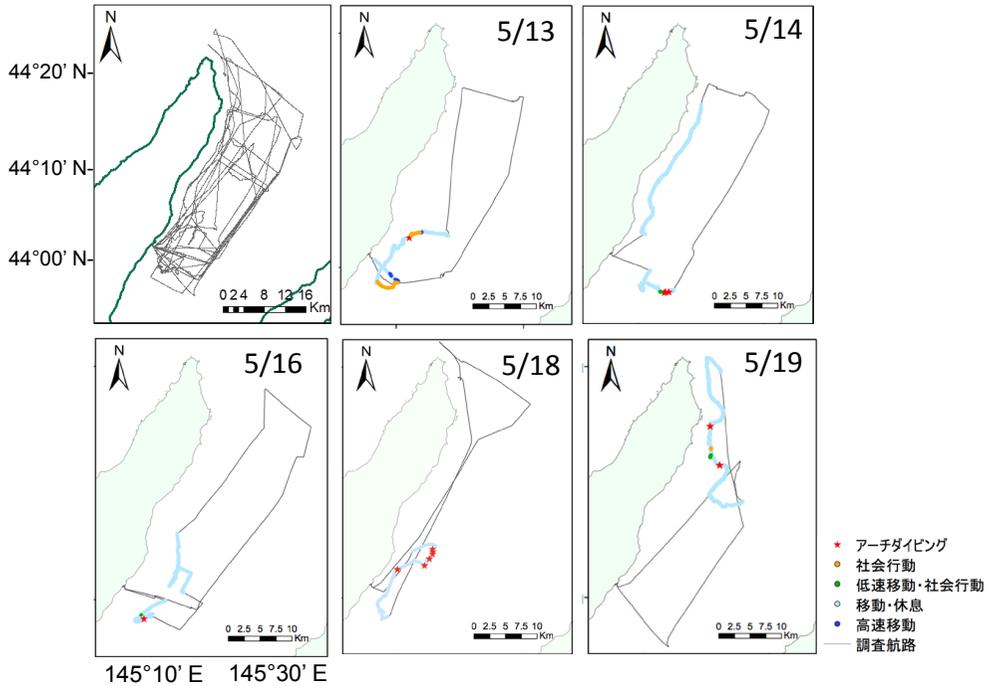


図3 調査航路と行動分類. 全日程の航路（上段左）とシャチの行動観察が可能だった各日の航路と行動分類.

2. 衛星発信器による追跡

本研究において、5/13に1頭、5/18に2頭、5/19に1頭の計4頭に衛星発信器を装着することができた（表2）。装着から最終発信日までには平均81日間（46～151日間）であった。どの個体も、すでに個体識別がされており、当研究グループが調査を開始した2010年以降において、No. 1701（RA-OO121）は2012～2017年、No. 1702（RA-OO056）は2011～2017年、No. 1703（RA-OO098）は2012～2017年、No. 1704

（RA-OO129）は2012～2013、2016～2017年と複数年観察されている個体であった。また、No. 1701、1702は佐藤（2009）によっても報告されている個体であり、2008年以前から観察されている個体である。

全ての個体が根室海峡から択捉島西岸沖に主に滞在していた（図4）。

No. 1701は5/13～5/16まで根室海峡に滞在し、5/17に国後島北西岸から北上した後、5/19に知床半島西部に南下した。5/25に知床岬を

表2 衛星発信器装着個体

シャチ	識別番号	性	装着日	受信終了日	日数
1701	RA-OO121 (SNS-036)	F	2017/5/13	2017/7/26	74
1702	RA-OO056 (SNS-012)	F	2017/5/18	2017/7/9	52
1703	RA-OO098	J?M	2017/5/18	2017/7/3	46
1704	RA-OO129	F?	2017/5/19	2017/10/17	151

回って再び根室海峡に入ってきたが、5/28 に再び知床半島西部へ移動した。その後、根室海峡へは6/11～6/14, 6/22, 6/25～6/28, 7/1, 7/3, 7/5, 7/9, 7/12～7/13, 7/21～7/22 に入ってくるなど、短期間で知床半島の西部と東部を移動していた。

No. 1702 と No. 1703 は、同じ群れにいた個体であり、その移動経路はほぼ同じであった。5/18～5/21 まで根室海峡に滞在し、5/22～5/30 に択捉島南部の西岸沖に滞在した後、5/31 に再び根室海峡に戻ってきた。その後、6/7 にまた北上し、受信が途切れた7/9 まで択捉島南部西岸沖に滞在した。

No. 1704 は No. 1701 の群れと同時に発見された群れの個体であったが、No. 1701 とは異なる移動をしていた。また、根室海峡に滞在していたのは、5/19～5/20 であり、その後は北上して択捉島オホーツク海側の海域に主に滞在し、8月と9月に1回、千島海溝を超えて北太平洋に滞在した。

発信器の受信期間は長くて151日であり、一年を通じて行動圏を明らかにすることはできていないが、5～7月においては根室海峡から千

島列島のウルップ島のオホーツク海側を主に利用し、時折千島海溝を超えて北太平洋に滞在する個体も存在することが明らかとなった。

またシャチが多く発見される海域として、サハリン島、オホーツク海北西部、千島列島中～北部、カムチャッカ半島、コマンダー諸島などが知られているが (Tarashan et al. 2005; Filatova et al. 2007; Filatova et al. 2012a, b; Shpak 2012; Shulezhko et al. 2012)、知床海域に生息するシャチについては、千島列島中部最南のウルップ島までは北上するものの、他の海域へと移動することはなかった。千島列島で識別された139個体をカムチャッカ半島のカタログと照合しても、マッチングした個体は1個体のみであり、その個体は千島列島中部の北寄りにある捨子古丹島で識別された個体であったことが報告されている (Shulezhko et al. 2012)。他の海域でも、調査は主に夏期に行われているが、夏期のシャチの行動圏は、各海域で重複しないような範囲であることが考えられる。

以上のことから考えると、知床海域は根室海峡から知床半島西部、ウルップ島にかけてを夏期の行動圏とするシャチにとって、5～6月に

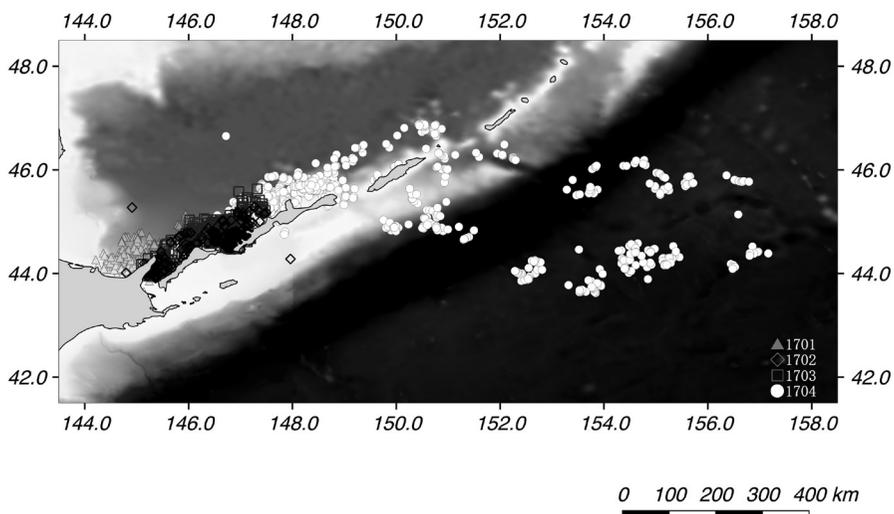


図4 衛星発信器によるシャチの定位地点

採餌や社会行動などを行うための重要な海域であることが考えられる。今後も、シャチが持続的に知床海域を利用することができるように、また観光資源としての持続性を保つことができるように、生態を明らかにしていく必要がある。

謝辞

本調査の実施に当たっては、調査船の運航について「はまなす」の船長と乗組員、ならびに運営会社の尾田建設株式会社（羅臼町）に多大な協力を頂いた。また、フィールド調査は多くのボランティアの協力を頂いて行われた。各氏のご協力に深謝する。また北海道東部の目視調査において多大な協力をいただいた、北海道大学水産学部附属練習船「うしお丸」の船長および乗組員の方々に謝意を表す。

参考文献

- Baird, R.W. and Dill, L.M. 1995. Occurrence and behaviour of transient killer whales: seasonal and pod-specific variability, foraging behaviour, and prey handling. *Canadian Journal of Zoology* 73: 1300-1311.
- Barrett-Lennard, L. G., and Heise, K. A. 2006. The natural history and ecology of killer whales. Whales, whaling, and ocean ecosystems. University of California Press : 163-173. Berkeley.
- Ferguson, S.H., Dueck, L., Loseto, L.L. and Luque, S.P. 2010. Bowhead whale *Balaena mysticetus* seasonal selection of sea ice. *Marine Ecology Progress Series* 411: 285-297.
- Filatova, O. A., Fedutin, I. D., Burdin, A. M. and Hoyt, E. 2007. The structure of the discrete call repertoire of killer whales *Orcinus orca* from Southeast Kamchatka. *Bioacoustics* 16(3): 261-280.
- Filatova, O. A., V. B. Deecke, J. K. B. Ford, C. O. Matkin, L. G. Barrett-Lennard, M. A. Guzeev, A.M. Burdin and E. Hoyt. 2012a. Call diversity in the North Pacific killer whale populations: implications for dialect evolution and population history. *Animal Behaviour* 83: 595-603.
- Filatova, O.A., Fedutin, I.D., Shabalina, A.O., Burdin, A.M. and Hoyt, E. 2012b. Vocal dialects and populations structure of killer whales from Eastern Kamchatka and the Commander Islands. Materials of the killer whale workshop, VII International Conference "Marine mammals of the Holarctic" 8-11.
- Ford, J.K.B. 1989. Acoustic behaviour of resident killer whales (*Orcinus orca*) off Vancouver Island, British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 67(3): 727-745.
- 藤田弥生, 大槻真友子, 宮下和士, 三谷曜子, 北 夕紀 2014. 根室海峡北部根室海峡北部沖における鯨類目視調査. *東海大学紀要・生物学部* 3 : 11-17.
- Hanson, M.B. and Walker, A.W. 2014. Trans-Pacific consumption of Cephalopods by North Pacific Killer Whales (*Orcinus orca*). *Aquatic Mammals* 40(3): 274-284.
- Hauser, D.D.W., Logsdon, M.G., Holmes, E.E., Vanblaricom, G.R. and Osborne, R.W. 2007. Summer distribution patterns of southern resident killer whales *Orcinus orca*: Core areas and spatial segregation of social groups. *Marine Ecology Progress Series* 351: 301-310.
- Lusseau, D., Bain, D.E., Williams, R. and Smith, J.C. 2009. Vessel traffic disrupts the foraging behavior of southern resident killer whales *Orcinus orca*. *Endangered Species Research* 6(3): 211-221.
- Matthews, C.J.D., Luque, S.P., Petersen, S.D., Andrews, R.D. and Ferguson, S.H. 2011. Satellite tracking of a killer whale (*Orcinus orca*) in the eastern Canadian Arctic documents ice avoidance and rapid, long-distance movement into the North Atlantic. *Polar Biology* 34 (7): 1091-1096.
- 宮本春奈, 岩原由佳, 幅 祥太, 中原史生, 大泉 宏, 斎野重夫, 山本友紀子, 吉岡 基, 三谷曜子 2017. 北海道東部海域におけるシャチの分布と生息環境. *知床博物館研究報告* 39 : 37-48.
- Nichol, L.M. 1990. Seasonal movements and foraging behaviour of resident killer whales (*Orcinus orca*) in relation to the inshore distribution of salmon (*Oncorhynchus* spp.) in British Columbia. *Canadian Journal of Zoology* 74(6): 983-991.
- Nishiwaki, M. and Handa, C. 1958. Killer whales caught in the coastal waters off Japan for recent 10 years. *The Scientific Reports of the Whales Research Institute* 13: 85-96.
- 大泉 宏, 吉岡 基, 三谷曜子, 中原史生, 佐々木友

- 紀子, 幅 祥太, 青山桜子, 斎野重夫, 佐藤晴子
2016. 北海道周辺に生息するシャチの社会構造と
行動圏の利用様式: 生息地保全への基礎研究. 自
然保護助成基金成果報告書 23: 93-106.
- Reisinger, R., de Bruyn, P., Tosh, C., Oosthuizen, W.,
Mufanadzo, N. and Bester, M. 2011. Prey and seasonal
abundance of killer whales at sub-Antarctic Marion
Island. *African Journal of Marine Science* 33(1): 99-105.
- 佐藤晴子 2009. 2006-2008 年の偶発的な目視観察に基
づく知床・根室海峡に出現したシャチの写真識別
カタログ. 知床博物館研究報告 30: 55-82.
- Shpak, O.V. 2012. Mammal-eating killer whales (*Orcinus
orca*) in the western part of the Okhotsk sea: our
observations and interview data. Materials of the killer
whale workshop, VII International Conference "Marine
mammals of the Holarctic" 17-20.
- Shulezhko, V.N. and Burkanov V.N. 2012. Encounters with
killer whales in the northwestern Pacific in 2003-2011.
Materials of the killer whale workshop, VII International
Conference "Marine mammals of the Holarctic" 21-26.
- Similä, T., Holst, J.C. and Christensen, I. 1996. Occurrence
and diet of killer whales in northern Norway: seasonal
patterns relative to the distribution and abundance of
Norwegian spring-spawning herring. *Canadian Journal
of Fisheries and Aquatic Sciences* 53 (4): 769-779.
- Tarasyan, K.T., Filatova, O.A., Burdin, A.M., Hoyt, E. and
Sato H. 2005. Keys for the status of killer whales in
Eastern Kamchatka, Russia: foraging ecology and
acoustic behavior. *Biosphere Conservation* 6: 73-83.
- 谷田部明子, 天野雅男, 窪寺恒己, 山田 格 2009. 北
海道羅臼町にマストランディングしたシャチの
胃内容物. 加藤秀弘, 吉岡 基編「シャチの現状
と繁殖研究にむけて」鯨研叢書 14: 84-90. (財)
日本鯨類研究所
- Williams, R., Lusseau, D. and Hammond, P.S. 2006.
Estimating relative energetic costs of human disturbance
to killer whales (*Orcinus orca*). *Biological Conservation*
133(3): 301-311.

Habitat use of killer whales in the Shiretoko area and conservation as sustainable tourism resource.

MITANI Yoko, MIYAMOTO Haruna, OHIZUMI Hiroshi,
YOSHIOKA Motoi, NAKAHARA Fumio,
YAMAMOTO Yukiko, HABA Shota and SAINO Shigeo

We video-recorded activities of killer whales and tracked movements by satellite tags in order to reveal habitat use in the Shiretoko area. We followed and video-recorded the activities of seven of nine groups encountered, which we could get close enough to observe. And we tried to deploy satellite tags to 1 or 2 animals, which were already photo-IDed in each group. Killer whales spent "Traveling, Resting" for the longest, and arch diving, which is an index of foraging, was also observed at several points. We deployed 4 satellite tags, and revealed that the killer whales used between the Nemuro Strait and the Urup Island, the Kuril Islands during May to July, then there was a whale moving south over the Kuril-Kamchatka Trench and staying in the western North Pacific. Our results suggest that the Shiretoko area is important for these killer whales for foraging and/or socializing between May and June.

Keywords: Activity classification, Satellite tag, Hokkaido, Cetacean, Movement, Watching

北海道における絶滅危惧種カワシンジュガイの個体群の 現状把握と稚貝減少要因の解明

北大カワシンジュガイ研究グループ
川尻啓太¹・照井 慧²・三浦一輝³

カワシンジュガイは、環境省レッドリスト絶滅危惧Ⅱ類に指定されている淡水二枚貝である。北海道では比較的多くの個体群が残されていると思われるが、これまでの記載的な研究から若齢個体（稚貝）の欠落が指摘されている。これは、繁殖プロセスが損なわれていることを意味しており、早急な原因究明が求められる。本研究では、道内に生息するカワシンジュガイの繁殖プロセスに影響すると思われる 3 つの要因（細粒土砂、水質、宿主密度）について相対的な重要性を検討した。これらの要因は既存研究で報告されているが相対的な重要性はわかっていない。道内の 10 河川 27 地点で調査を行ったところ、カワシンジュガイは道内に広く分布していたが、稚貝の少ない個体群が多く認められた。解析の結果、河床中の細粒土砂が多い場所ほど、稚貝の割合が小さくなり、他の要因は影響していないことが分かった。稚貝は河床間隙を主な生息場とするため、細粒土砂による通水阻害が何らかの負の影響を及ぼしたと考えられる。細粒土砂の流入を軽減する対応策を検討するとともに、両者の因果関係を明らかにする必要がある。

キーワード：保全、再生産、宿主 - 寄生関係

1. 背景

イシガイ目淡水二枚貝（イシガイ類）は南極大陸を除くすべての大陸の水域に広く生息している（Strayer 2008）。また、水質浄化機能を持つことや他の分類群生物の生息場として機能する可能性があることから、河川生態系において重要な機能を持つ（Vaughn & Hakenkamp 2001; Vaughn & Spooner 2006）。しかし、多くの種では繁殖の証である若齢個体（稚貝）が全く生息していない個体群の存在が報告されており、近い将来の絶滅が危惧されている（Hastie et al. 2000; Geist 2010）。このため、繁殖過程を妨げる要因を解明する必要がある。

稚貝の減少要因は非生物的要因と生物的要因

に分けられる。イシガイ類は、幼生期に魚類に寄生する生活史をもつため、河川内の非生物的要因（水質や河床環境）に加えて、生物的要因（宿主の個体数密度）の健全性も必要不可欠である（Vaughn & Taylor 2000; Geist 2010）。例えば、富栄養化は稚貝の生育阻害を引き起こす可能性が示唆されている（Bauer 1988）。稚貝にとって重要な生息場である河床中の細粒土砂が多い場合には、通水が阻害されることで稚貝の死亡率を上昇させると考えられている（Österling et al. 2010）。宿主密度の低下は幼生の寄生成功率を低下させる（Österling et al. 2008）。しかし、稚貝の減少要因として、これらの相対的な重要性を調べた研究事例はない。

1: 北海道大学大学院農学院 2: 北海道大学大学院農学研究院 3: 北海道大学大学院環境科学院
2017. 11. 30 受付 2018. 12. 20 公開

イシガイ目カワシンジュガイ科カワシンジュガイ (*Margaritifera laevis*) は、環境省レッドリストに絶滅危惧Ⅱ類として掲載されており、すでに本州で多くの個体群絶滅が報告されている (環境省 2014)。北海道においては比較的多くの個体群が残されているが、稚貝の欠落による絶滅の影は確実に忍び寄っている (Akiyama 2007)。しかし、道内に生息するカワシンジュガイの分布や個体群の齢構成は系統的に調べられていない。

このような背景から、以下の2つを本研究の目的とした。1. 北海道内のカワシンジュガイの個体群の現状を把握すること。2. 稚貝を減少させる要因の相対的な重要性を明らかにすること。本研究の成果は、北海道内のカワシンジュガイの効果的な保全策の提案に際する重要な知見となりうる。

II. 方法

1. 調査河川概要

全ての野外調査は積雪期間を除く 2016 年 9 月から 2017 年 10 月に行った。カワシンジュガイが生息している北海道内の 10 河川を選定した (図 1)。以降、道北宗谷地域の 4 河川を河川 A・G・H・I、日本海に注ぐ天塩川流域内の 4 河川を河川 C・D・E・F、オホーツク地域の 1 河川を河川 J ならびに道央地域の 1 河川を河川 B と表記する。

2. カワシンジュガイ個体群

1) 野外調査

2016 年 9 月下旬から 2017 年 8 月中旬までの期間に行った。それぞれの対象河川に 30 ~ 50 m の調査地点を 2 ~ 3 地点設け、全河川で合計 27 地点を調査した (河川 B・G・J は 2 地点ずつ、その他の河川には 3 地点ずつ)。各調査地点では、30 cm 四方のコドラートを 15 個設置した。コドラート内を深さ 10 cm まで掘り起こし、河

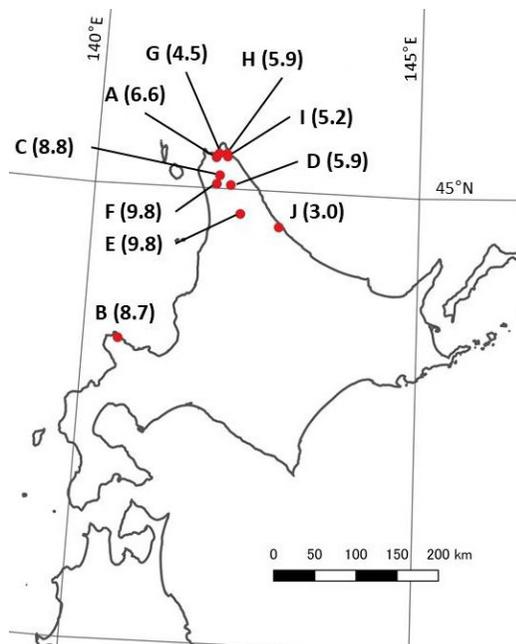


図 1 調査対象河川地図。北海道北部を中心に調査地点を設けた。() 内は各河川に設置した地点における川幅の平均値を示す。

床表面と内部に生息するカワシンジュガイを全個体採集し、個体数を記録した。採集個体はバットに並べてスケールとともにデジタルカメラ (FUJIFILM, FINEPIX XP120) で撮影後、速やかに採集場所に放流した。

2) 殻長測定と年齢測定

各地点における稚貝の個体数を知るためには、各個体の年齢を知る必要がある。カワシンジュガイは、靱帯や貝殻から年齢を調べることができるが、そのためには個体を殺す必要がある。本研究では、可能な限り非破壊的な手法を用いることとした。まず、各対象河川から 1 ~ 28 個体ずつ、計 82 個体のカワシンジュガイを実験室に持ち帰り、殻長を計測した。次に、各個体の靱帯の断面に刻まれている成長線の本数を数えることで、各個体の年齢を読み取った (Hastie et al. 2000)。しかし、靱帯は成長が進むにつれて殻頂部から損傷が進み、正確な年齢を

読み取ることができない。そのため損傷部の成長線は、殻に刻まれた成長阻害線と靱帯の長さをを用いて補正した (Nakamura et al. 2017)。

これらの殻長と年齢のデータから、Gompertz 曲線モデルを用いて成長曲線を作成した。Gompertz 曲線モデル (式 1, Gompertz 1825) は二枚貝の成長曲線によく用いられるモデルであり、カワシンジュガイの場合にも他の成長曲線モデルと比較して実測値とのずれを最も小さく推定することができる (Akiyama & Iwakuma 2009)。

Gompertz 曲線モデル：

$$L_t = L_{\infty} \exp(-a \exp(-Kt)) \dots \text{式 1}$$

L_t ：年齢 t における殻長 (mm)

t ：年齢

L_{∞} ：理論的な最大殻長

a, K ：定数

なお、 K は個体の成長速度を表す。推定にあたって、地理的な変異を考慮するために地域ごとに分けて成長曲線を作成した。成長曲線 I は道北の 9 河川を対象とし、成長曲線 II は道央の河川 B を対象とした。

各地点における稚貝の個体数は、以下の手順で算出した。各個体の殻長は、画像解析ソフトを用い、野外で撮影した写真画像をもとに計測した。得られた殻長データを成長曲線にあてはめ、各個体の年齢を推定した。

3. 水質

調査はカワシンジュガイの個体群調査と同じ地点で、2017 年 9 月下旬から 10 月上旬に行った。各地点で河川水サンプルを約 100 ml 採取した。このとき、ガラス繊維ろ紙 (Whatman 社 0.7 μm GF/F) を用いてろ過を行った。サンプルはクーラーボックスに入れて実験室に持ち帰り、冷凍庫で数日間保管した。解凍した後、ポータブル水質計で全窒素濃度 (mg l^{-1}) を計測した (東亜 DKK 社 TNP-10)。

4. 河床環境

調査はカワシンジュガイの個体群調査を行った地点で、同時期に行った。各地点内を代表する河床環境にて、カワシンジュガイ稚貝の生息場所である深さ 10 cm までの河床材料のうち、粒径 42 μm ~ 2 mm (カワシンジュガイ稚貝が潜ることのできる粒径 (Strayer & Malcom 2012)) の土砂を、ふるいとスコップを用いて約 200 ml 採取した。サンプルはクーラーボックスに入れて実験室に持ち帰り、冷凍庫で数か月保管した。解凍した後、サンプルを目合い 250 μm のふるいを用いて 250 μm 以下の細粒土砂 (土砂 A) と 250 μm 以上の土砂 (土砂 B) に分け、50 $^{\circ}\text{C}$ で 24 時間乾燥させたのちにそれぞれの乾燥重量を計測した。土砂 A と土砂 B の合計重量に対する土砂 A の重量割合を求め、これを細粒土砂割合とした。

5. 宿主個体群密度

各河川における 2006 年度から 2016 年度までのサクラマス (*Oncorhynchus masou masou*) 幼魚 (ヤマメ) の生息密度データを用いた。本研究では 10 年間の平均個体数密度を算出し、この数値を解析に用いた。ヤマメの個体数は年変動が大きいため、長年間の平均値を用いることが望ましい。なお、ヤマメ生息密度データは、天塩魚類生息環境に関する専門家会議、さけ・ます内水面水産試験場によってまとめられたデータを使用した。

6. 解析

稚貝の個体数割合 (稚貝割合) に影響する要因を明らかにするために、一般化線形混合モデルによる解析を行った。稚貝割合を目的変数とし、全窒素濃度と細粒土砂割合 (非生物的要因) と宿主の 2006-2016 年の平均個体数密度 (生物的要因) の 3 つを説明変数とした。また、元々の河川間の環境や生物相の違いを考慮するために、調査河川をランダム効果とした。目的変数

の誤差構造は二項分布を仮定した。まず、3つの説明変数を用いてすべての組み合わせでモデル構築を行い、AIC(Akaike information criterion)を基準にベストモデルを決定した(Bedrick & Tsai 1994)。次に、各モデルのAICとベストモデルのAICの差(ΔAIC)が4以下となるモデルを対象にモデルの平均化を行った。このとき各説明変数に対して算出されるRVI(Relative variable importance)を基準として目的変数に対する各説明変数の重要度を判断した。

III. 結果

1. 年齢推定

成長曲線 I の作成に用いた 57 個体の殻長は 8.4 ~ 113.2 mm で、年齢は 2 ~ 38 歳であった。成長曲線 II の作成に用いた 28 個体の殻長は 7.9 ~ 119.8 mm で、年齢は 4 ~ 56 歳であった。これらのデータを基に成長曲線式の各パラメータを推定し、図示した(図 2)。10 歳以下である

稚貝の殻長は、道北の 9 河川で 49.76 mm 以下、道央の河川 B で 28.56 mm 以下であった(表 1)。

2. カワシンジュガイ個体群

調査の結果、10 河川 27 地点で合計 2,397 個体(平均殻長: 70.5 mm, 最小殻長: 8.4 mm, 最大殻長: 148.7 mm)のカワシンジュガイが採集され、このうち 503 個体が稚貝であった(表 2, 図 3)。河川ごとの個体数密度は最も小さい河川で 14.8 m^{-2} 、最も大きい河川で 157.4 m^{-2} であった(表 2)。また、10 河川中 1 河川で稚貝が全く確認されず、計 5 河川で稚貝割合が 1 割に満たなかった。

3. 稚貝減少要因の相対的重要性

全 27 調査地点での稚貝割合は 0.13 ± 0.14 (平均 \pm 標準偏差)、全窒素濃度の平均は 1.79 ± 2.09 $mg\ l^{-1}$ 、細粒土砂割合の平均は 0.19 ± 0.13 、平均宿主密度の平均は 0.42 ± 0.31 匹 m^{-2} であった。3つの要因を説明変数とし、総当たりで一般化線形混合モデルを構築し、AIC を比較した

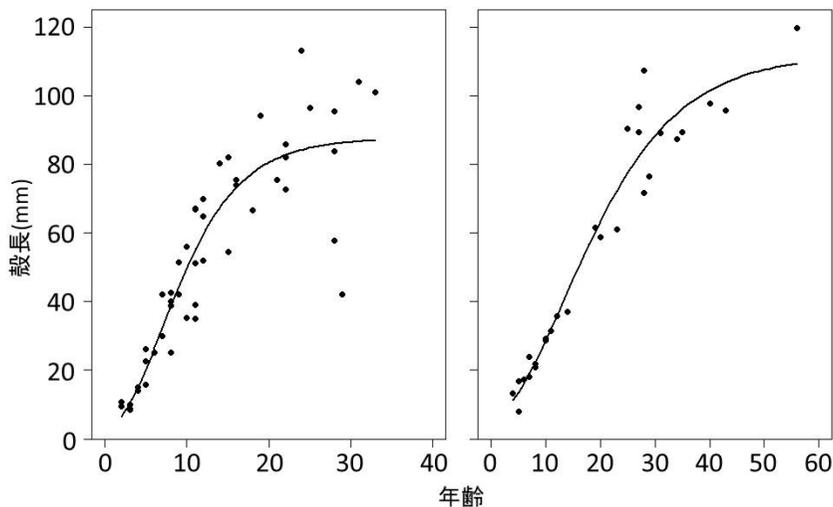


図 2 成長曲線 I (左) と II (右)。プロットは各個体の年齢と殻長を示す。

表 1 成長曲線 I と II の各パラメータの推定結果と 10 歳以下と推定されるカワシンジュガイの殻長

	L_{∞}	K	a	10歳以下の殻長(mm)
成長曲線 I	87.58	0.19	3.78	~49.76
成長曲線 II	112.19	0.09	3.27	~28.56

表2 各調査河川のカワシンジュガイ個体群調査結果. 河川B・E・F・Jで稚貝割合が1割を下回わり, 稚貝の欠落が明らかとなった.

河川名	全個体数	稚貝個体数	稚貝割合	個体数密度(m ²)	殻長(平均±標準偏差)(mm)
A	565	269	0.48	139.5	5.56 ± 2.63
B	255	0	0	94.4	10.29 ± 1.65
C	154	35	0.23	38.0	6.55 ± 2.15
D	88	20	0.23	21.7	6.75 ± 2.15
E	60	2	0.03	14.8	9.06 ± 1.75
F	297	23	0.08	73.3	8.97 ± 2.49
G	425	19	0.04	157.4	7.52 ± 1.62
H	328	69	0.21	81.0	6.07 ± 1.49
I	163	62	0.38	40.2	6.22 ± 2.33
J	62	4	0.06	23.0	7.29 ± 1.45
合計	2397	503	1.74	68.3	7.12 ± 2.61

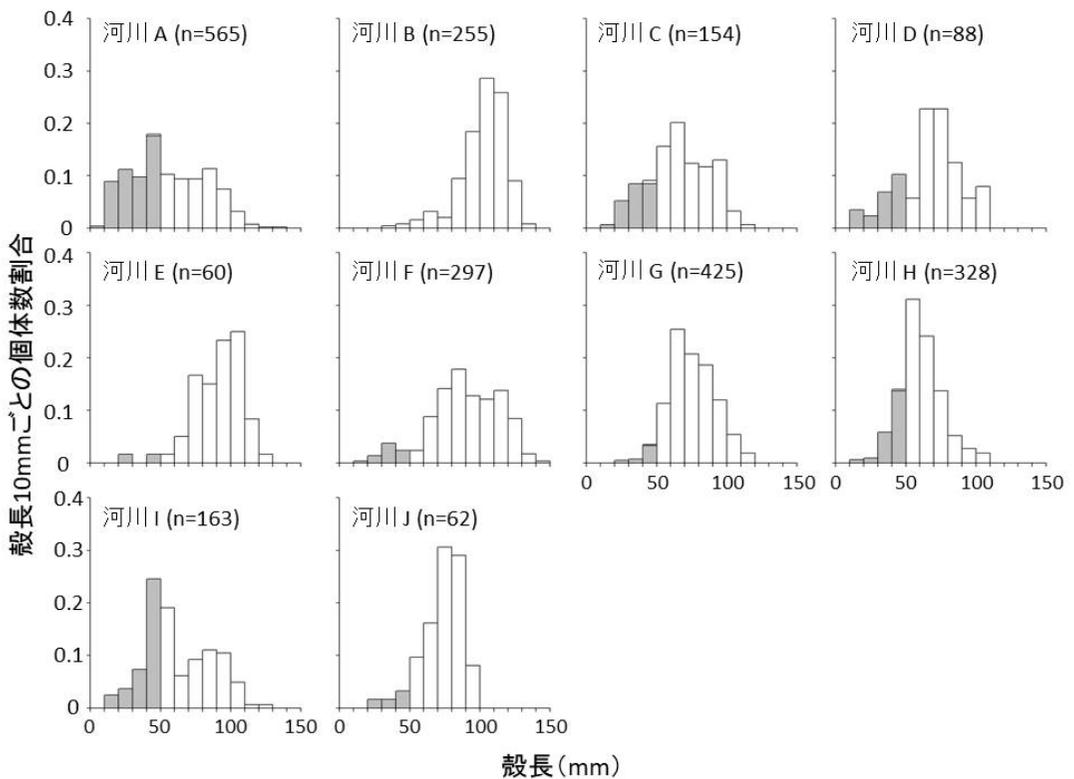


図3 各調査河川で採集された個体における殻長 10 mm ごとの個体数割合. 灰色の部分は稚貝であることを示し, () 内は各河川で採集された総個体数を示す.

(表3). ΔAIC 4以下のモデルを平均した結果, 3つの変数のうち細粒土砂割合のみ95%信頼区間で有意となり, 推定値は-1.240を示した(表4). またRVIは全窒素濃度, 細粒土砂割合, 平均宿主密度の順に0.30, 1.00, 0.67となり, 目的変数: 稚貝割合に対して細粒土砂割合が最

も重要な説明変数であった(表4).

IV. 考察

1. 北海道のカワシンジュガイ個体群

調査を行った10河川のうち5河川で稚貝割合が1割にも満たなかったことから, 国内では

表3 稚貝割合-各説明変数の組み合わせと一般化線形混合モデルによる解析結果. AICが低い順番に示しており, wは赤池ウェイトを指す.

	説明変数	AIC	ΔAIC	w
1	細粒土砂割合, 平均宿主密度	200.8	0	0.466
2	細粒土砂割合	202.2	1.45	0.225
3	全窒素濃度, 細粒土砂割合, 平均宿主密度	202.5	1.71	0.198
4	全窒素濃度, 細粒土砂割合	203.9	3.13	0.097
5	全窒素濃度, 平均宿主密度	209.2	8.37	0.007
6	全窒素濃度	210.7	9.93	0.003
7	平均宿主密度	211.8	11.06	0.002
8	Null	213.3	12.54	0.001

表4 モデル平均後の各説明変数に対する推定値, 標準誤差, 95%信頼区間と Relative variable importance (RVI). 細粒土砂割合は有意に負の効果を示した. *は有意であることを示す.

説明変数	推定値	標準偏差	95%信頼区間	RVI
細粒土砂割合	-1.239	0.384	-2.032 to -0.447 *	1.00
全窒素濃度	-0.006	0.024	-0.105 to 0.061	0.30
平均宿主密度	-1.851	1.720	-5.619 to 0.118	0.67

比較的多くのカワシンジュガイを確認できる北海道においてさえも, 本種個体群の一部はすでに縮小していることが示された. 繁殖がうまくいっていない個体群においては, 将来的に寿命間近の高齢個体の割合が大きくなるため, 絶滅の危険性が極めて高い. よって本種の保全の重要性と緊急性は高い.

2. 稚貝減少割合の相対的重要性

3つの変数のうち稚貝割合に対する影響度が最も大きい変数は細粒土砂割合 (RVI 1.00) であった. 細粒土砂のような河床環境は底生生活を送るカワシンジュガイだけでなく, 河床を産卵環境とする宿主サケ科魚類にとっても重要な環境要因である (Suttle et al. 2004; Yamada & Nakamura 2009). そのため細粒土砂の増加は, 直接的にカワシンジュガイ稚貝の死亡率を上昇させている可能性に加えて, 宿主の密度を低下させるなどの間接的な影響を与えている可能性がある (Österling et al. 2010). 一方で, 細粒土砂と同様に広く水生生物にとって影響しうる水質の指標とした全窒素濃度 (RVI 0.30) による稚貝割合への影響は有意ではなかった. 既往研究では富栄養化による稚貝の生育障害が示唆さ

れているが, それらは極端に富栄養化が進行した河川で観察されている (Bauer 1988). 本研究の調査河川における全窒素濃度は稚貝に影響を与えるほど高い値ではなかったために, 統計的にはっきりとした効果は認められなかったと考えられる. 宿主平均密度 (RVI 0.67) についても稚貝割合に対する影響は有意ではなかった. 本研究の調査河川のうち6河川は, 水産資源の保護培養を目的とした保護水面に指定されており, どの河川もヤマメの生息密度が比較的高く維持されていた. このため, 統計的にはっきりとした効果は認められなかったと考えられる.

今回の研究結果から, 稚貝割合の減少によって河床中の細粒土砂の割合が最も重要であることが明らかとなった. しかし, あくまで統計モデルによって相関関係を明示したに過ぎない. 今後は, 細粒土砂が実際にどのように作用して稚貝の減少を引き起こしているかを解き明かすための実験的研究が必要となる. また, 細粒土砂の増加が引き起こされている原因についても明らかではない. 可能性としては, 河川周囲の土地利用変化や河道内部の改修が考えられるだ

ろう。残された個体群が少ないことから、本種の保全には稚貝の減少要因を効率良く排除する必要がある。

謝辞

中村太士教授や石山信雄学術研究員を始めとする森林生態系管理学研究室の皆様、北海道立総合研究機構の卜部浩一主査、北大北方生物圏フィールド科学センター天塩研究林の皆様には多くのサポートをいただいた。以上の方々に、この場を借りてお礼を申し上げたい。

引用文献

Akiyama, Y. 2007. Factors causing extinction of a freshwater pearl mussel, *Margaritifera laevis* in Japan (Bivalvia: Unionoida). Ph. D. Thesis. Hokkaido Univ.

Akiyama, Y. B., and T. Iwakuma. 2009. Growth parameters of endangered freshwater pearl mussel (*Margaritifera laevis*, Unionoida). *Fundamental and Applied Limnology* 175:295–305.

Bauer, G. 1988. Threats to the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in Central Europe. *Biological Conservation* 45:239–253.

Bedrick, E. J., and C.-L. Tsai. 1994. Model Selection for Multivariate Regression in Small Samples. *Biometrics* 50: 226.

Geist, J. 2010. Strategies for the conservation of endangered freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.): A synthesis of conservation genetics and ecology. *Hydrobiologia* 644:69–88.

Hastie, L. C., M. R. Young, P. J. Boon, P. J. Cosgrove, and B. Henninger. 2000. Sizes, densities and age structures of Scottish *Margaritifera margaritifera* (L.) populations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10:229–247.

環境省 2014. 「レッドデータブック 2014—日本の絶滅のおそれのある野生生物—6 貝類」

Nakamura, K., L. Cucala, A. Mestre, F. Mesquita-Joanes, E. Elbaile, C. Salinas, and M. Á. Muñoz-Yanguas 2017. Modelling growth in the critically endangered freshwater mussel *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) in the Ebro basin. *Hydrobiologia*:1–17.

Österling, E. M., B. L. Arvidsson and L. A. Greenberg 2010. Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: Influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology* 47:759–768.

Österling, E. M., L. A. Greenberg and B. L. Arvidsson 2008. Relationship of biotic and abiotic factors to recruitment patterns in *Margaritifera margaritifera*. *Biological Conservation* 141:1365–1370.

Strayer, D. L. 2008. *Freshwater Mussel Ecology: A Multifactor Approach to Distribution and Abundance*. University of California Press. London.

Strayer, D. L., and H. M. Malcom 2012. Causes of recruitment failure in freshwater mussel populations in southeastern New York. *Ecological Applications* 22:1780–1790.

Suttle, K. B., M. E. Power, J. M. Levine and C. McNeely 2004. How fine sediment in riverbeds impairs growth and survival of juvenile salmonids. *Ecological Applications* 14:969–974.

Vaughn, C. C. and C. C. Hakenkamp 2001. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 46:1431–1446.

Vaughn, C. C. and D. E. Spooner 2006. Unionid mussels influence macroinvertebrate assemblage structure in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25:691–700.

Vaughn, C. C. and C. M. Taylor 2000. Macroecology of a host-parasite relationship. *Ecography* 23:11–20.

Yamada, H. and F. Nakamura 2009. Effects of fine sediment accumulation on the redd environment and the survival rate of masu salmon (*Oncorhynchus masou*) embryos. *Landscape and Ecological Engineering* 5:169–181.

Current status of the freshwater mussel *Margaritifera laevis* in Hokkaido: revealing causes of recruitment failure.

KAWAJIRI Keita, TERUI Akira and MIURA Kazuki

The freshwater mussel *Margaritifera laevis* is designated as an endangered species (VU) in Japan. There are many remnant populations in Hokkaido, however some populations have been found to be “living dead” as to lacking juvenile mussels. This fact suggests the impairment of recruitment processes in mussel populations. Thus, there is an urgent need to investigate causes of recruitment failure to conserve mussels. Our research revealed the relative importance of three potential factors (sedimentation, water quality, host density) that could lead to the recruitment failure of *M. laevis* in Hokkaido. The results showed *M. laevis* distributes widely in Hokkaido streams; however, five out of ten populations had low proportions of juvenile mussels. There was a negative association between fine sediments and juvenile proportion, while other factors had little influence on the proportional abundance of juveniles. Our results suggest that fine sediments influenced juvenile survival by interfering with water flow of interstitial zone, which is the main habitat of juvenile mussels. Conservation measures that reduce sediment inputs are needed, and further investigations should seek mechanisms concerning the negative relation of fine sediment and proportional abundance of juvenile mussels.

Keywords: Conservation, Recruitment, Host-parasite relationship

風車立地選定のためのオジロワシの渡り飛行経路と 生息地の決定要因の解明を目的とした遠隔追跡調査

北海道鳥類保全研究会

白木彩子¹・Vladimir Pronkevich²・奥田篤志³・夏川遼生⁴

国内における風力発電施設の増加に伴い、北海道では平成 28 年度までに 46 件のオジロワシの風車への衝突事故死が確認されており、現在さらに多くの風力発電施設が建設中または環境影響評価の実施中である。本研究は、オジロワシの保全をふまえた風車立地選定に有用な知見の提供を最終的な目的としており、オジロワシ個体を遠隔追跡調査して渡り移動の飛行経路や中継地、越冬地を特定するとともに、これらのデータから潜在的な渡り経路や生息地の推定を試みるものである。

今回の研究助成により、2017 年 7 月中旬にロシアアムール川中流域のオジロワシの営巣地で巢内のヒナ 2 個体に、携帯電話回線を利用して遠隔追跡する GPS 送信機を装着した。1 個体からのデータ送信は追跡開始一週間後に途絶えたが、もう 1 個体については追跡調査を継続中で、2017 年 9 月末では営巣地からアムール川上流方向に 30 km ほど移動しており、湖沼や小河川の集まる氾濫原での滞在が確認された。

キーワード：GPS 送信機、風力発電施設、アムール川中流域、幼鳥

1. はじめに

風力発電は、再生可能エネルギーのひとつとして日本でも更なる発展が期待されている。たとえば 2017 年 3 月末現在、日本では 2,203 基の風車が設置されており、最も多いのは北海道で 304 基となっている（国立研究開発法人新エネルギー・産業技術総合開発機構ウェブサイト 2017）。さらに北海道では、環境影響評価の手続き中の計画と建設中のものとを合わせると、40 以上の風力発電施設建設事業がある（環境省総合環境政策局環境影響評価課ウェブサイト 2017）。

一方、風力発電施設による負の側面のひとつとして、鳥類におよぼす悪影響が挙げられる。

その影響の一つである風車への鳥類の衝突事故は、風車の立地により発生頻度に大きな違いがあることがわかっており、衝突頻度が高い場合は希少鳥類などに与えるインパクトが大きい（たとえば May et al. 2012; Hull et al. 2013）。鳥類への悪影響を回避するための有効な対策の一つは、希少種の生息地や主要な渡り経路周辺を避けて風車を設置することであり、海外ではこのような配慮を取り入れた風車適地を示した地図が作成されている（たとえば, Bright et al. 2008; Bradbury et al. 2014）。

オジロワシ *Haliaeetus albicilla* は、環境省の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よる国内希少野生動植物種に指定さ

1: 東京農工大学生物産業学部 2: ロシア科学アカデミー 水生態問題研究所 3: 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 4: 横浜国立大学大学院環境情報研究院
2017. 12. 25 受付 2018. 12. 20 公開

れ、同省保護増殖事業の対象種である。国内では北海道と青森県の風力発電施設において、平成12年以降に計46個体の本種の風車衝突事故が確認され（環境省釧路自然環境事務所ウェブサイト2017）、個体群の保全上、無視できない主要な死亡要因となっている。

国内に生息するオジロワシには、北海道および東北地方の一部で繁殖する（日本鳥学会2012；吉岡ほか2017）留鳥集団と、越冬期に極東ロシアの繁殖地から北海道をはじめとする全国各地に渡来する冬鳥集団とがある。本種は局所的な移動や探餌のために沿岸部を飛翔・利用することが多いが、たとえば既に北海道にある、または建設が計画されている風車の多くは沿岸付近にある。さらに2017年9月には、オジロワシの繁殖地であり越冬期には渡りのオジロワシ・オオワシの集結地にもなっている国後島、択捉島など北方四島において、風力発電事業の促進が日露共同経済活動の合意事項となった。この地域で適切な影響評価に基づく立地選定が実施されずに風車が建設された場合、オジロワシやオオワシの個体群に深刻な影響がもたらされる可能性がある。

越冬期に日本に渡来する海ワシ類のうち、極東ロシアの繁殖地から日本に渡来するオオワシについては、複数の繁殖地で比較的多くの個体追跡調査が行われ、渡り経路に関わる知見が蓄積されてきた（Ueta et al. 2000; McGrady et al. 2003）。一方、オジロワシの渡りに関しては、発信機を装着した2個体を人工衛星によって追跡調査した研究（Ueta et al. 1998）と、北海道最北部の宗谷岬とサハリンとの往来について目視観察調査を行った報告（伊藤1991）があるだけで、知見は少ない。したがって、風車立地選定を行う上でも、オジロワシの渡り移動経路の解明は重要な研究課題である。

以上のことから本研究は、とくに渡り性のオ

ジロワシへの風車による悪影響を回避・低減するための、知見の収集と提供を主な目的とする。そのためにまず、遠隔追跡調査手法によってオジロワシ個体の渡り移動経路や中継地、越冬地を明らかにする。そして、それらの環境特性や条件を解析し、潜在的な飛行経路や重要生息地の推定を試みる。

今回の助成プロジェクトでは、研究のファーストステップとしてロシア極東の繁殖地で出生したオジロワシにGPS送信機を装着し、遠隔追跡調査を行うことを目的とした。

II. 調査方法

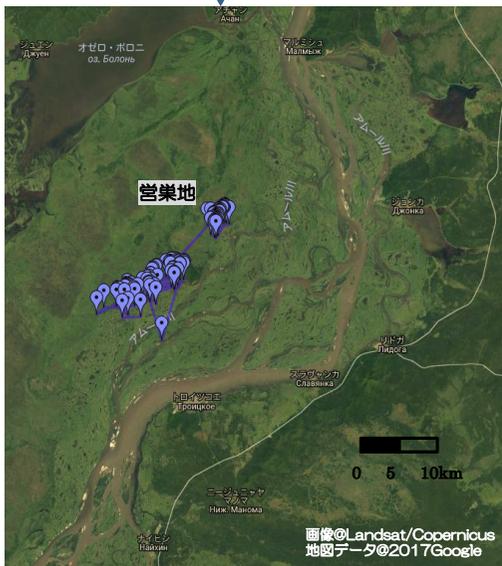
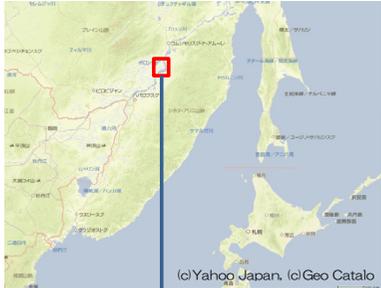
1. 調査地と現地調査の方法

ロシアハバロフスク市よりアムール川の約250 km 下流側の集落、スリャビャンカにあるロシア科学アカデミー極東支部の所有する小屋をベースとし、2017年6月23日から7月1日に、この集落から約40 kmの範囲にあるオジロワシの営巣地で調査を行った（図1）。この地域では、2016年7月に予備調査を実施して6ヶ所の営巣地を確認したほか、2017年の春にはロシア人カウンターパートである Pronkevich 博士により新たな営巣地が確認されている。これらの営巣地の繁殖状況を確認するために、アムール川本流や支流、湿地帯を小型のボート（図2）や徒歩で移動し、各巣へのアプローチを試みた。

2. 使用した送信機と遠隔追跡調査の方法

今回用いたのは、GPS機能（緯度経度、高度）つきの送信機（KoEco社製 WT300s、重量約64 g）で、バックパック方式によりオジロワシの背中に装着した。この送信機には2時間おきにGPS情報が蓄積され、対象個体が携帯電話圏内にいれば、毎日一回GPSの位置情報が携帯電話ネットワーク（3G回線）に送信される。インターネット上でこれらのデータを入手し、地図上に展開して渡り移動経路の遠隔追跡調査

を行った。



● 幼鳥の位置
Locations of a juvenile eagle with GPS transmitter
図1 オジロワシ巣内ヒナに送信機を装着した営巣地と、2017年9月30日までの1個体の幼鳥の移動状況



図2 ボートによるオジロワシの営巣地へのアプローチ

III. 結果と考察

今回の調査では、合計7ヶ所のオジロワシの営巣地を訪れ、繁殖状況を確認した。その結果、5ヶ所では巣内にヒナがおらず、それらの巣では営巣しなかった、もしくは途中で繁殖に失敗したと考えられた。また、1巣については巣自体の確認ができなかった。

調査最終日の7月1日に訪れた巣で、2個体の巣内ヒナを確認した(図3)。巣は、湿原にある胸高直径約46 cmのグイマツ *Larix gmelinii* の枯死木に架けられていた(図4)。この営巣木に登り、巣内ヒナの生育状態を確認したところ、送信機を装着するためには成長が不十分と判断された。そのため、ロシア製のメタルリングのみを2個体のヒナの足に巣上で装着した。その後、7月13日に、ロシア人カウンターパートと調査協力者が再びこの営巣地に行き、2個体のヒナにGPS送信機を装着した(図5)。

送信機の装着当日から遠隔追跡調査を開始した。調査の結果、正確な巣立ち日(巣から出て横枝や隣の木などに移動した日)は明らかではなかったが、送信機装着から一週間は、2個体は巣内あるいは巣から約10 m以内にいたと考えられた。一方、7月22日以降は1個体の幼鳥の位置データが受信できなくなった。8月中旬にロシア人カウンターパートが現地を訪れたところ、送信機を装着した幼鳥1個体が飛び



図3 発信機装着前の巣内のヒナ



図4 送信機を装着した巢内ヒナの営巣木



図5 送信機を装着したヒナ

立って西方向へ飛翔したことを確認したが、もう1個体は発見されなかった。GPS 送信機の

位置情報データから、飛び立った幼鳥は遠隔追跡調査が継続されている個体と判断された。そのため、データが入手できなくなった個体は送信機にトラブルが生じたか、携帯電波圏外で捕食により死亡したなどの理由が考えられた。

1 個体の遠隔追跡調査は、今回の助成期間終了（2017 年 9 月末日）まで継続された。7 月 20 日以降、この幼鳥は営巣木から数 10 m ほどの距離まで移動し、7 月下旬からは数 100 m の範囲で行動するようになり、300 m 離れた沿岸や支流の河岸にたびたび滞在した。その後、9 月上旬までは親鳥の行動圏内と考えられる、営巣木から半径約 2 km の範囲におり、日中は沿岸にいることが多かった。そして 9 月 21 日に約 10 km 上流側にある、小さな湖沼や支流が多数存在する氾濫原に移動し、9 月末まで滞在した。

IV. 今後の予定および課題

今回送信機を装着した個体の遠隔追跡調査を、データが得られる限り継続する。また、当初の計画では、2017 年 1 月～3 月の越冬期に渡り個体の可能性の高い北海道南部地域や東北地方において保護・収容されたオジロワシのうち、野生下での生存が可能と判断された個体があった場合、GPS 送信機を装着して放鳥し、遠隔追跡調査を実施することとしていた。しかし、該当個体がいなかったため、今回この調査は行わなかった。2017 年度の越冬期も同様な計画を進めており、放鳥可能なオジロワシがいた場合には野生鳥獣の保護収容施設や動物園、環境省の協力により送信機を装着し、追跡調査を行う予定である。

また、2018 年の繁殖期にはロシア人研究者と共同で、アムール川流域のより河口側の繁殖地で再度、オジロワシの巢内ヒナを捕獲して送信機を装着する予定である。これらの追跡調査

の結果から、春秋の渡り移動の経路や中継地を特定するほか、各個体が利用した経路や生息地の環境条件について解析する。

謝辞

本研究の実施にあたり、斜里町立知床博物館、札幌市円山動物園、米川 洋氏、瀧本育克氏には、飼育下の海ワシ類への送信機装着実験へのご協力をいただいた。感謝申し上げます。

引用文献

- Bradbury G., M. Trinder, B. Furness, A.N. Banks, R.W.G. Caldow and H. Duncan 2014. Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. PLOS ONE 9(9): e106366. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.106366>.
- Bright J., R. Langston, R. Bullman, R. Evans, S. Gardner and J. Pearce-Higgins 2008. Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: A tool to aid planning and conservation. Biological Conservation 141:2342-2356.
- Hull C.L., E.M. Stark, S. Peruzzo and C.C. Sims 2013. Avian collisions at two wind farms in Tasmania, Australia: taxonomic and ecological characteristics of colliders versus non-colliders. New Zealand Journal of Zoology 40:1, 47-62.
- 伊藤正美 1991. 宗谷岬におけるオオワシとオジロワシの渡り状況。「平成2年度 環境庁特殊鳥類調査」日本野鳥の会：45-49.
- 環境省釧路自然環境事務所ウェブサイト 2017. 平成28年度オジロワシ傷病個体収容結果。報道発表資料。平成28年度国内希少野生動植物種シマフクロウ、タンチョウ、オジロワシ及びオオワシの傷病個体収容結果について。 <http://hokkaido.env.go.jp/kushiro/170523teisei.pdf> [2017年12月8日最終閲覧]
- 環境省総合環境政策局環境影響評価課ウェブサイト 2017. 環境影響評価情報支援ネットワーク。手続中の環境アセスメント事例。 <http://www.env.go.jp/policy/assess/3-1procedure/> [2017年12月12日最終閲覧]
- 国立研究開発法人 新エネルギー・産業技術総合開発機構ウェブサイト 2017. 日本における風力発電設備・導入実績（北海道）（2017年3月末現在） http://www.nedo.go.jp/library/fuuryoku/case/pdf/pref_01.pdf [2017年12月8日最終閲覧]
- May R., K. Bevanger, J. van Dijk, Z. Petrin and H. Brende 2012. Renewable energy respecting nature. A synthesis of knowledge on environmental impacts of renewable energy financed by the research council of Norway, NINA Report. Trondheim.
- McGrady M.J., M. Ueta, E. Potapov, I. Utekhina, V.B. Masterov, A. Ladyguine, V. Zykov, J. Cibor, M. Fuller and W.S. Seegar 2003. Movements by juvenile and immature Steller's Sea Eagles *Haliaeetus pelagicus* tracked by satellite. Ibis 145:318-328.
- 日本鳥学会 2012. 「日本鳥類目録 改訂第7版」日本鳥学会，三田.
- Ueta M., F. Sato, E.G. Lobkov and N. Mita 1998. Migration route of White-tailed Sea Eagles, *Haliaeetus albicilla*, in northeastern Asia. Ibis 140: 684-686.
- Ueta M., F. Sato, H. Nakagawa and N. Mita 2000. Migration routes and differences of migration schedule between adult and young Steller's Sea Eagles *Haliaeetus pelagicus*. Ibis 142:35-39.
- 吉岡俊朗，蛭名純一，高橋雅雄，宮 彰男，三戸貞夫，関下 斉 2017. 青森県東部におけるオジロワシ *Haliaeetus albicilla* の本州初の繁殖例。日本鳥学会誌 66：187-190. DOI <https://doi.org/10.3838/jjo.66.187>.

GPS trackings of White-tailed Eagles to clear the environmental determinants of migratory routes and stopover habitats for an appropriate site selection of wind turbines

SHIRAKI Saiko, PRONKEVICH Vladimir, OKUDA Atsushi
and NATSUKAWA Haruki

More than 40 White-tailed Eagles have been killed by collisions of wind turbines in Hokkaido with the increase of wind farms. Furthermore, many projects of wind farms have been planned and their environment assessments are underway in Japan. Meanwhile, reliable methods to eliminate negative effects on birds of wind farmings have not been established. To construct wind turbines avoiding important habitats or flight paths of birds is considered to be one of the reasonable measures to decrease negative effects on birds. The final goal of this study is to understand important flyways and stopover or wintering habitats of White-tailed Eagles in far east of Russia and in Japan.

As the first step of this study, we captured two nestlings of White-tailed Eagles and attached GPS transmitters to them at the nest sites in the middle basin of the Amur river, Russia, in July, 2017, to identify their migration routes and stopover sites after their fledging.

Although we have never got GPS data from one juvenile eagle since one week after attaching GPS to the bird possibly because a device failure, a tracking another one juvenile is ongoing. This eagle moved to a flood plain at 30 km upstream from the natal site in the end of September, 2017.

Keywords: GPS transmitter, Wind farm, Middle basin of the Amur river, Juvenile eagle

名護市東海岸の価値を可視化させ保護区にするための生物学的・ 地理学的などの多角的な調査

公益財団法人 日本自然保護協会

辻村千尋¹・安部真理子¹・岩橋大悟¹・東恩納琢磨²・

久志常春・玉栄将幸³・尾形隆幸⁴・中井達郎⁵

キーワード：名護市東海岸，安部，地理学的，人と自然の関わり，サンゴ礁，多様性

I. はじめに

沖縄島の辺野古・大浦湾では、これまで生物や地形の多様性が解明されてきたが、自然のまとまりとしては、名護市東海岸の天仁屋から辺野古までが一連ととらえられる。そこで、自然としてまとまりのあるこの地域を一体として保全していくため、生物学的・地理学的、人と自然の関わりなど多角的に評価ができるよう、調査や活動を行った。

II. 手法

1. 人と自然の関わりに関する調査
2. 地理，地質学的調査
3. 生物分布調査
4. 辺野古の埋め立て工事が環境に与える影響に関する科学的調査（水質，サンゴ礁生態系，ジュゴンの食痕）。

III. 成果

1. 人と自然の関わりに関する調査

天仁屋の南に位置する嘉陽の集落で、長く海

を利用し変遷を見てきた高齢の住民にヒアリングを行った。さらに南の安部では、海人の協力を得て、海人による地理的に特徴のある場所の名づけや漁について地図にまとめた。

地名は、地名の付けられた土地（海）と人の深いかかわりの証しと言われる。名護市東海岸のサンゴ礁地名や利用調査は十分に進んでいるとはいえないが、『辺野古誌』からサンゴ礁に多くの地名が付けられていることがわかる。

安部集落は昔から「半農半漁の豊かな村」であったといわれる。現在、漁を営む人は7人程度に過ぎないが、アンブシ（建干網）、オイコミ（追い込み網漁）、マキー（礁嶺上でのイズミ科を捕獲する巻き網漁）、ヤンダーアミ（渚での巻き網）など、サンゴ礁地形を生かし水族の習性を利用した網漁が営まれていた。現在はオイコミのみだが、いずれの網漁も技自体は一部の漁師にはっきりと記憶されていて、復活できる状態にあった。

2. 地理，地質学的調査

琉球石灰岩は沖縄島では名護市周辺が北限と

1: 公益財団法人 日本自然保護協会 2: ジュゴンの里 3: マリンスペース 4: 琉球大学 5: 国土館大学
2017. 12. 4 受付 2018. 12. 20 公開

されていたが、今回の調査で、安部と安部オール島に琉球石灰岩の分布を確認できた。安部オール島の洞窟も琉球石灰岩でできていた。ここは地元住民にとって海況が悪いときの避難場所であり、甲殻類などが多く集まる重要な場所であるため、洞窟の概観について調査を実施した。

3. 生物分布調査

安部オール島の生物相調査では、オカヤドカリ科3種、オカガニ科1種、イワガニ科6種、モクズガニ科1種、計11種の十脚甲殻類を記録できた。ヤシガニは環境省および沖縄県のレッドリストで絶滅危惧Ⅱ類(VU)、アカカクレイワガニは沖縄県のレッドリストで準絶滅危惧種(NT)に記載されている希少種である。

4. 辺野古の埋め立て工事が環境に与える影響に関する科学的調査

名護市東海岸の辺野古・大浦湾では埋め立て工事が進められている。環境への影響を測るためサンゴ礁生態系と水質の調査を実施した。サンゴ・水質とも、本年度は事業の影響と思われるものはまだみられなかったが、ジュゴンの食痕は、2015年の春以降、確認できない状況が

続いている。

5. 調査結果を活かした活動

かねてから地理学的・生物学的調査を行ってきた大浦湾のチリビシのアオサンゴ群集と、2014年に新たに価値が確認された長島の洞窟について、これまでの調査結果を基に名護市の天然記念物に指定するよう市に働きかけた。

主催の催事としては、2017年8月27日に名護市瀬嵩にて「人のくらしと自然を考えるミニシンポ」を実施した。2017年9月9日には、東京で「沖縄と奄美の人と自然の暮らしを考えるシンポジウム」を開催した。自然のめぐみを活かした人のくらしに着目し、埋立が進んだ場合に何が失われるのかを考えることで、海辺のくらしの大切さを改めて知ることができた。

今回、自然の価値を多面的に可視化する試みを一部ではあるが形にすることができた。価値を明らかにできたところから保護の網を広げるとともに、長く持続可能な利用ができるようトップダウン・ボトムアップの両面の制度を整え、将来的には名護市東海岸一帯が保護区となるよう活動を続けていきたい。

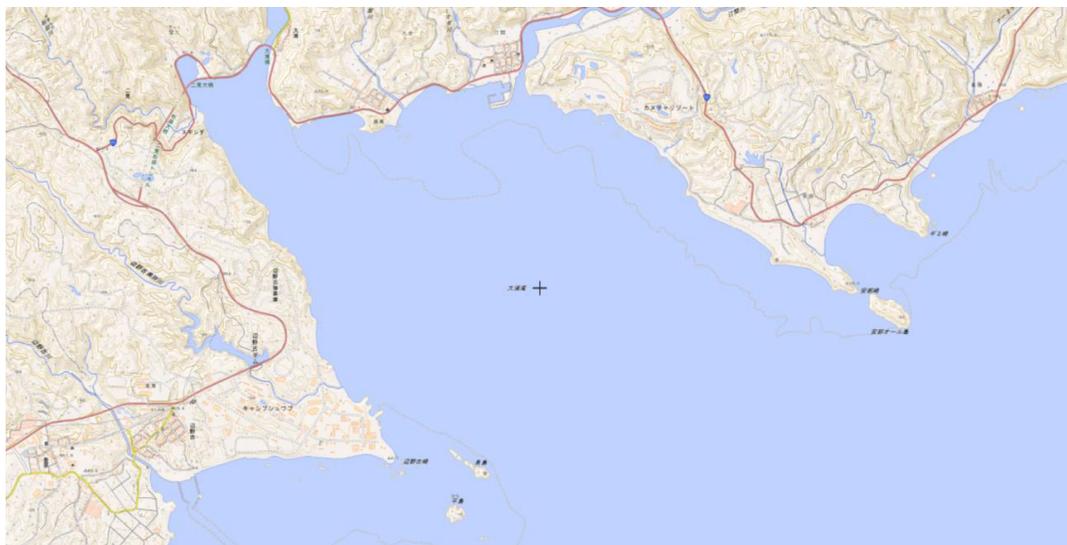


図1 名護市東海岸の地図



図2 安部の洞窟の位置

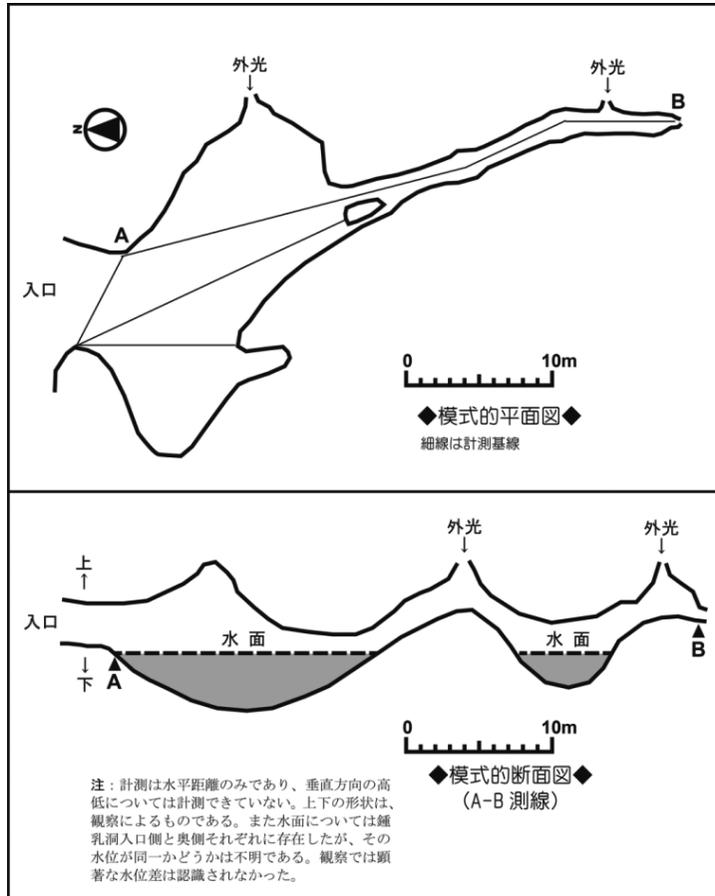


図3 安部の洞窟の形 (中井達郎氏作成)



図4 安部オール島の洞窟



図5 安部オール島で確認されたヤシガニ

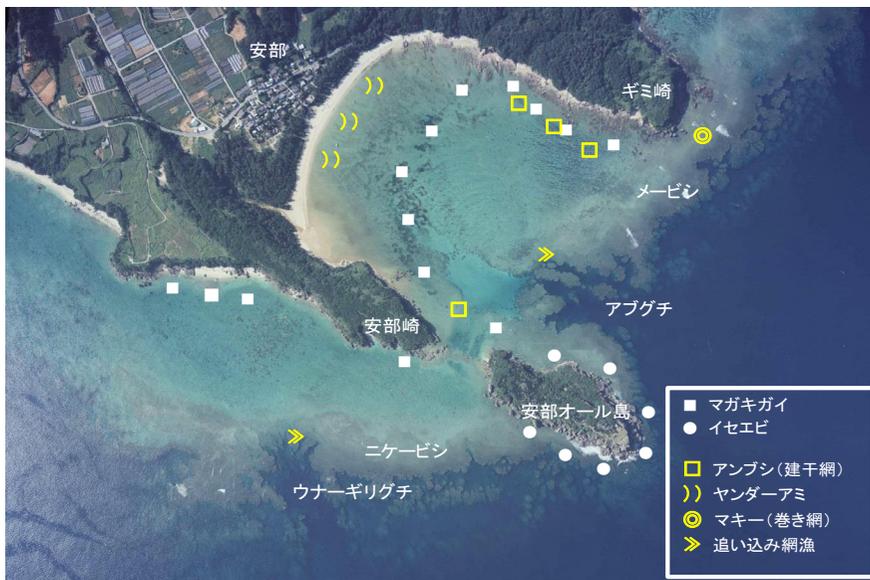


図6 海人からの聞き取りを基にした安部の地形（渡久地氏作成）



図7 安部の海岸にてアサリを取る女性に聞き取り



図8 稲嶺進名護市長に要望書を提出（稲嶺市長、当会理事長とともに）



図9 名護市東海岸ミニシンポのようす



図10 東京で開催したシンポ「シンポジウム 沖縄と奄美の
人と自然の暮らしを考えるシンポジウム」のようす

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

The comprehensive survey to visualize the value of nature of East coast of Nago, Okinawa

TSUJIMURA Chihiro, ABE Mariko, IWAHASHI Daigo,
HIGASHIONNA Takuma, KUSHI Tsuneharu, TAMAE Masayuki,
OGATA Takayuki and NAKAI Tatsuro

Keywords: Eastcoast of Nago, Abe, Geographically, Interaction between human and nature, Coral reefs, Diversity

京都市深泥池における市民参加型の水質一斉調査

深泥池水生生物研究会

竹門康弘¹・加藤義和¹・辻本典顕¹・北尾晃一¹・
伊藤昭雄¹・木村 満²・田末利治³・成田研一⁴

キーワード：湿地生態系，長期モニタリング，市民活動，溶存酸素，電気伝導度，人間活動の影響評価

1. はじめに

京都の市街地にありながら，生物群集が国指定の天然記念物に指定されている貴重な湿地，深泥池（みぞろがいけ）．平安京の昔から，様々なかたちで人とのかかわりを持ちつつ，池には稀有な生態系が残されてきた．面積 9 ha ほどの池の中心には「浮島」と呼ばれるミズゴケ湿原が広がっており，池の歴史は 13 万年以上前までさかのぼることができる．池には氷期からの遺存種や，貧栄養かつ酸性の湿原環境を好む希少種が多数生息しており，このことが，天然記念物指定の大きな理由となっている．

深泥池の生態系を保全するためには，池の特性である貧栄養で酸性の水質を維持することが最も重要な課題である．しかし，市街地に隣接している深泥池は，さまざまな人為影響を受けてきた．現在，深泥池が直面する水質上の深刻な問題として，次の 3 つが挙げられる（高村・竹門 2008；嶋村ほか 2009）．

A. 深泥池南東の尾根上にある京都市浄水場の配水池から漏れ出した水道水が谷筋を伝って池に流入し，富栄養化や中性化の原因となっていた．2003 年からは京都市水道局が漏水

をポンプアップしているが，ポンプの故障や豪雨による一時的な沢の流量の増大により，水道水が池に流入する事態がたびたび起きている．

B. 深泥池北東に位置する病院の排水系統に不備があり，豪雨などで流量が増えると一時的に排水が池に流入する．研究会からの申し入れにより，排水系統の改善がたびたび図られているが，未だに流入することがある．

C. 深泥池の南西から北東にかけては，池に沿うように市道が走っている．この道の北東部は上り坂になっており，冬季には，車両の通行を助けるために融雪剤が散布されることがある．降水時にこの融雪剤や路面水が池に流れ込む結果，池北東部のヨシ帯では局所的に電気伝導度や各種金属イオンが高い状態が続いている．

こうした水質上の変化は直接目に見えるものではなく，池の近くに住む人たちにとってなかなか気づくことが難しい．しかし，実際に水質調査に参加し，その実態を知ることができれば，池の保全にとって非常に重要な問題であることがよく分かるだろう．

1: 深泥池水生生物研究会 2: 深泥池を美しくする会 3: 深泥池を守る会 4: 深泥池自然観察会
2017. 12. 1 受付 2018. 12. 20 公開

深泥池では1999年以降、毎年秋に市民が中心となって池全域の水質調査を続けており、池の生態系の長期的な変化を知る上で貴重なデータを蓄積してきた。2016年11月には、18年目の水質一斉調査を実施し、池の水質の現状について明らかにした。また、調査によって得られた知見を多くの人に広く知ってもらうため、報告展示会を実施した。

II. 水質一斉調査の概要

1. 目的

市民参加型の水質調査を行うことで、深泥池が直面する保全上の問題を広く知ってもらい、保全活動の意義について理解を深めてもらうことが最も重要な目的である。また、池の全域を網羅する水質のマップを作成し、過去の結果と比較することで、池の水質に関する最新の動向

を把握することも大きな目的となっている。

2. 方法

18年目の水質一斉調査を2016年11月5日に実施した(図1)。長期にわたる水質モニタリングを市民の手によって継続するためには、「安価で」「簡便に」「誰でもできる」方法で実施することが望ましい。そこでこの調査では、池の周囲の49地点(図2)において採水を行い、ポータブル水質計での測定およびパケットテストを実施した。測定項目はpH、電気伝導度、溶存酸素、水温および、化学的酸素要求量(COD)、硝酸態窒素、亜硝酸態窒素、アンモニア態窒素、リン酸態リンとした。調査の際には、深泥池の保全上の課題について研究者からレクチャーを受けた後、実際に採水や水質測定に取り組んでもらうことで、深泥池を身近に感じてもらう、保全の意義を理解してもらえるように工夫を凝らした。

3. 結果および考察

今回は、事前の準備に力を入れることができたこともあり、例年よりも多い合計19名の参加を得ることができた。浮島の上(図2:③④)ではpH、電気伝導度ともに低い値を示した(pH = 5.0 ~ 5.6, EC = 14 ~ 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$)。このことから、浮島の上では池本来の水質が維持されていることが示唆された。開水域(図2:①~②)ではほとんどの地点で溶存酸素濃度が非常に低い値を示した(0 ~ 30%)。これは、池底への有機物(浮泥)の堆積が進行し、著しい酸欠が起きているからだと考えられる。病院前ポンプから池北側の道路沿いにかけて(図2:③④)は電気伝導度が非常に高かった(100 ~ 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$)。このことは、北側の舗装道路から流入する路面物質の影響、特に融雪剤の影響が年間を通じて残っているからだと考えられる。

1999年以降の水質の変動(図3)を見ると、pHや電気伝導度の全地点平均は徐々に低下す



図1 水質一斉調査の様子(2016年11月5日)



図2 2016年度水質一斉調査における測定地点（全49地点）

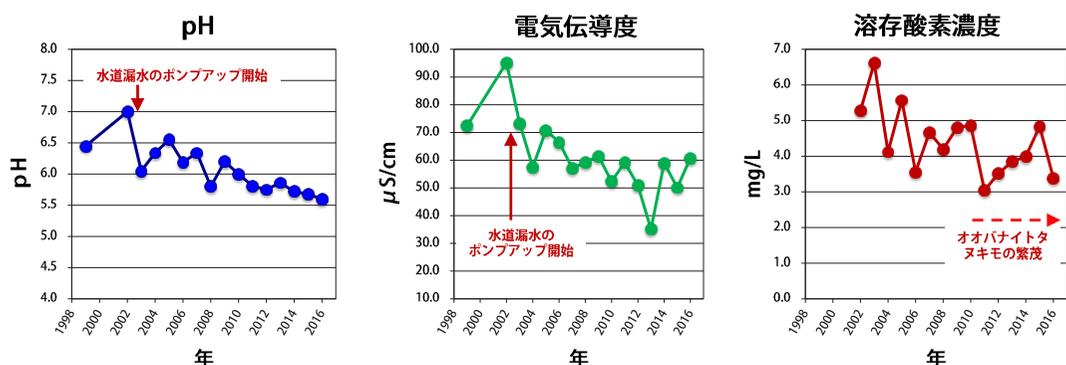


図3 17年間での水質の変遷（全地点平均）

る傾向にあり、池本来の水質に近づきつつあることが明らかになった。その主な要因は、2013年に始まった水道水のポンプアップであると考えられる。

一方で、溶存酸素濃度の全地点平均は年々低下する傾向にあることが明らかになった。その原因は、有機物が池底に徐々に降り積もって浮泥となり、著しい酸欠が進行しているからだと考えられる。深泥池の開水域では、2010年頃

から外来水生植物のオオバナイトタヌキモ (*Utricularia gibba* L.: 図4) が爆発的に繁茂しており、夏季に生産された大量の有機物が冬季には池底に沈むというサイクルが繰り返されているが、このことが、池底の有機物量の増大と低酸素化の主要因であろう。それ以前にも、深泥池の開水域ではオオカナダモやヒシなどが数年単位で爆発的に増加する現象が起きてきた。これらの水生植物の繁茂によって生産された有機

物が分解されることなく長期にわたって池底に堆積してきた結果、現在の低酸素化が引き起こされたのだろう。

4. 成果の発信

2017年5月の大型連休(5月3日～7日)に、池近くの会場で研究成果の報告展示会を行った。この報告展示会では、水質一斉調査の成果だけではなく、「深泥池の自然についての解説」「池を取り巻く歴史・文化の紹介」「近年増加しているシカの影響評価や外来魚駆除活動などの研究成果に関するポスター発表」「池の自然を捉えた写真パネルや生物標本の展示」など、池の生態系について多角的に理解してもらえ展示となるように工夫した。

この報告展示会には、京都府内外からのべ100人以上の来訪者があり、社会に向けて広く活動成果を発信することができた。また、来訪者には地域住民も多く含まれており、身近な自



図4 深泥池で繁茂するオオバナイトタヌキモ(2016年7月10日撮影)

然について理解を深めてもらう良いきっかけとなった。

III. まとめ

今回の調査により、2003年に始まった水道水のポンプアップが一定の効果を上げていることが裏づけられた。しかし、このポンプアップはあくまでも対症的な対策に過ぎない。今後は、池外への恒久的な排水経路の整備などの根拠的な対策を実現するため、行政等と調整していく予定である。また、池を取り巻く道路からの路面水や施設からの排水についても、調査で得られた結果をもとに改善を求めていく予定である。

今回の調査では、近年の深泥池で顕著であった水中の低酸素化がさらに進行し、生態系にとって深刻な状況にあることも明らかになった。これは、深泥池の保全策を講じる上で重要な知見である。近年の調査で記録されている溶存酸素濃度(0～30%)は、水生動物の多くにとっては生存も難しいほどに低い値である。有機物の効果的な除去方法の開発や生物相への影響調査が求められる。

深泥池が直面するこうした保全上の課題については、調査に参加した市民や学生には実地で学んでもらうことができた。その意味で、この水質一斉調査は非常に意義深いものであり、今後も継続していきたいと考えている。17年間もの長期にわたり、市民と研究者、行政が協働して水質をモニタリングし、解析した例は全国的にもほとんどない。そのため、当研究会の取り組みがモデルケースとなり、他の地域での自然保護の実践にもつながることが期待される。

引用文献

嶋村鉄也・徳地直子・尾坂兼一・伊藤雅之・大手信人・竹門康弘 2009. 深泥池における水質管理に向けた

水質の空間分布の把握. 保全生態学研究 14 : 153-163.
高村典子・竹門康弘 2008. 深泥池の水質分布に及ぼす

流域からの人為的影響について. 陸水学雑誌 66 : 107-116.

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Citizen-driven assessment of water quality in Mizorogaike Pond, Kyoto City

TAKEMON Yasuhiro, KATO Yoshikazu, TSUJIMOTO Michiaki,
KITAO Koichi, ITO Akio, KIMURA Mitsuru,
TASUE Toshiharu and NARITA Ken'ichi

Keywords: Wetland ecosystem, Long-term monitoring, Civic activity, Dissolved oxygen, Electric conductivity,
Impact assessment of human activity

わが国における希少在来種保全政策（ネコ問題対策）に関する シンポジウム開催

外来ネコ問題研究会

石井信夫¹・山田文雄²・諸坂佐利³・長嶺 隆⁴・伊藤圭子⁵

キーワード：世界自然遺産候補地、外来ネコ問題、ネコ管理計画、飼い猫条例

I. はじめに

ネコ（生物種としての名称：イエネコ *Felis catus*）は中東に起源を持つ家畜で、人が日本に持ち込んだ外来種である。不妊去勢されないまま放し飼いされたネコ、さらにそこから生まれたネコたちが自然生態系や人間社会で問題を起こしている。とくに島嶼では希少種などに影響を与えており、多くの野生生物が絶滅の脅威にさらされている。

ノネコ（野生化ネコ）は山野で完全に野生化し人と無関係に生活するネコを指し、国際自然保護連合 IUCN 「侵略的外来種ワースト 100」の一つに選定され、環境省「生態系被害防止外来種リスト」では「緊急対策外来種」に指定されている。

こうしたネコ問題についての広範な理解と適切な対策が早急に求められている。そこで、私たちは、わが国における外来ネコ問題と対策に関する普及啓発活動を通じて、ネコ問題についての理解促進と情報交換ネットワーク構築を図り、問題解決のいとぐちを見出すための活動を行った。

II. 対象地域と手法

私たちは、とくにネコ対策が急務である世界自然遺産候補地の奄美大島と徳之島において4回のシンポジウムを開催し、東京において総括的シンポジウムを1回開催した（表1）。両島の勉強会は、市町村役場担当職員や議員などを対象に奄美大島で3回、徳之島で5回開催した（表1）。

III. 活動の成果

奄美大島と徳之島におけるシンポジウムでは、両島の世界自然遺産の推薦地としての自然の価値や生物多様性保全の意義、外来種としてのネコによる希少種被害の現状、獣医師からみた適正飼養の必要性、法制度からみた飼い猫条例の意味などについて講演し、来場者と議論を行った（図1）。東京におけるシンポジウムでは、両島以外の他地域の事例として、世界自然遺産登録地の東京都小笠原諸島におけるネコ対策の現状と課題の講演に加えて、今後のネコ対策が必要な島嶼として東京都御蔵島の現状や課題について講演を行った（図2, 3）。総合討論では、

1: 東京女子大学 2: 森林総合研究所 3: 神奈川大学 4: NPO 法人 どうぶつたちの病院 沖縄 5: ゆいの島どうぶつ病院
2017. 11. 29 受付 2018. 12. 20 公開

表1 外来ネコ問題研究会の活動として開催したイベント

イベント	開催年月日	場所	対象・来場者数
第1回シンポジウム	2017年3月26日	徳之島:天城町防災センターホール	住民など100名
第2回シンポジウム	2017年3月28日	奄美大島:奄美AiAiひろば	住民など120名
第3回シンポジウム	2017年7月29日	奄美大島:奄美博物館	住民など50名
第4回シンポジウム	2017年7月31日	徳之島:徳之島町生涯学習センター	住民など100名
第5回シンポジウム	2017年8月26日	東京:早稲田大学	行政・研究者・一般など70名
勉強会(1回)	2017年3月26日	徳之島:天城町防災センターホール	徳之島3町議員
勉強会(1回)	2017年3月27日	徳之島:花徳前川公民館	徳之島北部地域住民
勉強会(1回)	2017年3月28日	奄美大島:奄美AiAiひろば	奄美大島5市町村担当課
勉強会(1回)	2017年3月28日	奄美大島:奄美AiAiひろば	奄美大島5市町村議員
勉強会(1回)	2017年7月29日	奄美大島:大熊公民館	奄美大島5市町村議員
勉強会(3回)	2017年8月1日	徳之島:徳之島町役場, 伊仙町中央公民館, 天城町ゆいの里ホール	徳之島3町担当課と議員



図1 第4回シンポジウム(徳之島, 2017年8月1日, A) と奄美大島の議員との勉強会(2017年7月29日, B)



図2 第5回シンポジウム(東京, 2017年8月26日)の案内チラシ

環境省に対する要望書(後述)の内容を説明し議論した。

一方、奄美大島と徳之島における勉強会では、とくに飼い猫条例改正(罰則規定の追加など)のための助言を行った。両島の8市町村の改正条例は2017年6月に成立し、2018年1月から施行されることになった。さらに、島のネコ問題への取り組みを進めるために、条例の普及啓発、円滑な運用をはかるガイドラインづくり、協議会設置などについて引き続きアドバイスを

行った。

活動の集大成として、2017年9月5日に、環境大臣宛の要望書「生物多様性保全上重要な島嶼におけるネコ対策の緊急実施」を環境省野生生物課長に提出した。環境省側からは対策の必要性を認識し準備を進めたいとの回答を得た。その後、環境省記者クラブにおいて記者会見を行った。

これらの活動は、新聞やテレビにも取り上げられ、また新聞投稿や取材対応、NHK ラジオ

管理手法の導入，3) 現行法制度の連携運用や管理対象明確化などによる適切な対策の促進。

さらに，今後の活動の課題として，次の2点が必要と考えている。1) 住民や関係団体，行政などに対するネコ問題や法解釈についての正確な情報の提供，合意形成や制度整備に対する支援，2) 生物多様性の保全や人間の健康などにとり，先送りの許されない課題であることの普及啓発。

今回の活動を通じて，ネコ問題についての一般の理解を深め共有することができ，また情報交換ネットワークを構築できたと自己評価している。今後も関係機関との勉強会，シンポジウム開催，学会活動などによって，さらに普及啓発を行う必要があると考える。今後実施される「奄美大島ノネコ管理計画」などへの支援・協力も行っていきたい。こうした活動が，わが国のネコ問題解決のための一助になればと考えている。なお，当研究会の詳細は下記サイトで掲載している。[https://invasivecatresearchjapan.](https://invasivecatresearchjapan.blogspot.jp/)

[blogspot.jp/](https://invasivecatresearchjapan.blogspot.jp/)

謝辞

シンポジウムや勉強会の開催について，次の機関からご支援ご協力をいただいた。環境省自然環境局，鹿児島県，奄美大島5市町村，徳之島3町，一般社団法人日本哺乳類学会，日本鳥学会鳥類保護委員会，奄美ネコ問題ネットワーク ACN（一般社団法人奄美猫部，NPO 法人奄美野鳥の会，奄美哺乳類研究会），NPO 法人徳之島虹の会，一般社団法人御蔵島観光協会。また，東京シンポジウムでは次の方々にご支援ご協力をいただいた。会場使用では早稲田大学野生動物ゼミの三浦慎悟教授，講演者として当研究会の塩野崎和美氏（奄美野生動物研究所），岡 奈理子氏（山階鳥類研究所），久野優子氏（奄美猫部）および佐々木哲朗氏（小笠原自然文化研究所）。以上の機関，団体，個人の方々に厚くお礼申し上げます。

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Holding symposia on conservation policy of endangered species, with special reference to measures for feral cat issue in Japan

ISHII Nobuo, YAMADA Fumio, MOROSAKA Satoshi,
NAGAMINE Takashi and ITO Keiko

Keywords: World Natural Heritage nomination site, Invasive cat issue, Cat management plan, House cat ordinance

長野市のため池群に生息する絶滅危惧種シナイモツゴ —ぼんすけ—の保護のための普及活動

ぼんすけ育成会

小西 繭¹・中島法子・古賀和人²・小林和子

キーワード：里山，農業，淡水魚，生物多様性

1. はじめに

里山でみられる豊かな生物多様性は、保全生態学がもっとも注目する保全対象の一つである。里山には、環境省の指定するレッドリストに記載されるおよそ5割の動植物が生息する。里山の自然は、自然と人間の共存によって生まれた二次的な自然であり、それを保全するためには、自然に対する適切な人間の働きかけ、すなわち農業を継続することがもっとも好ましいと考えられる。

保護対象のシナイモツゴ *Pseudorasbora pumila* (図1) は、東日本に広く分布する小型コイ科魚類である。本種は、生息場所の開発や



図1 ぼんすけ (シナイモツゴ)

外来種(国内外来種モツゴやブラックバスなど)の分布拡大によって減少し、現在では絶滅危惧IA類(環境省2017)に指定されている。かつてシナイモツゴは平野部にも生息する身近な淡水魚であったが、今では平野部の周縁にあたる里山のため池でしか野生個体をみることはできない。最近では最後の砦であるため池も荒廃が進行し、益々危機的な状況に追い込まれている。

長野県では千曲川流域の3地点のみにシナイモツゴが生息しており、長野県希少野生動植物保護条例の対象種に指定されている(長野県2005)。私たちの活動拠点である長野市信里地域には全国有数の規模を誇る貴重な生息地が残されている。本地域は棚田や林檎畑の広がる中山間地域であり、川はなくため池を利用した農業が行われている。ため池の数は400以上にのぼるがその多くは素掘りの小規模な私有池であり、日本の重要湿地500(環境省2001)に選定されている。

本地域にはシナイモツゴをはじめ多種多様な里山の動植物が生息するが、農業従事者の高齢化により耕作放棄地が増加し、すでに4割のた

め池が放棄されている（小西ら 2015）。近い将来ため池群は大幅に縮小する見通しである。

信里の地域住民はシナイモツゴを「ぼん」と呼んで慣れ親しんできた。私たちはぼんを守ることは、ため池を守ることであり、地域の農業を守ることでありと考へ、2016年1月にぼんすけ育成会を発足した。本年度は当会初年度であったにも関わらず、本助成により充実した普及活動を実施できた。テンポの良い活動は地域内外の幅広い仲間を結びつけ、当初の計画以上の成果に繋がったと感じている。本年度の活動内容は以下のとおりである。

II. 活動内容

1. 月例会

毎月定例会を開催し（2016年10月19日、11月16日、12月21日、2017年1月18日、2月15日、3月27日、4月19日、5月24日、6月18日、7月19日、8月23日、9月20日。参加者数は11～20名）、活動報告、イベント告知、会員との意見交換を行った（図2）。なお本定例会は公開しており、会員以外も参加することが出来る。

2. 公開観察会の開催

絶滅危惧種の保全では、乱獲を防ぐために生息地を公開しないことが原則である。しかし、耕作放棄にともない人知れず消失するシナイモツゴの現状を鑑みると、シナイモツゴの認知度

を高め、地域内外の市民の保全意識を醸成する必要がある。そこで、より多くの市民にシナイモツゴを知ってもらうため、生息池1ヶ所を公開し、観察会を開催した。公開にすることで新聞、回覧板、有線を使って、広く活動をアピールすることができた。

長野県では、希少野生動物保護条例を制定し、シナイモツゴの無許可捕獲に対する罰則を設けている。観察会では、シナイモツゴが条例によって手厚く保護されていること、また我々が県のシナイモツゴ保護回復事業認定団体であることを周知した。

観察会は2016年10月22日（参加者数およそ40名）、2017年6月18日（30名）、9月25日（45名）に行った（図3）。観察道具については本会会員でもある信州大学理学部高田啓介先生より借用した。9月25日の会では小学校と連携し、平日の授業の中で高学年を対象とした観察会を開催した。

3. 広報活動

ウェブページ「ぼんすけ育成会」とSNS（フェイスブック、インスタグラム、およびツイッター）を開設し、行事案内、活動報告を随時発信している（図4）。パンフレットを作成し、イベント時に配布した。

4. 講演会の開催

2016年12月21日に藤山静雄先生（信州大学名誉教授）「生物多様性と『ホテルも住める



図2 定例会



図3 観察会



図4 ウェブページの開設

『良い自然』の活動」(図5), 2017年2月15日に高橋大輔先生(長野大学教授)「里山環境の保全をめざして～水環境を中心に～」, 3月27日に井口恵一朗先生(長崎大学教授)「私たちが守るべき自然」, の3件の講演会を開催した。いずれも篠ノ井信里合同庁舎において開催した。

5. 研修旅行

2016年11月26日シナイモツゴ発見100周年, 大崎市政10周年記念共同シンポジウム「里山・里地水辺のゆたかな自然を次世代へ」, 27日宮城県シナイモツゴ郷の会主催シナイモツゴ生息地現地観察会に参加した。シナイ通信第30号(シナイモツゴ郷の会2017)に私たちの参加報告が掲載された。2017年8月23日シナイモツゴが生息する長野県栄村と新潟県十日町市を訪問した(図6)。栄村では公民館にて担当者の説明を聞いた後, 地域の宝として公開されている生息地をご案内いただいた。十日町市立里山



図5 講演会の開催



図6 研修旅行(栄村公民館)

科学館越後松之山森の学校キョロロでは小林誠学芸員に敷地内のため池にすむシナイモツゴや休耕田を活用したビオトープを観察させていただくとともに, 里山保全と地域おこしに関するご講話をいただいた。

6. 池普請

1) 背景

ため池は, 農業用水を確保するために水を貯えた人工の池である。そのため, 池岸の草刈りや, 堆積した泥や落ち葉を取り除く作業を定期的に行わなければ, 陸地化が進行する。人の手の加わった二次的な自然とはいえ, ため池の多くは数百年という長い歴史を持ち, 日本固有の生物に掛け替えのない生息場所を提供している。近年のコンクリートやシートを用いた護岸改修は, ため池生態系を劣化させ, 生物多様性を著しく減少させている。

信里地域では, 池の規模や状態にもよるが, 十数年ごとに集落内で協力して泥上げをする結いがあった。しかし, 今では後継者不足や農業離れにより40～50年も手入れされていない池ばかりとなっている(小西ら2015)。泥上げをせず, 富栄養化の進んだ池では, ヒシなどの水生植物が多量に繁茂し, 湿地化に拍車をかけている。

土地所有者は先祖から受け継いだ土地を守り続けたいという気持ちを抱きながらも, 後継者不足によるやむを得ない事情により「管理放棄」

という苦渋の選択を強いられている。

3) 実施内容

2016年10月27日、28日、2017年4月13日、14日、7月19日、9月20日に、シナイモツゴの生息するため池所有者の協力を得て、(1)シナイモツゴ生息池の周辺の水路掃除(せげさらい)や放棄田の草刈りなどの一連の維持管理作業を行った。(2)シナイモツゴの生息する池3ヶ所において、落ち葉上げと、ヨシ、ツルヨシ、ガマなどの抽水植物を引き抜く作業を行った(図7)。いずれの作業も認定NPO法人生態工房(東京)にご指導いただいた。

4) 成果

(1)の作業を通じて、池に隣接した田んぼの所有者がご高齢のために2017年度より稲作を止めることを知る。そこで我々はこの放棄されて間もない田んぼを借用し、荒廃を防ぎ、ため池を活かすための「ぼんすけ田んぼ」を開始した。そして無農薬のぼんすけ米を収穫することができた。

(2)の作業の結果、水面積は大幅に拡大され、池の寿命を5～10年延命できたと考えられた。私有池が多い本地域では、管理作業として結いによる伝統的な泥上げや土木工事などが想定されるため、所有者の金銭的ならびに心理的負担は大きい。しかし、水を抜かずに「胴長」を履いて池内に入る作業は、斬新で有力なため池の延命措置になると期待される。また泥上げは農

閑期に限られるが、胴長による作業であれば一年を通していつでも行うことができる。今後さらに普及させたいと考えている。

7. 活動拠点

精力的に活動を続ける中で、会議、事務作業、イベント準備作業、資材の保管場所が不足し、円滑な運営に支障を来すことが懸念された。そこで地域住民の協力も得ながら、会員ら自作のぼんすけ小屋を竣工した(図8)。

8. 農産物のブランド化の準備

2017年10月21日水辺の自然再生共同シンポジウム(シナイモツゴ郷の会ら主催、東京)、10月28日だいあん祭り(だいあん株式会社、横浜)において、ぼんすけ米とぼんすけ林檎の試験販売を行った。

9. 報道

以上の活動は信濃毎日新聞(2017年4月14日、4月21日、6月7日、6月19日)、長野市民新聞(2017年6月3日、6月22日、7月21日)、毎日新聞(2017年6月19日)に掲載された。

III. 現状と課題

多様な事業を円滑に継続するためにはやや人材が不足している。各作業の効率化を心がけながら、事務作業やイベントの準備作業を担う人材を確保したい。そのためにより幅広い年齢層から構成される会となるような工夫(イベント内容、定例会の開催日や時間など)、および、



図7 池普請



図8 ぼんすけ小屋

情報共有方法の改善（メーリングリストの開設など）により、楽しく持続できる運営を心がけたい。

IV. 今後

過疎化による里山の荒廃は全国的な問題である。里山生物の保全の問題を地域の中だけで解決することは極めて難しいという切実な状況を、より多くの市民に知ってもらいたい。里山には、都市化による開発によって生息場所を奪われた平野部の生き物が数多く見受けられ、それらの避難場所（レフュジア）としての役割をも担っている。すなわち、里山にすむ絶滅危惧種の保全に、都市部の市民が参画することは至極当然のことと考えられる。シナイモツゴを始めとした里山の保全が地域の負担にならないように、むしろ利益を生み出す活動にするために、地域内外の市民が気軽に活動に参加できる方策を打ち出すことが今後の課題である。シナイモ

ツゴの生息地を守るため、そして貴重なため池を一つでも多く次世代に残すため、さらに農業を続けたいと思う若者を後押しする楽しい活動へとつなげていきたい。

引用文献

- 小西 繭・田崎伸一・高田啓介・井口恵一朗 2015. 絶滅危惧種シナイモツゴの生息するため池群への地域住民の価値評価とその影響要因. 応用生態工学会誌 17(2): 55-66.
- 環境省 2001. 生物多様性保全上重要な湿地, http://www.env.go.jp/nature/important_wetland/index.html (2017年10月31日確認).
- 長野県 2005. 長野県希少野生動植物保護条例, <https://www.pref.nagano.lg.jp/shizenhogo/kurashi/shizen/hogo/kisyoyasei/kisyojorei-oya.html> (2017年10月31日確認).
- 環境省 2017. レッドリスト 2017, <https://ikilog.biodic.go.jp/Rdb/booklist> (2017年10月31日確認).
- シナイモツゴ郷の会 2017. シナイ通信第30号: 23.

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Promotion activities for the protection of endangered species
Pseudorasbora pumila, PONSUKE, inhabiting the agricultural ponds
in Nagano city

KONISHI Mayu, NAKAJIMA Noriko,
KOGA Kazuto and KOBAYASHI Kazuko

Keywords: Satoyama, Agriculture, Freshwater fish, Biodiversity

伊豆諸島の自然保護シンポジウムの開催

伊豆諸島植生研究グループ

上條隆志¹・星野義延²・八木正徳³・石橋正行⁴・川越みなみ⁵

キーワード：島の生態系，エコツーリズム，外来種，絶滅危惧種，NGO，持続的利用

I. 伊豆諸島植生研究グループの活動

伊豆諸島は相模湾南方海上に位置する火山島であり，固有あるいは準固有の分類群を多数有する．火山活動によって，様々な遷移段階の植物群落が存在する一方で，長時間噴火の影響を受けていない極相林も残されている．また，高標高部では，風，雲霧，火山活動により，極めて多様な植物群落が成立している．このような，貴重な植生と植物を保全するには，その基礎資料となる植生誌や植物誌が必要であり，これらを用いた現地での普及活動が重要となる．本研究グループは，(1) 伊豆諸島の植生の全容を後世に残す資料として植生誌とその普及版の刊行，(2) 観察会や公開シンポジウムを通じた伊豆諸島の自然保護の普及を活動目的としている．平成28年までに，伊豆諸島の8島について植生に関する小冊子を発行し，シンポジウムと観察会を開催した．平成29年度には，伊豆諸島全体の植生に関するガイドを発行した．

II. 本年度の活動目的

伊豆諸島はダイナミックな火山生態系と生物の進化過程を観察できる貴重な自然環境を保有するが，伊豆諸島全体の自然保護の枠組みが不

足している．その解決に向け，自然保護の担い手の交流と議論の場を設けることを目的として本公開シンポジウムとパネル展を開催した．いずれも伊豆大島ジオパーク推進委員会と共同で主催した．

III. 伊豆諸島自然保護パネル展の開催 (図1,2)

2017年9月20日～27日 大島町開発総合センター1階ロビー

シンポジウムに先立ち大島町開発総合センターにおいて，約1週間，ポスター展示を行った．

東京都環境局と東京都大島支庁から伊豆大島の外来種であるキョン問題とその駆除に関するポスター(8パネル)，環境省伊豆諸島自然保護事務所から伊豆大島の斜面崩壊モニタリング調査(2パネル)，伊豆諸島自然誌研究会から八丈小島のクロアシアホウドリの生息状況(1パネル)，伊豆諸島植生研究グループから伊豆諸島の植物と植生の紹介(3パネル)が展示された．

伊豆大島の斜面崩壊モニタリング調査では，島民と合同での調査の様子とその成果が報告された．八丈小島のクロアシアホウドリの生息状

1: 筑波大学・生命環境系 2: 東京農工大学・農学研究院 3: 東京農工大学・農学研究院 4: 七島花の会 5: 朝日航洋株式会社
2018. 5. 24 受付 2018. 12. 20 公開



図1 シンポジウムとパネル展のポスター



図2 パネル展の様子

況では、自然保護上の成果としてノヤギ駆除後にクロアシアホウドリの営巣が開始されたことが報告された。

IV. 伊豆諸島自然保護シンポジウムの開催 (図1, 3)

2017年9月27日(水曜日)、大島町開発総合センター1階大会議室



図3 シンポジウム会場。大島自然愛好会の小川会長による挨拶。

広報についてはポスターを作成するとともに関係者へのメールや jeconet などのメーリングリストを通じて行った。伊豆大島に関しては、伊豆大島ジオパーク推進委員会によって、伊豆大島ジオパークの Web サイト、Facebook、Twitter、大島町の Web サイト、役場、島内各出張所、スーパーマーケットの掲示板などで周知した。

配布資料として、講演要旨の他、伊豆諸島植生研究グループが発行した「伊豆諸島植生ガイド」を配布した。

V. 伊豆諸島自然保護シンポの講演題目・講演者

1. 伊豆大島における特定外来生物キョンの防除事業について
小野満基 (東京都大島支庁土木課)
2. 御蔵島におけるミナミハンドウイルカの保全とエコツーリズムへの活用
小木万布 (御蔵島観光協会)
3. 青ヶ島の自然と島の活性化
荒井智史 (青ヶ島還住太鼓)
4. パネルディスカッション
岩崎氏 (大島、伊豆大島ジオパーク推進委員会事務局), 山本氏 (新島、新島自然愛好会), 石田氏 (神津島、七島花の会), 菊池氏 (三宅島,

三宅島自然ガイドキュルル), 小木氏 (御蔵島, 御蔵島観光協会), 岩崎氏 (八丈島, 伊豆諸島自然史研究会), 荒井氏 (青ヶ島, 青ヶ島還住太鼓), 長谷川氏 (伊豆諸島ツーリズム研究会), 石橋氏 (伊豆諸島植物研究会)

なお, 全体進行は, 伊豆大島ジオパーク推進委員会事務局の石井氏が行い, 「大島自然愛好会」の小川会長が開催挨拶を行った (図3). 本グループ代表の上條がパネルディスカッションの司会を行った.

VI. 講演とパネルディスカッションの内容

1. 伊豆大島における特定外来生物キョンの防除事業について

東京都大島支庁土木課の小野満基氏より, まず, キョンを含めた外来種の定義, なぜ駆除しなければいけないか, キョンの生物としての特性, 大島におけるキョンの状況について説明がなされた. さらに, これまで都が取り組んできた防除事業の内容と成果報告がなされた. 特に, 現在行われている平成29年度防除事業と今後の展望などが紹介された.

2. 御蔵島におけるミナミハンドウイルカの保全とエコツーリズムへの活用

御蔵島観光協会の小木万布氏より, 1990年頃より始まった御蔵島周辺のイルカウォッチングについて, イルカウォッチングによる利用と保護の取組み, イルカ個体識別調査の結果について紹介がなされた. 特に, 2004年に東京都と御蔵島村とのあいだで交わされた「御蔵島における自然環境保全地域の適正な利用に関する協定書」, いわゆるエコツーリズム協定書が発効されるまでの経緯や, 御蔵島の取組みの先進性について説明がなされた. 併せて御蔵島の自然の魅力についても紹介がなされた.

3. 青ヶ島の自然と島の活性化

青ヶ島還住太鼓の荒井智史氏より, 青ヶ島の自然と文化の魅力, 自然保護上の問題点, 島の活性化について紹介がなされた. 人口168人 (H29現在) の日本最小の自治体であること, ダイナミックな島の姿が世界有数の絶景として様々なメディアで取り上げられていることなど, 青ヶ島の特色が紹介された. さらに, 青ヶ島の自然保護や島の活性化に向けた展望として, 島を訪れた旅人にとって何が大切か (島を取り巻くむき出しの自然に触れること, そこに生きる島民との何気ない交流など) を認識すること, 無いものを有るように見せる試みより, 無いものが無いことをきっちりと説明できることの重要性を提案した.

4. パネルディスカッション

大島の岩崎氏からは伊豆大島ジオパーク活動の取り組みについて紹介がなされた. 利島については, 利島村役場の荻野氏のコメントが紹介された. 新島の山本氏からは新島自然愛好会の取り組みとともに式根島の小倉氏の活動について紹介がなされた. 神津島の石田氏からは七島花の会の活動について紹介がなされた. さらに, 島の植物を調べることの面白さについて話された. 三宅島の菊池氏からは三宅島自然ガイドキュルルの活動について紹介がなされた. また, 自然ガイドをしてゆく上での課題について話された. 八丈島の岩崎氏からは八丈小島におけるノヤギ駆除の成功例について紹介がなされた. 伊豆諸島ツーリズム研究会の長谷川氏からは伊豆諸島のガイド育成に関する取り組みの紹介がなされた. 伊豆諸島植物研究会 (いそぎくの会) の石橋氏からは伊豆諸島の植物調査活動と植物の魅力について紹介がなされた.

VII. 全体総括

シンポジウム参加者は70名であり, 現地開

催イベントとしては大成功と考えている。また、シンポジウムの前には各島のパネラーを中心として自然保護や自然ガイドについて率直な意見交換を実施できた。伊豆諸島のほぼ全島から自

然保護の担い手が島に集まり、議論できたのは今回がはじめてである。このことは、伊豆諸島の自然保護活動の発展に向けた大きな第一歩になったと考えている。

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Nature conservation symposium of Izu Islands

KAMIJO Takashi, HOSHINO Yoshonobu, MASANORI Yagi,
ISHIBASHI Masayuki and KAWAGOE Minami

Keywords: Island ecosystem, Ecotourism, Alien species, Endangered species, NGO, Sustainable use

有明海の漁業・環境問題に関する研究誌の発行と シンポジウムの開催

有明海漁民・市民ネットワーク
矢嶋 悟・菅波 完・吉川多佳子・陣内隆之

キーワード：諫早湾，干拓，干潟，農林水産省，赤潮，貧酸素水塊

1. 活動の背景と目的

1.1 諫早湾干拓問題と開門調査

1997年に諫早湾が干拓事業によって閉め切られてから、造成された調整池の水質の悪化や、堤防建設による潮流潮汐の変化などによって、有明海では貧酸素水塊や赤潮の発生が急増し、漁獲高は減少の一途をたどっている（図1）。2000年の冬季には養殖ノリの大不作が発生した。こうした環境の悪化は「有明海異変」と呼ばれている。

ノリ不作問題で設置された第三者委員会は、2001年に諫早湾の排水門を開放して行う短・中・長期の調査（開門調査）を提言したが、国

は2002年春に短期の開門調査を実施したものの、中・長期開門調査は見送った。

その後、開門を求める漁業者が起こした訴訟で、2010年12月、国に中・長期の開門調査を命じる福岡高裁の判決が確定したが、国は履行しなかった。一方で、干拓農地の営農者が起こした開門差し止め訴訟において、長崎地裁は開門を認めない仮処分決定を下した。

2016年に入ってから、国、漁業者、営農者による和解協議が始まったが、長崎地裁が提示した和解案は、開門しないことを前提とするものだった。

2. 有明海・八代海等総合調査評価委員会

このような状況の中、ノリ不作第三者委員会の事実上の後継機関として、有明海の再生方策を審議している有明海・八代海等総合調査評価委員会（以下、評価委員会）が、2006年に続く2回目の報告書を2016年に取りまとめることになった（第2回報告は検討作業の遅れから「2016年報告」と「2017年報告」の2種の呼び方が混在しているので注意されたい）。

評価委員会の報告書は、行政による有明海再生対策の指針となるものであり、開門をめぐる



図1 諫早湾干拓の潮受け堤防

裁判においても有力な証拠資料となる可能性がある。

ただし、評価委員会は設立以来、諫早湾干拓と有明海異変の因果関係について積極的な検討を避け、開門調査の評価は行わないことを方針としていた。

そこで私たち有明海漁民・市民ネットワーク（以下、漁民ネット）は、評価委員会の第2回報告が諫早湾の開門調査の実現につながるように、委員会に情報提供や提言を行うことを重要な活動テーマと位置づけた。その具体的な活動として企画したのが、有明海異変や諫早湾干拓問題に関する論文や評論を掲載する研究誌の発行とシンポジウムの開催である。

3. 諫早湾開門研究者会議

今回の活動は、諫早湾の開門調査に積極的な考えを持つ科学者のグループ、諫早湾開門研究者会議（以下、研究者会議）と共同で行った。研究者会議のメンバーは、東 幹夫氏（長崎大学名誉教授）、佐々木克之氏（元中央水産研究所）、佐藤慎一氏（静岡大学理学部）、佐藤正典氏（鹿児島大学教授）、清野聡子氏（九州大学准教授）高橋 徹氏（熊本保健科学大学教授）、堤 裕昭氏（熊本県立大学教授）の7名である。

漁民ネットでは、2015年12月に研究者会議と共催のシンポジウムを佐賀で開催し、2016年5月に研究者会議の監修による「諫早湾の水門開放から有明海の再生へ」という書籍を発行している。今回の活動はそれらを継続・発展させるものであった。

II. 研究誌「有明海の環境と漁業」の発行

1. 研究誌発行の意図

評価委員会に情報や意見を届けるツールとして、私たちは「有明海の環境と漁業」というタイトルの雑誌を発行することにした（図2）。有明海再生に関する一冊の報告書（提言書）を



図2 研究誌1～3号の表紙

取りまとめることも検討したが、雑誌形態の方が、評価委員会の審議の動向に機動的に対応できると考えたからである。雑誌として原稿を募ることによって、諫早湾干拓問題を担う研究者のネットワークを広げることや、新しい研究者を育てることも今回の活動の目的であった。

2. 研究誌第1号

第1号は2016年11月7日に発行した。評価委員会では第2回報告の原案の審議が進んでいたが、検討作業の遅れから、報告書の公表の目処が2016年内から2016年度内という表現に変わってきた頃であった。

研究誌第1号では、佐々木氏が評価委員会の2006年報告や、2016年報告原案の問題点を直接的に指摘した。東氏と佐藤慎一氏は、有明海のベントス調査の結果について、イラストを交えて、一般の人にも分かりやすく解説した。高橋氏は裁判所が提案している開門抜きの和解説を批判する評論を執筆した。開門訴訟の漁業者側の弁護士である吉野隆二郎氏は、評価委員会の2006年報告が裁判に与えた影響について論じた。

3. 研究誌第2号

評価委員会の2017年報告に対するパブリックコメント（以下、パブコメ）は1月30日から2月19日までの期間で行われ、漁民ネット

として意見を提出したほか、研究者会議の佐々木氏や高橋氏なども個別に意見を提出した。

研究誌第2号はパブコメの開始には間に合わなかったが、なんとか期間中の2月14日に発行することができた。

第2号には、1月23日に研究者会議が評価委員会に提出した意見書を掲載した。この意見書では、2016年報告の公表スケジュールを延期してでも、諫早湾干拓問題や開門調査について十分に審議し、有明海再生のための根本的な原因解明と対策の提示を行うべきであると提言している。

そのほか、第2号には多くの専門家から原稿が寄せられた。京都大学名誉教授の田中 克氏は有明海的环境悪化について、諫早湾干拓や筑後大堰など複数の原因を挙げて論じ、佐藤正典氏は、諫早湾に特有の干潟生態系を破壊した環境問題という原点に立ち戻って考えることを主張した。佐々木氏は諫早湾閉め切りの1997年と2014年の漁業生産額を比較すると90億円の減少、率にして65%の減少であると推計した。アジアの浅瀬と干潟を守る会の山本茂雄氏は、有明海における輸入アサリ放流の問題を取り上げ、佐藤慎一氏は、閉め切り直後の調査から判明した、諫早湾の泥干潟特有の貝類相について報告した。

4. 研究誌第3号

評価委員会の報告は、パブコメを終えて、2017年3月31日に公表された。研究誌第3号はその後の6月22日の発行となった。

この号では、佐々木氏自身が提出したパブコメを解説する形で、評価委員会の2017年報告の内容を批判した。高橋氏はパブコメにおいて諫早湾調整池で繁茂しているアオコの毒素が問題なしとの回答であったことに反論し、農水省の調査方法などの問題点を指摘した。

2017年報告では、後述するように東氏らに

よる有明海のベントス調査の結果が掲載されたが、「年によって調査地点数が異なっていることに留意が必要」などの「但し書き」があった。研究誌第3号では、佐藤慎一氏と東氏が、諫早湾閉め切り後20年間における干拓堤防内外の底生動物の変遷を報告する論文を執筆したが、その中で、この評価委員会の指摘事項に関する検証を公表し、調査結果に問題がないことを明らかにした。

田中氏は連載第2回として、「森里海連環」の考え方を述べ、有明海再生のために地域の人たちが協働して行なっている実践事例などを紹介した。佐藤正典氏はマスコミ報道のあり方に、国の暴走を許す一因があることを指摘した。東京大学准教授の清水 亮氏は、政治社会学的な見地から長崎地裁の開門差し止め判決や国の姿勢を批判した。

さらに、第3号では東氏、佐々木氏、堤氏による座談会や、評価委員の小松利光氏（九州大学名誉教授）から寄せられた有明海再生に関する原稿も掲載した。

III. シンポジウムの開催

1. シンポジウムの内容

シンポジウムは「どうしたら有明海は再生するのか」というタイトルで、1月22日に佐賀市の佐賀県弁護士会館で開催した（図3）。

このシンポジウムでは、最初に漁民ネットの



図3 シンポジウムでのディスカッション

陣内隆之氏が諫早湾干拓問題の経緯や現状について説明し、続いて東氏が諫早湾閉め切り後の有明海におけるベントスの減少や底質の変化について、佐賀大学准教授の速水祐一氏が有明海奥部の海洋環境の変化について基調講演を行った。

パネルディスカッションでは、基調講演の2人に、佐々木氏、堤氏、小松氏が加わって、調整池の水質問題や有明海の潮流の変化などについて、それぞれの持論を述べ、さらに開門調査の可能性について討論を行った。

速水氏と小松氏は評価委員会のメンバーであり、また速水氏は基調講演で、有明海奥部への諫早湾干拓の影響は少ないとの見解を述べたが、ディスカッションでは評価委員の二人からも開門調査は行うべきであるとの発言があった。

なお、会場にも評価委員会小委員会の委員や、関係する研究者の姿も見られた。

2. 佐賀県庁での記者会見

シンポジウムの翌日は、東氏、佐々木氏、高橋氏と漁民ネットの2人が、佐賀県庁の記者室で会見を行い、シンポジウムの成果報告を行うとともに、翌日(1月24日)の評価委員会で報告の原案が確定して、パブコメが始まることを想定し、現状の報告案の問題点などを記者に解説した。

IV. 活動の成果とその後の動向

1. 研究誌やシンポジウムの反響

研究誌は2017年3月15日付の西日本新聞において写真入りで紹介された。シンポジウムもテレビ局や新聞社の取材があり、数紙に掲載された。

諫早湾閉め切りから丸20年を迎えた4月には、主要な新聞が諫早湾干拓問題の特集や連載記事を掲載したが、私たちの研究誌を参照した

記者からの問い合わせも多数あった。

また、諫早湾の漁業者のご子息が、たまたま研究誌を目にして、漁民ネット事務局にご連絡をいただき、実際にお会いしてこの問題について意見交換する機会を持つことができた。福岡市の一般市民の方からは、筑後川からの取水に関する投稿があり、第3号に掲載した。

2. 評価委員会 2017 年報告

前述したように、2017年報告には有明海でのベントスの減少を示す東氏らの調査結果が、最後の段階で掲載された。評価委員会事務局は有明海における継続的なベントス調査の資料はないとしていただけに、掲載の意味合いは大きい。東氏と評価委員の速水氏がシンポジウムを通して交流したことや、パブコメでの私たちからの意見がこの成果につながったと言っても良いだろう。

また、小松氏の修正意見で、干拓などにより有明海の潮汐潮流が減少傾向であると明記されることになった。私たちのシンポジウムで述べられた持論を評価委員会でも強く主張されたことに感謝したい。

このような有明海異変の原因を諫早湾干拓と関連づける記述は、パブコメ後に何カ所か追加されたが、最終的には2006年報告と同様に、2017年報告は根本的な原因の指摘には至らなかった。研究誌第3号の論文で佐々木氏が詳述しているが、2017年報告では有明海異変の要因として、赤潮や貧酸素水塊の増加などを挙げているものの、なぜそれらが多発しているのか説明されていないのである。私たちはその主因を諫早湾干拓と考えているわけだが、諫早湾干拓への言及を避ける、ある意味で「忖度」とも言える大方の委員や委員会事務局の姿勢により、根本的な原因の指摘がない報告書になってしまったのである。

原因が「あえて」未解明となっているために、

当然ながら報告書の結論部分である再生方策の提言部分においては、真に実効的な方策を提示できていない。再生目標では数値目標を掲げずに抽象的な表現にとどまっており、具体的な再生方策でも、これまで農水省などが行ってきた覆砂や海底耕運、稚魚や稚貝の放流などといった、効果の乏しい対症療法的な手法の提言にとどまっている。報告書の新味のなさに、有明海問題を担当している与党の国会議員からも不満の声が上がったほどである。

3. 裁判と農水省のその後の動向

3月31日の2017年報告の公表と前後して、長崎地裁は和解協議を打ち切り、4月17日に開門の差し止めを命じる判決を言い渡した。被告の農水省はこの判決を受け入れて控訴せず、

4月25日には農水大臣が開門を行わない方針を表明した。

漁業者側の弁護団は独立当事者参加により開門差し止め訴訟の控訴を福岡高裁に申し立て、2017年11月現在、他の関連訴訟とともに審理中である。これらの裁判において、評価委員会の2017年報告は開門を求める漁業者側に暗い影を落とすものになるかもしれない。

有明海の漁業被害は現在も続いており、多くの漁業者は諫早湾の開門を求めている。漁民ネットは今後も研究者会議とともに、研究誌の発行やシンポジウムの開催を継続し、評価委員会や行政、司法などに対して開門調査の実施を働きかけていく所存である。

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Publication of science journals and holding of symposium on fisheries and environmental issues in the Ariake Sea

YAJIMA Satoru, SUGENAMI Tamotsu,
YOSHIKAWA Takako and JINNAI Takayuki

Keywords: Isahaya Bay, Reclamation, Tidal flats, Ministry of Agriculture, Forestry and Fisheries, Red tide,
Hypoxic water mass

日本の砂浜生態系を明らかにするための市民参加型調査の 実施・人材養成

海の生き物を守る会

向井 宏¹・大久保奈弥²・安部真理子³・向井保子

キーワード：砂浜海岸生物調査, 海の生き物を守るフォーラム, フィールド図鑑(2)北海道の海浜植物, 砂浜調査研修会, 第二次中間報告書(日本の海浜植物)

I. 背景と目的

わが国の砂浜海岸は防災工事などによりコンクリートで覆われ生物多様性も失われてきた。また、ダム建設などにより、海岸への砂の供給がなくなって、日本の砂浜の多くが消えつつある。日本の砂浜海岸の生物に関する情報は貧弱で、環境省の「モニタリング1000」でも、砂浜海岸の生物多様性に関する調査はウミガメを除いてまったく行われていない。本事業は、一般の市民と研究者に呼びかけて消滅しつつある日本全国の砂浜を調査し、砂浜そのものの現状と傾向を把握し、海岸生物の多様性とその重要性を明らかにすることを目的とする。

II. 活動目標

上記目的を達成するために以下の項目を活動目標とした。

1. 砂浜海岸生物調査の継続
2. 砂浜調査研修会の実施
3. フィールド図鑑(2)北海道の植物の刊行
4. 砂浜海岸生物調査第二次中間報告書の刊行
5. 海の生き物を守るフォーラムの実施

6. その他

III. 活動成果

活動目標について、それぞれ以下のような活動を行った。これらの活動は、海の生き物を守る会のメールマガジン「うみひるも」(毎月2回配信)で周知し協力を要請し、その活動結果を報告している。

1. 2008年に開始した市民参加型砂浜海岸生物調査を、今年度も継続して行った。今年度は、一般市民から24通の調査表が作成され、助成メンバーによる18通の調査表と合わせて、合計42通の調査表が作成された。これまでの調査表の合計は291通、調査海岸は156ヶ所となった。
2. 砂浜海岸生物調査を一般市民が積極的に行えるように、研修会を4回実施した。実施場所は、鹿児島県奄美大島手広海岸(2016年9月25日:参加者14名:図1, 2参照)、愛知県豊橋市の表浜海岸(2017年4月9日:参加者15名)、神奈川県鎌倉市の材木座海岸(2017年5月27日:参加者28名:図3, 4

1: 北海道大学 2: 東京経済大学 3: 日本自然保護協会
2017. 11. 30 受付 2018. 12. 20 公開



図1 奄美大島手広海岸で行われた研修会

参照), 鹿児島県奄美大島の嘉徳海岸(2017年6月11日:参加者18名:図5, 6参照).

3. これまでの調査では調査者に軽視されがちだった海浜植物について, 同定の役に立つ小型のフィールド図鑑を500部作成した. フィールドに持ち歩いて同定するために, 軽量化を心がけて今回はまず北海道に限定した図鑑とした. 「砂浜フィールド図鑑(2)北海道の海浜植物」(図7参照)

4. 2008年から2017年9月までの砂浜海岸生物



図2 手広海岸での砂浜調査研修会を報じる奄美新聞



図3 鎌倉市材木座海岸で行われた研修会



図4 材木座海岸の研修会での同定作業



図5 奄美大島で唯一集落の前に護岸がない自然海岸「嘉徳海岸」における研修会

調査の結果をとりまとめることを目標としているが、2014年に中間報告書200部を刊行している。今年度は、とくに海浜植物の出現と分布に焦点を絞って、第二次中間報告書を刊行した。今後、砂浜海岸生物調査に参加する市民に、自分たちのやることがどのようにまとめられるかを知る参考となるだろう。(図8参照)

5. 砂浜の生き物とその環境を守るために、市民への啓蒙を兼ねて「海の生き物を守るフォーラム」を3回実施した。第1回目は、2016



図6 嘉徳海岸における研修会への参加を呼びかける奄美新聞



図7 「砂浜フィールド図鑑(2)北海道の海浜海岸」の表紙

砂浜海岸生物調査
第2次中間報告書
(2008～2017)



図8 「砂浜海岸生物調査第二次中間報告書 日本の海浜植物」の表紙

年9月14日(土)、鹿児島県奄美市で「奄美の海の未来について考える」と題したフォーラムを実施した。自然と文化を守る奄美会議との共催。参加者は、56名。第2回目は、2017年2月18日(土)、京都市梅小路公園緑の館イベント会場で、午後1時半～4時50分、「海の生き物を守るシンポジウム 失われる沿岸の自然と公共事業～辺野古・諫早・泡瀬・三陸・湘南～」と題して、シンポジウムを開催した。参加者は、約100名と盛況であった。第3回目は、2017年6月10日に、自然と文化を守る奄美会議との共催で、鹿児島県奄美市名瀬公民館金久分館において奄美の世界自然遺産についてのシンポジウム「奄美の森と海のつながり～水と砂の流れを考える～」を実施。奄美側で会場の世話をいただいた。参加者は約60名。

6. その他、海の生き物とその環境を守るための活動を全国規模で展開するために「沿岸生物・環境保全研究会」を提案して、2017年2月19日に、京都市「ハートピア京都」にて、「沿岸生物・環境保全研究会(仮称)準備会」を開催した。15名の研究者・NGO関係者が集まり、結成に向けて話し合いを行ったが、具体的な団体結成には至らず、さまざまな活動や議論を、今後メール会議などを通して継続することとなった。

IV. 特筆すべき成果

今年度の活動成果のうち、特筆すべきことは、われわれが行った2回の奄美大島におけるフォーラムの開催と2回の砂浜調査研修会において、とくに貴重な自然海岸である嘉徳海岸で絶滅を危惧されている数種の二枚貝が発見されたことであった。この結果から嘉徳海岸において計画されている大規模な護岸工事をとりあえず白紙に戻すことができた。今後の展開は予測できないが、今後もシンポジウムの奄美での開催や観察会の実施などを通して、奄美でも貴重な自然海岸を守る運動へと繋げていきたい。

V. 今後の活動の展望

砂浜海岸生物調査は、砂浜の生き物とその環境を守るために市民参加型で行っているが、市民の積極的参加は必ずしも多くない。今後は、もっと多くの市民に参加していただけるよう、研修会の実施、同定用のフィールド図鑑の充実などによって継続し、行政の海岸開発保全計画に取り入れられるような成果を目指したい。とくに環境省による海洋保護区の設定に参考となるようなまとめを行い、各地の砂浜海岸の保全と保護を積極的に進めていきたいと考えている。

VI. 謝辞

日本自然保護協会、自然と文化を守る奄美会議、表浜ネットワークほかの皆様にはご協力をいただきました。感謝申し上げます。

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Citizen-attended census project for research on sandy beach ecosystems in Japan, and training the talented people

MUKAI Hiroshi, OOKUBO Nami, ABE Mariko and MUKAI Yasuko

Keywords: Census Project of fauna and flora on sandy beach, Forum for conservation of marine organisms, Illustrative book of sandy beach organisms (2) Beach plants in Hokkaido, Training course of the census project of fauna and flora on sandy beach, The second report of Census of fauna and flora on sandy beach organisms “Beach plants in Japan”

第27期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

上関海域における希少鳥類（カンムリウミスズメ、 オオミズナギドリ、アマツバメ etc.）保護のための生態調査と シンポジウム開催などの普及活動

上関の自然を守る会
高島美登里・山本尚佳・嶋田淑子・森田 修・
三家本誠・上田健吾・武石全慈¹

キーワード：周年生息域，恒常的育雛域，繁殖地，オヒキコウモリ，シンポジウム

I. はじめに

上関海域は1960年代からの瀬戸内海における大規模開発から免れ、自然海岸の残存度75%（瀬戸内海平均21.4%）と良好な自然条件を保っている。

また、豊後水道より流入した湧昇流により、プランクトンやイワシなど海洋生物に豊富なエサ資源が供給されていると推察されている。

上関の自然を守る会は1999年からの生態調査でヒガシナメクジウオ (*Branchiostoma japonicum*)/カラスバト (*Columba janthina*)/オオミズナギドリ (*Calonectris leucomelas*)/アマツバメ (*Apus pacificus*) などの繁殖やカンムリ

ウミスズメ (*Synthliboramphus wumizusume*) の世界で唯一の周年生息域であることを確認し、継続調査を行っている。

II. 生態調査

1. カンムリウミスズメ (*Synthliboramphus wumizusume*) 調査

海上センサスを2016/10～2017/9に計50回実施した。

1) 周年生息の確認

2016/11, 2017/2月を除く各月で確認し、周年生息域であることが検証された。

各月の確認数は表1のとおりである。

表1 各月のカンムリウミスズメ確認数 (2016/10～2017/9)

実施者	'16			'17									計
	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
守る会	1	0	17	28	0	6	1	29	17	13	3	2	117
中国電力	0	/	0	8	8	2	5	0	1	0	2	未	26

表1 下段 中国電力確認数の説明 /: 実施せず 未: 結果未発表

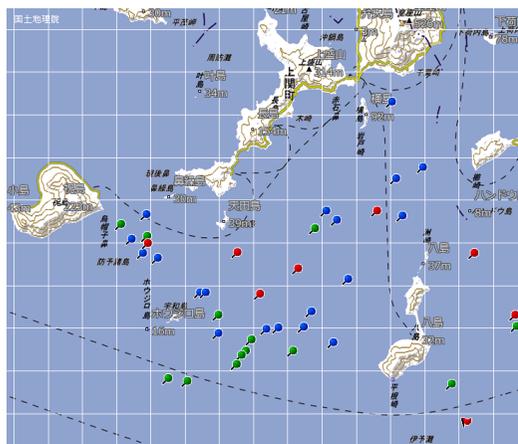
1: 北九州市立自然史・歴史博物館
2017. 12. 12 受付 2018. 12. 20 公開

確認海域は図1のとおりである。羽衣変化の時期別に青：12月－4月（越冬期と繁殖期）/ 緑：5月－7月（換羽途中）/ 赤：8月－10月（夏季～秋季）で図示した。

2) 家族群の確認

2017/5/16に今年生まれと思われる若鳥と成鳥を確認した。2008年の調査開始以来、幼綿羽が見られるその年生まれのヒナを連れた家族群が6回確認されている。（2008/5/30, 2009/5/18, 2012/5/20, 2015/5/27, 2016/5/14, 2016/5/22）

今回の確認は7回目であり、恒常的な育雛域である可能性を示唆している。（図2）



- ：12月－4月（越冬期と繁殖期）
- ：5月－7月（換羽途中）
- ：8月－10月（夏季～秋季）

図1 カムリウミスズメ確認海域



図2 2017/5/16に確認された幼鳥と成鳥。右側が幼鳥 左側が成鳥（撮影者：Deganello Aurélie）。

2. オヒキコウモリ（*Tadarida insignis*）の生息を瀬戸内海で初確認

2017/4/21, 23にハンドウ島において共同調査を行っている渡辺伸一氏（福山大学生命工学部生命科学科）がオヒキコウモリ（環境省絶滅危惧Ⅱ類）の生息を初確認した。（図3/ 図4）瀬戸内海においては初めてとなる。2017/9/8に県庁記者クラブにおいて下記の通り公表した。



図3 2017/4/21に確認されたハンドウ島のオヒキコウモリ

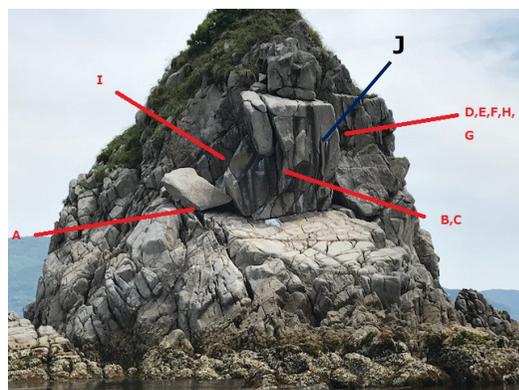


図4 ハンドウ島におけるアマツバメの巣とオヒキコウモリ確認位置。赤：アマツバメの巣（A～I）、黄：オヒキコウモリの生息確認場所（J）。

確認の状況：ハンドウ島はアマツバメの繁殖地として確認されており、アマツバメの繁殖状況の調査のため、4月21日15時に上陸した。その際、アマツバメの営巣地付近の岩の割れ目に計4個体の小型コウモリ類を確認した。岩の割れ目にカメラを入れて撮影し、後に頭部の外部形態の特徴から種を同定した。その結果、オヒキコウモリである可能性が高かったため、23日10時にハンドウ島に再上陸して、再度確認した。コウモリは同じ岩の割れ目に計3個体が見られた。前回の確認より1個体少なかったが、割れ目の奥は暗く見えにくいため、他個体がいる可能性もある。そのうち近い個体の形態を詳しく観察したところ、オヒキコウモリの特徴である長い尾を有していた。また、観察中に「チッチ」という鳴き声が聴こえた。多くの小型コウモリ類では超音波域の鳴き声を発するため鳴き声はほとんど聴こえないが、オヒキコウモリは周波数の低い可聴域を含んだ鳴き声を発する。以上の特徴から、観察したコウモリをオヒキコウモリと同定した。

本種は、広い範囲で生息の情報があるが5か所程度しか繁殖が確認されていない。これまでに宮崎県（枇榔島）や高知県（蒲葵島）などの離島で集団が確認されている。瀬戸内海での生

息の確認ははじめてとなる。確認した個体が、一次的なねぐらとしてハンドウ島を利用していたのか、繁殖地として利用しているのかどうかは不明である。環境省のレッドリストでは「絶滅危惧Ⅱ類」の категорияに属するが、今後、瀬戸内海域での生息の確認も本種の生息状況を知る上で重要だと考えられる。今後も定期的に観察を行い、ハンドウ島と周辺離島での本種の生息状況について調査する予定である。（福山大学生命工学部生命科学科 渡辺伸一）

3. ホオジロ島においてアマツバメ (*Apus pacificus*) の繁殖を初確認

2017/6/21にホオジロ島において新たにアマツバメの繁殖（巣と抱卵中の親鳥）を確認した。（図5/図6）アマツバメの繁殖については「レッドデータブック山口」で上関町叶島での確認が報告されているのみであった。上関の自然を守る会が2014/5/21にアマツバメの巣と卵、6/22にヒナをハンドウ島（上関町と柳井市の境界）において確認し、撮影に成功した。

ホオジロ島での確認は上関海域で3例目である。2016年の繁殖期に島を巡回するように飛行中のアマツバメ4羽を数回確認したが、巣や繁殖確認には至らなかった。2017年は飛行数も8～16羽と増加しており、繁殖が確認され



図5（左）ホオジロ島アマツバメ繁殖地

図6（右）ホオジロ島において初確認された抱卵中のアマツバメ（2017/6/21）。（撮影者：鈴木啓紀）

たことで新たなコロニー形成の可能性もあり、今後も継続調査が必要である。

III. 普及活動

1. カムリウミスズメシンポジウム in 上関

2017/7/2に「カムリウミスズメシンポジウム in 上関」を開催し80名の参加者があった。(図7)

午前是一般参加者を対象に「日本の海鳥の現状とカムリウミスズメ保護の必要性(日本野鳥の会 山本 裕)」「カムリウミスズメってどんな鳥(NPO 法人宮崎野動物研究会 中村豊)」「山口県上関町海域のカムリウミスズメ(武石全慈 北九州市立自然史歴史博物館)」のテーマでカムリウミスズメの生態及び保護について講演を頂き、地元住民や東京からの参加者などが熱心に聴き入った。

午後のシンポジウムでは「ジオロケーターで

明らかになったカムリウミスズメの移動経路(長崎大学 山口典之)」「枇榔島でカムリウミスズメに付けた足環から得られた成果(中村豊)」「島根県におけるカムリウミスズメの調査結果について(日本野鳥の会 佐藤仁志)」「カムリウミスズメの新たな個体数調査方法と人口巣設置の取り組み(山本 裕)」「北海道東部のカムリウミスズメ(道東鳥類研究所 千嶋 淳)」「天売島のウミスズメ繁殖確認への道(長谷部真)」「1年を通じて観察されている上関のカムリウミスズメ(上関の自然を守る会 高島美登里)」「国際的な視点から見た上関エリアの重要性と課題(太平洋海鳥グループ アジアオセアニア地区代表)の各氏から日本各地のカムリウミスズメ調査結果と考察を講演頂いた。パネルディスカッションでは絶滅が危惧されるカムリウミスズメの保護の重要性と上関海域個体群の繁殖可能性と独自性の解明を求める意見が出された。(図8)

シンポジウムの模様は朝日新聞/読売新聞で報道された。(図10)

シンポジウムに先立ち7/1にエクスカッションを行い、非繁殖羽個体14羽を確認し、参加した研究者から上関個体群解明の重要性を指摘された。(図9)

カムリウミスズメ
シンポジウム2017 in かみのせき

Camryu Misuzume Symposium 2017 in Kamikami

【イベント】7月1日(土) ●シンポジウム: 7月2日(日)
 船上観察会 上関町総合文化センター 多目的ホール
 10:00 白浜港集合 10:00~16:30 (道の駅 上関海峡となり)
 10:30 一般参加者コース出発
 12:00 昼食休憩
 14:00 白浜港帰着

10:00 カムリウミスズメ講座
 中村 豊さん 「カムリウミスズメってどんな鳥?」
 武石 全慈さん 「山口県上関町海域のカムリウミスズメ」
 山本 裕さん 「日本の海鳥の現状とカムリウミスズメ保護の必要性」

11:00 質問コーナー
 11:30 昼食休憩
 13:00 ~ 16:30 シンポジウム

【講師】
 山口 典之(やまぐち のりゆき) 長崎大学大学院水産・環境科学総合研究科准教授
 「ジオロケーターを用いたカムリウミスズメの移動経路」
 中村 豊(なかむら ゆたか) NPO法人宮崎野動物研究会理事長
 「島根県でのカムリウミスズメの調査から得られた成果」
 武石 全慈(たけし ぜんじ) 北九州市立自然史・歴史博物館学芸員
 「山口県上関町海域のカムリウミスズメ」
 山本 裕(やまもと ゆたか) 公益財団法人日本野鳥の会自然保護室
 「カムリウミスズメの新たな個体数調査方法と人口巣の取り組み」
 千嶋 淳(ちじま じゅん) 道東鳥類研究所所長
 「北海道東部のカムリウミスズメの調査」
 長谷部 真(はせべ まこと) 北海道海鳥保全研究会代表
 「天売島のウミスズメ繁殖確認への道」
 大槻 都子(おおくま こと) 海鳥保全グループ代表、太平洋海鳥グループのアジア・オセアニア地区代表
 「国際的な視点から見た上関エリアの重要性と課題」

【参加費】
 無料 (運営のためのカン/入を徴収します。)

お問い合わせ 高島美登里 090-8995-8799
 〒742-1403 山口県熊毛郡上関町大字家津 1103-5
 E-mail midorit@crocus.ocn.ne.jp
 上関の自然を守る会
<https://kamiosekimamoru.jimdo.com>

図7 カムリウミスズメシンポジウム in かみのせき



図8 シンポジウムで講演する中村 豊氏

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Promotion activities such as ecological investigation and
symposium holding for the protection of rare birds (Japanese Murrelet,
Calonectris leucomelas, *Apus pacificus* etc.) in the Kaminoseki area
Seto inland Sea.

TAKASHIMA Midori, YAMAMOTO Hisayoshi, SIMADA Yoshiko,
MORITA Osamu, MIKAMOTO Makoto,
UEDA Kengo and TAKEISHI Masayoshi

Keywords: Year-round occurrence in the area, Parent bird covering its chicks in the area, Breeding Area, *Tadarida
insignis*, Symposium

第 27 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

葛西海浜公園「三枚洲」ラムサール条約湿地登録への普及啓発

日本野鳥の会東京

飯田陳也¹・井守美穂¹・落合はるな¹・金井 裕²

キーワード：東京都，保全，シンポジウム，CEPA，ワイズユース

I. はじめに

東京都江戸川区に位置する葛西臨海公園は、東京都建設局による葛西沖再開発事業によって、埋め立て造成地を整備し 1989 年に開園した都立公園である。園内に鳥類園や水族館があり、来園者は年間 300 万人に上る。

当会は、園内で計画されていた 2020 年の東京オリンピックにおけるカヌースラローム競技場建設に対して、計画変更を求める活動を展開した結果、都の計画地変更の決定を勝ち取った。この活動後、将来にわたる公園の保全活用を目指していくことが必要と考えた。

一方、葛西海浜公園の沖の天然干潟である三枚洲は、数万羽のスズガモ（図 1）、数千羽のカンムリカイツブリの越冬地であり、シギ・チドリ類も多く飛来していることから、国際的に重要な湿地の保全を進めるラムサール条約への登録に必要な自然条件を満たしている。そこで当会は、関連団体の協力を得ながら、2018 年に開催されるラムサール条約第 13 回締約国会議（COP13）における湿地登録を目指す活動を開始した。



図 1 葛西三枚洲に集まるスズガモの群れ

II. 活動内容

1. 市民向けイベントへの出展

2016 年 11 月 5 日から 6 日に千葉県我孫子市で開催されたジャパンバードフェスティバル（JBF）に、当会として初めてブース出展を行った。JBF は、鳥をテーマにした日本最大級のイベントであり、前年の来場者は 4 万人を記録している。野鳥に関心のある市民に、保全活動をアピールすることを目的とした展示内容を検討、制作した。展示内容は、活動を紹介するポスター、葛西三枚洲を紹介する動画の上映（図 2）のほか、スタンプを用いた参加型展示を制作した。この展示は、葛西三枚洲を象徴する野

1: 日本野鳥の会東京 2: ラムサールネットワーク日本
2017. 11. 27 受付 2018. 12. 20 公開

鳥であるスズガモからデザインした大型スタンプを用意し、丸型の用紙へのスタンプと、メッセージの書き込み、大型ポスターへの貼り付けを来場者が体験する内容とした（図3）。ポスター展示だけでなく、動画と体験型の展示を用意することにより、アピール性のある展示を実施することができた。

2. シンポジウムの開催

葛西三枚洲の自然の豊かさの再認識と、ラムサール条約登録を通じた地域の振興を検討することを目的として、2016年12月18日に、「東京湾の再生と葛西三枚洲～ラムサール条約への登録をめざして～」と題したシンポジウムを開催した（図4）。法政大学から賛同を得て共催での開催となったほか、関連団体の後援や協力を得て、市民および行政などの関係者を対象とした広報を実施し、当日は200人の参加者を集



図2 出展ブースにおける動画を用いた解説



図3 参加型展示により集まったメッセージ

めた。

基調講演では「東京湾の生物と干潟の現状／江戸前の海の豊かさと恵み」と題し、東邦大学名誉教授の風呂田利夫氏によるベントス類の視点から見る東京湾の生物相の特徴について語られた。その後の4者による話題提供では、環境省野生生物課による、ラムサール条約に関する全般的な説明の後に、同公園の計画当時に携わった樋渡達也氏により、同公園が現在の形になるまでに関係者で検討されてきた話が紹介された。次に、当会の飯田陳也による、葛西三枚洲における野鳥に関する話がされた後に、熊本県荒尾漁業協同組合の代表理事組合長を務める矢野浩治氏より、ラムサール条約登録湿地における漁業者の活動について紹介された。その後の意見交換では、地元江戸川区からの発言や、現在東京湾唯一の条約登録湿地である谷津干潟の関係者からの発言が得られ、活発な議論が交わされた。

当日はマスコミ4社の取材があり、後の取材を経て、NHK、読売新聞、東京新聞、週刊新潮に同公園や野鳥に関する話題が取り上げられた。

3. 関係各所との調整

葛西三枚洲のラムサール条約登録を達成するため、当会に複数の環境保護団体を加え、「ラムサール条約推進連絡協議会」を立ち上げ、前述のシンポジウム開催のほか、随時打合せを実



図4 シンポジウム実施の様子

施しながら、関係各所との調整を進めた。

2017年4月26日には、ラムサール条約登録湿地への推進に関する東京都知事宛の要望書を提出し、都担当者との意見交換を実施した(図5)。6月28日には同連絡協議会の関係者が参加し、葛西三枚洲の現地見学会を実施した。また7月11日には、ラムサール条約事務局オセアニア地域担当官による現地視察を手配し、行政担当者を交えた意見交換を実現させた(図6)。

また、ラムサール条約湿地登録および登録後の「賢明な利用」には、地元の関係者の理解、協力が欠かせないことから、2017年1月には都漁連内湾釣漁協議会の役員に対する説明会を開催したほか、3月10日には公園内で海水浴場の再開を目指している「ふるさと東京を考える会」の理事長への説明を実施した。

関係各所へ訪問して説明を実施するにあた



図5 東京都港湾局への要望



図6 ラムサール条約事務局オセアニア地域担当官による現地視察

り、今回の基金で購入したプロジェクターは持ち運びが容易で利便性が高く、活動に大きな効力を発揮した。

4. 普及イベントの充実

当会では毎月第4日曜日に公園内の観察会を開催しているほか、6月と11月に通常立ち入り禁止である東なぎさへ、許可を得て船舶で上陸し、自然観察会を兼ねた清掃活動を実施している。保護活動などを通じて注目度が高まり、多くの参加者を集めることができる一方で、野外での解説に際して声が届きにくいという課題があったことから、基金を活用して小型拡声器を購入し、活用している(図7)。

III. 活動成果

2017年2月24日の江戸川区議会本会議にて、江戸川区長が一般質問に答える形で「野鳥の会をはじめとして大きな関心を持っている人が多い葛西沖のラムサール条約登録が、早い機会に行われるように努力する」と答弁した。また3月15日には都議会予算特別委員会で小池知事が、葛西海浜公園のラムサール条約登録を目指す考えを示した。

さらに、東京都港湾局が策定した、葛西海浜公園を含む海上公園の中長期的な指針となる「賑わいと自然あふれる海辺を目指して一海上公園ビジョン」(図8)において、同公園の



図7 小型拡声器を用いた解説

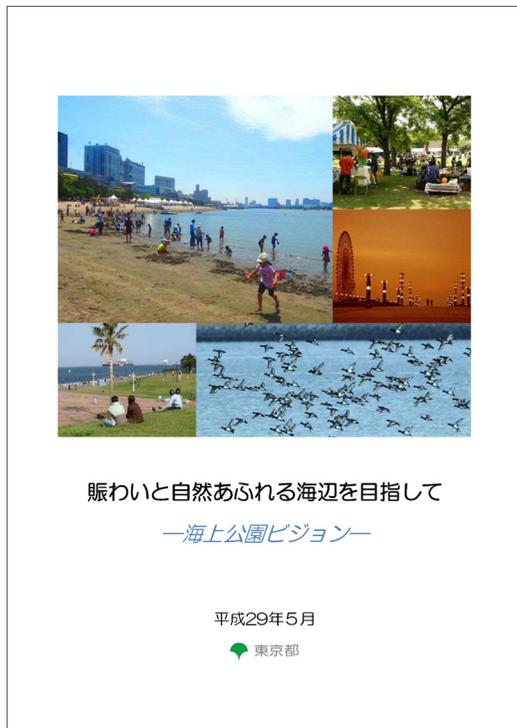


図8 「賑わいと自然あふれる海辺を目指して—海上公園ビジョン—」表紙

ラムサール条約湿地への登録を目指す旨が記載された。6月15日には、葛西海浜公園を所管する東京都港湾局と、環境省関東事務所による現地視察が行われるなど、条約登録に向けて行政が動き出す状況とすることに成功した。

IV. 今後の課題

2018年のラムサール条約COP13における湿地登録に向け、地元関係者への理解や、登録後の協力体制を確立させることが重要である。そこで第28期の国内活動助成では、鳥類の採食環境に関する現地調査や、ワイズユースやCEPAをテーマとしたシンポジウム等を実施する予定である。これらの活動を通じて、葛西三枚洲のラムサール条約湿地登録の実現と、登録後の持続可能な利活用の体制づくりへの貢献を目指していく。

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

The education campaign to disseminate Kasai Rinkai Marine Park (Sanmai-zu)'s Ramsar Convention registration.

IIDA Nobuya, IMORI Miho, OCHIAI Haruna and KANAI Yutaka

Keywords: Tokyo, Preserve, Symposium, Wise use, CEPA

第 27 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

「とんぼの池」を利用した絶滅のおそれのある野生動植物種の 生息域外保全と自然保護のための普及活動

茨城県自然博物館生物多様性保全研究グループ
土屋 勝¹

キーワード：池干し，外来生物駆除，生態系復元，博物館野外施設

I. 背景

ミュージアムパーク茨城県自然博物館の「とんぼの池」は、谷津田として耕作していた低地に作られた面積約 7,000 m² の人工の池である。水生の動植物や池を利用する小動物、野鳥などの観察を目的として設置され、湿地の生態系が再現されている（図 1）。「とんぼの池」は、自然水系から独立しており、また博物館の野外施設として入館者以外は立ち入ることができず、生物の持ち込みや捕獲なども禁じられている。他水系から生物が流入せず、外来種の導入や捕獲圧などの人間による生態系の攪乱が排除できる自然環境は極めて貴重であり、茨城県内において、絶滅のおそれのある野生動植物種の生息域外保全にこれほど適した場所を他に見出すことは難しい。しかしながら、「とんぼの池」には、これまで明確な管理規定や自然観察以外の運用目的が定められておらず、過去には生態系に悪影響を及ぼす外来生物の導入さえ行われていた。積極的な自然環境の維持管理がなされてこなかった結果、「とんぼの池」は、生物相の単純化や水生植物の消失、水質の悪化などの問題



図 1 とんぼの池

を抱え、稀少生物の生息域外保全など望めない状態となっていた。

II. 活動の目的

「とんぼの池」において外来生物の駆除と水質の改善を目的とする池干しを実施し、生態系を回復させ、最終的に「とんぼの池」を絶滅のおそれのある動植物種の保全の場として再生させる。また、本活動を通して、博物館の来館者に環境保護や生物多様性保全の意義についての普及啓発を行う。

1: ミュージアムパーク茨城県自然博物館
2018. 2. 4 受付 2018. 12. 20 公開

Ⅲ. 池干し前の調査・準備について

1. 生物調査

池干し実施するにあたり、事前に池に生息する生物を調査し、茨城県自然博物館生物多様性保全研究グループ内で検討を重ね、生態系の回復に悪影響を及ぼすと考えられる種を駆除対象種として選定した。特に飼育型のコイ *Cyprinus carpio* をはじめとするコイ科底生魚類については、富栄養化の原因となり、除去することで水質の改善効果があることが報告されている（国土交通省 2010；松崎 2013）。このため、今回の池干しでは、コイやフナ類などのコイ科底生魚類も駆除対象種とした。

2. 魚類の放射性物質検査

池干しにより捕獲した魚類については、飼料業者に飼料原料として無償で回収していただけるよう依頼した。ただし、魚類の引取りには、放射性物質の検査が必要であったため、池干し前に池からサンプリングした魚類の残留放射性物質検査を行った。検査の結果、池に生息する魚類から放射性物質は検出されなかった（検出限界値：10 Bq/kg）。

3. 水質および土壌調査

池干し前後の変化を比較するため、日本大学工学部土木工学科水環境システム研究室の協力を得て、水質および池底の土壌の調査を行った。

4. 池水の菅生沼への排水について

排水された池水は、雨水排水管を通り、隣接する菅生沼に流入する。池水の菅生沼への排出や池干しのプロセスについて、菅生沼を管轄する境工事事務所に相談し、法令上の問題がないことを確認した。

Ⅳ. 池水の排水

「とんぼの池」において池干しが行われるのは、1994年の博物館開館以来、今回が初めてである。池水は状況を確認しながら、2016年

11月1日から2週間かけて徐々に排水した。その際、外来生物の流出を防ぐため、排水口にφ4 mmのナイロン製の網を設置した。池水を排水したところ、以下の事が明らかとなった。

- 1) 池の構造上、池水を完全には排水できず、池の両端となる東側と西側にそれぞれ面積約400 m²と約1000 m²の大きな残水域ができる。また、池の各所から水が湧き出しているため、池底は絶えず湿潤な状態で乾燥しない。
- 2) 池底には有機物を含んだ泥が50 cm以上堆積しており、底質は非常に軟弱で、歩いて移動することは困難である（図2）。



図2 底質は非常に軟弱で、調査などの際にはソリを足場にした。

Ⅴ. 池干しの実施

1. 東側残水域の生物の捕獲

2016年11月19日に東側の残水域（約400 m²）の生物の捕獲作業を実施した。

生物の捕獲作業については、普及活動の一環として「とんぼのいけの池干し大作戦」という一般参加のイベントとして計画したが、開催当日の悪天候により、イベントは中止となってしまった。そのため、当日は博物館職員やアクアワールド茨城県大洗水族館のスタッフ、茨城大学と筑波大学の学生、ボランティアなどが中心となり、総勢50名で手製の追い込み網を使い



図3 生物の捕獲作業



図4 捕獲された魚類の一部

捕獲作業を実施した(図3)。東側の残水域では、合計 220 kg の魚類が捕獲された。

捕獲した駆除対象種については、捕獲時に全個体の標準体長および重量を測定した。また、駆除対象種以外の生物については、博物館内の水族館施設に保護し、池干し後に再び放流することとした。

2. 西側残水域の生物の捕獲

西側の残水域は約 1000 m² と範囲が広く、過去に浚渫された影響で 1 m 以上の泥が堆積している場所も確認された。そのため、茨城県自然博物館生物多様性保全研究グループのメンバーやボランティアだけでは捕獲作業は難しいと判断し、残水の排水を造園業者に、生物の捕獲を地元漁協にそれぞれ委託して、2017年2月28日に捕獲作業を行った。

本作業では、合計 215 kg の魚類が捕獲された。東側と同様に捕獲した駆除対象種の標準体長と重量を測定し、駆除対象種以外の生物は水族館施設で保護した(図4)。

3. 消石灰の散布

鈴木ら(2013)を参考に、捕獲作業では捕りきれなかった外来魚類を駆除するため、消石灰の散布を行った。東西の残水域からは、それぞれ排水口に向かって細い流れができており、排水口付近で合流している。消石灰の散布は東側から実施することにしたが、流れに沿って魚が

逃げる可能性があるため、東側の残水域から排水口に向かう流れをプラスチック製の畦板で堰き止め、溜まった水は定期的に水中ポンプで排水することで、東西の残水域を分離した。

東側の残水域においては、2017年1月26日に水中ポンプで水をすべて排出した後、池底に粉末状の消石灰を 200 kg 散布した。翌日(1月27日)には、湧き水により残水域が再び現れた。この残水域の pH 値は 12.5 であった。pH 値が 11.5 以上では、数時間以内に魚は死亡する(上島ら 2015)。このため、東側残水域の魚類は駆除できたと判断した。

西側の残水域については、2月28日の捕獲作業終了後、同様に消石灰 360 kg を散布した(図5)。翌日(3月1日)には再び水が増えたが、pH 値は 12.4 であり、死魚が多数確認できた。

消石灰散布後の水は強いアルカリ性になる



図5 消石灰の散布

が、貯水により薄まるため、貯水後は生物への影響はなくなる（鈴木ら 2013）。西側の残水域の例では、湧き水によって残水域が広がるにしたがって pH 値は減少し、散布した日から 7 日後には、ほぼ散布前の値に戻った。

VI. 池干しで捕獲された生物

池干しにより捕獲された生物は、魚類 17 種類、カエル類 1 種、カメ類 1 種、エビ類 2 種、貝類 1 種である（表 1）。捕獲された魚類には、

全長 1 m を超えるハクレン *Hypophthalmichthys molitrix* やアオウオ *Mylopharyngodon piceus* など、導入経緯が不明の魚種もあった。

コイ、フナ類（ギンブナ *Carassius auratus langsdorfii*、ゲンゴロウブナ *Carassius cuvieri*）、カムルチー *Channa argus* の体長組成を調べたところ、サイズが均一で、特に小型の未成魚はまったく捕獲されなかった（図 6）。産卵基質となる水生植物が消失したことにより、再生産が行われなくなっていたためと推測される。

表 1 池干しで捕獲された生物の種類と捕獲数。捕獲時に同定が難しい種については、属までの確定とした。

科名	和名(属名)	学名	捕獲数
コイ科	コイ	<i>Cyprinus carpio</i>	72
	フナ属 (ギンブナ・ゲンゴロウブナ)	<i>Carassius</i> sp. (<i>C. auratus langsdorfii</i> ・ <i>C. cuvieri</i>)	471
	ハクレン	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	5
	アオウオ	<i>Mylopharyngodon piceus</i>	1
	ニゴイ	<i>Hemibarbus labeo</i>	1
	モツゴ	<i>Pseudorasbora parva</i>	134
	タイリクバラタナゴ	<i>Rhodeus ocellatus ocellatus</i>	172
	ツチフキ	<i>Abbottina rivularis</i>	25
	タモロコ	<i>Gnathopogon elongatus</i>	7
	タイワンドジョウ科	カムルチー	<i>Channa argus</i>
ナマズ科	ナマズ	<i>Silurus asotus</i>	1
ウナギ科	ニホンウナギ	<i>Anguilla japonica</i>	1
メダカ科	ミナメダカ	<i>Oryzias latipes</i>	11
サンフィッシュ科	ブルーギル	<i>Lepomis macrochirus</i>	11
ハゼ科	ウキゴリ属	<i>Gymnogobius</i> sp.	2
	クロダハゼ属	<i>Rhinogobius</i> sp.	11
(魚類以外)			
アカガエル科	ウシガエル	<i>Rana catesbeiana</i>	4
ヌマガメ科	ミシシippiaアカミガメ	<i>Trachemys scripta elegans</i>	74
テナガエビ科	テナガエビ	<i>Macrobrachium nipponense</i>	13
	スジエビ	<i>Palaemon paucidens</i>	90
イシガイ科	ヌマガイ	<i>Sinanodonta lauta</i>	54

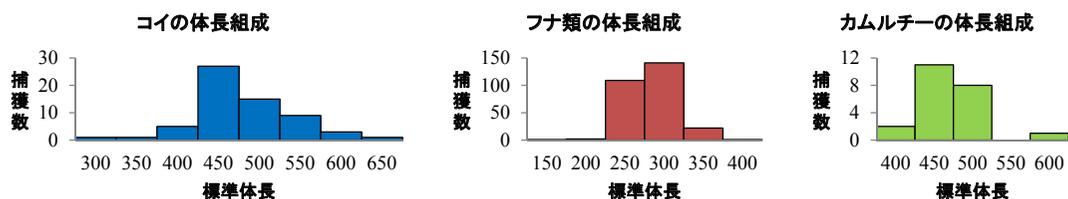


図 6 コイ、フナ類、カムルチーの体長組成。標準体長の単位は mm。

また、2007年の記録では、ブルーギル *Lepomis macrochirus* とオオクチバス *Micropterus salmoides* が、数多く捕獲されていた。しかし、今回の池干しでは、ブルーギルの捕獲数は池全体で11個体だけであり、オオクチバスにいたっては捕獲されなかった。泥の堆積により産卵場所となる砂礫底が消失したことや大型のコイ科魚類による産卵床の攪乱などが、衰退の原因と考えられる。反対にモツゴ *Pseudorasbora parva* やタイリクバラタナゴ *Rhodeus ocellatus ocellatus* など、繁殖が植生に依存しない種については、数多く捕獲された。また、池底からは冬眠中のミシシippアカミミガメ *Trachemys scripta elegans* が大量に捕獲された。

VII. 池干し後の「とんぼの池」

2017年3月4日から貯水を開始し、3月中旬には満水となった。その後、3月下旬に水族館施設で維持していた生物を再導入した。

池底を乾燥させることで、栄養塩類の溶出抑制や有機物の好氣的分解作用などにより、土壌や水質の改善が期待できる。しかし、「とんぼの池」では、池底が湿潤な状態のまま十分に乾燥することができなかった。このため、池干しの前後で底泥の栄養塩や有機物の有意な減少は確認されなかった。ところが、例年は植物プランクトンによって濁ったままの状態である池水が、2017年は6月まで濁ることがなく、池底が見えていた。原因は不明だが、排水による洗い流しや消石灰の散布、温度変化による殺藻作用が影響したのではないかと考えている。水の濁りが消えたことで土壌シードバンクによる沈水植物の復活を期待したが、残念ながら沈水植物の復活は確認できなかった。8月にエビモ *Potamogeton crispus* を池の4カ所に試験的に移植してみたが、移植後わずか1日でアメリカザリガニ *Procambarus clarkii* にすべて食害されて

しまった。このため沈水植物の回復がアメリカザリガニによって阻害されている可能性が考えられる。

その他の変化として、2007年以来消失していたヒシ *Trapa japonica* 群落の自然回復が確認された。また、チョウトンボ *Rhyothemis fuliginosa* の飛来も5年ぶりに確認された。

他に池干し以前に記録のない現象としては、アズマヒキガエル *Bufo japonicus formosus* の幼生が大発生し、5月上旬には、無数の幼体の上陸が観察された。6月中旬には、水面が緑色のアオコのようなもので覆われたが、顕微鏡による観察でミドリムシの1種 *Euglena hemichromata* の異常発生であることがわかり、10日間ほどの短い期間で消失した。

7月下旬から10月下旬まで、ビンドウや網による池内の生物のモニタリングを行ったが、モツゴ、ミナミメダカ *Oryzias latipes*、クロダハゼ類については、池干し前のレベルに個体数が回復していることが確認された。また、池底に太陽光線が届くようになったことにより、糸状緑藻の大発生が起き、7月以降は、池底から剥がれた糸状緑藻群落の断片が、大量に水面に浮ぶ状態となった。

VIII. 「とんぼの池」における生息域外保全の試み・霞ヶ浦産ゼニタナゴの導入

生物のモニタリングの結果、産卵母貝となるヌマガイ *Sinanodonta lauta* の個体群が残っており、競合するタイリクバラタナゴが確認されなかったことから、「とんぼの池」における生息域外保全の第一段として、茨城県霞ヶ浦産のゼニタナゴ *Acheilognathus typus* の導入を試みた。ゼニタナゴは環境省のレッドリストで絶滅危惧IA類に分類されており、霞ヶ浦においては2001年以降記録がなく、野生絶滅の可能性が高いとされる（諸澤ら2007）。霞ヶ浦産ゼニタ

ナゴの継代保全を行っている市民団体「土浦の自然を守る会」よりゼニタナゴ 39 個体（雌雄の内訳は不明）を譲り受け、2017 年 9 月に「とんぼの池」に導入した。

IX. 普及活動

1. 「とんぼのいけの池干し大作戦」の実施

普及活動の一環として、魚類の捕獲作業を一般参加イベントとして計画した。残念ながら当日の 2016 年 11 月 19 日は悪天候のため、イベントは中止としたが、最終的に 100 名の定員に対して 130 名の応募があり、興味と関心の高さが伺えた（図 7）。

2. 企画展での啓発活動

ミュージアムパーク茨城県自然博物館で開催された第 67 回企画展「外から運ばれて来た生き物たちー You はどうして日本へ? ー」（2016 年 10 月 8 日～2017 年 1 月 29 日）において、毎週日曜日に 2 回、来館者に対してグループのメンバーが外来生物や本活動について解説するイベントを行った。

3. 博物館常設展での特別展示

魚類の捕獲作業を撮影・編集した普及用の映像を作製し、2017 年 4 月より常設展において特別展示を行っている。本映像は、延べ 30 万人以上の来館者が視聴した（2017 年 11 月現在）（図 8）。

とんぼのいけの池干し大作戦

参加者大募集！
とんぼの池の水と緑の再生のため「池干し」を行います。
みなさまの参加をお待ちしています。
参加無料

「池干し」とは、農地等のため池において、農閑期に水を抜き、底を干し下しすることです。「かき取り」、「どろ流し」などともよばれます。
かつて底に沈んだ機能を回復するための管理作業の一つでしたが、近年では有害魚種の放流池などで、自然の回復に効果が活用した水質改善や、外来魚を駆除することによる生態系の回復を目指した「池干し」が行われる例が増えてきています。

定員100名
事前申し込み・抽選
申し込み受付中

2016年11月19日（土）午後1時～3時
ミュージアムパーク茨城自然博物館 野外 とんぼの池

申し込み 往復はがきまたは茨城県博物館ホームページ（携帯メールアドレス不可）から

ミュージアムパーク
茨城県自然博物館
茨城県自然博物館 茨城県自然博物館グループ
協力：茨城自然博物館ボランティア
水海道あすなろの里、茨城自然博物館友の会
助成：公益財団法人自然保護助成基金第27期（2016年度）フロ・ナトゥーラ・ファンド

とんぼの池に入って魚をとったり、生き物の数をかぞえたりします。
※参加は小学生以上（小学生は保護者同伴）

持ち物 池に入るときの靴、着替え、タオル、タモ網など
※サンダル（クロックスタイプも含む）は禁止

大人の方へ 池に残存している魚類を採集し、外来種と在来種の選別や計測など行う大人のボランティアの方も募集しています。

図 7 「とんぼのいけの池干し大作戦」のポスター



図8 展示の様子

4. 広報誌、SNS による普及活動

本活動について、博物館刊行物「A・MUSEUM」や Facebook において定期的に紹介した。

X. まとめ

本活動における外来魚類駆除の成功により、「とんぼの池」での稀少魚類の生息域外保全が可能となった。今後は、茨城県内において生息数が著しく減少しているアカヒレタビラ *Acheilognathus tabira erythropterus* の導入や霞ヶ浦産ゼニタナゴの追加導入を計画している。

「とんぼの池」の水質の改善には水生植物の再生が必要不可欠であるが、そのためにはアメリカザリガニの生息個体数を低密度に抑制しなければならない。しかし、個体数があまりに多く、現状では、罟などで定期的に捕獲する以外に有効な手立てがない。糸状藻類の大発生など

の問題もあり、植生回復と水質改善については、今後も試行錯誤を重ねていくつもりである。

偶然ではあるが、2017年に外来生物が生息する町中や公園などの池の水を抜いて調査するテレビ番組が人気を博し、本活動に対しても注目が集まった。展示映像を熱心に見ている来館者や活動に対する問い合わせも増え、環境保護や生物多様性保全の意義についての普及啓発に予想以上の効果があった。

文献

- 国土交通省 2010. 自然の浄化力を活用した新たな水質改善手法に関する資料集(案). http://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/kankyo/suishitukaizen/shiryousyuu.pdf. (2016.9.9 閲覧)
- 松崎慎一郎 2013. 湖沼におけるコイの水質や生物群集に与える生態学的影響. 日本魚類学会自然保護委員会編「見えない脅威“国内外来魚” どう守る地域の生物多様性” 東海大学出版会: 39-50.
- 諸澤崇裕・藤岡正博 2007. 霞ヶ浦における在来4種と外来3種のタナゴ類(*Acheilognathinae*)の生息状況. 魚類学雑誌 54: 129-137.
- 鈴木勝利・進東健太郎・芦澤 淳・藤本泰文 2013. 消石灰を利用した残留個体対策. 藤本泰文・嶋田哲郎・高橋清孝・斉藤憲治編「湖沼復元を目指すための外来魚防除・魚類相復元マニュアル～伊豆沼・内沼の研究事例から～」公益財団法人宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団: 149-151.
- 上島 剛・重倉基希・星河廣樹・沢本良宏 2015. 軍足池におけるオオクチバスの駆除. 平成25年度長野県水産試験場事業報告: 19.

27th Pro Natura Fund Domestic Activity

Outreach using "Tombo pond" in museum: Ex-situ conservation of endangered species and dissemination for nature conservation.

TSUCHIYA Masaru

Keywords: Drainage out of a pond, Extermination of invasive alien species, Ecosystem reservation, Museum pond

グアテマラの乾燥林生態系に関する普及啓発を 目的としたガイドブック作成

吉本治一郎¹, ダニエル・アリアーノ¹

グアテマラの乾燥林は豊かな生物相を有しているが、その生態系は様々な人為的要因によって危機にさらされている。このような環境劣化を食い止めて保全活動を行い、同国の人々に乾燥林の重要性を認識してもらうため、グアテマラ乾燥地域の自然と文化を一般向けにわかりやすく解説したガイドブックを作成した。本ガイドブックでは、乾燥林に生息する代表的な動植物を豊富なカラー写真を用いて紹介し、考古学遺跡などの文化・歴史的側面や環境劣化の現状・対策についても概説した。ガイドブックは2017年8月に1000部出版され、現在は環境・教育関連機関への配布を通して、多くの人たちにこの教材を周知・活用してもらえるよう、働きかけている段階である。特に、Zootropic（共編者のアリアーノ氏が代表を務めるNGO）は毎年、乾燥地域の小学校10校を対象に環境教育を実施していることから、これらの活動における教材として大いに役立つものと予想される。

キーワード：季節林、生物多様性、環境教育、保全

I. はじめに

グアテマラの乾燥林（季節林）は豊かな生物相を有しているが（図1）、その生態系は森林伐採・火災・採掘などによって年々悪化している。このような環境劣化を食い止め、保全活動を効果的に実施していくためには、個々の対策に加えて、一般の人々の意識・関心を高めるための普及啓発活動が不可欠である。しかしながら、乾燥林に関する一般向けの教材・資料は同国にはまだ存在しない。筆者（吉本）は第25期PNF海外助成を得てグアテマラ昆虫図鑑を出版し、現在は本図鑑を活用した様々な環境教育活動を行っている。これらの活動を行う中で、昆虫以外の生き物についても同様の教材の必要性を実感するようになった。また、同国の教育・研究現場からもそのような教材を求める声が上がっている。このことから、グアテマラにおい

て様々な生き物あるいは地域に焦点を当てた教材・資料を作り続ける重要性は非常に高いと言える。そこで、本プロジェクトにおいて、グアテマラ乾燥地域の自然と文化を一般向けにわかりやすく解説したガイドブックを作成することになった。

II. 活動内容・成果

1. 内容・体裁の決定

ガイドブックのサイズは14.5×21.5 cm、ページ数は184頁、フルカラー印刷、印刷部数は1000部とした。

章立ては、イントロ、動植物相、文化、保護区紹介、乾燥林の現状と未来という構成にした。まずイントロでグアテマラの植生分布と乾燥林の特徴について概説した。動植物相の章ではグループ別に代表的な種を豊富な写真を用いて紹

1: グアテマラ・デル・バジェ大学
2017. 11. 30 受付 2018. 12. 20 公開



図1 グアテマラ乾燥林の動植物 (a) 柱状サボテン *Stenocereus pruinosus*, (b) モタグアドクトカゲ *Heloderma charlesbogerti* (グアテマラ固有種), (c) ツナギトゲオイグアナ *Ctenosaura similis*

介した。文化の章ではグアテマラ東部の乾燥林地域内のマヤの遺跡に焦点を当て、その歴史的背景や考古学調査の概要などを解説した。文化面も取り上げることにした理由は、自然環境の保全を行う際には各地域の文化も考慮する必要があり、ある地域の自然が失われればその地域固有の伝統文化・風習まで失われる可能性があるからである。保護区紹介の章では乾燥林8箇所を観光情報も交えて掲載した。終章では乾燥林の環境劣化の現状を考察し、保全に関する今後の課題と対策について述べた。

2. 執筆・校閲・編集

上記の計画に基づいて2017年1月から執筆を開始した。執筆はアリアーノと吉本を含めた計11人で行った。読者を中学生以上と想定しているため、彼らが理解できるように、できるだけ平易な記述を心がけた。掲載写真の大半は各著者が撮影したものを使用し、一部の写真のみ共同研究者らから許可を得て借用した。

3. 野外調査

吉本はグアテマラ東部のヘロデルマ保護区で2016年2月～2017年3月に毎月昆虫調査を行い、昆虫の章の執筆に必要なデータと写真を得ることができた(図2a-e)。これらのデータの一部はガイドブック巻末に付表として掲載した。1月の調査には著者2人と写真家1人が同行し、執筆に必要な生物データの収集と写真の撮影を行った(図2f)。さらに、吉本は4月に同国北西部のウエウエテナンゴ県を訪問し、保護区紹介の章に掲載する写真を撮影した。

4. 出版

2017年3月から編集に取り掛かり、6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、8月下旬に計1000部が発行された(図3)。

5. 配布

現在までに約450部を一般個人と環境・教育関連機関(大学、学校、博物館、図書館、NGOなど)に配布した。特筆すべきものとし

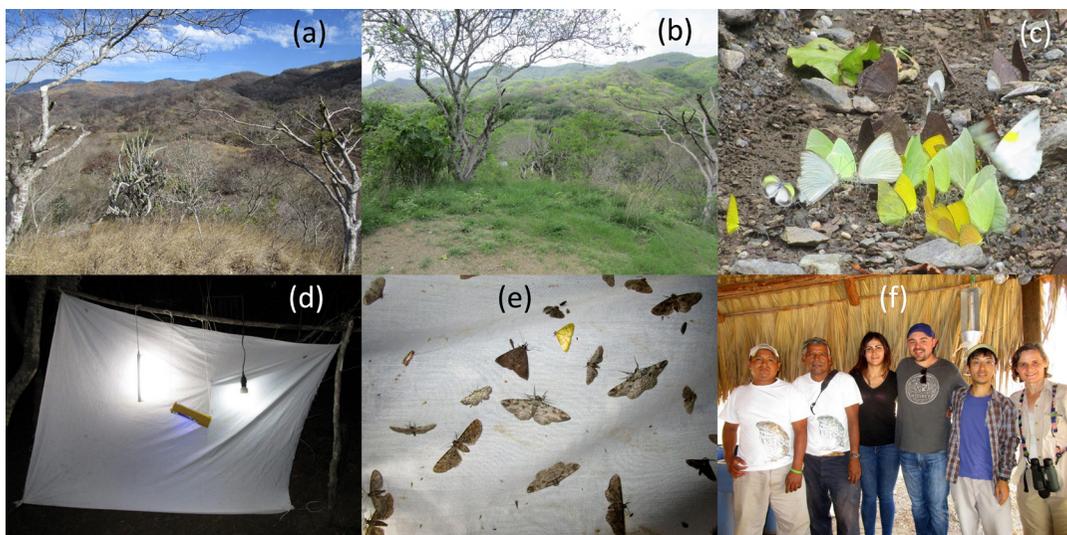


図2 ヘロデルマ保護区の自然と調査風景 (a) 乾季の森, (b) 雨季の森, (c) 水たまりで吸水する蝶, (d) 灯火採集, (e) 灯火に飛来した蛾, (f) 共同研究者及び保護区スタッフとともに

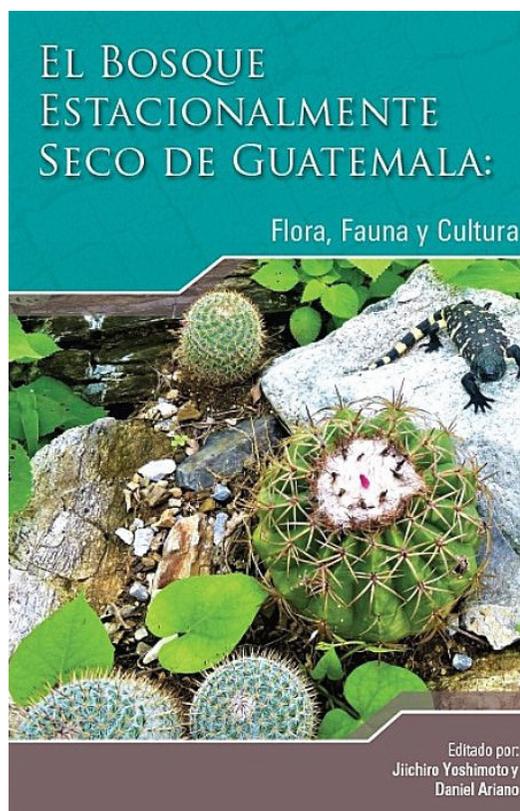


図3 乾燥林ガイドブックの表紙

ては、Zootropic（アリアーノが代表を務める NGO）が開催した環境絵画コンクールの入賞者への賞品として本ガイドブックを贈呈したことである。さらに、ヘロデルマ保護区周辺の小学校 10 校の教員たちにもすでに配布済みである。

なお、一般個人への配布の際には 100 ケツァール（約 1500 円）の寄付を依頼している。この寄付金は全て教材出版及び講習会・シンポジウム開催のための経費に充てられる予定である。

6. シンポジウム

2017 年 11 月 15 日にグアテマラ・デル・バジェ大学で出版記念式典兼シンポジウムを開催した（図 4）。このシンポではアリアーノ、吉本と著者 2 人が各章の内容を概説するとともに、乾燥林の調査研究と保全活動の現状と課題についても報告した。このシンポを通して関係者にガイドブックについて周知させることができた。なお、数年内に乾燥林シンポジウムを開催することを検討中であり、今回のシンポはそのプレイベントとなりえたという意味でも有意義であっ



図4 グアテマラ・デル・バジェ大学での出版記念式典

たと感じている。

Ⅲ. 今後の活動

今後は本ガイドブックの活用が重要な課題となってくる。主な活用案としてはまず大学の講義・実習が挙げられる。デル・バジェ大学の生物学の幾つかの講義では乾燥林での実習を行うことから、こうした機会に学生・教員らが本ガイドブックを利用・参照することが期待される。

二つ目の案は子ども対象の教育・啓発活動である。特に、上記の Zootropic が乾燥地域の小学校を対象に毎年実施している環境教育活動はすでにプログラムが確立されていることから、本ガイドブックを効果的に活用してもらえると予想される。

三つ目は自然保護区でのツアー・イベントに

おける資料としての活用である。また、保護区のスタッフやガイドを対象とした研修会やワークショップを行う際の教材としての利用も考えられる。

ちなみに、一昨年に出版したグアテマラ昆虫図鑑も同国の多くの方々を頂き、様々な現場で活用されつつある。この昆虫図鑑と乾燥林ガイドブックを併用することで、昆虫以外の生き物も含めた生態系全体という視点から、また地域の身近な自然という切り口からプログラムを組むことが可能になり、環境教育活動の幅が大きく広がると期待される。「はじめに」でも述べたように、今後もグアテマラで環境教育の対象（人・地域）に合わせた様々なテーマの教材を作成し続ける必要性は高いと言える。こうした活動を行うにあたっては多くの人々や機

関との協働・連携が不可欠であるので、引き続き様々な人・機関との関係作りを着実に進めながら上記のアイデアを実現させていきたい。

27th Pro Natura Fund Overseas Grant

Elaboration of a guidebook with the aim of raising public awareness of the Guatemalan dry forest ecosystem

YOSHIMOTO Jiichiro and ARIANO Daniel

Guatemalan dry forests have rich flora and fauna, although their ecosystem has been threatened by various anthropogenic factors. This situation motivated us to elaborate a guidebook that all Guatemalans can learn more about the nature and culture of Guatemalan dry forests, in order to prevent the deterioration of the dry forest ecosystem, to implement its conservation plans, and to raise public awareness of the importance of those forests. In the guidebook we presented some representative plant and animal species inhabiting Guatemalan dry forests with their photographs. We also described cultural and historical issues of archeological ruins as well as the actual circumstances of the environmental deteriorations and the conservation strategies. We published 1000 copies of the book in August 2017, and are now distributing them to various educational or environmental institutions so that many people know and utilize this guidebook. In particular, we expect that this book will greatly serve as a material to the environmental educational activities implemented annually at 10 elementary schools of the Guatemalan dry region, which are organized by Zootropic (a local NGO administrated by the co-editor Daniel Ariano).

Keywords: Seasonally dry forest, Biodiversity, Environmental education, Conservation

Conserving critically Endangered West Africa's Turtles and Tortoises

Tomas Diagne¹

During our ProNatura Japan project cycle (from October 2016 to September 2017) we implemented the activities listed below: Improving our captive husbandry and head-starting breeding procedures for one endangered freshwater turtle species (*Pelusios adansonii*) in Senegal at ACI breeding facility: (The Rhodin Center) from 60 to 300 turtle head-started hatchlings per year. Conducting field surveys/trips and conservation training/capacity building to our field site in Guiers lake Senegal (Tocc-Tocc Natural Community Refuge) to monitor released specimens back in the wild. In our 2nd field site in Benin located in the South-eastern part of the country (Oueme Region), a tropical rain forest habitat. The surveys started late September 2017, our approach was to get the understanding and support of the local communities to set up a Refuge to protect a portion of the native habitat of critically Endangered Home's hingeback tortoises (*Kinixys homeana*). The first mapping/habitat sampling of this 600-hectare future nature refuge has been achieved with the strong collaboration of local communities. In this country we set up a long term collaboration and capacity building activities with a very active local NGO, Nature Tropicale. Additionally we conducted turtle conservation outreach programs with scholars, kids and local communities to promote Africa's turtle conservation.

BACKGROUND

Very little is currently known about the status and distribution of many of the 56 endemic African Freshwater turtle and tortoise species (Cheke and Humes 2008). Many are not listed on the IUCN Red List because there is almost no information about them other than reference specimens, and new species are regularly still discovered (Myers et al. 2000). The remote locations where these turtles live make them very difficult to study, and they are hunted throughout Africa. In other instances, the decline of some species has been well-documented (Report of IUCN Freshwater Turtle and Tortoise Red List Assessment meeting, Togo, West Africa 2012). Most freshwater turtles and tortoises are not protected by law and many populations are being

decimated. In many cases suitable habitat still exists, but conservation measures need to be initiated (Rhodin et al. 2008). The African Chelonian Institute conducts surveys, monitoring of wild turtle populations in multiple African countries, coupled with education and native habitat protection activities.

This project aimed to determine the status and establish monitoring and protection for two endangered turtles in two African countries with the strong collaboration of local communities.

As an African turtle biologist for the past 23 years, I have dedicated my life to the conservation of turtles and tortoises throughout the continent, and this project continues and expands my committed efforts. It is very important to me to conserve the

1: African Chelonian Institute

Received 2018. 7. 6, Published 2018. 12. 20

most endangered West Africa's turtle species while we still have a chance, and to bring much needed attention to their critical status. As the founder and director of the African Chelonian Institute, this project is vital to fulfill our mission to study, conserve, and bring global attention to Africa's chelonians.

With captive breeding, head-starting, reintroduction of endangered turtle species back to the wild, and educational materials and programs designed to teach local people the benefits of conserving their endemic turtle species.

In addition, ACI works to assist local people with developing economic incentives (such as developing eco-tourism in protected areas) to end hunting and conserve turtle populations. We are training the next generation of African turtle biologists in field survey techniques, captive breeding and care, and training people in local communities to monitor and study their turtle populations. We strongly believe that teaching and involving local African people in turtle conservation and research is the only way to insure a future for endangered turtle and tortoise populations on this continent.

Although we make significant progress in achieving our goals each year, this is a long-term project and all components will continue beyond the current funding period. For 2016-2017, we respectfully asked the ProNatura Foundation to contribute to project costs including field turtle surveys in Senegal and Benin, the rearing and head-starting of two species of turtle hatchlings that will be released to the wild in the two countries, training for African turtle biologists and community partners, educational materials and program costs; the salary support will be provided by ACI for the field collaborators and personnel to lead all research,

conservation, training and educational activities.

PROJECT RESULTS

During our ProNatura Japan project (from October 2016 to September 2017) we were able to implement several activities listed below:

1. Improving our captive husbandry and head-starting breeding procedures for one endangered freshwater turtle species in Senegal at the ACI breeding facility: six new breeding tubs and other animal maintenance materials (air compressor, air pipes, turtle food, incubators etc.) has been purchased which enabled us to increase our animal care and head-starting capacity at our breeding facility (The Rhodin Center) from 60 to 300 turtle hatchlings per year (see attached images). Reptile incubators has been used for a dual purpose and allow us to have a higher hatching rate for the turtle eggs; also by controlling the incubation temperature more females have been produced and head-started (females are usually bigger for this species and face higher decline rate in natural conditions).

2. Conducting field surveys/trips and conservation training/capacity building to our field site in Guiers Lake, Senegal (Tocc-Tocc Natural Community Refuge):

The field surveys started in January 2017 when we released back into the wild 56 head started specimens of Adanson's mud terrapin (*Pelusios adansonii*) produced in our breeding facility (Figure 1), back into the wild with the strong collaboration of local communities. Government agencies in charge of Senegalese Nature conservation (Water Forestry Service, National Park Service and Fisheries Service) were invited and participated in this release activity as well.

Before the release all specimens were tagged so

we will be able to identify them during our upcoming monitoring surveys, or if the turtles are accidentally captured in fishermen nets. The head started period at our facility after the specimens hatched is 4 months when they reach the average of 68 mm length, 51 mm wide and the weight of 58 g. This size is recommended for release according to the international standards (IUCN/SSC/2013-Guidelines reintroductions and others conservation translocations). Two more field work/surveys (four-day length for each survey) were conducted in February and March 2017, when we were able to do post released monitoring, evaluate the success of the population reinforcement and train the local

conservation committee to turtle research, population monitoring and conservation techniques.

The results of these surveys are encouraging because no evidence of predation or bycatch of the post released turtle's specimens were found; this means the specimens are successfully adapting to their new environment and they can find suitable foraging sites and shelter. More than 60 people from the six villages surrounding the Tocc-Tocc Natural Community Refuge have been trained for turtle research; population monitoring techniques have been trained during training sessions. Currently more turtle eggs are incubating at the ACI's breeding facility and we are looking forward in the coming



Fig. 1. Mr. Guile Boh releasing head started *Pelusios adansonii* at Tocc-Tocc Refuge, Lac de Guiers, Senegal.

months to release at least 150 more viable turtle individuals at Tocc- Tocc Natural Community Refuge before the end of this grant cycle.

In our 2nd field site in Benin the surveys started in late September 2017, where our approach was to get the understanding and support of the local communities to set up a refuge to protect a portion of the native habitat of critically endangered Home's hingeback tortoises (*Kinixys homeana*). The first mapping/habitat sampling of this 600 hectares future nature refuge has been achieved with the strong collaboration of local communities. In this country we set up a long term collaboration and capacity building activities with a very active local NGO, Nature Tropicale.

This refuge is located in the South-eastern part of the country (Oueme Region), a tropical rain forest habitat. Additionally we were able to release 12 adult confiscated individuals into this key habitat of

the critically endangered African forest tortoise species (Figure 2). Also, we created and disseminated education materials, 500 stickers, 500 flyers and 200 T-shirts, and conducted 15 sessions of turtle conservation outreach programs with scholars, kids and local communities to promote Africa's turtle conservation.

REFERENCES

- Cheke, A. and Hume, J. 2008. Lost Land of the Dodo. Yale University Press. New Haven, CT.
- Myers, N., Mittermeier, R., G. Mittermeier, C., Fonseca, G. and Kent, J. 2000. Biodiversity hotspot for conservation priorities. Nature 403: 853-858.
- Rhodin, A., Dijk, P. P. and Parham, J. 2008. Turtles of the World: Annotated Checklist of Taxonomy and Synonymy.
- IUCN/SSC 2013. Guidelines for Reintroductions and Other Conservation. Translocations. Version 1.0. IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland.



Fig. 2. Project leader: Mr Tomas Diagne in grey shirt taking the weight of *Kinixys homeana* specimens at Cotonou Zoo./ Benin Photo credit Nature Tropicale ONG



Fig. 3. Pronatura sign at the Rhodin Center, our turtle Breeding Facility in Senegal/ West Africa.



Fig. 4. Map of the project sites.



Fig. 5. Head-started specimens *Pelusios adansonii* ready for release in the Senegal field site.



Fig. 6. Adults confiscated individuals of *Kinixys homeana* before release into our project field site #2 in Benin.

西アフリカにおける近絶滅種のカメ類の保全

Tomas Diagne

2016 年 10 月より 2017 年 9 月の間の ProNatura Japan プロジェクトサイクルを通して、以下の活動が行われた。

ACI ブリディング施設 (The Rhodin Center) においてはセネガルの絶滅の危機に瀕している淡水ガメの一種の飼育環境並びにヘッドスタートを行うための繁殖手順の改良を行った。放流する稚ガメは年間で 60 匹から 300 匹へと増やすことが出来た。

放流した個体をモニターするため、調査地であるセネガルのギエール湖 (Tocc-Tocc 自然コミュニティー保護区) におけるフィールド調査、そして保全に関するトレーニング及び能力構築を行った。

ベナンの南東部 (ウエーム地方) に位置する二つ目の調査地は熱帯雨林地域である。こちらでの調査は 2017 年 9 月末に開始され、絶滅の危機に瀕しているホームセオレガメ (*Kinixys homeana*) の棲息地の一部を保護区にするべく地域住民の理解と支持を得るべく様々な活動を行った。将来の自然保護地区となる 600 ヘクタールの土地の初期マッピング並びに棲息地のサンプリングは地域住民との密なコラボレーションでもって達成可能であった。この国では Nature Tropicale という積極的に活動を行っている現地 NGO と連携をし長期的なコラボレーションと能力構築活動の仕組みを始動した。

加えてアフリカにおけるカメ類の保護を促進するために、学者、子供そして地域住民を対象にカメ類保護の支援プログラムを開催した。(推薦者：大島典子 訳)

Enhancing Recovery of Indigenous Critically Endangered Singidia Tilapia Population

Olwa Richard¹, Nkalubo Winnie¹, Nakiyende Herbert¹,
Muhumuza Elias¹, Basaa Samuel¹ and Anthony Taabu-Munyaho¹

Singidia tilapia (*Oreochromis esculentus*) is critically endangered native tilapia fish species endemic to lakes Victoria and Kyoga basins of East Africa. However it disappeared from these main lakes majorly due to environmental degradation and predatory actions of Nile Perch (*Lates niloticus*). This project provided updated information about population status, critical habitat and spatial distribution of *Singidia tilapia* in Lake Kayanja, a satellite Lake of Uganda. The generated information could contribute to guiding stakeholders to undertake appropriate actions to conserve this threatened fish species and its habitats. Fishermen and research collaborators were engaged in fish surveys, mapping of nursery and breeding habitats, and awareness creation to achieve project aims. *Singidia tilapia* was abundant (44 %) relative to total numbers of its competitors caught; Nile tilapia (20 %) and *Coptodon zillii* (36 %), however the three fish species were recorded in areas mapped as breeding and nursery sites. Main project outcomes included (a) ecological maps of breeding and nursery habitats of *Singidia tilapia* generated and made available to the public for use, (b) enhanced commitments and enthusiasm of fishermen to sustainably use and conserve fish fauna and their habitats, and (c) increased knowledge of *Singidia tilapia* and conservation needs among fishermen, local communities and other stakeholders.

INTRODUCTION

Singidia tilapia (*Oreochromis esculentus*) is critically endangered indigenous tilapiine cichlids (IUCN Red List, 2006), endemic to lakes Victoria and Kyoga basins and used to be Uganda's key fish species for both commercial and artisanal fisheries in the 19th and 20th Centuries. This fish species has suffered a large reduction in extent of occurrence and is now restricted to a few refuge impoundments and satellite lakes such as Kayanja of the Victoria and Kyoga lake basins (Ogutu-Ohwayo, and Balirwa, 2006). Many researchers have documented factors attributing to the decline in the populations of

Singidia tilapia and these includes; the aggressive competition for food, spawning, and nursery grounds with introduced Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), predatory actions of Nile perch (*Lates niloticus*) and environmental degradation like pollution, habitat modification, fragmentation and loss for projects such as dam construction like Bujagali Hydroelectric power dam, one of the projects supported by Japanese government (Njiru et al. 2008; Chapman et al. 2008; Dudgeon et al. 2006; Balirwa et al. 2003; Lowe-McConnell, 2009; Ogutu-Ohwayo and Balirwa, 2006) Since this species were assessed and published as critically endangered by IUCN in 2006,

1: National Fisheries Resources Research Institute (NaFIRRI), Uganda
Received 2017. 11. 28, Published 2018. 12. 20

no active research was carried out to learn more about their distribution patterns and population status in Lake Kayanja, therefore considerable additional research was needed to provide basic baseline data to support conservation actions needed to halt the extinction of this species in the wild. This project was aimed at providing updated information and data on population status, critical habitat and spatial distribution of indigenous critically endangered *Singidia tilapia* (*Oreochromis esculentus*) in Lake Kayanja through engaging fishermen and research collaborators in fish surveys, mapping nursery and breeding habitats of this fish species and awareness creation among local communities particularly fishermen about the need to conserve *Singidia tilapia* and the its habitats.

METHODS AND MATERIALS

The project was implemented on Lake Kayanja (Fig. 1), one of the satellite lakes of Lake Victoria found in the Sub-county of Bukakata, Masaka District located in the central region of Uganda and lying west of Lake Victoria. A reconnaissance survey was conducted to identify the sampling sites within the Lake based on local knowledge of fishermen and key habitat characteristics including lake depth, vegetation cover and human activities in the vicinity. Out the four locally known sites on Lake Kayanja, three sites namely; Kawunguli, Kasanje and Bugiri were selected for fish surveys (Fig. 1) to collect primary data for *Singidia tilapia* and its competitors. The habitats of Lake Kayanja is dominated by wetlands and riverine forest which provide structural heterogeneity for fish to escape

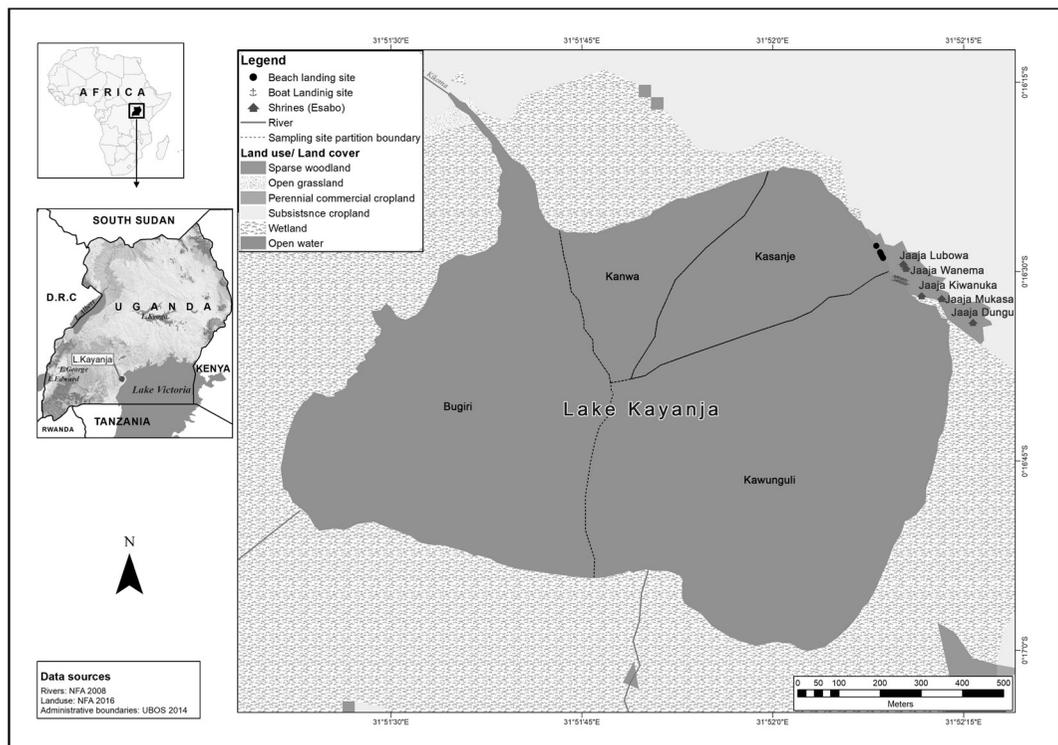


Fig. 1. Map of Lake Kayanja Showing Fish Survey Sites

from predators, and thus having special significance for conservation of Lake Victoria's fauna.

1. Fish sampling and mapping of spawning and nursery areas

Fish surveys were conducted at pre-selected experimental sites for collection of primary fish data (Fig. 2). Experimental gill-netting techniques were used at each site with three fleets of graded multi-filament gill nets of mesh sizes ranging from 25.4 mm to 139.7 mm at an interval of 12.7 mm and sizes 152.4 mm to 254 mm at 25.4 mm intervals. The fleets were set parallel to the Lake shoreline

towards open water in the evening (1700hrs-1800hrs) and retrieved at dawn the following morning. At each study site, coordinates for each location where *Singidia tilapia* and their main competitors namely; Nile tilapia and *Coptodon zillii* were caught or sighted was recorded using GPS. The retrieved fish specimens were removed from the fleets and identified to species level. The collected fish data was analyzed using excel spreadsheet to determine percentage abundance of *Singidia tilapia* relative its competitors.



Fig. 2. Team Conducting Fish Surveys

2. Mapping of spawning and nursery areas of *Singidia tilapia* on Lake Kayanja

Scouting of Lake Kayanja was carried out together with research collaborators and fishermen to identify and map spawning and nursery grounds (Fig. 3) using Global Positioning System (GPS). These sites were identified using both traditional knowledge of the fishermen and technical skills of research team. The criteria used in mapping of these sites were based on known indicators such as presence of both mature and young *Singidia* fish, and characteristics of habitats such shallow muddy bottom, presence of breeding substrates like water lily, river inlets and riverine forest preferred by *Singidia tilapia*.

3. Awareness creation about the need to conserve *Singidia tilapia* and its habitat

Local communities of Lake Kayanja particularly fishermen were engaged on various conservation

related activities to increase their knowledge about the conservation status of *Singidia tilapia* and its habitats. Landing sites talks, distribution of awareness materials like maps in addition to direct involvements of fishermen in fish surveys and mapping of critical habitats were the approaches used to convey conservation awareness messages to local fishermen and public. Traditional leaders were also given the opportunities to share traditional practices vital for the conservation of fish fauna and their habitat (Fig. 4). During awareness creation, research collaborators were shown cultural sites (Fig. 5) within the vicinity of Lake Kayanja by traditional leaders. The relevance of these sites to fish conservation was eloquently explained to research collaborators by the traditional/ cultural leaders.



Fig. 3. Mapping of Breeding and Nursery Sites



Fig. 4 . Examples of Awareness Creation (Participation in surveys and Landing Site talks)

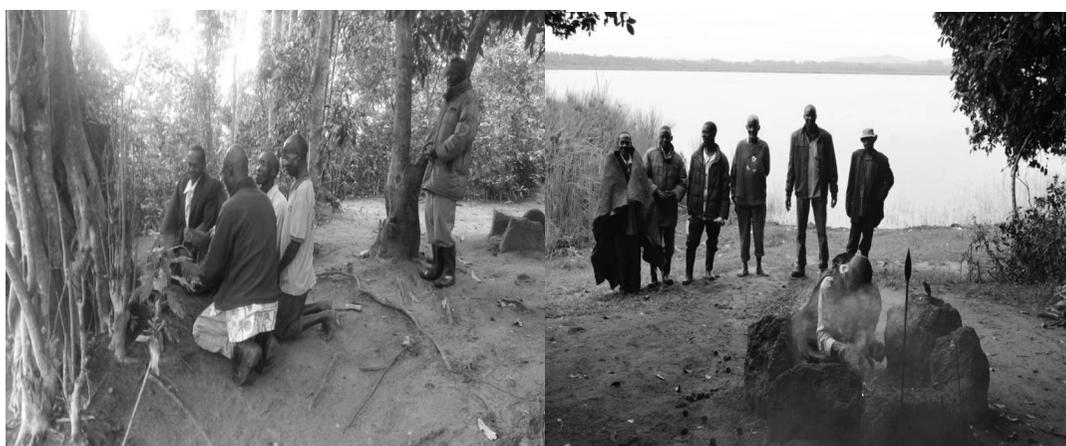


Fig. 5. Traditional Leaders Demonstrating Cultural Practices Related to Fish Conservation

RESULTS AND DISCUSSION

This project contributed to providing information that could help all stakeholders to undertake appropriate conservation actions to revive the populations of *Singidia tilapia* in the wild. Major project outputs and outcomes include;

(a) Distribution, occurrence and relative abundance of *Singidia tilapia* in Lake Kayanja

Presence of *Singidia tilapia* (*Oreochromis esculentus*) was recorded in Lake Kayanja. They (*Oreochromis esculentus*) were majorly found in areas identified and mapped as breeding and nursery

areas. These critical sites are characterized by known indicators like shallow muddy bottoms, presence of waterweeds such as water lily, river inlets and riverine forest. The surveys also revealed presence of introduced (exotic) tilapia i.e. Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and *Coptodon zillii* in Lake Kayanja (Fig. 9). The presence of these introduced fish species could be attributed to human activities such as cage culture of Nile tilapia (Fig. 6) on this Lake and /or natural currents of rivers.

In terms of numbers, *Singidia tilapia* (*Oreochromis esculentus*) was most abundant in Bugiri followed



Fig. 6. Cage for Nile Tilapia Fish Farming on Lake Kayanja

by Kawunguli sites compared to Nile tilapia and *Coptodon zillii* (Fig. 7). *Coptodon zillii* and Nile tilapia were abundant in Kawunguli and Kasanje respectively (Fig. 7). The variability in the distribution of *Singidia tilapia* in Lake Kayanja could be attributed majorly to habitat characteristics for example; Kawunguli and Bugiri sites are dominated by shallow muddy bottom, breeding substrates like water lily and river inlets which are preferred habitats for *Singidia tilapia*.

(b) Spawning and nursery areas of *Singidia tilapia* on Lake Kayanja

All the areas identified by research collaborators and fishermen as breeding and nursery sites were mapped (Fig. 8) and maps generated were distributed to various stakeholders including fishing communities to guide them in protecting these critical sites of *Singidia tilapia*. Additionally, a total of five (5) cultural sites namely; Jaaja Wanema (god of land), Jaaja Lubowa (Askari of all Jaajas), Jaaja Mukasa (god of water), Jaaja Kiwanuka (god of heaven) and Jaaja Dungu (god the cloud) located

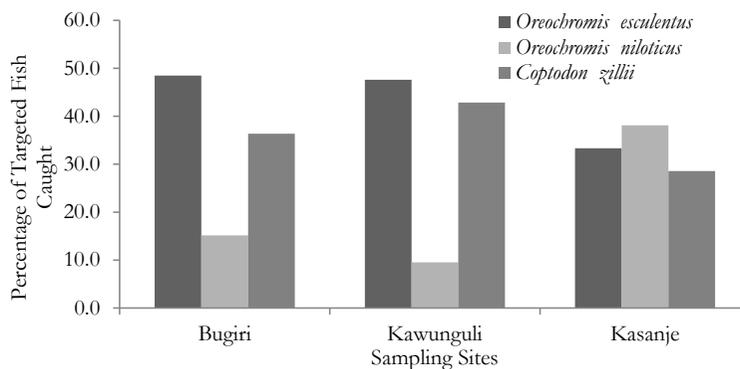


Fig. 7. Comparison of *Singidia Tilapia* Populations and Its Competitors at Different Sites

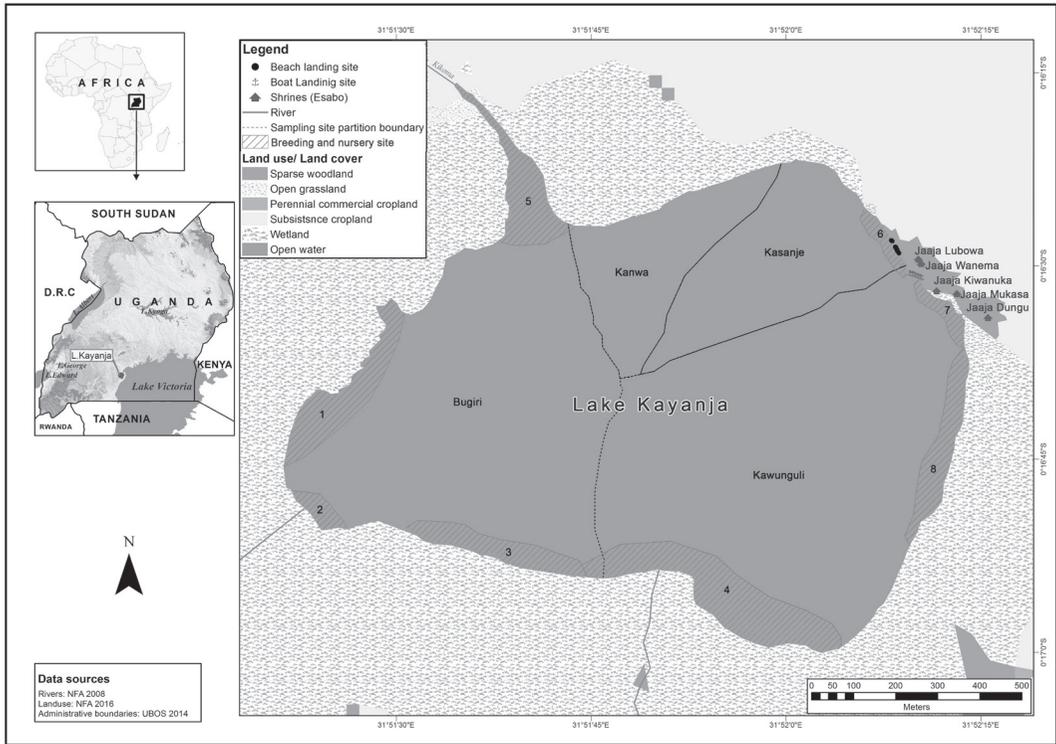


Fig. 8. Breeding and Nursery Sites of *Singidia Tilapia* Mapped on Lake Kanyanja

within the vicinity of Lake Kanyanja were mapped, and this shows how Lake Kanyanja is of great socio-cultural importance to local communities and public.

These sites are characterized by shallow muddy bottom, presence of breeding substrates like water lily, river inlets and riverine forest (Fig. 9). Presence

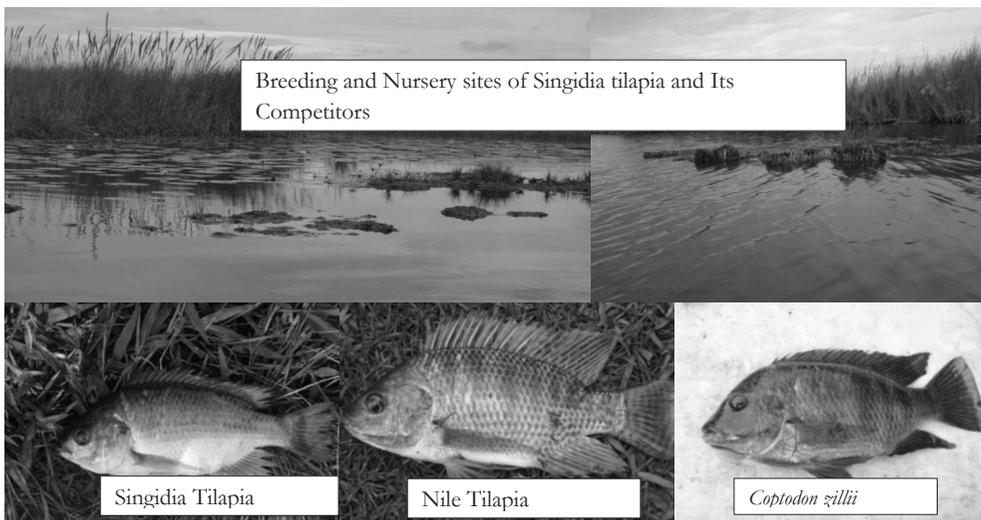


Fig. 9. Examples of Breeding and Nursery Sites of *Singidia Tilapia* and Its Competitors

of *Singidia tilapia* and its competitors were recorded in all the areas mapped as breeding and nursery areas

(c) Awareness creation about the need to conserve *Singidia tilapia* and its habitat

Landing site talks were organized and hosted in addition to direct involvements of fishermen in implementation of project activities to create awareness about the conservation status of *Singidia tilapia* and its habitats. During awareness creation, local communities and public were highlighted about the threats namely; habitat destruction, fragmentation and loss, cage fish farming as result of uncontrolled human activities that could jeopardize the ecological integrity of Lake Kanyanja in supporting fish fauna and other vital aquatic resources. Additionally, Local leaders (Shrine Heads) shared their traditional techniques related to conservation of natural resources. Research

collaborators, fishermen and Public (Fig. 10) were shown five shrines of gods locally known as Jaajas namely; Jaaja Wanema (god of land), Jaaja Lubowa (Askari of all Jaajas), Jaaja Mukasa (god of water), Jaaja Kiwanuka (god of heaven) and Jaaja Dungu (god the cloud), located within the vicinity of Lake Kanyanja. Out of the five Jaajas, Mukasa is the god of the water, responsible for giving people peace, controlling numbers of fish caught and keeping people working on the Lake safe, which explains how protection of these cultural sites are important not only for the socio-cultural values of Kanyanja people but also conservation of fish fauna and other aquatic resources. The local cultural leaders explained to us that whenever they talk in tongues to gods and do rituals to appease gods they always get favours such as good health, rainfalls, money, and protection of their resources such as fish, a major source of their livelihoods. These practices



Fig. 10. Research Collaborator Briefing Traditional Leaders and Fishermen

were in place before the start of the project; however it was not actively applied in nature conservation. The project contributed enormously in reviving the applications of these practices in conserving fish fauna and their habitats through incorporating traditional knowledge and skills in identifying and mapping critically habitats of Victoria tilapia. Additionally, the local communities particularly fishermen believe that the gods always guide them on the right fishing time, thus promoting seasonal fishing which gives room for the populations of threatened fish to recover.

The main outcome that accrued from the awareness creation was the increased commitments, enthusiasm and changes in attitudes of local communities particularly fishermen to sustainably use and conserve fish fauna and their habitats. Additionally, they (Local communities) agreed to continue supporting programs that could help to revive the populations of fish stocks, a major source of their livelihoods and wellbeing. The cage fish farming of Nile tilapia on this Lake was stopped through an understanding between the owner of cage and fishing communities. Additionally, awareness also resulted in to increased chances of reviving traditional practices previously used by local communities to protect and conserve threatened fish fauna and their habitats.

CONCLUSIONS

Singidia tilapia (*Oreochromis esculentus*) which has disappeared from the main lakes is surviving in Lake Kayanja, one of the satellite lakes of the Victoria and Kyoga basins. This lake is therefore acting as functional refuge habitats for this critically endangered fish and other aquatic resources that support the livelihoods of millions of people in

Uganda. From the outcomes of this project, fish habitat modification, fragmentation and loss, and presence of introduced or exotic fish species were noted as the major threats that could jeopardize the ecological integrity of Lake Kayanja to support the conservation of endangered fishes in future. The following recommendations need to be undertaken by all the relevant stakeholders to halt the risk of extinction of this fish species and other vital aquatic resources in Lake Kayanja

RECOMMENDATIONS

1. Continuous involvements of fishermen and government agencies should be encouraged to protect, conserve and monitor critical sites and threats to the habitat of threatened aquatic wildlife that support the livelihoods of many people in Uganda
2. More awareness creation should be conducted to improve on liaison among various stakeholders including fishermen and government workers to promote collective actions to conserve fish fauna and their habitats
3. The mapped spawning and nursery grounds of Singidia tilapia should be zoned off to establish critical fish conservation zones to act as havens for not only Singidia tilapia, but also other fish species, water birds, reptiles among others; thus fostering conservation of other important water resources that support the livelihoods of many people in Uganda.
4. Singidia Fish Conservation Committee (SFCC) comprising of fishermen and local leaders should be formed to promote and monitor the recovery of this fish species and reporting environmental threats to its habitats.

ACKNOWLEDGMENTS

Appreciations to project Advisor, Associate Professor Yasuaki Sato for his guidance, advise and support throughout the project tenure. Gratitude to Research collaborators from National Fisheries Resources Research Institute especially, Dr. Winnie Nkalubo, Dr. Anthony Taabu-Munyaho, Herbert Nakiyende and Elias Muhumuza for their support, guidance and active participation in implementating project activities. Thanks to the Lake Kanyanja communities especially the fishermen and local leaders for scarificing their valuable time in implementing the activities of the project.

REFERENCES

- Balirwa, J., C. A. Chapman, L.J. Chapman, K. Geheb, R. Lowe-McConnell, O. Seehausen, J. Wanink, R. Welcomme and F. Witte 2003. The role of conservation in biodiversity and fisheries sustainability in the Lake Victoria Basin. In *Lake Victoria 2000: A New Beginning*. Bioscience 53 (8): 703-715.
- Chapman, L.J., Chapman, C.A., Kaufman, L., Witte, F. and Balirwa, J. 2008. Biodiversity conservation in African inland waters: lessons of the Lake Victoria region. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 30: 16-34.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J. and Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Review* 81: 163-182.
- Lowe-McConnell R. H. 2009. Fisheries and cichlid evolution in the African Great Lakes: progress and problems. *Freshwater Reviews* 2: 131-151.
- Njiru M., Kazungu J., Ngugi C. C., Gichuki J. and Muhoozi, L. 2008. An overview of the current status of Lake Victoria fishery: Opportunities, challenges and management strategies. *Lakes and Reservoirs: Research and management* 13: 1-12.
- Ogutu-Ohwayo R. and Balirwa J. S. 2006. Management challenges of freshwater fisheries in Africa. *Lakes and Reservoirs: Research and management* 11: 215-226.
- Twongo, T.K., Bayona, J.D.R. and Hanssens, M. 2006. *Oreochromis esculentus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2006: e.T15457A4587658.

固有種・絶滅危惧種 *Singidia tilapia* 個体群の回復とその促進

Richard Olwa¹

Singidia tilapia (*Oreochromis esculentus*) は、東アフリカのビクトリア湖とキョガ湖における固有種のティラピアで、絶滅危惧種に指定されている。この魚種は、環境劣化やナイルパーチ (*Lates niloticus*) の捕食活動等によってこれらの主要な湖から消滅している。本事業は、ビクトリア湖の衛星湖であるウガンダ・カヤンジャ湖に残存する *Singidia tilapia* 個体群の状況や、生息地とその空間的分布に関する最新の情報を得ることで、危機に瀕するこの魚種と生息地の保全のために、利害関係者の行動につなげていくことを目指した。漁民と調査協力者と共同して魚類調査、繁殖・稚魚生息場所のマッピング、住民への啓発活動をおこなった。その結果、まずカヤンジャ湖全体では *Singidia tilapia* の個体数 (44%) が他の競合種であるナイルティラピア (20%)、*Coptodon zillii* (36%) に比べて多いことが分かった。ただし、これら3種の繁殖・稚魚生息場所には違いがみられた。また、この事業では以下の成果を得た。(a) *Singidia tilapia* の繁殖・稚魚生育場所を示す生態マップを作成し、一般に使用可能なものとした。(b) 魚類相とそれらの生息地に関して、持続的利用と保全の意識を漁民の間で高めた。(c) 漁民、地域住民、その他の利害関係者の間において、*Singidia tilapia* とその保全に関する知識を高めた。(推薦者：佐藤靖明 訳)

Community Based Human-Snow Leopard Conflict Mitigation in Nepal Himalayas

Gopal Khanal¹

Retaliatory killing over livestock depredation is a key threat affecting survival of snow leopard, an elusive yet highly threatened large cat species, across its range in Asian high mountains. Retaliatory killing over livestock depredation is one of the key threats affecting snow leopard populations across its range in Asian high mountains including Nepal Himalaya. Reducing threats of retaliatory killing of snow leopard is thus urgent and requires implementation of appropriate measures to mitigate attack on livestock or sufficient compensation to cope the livelihood loss incurred. In this project, we aimed at documenting the livestock loss pattern at household level and identifying the landscape context (e.g., features and locations) and livestock herding practices that are more vulnerable to snow leopard attack. The overarching goal was to help protected area managers and livestock herders/owners reduce livestock loss to snow leopard by providing them with necessary scientific information on different aspects of livestock depredation so that they can launch appropriate mitigation measures at right place and in time.

We interviewed 236 herders/owners for assessment of livestock depredation by snow leopards. Almost 85 % of the respondents reported livestock loss to snow leopard. Average annual livestock loss to snow leopard is 4.23 animals, which is equivalent to USD 320.86. Per household livestock loss was found to be higher in Shey Phoksundo and livestock holding size was also higher there compared to Kanchenjunga. The livestock depredation rate accounts up to 10.5 % of the livestock holding. For Kanchenjunga Conservation Area, we identified areas of greater potential risk of livestock depredation based on previous records of snow leopard attack on livestock and herding practices adopted at the time of attack. We first extracted landscape characteristics (elevation, terrain ruggedness) and herding measures (presence/absence of herder, availability of corral) of 150 verified locations of snow leopard kill of livestock. We then modeled the relationship between number of livestock kill (response) and landscape characteristics/livestock herding measures (predictor variables) to identify the major predictors that better explain the risk of livestock kill. Our results showed that highly rugged areas with relatively higher encounter rate of snow leopard signs and wild prey blue sheep were more likely to have greater number of livestock kill. And as expected, presence of herder had lesser chance of livestock kill. However, presence of corral did not have any influence on livestock kill rate.

Based on these findings, we mapped the risk of snow leopard attack on livestock across the protected area landscape. We have also shared 'depredation risk maps' with the protected area managers to help them incorporate into their annual management planning. We also conducted informal outreach workshops for local herder communities on ways of using 'risk maps' as a guide or tool to adapt their livestock herding practices. We also trained 12 local herders on snow leopard and livestock depredation monitoring techniques as 'citizen scientists'. We have expected that our collaboration with protected area managers and outreach workshops and training for herders has helped build local capacity to make effective use of depredation risk maps into livestock grazing management. This we hope would reduce livestock loss to snow leopard, and hopefully preventing retaliatory killings of snow leopards in revenge.

1: Centre for Ecological Studies Lalitpur Nepal
Received 2017. 10. 22, Published 2018. 12. 20

INTRODUCTION

Snow Leopard *Panthera uncia* is one of the significantly important yet highly threatened large cat species of the high mountain ecosystems of the Asia (McCarthy et al. 2017). The rugged mountainous landscapes it occupies are also known as the “water tower” of the Asian continent. More than 1.5 billion population of the South Asia directly and indirectly depends on these snowcapped mountains and the rivers that originate there for fresh drinking water (WWF, 2014). Conservation of snow leopards and their habitat has thus been an urgent task not just to secure the sources of drinking water for millions of people downstream but also to protect ecosystems of critical ecological importance. However, snow leopard numbers have been decreasing due to concomitant threats of prey depletion (Berger et al. 2013; Mishra et al. 2004), poaching for their pelts and body parts (Li and Lu, 2014; Nowell et al. 2016), and habitat loss and degradation (Heiner et al. 2016; Wingard et al. 2014; Zaller 2016).

Retaliatory killing over livestock depredation is one of the key threats affecting snow leopard populations across its range in Asian high mountains (Snow Leopard Network 2014). Marginal pastoral communities share these mountains with snow leopards. Although livestock is not a main prey item, snow leopards kill livestock whenever opportunity arises. The economic loss incurred due to livestock loss then results in their retaliatory killing. For example, In Nepal Himalayas, economic loss incurred due to livestock loss creates such levels of intolerance that local communities view complete extermination of snow leopards as the only solution (Oli et al. 1994).

Reducing the livestock loss to snow leopards or

providing sufficient compensation to cope the resulting livelihood loss incurred is key to preventing the retaliatory killing of snow leopards. While approaches like community-managed livestock insurance schemes (Gurung et al. 2011; Hussain 2000) and incentive programs for conservation (Mishra et al. 2003) have helped to reconcile human snow leopard conflicts in parts of the snow leopard range, these methods are costly and challenging to implementing over large landscapes. And most importantly, they do not address the sources of conflicts leading to livestock depredation by snow leopard. Innovative and practical tools are thus urgently needed to mitigate human-snow leopard conflicts. One of the most cost effective and efficient solutions to address the sources of conflict would be to map the locations in a landscape where snow leopard is mostly likely to kill livestock based on previous location of livestock depredation and use such maps to guide livestock grazing (Treves et al. 2011).

In this project, we set out to investigate the underlying drivers of spatial patterns of livestock depredation by snow leopards and map locations of elevated vulnerability of livestock depredation. The overarching goal was to help protected area managers and livestock owners reduce human snow leopard conflict by providing them with necessary scientific information on different aspects of livestock depredation so that they can put appropriate mitigation measures at right place and time.

OBJECTIVES

The specific objectives of this project were to:

1. Assess the effects of ecological, landscape and socio-economic variables on spatial and temporal patterns of livestock depredation by

snow leopards.

2. Develop livestock depredation risk maps to be used as a tool for reducing livestock depredation by snow leopards.
3. Explore possible ways to integrate livestock depredation risk maps into human-snow leopard management planning.

STUDY AREA

Established in 1997, Kanchenjunga Conservation Area covers an area of 2035 km² (Fig. 1). It is only one community managed protected area in Nepal. It is also one of the best habitats for snow leopard in Nepal. Previous studies have shown that human snow leopard conflict is severe in this area, and have recommended for further studies on underlying drivers of human leopard conflict (Gurung et al. 2011; Ikeda 2004). We selected four sites Lelep, Yamphudin, Tapethok and Olangchungola for our work.

Shey Phoksundo National Park Conservation

Area (29° 15'-29° 45' N and 83° 08'-83° 31' E) lies in Dolpa and Mugu districts of western Nepal (Fig. 2). It is Nepal's largest National Park covering an area of 3,555 km². The Shey is subjected to multiple forms of land uses, including livestock grazing and collection of medicinal plants. Livestock constitutes key food source for snow leopard and livestock depredation is one of the main source of human snow leopard conflict in this park (Devkota et al. 2013). We selected four village settlements Rigmo, Pugmo, Vijer and Saldang for conducting household level surveys to assess the nature and extent of livestock depredation by snow leopards.

METHODOLOGY

Our aim was first to conduct research and then use the research findings to inform human-snow leopard conflict mitigation measures. So, the project work was divided into two parts:

1. Data collection and analysis
2. Planning and Management

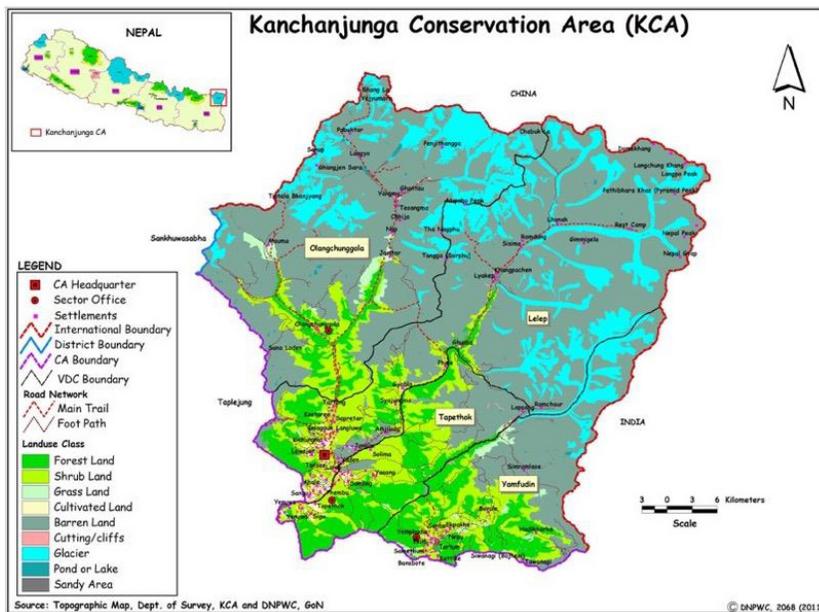


Fig. 1. Land use map of the Kanchenjunga Conservation Area

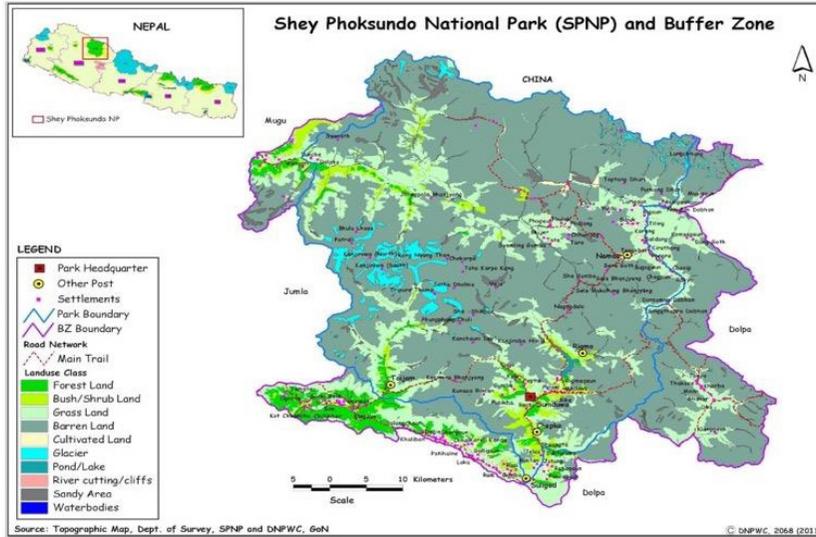


Fig. 2. Land use map of the Shey Phoksundo National Park, Nepal

1. Data collection and analysis

1) Study design:

One of the main objectives of this project was to assess the relative influence of different ecological and landscape variables on rate of livestock kill by snow leopard. We thus needed some sort of sampling units to measure the response and predictor variables. We divided the study area into 4 km * 4 km square grid cells. After removing the areas which are deemed to be unsuitable for snow leopard- below 3000 m, we had 111 square grid cells (Fig. 3). Each grid cell was considered a sampling unit for data collection and analysis. Grid cells varied in the number of villages, households and suitability for snow leopard and livestock loss.

2) Household level survey to record actual livestock depredation

We conducted questionnaire surveys with local herders at household level in different villages in each of the study grid cells. A total of 236 respondents were interviewed, out of which 136 were from Shey Phoksundo and rest 100 were from

Kanchenjunga. For each respondent, we recorded detail information on livestock depredation by snow leopard (time, location, type and age of livestock killed) in the last five years. Socio-economic characteristics of herders/respondents (age, sex, income, livestock holding size etc.) including livestock husbandry practices adopted by each household at the time of snow leopard attack on livestock were also recorded. The questionnaire form also included questions regarding the respondent's knowledge and perception towards snow leopard conservation and their socio-demographic characteristics (age, sex, household size, livestock holding size, experience of livestock loss to snow leopard etc.).

3) Focus group discussion and training

To facilitate our field work and build rapport with local communities, we conducted focus group discussions with herder communities in two village settlements to understand their collective view towards snow leopard conservation and to seek their view on how to best manage/reduce livestock

depredation by snow leopard. This exercise helped to figure out herder communities' needs and priorities for reducing livestock loss and consequent better management of their livestock production. We collaborated with local snow leopard conservation committees (SLCCs) established at local level for community-based snow leopard monitoring. We also trained 12 local herders on monitoring techniques of snow leopard distribution, prey population and livestock depredation. The motivation for this was to build their capacity as local citizen scientists. They helped us in conducting livestock field surveys.

4) Field data collection on kill sites

Based on livestock loss data available from the household survey, we conducted field surveys to record GPS locations of livestock kill by snow leopards (Fig.6). At each livestock kill site, we established 20-m radius circular plot and recorded habitat and environmental features such as elevation, slope, aspect, cover type and terrain ruggedness etc. A total of 150 verified livestock kill site were recorded from Kanchenjunga Conservation area. Verified geographic position data of livestock depredation events were not available from Shey Phoksundo and hence only household level information of livestock depredation was analyzed for this park. We summarized total number of kill sites for each grid cell. Some of the field photos of field work are provided as Fig. 4 to Fig. 9.

5) Snow leopard sign survey and blue sheep population count

Previous studies have shown that the rate of livestock depredation is also determined by the relative abundance of snow leopard and also by the availability of wild prey blue sheep (Suryawanshi et al. 2013). We therefore conducted snow leopard

signs surveys in transects to quantify the relative abundance of snow leopard for each sampling units (grid cells) in Kanchenjunga. We walked maximum of 8 transects of each 1 km in each of 16 km² grid cells, where we recorded number of fresh snow leopard signs (e.g., pugmark). Transects were placed along ridge lines, trails, cliff tops and other land form features where snow leopard is most likely to leave signs for marking with sharply defined edges and shapes (Jackson and Hunter 1996). At least two surveyors conducted the surveys in each transect. Surveyors recorded only fresh snow leopard signs such as scrape, pug mark and scent marking. Although we record seen putative snow leopard scats, we did consider scats for the analysis due to the ambiguity involved in identification of scats without genetic analysis. During the transect surveys, we also counted the number of blue sheep seen, using binoculars and spotting scopes (Schaller 1977, Shrestha and Wegge 2008), to quantify the encounter rate of blue sheep as a proxy of wild prey availability.

6) Extraction of landscape covariates

Landscape context (e.g., elevation, terrain ruggedness etc.) has also been found to influence to livestock kill rate by large carnivores including tigers (Miller et al. 2015) and snow leopards (Suryawanshi et al. 2013). We therefore extracted elevation, terrain ruggedness, using Digital Elevation Models (DEM) in QGIS.

7) Regression Analysis

We aggregated locations of livestock kills data at the grid cell level. Since the response variable was count (number of kill sites/depredation events) per grid cell, we considered several plausible Generalized Linear Models with poisson error distribution and log link function to identify the

ecological and landscape variables of greater influence on livestock kill rate by snow leopards. The socio-economic and ecological variables that we considered in regression models were ecological (encounter rate of wild prey, snow leopard sign encounter rate), livestock husbandry practices (presence/absence of corral, presence/absence of herder) landscape variables (terrain ruggedness and elevation). We did not build additive and interaction of different variables in the same models because we had low sample size and we were particularly interested in comparing the relative influence of each predictor variables. These variables were standardized to z-scores prior to analysis, which allowed us to interpret the model coefficients and to compare effect sizes between alternative models. We defined eight a priori set of models, including null model. We ranked models using the Akaike information criterion adjusted for small samples (AICc). We used R package “AICcmodavg” to perform model averaging of all candidate models, to estimate 95 % confidence intervals for each variable, and accepted statistical significance at $\alpha = 0.05$ (Burnham and Anderson 2002). The relative importance of each predictor variable was determined by summing the Akaike weights of the models containing this factors. We also examined the model averaged beta-coefficient (slope) of covariates to test the significance of their effect on response variable. Confidence intervals that included zero indicated no significant effect of the site covariates on kill rate of livestock per grid cell. All analyses were carried out in R 3.1.2 (R Development Core Team 2015). Regression analysis for building livestock depredation risk models was only done for Kanchenjunga as verified geographic locations of depredation events were not available for Shey

Phoksundo.

8) Results

i. Pattern of livestock loss

A total of 236 respondents were interviewed for assessment of livestock depredation by snow leopards. Almost 85 % of the respondents reported livestock loss to snow leopard. Average annual livestock loss to snow leopard is 4.23 animals, which is equivalent to USD 320.86. Per household livestock loss was found to be higher in Shey Phoksundo and livestock holding size is also higher there compared to Kanchenjunga. The livestock depredation rate accounts up to 10.5 % of the livestock holding. The highly depredated livestock is goat, followed by sheep, yak and horse. However, in Kanchenjunga yaks are highly depredated as local herders there generally do not rear goats and sheep. Winter (Dec-Feb) and spring (Mar-Apr) season were found to have relatively higher number of livestock depredation than summer and autumn. Majority (80 %) of the respondents suggested improved herding practice (e.g., predator proof corals) and compensation payment for reducing human-snow leopard conflict and retaliatory killing of snow leopards. Kanchenjunga had relatively well managed system of livestock insurance system compared to Shey Phoksundo.

ii. Livestock depredation risk models

Our results show that areas with higher relative abundance of snow leopard and higher wild prey availability were likely to have higher rate of livestock loss ($\beta_{\text{snow leopard}} = 0.16 \pm \text{Adj.SE } 0.02$; $\beta_{\text{wildprey}} = 0.17 \pm \text{Adj.SE } 0.02$). Similarly, as expected presence of herders reduced the rate of livestock loss to snow leopard ($\beta_{\text{herder}} = -0.05 \pm \text{Adj.SE } 0.01$). However, presence of corrals did not seem to have any consistent influence on rate of livestock loss

($\beta_{\text{corral}} = 0.07 \pm \text{Adj. SE } 0.04$). Elevation also did not have any significant influence on kill rate as 95 % confidence interval overlapped zero ($\beta_{\text{elev}} = -0.24 \pm \text{Adj. SE } 0.14$). As predicted, highly rugged areas were likely to have higher rate of livestock loss ($\beta_{\text{rug}} = 0.48 \pm \text{Adj. SE } 0.04$). Among eight plausible univariate models, the wild prey model explained the data well as indicated by the least AIC and higher model weight (Table 1.). Kambhachen, Lasikyap, Lonak are Yamgma areas of Kanchenjunga are predicted to have higher risk of livestock depredation based on results of regression models.

iii. Spatial mapping livestock depredation risk

Results of regression analysis provided us predicted risk of livestock depredation for each grid cells (sampling units). We then mapped the predicted risk of livestock depredation by snow leopard for each grid cells in the study area. We called these maps as livestock depredation risk maps. Livestock owners can use depredation risk maps to avoid livestock loss to snow leopards by adjusting their livestock grazing in areas with less depredation risk. Predicted risk of livestock loss to snow leopard is presented in the figure 3 below.

Table 1. Poisson regression models describing the rate of livestock loss to snow leopard in Kanchenjunga Conservation Area (Fig. 1), ranked according to the Akaike information criterion adjusted for small sample size (AICc). Model parameters include Wild Prey (number of blue sheep encountered), Elevation (m) and Snow leopard (encounter rate of snow leopard signs in transects), Corral (presence/absence of corral), Herder (presence/absence of herder). K is the number of parameters, ΔAICc is the difference between the AICc value of the best-supported model and successive models, and W_i is the Akaike model weight.

Model	K	AICc	ΔAICc	loglink	W_i
Wild prey	2	151.41	0.00	-73.53	0.58
Corral	2	152.06	0.65	-73.85	0.42
Ruggedness	2	197.20	45.78	-96.42	0.00
Elevation	2	198.02	46.61	-98.83	0.00
Snow leopard	2	200.99	49.58	-98.32	0.00
Herder	2	202.70	51.29	-99.17	0.00
Null	1	203.51	52.10	-100.17	0.00

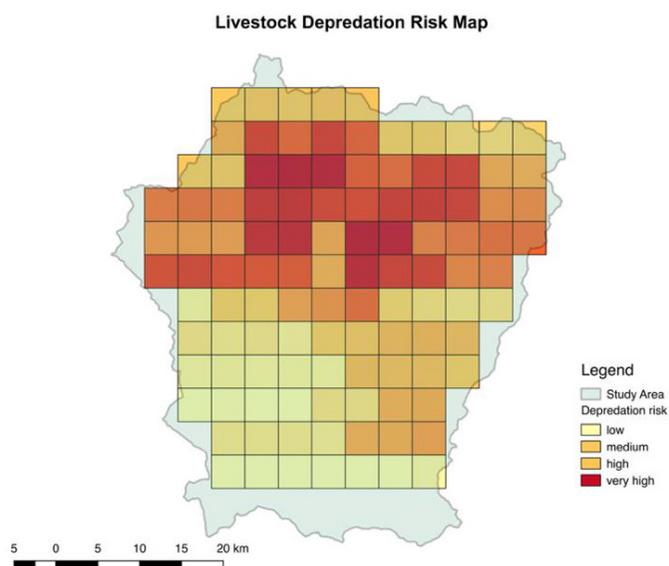


Fig. 3. Livestock depredation risk map prepared based on regression models built on

2. Planning and Management in collaboration with local communities and protected area

After preparing of risk maps, we organized a stakeholder meeting where we shared our research findings and depredation risk maps with the protected area managers. We collaborated with the Snow Leopard Conservation Committees (SLCCs), established under the Kanchenjunga Conservation Area Management Council (KCAMC) as major stakeholders for this project. These SLCCs include local livestock owners/herders as members. First, we organized interaction meetings with four SLCCs (Ghunsa, Yangma, Gola and Yamphudin) about our project goal, its objective to address the human–snow leopard conflict issue and sought their help in using risk maps as a tool to guide livestock grazing. We also conducted two informal outreach workshops/meetings for local herder communities on ways of using ‘risk maps’ as a guide to adapt their livestock herding practices. We discussed about potential ways of making effective use risk maps and integrating maps into day to day livestock grazing. About 60 livestock owner/herder participated the outreach program. Kanchenjunga Conservation Area Management Council and protected area managers from the Department of National Park and Wildlife Conservation (DNPWC), Government of Nepal accepted the conservation recommendations, which we developed based on the findings of our research. We also discussed about the ways we could help management authorities and council members in integrating livestock depredation risk maps into an annual conservation program.

We expect that this collaboration with protected area managers and outreach for herders has helped build local capacity to enhance use of depredation

risk maps into livestock grazing management. This we hope would reduce livestock loss to snow leopard, and hopefully preventing retaliatory killings of snow leopards in revenge.

RECOMMENDATIONS

Based on the findings of our study, we offer following recommendations to mitigate livestock depredation by snow leopard and prevent any retaliatory killing of snow leopards over livestock depredation.

- Areas with high predicted risk of livestock depredation should be avoided for livestock grazing to the extent possible.
- If avoiding livestock grazing in high risk area is impossible, livestock herding practices should be aided with experienced herder and predator proof corals.
- Livestock depredation risk maps prepared by this project can be used as a tool to guide livestock grazing management.
- Livestock insurance and livestock loss compensation payment system should be improved and made efficient so that herders can cope the loss incurred.
- Conservation education program should be implemented to impart conservation message about snow leopards among herders.

FUTURE PLAN

We plan to continue working on the same landscapes to empower local communities for conservation of snow leopards and their habitats. These habitats are the source of fresh drinking water for millions of people downstream. We feel using risk maps as a tool to guide livestock grazing is not panacea to the livestock depredation problem. Some

level of livestock depredation by snow leopard can be inevitable even if we have very appropriate depredation prevention measures such as predator proof corrals. In such cases, good preventive measures coupled with compensation measures are vital to develop positive attitudes towards

conservation and foster human snow leopard coexistence in livestock grazed landscapes (Mishra et al. 2003). We also realized that strengthening local capacity on technical aspects of snow leopard monitoring and empowering local communities with necessary ownership of their local resources and



Fig. 4. Poor livestock pen/corral



Fig. 5. Free ranging livestock



Fig. 6. Recording kill site locations



Fig. 7. Free ranging livestock



Fig. 8. Study area landscape



Fig. 9. Nomadic life of livestock rearing

biodiversity value of the landscape would be crucial in ensuring continued support of local communities for conserving these fragile landscapes.

References

- Berger, J., Buuveibaatar, B. and Mishra, C. 2013. Globalization of the cashmere market and the decline of large mammals in central asia. *Conservation Biology* 27: 679–689.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach* (2nd ed). Springer. New York.
- Devkota, B.P., Silwal, T. and Kolejka, J. 2013. Prey Density and Diet of Snow Leopard (*Uncia Uncia*) In Shey Phoksundo National Park, Nepal. *Applied Ecology and Environmental Sciences* 1: 55–60.
- Gurung, G., Thapa, K., Kunkel, K. and Thapa, G. 2011. Enhancing herders' livelihood and conserving the snow leopard in Nepal. *Cat News* 55.
- Heiner, M., Oakleaf, J., Davaa, G., Yunden, B. and Kiesecker, J. 2016. Emerging Threats to Snow Leopards from Energy and Mineral Development. In: McCarthy, T.M. and Mallon, D.P. (Eds.) *Snow Leopards*. Elsevier: 116–122. New York, USA.
- Hussain, S. 2000. Protecting the Snow Leopard and Enhancing Farmers' Livelihoods. *Mountain Research and Development* 20: 226–231.
- Ikeda, N. 2004. Economic impacts of livestock depredation by snow leopard *Uncia uncia* in the Kanchenjunga Conservation Area, Nepal Himalaya. *Environmental Conservation* 31: 322–330.
- Jackson, R.M. and Hunter, D.O. 1996. *Snow Leopard Survey and Conservation Handbook*. International Snow Leopard Trust Seattle, Washington and U.S. Geological Survey. Fort Collins Science Center, Colorado.
- Li, J. and Lu, Z. 2014. Snow leopard poaching and trade in China 2000–2013. *Biological Conservation* 176: 207–211.
- McCarthy, T., Mallon, D., Jackson, R., Zahler, P. and McCarthy, K. 2017. *Panthera uncia*. In: *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*: e.T22732A50664030. Downloaded on 03 October 2017.
- Miller, J.R.B., Jhala, Y. V., Jena, J. and Schmitz, O.J. 2015. Landscape-scale accessibility of livestock to tigers: implications of spatial grain for modeling predation risk to mitigate human-carnivore conflict. *Ecology and Evolution* 5: 1354–1367.
- Mishra, C., Allen, P., MCCARTHY, T., Madhusudan, M., Baryarjagal, A. and Prins, H. 2003. The role of incentive programs in conserving the snow leopard. *Conservation Biology* 17: 1512–1520.
- Mishra, C., Van Wieren, S.E., Ketner, P., Heitkönig, I.M.A. and Prins, H.H.T. 2004. Competition between domestic livestock and wild bharal *Pseudois nayaur* in the Indian Trans-Himalaya. *Journal of Applied Ecology* 41: 344–354.
- Nowell, K., Li, J., Paltsyn, M. and Sharma, R.K. 2016. *An Ounce of Prevention: Snow Leopard Crime Revisited*. TRAFFIC International.
- Oli, M.K., Taylor, I.R. and Rogers, M.E. 1994. Snow Leopard *Panthera-Uncia* Predation of Livestock - an Assessment of Local Perceptions in the Annapurna Conservation Area, Nepal. *Biological Conservation* 68: 63–68.
- R Development Core Team, 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna.
- Shrestha, R. and Wegge, P. 2008. Wild sheep and livestock in Nepal Trans-Himalaya: coexistence or competition? *Environmental Conservation* 35: 125–136.
- Schaller, G.B. 1977. *Mountain monarch: Wild sheep and goats of the Himalaya*. The University of Chicago Press. Chicago.
- Snow Leopard Network 2014. *Snow Leopard Survival Strategy Revised Version 2014.1*. Seattle, Washington, USA.
- Suryawanshi, K.R., Bhatnagar, Y.V., Redpath, S. and Mishra, C. 2013. People, predators and perceptions: Patterns of livestock depredation by snow leopards and wolves. *Journal of Applied Ecology* 50: 550–560.
- Treves, A., Martin, K. a., Wydeven, A.P. and Wiedenhoef, J.E. 2011. Forecasting Environmental Hazards and the Application of Risk Maps to Predator Attacks on Livestock. *Bioscience* 61: 451–458.
- Wingard, J., Zahler, P., Victorine, R., Bayasgalan, O. and Buuveibaatar, B. 2014. *Guidelines for Addressing the*

Impact of Linear Infrastructure on Large Migratory Mammals in Central Asia. Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals (CMS) Technical Report.

WWF 2014. Guardians of the Headwaters: Snow Leopards,

Water Provision, and Climate Vulnerability. WWF.

Zaller, P. 2016. Linear Infrastructure and Snow Leopard Conservation, In: McCarthy, T.M. and Mallon, D.P. (Eds.), Snow Leopards. Elsevier: 123–126. New York, USA.

ネパール・ヒマラヤにおける集落単位でのヒトと ユキヒョウとの軋轢の軽減

Gopal Khanal¹

ユキヒョウ (*Panthera uncia*) はアルタイ山脈からヒマラヤ山脈にかけての 12 ケ国に分布し、生息個体数は世界全体で 4,080 ～ 8,700 頭と推定され、国際自然保護連合 (IUCN) により 1972 年に絶滅危惧種に指定され、現在は絶滅危惧Ⅱ類 (VU) (2017) とされている。毛皮用や薬用の密猟、家畜との競合による獲物の減少、害獣としての駆除などによって生息数は激減した。

ネパール・ヒマラヤにおいて、山岳地域に生活する住民の生業は牧畜である。山岳地域ではユキヒョウによる家畜被害が頻発し、家畜の最高 12% にのぼるユキヒョウによる家畜の損失 (SLN 2014) が報告されるなど、家畜被害は極めて深刻であり、地域住民にとっては、ユキヒョウの駆除が唯一の解決方法という考え方が一般的である。

本プロジェクトの目的は、ユキヒョウによる家畜への被害実態を明らかにし、その研究成果をもとに、「家畜被害危険度マップ」を作成するなど啓発普及を進め、ユキヒョウと地域住民の軋轢を軽減し、両者の共存を目指すことである。

プロジェクトはネパール東部のカンチェンジュンガ保全区域で実施した。調査地を 4 km × 4 km のグリッドに区切り、すべての区画において合計 236 名の羊飼いの地域住民から、過去 5 年間のユキヒョウによる家畜被害の発生状況や頻度、家畜の種類や飼養頭数、収入、被害額などについて詳細に聞き取り調査を実施した。また、地域住民との関係を築くために、集落に出向き、ユキヒョウとの関係改善のため何が必要であるか可能であるかについて議論を行い 12 名の協力者を得て、このプロジェクトを共働して実施した。

聞き取りにより得られたユキヒョウによる家畜被害の発生現場において、斜面方位や傾斜、隠蔽物の存在など環境条件の特徴について 150 箇所について詳細な記録を実施した。ユキヒョウにとって最も重要とされる捕食動物である野生の blue sheep (Suryawanshi et al. 2013) の生息状況と、ユキヒョウのフンなど生息痕跡の発見の頻度についても各区画ごとに調査した。これらの結果をもとに QGIS を用い衛星画像の Digital Elevation Models (DEM) を用いた地形などの分析結果と、ユキヒョウによる家畜被害の発生地点との関係について、どの要素が深く関わっているかについて解析した。

解析結果をもとに、リスクを 4 段階に分類した「家畜被害危険度マップ」を作成し公表した。集落において集会を開催し、「家畜被害危険度マップ」をもとにどのような箇所がユキヒョウによる家畜被害が発生するリスクが高いかなどを議論し、被害軽減のための啓発普及を進めた。

ユキヒョウによる家畜被害の発生は、急傾斜で凹凸が激しい地形的要因が深く関わっていることがわかった。また、羊飼いが同伴していない場合、採餌動物のブルーシープの資源量が多い箇所では、被害を受けるリスクが低いことが明らかになった。(推薦者: 泉山茂之 訳)

Conservation of Endemic *Camellia* Species in Lam Dong Province (Vietnam)

Luong Van Dung¹

The situations of the habitat for three *Camellia* species, *C. dalatensis*, *C. dilinhensis* and *C. inusitata* were surveyed. Based on the plot observation, number of *Camellia* trees, those size and GPS data were obtained and habitat condition was evaluated. *C. dalatensis* grown in the closed evergreen forest occurred at the altitudes between 1,400-1,600 m. Distribution area was 35.1 ha. Estimated individual number was 25,974 in which only 1/4 was matured tree. Thus concluded as VU. *C. dilinhensis* grown in the secondary forest invaded by bamboo located at the altitude lower than 1,000 m. Habitat was very small as 29.27 ha. Estimated individual number was 2,416, mature tree was only 1/4. This habitat was affected by deforestation, thus concluded as EN. *C. inusitata* grown in the subtropical evergreen forest in the mountain at the altitudes of 1,500-2,000 m. Distribution area was big as 171 ha. Estimated tree number was more than 186 thousands, but highly shaded thus mature tree was only 6 %. Therefore concluded as VU (Ministry of Science and Technology, 2007). For the conservation of these three species, propagation methods were investigated. Air layering gave higher rooting ratio and shorter time for rooting compare to stem cutting. In situ and ex situ conservations are ongoing.

INTRODUCTION

Last few decades many *Camellia* species have been rediscovered or newly found in Southern area of Vietnam. But ecological features of each species, such as life cycle, propagation method, are not known well. Even though some species are already facing to the risk of extinction before investigation because of deforestation. In order to conserve endangered species, it is important to understand the habitat features and environmental conditions, therefore in this study the situation of three endemic *Camellia* species i.e., *C. inusitata*, *C. dilinhensis* and *C. dalatensis* grown in Lamdong Province was surveyed. Also propagation methods and conservation strategy was proposed. Location of

habitats for these three *Camellia* species studied in this research was shown in Fig. 1 with reference of each species. Four sub-regions of Lam Dong Province separated by altitude were shown in Fig. 2. Morphological descriptions for these three species were presented in Fig. 8 as supplemental data.

MATERIALS AND METHODS

1. Plots setting and habitat observation

Explore natural habitat in order to evaluate the distribution of *Camellia* trees and study the environment. At each habitat, establish sample plots, record GPS data of each tree for preparing a distribution map and collect leaf and flower materials for morphological and molecular analysis,

¹: Dalat University

Received 2018. 3. 30, Published 2018. 12. 20

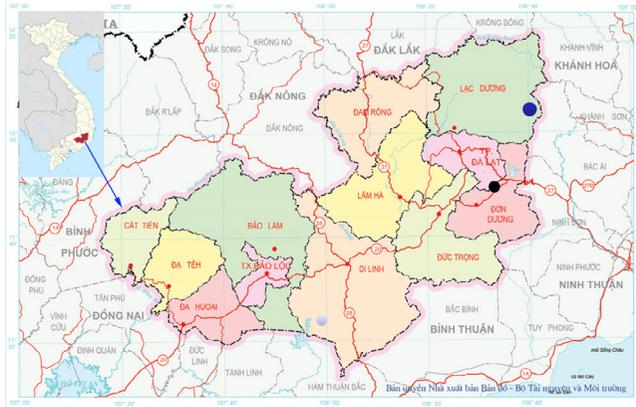


Fig. 1. Map represents where is Lam Dong Province in Vietnam, and indicating three habitats studied in this research.

- : Habitat of *C. inusitata* (Orel G. et al. 2012).
- : Habitat of *C. dalatensis* (Tran Ninh et al. 2012).
- : Habitat of *C. dilinhensis* (Tran Ninh & Luong Van Dung 2013).

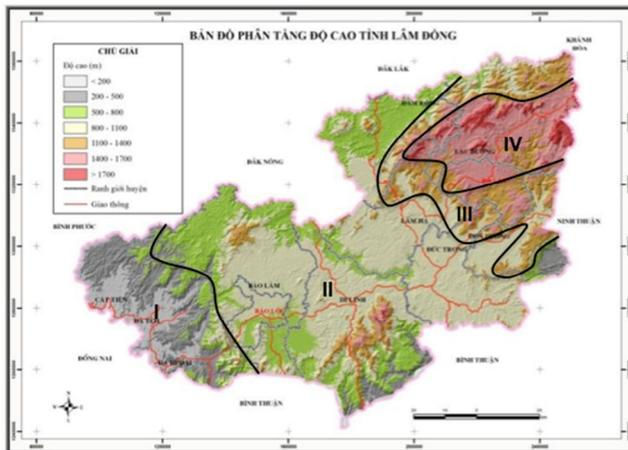


Fig. 2. Lam Dong Province is divided into four sub-regions based on the difference of the altitude. Sub-region I is the lowest place the altitude is lower than 500 m. Sub-region II is most wide area located in the center of Lam Dong Province, the altitude is higher than 500 m but lower than 1,000 m. Sub-region III is an area which altitude is between 1,000 m and 1,500 m. Sub-region IV is the highest place the altitude is higher than 1,500 m. Habitats of *C. inusitata* located in Sub-region IV, those of *C. dalatensis* and *C. dilinhensis* were in Sub-region III and in Sub-region II respectively.

collect branches for propagation.

In order to get the permission of the field research, discuss with staffs of Bidoup-Nui Ba National Park, Lam Vien Forest Management Board and Hoa Bac-Hoa Nam Forest Management Board. At each habitat, two types of sample plots were established as follows. Select surveillance line to determine distribution areas. Plots were set up in distribution

areas based on the Modified-Whittaker method (Campbell et al. 2002). One of two types of plots, the plot level 1 (20 x 50 = 1,000 m²) was used to determine the forest type. Component woods bigger than 10 cm in diameter were identified their plant name. Their tree height and canopy diameter were measured. *Camellia* individuals bigger than 2 m in height were considered as adult trees and identified

their plant name. Tree height was measured and number of trees in each plot level 1 was counted.

The second type of plots, named the plot level 2 ($1 \times 5 = 5 \text{ m}^2$) established at the four corners and center of the plot level 1. The plot level 2 was used to identify tree regeneration by counting tree number smaller than 2 m in height. Based on this number, total tree number in the plot level 1 ($1,000 \text{ m}^2$) was estimated. Observation was done to identify how trees were regenerated by seeds or by bud. The condition of forest floors (herbs) was observed, name of trees, their height and life forms were identified. The plots level 1 spaced a minimum of 100 m.

2. Propagation

In order to establish the propagation method to conserve three *Camellia* species used in this study, efficiency of cutting and air layering were examined. Air layering was performed at the natural habitat during the exploration in June, early rainy season. Stem of 1-2 cm in diameter was selected from young and healthy plants, especially hard branch or oblique above the canopy was used as a material. Peat moss and phytohormone (100 mg IBA or NAA / 1 kg of moss) were used as materials to induce rooting from the branch.

Cutting was performed at the nursery established at Dalat University, 8 Ward, Dalat City, Lam Dong Province, Vietnam. Plant materials were collected during the exploration. Non-woody and healthy branches were selected. In order to induce rooting, 100 ppm of IBA was applied as a phytohormone. Clean sand was used and humidity was kept near saturated. Temperature during the growth was 23-27 °C and light condition was kept at 50-60 % of natural sunlight using black nylon to cover.

3. Conservation

In this project, I try to establish in situ conservation methods. Both of in situ and ex situ conservation methods aimed to ensure increasing the number of individuals and expanding the area of habitat and distribution. Generally ex situ conservation was composed of propagation and culture in the nursery. On the other hand, in situ conservation was done using propagated young trees to transplant to a new place in the nature in order to create and expand an original habitat.

In case of *C. dalatensis*, propagated 60 trees, 30 by cutting and 30 by air layering, were transplanted to zone 169, Lam Vien Forest Management Board. In case of *C. inusitata*, propagated 60 trees, 30 by cutting and 30 by air layering, were transplanted to zone 91, Bidoup-Nui Ba National Park.

4. Molecular evaluation of each species

In order to evaluate the diversity within population and between species by using DNA markers, we try to establish the DNA extraction method. Then applicability of extracted DNAs for PCR amplification was examined. SSR markers obtained from tea plants were examined their applicability for *Camellia* DNAs.

RESULTS

1. Habitat condition for each *Camellia* species

1) In this research, three natural habitats were investigated. The first one was a habitat for *C. dalatensis*, in Lam Vien Forest Management Board, sub-regions III (Fig. 1, 2 and 3). It was evergreen broadleaved forest or Mixed broadleaved-coniferous forest, located at the altitude of 1,300-1,500 m, main tree species were *Castanopsis echidrocarpa*, *Quercus langbianensis*, *Pinus kesiya* and so on. Pests and farm enlargement caused the habitat

collapse.

2) The second one was a habitat for *C. dilinhensis*, in Hoa Bac, Hoa Nam Forest Management Board, sub-regions II (Fig. 1, 2 and 4). It was mixed wood-bamboo forest, located at the altitude of 700-900 m, main tree species were *Castanopsis pyriformis*, *Knema globularia*, *Bambusa procea* and so on. In this habitat, *C. dilinhensis* was endangered by low seed regeneration and habitat collapse.

3) The third one was a habitat for *C. inusitata*, in Hon Giao mountain in Bidoup-Nui Ba National Park, sub-regions IV (Fig. 1, 2 and 5). It was evergreen broadleaved forest, located at the altitude of 1,400-1,900 m, main tree species were *Calophyllum rugosum*, *Lithocarpus laotica*, *Quercus poilanei* and so on. *C. inusitata* was also endangered

because of low seed regeneration.

2. The status of each *Camellia* populations

Results of field investigation were shown in Table 1. In case of *C. dalatensis* and *C. inusitata*, some individuals occurred closely as a group (Fig. 6). On the other hand, individuals of *C. dilinhensis* scattered independently (Fig. 6). Details of status for each *Camellia* species were as follows.

1) *C. dalatensis* distributed in evergreen broadleaved forest or mixed broadleaved-coniferous forest. Those forests were highly shaded thus low sunlight condition and high humidity. Those were suitable condition for insects, pests and diseases to develop. The habitats were affected by deforestation because of expansion of coffee cultivation. There were two populations (Fig. 3), estimated mature tree number



Fig. 3. The distribution areas of *C. dalatensis* at Lam Vien.

■ indicating three transplanting sites.



Fig. 4. The distribution areas of *C. dilinhensis* at Hoa Bac, Hoa Nam.



Fig. 5. The distribution areas of *C. inusitata* at Hon Giao mountain in Bidoup - Nui Ba National Park.

■ indicating three transplanting sites.

was 6,057 individuals (23,32 %), regeneration by seeds was a little. Therefore concluded as VU (Vietnam Red Data Book 2007) (Table 1).

2) The habitat of *C. dilinhensis* was affected by deforestation, caused by collection of secondary forest products such as young bamboo. The number of population is only one (Fig. 4), estimated mature tree number was 1,838 individuals (76 %), regeneration by seeds was very rare. Therefore concluded as EN (Vietnam Red Data Book 2007) (Table 1).

3) *C. inusitata* distributed in evergreen broadleaved forest. It was highly shaded, thus low sunlight condition and high humidity. That was also suitable condition for insects, pests and diseases to develop. The trunks were twined around. The number of population is only one (Fig. 5), estimated mature tree number was 11,984 individuals (6,43 %), regeneration by seeds is very rare. Therefore

concluded as VU (Vietnam Red Data Book 2007) (Table 1).

3. Comparison of propagation methods

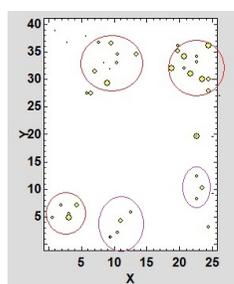
Results of propagation by air layering and cutting were shown in Table 2 and 3 respectively. By comparison these two methods, air layering showed shorter period for rooting, and the ratio of branches with root was higher (Fig. 7).

4. Field trials of in situ conservation

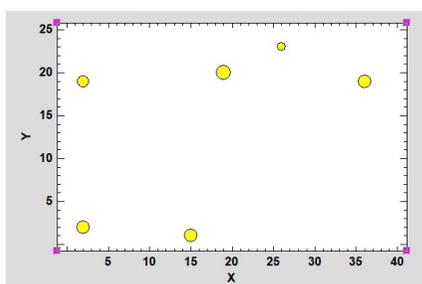
Field trials of in situ conservation was carried out for *C. dalatensis* and *C. inusitata* by transplanting 20 trees for one species, 10 by air layering and 10 by cutting, for one place. Finally three places, those were distantly located from original habitats, were transplanted by propagated young trees for both species (Fig. 3 and 5, respectively). But in case of *C. dilinhensis*, propagated trees were still too small for transplanting. Next year, *C. dilinhensis* will be also transplanted for the field trial of in situ conservation.

Table 1. The status of *Camellia* population in Lamdong

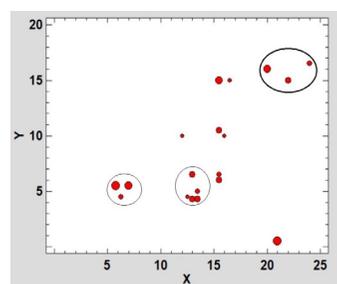
	<i>C. inusitata</i>	<i>C. dilinhensis</i>	<i>C. dalatensis</i>
Acreage (ha)	171	29.27	35.1
Density (trees/ha)	1, 090	83.33	740
Total individuals	186, 390	2,416	25,974
Young trees (%)	93.57	24.00	76.68
Mature trees (%)	6.43	76.00	23.32
Potential population	development	risk of recession	development
Distributed	group	randomly	group
Regeneration by seeds	very rare	very rare	a little



C. dalatensis (group)



C. dilinhensis (randomly)



C. inusitata (group)

Fig. 6. Difference shown in distribution pattern of three *Camellia* species.

Table 2. The result of air layering

Species	Number of branches used	Period required for rooting (month)	Ratio of branches with root (%)
<i>C. inusitata</i>	100	2.0	90.42 ± 6.05
<i>C. dilinhensis</i>	50	3.5	85.00 ± 7.99
<i>C. dalatensis</i>	70	3.5	95.00 ± 3.14

Table 3. The result of cutting

Species	Number of cutting	Period required for rooting (month)	Ratio of cuttings with root (%)	Average length of the longest root (cm)	Average root number per one cutting	Index of root (%) (*)
<i>C. inusitata</i>	500	2.5	78.33 ± 10.73	1.04 ± 0.20	6.96 ± 1.23	5.66
<i>C. dilinhensis</i>	500	4	55.00 ± 12.96	0.97 ± 0.35	3.05 ± 1.01	1.63
<i>C. dalatensis</i>	500	4	60.00 ± 12.76	1.43 ± 0.39	4.69 ± 1.33	4.02

Fig. 7. Comparison of newly appeared roots in *C. dalatensis*.

Left: air layering, Right: cutting.

After transplanting, the survival rate and the growth of young trees will be monitored. Also we will try to observe and record the situation of transplanting area to prevent from the ecological change. The field trial is considered to be successful if regeneration of seedlings from seeds can be observed in new place.

5. Molecular analysis

Leaves were collected from 10 individuals of each species in order to extract DNAs. Those leaves were cut into small pieces and dried by silica gel then carried to the Botanical Gardens of Osaka City

University, Japan. Dried leaves were kept at 4 °C until use. DNAs were extracted from these leaves, according to the method developed by Kobayashi et al. (1998). Extracted DNA concentration was high as 86.5 to 120 ng/μl for *C. dalatensis* and *C. inusitata*. On the other hand that of *C. dilinhensis* was low as 32.5 to 52.4 ng/μl. The quality of DNA was examined by agarose gel electrophoresis and good enough to apply for PCR amplification. Based on reports about SSR markers developed for tea (Taniguchi et al. 2012, Jian-Qiang Ma et al. 2010, Sharma et al. 2009), 15 markers selected from 104

candidates seemed to be applicable for *Camellia* species. SSR analysis is now ongoing to reveal the genetic diversity within populations and between species.

DISCUSSION

There was only one population for *C. inusitata* distributed at Zone 88, Bidoup-Nui Ba National Park, Lacduong District. The endangered level was VU. The percentage to rooting was 90.42 % by air layering and 78.33 % by cutting. There was only one population for *C. dilinhensis* distributed at Zone 690, Hoa Bac-Hoa Nam Forest Management Board, Dilinh District. The endangered level was EN. The percentage to rooting was 85 % by air layering and 55 % by cutting. There were two subpopulations for *C. dalatensis* distributed at Zone 171, Lam Vien Forest Management Board, Dalat City. The endangered level was VU. The percentage to rooting was 95 % by air layering and 60 % by cutting. These results strongly indicate three *Camellia* species are all facing to danger of extinction, thus conservation is urgently needed.

The value chain of conservation for endemic *Camellia* Species in Lam Dong Province is investigation, propagation, field trial of in situ conservation and study of utilization. By this research, the habitat and population condition for three species were already revealed as mentioned above. This is basically important in order to make a plan for conservation. Important points for the conservation are increasing the number of individuals and expanding the area of habitat and distribution. Thus I proposed a new field trial of in situ conservation by transplanting young trees propagated by cutting or air layering.

On the other hand, we have to observe very

carefully what will happen in transplanting area after introduction of *Camellia* species. Because this is a trial to establish new habitat for endangered *Camellia* species those are difficult to grow in their original habitats, but this trial itself may affect surrounding flora and fauna. Therefore very careful observation and evaluation should be done continuously. Because we are not allowed to make other species endangered by this new field trial.

References

- Campbell et al. 2002. Modified Whittaker Plots as an Assessment and Monitoring Tool for Vegetation in a Lowland Tropical Rainforest. *Environmental Monitoring and Assessment* 76: 19-41.
- Kobayashi, Horikoshi, Katsuyama, Handa and Takayanagi 1998. A Simple and Efficient DNA Extraction Method for Plants, Especially Woody Plants. *Plant Tissue Culture and Biotechnology* 4(2): 76-80.
- Ma J.Q., Zhou Y.H., Ma C.L., Yao M.Z., Jin J.Q., Wang X.C., and Chen L. 2010. Identification and characterization of 74 novel polymorphic EST-SSR markers in the tea plant, *Camellia sinensis* (Theaceae). *American Journal of Botany* e153-e156.
- Ministry of Science and Technology 2007. Vietnam Red Data Book, Part II. Plants: 611.
- Orel G., Wilson P.G., Curry A.S. and Luu Hong Truong 2012. *Camellia inusitata* (Theaceae), a new species forming a new section (Bidoupia) from Vietnam. *Edinburgh Journal of Botany* 69: 347-355.
- Sharma R K, Bhardwaj P, Negi R, Mohapatra T and Ahuja P S. 2009. Identification, characterization and utilization of unigene derived microsatellite markers in tea (*Camellia sinensis* L.). *BMC Plant Biology* 9:53.
- Taniguchi F., Furukawa K, Ota-Metoku S, Yamaguchi N, Ujihara T, Kono I, Fukuoka H and Tanaka J. 2012. Construction of high-density reference linkage map of tea (*Camellia sinensis*). *Breeding Science* 62: 263-273.
- Tran Ninh, N. Hakoda and Luong Van Dung 2012. A New Species of Yellow *Camellia* (Sect. Piquetia) from Vietnam. *International Camellia Journal* 44: 161-162.



a

b



c

Fig. 8. Supplemental data of morphological features of three *Camellia* species investigated in this study.

a. *C. dalatensis*: A-Branches, B-The upper surface of leaf, C-The lower surface of leaf, D-Young twig, E-Bud of flower, F-Sepals and gynoecium, G, H-Flower, I,K,L-Capsule, M-Empty capsule, N-Seeds.

b. *C. dilinhensis*: A-Tree, B-Young twig, C, D- The upper surface of leaf, E-Bud of flower, F,G,H-Flower, I-Sepals and gynoecium, K, L-Capsule, M-Seeds.

c. *C. inusitata*: A-Tree, B-Young twig, C-The upper surface of leaf, D-The lower surface of leaf, E-Bud of flower, F, GFlower, H-Sepals and gynoecium, I,K,L Capsule, M-Empty capsule, N-Seeds.

Tran Ninh and Luong Van Dung 2013. *Camellia dilinhensis*:
A New Yellow Species from Vietnam. International

Camellia Journal 45: 87–89.

ベトナム・ラムドン省におけるツバキ属固有種の保全

Luong Van Dung¹

本研究では 3 種のツバキ属植物すなわち、*C. dalatensis*, *C. dilinhensis* ならびに *C. inusitata* の自生地の状況を調査した。プロット調査に基づいて各自生地におけるツバキ属樹木の数、それらのサイズ（樹高と幹周り）、GPS による位置情報を得て、自生地の状態を評価した。*C. dalatensis* は標高 1400 ~ 1600 m の閉鎖常緑樹林に生育していた。分布域は 35.1 ha、推定個体数は 25974 本で、それらのうち成木はわずか 1/4 だった。よって Vulnerable (VU) (絶滅の危険が増大している種) と判断した。*C. dilinhensis* は標高 1000 m 以下の竹が侵入している二次林に生育していた。自生地は 29.27 ha と狭く、推定個体数は 2416 本で、成木はわずか 1/4 だった。この自生地は森林伐採の影響を受けており、それゆえ Endangered (EN) (近い将来における野生での絶滅の危険性が高い) と結論した。*C. inusitata* は標高 1500 ~ 2000 m の亜熱帯性の常緑樹林に生育していた。分布域は 171 ha と広大で、推定個体数は 18.6 万本以上だったが、高度に被陰されており、それゆえ、成木はわずか 6 % だった。よって Vulnerable (VU) (絶滅の危険が増大している種) と判断した (Ministry of Science and Technology 2007, Vietnam Red Data Book, Part II. Plants)。これらの 3 種の保全のために増殖方法を検討した。その結果、挿し木に比べ、取り木で発根率が高く、また発根までの期間も短かった。増殖方法検討で得られた発根個体を苗木として、生息域内ならびに生息域外での保全の取り組みが進行中である。(推薦者：植松千代美 訳)

1: Dalat University