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協力型助成の4つがございます．

本報告書は，2017年10月から2019年9月末にかけて実施された第28期プロ･ナトゥーラ・ファンド助成特定テーマ助成，2018年10月から2019年9月末にかけて実施された第29期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成（特定テーマ助成を除く），2020年3月末までに実施された第4期協力型助成，そして2019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．また，プロジェクト期間が延長になった第28期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成国内活動助成1件も掲載しています．

第28期プロ･ナトゥーラ･ファンド助成特定テーマ助成では，計6件（助成総額1,181万円）を採択しました．第29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7件，国内活動助成【地域NPO活動枠】が1件，海外助成2件，特定テーマ助成3件の計33件（助成総額3,314万円）を採択しました．

2019年4月から実施されている第4期協力型助成では，学協会助成2件，国際的プログラムに関する助成2件の計4件（助成総額349.8万円）を採択しました．（うち2件は，2年間プロジェクトで現在進行中のため，本報告書には掲載がございません．）

緊急助成では，2019年度開始・終了のプロジェクトが1件27.4万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 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成

特定テーマ助成

福島慶太郎・井上みずき・山崎理正・阪口翔太・高柳　敦・境　優・中川　光・平岡真合乃・吉岡憲成・池川凛太郎・石原正恵（芦生生物相保全プロジェクト）：芦生冷温帯天然林における集水域単位のシカ防護柵の生態系機能保全効果と実用性の検証・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 1

前迫ゆり・幸田良介・比嘉基紀・松村俊和・津田　智・西脇亜也・川西基博・吉川正人・若松伸彦・冨士田裕子・井田秀行・永松　大（地域の植生と生物多様性保全研究グループ）：シカの影響に関する植生モニタリング調査と地域の生物多様性保全研究―シカと植生のアンケート調査（2018 ～ 2019）報告― ・・・・・・・・・・・14

小山明日香・内田　圭・中濵直之・岩崎貴也・尾関雅章・須賀　丈（霧ヶ峰高原研究会）：長野県霧ヶ峰高原での防鹿柵設置による絶滅危惧動植物の保全・再生効果・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・27

冨士田裕子・明石信廣・小林春毅（エゾシカの植生への影響評価グループ）：複数の行政機関が収集したシカに関するデータの再解析と結果統合による保全対策の新提案・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・36

江成広斗・江成はるか・加藤亜沙美（東北野生動物管理研究交流会）：分布拡大初期にあるシカ個体群の低コストモニタリング手法の開発・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・52

石田　朗・釜田淳志・江口則和・加藤　顕・高橋　啓（奥三河地域シカ害対策協議会）：地域・行政・研究者の双方向通信システムを活用したシカ害対策技術の高度化・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・61

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成

国内研究助成

東　幹夫・佐藤慎一・深沢南己・松尾匡敏・佐藤正典・市川敏弘（有明海保全生態学研究グループ）：諫早湾の常時開門後まで続く有明海奥部海域の底生動物群集変化の研究・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・72

高木昌興・澤田　明（ダイトウコノハズク保全研究グループ）：北大東島における亜種ダイトウコノハズク *Otus elegans interpositus* の再導入計画 ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・83

樋口広芳・長谷川雅美・上條隆志・岩崎由美・菊池　健・森　由香・亀田勇一・伊藤晴康（伊豆諸島自然史研究会）：伊豆諸島八丈小島におけるノヤギ駆除後の島嶼生態系回復状況と復元に向けた基礎調査 ・・・・・・・・94

南　正人・竹下　毅・近清弘晃・須田千鶴・井上孝大・岸元良輔（浅間山カモシカ研究会）：シカ用くくり罠による錯誤捕獲がカモシカに与える影響・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 103

鈴木紀之・洲合隼輝・小林皆登（テントウムシ研究会）：南西諸島に侵入した国内外来種のテントウムシの分布調査と在来種への影響・・ 118

川西基博・相場慎一郎・藤田志歩・鈴木真理子・鵜川　信・宮本旬子（鹿児島大学薩南諸島森林生態研究グループ）：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 ・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 126

池田　敬・生島詩織・國永尚稔・岡本卓也・淺野　玄・鈴木正嗣（岐阜県ニホンカモシカ研究会）：岐阜県におけるニホンカモシカの被害防止および保全に向けた研究・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 140

吉田　誠・馬渕浩司・佐藤克文（チャネルキャットフィッシュ行動研究グループ）：琵琶湖における外来魚アメリカナマズの捕獲情報収集および遊泳能力計測に基づく分布拡大予測・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 150

今村彰生・速水花奈・坂田雅之・源　利文（北教大 – 神戸大水環境チーム）：北海道の在来魚群集に対するニジマスの影響評価のためのハザードマップ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 162

武石全慈・Darrell WHITWORTH・Michael PARKER・大槻都子（海鳥保全グループ）：新たに確認された徳島県牟岐町カンムリウミスズメ繁殖地での繁殖個体群規模の推定とネズミ類侵入状況確認・・・・・・・・・・・・ 173

杉田典正・松井　晋・西海　功（西太平洋海鳥保全研究会）：絶滅危惧種 IA 類ウミスズメ天売島個体群の遺伝的特性の評価とその保全への提言・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 187

伊藤彩乃・庄司顕則・糟谷大河・山下由美・遊川知久（茨城県多様性保全研究グループ）：世界の分布南限地において危機的状況にあるオオウメガサソウ（ツツジ科）の保全に関する研究・・・・・・・・・・・・・・・ 199

伊藤健彦・岡田あゆみ・樋口尚子・南　正人（金華山島シカ研究グループ）：金華山島におけるシカ個体数の長期継続調査に向けたドローン利用手法の確立・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 212

森　貴久・田尻浩伸・手嶋洋子・山本誉士（神子元島カンムリウミスズメ調査グループ）：神子元島で繁殖するカンムリウミスズメの採餌域のバイオロギングによる解明・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 223

プレブル　ジェイソン・ヴィンセノ　クリスティアン・大手信人（島コウモリ調査グループ）：希少森林性コウモリの生態と保護：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ねぐら追跡，分布，及び食性調査・・・ 231

戸部有紗・中西　希・佐藤行人・和智仲是・伊澤雅子（イリオモテヤマネコ研究グループ）：DNA バーコーディングを用いたアンブレラ種 2 種の食性解析を通した西表島生態系の保全・・・・・・・・・・・・・・・・・ 238

曲渕詩織・黒沢高秀・山ノ内崇志（福島大東日本大震災後の復旧事業で変化した植物多様性調査グループ）：震災後に新しく成立した海岸林の植生・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 249

菊地友則・篠田莉奈・坂巻彩花・小澤ななみ・小嶋珠緒・浪川有紗（オカヤドカリ保全グループ）：小笠原諸島父島におけるムラサキオカヤドカリ保全に向けた基礎的研究・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 262

中園和憲・炭山大輔・三谷奈保（トカラ列島外来生物研究グループ）：トカラ列島口之島に生息する外来テンの影響と分布・・ 271

西原寿明・坪田幸徳（愛媛林研イシヅチザクラ調査グループ）：四国固有種“イシヅチザクラ”の保全に向けた分布と遺伝的多様性についての調査研究・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 281

国内活動助成

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）：島嶼における外来ネコ問題対策のための支援と普及啓発の活動・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 295

赤石大輔・徳地直子（若者世代と自然をつなぐ会）：芦生の森での協働事業を通じた若者世代の参加を促すマニュアル作成による自然保護活動の持続可能性向上・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 300

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）：伊豆諸島植生誌－草原・人里－の編纂・・・ 305

向井　宏・大久保奈弥・田中雄二（海の生き物を守る会）：日本の砂浜生態系を保全するための市民参加型調査・・ 310

一柳英隆・宮川　続・犬童淳一郎・菅野一輝（球磨湿地研究会）：熊本県球磨郡における地域・学校と連携した湿地性希少生物の保全・・ 316

神山和夫・佐藤　望・高木健太郎（特定非営利活動法人バードリサーチ）：バードウォッチングを野鳥の保全につなげる仕組み作り・・・ 322

徳永　巧・澤本晴視・浜子尊行・小河原康弘・谷　幸三・平田良子（真庭遺産研究会）：豪雨災害によって繁殖地が大改変し，個体群が流出したオオサンショウウオの保護活動・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 326

三木　昇・冨士田裕子・元廣はるな・イ　アヨン・内田暁友・首藤光太郎・岡崎　毅・金子和弘（沼の平保全活動グループ）：山岳湿原の保全のための基礎調査と市民参加型保全活動への展開 ・・・・・・・・・・・・・・・ 332

国内活動助成【地域 NPO 活動枠】

木下美津子・中田妙子・柴田鹿吉・松尾敏彦・山口昌紘・服部　充（特定非営利活動法人　奥雲仙の自然を守る会）：雲仙天草国立公園・田代原草原におけるミヤマキリシマ保全活動 ・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 336

海外助成

Reiko MATSUDA GOODWIN, Sery Ernst GONEDELE BI, Alec BAXT, E. Anderson BITTY, Edward D. WIAFE and N'Golo A. KONE（West African Primate Conservation Research Group）：Surveys and canopy cameras of critically threatened monkeys in Comoé National Park, Côte d'Ivoire: A preliminary report ・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 343

Pema KHANDU, George A. GALE and Sara BUMRUNGSRI（Conservationists for White-bellied Herons）：Foraging activity patterns of critically endangered white-bellied herons (*Ardea insignis*) in Punatsangchu and Mangdechu river basins of Bhutan ・・・ 359

第 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　特定テーマ助成

芦生冷温帯天然林における集水域単位のシカ防護柵の生態系機能保全効果と実用性の検証

芦生生物相保全プロジェクト
福島慶太郎[1]・井上みずき[2]・山崎理正[3]・阪口翔太[4]・高柳　敦[3]・
境　優[5]・中川　光[6]・平岡真合乃[7]・吉岡憲成[8]・池川凛太郎[9]・
石原正恵[10]

西日本でも有数の生物多様性を誇る京都大学芦生研究林内のブナ・ミズナラ天然林では，2000 年代に入りシカによる過剰採食が原因で急速に下層植生が衰退した．2006 年に防鹿柵で囲んだ集水域，2017 年に囲んだ集水域，防鹿柵を設置していない対照集水域の 3 集水域を対象に，植生・渓流水質・細粒土砂の調査を行い，集水域単位の防鹿柵設置の効果と実用性を検証した．スポット的な植物保全用の防鹿柵に比べ，集水域単位の大面積防鹿柵の設置は，植物保全だけでなく植物 - 土壌 - 渓流水一連の生態系全体を保全する上で非常に有効であることが示された．また，2017 年柵設置集水域では，2006 年柵設置集水域に比べて設置後の植生回復が遅く，生態系機能への影響が長期間継続する可能性が考えられた．2017 年柵集水域で回復が遅かった理由として，採食圧の継続によりシードバンクが劣化していたことの他に，シカの侵入を一時的に許してしまったことが挙げられる．柵の経年劣化や，クマの侵入・台風による倒木等で柵が破損することでシカが侵入することを防ぐため，ネットの交換，定期的な柵の見回りや補修を複数の人員が交代して行う体制を整備することができ，集水域スケールの防鹿柵の長期的な維持管理方法を見出すことができた．

キーワード：渓流水質，細粒土砂流出，集水域防護，硝酸態窒素（NO_3^-）濃度，生物多様性

Ⅰ．はじめに

日本では 2000 年代に入り，ニホンジカ（*Cervus nippon centralis*，以下シカ）の生息地拡大ならびに個体数の急激な増加に伴って，森林の下層植生が過剰に採食されて衰退する現象が各地で報告されるようになった（Takatsuki 2009）. 下層植生の衰退は, 森林林床の裸地化や, 不嗜好性種のみによる植生の単純化を招き，不可逆的な生物多様性の損失を引き起こすことが懸念されている．また，森林下層植生は，植食性昆虫や訪花昆虫の資源や生息地を供給する役割のほか，土壌被覆効果による土砂流出抑制機能や，養分保持効果による森林の物質循環への寄与などを有しており，森林の生態系機能の発現に重要な構成要素である．したがって，シカによって下層植生が失われることにより, 生食・腐食連鎖や生物・非生物間相互作用を通じて, 森林の生態系機能に直接的・間接的な影響が及

1: 京都大学生態学研究センター　2: 日本大学文理学部　3: 京都大学大学院農学研究科　4: 京都大学大学院人間環境学研究科
5: 中央大学理工学部（現 国立環境研究所福島支部）　6: 京都大学東南アジア地域研究研究所　7: 国立研究開発法人土木研究所土砂管理研究グループ　8: 株式会社 KANSO テクノス　9: スマートキャリア株式会社　10: 京都大学フィールド科学教育研究センター
2020. 3. 31 受付　2020. 9. 29 公開

ぶと考えられる（Stephan et al. 2017）．

こうした相互作用系を介した生態系機能全体への影響を評価するためには，水系の最小単位である集水域を対象とする必要がある．しかしながら，これまで集水域スケールの研究がほとんど行われていないため，シカによる下層植生の衰退が，森林生態系内の養分・土砂流出や物質循環などの生態系機能へ与える波及効果については分かっていないことが多い（福島 2012）．

本研究の対象地である京都府北部の京都大学芦生研究林には，原生的な冷温帯針広混交林が大面積で保存されている．しかし 1990 年代後半から増加傾向にあるシカにより，芦生でもわずか数年で森林の下層植生が不嗜好性植物のみを残して壊滅的状態となったことが報告された（Kato and Okuyama 2004）．

芦生研究林では，こうしたシカによる下層植生の衰退と生態系機能の劣化を食い止め，さらなる被食から植生を防護するため，2006 年に 13 ha に及ぶ集水域レベルの大規模シカ防除柵（防鹿柵）を設置した．以後，大規模スケールの調査地の特徴を活かして，シカの採食圧から解放された下層植生の多様性や空間分布の変化に加え，渓流水質や物質循環，土壌・水生昆虫相の変化に関する調査を続けている（福島ほか 2013）．

一方で，柵外では比較的低密度ながらもシカの採食が継続したことで，少数の不嗜好性植物が優占する状態に至っている．芦生研究林でも特に種多様性の高かったサワグルミ - ジュウモンジシダ群集では，コバノイシカグマとイワヒメワラビが急速に被度を増加させ，わずかに残っていた嗜好性草本植物を圧倒している．種子寿命の短い草本植物にとって，長期間にわたって種子生産ができない状況が続くと，土壌中の種子ソースが律速となり，ニホンジカの影響が緩和されても植生回復が達成できない可能性がある．この可能性を検証するため，2017 年に，新たに 15 ha の集水域を防鹿柵で囲み，防鹿柵設置時期の違いによる林床のシードバンクの劣化が，下層植生の回復パターンに与える影響，並びにそれに伴う渓流水質や昆虫相に与える影響を把握するための調査を開始した．

本研究は，防鹿柵の設置された集水域と柵を設置していない対照集水域において，下層植生及び渓流水質・細粒土砂流出の変化を明らかにすることを目的とした．また，設置時期の違いが，下層植生や渓流水質の変化パターンに与える影響について検討した．さらに，集水域全体を防鹿柵で囲む集水域防護法を運用していく上での課題についての検討も行った．

II．方法

1. 調査地

本研究は，京都府南丹市の京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林にある 3 つの集水域で行った（北緯 35 度 21 分，東経 135 度 44 分，標高 654-796 m；図 1）．調査地の斜面上～中部では主にアシウスギ *Cryptomeria japonica* var. *radicans* が，斜面下部では主にブナ *Fagus crenata* が，そして谷部を中心にトチ

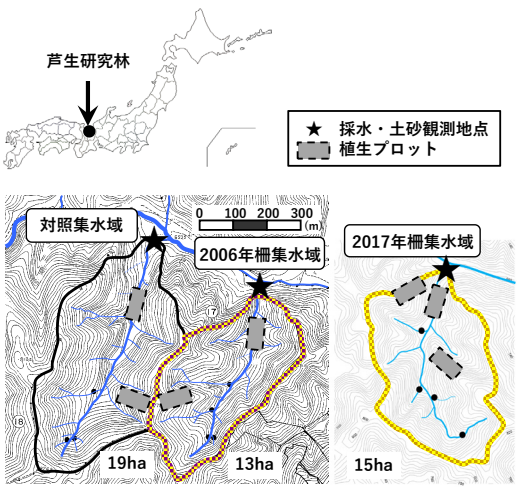


図 1　調査地及び調査対象集水域の概要

ノキ *Aesculus turbinata* やサワグルミ *Pterocarya rhoifolia* が林冠を構成している．芦生では 126 科 438 属 801 種に及ぶ種子植物が記録されている（Yasuda and Nagamatsu 1995）が，近年，シカの採食圧が急激に高まったことによって，研究林内やその周辺地域の下層植生が衰退・単純化し，シカの不嗜好性植物が増加してきたとの報告がある（Kato and Okuyama 2004；福田・高柳 2008；田中ほか 2008；阪口ほか 2012b）．

本調査地から約 1 km 離れた芦生研究林事務所（標高 360 m）での観測によると，年平均気温と年平均降水量は，12.1 ℃，2257 mm である．また，調査地周辺では冬季に 2 ～ 3 m 程度の積雪が見られる．

2. 防鹿柵設置の概要

下層植生の衰退を防ぐため，2006 年 6 月に 13 ha の集水域全体を全長約 1.4 km の防鹿柵で囲った（図 1）．隣接する 19 ha の集水域を対照区として比較することで，防鹿柵設置後の下層植生の回復過程を明らかにする調査を行っている（図 2，阪口ほか 2008；2012a；2012b）．また，植生回復に伴う土壌動物（Saitoh et al. 2008）・水生生物相の変化（Sakai et al. 2012; Nakagawa 2019），物質循環の変化（福島・徳地 2008；福島ほか 2014）を把握するための調査を行っている（井上ほか 2008；藤木・高柳 2008；福島ほか 2013）．柵設置当初の下層植生については阪口ほか（2008）に詳しい．

また，2017 年 6 月には 15 ha の別の集水域に総延長 2.0 km の防鹿柵を設置した（図 1）．設置約 1 年前から現在に至るまで下層植生，渓流水質，水生生物相等の調査を行っている．

防鹿柵には，目合い 5 cm 以下の化繊ネットを使用した．地上高 2.1 m 以上，間隔 3 m 以下になるように FRP 支柱を地中に差し込み，ネットを高さ 2 m まで引き上げた．ネット底辺は 30 cm 程度地表を覆うようにし，50 cm 程度の間隔でアンカーを打ち込んで底辺を固定した．ネット高 1 m までは，ステンレス入りネットを使用して補強した．積雪による倒壊を防ぐため，

図 2　2017 年における調査集水域内の下層植生の様子．a，b：2006 年設置柵集水域内，c，d：対照集水域内．a，b では多様な種の植生が見られる．c は下層植生が見られず裸地が広がる．d は下層植生が繁茂しているが，オオバアサガラ，テツカエデ，コバノイシカグマといった不嗜好性種のみの単純な種構成となっている．

毎年冬季（12-4 月）の間，ネット上部を支柱から外してネットを下ろし，融雪後（4-5 月）に集水域内に侵入したシカを追い出しながら，ネットを再度支柱に取り付けた．

3. 下層植生調査

各集水域とも，谷部と尾根部に 5 m メッシュで区切られた 20 m × 40 m のプロットを設置した（図 1）．2006 年柵集水域及び対照集水域では 2006 年から，2017 年柵集水域では 2017 年から，プロット内の下層植生の種同定・植生被度・多様性指数（Shannon's H）・構造化指数（植生被度と個別種の被度合計の差で，値が大きいほど植生の階層構造が発達していることを意味する）を，毎年晩夏に調査した．

4. 渓流水質調査

2006 年柵集水域及び対照集水域では 2006 年 7 月から，2017 年柵集水域では 2016 年 10 月から，月に 1 度の頻度で各集水域末端部において渓流水を採取した（図 1）．現場で孔径 0.45 μm のセルロースアセテート製シリンジフィルター（ADVANTEC, CS045AN）を用いて濾過したものを 30 mL ポリボトルに採取した．サンプルは芦生研究林事務所に持ち帰り，水質分析までの間 4 ℃で冷蔵保存した．水質測定にあたっては，採水時に pH をガラス電極法（TOA-DKK 社製，HM-20P）で，EC を交流 2 電極法（TOA-DKK 社製，CM-21P）で測定した．実験室に持ち帰ったサンプルについて主要陽イオン（Na^+, NH_4^+, K^+, Mg^{2+}, Ca^{2+}）及び陰イオン（NO_3^-, Cl^-, NO_2^-, PO_4^{3-}, SO_4^{2-}）の濃度（mgN/L）をイオンクロマトグラフィ（Dionex 社製，ICS-90 及び島津製作所製 LC-20AD）で測定した．

5. 土砂生産ポテンシャル評価

集水域内に分布する崩壊由来の裸地を土砂生産源と考え，集水域の地形及び裸地分布を把握することで土砂生産ポテンシャルの評価を試みた. 潜在的な土砂流出発生箇所の推定にあたり，岩橋ほか（2009）及び長谷川・太田（2012）を参考にした．まず，2006 年柵集水域及び対照集水域において，2010 年に実施された LiDAR 測量より取得した 0.5 m メッシュの DEM データから，1 m 間隔のコンターを作成して地形判読及び現地踏査を行い，小規模な斜面崩壊（幅 5 〜 20 m 程度）の発生位置を把握した．次に，DEM データから傾斜角，縦断曲率，横断曲率のデータを作成した．縦断曲率と横断曲率の値から, 地形を 9 類型に分類した．その際, スケール依存性を把握するために地形類型のデータを 7 つの空間スケール（0.5, 1, 2, 5, 10, 25, 50 m）で作成した．また，LiDAR データから作成された樹高データを用いて林冠ギャップ位置（樹高 3 m 以下）を抽出した．

以上のデータをもとに, 両集水域を 10 m メッシュに区分し，各メッシュにおける小規模斜面崩壊の発生確率を予測するモデルを作成した．目的変数は，10 m メッシュ内の小規模斜面崩壊発生の有無（1 または 0）とし，二項分布に従うと仮定した．説明変数は，10 m メッシュ内の平均傾斜，各地形類型の 10 m メッシュ内に占める面積，10 m メッシュ内の林冠ギャップ面積とした．また, ランダム効果は 10 m メッシュ番号及び集水域名とし，一般化線形混合モデル（GLMM）を適用した．モデルは，7 つの空間スケール（0.5 〜 50 m）ごとに作成した．各モデルの AIC（赤池情報量基準）を比較し，最も予測力の高いモデルを選択し小規模斜面崩壊の予測に適切なスケールを検討した．

検討したモデルを用い，2006 年柵集水域及び対照集水域における小規模斜面崩壊の発生確率の予測図を作成した．発生確率 25 % を基準とし, データとの比較を行って精度を検証した．両集水域における土砂流出の発生ポテンシャルを比較し，シカの過採食による土砂流出の影響を検討した．

6. 細粒土砂流出の評価

集水域からの細粒土砂の流出状況を把握するため，2006 年柵集水域及び対照集水域の末端部に，渓流を流下する粒径 2 mm 以下の細粒土砂を捕捉する浮遊土砂サンプラーを設置した（図 3）．降雨シーズン終了時と融雪終了時の年に 2 回を目安として，サンプラーに捕捉された土砂を回収した．捕捉土砂は乾燥重量を測定後，500 μm メッシュのふるいで篩別し，粒径サイズを考慮した．

図 3　集水域末端の渓流内に置かれた浮遊土砂サンプラーと流出の様子をモニターするタイムラプスカメラ

Ⅲ．結果及び考察

1. 植生変化

図 4 に 2006 年柵集水域，対照集水域，2017 年柵集水域に設定された植生プロットにおける定期調査の結果をまとめた．プロット内の 5 m メッシュごとの結果から得られた植生被度・多様性指数（Shannon's H）・構造化指数について，防鹿柵設置後の経過年数に伴う経年変化を示しており，上段が谷部（サワグルミ林）の植生プロット，下段が尾根部（アシウスギ林）の植生プロットの結果である．

2017 年柵内では，プロットの立地に関わらず，2 年の間に植生被度と構造化指数にはほとんど変化が見られなかった．これは，2006 年に設置した柵内のサワグルミ林内で急速に植生被度の回復が見られたのと対照的な結果となっている．多様性指数の変化をみると，サワグル

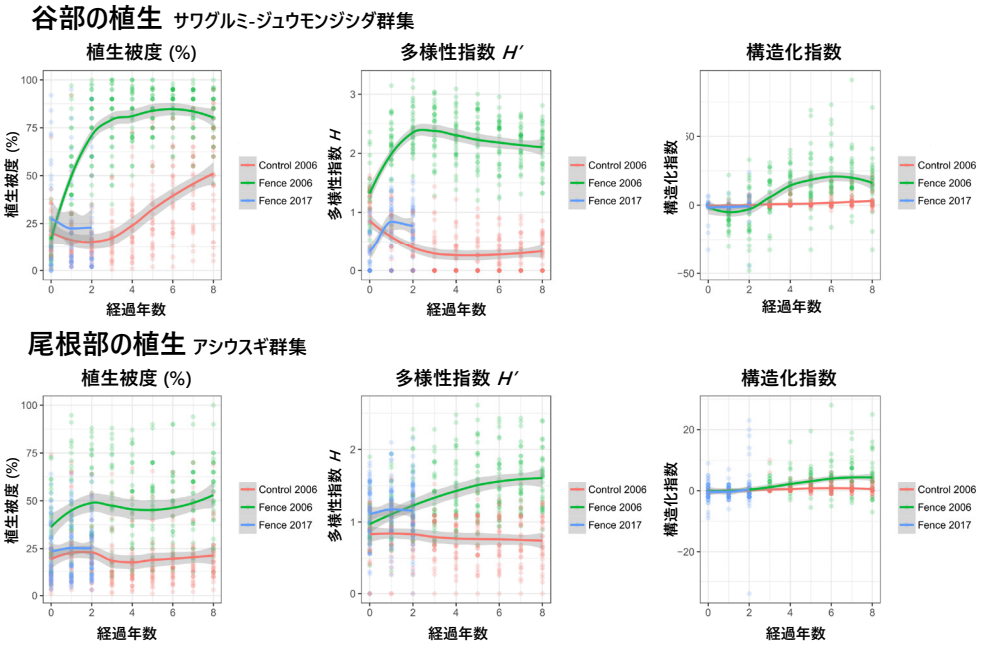


図 4　柵設置経過年数に伴う植生プロットにおける植生被度，多様性指数（Shannon's H），構造化指数の変化．上段：谷部に設置されたプロット，下段：尾根部に設置されたプロット，対照集水域は 2006 年からの経過年数の結果を示した．

ミ林では初年度から 1 年目にかけて多様性が増加したが，その増加速度は 2006 年に設置した柵内に比べると小さなものであった．尾根に設置したプロット内では，種多様性に目立った変化は見られなかった．

図 5 には，群集の主要構成種の時系列変化を示した．2006 年から 8 年間の変化を見ると，柵内の全体的な傾向として尾根部のアシウスギ林内に比べて，谷部のサワグルミ林における構成種の変化が大きいことが分かる．経過年数 2 年までに多種の草本植物が回復し，その後にサワグルミの実生が稚樹となって下層を突き抜け，林床には低木性のヤマアジサイが優占度を高めてきている．一方の対照区では，2 種の不嗜好性シダが指数関数的に増加し，ギャップにはイワヒメワラビ，林床にはコバノイシカグマのみが優占する特異な群集へと変化してきた．2017 年に設置した柵内のサワグルミ林では，本来は速やかに多様な植物の回復が期待されるところだが，実際には被度の 20 % 程度をコバノイシカグマが占めるだけであり，2 年間ではその被度変化もほとんど観察されなかった．

本研究では，2017 年に新規に設置した柵を利用することで，植生回復に対する設置年度の違いの効果を検証することを目標にしていた．実際に得られた植生データでは，植生被度・種多様性・構造化指数の 3 つの指標において，2006 年設置の柵内よりも回復が著しく悪く，ほとんど変化を検出できていない．この理由としては，シードバンクの劣化（福島ほか 2013）に加え，残念ながら 2017 年，2018 年，2019 年と 3 年連続して柵内へのニホンジカの侵入を一時的に許してしまい，柵内の採食圧を十分にコントロールできなかったことが考えられる．それにより，本来起こるはずであった嗜好性種の回復が抑制されて，柵外の対照区の変化と変わらない状況となった可能性が高い．ただし，サワグルミ林のプロットではわずかではあるが，

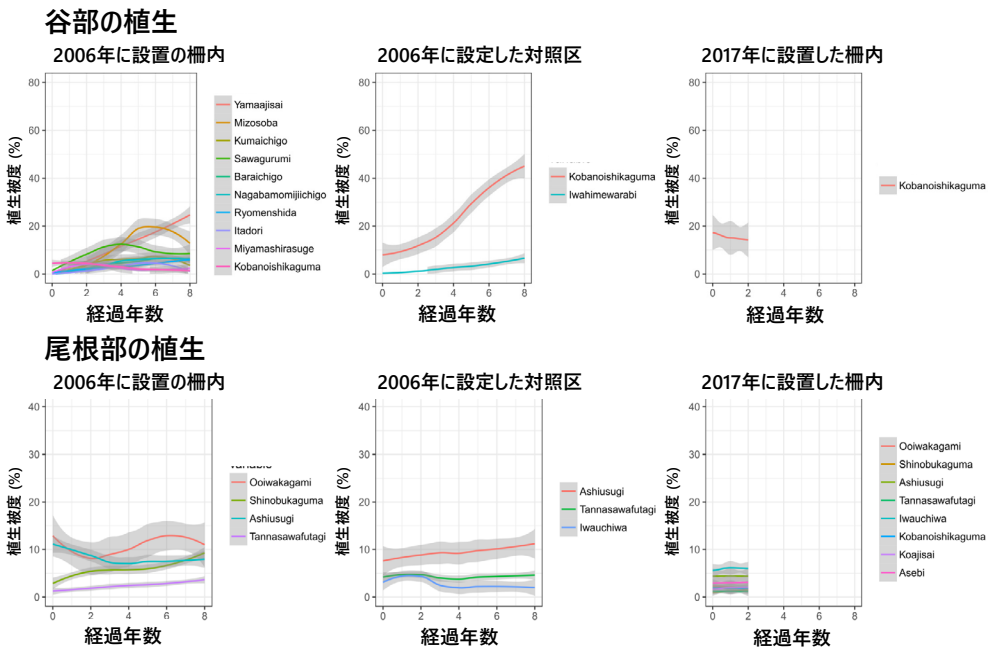


図 5　植生プロット内に見られた優占種の柵設置経過年数に伴う被度の変化．上段：谷部に設置されたプロット，下段：尾根部に設置されたプロット，対照集水域は 2006 年からの経過年数の結果を示した．

新規柵内で種多様性が増加している傾向が観察された．これは被度の低い草本種の数が増加したことによるものであり，弱いながらも新規柵による植生保護の効果を示すものかもしれない．今後，新規柵設置の効果を継続モニタリングするうえでは，柵内へのニホンジカの侵入を完全に防ぐこと，また一部のプロットを小型の柵で 2 重に囲うことで確実に試験を実施するなどの対応策が必要である．

2. 養分流出への影響

一般に，森林渓流水に含まれる Na^+，Mg^{2+}，Ca^{2+}，SO_4^{2-}の濃度は地質および地形と密接に関係するのに対し，NO_3^-濃度は植生の窒素吸収や土壌の窒素動態など生物プロセスに規定される．これまでの渓流水質結果から，各集水域末端部のイオン組成について，NO_3^-濃度以外，3 つの集水域はほとんど等しいことが分かった（図 6）．NO_3^-濃度は対照集水域・2017 年柵集水域間でほぼ等しく，2006 年柵集水域はそれに比べて 3-4 割程度低かった．2017 年から 2019 年の時系列でみても常にその関係が維持されていた（図 7）．2006 年柵集水域では，NO_3^-濃度が 4-5 年間かけて緩やかに低下したのに対して，柵外の対照集水域ではその間 NO_3^-濃度がほぼ一定であった（図 7）．下層植生の被度と NO_3^-濃度との関係を見ると，下層植生被度の回復とともに NO_3^-濃度が低下したことが確認され（図 8），植生回復に伴う窒素吸収量の増加が土壌から渓流への窒素流出を抑制したものと推察される．2006 年柵集水域と対照集水域において，2010 年から 2012 年にかけて下層植生による窒素吸収量の推定を行った研究では，集水域間の窒素吸収量の差と，渓流への窒素流出との差がおおむね一致し，シカによる下層植生の衰退が水質に影響が波及することを報告している（福島ほか 2013；2014）．一方で，2017 年柵集水域では 2017 年以降 NO_3^-濃度に変化は観測されておらず，対照集水域と

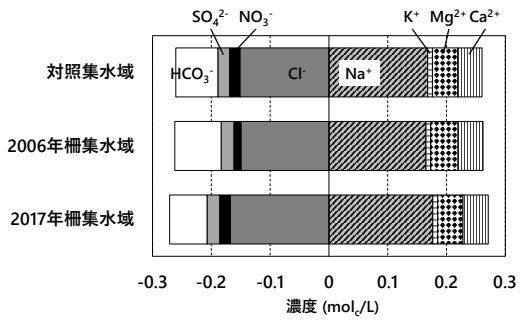


図 6　各集水域における渓流水中のイオン組成（2017 年 5 月～ 2018 年 10 月までの平均値）

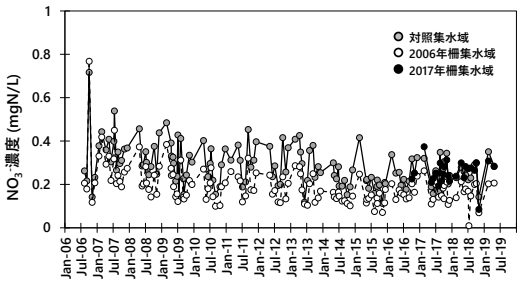


図 7　各集水域における渓流水の NO_3^-濃度の経年変化

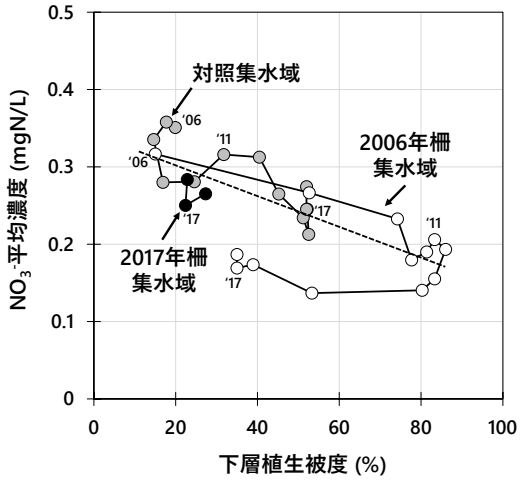


図 8　各集水域における下層植生の被度と渓流水の NO_3^-濃度との関係．各点は各年の谷部の下層植生被度と渓流水 NO_3^-濃度の平均値を示す．2006 年柵と対照集水域は 2006 年から，2017 年柵は 2016 年からの結果について 1 年ごとに線で結んだ．破線は全点について有意な相関関係を示す（Pearson's correlation, $P < 0.01$）

下層植生の被度・NO_3^-濃度ともほぼ同じ水準にあることが分かる（図 8）．2017 年柵集水域が，下層植生の回復した 2006 年柵集水域の NO_3^- 濃度レベルに“いつ”戻るのかが重要なポイントであり，引き続き観測を続けていく必要がある．

3. 土砂生産ポテンシャルと細粒土砂流出への影響

2006 年柵集水域及び対照集水域における潜在的な土砂流出発生箇所の予測において，0.5 ～ 50 m の各スケールのうち，5 m スケールのモデルが最も予測力が高いものと評価された．5 m スケールは，今回対象とした小規模斜面崩壊の規模と概ね合致した．

5 m スケールのモデルで採用された説明変数から，傾斜が急なほど，また谷型の地形ほど小規模崩壊の発生確率が高いとされた．林冠ギャップ面積は採用されなかったことから，小規模崩壊の発生は林冠ギャップの影響よりも地形的な影響のほうが大きいことが示唆された．

採用されたモデルの正答率は 65 % であり，小規模斜面崩壊地を概ね抽出することができた（図 9）．図 9 の結果をもとに，2006 年柵集水域と対照集水域の各集水域で小規模斜面崩壊の発生確率 25 % 以上のメッシュが占める割合を比較すると，それぞれ 41 % と 37 % となり同程度の割合であった．これは，地形のみの影響から予測される土砂生産ポテンシャルは 2 つの集水域間で同程度であることを示唆するものである．

一方，実際に河川で捕捉された細粒土砂量は，サンプラーを設置した渓流内の水理条件やサンプラーの捕捉効率の違いが含まれるため厳密に比較することは難しいものの，2016 年の降雨期を除く 3 期間（Ⅰ，Ⅱ，Ⅳ）では，対照集水域で捕捉された土砂量の方が，2006 年柵設置集水域よりも多い傾向がみられた（図 10）．2016 年の降雨期（期間Ⅲ）に流出した土砂は両集水域間でほとんど変わらなかったものの，粒径 500 μm 以上 2 mm 以下の土砂に限ると，柵内集水域よりも対照集水域の方が 3 倍多く流出していた（図 10）．各期間の捕捉土砂量は，期間内の総降水量の増加及び降水イベントの回数に対して増加する傾向があった（図 11）．対

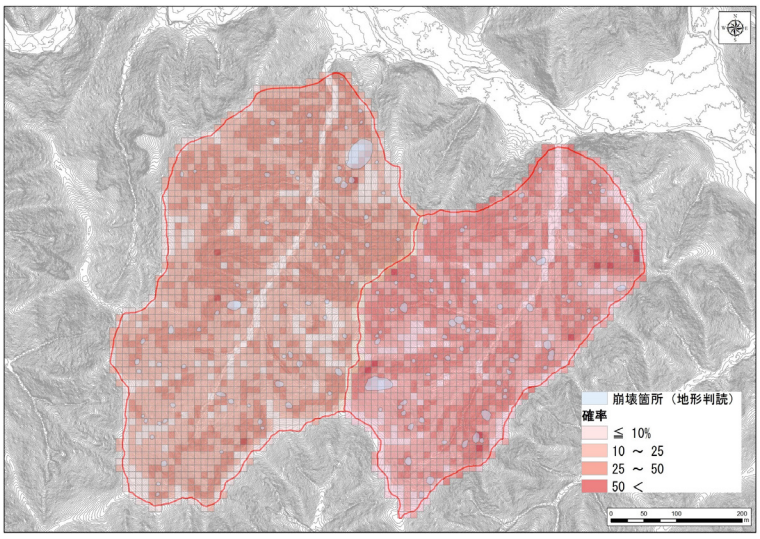


図 9　2006 年柵設置集水域（右）と対照集水域（左）における地形図判読による斜面崩壊発生箇所及び斜面崩壊発生確率の予測結果

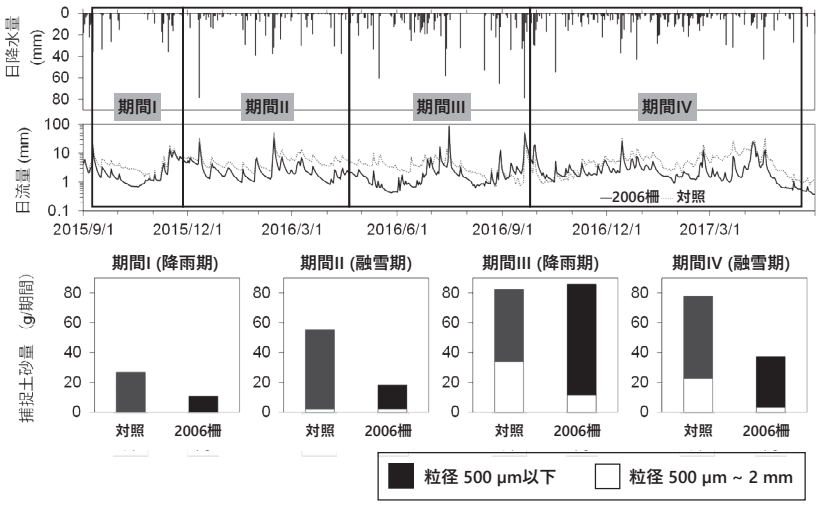


図 10　観測期間内の日降水量（上），日流量（中），各期間の浮遊土砂サンプラーによる捕捉土砂量（下）

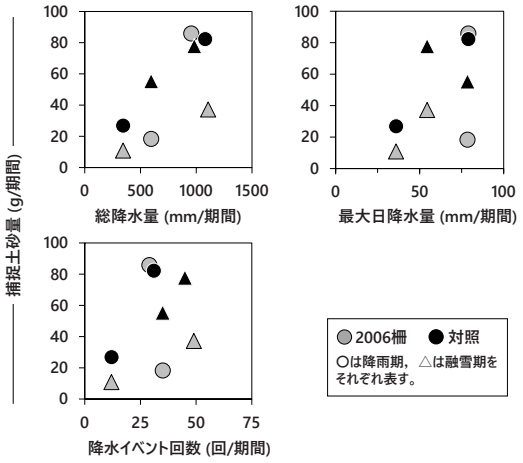


図 11　観測期間内の捕捉土砂量に対する総降水量，最大日降水量，降水イベント回数との関係

照集水域ではその傾向が顕著であり，柵内集水域においても同様の傾向がみられたが，2016 年の降雨期を除くと総降水量に対する捕捉土砂量の増加割合は小さかった．期間内の最大日降水量と捕捉土砂量の関係には明瞭な関係は認められず，期間中の降水イベント回数が多いほど捕捉土砂量が多い傾向が認められた．これらのことから，細粒土砂の流出は降水イベントごとに生じており，2006 年柵集水域に比べて柵外の対照集水域の方がより多く流出していることが示唆される．

地形のみの影響から推定される土砂生産ポテンシャルは 2 集水域とも同程度であるにもかかわらず，実際の集水域から流出する細粒土砂が 2006 年柵集水域よりも対照集水域の方で多い結果となったのは，対照集水域で林床の土砂流出抑制機能が低下したためと推察される．すなわち，下層植生による林床被覆が土壌侵食を抑制する効果を有しており（初ほか 2010），シカによる下層植生の過剰採食がそうした機能を低下させ，森林斜面からの細粒土砂流出につながる可能性が考えられた．ただし，大規模な出水が発生した場合は，柵設置集水域においても対照集水域に匹敵する細粒土砂の流出が認められる場合もあり，細粒土砂流出の規定要因について今後のさらなるデータ蓄積が必要である．

Ⅳ．集水域防護柵設置の長所と管理上の課題

これまで見てきたように，集水域全体を囲む大規模な防鹿柵によって，立地環境による植生回復パターンの違いや渓流への硝酸態窒素や細粒土砂の流出への影響の他，水生生物相への影

響（Sakai et al. 2012; Nakagawa 2019）など，プロットスケールの防鹿柵では見られないプロセスを検出することができた．シカによる下層植生の過剰採食が，生物 - 非生物間相互作用を通して様々な生態系機能に影響を与えていることが分かり，特に森林の水源水質や移動性の高い昆虫相を保全したい場合などは集水域単位の防鹿柵が有効であるといえる．

一方で，大規模な柵は設置や維持管理など運用面でのコストが非常に大きい．本研究で使用した化繊ネットは，紫外線劣化により仕様上15 年程度で強度が低下する．また，冬季にネットを下ろし，春季に再び上げる際に元の状態に戻すことができず，ネットがゆがむ状態がしばしばみられていた．2006 年に設置した柵のネットが間もなく耐用年数を迎えるが，一度にすべて交換することは労力的にも資金的にも困難であるため，2017 年から特にたるみ・劣化の著しい箇所を優先的に，毎年数枚ずつ交換していくこととした（1 枚 50 m）．ネット交換に当たっては，ネットを地面に這わせている部分のアンカーを抜き，地面から引きはがした．50 cm 毎に 1 本のアンカーを打ち込んであったが，ツルハシを用いて回収すると回収しやすく，8 割前後のアンカーを回収できた．ただし，アンカーを抜いてもネットに根が絡まるなどしており，回収は容易ではなかった．作業は，ネット回収に概ね 10 人・時間，支柱の追加とネットの設置に 7 ～ 8 人・時間を要した．作業員は普段柵の設置経験のない人間ばかりであった．もう少し慣れた作業者が行えば，作業時間は短縮できるであろう．回収したネットの運び出しにおいては，重いネットを持ったまま急な斜面を上り下りするため，山での作業に慣れた力のある作業員が必要であった．

ネットの固定には，支柱にフックを取り付け，フックにネットを引っかける必要がある．その際，固定したネットの目合いにネットの色とは異なる色（今回はネットが黒だったので白）の耐候性結束バンドをとりつけることで，翌春に同じ箇所にネットを引き上げ，ゆがみを極力減らす工夫を施した．FRP 製の支柱には現在のと

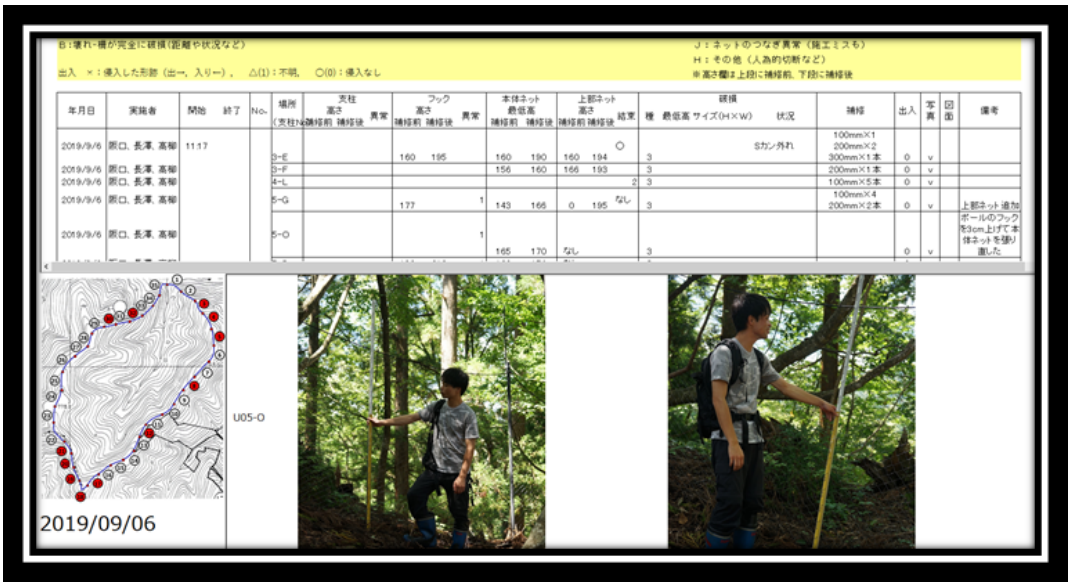


図 12　柵設置集水域における柵の点検・補修作業時に使用するタブレット端末の情報（例）

ころ目立った劣化が見られていない．

台風後の落枝・倒木による柵の損壊，ツキノワグマによる柵の破損，小動物やシカによるネットの食いちぎり等により，柵内へのシカの侵入を許してしまった期間がある．これ以上の侵入を防ぐため，2006 年柵集水域と 2017 年柵集水域において，柵の点検・補修作業を定期的（2 ～ 4 週間に 1 回）に行うことに加えて台風等の気象攪乱が発生した直後に不定期に行うこととし，作業をプロジェクトメンバーで分担するようにした（2 人・日）．その際，Google カレンダーを用いてスケジュールと作業内容を共有するとともに，作業時にはタブレット端末を用いることなど，作業の効率化・簡便化を図ることにした（図 12）．

以上の工程を通し，防鹿柵のネットの更新・管理作業についての新しい知見を蓄積することができ，その方法や必要人工数などを明らかにできた．現在，全国各地に防鹿柵が作られているが，設置主体はその管理や撤去についての情報を十分に持ち合わせていない可能性があり，作業内容を改革することができていない．今回の集水域防護柵の管理作業を通して，支柱の撤去以外についての情報を得ることができた．

謝辞

本研究を実施するにあたり，京都大学フィールド科学教育研究センター芦生研究林の技術職員の皆様，京都大学大学院農学研究科，同人間・環境学研究科，日本大学文理学部の学生の皆様，並びに福本　繁様，平田有加様には，柵の維持管理のほか，植生や水質調査に多大なるご協力を賜りました．深く感謝いたします．

引用文献

初　磊・石川芳治・白木克繁・若原妙子・内山佳美 2010．丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壌侵食量の関係．日本森林学会誌 92：261–268.

藤木大介・高柳　敦 2008．京都大学芦生研究林においてニホンジカ（*Cervus nippon*）が森林生態系に及ぼしている影響の研究 - その成果と課題について．森林研究 77：95–108.

福田淳子・高柳　敦 2008．京都府の多雪地におけるニホンジカ *Cervus nippon* Temminck によるハイイヌガヤ *Cephalotaxus harringtonia* var. *nana* の採食にみられる積雪の影響．森林研究 77：5–11.

福島慶太郎 2012．森林生態系の物質循環および渓流水質からみた攪乱影響評価の可能性．森林立地 54：51–62.

福島慶太郎・井上みずき・境　優・阪口翔太・岩井有加・橋本智之・本田美里・坂田ゆず・藤木大介・山崎理正・中島　皇・高柳　敦 2013．芦生冷温帯天然林における大規模シカ防除柵設置 5 年後の生態系機能の回復過程とそのメカニズムに関する研究．プロ・ナトゥーラ・ファンド助成第 21 期助成成果報告書 27–52.

福島慶太郎・阪口翔太・井上みずき・藤木大介・徳地直子・西岡裕平・長谷川敦史・藤井弘明・山崎理正・高柳　敦 2014．シカによる下層植生の過採食が森林の土壌窒素動態に与える影響．日本緑化工学会誌 39：360–367.

福島慶太郎・徳地直子 2008．シカの食害が森林生態系の物質循環に与える影響：渓流水質の予備調査から．森林研究 77：77–87.

長谷川淳・太田岳洋 2012．空間数値情報を用いた斜面崩壊の発生危険箇所抽出手法．鉄道総研報告 26：23–28.

井上みずき・合田　禄・阪口翔太・藤木大介・山崎理正・高柳　敦・藤崎憲治 2008．「ニホンジカの森林生態系へのインパクト - 芦生研究林」企画趣旨．森林研究 77：1–4.

岩橋順子・神谷　泉・山岸宏光 2009．LiDAR DEM を用いた表層崩壊のアセスメントに適する勾配と凹凸度の計算範囲の推定．地形 30：15–27.

Kato, M. and Okuyama, Y. 2004. Changes in the biodiversity of a deciduous forest ecosystem caused by an increase in the Sika deer population at Ashiu, Japan. Contributions from Biological Laboratory, Kyoto Univ 29: 433-444.

Nakagawa, H. 2019. Habitat changes and population

dynamics of fishes in a stream with forest floor degradation due to deer overconsumption in its catchment area. Conservation Science and Practice 1: e71.

Saitoh, S., Mizuta, H., Hishi, T., Tsukamoto, J., Kaneko, N. and Takeda, H. 2008. Impacts of deer overabundance on soil macro-invertebrates in a cool temperate forest in Japan: a long-term study. 森林研究 77：63-75.

阪口翔太・藤木大介・井上みずき・高柳　敦 2008．芦生上谷流域の植物多様性と群集構造 -トランセクトネットワークによる植物群集と希少植物の検出-．森林研究 77：43–61．

阪口翔太・藤木大介・井上みずき・山崎理正・福島慶太郎・高柳　敦 2012a．ニホンジカが多雪地域の樹木個体群の更新過程・種多様性に及ぼす影響．森林研究 78：57–69．

阪口翔太・藤木大介・井上みずき・山崎理正・福島慶太郎・高柳　敦 2012b．日本海側冷温帯性針広混交林におけるニホンジカの植物嗜好性．森林研究 78：71–80．

Sakai, M., Natuhara, Y., Imanishi, A., Imai, K. and Kato, M. 2012. Indirect effects of excessive deer browsing through understory vegetation on stream insect assemblages. Population Ecology 54: 65–74.

Stephan, J.G., Pourazari, F., Tattersdill, K., Kobayashi, T., Nishizawa, K. and De Long, J.R. 2017. Long-term deer exclosure alters soil properties, plant traits, understory plant community and insect herbivory, but not the functional relationships among them. Oecologia 184: 685–699.

Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. Biological Conservation 142: 1922–1929.

田中由紀・高槻成紀・高柳　敦 2008．芦生研究林におけるニホンジカ（*Cervus nippon*）の採食によるチマキザサ（*Sasa palmata*）群落の衰退について．森林研究 77：13–23．

Yasuda, S. and Nagamasu, H. 1995. Flora of Ashiu, Japan. Contributions from the Biological Laboratory, Kyoto Univ 28: 367–486.

28th Pro Natura Fund Specified Program

Verification of watershed-scale deer fence for conservation of ecosystem functions and its practicality for efficient maintenance in a cool-temperate natural forest in Ashiu, central Japan

FUKUSHIMA Keitaro, INOUE Mizuki, YAMASAKI Michimasa,
SAKAGUCHI Shota, TAKAYANAGI Atsushi, SAKAI Masaru,
NAKAGAWA Hikaru, HIRAOKA Marino, YOSHIOKA Kensei,
IKEGAWA Rintaro and ISHIHARA Masae

To elucidate the effects of deer overbrowsing on understory vegetation and ecosystem functions in a natural cool-temperate forest in Ashiu, Japan, a deer-excluded fence was established around a 13-ha watershed and a 15-ha watershed in 2006 (2006-fenced) and in 2017 (2017-fenced), respectively, in comparing to an unfenced 19-ha watershed as a reference. In these watersheds, understory vegetation, streamwater chemistry, and sediment flows in stream were monitored. The pattern of recovery in understory vegetation was different among the geographical feature. Nitrate-nitrogen concentration and fine sediment transport in stream were lower in the 2006-fenced watershed than the reference watershed. These results indicate that the watershed-scale defense is more effective for not only the vegetation conservation, but also the protection of ecosystem functions related with plant-soil-stream interactions rather than a patch-scale defense. In the 2017-fenced watershed, the recovery of plant species composition and the decrease rate of nitrate concentration were not so evident the first 2 years after the fence construction compared to that in the 2006-fenced watershed. This result suggests that the delay of fence construction leads the soil seed bank to decline under the continuous deer-grazing pressure. In addition, unfortunately, deer temporarily invaded into the fenced watershed due to degradation with age and unexpected destruction of the fence, and made the progress of vegetation recovery slower. To prevent deer invasion surely, we have decided a method for efficient and labor-saving management of watershed-scale deer fence.

Keywords: biodiversity, fine sediment transport, nitrate concentration, streamwater chemistry, watershed defense

第 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　特定テーマ助成

シカの影響に関する植生モニタリング調査と地域の生物多様性保全研究 ―シカと植生のアンケート調査（2018 ～ 2019）報告―

地域の植生と生物多様性保全研究グループ
前迫ゆり[1]・幸田良介[2]・比嘉基紀[3]・松村俊和[4]・津田　智[5]・
西脇亜也[6]・川西基博[7]・吉川正人[8]・若松伸彦[9]・冨士田裕子[10]・
井田秀行[11]・永松　大[12]

2017 から 2019 年に実施されたシカと植生に関するアンケート調査で N=962 の回答が得られた．北は北海道知床半島から，南は鹿児島県屋久島まで，また，植生的には海岸植生から高山植生まで，森林から湿地，ササ草原など，日本の代表的植生から多くの調査データが集約された．その結果，2008 － 2009 調査に比して，シカの植生に対する影響が進行していることが示唆された．5 km メッシュの区画数による影響度評価（N=669：5 km メッシュ）は，シカによる植生への影響が「激甚」7.0 %,「強」21.1 %,「中」16.7 %,「軽」16.0 %,「なし」39.2 % であった．一方，2009 調査ではそれぞれ 6.5 %，13.7 %，11.6 %，15.9 %，52.3 % であったことから,「強」と「中」の比率が増加傾向を示した．さらに，かつてシカのインパクトは太平洋側に集中していたが，2019 調査では，より内陸部側や日本海に近い地域でもシカによる影響が報告され，シカによるインパクトの変化と林床植生における多様性の劣化傾向が顕著に示された．

本研究は，シカによる植生への影響およびその保全を考えるうえにおいて，重要なマイルストーンとしての役割を果たした．

キーワード：シカインパクト，斜面崩壊，全国モニタリング調査，地域植生，マイルストーン，林床衰退

Ⅰ．はじめに

1990 年代以降，シカによる日本の自然生態系に対する影響は大きな脅威となっている（McClullough et al. 2009；前迫 2013；前迫・高槻 2015；Higa, et al. 2020）．2009 年 5 月～ 2011 年 1 月（回答期間）に植生学会が実施した全国アンケート調査では．回答の 48 % でシカによる植生への影響が，20 % で林床の草本・低木の著しい衰退や土壌の流出といった深刻な被害が明らかにされた（植生学会 2011）．本調査の目的は，2009 年調査からおよそ 10 年後の「植生へのシカ影響についての全国的な実態把握」および「地域ごとのシカの植生への影響を把握すること」である．

今回のシカと植生に関するアンケート調査（踏査含む）は第 1 期調査締め切りを 2018 年 9 月 30 日，第 2 期調査締め切りを 2019 年 9 月 20 日とした．さらに，大阪における市民のシ

1: 大阪産業大学大学院人間環境学研究科　2: 大阪府立環境農林水産総合研究所　3: 高知大学理工学部　4: 甲南女子大学人間科学部　5: 岐阜大学域圏科学研究センター　6: 宮崎大学農学部　7: 鹿児島大学教育学系　8: 東京農工大学大学院農学研究院　9: 横浜国立大学環境情報研究院　10: 北海道大学 FSC 植物園　11: 信州大学教育学部　12: 鳥取大学農学部
2019. 11. 29 受付　2020. 9. 29 公開

カ対策の動きについてもヒアリング調査を行った．シカによる保全対策は行政，民間団体，研究者および個人がかかわっていることから，本調査が広く地域の自然環境の保全につながっていくことを期待し，中間報告などは随時，植生学会ホームページにおいて公表する体制をとった．

Ⅱ．調査方法

2018 年 4 月から 2019 年 9 月（回答期間）の調査期間にシカと植生に関するアンケート調査を行った．アンケート調査は，ウェブ回答（植生学会ホームページほか），郵送，メール添付による紙および電子ファイルでの回答によって行った．データは，2017 年～ 2019 年の踏査資料を対象とした．本報では紙面に制約があるため，アンケート用紙の内容については植生学会 HP（http://shokusei.jp/sika.html）を参照されたい．

Ⅲ．全国シカ影響度マップと都道府県別影響度

1. 回答数と全国シカ影響度マップ

2018 年 4 月～ 2019 年 9 月の回答期間に 962 の回答が得られた．日本地図の 5 km メッシュの区分毎にもっともシカの被害が大きい影響度を色分けして被害度マップを作成した（図 1）．シカの影響度は，前回調査同様，「なし」，「軽度（軽）」，「中程度（中）」，「強度（強）」および「激甚（激）」の 5 段階で評価した．全国の傾向をみると，シカの植生への影響を「なし」とする回答は 39.2 %（N=350），「軽」は 16.0 %（N=156），「中」は 16.7 %（N=159），「強」は 21.1 %（N=217），「激」は 7.0 %（80）であった（図 2）．

2009 調査と比較すると，「なし」の比率が低下し，その一方，「強」と「激」の比率は 28.1 %，2009 調査の 20.3 % を上回った．必ずしも前回調査と同一の場所に限定されていないが，シカが分布する地域では「軽」以上の影響が生じていることが，図 1 のマップから読みとれる．

2. 都道府県別シカの影響度とシカの増減傾向

都道府県別シカの影響度を表 1 に，都道府県別シカの増減傾向を表 2 に示した．沖縄と広島を除く 45 都道府県から回答が得られた．もっとも回答数が多いのは，高知県（147），ついで宮崎県（72），北海道（60），大阪府（55），鹿児島県（52）であった．これはシカの分布の差というよりも，調査者の努力量による差ともいえる．2009 調査では山口県から 41 データが得られたが，今回，中国地方 4 県はいずれもデータ数が 8 以下であったため，十分な傾向把握ができなかった．各地の詳細は後章で述べる．

シカの増減傾向については，「大きく減少」とする回答は 1.8 %，「やや減少」は 12.9 % にとどまっている一方，「大きく増加」は 22.7 %，「やや増加」の 18.7 % とあわせて 41.4 % で増加傾向という回答が得られた．環境省の資料（https://www.env.go.jp/nature/choju/conf/conf_wp/conf02-h29/ref01.pdf）によると，2014 年度の調査結果においてニホンジカが分布していないのは茨城県のみで，1978 年度から 2014 年度までの分布区画数の増加率は 146 %，この 36 年間でシカの分布区画数は 2.46 倍に増えていることから，今回のシカの増大傾向は近年の動向をよく示しているといえるだろう．

シカの影響程度と植生に生じている具体的内容に関するアンケート結果（表 3）をみると，植生および立地への影響が「軽」から「激」に向かうと，食痕，樹皮はぎ，ディアライン，表土流亡，斜面崩壊の比率が高くなる傾向を示した．全国レベルでの植生への影響は食痕が 56.8 %，樹皮はぎ（角研ぎ含む）31.8 %，ディアライン 18.5 %，表土流亡 9.8 %，斜面崩壊 3.5 % であり，これらの数値はいずれも 2009 調査よりも高い値を示した．シカの生息指標について

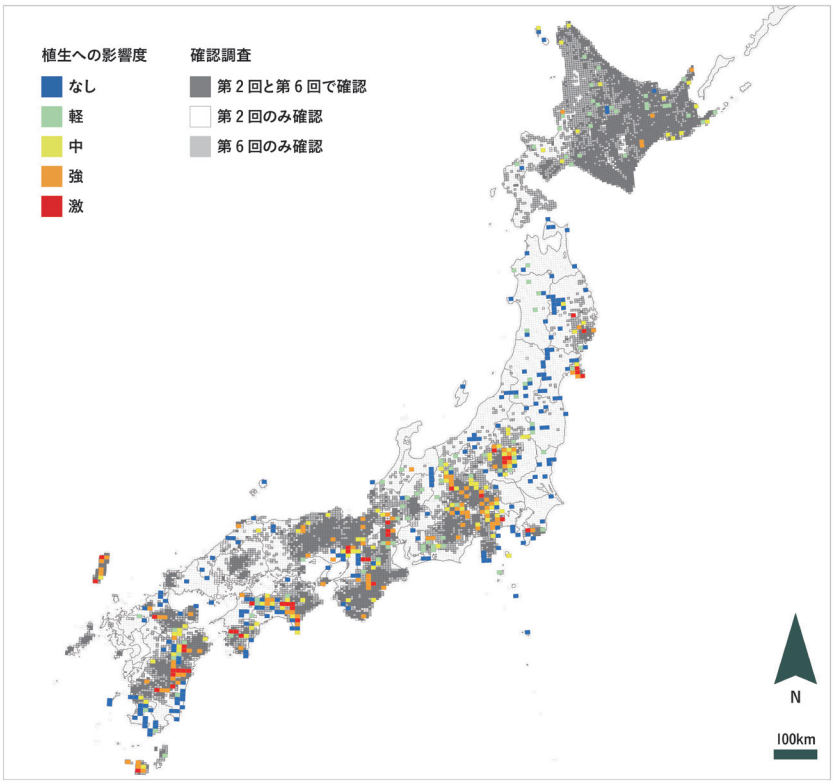


図 1　シカ影響度マップ（5 km メッシュ，区画数 =652）

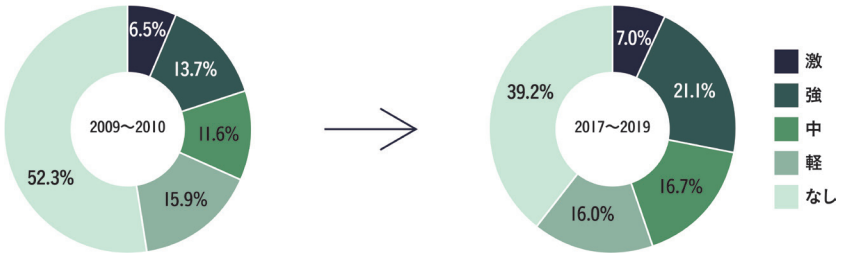


図 2　シカ影響度別比率（2009 年と 2019 年）

は，シカ道 37.1 %，糞確認 33.0 %，鳴き声 18.2 %，生個体目視 13.7 %，落ち葉食い 6.5 % であったが，これらの数値も 2009 調査に比して高い数値であった．

3. 主要植生型の群落構造におけるシカの影響

常緑針葉樹林（トドマツ - エゾマツ群集，トドマツ - アカエゾマツ群落など），針広混交林（トドマツ - ミズナラ群落など），自然植生の落葉広葉樹林（ブナ - スズタケ群集，ブナ - チシマザサ群集，モミ - アカガシ群落，コジイ群落など），二次林（コナラ - アベマキ群落など），植栽林（スギ - ヒノキ林など），湿地（ヌマガヤ - ホロムイスゲ群落，ニッコウキスゲ群落，ヨシ群落など），ササ草原（チシマザサ群落，ミヤコザサ群落など），に区分し，自然植生，二次植生，植栽地におけるシカの影響程度の比率を算出した．

その結果，自然植生に分類された 334 群落の

表1　都道府県別シカの影響度

都道府県		なし	軽	中	強	激	総計
北海道	1 北海道	7	28	20	5		60
東北	2 青森県	13	2				15
	3 岩手県	19	1	5	3	2	30
	4 宮城県	26	2	2	5	4	39
	5 秋田県	7	5				12
	6 山形県	14	3				17
	7 福島県	17	4	4			25
関東	8 茨城県	12	1				13
	9 栃木県	3	5	8	6	3	25
	10 群馬県	2	2	5	5	1	15
	11 埼玉県	2		1	1	2	6
	12 千葉県	5	1		2	1	9
	13 東京都	5	3	4	3		15
	14 神奈川県	7	1	2	9	1	17
中部	15 新潟県	11					11
	16 富山県	2	1		1		4
	17 石川県		1				1
	18 福井県	1					1
	19 山梨県	1	2	6	14		23
	20 長野県	4	9	11	11	2	37
	21 岐阜県	4	6		3		13
	22 静岡県	5		2	2		9
	23 愛知県	5	12	2	3	1	23
近畿	24 三重県	2	4	8	3		17
	25 滋賀県		1	3	1	3	8
	26 京都府	2	1	5	4		12
	27 大阪府	12	12	17	12	2	55
	28 兵庫県	6		2	7		15
	29 奈良県	2	3	6	7	7	24
	30 和歌山県	3		2	3		8
中国	31 鳥取県	2			2		4
	32 島根県	7			1		8
	33 岡山県	1		1			2
	35 山口県	3					3
四国	36 徳島県	1	1	3			5
	37 香川県	1					1
	38 愛媛県	18	4	7	1		30
	39 高知県	42	25	15	35	30	147
九州	40 福岡県	6			5	1	12
	41 佐賀市	1	1				1
	42 長崎県			3	16	2	21
	43 熊本県	8		1			9
	44 大分県	2	2	9	10	4	27
	45 宮崎県	27	9	1	24	11	72
	46 鹿児島県	32	4	4	13	2	52
	47 沖縄県						
	総計	350	156	159	217	80	962
	%	36.4	16.2	16.5	22.6	8.3	100.0

表2　近年のシカの増加傾向

都道府県		大きく減少	やや減少	変化なし	やや増加	大きく増加
北海道	1 北海道	2	3	1	4	3
東北	2 青森県					
	3 岩手県			1	5	5
	4 宮城県					
	5 秋田県			1	3	
	6 山形県			1		
	7 福島県			3		3
関東	8 茨城県			1		
	9 栃木県					
	10 群馬県			1	1	2
	11 埼玉県			2		
	12 千葉県					
	13 東京都		1	2		1
	14 神奈川県					
中部	15 新潟県					
	16 富山県				1	1
	17 石川県					
	18 福井県					
	19 山梨県		1	2	2	
	20 長野県		1		3	1
	21 岐阜県					
	22 静岡県			1	1	
	23 愛知県					
近畿	24 三重県				2	1
	25 滋賀県				1	2
	26 京都府		1	1		1
	27 大阪府	2	7	33	8	4
	28 兵庫県			2	3	1
	29 奈良県		2	3	3	
	30 和歌山県					1
中国	31 鳥取県					1
	32 島根県			2	1	
	33 岡山県					1
	35 山口県					
四国	36 徳島県					
	37 香川県					
	38 愛媛県					
	39 高知県		5	19		
九州	40 福岡県				1	2
	41 佐賀市					
	42 長崎県					21
	43 熊本県			1		
	44 大分県		5	2	1	
	45 宮崎県			1	2	
	46 鹿児島県		3	19		
	47 沖縄県					
	総計	4	29	99	42	51
	%	1.8	12.9	44.0	18.7	22.7

表3　シカの影響程度

	植生及び立地への影響					シカ生息指標					その他	回答数
影響程度	食痕	樹皮剥ぎ（角研ぎ含む）	ディアライン	表土の流亡	斜面崩壊	シカ道	糞	鳴き声	生個体目視	落ち葉食い		
なし	4.0	1.4	0.9	0.6	0.3	1.4	2.0	0.9	0.3	0.0	0.0	350
軽度	76.9	28.8	3.8	0.6	0.0	32.1	26.3	9.0	12.2	3.8	0.0	156
中度	91.2	55.3	19.5	5.0	4.4	61.6	50.9	19.5	19.5	5.7	3.9	159
強度	88.9	52.1	44.2	17.5	4.1	65.4	58.5	39.6	25.3	10.6	5.0	217
激甚	92.5	68.8	52.5	56.3	21.3	77.5	76.3	51.3	32.5	31.3	1.8	80
回答数	546	306	178	94	34	357	317	175	132	63	13	962
2017-19 調査	56.8	31.8	18.5	9.8	3.5	37.1	33.0	18.2	13.7	6.5	1.4	962
2009-10 調査	41.9	24.0	12.8	6.5	1.6	25.6	27.2	11.6	13.9	2.8	ー	1127

うち，シカの影響なしは 32.6 %，二次植生 116 群落では 36.9 %，植栽地 80 群落では 45.7 % であった．自然植生でもっともシカの影響を受けており，ついで二次植生，植栽地の順に被害が大きい傾向を示した．

自然植生でもっとも比率が高いのは林床植生の衰退で 25.1 %, つぎに個体レベルの食害（23.1 %）であった．なかでも常緑広葉樹林の林床衰退の比率は 40.0 % にのぼり，つぎに常緑針葉樹林 30.6 %，夏緑広葉樹林 25.5 % の順であった．二次植生においても林床植生の衰退は 33.2 % で，個体レベルの比率よりも高く，シカにより食害が強く作用していることを示唆した．植栽地において林床植生の衰退（24.6 %）は個体レベルの食害（21.1 %）以上に高い値を示した．

Ⅳ．嗜好植物と不嗜好植物（表 4）

不嗜好植物（N=782）と嗜好植物（N=752）として 3 回以上の出現頻度で回答された植物を表 4 に示した．不嗜好植物として頻度の高いアセビ，イワヒメワラビ，マツカゼソウ，ナチシダはこれまでも不嗜好植物としてリストされている種（橋本・藤木 2014）と同様の傾向を示

表 4　不嗜好植物および嗜好植物

不嗜好植物	N	不嗜好植物	N
アセビ	62	イノデ	4
イワヒメワラビ	44	エゾオオサクラソウ	4
マツカゼソウ	33	ガンピ	4
ナチシダ	21	クサソテツ	4
シシガシラ	16	クリンソウ	4
ソヨゴ	16	ゴマナ	4
タケニグサ	16	サワルリソウ	4
シキミ	14	シラネワラビ	4
フタリシズカ	14	ゼンマイ	4
レモンエゴマ	12	ナガバヤブマオ	4
イシカグマ	10	ハイノキ	4
ウラジロ	10	ハスノハカズラ	4
クワズイモ	10	ホソバカナワラビ	4
テンニンソウ	10	ミツバテンナンショウ	4
ミヤマシキミ	10	アオテンナンショウ	3
イグサ	9	アザミ類	3
コバノイシカグマ	9	アラゲヒメラワビ	3
シロダモ	9	イブキトリカブト	3
クマワラビ	8	イラクサ	3
コシダ	8	ウリハダカエデ	3
トゲアザミ	8	オオバアサガラ	3
バイケイソウ	8	オクトリカブト	3
イズセンリョウ	7	コアジサイ	3
ハリガネワラビ	7	サンショウ	3
フッキソウ	7	シコクブシ	3
オオバノイノモトソウ	6	シコクママコナ	3
ススキ	6	シロモジ	3
タカネオトギリ	6	センリョウ	3
ハンゴンソウ	6	トモエソウ	3
ベニバナボロギク	6	ヒサカキ	3
マルバダケブキ	6	ベニシダ	3
アケボノソウ	5	マムシグサ	3
シダ類	5	マンリョウ	3
シロヨメナ	5	ミツマタ	3
ダンドボロギク	5	ヤブツバキ	3
ヒカゲノカズラ	5	ユズリハ	3
アサガラ	4	ヨウシュヤマゴボウ	3
イヌガシ	4	(N=2 以下省略)	

嗜好植物	N	嗜好植物	N
スズタケ	52	サルトリイバラ	4
イヌツゲ	36	テキリスゲ	4
イブキザサ	36	ハイイヌガヤ	4
ススキ	28	アザミ属 sp	3
リョウブ	28	エゾイラクサ	3
アオキ	22	オガラバナ	3
コアカソ	22	オシダ	3
ネザサ	16	ガクウツギ	3
ヤマツツジ	16	カラスザンショウ	3
ノリウツギ	15	クロモジ	3
イタドリ	14	コゴメウツギ	3
カンスゲ	12	コマユミ	3
ヒサカキ	12	コメツツジ	3
ウツギ	11	サワギキョウ	3
シロモジ	11	タラノキ	3
スゲ属 sp	11	タンナサワフタギ	3
ミヤマクマザサ	11	チシマザサ	3
ナガバモミジイチゴ	10	トサノミツバツツジ	3
ヤマヌカボ	10	ナキリスゲ	3
イトスゲ	9	ノブドウ	3
ムラサキシキブ	9	ヒノキ	3
ゼンテイカ	8	フサザクラ	3
ツルギミツバツツジ	8	ミツガシワ	3
カラムシ	7	ミヤマセントウソウ	3
ガマズミ	6	メアオスゲ	3
ショウジョウスゲ	6	モミ	3
ノイバラ	6	モミジイチゴ	3
イネ科 sp	5	ヤブムラサキ	3
コアジサイ	5	ヤマソテツ	3
コチヂミザサ	5	ヤマヤナギ	3
ササ類　sp	5	ヨシノアザミ	3
シウリザクラ	5	(N=2 以下省略)	
シロダモ	5		
ナナカマド	5		
アブラチャン	4		
クロヅル	4		
コカンスゲ	4		
コヨウラクツツジ	4		

した. 嗜好植物として頻度の高い種はスズタケ，イヌツゲ，イブキザサ，リョウブ，アオキなどであった. これらの種もイブキザサをのぞいて，嗜好植物としてリストされている種である.

嗜好植物はシカに食べられて姿を消している種も多いと思われる．地域毎に，詳細な検討が必要であろう.

Ⅴ．ササとシカの食害

ササの種類と食害程度の関係について，ササの種あるいは節レベルで 16 種（節）が報告されたが（回答数；N=332），そのうち，食害を受けているササは，59.0 % であった．食害枯死にいたっている種はスズタケ（回答数 N=65；枯死レベル N=24，36.9 %）がもっとも顕著であった.

スズタケを林床にもつ森林の動態をあわせて，スズタケ枯死とシカ密度との関係を解析することが必要である.

Ⅵ．シカ対策とシカ柵設置

シカから植物を保護する柵（ここでは以後，シカ柵と呼ぶ）を設置しているかどうか, また，それは何を対象しているかといったことについて尋ねた結果，シカ柵を設置しているのは 53.6 %（回答者数 N=459）であった．そのうち耕作地保護のためのシカ柵は 34.7 %，自然植生保護は 32.7 %，植林地保護は 20.4 %，そのほかは 12.2 % であった.

Ⅶ．地域植生におけるシカの影響

1. 北海道

今回の調査で北海道（N=60）は，「なし」11.7 %,「軽」46.7 %,「中」33.3 %,「強」8.3 %,「激」0 であった（表 1）．前回，「激」と評価された知床半島は，今回，「強」の評価であり，環境省によるシカ駆除の効果が現れているともいえる（石川幸男氏報告）．利尻山，礼文島，大雪山，沼の平湿原，四ノ沼湿原，歌才湿原，網走湖畔（国指定天然記念物エリア），女満別湿生植物群落，勇駒別湿原では 2009 調査同様，シカによる影響はなかった.

道東では「軽」～「強」の報告があり，北部では「軽」の報告があるが，内陸では「なし」とする傾向は，2009 とほぼ同様である．白糠丘陵のサワシバ - ミズナラ群集，炭山のトドマツ - ミズナラ群落，雨竜沼湿原では「強」の報告がなされている.

十勝・浦幌町の道有林は 1990 年代からシカの影響が強かった地域で，ササ（あったとすればミヤコザサ）がなく，林床にはフッキソウが生育している．もともとササが無かったのか，ササが消失したのか，今となっては不明であるが，現在，稚樹・小径木が少なくなっている．ここにはウラホロイチゲ, クシロワチガイソウ,

図 3　北海道十勝・浦幌町の道有林．1990 年代からシカの影響が強かった地域（撮影：明石信廣）.

クリンソウなど全国的にみれば希少な植物が生育している．オホーツク・津別町の道有林は鳥獣保護区になっており，シカの密度は比較的高いが，クマイザサが密生している（図 3；明石信廣氏報告）．おそらく稚樹・小径木はかなり減少していると思われる．

ヌマガヤ - ホロムイスゲ群落，ミカヅキグサ群落，ワタスゲ群落など，湿地においても食痕，シカ道など「軽」～「中」のシカの影響が報告された．（前迫ゆり）

2. 東北地方

東北地方のうち，五葉山や牡鹿半島周辺では 2009 調査同様に「強」や「激」といった深刻なシカの食害が確認された．今回の調査では北上高地のさらに北でも「強」の影響が確認され，盛岡周辺でも「中」の影響が確認されていることから，今後，さらに北への拡大が懸念される．

さらに北の白神山地などの青森県内では三八上北を中心にニホンジカの目撃情報はあるものの，植生への影響は確認されなかった．

福島県の南部会津地方から中通りの須賀川周辺でもシカ食害による林床植物への影響が確認された．これまでは栃木県内や尾瀬周辺に影響が留まっていたが，さらに北へと拡大している傾向がみられた．奥羽山脈周辺や山形県内ではシカによる影響がほとんどみられなかった．一方，山形県と新潟県との県境にあたる小国町のブナ林ではシカの食痕がみられ，影響の拡大が懸念される．（若松伸彦）

3. 関東地方

関東地方では 2009 調査と同様，栃木県の日光山地や足尾山地，埼玉県の秩父山地，神奈川県の丹沢山地や箱根山地などで，「強」から「激」の影響が報告された．東京都から山梨県の多摩川上流域にかけても，引き続き強い影響が記録されている．これら以前から影響が大きかった地域に加えて，埼玉県から神奈川県にかけては，奥多摩や丹沢の東側にも影響度「強」の場所が出現した．千葉県の房総半島でも，前回は「軽」の影響しかなかった半島西側に「激」の区画が現れた．このように，この 10 年間でシカの影響が山地から，より低標高の丘陵に広がりつつあることが読み取れる．また，前回は関東地方で唯一，シカの影響が報告されなかった茨城県でも，北部の久慈川上流域で「軽」の影響が報告されたことから，シカの分布域自体も拡大している可能性が高い．

シカの影響は，自然林から人工林まであらゆる群落タイプから報告されているが，とくに影響が顕著なのは渓谷・渓畔林である．渓谷・渓畔林では，土壌が礫質であったり不安定であったりするためか，地下茎で一気に広がるような不嗜好植物（たとえばシロヨメナやバイケイソウ）が繁茂することはなく，裸地化が進行してしまう．東京都の奥多摩や，栃木・群馬県境の足尾山地のシオジ林では，もともと生育していた高茎草本や大型のシダ類がほとんど消失し，裸地化が進んでいる．このような渓谷・渓畔林における林床植生の衰退は，多量の土砂の流出を招き，防災上も大きな問題である．

シカの影響は森林だけでなく，草原や湿原にも及んでいる．本州最大の湿原である尾瀬ヶ原

図 4　シカの食害で消失した尾瀬のミズバショウ（2019 年 7 月撮影）

（群馬，福島，新潟）も，近年シカの影響が深刻になりつつある場所である．尾瀬ヶ原では，周辺の森林から湿原に向かって無数のシカ道が伸びており，夜間や観光客が少ない時期には，シカが湿原内で活発に活動していることがうかがえる．湿原で採食の影響を受けやすいのは，とくに低層湿原の群落である．低層湿原では，クロバナロウゲ，ドクゼリ，サワギキョウなどの高茎草本のほか，ミズバショウにも多くの採食痕が見つかっている．また，ミツガシワの根茎を掘り返して食べるため，泥炭地が攪乱されて植生が退行している箇所も多い（図 4）．

（吉川正人）

4. 中部地方

長野県および山梨県内のほとんどの地域で「中」以上の影響があった．特に奥秩父，八ヶ岳，南アルプス，富士山周辺では林床植生の衰退が著しく，極めて深刻な状況と言える．影響は低標高，中標高域から高標高域まで広い範囲にみられる．例えば，南アルプスの仙丈ヶ岳のカール内のお花畑はコバイケイソウやトリカブトなどの不嗜好性の草本が見られるのみになっている．同じく，南アルプスの前衛にあたる櫛形山では絶滅危惧 IB 類（EN）のエゾヒョウタンボク（以前のスルガヒョウタンボク）が，食害の影響を強く受けている（図 5）．一方で，雲ノ平などの北アルプスの高山域ではシカの食害が前回同様，確認されず，食害による影響は 2009 調査とほぼ同じ傾向であり，影響が大きく拡大したということはない．

2009 調査ではシカの目撃情報も少なく，食害影響が少なかった長野県北部では，今回「中」および「強」の食害影響の報告が増加しており，北部のより多雪地域でもシカの植生への影響が拡大していることが確認された．北陸地域の富山県や石川県でも林床植生へのシカの食害影響が確認されており，今後の影響拡大が懸念される．新潟県内ではシカの目撃情報が増加しているものの，植生への影響は確認されなかった．しかし，長野県北部での影響拡大状況から，今後の植生変化を注視する必要がある．

図 5　食べつくされたスルガヒョウタンボク（櫛形山）

（若松伸彦）

5. 近畿地方

1）近畿全域

近畿地方でもっともシカの影響が顕著なのは，奈良県で，「強」と「激」はそれぞれ 29.2 %（各 N=7），「なし」は，4.2 %（N=2）であった．紀伊山地の大台ヶ原や春日山原始林（奈良市）は 2009 調査と同様，「激」である．大台ヶ原（1695 m）では環境省がシカの駆除（くくりわな）を行っているため，以前に比べると植生

は回復している．また，シカ柵も広域に設置しているため，シカ柵内では植生回復がみられる．しかし，詳細にみると，ササの違いによる更新の違い，シカ柵を設置するまでのギャップ形成年代による差異など，シカ柵設置だけでは解決できない課題がある．

滋賀県では花の百名山として知られる伊吹山（標高 1377 m）でシカの影響は激化している．シカ柵設置は米原市によって行われているが，積雪の影響によるシカ柵の破損など，シカ柵がうまく機能していない場所も多く，高山植物への食害は著しい．滋賀県湖東の霊仙山（1094 m）でも「激」が報告されており，高標高でのシカの食害が進行している（図 6）．

三重県では「激」評価はないが，須賀利町大池（標高 10 m）の天然記念物ハマナツメに対する食害が「強」のレベルで進行している．近畿地方の植生へのシカの影響は，標高に関係なく，広域的に深刻化しているのは 2009 調査同様の傾向である．大阪府は以下に詳しく述べるが，北摂での影響は「激」レベルである．シカの増加傾向は兵庫県で著しく，淡路島南部では前回同様，「強」の影響が報告されている．近畿地方全体でデータ数は十分とは言えないが，「影響なし」とする回答は 19.4 % にとどまった．

図 6　滋賀県霊仙山の表土流亡とシカの群れ（○）．平野達好氏撮影（2018 年 8 月）

（前迫ゆり）

2）大阪府域のシカの影響と市民による保全活動

北摂地域全体でのシカ平均密度は 2014 年が 15.4 頭/km^2，2018 年が 14.8 頭/km^2 と大きく異ならなかったものの，2014 年に高密度であった箕面国有林や高槻市の国有林周辺などでシカ生息密度が大きく減少している一方で，それまでシカの痕跡がほとんど見られなかった地域でシカ生息密度が増加するなど，シカ生息密度の分布状況は大きく変動していた．国有林では 2014 年度以降になってシカの捕獲が開始されるなど捕獲圧が大幅に強化されたことから，捕獲圧の濃淡に伴ってシカ生息密度の増減に地域差が生じていることが示唆された．

2015 年から 2018 年にかけての下層植生衰退度の変化を見ると，シカ生息密度が増加した地域では下層植生の衰退が進行し，シカ生息密度が減少した地域では下層植生がやや回復するなど，おおむねシカ生息密度の変化と対応した変動がみられたものの，回復した地域よりも衰退した地域が顕著に目立つ状況が明らかになった．このことから，捕獲等によってシカ生息密度が減少しても，植生の回復には時間がかかることが示唆された．

大阪府の「生物多様性ホットスポット」の中では，A ランクの「箕面公園」や B ランクの「ポンポン山・本山寺」でシカが減少し，下層植生衰退度がそれぞれ回復，変化なしであった一方

表 5　大阪府下のシカの状況と市民活動のヒアリング調査結果

地域	生物多様性ホットスポット	シカ捕獲状況	調査結果		ヒアリング結果				
			シカ密度	下層植生	シカ出没	植生状況	調査結果把握	活動意欲	課題
箕面	Aランク	強化	減少	回復	減少	改善	有	向上	後継者不足
車作	Aランク	変化なし	増加	衰退	増加	悪化	無	悪化	予算不足・専門的知識不足
三草山	Bランク	変化なし	増加	衰退	増加	悪化	無	変化なし	目標設定の困難さ
本山寺	Bランク	強化	減少	変化なし	減少	変化なし	有	向上	関係団体間の連携

で，A ランクの「竜王山周辺（車作など）」や B ランクの「三草山」ではシカが増加し，下層植生が衰退していた（表 5）．

これらの地域で活動する保全団体に聞き取りを行ったところ，シカ密度低下地域では実感として植生の回復などの状況改善を感じるとともに活動意欲の向上を指摘する声が多く得られた一方で，シカ密度増加地域では先の見えない状況を不安視し，活動の継続性を危惧する声が散見された．このことから，捕獲による密度低下をはかるとともにその変化を定量的に評価し，明示することが地域における保全活動の推進のために重要であると考えられた．　（幸田良介）

6. 中国地方

中国地方では各県の回答が N=2 ～ 8 にとどまっており，十分な回答が得られていない．今回，島根半島西部と鳥取県中央部で「強」が，岡山県黒岩高原で「中」が報告されているが，2009 調査でも島根半島西部，鳥取県南東部，広島および山口で「強」が報告されている．中国地方全体では，今回，「なし」76.5 %，「軽」0 %，「中」5.9 %，「強」17.6 %，「激」0 % であったが，広島県の情報が得られていないことも含めて，情報不足のため，詳細不明である．

（前迫ゆり）

7. 四国地方

四国の中東部や南西部では被害程度の強い地点が確認された一方，中央部では顕著な影響は確認されなかった．被害が激しかった中東部の剣山系三嶺山域では，林床が裸地化しており，表土の流亡や斜面の崩壊も多くの地点で確認された．四国中東部の梶ヶ森や大座礼山でも，林床植生の衰退が確認されたが，三嶺のような表土の流亡や斜面の崩壊は確認されなかった．四国の中央部を東西に連なる四国山地では，東方に位置する剣山系から西方の石鎚山系にかけて被害程度の低下傾向が確認された．石鎚山系では，シカの生息が 2004 年から確認されており，今後の個体数増加が懸念されている．

（渡部雄貴・比嘉基紀）

8. 九州地方

1）鹿児島県

大隅半島：高隈山地においては，シカは分布していないとされていたが，近年シカが南下傾向にある．高隅地域では今回調査を行えなかったが，鹿児島大学農学部高隅演習林への聞き取り調査では，2，3 年まえからシカの姿を確認するようになったという．北部地域から南下してきている個体群と思われる．現時点では演習林内に明らかな植物への影響は確認されていないようだが，今後の影響が懸念されるところである．

鹿児島市と薩摩川内市および姶良市の境に位置する山地では既にシカの個体数が多く，森林や耕作地周辺でシカの影響がみられるようになっている．

北薩・霧島地域：今回，広範囲の調査は実施できなかったが，霧島地域ではほぼ全域がシカの影響下にあり，場所によってはディアラインが明瞭で表土流亡が生じている地点があるなど，依然として食害の影響が強い状況が続いている．また北薩地域でも同様にシカの影響が強い状況が続いている．今回調査を行った紫尾山系の伊佐市大口町での調査では，林床が衰退し，林道沿いなどの明るい場所ではマツカゼソウ，マムシグサ類等の不嗜好性植物が優占している状況がある．南限域に位置するサワグルミの小林分では林床のシダ類やその他の草本植物のほとんどが矮小化しており衰退が著しい．部分的に不嗜好性種のヤマシャクヤクが優占している箇所があるが，これもシカが影響している可能性がある．

屋久島の全域にシカの影響がみられる．影響度は強で，低地部に関しては著しい急傾斜地以

図 7　対馬佐護のヤブツバキ林床の裸地化（左）と宮崎県椎葉村のスズタケへの食害（右）

外はほぼ全域に影響がみられる．森林においては林床植生が大きく衰退しており，地域によってはナチシダ，イシカグマ，クワズイモなどの不嗜好種が繁茂している．今回の調査では標高 1000 m 以上の山地は確認できなかったが，シカによる被害は依然として続いていると予想される．（川西基博）

2）長崎県対馬および宮崎県：長崎県対馬では低標高地を含む全ての調査地点でシカによる林床植生への食害影響が大きい（図 7）ことが明らかとなった．龍良山などの自然林が拡がる地域から都市地域までのほぼ全ての森林がシカの強い食害影響を受けていた．

宮崎県の九州山地や霧島山地域，祖母・傾・大崩山地域などの高標高地ではシカによる林床植生への食害影響が大きかった．一方，宮崎県の低標高地の広範な地域と，高標高地でも諸塚村から熊本県阿蘇地域にかけての地域や日南地域ではシカによる林床植生への食害影響は小さかった. 日向市東郷町などでは, 低標高地であってもシカによる林床植生への食害影響が大きかった．（西脇亜也）

まとめ

情報不足の地域を含むものの，北海道から九州までの海岸植生から高山植生まで，また，湿地やササ草原から常緑広葉樹，落葉広葉樹，常緑針葉樹林までさまざまな植生からシカのインパクトが報告された．5 km メッシュの GIS 図において，2009 アンケート調査ではシカのインパクトによる植生への影響が太平洋側で顕著であったが，2019 調査では内陸部から日本海側にもシカの影響があらわれていた. すなわち，このアンケート調査は，シカの影響が太平洋側から内陸部および日本海側へとその影響を拡大していることを示唆した．さらにシカのインパクトによる表土流亡や土壌侵食といった影響の数値もやや上昇しており，日本の生態系へのシカのインパクトは進行していると考えられた．

謝辞

アンケート調査および野外調査にあたっては植生学会会員，非会員をはじめとする多くのみなさまにご協力いただきました．各位に心よりお礼申し上げます．

明石 信廣	麻生 泉	石井 亘	石川愼吾	石川幸男	石下亜衣紗	井田秀行
井上雅仁	内田真綾	宇野裕之	梅野詩織	梅原 徹	雲野 明	榎木 勉
江間 薫	大久保その子	大橋春香	大森威宏	小川雄大	奥村紘平	押岡茂紀
小俣寛国	唐津勇人	川西基博	川根 有機	菅野 洋	木下 悟誌	黒沢高秀
桑原 佳子	小出 可能	河野 淳一	幸田良介	近藤博史	阪口翔太	坂田ゆず
酒井 敦	崎尾 均	桜井智子	佐々木純一	佐藤雅彦	澤田 佳宏	嶋崎 暁啓
島田直明	清水英彦	下山祐樹	杉田久志	鈴木まほろ	須田隆一	高槻成紀
髙橋 歩	髙橋祥真	高村紀行	武田義明	田村駿斗	辻 秀之	津田 智
常俊容子	鐵 慎太朗	寺田仁志	栃本大介	富山森林研究所	砥綿 夕里花	中島春樹
中西 正	中屋智美	長田 萌	永井佑樹	中武 禎典	永松 大	西脇亜也
西野文貴	狭間陽奈	橋本啓史	長谷川千尋	波田善夫	濱口青空	浜田 拓
比嘉基紀	菱 拓雄	平田令子	平野達好	福澤加里部	福嶋 司	藤原 宣夫
冨士田 裕子	古川海人	法眼利幸	星野順子	星野義延	前迫ゆり	前田恵未
蒔田明史	松井月菜	松浦崇遠	松田貴子	松村俊和	真鍋 徹	丸山 隆
宮本誠一郎	宮野正仁	向井雄紀	向後裕介	村山敬洋	持田 誠	森田哲朗
八木正徳	山口隼平	大和 量	吉井 麻里子	吉川正人	若松伸彦	渡部俊太郎
渡邉千夏	渡部雄貴				（五十音順，著者含む）	

アンケート調査回答者（著者含む）および協力者一覧（敬称略，五十音順）

引用文献

橋本佳延・藤木大介 2014．日本におけるニホンジカの採食植物・不嗜好性植物リスト．人と自然，25: 133-160.

Higa, M., Kawanishi, M., Kubo, M. and Sakio, H. 2020. Temporal Changes in Browsing Damage by Sika Deer in a Natural Riparian Forestin Central Japan. 'Long-Term Ecosystem Changes in Riparian Forests' (ed. Sakio, H.), 143-178. Springer Open.

前迫ゆり（編著）2013．世界遺産春日山原始林－照葉樹林とシカをめぐる生態と文化．255pp．ナカニシヤ出版.

前迫ゆり・高槻成紀（編著）2015．シカの脅威と森の未来－シカ柵の有効性と限界．247pp．文一総合出版.

McCullough, C. R., Takatsuki, S. and Kaji, K. (eds.) 2009. Sika Deer. 666pp. Springer. Tokyo, Berling, Heidelberg, New York.

植生学会企画委員会 2011．ニホンジカによる日本の植生への影響―シカ影響アンケート調査（2009～2010）結果―．植生情報，15: 9-30.

28th Pro Natura Fund Specified Program

Impacts of deer on vegetation biodiversity in Japan for 2018–2019, as assessed through a questionnaire survey

MAESAKO Y., KODA R., HIGA M., MATSUMURA T., TSUDA S.,
NISHIWAKI A., KAWANISHI M., YOSHIKAWA M.,
WAKAMATSU N., FUJITA H., IDA H. and NAGAMATSU D.

We examined the impact of sika deer on regional vegetation in 2018–2019 using data from a questionnaire survey. We quantitatively evaluated the impact of the deer on vegetation biodiversity and identified areas facing irreversible ecosystem shifts and biodiversity degradation by comparing survey data between 2009 and 2019. The survey aggregated 952 data sets which included areas with heavily impacted vegetation across Japan, from north (e.g., Shiretoko Peninsula, Hokkaido) to south (e.g., Yakushima Island, Kagoshima Prefecture), as well as various vegetation types, such as evergreen warm temperate forests, deciduous temperate forests, cool temperate conifers, coastal grasslands, wetlands, and alpine vegetation. We found new evidence for impacts on inland parts of Japan and coastal areas near the Sea of Japan in 2019, in addition to heavily impacted areas since 2009. Furthermore, such effects have been expanding since 2009, especially in the southwestern part of the Pacific side of Japan. Our results indicate that negative impacts on floral biodiversity caused by sika deer are increasing in Japan.

Keywords: deer pressure degree, impoverlshed forest floor, milestone, monitoring survey, regional vegetation, slope failure

Group for the Research of the Changes in Vegetation by Sika Deer and Conservation of Biodiversity

第 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　特定テーマ助成

長野県霧ヶ峰高原での防鹿柵設置による絶滅危惧動植物の保全・再生効果

霧ヶ峰高原研究会
小山明日香[1]・内田　圭[2]・中濵直之[3]・岩崎貴也[4]・
尾関雅章[5]・須賀　丈[5]

霧ヶ峰高原は多くの絶滅危惧動植物の生息地であり，国内有数の観光地でもある．しかし近年ニホンジカによるニッコウキスゲの被食被害が深刻化し，対策として複数の防鹿柵が設置されている．本研究では，亜高山帯半自然草原での防鹿柵設置による生物多様性保全効果を検証することを目的に，植物・昆虫調査およびドローン画像解析を行った．結果，植物の開花種数，開花数および絶滅危惧種の開花種数はいずれも柵内で柵外より多く，チョウおよびマルハナバチの種数・個体数も柵内で柵外より多かった．また，ドローン空撮画像をもとに防鹿柵内外のニッコウキスゲの花数を計測し，防鹿柵による保全効果をより広域で視覚化した．本成果は，防鹿柵の設置が観光資源植物および絶滅危惧動植物を保全するうえで不可欠であることを示している．

キーワード：観光資源，生物多様性，ドローン画像解析，半自然草原

Ⅰ．背景と目的

霧ヶ峰高原は，半自然草原および国の天然記念物である 3 つの湿原から構成されており，多くの絶滅危惧動植物の生息域である．たとえば植物相では，コウリンカ，ヤナギタンポポ，キリガミネトウヒレン，マツムシソウなど 70 種以上の環境省指定あるいは都道府県別指定の絶滅危惧種が生育している．また，霧ヶ峰高原に生息するチョウ類は 100 種を超え，アサマシジミをはじめとする絶滅危惧種が約 20 種含まれている．また，レンゲツツジ，ニッコウキスゲの開花時期には 200 万人を超える観光客が訪れる，地域の重要な観光資源でもある．

しかし，霧ヶ峰地域では 1990 年頃よりニホンジカが頻繁に出没するようになり（岸元ほか 2006，2010），2000 年代には草原・湿原植生に甚大な被害が見られるようになった（尾関・岸元 2009）．特に，観光資源として重要なニッコウキスゲはニホンジカの嗜好植物の一つであり，花茎や花序の採食被害が霧ヶ峰全域で確認されている．一時はニッコウキスゲの開花個体数が激減し，観光客数の減少により地域に大きな経済被害をもたらしたといわれている．そのため，霧ヶ峰自然環境保全協議会（事務局：長野県諏訪地域振興局）や地域の牧野組合によって霧ヶ峰の観光道路沿いにニホンジカの侵入を防止する防鹿柵の設置が複数個所で試みられている（図 1）．

1: 国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所，2: 東京大学大学院 農学生命科学研究科，3: 兵庫県立大学 自然・環境科学研究所，4: 神奈川大学 理学部，5: 長野県環境保全研究所
2019. 11. 20 受付　2020. 9. 29 公開

図1　長野県霧ヶ峰高原に設置された防鹿柵．柵内（写真手前）ではニッコウキスゲが開花しているが，柵外（写真奥）ではシカの食害により開花がみられない．

シカ類の個体群増加およびそれに伴う生態系被害は全球的な課題であり（Côté et al. 2004），日本でも全国各地で植生被害が報告されている（植生学会企画委員会 2011）．ニホンジカによる生態系影響や防鹿柵設置による保全・再生効果の検証はこれまで主に森林生態系を対象にすすめられてきた（たとえば Takatsuki 2009, 田村ほか 2016）．一方で，火入れや採草といった伝統的管理により高い生物多様性が維持され，開発や管理放棄により近年急速に減少している半自然草原においては，シカによる生態系影響や防鹿柵設置の効果に関する研究は限られている（大津ほか 2011）．霧ヶ峰高原においても，国の天然記念物を含む貴重な生態系であるにも拘わらず，防鹿柵を活用した調査研究としては，柵の一時的な設置がシカの行動に与える影響を観察した例（瀧井ほか 2013）や，一つの防鹿柵での植生応答の調査にとどまっている．防鹿柵設置によるニッコウキスゲを含む生物多様性の回復効果の検証は，効果的なシカ被害対策をすすめる上で早急に取り組むべき課題である．

本研究では，霧ヶ峰高原内の半自然草原を対象に，防鹿柵設置による生物多様性の回復効果を複数防鹿柵を対象に検証するとともに，効果的な柵設置指針を検討すること，また生物多様性の回復効果を「視覚化」することで地域と情報共有し，対策の意欲向上をはかることを目的とした．

II．材料と方法

1. 調査地

調査地である霧ヶ峰高原は，長野県の中部，八ヶ岳中信高原国定公園の中央（北緯 36 度 6 分，東経 138 度 11 分）に位置しており，標高は約 1500 ～ 1900 m である（図 2a）．霧ヶ峰高原は，歴史的に採草地として維持されてきた半自然草原，国の天然記念物を含む高層湿原および樹叢から構成されており，調査地である半自然草原

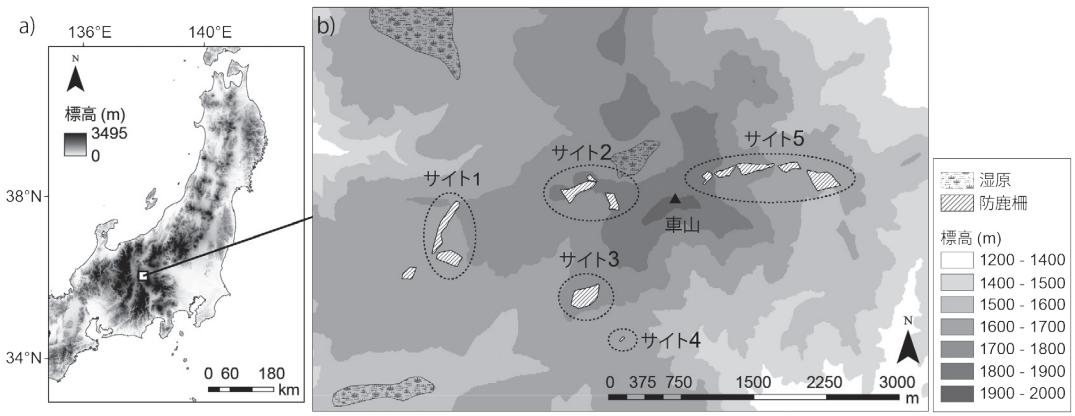


図2　調査サイトの位置図

の面積は約 2300 ha である．2018 年の月最低気温は 1 月の－1.3 ℃，最高気温は 7 月の 25.5 ℃，年降水量は 1430 mm である．防鹿柵は 2011 年から 2017 年にかけて霧ヶ峰自然環境保全協議会や牧野組合により霧ヶ峰高原内の広域に複数ヵ所設置された．本研究では，それぞれ防鹿柵 1 ～ 3 基を含む 5 サイトを設定し，サイト内の防鹿柵 12 基を対象とした（図 2b）．防鹿柵の平均面積は 2.6 ha，平均周囲長は 0.7 km，サイト毎の平均総面積は 5.2 ha，平均総周囲長は 1.6 km である．防鹿柵はネット柵 1 基を除き電気柵である．各防鹿柵の内外に幅 3 m 長さ 50 m の調査トランセクト（合計 24 トランセクト）を設定した．柵外の調査トランセクトはいずれも防鹿柵から 5 ～ 50 m の位置に設定した．

2. 方法

1）植物調査

防鹿柵設置が植物の種多様性に与える影響を検証するために，開花植物調査を行った．2018 年 6 月下旬および 8 月下旬に，各調査トランセクトにおいて花弁を有する植物の個花あるいは穂状花序数を種ごとにカウントした．なお，防鹿柵内外間の環境条件の違いを検証するために，各トランセクトに 1 m^2 コドラートを 5 つ（計 120 コドラート）設置し，各コドラートにおいて土壌水分含率および平均植生高を計測したところ，防鹿柵内外で有意な差は認められなかった（t 検定，ともに $P > 0.1$）．

2）昆虫調査

防鹿柵設置が昆虫の種多様性に与える影響を検証するために，チョウ類およびマルハナバチ類の調査を行った．植物調査と同時期の 6 月下旬および 8 月下旬の晴天で無風あるいは微風時に，調査トランセクト内に出現したチョウ類およびマルハナバチ類の種名，訪花の有無および訪花中であった場合の植物種名を記録した．なお，2017 年にも予備調査として 6 月上旬及び 8 月下旬に同様の調査を実施した．

3）ドローン調査

防鹿柵設置による生物多様性保全効果を広域で視覚化するために，無人飛行機（UAV，通称ドローン）による空撮撮影および画像解析を行った．レンゲツツジ（6 月下旬）およびニッコウキスゲ（7 月中旬）の開花時期に合わせて，5 調査サイトのうち 2 サイト（サイト 2 とサイト 3）の一部を対象に，地表約 10 m の高さからドローン（DJI Phantom 4 Pro）による柵内および柵外の空撮を行った．

3. 解析

植物種多様性を評価するために，3 つの多様性指数（開花種数，開花数，絶滅危惧種の開花種数）を算出した．絶滅危惧種は環境省指定のレッドリスト（2014）で準絶滅危惧（NT）以上，あるいは 47 都道府県のレッドリストに基づき当該種が分布する都道府県の 20 %以上で準絶滅危惧（NT）以上に指定されている種を対象とした．3 つの多様性指数を応答変数，柵内／柵外の違いを説明変数，調査サイトをランダム効果とし，ポアソン分布を仮定した一般化線形混合モデル（GLMM）を適用した．また，3 つの植物種多様性指数の相関関係を検証するために，多様性指数の全組み合わせに対してピアソンの相関係数を算出した．

同様に昆虫調査のデータを用いて，チョウ類・マルハナバチ類それぞれの種数および個体数，訪花チョウ類・訪花マルハナバチ類それぞれの種数および個体数を応答変数，柵内／柵外の違いを説明変数，調査サイトをランダム効果とした GLMM を適用した．なお，6 月調査では記録個体数が少なかったため，8 月調査の結果のみ解析を行った．

開花植物数が訪花昆虫数に与える影響を検証するために，2018 年 8 月の訪花チョウ類・訪花マルハナバチ類の種数を応答変数，開花植物

数を説明変数としたGLMMを適用した．

さらに，防鹿柵の形状が生物多様性保全効果に与える影響を検証した．GLMMを適用し，防鹿柵内の植物種数，チョウ類・マルハナバチ類それぞれの種数および個体数を応答変数とし，説明変数の異なる7つのモデル（1. ヌルモデル，2. 各防鹿柵の面積，3. 各防鹿柵の周囲長，4. 各防鹿柵の面積＋周囲長，5. 各サイトの防鹿柵の総面積，6. 各サイトの防鹿柵の総周囲長，7. 各サイトの防鹿柵の総面積＋総周囲長）を設定し，AICによるモデル選択を行った．なお，解析はすべて統計ソフトR（version 3.3.1 ～ 3.5.1, R Development Core Team）を用いた．

ドローン調査で得られた空撮画像は，画像解析ソフトPhotoScan Professional（version 1.4.3, Agisoft）を用いてオルソ画像合成を行い，各サイト各季節での合成画像を作成した．得られた合成画像は地理情報システム解析ソフトArcMap（version 10.5，ESRI）の対話的な教師付き分類の機能を用いて分析し，画像の色を示すRGB値を基に，レンゲツツジあるいはニッコウキスゲの花を識別した．さらに識別ミスを除去するため，花と識別されたもののうち，10 cm^2 未満のものを削除した．最後に，得られた花識別結果から各対象範囲内の花数と花面積を推定した．

Ⅲ．結果

植物調査により，絶滅危惧種23種を含む90種が記録された．開花種数，開花数および絶滅危惧種の開花種数はいずれも柵内で柵外より高かった（図3）．特に開花数は柵外で少なく，柵内のニッコウキスゲの花は柵外の約300倍であった．植物種多様性の相関解析の結果，絶滅危惧種の開花種数は開花植物種数および開花数とそれぞれ有意に相関した（$p < 0.01$）．

昆虫調査により，（絶滅危惧種4種を含む）チョウ類22種，マルハナバチ類4種が記録された．解析の結果，チョウ類の種数，個体数およびマルハナバチ類の個体数はいずれも柵内で柵外より多かった（図4a-d）．訪花チョウ類の種数，個体数および訪花マルハナバチ類の種数，個体数も柵内で柵外より有意に多い傾向にあった（図4e-h）．また，2018年の調査の結果，訪花チョウ類および訪花マルハナバチ類の種数は，開花植物種数と有意な正の関係を示した（図5）．

防鹿柵の形状が種数（植物，チョウ類，マルハナバチ類，訪花チョウ類，訪花マルハナバチ類）に与える影響はいずれも検出されなかった（表1）．一方で，訪花チョウ類，マルハナバチ類および訪花マルハナバチ類の個体数に対し，各サイトの防鹿柵の総面積が有意に正に，総周

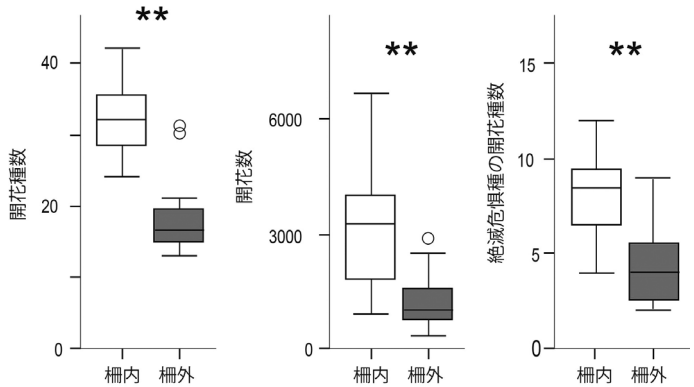


図3　防鹿柵内外における植物種多様性．**：柵内外での有意差（$p < 0.01$）を示す．

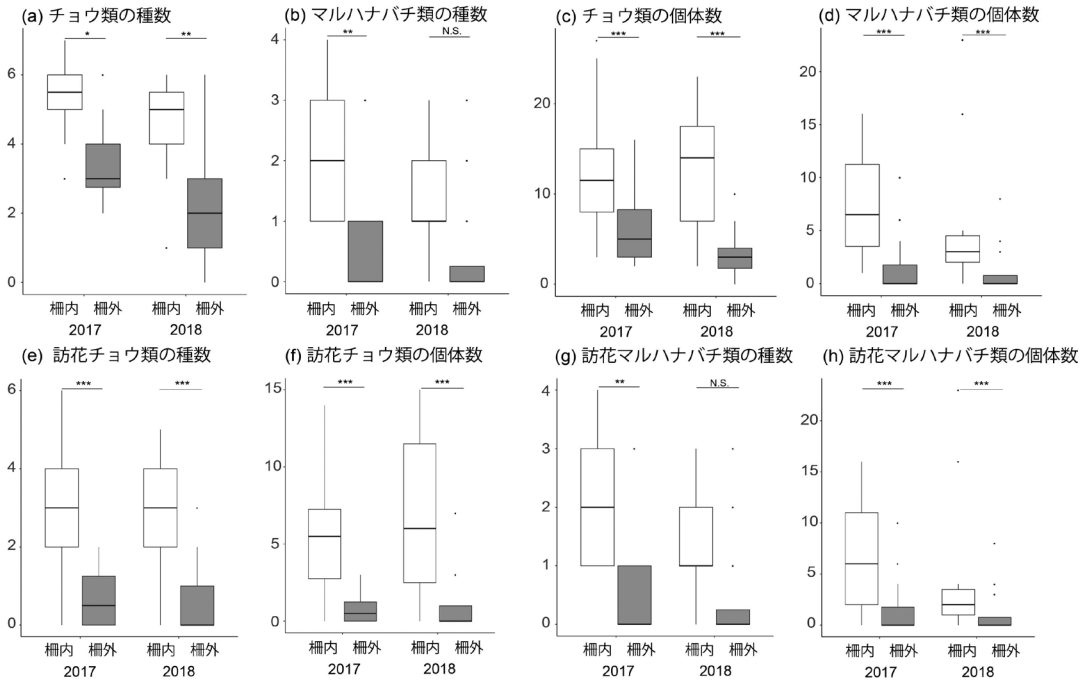


図 4　防鹿柵内外における昆虫種多様性．*，**，***：柵内外での有意差（それぞれ $p < 0.05$，< 0.01，< 0.001）を示す．N.S.：有意差無し．

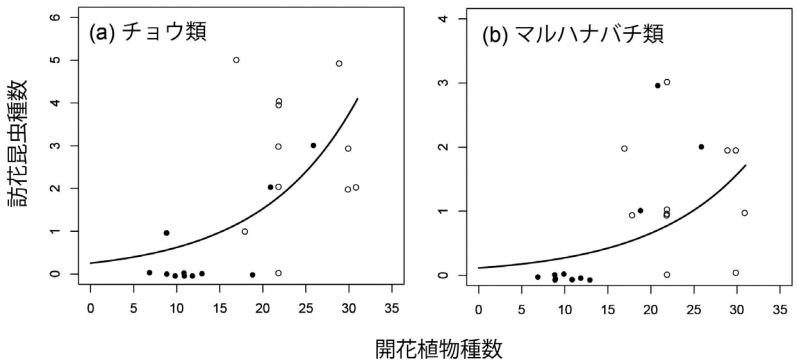


図 5　開花植物種数と訪花昆虫個体数の関係．白丸：柵内，黒丸：柵外を示す．

囲長が負に影響した（表 1）．

ドローンによる空撮では，各サイト各季節で，柵の内外を合わせて平均 2,796 枚の写真を撮影し，オルソ画像合成によって約 2.5 ～ 3.3 ha の面積についての広域画像を得た．さらに，画像解析により，柵内および柵外の開花状況を広域で視覚化した（図 6）．レンゲツツジについて 1 ha 当たりの花数を柵内外で比較したところ，サイト 3 の柵内で少し少ないものの，他では約 2 万前後の花数で安定しており，大きな違いはみられなかった．1 ha 当たりの花面積でも同様で，サイト 3 の柵内で少し少ないものの，他ではほとんど違いが無かった．一方，ニッコウキスゲの 1 ha 当たりの花数では，柵内ではサイト 2 で約 3 万花，サイト 3 で約 4 万花だったのに対し，柵外ではサイト 2，3 ともに 500 未満

表 1　防鹿柵の形状が植物の種数および昆虫の種数・個体数に与える影響

		年	総面積	総周囲長	面積	周囲長
植物	種数	2018			-NS	
チョウ類	種数	2017				
	種数	2018				
	個体数	2017	+*	-NS		
	個体数	2018				
訪花チョウ類	種数	2017				
	種数	2018				
	個体数	2017	+*	-*		
	個体数	2018	+*	-*		
マルハナバチ類	種数	2017				
	種数	2018				
	個体数	2017	+*	-*		
	個体数	2018	+*	-NS		
訪花マルハナバチ類	種数	2017	+NS			
	種数	2018				
	個体数	2017	+*	-*		
	個体数	2018	+*	-NS		

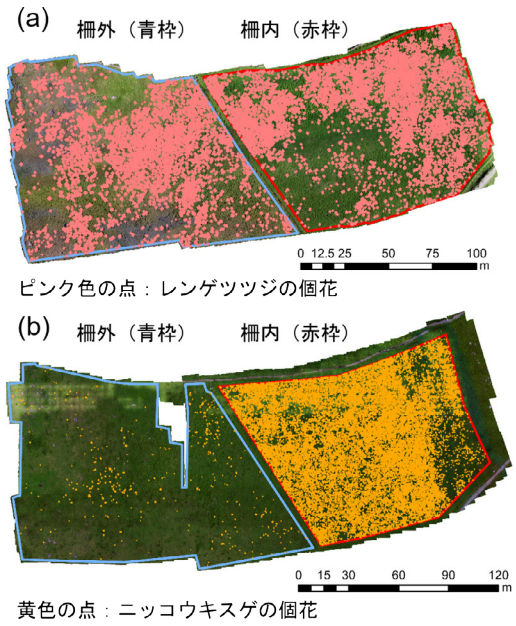


図 6　ドローン画像解析による防鹿柵内外のニッコウキスゲの開花状況

と大きな差がみられ，サイト 2 では 67 倍，サイト 3 では 86 倍，柵外より柵内の花数が多かった．1 ha 当たりの花面積では違いがより顕著であり，サイト 2 の柵内では柵外の 107 倍，サイト 3 の柵内では柵外の 151 倍の花面積が検出された．

Ⅳ．考察

1. 防鹿柵設置による生物多様性保全・再生効果

本研究により，防鹿柵設置が亜高山帯・半自然草原の絶滅危惧動植物を含む生物多様性保全･再生にきわめて有効であることが示された．特に，ニッコウキスゲを含む開花植物の種数および開花数は柵外で著しく少なくなっており，観光資源を保全・再生するためには防鹿柵の設置が不可欠であると考えられる．また先行研究において，開花植物の多様性に伴って訪花昆虫の種数や訪花頻度が増加することが知られている（Ebeling et al. 2008）．本研究においても，開花植物種数と訪花チョウ類および訪花マルハナバチ類の種多様性との間に同様の傾向が認められた．このことは，防鹿柵設置による開花植物の保全が，蜜源植物の確保につながることで送粉昆虫相の保全にも寄与することを示唆している．さらにシカの過採食による送粉昆虫相の減少は，植物の繁殖成功を低下させるおそれがある（Sakata and Yamasaki 2015）．よって，防鹿柵設置の取組みは，生物多様性保全のみならず，植物の個体群維持や送粉ネットワークの保全においても重要であると考えられる．

2. 効果的な防鹿柵設置指針の検討

防鹿柵設置による生態系保全の有効性はこれまでにも森林生態系を中心に明らかにされてきたが（たとえば Takatsuki 2009），広域への適用には設置や維持コストの確保が課題となる．防鹿柵設置の取組みをすすめるためには効果的な設置指針が求められるが，保護柵の有効面積や効果的な形状を検討する研究は今のところほとんど報告されていない．本結果は，景観レベルで防鹿柵の面積が大きく，周囲長が短いほど昆虫個体数の保全効果が高いことを示した．このことは，総面積が同じであっても，大面積で少数の防鹿柵を設置する方が，小面積で多くの防鹿柵設置より送粉昆虫の保全効果が高いことを

示唆している．

防鹿柵の設置開始時期もまた，生物多様性保全効果に大きく影響する．シカ密度が増加した森林や半自然草原において，密度増加から 10 年以上が経過して防鹿柵を設置した例では，植物や昆虫相の多様性が回復しなかった（奥田ほか 2010，田村 2010）．霧ヶ峰高原では，シカの目撃情報や被食被害が認識され始めてから柵設置までの期間が比較的短く，このことが生物多様性の保全・再生につながった可能性がある．今後このような防鹿柵設置指針を検討する研究を複数の生物相や多様な防鹿柵を用いて進めていく必要がある．

近年，ドローンの高機能化・普及が進んだことにより，広域の植物分布調査にもドローンが活用されるようになってきた（小熊ほか 2016，加藤ほか 2018 など）．本研究でもドローンを活用して詳細な広域画像データを取得し，合計 11 ha を越える広い範囲について 2 種の花数と花面積を推定することができた．面的かつ定量的なデータは，異なる場所・時間のデータを比較する際に有用であり，利用価値が高い．また，ドローン調査の設定や解析は専用ソフトウェアを用いて行うため，同じ範囲・同じ条件で繰り返し撮影・解析を行うことができる．さらに，ドローンで取得した空撮データには高精度の位置情報が記録されているため，地理情報システム解析ソフト上で異なる時期の画像データを重ね合わせて解析することが可能である．これらの利点により，本研究と 10 年後 20 年後，あるいは今後に新たに設置する防鹿柵の設置前と設置後，設置直後と 10 年後 20 年後などで画像を比較することで，防鹿柵の効果をより詳細に検証することができるだろう．将来的な時系列解析のため，今後も必要に応じて定期的にドローン調査を行い，データを蓄積していく必要があると思われる．

3. 地域での生物多様性保全の取組みに向けて

土地所有者や土地管理者が生物多様性に配慮した生態系管理を行う上で，生物同定の困難さはしばしば大きな障害となる．本結果では，イネ科やカヤツリグサ科植物といった現地での同定や発見が困難な種を除く開花植物の種数や開花数が絶滅危惧種の開花種数と正に相関することが示された．このことは，専門知識を有しない土地所有者や管理者が生物多様性保全に配慮した土地利用・管理を行う際に，開花植物を指標とすることで生物多様性保全につながる可能性を示唆している．

本研究成果は，土地所有者や土地管理者，地

図 7　研究成果の普及．a）2019 年 5 月に実施した成果報告会の様子．b）研究成果をまとめたリーフレットの一部．

域の人々に広く研究成果を普及するために，長野県内においてシンポジウム（2019 年 5 月 20 日）やサイエンスカフェ（2019 年 6 月 13 日）を開催し（図 7a），その一部は地域の新聞記事（長野日報 2019 年 5 月 21 日付，信濃毎日新聞 2019 年 5 月 21 日付，諏訪市民新聞 2019 年 5 月 22 日付）においても紹介された．また，観光客を含むより多くの人々に霧ヶ峰高原におけるシカ問題を共有するために，研究内容を紹介するリーフレットを作成し（図 7b），霧ヶ峰高原内のビジターセンター等に配布した．

霧ヶ峰高原に設置されている防鹿柵は，日本有数の設置面積といえるが，それでも半自然草原全体の 1 % 以下である．本成果は，防鹿柵の設置が絶滅危惧動植物や観光資源植物を含む生物多様性を保全するうえで不可欠であり，防鹿柵設置の取組みの継続と拡大の重要性を示している．

謝辞

本研究を行うにあたり，長野県諏訪地域振興局および霧ヶ峰自然環境保全協議会には調査許可をはじめご協力いただきました．感謝申し上げます．

引用文献

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.

Ebeling, A., Klein, A.M., Schumacher, J., Weisser, W.W. and Tscharntke, T. 2008. How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? Oikos 117: 1808–1815.

加藤英寿・朱宮丈晴・山崎敦基 2018．小型 UAV による空撮映像を用いた南硫黄島の植物分布・植生図作成の試み．小笠原研究 44：145–152.

岸元良輔・三井健一・須賀　聡 2006．霧ヶ峰におけるニホンジカのライトセンサス．長野県環境保全研究所．研究プロジェクト成果報告 4：43–46.

岸元良輔・逢沢浩明・吉岡麻美・石田康之・三井健一・須賀　聡 2010．霧ヶ峰におけるニホンジカ *Cervus nippon* のライトセンサス調査による個体数変動．長野県環境保全研究所研究報告 6：13–16.

小熊宏之・井出玲子・井鷺裕司 2016．UAV 観測画像を用いた絶滅危惧植物の花の自動検出手法．日本リモートセンシング学会誌 36：72–80.

大津千晶・星野義延・末崎　朗 2011．秩父多摩甲斐地域を中心とする山地帯・亜高山帯草原に与えるニホンジカの影響．植生学会誌 28：1–17.

奥田　圭・田村宜格・關　義和・山尾　僚・小金澤正昭 2010．ニホンジカの高密度下における防鹿柵の設置がマルハナバチ群集の回復に寄与する効果．保全生態学研究 19：109–118.

尾関雅章・岸元良輔 2009．霧ヶ峰におけるニホンジカによる植生への影響：ニッコウキスゲ・ユウスゲの被食圧．長野県環境保全研究所研究報告 5：21–25.

Sakata, Y. and Yamasaki, M. 2015. Deer overbrowsing on autumn-flowering plants causes bumblebee decline and impairs pollination service. Ecosphere 6: 274.

植生学会企画委員会 2011．ニホンジカによる日本の植生への影響：シカ影響アンケート調査（2009 ― 2010）結果．植生情報 15：9–30.

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 15：255–264.

田村　淳・上山真平・松崎加奈恵・鈴木哲平・藤森博英 2016．シカの採食圧を受けてきた渓畔域の針葉樹人工林での広葉樹の更新に対する受光伐と植生保護柵の効果．日本森林学会誌 98：279–285.

瀧井暁子・泉山茂之・奥村忠誠・望月敬史 2013．長野県霧ヶ峰高原におけるニホンジカの草原の利用と電気柵の影響．信州大学農学部 AFC 報告書 11：17–23.

28th Pro Natura Fund Specified Program

Conservation of threatened species by installing deer fences at Kirigamine Plateau in Nagano Prefecture, Japan

KOYAMA Asuka, UCHIDA Kei, NAKAHAMA Naoyuki,
IWASAKI Takaya, OZEKI Masaaki and SUKA Takeshi

Kirigamine Plateau, where is a habitat for various threatened plants and animals, is one of the most popular natural tourist sites in Japan. In recent years, however, tourism flowers (e.g., *Hemerocallis middendorffii*) have suffered severe browsing damage by sika deer, and therefore several deer fences have been installed. In this study, to assess the conservation effects of deer fences on species diversity of subalpine semi-natural grasslands, plant and insect surveys with UAV image analysis were conducted in semi-natural grasslands of Kirigamine Plateau. The numbers of flowering plant species, flowers and flowering threatened plant species were higher inside fences than those outside the fences. The numbers of butterflies and bumblebees were also higher inside than outside the fences. UAV image analysis visualized the conservation effects of the deer fences over a wider area. Our results highlight that the installation of deer fences is indispensable for the conservation of both tourism resources and threatened species.

Keywords: biodiversity, semi-natural grassland, tourism resource, UAV image analysis

Kirigamine-grassland Research Group

第 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　特定テーマ助成

複数の行政機関が収集したシカに関するデータの再解析と結果統合による保全対策の新提案

エゾシカの植生への影響評価グループ
冨士田裕子[1]・明石信廣[2]・小林春毅[3]

エゾシカによる農林業被害は深刻で，影響は自然林や草原，湿原にまで及ぶ．各行政機関はエゾシカの生息状況や植生への影響について個々に調査を行い，膨大な調査データを所有するが，これらのデータを横断的に用いて影響評価を行うことはほとんどなかった．本研究は，全道レベル及びサロベツ湿原とその周辺を対象に，複数の行政機関が収集したデータの再解析と現地調査により，現状把握と保全策等を提案することを目的とした．

全道レベルでは，北海道森林管理局の「エゾシカの立木食害等が天然更新等に与える影響調査」データの解析から，エゾシカの個体数変動の地域パターンと林床植物の嗜好性との間に関係性を見出した．また，稚樹の採食痕の有無データから，エゾシカの高密度状態が続く地域で稚樹密度が低いこと，樹種嗜好性は地域間で概ね一致するが嗜好性の高い種には地域差が存在することを示した．

サロベツ湿原では，環境省の GPS 首輪データから，湿原周辺部を夏期に利用する個体群が存在することが明らかになった．湿原内に設置した自動撮影カメラやシカ柵を用いた植生調査・食痕調査から，夏期に湿原周辺に留まる個体群の採食や休息は認められるが，植生への影響は現在のところ小さかった．これらの個体群の駆除を提案するとともにモニタリングの継続が望まれる．

キーワード：SPUE，個体数変動，シカ柵，嗜好性，食痕率，稚樹密度

Ⅰ．はじめに

1. エゾシカの増加

北海道のみに生息するニホンジカ（*Cervus nippon*）の亜種エゾシカ（*Cervus nippon yesoensis*）は，1800 年代後半の大雪と乱獲により一時は絶滅寸前にまで激減したが，1980 年以降，北海道東部を中心に個体数が増加し，交通事故や農林業被害が深刻な問題となってきた．北海道による個体数管理によって，生息数はやや減少しつつあるが，いまだ平成 30 年度の推定生息数は 66 万頭にも及ぶ（北海道環境生活部環境局生物多様性保全課エゾシカ対策グループ 2019）．

エゾシカの影響は，森林においては樹木の樹皮剥ぎ，稚樹や萌芽などの採食による種組成の変化や天然更新の阻害などがみられるほか（梶 1993，明石 2000，助野・宮木 2007，宮木 2011），近年は湿原植生（冨士田ほか 2012，村松・冨士田 2015）や高山植生（杉浦ほか 2014，環境省北海道地方環境事務所 2012，さっぽろ自然調査館 2011，内田 2009）にまで及んでいる．

1: 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園　2: 北海道立総合研究機構林業試験場　3: 北海道十勝総合振興局林務課
2020. 2. 3 受付　2020. 9. 29 公開

2. 北海道におけるエゾシカが森林植生に及ぼす影響評価

森林に対するエゾシカの影響について，樹皮剥ぎや稚樹採食など樹木に関する研究は盛んに行われている（阪部ほか 1998，Akashi and Nakashizuka 1999，Akashi and Terazawa 2005，明石 2009，鈴木ほか 2011）．明石・宇野（2011）は，枝葉や稚樹の食痕率はライトセンサスと相関があること，樹高 50 cm 未満の稚樹の食痕率は 50 cm 以上の稚樹に比べてササの被度の影響が強いことから，エゾシカが森林の更新に及ぼす影響を判断する指標として，樹高 50 cm 以上の稚樹の食痕が有効と提案している．一方で，Akashi（2009）は，エゾシカの影響が一定レベルを超えると，森林の低木層は急速に衰退し，元の状態に回復させるのが困難になることを示している．また, エゾシカは季節移動する（Uno and Kaji 2000，Igota et al. 2004，Sakuragi et al. 2004）ため，植生への影響は季節により異なると考えられる．

樹木被害である樹皮剥ぎは主に冬期に発生するのに対して，夏期の生息地では稚樹や林床植生への影響が懸念される．エゾシカの林床植生への影響をより詳細に把握することが求められるが，エゾシカが林床植生に与える影響について明らかにした研究例は少ない．

エゾシカは口が届く範囲にあるさまざまな草本や樹木の枝を採食するが，どんな植物でも採食するわけではなく，嗜好性の高い種を選択的に採食する（Akashi et al. 2015）．そのため，エゾシカの嗜好性が分かれば，嗜好性の高い樹種に注目することでエゾシカの増加初期の影響を認識したり，エゾシカ被害の危険性のある場所での植栽樹種として嗜好性の低い樹種を選択したりすることが可能となる．一方，エゾシカの嗜好性は，北海道内の地域ごとの植物相や植生などにより異なる可能性がある．地域の植物相や植生は，その地域の気候や地形などの自然条件だけでなく，エゾシカの侵入，増加に伴う影響も受けていると考えられる．

3. サロベツ湿原とその周辺におけるエゾシカの影響

利尻礼文サロベツ国立公園に指定されているサロベツ湿原と隣接する砂丘林（国有林）とその流域では，近年のエゾシカ個体数の増加により，目撃情報の増加や農林業被害，さらには，湿原内での食害やシカ道の増加などが問題となっている．環境省の調査によると，エゾシカの越冬地が国立公園内の稚咲内砂丘林内に存在し，春先に夏の滞在地に移動することが明らかになっている（特定非営利活動法人 EnVision 環境保全事務所 2014，2015）．エゾシカに装着した発信機のデータから，いくつかの移動パターンが存在すること，一部の個体が夏期の生息地として湿原周辺に留まっていることが明らかになっている（環境省北海道地方環境事務所 2016）．また，過去の空中写真や自然再生事業で撮影したレーザープロファイラーデータを利用したシカ道の時系列変化から，エゾシカが確実に湿原内に入り込み，シカ道が急増していることも明らかになっている（村松 2014；環境省北海道地方環境事務所 2013）．一方，湿原内での採食に関しては，特にゼンテイカの花の採食が目立つことから，この点に関する調査も実施されたがその対策を提示するには至っていない（特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク 2012，2013）．

このように，シカの行動，個体数増加，シカ道の増加等のデータは存在するが，具体的にサロベツ湿原内とその周辺でエゾシカによってどのような影響が現れているのかについては，詳細な研究例がない. このまま対策を講じないと，主に隠れ場所と牧草地間の往来のみに利用されてきた湿原が，採食地として利用されるように

なり，湿原生態系に重大な影響を与えることが懸念されている．

4. 本研究の目的

エゾシカによる農林被害や自然環境への影響に対して，環境省，北海道森林管理局，市町村等の行政機関は，専門会社に調査を発注し，生息状況や植生への影響に関する膨大な調査データを収集している．これらのデータは，報告書発行後は各行政機関に帰属し，再解析されることはほとんどない．本研究は，これらのデータを再解析し，さらに不足分の現地調査を実施し，行政の垣根を越えて解析結果を統合することで，全道レベル及びサロベツ湿原とその周辺を対象に，より具体的な影響を明らかにし，効果的な影響評価法や保全策等を提案することを目的とする．

北海道森林管理局では 2009 年から「エゾシカの立木食害等が天然更新等に与える影響調査」を実施している．このうち稚樹調査データを活用して，主要樹種の稚樹に対するエゾシカの嗜好性を評価した．また，林床植生データと北海道がデータを蓄積してきた 5 km メッシュごとの 1 狩猟者 1 日当たりの目撃数である SPUE を用いて，北海道内に設定されている 13 地域の森林計画区を基本単位として，エゾシカの個体数密度，嗜好性，エゾシカが侵入してからの時間経過に着目し，エゾシカが林床植生へ与える影響を検討した．

サロベツ湿原とその周辺部については，環境省が収集した GPS 首輪データの再解析，既存報告や環境省の自然再生事業における調査報告などから，湿原内でエゾシカの影響が予想される地域を選択し，それぞれにシカ柵を設置しその内外で植生調査を実施し，具体的にどのような影響が植生や植物に及んでいるのかを検討した．

Ⅱ．エゾシカが森林植生に及ぼす影響

1. 方法

1）北海道森林管理局「エゾシカの立木食害等が天然更新等に与える影響調査」

北海道森林管理局の「エゾシカの立木食害等が天然更新等に与える影響調査」では，2009 年から 2018 年までに，標高 1000 m 以下の広葉樹を含む天然林に 50 m × 4 m の調査区が 336 箇所設置された．各調査区 50 m × 4 m において胸高直径 1 cm 以上の樹木の毎木調査を行うとともに，このうち半分の 50 m × 2 m を稚樹プロットとして，胸高直径 1 cm 未満かつ高さ 30 cm 以上の稚樹について樹種，樹高，食痕の有無が記録された．さらに，調査区内の 1 m × 1 m のサブコドラート 20 ヶ所において林床植生の出現植物と食痕の有無が記録された．稚樹プロットに出現した稚樹が 20 本未満の場合は，調査区の残りの 50 m × 2 m でも稚樹調査が実施された．一部の調査区では最大 100 m × 4 m（4 プロット）まで調査区が拡張された．

2）稚樹採食の樹種嗜好性

稚樹の食痕の有無のデータを解析に用いた．採食痕は，過去 1 年程度のものと見られる新しいもの，それ以前の古いものが区別されて記録されているが，ここでは新しいものを食痕とした．336 箇所の調査区のうち 115 箇所では，3 年以上の間隔を空けて再調査が行われたが，解析では独立した調査として扱った．

各稚樹の食痕の有無について，樹高を説明変数，調査地と樹種をランダム効果とする一般化線形混合モデル（二項分布，リンク関数はロジット）を適用し，樹種ごとの採食の受けやすさを示すものとして，各樹種のランダム効果の値を得た．解析は R 3.4.0（R Core Team 2017）及び lme4 パッケージ（Bates et al. 2015）を利用した．

すべてのデータを用いた解析とともに，北海道を振興局・総合振興局を単位として 6 地域（渡

島半島＝渡島・檜山，胆振日高，石狩空知，道北＝上川・留萌・宗谷，オホーツク，根釧十勝＝根室・釧路・十勝）に分割し，地域ごとの解析も行った．なお，後志総合振興局管内の調査は行われていなかった．

解析にあたって，イタヤカエデとオオバボダイジュについては，亜種や変種の記載があるデータも種としてまとめて扱った．

3）エゾシカの採食が林床植生へ与える影響

林床植生調査の出現植物とエゾシカによる食痕の有無のデータを解析に用いた．

エゾシカの嗜好性を明らかにするために，先行研究で明らかになったエゾシカの嗜好性を参考に，植物の形態や生活型から出現植物をササ，木本，草本にわけ，さらにササをチマキザサ節，ミヤコザサ節，チシマザサ節，スズタケ節に，木本は落葉樹，常緑樹，つる性木本植物に，草本は広葉草本，イネ科型植物（イネ科，カヤツリグサ科，イグサ科），シダ植物の全 10 グループに区分した．なお，未同定種については解析から除外した．

森林計画区に基づいて北海道を 13 地域に区分し，地域ごと，植物グループ別に，食痕率（%）＝（食痕が確認されたサブコドラート数 / 植物が出現したサブコドラート数）× 100 を算出した．

エゾシカ個体数密度に関しては，密度の指標として，1994 年から 2017 年までの 5 km メッシュごとの 1 狩猟者 1 日当たりの目撃数である SPUE（北海道提供）を用いた．各調査地点の近年の個体数密度は，半径 10 km 内における過去 5 年間の SPUE データの平均値とした（以下，直近 SPUE とする）．さらに，地域別の個体数変動パターンを明らかにするため，調査地の半径 10 km 内の SPUE の平均値を森林計画区ごとに算出し，DTW（動的時間伸縮法）距離を用いた非階層的クラスター分析によって SPUE の年変動をグループ分けした．解析は R 3.6.1（R Core Team 2019）及び TSclust パッケージ（Montaro and Vilar 2014）を利用した．

2. 結果

1）稚樹採食の樹種嗜好性

のべ 452 箇所の調査区のうち，44 箇所では稚樹がまったく記録されなかった．また，26 箇所では記録された稚樹は針葉樹のみであった．これらの調査区も含む地域別の稚樹密度は，地域によって大きな違いがあった（表 1）．広葉樹稚樹は石狩空知，オホーツク，渡島半島の順に多く，根釧十勝と胆振日高では少なかった．一方，針葉樹稚樹はオホーツクや道北に多く，胆振日高や渡島半島には少なかった．

記録された稚樹は，広葉樹 9,064 本，針葉樹 2,848 本，合計 11,912 本であった．針葉樹は 5 種（トドマツ，エゾマツ，ヒノキアスナロ，アカエゾマツ，イチイ），広葉樹は 51 種が出現した．

一般化線形混合モデルによって得られた樹種ごとのランダム効果のうち，30 本以上の稚樹が記録された 32 種について表 2 に示した．全道のデータを対象とした解析では，トドマツと

表 1　北海道内の地域ごとの調査区数と稚樹密度

	オホーツク	根釧十勝	石狩空知	胆振日高	渡島半島	道北	総計
調査区数	55	108	60	79	30	120	448
うち再測	10	22	19	20	9	35	115
稚樹プロット数	103	219	113	153	53	216	849
稚樹密度（本/100㎡）							
広葉樹	12.9	7.8	14.0	8.8	11.5	11.6	10.7
針葉樹	5.3	3.7	2.3	1.2	0.8	4.7	3.4
合計	18.3	11.5	16.3	9.9	12.3	16.2	14.0

エゾマツの嗜好性が低く，次いで，イヌエンジュ，ホオノキ，キタコブシ，オニグルミなどの広葉樹であった．嗜好性が高い樹種として，ツリバナ，シウリザクラ，ミズキ，ハシドイなどが並んだ．

全道のデータから得られた値と地域ごとの値には，渡島半島を除いて有意な相関が認められた（$P < 0.001$，図 1）．渡島半島では記録された稚樹 653 本のうち，渡島半島のみで記録されたブナが 132 本，ヒノキアスナロが 36 本と大きな割合を占め，他地域とは植物相が異なることが影響している．キタコブシは全道では比較的嗜好性が低いとされたが，根釧十勝では嗜好性が高いことが示された（表 2）．

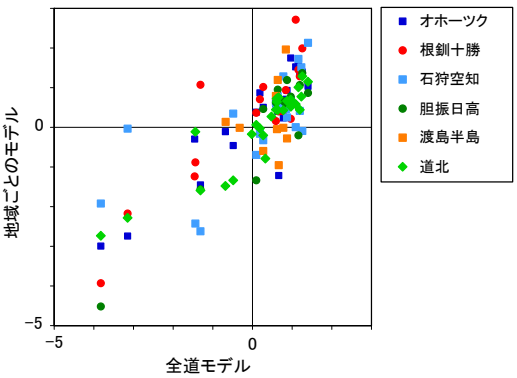


図 1　一般化線形混合モデルによって得られた樹種ごとのランダム効果の値の地域間の関係

地域ごとに最も値の高かった樹種は異なっていたが，値の低かった広葉樹は渡島半島を除くすべての地域においてキタコブシまたはイヌエンジュであった．

2）エゾシカの採食が林床植生へ与える影響

1994 年から 2017 年までの SPUE の年変動を時系列クラスター分析した結果，各地域のエゾシカの個体数変動に基づく地域パターンを 4 つに区分することができた．それぞれ，急激な増加地域（日高，胆振東部，宗谷），高密度維持地域（釧路根室，十勝，網走西部，上川北部），ゆるやかな増加地域（留萌，石狩空知，後志胆

表 2　一般化線形混合モデルによって得られた樹種ごとのランダム効果の値．30 本以上出現した種について，10 本以上出現した地域の値を示す．太字は各地域において値が最も高かった樹種，斜体は各地域において値が最も低かった広葉樹を示す．

種名	本数	ランダム効果の値						
		全道	オホーツク	根釧十勝	石狩空知	胆振日高	渡島半島	道北
ツリバナ	152	**1.400**	1.035		**2.131**	0.867		1.149
シウリザクラ	1,415	1.256	1.395	1.991	−0.092	**1.370**		**1.287**
ミズキ	37	1.232			1.514			0.775
ハシドイ	458	1.193	1.337	1.286	0.415	1.067		0.442
ミヤマザクラ	119	1.158	1.603	1.450	1.725	−0.202		1.009
オオバボダイジュ	157	1.090	1.525	**2.714**	0.004			0.583
ハルニレ	53	0.967						0.520
シナノキ	530	0.965	**1.748**	0.215	0.681	0.773		0.699
アズキナシ	252	0.871	0.930		0.250	1.192	−0.280	0.665
アオダモ	834	0.841	0.708	0.939	0.456	0.607	**1.963**	
サワシバ	301	0.778	0.237	0.404	1.285	0.664	−0.011	0.430
ヤマモミジ	335	0.662	−1.215	0.400	0.620	0.729	*-0.954*	
エゾヤマザクラ	37	0.655						0.758
イタヤカエデ	1,157	0.637	0.404	0.429	0.786	0.951	1.195	0.435
ナナカマド	190	0.617			0.500		−0.046	0.644
ヤマグワ	166	0.609			0.514			0.725
ハウチワカエデ	761	0.590	0.591	0.159	0.634	0.628	0.791	0.446
ケヤマハンノキ	74	0.477						0.272
オガラバナ	37	0.325						−0.788
ミズナラ	378	0.271	0.504	1.018	−0.325	0.463	−0.596	−0.202
オヒョウ	123	0.187	0.869	0.707	−0.162			−0.026
ヤチダモ	450	0.095	0.382	0.366	−0.695	−1.336		0.062
ヤマナラシ	39	−0.018						−0.172
ヒノキアスナロ	36	−0.323					−0.012	
ハリギリ	114	−0.486	−0.459		0.346			−1.336
ブナ	132	−0.677					0.138	
オニグルミ	45	−0.683	−0.109					−1.478
キタコブシ	266	−1.312	*-1.452*	1.073	*-2.621*	*-1.565*		*-1.591*
ホオノキ	74	−1.440		−0.883	−2.426			−0.112
イヌエンジュ	145	*-1.458*	−0.295	*-1.237*				
エゾマツ	228	−3.149	−2.741	−2.173	−0.033			−2.282
トドマツ	2,560	−3.824	−2.994	−3.930	−1.921	−4.517		−2.734

振，上川南部，網走東部），低密度地域（渡島檜山）と呼ぶこととする（図 2）．

次に，13 地域ごとの直近 SPUE 値と植物グループごとの食痕率の関係をササの節（図 3），草本タイプ（図 4），木本タイプ（図 5）ごとに示した．嗜好性が高いとされるササは，急激な増加地域の中でも胆振東部や日高で食痕率が高くなっていた．草本に関しては，急激な増加地域に区分された胆振東部や日高でイネ科型草本や広葉草本の食痕率が高く，また，イネ科型草本ではゆるやかな増加地域の後志胆振，広葉草本ではゆるやかな増加地域の上川南部で値が高かった（図 4）．一方，嗜好性が低いとされるシダ植物に関しては，急激な増加地区での食痕率は低いが，高密度維持地域のうち特に網走西部, 釧路根室で食痕率が高くなっていた（図 4）．木本タイプについてみると，落葉樹の食痕率が常緑樹やつる性木本に比べると高く，低密度の渡島桧山を除くと，胆振東部，上川北部，上川南部などで高い値を示し，SPUE による地域区分との関係は明白ではなかった（図 5）．

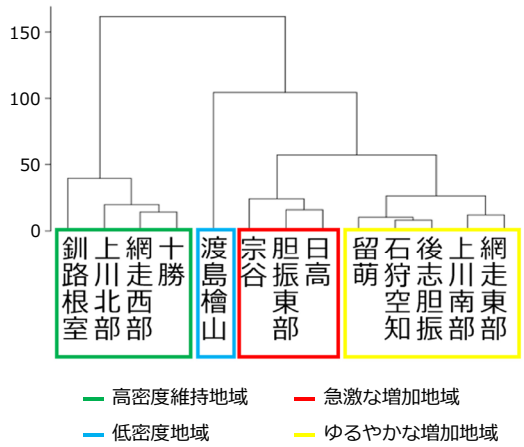


図 2　1994 年から 2017 年までの森林計画区ごとの SPUE データの時系列クラスター分析結果．年ごとに調査地の半径 10 km 内の SPUE の平均値を算出し非階層的クラスター分析を行うことで，エゾシカ生息数の変動を 4 タイプにグループ化した．

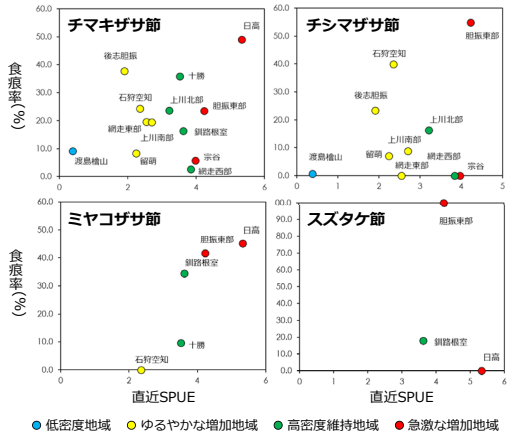


図 3　ササの節ごとの食痕率と SPUE の関係．各地域は SPUE のクラスター分析結果から 4 つのグループに色分けした．

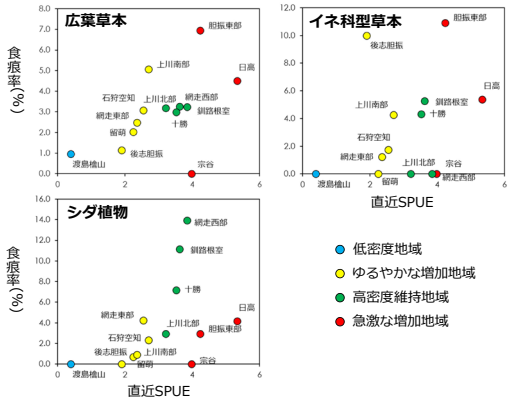


図 4　草本タイプごとの食痕率と SPUE の関係．各地域は SPUE のクラスター分析結果から 4 つのグループに色分けした．

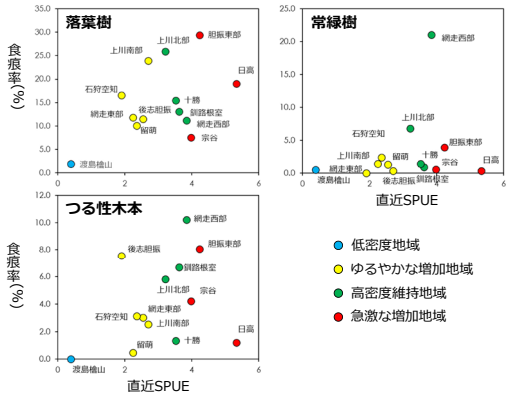


図 5　木本タイプごとの食痕率と SPUE の関係．各地域は SPUE のクラスター分析結果から 4 つのグループに色分けした．

このように，嗜好性の高いとされる植物（ササ，イネ科型植物，落葉樹）は急激な増加地域での食痕率が高く，直近 SPUE が高いほど食痕率が高くなる傾向が見られた．

3. 考察

広葉樹稚樹の密度は，根釧十勝地域と胆振日高地域で低くなっていた．これは，エゾシカによる強い影響を示すものと考えられる．SPUE の年変動に関する分析では，根釧十勝地域は高密度維持地域，胆振日高地域の大部分は急激な増加地域に区分されたが（図 2），特に日高地域では高密度化からの時間の経過により影響が蓄積していると考えられる．これまでの人工林における食害の状況（明石 2009）や簡易チェックシートによる天然林への影響評価の結果（明石ほか 2013）でも，これらの地域ではエゾシカによる強い影響を受けていることが示唆されている．その結果，針葉樹に比べてエゾシカの嗜好性の高い広葉樹の稚樹が減少してきたと考えられる．一方，針葉樹稚樹がオホーツクや道北に多く，胆振日高や渡島半島に少なかったのは，南西部の落葉広葉樹林から北部，東部の針葉樹林への移行帯に位置する北海道の植生を反映したものと考えられる．

表 2 に示した樹種ごとのランダム効果の値は，おおむねエゾシカの嗜好性に対応していると考えられるものの，現地での経験的な評価や過去の報告（例えば Akashi et al. 2015）とは一致しないところもある．このような不一致の原因としては，出現する地域や調査地の偏り，樹形等の違いによる食痕の記録されやすさの違いなどが考えられる．たとえば，ハリギリは葉柄基部を残して葉身が採食されているのがしばしば観察されるが，この場合は枝に食痕は残らない．それでも，ある程度の本数が記録され，複数の地域に出現した種については，相対的な嗜好性がランダム効果の値に反映されていると考えられる．エゾマツやトドマツ, イヌエンジュ, キタコブシは比較的嗜好性が低いと考えて良いだろう．一方，嗜好性の高い樹種は地域によって異なっていた．これは，樹種の特性による嗜好性の違いではなく，エゾシカが学習する餌資源が地域によって異なっていることを反映したものかもしれない．

林床植物相におけるエゾシカの嗜好性と SPUE をもとにした個体数変動パターンとの関係から，エゾシカの採食の影響で嗜好性の高い植物が減少し，嗜好性の低いシダ植物が増加し食痕率も上昇したものと考えられた．同様の傾向は稚樹の食痕にもみられ，高密度状態が長く継続している根釧十勝地域では嗜好性の高い樹種の稚樹が減少した結果，多くの地域では比較的嗜好性が低いと評価されたキタコブシの嗜好性が高まったと考えられた．

近年増加地域では嗜好性の高い植物の採食が進んでいるが，今後も個体数密度が高く維持された場合，高密度維持地域のように不嗜好性植物の資源量が増加し，これらの採食が進むことが考えられる．今後の増加が懸念される低密度地域において，早期に影響を把握するには，嗜好性の高い種に注目することが重要である．

また, さまざまなエゾシカ対策の効果により, 北海道では近年エゾシカの個体数密度が減少傾向にあるが，嗜好性の高い草本や稚樹の減少が続いているようでは，対策の効果が十分であるとは言えないだろう．対策の効果を把握するには，継続調査により，稚樹や草本の増減など状態の「変化」を検出することが望まれる．

Ⅲ．サロベツ湿原へのエゾシカの影響評価

1. 方法

1）GPS 首輪データの解析

サロベツ湿原では，環境省の自然再生事業の一環として，平成 25 年度から 27 年度にエゾシ

カ生息状況及び移動実態調査業務が実施され，GPS 首輪を用いてエゾシカの 3 時間ごとの測位データが取得された．サロベツ湿原周辺の豊富町稚咲内地区あるいは清明地区，幌延町浜里地区の砂丘林近傍で捕獲された計 13 個体に GPS 首輪が装着され，このうち，ほぼ 1 年間の測位データが記録された 9 個体のデータを解析に用いた．

エゾシカの昼夜及び季節のよる利用植生の違いを明らかにするため，測位データを以下の方法で区分し解析を行った．昼夜は，日の出から日没までを昼，日没から日の出までを夜とした．日の出及び日没の時刻は国立天文台暦計算室（http://eco.mtk.nao.ac.jp/koyomi/）の豊富町のデータを用いた．前述のように，サロベツ湿原周辺では夏期と冬期で行動圏が大きく異なるため，測位データから各季節の行動圏を判定し，その行動圏間の長距離の移動を季節移動とした．季節移動時に一時的に利用する経由地の滞在期間を春または秋とした．季節移動の見られなかった個体は，牧草地を利用する時期を夏期，しない時期を冬期と便宜的に区分した．さらに，区分した測位データと第 6 回・第 7 回自然環境保全基礎調査で整備された 1/25000 植生図と GIS を用いて重ね合わせ，各個体の季節・昼夜別の植生利用状況を植生の凡例別に集計した．これらの解析は，ArcGIS 10.2 for Desktop（ESRI 2013）と QGIS 2.18（QGIS Development Team 2017）を用いて行った．

2）調査地域の選定と自動撮影カメラによるエゾシカの利用状況把握

調査地域として，サロベツ湿原内のシカ道をレーザープロファイラーデータから解析した図（環境省北海道地方環境事務所 2013）から，シカ道が多数認められ，エゾシカの影響が現れている可能性が高いと考えられる 3 地域（落合沼周辺地域，円山周辺地域，下エベコロベツ川付近地域）を選定した（図 6）．また，既存の報告から，嗜好性の高い植物とされるゼンテイカが多く，食痕が見られる（特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク 2013）旧原生花園跡地も調査地に加えた．

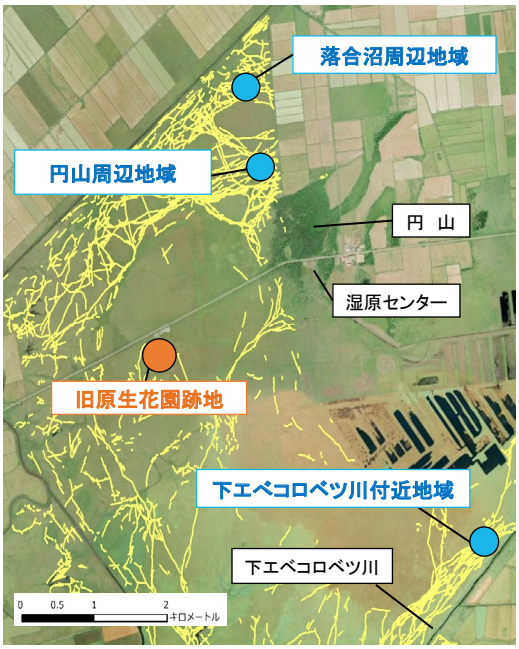


図 6　4 調査地域の位置．黄色線はシカ道．青丸はシカ道が多い場所，オレンジ丸は先行研究で食害が見られた場所．

4 調査地域にそれぞれ 1 台ずつ自動撮影カメラ（センサーカメラ Ltl-Acorn 6210）を設置した．カメラは太陽光による誤作動を避けるため，北側に向けシカ柵の支柱に高さ 1.5 m の位置にやや下向きに設置した．カメラは 2017 年 5 月 2 日から 2018 年 11 月 9 日まで設置した．カメラは深度約 25 m，視野角 100°の範囲で動物の動きを感知し，写真を撮影する．同一個体の撮影を減らすため撮影インターバルを 1 分間に設定し，明るいときは可視光によるカラー写真を，夜間など暗いときは赤外線 LED ライトにより白黒の写真を撮影した．シカ道のある地域ではシカ道がカメラの視野に入るようにセットした．撮影された写真の中から，エゾシカが写っ

ていた写真の枚数を地域ごとで月別に集計した．

3）シカ柵の設置と植生調査方法

エゾシカによる影響を排除した調査区を作るため，4 調査地域に 4 基ずつシカ柵を設置した．シカ柵は，縦横高さ 2 m の立方体状のものを使用した．支柱は園芸用の樹脂でコーティングされたスチールパイプ，ネットは 1 辺 6 cm のポリエチレン製のものを使用した．支柱とネットは上部を結束バンド，下部をマジックテープとパッカーで固定し，調査時にはマジックテープとパッカーを外し，ネットを開閉できるようにした．シカ柵の設置場所は，各地域の典型的な植生の場所として，さらにはゼンテイカの株密度が高い場所，シカ道が存在する場合はそのシカ道をシカ柵内に含めることが可能な場所を選んだ．また対照区は，シカ柵内の植生に類似する植生の場所，シカ柵にシカ道を含めた場合は可能であればシカ道を含む場所を選び，2 m × 2 m のコドラートを合計 4 つ，各調査地域に設置した．

植生調査は，シカ柵内，対照区内を 1 m × 1 m のサブコドラート 4 つに分け，それぞれのサブコドラートでブラウン - ブランケ法による優占度・群度の植生調査，すべての出現種の高さと被度を草本層とコケ層に分けて，2017 年，2018 年の 2 年間, 5 月から 9 月まで毎月 1 回行った．さらに，対照区の植生調査用サブコドラート内で，食痕のあった植物種，食痕のあった部位，食痕のあった株数を記録した．ただし，食痕のあった株数については，スゲ類やチマキザサなどは個体識別が困難なので，地上で株が分かれていれば別株としてカウントした．

2. 結果

1）GPS 首輪データ

個体別の四季における利用植生や行動について，解析結果を表 3 に総括した．サロベツ湿原周辺のエゾシカの季節移動パターンは 4 つに区別され，すべての個体が冬期に稚咲内砂丘林の針葉樹林（一部，針広混交林）を越冬地として利用していた．

季節移動をパターン別に見ると，パターン 1 は冬期と夏期の定着地があり，季節移動時に湿原を横断していた．このパターンの個体の測位ポイントを，サロベツ湿原とその周辺の空中写真と重ね，図 7 に示した．湿原の横断や利用には個体差があり，夏期に湿原とその周辺に定着する個体（No.16）（後述のシカ柵内外の調査を

表 3　GPS 首輪個体の季節別の主な利用植生．環境省の 1/25000 植生図と測位データを重ね合わせ，凡例別に集計した測位データ数をもとに，専門的な凡例名を用いずわかり易い名称で表現した．

季節移動パターン	個体番号	冬		春		夏		秋	
		昼	夜	昼	夜	昼	夜	昼	夜
1. 冬期と夏期の定着地があり，季節移動時に湿原を横断	2	針葉樹林	針葉樹林	–	–	広葉樹林，ヨシクラス	牧草地	–	–
	11	針葉樹林	針葉樹林，牧草地	広葉樹林	牧草地	広葉樹林，ヨシクラス	牧草地	–	–
	14	針葉樹林	針葉樹林，牧草地	–	–	広葉樹林	牧草地	–	–
	16	針広混交林，針葉樹林	針広混交林，針葉樹林	–	–	広葉樹林，ヨシクラス	牧草地	–	–
2. 冬期と夏期の定着地があり，季節移動時に湿原を横断せず	10	針葉樹林，針広混交林	針葉樹林，針広混交林，牧草地	針広混交林	牧草地	針広混交林	針広混交林，牧草地	–	–
	17	針葉樹林	針葉樹林	–	–	針広混交林，ササ原	牧草地，ササ原	–	–
3. 季節によって定着場所が異なる	7	針葉樹林	針葉樹林，ハマナス群落	牧草地，広葉樹林	牧草地	広葉樹林，植林地	広葉樹林，植林地	植林地，広葉樹林	牧草地
	12	針葉樹林	針葉樹林	多様な植生	多様な植生	広葉樹林	牧草地	広葉樹林	牧草地
4. 季節移動せず定住	8	針葉樹林	針葉樹林	–	–	広葉樹林	牧草地	–	–

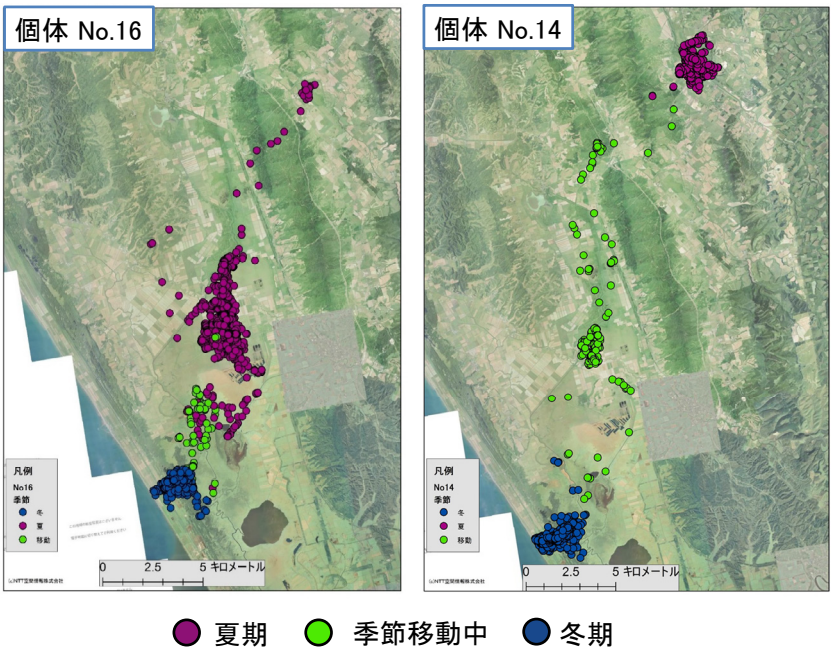


図 7　個体 No.14 と No.16 の測位ポイントの位置．季節移動パターン 1 に含まれる個体の GPS 首輪による測位ポイントを図示した．

おこなった落合沼周辺地域，円山周辺地域が該当する場所である）や，越冬地から夏期の利用場所に移動する際に湿原を横断し，湿原に長くとどまらない個体（No.14）（後述のシカ柵内外の調査地区のうち，下エベコロベツ川周辺地域が該当する）が認められた．パターン 2 は夏期に湿原ではない定着地があり，季節移動時に湿原を横断していなかった．パターン 3 は季節によって利用場所が異なり，湿原を利用していなかった．パターン 4 は季節移動をほとんどせずに，越冬地である稚咲内砂丘林周辺で 1 年を過ごしていた．

また，昼夜の行動を見ると，季節移動のパターンを問わず，春から秋にかけて夜間に牧草地を利用していることが明らかになった．

2）自動撮影カメラデータ

4 地域別に，エゾシカが撮影されていた写真枚数を月ごとに集計し図示した（図 8）．

落合沼周辺地域と円山周辺地域は，湿原に隣接する円山とその周辺を夏期の生息地とする個体群がいる場所である．No.16 個体の GPS 首輪データ（図 7）が示すように，昼間は円山の森林内に隠れ，夜間は主に牧草地で採食するという行動をとっていると推測され，エゾシカが撮影された写真枚数が夏場に多くなっているのが特徴であった．

一方，下エベコロベツ川付近地域は，現地にシカ道が多数あるにもかかわらず，エゾシカが利用しているのは春期と 10 月で，No.14 の GPS 首輪データ（図 7）が示すように，季節移動時にカメラで撮影されたものと考えられた．

旧原生花園跡地は，ゼンテイカの採食が問題視されたことのある場所であるが，撮影枚数が少ないことから，現在はほとんどエゾシカが利用していないと考えられた．

3）湿原植生へのエゾシカの影響

シカ柵内外での植生に差がみられるかどうかについて，2 年分の各方形区の植物の被度デー

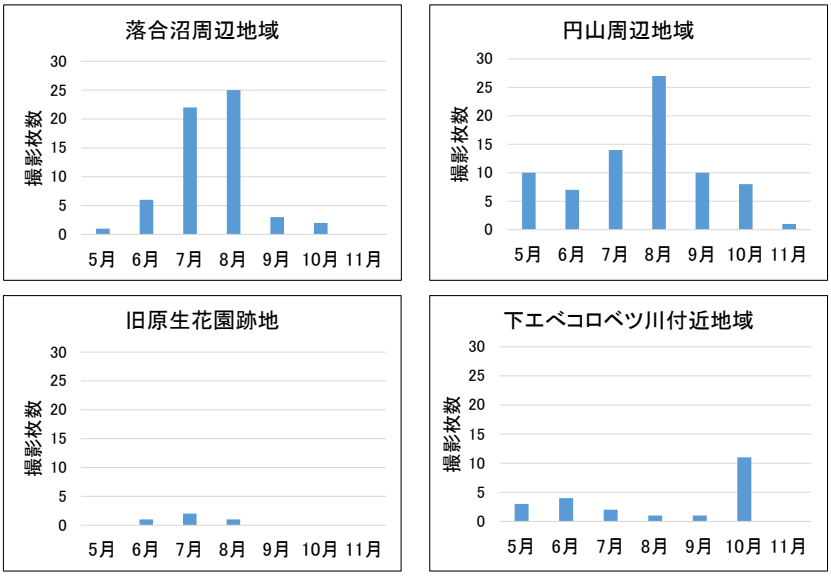


図 8　自動撮影カメラによる地域別月別のエゾシカ撮影枚数．2017 年，2018 年の積算値．

タを調査時期ごとに独立したデータとして扱い，クラスター分析を行った．解析には R 3.5.1（R Core Team 2018）を使用した．Bray-Curtis 類似度指数を使用し，Flexible-Beta 法でクラスタリングを行った．全方形区をクラスタリングすると，6 つのクラスに分かれたが，シカ柵内とシカ柵外（対照区）の方形区がクラスターによって分かれることはなく，各地域の植生の違いを反映した分かれ方となった．そこで，地域ごとにクラスタリングを実施したが，シカ柵内外が分かれるなどの明確なエゾシカによる植物の被度への影響は認められなかった．

一方で，対照区での食痕調査では，表 4 のように 14 種で食痕が確認された．すべての地域

表 4　対照区内で食痕のあった株数．2017 年と 2018 年の積算数．

植物名	食痕部位	調査地域				計
		落合沼周辺	円山周辺	旧原生花園跡地	下エベコロベツ川付近	
ホロムイスゲ	葉，花	201	541	43	262	1,047
ヌマガヤ	葉，花	81	45	43	26	195
ゼンテイカ	葉	15	19	4	6	44
タチギボウシ	葉，花	8	23	0	0	31
チマキザサ	葉	0	0	2	18	20
ナガボノシロワレモコウ	葉	1	8	0	0	9
ワタスゲ	葉	0	3	3	0	6
ヤマドリゼンマイ	葉	4	0	0	1	5
ミカヅキグサ	葉	0	4	0	0	4
コガネギク	葉，花	0	2	0	0	2
コバイケイソウ	葉，花	1	0	0	0	1
Thelypteridaceae sp.	葉	0	0	0	1	1
ショウジョウバカマ	花	0	0	0	1	1
ハイイヌツゲ	葉，枝	0	0	0	1	1
計		311	645	95	316	1,367

に出現し，落合沼周辺地域，円山周辺地域の方形区で優占が認められるホロムイスゲ，落合沼周辺地域，円山周辺地域に加え旧原生花園跡地の方形区で優占種となっていたヌマガヤの食痕が多かった．一方，好嗜好種とされるゼンテイカやタチギボウシは落合沼周辺地域，円山周辺地域で食痕が観察された．この 2 種について，シカ柵と対照区で被度の季節変化に差がみられるかどうかを検討したところ（図 9），落合沼周辺地域のゼンテイカについては，2017 年，2018 年それぞれの 6 月と 7 月の被度の減少率が対照区の方で高かった．また，タチギボウシについて，7 月と 8 月の被度を比較すると，2018 年の対照区の減少率がシカ柵区よりやや高かったが，ゼンテイカのような明確な差はみられなかった．

3. 考察

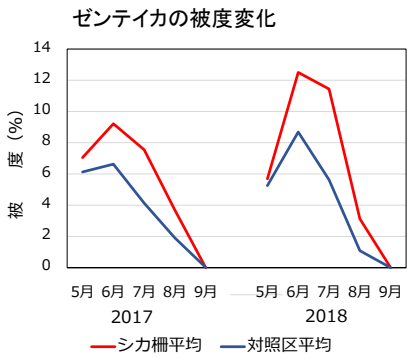
1）エゾシカによるサロベツ湿原の利用状況

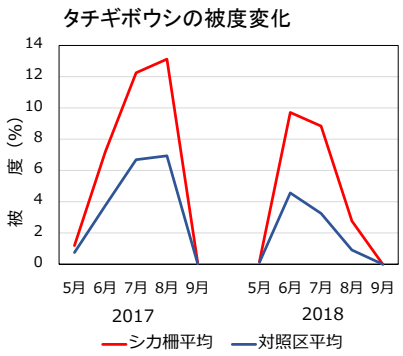
自動撮影カメラの撮影枚数や写っていたエゾシカの頭数などから，調査地域によりエゾシカの利用時期，利用頻度が異なることが明らかになった．落合沼周辺地域や円山周辺地域では，夏の撮影枚数，撮影頭数が多く，夏の利用頻度が高かった．採食を行っている様子や座り込んでいる様子も撮影され，これらの地域は夏の生息地として利用されていることが示された．また，GPS 首輪の位置情報と植生図を重ね合わせた解析から，夏期にエゾシカが利用している主要植生タイプは，昼間は広葉樹林やヨシクラス，夜間は牧草地であることが明らかになった．嗜好性の高い植物が多いことよりも，隠れ場所である森林と採食に利用できる牧草地が近いことが，落合沼周辺地域，円山周辺地域を夏の生息地としてエゾシカが利用している理由と考えられた．

下エベコロベツ川付近地域は，越冬地から夏季の生息地への季節移動時である 5 月，10 月にエゾシカの撮影枚数が多くなり，エゾシカがこの場所に長く留まる様子は確認されなかった．GPS 首輪の測位データからも，下エベコロベツ川付近地域は季節移動の経路として利用されていると考えられた．

2）エゾシカによる湿原植生への影響

本研究では，14 種の植物に採食が確認され，





被度の変化率（6月と7月の比較）

	シカ柵区	対照区
2017年	− 18.0%	− 37.6%
2018年	− 8.5%	− 35.3%

被度の変化率（7月と8月の比較）

	シカ柵区	対照区
2017年	+ 7.1%	+ 3.7%
2018年	− 68.7%	− 72.1%

図 9　落合沼周辺地域のシカ柵区と対照区のゼンテイカおよびタチギボウシの被度の季節変化．ゼンテイカについては 6 月と 7 月，タチギボウシについては 7 月と 8 月の被度の増減率をシカ柵区と対照区別に図の下に示した．

その中でも，ホロムイスゲ，ヌマガヤ，ゼンテイカ，タチギボウシは，食痕のあった株数が多く被食率が高かったことから，嗜好植物であると考えられた．また，食痕のあった植物種数および株数，被食率の高い植物種数が多かったのは，夏の生息地として利用されている落合沼周辺地域，円山周辺地域であった．

クラスタリングの結果から，シカ柵区と対照区の間でエゾシカの影響と考えられる明確な植生の違いは検出されなかった．ただし，落合沼周辺地域では，ゼンテイカの被度の季節変化に，シカ柵区と対照区の間でエゾシカの採食による影響と考えられる差が生じていた．ゼンテイカやタチギボウシなどの多年生草本においては，地下部への同化産物の分配の減少による種子繁殖状況の悪化などが生じるとされ（尾関・岸本 2009），今後，サロベツでエゾシカによる採食の影響が続くことで個体数が減少する可能性もある．

3）サロベツ湿原の現状と今後について

サロベツ湿原では，地域によってエゾシカの利用頻度が異なり，落合沼周辺，円山周辺は夏の生息地として，下エベコロベツ川付近は季節移動の経路として利用されていた．これまでの研究，調査から（特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク 2012，2013，村松 2014），一部の嗜好性植物への採食やシカ道の増加による湿原植生への影響が危惧されていたが，本研究からは嗜好性植物の消滅，不嗜好植物の増加による植生の単純化など，エゾシカによる湿原植生への深刻な影響は見出されなかった．

しかしながら，利用頻度が高い円山以北（落合沼周辺地域，円山周辺地域）では，一部の被食植物の被度の季節変化にシカ柵区と対照区の間で差が現れていた．現在はエゾシカの影響による植生改変には至ってないが，採食圧が継続し，葉や花が採食され続けることで，ゼンテイカやタチギボウシなどの個体数が減少する恐れが考えられる．先行研究では，ニホンジカの生息期間が長いほど植生への影響が大きくなることが明らかになっている（大野・吉川 2015）．大澤ほか（2015）は，害獣への対応として，その影響の予兆を感知したら，早期の防除対応が将来的な被害を最小限にするために必要としている．サロベツ湿原でのエゾシカの影響を最小限にするためには，円山周辺を夏期の生息地としている一群のエゾシカの駆除が必要であろう．

引用文献

明石信廣 2000．エゾシカが林床植生の構造におよぼす影響．日本林学会北海道支部論文集 48：105–107.

Akashi, N. 2009. Simulation of the effects of deer browsing on forest dynamics. Ecological Research 24: 247–255.

明石信廣 2009．幼齢人工林におけるエゾシカ食害の発生状況とエゾシカ生息密度指標との関係．日本森林学会誌 91：178–183.

明石信廣・藤田真人・渡辺　修・宇野裕之・荻原　裕 2013．簡易なチェックシートによるエゾシカの天然林への影響評価．日本森林学会誌 95：259–266.

Akashi, N. and Nakashizuka, T. 1999. Effects of bark-stripping by sika deer (*Cervus nippon*) on population dynamics of a mixed forest in Japan. Forest Ecology and Management 113: 75–82.

Akashi, N. and Terazawa, K. 2005. Bark stripping damage to conifer plantations in relation to the abundance of sika deer in Hokkaido, Japan. Forest Ecology and Management 208: 77–83.

Akashi, N., Unno, A. and Terazawa, K. 2015. Significance of woody browse preferences in evaluating the impact of sika deer browsing on tree seedlings. Journal of Forest Research 20: 396–402.

明石信廣・宇野裕之 2011．エゾシカ個体群の評価及び植物との相互作用に関する研究．地方独立行政法人北海道立総合研究機構環境・地質研究本部環境科学研究センター編「重点研究　北海道生物多様性保全モニタリングに関する研究報告書（研究期間　平成 20 ～ 22 年度）」地方独立行政法人北海道

立総合研究機構環境・地質研究本部環境科学研究センター：146–164.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. and Walker, S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software 67: 1–48.

ESRI 2013. ArcGIS 10.2 for desktop. Environmental Systems Research Institute, Inc., California.

冨士田裕子・高田雅之・村松弘規・橋田金重 2012．釧路湿原大島川周辺におけるエゾシカ生息痕跡の分布特性と時系列変化および植生への影響．日本生態学会誌 62：143–153.

北海道環境生活部環境局生物多様性保全課エゾシカ対策グループ 2019．平成 30 年度エゾシカの推定生息数等について．http://www.pref.hokkaido.lg.jp/file.jsp?id=1228101（2020.1.7 閲覧）

Igota, H., Sakuragi, M., Uno, H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R. and Maekawa, K. 2004. Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. Ecological Research 19: 169–178.

梶　光一 1993．シカが植生をかえる：洞爺湖中島の例．東　正剛・阿部　永・辻井達一編「生態学からみた北海道」北海道大学図書刊行会：242–249.

環境省北海道地方環境事務所 2012．平成 23 年度大雪山周辺エゾシカ調査業務報告書．環境省北海道地方環境事務所，札幌.

環境省北海道地方環境事務所 2013．サロベツ自然再生事業レーザ計測業務報告書．環境省北海道地方環境事務所，札幌.

環境省北海道地方環境事務所 2016．平成 27 年度サロベツ自然再生事業エゾシカ生息状況及び移動実態調査業務報告書．環境省北海道地方環境事務所, 札幌.

宮木雅美 2011．高密度エゾシカ個体群が植生に与える影響と植生回復の目標―洞爺湖中島の植生モニタリングからわかったこと―．森林科学 61：11–16.

Montero P. and Vilar J.A. 2014. TSclust: An R package for time series clustering. Journal of Statistical Software. 62: 1–43.

村松弘規 2014．湿原のエゾシカ．冨士田裕子編著「サロベツ湿原と稚咲内砂丘林帯湖沼群―その構造と変化」北海道大学出版会：129–133.

村松弘規・冨士田裕子 2015．エゾシカが釧路湿原の高層湿原植生に及ぼす影響．植生学会誌 32：1–15.

大野啓一・吉川正人 2015．日本の植生へのシカ影響の広がり―植生学会の調査から．前迫ゆり・高槻成紀編「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：43–56.

大澤剛士・井下原元・伊藤千陽・道又静香・杉山大樹 2015．植生保護柵を利用したシカによる林床植生変化の早期検出．保全生態学研究 20：167–179.

尾関雅章・岸本良輔 2009．霧ケ峰におけるニホンジカによる植生への影響：ニッコウキスゲ・ユウスゲの被食圧．長野県環境保全研究所研究報告 5：21–25.

QGIS Development Team 2017. QGIS geographic information system. Open Source Geospatial Foundation, Chicago

R Core Team 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

R Core Team 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

阪部智子・矢部恒晶・矢島　崇・渋谷正人・高橋邦秀 1998．知床半島岩尾別地区におけるエゾシカ越冬地の樹木被害．北海道大学農学部演習林研究報告 55：113–122.

Sakuragi, M., Igota, H., Uno, H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R. and Maekawa, K. 2004. Female sika deer fidelity to migration route and seasonal ranges in eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study 29: 113–118.

さっぽろ自然調査館 2011．平成 22 年度大雪山国立公園の高山帯におけるエゾシカ対策にかかわる調査業務―業務報告書―．さっぽろ自然調査館，札幌市.

杉浦晃介・佐藤　謙・藤井純一・水尾君尾・吉田剛司 2014．夕張岳の高山帯における自動撮影カメラを用いたエゾシカ侵入状況の把握．酪農学園大学紀要．自然科学編 38：111–117.

助野実樹郎・宮木雅美 2007．エゾシカの増加が洞爺湖中島の維管束植物相に与えた影響．野生生物保護 11：43–66.

鈴木　牧・藤原章雄・鴨田重裕・前原　忠・齋藤暖生・松井理生・井口和信・梶　幹男・鎌田直人 2011. エゾシカ低密度生息域の天然生林における剥皮発生リスク要因：シカの生息地利用特性と樹木個体の特性に基づく分析．日本森林学会誌 93：213–219.

特定非営利活動法人 EnVision 環境保全事務所 2014．平成 25 年度サロベツ自然再生事業エゾシカ生息状況及び移動実態調査業務報告書．特定非営利活動法人 EnVision 環境保全事務所，札幌.

特定非営利活動法人 EnVision 環境保全事務所 2015．平成 26 年度サロベツ自然再生事業エゾシカ生息状況及び移動実態調査業務報告書．特定非営利活動法人 EnVision 環境保全事務所，札幌.

特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク 2012．平成 24 年度サロベツ湿原エゾシカ食害調査業務報告書．特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク，豊富町.

特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク 2013．平成 25 年度サロベツ湿原エゾシカ食害調査業務報告書．特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク，豊富町.

内田暁友 2009．知床半島におけるシレトコスミレの現状―分布，現存量と減少要因．平成 21 年度知床自然遺産地域生態系調査報告会要旨集，13.

Uno, H. and Kaji, K. 2000. Seasonal movements of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. Mammal Study 25: 49–57.

28th Pro Natura Fund Specified Program

Re-analysis of data on sika deer collected by multiple administrative agencies and new proposal of conservation measures by integrating the results

FUJITA Hiroko, AKASHI Nobuhiro and KOBAYASHI Haruki

Damage on agriculture and forestry caused by sika deer is severe, and the impact extend to natural forests, grasslands, and wetlands. A number of administrative agencies have individually conducted surveys on deer habitats and vegetation and own a large amount of data, but it was rare to combine them for usage of impact assessments. The purpose of this study is to grasp the current situation and to propose conservation measures by reanalyzing the data collected by multiple administrative agencies and by conducting field surveys.

By analyzing the deer effects in the natural forest of the Hokkaido Forestry Bureau and the SPUE data of the Hokkaido government, we found the relationship between the regional pattern of deer population change and the preference of forest floor plants. In addition, the data on browsing scars on seedlings indicate that the seedling density was low in areas where the high density of deer continued. Tree species preferences generally were consistent among regions, but there were regional differences in species with high preference.

In the Sarobetsu mire, GPS transmitter data from the Ministry of the Environment revealed that there are populations that use the wetland area in summer. The vegetation surveys inside and outside the deer protective fences and browsing scar surveys showed that the impact on vegetation is currently small. Based on these results, we propose the necessity of populations control around the bog in summer and continuous monitoring.

Keywords: browsing ratio, deer protective fence, palatability, population fluctuation, seedling density, SPUE

Group on Assessing the Effects of Sika Deer on Vegetation

第 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　特定テーマ助成

分布拡大初期にあるシカ個体群の低コストモニタリング手法の開発

東北野生動物管理研究交流会
江成広斗[1]・江成はるか[1, 2]・加藤亜沙美[1]

豪雪地を含む東北地方に分布を拡大させるニホンジカ（*Cervus nippon*；以下，シカ）の予防的対応が急がれている．そこで，従来技術では検知が困難な侵入初期段階の低密度シカ個体群でも，個体検知可能な新手法としてボイストラップ法を考案し，その技術の高度化を目的とした評価試験を東日本各地で実施した．ボイストラップ法は，オスジカの鳴き返し行動を利用した AAM 法（active acoustic monitoring）と，野外に設置したレコーダーを用いてオスジカの鳴声（howl と moan の 2 種の咆哮）を録音し機械学習により検知する PAM 法（passive acoustic monitoring）の 2 つからなる．AAM 法は 6 調査地で 7 セット実施し，那須地域および朝日・飯豊山系にて鳴き返しを得ることに成功した．これは，当該地域にオスの定着個体がすでに分布していることを示唆する．PAM 法は 5 調査地で 7 セット実施した結果，那須地域と朝日山系にて howl の鳴声を検知した．これらの調査地は，既往のモニタリング手法では検知が困難なシカ低密度地域であることを考えると，ボイストラップ法の検知力の高さが本研究を通して明らかにされた．

キーワード：個体群モニタリング，自動化，多雪，低密度，東北地方，咆哮

Ⅰ．はじめに

ニホンジカ *Cervus nippon*（以下, シカと記す）の分布制限要因として，これまで「多雪」が繰り返し指摘されてきた（高槻 1992；Kaji et al. 2000）．しかし，近年になって東北地方日本海側に広がる冷温帯多雪地においても分布拡大が散発的にみられるようになった（図 1）．たとえば，ユネスコ世界自然遺産の一つとして知られる白神山地においても，筆者らによるセンサーカメラをもちいた哺乳類モニタリング調査により，2013 年 9 月にシカが撮影され，メディアでも広く取り上げられた．筆者らによるその後の関連調査から，東北地方の国立公園が位置する十和田・八甲田山系，さらには朝日・飯豊山系においても，次々とシカが確認された．こうした情報は各種メディアでも繰り返し取り上げられることにより，多雪帯に位置する世界自然遺産や国立公園におけるシカの適正管理に向けたモニタリングの必要性が共有される契機の一つとなった．

シカの高密度化に伴う在来植生への不可逆的影響は広く知られているが（Takatsuki 2009），多雪地生態系にシカが及ぼす影響は不明な点が多いことには注意が必要である．しかし，シカ問題にすでに直面している各地の教訓を鑑みると，シカ採食の影響が顕在化してからの事後対

1: 山形大学農学部　2: 雪国野生動物研究会
2019. 11. 20 受付　2020. 9. 29 公開

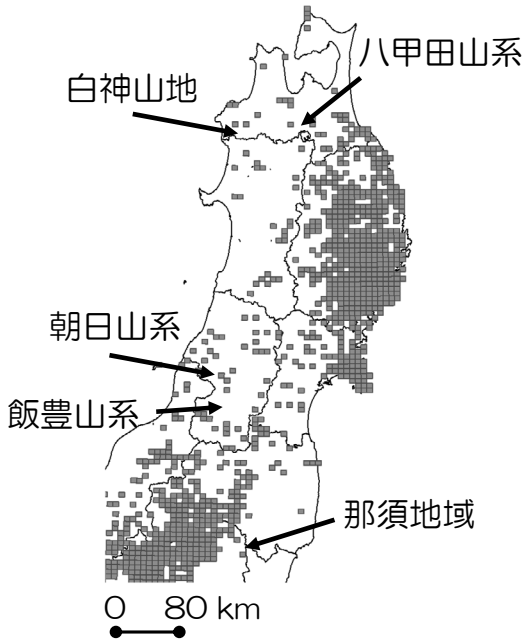


図 1　東日本におけるニホンジカ分布（灰色部．環境省による調査に基づく 2014 年段階のもの）と調査地の配置

処は適切ではない．そこで，侵入初期（すなわち低密度）の個体群モニタリングがシカ問題の予防的対応を考えるうえで極めて重要であることは論をまたない．

シカの個体群モニタリング手法として，直接観察に基づくスポットライトカウント法や区画法，間接的な情報をもとにしたカメラトラップ法や糞粒法・糞塊法などが頻繁にこれまで使用されてきた（Uno et al. 2006；飯島 2017）．しかし，これらの手法はシカが定着し個体数密度がすでに増加した地域で有効な方法であり，侵入初期の低密度個体群に用いることは困難である（Enari et al. 2017）．そのため，当該地域では，住民からの目撃情報の収集をシカ検知の唯一の手法として用いているケースが多い．しかし，人口減少が著しく進行する東北地方において，文字通り「人の目」が減少していること，さらには人里離れた山中における情報は集まらないこと，などの問題も多い．

そこで，筆者らは新たなシカ低密度個体群のモニタリング手法「ボイストラップ法（筆者らが命名）」の開発を進めてきた（Enari et al. 2017）．ボイストラップ法は，秋にオスジカが発する咆哮を検知するもので，以下の 2 つに分けられる．

AAM 法（active acoustic monitoring）

オスジカは 1 ～ 3 歳程度になると出生地から分散する．その後，性成熟し，オスのなかで順位を上げて優位オス（dominant male）になる．優位オスは自身の占有地を主張するため（縄張りを持つオスはそれを主張するため）に，他のオス個体に対して howl という大音量の咆哮を発する．発せられた howl に対して，近隣に分布する別のオスは同じく howl を用いて鳴き返しを行うことが知られている（Minami 1998）．この行動様式を活用し，howl を人工的にスピーカーで発生させ，その鳴き返しを人の聴覚により検知する手法が AAM 法（鳴き返し法）である．この方法は，あらかじめ録音した howl 音と，スピーカーのみあれば容易に実施できるシカ検知の簡便法といえる．

PAM 法（passive acoustic monitoring）

PAM 法は，海生哺乳類や鳥類などの直接観察が難しい動物（ただし，自発的に音声を発する種に限られる）を対象に用いられてきた個体群モニタリング手法である（Marques et al. 2013）．PAM 法では野外に設置可能な自立型録音機（autonomous recording units；通常 ARUs と呼ばれる）を用いて，対象種の鳴声をモニタリング指標として検知する．そこで，オスジカが自発的に発する咆哮を検知する手法をシカ用 PAM として筆者らは開発してきた．ここでは，上述した howl だけでなく，moan と呼ばれる別の咆哮も検知対象とした．秋季にメスを囲い込んだ

オス（メスのハーレムを作ったオス）は，その集団維持のために頻繁に moan を発するようになるためである．この行動特性に基づくと，moan は，メスジカがその生息地に侵入した可能性を示唆する有効な指標としても活用できる．

これら 2 種のボイストラップ法のプロトモデルは，筆者らによって発表済みである（Enari et al. 2017）．しかし，ここでは以下の課題が残されていた

a）より多くのシカ侵入初期地域（低密度地域）における実用性評価

b）自発的な咆哮の発生頻度に関わる要因の特定

c）環境雑音（風雨・河川による自然由来の音など）が咆哮の検知率に及ぼす影響

d）AAM 法と PAM 法が有効なシカ分布状況の特定

e）PAM 法において，録音された膨大な音声データからシカ鳴声を自動で検出する手法の開発

f）両手法をシカ管理者（行政担当者等）が利用する際の手引書の構築

そこで，これらの課題の克服を目的に，本研究は進められた．なお，a）～ e）に関連する技術開発については国際誌（Enari et al. 2019）に，それらの総括と f）については邦文の学術誌（江成・江成 2020）に論文を発表済みである．重複発表を避けるために，これらの詳細は既発表論文を参照されたい．本稿では当該事業を通して実施した評価実験とその結果概要について，上記論文における未掲載データも含めて整理して紹介する．

Ⅱ．方法

1. 調査地

AAM 法と PAM 法の高度化を目的とした実証試験は，白神山地，八甲田山系，朝日・飯豊山系，および飯豊山系に隣接する森林域である那須地域において実施された（表 1）．これらの森林域は共通してシカ侵入初期段階であり，従来のモニタリング手法（カメラトラップ法，糞塊法，スポットライトカウント法，区画法など）では現実的な調査努力量ではシカを検知できない極めて低密度に本種が分布する地域である．

白神山地は，2010 年代初頭からシカの目撃情報（多くはオスのみ）は散発的にみられはじめている地域で，世界自然遺産が位置することから，環境省・林野庁・青森県・秋田県が主導

表 1　ニホンジカ侵入初期地域における AAM 法及び PAM 法の実証試験の調査地と調査期間

a) AAM法

調査地	白神山地	那須地域	朝日・飯豊山系	朝日山系	那須地域	白神山地	八甲田山系
市町村	青森県西目屋村	栃木県那須町	山形県小国町	山形県鶴岡市	栃木県那須町	青森県西目屋村 鰺ヶ沢町	秋田県小坂町 青森県平川市等
調査期間	2017年10月	2017年10月	2017年11月	2018年10月	2018年10月	2018年10月	2018年10月
咆哮再生地点数	12	41	70	86	82	66	23
繰り返し数	1	2（一部で3）	1	1	3	1	1

b) PAM法

調査地	朝日・飯豊山系	八甲田山系	朝日山系	那須地域	那須地域	白神山地	朝日山系
市町村	山形県小国町	秋田県小坂町 青森県平川市等	山形県鶴岡市	栃木県那須町	栃木県那須町	青森県西目屋村	山形県鶴岡市
録音機設置数	8	8	8	5	7	13	8
調査期間	2017年9月29日 ～11月7日	2017年9月16日 ～11月12日	2017年10月1日 ～11月20日	2017年9月26日 ～10月20日	2018年9月5日 ～11月18日	2018年10月1日 ～10月26日	2018年9月29日 ～11月8日
録音スケジュール*	2	3	4	4	4	4	4
総録音時間(h)	630	2,520	2,912	968	4,144	2,248	2,224

*日の出および日の入時間帯の録音時間数

して，予防的なシカ管理手法が現在検討されている．八甲田山系は，白神山地と緑の回廊により結ばれており，太平洋側のシカ個体群が日本海側へ流入する経路となっている可能性は高い．しかし，広域的なシカ個体群のモニタリングは未実施の山域である．南東北に位置する朝日・飯豊山系は宮城・福島県境からのシカ流入が指摘されている地域である．2015 年より山形県と協働でシカの分布情報を集約化する体制を作り，毎年出没情報を整理している．筆者らは，センサーカメラおよび雪上の足跡カウントにシカの分布調査を 2015 年より開始しているものの, シカの検知率は極めて低い段階である．また，飯豊山系南部に位置する福島県会津地方における GPS テレメトリをもちいたシカ行動調査により，その一部は栃木県那須地域と往来していることが明らかにされている（小林ほか未発表）．那須地域は 5 年ほど前からシカ目撃情報がある地域であるが，その生息状況は不明である（栃木県　私信）．

2. AAM 法

AAM 法の実証試験は，表 1 に示した調査地と期間で実施された（図 2a）．2017 年 10 月に白神山地で実施した際に咆哮の再生回数が少ないのは, 調査期間中に悪天が続いたためである．また，那須地域では 2017 年 10 月の調査期間中に台風による強風と強雨を受けたため，2018 年 10 月にあらためて同所にて調査を行った．

シカによる howl の鳴き返し行動は，オス咆哮に模した音声を発する「シカ笛」でも誘発可能である（Minami 1993）．しかし，筆者らによる既往研究（Enari et al. 2017）に基づくと，シカ笛やシカ咆哮を模して人工的に作られた電子音よりも，実際の鳴声を録音した音声をスピーカーで再生したほうが安定した頻度で鳴き返しを得られることを明らかにしている．そこで，本研究では，あらかじめ録音した howl を出力 30 W のスピーカー（TOA 製 ER-2830W）で再生する方法を採用した．howl 音の再生は，各調査地であらかじめ設定した林道上で 1 km の間隔で実施した．この間隔は，人によるシカが自発的に発する howl の可聴限界が約 800 m であることに基づく（江成・江成 2020）．howl 音の再生はシカ咆哮発生頻度が高まる日出もしくは日の入前後 1 時間もしくは 2 時間行った．再生音量は 97 dB（再生地点から 1 m 離れた場所の音圧）とした．これは通常シカが発する howl 音圧の平均値である（Enari et al. 2017）．howl 音の再生は，進行方向に対して左右 1 回ずつ実施した．音声再生後，1 分間以内に鳴き返された咆哮を記録した．調査人員を確保できた那須地域では，同じルートで繰り返し AAM

a) AAM法　　b) PAM法（設置器材はSM2+）

図 2　実施した a）AAM 法と b）PAM 法の調査風景

法を実施し，それ以外の地域では繰り返しはなしとした．AAM 法の詳細な調査デザインは筆者らによる既往論文を参照されたい（江成・江成 2020）．

3. PAM 法

PAM 法の実証試験は表 1 に示した調査地と期間で実施した（図 2b）．那須地域では AAM 法と同じ理由で同所にて 2 年連続で実施した．調査地が近い朝日山系でも 2 年連続で実施し，そのほかのサイトでは 1 回ずつ PAM 法を試験した．PAM 法の試験では，同じ咆哮の重複録音を防ぐために，1 km 以上の間隔でレコーダー（ARUs）を配置した．また，シカの咆哮の発声頻度の時刻変化（Enari et al. 2017）を考慮し，日の出と日の入の前後の時間を中心に録音した（録音スケジュールは表 1 参照）．使用したレコーダーは Wildlife Acoustics 社の song meter シリーズ（SM2 ＋, SM3, SM4 のいずれか）とし，64 GB 以上の SDXC カードを用いて録音した．レコーダーは地上から 1.5 m の高さで立木に固定し，咆哮の音響特徴を考慮してサンプリングレートは 16,000 Hz，マイクロフォンのアンプ利得は +48 dB とした．

録音されたデータから，対象とするシカの咆哮を検出するためには，高速フーリエ変換を用いてすべての録音データをスペクトログラムに変換し，それらの音響特徴（時間，周波数，信号成分の強度）を抽出する必要がある．また，検知対象とする鳴声（ここではシカの咆哮）の音響特徴を事前に明らかにし，上記の録音データから該当音声のみを抽出する作業が求められる．そこで，本研究では，シカ高密度地域（栃木県の奥日光地域）で事前に録音したシカ咆哮を学習データ（training data）として活用し，隠れマルコフモデルをもちいた機械学習（マシンラーニング）を試みた．なお，隠れマルコフモデルは，音声の自動判別の手法として，これまでにも幅広く利用されてきた統計処理である．本研究では，Wildlife Acoustics 社のソフトウェア：Kaleidoscope Pro 5.1.4 を用いて，当該モデルの構築とデータ処理を行い，録音した音声データから咆哮の自動検知を試みた．なお，構築したモデルの検知精度を示すリコール・レート（recall rate；実際に録音されていた対象の咆哮のうち，このモデルにより実際に検知できる割合）は howl で 91.8 %, moan で 96.7 % であった．当該ソフトによるモデルの構築方法や使用方法（データの成形から処理方法），さらにはその検知精度の詳細については筆者らによる既往論文を参照されたい（Enari et al. 2019；江成・江成 2020）．

Ⅲ．結果

1. AAM 法

6 調査地で 7 セット実施した本評価の結果，那須地域にて繰り返し鳴き返しが確認されたほか，朝日・飯豊山系が位置する山形県小国町，朝日山系が位置する山形県鶴岡市においても鳴き返しが得られた（表 2）．これらの鳴き返しはすべて howl であった．このことは，これらの調査地において，3 歳以上の優位オスが定着している可能性を示唆するものである．

表 2　ニホンジカ侵入初期地域における AAM 法の結果一覧

調査地	白神山地	那須地域	朝日・飯豊山系	朝日山系	那須地域	白神山地	八甲田山系
調査年	2017	2017	2017	2018	2018	2018	2018
鳴き返し確認数	0	3	1	1	2	0	0
鳴き返し確率 (%)*	0.00	2.88	1.43	1.16	0.81	0.00	0.00

*「鳴き返し確認数」／「咆哮再生回数」×100

表 3　ニホンジカ侵入初期地域における PAM 法の結果一覧

調査地域	八甲田山系	朝日・飯豊山系	朝日山系	那須地域	那須地域	白神山地	朝日山系
調査年	2017	2017	2017	2017	2018	2018	2018
howl検知数	0	0	3	0	1	0	8
moan検知数	0	0	0	0	0	0	0

2. PAM

5 調査地で 7 セット実施した本評価の結果，朝日山系と那須地域において howl が検知された（表 3）．一方で，どの調査地においても moan は検知されなかった．このことは，朝日山系と那須地域において優位オスが定着している蓋然性は高いことを意味する一方で，どの地域においてもメスを囲い込んだ繁殖縄張りは依然として形成されていないことを意味する．

Ⅳ．まとめと展望

1. ボイストラップ法の利点

生態音響情報（ecoacoustics）を用いるボイストラップ法は，視覚情報に依存した個体観察や痕跡カウントが容易な野生動物にはこれまでほとんど適用されてこなかった（Sugai et al. 2019）．しかし，シカを対象とした本研究が示すように，明瞭な鳴き声を発する動物種の場合，その有益性は高い．従来手法では検知困難な低密度でも，AAM 法および PAM 法ともに有効であることを本評価試験から明らかにした．これは，林内の物理的構造（景観）により制約を受けやすい視覚情報に対して，音声情報はより広範囲を検知できることにその優位性があるためと考えられる．ちなみに，AAM 法であれば調査者の周囲 800 m 以内で発せられる howl は検知可能であり，PAM 法であればレコーダーから 190 m 以内（面積にして 11.3 ha 以内）で発せられる howl であれば隠れマルコフモデルをもちいた自動検知が可能である（Enari et al. 2019；江成・江成 2020）．

PAM 法と類似した受動的な個体のモニタリング手法として，近年ではカメラトラップ法が研究手法としてだけではなく，行政主導の野生動物管理施策の中でもよく用いられるようになった．しかし，カメラトラップ法の場合，撮影された膨大な写真から対象動物を抽出する作業は，深層学習（deep learning）等をもちいた実験的な試みを除き，通常は人の手作業（すなわち目視確認）で進められることが一般的である．それに対して PAM 法では，対象種の鳴声の検知作業を機械学習によって強力にサポートすることが可能である．これは，広域的なモニタリングが求められることになるシカにおいて，大きな利点となる．

また，鳴声には生態学的な意味を付与することが可能であることにも，ボイストラップ法の利点がある．シカの咆哮（howl と moan ともに）は優位オスのみが発するが，上述したように，howl が検知されれば当該地に定着するオス個体が出現したことを，moan が検知されればメス個体が侵入した可能性を意味する生態学的な指標となるからである．分布拡大初期において，分散行動をしているオスが秋季にしばしば目視されたり，カメラトラップに撮影されたりすることがある．しかし，こうした観察や撮影だけでは，その個体がその場にとどまる定着個体か，それとも一時的な出現なのかは判断できない．こうした現状において，鳴声はシカの分布段階に対して新たな判断基準をもたらし，シカの低密度管理に貢献できる新たな技術となる（ボイストラップ法の低密度管理への応用については

以下を参照；江成・江成 2020）.

2. ボイストラップ法の課題と注意点

1）AAM 法

AAM 法は howl の再生音が届く範囲内に位置する優位オスを検知する手法である．そのため，より大型のスピーカーを用いて howl 再生音量を高めることで，再生地点からより離れた地域に位置するオスジカの鳴き返しを期待することができるかもしれない．ただし，鳴き返しの検知はあくまで調査者であり，検知率はその聴覚能力に依存する．そのため一定以上の大音量を用いて AAM 法を実施しても，有効範囲を広げることは困難である．また，近隣の住宅地への影響や他の動物への影響も考えられるため，不用意に音量を高めて AAM 法を実施するべきではない.

AAM 法は，当該地に分布するオスジカに対して文字通り能動的に働きかけることでその分布情報を積極的に得る手法であるため，オスジカの検知率は PAM 法より優れている可能性がある（詳細は以下を参照；Enari et al. 2019）．しかし，薄明薄暮の時間帯において，林道上で咆哮を繰り返し再生する作業コストは無視できず，広域的な調査には必ずしも適していない．AAM 法は，対象とする限られた森林域に対して，定着可能性があるオスジカの有無を評価する簡便法と考えるべきであるだろう．

2）PAM 法

ここで紹介した PAM 法によるレコーダー 1 台の howl の検知可能範囲は，上述した通り 190 m，面積にして 11.3 ha である．ただし，この検知可能範囲は理想的な静穏環境にレコーダーを設置した場合の期待値であることには注意が必要である．特に，強風や強雨に由来する環境雑音の増加は，検知率を押し下げる可能性がある（江成・江成 2020）．また，土地の起伏や景観構造（立木密度など）にも少なからず影響を受ける可能性はあり，こうした制限要因の網羅的な整理は依然として課題である．

また，PAM 法によるシカ咆哮の検知は，上述のように howl であれば定着可能性のあるオスの存在を，moan であればメス侵入の可能性を示唆する指標となる．しかし，howl や moan の検知数は，当該地域のシカの個体数密度をどの程度反映しているかは今後継続した調査が求められるため，現段階で密度指標として用いることは推奨しない．ただし，一日に自発的に発する回数が安定している howl（Minami 1998）であれば，将来的に新たな密度指標として活用できる可能性はあると筆者らは考えている．

3. 本研究成果を活用したアウトリーチ

ボイストラップ法の開発と技術の高度化は，今まさに分布を拡大させている東北地方のシカ管理への社会実装を目指したものである．そのため，本研究成果をもとに AAM 法と PAM 法の手引書（江成・江成 2020）を作成すると同時に，それを広く共有し現場の課題に答えるための産官学の意見交流会「東北野生動物管理研究交流会 in もりおか（2018 年 12 月 22 日，いわて県民情報交流センター・アイーナ）」を開催した．ここでは東北地方各地でみられはじめたシカ問題に関する情報共有と現場ニーズの発掘を目的としたセッションと同時に，今求められている野生動物管理の課題を検討するための座談会を実施した．当日は国・県・市町村，各種研究機関，大学関係者，各種市民団体から 200 名を超える参加者が参画する場となった（図 3）．この意見交流の場を一つの契機として，ボイストラップ法はシカ低密度地域における新たなモニタリング手法として広がりを見せている．実際，白神山地の世界自然遺産管理，さらには福島県や山形県のシカ管理の現場において，ボイストラップ法の導入が行政主導で進められている．上述した課題を克服することで，

a) 座談会での質疑の様子　　b) ポスター発表会の様子

図 3 「東北野生動物管理研究交流会 in もりおか」の様子

現場のニーズにより適合したさらなる技術の高度化を今後も目指したい.

謝辞

本研究を遂行するに際して, 斎藤昌幸博士(山形大学）には，多面的に調査をサポートして頂いた．菅原江里氏には，構築した咆哮判別モデルの精度評価のために，膨大な音声データの確認作業を行っていただいた．丸山哲也氏(当時・栃木県林業センター), 山形大学農学部諸氏（豊川春香氏，髙田真大郎氏，鈴木総介氏，小林優氏）には，現地調査を補助していただいた．この場をお借りして感謝を申し上げる．

引用文献

Enari, H., Enari, H., Okuda, K., Yoshita, M., Kuno, T. and Okuda, K. 2017. Feasibility assessment of active and passive acoustic monitoring of sika deer populations. Ecological Indicators 79: 155–162.

Enari, H., Enari, H.S., Okuda, K., Maruyama, T. and Okuda, K.N. 2019. An evaluation of the efficiency of passive acoustic monitoring in detecting deer and primates in comparison with camera traps. Ecological Indicators 98: 753–762.

江成広斗・江成はるか 2020．ニホンジカの低密度管理の実現を目指したボイストラップ法の有効性．哺乳類科学 66: 75–84.

飯島勇人 2017．シカの管理目標のあり方．梶　光一・飯島勇人編「日本のシカ―増えすぎた個体群の科学と管理」東京大学出版会：224–239.

Kaji, K., Miyaki, M., Saitoh, T., Ono, S. and Kaneko, M. 2000. Spatial distribution of an expanding sika deer population on Hokkaido Island, Japan. Wildlife Society Bulletin 28: 699–707.

Marques, T.A., Thomas, L., Martin, S.W., Mellinger, D.K., Ward, J.A., Moretti, D.J., Harris, D. and Tyack, P.L. 2013. Estimating animal population density using passive acoustics. Biological Reviews 88: 287–309.

Minami, M. 1993. Similarity of instrumental sounds to vocalization of sika deer *Cervus nippon*. Journal of the Mammalogical Society of Japan 18: 69–77.

Minami, M. 1998. Vocal repertoire and the functions of vocalization in the rutting season in sika deer, *Cervus nippon*. Doctoral thesis in Faculty of Science, Osaka City University. Osaka.

Sugai, L.S.M., Silva, T.S.F., Ribeiro Jr, J.W. and Llusia, D. 2019. Terrestrial passive acoustic monitoring: Review and perspectives. Bioscience 69: 15–25.

高槻成紀 1992.「北に生きるシカたち―シカ，ササそして雪をめぐる生態学」どうぶつ社．東京.

Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: a review. Biological Conservation 142: 1922–1929.

Uno, H., Kaji, K., Saitoh, T., Matsuda, H., Hirakawa, H., Yamamura, K. and Tamada, K. 2006. Evaluation of relative density indices for sika deer in eastern Hokkaido, Japan. Ecological Research 21: 624–632.

28th Pro Natura Fund Specified Program

Development of cost-saving techniques to detect the newly expanding sika deer populations

ENARI Hiroto, ENARI Haruka and KATO Asami

It is now required that precautionary measures against expanding populations of sika deer (*Cervus nippon*) in the Tohoku district including heavy snow areas. Then we have devised the new monitoring method, named "voice traps," to detect deer in areas with their low-density population, where the existing monitoring methods (e.g., spotlight counts, camera traps) are rarely effective. Here we conducted the verification tests of the voice traps in eastern Japan. The voice traps for deer are composed of two different monitoring methods; active acoustic monitoring (AAM) and passive acoustic monitoring (PAM). While the AAM is a type of sound playback survey through using the behavioral trait of male deer in rut seasons, the PAM relies on the detection of loud calls (i.e., howl and moan) spontaneously emitted by male deer with autonomous recording units and machine learning algorithm. We conducted seven evaluation tests for the AAM in six study areas and confirmed clear howl-back in the two areas (Nasu area and Asahi-Iide mountains). We then tested the PAM in five study areas and automatically detected howl sounds in two areas (Nasu area and Asahi mountains). Considering that the habitat occupation of deer was hardly confirmed by the existing monitoring methods in these study areas, the current verification tests demonstrated the higher detectability of the voice traps.

Keywords: automation, heavy snow, howl, low population density, population monitoring, Tohoku district

Working Group for Tohoku Wildlife Management

第 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　特定テーマ助成

地域・行政・研究者の双方向通信システムを活用したシカ害対策技術の高度化

奥三河地域シカ害対策協議会
石田　朗[1]・釜田淳志[1]・江口則和[2]・加藤　顕[3]・高橋　啓[4]

愛知県奥三河地域でもニホンジカ（以下，シカ）の増加に伴い，農林業被害だけでなく希少種の減少など植生への影響が懸念されている．筆者らは先行研究でシカがどこで捕獲しやすいかという「シカ出現予測モデル」を開発した．現在運用中の予測モデルは主に GPS 首輪データから構築したが，適用範囲が GPS 首輪データのある地域に限られる点，予想単位が 250 m メッシュと広範囲な点が問題であった．そこで，今回新たに地域住民や行政職員等から寄せられたシカ目撃情報と無人航空機による航空写真情報を組み込むことを検討した．その結果，シカ目撃情報を加えることでモデルの改善効果が認められた．また，250 m メッシュ内のどこでシカが滞在する確率が高いか明らかにするため，GPS 首輪データでシカの滞在頻度の異なる地点で，地上レーザースキャナを用いた立地環境調査をした．その結果，立木密度が低く下層植生の豊富な場所でシカ滞在確率の高いことが示された．

本成果は公開中のシカ出現予測アプリ「やるシカない！」に組み込むことで，行政・研究者・地域住民等から引き続き情報収集を行いながら更新を続け，被害対策につなげていきたい．

キーワード：GPS 首輪データ，UAV，Web アンケート，出現予測モデル，地上レーザースキャナ，立地環境

Ⅰ．はじめに

深刻化するニホンジカ（*Cervus nippon*, 以下，シカ）の森林被害対策として，捕獲駆除は必要不可欠となってきている（Simard et al. 2013）．効率的な捕獲駆除を実現するため，筆者らはシカの存在しやすい箇所を推定できるモデルを構築し（以下，シカ出現予測モデル）（江口ほか 2016），この成果を地図上に表示できる無料アプリ「やるシカない！」として一般公開している（江口 2016）．このアプリは被害対策に有用であるものの，今後予測される個体数の増加や生息環境の変化に伴うシカ行動パターンの変化に対応できるように，モデルを定期的に更新しなければならない．2019 年現在，「やるシカない！」は GPS 首輪を用いたシカ追跡データで構築したモデル（以下，GPS モデル）を基盤としている．しかしながら，GPS 首輪による調査は労力的・費用的にコストがかかるため，GPS モデルを長期的，広範囲にわたって定期的に更新していくことは難しい．他の調査データを利用したモデル更新手法の構築が求められる．

モデルの更新には広範囲のシカ存在データが必要となるが，広範囲のシカ存在データを収集

1: 愛知県森林・林業技術センター　2: 愛知県新城設楽農林水産事務所　3: 千葉大学大学院園芸学研究科　4:（特非）穂の国森林探偵事務所
2020. 1. 30 受付　2020. 9. 29 公開

する方法として，地域住民からのシカ目撃の聞き取り調査が知られている．このシカ目撃情報を活用できれば，低コストにモデル更新を行うことが可能になると考えられる．

そこで，本研究では，この手法によって目撃更新モデルを構築するとともに，GPS モデルとの精度の違いについて評価することを一つ目の目的とした．

つぎに，既存のシカ出現頻度を表すモデルは 250×250 m メッシュを最小単位としているため，利用者からより細かいメッシュでの出現予測の要望もあった．この課題を解決するため，近年森林・林業分野で急速に発展し利用拡大している無人航空機（Unmanned aerial vehicle, 以下，UAV）（Anderson and Gaston 2013; Olsoy et al. 2018）及び地上レーザースキャナ（Bauwens et al. 2016; 千葉 2017）に着目した．UAV による空中写真を活用すれば，既存モデルで利用している 1998 年時の立地環境情報を，最新のものに更新できる可能性がある．また，地上レーザースキャナを用いれば，林内環境を詳細に解析できるため，250 m メッシュ以下のより細かい情報も考慮して予測できる可能性がある．そこで本研究では，UAV と地上レーザースキャナを用いたシカ出現予測技術の高度化を検討することを二つ目の目的とした．

Ⅱ．材料と方法

1. 対象地とデータ収集

1）対象地

対象地はシカ被害が深刻化している愛知県東部～長野県南部地域の里山地域とした．

2）GPS 首輪調査

シカの行動特性を把握するため，GPS 首輪を利用した行動調査を行った．愛知県新城市（34° 99′ N，137° 50′ E）および豊根村（35° 12′ N，137° 71′ E）において，2013 年 12 月～2019 年 2 月にかけて，全方位解放型のオリ付囲いワナで推定 1 － 2 齢のシカ 13 頭を捕獲した（新城 8 個体, 豊根 5 個体）. GPS 首輪（Tellus1D, Followit, AB, Sweden）を 2 個体に，GPS- アルゴス首輪（TGW-4583-3 GPS/ARGOS, Tellonics, USA）を 9 個体に，GPS- イリジウム首輪（GPS Iridium TrackM, Lotek, USA）を 2 個体に装着させ，放獣後に測位間隔 2 時間で GPS データを取得した．調査期間は少なくとも 1 ヶ月以上とした．

3）目撃情報調査

シカ目撃情報を収集するため，対象地域内の行政職員を対象としたシカ目撃 web アンケートを実施した．目撃時間，箇所（緯度経度），頭数等を送信できるアンケートシステム（現在は https://shikadoko.jp/ として運用中）を構築し，2015 年 1 月から 2019 年 9 月まで合計 849 頭分のデータを収集した．

4）UAV 調査

2017 年 2 月及び 6 月に，シカ GPS 首輪データのある区域で UAV（Phantom2 および Phantom4Pro, DJI, China）を用いた空中写真撮影を行った．得られた写真を Structure from Motion（SfM）技術によって 3 次元画像化し「国土数値情報・標高傾斜度 5 次メッシュ」（250 m メッシュ）に重ねて人工林率，広葉樹林率，農地率を算出した．データ処理方法は（田村ほか 2015）に従った．また，「自然環境情報 GIS 提供システム・植生調査（1/50,000）」の GIS データ（http://www.biodic.go.jp/trial System/shpddl.html, 2017/8/1 アクセス）と「QGIS ver 3.4（QGIS Development Team 2019）」を用いて，UAV と同様に同区域で人工林率，広葉樹林率，農地率を算出した．

5）地上レーザー調査

また，2016 年 11 月に捕獲したシカ 2 頭に着目し，約半年間の GPS 測位数の多い箇所と少

ない箇所（図 1）で地上レーザースキャナ（LMS511, SICK, 東京）による環境計測を行った．調査範囲は約 150 m^2 とし，スギヒノキ人工林（平均樹高 23 m，平均胸高直径 27 cm）の 2 か所と，シイ・カシを中心とした広葉樹林（林冠高約 10 m）の 2 か所で測定した．計測は 1 か所あたり 4 〜 5 地点で行った．得られたデータから，植生量の指標となるボクセルサイズ 15 cm 点群数（以下，植生量）を算出した．測定及びデータ処理方法は（加藤ほか 2014）を参考にした．

2. シカ出現予測の精度向上ためのモデル解析

1）モデルの構成と利用データ

250×250 m メッシュを単位としたシカの出現しやすさを推定できるモデルを以下のとおり構成した．

まず，GPS で測位した全時間に対する i 番目のメッシュにとどまっていた時間の長さを，メッシュ *i* におけるシカ *s* の存在確率（ProbGPS[*s*,*i*]，以下，GPS 率）として，

$$\mathrm{ProbGPS}[s,i] = \mathrm{GPSCount}[s,i] / \mathrm{TotalGPSCount}[s] \quad \cdots (2.1)$$

と定義した．ここで，GPSCount[*s*,*i*] はシカ *s* のメッシュ *i* 内での測位数（以下，測位数），TotalGPSCount[*s*] は調査期間内でのシカ *s* の全測位数（以下，全測位数）を示す．ただし，測位情報がなかったメッシュは評価が難しいため解析から除いた．データが得られたメッシュのうち，後述のモデル構築に 50 % のデータ，モデル検証に 50 % のデータを使用した．

次に，メッシュ *i* におけるアンケートデータを基としたシカの目撃確率（ProbQ[*i*]，以下，目撃率）を，

$$\mathrm{ProbQ}[i] = \mathrm{CountQ}[i] / \mathrm{TotalQ} \quad \cdots (2.2)$$

と定義した．ここで，CountQ[*i*] はメッシュ *i* 内でのシカ目撃数（以下，目撃数），TotalQ は目撃数合計を示す．目撃情報のなかったメッシュは評価が難しいため解析から除いた．最後に，メッシュ *i* でのシカの出現しやすさ（シカ出現期待値）は，異なる調査法の間でも同一で

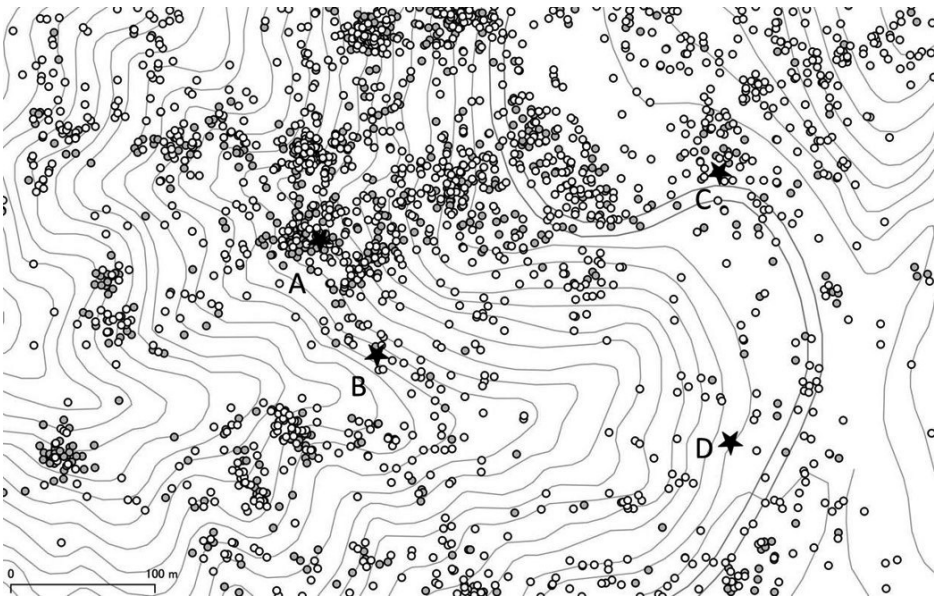


図 1　地上レーザースキャナ調査位置．丸印はシカの即位地点を示す．A は広葉樹林でシカ滞在頻度の高い地点，B は広葉樹林でシカ滞在頻度の低い地点，C はスギヒノキ人工林でシカ滞在頻度の高い地点，D はスギヒノキ人工林でシカ滞在頻度の低い地点である．

あると仮定し，

ProbGPS[,*i*] の期待値 = ProbQ[*i*] の期待値 …（2.3）

とした．なお, シカの行動パターンは個体ごと，時間帯（石塚ほか 2007；江口ほか 2016），もしくは季節（Igota et al. 2004; Kamei et al. 2010）で異なる可能性があるため，個体ごと，日中と夜間，狩猟期と非狩猟期で，それぞれモデル化を行った．TotalQ の値は日中で 549，夜間で 300 だった．データが得られたメッシュのうち，後述のモデル構築に 50 % のデータ，モデル検証に 50 % のデータを使用した．

各期待値を決定するパラメータとして，地形及び植生を用いた．地形データはメッシュ内の平均傾斜（degree）とし，「国土数値情報・標高傾斜度 5 次メッシュ」の GIS データ（http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/jpgis/datalist/KsjTmplt-G04-b.html, 2017/8/1 アクセス）を利用した．植生データは，メッシュ内の森林率，農地率，牧草地等率（牧草地とゴルフ場を含む．いずれも %）とし，「自然環境情報 GIS 提供システム・植生調査（1/50,000 縮尺）」の GIS データを利用した（http://www.biodic.go.jp/trialSystem/shpddl.html，2017/8/1 アクセス）．データはフリーの GIS ソフト「QGIS（QGIS Development Team 2019）」を用いて数値化した．

なお本研究での推定は，階層ベイズモデルとして構築し，マルコフ連鎖モンテカルロ法（以下，MCMC 法）で事後分布を推定する手法を用いた（以下，階層ベイズ法）．

2）GPS モデル

式中の「＝」は不確実性のない決定論的過程を示し,「～」は確率分布からの確率論的過程（無作為抽出）を示す．

GPSCount[*s*,*i*] ~ Bin (*p*GPSCount[*s*,*i*], TotalGPSCount[*s*]) …（2.4）

GPSCount[*s*,*i*] は，*p*GPSCount[*s*,*i*]（ProbGPS[,*i*] の期待値）を確率とする二項分布に従うと仮定．

logit (*p*GPSCount[*s*,*i*]) = EnvironF1[*i*] + rSika[*s*] …（2.5）

*p*GPSCount[*s*,*i*] はメッシュごとの EnvironF1[*i*]，シカ ID 毎のランダム項 rSika[*s*]（= シカ個体毎の行動特性や GPS 首輪による誤差を表現）からなる関数と仮定．リンク関数は logit とした．

EnvironF1[*i*] = a[0] + a[1]* 森林率 [*i*] + a[2]* 農地率 [*i*] + a[3]* 牧場等率 [*i*] + a[4]* 平均傾斜 [*i*] …（2.6）

EnvironF1[*i*] は植生及び地形 GIS データからなる関数と仮定．

a[*j*]~ Normal (0, 100) …（2.7）

a[*j*] は平均 0，標準偏差 100 の正規分布からの抽出であり，*j*=0, 1, 2, 3, 4, 5 である．

rSika[*s*] ~ Normal (0, σrSika) …（2.8）

rSika[*s*] は平均 0，標準偏差 σrSika の正規分布からの抽出．

σrSika~Uniform (0,100) …（2.9）

σrSika は 0-100 の一様分布から抽出し，幅の広い超事前分布を設定．

3）アンケートモデル

式中の「＝」は不確実性のない決定論的過程を示し,「～」は確率分布からの確率論的過程（無作為抽出）を示す．

CountQ[*i*] ~ Bin (*p*CountQ[*i*], TotalQ) …（2.10）

CountQ[*i*] は，*p*CountQ[*i*]（ProbQ[*i*] の期待値）を確率とする二項分布に従うと仮定．

logit (*p*CountQ [*i*]) = EnvironF2[*i*]+ rMesh[*i*] …（2.11）

*p*CountQ[*i*] は，メッシュごとの EnvironF2[*i*]（式（2.6）と共通），メッシュ番号毎のランダム項 rMesh[*i*]（= メッシュ毎に回答者数や意識等が異なるとし, 誤差として表現）からなる関数と仮定．リンク関数は logit

とした.

EnvironF2[*i*] = b[0] + b[1]* 森林率 [*i*] + b[2]* 農地率 [*i*] + b[3]* 牧場等率 [*i*] + b[4]* 平均傾斜 [*i*]

…（2.12）

b[*j*]~ Normal (0, 100) …（2.13）

b[*j*] は平均 0，標準偏差 100 の正規分布からの抽出であり，*j*=0, 1, 2, 3, 4, 5 である.

rMesh[*i*] ~ Normal (0, σrMesh) …（2.14）

rMesh[*i*] は平均 0，標準偏差 σrMesh の正規分布からの抽出.

σrMesh ~ Uniform (0,100) …（2.15）

σrMesh は 0-100 の一様分布から抽出し，幅の広い超事前分布を設定.

4）GPS・アンケートモデル

式（2.6）および式（2.12）を同時に計算して，EnvironF3 を定めた．すなわち，

EnvironF3[*i*] = c[0] + c[1]* 森林率 [*i*] + c[2]* 農地率 [*i*] + c[3]* 牧場等率 [*i*] + c[4]* 平均傾斜 [*i*]

…（2.16）

となる c[*j*] (=a[*j*]=b[*j*]) (*j*=1, 2, 3, 4) を推定した.

5）MCMC 法による推定と収束診断

GPS モデル，アンケートモデル，GPS・アンケートモデルそれぞれについて，パラメータ推定のためのソフトウェアとして「JAGS3.4.0（7）」を用い，フリーの統計ソフト「R（R Development Core Team 2019）」内で計算した．初期値の影響や自己相関を避けるため，最初の 1 万回の試行データを切り捨て，以後 1 万回の試行データから 100 回毎にサンプルを抽出した．推定は異なる初期値を用いて 3 連鎖計算を行い，*R-hat* 値が 1.1 未満となっているときに連鎖が定常状態に収束していると判断した（Gelman et al. 2013）．また，各係数の効果について，推定値の 95 % 信用区間（CI）下限が 0 より大きければ正の効果，95 %CI 上限が 0 未満ならば負の効果があると判断した.

6) モデルの評価

2 1）で述べた検証用の GPS 首輪データ及びアンケートデータを用いてシカ存在率（調査誤差を除いたシカ出現期待値（すなわち logistic（EnvironF））とモデル予測値（GPS 率又は目撃率）を GPS モデル，アンケートモデル，GPS・アンケートモデルそれぞれで算出し，ピアソンの相関分析で評価した.

3. シカピンポイント出現予測のためのモデル解析

1）モデルの構成

250×250 m メッシュを単位としたシカの出現しやすさを推定できるモデルを以下のとおり構成した.

まず，GPS で測位した全時間に対する i 番目のメッシュにとどまっていた時間の長さを，メッシュ i におけるシカ s の存在確率（ProbGPS [s,i]，以下，GPS 率）として，

ProbGPS[s,i] = GPSCount[s,i] / TotalGPSCount[s]

…（3.1）

と定義した．ここで，GPSCount[s,i] はシカ s のメッシュ i 内での測位数，TotalGPSCount[s] は調査期間内でのシカ s の全測位数を示す．ただし，測位情報がなかったメッシュは評価が難しいため解析から除いた. なお, シカの行動パターンは個体ごと，時間帯（石塚ほか 2007；江口ほか 2016），もしくは季節（Igota et al. 2004; Kamei et al. 2010）で異なる可能性があるため，個体ごと，日中と夜間，狩猟期と非狩猟期で，それぞれモデル化を行った.

各期待値を決定するパラメータとして，地形及び植生を用いた．地形データはメッシュ内の平均傾斜（degree）とし，「国土数値情報・標高傾斜度 5 次メッシュ」を利用した．植生データは, 上述の UAV もしくは GIS で算出したデータとした.

なお本研究での推定は，階層ベイズ法を用いた．

2）モデリング

式中の「＝」は不確実性のない決定論的過程を示し，「～」は確率分布からの確率論的過程（無作為抽出）を示す．

GPSCount[s,i]~Bin(pGPSCount[s,i],TotalGPSCount[s]) …（3.2）

GPSCount[s,i] は，pGPSCount[s,i]（ProbGPS[,i] の期待値）を確率とする二項分布に従うと仮定．

logit(pGPSCount[s,i]) = EnvironGIS[i] …（3.3）

logit(pGPSCount[s,i]) = EnvironUAV[i] …（3.4）

pGPSCount[s,i] はメッシュごとの環境要因 (EnvironGIS[i]，EnvironUAV[i]) からなる関数と仮定．リンク関数は logit とした．

EnvironGIS[i] = a [0] + a[1]*GIS 人工林率 [i] + a[2]*GIS 広葉樹林率 [i] + a[3]*GIS 農地率 [i]+ a[4]* 平均傾斜 [i] …（3.5）

EnvironGIS[i] は GIS から算出した植生と地形からなる関数とした．

EnvironUAV[i] = a’[0] + a’[1]*UAV 人工林率 [i] + a’[2]*UAV 広葉樹林率 [i] + a’[3]*UAV 農地率 [i]+ a’[4]* 平均傾斜 [i] …（3.6）

EnvironUAV[i] は UAV から算出した植生と地形からなる関数した．

a[j]~ Normal (0, 100) …（3.7）

a’[j]~ Normal (0, 100) …（3.8）

a[j] と a’[j] は平均 0，標準偏差 100 の正規分布からの抽出であり，j=0, 1, 2, 3, 4 である．

Diff[j] = a[j]- a’[j] …（3.9）

Diff は GIS を利用したモデルと UAV を利用したモデルの係数の差であり，人工林率，広葉樹林率，農地率について検討した（j=1, 2, 3）．

3）MCMC 法による推定と収束診断

パラメータ推定のためのソフトウェアとして「JAGS ver3.4.0」（Plummer 2003）を用い，統計ソフト「R ver3.5.3（R Development Core Team 2019）」内で計算した．最初の 300 回の試行データを切り捨て，以後 3000 の試行データからサンプルを抽出した．推定は異なる初期値を用いて 3 連鎖計算を行い，R-hat 値が 1.1 未満となっているときに連鎖が定常状態に収束していると判断した（Gelman et al. 2013）．収束を確認した後，Diff の 95 % 信用区間（CI）下限が 0 より大きい，もしくは上限が 0 未満ならば，GIS による推定と UAV による推定の間に明確な違いがあると判断した．

4）地上レーザーデータの解析

測位数の大小を応答変数とした一般化線形モデルを構築し，説明変数の効果を評価した．応答変数は二項分布を仮定し（測位数の多い箇所：1，少ない箇所：0），リンク関数は logit とした．説明変数には，植生量，上層木の立木密度，上層木の種類（スギヒノキか広葉樹か）を用い，赤池情報量基準（AIC）によるモデル選択を行った．解析には統計ソフト「R（R Development Core Team 2019）」を用いた．

Ⅲ．結果

1. シカ出現予測の精度向上ためのモデル解析

推定パラメータは全て収束した（表 1）．

アンケートモデルの各パラメータについては，狩猟期の日中・夜間モデル，非狩猟期の日中・夜間モデルすべてで，スギヒノキ率，その他森林率，農地率に正の効果が認められた．牧場率や平均傾斜では効果がほぼ認められず，非狩猟期夜間モデルの平均傾斜でのみ負の効果があった．

GPS モデルの各パラメータについては，各モデルでスギヒノキ率，その他の森林率，農地率，牧場率，平均傾斜とも正の効果を示すものが多く，非狩猟期夜間モデルのその他森林率で

表 1　各モデルのパラメータ推定値（中央値）

モデル	説明変数	狩猟期 日中	狩猟期 夜間	非狩猟期 日中	非狩猟期 夜間
アンケートモデル	スギヒノキ率	0.228	0.153	0.011	0.132
	その他森林率	0.264	0.335	0.779	0.382
	農地率	0.508	0.512	0.211	0.372
	牧場率	0	0	0	0
	平均傾斜	0	0	0	-0.115
GPSモデル	スギヒノキ率	0.073	0.489	0.266	0.158
	その他森林率	0	0.116	0.589	-0.1
	農地率	0.787	0.121	0	0.412
	牧場率	0.075	0.102	0.145	0.33
	平均傾斜	0.065	0.171	0	0
アンケート・GPSモデル	スギヒノキ率	0.183	0.282	0.013	0.134
	その他森林率	0.19	0.26	0.642	0.092
	農地率	0.585	0.38	0.341	0.36
	牧場率	0.042	0.077	0.004	0.354
	平均傾斜	0	0	0	-0.059

のみ負の効果があった．

アンケート・GPS モデルの各パラメータについては，狩猟期日中・夜間モデル，非狩猟期日中・夜間モデルすべてで，スギヒノキ率，その他森林率，農地率，牧場率で正の効果が認められた．平均傾斜は非狩猟期夜間モデルでのみ負の効果があった．

アンケートデータを用いた各モデルのシカ存在率とモデル予測値の関係では，相関係数の大きさはアンケート・GPS モデル＞アンケートモデル＞ GPS モデルとなり，アンケート単独モデルよりもアンケート・GPS モデルの方がよりよい値を示した（図 2）．つぎに，GPS 首輪データを用いた各モデルのシカ存在率とモデル予測値の関係では，相関係数の大きさはアンケート・GPS モデル＞ GPS モデル＞アンケートモデルとなり，GPS 単独モデルよりもアンケート・GPS モデルの方がよりよい値を示した（図 3）．

2. シカピンポイント出現予測のためのモデル解析

GIS モデルと UAV モデルの係数ついて，人工林率，広葉樹林率，農地率ともに顕著な違いは認められなかった（図 4）．地上レーザースキャナを用いた解析について，植生量に正の効

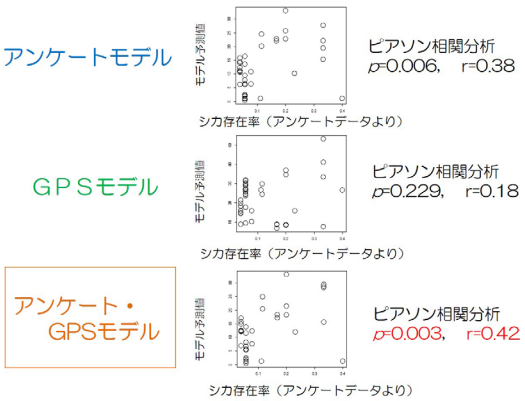


図 2　アンケートデータを用いた各モデルのシカ存在率とモデル予測値の関係

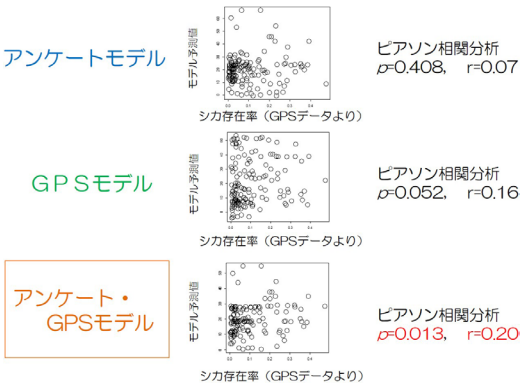


図 3　GPS 首輪データを用いた各モデルのシカ存在率とモデル予測値の関係

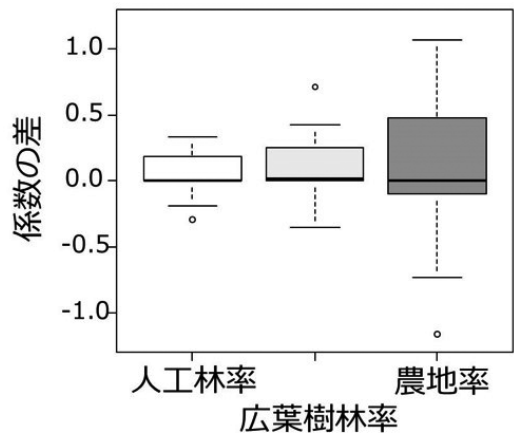


図 4　GIS モデルと UAV モデルの係数の差．人工林率，広葉樹林率，農地率の係数の差（Diff）の中央値をとりまとめた．なお，95 %信用区間で明確な差が認められなかった場合，Diff の値は 0 とした．

果，上層木の立木密度に負の効果が認められた（係数はそれぞれ 1.67，−0.07）．上層木の種類については効果が認められなかった．

Ⅳ．考察

1. シカ出現予測の精度向上

シカ目撃アンケートは全国各地で実施されているものの，回答結果は報告者の能力や意識，報告者数によって偏るなど，結果の利用については誤差に注意を払う必要がある．特に，環境教育などでよく作成される目撃情報を基とした野生動物出現マップでは，特定の回答者からの大量の情報によって偏りが生じ，対象動物の本来の分布とは異なるマップになってしまう可能性もある．しかしながら，本研究で示した既存の GPS 首輪データと目撃情報とを，誤差を含めて複合的に階層ベイズ法で解析する手法では，アンケートモデルや GPS モデルで示された各パラメータの正負の効果も変わらないまま（表 1），推定精度をより高くすることができた（図 2，3）．GPS 首輪調査を実施した時に発生するシカ個体毎の誤差と，目撃情報で発生する人による誤差とを，互いに相殺することができた可能性が考えられる．すなわち，本手法を用いれば，今後 GPS モデルを補完する形で目撃情報を活用できることが期待できる．前述の無料アプリ「やるシカない！」（江口 2016）を将来にわたって低コストに更新していくためにも，本成果は有用なものになると考えられる．

本研究では GPS 首輪データと目撃情報を基にしてモデルを構築したが，シカ存在確率を示すことのできる他の調査データがあれば，さらにモデルの精度が高まる可能性がある．例えば，国内の各地域で実施されているライトセンサス調査（例えば，石田ほか 2015）は，夜間のシカの出現場所を示す重要なデータとなる．特に深夜は目撃情報の報告数も少なくなったため，ここでライトセンサスデータをモデルに組み込めば，夜間モデルの精度が高まり，主に夜間に実施されるワナ捕獲に貢献できる可能性がある．先行研究で，GPS 首輪データとライトセンサスデータを組み合わせた手法について検討しているため（江口ほか 2016），今後は，GPS 首輪データ，目撃情報データ，ライトセンサスデータを活用する手法を検討することも必要と考えられる．

2. シカピンポイント出現予測のためのモデル解析

本研究では，野生動物関連の研究へも近年普及が進む UAV 技術（Chrétien et al. 2016; Hodgson et al. 2016, 2018; 丹羽 2017）やレーザースキャン技術（加藤ほか 2014）を用いて，シカ出現予測モデルを高度化することを目標としたが，前者では改善効果が認められず（図 4），後者ではモデル高度化の可能性が考えられた．

この地域では，伐採などが頻繁に行われているため，GIS データを作成した時点から現在にかけて植生や土地利用の状況が変わっている区域も存在する．そのような地域にも拘わらず，UAV データを用いてもモデルの改善効果が認められなかった理由として，250 m という中規模のメッシュを単位にした場合，当初からの植生や土地利用の変化はあまり大きな影響を与えるものでない，という可能性が考えられる．しかしながら，この仮説を検証するためには，メッシュサイズを変えながら同様の調査及び解析を行い，どのサイズで改善効果が認められるのかを確かめる必要がある．現時点では 250 m メッシュ単位でのシカ出現予測には既存の GIS データを利用しても問題ない，ということが考えられたが，今後期待される UAV 技術の普及や発展（Hodgson et al. 2018; Olsoy et al. 2018）を考えると，UAV データの効果的な利用方法を検討することが重要と考えられる．

地上レーザースキャナによる結果から，立木密度が低く，下層植生が多い場所にシカは滞在しやすい，ということが認められた．間伐等によって立木密度を低くすると，光環境が改善されて下層植生の発達が促されるという報告は多く（例えば，今ほか 2007），さらに下層植生はシカが好んで食べるという報告も多い（例えば，Takatsuki 2009；横田 2011）．本研究でも同様に，立木密度が少ない箇所では，光環境が良く下層植生が発達したことから，シカがより好む場所となったのだろう．この情報は，250 m メッシュ内でのシカの滞在頻度の高さを予想するために活用できる指標と考えられた．

Ⅴ．成果の活用

本研究により，シカ目撃情報を利用した新たなシカの出現予測モデルを構築することができた．シカ出現予測モデルの更新を低コストに実施できると期待される．また，地域住民との協同によって効率的なシカ害対策が可能となるため，被害対策として欠かすことのできない地域住民の意識向上にも貢献できるだろう．このモデルは今年度中に公開中のシカ出現アプリ「やるシカない！」（図 5）に組み込みすぐに獣害対策関係者に活用を図ることを考えている．「やるシカない！」は 2019 年時点ではアプリをパソコンにダウンロードして閲覧・表示する使い方であるが，近々ホームページで直接操作・閲覧できる形へ移行する予定である．また，現時点ではベースマップとしてシカの推定個体数や上記のシカ出現予測頻度を愛知県内についてのみ表示されるが，これも他地域でも狩猟の捕獲数や SPUE 等の 5 km メッシュ情報を取り込み表示させる活用が可能になり，愛知県以外の地域でも利用できるようになる予定である．

また，本研究により，シカ出現予測技術を高度化する方法を検討できた．より効率よくシカ出現を予測するには，シカ出現予測モデルによって出現確率の高いと予想したメッシュ内で，立木密度が低く下層植生が豊富な場所を把握するのが効果的である．

以上のことから，本成果は，今後の効率的な

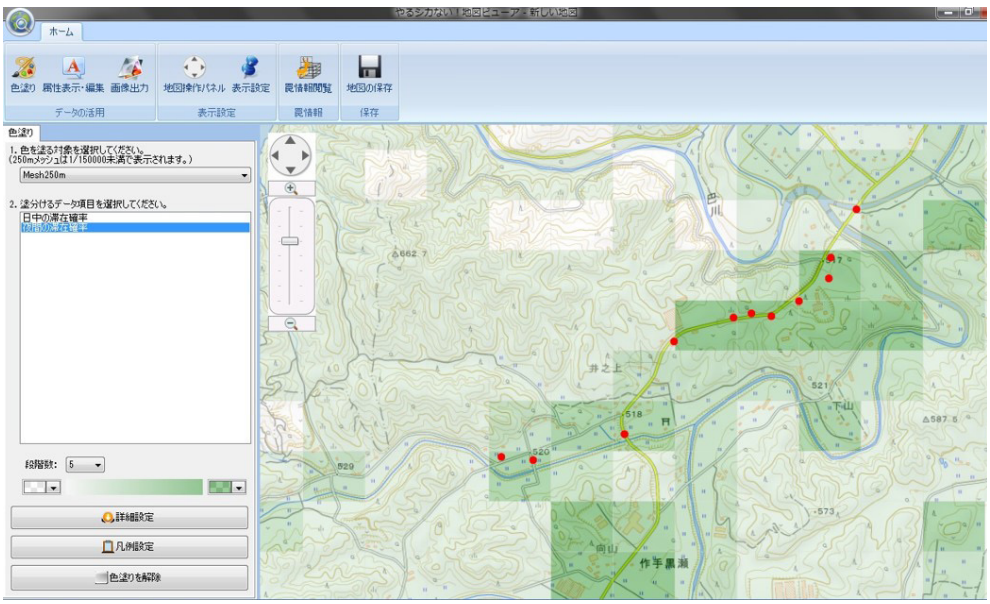


図 5　シカ出現予測アプリ「やるシカない！」の画面．https://shikadoko.jp/yarushikanai/index.html

シカ害対策に貢献できると考えられた.

引用文献

Anderson, K., Gaston, K.J. 2013. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. Frontiers in Ecology and the Environment 11：138–146.

Bauwens, S., Bartholomeus, H., Calders, K., Lejeune, P. 2016. Forest inventory with terrestrial LiDAR: A comparison of static and hand-held mobile laser scanning. Forests 7：127.

千葉幸弘 2017．地上レーザー計測による森林調査のこれから．森林科学 80：32–35.

Chrétien, L.P., Théau, J., Ménard, P. 2016. Visible and thermal infrared remote sensing for the detection of white-tailed deer using an unmanned aerial system. Wildlife Society Bulletin 40：181–191.

江口則和 2016．シカ出現予測マップの開発：シカ害対策支援アプリ「やるシカない!」．森林技術 894：8–10.

江口則和，石田　朗，山下　昇，高橋　啓，鈴木千秋，岡田良平，佐藤亮介 2016．GPS- アルゴス首輪を用いたニホンジカの行動特性の評価．中部森林研究 64：25–28.

Gelman, A., Carlin, J.B., Stern, H.S., Dunson, D.B., Vehtari, A., Rubin, D.B. 2013. Bayesian Data Analysis, Third Edition (Chapman & Hall/CRC Texts in Statistical Science).

Hodgson, J.C., Baylis, S.M., Mott, R., Herrod, A., Clarke, R.H. 2016. Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. Scientific Reports 6：22574.

Hodgson, J.C., Mott, R., Baylis, S.M., Pham, T.T., Wotherspoon, S., Kilpatrick, A.D., Segaran, R.R., Reid, I., Terauds, A., Koh, L.P. 2018. Drones count wildlife more accurately and precisely than humans. Methods in Ecology and Evolution.5：1160–1167.

Igota, H., Sakuragi, M., Uno, H., Kaji, K., Kaneko, M., Akamatsu, R., Maekawa, K. 2004. Seasonal migration patterns of female sika deer in eastern Hokkaido, Japan. Ecological Research 19：169–178.

石田　朗，江口則和，山下　昇，高橋　啓 2015．愛知県三河山間地におけるニホンジカのライトセンサス－秋と春の調査結果から－．中部森林研究 63：19–20.

石塚　譲，川井裕史，大谷新太郎，石井　亘，山本隆彦，八丈幸太郎，片山敦司，松下美郎 2007．季節，時刻および植生が大阪のニホンジカ（*Cervus nippon*）の行動圏に及ぼす影響．哺乳類科学 47：1–9.

Kamei, T., Takeda, K., Koh, K., Izumiyama, S., Watanabe, O., Ohshima, K. 2010. Seasonal pasture utilization by wild sika deer (*Cervus nippon*) in a sown grassland. Grassland Science 56：65–70.

加藤　顕，石井弘明，榎木　勉，大澤　晃，小林達明，梅木　清, 佐々木剛, 松英恵吾 2014. レーザーリモートセンシングの森林生態系への応用．日本森林学会誌 96：168–181.

今　博計，渡辺一郎，八坂通泰 2007．トドマツ人工林における間伐が広葉樹の天然下種更新に及ぼす影響．日本森林学会誌 89：395–400.

丹羽英之 2017．UAV を用いた深泥池湿原におけるニホンジカ生息痕の時系列変化の分析．保全生態学研究 22：213–217.

Olsoy, P.J., Shipley, L.A., Rachlow, J.L., Forbey, J.S., Glenn, N.F., Burgess, M.A., Thornton, D.H. 2018. Unmanned aerial systems measure structural habitat features for wildlife across multiple scales. Methods in Ecology and Evolution 9：594–604.

Plummer, M. 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. Proc 3rd Int Work Distrib Stat Comput 1–10.

QGIS Development Team 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Found. Proj.

R Development Core Team R 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing

Simard, M.A., Dussault, C., Huot, J., Côté, S.D. 2013. Is hunting an effective tool to control overabundant deer? A test using and experimental approach. Journal of Wildlife Management 77：254–269.

Takatsuki, S. 2009. Effects of sika deer on vegetation in Japan: A review. Biological Conservation 142：1922–1929.

田村太壱，加藤　顕，小花和宏之，吉田俊也 2015．小型 UAV による空撮と SfM を用いた樹高計測．日本緑化工学会誌 41：163–168.

横田岳人 2011．ニホンジカが森林生態系に与える負の影響－吉野熊野国立公園大台ケ原の事例から－．森林科学 61：4–10.

28th Pro Natura Fund Specified Program

Improvement of sika deer damage-management support system used of a bidirection communication tool among local residents, governments and researchers

ISHIDA Akira, KAMATA Atsushi, EGUCHI Norikazu, KATO Akira and TAKAHASHI Akira

Along with the many rural districts in Japan, sika deer (*Cervus nippon*) has also been increasing in Okumikawa district, eastern part of Aichi prefecture, Japan. The increase in sika deer population led agricultural problem as well as vegetation damage, which have been decreasing the rare species. For solving the problems, we developed the mathematical model and application named "Yarushika-Nai", which can show the appearance possibility of sika deer for effective population control. The "Yarushika-Nai" was constructed from the data of deer GPS-collar mainly, but there are two problems in existing model. First is that the model can be applied only in the investigation area of GPS-collar. Second is that the prediction unit is 250×250 m, which is little a bit wide for hunting. We, therefore, investigated to improve "Yarushika-Nai" by incorporating the deer sighting data widely from civil people or administrative officer, aerial photograph by unmanned aerial vehicle (UAV), and the terrestrial laser scanning system. As results of the research, we can improve the appearance possibility by incorporating the deer sighting data, and we found the details of sika deer appearance; they tend to stay at the area of low stand and high vegetation density. We will improve the "Yarushika-Nai" according to the results of this study. In addition, we will continue to improve it by collecting the deer sighting data from civil people, administrative officer, and the researchers for reducing deer damage.

Keywords: 3D laser scanner, appearance prection model, GPS color system, habitat, UAV, web questionnaire

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

諫早湾の常時開門後まで続く有明海奥部海域の底生動物群集変化の研究

有明海保全生態学研究グループ
東　幹夫・佐藤慎一・深沢南己・松尾匡敏・佐藤正典・市川敏弘

本研究は，将来的に必要不可欠な諫早湾の常時開門を見据えて，現時点における有明海奥部海域の底生動物群集の詳細を明らかにするとともに，それらのデータを常時開門後に実施される生態系影響解析への比較対象とすることを主な目的としている．今年度の採泥調査は，有明海奥部は 2019 年 6 月 8 日と 9 日の 2 日間で，諫早湾干拓調整池内は 2019 年 6 月 10 日に実施した．さらに，前年度 2018 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 22 年分の同一定点における同一手法によるデータと比較することで，潮止め後 21 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：海底環境，多毛類，調整池，採泥調査，二枚貝類，ヨコエビ類

Ⅰ．はじめに

本研究は，将来的に必要不可欠な諫早湾の常時開門を見据えて，現時点における有明海奥部海域の底生動物群集の詳細を明らかにするとともに，それらのデータを常時開門後に実施される生態系影響解析への比較対象とすることを主な目的としている．

有明海では 1997 年 4 月 14 日の諫早湾干拓事業に伴う潮受け堤防の閉め切り（潮止め）により，約 3,550 ha の広大な干潟・浅海域が失われ，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（東ほか 2019）．本研究グループは，1997 年から 2019 年までの 22 年間に，ほぼ毎年の 6 月に有明海奥部海域における水質・底質・底生動物群集のモニタリング調査を継続的に実施してきた．

これらの活動は，過去 22 年間にわたり同一の手法で，一貫した精度のもとに継続的に実施されてきた保全生態学的調査であり，今後も途絶えること無く数十年間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と期待される．

特に今後，諫早湾の常時開門が実現すれば，海域の潮流速度が回復し，貧酸素や赤潮発生が抑制されることで，2002 年の短期開門時と同様の急激な底生動物の個体数密度の回復が見込まれる．そのため，現在は常時開門前の基礎データの収集が不可欠であり，本調査の継続は極めて重要性の高い課題である．

また，多毛類やヨコエビ類などの底生動物は，漁獲対象となる魚介類の主要な食物として重要な役割を果たしている．そのため，本研究による底生動物群集の継続調査は，漁船漁業の持続

2019. 11. 25 受付　2020. 9. 29 公開

可能性に対しても極めて緊急性の高い課題であると言える．

2019 年 9 月 12 日の最高裁判所による判決では，今後の福岡高裁の差し戻し審に対して，2010 年の確定判決後の状況の変化を踏まえて審理することが補足意見で要求されている．これまでの本研究グループによる過去 22 年間の継続データは，福岡高裁の確定判決があった 2010 年以降も，漁船漁業の対象となる魚介類の食料である底生動物は増加していないどころか衰退の一途を辿っていることを明確に示しており，最高裁からの要求に対して重要な科学的データを提供することができる．

そこで本論では，今年度の調査内容の報告とともに，諫早湾潮止め後の 22 年間における有明海の海底環境と底生動物群集の変化について総括的に報告する．

Ⅱ．調査方法

1. 今年度の現地調査

今年度の助成期間中には，有明海奥部 50 定点（図 1a）における採泥調査を 2019 年 6 月 8 日と 9 日の 2 日間で行ない，諫早湾干拓調整池 16 定点（図 1b）では 2019 年 6 月 10 日に採泥調査を実施した．

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 2 名と，静岡大学の卒論生 2 名，長崎大学関係者などをあわせて総勢 9 名が参加した．

有明海奥部海域では，漁船に乗って各調査定点の位置を GPS で決定し，各定点において Smith-McIntyre 採泥器（図 2a；採泥面積 0.05 m^2）を用いてそれぞれ 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）を用いて各定点で 3 回の採泥を行い，それらを一緒にして 1 mm 目合の篩にかけた（図 2b）．

得られた採泥試料の一部は，粒度分析用とメイオベントス用に取り除き，残りの試料を 1 mm 目合の篩にかけて，篩上に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．

2. 大型底生動物試料のソーティング作業

現地で採集した堆積物試料は持ち帰った後，静岡大学において高次分類群レベルのソーティ

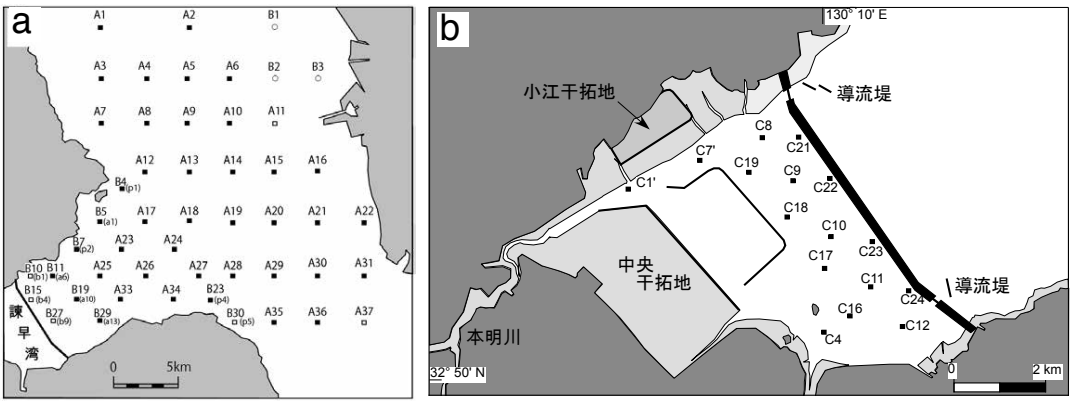


図 1　有明海奥部・諫早湾干拓調整池内における採泥調査定点の位置図（東ほか 2018 を改変）．a：有明海奥部 50 定点，b：干拓調整池 16 定点．a の黒四角は 1997 年から 2019 年，白四角は 2012 年から 2019 年，白丸は 2015 年から 2019 年に調査した定点を示す．b の濃い灰色は陸地，薄い灰色は干潟および干拓地を示す．

図 2　2019 年 6 月の有明海奥部 50 定点における調査風景．a：Smith-McIntyre 採泥器を用いた採泥作業，b：1 mm 目合の篩を用いた篩分作業．

ング作業を行った．助成期間中には，2018 年 10 月から 2019 年 9 月にかけて，研究代表者が毎月 1 回のペースで静岡大学に計 8 回滞在して，採泥試料のソーティング作業を行った．助成期間中に 2018 年 6 月の全定点の採泥試料と，2019 年 6 月の調整池 16 定点の採泥試料ソーティング作業を完了した．

実験室では，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，含まれる大型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は，頭のあるものを 1 個体とみなし，カウントした．また，頭のない標本はカウントしないが，すべて拾い出して保存した．

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．

3. 過去 21 年間にわたる調査データの分析

今年度と同じ方法による現地調査は，過去 21 年間にわたり，調整池内では堤防閉め切り直前（1997 年 3 月）と，閉め切り後 27 回（1997 年 5・8 月，1998 年 4・8 月，1999 年 7・10 月，2000 年 7 月，2001 年 3 月，2002 年 3・5・9 月，2003 年 8 月，2004 年 8 月，2005 年 8 月，2006 年 8 月，2007 年 4 月，2008–2018 年 6 月），堤防外側海域では 1997 年 6 月から現在までに 26 回（1997 年 6 月，1998 年 11 月，1999 年 6 月，2000 年 6・11 月・2001 年 6・11 月・2002 年 6 月，2003 年 11 月，2004 年 11 月，2005 年 6・11 月，2006 年 6 月，2007 年 6・11 月，2008–2018 年 6 月）実施している．

本論では，大型底生動物のソーティングがすべて完了した 2018 年 6 月までの過去 21 年間の堤防外側海域のデータを分析に用いて，その経年変化を明らかにした．また，調整池では 2019 年 6 月の採泥試料のソーティング作業も完了しているので，それもあわせて解析に用いた．

Ⅲ．今年度の調査活動結果

1. 成果報告会の開催

今年度も，昨年度に引き続き，諫早市内において 2019 年 6 月 11 日に調査成果報告会「有明海の底生動物調査から見えてきたことと、有明海のこれからについて」を開催した．当日は昨年を上回る約 80 名の方が集まり，本研究グループによる調査成果を熱心に聞き，今後の調査活動について様々なご意見をいただいた．

また，来年（2020 年）は 5 年に 1 回実施される有明海全域 100 定点の採泥調査を予定しているが，調査への参加を希望される方も多くいて，今後の調査に大きな活力を得ることができた．

2. 今年度の採泥調査結果

今年度の有明海採泥調査は，堤防外側海域 50 定点を 2019 年 6 月 8 日と 9 日の 2 日間で行ない，諫早湾干拓調整池内 16 定点を 6 月 10 日に実施した．同様の調査は，1997 年 3 月から毎年欠かさず 22 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 29 回目，堤防外側海域では 27 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 2 名および長崎大学の関係者や静岡大学の卒論生，地元市民，報道関係者らが調査に参加した．

調査期間中は大きなトラブルもなく，無事に 22 年間連続で欠測なし・全定点調査完了の記録を更新することができた．堤防外側海域 50 定点では，初日の 6 月 8 日に佐賀沖から熊本沖にかけての 33 定点で採泥調査を行い，9 日に諫早沖 17 定点の残りの調査を行った．実測水深は 3.9 m（B10）から 40.5 m（A36）までで，主に佐賀沖と諫早沖などの湾奥部は水深が浅く，熊本沖と島原沖の中間にあたる湾央部は水深が深い傾向にある．しかし，底層水の水温と塩分は定点間で大きな差は見られなかった（水温は 21.1–23.2℃，塩分は 28.9–30.4）．また，底層水の溶存酸素濃度は，北部排水門外側周辺の B10 と B15 の 2 定点で 2 mg/l 以下となり，6 月ながら貧酸素状態であった. これらの定点では，堆積物が黒色シルトであり，硫化水素による腐卵臭がきつく，酸化還元電位（実測値）も－300 mV 以下であった．各定点から採集された底生動物については，現在もソーティング作業中であるが，現地ではトゲイカリナマコ類やヒラムシ類などの大型個体が確認された．

一方，干拓調整池内では，底層水の塩分が本明川河口 C1 定点を除く 15 定点で 0.7–1.6 の範囲にあり，昨年とほぼ同程度であった．また，底層水の溶存酸素濃度は，最低でも 3.37 mg/l であり，昨年に引き続いて著しい貧酸素状態の定点は見られなかった．堆積物の酸化還元電位（実測値）は，堆積物の粒度の粗い C17 を除いてマイナスの値を示し（最低値は C7 の－217 mV），調整池内全体で還元的な底質が広がっていることが分かる．底生動物は，昨年まで見られたヨコエビ類などが消滅し，ユスリカ類も 1 個体のみとなり，イトミミズ類も昨年に比べて減少していた．

3. 大型底生動物のソーティング調査結果

今年度は，2018 年 6 月の堤防外側海域の採泥試料と 2019 年 6 月の調整池内の採泥試料に含まれる大型底生動物のソーティング作業を完了させた．

2018 年 6 月に堤防外側海域 47 地点（B5, B7, B10 の 3 定点は記録なし）で採集された底生動物は，合計 6,142 個体であった（深沢 2019MS）．このうち 4,245 個体がヨコエビ亜目で，全体の 69.1 % を占め最も多く見られた．次に多毛類が 1,296 個体（全体の 21.1 %），クモヒトデ類が 174 個体（2.83 %），貝形虫類が 150 個体（2.44 %），二枚貝類が 110 個体（1.79 %），その他の分類群が 167 個体（2.72 %）であっ

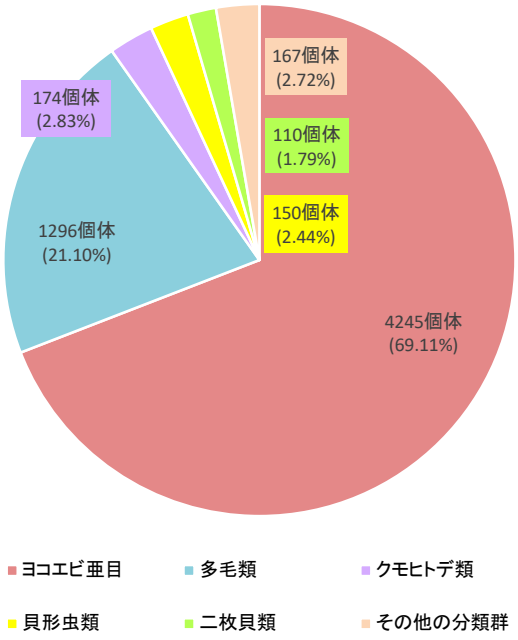


図 3　2018 年 6 月の有明海奥部 47 定点で採集された大型底生動物の分布群ごとの個体数比（深沢 2019MS）．B5，B7，B10 の 3 定点は試料が残っていないため集計から排除した．

た（図 3）．

2017 年 6 月の結果（東ら 2019）と比較すると，ヨコエビ亜目が 3,344 個体，貝形虫類が 52 個体増加したのに対して，多毛類が 770 個体，二枚貝類が 444 個体，クモヒトデ類が 119 個体減少した．その他の分類群でも計 328 個体の減少が見られた．総個体数は 1,833 個体増加したが，これはヨコエビ亜目の増加による影響が大きいことがわかる（深沢 2019MS）．

多毛類は 47 定点中 42 定点で生きた個体が見られたが（図 4a），1 定点で 100 個体以上が採集されたのは A8（123 個体）のみであり，ほとんどの定点で 2017 年の結果（東ほか 2019）と比較して個体数が減少していた．

ヨコエビ亜目は 34 定点で合計 4,245 個体が採集されたが，ほとんどは島原北岸の B23 と B30 に偏在しており（それぞれ 1,138 個体，2,156 個体：図 4b），この 2 定点でヨコエビ亜目の 77.6 % を占めた．そのほかに A14 で 139 個体，A26 で 102 個体見られた．

二枚貝類は 47 定点中 25 定点で見られたが，A15 で 35 個体，A30 で 17 個体見られたほかはすべて 10 個体未満であり（図 4c），総個体数も 2017 年（東ほか 2019）の 554 個体に比べて 110 個体と少なかった．

クモヒトデ類は 24 定点で生きた個体が確認されたが（図 4d），A28 で 55 個体が採集されたほかはすべて 20 個体未満であった．総個体数も 2017 年（東ほか 2019）の 293 個体から 174 個体に減少し，二枚貝類と似た分布パターンが見られた．また，2017 年は有明海湾奥南東部に分布が偏っていたが，2018 年では少数ではあるが北東側に分布域が拡大した（A2・A4・A12 で 1 個体，A8 で 5 個体）．

貝形虫類も局所的な分布が目立ち，B30 に 81 個体，次いで A33 に 15 個体，その他の 15 定点ではそれぞれ 10 個体未満であった（深沢 2019MS）．貝形虫類は有明海奥部 47 定点で総個体数が 150 個体であり，2017 年の 91 個体に比べて増加した．

その他の動物群では，2017 年と比較して 12 の分類群で増加し，19 の分類群で減少が見られた（深沢 2019MS）．増加した分類群では，エビ類が 19 個体増加した以外はそれぞれ 5 個体以下の増加しか見られなかった．一方，減少した分類群ではワレカラ亜目が 54 個体，ナマコ類が 27 個体，カニ類が 14 個体など，増加した分類群と比べて個体数が大きく減少した．また，A19・A20・A30 でそれぞれ 10 種類，A36 で 11 種類の分類群が確認された．

Ⅳ．22 年間の調査結果から見えてきたことと常時開門実施後の有明海の変化予測

本研究では，1997 年 4 月に実施された諫早湾潮止めの直前から，2019 年 6 月までの 22 年

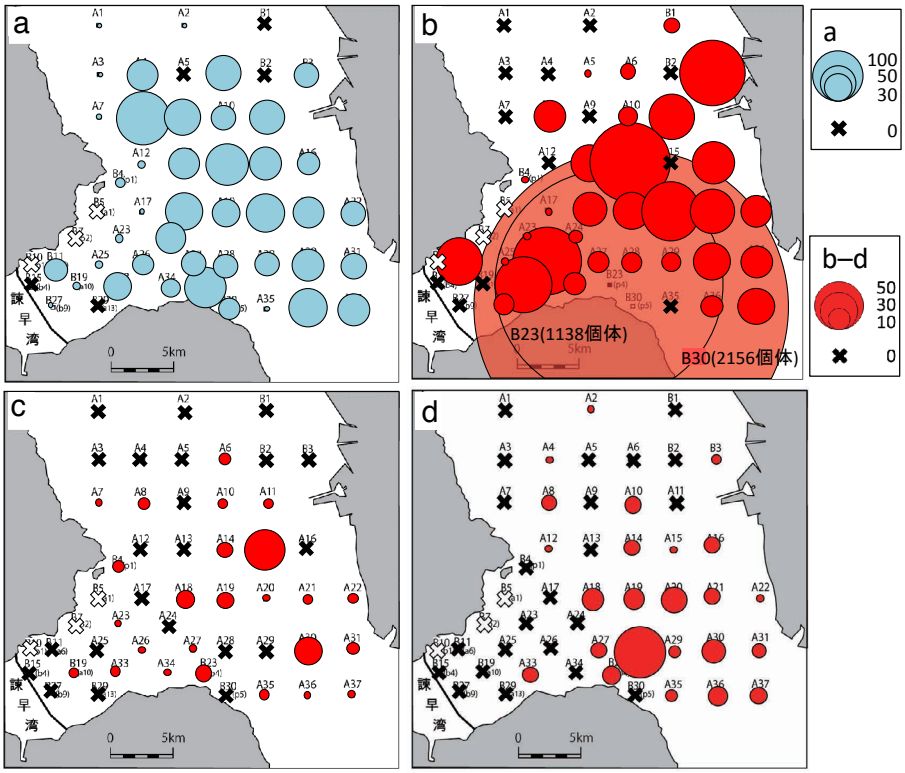


図 4　2018 年 6 月の有明海奥部 47 定点における大型底生動物の分布パターン（深沢 2019MS を一部改変）．a：多毛類，b：ヨコエビ類，c：二枚貝類，d：クモヒトデ類．凡例は，a と b–d を別に示す．白い×印は，試料が残っていないため記録のない定点．

間にわたり，同一の手法・精度で干拓調整池内と堤防外側海域の水質・底質および大型底生動物の分布パターンに見られる経年変化を明らかにしてきた．これらの調査成果を科学的根拠として，諫早湾の常時開門の実施の意義を説明することができる．

最高裁判所は，2019 年 9 月 12 日の判決において，諫早湾の開門に関する一連の請求異議事件に対して，2010 年の確定判決の無効化を認めて国が勝訴とした 2 審・福岡高裁判決（2018 年 7 月）を破棄し，審理を福岡高裁に差し戻した．

その際につけられた裁判官の補足意見として，「差戻審においては，前訴の口頭弁論終結後の事情の変動を踏まえて，このような判断に基づく債務名義により現時点において強制執行を行うことの適否についての検討を要しよう」とある．

これは，今後に実施される福岡高裁の差し戻し審において，「前訴の口頭弁論終結後の事情の変動」，すなわち 2010 年以降の状況の変化を踏まえて審理することが要求されていることを意味する．本研究グループによる過去 22 年間の継続データは，福岡高裁の確定判決があった 2010 年以降も，漁船漁業の対象となる魚介類の食料である底生動物は増加していないどころか衰退の一途を辿っていることを明確に示しており（東ほか 2019），今回の最高裁からの要求に対して重要な科学的データを提供することができる．

そこで，今年度の調査内容の報告とともに，諫早湾潮止め後の 22 年間における有明海の海

底環境と底生動物群集の変化について総括的に報告することとする．なお，本研究グループによる調査結果は日本ベントス学会誌に 2 号にわたって情報･特集として掲載されているので(佐藤・東 2019；佐藤ほか 2019a,b)，それらも参照してほしい．

1. 調整池内の塩分と底生動物の経年変化

干拓調整池内の水質・底質ならびに大型底生動物群集の経年変化については，日本ベントス学会誌に総説を公表した（佐藤ほか 2020）．以下は，その内容に基づいている．

調整池では，1997 年 4 月の潮止め後に底層水の急激な塩分低下に伴い，それまで生息していた優占種の消滅と，その後に日和見種の急激な増加が見られた（図 5）．2002 年の短期開門直後は，一時的に汽水生のヨコエビ類であるタイリクドロクダムシ *Sinocorophium sinensis* の急激な増加が見られたが，2004 年以降はイトミミズ（貧毛類）とユスリカ幼虫（いわゆるボウフラ）が大半を占めるようになった．さらに，2019 年はユスリカ幼虫も 1 個体しか採集されず，ほとんどイトミミズのみとなった．

すなわち，調整池内における水質と底生動物の経年変化は，2002 年の短期開門直後に著しい底生動物の増加が見られたものの，その後は淡水化に伴い平均個体数密度も減少し，その傾向は 2010 年以降も改善が見られないばかりか，より悪化の一途をたどっていると結論づけられる．

調整池内では，九州農政局ホームページなどで,「新たな生態系の創造」が強調されているが，少なくとも本研究グループが調査した 16 定点では，二枚貝類や巻貝類などの 1 cm を超える大型底生動物は 2002 年までに消滅し，2003 年 8 月以降は採集されていないのが現実である（佐藤・東 2017；東ほか 2019）．

2. 有明海奥部の底生動物密度の経年変化

東ほか（2019）に示したように，堤防外側海域においても，調整池内と同様に潮止め直後の 1997 年 6 月から 2001 年 6 月までの 4 年間で次

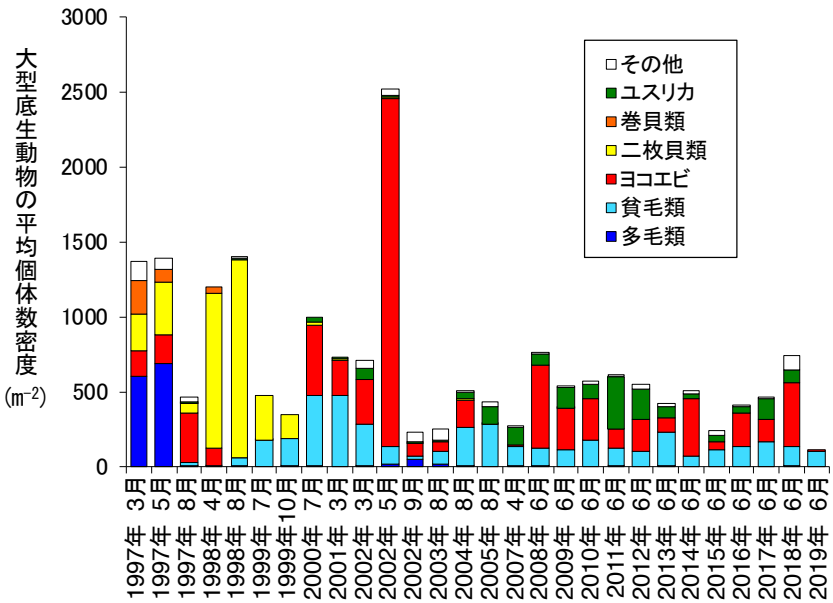


図 5　諫早湾干拓調整池 16 定点における 1 m^2 当たりの大型底生動物の平均個体数密度に見られる経年変化（1997 ～ 2019 年）．東ほか（2019）・佐藤ほか（2020）を一部改変．

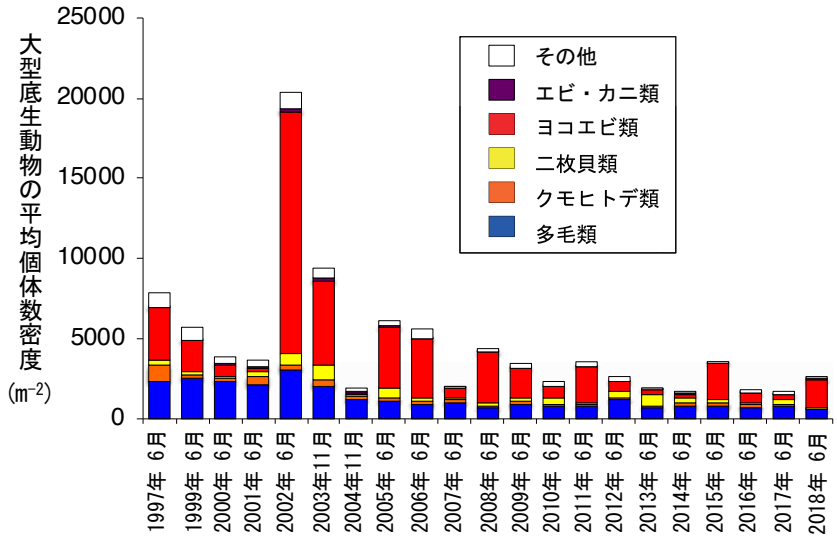


図 6　有明海奥部 50 定点における 1 m^2 当たりの大型底生動物の高次分類群別の平均個体数密度の経年変化（1997 ～ 2018 年）. 佐藤・東（2019）を一部改変.

第に底生動物の個体数密度が減少した後に，短期開門直後となる 2002 年 6 月に突如として急激に増加した（図 6）．しかし，その後は 2004 年から 2018 年にかけて，周期的な変動は見られるものの, 全体的には減少傾向が続いており，短期開門直後のような急激な変化は最近の 17 年間ではまったく見られていない（図 6）.

今年度の成果では，2018 年 6 月にヨコエビ類の増加が確認されたが，これも過去 22 年間の底生動物の経年変化と比較すると，2002 年以降に見られる約 3 年周期の変動の範囲内に収まっていることがわかる．すなわち，2002 年 6 月以降は 2005 年 6 月, 2008 年 6 月, 2011 年 6 月, 2015 年 6 月に，主にヨコエビ類の増加によって前後の年より平均個体数密度が増加している（図 6）．そして，2018 年 6 月は，2015 年 6 月から 3 年後のヨコエビ類の増加する年にあたっていて，予想通りにヨコエビ類の増加が見られた．しかし，その平均個体数密度は，過去の約 3 年周期の増加年と比較して，最も小さかった.

なぜ有明海でヨコエビ類が約 3 年の周期で増減を繰り返すのかは今後の課題であるが，このグラフからも短期開門直後の 2002 年 6 月に最も底生動物が増加しており，それ以降はヨコエビ類の周期的な変動はあるものの，底生動物の平均個体数密度は全体的に減少傾向にあり，その変動は 2010 年以降も変わらないことは明らかである.

これらの事実は，2002 年の短期開門終了後に中長期開門を中止し，その替わりに実施した海底耕運などの対症療法的な「有明海再生事業」は，少なくとも魚介類の主要な食料となる底生動物の平均個体数密度の経年変化に対して，まったく効果がなかったことを図らずも明示している（東ほか 2018，2019）.

しかも，本研究のデータは，過去 22 年間で唯一, 短期開門直後の 2002 年 6 月においてのみ, 堤防外側海域で底生動物の顕著な増加が見られたことを示している．このことは，もはや有明海再生事業が万策尽きた現時点では，常時開門による調整池への海水の導入こそが，有明海再生のために残された唯一の有効手段であることを意味している（佐藤・東 2017）.

このように，最高裁の補足意見で要求された

「前訴の口頭弁論終結後の事情の変動」は，魚介類の主要な食料となる大型底生動物群集については，まったく改善された事実はなく，逆に深刻化する一方であることが，本研究による成果から明らかであり，それを解決する唯一の方法は常時開門しか残されていないと言えよう．

3. 常時開門実施後の有明海の変化予測

それでは，もし今後に常時開門を実施したとしたら，有明海でどのようなことが起こるだろうか？　その答えは，佐藤・東（2016）で詳しく説明した（図 7）．以下に，その概要を一部改変して引用する．

まず，常時開門の直後には，2002 年 6 月の短期開門直後と同様に，島原沖や熊本沖などの海域において，タイリクドロクダムシなどの日和見的な種の顕著な増加が見られる．これらの底生動物は，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．

そして，これらの底生動物が活動することで，底質の酸化が促進され，より大型の底生動物類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．2002 年の短期開門調査では，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，さらに長期的な開門を実施すれば，底生動物の質的変化も見られ，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．

本研究グループは，今後もプロ･ナトゥーラ･ファンド助成により調査活動を継続させることで，諫早湾干拓の常時開門を経て有明海再生が実現するまで見届けたいと強く願っている．

引用文献

東　幹夫・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・市川敏弘 2018．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．自然保護助成基金助成成果報告書 27：1–8.

東　幹夫・深沢南己・山野紗希・佐藤慎一・市川敏弘・佐藤正典・松尾匡敏 2019．諫早湾潮止め後 20 年間の有明海底生動物群集変化の総括的研究．自然保護助成基金助成成果報告書 28：1–10.

深沢南己 2019MS．諫早湾潮受け堤防閉め切り後 21 年

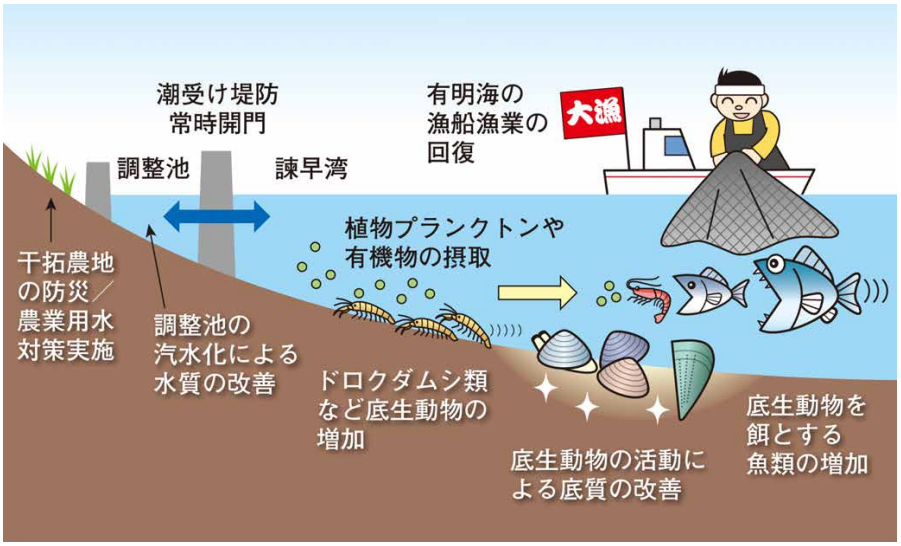


図 7　諫早湾の常時開門が実施されるとこうなる．佐藤・東（2016）から許可を得て引用．

間の有明海奥部の底生動物群集の経年変化．静岡大学理学部卒業論文.
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.
佐藤慎一・東　幹夫 2017．潮止めから 20 年：諫早湾干拓調整池と堤防外側海域の生物はどう変化したか？　有明海の環境と漁業 3：10–15.
佐藤慎一・東　幹夫 2019．諫早湾潮止め後 20 年間の有明海における底生動物変化．日本ベントス学会誌，73，120–123.
佐藤慎一・東　幹夫・松尾匡敏・大高明史・近藤繁生・市川敏弘・佐藤正典 2020．諫早湾干拓調整池における水質・底質ならびに大型底生動物群集の経年変化．日本ベントス学会誌，74，115–122.
佐藤慎一・木村妙子・金谷　弦・松政正俊 2019a．渚の自然環境をめぐる諸問題 III ～自然環境保全委員会企画自由集会：諫早湾閉め切りから 20 年，有明海の現状と未来を考える．日本ベントス学会誌，73，119–120.
佐藤慎一・折田　亮・山川彩子・阿部博和・松政正俊 2019b．諫早湾閉め切りから 20 年，有明海の現状と未来を考える．日本ベントス学会誌，74：41–42.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

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

AZUMA Mikio, SATO Shin'ichi, FUKASAWA Minami,
MATSUO Masatoshi, SATO Masanori 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 on 8 and 9 June 2019 and (2) 16 fixed stations inside of the dike on 10 June 2019. According to our results, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, the number of species and mean individual density of benthic animals have been still smaller than the past. After the shut-off, benthic animals rapidly decreased from 1998 to 2001, and then only a few species increased from 2002 to 2003. However, from 2004 to 2019, 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: bivalves, bottom environment, gammaridean amphipods, polychaetes, reservoir, sediment sampling

Research Group for Conservation Ecology on the Ariake Bay

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

北大東島における亜種ダイトウコノハズク *Otus elegans interpositus* の再導入計画

ダイトウコノハズク保全研究グループ
高木昌興・澤田　明

本研究は，絶滅が危惧される南大東島におけるダイトウコノハズク *Otus elegans interpositus* 個体群の絶滅リスクを分散させ，北大東島に亜種ダイトウコノハズク個体群を再成立させるための基礎情報を得ることを目的とする．北大東島には，現在，ダイトウコノハズクが生息していないことをプレイバック実験により確認した．南大東島において，狭い区域になわばりが高密度で集中する区域，樹林地に依存しない区域，営巣が不可能だった場所を巣箱により営巣を可能にした区域の特注を解析した．その情報と航空写真，北大東島の現地踏査により，北大東島において潜在的に繁殖可能な区域を定性的に抽出し，繁殖可能なつがい数を推定した．個体群の存続に重要な冬季の餌量を北大東島と南大東島で比較した．その結果，北大東島には 49 つがいが生息できる可能性があり，主要な餌となるワモンゴキブリ類とアシダカグモ類の生息数は島間で異ならず，冬季にも個体群を消滅させることなく生息し続けることが可能と判断された．

キーワード：海洋島，固有亜種，絶滅，絶滅のリスク分散，南大東島，リュウキュウコノハズク

Ⅰ．はじめに

リュウキュウコノハズク *Otus elegans* は，フィリピン・ルソン島の北に位置するカラヤン諸島からトカラ列島中之島までの島々（日本鳥学会 2012；Holt et al. 2019），さらに福岡県宗像郡沖ノ島に隔離分布する小型のフクロウであり（Takagi et al. 2015），分布範囲は南北約 2,000 km に及ぶ．沖縄島から東に約 400 km の太平洋上に位置する大東諸島の個体群は，固有亜種ダイトウコノハズク *O. e. interpositus*（以下，ダイトウコノハズクと記述する）とされる．ダイトウコノハズクは，沖縄島以北の個体群から数十万年間，宮古島以西の個体群から約 150 万年間隔離された個体群である（高木ほか 2019）．進化的に重要な単位（Evolutionary Significant Unit）であり，環境省レッドリストでは絶滅危惧 II 類（VU）とされる（環境省 2019）．

大東諸島は，北大東島，南大東島と沖大東島から構成される．現在，ダイトウコノハズクは南大東島だけに生息している．かつては南大東島から約 8 km の距離に位置する北大東島（面積 12 km^2）にも生息していた（折居彪二郎研究会 2013）．しかし，北大東島では 1972 年の鳴き声の記録が最後となり（池原 1973），2000 年初めから現在に至るまで確認記録がなく（Takagi et al. 未発表），絶滅したと考えられる．

リュウキュウコノハズクは森林性であることから（Toyama and Saitoh 2011，伊藤 2018），北大東島における絶滅は森林伐採が引き金になっ

2020. 1. 6 受付　2020. 9. 29 公開

たと推察される（姉崎 2012）．南大東島では絶滅には至らなかったが，1990 年代には雄の個体数が 20 個体程度まで減少した（嵩原・中村 2002）．2000 年代に入ると個体数は回復傾向を示し，2019 年の時点で繁殖しているダイトウコノハズクは約 200 つがいと推定される（Sawada and Takagi 準備中）．南大東島おいて，ダイトウコノハズクは回廊状に切り残され，また植林された幅 50-100 m ほどの幕と呼ばれる防風林に並ぶようになわばりを構え生息している（高木ほか 2005，Takagi et al. 2007a, b，Akatani et al. 2011）．大東諸島では，ダイトウビロウ *Livistona shinensis* が極相を形成する樹種であるが，防風林は移入されたトクサバモクマオウ *Casuarina equisetifolia* が優占する区域が多い．移入種であるが巣箱以外で繁殖するダイトウコノハズクの大部分は，トクサバモクマオウにできた樹洞に営巣する（伊澤ほか 2014）．つまりダイトウコノハズクは移入樹種によって個体群が維持されてきた（以下ではトクサバモクマオウの存在を肯定的に記述する部分があるが，このような背景の下での表現であることを付記する）．現在は，南大東島の個体群は，少ない個体数で安定しているように見えるが，繁殖成功率の年変動は大きく（永井ほか 2018），依然として個体群の存続は脆弱な状況にあると推察される．

環境省は，2012-16 年に「国指定大東諸島鳥獣保護区における保全事業」として，南大東島において爆発的に個体数を増加させた移入種タイワンカブトの現状把握と駆除と併せ，南・北大東島の潜在植生の回復を検討するプロジェクトを実施した．南大東島と北大東島の潜在極相林の構成樹種であるダイトウビロウとその林を利用する在来種の保護が目的であった．保全事業では，ダイトウコノハズクの個体群の安定化のために，耐久性の高い FRP 製の巣箱を用意した．2015 年までに南大東島に 88 個，北大東島に 5 個が架設された．南大東島では，架設した 2015 年には営巣は確認されなかったが，2016 年に 18 つがい，2017 年に 19 つがい，2018 年に 18 つがいが営巣した（Sawada and Takagi unpublished data）．森林が充実するまでの橋渡し役を果たせるものと期待される．

北大東島では近年のダイトウコノハズクの確認例はない．嵩原・中村（2002）は，1988-92 年の間に北大東島におけるダイトウコノハズクの確認記録を（+）と表現したが，確実な記録はない．また 2001 年の調査では確認されていなかった（嵩原・中村 2002）．北大東島におけるダイトウコノハズクはすでに絶滅し，約 20 年以上が経過していると思われる．その様な状況にもかかわらず，北大東島に巣箱を架設したのは，南大東島からの移動分散があるならば，そのような個体を定着させることができると期待したためである．しかし北大東島では 2019 年まで利用の形跡はない．一方，北大東島の樹林地は面積・質ともにある程度回復しており，ダイトウコノハズクの個体群維持が可能な環境は整っている．

そこで私たちは，絶滅が危惧される南大東島個体群の絶滅リスクを分散させ，北大東島にダイトウコノハズク個体群を再成立させるプロジェクトを発足させた．台風による壊滅的な被害や人口統計学的揺らぎなどによる絶滅の渦を回避し，ダイトウコノハズク自体が絶滅するリスクを低下させることが目的である．本研究では，まず北大東島にダイトウコノハズクは現在生息していないことを確認する．さらに南大東島のダイトウコノハズクの生態特性から北大東島におけるなわばり数を推定し，餌環境の適性について検討する．

Ⅱ．方法

1. 北大東島におけるダイトウコノハズクの生息可能性

北大東島にダイトウコノハズクが生息していないことを確認する目的で，プレイバック調査を実施した．プレイバック調査は，同種他個体の鳴き声を流すことで，なわばりへの侵入個体を模し，定住個体がいる場合は鳴き声を発して接近してくる性質を利用し，個体の存在を確認する手法である．北大東島で南大東島からの分散個体がなわばりを確定し，繁殖を始める可能性が高いと考えらえる 10 カ所を選んだ．2019 年 1 月 10 日，および 2019 年 11 月 26 日に行った．方法の詳細は Takagi（2018）に従った．

2. 南大東島における異なるなわばり分布様式と北大東島のつがい数推定

Akatani et al.（2011），高木ほか（2005），およびダイトウコノハズク保全研究グループの未発表資料を用い，南大東島において狭い区域になわばりが高密度で集中する区域，樹林地に依存しない区域，営巣が不可能だった場所を巣箱により営巣を可能にした区域について記述した．これらの情報と航空写真，北大東島の現地踏査によって得た情報をもとに，北大東島において潜在的に繁殖可能な区域を定性的に抽出し，繁殖可能なつがい数を推定した．

3. 北大東島における非繁殖期の餌条件

北大東島にダイトウコノハズクの個体群を再度成立させ，個体群が維持され続けるには，餌が不足する冬季を生き残れるかどうかを評価することが必要となる．そこで南大東島でダイトウコノハズクの生存に最も重要であることが判明しているゴキブリ類とアシダカグモ類の冬季における個体数を比較した（Takagi and Akatani 2012）．ダイトウコノハズクが絶滅した北大東島の餌環境が，現在もダイトウコノハズクの個体群が維持されている南大東島と比較し，劣っているかどうかを判断することを目的とする．

ダイトウコノハズクは道路脇の枝などに止まり，路上に飛び降りゴキブリ類とアシダカグモ類を捕獲する．ゴキブリ類とアシダカグモ類は，樹林内に多く生息しているが，路上にも多い．林内で個体数を算出することは，樹林のタイプによって観察のしやすさが大きく異なるため正確性に欠く．そこで路上における個体数を数えた．路上での数え上げには誤差が少なく，場所間比較に優れた方法である．

調査は，北大東島では，2018 年 11 月 23 日 20-22 時の間に 8 ルート（平均 350 m；範囲 203-512 m）で実施した．南大東島では，2018 年 11 月 24 日 20-23 時の間に 8 ルート（平均 438 m；範囲 138-716 m）で行った．両日ともに天気は曇りで両日の気象条件は異ならない．島内の環境の構成は北大東島と南大東島で同じではないため，環境の違いによる個体数のばらつきを評価する必要がある．すなわち，カテゴリー変数としてセンサスルートの両側の環境を 3 区分した．すなわち，居住地，環境片側畑は，センサスルートの片方が樹林地で片方が畑，環境両側畑はセンサスルートの両側が畑であること示す．また，センサスルートの長さを一定にすることはできないため，ルートの長さを数値として評価に加えた．解析には一般化線形モデル（ポアソン分布・リンク関数 log）を採用した．このモデルでは，南大東島（MDT）と環境（居住地）を基準にし，島の効果と環境の効果を測っている．つまり，結果に示す表では，北大東島の Estimate（回帰係数推定値）が，正ならば北大東島で個体数が多く，負ならば北大東島で個体数が少ないことを意味する．また，環境についても同様に正ならば，居住地以外で個体数が多いことを示す．

Ⅲ．結果および考察

1. 北大東島におけるダイトウコノハズクの生息可能性

北大東島における 2019 年 1 月 10 日，および 2019 年 11 月 26 日のプレイバック調査で，ダイトウコノハズクは確認されなかった．南大東島では 11 月からなわばり占有行動が見られはじめ，プレイバックに対する反応は強くなる（ダイトウコノハズク保全研究グループ 未発表）．そこで冬季に分布調査を行った．

2. 南大東島における異なるなわばり分布様式

南大東島におけるダイトウコノハズクの繁殖生態，分布特性，環境選好性などについては，Takagi et al.（2007a, b），Akatani et al.（2011），高木ほか（2005）で詳しく論じられている．分布様式が異なる 3 つの区域について紹介する．巣場所が特定されることを防ぐため地図を使わずに記述する．

1）南大東島において狭い区域になわばりが高密度で集中する区域

南大東島の大東神宮は面積約 4 ha の樹林地である（図 1A）．その樹林地に 2002-2019 年までの間に最大 6 つがいがなわばりを構え繁殖した．大東神宮には最高樹高が 20 m を超える大径木が生育し，多くの自然樹洞が形成されていた．大東神宮には巣箱を架設しておらず，繁殖はすべて自然の樹洞で行われたと推察される．大東神宮の約 100 m 西側には県道と畑をはさむ防風林である幕林が位置し，他のつがいがなわばりを構え繁殖していた．東側は湿地帯の樹林地があるがダイトウコノハズクは湿地の樹林地を好まない（Takagi, unpublished data）．つまり大東神宮のつがいは神宮の樹林地とその周囲の畑に依存して生息していた．なわばりの面積は 1 ha 以下程度に収まるものと考えられた．台湾蘭嶼における亜種ランユウコノハズク *O. e. botelensis* は，森林構造が発達している樹林地に生息する場合，なわばりを重複させ高密度に生息する（Severinghaus 2000）．リュウキュウコノハズクは，ある好適な環境下では，高密度になわばりを構え繁殖することが可能と考えられる．確認できた巣のうちの一つは，2004 年の台風で倒れ，ダイトウコノハズクは利用できなくなった．

2）樹林地に依存しない区域

広い樹林地に依存せずになわばりを構えた例である．南大東島で最も人口が集中している在所集落の北の端で営巣が確認された．在所の集落の交通量は南大東島の中では最も多い場所の一つで，営巣したモクマオウの地上約 3 m の高さに形成された樹洞は県道舗装道路に面していた（図 1B）．東側の幕林には他個体がなわばりを構え，このつがいは幕林を利用することはできない．巣から南西に約 200 m の距離に約 2 ha 樹林地があるがここにも他のつがいが営巣しており，このつがいはこの樹林地を利用できない．北東に位置する広い樹林は湿地林であり，この区域も利用しない．このつがいのなわばり面積は約 4 ha で広い樹林地は存在しなかった．営巣したモクマオウの間隔もまばらで，非常に貧弱な並木だった．

同様の並木での営巣が他にも確認された．南北に延びるモクマオウが一列に植樹された並木に営巣した例である（図 1C）．南北に位置する幕林には，他のつがいのなわばりが位置しており，このつがいは幕林を利用できない．並木のモクマオウの地上約 4 m の高さに形成された樹洞に営巣した．この場合のなわばり面積は約 6 ha であり大東神宮のなわばりの 6 倍以上の広さになった．

本種は営巣可能な樹木が存在すれば，広い樹林地がない貧弱な並木でも，繁殖することができると考えられる．並木と畑の組み合わせだけでも繁殖が可能であり，並木に巣箱を設置すれ

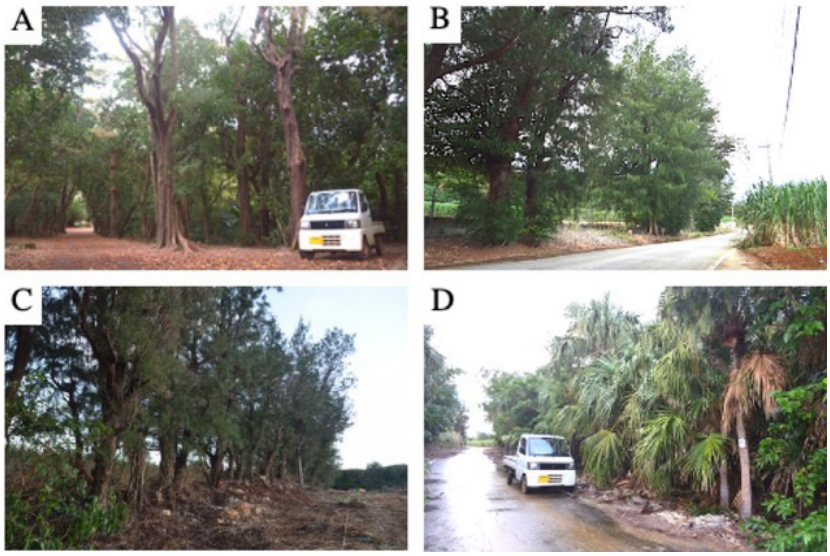


図 1　南大東島における亜種ダイトウコノハズクの営巣環境．A：大東神宮の成熟した樹林地，B：モクマオウが一列に植栽された畑を仕切る並木状の防風林，C：県道舗装道路に面したモクマオウの並木状の防風林，D：最外周道路の脇に植栽されたダイトウビロウの防風林．海側は風衝と塩害などで樹木の生育は悪く，ススキとアダンが優占する．

ば，繁殖つがい数をさらに多くすることが可能と考えられる．しかし交通量が多い場所への誘致は，交通事故を引き起こす可能性もあり，巣箱をエコロジカルトラップとしないように注意する必要がある．

3）営巣が不可能だった場所を巣箱により営巣を可能にした区域

南大東島最北部は発達した樹林がない．南大東島に在住の島民は経験的に，冬季の北風と乾燥で樹林が発達し難いと考えている．2006 年 5-6 月にこの区域において，3 個体のオスの鳴き声を確認した．この 3 個体が営巣している可能性があると考え，巣の探索をした．しかし巣の発見には至らず，繁殖できていないものと考えられた．この地域には，樹林帯はあるが樹高が高いところでも 5-6 m 程度で，ダイトウコノハズクが営巣可能な樹洞を提供できるような大径木がほとんどない（図 1D）．繁殖つがいの定着を促す目的で 2011 年 11 月に木製の巣箱を 3 つ架設した．2010 年までの分布状況は 2006 年と同様か 3 個体よりも少ない状況にあった．しかし，巣箱を設置した翌年 2012 年から巣箱が使われ，3 つがいが定着した．景観としては生息不適と考えられる区域でも営巣場所が提供されれば，ダイトウコノハズクを定着させ，営巣させることが可能であることが示された．

3. 北大東島における繁殖可能つがい数推定

北大東島に生息できるつがい数の算定は，南大東島のなわばりの大きさを目安にした．南大東島で 6 個体の雄に装着したラジオテレメトリー法により明らかになったなわばりの平均面積は 24±09 ha，平均長径 366.2±113.2 m，平均短径 88.2±22.6 m であることから（高木ほか 2015），ここでは直径約 150 m の円をなわばりと想定し，樹林が発達している中央部，南部と南西部，北部で配置を試みた．配置は南大東島におけるなわばり分布状況，すなわち発達した樹林では狭く，狭い並木状の防風林が営巣場所となる場合には広くする様に経験的に適宜勘案して行った．

1）中央部

大東宮周辺は 12 つがいのダイトウコノハズクが営巣できる環境を備えていると推察された．大東宮は，南大東島の大東神宮ほどには成熟していないが，樹高 10 m を超えるモクマオウが生育し（図 2A），ダイトウコノハズクが営巣場所として利用可能な自然樹洞もできている（図 2B）．中野のビロウ林と呼ばれる区域は，

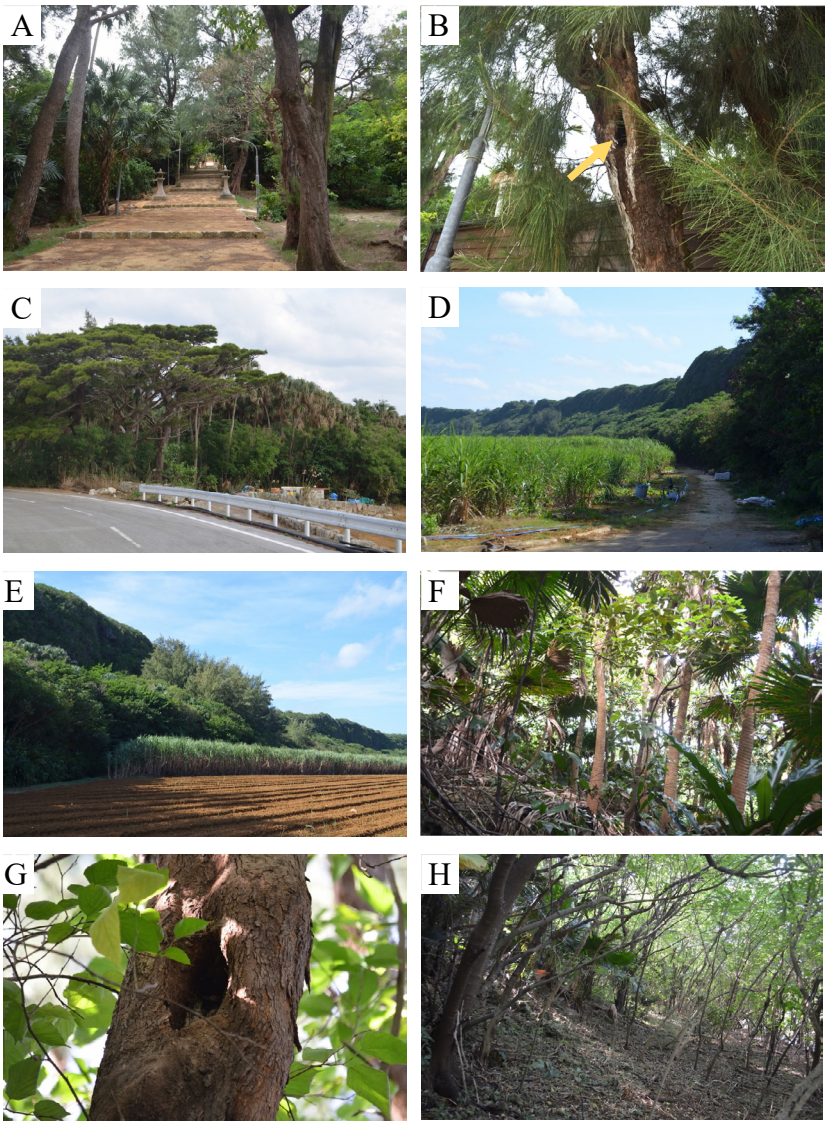


図 2　北大東島における亜種ダイトウコノハズクの潜在的営巣可能環境．A：北大東島大東宮の参道．モクマオウが多く植栽され，今後生長が見込まれる樹高 4 m 程度のダイトウビロウが亜高木層を形成している，B：北大東島大東宮内におけるモクマオウにできた樹洞（矢印），C：中野ビロウ林．最も樹高のある樹木はリュウキュウマツ．写真右側にダイトウビロウが群生している，D：屏風岩の周辺．好適な樹林環境が連続している，E：島の内側西から東方向の長幕．中央の高木はモクマオウで，その周囲はダイトウビロウのほか，ガジュマルがサンゴの化石の上に根を張っている，F：屏風岩の周辺の樹林内部．ダイトウビロウは約 7 m の樹高で，樹林内部に空間が多く，ダイトウコノハズクの採餌に適している．また巣箱を架設すると利用率が最も高くなるタイプの樹林である，G：屏風岩の付近のモクマオウに形成された樹洞，H：若齢樹からなる樹林．

樹高のあるリュウキュウマツとダイトウビロウから構成される比較的大きな樹林である（図2C）．樹林そのものに依存するなわばりの形成が可能で，畑とグランドが採餌場所として利用可能である．大東宮の南側には約 6 ha のまとまった樹林地が位置する．少数ではあるが大きなモクマオウが点在する環境がある．大東宮の東側は，ギンネムが群生しており，あまり好適な環境とはいえない．リュウキュウコノハズクは単独でなわばりを持つことは稀で，鳴き声が聞こえる範囲に集まる習性をもつ（Takagi, unpublished data）．そのため大東宮を中心としたこの区域は, ダイトウコノハズクを呼び寄せ, 好適にはおよばない環境としても営巣可能な樹木や巣箱があれば定着が促進されると推察される．

2）南部

長幕の東側から南西部，および南西側の海に近い防風林は，合計 19 つがいのダイトウコノハズクが営巣できる環境を備えている．長幕の南側の麓には比較的厚い植生の帯が位置する（図 2D，E）．高木層を形成するのはモクマオウであり，樹林内部に空間を持つ（図 2F）．Akatani et al.（2011）が示したダイトウコノハズクが選好する森林構造といえる．このような長幕内部の樹高の高いモクマオウには樹洞があり（図 2G），長幕には巣箱を架設しなくともダイトウコノハズクを誘致できる可能性がある．構成樹が若い区域も含まれるが（図 2H），林内が空いているためダイトウコノハズクが選好する樹林である．巣箱を架設することで繁殖つがいを誘致することができると考えられる．

長幕西側から島の中央部に伸びる並木状の防風林にも営巣に適する区域にも誘致が可能である（図 3A）．これは南大東島の事例で示した広い樹林地がなくとも営巣する可能性がある十分に生長したモクマオウからなる様式に類似する．

長幕のさらに南側の島周回道路沿いには，樹高は約 5 m と低いものの成熟したモクマオウの並木があり, 営巣可能と推察される（図 3B, C）．巣箱を架設しなくとも自然樹洞への営巣も見込

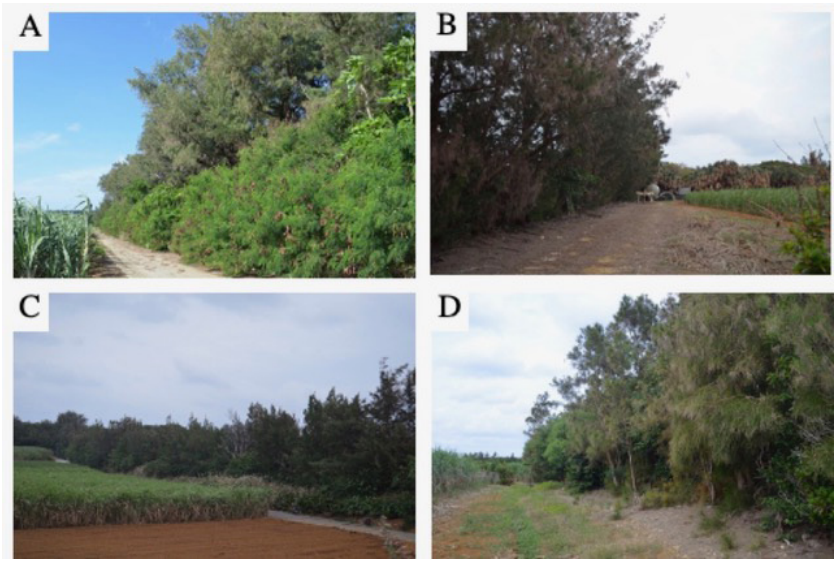


図 3　北大東島における亜種ダイトウコノハズクの潜在的営巣可能環境．A：ある程度成熟したモクマオウの並木防風林，B，C：海岸に近いモクマオウの並木防風林．D：北西部に位置する成熟が良好であるモクマオウの並木防風林．

まれる．南大東島の北部の海岸に近い樹高の低い樹林地での行動圏の面積は，樹高の高い樹林地の数倍になる（Takagi and Sawada, in prep.）．この並木でも樹高の高い成熟林に比べるとつがい数は少なくなると思われ，定着可能つがい数は少なく見積もられた．

3）北部

北側の長幕の東角から西角まで，および北端の海に近い防風林には，合計 18 つがいのダイトウコノハズクの営巣が見込まれる．島の北西部には生育が良好なモクマオウの並木がある（図 3D）．しかし，その区域以外ではモクマオウの発達が悪く，ダイトウコノハズクが生息可能と考えられる区域はほとんどない．

この区域の長幕もモクマオウの大径木を含む良好な樹林地になっている．南側の長幕ほどには良好な環境ではなく，ひとつひとつの行動圏は広くなると推察されるが，多くのつがいがなわばりを形成する可能性がある．小金山付近にも誘致が可能であると考えられる．

合計すると，北大東島にはダイトウコノハズク 49 つがいを収容することが可能であると考えられた．

4. 北大東島のダイトウコノハズクの餌条件

ダイトウコノハズクが生息するためには，景観レベルの環境の適合性に加え，好適な餌条件が満たされる必要がある．北大東島と南大東島の鳥類相は類似し，留鳥の種数は両島ともに 13 種で安定している（姉崎 2012）．在来鳥類群集としての南大東島と北大東島の唯一の違いは，北大東島ではダイトウコノハズクが絶滅し，現在は生息していないことである．移入種を含めた違いは，北大東島にはキジ *Phasianus versicolor* が人為的に導入され個体群を確立していることである（平成 21 年度北大東村ニホンキジ調査業務 2010）．両島にはほぼ同様の鳥類相が維持され，北大東島にはさらに中型鳥類であるキジの個体群が存続し続けていることが注目に値する．これは北大東島の昆虫類，クモ類，多足類などが，豊富で安定していることを意味する．

南大東島のダイトウコノハズクの親が雛に与える餌については，詳細に記述されている（Takagi and Akatani 2011）．ダイトウコノハズクの雛の餌の 33 %をワモンゴキブリ *Periplanata americana*（図 4A）とコワモンゴキブリ *Periplanata australasiae*（図 4B）が占めている．次いでアシダカグモ類 *Heteropoda*（図 4C）が 22 %を占める．雛に与えられる個体数は少ないが，生物量として大きい割合を占めるのはオオムカデ *Scolopendra scolopendra*（図 4E）とヤモリ類である．北大東島にもホオグヤモリ *Hemidactylus frenatus* とオガサワラヤモリ *Lepidodactylus lugubris* が多く生息しており（Yamashiro et al. 2000），繁殖期に重要な餌となっていると考えられる．

ワモンゴキブリの個体数はそれぞれの島内の環境とコース長の影響は見られず，北大東島（平均 0.7 個体，範囲 0-4 個体）と南大東島（平均 0.4 個体，範囲 0-3 個体）の間に有意な差は検出されなかった．すなわちワモンゴキブリの個体数は北大東島と南大東島に異ならない．コワモンゴキブリの個体数も，それぞれの島内の環境とコース長の影響は見られなかった．しかし，島レベルの比較では，北大東島（平均 2.2 個体，範囲 1-7 個体）は，南大東島（平均 0.9 個体，範囲 0-2 個体）よりも有意に多い結果が得られた．すなわち北大東島のコワモンゴキブリの個体数は，南大東島よりも多い．アシダカグモ類の個体数も，それぞれの島内の環境とコース長の影響は見られなかった．しかし，島レベルの比較では，南大東島（平均 5.1 個体，範囲 0-16 個体）は，北大東島（平均 1.4 個体，範囲 0-6 個体）よりも有意に多い結果が得られた．すな

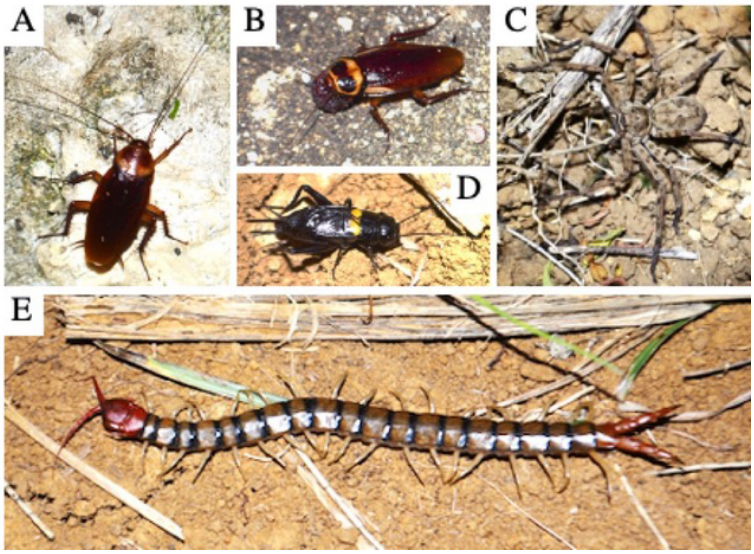


図 4　A: ワモンゴキブリ *Periplanata americana*, B: コワモンゴキブリ *Periplanata australasiae*, C: アシダカグモ類 Heteropoda, D: フタホシコウロギ *Gryllus bimaculatus*, E オムカデ *Scolopendra scolopendra*.

表 1　ゴキブリ類とアシダカグモ類を合計した個体数の北大東島と南大東島の比較

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(>|z|)
切片	1.147	0.537	2.136	0.033
島 （北大東島）	-0.361	0.212	-1.701	0.089
環境片側畑	0.635	0.285	2.229	0.026
環境両側林	0.570	0.357	1.595	0.111
ルート長	0.001	0.001	0.781	0.435

わち南大東島のアシダカグモ類の個体数は，北大東島よりも多い．

ゴキブリ類とアシダカグモ類の個体数を合わせて島間で比較した．その結果，島の違いに優位な効果は検出されず（表 1），北大東島と南大東島の個体数は異ならないことがわかった．加えて，ゴキブリ類とアシダカグモ類の個体数調査の際に路上で確認できたダイトウコノハズクの潜在的餌資源として重要なオオムカデ 2 個体，フタホシコウロギ *Gryllus bimaculatus*（図 4D）10 個体を確認した．南大東島ではフタホシコウロギ 6 個体を確認したが，オオムカデは確認されなかった．

Ⅳ．結論

北大東島にはダイトウコノハズクを 49 つがい収容させることが可能であり，冬季にも個体群を消滅させることなく維持可能であると判断された．

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 2012．第二次世界大戦以前の北大東島と南大東島の鳥類．山階鳥類学雑誌 43：105–115.

池原貞雄 1973．大東島の陸産脊椎動物．大東島天然記

念物特別調査報告．pp.52–62．文化庁，東京．
伊藤はるか 2018．琉球列島における小型フクロウ類 3 種の分布特性．水田　拓・高木昌興編著「島の鳥類学－南西諸島の鳥をめぐる自然史」海游舎．
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：17–42.
Holt, D.W., Berkley, R., Deppe, C., Enríquez Rocha, P., Petersen, J. L., Rangel Salazar, J. L., Segars, K.P., Wood, K. L. and Marks, J. S. 2019. Ryukyu Scops-owl (*Otus elegans*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (Accessed https://www.hbw.com/node/54964 on 10 November 2019).
北大東村有害鳥獣対策推進協議会 2010．平成 21 年度北大東村ニホンキジ調査業務．報告書．
永井秀弥・澤田　明・澤田純平・高木昌興 2018．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．自然保護助成基金助成成果報告書 27：119–126.
日本鳥学会 2012. 日本鳥類目録改訂第 7 版. 日本鳥学会，三田.
日本鳥学会 2012．日本産鳥類目録改訂第 7 版．日本鳥学会 1–438.
折居彪二郎研究会 2013．鳥獣採集家折居彪二郎採集日誌～鳥学・哺乳類学を支えた男～．正富宏之・加藤克監修．一耕社出版 1–609.
Severinghaus, L. L. 2000. Territoriality and the significance of calling in the Lanyu Scops Owl *Otus elegans botelensis*. Ibis 142: 297–304.
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：3–10.
高木昌興，澤田　明，齋藤武馬 2019．琉球列島のリュウキュウコノハズクは多型種か二種か．日本鳥学会大会講演要旨集 P57.
Takagi, M. 2018. Vocalizations of the Ryukyu Scops Owl: individually recognisable and stable Bioacoustics. https://doi.org/10.1080/095246.
Takagi, M. and Akatani, K. 2011. The diet of Ryukyu Scops Owl *Otus elegans interpositus* owlets on Minami-daito Island. Ornithological Science 10: 151–156.
Takagi, M., Akatani, K., Matsui, S. and Saito, A. 2007a. 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. 2007b. Drastic decline of territorial male Daito Scops Owls on Minami-daito Island in 2006. *Ornithological Science* 6: 39–42.
Takagi, M., Takema, S., Yamaguchi, N. Okabe, H., Nishiumi, I, and Takeishi, M. 2015. A breeding record of the Ryukyu Scops Owl on Okinoshima, in northernmost Fukuoka, Japan. Ornithological Science 14: 53–59.
嵩原建二・中村和雄 2002. 南北大東島の鳥類とその保全. 沖縄大学地域研究所報 25：25–37.
Toyama, M. and Saitoh, T. 2011. Food-niche differences between two sympatric scops-owls on Okinawa Island, Japan. Journal of Raptpr Research 45: 79–87.
Yamashiro, S., Toda, M. and Ota, H. 2000. Clonal composition of the parthenogenetic gecko, *Lepidodactylus lugubris*, at the northernmost extremity of Its range. Zoological Science 17: 1013-1020.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Reintroduction plan of the endemic subspecies Daito scops owl *Otus elegans interpositus* on Kita-daito Island

TAKAGI Masaoki and SAWADA Akira

The final aim of this study is to reestablish population of the endemic subspecies Daito Scops Owls on Kita-daito Island, where the owls exterminated 30-40 years ago, and to diversify the risk of their extinction on Minami-daito Island. We aim to gather fundamental information about carrying capacity of owls on Kita-daito Island. We currently confirmed by using playback of hooting that Daito scops owls do not inhabit on Kita-daito Island. We described three significant distribution patterns of territories on Minami-daito Island, high-density area of territories, area that owls do not depend on a relatively forest, and area that nest boxes attract breeding pairs. According to those information, aerial photographs, and field surveys on Kita-daito Island, we examined suitable habitats for their breeding, and estimated the possible number of owls' breeding territories. In addition, we compared the number of main foods of the owls, cockroaches and huntsman spiders during a winter season between Kita-daito and Minami-daito Islands. It is possible that 49 breeding pairs settle on Kita-daito Island. The number of main cockroaches and spiders did not differ between two islands. It is inferred that owls can overwinter on Kita-daito Island, and so maintain their population.

Keywords: diversification of risks for extinction, endemic subspecies, extinction, Minami-daito Island, oceanic island, Ryukyu scops owl

Study Group for Conservation of the Daito Scops Owl

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

伊豆諸島八丈小島におけるノヤギ駆除後の島嶼生態系回復状況と復元に向けた基礎調査

伊豆諸島自然史研究会
樋口広芳[1]・長谷川雅美[2]・上條隆志[3]・岩崎由美[4]・
菊池　健[5]・森　由香[6]・亀田勇一[7]・伊藤晴康[8]

八丈小島は外来種であるイタチや野ネコがいない島として，典型的な伊豆諸島の食物連鎖系が残された唯一の島である．しかし昭和 44 年全島民が離島の際に残されたノヤギが増加し植生被害が顕在化したため，本研究会がノヤギの駆除を提言し，東京都と八丈町が 2001 年 -2007 年に計 1137 頭のノヤギを駆除した．その後，植生は回復していったが，駆除後の生態学的調査は行われてなかった．そこで，この貴重な八丈小島を保全し活用に資するために 2018 年より調査を実施し，2019 年には陸産貝類，昆虫類を追加して実施した．

植物においては，希少種であるハチジョウツレサギ，カキラン，オオシマシュスランが駆除後はじめて確認され，爬虫類では準固有種であるオカダトカゲが他の島と比較してより高密度で生息していることが確認され，形態や行動に他の伊豆諸島と異なる特徴が見られた．鳥類では 2013 年には準絶滅危惧種のクロアシアホウドリが飛来し，2016 年 -2017 年には 2 個体，2017-2018 年には 7 個体，2018 年 -2019 年 26 個体が巣立ち，同種の繁殖北限地の繁殖成功率も向上した．イイジマムシクイやアカコッコ，ウチヤマセンニュウなどの希少種が観察されたほか，準絶滅危惧種のカラスバトも高密度で生息していることが確認され，本島が伊豆諸島において貴重な生態系を有することが示唆された．陸産貝類と昆虫類については，調査を始めたばかりであり十分な結果は得られていないが，陸産貝類では，外来種の多い八丈本島に比べ在来種が多いことが確認された．

以上のように，八丈小島が伊豆諸島において貴重な生態系を有することが示唆されたと同時に，今後の継続的なモニタリングの必要性が示唆された．

キーワード：伊豆諸島，外来種，クロアシアホウドリ，原生的環境，保全と活用，無人島

Ⅰ．はじめに

八丈小島（八丈島の北西 7.5 km に位置する標高 616.8 m，面積 3.07 km^2 の火山島）は，国内外来種であるイタチや野ネコが生息しない島，またヘビがいない島として伊豆諸島の典型的な生態系が残された唯一の島である．

しかし，昭和 44 年全島民が離島する際，島に残されたノヤギが増加したため，植生被害が顕在化した．そこで本研究会がノヤギの駆除を提言し，東京都と八丈町が 2001 年 -2007 年に計 1137 頭のノヤギを駆除した．その後，植生は回復したが，駆除後の生態学的調査は実施されていなかった．

そこで，この貴重な八丈小島を保全し活用に

1: 慶応義塾大学自然科学研究教育センター　2: 東邦大学理学部　3: 筑波大学生命環境系　4: Project WAVE，八丈町　5: 東京都八丈ビジターセンター　6: 伊豆諸島自然史研究会　7: 国立科学博物館　8: 有限会社ゼフィルス
2020. 1. 6 受付　2020. 9. 29 公開

資するために，2018 年より植生，希少植物，オカダトカゲ，鳥類を対象とした調査を実施した．2019 年はこれらを継続しつつ，さらに陸産貝類，昆虫類を追加した調査を実施した．

Ⅱ．植生調査，希少植物調査

1. 目的

八丈小島のノヤギ駆除後の植生の回復状況の把握．

2. 方法

2019 年 7 月にノヤギ駆除開始前の 2000 年に調査を行った 11 地点において植生調査を行った．2018 年は森林群落を主体に調査を実施したため，2019 年は主に海岸植物群落を対象とした（10 地点）．調査地点は GPS データと地図データにより確認した．

3. 結果と考察

海岸植生の優占種について見てみると，駆除前はイソヤマテンツキやギョウギシバが優占していたが，駆除後はイソギクが優占していた．駆除後に新たに出現した種はイソギク，ハチジョウススキ，ボタンボウフウ，オニヤブソテツなどであり，優占する場合もあった．一方，減少した種は，イガガヤツリ，ギョウギシバ，タイトゴメ，ハマエノコロなどであった．この変化は，ノヤギ駆除によって，伊豆諸島本来の海岸植生であるイソギク－ハチジョウススキ群集に回復したことを示している（図 1 参照）．

昨年度の調査結果を含めると，ノヤギ駆除によって，森林では林床植生の回復，山腹の二次草原では低木林への回復，海岸草原では種組成の回復が認められた．さらに，ハチジョウツレサギをはじめとする絶滅危惧種が新たに確認された．以上のように，植生については，ノヤギ駆除の高い効果が確認された．一方，山腹の二次草原などでは，メダケ（キボウシノの可能性もある）の増加が著しく，種組成の単純化を通じて希少植物の減少を招く可能性が懸念され

	駆除前(2000)									駆除後(2019)								
地点	35	32	33	34	19	20	45	46	47	35	32	33	34	19	20	45	46	47
駆除後に減少した種																		
イガガヤツリ		2	1		+	1	+	+	+					+		+		
タイトゴメ	1	2	1	+				3		1								
ギョウギシバ			4	3	3				5									
ハマエノコロ		+					1		+	+								
駆除後に増加した種																		
イソギク											4	5	5	3	2	2	3	1
ハチジョウススキ															3	4	4	5
ボタンボウフウ														2		1	1	+
オニヤブソテツ														+			+	+
イソヤマテンツキ			+	+	4	4		+		+					1	+	+	2
カタバミ		+			+		1	+	+					+	+	+		
ハマツメクサ	+					+	1	1		+			+		+		+	
ツボクサ		2	1				3		+		+							+
ハマボッス			1	+		+					+							+
ソナレムグラ	+									+						+		
チガヤ						1								+				
ハマスゲ		+					3											
メヒシバ							1	3										
アツバスミレ							1									+		
ツルナ						+	+											
ヒゲスゲ											2	+						
ハマヒルガオ												+	+					
メヒシバ		1				+												
ワダン														+		+		
シバ															2			
ヤマカモジグサ											+							
ハマオモト													+					
チカラシバ		1																
ハマスゲ			1															
ヘクソカズラ														+				
イネ科sp..					+													

図 1　ノヤギ駆除前後の海岸植生の比較

図 2　ノヤギ駆除が実施されていた 2006 年の海岸植生（チガヤ群落やイガガヤツリ群落）

図 3　植生が回復しつつある 2019 年の海岸植生（ハチジョウスキーイソギク群落）

た．今後は，絶滅危惧種を含む希少植物の生育実態の把握とモニタリング，適正な植生管理の検討が必要である．

Ⅲ．陸産貝類生息状況

1. 目的

八丈島は伊豆諸島の最も南部に位置しており，その陸産貝類相は日本本土由来のものだけでなく，南西諸島北部に由来する種や，小笠原諸島に類縁を持つ種が混ざり合って構成されている．しかしながら，八丈本島では既に外来種が確認種数の約半数を占めるまでになっており，在来種の種構成や生息分布状況の変化が深刻な問題となっている．八丈小島においても，同様のことが懸念されるが，現状の生息状況は整理されていない．今回の調査では，八丈小島の陸産貝類の現状を把握し，今後のモニタリングのための基礎情報を収集することを目的とした．

2. 方法

2019 年 7 月に採集調査を実施した．調査方法は，目視観察のほか，リターや表層の土から 0.5 mm 程度の目のふるいを使用して微小種を抽出した．

3. 結果と考察

14 科 20 種が確認された．このうちの 12 種（パツラマイマイ，トウガタノミガイ，ノミガイ，ヤマボタル，スナガイ，ナカダコギセル，ヒロクチコギセル，トライオンギセル，ハチジョウノミギセル，ハチジョウキビ，ツバキカドマイマイ，オナジマイマイモドキ［タメトモマイマイ伊豆諸島個体群として］）は環境省あるいは東京都の絶滅危惧種であった．

特筆すべき点は，八丈島と小島で貝類相にかなりの違いが見られることで，八丈島では外来種が極めて多く，中には在来種とほぼ置き換わってしまったものもある一方，小島では明らかな外来種と思われるものはチャコウラナメクジとコハクガイのみ（可能性があるものとしてヒメコハク）で，在来種が多く残存することが挙げられる．また，ノミガイ類など微小種の密度が高いことも特徴としてあげられる．

今回は鳥打・宇津木の両側にて調査を行ったが，全体としては貝類相に大きな差は認められなかった．林内（集落跡を含む）においてはどちらの地区も出現種はほぼ同じであり，比較的貝類の密度が高かった一方，海岸近くの草地では密度に大きな差が見られた．鳥打側の海岸植生にはノミガイ類を中心に微小種が多く棲息していたが，宇津木側では貝類の個体数は極めて

少なかった.

調査の難しい微小種を除き，今回確認された種類のうち，特に八丈小島で重要な種としてツバキカドマイマイやオナジマイマイモドキ（現在はタメトモマイマイの八丈個体群という扱い）を挙げることができる．特に後者はタメトモマイマイの中でも著しく小型化した個体群であるが，八丈本島ではサイズの近いオナジマイマイに完全に置き換わってしまい，おそらく小島にしか残っていないものと考えられる．小島では比較的個体数は多いものの，ネズミに捕食されたとおぼしき破損した死殻も多数確認され，影響が懸念される．

一方，ナカダコギセル（コダマコギセル）は個体数こそ少ないものの，2011 年と同じ場所で個体群が確認できており，貴重な安定した生息地と考えられる．

また，今回，確認できなかった種のうち以下の 3 種は, 八丈島の特徴的な種であると同時に，今後保全の検討が必要な種類である．

ハチジョウキセルモドキ：近年の調査で全く生貝が確認されておらず，現状が不明である．

ハチジョウナタネ：ハチジョウキセルモドキ同様，近年の確認がなく状況が不明である．

ハチジョウキバサナギ：2011 年の調査では普通に見られていた種であるが，2019 年，2017 年の調査では確認されていない．微小なため見つけられていないだけの可能性もあるが，2011 年には確実に棲息していたポイントでも発見できておらず，現状の確認が必要である．

図 4　ツバキカドマイマイ　絶滅危惧 II 類（VU）

図 5　ナカダコギセル　絶滅危惧 I 類(CR+EN)．中央の個体．左上のやや大きい個体はヒロクチコギセル．

Ⅳ．昆虫類生息状況

1. 目的

ノヤギ駆除により, 八丈小島の植生は変化し，それに伴い昆虫類相も変化したと考えられえるが，これまで昆虫相の生息状況は把握されていない．また，八丈本島において，外来種の侵入による昆虫相への影響が懸念されている．そこで，八丈小島の昆虫相，外来種の生息状況の把握を目的とした．

2. 方法

調査は，2019 年 5 月 31 日，6 月 1 日，8 月 31 日～ 9 月 2 日に実施した．調査方法は，任意採集及び目視観察の他，ライトトラップによる夜間採集を実施した．なお，ベイトトラップを設置したが，全てベイトの抜き取り被害にあった. 痕跡からネズミ類によると考えらえた.

3. 結果と考察

12 目 72 科 173 種の昆虫類が記録された.

調査は，天候等により限られた条件で実施しており，昆虫類はこれ以上に生息すると考えられる．

海岸植生群落では，磯に近い草丈の低い環境で，マダラバッタやイソカネタタキ，ホシササキリが，草丈のやや高い環境でショウリョウバッタモドキ，ツチイナゴなどのバッタ類やアカアシホソナガカメムシ，ツマグロホソナガカメムシなどのカメムシ類などがよく記録された．

集落跡地周辺の林縁部では，クサヒバリ，ヤマトフキバッタ，アカマツムシモドキ（東京都の「NT」準絶滅危惧），サトクダマキモドキ，ハチジョウトガリナナフシ，ドイカミキリ，ハチジョウウスアヤカミキリなどの他に，八丈本島において生態系への影響が懸念されているリュウキュウツヤハナムグリやアオウドウガネが確認された．集落跡地の明るい林縁環境で実施したライトトラップではアオドウガネが多く確認された．林内のライトトラップではヤマトアオドウガネも確認されたが個体数は少なかった．また，樹林内のライトトラップではオナガミズアオ（東京都の「NT」準絶滅危惧）が確認された他，クロシデムシが確認された．クロシデムシは三宅島では記録されているが，八丈島では未記録の種である．

昆虫相は，樹林環境や草地環境などの微細な環境変化に沿って生息する種類が異なり，指標性の高い種類も多い．今後は，環境の指標性の高い種，着目すべき種などを整理し，継続的にモニタリングを行うことが必要と考えられる．また，八丈本島における未記載種の確認などから，本島との差異についても今後整理する必要がある．また，調査時のネズミ類による被害から，ネズミ類による生態系への影響についても懸念されると考えられる．

Ⅴ．オカダトカゲ生息状況調査

1. 目的

伊豆諸島準固有種のオカダトカゲについて，ノヤギ駆除後の生息状況を把握する．本年度は，ノヤギ駆除後の食性の変化やクロアシアホウドリの営巣地拡大などの環境変化がオカダトカゲの生息状況にどのような影響を与えているのか，八丈小島のオカダトカゲが他の島々のオカダトカゲと比べてどのような形態学的，行動学的特性を備えているのか，を明らかにするための調査を行った．

2. 方法

2019 年 4 月 13 日，6 月 17 日，6 月 18 日に島に渡り，旧宇津木集落及び鳥打集落跡地で，海岸の船着き場から小学校跡地にいたる 4 つの環境タイプ（海岸平野，灌木林，住居跡地，林内 2 か所）で，5-10 分を単位とするセンサスを行った．センサスと共に，ミルワームを餌に用いて釣りによる捕獲を行い，体温測定をおこ

図 6　オカダトカゲ

表 1　八丈小島の鳥打集落におけるオカダトカゲの相対密度

環境タイプ	センサス時刻	センサス結果	相対密度（N/hr）
海岸植物群落	10:55-11:20	幼体２	4.8
ネザサ灌木林	11:27-11:34	幼体６、２才５、成熟雄７、	154.3
	11:38-11:45	幼体16、２才４、成熟雄18、成熟雌２	342.9
石垣のある住居跡地	11:48-11:56	幼体３、２才３、成熟雄６、	90.0
林内	12:00-12:05	幼体１、２才２、成熟雄４、成熟雌２	120.0
	12:08-12:20	幼体２、２才１、成熟雄４、	35.0
	12:22-12:27	幼体２、成熟雄４、成熟雌６	144.0

なった．比較した個体は全て，形態（頭胴長，尾長，後肢長，色彩パタン）を記録し，捕獲地点に離島前に，放逐した．

3. 結果と考察

1）環境ごとの生息状況

センサスは 4 月 13 日に実施した．トカゲは，晴れて気温が上昇した 10 時半以降に出現した．表 1 にセンサス結果を示す．相対密度は一時間当たりの確認個体数に換算した値である．オカダトカゲの生息密度は，ヘビやイタチが生息していない島々で非常に高く維持されていた．八丈小島は現在もそうした特徴を確認できるほぼ唯一の島嶼であることを確認できた．

2）形態的特徴

今年度の調査では，生息密度が依然として高く維持されていることを確認するとともに，ヘビやイタチの捕食圧から解放されている八丈小島ならではの形態的特徴を明らかにするための調査を行い，シマヘビの高い捕食圧にさらされている神津島や御蔵島，在来のイタチが生息する大島のオカダトカゲ集団と比較した．

その結果，神津島や御蔵島と比較し，後肢長や尾が短く（図 7，8 参照），走行速度も遅くなっていること（未発表データ）が判明した．こうした特徴は，捕食圧の少ない島嶼環境で捕食回避への投資を節約し，種内競争で優位になるという適応的特徴と理解できた．

しかし，ひとたびイタチのような捕食者が持ち込まれると，個体群が激減するリスクが高く，改めて八丈小島をイタチ・ヘビのいない島とし保全することの意義を確認した．

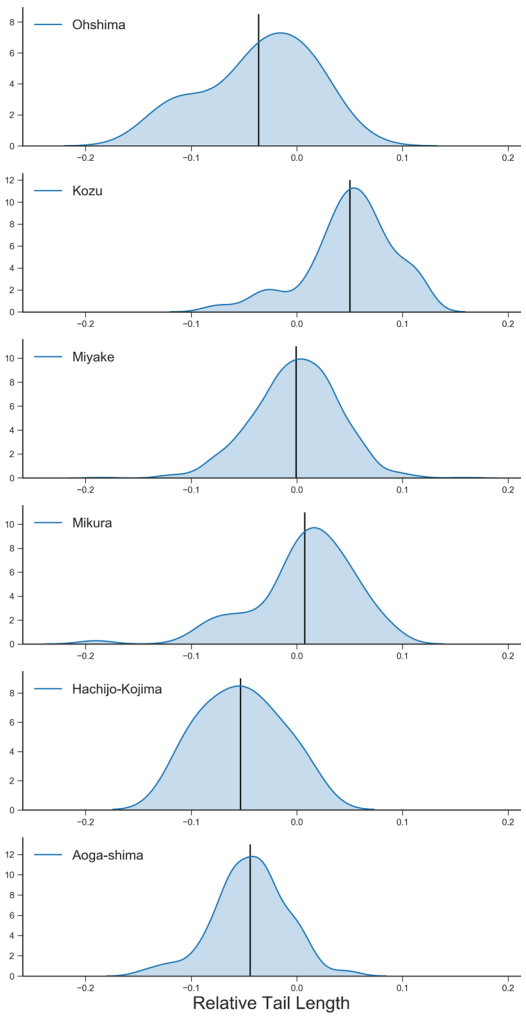


図 7　オカダトカゲの相対尾長の地理的変異

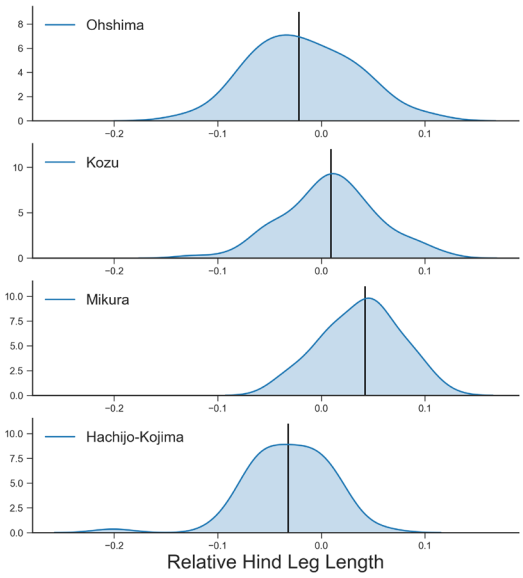


図 8　オカダトカゲの相対後肢長の地理的変異

Ⅵ. 鳥類

1. 目的

2013 年春に初確認された準絶滅危惧種のクロアシアホウドリの生息状況及びその他の鳥類の生息状況を把握する.

2. 方法

2018 年 11 月～ 2019 年 8 月の間，各月 1 回以上，目視による生息状況を記録した.

3. 結果と考察

1）クロアシアホウドリ生息状況調査

2013 年春以降，繁殖期に八丈小島に飛来するクロアシアホウドリの最大飛来数は，2015 年までは減少傾向を示したが，その後 2019 年には 100 個体を記録し増加傾向を示した（図 9）. 巣立ちひなは, 2017 年に初めて 2 個体を記録し，2019 年には 26 個体に増加した．この間，繁殖成功率も 25.0 %（2017 年），58.3 %（2018 年），76.5 %（2019 年）と上昇した.

クロアシアホウドリの飛来地は八丈小島北側の鳥打地区で，営巣地は主に海岸植生を利用している．この営巣地に自動撮影装置を設置し，繁殖行動を観察したところ，渡島した来訪者が営巣地の近くで撮影された後，巣の親鳥が撮影されなくなった. 状況から来訪者の影響により，巣が放棄されたと考えられた.

2）その他鳥類の生息状況

その他の鳥類として，八丈小島の周辺を飛翔するアホウドリ，コアホウドリが観察されたほか，八丈小島に隣接する岩礁で，カンムリウミスズメの営巣を確認した.

八丈小島では，カラスバトが多く生息し，営巣も複数個所で観察された．夜間調査では，鳥打地区でアオバズクが確認された他，オオミズナギドリの新たな営巣地も確認された.

八丈小島は，クロアシアホウドリやカラスバトなどの希少な鳥類が，時期によってよく観察できることから，今後来訪しバードウォッチングなどを望む声も多くなると予想される．しかし，人為的な影響によるクロアシアホウドリの営巣放棄があったと考えられることから，八丈小島の貴重な生態系を保全するための，体制づくりやルールづくりが必要であると同時に，直近においても来島者へのさらなる啓蒙，周知が必要と考えられる.

Ⅶ. まとめ

ノヤギの駆除が完了してから約 10 年が経過した八丈小島の自然環境について，2018 年からの 2 年間の調査によって以下のような点が明

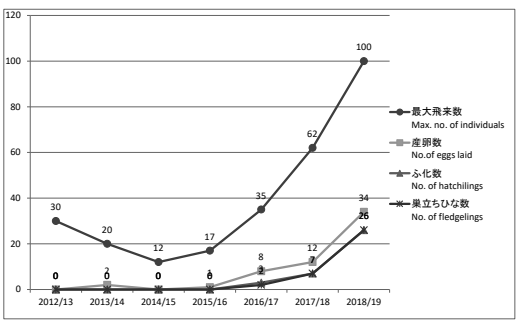


図 9　クロアシアホウドリの年別最大飛来数及び繁殖状況

らかになった.

植生においては，植生回復が進行し，優占種の交代を含む大きな変化がみられた．海岸植生は，顕著な回復が見られた．また希少種であるハチジョウツレサギ，カキラン，オオシマシュスランが駆除後初めて確認された.

昆虫類では，草地環境や集落周辺の樹林環境における昆虫相を把握し，今後のモニタリングのための基礎資料を得ることができた．また外来種の侵入状況についても情報を得ることができた.

陸産貝類では,多くの絶滅危惧種が確認され，八丈本島との差異も把握され，在来種が多く生息する貴重な場所であることが確認できた．しかし,近年確認されていない希少な種類もあり，今後の継続的なモニタリングの必要性が挙げられた.

爬虫類では準固有種であるオカダトカゲが他の島と比較して，より高密度で生息していることが確認された．またヘビ類などによる捕食圧が低い八丈小島では，他の伊豆諸島の個体と形態的な差異，行動の差異が確認された.

鳥類では 2013 年には準絶滅危惧種のクロアシアホウドリが飛来し，2016 年 -2017 年には 2 個体，2017-2018 年には 7 個体，2018-2019 年には 26 個体が巣立ち，同種の繁殖北限地の繁殖成功率も向上した．またイイジマムシクイやアカコッコ，ウチヤマセンニュウなどの希少種の他，準絶滅危惧種のカラスバトも高密度で生息していることが確認された．2017 年に確認されたオオミズナギドリの繁殖も，2019 年に新たな営巣地が確認され複数の営巣地が判明した．また周辺海域では，アホウドリ，コアホウドリの飛翔，カンムリウミスズメの隣接する岩礁における営巣なども観察されており，今後これらの鳥の繁殖地になる可能性も考えられる.

以上により，本島が伊豆諸島に特異的な生態系を有し，希少種の生息地となっていることが確認された．今後，以下の様な調査を継続するとともに，それらを踏まえて保全と活用のための課題について検討していく必要がある.

今後の課題

- 継続したモニタリング調査
- クロアシアホウドリの保全対策
- 八丈小島の生態系の保全対策
- 活用のためのガイドラインの策定

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Field survey toward island ecosystem recovery after the extermination of goats on Hachijo-kojima Island

HIGUCHI Hiroyoshi, HASEGAWA Masami, KAMIJO Takashi,
IWASAKI Yumi, KIKUCHI Takeshi, MORI Yuka, KAMEDA Yuichi
and ITO Haruyasu

Hachijo-kojima is an island, where no weasels and cats were introduced, and the unique food webs of the Izu Islands remain. After all the islanders left in 1969, abandoned goats had drastically increased in number and had damaged on the native vegetation. We proposed the extermination of the goats, and the Tokyo Metropolitan and Hachijo-jima local governments exterminated a total of 1137 goats from 2001 to 2007. The native vegetation has seemed to be recovered, yet the ecological survey has not been conducted. We have conducted plant and animal survey starting from 2018 in order to contribute to the conservation and management of the unique island ecosystems. In 2019, land shellfish and insects surveys were added. From the survey, rare plant species such as Okubo's orchid (*Platanthera okuboi*), Kakiran (*Epipactis thunbergii*), and Oshima Shusuran (*Goodyera hachijoensis* f. *izuohsimensis*) were found for the first time since the goat extermination. The Okada's five-lined skink, nearly endemic reptiles of the Izu Islands, has occurred in higher density than on the other islands. The skink possesses different form and behavior compared to the same species of the other islands. The black-footed albatross (*Phoebastria nigripes*), the near threatened birds species, had landed on the island in 2013. Its breeding activity had been monitored. In the breeding season of 2016-2017, 2 young were recorded. The breeding success rate has improved from 2016-2017 (7 young in 2017-2018 and 26 young in 2018-2019). Other rare bird species were also found such as Ijima's willow warblers (*Phylloscopus ijimae*), Seven Island thrushes (*Turdus celaenops*), Styan's grasshopper warblers (*Locustella pleskei*), and Japanese wood pigeons (*Columba janthina*). The Japanese wood pigeon, quite common on this island, is the representative bird species of the Izu Islands.The surveys on the land snails and insects have just started. No much information has been gathered, but many endangered land snail species have been recorded. These snails are native to Hachijo-kojima Island, where many alien snails are found in Hachijo Main Island. These results suggest that Hachijo-kojima Island has kept unique ecosystems of the Izu Islands. It is suggested that further continuous monitoring is needed.

Keywords: black-footed albatross, conservation and management, introduced species, Izu Islands, original ecosystem, uninhabited island

Natural History Research Association of the Izu Islands

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

シカ用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]・近清弘晃[1]・須田千鶴[1]・
井上孝大[1]・岸元良輔[3]

ニホンジカ（*Cervus nippon*）捕獲用のくくり罠でニホンカモシカ（*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 2016 年から錯誤捕獲されたカモシカに耳標を装着して記録をしている．千曲川南側の丘陵地帯に 2017 年からセンサーカメラを設置し，耳標のついたカモシカの負傷状態と生存を確認した．2016 年から 2019 年まで，錯誤捕獲数は減少していなかった．同一個体が平均で 2.8 回，最大で 14 回錯誤捕獲されていた．負傷状態を確認できた 24 個体の半数に負傷経験があり，その内 9 個体に四肢の一部の欠損が見られた．少なく見積もっても，錯誤捕獲個体全体の約 30 % に負傷経験があった．捕獲回数が増えると負傷の程度が酷くなったが，傾向は顕著ではなかった．負傷を酷くする他の要因があると思われる．負傷個体と負傷していない個体で，生存率に差がなかった．中長期的なモニタリングが必要である．

キーワード：*Capricornis crispus*，*Cervus nippon*，生存率，長野県小諸市，ニホンカモシカ，負傷率

Ⅰ．はじめに

ニホンジカ（*Cervus nippon*：以下，シカ）の個体数が急増し，分布も拡大している．シカは従来から生息密度の高い地域では農林業被害を生み出してきたが，近年では高山域にも進出し，生物多様性に対する脅威ともなってきた．このようなことから，シカの捕獲が各地で盛んに行われるようになった．

しかしながら，狩猟者の減少と高齢化によって，銃による捕獲の従事者数は多くなく，銃による捕獲は多くない．環境省による「鳥獣の保護および狩猟の適正化に関する法律」（2014 年：平成 26 年）の改訂によって，専門的捕獲技術者の養成と活用に道が開らかれたが，まだ高い技術をもつ専門的捕獲技術者は多くない．農林水産省は鳥獣被害防止特別措置法（2007 年：平成 19 年）を制定し，現場に最も近い市町村の鳥獣被害対策の支援を進めてきた．しかし，市町村では猟友会に依存した捕獲隊を編制するところがほとんどで，捕獲技術の高い狩猟者は限られている．

このような現状では，農業従事者による自己防衛的な捕獲も含めて，比較的簡便に設置できる罠が捕獲の中心にならざるを得ない．特に，くくり罠は安価で設置も容易なので，多くの場所で大量に設置されている．

くくり罠は捕獲される対象動物をあらかじめ選定できないだけでなく，捕獲された動物の脚をワイヤーでしばりあげるので，脚に大きな負傷を与える可能性がある．くくり罠による錯誤

1: 麻布大学獣医学部　2: 小諸市農林課　3: 信州ツキノワグマ研究会
2019. 12. 4 受付　2020. 9. 29 公開

捕獲は，設置数の多さや負傷の可能性から，設置地域の中大型の野生動物に大きな影響を与える可能性がある．錯誤捕獲の報告義務がないために，錯誤捕獲の実態はほとんど不明である．従来から，ツキノワグマ（*Ursus thibetanus*）に対する錯誤捕獲については，捕獲されたツキノワグマの対応に危険が伴うために，専門家による麻酔と放獣，あるいは猟友会員による銃による殺処分が行われてきた．そのため，行政に記録が残ることになる．しかし，それ以外の動物については，錯誤捕獲があったことも，捕獲された動物種も，その対応もほとんど報告されてこなかった．しかし，近年錯誤捕獲の実態が少しずつ報告されるようになり，その深刻さが注目されるようになった．第 27 期プロ･ナトゥーラ・ファンド助成（国内研究助成）を受けた長野県小諸市でのニホンカモシカ（*Capricornis crispus*；以下　カモシカ）の錯誤捕獲の実態調査（南ほか 2018）は，錯誤捕獲の実態をあきらかにする端緒のひとつとなった．

日本哺乳類学会 2017 年度大会において，自由集会「錯誤捕獲の現状とその課題（特にくくり罠において）」が開催され，錯誤捕獲についての問題提起が行われた．この集会の参加者は 180 名を越え，錯誤捕獲に対する関心の高さがあきらかとなった．さらに，日本哺乳類学会 2018 年度大会において，第 27 期プロ･ナトゥーラ・ファンド助成（国内研究助成）を受けたカモシカの錯誤捕獲についての発表（近清ほか 2018）が行われた．2019 年度大会では，第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成（国内研究助成）を受けた小諸市のカモシカの錯誤捕獲の発表（須田ほか 2019）が行われ，さらに中大型食肉類の錯誤捕獲の現状（福江ほか 2019）が発表された．また，日本哺乳類学会の保護管理に関する各種の会議で，錯誤捕獲の実態と問題点，その対策などが動物種を越えて話し合われた．このように錯誤捕獲の問題は，野生動物管理の喫緊の問題の一つとして注目されるようになってきた．しかしながら，錯誤捕獲の実態はまだまだ明らかにされておらず，まずは実態把握を強める必要がある．

このような中で，前述のカモシカの錯誤捕獲の実態調査は重要な意味を持っている．カモシカはシカと体サイズや体重が近いこと，同様の蹄を持つこと，近年分布域が重複してきたことなどから，シカ用のくくり罠による錯誤捕獲に遭いやすい動物である．また，国の特別天然記念物であり，保護すべき動物である．筆者らは，前述の研究（南ほか 2018）で，2016 年と 2017 年の 2 年間で 88 回のカモシカの錯誤捕獲があったこと，21 個体が 2 回以上錯誤捕獲に遭っていたこと，最大で 7 回錯誤捕獲された個体がいること，13 個体が負傷していたこと，錯誤捕獲後も行動圏をほとんど変化させなかったことを報告した．

しかし，この結果は短期的な調査に基づくものである．四肢の負傷は長期的にはより大きな負傷や死亡につながる可能性がある．カモシカは急斜面を利用することもあるので，負傷の影響は大きいかもしれない．また，負傷によってなわばりを失うなどカモシカの個体間関係に影響を与える可能性もある．そのようなことから，これらの個体の生残や負傷の進行などのモニタリングを続ける必要がある．

また，小諸市ではこのような錯誤捕獲は減少せずに続いている．そのような状況で，錯誤捕獲の実態把握だけに留まっていては，この調査対象地域のカモシカの個体群を保全することはできない．そこで，一部の地域で試行されているシカの誘引捕獲，すなわち，餌でシカを誘引して捕獲し錯誤捕獲を避ける方法（柳澤・菅澤 2015，坂庭・坂和 2018，大場 2018）を試すことにした．この誘引捕獲には，誘引のために使

用する餌の選定が重要である．どのような餌が適切であるかは，地域や季節によっても異なる可能性がある．その餌によって，その地域のシカが誘引されるか，カモシカや他の動物は誘引されないか，などを調べる必要がある．そこで，同じ中部地方である群馬県での試行（坂庭・坂和 2018）を参考に小諸市で誘引捕獲を試すことにした．

本研究の目的は，シカ捕獲用くくり罠によるカモシカへの中期的な影響を記載することと，この地域での錯誤捕獲を減少させる手段としてシカの誘引捕獲の可能性を探るということである．

Ⅱ．方法

1. くくり罠による錯誤捕獲の記録

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，基本的には農林課の職員が現場で放獣作業に立ち会い，職員によってカモシカの耳に番号を記した耳標が付けられている．筆者らも可能であれば，錯誤捕獲の現場に行き，性別の確認，齢査定，負傷状況の確認などを行った．しかし，カモシカを安全に確実に放獣するために，このような確認作業を行うことができない場合もあった．また，立ち会うことができない場合も，小諸市農林課の協力によって，捕獲に関する資料の提供を受けた．

2. センサーカメラによるカモシカの生存と負傷状態の確認

調査は，小諸市の千曲川の南側のやや孤立した丘陵地帯（約 3 km×2 km）（図 1）で行った．調査地を 27 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．センサーカメラは熱を感知して自動的に撮影が行われるカメラである．Ltl-Acorn6310W MARIF セレクトを使用し，2018 年 10 月からは，センサーカメラの

図 1　調査地

設置場所ができるだけランダムになるように2ヶ月ごとにメッシュ内で設置場所を変えた．撮影された動物の動きが確認できるように，動画と静止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回の撮影があってから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．負傷の状況は，3段階で記録し，さらにどの脚を負傷しているかを記録した．負傷の3段階の区分を表1と図2に示した．

3. 踏査

センサーカメラの設置場所の変更のためには，カモシカが使っていると思われる獣道の位置や使用程度を知ることが重要である．そこで，センサーカメラの設置の合間に，踏査を行った．この際に，カモシカと遭遇できた場合には，双眼鏡を使って観察し，耳標番号と耳標の付いた耳の位置，角の長さや形，体色などを記録して，個体識別を試みた．また，四肢の動きに注意して，負傷などの異常がないかを確認した．

4. シカの誘引捕獲

調査地内の2カ所でシカの誘引捕獲を試みた．使用した誘引物は，鉱塩とユクルである．鉱塩は，農協取扱の畜産動物用鉱塩を使用した．ユクルは，日鐵住金建材株式会社によって野生シカ誘引を目的に開発されたもので，鉄分を含有した塩類である．2019年7月7日に鉱塩を2カ所に置き，8月18日に鉱塩をユクルに交換した．誘引物を置いたところに，センサーカメラを設置し，撮影された動物の動きが確認できるように，動画と静止画が撮影されるように設定した．

表1　負傷のカテゴリー

負傷のカテゴリー	
I	蹄の変形などの肢の異常あり
II	蹄の欠損
III	中手骨・中足骨から下の欠損

III．結果

結果については，2018年10月からの1年間の調査で得られた結果に，2016年から継続して記録されている情報を合わせて報告する．

1. 錯誤捕獲数

2016年から2019年9月までの間の錯誤捕獲数は，図3のようになった．調査地ではくくり罠の設置は毎年3月16日から10月31日であり，錯誤捕獲はその期間しか発生しない．2016年から2019年9月までで，錯誤捕獲数は毎年25回を越えており，減少していなかった．2016年以降に錯誤捕獲され追跡調査を行っている

I　　II　　III

図2　負傷の典型例

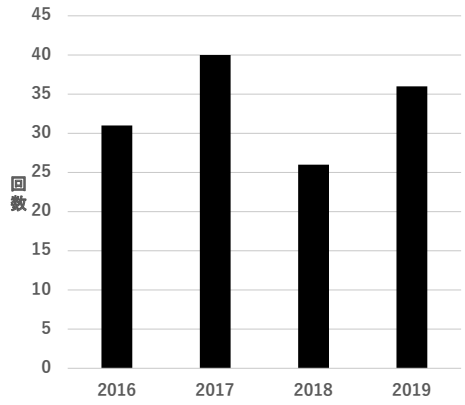


図 3　錯誤捕獲数の年変化

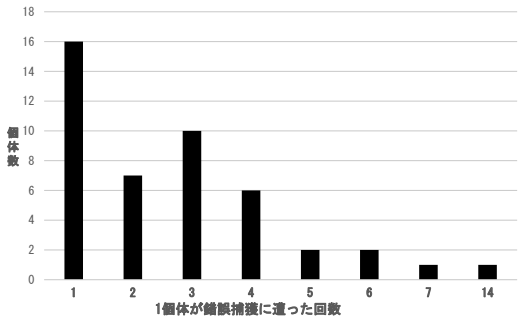


図 4　同一個体の捕獲回数

34 個体で，1 個体が錯誤捕獲に遭った回数を図 4 に示す．1 個体が錯誤捕獲に遭った回数は，平均で 2.8 回であった．また，14 回錯誤捕獲に遭った個体がいた．

2. センサーカメラの映像と踏査時の目撃によるカモシカの生存確認

センサーカメラは，22 台で合計 7551 日間稼働した．2016 年から 2019 年 9 月までの間に調査地で錯誤捕獲された個体の 2019 年 9 月までの捕獲と生存確認履歴を図 5 に示す．錯誤捕獲，センサーカメラによる撮影，踏査時の目撃による確認を記した．カモシカが生存しているかどうかを確認することは難しかった．たとえば，2016 年に捕獲された個体（No.16）は 2 年間センサーカメラでも踏査でも確認することができなかったが，2019 年に錯誤捕獲されて生存が確認された（No.16）．この例から，錯誤捕獲に遭わずセンサーカメラで撮影されていないで，踏査でも目撃されていない場合でも，生存している個体がいることになる．そうすると，長期間生存確認ができない個体を「消失」と扱うことができない．しかし，何らかの形で生存を確認し続けている個体と区別する必要があるので，ここでは便宜上 6 ヶ月間以上生存確認（錯誤捕獲，センサーカメラによる撮影，踏査時の目視）ができなかった個体は，「生死不明」（以下，不明）とした．図 5 では，最後の生存確認後から色を薄くし，6 ヶ月後に「？」の印を付けた．

図 5 をみると，錯誤捕獲が 5 月から 7 月頃までに多いことがわかる．実施隊がこの調査地にくくり罠をかけるのが 3 月 16 日から 10 月 31 日であるので，特別な場合を除いて 11 月から 4 月には錯誤捕獲は起こらない．

図 5 に表した情報を使って，生存率を算出した．2016 年，2017 年，2018 年に錯誤捕獲された個体について，1 年後，2 年後，3 年後の生存率を図 6 に示す．生存確認ができていない期間が 6 ヶ月以下の場合は生存しているとみなし，死体を確認した個体だけを死亡とみなした．前述のように，便宜上 6 ヶ月間以上生存が確認できない個体を不明とした．長期間生存確認ができない「不明」個体を生存とするか死亡とするかによって，生存率が異なる．生存個体数と不明個体数を合わせて当該捕獲年の個体数で除した数値と，生存個体数だけを当該捕獲年の個体数で除した数値を示した．実際の生存率はこの二つの数値の間になる．

図 6 をみると，2016 年に錯誤捕獲された 16 個体では生存率は 40 % から 90 % の間となり，2017 年に錯誤捕獲された 13 個体では生存率は 45 % から 80 % の間となった．2018 年に錯誤捕獲された 6 個体の生存率は，30 % から 100 %の間となった．

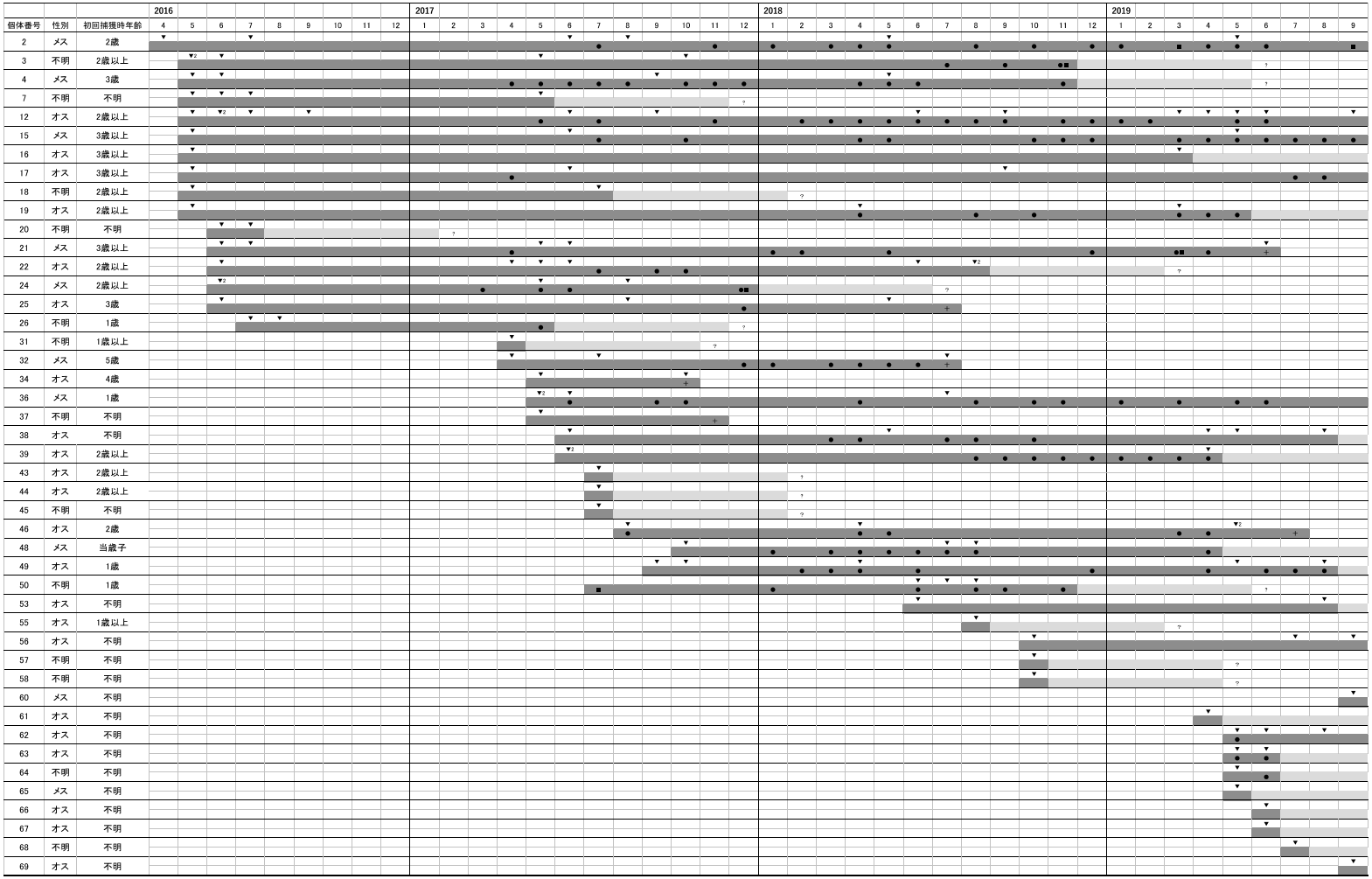


図 5　個体別の錯誤捕獲，生存確認，死亡確認の履歴．▼：錯誤捕獲，●：センサーカメラで撮影，■：踏査中の目撃，十：死体確認，？：生存不明と見なす．

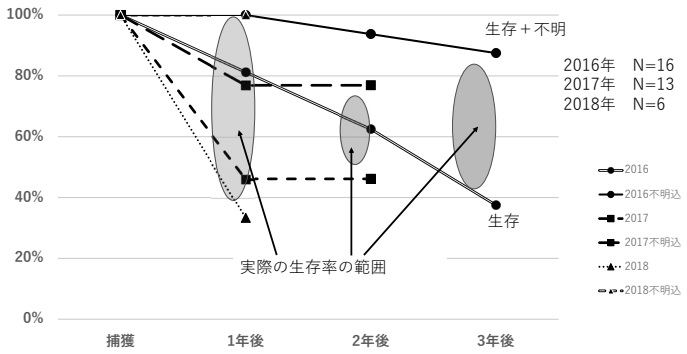


図 6　錯誤捕獲個体の生存率

3. 負傷状態

錯誤捕獲時に負傷状態を確認したのは 2017 年以降であった．また，錯誤捕獲時に外貌上の負傷はなくても，その後センサーカメラでの撮影で負傷を確認することがあった．2017 年と 2018 年に錯誤捕獲され，2019 年まで負傷状況を追跡できた 24 個体の負傷状況を図 7 に示す．負傷した個体で治癒した例があったが，そのような個体も負傷経験があったとすると，24 個体中 12 個体(50 %)に負傷経験があった．また，もし 1）2016 年の錯誤捕獲個体では負傷個体がおらず，2）負傷の有無を確認できなかった個体はすべて負傷していないとみなし，3）2019 年に捕獲された個体も負傷していなかったとみなした場合には，錯誤捕獲による負傷率は 27 %（12 個体 /45 個体）となった．

負傷個体別に負傷レベルを表 2 に示す．負傷レベルⅢ（中手骨・中足骨から下の欠損）という重篤な負傷を負っている個体が 5 個体いた．また，1 個体は両後肢を，1 個体は両前肢を，1 個体は前肢と後肢の 2 カ所に負傷を負っていた．これらの 3 個体は，そのうち 1 カ所を蹄や中手骨・中足骨以下を欠損していた．2019 年に捕獲された際に負傷が確認された個体の写真の一部を図に示す（図 8a，図 8b，図 8c）．

負傷レベルと捕獲回数の関係を図 9 に示す．負傷レベルを，I を 1，II を 2，III を 3 として数値化し，複数の肢に負傷がある場合はその数値を加算し，縦軸の負傷レベルの数値とした．2019 年に初めて捕獲された個体を含めて，負傷の有無や状態を確認した 34 個体を対象とした．前述のように，初めて捕獲された個体では外貌上負傷しているかどうかはわからない場合

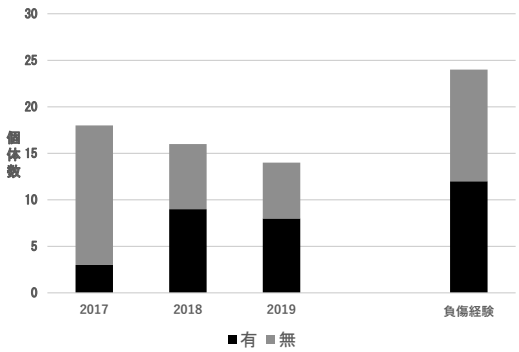


図 7　錯誤捕獲個体の負傷の有無

表 2　個体別の錯誤捕獲回数と負傷レベル

個体番号	捕獲回数	負傷レベル			
		右前肢	左前肢	右後肢	左後肢
2	6	I	0	0	0
3	5	III	0	0	0
12	14	0	0	III	I
17	3	III	I	0	0
21	6	0	II	0	0
22	7	0	II	0	0
26	2	III	0	0	0
36	4	0	0	III	0
38	5	0	II	0	0
39	3	0	I	II	0
48	3	0	0	I	0
49	4	I	0	0	0

図 8a　錯誤捕獲時に確認された負傷（1）．2019 年 5 月 26 日．

図 8b　錯誤捕獲時に確認された負傷（2）．2019 年 7 月 10 日．

図 8c　錯誤捕獲時に確認された負傷（3）．2019 年 8 月 14 日．

がほとんどなので，やや過小評価になる可能性がある．図 9 をみると，捕獲回数が増えるに従って負傷レベルが高くなる傾向がみられるが，その傾向は顕著ではない．4 回までの捕獲では負傷レベルが 0 の個体も多い．また，捕獲回数が 2 回から 5 回では負傷レベル 3 の個体がいるが，

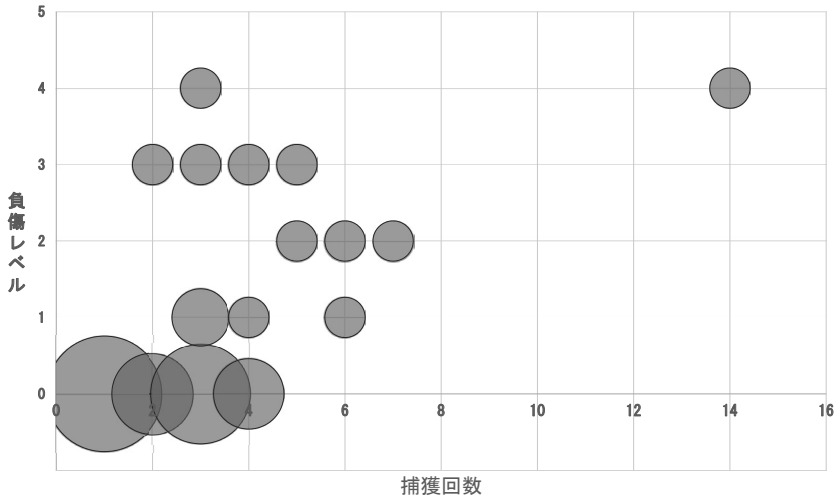


図 9　錯誤捕獲回数と負傷レベルの関係．負傷レベルを数値化した（Ⅰ：1，Ⅱ：2，Ⅲ：3，複数箇所の場合は加算）．対象は 34 個体．

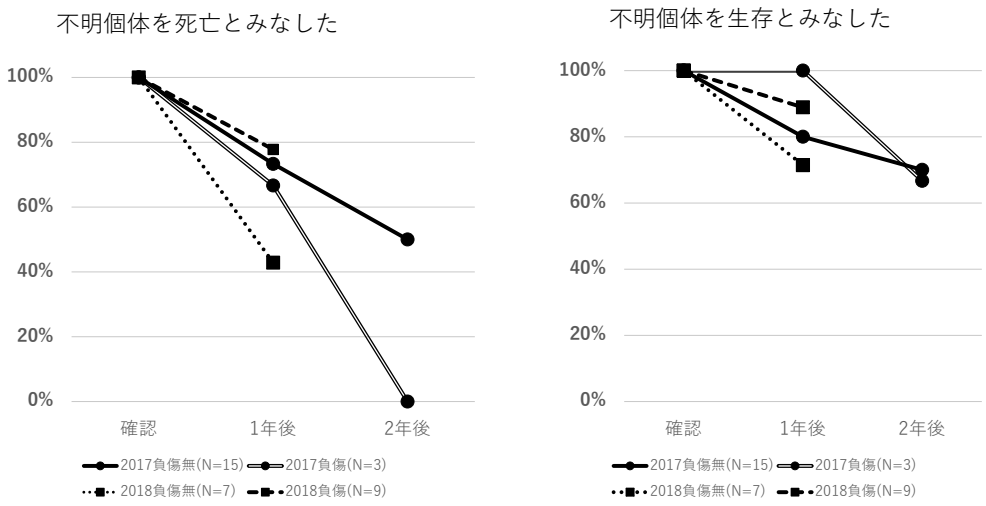


図 10　負傷個体と負傷なし個体の生存率

捕獲回数 6 回以上では，14 回捕獲された個体以外では負傷レベル 2 や 1 の個体しかみられなかった．一方で，3 回捕獲された個体の中には，負傷レベル 4 を示す個体がいた．

負傷個体と負傷していない個体で，生存率を比較した（図 10）．2017 年に負傷の有無と状態を確認した 18 個体と 2018 年に負傷の有無を確認した 16 個体を用いて，1 年後と 2 年後の生存率を算出した．前述のように，不明個体を死亡とみなすか，生存とみなすかによって生存率は大きく変わった．2017 年に捕獲されて負傷した 3 個体では，2 年後には生存率は 0 %になったが，負傷しなかった 15 個体では生存率は 50 % であった．しかし，2018 年では負傷しなかった個体の方が低い生存率を示した．不明個体を生存とみなした場合には，2017 年に捕獲された個体では，負傷した個体と負傷しなかった個体で生存率に差はなかった．2018 年に捕獲された個体でも，負傷した個体と負傷しなかった個体で生存率に大きな差はなかった．

4. 誘引捕獲

シカの誘引捕獲をするために，この地域でシカが誘引されるかを鉱塩やユクルを置いて試した．鉱塩やユクルのにおいを嗅いだり舐めたりした場合を誘引されたとみなし，近くを通過した場合は誘引とはみなさなかった．設置場所 1 では，鉱塩を設置中にシカが 1 回，カモシカが 2 回通過したが鉱塩には誘引されなかった．ユクルに変更後はカモシカが 1 回通過したが，ユクルには誘引されなかった．設置場所 2 では，鉱塩にはシカは誘引されなかったが，ユクルにはシカが誘引された．8 月 18 日に鉱塩をユクルに交換し，8 月 29 日，30 日，31 日と 3 日連続でシカが誘引された．カモシカはユクルに変更してから．通過が 1 回観察されたが，誘引はされなかった．

Ⅳ．考察

1. 錯誤捕獲数

錯誤捕獲数は，2016 年からの 4 年間で減少しなかった．小諸市の実施隊の捕獲努力量を測定することはできないが，同程度の捕獲努力であると思われる．また，同一個体が何度も錯誤捕獲に遭うことから，カモシカはくくり罠やくくり罠がかかっている場所を避けていない可能性が高い．くくり罠そのものを避けることは難

しいと思われる．しかし，自分が罠にかかった場所も避けていない可能性がある．

くくり罠の数と位置は，捕獲隊の個人によって選定されており，また，その位置も頻繁に変わることがある．そのような状態では，カモシカがくくり罠にかかった場所を避けたとしても，ほかのくくり罠にかかってしまうのかもしれない．狭い面積にくくり罠が多くかかっているとすれば，カモシカは錯誤捕獲を避けることができない可能性がある．

2016 年から 2017 年にかけて，カモシカに GPS 首輪を付けて追跡した結果，3 個体のカモシカの行動圏は安定しており，錯誤捕獲に遭った後も行動圏はほとんど変化しなかった（南ら 2018）．このことから，カモシカの行動圏の安定性が何度も錯誤捕獲に遭う確率を高めていることが考えられる．

1 頭のカモシカが何度もくくり罠にかかることで，その場所を避けるようになり，さらにそのために行動圏を変化させるようになれば，なわばり性の強いカモシカの社会に大きな影響を与えることが予想された．しかし，少なくともこの調査地では，そのようなことが起こっていない可能性がある．このことはもっと高いリスクにつながる可能性がある．すなわち，同一個体が何度もくくり罠にかかることで身体上の障害を負う可能性を高め，集団の多くの個体が負傷し，個体群の存続が危うくなる可能性がある．重篤な負傷個体が多くいるという今回得られた結果は，その可能性を示している．

図 5 をみると，錯誤捕獲が毎年 5 月から 7 月に多いことがわかる．草本がより茂る夏場よりも，草本の少ない季節に錯誤捕獲が起こっていることは注目すべきことである．親から離れ分散してきた個体が錯誤捕獲に遭っている可能性があるが，成獣も錯誤捕獲に遭っているので，これだけでは説明できない．

浅間山南麓では，くくり罠が非常に多く設置されるようになった後で，オスのカモシカ 3 頭が行動圏を変化させた（南ほか 2018）．さまざまな条件によっては，今回の結果と異なることもある．設置されているくくり罠の数の季節変化，くくり罠の設置場所と錯誤捕獲場所との分析が必要である．しかし，くくり罠の設置個数や位置を把握することには非常に労力がかかり，実施隊の積極的な協力がないと行うことができない．また，カモシカの年齢や性別についても分析が必要である．さらに，捕獲場所から，捕獲された個体が定着個体であるのか放浪個体であるのか，周辺にどのような個体がいるのかなどの推定を行って，錯誤捕獲が起こる時期との関係を分析することが必要である．

2. 錯誤捕獲個体の生存率

錯誤捕獲個体のその後の生存の確認は非常に難しい．錯誤捕獲個体の中で，錯誤捕獲後長期間生存を確認できなかった個体がいる．このような個体がいると，生存率を正確に算出することはきわめて難しい．

本調査では 500 m四方を一つの区画としてセンサーカメラを設置して撮影を試みた．カモシカの使う道はその区画内にも複数あり，また利用頻度も季節によって異なると思われる．効果的なセンサーカメラの設置場所の選択は難しい．2018 年 10 月からは，センサーカメラの設置位置を 2 ヶ月に 1 度程度変更して，できるだけランダムになるように設置したが，それでもその設置場所をカモシカが利用していないこともある．また，調査者の安全を考慮すると，カモシカが使っていると思われる崖などには設置できない場合もある．このような設置場所の選定の課題が非常に大きい．

本調査で，生存率を算出するもっとも確実な情報は，生存確認が頻繁に行えた生存個体と死体が発見され死亡が確認された個体である．し

かし，このような例は多くない．今回は，生存確認（錯誤捕獲・センサーカメラ撮影・踏査による目視）ができなかった期間が 6 ヶ月未満は生存とみなすことにした．また，それ以上長い期間生存確認ができなかった個体は不明とみなした．しかし，この両方とも，実際には生存しているのか死亡しているのか，また，調査地内にいるかどうかも不明である．従って，この調査法では，結果で示したように，生存率に幅を持たせて評価することしかできない．そのような限界をもった情報であることを理解しておく必要がある．

死亡確認個体以外を生存と見なした生存率は，この集団の生存率の上限を正確に示していることになる．2016 年に捕獲された個体で 3 年後に 90 % が生存していたことになり，また，2017 年に捕獲された個体で 2 年後に 80 % 程度が生存していたことになる．一方で，生存していた個体だけを使った生存率は，生存率の下限を明確に示している訳ではない．なぜなら，この場合の生存には，生存確認ができていない期間が 6 ヶ月未満の個体が含まれているからである．しかしながら，センサーカメラを使って野生動物の生存率を算出する調査ではこの欠点を克服することは難しい．今後，このような情報を得るためには，それを可能とする体制が必要である．これ以上の精度で生存率を算出するためには，錯誤捕獲個体のすべてに GPS 首輪か VHF 首輪を装着して追跡するしかない．近年，センサーカメラの設置と映像から，モデルを用いて生息密度を推定する手法が発展してきている．この生息地のカモシカの生息数を算出するには効果的で，それを知ることで集団中の負傷率などを推定することが可能となる．しかし，長期間にわたって撮影されない個体がいるという状況では，個体ベースの追跡には応用が難しいと思われる．

これらの生存率が，他の錯誤捕獲などを受けていない集団の生存率と比べて低いかどうかの評価はできなかった．本来は，捕獲された個体の属性（年齢や性別）を正確に把握し，性別や齢クラスごと，少なくとも幼獣や亜成獣と成獣とは区別して分析し，比較すべきである．しかしながら，今回は捕獲時の性別や年齢の判定が必ずしも十分でなく，このような比較ができなかった．錯誤捕獲個体の放獣の際は，捕獲個体の安全と作業者の安全を優先するので，捕獲個体の属性に関する情報を必ずしも十分には得られなかった．これについては，今後の錯誤捕獲時の放獣の体制などの強化を行う余地はあると思われる．

3. 負傷状態

生存率については，上記のようにさまざまな問題を含んでいるので，結果の解釈も，他の集団との比較も，非常に難しい．しかし，負傷状態の情報は，錯誤捕獲がカモシカに直接的に与える影響として信頼性が高く，また，カモシカにとって重要な影響ととらえることができる．少なく見積もっても 30 % 近い個体が負傷している集団を正常な状態と考えることはできない．秋田県仁別での研究では，7 年間で 107 個体を観察し，負傷個体は 9 個体であった（岸元良輔氏　私信）．この場合の負傷率をどのように算出するかは難しいが，今回の結果はかなり高いと判断して良いだろう．

特に，蹄の欠損や中手骨・中足骨から下の欠損が多くの個体で起こっていることは注目すべきことである．また，欠損しない場合でも，蹄の変形を起こしている個体もいた．くくり罠のワイヤーの締め付けによって，これらの負傷が起こったことはまず間違いないと考えられる．秋田県仁別では，このような負傷は確認されていない（岸元良輔氏　私信）．

以前から各地でくくり罠が使用されていた

が，カモシカの四肢は太く比較的頑丈なので，大きな負傷はしないと思われてきた．しかし，今回の調査では重篤な障害が多くの個体で起こっていた．くくり罠による重篤な負傷の原因の一つは，同一個体が何回も捕獲されることである．図 9 に示したように，捕獲回数が多い個体で負傷レベルが高くなっており，捕獲回数が少ない個体では負傷レベルが低い傾向にある．何度もくくり罠のワイヤーで縛られることで，さまざまな障害が起こると思われる．

しかし，捕獲回数が少なくても，重篤な負傷レベルになっている個体もいる．くくり罠にかかった部位，くくり罠にかかってから放獣されるまでの時間などが，負傷の程度に影響することは想像できる．さらに，くくり罠にかかった後で，カモシカが移動しようとしてワイヤーが絡まったり，縛られている部位に強い力が加わったりすることも考えられる．カモシカの個性によっては，放獣のために接近した作業員を見て興奮して暴れた可能性もある．このような状況についての情報はほとんど得られていない．このような情報は，錯誤捕獲がどのように負傷につながるかを考える上で重要である．しかし，現状の実施隊はこのような情報を記録できる体制にはない．くくり罠とセットでセンサーカメラを設置して捕獲後のカモシカの動きを撮影することはできるかもしれない．このような試みを積み重ねることで，負傷原因をあきらかにし，負傷を軽減できるかもしれない．このような情報を得るには，さまざまなトレーニングを受けた専門的技術者が常時錯誤捕獲現場に同行し，全体をマネジメントしながら，科学的な情報把握をする必要があるだろう．

4. 負傷と生存率

負傷個体と非負傷個体で生存率を比べてみた．生存率の算出には，前述のようにさまざまな問題がある．しかし，これだけ重篤な負傷をしているので，負傷個体の方が生存率は低いと予想されたが, 明確な差はなかった．現状では，重篤な負傷をしている個体が生き続けている．

カモシカは多くの地域で厳格ななわばりを持ち，隣接する同性個体とは強い排他行動を行うといわれてきた（Kishimoto and Kawamichi 1996, Ochiai and Susaki 2002，落合 2016）．また，放浪個体が負傷個体との闘争に勝利して，置き換わることも想定される．秋田県仁別では，メスでは 2 個体が前肢を負傷したがなわばりを失うことはなかったが，前肢を負傷したオス 6 個体のうち 4 個体が，また後肢を負傷したオス 2 個体が，負傷が直る前に他のオスの侵入によってなわばりを失ったという（Kishimoto 1989）．しかし，本調査地ではそのようなことがほとんど起こっていないのかもしれない．

この調査地は，浅間山南麓のような広大な森林が広がる地域ではなく，やや孤立した丘陵地帯である．そのため侵入する放浪個体が少なかったり，隣接個体との競争が激しくないのかもしれない．このようなことを検証するためには，センサーカメラで撮影される個体をできるだけ識別して，この地域の生息個体数（生息密度）を推定する必要がある．あるいは, センサーカメラで耳標個体と非耳標個体の比率を記録し，再捕獲法を利用するなどして個体数を推定する必要がある．

また，地形が急峻な場所は限られており，負傷したカモシカはそのような場所を使わなくても生活できるのかもしれない．センサーカメラの記録から，負傷個体が利用している場所を細かく分析する必要があるかもしれない．いずれにせよ，個々の負傷個体について，性別・負傷程度・生息場所の環境・隣接個体との関係などについて分析することが今後の課題である．

このような重篤な負傷個体が，長く生存するのかどうかは，非常に興味深い．また，そのこ

とは錯誤捕獲のカモシカの地域集団への影響を考えてゆく上できわめて重要である．この調査地に生息する個体の生残と負傷のモニタリングを続けてゆくことが必要である．

5. シカの誘引捕獲

シカの捕獲が続く中で，同所的に生息するカモシカの錯誤捕獲を減らすためには，何らかの手段を講じなくてはならない．罠の改良も一つの方法であるが，現時点では錯誤捕獲を避けられる安価な罠は開発されていない．そのような状況では，シカだけを集めて罠にかける誘引捕獲が有効であると考えられる．群馬県では，一定の成果が出ている（坂庭ら 2018）．今回，この調査で誘引の実験を行ったが，成果は少なかった．しかし，誘引物をユクルに変えてから誘引された個体が出てきた．誘引は夏から 9 月にかけておこなったが，今後は通年で試してみる必要がある．また，今回は 2 カ所のみの誘引であったが，今後はもう少し誘引箇所を増やして，効果を測定する必要がある．

6. 今後の課題

1）錯誤捕獲時の対応

錯誤捕獲時に，できるだけ多くの情報を得ることが重要である．性別・年齢・耳標番号・耳標の脱落の痕跡・くくり罠がかかった四肢と部位・負傷の状況などを，できる限り記録することが今後の分析を深めてゆくことにつながる．錯誤捕獲対応時は，カモシカの安全や作業者の安全確保のために短時間で作業を終える必要があるので，十分な時間をとることができない．しかし, このような情報収集の重要性を認識し，実施隊の隊員の協力をお願いしたい．

2）中長期的なモニタリングの継続

2016 年から始まった錯誤捕獲個体への耳標の装着と追跡調査は現在も継続している．負傷の生存への影響をあきらかにするためには，モニタリングを継続する必要がある．小諸市と協力しながら，調査の継続を図りたい．

3）細かな分析と情報収集

今後，個体の属性や生息場所や生息環境と生存率の関係をより詳しく分析してゆく必要がある．性別や年齢（少なくとも幼獣か成獣か）によって社会性や移動性が異なるので，そのことと生存率の関係を調べて行く必要がある. また，捕獲と負傷の関係も詳しく分析する必要がある．

4）錯誤捕獲の減少に向けた取り組みと情報収集

調査地内に設置されているくくり罠の数や位置を把握できると，カモシカの錯誤捕獲の発生のメカニズムをもう少しあきらかにできる可能性がある．また，くくり罠の周辺にセンサーカメラを設置することで，錯誤捕獲後のカモシカの行動を知ることができる．そのような行動の分析から錯誤捕獲による負傷を減少させる方法が見つかるかもしれない．また，罠の改良がすぐには見込めないので，この調査地でのシカの誘引捕獲の可能性を追求する必要がある．そのために, まずは誘引を高める試行を継続したい．このような錯誤捕獲を減らす手法の開発は，実態調査とともに急務である．

引用文献

近清弘晃・竹下　毅・塚田英晴・南　正人 2018．シカ用くくり罠で錯誤捕獲されたニホンカモシカ（*Capricornis crispus*）の行動圏利用．日本哺乳類学会 2018 年度大会ポスター発表.

福江佑子・南　正人・竹下　毅 2019．くくり罠による中型獣の錯誤捕獲の現状～長野県小諸市の場合～．日本哺乳類学会 2019 年度大会ポスター発表.

Kishimoto, R. 1989. Social organization of a solitary ungulate, the Japanese serow *Capricornis crispus* in the field study. Journal of Mammalogical Society of Japan 13: 51–58.

Kishimoto, R. and Kawamichi, T. 1996. Territoriality and

monogamous pairs in a solitary ungulate, the Japanese serow, *Capricornis crispus*. Animal Behaviour 52: 673–682.

南　正人・竹下　毅・井上孝大・近清弘晃・髙田隼人 2018. くくり罠による錯誤捕獲がカモシカに与える影響. 自然保護助成基金助成成果報告書 27：23–30.

落合啓二 2016.「ニホンカモシカ　行動と生態」東京大学出版会 276pp.

Ochiai, K. and Susaki, K. 2002. Effects of territoriality on population density in the Japanese serow (*Capricornis crispus*). Journal of Mammalogy 83: 964–972.

大場孝裕 2018. 給餌誘引に対するシカ・カモシカの反応. 日本哺乳類学会 2018 年度大会口頭発表.

坂庭浩之・坂和辰彦 2018. 鉱塩によるニホンジカの長期定点捕獲法の確立. 日本哺乳類学会 2018 年度大会口頭発表.

須田千鶴・近清弘晃・竹下　毅・塚田英晴・南　正人 2019. 錯誤捕獲によるニホンカモシカへの致死的および非致死的影響. 日本哺乳類学会 2019 年度大会ポスター発表.

柳澤俊一・菅澤　勉 2015. ニホンジカくくりわな捕獲のための効率的誘引方法の実証. 長野県農業試験場報告　第 1 号：14–17.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

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

MINAMI Masato, TAKESHITA Tuyoshi, CHIKAKIYO Hiroaki,
SUDA Chizuru, INOUE Takahiro and KISHIMOTO Ryosuke

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 since 2016. Sensor cameras were installed in the hilly area on the south side of the Chikuma River from 2017 to confirm the injured state and survival of serows with an ear tag. Mistaken-capture did not decrease from 2016 to 2019 in this area. The average number of captures was 2.8 per individual and 14 at maximum. Half of the 24 individuals examined had injuries, and 9 of them had partial limb defects. At a minimum, about 30 % of all captured individuals had injuries. Injury tended to be severe with the number of captured experience. However, this tendency was not significant. There may be other factors that make the injury serious. There was no difference in survival rate between the injured and uninjured individuals. Medium to long-term monitoring is necessary.

Keywords: *Capricornis crispus*, *Cervus nippon*, injury rate, Japanese serow, Komoro city, survival rate

Asama Japanese Serow Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

南西諸島に侵入した国内外来種のテントウムシの分布調査と在来種への影響

テントウムシ研究会
鈴木紀之[1]・洲合隼輝[2]・小林皆登[2]

ナミテントウは日本国内では北海道から九州にかけて分布しているが，近年になって沖縄本島と石垣島から国内外来種として記録された．南西諸島には近縁種のクリサキテントウが分布しているため，侵入先で競争関係が生じ，在来の群集に影響が出ると懸念される．そこで本研究では，南西諸島におけるフィールドワークにてクリサキテントウの生息環境を調べるとともに，ナミテントウの侵入の程度を調べた．また，形態によって区別できない個体について，遺伝子解析による同定を試みた．南西諸島のクリサキテントウは，本州の個体群と異なり，ガジュマルなどさまざまなニッチを利用していることが明らかになった．また，保管されているサンプルの遺伝子解析をしたところ，ナミテントウの石垣島への侵入が遅くとも 2015 年までさかのぼることが明らかになった．今後は，さらに安価かつ簡便に種を判別できる遺伝的手法を解析し，ナミテントウの侵入を高い精度で把握していく必要がある．

キーワード：種間競争，侵略的外来種，ニッチ分割，琉球列島

Ⅰ．背景

1. 隠蔽種の侵入

外来種は在来の生態系を大きく改変する可能性があり，また農業や漁業に影響を与えることで経済的な被害をもたらすこともある．たとえば，外来種のブラックバスやアメリカザリガニが在来の淡水生態系に及ぼした影響は計り知れない．したがって，現在のグローバル世界においては外来種の侵入をいち早く検知し，被害の縮小や防除に向けた対策を取る必要がある．そのためには，さまざまな生物を対象にしたモニタリングが重要になる．

外来種の侵入の検知を難しくする要因のひとつに，種の同定の難しさがある．特に，隠蔽種と呼ばれる，形態からは区別の難しい種群の場合，専門的な技能がなければ同定ができない．そのため，外来種が侵入しても気づかずに，分布が拡大するおそれがある．したがって，私たちは外来種の侵入とその影響について過少評価しているおそれがある．以下，隠蔽種の侵入に関して 2 つの事例を紹介する．

さまざまな作物を加害するタバココナジラミ *Bemisia tabaci* には形態から区別することが難しい複数の遺伝型（バイオタイプ）が存在する（De Barro et al. 2011）．これらのバイオタイプは作物の選好性，殺虫剤に対する抵抗性，交尾行動などが異なっている（Crowder et al. 2010）．そのため，分子遺伝学的な方法で簡便にバイオタイプを区別し，害虫防除に役立てる必要がある．中国とオーストラリアでは，在来のバイオ

1: 高知大学 総合科学系 生命環境医学部門　2: 高知大学 農林海洋科学部
2019. 11. 27 受付　2020. 9. 29 公開

タイプが数年のうちに外来のバイオタイプによって駆逐されたことが知られている（Liu et al. 2007）.

チリには淡水性巻貝の *Physa chilensis* や *Physa nodulosa*（サカマキガイ属）がもともと分布しているが，近年の遺伝子検査によって，世界的な侵入種であるサカマキガイ *Physa acuta* が広い範囲から検出された（Collado 2017）．ある地域から複数のハプロタイプ（遺伝型）が検出されたことから，複数の系統が侵入したと推定される．以上のように，隠蔽種の侵入を把握するためには，従来の形態的な分析に加えて，塩基配列解析が有効である．

2. ナミテントウ種群

ナミテントウ *Harmonia axyridis*（図 1）は日本を含む東アジア・ユーラシア大陸東部を原産とする昆虫であり，害虫であるアブラムシなどを旺盛に捕食することから，天敵として農業現場でも利用されている．近年では，アメリカ・ヨーロッパ・南アフリカなどに人為的に導入され，農業生態系だけでなく自然生態系にも生息範囲が拡大し（Roy and Wajnberg 2008），在来のアブラムシ食昆虫群集（テントウムシ，クサカゲロウ，ヒラタアブなど）に影響を与えている可能性が指摘されている．

クリサキテントウ *Harmonia yedoensis* は成虫の外見がナミテントウと酷似しており，かつては見分けのつかない隠蔽種として認識されていた．幼虫の模様や生息環境，雑種形成などの分析から，ナミテントウとクリサキテントウは明確な別種であると確認された（佐々治 1998）．本州において，ナミテントウはさまざまなアブラムシを食べるジェネラリストだが，クリサキテントウは松類（アカマツ *Pinus densiflora*，クロマツ *Pinus thunbergii*）に生息するアブラムシだけを食べるスペシャリストである．

図 1　ナミテントウ

ナミテントウとクリサキテントウの生態の違いを考える上で，松類に生息するマツオオアブラムシ *Cinara pini* に対する適合性が重要である．マツオオアブラムシは他のアブラムシ類と比較して大型で脚が長く，素早く歩き回ることができる．そのため，テントウムシの孵化幼虫にとっては捕まえにくいエサである（Noriyuki et al. 2011）．クリサキテントウは，卵（すなわち孵化幼虫）が大きく，かつ孵化幼虫の形態が特化しているため，マツオオアブラムシをうまく捕食することができる（Noriyuki et al. 2011）．ただし，卵サイズが大きいことと，栄養卵（孵化せずに同じ卵塊から孵化した幼虫に摂食される卵）の割合も高いことから，子あたりの母親の投資量が大きく，その分だけ子の総数を犠牲にしていると考えられる（子の大きさと数のトレードオフ；Osawa and Ohashi 2008）．さらに，マツオオアブラムシは幼虫の発育にとってもあまり好適な資源ではない（Noriyuki and Osawa 2012）．クリサキテントウは野外ではいっさい出会うことのない種類のアブラムシでも順調に発育・繁殖できる．以上の事実から，クリサキテントウはマツオオアブラムシに特化しているものの，子の成長にとっては優れた資源ではないことが示唆された．

クリサキテントウが野外でスペシャリストである要因として，ナミテントウとの繁殖干渉（繁

殖プロセスにおける負の種間相互作用）が考えられる（Noriyuki 2015）．両種の未交尾の成虫を一緒にすると，ナミテントウは同種どうしで正常に交尾できるが，クリサキテントウはその割合が低下する（Noriyuki et al. 2012）．このような非対称な効果は，両種の種認識・配偶選好性に起因していると考えられる．つまり，ナミテントウが多数いるパッチではクリサキテントウは繁殖干渉の影響を強く受けると考えられる．こうした状況から，クリサキテントウはナミテントウからの繁殖干渉を避けるために，野外ではナミテントウにとって不適な資源にコストをかけて特化していると考えられる．その他，ギルド内捕食や消費型の資源競争も両種の安定的な共存を妨げる一因だと考えられる．

3. 南西諸島での状況

本州においてナミテントウとクリサキテントウは異なる資源を利用しているが，北海道ではナミテントウだけ，南西諸島ではクリサキテントウだけが自然分布している（図 2）．ナミテントウの分布していない地域では，繁殖干渉を避ける必要がないため，クリサキテントウのニッチおよび資源利用形質がジェネラリストのように拡大していると予想される．実際，南西諸島のクリサキテントウはギンネム *Leucaena leucocephala* をハビタット（生息環境）として利用することが知られている（Noriyuki and Osawa 2016）．ただし，南西諸島におけるクリサキテントウの分布や資源利用については調査が進んでいないため，ナミテントウとの競争関係から解放されている状態でどのような進化が生じたのか明らかにする必要がある．

ところが 2017 年，石垣島と沖縄本島にて相次いでナミテントウが発見された（阪本・伊藤 2018）．これらのナミテントウは，鞘翅後方にある「ひだ」の有無や交尾器の微細な形状の違いによってクリサキテントウから区別された．実際には，これら 2 地点以外にもナミテントウの侵入が拡大しているおそれがある．特に，沖縄本島での記録は島北部のネクマチヂ岳であるため，那覇市近郊などの都市部にすでに侵入している可能性がある．

南西諸島の島々でナミテントウの分布が拡大してしまうと，クリサキテントウの生態や分布が圧迫されるおそれがある．本州の状況と同じように，両種の間で繁殖干渉をはじめとした負の相互作用が発生し，もともと分布していたクリサキテントウの繁殖が阻害される可能性があるからだ．また，クリサキテントウのほかにも，アブラムシを食べるテントウムシ類に影響がおよぶと予測される．アジア原産のナミテントウはヨーロッパやアメリカ諸国で侵略的外来種として問題になっていることからも，もともと分布していなかった南西諸島での群集動態を注視する必要がある．

ただし，前述したようにナミテントウとクリサキテントウは成虫の外見が酷似しているため，専門家でなければ形態による区別が難しい．

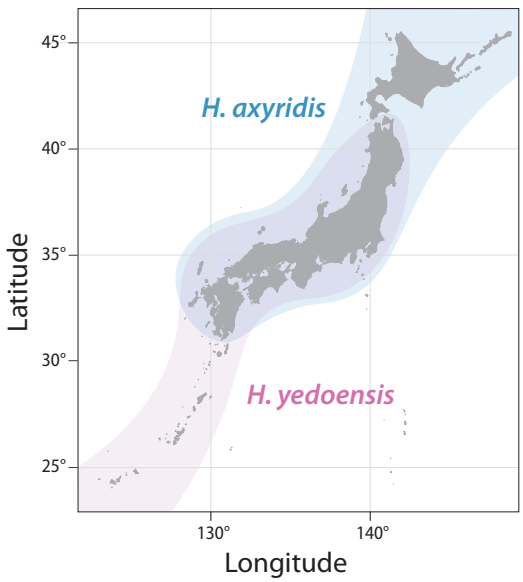


図 2　ナミテントウ（*H. axyridis*，青色）とクリサキテントウ（*H. yedoensis*，赤色）の日本列島における分布図

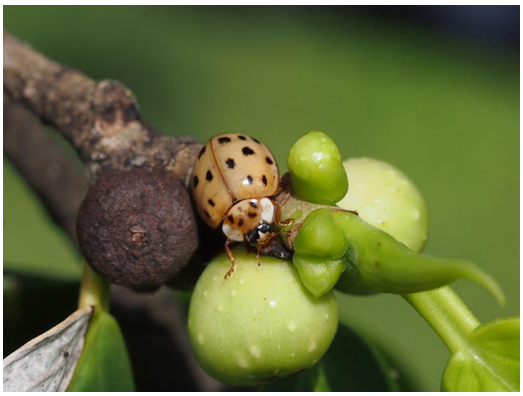


図 3　ガジュマルで発見されたクリサキテントウ

それがナミテントウの国内外来種としての検知を遅らせる原因になっているだろう. そのため, ナミテントウが侵入したことを前提とした分布調査，ならびに分子遺伝学的にクリサキテントウと区別する手法の確立が必要である.

そこで本研究では，南西諸島でナミテントウとクリサキテントウの分布と生態について調査を行ない，形態的な分析に遺伝解析を組み合わせることで，国内外来種の侵入の程度を把握することを目的とする．また，すでに南西諸島から得られているナミテントウと思われるサンプルを用いて遺伝解析を行ない，侵入した場所と年代を特定することを試みた.

Ⅱ．方法と結果

1. 野外調査

2019 年 3 月上旬に，沖縄本島・宮古島・伊良部島・下地島にて野外調査を行なった．沖縄本島では，琉球大学キャンパス構内（西原町）のリュウキュウマツ *Pinus luchuensis* を昆虫網を用いてビーティング法によって採集を試みた．その結果，テントウムシのサンプルを得たが, ナミテントウに特有のひだが無かったこと，斑紋型が種特異的なものでなかったことから，外部形態だけでは種を同定できなかった．したがって，この個体については遺伝解析を行なうことにした.

浦添大公園（浦添市）ではリュウキュウマツ付近からクリサキテントウの幼虫を採集した. 幼虫の模様から種を同定することができた．また，公園に植栽されてあったリュウキュウクロウメモドキ *Rhamnus liukiuensis* からもテントウムシ類のサンプルを得た.

ナミテントウの記録のあるネクマチヂ岳（大宜味村）でも調査を行なった．雨天であったため，十分なビーティングができなかった．山頂まで登山したが，テントウムシ類を採集することはできなかった.

宮古島では，カママ嶺公園のリュウキュウマツで多数のクリサキテントウを得た．クリサキテントウに特異的な斑紋であったために同定できた．2012 年の調査では同公園のハイビスカス *Hibiscus rosa-sinensis* からクリサキテントウの成虫を採集したが，今回の調査では確認できなかった．ガジュマル *Ficus microcarpa* からクリサキテントウの成虫を 2 頭採集した（図 3）. クリサキテントウがガジュマルを利用することを確認したのは本研究が初めてである.

宮古島市熱帯植物園でも調査を行なった．ここでは以前の調査でカンヒザクラ *Cerasus campanulata* からクリサキテントウを発見したが，今回の調査では観察することができなかった.

伊良部島および下地島は宮古島から橋で渡ることができる．リュウキュウマツから数頭のクリサキテントウを採集した. 宮古島と合わせて，ナミテントウらしき形態の個体は発見されなかった.

2019 年 4 月下旬には沖永良部島で調査を行なった．島内の各地を回り，リュウキュウマツを中心にビーティングを行なったが，クリサキテントウおよびナミテントウらしき個体は得られなかった.

以上の野外調査ならびにこれまでの知見を合わせると，南西諸島（奄美大島，石垣島を含む）のクリサキテントウは主にリュウキュウマツを生息環境として利用し，場所によってはカンヒザクラ・ギンネム・ハイビスカス・ガジュマルといった他の樹種も利用することが明らかなった．つまり，ナミテントウの分布していない地域では，松類に固執している本州個体群に比べて，ニッチ幅が拡大しているといえる．

2. 遺伝解析

沖縄本島（琉球大学構内）で採集した個体について，形態による同定が難しかったので，遺伝子解析によってナミテントウとクリサキテントウを判別することを試みた．サンプルは 95 % エタノールに入れマイナス 30 度で保存した．腹部をピンセットで切除し，自然乾燥させた．専用のチューブにステンレスビーズを入れ，卓上型ビーズ式破砕機シェイクマン 6 を用いてサンプルを破砕した．その後，DNeasy Blood & Tissue Kit（Qiagen）のプロトコルに従い，proK 処理，DNA の抽出を行なった．

PCR 反応には酵素 Tks Gflex DNA polymerase（タカラ）を用い，メーカーの推奨プロトコルに従った．ミトコンドリア DNA の COI 領域のプライマー LCO および HCO（Folmer et al. 1994）を用いた．反応は 94 度 1 分, 98 度 10 秒, 60 度 15 秒, 68 度 30 秒（30 サイクル）とした．PCR 反応物は ExoSap-IT（Thermo Scientific）で精製した．

BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit（Applied Biosystems）を用いて, サンガーシーケンスを行なった．

得られた波形ファイルを MEGA X（Kumar et al. 2018）を用いて目視で確認し，塩基配列を決定した．blast 検索を行ない，データベース上の配列と照合を行なった．

その結果，既存のクリサキテントウの配列と一致した．

3. 既存のサンプル

申請者が 2015 年 10 月に石垣島川平で採集し，95 % エタノールで冷凍保存していたテントウムシのサンプルを再検査した．その結果，クリサキテントウと思われるサンプルの中からナミテントウの特徴である後翅のひだのある個体が 1 頭見つかったため，ひだの無い個体と合わせて，遺伝解析を行なった．

各個体から脚を切除し，自然乾燥させた後，滅菌したペッスルを用いて組織を破砕した．その後は，前項と同様に DNeasy Blood & Tissue Kit を用いて DNA を抽出し，Tks Gflex DNA polymerase を用いて PCR を行ない，サンガーシーケンスで配列を決定した．

その結果，ひだのある個体の配列は，既存のナミテントウの配列と完全に一致した．形態的な特徴と合わせ，この個体はナミテントウであると判定できる．

また，2017 年に沖縄本島および石垣島で採集されたナミテントウに関して，標本管理者の阪本優介氏より各個体脚 1 本を提供していただき，遺伝解析を試みた．採集時に酢酸エチルを用いた可能性があり，乾燥標本として保存されていたため，DNA が著しく劣化しているおそれがあった．そのため，この 2 個体のサンプルについては，Nakahama & Isagi（2017）の方法を参照して DNA 抽出を行なった．具体的には，CTAB を用いて proK 処理を行ない，3 日間 56 度のインキュベーターに入れた．その後，フェノール・クロロホルム法を行ない，100 % イソプロパノール処理のあとに 4 度で 1 日静置した．

このサンプルを対象に Tks Gflex DNA polymerase を用いて PCR を行なった．電気泳動でバンドを確認したが，うまく増幅できなかった．

Ⅲ．考察

フィールド調査の結果から，宮古島のクリサキテントウはリュウキュウマツの他にもガジュマルを生息環境として利用していることが明らかになった．これまでの知見と総合すると，南西諸島のクリサキテントウはギンネム・ハイビスカス・カンヒザクラ等も利用していることになり，本州の個体群と比べてニッチが拡大していることが分かった．南西諸島にはナミテントウがもともと分布していないため，繁殖干渉などの競争関係から解放され，ニッチが拡大したことが示唆された．

2017 年に沖縄本島と石垣島で採集された個体については，遺伝子増幅が成功しなかったものの，形態的な特徴からナミテントウだと判断できる．2015 年に石垣島で採集された個体は，今回の遺伝子解析の結果と形態的な特徴を合わせて，ナミテントウであると分かった．すなわち，ナミテントウの石垣島への侵入が遅くとも 2015 年までさかのぼることが明らかになった．

石垣島と沖縄本島で採集され，標本を提供していただいたサンプルについては，今のところ遺伝子増幅に成功していない．おそらく，DNA が劣化したために通常の方法では PCR がうまくいかないと考えられる．今後は，特異性の高いプライマーを用いたり，インナープライマーを設計することで，これらのサンプルに対応していく必要がある．

今後，南西諸島におけるナミテントウの侵入を検査していくためには，より簡便な遺伝子同定法の開発が必要である．今回の遺伝子解析ではシーケンスまで行ない配列を決定した．その一方，ナミテントウとクリサキテントウを区別するために LAMP 法を整備すれば，短時間の反応のみで済むため，より多くのサンプルを安価に解析できるだろう．

また，DNA 抽出についてもコスト・時間の削減の余地が残されている．FTA カード（Qiagen）などを用いれば，DNA の保存と抽出に関するプロセスを簡略化できる可能性がある．さらに，テントウムシ類は成虫・幼虫ともに防御反応として体液（反射出血）を出し，その体液には DNA が含まれている．そのため，非侵襲的に DNA を抽出することができる．反射出血を FTA カードで保存し，LAMP 法を適用すれば，種の同定を簡素化し，隠蔽種の侵入をより確実に検出できるようになるだろう．

Ⅳ．謝辞

阪本優介氏より標本を提供していただいた．中濱直之博士より遺伝子解析の方法を教えていただいた．戸田守博士，和智仲是博士にフィールド調査で協力していただいた．以上の方々に感謝申し上げる．

引用文献

Crowder DW, Horowitz AR, De Barro PJ, Liu SS, Showalter AM, Kontsedalov S, Khasdan V, Shargal A, Liu J, Carrie`re Y (2010) Mating behaviour, life history and adaptation to insecticides determine species exclusion between whiteflies. Journal of Animal Ecology 79: 563–570.

De Barro P, Liu SS, Boykin LM, Dinsdale AM (2011) *Bemisia tabaci*: a statement of species status. Annual Review of Entomology 56: 1–19.

Folmer O, Black M, Hoeh W et al (1994) DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Molecular marine biology and biotechnology 3: 294–299.

Collado GA (2017) Unraveling cryptic invasion of a freshwater snail in Chile based on molecular and morphological data. Biodiversity and Conservation 26: 567–578.

Kumar S, Stecher G, Li M, Knyaz C, and Tamura K (2018) MEGA X: Molecular Evolutionary Genetics Analysis across computing platforms. Molecular Biology and Evolution 35: 1547–1549.

Liu SS, De Barro PJ, Xu J, Luan JB, Zang LS, Ruan YM, Wan FH (2007) Asymmetric mating interactions drive widespread invasion and displacement in a whitefly. Science 318: 1769–1772.

Nakahama N, Isagi Y (2017) Availability of short microsatellite markers from butterfly museums and private specimens. Entomological science 20: 3–6.

Noriyuki S (2015) Host selection in insects: reproductive interference shapes behavior of ovipositing females. Population Ecology 57: 293–305.

Noriyuki S, Osawa N (2012) Intrinsic prey suitability in specialist and generalist *Harmonia* ladybirds: a test of the trade-off hypothesis for food specialization. Entomologia Experimentalis et Applicata 144: 279–285.

Noriyuki S, Osawa N (2016) Reproductive interference and niche partitioning in aphidophagous insects. Psyche Article ID 4751280.

Noriyuki S, Osawa N, Nishida T (2011) Prey capture performance in hatchlings of two sibling *Harmonia* ladybird species in relation to maternal investment through sibling cannibalism. Ecological Entomology 36: 282–289.

Noriyuki S, Osawa N, Nishida T (2012) Asymmetric reproductive interference between specialist and generalist predatory ladybirds. Journal of Animal Ecology 81: 1077–1085.

Osawa N, Ohashi K (2008) Sympatric coexistence of sibling species *Harmonia yedoensis* and *H. axyridis* (Coleoptera: Coccinellidae) and the roles of maternal investment through egg and sibling cannibalism. European Journal of Entomology 105: 445–454.

Roy H, Wajnberg E (2008) From biological control to invasion: the ladybird *Harmonia axyridis* as a model species. BioControl 53: 1–4.

阪本優介・伊藤　淳 2018．南西諸島のナミテントウの記録．月刊むし 569：51．

佐々治寛之 1998．テントウムシの自然史．東京大学出版会．

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Detecting invasive ladybird in Ryukyu Islands and its effect on native community

SUZUKI Noriyuki, SUGO Junki and KOBAYASHI Kaito

Asian multicolored ladybird, *Harmonia axyridis*, has been found in Ishigaki island and Okinawa island recently as an invasive species in Ryukyu Islands. *Harmonia yedoensis* is originally distributed in these areas, suggesting that competitive interactions may affect on native community. Here we examined niche use of *H. yedoensis* in Ryukyu Islands and tried to detect *H. axyridis*. Moreover, we performed genetic analysis when we cannot identify species by morphology. We found that *H. yedoensis* uses a variety of habitat in Ryukyu Islands, including fig trees. In addition, we detected *H. axyridis* from Ishigaki island collected in 2015. We need to develop a cost-effective method to identify these species to detect *H. axyridis* in its invasive region.

Keywords: interspecific competition, invasive alien species, niche partitioning, Ryukyu archipelago

Ladybird Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

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
川西基博[1]・相場慎一郎[2]・藤田志歩[3]・鈴木真理子[4]・
鵜川　信[5]・宮本旬子[2]

世界自然遺産候補地の奄美大島と徳之島の原生的照葉樹林において森林調査区を設定し，動植物のモニタリング体制の構築を進めている．本報告では，奄美大島の 3 標高点（標高 200，400，600 m）の原生的な照葉樹林を構成する樹木と，林床植生を構成する植物群についての結果を報告する．DBH4.8 cm 以上の樹木は標高 200 m 調査区で 2728 本 52 種，400 m で 2652 本 64 種，600 m で 3813 本 53 種が確認された．種ごとの大径木の分布パターンから 400 m 調査区の方が，その他の調査区より発達した遷移段階にあることが示唆された．標高 200 m 調査区における低木層の植被率は微地形によって大きく変化し，尾根（約 72 %），斜面（約 68 %），谷（約 54 %）であった．一方，草本層の植被率は逆のパターンを示し谷，斜面，尾根の順に大きかった．出現種はシダ植物が 39 種，草本植物が 12 種，低木が 27 種，高木が 26 種，つる植物 13 種であった．シダ植物と草本植物の出現種数は谷がもっとも大きく，斜面から尾根に移るにしたがって種数が小さくなる傾向が認められた．一方，低木種と木本種は斜面で最も出現種数が多く，谷と尾根では比較的少ないことが分かった．

キーワード：固有生物，植生，生物多様性，鳥類，南西諸島，哺乳類

Ⅰ．はじめに

生物地理学的に南西諸島は旧北区と東洋区という動物の大きな生物区系の境界に位置していることで注目されてきた（前川 1977）．とくにトカラ列島の悪石島と小宝島の間にあるトカラ海峡を境とする北と南で動物相が大きく変化することは有名で，この境界は渡瀬線と呼ばれている．沖縄諸島と先島諸島の間（慶良間海裂）に引かれる生物の分布境界線（蜂須賀線）と渡瀬線との間に位置する奄美群島と沖縄諸島は生物地理学の区分で中琉球と呼ばれ，生物相の共通性が高いことが知られている．例えば，中琉球における哺乳類・鳥類の固有分類群には，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 *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 lidthi*（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）．

1: 鹿児島大学教育学部　2: 鹿児島大大学院理工学研究科　3: 鹿児島大学共通教育センター　4: 鹿児島大学国際島嶼教育研究センター　5: 鹿児島大学農学部
2019. 11. 29 受付　2020. 9. 29 公開

渡瀬線付近の地域は植物区系の全北区と旧熱帯区東南アジア区系区との境界域となっており，渡瀬線の南北における植物相の変化についても古くから注目されてきた（小泉 1933，Nakamura et al. 2009，志内・堀田 2015，鈴木・宮本 2018）．奄美群島は渡瀬線の南側に接する位置にあることから分布境界域に位置する種が多く，さらに固有種も多い．奄美大島の固有植物数は 18 種とされており，奄美大島，加計呂麻島，与路島，請島において絶滅危惧に指定されている維管束植物は 176 種にもなる（宮本 2010）．このため，主要な植物群落，フロラ，貴重種等が注目されて調査が行われてきた（宮脇ほか 1974；宮脇 1989；田川ほか 1989；環境庁自然保護局 1991；大野 1992，1996）．

奄美大島の森林域は広大であるが，かつては自然環境を効果的に保全するための保護区，規制が及んでいる地域がほとんどないことが問題視されて，世界遺産や国立公園化の必要性が指摘されていた（鹿児島大学鹿児島環境学研究会 2010）．その後，2017（平成 29）年 3 月に国立公園として指定され，まとまった保護区が設定された．同年には奄美大島・徳之島・沖縄島北部・西表島は世界自然遺産に推薦された．2018 年 5 月にいったん推薦は取り下げられたが，2019 年 2 月に再推薦され，今後世界自然遺産に登録される見込みである．

奄美群島の奄美大島や徳之島の森林は多くの固有種を含む種多様性の高い生態系である．特に火山性の山地を有するトカラ列島の島々に比べるとその傾向は顕著である．また，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，標高 600 m 以上の山地を持つ点が特筆される．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 に達しないのと対照的である（相場 2018）．奄美群島の森林植生については，奄美大島と徳之島に大規模モニタリングサイトが設置されており，林分構造と動態に関する調査が進められている（鵜川 2016，米田 2016，相場 2018）．

本研究では，これまで，奄美大島（標高 200，400，600 m）・徳之島（標高 200，350，500 m）にそれぞれ 3 標高点の森林調査区を設定し，モニタリングを開始してきた. モニタリングでは，幹直径成長速度・幹回転率（死亡率と調査下限サイズへの新規加入率）といった森林の動態データを得るとともに，一部の調査区では小区画を設定して草本植物を中心とした林床植生のモニタリングも開始した．さらに，南西諸島の森林で優占するブナ科植物について遺伝解析をおこなって種内変異を明らかにし，遺伝子レベルでも独自性を明らかにするなどの研究を行ってきた．

一方，アマミノクロウサギ・トゲネズミ・ケナガネズミ（後 2 者は奄美大島・徳之島・沖縄島に固有）など固有希少種の生息状況を調査するためのカメラトラップによる野生動物の生息調査を，奄美大島 3 地点（住用，神屋，湯湾岳）および徳之島 2 地点（三京，井之川岳）で行った．この調査から，リュウキュウイノシシ，アマミノクロウサギ，アマミトゲネズミといった哺乳類や，アカヒゲ，ルリカケス，オオトラツグミ，オーストンオオアカゲラといった鳥類の生息状況が明らかになった．

本報告書では，新たに設置された奄美大島のモニタリングサイトの結果を中心に，原生的な照葉樹林を構成する樹木の種組成と構造についてと，林床植生を構成する植物群についての結果を報告する．

Ⅱ．調査地と方法

前年度までに，奄美大島西部山地（非石灰岩

地）の国有林で伐採記録のない原生的森林を選んで，2 標高点（400 m と 600 m）に 1 ha（100 m 四方）の調査区を設定し，胸高直径 4.8 cm（周囲長 15 cm）以上の樹木について毎木調査をおこなった（図 1）．

本年度は，これらに加えて，同じく西部山地（非石灰岩地）の伐採記録のない原生的国有林の標高 200 m 地点に，新たに 1 ha（100 m 四方）の調査区を設定し，標高による変化を調べることにした．

地形測量によると，以上の 3 調査区（200・400・600 m）は尾根と谷を含むが，以下のように尾根と谷の相対的な割合が異なる（図 2）．200 m（住用）では尾根的な地形がやや卓越し，調査区内の高低差は 55 m である．逆に，400 m（神屋）では谷的な地形の方がやや卓越し，調査区内の高低差は 47 m である．山頂部に位置する 600 m（湯湾岳）では平尾根状の地形が卓越し，谷的な地形はわずかしか含まれない．調査区内の高低差は 36 m である．

これら 3 調査区では，0.25 ha（50 m 四方）の部分について胸高直径 2 cm（周囲長 6.3 cm）以上の樹木が調査され，400 m と 600 m 調査区についての概要は相場（2018）で報告されている．さらに，上記の 0.25 ha の中の 0.16 ha（40 m 四方）の部分で，胸高直径 1 cm 以上の樹木が調査された．

また，標高 200 m 地点の調査区では，林床植生の調査も行った．1 ha の調査区を 25 等分に区切り，それぞれの区画内に出現した維管束植物の種名と優占度を記録した．低木層と草本層のみを調査対象とした．また，区画は位置する

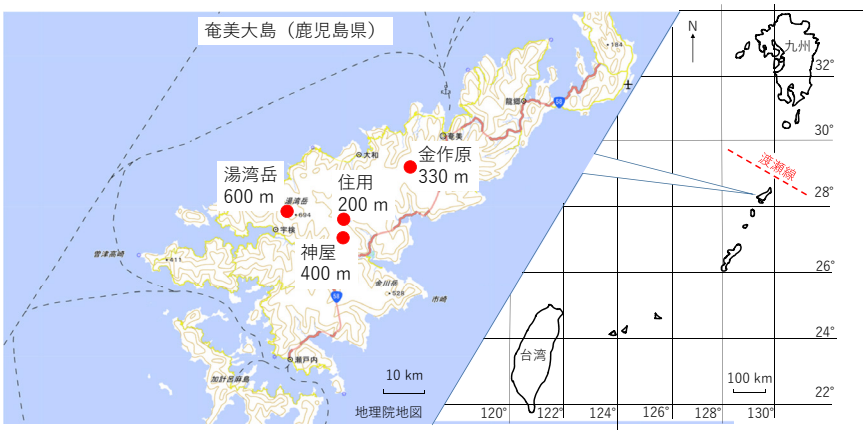


図 1　4 つの調査区の位置を示す奄美大島の地図（地理院地図より）

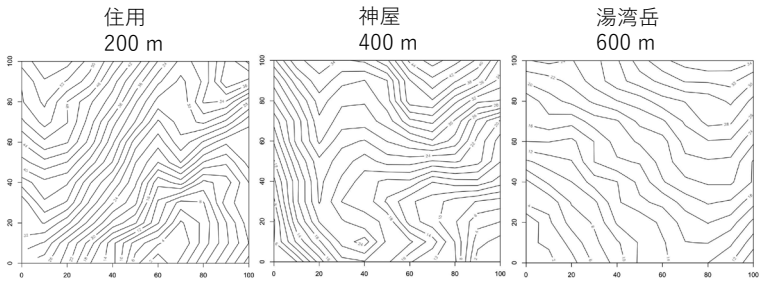


図 2　奄美大島西部の異なる標高に設定された 3 つの 1 ha（100 m×100 m）調査区の地形．等高線は 2 m 間隔で調査区内の最低点を 0 m とした．330 m 調査区はデータが入手できなかったため示していない．

微地形によって，尾根，斜面，谷の 3 つに区分して各種の出現傾向をみた．

調査地の基岩はいずれも堆積岩で，200 m および 400 m では泥岩及び粘板岩（付加コンプレックス基質），600 m ではチャートである（竹内 1993；産業技術総合研究所地質調査総合センター 2019）．最寄りの気象庁観測点である古仁屋（標高 2 m）の月平均気温平年値から 100 m あたり 0.6 ℃という気温逓減率を用いて暖かさの指数を推定すると，200 m で 185 ℃，400 m で 171 ℃，600 m で 157 ℃となり，200 m は亜熱帯（180 ℃以上 240 ℃以下），400 m と 600 m は暖温帯（85 ℃以上 180 ℃以下）に属することになる．

以上 3 調査区（200 m・400 m・600 m）のデータを，環境省のモニタリングサイト 1000 に含まれる奄美大島金作原（330 m）の 1 ha 調査区のデータと比較した（石田ほか 2008，石原ほか 2010）．金作原では胸高直径 4.8 cm（周囲長 15 cm）以上のデータのみが利用可能である．金作原の地質は 200 m および 400 m 調査区と同じ（産業技術総合研究所地質調査総合センター 2019），暖かさの指数は 176 ℃である（名瀬の月平均気温平年値から推定）．

Ⅲ．結果と考察

1）樹木の種組成

胸高直径 4.8 cm（周囲長 15 cm）以上の樹木は，200 m で 2728 本 52 種，400 m で 2652 本 64 種，600 m で 3813 本 53 種が調査され，330 m の 3034 本 55 種と合わせると 9499 本，83 種の樹木が出現した．これはホソバハマセンダン（ナガバハマセンダン）*Euodia ailanthifolia* とハマセンダン *Euodia glauca* を別種として扱った場合（堀田 2004，2013）であり，この 2 種を同種（別変種；大川・林 2016）とみなすと総種数は 82 種となる．調査区あたり種数は 400 m＞330 m＞600 m＞200 m であったが，本数あたりの種数を計算すると，400 m＞200 m＞330 m＞600 m という順になった．なお，胸高直径 1 cm 以上 4.8 cm 以下の幹のみ記録された種として，ミヤマハシカンボク（*Blastus cochinchinensis*，200 m と 400 m に出現）とリュウキュウアリドオシ（*Damnacanthus biflorus*，200 m・400 m・600 m に出現）があった．

4 調査区全てに出現したのは 31 種であった．本数が多いのはスダジイ *Castanopsis sieboldii*・タイミンタチバナ *Myrsine seguinii*・モクタチバナ *Ardisia sieboldii*・イスノキ *Distylium racemosum*・サクラツツジ *Rhododendron tashiroi*・アデク *Syzygium buxifolium*・コバンモチ *Elaeocarpus japonicus* など屋久島以北の照葉樹林にも出現する種群であり，屋久島以北に分布しないのはイジュ *Schima wallichii* subsp. *noronhae*・アカミズキ *Wendlandia formosana*・シマミサオノキ *Randia canthioides*・アマシバ *Symplocos microcalyx*・アマミヒサカキ *Eurya osimensis*・ムッチャガラ *Ilex maximowicziana* subsp. *kanehirae* の 6 種のみであった．

山頂部の 600 m 調査区のみに出現したのは，3 種（ヤマグルマ *Trochodendron aralioides*・オガタマノキ *Michelia compressa*・ボロボロノキ *Schoepfia jasminodora*）であり，ヤマグルマは奄美大島（および奄美大島以南の南西諸島）では山頂部に分布が限定される種である．同じく奄美大島の山頂部を特徴付ける種のうち，ミヤマシロバイ *Symplocos confusa*（200 m 調査区のみ）・ハマヒサカキ（マメヒサカキ）*Eurya emarginata*・シバニッケイ *Cinnamomum doederleinii*・シキミ *Illicium anisatum*・サザンカ *Camellia sasanqua*・オキナワイボタ *Ligustrum liukiuense*（330 m 調査区のみ）・オオシマガマズミ *Viburnum tashiroi* は，600 m 調査区のほか 200 m 調査区と 330 m 調査区にも出現し，200

m と 330 m 調査区は比較的低標高にありながら，山頂部植生の要素を含んでいた．

600 m 調査区以外の 3 調査区全てに出現したのは，トキワガキ *Diospyros morrisiana*・イヌマキ *Podocarpus macrophyllus*・シャリンバイ *Rhaphiolepis indica*・トベラ *Pittosporum tobira*・リュウキュウモチ *Ilex liukiuensis*・ボチョウジ *Psychotria rubra* の 6 種であった．このうち，シャリンバイとトベラは海岸に多く出現する種であり，リュウキュウモチ・ボチョウジは 600 m 調査区にも直径 4.8 cm 未満 1 cm 以上の幹が存在していた．

400 m 調査区のみに出現したのは，10 種（シマサルスベリ *Lagerstroemia subcostata*・ヘゴ *Cyathea spinulosa*・ヒカゲヘゴ *Cyathea lepifera*・ハドノキ *Oreocnide pedunculata*・カラスザンショウ *Zanthoxylum ailanthoides*・ハマセンダン・イヌビワ *Ficus erecta*・クサギ *Clerodendrum trichotomum*・ヤンバルアワブキ *Meliosma arnottiana*・バクチノキ *Prunus zippeliana*）であり，そのすべてが多少とも撹乱依存性の種であった．

330 m 調査区のみに出現したのは 4 種（シシアクチ *Ardisia quinquegona*・ヤマビワ *Meliosma rigida*・ナンバンアワブキ *Meliosma squamulata*・ホソバハマセンダン）．ただし，シシアクチは他の 3 調査区においても直径 4.8 cm 未満 1 cm 以上の幹が存在していた．

200 m 調査区のみに出現したのは 2 種（アマミセイシカ *Rhododendron latoucheae*・カゴノキ *Litsea coreana*）であった．

植物社会学的研究によると，奄美大島の原生的森林は，標高 100 ～ 450 m のケハダルリミノキ *Lasianthus fordii* var. *pubescens*―スダジイ群集，標高 300 ～ 600 m のアマミテンナンショウ *Arisaema heterocephalum*―スダジイ群集，山頂部のアマミヒイラギモチ *Ilex dimorphophylla*―ミヤマシロバイ群集に分類される（宮脇 1989）．本研究の調査区を見ると，ケハダルリミノキ―スダジイ群集の標徴種トキワガキは 600 m 以外の全ての調査区に出現し，アマミテンナンショウ―スダジイ群集の標徴種シマサルスベリは先述のとおり 400 m 調査区のみに出現した．また，アマミヒイラギモチ―ミヤマシロバイ群集の標徴種のうち，ミヤマシロバイは 600 m および 200 m 調査区に出現し，ハマヒサカキは 400 m 調査区以外の全調査区に出現していた．以上のことから，本研究の結果は従来の植物社会学的研究と必ずしも矛盾しないが，1 ha という大面積には複数の植物社会学的群集（比較的小面積の調査区による）が含まれるという解釈ができるかもしれない．もう一つの解釈としては，後述のとおり 400 m 調査区以外の調査区は比較的遷移が進んでおらず，そのため普通は生育できない低標高に出現したのかもしれない．ただし，標高 100 ～ 450 m のケハダルリミノキ―スダジイ群集の標徴種とされるナギ *Podocarpus nagi* は 600 m 調査区を含めた 4 調査区すべてに出現することから，ナギをケハダルリミノキ―スダジイ群集の標徴種とするのは不適切と考えられる．

2）森林構造

胸高断面積は，200 m で 50.6 $cm^2\ m^{-2}$，330 m で 60.2 $cm^2\ m^{-2}$，400 m で 57.5 $cm^2\ m^{-2}$，600 m で 61.8 $cm^2\ m^{-2}$ であり，200 m でやや低いものの，調査区間に目立った違いはなかった．一方，調査区あたりの本数は，200 m で 2728 本，330 m で 3034 本，400 m で 2652 本，600 m で 3818 本であり，大きく異なった．600 m 調査区は山頂部に位置し，おそらく風当たりが強いために，特に尾根上では樹高が低く，小径木の割合が高い風衝低木林のような相観を呈していた（図 3）．それ以外の 3 調査区を比べると，400 m 調査区で調査区あたり本数が最も少なかった．

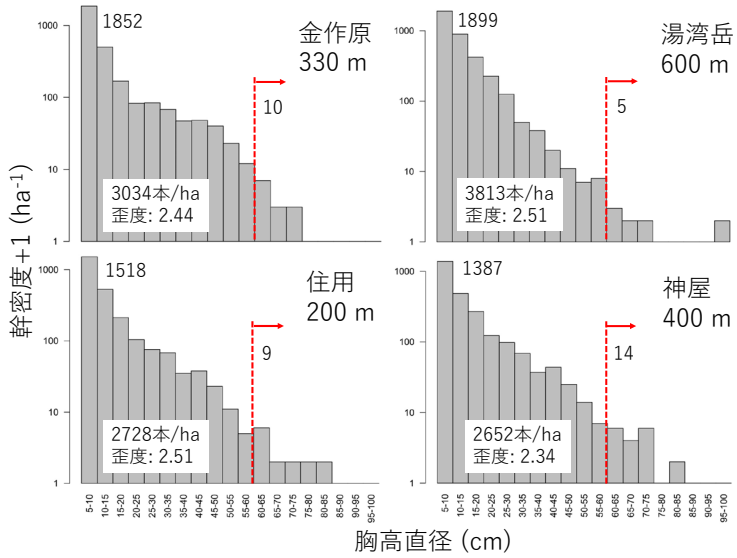


図 3　奄美大島に設定された毎木調査区の胸高直径階分布（胸高直径≧ 5 cm）．左上の数値は胸高直径 5 ～ 10 cm の本数，右の矢印下の数値は胸高直径≧ 60 cm の本数．

400 m 調査区は胸高直径 5 ～ 10 cm の小径木の本数も最も少なく，逆に胸高直径 60 cm 以上の大径木は最も本数が多くなっていた．直径分布の歪度（分布の非対称性を表し，値が大きいほど小径木に偏った分布を示す）を計算すると，200 m で 2.51，330 m で 2.44，400 m で 2.34，600 m で 2.51 となり，400 m が最も大径木に偏った分布を示した．以上のことから，400 m 調査区は先述のとおり撹乱依存性樹種を多く含むものの，調査区全体としては遷移が最も進んだ段階にあると考えられた．

大径木を見ると，600 m のみに出現したヤマグルマ（最大胸高直径 96.8 cm）を除くと，各調査区で最も太い木はスダジイであり，いずれも胸高直径 70 cm を超えていた．九州や屋久島の原生的照葉樹林で優占種となるイスノキとウラジロガシは，400 m ではそれぞれ胸高直径 60 cm と 70 cm を超えていたが，それ以外の 3 調査区ではそれぞれ直径 60 cm と 40 cm に達していなかった．逆に奄美大島以南の南西諸島の二次林で優占するイジュは，400 m では直径 50 cm 未満であったが，それ以外の 3 調査区では直径 60 cm 以上の大木が存在した．以上のように，種ごとの大径木の分布パターンも，400 m 調査区の方が，その他の 3 調査区より発達した遷移段階にあることを示唆する．

3）優占種

胸高断面積の上位 3 種は，200 m と 330 m ではスダジイ・イジュ・イスノキ，400 m ではスダジイ・イスノキ・モクタチバナ，600 m ではスダジイ・イスノキ・タイミンタチバナであった（図 4）．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）．沖縄島では，イジュは老齢林にはなく，二次林にのみ出現する（Kubota et al. 2005）．屋久島では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，600 m 以外の 3 調査区を比べると，遷移の進行に伴い二次林に多い

スダジイ･イジュの優占度が低下し，イスノキ･ウラジロガシなどの耐陰性の高い極相種の優占度が増加する傾向が読み取れる．また，谷に多いモクタチバナと尾根に多いタイミンタチバナの優占度のパターンから，330 m と 600 m 調査区では尾根的な環境が卓越するのに対し，400 m 調査区では谷的な環境が卓越し，200 m 調査区は両者の中間的であることが示唆される．これは地形測量の結果と一致する．

一方，本数の上位 3 種は，200 m ではスダジイ・イヌマキ・イスノキ，330 m ではスダジイ・イヌマキ・タイミンタチバナ，400 m ではモクタチバナ・スダジイ・イスノキ，600 m ではタイミンタチバナ･サクラツツジ･スダジイであった（図 5）．スダジイ・イスノキ・イジュの本数の優占度には 3 調査区の間で胸高断面積の場合のような大きな違いは見られなかった．

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，モクタチバナは谷に多く出現する傾向がある（Hara et al. 1996；Aiba et al. 2001；Enoki 2003；Kubota et al. 2004；Tsujino et al. 2006；Tsujino and Yumoto 2007）．イスノキは屋久島と沖縄島

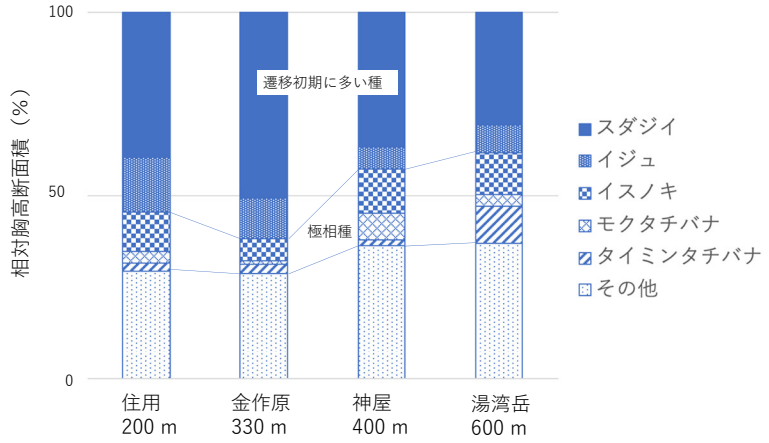


図 4　奄美大島 4 調査区における上位 3 種の相対胸高断面積

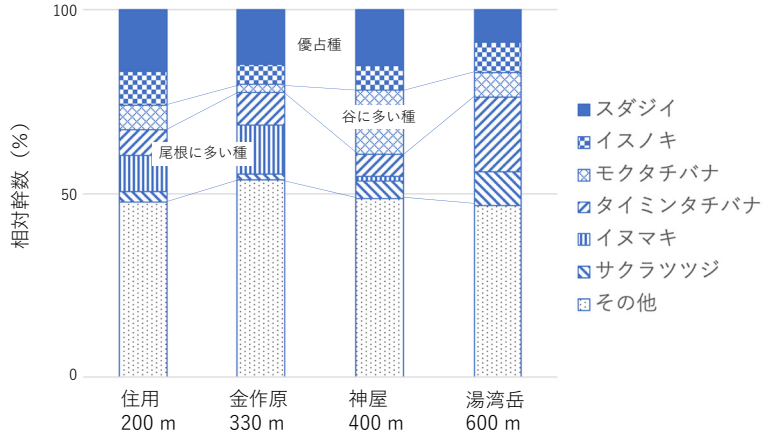


図 5　奄美大島 4 調査区における上位 3 種の相対幹数

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，本数の優占度によっても，330 m と 600 m 調査区は尾根的な環境，400 m 調査区は谷的な環境，200 m 調査区は両者の中間的な環境にあることが示された．

4）林床植生の構造

標高 200 m 地点の調査区において 1 ha の調査区を 25 等分に区切り，それぞれの区画内の低木層と草本層に出現した維管束植物の種名と優占度を記録した．区画は位置する微地形によって，尾根，斜面，谷の 3 つに区分して各種の出現傾向をみた（図 6）．

標高 200 m 地点の区画全体における低木層の高さの平均は約 4.1±0.5 m，植被率は 63.2±13.1 % であった（表 1）．低木層の高さは微地形による違いは大きくなかったが，植被率は微地形によって大きく変化し，尾根（約 72 %），斜面（約 68 %），谷（約 54 %）の順に大きい値を示した．草本層の高さの全体平均は 0.6±0.2 m であった．植被率は 18.8±18.6 % で，低木層よりも小さい値を示した．微地形による違いは低木層と逆のパターンを示し，階層の高さ，植被率ともに谷，斜面，尾根の順に大きい値を示した．

調査区全体で 118 種が出現した．区画における平均出現種数は全体では 29.4±8.9 種で，谷と斜面では出現種数が約 30 種と比較的大きい値を示したが，尾根は約 20 種と少なかった．出現種の総数は微地形ごとに区画数が異なるため面積の違いによる影響があるが，谷と斜面がそれぞれ 85 種，94 種出現しているのに対し，尾根では 41 種であった．調査区を 25 分割した小区画において出現頻度 80 % 以上を示し広く

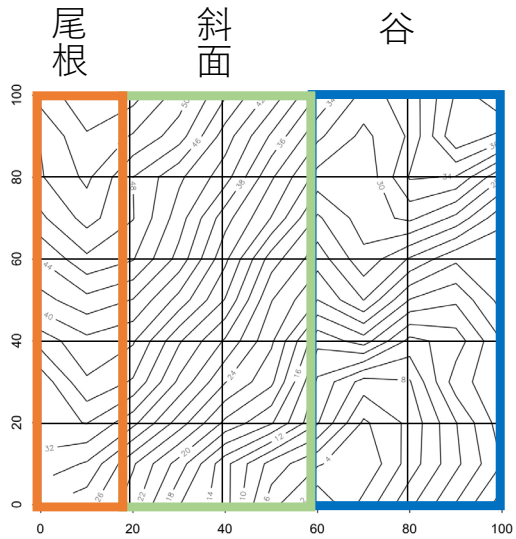


図 6　標高 200 m 調査区の林床植生調査用小区画の位置と微地形区分．地形図の説明は図 2 を参照．

表 1　草本層と低木層の群落高と植被率，および両階層に出現した種の平均種数と総種数．それぞれ平均値と標準偏差を示す．

	谷	斜面	尾根	全体
区画数	10	10	5	25
低木層　群落高(m)	3.9±0.6	4.2±0.4	4.2±0.4	4.1±0.5
低木層　植被率(%)	54.0±11.7	68.0±12.3	72.0±4.5	63.2±13.1
草本層　群落高(m)	0.8±0.2	0.6±0.1	0.5±0.1	0.6±0.2
草本層　植被率(%)	35.0±20.1	9.5±4.4	5.0±0.0	18.8±18.6
出現種数(平均)	33±6.6	30.5±9.9	19.8±2.5	29.4±8.9
出現種数(総数)	85	94	41	118

分布していた種はシラタマカズラ *Psychotria serpens*，サクラツツジ，シマミサオノキ，タイミンタチバナ，スダジイであったが，次に述べるようにそれぞれの樹種の優占度は微地形によって違いが認められた．

5）林床植生の種組成

林床植生を構成する種の出現パターンを把握するために，25 区画の植生調査資料において出現回数が 2 回以上の種を用いたクラスター分析により出現種のグループ化を行った．クラスター分析の類似度は Sorrenen Distance を用い，群平均法によって連結した．クラスター分析の結果得られたデンドログラムから任意の段階で 4 つの種群を認めた（表 2）．

ClusterA1 の種群には，カツモウイノデ *Ctenitis subglandulosa*，ヘツカシダ *Bolbitis subcordata*，リュウビンタイ *Angiopteris lygodiifolia*，ヒロハノコギリシダ *Diplazium dilatatum*，ヨゴレイタチシダ *Dryopteris sordidipes*，クロヘゴ *Cyathea podophylla* など大型のシダ植物が多数含まれるが，シダ植物以外の草本はアオノクマタケラン *Alpinia intermedia* のみでほとんど含まれない．ミヤマハシカンボク，シマミサオノキなどの低木や，モクタチバナ，ホソバタブといった高木の実生，稚樹も含まれるものの優占度・頻度ともに大きくない．つる植物はサクララン *Hoya carnosa*，フウトウカズラ *Piper kadsura* などが含まれる．本種群は主に谷を中心に分布し，多くの種は尾根ではほとんど見られない．

同様の傾向は ClusterB2 にも共通であるが，B2 は出現頻度，優占度が低い種が含まれる傾向がある．この種群は，カンアオイ属や地生ランが含まれることが特徴である．

ClusterA2 の種群には，アデク，ムッチャガラ，シバニッケイ，サクラツツジなどの低木種と，シキミ，イスノキ，イヌマキ，スダジイ，コバンモチといった高木種の若木が多く含まれる．シダ植物や草本植物は含まれない．本種群はどの微地形にも出現するものの，主に尾根から斜面上部を分布の中心としていると考えられ，谷部では出現頻度，優占度ともに低くなる傾向がある．

ClusterB1 の種群は，全体的に優占度の低い種によって構成され，やや斜面と尾根での出現頻度が高い傾向がある．エダウチホングウシダ *Lindsaea chienii*，ナンゴクホウチャクソウ *Disporum sessile* var. *micranthum* といった小型のシダ，草本を含むほか，着生植物のカシノキラン *Gastrochilus japonicus* が含まれた．

先に述べたように，200 m 調査区の森林は植物社会学の植生単位としてはケハダルリミノキ―スダジイ群集に相当することになるが（宮脇 1989），草本層に生育する種についても樹木と同様に隣接する群集の標徴種が含まれている．例えば，ナギ，リュウキュウアリドオシ，ナンゴクホウチャクソウはケハダルリミノキ―スダジイ群集の標徴種，ヤクカナワラビ，シマミズ（アリサンミズ，出現回数 1 回のため表 2 には表示していない），タカサゴキジノオ，エダウチホングウシダ，ヘツカリンドウ（出現回数 1 回）はアマミヒイラギモチ―ミヤマシロバイ群集の標徴種とされている．また，ヘツカシダ，カツモウイノデ，コバノカナワラビ，アオノクマタケランはアマミテンナンショウ―スダジイ群集で高い被度を示すといわれている（鈴木 1979, 宮脇 1989）．以上に挙げた種はクラスター A1 に多く含まれており，調査区内において谷部に偏って分布する傾向を示した．これらの種の多くは，川沿いの斜面下部に成立したウラジロガシ林やシマサルスベリ林等の林床にも多く生育していることが知られている（寺田 2007, 川西 2012，2016）．このことから，標高の違いというよりは，微地形の影響をより強く受けていると思われる．

表 2　草本層と低木層に出現した種の出現頻度（F）と平均優占度（D）．種の順序はクラスター分析の結果に基づく．
それぞれ平均値と標準偏差を示す．生活型は，シダ植物（F），草本（H），低木（S），高木（T），つる植物（V）を示す．

	生活型	谷		斜面		尾根		全体	
		F	D	F	D	F	D	F	D
区画数		10		10		5		25	
Cluster A1									
アオノクマタケラン	H	100	0.5	70	0.2		-	68	0.4
カツモウイノデ	F	80	1.0	40	1.0		-	48	1.0
ヘツカシダ	F	70	1.0	20	1.0		-	36	1.0
リュウビンタイ	F	60	0.9	30	0.7		-	36	0.8
ヒロハノコギリシダ	F	80	2.0	20	1.5		-	40	1.9
ミヤマハシカンボク	S	90	1.8	50	1.0		-	56	1.5
シシアクチ	S	70	1.4	80	1.0	20	0.1	64	1.1
ボチョウジ	S	80	1.0	90	0.8	20	0.1	72	0.9
モクタチバナ	T	80	1.1	60	0.4		-	56	0.8
ヨゴレイタチシダ	F	80	0.9	70	0.7	40	0.6	68	0.8
シマミサオノキ	S	80	0.7	90	0.5	80	0.3	84	0.5
オオタニワタリ	F	40	1.0	20	0.1		-	24	0.7
アカミズキ	S	70	0.2	30	0.4	20	0.1	44	0.3
クロヘゴ	F	30	1.0	10	0.1		-	16	0.8
シマオオタニワタリ	F	30	1.0		-		-	12	1.0
コケシノブsp	F	70	0.3		-		-	28	0.3
サクララン	V	60	0.3	50	0.1		-	44	0.2
フウトウカズラ	V	50	0.3	20	0.1		-	28	0.2
ツルホラゴケ	F	50	0.3		-		-	20	0.3
ホコザキベニシダ	F	50	0.5	40	0.6		-	36	0.5
ホソバタブ	T	20	1.0	10	0.1		-	12	0.7
ハンコクシダ	F	70	0.4	30	0.1		-	40	0.3
ヤクカナワラビ	F	60	0.3	20	0.1		-	32	0.2
Cluster A2									
アデク	S	40	0.6	80	0.6	100	0.6	68	0.6
ムッチャガラ	S	20	0.1	70	0.5	60	0.7	48	0.5
シキミ	T	30	0.1	50	0.3	80	0.6	48	0.3
シラタマカズラ	V	90	0.2	100	0.4	100	0.3	96	0.3
シャリンバイ	S	40	0.1	30	0.4	40	0.1	36	0.2
イスノキ	T	60	0.4	70	0.5	100	0.6	72	0.5
イヌマキ	T	60	0.3	90	0.8	80	1.5	76	0.8
シバニッケイ	S	10	1.0	80	0.7	100	1.0	56	0.8
コバンモチ	T	70	0.2	80	0.4	80	0.8	76	0.4
スダジイ	T	80	0.7	70	0.7	100	0.3	80	0.6
ヤマヒハツ	S	60	0.7	50	0.8	20	1.0	48	0.8
サクラツツジ	S	70	1.0	100	2.1	100	2.0	88	1.7
タイミンタチバナ	T	60	1.4	100	2.1	100	2.8	84	2.1
タブノキ	T	30	0.1	30	0.7	20	1.0	28	0.5
ナギ	T	50	0.3	80	0.3	40	0.1	60	0.3
ヒイラギズイナ	S	20	0.1	20	0.6	40	0.1	24	0.3

	生活型	谷		斜面		尾根		全体	
		F	D	F	D	F	D	F	D
区画数		10		10		5		25	
Cluster B1									
アマシバ	S	50	0.1	30	0.4	20	0.1	36	0.2
エダウチホングウシダ	F	40	0.1	70	0.1	60	0.1	56	0.1
トキワカモメヅル	V	20	0.1	100	0.1	80	0.1	64	0.1
ナンゴクホウチャクソウ	H	30	0.1	40	0.1	80	0.1	44	0.1
マンリョウ	S	20	0.1	40	0.1		-	24	0.1
ヤマモモ	T		-	40	0.1	20	0.1	20	0.1
ヒサカキ	S		-	30	0.1		-	12	0.1
モクレイシ	S		-	30	0.1	20	0.1	16	0.1
カラスキバサンキライ	V		-	10	0.1	20	0.1	8	0.1
カラタチバナ？	S		-	10	0.1	40	0.1	12	0.1
リュウキュウアリドオシ	S		-	30	0.1	20	0.1	12	0.1
カシノキラン	H		-	10	0.1	40	0.1	12	0.1
サカキカズラ	V	10	0.1		-	20	0.1	8	0.1
アマミヒサカキ	S		-	20	0.1		-	8	0.1
オオシマガマズミ	S		-	20	0.1		-	8	0.1
Cluster B2									
ウラジロカンコノキ	T		-	10	0.1	20	0.1	8	0.1
サンカクホングウシダ	F	30	0.1	10	0.1	20	0.1	20	0.1
モチノキ科sp	T	30	0.1	10	0.1	20	0.1	20	0.1
オオシイバモチ	T	10	0.1	20	0.1	40	0.1	20	0.1
シロバイ	T		-	20	0.1		-	8	0.1
ヒメハシゴシダ	F	10	0.1	40	0.2		-	20	0.1
オキナワシタキヅル？	V	30	0.1	20	0.1		-	20	0.1
フタバランsp	H	10	0.1	10	0.1		-	8	0.1
オキナワキジノオ	F	50	0.2	10	0.1		-	24	0.2
カキバカンコノキ	T	30	0.1	20	0.1		-	20	0.1
ヒメナベワリ	H	40	0.1	20	0.1		-	24	0.1
シマユキカズラ	V	50	0.1	30	0.1		-	32	0.1
リュウキュウマメヅタ	F	30	0.1	20	0.1		-	20	0.1
オニクラマゴケ	F	60	0.1	30	0.1		-	36	0.1
カンアオイsp.	H	60	0.1	20	0.1		-	32	0.1
ムサシアブミ	H	50	0.1	10	0.1		-	24	0.1
サネカズラ	V	10	0.1	10	0.1		-	8	0.1
トウゲシバ	F	20	0.1	10	0.1		-	12	0.1
キジョラン	V	20	0.1		-		-	8	0.1
サツマイナモリ	H	10	0.1	10	0.1		-	8	0.1
シダ不明	F	20	0.1	10	0.1		-	12	0.1
クラマゴケsp	F	10	0.1	10	0.1		-	8	0.1
ヘラシダ	F	10	0.1	10	0.1		-	8	0.1
ホルトノキ	T	40	0.1	10	0.1		-	20	0.1
スジヒトツバ	F	20	0.2	10	1.0		-	12	0.4
タカサゴキジノオ	F	50	0.1	40	0.3		-	36	0.2
モッコク	T	20	0.1	30	0.4	40	0.1	28	0.2

6）林床植生の生活型

以上のように，モニタリングの調査区の中でも微地形によって林床植生を構成する種が大きく異なっていることがわかった．大局的には谷部は主に大型のシダによって比較的植被率の高い草本層が形成されており，斜面から尾根に移るにしたがって低木種や高木種の稚樹が林床植生を構成するように変化するパターンを示すといえる．

出現種はシダ植物が 39 種, 草本植物が 12 種, 低木が 27 種, 高木が 26 種, つる植物 13 種であった．それぞれの生活型ごとに各微地形における出現種数を比較すると（図 7），シダ植物と草本植物は谷がもっとも出現種数が大きく斜面，尾根に移るにしたがって種数が小さくなる傾向が認められた．つる植物でも同様の傾向があったが，谷と斜面の違いはほとんどなかった．一方，低木種と木本種は斜面で最も出現種数が多く，谷と尾根では比較的小さい値を示すことが分かった．このように, 各種の生活型によって, 微地形に対する出現パターンが異なっていた．

南九州から南西諸島，台湾の照葉樹林は谷筋で草本植物が豊富であり，尾根に近いほど草本の種数や優占度が低くなること，また照葉樹林の草本植物の大部分はシダ植物で構成されていることが知られている（大野 1997，Oono et al. 1997）．本研究でも同様の傾向が認められており，典型的な南西諸島の照葉樹林の林床植生を持つことがわかった．

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.

相場慎一郎 2018．奄美大島と徳之島の山地照葉樹林．鹿児島大学鹿児島環境学研究会編「奄美群島の野生植物と栽培植物」南方新社：35–59.

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.

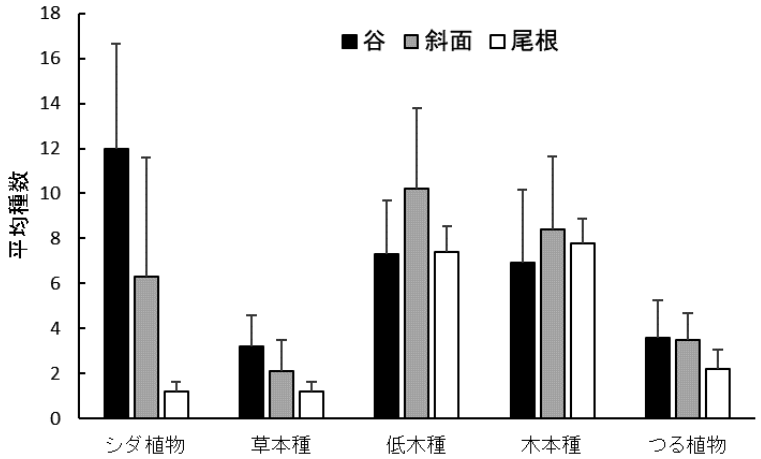


図 7　各区画の草本層と低木層に出現した種の生活型と種数．それぞれ平均値と標準偏差を示す．

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.

堀田　満 2004．奄美群島の希少・固有植物種の分布地域について．鹿児島県立短期大学紀要 55：1–108.

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.

石原正恵・石田　健・井田秀行・伊東　明・榎木　勉・大久保達弘・金子隆之・金子信博・倉本惠生・酒井　武・齊藤　哲・崎尾　均・嵜元道徳・芝野博文・杉田久志・鈴木三男・高木正博・高嶋敦史・武生雅明・田代直明・田中信行・徳地直子・並川寛司・新山　馨・西村尚之・野口麻穂子・野宮治人・日浦　勉・藤原章雄・星野大介・本間航介・蒔田明史・正木　隆・吉岡崇仁・吉田俊也 2010．モニタリングサイト 1000 森林・草原調査コアサイト・準コアサイトの毎木調査データの概要．日本生態学会誌 60：111–123.

環境庁自然保護局 1991．平成 2 年度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報告書．環境庁.

鹿児島大学鹿児島環境学研究会 2010.「鹿児島環境学Ⅱ」（鹿児島大学鹿児島環境学研究会編），65–83．南方新社.

川西基博 2016．奄美大島の河川に成立する植物群落の生態と多様性.「奄美群島の生物多様性　研究最前線からの報告」（鹿児島大学生物多様性研究会　編）南方新社，pp17–29.

川西基博 2012．奄美大島における河畔植生の概要と豪雨による攪乱状況.「2010 年奄美豪雨災害の総合的調査研究」報告書（鹿児島大学奄美豪雨災害調査委員会編），鹿児島大学地域防災教育研究センター，pp147–156.

小泉源一 1933．再び植物区系の境界吐噶喇水道に就いて植物分類，地理，2（3）：206.

Kubota, Y., Murata, Y., Kikuzawa, K. 2004. Effects of topographic heterogeneity on tree species richness and stand dynamics in a subtropical forests in Okinawa Island, southern Japan. Journal of Ecology 92: 230–240.

Kubota, Y., Katsuda, K., Kikuzawa, K. 2005. Secondary succession and effects of clear-logging on diversity in the subtropical forests on Okinawa Island, southern Japan. Biodiversity and Coservation 14: 879–901.

前川文夫 1977．日本の植物区系．玉川大学出版部.

宮脇　昭（編著）1989．日本植生誌沖縄・小笠原．至文堂.

宮脇　昭・井上香世子・佐々木寧・藤原一繪・本多マサ子・原田　洋・新納義馬・大野啓一・井手久登・鈴木邦雄・大野隼夫 1974．名瀬市植生調査報告．名瀬市.

宮本旬子 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.

Nakamura K., Suwa R., Denda T., and Yokota M. 2009. Geohistorical and current environmental influences on floristic differentiation in the Ryukyu Archipelago, Japan. Journal of Biogeography (J. Biogeogr.) 36, 919–928.

大川智史・林　将之 2016．琉球の樹木．文一総合出版.

Oono K. 1997. Comparative studies on floristic composition of the lucidophyll forests in southern Kyushu, Ryukyu and Taiwan. Natural History Research, Special Issue 4, 17–79.

大野啓一 1997. 照葉樹林の草本.「照葉樹林の生態学」（千葉県立中央博物館　編）．41–52.

大野照好 1992．奄美諸島の植生概要.「奄美学術調査記念論文集」（鹿児島短期大学南日本文化研究所編），191–224.

大野照好 1996．奄美の植物.「奄美の自然」（鹿児島県立博物館編）27–33．鹿児島県立博物館.

産業技術総合研究所地質調査総合センター（編）2019．20 万分の 1 日本シームレス地質図 2019 年 6 月 5 日版．産業技術総合研究所地質調査総合センター.

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.

志内利明・堀田　満 2015．トカラ地域植物目録．鹿児島大学総合研究博物館研究報告 NO.7，pp367.

鈴木英治・宮本旬子 2018．南西諸島における島嶼間の植物相比較．鹿児島大学鹿児島環境学研究会編「奄美群島の野生植物と栽培植物」南方新社：26–34.

鈴木邦雄 1979．琉球列島の植生学的研究．横浜国立大学環境科学研究センター紀要，5：87–159.

竹内　誠 1993．5 万分の 1 地質図幅「湯湾」．地質調査所.

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「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　昭和 63 年度奄美大島調査報告書」（環境庁自然保護局編），75–105．環境庁.

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.

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.

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.

鵜川　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.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

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

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

We conducted the vegetation survey by using 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. Here, we report the results of the trees and the forest floor plants that make up the native laurel forest at the three altitude points (200, 400, and 600 m) of Amami Oshima. Trees individuals (DBH > 4.8 cm) were confirmed as 52 species of 2728 trees in the monitoring plot at an elevation of 200 m, 64 species of 2652 trees at 400 m, and 53 species of 3813 trees at 600 m. The results of the distribution pattern of large-diameter trees suggested that the 400 m survey area was in a more advanced succession stage than the other monitoring plots. In the 200m plot, the coverage of the shrub layer varied greatly depending on the micro-topography: ridge (about 72 %), slope (about 68 %), valley (about 54 %). On the other hand, the vegetation coverage in the herbaceous layer showed an opposite pattern, with larger in valleys. Appearing species were 39 fern plants, 12 herbaceous plants, 27 shrubs, 26 high trees, and 13 vines. The number of species of fern and herbaceous plants was highest in the valleys, and the number of species tended to decrease as they transfer from the slope to the ridge. On the contraly, it was found that shrub species and woody species have the highest number of species on the slope and relatively few in the valleys and ridges.

Keywords: biodiversity, birds, endemics, mammals, Nansei Islands, vegetation

Kagoshima University Satsunan Islands Forest Ecosystem Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

岐阜県におけるニホンカモシカの被害防止および保全に向けた研究

岐阜県ニホンカモシカ研究会
池田　敬[1]・生島詩織[2]・國永尚稔[1]・岡本卓也[3]・
淺野　玄[2]・鈴木正嗣[2]

岐阜県ではカモシカの被害対策として個体数調整が行われる一方で，罠による錯誤捕獲も頻発している．カモシカの地域個体群を保護する上では，最小限の捕獲計画や錯誤捕獲の回避が必要である．そこで本研究は，被害実態の解明，誘引餌による錯誤捕獲の回避法を検討することを目的とした．

捕獲後，被害地におけるカモシカ再出没までの期間は最長で 3 か月であり，シカも被害地に出没していた．また，カモシカの出没頻度は，ヒノキ新芽萌出時期以降に増加する傾向が認められた．さらに，カモシカは誘引地点にあまり出没せず，シカやイノシシ，タヌキが誘引地点を夜間に集中的に利用していた．

以上の結果，被害が捕獲後も継続する理由として，被害の集中発生時期まで捕獲効果が十分に持続していない点，シカによる食害も存在する点が考えられた．また，誘引餌を獣道以外に設置し，他種を誘引することで，カモシカの錯誤捕獲を回避できる可能性がある．

キーワード：錯誤捕獲，自動撮影カメラ，食害調査，植林地，ニホンジカ，誘引餌

Ⅰ．はじめに

ニホンカモシカ（*Capricornis crispus*, 以下「カモシカ」とする）はかつて狩猟獣であったが，強度な狩猟圧や森林の改変により個体数は大幅に減少した（落合 2016）．その結果，種の存続が危惧されたことから，非狩猟動物（1925 年）に指定され，日本固有種としての学術的価値から天然紀念物（1934 年）や特別天然記念物（1955 年）に指定された（常田 2007，落合 2016）．その一方で，これらの保護政策により個体数は増加し，1970 年代には植林木への食害（以下，被害とする）が発生し始めた（常田 2007）．このため，1979 年にカモシカの保護と管理の両立を目指し，①生息地として重要な保護地域を指定し，保護増殖を図る，②保護地域以外では被害防除を進め，必要に応じて個体数調整捕獲を行う 2 つの方針が示された．この方針を受け，岐阜県は毎年 200 頭程度のカモシカを捕獲しているが，農業被害は加害個体の見極めが不十分ではあるが，カモシカによる被害は 2006 年度以降急激に増加しており，注視していく必要がある（岐阜県 2017）．加えて，林業被害も 1980 年代前半に減少して以降おおむね低水準を保っているが，これは新規造林面積の減少が一因とも考えられ（岐阜県 2017），捕獲による被害防除効果を証明するものではない．

1: 岐阜大学応用生物科学部附属野生動物管理学研究センター　2: 岐阜大学連合獣医学研究科　3: 岐阜県環境企画課
2019. 11. 30 受付　2020. 9. 29 公開

個体数調整捕獲は，被害が発生している場所（農地または植林地）を囲むように設定された捕獲団地において主に冬期に行われ，捕獲頭数は捕獲団地の広さに応じて決定される．個体数調整捕獲は同一の地域で数年から十数年にわたり継続される場合があり，一度の捕獲では十分な被害防除効果が得られていないと考えられる．つまり，①捕獲により加害個体を除去した後，1 年以内に他の個体が被害地域になわばりを形成し被害を起こす場合，②加害個体が被害地域に複数頭存在し，加害個体を全頭捕獲できていない場合である．そのため，捕獲を実施してから再び被害が発生するまでの期間を明らかにすることは，現在の捕獲計画や防除対策を評価する上でも重要となる．

加害種の判定は，現状では土地の所有者や管理者の証言に依存している．カモシカと食性が類似する動物としてニホンジカ（*Cervus nippon*，以下「シカ」とする）が挙げられるが，多くの場合科学的根拠に基づいた両種の被害の判別は行われていない．そのため，カモシカとシカの被害発生状況を勘案し，カモシカだけではなく，シカの対策も同時に行う必要性を検討し，管理計画を立案する必要がある．

被害防除は柵や忌避剤など様々な方法が実施されているが，これらの効果を最大限に発揮するには定期的な施工や管理が必要である．しかし，定期的な施工や管理には大きな労力が必要であり，低労力・高効率な方法が求められている．例えば，被害が発生しやすい季節に防除努力量を集中することができれば，低労力で高い効果を得ることができると考えられる．そのため，被害の季節性を明らかにすることは防除効果の点からも重要となる．

また，シカやイノシシ（*Sus scrofa*）の捕獲は，主にくくり罠が利用されている．くくり罠は，罠に四肢が入る野生動物であれば，種類を問わず捕獲できるため，本来は捕獲してはならないカモシカなどの錯誤捕獲が起きてしまう（福江ほか 2018）．特に，カモシカ減少の大きな要因としてシカの影響が考えられている（Koganezawa 1999, Nowicki and Koganezawa 2002）．このため．カモシカの保全のためには，シカの集中的な捕獲が重要になってくるが，カモシカの錯誤捕獲を回避する方法が望まれている（橋本・森 2018）．カモシカが錯誤捕獲された場合，捕獲者自身とカモシカの安全を確保した上で，カモシカの放獣を行う必要がある．そのため錯誤捕獲は人間側にもカモシカ側にも大きな負担を掛けると同時に，捕獲者はさらなる錯誤捕獲を防止するために，罠の設置場所を変更する必要が生じるなどの労力が増加する．このような心理的かつ肉体的な負担は，捕獲の推進を妨げる一因となっている可能性がある．

以上のことから，カモシカの捕獲効果が十分に発揮されていない原因の解明および効果的な防除時期の検討，シカやイノシシの捕獲罠における錯誤捕獲の回避法を検討することにより，カモシカの保全および農林業被害の低減に資することを目的としている．

Ⅱ．方法

1. 調査地

カモシカは特別天然記念物であり，狩猟が禁止されていることに加えて，生息数も地域的に減少しているため，具体的な調査地の記載は避けることにする．

被害地への出没動物調査（以下，出没調査）は，高山市内で前年度カモシカの個体数調整捕獲が行われた被害地 3 地点（A，B，C 地点とする）において実施した．調査地は全てヒノキ植林地で，林齢はそれぞれ 4 年，3 年，3 年である．

誘引調査は，下呂市農林部と岐阜森林管理署による目撃情報から，下呂市に 3 地点，七宗国

有林内に 2 地点設置した.

2. 出没調査

出没調査は 2018 年 12 月から 2019 年 9 月の間に実施した．被害区域の 4 分の 1 以上を含むように調査区域を設定し，調査区域の大きさに応じて自動撮影カメラ（Ltl Acorn 6210A；Ltl Acorn Outdoors，Green Bay，Wisconsin，U.S.A.）を 2–3 台設置した. 自動撮影カメラは, 撮影モードを動画, 動画記録時間を 15 秒, 撮影インターバルを 1 秒，感度レベルをノーマルに設定し，設置高は 1-1.5 m とした.

3. 誘引調査

誘引試験は 2018 年 11 月 30 日から 2019 年 9 月 25 日の間に実施した．調査は 9 回実施し，1 回における調査日数は 12–46 日と変動していたが，自動撮影カメラ（Ltl Acorn 6210A；Ltl Acorn Outdoors，Green Bay，Wisconsin，U.S.A.）の故障により各地点で異なっていた.

誘引餌は鉱塩，ヘイキューブ，アルファルファ，米糠の 4 種類を利用し，1 回の給餌量は 2 kg で統一し，毎回の給餌で全て新しい餌に交換した．各餌は約 2-3 m 離して設置し，1–2 台の自動撮影カメラから誘引状況を評価した．自動撮影カメラの設定は，撮影モードを動画，動画記録時間を 30 秒，撮影インターバルを 1 分，感度レベルをノーマルに設定した．1 台のカメラの場合，全ての誘引餌を画角内に含み，誘引地点への出没状況を記録した．一方で，2 台のカメラの場合，2 種類の餌を画角内に含み，各カメラで各餌への出没状況を記録した．池田ほか（2018）に従い，自動撮影カメラの検知が撮影頭数に与える影響や，餌の位置への学習効果を考慮し，各餌の位置は交換時にランダムに変更した.

シカは鉱塩（坂庭 2016，池田ほか 2018）やヘイキューブ（法眼ほか 2017), アルファルファ（飯島・大地 2016），米糠（土橋ほか 2013）に誘引されやすいことが報告されており，イノシシも米糠に誘引されやすいことが報告されている（池田ほか 2018）．一方で，カモシカでは，誘引餌の検証が行われていないため，錯誤捕獲に関連する両種が誘引されやすい餌を利用した.

4. 分析手法

1）出没調査

出没調査は，撮影された動画から日付，時刻，動物種および撮影頭数を記録した．同じ調査地内で 60 分以内に同種の動画が複数撮影された場合には，そのうちの最大撮影頭数を解析に用いた．解析対象種としては，ヒノキの枝葉を食害するカモシカ，シカとした.

捕獲後，カモシカの被害地への再出没までの日数については，各調査地点において 2018 年度の捕獲が最後に行われた日から，それ以降初めてカモシカが確認される日までの日数を算出した.

出没頭数の季節変化については，各調査地について 100 日当たりの撮影頭数を月毎に算出した（O’ Brien et al. 2011）.

2）誘引調査

誘引調査は，撮影された写真から日付，時刻，動物の撮影頭数を記録した．解析に用いた動物種は，十分な頭数が出没したシカ（4,524 頭），イノシシ（746 頭), タヌキ *Nyctereutes procyonoides*（1,099 頭）のみとし，それ以外の動物種は解析から除外した．カモシカは 30 頭しか出没しなかったが，錯誤捕獲を考察するために，解析に加えた.

誘引状況は出没頭数と採食頭数に区分して評価した．出没頭数は，画角内に撮影された動物の撮影頭数から算出した．採食頭数は，動画から判断し，出没した動物が各餌を採食している場合に，各餌への採食頭数を算出した.

出没頭数は各回各地点における撮影頭数と自動撮影カメラの稼働日数を利用した．解析は，

一般化線形混合モデル（ポアソン分布）を利用し，応答変数は各地点，各回の各種の撮影頭数，説明変数は各種，各地点各回での自動撮影カメラの稼働日数をオフセット項とした．季節や動物の学習効果，自動撮影カメラの検知の影響を考慮するため，各地点と各回をランダム効果に設定した．各種の出没頻度を総当たりで比較するために，一般化線形混合モデルの結果を多重比較する multcomp パッケージを用いて，Tukey 法による多重比較検定を実施した．

採食頭数も出没頭数の評価と同様に，餌毎で各回各地点における撮影頭数と自動撮影カメラの稼働日数から評価した．一般化線形混合モデル（ポアソン分布）を利用し，応答変数は各地点，各回の各誘引餌での撮影頭数，説明変数は各誘引餌，各地点各回での自動撮影カメラの稼働日数をオフセット項とした．出没頭数と同様に，各地点と各回をランダム効果に設定し，multcomp パッケージを用いて，Tukey 法による多重比較検定を実施した. 採食頭数の解析は，種ごとで実施したが，カモシカはサンプル数が明らかに少なかったため, 解析を行わなかった．

誘引地点への出没時刻の解析は, 先行研究（池田ほか 2017，2018）に従い，カモシカを含む 4 種の出没時刻と出没頭数を利用し，カーネル密度推定（Worton 1989，Ridout and Linkie 2009）から算出した．

Ⅲ．結果

1. 出没調査

2018 年度最後の捕獲日以降，各被害地におけるカモシカの再出没までの日数はそれぞれ 40 日（2 月 22 日), 82 日（3 月 25 日), 94 日（4 月 7 日）であった（かっこ内は再出没日）．B 地点と C 地点では捕獲が 2 回実施されたが，1 回目と 2 回目の捕獲の間にカモシカの出没は確認されなかった．

出没動物種については，A 地点および B 地点においてはカモシカのみの出没であったが，C 地点においてはカモシカとシカ両種の出没が認められた．

カモシカ, シカの月毎の出没頭数を図 1（a, b, c）に示す．A 地点においては，5 月以降出没頭数が増加し 7 月に最高値を示したが，8 月に減少し 9 月に再び増加した．B 地点においては，4 月と 9 月に高い値を示した．C 地点においては，カモシカは再出没が確認された 4 月以降毎月増加する傾向を示したが，シカは 4 月と 5 月に増加した以外は比較的少ない出没頭数であった．

2. 誘引調査

調査期間全体での誘引地点への哺乳類相の出没頭数は，表 1 に示す．13 種 6,587 頭が撮影されたが，シカとイノシシ，タヌキが約 97 % を占めていた．3 種にカモシカを加えた 100 日当たりの出没頭数の結果は表 2 と図 2 に示す．シカの出没頭数は他の 3 種に比べて有意に多く，次に，タヌキの出没が有意に多く，カモシカの出没頭数は有意に少なかった．

次に，各誘引餌への 100 日当たりの採食頭数を表 3 と図 3 に示す．シカは，鉱塩への採食頭数が最も多く，米糠への採食頭数が最も少なかった．一方で，イノシシとタヌキは，4 種の誘引餌に対して同様の傾向を示し，両種は米糠への採食頭数が最も多く，鉱塩への採食頭数が最も少なかった．ヘイキューブとアルファルファに対する 3 種の採食頭数は，有意差が見られなかった．

誘引地点への出没時刻は図 4 に示す．シカが 0 時前後，イノシシとタヌキが 20 時前後に最も高い確率で出没していた．一方で，サンプル数は少ないが，カモシカは 12 時に最も高い確率で出没していた．

Ⅳ．考察

1. 出没調査

本調査の結果，カモシカは捕獲された場合，捕獲後 1 ヶ月から 3 ヶ月で再び被害地に出没することが明らかになった．カモシカによる被害は枝葉の食害が問題となるが，全ての調査地で新芽の萌出時期である春から初夏には既にカモシカは被害地に出没しており，新たに成長した新葉に対して被害を生じさせ得る状況であった．

これまで，岐阜県では土地所有者や管理者等からの報告を根拠にカモシカを加害種と判断して捕獲を実施してきたが，本調査の結果からカモシカだけではなくシカも加害種である可能性が考えられた．岐阜県では近年シカの分布が拡大していることから（岐阜県 2016），今後は土地所有者や管理者等の証言だけに頼るのではなく，被害地での自動撮影カメラ調査や痕跡からの DNA 分析など科学的根拠に基づく加害種判定を行う必要がある．

カモシカの出没頭数の季節変化については，調査地点による違いはあるものの，全体として春から夏にかけて増加する傾向が認められた．この時期は高山市では新葉の成長期にあたり，伐採跡植生である植林地における餌資源量の増加から出没が増えたことが推測される．また，B 地点では 4 月にも出没頭数の増加が認められた．これは冬から春先にかけての餌資源量の減少による行動圏サイズの拡大が要因の一つとして推測されるが（Ochiai et al. 2010），現段階では調査地周辺における食物現存量のデータがないため，要因の解明が今後の課題である．C 地点におけるシカの出没頭数については，春に一時的に増加したものの，それ以外の時期は比較的少なかった．シカのグループサイズは 1 例（オス 1 頭, メス 2 頭）を除き全てオス 1 頭であり，シカによる幼齢植林地の利用の主体はメスと子グループであるとする報告（古林・佐々木 1995）とは異なる傾向を示した．また，C 地点および周辺地域はシカの SPUE や捕獲頭数，森林下層植生衰退度ランク調査結果（岐阜県 2019）および行政担当者の話から，岐阜県におけるシカの分布の前線地域と考えられる．これらのことから，C 地点周辺ではシカはオスを中心に低密度で分布している可能性が考えられた（浅田 2013）．また，シカの出没が落葉広葉樹展葉前の 4 から 5 月に増加していることから，植林地の利用は餌資源量に応じて季節集中的に行われる可能性が推察された（飯村 1984）．ヒノキ食害の発生時期については，両種とも地域によって異なる報告がある（橋渡 1979，植谷 1985，高柳・半田 1986，池田 2001）．そのため，本調査で確認された春から夏にかけての出没頭数の増加がヒノキ食害の発生に関係しているかを明らかにするためには，植栽木の食害状況調査を行い，両種の出没頻度と合わせて解析する必要がある．

以上の結果から，今後はシカの管理や物理的防除方法等カモシカの捕獲以外の被害対策の推進が重要であることが示唆された．より具体的な被害対策方法を検討するためには，食害発生に影響する要因の詳細な調査が重要である．

2. 誘引調査

本調査の結果，シカは鉱塩，イノシシとタヌキは米糠に誘引されやすいことが明らかになった．シカとイノシシに対する誘引効果は，先行研究（池田ほか 2018）と同様の結果であり，両種の誘引には鉱塩と米糠が重要になると考えられる．飯島・大地（2016）は，ヘイキューブは，その形状からシカにとって噛み砕くのに力を要する点，アルファルファを加熱圧縮している点から，アルファルファよりも誘引効果が低いことを示唆したが，本研究の結果は両者で有意な差は見られず，鉱塩よりは誘引効果が低い

結果を示した．

米糠は，シカも長時間の摂食が確認されているが（土橋ほか 2013），鉱塩やヘイキューブよりも誘引効果が低いことが示唆されている（池田ほか 2018）．しかし，シカ密度が明らかに高い先行研究では，イノシシよりもシカが誘引されている一方で，本研究の結果はイノシシやタヌキの方がシカよりも米糠に誘引されていることを示している．このため，シカやイノシシが同所的に生息する地域では，両種の生息密度が誘引効果に影響を与える可能性が考えられる．

誘引地点への出没時刻は，カモシカを除く 3 種が夜間に出没していた．池田ほか（2018）も同様の結果を示しており，シカとイノシシが人為的な誘引地点には夜間に出没すると考えられる．農地利用や狩猟による影響も同様に報告されており（van Doormaal et al. 2015），人為的な誘引地点の設置も同様の影響があると考えられる．また，森林内におけるタヌキの活動性は，季節に関係なく，夜間に活発であることが報告されており（Ikeda et al. 2016），本研究の結果も同様であった．カモシカの日周活動性はあまり研究が行われておらず，ヒマラヤカモシカ（*Capricornis thar*）は早朝と午後から夜間（Bhattacharya et al. 2012），タイリクカモシカ（*Capricornis sumatraensis*）は夜間（Liu et al. 2013），チュウゴクカモシカ（*Capricornis milneedwardsii*）は薄明薄暮（Li et al. 2018）で活発に活動することが報告されている．本研究の結果は，サンプル数が少ないが，正午に高い確率で出没しており，先行研究とは異なる傾向を示した．

以上の結果，カモシカは誘引地点に出没せず，他の 3 種とは異なる時間帯に出没していた．そのため，従来の獣道への罠設置ではなく，誘引餌を利用し，罠を獣道から外すことによって，カモシカの錯誤捕獲が回避できる可能性がある．

謝辞

本調査を実施するにあたり，高山市農林部，下呂市農林部，岐阜森林管理署，岐阜県環境生活部文化伝承課の皆様には，多くのご支援，ご協力をいただいた．また，（株）ROOTS 山田雄作氏，中津川市農林部，飛騨市農林部の皆様には，調査に対する助言や調査結果を踏まえた意見交換を実施した．この場を借りてお礼申し上げる．

引用文献

浅田正彦 2013．ニホンジカとアライグマにおける低密度管理手法「遅滞相管理」の提案．哺乳類科学 53(2)：243–255.

Bhattacharya, T., Bashir, T., Poudyal, K., Sathyakumar, S. and Saha, G.K. 2012. Distribution, occupancy and activity patterns of goral (*Nemorhaedus goral*) and serow (*Capricornis thar*) in Khangchendzonga Biosphere Reserve, Sikkim, India. Mammal Study 37 (3): 173–182.

土橋宏司・鈴木希伊・神藤　学 2013．野生ジカの効率的な捕獲方法および一時飼育管理技術の検討．山梨県総合理工学研究機構研究報告書 8：19–23.

岐阜県 2016．第二種特定鳥獣計画（ニホンジカ）第 2 期.

岐阜県 2017．第二種特定鳥獣管理計画（カモシカ）第 2 期.

岐阜県 2019．県域統合型 GIS ぎふ．https://gis-gifu.jp/gifu/Portal．［2019.11.15］

橋渡勝也 1979．植林木の被害．ニホンカモシカ生息環境調査報告書：161–170.

橋本幸彦・森　豊 2018．鈴鹿山地カモシカ保護地域におけるニホンカモシカの分布の変遷．野生生物と社会 5（2）：1–8.

福江佑子・竹下　毅・南　正人 2018．錯誤捕獲の現状とその課題（〜特にくくり罠において〜）．哺乳類科学 58（1）：117–118.

古林賢恒・佐々木美弥子 1995．丹沢山地におけるニホンジカの幼齢植林地の利用．日本森林学会誌 77(5)：448–454.

法眼利幸・植田栄仁・山本浩之 2017．和歌山県有田地

域におけるニホンジカの給餌による嗜好性調査．和歌山県農林水産試験研究機関研究報告 5：61–71．

飯島勇人・大地純平 2016．ニホンジカの誘引に適した餌の検討．哺乳類科学 56（2）：145–149．

飯村　武 1984．シカによる森林被害とその防除（Ⅰ）シカとその被害．森林防疫 33（8）：2–5．

池田浩一 2001．福岡県におけるニホンジカの生息および被害状況について．福岡県森林林業技術センター研究報告 3：60–62．

池田　敬・松浦友紀子・伊吾田宏正・東谷宗光・高橋裕史 2017．ニホンジカの捕獲誘引地点への出没状況．哺乳類科学 57（1）：45–52．

池田　敬・白川拓巳・鈴木正嗣 2018．5 種類の誘引餌によるニホンジカとイノシシへの誘引効果の比較．野生生物と社会 6（1）：13–20．

Ikeda, T., Uchida, K., Matsuura, Y., Takahashi, H., Yoshida, T., Kaji, K. and Koizumi, I. 2016. Seasonal and diel activity patterns of eight sympatric mammals in northern Japan revealed by an intensive camera-trap survey. PLOS ONE 11 (10): e0163602.

Koganezawa, M. 1999. Changes in the population dynamics of Japanese serow and sika deer as a result of competitive interactions in the Ashio Mountains, central Japan. Biosphere Conservation 2 (1): 35–44.

Li, X., Bleisch, W. V. and Jiang, X. 2018. Unveiling a wildlife haven: occupancy and activity patterns of mammals at a Tibetan sacred mountain. European Journal of Wildlife Research 64: 53.

Liu, X., Wu, P., Songer, M., Cai, Q., He, X., Zhu, Y. and Shao, X. 2013. Monitoring wildlife abundance and diversity with infra-red camera traps in Guanyinshan Nature Reserve of Shaanxi Province, China. Ecological Indicators 33: 121–128.

Nowicki, P. and Koganezawa, M. 2002. Space as the potential limiting resource in the competition between the Japanese serow and the sika deer in Ashio, central Japan. Biosphere Conservation 4 (2): 69–77.

O' Brien, T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Camera traps in animal ecology. Methods and Analyses: 71–96.

落合啓二 2016．「ニホンカモシカ－行動と生態」東京大学出版会：276．

Ochiai, K., Susaki, K., Mochizuki, T., Okasaka, Y. and Yamada, Y. 2010. Relationships among habitat quality, home range size, reproductive performance and population density: comparison of three populations of the Japanese serow (*Capricornis crispus*). Mammal Study 35 (4): 265–276.

Ridout, M.S. and Linkie, M. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics 14 (3): 322–337.

坂庭浩之 2016．ニホンジカの効率的な捕獲に関する研究（Ⅰ）．群馬県林業試験場研究報告 20：1–8．

高柳　敦・半田良一 1986．拡大造林地域におけるカモシカ食害対策とその評価．京都大学農学部演習林報告 58：125–137．

常田邦彦 2007．カモシカ保護管理の四半世紀．哺乳類科学 47（1）：139–142．

植谷俊治 1985．大面積造林地におけるカモシカの食害防除法およびその省力に関する研究（2）．滋賀県森林センター業務報告 19：45–49．

van Doormaal, N., Ohashi, H., Koike, S. and Kaji, K. 2015. Influence of human activities on the activity patterns of Japanese sika deer (*Cervus nippon*) and wild boar (*Sus scrofa*) in Central Japan. European Journal of Wildlife Research 61 (4): 517–527.

Worton, B.J. 1989. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. Ecology 70 (1): 164–168.

表 1　調査期間全体での誘引地点に出没した哺乳類の撮影頭数と撮影割合

種	出没頭数	撮影割合（%）
シカ	4,524	68.7%
タヌキ	1,099	16.7%
イノシシ	746	11.3%
ウサギ	90	1.4%
キツネ	50	0.8%
カモシカ	30	0.5%
サル	24	0.4%
リス	6	0.1%
アライグマ	5	0.1%
クマ	4	0.1%
テン	4	0.1%
ハクビシン	3	0.0%
アナグマ	2	0.0%
合計	6,587	100.0%

表 2　調査期間を通した 4 種の哺乳類の誘引地点への出没頭数の違いにおける検定結果．*** は $P<0.001$ を示す．

	推定値	*SE*	*Z*	*P*
イノシシ vs シカ	-1.80	0.04	-45.64	***
タヌキ vs シカ	-1.42	0.03	-42.10	***
カモシカ vs シカ	-5.02	0.18	-27.40	***
タヌキ vs イノシシ	0.39	0.05	8.17	***
カモシカ vs イノシシ	-3.21	0.19	-17.27	***
カモシカ vs タヌキ	-3.60	0.18	-19.47	***

表 3　調査期間を通したシカとイノシシ，タヌキにおける 4 種の誘引餌に対する採食頭数の違いにおける検定結果．*** は $P<0.001$，** は $P<0.01$，* は $P<0.05$ を示す．

	シカ				イノシシ				タヌキ			
	推定値	*SE*	*Z*	*P*	推定値	*SE*	*Z*	*P*	推定値	*SE*	*Z*	*P*
ヘイキューブ vs 鉱塩	-1.03	0.05	-22.41	***	1.44	0.49	2.90	*	1.39	0.34	4.14	***
米糠 vs 鉱塩	-3.53	0.14	-25.33	***	4.51	0.45	10.09	***	3.62	0.30	11.93	***
アルファルファ vs 鉱塩	-0.94	0.04	-21.18	***	1.65	0.49	3.40	**	1.68	0.33	5.14	***
米糠 vs ヘイキューブ	-2.50	0.14	-17.52	***	3.07	0.22	13.85	***	2.24	0.16	14.19	***
アルファルファ vs ヘイキューブ	0.09	0.05	1.58	0.36	0.21	0.29	0.73	0.87	0.29	0.20	1.48	0.423
アルファルファ vs 米糠	2.59	0.14	18.18	***	-2.86	0.20	-14.27	***	-1.94	0.14	-14.04	***

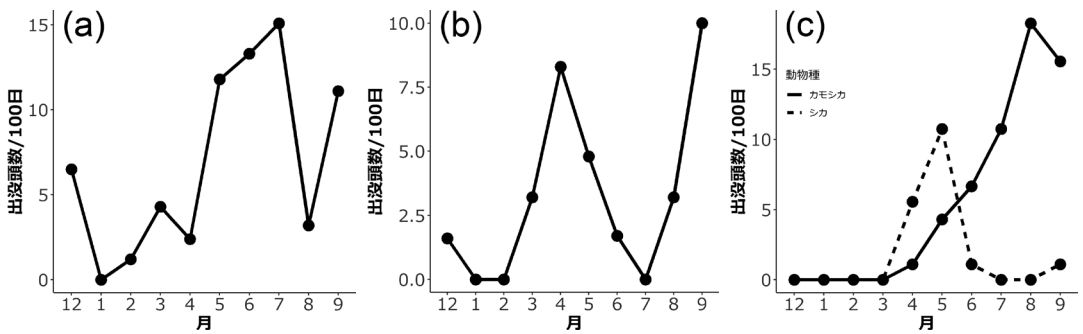


図 1　各調査地におけるカモシカ，シカの出没頭数の季節変化（a：A 地点，b：B 地点，c：C 地点）．実線：カモシカ，点線：シカを示す．

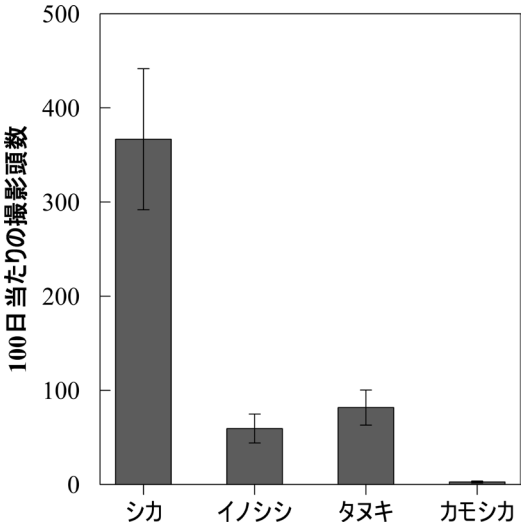


図 2　調査期間を通した 4 種の哺乳類の誘引地点への 100 日当たりの出没頭数

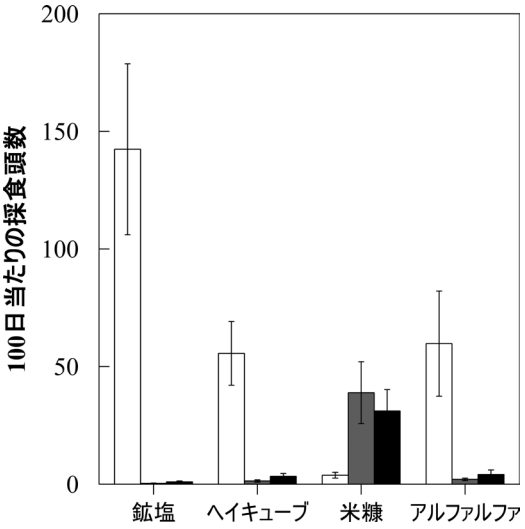


図 3　調査期間を通した 3 種の哺乳類の各餌に対する 100 日当たりの採食頭数．□：シカ，■：イノシシ，■：タヌキを示す．

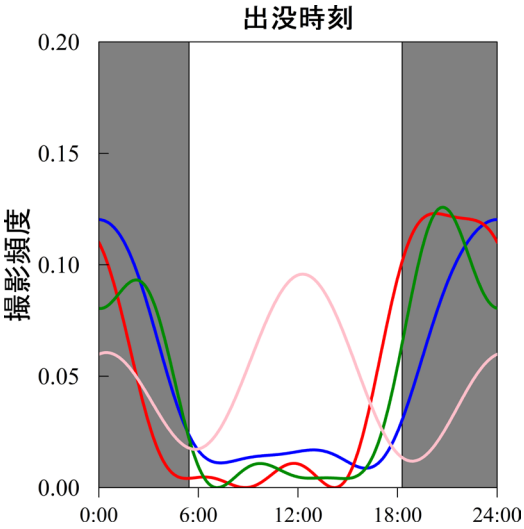


図 4　調査期間を通した 4 種の哺乳類の誘引地点への出没時刻．青：シカ，赤：イノシシ，緑：タヌキ，ピンク：カモシカを示す．

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Research on conservation and damage control of Japanese serow in Gifu prefecture

IKEDA Takashi, IKUSHIMA Shiori, KUNINAGA Naotoshi,
OKAMOTO Takuya, ASANO Makoto and SUZUKI Masatsugu

In Gifu prefecture, population control of Japanese serow has been conducted as damage control, while incidental capture is occurring frequently. To conserve local population of serow, it would be necessary for wildlife managers to establish minimum culling scheme and avoid incidental capture. We aim to reveal damage conditions for serow and examine how to avoid incidental capture by baits. First, the periods of re-haunting to damage sites after serow culling were up to a maximum of three months, and sika deer also appeared to these sites. Second, appearance frequency of serow tended to increase since Japanese cypress sprouted. Third, serow did not appear at bait sites, and sika deer, wild boars, and raccoon dogs intensively fed several baits during night. Consequently, the reasons for continuing damage after serow culling are as follows; the effect of serow culling did not persist before intensive damage period, and sika deer also caused damage to Japanese cypress. Additionally, attracting other mammals (e.g. sika deer and wild boars) using baits at baits sites, but not at animal trails, there is a possibility of avoiding incidental capture of Japanese serow.

Keywords: bait, browsing damage, camera trap, incidental capture, Japanese cypress plantation, Sika deer

Gifu Japanese Serow Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

琵琶湖における外来魚アメリカナマズの捕獲情報収集および遊泳能力計測に基づく分布拡大予測

チャネルキャットフィッシュ行動研究グループ
吉田　誠[1]・馬渕浩司[1]・佐藤克文[2]

近年琵琶湖では，在来生態系への影響が懸念される外来魚アメリカナマズの捕獲が相次いでいる．しかし，琵琶湖全体での分布の現状は不明で，未報告の捕獲情報もあると推察された．本研究では，本種の過去から現在までの動向を明らかにするため，研究・教育機関をはじめ，釣り人など一般市民の方にも広く情報提供を呼びかけ，琵琶湖における本種の捕獲状況を整理した．また，琵琶湖を含む淀川水系内での本種の分布拡大を予測するため，室内実験により本種の活動可能な水温帯を計測した．

提供された情報を集計した結果，過去 19 年間に計 314 個体の捕獲が確認された．捕獲地点の大半は，琵琶湖流出部の瀬田川洗堰周辺に集中していたが，一部個体は京都府内の宇治川および木津川，大阪府内の淀川，奈良県内の布目川で捕獲されており，本種が水系内の下流側へ分布を広げつつあると考えられた．琵琶湖北湖では目撃・捕獲例は直近 5 年で 3 件と少なかったものの，室内実験で本種が夏季に水温 40 ℃近くでも活動可能と判明し，夏の高水温化が進行しつつある琵琶湖でも，本種の分布拡大に注意が必要である．

キーワード：緊急対策外来種，市民科学，チャネルキャットフィッシュ，特定外来生物，淀川水系

Ⅰ．緒言

琵琶湖は，深く面積の大きな北湖と，浅く面積の小さい南湖からなる日本最大の湖である．多くの固有種を含む琵琶湖の豊かな生物相を守ることは保全・水産の両面から重要であるが，近年は在来生態系，特に魚類相に大きな人為的影響が及んでいる．一例として外来魚の侵入が挙げられ，オオクチバス・ブルーギルの食害によるとみられる在来魚への深刻な影響が数多く報告されているため，外来魚対策は重要かつ喫緊の課題となっている．

最近，外来魚の 1 種チャネルキャットフィッシュ *Ictalurus punctatus*（図 1）の琵琶湖・淀川水系への侵入が確認され，琵琶湖下流の瀬田川および琵琶湖南湖で繰り返し捕獲が確認されている（片野ほか 2010）．本種は北米を原産とするナマズ目イクタルルス科の大型淡水魚で，国内では現在，霞ヶ浦・利根川をはじめとする 8 つの水系に分布しており（Yoshida 2017），釣り

図 1　北米原産の外来魚チャネルキャットフィッシュ（アメリカナマズ）

1: 国立環境研究所琵琶湖分室　2: 東京大学大気海洋研究所
2019. 12. 16 受付　2020. 9. 29 公開

人等からは「アメリカナマズ」と通称される（本稿では以後，こちらの呼称を用いる）．

原産国ならびに霞ヶ浦での研究報告（荒山・岩崎 2012；遠藤ほか 2015；平山ほか 2018a；Yamazaki et al. 2019）から，本種は浅く，流れのゆるやかで水温のやや高い水域を好むと考えられており，琵琶湖内では南湖が生息に適した環境と推測される．一方，水深が深く（平均 40 m，最大 104 m），水温躍層下に低温の水が周年みられる北湖への侵入は困難と予想されたが，2016 年に複数個体が採捕され，北湖全域への急速な分布拡大が懸念される．

また，琵琶湖以南の河川部では，滋賀県内の瀬田川で 2013 年以降に毎年，複数個体が採捕されているほかは，京都府内の宇治川，大阪府内の淀川本流，奈良県内の布目ダム湖で散発的な報告がある（川瀬ほか 2017，2018）のみで，本種が現状，どの範囲に分布しているかは定かでない．

琵琶湖・淀川水系での本種の分布についてはこれまで，偶発的に漁獲した漁業者や釣り人からの自発的な情報提供に基づく，部分的な把握にとどまっており，潜在的にはより多く，広範囲での捕獲情報があると想定される．

また，外来魚対策にはきめ細かいモニタリングと分布拡大の早期把握が最重要課題となるが，広大な水系全域に採集努力を投入し続けるのは困難であり，対象動物の生物学的な特性に基づく適切な分布拡大予測と，それに応じたモニタリングの仕組みが必要となる．

そこで本研究では，上記 2 つの課題を解決するため，（1）琵琶湖・淀川水系を対象とした捕獲情報の収集とマッピングおよび，（2）本種の行動特性（代謝）の定量をおこない，それらの知見に基づいて，（3）分布拡大シナリオの予測とモニタリング重点水域の特定に取り組む．

具体的には，まず，本種の目撃・捕獲情報を琵琶湖・淀川水系で詳細に調査し，現時点までの分布状況を整理して地図上に可視化する（第Ⅱ章）．次いで，室内実験を通じて本種の行動特性を代謝の面から明らかにし，特に，夏場の高水温下での活動性について知見を集積する（第Ⅲ章）．最後に，上記で得られたデータをもとに，現状の分布から予想される今後の分布拡大シナリオを考察し，重点的なモニタリングの必要な水域について検討する（第Ⅳ章）．

Ⅱ．琵琶湖・淀川水系におけるアメリカナマズの捕獲情報収集

1. 概要

琵琶湖・淀川水系内での過去ならびに直近のアメリカナマズ捕獲情報を，下記の 3 通りの方法：

・チラシ配布・ポスター掲示（第 2 節）
・SNS 上での情報発信（第 3 節）
・他機関との情報交換（第 4 節）

により収集した．集めた情報を地図上にプロットし，分布の現状を整理した（第 5 節）．

2. チラシ・ポスター配布による情報収集

本種の情報を広く市民から募るため，本プロジェクトを周知するポスターおよびチラシ 2 種を制作し（図 2），計 2196 部を配布した．

デザイン A（図 2A）は，大学等の研究機関や博物館等の教育機関に設置･掲示するチラシ･ポスターに使用した．情報提供を呼びかける主な対象としては，水環境や生物多様性に関心のある市民（特に中高生・大学生）を想定し，施設への訪問や，各所で開かれる環境保全活動に参加する際に，環境学習の一環としてアメリカナマズ問題について知ってもらうことを目的とした．

デザイン B（図 2B）は，釣り人向けに配布するチラシに使用した．琵琶湖を訪れる釣り人の多くは，おもにブラックバス（オオクチバス

(A)

(B)

図 2　制作した配布物のデザイン 2 種

Micropterus salmoides）を釣り対象としており，外来種問題全般，特に外来魚対策についての捉え方が多様であることから，「外来種」の文字を大きく出さない方が協力を得やすいと判断して制作した．

なお，デザイン A，B に共通で，「釣れた魚の写真提供」を必須項目として明記し，「外見の似た魚種との判別ポイント」を図解として掲載した．これは，著者らが過去に愛知県の矢作川で実施した本種の情報収集において，釣り人による誤同定が頻発した（山本ほか 2014）経験を踏まえたものである．

3. SNS を活用した情報収集

ソーシャルネットワーキングサービス（SNS）を通じた情報収集を目的として，Facebook ならびに Twitter 上にて，著者の個人アカウントで情報発信を行なった．投稿の際には，説明に加えてデザイン B の画像（図 2B）も掲載し，情報の周知に努めた．

なお，SNS 上では，本種の目撃・捕獲に関する情報提供のほかに，本種の生態や，琵琶湖における外来魚の現状についての質問，意見表明などもコメントとして寄せられたため，これらにも可能な範囲で回答した．

4. 連携する他機関との情報共有

本プロジェクトでは，琵琶湖での情報収集にあたって，滋賀県水産試験場（滋賀県彦根市；以下「滋賀水試」と表記）と連携し，著者らが市民および釣り人からの情報を，滋賀水試が漁業者からの情報を収集して，随時，データ共有する体制を構築した．これは，滋賀水試が以前より，漁業者によって琵琶湖で漁獲された外来魚の情報収集を担当しており，著者らの参入によって情報収集の経路を新たに増やすことは，

漁業者に混乱を生じかねないと判断したためである．

また，下流の淀川流域における情報収集では，大阪府立環境農林水産総合研究所生物多様性センター（大阪府枚方市；以下「生物多様性センター」と表記）と連携し，上記と同様，相互にデータ共有する体制を構築した．

特に，生物多様性センターで独自に制作するポスターの一部に，先述のデザイン A の画像を配置することで，両者で連携して情報収集にあたっている旨を明示した．

5. 琵琶湖・淀川水系での本種の出現状況

上述した 3 通りの方法を通じて，市民・研究者 13 名からの情報提供により，2012–2019 年の 26 件 56 個体分，滋賀水試からの情報共有により，2001–2019 年の 258 個体分の目撃・捕獲情報が集まった．前者の 26 件についてその内訳は，捕獲情報 22 件，目撃情報 1 件，文献提供 2 件，標本提供 1 件となった．これらを集計し，本種の捕獲された地点を整理したマップを図 3 に示す．

直近 3 年では，下記の 6 水域で本種の捕獲が確認された：(1) 琵琶湖の南湖全域および北湖の南端部，(2) 瀬田川全域，(3) 天ヶ瀬ダムより下流の宇治川，(4) 三川合流付近，(5) 淀川大堰より上流の淀川，(6) 布目ダム湖内およびダム下流の布目川．

いっぽう，本種の捕獲が確認できなかった水域は，南端部を除く琵琶湖北湖の大半，三川合流付近と布目川流域を除く木津川水系，および桂川水系の 3 水域であった（図 3）．

なお，物証を伴わないものの確度の高い目撃情報として，2018 年に北湖の北端部において，熟練したダイバーが本種と思われる全長 40 cm 程度の魚の死骸を観察している（図 3 の「*」印）．加えて，2018 年に木津川で採集されたコクチバスの胃内から，本種または本種に類似するギギとみられる魚の死骸が見つかっており（図 3 の「**」印），これについては現在，種同定のために標本を精査中である．

Ⅲ．アメリカナマズの代謝測定

1. 概要

水系内における本種の分布拡大を左右する，環境水温に対する季節ごとの応答性を明らかにするため，代謝測定ならびに高温耐性の定量実験を行なった．

実験は，2019 年 1 月から 8 月にかけて 5 回にわたり，東京大学大気海洋研究所（千葉県柏市）内に設置された回流水槽にて行なった．供試個体には，水温の季節変動が琵琶湖・淀川水系と類似する利根川で採捕したアメリカナマズ計 39 個体（全長 32–60 cm，体重 0.3–1.9 kg）を用いた（表 1）．

2. 実験個体の採集

各実験の 2–5 日前に，利根川下流（千葉県香取郡；神崎大橋付近）にて，地元漁業者の協力を得て張り網および刺し網を用いて実験個体を採集し，実験施設への輸送後，24 時間以上の馴致期間を設けた．

個体の採集・運搬・飼養にあたっては，本研究に先立って特定外来生物の飼養等許可を取得し（許可番号：14000345），室内実験については，東京大学大気海洋研究所動物実験委員会より実験実施に先立って実験計画の承認を受けた（承認番号：P19-14）．

3. 回流水槽を用いた代謝測定

本種の季節的な活動性を推定するための基礎情報として，河川の環境水温が異なる 5 つの期間に採捕したアメリカナマズを用いて，共通の水温条件（約 16–19 ℃；表 1）における休止代謝速度を測定した．

実験では，採捕時の環境水温から 24 時間以上かけて実験水温に移行・馴致した供試個体を，

† 川瀬ほか（2017）　‡ 北野・小林（2019）

* ダイバーによる目撃.　** 釣獲されたコクチバスの胃内から発見（種同定中）.

図 3　収集した情報に基づく捕獲状況マップ

表 1　室内実験の概要．† 上段は平均値±標準偏差，下段はデータ範囲を示す．‡ 上段は中央値，下段はデータ範囲を示す．

実験回 Group	個体数 Number	全長 TL (cm)	体重 BM (g)	採集日 Capture date	河川水温† T_A (°C)	実験水温 T_{exp} (°C)	上限水温‡ T_{max} (°C)	基礎代謝速度‡ RMR (mgO_2/kg/min)
I	8	41.4–51.4	0.61–1.22	2019/1/20, 2/3	4.3±1.3 [1.4–7.7]	16.7–18.1	33.5 [31.7–33.7]	0.96 [0.76–1.13]
II	8	37.7–52.0	0.40–1.02	2019/4/1, 8	11.4±1.4 [8.6–16.0]	16.9–18.6	34.1 [33.9–34.8]	0.96 [0.89–1.14]
III	8	40.6–59.6	0.50–1.88	2019/5/14	19.1±1.4 [16.5–22.5]	17.4–18.5	35.4 [35.1–36.0]	0.94 [0.78–1.12]
IV	8	32.0–46.9	0.29–1.01	2019/6/21, 25	22.7±1.6 [19.1–26.4]	17.3–18.8	36.4 [33.8–36.7]	0.94 [0.66–1.25]
V	7	32.0–45.8	0.29–0.91	2019/8/11	30.5±1.4 [28.4–33.8]	16.6–19.0	38.9 [36.8–39.4]	0.89 [0.60–1.70]

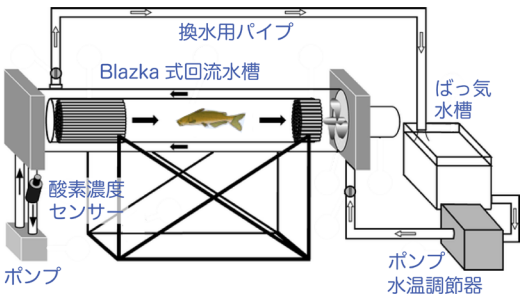


図 4　代謝測定に用いた Blazka 式回流水槽

Blazka 式回流水槽（容量 127 L，オランダ製；図 4）内に封入し，流速を毎秒 0.1 m に設定して水槽内の酸素濃度変化を計測した．計測開始から 30 分おきに，水槽内の酸素濃度変化から魚の酸素消費量を算出し（Mori et al. 2015），魚が水槽内で安静を保って酸素消費速度が落ち着く，計測開始後 2–3 時間以降から 6 時間経過後までの間で最も低かった値を用いて，体重 1 kg あたり・1 分間あたりの休止代謝速度を個体ごとに求めた（表 1，図 5）．

測定した休止代謝速度は 5 つの実験グループでおおむね同程度の値となり（表 1，図 5），アメリカナマズが生命維持に必要とするエネルギー量（すなわち，基礎代謝量）は，季節によらず，その時の周囲の水温（今回は実験水温：17–18 ℃前後で全て共通）によって決まるものと推察された．

なお，グループⅤでは休止代謝速度の値のばらつきが大きく，河川水温（約 30 ℃）から実験水温（17–18 ℃）への移行時に馴致が完了しなかった可能性がある．一方，同程度の水温変化を経験したグループⅠ（約 4 ℃から 17–18 ℃へ移行）では，測定値のばらつきが小さく，水温を変化させる方向によって生理的な順応の早さに違いがあったのかもしれない．原産国では本種の至適水温は 20 ℃台後半と報告されており（McCauley and Beitinger 1992），本邦においても，実験水温（17–18 ℃）より高い水温帯に至適水温があると想定される．

4. 高温耐性の定量

代謝測定後の個体を実験水槽（100 L 円形タンク）に収容し，代謝測定時と同じ水温（18 ℃前後）から，1 時間に約 4 ℃（毎分約 0.06 ℃）の割合で水温を上昇させて，魚が平衡を失い姿勢を保てなくなる水温（＝上限臨界水温 critical upper thermal limit）を個体ごとに記録した．平衡を失った個体はすぐに水槽から取り出し，水温 18 ℃前後に調整した別の水槽に移して，姿勢を回復することを確認した．

本種の上限臨界水温は実験グループごとに異なり，時期が進んで河川水温が上昇するとともに，上限臨界水温も顕著に上昇した（図 6, 表 1）．河川水温と上限臨界水温の差をみると（表 1），冬季に採集したグループⅠから真夏のグループⅤまで順に，それぞれおよそ 29 ℃, 23 ℃, 16 ℃,

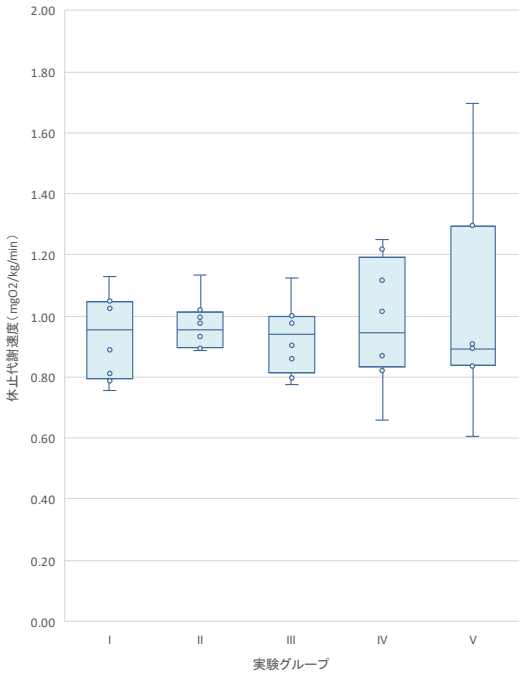


図 5　各実験区で測定した休止代謝速度

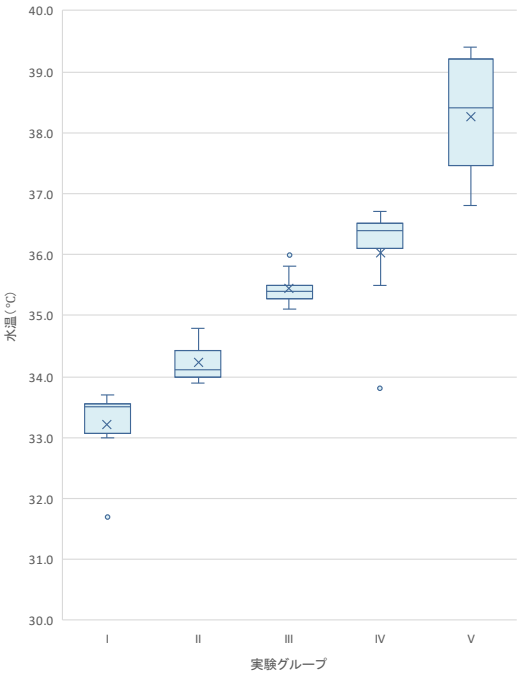


図 6　各実験区で測定した上限臨界水温

14 ℃，8 ℃となり，潜在的に活動可能な水温幅が，時期によって明瞭に変化することが明らかとなった．

Ⅳ．アメリカナマズの将来予測に向けて

1. 琵琶湖・淀川水系における本種の現状

本研究によって，アメリカナマズが現在，当水系の広域にわたって分布しており，侵入初期にあたる 2000 年代と比べて大きく分布を拡大した様子が明らかとなった．過去に唯一，当水系の全域を対象として本種の出現状況を整理した片野ほか（2010）では，2008–2009 年度に琵琶湖で 3 件，瀬田川で 1 件の捕獲事例を報告している．また，滋賀県（2018）は，1994 年から 2017 年までの間に滋賀県内（琵琶湖および瀬田川）で捕獲され，滋賀県水産試験場に持ち込まれた外来魚の魚種と捕獲地点を 4 年毎に集計し，本種については 14 地点から 19 例を報告している．本研究では，2 府 2 県にまたがる水系全域を対象とした情報収集により，新たに 26 件の目撃・捕獲事例を確認した．特に，天ヶ瀬ダムより下流の宇治川および淀川，木津川支流の布目川でも複数個体が捕獲されている実態が判明し，当水系における本種の分布範囲を大きく更新するものとなった．

2. 水系内での分布拡大予測

水系内でまだアメリカナマズの確認されていない水域として，(1) 琵琶湖北湖（南北両端部を除く），(2) 木津川（最下流および布目川流域を除く），(3) 桂川，の 3 つが挙げられる．これら 3 水域それぞれの中でも，本種の捕獲された水域との境界付近では，分布拡大の兆候を早期に捉えるためにも，継続的な情報収集と定期的な採集調査を組み合わせた重点的なモニタリングが必要だと考えられる．

(1) 琵琶湖北湖

大半の水域で本種は未確認であるが，例外的に，過去に 2 群の捕獲報告がある．まず，2001

年および 2003 年に確認された最北部での 2 例，次いで，2017 年に相次いで報告された南端（南湖との境界付近）での 3 例である．

前者は，琵琶湖・淀川水系全体における最初期の捕獲事例であるものの，当該水域ではその後，2018 年までの少なくとも 15 年間，本種が目撃・捕獲されたことはなく，当時から現在まで，多数の個体が継続的に分布していたとは考えづらい．本研究では，熟練のダイバーより，本種によく似た魚の死骸を目撃した，という情報が寄せられた．写真や実物がないため確証はないものの，情報提供者は琵琶湖での豊富な魚類観察経験をもち，外見の似た他種（ナマズ・イワトコナマズ・ビワコオオナマズ，ギギ，コイ・ニゴイ等）との誤認の可能性は低いと推察された．目撃個体がアメリカナマズであったとすれば，当該水域で 3 例目となるが，その個体の由来（具体的には，付近に生息していた個体か，南湖から偶発的に移動してきた個体か）が定かではなく，今後，本種の出現が続くかどうか注視する必要がある．

後者の事例はいずれも，2017 年に漁業者によって捕獲された個体が滋賀県水産試験場に持ち込まれたものである．隣接する南湖では，2007 年から 2017 年までほぼ毎年，アメリカナマズが捕獲されており，捕獲地点も南湖全域におよぶことを考慮すると，南湖で増加した個体の一部が北湖―南湖の接続部を越えて北上し，当該水域に侵入したものと推測できる．さらに，報告された 3 例のうち 2 例は湖岸に設置した小型定置網（エリ）での漁獲であったが，残りの 1 例は沖合での曳網漁で，一度に 2 個体が入網していた．本種は止水環境では主に底生であり（Yoshida et al. 2017），岸近くの浅い水域で採餌する（遠藤ほか 2015，平山ほか 2018a）と報告されているが，湖内において複数の個体が沖合を泳ぎ渡り，長距離移動しているとすれば，南湖と比べて水深の深い北湖においても急速な分布拡大が懸念される．

図 7　今後のモニタリングが必要な水域

（2）木津川

直近の 2018 年に 1 例，最下流（宇治川との合流点から上流約 2 km 地点）で本種の稚魚が 5 個体捕獲された事例が報告されている（北野・小林 2019）．これらの個体の由来は不明だが，三川合流付近で 2018 年以降に本種が複数捕獲されている状況をふまえると，木津川上流からの流下よりは，宇治川からの遡上の可能性が高いと考えられる．一方，木津川内に少数の繁殖個体が存在した可能性も否定できず，宇治川との合流点から上流数キロメートルの区間を中心に，定期的な採集調査が必要かもしれない．

支流の布目川では，布目ダム湖内で 2007 年から，ダム下流でも 2016 年以降に本種の生息が確認されているが，木津川本流における捕獲は現在のところ報告されていない．なお，木津川と布目川の合流点から約 1 km 下流の笠置大

橋付近にて 2018 年に釣獲されたコクチバスの胃内に，本種の稚魚とみられる小魚が入っていたとの情報が寄せられた．消化が進んでおり，外見のよく似たギギとの判別が困難な状態ではあるが(現在, 標本を詳細に観察して種同定中)，これがアメリカナマズの稚魚であった場合，布目川の下流あるいは木津川本流でコクチバスに捕食されたものと推察され，本種の稚魚を含む複数の個体が，布目川から木津川へとすでに侵入している可能性もある．布目川流域では 2016 年より，本種の駆除を目的とした釣り大会が開催されており, 木津川本流でも並行して，何らかの採集努力の投入および実態調査が必要であろう．

(3) 桂川

桂川では現在のところ，本種の目撃・捕獲事例は報告されていない．桂川と同じく宇治川に注ぐ木津川では，前項（2）で述べた通り，宇治川との合流点のすぐ上流部で本種の稚魚が捕獲されており，宇治川からの遡上の可能性も考えられた．

これを踏まえると，桂川でも，宇治川からの遡上個体（成魚・稚魚を問わず）の侵入が懸念される．一方，桂川の本川には，取水のための堰堤や床固め工による落差，段差が多数存在している．これらの河川構造物には魚道が設置されており，上流の日吉ダムまでは魚類の遡上は可能であるが，これまで国内河川において本種が河川内を長距離遡上した例は報告されておらず，ダムや堰堤を越えて上流側に侵入した明確な事例は確認できていない（Yoshida 2017）ことから，宇治川との合流点から，桂川で最下流に位置する 1 号井堰（鴨川合流点から約 1 km 上流）までの区間に集中したモニタリングが効果的と考えられる．

3. 今後の展望

本研究では，本種の分布の現状把握と，大まかな分布拡大シナリオの検討までを目標としたが，将来的には「どの地点にいつ頃出現しうるか？」を予測できる，より高精度なシミュレーションモデルへの展開も期待できる．具体的には，今回得られた本種の捕獲地点を魚の分布の初期値とし，測定した遊泳能力を魚の移動パラメータに設定したうえで，琵琶湖の水流と水温を組み込んだ物理モデル内で魚の移動・拡散・定着を再現できれば，地点ごとの出現しやすさ（＝重点的なモニタリング・駆除が必要な水域）や，繁殖するのに十分な個体数が集まるまでの時間（＝定着までの時間）など，より詳細な予測が可能となる．

琵琶湖・淀川水系の全域における本種の現状を体系的に整理した捕獲状況マップ（図 3）および重点モニタリング水域（図 7）等の知見は，科学的・行政的な調査の基礎として活用が期待できる．また，市民・釣り人向けのチラシ配布などを通じて，アメリカナマズの分布拡大について多くの人に知ってもらうきっかけづくりができたと考えている．このような周知効果を下地として，今後，各府県の行政機関や各水域の漁協などの関連団体とも情報共有を進めることで，アメリカナマズ以外にも多くの外来魚を抱える琵琶湖・淀川水系での，リアルタイムに近いモニタリング体制の構築が期待される．

最後に，アメリカナマズの分布および生態に関する国内研究の現状について述べる．本種は 2005 年に特定外来生物に指定されているほか，2018 年には緊急対策外来種にも指定され（環境省 2018），全国レベルで喫緊の対策が急務である．しかし, 本種の分布に関する知見は現在，水系ごと, あるいは府県ごとに報告されている．具体的には，阿武隈川水系（鷹崎ほか 2018），矢作川水系（山本ほか 2014），岐阜県内のため池（向井ほか 2019）滋賀県内の琵琶湖・瀬田川（滋賀県 2018），大阪府内の淀川（川瀬ほか

2017，2018）といった事例があり，本研究もこれらに並ぶものと位置づけられる．一方，水系を超えた取り組みによる，知見の一般化をめざした調査研究は限られており，前章第 1 節でとりあげた，2009 年度時点での国内分布を概説した片野ほか（2010）以降は，国内でみられるアメリカナマズ集団間の遺伝的背景を調べた報告（向井ほか 2016）および，動物搭載型の行動記録計を用いて湖沼と河川で行動を比較した研究（Yoshida et al. 2017）に限られる．また，本種の個体群動態および生態に関する知見の多くは，利根川水系の霞ヶ浦および北浦でおこなわれた研究（たとえば，Matsuzaki et al. 2013；冨永ほか 2013；遠藤ほか 2017；平山ほか 2018b）に基づいており，上記水系以外における個体群の挙動や，河川における本種の生態解明も急がれる．本種は特定外来生物に指定されており，生体の運搬・飼養に許可が必要ではあるが，室内での飼育実験に基づく知見の蓄積（たとえば，松田 2017）も野外における本種の生態の理解ならびに，効果的な駆除方法の検討にも有用であろう．

以上のように，今後は個別の水域・水系で行われる調査研究に加えて，水域間の比較研究や室内実験等で得られた多様な知見をも統合し，正確な現状把握と国内における本種の生態に基づいて，より一層，的確な対策を講じることが肝要である．本研究で得られた知見も，こうした取り組みの一環として，本邦の貴重な在来生態系の保全に資するものとなれば幸いである．

謝辞

本研究にあたり，滋賀県水産試験場には滋賀県内における過去の捕獲データを，大阪市立自然史博物館の谷壽一氏には，宇治川における魚類相調査データをご提供いただきました．また，釣り人をはじめとする多くの方々に寄せていただいた目撃情報や捕獲情報は，貴重な知見として整理させていただきました．データ提供ならびにご協力に深く感謝いたします．大阪経済大学の川瀬成吾博士ならびに木津川地区河川レンジャーの北野大輔氏には文献を，河村勇輝氏には標本をご提供いただき，周辺情報もお教えいただきました．ご協力に感謝いたします．情報提供の呼びかけには，ウォーターステーションびわの武田みゆき氏，大阪府立環境農林水産総合研究所生物多様性センターの山本義彦氏をはじめ，多くの方々にご協力いただきました．この場を借りて御礼申し上げます．

本研究で実施した室内実験は，東京大学大気海洋研究所共同利用研究（受付番号：外来研究員 No.153，2019）として行われました．

引用文献

荒山和則・岩崎　順 2012．霞ケ浦における近年の外来魚問題—チャネルキャットフィッシュの現状と駆除—．日本水産学会誌 78：761–764.

遠藤友樹・金子誠也・猪狩健太・加納光樹・中里亮治・亀井涼平・碓井星二・百成　渉 2015．茨城県北浦の沿岸帯におけるチャネルキャットフィッシュの摂餌特性．水産増殖 63：49–58.

遠藤友樹・加納光樹・所　史隆・荒井将人・片山知史 2017．茨城県北浦におけるチャネルキャットフィッシュの年齢と成長．日本水産学会誌 83：18–24.

平山拓弥・遠藤友樹・金子誠也・碓井誠二・加納光樹 2018a．富栄養湖のヨシ帯における餌料環境の季節変化に応じたチャネルキャットフィッシュの餌利用シフト．水産増殖 66：141–145.

平山拓弥・遠藤友樹・加納光樹・碓井誠二・金子誠也 2018b．茨城県北浦に流入する小河川へのチャネルキャットフィッシュの侵入．日本水産学会誌 84：136–138.

環境省 2018．生態系被害防止外来種リスト．https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/iaslist.html（2019.11.24 閲覧）

片野　修・佐久間徹・岩崎　順・喜多　明・尾崎真澄・坂本　浩・山崎裕治・阿部夏丸・新見克也・上垣

雅史 2010．日本におけるチャネルキャットフィッシュの現状．保全生態学研究 15：147–152.

川瀬成吾・石橋　亮・内藤　馨・山本義彦・鶴田哲也・田中和大・木村亮太・小西雅樹・上原一彦 2017．淀川流域における外来魚類の生息状況．保全生態学研究 22：199–212.

川瀬成吾・小西雅樹・上原一彦 2018．淀川流域に導入された外来魚類とその現状．農業および園芸 93：808–822.

北野大輔・小林慧人 2019．淀川水系木津川における特定外来生物チャネルキャットフィッシュ若魚の採集記録．地域自然史と保全 41：57–60.

McCauley, R. and Beitinger, T. 1992. Predicted effects of climate warming on the commercial culture of the channel catfish, *Ictalurus puctatus*. Geo Journal 28: 61–66.

Mori, T., Miyata, N., Aoyama, J., Niizuma, Y. and Sato, K. 2015. Estimation of metabolic rate from activity measured by recorders deployed on Japanese sea bass *Lateolabrax japonicus*. Fisheries Science 81: 871–882.

向井貴彦・Abinash，P.・臼杵崇広・山本大輔・加納光樹・萩原富司・榎本昌宏・松崎慎一郎 2016．日本における特定外来生物チャネルキャットフィッシュのミトコンドリア DNA はプロタイプの分布．魚類学雑誌 63：81–87.

松田圭史 2017．チャネルキャットフィッシュの日周活動性と LED 照明による捕食抑制効果．日本水産学会誌 83：639–641.

Matsuzaki, S. S., Takamura, N., Arayama, K., Tominaga, A., Iwasaki, J. and Washitani, I. 2013. Potential impacts of non-native channel catfish on commercially important species in a Japanese lake, as inferred from long-term monitoring data. Aquatic Conservation 21: 348–357.

向井貴彦・古屋康則・楠田哲士 2019．市民等から提供された岐阜県の新たな外来種の侵入記録．岐阜大学地域科学部研究報告 44：27–39.

滋賀県 2018．県内で確認された外来魚．https://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/2019991.pdf（2019.11.24 閲覧）

鷹﨑和義・和田敏裕・森下大悟・佐藤利幸・佐久間　徹・鈴木俊二・川田　暁 2018．福島県内の阿武隈川水系における外来魚チャネルキャットフィッシュの分布，サイズ組成，および成熟状況．水産増殖 66：41–51.

冨永　敦・半澤浩美・野内孝則・荒山和則 2013．霞ヶ浦における魚類および甲殻類の現存量の経年変化．陸水学雑誌 74：1–14.

山本大輔・酒井博嗣・阿部夏丸・新見克也・吉田　誠 2014．矢作川におけるチャネルキャットフィッシュの生息状況と採集方法．矢作川研究 18：25–31.

Yamazaki, K., Kanou, K. and Arayama, K. 2019. Nocturnal activity and feeding of juvenile channel catfish, *Ictalurus punctatus*, around offshore breakwaters in Lake Kasumigaura, Japan. Ichthyological Research 66: 166–171.

Yoshida, M. A. 2017. Distribution patterns of non-native channel catfish *Ictalurus punctatus* in Japan and its behavioral characteristics related to flow conditions. Doctoral Dissertation. The University of Tokyo.

Yoshida, M. A., Yamamoto, D. and Sato, K. 2017. Physostomous channel catfish *Ictalurus punctatus* modify swimming mode and buoyancy based on flow conditions. Journal of Experimental Biology 220: 597–606.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Predicting non-native channel catfish expansion in Lake Biwa based on past capture data and swimming performance measurement

YOSHIDA Makoto A., MABUCHI Koji and SATO Katsufumi

Recently, non-native channel catfish *Ictalurus punctatus*, an invasive alien species in Japan, has been repeatedly caught in Lake Biwa. However, the species' present status in the lake is unclear, and there seem to be more unreported capture records than have been reported. To reveal its distribution in the lake, we collected capture records of channel catfish from citizens including leisure anglers. In addition, we quantified its thermal tolerance using a swimming chamber to predict its dispersal in the Lake Biwa/Yodo River basin. Our survey has revealed that 314 individuals were caught across the basin during 2005–2019. While most of the capture records occurred near the Setagawa Weir, some records were reported from the Uji and the Kizu River in Kyoto Prefecture, the Yodo River in Osaka Prefecture, and the Nunome River in Nara Prefecture, indicating the species' range expansion in the downstream direction. Moreover, our laboratory experiments have confirmed the species' thermal tolerance up to 40 ºC in summer season. Yet the species has been caught only three times in the North basin of Lake Biwa for 5 years, it may also expand its range in the area, where the average water temperature during summer has rising gradually along with global warming.

Keywords: citizen science, exotic species, *Ictalurus punctatus*, invasive alien species, Yodo River basin

Channel Catfish Behavior Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

北海道の在来魚群集に対するニジマスの影響評価のためのハザードマップ

北教大 – 神戸大水環境チーム
今村彰生[1]・速水花奈[2]・坂田雅之[2]・源　利文[2]

本研究は，環境 DNA によりニジマス *Oncorhynchus mykiss* の分散ポテンシャルをマップ化し，さらに環境 DNA メタバーコーディングにより在来魚群集の生息状況をマップ化することを目的とした．その上で，在来魚群集にとって好適な水系や生息地を抽出し，ニジマスの分散から受けるリスクの大小を視覚化した「ハザードマップ」を作成し，在来魚群集の保全への具体的な指針の提示を目指した．調査地は PNF27 期助成での調査地の 3 地点と 29 期に合わせて追加した地点の計 16 地点とした．2018 年 10 月—2019 年 8 月にかけて 1 ヶ月に 1 回の環境水の採集を計 11 回実施し MiFish 法によるメタバーコーディングを実施した．その結果，サケ科やコイ科を含め 12 科 36 群の魚類を検出した．地点ごとの種数の範囲は 12–23 種で，フクドジョウ *Barbatula barbatula*，ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus*，ハナカジカ *Cottus nozawae* が全地点で検出され，外来サケ科のニジマスは 16 地点で検出された．国内外来種であるナマズも 2 地点で検出された．全体として，ニジマスを除くと在来種の比率は高かった．重点を置いているサケ科については，ヤマメ（またはサクラマス）*Oncorhynchus masou* sspp. の検出地点が 15，アメマス（広義イワナ）*Salvelinus leucomaenis* sspp. が 12，オショロコマ *Salvelinus malma* sspp. が 11，サケ（シロザケ）*Oncorhynchus keta* が 11 と，在来サケ科は全地点で検出された．立地条件を加味して調査地点ごとに整理すると，石狩川中流域（旭川市内）でも検出種数は多く，なかでも旭川市の中心の調査地点旭橋では最大の 23 種が検出された．また，鱒取川やピウケナイ川という石狩川への流入河川と忠別川の調査地点で検出種数が多い傾向が見られたが，石狩川の支流でもオサラッペやノカナンでは検出種数が少なかった．また，忠別ダムの周囲は上流側下流側を問わず，全体として検出種数が少なかった．以上から，忠別ダムの周辺での淡水魚相が劣化傾向にある一方で，忠別川下流および忠別川と石狩川との合流点より下流において淡水魚相が豊かである傾向が示された．ニジマスとの排他的な関係については計画当初の予測に反して検出できず，今後の検討課題である．

キーワード：河川横断工作物，環境 DNA，メタバーコーディング

序論

北海道は国内随一の在来サケ科の生息地である．在来種としてイトウ属のイトウ *Hucho perryi*，イワナ属のエゾイワナ（アメマス）*Salvelinus leucomaenis leucomaenis*，オショロコマ *Salvelinus malma malma*，タイヘイヨウサケ属のヤマメ（サクラマス）*Oncorhynchus masou*，サケ（シロザケ）*Oncorhynchus keta*，さらには道東地域を中心にカラフトマス *Oncorhynchus gorbuscha* が分布している．さらに外来種として，ヤマメに近縁なニジマス *Oncorhynchus mykiss*，タイセイヨウサケ属のブラウントラウト *Salmo trutta* なども生息しており，これらは在来サケ科との間での競争関係など負の影響が

1: 北海道教育大学旭川校　2: 神戸大学
2020. 1. 10 受付　2020. 9. 29 公開

指摘されている．とくにニジマスについては，そ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）．ニジマスは 2015 年に国の産業管理外来種に指定されたが，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懸念がある．

本研究では，PNF27 期で実施した，エゾイワナとオショロコマに関する種特異的な環境 DNA 解析の成果を踏まえ（Minamoto et al. 2019, 今村ほか 2019），環境 DNA を用いたメタバーコーディング解析を実施することとした．これによって，サケ科に留まらない魚類群集のデータを水系スケールを視野に入れて集積することができる．この調査を厳冬季も含めて通年で実施することで，魚類の種組成とその変化が把握され，ニジマスの在 / 不在とその季節変化と総合して考察することができると考える．

サケ科のような回遊性の魚類においては，生息地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ている．凍結されていたダム建設事業の再開などが増加傾向のなか，外来種と人工的な魚止めの複合的な影響を明らかにし，生息，繁殖，越冬に好適な環境条件という基礎情報の蓄積は重要である．人工の魚止めの増加による個体群の絶滅可能性の増大についての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）．

そこで本研究では，河川の魚類群集の組成を把握し，外来魚であるニジマスとの共存状態を視覚化し，在来のサケ科およびサケ科以外の魚類相が豊かな地点，および魚類の組成の季節変化を明らかにし，ニジマスからの影響が危惧される地点はどこか，またはニジマスからの将来的な影響を防ぐべき地点はどこか，信頼性の高い情報を収集することを目指した．

材料と方法

1. 調査地

調査河川は，石狩川水系のうち上川平野エリアを対象とした．PNF27 期での助成期間中の調査地点（Minamoto et al. 2019，今村ほか 2019）を 3 地点残し，計 16 地点を選定した．石狩川の一次支流である忠別川，鱒取川のような旭川市内の河川および東川町の忠別ダム周辺などを対象とした（表 1，図 1）．これらは，PNF27 期での研究結果や（Minamoto et al. 2019，今村ほか 2019），それ以降の今村による調査を通じて，サケやヤマメ（サクラマス）の遡上が観測される地点を含み，石狩川への支流の合流点付近または忠別川への支流の合流点付近のいずれかである．

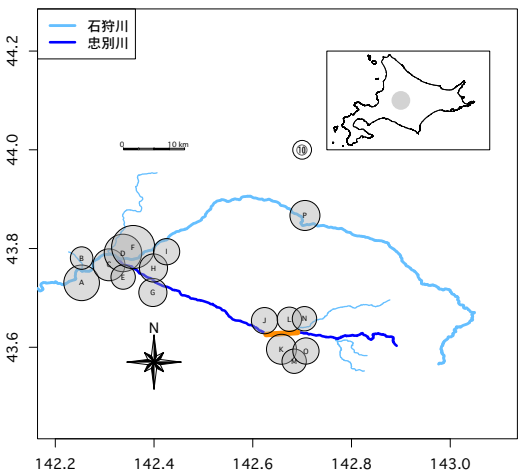


図 1　石狩川水系での採水 16 地点のメタバーコーディングの結果．円の大きさが淡水魚の検出種数を表す．種数の範囲は 12-23 種．図中のアルファベットは表 1 の調査地点に対応している．忠別川の橙色の線は忠別ダムの範囲を表す．北海道内でのおおよその位置は右上の図の灰色に相当する．

表1　採水16地点におけるメタバーコーディングの結果．本表は2018年10月—2019年8月のデータに基づく．種ごとの在 / 不在は1/0によって表し網かけした．また site 記号は図1中の記号に対応している．

site記号	site	総種数	スナヤツメ北方種	カワヤツメ	コイ	ゲンゴロウブナ	フナ属	ヤリタナゴ	カネヒラ	オイカワ	ヤチウグイ	アブラハヤ	エゾウグイ	ウグイ	モツゴ	ビワヒガイ	ホンモロコ	ニゴイ属	ドジョウ	カラドジョウ
A	石狩川鱒取川合流	19	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0
B	鱒取川支流	12	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
C	オサラッペ	17	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0
D	美瑛ー忠別ー美瑛側	20	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1
E	美瑛ー忠別ー忠別側	13	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0
F	旭橋	23	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0
G	ポン川河口	15	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0
H	忠別川ポン川合流	15	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0
I	永山橋	14	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0
J	忠別ダムout	14	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
K	忠別ダム南東流入沢	16	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0
L	ノカナン	13	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
M	忠別ダム流入2南	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0
N	ピウケナイ駐車場	13	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0
O	忠別ダム流入1北	14	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
P	安足間	16	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1

site記号	site	フクドジョウ	ナマズ	イシカリワカサギ	イトウ	アメマス.ニッコウイワナ.ゴギ	オショロコマ	ニジマス	サケ.ベニザケ	ヤマメ.アマゴ	トミヨ属	キタノトミヨ	トミヨ汽水型	メダカ	ハナカジカ	ヌマチチブ	ヨシノボリ属	スミ.シマウキゴリ	カムルチー
A	石狩川鱒取川合流	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0
B	鱒取川支流	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0
C	オサラッペ	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
D	美瑛ー忠別ー美瑛側	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0
E	美瑛ー忠別ー忠別側	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
F	旭橋	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0
G	ポン川河口	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
H	忠別川ポン川合流	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0
I	永山橋	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
J	忠別ダムout	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
K	忠別ダム南東流入沢	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
L	ノカナン	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
M	忠別ダム流入2南	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
N	ピウケナイ駐車場	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
O	忠別ダム流入1北	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0
P	安足間	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0

2. 採水調査と DNA 解析

環境水の採取については，1ヶ月に1回とし，2018年10月—2019年8月までに11回実施した．各地点で約900 mL の表層水をサンプリングした．Minamoto et al.（2019）や今村ほか（2019）により厳冬期での採水方法は確立されている．それに準拠し，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解析した．ろ紙サンプルからの DNA 抽出は，DNA 抽出は Minamoto et al.（2019）に従って行い，最終容量 100 μL の DNA 溶液を得た．

魚類の多様性を調査するために，MiFish プライマー（Miya et al. 2015）を用いて 1st PCR を行った．魚類の 1st PCR における溶液の組成は 6 μL の 2 × KAPA HiFi，300 nM の 1st PCR eDNA-F6U（5’- ACACTCTTTCCCTACACGACGCTCTTCCGATCTNNNNNNG-TCGGTAAAACTCGTGCCAGC-3’）と 1st PCR eDNA-R6U（5’-GTGACTGGAGT-TCAGACGTGTGCTCTTCCGATCTNNNNNNGTATCACCCCATAGATTAGGGT-CAAAC-3’），1 μL の DNA サンプルで全量を 12 μL とした．1st PCR の温度条件は 95 ℃で3分の初期ステップの後，98 ℃を20秒 65 ℃を15秒，72 ℃を15秒からなるサイクルを40サイクル行い，その後 72 ℃を5分である．1st PCR は各サンプル4繰り返し行い，1回の PCR につきネガティブコントロールとして超純水を1サンプル分同条件で PCR した．1st PCR 後に SPRI select（Beckman Coulter）を用いて必要な DNA 断片のサイズセレクションをプロトコルに従って行った．その後 Qubit3.0 で DNA 濃度

を測定し，各サンプルを 0.1 ng/μL になるように希釈した．

次に，次世代シーケンサー（NGS）用のアダプターがついたタグ付きのプライマーを用いて 2nd PCR を行った．PCR 溶液の組成は，6 μL の 2 × KAPA HiFi，反応に寄与する濃度がそれぞれ 300 nM のタグ付きプライマー F と R，DNA サンプル 1 μL で全量を 12 μL とした．温度条件は 95 ℃で 3 分の初期ステップの後，98 ℃を 20 秒，72 ℃を 20 秒のサイクルを 12 サイクル，その後 72 ℃で 5 分である．2nd PCR 産物は全て混合し，純水で 5 倍希釈したものを 250 μL 作り，E-Gel Precast Agarose Electrophoresis System（Thermo Fisher Science）とE-Gel SizeSelect 2 %（Thermo Fisher Science）を用いて泳動し，ターゲットバンドから合計 200 μL のライブラリサンプルを得た．その後，Agilent 2100 Bioanalyzer（Agilent Technologies）を用いてターゲットとする長さの DNA が十分に精製されていることを確認した．

以上の作業を 2018 年 10—11 月分は株式会社環境総合リサーチに外注し，残りのサンプルは神戸大水環境チームが作業を行なった．得られたライブラリサンプルは MiSeq（イルミナ株式会社）または iSeq（イルミナ株式会社）を用いてシーケンシングした．得られた配列は usearch（https://www.drive5.com/usearch/manual/cmds_all.html）を使用して解析した．シーケンス先頭の F プライマーおよびシーケンス後方の R プライマーを除去し，読み取り内のすべての塩基について E（ee:expected errors）が 1.0 以上のものを破棄した．100 bp 未満の長さのシーケンスを除去し，シーケンスデータ全体のなかで同じ長さ，同じ配列のものをまとめた．1–2 塩基違いの配列およびキメラと判定されたものを除去した．その後，クエリ配列をリファレンスデータベースと照合し，98.5 % 以上の相同性で一致するものをその種に割り当てた．

3. 統計解析

全ての解析及び地図描画には，R version 3.5.2（R Core Team 2018 https://www.R-project.org/）を用いた．データの前処理には統合パッケージである tidyverse を用いた．パッケージ vegan の関数 vegdist によって魚類群集の類似度を算出し，関数 mantel によって空間的自己相関を算出したが，いずれも在 / 不在データを扱うため Jaccard 指数を用いた．地図描画には国土数値情報（http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/index.html，2020 年 1 月 6 日確認）を用いた．調査地点の緯度経度は GoogleMap（世界測地系）によった．このとき，パッケージ maptools および rgdal によって地図の読み込みや測地系の統一を行い，パッケージ sp を用いて調査地点間の大圏距離を計算した．グラフ描画にはパッケージ ggplot2 を用い，ヒートマップ描画にパッケージ gplot を用いた．いずれのパッケージも 2019 年 12 月 27 日の時点で入手できる最新版とした．

結果

1. メタバーコーディングの検出結果

サケ科やコイ科を含め 12 科 36 種の魚類の DNA を検出した（表 1）．メタバーコーディング解析の特性上，属内の近縁種などは種レベルまで同定できないことがあるが，本論文では便宜的に種とした．地点ごとの種数の範囲は 12–23 種で，コイ科のエゾウグイ *Tribolodon sachalinensis*，タニノボリ科のフクドジョウ *Barbatula barbatula*，ドジョウ科のドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus*，カジカ科のハナカジカ *Cottus nozawae* が全地点で検出され，サケ科外来種のニジマスも 16 地点で検出された．採水地点ごとの検出種数については図 1 に示す．

在来サケ科ではイトウ，エゾイワナ *Salvelinus*

leucomaenis sspp.，オショロコマ *Salvelinus malma* sspp.，ヤマメ（サクラマス）*Oncorhynchus masou* sspp.，サケ *Oncorhynchus keta* spp. が検出された．これら sspp. としたものについては亜種レベルでは区別できないためだが，生息情報などから解析では和名表記の 1 種として扱う．ニジマス以外の外来サケ科は検出されなかった．

このほかコイ科が多く検出された．国内外来種であるコイ科のコイ *Cyprinus carpio*，ゲンゴロウブナ *Carassius cuvieri* などのフナ類，ヤリタナゴ *Tanakia lanceolata*，カネヒラ *Acheilognathus rhombeus*，オイカワ *Zacco platypus*，アブラハヤ *Rhynchocypris lagowskii*，モツゴ *Pseudorasbora parva*，ビワヒガイ *Sarcocheilichthys variegatus microoculus*，ホンモロコ *Gnathopogon caerulescens*，ニゴイ属 *Hemibarbus* spp.，さらにはナマズ科のナマズ *Silurus asotus*，ハゼ科のシマウキゴリ *Gymnogobius opperiens*，タイワンドジョウ科のカムルチー *Channa argus* が含まれていた．このうち，カネヒラ，オイカワ，ビワヒガイ，シマウキゴリ，カムルチーについては，全体で 1 回のみの検出であるため偽陽性の可能性を否定できない．カワヤツメについても同様に全体で 1 回のみの検出であるため偽陽性の可能性がある．ヤリタナゴ，ニゴイ，ホンモロコは複数回検出されているが北海道には分布しないとされている（細谷 2015）．

2. 在来サケ科とニジマスの検出について

在来サケ科魚類とニジマスの検出について，排他性が見られるのかどうか，在来サケ科，ニジマス，コイ科，その他に分類したうえで採水地点ごとの検出の季節変化を検討した（図 2）．ニジマスは，のべ 176 サンプルのうち 110 サンプルから検出されており，検出回数が多いことが視覚的にも明らかである．しかし，ニジマスの検出と在来のサケ科との間に排他性は読み取

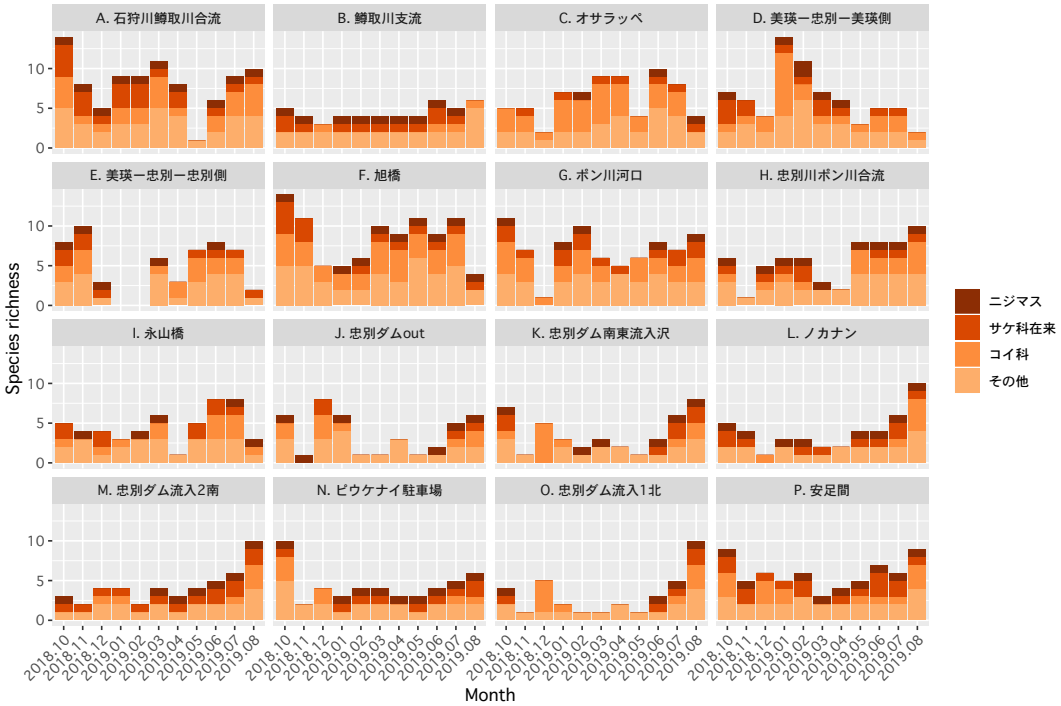


図 2　調査地点ごとの季節変化．縦軸は種数で，ニジマス，在来サケ科，コイ科，その他で色分けした．地点を表す記号は表 1 に対応している．

れない．ニジマスが検出されない場合，そのサンプル全体の検出種数も低下する傾向にあった．これはダム湖周辺の採水地点の傾向で，本流域や支流域での傾向とは異なった．

地点当たりの種数とその季節変化をみると（図 1，2），検出種数が多いのは旭橋，美瑛川が忠別川と合流する地点の橋（図 2 の A, D, F），鱒取川が石狩川と合流する地点，調査エリアの最下流域かつ本流側（または幅の広い支流）という傾向が見られた．これは，サケ科に加えてコイ科などの魚種の検出が多かったことによる（表 1）．一方，調査エリアの上流域または細い支流については（図 2 の B，P），種数が少ない傾向だった．また，ダム周辺（図 2 の J，K，L，M，N，O）では通年で検出種数が少ない傾向を示し，ニジマスの不検出も見られた．夏季と冬季に種数の増加または減少については，冬季の種数が減少するという傾向が見られた．冬季に種数が増加した，または減少がみられなかった地点としては，石狩川鱒取川合流点，オサラッペ川河口，美瑛川の忠別川への合流点，石狩川旭橋，ポン川の忠別川への合流点が挙げられる（図 2 の A，C，D，F，G）．

3. 検出の種組成と類似度

続いて，種ごとにどの地点で検出されたのか，さらに種組成の地点間での類似度について検討する．種ごと，地点ごとの検出回数を図 3 に示すが，ここでは偽陽性の可能性が高いものなどは省き，のべ検出回数が多いものとサケ科について取り上げる．フクドジョウは，どの地点のいつの調査でも多く検出されていることが分かる（のべ検出回数は 171）．ハナカジカも同様だが，ダム周辺などでの検出数が少ない傾向だった（のべ 117）．エゾウグイはのべ 83，ドジョウはのべ 66，ウグイはのべ 48 だが，これらは下流域に該当する旭川市内での検出が多いが，上流域や細い支流域での検出が少ない傾向を示した．サケ科については，ニジマスは上述の通り全地点からのべ 110 回検出された．ダム周辺でも検出回数が多く，どの地点からも複数回検出された．ヤマメは 15 地点から検出されたが，ニジマスとは異なりダム周辺での検出回数は少ない傾向だった．エゾイワナについては，検出地点数が 12 と少なく，のべ検出回数も 32 にとどまった．オショロコマは 11 地点から検出され，45 回検出された．オショロコマは下流域には少ない一方で，ダム周辺でも検出された．サケについては，下流域（旭川市内）を中心に，11 地点からのべ 18 回検出されたがダム周辺からの検出については検討を要する．また，イトウが 2 地点からのべ 2 回検出された．なお石狩川本流域でのイトウについては 1970 年代を最後に漁獲などは確認されていない（鷹見・川村 2008）．トミヨ類については，トミヨ属，キタノトミヨ，トミヨ汽水型という 3 タイプの検出があった．このうちキタノトミヨについては 1 回のみの検出のため省き，図 3q には残りの 2 群をまとめた値を示した．これをみると，下流域に偏っており，止水を好む傾向が強いことと一致する．一方，ダム周辺は流速が落ちるが，これらの検出は少なかった．

類似度で色分けしたヒートマップと組成からクラスター図を作成しところ，細い支流である鱒取川とピウケナイ，ダム周辺，そして下流の旭川市内（石狩川または忠別川の本流域に該当）がそれぞれクラスターを形成した（図 4）．空間的自己相関について mantel テストを実施した．これは地点間の距離と検出された種組成の類似度（本研究では Jaccard 指数を用いた）にもとづいて空間的自己相関を検討するものである．並び替え回数を 10000 回に設定した結果，相関係数は最大で 0.132 であり，近い地点間ほど類似性が高いということはない，と見なせる結果だった．

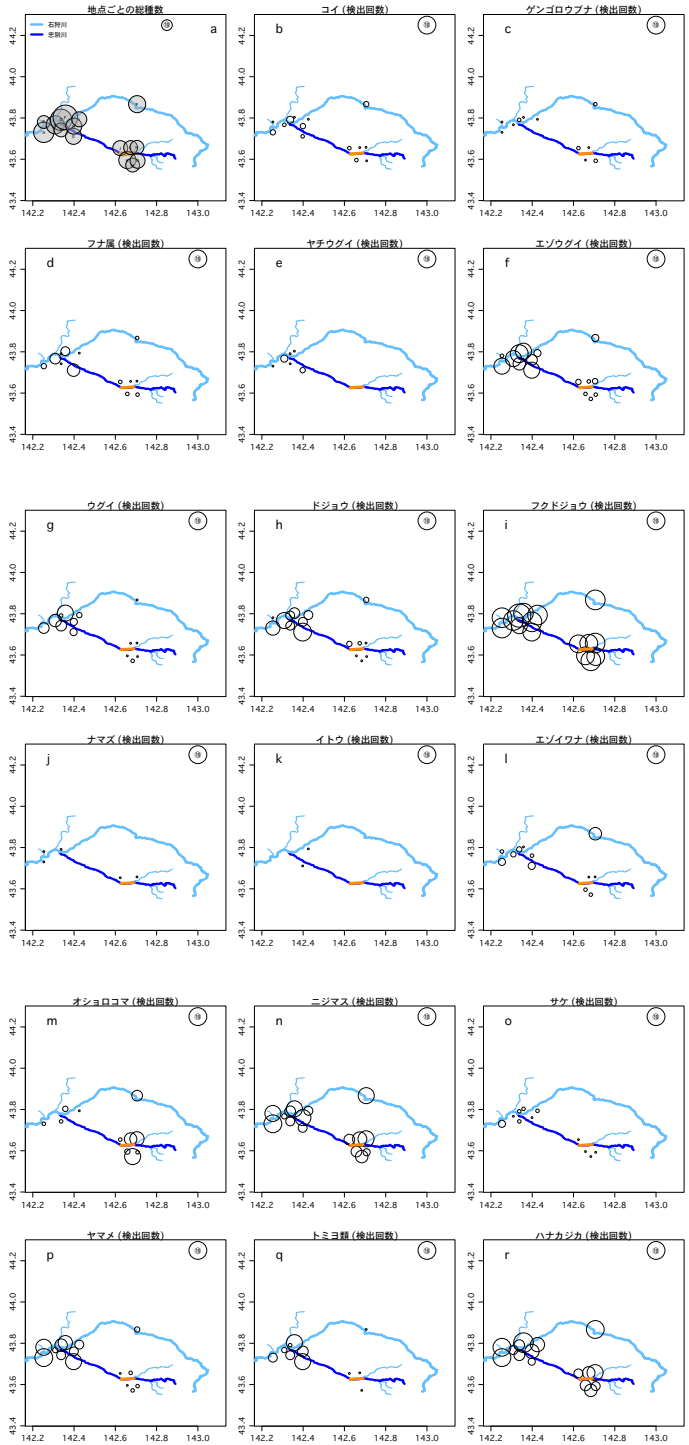


図 3　地点ごと，種ごとに検出回数を地図上に示す．a 地点ごとの総種数を表し，円の大きさが種数に対応．凡例の円は 10 種を表す；b--r は各種の検出回数を円の大きさで表す．凡例の円は 10 回を表す．b コイ；c ゲンゴロウブナ；d フナ類；e ヤチウグイ；f エゾウグイ；g ウグイ；h ドジョウ；i フクドジョウ；j ナマズ；k イトウ；l エゾイワナ；m オショロコマ；n ニジマス；o サケ；p ヤマメ (サクラマス) ；q トミヨ類；r ハナカジカ

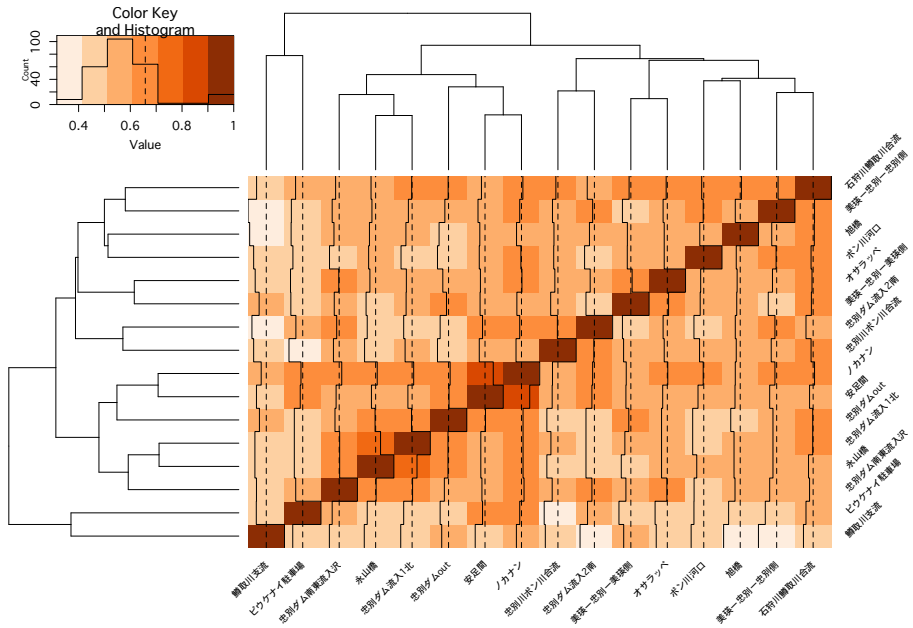


図 4　調査地点間での魚類群集の類似度に基づいたヒートマップ．類似度は Jaccard 指数により，クラスター図は gplot パッケージでの初期設定である average 法によった．類似度の最頻値は約 0.55 であり，点線は類似度の最大値と最小値の中間点である約 0.68 に対応している．

考察

全体では 36 群，偽陽性と考えられるものを除いても 27 群を検出することができた．この結果から，地点間での検出種数の差，または地点あたりの検出種数とその変動なども含め，環境水の DNA メタバーコーディング解析によって提示することができたと考える．

全体で 1 回のみの検出であり偽陽性の可能性ありとした，カワヤツメ，カネヒラ，オイカワ，ビワヒガイ，イシカリワカサギ，キタノトミヨ，ヌマチチブ，シマウキゴリ，カムルチーという魚群については，生息の可能性が完全に否定された訳ではなく，今後の情報収集が重要だと考える．とくに，人為的な移入がいつどこで，どの種について起こっているのかを把握することは極めて困難であるが，そのような目的にも環境水の DNA メタバーコーディング解析は有効だと考えられる．検出が複数回にわたり，かつ北海道に生息しないとされるものについては，ヤリタナゴ，ニゴイ，ホンモロコが挙げられる．このうちホンモロコについては，移入されて定着している可能性が指摘されており，ヤリタナゴやニゴイ類についても同様の可能性はあるだろう．

のべ検出回数が多かったのは，在来種のフクドジョウ，ハナカジカである．ドジョウについては，移入の可能性もあるなど北海道の在来ドジョウの種分類が未解決のため，解釈が難しいが，これらの底生魚類が石狩川水系の魚類群集を構成する重要な分類群であることには疑いない．

国内外来種として，コイ，フナ類，ナマズを検出したが，これらは長く定着している分類群だと考えられる．コイ科の国内外来種についてはのべ検出回数が多く，河川魚類の主要な要素であると考えても良いだろう．石狩川水系の旭川より下流（江部乙）などへのナマズの定着は古くより知られているが（小林・安達 1957），

旭川周辺での情報は少ない．本研究での検出頻度も少なく，北海道の河川における重要性は相対的に低いと考えられる．

在来サケ科と外来サケ科のニジマスとの関係についてだが，サケ科のなかで検出地点数，のべ検出回数ともにニジマスが最大であったことからも，今回の調査地である上川平野周辺においてニジマスがもっとも優位である可能性が高い．忠別ダム周辺において在来サケ科の検出が低下する傾向なのに対して，サケ科のうちでニジマスだけは検出される要因として，人為の放流の効果と生息環境への適応の幅広さの影響が考えられる．一方，ダム周辺ではニジマスも含めサケ科が全く検出されない時期はフクドジョウやドジョウのみが検出されていた．このことから，ニジマスにとって好適な環境ではないと考えられるダムの流入点やダムの直下などは，魚類群集の多様性という点でも好適な環境ではない可能性がある．

在来サケ科の中ではヤマメの検出地点数が多く，生息範囲という点では，危機的ではないと考えられる．オショロコマは地点数は少ないものの上流域でニジマスとともに検出される傾向があり，これは今村ほか（2019）でも指摘されている通りである．今村ほか（2019）での別の指摘としてエゾイワナののべ検出数が少ないことが挙げられるが，本研究でも同様の傾向が見られた．絶滅危惧 II 類選定のオショロコマに対して，レッドリストに選定されていないエゾイワナについては（環境省レッドリスト 2019，http://www.env.go.jp/press/106383.html，2020 年 1 月 8 日確認），北海道全体で見ても危機的状況にはない種であるはずだが，上川平野周辺においては楽観視できないのではないかと，著者らは捉えている．これについて今村ほか（2019）の結果も踏まえると，エゾイワナはオショロコマやニジマスより回遊性が強いことから，ダムに代表される河川横断工作物の影響を，北海道の在来サケ科の中で最も強く受けている可能性がある．

本研究において，希少種であり絶滅危惧 IB 類に選定されているイトウ（環境省レッドリスト 2019，http://www.env.go.jp/press/106383.html，2020 年 1 月 8 日確認）が，2 地点でのべ 2 回検出されたが，石狩川本流では 1970 年代を最後に確認されていないとされる（鷹見・川村 2008）．一方 web 上では，釣りをするために旭川付近でも放流されているという書き込みが散見される．本研究のメタバーコーディング解析環境においては，本研究以外の北海道の環境水は扱っておらず，コンタミネーションの可能性は低いと考えられる．イトウの希少性や生息範囲の縮小の現状を鑑みれば，イトウの生息の可能性について引き続き検討する意義があるだろう．

本研究全体をまとめると，環境水のメタバーコーディング解析によって，在来サケ科 5 種と外来サケ科のニジマスについて，生息場所とその季節変化を捉えることができた．同時に，フクドジョウ，ドジョウ，ハナカジカなどの種群が河川の魚類として重要な要素であることや，コイ科魚類がとくに下流域に豊富である可能性を示すことができた．ニジマスが調査地点の全て，かつ採水サンプルのほぼ全てから検出されたため，研究の立案時に想定していたハザードマップの構築に適したデータは得ることができなかった．しかし，地点ごとの在来魚群集の組成とニジマスの生息とその季節変化について，石狩川水系の東西約 40 km にわたって実態を解明できたことは，北海道の淡水魚類の保全を考える上でも重要な成果であろう．

引用文献

Baxter CV, Fausch KD, Murakami M, Chapman PL 2007.

Invading rainbow trout usurp a terrestrial prey subsidy from native charr and reduce their growth and abundance. Oecologia, 153, 461–470.

Hasegawa K, Yamamoto T, Murakami M, Maekawa K 2004. Comparison of competitive ability between native and introduced salmonids: evidence from pairwise contests. Ichthyological Research 51: 191–194.

Hasegawa K, Maekawa K 2006. The effects of introduced salmonids on two native stream-dwelling salmonids through interspecific competition. Journal of Fish Biology, 68, 1123–1132.

細谷和海 2015．日本の淡水魚．（細谷和海 編・監修）山と渓谷社，東京．

今村彰生・速水花奈・坂田雅之・源　利文 2019．河川横断構造物とニジマスが北海道のイワナ属の生息に与える影響：環境 DNA 分析の結果をもとに．保全生態学研究 24：71–81．

小林　弘・安達栄徳 1957．石狩川流域のナマズに就て．北海道学芸大学紀要第二部 8：119–123．

Minamoto T, Hayami K, Sakata MK, Imamura A 2019. Real-time polymerase chain reaction assays for environmental DNA detection of three salmonid fish in Hokkaido, Japan: Application to winter surveys. Ecological Research 34: 237–242. DOI: doi.org/10.1111/1440–1703.1018.

Miya M, Sato Y, Fukunaga T, Sado T, Poulsen JY, Sato K, Minamoto T, Yamamoto S, Yamanaka H, Araki H, Kondoh M, Iwasaki W 2015. MiFish, a set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: detection of more than 230 subtropical marine species. R. Soc. open sci. 2: 150088. http://dx.doi.org/10.1098/rsos.150088 Morita K and Yamamoto S Hoshino N 2000. Extreme life history change of white-spotted char (Salvelinus leucomaenis) after damming. Can J Fish Aquatic Science 57: 1300–1306.

Morita K, Morita SH, Yamamoto S 2009. Effects of habitat fragmentation by damming on salmonid fishes: lessons from white-spotted charr in Japan. Ecol Res 24: 711–722.

Morita K, Tsuboi J, Matsuda H 2004. The impact of exotic trout on native charr in a Japanese stream. Journal of Applied Ecology, 41, 962–972.

Sahashi G, 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.

鷹見達也・川村洋司 2008．北海道におけるサケ科魚類イトウ（Hucho perryi）の減少過程．野生生物保護 11：1–5．

Taniguchi Y, Miyake Y, Saito T, Urabe H, Nakano S (2000) Redd superimposition by introduced rainbow trout, Oncorhynchus mykiss, on native charrs in a Japanese stream. Ichthyol Res 47: 149–156. DOI: Doi 10.1007/Bf02684235.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Trials to visualize the effects of invasive rainbow trout on the native fish community in central Hokkaido, Japan

IMAMURA Akio, HAYAMI Kana, SAKATA Masayuki K.
and MINAMOTO Toshifumi

We tried to reveal species composition and its seasonal change of the freshwater-fish community in the Kamikawa plain on Hokkaido Island, Japan, using meta-barcoding analysis of eDNA. We tried to detect negative effects of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) onto the native-fish community. Sixteen research sites were located at Ishikari-gawa River system including a primary tributary, Chubetsu-gawa River. We collected water-samples once a month from Oct. 2018 to Aug. 2019. We detected DNAs of 36 ASVs (operational taxonomic units) from 12 families. The numbers of ASVs per site ranged 12–23. The DNAs of *Barbatula barbatula, Misgurnus anguillicaudatus, Cottus nozawae*, and rainbow trouts were detected at all the research sites. As a whole, the frequency and proportion of native species were high. As for native salmonids, DNAs of Masu salmon (*Oncorhynchus masou* sspp.), white-spotted char (*Salvelinus leucomaenis* sspp.), dolly varden (*Salvelinus malma* sspp.), and chum salmon (*Oncorhynchus keta* spp.) were detected at 15, 12, 11, and 11 sites, respectively. The number of ASVs per site was largest at Asahi-bashi bridge in the central Asahikawa City. The numbers of ASVs detected were large at the sites of tributaries of Ishikari-gawa River, i.e. Masutori-gawa and Piukenai. The sites around the Chubetsu Reservoir tended to contain smaller numbers of ASVs detected. The sites at the lower reaches of the Ishikari-gawa and Chubetsu-gawa Rivers tended to contain richer number of species including large numbers of Cyprinidae species. We did not detect the exclusive relationship between rainbow trout and the native salmonid species.

Keywords: artificial structures crossing the rivers, environmental DNA, meta-barcoding

HUE & Kobe U. Freshwater Biology Team

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

新たに確認された徳島県牟岐町カンムリウミスズメ繁殖地での繁殖個体群規模の推定とネズミ類侵入状況確認

海鳥保全グループ
武石全慈[1]・Darrell WHITWORTH[2]・Michael PARKER[2]・
大槻都子[1]

カンムリウミスズメは IUCN レッドリストで Vulnerable，環境省レッドリストで絶滅危惧Ⅱ類に掲載され，また国の天然記念物に指定され保全努力が要請されている．徳島県牟岐町では 2018 年の我々の調査で，2 島で抱卵個体が認められ新繁殖地であることが確認された．2019 年の調査では抱卵個体が 3 島で，死骸が 1 島で確認され，これら 4 島が繁殖地又は繁殖推定地とみなされた．周辺海上でのスポットライトサーベイでは，2018 年に 965 羽，2019 年に 656 羽がカウントされた．集合範囲，密度，繁殖・非繁殖個体比率等を考慮しつつ繁殖個体群規模について検討した．抱卵個体が確認された 1 島では，2018 年にネズミ類による捕食が疑われる死骸が発見され，小型哺乳類と考えられる糞も認められた．そこで，噛み痕トラップや自動撮影カメラによってネズミ類の存在確認を試みたが，確認には至らなかった．一方，地表には，抱卵期初期にもかかわらず卵殻が多数散在することから，営巣中の巣穴に向けて自動撮影カメラを設置したところ，カラス類による卵の捕食が確認された．カラス類の本種繁殖に及ぼす影響についても検討した．

キーワード：カラス類，スポットライトサーベイ，捕食，保全

Ⅰ．はじめに

カンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* は日本と韓国の島嶼で繁殖する小型の海鳥で，国際自然保護連合（IUCN）レッドリストでは Vulnerable に，環境省レッドリストでは絶滅危惧Ⅱ類（VU）に掲載され，また，我が国の天然記念物にも指定されている．徳島県牟岐町の海域では，近年，多数のカンムリウミスズメが見られ，Otsuki et al.（2017）は同海域でのカンムリウミスズメ繁殖調査の必要性を指摘した．そこで 2018 年 4・5 月に海鳥保全グループと California Institute of Environmental Studies は共同調査を実施して，2 島で抱卵個体，1 島で卵を認め新繁殖地であることを確認した（武石ら 2019）．今回は繁殖確認記録を更に充実させるとともに，牟岐町海域の繁殖個体群規模の推定を試みた．また，2018 年 4 月 3 日には同海域の櫂投島において，ネズミ類による捕食が疑われるカンムリウミスズメ成鳥斃死体 1 羽が認められるとともに，哺乳類と思われる小型糞も認められた（武石ら 2019）．ネズミ類はカンムリウミスズメの営巣場所である岩隙内に容易に侵入可能であり，他の天敵に比べて繁殖個体群に対する影響が極めて大きい．福岡県の

1: 海鳥保全グループ　2: California Institute of Environmental Studies
2019. 11. 30 受付　2020. 9. 29 公開

繁殖地ではドブネズミ *Rattus norvegicus* の侵入によって壊滅的な被害が生じている（武石 1987）．そこで今回，ネズミ類の存在確認に努めた．

Ⅱ．調査地

調査は徳島県海部郡牟岐町の海域で行った．本土から 2.1 ～ 4.3 km 沖に有人島の出羽島と 5 つの無人島，即ちナザノハナ（小津島のうちの北の島），サデバ（小津島のうちの南の島），津島，大島，櫂投島が分布する（図 1）．

図 1　調査地の徳島県牟岐町海域

Ⅲ．調査方法

1. 海上センサス

1）日中の海上センサス

牟岐町海域では繁殖期の夕方にカンムリウミスズメの集団が見られる．2019 年 3 月 29 日の夕方に，島嶼群と本土との間で 15.8 km を小型漁船で進み海上センサスを行った．

2）夜間のスポットライトサーベイ

ウミスズメ属 *Synthliboramphus* のウミスズメ類は，繁殖期間中は抱卵交代のため夜間に繁殖地の島に出入りする．その際，繁殖地の周辺海上にはウミスズメ類の集団が形成される．その個体数を船上からスポットライトで照らしながら数える調査がスポットライトサーベイである．この調査法は，アメリカ・カリフォルニア州南部の島々の周囲の洋上に集まるスクリプスウミスズメ *S. hypoleucus* を数えるために開発され，標準化されたプロトコルを有する手法である（Whitworth & Carter 2014）．

図 2　スポットライトサーベイのトランセクトの位置．西から東へ出羽島，小津島（ナザノハナとサデバ），津島，大島，櫂投島が並ぶ．カシミール 3D【解説本】2 万 5 千地形図［Bk25kMat.dim］より．

2019 年 3 月 29 ～ 31 日の夜間に，牟岐町海域においてスポットライトサーベイを行った．小津島（ナザノハナとサデバ）と櫂投島では，岸から 200 m 沖を周回するトランセクトを設定した．また，小津島の南側から時計回りに小津島を回った後に，津島の北側を通って櫂投島の北側に向かう，岸から 600 m 沖を通るトランセクトも 1 本設けた（図 2）．また，出羽島でも 200 m 沖を周回するスポットライトサーベイを行った．視認可能距離は 125 m でトランセクト幅は 250 m となる（Whitworth et al. 2019）．トランセクトに沿って小型漁船でゆっくり進み（時速 7 ～ 8 km），舳先から手持ちのスポットライト（Qbeam Max Million Ⅲ, Brinkmann Corporation）で左右に連続して照らしながら，カンムリウミスズメの数と行動を記録するとともに，確認地点の座標を GPS（Garmin Rino 750）で記録した．

2. 島への上陸調査

1）カンムリウミスズメの繁殖確認

2018 年の調査でカンムリウミスズメの繁殖確認や繁殖可能性が認められた 4 島（櫂投島，ナザノハナ，サデバ，津島）で，2019 年 2 月下旬から 5 月下旬に上陸して，巣穴外からの視認によって抱卵個体や卵の存在の確認に努めた．調査期間は，2019 年 2 月 21 ～ 24 日，3 月 16 ～ 18 日，3 月 29 ～ 4 月 1 日，4 月 9 ～ 14 日，

5 月 23 ～ 26 日，5 月 31 日であった．

2）カンムリウミスズメの被害確認

上記の上陸時にはカンムリウミスズメの卵殻や死骸の確認にも努めるとともに，他の鳥獣類の生息状況の把握にも努めた．

3）ネズミ類の生息確認

（a）噛み痕トラップによる生息確認

バターピーナッツ風味のワックス塊をネズミ類が食べようとしてできる削り痕の有無によって，ネズミ類の存否を把握するのが噛み痕トラップである（図 3）．2018 年 10 月 10 ～ 12 日に櫂投島に 14 個，10 月 11 日にナザノハナに 11 個，サデバに 9 個の噛み痕トラップを，その岩上や樹幹基部に固定した（図 4）．そして，10 ～ 13 日後の 10 月 22 日に櫂投島，10 月 24 日にナザノハナとサデバで全数を回収した．

図 3　噛み痕トラップ

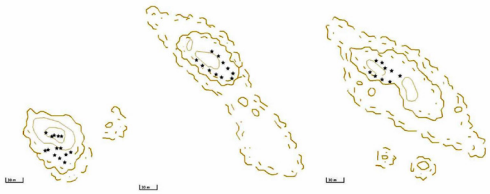


図 4　噛み痕トラップの設置位置．左から櫂投島，ナザノハナ，サデバ．国土地理院地図（電子国土 Web）より．

（b）自動撮影カメラによる生息確認

2018 年 8 月及び 10 月に 3 島での自動撮影カメラによるネズミ類の存在確認を計画したが，悪天候のため 8 月の上陸ができず，10 月には前述の噛み痕トラップの設置・回収調査を主として，部分的にカメラ設置による調査を行った．

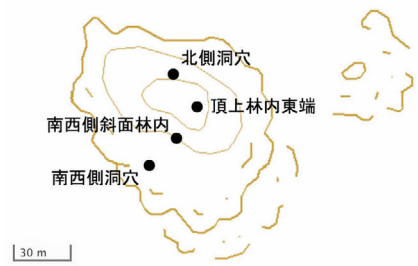


図 5　櫂投島での自動撮影カメラの設置場所．国土地理院地図（電子国土 Web）より．

2019 年には櫂投島で集中的に自動撮影カメラを使用してネズミ類の存在確認に努めた．櫂投島の 4 ヶ所（場所内での適宜の移動による計 9 地点）について，5 台の自動撮影カメラ（Bushnell NatureView HD Essential）を設置して，2 月 22 日から最長で 7 月 12 日まで撮影を行った（図 5）．いずれもカンムリウミスズメの巣穴が散在する場所で，夜間（18:00 ～翌日 06:30）又は終日にかけて，5 分間隔又は 1 分間隔で撮影した．また常時，センサー反応があれば撮影が行われた．誘引餌は使用しなかった．

Ⅳ．結果

1. 海上センサス

1）日中の海上センサス

2019 年 2 月 22 日 15:48 に，出羽島の北東沖海上でカンムリウミスズメの集団に遭遇した．カンムリウミスズメ成鳥生殖羽個体 463 羽（海上浮遊個体 438 羽，飛翔個体 25 羽）とウミスズメ類 51 羽（飛翔個体）とヒメウ *Phalacrocorax pelagicus* 1 羽がカウントされ，幅約 0.8 km，長さ約 3.0 km の範囲に分布していた．構成内容からカンムリウミスズメの純粋な単独集団とみなすことができる．

2019 年 3 月 29 日夕方の海上センサスでは 459 羽のカンムリウミスズメをカウントした（図 6）．

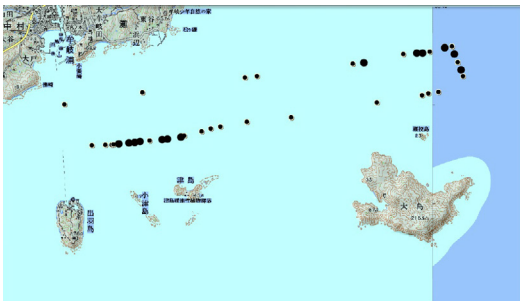


図 6　2019 年 3 月 29 日夕方のセンサスでのカンムリウミスズメの位置．黒色の小円は 1 ～ 9 羽，中円は 10 ～ 99 羽を示す．カシミール 3D【解説本】2 万 5 千地形図［Bk25kMat.dim］より．

2）夜間スポットライトサーベイ

2019 年 3 月 29 日～ 31 日の夜間に行ったスポットライトサーベイの結果を表 1 に，その確認位置を図 7 ～図 10 に示した．出現したウミスズメ類のうち，大半は識別されて全てカンムリウミスズメであった．日中での観察結果も考慮すると，これらはカンムリウミスズメの単独集団であるとみなされた．

3 月 29 日の 21:41 から 23:45 までの連続する 3 ヶ所のトランセクトでは合計 656 羽が記録された．昨年と同様に，カンムリウミスズメの夜間の集団は，小津島の周囲と櫂投島の周囲に出現し，津島から大島にかけての海上では殆ど見

表 1　夜間スポットライトサーベイの結果（2019 年，牟岐町）

調査日時		トランセクト			所要時間・距離		カンムリウミスズメ個体数（羽）
日付	時刻	場所	岸からの距離（m）	幅（m）	時間（分）	距離（km）	
3月29-30日	21:41～22:03	小津島（周回）	200	250	22	2. 68	461
	22:11～23:21	小津島西～津島北～櫂投島北	600	250	70	10. 32	127
	23:31～23:45	櫂投島（周回）	200	250	14	1. 48	68
	00:05～00:33	小津島（周回）	200	250	28	2. 64	323
3月30日	21:29～21:52	出羽島（周回）	200	250	23	3. 43	0
	22:11～22:35	小津島（周回）	200	250	24	2. 66	194
3月31日	21:53～22:18	小津島（周回）	200	250	25	2. 73	635
	22:25～23:07（途中で中止）	小津島西～津島北（途中で中止）	600	250	42	5. 07	224

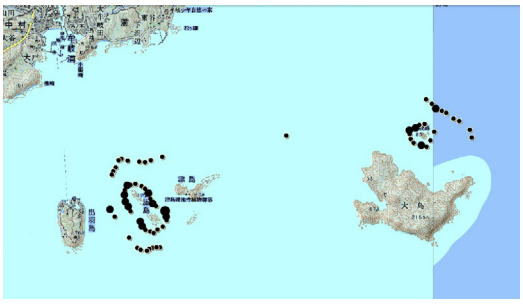


図 7　2019 年 3 月 29 日のスポットライトサーベイでのカンムリウミスズメの分布．合計 656 羽．黒色の小円は 1 ～ 9 羽，中円は 10 ～ 99 羽，大円は 100 ～ 190 羽を示す（以下同じ）．カシミール 3D【解説本】2 万 5 千地形図［Bk25kMat.dim］より．

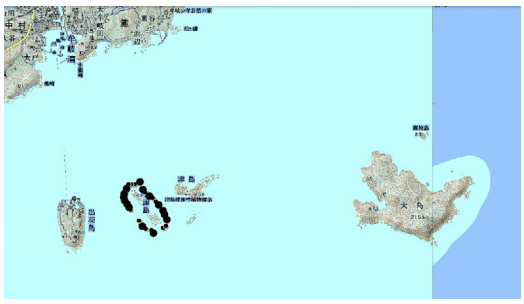


図 8　2019 年 3 月 30 日 00:05 ～ 00:33 の小津島 200 m 沖のスポットライトサーベイ結果．323 羽．カシミール 3D【解説本】2 万 5 千地形図［Bk25kMat.dim］より．

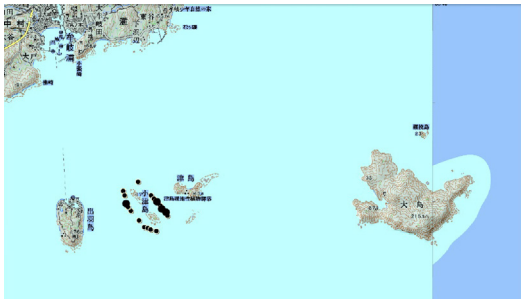


図 9　2019 年 3 月 30 日 22:11 ～ 22:35 の小津島 200 m 沖のスポットライトサーベイ結果．194 羽．カシミール 3D【解説本】2 万 5 千地形図［Bk25kMat.dim］より．

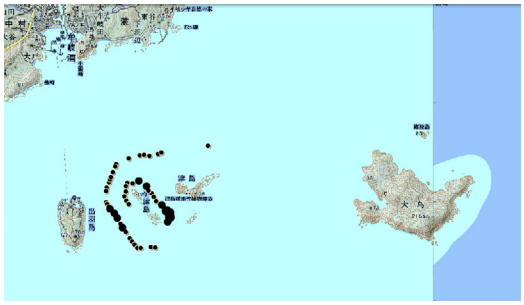


図 10　2019 年 3 月 31 日の小津島周辺のスポットライトサーベイ結果．600 m 沖では途中で中止した．合計 859 羽．カシミール 3D【解説本】2 万 5 千地形図［Bk25kMat.dim］より．

られなかった（図 7）．この直後の 3 月 30 日の 00:05 から 00:33 までには，再び小津島 200 m 沖でサーベイが行われ 323 羽がカウントされた（図 8）．

3 月 30 日と 31 日の夜間は天候不順のため，一部のトランセクトしか実施できなかった．30 日は小津島の 200 m 沖に限られ（図 9），31 日には小津島 200 m 沖のサーベイの後に 600 m 沖でサーベイを行ったが，白波が多く出現したため途中の津島沖で中止とした（図 10）．なお，人が住んでいる出羽島での 3 月 30 日の 200 m 沖のサーベイでは，カンムリウミスズメは全く確認されなかった．

2. 島への上陸調査

1）カンムリウミスズメの繁殖確認

2019 年の 2 月下旬から 5 月下旬にかけて上陸した 4 島で，カンムリウミスズメの抱卵個体又は新鮮な卵のみからなる巣を数えた（表 2）．

2 月下旬の上陸時には繁殖中の巣は認められなかった．3 月 17 日と 18 日の櫂投島及び 3 月 18 日のサデバへの上陸の際には 7 巣及び 10 巣が認められた．ナザノハナでは 4 月 12 日に 5 巣が認められた．2018 年の調査時には，櫂投島とサデバでは抱卵個体が認められ，ナザノハナでは卵のみの巣だけが見られていたが，今回の調査では 3 島のすべてで抱卵個体が認められた（図 11）．

発見できた巣数の最大値は，櫂投島で 3 月 31 日に 33 巣，ナザノハナで 4 月 12 日に 5 巣，サデバで 4 月 12 日に 18 巣であった．巣が認められた環境は，櫂投島では南西側海岸部の洞穴や岩場での岩隙の中，北側崖部洞穴での岩隙の中，南西側斜面林内での樹幹基部の穴の中，頂上林内での土壌中の穴の中など様々であった．ナザノハナとサデバでは，海岸部の転石帯での岩隙の中であった．なお，津島では繁殖中の巣は発見できなかった．

表 2　カンムリウミスズメの新巣の数とその内容（2019 年，牟岐町）

		2月下旬	3月中旬	3月下旬	4月中旬	5月下旬
櫂投島	月/日	2/22	3/17, 18	3/31	4/9, 11	5/24, 31
	抱卵個体	0	2	22	19	0
	1卵	0	4	4	2	0
	2卵	0	1	7	2	0
	合計	0	7	33	23	0
ナザノハナ	月/日	2/23	3/16	—	4/12	5/25
	抱卵個体	0	0	—	3	0
	1卵	0	0	—	2	0
	2卵	0	0	—	0	0
	合計	0	0	—	5	0
サデバ	月/日	2/23	3/18	3/31	4/12	5/31
	抱卵個体	0	3	8	16	0
	1卵	0	4	2	0	0
	2卵	0	3	0	2	0
	合計	0	10	10	18	0
津島	月/日	—	—	3/31	4/9, 13	—
	抱卵個体	—	—	0	0	—
	1卵	—	—	0	0	—
	2卵	—	—	0	0	—
	合計	—	—	0	0	—

図 11　カンムリウミスズメ抱卵個体．左から，櫂投島（2019 年 4 月 9 日），ナザノハナ（2019 年 4 月 12 日），サデバ（2019 年 3 月 18 日）にて．

2019 年 4 月 13 日の夜間には，津島，ナザノハナ，サデバの岸近くの海上から，島内のカンムリウミスズメの鳴き声の有無について調べた．津島では，23:04 から 23:18 にかけて南側の岸沿いに船をゆっくり進めたがカンムリウミスズメの鳴き声は全く聞かれなかった．一方，ナザノハナの北東側の岸近くでの 23:21 から 23:23 にかけて，そしてサデバの北東側の岸近くでの 23:25 には，いずれも島内からカンムリウミスズメの「ピチュピチュ」や「ビリリリ .....」や「ビービービービー」などの多数の鳴き声が繰り返し聞かれた．

2）カンムリウミスズメの被害確認

2019 年の 2 月下旬から 5 月下旬にかけて上陸した 4 島で，カンムリウミスズメの卵殻や死骸を探した．発見された卵殻や死骸から，卵数と個体数に見直してその結果を表 3 に示した．櫂投島，ナザノハナ，サデバでは 2 月 21 日～23 日には卵殻は見つからなかったが，2 月 23 日のサデバでは生殖羽成鳥の新鮮で無傷な斃死体 1 羽が見つかった（図 12）．これは既に島への上陸が行われていることを示唆している．なお，この個体は後日に徳島県立博物館に寄贈された．3 月 16 日～ 18 日には，3 島すべてで卵殻が認められ，産卵が開始されていることが示唆された．その後 5 月下旬まで卵殻は毎回認められたが，櫂投島で 3 月下旬から 4 月に多かった（図 13）．

表 3　カンムリウミスズメの卵殻及び死骸の数（2019 年，牟岐町）

島名	時期		2月下旬	3月中旬	3月下旬	4月中旬	5月下旬	合計
櫂投島	月/日		2/22	3/17, 18	3/31	4/9, 11	5/24, 31	
	卵殻	地表	0	8	36	11	3	58
		岩隙内	0	0	2	0	2	4
	死骸		0	0	2（胸骨1, 片翼1）	1（頭部欠損）	0	3
ナザノハナ	月/日		2/21, 23	3/16	—	4/12	5/25	合計
	卵殻	地表	0	1	—	9	1	11
		岩隙内	0	0	—	1	0	1
	死骸		0	0	—	0	0	0
サデバ	月/日		2/21, 23	3/16, 18	3/31	4/12	5/31	合計
	卵殻	地表	0	5	4	0	4	13
		岩隙内	0	4	1	1	6	12
	死骸		1（全身）	0	0	0	2（ヒナ）	3
津島	月/日		—	—	3/31	4/9, 13	—	合計
	卵殻	地表	—	—	0	0	—	0
		岩隙内	—	—	0	0	—	0
	死骸		—	—	9（胸体1, 両翼4, 片翼4）	1（頭骨）	—	10

図 12　カンムリウミスズメ斃死体．2019 年 2 月 23 日，サデバ東側海岸の転石帯にて．

図 13　カンムリウミスズメの卵殻．2019 年 3 月 17 日，櫂投島にて．

牟岐町の海上では，巣立ったヒナと成鳥とが連れ立つ家族群が，これまでに 10 例知られているが，その出現時期は 4 月 17 日から 5 月 28 日までの間であり，そのうちの 8 例は 4 月 30 日以降であった（表 4）．それ故，今回の調査での 4 月 12 日以前に 3 島で見られた卵殻は，孵化に伴うものではないであろう．それらの卵殻のうち，地表で見られたものについてその卵数をまとめてみると，櫂投島では 55 個，ナザノハナでは 10 個，サデバでは 9 個であった．特に櫂投島では孵化時期以前に，地表で多くの卵殻が見られた．

津島での上陸調査は，3 月 31 日と 4 月 9 日及び 13 日に行った．繁殖地である他の 3 島とは異なり卵殻は見られなかった．カンムリウミ

表 4　徳島県牟岐町海域におけるカンムリウミスズメ家族群の記録

年月日	場所	構成	観察者	写真
2003年5月19日	牟岐漁港南東2. 5km	成鳥2羽, 幼綿羽ヒナ2羽	田中幸寿	有
2004年5月20日	海上	成鳥1羽, 幼綿羽ヒナ2羽	田中幸寿	有
2015年5月3日	サデバ南2～3km	成鳥2羽, 大型ヒナ2羽	原田利宏	無
2015年5月26日	大島南1km	成鳥1羽, ヒナ2羽	原田利宏	無
2015年5月27日	大島～津島間	成鳥1羽, ヒナ2羽	原田利宏	無
2015年5月28日	津島付近	成鳥1羽, 大型ヒナ2羽	田中幸寿・原田利宏	有
2018年4月20日	ナザノハナ北1km	成鳥2羽, 幼綿羽ヒナ1羽	藤本（姫路市）・原田利宏	有
2018年4月30日	津島北東2km	成鳥2羽, 幼綿羽ヒナ1羽	武石全慈・原田利宏	有
2019年4月17日	サデバ東側海上	成鳥2羽, 小型ヒナ1羽	原田利宏	無
2019年5月25日	出羽島南西1. 2km	成鳥1羽, 幼綿羽ヒナ2羽	原田利宏・武石全慈	有

スズメ頭部のみ 1 個と，頭部欠損のウミスズメ類 1 羽と 8 羽分の翼が見つかった（表 3，図 14）．死骸が見られたことから津島での繁殖の可能性が考慮されるべきではあるが，夜間の鳴き声が聞かれなかったことから，天敵が隣接するナザノハナやサデバなどで成鳥を捕獲して津島に運んできた可能性も考えられる．

図 14　津島で発見された死骸：カンムリウミスズメ頭部と翼

3）ネズミ類の生息確認

（a）噛み痕トラップによる生息確認

噛み痕トラップは 2018 年 10 月 10 ～ 12 日に設置され，10 月 22 日又は 24 日に全数が回収された．トラップのワックス部分はほとんど若しくは完全になくなっていたり，大きく欠けていたり，細い嘴でつつかれていたりした（表 5）．ワックスがなくなったトラップは，海岸部に設置されたものであった．トラップの傍にトビ

表 5　噛み痕トラップのワックス残存状況（2018 年 10 月，牟岐町）

	全く無い，殆ど無い	1/3～1/2 の欠損	1/5の欠損	細い嘴でつつかれる	計
櫂投島	7	0	5	2	14
ナザノハナ	7	4	0	0	11
サデバ	8	1	0	0	9

図 15　櫂投島の噛み痕トラップの傍にいるトビ（左）とハシボソガラス（右）

Milvus migrans やハシボソガラス *Corvus corone* の写る画像が得られた場合があり（図 15），ワックスの全部又は一部の欠損はこれらの鳥類によるものと思われた．残存したワックスにはネズミ類の噛み痕は見られなかった．

（b）自動撮影カメラによる生息確認

櫂投島の 4 ヶ所 9 地点での自動撮影では，2019 年 2 月 22 日から 7 月 12 日までの間に，1 地点につき 300 時間 00 分から 2,224 時間 11 分の時間内に，4,992 枚から 37,591 枚の撮影が行われ，総数 172,210 枚の画像が得られた（表 6）．

海岸や崖の岩場や，斜面や頂上部の林内まで，どの地点でも夜間にはカンムリウミスズメの姿が撮影された（図 16）．カメラが最初に設置された 2 月 22 日の夜間にはカンムリウミスズメの姿が撮影され，既に夜間の上陸が行われていた．また，カンムリウミスズメの最終確認は 5 月 11 日の夜であった（表 7）．撮影画像のうち識別が可能であったウミスズメ類はすべてカンムリウミスズメであった．

表 6　櫂投島での自動撮影カメラの設置状況（2019 年，牟岐町）

場所	地点	期間	時間数	撮影間隔	撮影枚数
南西側海岸洞穴	A	2/22～3/23，5/24～6/5	721時間06分	夜間5分間隔、終日1分間隔又は終日5分間隔	17，948
	B	3/31/～5/24（4/10を除く）	1，259時間16分	終日1分間隔又は終日5分間隔	32，104
南西側斜面林内	C	2/22～4/11	725時間10分	夜間5分間隔又は終日5分間隔	9，727
	D	2/22～4/11	600時間00分	夜間5分間隔	9，648
	E	4/11～5/22	993時間35分	終日5分間隔	12，127
	F	4/11～5/31	1，199時間50分	終日5分間隔	15，309
北側崖部洞穴	G	2/22～3/18	300時間00分	夜間5分間隔	4，992
	H	3/18～7/12（4/7・8を除く）	1，983時間20分	終日5分間隔	32，764
頂上林内東端	I	2/22～5/31（4/7～10を除く）	2，224時間11分	終日5分間隔又はセンサー反応のみ	37，591
合　計	—	2/22～7/12	10，006時間28分	—	172，210

本来の撮影目的であったネズミ類の画像については，その姿は全く得られなかった（表 7）．また，上陸調査においてもネズミ類と思われる糞は見当たらず，ネズミ類による捕食被害を積極的に示唆する死骸も見当たらなかった．

一方，カラス類が林内で度々撮影され，識別

図 16　島に上陸したカンムリウミスズメ．2019 年 3 月 15 日，櫂投島の南西側海岸洞穴にて．

表 7　櫂投島での自動撮影カメラの撮影結果（2019 年，牟岐町）

場所	地点	期間	ネズミ類画像	カンムリウミスズメ画像
南西側海岸洞穴	A	2/22～3/23，5/24～6/5	無し	2/22–23夜に櫂投島でのカンムリウミスズメの最初の確認。
	B	3/31/～5/24（4/10を除く）	無し	5/11–12夜に櫂投島でのカンムリウミスズメの最終確認。
南西側斜面林内	C	2/22～4/11	無し	
	D	2/22～4/11	無し	
	E	4/11～5/22	無し	
	F	4/11～5/31	無し	4/26午前にカラス類がカンムリウミスズメ卵を2個捕食。
北側崖部洞穴	G	2/22～3/18	無し	2/22–23夜に櫂投島でのカンムリウミスズメの最初の確認。
	H	3/18～7/12（4/７・8を除く）	無し	
頂上林内東端	I	2/22～5/31（4/7～10を除く）	無し	2/22–23夜に櫂投島でのカンムリウミスズメの最初の確認。3/22午後にカラス類がカンムリウミスズメ卵を1個捕食。4/27午前にカラス類がカンムリウミスズメ成鳥1羽を襲う。
計	—	2/22～7/12	無し	—

が可能なものはすべてハシボソガラスであった．頂上の林内東端にある倒木の根元にできた穴の近くでは，2019 年 3 月 22 日にカラス類 1 羽が中型の卵 1 個をくわえている画像が撮影された（図 17）．また，同じ倒木根元の穴の前で，同年 4 月 27 日にはカラス類 1 羽がウミスズメ類と思われる個体を襲ってその頭部又は頸部をくわえている画像が撮影された（図 18）．なお，日付は前後するが同年 4 月 11 日の上陸調査時には，この倒木根元の穴から約 5 m 離れた地表に，頭部が欠損したウミスズメ類の新しい死骸 1 羽が見られた（図 19）．死骸の肉質部分は無くて骨がむき出しになっているが，胸骨全体が強い力でそっくり剥がされていることから，ネズミ類による捕食とは考えられない．この倒木根元の穴については，カンムリウミスズメの卵や成鳥を確認する機会はなかったが，夜間には穴の入り口や前でカンムリウミスズメがたびたび撮影されていて，巣として利用されていた可能性が高い．それ故，この場所ではカラス類によって，カンムリウミスズメの卵や成鳥が捕食されていたものと考えられる．

図 17　カラス類が卵をくわえている．櫂投島頂上林内東端，2019 年 3 月 22 日．

図 18　カラス類がウミスズメ類をくわえている．背後に倒木根元の穴が見える．櫂投島頂上林内東端，2019 年 4 月 27 日．

図 19　櫂投島頂上林内東端の倒木根元の穴から約 5 m の所で見られたウミスズメ類の死骸．2019 年 4 月 11 日．

2019 年 4 月 26 日の 10 時 13 分と 11 時 33 分

の 2 回，南西側斜面の林内の樹木基部にできた穴の前で，カラス類 1 羽が合計 2 卵を食べている画像が撮影された（図 20，図 21）．この穴の奥では同年 4 月 11 日に抱卵姿勢のカンムリウミスズメ 1 羽が確認されているので，カンムリウミスズメの卵をカラス類が捕食したと考えられる．

なお，ハシボソガラスが釣りの播き餌用のオキアミ類をくわえている姿が 2019 年 5 月 4 日（祝日）に撮影されている（図 22）．櫂投島では岸の岩場や周囲の岩礁が釣り場となっていて，例えば，同年 3 月 17 日の日曜日には 6 ヶ所の岩礁又は岩場に 12 人の釣り人が訪れていて，足元には播き餌のオキアミ類が散在していた（図 23）．これらの播き餌の状況は，カンムリウミスズメ繁殖地へのカラス類の誘引を促し，カンムリウミスズメの捕食被害を増幅させている可能性が考えられる．

図 20　カラス類がカンムリウミスズメ卵を食べる．櫂投島南西側斜面林内，2019 年 4 月 26 日 10 時 13 分．

図 21　カラス類がカンムリウミスズメ卵を食べる．櫂投島南西側斜面林内，2019 年 4 月 26 日 11 時 33 分．

図 22　ハシボソガラスが播き餌のオキアミ類をくわえている．2019 年 5 月 4 日，櫂投島にて．

図 23　櫂投島での釣り人，2019 年 3 月 17 日．

4）家族群の海上での確認

2019 年 5 月 25 日 16 時 54 分に出羽島南端から西南西へ 1.2 km（北緯 33 度 37 分 30 秒，東経 134 度 24 分 48 秒）の海上で，幼綿羽に覆われたヒナ 2 羽と生殖羽成鳥 1 羽からなるカンム

図 24　カンムリウミスズメ家族群．2019 年 5 月 25 日 16 時 54 分，出羽島の西南西 1.2 km にて．

リウミスズメの 1 家族群が確認された（図 24）．ヒナの体は成鳥とほぼ同じくらいの大きさまで成長していて，巣立ち後だいぶ日が経っているようで，牟岐町海域で生まれたかどうかは不明である．

Ⅴ．考察

1. 繁殖個体群規模の推定

牟岐町海域での我々の調査で，これまでに観察されたカンムリウミスズメの数は，日中の海上センサスでは，496 羽（2018 年 4 月 2 日），514 羽（2019 年 2 月 22 日），459 羽（2019 年 3 月 29 日）であった．また，夜間スポットライトサーベイでは，965 羽（2018 年 4 月 2-3 日），656 羽（2019 年 3 月 29 日）であった．特に夜間には営巣地への上陸に関係して，繁殖地周辺の海上に集団が形成される．この夜間海上集団の個体数は，その繁殖個体群サイズと強い相関があることが予想される．しかし，夜間海上集団の個体数は，繁殖期のステージ，気象・海況条件，月齢，時間帯などによって変動する（Whitworth et al. 2019）．このうち繁殖ステージに関しては，行動的により安定した時期である抱卵期では，海上集団サイズの観察値の変動をより少なくできるかもしれない．今回の調査では，抱卵個体は 3 月 17 日に確認された．また，牟岐町海域でのヒナを連れたカンムリウミスズメ家族群の記録では，時期的に最も早い記録は 4 月 17 日であった．従って，今回の夜間スポットライトサーベイの実施日の 3 月 29 日～ 31 日は抱卵期にあたる．

夜間海上集団の個体数推定のためには，サーベイを行なう範囲がその集団を十分にカバーしていることがかかせない．牟岐町海域の繁殖個体群は小津島（ナザノハナとサデバ）と櫂投島に集中していることは，昨年と今年のスポットライトサーベイの結果から明らかである．小津島の東側約 600 m には津島が，西側 900 ～ 1200 m には出羽島があって，小津島は両島に挟まれた位置にある．2018 年のスポットライトサーベイでは，津島の 200 m 沖の周回トランセクトの小津島側ではカンムリウミスズメは見られなかった．また，2019 年の出羽島の 200 m 沖の周回トランセクトの小津島側でもカンムリウミスズメは見られなかった．それ故，小津島周辺ではかなり限定された範囲に集団が形成されているようである．櫂投島の海上集団については，南側は大島が近接しているので大島側については範囲が限定されていることになる．そこで，近似的に，小津島と櫂投島の夜間海上集団の範囲を，600 m 沖トランセクトまでと，隣接する島との中間ラインまでとに限定されていると仮定する．なお 600 m 沖については，良好な条件で実施できた 3 月 29 日のサーベイでのカンムリウミスズメがほぼ連続して確認できたトランセクトの範囲とした．これらの条件によって得られた集団の範囲を図 25 に赤枠線で示した．これらの範囲の外側にも集団は広がっている可能性があるので，今回の推定は控えめなものになる．また，個体数推定に使用するトランセクトのデータは，島の 200 m 沖と 600 m 沖のサーベイが連続して行われたものに限った．夜間海上集団の個体数推定の手順は Whitworth et al.（2019）に従った．

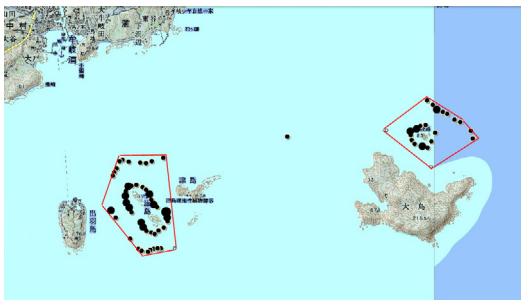


図 25　小津島（左側）と櫂投島（右側）の夜間海上集団の仮定された範囲（赤線枠）．

表 8 にトランセクト内で観察された個体数，表 9 にトランセクト内での個体数密度，表 10 に仮定した集団範囲での推定個体数を示した．海上集団の範囲の面積は，小津島周辺では 2.154 平方 km，櫂投島周辺では 1.340 平方 km となった．200 m 沖と 600 m 沖のトランセクトを結合して求めた結合トランセクト内密度は，小津島周辺では 354 羽／平方 km（3 月 29 日）又は 566 羽／平方 km（3 月 31 日），櫂投島周辺では 139 羽／平方 km（3 月 29 日）となった．

次に，結合トランセクト内密度を，海上集団の範囲の面積に外挿して，海上集団の個体数を求めると，小津島周辺では 763 羽（3 月 29 日）又は 1,219 羽（3 月 31 日），櫂投島周辺では 186 羽（3 月 29 日）となった．小津島と櫂投島の繁殖集団間には，3 日間の調査中には移動がないものと仮定すると，牟岐町海域のカンムリウミスズメ繁殖個体群の夜間海上集団の個体数は 1,405 羽（＝ 1,219 ＋ 186）と推定された．前述の通り，夜間海上集団の個体数は種々の条件によって変動する可能性があるが，今回の推定値は抱卵期（3 月 29 ～ 31 日）の 21：40 ～ 00：30 の時間帯での夜間集団の推定値である．

夜間海上集団には，生殖羽の羽衣を示す個体であっても，繁殖に参加している個体と参加していない個体が含まれている．抱卵期にあっては，繁殖に参加している個体には雌雄ともに抱卵斑が見られる．宮崎県枇榔島の夜間海上集団では，2018 年 3 月下旬・4 月上旬には平均 53 % が抱卵斑を持つ個体であった．この値を適用すると，牟岐町海域の夜間海上集団では 745 羽（＝ 1,405 × 0.53）が繁殖参加個体，660 羽（＝ 1,405 － 745）が繁殖不参加個体と推定される．抱卵期にあっては，つがいの一方が巣内で抱卵中である可能性が高いが，適切な在巣割合の特定が必要とされる．また，抱卵交代の間隔との関連で海上集団に訪れなかった繁殖参加個体の割合の特定も必要とされる．繁殖つがい数の適切な推定には，これらの割合を総合的に評価して得られた補正係数の特定が必要とされる．補正係数は，夜間海上集団のウミスズメ類 1 羽当りの繁殖巣数を示す数値である．北アメリカのスクリプスウミスズメについては，その値が得られている（Whitworth and Carter 2018，Whitworth et al. 2019）．しかし，カンムリウミスズメについては補正係数は求められていない．

表 8　トランセクト内のカンムリウミスズメの個体数

	調査時期		トランセクト		
			250m幅		
			200m沖	600m沖	結合
小津島	月/日	時刻	2.68km長	3.38km長	6.06km長
	3/29	21:41-22:39	461	76	537
	3/30	00:05-00:33	323	－	－
	3/30	22:11-22:35	194	－	－
	3/31	21:53-22:58	635	223	858
	平均±標準偏差		403±189	150±104	698±227
	CV		0.47	0.69	0.33
櫂投島	月/日	時刻	1.48km長	1.92km長	3.40km長
	3/29	23:10-23:45	68	50	118

表 9　トランセクト内のカンムリウミスズメの密度（羽／平方 km）

	調査時期		トランセクト		
			250m 幅		
			200m沖	600m沖	結合
小津島	月/日	時刻	2.68km長	3.38km長	6.06km長
	3/29	21:41-22:39	688	90	354
	3/30	00:05-00:33	482	－	－
	3/30	22:11-22:35	290	－	－
	3/31	21:53-22:58	948	264	566
	平均±標準偏差		602±282	177±123	460±150
	CV		0.47	0.69	0.33
櫂投島	月/日	時刻	1.48km長	1.92km長	3.40km長
	3/29	23:10-23:45	184	104	139

表 10　カンムリウミスズメの夜間海上集団の推定個体数

	月/日	時刻	海面面積(km^2)	結合トランセクト内密度(羽/km^2)	海上集団サイズ(羽)
小津島	3/29	21:41-22:39	2.154	354	763
	3/31	21:53-22:58	2.154	566	1219
櫂投島	3/29	23:10-23:45	1.340	139	186

牟岐町海域のカンムリウミスズメ個体群については，今回，夜間海上集団での個体数は，繁殖参加個体（抱卵斑あり）の数が 745 羽，不参加個体（抱卵斑なし）の数が 660 羽と推定された．補正係数は適用できないので正確性に劣るが，島内では同数の繁殖参加個体（745 羽）が巣内で抱卵していると仮定すると，繁殖つがい数は 745 つがいと推定される．島内にも繁殖に参加していない個体が更にいる可能性はあるが，推定できるのは海上の個体数の 660 羽だけである．そこで，以上の種々の仮定を踏まえた上で，一応の目安の値としては，牟岐町では 745 つがいが繁殖をしていて，それ故，繁殖個体群サイズは 1,490 羽（＝ 745 × 2）であり，繁殖不参加個体数 660 羽を含めた，カンムリウミスズメ個体群の総個体数は 2,150 羽（＝ 1,490 ＋ 660）と推定できる．

2. ネズミ類の生息の可能性について

2018 年 4 月の我々の調査で，櫂投島の岩隙の奥でネズミ類に捕食された可能性のあるカンムリウミスズメの死骸 1 羽が発見された（図 26）．

図 26　ネズミ類の捕食が疑われるカンムリウミスズメの死骸．2018 年 4 月 3 日，櫂投島にて．

2018 年 10 月には，噛み痕トラップの設置・回収が櫂投島・ナザノハナ・サデバで行われたが，ハシボソガラスやトビによる撹乱を受けて機能しなかった．2019 年には自動撮影カメラが櫂投島の 4 ヶ所 9 地点に設置され，2 月 22 日から 7 月 12 日までに 172,210 枚の画像を得た．しかし，ネズミ類の画像は全く得られなかった．そのため，現時点では，ネズミ類は櫂投島では生息していないか，極めて少数の生息に限られるようである．今後もネズミ類については監視が継続される必要がある．

3. カラス類によるカンムリウミスズメの卵及び成鳥の捕食について

櫂投島での自動撮影カメラの設置によって，カラス類が合計 3 個のカンムリウミスズメの卵を捕食する画像と，カンムリウミスズメ成鳥 1 羽を襲っている画像が得られた．また，3 月 16 日以降には，櫂投島・ナザノハナ・サデバにおいて，カンムリウミスズメの卵殻が頻繁に見られた．特に櫂投島では，地表での卵殻の散在が顕著に見られ，2019 年 3 月 17 日から 5 月 31 日までの間に 58 個分の卵に相当した．このうち孵化期より前の 4 月 12 日以前には，櫂投島の地表で見られた卵殻は卵 55 個分であった．これらは，主にカラス類による捕食と考えられた．一般に，カラス類が多くの巣穴内の卵を捕食した際に，我々がその卵殻の全てを発見できるとは思われない．場合によっては，卵殻の残存・発見率が 50 % の場合もあるかもしれない（武石 未発表）．

前述の繁殖個体群サイズの推定値を適用すれば，櫂投島の繁殖数は 99 つがい（＝ 186 × 0.53）と推定される．カンムリウミスズメの 1 腹卵数は通常 2 卵であるので，捕食された 55 卵は，櫂投島で産卵された全卵数の 28 %（＝ 55 ÷（99 × 2））に当たることになる．これらの卵，ひいてはヒナの損失は，櫂投島の繁殖個体群にとってかなり大きな被害であると言えよう．また，成鳥の死骸も，櫂投島・ナザノハナ・サデバに加えて津島でも見られている．2019 年の成鳥の死骸数は多くはなかったようであるが，原田利宏氏は 2015 年にサデバでウミスズメ類

の死骸 15 羽ほどを見たとのことである（武石ら 2019）．また，釣り人の播き餌がカンムリウミスズメ繁殖地へのカラス類の誘引を促し，捕食被害を増幅させている可能性も考えられる．

カンムリウミスズメの繁殖期間中に，カラス類による捕食が生じないようにするため，島への監視員の配置ができないものであろうか．繁殖地の 3 島はいずれもかなり小さいので，監視員の見回りによって，カラス類にカンムリウミスズメの巣の探索を断念させることが可能であるように思われる．このような対策が行われれば，牟岐町海域のカンムリウミスズメの繁殖個体群サイズの飛躍的な増加を促すことができるかもしれない. 今後の保全策の検討が望まれる．

謝辞

田中幸寿氏と原田利宏氏には過去のカンムリウミスズメ情報のご提供，操船によるご案内と調査へのご参加をいただきました. 満石高明氏，佐藤重穂氏，山口典之氏には調査にご参加いただきました．橋本琢磨氏には噛み痕トラップのご提供をいただきました．前原健太氏には調査に便宜を図っていただきました．さらに，田中幸寿氏には毎回の調査時に快適な宿泊環境をご提供いただきました．これらの方々に対しまして御礼申し上げます．

文献

Otsuki, K., Carter, H.R., Yamamoto, Y. and Park, C.U. 2017. Summary of breeding status for the Japanese crested murrelet. In: Otsuki, K. et al., (Eds.) Status and Monitoring of Rare and Threatened Japanese Crested Murrelet. 15–32. Marine Bird Restoration Group, Fukushima.

武石全慈 1987．福岡県小屋島におけるカンムリウミスズメの大量斃死について．Bulletin of the Kitakyushu Museum of Natural History 7：121–131.

武石全慈，Whitworth, D., Parker, M.，大槻都子 2019．徳島県牟岐町海域におけるカンムリウミスズメ調査（2018 年 4・5 月：第 1・2 回調査）．大槻都子・箕輪義隆（編），2018 年カンムリウミスズメ調査報告書．海鳥保全グループ，福島.

Whitworth, D.L. and Carter, H.R. 2014. Nocturnal spotlight surveys for monitoring Scripps's murrelets in at-sea congregations at Anacapa Island, California. Monographs of the Western North American Naturalist 7: 306–320.

Whitworth, D.L. and Carter, H.R. 2018. Scripps's murrelet at San Miguel Island, California: status of a small population at the northwest limit of the breeding range. Western North American Naturalist 78(3): 441–456.

Whitworth, D., Otsuki, K., Nakamura, Y., Minowa, Y., Suzumegano, T. and Parker, M. 2019. At-sea congregation monitoring of Japanese murrelets at Birojima, Kadogawa-cho, Miyazaki-ken, Japan, in 2018. In: Otsuki K. and Minowa, Y. (Eds.) Japanese murrelet surveys in 2018. Marine Bird Restoration Group, Fukushima.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Estimating the breeding population size and confirming the status of invasive rodents at the newly discovered colonies of Japanese Murrelets, Mugi-cho, Tokushima Prefecture, Japan

TAKEISHI Masayoshi, WHITWORTH Darrell, PARKER Michael
and OTSUKI Kuniko

The Japanese murrelet has been designated as “vulnerable species” (i.e., at high risk of endangerment in the wild) by the Japan Ministry of the Environment and the International Union for Conservation of Nature (IUCN), and conservation efforts are required. In 2018, we observed incubating adults on two islands at Mugi-cho, Tokushima Prefecture, confirming breeding at these locations.

In 2019, our investigation documented incubating at Kotsu-shima (North Kotsu Islet (Nazanohane) and South Kotsu Islet (Sadeba)) and Kainage-jima. In addition, carcasses were found at Tsushima. Therefore, Kotsu-shima and Kainage-jima have been confirmed as breeding sites and Tsushima has been considered as a potential breeding site.

During night-time spotlight surveys on the water around the islands near Mugi-cho, 965 murrelets were counted in 2018, and 656 murrelets were counted in 2019.

The breeding population size was examined using area size of night-time congregation, density and the ratio of breeding birds captured. At Kainage-jima, where incubating murrelets were observed, a dead murrelet suspected of predation by rodents was found in 2018. We also documented feces considered to be of small mammals at this island. We attempted to set wax tags and automatic cameras to confirm the presence of rodents but failed to confirm the presence of rodents. Additionally, there were many eggshell fragments scattered on the ground despite the early timing of the breeding season for this species. We attempted to set automatic cameras at the entrances to nest sites and we confirmed egg predation by crows. The effects of crows on this species were also examined.

Keywords: conservation, crows, predation, spotlight survey

Marine Bird Restoration Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

絶滅危惧種 IA 類ウミスズメ天売島個体群の遺伝的特性の評価とその保全への提言

西太平洋海鳥保全研究会
杉田典正[1]・松井　晋[2]・西海　功[3]

日本ではウミスズメは北海道天売島の海食崖でのみ少数が繁殖する．緊急の保全策が必要にも拘わらず，保護増殖事業は未だ策定されていない．ウミスズメの野外調査が困難なため，保全管理に必要な生態・遺伝情報を得ることができなかったためである．しかし，2016 年に営巣地付近で 30 羽のウミスズメの血液が採取され，天売島繁殖個体群の遺伝的特性の推定が可能になった．ミトコンドリア DNA 分析では，天売島個体群とアリューシャン列島個体群は共通のハプロタイプをもっていたが，他の繁殖個体群とはハプロタイプを共有していなかった．この結果は，両個体群は異なる単位で保全管理される必要があることを示している．天売島個体群は，アリューシャン列島個体群と遺伝子流動は活発であり，遺伝的多様性が低いことを示す証拠は無かった．私たちは，天売島個体群の効果的な保全のために，営巣地の保全による管理を提案する．日本近海はウミスズメの越冬場所として重要な海域であり，より広域的な保全管理が必要だろう．

キーワード：Ancient DNA，海鳥，保全遺伝学，マイクロサテライト領域，ミトコンドリア DNA イト領域，野生生物管理

Ⅰ．はじめに

ウミスズメ *Synthliboramphus antiquus* は北太平洋沿岸で広く繁殖しているが，日本では現在確実な繁殖記録が報告されているのは北海道天売島だけある．ウミスズメ天売島繁殖個体群は個体数が非常に少なく，2012 年から 2018 年に実施した 300 m 沖と 600 m 沖の航路のスポットライトセンサスの合計個体数の最大数は 161-299 羽で推移している（環境省北海道地方環境事務所 2019）．ウミスズメは環境省レッドリスト 2019 において絶滅危惧種 IA 類に指定されており，国内では絶滅リスクがもっとも高い鳥類のひとつである（環境省 2019）．しかし，種の保存法には指定されておらず，国による保護増殖事業はおこなわれていない．ウミスズメ天売島個体群の保全のために効果的な保全管理計画を緊急に策定する必要がある．

これまでウミスズメ天売島個体群が種の保存法に指定されてこなかった理由のひとつにウミスズメの基礎的な生態や遺伝情報がほとんど知られてこなかった問題があげられる．天売島のウミスズメは垂直に切り立った海食崖で繁殖するため，研究者の営巣場所への接近が非常に難しく，捕獲調査が極めて困難であった．そのため保全管理計画の基礎となる生態・遺伝情報といったデータがほとんど収集されてこなかっ

1: 国立科学博物館植物研究部　2: 東海大学生物学部　3: 国立科学博物館動物研究部
2020. 2. 28 受付　2020. 9. 29 公開

た．このような状況のなか，2016 年の繁殖期に初めて天売島の営巣地の数百メートルの沖合で捕獲されたウミスズメから血液採取が行われた（Matsui et al. in press）．このときの調査で，30 羽のウミスズメから採血され，ウミスズメ天売島個体群の遺伝解析が可能になった．

ウミスズメは，カナダブリティッシュコロンビアから東アジアまで太平洋北部の沿岸の島々で広く繁殖する．ブリティッシュコロンビアにウミスズメの最大の繁殖地があり，アリューシャン列島でも多数が繁殖している．国際自然保護連合（IUCN）のレッドリストでウミスズメは低危険種（least concern, LC）とされており（BirdLife International 2018），種としては絶滅リスクが低いとみなされている．一方，東アジアでは，ウミスズメは日本海と黄海，オホーツク海，千島列島沿岸のいくつかの島で繁殖している（Gaston & Jones 1998）．これらの東アジアの繁殖地は，天売島のような少ない個体数で維持されている．単純に個体数で比較するならば，東アジアのウミスズメ個体群は，太平洋北西部個体群より相対的に絶滅リスクが高いといえる．実際に日本では過去に岩手県や根室沖の小島でウミスズメが繁殖していたものの，現在では絶滅した歴史がある（日本鳥学会 2012）．

本研究の目的は，ウミスズメ天売島個体群の保全のために，本個体群の遺伝的特性を初めて明らかにすることである．これまでにカナダのブリティッシュコロンビア個体群とロシアのカムチャッカ半島個体群のミトコンドリア DNA の一部が調べられており，これらの個体群間で活発な遺伝子交流が起こっていることが示唆されている（Pearce et al. 2002）．天売島は，ブリティッシュコロンビアから約 6000 km，カムチャッカ半島の最南端から約 1500 km 離れている．ミトコンドリア DNA 分析によってウミスズメ天売島個体群が他個体群間と遺伝的に分化していることがわかれば，天売島個体群は時間的に独自の進化をとげた個体群とみなすことができる．このような個体群を進化的に重要な単位（ESU）とよび，その個体群は個別に保全管理されることが望ましい（Frankham et al. 2002）．本研究ではミトコンドリア DNA に加えて核 DNA マイクロサテライト領域を使用して，天売島個体群と他個体群間の遺伝的分化と遺伝的多様性の程度も比較する．核 DNA マイクロサテライト分析は，個体群内の遺伝的多様性の程度を見積もることができる．一般に小個体群で起きやすい低いレベルの遺伝的多様性は，近交弱勢による生存率や繁殖率の低下を伴う（Frankham et al. 2002）．天売島ウミスズメ個体群の遺伝的多様性が他個体群と比べて低ければ，遺伝的多様性の維持または低下を防ぐ保全管理計画が必要となるだろう．さらに本研究は，国立科学博物館の古いウミスズメ標本の遺伝情報と現生のウミスズメ個体群を比較することで，遺伝的多様性の経年変化を明らかにする．そして本研究によって天売島ウミスズメ個体群の遺伝的特性を明らかにすることで，保全管理計画に反映できる研究成果を得ることも目的とした．

Ⅱ．材料と方法

研究に使用したウミスズメの試料は，採集地と保存方法の違いにより 4 タイプに分けられる．

1. 天売島繁殖個体群

天売島繁殖個体群の試料は血液であり，これらの血液は 2016 年 5 月から 6 月にかけて天売島のウミスズメ営巣地沖で捕獲された 30 羽から採取された（表 1）（Matsui et al. in press）．血液は 95 % エタノールで固定され，DNA 抽出作業まで−20 ℃の冷凍庫で保管された．これらの 30 羽は，PCR 法により雌雄が判定され，オ

表1　ミトコンドリア DNA とマイクロサテライト遺伝子座を分析したウミスズメのリスト

	個体番号	採集日	繁殖	Site	性別	ハプロタイプ	備考
天売島繁殖個体群（TE）	AM16-1	2016/5/30	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA11	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-2	2016/5/30	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA9	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-3	2016/5/30	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA4	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-4	2016/6/2	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA9	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-5	2016/6/2	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA9	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-6	2016/6/2	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA9	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-7	2016/6/2	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA4	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-8	2016/6/3	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA7	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-9	2016/6/3	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA4	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-10	2016/6/3	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA12	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-11	2016/6/3	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA9	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-12	2016/6/3	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA23	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-13	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA17	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-14	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA4	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-15	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA8	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-16	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA14	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-17	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA21	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-18	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA12	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-19	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA12	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-20	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA2	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-21	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA15	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-22	2016/6/6	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA4	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-23	2016/6/7	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA9	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-24	2016/6/7	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA2	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-25	2016/6/7	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♂	SA4	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-26	2016/6/8	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA12	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-27	2016/6/8	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA22	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-28	2016/6/8	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA23	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-29	2016/6/8	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA23	本研究、Matsui et al. in press
	AM16-30	2016/6/8	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島沖	♀	SA18	本研究、Matsui et al. in press
	Teuri	2015/6/14	繁殖期	北海道苫前郡羽幌町天売島	♀	SA5	国立科学博物館冷凍組織
アリューシャン列島繁殖個体群（AL）	UMAX5729	2006/5/18	繁殖期	アリューシャン列島シェミア島		SA16	アラスカ大学博物館冷凍組織
	UMAX5677	2005/5/1	繁殖期	アリューシャン列島セミソポシュノイ島		SA19	アラスカ大学博物館冷凍組織
	JJW082	2007/6/29	繁殖期	アリューシャン列島エイクタック島		SA9	アラスカ大学博物館冷凍組織
	JJW209	2009/5/24	繁殖期	アリューシャン列島アッツ島		SA2	アラスカ大学博物館冷凍組織
	JJW210	2009/5/24	繁殖期	アリューシャン列島アッツ島		SA13	アラスカ大学博物館冷凍組織
日本越冬個体群（JW）	46977	1996/11/4	繁殖期	北海道網走支庁斜里町日の出沖		SA1	国立科学博物館冷凍組織 NSMT-DNA7264
	Tobishima1	2015/2/17	越冬期	山形県酒田市飛島	♂	SA2	国立科学博物館冷凍組織
	Tobishima2	2015/2/17	越冬期	山形県酒田市飛島	♀	SA10	国立科学博物館冷凍組織
	Hoboroshiomioki	2015/1/31	越冬期	北海道苫前町羽幌町汐見沖	♂	SA20	国立科学博物館冷凍組織
	KUS19	2009/1/25	越冬期	北海道釧路市	♀	SA3	国立科学博物館冷凍組織 NSMT-DNA9264
	2009.224	2009/1/23	越冬期	青森県八戸市鮫町字下盲久保	♂	SA6	国立科学博物館冷凍組織 NSMT-DNA8939
国立科学博物館標本（SJW）	18054	1973/1/22	越冬期	北海道根室市			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A18054
	18053	1973/1/22	越冬期	北海道根室市			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A18053
	18052	1973/1/22	越冬期	北海道根室市			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A18052
	18051	1973/1/22	越冬期	北海道根室市			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A18051
	18050	1974/3/14	越冬期	北海道根室市			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A18050
	15554	1935/12/23	越冬期	岩手県宮古市日出島			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A15554
	15553	1935/12/23	越冬期	岩手県宮古市日出島			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A15553
	15549	1932/5/5	繁殖期	宮城県牡鹿群女川町			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A15549
	15548	1935/12/17	越冬期	岩手県			国立科学博物館剥製標本 NSMT-A15548

ス 12 羽とメス 18 羽であった（Matsui et al. in press）.

2. 日本越冬個体

国立科学博物館に冷凍保存されているウミスズメの DNA 溶液を分析に使用した．これらの DNA は，冬季に日本近海または海岸で回収されたウミスズメの死体の組織片から抽出された．収集時期からこれらの個体は越冬個体と考えられた．国立科学博物館保管の DNA 溶液のうち 5 個体を分析に使用した（表 1）．加えて，海鳥センター友の会より提供された，ウミスズメ 4 個体の死体から採取された筋肉組織が分析に使用された．1 羽を除き，これらの個体は収集時期より越冬個体と考えられた（表 1）.

3. アリューシャン列島繁殖個体群

アラスカ大学博物館から提供された 5 個体のエタノール保存ウミスズメ筋肉組織が分析に使用された．これらの個体は，アリューシャン列島のアッツ島とエイクタック島，セミソポシュノイ島，シェミア島で繁殖期に採集された（表 1）.

4. 古いウミスズメ標本

博物館標本に含まれる DNA は経年劣化により短い断片に分断化されている．標本の DNA は過去の遺伝情報をもっており，これらから遺伝情報を取り出すことが可能である．国立科学博物館の標本庫には 1919 年から 2002 年の間に採集された DNA 用試料が採取されていない古いウミスズメ剥製標本が約 30 点保管されている．これらのうち，国内の絶滅繁殖個体群（北海道根室地方と東北地方太平洋沿岸地域）で採集された 13 個体を分析に使用した（表 1）．標本の脚から少量切り取った組織片から DNA を抽出した．国立科学博物館標本番号 NSMT-A15548（宮城県女川，1932 年 5 月 5 日採集）は絶滅した繁殖個体群のウミスズメと考えられる．NSMT-A18050（北海道根室，1974 年 3 月 14 日採集）は，採集時期から絶滅した繁殖個体群または越冬地から繁殖地へ移動中の個体の可能性がある個体である．残りの 11 羽は絶滅した繁殖個体群またはその周辺地域で採集された越冬個体群と考えられる.

5. DNA 抽出

DNA 抽出は，3 つの異なる方法を用いた．天売島繁殖個体群の血液サンプルの DNA 抽出は，フェノール・クロロフォルム法の標準的なプロトコルを使用した．北海道海鳥センター友の会提供の越冬個体筋肉組織とアラスカ大学提供のアリューシャン列島繁殖個体群の筋肉組織は，Gentra Puregene Tissue Kit（QIAGEN）の標準プロトコルに従って DNA 抽出された．古いウミスズメ標本の DNA 抽出は，標本組織片は Proteinase K，DDT，尿素を含んだ緩衝溶液中で 12 時間以上消化した後，MinElute Reaction Cleanup Kit（QIAGEN）の標準プロトコルに従って，消化液から DNA を精製した．すべての DNA 溶液は，−20 ℃で保存された.

6. ミトコンドリア DNA 分析

先行研究に従い（Pearce et al. 2002），ミトコンドリア DNA のコントロール領域（CR 領域）の一部（494 bp）とチトクローム b 遺伝子（Cytb）の一部（296 bp）の配列が分析された．博物館標本を除くウミスズメの CR 領域のターゲット配列の PCR 増幅のために，プライマー SaL30（5’-GAGCGGGCGCCTAAATGTTCG-3’）と SaH 560（5’-CGGTCGGATGTCCGCGATCACGGG-3’）を使用した（Pearce et al. 2002）．Cytb 領域のターゲット配列の PCR 増幅のために，新規に設計したプライマー SA79L（5’-AACATCTCCGCTTG ATGAA-3’）と SA776H（5’-GGGGTGAAGTTTTC TGGGTCGC-3’）を使用した．PCR 反応液の組成は，TaKaRa Ex Taq（0.5 U），dNTP（0.2 mM），各プライマー（0.2 μM）を Ex Taq Buffer（2 mM）を滅菌蒸留水で 9.5 μl にメスアップし，

DNA 溶液 0.5 µl を加えた．PCR 条件は，プライマーセット SaL30 と SaH560 は，94 ℃で 3 分加熱ののち，94 ℃ 30 秒，48 ℃ 30 秒，72 ℃ 1 分のサイクルを 30 回繰り返し，最後に 72 ℃で 7 分間の伸長反応をおこなった．プライマーセット SA79L と SA776H は，アニーリング温度を 53 ℃に変更した．PCR 産物（2 µl）はアガロースゲル（1.5 %）で 30 分 100 V で電気泳動され，電気泳動バンドは GelGreed Nucleic Acid Gel Stain（Biotium）で可視化された．BigDye 3.1（Applied Biosystems）の標準的プロトコルを用いて, シーケンス反応をおこなった．DNA 配列は，Genetic Analyser ABI 3500xl（Applied Biosystems）で出力された．

ウミスズメの博物館標本から抽出した DNA から CR 領域の一部（494 bp）の DNA 配列を決定した．本研究で新たに設計された 4 組のプライマーセットを使用した（未発表）．PCR 反応液は，TaKaRa Premix Ex Taq（0.55 U），各プライマー（0.5 µM）を滅菌蒸留水で 10 µl にメスアップし，DNA 溶液（1 µl）が加えられた．PCR 条件は，すべてのプライマーセットでアニーリング温度を 57 ℃に設定し，サイクル数を 35-40 回の間に設定した．アガロース電気泳動で PCR 産物を可視化したのち，BigDye 3.1（Applied Biosystems）の標準プロトコルでシーケンス反応をおこない，Genetic Analyser 3500xl（Applied Biosystems）で波形データを出力した．

すべての DNA 配列は，ATGC 7.0（Genetyx）を用いて決定された．先行研究（Pearce et al. 2002）と本研究の DNA 配列は, MEGA7.0（Kumar et al. 2016）でアラインメントをおこない，DnaSP ver. 6（Rozas et al. 2017）を用いてミトコンドリア DNA 遺伝子型（ハプロタイプ）が決定された．

7. マイクロサテライト分析

本助成期間の前にハイスループットシーケンサー（Miseq，Illumina）を用いてウミスズメのマイクロサテライト領域の増幅に特異的なプライマー候補の 1342 組を得た．本研究では博物館標本のマイクロサテライト領域の増幅のために 210 bp 以下の PCR 産物を産するプライマー候補に限定して 96 組のプライマーセットを抽出した．採集地域の異なるウミスズメの DNA 溶液を用いて，96 組のプライマーから多型が存在するマイクロサテライト領域を探索した（表 2）．安価なユニバーサルプライマーによるマイクロサテライト分析法を用いた（Blacket et al. 2012）．Taq 酵素は，Premix Ex-taq（TaKaRa）を使用し，蛍光プライマーと Tail 付きプライマーを加え，DNA 溶液と蒸留水で 5 µl の反応系にした．PCR 反応は, 94 ℃ 3 分, 94 ℃ 30 秒,

表 2　新規に開発したウミスズメのマイクロサテライト遺伝子座の増幅に特異的なプライマー

遺伝子座	プライマー名	配列（5′-3′）	アニーリング温度	その他
Sa13	Sa13F	TGTAGTTCAAACCACAGCAAAG	55 ºC	5'末端にtail A付加
	Sa13R	CTGAACCTGTGAAGAAGCAAAG		
Sa19	Sa19F	CCAAAGCCGAAGTTCAGGAG	55 ºC	5'末端にtail A付加
	Sa19R2	CTAGGTAAGACCCAGCACAT		
Sa54	Sa54F	AACTAAAGCAATGCGTATCTGC	55 ºC	5'末端にtail A付加
	Sa54R	CCAGGTCCTATCAGTGGAGC		
Sa56	Sa56F	CGTATTAGCTATCTCTGCAGGG	55 ºC	5'末端にtail A付加
	Sa54R	TCAAAGTCAGGCTGATTTCTCC		
Sa77	Sa77F	TGAGGTTAACAGCTAGGGACC	55 ºC	5'末端にtail A付加
	Sa77R	ATCTCACCTCTTCCAGCACC		

tail A: 5'-GCCTCCCTCGCGCCA-3'

55-60 ℃ 30 秒，72 ℃ 1 分を 30 回繰り返し，最後に 72 ℃で 15 分間伸長させた．一部のプライマーセットのアニーリング温度は，数サイクルごとに 60 ℃から 55 ℃に 1 ℃ずつステップダウンさせた．

Genetic Analyser 3500xl（Applied Biosystems）を用いてマイクロサテライト多型を検出した．そして GeneMapper（Applied Biosystems）を用いてマイクロサテライトの遺伝子型を決定した．本研究ではプライマー候補のうち，5 組を以降の解析に使用した．GenAlex 6.501（Peakall and Smouse 2012）を用いて，ハーディワインベルグ平衡からの逸脱を算出した．天売島個体群とアリューシャン列島個体群に関して，各マイクロサテライト領域の対立遺伝子数（Na）とヘテロ接合度の観察値（Ho）と期待値（He）を算出した．博物館標本のウミスズメは，絶滅繁殖個体の可能性がある NSMT-A15548 と NSMT-A18050 のマイクロサテライト遺伝子座に特異的な対立遺伝子があるかどうか調べた．

Ⅲ．結果

1. ミトコンドリア DNA 分析

ウミスズメ 57 個体のミトコンドリア DNA を分析した（表 1）．CR 領域の一部（494 bp）の配列は，57 個体のうち 51 個体から得られた．国立博物館所蔵の 13 個体の標本のうち，4 個体は一部の PCR 増幅がなく，494 bp の DNA 配列が得られなかったので，分析から除いた．Cytb 領域の一部（296 bp）の配列は，博物館標本を除く 42 個体で得られた．本研究で分析された 51 個体から 26 個のハプロタイプが見つかった．天売島繁殖個体群 30 羽から 14 個のハプロタイプがみつかった．日本越冬個体 6 個体は 6 個のハプロタイプ，アリューシャン列島繁殖個体群の 5 羽は 5 個のハプロタイプをもっていた．ウミスズメの古い標本の 9 羽から 7 個の CR 領域のハプロタイプが得られた．天売島繁殖個体群と日本越冬個体群，アリューシャン列島繁殖個体群は，一部のハプロタイプを共有していた（表 3）．一方，天売島繁殖個体群と日本越冬個体群，アリューシャン列島繁殖個体群は，カナダとカムチャッカ半島沖のウミスズメとハプロタイプを共有していなかった（表 3）．国立科学博物館所蔵の古いウミスズメ標本のうち，北海道根室で 3 月 14 日に捕獲された個体で他の個体群で見つかっていないハプロタイプがみつかった．

2. マイクロサテライト分析

天売島繁殖個体群とアリューシャン列島繁殖個体群の間でマイクロサテライト分析による遺伝的多様性の程度が調べられた．各個体群のハーディー・ワインベルグ平衡から逸脱する証拠がない 5 遺伝子座について解析した（表 4）．遺伝子座あたりの対立遺伝子数（Na）は，天売島個体群で 2 から 20 の範囲（平均 7.6）であった．アリューシャン列島個体群の Na は，2 から 6 の範囲（平均 3.8）であった．ヘテロ接合度の観察値（Ho）は，天売島個体群で 0.333 から 0.933 の範囲（平均 0.61）であり，アリューシャン列島個体群で 0.800 から 1.000 の範囲（平均 0.72）であった．ヘテロ接合度の期待値（He）は，天売島繁殖個体群で 0.464 から 0.916 の範囲（平均 0.67）であり，アリューシャン列島で 0.480 から 0.800 の範囲（平均 0.63）であった．両繁殖個体群間の固定指数（Fst）は，0.041 であった．少なくとも本研究で分析した 5 遺伝子座において絶滅繁殖個体群の可能性のある古いウミスズメ標本に固有の対立遺伝子は見つからなかった．

Ⅳ．考察

1. 本研究の成果

本研究で初めてウミスズメ天売島個体群の遺

表 3　本研究と先行研究（Pearce et al. 2002）で発見されたウミスズメのミトコンドリア DNA コントロール領域の一部とシトクロム b のハプロタイプ型．領域名の下の数値は，プライマーの 3' 末端の次の位置からの塩基数を示す．N は不明の塩基，- はハプロタイプ A と同じ塩基を示す．BC：ブリティッシュコロンビア繁殖個体群，KK：カムチャッカ半島沖混獲個体，JW：日本越冬個体，TE：天売島繁殖個体群，AL：アリューシャン列島繁殖個体群，SJW：日本越冬個体の古い標本，SJB：絶滅した日本繁殖個体とみられる標本を示す．空欄のあるハプロタイプは標本から得られたものでシトクロム b の配列の一部を調べていない．

		コントロール領域 (494 bp)																					シトクロムb (296 bp)																				
ハプロタイプ		1	21	59	60	70	71	94	100	169	170	176	186	191	195	196	199	208	216				224	234	239	257	334	352	96	100	144	162	177	183	222	252	276	Note
A	BC, KK	T	C	G	T	T	C	T	T	C	A	T	A	T	T	T	A	T	A				T	C	-	T	G	G	A	G	A	A	C	A	A	T	A	Pearce et al. 2002
B	BC, KK	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	G	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
C	BC, KK	-	T	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
D	BC, KK	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	-	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
E	KK	-	T	-	-	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
F	KK	-	T	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	C	-				-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
G	KK	-	-	-	C	C	-	-	-	T	-	-	G	-	-	-	-	C	-				-	T	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
H	KK	-	T	-	C	C	-	-	-	-	-	T	-	-	-	-	-	C	-	CCTGAATCC			-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
J	KK	-	-	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
K	KK	-	-	-	C	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	C	-	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
L	KK	-	-	-	C	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
M	KK	-	-	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
N	BC	-	-	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	G	C	-				-	N	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
O	BC	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	G	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
P	BC	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	G	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
Q	BC	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	G	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
R	KK	-	T	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	G	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
T	KK	-	T	-	-	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	-	-	-	-	A	G	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
U	KK	-	T	-	-	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
V	KK	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	G	G	C	-				-	-	-	-	-	A	-	-	-	-	T	-	-	-	-	Pearce et al. 2002
SA1	JW	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	C	-	-	-	-				-	-	G	-	A	-	-	A	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA2	JW,TE,AL,SJW	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA3	JW	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	C	-	-	-	-	-	C	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA4	TE	-	T	A	C	C	-	-	-	-	G	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA5	TE	-	-	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	G	-	A	-	G	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA6	JW	-	-	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA7	TE	-	T	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	G	-	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA8	TE	-	T	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	G	C	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA9	TE, AL	-	T	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	-	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA10	JW	-	T	A	C	C	-	-	-	-	-	C	-	-	-	-	-	C	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA11	TE	-	-	A	C	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	G	C	-				-	-	G	-	A	-	-	-	G	-	-	C	-	C	-	本研究
SA12	TE	-	-	A	C	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	G	C	-				-	-	G	-	A	-	-	-	G	-	-	C	-	-	-	本研究
SA13	AL	-	-	A	C	C	-	C	-	-	-	-	-	-	-	-	G	C	G	CCTGAATCC			C	-	G	-	A	-	-	-	G	-	-	C	-	-	-	本研究
SA14	TE, SJB	-	-	A	C	C	T	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	G	本研究
SA15	TE	-	-	A	C	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	-	G	C	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA16	AL	-	-	-	C	C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	C	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA17	TE	-	-	-	-	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	-	G	-	A	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA18	TE	-	-	-	-	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	-	G	C	A	-	-	-	-	-	-	C	G	-	-	本研究
SA19	AL	C	-	-	C	C	-	-	-	T	-	-	-	-	-	-	-	C	-				-	T	G	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA20	JW	C	-	-	C	C	-	-	-	-	-	-	G	-	-	-	-	C	-				-	T	G	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA21	TE	-	-	-	-	C	-	-	-	T	-	-	G	-	-	-	-	C	-				-	-	G	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA22	TE	-	-	-	-	C	-	-	C	T	-	-	G	-	-	-	-	C	-				-	-	G	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA23	TE	-	-	-	C	C	-	-	-	T	-	-	G	-	-	-	-	C	-				-	-	G	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	-	-	本研究
SA24	SJW	-	T	A	C	C	-	-	-	T	G	-	-	C	-	-	-	-	-				-	-	G	-	A	-										本研究
SA25	SJW	-	-	-	C	C	-	-	-	-	-	-	-	-	C	-	C	-					-	-	G	-	A	-										本研究
SA26	SJW	-	-	-	C	C	-	-	-	C	A	-	-	-	-	-	C	-					-	-	G	-	A	-										本研究

表 4　マイクロサテライト分析をおこなった天売島とアリューシャン列島繁殖個体群の遺伝的多様性を示す指標．Na はアレル数，Ho はヘテロ接合度の観察値，He はヘテロ接合度の期待値を示す．

		Sa13	Sa19	Sa54	Sa56	Sa77	平均
天売島	Na	2	20	6	3	7	7.600
n=31	Ho	0.333	0.933	0.567	0.467	0.767	0.613
	He	0.464	0.916	0.672	0.540	0.781	0.675
アリューシャン列島	Na	2	6	4	3	4	3.800
n=5	Ho	0.800	1.000	1.000	0.000	0.800	0.720
	He	0.480	0.800	0.660	0.480	0.720	0.628

伝解析がおこなわれた. 天売島のウミスズメは，研究者がアクセス困難な海食崖で営巣し，捕獲調査の難しさから，これまで遺伝情報が得られていなかった．環境省レッドリストでは絶滅危惧種 IA 類に指定されているものの，種の保存法には指定されておらず保護増殖事業が策定されていないという保全上の問題があった．本研究は，海外での先行研究と合わせて，ウミスズメの 4 つの繁殖地のミトコンドリア DNA 多型を比較することができた．また本研究でウミスズメのマイクロサテライト遺伝子座を特異的に PCR 増幅させるプライマーを新たに開発したことで，ウミスズメの遺伝的多様性の指標を算出できた．本研究の一連の解析でウミスズメ天売島個体群の遺伝的特性の一端をはじめて解明することができた．本研究の成果は，ウミスズメ天売島個体群の保護増殖事業の策定に遺伝的な側面から貢献すると期待される．

2. ミトコンドリア DNA 分析

ウミスズメ天売島個体群のミトコンドリア DNA，CR 領域と Cytb 遺伝子の一部の配列がはじめて明らかになった．ウミスズメ天売島個体群のハプロタイプは，アリューシャン列島個体群と共有されていた．この結果は，ウミスズメ天売島個体群はアリューシャン列島で繁殖するウミスズメと同じ個体群である可能性を示唆した．一方，ウミスズメ天売島個体群のハプロタイプは，カナダブリティシュコロンビア個体群とカムチャッカ半島個体群と共有されていなかった．この結果は，天売島とアリューシャン列島の個体群は，カナダとカムチャッカ半島の個体群と互いに分化した関係にあることを示唆した．天売島個体群は海食崖に営巣するが，カナダ個体群は森林に穴を掘って営巣するなど両個体群は営巣生態が異なる（Gaston & Jones 1998）．遺伝的に分化がみられ，生態的にも差異がみられる天売島とアリューシャン列島個体群は，進化的に重要な単位（ESU）と見なすことができる．天売島のウミスズメを含む個体群は，カナダとカムチャッカ半島の個体群とは異なる保全管理計画が必要である．またアリューシャン列島は，カナダとカムチャッカ半島の中間に位置する．本研究は，ウミスズメは季節的に長距離移動する海鳥にもかかわらず，複雑な遺伝構造があることを示唆した．

ブリティッシュコロンビアとカムチャッカ半島のウミスズメはハプロタイプを共有していたことから，両個体群間で高い遺伝子流動があることが示唆されている（Pieace et. al. 2002）．繁殖期にブリティッシュコロンビアでジオロケーターを装着されたウミスズメは，越冬期にアリューシャン列島近海または日本海及び黄海付近に移動した（Gaston et al. 2015）．しかし，本研究では日本越冬個体からブリティッシュコロンビアとカムチャッカ個体群のハプロタイプは見つからなかった．天売島個体群の越冬地はまだ分かっていない．本研究で日本越冬個体の死体から天売島とアリューシャン列島個体群のハ

プロタイプが見つかったことから，天売島繁殖個体群の越冬地は日本の周辺海域なのかもしれない．日本近海は，各地の繁殖地由来のウミスズメが同時に越冬しており，ウミスズメの越冬地として保全上重要な地域であることがわかった．

3. マイクロサテライト分析

本研究は，ウミスズメではじめてマイクロサテライト分析をおこない，天売島個体群の遺伝的多様性を算出した．天売島個体群の遺伝的多様性を示す指標は，一部の絶滅危惧種でみられるような極端に低い値を示さなかった（表 3）．たとえば，同じ絶滅危惧 IA 類のアカガシラカラスバト（*Columba janthina nitens*）は，平均対立遺伝子数と平均ヘテロ接合度が極端に低いことが知られている（Ando et al. 2012）．絶滅危惧 IA 類のライチョウ（*Lagopus muta*）は，平均対立遺伝子数（Na=6.2）と平均ヘテロ接合度（Ne=0.48，No=0.55）であり（西海 未発表），天売島のウミスズメより低い値である．ウミスズメの近縁種で普通種のカラフトウミスズメとヒメウミスズメは，平均対立遺伝子数と平均ヘテロ接合度が算出されており（Pshenichnikova et al. 2015, Wojczulanis-Jakubns et al. 2014），いずれもウミスズメより高かった．ウミスズメ天売島個体群は，中程度の遺伝的多様をもつ個体群と言えるかも知れない．ウミスズメのアリューシャン個体群の遺伝的多様性も，天売島個体群と大差なかった．天売島とアリューシャン列島間の固定指数（Fst）は，低い値を示した．両個体群間に高い遺伝子流動があるといえる値である．天売島個体群は個体数が少ないにもかかわらず，遺伝的多様性が維持されている理由は，他個体群からの移出入なのかもしれない．本研究は組織サンプルが入手できなかったためカナダとカムチャッカ半島，天売島を除く東アジア繁殖個体群のマイクロサテライト分析はできなかった．今後，本研究で開発したマイクロサテライトプライマーを使用して，これらの繁殖個体群が分析されることで，各個体群の遺伝的特性が明らかになるだろう．本研究は，これまでウミスズメで使用できなかったマイクロサテライト分析を可能にしたことで，太平洋北部，特に東アジアの個体数の少ないウミスズメ個体群の保全に遺伝分析の面から貢献できるだろう．

4. 博物館標本

本研究では 13 個体のウミスズメの博物館標本を使用して，ミトコンドリア DNA 配列とマイクロサテライト遺伝子座の分析をおこなった．この 13 個体には，日本の絶滅繁殖個体群と考えられる個体（NSMT-A15548，宮城県女川で繁殖期に採集）と絶滅繁殖個体群の可能性がある個体（NSMT-A18050，根室で繁殖期直前の 3 月中旬に採集）が含まれた．本研究ではじめて日本の絶滅ウミスズメ個体群の遺伝解析がおこなわれ，絶滅個体群を含む 9 個体から過去の遺伝情報を得ることができた．根室個体（NSMT-A18050）は，DNA 配列が調べられた既知の個体と本研究の個体から発見されていない独自のハプロタイプ（SA26）をもっていた．NSMT-A18050 は，絶滅した根室繁殖個体群の可能性がある．また NSMT-A18050 は，時期的に既知の個体群または未調査の繁殖個体群が越冬地から繁殖地へ移動中の個体の可能性もある．もし根室繁殖個体群が独自のハプロタイプをもつ個体群であったならば，そのハプロタイプの消滅はウミスズメの全体的な遺伝的多様性の低下を引き起こしただろう．一方，マイクロサテライト分析では根室の個体（NSMT-A18050）は，この個体に特異的な対立遺伝子を発見しなかった．この結果は，ウミスズメは，遺伝的にわずかに分化した個体があるものの，後に遺伝子流動が起きたことを示唆する．宮城県女川の

標本（NSMT-A15549）は，天売島のハプロタイプ（SA14）をもち，特異的な対立遺伝子はもっていなかった．天売島と絶滅した岩手の繁殖地個体群は遺伝子流動があったことを示している．他の 7 標本の越冬ウミスズメは，現生の天売島とアリューシャン列島個体群とハプロタイプを一部共有していた．この結果は，現在のウミスズメの遺伝子型の分布と同様の構造を示しており，過去にも日本近海でウミスズメが越冬していたことを示す．

Ⅴ．保全上の意義

本研究は，個体数わずか 160-250 羽と推定される天売島ウミスズメ個体群の保全管理計画の策定に貢献する遺伝情報を得るためにおこなわれた．小個体群は，個体数の大きな個体群より，人口学的，生態学的，遺伝的な要因のため絶滅リスクが高い（Frankham et al. 2002）．例えば，絶滅の渦とよばれる小個体群における近親交配の増加と遺伝的多様性の消失，近交弱勢により生存率と繁殖率の低下によるさらなる個体数の減少というサイクルがおきうる（Frankham et al. 2002）．小個体群のウミスズメ天売島個体群は，これらの問題が心配されていた．本研究の成果は，天売島個体群の適切な保全管理を可能にするデータを初めて取ることができた．

天売島個体群はアリューシャン列島と遺伝的に同一の個体群であったが，カナダとカムチャッカ半島の個体群とは遺伝的に区別できる個体群であった．両個体群は，遺伝的にわずかに分化しており，それぞれを進化的に重要な単位として異なる保全計画を立てる必要がある．天売島個体群は遺伝的多様性が中程度であり，他個体群と遺伝子流動が示唆された．遺伝的多様性の消失は顕著とは言えず，緊急に飼育下の繁殖増殖による個体数の維持は必要とはいえないだろう．天売島のウミスズメの営巣場所の環境保全をおこない，繁殖ペアと自然に移入する個体で遺伝的多様性は維持されると考えられる．ただし，繁殖個体数の増減と移入個体数のデータは必要であり，継続的にモニタリングされる必要がある．個体数が減少傾向にあるときは別に方策が必要になるだろう．

今後の東アジアのウミスズメの保全

ウミスズメ天売島個体群の保全のために，より広範囲に東アジアに点在する繁殖地のウミスズメの遺伝情報の解明が必要である．今回の研究でも越冬個体は繁殖地が未知のハプロタイプをもつ個体が含まれていた．天売島のハプロタイプをもつ個体も冬季に日本沿岸で採集されており，天売島個体群は冬に南下して北海道以南の日本海と太平洋側に移動している可能性がある．韓国近海では冬季にウミスズメの漁業混獲による死亡事故が起きており，混獲被害の鳥類はウミスズメの割合が高いという（Choi & Nam 2017）．天売島個体群も漁業混獲による被害を受けているかも知れず，この場合，天売島個体群の個体数を減らす直接的な原因となる．今後は，東アジアの繁殖地のウミスズメがどのタイプのハプロタイプをもっているか明らかにし，漁業混獲で死亡する個体群を特定できるように国際的な協力関係を構築する必要がある．本研究で提供する東アジアのウミスズメの遺伝情報は，今後の東アジア繁殖個体群の遺伝情報を調べる際に有益な情報となると期待され，東アジア全体のウミスズメの保全研究を促進するだろう．

引用文献

Ando H, Kaneko S, Suzuki H, Horikoshi K, Takano H, Ogawa H, Isagi Y 2011 Genetic diversity of the Japanese wood pigeon, Colomba janthina, endemic to islands of East Asia, Estimated by Newly Developed Microsatellite

Markers. Zoological Science 28: 891–896.

BirdLife International 2018. *Synthliboramphus antiquus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22694896A132580015. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22694896A132580015.en. Downloaded on 27 と November 2019.

Blacket MJ, Robin C, Good RT, Lee SF, Miller AD 2012. Universal primers for fluorescent labelling of PCR fragments－an efficient and cost-effective approach to genotyping by fluorescence. Molecular Ecology Resources 12: 456–463.

Choi CY & Nam HY 2017. Threats to murrelets in the Republic of Korea: bycatch, oil pollution, and invasive predators. In: Otsuki K, Carter HR, Minowa Y, Mendenhall VM, Takeishi M, Nelson SK, Whitworth DL, Nam HY & Hébert PN (eds) Status and monitoring of rare and threatened Japanese crest murrelet. pp 114–119. Publication of the Marine Bird Restoration Group, Fukushima.

Frankham R, Ballou JD & Briscoe DA 2002. Introduction to Conservation Genetics. Cambrige University Press. New York.

Gaston AJ & Jones IL 1998. The Auks: bird families of the world. Oxford Univ Press, New York.

Gaston AJ, Hashimoto Y & Wilson L 2015. First evidence of east-west migration across the North Pacific in a marine bird. IBIS 157: 877–882.

環境省 2019．環境省レッドリスト 2019．https://www.env.go.jp/press/files/jp/110615.pdf.

環境省北海道地方環境事務所 2019．平成 30 年度国指定天売島鳥獣保護区におけるケイマフリ等海鳥調査報告書．環境省北海道地方環境事務所，札幌．

Kumar S, Stecher G & Tamura K 2016. MEGA7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 7.0 for Bigger Datasets. Molecular Biology and Evolution 33: 1870–1874.

Matsui S, Whitworth D, Sugita N & Nishiumi I (in press) Breeding status and sex ratio of ancient murrelets captured in the nocturnal at-sea congregation at Teuri Island, Japan. Ornithological Science.

日本鳥学会 2012．日本鳥類目録第 7 版．日本鳥学会．三田．

Peakall R, Smouse PE. GENALEX 6: genetic analysis in excel. Popula- tion genetic software for teaching and research. Mol Ecol Notes. 2006; 6: 288–95.

Pearce RL, Wood JJ, Artukhin Y, Birt TP, Damus M & Friesen VL 2002. Mitochondrial DNA suggests high gene flow in ancient murrelets. Condor 104: 84–91.

Pshenichnikova OS, Sorokin PA, Klenova AV & Zubakin VA 2015. Spatial genetic structure of the crested auklet (*Aethia cristatella* Pallas, 1769) colony based on the mitochondrial dna control region and microsatellite loci. Russian Journal of Genetcs 51: 898–907.

Rozas, J., Ferrer-Mata, A., Sánchez-DelBarrio, J.C, Guirao-Rico, S, Librado, P, Ramos-Onsins, S.E, Sánchez-Gracia, A 2017. DnsSP v6 DNA sequence polymorphism analysis of large datasets. Mol. Biol. Evol. 34: 3299–3302.

Wojczulanis-Jakubas K, Kilikowska, A, Harding AMA, Jakubas D, Karnovsky NJ, Steen H, Strøm H, Welcker J, Gavrilo M, Lifjeld JT & Johnsen A 2014. Weak population genetic differentiation in the most numerous Arctic seabird, the little auk. Polar Biology 37: 621–630.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Conservation genetics of a small population of Ancient murrelts breeding on the Teuri Island, Hokkaido, Japan

SUGITA Norimasa, MATSUI Shin and NISHIUMI Isao

Ancient murrelets breed and nest on vertical cliffs in the Teuri island, the population size of which is small and estimated from 161 to 299 individuals. Conservation management of the Teuri breeding population has been required but not established until now. The population has lacked for scientific data about ecological and genetic information owing to the difficulty in approach to nest sites. In 2016, during the breeding season, researchers collected blood of 30 individuals from the population, which enable us to investigate genetic characteristics of the Teuri population for conservation. Mitochondrial analysis revealed that Teuri population shared haplotype with Aleutian breeding population but did not shared with British Colombia and Kamchatka breeding populations. The results suggested that the Teuri and Aleutian populations should be separately managed for conservation from the others. Microsatellite analysis showed no evidence of low genetic diversity of Teuri population. We proposed a conservation plan by protection of the nesting sites in the Teuri island. Additionally, a wide range of conservation managements for ancient murrelets would be required, because the sea near Japan would be important area for their wintering habitat.

Keywords: Ancient DNA, conservation genetics, microsatellite analysis, mitochondrial DNA, sea bird, wildlife management

Research Group for Conservation of Sea Birds in the West Pacific

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

世界の分布南限地において危機的状況にある オオウメガサソウ（ツツジ科）の保全に関する研究

茨城県多様性保全研究グループ
伊藤彩乃[1]・庄司顕則[2]・糟谷大河[3]・山下由美[4]・遊川知久[4]

オオウメガサソウは部分的菌従属栄養植物であり，発芽時の栄養供給に菌の関与が必要と考えられる．本種は北半球に分布し，日本では北海道，青森，岩手，茨城県にみられる．分布の南限地，茨城県ひたちなか市では個体数が激減し，絶滅の危機にある．

南限地での発芽条件を明らかにするため，2018 年秋採集の種子を包んだパケットを様々な環境に埋め，5 ヶ月後と 10 ヶ月後に回収し，発芽の有無を観察した．その結果，胚が膨張し種皮を破る発芽初期の状態の種子が確認されたが，発芽時に関与する菌や発芽に適した環境条件の特定のためには，今後も調査を継続していく必要がある．

また，南限地と北方（北海道・青森県）の個体群の繁殖状況を比較するため，2019 年 7 ～ 8 月に更新状況調査を行った．この結果，いずれも実生による更新は確認できなかったが，北方の生育地のほうが，個体の生育密度・開花数・ポリネーターが多く，種子繁殖の可能性が高かった．南限地ではポリネーターの不足を補う人工授粉が効果的だと考えられる．さらに，次世代シーケンサーを用いて遺伝的集団構造の解析を行った結果，南限地の個体群は遺伝的にほとんど均一で，北方に比べて遺伝的多様性が低いことから，早急に保全策を講じる必要がある．

キーワード：遺伝的集団構造，菌従属栄養植物，繁殖生態，ポリネーター，実生，野外播種試験

Ⅰ．はじめに

オオウメガサソウ *Chimaphila umbellata* は，ツツジ科の常緑小低木で（図 1），ヨーロッパ，アメリカなどの北半球の冷温帯域の針葉樹林に広く分布し，国内では北海道，青森，岩手，茨城県の一部の地域に隔離分布する（図 2）．

茨城県はオオウメガサソウの国内の分布の南限であり，種の保全上重要な生育地である．県内ではひたちなか市，東海村の 2 ヶ所のみが知られており，ひたちなか市の生育地は特に大きな群落である．当該地は海岸砂地のアカマツ林床で，蘚類のハイゴケ *Hypnum plumaeforme* などと混生しているが，マツ枯れなどにより生育環境が失われ，個体数は年々減少傾向にあり，種子発芽による新規個体もみられない．このことから，南限地においてオオウメガサソウの保全を検討する上では，本種の生態を解明する必要がある．

絶滅の危機に瀕した南限地のオオウメガサソウの個体群が安定的に持続するためには，現存個体群を維持するのみでなく，生育適地において種子からの発芽個体を増やし，遺伝的多様性

1: ミュージアムパーク茨城県自然博物館　2: 株式会社緑生研究所　3: 慶應義塾大学経済学部生物学教室　4: 国立科学博物館筑波実験植物園
2019. 12. 2 受付　2020. 9. 29 公開

図 1　オオウメガサソウ

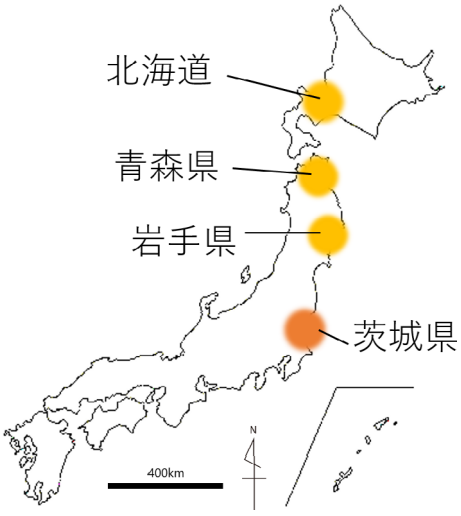


図 2　オオウメガサソウの国内における分布

を確保することが重要である．しかし茨城県東海村の生育地では，親個体の遺伝子解析の結果から遺伝的多様性がほとんどなく（糟谷ほか 2013），クローン繁殖している可能性が高い．ひたちなか市の自生地も同様と考えられ，現存個体群の維持，種子繁殖適地の解明，遺伝的多様性の確保が喫緊の課題といえる．

オオウメガサソウは，埃種子（ダストシード）と呼ばれる微細な種子をもち，種子発芽の時に特定の種類の菌類から栄養供給を受ける必要がある部分的菌従属栄養植物である．本種はマツ科の樹木の根に随伴する菌類に栄養供給を依存していると考えられている．本種に近縁なベニバナイチヤクソウ *Pyrola asarifolia* subsp. *incarnata* は，親個体は多様な菌類と菌根を形成し栄養を獲得しているが，種子発芽に際しては限られた腐生菌の一種のみから栄養供給を受けている（Hashimoto et al. 2012）．オオウメガサソウについても，種子発芽に関わる菌類相は，親個体の菌根菌と異なる可能性がある．オオウメガサソウは，これまでの研究から，親個体は同所的に分布する多様な菌根菌に栄養供給を依存していることが明らかとなっているが（本多・奈良 2018），種子発芽の際に必要な菌類の種類は全く不明である．

南限地の生育地で本種の遺伝的多様性が失われつつある中，数少ない種子を有効に活用し，種子からの繁殖生態を明らかにすることの重要性・緊急性が高い．茨城県の生育地で，本種が種子から増えない理由として，かつて生育していた発芽に関わる菌類が現在は存在しない，あるいは存在しても少なく，その菌類のコロニー内に種子が散布されていないなどの可能性がある．そこで，本種が種子から発芽する条件や，発芽に関わる菌類相を明らかにするため，野外播種試験（辻田・遊川 2008）を実施した．この手法は，ラン科植物などの微細種子を持ち，発芽に菌類の存在が不可欠な植物の野外における発芽生態を解明するために近年様々な種について用いられている（庄司ほか 2019）．さらに親個体の菌根菌と比較することで，発芽とその後の成長の生物間相互作用を明らかにし，種子からの保全手法を検討することを目標とした．

また，北方の生育地と南限の生育地で，繁殖

生態と遺伝的集団構造を比較し，南限地の地域的な特徴を明らかにすることにより，地域に適した保全手法を検討することを目標とした．

Ⅱ．方法

本研究は南限地にて野外播種試験を行うとともに，北方の生育地との繁殖生態の比較調査を行った．研究の流れを図 3 に示す．

1. 野外播種試験

試験は，茨城県ひたちなか市（国営ひたち海浜公園）にて行った．2018 年 8 月（事前調査）にオオウメガサソウの種子を採取し，種子の活性を Triphenyl tetrazolium chloride（TTC）溶液によって調べた上で，2018 年 10 月までに種子パケットを作成した．2018 年 11 月 13 日にひたち海浜公園内に種子パケットを埋設，これを播種とした．播種試験地は，オオウメガサソウの生育するアカマツ林のほか，生育がみられない砂丘植生（クロマツ低木林，ハイネズ群落），植栽樹林（クロマツ・スダジイ混植林），落葉広葉樹林（ヤマナラシ林）の 4 区分とし（図 4），1 地点あたり 8 個を地表面から 5 ～ 10 cm の深さに埋設した．

試験地では，環境条件として林冠構成樹種，マツの林齢タイプとマツ枯れの有無，A_0 層の有無，コケの有無を観察し，相対照度，地表面から 10 cm の深さまでの土壌 pH および EC，地温を調べた．相対照度は 2018 年 6 月 9 日・23 日に照度計（Model HD450, Extech Instruments）を用いて測定し，土壌 pH および EC は 2018 年 12 月 19 日に採取した土壌を室内に持ち帰り，コンパクト pH メーター（LAQUA twin pH-33B HORIBA）とコンパクト電気伝導率計（LAQUA twin EC-33B HORIBA）を用いて測定した．地温については，2018 年 12 月 19 日～ 2019 年 10 月 10 日の約 10 ヶ月間，4 時間おきに，データロガー式の地温計（サーモクロン G タイプ，株式会社 KN ラボラトリーズ）を用いて計測した．

翌年 2019 年 5 月 2 日（播種より 6 ヶ月後）および 9 月 14 日（播種より 10 ヶ月後）に，埋設した種子パケットを金属探知機により探し出し，1 回あたり原則として 2 個を回収した．種子パケットは室内に持ち帰り，実体顕微鏡を用いて発芽状況を観察した．発芽ステージは，伊藤ほか（2019）に従い，ステージ 2 以上を発芽

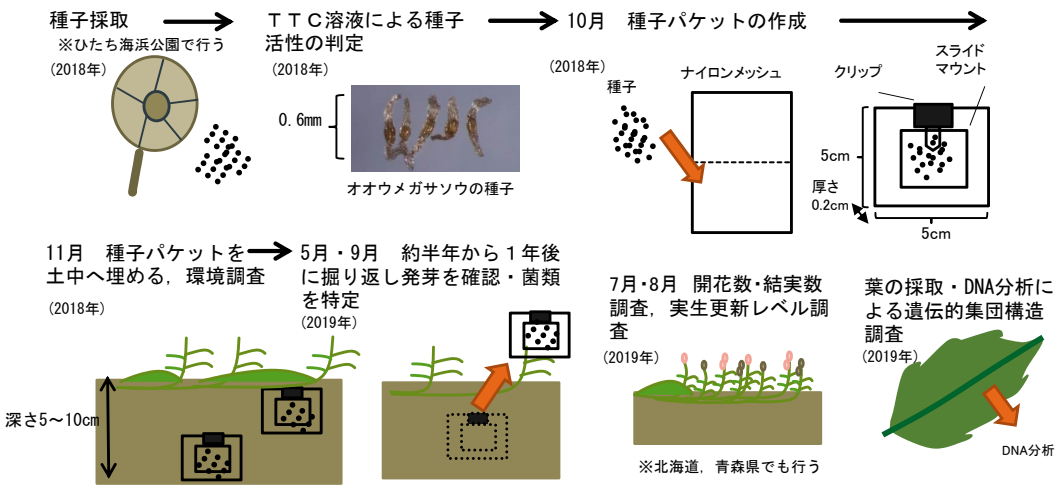
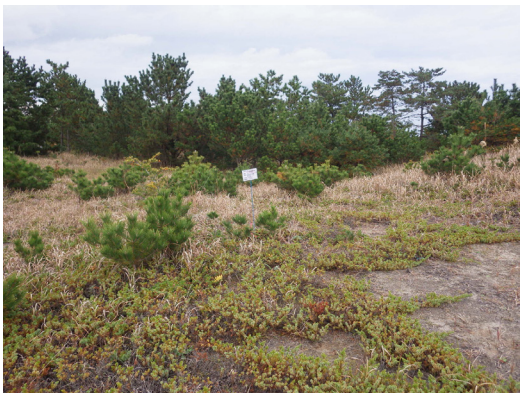


図 3　研究の流れ

アカマツ林



砂丘植生

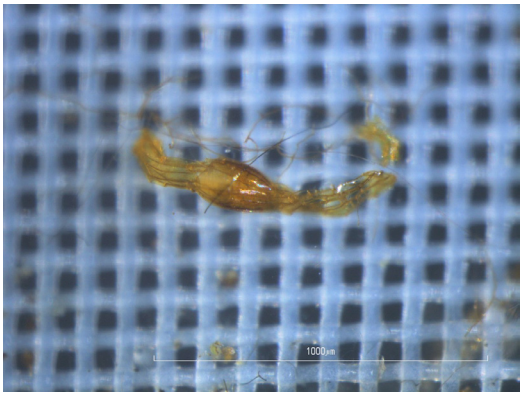
植栽樹林

落葉広葉樹林

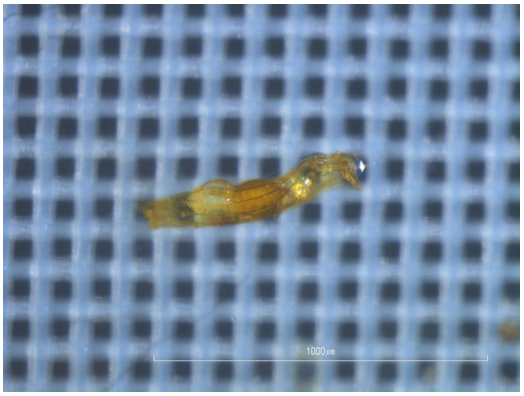
図 4　播種試験地の植生

表 1　発芽ステージ区分

ステージ区分	特徴
ステージ1 （S1）	胚が膨らみ，伸長する。
ステージ2 （S2）	種皮が破けて，胚が露出する。（発芽とみなす。）



ステージ 1



ステージ 2

図 5　発芽ステージ

とみなした（表 1 および図 5）．スウェーデンで同様の野外播種試験を行った Johansson et al.（2017）は，ステージ区分について，種皮を破って発芽したものをステージ 1 としているが，本研究では，発芽初期の状態を詳細にとらえるため，より細かいステージ区分を行うこととした．Johansson et al.（2017）のステージ 1 は，本研究でのステージ 2 に該当する．

発芽した種子は Tris-EDTA（TE）バッファーに入れて -20 ℃で冷凍保管した．Izumitsu et al.（2012）の方法に準じて抽出し，核リボソーム DNA の internal transcribed spacer（ITS）領域を PCR で増幅して発芽に関わる菌類を特定した．

2. 繁殖生態調査

繁殖生態の地域的な特徴を明らかにするため，北方と南限のそれぞれの生育地で，個体群の更新状況を調べた．北方の調査対象地は，北海道苫小牧市（ウトナイ湖）および千歳市（南千歳），青森県下北郡東通村（猿ヶ森ヒバ埋没林および大沼）の自生地，南限地は茨城県ひたちなか市（ひたち海浜公園）とした．北方の生育地の様子を図 6 に示す．

オオウメガサソウ生育地の植生を表 2 にまと

表 2　オオウメガサソウ生育地の植生

地名	調査地名	植生
北海道苫小牧市	ウトナイ湖	ミズナラ林
北海道千歳市	南千歳	シラカンバ林
青森県下北郡東通村	猿ヶ森ヒバ埋没林	クロマツ林
	大沼	クロマツ林
茨城県ひたちなか市	ひたち海浜公園	アカマツ林

ウトナイ湖（北海道）

南千歳（北海道）

猿ヶ森ヒバ埋没林（青森県）

大沼（青森県）

図 6　北方の生育地

めた．ウトナイ湖や南千歳の生育環境は，ミズナラ *Quercus crispula* またはシラカンバ *Betula platyphylla* var. *japonica* を主体とした落葉広葉樹林で，猿ヶ森ヒバ埋没林や大沼の生育環境は，クロマツ *Pinus thunbergii* にアカマツ *Pinus densiflora* が混じる針葉樹林であった．一方，南限のひたち海浜公園は，アカマツを主体とした針葉樹林に，落葉広葉樹が侵入している環境である．また，南限地では林床にオオウメガサソウが点々と生育しているが，北方の自生地は，林床にオオウメガサソウがマット状に群生し，他に混生する種は少なかった．

各調査地において，オオウメガサソウの群落内に 50 cm×50 cm のコドラートを設定し，実生発生数（実生更新レベル），シュート（地上茎）数およびそのシュート年数（発生経過年数），開花シュート数，結実シュート数を記録した．シュート年数は，輪生状に着いた葉の段数により，当年生，2 年生，3 年生，4 年生以上とした．調査は，南限地のひたち海浜公園においては 2019 年 6 月および 8 月，北方の調査地においては同年 7 月に実施した．

また全ての調査地において訪花動物を記録するため，タイムラプスカメラ（TLC200PRO, Brino）を仕掛け，撮影を行った．ひたち海浜公園では 5 月 28 日～ 6 月 30 日の 34 日間，10 秒間隔で，猿ヶ森ヒバ埋没林では 7 月 13 日～ 14 日の 2 日間，5 秒間隔で，ウトナイ湖では，7 月 18 日～ 19 日の 2 日間，2 秒間隔で，および南千歳では 7 月 20 日の 1 日間，2 秒間隔で撮影を行った．

3. 遺伝的構造の解析

北方の生育地である北海道苫小牧市（ウトナイ湖）および青森県下北郡東通村（猿ヶ森ヒバ埋没林）と，南限の茨城県ひたちなか市（ひたち海浜公園）にて，親個体の葉を採集し，遺伝的構造の解析を行った．試料は，ウトナイ湖にて 2，猿ヶ森ヒバ埋没林にて 2，ひたち海浜公園にて 4 の計 8 点を収集し，1 試料あたり 1 ～ 5 枚の葉を含めた．1 つの地域内では，群落の広がりの範囲内でできるだけ離れた地点から採集した．その距離は，ひたち海浜公園で 1.5 km，ウトナイ湖で 50 m，猿ヶ森ヒバ埋没林で 100 m であった．北方の生育地のうち，ウトナイ湖は 2017 年 10 月 19 日，猿ヶ森ヒバ埋没林は 2018 年 10 月 23 日～ 24 日にかけて，あらかじめ採取したものを用い，ひたち海浜公園は 2019 年 1 月 5 日に採取を行った．

試料は凍結乾燥後粉砕し，DNA を抽出した後，NextSeq 500（illumina）を用いて Suyama and Matsuki（2015）の Mig-seq（Multiplexed ISSR Genotyping by Sequencing）法によるゲノムワイドの SNP 分析を行った．そして，Structure2.3.3（Pritchard, et al. 2000）を用いて遺伝的構造を解析し，Structure Harvester version 0.6.93（Earl and vonHoldt 2011）により Delta K 値（Evanno et al. 2005）と尤度（LnP（K）, Pritchard et al. 2000）を算出し，最適な遺伝的系統の数（K）を推定した．その後 Structure Harvester Web v0.6.94 および Structure Plot v2.0 BETA（Earl and vonHoldt 2011）を用いて解析結果を可視化した．

Ⅲ．結果

1. 野外播種試験

播種後の経過月数による発芽率の変化を，表 3 に示す．6 ヶ月後は胚の膨張はみられた（ステージ 1）ものの発芽は観察されなかったが，10 ヶ月後には多くの発芽（ステージ 2）がみら

表 3　経過月数による発芽状況の変化

発芽ステージ	個体数（個）	
	6ヶ月	10ヶ月
S1	135	335
S2	0	921
パケット数（個）	39	39

表 4　播種地の環境条件

環境条件	アカマツ林	砂丘植生	植栽樹林	落葉広葉樹林
pH	5.1	8.0	5.3	6.3
EC(μS/cm)	19.6	36.2	147.1	14.6
相対照度(%)	41.7	60.0	1.4	22.4
平均地温(℃)	15.1	16.3	14.5	15.3
地温差（最高-最低）(℃)	31.4	43.8	29	44

れた.

播種場所の環境区分ごとの環境条件を表 4 に示す．土壌環境について，アカマツ林と植栽林は酸性，砂丘植生は塩基性，落葉樹林は中性となった．また，植栽樹林は他の植生タイプに比べて EC が高く，富栄養化していると推察される．また, 植栽樹林は暗く地温変化が少ないが, 砂丘や落葉樹林は明るく地温変化が大きい．さらに，アカマツ林は明るく，地温変化が小さい.

植生別の発芽状況を図 7 に示す．播種 10 ヶ月後の時点で発芽個体数が最も多いのは，オオウメガサソウの生育がみられるアカマツ林であったが，他の環境との顕著な差はみられなかった．また，マツの林齢，マツ枯れの有無，A_0 層の有無，コケの有無による発芽個体数の違いもみられなかった.

発芽個体について菌根菌の同定を試みたところ，担子菌門のロウタケ目（Sebacinales），トレキスポラ目（Trechisporales），アテリア目（Atheliales), 子嚢菌門のビョウタケ目(Helotiales), *Cladophialophora* 属，*Meliniomyces* 属などの多様な菌類が確認された．これらの中には，オオウメガサソウに近縁なイチヤクソウの仲間から確認されている菌と共通するものもあった（Johansson et al. 2017）．しかしながら，発芽個体が微小で発芽初期の状態のため，いずれも発芽に関わる菌とは断定できず，確実な菌根菌の特定には至らなかった．発芽時の栄養供給に関与する菌を特定することが今後の課題である.

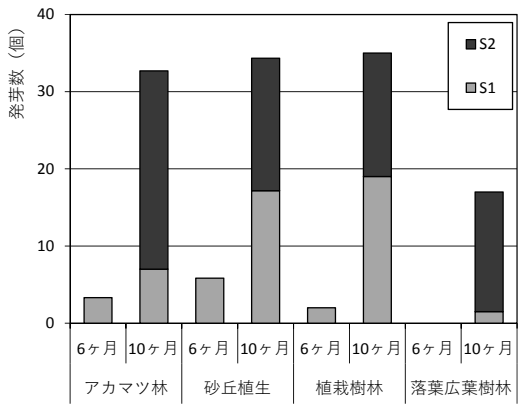


図 7　環境区分別の発芽状況（1 パケットあたりの平均）

2. 繁殖生態調査

北海道，青森県，茨城県，全ての調査地において, 実生は確認されなかった．しかしながら，コドラート内で当年生のシュートが多数確認されたことから，更新は主にシュートによって行われていると推察される．北方の生育地では，南限地の個体群と比較して，単位面積当たりのシュート数が多く，特に 3 年生以上のシュートの割合が高かった（図 8）．このことから，個体の寿命が長いと推察される．また，開花・結実シュート数ともに，多い傾向がみられた（図 9）．このため，北方の生育地は種子による繁殖が行われている可能性が高いと推測される.

訪花動物については, 北方の生育地では主に, マルハナバチの仲間の訪花が確認された（表 5, 図 10，図 11，図 12）．マルハナバチの仲間の体毛には多数の花粉が付いていることが確認されたため，ポリネーター（花粉媒介者）として役立っていると推察される. 一方南限地では主に,

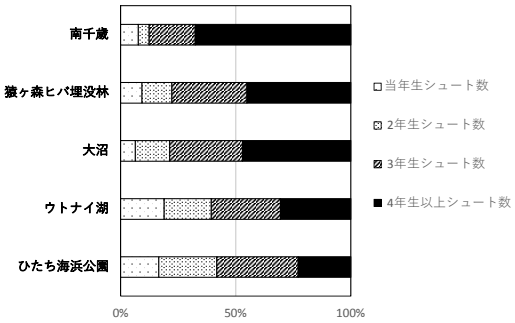


図 8　シュート年数（割合）の比較

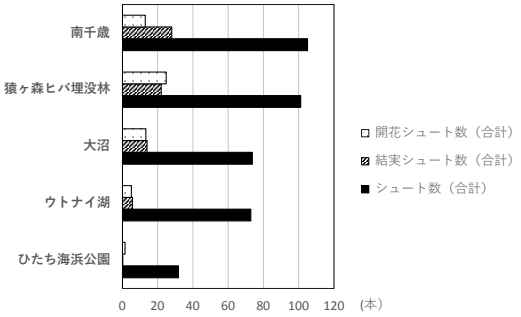


図 9　開花・結実シュート数（合計）の比較

表 5　訪花動物の種類

ウトナイ湖・南千歳	猿ヶ森	ひたち海浜公園
ヤドリバエ科の一種	クモガタヒョウモン	ハエの仲間
ハエの仲間	アリ科の一種	アリの仲間
アリ科の一種	オオマルハナバチ（※）	ワラジムシ
エゾコマルハナバチ（※）	トラマルハナバチ（※）	
セイヨウオオマルハナバチ（※）	マルハナバチの仲間（※）	
エゾオオマルハナバチ（※）	ハナバチの仲間	
エゾトラマルハナバチ（※）	ワラジムシ	

※　体への花粉の付着が観察された種類（ポリネーター）

エゾコマルハナバチ

エゾオオマルハナバチ

図 10　ウトナイ湖（北海道）の訪花動物

アリの仲間やワラジムシ *Porcellio scaber* が確認されたが，花粉の付着は確認できなかった．

3. 遺伝的集団構造の解析

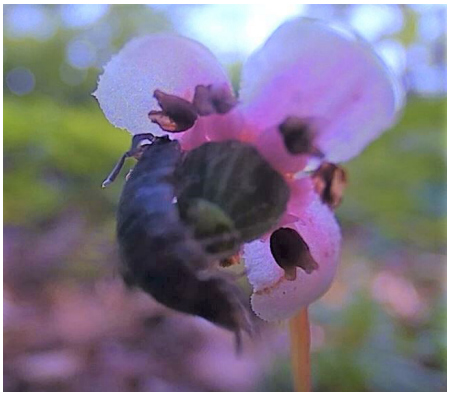
北海道，青森県，茨城県の個体群の遺伝的集団構造を解析した結果，遺伝的系統の数を 7（K=7）としたとき，Delta K と LnP(K) の値が最大になった．このことから，これらには 7 種類の遺伝的系統があることが推定された．図 13 は，それぞれの系統を色分けして示したもので，横軸は各株の採集地，縦軸は各株を構成する 7 種類の系統の占める割合を示す．

これら 3 集団は，7 種類の系統の含まれる割合が異なっていることから，遺伝的に分化していることが分かる．黄色いバンドはすべての地

トラマルハナバチ

オオマルハナバチ

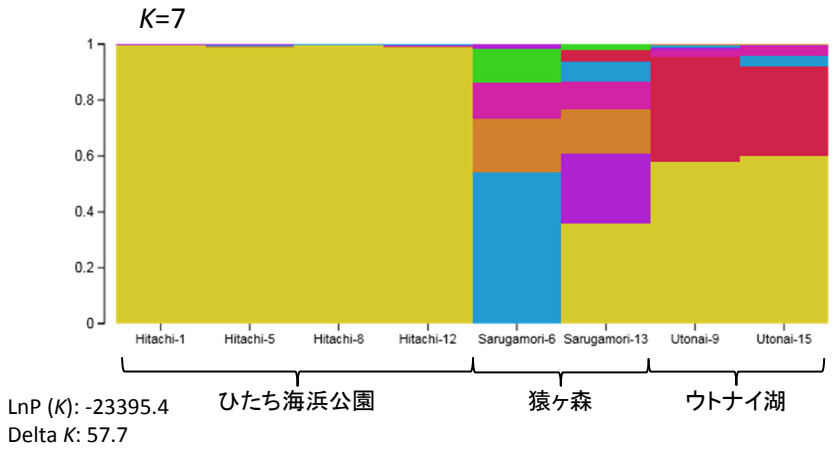
図 11　猿ヶ森ヒバ埋没林（青森県）の訪花動物



ワラジムシ

アリの仲間

図 12　ひたち海浜公園（茨城県）の訪花動物



LnP (*K*): -23395.4
Delta *K*: 57.7

図 13　日本産オオウメガサソウ（8 株）の遺伝的集団構造．*K*=7 は遺伝的に 7 種類の系統があることを示し，それぞれを色分けして示した．横軸は各株ごとの採集地，縦軸は各株を構成する 7 種類の系統の占める割合を示す．1 つの株でも，複数の遺伝的に異なる系統が混ざり合ったものがある．ひたち海浜公園の集団は遺伝的にほぼ均一であるが，猿ケ森とウトナイ湖の集団は遺伝的に多様である．また，これら 3 集団は遺伝的に分化している．ベイズの Structure 解析法により，Structure Harvester Web v0.6.94 および Structure Plot v2.0 BETA を用いて可視化した．

域の集団に含まれる系統であり，かつてはオオウメガサソウの分布が連続的で，地域間で交流があったことが示唆される．南限地であるひたち海浜公園は，この系統が優占していることから，他地域から孤立して取り残されることによって，遺伝的に均一化したと推察できる．このように，南限地の個体群は遺伝的に脆弱になっており，早急に保全策を講じる必要がある．

また，南限の茨城県の集団は，1 つの系統が優占していることから，遺伝的にほぼ均一であるが，青森県猿ヶ森と北海道ウトナイ湖の集団は遺伝的に多様な系統を含んでいる．これは，種子による繁殖の頻度の違いを表していると考えられ，南限地では，種子繁殖の頻度が少なく（＝クローン等，無性的に増えている），北方の生育地，特に青森県猿ヶ森は種子繁殖の頻度が高いためと推測できる．

Ⅳ．考察

野外播種試験の結果より，オオウメガサソウの初期の発芽は，アカマツ林，砂丘植生，植栽樹林のいずれの場所でも確認することができた．本研究に先行して実施した調査（伊藤ほか 2019）では，オオウメガサソウの初期発芽の場所として，アカマツ若齢林，砂丘のクロマツ林，植栽樹林，落葉広葉樹林，草地など様々な環境が挙げられている．

しかしながら，発芽個体から得られた菌根菌はいずれも，発芽時の栄養供給に関与する菌と特定することはできなかった．Johansson et al.（2017）は，スウェーデンでオオウメガサソウの野外播種試験を行い，播種から 3 年間で，発芽後の幼若個体の伸長と分枝までを確認している．さらに，発芽の初期は様々な菌根菌を利用するものの，その後の成長の際にボトルネックがかかり，特定の菌との関係を有するようになる可能性を示唆している．このことから，ステージ 2 より進んだ幼若個体の菌根菌が重要であると推察される．伊藤ほか（2018）は，ラン科植物のキンラン *Cephalanthera falcata* を対象とした野外播種試験で，発芽試験の結果が出るまでには 3 年は必要としている．菌従属栄養植物の発芽生態を明らかにするためには長期的な観察が必要である．今後，野外播種試験を継続し確実に成長した幼若個体のサンプルを得ることで，オオウメガサソウの発芽生態を解明していきたい．

繁殖生態調査の結果より，南限地でも北方の生育地でも，実生は確認できなかったことから，オオウメガサソウの種子が発芽する条件については，明らかにならなかった．ただし，遺伝的集団構造の解析結果から，北方の生育地，特に猿ヶ森では，遺伝的多様性が高く，種子繁殖の頻度が高いことが推測されるため，かつては種子による繁殖が行われ，実生により広がったと推察される．今回実生が見つからなかった要因として，種子が長期間埋土種子となり，発芽のタイミングが毎年ではなく，ごく稀である可能性のほか，ベニバナイチヤクソウのように（Hashimoto et al. 2012），親個体の生育環境とは全く異なるタイプの植生で発芽する可能性がある．

一方，南限地では，実生が確認できないのみでなく，遺伝的集団構造の解析結果から，遺伝的多様性が著しく低く，種子繁殖はほとんど行われていないことが明らかになった．南限地は，種子からの保全の必要性がより高いといえる．そのため，種子からの発芽条件を明らかにし，発芽に適した環境に種子を播種することが，南限地でのオオウメガサソウの保全のためには必要であろう．

親個体の繁殖状況についてみると，北方の生育地では，単位面積あたりのシュート数，開花・結実シュート数，3 年生以上のシュート数，い

ずれも多く，健全であった．一方，南限地はいずれの数も少ないことから，個体の寿命が短く，親個体が健全ではないと推察される．このことについては，鈴木（1976）も指摘しており，南限地のオオウメガサソウについて，開花率の低さから有性生殖は稀であること，また，地上茎の年数から北方の地域に比べて寿命が短いことを述べ，現状の生育環境はオオウメガサソウにとって望ましくない可能性を指摘している．このことから，現状の生育条件を改善することが求められる．現在，地域ボランティアにより，開花期間中を除き，オオウメガサソウに寒冷紗をかけ，定期的に下草刈りやアカマツの植栽を行うなどの取り組みが行われている．このような活動を継続し，その効果を検証することが，個体群の維持のために重要である．

最後に，訪花動物の観察から，北方の生育地で頻繁に観察されたマルハナバチの仲間は，南限地では確認できなかったことから，南限地では受粉がうまくいっていない可能性がある．イチヤクソウの仲間のポリネーターとして，マルハナバチが知られている（阿部・大原 2004）．南限地で充実した果実をつけるための方法として，ポリネーター不足を補うための人工授粉や，ポリネーターとなるマルハナバチなどの昆虫を呼ぶ森づくりが効果的であると考えられる．

Ⅴ．今後の展望

本種の種子発芽と成長に適した条件が明らかになれば，発芽適地に人為的な播種を行い，個体数の増加を期待することが可能となる．北方と比較し，南限地の親個体の生育条件が良くない中で，少ない自生個体の種子を有効に活用し，新たな生育地の創出を同時に検討していくことは，効果的な保全策である．これまで種子からの繁殖がみられなかった南限地でも，人為的な播種により種子が発芽に適した場所へ到達することができるようになれば，オオウメガサソウの個体数の回復と，遺伝的な多様性の確保が期待される．また，種子を播きだしてから発芽個体が成長し，地上部に出てくるまでには時間がかかると考えられるため，播きだした場所の付近に種子パケットを設置し，定期的に掘り出して発芽状況を観察することにより，その成長の様子を確認することが期待できる．

さらに，播種による保全活動を地域のボランティア団体とともに行うことで，地域の植物の保全活動を活性化していきたい．北方の生育地と繁殖生態の比較から，南限の個体群維持のためには，親個体の生育条件の改善や人工授粉の必要性が明らかになった．播種による保全活動に，これらの活動を組み込むことで，より効果的な保全を行うことが期待できる．

将来的には，オオウメガサソウの保全にとどまらず，オオウメガサソウの生育環境となるマツ林の造林や樹林管理を視野に入れた提案をしていきたい．ひたち海浜公園では，マツノザイセンチュウにより，アカマツを主体としたマツ林が大きな被害を受けており，その再生が急務となっている．本種の生育に適する条件で造林や樹林管理を行い，樹林内に播種を行うことにより，本種の個体群の復元を期待することができるだろう．当該地のマツ林には，オオウメガサソウのほか，ハマカキラン *Epipactis helleborine* などの特徴的な絶滅危惧種が生育しており，マツ林再生によって，これらの種の保全も期待される．オオウメガサソウの生育を考えたマツ林の再生は，地域性をもった生態系の保全にもつながる．本種の保全をマツ林再生のプロセスへ組み込み，オオウメガサソウをマツ林再生の指標とすることが今後期待される．

引用文献

阿部恵子・大原　雅 2004．北海道におけるイチヤクソ

ウ亜科とマルハナバチの生活史の対応関係．日本生態学会大会講演要旨集，第 51 回日本生態学会大会．

Earl, D. A. and vonHoldt, B. M. 2011. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. Conservation Genetics Resources, DOI: 10.1007/s12686-011-9548-7.

Evanno, G., Regnaut, S. and Goudet J. 2005. Detecting the Number of Clusters of Individuals Using the Software STRUCTURE: A Simulation Study. Molecular Ecology 14: 2611-2620.

Hashimoto, Y., Fukukawa, S., Kunishi, A., Suga, H., Richard, F., Sauve, M. and Selosse, M. A. 2012. Mycoheterotrophic germination of *Pyrola asarifolia* dust seeds reveals convergences with germination in orchids. New Phytologist, 195(3): 620–630.

本多美佐季・奈良一秀 2018．絶滅危惧種オオウメガサソウの共生菌と菌従属栄養性．日本生態学会第 65 回全国大会

伊藤彩乃・庄司顕則・赤﨑洋哉・松前満宏・山﨑　旬・遊川知久 2018．野外播種試験法による埋設種子の長期観察の重要性 - 都市緑地のキンラン（*Cephalanthera falcata*（Thunb.）Blume）を例に．日本緑化工学会誌 44(1)：233–236.

伊藤彩乃・庄司顕則・山下由美・遊川知久 2019．野外播種試験はツツジ科にも有効～日本での分布南限地におけるオオウメガサソウ保全のための取り組み～．日本緑化工学会誌 44(3)：533–536.

Izumitsu, K., Hatoh, K., Sumita, T., Kitade, Y., Morita, A., Tanaka, C., Gafur, A., Ohta, A., Kawai, M., Yamanaka, T., Neda, H. and Ota, Y. 2012.Rapid and simple preparation of mushroom DNA directly from colonies and fruiting bodies for PCR. Mycoscience, 53(5): 396–401.

Johansson, V. A., Bahram, M., Tedersoo, L., Kõljalg, U.and Eriksson, O. 2017. Specificity of fungal associations of Pyroleae and *Monotropa hypopitys* during germination and seedling development. Molecular Ecology, 26: 2591–2604.

糟谷大河・宇野邦彦・保坂健太郎 2013．茨城県東海村におけるオオウメガサソウの遺伝的多様性と利用菌根菌相の解析．日本植物分類学会第 12 回大会（千葉大学）．

Pritchard, J. K., Stephens, M. and Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocous genotype data. Genetics, 155: 945–949.

庄司顕則・遊川知久・大城　温・大和政秀・蘭光健人・伊藤彩乃・山﨑　旬・辻田有紀 2019．移植困難植物の保全現場で野外播種試験をどのように活用していくか．日本緑化工学会誌 44(3)：540–544.

Suyama,Y. and Matsuki, Y. 2015. MIG seq an effective PCRbased method for genome wide single nucleotide polymorphism genotyping using the nextgeneration sequencing platform. Scientific Reports, 5: 16963.

鈴木昌友 1976.「茨城の花」．常陽新聞社．102–110.

辻田有紀・遊川知久 2008．ラン科植物の野外播種試験法―土壌における共生菌相の探索を目的として―．保全生態学研究 13: 121–127.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Study on the conservation of *Chimaphila umbellata* (Ericaceae) in the southernmost limit of the grobal distribution

ITO Ayano, SHOJI Akinori, KASUYA Taiga, YAMASHITA Yumi and YUKAWA Tomohisa

Chimaphila umbellata is a partially mycoheterotrophic plant, so the involvement of fungi is necessary at the time of germination. This species distributes in the northern hemisphere. In Japan they are found in Hokkaido, Aomori, Iwate, and Ibaraki prefectures. In Hitachinaka city, Ibaraki prefecture, the southern limit of the distribution, the number of individuals has dropped sharply making them in danger of extinction.

In order to clarify their germination conditions in the southern limit, seed packets were buried in various environments in autumn 2018. After 6 and 10 months, recovered packets were examined and germination was confirmed. The state of the germination was in an early stage where the embryo expands and breaks the testa. It is necessary to continue the investigation in order to identify the environmental conditions suitable for symbiotic fungi and germination.

Next, in order to compare the breeding status of populations in the southern and the northern (Hokkaido and Aomori prefecture) regions, we surveyed growing area in July to August 2019. As a result, it was not possible to confirm the breeding by the seedlings in all surveyed areas, but the growth density, the number of flowers and fruits were larger in the growing area in the northern part, and hence the possibility of seed breeding would be higher in these regions. In the southern limit, as major pollinator of *Chimaphylla umbellata* was lacked, artificial pollination is considered to be effective for better fruiting. Finally, population genetics analysis using next-generation sequencing revealed that populations in the southern limit are genetically uniform and that they have less genetic diversity than those in the north. It is necessary to take conservation measures as soon as possible in these areas.

Keywords: breeding status, field seed sowing techniques, mycoheterotrophic plant, pollinator, population genetics analysis, seedling

Ibaraki Diversity Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

金華山島におけるシカ個体数の長期継続調査に向けたドローン利用手法の確立

金華山島シカ研究グループ
伊藤健彦[1, 2, 3, 4]・岡田あゆみ[5]・樋口尚子[6]・南　正人[3]

ニホンジカ個体数が区画踏査法により調査されてきた宮城県金華山島で，小型無人航空機（UAV，ドローン）による島全体のシカ個体数観測手法を検討し，踏査法とのシカ発見頭数を比較した．島を 10 飛行区画に分割することで全島観測が可能なことを 2019 年 3 月に確認し，同年 4 月のドローン搭載熱赤外カメラによる夜間観測では，島全体で 429 頭のシカを検出した．同年 3 月の踏査実施区画（島面積の 71.6 %）に限ると，シカ発見頭数は踏査で 380 頭，ドローン観測で 377 頭だった．島の 17.6 % を占める常緑樹林におけるシカ発見頭数は，踏査がドローン観測の 1.3 倍であり，ドローン観測における常緑樹林内の頭数補正の必要性が示唆された．しかし，両調査で総数がほとんど変わらなかったことから，落葉樹林や草原の割合が大きい金華山島では，踏査と同等以上の精度でのドローン観測が可能であることが示された．

キーワード：ニホンジカ，熱赤外カメラ，哺乳類検出，無人航空機，夜間観測，落葉樹林

Ⅰ．はじめに

三陸復興国立公園の南端に位置する宮城県金華山（図 1a）は天然のブナ林やモミ林が成立し，人為的影響がほとんどない環境でニホンジカ（*Cervus nippon*，以下，シカ）やニホンザル（*Macaca fuscata*）が生息する貴重な生態系である．シカの個体数は区画法による踏査で 1967 年以降継続的に記録されており，島の環境収容力や数度の大量死とその後の回復過程，シカと植物の相互作用などが明らかにされてきた（高槻 2006）．個体数調整がないことによるシカの高密度状態は森林の更新を阻害し，草原を拡大させている．また，シカの高密度状態と植生変化は，シカの小型化や角の形態変化，妊娠・出産率の低下をもたらしている．島の西部に位置する神社周辺の個体群については，個体識別による行動観察と，DNA 分析による父子判定などによる行動学的な研究成果も得られている（Minami et al. 2009a, b, Okada and Tamate 2000）．

しかし，島の自然環境保全やさまざまな生態現象の解明のための基礎情報である全島のシカ個体数の継続調査が困難になりつつある．2011 年の東日本大震災とその後の台風の影響により，斜面や登山道の崩壊が進んだため，調査が困難な地域が拡大し，調査員への危険が増加している．調査費用や調査員の確保も容易ではない．人為的影響が少ない環境下におけるシカと自然環境の相互作用研究を発展させ，島の保全対策を策定するためには，将来も継続可能なシカ個体数モニタリング手法の確立が急務であ

1: 鳥取大学 乾燥地研究センター　2: 明治大学 研究・知財戦略機構　3: 麻布大学 獣医学部　4: 鳥取大学国際乾燥地研究教育機構　5: 北里大学 獣医学部　6: NPO 法人生物多様性研究所あーすわーむ
2019. 12. 2 受付　2020. 9. 29 公開

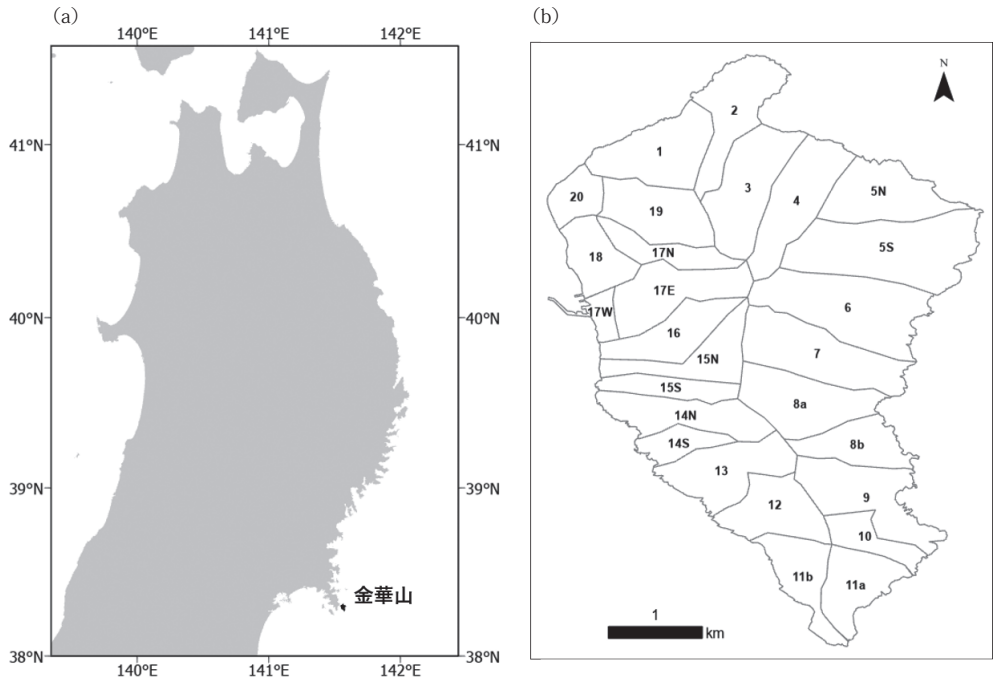


図 1　金華山の位置（a）と地上踏査の区画（b）

る．

この課題を解決する可能性として，近年の発展が著しい小型無人航空機（UAV，ドローン）による観測が挙げられる．ドローンによる野生動物の個体数調査は世界的にはすでに実施されており（Linchant et al. 2015, Hodgson et al. 2016），恒温動物である哺乳類の検出には熱赤外カメラによる観測の有効性が示されている（Christie et al. 2016，Seymour et al. 2017）．しかし，森林地域でのドローンによる哺乳類検出には林冠被覆が影響し，地表面と対象動物の体温の差が不明瞭な時間帯には熱赤外カメラによる動物の検出が困難である．また，通信距離とバッテリー持続時間の制約により観測範囲が限定される．したがって，実際にドローン観測を導入する前に，調査地の面積や地形，植生環境での有効性・信頼性・実行可能性の検討・確認が必要である．

金華山では落葉樹林の割合が高く，シカの採食影響により樹木の密度も低いため，落葉期であれば高精度のシカ検出が期待できる．しかし，全島のドローン観測を実施する前に解決すべき課題がある．島の一部にはモミ（*Abies firma*）やクロマツ（*Pinus thunbergii*），スギ（*Cryptomeria japonica*）などの常緑樹林が存在するため，その地域ではシカの検出率が低下することが予想され，落葉樹林でも幹や枝がシカを隠す可能性がある．島の約 10 km^2 という面積と約 450 m の標高差は，飛行可能時間が制限される，現在の一般向けのドローン機体による 1 地点からの観測には大きすぎる．また，従来の踏査法とドローン観測間の検出率が異なる場合には，これまでの個体数変動データとの継続性を維持するためのデータ補正が必要である．

そこで，将来的に継続可能な金華山島のシカ個体数推定手法を確立するため，ドローン観測による全島のシカ個体数調査手法を検討し，踏査とドローン観測によるシカ発見頭数を植生タイプ別に比較した．それらの結果から，本調査

地でのドローンによる全島観測の実行可能性と，ドローン観測への完全移行に向けた課題を議論する．

Ⅱ．方法

1. 調査地

宮城県牡鹿半島の東に位置する金華山は東西約 3.5 km，南北約 5 km，面積 9.92 km^2（国土地理院 2019）の島であり（図 1），島全体が三陸復興国立公園に含まれている．最高地点の標高は 445 m である．ブナ（*Faugs crenata*）やイヌシデ（*Carpinus tschonoskii*）などの落葉樹林とシバ（*Zoysia japonica*）やススキ（*Miscanthus sinensis*）の草原が大部分を占めるが，モミやスギ，クロマツなどの常緑樹林も存在する．このほかに，落葉樹の落葉期に葉がシカを隠す可能性がある高木常緑樹にはヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*), カヤ（*Torreya nucifera*), シキミ（*Illicium anisatum*）がある．

住民は島の西部にある黄金山神社の職員数名のみであり，シカの採食から植生を保護するための柵が設置されているほかは，生態系への人為的な影響はほとんどない．神社周辺とその北側のシバ草原でシカ密度が高く，神社周辺ではシカの個体識別による行動調査が継続的に実施されている．シカ以外の中大型哺乳類としてはニホンザルが生息している．

2. 区画踏査法によるシカ個体数調査

毎年 3 月に実施されてきた，地上踏査による全島のシカ個体数調査では，島を 27 区画に分割した区画が設定されている（図 1b）．2019 年 3 月 10 日に全島の頭数調査を実施し，調査員の人数から 21 区画を対象とした．各区画を担当調査員 1-2 名が 2 時間程度で踏査し，目撃したシカの頭数，性別，成獣・幼獣の別，オスの場合は枝角の尖数，発見地点を記録した．ただし，ドローン観測では性別や年齢は判別できないため，本研究では頭数と位置の情報のみを解析した．

3. ドローン観測

1）シカ観測手法設定

観測にはドローン専用熱赤外カメラ DJI Zenmuse XT ZXTB19FP を搭載した DJI Inspire 1 V2.0 を使用した．通信可能距離は 2 km，バッテリー持続時間は状態の良いもので 20 分程度である．

バッテリー持続時間内に余裕をもってドローンが帰還できるよう，ドローンの離着陸地点から区画の境界までの距離や標高差が大きすぎないこと，電波通信の障害となりやすい尾根部を区画の境界とすること，機体が離着陸可能な地形と植生（上空が樹木で覆われていないか）であることなどを考慮して，地形図と衛星画像から事前にドローン観測用の飛行区画を検討した．2019 年 3 月 9-12 日の日中に現地で試験飛行をおこない，離着陸や観測の実行可能性を確認し，飛行区画と離着陸地点を微修正した．

ドローンによる動物個体数調査には，調査区全域をくまなく観測する飛行ルートを事前に設定し，一定速度で飛行・撮影をする手法もあるが，この手法では動物がいない部分の上空も時間をかけて飛行する必要がある．そのため，時間的な制約がある条件での広域観測には適していない．本研究では約 10 km^2 の範囲を数日間で観測するために，網羅的な飛行ルートは設定せず，ドローンとカメラの手動操作により広範囲を観測し，送信機のモニター上で目視により検出した高温の物体に近づいて，形状や動きからシカであることを確認する手法を採用した（図 2）．そのため，飛行速度は状況に応じて変化する．他地域での同機種・カメラを用いたこれまでのシカ検出飛行の経験に基づき，ドローンの対地高度は原則 70-120 m 程度とした．

熱赤外カメラによる観測では，検出したい対

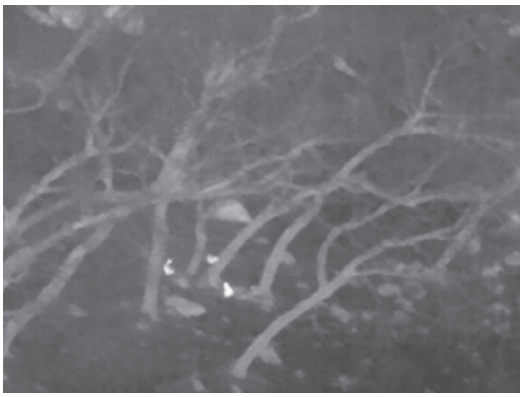


図 2　ドローン搭載熱赤外カメラによるシカの画像．高温部が白色で表示される設定．夜間の撮影のため哺乳類は周囲よりも温度が高い．中央部に 3 頭のシカが座っていることがわかる．樹木の幹や枝，岩が地表面よりも高温であることも読み取れる．本調査地では，シカと似た大きさの岩が露出している地域が多いため，日中に温まった岩の温度が下がり切らない時間帯では，熱画像からのシカと岩の判別が難しい場合が増加する．

象（本研究ではシカ）と地表面の温度差が小さい場合には判別が難しい．また，日没後に地表面温度は下がっても，岩や木の幹などの温度が下がり切らない時間帯には，大きさや形状が似た岩や幹をシカと混同しやすい場合がある．そこで，夜間にも時間帯を変えて予備調査を実施し，観測に適した時間帯を検討した．夜間飛行の許可は東京航空局から取得した．

2）シカ個体数調査

ドローンによるシカ個体数調査は 2019 年 4 月 28-30 日の 3 日間，22:00 から日の出前の時間帯に，操縦者と補助者の 2 名で実施した．飛行中は動画を撮影し続け，シカを発見した際にはドローンをシカの個体または群れの真上に機体を移動させ，カメラを真下に向けて静止画を撮影し，緯度経度情報を記録した．撮影画像に記録された緯度経度情報をシカの空間分布解析に使用した．撮影時刻と頭数はその場で補助者が記録したが，撮影した動画および静止画と飛行ルートを研究室で再確認し，見落とし，見間違い，重複カウントをチェックした．調査実施日が異なる飛行区画でシカを検出・記録していた場合には，重複カウントの可能性を考慮し，そのデータは解析から除いた．

4. 植生分類

植生分類には Google Earth の 2019 年 2 月 26 日撮影の衛星画像を利用した（図 3a）．この時期には調査地の落葉樹は葉を落としているため，画像を拡大すると，樹木の色や形状の違いから目視で常緑樹を判別できる．複数本の常緑樹が連続的に分布している部分を常緑樹林とし，ArcGIS Pro2.3 を用いて，常緑樹林のポリゴンを作成した（図 3b）．

5. 統計解析

ArcGIS Pro 2.3 を用いて，踏査法の区画ごとに，区画面積，常緑樹林面積を算出した．踏査およびドローン観測による全島および踏査区画ごとのシカ頭数と密度を算出し，両調査によるシカ発見頭数の相関を分析した．常緑樹林とそれ以外（落葉樹林・草原）の面積割合からの期待値と各群落で実際に記録されたシカ頭数の違いおよび，踏査とドローン観測における各群落の発見頭数比の違いの検定には，フィッシャーの正確確率検定を用いた．解析には R を使用した（R Core Team 2018）．

Ⅲ．結果

1. ドローンによる全島のシカ個体数調査手法

島を 10 飛行区画に分けることで，ドローンでの全島観測が可能だった（図 4）．事前に考慮した要因のほかに，区画全域を通して飛行中のドローンが確認できることが良好な電波通信に必要であり，付近の樹木や岩などにより飛行中のドローンとの間が遮られない場所を離着陸地点に選ぶことも重要だった．この飛行区画と離着陸地点の配置により，安定した登山道や尾根上を歩くだけでよい調査ルートが設定できた．

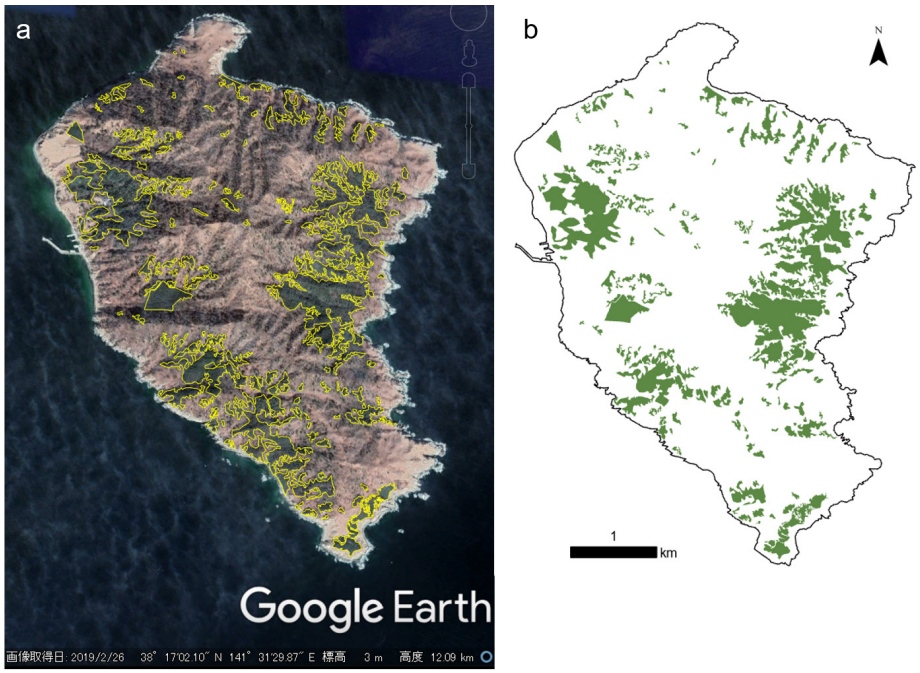


図 3　金華山における常緑樹林の分布．2019 年 2 月 26 日の衛星画像（Google Earth）（a）から抽出した常緑樹林部（b）．

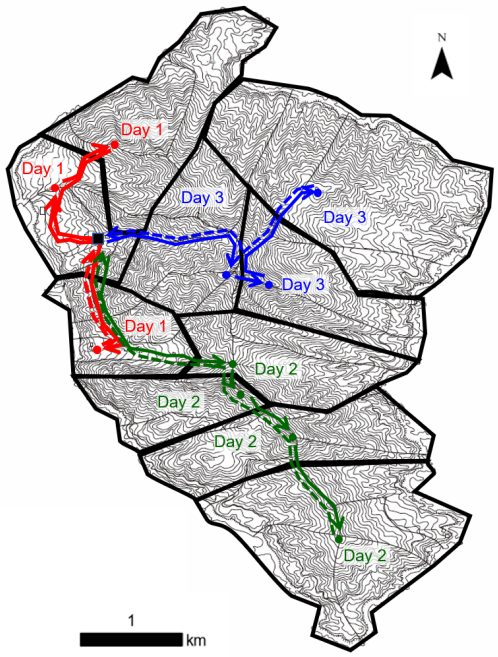


図 4　ドローン観測に用いた飛行区画（太枠）と離着陸地点（丸印）．背景は 10 m 間隔の等高線と踏査区画．実線矢印は宿泊地（四角印）からの調査者の移動ルート．点線矢印は調査終了後の移動ルートであり，移動は日出後でもよい．

観測時間帯には，夜のできるだけ遅い時間から日出前までが適していると判断した．天候にもよるが，夜の早い時間帯では，岩や木の幹の温度が下がり切らずにシカと混同する可能性が増加し（図 2），日出直後には，岩や地表面の温度が上昇し始めることが確認されたためである．

ひとつの区画の観測には 2-4 フライトが必要であり，観測時間と別区画の離着陸地点への移動時間，携帯する交換用バッテリー数を考慮すると，シカ検出精度の最大化と調査期間の最短化を実現する上で，0:00 頃から観測を開始し，日出までに 3-4 区画を調査するのが理想的だと考えられた．ただし，早朝からの降雨が予想されたため，22:00 頃から観測を実施した日もあった．1 夜に 3-4 区画を調査することにより，飛行可能な天候の日が 3 日あれば，島全体の観測が完了する（図 4）．2 人で観測する場合の 1 回の全島観測の人的コストは 6 人・日となる．た

だし，雨・雪・霧・強風時には飛行ができないため，予備日が必要な場合がある．実際に今回の調査期間中には，悪天のため観測を実施できなかった日が 3 日あった．

2. ドローン観測と地上踏査のシカ発見頭数

踏査実施区画（島面積の 71.6 %）に限ると，シカ発見頭数は踏査で 380 頭，ドローン観測で 377 頭だった（表 1）．ドローン観測による島全体での発見頭数は 429 頭だった．シカ密度は両調査とも西部の神社・桟橋（図 1b の区画 17W，18）および鹿山（図 1b の区画 20）地域で高かったが，それらの区画の高密度状態は踏査実施時により顕著だった（図 5）．ドローン観測では踏査に比べ，高密度地域の山側でのシカ密度が高かった．この違いは日中に草原地域を利用するシカが夜間に森林地域に移動する行動パターンを反映している可能性が高いため，神社・桟橋と鹿山をそれぞれ隣接するの山側の区画とまとめて（図 1b の区画 17E，17W，17N，18 を 1 区画，区画 19，20 を 1 区画とした），区画ごとのシカ発見頭数を比較した結果，両調査間で高い相関がみられた（$R^2 = 0.82$，図 6）．それらの区画をまとめない場合の決定係数は 0.17 だった．

表 1　踏査実施区画における常緑樹林とその他（落葉樹林・草原）の面積およびドローン観測と踏査のシカ発見頭数，踏査に対するドローン観測のシカ発見率．ドローン観測は 2019 年 4 月に，踏査は 2019 年 3 月に実施．頭数のかっこ内は面積割合からの期待値．

	常緑樹林		その他		合計
面積（km^2，（%））	140	(19)	594	(81)	734
シカ頭数（頭）　踏査	51	(72)	329	(308)	380
ドローン	39	(72)	338	(305)	377
シカ発見率（ドローン/踏査）	0.76		1.03		0.99

島全体に占める常緑樹林の面積は 17.6 %（踏査実施区画では 19.1 %）であり，常緑樹林における踏査に対するドローン観測のシカ発見率は 0.76 だった（表 1）．両調査とも，常緑樹林ではほかの植生に比べシカが発見されにくい傾向がみられた（図 7）．全発見頭数に対する常

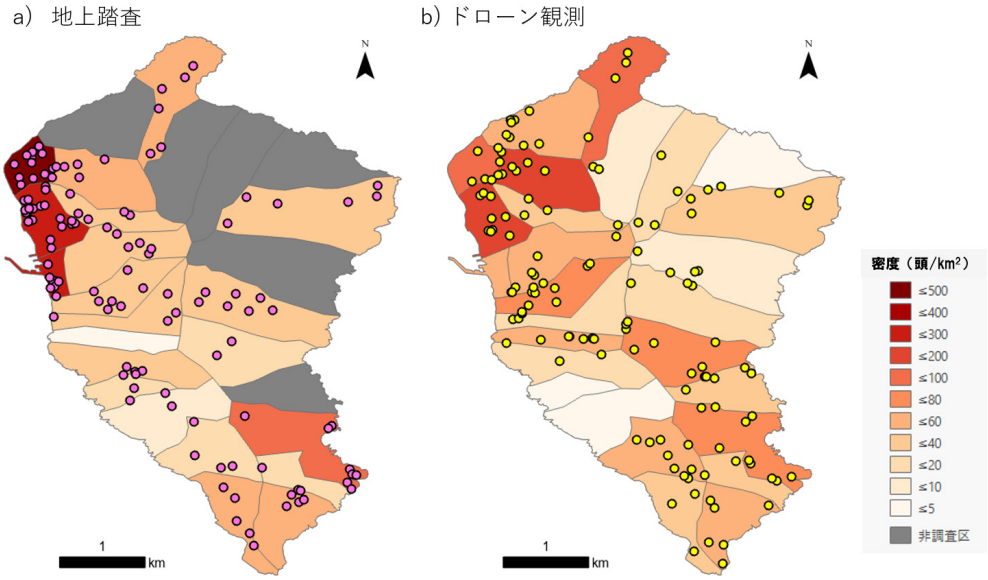


図 5　踏査（a，2019 年 3 月）およびドローン観測（b，2019 年 4 月）におけるシカ発見地点（丸印）と踏査区画別シカ密度．踏査は日中，ドローン観測は夜間に実施．ひとつのシカ発見地点には複数個体が含まれる場合があるため，丸印の数は頭数を示していないことに注意．

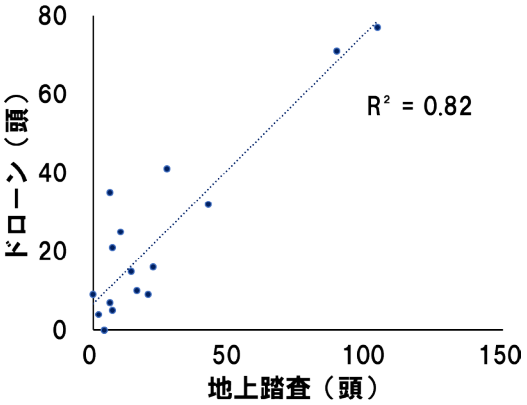


図 6　地上踏査とドローン観測による踏査区画ごとのシカ発見頭数の相関．日中と夜間でシカが移動する可能性の高い神社・桟橋周辺（図 1b の区画 17E，17W，17N，18）と鹿山周辺（区画 19，20）は複数区画を 1 つにまとめて解析した．

緑樹林でのシカ発見頭数割合は，ドローン観測では 10.3 %，踏査では 13.4 % であり，どちらも面積割合よりも小さかった（フィッシャーの正確確率検定，$P < 0.05$）．踏査とドローン観測の間では，植生タイプ間の発見頭数比に有意差は認められなかった（$P = 0.26$）．

Ⅳ．考察

1. 金華山におけるドローン観測手法

シカ発見頭数がドローン観測と踏査でほとんど変わらなかったことから，落葉樹林や草原の割合が大きい金華山では，低コスト・低リスクの全島ドローン観測への移行は現実的だと考えられた．面積 10 km^2，標高差 450 m という大きさから，ドローンによる全島観測の難しさも予想されたが，10 飛行区画を設け，3 日間をかけることで全島を観測できた．2 人で調査を行う場合の全島観測に必要な人的コストは 6 人・日であり，約 20 人・日だった踏査のコストを 1/3 以下に削減できる．踏査法では同じ時間帯にすべての区画を調査するため，調査人員の制約から例年，一部調査を実施しない区画があるが，ドローン観測では全域を調査できるという利点もある．ドローン観測では調査員の移動ルートを歩きやすい登山道や尾根上に限定できるため（図 4），夜間の移動であることを差し引いても，調査員の滑落や道迷いなどの危険性

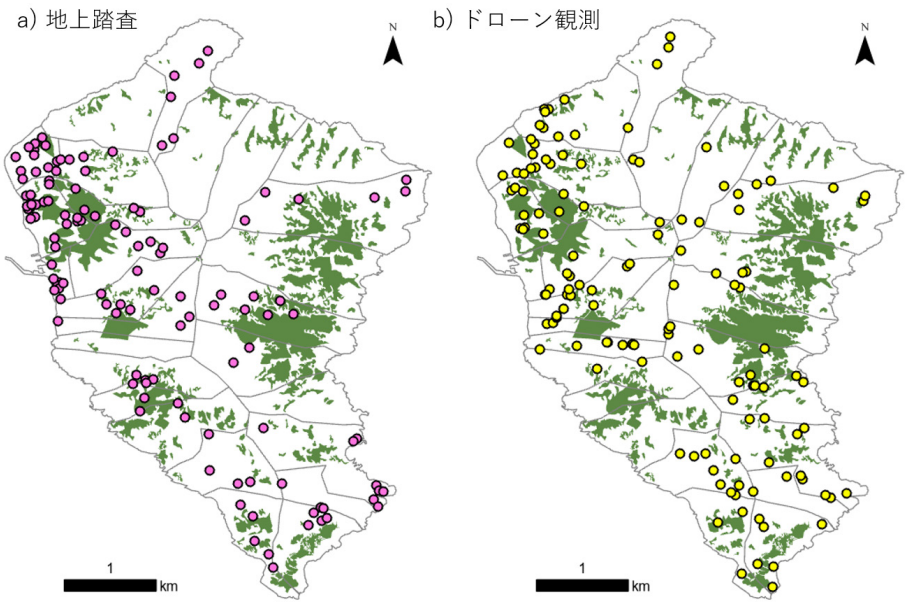


図 7　踏査（a，2019 年 3 月）およびドローン観測（b，2019 年 4 月）におけるシカ発見地点（丸印）と常緑樹林（緑色部）の分布．灰色の枠線は踏査区画境界．

も軽減できる．ただし，ドローン観測が楽なわけではなく，ドローンや交換用バッテリーを担いで夜間に山道を歩ける程度の体力・技術・経験が調査員には必要である．

今回は 3 日に分けて調査を実施したため，調査日が異なる飛行区画間のシカの移動による，重複カウントや過小評価の可能性がある．この問題は複数のドローンによる同日観測ができれば解消できる．かつては島の周囲を半周できた車道が通行可能になれば，車での移動によるより効率的な調査ルートや飛行区画の設定も可能だろう．

本調査地特有の注意点としては，シカとニホンザルとの混同の可能性が挙げられる（図 8）．シカとニホンザルは体サイズが違うため，同じ対地高度であれば，送信機モニター上の熱画像の大きさに違いがあり，ある程度の観測経験があれば両種の判別は可能である．ただし，本研究で採用した飛行・観測手法では，ドローンの対地高度が変化するため，画面上の熱画像の大きさだけでは判別しにくい場合がある．また，シカの体の一部が幹や枝に隠れている場合もあるため，熱画像の大きさだけでは判別できず，対象に近づく必要がある場合もある．岩や降雨直後の水たまりなども，シカと混同しやすい場合があり，研究室での動画の見直し作業は不可欠である．3 夜の動画撮影時間であれば，目視による動画の見直しは十分可能だが，観測回数が増える場合にはシカ画像自動認識システムの開発・利用が効率的だろう．

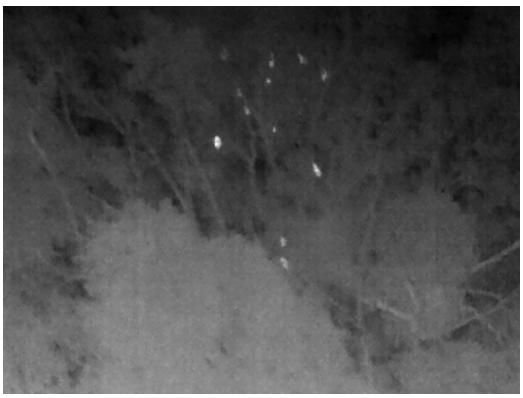


図 8　ドローン搭載熱赤外カメラによるニホンザルの画像．斜面を横から撮影．樹上に 12 頭ほどが確認できる．

2. 植生タイプとシカ検出率

常緑樹林における踏査に対するドローン観測のシカ発見率は 0.76 であり，常緑樹林におけるドローン観測によるシカ検出の難しさが示された．しかし，調査地域全体では両調査によるシカ発見頭数はほとんど変わらなかった（表 1）．これは，調査地における常緑樹林の面積の小ささに加え，シカによる常緑樹林の選好性の低さと，草原と落葉樹林における踏査と同等以上のドローン観測によるシカ検出率のためと考えられる．踏査でも面積割合より少ないシカ頭数しか常緑樹林で記録されなかったことは，シカの常緑樹林の選好性の低さを示唆しており，シカのこの生態的特性は本調査地でのドローン観測導入に適しているといえる．本調査地の草原地域では高木がほとんどないため，ドローン観測でシカをほぼすべて確認できていると考えられるが，落葉樹林では枝や幹，地形の陰により，踏査と同程度の見落としがある可能性は残る．ドローン観測によるより精度の高い頭数推定には，体系的な飛行ルート設定による詳細な観測が有効かもしれない．

踏査とドローン観測の間の約 1 カ月半の時期の違いにもかかわらず，両調査での発見頭数がほぼ同じだったことは，ドローン観測の検出精度が踏査以上に高いことを示唆するかもしれない．3 月上旬の踏査から 4 月下旬のドローン観測までは冬期の終わりにあたり，シカの体脂肪の蓄積量と食物資源量が年間を通してもっとも少なく，シカの死亡がもっとも多い時期である．したがって，真のシカ個体数はドローン調査時の方が少ないはずである．また，落葉樹の一部

は展葉を開始しており，3 月にドローン観測を実施した場合に比べ，シカ検出率が低下していたかもしれない. それらの要因にもかかわらず，両調査でシカ発見数がほぼ同じだったことは，ドローン観測のシカ検出率が踏査に比べ高いことを示唆している可能性がある.

3. 今後の課題と他地域への応用

常緑樹林での頭数推定法は今後の課題である．ドローン観測時のシカ頭数の補正法としては，常緑樹林では踏査でのシカ発見数がより実数に近い値であると仮定し，ドローン観測により常緑樹林で確認されたシカ頭数を 1.3 倍（常緑樹林における，踏査に対するドローン観測のシカ発見率 0.76 の逆数）にするのがもっとも単純である．しかし，これは 1 回の調査の結果であり，精度の高い頭数推定を目指すのであれば，常緑樹林におけるシカの見落とし率や，生息状況に関する調査が必要である．本調査地は島という閉鎖系であるため，複数回のドローン観測によるシカ発見数の違いは，主に観測時の常緑樹林とそれ以外の地域の間のシカの位置の違いによるものと仮定できる．短期間に複数回の観測ができれば，シカ頭数の信頼区間も算出でき，この情報はシカ検出への常緑樹林の影響評価や長期継続モニタリングに有効だろう.

常緑樹林を一様に扱わず，いくつかの植生タイプに分けた補正法も全島の頭数推定の高精度化に有効だろう．常緑樹林のなかでも，松枯れの影響が大きく，開空度が比較的高いクロマツ林と，開空度が低いスギ植林地では，シカ検出率は異なるはずである．本調査地の常緑樹林はほとんどが針葉樹林であるが，一部に常緑広葉樹のシキミ林がある．針葉樹と広葉樹の違いも検出率に影響するかもしれない.

今回のドローン観測では，島内のシカ密度の地域差を評価できることと，昼と夜のシカの利用場所の違いの観測に有効なことが示唆された（図 5）．したがって，ドローン観測は個体数モニタリングだけでなく，シカ密度と植生状態の関係（Ito and Takatsuki 2005）や，シカの形態や生態の島内の地域差（Rivals and Takatsuki 2015），夜間観測を組み合わせたシカの行動・生態などの研究への利用も可能だろう．島西部のシカ高密度地域では，個体識別されたシカの日中の詳細な行動研究が長年実施されているが，シカの夜間観察は難しかった．ドローン観測による，シカの利用場所の日周変化調査や夜間の行動観察などの新たな研究展開も考えられる.

踏査では可能だがドローン観測では記録できないものに，シカの性や年齢の区分がある．踏査ではシカの逃走により，性別や齢区分を記録できないことも多いが，それらの情報が必要な研究では，踏査や直接行動観察，自動撮影カメラによる調査などを組み合わせることが必要だろう．春から夏にかけてのシカの袋角期には熱赤外カメラで角を確認できるので，草原地域であれば，性比や生息地選択の性差研究にドローン観測が有効かもしれない.

他地域での個体数調査にも同様の観測手法は適用可能だが，シカ検出率については適用する地域の樹木密度や林冠被覆率，地形などの影響を考慮する必要があるだろう．常緑樹林の面積が大きい地域では，ドローン観測は適さないであろうし，樹木密度が高い落葉樹林でもシカ検出率が低下する可能性がある．シカ以外にイノシシ（*Sus scrofa*）やニホンカモシカ（*Capricornis crispus*）などの大型哺乳類が同所的に生息する地域では，事前に種判別手法を検討する必要もあるだろう. しかし, ドローン観測は条件によっては調査地全域の調査を可能にし，個体数推定精度の向上と事故等のリスクの軽減が期待できる．シカ以外の大型哺乳類を対象とした，希少動物の保全や獣害対策にも応用可能である．ド

ローン関連機器の小型化・高性能化・低価格化と画像解析技術の高度化が進んでおり，熱赤外カメラ搭載ドローンを利用した哺乳類研究・調査は今後急速に発展していくであろう．

謝辞

調査にご協力いただいた，麻布大学，北里大学，鳥取大学の多くの学生および研究者，金華山黄金山神社のみなさまに感謝いたします．

引用文献

Christie, K. S., Gilbert, S. L., Brown, C. L., Hatfield, M. and Hanson, L. 2016. Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. Frontiers in Ecology and the Environment.

Hodgson, J. C., Baylis, S., M., Mott, R., Herrod, A. and Clarke, R. H. 2016. Precision wildlife monitoring using unmanned aerial vehicles. Scientific Report 6: 22574.

Ito, T. Y. and Takatsuki, S. 2005. Relationship between a high density of sika deer and productivity of the short-grass (*Zoysia japonica*) community: a case study on Kinkazan Island, northern Japan. Ecological Research 20: 573–579.

国土地理院 2019．令和元年都道府県市町村別面積調 https://www.gsi.go.jp/KOKUJYOHO/MENCHO201907-index.html（2019/11.12 閲覧）

Linchant, J., Lisein, J., Semeki, J., Lejeune, P. and Vermeulen, C. 2015. Are unmanned aircraft systems (UASs) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. Mammal Review 45: 239–252.

Minami, M., Ohnishi, N., Okada, A. and Takatsuki, S. 2009a. Reproductive ecology of sika deer on Kinkazan Island, northern Japan: Reproductive success of males and multi-mating of females. In: McCullough, D. R., Takatsuki, S. and Kaji, K. (Eds.) Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations. 297–317. Springer, Tokyo.

Minami, M., Ohnishi, N., Higuchi, N., Okada, A. and Takatsuki, S. 2009b. Life-time reproductive success of female sika deer on Kinkazan Island, northern Japan. In: McCullough, D. R., Takatsuki, S. and Kaji, K. (Eds.) Sika Deer: Biology and Management of Native and Introduced Populations. 319–344. Springer, Tokyo.

Okada, A. and Tamate, B. B. 2000. Pedigree analysis of the sika deer (*Cervus nippon*) using microsatellite markers. Zoological Science 17: 335–340.

Rivals, F. and Takatsuki, S. 2015. Within-island local variations in tooth wear of sika deer (*Cervus nippon centralis*) in northern Japan. Mammalian Biology 80: 333–339.

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/. Accessed 27 November 2019.

Seymour, A. C., Dale, J., Hammill, M., Halpin, P. N. and Johnston, D. W. 2017. Automated detection and enumeration of marine wildlife using unmanned aircraft systems (UAS) and thermal imagery. Scientific Reports 7: 45127.

高槻成紀 2006.「シカの生態誌」東京大学出版会.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Establishment of deer census methodology using drone for long-term monitoring in Kinkazan Island

ITO Takehiko Y., OKADA Ayumi, HIGUCHI Naoko
and MINAMI Masato

Methodology for deer population census using unmanned aerial vehicles (UAV, drone) was investigated on Kinkazan Island, northeastern Japan, where the sika deer population has been recorded by the brock count method by walk. Drone census of the island was possible by dividing the island into 10 flight sections, and 429 deer were detected throughout the island by a thermal infrared camera on the drone in April 2019. The numbers of deer in the brock count method by walk held in March 2019 and the drone census limited in the corresponding area to the block count by walk sections were 380 and 377, respectively. The number of deer found in evergreen forests (17.6 % of the island) was 1.3 times larger in the brock count method by walk than the drone census, suggesting the necessity of correcting the number of deer in the evergreen forests for estimation the number of deer in the whole island in drone census. However, drone census would be applied with similar or better accuracy than the block count method by walk on the island, where large area is occupied by deciduous forests and grasslands.

Keywords: deciduous forest, mammal detection, night observation, sika deer, thermal infrared camera, unmanned aerial vehicle

Kinkazan Sika Deer Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

神子元島で繁殖するカンムリウミスズメの採餌域のバイオロギングによる解明

神子元島カンムリウミスズメ調査グループ
森　貴久[1]・田尻浩伸[2]・手嶋洋子[2]・山本誉士[3]

本研究では，繁殖期のカンムリウミスズメの利用海域を調べる目的で，伊豆下田沖の神子元島で繁殖するカンムリウミスズメを対象にバイオロギングによる行動調査を行い，3 羽から GPS ロガーで記録した 15 時間から 41 時間の位置記録を得た．結果は，ロガー装着後には 3 羽とも神子元島の北西 0.6 km 付近に移動し，そこから潮流に流されるように島の南側を経由して島の南東 2-6 km 付近に移動した．採餌域は島の北東 4-6 km 付近で，その海域は，水深 20 m くらいから急に 100 m 前後まで落ち込む急な陸棚斜面だった．これは最初に移動した島の北西の海域の特徴とも一致した．また，島付近の船舶交通量の多い海域と重複していた．飛行高度は 40 m 未満が多かったが, 40-120 m の範囲で飛行する場合もあった．陸棚急斜面の海域は好漁場であり，本種にとっての重要な利用海域が漁業者と競合する可能性が示された．また，飛行高度からは，洋上風力発電との衝突リスクが生じる可能性が示された．

キーワード：GPS ロガー，海底地形，洋上風力発電

Ⅰ．序論

一般的に海鳥には絶滅危惧種が多く，2019 年時点の環境省のレッドリストによれば，絶滅危惧Ⅱ類以上の絶滅危惧にある鳥類のうち，28 % を海鳥が占めている（環境省 2019）．海鳥に絶滅危惧種が多い理由としては，海鳥は繁殖地と採餌域の両方が好適な状態でないと個体群が維持できず，陸域の繁殖地だけでなく採餌の場である海洋域も人間活動の影響を大きく受けることで環境の悪化が生じやすいことがひとつの要因である．

一方で稀少動物の保全は，生物多様性を維持し，生態系サービスを持続的に利用するために必要な喫緊の課題である．稀少動物を保全するためには，その種の基本的な生態，とくに個体数増減に大きく影響する繁殖期における生態を詳細に知ることが必要不可欠である．海鳥の保全を考えた場合，その生態を調べるためには，陸域における生態だけでなく，海洋域における生態を詳細に知ることが必要になるが，海洋域での海鳥の生態を調べるのは容易ではない．観察者が直接記録できない海洋域での行動生態については，記録計（データロガー）を用いて動物自身に行動および経験している環境を記録させるバイオロギングの手法が発達してきており，ロガーの小型化と多チャンネル化から，多くの種で海洋域での行動生態が明らかになっている（Mori 2008）．しかしながら，調査しやすい種を対象としたものが多く，絶滅危惧にある種については，効果的な保全に役立つ知見がま

1: 帝京科学大学　2: 公益財団法人日本野鳥の会　3: 統計数理研究所
2019. 11. 30 受付　2020. 9. 29 公開

だ少ない状態にある．

カンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume* は日本近海でのみ繁殖する海鳥で，国の天然記念物に指定されている．体長は約 24 cm，体重は約 180 g，翼開長は約 45 cm ほどでウミスズメ類の中では最小サイズである．個体数は 5,200 羽から 9,400 羽と推定されており，環境省レッドリストの絶滅危惧Ⅱ類に指定されている．魚食性で，潜水して採餌する．3 月～5 月の繁殖期には繁殖地に集まって繁殖するが，非繁殖期には主に海上で過ごす．また，非繁殖期には長距離の移動をすることが知られている．

本種の繁殖地は九州沿岸や瀬戸内海，伊豆諸島周辺の数カ所しか知られていないが，いずれもその近海は好漁場として漁業が活発である．潜水能力は詳しく調べられていないが，他のウミスズメ類との比較から，20 m 程度の水深までは潜水できるだろうと推測されている（Watanuki & Burger 1999）．この深度は刺し網の設置深度と重なることがあり，繁殖期には刺し網にかかって混獲される事例も報告されている（望月・植田 1996）．また，繁殖地が沿岸域にあるため，洋上風力発電の好適地として設置候補場所に含まれることも多い（新エネルギー・産業技術総合開発機構 2014）．洋上風力発電は再生可能エネルギーのひとつとして今後に発展が見込まれるが，建設時には人為的攪乱による生息地放棄や餌生物の分布の変化に伴う採餌域の質的低下，建設後には発電機の大きさとカンムリウミスズメの飛行高度の一致によるブレードへの衝突など，個体数に及ぼす負の影響が懸念されている（風間 2012，2017）．

このような人間活動からの負の影響を正しく査定し，リスクを避けるためには，本種の繁殖期における採餌域や移動経路，飛行高度を明らかにする必要がある．これまでカンムリウミスズメに装着できる（8 g 未満の）超小型データロガーがなかったことから，これらの詳細を知ることはできなかったが，近年になって本種に装着可能なサイズの超小型データロガーが開発され，本種の採餌生態を高精度で明らかにできるようになった．本研究では，これまで不明だったカンムリウミスズメの繁殖期における採餌域や移動経路，飛行高度を高精度で調べた．そしてその結果から漁業や洋上風力発電設置により負の影響を受ける可能性のある希少な本種の保全のためにどのような実効的な対策が考えられるのかを検討した．

Ⅱ．方法

1. 調査場所

調査は静岡県下田市の神子元島（北緯 34 度 34 分 30 秒，東経 138 度 56 分 31 秒）で実施した．神子元島は下田港の南およそ 11 km に位置する，面積は約 0.1 km^2，最長部の長さは約 400 m，最高点の標高は 32 m ほどの大きさの無人島である．神子元島およびその周辺の岩礁は良い釣り場として知られており，定期的に釣り船が釣り客を島および岩礁へ運んでいる．

神子元島はカンムリウミスズメの繁殖地として以前から知られており，2015 年からは（公財）日本野鳥の会が人工巣を設置して繁殖個体数を増やすプロジェクトを実施している．自然の繁殖巣は岩場や石垣の割れ目の奥に作られる．センサーカメラを使用して繁殖巣の利用をモニターした結果からは，神子元島でのカンムリウミスズメの繁殖期は 3 月から 5 月と考えられている．

下田市沖の海域では洋上風力発電の建設計画が発表されていて（Pacifico Energy 2019），神子元島は建設候補域の頭部に含まれている．

2. 捕獲調査

カンムリウミスズメを捕獲しての調査は，

2018 年 4 月 27 日～ 29 日に予備調査を行い，その結果を踏まえて本調査を 2019 年 4 月 13 日～ 14 日，27 日～ 29 日に行った．繁殖巣を出入りする個体を捕獲する目的で霞網を島内の 2 箇所に，40 m ほどの長さで設置した．設置後，19:00 から翌朝 6:00 まで 1 時間ごとに網を見回り，かかっている個体がいれば回収した．日中は誤って網にかかる鳥がいないように網を片付けて，夕方に再度張り直すようにした．

捕獲した個体は体重を計測して抱卵斑の有無から繁殖個体かどうかを確認し，データロガー（URIA60, 26 × 16 × 11 mm, 6 g, Ecotone, ポーランド）を装着して回収場所で放鳥した．装着したデータロガーは GPS 情報と潜水を記録する．使用したデータロガーは位置（緯度･経度）と高度を 5 分ごとに記録するように設定した．また，潜水記録はロガーが水中にあるかどうかを記録した．

予備調査と本調査を含めて調査期間中には 6 羽にデータロガーを装着した．このうち 1 羽を再捕獲してロガーを回収したほか，捕獲場所付近に設置した「ベースステーション」へのリモートダウンロードにより，2 個体からデータを回収した．結果として，3 個体から装着後 14 時間（URI02），32 時間（JES03），41 時間（JAP04）の行動の記録を得た．JES03 と JAP04 からは位置情報（緯度・経度）と高度，潜水記録が得られ，URI02 からは位置情報のみが得られた．得られた位置情報（緯度・経度）は QGIS を用いて解析した．行動圏の解析ではカーネル法を用いて 50 % コアエリアを算出し，利用海域の特徴を調べた．

Ⅲ．結果

1. 移動経路

放鳥後の移動経路について（図 1），個体 URI02 は島の西方 500 m 付近で数時間滞在したのち，午前中に海流に流されたような軌跡で島の南方を通過して，島の南東 1 km 付近に到達した．その後は島の南東 1.5 km から 3 km 圏内

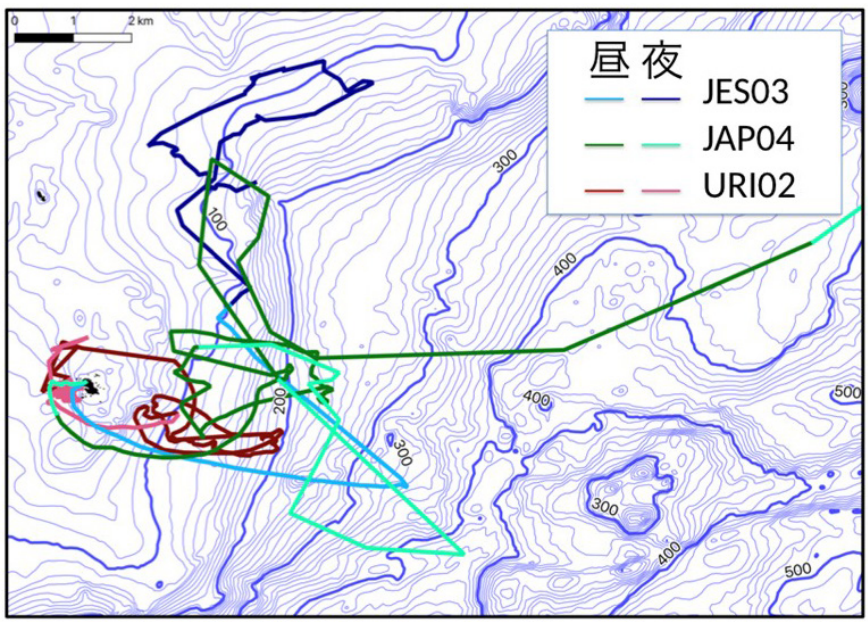


図 1　カンムリウミスズメの移動経路．期間は，URI02 は 2018 年 4 月 27 日から 28 日，JES03 は 2019 年 4 月 13 日から 14 日，JAP04 は 2019 年 4 月 13 日から 15 日．

に留まり，夕方ごろから北東へ向かい，20 時ごろには島の北方 1 km 付近に滞在した．

個体 JES03 は島の西方 500 m 付近で数時間滞在したのち，午前中に島の南方を海流に流されたような軌跡で移動し，島の東南東方向 6 km 付近に達した．その後は北西方向へほぼ直線的に 4 km ほど移動し，そこで移動方向を北に変針し，夜間も含めて島の北東方向の海域で何箇所か滞在することを繰り返しながら 6 km ほど移動したところまで記録した．この個体の潜水記録（着水記録）は，島の西方に滞在していた時と，北東方向の海域で滞在していたときに取得されていた（図 2）．

個体 JAP04 も島の西方 500 m 付近で数時間滞在したのち，午前中に島の南方を海流に流されたような軌跡で移動し，島の東方 4 km 付近に到達した．その地点から東へ 1 km，西へ 2 km，北へ 4 km の範囲で方向を変えながら移動し，その後東方へ移動していった時点までが記録されていた．この個体の潜水記録は，島の西方に滞在していた時と，島の東方の海域で方向を変えながら移動していた間に取得されていた（図 2）．

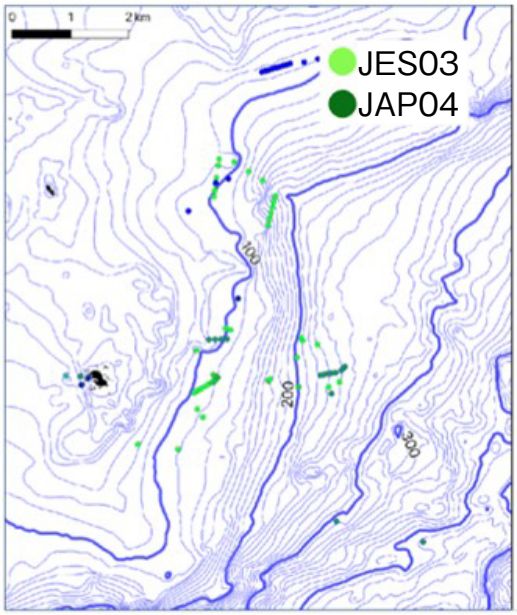


図 2　カンムリウミスズメの潜水が記録された地点

2. 行動圏とコアエリア

記録された位置情報からカーネル法で算出した 50 % コアエリアは（図 3），URI02 については，島の西方 400 m 付近と東方 1 km 〜 2 km の範囲だった．JES03 については，島の西方 400 m 付近と島の北東 3 km 〜 5 km の範囲で，潜水が記録された地点を含んでいた．JAP04 については，島の西方 400 m 付近と島の東方 2 km 〜 3 km の範囲で，潜水が記録された地点を含んでいた．これらのコアエリアの海底地形は，3 羽に共通していた島の西方 400 m 付近では，西から東の方向で水深が 50 m 程度から 10 m 程度まで浅くなる急斜面だった．URI02 と JAP4 のコアエリアだった東方 1 km 〜 3 km の範囲は，西から東の方向で水深が 50 m から 200 m まで変化する急斜面を含む陸だな斜面だった．また，JES03 のコアエリアだった島の北東 3 km 〜 5 km の範囲は，西から東の方向で水深が 70 m 程度から 150 m 程度まで変化する急斜面を含む陸だな斜面だった．コアエリアの面積は，それぞれ 4.4 km^2，10.1 km^2，21.4 km^2 だった．

洋上風力発電の設置が計画されている海域と比較すると，計画海域の東端域と 3 羽のコアエリアが重なっていた（図 4）．

3. 飛行高度

飛行高度が記録できた JES03 と JAP04 について，水面滞在時を除いた平均（±標準偏差）飛行高度は，JES03 が 16.8±13.7 m（N = 69）で JAP04 が 20.5±23.4 m（N = 32）だった．最高飛行高度はそれぞれ 59 m と 110 m で，40 m 未満の高度で飛行していた割合が JES03 は 92.8 %，JAP04 は 87.5 % を占めていた．

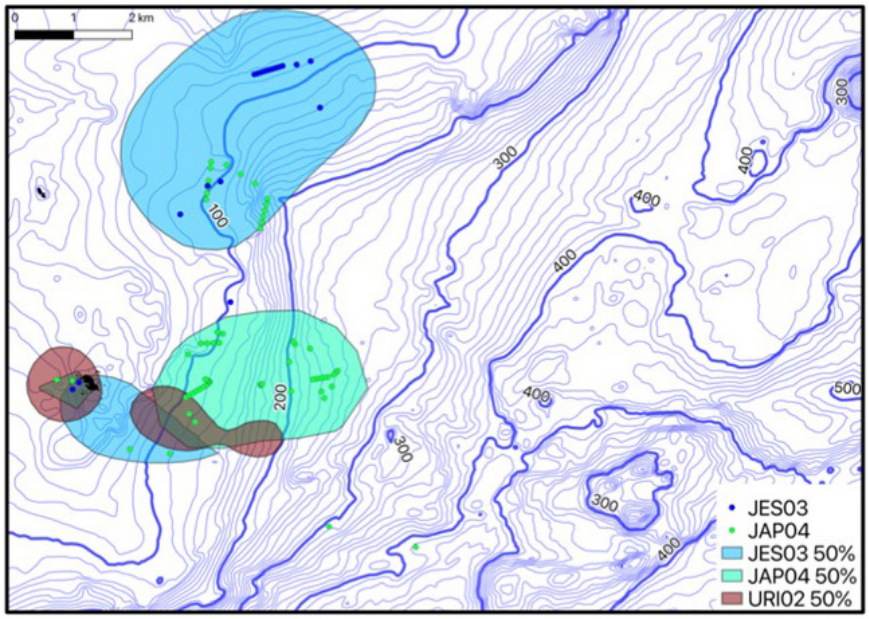


図 3　カンムリウミスズメの利用海域．図 1 と示した位置を用いてカーネル法で算出した 50 % コアエリア．

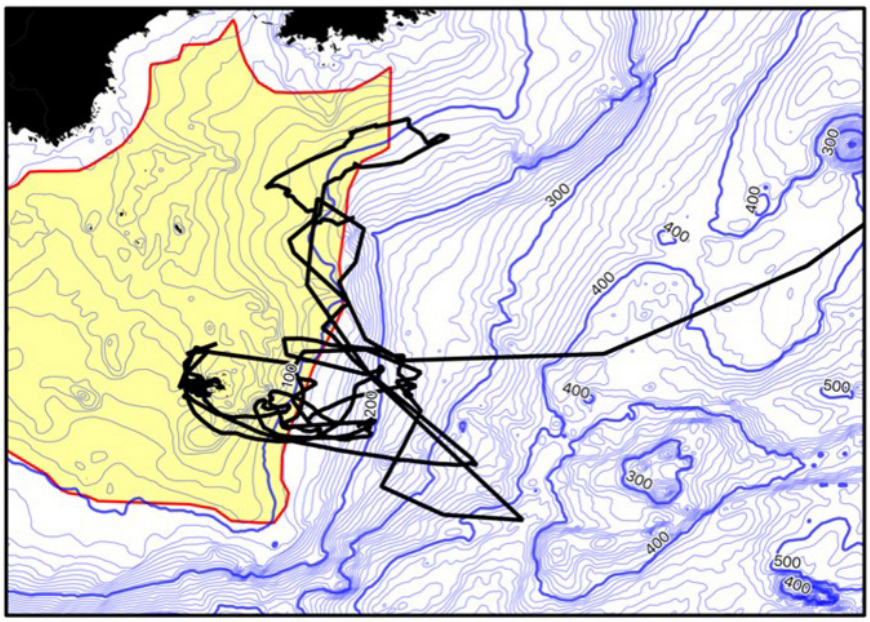


図 4　洋上風力発電の建設が計画されている海域とカンムリウミスズメの移動経路．赤枠内の黄色の範囲が洋上風力発電の建設候補になる海域．

Ⅳ．考察

本研究で得られた記録は，放鳥後 14 時間～41 時間と短く，また，得られた個体数も少ないので，この結果を神子元島に繁殖するカンムリウミスズメの繁殖期間を通じた一般的な採餌行動とみなすには注意が必要である．しかしな

がら，短い期間の記録でも共通した傾向があり，本種の生態の一端を示すものとして以下考察する．

1. 利用海域の特徴と人間活動

本研究の調査では，夜間未明に放鳥した 3 羽はいずれも島の西方 400 m 付近に滞在し，潜水もした後で日出後に海流に流されるように島の南側を通過して東方に移動した．このことは，神子元島で繁殖するカンムリウミスズメの日周性として，夜間は採餌することもある一方で，午前中には水面に滞在しながら海流に流されながら休息していることを示唆している．そして，島の東方向数 km の地点まで流されたところで，能動的な移動を開始し，昼から夕方にかけて採餌場所を探索して採餌すると考えられる．潜水地点を含むコアエリアを採餌域とすると，採餌域は繁殖地である島から 5 km 以内に位置する．採餌域の海洋構造の特徴としては，いずれも東西方向で急斜面を含む陸だな斜面だった．神子元島付近では，海流は基本的には西から東に流れている．したがって，海底が東西方向に急斜面である場合，海底付近の層の海水が水面方向へ湧き上がる湧昇流が生じると考えられる．この湧昇流は一般的には栄養塩に富んでいるため，湧昇流が発生する海域は生産性が高くなり，カンムリウミスズメが餌とする魚種を含めて，水産資源が豊富な海域となる．このことは，カンムリウミスズメの採餌域は好漁場であることを示唆し，漁業との軋轢が生じる可能性を強く示唆する．釣り船の関係者からの聞き取りからも，採餌域として示された海域は良い漁場のひとつであることが示されている．カンムリウミスズメが捕食する魚種と漁業対象の魚種は，カンムリウミスズメの大きさを考えると，おそらく一致しないと考えられるので，魚そのものを巡る競合が漁業者との間に生じる可能性は低いが，漁網による混獲の可能性は否定できない．カンムリウミスズメの最大潜水深度は 20 m 程度と推測されるので（Watanuki & Burger 1999），刺し網の設置水深を深く取れば，混獲の危険はある程度は低減させることが可能だと考えられる．

また，神子元島付近は船舶の航路と重なっており，本研究で明らかになった採餌域は，とくに船舶航行数が多い航路と重なっていた（図 5）．実際に航行中の船舶が採餌中のカンムリウミスズメに与える影響がどういうものでどの程度のものなのかは不明だが，船舶の衝突による死亡の可能性は低いにせよ，採餌の中断を余儀なくされるなど船舶の航行による負の影響が生じる可能性はある．

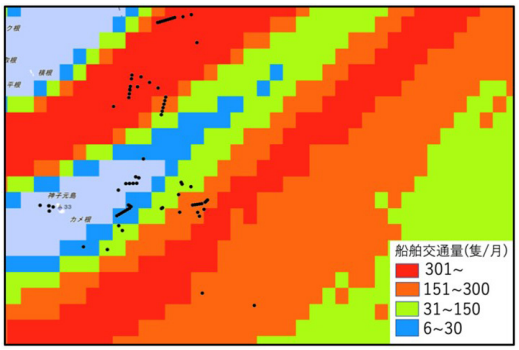


図 5　船舶交通量とカンムリウミスズメの利用海域

2. 洋上風力発電の影響

神子元島に生息するカンムリウミスズメの行動範囲は，洋上風力発電の設置計画海域の東端部に含まれていた．今回の調査では，カンムリウミスズメは主に島の東側に移動して採餌しており，島の西方の海域に移動して採餌する個体はいなかった．短期間の少数個体を対象とした調査結果なので，神子元島のカンムリウミスズメの採餌域は主に島の東側に偏っているのかはわからない．判明している採餌域は，湧昇流が発生するだろう急斜面を含む陸だなだった．設置計画の海域にそのような場所があれば，本種

の採餌域となる可能性は高く，また漁業活動と重複する可能性もあり，洋上風力発電の建設は，カンムリウミスズメに負の影響を与えることが予想される．

その一方で，建設された場合のカンムリウミスズメの風車への衝突リスクについては，飛行高度が問題になる．一般的な洋上風力発電の場合，高さは 80 m ほどでブレードの長さは 40 m ほどである．このとき，ブレードへの衝突範囲は，高度 40 m から 120 m の範囲であり，この範囲より低いまたは高い飛行高度なら衝突するリスクは小さい．本研究で明らかになったカンムリウミスズメの平均飛行高は 40 m 未満で，これを超える飛行高度は，ないわけではないが，かなり少なかった．これは 2 個体から得られた結果なので，カンムリウミスズメの一般的な飛行高度とみなすには慎重であるべきだが，ブレードへの衝突リスクは小さい可能性が示唆される．

3. カンムリウミスズメの保全

本研究から，神子元島のカンムリウミスズメが主に利用している海域は，島の周囲 5 km 以内の湧昇流が発生しやすい海底地形をもつ海域であることが明らかになった．このような海域は，海流の方向と海底地形を照合することである程度推測することが可能であり，この知見は他の地域で繁殖するカンムリウミスズメの採餌域の推測にも応用することができる．この知見をもとにカンムリウミスズメの主要な利用海域について候補地点を挙げることで，漁業や洋上風力発電を含む海洋環境の開発の本種への影響を予測することが可能になる．より正確な影響の予測のためには，このような予測のもとに，今後，個体数を増やして長期間にわたる調査を複数箇所で実施することが必要である．

謝辞

本研究の調査実施にあたっては，（公財）日本野鳥の会の山本　裕氏，帝京科学大学の二階堂仁美氏，古口大雅氏に多大な協力をいただいた．ここに感謝を申し上げる．

引用文献

環境省 2019．別添資料 2_ 環境省レッドリスト 2019．http://www.env.go.jp/press/files/jp/110615.pdf.

風間健太郎 2012．洋上風力発電が海洋生態系におよぼす影響．保全生態学研究 17：107–122.

風間健太郎 2017．洋上風力発電の海鳥への影響．海洋と生物 39：430–435.

望月英夫・植田睦之 1996．伊豆諸島におけるカンムリウミスズメの個体数の減少．Strix.14：173–176.

Mori, Y. 2008. Bio-logging science in the ecological study of seabirds in Japan. Ornithological Science 7: 3–4.

Pacifico Energy 2019．（仮称）パシフィコ・エナジー南伊豆洋上風力発電事業 計画段階環境配慮書の公表および縦覧について．https://www.pacificoenergy.jp/news/detail/20190809/

新エネルギー・産業技術総合開発機構 2014.「再生可能エネルギー技術白書第 2 版」森北出版株式会社.

Watanuki,Y. and Burger, A.L. 1999. Body mass and dive duration in alcids and penguins. Canadian Journal of Zoology 77: 1838–1842.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Foraging area of the Japanese murrelet breeding at Mikomoto Island revealed by GPS tracking data

MORI Yoshihisa, TAJIRI Hironobu, TESHIMA Yoko
and YAMAMOTO Takashi

GPS recorders were deployed to investigate the foraging area of Japanese murrelets breeding at Mikomoto Island, during the late breeding period. In total 3 birds were tracked. As a result, after releasing all three birds moved to 0.6 km northwest of the island, and then moved to the southeast 2-6 km of the island via the south side of the island. The foraging area was around 4-6 km northeast of the island, and the sea area was a steep shelf slope that suddenly dropped from about 20 m to about 100 m. In addition, it overlapped with the sea area near the island where there was a lot of ship traffic. The flight altitude was often less than 40 m, but it sometimes flew in the range of 40-120 m. The sea area on the steep slope is a good fishing ground, suggesting the possibility of competing with the fishermen. The flight altitude indicated the possibility of collision risk with offshore wind power generation.

Keywords: biologging, seafloor topography, wind-power generation

Research Group of Japanese Murrelets at Mikomoto Island

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

希少森林性コウモリの生態と保護：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ねぐら追跡，分布，及び食性調査

島コウモリ調査グループ
プレブル　ジェイソン[1]・ヴィンセノ　クリスティアン[1]・
大手信人[1]

本研究の目標は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生態を解明して，保護計画につなげることである．そのため，1. VHF 追跡調査によってねぐらに重要な生息地を確かめる，2. 自動録音装置を利用して，国頭村における分布を解明する，3. 遺伝子メタバーコーディング法を用いて各種の食性を確認することとした．2 年間でリュウキュウテングコウモリ 67 頭，ヤンバルホオヒゲコウモリ 18 頭を捕獲し，それぞれ 17 頭，6 頭を追跡できた．リュウキュウテングコウモリは様々な植物，主に下層植物の枯葉，をねぐらとして利用した．ヤンバルホオヒゲコウモリは川沿いの樹洞をねぐらとして強く好むようである．自動録音装置調査からリュウキュウテングコウモリは森林内に広く分布しており，ヤンバルホオヒゲコウモリはより珍しいため森林内の川沿いでしか確認できなかった．ヤンバルホオヒゲコウモリ生息地要件の解明には更なる研究が必要である．糞解析は全て終えていないが，現時点で，やんばるに生息する小型コウモリ 4 種は多様な節足動物を採餌することが解っている．今後は，「リュウキュウテングコウモリは植物や地面の上の節足動物を採餌し，ヤンバルホオヒゲコウモリは川上に飛んでいる昆虫を採餌している」という仮説を検証する．重要な生息地である高齢林や川沿いの森林を保全し，下層植物の除去を避けて，出産・哺育期（特に 4 ～ 7 月）の伐採は避けるべきであると考えられる．

キーワード：遺伝子メタバーコーディング，沖縄島，自動録音装置，森林性コウモリ，絶滅危惧種，ラジオテレメトリー

Ⅰ．背景

コウモリ類（コウモリ目）は日本で最も種数が多い哺乳類目であり（Ohdachi et al. 2015），生態系の重要な一員である（Kunz et al. 2011）．しかし，日本の約半分の種は，環境省と IUCN のレッドリストにより，絶滅危惧（Ⅱ類 / 危急，IB 類 / 絶滅危惧，または IA 類 / 絶滅寸前）もしくはデータ不足の状態である．固有種のコウモリでは，この割合はより高く，生物保護に関しての研究は不十分と考えられる（Preble et al. forthcoming）．

沖縄島に森林性コウモリであるリュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* とヤンバルホオヒゲコウモリ *Myotis yanbarensis* が 1998 年に新種として記載された（Maeda & Matsumura 1998）．その後，徳之島と奄美大島に生息することも確認されており（前田 2000，前田ほか 2002），中琉球列島の固有種である．環境省と

1: 京都大学大学院生物圏情報学講座
2019. 12. 14 受付　2020. 9. 29 公開

IUCN により，分布が限られて生息環境が悪化しているため，それぞれ絶滅危惧 1B 類，1A 類に区分される（Maeda 2008a, b）．さらに，2019 年に国内希少野生動植物種と指定された（環境省 2019）．

コウモリに対しては，ねぐら場所が最も重要な生息地になる（Kunz & Lumsden 2003）．リュウキュウテングコウモリは葉をねぐらとして利用していることが確認されている（船越ほか 2013，亘と船越 2013）．本種は単独性だが，成獣雌と幼獣（亜成獣の個体）は春季から夏季にかけて出産・保育集団を形成する（船越ほか 2016）．ヤンバルホオヒゲコウモリは樹洞をねぐらとして利用することが確認されているが，確認されているねぐら場所はまだ限られている（船越ほか 2019）．さらに，リュウキュウテングコウモリの出産・哺育集団は少数しか確認されておらず，ヤンバルホオヒゲコウモリのは確認されていない．

また，両種の島内分布と食性は不明である．超音波用の自動録音装置を用いて，コウモリのエコーロケションやソーシャルコール（コミュニケーションを取るための鳴音）を録音し，音の形から種類を識別するのは一般的なコウモリ調査方法になっている（Barataud 2015）．人手が少なくても，長期間複数の場所を同時に調査できることが自動録音装置のメリットである．

コウモリや他の動物の食性を調べるためには，最近 DNA メタバーコーディングも利用されている（Vesterinen et al. 2016）．この方法は，より一般的であるコウモリの糞に残る昆虫の硬い破片を顕微鏡で識別する方法より，いくつかの利点がある．主には，DNA メタバーコーディングは大量の昆虫学的知識を持っていなくても利用でき，体が柔らかい昆虫のように消化されてしまって，観察できない物体でも確認できる．しかし，独特な短い遺伝子の部分，つまり「バーコード」，を識別するのには以前に記載されたその領域の昆虫のバーコードライブラリーがすでに存在する必要がある．

Ⅱ．調査地域及び方法

1. 調査地域

本調査は沖縄県国頭郡国頭村の森林でおこなった．調査地は，標高が低くて（海抜≤ 500 m），イタジイ *Castanopsis sieboldii* が優占している亜熱帯常緑広葉樹林である．対象種以外に洞窟性コウモリの 2 種類も調査地域内に生息している．これはオキナワコキクガシラコウモリ *Rhinolophus pumilus* とリュウキュウユビナガコウモリ *Miniopterus fuscus* である．さらに，植物食のオリイオオコウモリ *Pteropus dasymallus inopinatus* も調査地域に生息する（Ohdachi et al. 2015）．固有種が多く存在し，高多様性をもつ琉球列島の他島とともにやんばる国立公園は UNESCO 世界自然遺産候補地になっている（UNESCO 2016）．

2. 追跡調査

ねぐらを確かめるために，小型 VHF 発信器（Holohil LB-2X, Ontario, Canada）を対象種の捕獲個体に装着した（図 1）．肩の間の毛を削ってから，発信器を非永続的な接着剤で皮膚に接着した．発信器の重さは 0.31 グラムで両対象種の体重の 6 % 以下であった．できる限り，発信器の接着時間も含め，捕獲個体を 1 時間以内に逃がした．

八木アンテナ（札幌ハムセンター）と VHF 受信機（ICOM IC-R10）を用いて，追跡個体のねぐらを毎日確認した．目視確認が可能の時，ねぐら場所の特徴と観察個体数を記録した．発信機は自然に約 1 〜 3 週間内で落ちて，各追跡個体を少なくとも 1 週間追跡しようとした．

3. 分布調査

国頭村における小コウモリの分布と生息環境

図 1　追跡調査の流れ．（A）捕獲個体に VHF 発信機を装着し，（B）その後に八木アンテナを利用して発信機の電波を追跡する．（C）このように毎日昼間ねぐらを，可能な限り，目視で確認する．

を確かめるために，超音波に反応する自動録音装置（Songmeter SM4Bat FS）をランダムに選択された地点にも非ランダムの地点にも設置した．沖縄島国頭村内の 3 次メッシュ毎に一つのランダムな地点を QGIS で選択し，ランダムな順番で調査を行った．理想的にはランダム地点の 50 m 以内，最遠 100 m 以内に，コウモリが飛びそうな道に，自動録音装置を少なくとも雨風が吹かない 3 夜連続放置した．ランダム地点では，ヤンバルホオヒゲコウモリの確認率は非常に少なかったため，非ランダムな地点も調査し，自動録音装置を各非ランダム地点に少なくとも雨風が吹かない 1 晩放置した．マイクロフォンを約 1 ～ 2 m の高さに設置し，音量が 12 db 以上で周波数が 16 kHz 以上である音に反応して録音し始めるように設定した．録音されたコウモリの鳴音を Kaleidoscope（Wildlife Acoustics）を用いて手動で種類に識別した．

4. 食性調査

捕獲個体の体重などを測る前に巾着に入れて置き，糞を出した場合，糞を 70 ～ 80 % エタノールで保存した．フィールド調査を行なっている途中－4 ℃で保存し，フィールドから帰ったら－20 ℃の冷凍庫に保存した．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場合はねぐら場所をよく変え，群れを形成しなかったからねぐらから糞を集められなかった．しかし，オキナワコキクガシラコウモリとリュウキュウユビナガコウモリの場合には，ねぐら場所で群の下に一晩ビニールシートを置いて，次の日に糞サンプルを採集できた．

Qiagen Powerfecal Kit を利用し，遺伝子を糞から抽出した．抽出した動物の遺伝子はポリメラーゼ連鎖反応で増幅した．次世代シーケンシ

ング（Illumina MiSeq）を利用して遺伝子をシーケンシングした．2019 年 2 月以前に採集された糞サンプルをシーケンシングし，解析中である．しかし，2 月以降に採集された糞サンプルはまだ処理されていない．沖縄島では昆虫類の多くの種類はまだ遺伝子的に調べられていない．従って，本調査ではコウモリのある被食者は目もしくは科のレベルまでしか識別できない可能性がある．

Ⅲ．結果

1. ねぐら追跡

約 2 年間で捕獲したリュウキュウテングコウモリ 67 個体中の 17 個体とヤンバルホオヒゲコウモリ 18 個体中の 9 個体に発信機を装着した．捕獲 18 個体中の 9 個体率を上げるために音響ルアー（Sussex Autobat, Hill et al. 2014）を用いた．リュウキュウテングコウモリは全ての個体のねぐらを追跡できたが，ヤンバルホオヒゲコウモリ 6 個体しか追跡できなかった．合計では，リュウキュウテングコウモリのねぐら場所を 70 箇所以上確認し，ヤンバルホオヒゲコウモリのねぐら場所を 10 箇所確認できた．リュウキュウテングコウモリは様々な植物，主に木の葉，をねぐらとして利用し，ヤンバルホオヒゲコウモリは川沿いの樹洞を強く好んでいた（遠くても川から 5 m 以内；図 3）．ヤンバルホオヒゲコウモリの 1 個体は 1 回ヒカケヘゴ *Cyathea lepifera* の枯葉をねぐらとして利用した．

出産・保育期に形成される集団ねぐらの場合も，同様にリュウキュウテングコウモリは様々な植物ねぐらを利用し，単独ねぐらより集団ねぐらは樹洞だった割合が大きかった．ヤンバルホオヒゲコウモリの 1 個体以上を確認したのは 2 箇所のねぐら場所のみで，このねぐらも川沿いの樹洞だった．両種のコウモリはノグチゲラ *Dendrocopos noguchii* の古巣穴も集団ねぐらとして利用することを確認できた．単独でも集団でも，リュウキュウテングコウモリはほぼ毎日ねぐら場所を変え，ヤンバルホオヒゲコウモリはねぐら場所を変えるが，それほど頻繁ではなかった．

2. 分布

調査地域では両種の森林性コウモリは，洞窟性コウモリであるオキナワコキクガシラコウモリとリュウキュウユビナガコウモリより狭く分布していた．森林内の地点ではリュウキュウテングコウモリは広く分布していたが，森林外で

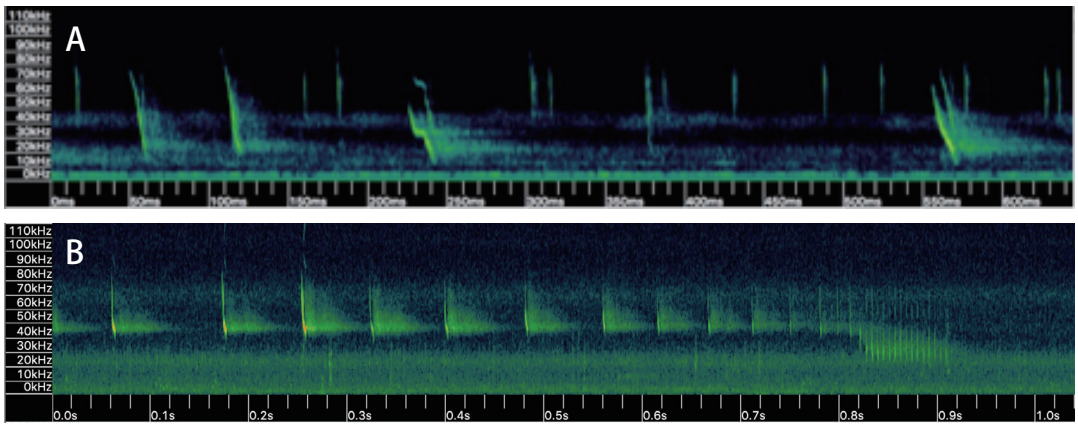


図 2　自動録音装置を用いて録音した（A）リュウキュウテングコウモリのエコーロケーションとソーシャルコールと（B）ヤンバルホオヒゲコウモリのエコーロケーションとフィーディングバズのソノグラム

は探知できなかった．他の 3 種と違って，リュウキュウテングコウモリのソーシャルコールはよく録音され（図 2A），エコーロケーションより録音されやすいようだった．ヤンバルホオヒゲコウモリは限られた場所でしか探知できなかった．ヤンバルホオヒゲコウモリが確認された場所は 1 箇所を除き全て森林内の川沿いで，コウモリが獲物に近づく時に発するフィーディングバズも録音されたため，本種は川沿いに採餌していることを把握した（図 2B）．ヤンバルホオヒゲコウモリが確認された場所はまだ少数しかないが，探知率は高いようである．

3. 食性

データ処理と解析は終了していないが，今までシーケンシングしたサンプルからは，沖縄島における 4 種の小コウモリ類は様々な節足動物を採餌することが明らかになった．

Ⅳ．考察

ヤンバルホオヒゲコウモリのねぐらのサンプル数はまだ少ないが，調査結果から，本種は川沿いの樹洞と強く関連していると考えられる．また，リュウキュウテングコウモリはより多くのねぐらタイプを利用する．このねぐら利用行動は，リュウキュウテングコウモリが林内に割と広く分布しており，ヤンバルホオヒゲコウモリはある川にしか確認されていないことの一つの原因かもしれない．これからの糞遺伝子解析の結果で出る被食者種により，対象種の採餌行為や生息場所選好性がより一層解明されると考えられる．の形，エコーロケーションの特徴，及び種類が確認された場所を考えると，リュウキュウテングコウモリは森林下層内で植物や地面の上の節足動物を捕獲し，ヤンバルホオヒゲコウモリは飛びながら，主に森林内の川上で採餌するという仮説が考えられる．

沖縄島に生息する森林性コウモリは両種類とも森林外に生息しないようである．本 2 種を保護するためには，樹洞ができるように林齢が十分に高い森林と川沿いの森林を保全するべきであろう．リュウキュウテングコウモリはねぐらとして利用するため，下層植物の除去を避けるべきであろう．さらに，出産期である 4 ～ 7 月の間には伐採しない方が良いと考えられる．

本研究では基礎的な生態情報を増やすことができたが，更なる研究が必要である．繁殖期と出産・保育期間の行動及び必要な生息環境を把握することが特に保護作戦を作成するのに役立つと考えられる．ヤンバルホオヒゲコウモリは発信機の発信距離より遠く移動するため，追跡

図 3　ヤンバルホオヒゲコウモリの自動録音装置を用いて確認した採餌環境の例（左）とラジオテレメトリーで確認したねぐらの例（右）

は困難であり，行動を解明するのにはより有効的な追跡方法を開発することが求められる．本2種の沖縄島での南限はまだ不明であり，基礎的な分布を確かめるために，徳之島にも奄美大島にも自動録音装置を利用して分布調査を行うことを提案する．

謝辞

本研究にご協力いただいた，David A. Hill，田村常雄，田中智一朗，永井靖弘，中田勝士，上開地広美，Weerach Charantantanakul，橋爪雅人，田中公太郎，Serena Livental，Jenna Tomasa，Christine Flauta，Johannes Fischer，David Thomas に感謝申し上げる．さらに，糞の分析中について指導してくださった Eero Vesterinen にも感謝いたします．最後に，環境省，沖縄森林管理署，安波ダム事務所，及び国頭村に本研究を許可していただいたことに感謝します．

参考文献

Barataud, M. 2015. *Acoustic Ecology of European Bats*. Biotope & National Museum of Natural History, Paris.

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，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 vol.24.

Hill, D. A., Fukui, D., Agetsuma, N. and MacIntosh, A. J. J. 2014. Influence of trap environment on the effectiveness of an acoustic lure for capturing vespertilionid bats in two temperate forest zones in Japan. Mammal Study 39: 229–236.

環境省 2019．国内希少野生動植物種一覧．https://www.env.go.jp/nature/kisho/domestic/list.html.

Kunz, T. H., de Torrez, E. B., Bauer, D., Lobova, T. and Fleming, T. H. 2011. Ecosystem services provided by bats. Annals of the New York Academy of Sciences 1223: 1–38.

Kunz, TH. and Lumsden, LF. 2003. Ecology of cavity and foliage roosting bats. Pages 3–87 in Kunz TH, Fenton, MB, editors. Bat Ecology. The University of Chicago Press, Chicago.

Maeda, K. and Matsumura, S. 1998. Two new species of Vespertilionid bats, *Myotis* and *Murina* (Vespertilionidae: Chiroptera) from Yanbaru, Okinawa Island, Okinawa Prefecture, Japan. Zoological Science 15: 301–307.

Maeda, K. 2008a. *Murina ryukyuana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T29485A9501113. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T29485A9501113.en.

Maeda, K. 2008b. *Myotis yanbarensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T29484A9500980. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T29484A9500980.en.

前田喜四雄 2000．徳之島からのリュウキュウテングコウモリ，*Murina ryukyuana* Maeda & Matsumura, 1998 の記録．沖縄生物学会誌 38：65–67.

前田喜四雄，西井一浩，小栗太郎 2002．奄美大島からのヤンバルホオヒゲコウモリ *Myotis yanbarensis* とリュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* の初記録 . 東洋蝙蝠研究所紀要 2：16–17.

Ohdachi, S. D., Ishibashi, Y., Iwasa M. A., Fukui, D. and Saitoh, T. 2015. The Wild Mammals of Japan, 2nd Ed. Shoukadoh Publishing.

UNESCO 2016. Amami-Oshima Island, Tokunoshima Island, the northern part of Okinawa Island and Iriomote Island. Available from http://whc.unesco.org/en/tentativelists/6160/ [accessed 25 Jan 2018].

Vesterinen, E. J., Ruokolainen, L., Wahlberg, N. et al. 2016. What you need is what you eat? Prey selection by the bat Myotis daubentonii. Molecular Ecology, 25(7), 1581–1594. https://doi.org/10.1111/mec.13564.

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(2)：331–334.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Ecology and conservation of rare bats: tracking, distribution, and diet of the Yanbaru whiskered bat *Myotis yanbarensis* and Ryukyu tube-nosed bat *Murina ryukyuana*

PREBLE Jason H., VINCENOT Christian and OHTE Nobuhito

The purpose of this research was to elucidate the ecology of the Ryukyu tube-nosed bat and Yanbaru whiskered bat, in order to guide conservation strategies. Towards that goal, we had three aims: (1) Conduct VHF radiotracking to determine important roosting habitat, (2) Determine species distributions within Kunigami Village municipality using automated recorders, and (3) to describe species diets based on DNA metabarcoding of feces. Over the past two years, we have caught 67 Ryukyu tube-nosed bats and 18 Yanbaru whiskered bats, tracking 17 and 6 of these individuals, respectively. Ryukyu tube-nosed bats used various plant roosts, especially dead understory foliage. Yanbaru whiskered bats strongly preferred tree holes along streams. Automated recorder survey results demonstrated that the Ryukyu tube-nosed bat is widely distributed within the forest, while the Yanbaru whiskered bat is rarer and was only detected along waterways within the forest. More research is needed to understand the habitat requirements of the Yanbaru whiskered bat. Fecal analyses have yet to be completed, but preliminary results indicate that the four microbat species present in Yambaru consume a variety of arthropods. In the future, we will test the hypothesis that the Ryukyu tube-nosed bat gleans arthropods off of plants and the ground, while the Yanbaru whiskered bat captures insects flying over the river. Important old-growth forest habitats and forests along rivers should be preserved. Understory thinning should be reduced and logging during the pupping period (especially April to July) should be avoid.

Keywords: automated recorders, DNA metabarcoding, endangered speceis, Okinawa Island, radiotelemetry, tree-roosting bats

Island Bat Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

DNA バーコーディングを用いたアンブレラ種 2 種の食性解析を通した西表島生態系の保全

イリオモテヤマネコ研究グループ
戸部有紗[1]・中西　希[1]・佐藤行人[2]・和智仲是[2]・伊澤雅子[1]

本研究は，琉球諸島南西部西表島の生態系全体の維持，保全を効率的に行うことを目指して，西表島の頂点捕食者でありアンブレラ種である，絶滅危惧種イリオモテヤマネコとカンムリワシの餌資源の観点から 2 種の生息環境の保全を効果的に行うための基礎資料を蓄積することを目的とした．近年開発され，野外動物に適用され始めた食性解析法である DNA バーコーディングを用いることで，両種の食性を詳細に解析した．冬季，夏季に 2 種の糞を採集し，糞中の DNA 解析によって餌動物種を同定した．その結果，それぞれの食性についての先行研究に比べ，多数の餌動物を種まで特定することができ，本手法の有効性が確認された．両種とも多種多様な餌動物を利用し，特にカエル類，トカゲ属，クマネズミ，鳥類，ベンケイガニ，トビズムカデの重要度が高いことが分かった．今後，2 種の保全を目指し，これらの餌動物の多様性や生息個体数，生物量を維持していく必要がある．

キーワード：イリオモテヤマネコ，カンムリワシ，絶滅危惧種，頂点捕食者，糞中 DNA

Ⅰ．はじめに

琉球諸島南端部に位置する西表島は，面積約 280 平方キロメートルの小さな大陸島であり，島のほとんどが亜熱帯林に覆われ，国立公園に指定されている（新地 2002）．小さな島でありながらその生物多様性は非常に高く，多くの固有種，固有亜種を有する（新地 2002）．しかし，近年西表島における人間活動の増大に伴う生態系への負荷が危惧されている（新地 2002）．一般に，島嶼生態系は生存できる個体数が限定的であるために，大陸の生態系と比較すると単純で脆弱である．西表島においても同様で，わずかな環境の変化も生態系に大きなダメージを与える可能性がある．さらに生態系の頂点に位置する動物ほどその影響を受けやすいために，逆に頂点捕食者を保全することは生態系全体の保全につながる．このように，ある種を保全することでその種が属する生態系全体の保全につながる種のことをアンブレラ種と呼ぶ（日本生態学会 2012）．

西表島の頂点捕食者はイリオモテヤマネコ *Prionailurus bengalensis iriomotensis*（以下ヤマネコ）とカンムリワシ *Spilornis cheela perplexus*（図 1）に代表される．ヤマネコはアジアに広く分布するベンガルヤマネコ *P. bengalensis* の西表島固有亜種（Tamada et al. 2008），カンムリワシは，南アジア，東南アジアに広く分布するカンムリワシ *S. cheela* の西表島，石垣島固有亜種である（日本鳥学会 2012）．また，ヤマネコ，カンムリワシともに国指定特別天然記念

1: 琉球大学理学部　2: 琉球大学戦略的研究プロジェクトセンター
2019. 12. 18 受付　2020. 9. 29 公開

図 1　西表島のアンブレラ種であるイリオモテヤマネコ（左）（琉球大学動物生態学研究室撮影）とカンムリワシ（右）

物に指定され，環境省のレッドリスト（2019）では絶滅危惧 IA 類に区分されている．頂点捕食者であるこの 2 種は，生息面積の要求量も大きいことから西表島のアンブレラ種であると言える．そこで，本研究では西表島全体の生態系の保全を効率的に実行するために重要であると考えられるこの 2 種に着目した．両種の食性を詳細に解析することで，両種にとっての各餌動物種の相対的な重要度を算出し，それぞれの餌動物が生息する環境に注目し，2 種の生息環境の保全を効果的に行う基盤を構築することを目的とした．

2 種の食性についての先行研究では，両種とも哺乳類，鳥類，爬虫類，両生類，魚類，昆虫類，甲殻類と多種多様な餌資源を利用していることが知られている（原戸 1987，水谷ほか 2017，Nakanishi and Izawa 2016，Sakaguchi and Ono 1994，佐野 2003，時田ほか 2014，Watanabe 2009, 2012）．しかし，ヤマネコの食性研究は目視観察による糞内容物分析に基づくものであり，未消化物の形態的特徴を元にした餌動物種の同定には限界がある．そのため種レベルでの詳細な食性は明らかになっていない．また猛禽類は，消化管を通過できないものはペリットとして吐き出し，糞中には水溶性の排泄物のみが含まれる．そのため，やはり目視観察による糞内容物分析が難しい．さらにカンムリワシの食性研究は，事故死亡個体の胃内容物分析や採餌行動の直接観察によるものに留まっている．これらの方法は，それぞれサンプルが状況に依存するために十分な数を得られないこと，森林内における採餌行動の観察が困難を極めることから，得られる食性情報は断片的なものである．そこで本研究では，ヤマネコとカンムリワシの糞を採集し，糞中の DNA 解析から餌動物を同定することで，両種の食性をより詳細に解明することを目指した．本研究で採用する手法である DNA バーコーディングは，従来の形態学的な食性解析と比べて種同定の解像度が高い場合が多く，近年の食性解析において主要な方法になりつつある．実際，パキスタンや中国南部に生息するベンガルヤマネコについても同様の方法で食性解析が行われている（Shehzad et al. 2012）．また，鳥類でも研究例が増えつつあるが（Moran et al. 2019），猛禽類について糞中 DNA から食性解析を実施した例はない（Bourbour et al. 2019）．

Ⅱ．方法

1. 糞の採取と DNA 抽出

冬季（2018 年 11 月から 2019 年 3 月）と夏季（2019 年 6 月から 9 月）に，西表島西部において両種の糞を採集した．ヤマネコの糞については，大きさ，形，においからヤマネコのものと判断した．カンムリワシの糞は，観察個体が排泄したことを目視によって確認できたものを採集した（図 2）．さらに大きさ，におい，周囲の環境からカンムリワシ由来と推測された鳥類の糞も採集した（図 2）．尿酸が PCR を阻害することが示唆されているため（Eriksson et al. 2017），カンムリワシの糞についてはできる限り尿酸部分を取り除いた．採集した糞は速やかに 99 % エタノールに浸し，常温で保存した．林野庁沖縄森林管理署の巡視事業で得られたヤマネコの糞と，環境省西表野生生物保護セン

図 2　採取したイリオモテヤマネコ（左）とカンムリワシ（右）の糞

ターで保護された交通事故個体から採取されたカンムリワシの糞も合わせて用いた．

2. DNA バーコーディングと種判別

採取した糞から市販のキット（DNeasy PowerSoil Kit, QIAGEN）を用いて DNA の抽出を行った．抽出前にはビーズ粉砕を行った．

糞から抽出した DNA 溶液を鋳型に，ヤマネコとカンムリワシの餌動物に由来する DNA を増幅するために，それぞれ脊椎動物，無脊椎動物，昆虫類，両生類を検出する 4 種類のプライマーセットを用いた．脊椎動物と無脊椎動物の検出にはミトコンドリア DNA の CO1 遺伝子領域を用いた（Folmer et al. 1994, Geller et al. 2013, Leray et al. 2013）．さらに昆虫類については分類群特異的なプライマーセットを用いた（Jusino et al. 2019）．脊椎動物，両生類の検出にはミトコンドリア DNA の 12S rDNA 遺伝子領域を用いた（Riaz et al. 2011 を一部改変）．両生類のうち，特に無尾類（カエル類）については同分類群に特異的なプライマーセットを用いた（徳山 2019）．カンムリワシのものと思われる糞については，ミトコンドリア DNA の 12S rDNA 遺伝子領域（Miya et al. 2015）を用いて糞主の確認も行った．

個々のサンプルを区別するためのインデックス配列を含むアダプター DNA を PCR により付加した後，次世代シーケンサ（MiSeq, Illumina, San Diego, CA, USA）により PCR 産物の配列決定を行った．

3. 解析

得られた塩基配列を元に，配列類似性検索（BLAST）により糞主の種や餌動物の種を同定した．まず，直接捕食している生物種だとは考えにくいもの（真菌類，細菌類，ヒト，ダニなど）については餌動物の候補から除外した．さらに，配列類似度が高い場合でも，西表島で記録が無い種は候補から除外した（例えば鳥類のキーウィーが挙げられ，これは非特異的なデータベースヒットまたはデータベース配列の誤りだと考えられる）．逆に，配列類似度が低い場合でも西表島に分布する種が限られている場合は，餌動物種の候補とした（例えばコウモリ類が挙げられ，西表島に生息する種はすべて異なる属に分類されるため，属まで同定できれば自ずと種を推定することができる）．配列類似度を元に，同定結果が目・科・属・種のどの分類階層まで信頼できるかを判断した．この判断に基づき，異なる複数の配列を同じ分類群として扱う場合には，それらを便宜上 1 つの餌品目として扱い，ベンケイガニ属 sp. などのように表記することとした．

検出された生物種とその配列数の情報を在，不在データに変換し，全サンプル中におけるそれぞれの餌動物の出現頻度 FO %= ある餌動物が検出された糞サンプル数 / 糞サンプルの総数 × 100 を算出した．ここで，出現頻度が 30 % 以上の綱を「重要度の高い綱」とした．また出現頻度が 15 % 以上のものを「重要度の高い餌動物」，30 % 以上のものを「特に重要度の高い餌動物」と定義した．

Ⅲ．結果

冬季はヤマネコ 43 個，カンムリワシ 26 個，夏季はそれぞれヤマネコ 43 個，カンムリワシ 12 個の糞が得られた．

DNA バーコーディングの結果，検出した餌

表1　冬季におけるイリオモテヤマネコ・カンムリワシの餌動物の出現頻度と重要度．DNA 配列が検出されたすべての餌品目と綱ごとの出現頻度（FO %）を示す．鳥綱の種は，樹上棲（樹）もしくは地上棲（地）のどちらであるかを示す．重要度は，出現頻度 30 % 以上の綱を重要度の高い綱（*），出現頻度 15 % 以上の品目を重要度の高い品目（**），30 % 以上の品目を特に重要度の高い品目（***）とする．また，それぞれの種において，本研究で初めて餌動物として検出できた品目を下線，両種ともに検出された品目を網掛けと太字で示す．

			ヤマネコ		カンムリワシ	
綱	和名	生息環境	FO(%)	重要度	FO(%)	重要度
哺乳綱			48.84	*	0	
	ウシ		13.95		0	
	イノシシ		11.63		0	
	クマネズミ		27.91		0	
	ヤエヤマオオコウモリ		6.98		0	
鳥綱			55.81	*	41.67	*
	サシバ	樹	2.33		0	
	ハト科 sp.		4.65		8.33	
	オオクイナ	地	4.65		0	
	シロハラクイナ	地	23.26	**	16.67	**
	オオバン	地	2.33		0	
	バン	地	2.33		0	
	ニワトリ	地	18.6	**	0	
	ゴイサギ	地	2.33		0	
	チュウサギ	地	4.65		0	
	サギ科 sp.		0		8.33	
	シロハラ	樹，地	2.33		0	
	ツグミ属 sp.		4.65		0	
	ツグミ科 sp.		6.98		0	
	リュウキュウメジロ	樹	2.33		0	
	メジロ科 sp.		2.33		0	
	ムクドリ科 sp.		2.33		0	
	オサハシブトガラス	樹，地	2.33		8.33	
	スズメ目 sp.		2.33		8.33	
爬虫綱			9.3		50	*
	ヤエヤマヒバァ		2.33		0	
	サキシママダラ		0		8.33	
	バイカダ		2.33		0	
	アオマダラウミヘビ		2.33		0	
	ミナミヤモリ		0		8.33	
	ホオグロヤモリ		0		8.33	
	イシガキトカゲ		2.33		0	
	サキシマスベトカゲ		0		50	***
	トカゲ科 sp.		0		8.33	
両生綱			44.19	*	33.33	*
	サキシマヌマガエル		20.93	**	0	
	ヒメアマガエル		11.63		33.33	***
	オオハナサキガエル		16.28	**	0	
	ヤエヤマアオガエル		9.3		8.33	
条鰭綱			9.3		0	
	コイ		2.33		0	
	ウナギ属 sp.		2.33		0	
	ジャノメハゼ		2.33		0	
	ミナミトビハゼ		2.33		0	
軟甲綱			0		41.67	*
	オカガニ		0		8.33	
	サワガニ科 sp.		0		8.33	
	ベンケイガニ属 sp.		0		33.33	***
	ベンケイガニ科 sp.		0		8.33	
昆虫綱			18.6		33.33	*
	ホソガムシ科 sp.		0		8.33	
	コガネムシ科 sp.		4.65		0	

	コウチュウ目 sp.	2.33	0	
	カメムシ目 sp.	2.33	0	
	キバガ科 sp.	2.33	0	
	シモフリスズメの仲間（*Psilogramma* sp.）	0	8.33	
	シタベニセスジスズメ	0	8.33	
	イリオモテモリバッタ	2.33	8.33	
	マダラコオロギ	0	8.33	
	タイワンクツワムシ	0	8.33	
	コロギス科 sp.	2.33	0	
	ケラ科 sp.	0	8.33	
	バッタ目 sp.	2.33	0	
唇脚綱		0	25	
	オオムカデ科 sp.	0	8.33	
	オオムカデ目 sp.	0	16.67	**
腹足綱		2.33	8.33	
	ハワイマイマイ科 sp.	0	8.33	
	ナガシリホソマイマイ	2.33	0	
貧毛綱		2.33	8.33	
	ヨロイミミズ	2.33	0	
	フクノウミミズ	0	8.33	

動物由来と判断したDNA配列について，少なくとも目レベルから，一部は種レベルで分類群を同定することが出来た．先行研究と同様に，検出された餌動物は多様な分類群に属しており，冬季のヤマネコの糞からは42品目，カンムリワシの糞からは27品目，夏季のヤマネコの糞からは29品目，カンムリワシの糞からは22品目の餌動物が検出された（表1, 2）．また，種まで同定できた中で，本研究で初めてそれぞれの餌種として検出されたのは，冬季のヤマネコの糞からは11種，カンムリワシの糞からは9種，夏季のヤマネコの糞からは3種，カンムリワシの糞からは4種であった（表1，2）．ヤマネコ，カンムリワシともに，検出された餌品目数，初記録の餌種数ともに夏季より冬季の方が多かった．冬季，夏季ともに，カンムリワシよりもヤマネコから多くの餌品目が検出された．そのうち両種で重複していたのは，冬季は7品目，夏季は9品目であった（表1，2）．

冬季には，ヤマネコでは鳥綱，哺乳綱，両生綱，カンムリワシでは爬虫綱，軟甲綱，鳥綱，両生綱，昆虫綱の重要度が高かった（表1）．一方で夏季のヤマネコでは，両生綱，爬虫綱，鳥綱が，カンムリワシでは両生綱，軟甲綱，爬虫綱の重要度が高かった（表2）．

種または下位分類群では，冬季のヤマネコについては，クマネズミ，シロハラクイナ，ニワトリ，サキシマヌマガエル，オオハナサキガエルの重要度が高かった．冬季のカンムリワシはサキシマスベトカゲ，ヒメアマガエル，ベンケイガニ属sp.が特に重要度が高く，シロハラクイナ，オオムカデ目sp.の重要度が高かった．シロハラクイナは，両種に共通して重要度が高かった（表1）．

夏季のヤマネコは，トカゲ属sp.，サキシマヌマガエルが特に重要度が高く，オオハナサキガエルの重要度が高かった（表2）．夏季のカンムリワシはサキシマヌマガエル，ベンケイガニ属sp.が特に重要度が高く，トカゲ属sp.，オオハナサキガエル，ベンケイガニ科sp.，クマゼミ，トビズムカデの重要度が高かった（表2）．また，トカゲ属sp.，サキシマヌマガエル，オオハナサキガエルは両種に共通して重要度が高かった（表2）．冬季に比べ，夏季には重要度が高い餌品目のうち両種が共有しているものが多かった（表2）．

表2　夏季におけるイリオモテヤマネコ・カンムリワシの餌動物の出現頻度と重要度．DNA 配列が検出されたすべての餌品目と綱ごとの出現頻度（FO %）を示す．鳥綱の種については，樹上棲（樹）もしくは地上棲（地）のどちらであるかを示す．重要度は，出現頻度 30 % 以上の綱を重要度の高い綱（*），出現頻度 15 % 以上の品目を重要度の高い品目（**），30 % 以上の品目を特に重要度の高い品目（***）とする．また，それぞれの種において，本研究で初めて餌動物として検出できた品目を下線，両種ともに検出された品目を網掛けと太字で示す．

			ヤマネコ		カンムリワシ	
綱	和名	生息環境	FO(%)	重要度	FO(%)	重要度
哺乳綱			23.26		0	
	ウシ		4.65		0	
	ヤエヤマオオコウモリ		6.98		0	
	カグラコウモリ		2.33		0	
	クマネズミ		13.95		0	
	ジャコウネズミ		2.33		0	
鳥綱			32.56	*	3.85	
	オサハシブトガラス	**樹, 地**	2.33		0	
	セッカ	**樹, 地**	0		3.85	
	リュウキュウツバメ	**樹**	0		3.85	
	イシガキヒヨドリ	**樹, 地**	2.33		0	
	ヒヨドリ科 sp.		2.33		0	
	ツグミ属 sp.		2.33		0	
	マガモ	**地**	4.65		0	
	シロハラクイナ	**地**	9.3		0	
	オオクイナ	**地**	9.3		0	
	キジバト	**地**	2.33		0	
	リュウキュウキンバト	**地**	2.33		0	
	ズアカアオバト	**地**	2.33		0	
	ハト科 sp.		2.33		0	
爬虫綱			53.49	*	30.77	*
	ナミヘビ科 sp.		0		3.85	
	サキシマアオヘビ		4.65		3.85	
	セマルハコガメ		0		11.54	
	イシガメ科 sp.		0		7.69	
	ヤモリ科 sp.		0		3.85	
	イシガキトカゲ		0		3.85	
	トカゲ属 sp.		46.51	***	15.38	**
	サキシマカナヘビ		11.63		3.85	
両生綱			65.12	*	92.31	*
	サキシマヌマガエル		51.16	***	92.31	***
	オオハナサキガエル		16.28	**	15.38	**
	アカガエル科 sp.		2.33		3.85	
	ヒメアマガエル		2.33		11.54	
	アオガエル科 sp.		2.33		7.69	
条鰭綱			11.63		0	
	ミナミトビハゼ		2.33		0	
	マグロ属 sp.		2.33		0	
	ウナギ属 sp.		4.65		0	
	サケ属 sp.		2.33		0	
軟甲綱			0		57.69	*
	オカガニ		0		11.54	
	ベンケイガニ属 sp.		0		50	***
	ベンケイガニ科 sp.		0		23.08	**
昆虫綱			2.33		26.92	
	クマゼミ		2.33		26.92	**
	クモヘリカメムシ属 sp.		0		3.85	
唇脚綱			0		19.23	
	トビズムカデ		0		19.23	**
腹足綱			0		3.85	
	オカチョウジガイ属 sp.		0		3.85	

Ⅳ．考察

1. DNA バーコーディングの利用の有効性

ヤマネコの餌動物としてこれまで記録のない 14 種のうち，6 種が鳥類（サシバ，オオバン，バン，ゴイサギ，チュウサギ，マガモ）であった．鳥類は，糞内容物や胃内容物の形態的特徴をもとにした同定方法では種までの同定が難しい場合が多い. 例えば, イノシシの食性解析（Oja et al. 2017）において，糞内容物の形態的特徴では種まで特定できなかった餌動物の鳥類について，DNA バーコーディングを用いることではじめて種もしくは属レベルまで特定されている．さらに，糞内容物の形態的特徴に基づいた結果と比較して, 鳥類の出現頻度が 4.5 倍になったことが報告されている（Oja et al. 2017）．本研究では，胃，糞内容物分析に基づく形態的特徴をもとにした同定方法を用いた，ヤマネコの食性に関する複数の先行研究（餌種となる計 18 種の鳥類を記載：Nakanishi and Izawa, 2016 ; Sakaguchi and Ono, 1994 ; Watanabe, 2009, 2012）では報告されていない 6 種を含む 16 種の鳥類を検出した．さらに鳥綱としての重要度は高いが，目以下のレベルにおいては複数の餌動物をそれぞれ低頻度で幅広く利用している傾向が明らかになった．

カンムリワシの餌動物としてこれまで記録のない 12 種のうち 4 種が昆虫類であった．鳥類の食性解析方法の一つである採餌行動の直接観察では，小型な昆虫類は素早く丸呑みされてしまうために種同定が難しい（水谷ほか 2017）．実際，先行研究で種まで特定できていた昆虫類はクマゼミ 1 種のみであった（原戸 1987，水谷ほか 2017，佐野 2003，時田ほか 2014）．本研究ではその 1 種に加えて新たに 4 種の昆虫類（シタベニセスジスズメ，イリオモテモリバッタ，マダラコオロギ，タイワンクツワムシ）が検出された．さらに，従来のカンムリワシの食性解析は断片的なものであり，それぞれの餌品目の利用頻度については分かっていなかった．本研究では夏季，冬季にそれぞれ 12 および 26 個のカンムリワシの糞を分析できたことで，餌動物の出現頻度や利用頻度についてもある程度推定することができた．

以上より，従来の食性解析手法と比べて，DNA バーコーディングは，検出力と半定量性において比較的優れている可能性がある. 今後，ヤマネコ，カンムリワシの保全を目的として，それらの食性を詳細に解明していく上では，DNA バーコーディングも有効であることが示唆される．

2. 特筆すべき重要な餌動物

1）カエル類，トカゲ属

ヤマネコとカンムリワシともに，冬季，夏季でカエル類，夏季でトカゲ属の重要度が高かった．カエル類については，夏季には両種ともサキシマヌマガエル，オオハナサキガエルの重要度が高かった．これらのカエルは夏季に成体個体数が増える（Watanabe 2012）．一方で，ヒメアマガエル，ヤエヤマアオガエルは冬季に成体個体数が増える（Watanabe 2012）．実際にヤマネコ，カンムリワシともに，これらのカエルについては夏季より冬季に両種の糞からの出現頻度が高くなっている（表 1，2）．さらに，夏季における両種のサキシマヌマガエルの出現頻度が他の品目に比べて圧倒的に多い（表 2）．サキシマヌマガエルは西表島において最も生物量が多い生物種である（Watanabe et al. 2005）．そのことが，両種にとっての餌動物としての重要度にも反映されているのかもしれない．また，トカゲ類についても，成体個体数の増える夏季（Watanabe 2012）に両種にとって重要度が高くなっている．ヤマネコとカンムリワシは，カエル類，トカゲ類について，それぞれの時期に成体個体数や生物量の多い餌種を高頻度で捕食し

ており，重要な餌動物として利用していると考えられた．

2）クマネズミ，鳥類

ヤマネコは，冬季，夏季を通してクマネズミを比較的高頻度で利用しており，冬季でその重要度が高かった．さらに鳥類についても冬季，夏季を通して様々な種を幅広く利用しており，特に冬季においてその重要度は高くなった．これは他の餌動物（前述したカエル類，トカゲ類など）の成体個体数の季節変動と関連している可能性がある．また，種まで同定された鳥類のうち，比較的高頻度で出現したものは地上棲の鳥類であり（表 2），この結果は先行研究と矛盾しない（Sakaguchi and Ono 1994, Watanabe 2012）．一方で，シロハラ，チュウサギマガモなどの渡り鳥も少数含まれているものの，高頻度で検出された種のほとんどは留鳥であった．季節的に西表島に渡ってくる鳥類が重要な餌資源であるという先行研究（Sakaguchi and Ono 1994, Watanabe 2012）の結論とは異なり，通年西表島に生息している留鳥を特に利用している可能性が示唆された．

3）ベンケイガニ（ベンケイガニ属），トビズムカデ（オオムカデ目）

カンムリワシにおいて，冬季，夏季を通してベンケイガニ（ベンケイガニ属），トビズムカデ（オオムカデ目）の重要度が高かった．

ベンケイガニは，3 月から 10 月にかけて産卵期を迎え，大潮の夜，波打ち際でゾエア幼生を孵化させる（朝倉 2003）．その際に道路を渡る個体が大量に出没し，車に轢かれて死亡するロードキルが頻繁に起こる．カンムリワシは，これらの轢死体を採餌していることが知られている（朝倉 2003）．夏季にベンケイガニの重要度がより高くなるのは，このことが要因のひとつとして考えられる．ただし，生きた個体を捕食することも報告されており（水谷ほか 2017），とくに冬季に検出されたベンケイガニは，ロードキル個体ではなく直接捕食したものである可能性がある．トビズムカデは，冬季，夏季ともに出現頻度は同程度に重要な値を示した．このことから，カンムリワシが安定して利用できる餌動物の 1 つとして重要である可能性がある．

3. 餌環境からの 2 種の保全を目指して

ヤマネコ，カンムリワシの両種で冬季，夏季を通して重要であると示唆されたのはカエル類であった．カンムリワシでのみ冬季，夏季を通して重要であったのはベンケイガニの仲間とオオムカデ目の仲間であり，ヤマネコでのみ冬季，夏季を通して比較的高頻度で利用していたのはクマネズミ，重要であったのは鳥類（とくに地上棲の留鳥）であった．また，夏季には両種でトカゲ類（トカゲ属）の重要度が高かった．このように，ヤマネコ，カンムリワシそれぞれにとって，冬季，夏季それぞれの季節で重要になっていると考えられる餌動物を明らかにすることができた．また，餌動物に対する重要度にはその成体個体数や生物量も関係していることが示唆された．

これらの餌動物の多様性や生息個体数は，西表島の複雑で多様な環境によって維持されていると考えられる．例えば，カエル類の生息地，繁殖地は，ともに海岸近くの湿地，水田，山地の渓流などの水系に依存している（内山ほか 2009）．またトカゲ類は，山林内部に加えて，海岸近くの砂地，低山地の草原，林床，林縁部まで幅広く生息している（内山ほか 2009）．このような生息地や繁殖地の環境保全がこれらの餌資源の維持には重要で効果的である．

イリオモテヤマネコとカンムリワシの食性は，西表島以外に生息するそれぞれの亜種に比べても両種ともに多種多様で幅広いことは先行研究でも報告されていた（Sakaguchi and Ono 1994, Gokula 2012）．季節的に変化する西表島

牧草地　　水田　　人為的な環境が少ない場所

図 3　様々な環境で採餌を行うカンムリワシ

の生物相に適応し，西表島特有の様々な餌動物を利用することを可能にしてきた 2 種は，生物多様性が高いために複雑な西表島の生態系のバランスの維持に，大きな役割を果たしていると考えられる．今回 DNA バーコーディングを用いたことで，両種ともに多くの餌動物を種レベルまで把握することができた．さらにカンムリワシについては，従来の研究方法では困難であった利用頻度の算出を可能にし，その季節的な変動も詳細に示すことができた．これらの情報は，両種を頂点とする西表島の生態系の把握においても重要な基礎資料となった．

謝辞

本研究の遂行にあたり，林野庁沖縄森林管理署，環境省西表野生生物保護センター，東海大学沖縄地域研究センター　河野裕美様，水谷晃様，西表島　大浜農園の皆様，杉山美樹様，松本千枝子様，琉球大学理学部動物生態学研究室　小林　峻様，寺田亮介様をはじめ，多くの方々に多大なご支援を頂きましたことに感謝いたします．

引用文献

朝倉　彰 2003.「甲殻類学　エビ・カニとその仲間の世界」東海大学出版会.

Bourbour, R. P., Hull, J. M., Martinico, B. L., Crane, M. M., & Hull, A. C. 2019. Messy eaters : Swabbing prey DNA from the exterior of inconspicuous predators when foraging cannot be observed, Ecology and Evolution, 9: 1452–1457.

Eriksson, P., Mourkas, E., González-Acuna, D., Olsen, B., & Ellström, P. 2017. Evaluation and optimization of microbial DNA extraction from fecal samples of wild Antarctic bird species. Infection Ecology & Epidemiology, 7: 1386536.

Folmer, O., Black, M., Hoeh, W., Lutz, R. & Vrijenhoek, R. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome C oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. Mol. Mar. Biol. Biotechnol., 3: 294–299.

Geller, J., Meyer, C., Parker, M., & Hawk, H. 2013. Redesign of PCR primers for mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I for marine invertebrates and application in all-taxa biotic surveys. Molecular Ecology Resources, 13: 851–861.

Gokula, V. 2012. Breeding ecology of the crested serpent eagle *Spilornis cheela* (Latham, 1790) (Aves: Accipitriformes: Accipitridae) in Kolli hills, Tamil Nadu, India. TAPROBANICA: The Journal of Asian Biodiversity, 4, 77–82.

原戸鉄二郎 1987．西表島におけるカンムリワシの食性と巣立ち雛の行動．沖縄島帆研究，5：49–58.

Jusino, M. A., Banik, M. T., Palmer, J. M., Wray, A. K., Xiao, L., Pelton, E., ... & Lindner, D. L. 2019. An improved method for utilizing high-throughput amplicon sequencing to determine the diets of insectivorous animals. Molecular Ecology Resources, 19(1), 176–190.

Leray, M., Yang, J. Y., Meyer, C. P., Mills, S. C., Agudelo, N., Ranwez, V., Boehm, J. T. & Machida, R. J. 2013. A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: Application for characterizing coral reef fish gut contents. Frontiers in Zoology, 10, 1–14.

Miya, M., Sato, Y., Fukunaga, T., Sado, T., Poulsen, J. Y., Sato, K., Minamoto, T., Yamamoto, S., Yamanaka, H., Araki, H., Kondoh, M. & Iwasaki, W. 2015. MiFish, a

set of universal PCR primers for metabarcoding environmental DNA from fishes: Detection of more than 230 subtropical marine species. Royal Society Open Science, 2.

Moran, A. J., Prosser, S. W. J. & Moran, J. A. 2019. DNA metabarcoding allows non-invasive identification of arthropod prey provisioned to nestling Rufous hummingbirds (*Selasphorus rufus*). PeerJ, 7: e6596.

Nakanishi, N. & Izawa, M. 2016. Importance of frogs in the diet of the Iriomote cat based on stomach content analysis. Mammal Research, 61: 35–44.

日本生態学会 2012．生態学入門 2 版．東京化学同人．

日本鳥学会 2012．日本鳥類目録改定第 7 版．日本鳥学会，東京．

水谷　晃・中本純市・書間さよこ・田中詩織・河野裕美 2017．西表島と石垣島で観察された力ンムリワシ *Spilornis cheela perplexus* の餌生物．西表島研究 2016，東海大学沖縄地域研究センター所報：25–43．

Oja, R., Soe, E., Valdmann, H. & Saarma, U. 2017. Non-invasive genetics outperforms morphological methods in faecal dietary analysis, revealing wild boar as a considerable conservation concern for ground-nesting birds. PLoS ONE, 12: 1–9.

Riaz, T., Shehzad, W., Viari, A., Pompanon, F., Taberlet, P. & Coissac, E. 2011. EcoPrimers: Inference of new DNA barcode markers from whole genome sequence analysis. Nucleic Acids Research, 39(21), e145.

Sakaguchi, N. & Ono, Y. 1994. Seasonal change in the food habits of the Iriomote cat *Felis iriomotensis*. Ecological Research, 9: 167–174.

佐野清貴 2003．石垣島におけるカンムリワシの繁殖生態．Strix，21，141–150．

Shehzad, W., Riaz, T., Nawaz, M. A., Miquel, C., Poillot, C., Shah, S. A., Pompanon, F., Coissac, E. & Taberlet, P. 2012. Carnivore diet analysis based on next-generation sequencing: Application to the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in Pakistan. Molecular Ecology, 21: 1951–1965.

新地憲一 2002．西表島 . 森林科学，34：55–58.

Tamada, T., Siriaroonrat, B., Subramaniam, V., Hamachi, M., Lin, L.-K., Oshida, T., Rerkamnuaychoke, W. & Masuda, R. 2008. Molecular diversity and phylogeography of the Asian leopard Cat, *Felis bengalensis*, inferred from mitochondrial and Y-chromosomal DNA sequences. Zoological Science, 25: 154–163.

時田喜子・吉野智生・大沼　学・金城輝雄・浅川光彦 2014．八重山諸島におけるカンムリワシの胃内容物．Bird Research，10，13–18．

徳山孟伸 2019．環境 DNA 解析による琉球列島産渓流性カエル類の分布と出現の評価および同解析のウミヘビ類への適用の試み．琉球大学大学院理工学研究科修士論文；平成 30 年度．

内山りゅう・前田憲男・沼田研児・関　慎太郎 2009．「日本の両生爬虫類」6 版．平凡社．

Watanabe, S. 2009. Factors affecting the distribution of the leopard cat *Prionailurus bengalensis* on East Asian Islands. Mammal Study, 34: 201–207.

Watanabe, S. 2012. Ecological flexibility of the top predator in an island ecosystem–food habit of the Iriomote cat. Diversity of Ecosystems: Linking Structure and Function: 465–484.

Watanabe, S., Nakanishi, N. & Izawa, M. 2005. Seasonal abundance in the floor-dwelling frog fauna on Iriomote Island of the Ryukyu Archipelago, Japan. Journal of Tropical Ecology, 21: 85–91.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Diet analysis of two umbrella species using DNA barcoding to conserve the ecosystem of Iriomote-jima Island

TOBE Alisa, NAKANISHI Nozomi, SATO Yukuto, WACHI Nakatada and IZAWA Masako

In this study, we focused on the prey animals of two top-predator, endangered, umbrella species of Iriomote-jima Island, the Iriomote cat and the crested serpent eagle. The effective conservation of their habitats is necessary to maintain and conserve the entire ecosystem of this island. We carried out a detailed analysis of their diets using the DNA barcoding method, a popular method to analyze wild animal diets. The predator animal feces were collected in winter and summer, and tried to identify their prey species based on the sequence similarity of extracted fecal DNA. We identified a higher number of prey species than those from a past study and showed the effectiveness of this method in analyzing wild-animal diets. Both species were found to prey on multifarious species, for example, frogs, skinks, rat, birds, *Sesarmops intermedium*, and *Scolopendra subspinipes mutilans*. Thus, we must maintain diversity, number of individuals, and biomass of these prey animals for conservation of these two predator species.

Keywords: crested serpent eagle, endangered species, fecal DNA, Iriomote cat, top predator

Iriomote Cat Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

震災後に新しく成立した海岸林の植生

福島大東日本大震災後の復旧事業で変化した
植物多様性調査グループ
曲渕詩織[1]・黒沢高秀[2]・山ノ内崇志[2]

東日本大震災の津波と地盤沈下により仙台湾沿岸の海岸林の多くは壊滅的な被害を受け，現在，復旧事業として盛土とクロマツの造林が行われている．一方，復旧事業の範囲外にある海岸林跡地にはクロマツの実生が自然更新し始めた場所もある．このような海岸林の植生を把握するために，本研究では仙台湾沿岸の自然更新地 4 カ所と比較対象として造林地 4 カ所の植生を調査した．種の在不在を用いた NMDS による解析では，自然更新地と造林地はそれぞれでまとまり混在しなかった．このことは両地点の種組成が異なることを示す．自然更新地の構成種には高木，低木および海岸生植物の種類数が多く，造林地に比べ種組成の違いが相対的に大きかった．このような差異の原因として，攪乱からの経過年数の違いのほか，盛土を伴う造林地では種子の供給が乏しく，また均一化されていることが考えられた．このことは，自然更新地が海岸林生態系の種多様性の保全の上で重要であることを示唆すると考えられた．

キーワード：クロマツ林，自然更新，植生変化，生物多様性，東日本大震災，復旧事業

Ⅰ．はじめに

海岸林は，飛砂の防止などを目的として，戦国時代に初めて静岡県で造成され，1700 年代までに全国に広がった（佐々木ほか 2013）．しかし，2011 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災により，東北地方の太平洋沿岸の海岸林は大きな被害を受けた（Sakamoto 2016）．現在はこのような場所の多くで山砂による盛土上にクロマツを植林する海岸防災林復旧事業が行われている（東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会 2012；以下，復旧事業によって植林された場所を「造林地」と呼ぶ）．一方で，復旧事業が行われなかった一部の場所ではクロマツ実生の旺盛な生育（小川 2018）が確認され，クロマツが自然更新していることが認知され始めている．以下，津波後に海岸林復旧事業が行われず，クロマツが自然更新している場所を「自然更新地」と呼ぶ．

福島県相馬市の造林地で造成後 2 ～ 4 年に永久コドラートを用いた植生調査が筆者らによって行われた．それにより，調査地では植被率が低く裸地に近い相観で，木本や海岸生植物の被度および種類数が少ない状況が継続していたことが明らかになっている（曲渕ほか　未発表）．これは，造成に用いられた土が砂岩由来で散布体に乏しいと推測されることと，砂浜や樹林から距離があり連続性がないため散布体に制限がかかってしまっていることなどが考えられてい

1: 福島大学大学院共生システム理工学研究科　2: 福島大学共生システム理工学類
2020. 3. 26 受付　2020. 9. 29 公開

る．対して自然更新地では，自律的な木本の回復（石川ほか 2013，遠座ほか 2014，富田ほか 2014，菅野ほか 2014，西廣 2014，大澤ほか 2016）が報告されている．本研究では，自然更新地の植生を把握することを目的に，仙台湾沿岸で植生調査を行い，造林地の植生と比較した．

Ⅱ．方法

1. 調査地

調査は，福島県と宮城県の津波被害を受けた海岸林跡地で行った．各調査地点の所在とコドラートの数および津波前および津波直後の様子を表 1 に示す．

R1 ～ R4 の 4 地点が造林地，A1 ～ A5 の 5 地点が自然更新地に相当する．自然更新地の調査地点は，津波直後に倒木や根返り，立ち枯れなどによって海岸林が消失し，調査時に裸地から群落高の低いクロマツ低木の疎林となっている環境を選定し，津波以前からの残存木が多い植生は対象外とした．造林地は盛土および造林がなされたことが明確に判断できる地点とした．地域的な種組成の偏りの影響を避けるため，調査地点は近距離に自然更新地と造林地の両方がある場所を選定した．すべての調査地点が津波前に海岸林であったことを，衛星画像の判読（Google Earth，2019 年 3 月 6 日確認）により確認した．

造林地はいずれの地点も山砂による盛土上にクロマツの造林が行われていた．盛土の高さは地下水位より 2 ～ 3 m とすることが定められている（東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会 2012）．植林およびその後の管理は公募により委託された NPO や公益社団法人のほか国有林として各管轄で行われている．管理方法は受託者によって多少異なるが，主な管理は草むしりや刈り取りである（2016 年 11 月・3 月聞き取り）．造林は，R1 と R2 では 2015 年（はぜっ子倶楽部・公益社団法人 OISCA 私信），R3 と R4 では 2017 年と推定された（2018 年 9 月 22 日現地観察）．地表面の様子は各調査地点で異なっており，R2，3，4 では保温・保湿の目的で表面に木材チップが敷かれている．また，R4 では，試験的に山砂の盛土上に約 10 cm の厚さで砂浜の砂が撒かれている．

自然更新地のうち，A1 は防災緑地とされる予定地である（渡邊・川崎 2016）．A2 は津波前から現在まで自然に近い状態で海岸が維持されており，復旧事業は行われていない．A3 は仙台空港の誘導灯の真下のため復旧事業が行われていない．また，A4 は生物多様性配慮ゾーンとして保全されているため（東北森林管理局 2014），A5 は私有地であるため，いずれも復旧事業は未施工である．2018 年 9 月 23 日の現地観察から，A1 ～ 4 では枯れ木や震災ガレキなどの除去は行われているが，山砂の持ち込みなどは行われず土壌等はそのまま残されていると推定された．また，A5 では震災ガレキは除去されているが，土壌や枯損木などはそのまま残されていた．

2. 植生調査

R1 の調査は 2018 年 9 月 24 日，R2 と A1 ～ A4 の調査は 2018 年 9 月 23 日，A5 および R3 ～ R4 の調査は 2018 年 9 月 22 日に行った．R1 では 14 コドラート，そのほかの場所では 5 コドラートを調査した（表 1）．コドラートの面積は 5 × 5 m とし，コドラートの位置は GPS（POKENAVI mini 12 CHANNEL，GARMIN）で記録した．各調査地点の様子を図 1 に示す．各コドラートに出現したすべての維管束植物を記録し，種類ごとのパーセント被度と群落高を記録した．パーセント被度が 1 % に満たないものは＋と記録した．コドラート全体の植被率は，＋の植物を 0.5 % として合算することにより求めた．

表 1　植生調査を行った場所と津波前後の植生．上段は造林地，下段は自然更新地を示す．

海岸林の種類	復旧事業後の海岸林（造林地）			
St.	R1	R2	R3	R4
都道府県	福島県	宮城県		
市区町村	相馬市	名取市	仙台市	
地名	大洲	屋敷	岡田新浜	
津波前	海岸林			
津波直後	湿地や塩性湿地	倒木・根返り・幹折れ		
コドラート数	14	5	5	5

海岸林の種類	自然更新した海岸林（自然更新地）				
St.	A1	A2	A3	A4	A5
都道府県	福島県		宮城県		
市区町村	相馬市	新地町	名取市		仙台市
地名	原釜	大戸浜	屋敷		岡田新浜
津波前	まだらな海岸林	砂浜脇の海岸林	海岸林		
津波直後	まだらに枯死	砂浜	倒木・根返り・幹折れ		
コドラート数	5	5	5	5	5

3. 植生データ解析

出現した植物の生活型は，Ohwi（1965），Iwatsuki et al.（1993，1995a，1995b，2001a，2001b, 2006），長田（2002），星野•正木（2011），を参考に，現地での観察をふまえて決定した．常緑木本，落葉木本，夏緑木本は「高木」，常緑低木，落葉低木，亜低木は「低木」，常緑多年草，落葉多年草は「多年草」，越冬一年草，冬型一年草は「一年草」として統合した．海岸植物は澤田ほか（2007）の掲載種とした．

造林地と自然更新地の違いを検討するために，各コドラートの出現種類数，全体の植被率，群落高および海岸生植物の出現種類数に対して F 検定および t 検定を行った．有意水準は 5 % 以下とした．F 検定で等分散であるとされた場合には Student の t 検定，等分散でない場合に t 検定は Welch の t 検定を用いた．計算は R（ver.3.3.1）によって行い，F 検定には関数 var.test()，t 検定には関数 t.test() を用いた．

各地点の類似性について検討するため，Jaccard 指数（加藤 1995）を求め，NMDS（Kruskal

図 1　植生調査を行ったサイトごとの環境．R1 は 2018 年 9 月 24 日，R4 と A5 は 2018 年 9 月 22 日，A1 は 2018 年 9 月 23 日に撮影．

& Wish 1978）を用いて序列化した．造林地と自然更新地では林齢によるクロマツの被度の差が大きかったため，出現種の差異を評価できるよう在不在データを用いた．これらの解析は R（ver.3.3.1）によって行い，パッケージは vegan，関数は metaMDS を用いた．

Ⅲ．結果

1. 調査した海岸林の植生

全 9 地点 54 コドラートの植生調査で 111 種類が確認され，このうち 110 種類を種まで同定した．同定できなかったテンツキ属の一種を除く 110 種の生育型は，木本 11 種類（9.8 %），低木 11 種類（9.8 %），多年草 55 種類（49.1 %），一年草 33 種類（29.5 %）であった．海岸生植物は 11 種類記録された．

全 54 コドラートで共通して出現したのはクロマツのみであった．これに次いで，半数以上のコドラートで出現したものに，セイタカアワダチソウ（36 コドラート），ススキ（33 コドラート），コウボウシバ（32 コドラート），メヒシバ（30 コドラート），ヨモギ（29 コドラート），チガヤ，ヒメムカシヨモギ（ともに 28 コドラート）があった．

2. 造林地と自然更新地それぞれの植生

総出現種類数は造林地全体で 77 種類，自然更新地全体で 111 種類であった（表 2a，b，3a，b，c）．各調査地での出現種類数は 26 〜 47 種類であり，平均出現種類数±標準偏差は造林地で 38.5±8.4 種類，自然更新地では 32.6±5.3 種類であった．

全体の植被率は，造林地では 9 〜 79 % の範囲にあり，平均±標準偏差は 29.6±20.6 % であった．対して自然更新地ではそれぞれ 39 〜 104 %，80.9±18.3 % であり，造林地に比べ植被率が高い傾向にあった．しかし，t 検定では有意な差は示されなかった（$p = 0.5546$）．

群落高は，造林地で 0.67 〜 2.50 m であったのに対し，自然更新地で群落高は 0.70 〜 4.50 m であった．t 検定でも自然更新地の方が有意に高いことが示された（$p = 1.367\times10^{-13}$）．

出現種の生活型は，造林地において高木 1 種類（1.3 %），低木 2 種類（2.6 %），多年草 44 種類（57.9 %），一年草 29 種類（38.2 %），自然更新地で高木 11 種類（10.0 %），低木 12 種類（10.8 %），多年草が 55 種類（49.5 %），一年草 33 種類（29.7 %）だった．いずれも一年草と多年草が出現種類の大部分を占めたが，自然更新地では造林地に対し木本の種類数が多かった．

出現した海岸生植物は造林地 10 種類，自然更新地 11 種類であった．各コドラートの平均出現種類数±標準偏差は，造林地において 1.8±2.0 種類，自然更新地で 3.3±2.9 種類であった．造林地の中では砂浜の砂の撒き出しをした R4 で海岸生植物が最も多く確認され，8 種類だった．

3. NMDS による序列化

NMDS によって序列化した種組成と植被率の関係を図 2 に示す．Stress は約 0.2 で fair（まずまず）（Kruskal 1964）であった．造林地のプロットは第 1 軸に対して右側に，自然更新地は左側に位置し，これらは互いに連続するものの入り混じることはなかった．また，第 2 軸に対する位置づけを見ると，自然更新地は相対的に幅広くプロットされたのに対し，造林地はよりまとまってプロットされた．植被率に注目すると，第 1 軸と負の相関を示し，左側ほど大きく，右側ほど小さかった．

図 3 は，NMDS によって序列化した種組成と海岸生植物の出現種類数の関係を示す．海岸生植物の出現種類数は第 2 軸の値と正の相関があり，上部ほど出現種類数が多かった．また砂浜の砂を撒き出した造林地は自然更新地と造林地の中間に位置した．

表 2a　造林地の組成表．数字は被度（%）を示し，＋は 1 % 以下を示す．*1 は Ohwi（1965），*3 は Iwatsuki et al.（1993），*4 は Iwatsuki et al.（1995a），*5 は Iwatsuki et al.（1995b），*7 は Iwatsuki et al.（2001a），*8 は長田（2002），*9 は Iwatsuki et al.（2006），*10 は星野・正木（2011），*15 は Iwatsuki et al.（2001b）を引用している．

					R1													R2					R3					R4							
コドラート					1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
全体の植被率（%）					10.5	15.5	10.0	9.0	11.5	17.0	14.0	15.5	14.0	15.0	12.0	12.0	11.5	12.0	42.5	52.5	41.0	47.0	47.5	52.5	11.0	56.5	20.5	69.0	37.0	79.0	30.0	35.5	56.0			
構成種類数					12	15	7	9	13	15	13	18	19	21	15	15	12	14	7	17	10	17	13	22	22	22	24	20	20	19	24	20	26			
海岸生植物の種類数					1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	4	1	5	4	2	4	3	3	5	8	生活型		
群落高（m）	R1	R2	R3	R4	0.80	1.40	0.70	0.83	0.67	1.40	0.90	1.12	0.96	0.94	1.05	0.90	0.98	0.95	1.40	1.30	1.30	2.30	1.30	0.90	1.70	1.30	1.00	0.90	2.50	1.60	1.50	1.30	1.25	引用	判断	
クロマツ	■	■	■	■	5	7	7	5	5	7	8	7	5	5	5	5	5	5	10	10	35	35	10	+	+	+	1	1	7	+	+	+	+	*4	*4	常緑木本
ヒロハホウキギク	■		■		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	+	+	·	·	+	·	·	·	·	·		現地観察	一年草
メヒシバ	■	■	■	■	+	+	+	+	+	+	·	+	·	+	+	+	1	1	·	+	+	+	+	5	+	10	+	35	+	+	+	+	+	*8	*8	一年草
アキメヒシバ	■	■	■	■	+	+	+	·	·	+	·	+	·	·	+	·	·	+	·	+	·	·	+	+	+	+	+	15	·	+	+	·	+	*8	*8	一年草
ヨモギ	■		■	■	+	+	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	3	+	16	1	+	10	16	16	5	5		現地観察	落葉多年草
ツクシハギ	■				+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉低木
コウボウシバ	■	■	■	■	+	·	·	+	+	+	+	+	+	+	·	·	+	+	·	+	·	·	+	+	·	+	1	·	3	10	+	10	25	*10	現地観察	落葉多年草
コマツヨイグサ	■		■	■	+	·	·	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	*7	現地観察	一年草
シロツメクサ	■	■	■	■	+	·	·	·	·	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	+	·	·	15	+	+	2	10	+	·	+	·	·	*1	現地観察	落葉多年草
オオバコ	■		■		+	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
チチコグサ	■	■			+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
ハチジョウナ	■				+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
ヨシ	■				·	2	·	·	·	+	·	·	+	+	+	+	1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
コスズメガヤ	■				·	+	+	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草
クロマツ	■	■	■	■	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	+	+	+	+	+	+	+	+	·	+	·	*4	*4	常緑木本
セイタカアワダチソウ	■	■	■	■	·	+	+	·	·	+	+	+	+	+	+	·	·	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	2		現地観察	落葉多年草
ヒメムカシヨモギ	■	■	■	■	·	+	·	·	·	+	+	·	·	+	+	+	·	+	·	+	·	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		現地観察	冬型一年草
ウスベニチチコグサ	■				·	+	·	·	·	·	+	·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	越冬一年草
セイヨウタンポポ	■	■	■	■	·	+	·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	·	·	*1	現地観察	常緑多年草
テリハノイバラ	■	■	■	■	·	+	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	+	*7	*7	落葉多年草
スズメノヒエ	■				·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
ハルジオン	■				·	·	·	+	+	+	·	+	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	冬型一年草
イガガヤツリ	■				·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*10	現地観察	落葉多年草
イヌビエ	■				·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草
スカシタゴボウ	■				·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	現地観察	一年草
ススキ	■	■	■	■	·	·	·	·	1	1	·	·	·	·	·	·	·	·	10	15	2	3	2	5	+	1	·	+	5	16	3	+	10	*8	現地観察	落葉多年草
ハイメドハギ	■				·	·	·	·	+	3	·	+	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉多年草
トダシバ（広義）	■				·	·	·	·	+	·	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
エノコログサ	■				·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草
チガヤ	■		■	■	·	·	·	·	·	+	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	3	·	3	12	+	10	+	*8	現地観察	落葉多年草
オオアレチノギク	■	■	■		·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	+	·	+	+	+	·	·	·	·	·	*5	*5	一年草
シナダレスズメガヤ	■		■	■	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	8	·	1	1	*8	現地観察	落葉多年草
カワラヨモギ	■	■			·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	*5	亜低木
アメリカセンダングサ	■		■		·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	一年草
スギナ	■		■		·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	*4	*4	落葉多年草
ネズミノオ	■			■	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	·	*8	現地観察	落葉多年草
コセンダングサ	■		■		·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·	·	·	·	·	*5	*5	一年草
アキノノゲシ	■		■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	1	+	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
ヘクソカズラ	■			■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	*3	*3	落葉多年草
オニタビラコ	■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		FOJ3b	一年草
コニシキソウ	■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	*1	一年草
ハハコグサ	■	■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	冬型一年草
メリケンカルカヤ	■	■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	+	·	+	·	·	·	·	+	·	+	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
マルバアカザ	■		■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	1	·	+	+	·	·	·	·	·	+	*9	*9	一年草
オッタチカタバミ	■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	落葉多年草
ヒメクグ	■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*10	*10	落葉多年草
ウラジロチチコグサ	■		■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	越冬一年草
メマツヨイグサ	■	■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	+	·	+	+	·	·	+	·	·	·	+	·	*7	*7	冬型一年草
ブタナ		■	■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	落葉多年草

表 2b　造林地の組成表．数字は被度（%）を示し，＋は 1 % 以下を示す．*1 は Ohwi（1965），*3 は Iwatsuki et al.（1993），*4 は Iwatsuki et al.（1995a），*5 は Iwatsuki et al.（1995b），*7 は Iwatsuki et al.（2001a），*8 は長田（2002），*9 は Iwatsuki et al.（2006），*10 は星野・正木（2011），*15 は Iwatsuki et al.（2001b）を引用している．

				R1														R2					R3					R4							
コドラート				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
全体の植被率 (%)				10.5	15.5	10.0	9.0	11.5	17.0	14.0	15.5	14.0	15.0	12.0	12.0	11.5	12.0	42.5	52.5	41.0	47.0	47.5	52.5	11.0	56.5	20.5	69.0	37.0	79.0	30.0	35.5	56.0			
構成種類数				12	15	7	9	13	15	13	18	19	21	15	15	12	14	7	17	10	17	13	22	22	22	24	20	20	19	24	20	26			
海岸生植物の種類数				1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	4	1	5	4	2	4	3	3	5	8	生活型		
群落高（m）	R1	R2	R3	R4	0.80	1.40	0.70	0.83	0.67	1.40	0.90	1.12	0.96	0.94	1.05	0.90	0.98	0.95	1.40	1.30	1.30	2.30	1.30	0.90	1.70	1.30	1.00	0.90	2.50	1.60	1.50	1.30	1.25	引用	判断	
ハタガヤ		■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	+	+	+	+	+	·	·	+	+	+	*10	*10	一年草
チャガヤツリ		■		■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	*10	*10	一年草
カヤツリグサ		■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*10	*10	一年草
クズ		■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	多年草
ドクウツギ		■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2	·	·	+	+	1	·	·	·	+	·	·	*7	*7	落葉多年草
マルバヤハズソウ		■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	一年草
ハマニガナ		■		■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	*5	現地観察	落葉多年草
カモガヤ		■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
テンツキ属sp		■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·			
コメツブツメクサ			■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	15	·	+	2	+	·	·	·	·	·			冬型一年草
オニウシノケグサ			■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
テンキグサ			■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	·	+	·	+	+	*8	現地観察	落葉多年草
ケカモノハシ			■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·	+	2	·	+	1	+	*8	現地観察	落葉多年草
メドハギ			■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	·	+	+	+	+	·	*7	現地観察	落葉多年草
ヤハズソウ			■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	一年草
ウシノシッペイ			■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	1	·	+	+	+	1	+	*8	現地観察	落葉多年草
コブナグサ			■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	+		現地観察	一年草
ウンラン			■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	+	·	·	+	*5	現地観察	落葉多年草
ハマヒルガオ			■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	*3	現地観察	落葉多年草
コウボウムギ			■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	+	3	*10	*10	落葉多年草
ヤハズエンドウ			■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	*7	*7	冬型一年草
ヒメスイバ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	1	+	*9	*9	落葉多年草
カゼクサ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
スズメノヤリ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	*1	現地観察	落葉多年草
オニシバ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	*8	現地観察	落葉多年草
シバ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	*8	現地観察	落葉多年草
ツルマメ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	*7	*7	一年草
ハマエンドウ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	*7	現地観察	落葉多年草
ヘラオオバコ				■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	*1	現地観察	落葉多年草

表 3a　自然更新地の組成表．数字は被度（%）を示し，＋は 1 % 以下を示す．*1 は Ohwi（1965），*3 は Iwatsuki et al.（1993），*4 は Iwatsuki et al.（1995a），*5 は Iwatsuki et al.（1995b），*7 は Iwatsuki et al.（2001a），*8 は長田（2002），*9 は Iwatsuki et al.（2006），*10 は星野・正木（2011），*15 は Iwatsuki et al.（2001b）を引用している．

						A1					A2					A3					A4					A5							
コドラート						1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5			
全体の植被率 (%)						92.0	88.5	78.0	95.0	103.5	96.0	103.0	104.0	102.5	102.5	72.0	97.0	79.0	74.5	77.5	84.0	71.0	91.0	63.0	51.0	70.5	39.0	51.5	76.5	61.0			
構成種類数						17	11	16	11	12	16	12	14	12	26	16	13	11	15	14	23	21	17	9	13	17	13	12	18	14			
海岸生植物の種類数						1	0	0	1	0	1	1	2	1	4	5	1	0	1	1	4	8	5	3	8	8	7	6	8	7	生活型		
群落高（m）	A1	A2	A3	A4	A5	1.80	3.50	2.20	2.00	3.80	2.90	4.50	3.00	2.90	3.00	2.90	3.20	3.20	3.70	3.20	2.50	3.50	3.60	2.60	1.70	2.40	2.00	3.00	3.00	3.00	引用	判断	
クロマツ	■	■	■	■	■	40	20	15	30	35	45	45	40	40	25	20	50	30	40	35	20	50	55	40	25	50	25	40	60	50	*4	*4	常緑木本
ヒロハホウキギク						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	一年草
メヒシバ				■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	+	·	·	·	+	*8	*8	一年草
アキメヒシバ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草
ヨモギ		■			■	·	·	·	·	·	+	1	2	2	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+		現地観察	落葉多年草
ツクシハギ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉低木
コウボウシバ	■	■	■	■	■	+	·	·	+	·	·	·	+	·	+	·	+	·	·	·	+	+	10	·	·	1	1	2	3	+	*1	現地観察	落葉多年草
コマツヨイグサ				■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	+	+	·	·	+	*7	現地観察	一年草
シロツメクサ	■					+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	現地観察	落葉多年草
オオバコ	■					+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
チチコグサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
ハチジョウナ		■				·	·	·	·	·	1	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
ヨシ	■	■				·	·	·	+	15	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
コスズメガヤ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草
クロマツ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	*4	*4	常緑 木本
セイタカアワダチソウ	■	■	■	■	■	+	1	25	5	10	+	+	+	+	1	·	+	·	·	·	+	·	2	·	·	·	·	·	+	·		現地観察	落葉多年草
ヒメムカシヨモギ			■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	·	+	+	+	+	+		現地観察	越冬一年草
ウスベニチチコグサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	越冬一年草
セイヨウタンポポ	■	■		■	■	+	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	·	*1	現地観察	常緑多年草
テリハノイバラ	■	■	■		■	+	·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	10	15	+	15	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	*7	*7	落葉低木
スズメノヒエ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
ハルジオン						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	越冬一年草
イガガヤツリ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	現地観察	落葉多年草
スカシタゴボウ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	現地観察	一年草
ススキ	■	■	■	■		25	15	+	+	15	25	10	15	5	1	25	2	10	2	5	·	+	2	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
ハイメドハギ	■			■		+	+	+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉多年草
トダシバ（広義）	■					1	·	+	10	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
エノコログサ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草
チガヤ	■	■	■	■	■	15	35	10	35	15	15	10	10	23	5	·	1	10	10	25	15	35	·	·	15	·	·	·	1	·	*8	現地観察	落葉多年草
オオアレチノギク		■	■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	+	·	·	·	+	+	·	·	·	*5	*5	一年草
シナダレスズメガヤ			■	■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	+	·	1	·	15	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
カワラヨモギ		■	■	■	■	·	·	·	·	·	·	+	·	·	+	·	·	·	+	+	5	+	·	+	·	·	·	·	·	+	+	*5	*5	亜低木
アメリカセンダングサ		■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	一年草
スギナ	■			■		+	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*4	*4	落葉多年草
ネズミノオ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
コセンダングサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	*5	一年草
アキノノゲシ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
ヘクソカズラ	■	■	■		■	·	·	+	·	·	+	+	+	+	+	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	+	·	+	·	*3	*3	落葉多年草
オニタビラコ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	*5	一年草
コニシキソウ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	一年草
ハハコグサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	越冬一年草
メリケンカルカヤ	■					5	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
マルバアカザ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	一年草
オッタチカタバミ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	落葉多年草
ヒメクグ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·			落葉多年草
ウラジロチチコグサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	越冬一年草
メマツヨイグサ	■	■	■	■	■	·	·	+	·	+	·	·	·	·	+	·	+	+	+	·	+	+	·	·	+	+	+	+	1	+	*7	*7	越冬一年草
ブタナ	■				■	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·		現地観察	落葉多年草
ハタガヤ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	*1	一年草

表 3b　自然更新地の組成表．数字は被度（%）を示し，＋は 1 % 以下を示す．*1 は Ohwi（1965），*3 は Iwatsuki et al.（1993），*4 は Iwatsuki et al.（1995a），*5 は Iwatsuki et al.（1995b），*7 は Iwatsuki et al.（2001a），*8 は長田（2002），*9 は Iwatsuki et al.（2006），*10 は星野・正木（2011），*15 は Iwatsuki et al.（2001b）を引用している．

						A1					A2					A3					A4					A5							
コドラート						1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5			
全体の植被率 (%)						92.0	88.5	78.0	95.0	103.5	96.0	103.0	104.0	102.5	102.5	72.0	97.0	79.0	74.5	77.5	84.0	71.0	91.0	63.0	51.0	70.5	39.0	51.5	76.5	61.0			
構成種類数						17	11	16	11	12	16	12	14	12	26	16	13	11	15	14	23	21	17	9	13	17	13	12	18	14			
海岸生植物の種類数						1	0	0	1	0	1	1	2	1	4	5	1	0	1	1	4	8	5	3	8	8	7	6	8	7	生活型		
群落高（m）	A1	A2	A3	A4	A5	1.80	3.50	2.20	2.00	3.80	2.90	4.50	3.00	2.90	3.00	2.90	3.20	3.20	3.70	3.20	2.50	3.50	3.60	2.60	1.70	2.40	2.00	3.00	3.00	3.00	引用	判断	
チャガヤツリ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	*1	一年草
カヤツリグサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	*1	一年草
クズ				■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	1	2	·	*7	現地観察	多年草
ドクウツギ					■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	2	·	·	1	·	*7	*7	落葉低木
マルバヤハズソウ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	一年草
ハマニガナ		■	■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	+	+	·	+	+	+	·	+	+	*5	現地観察	落葉多年草
カモガヤ		■			■	·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	*8	現地観察	落葉多年草
テンツキ属sp						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·			
コメツブツメクサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	越冬一年草
オニウシノケグサ		■				·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
テンキグサ					■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	4	2	+	+	+	*8	現地観察	落葉多年草
ケカモノハシ			■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	5	10	2	·	2	2	+	2	1	·	*8	現地観察	落葉多年草
メドハギ	■	■		■		+	·	·	·	·	2	+	3	25	+	·	·	·	·	·	+	·	1	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉多年草
ヤハズソウ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	一年草
ウシノシッペイ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
コブナグサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	一年草
ウンラン			■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	+	+	·	·	+	3	1	1	1	+	*5	現地観察	落葉多年草
ハマヒルガオ		■	■	■	■	·	·	·	·	·	1	+	+	+	+	+	·	·	+	·	+	+	2	3	1	3	·	2	1	2	*3	現地観察	落葉多年草
コウボウムギ			■	■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	2	2	1	1	1	1	·	2	1	*1	*1	落葉多年草
ヤハズエンドウ	■			■		·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	越冬一年草
ヒメスイバ			■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	落葉多年草
カゼクサ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
スズメノヤリ						·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	現地観察	落葉多年草
オニシバ				■	■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	+	3	+	5	+	+	3	*8	現地観察	落葉多年草
シバ	■		■	■		+	·	+	·	·	·	·	·	·	·	10	·	·	+	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
ツルマメ		■		■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	一年草
ハマエンドウ		■		■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	+	·	·	1	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉多年草
ヘラオオバコ		■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	現地観察	落葉多年草
ヤマザクラ	■		■			+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	夏緑木本
サザンカ	■					·	10	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	常緑木本
アキグミ	■					·	5	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*15	*15	落葉低木
ミチノクホンモンジスゲ	■					·	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*10	*10	多年草
ヤブガラシ	■					·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	多年草
ノイバラ	■		■			·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	落葉低木
スダジイ	■					·	·	2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	常緑木本
クマシデ	■					·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	落葉木本
シラカシ	■					·	·	·	2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	常緑木本
クロカワズスゲ	■		■			·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	+	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*1	現地観察	落葉多年草
イタチハギ		■				·	·	·	·	·	2	·	10	·	15	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	落葉低木
フジ		■				·	·	·	·	·	1	2	+	3	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	夏緑木本
スイバ		■		■		·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	冬緑多年草
アズマネザサ		■				·	·	·	·	·	·	2	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	常緑木本
サルトリイバラ		■	■			·	·	·	·	·	·	+	·	2	·	+	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	落葉低木
コヌカグサ		■	■			·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
アイアシ		■				·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	多年草
ママコノシリヌグイ		■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*9	*9	一年草
ヒメジソ		■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	*5	一年草
イヌビエ		■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草
キンエノコロ		■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	*8	一年草

表 3c　自然更新地の組成表．数字は被度（%）を示し，＋は 1 % 以下を示す．*1 は Ohwi（1965），*3 は Iwatsuki et al.（1993），*4 は Iwatsuki et al.（1995a），*5 は Iwatsuki et al.（1995b），*7 は Iwatsuki et al.（2001a），*8 は長田（2002），*9 は Iwatsuki et al.（2006），*10 は星野・正木（2011），*15 は Iwatsuki et al.（2001b）を引用している．

						A1					A2					A3					A4					A5					生活型		
コドラート						1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	1	2	3	4	5			
全体の植被率 (%)						92.0	88.5	78.0	95.0	103.5	96.0	103.0	104.0	102.5	102.5	72.0	97.0	79.0	74.5	77.5	84.0	71.0	91.0	63.0	51.0	70.5	39.0	51.5	76.5	61.0			
構成種類数						17	11	16	11	12	16	12	14	12	26	16	13	11	15	14	23	21	17	9	13	17	13	12	18	14			
海岸生植物の種類数						1	0	0	1	0	1	1	2	1	4	5	1	0	1	1	4	8	5	3	8	8	7	6	8	7			
群落高（m）	A1	A2	A3	A4	A5	1.80	3.50	2.20	2.00	3.80	2.90	4.50	3.00	2.90	3.00	2.90	3.20	3.20	3.70	3.20	2.50	3.50	3.60	2.60	1.70	2.40	2.00	3.00	3.00	3.00	引用	判断	
ノコンギク		■				·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉多年草
スイカズラ			■	■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	1	1	+	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	*5	現地観察	落葉低木
ヒメヤブラン			■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	+	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	常緑多年草
ネムノキ			■	■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	10	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	夏緑木本
ノブドウ			■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	3	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉低木
イヌツゲ			■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*7	*7	常緑 木本
ヤマアワ			■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	*8	現地観察	落葉多年草
アオツヅラフジ			■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	落葉多年草
ツルウメモドキ			■			·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·			夏緑木本
ヒメジョオン				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	·	·	·		現地観察	越冬一年草
コマツナギ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	+	2	+	·	·	·	·	·	*7	現地観察	落葉低木
ヨウシュヤマゴボウ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·	·	*9	*9	落葉多年草
ハマボウフウ				■		·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	·	·		現地観察	落葉多年草
ガガイモ					■	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	·	+	·	·	·	*3	現地観察	落葉多年草

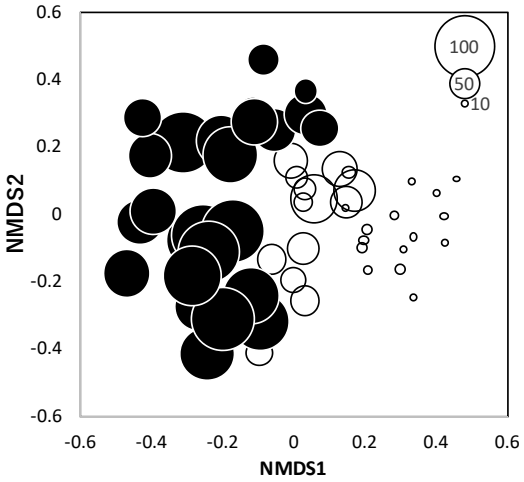


図 2　種組成と植被率の関係（NMDS）．NMDS により作図された．バブルサイズは各コドラートの植被率を示す．白丸は造林地，黒丸は自然更新地を示す．Stress ＝ 0.196.

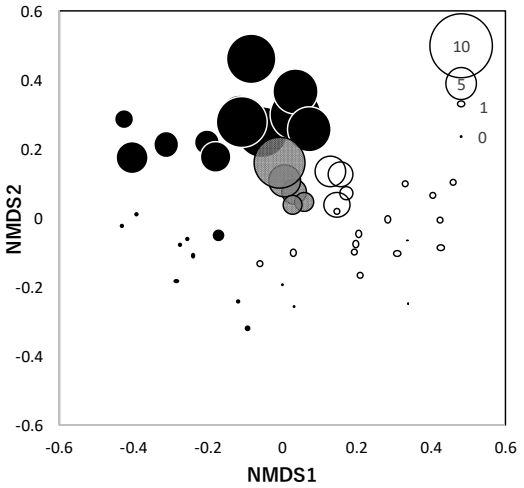


図 3　種組成と海岸生植物の出現種類数の関係（NMDS）．NMDS により作図された．バブルサイズは出現した海岸生植物の種類数を示す．白丸は造林地，灰色丸は砂浜の砂を撒き出した造林地（R4），黒丸は自然更新地を示す．Stress ＝ 0.196.

Ⅳ．考察

1. 自然更新地の津波 7 年目（2018 年）の植生

自然更新地では植被率が造林地よりも高いコドラートが多かった．一部の植被率が低い群落も，高い群落と比較して種組成にあまり違いは見られなかった．また，生活型ごとの出現種類数および全体に占める種類数の割合は調査地によって差はあったが，低木・木本が 4 種類（30 %）以上，草本が 21 種類（60 %）以上となり，草本の種類数が多かった（表 3a，b，c）．しかし，A2（大戸浜）などの一部の調査地では，木本層が草本層と同等かそれ以上の植被率に発達していた（表 3a，b，c）．木本の種多様性は低いものの，植被率は一部で高く，森林としての遷移が進みつつあることが明らかになった．

海岸生の植物は 10 種類が確認された（表 3a，b，c）．A4 と A5 は，コウボウシバやケカモノハシなどの海岸生植物の植被率が高かったが，それ以外のコドラートでは海岸生植物の植被率は特に高くはなかった（表 3a，b，c）．自然更新地でも，海岸生植物の種類数及び植被率には場所によって差があることが明らかになった．しかし，なぜ差が生まれたかについては本研究では明らかにされなかったため，今後の課題としたい．

2. NMDS による序列化

第 1 軸に沿って，自然更新地と造林地はそれぞれでまとまり，混在しなかった．このことから両者の種組成は異なることが明らかになった．また第 1 軸は，植被率と明瞭な相関を示した（図 2）．NMDS は種の在不在の類似度によって序列化されているため，第 1 軸と植被率との相関は，種組成と植被率との間に相関関係があることを示すと考えられた．つまり，造林地の植被率が上昇すると自然更新地の種組成に近づくあるいは，造林地の種組成では植被率が上昇しない可能性を示した．植被率の高いコドラートは，サクラ類やテリハノイバラなどの木本植物の常在度が高く，一年草が低かった．植被率の低いコドラートは，メヒシバやヒロハホウキギクなどの一年草の常在度が高く，木本植物は低かった．一般に，植被率は草本よりも木本植

物の方が高くなる，あるいはひらけた環境に一年草が侵入しやすいとされているため，このような結果になった可能性が考えられた．

第 2 軸は海岸生植物の種類数と相関がみられ，自然更新地の方が比較的大きいことが明らかになった（図 3）．この差異の原因として，攪乱からの経過年数の違いと種子の供給が考えられる．攪乱からの経過年数は，自然再生地では約 7 年，造林地では 1 ～ 3 年である．つまり，その差分の間に自然更新地では外部から種子が散布され定着した可能性と埋土種子が発芽した可能性がある．一方で造林地では，復旧事業の盛土には原則として近隣丘陵から掘削された有機物を含まない未固結の砂質堆積物が使用されており（髙橋 2015），土壌中に含まれる散布体は乏しいと考えられる．よって，海岸生植物の種類数が自然更新地の方が多くなったと考えられた．原則として造林地は山砂のみによる盛土であるが，試験的に山砂による盛土上に震災後の砂浜の砂を 10 cm 程度敷いた R4 では海岸生植物の種類数が多い．このことも海岸生植物の生育に，種子供給の有無が作用したことを裏付けている．さらに，造林地に比べ自然更新地は，比較的に広範囲にプロットされている（図 2，3）．これより造林地より自然更新地の方が，構成種が異なる多様な植生を有していることが明らかになった．

以上より，自然更新地は海岸林跡地の中では比較的海岸生植物の種類数が多く，構成種の異なる様々な植生を持った環境だということが明らかになった．この結果は，復旧事業によって画一的な環境が創出されている中で，わずかに残された自然更新地が海岸林生態系の種多様性の保全上重要であることを示唆している．しかし現在は，自然更新地の管理方法や土地利用状況だけでなく，場所や面積までも明らかになになっていない状況である．今後は自然更新地の全容の把握と長期的なモニタリングが必要だろう．

3. 現在の造林地の植生

造林地では植被率の平均値は 29.6±20.6 % と低く，最も植被率が高い群落でも 79 % だった．特に植被率が高い群落は，チガヤやススキなどの多年草が優占していた．低木や木本の出現種類数は少なく，1 ～ 2 種類（全種類数の 10 % 未満）だった．現在の造林地は，草本を中心とする植生が成立していることが明らかになった．

海岸生植物は 10 種類確認され，そのほとんどが砂浜生の植物であった（澤田ほか 2007）．よって，現時点では，造林地は特に砂浜を本来のハビタットにする海岸生植物の生育地として機能している可能性を示唆した．しかし，今後クロマツなどの木本が生長・侵入しオープンランドではなくなることが予想される．このような環境では砂浜生植物の生育は難しいと考えられるため，長期的な生育地としては期待できない．これは R4 の砂浜の砂を山砂上に敷いた場所でも同じことが言えるため，長期的なモニタリングを行い，状況が変わった際にすぐにフィードバックできるような体制づくりが求められる．

謝辞

国有林内の調査について磐城森林管理署，県有林および自然公園内の調査について福島県自然保護課に許可をいただいた．NPO 法人はぜっ子倶楽部，相双港湾事務所，公益財団法人 OISCA，東北学院大学平吹喜彦様，福島大学齋藤佑樹様，佐々木菜摘様，本間大貴様，七海航平様，風張達也様，渡部　壮様に記して御礼申し上げる．

引用文献

遠座なつみ・石田糸絵・富田瑞樹・原　慶太郎・平吹喜彦・西廣　淳 2014．津波を受けた海岸林における環境不均一性と植物の種多様性．保全生態学研究 19：177–188.

東日本大震災に係る海岸防災林の再生に関する検討会 2012．今後における海岸防災林の再生について．http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/tisan/pdf/120201-01.pdf.（2018. 11. 12. 閲覧）

星野卓二・正木智美 2011.「日本カヤツリグサ科植物図譜」平凡社．東京.

石川幹子・大和広明・大澤啓志 2013．東北地方太平洋沖地震津津波による海岸林の被災分析と文化的景観の特質に関する研究―宮城県仙南平野岩沼市沿岸部を対象として―．都市計画論文集 483：1005–1010.

Iwatsuki, K., Yamazaki, T., Boufford, D.E. and Ohba, H. (Eds.) 1993．Flora of Japan Volume IIIa. Kodansha. Tokyo.

Iwatsuki, K., Yamazaki, T., Boufford, D.E. and Ohba, H. (Eds.) 1995a．Flora of Japan Volume I. Kodansha. Tokyo.

Iwatsuki, K., Yamazaki, T., Boufford, D.E. and Ohba, H. (Eds.) 1995b．Flora of Japan Volume IIIb. Kodansha. Tokyo.

Iwatsuki, K., Boufford, D.E. and Ohba, H. (Eds.) 2001a. Flora of Japan Volume IIb. Kodansha. Tokyo.

Iwatsuki, K., Boufford, D.E. and Ohba, H. (Eds.) 2001b. Flora of Japan Volume IIc. Kodansha. Tokyo.

Iwatsuki, K., Boufford, D.E. and Ohba, H. (Eds.) 2006. Flora of Japan Volume IIa. Kodansha. Tokyo.

加藤和弘 1995．生物群集分析のための序列化手法の比較研究．環境科学会誌 8：339–352.

菅野　洋・平吹喜彦・杉山多喜子・富田瑞樹・原　慶太郎 2014．巨大津波直後の海岸林に生じた多様な立地の植生の変化―3 年間の記録．保全生態学研究 19：201–220.

小山晴子 2018.「津波から七年目―海岸林は今」秋田文化出版．秋田.

Kruskal, J.B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. Psychometrika 29: 1–27.

Kruskal, J.B. & Wish, M. 1978．Multidimensional Scaling. SAGE. California.

長田武正 2002.「日本イネ科図譜」平凡社．東京.

西廣　淳 2014．災害復興と生物多様性保全．国際交通安全学会誌 393：26–33.

Ohwi, J. 1965. Flora of Japan (in English). Smithsonian Institution. Washington.

大澤啓志・上野　澪・七海絵里香 2016．仙台湾沿岸の津波被災海岸林におけるマツ類の実生分布．日本緑化工学会誌 421：122–127.

佐々木　寧・田中規夫・坂本知己 2013.「津波と海岸林」共立出版株式会社．東京.

澤田佳宏・中西弘樹・押田佳子・服部　保 2007．日本の海岸植物チェックリスト．人と自然 17：85–101.

Sakamoto, T. 2016. Regeneration of damaged coastal forests caused by the Great East Japan Earthquake and Tsunami．In: Urabe, J. and Nakashizuka, T. (Eds.) Ecological Impacts of Tsunamis on Coastal Ecosystems: Lessons from the Great East Japan Earthquake. Springer Japan, Tokyo.

髙橋壯輔 2015．宮城県の海岸林復興の現状と課題について．日本緑化工学会誌 412：346–347.

富田瑞樹・平吹喜彦・菅野　洋・原　慶太郎 2014．低頻度大規模攪乱としての巨大津波が海岸林の樹木群集に与えた影響．保全生態学研究 19：163–176.

東北森林管理局 2014．仙台湾沿岸海岸防災林の復旧における 生物多様性保全対策について．http://www.rinya.maff.go.jp/tohoku/koho/saigaijoho/pdf/shiryou1.pdf.（2018．12．18 閲覧）.

渡邉洋太・川崎興太 2016．福島県における防災緑地の整備の現状と課題．都市計画報告集 14：242–246.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Vegetation of coastal forest newly established after the Great East Japan Earthquake and Tsunami of 2011

MABUCHI Shiori, KUROSAWA Takahide
and YAMANOUCHI Takashi

Most of the coastal forests along the Sendai Bay were devastated by the tsunami and land subsidence caused by the Great East Japan Earthquake. Embankment and reforestation are currently underway as restoration projects. On the other hand, seedlings of *Pinus thunbergii* germinate and grow naturally outside the restoration area. In order to understand the vegetation of these coastal forests, we investigated the vegetation of four natural regeneration sites and four planted sites on the Sendai Bay. On the NMDS plot using the species presence-absence data, natural regeneration sites and planted sites were not mixed together, indicating that both vegetations were different clearly. Natural regeneration sites contains many species of trees, shrubs and coastal plants, and the species composition was different among sites compared to planted sites. It is considered that these differences between natural regeneration sites and planted sites are drived from not only the difference in the number of years since the disturbance, but also the lack of seed supply coused by embankment using soil without organic matter. These results suggest that natural regeneration sites are important for the conservation of species diversity in coastal forest ecosystems.

Keywords: biodiversity, natural regeneration, *Pinus thunbergii* forest, restoration project, the Great East Japan Earthquake, vegetation change

Fukushima University the Great East Japan Earthquake and Tsunami and Plant Diversity Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

小笠原諸島父島におけるムラサキオカヤドカリ保全に向けた基礎的研究

オカヤドカリ保全グループ
菊地友則[1]・篠田莉奈[2]・坂巻彩花[2]・小澤ななみ[2]・
小嶋珠緒[2]・浪川有紗[2]

ヤドカリ類は生命維持に不可欠な貝殻を巻貝群集からの偶発的な供給に依存している．そのため，ヤドカリ類の保全には，巻貝群集動態の知見が重要となる．オカヤドカリ類が多数生息する小笠原諸島父島には，繰り返し外来種が侵入し，オカヤドカリ類が利用する貝殻の供給源である陸産貝類群集が長い間撹乱され続けてきた．そこで，貝殻供給源である陸産貝類群集の撹乱がムラサキオカヤドカリ個体群に及ぼす影響を調査するために，父島と外来種による撹乱が少ない沖縄本島北部個体群の比較をおこなった．沖縄個体群に比べて，父島のムラサキオカヤドカリ個体群では陸産のアフリカマイマイの貝殻利用が多く，体サイズが大型化していた．また，父島では利用可能な貝殻資源が生息地内にほとんど発見できなかった．このことから，父島のムラサキオカヤドカリ個体群はアフリカマイマイ由来の貝殻を主に利用していること，一方で生息地内において利用可能なアフリカマイマイの貝殻が発見できなかったことから，貝殻供給は現在ほとんどないことが推測された．他の研究が指摘しているように，アフリカマイマイに限らず他の陸産貝類の個体数も減少していることから，利用可能な貝殻資源の安定供給が困難な状況になってきており，将来的にムラサキオカヤドカリ個体群の維持が困難になる可能性がある．

キーワード：アフリカマイマイ，大型化，貝殻供給，外来種

Ⅰ．序論

経済のグローバル化に起因した外来種の侵入により，在来生態系の撹乱が世界各地で深刻化している．小笠原諸島は東洋のガラパゴスと称され，その固有生態系から世界自然遺産に登録されている自然保護上極めて重要な地域である．しかしながら，グリーンアノールなどの外来種の定着が相次ぎ，陸産貝類を含む固有種の絶滅が続いている（千葉 2009）．小笠原諸島には巻貝の殻を生息場所として利用し陸上で主に活動するオカヤドカリ類が 5 種確認されており（三田ほか 2018），いずれも天然記念物に指定されている重要な保護対象生物である．小笠原諸島は南西諸島とともにオカヤドカリ類の国内の主な繁殖地として重要な地域と考えられているにもかかわらず，保全に不可欠な基礎的生態調査が十分とは言えない．特に，ヤドカリ類の生存率や成長速度は利用する貝殻資源に大きく影響をうけるため（Bertness 1980，1981），貝殻を提供する貝類群集の動態がオカヤドカリ個体群の保全を考える上で重要となる．小笠原諸島の父島では，1930 年代に薬用や鑑賞目的で人為的に導入された世界最大の陸産貝類で深刻な外来種であるアフリカマイマイ（*Achatina*

1: 千葉大学海洋バイオシステム研究センター　2: 千葉大学理学部
2019. 11. 30 受付　2020. 9. 29 公開

fulica）が野生化し急激に個体数が増加した．その結果，種間競争が激化し在来の陸産貝類の減少の一因となっている．その後，アフリカマイマイの駆除目的に捕食性巻貝ヤマヒタチオビ（*Euglandina rosea*）が導入されたが，これもアフリカマイマイを積極的に捕食せず，むしろ在来陸産貝類を捕食しさらに個体数を減少させる原因となった（大林・竹内 2007）．そのため，ムラサキオカヤドカリ（*Coenobita purpureus*）が潜在的に利用できる陸産貝殻資源の多くがアフリカマイマイ由来になり，体サイズが大型化したことが 1980 年代に確認されている（林ほか 1987，東京都教育委員会 1987）．しかしながら，その後陸産貝類の天敵であるニューギニアヤリガタリクウズムシ（*Platydemus manokwari*）の侵入や農薬散布により，近年ではアフリカマイマイの個体数すら激減している（大林・竹内 2007）．そのため，現在の小笠原諸島父島ではオカヤドカリ類に資源を供給する陸産貝類群集が非常に脆弱な状態にあると予想される．現在主に利用されているアフリカマイマイの貝殻は非常に丈夫なため長期利用可能と推測されるが，これが耐用年数を超えた時に代替の資源が枯渇していればムラサキオカヤドカリの住処がなくなっている可能性もある．事実三田らによる 2013 年に実施された父島の調査では，破損したアフリカマイマイの貝殻を利用している個体が実際に確認されている（三田ほか 2018）．このように父島のムラサキオカヤドカリ個体群は生存に必須な貝殻資源供給が滞り存続が危ぶまれる状況と予想されるが，オカヤドカリ類は一般に長寿のため（少なくとも 20 ～ 40 年程度 Vogt 2019），たとえ新規参入個体がしばらくない場合でも個体群の減少が顕在化しにくい．そのためか，基礎的生態データの収集や保全対策が積極的に実施されてこなかった．そこで本研究課題では，保全対策構築に不可欠な小笠原諸島父島におけるムラサキオカヤドカリ個体群のサイズ構成，貝殻資源利用パターン，貝殻資源量調査などの基礎的生態データを収集するとともに，外来種の影響が少なく貝殻供給が安定しているもう一つの繁殖地である沖縄本島個体群との比較から父島個体群の特性を明らかにすることを目的とした．

Ⅱ．材料と方法

調査は 2018 年 10 月に沖縄本島北部の奥地域と辺戸岬の海岸林，2018 年の 11 月と 2019 年の 9 月に小笠原諸島父島の宮ノ浜（2 回），ブタ海岸（1 回），コペペ海岸（2 回）で行った（図 1）．オカヤドカリを捕獲するために，各調査地点に 2 箇所，少なくとも 50 m を離してベイトトラップを設置した（図 2）．トラップはプラスックケース（36 cm×26 cm×26 cm）を海岸林の林縁付近に地面と水平になるように埋め，誘引用の養鶏飼料 200 g をいれたものを用いた．トラップは日没 1 時間前に設置し，夜明け 1 時間以内に回収した．捕獲されたオカヤドカリは朝倉（2004）を参考に外部形態から種の判別を行った．また利用貝殻の種判別はオカヤドカリによる改変や長期間の利用による磨耗等で困難な場合があるため，特徴的な形態で判別が可能な一部の種を除き，科レベルの同定とし，大きさの指標として貝高長を測定した．

甲殻類では体サイズの測定は一般に前甲長を用いるが，測定するためにはヤドカリを貝殻から取り出す必要がある．貝殻からの剥離は個体にダメージとなる可能性が高いため，体サイズと高い相関があることが報告されている左第 3 脚の指節長を測定形質としノギスで計測した．この部位は貝殻に入ったままでも計測可能なためヤドカリ個体に負担が少ないという利点がある（沖縄県教育委員会 2006）．宿貝の大きさは個体の生存率等に影響する．そこで宿貝の適合

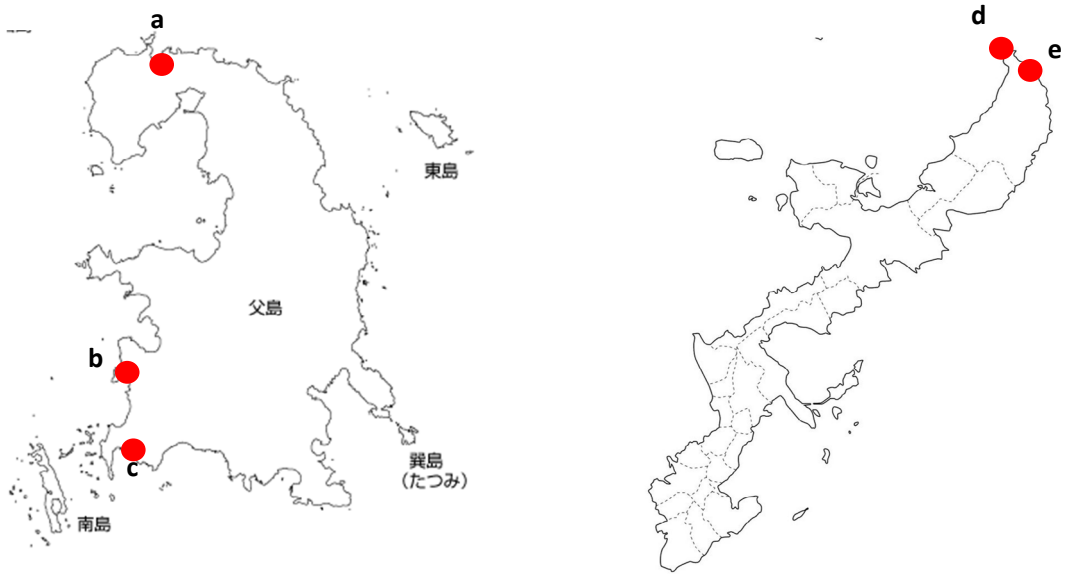


図 1　調査地．左）小笠原諸島父島　（a：宮ノ浜，b：コペペ海岸，c：ブタ海岸）右）琉球列島沖縄本島（d：辺戸岬，e：奥）

図 2　設置したトラップ（左）と捕獲されたオカヤドカリ類（右）

度を次の 4 つに分類しその頻度を計測した，適合度 1：左側第 3 歩脚が殻の中，適合度 2：第 3 歩脚ほぼ殻口，適合度 3：脚が出て前甲は殻の中，適合度 4：前甲の一部が殻の外．これに加えて調査地に存在する潜在的な貝殻資源量を推測するために，時間単位採集法を用いて調査地内の貝殻数を調査した．調査は 3 名一組で行い 1 地点 30 分間採集した．採集した貝殻は，破損の有無から利用可能かどうか判断するとともに，種の判別（上記と同じように特定の種を除き科レベル）を行い陸産か海産かの識別もおこなった．

Ⅲ．結果

沖縄本島の奥では 132 個体（2018 年），辺戸岬 150 個体（2018 年）が採集された．採集されたヤドカリの内訳は，奥ではムラサキオカヤドカリ 48 個体，ナキオカヤドカリ 84 個体，辺戸岬では，オカヤドカリ 1 個体，ムラサキオカヤドカリ 65 個体，ナキオカヤドカリ 84 個体と

ナキオカヤドカリが多く採集された. 父島では，ブタ海岸で 47 匹（2019 年），コペペ海岸では 69 匹（2018 年＋2019 年），宮ノ浜では 9 匹（2018 年＋2019 年）採集された．採集されたヤドカリの内訳は，ブタ海岸ではオカヤドカリ 2 個体，ムラサキオカヤドカリ 39 個体，ナキオカヤドカリ 6 個体，コペペ海岸ではオカヤドカリ 9 個体，ムラサキオカヤドカリ 56 個体，ナキオカヤドカリ 4 個体，宮の浜ではオカヤドカリ 3 個体，ムラサキオカヤドカリ 6 個体いずれの調査地でもムラサキオカヤドカリが優占（全体の 80.8 %）であった．利用していた貝殻を海産貝類由来，陸産貝類由来，人為的供給の 3 つにカテゴリー分けして，調査地間で比較したところ，沖縄本島では海産貝類，陸産貝類の両方がよく利用されており，特に海産ではアマオブネガイ科が，陸産ではマイマイ類がよく利用されていた．一方，父島では海産貝類は人為的供給と予測されるホソスジテツボラを除き利用されておらず，ほとんどが外来の陸産貝類アフリカマイマイであった（$x^2 = 55.98$，$p < 0.01$，図 3）．このように沖縄本島と父島のムラサキオカヤドカリ個体群では貝殻利用パターンが大きく異なっていた．同様に，ヤドカリの体サイズにも違いが見られ，沖縄個体群では平均 8.78±SD0.83 mm，父島では平均 18.65±SD0.44 mm と父島個体群で体サイズが有意に大きくなった（$t = 17.13$，$p < 0.0001$，図 4）．また，両個体群でサイズ分布の重複は少なく，父島個体群では沖縄個体群でみられる小型個体は全く採集されなかった．一方，父島個体群でみられるような大型個体は沖縄個体群では稀であり，いずれもチョウセンサザエを利用している個体であった．次に適合度の割合をみると，沖縄個体群では適合度 1：13.3 %，適合度 2：22.1 %，適合度 3：39.8 %，適合度 4：24.8 %，父島個体群では，適合度 1：6.8 %，適合度 2：15.9 %，適合度 3：53.4 %，適合度 4：23.7 % でいずれの個体群でも適合度 3 の個体が最も多く，適合度の割合に個体群間で差は見られなかった（$x^2 = 4.97$，$p > 0.05$）．また，沖縄個体群では体サイズの増加とともに適合度が増加する関係がみられたが，小笠原個体群ではみられなかった（順序ロジステック回帰，小笠原：$x^2 = 2.23$，$p = 0.136$，沖縄：$x^2 = 51.78$，$p < 0.0001$）．潜在的な利用資源を比較すると沖縄では，マイマイ類を始め多数発見できたが，父島個体群では発見される貝殻数も少なく，また破損が進んでいたり（貝頂部が欠損），構造上ヤドカリ類の利用に適さない貝殻が殆どであった（図 5）．また

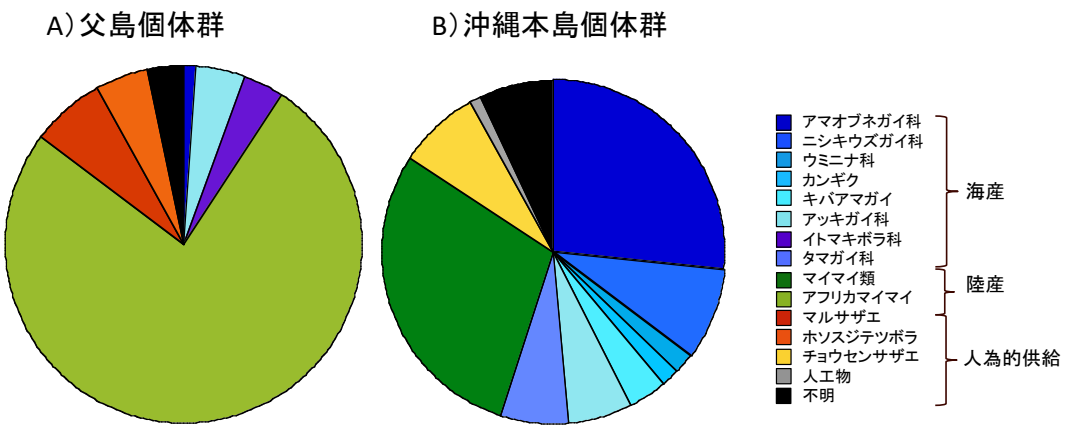


図 3　ムラサキオカヤドカリの貝殻利用パターン

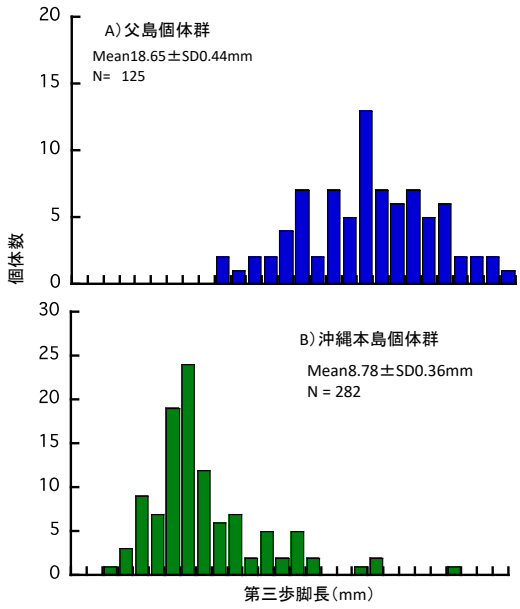


図 4　左第三歩脚指節長の頻度分布

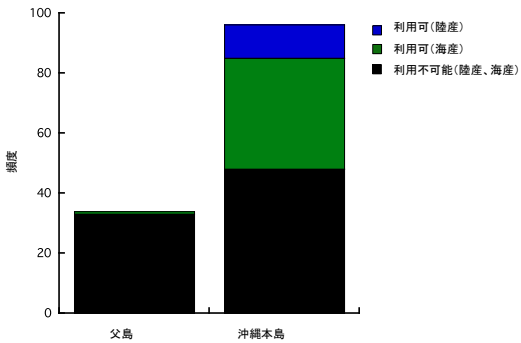


図 5　生息地内の貝殻資源量

父島では採集された陸産貝殻全てがアフリカマイマイであった．このことから，父島個体群においてアフリカマイマイを除いた陸産貝類群集や海産貝類群集からの利用可能な貝殻供給は殆どないと推測された．

Ⅳ．考察

今回の調査から父島のムラサキオカヤドカリ個体群は沖縄の個体群と貝殻利用パターンが大きく異なり，父島の方が利用している貝殻種類が少なく，多くは陸産のアフリカマイマイであった．また，体サイズの分布も異なり，父島の個体は平均体サイズが沖縄個体群よりも 2 倍以上大きく，また小型の個体は採集されなかった．大型個体の多くはアフリカマイマイを利用していたことから，林ほか（1987）が指摘しているように，アフリカマイマイ由来の貝殻の存在が父島個体群の大型個体の発生に関係していると推測された．

ヤドカリにとって貝殻は適応度に大きく影響する資源である（Bartness 1980, 1981）．利用しているサイズや種類，コンディションで生存率や成長率，その結果として闘争能力や産卵能力に関係してくる．特に貝殻サイズを大きく超えて成長することは防御（貝殻の中に隠れられないほど大型化）や乾燥耐性（陸生ヤドカのみ）の点で不利だと考えられる．そのため必然的に，生息環境に存在する貝殻サイズによって体サイズが規定される．特に，化石の貝殻や人工物なども利用するような貝殻資源が少ない陸域環境では，もともと選択の余地は少なく環境から供給される貝殻資源の質や種類がダイレクトにオカヤドカリの生態に影響を与えやすい（Barnes 2001）．父島個体群の体サイズが沖縄個体群に比べて大型化していたのは，利用していた貝殻が世界最大の陸産巻貝と言われるアフリカマイマイを利用し，成長サイズの上限が引き上げられたのが大きい．またアフリカマイマイの殻質は厚く硬いため，天敵防御や乾燥耐性という点からも優れており，これは生存率の上昇にも寄与するだろう．このように質が高く，大型の貝殻だけが継続的に資源として供給された結果，父島個体群では生存率が上昇し大型化（＝長寿）が進行したのかもしれない．

しかしながら，アフリカマイマイの貝殻だけに依存する現在の父島の状況はムラサキオカヤドカリ個体群維持の上で問題がある．第一に，アフリカマイマイの個体数激減により今後の継

続的な貝殻供給が期待できない点がある．殻質が硬く耐用年数が長いアフリカマイマイの貝殻であっても磨耗や破損によりいずれ利用不可能になる．そのため，他の貝殻への引っ越しがムラサキオカヤドカリの生命維持にとって必要となる．しかしながら父島では貝殻供給源であるアフリカマイマイ個体群は，天敵の侵入により個体数が激減し 1990 年代から 2000 年代にすでに壊滅状態と報告されている（大林・竹内 2007）．その後の調査はされていないが，アフリカマイマイの寿命は 3 から 5 年といわれており，複数回の調査で蔵卵個体も確認されていなかったことから，その後個体数がさらに減少した可能性が高い．事実，大林らの 2001 年の調査では発見されていたアフリカマイマイの死貝（殻頂がかけていない殻，すなわち死後それほど時間の経っていない）が今回の我々の調査では発見できていない．アフリカマイマイの貝殻自体は複数見つかったものの，殻頂などが大きく欠損しオカヤドカリの利用できない古い貝殻だけであった．このことは，現在，アフリカマイマイ個体群からの新規貝殻資源の供給が非常に少ないことを示唆している．同様に，アフリカマイマイとの種間競争，ヤマヒタチオビやウズムシ等の天敵による捕食により，他の陸産貝類の個体数はすでに激減または絶滅しているため（千葉 2009），代替的な貝殻資源の供給も期待できない．また，沖縄本島個体群のように海産貝殻を利用するためには貝殻が打ち上げられる必要があるが，これは地形や波浪といった物理的条件で決定される．利用貝殻種類，生息地内の貝殻資源量の調査から明らかなように今回の父島の 3 つの調査地では打ち上げ貝がほとんど見られないため，海産の貝殻資源の利用も難しい．そもそも既に大型化している個体が利用できるような大きなマルサザエやホソスジテツボラは潮下帯に生息するため自然に打ち上げられる可能性が低く，漁業資源の廃棄物として人為的に供給される場合が多いと考えられる．以上のことから，アフリカマイマイを利用している大型のムラサキオカヤドカリ個体の代替の貝殻資源供給源は機能しておらず，新規貝殻獲得が困難な状態にあると推測される．オカヤドカリ類の寿命は長く，20 ～ 40 年ほどの報告もある（Vogt 2019）．ムラサキオカヤドカリの寿命データはないが，大型の個体はかなり生存期間が長いと推測される．今後，大型個体の利用できる貝殻が供給されない状況が続くのであれば，磨耗や破損などの利用貝殻の質の低下が死亡率を上昇させムラサキオカヤドカリの個体群サイズの低下が進行するだろう．

二つ目は，サイズの大型化が新規個体の定着を妨げる新しい種内相互作用を生み出している可能性が考えられる．個体群の維持には新規定着個体が順調に生育し，繁殖ステージまで生存する必要がある．オカヤドカリの場合には，ゾエアとして海で成長し，メガロパとして貝殻に入った個体が陸に上がり，貝殻交換をしながら成長し繁殖ステージまで達する経路がこれにあたる（Hamasaki et al. 2018）．陸域におけるオカヤドカリの死亡要因としては，乾燥や高温等の環境要因やシギ類やカニ類による捕食に加えて，オカヤドカリ間のギルド内捕食や共食いが報告されている（Barnes 1997a，b）．個体間の闘争能力は体サイズに依存するため，個体のサイズ差が大きくなるほど共食いやギルド内捕食が起きやすくなる（Yasuda et al. 2001）．そのため，父島のムラサキオカヤドカリ個体群でも，体サイズの大型化によって集団内でのサイズ差が大きくなり，大型個体から小型個体への捕食が増加したのかもしれな．貝殻との適合度は，体サイズが大きくなるほど低下し，貝殻に隠れることが困難な状態になっていた．これは，共食いやギルド内捕食のリスクが体サイズの大型

化とともに低下し，貝殻の中に隠れるという制約が弱まったことと関連しているのかもしれない．同様に体サイズの大型化は環境収容力の制約に起因した種内競争を通じで個体群サイズを小さくする選択にすすめる．このように，アフリカマイマイの貝殻利用によって生じた体サイズの大型化が，共食いやギルド内捕食や種内競争を通じて小型，若齢個体の生存率を下げ，結果として個体群の高齢化と新規個体の定着を妨げている可能性がある．

現在の日本社会にも似た「少子 - 高齢化」ともいえる歪な齢構成と貝殻資源供給網の崩壊により父島のムラサキオカヤドカリ個体群は不安定な状況にあると推測されるが，長命なためその深刻さが広く認識されていない．事実，これまで父島で調査されている地域は 2 地点だけとムラサキオカヤドカリ個体群の全体像を把握する上では不十分なままである．また，調査方法についても検討が必要かもしれない．オカヤドカリの捕獲は一般的にベイトトラップによって行われてきた．しかしながら，三田ほか（2018）が 2013 年に実施した調査では，見つけ取り調査により八丈島の個体群と変わらない小型の個体が発見されている．このことから，今後ベイトトラップだけでなく複数の方法を組み合わせることが正確な個体群情報を得る上で必要になるだろう．いずれにせよ，オカヤドカリ類の生存にとって不可欠な貝殻資源供給網が外来種の侵入によって撹乱されていることから，これが個体群維持にとって大きなリスクになることは間違いない．そのため，今後安定的に個体群を維持するためには，長期的には現存している陸産貝類の生息地の保護をすすめ貝殻供給網を再構築するとともに，短期的には人為的な貝殻資源の投入も検討する必要があるだろう．

引用文献

朝倉　彰 2004．ヤドカリ類の分類学，最近の話題 - オカヤドカリ科．海洋と生物 26：83–90.

Barnes, D.K.A. 1997a, Ecology of tropical hermit crabs at Quirimba Island, Mozambique; vertical migration (tree climbing). Marine Ecology Progress Sereies, 158: 233–240.

Barnes, D.K.A. 1997b, Ecology of tropical hermit crabs at Quirimba Island, Mozambique; a novel and locally important foods. Marine Ecology Progress Sereies, 161: 299–302.

Barnes, D.K.A. 2001. Resource availability: ancient homes for hard-up hermit crabs. Nature 412: 785–786.

Bertness, M.D., 1980. Shell preference and utilization patterns in littoral hermit crabs of the Bay of Panama. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 48, 1–16.

Bertness, M.D., 1981. The influence of shell-type on hermit crab growth rate and clutch size. Crustaceana. 40, 197–205.

千葉　聡 2009. 崖淵の楽園：小笠原諸島陸産貝類の現状．地球環境 14：15–24.

Hamasaki, K., Fujikawa, S., Iizuka, C., Sanda, T., Tsuru, T., Imai, H. and Kitada, S. 2018, Recruitment to adult habitats in terrestrial hermit crabs on the coast of Ishigakijima Island, Ryukyu Archipelago, Japan. Invertebrate biology, 137.

林　文男・岡　輝樹・石井裕之・長谷川英祐・富山清升・草野　保 1987．小笠原諸島のオカヤドカリ類：とくにムラサキオカヤドカリの巨大化と矮小化．小笠原研究年報 14：1–9.

沖縄県教育委員会 2006．沖縄県天然記念物調査シリーズ第 29 集オカヤドカリ生息実態調査報告書Ⅱ．262pp．沖縄県教育委員会，那覇.

大林隆司・竹内浩二 2007．小笠原諸島父島および母島におけるアフリカマイマイの分布並びに個体数の変動（1995 ～ 2001 年）．日本応用動物昆虫学会誌 51：221–230.

三田哲也・浜崎活幸・飯塚千香子・北田修一 2018．父島と八丈島沿岸域におけるオカヤドカリの分布．日本生物地理学会会報 72：65–74.

東京都教育委員会 1987．小笠原諸島オカヤドカリ生息状況調査報告．98pp．東京都教育庁社会教育部文

化課，東京.

Vogt, G. 2019. A compilation of longevity data in dacapod crustaceans. Nauplius 27: http://dx.doi.org/10.1590/2358-2936e2019011.

Yasuda, H., Kikuchi, T., Kindlmann, P. and Sato, S. 2001. Relationships between attack and escape rates, cannibalism and intraguild predation in larvae of two predatory ladybirds. Journal of Insect Behavior, 14: 373–384.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

An ecological comparison of two populations of *Coenobita purpureus* in Japan

KIKUCHI Tomonori, SHINODA Rina, SAKAMAKI Ayaka,
OZAWA Nanami, KOJIMA Tamao and NAMIKAWA Arisa

Various types of shells accidentally provided from gastropods community are necessary for the life of terrestrial hermit crabs. So, knowledge of gastropods community dynamics is essential for terrestrial hermit crabs conservation. In Chichijima of the Ogasawara Islands where a terrestrial hermit crabs *Coenobita purpureus* inhabit predominantly, repeated invasion of alien species as the giant African snail *Achatina fulica* has disrupted on terrestrial gastropod community. To investigate the influence of the disturbance in gastropod community as a supply source of shells on the dynamics of *C. purpureus* population, we compared two populations between Chichijima and Okinawa main island of the Nansei Islands in which the impact of alien species on terrestrial gastropods community is relatively small. *C. purpureus* in Chichijima population was much larger than Okinawa mainland population, and the most individuals used shells of *A. fulica*. Also, in their habitats of Chichijima island, there were few available shells for terrestrial hermit crabs. These results indicated that *C. purpureus* of the Chichijima population strongly depended on the shells of *A. fulica*, but the present shell supply was stopped or strongly limited. In addition to the insufficient amount of the key shells, other shell supply sources such as the native gastropod community were already damaged seriously by the repeated invasion of alien species. Therefore, the collapse of shells supply chain in habitats may make it challenging to maintain *C. purpureus* population in the future.

Keywords: *Achatina fulica*, alien species, increase of body size, shell supply

Group for Terrestrial Hermit Crab Conservation

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

トカラ列島口之島に生息する外来テンの影響と分布

トカラ列島外来生物研究グループ
中園和憲[1]・炭山大輔[1]・三谷奈保[1]

トカラ列島では口之島を含む 6 つの島にイタチが移入された記録がある．テンを移入した記録はないが，近年，口之島でイタチではなくテンの分布が確認された．島嶼に持ち込まれたイタチによる生態系への影響に関する研究は多数の報告があるのに対し，テンの影響に関する研究は多くない．本研究の目的は，口之島のテンの食性および島内の分布域を調べ在来種への影響を推測すること，また，イタチの分布の有無を明らかにすることである．

自動撮影および糞 DNA 解析でテンのみが確認されたことから，イタチの生息密度はテンに比べて著しく低い，または分布していないと考えられる．調査ルートの全域でイタチ科の糞が発見されたが，上述のことから，全ての糞がテンである可能性が高い．距離当たりの糞の発見数は 15 個/km で，他地域のテンに比べて多かったため，島のテンの生息密度は比較的高いことが推測される．食性分析の結果，固有種の捕食として，トカラノコギリクワガタと，種は未同定であるがトカゲ類が確認された．

キーワード：固有種，赤外線自動撮影装置，普及啓発活動，糞分析，ポイント枠法

Ⅰ．はじめに

トカラ列島は生物地理学上の旧北区と東洋区の境界に位置すること，複数の固有種が生息すること，渡り鳥の中継地（関 2012）であることから，生態学的に重要な地域である．1928-1988 年の間に，口之島を含む 6 つの島に，ネズミの駆除を目的として，イタチ（*Mustela itatsi*）が持ち込まれた記録（十島村 1995）があるが，テンに関する記録はない．しかし，近年，口之島ではイタチではなくテンのみの分布が確認された（稲留ほか 2014）．

トカラ列島では，複数の在来トカゲ種が消滅，あるいは絶滅危惧 I 類に指定され（鹿児島県 2016），個体数減少の要因は移入イタチの捕食の影響と考えられているが，イタチ科の防除対策はなされていない．座間味島では，ニホンイタチの導入後，爬虫類の個体数が減少したことが指摘されている（Uchida 1969）．島嶼に持ち込まれたイタチの在来種への影響に関する研究は数多く存在するが，テン（*Martes melampus*）の影響に関する報告は少ない．口之島に固有のクチノシマトカゲ（*Plestiodon kuchinoshimensis*）の生息状況は情報不足（DD）（環境省 2019）で，テンの捕食による影響が危惧されている．口之島のテンの対策や防除事業を検討する際に，影響の評価や選好する環境の特徴は基礎資料として重要である．

本研究では，移入されたテンの食性を調べ，在来種の捕食の状況を明らかにする．また，島内におけるテンの分布域を明らかにし，テンが

1: 日本大学生物資源科学部
2019. 12. 2 受付　2020. 9. 29 公開

選好する環境を推定する．また口之島におけるイタチの分布の有無を確認することである．以上のことから，口之島におけるイタチ科が在来種に与える影響について推測する．

Ⅱ．方法

1. 調査地の概要

調査地は，トカラ列島の最北端に位置する鹿児島県鹿児島郡十島村口之島である（図 1）．口之島は面積約 13.33 km^2，周囲約 20.38 km の火山島である．島の植生は中央から北側にかけてリュウキュウチクが群生し，南側にはスダジイやモクタチバナ - タブノキ群落などの広葉樹林が群生している．

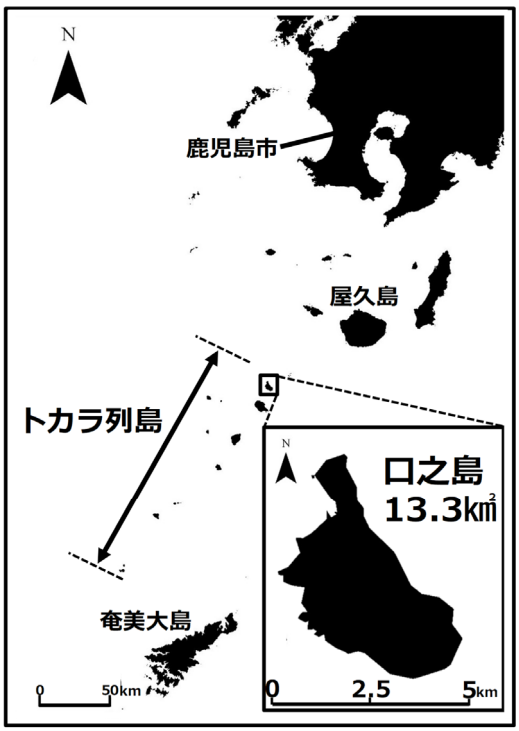


図 1　トカラ列島口之島の位置図

2. 糞の採取

調査は，2018 年 8 月から 2019 年 6 月までに 8 回実施し，各季節 2 回，一定の調査コースを踏査し，糞の位置の記録と採取を行った．位置の記録にはハンディ GPS を用いた．調査コースは，島を一周する約 18.6 km の舗装された林道とし，10 個の調査区に分けた．各調査区間は 1.81 km から 1.96 km とし，1 つの区間で採取する糞の個数は 20 個までとした．なお，採取せずに記録のみ行った糞は，毎回，除去した．

口之島に生息する外来の哺乳類として，イタチ科以外に，ネコ（*Felis catus*），ヤギ（*Capra hircus*）およびウシ（*Bos taurus*）が知られている．これらの哺乳類の糞は，イタチ科の糞とはサイズと形状から区別が容易であるが，風化して糞の特徴が明瞭でなかった場合は，採取と位置の記録の対象から除外した．

3. 食性分析

食性は，糞分析によるポイント枠法により，未消化内容物の出現頻度と占有率を算出した（Takatsuki et al. 2007）．出現頻度は，試料の総数に対する各カテゴリーの出現サンプル数の割合から，占有率は，すべての試料のポイント数の合計に対する各カテゴリーのポイント数の合計の割合とした．

採取した糞を 0.5 mm メッシュのふるいで水洗し，残渣の形態的な特徴から未消化内容物を識別した．ただし，ミミズ（剛毛）は，ふるいを通過した洗浄水の中の剛毛を探索，識別した．

表 1　赤外線自動撮影装置の設置期間と設置台数

設置期間	2018-2019						合計
	9/18～10/30	10/30～12/13	12/13～1/31	1/31～3/19	3/19～5/14	5/14～6/27	
トラップナイト（TN）	113	248	813	941	1,014	768	4,039
カメラ（台数）	12	14	18	20	22	23	

残渣は，哺乳類（体毛・骨），鳥類（羽毛・骨），両生類（皮膚・骨），爬虫類（皮膚・骨），硬骨魚類（骨），脊椎動物（哺乳類・鳥類・両生類・爬虫類・硬骨魚類に分類できなかった骨），ムカデ類，甲殻類，ミミズ（剛毛），昆虫，陸産貝類，種子・果実，人工物，不明の 14 項目に分類した．ポイント枠法のカウント数は 250 カウントまでとした．季節区分は，1 月から 3 月を冬，4 月から 6 月を春，7 月から 9 月を夏，10 月から 12 月を秋とした．

4. 島内におけるテンの分布の確認

テンが選好する環境を推測するため，糞の発見率（個/km）と赤外線自動撮影装置によるテンの撮影日率を算出した．

1）糞の発見率

既存の植生図（寺田 1999）を基に，島内の環境を海岸，集落，牧草地，リュウキュウチク群落および広葉樹林群落の 5 区分に分類した．各植生区分の糞の発見率として，それぞれの踏査距離 1 km あたりの糞の発見個数を発見率として算出した．

2）テンの撮影日率

2018 年 9 月 18 日から 2019 年 6 月 27 日に，のべ 53 地点に赤外線自動撮影装置を設置した．稼働晩数（トラップナイト）あたりのテンの撮影画像の日数を撮影日率として算出した（表 1）．

5. イタチの分布の有無の確認

1）赤外線自動撮影装置

全てのカメラ（表 1）で撮影された画像データの動物の種判別を行った．

2）糞 DNA 抽出による種同定

2018 年 8 月～ 2019 年 6 月に採取した 87 個の糞について，糞 DNA 抽出による種同定を行った．同一個体の糞の分析をできるだけ避けるため，各コースから 7 ～ 10 個ずつ，糞を選んだ．採取した糞の表面を滅菌スワブでぬぐい，ぬぐい液（1 %SDS・TEN バッファー）から DNA を抽出し，イタチ科特異的マーカーによる PCR を行った．DNA 抽出は市販のキットを用いて行った（QIAamp DNA stool Mini Kit，QIAGEN）．

Ⅲ．結果

1. 食性分析

1）出現頻度

全 8 回の調査で，1,123 個の糞を採取した．季節別の内訳は，夏は 320 個，秋は 279 個，冬は 245 個，春は 279 個であった．検出した内容物で出現頻度が最も多かった項目は種子・果実（73.8 %）であり，次いで貧毛類に分類したミミズ（54.1 %），昆虫類（39.6 %），哺乳類（17.0 %），陸産貝類（15.7 %），鳥類（8.8 %），爬虫類（7.2 %），ムカデ類（5.3 %）と続き，それ以外の項目は 5 % 未満であった．

これらのうち，ひと月でも出現頻度が 10 % 以上となった 7 項目の出現頻度の季節変化を（図 2a，b，c）に示す。種子・果実の出現頻度は春と夏に 96 % で，ほぼすべての糞から検出された．秋には 62 % で，冬は 32 % と半数以下であった（図 2a）．ミミズの出現頻度は，秋に 72 %，冬に 63 % と比較的高かった．春は 50 % と半数の糞からの検出であったが，夏は 35 % と少なかった．昆虫の出現頻度は，秋には約半数の糞からの検出（51 %）であったが，冬と春はそれぞれ 33 % と少なく，夏には 41 % であった（図 2b）．哺乳類，陸産貝類，鳥類および爬虫類の出現頻度は季節を通じて種子・果実と昆虫に比較して少なかった．哺乳類の出現頻度は，冬には 27 % であったが，その他の季節は 13 ～ 15 % とさらに少なかった．陸産貝類の出現頻度は秋と冬に 27 % ～ 29 % で，春と夏は 3 ～ 8 % と少なかった．鳥類の出現頻度は秋と冬には 14 ～ 15 % で，春と夏は 3 % であった．爬虫類の出現頻度は冬と春に 10 ～

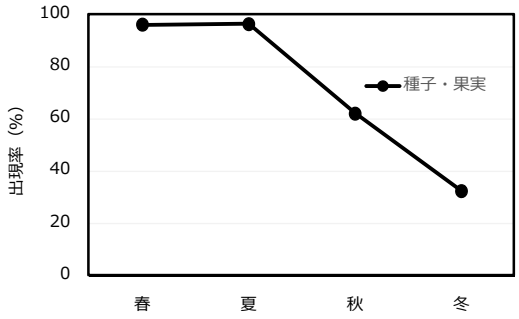


図 2a　植物の出現頻度の季節変化

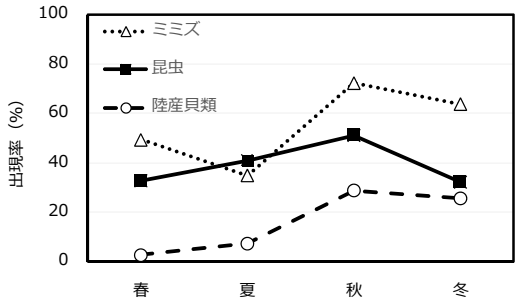


図 2b　無脊椎動物の出現頻度の季節変化

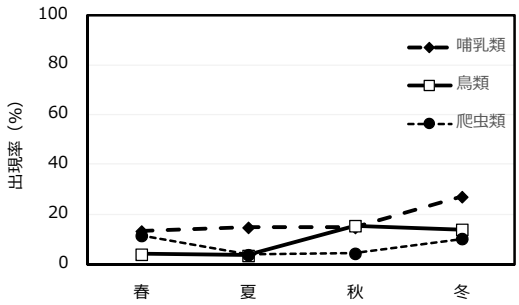


図 2c　脊椎動物の出現頻度の季節変化

図 2　出現頻度の季節変化

11 % で，夏と秋は 4 % であった（図 2c）.

2）占有率

各食物カテゴリーのポイント枠法による占有率を図 3 に示す. 全ての糞試料における占有率，また，季節別の占有率としても上位 3 項目は，哺乳類，昆虫類，種子・果実の項目であった. これら上位 3 項目の合計占有率は，春は 92 %，夏は 98 %，秋は 81 %，冬は 62 % であった. 春から秋は種子・果実が最も高く（春 75.5 %，

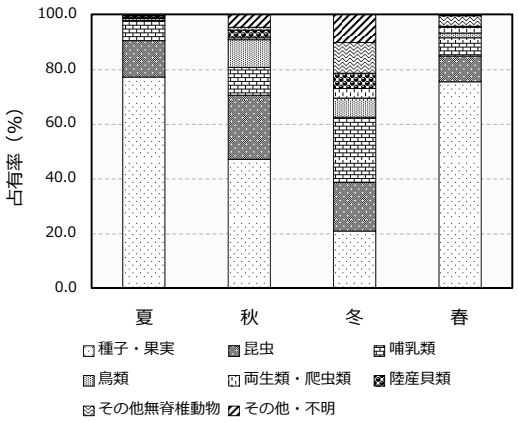


図 3　占有率の季節変化

夏 77.1 %, 秋 46.9 %), 次いで昆虫類（春 9.2 %, 夏 13.3 %, 秋 23.6 %), 哺乳類（春 6.9 %, 夏 7.4 %，秋 10.1 %）の順に高かった. 冬は哺乳類が 23.5 % と最も高く，次に種子・果実 20.7 %, 昆虫 18.0 % の順で高かった. また，上位 3 つの他に，その他・不明を除いて 1 度でも 10 % を超過したのは, 秋に検出された鳥類（10.1 %）のみであった.

3）内容物

種まで分類できた動物質として，哺乳類ではニホンジネズミ（*Crocidura dsinezumi*）とアカネズミ（*Apodemus speciosus*），両生類では口之島を生息域の北限とするリュウキュウカジカガエル（*Buergeria japonica*），昆虫ではタイワンクツワムシ（*Mecopoda elongata*) とコバネコロギス（*Metriogryllacris magnus*），トカラ列島固有種のトカラノコギリクワガタ（*Prosopocoilus dissimilis elegans*），クマゼミ（*Cryptotympana facialis*），サツマゴキブリ（*Opisthoplatia orientalis*）を同定した.

また，種は同定できなかったが，トカゲ類の皮膚や鱗，骨が検出された（表 2）.

全ての季節で検出された動物質は，種レベルで同定されたものとしてアカネズミ，リュウキュウカジカガエル，およびサツマゴキブリ 4

種類で，種ではないがミミズ類であった．

種まで同定できた植物質のうち，テンの食性として初検出となった種子・果実は，アコウ（*Ficus superba*），オオイタビ（*Ficus pumila*），ガジュマル（*Ficus microcarpa*），イイギリ（*Idesia polycarpa*），クロキ（*Symplocos lucida*），コバンモチ（*Elaeocarpus japonicus*），タイミンタチバナ（*Myrsine seguinii*）であった．また，これまでテンの食性として既存研究で報告されている種子・果実では，イヌビワ（*Ficus erecta*）とシマグワ（*Morus australis*）が検出された（高槻 2017）．

全ての季節で検出された植物質（種子･果実）は，オオイタビ，イヌビワおよびシマグワの 3 種であった．年間を通して最も出現率が高かった種子・果実は，春から夏にかけて出現率の高かったシマグワ 17.8 %，次いで春に出現率の高かったイヌビワ 15.7 %，夏から秋にかけて出現率の高かったオオイタビ 14.7 % の順であった．

人工物は 10 個の糞から検出され，アルミホイルと子牛育成用配合飼料（以下，飼料）であった．飼料は検出された人工物の占有率の 90 % で，そのうちの 88 % が冬に検出された．

2. テンの島内の分布

1）糞の発見率

1 km あたりの糞の発見率は，島内全域で 15.6 個であった（表 3）．植生区分別の発見率を比較すると，広葉樹林群落（18.7 個），リュウキュウチク群落（17.1 個），牧草地（14.0 個），集落（11.1 個），海岸（8.6 個）の順に多かった．

2）赤外線自動撮影装置

テンは島内全域で撮影され，最も撮影日率が高かった環境は，広葉樹林群落であった．また，テンやその他の動物種の撮影画像を図 7 に示す．

表 2　検出された内容物の出現数と出現頻度

	出現数	出現頻度(%)
哺乳類	191	17.0
鳥類	99	8.8
両生類	15	1.3
爬虫類	81	7.2
硬骨魚類	3	0.3
脊椎動物類	118	10.5
甲殻類	33	2.9
ムカデ類	60	5.3
貧毛類	607	54.1
昆虫類	445	39.6
陸生貝類	176	15.7
種子・果実	829	73.8
人工物	10	0.9
不明	120	10.7

表 3　島内におけるテンの糞発見率

環境区分	糞個数 (合計)	踏査距離 (km)	糞発見率(%) 糞個数/踏査距離 (個/ km)
海岸	**143**	**16.6**	**8.6**
集落	**169**	**15.2**	**11.1**
牧草地	**141**	**10.1**	**14.0**
リュウキュウチク群落	**787**	**46.0**	**17.1**
広葉樹林群落	**837**	**44.8**	**18.7**
口之島全域	**2,077**	**132.7**	**15.6**

3. イタチの分布の有無の確認

1）赤外線自動撮影装置による確認

赤外線自動撮影装置の稼働晩数は 4,039 TN で，有効撮影枚数は 2,090 枚であった．撮影された動物は枚数の多い順からテンが 650 枚，ノネコが 446 枚，ノヤギが 377 枚，クチノシマウシが 172 枚，ネズミが 150 枚，鳥類が 107 枚であった（表 4）．イタチは撮影されなかった．撮影された画像の中には，絶滅危惧Ⅱ類のアカヒゲとミゾゴイ属や，シロハラを咥えて運ぶテンが記録されていた．

2）糞 DNA による種判別

DNA 抽出した 87 個の糞のうち，PCR によっ

表 4　撮影された動物種

	種名	学名	合計（枚）
哺乳類	テン	*Martes melampus*	650
	イタチ	*Mustela itatsi*	0
	ノネコ	*Felis catus*	516
	クチノシマウシ	*Bos taurus*	192
	ノヤギ	*Capra hircus*	463
	ネズミ	*Rodentia*	155
鳥類	キジバト	*Streptopelia orientalis orientalis*	7
	ミゾゴイ属	*Gorsachius Bonaparte*	14
	ヤマシギ	*Scolopax rusticola*	11
	アオサギ	*Ardea cinerea*	1
	ヤツガシラ	*Upupa epops*	1
	サンコウチョウ	*Terpsiphone atrocaudata atrocaudata*	1
	ハシブトガラス	*Corvus macrorhynchos japonensis*	11
	ヒヨドリ	*Hypsipetes amaurotis*	3
	センダイムシクイ	*Phylloscopus coronatus*	1
	センニュウ属	*Locustella Kaup*	2
	マミジロ	*Zoothera sibirica*	1
	トラツグミ	*Zoothera dauma*	5
	ツグミ属	*Turdus*	1
	シロハラ	*Turdus pallidus*	40
	アカヒゲ	*Luscinia komadori komadori*	1
	ジョウビタキ	*Phoenicurus aurorеus*	5
	イソヒヨドリ	*Monticola solitarius*	3
	キセキレイ	*Motacilla cinerea cinerea*	3
	ハクセキレイ	*Motacilla alba*	1
	シメ	*Coccothraustes coccothraustes japonicus*	1
	ホオジロ属	*Emberizidae Linnaeus*	1

て増幅が確認できた 52 個をシーケンスし，得られた塩基配列の系統解析を行った．系統解析した 52 個の糞は，全てテンの塩基配列と 99 ～ 100 % 一致したことから，テンと判定された．これらの糞を採取した環境の内訳は，海岸 8 個，リュウキュウチク群落 17 個，集落 7 個，牧草地 3 個，広葉樹林群落 17 個（合計 52 個）であった．島の全域および環境の 5 区分の全てで，テンの分布が確認された．

4. 啓発普及活動

啓発普及活動として，新聞掲載（南日本新聞鹿児島都市圏版，2018 年 11 月 25 日）や，口之島小学校でテンに関する授業（2018 年 12 月 14 日）（図 4），およびテンや外来生物についての住民説明会（2019 年 1 月 31 日）（図 5）を行った．住民説明会には，全島民 129 名のうち 30 名が参加し，実際に口之島で拾得したテンの仮剥製や，撮影した写真などを見せて説明した（図 6）．小学校での授業や住民説明会の後，テンの目撃情報や産業・生活被害に関する情報が集まるようになり，島民の自然保護に関する意識が高まったと考えられる．

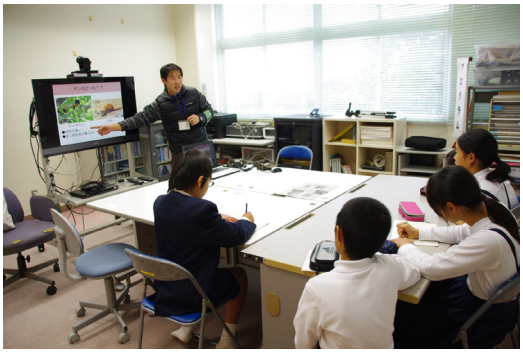


図 4　口之島小学校でテンの授業を行っている様子

図 5　住民説明会でテンの講演を行っている様子

図 6　テンの仮剥製を見せている様子

Ⅳ．考察

1. 食性分析

分析した糞の全数における出現頻度が 2 番目に高かったのはミミズでであった．また，陸産

図 7　赤外線自動撮影装置によって撮影された動物の写真．（a）テン，（b）ノネコ，（c）クチノシマウシ，（d）ノヤギ，（e）ネズミ，（f）アオサギ，（g）サンコウチョウ，（h）シロハラ，（i）トラツグミ，（j）マミジロ，（k）ミゾゴイ，（l）ヤツガシラ，（m）ヤマシギ，（n）シロハラを咥えて運ぶテン，（o）牛舎に侵入したテン

貝類に関しても年間を通して哺乳類の次に高い出現頻度を示した．これまでのテンの糞分析の研究では，ミミズの繊毛の検出を行ったか明示されておらず，出現頻度がゼロという報告の判断が難しい．繊毛の識別を行ったことが明らかな対馬（Tatara and Doi 1994）と長野県入笠山（山本 1994）での，ミミズの出現頻度（それぞれ 12.9 %，18.9 %）に比較して，本研究の結果では高頻度にミミズを採食していると考えられた．

2. テンの島内分布

テンの糞の発見率と，赤外線自動撮影装置によるテンの撮影日率は，共に広葉樹林群落で高かったことから，テンの利用頻度は広葉樹林群落で高いと考えられた．このことは，「発信機を装着して追跡したツシマテンの休息場と考えられたほぼ全ての地点が広葉樹林内に位置した」というこれまでの報告（Tatara 1994) と一致する．これまでの既存研究から，テンの糞の発見率は，大分県久住高原で 9.6 個（荒井ほか 2003），石川県白山で 3.2 個（上馬ほか 2005）であったのに比較すると，本研究の各植生での発見率の方が高かったことから，口之島のテンの個体数密度は他地域と比べて高い可能性がある．また，牧草地は，オープンな環境にもかかわらず，糞の発見率が低くならなかった．対馬に生息するツシマテンは，オープンな草地を忌避していることが明らかになっている（Tatara 1994）．環境利用については，今後，季節変化についても解析し考察する．

3. イタチの分布の有無

島内全域で 4,039TN の赤外線自動撮影装置および 52 個の糞 DNA 解析を行ったが，テンのみが確認され，イタチが確認されなかったことから，イタチの生息密度はテンに比べて著しく低い，または分布していないと考えられる．

本研究において，解析した糞のうち 52/87 個（59.8 %）で PCR の増幅が確認され，52 個の全てにおいて遺伝的に種同定をすることができた．本研究で用いた非侵襲的な種同定法は，非常に有用であると考えられる．

謝辞

本研究を行うにあたり，以下の方々には大変お世話になった．厚くお礼を申し上げる：橋本琢磨氏，中山文仁氏，高橋洋生氏，寺田　剛氏，須藤哲平氏（(一財）自然環境研究センター），関　伸一氏（森林総合研究所）．

また，口之島の島民の皆様には，研究に対するご理解と多大なるご協力を頂いた．

参考文献

荒井秋晴・足立高行・桑原佳子・吉田季代子 2003．久住高原におけるテン *Martes melampus* の食性．哺乳類科学 43：19–28.

稲留陽尉ほか 2014．トカラ列島口之島で確認されたテン *Martes melampus*．Nature of Kagoshima 40：7–11.

上馬康生・徳野　力・辻　摩子望 2005．白山の登山道で採集した糞分析によるキツネ・テン・オコジョの食性．石川県白山自然保護センター研究報告 32：31–36.

鹿児島県環境林務部自然保護課 2016．改訂・鹿児島県の絶滅のおそれのある野生動植物：鹿児島県レッドデータブック 2016．鹿児島県環境技術協会，鹿児島県．402pp

環境省 2019．別添資料 2 環境省レッドリスト 2019. http://www.env.go.jp/press/files/jp/110615.pdf（2019/11/29 閲覧）

太田英利 2016．鹿児島県の絶滅のおそれのある野生動植物動物編 - 鹿児島県レッドデータブック -，財団法人鹿児島県環境技術協会，鹿児島県：58–59.

関　伸一 2012．自動撮影カメラとタイマー付録音機で記録されたトカラ列島の無人島群における鳥類相. Bird Research 8 : 35–48.

Takatsuki, S., M, Hirasawa and E, Kanda. 2007. A comparison of the point-frame method with the frequency method in fecal analysis of an omnivorous

mammal, the raccoon dog. Mammal Study 32 : 1–5.
高槻成紀 2017．テンが利用する種子・果実の特徴 - 総説．哺乳類科学 57：337–347.
Tatara, M. 1994. Social system and habitat ecology of the Japanese marten *Martes melampus tsuenesis*（Carnivora ; Mustelidae）on the islands of Tsushima. Ph.D.thesis, Kyushu University.
Tatara, M. and T. Doi. 1994. Comparative analyses on food habits of Japanese marten, Siberian weasel and leopard cat in the Tsushima islands, Japan. Ecological Research 9 : 99–107.
寺田仁志 1999．口之島の植物相と現存植生．鹿児島県立博物館研究報告書（18）：43–78.
十島村 1995．十島村誌．斯文堂，鹿児島：1758p
Uchida, T. 1969. Rat-control procedures on the Pacific islands, with special reference to the efficiency of biological control agents. II : Efficiency of the Japanese weasel, *Mustelu sibirica itatsi* Temminck & Schlegel, as a rat-control agent in the Ryukyus. Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University 15 : 335–385.
山本祐治 1994．長野県入笠山におけるテン，キツネ，アナグマ，タヌキの食性比較．自然環境科学研究 7：45–52.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Impact and distribution of the non-native marten on Kuchinoshima in the Tokara Islands

NAKAZONO Kazunori, SUMIYAMA Daisuke and MITANI Naho

There is a record indicating that weasels were introduced on six islands in Tokara Islands, including Kuchinoshima. Recently, the marten is found on Kuchinoshima. It wasn't recorded when it was first introduced. A number of studies about the impact on native species on many islands have been done due to the introduction of weasels. However, much less research has been done on the introduction of the marten. This study is aimed to clarify food habits and distribution area of the marten in order to estimate its impact on native species. We also aim to assess presence or absence of the weasel.

The density of the weasel is estimated to be extremely low or none by the results of camera trapping and fecal DNA species identification. Feces of Mustelidae were found throughout the survey route. For the reason stated above, all of these feces have a high likelihood of being marten feces. The density of the feces, 15 feces (/km), was higher than those of the marten in other areas. The marten density is presumed to be relatively high. Indigenous saw stag beetles and lizards were found in the marten feces.

Keywords: awareness campaign, camera trapping, endemic species, fecal analysis, point frame method

Research Group on Non-native Species in the Tokara Islands

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内研究助成

四国固有種 “イシヅチザクラ” の保全に向けた分布と遺伝的多様性についての調査研究

愛媛林研イシヅチザクラ調査グループ
西原寿明[1]・坪田幸徳[1]

イシヅチザクラは，四国固有のサクラで，愛媛県，高知県において絶滅危惧種に指定されており，温暖化などにより生育域の縮小が懸念されている．厳しい山岳地帯の限られた範囲で生育する本種の保全に向けた基礎的な知見を蓄積するため，分布域，集団サイズ，遺伝的多様性，集団分化について調査研究を行った．

水平分布では，石鎚山系岩黒山が南限で，赤石山系エビラ山が東北限であることが判明した．垂直分布は集団によって異なり，最も低標高であった赤石山集団では，1,400 ～ 1,700 m であった．各集団のサイズは，50 ～ 1,000 個体と推定した．植生では，標高や地質に応じた種が出現し，主に岩礫地のシラベ林の林縁やギャップにナナカマド，ミネカエデ類等と低木林を形成していた．SSR マーカー 12 座による遺伝的多様性は，タカネザクラの南限集団と同等もしくは高かった．全体の G'_{ST} は 0.100（ヤマザクラ 0.050）で，集団間の遺伝構造の違いにより 5 集団に分化し，うち 3 集団で過去にボトルネックを経験していることが推定された．赤石集団では，低標高域で生育する個体にヤマザクラとの交雑がみられた．

キーワード：SSR マーカー，遺伝構造，サクラ，集団分化

Ⅰ．はじめに

四国には，日本に自生しているサクラ亜属 10 種（勝木 2001）のうち，ヤマザクラ *Cerasus jamasakura*，エドヒガン *C. spachiana* f. *ascendens*，オオヤマザクラ *C. sagentii*，カスミザクラ *C. leveilleana*，ミヤマザクラ *C. maximowiczii* の 5 種が，また，タカネザクラ *C. nipponica* とキンキマメザクラ *C. incisa* var. *kinkiensis* との自然交雑種（久保田 1978）といわれているイシヅチザクラ *C. shikokuensis* が自生している（川崎ら 1993）．このうちイシヅチザクラ（図 1）は，四国固有種の低木で，石鎚山系～赤石山系の標高 1,500 mを超える尾根や峰に自生すると報告されている（川崎ら 1993）．本種は愛媛県，高知県において絶滅危惧種に指定されており（愛媛県 2014，高知県 2010，ともに絶滅危惧Ⅱ類），温暖化などにより生育域の縮小が懸念されてい

図 1　開花期のイシヅチザクラ

1: 愛媛県農林水産研究所林業研究センター
2019. 11. 30 受付　2020. 9. 29 公開

る．

しかしながら，本種の自生地は険しい山岳部に限定され，本種を認識しやすい開花時期も短い期間に限られることから，これまで全体の分布や生育環境，遺伝的多様性を調査した報告例は見当たらない．また，温暖化の影響で生息地が高標高に追いやられ，現在の生育地が高い峰など，島状で逃げ場がない状況であることからも，本種の保全を図るには，集団レベルでの詳細な分布域や生育環境，遺伝的多様性，集団の分化など本種に関する基礎データが必要である．そこで本調査研究では，本種の保全に向けた基礎的な知見を蓄積するため，現地踏査による詳細な分布域の把握および簡易な植生調査，集団サイズの推計を行なった．加えて，本種の分布域の拡大，縮小の傾向を推測するために遺伝的多様性パラメーターを近縁種と比較し評価した．また，集団遺伝構造の違いによる集団分化について解析を行なった．

Ⅱ．材料と方法

1. 分布域の調査とサンプル採集

分布域の調査及び DNA のサンプリングは，分布の南側と東側，すなわち石鎚山系の南部と赤石山系の東北部を範囲とし，主に脊梁山脈につながる標高 1,400 m 以上の稜線や尾根などを徒歩で探索した（図 2）．調査箇所が自然公園等の範囲内であるため，原則として道路や登山道に沿って行った．数個体ごとに DNA 分析用の葉を数枚，集団ごとに数個体から押し葉標本用の枝を採集した．自生している地点の位置情報は GPS により取得した．ただし，道から離れて自生している個体については最寄りの道上の地点において仮の位置情報を取得した．集団サイズは，生育を確認した個体数と垂直分布，道の密度を勘案して，確認個体の 2 ～ 4 倍数で推計した．遺伝的多様性を近縁種と比較するため，奈良県天川村の八経ヶ岳から弥山，狼平，頂仙岳に囲まれる範囲においてタカネザクラ（森本 2007）を同様にサンプリングした（図 2）．このタカネザクラ集団はタカネザクラの南限（加藤 2016）集団であり，他集団，他のサクラ種と地理的に隔離している．

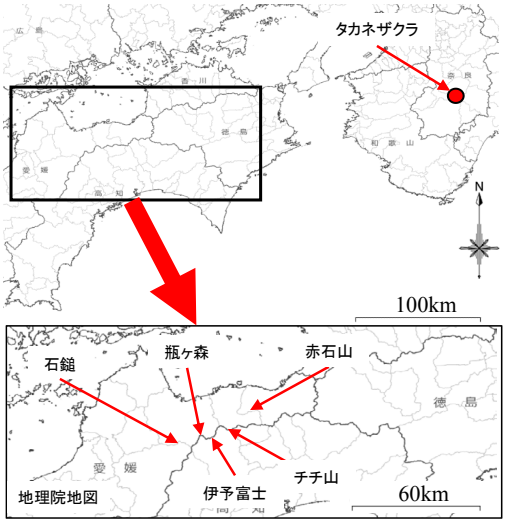


図 2　調査対象としたイシヅチザクラとタカネザクラの集団の位置

2. 地質

地質は植生や氷期からの植生の変遷を考察する際に重要な要素になる．そのため，20 万分の 1 地質図幅：高知（第 2 版）（独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター 2018），青矢ら（2013）を参考に現地踏査を行い，生育地の表層地質を決定した．また，併せて地形の分類も行った．

3. 植生

植生は，生育個体の半径 2 m 程度の空間を占める主に木本種について調査した．集団毎に特徴的な環境を 11 ～ 27 か所選び，層区分を上層（3 m 以上），中層（1 ～ 3 m），下層（1 m 未満）に分けて出現する種を記録した．種の同定については，木本は種レベルまで，木本以外の植生についても大雑把な種類（例えば「クマザサ」

など）にとどめた．これは，亜高山帯で自生している植物種は種内変異が大きく，また固有種が多いため同定が困難なうえ，変種レベルまで同定する必要はないと判断したためである．特にミツバツツジ節は複数の種が入り混じって分布しており，中間的な特徴を持つものも見られるなど種同定が困難であるため「ミツバツツジ類」とした．また，他種でも同様に「コツクバネウツギ類」,「シャクナゲ類」,「ミネカエデ類」,「ナナカマド」のように複数種をまとめて表記した．植生の表記は，第 2 回自然環境保全基礎調査植生調査報告書（愛媛県 1979）を参考にした．

4. DNA 抽出とジェノタイピング

採取したサンプルは，凍結粉砕した後 DNeasy Plant Min Kit (Qiagen，Germany) を用いて DNA を抽出した．遺伝的多様性，遺伝構造等の解析には，核 DNA の共優性マーカーである SSR マーカーで増幅された各対立遺伝子座のフラグメントサイズを遺伝子型データとして用いた．SSR マーカーには，モモの核 SSR マーカー 4 座（Dirlewanger et al. 2002）と Tsuda et al.（2009）が開発した EST-SSR マーカー 8 座（表 1）のそれぞれ 5' 末端を蛍光修飾したものを用いた. PCR は Type-it microsatellite PCR Kit（Qiagen, Germany）を用いて，反応容量 10 μL，プライマー濃度 0.05 ～ 0.4 μM，鋳型 DNA 1 ～ 5 ng とし，PCR 条件は 95 ℃ 5 分，変性 94 ℃ 30 秒，アニーリング 60 ℃ 90 秒，エクステンション 72 ℃ 90 秒で 35 サイクル，最終エクステンション 60 ℃ 30 分とした．得られた PCR 産物は適当な濃度に調整し，DNA シーケンサー（ABI PRISM Genetic Analyzer310，USA）で泳動した．泳動条件はポリマー温度 60 ℃，ポリマーは POP4，サイズスタンダードは 600LIZ を使用した．ジェノタイピングには GeneMapper（Applied Biosystems，USA）を用い，12 遺伝子座 24 フラグメントサイズの組み合わせをそれぞれの個体のジェノタイプとした．

表 1　解析に使用した SSR マーカー

種類	マーカー名	
モモの核SSRマーカー	BPPCT005	（FAM）
	BPPCT014	（VIC）
	BPPCT026	（NED）
	BPPCT037	（PET）
EST-SSRマーカー1	AM287648	（FAM）
	AM287842	（VIC）
	AM288205	（NED）
	DY640849	（PET）
EST-SSRマーカー2	DN554499	（FAM）
	DY646168	（VIC）
	DY647422	（NED）
	DY650749	（PET）

近年，DNA マーカーを用いた遺伝構造解析から起源推定を行い，高精度なサクラの品種判別（Kato et al. 2012）や園芸品種の成り立ちが解明（森林総合研究所多摩森林学園 2013）されるようになり，種間交雑由来の個体の推定が可能となってきた．そのため，本種を含むサクラ亜属 10 種 639 個体の SSR ジェノタイプのデータセットを用いて STRUCTURE2.3.4（Pritchard et al. 2000）による起源推定を行い，種間交雑個体を検出した．STRUCTURE 解析の設定は，混合モデルと LOCPRIOR モデルを組み合わせたモデルを用い，burn-in として 100,000 回の試行を行った後，100,000 回の MCMC を各クラスター数（K=1～16）に対して 20 回づつ行った．クラスター数 K は，相対尤度がプラトーに達し，加えてばらつきが少ない K を採用した．共通祖先からの遺伝的要素であるクラスターの割合を示す q 値は，CLAMPP（Jakobsson and Rosenberg 2007）により最適化し，そのうちのメジャーデータを用いて，DISTRUCT（Rosenberg 2004）によりバープロットを図化した．

5. 遺伝的多様性と集団分化

遺伝的多様性の解析は，前述で検出した交雑

個体を除外したSSRジェノタイプデータセットを基に行い，対立遺伝子数，遺伝子多様度 H_E，アレリックリッチネス AR，近交係数 F_{IS} と集団全体及び集団間の分化指数 F_{ST}（θ），（Weir & Cockerham 1984）については FSTAT 2.9.3.2（Goudet 1995）を用いて算出・検定した．G'_{ST}，G''_{ST} については，GenAlEx6.5（Peakall and Smouse 2012）を用いて算出・検定した．また，集団間の遺伝距離 Da（Nei et al.1983）を算出し，近隣結合法による集団の系統樹を Populations（Langella 2011）で作成した．

6. 集団遺伝構造

集団の遺伝構造と集団がこれまで受けた遺伝的浮動を評価するため，本種のみで STRUCTURE 解析による遺伝的クラスタリングを前述と同条件で行った．また，集団間の相対的な遺伝関係を評価するため，集団間の遺伝距離 Da から GenAlEx により主座標分析（PCA）を行った．

Ⅲ．結果

1. 分布域の調査とサンプル採集

分布調査では，これまで未調査となっていた地域を含めて踏査を行った結果，本種の分布の南限と東北限が判明した（図 3）．石鎚山系では，以前から土小屋（標高約 1,500 m）付近のウラジロモミ林内に，衰退した本種 1 個体が確認されていた．ここから南には 1,800 m を超える峰が複数あり，本種集団が存在してもおかしくない地理的環境であったため，南の岩黒山（標高約 1,745 m），筒上山（標高約 1,859 m），手箱山（標高約 1,806 m）にのびる稜線を中心に探索したところ，岩黒山北陵で 2 個体を確認した．赤石山系では，登山が困難なためこれまで未調査であった東赤石山東側の権現越～権現山～エビラ山～二ッ岳を踏査したところ，権現越からエビラ山にかけて断続的に 36 個体を確認した．そして，エビラ山頂西側においては最東端の個体を確認した．そのうち，31 個体から DNA 抽出用の葉を採取し，岩黒山 2 個体を合わせて計 33 個体の葉を採取した．

タカネザクラの南限（八経ヶ岳）集団は，本種と同様に高標高地（1,600~1,800 m）の限定された地域に分布していた．また，八経ヶ岳から弥山，狼平，明星が頂仙岳で囲まれた地域は吉野熊野国立公園に属し，その一部は特別保護区にも指定され，開発の手から逃れている．分布の中心は弥山頂上から狼平までの途中の大黒岩付近と思われ，最も大きな集団があり，しばしば大きな個体も見られた（図 4）．今回の調査では 31 個体の DNA サンプルを採取し，2016 年に特別保護区域内で採取した 11 個体も含めて解析に供した．

各集団で確認された個体数は，石鎚集団 85

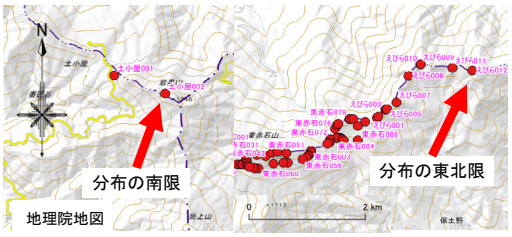


図 3　イシヅチザクラの分布の南限と東北限

図 4　タカネザクラ大株．林床は苔が生え，画面手前にはシラベとトウヒの稚樹がある．

個体，瓶ヶ森集団 366 個体，伊予富士集団 29 個体，チチ山集団 196 個体，赤石山集団では西部 142 個体，東部 22 個体であった．それぞれ 2 ～ 4 倍数で推計した結果，集団サイズは石鎚集団，200 ～ 400 個体，瓶ヶ森集団 700 ～ 1000 個体，伊予富士集団 50 ～ 100 個体，チチ山集団 400 ～ 800 個体，赤石山集団では西部 300 ～ 600 個体，東部 50 ～ 100 個体とした（表 2）．タカネザクラ八経ヶ岳集団は 100 ～ 200 個体と推計した．

2. 地質

本種とタカネザクラの生育環境を表 2 に示す．本種が分布する石鎚山系二の森から赤石山系エビラ山にかけての地質は，四国を西南西－東北東に縦断する中央構造線南側の西南日本外帯に属する三波川変成コンプレックスのうち，白滝ユニット，東赤石ユニット，別子エクロジャイト相ユニットおよび石鎚層群である．石鎚集団が分布する二の森から天狗岳東麓までの稜線は，石鎚層群からなる石鎚コールドロンの内側にあり，天狗岳火砕流堆積物安山岩質溶結凝灰岩で構成され，その硬く柱状節理を持つ性質から本種の生育地ではナイフリッジが多く見られた．瓶ヶ森集団が分布する瓶ヶ森男山から西黒森山，自念子頭までは，白滝ユニット苦鉄質片岩から構成され，岩礫地や険しい地形が見られた．一部には，久万層群の礫岩，砂岩上に分布する個体も見られたが，生育地付近は苦鉄質片岩の転石及びその風化土壌が存在していた．伊予富士集団が分布する東黒森山から伊予富士，桑瀬峠までとチチ山集団が分布する笹ヶ峰東麓からチチ山東麓チチ山の別れまでは，瓶ヶ森と同じく白滝ユニット苦鉄質片岩から構成され，岩礫地や険しい地形が見られた．赤石山集団が分布する，銅山越から西赤石山，物住頭までは，別子エクロジャイト相ユニットのざくろ石含有苦鉄質片岩，かぶと岩，前明石から八巻山，東赤石山およびそれらの南斜面，権現越までは，東赤石ユニットの超苦鉄質片岩（カンラン岩，蛇紋岩），権現越から権現山，エビラ山までは，別子エクロジャイト相ユニットのざくろ石含有苦鉄質片麻岩で構成され，険しい地形を形成している．別子エクロジャイト相ユニット中には，小規模なカンラン岩の岩体が散在しており，そのような個所に生育個体が多く見られた．赤石山集団は，その地質の違いから西部と東部に分けられるが，本種が連続して分布しているため集団として分けられなかった．そのため地質，植生については，便宜上，赤石山－西部（カンラン岩地），赤石山－東部（ざくろ石含有苦鉄

表 2　調査地の環境

項目 / 集団名		地質		地形	林況	標高	植生	集団サイズ	主要な山岳、峰
タカネザクラ 八経ヶ岳		天川層群九尾層	砂岩	苔むした緩やかな尾根、渓流、崩壊地	シラベ、トウヒ林 林縁、低木林	1,600～ 1,900m		100-200	八経ヶ岳、弥山、明星ヶ岳
イシヅチザクラ 石鎚		石鎚層群	安山岩質溶結凝灰岩	岩礫地、崩壊地	シコクシラベ林 縁、低木林	1,700～ 1,980m	シコクシラベ-ササ群落	200-400	二の森、西ノ冠山、石鎚山、天狗岳
瓶ヶ森					ウラジロモミ林縁等	1,600～ 1,900m	ウラジロモミ-ササ群落	700-1,000	瓶ヶ森、西黒森山、自念子頭
伊予富士		白滝ユニット	ざくろ石含有苦鉄質**片岩**	岩礫地、崖地、崩壊地	ササ原低木林	1,500～ 1,750m	ササ-ミツバツツジ群落	50-100	東黒森山、伊予富士
チチ山					シコクシラベ林 縁、低木林	1,600～ 1,850m	シコクシラベ-ササ群落	400-800	笹ヶ峰、チチ山
赤石山	西部	東赤石ユニット	カンラン岩	岩礫地、崩壊地	ロックガーデン、蛇紋岩地帯低木林	1,400～ 1,700m	イシヅチザクラ-シロモジ群落	300-600	西赤石山、物住頭、前赤石、八巻山、東赤石山
	東部	別子エクロジャイト相ユニット	ざくろ石含有苦鉄質**片麻岩**	尾根部低中木林	低木林、亜高木の林床	1,500～ 1,650m	ブナ-ミズナラ群落	50-100	権現山、黒岳、エビラ山

質片麻岩）に分けた．

タカネザクラ八経ヶ岳集団が分布している一帯は，第四紀を通して隆起と浸食を続けている紀伊山地脊梁部にあり，白亜紀日高層群（四万十帯）に属する天川亜層群九尾累層の砂岩で構成され，浸食による大きな崩壊が進んでおり，撹乱が多く見られた．

3. 植生

全調査地の出現本数を集計したところ，木本種（一部草本も含む）の出現率は，上層（3 m以上）では，ナナカマド（21.7 %），ウラジロモミ（14.2 %），オオカメノキ（13.1 %）が高かった．中層（1 ～ 3 m）では，オオカメノキ（16.1 %），クロヅル（10.6 %），シロドウダン（16.6 %），シロモジ（15.4 %），ダケカンバ（12.0 %），ナナカマド（20.3 %），ノリウツギ（16.4 %），ミツバツツジ類（25.1 %），ミネカエデ類（18.6 %），リョウブ（14.1 %）が高かった（表 3）．下層（1 m 未満）では，ミツバツツジ類（41.8 %），クマザサ（47.7 %），クロヅル（28.2 %）が非常に高く，コメツツジ（15.9 %），シロドウダン（13.0 %），スズタケ（17.6 %）が高かった．また，集団ごとに特徴のある樹種が見られ，石鎚集団，チチ山集団ではシコクシラベが，瓶ヶ森集団ではウラジロモミが，赤石山集団の東部ではアオダモが見られた．瓶ヶ森集団ではクロヅルが出現せず，赤石山集団ではクマザサの代わりにスズタケが見られた．集団ごとの平均出現種数は，上層で 0.83 ～ 1.55，中層で 2.07 ～ 4.92，下層で 1.59 ～ 4.83（図 5）で，上層では集団間に有意差は見られなかったが，中層と下層では赤石山－西部が他の集団間と比べて有意に高かった（クラスカル＝ウォリス -Steel，p<0.01）．

表 3　集団ごとの木本種の出現率

上層（3m以上）

集団名 / 項目（樹種）	石鎚	瓶ヶ森	伊予富士	ちち山	赤石山 西部	赤石山 東部
調査地数	23	11	14	21	12	27
			出現率 %			
ウラジロモミ	4.3	54.5	7.1		8.3	11.1
シコクシラベ	17.4			9.5		
ゴヨウマツ						22.2
ヒノキ						11.1
シロモジ					8.3	
ヤマグルマ						3.7
イシヅチザクラ				4.8		
ナナカマド	17.4	45.5	28.6	19.0	8.3	11.1
ブナ	17.4		7.1		8.3	14.8
ミズナラ					8.3	3.7
ダケカンバ	4.3	9.1		9.5		
クロヅル	4.3					
シラキ？	4.3					
ミネカエデ類	8.7		21.4	14.3		
コハウチワカエデ	4.3			14.3	16.7	18.5
ヤマボウシ						3.7
ノリウツギ		9.1				
タンナサワフタギ		9.1				
リョウブ						3.7
シロドウダン			7.1			
アオダモ				4.8	25.0	
オオカメノキ	13.0	27.3	21.4	9.5		7.4

中層（1-3m）

集団名 / 樹種	石鎚	瓶ヶ森	伊予富士	ちち山	赤石山 西部	赤石山 東部
ウラジロモミ	4.3					
シコクシラベ	26.1			4.8		
カラマツ					8.3	
ゴヨウマツ	8.7	9.1			25.0	
ヒノキ					8.3	
クロモジ類						7.4
シロモジ			7.1		66.7	18.5
メギ					16.7	
イシヅチザクラ	87.0	100.0	92.9	90.5	83.3	96.3
ナナカマド	43.5	9.1	21.4	47.6		
ブナ			7.1	4.8		3.7
ミズナラ			21.4		16.7	3.7
オオバヤシャブシ		9.1				
ダケカンバ	34.8	18.2		19.0		
シデ類						7.4
クロヅル	8.7		7.1	14.3	33.3	
ヤマヤナギ					50.0	
ミツバウツギ				4.8	0.0	
カエデ類	4.3					
コハウチワカエデ	4.3	9.1	7.1	4.8		3.7
ミネカエデ類	34.8	9.1	21.4	38.1	8.3	
ヤマボウシ					8.3	
ノリウツギ	13.0	36.4		23.8	25.0	
タンナサワフタギ		18.2			8.3	
リョウブ			14.3		33.3	37.0
シロドウダン	26.1		28.6	28.6	16.7	
シャクナゲ類	4.3					3.7
ミツバツツジ類	8.7	18.2	50.0	28.6	41.7	3.7
アケボノツツジ					8.3	11.1
コメツツジ	4.3	0.0	7.1			
アクシバ	4.3			4.8		
アオダモ				4.8		
オオカメノキ	39.1		7.1	42.9		7.4
ヤブウツギ				19.0	33.3	3.7

下層（1m以下）

集団名 / 樹種	石鎚	瓶ヶ森	伊予富士	ちち山	赤石山 西部	赤石山 東部
ウラジロモミ			7.1		8.3	
シコクシラベ（幼）	8.7			4.8		
ゴヨウマツ					8.3	
ヒノキ						3.7
シロモジ			7.1		16.7	3.7
ススキ					8.3	
スズタケ					50.0	55.6
クマザサ	73.9	90.9	64.3	57.1		
イシヅチザクラ	13.0		7.1		16.7	3.7
ノイバラ類					16.7	7.4
ナガバノモミジイチゴ					50.0	
ナナカマド	4.3					
イヨノミツバイワガサ						3.7
シモツケ					16.7	
ミズナラ			14.3		33.3	3.7
ダケカンバ	4.3					
クロヅル	47.8		57.1	14.3	50.0	
ヤマヤナギ					8.3	
ミネカエデ類	8.7					
コハウチワカエデ			7.1	9.5		
イタドリ	4.3				8.3	
ノリウツギ	8.7	9.1		4.8	8.3	3.7
ツルアジサイ	4.3					
ヤマアジサイ	4.3					11.1
タンナサワフタギ						11.1
リョウブ		9.1	7.1		8.3	11.1
シロドウダン	17.4	9.1	7.1	28.6	8.3	7.4
アカモノ					8.3	
ネジキ			7.1			
シャクナゲ類	4.3					
ミツバツツジ類	8.7	54.5	42.9	52.4	66.7	25.9
コヨウラクツツジ	13.0			4.8	41.7	
アケボノツツジ	4.3		7.1			
コメツツジ		18.2	14.3	38.1	25.0	
アクシバ	21.7		21.4			
アオダモ					8.3	
ヤブムラサキ						3.7
コウヤボウキ					8.3	
コバノガマズミ	4.3					
オオカメノキ	4.3	9.1		4.8		3.7
コツクバネウツギ類			35.7			
ヤブウツギ	8.7			4.8	8.3	

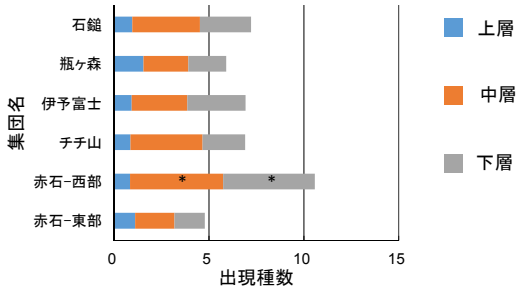


図 5　層別の平均出現種数．複数の層に出現した種も重複して計上した．* 他の集団と有意差あり．（クラスカル＝ウォリス -Steel，p<0.05）

4. DNA 抽出とジェノタイピング

本種は，今回採取した 33 個体とこれまでに採取した 229 個体を合わせて 262 個体，タカネザクラは 31 個体から DNA を抽出した．これら DNA をもとにジェノタイピングを行ったところすべての個体についてジェノタイプを決定することができた．

サクラ亜属 10 種 639 個体について STRUCTURE 解析による起源推定を行い，共通祖先からの遺伝的要素であるクラスター数として，K ＝ 13 を採用した．サンプル数が多いイシヅチザクラでは種内に 4 つのクラスターが検出されたが，その他はおおむね種ごとに優占するクラスターが分かれ，遺伝構造が種分化を反映したものとなった（図 6）．標高の低い場所に出現したイシヅチザクラの中にはヤマザクラとの交雑個体が複数見られた（図 6, 7）．また，交雑個体の中には，イシヅチザクラ群落の中にあって，外見がヤマザクラに見える個体もあった．これら交雑個体は，対立遺伝子数やヘテロ接合度など，遺伝的多様性のパラメーターに影響を与えることが懸念されたため，この後の解析には，交雑個体を除く 259 個体分を用いることとした．タカネザクラには交雑個体と判断さ

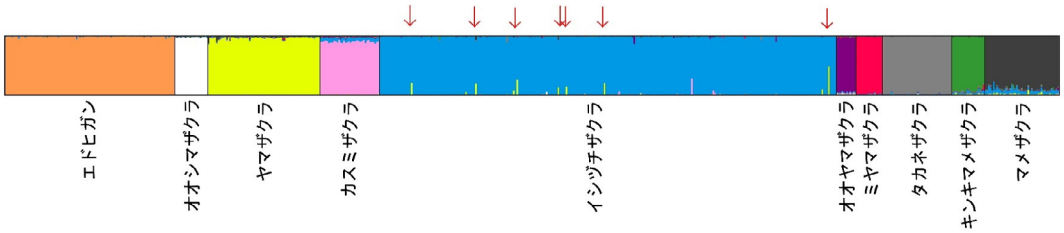


図 6　STRUCTURE 解析によるサクラ亜属 10 種の起源推定．クラスター数 K=13．矢印は交雑個体を表す．イシヅチザクラに見られた種内の 4 クラスターは同色で示した．

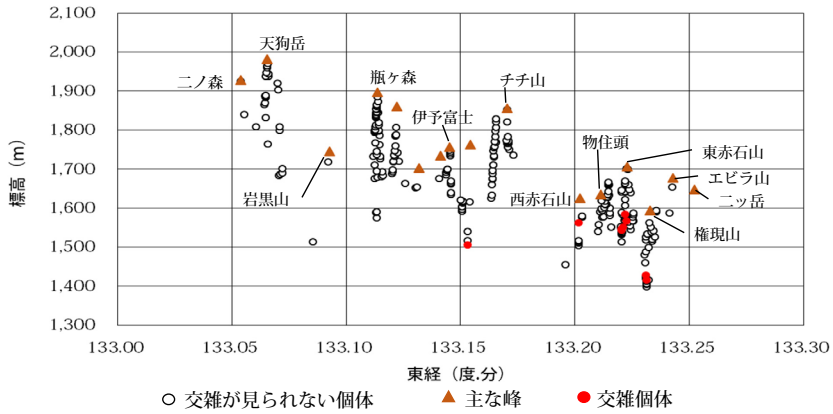


図 7　イシヅチザクラ及びヤマザクラとの交雑個体が出現した位置

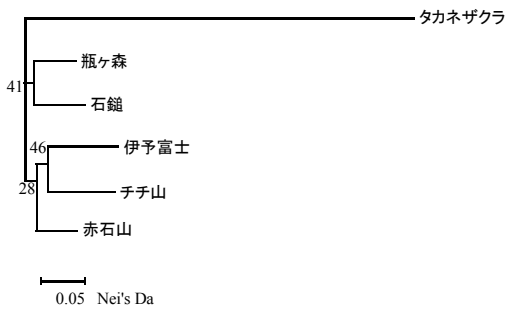


図 8　イシヅチザクラ 5 集団の分子系統樹．タカネザクラをアウトグループとして遺伝距離 Da を用いて近隣結合法により作成した．分岐部分の数値は，ブートストラップ（1,000 回）確率（%）．

れるものは見られなかった．

タカネザクラをアウトグループとして作成した分子系統樹は，大きく，石鎚集団－瓶ヶ森集団のグループと赤石山集団－チチ山集団－伊予富士集団のグループに分かれた．後者はさらに赤石山集団とチチ山集団－伊予富士集団のグループに分かれた（図 8）．

5. 遺伝的多様性と集団分化

タカネザクラ八経ヶ岳集団と本種各集団の遺伝的多様性を比較すると，H_E は，タカネザクラ 0.491，イシヅチザクラ 0.499 ～ 0.549 であった．*AR*（N = 25）は，タカネザクラ 3.581，イシヅチザクラ 4.597 ～ 5.752 であった．F_{IS} は，タカネザクラ 0.081，イシヅチザクラ 0.016 ～ 0.160 であった．H_E はタカネザクラとイシヅチザクラに有意差はなかったが，*AR* はタカネザクラと比較して有意に高い集団（石鎚，瓶ヶ森）があった（Wilcoxson 符号付き順位検定，p<0.05）．本種集団間を総当たりで比較した結果，石鎚集団が伊予富士集団，チチ山集団に対し有意に高かった（p<0.05）．また，瓶ヶ森集団がチチ山集団（p<0.01），赤石山集団（p<0.05）に対し有意に高かった．その他の比較では有意差は見られなかった．F_{IS} は，赤石山集団で 0 からの有意なずれが見られた（p<0.05）．

本種全集団間の遺伝的分化度は，F_{ST}（θ）は 0.090，G'_{ST} は 0.1000，G''_{ST} は 0.210 でそれぞれ有意に分化を示していた．また，全ての集団ペア間でも全ての集団がそれぞれ有意に分化していた（表 4，p<0.05）．

6. 集団遺伝構造

STRUCTURE 解析では K = 6 となり，それぞれの集団ごとに異なるクラスターが優占していた（図 9）．しかし，赤石山集団には，2 つのクラスターが見られ，赤石山系の西から東にかけてクラスターの組成割合が連続的に変化していた．そのため，地理的に集団を分けず，地質の違いから，赤石山－西部集団と赤石山－東部集団とした．また，共通祖先集団から分化後受けた浮動を示す F 値は，赤石山－西部集団，赤

表 4　イシヅチザクラ集団間の遺伝的分化度．上表右上は F_{ST}（θ），上表左下は G'_{ST}，下表左下は G''_{ST} を示す．すべての集団で有意に分化していた（p<0.05）．

集　団	石鎚	瓶ヶ森	伊予富士	チチ山	赤石山
石鎚	－	0.057	0.119	0.120	0.070
瓶ヶ森	0.057	－	0.123	0.111	0.060
伊予富士	0.119	0.123	－	0.109	0.134
チチ山	0.119	0.113	0.108	－	0.090
赤石山	0.068	0.060	0.132	0.090	－

集　団	石鎚	瓶ヶ森	伊予富士	チチ山
瓶ヶ森	0.125			
伊予富士	0.260	0.266		
チチ山	0.250	0.234	0.224	
赤石山	0.143	0.125	0.274	0.181

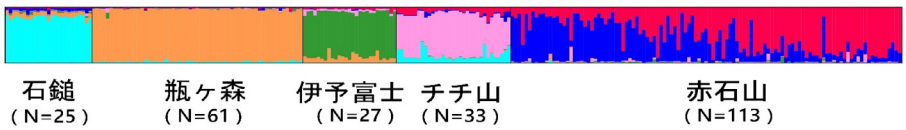


図 9　STRUCTURE 解析によるイシヅチザクラ 5 集団の集団遺伝構造，クラスター数 K=6 のとき．1 本のバープロットは 1 個体のクラスターの割合（q）を示す．

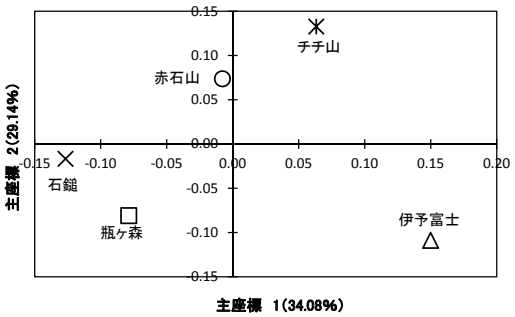


図 10　集団ベースの主座標分析（PCA）によるイシヅチザクラ 5 集団の遺伝的位置関係

石山－東部集団，チチ山集団，伊予富士集団で優占するクラスター（0.3506，0.1866，0.2534，0.2328）が石鎚集団，瓶ヶ森集団で優占するクラスター（0.935，0.0652）に比べて非常に高い値を示した．

集団間の主座標分析（PCA）では，第 1 および第 2 種座標の合計で 63.2 %の寄与率が得られた（図 10）．石鎚と瓶ヶ森が最も近い位置関係にあり，その 2 集団と赤石山が近い位置にあり，赤石山とチチ山が近い位置関係であった．しかし，伊予富士はどの集団からも離れた方向に位置した．

Ⅳ．考察

今回，調査した岩黒山～手箱山では，岩黒山で確認した 2 個体以外には本種は見つからなかった．これら 2 個体の生育場所は，石鎚集団（約 4 km）や瓶ヶ森集団（約 5.6 km）から地理的距離が離れており，恐らく集団の一部ではなく，長距離散布された種子由来の個体であると推察される．赤石山－西部集団から東部集団にかけては，連続的に分布しており，権現山から東では密度が低く断続的であったが，一カ所に複数個体が生育しており，集団の一部と思われた．したがって，岩黒山付近を本種の南限，エビラ山付近を東北限と推定した．また，赤石山集団では，標高 1,700 m から 1,400 m まで分布しており，権現越付近の最低部でも多くの個体が見られたが，1,400 m 以下の場所では見られず，これが本種の分布の下限と考えられた．

本種は，シコクシラベ林の林縁やギャップなど，高木層がない箇所に生育していた．そして，ミツバツツジ類，ミネカエデ類，オオカメノキ，ノリウツギなどで構成される低木林の構成樹種となっていた．しかし，シャクナゲ類など常緑広葉樹が多い箇所，ダケカンバやリョウブ，ブナなどが単一樹種で優占するような場所には生育しないか，または稀にしか存在しなかった．サクラ亜属の樹種は，一般的にその多くが植生遷移における先駆種であり，高木・亜高木種が優占する森林を形成するまでのいわば露払いである．本種も例外ではなく，森林化した後でも攪乱があれば，発生したギャップに侵入することができると考えられる．

さらに，植生は気候や気温だけでなく地質や地形に大きく影響される．石鎚山を中心とする四国西部の亜高山地帯は，地質上激しい浸食により硬い部分が残って切り立った形状を示し，多くの場所で土壌が流失した岩礫地となったと考えられる．このような場所ではシコクシラベなどモミ属木本（赤石山系では，モミ属の代わりにゴヨウマツ）が優占する特有の植生が見られ，土壌の移動が安定している箇所では腐植がたまり，クマザサに被覆されている．また，集団当たりの出現種数をみると，赤石山－西部集団が他の集団と比べて有意に多かった．赤石山－西部集団は，地表面にカンラン岩の岩礫が露出する，いわゆる「蛇紋岩地」である．蛇紋岩地は，発達の悪い特殊な植生が成立することが多く（石川 2005），ロックガーデンと呼ばれる岩礫地の低木－草原が多くみられる．本種が標高の低い赤石山系でもいまだに分布しているのは，生育地が蛇紋岩地における残存植生であるためと考えられる．そして，赤石山－西部集団

で出現種数が多くなった理由は，本来蛇紋岩地では植生が貧弱になるとされているが，もともと亜高山地帯は植生が貧弱なため，高木・亜高木層が欠如することで，かえって本種のような蛇紋岩地でも適応できる低木種の生育可能な空間が広くなったためと推察された．

したがって本種の主な分布地は，石鎚山系では標高 1,700 m 以上のシコクシラベなどの林縁，尾根・稜線や高木層を欠く岩礫地の低木林であり，赤石山系においては標高 1,400 m 以上の岩礫地及び蛇紋岩地であるといえる．しかし，標高が低い場所では，ヤマザクラとの交雑が確認されており，今後，温暖化によってヤマザクラの分布拡大が進んだ場合，浸透交雑の可能性も出てくると思われる．

本種と比較したタカネザクラ八経ヶ岳集団の分布地は，本種のそれと地理的環境や植生が似ていた．分布域は標高 1,600 〜 1,800 m で，頂上や尾根部分まで針葉樹に覆われ，シラベ，トウヒ，ミネカエデ類，コハウチワカエデ，ナナカマドが混生している亜高山特有の植生であった．そして，シラベ・トウヒの林縁やギャップなど高木層を欠いた場所に他の広葉樹（ミネカエデと思われるカエデ類など）とともに亜高木林を形成し，その林床は苔むしているなど多湿な環境を好むと推察された．加えて，オオヤマレンゲ自生地があるなど，本種の分布域と共通点が多かった．しかし相違点もあり，タカネザクラは樹体サイズ（樹高 3 m 以上）が大きく，2 次尾根など斜面上部だけでなく，渓流沿いなどにも生育していた．現在シラベが縞枯れしている場所も多く，地表にはシラベやトウヒの稚樹が数多く見られた．また，多雨および脆弱な地質により，至る所で斜面が崩壊しており，シラベの縞枯れと相まって，多くの攪乱が発生し，サクラ類の分布拡大や個体数増加には好適であると推察された．しかし植生を保護するために設置されたシカ柵の外ではニホンジカの食害により，タカネザクラも含めて広葉樹の稚樹はほとんど見られなかった．

本種の遺伝的多様性は，タカネザクラ八経ヶ岳集団との比較では，H_E に有意差は見られなかったが，*AR* はタカネザクラで有意に低かった．一般的に，個体数が著しく減少するとヘテロ接合度に比べて対立遺伝子数が急激に減少する（Maruyama and Fuerst 1985）と言われ，ボトルネックテストを無限対立遺伝子モデル（IAM）において Wilcoxon sign-rank test で片側検定したところ，イシヅチザクラには近い過去におけるボトルネックは検出されなかったが，タカネザクラ八経ヶ岳集団ではヘテロ接合度の過剰が検出され（IAM $p<0.01$, Wilcoxon test $p<0.05$），最近，集団サイズが縮小したことを示している．おそらく，タカネザクラ八経ヶ岳集団は温暖化による生育範囲の縮小やニホンジカによる食害で個体数が減少していると推察され，本種よりもタカネザクラ南限集団のほうが心配になる結果となった．

本種 5 集団は，集団間の F_{ST}，G'_{ST}，G''_{ST} すべての指数で有意に遺伝的分化が認められた．これらは，ヤマザクラ（$F_{ST} = 0.052$，$G'_{ST} = 0.0500$，西原（2018））と比較しても遺伝的分化度は高い数値を示していた．また，集団の端の個体で約 1.5 km と地理的距離が最も近い瓶ヶ森集団と伊予富士集団においては，分化度，PCA における位置関係がともに最も遠く，石鎚を除く集団では，最も地理的距離の離れた赤石山集団が最も近い結果となった．本種と生育域が一部オーバーラップするシコクシラベについて，岩泉ら（2016）は，ペアワイズ F_{ST}，PCA においても石鎚－チチ山（笹ヶ峰）の集団間で大きな分化が見られたことを報告している．風媒花であるモミ属でわずか 30 km の隔離にもかかわらず，強い遺伝的浮動の影響で遺伝

的異質性が強まっていると考察している．おそらく，過去に瓶ヶ森から笹ヶ峰の間に何らかの地理的障壁が存在し，これらの地域が遺伝的に分断されたものと考えられる．

STRUCTURE による遺伝構造解析の結果から，各集団が異なる固有の遺伝的個性を持っていることが推察された．赤石山集団には異なる 2 つのクラスターが東西で緩やかに組成を変化させ，F_{IS} が有意に 0 からずれていることから，2 つの集団が分布を拡大し，混ざりつつあるのではないかと推察された．そして，それぞれの集団で優占するクラスターの F 値が，伊予富士集団（0.233），チチ山（0.253）で高く，赤石山－東部（0.351）では非常に高く，これら 3 つの集団は遠い過去に共通祖先から分かれた後，大きな遺伝的浮動，おそらくボトルネックを経験したことを示唆している．また，前 2 集団と後者 1 集団では F 値が大きく異なることから，集団分化が 1 回ではなく複数回起こっていることが推察され，系統樹とも一致する．イシヅチザクラはその分布を気候変動のみではなく他の要因（人為も含む）によっても変化させ，分化・統合を繰り返している可能性がある．

加藤(2016)は核マイクロサテライトマーカーを用いて本種の近縁種であるタカネザクラの地理的遺伝構造の評価を行ったところ，日本産の他の高山植物種の傾向と類似しており，分布変遷過程についても高山植物種と類似している可能性は高いと報告している．山岳・高山地域という地理的隔離条件が遺伝子流動を制限していることから，他のサクラの野生種と比べて集団間の遺伝的分化の程度が大きいのではないかと述べている．また，分布の南限に位置する集団が他地域の集団より遺伝的多様性が低い結果となっており，これは，高山生態系が地球温暖化の影響を強く受けやすいためではないかと述べている．四国は亜高山帯までしかないが，これらの研究事例から，イシヅチザクラにも同様の影響が考えられ，集団間の地理的距離がたとえ近距離でも遺伝子流動が妨げられることで集団の分化が進んだと思われる．しかし今後，瓶ヶ森集団と伊予富士集団のように地理的距離が非常に近い集団では，森林化と攪乱のバランスによって，それぞれ集団の分布拡大に伴い遺伝子流動が活発化するなど，赤石山集団と同様に集団の孤立が解消される可能性も考えられる．

Ⅴ．まとめ

地球温暖化が進行する中，森林限界が上がった事により森林化が進行し，本種分布域下部の比較的低標高に生育していた大きな個体，集団は衰退・枯死するなど，場所によっては，生存個体が 1 個体のみとなっている峰もあり，島状に集団が分断されてきていると考えられていた．しかし，今回の調査から，ごく近接している集団は分断されたものではなく，複数回の集団分化（移住）による分布域の拡大によるものではないだろうか．集団サイズの拡大や，2 つの集団間が統合していることが示唆されていることからもその可能性もあると考えられる．繰り返し訪れた氷期による気候変動は，本種の分布，集団分化に大きな影響を与えたと考えられる．近年の温暖化の影響は，森林化の進行による生育好適地の減少ばかりでなく，瞬間降水量の増加による山腹崩壊など攪乱や土壌の流亡，有機物の分解促進などイシヅチザクラにとってプラスの要因もあると思われる．冷涼な時代には，シラベとともに分布を拡大してきたであろう本種は，これまでにも多くの気候変動を潜り抜けて現在に至っている．シコクシラベはいずれ姿を消す（Ogawa-Onishi et al. 2010）といわれているが，本種は力強く生き抜いていくかもしれない. そのため, 本調査研究で明らかになった分布域，集団サイズ，遺伝的多様性，遺伝構

造，集団分化などの基本情報は，今後の本種の衰退程度の推移や保全施策，保護活動を行うに当たって重要だと思われる．とりわけ，遺伝的分化集団を保全単位として集団レベルでの保全を考えていくべきであり，分化程度が大きい集団間での人為による苗木や成木の移動（植栽）は控えるべきであると思われる．

謝辞

本研究をこ行うにあたり，山岡勘仁，中塚博之両主任業務員には分布調査，DNA サンプル採取時に多くの労力を割いていただいた．心からの御礼を申し上げたい．

引用文献

青矢睦月，野田　篤，水野清秀，水上知行，宮地良典，松浦浩久，遠藤俊祐，利光誠一，青木正博 2013.「新居浜地域の地質」地域地質研究報告 5 万分の 1 地質図幅高知（13）第 40 号.

Dirlewanger, E., P. Cosson, M. Tavaud, M. J. Aranzana, C. Poizat, A. Zanetto, P. Arús and F. Laigret. 2002. Development of microsatellite markers in peach [*Prunus persica* (L.) Batsch] and their use in genetic diversity analysis in peach and sweet cherry (*Prunus avium* L.). Theoretical and Applied Genetics 105: 127–138.

独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター 2018．20 万分の 1 地質図幅：高知県（第 2 版）．独立行政法人産業技術総合研究所地質調査総合センター.

愛媛県 1979．植生調査報告書．第 3 回自然環境保全基礎調査．環境庁.

愛媛県 2014．愛媛県の絶滅の恐れのある野生生物．愛媛県.

Goudet, J. 1995. FSTAT (Version1.2) : A computer program to calculate F-Statistics. The Journal of Heredity 86(6): 485–486.

石川眞吾 2005．四国の RDB 群落．文一総合出版.

岩泉正和，笹島芳信，磯田圭哉，那須仁弥，大谷雅人 2016．固有樹種シコクシラベの核 SSR マーカーに基づく遺伝的変異の評価．森林遺伝育種 5：172–179.

Jakobsson, M. and N. A. Rosenberg. 2007. CLUMPP: a cluster matching and permutation program for dealing with label switching and multimodality in analysis of population structure. Bioinformatics 23(14): 1801–1806.

Kato, S., A. Matsumoto, K. Yoshimura, T. Katsuki, K. Iwamoto, Y. Tsuda, S. Ishio, K. Nakamura, K. Moriwaki, T. Shiroishi, T. Gojobori and H. Yoshimaru, 2012. Clone identification in Japanese flowering cherry (*Prunus* subgenus *Cerasus*) cultivars using nuclear SSR markers. Breeding Science 62: 248–255.

加藤珠理 2016．SSR 分析によるタカネザクラ集団の地理的遺伝構造の評価．127 回日本森林学会大会講演集 136.

勝木俊雄 2001．日本の桜．株式会社学習研究社.

川崎哲也，奥田　實，木原　浩 1993．日本の桜．山と渓谷社 312–313.

久保田秀夫 1978．サクラノート（一）．北陸の植物 25(4)：238–244.

高知県 2010．高知県レッドリスト（植物編）2010 年改訂版．高知県.

Langella, O. 2011. Population1.2.32:Population genetic software (individuals or populations distances, phylogenetic trees).

Maruyama, T. and P. A. Fuerst. 1985. Population bottlenecks and nonequilibrium models in population genetics. 2. Number of alleles in a small population that was formed by a recent bottleneck. Genetics 111: 675–689.

森本範正 2007．弥山のタカネザクラ（ミネザクラ）（バラ科）．奈良植物研究 30：29–31.

Nei, M., F. Tajima and Y. Tateno. 1983. Accuracy of estimated phylogenetic trees from molecular data. II. Gene frequency data. Journal Molecular Evolution 19: 153–170.

西原寿明 2018．四国西部における広葉樹苗植栽指標の作成．全国林業試験研究機関協議会 26–33.

Ogawa-Onishi, Y., P. M. Berry and N. Tanaka. 2010. Assessing the potential impacts of climate change and their conservation implications in Japan: A case study of conifers. Biological Conservation 143: 1728–1736.

Peakall, R. and P. E. Smouse. 2012. GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research—an update. Bioinformatics

applications note 28(19): 2537–2539.

Pritchard, J. K., M. Atephens and P. Donnelly. 2000. Inference of popuration structure using multilocus genotype data. Genetics 155: 945–959.

Rosenberg, N. A. 2004. DISTRUCT : a program for the graphical display of population structure. Molecular Ecology Notes 4: 137–138.

森林総合研究所多摩森林科学園 2013. 桜の新しい系統保全－形質・遺伝子・病害研究に基づく取組. 多摩森林科学園 32–35.

Tsuda, Y., S. Ueno, S. Kato, T. Katsuki, Y. Mukai and Y. Tsumura, 2009. Development of 13 EST-SSRs for *Cerasus jamasakura* and their transferability for Japanese flowering cherries. Conservation Genetics 10: 685–688.

Weir, B.S. and Cockerham, C. C. 1984. EStimating F-Statistics for the analysis of population structure. Evolution 36(6): 1358–1370.

29th Pro Natura Fund Domestic Research

Investigation on distribution and genetic diversity of endemic species of Shikoku "Ishizuchizakura" (*Cerasus shikokuensis*) for its conservation

NISHIHARA Yoshiaki and TSUBOTA Yukinori

Cerasus shikokuensis flowering cherry, which is endemic species of Shikoku area in Japan, has been designated as an endangered species in both Ehime and Kochi prefectures. There is a concern that the habitat of this species will decrease due to global warming and other factors. In order to accumulate basic knowledge for the conservation of this species that only grows in an extreme environment in the Shikoku mountainous regions, we investigated distribution area, population size, genetic diversity, and population differentiation in this species.

In the horizontal distribution, it was found that the southern limit of the distribution was located at Mt. Iwaguro in Ishizuchi mountainous region, and the northeast limit of the distribution was located at Mt. Ebira in Akaishi mountainous region. This species had a different vertical distribution among each population. The Akaishiyama population grows at 1,400 m to 1,700 m, which is the lowest altitude for growth of this species in Shikoku. We estimated that each population size is between 50 to 1,000 individuals in this species. In vegetation, it was shown that each species depended on altitude and geology factors. This species mainly consisted of the shrub with other species such as *Acer austral*, *A. micranthum* and with *Sorbus* species at forest edges and gaps in the *Abies veitchii* var. *shikokuensis* forest in rocky area. Genetic diversity of this species using 12 nuclear SSR markers was shown equal or higher values with the southernmost population of *C. nipponica*. The overall G'_{ST} value was 0.100 (0.050 in the case of *C. jamasakura*) that indicated genetic differentiation among 5 populations due to the differences in genetic structure among populations. Moreover, we estimated that bottleneck effect occurred in 3 populations in the past. In Akaishiyama population, crossing with the wild cherry *C. jamasakura* was observed among those at low altitudes.

Keywords: flowering cherry, genetic structure, population differentiation, SSR marker

Forest Research Center Ehime Ishizuchizakura Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

島嶼における外来ネコ問題対策のための支援と普及啓発の活動

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：飼い猫条例，外来ネコ問題，世界自然遺産候補地，ネコ管理計画

要旨

ペット動物の外来イエネコ *Felis catus* は，わが国でも特に島嶼において，捕食などにより希少野生動物の存続を脅かしており，対策への広範な理解と支援協力が求められている．そこで，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，および東京において議員や行政担当者らとの勉強会や意見交換会を行い，また，東京において 2 回のシンポジウムを開催した．そのほか，外来ネコ問題に関する翻訳本と分担執筆書籍の 2 点を発刊した．これらの活動を通じて，普及啓発や情報交換ネットワーク構築が促進できたと評価している．

Ⅰ．はじめに

イエネコ *Felis catus*（以下，ネコという）は，中東の「肥沃な三日月弧」といわれる地域で，野生のヨーロッパヤマネコ *F. silvestris* から家畜化されたペット動物（伴侶動物）である（マラ・サンテラ 2019）．ネコは，人間によって持ち込まれた「外来種」であり，特に野外に存在するネコは自然生態系や人間社会に対してさまざまな問題（外来ネコ問題）を起こしている．その中でも島嶼において，ネコは，捕食や感染症媒介などにより，希少在来種や生態系に影響を与え，多くの野生生物の絶滅や減少に関与している（マラ・サンテラ 2019）．このためネコは，国際自然保護連合 IUCN「侵略的外来種ワースト 100」の 1 種に選定されている．日本でも，多くの島嶼において外来ネコ問題が起きていることから，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」に指定されており，早急な対策とその必要性について広範な理解が求められている．しかし，外来種の中でも，ネコに関わる問題の解決は難しい．その主な理由として，ネコは非常に身近なペット動物（伴侶動物）であることから，他の動物の場合と異なり，野外からの排除や殺処分に対する批判や攻撃が起きやすいことがある．

私たちは，このような現状に対して，わが国における外来ネコの問題と対策について，科学的・法制度的な観点からの普及啓発を通じた理解促進と情報交換ネットワーク構築を図ることで問題解決のいとぐちを見出すというアプローチにより，本助成を得て 3 年目の活動を行った．

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: 奄美いんまや動物病院
2019. 11. 29 受付　2020. 9. 29 公開

Ⅱ．対象地域と手法

捕食性哺乳類が自然分布しない奄美大島と徳之島には，アマミノクロウサギやトゲネズミ，ケナガネズミなどの希少固有種が生息するなど，特異な生物多様性と生態系が形成されている．しかし現在，ネコによる在来希少種の捕食が深刻化しており，また感染症問題の存在やネコの影響と人為との関係も明らかになってきている（Shionosaki et al. 2015; Matsuu et al. 2017; Maeda et al. 2019）．

このように外来ネコ対策が特に急がれる世界自然遺産候補地の奄美大島と徳之島を対象に，今年度は特に行政に対する支援協力として，両島の市町村役場担当職員，議員，首長との勉強会や意見交換会，環境省（野生生物課，沖縄奄美自然環境事務所）担当者との勉強会を実施した．また，地域のネコ対策活動への参加と意見交換，地元メディアを通じた普及啓発を行った．

さらに，一般の人たちを対象として，東京（早稲田大学）において，当研究会主催による総括的内容のシンポジウムを 7 月と 9 月の 2 回開催し，また，国会議員を対象とした衆議院院内集会を WWF ジャパンとの共催で開催した．他に，徳之島と東京において関連シンポジウムを共催した．

学会活動としては，関連学会で外来ネコ問題をテーマとしたセッションの企画，発表や講演を行った．また，外来ネコ問題に関する書籍の出版も行った．

Ⅲ．活動の成果

地元や中央の行政機関との協力としては，環境省と地元自治体による「奄美大島における生態系保全のためのノネコ管理計画（2018 年度 - 2027 年度）」に基づく捕獲が 2018 年 7 月から開始されたことを踏まえ，奄美大島と徳之島における勉強会や意見交換会で，「動物愛護管理法」や「飼い猫適正飼養条例」と本管理計画との関係や解釈，さらに住民などの理解促進について意見交換や助言を行った（表 1）．また行政が実施しているノラネコ数削減対策の一つである TNR（捕獲，不妊去勢および放獣）について，これまで数年間の実績と効果についての検討の必要性と今後の対応，ノネコ管理計画との連携の必要性を指摘した．

地元での普及啓発としては，奄美市の一地区で行われたネコ問題への取り組みイベントに参加し，情報提供や小学生・高校生との意見交換を行い，また地元ラジオ局の番組に出演して，希少種保全とネコ問題を解説した（表 1）．

東京で開催した 2 回の連続シンポジウム「ペット動物の屋外飼養が引き起こす問題と求められる適正飼養－自然生態系，人獣共通感染症，そして人間」においては，第 1 回目（7 月 20 日）で法制度の問題，自然生態系への影響と人獣共通感染症に関する最新の研究成果 ,「動物愛護管理法」の改正状況 , 野放しペットの管理と適正飼養（室内飼育）の必要性，第 2 回目（9 月 7 日）では , ネコ問題の全体像 , 日本各地の事例，感染症問題の概要 , 適正飼養の考え方，飼養に関わる法制度上の課題，野放しネコの管理や飼養のあり方を講演した（表 1）．パネルディスカッションでは，わが国における新たなネコ対策の構築を目指す議論を行った．終了後のインターネット上の紹介記事でも好意的に紹介されているなど，さまざまな角度からのメッセージが参加者に確実に伝わり，理解が深められたと考えている．

国会議員を対象とした院内集会では，2019 年度の「動物愛護管理法」の改正に向けて，外来ネコ問題についての説明とアッピールを行い，多数のメディアの参加も得て，次回改正につながる動きができたことは大きな成果と考えている（表 1）．

表 1　29 期 PNF 助成期間（2018 年 10 月 -2019 年 9 月）に外来ネコ問題研究会が企画・参加したイベント

種類	年月日	開催場所	名称
行政との勉強会・意見交換会	2018年11月29日	東京都	環境省動物愛護管理室と勉強会（WWFジャパン，外来ネコ問題研究会　主催）
	2018年12月16日	徳之島	鹿児島県徳之島3町ネコ対策協議会との勉強会（環境省徳之島自然保護官事務所　主催）
	2019年6月7-8日	那覇市	環境省沖縄奄美自然環境事務所との意見交換会とやんばる現地視察（外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年6月28-29日	徳之島	徳之島3町（伊仙町，徳之島町，天城町）の町長との意見交換会（外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年6月30日	奄美市	奄美市大熊町ネコ問題意見交換座談会（奄美ネコ問題ネットワーク，奄美市環境対策課，外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年7月1日	奄美市	奄美市市議会議員団との意見交換会（外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年7月1日	奄美市	奄美大島ねこ対策協議会との意見交換会（外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年7月8日	東京都	環境省野生生物課（希少種保全推進室，動物愛護管理室）との意見交換会（外来ネコ問題研究会　主催）
シンポジウム	2018年10月28日	東京都	麻布大学大学祭シンポジウム「イエネコ問題を考える―生態系への影響、人獣共通感染症の問題から適正飼養へ―」（麻布大学獣医学部野生動物学研究室　主催）
	2019年3月14日	東京都	衆議院議員会館院内集会「まだまだあるぞ!!　動愛法が抱える課題～動物の飼育管理・取引が引き起こす人や自然への被害～緊急会合」．（WWFジャパン，外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年3月24日	東京都	東京都獣医師会70周年記念講演会「小笠原・人・猫・自然・地域社会―人と猫と自然が調和する―」（東京都獣医師会　主催）
	2019年6月29日	徳之島	シンポジウム「徳之島の外来種と希少種　島の自然と暮らしを守るために私たちにできること」（天城町，環境再生保全機構環境研究総合推進費4-1707・4-1804，外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年7月20日	東京都	『外来ネコ問題研究会主催連続シンポジウム第1回シンポジウム「ペット動物の屋外飼養が引き起こす問題と求められる適正飼養―自然生態系，人獣共通感染症，そして人間」』（外来ネコ問題研究会　主催）
	2019年9月7日	東京都	『「外来ネコ問題研究会主催連続シンポジウム第2回シンポジウム「野放しのペット動物が引き起こす問題と求められる適正飼養―自然生態系，人畜共通感染症，そして人間」』（外来ネコ問題研究会　主催）
学会発表	2018年10月13日	東京都	第51森林野生動物研究会大会．東京女子大学
	2018年10月14日	福岡市	2018年度日本獣医公衆衛生学会．福岡国際会議場
	2018年11月16日	大阪市	第39回動物臨床医学回年次大会．大阪国際会議場
	2018年11月24日	福岡市	第24回「野生動物と社会」学会大会（九州大会）九州大学
メディア出演	2019年1月24日	奄美市	奄美FM「世界自然遺産普及啓発番組　在来希少種保全とネコ問題」
その他	2018年12月1日	東京都	第24回自然保護助成基金助成成果発表会

野生動物学や獣医学関係の学会では自由集会や発表を行い，多様な研究者の理解が進んだと考えている（表 1）．

書籍出版では，本研究会メンバーにより，翻訳本「ネコ・かわいい殺し屋　生態系への影響を科学する」（マラ・サンテラ 2019），分担執筆本「奄美のノネコ－ネコの問いかけ」（鹿児島大学鹿児島環境学研究会 2019）の 2 点を発刊した．特に翻訳本の原書は，フォーブス誌により 2016 年「保全と環境」部門のベストブック・トップ 10 に選定され，大きな話題になった本である．わが国でも，外来ネコ問題の包括的理解に大いに役立つ書籍であり，多方面で広く読まれ，多数の書評が出ていることは，普及啓発として大きな成功と考えている．

Ⅳ．活動の目標と評価および今後

外来ネコ問題の解決に向けて，当研究会は次の 3 点を主たる目標と考えている．1）室内飼育の徹底，2）野外のネコの捕獲排除など有効な管理手法の導入，3）現行法制度の連携運用や管理対象の明確化などによる適切な対策の促進である．

さらに，今後の活動の課題として，次の 3 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）外来ネコ問題は生物多様性の保全，人間の健康，動物福祉などにとって先送りが許されない問題であることの普及啓発．3）科学的な管理を常識化させること．

この 3 年間の活動を通じて，外来ネコ問題への取り組みの成果が得られつつあり（石井 2018；諸坂 2018；山田 2018；鹿児島大学鹿児島環境学研究会 2019；マラ・サンテラ 2019；岡 2019 など），ネコ問題についての一般の方々の理解が一層広くまた深く共有され，また研究者や行政関係者などとの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．さらに，島嶼における外来ネコ問題だけでなく，本土の外来ネコ問題に関わる研究者や獣医学関係者との連携が拡大し，動物愛護関係者にも理解が得られてきたことは大きな成果といえる．

今後も，シンポジウム開催，関係機関との勉強会，学会活動，書籍発刊などによって，さらに普及啓発を進める必要がある．こうした私たちの活動が，わが国の外来ネコ問題解決のための一助になればと考えている．

身近なペット動物（伴侶動物）が引き起こす外来種問題とその対策については，さまざまな意見があるが，今後とも多様な専門家を交えた産学官民の連携によって，問題の解決に向けた論点整理と普及啓発を行っていきたいと考えている．

なお，当研究会の活動の詳細は下記サイトに掲載している．https://invasivecatresearchjapan.blogspot.jp/

謝辞

勉強会・意見交換会の開催に当っては，次の機関からご支援ご協力をいただいた．環境省野生生物課，環境省沖縄奄美自然環境事務所，環境省奄美自然保護官事務所，環境省徳之島自然保護官事務所，奄美市，奄美大島ねこ対策協議会，奄美ネコ問題ネットワーク ACN，社団法人奄美猫部，奄美自然環境研究センター，天城町，徳之島町，伊仙町，徳之島三町ネコ対策協議会，NPO 法人徳之島虹の会．シンポジウムについては，共催の一般社団法人日本哺乳類学会，会場使用では早稲田大学野生動物生態学ゼミ，講演者として宇根有美氏（岡山理科大学），高島康弘氏（岐阜大学），草刈秀紀氏（WWF ジャパン），風間健太郎氏（早稲田大学）および亘悠哉氏（森林総合研究所）．以上の機関，団体，個人の方々に厚くお礼申し上げる．

引用文献

石井信夫 2018．外来種問題とは何か - 懐疑論に答える．森林野生動物研究会誌 43：81–83.

鹿児島大学鹿児島環境学研究会 2019．「奄美のノネコ－猫の問いかけ」南方新社 282 pp.

マラ，P. P.・サンテラ，C. 2019．「ネコ・かわいい殺し屋　生態系への影響を科学する」（岡　奈理子・山田文雄・塩野崎和美・石井信夫，訳）．築地書館 284 pp.

Matsuu, A., Yokota, S., Ito, K. and Masatani, T. 2017. Seroprevalence of *Toxoplasma gondii* in free-ranging and feral cats on Amami Oshima Island, Japan. The Journal of Veterinary Medical Science 79: 1853–1856.

諸坂佐利 2018．我が国の動物関連法体系における鳥獣保護管理行政，外来種対策及び動物愛護行政に関する法解釈学的，法政策学的観点からの課題提供．森林野生動物研究会誌 43：93–99.

岡　奈理子 2019．御蔵島の世界最大のオオミズナギドリ繁殖集団を激減させたノネコの影響．森林野生動物研究会誌 44：65–72.

Shinosaki, K., Yamada, F., Ishikawa, T. and Shibata, T. 2015. Feral cat diet and predation on endangered endemic mammals on a biodiversity hot spot (Amami-Ohshima Island, Japan). Wildlife Research 42: 343–352.

山田文雄 2018．島嶼生態系保全と外来イエネコ問題：奄美大島と徳之島の事例から．森林野生動物研究会誌 43：85–92.

Maeda, T., Nakashita, R., Shionosaki, K., Yamada, F. and Watari, Y. 2019. Predation on endangered species by human-subsidized domestic cats on Tokunoshima Island. Science Reports 9, 16200. doi:10.1038/s41598-019-52472-3.

29th Pro Natura Fund Domestic Activity

Support for the countermeasures against invasive cat problems on islands in Japan and the public awareness campaigns

ISHII Nobuo, YAMADA Fumio, MOROSAKA Satoshi,
NAGAMINE Takashi and ITO Keiko

Free-ranging domestic cats *Felis catus* threaten the survival of endangered species mainly through predation, especially on the islands. In Amami Oshima and Tokunoshima Islands, the World Natural Heritage Sites nominated are urgently needed the countermeasures. We held semimars and meetings with local and central administrative staff, and two sequential symposia in Tokyo. In addition, we published two books; one was translation of a book on the issue and another was contributed by our group members. Through these activities, we consider that the public awareness was further promoted and an information exchange network was established.

Keywords: feral cat management plan, house cat ordinance, invasive cat issue, world natural heritage nomination site

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

芦生の森での協働事業を通じた若者世代の参加を促すマニュアル作成による自然保護活動の持続可能性向上

若者世代と自然をつなぐ会
赤石大輔[1]・徳地直子[1]

キーワード：京都，都市農村交流，プラットフォーム，森里海連環

Ⅰ．はじめに

日本における自然保護活動は，1960 年代以降，高度経済成長に伴う工場や宅地等の開発，またダム等の大型公共施設の建設等に対抗する形で始まり，徐々に認知され一般化していった（藤澤 2010）．それらの運動の推進には市民活動団体によるところが大きい．

1998 年に特定非営利活動法人法が施行され，民間活動が活発化し，環境活動を主とする団体も増えた（図 1）．しかし自然保護を担う団体は退職者が主なメンバーとなることが多く，近年はそれら団体の構成員の高齢化が進み，活動が低下している団体も見受けられる．

地域の自然保護の取組は，これら市民団体が核となり継続してきた地域が多くあり，長年の活動の中で保全地域についての情報，ノウハウ，人的ネットワークなど，保全活動に必要な資源の蓄積がなされてきた．今後，このような団体の活動継続が不可能となった場合，地域にとってかけがえのない自然資源や生物多様性の喪失につながるおそれがある．

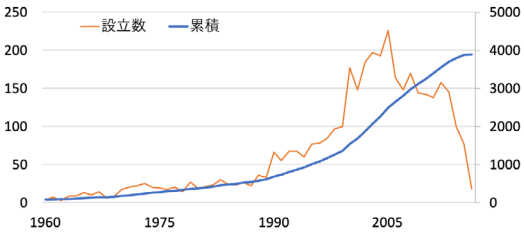


図 1　環境 NPO 団体の設立数の推移（環境 NGO・NPO 総覧オンラインデータベースより）

そこで本事業では，自然保護団体等や企業で働く若者世代等へヒアリングを実施し，若者世代が参加しやすい学び合いの場を創出した．体験を通じた学習の機会として，京都大学芦生研究林の環境の変化や，南丹市美山町の地域住民の活動を実地で学ぶフィールドワークを実施した．そして，それらの試みや参加者の反応を取りまとめ，若者世代の自然保護活動等への参加を促すポイントをまとめたマニュアルの作成を行った．

Ⅱ．ヒアリングの実施

自然保護活動を推進する団体，支援する自治体，また京都市内の企業の現状や課題を知るため，関係者へヒアリングを行った．まず活動団

1: 京都大学フィールド科学教育研究センター
2019. 11. 29 受付　2020. 9. 29 公開

体の現状把握のため，2018 年 11 月 20 日に，大阪市立自然史センターで事業推進者へヒアリングを行った. 博物館と連携した様々な活動を，会員が主体的に取り組むことで継続しており，若者世代の新規参入が続いていた．12 月 11 日に京都市左京区で森林整備をしている雲ヶ畑山主会にヒアリングを行った．こちらは京都大学の学生サークルとの連携による森林整備の持続性を担保していた．活動団体が若者世代の活躍の場を提供できることが，会員や連携先の確保に繋がっていることが示唆された.

次に都市部の若者世代の意識を把握するため，2018 年 10 月 30 日に京都大学にて，自治体若手職員，企業若手社員へのヒアリングを実施した．筆者らが検討中であった学びの場の概要については，専門的すぎる講義内容や，次世代の自然保護の担い手としての期待が大きすぎると参加者に敬遠されるのではないかとの指摘があった.

上記ヒアリングから得られた情報を元に，若者世代が参加しやすい時間帯や自分ごとと捉えやすいテーマを講義に反映させるため，学びの場の実施内容の修正を行った.

Ⅲ．学びの場づくり

本事業では 20 代から 40 代の，これからの自然保護活動などを担う若者世代を対象に，研究者と市民，また市民同士が学びあう場の創出を目指した．現在の自然保護や地域の担い手である世代と，これからの担い手となる若い世代をつなぐ場が必要であるが，まずはこれまでそのような活動を知る機会が少なかった若い世代同士が出会い，共通の興味や関心を持った仲間をつくる場を検討した．また，自然保護だけでない，生業とともにある自然資源の持続的な利用を考えていくことも重要である．担い手を育てること，また利用者が買って応援など支え合う仕組みを作ることを検討した.

「京と森の学び舎（以下，学び舎）」と名付けた学びの場では，(1)自然保護に関する研究，(2)保護活動の実践，(3）保護すべき地域の人の暮らし，の 3 つをキーワードに据えて，各分野について専門家を招き，参加者と対話型の講義を行った．また，実際に現地に数度訪れ，様々な角度から地域の課題を学ぶフィールドワークを実施した.

対話型講義

対話型講義は，単に講師からの講義を一方的に聞くのではなく，講師と参加者，また参加者同士の対話を重視し，必ず講義の中に対話の時

表 1　各講義の実施日，テーマおよび講師

	テーマ	講師
第 1 回 12 月 21 日	学び舎が目指すもの	徳地直子（京都大学） 赤石大輔（京都大学）
第 2 回 2 月 1 日	日本の自然保護の課題、未来	高川晋一（日本自然保護協会） 萩野ゆき（萩野アトリエ）
第 3 回 4 月 26 日	自然と人との関わりについて	佐藤拓哉(神戸大学) 坂口翔太（京都大学）
第 4 回 6 月 14 日	自然資源を活用した地域、仕事、人づくり	岡野　豊（エーゼロ（株）） 伊藤浩二（金沢大学）
第 5 回 8 月 30 日	学び舎から世界を広げていく	松田直子（株式会社ヒバナ）

間を設定した．2018 年 12 月から 2019 年 8 月に 5 回開催した（表 1）．

フィールドワーク

環境課題について理解し，行動に移すためには，現場を知り，現場で思いを持って活動している人々と直接対話をすることが重要である．学び舎では 2019 年に芦生研究林を主な場として多様なステークホルダーとともに学ぶフィールドワークを 3 回実施した．

第 1 回：研究者から芦生の森の固有性と課題を学ぶ（5 月 18 日）

芦生研究林は，一見美しい森に見えるが，増えすぎたシカによる食害が続いており，原生林の植生がかなり衰退している．植生の回復に向けたシカ柵設置など保全活動や長期モニタリング調査について，研究者から直接話を聞き，シカ柵の補修など保全活動にも参加した（図 2）．

図 2　芦生研究林にて鹿の防除のための柵を補修する参加者

第 2 回:プロのガイドから芦生の魅力を学ぶ（6 月 22 日）

芦生の森に人々はどのような魅力を感じているのか．現地で長年ツアーを案内されているガイドに現地を案内いただき，芦生の森の魅力を現場で直接学んだ（図 3）．

図 3　芦生研究林の魅力を知るため，プロのガイドの案内のもと散策する参加者

第 3 回：地域から美山町の魅力を学ぶ（7 月 21 日）

南丹市美山町は茅葺きの里が有名であるが過疎・高齢化が進む地域である．そんな中，住民達の手による地域の自然や文化を活用した持続可能な地域づくりも進んでいる．フィールドワークでは美山町鶴ケ岡地域の取組を住民の方に解説いただき意見交換を行った（図 4）．

図 4　美山町の廃校を活用した取組等を学ぶ参加者

参加者の特性と反応：

学び舎の参加者は，当初想定していた京都市内の会社員の他，観光業，自然保護団体，デザイナー，エコツアーガイド，保育士，画家，猟師，コピーライター，行政職員，高校生など，多様な参加者が集まった．これは自然保護だけでなく人々の暮らしも含めた持続可能な地域を

学ぶ場という趣旨を前面に出したことが大きいと考えられる．参加者同士の交流について，20代から40代を中心に募集をかけたことで同世代が集い，1年間の講義やフィールドワークを通して対話を重ねることで，仲間意識が芽生え，お互いの活動に参加したり，新しい企画を立ち上げるなど参加者間の連携も生まれた．フィールドワークでは同じ地域にテーマを変えて3度訪れたことで，地域のことを多角的に知ることができ，地域の人々の暮らしに触れることで，親しみや愛着がわいた参加者が多かったようである．1年の受講を終えた修了時には，参加者の満足度はおおむね高く，引き続き学び舎に参加したいという声が多かった．

学び舎から生まれた新たなつながり：

前述のとおり，学び舎には多様な参加者が集い，対話を重ねることで，同じ志を持った同世代の仲間ができた．その中で，お互いの活動に参加し合う交流が生まれ，新たな活動が展開している事例もある．参加者Aは春日山でシカの食害から森林を守る活動しており，芦生研究林で植物の保全に取り組む参加者Bと課題が共通している．Bは絵画の講師もしていることから，Aと連携して春日山でのスケッチ会が実施された．

また参加者Cは花背在住で，学び舎の講師萩野氏の輪島での活動を参考に，地域の里山の伝統文化や自然環境の調査を開始した．京都市を中心に活動する自然観察指導員のグループが植物観察の指導に毎回訪れ，交流が生まれている．また，美山町でツアーガイドをしている参加者D，Eがたびたび調査に参加するなど参加者同士の連携も進んでいる．

Ⅳ．マニュアルの作成

次世代の自然保護活動等への参加機会を創出する工夫として実施した学び舎のコンセプトを，自然保護活動団体や行政，また若者世代の市民に分かりやすく伝える資料として，「学び舎ノート」と題したマニュアルを作成した．マニュアル作成に際しては，学び舎の参加者と内容について複数回意見交換を行い，一般の方に手に取りやすい冊子となるようデザインに配慮した．学び舎ノートは1000部印刷し，参加者や関係団体等へ配布した．今後も，京都市内や美山町でのイベント等で配布を予定している．

今後の活動：

本事業で得た知見を元に，さらに近畿県内の若者世代が学び合う場を広げていくため，2019年12月より「第2期　京と森の学び舎」を開催する予定である．本事業で実施した第1期と合わせて40名程度の仲間を作り，活動を広げていく．これにより大学や企業，自治体等，多様な主体，そして多様な世代との連携を模索するプラットフォーム形成の核を作り，近畿における自然保護や持続可能な地域づくりの推進に寄与していきたいと考えている．

謝辞

雲ヶ畑山主会，NPO法人大阪自然史センターにはヒアリングにご協力いただいた．この場を借りて厚くお礼申し上げる．

引用文献

藤澤浩子 2010．自然環境保全分野における市民活動とその長期継続要因．ノンプロフィット・レビュー 10：37–38.

29th Pro Natura Fund Domestic Activity

Making manual for promoting participation of young generation to environmental activities through collaborative activities in Ashu forest

AKAISHI Daisuke and TOKUCHI Naoko

Keywords: connectivity of hills, humans and oceans, Kyoto, platform, urban-rural exchange

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

伊豆諸島植生誌－草原・人里－の編纂

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[2]・石橋正行[3]・川越みなみ[4]

キーワード：群落，持続的利用，島の生態系，植物社会学，絶滅危惧種，保全

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が多数生育する．島々には火山活動によって，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，風，雲霧，地質なども影響し，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や植物誌の刊行，(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．これまでに，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 28 年度には伊豆諸島の植生に関するガイドを刊行し，平成 29 年度には，大島で各島の自然保護の担い手を交えた「伊豆諸島自然保護シンポジウム」を開催した．平成 30 年度には，本年度活動につながる「伊豆諸島の植生誌－森林－」（伊豆諸島植生研究グループ 2018）を刊行した．

本年度の活動目的

これまでの活動により，伊豆諸島全体の植生資料の集積と植物群落の体系化作業が大きく進んだ．そこで，本年度の活動では自然保護の推進にとって不可欠な基礎資料となる伊豆諸島植生誌の完成に向けた活動として，「伊豆諸島植生誌－草原・人里－」を編纂する．昨年度作成した「伊豆諸島の植生誌－森林－」と併せることで，伊豆諸島の植生がほぼ網羅されたこととなる．完成した植生誌を，広く島民，島外市民，自然保護関係者に配布・提示することで，伊豆諸島の自然保護に関する普及活動を行うことを目的とした．

刊行した「伊豆諸島の植生－草原・人里－」について

植生誌は A4 版で本文（図表含む）196 ページである．まず，「1. はじめに」と「2. 伊豆諸島」では，伊豆諸島で行われたきたこれまでの研究を紹介するとともに，各島の概要を記した．扱った島は，有人島である大島，利島，新島，式根

1: 筑波大学生命環境系　2: 東京農工大学農学研究院　3: 七島花の会　4: 朝日航洋株式会社
2019. 11. 26 受付　2020. 9. 29 公開

島，神津島，三宅島，御蔵島，八丈島，青ヶ島の 9 島と，無人島である八丈小島と地内島の 2 島，計 11 島である．

「3. 調査方法・解析方法」では，植物社会学的方法とそれに基づく群落区分について概説するとともに，解析に用いたデータについて説明した．扱った群落タイプは，ガクアジサイ－ラセイタタマアジサイ群集，カニクサ－アカメガシワ群落，ガクアジサイ群落，シチトウタラノキ－クサギ群落，メダケ群落，ミクラザサ群落，マルバアキグミ群落，ハマゴウ群落，マルバシャリンバイ－オオシマハイネズ群落，イソギク－ハチジョウススキ群集，シマキンレイカ－シマノガリヤス群集，シマノガリヤス－シマタヌキラン群落，シマノガリヤス群落，ヤマハハコ－ハチジョウコゴメグサ群落，ハチジョウコゴメグサ－ハチジョウオトギリ群落，イソヤマテンツキ群集，ヤマイ－カキラン群落，イズノシマホシクサ群落，ハリイ群落，ヒロハイヌノヒゲ－コウガイゼキショウ群落，ハチジョウススキ－ヒサカキ群落，ハチジョウイタドリ群落，シマタヌキラン－ハチジョウイタドリ群集，クグテンツキ－フタバムグラ群落，カジイチゴ群集，シチトウエビヅル－センニンソウ群落．クズ群落，ススキ群落，チガヤ群落，シバ群落，ウラジロ群落，アシタバ－ハチジョウアザミ群集，イズノシマダイモンジソウ群落，コミカンソウ－ウリクサ群集，ニッポンイヌノヒゲ－ホシクサ群落，セイタカアワダチソウ群落，ヒメムカシヨモギ－オオアレチノギク群落，オヒシバ－アキメヒシバ群集，ネズミノオ群落，ギンゴケ－ツメクサ群集，スギ植林，クロマツ植林，ヤブツバキ植林である．以上には，海岸に成立する自然草原（イソギク－ハチジョウススキ群

4.10. イソギクーハチジョウススキ群集
Chrysanthemo pacifici-Miscanthetum condensati Ohba 1971
表 10、図 37、38、39、40、41、42

伊豆諸島内の分布
大島、利島、新島、式根島、神津島、三宅島、御蔵島、八丈島、八丈小島、青ヶ島

群落の概要
海岸沿いに分布する群落高 0.1m～1m程度の草本群落である。伊豆諸島の他に，伊豆半島、三浦半島、房総半島などの関東南部の太平洋側の海岸に分布する。この群落は海岸の風衝地などの厳しい自然環境条件下で自然植生として成立する。

種組成の特徴
低茎草本のイソギク、高茎草本のハチジョウススキが優占し、オニヤブソテツ，ラセイタソウ，ワダン，ボタンボウフウが全島共通して高常在度で出現する。この群集を特徴づけているイソギクは伊豆諸島に準固有の分類群である。島間で比較すると、新島、式根島、八丈島ではヘクソカズラ（ハマサオトメカズラ）、式根島のみではハマシュジン、三宅島ではヒメヤブラン、御蔵島ではイズノシマダイモンジソウが特徴的に出現する。

分布と成立条件
伊豆諸島の海岸を特徴づける群落で、海岸から内陸に向かって，イソギクーハチジョウススキ群集，マサキートベラ群集，ヤブニッケイータブノキ群集と推移する植生配列がみられる．この群落はおよそ標高 100m 以下の低標高域に広く分布するが，海岸からから山頂まで海風が一直線に吹き上げる新島、神津島では山頂付近にも小規模な群落が見られる。

図 37. イソギクーハチジョウススキ群集（三宅島）

47

図 1　群落の解説例（イソギク－ハチジョウススキ群落）

図 41. ハマカンゾウ（神津島）
マルバシャリンバイーオオシマハイネズ群落などの海岸植物群落にも出現する。

図 42. スカシユリ（三宅島）
マルバシャリンバイーオオシマハイネズ群落などの海岸植物群落にも出現する。

図 2　群落の構成種の表示例（イソギク－ハチジョウススキ群落のハマカンゾウとスカシユリ）

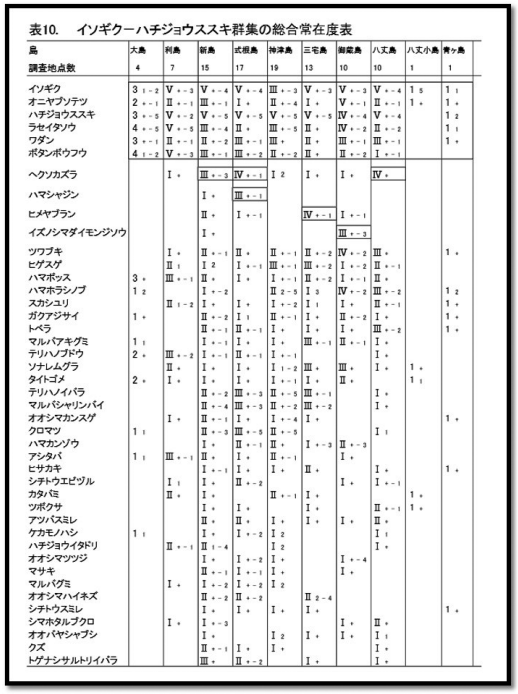


表10.　イソギクーハチジョウススキ群集の総合常在度表

島	大島	利島	新島	式根島	神津島	三宅島	御蔵島	八丈島	八丈小島	青ヶ島
調査地点数	4	7	15	17	19	13	10	10	1	1
イソギク	3 1-2	V +-3	V +-4	V +-4	III +-3	V +-3	V +-3	V +-4	1 5	1 1
オニヤブソテツ	2 +-1	II +-1	III +-1	I +	II +-2	I +	V +-1	II +-1	1 +	1 +
ハチジョウススキ	3 +-5	V +-2	V +-5	V +-5	V +-5	V +-5	IV +-4	V +-4		1 2
ラセイタソウ	4 +-5	V +-5	III +-3	II +	III +-5	II +	IV +-2	II +-2		1 1
ワダン	3 +-1	II +-1	II +-2	III +-1	III +	II +	III +-1	III +-1		1 +
ボタンボウフウ	4 1-2	V +-3	III +-1	III +-2	II +-2	II +	II +-2	I +-1		
ヘクソカズラ		I +	III +-3	IV +-1	I 2	I +	I +	IV +		
ハマシャジン			I +	III +-1						
ヒメヤブラン			II +	I +-1		IV +-1	I +-1			
イズノシマダイモンジソウ			I +				III +-3			
ツワブキ		I +	II +-1	II +	II +-1	II +-2	IV +-2	III +		1 +
ヒゲスゲ		II 1	I 2	I +-1	III +-1	III +-2	I +-2	II +-1		
ハマボッス	3 +	III +-1	II +	I +	I +-1	II +-2	I +-1	II +		
ハマホラシノブ	1 2		I +-2		II 2-5	I 3	IV +-2	III +-2		1 2
スカシユリ		II 1-2	I +	I +	I +-2	I 1	I +	II +-1		1 +
ガクアジサイ	1 +		II +-2	I 1	II +-1	I +	II +-2	I +		1 +
トベラ			II +-1	II +-1	I +	I +	I +	III +-2		1 +
マルバアキグミ	1 1		I +-1	I +	I +	III +-1	II +-1	I +		
テリハノブドウ	2 +	III +-2	I +-1	II +-1	I +-1			I +		
ソナレムグラ		II +	I +	I +	I 1-2	III +	III +	I +	1 +	
タイトゴメ	2 +	I +	I +	I +	I +-1	I +	II +		1 1	
テリハノイバラ			II +-2	III +-3	II +-5	III +-1		I +		
マルバシャリンバイ			II +-4	III +-3	II +-2	III +-2		I +		
オオシマカンスゲ		I +	II +-1	I +	I +-4	I +				1 +
クロマツ	1 1		II +-3	III +-5	II +-5			I 1		
ハマカンゾウ			I +	II +-1	II +	I +-3	II +-3			
アシタバ	1 1	III +-1	II +	I +	II +-1		I +			
ヒサカキ			I +-1	I +	I +	II +		I +		1 +
シチトウエビヅル		I 1	I +	II +-2			I +	I +-1		
カタバミ		II +	I +		II +-1	I +			1 +	
ツボクサ			I +	I +		I +		II +-1	1 +	
アツバスミレ			II +	II +	I +	I +	I +	II +		
ケカモノハシ	1 1		I +	I +-2	I 2			I 1		
ハチジョウイタドリ		II +-1	II 1-4		I 2			I +		
オオシマツツジ			I +	I +-2	I +		I +-4			
マサキ			II +-1	I +-1	I +		I +			
マルバグミ		I +	I +-2	I +-2	I 2					
オオシマハイネズ			II +-2	II +-2		II 2-4				
シチトウスミレ			I +	I +	I +	I +				1 +
シマホタルブクロ		I +	I +-3				I +	II +		
オオバヤシャブシ			I +		I 2	I +	I +	I 1		
クズ			II +-1	I +	I +			I +		
トゲナシサルトリイバラ			III +	II +-2		I +		I +		

図3　総合常在度表の例（イソギクーハチジョウススキ群落の4頁中の1頁目のみ掲載）

集），山頂の風衝地に成立する自然草原（シマキンレイカーシマノガリヤス群集（ミヤマクマザサ群落を含む）），噴火跡地に成立する草原（シマタヌキランーハチジョウイタドリ群落），湿地群落（イズノシマホシクサ群落），二次草原（チガヤ群落），水田雑草群落（ニッポンイヌノヒゲーホシクサ群落），畑雑草群落（コミカンソウーウリクサ群集），踏跡群落（オヒシバーアキメヒシバ群集），植林（ヤブツバキ植林）などが含まれている．前報の「伊豆諸島の植生ー森林ー」と併せて，55群落の記載が完了し，伊豆諸島の植生の全貌を示すことができた．なお，名称については，環境省の植生図に従い，標徴種（識別種）ー優占種を原則とした．

「4. 結果および考察」では，各群落について，総合常在度表，群落と構成種の写真）を用いて，群落の概要を紹介した（図1，2，3）．さらに，「植生の分布と動態の特徴」の章（前々報告の「伊

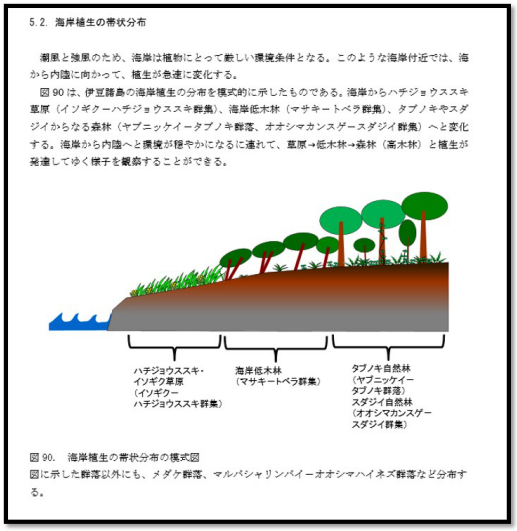


図4　植生の見方の例（イソギクーハチジョウススキ群落を含む海岸植生の分布模式図）

豆諸島の森と草原」（伊豆諸島植生研究グループ2016）の「植生の見方」を再掲載した（図4））を設けるとともに，現存植生図（環境省自然環境局2016）を群落ごとに整理したものを掲載した．これらを参照することで伊豆諸島の植生に対する理解を体系的に深めることができる．

配布と今後の活用について

印刷した200部については，各島の関係者や研究者に配布を開始している．今後，伊豆諸島植生研究グループのホームページ（http://www.izushotoshokusei.com/index.html）からダウンロードできるようにすることを検討している．期待している活用のされ方としては，（1）植物だけでなく，鳥類や昆虫などを含めた島の生物調査を進める上での基礎資料，（2）地質，地形，生物の情報とオーバレイすることによる島の生態系の総合的理解の促進，（3）環境教育への活用，（4）生物多様性保全・生態系保全のための基礎資料などを想定している．

引用文献

伊豆諸島植生研究グループ 2016.「伊豆諸島の森と草原－伊豆諸島の植生ガイド－」. 伊豆諸島植生研究グループ.

伊豆諸島植生研究グループ 2018.「伊豆諸島の植生－森林－」. 伊豆諸島植生研究グループ.

環境省自然環境局 2016.「1/2.5 万現存植生図」. 環境省自然環境局生物多様性センター.

29th Pro Natura Fund Domestic Activity

Grassland, rural and urban vegetation of Izu Islands

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

Keywords: conservation, endangered species, island ecosystem, phytosociology, plant community, sustainable use

Research Group of Vegetation on Izu Islands

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

日本の砂浜生態系を保全するための市民参加型調査

海の生き物を守る会
向井　宏[1]・大久保奈弥[2]・田中雄二[3]

キーワード：海の生き物を守るフォーラム，砂浜生物，第三次中間報告書，調査研修会，フィールド図鑑

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，ダムの建設などにより，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．

a. 砂浜海岸生物調査の継続
b. 砂浜調査研修会の実施
c. フィールド図鑑（3）砂浜のカニ類の刊行
d. 砂浜海岸生物調査第三次中間報告書の刊行
e. 海の生き物を守るフォーラムの実施
f. 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）で周知し参加を呼びかけ，その活動結果を報告している．

a. 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 16 通の調査表が作成され，助成メンバーによる 15 通の調査表と合わせて，合計 31 通の調査表が作成された．これまでの調査表の合計は 333 通，調査海岸は 178 ヶ所となった．
b. 砂浜海岸生物調査を一般市民が積極的に行えるように，研修会を実施した．実施場所は，愛知県豊橋市表浜海岸（2019 年 4 月 20 日：参加者 13 名，内小学生 4 名，高校生 1 名：図 1，2 参照）．
c. 主として砂浜海岸を中心とした海岸生物観察会を以下のように開催した．
第 1 回は，2018 年 10 月 6 日（土），江ノ島片瀬海岸で実施した．日本自然保護協会，東京経済大学大久保研究室との共催．参加者

1: 北海道大学　2: 東京経済大学　3: 表浜ネットワーク
2019. 11. 23 受付　2020. 9. 29 公開

図 1　愛知県表浜で行われた砂浜海岸生物調査研修会のポスター

図 2　愛知県表浜で行われた研修会の参加者

図 3　江ノ島片瀬海岸の観察会のようす

図 4　江ノ島片瀬海岸の観察会での同定と説明

16 名．（図 3，4 参照）

第 2 回は，2019 年 5 月 5 日，上関の自然を守る会と共催で，田ノ浦の磯の観察会を実施．参加者は 25 名．3 隻の船で田ノ浦に向かう．（図 5，6 参照）

第 3 回は，2019 年 5 月 18 日（土），とくしま自然観察の会との共催で，吉野川河口干潟の観察会を実施．10：30 開始．雨の予報だったが，雨は落ちてこなかった．参加者 42 名．小学生以下の子どもが多い．（図 7，8 参照）

第 4 回目は，2019 年 6 月 16 日（日）．日本自然保護協会，自然と文化を守る奄美会議との共催で，奄美大島瀬戸内町西古見のハマンナの浜での観察会を実施．参加者約 20 名．船で参加した人もいた．（図 9，10 参照）

d. これまでの調査では調査者が同定できずにラフな結果を出していた砂浜のカニ類について，同定の役に立つ小型の「砂浜フィールド図鑑（3）砂浜のカニ類」を出版，500 部を作成した．フィールドに持ち歩いて同定するために，軽量化を心がけた．（図 11 参照）

e. 2008 年から 2019 年 9 月までの砂浜海岸生物調査の結果をとりまとめたが，2014 年に中間報告書，2017 年に第二次中間報告書を刊行しており，今回は第三次中間報告書である．今年度は，とくに砂浜海岸に漂着してく

図 5　山口県上関町長島田ノ浦の観察会に向かう参加者を乗せた船

干潟の生き物 探そう 吉野川河口南岸で観察会

朝日新聞徳島版 2019.5.19

徳島市の吉野川河口南岸にある干潟で18日、生物の観察会があり＝写真右＝、家族連れら約50人が参加した。

地元の市民団体「よくしま自然観察の会」と、「海の生き物を守る会」（京都市）などが主催。参加者はスコップで泥をふるったり、ざるで泥をふるったりして生き物を探した。昭和小1年、坊木美菜さん（7）は「カニやヤドカリなどたくさんいて楽しかった」と話していた。

採集した約60種類の生き物について、守る会の向井宏・北海道大名誉教授（海洋生態学）が解説＝両左。絶滅の危機にあるという、「スゴカイイソメ」の巣穴の前に歩く「コブシガニ」も確認された。

全国で干潟の調査を続ける向井さんによると、大きな川の河口干潟は減っており、吉野川は最大級で貴重という。

河口付近では、建設中の四国横断道の橋脚が並ぶ。自然観察の会の井口利枝子さんは「来年からは護岸工事と始まると聞いており、干潟への影響を見守っていきたい」と話した。（福家司）

図 8　徳島市吉野川河口干潟で行われた観察会を報じた朝日新聞徳島版

図 6　原発予定地を背景に田ノ浦観察会の説明会

図 9　奄美大島瀬戸内町西古見のハマンナの浜で行われた観察会のようす

図 7　徳島市の吉野川河口干潟で行われた観察会の参加者

図 10　奄美大島瀬戸内町西古見のハマンナの浜観察会の参加者

図 11 「砂浜フィールド図鑑（3）砂浜のカニ類」の表紙

る貝類の出現と分布に焦点を絞って，第三次中間報告書とした．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 12 参照）

f. 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」とシンポジウムを実施した．フォーラムは，2019 年 2 月 3 日（日），大阪市ドームセンターで「連続する自然としての砂浜―その過去と未来」と題して実施した．日本自然保護協会との共催である．参加者は約 70 名．（図 13 参照）．

2019 年 6 月 15 日（土）には，奄美市名瀬 AiAi ひろばで，シンポジウム「奄美の海の危機と世界自然遺産への道」と題して開催した．日本自然保護協会と自然と文化を守る奄美会議との共催．参加者は，約 60 名．これ

図 12 「砂浜海岸生物調査第三次中間報告書　砂浜で見る貝類」の表紙

図 13　海の生き物を守るフォーラム 2019「連続する自然としての砂浜 - その過去と未来 -」のポスター

図 14　奄美シンポジウム「奄美の海の危機と世界自然遺産への道」を報じる南海日日新聞

までの奄美シンポジウムに比べて参加者は多くは無かったが，比較的若い初めての人の参加が多かったことが特筆できる．（図 14 参照）

Ⅳ．特筆すべき成果

今年度の活動成果のうち，奄美大島でのシンポジウムと観察会で，西古見への大型観光船の誘致に疑問を呈し，地元の人々との連携で，結果として瀬戸内町に誘致中止の決断をさせることが出来たことは特筆すべきことである．われわれの活動が直接影響を与えたとは言えないものの，世界自然遺産候補として名乗りを上げていることとの矛盾や，この問題への一般の人々の関心を惹きつけたことに，結果への良い影響を与えることが出来たと自負している．

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．

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，徳島自然観察の会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．

29th 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 and TANAKA Yuji

Keywords: bio-census of sandy shore, illustrated book, the 3rd report of census, training course for census, marine conservation forum

Association for Protection of Marine Community

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

熊本県球磨郡における地域・学校と連携した湿地性希少生物の保全

球磨湿地研究会
一柳英隆・宮川　続・犬童淳一郎・菅野一輝

キーワード：水生カメムシ類，水田，地域住民，水草

Ⅰ．はじめに

熊本県球磨郡の一つの迫（谷戸）にある湿地（本報告では保全上の目的から場所の詳細は記述しない）では，複数の湿地性絶滅危惧種が確認されている．我々著者を含むメンバーの 2011 年の調査では，例えば，水草類では現在の環境省レッドリスト（環境省 2019）または熊本県レッドリスト（熊本県 2014）掲載種が 9 種確認されている．大型の捕食性水生昆虫であるタガメ *Kirkaldyia deyrolli*（環境省レッドリスト絶滅危惧Ⅱ類，熊本県レッドリスト絶滅危惧 IA 類）に関しては，球磨川流域において，唯一の安定的な生息地である．

この湿地は，かつては水田として利用されてきた．場所によっては耕盤までの深さが 60-70 cm ある湿田である．圃場整備等なく耕作が続けられてきたが，1980 年頃から徐々に放棄され，2012 年に最後の水田が放棄された．この放棄により水面が減少・消失し，水草類，とくに沈水・浮葉植物，丈の低い湿地性草本が減少した．タガメは 2014 年繁殖期の個体数は，30 個体未満と推定された．

そのため，過去に生息した絶滅危惧種が生息可能な環境にもどすことを目標に，湿地再生を試みた．ここでの湿地再生は，水草類とタガメを中心的な指標とし，トンボ類，タガメを除く水生カメムシ類，水生コウチュウ類を随時チェックしながら進めることとした．

Ⅱ．地域との連携

この湿地は，個人所有の土地であり，地権者は約 20 人に及ぶ．湿地における活動については彼らの同意が必要である．また，水田のような状態を保つためには，常に手を入れ，管理する必要がある．それらを考慮して，地権者，行

図 1　高校生・大学生ボランティアによる湿地整備作業

2019. 11. 28 受付　2020. 9. 29 公開

図 2　地元の公民館で行った交流会（a）と交流会における高校科学部の研究発表（b）

図 3　水面を造成する前の状況（a）と造成した開放的な水面のある空間（b）

政等との連携を密に進めた．また，労力の確保，将来的な継続性のために，近隣の学校と連携して活動を進めた．具体的には，1）行政との連携と地域における回覧板を使った湿地および活動の状況報告，2）小学生を対象とした水生生物観察，3）湿地整備作業や調査への小学生・高校生・大学生のボランティア参加（図 1），4）高校部活動（科学部）による調査と大学等専門家によるその補助，5）活動報告・意見交換を目的とした地域住民や地権者との交流会の開催及びそこにおける高校科学部の発表（図 2）である．

Ⅲ．湿地整備と希少生物の動態

1. 湿地の整備

耕作放棄された場所では，草本植物が密生していた．多くの場所は常に湿っているために，コバノウシノシッペイ *Hemarthria compressa*，チゴザサ *Isachne globosa*，カンガレイ *Schoenoplectiella triangulata*，ミゾソバ *Persicaria thunbergii* など湿性の植物が生育するものの，植物によりトラップされた土砂により地表高が上昇することもあわせて，水面が消失していた．タガメの生息場となり，かつて確認された沈水・浮葉植物の生育地として再生するためには，少なくとも一部は開放的な水面が広がる空間をつくることが必要と思われた．2014 年から地権者の了解が得られた場所において，植物の除去と掘削を開始した．

この湿地は泥が深く，重機や耕作機使用が難しいために，植物の除去等は人力で行った．作業は，植物の根が絡み合った泥表面の厚さ 10

cm ほどを，鋸鎌を用いて根を切除してボックス状に切り出し，地表高を下げるとともに，切り出した植物片と泥により畦を作った．通常，地表下の比較的高い場所に水位があるために，この作業で開放的な水面が広がる水場を形成することができた（図 3）．ただし，植物が多い場所では，温度が高く水量が少ない季節（5 月，8 月）に残った植物片が分解され浮かび上がることで水面がなくなることがあった．その場合には，もう一度浮かび上がった植物残骸を除去した．

2019 年には造成面積を 510 m^2 拡大することができ，造成した面積は 2,220 m^2 となった（図 4）．この迫の過去の水田面積は，2 ha であるので，造成面積は 10 分の 1 を超えた．

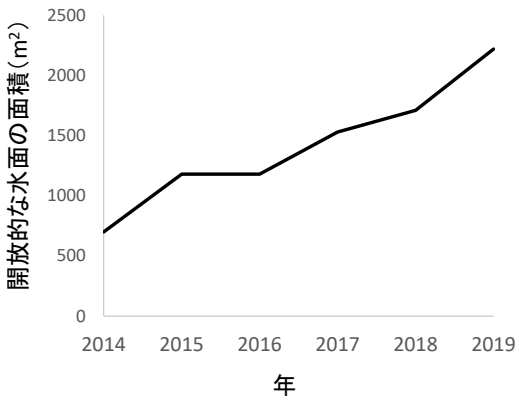


図 4　湿地における開放的な水面の面積

2. 湿地における水草類の確認状況

2019 年 8 月 7 日に湿地の植物調査を実施した．開放水面の造成地を中心に，確認できた植物を記録した．

この調査により確認された絶滅危惧種は（情報不足を含めて）7 種だった（表 1）．開放的な水面の造成は，迫内の 5 箇所で行っている．場所ごとに確認される植物は異なっており，土地利用履歴により埋土種子の組成が異なったり，造成された水場の環境が異なったりすることに由来すると考えられ，今後異なる場所を造成していくことにより，現在確認されていない種も出現する可能性がある．

3. 湿地におけるタガメの確認状況

この湿地では，例年，タガメの産卵は 5 月中旬に始まり，8 月上旬まで継続する．孵化した幼虫は，7 月中旬から 9 月上旬に成虫になる．毎年，多くの個体が成虫になった直後である 8 月下旬～ 9 月上旬にタガメの個体数調査を行っている．個体数調査では，できるだけ多くのタガメを捕獲し，標識・放流・再捕獲により個体数を推定した．

図 5 には，過年度のものも含めて個体数推定値を示した．2017 年までは順調に個体数が増加したが，2018 年，2019 年はやや減少した．減少は，主に湿地の干上がりを原因としている．2018 年には，造成した場所の一部で 5 月，8 月

表 1　2019 年 8 月に湿地の開放水面造成地で確認された絶滅危惧植物

種 名		環境省RL 2019	熊本県RL 2014
デンジソウ	*Marsilea quadrifolia*	絶滅危惧II	絶滅危惧IB
ヤナギスブタ	*Blyxa japonica*	—	絶滅危惧II
ホッスモ	*Najas graminea*	—	絶滅危惧IA
オヒルムシロ	*Potamogeton natans*	—	絶滅危惧IA
ホソバミズヒキモ	*Potamogeton octandrus*	—	絶滅危惧IB
ミゾハコベ	*Elatine triandra*	—	情報不足
イヌタヌキモ	*Utricularia australis*	準絶滅危惧	—

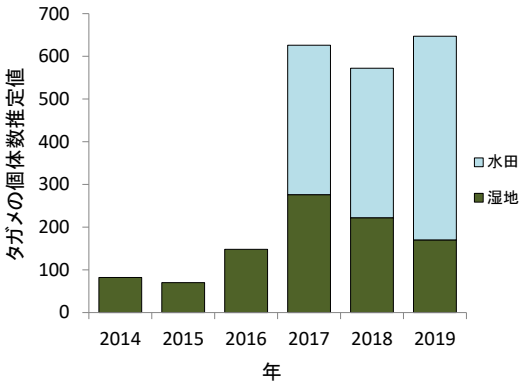


図 5　毎年秋（8-10 月）のタガメの個体数

に一時的に表面の水がなくなった．2019 年には，新しく造成した場所を含めて，5 月，8 月，10 月に干上がりが生じた．干上がった場所ではタガメの新しい成虫が確認できなかったり，少なかったりした．逆に安定的に水位を管理することができたら，開放的な水面面積に依存した個体数のタガメが生息できることがわかった．

干上がりについては，豪雨により畦が崩れたり，逆に水路付近に植物にトラップされて土砂だまりができて水の流入が阻害されたりしたことが原因の一部であると推定され，それぞれ，そのつど，補修と事前にそれを回避する構造の改善を行った．また，とくに迫の下流側では，2018 年以降，水量自体が低下するようになった．これについては湿地における植物からの蒸散が要因とも思われ，そうであれば，植物の生育期における全域での草刈等が必要になる．

4. 球磨地方全体におけるタガメの保全

今までの調査結果から推定すると，秋から翌年繁殖開始時までのタガメ成虫の生残率は 30 % 程度である．最も秋の確認個体数が多い 2017 年でも，この湿地における翌年のタガメの繁殖個体数は，100 個体に満たないと推定される．個体群の存続性や遺伝的多様性保持のためには，早急に個体群サイズを増加させる必要がある．また球磨地方において，ソースとなりうる局所集団が一つしかないのは，アクシデント等を考えると危険である．そのために，1）短期的な近交弱勢の影響がない有効集団サイズ 50 以上を満たす安定的な生息地を球磨地方内に 3 つ以上確保すること，2）それまではアクシデント回避として飼育して系統を確保すること，3）将来的には球磨地方全体で遺伝的多様性を保持できる有効集団サイズ 500 程度を確保できる生息地をつくることを目標として設定した．なお，現時点までのデータ（主に繁殖個体数と生息場面積の関係）から有効集団サイズ 500 を確保するためには 3 ha 程度の生息地が必要と推定している．

これらの目標を達成する一環として，球磨地方内の別の迫の水田（1,500 m^2）にタガメを導入した．人為的に導入したのは，この地方のタガメについては，他の地方のタガメと比較して飛翔分散能力が低いことがわかっており（一柳英隆・大庭伸也　未発表データ），自然移入が見込めないためである．導入については，もとの集団の遺伝的多様性をできるだけ損なわないために，湿地のオス 16 個体，メス 16 個体を創始個体として卵塊を得，室内での選抜による影響をさけるために孵化後すぐに放流した．導入水田では，農薬使用や中干しをせず，稲刈りまで湛水を続けた．図 5 には，湿地での秋の推定個体数とともに，導入水田での個体数もあわせて示した．導入水田では，もとの湿地よりも多い成虫が確認されるようになった．

系統確保としては，飼育して個体を管理している．湿地および導入水田のタガメ個体群調査から，野外では，ほとんどの成虫は羽化翌年の 1 繁殖シーズン内に死亡し，羽化翌々年の 2 繁殖シーズン目を迎える個体は，1 % 程度と推定された．一方，室内では，3 シーズン（3 年間）にわたる繁殖が可能であり，1 シーズン目と 2

シーズン目の産卵数には有意な違いが認められなかった．そのため，新しく成虫になった個体を秋に確保し，1 シーズン目を飼育下におき，2 シーズン目を野外にもどすことで，野外個体群に影響をほとんどあたえず，常に入れ替えながら（飼育下に適応した個体を選抜しないため），アクシデント時の「リザーブ」として保持することができると考えられた．アクシデント時にその「リザーブ」から個体群を復元するために，なるべく遺伝的多様性を確保することが必要であるが，ここでは雌雄 10 個体ずつを常に飼育下においた．この飼育は個人の家で行われているが，標識がされ，常にその状況を管理した．

Ⅳ．今後の課題

湿地の再生については，地域の住民からはハッチョウトンボ *Nannophya pygmaea*（熊本県レッドリスト絶滅危惧 IB 類；熊本県 2014）の個体数増加を期待する声が大きい．ハッチョウトンボは現在，散発的に個体が確認される程度である．湿地では，過去にニッポンイヌノヒゲ *Eriocaulon taquetii*（熊本県レッドリスト準絶滅危惧；熊本県 2014）などホシクサ類が確認されている．ハッチョウトンボやホシクサ類などが生息可能な，水深が浅く（または湿っているものの水がない），かつ高茎の植物がない場所も今後創出したい．

現状では，湿地における干上がり対策や新しい課題等，一部問題はあるものの，行為としてはある程度順調に進んでいる．年々増える造成地のメンテナンスや新たな造成地の創出に人手が必要である．その作業は，現在，高校生や大学生のボランティア参加に依存するところが大きい．人数が増えることで，場所情報の流出やそれに伴う乱獲なども問題，外来種の持ち込みなども生じうる．それに対応する監視・対応体制づくりを早めにしておく必要があるだろう．

謝辞

植物調査については，渡邊将人氏（熊本大学），タガメ調査については，大庭伸也氏（長崎大学）に一部お世話になった．地権者は，土地の使用について許可された．これらの方々に感謝申し上げる．

引用文献

環境省 2019．環境省レッドリスト 2019．https://www.env.go.jp/press/files/jp/110615.pdf.（2019 年 11 月 21 日閲覧）

熊本県 2014．熊本県の保護上重要な野生動植物リスト：レッドリスト 2014．https://www.pref.kumamoto.jp/kiji_6105.html.（2019 年 11 月 21 日閲覧）

29th Pro Natura Fund Domestic Activity

Conservation of endangered species living in wetlands in collaboration with school students and local residents in Kuma-gun, Kumamoto Prefecture, Japan

ICHIYANAGI Hidetaka, MIYAGAWA Tsuzuki, INDO Junichiro and KANNO Kazuki

Keywords: aquatic plant, local community, paddy field, water bug

Kuma Wetland Research Group

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

バードウォッチングを野鳥の保全につなげる仕組み作り

特定非営利活動法人バードリサーチ
神山和夫・佐藤　望・高木健太郎

キーワード：データベース，バードウォッチング，モニタリング

Ⅰ．活動の背景

バードウォッチャーが観察している野鳥は，全国的な自然環境の変化を知るために貴重なデータになる．しかしそうした記録は個人が手帳などに書き記しているため，分析のために利用することが難しい状態だった．この問題に対処するため，バードリサーチでは 2004 年から個人的な野鳥記録をデータベース化できる Web システム「フィールドノート」を無償で提供しており，毎年約 1 万回の観察データが登録されている．本事業ではこの仕組みを発展させ，地域で重要な自然環境のモニタリングを行える体制作りを目指した．

Ⅱ．活動内容と成果

本事業の活動は，①システム開発，②普及活動，③データ解析から構成される．各々について，以下に説明する．

1. システム開発

野鳥記録システム「フィールドノート」に，野鳥記録を集約する「探鳥スポット（図 1)」機能を追加した．探鳥スポットとは地図上のポリゴンで囲まれたエリアで，その内部に登録された観察記録を自動的に集計し，見やすい形式で Web 上で表示する．これらの探鳥スポットはモニタリング地点になるとともに，野鳥情報を発信することでさらに多くの観察が行われ，記録の蓄積が進むことを企図している．さらに，普及活動として実施するインターネット・バードソンのために，利用者の記録種数をリアルタイム表示する画面を開発した．システムのバージョンアップを行った 2018 年春以降は，前年同月に比べて記録登録件数が増加している（図 2)．

2. 普及活動

自然観察施設との協働

各地の自然観察施設や野鳥観察団体と連携して，自然保護上重要な場所や多くの人がバードウォッチングをしている場所に探鳥スポットを設定した．（図 3)．

インターネット・バードソンの実施

バードウォッチングを趣味にしている人たちに本システムを知ってもらうため，観察した野鳥の種数を競うインターネット・バードソン（バードウォッチングとマラソンを合わせた造語）を 2019 年 6 月 1 日～ 16 日に実施した．競技ルールは，上記のイベント期間中に観察した野鳥の種数で順位が決まるというシンプルなも

2019. 11. 30 受付　2020. 9. 29 公開

のである．バードソンという競技自体は以前から行われているが，インターネットを使ってリアルタイムに参加者の種数と順位が更新される仕組みを導入するのは日本では初めてのことである．インターネット・バードソンでは，153名の参加者が1367回の観察記録を登録し，観察された野鳥は249種，観察地点は1054カ所にもなった（図4）．

3. データ解析

探鳥スポットのデータの可視化と分析のモデルケースとして，東京都八王子市にある3カ所の都市公園（小宮公園，片倉城跡公園，長沼公園）について，2009～2018年のあいだ毎月1回行われたバードウォッチングの記録をフィールドノートに入力した．この3カ所はいずれも森林環境が多くを占める公園である．記録種数の変化を分析したところ，3つの公園に共通していることでは，冬期のイカルの個体数の増減が年により同期している傾向が見られた．平地で見られる冬鳥には年による数の多少があり，

図1 「フィールドノート」画面．（左）赤枠が探鳥スポット．（中央）探鳥スポットの最新観察記録．（右）探鳥スポットの年間出現表．

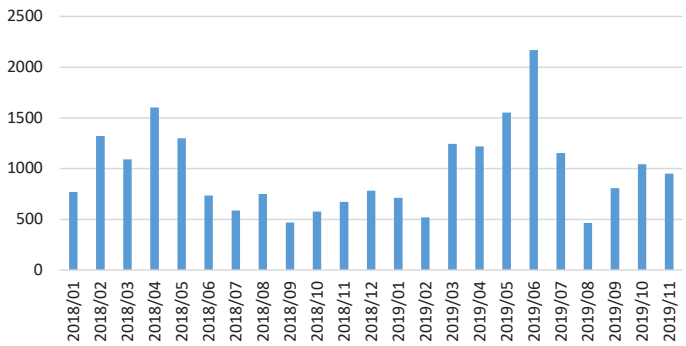


図2 「フィールドノート」の野鳥記録登録件数．バージョンアップを行った2018年春以降は，前年同月に比べて記録登録件数が増加している．

そうした特徴がよく表れていると言える．また，スズメは 2012-15 年頃に比べて，2016 年以降は個体数が減少していた．つぎに個別の公園での傾向を見ると，前述のイカルは小宮公園では増加傾向にあることや，外来種のガビチョウの個体数が長沼公園で増加してきていることなどが分かった（図 5）．

Ⅲ．今後に向けて

普及活動のためのバードソンを毎年の定例イベントにし，さらにバードソン期間だけでなく年間を通してフィールドノートに野鳥記録の登録を続けてもらえるような呼びかけや，システムの使い勝手の改善を続ける．そして，探鳥スポットを設置した自然観察施設と協力して，蓄積されたデータの分析や保全・教育活動への利用を進めていく．

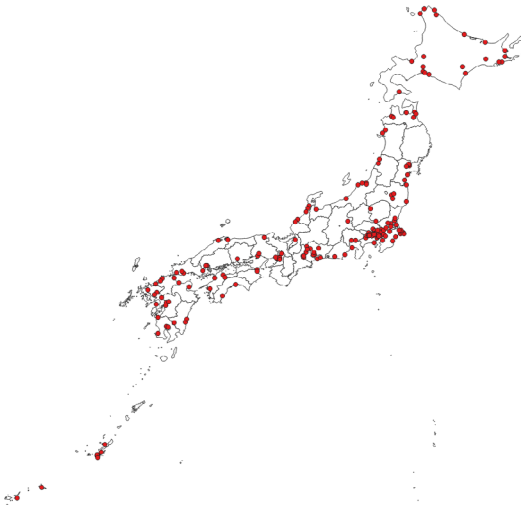


図 3　探鳥スポットを設置した場所．地図上に赤枠で囲まれているエリア．

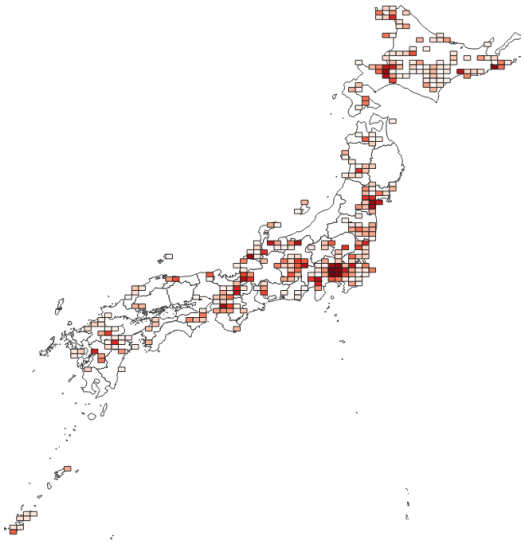


図 4　インターネット・バードソンで野鳥観察がされた 20 km メッシュ

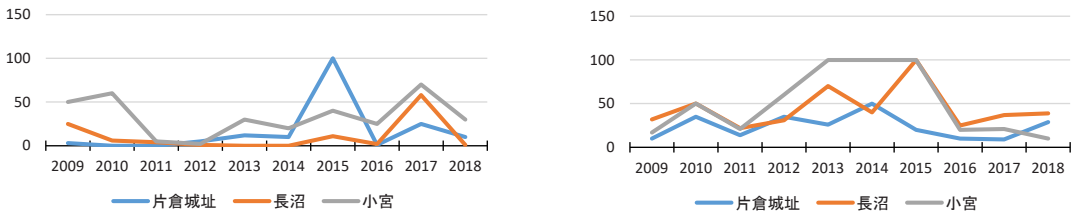


図 5　東京都八王子市内の公園で記録された野鳥の変化．（左）イカルと（右）スズメの年間最大数の変化．

29th Pro Natura Fund Domestic Activity

A system to utilize birdwatching records for bird conservation

KOYAMA Kazuo, SATO Nozomu and TAKAGI Kentaro

Keywords: birdwatching, database, monitoring

Japan Bird Research Association

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

豪雨災害によって繁殖地が大改変し，個体群が流出したオオサンショウウオの保護活動

真庭遺産研究会
徳永　巧[1]・澤本晴視[2]・浜子尊行[1]・小河原康弘[3]・
谷　幸三[2]・平田良子[4]

キーワード：オオサンショウウオ生息地，環境再生，体験型環境学習，地域づくり，特別天然記念物

Ⅰ．活動の目的と意義

特別天然記念物オオサンショウウオ生息地に指定されている真庭市北部（図 1）では，集中豪雨で繁殖河川が大きく改変され，洪水によって多数のオオサンショウウオが，繁殖河川から下流の生息不適地に流されることから，オオサンショウウオの個体群が再び上流の清流域に遡上できるようにするとともに，上流域での繁殖地環境を保全再生し，かつての生息個体数が回復し，広く健全な生息域が復活・拡大するよう川づくりを行うことを目的に活動を進めた．

本活動を継続に進めることにより，全国屈指のオオサンショウウオ生息地において，豪雨にも強い繁殖地が蘇り，深刻化している個体群の流出と生息個体数減少に歯止めがかかり，特別天然記念物オオサンショウウオの永続的保護がはかられると考えている．

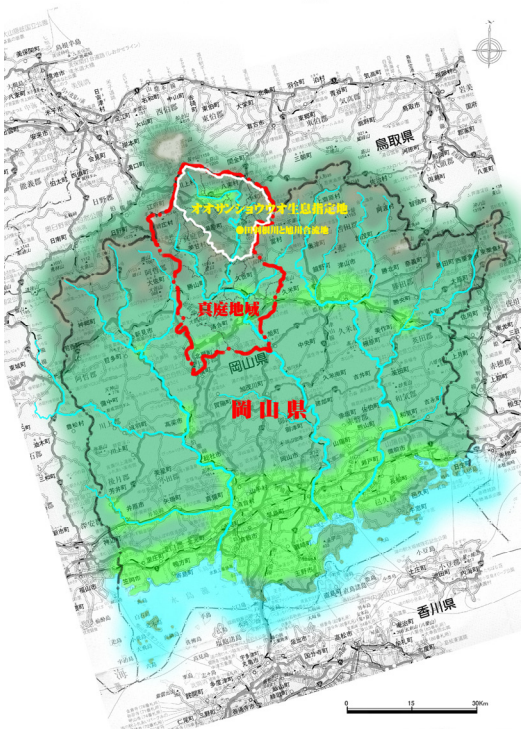


図 1　活動地域位置図

Ⅱ．活動の概要

本活動では，豪雨の度にオオサンショウウオが下流に流され，個体数の減少が進む繁殖河川

1: 真庭遺産研究会　2: おかやまオオサンショウウオの会　3: 晴れの国野生生物研究会　4: 津黒高原荘
2020. 3. 4 受付　2020. 9. 29 公開

（とくに地域最大の繁殖地とされる田羽根川，下和川）について，下流の旭川本流からオオサンショウウオが遡上できるようにして，個体保護をはかるとともに，河川工事や水質悪化によってオオサンショウウオの生息が困難になっている旭川の本流やその支流に，清流の環境を蘇らせ，オオサンショウウオ生息地としての環境保全を進めるために，特別天然記念物オオサンショウウオをシンボルとした地域づくりや人づくりを行った．

オオサンショウオは，国の特別天然記念物に指定され，保護のための調査にも許可が必要とされている．本活動は直接個体を捕獲して保護する活動でなく，その生息環境の改善や清流環境の再生を進めることで，豪雨により生息地が一変したオオサンショウウオについて，短期的および長期的視点で保護をはかる活動であり，その内容は，真庭地域以外のオオサンショウウオ生息地での活動にも波及する．以下，活動の内容を記す．

図 2　田羽根川下流の旭川とオオサンショウウオの遡上を阻害している堰堤（ハンザキ大明神裏の堰堤）．田羽根川は旭川の支流で，この堰堤は田羽根川との合流点から下流 300 m 付近の旭川の設置されている．

図 3　オオサンショウウオの遡上を阻害している旭川の堰堤（ハンザキ大明神裏の堰堤）

1. 保護調査活動の実施

真庭市では，豪雨の度にオオサンショウウオが下流に流され，個体数の減少が進んでいるため，一昨年 10 月の台風および，昨年 7 月の西日本豪雨によって土砂とともにオオサンショウウオが流失した田羽根川の河川環境や残されたオオサンショウウオの生息状況，繁殖環境変化の状況を把握するとともに，下流の旭川や支流河川でのオオサンショウウオの生息変化の状況を調査した．

調査は，豪雨直後から被害を受けた田羽根川と下和川水系において重点的に実施しており，オオサンショウウオの生息状況の把握とあわせて，土砂の流失・堆積による水辺環境の変化や，巣穴の状況などを把握した．

田羽根川では確認個体数が激減し，これまでの巣穴は土砂とともに流出したと考えている．大型のオオサンショウウオの生息が確認されていた下和川では個体が確認できていないが，豪雨被害を受けた田羽根川と下和川水系において，オオサンショウウオの生息状況調査を継続している．

真庭市北部では，集中豪雨で繁殖河川が大きく改変され，洪水によって多数の個体が，繁殖河川から下流に流されており，繁殖河川の田羽根川下流の旭川には高さ 2 m を超える取水堰堤（ハンザキ大明神裏の堰堤）があることから（図 2，3），田羽根川下流の旭川を中心に田羽根川，下和川水系について調査を行った．

下流域に外来種のチュウゴクオオサンショウウオが侵入している場合，遡上スロープ設置に

より，上流域での交雑が発生する可能性があることから，交雑を防ぐために旭川でのチュウゴクオオサンショウウオ（外来種）の生息有無についての DNA 調査を実施した．

調査は，4 月中旬から 11 月中旬にかけて実施し，5 月 10 日（金），6 月 14 日（金），8 月 7 日（水），8 日（木），9 月 14 日（土），15 日（日），25 日（水），10 月 5 日（土）は，調査会・観察会として参加者・見学者を募って開催した（図 4）．

調査の結果，ハンザキ大明神（漁協）裏の堰堤の下流 150 m の区間だけでも 100 匹（頭）を超えるオオサンショウウオが生息し，上流の繁殖地に戻ることが困難となっていることが判明した（図 5）．

また，9 月 15 日（日）の観察会では，この区間で巣穴と卵塊が確認できたが，この区間は産卵適地でないため，後日の調査により，発見された卵塊は孵化することなく，死滅していることが確認．

一方，繁殖地である田羽根川上流については，秋に卵から孵化したオオサンショウウオの幼生が 2 月に巣立ちし，下流に移動し，川底の落ち葉溜まりなどに隠れており，発見しやすいことから，3 月 1 日に幼生調査を実施．

3 月 1 日に実施した調査では，豪雨被害を受けた田羽根川の繁殖地付近において 4 ～ 5 cm 程度の幼生 23 匹が確認され，豪雨後も繁殖巣穴が残っていることが判明．

図 4　住民参加で実施した旭川でのオオサンショウウオ調査

図 5　100 人以上が参加した 10 月のオオサンショウウオ保護調査

2. 保護対策工事の実施

生息状況調査にあわせ，田羽根川，下和川の繁殖地へのオオサンショウウオの遡上を妨げている堰堤や落差工など河川構造物について現地確認など調査を行い，遡上スロープの設置箇所や工法の検討を行った．

田羽根川には，大小複数の堰堤が建設されており，オオサンショウウオの遡上を困難にしていることから，下流から繁殖地への遡上を妨げている堰堤など河川構造物の状況を把握し，オオサンショウウオの繁殖に支障をきたしている堰堤や落差工，支流との高低段差などについて，遡上を容易にする対策を検討するオオサンショウウオ保護活動組織づくり会議を昨年夏より開催しています．会議には，専門家の桑原一司氏（日本オオサンショウウオの会会長）などが顧問として加わり，現地検討会や川づくり勉強会などを実施．

保護対策工事は，豪雨によって流されたオオサンショウウオが上流の繁殖地（田羽根川，下和川など）へ戻ること（遡上）を妨げている河川構造物について遡上スロープを設けるほか，豪雨によって繁殖巣穴が流れた田羽根川に，人工巣穴を設置することでオオサンショウウオの

生息環境・繁殖環境を保全しようという試みであり，専門家（桑原一司博士・益田芳樹教授）や協力団体（おかやまオオサンショウウオ会・晴れの国野生生物研究会），岡山県（河川管理者），真庭市教育委員会，水利関係者など関係機関との協議を重ね，河川管理者である岡山県美作県民局真庭地方事務所建設部維持管理課の担当者からも理解を得ることができた．

堰堤での保護対策については，蛇籠・ふとん籠にコンクリートを塗り込んで固定し，表面に自然石を埋め込むなどして，オオサンショウウオや魚が登りやすくした永久構造のスロープ設置にくわえ，板や網などを用いた取り外し可能な遡上スロープの設置なども検討している．

遡上スロープづくりは，チュウゴクオオサンショウウオ（外来種）の生息有無についてのDNA 調査結果を踏まえた岡山県教育委員会の検討結果を待つことになったが，これまでの調査ではチュウゴクオオサンショウウオの生息を示唆する結果は出ておらず，2020 年度以降，複数の箇所で遡上スロープづくりを実施することになったため，今年度（2019 年度）は，堰堤での保護対策工事に代えて，豪雨で繁殖巣穴が消失した田羽根川において，人工巣穴を設置することになった（図 6，図 7）．

図 6　温泉街を流れる田羽根川の 5 ヶ所に設置したオオサンショウウオの人工巣穴

図 7　田羽根川でのオオサンショウウオの人工巣穴説明会．温泉街を流れる田羽根川ではオオサンショウウオ人工巣穴を使った環境学習会説明会を開催している．

3. 啓発活動・人材育成の実施

真庭地域におけるオオサンショウウオの繁殖地は，旭川の支流河川であり，かつては，支流のいたるところでその姿がみられ，繁殖地になっていたが，長年にわたる河川工事や環境変化などによって，オオサンショウウオの生息を確認できなくなった河川も多くあることから，これら河川についても将来，オオサンショウウオが生息し，繁殖できるよう，オオサンショウウオの調査保護活動や清流環境再生活動とあわせて，真庭市内子どもたちのほか，岡山市など県南部の小学生とその保護者を対象に自然体験型環境学習会を開催し，住民啓発活動を進め，5 月 10 日（金），6 月 14 日（金），8 月 7 日（水），8 日（木），9 月 14 日（土），15 日（日），25 日（水），10 月 5 日（土）に，調査会・観察会と

図 8　温泉街を流れる旭川でのオオサンショウウオ夜間観察会

して参加者・見学者を募って実施した（図 8）．

啓発活動は，勉強会のほか，オオサンショウウオ生息地の環境を活用して，児童生徒とその保護者などを対象としたオオサンショウウオ観察会，水辺の生きもの観察会などの自然体験型の環境学習会を 6 月 16 日，29 日，9 月 28 日，29 日に開催し，オオサンショウウオ生息地となる里山水辺の自然を体感してもらうことで，清流保全の必要性について理解を求めた（図 9，図 10）．

4. 清流環境保全活動の実施

生態調査や清流環境保全のための住民啓発活動を実施し，保護対策（遡上スロープなどの設置）とあわせて，人工巣穴の設置や伝統的工法での護岸改修を行うよう，関係機関と連携し，オオサンショウウオの生息域拡大と繁殖環境づくりを進め，9 月に温泉街を流れる田羽根川に人工巣穴を 5 ヶ所設置し，繁殖地に残った個体群の保護をはかるとともに，見学会や環境学習会・観察会などを実施し，保護活動の拠点となるフィールドの環境整備を下和川水系においても進めた（図 10）．

図 9　ボートを使った下和川長とろでの清流探検

図 10　美しい清流の環境が残る下和川での生き物観察会（生物調査会）

図 11　下和川長とろでの自然体験型環境学習会

29th Pro Natura Fund Domestic Activity

Protective activities for giant salamanders whose breeding grounds have been significantly altered by heavy rain disasters and whose populations have escaped

TOKUNAGA Takumi, SAWAMOTO Harumi, HAMAGO Takayuki,
OGAWARA Yasuhiro, TANI Kozo and HIRATA Yoshiko

Keywords: community development, environment restoration, giant salamander habitat, nature learning through experience, special natural monument

Maniwa Heritage Research Club

第 28 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成

山岳湿原の保全のための基礎調査と市民参加型保全活動への展開

沼の平保全活動グループ
三木　昇[1]・冨士田裕子[2]・元廣はるな[2]・イ　アヨン[2]・
内田暁友[3]・首藤光太郎[4]・岡崎　毅・金子和弘[2]

キーワード：研究者との協働，植生回復，大雪山国立公園，四ノ沼

北海道大雪山国立公園の内，手軽にアプローチできる湿原群として沼ノ平がある．上川町愛山渓温泉が登山口である．この湿原群には旭岳方面に抜ける木道が整備されている．この枝道としてあった四ノ沼や松仙園への登山道が 10 年ぶりに復活されることになった．四ノ沼は何列ものケルミ・シュレンケの発達が見事な湿原である．この中央に登山道が通されていた．グループのメンバーはこの見事な湿原景観を守るべく，登山道復活にあたってのルート変更を提案し，それが認められて回避させる事ができた．しかしながら，閉鎖後 10 年が経過しても湿原内の登山道跡やその周辺には，無植被部分が存在していた．グループの代表は沼ノ平の別地区で植生回復業務に以前から従事しており，その技術的な知見を活かして，無植被のままの四ノ沼湿原の植生回復を試みたいと思った．

とはいえ当地は大雪山国立公園の特別保護地区であり，国の特別天然記念物の網がかかった地域である．こうした，保護の網を強くかけられた地域で，一市民が善意でもって湿原の植生回復をしたいという気持ちがあっても，そう容易なものでないと予想された．そこで，研究者と協働する事により，保全活動の科学的な指導を得て回復を図る事を計画した．こうした協働がないと，環境省の理解を得ることや天然記念物内での行為申請，入林許可等を得るには難しいと考えたからである．なによりも，現地で植生回復について，アドバイスを研究者から直接受けることができるという利点も期待された．

そもそも，このような貴重な場所での復元作業は学術的な裏付けがないと行ってはいけないと考えている．ただ善意で思いつきの復元作業は湿原環境をかえって，そこなうものとなってしまう危険があるからである．

その事から北大の研究者に入っていただくことにより，環境省との調整も円滑に進み，天然記念物内行為申請がスムースに運んだ．また，現地の学術的な調査支援を市民側が行い，同時に復元へのアドバイスを直接現地でいただく事

1: 北ノ森自然伝習所　四ノ沼保全活動グループ　2: 北海道大学北方圏フィールド科学センター植物園　3: 斜里町立知床博物館
4: 北海道大学総合博物館
2019. 11. 15 受付　2020. 9. 29 公開

もできた．このように協働によるメリットは多大であった．

当初は 2018 年実施予定であったが，台風による道路崩壊により，予定の調査は行われず 2019 年に実施となった．そのため当初の予定の調査は十分に行うことができなかった．しかし，2019 年の調査同行により現地で直接指導を受けられた事は大きな成果であった．

沼ノ平内の五ノ沼付近では，現在木道が設置されているが，木道のない時期には，湿原内を登山者が自由に歩いていた．このため，湿原の裸地化した部分が広がっていた．この裸地において植生回復できない原因は，自然散布される種子が裸地部分に定着できないためと見られた．裸地化した泥炭表面では降雨が急流となり，せっかく散布された種子が流失してしまう．これを防止するためには，地表の水流を緩める事が必要である．沼の平の先行植生回復地では，ロール状に巻いた筵をダムとして，何連も連ねること，また地表には筵を敷設し，種子の発芽床とする方法が考えられた．しかし，これだけで植生は簡単に回復するものではなく，日本各地で用いられているミタケスゲを，北海道においても積極的に播種する事で，裸地が一応植物で被覆される実績があった．これをそのまま四ノ沼に利用できるかどうか，筵敷設法や播種適種について，8 月に現地で検討が行われた．これにより，これまでどおりの筵敷設手法の採用と，過湿な部分ではミタケスゲよりもミカヅキグサ，ホロムイソウ，ヤチスゲの利用が提案され，9 月の播種時に実施することにした．

図 1　調査隊による植生回復の資材・筵の担上げ　四ノ沼近く　8 月

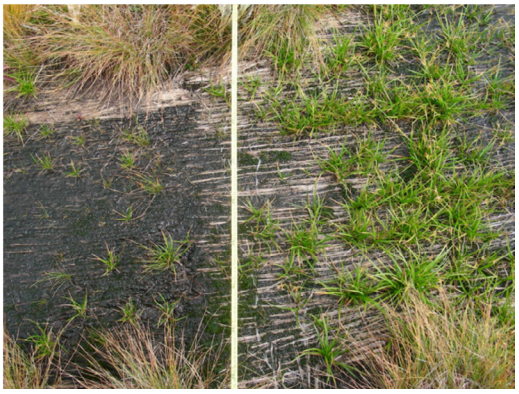


図 2　先行回復地沼ノ平　五ノ沼付近での成果　裸地部分に筵をはりミタケスゲの播種をした．右は播種量が多い部分．播種 3 年目．

8 月に調査とともに，裸地部にダム堤とする巻筵 2 本を竹串で止め，筵 3 枚を針金止めし敷設した．9 月に再訪しミタケスゲとミカヅキグサを現地で採取．それを筵下に播種した．本年の現地作業はこのようなものであった．（図 1 ～ 5）

次年度は，この結果を見つつ，さらに筵敷設面積を増やす．また，播種適種の検討を行い，実施していく．このように市民と研究者との協

図 3　作業状況　裸地部分に筵を敷設する．8 月

図4　ミカヅキグサを採取し，筵下に播種．9月

図5　筵敷設と播種後　9月

働により，四ノ沼のような厳しい規制のかかった場所で保全活動を行えたのは，北海道での新しい保護活動の形ではないかと思っている．代表の思いに賛同，協力いただいた研究者には感謝する次第である．

なお，調査では，登山道とされる部分で直接泥炭の上を歩く登山者により，泥炭の緻密化が起きている事が明らかになった．これは泥炭表面に何かしなくてはいけないという直観により，筵敷設をした事の裏付けが得られた．四ノ沼の植生調査の結果は研究者により，後日発表される事になっている．

28th Pro Natura Fund Domestic Activity

An attempt of basic research for conservation of mountain wetlands - The practical development of activities with citizen participation at Numanodaira Moor

MIKI Noboru, FUJITA Hiroko, MOTOHIRO Haruna, I Ayon,
UCHIDA Akitomo, SHYUTOU Koutarou, OKAZAKI Tuyoshi
and KANEKO Kazuhiro

Keywords: collaboration with researchers, Daisetsuzan National Park, recovery of vegetation, Yonnonuma pond

Activity Group for Conservation of Numanodaira Moor

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　国内活動助成　地域 NPO 枠

雲仙天草国立公園・田代原草原における ミヤマキリシマ保全活動

特定非営利活動法人　奥雲仙の自然を守る会
木下美津子[1]・中田妙子[1]・柴田鹿吉[1]・
松尾敏彦[2]・山口昌紘[2]・服部　充[3]

キーワード：環境教育，広報活動，生態系サービス，ドローン撮影，ボランティア

Ⅰ．今年度の活動の経緯

1. これまでの活動の成果

昨年度，長崎大学と協働で 4 回の保全活動を行い，うち 2 回は本助成により地域の住民に参加を呼びかけた．このとき同時に長崎大学環境科学部より服部准教授を招き，環境教育を目的とした地域の児童を対象としたイベントも並行して行った．これらのイベントの広報活動や実施時のマスコミ取材などにより，田代原草原の価値が広く喧伝されたと同時に保全活動が地域住民に認知された．イベントの参加者は，ミヤマキリシマ *Rhododendron kiusianum* 周辺の除草作業を通して草原環境や，そこに生息する昆虫類の生態に対して理解を深めた．

2. 今年度の活動目標

今年度は，昨年度の成果を生かし，NPO 法人の活動をより広く喧伝するために，引き続きイベントの企画，広報資料の作成，地域の大学との連携を行なうことを目標に活動を行なった．

まず，保全活動を行った事でミヤマキリシマに陽が当たり成長を促したことを実感してもらえるよう，今年度は 5 月の開花時期に「ミヤマキリシマをまもろう」イベントとして，保全活動と環境教育を企画した．

次に，（一社）建設コンサルタンツ協会の協力のもとドローン撮影を実施した．これによりミヤマキリシマの開花の様子を記録に残し，今後の広報資料に活用することとともに，動画を SNS で発信することを目指した．

さらに，長崎大学環境科学部と一体的に研究・保全活動に取り組むことにより，長崎大学における「ミヤマキリシマの効果的な保全活動のあり方」の研究と連携し，今後の効率的な保全活動の展開のあり方や，限られた人的資源による効果の最大化の方策を検討するようにした．

Ⅱ．今年度活動実績

1. 道具の購入

保全活動を実施する時に，伐採木などを運ぶリヤカーなどが不足しており，これらを購入した．

1: 特定非営利活動法人奥雲仙の自然を守る会　2:（一社）建設コンサルタンツ協会　3: 国立大学法人長崎大学環境科学部
2019. 11. 25 受付　2020. 9. 29 公開

2. 検討会を実施

長崎大学環境科学部の野外活動の一環として学生を中心に，（一社）建設コンサルタンツ協会と協力し田代原草原での保全活動について検討するワークショップを行った．その際，「地域住民」「企業や団体」「学生」3 つのターゲットを設定し，保全活動へのボランティア参加を募るための効果的な広報活動について検討した．このワークショップでは，今年度のイベントは子どもや初めての参加者も楽しめるように目標を設定し，討論を行なった．その結果，草原で実際にミヤマキリシマの開花を見ながら田代原草原の魅力や価値が体験できる自然教室として「草原スタンプラリー」と「保全活動」を行うこととした．

また，「田代原草原」「ミヤマキリシマ」「保全活動」へ興味を持つように広報資料を作成する検討会を行った（図 1）．

3. 長崎大学の学生研究への協力

長崎大学環境科学部の服部准教授が主宰する進化生態学研究室の学生 2 名によって，これまで NPO が行ってきたミヤマキリシマの保全活動の効果検証と，田代原草原の草本植物の多様性調査が行なわれた. その結果, 保全活動によってミヤマキリシマの成長が促進されていることが明らかになった．また，田代原草原は，人の手がはいっているにもかかわらず侵略的な外来種による侵入が観察されず，以前からの生態系が維持されていることが観察された．これらにより，これまで行なってきた保全活動の効果が実証され，今後より一層効果的な保全方法を検討するための材料を得ることができた．

図 1　広報資料の検討会の様子

4. 今年度行なった広報活動

1）2018 年 11 月 18 日，島原半島の児童を対象とした「森林のつどい」イベントで，服部准教授による環境教育と NPO による活動紹介を行なった（図 2）.

2）2019 年 3 月 2 日，長崎県森林ボランティアセンターによる森林ボランティア団体合同の研修会に参加した．この研修会において長崎県内の森林ボランティア団体へ活動紹介とイベント告知を行なった.

3）2019 年 3 月 8 日，田代原風致探勝林連絡協議会での会合において構成員である長崎県，

図 2 「森林のつどい」イベントでの環境教育と活動紹介の様子

JA，環境省，林野庁，島原半島観光連盟，雲仙市の担当職員へ広報協力依頼を行なった．

4）2019 年 3 月 26 日，FM 長崎のラジオ番組に長崎大学服部准教授とゲスト出演をした．番組内で NPO の活動紹介とイベント告知を行なった．

5）イベントチラシに雲仙市，雲仙市教育委員会の後援許可を取り，学校，島原半島の図書館，公共施設へポスター掲示など広報活動を行なった（図 3a，b）．

6）新聞 3 紙イベント記事掲載．

7）SNS による広報活動．

5. イベント準備

1）長崎大学ボランティアサークル　First Penguin の協力で，イベントチラシ，スタンプラリー，スタンプラリー用の消しゴム製ハンコの作成を行なった（図 4）．

図 3a　NPO 活動紹介の広報資料

2）イベント当日は雨天予報となったため，前日の 5 月 17 日に（一社）建設コンサルタンツ協会によりドローン撮影を行なった（図 5）

6. イベント報告

1）ミヤマキリシマをまもろうイベント（2019 年 5 月 18 日開催）

本イベントは合計で，47 名の参加者があっ

図 3b 「ミヤマキリシマをまもろう」イベントチラシ

図 4　長崎大学ボランティアとイベント準備の様子

図 5　ドローン撮影

図 6a　イベントでの講義風景

た（大学生 21 名，一般参加者 14 名，講師および関係者 12 名）．

午前中は，初めて参加する大学生参加者にむけて林野庁，環境省より田代原についての講義が行なわれた．

午後は，一般参加者とともに草原スタンプラリーと保全活動の予定だったが，風雨が激しくなったため安全面を考慮し，保全活動は中止した．しかし，短時間とはなったが参加者とともに草原に入り，服部准教授によるミヤマキリシマと周辺の草原の観察を行った．昨年度に保全活動を行った参加者は，ミヤマキリシマ周辺の除伐作業によってミヤマキリシマが開花した様子を見ることが出来た．また，初めての参加者は，ミヤマキリシマの葉の特徴を学び，他のツツジとの見分け方や周辺の植生を学んだ．

また，保全活動の代わりに，服部准教授による講義を室内で行った．国内外での深刻な生態系の変化による環境破壊の実態や，環境保全の重要さの講義を通して，参加者には田代原草原でのミヤマキリシマ保全活動の歴史や重要性と今後の保全活動や環境教室に参加を呼びかけた（図 6a，b）．

図 6b　イベント参加者によるミヤマキリシマの観察

7. ドローン撮影

（一社）建設コンサルタンツ協会の協力でドローンによる撮影を行った．これにより上空から草原の様子を確認し，草原の森林化の現状やミヤマキリシマを確認できた．

現在の田代原草原での主な保全活動は，放牧牛の行動範囲を広げる為にノイバラなどトゲのある植物や，ミヤマキリシマを被圧するツゲなど成長の早い植物を刈り取ることである．その保全活動の様子を撮影した動画と，5 月にミヤマキリシマが咲いている様子を上空から撮影した 2 種類の動画を編集することで田代原の魅力を引き出し，観光客の増加を目指した．この動画は，SNS（http://www.okuunzen.org/）にて配信中である（図 7a，b）．

図 7a　NPO のホームページ上でドローン動画紹介

図 7b　ドローンによる上空からの田代原草原の写真

Ⅲ．助成の成果と今後の課題

1. 長崎大学との連携の強化

1）長崎大学や（一社）建設コンサルタンツ協会との検討会によって，学生や企業の視点による田代原草原の魅力や保全活動や広報活動の改善点が判明した．この検討会で出された多くのアドバイスは，広報資料やイベント内容に反映することで，これまで以上に田代原の魅力を各方面に喧伝できたと考えている．

また，長崎大学のボランティアサークル First Penguin により大学内外に保全活動やイベントの参加を呼びかけてもらい，様々な面で NPO 活動の人手不足に協力を得ることが出来た．

2）　服部准教授の主宰する研究室の学生が行なった研究と連携し，田代原の生態系の維持を目指した．まず，学生の研究により田代原の草本植物の種多様性が明らかになった．この研究では，ただちに生態系に影響をおよぼすような侵略的な外来種の侵入は確認できなかった．しかし，今後保全活動の拡大に伴い，参加者による外部からの侵略的外来種の持込が懸念されるため，対策が望まれた．

また，ミヤマキリシマの保全効果の検証を共同で行なった．保全活動を積極的に行なった場所では，他の場所よりもミヤマキリシマの成長が，成長量の絶対量としてはわずかではあるものの優位に促進されていたことが明らかになった．今後は，よりミヤマキリシマの成長を促すことのできるような保全方法を探る必要がある．

Ⅳ．ドローン撮影による効果

1）森林化が進む場所については入ることが出来ず，また草原地域が広大なため把握できない場所もあった．しかし，上空からの撮影により，田代原の現状の大部分を把握する事ができた．これをもとに今後の保全活動の計画や検討の材料とした．得られたドローン動画は，訪問者や協力者を獲得できるよう田代原の魅力を引き出す編集を行った．これによりミヤマキリシマの開花した風景や NPO の活

動を紹介できるようにした. 作成した動画は, 現在 SNS で配信中であり，誰でも閲覧することが可能になっている. このような動画は, これまで認知されてこなかった田代原の周知につながると考えている.

Ⅴ．広報活動の拡大成果

1）日本自然保護協会の「自然保護大賞」に入選した.

2）島原半島世界ジオパーク協議会の行動計画改定において，ジオパークにおける保全活動実施団体として「保全」グループコアメンバーとして選ばれた．ジオパークと共催で保全活動を行う事が決まった.

3）地域の自治体団体と「田代原風致探勝林連絡協議会」との連携により，後援協力など公共施設や学校への広報活動が改善した.

Ⅵ．今後の課題

1）今回の助成により広報資料を作成することができた．これにより，「ミヤマキリシマ」や「田代原草原」の認知の拡大を図ったが, 希少な植物や地域を保護する保全活動の意義が地域に浸透しておらず，地域住民の環境保全に対する関心が低い事が分かった. そこで, 来年度は絶滅危惧種や環境保全に詳しい外部からの専門家を招き，地域と共に学ぶ機会を設けることになった.

2）広報資料の改善

今年度に確認できた保全活動の成果は地域の財産である．今後も持続的に活動を続け, ボランティアを募る為には今回の成果を反映した広報資料を作成する必要がある．田代原草原の魅力や価値を NPO の活動だけではなく，招請する外部講師や協力関係を得られた島原半島世界ジオパーク，地域の関係者の協力を得て新たな広報資料を作成し，地域と共に活動を広めていく予定である.

3）保全活動の効率化

来年度も（一社）建設コンサルタンツ協会の協力のもと, ドローン撮影を予定している. 昨年度の映像と比較して，効果的な保全活動の進め方を検討していくにあたり，長崎大学環境科学部服部准教授研究室との連携も継続していく．その研究成果をもとに田代原における草本植物図鑑を独自に作成し，訪問者への資料とするとともに外来種が侵入した際にこれまで存在した種との区別に利用する.

29th Pro Natura Fund Domestic Activity – Local NPO Category

Conservation activity of Kyusyu Azalea (*Rhododendron kiusianum*) in Tashirobaru grassland, Unzen-Amakusa National Park

KINOSHITA Mitsuko, NAKATA Taeko, SHIBATA Shikayoshi,
MATSUO Toshihiko, YAMAGUCHI Masahiro and HATTORI Mitsuru

Keywords: aerial photography by a drone, ecosystem services, environmental education, public relations, volunteer

29th Pro Natura Fund Overseas Grant

Surveys and canopy cameras of critically threatened monkeys in Comoé National Park, Côte d'Ivoire: A preliminary report

West African Primate Conservation Research Group
Reiko MATSUDA GOODWIN[1], Sery Ernst GONEDELE BI[2,3], Alec BAXT[4], E. Anderson BITTY[2,5], Edward D. WIAFE[6] and N'Golo A. KONE[7,8]

We conducted fieldwork at Comoé National Park in the northeast corner of Côte d'Ivoire. The objective of this study was to obtain population data that would enable us to find a priority area(s) for the synergistic conservation actions on the white-thighed colobus (*Colobus vellerosus*) and the white-naped mangabey (*Cercocebus lunulatus*). Both species are threatened species. We set up a remote camera in the tree crown along each of the 10 transects in each of the three study areas (Comoé, Iringou, Gawi) in the southwest of the Park. We also conducted surveys using the line transect sampling method in the forest (154 km) and reconnaissance surveys (21 km) in all habitat types. The canopy cameras obtained images of all primates except four species including *C. vellerosus* and olive colobus (*Procolobus verus*). The surveys (data were pooled) obtained the mean visual encounter rates (group/km) of *C. lunulatus* and *C. vellerosus* at 0.22 and 0.07, respectively, confirming the presence of a viable *C. lunulatus* population and several *C. vellerosus* groups. Unexpectedly, we found a baboon-mangabey hybrid-like individual during a survey. The lack of observation of *P. verus* is a concern. We will continue with research to determine a priority conservation area(s).

Keywords: camera trap detection frequency, *Cercocebus lunulatus*, *Colobus vellerosus*, encounter rate, line-transect sampling, protected area

I. INTRODUCTION

Both the white-thighed colobus (*Colobus vellerosus*) and the white-naped mangabey (*Cercocebus lunulatus*) have been rapidly experiencing local extinctions in forests throughout their distribution ranges. Historically both species had been widely distributed in West Africa (Grubb 1998), but they have been extirpated from almost all protected areas where they used to be common (Martin & Asibey 1979; Owusu et al. 2005; Oates 2006; Gatti, 2010; Wiafe 2013; Gonedelé Bi et al. 2014; Osei et al. 2015). Both species have been hunted for their meat that is consumed in local communities. The meat of the two monkey species

1: Department of Sociology & Anthropology, Fordham University, U.S.A. 2: Laboratoire Génétique, Université Félix Houphouët Boigny d'Abidjan-Cocody, Côte d'Ivoire, 3: Centre Suisse de Recherches Scientifiques en Côte d'Ivoire, Côte d'Ivoire, 4: Roots & Arboricultural Consulting & Then Some New York, U.S.A., 5: Laboratoire de Zoologie et Biologie Animale, Université Félix Houphouët Boigny d'Abidjan-Cocody, Côte d'Ivoire, 6: Department of Environmental and Natural Resources Management, Presbyterian University, Ghana, 7: Natural Sciences Department (UFR-SN), Nangui Abrogoua University, Côte d'Ivoire; 8: Comoé National Park Research Station in Ecology, Côte d'Ivoire
Received 2019. 12. 12, Published 2020. 9. 29

is prized bushmeat for they are larger-bodied with a higher ratio of protein to the ammunition cost than species such as the forest guenons (genus *Cercopithecus*). Bushmeat is also transported to urban centers by commercial bushmeat traders who sell it in markets at high prices. Although habitat loss and fragmentation due to the clearing of forests for timber, cash crop plantations, farms, charcoal making, extracting firewood, fire set by cattle herders, and mining are important culprits, the most serious threat is uncontrolled hunting that has contributed to the significant decline of these species (Matsuda Goodwin et al. 2019).

Given the fact that intensive hunting and significant habitat loss and degradation have been taking place across its distribution range and the population of *C. vellerosus* has been estimated to have declined by more than 80 % over the past 27 years, the IUCN Red List authority that includes the two authors (Gonedelé Bi, Matsuda Goodwin) of this study upgraded the threatened status of this species from Vulnerable in 2008 to Critically Endangered in 2016, bypassing Endangered. In each country of the species' range, Côte d'Ivoire, Ghana, Togo, and Benin, only one to two groups of *C. vellerosus* are known to occur in a few protected areas (e.g., forest reserves, national parks), although we know that a stable population of about 365 individuals occurs at Boabeng-Fiema Monkey Sanctuary in central Ghana (Matsuda Goodwin et al. 2019).

The white-naped mangabey was assessed as Vulnerable in 2008 as a subspecies of the sooty mangabey (*Cercocebus atys*), but the taxon (*Cercocebus atys lunulatus*) was raised to a full species in 2016. In 2016, we recognized the gravity of the trend of population decline and the level of habitat destruction similar to that experienced by *C. vellerosus* and have elevated the status of *C. lunulatus* to Endangered. As experts on West African primates, we identified that Comoé National Park (NP) is the most important protected area for synergistic conservation of the two threatened monkey species. Comoé NP appears to hold several groups of *C. vellerosus* while ≥1,000(?) *C. lunulatus* individuals may occur in this park (J. Lapuenté, pers. comm. 2017). As for *C. lunulatus*, Comoé NP is the most important site followed by Tanoé swamp community forest in Côte d'Ivoire where Gonedelé Bi (personal comm. 2016) has seen several groups in 2008. Although Comoé NP is the only protected area in Côte d'Ivoire where the two threatened species co-occur, a lack of population data on the taxa have hindered us from implementing synergistic conservation actions.

The main goal of this project, therefore, was to obtain crucial population data and distribution patterns of the groups of the two threatened monkey species that would enable us to find a priority site for the conservation actions targeting the two species at Comoé NP. Another goal was to obtain some population data on other anthropoid species that occur in the Park.

II. Methods

1. Study Site and Study Period

The project site is Comoé National Park (114,876 km^2, 09°09′49″ N, 03°46′21″ W) in north-eastern Côte d'Ivoire. It is one of the largest protected areas in West Africa (Fig. 1). The works of the Comoé Chimpanzee Project have helped the site to recover its status of UNESCO World Heritage Site in 2017. The habitat mosaic of the Park is known as a phytogeographically important park with an

enormous floral and faunal diversity (Fischer et al. 2002). Some of the threatened charismatic mammals that inhabit Comoé NP include the African bush elephant (*Loxodonta africana*), the African wild dog (*Lycaon pictus*), and the Western chimpanzee (*Pan troglodytes verus*). At Comoé NP, in addition to the three primates (*C. vellerosus*, *C. lunulatus*, *P. troglodytes verus*) so far mentioned, eight other primate species are believed to occur in the Park: Eastern lesser spot-nosed monkey (*Cercopithecus petaurista petaurista*), Lowe's monkey (*Cercopithecus lowei*), green monkey (*Chrolocebus sabaeus*), patas monkey (*Erythrocebus patas*), Anubis baboon (*Papio anubis*), olive colobus (*Procolobus verus*), West African potto (*Perodicticus potto potto*), demidoff's dwarf galago (*Galagoides demidoff*). Despite the fact that there are past reports of the presence of the roloway monkey (*Cercopithecus roloway*) and the putty-nosed monkey (*Cercopithecus nictitans*) (Fischer et al. 2002), there has been little recent credible information that these two species ever existed or still occur at the Park. During the last five years, the OIPR (*Office Ivoirien des Parcs et Réserves*) and Comoé National Park Research Station have been making greater efforts to counter many illegal human activities such as poaching and artisanal gold mining that negatively influence the Park's fauna.

We conducted this study from December 2018 to July 2019, however, most of the data come from December 2018-January 2019 and May 2019-July 2019.

2. Creating an NDVI map and choosing study areas

To discern different vegetation types in Comoé NP, we computed the Normalized Different Vegetation Index (NDVI) by the use of the Semi-Automatic Classification PlugIn (SCP) v. 5.0.8 in QGIS v.3.4.4. We first downloaded and processed the cloud-free Landsat 8 OLI/TIRS band images dated January 1, 2018 (Scene ID: LC81960542018001LGN00, WRS Path 196, WRS Row 54 and Scene ID: LC81960532018001LGN00, WRS Path 196, WRS Row 53) from the US

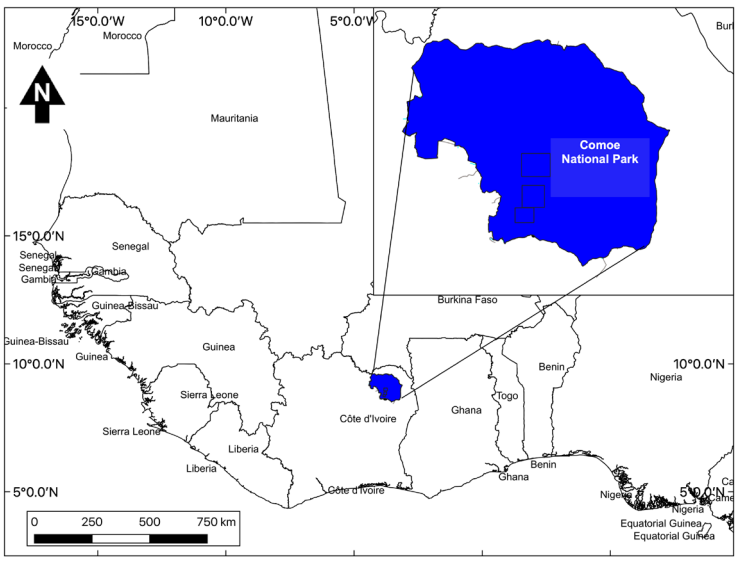


Fig. 1. The project site is Comoé National Park (09°09′49″ N, 03°46′21″ W) in north-eastern Côte d'Ivoire. Comoé NP, which covers about 11 500 km^2, is one of the largest national parks in West Africa. The habitat mosaic in the Park is home to a wide variety of plants and animals. The works of Comoé Chimpanzee Project have helped the site to recover its status of World Heritage Site in 2017.

Geological Society's website (https://earthexplorer.usgs.gov/). The band images 2-7 were preprocessed for radiometric calibration and DOS1 (Dark Object Subtraction 1) atmospheric correction (Chavez 1996), converted to surface reflectance and viewed as a color composite image using bands 7,3, and 2 (Congedo and Macchi 2013; Congedo 2016). We established NDVI by the following equation: NDVI $= \frac{(NIR\text{-}RED)}{(NIR+RED)}$. We then created polygonized NDVI images from the two Landsat 8 panels of the park. The resulting color image shows differences that we can observe on the ground that approximately correspond with the vegetation types, but the image should not be considered as the land cover classification. The composite color image gives us a good idea regarding where the forests are found because the target primate species of this study mainly forage in the forest, although this does not mean that they exclusively use the forest. The polygonised NDVI shapefiles were processed by R (3.4.4) to count the number of cells that apply to the following hypothetical values for each vegetation type: Old Forest (≥0.653), Disturbed Forest・Woodland (≥0.524), Tree Savanna (>0.395), Shrub savanna (>0.265), Herbaceous Savanna (>0.136), and Bare soil, Rocks, and others (<0.136) (Table 1). The package "foreign" (v 0.8-72) was used to read the dbf files. Based on the NDVI map, we chose three study areas (Comoé, Iringou, and Gawi, from the southern most to the northern most) to establish transects and reconnaissance (recce) paths.

Table 1. The number of canopy cameras deployed

Study Area	Area* (km^2)	Number of cameras	Trap days
Comoé	81.0	9	993
Gawi	193.0	9	502
Iringou	143.8	9	481
Mean			658.7
sd			289.7

* This is the area of the bounding box that was drawn to contain all the transects. It is not a sampling area.

3. Canopy cameras

We installed a trail camera (Browning Trail Cameras Spec Ops 10MP FHD Video IR Camera, BTC-8FHD and BTC-8FHD-P) at 12-20 m above the ground on a tree trunk on each of the same transects where line-transect surveys (see below) were conducted to capture one-minute videos of the wildlife. We chose trees that had fruits or young leaves that are food species of the two primate species at the time of camera installation. In total, we installed ten cameras in each of the study areas, but at each site nine properly functioned (two malfunctioned and one exploded due to the direct sun exposure shortly after installation). Because of the logistic limitations of the number of trees that can be climbed to set up cameras in each study area per day due to the treacherous ravenous terrain along the gallery forests, the number of trap days per camera, per study area varied (Table 1). The total trap days for cameras established at each study area were the following: Comoé, 993, Gawi, 502, Iringou, 481 (mean = 658.7, s.d. = 289.7). We checked the batteries and changed memory cards at irregular intervals and downloaded the captured images at the end of the dry season and the wet season. We tabulated the number of trap days per season. We defined the dry season from December 10, 2018 which was the beginning of the study, until May 31, 2019 and the wet season between June 1 and July 28, 2019, which was the end of this study. We manually inspected each video to examine which species occurred when on which camera. Out

of the 27 functionining cameras, 13 cameras captured images of the primates (success rate = 44.4 %). We calculated detection frequencies (DF) using the following equation: DF = (the frequency of a species captured/trap days) x 100 by each camera.

4. Walking surveys

We conducted line-transect surveys on 10 x 1-2 km transects created in gallery forests and forest islands in each study area, but only 5-6 transects per study area were walked more than three times. In total, we walked 154 km of line-transects. We also conducted 21 km of recce surveys while we were reaching from one line-transect to another in various types of habitats. On each transect or recce survey path, we walked slowly at 1-1.5 km per hour and recorded the mammalian species we encountered, the number of individuals seen, the estimated group size, the time, the behavior of the first individual seen, the mode of observation (visual or auditory), and the GPS coordinates (White & Edwards 2000). We calculated encounter rates (ER) (group/km) per mode of observation by dividing the frequency of the groups per species observed by the number of km walked. Due to the low ER of all primate species seen, the use of DISTANCE to compute population density for any of them was precluded. For this reason, we pooled the data from both line-transect surveys and recce surveys to calculate ERs for all primate species. The sighting data of other fauna (e.g., squirrels, genets, birds) are not yet analyzed and will not be reported here.

During surveys, we collected evidence of hunting (spent shotgun cartridges, gunshots, hunters' camps) in an attempt to quantify the relative intensity of hunting, but the frequency of such signs was extremely low and most of those signs appeared to be older than three years. Such old signs were not informative evidence of recent hunting. For this reason, we did not calculate a relative index of hunting pressure.

5. Correlation between camera trap data and surveys

To examine congruence between the DF of the cameras and the visual and auditory ER obtained through surveys, we performed Pearson correlation tests on R (3.4.4). The confidence level was set at 0.05.

III. Results

1. NDVI of the Comoé NP

Fig. 2 shows the NDVI map of the Comoé NP while Table 3 shows the percentages of different vegetation types delineated by NDVI. It shows that the old forest consists of only about 4 % of the entire park. When young and disturbed forest is included, 9.5 % is considered to be the forest. This is the habitat type that *C. lunulatus* and *C. vellerosus* mainly utilize.

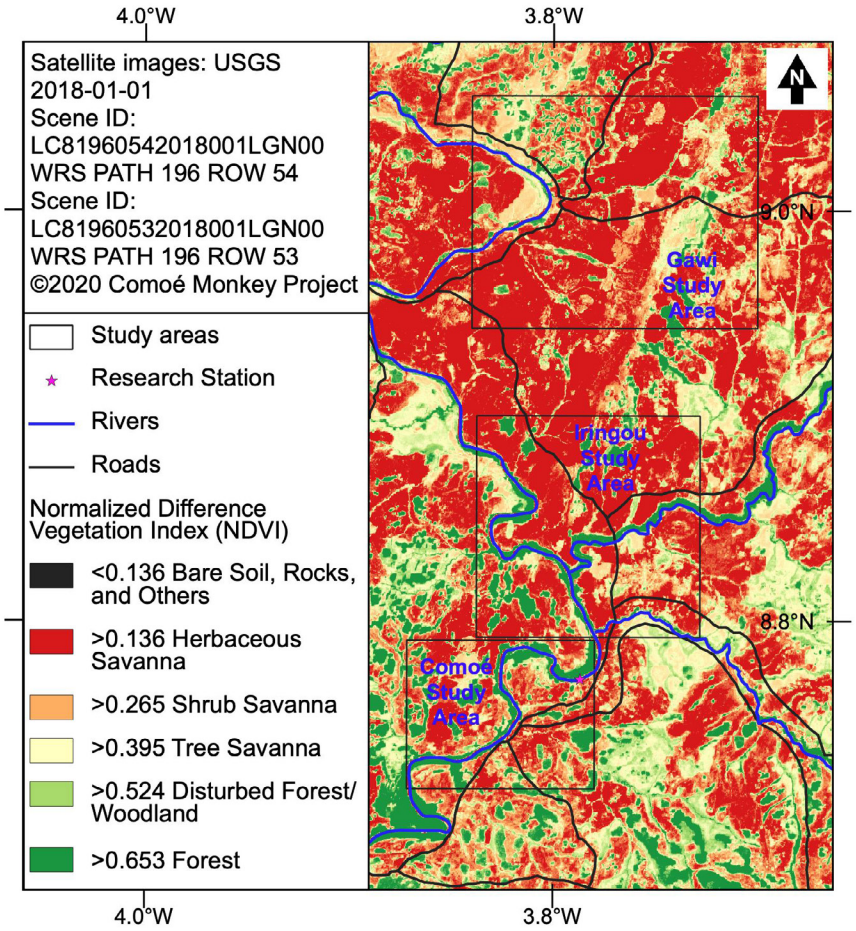


Fig. 2. NDVI raster map of Comoé NP

Table 2. The result of NDVI analysis shows that the forest consists only about 4 % of the entire Comoé NP

Habitat types	Old Forest	Disturbed Forest/ Woodland	Tree Savanna	Shrub Savanna	Herbaceous Savanna	Bare Soil, Rocks, and Others
NDVI	≥0.653	≥0.524	>0.395	>0.265	>0.136	<0.136
No. of cells	538662	703749	2126252	3517552	4059069	2125237
Percentages	4.12%	5.38%	16.27%	26.91%	31.06%	16.26%

2. Canopy cameras

The remote cameras captured images of all primate species except four species, the white-thighed colobus, the olive colobus, the patas monkey, and the potto (Fig. 3). A few videos partial body parts of some monkeys that could not be definitively identified, but they appeared to be the guenons (genus *Cercopithecus*). Also, a few videos were those of the *Galagoides* species, but whether they belonged to *Galagoides thomasii* or *Galagoides demidovii* was not certain. Table 3 shows the detection frequencies (DF) for primate species in the dry and wet seasons. This indicates that the dry season had higher DF than the wet season. During

Table 3. Detection frequencies (DF) of canopy cameras for all primate species in dry vs. wet seasons indicating that the dry season had higher DF than the wet season.

CP = *Cercopithecus petaurista*; CCL = *Cercopithecus lowei*, CL = *Cercocebus lunulatus*; CHS = *Chlorocebus sabaeus*; PA = *Papio anubis*; CV = *Colobus vellerosus*; PV= *Procolobus verus*; PP = *Perodicticus p. potto*; GA = *Galagoides* spp. ; EP = *Erythrocebus patas*, GS = *Galago senegalensis* PT = *Pan troglodytes verus*; UNID = Unidentified monkey species. *One group was detected in Comoé study area, but the data were lost and the DF could not be computed.

Season	Study Area	Trap Days	CP	CCL	CL	CHS	PA	CV	PV	PP	GA	PT	EP	GS	UNID	Mean	s.d.
Dry	Comoé	753.00	4.62	2.89	5.72	0.00	0.00	0	0	0	0.63	0	0	0	0.06	1.16	2.060
	Gawi	184.00	7.79	0.00	1.11	0.00	1.11	0	0	0	1.71	0	0	0	0.00	0.98	2.230
	Iringou	401.00	1.08	0.46	0.00	0.00	0.68	0	0	0	0.00	0	0	0	0.00	0.19	0.361
	Mean	446.00	4.50	1.12	2.28	0.00	0.60	0	0	0	0.78	0	0	0	0.02	0.77	1.550
	s.d.	287.16	3.36	1.55	3.03	0.00	0.56	0	0	0	0.87	0	0	0	0.03	0.52	1.030
Wet	Comoé	278.00	1.39	0.25	1.00	0.00	0.00	0	0	0	0.00	0	0	0	0.33	0.25	0.464
	Gawi	312.00	1.95	0.30	1.02	0.17	2.21	0	0	0	0.16	0	0	0	1.60	0.62	0.846
	Iringou	80.00	6.42	4.98	2.02	1.01	2.62	0	0	0	1.01	0	0	0	0.00	1.51	2.170
	Mean	223.33	3.26	1.84	1.35	0.39	1.61	0	0	0	0.39	0	0	0	0.64	0.79	
	s.d.	125.29	2.76	2.72	0.58	0.54	1.41	0	0	0	0.54	0	0	0	0.84	0.65	
Two seasons	Mean	334.67	3.88	1.48	1.81	0.20	1.10	0	0	0	0.59	0	0	0	0.33	0.78	
	s.d.	138.17	2.83	2.02	2.02	0.40	1.11	0	0	0	0.68	0	0	0	0.63	0.52	

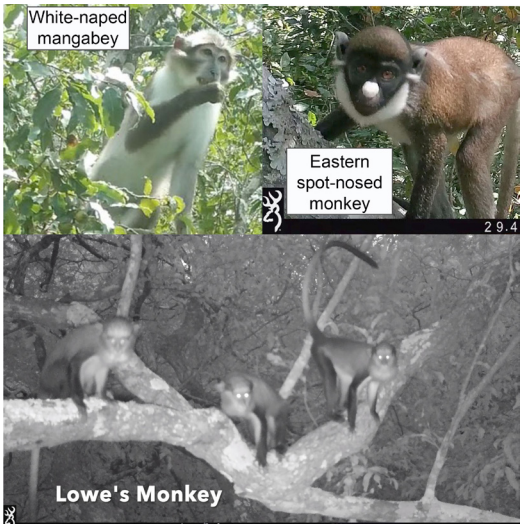


Fig. 3. Some primate images captured by canopy cameras

the dry season, the mean DF for the spot-nosed monkey, mangabey, and the Lowe's monkey were: 4.74, 2.48, and 1.22, while during the wet season, the rates were 3.97, 1.67, 0.72. Overall, the Eastern lesser spot-nosed monkey shows the highest DF among all sites except the dry season in the Comoé Study Area where the white-naped mangabey shows the highest DF. Also, the DF for all primates except the unidentified monkey species had higher DF during the dry season than the wet season. The detection frequencies (DF) of primate species indicate that in Comoé study area, the mangabey had the highest DF, followed by the spot-nosed monkey, and the Lowe's monkey, while in the Iringou study area, the spot-nosed monkey had the highest DF followed by the Lowe's monkey and the baboon. Meanwhile, in the Gawi study area, the spot-nosed monkey had the highest DF followed by the baboon, and the mangabey (Fig. 4).

3. Walking surveys

Line-transect surveys recorded all diurnal primates except the olive colobus and the patas monkey and for nocturnal prosimians, the Western potto, *Galagoides* spp. and *Galago senegalensis*, were observed. During recce surveys through the savanna and other habitat types, the only species observed were the patas monkey and the Anubis baboon. No other anthropoid species were observed in the savanna. The ER (group/km) with the visual mode of sighting of the primates shows that the mangabey (0.216) had the highest ER, followed by the Lowe's monkey (0.145), spot-nosed monkey (0.097), Anubis baboon (0.078), white-thighed

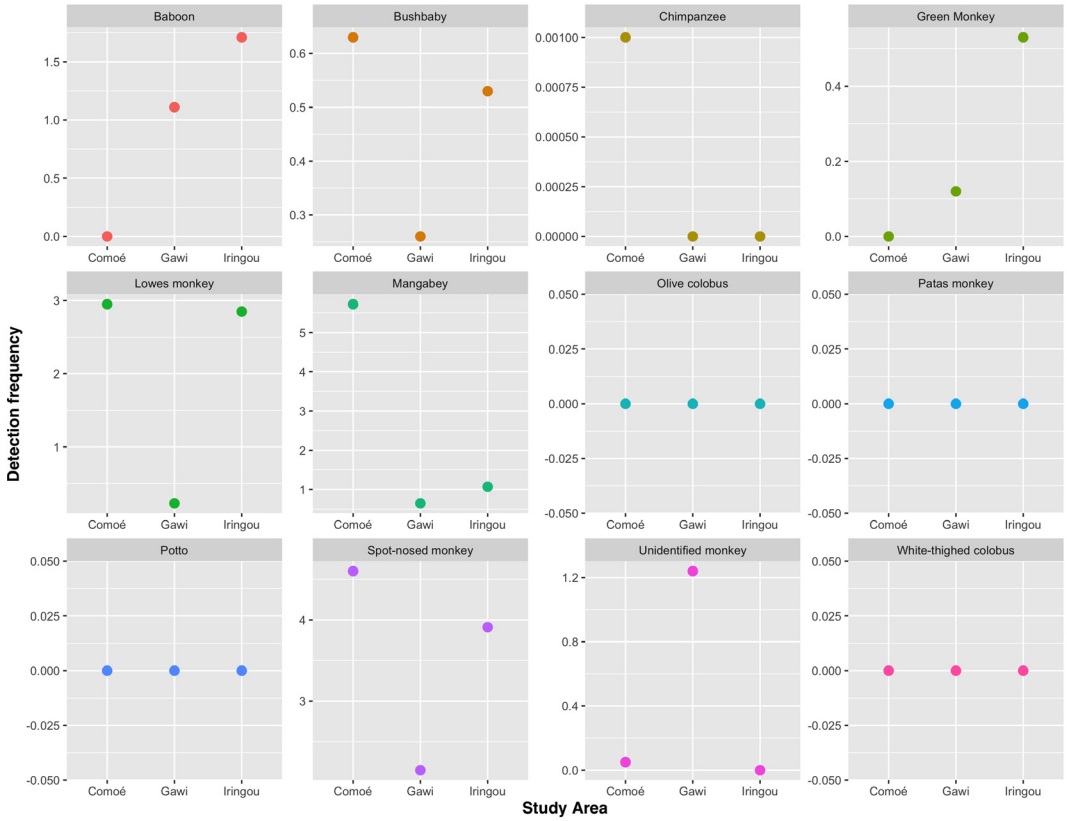


Fig. 4. Detection frequencies (DF) of primate species in study areas indicate that ar Comoé, the mangabey had the highest DF, followed by the spot-nosed monkey, and the Lowe's monkey, while at Iringou the spot-nosed monkey had the highest DF followed by the Lowe's monkey and the baboon. Meanwhile at Gawi, the spot-nosed monkey had the highest DF followed by the baboon, and the mangabey.

colobus (0.070), green monkey (0.044), and the patas monkey (0.012) (Table 4). The ER by auditory mode of observation shows that again, the mangabey had the highest ER (0.253) followed by the Lowe's monkey (0.075), spot-nosed monkey (0.069), baboon (0.033), and the patas monkey (0.012) (Table 4). The white-thighed colobus and the green monkey were not encountered by their calls during the surveys, although we have heard them while we were engaging in other activities (e.g., installing cameras). At all study areas, both the mangabey and the white-thighed colobus were encountered, and when the mangabey was encountered, this species was in large groups (30~50 individuals) often within mixed-species groups that included the spot-nosed monkey, the Lowe's monkey, and the baboon while the white-thighed colobus was always found in single-species groups

Table. 4. Average ER of primate species at three study areas

Species	Visual ER	Auditory ER
Mangabey	0.216	0.253
White-thighed colobus	0.070	-
Lowe's monkey	0.145	0.075
Spot-nosed monkey	0.097	0.069
Baboon	0.078	0.033
Green monkey	0.044	-
Patas monkey	0.012	0.012
Baboon	0.078	0.033

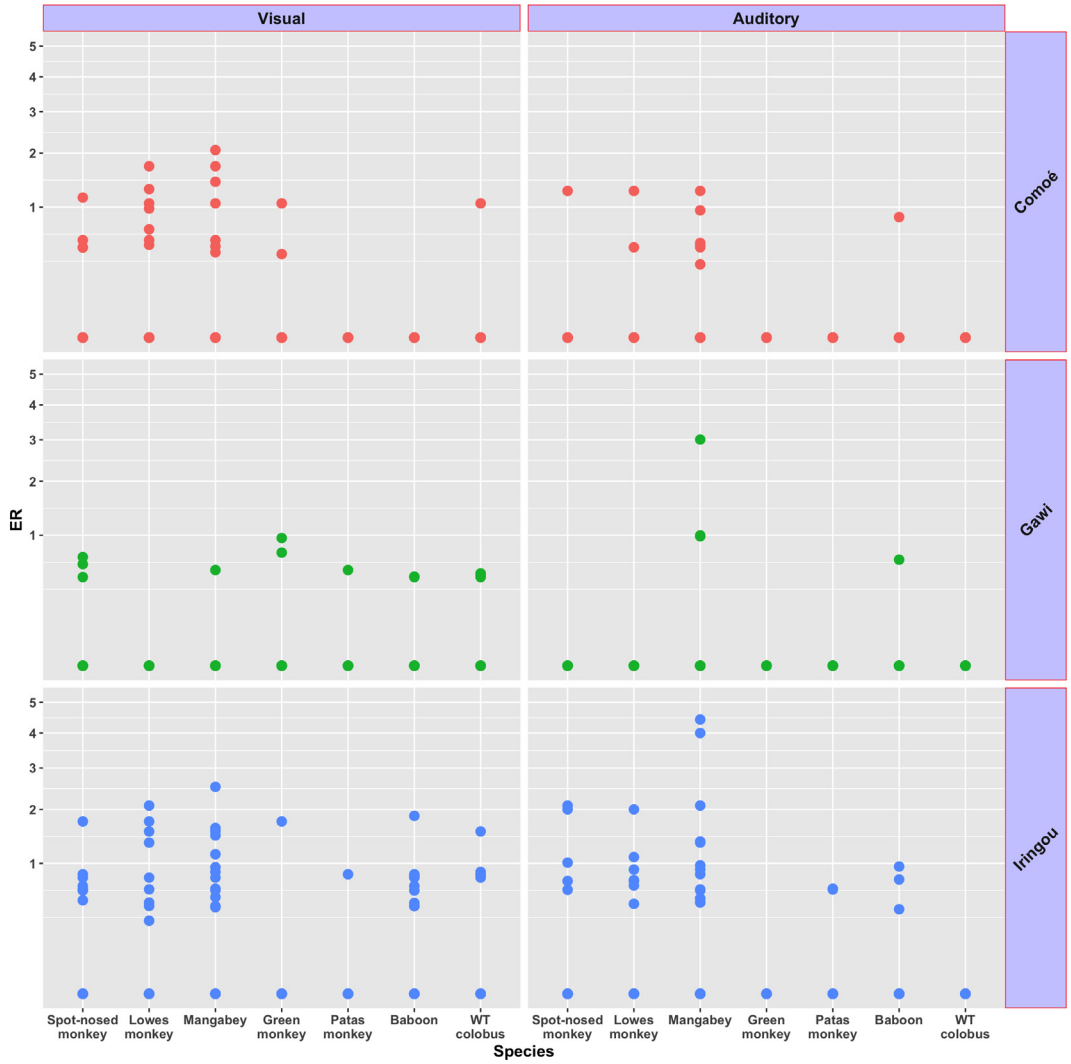


Fig. 5. Encounter rates (ER) by observation modes and study areas indicate that all primate species except four species were visually encountered and the mangabey was encountered more frequently than other species in Comoé and Iringou study areas. In Gawi, the green monkey was encountered more frequently. (WT colobus = white-thighed colobus)

of small size (3-5 individuals). Furthermore, the mangabey was encountered more frequently at Comoé and Iringou than at Gawi while the white-thighed colobus was encountered more frequently at Iringou and Gawi than in Comoé (Fig. 5). The ER by visual mode of observation indicates that the mangabey was encountered more frequently than other species in Comoé and Iringou study areas. At Gawi, the green monkey was encountered more frequently, although the auditory ER shows that the mangabey had the higher ER, followed by the spot-nosed monkey and the Lowe's monkey.

Unexpectedly, during our surveys in the Iringou study area on July 15, 2019, one of us (Matsuda Goodwin) observed a probable baboon-mangabey hybrid monkey (Fig. 6). This individual was seen in

Fig. 6. A probable babmangabey hybrid individual at Iringou

a mixed-species group of the spot-nosed monkey, baboon, and the mangabey that contained about 30 individuals.

Regarding hunting signs along the transects, we rarely encountered such signs because other researchers who have previously worked in the Park have already collected hunting signs in the last several years. We encountered few current signs of hunting except only a few times when we heard gunshots. For this reason, we were unable to obtain the necessary data that would enable us to examine the correlation between primate ER, the intensity of hunting, and habitat types.

4. Correlation between camera trap data and surveys

Although the remote cameras captured the spot-nosed monkey most frequently, this species was not the most frequently encountered species during the surveys; the mangabey was the most frequently seen species, during surveys. Also, even though the white-thighed colobus and the patas monkey were seen during the surveys, the cameras did not capture their images. The olive colobus and the Western potto were the only species that were neither captured by the cameras nor observed during the surveys. The Pearson correlation tests performed

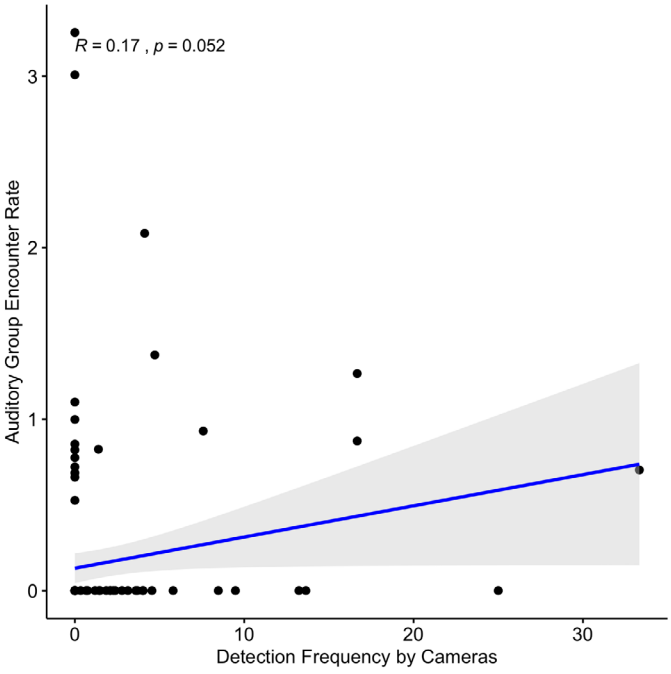


Fig. 7. Little correlation was found between the camera detection frequencies and auditory encounter rates of primate species

between the DF by the cameras, visual ER, and auditory ER showed little correlation (Fig. 7), indicating that there was little correspondence between the DF and the ER of any primates.

IV. Discussion and Conclusion

The NDVI map was a quick way to delineate different vegetation types for the purpose of selecting study areas and creating transects, but it lacks accuracy. The map we created remains a hypothesis that needs to be rigorously tested. The better method is to conduct land cover classification. For this reason, we will perform land use/land cover classification on the same two images used in this study with QGIS's SCP plug-in and conduct an accuracy assessment using the stratified random sampling method based on our ground-truthed data collected in the field (Olofsson et al. 2014).

Table 5 lists the primate species that our study verified to occur in the park. The lack of observation of the Western potto is a concern, but the threatened status of this species is Least Concern. Therefore, we are not too alarmed. Besides, all surveys were conducted during the day, so not seeing this nocturnal species while conducting surveys is not surprising. Also, the fact that the cameras did not capture the videos of the patas monkey is understandable, because this is the true-savanna

Table 5. List of primate species in Comoé National Park, their threatened status, and the confirmation of their occurrence by this study

Taxon	Common name	IUCN Red List Status (2008)	IUCN Red List Status (2016)	Confirmed by this study
Cercocebus lunulatus (Audebert, 1797)	White-naped mangabey	EN	EN	Yes
Cercopithecus petaurista petaurista (Schreber, 1774)	Eastern spot-nosed monkey	LC	LC	Yes
Cercopithecus lowei (Thomas, 1923)	Lowe's monkey	VU	VU	Yes
Chrolocebus sabaeus (Schreber, 1774)	Green monkey	LC	LC	Yes
Erythrocebus patas (Schreber, 1775)	Patas monkey	LC	LC	Yes
Papio anubis (Lesson, 1827)	Anubis baboon	LC	LC	Yes
Colobus velleosus (I. Geoffroy Saint-Hillaire, 1830)	White-thighed colobus	VU	CR	Yes
Pan troglodytes verus (Blumenbach, 1799)	Western chimpanzee	CR	CR	Yes
Procolobus verus (Van Beneden, 1838)	Olive colobus	NT	VU	No*
Perodicticus potto (P.L.S. Müller, 1766)	West African potto	LC	LC	Yes
Galagoides demidoff (G. Fischer, 1806)	Demidoff's dwarf galago	LC	LC	Maybe
Galagoides thomasi (Elliot, 1907)	Thomas's Dwarf Galago	LC	LC	Maybe*
Galago senegalensis (G. Fischer, 1806)	Northern lesser galago	LC	LC	No*

species; all of our cameras were placed in the forest. However, the lack of confirmation of the olive colobus either by the camera traps or surveys is worrisome. This is a cryptic species that prefers to inhabit the gallery forest and forage in the middle canopy where liana tangles often occur (Oates et al. 2019). Therefore, the gallery forest where we conducted surveys is an ideal habitat for this species, and yet we never saw or heard this species nor the cameras captured this species in Comoé NP. It is understandable that our canopy cameras that were placed at the top canopy have failed to capture the species' images because of its preference for the low to middle canopy. Nevertheless, it is hard to explain why this species was never observed by experienced researchers and the assistants who have the 20/20 eye sight. This species is extremely difficult to detect. Lapuente et al. (2017) also reported that they never recorded the olive colobus during their four years of the chimpanzee study in Comoé NP. The threatened status of this species has been upgraded to Vulnerable in 2019 because in the last 27 years, the populations of this species have declined by 30 % across its distribution range mainly due to hunting and forest reduction (Oates et al. 2019). Due to its crypticity, finding this species is not easy, and our future study should include this species as one of the focal study subjects.

As for the white-thighed colobus, although we spotted a few groups in our study areas, the cameras failed to capture videos of this species. At least two of the cameras were installed in the areas where this species was observed. The reason for the lack of image capture by the cameras is not clear. We are hopeful that the placement of additional number of cameras will increase the chance of capturing the videos of this species during the next field season.

Several factors explain why there was little correlation between the DF obtained by canopy cameras and the ERs obtained by surveys for all species. The lack of correspondence between the DF and the ER of the mangabey, for example, is considered partly because this species is a semi-terrestrial species and that our cameras in the canopy could not have captured their images when they were active on the ground. Also, if the trees with cameras did not have fruits which are the main foods of the frugivorous guenons and the mangabey, in one season, their images would not be captured during such season. This is what happened to the Camera No. 17 set in a *Diospyros mespiliformis* (Ebenaceae) tree in the Iringou study area, for example. This tree with a lot of fruits when we set the camera on January 4, 2019, began. capturing videos of the mangabey, the Lowe's monkey, and the spot-nosed monkey, but as soon as the fruits ended at the end of January, the camera no longer recorded images of the monkeys. Trail cameras take snapshots of animal activities. Unless they are placed in trees that constantly provide food for the primates, images would not be captured throughout two seasons. Also, the poor success rate (44.4 %) of the cameras indicates that the choice of trees and the placement of cameras are critical, but unless we know the path that a monkey group takes, it is difficult to know *a priori* which tree in which area a camera must be placed. Another factor is the unequal number of trap days used by cameras (Sollman 2018). We will correct this in the next field season.

This study has confirmed that the mangabey appears to be abundant in the park and that although quite rare, the presence of a few groups of the white-thighed colobus in the southwestern corner of

the park. This is in addition to the reporting of a few groups by J. Lapuente (pers. comm. 2018) in his chimpanzee study site at the west of Comoé River at the southwesten part of the park during the last several years. This is good news. In 2016, for the IUCN Red List of threatened species, we assessed that, the white-thighed colobus occurs only in a few community forests in Côte d'Ivoire (Matsuda Goodwin et al. 2019). This assessment was based on a lack of systematic surveys in Comoé NP. It is now being revised (K. Reuter. Pers. comm. 2020).

With this preliminary study, we found out where and on which transects in our study areas the two threatened species and other primate species occur, but we still do not have a definite idea about the population density of the two species. Due to the extreme rarity of the white-thighed colobus, finding out the population density of this species would be extremely difficult, if not impossible, with the line-transect sampling method. However, estimating the density of the white-naped mangabey is possible as long as we walk a sufficient length of the transects. Maisels & Aba'a's (2008) equation helps us estimate the transect length that needs to be walked in our next study. The equation is the following:

$$L = \left[\frac{b}{(cv_t(\hat{D}))^2}\right]\left[\frac{L_0}{n_0}\right]$$

Where:

L = the total length of the transects in a stratum

b = 3 (acceptable value for b is usually 3)

cv_t = target coefficient of variation (set at 25 %)

$\hat{D}$ = the estimator of density

L_0 = total length of the preliminary study transects

n_0 = number of objects detected along the transects in the preliminary study

Because we walked 175 km and saw 25 mangabey groups during this study, we apply these figures to the equation: $L = \left[\frac{3}{0.25^2}\right]\left[\frac{175}{25}\right]$ = [48][7] = 336 km. Thus, 336 km of the transects must be surveyed to find the group density of the mangabey. This is a significant length to walk. If we can put together a large team of researchers, however, this length is a coverable distance. Our research has revealed that determining the priority area for the two threated primate species requires walking a significant length of transects, a lot more than what we covered during this study. For this reason, we have obtained another fund to continue our research.

As for the white-thighed colobus, we are concerned that the small population of this species at Comoé NP is separated in small groups in disconnected forest islands and strips of the gallery forest may be experiencing a significant loss of genetic diversity. Loss of genetic diversity in a small population can also lead to inbreeding depression that would have negative consequences in terms of even sustaining the current level of population size. Therefore, we will double our effort to obtain fecal matter of *C. vellerosus*. We hope to analyze mtDNA and nDNA extracted from fecal samples to assess the extent of genetic variation in this species.

We now know where, on which transects, and in which study areas the two threatened monkey species were observed during the surveys. We also know that the preferred habitat type of the two species is forest. With this knowledge at hand, for our next field season, more survey efforts will be made on the transects to look for these species.

To verify the taxonomic identity of the hybrid-like individual we observed at the Iringou study area, we will need to do the following in our future study: (1) to conduct targeted surveys in the area

where this individual was found to examine whether there are other individuals like them and obtain photographic evidence of such individual(s); (2) to obtain fecal matter of this individual for genetic analysis. We will seek out funds to engage in these activities in the near future.

REFERENCES

Chavez, P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62(9): 1025-1035.

Congedo, L.M. 2016. Semi-Automatic Classification Plugin, Release 6.4.0.2 Documentation. https://readthedocs.org/projects/semiautomaticclassificationmanual/downloads/pdf/latest/

Congedo, L.M. & S. Macchi. 2013. *Investigating the Relationship between Land Cover and Vulnerability to Climate Change in Dar es Salaam*. Working Paper, Rome: Sapienza University.

Fischer, F., M. Gross, & K.E. Linsenmair. 2002. Updated list of the larger mammals of the Comoé National Park, Ivory Coast. *Mammalia* 66(1):83-92.

Gatti, S. 2010. *Status of Primate Populations in Protected Areas Targeted under the Community Forest Biodiversity Project*. CFBP Report, West African Primate Conservation and Ghana Wildlife Division/Forestry Commission, Accra, Ghana.

Gonedelé Bi, S., A. Bitty, K. Ouatara & W.S. McGraw. 2014. Primate surveys in Côte d'Ivoire's Sassandra–Bandama interfluvial region with notes on a remnant population of black-and-white colobus. *African Journal of Ecology* 52(4): 491-498.

Grubb, P. 1998. *Mammals of Ghana, Sierra Leone and the Gambia*. Trendrine Press, St. Ives, England.

Lapuente, J., T.C. Hicks, & K.E. Linsenmair. 2017. Fluid dipping technology of chimpanzees in Comoé National Park, Ivory Coast. *American Journal of Primatology* 79(5), 22628.

Maisels, F. & R. Aba'a. 2008. Section 3: Survey design, In: *Best Practice Guidelines for Surveys and Monitoring of Great Ape Populations*. Kühl, H. , F. Maisels, M. Ancrenaz & E.A. Williamson (eds.) Gland, Switzerland: IUCN SSC Primate Specialist Group (PSG). 52 pp.

Martin, C. & E.A.O. Asibey. 1979. Effect of timber exploitation on primate population and distribution in the Bia Rain Forest Area of Ghana. VIIth Congress of the International Primatological Society, 8-12 January 1979, Bangalore, India. Manuscript. 23 pp.

Matsuda Goodwin, R., S. Gondelelé Bi, E.D Wiafe, & J.F. Oates. 2019. White-thighed colobus (*Colobus vellerosus*) I. Geoffroy, Saint-Hillaire 1830. In: *Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2018-2020*. Schwitzer, C., R.A. Mittermeider, A.B. Rylands, F. Chiozza, E.A. Williamson, D. Byler, S. Wich, T. Humle, C. J\ohnson, H. Mynott, & G. McCabe. (eds.) IUCN SSC Primate Specialist Group, International Primatological Society, Global Wildlife Conservation, and Bristol Zoological Society, Arlington, VA. Pp. 37-39.

Oates, J.F. 2006. Primate Conservation in the Forests of Western Ghana: Field Survey Results, 2005–2006. Report to the Wildlife Division, Forestry Commission, Ghana.

Oates, J.F., S. Gonedelé Bi, R., Ikemeh, I. Koné, S. McGraw, S., G. Nobimè, D. Osei, D. & E.D. Wiafe. 2019. *Procolobus verus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T18245A17956786. http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T18245A17956786.en. Downloaded on 29 November 2019.

Olofsson, P., G. M. Foody, M. Herold, S. V. Stehman, C. E. Woodcock & M.A. Wulder. 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment* 148: 42-57.

Osei, D., R.H. Horwich & J.M. Pittman. 2015. First sightings of the roloway monkey (*Cercopithecus diana roloway*) in Ghana in ten years and the status of other endangered primates in Southwestern Ghana. *African Primates* 10: 25-40.

Owusu, E.H., E.K. Ekpe, & A. Asamoah. 2005. Large mammal fauna of the Afadjato and Agumatsa Range in Ghana: an important bird area. *West African Journal of Applied Ecology 8*(1):1-10.

Sollmann, R. 2018. A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology 56*(4):740-749.

White, L. & A. Edwards. 2000. *Conservation Research in the*

African Rain Forests: A Technical Handbook. The Wildlife Conservation Society, New York, U.S.A.

Wiafe, E.D. 2013. Status of the critically endangered roloway monkey (*Cercopithecus diana roloway*) in Dadieso Forest Reserve, Ghana. *African Primates* 8: 9-16.

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　海外助成

コモエ国立公園（コートジボワール）における絶滅危惧オナガサルの歩行調査と樹冠自動撮影カメラを用いての調査予備報告

西アフリカ霊長類保全研究グループ
Reiko MATSUDA GOODWIN[1], Sery Ernst GONEDELE BI[2,3], Alec BAXT[4], E. Anderson BITTY[2, 5], Edward D. WIAFE[6] and N'Golo A. KONE[7, 8]

コートジボワール北東の角にあるコモエ国立公園でフィールド調査を行った．この調査の主な目的は，モモジロコロブス（*Colobus vellerosus*）とノドジロマンガベイ（*Cercocebus lunulatus*）の相乗的保全行動を実施する優先場所を見つけることであった．両種共，種の分布範囲全体において絶滅に瀕している．公園内で 3 ヶ所の調査地を選択し 10 のトランセクトを設け各トランセクト上に樹冠自動操作カメラを設置した．また，森林（154 km）でのライントランセクトサンプリング法を使用した歩行調査と，他の様々な生息地タイプを通過するレコネサンスサーヴェイ（21 km）を実施した．樹冠自動操作カメラで，モモジロコロブスを含む 4 種を除くすべての霊長類の画像を取得した．歩行調査（両データを集め）の結果では，ノドジロマンガベイとモモジロコロブスの平均視覚遭遇率（グループ/km）はそれぞれ 0.22 と 0.07 であり，マンガベイはある程度の個体数が存在し，少なくとも，いくつかのモモジロコロブスのグループが生息していることを確認した．予期せぬことに，歩行調査中にヒヒとマンガベイの雑種のような個体が観察された．しかしながらオリーブコロブスが観察されなかった事は懸念事項である．霊長類の種の相乗保全のための公園内の優先場をしっかり見極めるために，これからもさらに調査を続けたい．（日本人メンバー：松田グッドウィン禮子　訳）

キーワード：*Cercocebus lunulatus*，*Colobus vellerosus*，カメラトラップ検出頻度，遭遇率，保護地域，ライントランセクト・サンプリング

1: フォーダム大学，社会学・人類学科（米国）　2: フェリックス・フーフボイ　アビジャン－ココディ大学，遺伝子研究所（コートジボワール）　3: コートジボワール スイス科学センター（コートジボワール）　4: ルーツ＆アーボカルチュラル等・コンサルティング（米国）　5: フェリックス・フーフボイ　アビジャン－ココディ大学，動物生物学研究室（コートジボワール）　6: プレスビテリアン大学，環境および天然資源管理学部（ガーナ）　7: ナンギ・アブログア大学，アビジャン，コートジボワール自然科学部（UFR-SN）　8: コモエ国立公園生態学研究所（コートジボワール）

29th Pro Natura Fund Overseas Grant

Foraging activity patterns of critically endangered white-bellied herons (*Ardea insignis*) in Punatsangchu and Mangdechu river basins of Bhutan

Conservationists for White-bellied Herons
Pema KHANDU[1, 3], George A. GALE[2] and Sara BUMRUNGSRI[1]

White-bellied heron *Ardea insignis* (WBH) is critically endangered not many aspects of its basic ecology nor are threats to the species clearly understood. The goal of this study was to analyze WBH foraging microhabitat selection, foraging behavior and prey preferences in two river basins in Bhutan likely home to one of the largest remaining populations of WBH. The riffle and pool were most commonly used microhabitats with 80 and 62 feeding observations. WBH exploited three genera of fish species (*Gara, Salmo*, and *Schizothorax*) of which *Schizothorax* (64 %) was the most dominant genus. This study fills the existing knowledge gap and provides evidence to support effective policy and management implementation for further protection of its riverine habitat and enhancement of food resource for long time survival of WBH.

Keywords: *Ardea insignis*, Bhutan, diets, foraging behavior, microhabitat, white-bellied heron

I. INTRODUCTION

Foraging activity of the herons is an essential daily activity of the birds for their survival and reproduction (Papakostas et al. 2005). It is an instinctual habit for all birds to search for food for survival and raise their young (Renken et al. 2016). Foraging habit of water birds bears significance in ecological studies as the ability to forage successfully determines their reproductive success as well (Hafner et al. 1993).

The white-bellied heron *Ardea insignis*, hereafter WBH, is classified as critically endangered with an estimated global population of 50–249 mature individuals (Price and Goodman 2015; Birdlife International 2019), with a relatively restricted range.

The WBH is a specialist piscivore which spends its daylight hours along riverbanks comprised typically of sand and gravel bars, hunting for fish. Baker (1930) from a single stomach analysis found crayfish, which is the only quantitative evidence known hitherto (Price and Goodman 2015). Hancock and Kushlan (1984) predicted that they might feed on large-sized fishes, while RSPN (2011) supposed that it might feed on any fish species.

No quantitative data exists on its habitat use, but they have been reported in a wide variety of wetlands, lakes, marshes, and large or small rivers

1: Prince of Songkla University, 2: King Mongkut's University of Technology, 3: Wangbama Central School
Received on 2019. 12. 4, Published on 2020. 9. 29

with sand and gravel bars (RSPN 2011). The paucity of ecological information such as diet and type of feeding habitats preferred by WBH has impeded the effective implementation of conservation actions (Price and Goodman 2015; Heath 2019).

We tried to investigate the types of prey species preferred by the WBH and factors affecting their foraging activity. We hypothesize that microhabitat types, seasons, and time of the day might affect the foraging activity of the WBH.

II. Methods

1. Study Area

The study was carried out in two major river basins; Punatsang-Chhu (chhu = river) basin (27° 7' 23.55" N, 90° 4' 13.44" E) falling within the jurisdiction of Punakha, Wangduephodrang and Tsirang districts and Mangde-Chhu basin (27° 9' 47.88" N, 90° 39' 49.33" E) of Zhemgang district, in Bhutan (Fig. 1). Punatsang-Chhu basin starts its course from the confluence of two major rivers (Pho-Chhu and Mo-Chhu) which stretches to about 320 km before it joins the Brahmaputra river of India. Punatsang-Chhu basin is an essential habitat to large numbers of migratory water birds such as *Tadorna ferruginea, Phalacrocorax carbo* and native bird species such as near threatened *Aythya nyroca* and endangered *Haliaeetus leucoryphus*. *Tetrameles nudiflora* and *Syzygium* spp. dominate the riverine forest which is found at an elevation of < 370 m along the Punatsang-Chhu (Ghemiray 2016). The total annual rainfall received was 1438 mm, and temperature ranges between 14 ℃–21 ℃ (NCHM 2017). Mangde-Chhu basin has its course stretching to about 376 km in Bhutan. The total annual rainfall was 1359 mm, and temperature ranges between 12 ℃–21 ℃ (NCHM 2017). It

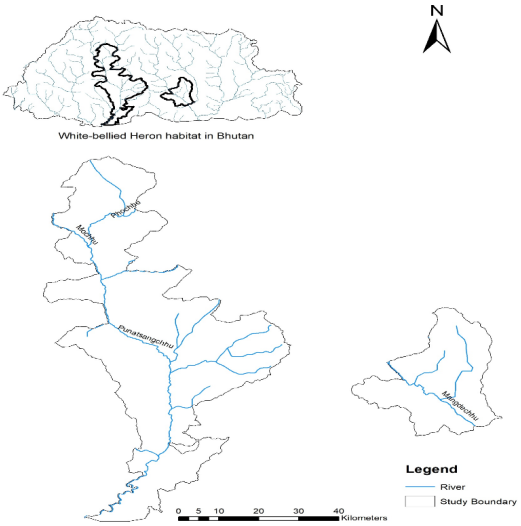


Fig. 1. Location of the Punatsang-Chhu (left) and Mangde-Chhu (right) basins, Bhutan.

supports about nine species of globally important bird species. The mixed broadleaved and conifer forest with *Daubanga grandiflora, Syzygium formusa and Pinus roxburghii* as dominant species is found along the Mangde-Chhu basin (Tshering 2016).

2. Foraging Activity

We conducted surveys for ~ 300 days (25 days/month) starting from 25 February 2018 until 10 January 2019 to locate and observe WBH. An area count survey (Kushlan 2011) with a systematic approach (Dorge et al. 2014; Fu et al. 2016) was employed to locate the focal species. Continuous focal animal sampling was chosen to observe the foraging activity due to its suitability for the study and minimal bias (Altmann 1974, Rose 1999). After spotting the bird from a vantage point, observations were made from a hide which was > 100 m from the focal individual considering the wariness of the bird. Binoculars (10 x 42) and 20–60x monocular spotting scope were used to observe the birds.

Foraging bouts were recorded on a prepared worksheet and simultaneously filmed using a 500 mm zoom lens with a 2x converter for future reference and re-evaluation of the data.

The independent variables collected included microhabitat type, season, and time of the day. Adapting the habitat classification by Fasola (1994) and Campos and Lekuona (1997, 2001), we grouped the foraging habitat into four microhabitats (pool, pond, riffle, and run). We grouped our observations into four seasons prevalent in Bhutan: winter (Dec.–Feb.), spring (Mar.–May), summer (Jun.–Aug.) and autumn (Sept.–Nov.). Time of the day was divided into three periods; morning (06h00–10h00), midday (10h01–14h00), and afternoon (14h01–16h00).

3. Prey Availability

Fish prey sampling was carried out in both Mangde-Chhu and Punatsang-Chhu basins. 13 different 100 m thalweg lengths where the WBH was sighted foraging were randomly selected for the fish sampling following the methods of Arunachalam (2000) and Johnson and Arunachalam (2009). Fish sampling was carried out on 18 different days with the help of local fishermen and field assistants. Cast nets with varying mesh size (10 and 20 mm), and electrofishing gear (6 V) were used in different microhabitats to reduce bias arising due to the type of gear used (Ghosh and Biswas 2017). Fish species identification was carried out with the help of the published checklist of fishes from the local regions (Gurung et al. 2013; Tshering et al. 2017) and photos were taken to further validate their identification with the help of an experienced ichthyologist. The CPUE (g/h) of each species of the fish caught during the sampling period was calculated by dividing the total catch in biomass (g), by total sampling effort (h) (Ghosh and Biswas 2017).

In order to understand the foraging activity patterns and efficiency of WBH, five variables were collected: pacing rate, striking rate, capture rate, success rate, and intake rate.

4. Community Education and Awareness

Community awareness is very important for realizing the conservation goals of the critically endangered white-bellied herons. Therefore, we chose two central schools, one at Zhemgang prefecture (Yebilabtsa Central School) and another at Tsirang prefecture (Mendrelgang Central School). We collaborated with school's nature and bird watching club to coordinate special talk, art and essay writing competitions on the theme based on the conservation importance of the white-bellied herons. We targeted these schools as these schools were located at the prime habitat of the white-bellied herons and encouraged students to better explain to their families and relatives as young ambassadors of white-bellied heron conservation group.

5. Statistical Analyses

Nonparametric Kruskal-Wallis tests were used to analyze the feeding activity variables against their factors (microhabitat, season, and time of the day). Dunn's test (with Bonferroni correction) was applied as a post hoc test to make comparisons among the groups. Values were reported as medians and the first and third quartiles (hereafter Q_1–Q_3) for age following Jakubas and Manikowska (2011). All analyses were performed using R software version 3.5.2 (R Development Core Team 2018).

III. RESULTS

1. Feeding Microhabitats

No significant difference was observed in success rate (P = -2.1) across all microhabitats. However, the success rates tended to be higher in the riffles and pools compared to the runs and ponds. The biomass intake rate per unit time was highest in the riffles and lowest in the ponds. There was a significantly higher biomass intake rate in the riffles compared to the ponds (Kruskal-Wallis test, χ^2 = 9.52, df = 3, P < 0.05) (Table 1.).

2. Season

The success rate did not differ between the seasons (P = 0.18). Except for the summer, the success rate was slightly higher in other seasons. There was no significant difference in biomass intake rate across all seasons (P = 0.2). The biomass intake rate was highest during the Autumn season when compared to the rest. (Table 1.).

Table 1. Differences among microhabitat types, seasons and time of day in the foraging activity of the White-bellied Herons expressed as means (±SE).

Factor	Types	Success Rate (captures strike $^{-1}$)	Intake Rate (Biomass min $^{-1}$)
Microhabitat type (N)	Pond (28)	0.2 ± 0.1	2.3 ± 1.23^{a}
	Riffle (80)	0.4 ± 0.1	31.68 ± 7.84^{b}
	Pool (62)	0.4 ± 0.1	18.02 ± 3.84^{ab}
	Run (17)	0.4 ± 0.1	20.72 ± 5.71^{ab}
		Z = -2.1	Z = -3.1
		NS	P <0.05
Seasons (N)	Winter (31)	0.4 ± 0.1	16 ± 05
	Spring (57)	0.4 ± 0.1	15 ± 04
	Summer (62)	0.3 ± 0.1	19 ± 07
	Autumn (35)	0.4 ± 0.1	44 ± 10
		Z = 1.7	Z = 2.1
		NS	NS
Time of Day (N)	Morning (78)	0.4 ± 0.1^{b}	29 ± 7^{b}
	Midday (51)	0.1 ± 0.1^{a}	10 ± 3^{a}
	Afternoon (61)	0.2 ± 0.1^{ab}	21 ± 7^{ab}
		Z = -3.7	Z = -3.1
		P <0.001	P <0.05

Kruskal-Wallis tests were used to compare differences within the groups. Superscript with the same letter indicates no significant difference after Dunn's post-hoc test with Bonferroni correction (P > 0.05). Numbers in the parenthesis are sample sizes of the behaviors in the given habitat type, NS, not significant.

3. Time of Day

The success rate was significantly higher in the morning compared to midday (Kruskal-Wallis test, χ^2 = 13.53, df = 2, P < 0.001). The WBH was at least three times more efficient in catching fish in the morning than the midday. Therefore, the intake rate was significantly higher during the morning than the midday (Kruskal-Wallis test, χ^2 = 9.64, df = 2, P < 0.01). Consequently, the biomass consumption per unit time was more than two-fold higher in the morning than the midday. The biomass intake was not significantly different between afternoon and midday (P = 0.46). (Table 1.).

4. Prey Availability

At least 12 species of fish belonging to three families were identified in this study (Table 2). The family Cyprinidae was the most dominant in the heron's foraging habitats. Although *Neolissochilus hexagonolepsis* was the most commonly sampled fish species, the mean CPUE was relatively low (31 ± 8 g/h). The mean CPUE for *Salmo trutta* (407 ± 166 g/h) and *Labeo pangusia* (287 ± 49 g/h) was among the highest although their frequencies of capture were very low (six and seven). *Schizothorax richardsonii* was one of the most commonly sampled fishes with a relatively high CPUE (149 ± 50 g/h).

5. Diet Composition

From the 97 prey items caught by the WBH, 95 % of the prey were fish, of which 71 % were identified to the genus level (Table 3). The remainder (5 %) could not be identified because the species was too small or the observer too far away to allow

Table 2. Prey available in the heron habitat.

Family	Species	N	Total length (cm) Min	Total length (cm) Max	Total weight (g) Min	Total weight (g) Max	CPUE (g/h) Mean (±SE)	River
Balitoridae	Gadera *Schistura cf. savona*	3	5	5	3	3	1.3 ± .01	BC
Cyprinidae	Gardee *Labeo pangusia*	7	30	41	230	640	287 ± 49	BC
Cyprinidae	Alwan Snow Trout *Schizothorax richardsonii*	52	6.5	31.5	6	950	149 ± 50	PC, MC
Cyprinidae	*Gara* spp.	17	9	19	5	90	66 ± 15	BC
Cyprinidae	Copper Masheer *Neolissochilus hexagonolepsis*	113	5.4	25.5	3	450	31 ± 8	PC,MC, BC
Cyprinidae	Barna Beril *Barilius barna*	2	10.5	10.5	7	9	35 ± 24	BC
Cyprinidae	*Schizothorax* spp.	6	4.7	23.5	7	130	25 ± 15	BC, PC, MC
Cyprinidae	Hamilton's Barila *Barilius bendelisis*	21	4	11.5	3	9	20 ± 7	BC
Cyprinidae	Bhitti *Devaria assamensis*	11	6.5	11	4	110	12 ± 7	BC
Cyprinidae	Annandale Garra *Gara annandalei*	11	5	13.7	4	80	10 ± 3	BC
Cyprinidae	Golden Masheer *Tor putitora*	5	9.5	9.5	5	5	1.7 ± .04	BC, CC
Salmonidae	Brown Trout *Salmo trutta*	6	24.6	34	120	1200	407 ± 166	PC

Summary of the available fish species sampled from the three rivers where the White-bellied Herons were found foraging most frequently. Catch per unit effort (g/h) values are given as means (±SE). River codes: BC Burich-Chhu, PC Punatsang-Chhu, MC Mangde-Chhu.

Table 3. Summary of monthly observations of the prey species consumed by white-bellied herons

Prey types	2018 Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	2019 Jan.	Total	Composition (%)
Garra spp.					2	1						3	3
Salmo trutta		1	3									4	4
Schizothorax spp.	7	3	2	1	1	1	3	6	3	4	4	35	36
Schizothorax richardsonii	2	1		1	1	1	3	6	5	5	2	27	28
Fish Unknown	2	10	2	5		3				1		23	24
Undetermined	1			3		1						5	5
Total observations	12	15	7	10	4	7	6	12	8	10	6	97	100

Fig. 2. Community education and awarenss program

identification. The most commonly consumed food by the WBH belonged to the genus *Schizothorax* (64 %). Snow trout *Schizothorax richardsonii* constituted 28 % of the observed prey, while unidentified *Schizothorax* spp. accounted for 36 % of the total diet.

6. Community Education and Awareness (Figs. 2)

About 3000 individuals (including the educators, students and local people) had been made aware of protecting the white-bellied herons in their locality as an indicator and flagship species for promoting eco-friendly and sustainable activities. The group leader also gave special seminar talk at Royal Society for the Protection of Nature where representatives from different stakeholders such as Bhutan Trust Fund, Department of Forest and Park Services, Royal University of Bhutan and College of Natural Resources were present. The group leader also gave talk to local fishermen group on the threats caused by illegal and overfishing to the white-bellied herons. The project leader gave a special seminar on the conservation of the white-bellied herons to the local and international students and experts. We promoted our work through appropriate social forums.

IV. DISCUSSION

The higher success rates in riffles and pools suggested that these are likely the most suitable microhabitats for the WBH. Riffles were used most commonly by the WBH than other microhabitats despite the lower availability of these habitats compared to the runs and pools. The reason may be due to the occurrence of shallow water in riffles, which may have increased prey visibility and vulnerability. Similar studies carried out on other waders found that most wading birds showed microhabitat use and selection in relation to water levels (Sato and Maruyama 1996, Maccarone and Brzorad 2005, Bancroft et al. 2002, Baschuk et al. 2012, Renken et al. 2016).

The genus *Schizothorax* was the most important diet for the WBH because it was the dominant type of prey consumed in all the seasons of the year. Thus, indicating that *Schizothorax* spp. were available to the WBH year-round. RSPN (2011) carried out prey sampling using casts nets and suggested that snow trout *Schizothorax richardsonii* and brown trout *Salmo trutta* were the only two species large enough to be captured by the WBH. During our prey sampling we also recorded the larger size class of fish most commonly from the genus *Schizothorax*, perhaps the size of the fish and availability might have also influenced their preference for *Schizothorax* spp.

The summer and autumn seasons coincide with late fledgling and post-fledging periods when the parents need to provide more food to the juveniles and themselves. We observed that adults continue to feed their young even after the juveniles had fledged. This may be the reason for their higher biomass intake rates during the summer and autumn seasons compared to the winter and spring.

The bimodal pattern of foraging which is a unique feature of the ardeids with foraging peaks during the morning and afternoon, and rest around midday (Kushlan 1976) was also observed in WBH. This study found that WBH was more efficient in foraging during the morning and afternoon with comparatively higher capture and success rates compared to midday hours. The glare of the sunlight may have impeded their foraging success during the midday as is the case with birds that hunt for food

over water (Krebs and Partridge 1973).

Our community education and awareness program had a positive impact in highlighting on the urgent state of conservation the white-bellied herons and working in close collaboration in solving the pressing issues such as lack of empirical data, management and protection of its habitat. Community plays a vital role in supporting science to achieving the conservation goals (The World Bank 2016).

Our findings have important implications for the conservation of WBH by providing valuable information to support the need to secure their riverine habitat and to maintain and even perhaps enhance food resources, thus, bridging a critical knowledge gap in its basic foraging ecology. Habitat loss and fragmentation were listed as the primary threats posed to the WBH (Price and Goodman 2015, Dema et al. 2018). Across its range, their habitat is highly threatened due to wetland and forest destruction (Kushlan and Hancock 2005). We provide the first empirical evidence on microhabitat preference and use by the WBH. Our findings may also be relevant to other important range countries such as Myanmar, India and China. Also, with the first captive breeding center for WBH in Bhutan to begin operation probably by 2020, our findings would aid in better preparation of captive facility and management.

ACKNOWLEDGEMENTS

We extend our gratitude to Dr. Satoshi Shimano, Dr. Kitichate Shridith, Dr. Tommaso Savini, Dr. Vachira Leknim, Dr. Nutjarin Petkliang, and lab mates of Small Mammals, Birds and Spiders Research Unit of PSU for their guidance and support. Thanks, are also due to Sakiyah Morlor, Sonam Dorji, Chencho Bidha, Sonam Tshering, Ugyen Dorji, Tshewang Lhendup, Tshering Dhendup, Indra P. Acharja, Tenzin, Thinley Dorji, Kinley, Chimi Dorji, Sangay Phuntsho and Phurpa for assisting in the field. We are thankful to Ugyen Wangchuck Institute for Conservation and Research for the research permit and support. Immense gratitude to Thailand's Education Hub Scholarship for ASEAN Countries (THE-AC) for supporting PK.

REFERENCES

Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: Sampling methods. *Behaviour* 49: 227–267.

Arunachalam, M. 2000. Assemblage structure of stream fishes in the Western Ghats (India). *Hydrobiologia* 430: 1–31.

Baker, E. 1930. *Fauna of British India, Birds*. London: Taylor & Francis.

Bancroft, G. T., Gawlik, D. E. and Rutchey, K. 2002. Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds* 25: 265–277.

Baschuk, M. S., Koper, N., Wrubleksi, D.A. and Goldsborough, G. 2012. Effects of water depth, cover and food resources on habitat use of marsh birds and waterfowl in boreal wetlands of Manitoba, Canada. *Waterbirds* 35: 44–55.

Birdlife International 2019. Species factsheet: *Ardea insignis*. http://datazone.bird life.org/species/ factsheet/white-bellied-heron-ardea-insignis/text. Accessed 25 Mar 2019.

Campos, F. and Lekuona, J. M. 1997. Temporal variations in the feeding habits of the Purple Heron *Ardea purpurea* during the breeding season. *Ibis* 139: 447–451.

Campos, F. and Lekuona, J. M. 2001. Are rice fields a suitable foraging habitat for Purple Herons during the breeding season? *Waterbirds* 24: 450–452.

Dema, T., Towsey, M., Sherub, S., Sonam, J., Kinley, K., Trukskinger, A., Brereton, M. and Roe, P. 2018. Acoustic detection and acoustic habitat characterisation of the critically endangered white-bellied heron (*Ardea insignis*) in Bhutan. *Freshw. Biol*.: 1–12.

Dorge, T., Högstedt, G. and Lislevand, T. 2014. Nest

distribution and nest habitat of the Tibetan Partridge (*Perdix hodgsoniae*) near Lhasa, Tibet. *Avian Res*. 5: 1–9.

Fasola, M. 1994. Opportunistic use of foraging resources by heron communities in southern Europe. *Ecography* 17: 113–123.

Fu, Y., Chen, B., Dowell, S. D. and Zhang, Z. 2016. Nest predators, nest-site selection and nest success of the Emei Shan Liocichla (*Liocichla omeiensis*), a vulnerable babbler endemic to southwestern China. *Avian Res*. 7: 1–6.

Ghemiray, D. K. 2016. Assessment of habitat usage by White-bellied Heron (*Ardea insignis*) at Burichhu nesting site B.S. Thesis, College of Natural Resources, Lobesa, Punakha, Bhutan.

Ghosh, D. and Biswas, J. K. 2017. Catch per unit efforts and impacts of gears on fish abundance in an oxbow lake ecosystem in Eastern India. *Environ. Heal. Eng. Manag.* 4: 169–175.

Gurung, D. B., Dorji, S., Tshering, U. and Wangyal, J. T. 2013. An annotated checklist of fishes from Bhutan. *J. Threat. Taxa* 5: 4880–4886.

Hafner, H., Dugan, P. J., Kersten, M., Wallace, J. P., Biologique, S., Tour, D. and L. Arles. S. F. 1993. Flock feeding and food intake in Little Egrets Egretta garzetta and their effects on food provisioning and reproductive success. Ibis (Lond. 1859). 135: 25–32.

Hancock, J. and Kushlan, J. A. 1984. The Herons Hand-book. Croom Helm, London and Harper and Row, New York.

Heath, A. 2019. Lights, camera, herons! Synchronicity Earth, London, U.K. https://www.synchronicity earth.org/lights-camera-heron/, accessed 28 May 2019.

Jakubas, D. and Manikowska, B. 2011. The response of Grey Herons Ardea cinerea to changes in prey abundance. Bird Study 58: 487–494.

Johnson, J. A. and Arunachalam, M. 2009. Diversity, distribution and assemblage structure of fishes in streams of southern Western Ghats, India. *J. Threat. Taxa* 1: 507–513.

Krebs, J. R. and Partridge, B. 1973. Significance of head tilting in the great blue heron. *Nature* 242: 533–535.

Kushlan, J. A. 1976 Feeding behaviour of North American herons. *Auk* 93: 86–94.

Kushlan, J. A. 2011. Heron count protocols: inventory, census and monitoring of herons. Heron Conserv. https://www.heronconservation.org/wp-content/uploads/resources/Hero n-Count-Protocols.pdf

Kushlan, J. and Hancock, J. 2005. *Herons*. Oxford University Press, Oxford.

National Center for Hydrology and Meteorology (NCHM). 2017. Bhutan state of the climate. Weather and Climate Services Division, Thimphu, Bhutan.

Maccarone, A. D. and Brzorad, J. N. 2005. Foraging microhabitat selection by wading birds in a tidal estuary, with implications for conservation. *Waterbirds* 28: 383–391.

Papakostas, G., Kazantzidis, S., Goutner, V. and Charalambidou, I. 2005. Factors affecting the foraging behavior of the Squacco Heron. *Waterbirds* 28: 28–34.

Price, M. R. S. and Goodman, G. L. 2015. White-bellied Heron conservation strategy 2015. IUCN Species Survival Commission White-bellied Heron Working Group. http://whiteb elliedheron.org /?page_id=52

R Development Core Team 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Renken, R. C., Thompson, J. A. and Maccarone, A. D. 2016. Factors affecting foraging microhabitat selection by wading birds at an artificial weir. *Waterbirds* 39: 422–425.

Rose, L. M. 1999. Behavioral sampling in the field: continuous focal versus focal interval sampling. *Behaviour* 137: 153–180.

Royal Society for Protection of Nature (RSPN). 2011. The critically endangered White Bellied Heron (*Ardea insignis*). Royal Society for Protection of Nature, Thimphu, Bhutan.

Sato, N. and Maruyama, N. 1996. Foraging site preference of intermediate egrets *Egretta intermedia* during the breeding season in the eastern part of the Kanto Plain, Japan. *J. Yamashina Inst. Ornithol* 28: 19–34.

The World Bank 2016. Engaging Communities in Wildlife Conservation. https://www.worldban k.org/en/news/feature/2016/07/12/engaging-communities-in-wildlife-conservation. Accessed 18 Mar 2019.

Tshering, D. 2016. Habitat preference by White-bellied Heron

along Bertichu, Zhemgang district. B.S. Thesis, College of Natural Resources, Lobesa, Punakha, Bhutan.

Tshering, S., Wangchuk, K., Dorji, S., Norbu, P., Philipp, D. P., Claussen, J. E., Douglas, M. E. and Douglas, M. (Eds.). 2017. Field guide to fishes of western Bhutan. National Research Centre for Riverine and Lake Fisheries, Haa, Bhutan.

第 29 期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成　海外助成

ブータン王国の絶滅危惧種シロハラサギにおける採餌パターンに基づく保全活動

シロハラサギ保全グループ
ペマ カンドゥ [1, 3], ジョージ A. ゲール [2], サラ ブンルングリ [1]

シロハラサギ（WBH）は，その基本的な生態も種の理解もあまりされないままに，絶滅の危機に瀕している．この研究の目的は，シロハラサギの残された最大の個体群の 1 つが生息していると思われるブータンの 2 つの河川流域におけるシロハラサギの採餌時の微小環境の選択性, 採餌行動, およびその食性（餌の嗜好性）を分析することであった．河川の瀬と淵は，採餌行動観察で，80 事例と 62 事例が得られ，最も一般的に使用される微小環境であった．シロハラサギは魚の 3 つの属（*Gara*，*Salmo*，および *Schizothorax*）を主に摂食し，その中で *Schizothorax*（64 %）がもっとも優占される属であった．

本研究は，既存の知識の不足部分を埋め，川という生息地のさらなる保全とシロハラサギの種の長期の保全のために必要な餌資源の増殖のために，効果的な政策と管理を支える証拠を提供することになる．

キーワード：*Ardea insignis*，餌，採餌行動，シロハラサギ，微小生息場所（マイクロハビタット），ブータン

Ⅰ．はじめに

シロハラサギの採餌行動は，本鳥種の生存と繁殖に欠かせない日常的な行動のひとつである（Papakostas et al. 2005）．すべての鳥が生存のために餌を探し，幼鳥を育てるのは鳥の本能的な習慣である（Renken et al. 2016）．生態学的研究においても，水鳥の採餌習性は重要とされ，採餌能力によって繁殖成功率も左右される（Hafner et al. 1993）．

シロハラサギは，比較的制限された範囲で，成鳥個体の推定個体は世界で 50 ～ 249 羽で，“絶滅寸前 Critically Endangered” レベルと分類されている（Birdlife International 2019）（訳注：ブータンのプナカ・国際ワークショップ 2014 年 12 月 2－5 日では，世界で生息しているのは 60 羽程度ということが確認された）．

シロハラサギは，砂と石で構成される河原で日中を過ごし，魚のみを餌とする動物である．Baker（1930）は 1 個体の胃内容物からザリガニを発見したが，これは過去の定量的な調査では事例のなかったものである（Price and Goodman 2015）．Hancock and Kushlan（1984）は，大型の魚を食べる可能性があると予測していたが，RSPN（2011）は，あらゆる魚種を食べる可能性があると想定していた．

河原における彼らの行動について定量的データは全く存在せず，多種多様な湿地，湖，沼地，砂や砂利のある大小の河原であると報告されて

1: プリンス＝オブ＝ソンクラ大学　2: キング＝モンクット工科大学　3: ワンバマ中央校
2019. 12. 4 受付　2020. 9. 29 公開

いる（RSPN 2011）．シロハラサギの食性や採餌地などについての生態学的情報が不足しているため，効果的な保全活動の実施が妨げられている（Price and Goodman 2015; Heath 2019）．

私たちは，シロハラサギが好む餌となる魚の種と，それらの採餌活動に影響を与える要因を調査した．シロハラサギの採餌活動には，マイクロハビタットの種類，季節，および時間帯が影響を与えている可能性があると仮定し研究を行った．

Ⅱ．材料と方法

1. 調査地

本研究は，ブータンの 2 つの主要な河川流域で行われた；Punatsang-Chhu 川（chhu = 川）流域（27° 7’ 23.55” N，90° 4’ 13.44” E），Punakha 県，Wangduephodrang 県 そして Tsirang 県，他方は，Mangde-Chhu 川流域（27° 9’ 47.88” N，90° 39’ 49.33” E），Zhemgang 県である（Fig. 1）．Punatsang-Chhu 流域は，二つの大きな川（Pho-Chhu 川 と Mo-Chhu 川）から始まり，それらの川はインドの Brahmaputra 川に合流する手前まで，約 320 km に渡る．Punatsang-Chhu 川流域は，非常にたくさんの *Tadorna ferruginea*，*Phalacrocorax carbo* など渡りをする水鳥たち，そして在来種で準絶滅危惧種 *Aythya nyroca* や絶滅危惧種 *Haliaeetus leucoryphus* などにとって必要不可欠な生息地である．*Tetrameles nudiflora* や *Syzygium* spp は，Punatsang-Chhu 川沿いで，川から 370 m の高さまでの川沿いの森林で優占する（Ghemiray 2016）．そこでは，年間累積降水量 1438 mm で，気温幅が 14 ℃ –21 ℃である（NCHM 2017）．Mangde-Chhu 川流域はブータン国内の 376 km に及ぶ．そこでは年間累積降水量 1359 mm で，気温幅が 12 ℃ –21 ℃である（NCHM 2017）．そこでは，9 種の世界的に貴重な鳥種が生息している（Dorji 2012）．Mangde-Chhu 川流域では，広葉樹と針葉樹の混交林で，*Daubanga grandiflora*，*Syzygium formusa* そして *Pinus roxburghii* が優占する（Tshering 2016）．

2. 採餌行動

我々はシロハラサギの観察のために，2018 年 2 月 25 日から 2019 年 1 月 10 日までの約 11 ヶ月の間，約 300 日（ひと月あたり 25 日）を費やした．シロハラサギの観察には，体系的調査（Dorge et al. 2014; Fu et al. 2016）と計数調査（Kushlan 2011）を行った．継続的観察で最小限のバイアスとなるように採餌行動の観察を行った（Altmann 1974; Rose 1999）．

観察地点から鳥を発見した後，観察は目的の鳥が気づくのを避ける形で 100 m 以上離れて行われた．双眼鏡（10 x 42）と単眼鏡（20–60）のを観察に用いた．各採餌行動ごとに用意したワークシートに記録するとともに，同時に 2x コンバーターと 500 mm ズームレンズで記録用に撮影した．

採餌のそれぞれのマイクロハビタット，季節，時間帯を記録した．Fasola（1994）及び Campos and Lekuona（1997，2001）による生息場所の分類に従い，我々は．採餌場所を 4 つのマイクロハビタット（止水 pool：深く遅い流れ：水深 0.5-1 m，平均水流 0.15 mps，淵 pond：深い流れ，早瀬 riffle：水面にさざ波が立つ極めて浅い瀬，そして平瀬 run：さざ波が立たない早い流れのある比較的に深い瀬）に分類した．我々はブータンの気候に合わせて観察時期を 4 つの季節，つまり，冬（12 月–2 月），春（3 月–5 月），夏（6 月–8 月）そして，秋（9 月–11 月）に分類した．一日の時間帯を 3 つの時間帯，つまり，朝（06:00–10:00），日中（10:01–14:00），午後（14:01–16:00）に分類した．

3. 利用可能な餌資源

餌資源となる魚類のサンプリングは，

Mangde-Chhu 川流域と Punatsang-Chhu 川流域の両方で行った．シロハラサギが観察されてきた地域で，無作為に 13 の異なる 100 m のタルウェグ（河床の真ん中の谷線）を，Arunachalam（2000）及び Johnson and Arunachalam（2009）の方法によって，魚類を捕獲するために設定した．

魚類の捕獲は，異なるそれぞれの日で合計 18 日，地域の漁師と野外補助員の助けを借りておこなった．異なるマイクロハビタットで，誤差をなくすために同一の捕獲網はメッシュサイズ 10 mm 及び 20 mm を使用し，6 V の電気式魚類捕獲装置を用いた（Ghosh and Biswas 2017）．魚類の種は同地域で出版されたチェックリスト（Gurung et al. 2013; Tshering et al. 2017）によって同定し，同時に魚類の写真を撮影して後に魚類学者の助けを得て同定を再確認した．

各々の魚種の捕獲効率（CPUE：g/h）は，捕獲期間の間に捕獲した魚について，総サンプリング時間（h）あたりの総バイオマス（g）として求めた（Ghosh and Biswas 2017）．シロハラサギの採餌パターンと採餌効率を知るために，5 つの事柄（歩行率：単位時間あたりの歩行数，つつき率：単位時間あたりの水面を捕獲のために突いた回数，捕獲率：単位時間あたりの魚の捕獲回数，成功率：単位時間あたりの［捕獲回数 / つつき回数］，摂食率：単位時間あたり嚥下した魚の体積［体長から求めた魚のバイオマス］）についてデータを収集した．

4. 統計解析

ノンパラメトリック Kruskal-Wallis 検定を，マイクロハビタット，季節，時間のそれぞれの要因に対して行い，摂食行動の解析に用いた．Dunn's 検定（Bonferroni correction）をグループ間の事後分析に用いた．値は中央値と第 1 四分位値, 及び, 第 3 四分位値（以後 Q1–Q3 という）として表した（Jakubas and Manikowska 2011）．すべての解析は R software version 3.5.2（R Development Core Team 2018）で行った．

5. 地域住民の教育と普及啓発

地域住民の普及啓発は，絶滅危惧種であるシロハラサギの保全を理解して貰うために非常に重要である．そのために，我々は２つの学校を Zhemgang 県（Yebilabtsa 中央学校）と Tsirang 県（Mendrelgang 中央学校）に選んだ．我々は学校のネーチャー・バード・ウオッチング・クラブと協力して，講演会や，絵画コンクール，作文コンクールをシロハラサギの保全をテーマに行った．我々はシロハラサギの重要な生息地に位置しているこれらの学校をターゲットとして，これらの生徒が家族により良く説明出来るように促すとともに，シロハラサギ保全活動グループの子供大使とした．

Ⅲ．結果

1. 採餌マイクロハビタット

すべてのマイクロハビタットにわたって，有意な違いは成功率（P = －2.1）には見いだせなかった．しかしながら, 成功率は早瀬と止水は，淵と平瀬よりも比較的高い傾向にあった．時間あたりの摂食率は，早瀬で顕著に最も高く，止水で最も低かった．摂食率は早瀬が淵に比較して有意に高かった（Kruskal-Wallis 検定，χ^2 = 9.52，df = 3，P < 0.05）（Table 1）．

2. 季節

成功率は季節間での違いはなかった（P = 0.18）．夏を除いて成功率は他の季節ではわずかに高かった．すべての季節間で摂食率に違いは見られなかった（P = 0.2）．摂食率は秋が他の季節よりも高い傾向にあった（Table 1）．

3. 時間

成功率について，朝は日中に比べると顕著に有意であった（Kruskal-Wallis 検定，χ^2 = 13.53，df = 2，P < 0.001）．シロハラサギは少なくとも

3 倍は日中よりも朝に魚を捕獲した．そのため，摂食率は日中よりも朝に有意に高かった（Kruskal-Wallis 検定, $\chi^2 = 9.64$, df = 2, $P < 0.01$）．その結果として，一定時間あたりの魚の摂食は日中よりも朝に 2 倍高かった．摂食率は日中と午後では有意な違いは見いだせなかった（P = 0.46）（Table 1）．

4. 利用可能な餌資源

少なくとも 12 種（3 科）の魚類がこの研究で同定された（Table 2）．Cyprinidae 科はシロハラサギの採餌行動では最も優占していた．*Neolissochilus hexagonolepsis* は最も多く捕獲された魚種で，平均捕獲効率は相対的に低かった（31 ± 8 g/h）．一方, *Salmo trutta*（407 ± 166 g/h）と *Labeo pangusia*（287 ± 49 g/h）は最も高いものの，捕獲頻度は非常に低かった（それぞれ 6 回と 7 回）．*Schizothorax richardsonii* はもっとも捕獲されたもののひとつであるが，相対的に高い捕獲効率（149 ± 50 g/h）であった．

5. 餌の種組成

シロハラサギによって捕獲された 97 の餌のうち 95 % の餌は魚であり，魚の 71 % は属レベルで同定できた（Table 3）．残りの餌（5 %）が同定できなかった理由は，その餌が小さすぎたか，観察者から遠すぎて同定できなかったためである．WHB が最も頻繁に摂食しているのは *Schizothorax* 属（64 %）であった．Snow Trout *Schizothorax richardsonii*（マス）は，観察された餌の 28 % で，同定できなかった *Schizothorax* 属の数種は全体の餌の 36 % を占めていた．

6. 地域住民の教育と普及啓発（Fig. 2）

合計約 3,000 名（教師, 生徒, 地域住民を含む）が, 彼らが住む地域に生息するシロハラサギが，エコ・フレンドリーで持続可能な活動において，最も象徴的な生き物でかつ生物指標であることについて啓蒙教育を受けた．また，それぞれのグループリーダーは，王立自然保護協会で，それぞれ別々のステークホルダー（ブータントラスト財団，森林公園省，ブータン王立大学自然資源学部）からの特別講演を受講した．それぞれのグループリーダーは，また，地域の漁師に違法な乱獲がシロハラサギにもたらす脅威についてセミナーを行った．それぞれのグループリーダーは，また，地域に住む海外からの学生や専門家たちにもシロハラサギの保全についてセミナーを行った．我々は適切な社会的な公開討論会を通して，これらの活動を推進した．

Ⅳ．考察

早瀬や止水における高い成功率は，これらが最もシロハラサギに適したマイクロハビタットであることを示唆している．淵や平瀬の低い利用率に比べて，早瀬はシロハラサギによって最も日常的に利用されている．その理由はおそらく早瀬の浅い水位によっており，そこでは餌が視覚的にも捉えやすく，かつ捕獲しやすさが増しているということが理由なのではないかと考えられる．同様の研究において，他の水鳥が利用するマイクロハビタットが水位と関係していることを報告している（Sato and Maruyama 1996，Maccarone and Brzorad 2005，Bancroft et al. 2002，Baschuk et al. 2012，Renken et al. 2016）．

Schizothorax 属はシロハラサギにとって最も重要な餌であり，その属はすべての季節で餌資源として利用されていた．つまり，この *Schizothorax* 属の数種は年間をとおして利用されていることになる．RSPN（2011）は，投網をつかって餌の調査を行ったが, この調査では，マスの Snow Trout（*Schizothorax richardsonii*）と Brown Trout（*Salmo trutta*）の 2 種だけがシロハラサギに捕まえられるほど充分に大きいということが示唆されていた．我々の餌のサンプ

リングは同様に，より大きいサイズの魚である *Schizothorax* 属の魚を記録し，その *Schizothorax* 属の数種が大きさから利用可能性があるのではないかと考えられた．夏と秋の季節は若鳥が飛ぶことを学習する時期であり，その親鳥は多くの餌を若鳥と自分たち自身のために供給する必要がある．若鳥が飛ぶことを学習した後に，さらに親鳥がこれらの若鳥に餌を与えることを継続していることを我々は観察している．この行動にはエネルギーが必要であり，冬と春に比べて，夏と秋に摂食率が高いことの理由だと考えられる．

この分類群の特徴である採餌の朝と午後（夕方）の双峰分布のパターンと日中の休憩（Kushlan 1976）は，同様にシロハラサギでも観察された．シロハラサギではもっと効果的に朝と午後の採餌を行い，日中よりも相対的に高い，つつき率と捕獲率を持っている．日中の水面の日光のキラキラした反射がおそらく採餌での成功をじゃましていると考えられる（Krebs and Partridge 1973）．

我々の地域住民の教育と普及啓発プログラムは積極的なインパクトをシロハラサギの急務の保全の観点から彼らに与え，また，これらの実証的なデータとシロハラサギの生息環境の保護と管理の不足部分を補うためのより親密なこれからの共同作業にも与えた．地域住民はシロハラサギの保全のための仕組みの構築にとって極めて重要な役割を持っている（The World Bank 2016）．

河川でのシロハラサギの生息地を確保し，食料資源を維持し，さらに，基礎的な採餌生態における知識の重要なギャップを埋めることにつながり，場合によっては保全体制を強化する必要性をサポートするための価値のある情報として，我々のデータはシロハラサギの保全に重要な影響を持っている．

生息地の喪失と断片化は，シロハラサギにもたらされる主要な脅威として挙げられている（Price and Goodman 2015；Dema et al. 2018）．彼らの生息地そのものである湿地と森林破壊のためにその生息域全体が著しく脅かされている（Kushlan and Hancock 2005）．

我々は本研究によって，“絶滅寸前 Critically Endangered” レベルの絶滅危惧種であるシロハラサギのマイクロハビタットの嗜好性と利用に関する世界で最初の実証的証拠を示すことができた．また，私たちの調査結果は，ミャンマー，インド，中国などの他のシロハラサギの重要な分布国での保全にも影響を与えるはずである．おそらく 2020 年に，ブータンではシロハラサギの最初の飼育繁殖センターが運営を開始するため，私たちの調査結果は飼育施設とシロハラサギの飼育管理の準備に確実に役立つことになるだろう．　　（訳・文責：島野智之）

謝辞

我々は Dr. Satoshi Shimano，Dr. Kitichate Shridith，Dr. Tommaso Savini，Dr. Vachira Leknim，Dr. Nutjarin Petkliang そして Small Mammals，Birds and Spiders Research Unit of PSU の研究室の同僚からの有用な指導と支援に感謝を致します．また，Sakiyah Morlor，Sonam Dorji，Chencho Bidha，Sonam Tshering，Ugyen Dorji，Tshewang Lhendup，Tshering Dhendup，Indra P. Acharja，Tenzin，Thinley Dorji，Kinley，Chimi Dorji，Sangay Phuntsho そして，Phurpa に野外調査での支援の感謝を表します．

我々はまた，Ugyen Wangchuck Institute for Conservation and Research に，研究の許可と支援に感謝します．ペマ・カンドゥへの支援のため Thailand's Education Hub Scholarship for ASEAN Countries（THE-AC）へ深く感謝します．