

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2018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（特定テーマ助成を除く）、2019年3月末までに実施された第3期提携助成、そして2018年12月末までに実施された緊急助成の成果をまとめたものです。

第28期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成では、国内研究助成17件、国内活動助成7件、国内活動助成【地域NPO活動枠】が3件、海外助成2件、出版助成1件（本報告書には掲載なし）、特定テーマ助成6件の計36件（助成総額598.8万円）を採択しました。

2018年4月から2019年3月末にかけて実施された第3期提携助成（現名称：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330.8万円）を採択しました。

緊急助成では、2016年度開始のプロジェクトが1件、2017年度開始の1件の合計2件330万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

国内研究助成

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（有明海保全生態学研究グループ）： 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	1
木下豪太・平川浩文・佐藤拓真・村上翔大・成瀬未帆・米澤 悟（北海道クロテン保全手法検討チーム）：国内 外来種ニホンテンに脅かされる北海道クロテンの生息現状把握と遺伝解析手法の確立	11
山本優一・上原一彦・吉村 剛・石川陽介（外来木質昆虫に関する調査グループ）：サクラ類等樹木を加害する 外来種クビアカツヤカミキリの被害実態調査	24
福嶋 司・吉川正人・大隅翔馬・井上香世子（玉原湿原保全プロジェクト）：玉原湿原の保全対策による水環境 と植生の復元に関する研究	36
浦 達也・長谷部 真・平井千晶・北村 亘・葉山政治（日本野鳥の会サロベツ湿原チュウヒ研究グループ）： 繁殖期のチュウヒが風力発電施設の建設により受ける影響とその行動	50
中野（小西） 繭・小林和子・中島法子・古賀和人（ぼんすけ育成会）：長野市ため池群における絶滅危惧種シナ イモツゴの分布調査とモニタリングサイトの選別	58
樋口広芳・長谷川雅美・上條隆志・岩崎由美・菊池 健・森 由香（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	69
上田昇平・渡邊琢斗・池田健一・兵藤不二夫（外来アリ類研究グループ）：侵略的外来アリ類と在来アリ群集の 競合機構の解明：食性解析からのアプローチ	76
澤 祐介・池内俊雄・田村智恵子・嶋田哲郎・David Ward・Cao Lei（雁の里親友の会）：GPS 発信機によるコ クガンの渡りルート解明	81
中島啓裕・橋詰 茜・矢島豪太・高橋慶伍・黒瀬弘毅・寺田佐恵子（水上シカ調査会）：シカの増加がもたらす 湿原生態系への直接・間接効果の把握と影響緩和のための方策の検討	88
ブレブル ジェイソン・ヴィンセノ クリスチャン・大手信人（島コウモリ調査グループ）：希少な森林コウモリの 保護：ヤンバルホオヒゲコウモリとリュウキュウテングコウモリの追跡調査	98
相場慎一郎・藤田志歩・鈴木真理子・鶴川 信・川西基博・宮本句子（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	105
三谷曜子・北野雄大・鈴木一平（日米北太平洋ラッコ研究グループ）：道東沿岸域において再定着しつつあるラッ コの摂餌生態の解明	116

白木彩子・Vladimir Pronkevich・奥田篤志（北海道鳥類保全研究会）：風車立地選定のためのオジロワシの渡り飛行経路と生息地の決定要因の解明を目的とした遠隔追跡調査	123
内田翔太・篠部将太郎・平野尚浩（大東諸島陸産貝類保全グループ）：大東諸島固有陸産貝類の保全へ向けた、外来種が与える影響の解明と飼育技術の確立	131
木佐貴博光・熊谷朝臣・宮沢良行・岡本榛名（大台ヶ原トウヒ林の自然再生研究グループ）：大台ヶ原の自然再生を目指すためのトウヒの水分生理状態の解明	140
金子洋平・須田隆一・中島 淳・石間妙子（福岡県保健環境研究所 環境生物課）：特定外来生物ブラジルチドメグサの防除手法開発に向けた生活史特性の解明	149
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）：わが国の島嶼における外来ネコ対策への支援と普及啓発の2年目の活動	161
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—森林—の編纂	167
金城貴也・黒田ゆうび・長嶺 隆・仲地 学・山城須賀子・金城道男（NPO 法人どうぶつたちの病院沖縄）：ネコの適正飼養がやんばるの希少野生動物を守る	172
高島美登里・山本尚佳・嶋田淑子・森田 修・三家本誠・上田健吾・武石全慈（上関の自然を守る会）：上関海域における希少鳥類及びプランクトン & 稚魚調査と上関まるごと博物館における普及啓発活動	178
大貫遵子・萩原秀夫・山下紀子・橋本谷弘司・岡本 昇・市川 清・上田真佐江（NPO 法人こんぶくろ池自然の森）：「こんぶくろ池自然博物館」の全面開園に向けた整備と新ハンドブック及びリーフレットの作成	183
飯田陳也・井守美穂・落合はるな・金井 裕（日本野鳥の会東京）：葛西海浜公園「三枚洲」ラムサール条約湿地登録への普及啓発および情報収集	188
国内活動助成【地域 NPO 活動枠】	
行山武久・池村 茂・常 加奈子・美延睦美・山田文雄・塩野崎和美・城ヶ原貴通（NPO 法人 徳之島虹の会）：徳之島の世界自然遺産登録とその後を見据えた緊急的ノネコ対策と普及啓発活動	193
川井彩音・熊谷道夫・中島拓男・青田容明・一瀬 諭（認定特定非営利活動法人びわ湖トラスト）：琵琶湖で大発生した外来種植物プランクトンの生態調査	199
木下美津子・中田妙子・柴田鹿吉・入口仁美・杉村 乾・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地域と大学を結ぶミヤマキリシマ保全活動の構築	205

海外助成

Nguyen Khoa Truong, Tran Van Tien, Le Ngoc Trieu, Nguyen Van Giang, Truong Thi Lan Anh, Nguyen Hoang Nghia and Hoang Thanh Truong (The Endemic Pine Conservation Group of Vietnam) : Geographical variation in vegetative growth, sexual reproduction and genetic diversity of *Pinus krempfi* H. Lec. and *Pinus dalatensis* Ferré in Tay Nguyen Plateau, Vietnam 211

Kanthi Arum Widayati, Puji Rianti, Yamato Tsuji, Latif Sofiana Nugraheni, Sarah Nila, Muhammad Fadli Rahman and Sugeng Purnomo (Tropical Primate Conservation Group) : Evaluation of effect of human activity on behavior of *Macaca fascicularis* in an ecotourism site in Indonesia 224

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

有明海保全生態学研究グループ
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

本研究は、諫早湾の常時開門が実現するまで、潮止め直前から現在まで毎年実施してきた有明海採泥調査を今後も継続させるため、潮止め後 20 年間の有明海底生動物群集の変化を取りまとめることを目的としている。今年度の採泥調査は、有明海奥部は 2018 年 6 月 9 日と 10 日の 2 日間で、諫早湾干拓調整池内は 2018 年 6 月 11 日に実施した。さらに、前年度 2017 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 21 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 20 年間の有明海奥部における海底環境と底生動物群集の変化を明らかにした。

キーワード：採泥調査、ヨコエビ類、海底環境、二枚貝類、調整池、多毛類

I. はじめに

九州西部に位置する諫早湾奥部では、1997 年 4 月 14 日に全長 7,050 m の潮受け堤防が閉め切れ、3,550 ha の広大な干潟・浅海域が一度に失われた(東 2000, 2011)。本研究グループは、諫早湾潮止め直前の 1997 年 3 月に第 1 回目の調整池内での調査を開始して、それ以降は現在に至るまで毎年 6 月(あるいは 11 月)に有明海奥部海域および調整池内における水質・底質・底生動物群集のモニタリング調査を継続してきた。

本研究の特色は、過去 20 年間にわたって同一の調査方法と一貫した精度のもとに継続して調査を実施してきたことである。そして、今後も数十年間レベルで科学的実証データを蓄積することで、有明海再生までの過程を科学的手法で明らかにできる。これは、世界各地で問題となっている大規模干拓事業に対する保全生態学的研究のあり方について、非常に大きな貢献を

もたらすものと期待される。

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 20 年間に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 2018 年 6 月 9 日と 10 日の 2 日間で行ない、諫早湾の干拓調整池 16 定点(図 1b)では 2018 年 6 月 11 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 3 名と、静岡大学の卒論生 3 名、長崎大学関係者などをあわせて総勢 10 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

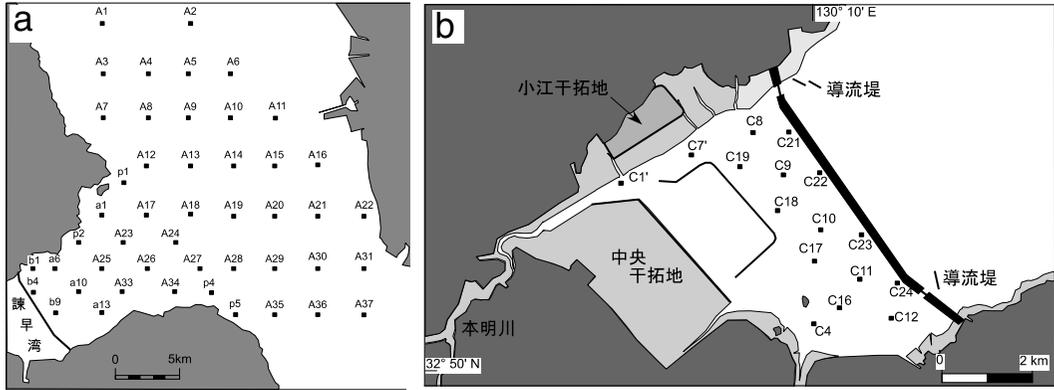


図1 有明海奥部・諫早湾干拓調整池内における採泥調査定点の位置図. a: 有明海奥部 50 定点, b: 干拓調整池 16 定点. 濃い灰色は陸地, 薄い灰色は干潟および干拓地を示す.

Smith-McIntyre 採泥器 (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.

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

大型底生動物試料は実験室に持ち帰った後, 静岡大学において高次分類群レベルのソーティング作業を行った. 助成期間中には, 2017 年 10 月から 2018 年 9 月にかけて, 毎月 1 回のペースで静岡市内に 4 泊 5 日で滞在し, 2017 年 6 月の採泥試料のソーティング作業を行った.

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

そして篩に残った試料をシャーレに取り, 含まれる大型底生動物を双眼体顕微鏡 (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はしないが, 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. メイオベントス用試料のソーティング作業

一方, メイオベントス用試料は, 静岡大学理学部の塚越研究室にて, 主に貝形虫類の分布調査のために使用された. 2017 年 6 月の採泥試料をホルマリンで固定した後, 1 mm と $75 \mu\text{m}$ 目合の篩にかけて残った試料を乾燥させ, $75 \mu\text{m}$ から 1 mm までの貝形虫類標本を抽出した. なお, メイオベントス用試料に含まれていた 1

mm以上の生物標本については、上記の大型底生動物試料に加えてそれぞれのタクサの個体数をカウントした。

貝形虫類の調査では、双眼実体顕微鏡(OLYMPUS社製SZ61)下で1試料あたり200個体を目安に標本を抽出した。抽出した貝形虫類は、ファウナルスライド上で種ごとに分け、個体数をカウントした。個体数および個体数密度は、生体と遺骸を含む場合と、生体のみの場合について求めた。遺骸の個体数に関しては、片殻のみ残っている標本も1個体とした。

4. 過去20年間にわたる調査データ

本年度と同様の方法による現地調査は、過去20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26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、2008–2017年6月)、堤防外側海域では1997年6月から現在までに25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、2008–2017年6月)実施しており、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2017年6月までの過去20年間の調整池および堤防外側海域のデータを用いる。

III. 今年度の調査結果

1. 大型底生動物の調査結果

堤防外側海域50定点の採泥試料のソーティング作業の結果、多毛類2,060個体、ヨコエビ類889個体、二枚貝類553個体、クモヒトデ類293個体が得られ、この4つの分類群で全個体数の88.7%を占めた(深沢2019MS卒論)。

特に、多毛類は50地点中46地点に分布して

おり(図2a)、有明海湾奥部東側の6地点(A11・A14・A15・A20・A22・B3)と諫早湾口1地点(A26)でそれぞれ100個体以上が採集された(深沢2019MS卒論)。

ヨコエビ類は50地点中38地点に分布しており、湾奥部北側の7地点(A1・A2・A3・A6・A10・B1・B2)では採集されなかった(図2b)。湾奥部の東側の5地点(A11・A14・A15・A16・B3)と南側1地点(A29)で50個体以上見られ、特にA15・A16では100個体以上見られた。それ以外の地点では10~30個体程度確認された。

二枚貝類は50地点中37地点に分布しており(図2c)、湾奥中央部(A14)、東部(A16)、南部(A36)の3地点で二枚貝類の総個体数の51.9%を占めた。クモヒトデ類は50地点中22地点に分布していたが(図2d)、ほとんどが湾奥部の南東部に分布しており、A15・A20・A28・A30・A31の5地点でクモヒトデ類の総個体数の64.8%を占めた。その他の高次分類群の底生動物はまばらに分布していたが、湾奥部の南東部(A15・A20・A29・A37)でそれぞれ10種・11種・14種・10種が確認された。

2. 貝形虫類の調査結果

2017年6月に採集した貝形虫類の個体数と個体数密度について、潮受け堤防外側の15地点と調整池内の16地点を合わせた計31地点(図3)より、遺骸を含めて18科45属73種が確認され、そのうち生体は10科19属24種にみられた(山野2019MS卒論)。大型底生動物がほとんどみられない調整池内では、4科4属6種の貝形虫の生体が確認された。

貝形虫類が確認された各地点について、遺骸を含む場合と生体のみの場合の個体数と個体数密度を求めた(表1)。その結果、遺骸を含む場合では地点B4で743個体/gと最も高い値を示し、地点B11でも631.57個体/gと高い値を

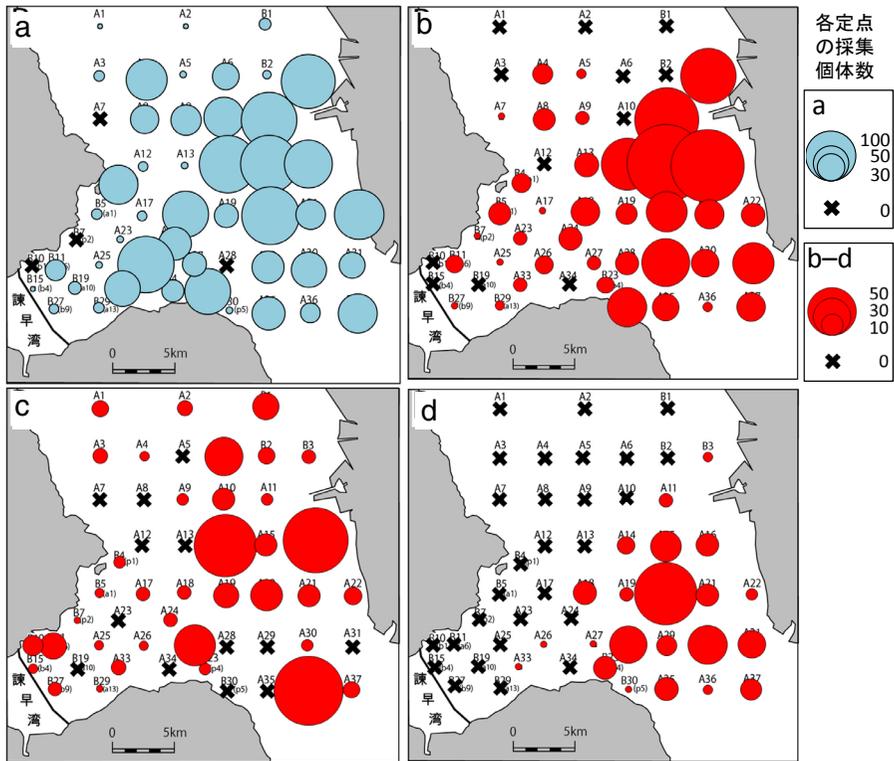


図2 2017年6月の有明海奥部50定点における大型底生動物の分布パターン(深沢2019MS卒論)。a:多毛類, b:ヨコエビ類, c:二枚貝類, d:クモヒトデ類。凡例は, aとb-dを別に示す。

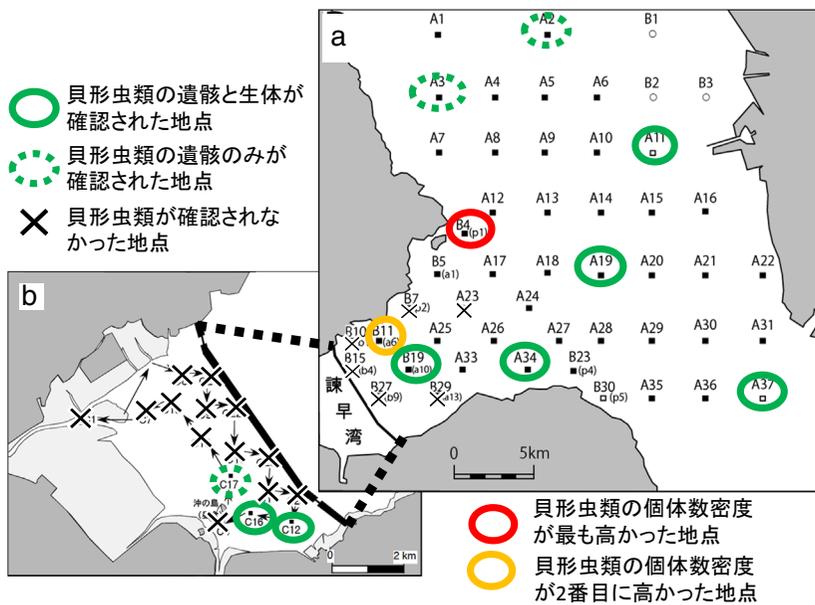


図3 有明海奥部 (a) および諫早湾干拓調整池 (b) の貝形虫類の分布パターン(山野2019MS卒論)。楕円または×印のある地点で貝形虫類の調査を行った。

表1 有明海奥部海域と諫早湾干拓調整池における貝形虫類の生体と遺骸の個体数密度 (山野 2019MS 卒論)

地点	個体数密度(生体) (個体/g)	個体数密度(遺骸含む) (個体/g)	生体の割合 (%)
有明海奥部海域			
A2	0	15.32	0
A3	0	5.12	0
A11	4.05	88.11	4.59
A19	10.00	94.00	10.63
A34	25.36	207.24	12.23
A37	1.29	8.69	14.84
B4	145.94	743.24	19.63
B11	71.05	631.57	11.24
B19	7.84	421.56	1.85
諫早湾干拓調整池			
C12	1.95	22.17	8.79
C16	3.01	72.05	4.17
C17	0	0.64	0

示した。同様に生体のみの場合でも、地点B4で145.94個体/gと最も高い値を示し、地点B11でも71.05個体/gと高い値を示した。

一方、潮受け堤防外側付近の4地点B10、B15、B27、B29や5kmほど北東の2地点A23、B7では、遺骸も含めて貝形虫類が確認できなかった(図3)。調査範囲北部の2地点A2、A3では遺骸のみが確認され、個体数密度は15.32個体/g、5.12個体/gと比較的低い値を示した。調査地北東部A11と潮受け堤防外側4km付近B19では、個体数密度が遺骸を含む場合はそれぞれ88.11個体/g、421.56個体/gと比較的高い値を示したが、生体のみの場合はそれぞれ4.05個体/g、7.84個体/gと低かった。それに対して湾口部のA37では、遺骸を含む場合は8.69個体/g、生体のみの場合は1.29個体/gと比較的差が小さかった。

調整池内については、遺骸を含む場合は16地点中3地点C12、C16、C17で、生体のみの場合は2地点C12、C16で確認され、他の地点では貝形虫類が確認されなかった。個体数密度の結果から、2地点C12、C16では遺骸を含む

場合はそれぞれ22.17個体/g、72.05個体/gとなり、生体のみの場合では1.95個体/g、3.01個体/gと低い値を示した。

IV. 過去20年間における調査結果

1. 調整池内の塩分と大型底生動物の経年変化

調整池(図1b)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、それに替わる日和見種の急激な増加が見られた(図4; Sato and Azuma 2002, 佐藤・東 2011, 東ほか 2016)。その後、2002年3月にかけて日和見種は減少したが、2002年4-5月に短期開門が実施された直後の2002年6月には、再び大型底生動物群集の大幅な変動が確認された(図4; 東ほか 2016)。

調整池では、潮止め1ヶ月前(1997年3月)と潮止め1ヶ月後(1997年5月)には、多くの定点で底層水の塩分は10以上あり、海生の多毛類、ヨコエビ類、二枚貝類、巻貝類が比較的に多く生息していた(図4)。それが、潮止め4ヶ月後(1997年8月)には様相が一変して、ほとんどの定点で塩分が5未満にまで減少した(図4)。それに伴い、それまで生息していた海生の優占種がすべて消滅し、その後は汽水生のヨコエビ類と二枚貝の日和見種(ヌマコダキガイ)だけが高密度で生息する状態になった。

潮止め1年後の1998年4月には、汽水生のヌマコダキガイが1種だけで大型底生動物の大部分を占めるようになるが、1999年7月以降は本種も減少し、2000年7月にはほとんど見られなくなった(図4)。また、1998年8月からは淡水生の貧毛類が増加し始め、2000年7月にピークを迎えたが、それ以降は減少したことで、調整池全体における大型底生動物の平均生息密度は2002年3月にかけて減少傾向にあった。

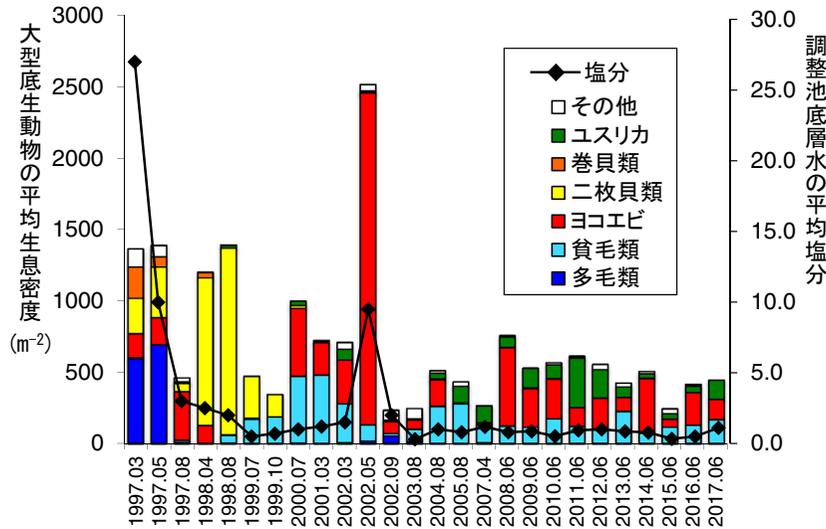


図4 諫早湾干拓調整池16定点における底層水の平均塩分と1 m²当たりの大型底生動物の平均生息密度に見られる経年変化(1997～2017年)．東ほか(2016)図2を一部改変．

ところが、短期開門調査が実施され調整池内に海水が導入された直後の2002年5月には、底層水の平均塩分が10以上に増加することで、一転してヨコエビ類の1種(タイリクドロクダムシ)が爆発的に増加することで、調整池内における大型底生動物の平均生息密度は過去20年間で最大に達した(図4)。

その他にも、汽水生の多毛類と二枚貝のヌマコダキガイが2002年5月から2002年9月にかけて調整池内に再び出現したことが知られており(佐藤・東2011, 東ほか2016), 調整池への海水導入に伴って大型底生動物群集が敏感に反応したことが明らかになった。

しかし、短期開門終了後は海水導入がなくなることで、再び調整池の平均塩分が2以下にまで減少した。その結果、2002年9月以降は汽水生のヨコエビ類や多毛類、二枚貝類がほとんど見られなくなり、底生動物の平均生息個体数は2002年9月に最小値を示した(図4)。その後は、2004年8月から貧毛類とヨコエビ類が再び増加し、2005年8月からはユスリカ幼虫も増加して現在に至っている。

今回の2018年6月における採泥調査においても、調整池内で最も多く採集されたのは、ヨコエビ類、ユスリカ類幼虫、イトミミズ類であり、それに次いで2011年頃からはアミ類とウミナナフシ類などもわずかに採集されるようになっている。しかし、1997年の潮止め前後や2002年の短期開門の直後に多く見られた二枚貝類や巻貝類などの1 cmを超える底生動物は、2003年8月以降は全く採集されていない。

2. 有明海奥部の大型底生動物密度の経年変化

有明海奥部の堤防外側海域(図1a)では、大型底生動物の平均生息密度が、潮止め直後の1997年6月から2001年6月までの4年間で次第に減少した後に、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5; 東・佐藤2016, 佐藤・東2016, 2017, 2019)。しかし、その後は2004年から2017年にかけて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16年間ではまったく見られていない(図5)。

本研究では、潮止め2ヵ月後の1997年6月に最初の採泥調査を実施したが、その時に有明

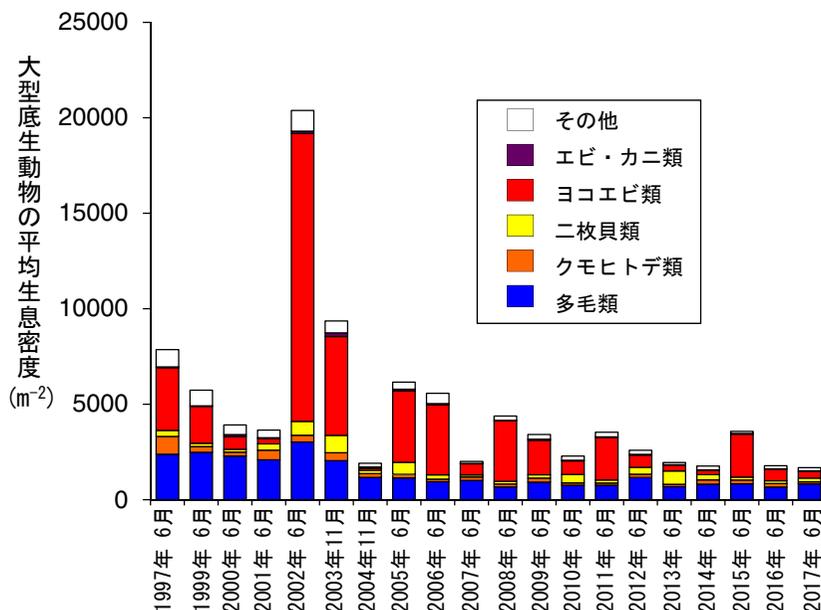


図5 有明海奥部50定点における1 m²当たりの底生動物の高次分類群別生息密度の経年変化(1997～2017年). 佐藤・東(2019) 図2を一部改変.

海奥部37定点で採集された大型底生動物の平均生息密度は7,858個体/m²であった(東・佐藤2016). それが, 1999年6月には48定点で平均5,737個体/m², 2000年6月には48定点で平均3,914個体/m², そして2001年6月は48定点で平均3,646個体/m²と, 潮止め後の4年間をかけて次第に減少した(図5; 東ほか2018, 佐藤・東2019).

有明海奥部では, 1997年6月や2001年6月に大規模な貧酸素水が発生し, その直後に周辺海域で大型底生動物が減少したことから, 潮止め後に頻発するようになった貧酸素が原因と考えられている(金澤ほか2005, 上杉ほか2012, 東・佐藤2016, 佐藤・東2016, 東ほか2018).

なお, 本研究の調査結果は, 2017年3月の有明海・八代海等総合調査評価委員会報告でも取り上げられたが, そこでは年によって定点数が32-50定点と異なっていることが問題視された. しかし, 過去20年間で毎年欠かさず採泥を行なっている有明海奥部16定点に限って見

ても, 大型底生動物の平均生息密度の経年変化に同様の傾向が見られたため, 本研究によるデータの精度に問題はないことが確認された(佐藤・東2017).

その後, 2002年4-5月に短期開門を実施して, 5年ぶりに調整池内に海水を導入すると, その直後の2002年6月の採泥調査では32定点での大型底生動物の平均生息密度は20,387個体/m²に激増し, この値は前年2001年6月の5.6倍であった(図5). その増加の大部分は, ヨコエビ類のドロクダムシ類と, 二枚貝類のピロードマクラガイが占めており, 短期開門により一時的に潮流が増加し, 島原沖から長洲沖の底質が粗くなったことで, それまでは島原沖から熊本沖に生息していたヨコエビ類等有明海奥部に北上したと考えられる(佐藤・東2016, 2019, 東ほか2018, 山中ほか印刷中).

しかし, 短期開門終了後は, 計画されていた中長期開門を実施せず, 現在まで調整池内への海水導入は行われていない. その間に, 2003

年から2004年にかけて生じた貧酸素水 (Tsutsumi 2006) により、大型底生動物の平均生息密度は急激に減少した (図5)。

その後も、2017年まで大型底生動物の平均生息密度の停滞が続き、3-4年の周期でヨコエビ類の増減を繰り返しながら、全体的には大型底生動物の平均生息密度は衰退している (図5; 東ほか2018)。2015年は4年ぶりにヨコエビ類が増加したことで、一時的に底生動物の平均生息密度が50定点で3,580個体/m²まで増加したが、2016年には再び50定点の平均が1,779個体/m²に減少し (東ほか2018を訂正)、2017年には過去20年間で最低値 (50定点で平均1,712個体/m²) を記録した。

本研究による採泥調査の結果からは、大型底生動物の著しい増加傾向が見られたのは、過去20年間で唯一、短期開門直後の2002年6月の1回だけであり、それ以降は現在に至るまでの16年間に明確な底生動物の増加は見られていないことが分かる (図5)。この事実は、短期開門終了後に中長期開門を中止し、その代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、魚介類の主要な食料となる大型底生動物の平均生息密度の経年変化に対しては、まったく効果がなかったことを意味している (東ほか2018, 佐藤・東2019)。

さらに言えば、過去20年間で唯一、短期開門直後の2002年にのみ、有明海奥部において大型底生動物の急激な増加が見られたことから、常時開門による諫早湾調整池への海水導入こそが、有明海再生の最も効果的な手段であることを本研究の成果は明確に示している (佐藤・東2017, 2019)。

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。

謝辞

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

引用文献

- 東 幹夫 2000. 諫早湾干拓事業の影響. 佐藤正典編「有明海の生きものたち: 干潟・河口域の生物多様性」海游舎: 320-337.
- 東 幹夫 2011. 有明海異変と開門による再生 (その2) - 底生動物の経年変化から. 日本の科学者 46: 963-969.
- 東 幹夫・佐藤慎一 2016. 諫早湾閉め切り以降の有明海底生動物の消長. 諫早湾開門研究者会議編「諫早湾の水門開放から有明海の再生へ」有明海漁民・市民ネットワーク: 81-92.
- 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・山中崇希・山元綾弥香・佐藤慎一・松尾匡敏・近藤 寛・市川敏弘・佐藤正典 2016. 有明海再生の実現に向けて - 諫早湾の潮止めから長期開門開始までの一貫した水質・底質・底生動物群集変化の解析. 自然保護助成基金成果報告書 23: 1-10.
- 深沢南己 2019MS. 諫早湾潮受け堤防閉め切り後21年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.
- 金澤 拓・佐藤慎一・東 幹夫・近藤 寛・西ノ首英之・松尾匡敏 2005. 諫早湾潮止め後の有明海における二枚貝群集の変化. 日本ベントス学会誌 60: 30-42.
- Sato, S. and Azuma, M. 2002. Ecological and paleoecological implications of the rapid increase and decrease of an introduced bivalve *Potamocorbula* sp. after the construction of a reclamation dike in Isahaya Bay, western Kyushu, Japan. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 185: 369-378.
- 佐藤慎一・東 幹夫 2011. 有明海の<変化>を追う - なぜ開門が必要か. 科学 81: 458-467.
- 佐藤慎一・東 幹夫 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、魚介類はどんな

- 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.
- Tsutsumi, H. 2006. Critical events in the Ariake Bay ecosystem: Clam population collapse, red tides, and hypoxic bottom water. *Plankton and Benthos Research* 1: 3-25.
- 上杉 誠・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・近藤 寛・東 幹夫 2012. 諫早湾潮止め後 10 年間の有明海における主な底生動物相の変化. 日本ベントス学会誌 66：82-92.
- 山中崇希・佐藤慎一・松尾匡敏・佐藤正典・東 幹夫 2019. 諫早湾潮受け堤防閉切り後の有明海全域における水質・底質変化と二枚貝類・ヨコエビ類・多毛類の群集構造変化. 日本ベントス学会誌, 74, 印刷中.
- 山野紗希 2019MS. 有明海および諫早湾干拓調整池における貝形虫の分布. 静岡大学理学部卒業論文.

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

AZUMA Mikio, FUKASAWA Minami, YAMANO Saki,
SATO Shin'ichi, ICHIKAWA Toshihiro,
SATO Masanori and MATSUO Masatoshi

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 9 and 10 June 2018 and (2) 16 fixed stations inside of the dike on 11 June 2018. According to our results, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, number of species and mean individual density of benthic animals have been still smaller than the past. After the shut-off, benthic animals rapidly decreased from 1998 to 2001, and then only few species increased from 2002 to 2003. However, from 2004 to 2018, most of them have disappeared or decreased rapidly in the both inner and outer parts of Isahaya Bay. The results of this research will be used as the theoretical ground in order to require the investigation of opening the gate against the Japanese Government, and these will be possible to supply basic data before opening the gate for future studies after opening the gate of Isahaya Bay.

Keywords: sediment sampling, gammaridean amphipods, bottom environment, bivalves, reservoir, polychaetes

国内外来種ニホンテンに脅かされる北海道クロテンの 生息現状把握と遺伝解析手法の確立

北海道クロテン保全手法検討チーム

木下豪太¹・平川浩文²・佐藤拓真³・村上翔大⁴・
成瀬未帆⁴・米澤 悟¹

北海道では国内外来種であるニホンテン (*Martes melampus*) が分布を拡大しており、在来種クロテン (*M. zibellina*) の生息域を狭めている。本研究では、現在両種の分布境界となっている石狩低地帯を中心に両種の生息調査を行うとともに、新たな DNA マーカーによる集団構造解析を行った。その結果、石狩低地帯に位置する 2 つの丘陵 (野幌と馬追) でクロテンの生息を確認し、野幌では両種が 2 km 以内で確認され、境界がほぼ確定できた。本研究で作成したマイクロサテライトを用いて馬追と野幌で収集した糞サンプルの DNA 解析に成功した。マイクロサテライトマーカーと MIG-seq により得られた SNP を用いた解析では、クロテンとニホンテンは遺伝的に明瞭に分けられること、北海道のクロテンは分布の東西で遺伝的な偏りがあることが示された。今後は両種の分布隣接地での生態調査を行うとともに、遺伝的集団構造を踏まえた長期的な分布変化のモニタリングが必要である。

キーワード：自動撮影調査, MIG-seq, マイクロサテライト, 糞 DNA 解析, 遺伝的集団構造, 種間競争

1. はじめに

北海道には現在、在来種であるクロテン *Martes zibellina* と、国内外来種であるニホンテン *M. melampus* が生息しており、石狩低地帯 (石狩湾から太平洋にかけて带状に延びる平野部) の西側にニホンテン、東側と低地帯内に残る森林にクロテンという構図になっている (図 1, 平川ほか 2015)。クロテンは北海道、国後、択捉、サハリンとユーラシア大陸北部に分布し、北海道集団は分布の最南端の島集団として遺伝的固有性が高く (Kinoshita et al. 2015)、北海道の北方系生物相を代表する種の一つである。クロテンは上質な毛皮を持つため、乱獲や養殖の対象となってきた。北海道では個体数の激減から 1920 年以降は捕獲が禁止されており、準絶

滅危惧種に指定されている。しかし、その後の個体数や生息状況の記録に乏しく、現状に至る経緯はほとんど不明である。一方で、ニホンテンは本州・四国・九州・対馬に生息する日本固有種であるが、太平洋戦争の頃に毛皮を供給する目的で本州から持ち込まれ、北海道南西部の複数地域で養殖されていたとされる (門崎 1996, 2000)。ニホンテンは過去 70 年ほどの間に北海道南西部で分布拡大し、近年は石狩低地帯の西縁部まで到達している (平川ほか 2015)。また、佐渡においても国内外来種として定着している。

2015 年になり、北海道と佐渡のニホンテンは環境省によって「我が国の生態系等に被害を及ぼすおそれのある外来種リスト (生態系被害

1: 京都大学大学院農学研究科 2: 森林総合研究所 3: 北海道大学大学院理学院 4: 北海道大学大学院環境科学院
2018. 11. 30 受付 2020. 1. 10 公開

防止外来種リスト)」に指定された（環境省 2015）。これは、生物多様性条約第 10 回締約国会議（2010 愛知）において「2020 年までに侵略的外来種とその定着を特定し、優先度の高い種を抑制・根絶すること」が目標として採択されたことを根拠としている。北海道のブルーリスト A2 ランクにも指定されているが（北海道 2010）、具体的な防除対策は今日まで進められていない。これまで、この北海道におけるテン 2 種の問題について十分な調査と対策がとられなかった要因として、禁猟以降の情報不足していること、他の哺乳類と比べ観察が難しいこと、北海道のブルーリスト A1 ランクのアライグマやミンクなど国外からの外来種に注目が集まり、行政や研究の手が十分に届かなかったことが考えられる。

現時点で北海道における両種の分布境界線となっている石狩低地帯は、農耕地や市街地として広く利用されているが、海岸や農地の防風林、低地帯の中央に伸びる森林帯「馬追丘陵」を渡って、ニホンテンによるクロテンの排除が進行するのは時間の問題であり、現状はクロテンの保全にとって極めて重要な局面にある。また、石狩低地帯の西側から半島状に突き出した「野幌丘陵」では 2004 年以降にクロテンの生息が報告されており、石狩湾の砂丘林地帯でも 2011 年にクロテンの生息が確認されている（平川ほか 2015）。これら 2 地域のように、石狩低地帯内に他にもクロテンの残存集団が存在する可能性があり、馬追丘陵を含めた石狩低地帯の周辺地域で早急に生息調査を実施する必要がある。

一方で、テン属のように行動圏が大きく、夜行性で警戒心の強い種では直接観察による調査が容易ではない。また、ニホンテンとクロテンとの間で交雑による遺伝子汚染も懸念されるが、外形的な特徴だけではその影響を判断するのが難しいと予想される。そのため、糞などの

痕跡サンプルを材料とした DNA 解析による効率的な調査が必要である。近年の DNA 解析技術の急速な発展により、次世代シーケンサー（NGS）を用いて、ゲノムワイドな SNP データに基づく集団遺伝解析が野生生物でも可能となっている。この手法では一度に大量の個体から、極めて解像度の高いデータを得られる反面、解析費用が高く、実験後にサンプルを追加するにはコストが大きい。そのため、継続的なモニタリングを行いながら、追加される少量のサンプルを随時解析していく場合には、マイクロサテライトマーカーなどによる従来の解析のほうが向いているケースもある。

そこで本研究では、組織由来サンプルをもとにしたゲノムワイドな SNP の解析による遺伝的集団構造を把握したうえで、糞サンプルなどにも活用可能であり、且つ SNP 解析と同様の解像度が得られるマイクロサテライトマーカーの新規開発を行うことにした。また、本研究の予備調査として、2017 年 3–6 月に自動撮影によるテン類の生息調査を行ったところ、馬追丘陵の 1 地点からクロテンが生息していることを初めて記録することに成功した。さらに、誘因餌の周りで糞をするマーキング行動が撮影され、捕獲せずに糞を DNA サンプルとして収集できる可能性を見出した。そこで本研究では、さらに糞サンプルを収集し、新規開発マイクロサテライトマーカーならびにミトコンドリアの *Nd2* 領域の解析を実施することにした。

II. 材料と方法

1. 生息調査

2017–2018 年冬季に石狩低地帯内とその東西地域で雪上足跡の探索と自動撮影カメラの設置により、テン 2 種の生息を調査した。調査地域は図 1b の地区 A-D 内の複数地点で調査を実施したが、本報告書では詳細な地点の説明は控

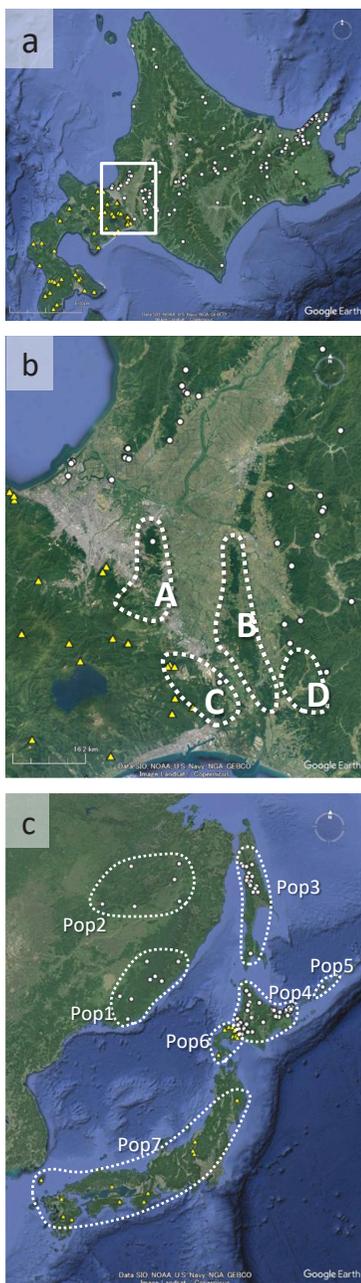


図1 調査地とサンプルの地点. a: 北海道におけるニホンテンとクロテンの生息記録(平川ほか 2015). 三角の地点はニホンテン, 円の地点はクロテン. 地図内の白枠はbの地域を示す. b: 本研究での調査地. 地図内のA地区は野幌丘陵, B地区は馬追丘陵, C地区は石狩低地帯の西側地域, D地区は東側地域を示す. c: 遺伝解析で使用したサンプルの地点と集団.

える. 2017年12月27日から2018年1月8日の1回目の調査ではA地区の中部およびB地区の北部・中部・南部, 2018年2月15–24日の2回目の調査ではA地区の中部および南部, 2018年3月13–15日の3回目の調査ではA地区中部において, それぞれの地域内の3地点以上で各2回以上の雪上足跡の調査を実施した. 足跡が確認された地点では自動撮影カメラによる調査も実施した. 自動撮影にはFieldnote Duo+ (麻里布商事) 4台, PC900C (RECONYX) 2台とXP9 (RECONYX) 2台を使用した. XP9は動画撮影, それ以外のカメラは静止画の撮影に用いた. カメラを設置した際, カメラの周囲3m以内にごく少量のリンゴや鶏肉を誘因餌として数个配置した. カメラ設置期間中に誘因餌の補充はしていない. カメラ回収時にテンの糞を発見した場合, 遠沈管に保存して研究室まで0℃以下で持ち帰り, その後はDNA抽出まで-20℃で保存した.

2. DNA 解析サンプルの準備

本研究では, Sato et al. (2011) と Kinoshita et al. (2015) で使用したDNAサンプルに加え, 猟師による狩猟や交通事故死体の収集, 博物館標本等により得られたクロテン(北海道, サハリン, 択捉)とニホンテン(北海道, 本州以南)の組織由来DNAサンプルを使用した. 各地域集団の合計のサンプル数はクロテン計168個体(沿海州20個体, ハバロフスク19個体, サハリン46個体, 北海道62個体, 択捉21個体)とニホンテン計36個体(北海道16個体, 本州以南20個体)である(地点については図1cを参照). 組織サンプルはQIAamp DNA Mimi Kit (Qiagen) またはフェノール・クロロホルム法 (Sambrook and Russell 2001) によりDNA抽出した. 2017年3月の予備調査以降, 馬追および野幌で得られたテンの糞検体についてはQIAamp Fast DNA Stool Mimi Kit (Qiagen) を使

用して DNA 抽出した。

3. MIG-seq による SNP 解析

クロテンについて沿海州 20 個体、ハバロフスク 19 個体、サハリン 46 個体、北海道 58 個体、択捉 21 個体、およびニホンテンについて北海道 14 個体、本州以南 14 個体の DNA サンプルを用いて MIG-seq 法 (Suyama and Matsuki 2015) によるゲノムワイド SNP データの取得を行った。Suyama and Matsuki (2015) で設計された multiplexed intersimple sequence repeats (ISSRs) 増幅用のプライマーセットを使用し、Multiplex PCR Assay Kit Ver.2 (TaKaRa Bio) で 1st PCR 反応を行った。1st PCR 産物は MultiNA (Shimadzu) による増幅の確認を行い、Suyama & Matsuki (2015) に従い 2nd PCR を行い、MIG-tag ライブラリーを作成した。ライブラリーは 1 フローセルを使用し MiSeq (Illumina) によりシーケンスされた。

得られたシーケンスデータは Suyama and Matsuki (2015) に従い、クオリティーの低いリードの除去を行った後、STACKS ver. 2.2 (Catchen et al. 2011) の gstacks 解析により、コンティグの作製と SNP の検出を行った。その後、STACKS の Population 解析では以下のサンプルセットと設定で SNP データの選抜を行った。1) クロテンとニホンテンの全集団において、いずれの集団でも 8 割以上の個体で共通するコンティグを選抜し、ヘテロ接合度が 0.5 以上、5 % 以下のマイナーアレルを除去し、SNP を選抜した。2) 北海道のクロテンに対し、8 割以上の個体で共通するコンティグを選抜し、1) と同様に SNP を選抜した。2つのデータセットに対し TASSEL ver. 5 (<http://www.maizegenetics.net>) により 8 割以上の SNP を持たない個体を除去した。

2 種全体のデータセットに対して GenAIEx ver. 6.5 (Peakall and Smouse 2006) による Genetic

distance の算出と PCoA による解析を行った。また、クロテンの北海道集団のデータセットに対して Discriminant Analysis of Principal Components (DAPC 解析; Jombart et al. 2010) を行った。DAPC による解析では、Bayesian information criterion (BIC) によるクラスター数の推定を行い、各個体で 50 % 以上の割合で割り当てられたクラスターの判定を行った。

4. マイクロサテライトマーカー開発とフラグメント解析

新規のマイクロサテライトマーカーを開発するため、北海道むかわ町のクロテンの組織由来 DNA サンプルを用いて IonPGM シークエンサー (Life Technologies) を用いたショットガンシーケンス解析を行った。DNA サンプルは Praprid Library Prep Kit (Roche) および Rapid Library Adapter (Roche) を用いたライブラリー処理、E-gel Size Select 2 % agarose gel (Life Technologies) によるフラグメントサイズの選択、AMPure XP beads (Agilent) を用いた精製を行った。GS Junior Titanium emPCR kit (Roche) を用いたエマルジョン PCR を行い、ビーズによる精製と濃度調整を行った後、GS Junior Bench top system (Roche) によるシーケンスを行った。得られた全リードから、MsatCommander (Faircloth 2008) を用いて 2 塩基または 3 塩基の反復領域を含むリードと、リード内のプライマー候補領域の探索を行った。

北海道のクロテン 12 個体と、北海道のニホンテン 4 個体の組織由来 DNA サンプルを代表として、全てのマーカー候補プライマーセットに対し PCR 増幅の確認を行った。Multiplex PCR Assay Kit Ver.2 (TaKaRa Bio) を用いて、各プライマーセットに対し 5 μ l の PCR 反応テンプレートを調整し、アニーリング温度 55–60 $^{\circ}$ C で 35–45 サイクルの PCR 反応を行った。PCR 産物は 3 % アガロースゲルによる電気泳

動で PCR 増幅を確認した。

PCR 増幅が確認されたプライマーセットのうち、15 座をマイクロサテライトマーカーとして選抜した。北海道のクロテン 62 個体、北海道のニホンテン 16 個体、本州以南のニホンテン 20 個体の組織由来の DNA サンプルに加え、馬追と野幌地域で得られた 21 検体の糞サ

ンプルについて解析を行った。PCR 増幅は上記の選抜サンプルでの実験と同じ方法で行い、フォワードプライマーは 5' 末端に蛍光標識の認識配列 (M13 sequence tails; Boutin-Ganache et al. 2001) を付加したものを使用した。PCR 産物は ABI3130 Genetic Analyzer (Applied Biosystems) でフラグメント解析した。得られたフラグメン



図2 本研究で撮影されたクロテンとニホンテン。地点 A-D は図 1b に対応。クロテンは A-1, 2, B-1, 2, D-1, 2。ニホンテンは A-3, 4, 5。

トデータは Peak Scanner (Applied Biosystems) を用いてフラグメント長の確認を行い、遺伝子型のタイピングをした。組織由来サンプルについては各 2 回以上の反復実験で配列長が一致した場合、糞由来サンプルについては 3–9 回の反復実験で 75 % 以上の割合で配列が一致した場合を集団解析のデータセットとして採用した。

両種全体のデータセットに対して GenAIEx ver. 6.5 (Peakall and Smouse 2006) による Genetic distance の算出と PCoA 解析を行った。また、クロテンの北海道集団のデータセットに対して DAPC による解析を行った。DAPC による解析では、BIC によるクラスター数の推定と、各個体で 50 % 以上の割合で割り当てられたクラスターの判定を行った。

5. ミトコンドリア ND2 領域の解析

Kinoshita et al. (2015) で解読された北海道のクロテン 22 個体の *Nd2* 領域の配列に加え、新たに北海道のクロテン 36 個体の組織由来 DNA

サンプルと、馬追と野幌の糞 10 検体の DNA サンプルについて *Nd2* 領域の配列解読を行った。PCR 増幅は Kinoshita et al. (2015) に従い、ABI3130 Genetic Analyzer (Applied Biosystems) でシーケンスした。得られた *Nd2* 領域 976 bp の配列をもとに、Network ver. 4.6.1.6 (Bandelt et al. 1999) による Median-Joining haplotype network (MJ ネットワーク) の解析を行った。

III. 調査と解析の結果

1. 生息調査

A 地区では中部の 4 地点 (A-1, A-2, A-3, A-4)、南部の 1 地点 (A-5) で足跡を確認することができ、A-1 と A-2 ではクロテンが、それ以外の地点ではニホンテンが撮影された (図 2)。A-1 では糞を 2 検体、A-2 では 3 検体収集することができた (表 1)。B 地区では、2017 年 3–6 月に予備調査でクロテンの撮影に成功している B-1 に加え、より北の B-2 でもクロテンを撮影することができた。B-1 では予備調査

表 1 糞由来 DNA サンプルの DNA 解析結果。 *Nd2* 領域のハプロタイプ名は Kinoshita et al. (2015) に基づく。マイクロサテライトは全 15 座のうち 1 度でも PCR 増幅に成功した座数と遺伝子型のタイピングに成功した座数を示した。

No.	地点	採集日	<i>Nd2</i>	マイクロサテライト		
				増幅(座)	タイピング(座)	
1	馬追 B-1	2017.3.19	hap21	13	7	
2	馬追 B-1	2017.3.19		9	3	
3	馬追 B-1	2017.3.19		4	0	
4	馬追 B-1	2017.3.19		6	1	
5	馬追 B-1	2017.3.19		1	0	
6	馬追 B-1	2017.3.19		15	13	
7	馬追 B-1	2017.3.19		6	0	
8	馬追 B-1	2017.3.19		9	2	
9	馬追 B-1	2017.6.13	hap9	10	4	
10	馬追 B-1	2018.1.4	hap9	9	1	
11	馬追 B-1	2018.1.4		7	3	
12	馬追 B-1	2018.1.5		hap21	15	15
13	馬追 B-1	2018.1.5		hap21	15	15
14	馬追 B-1	2018.1.5		hap9	3	0
15	野幌 A-1	2017.12.29		hap9	3	0
16	野幌 A-1	2018.1.6	hap9	6	2	
17	野幌 A-2	2018.1.8	hap9	5	0	
18	野幌 A-2	2018.2.20	hap9	14	14	
19	野幌 A-2	2018.2.23	hap9	6	0	

で得られた糞9サンプルに加え、新たに6サンプルを収集した。一方で、B地区の中部の1地点(B-3)でテン属の足跡を発見し、200 m以上の足跡追跡を行ったが、自動撮影と糞サンプルの収集には至らず、種を同定することはできなかった。B地区南部とC地区ではテン属の足跡等の痕跡を発見することはできなかった。D地区では2地点(D-1, D-2)でテン属の足跡を発見し、自動撮影によりクロテンの生息を確認することができた。

2. MIG-seq 法による SNP 解析

Mig-seq 法を用いたシーケンスの結果、192 個体から 19,782,560 の生リードが得られた。そのうち、生リード数が 30,000 以下であった 8 個体を除くと、各個体の生リード数は 33,954–238,072 であった。低クオリティなリードを除いた 185 個体分のデータをもとに STACKS の gstacks 解析を行ったところ、27,387 座から 18,392 SNP が検出された。全サンプルに対し STACKS の Populations 解析を行った結果、144 座から 257 SNP が選抜された。この解析で算出された遺伝的多様度 (P_i) とヘテロ接合度 (H_e)、近交係数 (F_{IS}) を算出したところ、全集団の中で択捉の集団が最も高い遺伝的多様度とヘテロ接合度を示し、近交係数も北海道のニホンテンに次いで低い値を示した。北海道のクロテンは比較した同種集団間で遺伝的多様度とヘテロ接合度が最も低く、近交係数は最も高い値を示した。続いて、集団間の遺伝的分化の指標として F_{ST} および Φ_{ST} を推定したところ、地理的に移動可能なルートに従い、沿海州—ハバロフスク—サハリン—北海道—択捉という並びで遺伝的な分化が示唆されたが、大陸とサハリン集団間に対し、北海道と択捉それぞれの遺伝的分化の程度が大きいと推定された。PCoA による解析ではクロテンの全集団がまとまったクラスターと、ニホンテンの全集団がまとまった

クラスターがそれぞれ形成され、両クラスターは第 1 軸で重なりがなく、明瞭に区別された(図 3a)。

北海道のクロテンに限定した STACKS の Populations 解析では 275 SNP が選抜された。DAPC による解析では 3 つのクラスターへの分割が最も支持され(図 4a)、全ての個体は 50 % 以上の帰属率でいずれかのクラスターに判定された。3 つのクラスターのうち 1 つはサンプルが得られた分布の全域に広がっていたが、残り 2 つのクラスターの一方は東側に偏って分布し、もう一方は西側に偏って分布していた(図 4b)。

3. マイクロサテライトと *Nd2* 領域の解析

IonPGM による北海道クロテン 1 個体のショットガンシーケンスの結果、242,265 の生リード、

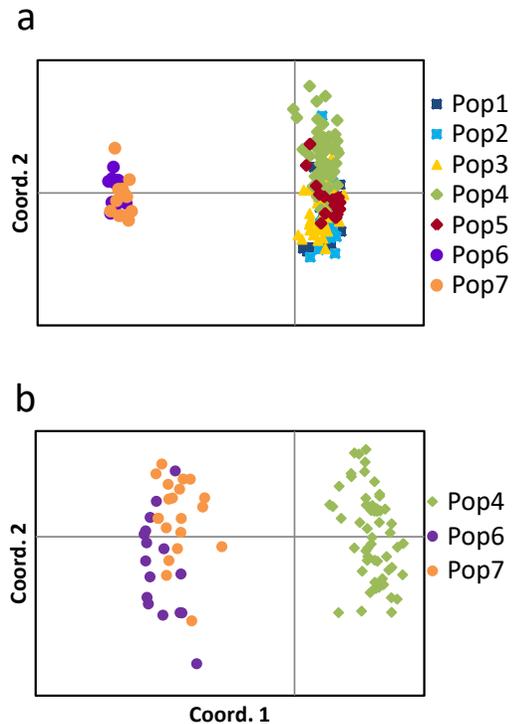


図3 GenAlEx による PCoA 解析。集団名は図 1c に対応。a : MIG-seq による SNP データを用いた解析。b : マイクロサテライトマーカーによるデータを用いた解析。

合計 56,870,036 bp の配列が得られた。そのうちクオリティの高いリード ($\geq Q20$) の合計長は 48,101,319 bp であった。Msatcommander に

よる解析では 3,154 リードから 2 塩基または 3 塩基の反復配列が検出され、そのうち 578 リードでプライマーの設計が行われた。さらに配列

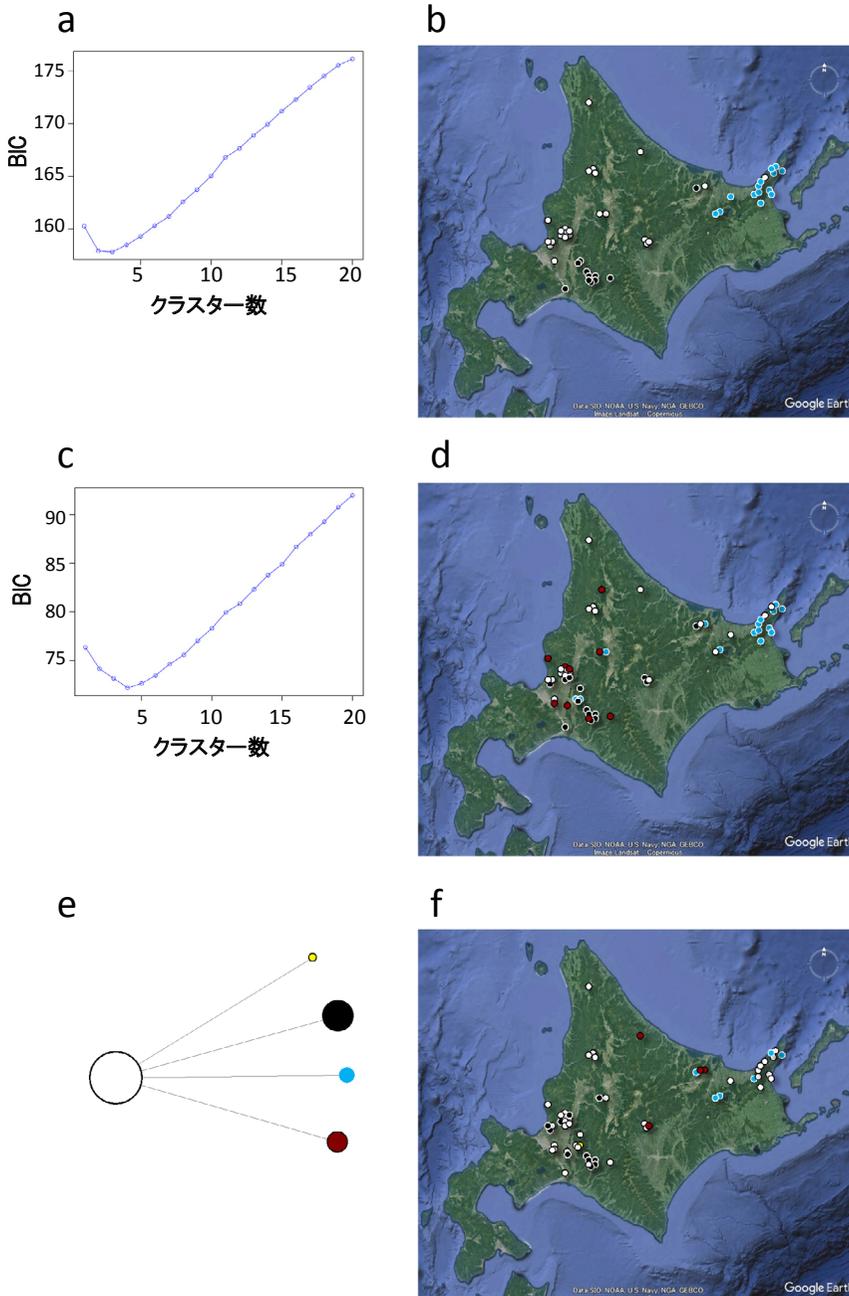


図4 北海道クロテンの遺伝的集団構造. a: MIG-seq による SNP データに基づく DAPC によるスラスター数推定と b: クラスターの分布. c: マイクロサテライトのデータに基づく DAPC によるスラスター数推定と d: クラスターの分布. e: *Nd2* 領域 976 bp に基づく MJ ネットワークと f: ハプロタイプの分布.

の特異性, TM 値, GC 率, リピート数などを考慮して 70 座を選定し, 候補プライマーとして採用した. 北海道のクロテンとニホンテンの代表 16 個体を用いた PCR 増幅の確認では, 70 座のうち 19 座で電気泳動によるバンドが確認され, その中から 15 座を新規マイクロサテライトマーカーとして集団解析に利用した. 北海道のクロテン 58 個体とニホンテン 16 個体, および本州以南のニホンテン 20 個体の組織由来サンプルで 13–15 座の遺伝子型を推定することができた. また, A 地区および B 地区で収集された糞サンプルの解析の結果は表 1 にまとめた. また, 19 個の糞サンプルのうち 11 個で *Nd2* 領域の配列解読に成功し, 地区 A からは 1 つのハプロタイプ (hap9), 地区 B では 2 つのハプロタイプ (hap9, hap21) が検出された.

新規マイクロサテライトマーカーにおいて両種の組織由来サンプルから得られたデータと, 糞由来サンプルから得られたデータを用いた PCoA による解析では, SNP に基づく解析と同様に, クロテンの全集団がまとまったクラスターと, ニホンテンの全集団がまとまったクラスターに明瞭に区別された (図 3b). また, *Nd2* 領域においてクロテンの組織由来サンプルと糞由来サンプルから得られた配列を用いて MJ ネットワーク解析を行ったところ, 1 つの祖先ハプロタイプから 4 つの派生ハプロタイプが 1 塩基置換で分岐するスターライク構造が形成された. 祖先ハプロタイプは分布の広い範囲で確認されたが, 派生ハプロタイプのうち 2 つは分布の西側に偏り, 残り 2 つは東側に偏って検出された (図 4f).

IV. 考察

1. 野幌丘陵について

本研究の生息調査により, 野幌丘陵では中部以北にクロテンが生息しているが, 中部以南に

はニホンテンが迫っていることが確認された. クロテンが撮影された A-2 とニホンテンが撮影された A-3 はおよそ 2 km 以内の距離であり, その間には森林帯が広がっているが, 公道 A (具体的な名称は控える) により分断されている. 現在のところ, この道路を越えての両種の混生は確認されていない. しかし, その南方にある公道 B をニホンテンが渡って分布を拡大してきたことを考えると, 公道 A をニホンテンが渡るとは時間の問題であると考えられる. また, 野幌丘陵の北端に位置する野幌森林公園では 2004 年から継続してクロテンの生息が確認されているが, 2009 年に 1 度だけ公園の近隣でニホンテンが捕獲されている (平川ほか 2015). 野幌丘陵の中部と南部でテン属の生息を確認したのは本研究が初であり, 現在の両種の分布構造がいつ頃形成されたものかは不明である. 平川ほか (2015) では, クロテンの生息密度の増加が, ニホンテンの分布拡大の速度を低下させる可能性を指摘している. しかし, 現在のところ野幌丘陵の中部以北に生息するクロテンの個体数を推定する術はない. 一方で, 石狩低地帯の西側にあたる札幌市羊ヶ丘と苫小牧市樽前では, 過去にクロテンからニホンテンへの分布の入れ替わりが 2, 3 年以内に生じたことが報告されている (平川ほか 2015). 野幌丘陵の中部以北でも数年以内にニホンテンが更に北上し, クロテンが姿を消す可能性がある. 同地域において両種のより網羅的な生息状況の把握と, 個体数推定を進めるとともに, 種間での行動圏や食性などの生態的特徴の差異の研究, 継続的な生息状況のモニタリングを実施することで, ニホンテンによるクロテンの競争的排除のメカニズムを理解することが必要である. また, 今回の調査で野幌丘陵の中部から収集された糞サンプルはいずれもマイクロサテライトの解析からクロテンと判定され, そのうち 1 つの

糞サンプルでは 14 座中 8 座がヘテロで検出されている。そのため、本研究で新規に開発したマイクロサテライトマーカーを用いて野幌のクロテン集団の個体識別を実施することが十分に可能である。

2. 馬追丘陵について

馬追丘陵では木下らによる 2017 年 3 – 6 月の予備調査に続き、今回も北部でクロテンの生息を計 2 地点で確認することができた。2017 年 3 月の糞サンプル 1 つと 2018 年 1 月に採集された糞サンプル 2 つについては、マイクロサテライト 13 座で遺伝子型が一致しており、そのうち 3 座はヘテロで同定されている。そのため、これらの糞サンプルは、同一個体由来する可能性が高いと考えられる。一方で、ミトコンドリアの *Nd2* 領域の解析では 2018 年 1 月に得られた糞サンプルから 2 つのハプロタイプが検出されており、一方のハプロタイプは 2017 年 1 月のものと一致し、もう一方は 2017 年 6 月のものと一致した。このことから、同地点には最低 2 個体が定着しているようである。一方で、馬追中部では 1 地点でテン属の足跡を発見したが、中部や南部のその他の地点では足跡等の痕跡を発見できていない。足跡や撮影による確認ができた地点はいずれも常緑樹のトドマツと落葉広葉樹の混生林となっており、クロテンの好む植生と思われるが、今回足跡が発見できなかった地点はトドマツが少なく、落葉樹であるカラマツの植林が広く含まれている。落葉樹のみの森林では冬季に樹冠が開けてしまうが、足跡の追跡からクロテンはトドマツ林のある地域を生息地として好んでいる印象を受けた。石狩低地帯の西側の C 地区ではテン属の生息を確認できなかったが、過去にはニホンテンが記録されている（平川ほか 2015）。また、今回は低地帯東側の D 地区の 2 地点においては初めてクロテンの生息が確認された。平川ほか

(2015) では、馬追丘陵の南部は石狩低地帯の西側 (C 地区) と東側 (D 地区) を結ぶコリドーとなって、ニホンテンが東側へ分布を広げる可能性を指摘している。今回の調査で生息が確認できなかった地域においても、樹木に葉が茂る夏季においては十分にテン属が利用できる環境と考えられるため、ニホンテンの分布拡大をいち早く察知するためには、通年の調査が必要と考えられる。

3. 北海道クロテンの遺伝的特徴と保全対策

クロテンとニホンテンは、同じテン属でヨーロッパに生息するマツテン (*M. martes*) および北米のアメリカテン (*M. americana*) と系統的に近縁であり、4 種の分岐はおよそ更新世前期ころと推定されている (Sato et al. 2012)。クロテンとマツテンの分布重複地では交雑個体が見られ、両種や交雑個体の間で線虫 (Nematoda) の感染率に差があると報告されている (Zhigileva and Uslamia 2017)。交雑による適応度への影響が気になるところであり、北海道のニホンテンとクロテンにおいても種間交雑や遺伝子汚染の状況を調べる必要がある。本研究では MIG-seq により得られた SNP データと、新規に開発したマイクロサテライトマーカーを用いた PCoA による解析から、これらのマーカーで両種を独自のクラスターとして明瞭に分けられることが確認された (図 3)。現在のところ種間交雑や遺伝子汚染を示す証拠は得られていないが、今後はサンプル数やデータ量をさらに充実させ、遺伝子流動も考慮できる解析を取り入れていく必要がある。ただし、交雑からさほど世代が経過していない個体 (F1 や F2 など) が今後得られた場合には、本研究で用いた SNP やマイクロサテライトマーカーによっても判別が十分に可能であると考えられる。

今後のニホンテンの分布拡大について対策を検討する場合、現存するクロテン集団の遺伝的

集団構造を把握したうえで、分布変化の予測や保全単位を策定する必要がある。Inoue et al. (2010) ではミトコンドリアの Cytochrome *b* 領域を、Nagai et al. (2012) ではマツテン用に開発されたマイクロサテライトマーカーを用いて、北海道内のクロテンの遺伝的集団構造を解析し、北海道内で距離による隔離が生じていることを示唆している。しかしながら、いずれの研究でも、サンプルは北海道の東部に偏っており、ニホンテンとの分布境界となっている石狩低地帯に近い地域については解析に含まれていなかった。本研究では、北海道のクロテンの分布のより広い範囲をカバーし、SNP とマイクロサテライトおよび *Nd2* 領域による集団構造の解析を行った結果、いずれのマーカーでも分布の東西に偏って存在する遺伝的クラスターやハプロタイプの存在が確認された (図 4)。そのため、先行研究で示唆された距離による隔離が分布域全体で生じている可能性がある。ゆえに北海道のクロテンは局所地域ごとに特徴ある遺伝的集団として扱い、今後の保全対策を検討する必要がある。また、本研究で馬追と野幌から得られたクロテンの糞サンプルの解析では、マイクロサテライトと *Nd2* 領域ともに、石狩低地帯から近い集団と遺伝的に近縁である傾向が示された (図 4)。今回、野幌と馬追で解析できたサンプルは少数であり、この石狩低地帯内の 2 つの残存集団の遺伝的多様性や系統を把握するためには更にサンプル収集を進め、遺伝解析を行う必要がある。また、この 2 集団が既に消失してしまった北海道南西部のクロテン集団と、どのような遺伝的關係にあったか推測することは現在のところは難しい。仮に、現存の分布域で示唆されている距離による隔離が北海道南西部まで及んでいたと仮定すると、ニホンテンによる置き換わりで北海道クロテン全体の遺伝的多様性が大きく減少したと推測される。

また、北海道集団は今回比較した択捉やサハリン、大陸の集団と比較して最も遺伝的多様性が低いと推定された。これは第四紀の気候変動に伴う北海道への移住などの集団史を反映しているのか、過去の狩猟圧による人為的な影響を反映しているのか、今のところ判断ができないが、北海道内の地域集団構造も考慮し、今後はこれ以上に遺伝的多様性が低下することがないように、遺伝的調査を含めた長期モニタリングを実施してることが重要である。

謝辞

本研究を遂行するにあたり、以下の方々にサンプル提供や実験のサポートをいただいた。深く感謝申し上げます。鈴木 仁、井鷲裕司、陶山佳久、綱本良啓、村上隆広、佐藤 淳、細田徹治、浅川満彦、片倉 賢、中尾 亮、佐鹿万里子、Sang-Hoon Han, Alexey Kryukov, Vladimir Monakov, 小村健人、本川雅治、表 溪太、江藤 毅、村山良平、廣井 宏、岡久佳奈、富山市ファミリーパーク

参考文献

- Bandelt, H., Forster P. and Röhl A. 1999. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution*, 16: 37–48.
- Boutin-Ganache, I., Raposo, M., Raymond, M. et al. 2001. M13-tailed primers improve the readability and usability of microsatellite analyses performed with two different allele-sizing methods. *BioTechniques*, 31: 24–26.
- Catchen, J.M., Amores, A., Hohenlohe, P.A. et al. 2011. *Stacks*: building and genotyping Loci *de novo* from short-read sequences. *G3: Genes, Genomes, Genetics*, 1: 171–182.
- Faircloth, B.C. 2008. MSATCOMMANDER: detection of microsatellite repeat arrays and automated, locus-specific primer design. *Molecular Ecology Resources*, 8: 92–94.
- 平川浩文・木下豪太・坂田大輔・村上隆広・車田利夫・浦口宏二・阿部 豪・佐鹿万里子 2015. 拡大・縮小はどこまで進んだかー北海道における在来種ク

- ロテンと外来種ニホンテンの分布. 哺乳類科学, 55(2): 155-166.
- 北海道 2010. 北海道の外来種—北海道ブルーリスト 2010— <http://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/skn/grp/01/blulist2010.pdf> (2017.5.1. 閲覧)
- Inoue, T., Murakami T, Abramov, A.V. and Masuda, R. 2010. Mitochondrial DNA control region variations in the sable *Martes zibellina* of Hokkaido Island and the Eurasian continent, compared with the Japanese marten *M. melampus*. Mammal Study, 35: 145–155.
- Jombart, T., Devillard, S. and Balloux, F. 2010. Discriminant analysis of principal components: a new method for the analysis of genetically structured populations. BMC genetics, 11.1: 94.
- 環境省 2015. 我が国の生態系等に被害を及ぼすおそれのある外来種リスト (生態系被害防止外来種リスト) <http://www.env.go.jp/nature/intro/outline/gairailist.html> (2017.5.1 閲覧)
- Kinoshita, G., Sato, J.J., Meschersky, I.G. et al. 2015. Colonization history of the sable *Martes zibellina* (Mammalia, Carnivora) on the marginal peninsula and islands of northeastern Eurasia. Journal of Mammalogy, 96(1): 172–184.
- 門崎允昭 1996. 野生動物痕跡学事典. 北海道出版企画センター, 札幌: p.303.
- 門崎允昭 2000. 野生動物調査痕跡学図鑑. 北海道出版企画センター, 札幌: p.494.
- Nagai, T., Murakami, T. and Masuda, R. 2012. Genetic variation and population structure of the sable *Martes zibellina* on eastern Hokkaido, Japan, revealed by microsatellite analysis. Mammal Study, 37: 323–330.
- Peakall, R. and Smouse, P.E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. Molecular Ecology Notes, 6: 288–295.
- Sambrook, J. and Russell, D.W. 2001. Molecular cloning: a laboratory manual. Cold Spring Harbor Laboratory Press, New York: 999.
- Sato, J.J., Hosoda, T., Kryukov, A.P., Kartavtseva, I.V. and Suzuki, H. 2011. Genetic diversity of the sable (*Martes zibellina*, *Mustelidae*) in Russian Far East and Hokkaido inferred from mitochondrial NADH dehydrogenase subunit 2 gene sequences. Mammal Study, 36(4): 209–222.
- Sato, J.J., Wolsan, M., Prevosti, F.J. et al. 2012. Evolutionary and biogeographic history of weasel-like carnivorans (Musteloidea). Molecular Phylogenetics and evolution, 63(3): 745–757.
- Suyama, Y. and Matsuki, Y. 2015. MIG-seq: an effective PCR-based method for genome-wide single-nucleotide polymorphism genotyping using the next-generation sequencing platform. Scientific Reports, 5: 16963.
- Zhigileva, O.N. and Uslamina, I.M. 2017. Helminths' infestation of various mitochondrial lines of the sable *Martes zibellina* and the pine marten *Martes martes*. Russian Journal of Genetics : Applied Research, 7: 648.

Distribution survey and the development of genetic analysis methods for the indigenous sable in Hokkaido, threatened by the introduced Japanese marten

KINOSHITA Gohta, HIRAKAWA Hirofumi, SATO Takuma,
MURAKAMI Shota, NARUSE Miho and YONEZAWA Satoru

The distribution of the sable (*Martes zibellina*) in Hokkaido is being shrunk by the expansion of the Japanese marten (*M. melampus*), introduced from the southern part of Japan. In this study, we conducted a distribution survey in and around “the Ishikari Lowland,” the current boundary area of the two species, and investigated their population structures using newly developed DNA markers. We confirmed the presence of the sable in the Maoi and Nopporo hills located in the lowland, and found the two species within 2 km in the Nopporo hill. We successfully developed and applied new microsatellite markers to fecal samples collected from Maoi and Nopporo hills. Both analyses of the microsatellite markers and SNP data obtained by MIG-seq showed that the two species are clearly distinguishable, and also that the eastern and western populations of the Hokkaido sable have different genetic features. These results indicate the necessity of further surveys in the boundary area of the two species and a long-term monitoring based on the genetic population structure.

Keywords: camera trap survey, MIG-seq, microsatellite, fecal DNA analysis, genetic population structure, interspecific competition

サクラ類等樹木を加害する外来種クビアカツヤカミキリの被害実態調査

外来木質昆虫に関する調査グループ

山本優一¹・上原一彦¹・吉村 剛²・石川陽介³

2015 年に大阪府内においてバラ科樹木を加害する外来種クビアカツヤカミキリが発見され、その後、当地域においてサクラ類での被害の急速な拡大が懸念される。そこで、サクラ類での被害実態調査を実施して、本種による被害の範囲や程度など、今後の防除対策に資する基礎的情報を収集した。

定点調査地点において、2015 年から 2018 年まで被害率は年々増加し、2015 年には累積被害率が 11.2%、累積枯死率が 0% であったが、2018 年には累積被害率が 61.2%、累積枯死率が 13.1% に達した。

大阪府の南河内地域において、2017 年及び 2018 年に広域調査地点（140 箇所）の被害状況を調査したところ、特定の単一の地域に被害が集積していた。被害は初発地から同心円状に拡大するとともに、飛び地的な被害地の発生も確認された。また、成虫の年間移動距離は、平均で約 2 km、最大で約 3 km であった。

キーワード：特定外来生物，樹木穿孔性昆虫，侵入初期，空間自己相関，クリギング，移動距離

1. はじめに

クビアカツヤカミキリ (*Aromia bungii*) は、中国、朝鮮半島などを生息地とし (EPPO 2015)、バラ科樹木を寄主とする一次性の樹木穿孔性の昆虫である。

日本国内では、2012 年に愛知県で初めて被害が確認されて以降、2013 年に埼玉県、2015 年に大阪府、徳島県、東京都、群馬県、2016 年に栃木県において、サクラ類、ウメ (*Prunus mume*)、モモ (*Prunus persica*)、スモモ (*Prunus salicina*) などバラ科樹木で被害が報告されており (山本・石川 2018)、また 2017 年には和歌山県でも成虫が発見されている (和歌山県 2017)。本種は 2018 年 1 月 15 日には外来生物法における「特定外来生物」に指定され、分布の拡大にともなう森林域への侵入による自然生

態系への影響も危惧されている。

大阪府内では 2015 年に市街地の公園で本種の成虫が発見されて以降、周辺地域で成虫や幼虫の穿孔加害にともない排出されるフラス (木くずや糞の混合物) の発見が相次いでいる (山本・石川 2018)。本種の侵入地域は市街地や工業団地などを含む都市域であるものの、寄主であるサクラ類が都市公園や街路に連続的に分布しており、被害の拡大が懸念される。被害拡大の防止に向けては、早急に被害の範囲や程度を確定し、被害の拡大範囲を予測するなど、早期防除に向けた被害実態調査が急務となっている。

そこで本研究課題では、大阪府内における本種の被害範囲の特定を目的に、15 km 四方 (図 1) に 140 箇所の広域調査地点 (図 2) において、

1: 大阪府立環境農林水産総合研究所 2: 京都大学生存圏研究所 3: 神戸植物防疫所
2019. 3. 25 受付 2020. 1. 10 公開

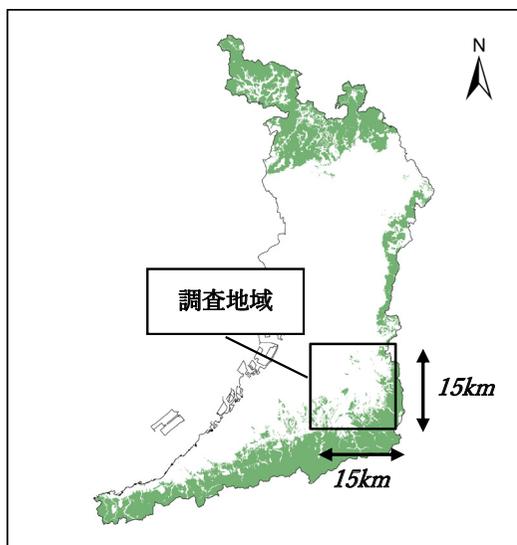


図1 大阪府内における調査地域の位置

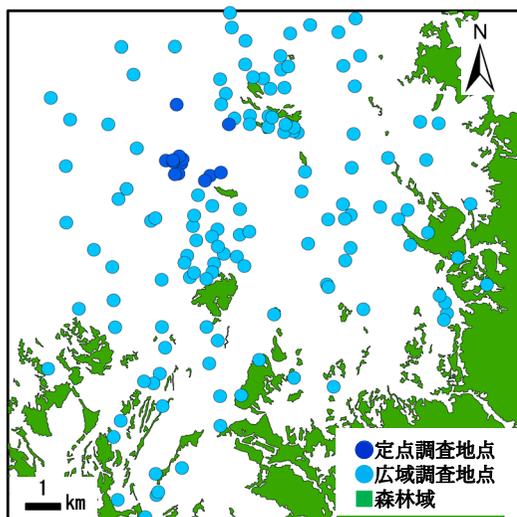


図2 調査地域内の調査地点

2017年と2018年にサクラ類を対象に被害状況を明らかにした。調査範囲（図1）は、府内で最初の被害発見地域及び調査開始時に既に被害の報告があった地域から将来の被害範囲の拡大を見越して設定した、また、筆者らは、発見当年である2015年から定点調査地点（図2）において、サクラ類の被害状況を経年調査しており（山本・石川2018）、本研究課題として2018

年度の調査結果を報告する。

本種は日本国内に侵入して間もないことから、防除対策に資する基礎的情報が不足しており、本研究課題で得られた知見は今後の各被害発生地域での防除対策に寄与できると考えられる。

II. 方法

1. 定点調査地におけるサクラ類の被害率及び枯死率の年次変動

筆者らは、定点調査地において、2015年から毎年、サクラ類206本のクビアカツヤカミキリによる被害状況を記録している。2018年の調査は9月に実施し、単木ごとに被害の有無及び枯死の有無を記録した。被害は、調査対象木から本種の幼虫が排出する特徴的なフラス（図3）の排出が確認できれば、被害有りと判断した。本種以外に、生きているサクラ類を穿孔加害するカミキリムシには、ゴマダラカミキリ（*Anoplophora malasiaca*）及びウスバカミキリ（*Megopis sinica*）がいるが（山本ら 未発表）、それらの幼虫が排出するフラスの粒形は本種と異なることから（大阪府立環境農林水産総合研究所2018、栃木県2018）、本種と両種との被害



図3 クビアカツヤカミキリ幼虫の排出するフラス

の判別が可能である。

2. 広域調査による被害地域の特定と被害分布の空間的特徴

1) 2017年及び2018年の被害状況

広域調査地点は、1地点あたり4本以上のサクラ類が植栽されている都市公園もしくは街路とし、森林域を除く調査地域全体に140箇所を設定した(図2)。調査は、調査地点内に植栽されている全てのサクラ類樹木を対象とした。ただし、調査対象木が多い場合は、任意に25本以上を抽出し調査した。

被害状況の調査は、2017年は7月31日から8月21日、2018年は8月13日から8月31日に実施し、単木ごとの被害の有無及び成虫の脱出孔数を記録した。成虫の脱出孔(図4)は、生存木に形成された樹幹鉛直方向に縦長の楕円形の孔とした(安岡2017)。当地域において本種の成虫は、野外で6月上旬から8月上旬まで確認され、この時期の終盤には成虫の脱出が終了しているため、それ以降の調査により当該年度以前の全ての成虫の脱出数を確認することができる。

2017年調査ではGPSを用いて単木ごとに位置座標を現地で取得した。取得した位置座標データをArcGISに取り込み、ArcGISが提供する道路地図を背景地図として単木の位置を修正



図4 クビアカツヤカミキリ成虫の脱出孔

した。また、2018年調査において現地で単木の位置を確認し、必要に応じて再度GIS上で位置を修正し、誤差の少ない単木の位置を実現した。各調査地点の位置座標は、調査地内の全調査木の位置座標の単純平均により算出した。

被害状況は、各調査地点をプラス「被害の有り・無し」及び「脱出孔の有り・無し」により整理し、ArcGISを用いて図示した。なお、本研究を通して、GIS上の座標系は世界測地系WGS1984をUTM座標系北半球53帯に投影したものを使用した。

2) 2017年時点の被害の集積地域の特定

2017年調査の「各調査地の被害本数」及び後述する「各調査地の被害本数の期待値」と、各調査地の位置座標をもとに、Kulldorf-Nagarwalla空間スキャン検定により、本種の被害が集積している地域を特定した。「各調査地の被害本数の期待値」は、各調査地内の調査本数と全体の被害率(全調査地の被害本数の総和/全調査地の調査本数の総和)の積とした。

統計解析は統計解析環境「R」ver3.3.3を使用し(以下、同様)、Kulldorf-Nagarwalla空間スキャン検定には「DCluster」パッケージのopgam関数を用いた。opgam関数における応答変数の統計モデルにはデータの過分散を考慮し、負の2項分布を仮定した。また、スキャン対象の同心円に含まれる調査地点数の上限は全体の10%(14地点)とし、ブートストラップ反復回数を999回、有意水準1%で検定した。

3) 被害の初発地の推定と2017年及び2018年の面的な被害率の推定

被害の初発地の推定にあたっては、初発地の周辺で成虫の累積発生数が最大であると仮定し、調査地域全体(図2)を100mメッシュに分割した各メッシュの中心点のうち、脱出孔数が最大と推定された地点とした。

脱出孔数の推定は、IIの2の2)で特定した

被害の集積地域を対象に、2017年調査における各調査地の「被害木当たりの脱出孔数（調査地点の脱出孔数の総和／被害本数）」と位置座標をもとに、被害の空間的な自己相関性を考慮し、「被害木当たりの脱出孔数」を理論バリオグラム（実際はセミバリオグラムであり、以下同様）でモデル化し、そのモデルを用いたクリギングによる空間補間により推定した。

上記と同様に、2017年の各調査地の「被害率（被害本数／調査本数）」と位置座標をもとに、被害率の理論バリオグラムをモデル化し、そのモデルを用いたクリギングによる空間補間により、2017年及び2018年の調査地域全体の被害率を推定した。

理論バリオグラムのパラメータは「geoR」パッケージの `likfit` 関数を用い、制限付き最尤法により推定した。なお、理論バリオグラムにおける空間的共分散モデルとして、ガウス型モデル、指数型モデル、球型モデルを検討し、制限付き最尤推定の結果、AIC（赤池情報量規準）が最小となるモデルを最適モデルとして選択した。クリギングは「geoR」パッケージの `krige.control` 関数を用い、通常型クリギングにより推定した。

4) 被害分布の空間的特徴

GISを用いて、Ⅱの2の3)で推定した被害の初発地から1kmごとに同心円（バッファー）を発生させ、各同心円の差分区域における被害率（バッファーに含まれる被害本数／同調査本数）を算出し、初発地からの距離と被害率の関係を調査した。

また、被害の集積地域以外にも「飛び地」的な被害の発生地域が散見され、2018年調査では一部の「飛び地」地域が新たな初発地となって被害分布が拡大している様子が認められたことから、k-近傍法を用いて100mメッシュ単位で複数の発生地域を判別した。

k-近傍法は「class」パッケージの `knn` 関数を用い、学習データは2017年の各調査地点の被害の有無とした。

5) 成虫の年間移動距離の指標値の推定

Ⅱの2の2)で特定した被害の集積地域において、被害の初発地から2017年度調査で脱出孔が確認された調査地までの距離を算出し、成虫の年間移動距離の指標値（指標値①）とした。

また、Ⅱの2の4)で判別した「飛び地」地域の1箇所の調査地においても2017年に脱出孔が確認されたことから、初発地から該当調査地点までの距離を算出した。シミュレーションにより作成した年間移動距離の指標値の正規分布モデルにおいて、初発地から「飛び地」までの距離が正規分布モデルで位置する水準を検討した。

2017年度に脱出孔が確認された調査地の凸包（地点を全て包含する最小の凸多角形）の頂点となった調査地から2018年度に新たに被害が確認された調査地までの最短距離を成虫の年間移動距離の指標値（指標値②）として算出した。

距離の算出には「sp」パッケージの `spDistsN1` 関数と、ArcGISを併用した。シミュレーションによる正規分布モデルは `rnorm` 関数の9,999回試行により作成した。また、凸包は、QGISの空間演算ツールを用いて「単一かつ最小の凸包を作成する」アルゴリズムにより作成した。

Ⅲ. 結果

1. 定点調査におけるサクラ類の被害率及び枯死率の年次推移

2018年時点での累積被害本数は206本中126本、累積被害率は61.2%であった。また、累積枯死本数は206本中27本、枯死率は13.1%であった（表1）。被害木及び枯死木ともに年々増加していることが明らかとなった。

表1 定点調査地における被害率及び枯死率の年次推移

	2015年		2016年		2017年		2018年	
	発生数	割合(%)	発生数	割合(%)	発生数	割合(%)	発生数	割合(%)
被害木 (累積)	24	11.2	41	19.9	83	40.3	126	61.2
枯死木 (累積)	0	0.0	1	0.5	10	4.9	27	13.1

2. 広域調査による被害地域の特定と被害分布の空間的特徴

1) 2017年及び2018年の被害状況

2017年には、140調査地点のうち、49地点で被害、24地点で脱出孔が確認された。(図5)。2018年には、80地点でフラス被害、39地点で脱出孔が確認され(図6)、2017年と比較して広範囲に被害が拡大していることが明らかとなった。

2) 2017年時点の被害の集積地域の特定

Kulldorf-Nagarwalla空間スキャン検定(有意水準1%)の結果、2017年時点の被害の集積地域として48地点が検出され、クビアカツヤカミキリの被害は特定の単一の地域に集積していた(図7)。また、2017年に脱出孔が確認された調査地点(図5)は、調査地域の南西部の1地点を除き、当該集積地域に含まれていた。

3) 被害の初発地の推定と2017年及び2018年

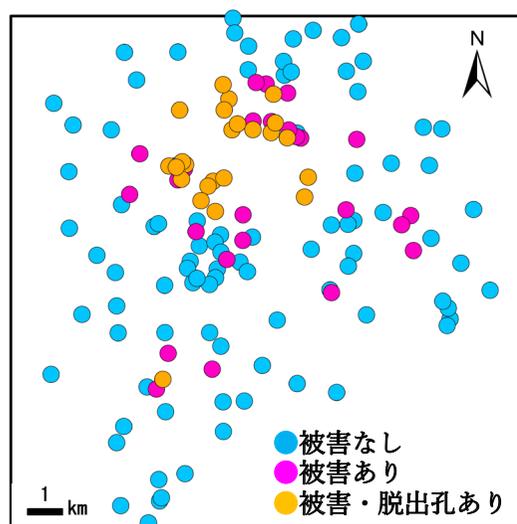


図5 2017年のクビアカツヤカミキリの被害状況

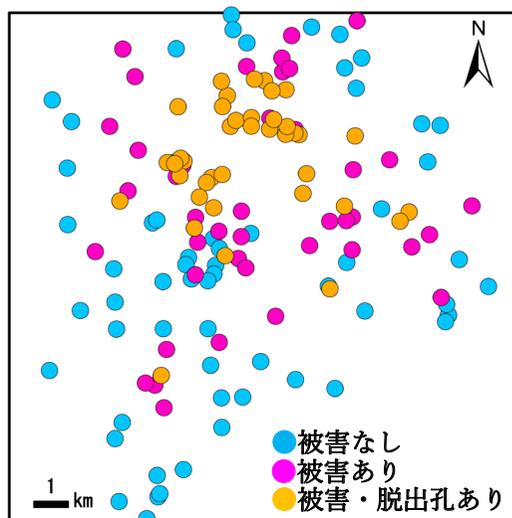


図6 2018年のクビアカツヤカミキリの被害状況

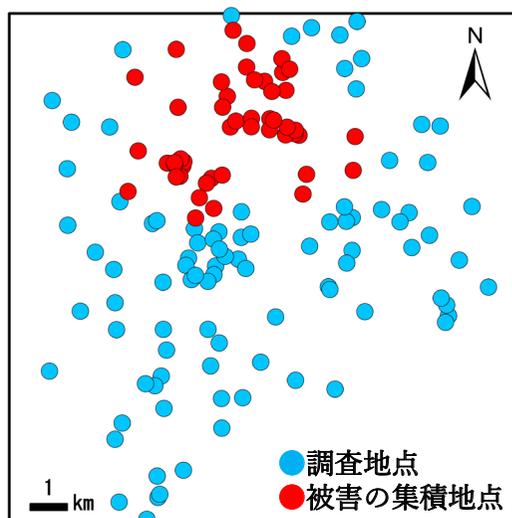


図7 2017年時点の被害の集積地域

の面的な被害率の推定

2017年の被害木当たりの脱出孔数の理論バリオグラムのパラメータ推定の結果、空間的共分散モデルが球型モデル、ナゲットは20.63、部分シルは6.473、レンジは2,901 mであった(図8)。

推定した理論バリオグラムをもとに、通常型クリギングにより、被害の集積地域における被害木当たりの脱出孔数を推定し、その後、被害の初発地を推定し、図示した。(図9: 図7か

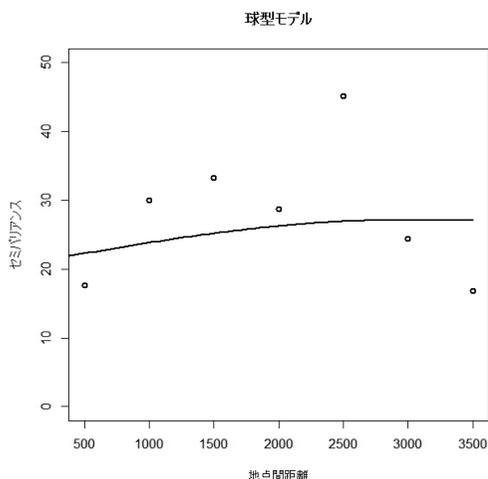


図8 被害木当たりの脱出孔数の理論バリオグラム

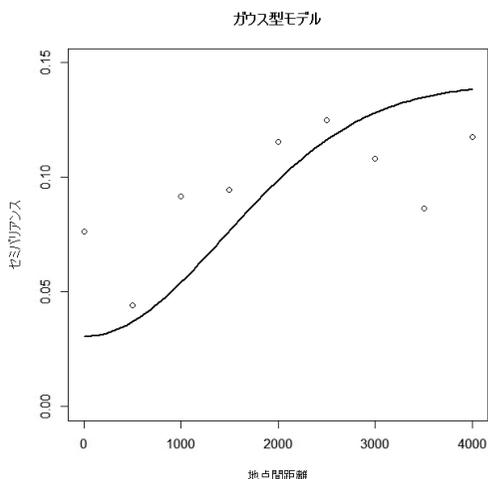


図10 被害率の理論バリオグラム

ら集積地域の範囲を抽出)。

被害の集積地域における2017年の被害率の理論バリオグラムのパラメータ推定の結果、空間的共分散モデルはガウス型モデル、ナゲットは0.0306、部分シルは0.1101、レンジは2,036mであった(図10)。

また、推定した理論バリオグラムをもとに、通常型クリギングにより、2017年(図11)及び2018年(図12)の調査地域における面的な被害率を推定した。

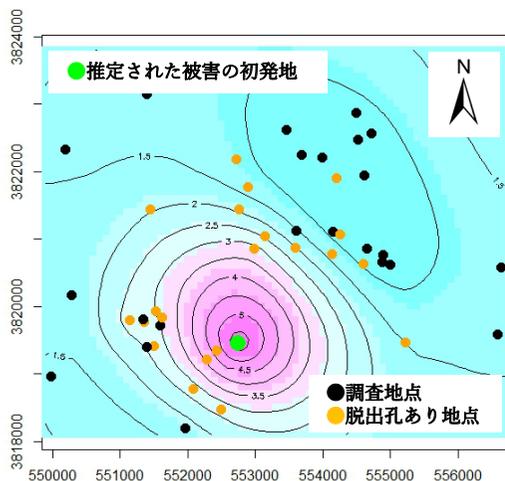


図9 集積地域における被害木当たりの脱出孔数

なお、図9, 11, 12には等値線を図示した。

4) 被害分布の空間的特徴

被害の初発地から2017年調査の1km範囲ごとの被害率は(図13)、0(初発地)～1kmで54.3%(38/70)、1～2kmで23.9%(110/460)、2～3kmで13.2%(92/697)、3～4kmで1.9%(6/313)、4～5kmで2.3%(9/393)、5～6kmで3.7%(15/409)、6～7kmで1.6%(5/310)、7～8kmで0%(0/303)、8km以上で0%(0/116)であった。

2018年調査では(図14)、初発地から0～1kmで65.7%(46/70)、1～2kmで39.3%(181/460)、2～3kmで30.0%(209/697)、3～4kmで23.0%(72/313)、4～5kmで12.0%(47/393)、5～6kmで5.1%(21/409)、6～7kmで5.2%(16/310)、7～8kmで1.0%(3/303)、8km以上で0%(0/116)であった(表2)。

k-近傍法の結果、2017年時点での主な発生地域は、k=1のとき被害の集積地域周辺とその東から南に位置する3地域の合計4地域(図15a)、k=5のとき被害の集積地域周辺と東と南の2地域の合計3地域(図15b)、k=9以上で被害の集積地域周辺のみ(図15c)に区分され

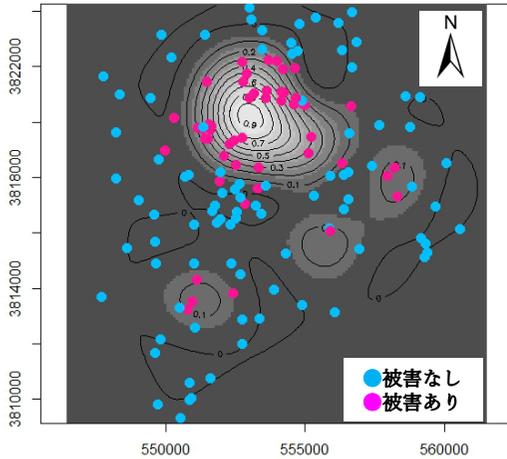


図 11 2017 年の調査地域における被害率

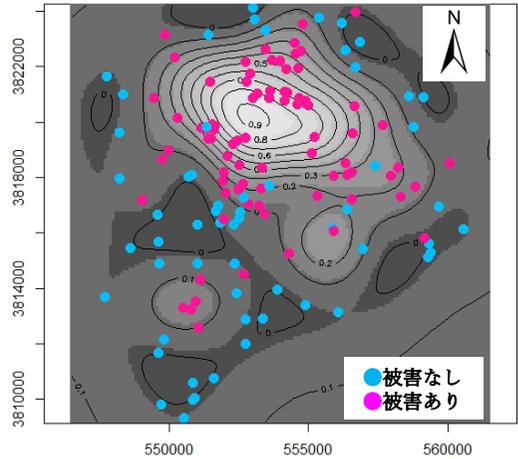


図 12 2018 年の調査地域における被害率

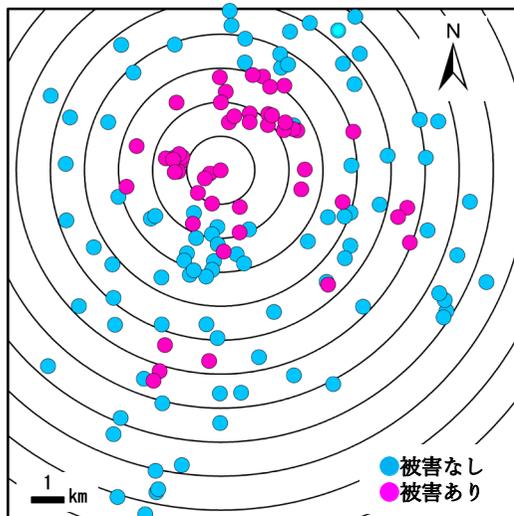


図 13 被害の初発地から見た 2017 年の被害分布

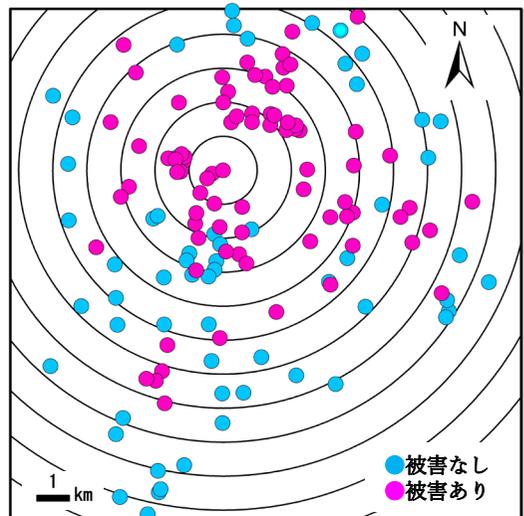


図 14 被害の初発地から見た 2018 年の被害分布

表 2 2017 年及び 2018 年の初発地から 1 km ごとの被害率

発生中心 からの距離 (km)	0~1		1~2		2~3		3~4		4~5		5~6		6~7		7~8		8~	
	被害 本数	割合 (%)																
2017年	38	54.3	110	23.9	92	13.2	6	1.9	9	2.3	15	3.7	5	1.6	0	0	0	0
2018年	46	65.7	181	39.3	209	30.0	72	23.0	47	12.0	21	5.1	16	5.2	3	1.0	0	0
調査本数	70		460		697		313		393		409		310		303		116	

た。2018 年調査では k=1 で 4 区分された各地域内の一つ以上の調査地点で脱出孔が確認された (図 6)。

5) 成虫の年間移動距離

被害の集積地域において (図 7), 被害の初発地から 2017 年度調査で脱出孔が確認された全ての調査地までの距離は, 平均±SD 1.646 km±0.765 km, 最大 2.853 km であり, そのう

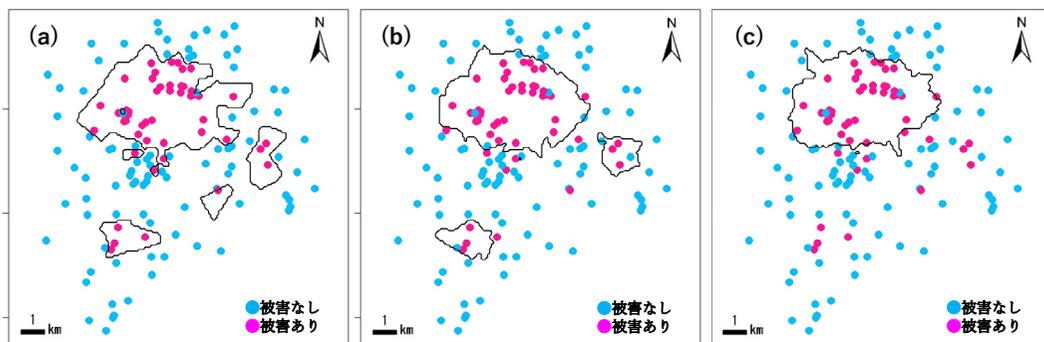


図 15a, b, c k-近傍法による発生地域の判別 (k=1, 5, 9 の場合)

ち脱出孔が確認された凸包上の調査地点までの距離は平均±SD 2.059±0.755 km であり、これを成虫の年間移動距離の指標値①とした (図 16)。

また、初発地から 2017 年に調査地域の南西部に脱出孔が確認された調査地 (「飛び地」) までの距離は 6.177 km であった (図 16: 図 5 から脱出孔ありの調査地点を抽出)。シミュレーションにより作成した年間移動距離の指標値①の正規分布モデルにおいて、モデル成虫が「飛び地」まで移動する確率は 0.01 % 以下であった。

2017 年に脱出孔が確認された凸包上の調査地から 2018 年度に新たに被害が確認された調査地点までの最短距離は、平均±SD 1.563 km ±0.764 km、最大 3.366 km であり、そのうち 2018 年度に新たに被害が確認された凸包上の調査地までの最短距離は、平均±SD 2.233 ±0.729 km であり、これを成虫の年間移動距離の指標値②とした (図 17)。

なお、Ⅲの 2 の 4) で k=1 で区分した 4 地域のうち 2018 年に脱出孔が確認された地域内に、2017 年のダミーの脱出孔地点 (図 17 の黄色の星マーク: 地域内で 2018 年に脱出孔が確認さ

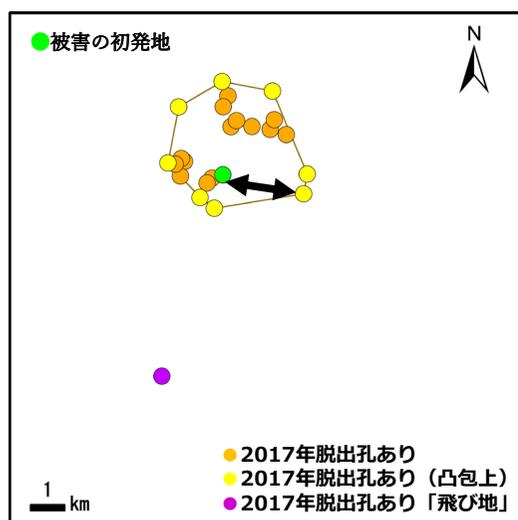


図 16 被害の初発地と 2017 年脱出孔ありの調査地点の抽出図

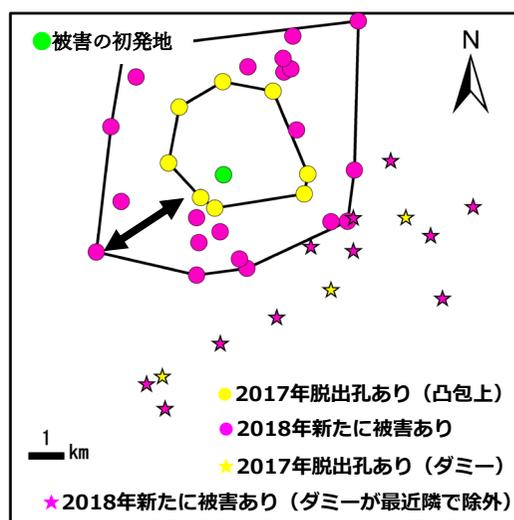


図 17 被害の初発地、2017 年脱出孔あり調査地点、並びに 2018 年に新たに被害が確認された調査地点の抽出図

れた調査地点の平均座標から算出)を設定した。ダミー地点は2017年時点で既に脱出孔があった可能性のある地点のダミーの地点と仮定し、ダミー地点からの距離が最短距離であった2018年に新たな被害が確認された調査地点11箇所(図17のピンク色の星マーク)は、指標地②の年間飛散距離の計算から除いた。

IV. 考察

定点調査地では、2015年に調査を開始して以来、被害率が年々増加している。現時点では、本種が日本国内に侵入して間もないこともあり、未だ有効な防除対策が開発されておらず、実効性のある防除対策が実施できない中で、本種による被害は確実に進行し、終息しないことが推測される。また、各調査年において被害率と枯死率には差があることから(表1)、サクラ類が本種による被害を受けた当年に枯死する可能性は低いと考えられる。近年、日本国内で問題となっているナラ枯れにおいては、枯死する木の多くが被害の当年に枯死し(小林・上田2015)、枯死メカニズムは媒介者であるカシノナガキクイムシ(以下、カシナガ)の共生菌が樹木の道管要素に侵入し菌糸を成長させると通水機能を失った道管組織が増加し、樹木の通水機能が完全に停止する部位が出現することによりやがて萎凋することによる(黒田・山田1996)と考えられている。本種に関しては、現在のところ、共生微生物の報告がなく、また幼虫は形成層やそれに隣接する辺材部分(根から吸い上げる水分通導を主に担う箇所)を中心に食害する様子が観察されるため、樹体の水分通導組織量が物理的に減少するので枯死につながると推察されるが、詳細な枯死メカニズムについては今後検証が必要であろう。

広域の被害調査では、2018年調査において、2017年と比較して新たに31地点でフランス被害、

15地点で脱出孔が確認され、調査地域内で被害地点が増加していることが明らかとなった(図5及び図6)。2018年に新たに脱出孔が確認された15地点のうち14地点において、2017年時点でフランス被害が確認されていた。このことは該当14地点において2016年以前に本種が寄生し、2018年に羽化・脱出したことを示しており、調査地域においてサクラ類を寄主とした場合、幼虫期間は2年以上である可能性が高いと考えられる。EPPO(2015)によれば、本種のライフサイクルは、緯度や気候にもよるが2~4年と報告されており、本調査結果と一致する。

2017年時点の被害率データから被害の集積地域を解析したところ、調査地域内で単一の集積地域が検出されたことから(図7)、その地域内に被害の初発地があると推察される。集積地域内の被害木当たりの脱出孔数をクリギングによる空間補間により推定し図示したところ(図9)、被害の集積地域内で同心円状の分布を示したことから、同心円の中心(推定された脱出孔数が最大となる地点)が被害の初発地と推定することは妥当であろう。

推定された被害の初発地は、内陸部であり、周辺に木材関連の工業団地を含む地域であった。クビアカツヤカミキリは、ドイツやイタリアにおいても侵入が確認されており、当該地域へは主に木製梱包資材とともに持ち運び込まれて侵入したと考えられているが、成虫が脱出できるまで生育するに十分な大きさのスモモ属樹木の木材や木材製品についても侵入経路として可能性が検討されている(EPPO 2015)。大阪府への侵入に関しても、自然分布する諸外国もしくは日本国内で既に発生している地域から何らかの輸送資材とともに運び込まれ、初発地周辺で脱出した可能性が高いと考えられる。一方で、初発地の周辺には木材関連の工業施設があ

ることから、当地で利用された本種の寄主となる樹種の木材や木材製品から脱出した可能性も考えられる。本種の寄主はバラ科スモモ属 (EPPO 2015) 及びサクラ属 (サクラ類を *Cerasus* 属に分類した場合) と考えられるが、カキノキ科のカキ (*Diospyros kaki*) 等が寄主となるとの報告があり (EPPO 2015)、今後、日本国内で寄主となる樹種を確定させることは、侵入防止対策や防除対策を検討する上で非常に重要になるであろう。

被害木当たりの脱出孔数から推定した被害の集積地域全体の脱出孔数の等値線図 (図 9)、並びに被害率データから推定した調査地域全体の被害割の等値線図 (図 11 及び図 12) においても、初発地付近から同心円状の被害の拡大が示唆されている。また、2017 年及び 2018 年における、初発地から 1 km ごとの被害率においても (表 2)、初発地から距離が離れるにしたがい被害率が低下することが示された。このことから、本種による被害の空間的特徴として、100 m メッシュ単位で見て、本種は初発地 (あるいは最初の侵入地点) から同心円状に分布を拡大すると推察される。

成虫の年間移動距離の指標値①は、推定した被害の初発地から 2017 年に脱出孔が確認された凸包上の調査地点までの距離を検討したものである (図 16)。成虫が初めて確認された 2015 年に初発地から飛翔、寄主木に産卵し、孵化し、樹幹内で 2 年間の幼虫期間を経て、2017 年に脱出したと仮定したものであり、本種の発見時期や侵入から定着までの期間を考慮する必要があるものの、移動距離の指標のひとつとして考えられよう。

また、成虫の年間移動距離の指標値②は、2017 年に脱出孔が確認された凸包上の調査地点から 2018 年に新たに被害が確認された凸包上の調査地点までの最短距離を検討したものであ

る (図 17)。成虫が 2017 年に脱出孔が確認された地点から当年に脱出・飛翔し、寄主木に産卵し、孵化した幼虫が 2018 年にフラスを排出し、その被害状況を観測したと仮定したものであり、そもそも成虫が脱出した地点が不明であり、それによるばらつきを無視しているものの、移動距離の指標のひとつとして考えられよう。

それぞれの年間移動距離の指標値は、指標値①で平均 2.059 km、最大 2.853 km、指標値②で平均 2.233 km、最大 3.366 km であり、近い値を示していることから、本種による年間移動距離は平均で約 2 km、最大で約 3 km と推定される。本種の飛翔距離に関しては報告がないため (EPPO 2015)、成虫が年間どれだけ移動するのかを推測することはできないが、本調査結果は野外データから複数の移動距離の指標を示し、かつ値が非常に近かったことから推定値として信頼性の高い貴重なデータと考えている。今後は、サクラ類以外の寄主植物を含めた被害率を加味した解析、バラ科樹木の空間分布の影響を考慮した解析など、更に詳細な解析をする必要がある。

さて、本種による被害の空間的特徴は、前述の初発地から同心円状の分布拡大だけでなく、複数の被害の「飛び地」の発生 (図 11 あるいは図 13 の $k=1$ の場合) が挙げられる。本研究で推定した年間移動距離の指標値の平均値や標準偏差、あるいはその正規分布における初発地から「飛び地」までの距離の水準、また 2015 年という被害の発見時期を考慮すれば 2017 年より前に当地に到達していたことから、本種の飛翔能力だけで初発地から「飛び地」に到達した可能性は低いと考えるのが妥当ではないだろうか。その場合、別の移動手段、例えば自動車への付着など意図しない人為的要因により到達した可能性が考えられる。初発地から最短距離で 10 km 以上離れている和歌山県かつらぎ町で

2017年に成虫が1地点で捕獲された事例において(和歌山県2017),この時はトラックの荷台上で成虫が捕獲されたとのことであった,このことは本種自身の飛翔以外の移動手段により「飛び地」状に分布を拡大する可能性を支持するものである.一方で,外来種の侵入後の「定着期」を経た後の「伝搬期」における分布拡大パターンに関して,親集団から短距離移動と長距離移動を併用し分布を拡大する種がおり(重定1992),親集団を本調査における被害の集積地域と読み替えれば,「飛び地」の発生が本種の成虫の長距離移動の結果に相当するとも考えられる.この分布拡大パターンが進行すれば,「飛び地」から新たに分布を拡大する集団は被害の集積地の集団にやがて吸収されと考えられ(重定1992),今回の2017年調査の被害率の推定図(図11)と2018年調査の被害率の推定図(図12)を比較すれば,まさしく2018年の推定図で東側の「飛び地」集団が集積地域の集団に吸収される様子が捉えられているとも見ることができ,実は長距離移動により「飛び地」を発生させながら分布を拡大させることこそが,本種の分布拡大パターンの典型的なかもしれない.いずれにせよ,本種による被害は,年間移動距離よりも広範囲に発生する可能性がある.防除対策を検討するにあたり,周辺地域での被害発生リスクを低下させるためには,既に被害が発生している地域において成虫密度を低下させる努力が求められよう.

今回の調査により,大阪府域における被害状況を確定できた.また,本種の年間移動距離の指標値を示すことができ,このことは大阪府域

だけでなく,既に被害が発生している他地域での防除計画を策定する上で有益な基礎的情報として役立つであろう.

文献

- EPPO 2015. EPPO datasheet on pests recommended for regulation *Aromia bungii*. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin 45(1): 4-8
- 小林正秀・上田明良 2005. カシノナガキクイムシとその共生菌が関与するブナ科樹木の萎凋枯死 被害発生要因の解明を目指して. 日本森林学会誌. 87(5): 435-450
- 黒田慶子・山田利博 1996. ナラ類の集団枯損にみられる辺材の変色と通水機能の低下. 日本森林学会誌. 78(1): 84-88
- 大阪府立環境農林水産総合研究所 2018. クビアカツヤカミキリ被害対策の手引書. http://www.kannousuiken-osaka.or.jp/portal_info/doc/2018111600062/file_contents/201811tebiki.pdf. (2018.11.30 閲覧)
- 重定南奈子 1992. 侵入と伝搬の数理生態学 伝搬図の分類. 東京大学出版会: 19-23
- 栃木県 2018. 間違いやすいフラスとの見分け方. http://www.pref.tochigi.lg.jp/g04/kannkyou/documents/2018oct_furasu_miwakekata.pdf. (2018.11.30 閲覧)
- 安岡拓郎 2017. クビアカツヤカミキリ *Aromia bungii* (Faldermann) 幼虫に対する薬剤の防除効果. 植物防疫所調査研究報告 53: 51-62
- 山本優一・石川陽介 2018. 大阪府におけるクビアカツヤカミキリの発生状況について. 関西病虫研報 60: 17-21
- 和歌山県 2017. クビアカツヤカミキリに注意! もも・うめなどの樹を食害します!. https://www.pref.wakayama.lg.jp/prefg/130200/nousin/index_d/fil/25705_0.pdf. (2018.11.30 閲覧)

Survey on the actual damage by the invasive red-necked longhorn beetle (*Aromia bungii*) harmful to trees such as the Japanese flowering cherries

YAMAMOTO Yuichi, UEHARA Kazuhiko, YOSHIMURA Tsuyoshi
and ISHIKAWA Yosuke

In 2015 the red-necked longhorn beetle (*Aromia bungii*), known as an invasive species damaging Rosaceae trees, was found in Osaka Prefecture. After that, there have been concerned about the expansion of the damaged area by the species in ornamental cherry trees. So, we investigated the basic information such as the damaged area and the damaged rate of cherry trees in this area to establish the effective future management strategies.

In the fixed-point survey between 2015 and 2018, the damaged rates in cherry trees were increased over years. From 2015 to 2018, the total rates of damaged cherry trees were increased from 11.2 % to 61.2 %, and those of dead cherry trees were from 0 % to 13.1 %.

In the extensive survey of the damage on cherries at 140 spots in the Minamikawachi area in Osaka Prefecture between 2017 and 2018, most damage was accumulated in a specific area. The damage was spread concentrically from the initial spot of invasion, and a few of enclosed damaged spots were also occurred. The migration distance of the adult beetle was estimated about 2 km on average and maximum 3 km in a year.

Keywords: invasive alien species, tree borer beetle, initial stage of invasion, spatial autocorrelation, kriging, migration distance

玉原湿原の保全対策による水環境と植生の復元に関する研究

玉原湿原保全プロジェクト

福嶋 司¹・吉川正人¹・大隅翔馬¹・井上香世子

群馬県の玉原湿原において、1990年代に行った乾燥化抑制対策の効果と、シカによる影響の実態を知るために、地下水位の季節ごとの測定と現存植生図の作製を行い、過去の調査結果と比較した。人工排水路への堰の設置と、湿原の中央部を横断していた木道の撤去、およびハイヌツゲの継続的な刈り取りの結果、植物群落の分布には大きな変化がみられた。湿原中央部のハイヌツゲを刈り取った範囲では、堰による地下水位の上昇によってハイヌツゲの成長が抑制され、ヌマガヤ優占群落に変化していた。また、湿原西部では、木道の撤去によって外縁を流れる沢の水が斜面下部まで到達するようになり、ヌマガヤ優占群落が湿原植物を含む群落に変化していた。保全対策によって湿原植生が回復する傾向がみられた一方、シカが湿原内に侵入し始めており、ミズバショウ群落に深刻な被害が生じていた。

キーワード：現存植生図、地下水位、斜面湿地、植生管理、植物群落、シカ食害

1. 調査の経緯と目的

群馬県北部に位置する玉原湿原は、植物相に富み、中間湿原群落を中心として様々なタイプの湿原植物群落が分布することが知られている(宮脇ら 1984, 宮前 2000)。春のミズバショウや夏のキンコウカの開花期には来訪者も多く、本地域の観光資源としても重要な役割を果たしている。しかし、この玉原湿原では、人工排水路や木道の影響によるとみられる乾燥化が進行し、ハイヌツゲ群落が拡大するなど、湿原植生に大きな変化が生じていた(福嶋ら 1991)。

そのため、湿原の乾燥化の実態を調査し保全計画を立案するために、1989(平成元)年に森林文化協会、沼田市、沼田営林署(現沼田森林管理署)、利根・沼田の自然を愛する会と学識経験者が集まって「玉原湿原対策委員会」が設置された。この委員会が1991年までの3年間にわたって実施した総合調査の結果、1942(昭

和17)年に湿原を放牧地化するために掘られた人工排水路からの地下水の流出や、1982(昭和57)年に湿原中央部を横断するように敷設された木道による地下水の移動の遮断が、湿原の乾燥化に大きく影響していることが明らかになった(玉原湿原対策委員会 1992)。

この報告を受けて、沼田市は1995(平成7)年に、人工排水路からの流出による地下水位の低下を防ぐために堰の設置を行い、1998(平成10)年には、湿原中央部を走っていた木道を撤去して、湿原の周辺部へ移設した。その後、2001～2002年と2009～2010年に、初回と同様の方法で植生と地下水位のモニタリングが行われた(森林文化協会 2003, 玉原湿原保全プロジェクト 2010)。この間には、湿原植生の変化に大きな影響を及ぼす、ハイヌツゲ、ヌマガヤ、ヨシの刈り取り管理も実施されてきた。これまでの20年間の調査結果によれば、木道

1: 東京農工大学

2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

が撤去された場所では湿原植生の回復傾向が見られた一方、人工排水路への堰の設置の効果や、ハイイヌツゲとヌマガヤの刈り取りの効果などについては十分には解明できなかった。

今回の調査は、現在の玉原湿原の植生分布と地下水環境との関係を把握し、過去に約10年ごとに行われた調査結果と比較することによって、玉原湿原の約30年間の動態と、その間に実施された保全対策の効果を明らかにすることを目的としたものである。

以上のような人為的な影響に加え、近年はニホンジカ（以下シカ）による湿原植生への影響も現れている。1980年代後半以降、全国でシカの分布域が拡大し、日光の戦場ヶ原湿原や尾瀬ヶ原など、北関東の湿原でもシカの採食圧や踏圧による湿原植生への影響が報告されるようになった（植生学会企画委員会2011など）。玉原湿原では、前回2010年の調査時まではシカの影響は目立たなかったが、最近になって湿原内への侵入やミズバショウへの食害が顕著になってきた。そのため、湿原植生の保全のためには、これまでの地下水位の維持やハイイヌツゲ、ヨシなどの管理に加えて、シカの侵入と食害の発生を予測し、早期に対策をとることも重要である。そのため本研究では、湿原内へのシカの侵入状況や湿原植物の採食の実態を明らかにすることも目的とした。

II. 調査地

1. 地形と気候

玉原湿原は群馬県沼田市の北方（36°47'N, 139°04'E）、海拔およそ1200mに位置する。湿原の北側には、武尊山（海拔2158m）が形成した溶岩台地上に広がるブナ平と呼ばれる平坦地が広がる。玉原湿原は、この平坦地から続く南向き斜面の下部にある大小5つの湿原の総称である。本研究で調査対象としたのは、その

うち最大の規模をもつ面積約3haの湿原である。

調査地から約1km離れた玉原ダムでの2002年から2005年にかけての4年間の気象観測結果によれば、年平均気温は7℃前後で、1mm以上の降水のある日はすべての月に10日以上あり、12月から3月までは毎月20日以上も降雪日がある。最大積雪深は2m以上になり、晩春の融雪水は湿原の縁にある小川へと流れ、ときに湿原への表流水の供給源となる。また一部は伏流水となって湿原に供給されていると推定されている。

図1に湿原の地形と流路、木道の位置を示す。この湿原は傾斜方向を異にする2つの斜面からなっている。1つは北から南に向かう緩斜面で湿原の主体を占める。他は東から西に向かう斜面で、両斜面が接する境界部分には自然の流路がある。湿原内の北西部にはもう1本、等高線の方角とは無関係に流れる直線的な水路があるが、これが1942年に湿原の水を排水して牧場とするために掘られた人工的な排水路である。本研究では、便宜上これら2本の流路と湿原中央部に敷設されていた木道との組み合わせで、湿原をAからFまでの6つの地区に区分した。

さらに、湿原の東西の縁近くには2本の沢が流れている。東側のものは年間を通して少量の流水があり、それに近接する地域では年間を通して地下水位が高く、地表部に水を見ることも多い。西側のものは、年間を通してかなりの流量をもつ。この沢は湿原との間に形成された自然堤防によって遮られているため、通常は湿原に水が流入することはないが、融雪期にはあふれて土砂や有機物とともに湿原の西側部分（A地区）に流入することがある。このように、湿原の内部と外部にある合計4本の流路のうち、外部の2本は湿原への表流水・地下水の供給源として、湿原内の2本は湿原からの地下水の排

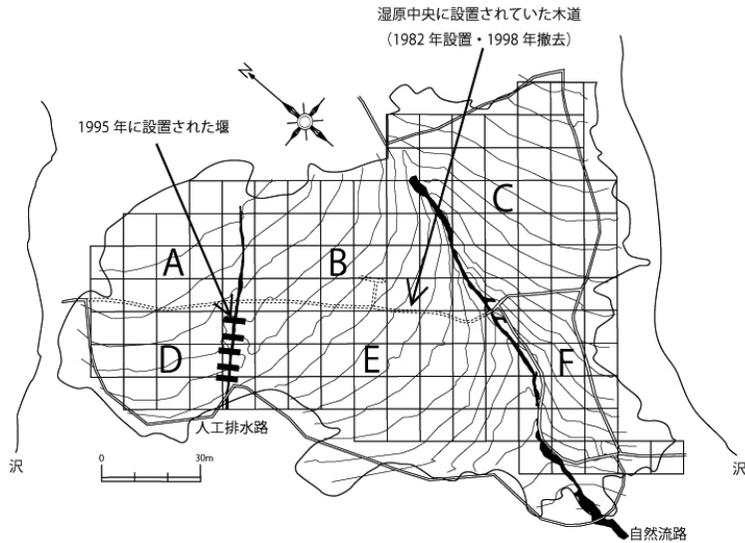


図1 保全対策を実施した箇所

出に働いている。

2. 過去に行われた保全対策の概要

表1は、過去の総合調査と湿原植生回復のために実施した対策について、時系列で示したものである。また、図1にこれらの対策を実施した場所を示す。

1) 堰の設置

1995年に、人工排水路の下流部5ヶ所に木製の板を設置することで、流水の堰上げを行った。その翌年には、大雨時に溜まった水がE地区にオーバーフローする状況がみられたため、堰の板の中央部を水路沿いの地面と同じ高さになるように凹型に切り下げ、同時に人工排水路と平行にオーバーフロー防止の板を設置した。その後、老朽化した堰の周辺が侵食されて漏水が見られるようになったため、2017年には、これまでの堰はそのまま維持しながら、さらに下流に新たな堰1基を設置した。2018年の調査では、これらの堰の直上に30～60cmの土砂の堆積がみられ、水路底を上昇させる効果が表れていた。

2) 木道の撤去

玉原湿原には、1982年に湿原を東西に横断する木道が設置された。しかし、この木道は板を直接地面に置いただけのものであり、泥炭層の沈下をもたらしていた。また、この木道を境にB地区では良好な中間湿原の植物群落がみられるのに対し、E地区ではヌマガヤとハイイヌツゲの繁茂が顕著であったことから、この木道が表流水や地下水の移動を阻害していると考えられた。そのため、1998年に、湿原中央部を通っていた木道を撤去し、湿原南側の周辺部に再配置した。木道を撤去した跡は、図1に点線で示してある。

3) ハイイヌツゲとヌマガヤの刈り取り

ハイイヌツゲの繁茂を抑制するための基礎情報を得るために、1993年からB地区とE地区に調査区を設定して、刈り取り実験を行った。ハイイヌツゲの復元状況や刈り取り後の植生を1998年まで継続的に調査した結果、①ハイイヌツゲは残存する地下部から速やかに萌芽し、3年後には刈り取り時の30%から60%にまで回復することから、5年に1回程度の刈り取り

表1 これまでに実施された保全対策

年	総合調査	保全対策	管理活動	
1989	↑ 第一回調査 ↓			
1990				
1991				ヨシの本数計測
1992	報告書*1	ハイヌツゲの刈り取り試験	↑ ↓	
1993				
1994				
1995		人工排水路への堰の設置		
1996				ハイヌツゲ・ヌマガヤの
1997				刈り取り
1998		木道の撤去・移設		
1999				
2000				
2001	↑ 第二回調査 ↓			
2002				
2003	報告書*2			
2004				
2005				
2006				
2007				
2008	↑ 第三回調査 ↓			
2009				
2010				ヨシの本数計測と刈り取り
2011	報告書*3			
2012				
2013				
2014			ハイヌツゲ・ヌマガヤの刈り取り	
2015				
2016				
2017	↑ 第四回調査 ↓	人工排水路への堰の追加		
2018				報告書*4

*1 玉原湿原対策委員会（1992），*2 森林文化協会（2003），
*3 玉原湿原保全プロジェクト（2011），*4 本報告

が必要であること、②ハイヌツゲ除去後に増加したのはヌマガヤなどの既存種のみで、湿原本来の種の新たな生育はなかったことから、刈り取りとともに地下水位の管理も重要であること、などが明らかになった（張ら 1994, 福嶋ら 1995, 井上ら 1996, 福嶋ら 1999）。

また、ヌマガヤは中間湿原の代表的な構成種

であるが、人工排水路の影響を受けたE地区ではヌマガヤだけが繁茂して、群落の構成種が極端に単純化していた。そのため、ヌマガヤについても刈り取り実験を行い、毎年 300 g/m² 近いリターを堆積させることなどを明らかにした（福嶋ら 1993）。

これらの結果を踏まえて、1993年から2000

年までの夏季に、ハイイヌツゲとヌマガヤの継続的な刈り取り作業が行われた。

4) ヨシの刈り取り

草丈が高いヨシの侵入は、湿原の景観を大きく変化させる。玉原湿原で1991年に行われたヨシの生育本数の計測では、湿原全域に生育するヨシは、E地区を中心に約11000本であったが、2008年には生育域がD地区などに拡大し、約22000本に倍増した。これは、湿原外側の沢からA地区への表流水の流入があった結果と考えられた。そこで、2008年から2014年まで、毎年7月にヨシの刈り取り作業を行った。ヨシの本数は2014年に1221本まで減少したが、2015年以降作業を停止したところ、3年後には3299本まで増加したため、2018年には再び刈り取りを行った。

III. 調査方法

1. 地下水環境の測定

本湿原では、1990年に地形測量を行った際、全域を10m×10mのメッシュに区切り、その交点162ヶ所に周囲に穴を開けた直径3cmの塩化ビニールパイプを埋設して、地下水位の計測地点とした。今回の調査でも既設の塩化ビニールパイプを用いて、2017年11月、2018年5月、7月(2回)、8月(3回)、10月(1回)の計8回、地下水位の計測を行った。計測は全域を1日のうちに行い、調査日ごとの5cm間隔の地下水位等値線図を作成した。

2. 植物群落の分布と種組成

1) 現存植生図の作製

1991年に作製された植生図と同じ図化指針を用いて、2018年の現存植生図を作製した。現地調査にあたっては、10m間隔の地下水位測定点をつなぐことで10m×10mの方形枠をつくり、その中をさらに5m×5mに4分割して、50cm×50cm以上の広がりをもつ群

落を記録する精度で図化を行った。

2) 植物群落の種組成の調査

植物群落の組成的な変化を知るために、1989年に植物社会学的手法による植生調査が行われた187地点で追跡調査を行った。得られた植生調査資料を、過去の同一地点の調査資料(1989年、2001年、2010年)と比較し、種組成の経年変化を解析した。

3. シカの利用痕跡調査

湿原植生へのシカ影響の実態を知るため、シカの利用痕跡の調査を行った。5月から7月に地下水位の測定や植生調査のために湿原内を踏査した際、食痕、糞粒、足跡・踏み跡(シカ道)などシカの痕跡を注意深く観察し、痕跡が見られた場合には、その位置を地図上に記録した。

IV. 結果

1. 地下水位の変遷

図2に対策実施前の1990年の地下水位の分布、図3に2018年の地下水位の分布を示す。

1990年の地下水位(図2)を見ると、最も地下水位が浅かったのは雪解け直後の5月で、雪解けの早かったA地区とD地区では地表部に水が存在していた。しかし、この時期でも、B地区とE地区の人工排水路に近い側では、他に比べて明らかに地下水位が低く、人工排水路の下流に近いほどその傾向が明瞭であった。6月から7月には、地下水位は全体的に10cmから20cmに低下しているが、その中においてもやはりB地区とE地区の人工排水路沿いでは明らかに低くなっていた。8月は地下水位が最も低下した時期であり、計測管の測定範囲を超えて35cm以下の地域が広がっていた。9月と10月はよく似た傾向を示しているが、やはりE地区の人工排水路付近が最も低く、水位はE地区を右に移るにしたがって上昇している。このように、B地区とE地区では、人工排水路の

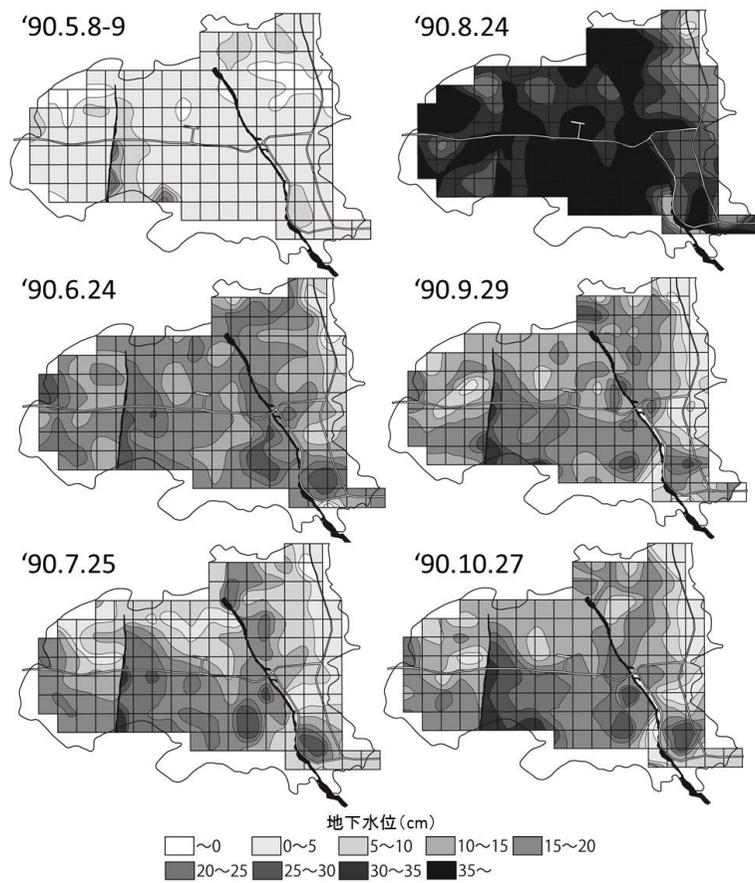


図2 2001年の地下水位分布図

上流端を頂点とした三角形を描くような範囲で、年間を通して他と比べて地下水位が低い傾向があった。これは、斜面を流下してくる地下水の流れが人工排水路で遮断されていることを明瞭に示すものである。

2018年の地下水位（図3）でも、融雪期の5月に最も地下水位が高く、8月には全体的に低下して、10月に再び水位が上昇するという季節的な変化は類似していた。ただし、2018年は6月の降水量が平年の半分以下であったことから、7月2日の測定では、大幅な水位の低下が表れている。しかし、これは7月5-6日の1回の降水（片品のアメダス観測地点で65.5mm）で解消されていた。その後、8月下旬に

かけて水位は低下したが、最も水位が低かった8月23日においても、1990年の同時期と比べるとほとんどの地点で高くなっており、35cmを下回る場所は少なくなっていた。2018年においても、E地区は年間を通して他の場所より地下水位が低かったが、地下水位が低下する領域は、1990年と比べると分散する傾向があった。一方で、B地区とE地区の間の木道跡付近に地下水位の低い場所が表れるなど、地下水位の空間分布に若干の変化が認められた。

図4は、2018年の計測結果を元に、各測定地点での最高水位と最低水位の差を求めて変動幅を示したものである。これによると、B地区の人口排水路に近い場所と自然流路に接する一

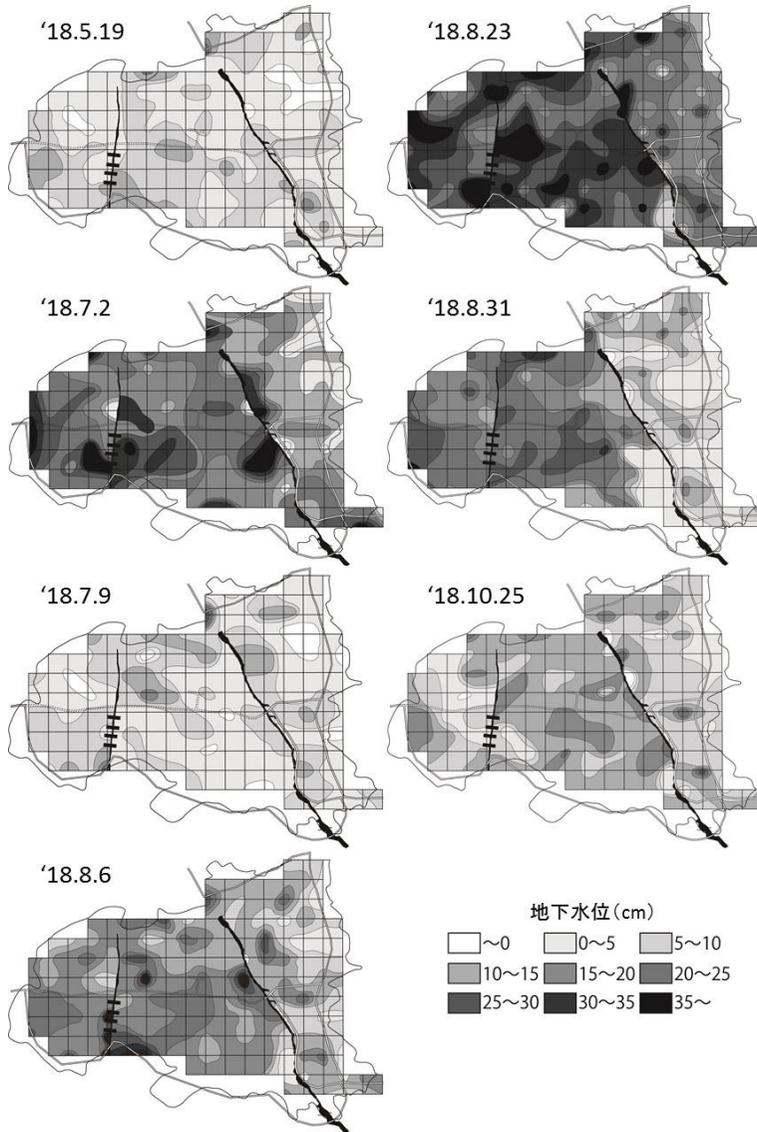


図3 2018年の地下水水位分布図

部、A地区の湿原外部の沢に近い部分などで、変動幅が30 cmを超える領域がみられた。一方、B地区、C地区、D地区、F地区では、年変動が15 cm未満の領域が多くを占めており、地下水水位が比較的安定していることがわかった。人工排水路の近傍では、水路内の表流水の水位の影響を受けやすく、降雨があるとすぐに上昇するが、降雨がないとすぐに低下する大きな変

動幅があることを示している。

2. 植物群落の変遷

玉原湿原の植生は、1989年に行われた植生調査から、表2に示す14群落に識別されている。群落1~3は森林の植物から構成される林縁低木群落、群落4~7は高茎草本からなる低層湿原群落、群落8はヌマガヤが優占する単純な中間湿原群落、群落9はハイイヌツゲが優占しク

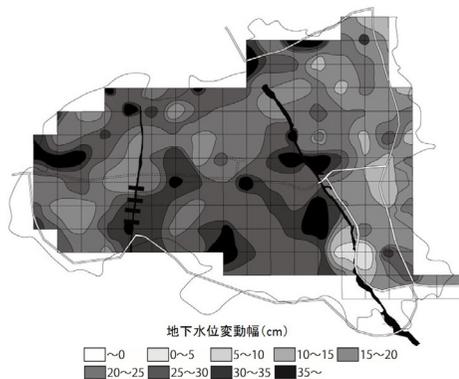


図4 2018年の地下水位の変動幅。年間の測定値の最大値と最小値の差を示す。

マイザサをともなう低木群落，群落10は流水辺のミズバショウ群落が優占する群落，群落11～14は湿原植物を多く含む中間ないし高層湿原群落である。とくに群落12は，玉原湿原の植生の中核となるものである。これらのうち，群落8はと12は，優占種の違いによりさらに下位区分されている。

図5は1991年，図6は2018年の現存植生図を示す。これを比較することで，表2に示す13の植物群落の30年間の分布変化をみることができる。地区ごとの植生の変化の概要は以下のとおりである。

1) A地区

1991年には，A地区の西半分にタムラソウやアブラガヤなどの高茎草本に特徴づけられる群落6が発達していた。その東側では，群落12が広がり，東側ほどブルトとシュレンケの構造が発達して，ブルトにはヤマドリゼンマイが多い群落12Aやハイイヌツゲが多い群落12C，シュレンケにはミカヅキグサが多い群落12Eが分布していた。

2018年になると，群落6はオオカサスゲが優占する群落7'に置き換わった。この群落は種組成としては群落7に近いが，1991年にはみられなかったタイプである。群落12Bと

12Dはより種組成が単純な群落11Bに変化する一方，シュレンケに成立する群落12Eは，その分布域を拡大した。

2) B地区

1991年には，B地区の中心部に本湿原の湿原植生の主体となる群落12が広がっていた。その中心はキンコウカが優占する群落12Dで，自然流路に近い傾斜変換線付近やブルトではヌマガヤが優占する群落12C，シュレンケではミカヅキグサが優占する群落12Dがみられた。人工排水路近くにはハイイヌツゲ，ヌマガヤが目立つ群落8A，8Bと群落9がE地区に向かって三角形に広がっていた。その周囲をハイイヌツゲが混生する湿原植生である群落12Cが取

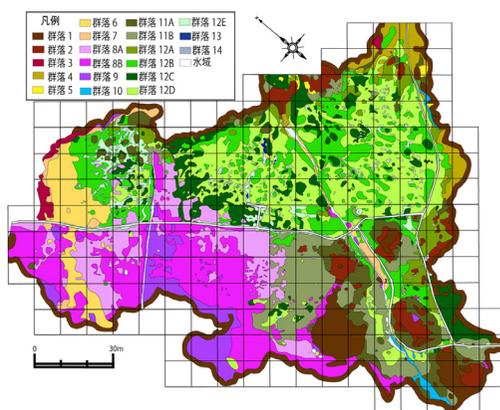


図5 1991年の現存植生図

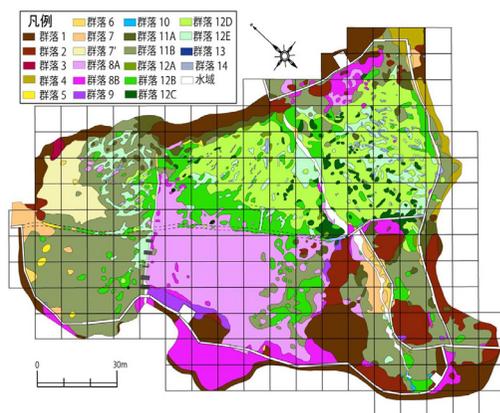


図6 2018年の現存植生図

表2 玉原湿原の植物群落識別表. 1989年の植生調査結果に基づく. 群落番号は植生図凡例と対応.

群落番号	1	2	3	4	5	6	7	8A	8B	9	10	11	11	12	12	12	12	12	13	14
												A	B	A	B	C	D	E		
調査スタンド数	24	4	6	11	4	3	14	6	6	5	3	6	13	15	13	17	14	13	3	6
平均種数	20	16	21	15	13	6	8	5	7	7	6	12	10	18	14	15	16	12	10	7
ウラジロヨウラク	V	3	I	I	.	I
チシマザサ	IV	3	I	.	I
ミズナラ	IV	4
アスナロ	IV	1	I	.	.
ツルシキミ	IV	2
ヤマウルシ	IV	2
ホツツジ	IV	1
ハナヒリノキ	III	1	I
ホソバトウゲシバ	III	1
オオバスのキ	II	1
アカミノイヌツゲ	IV
タムシバ	III
ダケカンバ	II	I
ハクサンシャクナゲ	II
ヤマハシノキ	II	I
ノリウツギ	IV	.	V	.	.	.	I	I	III	IV	.	I	I
ヤチダモ	III	1	III	II	I	.	.	.	I	.	.	I
クロツル	III	III	.	.	.	I	.	I	I
フウリンウメモドキ	III	I
ナナカマド	III	I	.	.	.	I	.	.	I
ツノハシバミ	II	II
ブナ	I	II
コヨウラクツツジ	I	I
ミヤマイボタ	I	IV	I	I
ズミ	I	III	I	I
サトメシダ	I	V	I	I
サワフタギ	.	III
コハウチワカエデ	.	II
ウリハダカエデ	I	III	I	I	I
アズキナシ	r	II
ヤマトリカブト	.	I	IV
コバノトンボソウ	.	I	III
ツリフネソウ	.	.	III
コバイケイソウ	.	.	II	I
グレースゲ	.	.	III	I
クモキリソウ	.	.	II
ミヤマシラスゲ	.	.	III	I
シカクイ	.	.	.	3	I	I	III
ツボスミレ	.	IV	V	2	.	II
エゾシロネ	.	V	IV	3	.	.	.	I
ノダケ	I	III	IV	2	1	.	.	.	I
ハリガネスゲ	I	1	IV	II	1	I
ヒオウギアヤメ	r	.	.	3	3	I	.	.	.	3	.	II	III	III
タムラソウ	.	.	II	V	1	1	IV	I	II	III	II	I	I	.	.	.
アブラガヤ	.	.	III	I	3	3	II	I	III	II	I
クマイザサ	I	III	.	.	.	I
ミズバショウ	I	1	.	.	1	3	.	I
モウセンゴケ	r	2	I	III	III	III	V	V	V	3	V	V
ヤチカワズスゲ	r	2	.	.	2	IV	IV	IV	IV	IV	IV	2	.	II
アオモリミズゴケ	I	1	.	.	3	III	II	IV	III	II	IV	2	.	II
ツルコケモモ	.	4	II	V	IV	V	V	V	V	2	.	.
ウメバチソウ	.	1	.	.	2	.	.	I	.	.	.	IV	IV	V	V	V	V	1	.	.
ミタケスゲ	V	IV	IV	IV	III	III	.	.	.
ワタスゲ	III	II	IV	IV	V	II	2	.	.
ミズギク	.	.	.	I	1	3	.	III	IV	III	V	1	III	.
トキソウ	I	III	IV	IV	IV	3	IV	.
カキラン	.	.	.	I	II	I	III	III	1	I	.
キンコウカ	II	IV	V	V	I	1	.
ミヤマイヌノハナヒゲ	I	III	IV	III	V	V	3	V
ミカヅキグサ	II	III	III	V	IV	3	V
ヤマドリゼンマイ	V	4	II	I	1	I	.	V	.	V
ミミカキグサ	3	.
イトイヌノヒゲ	V
ヌマガヤ	II	4	IV	I	3	2	V	V	V	.	3	V	V	V	V	V	V	1	IV	.
ハイヌツゲ	V	4	V	II	2	.	IV	V	V	.	V	.	V	IV	V	V	V	.	.	.
オオミズゴケ	IV	4	I	.	2	.	IV	.	V	III	.	V	III	V	V	V	V	2	II	.
オゼヌマタイゲキ	I	1	V	V	3	3	V	I	.	3	I	III	III	II	II	II	II	.	.	.
ヨシ	III	1	II	V	.	2	IV	V	II	.	I	IV	I	III	III	I
ゴウソ	I	3	IV	.	4	3	IV	II	V	I	.	III	IV	III	II	I
コバギボウシ	I	.	III	I	2	1	.	.	.	1	I	.	II	I	I	II	1	I	.	.
アキノリリンソウ	I	.	V	II	.	.	II	.	I	.	.	.	I	III	I	I
メニッコウソウ	II	2	II	.	.	.	I	.	.	I	.	III	I	II

以下省略

り囲み、前述の群落 12D と接していた。

2018 年には、ハイヌツゲが衰退したことによって、群落 8B と群落 9 の大部分がヌマガヤの単純な群落である群落 8A に変化した。また、群落 12C だった部分は群落 12B に変化した。中央部では、群落 12B の細かなパッチが少なくなる一方、群落 12E のパッチはサイズが拡大している。この結果、地区の北東側から南西側に向かって、群落 12D、12B、8A という移り変わりが明瞭になった。

3) C 地区

1991 年には、C 地区にはキンコウカが優占する群落 12D が広がり、等高線の方向と平行にヌマガヤが優占する群落 12B とミカツキグサが優占する群落 12E のパッチがみられた。地区の北西部にはハイヌツゲが目立つ群落 12C もみられた。また、外周の木道東側の自然流路近くにはヨシの目立つ群落 4 が帯状に分布していた。

2018 年には、群落 12B が縮小して、群落 12D に置き換わった場所が多かった。また、シュレンケに成立する群落 12E が顕著に広がっていた。これらは湿潤化を示す変化であるが、その一方で地区西側の自然流路沿いでは、ハイヌツゲが目立つ群落 12C のパッチが新たに出現した。また、北側の木道沿いでは、ハイヌツゲが優占する群落 8B の拡大がみられた。

4) D 地区

1991 年には、A 地区と接する木道の南側に、ハイヌツゲまたはヌマガヤが優占する組成の単純な群落 8A と 8B が広がっており、その間に高茎草本群落の群落 6 が分布していた。群落 6 は A 地区と連続しており、外部の沢から供給される富栄養な表流水の流入経路に沿って分布しているものと考えられた。

2018 年では、群落 8A、8B のほとんどが群落 12B に置き換わっていた。一部には群落 12B

もみられた。両年ともヌマガヤが優占していることに変わりはないが、組成的には湿原植物を多く含むタイプに変化してきたことがわかる。また、人工排水路に設置した堰の影響を受ける範囲では、ミカツキグサが優占する群落 12E も表れた。

5) E 地区

1991 年の植生図によれば、人工排水路から中央部までの左半分では、ハイヌツゲの生育状況を反映して、排水路と南側の林縁から離れるにしたがって群落 9、群落 8B、群落 8A が分布していた。右側ではミズナラなどの低木林である群落 1 と群落 2 を囲むように、湿原植物群落である群落 12A と群落 11B とが分布していた。また、自然流路沿いにはミズバショウが生育する群落 10 がみられた。

2018 年には、ハイヌツゲ低木林である群落 9 は木道沿いに限られるようになり、群落 8B もほとんどがハイヌツゲの目立たない群落 8A に置き換わった。群落 8B の拡大は、中央の木道跡に沿って、1991 年には群落 11B が分布していた東側にも及んでいた。また、低木林の西側には、1991 年にはなかった群落 12B が現れた。自然流路周辺では、上流部の群落 12B や 11B だった部分が高茎草本が優占する群落 7 に変化し、下流部ではミズバショウを含む群落 10 が消失して、群落 11B に変化した。

6) F 地区

F 地区は内部を木道が走る狭い地域で、傾斜した地域が大部分を占める。1991 年には、低木群落の群落 1、群落 2 取り巻くようにヤマドリゼンマイが目立つ群落 11A が分布し、さらにそれを取りまくように群落 12B が分布していた。

2018 年では、群落 1 の低木林が群落 12A を取り込むように拡大していた。1991 年時点に比べると、全体にモザイク状に分布していた群

落 12A, 群落 12B, 群落 12C の分布域が極端に小さくなり, 変わって群落 11B が拡大していた。

3. シカの影響

1) 湿原内へのシカの侵入経路

記録されたシカの利用痕跡を図 7 に示す。湿原北側の自然流路の上流と, 湿原西側の林縁の 2ヶ所から, 湿原内へ入る明瞭なシカ道がみられた。また, D 地区の低木群落から自然流路にかけても 2本の明瞭なシカ道がみられた。両者の間の部分は踏み跡がはっきりしないが, 北側と西側の林縁から湿原内に侵入したシカが, 自然流路の下流部に向かって往来していることが推測される。シカの糞粒が, これらのシカ道を結ぶ線上に多く見つかったことも, シカがこの経路を頻繁に通っていることを裏付けるものである。

2) 湿原植物の採食

玉原湿原では, ミズバショウがシカによる大きな被害を受けていた。ミズバショウの採食痕跡は, その分布域全体に広がっていた (図 7)。図 8a は 2018 年 5 月に撮影された E 地区の自然流路沿いの写真である。花期を終えて葉を展開しつつあるミズバショウが多数観察される。しかし, その 1ヶ月後に同じ場所で撮影された写真 (図 8b) では, ミズバショウはまったく写っ

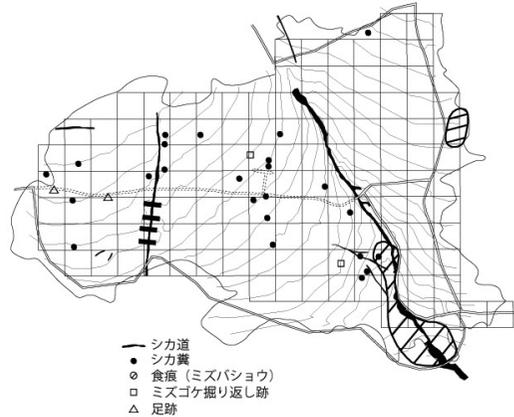


図 7 湿原内で記録されたシカの利用痕跡

てない。この時期は, 本来ミズバショウが大きく葉を広げる時期であるが, この 1ヶ月の間にシカによってほとんど食べ尽くされてしまったことがわかる。現存植生図 (図 6) における群落 10 の消失は, このミズバショウの被害の結果である。

ミズバショウ以外では, オゼヌマタイゲキやタムラソウ, ミズチドリにもわずかながら食痕がみられた。

V. 考察一保全対策の効果一

1. 地下水環境の変化と植生への影響

年間を通じた地下水位の測定から, 玉原湿原では, 融雪期にもっとも地下水位が上昇し, 夏



図 8 被害を受ける前後のミズバショウ生育地. a (左): 2018 年 5 月 19 日撮影. b (右): 2018 年 6 月 21 日撮影.

季にもっとも低下して、秋季には再び上昇に転じるという季節変化があることがわかった。本稿には掲載していないが、2002年および2010年に計測された地下水位（森林文化協会2003、玉原湿原保全プロジェクト2010）からも同様の傾向が読み取れ、この季節変動のパターンは30年の間、変化していないといえる。また、今回の測定では、7月と8月の降雨前後で、地下水位が大きく変化したことから、水位が低い夏季であっても、短期間の降雨に反応して一時的な水位の上昇は起こっていることがわかった。

この30年間で、水環境の変化と対応して生じたと推定される大きな植生変化は、次の2点である。

第一は、E地区におけるハイヌツゲの衰退と、それともなう群落8A（ヌマガヤ優占群落）の拡大である。E地区での植物群落の分布は、1991年には夏季の地下水位と対応して、人工排水路の近くから群落9、8B、8Aの順に配列していた（図5）が、2018年には人工排水路近くでの夏季の地下水位低下は不明瞭になり、ハイヌツゲの再繁茂もみられなかった（図6）。これは、人工排水路に設置した堰がある程度効果を発揮しているためと推定される。とくに、7月9日や10月25日の測定（図4）では、堰付近のE地区側で地下水位が高い部分がみられ、表流水の堰上げがハイヌツゲの生育場所の水位の上昇に寄与しているといえる。

第二には、A地区とD地区での湿原植物群落11Bの拡大である。木道の撤去によって、A地区からD地区方向への水の移動が制約されなくなったことで、全体的に湿原植生の回復が進んだと判断できる。また、A、D両地区では、調査回ごとの植生変化が大きく、表流水とともに流れ込む土砂の堆積の影響も受けられていると考えられる。ヌマガヤが優占する群落8Aから群

落11Bへの変化は、ミタケスゲやヤチカワズスゲなどが侵入し、アオモリミズゴケのパッチも形成されてきたことによる。この地域では地下水位の目立った上昇はみられなかったが、表流水が運んだ土砂がヌマガヤのリターを埋没させたことが、湿原植物の侵入を促したと考えられる。また、A地区でのオオカサスゲが優占する群落7'の拡大は、この地域に表流水が長期間滞留するようになったことと関係していると考えられる。

以上のように、木道の撤去や人工排水路への堰の設置と、ハイヌツゲの刈り取りを合わせて行ったことで、D地区とE地区を中心としたハイヌツゲの再繁茂を防ぐことができた。しかし、その後に成立した群落（11B、8A）は湿原植生としては種組成が単純なもので、まだ玉原湿原本来の植生が復元されたとは言い難い。そのため、今後も人工排水路に設置した堰の保守管理を行うことで、夏季の地下水位の低下を抑えるとともに、定期的なハイヌツゲ、ヨシ、ヌマガヤなどの刈り取り管理も継続する必要があると考える。

2. シカの侵入防止対策の必要性

玉原湿原では、観光資源としても重要なミズバショウが、集中的に食害を受けていることが明らかになった。湿原の周辺では、林縁や道路沿いに生育するアカソ、イタドリなどの高茎草本に食痕がよくみられる。しかし、これらの高茎草本が伸長する前の春季には、他の草本にさきがけて大きな葉を展開するミズバショウが、シカの格好の餌となっていると考えられる。図7に示されたシカ道や糞粒の分布は、シカが流路沿いのミズバショウを求めて、周辺の森林から湿原内に侵入してくることを示すものである。

ミズバショウの葉は地際まで残さず食べられていることが多く、地上部の光合成器官がまっ

たく残らないほどの採食が繰り返されれば、数年のうちに個体は枯死し、この湿原のミズバショウ個体群が消滅することが懸念される。また、ミズバショウが生育する自然流路沿いは、シカによる踏み荒らしで裸地化が進んでいる。現在のところミズバショウ以外の植物への影響は顕在化していないが、ミズバショウを食べるために湿原にシカが集まることは、踏圧の増加やヌタ場としての利用などにより、湿原植生全体の破壊を招くおそれ大きい。

玉原に先んじてシカの増加を経験した尾瀬ヶ原や、日光の戦場ヶ原、小田代ヶ原では、ニッコウキスゲやアザミ類など美しい花の咲く高茎草本が集中的に採食されて、多様性の低下や観光資源としての景観の悪化が生じたことから、玉原湿原でも同様なことが起こることが容易に予想できる。そのため、湿原の乾燥化の抑制とともに、シカ対策は緊急の課題である。

2018年8月に、ミズバショウが生育する範囲をネットで覆う応急的な措置が行われたが、現状の方法では冬季の積雪によりネットが破損したり、地面に圧着して役割を果たさなくなったりする可能性が高く不十分である。また、ネットそのものがミズバショウを被陰してしまい生育を妨げるおそれもあり、なにより来訪者がミズバショウの花を見ることができない。根本的な対策としては、やはり湿原全体を十分な高さの防鹿柵で囲み、シカの侵入を防ぐことを提案したい。

謝辞

本調査を行うに当たって、現地調査などに多大なご協力をいただいた、NPO法人玉原の自然を守り育てる会の皆さんに厚くお礼申し上げます。

引用文献

- 張 錫蘭・福嶋 司・井上香世子 1994. 群馬県, 玉原湿原の湿原群落再生のための基礎的研究 (I)―ハイヌツゲの生態と刈取り1年後の再生状況―. 森林文化研究 15: 67-76.
- 福嶋 司・高瀬香代・八住美季子 1991. 玉原湿原の植生分布に及ぼす排水路の影響. 森林文化研究 12: 87-107.
- 福嶋 司・張 錫蘭・井上香世子 1995. 群馬県, 玉原湿原の湿原群落再生のための基礎的研究 (II). 刈取り後2年目のハイヌツゲ群落の再生状況と組成の変化. 森林文化研究 16: 95-103
- 福嶋 司・井上香世子・蛭間 啓・吉川正人 1999. 群馬県, 玉原湿原群落再生のための基礎的研究 (IV). ハイヌツゲ地上部刈取り5年後の萌芽成長について. 森林文化研究 20: 113-122
- 福嶋 司・小賀坂純子・八住美季子 1993. 玉原湿原の植生管理のためのヌマガヤ刈取り試験. 森林文化研究 14: 45-51
- 井上香世子・福嶋 司・張 錫蘭・山本聡子 1996. 群馬県玉原湿原の湿原群落再生のための基礎的研究 (III). ハイヌツゲ地上部刈取り後3年目の植生変化について. 森林文化研究 17: 145-157
- 宮前俊男 2000. 玉原の植物. pp159. 財団法人森林文化協会. 東京.
- 宮脇 昭・奥田重俊・鈴木伸一・塚越優美子・金 聖徳・金 鐘元 1984. 沼田市の植生. 141p. 沼田市. 森林文化協会 2003. 玉原湿原の植生管理に関する調査報告書―10年間の植生変化に関する追跡調査―. 1-18. 附 現存植生図.
- 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: 9-96.
- 玉原湿原保全プロジェクト 2010. 玉原湿原の保全に関する研究―20年間の植生変化に関する追跡調査―. 47pp. 附 現存植生図
- 玉原湿原対策委員会 1992. 玉原湿原に関する提言. 38pp. 附 現存植生図

A monitoring of vegetation and water condition changes by management for the last 30 years

FUKUSHIMA Tsukasa, YOSHIKAWA Masato, OHSUMI Shoma
and INOUE Kayoko

Monitoring survey was conducted to evaluate the effects of the management to control the water condition on the moor vegetation of Tambara Moor, Gunma prefecture. The actual vegetation map was drawn and compared with the past vegetation maps to clarify the vegetation change for last 30 years. In addition, impact of Sika deer grazing was surveyed. In 1990s, installation of weirs across the artificial drainage channel, removal of the boardwalk, and mowing of *Ilex crenata* var. *paludosa* shrub were conducted to improve the water condition of the moor. As the results of the management, growth of *I. crenata* var. *paludosa* was restricted, and moor vegetation dominated by *Molinia japonica* was recovered in the central part of the moor. Furthermore, species richness of the *M. japonica* community was recovered in the southwest part of the moor. On the other hand, *Lysichiton camtschaticense* community along the natural stream was severely damaged by deer grazing.

Keywords: actual vegetation map, ground water level, sloping fen, vegetation management, plant community, Sika deer grazing

繁殖期のチュウヒが風力発電施設の建設により 受ける影響とその行動

日本野鳥の会サロベツ湿原チュウヒ研究グループ

浦 達也¹・長谷部 真²・平井千晶³・北村 亘³・葉山政治¹

近年、個体数が減少している、絶滅危惧種で国内希少種であるチュウヒの国内最大級の繁殖地であるサロベツ湿原とその周辺の地域において、複数にわたる大規模風力発電施設の建設計画が存在する。風車の建設による影響は猛禽類で多くみられることから、本研究ではサロベツ湿原エリアでの風車の建設がチュウヒにどのような影響を与える可能性があるか、6・7・8月ののべ62時間の行動観察の結果から推測した。その結果、時期、時間、場所とその環境に関わらずチュウヒの巣から半径1.25 kmの範囲内でバードストライク等の発生リスクが存在し、また、日の出から4時間後以降および育雛期（6月）にバードストライク等の発生リスクが高まることが分かった。チュウヒの保護を考えると、チュウヒが営巣していることを確認した場合、巣があると推測される地点から少なくとも半径1.25 kmの範囲について開発行為を行わないこと、また、チュウヒが採餌行動していることが確認された環境についても開発行為を避けるなどが重要な保全措置となる。

キーワード：飛行行動、飛行高度、行動圏サイズ、バードストライク、生息地放棄、ドローン

1. はじめに

チュウヒ *Circus spilonotus* (図1) はロシア極東域や中国東北部、サハリンなどで繁殖し、東南アジアで越冬する。日本では北海道、本州や九州で局所的に少数が繁殖し、一部は留鳥である。また、国内では多くのものは冬鳥であり、主に本州以南に渡来する、ヨシ原を主な生息地(図2)とする湿地性の猛禽類である(森岡ら1995)。環境省は繁殖個体数の少なさや近年の生息環境の減少等を理由に、2006年にレッドデータリストでチュウヒを絶滅危惧IB類に指定し、本州で繁殖、越冬するチュウヒの生息環境や生態に関する情報を中心にまとめた「チュウヒの保護の進め方」(環境省2016)を発行した。また、チュウヒはさらなる個体数の減少を

理由に2017年には国内希少野生動物種へ追加指定されるなど、近年は保護の緊急性が非常に高まっている鳥類である。

繁殖個体数の主な減少要因として、湿地の開発や植生遷移によるヨシ原の衰退等による生息



図1 飛行しているチュウヒの雄成鳥。撮影：岡田宇司氏

1: (公財) 日本野鳥の会 2: NPO 法人サロベツ・エコ・ネットワーク 3: 東京都市大学環境学部
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開



図2 チュウヒの典型的な生息環境であるヨシ原、北海道勇払原野

環境（特に繁殖地及び越冬ねぐら）の減少等、また、カメラマン等の繁殖地への過度な接近による営巣環境の攪乱などが挙げられる（環境省2016）。現在、国内繁殖個体数は推定で110～140つがい程度であり（日本野鳥の会三重2017）、その半数以上が北海道に生息していると考えられる。その中でも、勇払原野、石狩川下流域、十勝川下流域、北海道北部・東部の湿地や原野などが中心的な繁殖地であることは報告例が多数ある（樋口ら1999、日本野鳥の会2006、エデュエンス・フィールド・プロダクション2011、Senzaki et al. 2015）。特に道北部のサロベツ湿原では2016年に（公財）日本野鳥の会が行った鳥類調査により、15つがい程度の繁殖個体が確認されており、国内最大級の繁殖地であることがわかっている。一方で、サロベツ湿原周辺では大規模な風力発電事業計画が多数存在しており、今後10年以内に400基以上の風力発電施設（以下、風車）が建設される予定である。風車は野鳥に大きな影響を与える存在であり（浦2015）、特に生態系の上位種である猛禽類に対する影響が懸念されている（白木2012）。すでに国内ではこれまでに、北海道を中心に繁殖する希少猛禽類であるオジロワシ *Haliaeetus albicilla* で少なくとも43羽のバード

ストライクが報告されている（浦2015）。また、チュウヒの近縁種であり絶滅危惧種のヨーロッパチュウヒ *Circus aeruginosus* では、ドイツの風力発電施設において衝突による死亡個体が確認された例がある（Hötker et al. 2006）。さらに、チュウヒと同属であり絶滅危惧種のハイロチュウヒ *Circus cyaneus* もまた、アイルランドの風力発電施設において衝突による死亡個体が確認された例がある（Wilson et al. 2015）。環境省（2016）によるとチュウヒは風力発電施設設置事業等による採食環境の悪化等により、その生息に影響を受ける可能性があると考えられていることから、今後、サロベツ湿原周辺での風車建設がバードストライクや生息地放棄によりチュウヒの個体数の減少を引き起こす可能性が示唆される。そこで本研究では、チュウヒの国内最大級の繁殖地であるサロベツ湿原とその周辺地域において、風車建設がチュウヒにどのような影響を与えるか、またその状況に関する基礎的な知見を収集する目的で調査を行った。

II. 方法

1. 調査地

調査地は北海道北部の宗谷振興局に位置するサロベツ湿原を中心とした地域（稚内市、豊富町、幌延町、天塩町）である。この地域は2016年に（公財）日本野鳥の会が行った鳥類相調査により多くのチュウヒが生息していることが確認されたこと、また、多くの風車建設計画が存在するため、研究対象地として選定した。なお、チュウヒの保護の観点から本報告において調査定点や巣の位置等を示すことはしない。

2. 調査方法

調査は北海道におけるチュウヒの繁殖期の中でも繁殖行動が盛んと考えられる6月、7月、8月に、調査実施日の時点で繁殖および営巣の可能性があると考えられた、のべ32巣を対象

に行った。調査時間は具体的に、6月に3日間延べ16時間、7月に6日間延べ32時間、8月は3日間延べ14時間で実施した。任意に設定した定点26か所において目視によりチュウヒの行動等を観察した。各定点には最低2人以上の観測員を配置し、人の接近に対し神経質なチュウヒの行動を阻害しないよう車内から双眼鏡を用いて観察を行った。観察内容としては観察時刻、具体的な行動と飛翔高度、飛翔軌跡を記録用紙および地図に記録した。

また、本助成金による研究活動の一環として、繁殖期に人間がチュウヒの巣に踏み入ることなく巣の位置を特定する方法の開発として、ドローン（DJI社製 Phantom 4.0）を用いて上空からの写真撮影により巣位置の確認調査も行った。8月の定点観察実施後、6および7月の観察状況も含めシーズン中に継続してチュウヒが営巣していると推測される場所において、周辺にチュウヒの親がいないことや安全性を確認し、1フライト約20分間の調査を6地点で行った。その後、巣がうまく撮影されているか、画像の確認を行った。

3. データ分析

定点観察の結果から、飛翔行動および飛翔高度のデータを用いて、時間別、時期別（営巣期 & 抱卵期、育雛期、巣外育雛期）、行動別、場所別にチュウヒが風車の建設によりバードストライク等の影響を受ける可能性があるかをまとめ、図表を作成した。

観察された行動を解析の便宜上、飛翔行動は飛翔、探餌、旋回、餌渡し、餌運び、その他で区別した。なお、「飛翔」は探餌や旋回以外の主に移動のための飛翔行動、「その他」はオジロワシやカラスなど異種個体との接触や雌雄での飛翔とした。

また得られた飛翔軌跡から QGIS2.18 を用いて、時期別の行動圏サイズをまとめた。行動圏

サイズは、GIS 上で調査区域の地図を 1 km メッシュに区切り、研究対象となったつがい行動したことが示されている飛翔軌跡をその地図に転載し、飛翔軌跡が通過したメッシュの数をつがいごとに数え、そのメッシュ数に 1 平方 km を乗じたものを行動圏面積とした。また、その面積を円形にしたときに算出される半径を行動圏サイズとした。

III. 結果および考察

1. 飛翔行動

調査対象となった 32 巣のうち、調査実施日時点で確実に繁殖していることが示唆された 17 巣について、飛翔行動および飛翔軌跡を取得し、データを分析した。

1) 繁殖ステージごとの行動内容

各繁殖ステージで飛翔、探餌、餌運び、餌渡し、その他の行動がみられたが、旋回はヒナの餌要求量が増えてくる育雛期（7月）にしかみられなかった（図3）。チュウヒ類のこの時期の旋回上昇は餌がどこに存在するか遠くまで見渡すために行う行動とされ（A. McCluskie 私信）、小鳥類の幼鳥が出現する7月に、小鳥類の幼鳥を含め捕獲が容易な餌動物を探す行動だと考えられる。なお、旋回行動は図4のように多くの場所でみられる行動ということはなかった。

観察した行動の中で探餌の回数が巣外育雛期

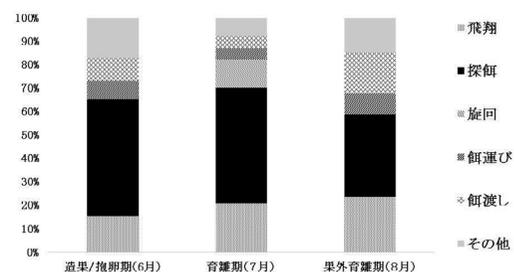


図3 繁殖ステージごとに観察された飛翔行動の種類ごとの観察割合 (%)

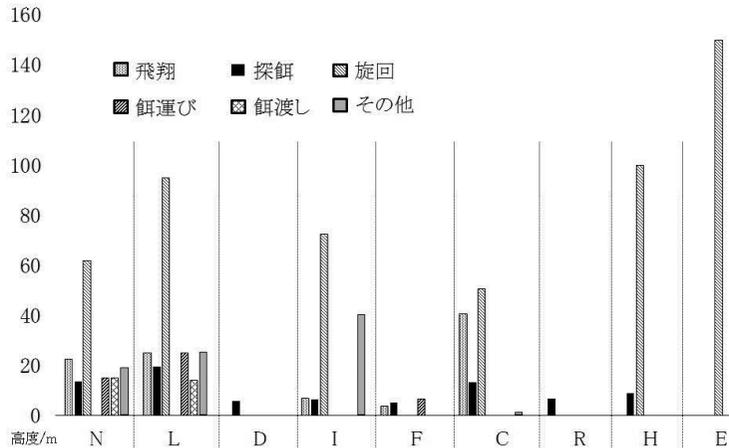


図4 観察場所よる行動の違いと平均飛行高度 (7月). 図中のアルファベットは定点名称.

に減少する一方、餌渡し割合が増加しているのは、ヒナの成鳥に伴い餌要求量が増加することから、巣の近くで探餌することが増え、小さな餌でも捕獲できるとすぐに巣内または巣周辺のヒナに餌を運んでくるようになるからではないかと考える。このことは、中山・浦 (2010) にある北海道勇払原野でチュウヒの雄1羽にGPS付衛星電波発信機を装着した研究結果からも示唆できる。

他種個体の追い払いなどを意味するその他の行動は造巣/抱卵期および巣外育雛期に多くみられるがそれは、前者は主な追い払い対象であるオジロワシは6月に巣内雛を抱え餌要求量が増えるために雄親の探餌行動が活発になること、8月は飛べるようになった幼鳥が増えるためと考える。

2) 時間別にみたチュウヒの飛行高度

6～8月にかけてのチュウヒの行動観察時に記録した飛行高度を各調査期間の中間日の日の出時間からの経過時間ごとにまとめた。その結果、時間が経過していくとともに1～10mという低い高度での飛行が減少する一方、日の出4時間後から10～20m、日の出5時間後からは30～120mという風車のローターと同じ高

さでの飛行が増加した (図5)。これは、早朝と比べ気温が上昇してくる日中近くになるとチュウヒは餌対象生物またはハンティングの方法を変えること、また、餌を探し始めて少し時間が経った頃に巣に餌を運んでくることを意味していると考えられる。また、日中近くになると飛行高度30～120mが記録されるようになるのは、特に7月に旋回上昇する個体が増えたことと関連していると考えられる。このように探餌や餌運びなどに関わらない行動時に飛行高度が高くなる可能性があることは、Wilson et al. (2015) のハイロチュウヒの結果からも示唆できるものである。

3) 飛行行動の内容と飛行高度

チュウヒの探餌行動の多くは高度1～10mで行われている。探餌の後に行われる餌運びおよび餌渡しについては、高度1～10mよりも10～20mの方が多く、飛行高度が少し上がることが分かった (図6)。風車のローター高と重なる飛行高度30～120mは探餌行動の際にもみられたが、旋回行動の際に高い頻度で観測した。また、他種個体の追い払いなどを意味するその他の行動についても飛行高度が高くなりやすいことが分かった。このように探餌や餌運

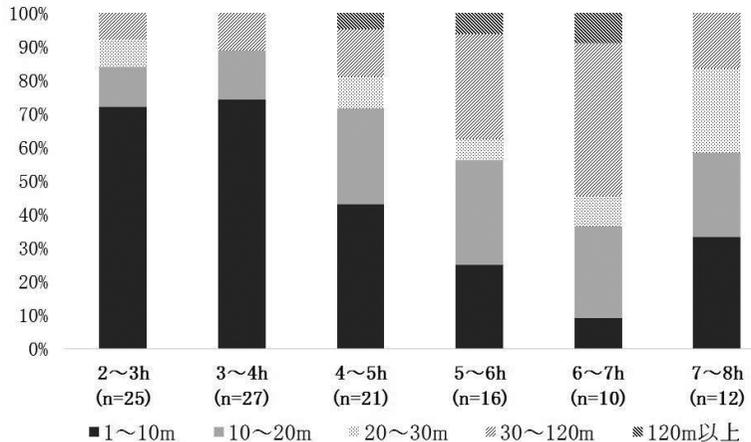


図5 日の出からの経過時間ごとにみたチュウヒの飛行高度別観察時間割合 (6~8月)

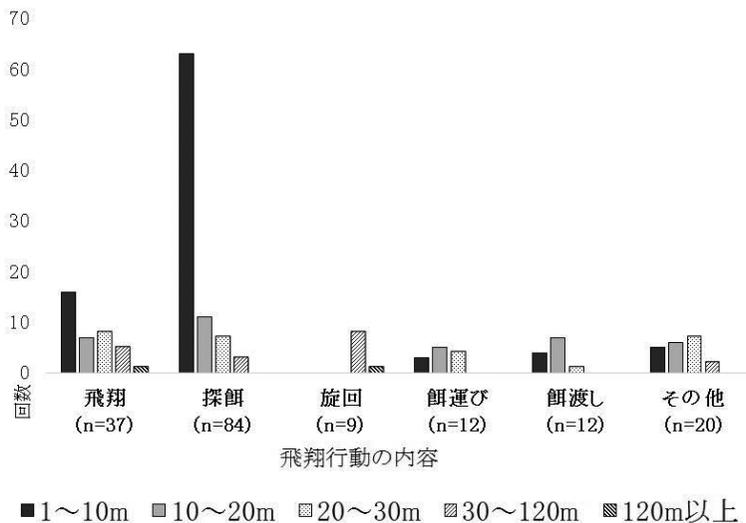


図6 飛行行動の内容ごとにみた飛行高度とその回数 (6~8月)

びなどに関わらない行動時に飛行高度が高くなる可能性があることは、Wilson et al. (2015) のハイロチュウヒの結果からも示唆できるものである。

2. 行動圏サイズ

6月、7月、8月の調査実施日の時点でチュウヒが繁殖および営巣している可能性があると考えられたのべ32巣のうち、行動圏サイズを推定するのに十分な飛行軌跡を記録することができたと考える18巣(または、つがい)につ

いて、1 km メッシュのマップに飛行軌跡を落とし、飛行軌跡が含まれるメッシュ数に1平方キロメートルを乗じて行動圏サイズおよび円形のバッファゾーンを設けるのに必要な半径を算出した。

その結果、行動圏サイズの面積およびバッファゾーンの半径については場所による違いはそれほどなく、面積は平均5 km²、最大7 km²、最小3 km²、であること、半径は平均1.25 km、最大1.49 km、最小0.98 kmであることが

分かった（表1）。

3. 繁殖期のチュウヒが風力発電施設の建設により受ける影響とその行動

1. および2.の結果から、北海道北部でチュウヒの営巣地周辺に風力発電施設を建設する場合、どの時期でも行う「探餌」や「その他」の行動に飛翔高度30～120mが含まれるため、時期、時間、場所とその環境に関わらず巣から半径1.25kmの範囲内でバードストライク等の影響が発生しやすいことが予測される。特に飛翔高度30～120mが多くなる日の出から4時間後以降、および旋回上昇の行動が多くなる育雛期（6月）はバードストライク等の発生リスクが高まる時間帯、時期といえる。

今回の調査の実施期間中に、牧草地の造成や排水路の設置工事による営巣地の直接の破壊行為、および営巣地のすぐ近くに工事関係者や車両の出入りがあったことでチュウヒが営巣放棄をした事例が4つあった。このことから、チュウヒは人間の接近や開発行為等に対し非常に神

経質な鳥であり、些細な人為的行為でも営巣放棄をする可能性が高く、チュウヒの保護を考えると少なくとも繁殖期には巣の近くに人が立ち入るようなことがあってはならないことが分かる。また、チュウヒはその年の繁殖状況がよければ、翌年も同じ場所で営巣することが知られており、チュウヒの保護のために営巣地を維持するという観点では、特に繁殖条件のよい営巣地およびその環境をそのまま維持していくことが重要である。

これらを総合して考えると、チュウヒが営巣していることを確認した場合、巣があると推測される地点から少なくとも半径1.25kmの範囲について風車の建設を含む開発行為を行わず、また人の立入り等を行わないことで、バードストライクや営巣放棄などを避けることができる可能性が高くなる。ただし、実際にチュウヒは水路沿いやヨシ等の植生密度が変わる場所など環境のエッジやギャップで探餌行動をとることが多いため（環境省2016）、巣から半径1.25kmに含まれていなくても、チュウヒが探餌行動していることが確認された環境についても開発行為を避けるなどの保全措置が必要となる。

表1 飛翔軌跡をもとに算出した17巣（つがい）分の行動圏サイズの面積と円形バッファゾーンの半径距離

No.	定地点	行動圏 サイズ (km ²)	巣からの 半径 (km)
1	A	3	0.98
2	B	4	1.13
3	C	5	1.26
4	D	7	1.49
5	E	7	1.49
6	F	7	1.49
7	G	7	1.49
8	H	4	1.13
9	I	4	1.13
10	J	3	0.98
11	K	4	1.13
12	L	4	1.13
13	M	6	1.38
14	N	4	1.13
15	O	5	1.26
16	P	7	1.49
17	Q	4	1.13
	平均	5	1.25
	最大	7	1.49
	最小	3	0.98
	標準偏差	1.46	0.18

4. ドローンでの空撮による営巣位置確認

ドローンでの空撮を利用した画像撮影とその確認によるチュウヒの営巣位置確認調査は、飛翔軌跡を取得した18巣のうち、餌運びをしてきた雄親が巣の近くに飛来した際の雌親の飛び出し等の目視確認で巣の位置をよく推定できたと考えられる6巣について実施した。そのうち、チュウヒの巣であることが確認できたのは、薄茶色の巣内雛の存在が画像から確認できた1巣のみであった。その他の5巣については巣内雛が存在しなかったことから、そこが巣であるかどうかを含め、巣の位置すら特定することはできなかった。

今回のドローン調査の結果から、このような

調査が有効に実施できるのは上空からみると白色または薄茶色で目立つヒナが確認できる巣内育雛期のみであり、それ以外の時期では巣自体の確認すら困難であることが分かった。調査対象のチュウヒの巣およびつがいが巣内育雛期にあるかどうかを知るためには、綿密な事前の行動観察調査を行う必要がある。産卵期に入ると雌親は探餌に出なくなり、雄親のみとなる。そのような状況になってから何日経つか、また、雄親の探餌域が狭くなる、餌運びの頻度が上がるなどの行動観察結果も組み合わせて巣内育雛期にあるかどうかを判断する必要がある。

謝辞

本研究を実施するにあたっては、日本野鳥の会サロベツ湿原チュウヒ研究グループのメンバー以外にも、日本野鳥の会道北支部のメンバー（富士元氏、疋田氏、有田氏、田中氏）、日本野鳥の会三重県支部長の平井正志氏、NPO法人サロベツ・エコ・ネットワークのスタッフの皆様、金沢県立大学の上野祐介氏、（公財）日本野鳥の会の職員（松本氏、横田氏、菊地氏、森谷氏）など、大変多くの方にお世話になった。ここに記してお礼を述べる。

引用文献

エデュエンス・フィールド・プロダクション. 2011. Raptor Profile vol.2 (DVD).
樋口孝城・広川淳子・浜田 強 1999. 北海道石狩川下

流域におけるチュウヒの繁殖状況. 山階鳥研報 31: 103-107.

Hötter, H., Thomsen, K.-M. and Jeromin, H. 2006. Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats-facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

環境省 2016. チュウヒの保護の進め方. 環境省, 東京. (<https://www.env.go.jp/press/files/jp/103125.pdf>) (2018年11月15日閲覧)

森岡照明・叶内拓哉・川田 隆・山形則男 1995. 図鑑 日本のワシタカ類. 文一総合出版, 東京.

中山文仁・浦 達也 2010. 衛星追跡によるチュウヒの行動圏内部構造と渡り経路の解明. 日本生態学会第57回全国大会 講演要旨: 11-09.

(公財)日本野鳥の会 2006. ウトナイ湖・勇払原野保全構想報告書. (公財)日本野鳥の会, 東京.

日本野鳥の会三重 2017. チュウヒサミット 2017 要旨集.

Senzaki, M., Yamaura, Y. and Nakamura, F. 2015. The usefulness of top predators as biodiversity surrogates indicated by the relationship between the reproductive outputs of raptors and other bird species. *Biological Conservation* 191: 460-468.

白木彩子 2012. 北海道におけるオジロワシ *Haliaeetus albicilla* の風力発電用風車への衝突事故の現状. *保全生態学研究* 17(1): 97.

浦 達也 2015. 風力発電が鳥類に与える影響の国内事例. *Strix* 31: 3-30.

Wilson, M., Fernández-Bellón, D., Irwin, S. and O'Halloran, J. 2015. The interactions between Hen Harriers and wind turbines. WINDHARRIER FINAL PROJECT REPORT.

Flight behavior of Eastern marsh harrier *Circus spilonotus* during breeding season potentially impacted from the development of wind power generation facilities

URA Tatsuya, HASEBE Makoto, HIRAI Chiaki, KITAMURA Wataru
and HAYAMA Seiji

In recent years there are plans to construct several large-scale wind farms in the Sarobetsu marsh and its surroundings. And that place is one of the largest breeding site of eastern marsh harrier in Japan. Eastern marsh harrier is the bird listed on the Red List and National Rare Bird by Ministry of the Environment because population size is rapidly decreasing. Now we are recognizing that causing effect like a collision death by construction of the wind farm is becoming a common practice in the birds of raptor species. We therefore examine possibility in this study that the construction of the wind farm in the Sarobetsu marsh area causes effects like a collision death to the harrier from our results of observation in June, July and August. As a result, there was a risk occurrence of bird collision within a radius of 1.25 km from the nest site of harriers regardless of the time, season, place and its environment. And the risk of causing bird collision further increased after 4 hours from sunrise and during June as a middle breeding season. Developer should not construct wind farms in the range of 1.25 km radius from the harrier's nest site and in the habitat where feeding behavior was confirmed for conservation measure of eastern marsh harrier in the Sarobetsu marsh.

Keywords: flight behavior, flight altitude, home range size, bird collision, habitat abandonment, drone

長野市ため池群における絶滅危惧種シナイモツゴの分布調査と モニタリングサイトの選別

ぽんすけ育成会

中野(小西) 繭¹・小林和子・中島法子・古賀和人²

長野市南西部の里山にあるため池群は絶滅危惧種シナイモツゴ *Pseudorasbora pumila* の大規模生息地となっている。本研究では、36ヶ所のため池において、シナイモツゴと外来種（アメリカザリガニ、ウシガエル、コイ、ソウギョ等）の生息状況、および、ため池の管理状況を調べた。その結果、過去の調査（1997～2010年）でシナイモツゴが捕獲された33ヶ所のうち、今回も生息が確認されたため池は27ヶ所であった。確認されなかったため池のうち1ヶ所は放棄による湿地化が進行していた。一方で新たに2ヶ所のため池でシナイモツゴが発見され、生息池は合計29ヶ所（2018年）となった。次に調査を行ったため池の保全の緊急性と重要性をスコア化し保全優先度を求めたところ、最優先モニタリングサイトは2ヶ所に絞られた。今後、在来・外来種数や個体数にも着目しながら、在来生態系の記録、管理、再生に資する情報を蓄積したい。

キーワード：里山、地域生態系、淡水魚、生物多様性、保全優先度、耕作放棄地

1. はじめに

里山は、自然と人間の共生によって生まれた二次的な自然であり、それを保全するためには、自然に対する適切な人間の働きかけ、すなわち農業を継続することがもっとも望ましいと考えられる。里山には、数多くの絶滅危惧種が生息しており、保全生態学が注目する保全対象の一つである。

本研究の対象生物であるシナイモツゴ *Pseudorasbora pumila* は、東日本に広く分布する小型コイ科魚類である。本種は、生息場所の開発や外来種（国内外来種モツゴやブラックバスなど）の分布拡大によって減少し（Koga and Goto 2005, 小西 2010）、絶滅危惧 IA 類（環境省 2018）に指定されている。かつてシナイモツゴは平野部に広く生息する身近な淡水魚で

あったが、今では平野部の周縁にあたる里山のため池に残存するに過ぎない。そのため池も少子高齢化にともない管理放棄され、危機的な状況に追い込まれている。

長野県では千曲川流域の3地域においてシナイモツゴの生息が確認されており、長野県希少野生動植物保護条例の対象種に指定されている（長野県 2005）。そのうち長野市南西部にあるため池群には、全国有数の規模を誇る貴重な生息地が残されている。本地域は棚田や林檎畑の広がる中山間地域であり、川はなくため池を利用した農業が行われている。小規模で素掘りのままのため池が500近くあり、日本の重要湿地500に茶臼山ため池群として選定されている（環境省 2001）。

本生息地の保全学的課題として、(1) 33ヶ

1: 信州大学理学部・日本学術振興会 2: 長野市立博物館分館戸隠地質化石博物館
2019. 1. 9 受付 2020. 1. 10 公開

所のシナイモツゴ生息池が確認されており、1ヶ所の重点的な保全体制を取れないこと、また(2)ため池の多くが私有池であるため、所有者はじめ地域組織との連携が必須となることが挙げられる。また、(3)過疎化によって4割のため池が放棄されており、湿地化や陸地化による局所的な絶滅が進行している(小西ほか2015)。全ての池を守ることは難しい状況の中で、一つでも多くの生息池を次世代に残すために、モニタリング手法を確立し、優先的にモニタリングすべきサイトを選別することを本研究の目的とした。そしてシナイモツゴを育むため池群という地域固有の生態系を保全するためのモニタリングの意義と調査体制について考察する。

II. 材料と方法

1. 生息調査

調査は2018年4月～8月に長野市南西部のため池群に広がるシナイモツゴ生息地において行なった。本生息地は、清水(1996)により発見されて以降、筆者ら(1997年～)や長野市環境部環境管理課(現環境政策課)(2003年～2008年)によって調査が行われており、およそ100ヶ所のため池において、シナイモツゴの在・不在情報が記録されている。これまでに33ヶ所のため池でシナイモツゴが捕獲されているが、全ての生息池を網羅するような生息確認調査はしばらく行われていない。そこで本研究では、既知の33ヶ所を含む36ヶ所のため池を対象に調査を行い(図1, 表1)、最新の分布マップを作成する。

本調査地の大半が私有地であることを鑑み、区長会にて調査内容について説明し承認を得るとともに、地域住民に対しては回覧板によるシナイモツゴ調査の協力依頼を配布し周知を図った。また、調査時には、調査対象地区に居住す

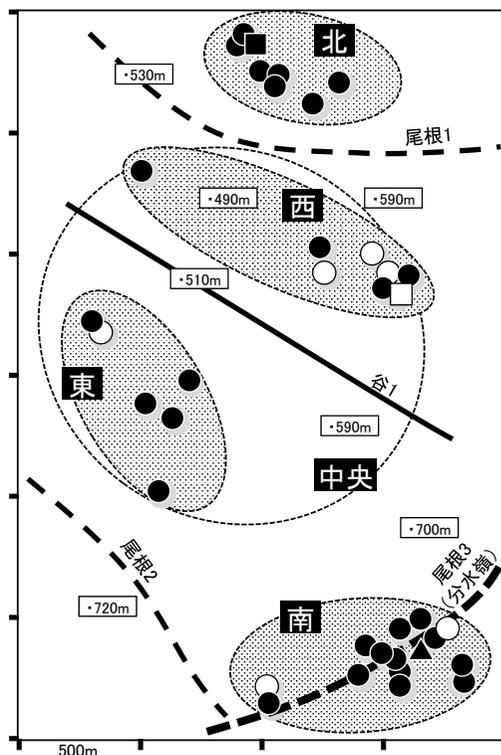


図1 調査地のため池の分布。生息を再確認した池(●:在→在)、過去に生息していたが今回確認できなかった池(○:在→不在)、過去には生息確認できなかったが今回初めて生息を確認した池(▲:不在→在)、今回初めて調査し生息を確認した池(■:新規在)、今回初めて調査をして生息が確認できなかった池(□:新規不在)に分類した。図中の数値は標高を示す。生息地保護のため地点番号は記載しない。

る会員(地域住民)が同行するようにチームを作り、非会員である地域住民への理解と協力を促した。

ため池調査手順マニュアルを作成し、調査担当者が携帯することによって持ち回りで調査をしても定性的な結果が得られるよう心掛けた。1つのため池に4～5個のもんどりを設置し、45～60分後に回収した。集魚剤にはサナギ粉(マルキュー社, 徳用さなぎ粉)を使用し、捕獲された生き物はすべて白バットに移し、池番号を記した札とともに写真を撮影したのち、生物種ごとの個体数を記録した。また、水温、池岸の状況(護岸の有無や劣化の程度)、周辺

表1 調査結果

St. No.	シナイモツゴ 存否 前回→今回	前回の 調査年	池面積(ha)	緊急度					重要度					緊急度+ 重要度	観察された 外来種	
				池の劣化	希少性	外来種	放棄	合計*1	シナイモツゴ 捕獲数	在来魚	池面積	象徴性 公共性	合計*1			
北 サイ ト	144	(1)在→在	2016	0.13	0	1	0	0	1	1	0	2	1	4	5	
	145	(1)在→在	2016	0.06	0	1	0	0	1	1	0	1	0	2	3	
	147	(1)在→在	2016	0.03	0	1	0	1	2	2	0	0	0	2	4	
	148	(1)在→在	2016	0.03	0	1	1	0	2	2	1	0	0	3	5	ウシガエル幼生
	149	(1)在→在	2016	0.02	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	2	
	150	(1)在→在	2017	0.05	2	1	1	0	4	2	1	0	1	4	8	ウシガエル幼生
	151	(1)在→在	2017	0.04	1	1	2	0	4	1	1	0	1	3	7	ウシガエル幼生
	208	(3)新規在	-	0.01	0	1	2	0	3	1	1	0	0	2	5	ウシガエル幼生
西 サイ ト	97	(1)在→在	2004	0.1	0	2	0	0	2	2	1	2	1	6	8	
	120	(1)在→在	2004	0.04	0	2	2	0	4	1	0	0	0	1	5	アメリカザリガニ
	124	(1)在→在	2015	0.09	0	2	1	0	3	1	1	1	1	4	7	アメリカザリガニ
	207	(1)在→在	2006	0.01	0	2	1	0	3	1	1	0	0	2	5	アメリカザリガニ
	121	(4)在→不在	2004	0.06	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
	122	(4)在→不在	2004	0.04	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	123	(4)在→不在	2010	0.03	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	アメリカザリガニ
206	(5)新規不在	-	0.01	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0		
東 サイ ト	85	(1)在→在	2016	0.04	1	2	2	0	5	2	1	0	0	3	8	ウシガエル幼生
	89	(1)在→在	2004	0.04	0	2	0	0	2	2	0	0	0	2	4	
	90	(1)在→在	2004	0.03	0	2	0	0	2	2	1	0	0	3	5	
	91	(1)在→在	2016	0.06	0	2	0	0	2	1	1	1	0	3	5	
	93	(1)在→在	2016	0.03	0	2	0	1	3	2	0	0	0	2	5	
	92	(4)在→不在	2016	0.02	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
南 サイ ト	6	(1)在→在	2017	0.06	2	0	2	0	4	2	1	1	1	5	9	ソウギョ、コイ、アメ リカザリガニ
	51	(1)在→在	2017	0.03	1	0	1	0	2	1	1	0	0	2	4	ウシガエル幼生
	52	(1)在→在	2016	0.02	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	
	55	(1)在→在	2016	0.04	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	
	56	(1)在→在	2016	0.03	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	
	58	(1)在→在	2004	0.04	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	
	61	(1)在→在	2015	0.03	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	2	
	62	(1)在→在	2015	0.12	0	0	0	0	0	2	1	2	1	6	6	
	71	(1)在→在	2015	0.03	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	2	
	202	(1)在→在	2015	0.03	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	2	
	203	(1)在→在	2016	0.01	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	
	59	(4)在→不在	2004	0.06	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
	72	(4)在→不在	2015	0.01	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
	57	(2)不在→在	2004	0.03	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	

*1 シナイモツゴが捕獲されなかった池の緊急度ならびに重要度それぞれの合計は0点として下線で識別した。

の植生（田んぼ，木，草地，ヨシ・ガマ），管理状況（放棄，草刈りなどの管理の有無），外来種（モツゴ，ブラックバス，ブルーギル，アメリカザリガニ，および，ウシガエルなど）について記録した．ため池群は中山間地の標高の入り組んだ複雑な地形上に広がるが，尾根筋や谷筋に分断される東西南北4つのサイトに分けた．

長野県（2005）では希少野生動植物保護条例を制定し，シナイモツゴの無許可捕獲に対する罰則を設けているが，我々の所属するぼんすけ育成会は長野県シナイモツゴ保護回復事業認定団体として県の許可のもと本種の調査を実施している．

2. ぼんすけマップの作成

ため池の位置情報と生物情報を一括で管理するために，本研究によって得られた調査結果に既存情報を集約したデータベースを作成した．データベースには，ため池の地理情報，最終調査年月，シナイモツゴの存否，外来種の存否，その他の生き物情報，ため池の管理者名と連絡先，及び，過去の調査情報を入力した．このデータベースを GoogleMaps にインポートし，デジタルマップを作成した．データベース，および，GoogleMaps は，本生息地の保全に資する目的に限り，当会正会員，専門家，および，行政担当部署が利用できることとし，保全生息地情報が漏れないように共有ならびに編集権限は筆者が厳重に管理する．

3. モニタリングサイトの選別

環境や生物相の状態を継続的に記録するモニタリング調査は，環境変化のパタンの分析から，近い将来に起こりうる変化の予測や，自然災害や人為インパクトによる環境改変に速やかに対応するための情報や技術の蓄積することに有効である（環境省 2002）．本研究では，多数あるため池の中からモニタリングサイトの選別に先立ち，調査対象池それぞれの保全優先度を求めた．

保全優先度は，農業の水源としてのため池の役割だけではなく，絶滅危惧種の生息場所としての役割にも配慮した管理対策を所有者や管理者に提示するための大切な科学的な根拠となる．本研究では，「かけがえのなさ」（重要度）と「脆弱性と脅威」（緊急度）を組合せたアプローチを採用し（Brooks et al. 2006，久保田ほか 2017），重要度ならびに緊急度が高い生息地を最優先地域，すなわちモニタリングサイト候補とした（図2）．

保全優先度の緊急度の指標として（1）池岸の劣化（水漏れ，崩落，湿地化），（2）ため池の管理状況（草刈り），（3）外来種の分布，および（4）生息地内の希少性（生息池数の少ないサイトほど希少性は高い），重要度として（5）シナイモツゴ 捕獲数，（6）シナイモツゴ以外の在来淡水魚の有無，（7）ため池の面積，（8）象徴性と公共性（共同管理や自治体管理）を用い，各指標は2または3段階でスコア化した（表

表2 保全優先度の評価基準

調査項目	スコア			
	0	1	2	
緊急度	(1) 池の劣化	特になし	崩落等の危険性あり	崩落等、要工事
	(2) 希少性	南サイト	北サイト	東・西サイト
	(3) 外来種	不在	≤10個体/モンドリ	>10個体/モンドリ
	(4) 放棄	管理されている	放棄されている	(該当なし)
重要度	(5) シナイモツゴ捕獲数	不在	≤10個体/モンドリ	>10個体/モンドリ
	(6) 在来魚捕獲数	不在	≤10個体/モンドリ	>10個体/モンドリ
	(7) 池面積	≤0.05ha	0.05 ~0.09 ha	>1.00 ha
	(8) 象徴性・公共性	あり (共同利用池、行政管理)	なし (個人管理)	(該当なし)

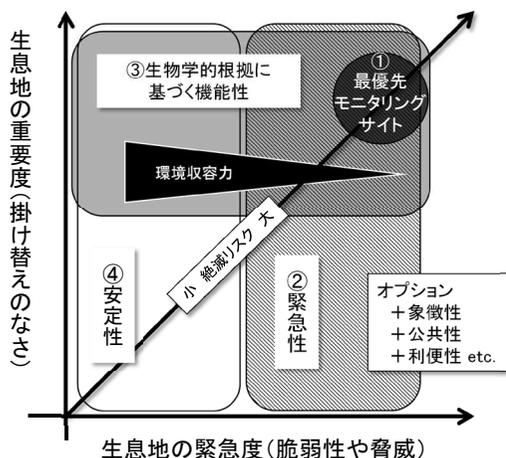


図2 保全優先度に基づくモニタリングサイトの選別. 生息地の緊急度と重要度より保全優先度を求め、どちらも高いスコアとなる池を①最優先モニタリングサイト、次に②緊急性の高い生息地、③機能性の高い生息地（個体数が多いなど）、④生息環境の安定した生息地、の順で保全優先順位を求める。久保田ら（2017）を参考にした。

2). ため池の面積については GoogleMaps のスケールツールを用いて衛星写真上の池の面積を測定した。シナイモツゴの生息が確認できなかった池の保全重要度は 0 点とした。

4. 土地利用の変遷

本生息地の耕作放棄地の拡大を可視化するために、地理空間情報ライブラリー電子国土 Web (<http://geolib.gsi.go.jp/node/2555>) より、1976 年、および、2010 年の航空写真画像ファイルをダウンロードした。長野県、および、本調査地区それぞれの経営耕地面積、農業経営体数、および、年齢別人口について長野県統計ステーションながの (<https://tokei.pref.nagano.lg.jp/>)、長野市統計書 (<https://www.city.nagano.nagano.jp/site/kikaku-toukei/40502.html>)、および、長野市誌（長野市 2001）より抽出し、分析に用いた。経営耕地面積、および、農業経営体数については、1965 年から 2015 年までの 50 年間の 5 年毎のデータを使用し、人口統計については平成 27 年度国勢調査結果を使用した。

III. 結果と考察

1. 生息調査

調査を行なった 36 ケ所のため池のうち、29 ケ所のため池においてシナイモツゴを確認した（表 1, 図 1）。その内訳は (1) 生息を「再」確認できた池 27 ケ所（在→在）、(2) 過去の調査では確認できなかったが今回の調査では確認できた池 1 ケ所（不在→在, St. 57）、(3) 今回初めて調査を行い生息が確認できた池 1 ケ所（新規在, St. 208）、(4) 過去に生息していたが今回確認できなかった池 6 ケ所（在→不在, St. 59, 72, 92, 121, 122, および, 123）、および、(5) 今回初めて調査を行い生息が確認できなかった池 1 ケ所（新規不在, St. 206）であった。

既知の 33 ケ所のシナイモツゴ生息池のうち、再確認できた池は 27 ケ所にとどまり、生息池の減少が明るみになった。一方で、新規の生息池が 2 ケ所発見された。本地域にはおよそ 500 のため池が存在するが、これまでに生息調査を実施した池は 100 ケ所に満たない。今後、調査対象のため池を増やし、タモ網などもどり以外の方法により捕獲を試みることで、シナイモツゴの新たな生息池が発見される可能性は十分に残されている。

St. 72, 92, および, 123 の池では、管理不足による水草の繁茂、水位の低下、および、湿地化の進行が生じていた。シナイモツゴを捕獲できなかったことは、必ずしもシナイモツゴが存在しないことを証明するものではないが、少なくとも他の生息池と比較して生息密度は低く、良好な生息環境ではないと考えられた。

生息が確認された池の分布（図 1）を見ると、標高の高い南サイトでもっとも生息池数が多かった（12 ケ所）。残存数をもっとも少ない西サイトでは、生息池が 7 か所から 4 ケ所に減少し、アメリカザリガニやウシガエルなどの外来

種が目立った(表1)。

以上の調査結果をデータベースにまとめ、GoogleMaps にインポートし、本生息地におけるシナイモツゴ分布マップを作成し、ウェブ上で共有した。今後は、本調査地区の地域委員会が作成した防災・減災マップ(2014年版)や長野市で実施された平成15年希少動植物保護調査報告書の記載されているため池の管理者情報や管理状況もデータベースに入力し充実化を図りたい。

2. モニタリングサイトの選別

それぞれの池の緊急度、および、重要度を求め、保全優先度の高い池を探索した(表1, 図3)。両指標ともに高い値を示した St. 6 (南)、および150 (北)を最優先モニタリング池とし、次に優先度の高い池として St. 151 (北)、85 (東)および、124 (西)が選別され、東西南北全サイトのモニタリングサイトを決定することができた。

3. モニタリングサイトについて

St. 6 (図4)ならびに St. 150 (図5)が最優先モニタリングサイトとして選別された理由は、池の改修を要する事態が生じ、緊急度のス

コアが高くなったためと考えられる。

St. 6 (通称大トトロ池)は、地元小学校の敷地内にある観察池であり、近年、コイ、ソウギョ、および、フナの外来魚が知らぬ間に放流され、シナイモツゴの主な生息場所である岸辺の抽水植物群落は消失し、岸辺の土はむき出しの状態となっていた。本小学校では、地域の宝を学ぶ授業の一環として2001年よりシナイモツゴ学習を取り入れており、本年度は「大トトロ池再生計画」と称した外来魚の引っ越しを計画し、St. 6を生物多様性の豊かなため池に再生させる活動に着手した(図4A, B)。

2018年10月12日、予め水を抜いた池に全校児童44人が入り、コイとソウギョを捕獲した。水を抜くことにより、岸辺が1メートル近くえぐれ、崩落の危険性のあることが明るみとなり、長野市により改修工事が行われるに至った(図4C, D, E)。本池のシナイモツゴは小学校敷地内の別の池に移植し、一部は池の改修工事終了まで信州大学の飼育施設にて保護している。改修工事は本年度以降も継続され、シナイモツゴの再放流は改修工事終了後に行われる。

コイやソウギョのいなくなった池では、水質の回復(透明度の向上)、岸辺の抽水植物の復活等が見込まれることから(Lougheed et al., 1998; Takamura et al., 2003)、シナイモツゴ再放流後の定着プロセスとともに長期的モニタリング調査を実施する予定である。

St. 150 (図5)は、ぼんすけ育成会が稲作をする元放棄田の側に位置するため池である(小西ほか2018)。降水量の多かった2018年9月に補修工事を要する畦の崩落が生じた。同年11月に水を抜き工事に着手し、12月に工事は完了した。池中央部に水を残す工法を採用し、シナイモツゴの移動や保護は実施しなかった。補修工事がシナイモツゴの個体数や繁殖等に与

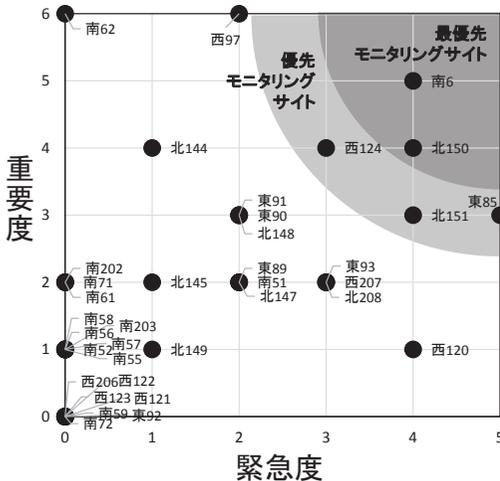


図3 保全優先度から推定されたモニタリングサイト

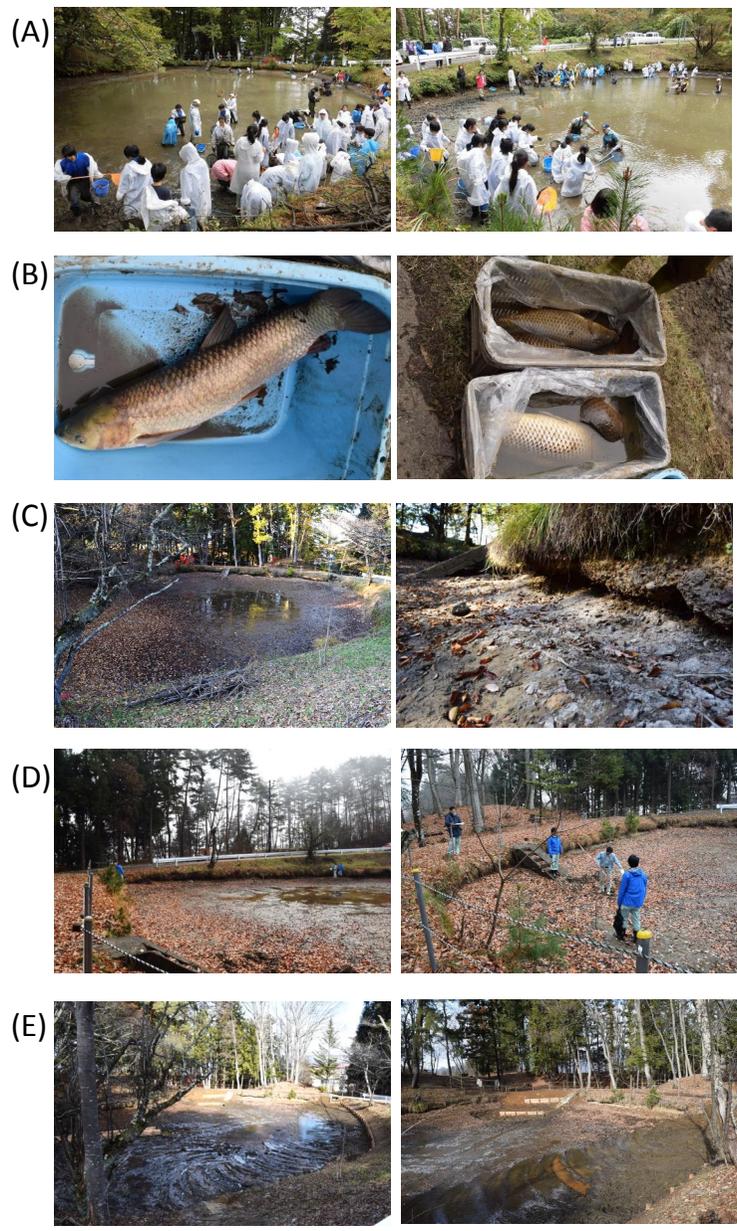


図4 南部モニタリングサイト (St. 6). (A)2018年10月, 市立小学校全校児童による「大トロ池再生計画」の様子. (B)捕獲されたソウギョとコイ. (C)水を抜いて明るみとなった池岸の劣化. (D)2018年11月, 教育委員会ならびに森林農地整備課による視察の様子. (E)2018年12月, 平成30年度改修工事終了後の様子.

える影響を確認するためにモニタリング調査を実施する予定である. 工事の影響が小さいことが実証できれば, たとえシナイモツゴの生息する池であっても, 住民や自治体の負担となる移植や保護などの措置を講じずため池を管理で

きることを示す先行事例となる.

4. 耕作放棄地の拡大

本地区では池干しや泥上げなどの池管理作業を毎年行うことはせず, 必要に応じて数年から十数年ごとに行っていた. そのような慣習に離

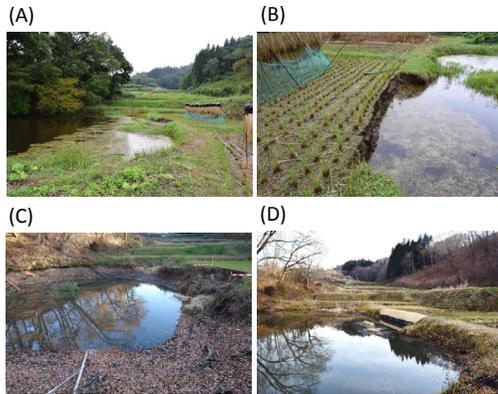


図5 北部モニタリングサイト(St. 150)。(A)(B)2018年9月、畦の崩落。(C)2018年11月水が抜かれた池。(D)工事終了後の様子。

農や高齢化の影響が重なり、30年以上メンテナンスされていないため池が過半数を占めるようになっている(小西ほか 2015)。モニタリングサイト St. 6 および St. 150 もまた、草刈り程度の管理は行われているが、池岸や池底のメンテナンスは数十年にわたって行われていなかったようである。

1965年から2015年までの50年間に、本地区の農業経営体数は465戸から133戸に減少し、経営耕地面積は411 haから92 haに縮小した(図6)。1976年と2010年に撮影された現地の航空写真を比較すると、放棄された棚田やため池は数十年のうちに樹林化や陸地化が進行したことがわかる(図7)。本地区人口1,232人の43.8%が老年人口(65歳以上)となっており、長野市全体の老年人口28.5%と比較すると高齢化の深刻さがわかる。耕作放棄に伴ったため池の荒廃は、今後ますます加速することが予測され、本生息地のシナイモツゴにとって最大の脅威になると考えられる。

IV. 今後に向けて

本研究では効率的な保全を目指してモニタリングサイトを選別したが、労力や予算が許す限

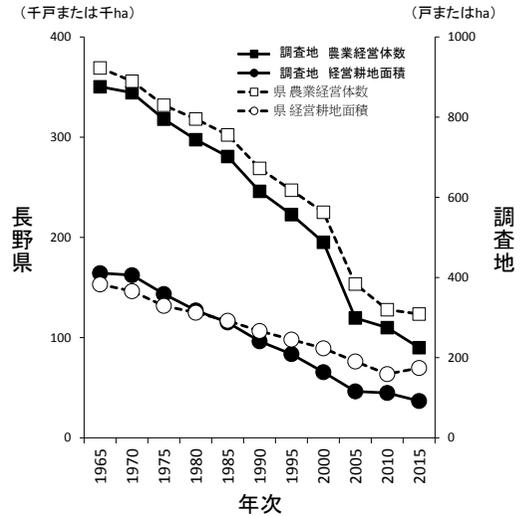


図6 農業経営体数と経営耕地面積の変遷

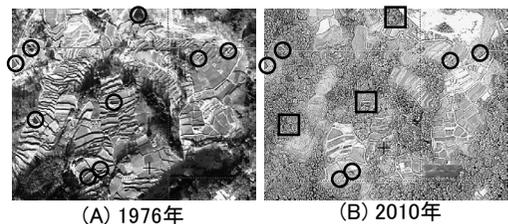


図7 調査地の航空写真。1976年から2010年にかけて耕作放棄地が拡大し、多数あるため池(○)の一部が荒廃している(□)。

り、全域を対象とした網羅的なモニタリングを実施することがもっとも望ましい。しかし、有志や専門家の自発的な調査活動に依存した現状では、保全優先度の高いサイト以外を対象に設定することは難しいであろう。

里山環境の豊かな生物多様性とその保全に関する生態学的研究は1990年代後半より本格化し(武内ほか 2001)、20年が経過しようとしている。里山を含む農業生態系の多角的機能については国内外を問わず、多くの研究によって支持されている(Butler et al. 2007)。里山の保全では、国、県、市といった階層の異なる行政との連携、環境、自然保護、農業、土木、教育など多岐にわたる部署との連携、地域の自治組織

との連携など、高度な協働技術を要するにもかかわらず、実際の保全活動とその体制は各対象生物または各地域において個別に組織される。専門知識のある人材の計画的な配置については未整備と言っても過言ではない。里山が日本を代表する生態系であるならば、従来の自然保護区に相当するような保護体制を目指すことはできないのだろうか。

シナイモツゴなどの里山の絶滅危惧種の多くは、本来、平野部に生息していたと考えられるが、都市化による開発によって生息場所を奪われ、里山は避難場所（レフュジア）としての役割を担っている。里山にすむ絶滅危惧種の保全に、都市部の市民が参画することは至極当然のことと考えられる。日本の在来種が生息する生物多様性豊かな里山を一つでも多く次世代に残すためには、地域、行政、専門家の連携はもちろんのこと、ステークホルダーを拡大し、保全に関わる人の裾野を広げ、協働や対話の機会を増やし、解決すべき社会的問題として社会全体で共有することが今後ますます重要になると考えられる。

謝辞

シナイモツゴの分布調査では、地域委員会、地域の方々、育成会の皆さまに快くご協力いただきました。ひみラボ（富山大学理学部・氷見市連携研究室）の西尾正輝博士ならびに川上僚介さまには、里山の淡水魚の保全に関する研修会にご協力いただきました。地元市立小学校の全校児童、PTA、教員の皆さまには、シナイモツゴの生息するため池の再生活動に甚大なるご協力をいただきました。片岡友美さま、佐藤方博さま始め認定NPO法人生態工房の皆さまには、ため池の保護管理活動に関する有益なご助力をいただきました。以上の県内外の大勢の方々には心より感謝を申し上げます。

引用文献

- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach J., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D. and Rodrigues, A.S. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science*, 313 (5783): 58-61.
- Butler, S.J., Vickery, J.A. and Norris, K. 2007. Farmland biodiversity and the footprint of agriculture. *Science*, 315 (5810), pp. 381-384.
- Koga, K. and Goto, A. 2005. Genetic structures of allopatric and sympatric populations in *Pseudorasbora pumila pumila* and *Pseudorasbora parva*. *Ichthyological Research*, 52: 243-250.
- 小西 繭 2010. シリーズ・Series 日本の希少魚類の現状と課題「シナイモツゴ：希少になった雑魚を守る」。魚類学雑誌, 57(1), 80-83.
- 小西 繭・田崎伸一・高田啓介・井口恵一朗 2015. 絶滅危惧種シナイモツゴの生息するため池群への地域住民の価値評価とその影響要因. 応用生態工学会誌, 17(2), 55-66.
- 小西 繭・中島法子・古賀和人・小林和子 2018. 長野市のため池群に生息する絶滅危惧種シナイモツゴ一ぼんすけ一の保護のための普及活動. 自然保護助成基金助成成果報告書 27, 221-226.
- 久保田康裕・楠本聞太郎・藤沼潤一・塩野貴之 2017. 生物多様性の保全科学：システム化保全計画の概念と手法の概要. 日本生態学会誌, 67(3), 267-286.
- 環境省 2001. 生物多様性保全上重要な湿地, http://www.env.go.jp/nature/important_wetland/index.html (2018.10.31 閲覧).
- 環境省 2002. 平成 13 年度生態系等にかかるモニタリング調査手法検討業務報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター. <http://www.biodic.go.jp/reports/25th/mshuho/index.html> (2018.10.31 閲覧).
- 長野県 2005. 長野県希少野生動植物保護条例, <https://www.pref.nagano.lg.jp/shizenhogo/kurashi/shizen/hogo/kisyoyasei/kisyojorei-oya.html> (2018.10.31 閲覧).
- 長野市 2001. 長野市誌第九巻旧市町村史編. 東京法令出版, 長野
- 環境省 2018. レッドリスト 2018, https://www.env.go.jp/nature/kisho/hozen/redlist/RL2018_5_180604.pdf (2018.10.31 閲覧).

- Lougheed, V.L., Crosbie, B. and Chow-Fraser, P. 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1189-1197.
- 清水義雄 1996. 篠ノ井の溜池に棲息する貴重な魚貝類について. *市誌研究ながの*, 3 : 230-237.
- Takamura, N., Kadono, Y., Fukushima, M., Nakagawa, M. and Kim, B-H. O. 2003. Effects of aquatic macrophytes on water quality and phytoplankton communities in shallow lakes. *Ecological Research*, 18, 381-395.
- 武内和彦・恒川篤史・鷺谷いづみ 2001. *里山の環境学*. 東京大学出版会, 東京.

Distribution investigation and screening of monitoring sites of endangered species *Pseudorasbora pumila* inhabiting the small irrigation ponds in Nagano City

NAKANO K. Mayu, KOBAYASHI Kazuko,
NAKAJIMA Noriko and KOGA Kazuto

The irrigation ponds in the Satoyama area in the southwestern part of Nagano City are large-scale habitats of endangered species *Pseudorasbora pumila*. In this study, we investigated their habitat of *P. pumila* and exotic species and the management condition of 36 irrigation ponds. As a result, out of 33 ponds where *P. pumila* was captured in the past investigation (1997-2010), there were 27 ponds where inhabitation was confirmed this time. One of the irrigation ponds that was not confirmed had been prosperously wetlanded due to abandonment. On the other hand, *P. pumila* were newly found in two ponds, and its habitable ponds totaled 29 places (2018). The urgency and importance of conservation of the pond where the survey was subsequently carried out was scored and the conservation priority was sought. The top priority monitoring site was narrowed down to 2 places. In the future, we also want to accumulate information that contributes to the record, management and regeneration of conventional ecosystems, while also paying attention to the number of native species and alien species and the number of individuals.

Keywords: satoyama, local ecosystem, freshwater fish, biodiversity, conservation priority, abandoned farmland

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

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いなかったため、今後の保全と活用に資するための基礎調査として本研究を行なった。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た。鳥類では 2013 年には準絶滅危惧種のクロアジアホウドリが飛来し、2016 年～2017 年には 2 個体、2017～2018 年には 7 個体が巣立ち、同種の繁殖北限地となった。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。

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

I. はじめに

八丈小島は、八丈島の北西 7.5 km に位置する標高 616.8 m、面積 3.07 km² の火山島で、外来種であるイタチや野ネコ、またヘビがいない島として、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 年全島民が離島した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ため、今後の保全と活用

に資するための基礎調査として本研究を行なった。

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を把握する。

2. 方法

- 1) 2018 年 6/22, 6/23 に現地調査を実施した。
- 2) 植生調査地点は、2006 年と同一の 19 地点で調査とした。また、この内、8 地点は 2000 年にも調査した。調査地点は地形図と GPS

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: 東京都
2018. 12. 10 受付 2020. 1. 10 公開

情報に基づき行った。

- 3) 植生調査および移動時に確認した希少植物種を記録した。特に、6/22の調査では山頂部、6/23の調査では断片的に残存するスダジイ林を中心に踏査した。

3. 結果

1) 森林群落

2000年（ノヤギ駆除前）、2006年（駆除のほぼ終了直後）、2018年における同一地点で実施することができた森林群落について種組成の変化を比較した。ナチシケシダ、オオバグミ、イヌビワ、テイカカズラなどについて駆除後、新たに出現あるいは増加する傾向がみられた。

2) 草本群落

2000年、2006年、2018年における同一地点で実施することができた草本群落1地点について種組成の変化を比較した。駆除前から駆除進行直後は、チガヤが優占していたが、2018年には、

新たに出現したイソギクが優占する群落となっていた。種組成も3期間で大きく変化し、ツボクサ、チカラシバ、ヒメクグが消失する一方で、イソギクの他、ガクアジサイ、オオシマカンスゲなどが出現した。

3) 希少植物

絶滅危惧種としては、ハチジョウツレサギ（環境省：絶滅危惧IA類、東京都：絶滅危惧IA類）、カキラン（東京都：絶滅危惧II類）、オオシマシュスラン（東京都：絶滅危惧II類）、シュスラン（東京都：絶滅危惧II類）、クルマシダ（東京都：絶滅危惧IB類）を確認した。この内、ハチジョウツレサギ、カキラン、オオシマシュスランの3種は2006年までの調査では確認されていなかった。

4. 考察と課題

森林群落、草原群落とも主組成の変化が見られた。増加した種には、イヌビワ、テイカカズラなどの伊豆諸島の極相林であるオオシマカンスゲスダジイ群集の構成種が含まれており、種組成が回復する傾向にあることを示してい

	駆除前		駆除後	
	1996年		2018年	
	スダジイ林	スダジイ林	スダジイ林	スダジイ林
	ヤブツバキ林	ヤブツバキ林	ヤブツバキ林	ヤブツバキ林
	オオバヤシャブシ林	オオバヤシャブシ林	オオバヤシャブシ林	オオバヤシャブシ林
優占種	5	4	4	4
スダジイ	3	2	2	3
ヤブツバキ	5	5	3	2
オオバヤシャブシ	3	2	2	2
駆除後増加した種		1 +		
シチウエビヅル		+ 1		
シチウスミレ		+ 1		
マルバグミ	+	+ 1 2	1 2 2	
ナチシケシダ		+ + +	+ + +	
オニタビラコ		+ +	+ +	
ヒサカキ		+ +	+ +	
オニドコロ		+ +	+ 1	
アカメガシワ		+ +	+ 1	
テイカカズラ	+	+	2 1	
テリハノブドウ	+		+ 1	
ムニンキケマン			+ 1	

図1 八丈小島植生比較表（森林群落）。八丈小島のノヤギ駆除前と駆除後2時期における森林群落の種組成比較。駆除前後で出現頻度・優占度が変化した傾向があった種。

	駆除前		駆除後	
	1996		2018	
チガヤ	4	3		+
ツボクサ	2	.		
ヒメクグ	2	.		
チカラシバ	+	.		
カタバミ	+	.		
ナチシダ	.	+		
ツボスミレ	.	+		
シチウスミレ	.	+		
イノコズチ	.	+		
ガクアジサイ	.	1	1	
ヘクソカズラ	.	1	+	
ボタンボウフウ	.	+	1	
イソギク	.	.		4
オオシマカンスゲ	.	.		2
オニヤブソテツ	.	.		+
アオツラフジ	.	.		+
アツバスミレ	+	+		+

図2 八丈小島植生比較表（草本群落）。八丈小島のノヤギ駆除前と駆除後2時期における草本群落の種組成比較。

る。また、草原群落については、伊豆諸島の海岸植生であるイソギクハチジョウススキ群落に回復してきていると考えられる。一方、今回予備的な解析を行ったが今後は、ガクアジサイ低木林を含め、全地点を用いた解析を行う。

希少植物については、3種が新たに確認された。特に、ハチジョウツレサギは伊豆諸島の固有種であり、個体数も少なく、八丈小島は本種の貴重な生育地となる。ノヤギ駆除によって絶滅危惧種の生育状況の回復がなされたことが確認できた。

Ⅲ. オカダトカゲ生息状況調査

1. 目的

伊豆諸島準固有種のおかだとかげについて、ノヤギ駆除後の生息状況を把握する。

2. 方法

2018年5/18, 5/19, 5/20日に島に渡り、旧鳥打集落の小学校跡地周辺で10分間のセンサスを試みた。

3. 結果と考察

トカゲが出現したのは、晴れて、林床にまで日がさした18日の午前中に限られた。この間に10分間のセンサスを3回行って確認された個体数は、10分間あたり14, 5, 11であった。天候がよくなかったため、実際の生息密度をかなり過小評価した値である。わずかに日が差した時には、狭い範囲(1m²)に複数の個体が日光浴に現れた。1994年と2003年の調査では、八丈小島のおかだとかげの密度は、イタチ導入以前の三宅島や青ヶ島に匹敵するか、それ以上であった。現在もその高密度を維持していると思われた。

Ⅳ. クロアシアホウドリ生息状況調査

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を把握する。

2. 方法

2017年11月～2018年6月の間、各月1回以上、上陸し、目視による生息状況を記録した。各「No.」は2017/2018シーズンに産卵が確認された場所に充てられた番号である。

3. 結果

以下に観察日、調査時間、確認された成鳥の個体数、抱卵数(営巣番号)、孵化後のヒナ数、および特筆事項を記した。

1) 2017年11/21 10:10-16:00

成鳥 24羽

抱卵 4ヶ所 (No.2, No.5, No.7, No.9)

巣の場所が昨シーズンの場所から少しずれている。ディスプレイ行動が多少みられた。今後産卵しそうな巣が7-8か所あると思われる。

2) 2017年12/3 7:00-16:00

成鳥 16羽

抱卵 7か所 (No.2, No.4, No.5, No.7, No.9, No.11, No.12)

3) 2017年12/20 9:00-12:00

成鳥 19羽

抱卵 8か所

4) 2017年12/24 6:30-16:00



図3 2017年12月3日 No.5抱卵オス(浜の平)

成鳥 35 羽
抱卵 12 か所
集会, ディスプレイが盛んに観察された。
5) 2018 年 1/14 7:20-16:00
成鳥 35 羽
抱卵 12 か所のうち 1 か所放棄し (No.7), 残り
11 か所で抱卵継続中
集会, ディスプレイ盛んに行われていた。
6) 2018 年 2/17 10:00-16:00
成鳥 62 羽 + (過去最大数)
ヒナ 7 羽孵化 (浜の平 4 ヶ所, 坂の途中 1 か所,
コウダテ 2 か所), 5 か所失敗 (巣には卵の欠
片のみ)
仮巣が約 17 か所確認された。
○ふ化成功 浜の平 (No.2, No.4, No.5, No.8),
坂の途中 (No.9), コウダテ (No.11, No.12)
○ふ化失敗 浜の平 (No.1, No.3, No.6, No.7),
お墓 (No.10)
ディスプレイ, 集会, 飛び立ち, 着陸など大変
盛んに行われていた。
複数箇所に仮巣も作られており, 新しいペアが
形成されたと考えられた。
7) 2018 年 3/3 7:25-16:00
成鳥 33 羽 +
ヒナ 7 羽順調
仮巣がさらに増加。
親鳥はヒナの側から離れていることが多かつ

た。ディスプレイ盛んに行われている。
8) 2018 年 3/18 7:00-16:00
成鳥 27 羽
ヒナ 7 羽順調 (2-3m 位, 巣から動いているも
のが多かった)
○昨年から確認されている左足に青い足輪
「K018」右足に金属足環の個体が, No.8 の巣の
横で仮巣を作っていた。ペアの相手は足環なし。
9) 2018 年 3/31 6:00-14:00
クロアシアホウドリ 35 羽 +
ヒナ 7 羽順調
ペアのディスプレイはあるが, 集会はあまり行
われていない。
10) 2018 年 4/21 6:00-16:30
成鳥 33 羽
ヒナ 7 羽 順調に生育していた。
11) 2018 年 5/6 6:20-16:30
成鳥 21 羽
ヒナ 7 羽順調に生育
12) 2018 年 5/18 10:30-16:30
クロアシアホウドリ成鳥姿なし
ヒナ 7 羽のみ
13) 2018 年 6/2 5:45-14:00
ヒナ 浜の平 4 羽, コウダテ 1 羽 (No.12) の
浜の平 1 羽とコウダテ No.11 が巣立ちした模様。
鳥打小中学校校舎裏の巣穴を確認。



図4 2018年2月17日 No.2 ヒナと親鳥



図5 2018年3月3日 No.9 順調に育つヒナ



図6 2018年6月3日 No.4 巣立ち間近の羽ばたき練習をする幼鳥

14) 2018年6/3 6:00-16:30

ヒナ 朝、浜の平3羽, コウダテ1羽確認。

昨日確認した浜の平の1羽は早朝のうちに巣立った模様。さらにもう1羽午前中に巣立ち。(No.4)

残りは浜の平2羽, コウダテ1羽。

15) 2018年6/22 6:30-16:30

ヒナ 浜の平に姿なし。2羽巣立った模様。コウダテ1羽確認 (No.12)。すっかり産毛は無くなっている。盛んに羽ばたき練習を行う。

(その後、記録映像により夕刻の巣立ちを確認)

V. その他鳥類の生息状況

1. 方法

2017年10月～2018年10月15日の期間内に29回渡島調査した際、陸上及び周辺海域において、目視、鳴き声等で確認された鳥類を記録した。

2. 結果

以下の鳥類の生息が確認された。

カラスバト *Columba janthina*, キジバト *Streptopelia orientalis*, コアホウドリ *Phoebastria immutabilis*, クロアシアホウドリ *Phoebastria nigripes*, アホウドリ *Phoebastria albatrus*, オオミズナギドリ *Calonectris leucomelas*, ミズナギドリ類 *Puffinus* sp., ウミツバメ類 *Oceanodroma* sp., ウミウ *Phalacrocorax capillatus*, ホトトギス *Cuculus poliocephalus*, アマツバメ *Apus pacificus*, ヤマシギ *Scolopax rusticola*, ウミネコ *Larus crassirostris*, オオセグロカモメ *Larus schistisagus*, カンムリウミスズメ *Synthliboramphus wumizusume*, ミサゴ *Pandion haliaetus*, トビ *Milvus migrans*, ノスリ *Buteo buteo*, チョウゲンボウ *Falco tinnunculus*, ハヤ

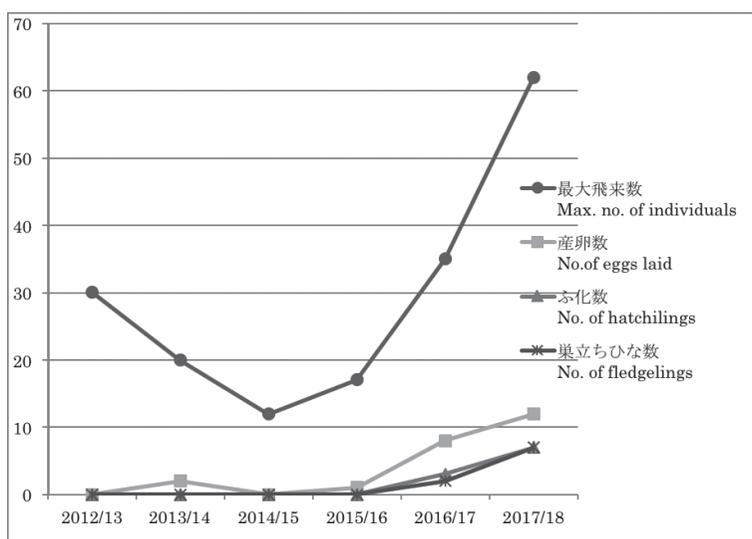


図7 クロアシアホウドリの生息状況

ブサ *Falco peregrinus*, ハシブトガラス *Corvus macrorhynchos*, ヤマガラ *Poecile varius*, シジュウカラ *Parus minor*, ツバメ *Hirundo rustica*, イワツバメ *Delichon dasypus*, ヒヨドリ *Hypsipetes amaurotis*, ウグイス *Cettia diphone*, イイジマムシクイ *Phylloscopus ijimae*, メジロ *Zosterops japonicus*, ウチヤマセンニュウ *Locustella pleskei*, オオヨシキリ *Acrocephalus orientalis*, ミソサザイ *Troglodytes troglodytes*, ホシムクドリ *Sturnus vulgaris*, アカコッコ *Turdus celanops*, ツグミ類 *Turdus.sp.*, コマドリ *Luscinia akahige*, ノゴマ *Luscinia calliope*, ジョウビタキ *Phoenicurus aureus*, イソヒヨドリ *Monticola solitarius*, タヒバリ *Anthus rubescens*, タヒバリ類 *Anthus sp.*, アトリ *Fringilla montifringilla*, カワラヒワ *Chloris sinica*, ホオジロ *Emberiza cioides*, アオジ *Emberiza spodocephala*.

またカラスバトについては、1時間半あたり最大で70個体以上が目視確認された。

VI. まとめ

今回の調査によって野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、以下のような点が明らかになった。

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。また希少種であるハチジョウツレサギ、カキラン、オオ

シマシスランが駆除後初めて確認された。

爬虫類では準固有種であるオカダトカゲが他の鳥と比較して、より高密度で生息していることが確認された。

鳥類では2013年には準絶滅危惧種のクロアシホウドリが飛来し、2016年–2017年には2個体、2017–2018年には7個体が巣立ち、同種の繁殖北限地となった。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その他、準絶滅危惧種のカラスバトが高密度で生息していることが確認された。2017年にはオオミズナギドリの繁殖も確認した。また2018年に八丈小島に付属する岩礁の小地根で繁殖を確認したカンムリウミスズメや周辺海域で観察されたアホウドリ、コアホウドリなども今後、八丈小島を繁殖地とす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。

- ・昆虫類や陸生貝類等、他の生物群の生態調査
- ・継続したモニタリング調査
- ・クロアシ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。

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 and MORI Yuka

Hachijo-kojima is an island where no weasels and cats were introduced and the original food webs of the Izu Islands remain. However, after all the islanders left in 1969, goats drastically increased in number and damaged on the natural vegetation. Our association 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. Since then, the vegetation seemed to recover, but the ecological survey was not conducted. We have started to make the current survey in order to contribute to the conservation and management of the island ecosystems. It was shown that rare plant species such as *Platanthera okuboi*, *Epipactis thunbergii*, and *Goodyera hachijoensis* f. *izuohsimensis* were found for the first time since the goat extermination. The Okada's five-lined skink, nearly endemic to the Izu Islands, has occurred in higher density than on the other islands of the Izu Islands. In birds, the near threatened black-footed albatross landed on the island in 2013, and succeeded in rearing 2 young in 2016/17 and 7 young in 2017/18, which means that this island became the northernmost breeding site of the albatross species in the world. It was also found that Ijima's willow warblers, Seven islands thrushes, Styan's grasshopper warblers, and Japanese wood pigeons, which are the representative bird species of the Izu Islands, were quite common on this island. These results suggest that Hachijo-kojima island has really valuable original ecosystems of the Izu Islands.

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

侵略的外来アリ類と在来アリ群集の競合機構の解明： 食性解析からのアプローチ

外来アリ類研究グループ

上田昇平¹・渡邊琢斗¹・池田健一¹・兵藤不二夫²

アルゼンチンアリ（以下、本種）は、南米を原産地とする世界的な侵略的外来種であり、国内の 12 都府県で定着が確認されている。本種は侵入先で在来アリ類を駆逐することで生態系機能を攪乱するとされる。本研究では、安定同位体分析を用いて本種の食性を検証し、本種と在来アリ類の競合機構を明らかにすることを目的とした。2015 年、大阪府堺市では本種の侵入が確認されており、本研究グループは、環境省・地方行政と連携して本種のモニタリング調査と防除に継続して取り組んでいる。2017 年 10 月から 2018 年 6 月にかけて本調査地から採集した本種と在来アリ 8 種を用いて安定同位体分析を行い、 $\delta^{15}\text{N}$ 値の種間比較から、アリ類が動物質と植物質のどちらを餌として利用しているかを推定した。本種の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、同所的に分布するアリ類の中で 2 番目に高く、捕食者であるオオハリアリやウロコアリ類と同程度であったこの結果は、本調査地において本種は高次消費者であり、動物類を餌として利用していることを示している。

キーワード：アルゼンチンアリ、侵略的外来種、生態系の攪乱、安定同位体分析、在来種との競合

1. 緒言

アルゼンチンアリ（以下、本種）は、南米を原産地とするアリ的一种で、働きアリの体長が 2.5 mm と小型のアリである。体色は茶色で、触角や脚が長く細身な体型をしている（寺山ほか 2014）。原産地では河畔林などの不安定な攪乱環境を好み、現地では比較的稀な種である（砂村・坂本 2014）。原産地では比較的小となしい本種であるが、世界的な侵略的外来種として知られており（Lowe et al. 2000）、侵入先では高い繁殖力で増殖し、生態系や農作物に甚大な被害をもたらしている。

1900 年以降、本種は地球規模に拡大した貿易流通路に乗って、世界中に人為的に移入され、ヨーロッパ、アフリカ、アメリカ、オーストラ

リア、アジアの順に分布を広げた（砂村 2015）。国内では、1993 年に広島県で発見された。侵入した直後は、広島県や山口県を中心に徐々に分布を広げたが、関東地方（東京や横浜）と関西地方（大阪や神戸）にも分布を拡大し、現在では 12 都府県に定着が確認されている（砂村 2014；森・砂村 2014）。海外からの侵入に加えて、国内に定着したものが、交通機関に便乗して長距離移動し、二次的、三次的に分布を拡大したと考えられている（砂村 2014；寺山 2014）。これを受けて、2005 年、環境省は本種を特定外来生物に指定し、本種の飼育、移動などを禁じた。

本種は攻撃性がつよく、侵入先で在来のアリ類を襲い、絶滅に追いやることもある。特に、

1: 大阪府立大学大学院生命環境科学研究科 2: 岡山大学異分野融合先端研究コア
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

アルゼンチンアリが高密度に分布する地域では、ごく一部の種を除いて、ほとんどの種がごとごとく駆逐される(岸本・寺山 2014)。アリ類は、陸上生態系の中で制御者の役割を果たしており、在来アリ類が駆逐されることで、生態系のはたらきが損なわれる恐れがある。その他、アリ以外の昆虫類や小型の動物も影響をうけることが知られている(岸本・寺山 2014)。

2016年以降、本研究グループは、環境省・地方行政と連携して本種のモニタリング調査と防除に継続して取り組んでいる。2015年に本種が侵入した「侵入区」と本種が侵入していない「未侵入区」においてアリ類の種組成を調査し、本種が在来種のアリに与える影響を検証した。その結果、侵入区と未侵入区で在来アリの種組成が異なり、侵入区のアリの種数は未侵入区のものよりも少ないこと、本種から被害を強く受けやすい種(トビイロシワアリ)と受けにくい種(クロヒメアリとオオハリアリ)が存在することを明らかにした(渡邊ほか 未発表)。本種と在来種の間で餌メニューを含むニッチが重複する場合、競争が起こり在来種は排除されるが、重複しない場合、本種と在来種が共存する可能性が示された。そこで本研究では、安定同位体分析を用いて本種および在来種の食性解析をおこない、日本に侵入した本種がどのような餌メニューを示すのかを明らかにすることを目的とした。

II. 材料および方法

2017年10月から2018年9月にかけて、大阪府と兵庫県の本種侵入地3地点(堺市西区、神戸市垂見区、神戸市灘区)、未侵入地2地点(堺市中区、神戸市垂見区)において、調査区内を探索し、アリ類、植食者、捕食者、植物を採集した。これらの検体を用いて安定同位体分析を行い、 $\delta^{15}\text{N}$ 値の種間比較から、アリ類が動物

質と植物質のどちらを餌として利用しているかを推定した。

安定同位体分析では元素に含まれ質量が異なる同位体(^{15}N ・ ^{14}N など)の比率を解析し、食物網を通じた栄養素の追跡が可能となる。アリ類の食性解析をするためには、アリ自身とそのアリが食べる餌候補を分析する必要がある。調査地内に生息する他の植食性の節足動物(バッタ・カメムシ)・肉食性の節足動物(クモ・テナントウムシ)を捕獲した。アリが生息する環境の食物連鎖の起点である植物に関しても、採集し同位体比を計測する必要がある。各調査地内に自生する草本および20 cm × 20 cmの区画内のリターを採取した。野外で採集したアリ類および植物類は、直ちに $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ で冷凍保存し、本種を含む動物類が完全に死亡した後、研究室に持ち帰った。土が付着していた検体については、蒸留水を満たしたガラス瓶に資料を入れ、資料を入れた瓶ごと超音波洗浄することによって付着した土を落とした。

動物試料については、加熱滅菌($450\text{ }^{\circ}\text{C}$ ・3時間)したガラス管瓶に入れ、植物試料については、紙製の封筒に入れ、 $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ の乾燥機で48時間以上乾燥させた。得られた試料のうち、大型の動物試料は乳鉢で破碎し、リターはミキサーミル(Retsch社製)を用いて粉碎した。1サンプル動物試料0.2~0.3 mg、植物試料1.4~1.6 mgを秤量し錫カプセルに封入した。包んだ試料はマイクロウェルプレートに入れパラフィルムで固定した。安定同位対比質量分析計を用いてアリ類と餌候補の $\delta^{15}\text{N}$ を計測し、これらの値を比較することによって、肉食・植物食などの食性を推定した。

III. 結果と考察

大阪府と兵庫県の本種侵入地3地点と未侵入地2地点において安定同位体分析に使用する検

体の探索を行った結果、13種（アルゼンチンアリ、アミメアリ、オオハリアリ、キイロシリアゲアリ、キタウロコアリ、クロオオアリ、クロヤマアリ、サクラアリ、トビイロケアリ、トビイロシワアリ、ハリブトシリアゲアリ、ムネボソアリ、ヒラタウロコアリ）61検体のアリ類、節足動物（クモ・バッタ等）16検体、植物（リター・草本）43検体、計120検体を採集した。それらを用いて安定同位体分析を実施した結果、アリ、節足動物、植物の分類群ごとに $\delta^{15}\text{N}$ 値が得られた。調査地A（堺市西区）では十分な数の検体数が得られ地域内のアリ類の食性が解析できたので、本地点の結果に焦点を絞って結果を報告する。調査地Aでは、16分類群の検体の $\delta^{15}\text{N}$ 値が得られた。 $\delta^{15}\text{N}$ 値が最も高かったのは捕食者のクモ目 sp. であった。次いで、昆虫類を捕食することが知られているヒラタウロコアリ、オオハリアリの $\delta^{15}\text{N}$ 値が続いた。アルゼンチンアリの $\delta^{15}\text{N}$ 値は、ヒラタウロコアリ・オオハリアリに次いで高く、クロヒメアリとハリブトシリアゲアリの $\delta^{15}\text{N}$ 値も、捕食者と考えられるキタウロコアリと同程度であった。よって、ヒラタウロコアリ、オオハリアリ、アルゼンチンアリ、クロヒメアリ、ハリブトシリアゲアリ、キタウロコアリの6種は、動物質の餌をより多く食べていると考えられる。トビイロケアリ、サクラアリ、キイロシリアゲアリ、アミメアリの $\delta^{15}\text{N}$ 値は雑食性のハサミムシ目 sp. と同程度であり、これらのアリ類は動物質と植物質の餌の両方を食べていると考えられる。植食者として知られるゴモクムシ科 sp. とオンブバッタの $\delta^{15}\text{N}$ 値はより低く、オンブバッタについてはリターやエノコログサといった植物のものよりも低くなった。

安定同位体分析の結果、本種は、捕食性のオオハリアリ・ウロコアリ類と同程度の $\delta^{15}\text{N}$ 値を示し、動物質の餌をより食べていることが明

らかになった。調査地Aで本種は在来アリ類の排除や他の昆虫類・小動物類を捕食することで、在来の生態系に影響を与えていると考えられる。一方、カリフォルニアでは、侵入後8年で本種の $\delta^{15}\text{N}$ 値が減少することが報告されている（Tillberg 2007）。侵入して時間が経過すると、本種は、在来のアリ類、昆虫類、小動物を完全に駆逐した結果、餌資源となる節足動物が減少し、花蜜やアブラムシの甘露などをより多く摂食することが知られている（Tillberg 2007; Mothapo & Wossler 2017）。この動物質から植物質へと食性を転換できるという能力が、侵入地での生存率や定着率を高めていると考えられる。日本国内の本種定着地でも、食性転換が起こっている可能性があり、防除を効果的に進めるためにも、本種食性の地理的・季節的变化を把握することが今後重要となるだろう。

文献

- 岸本年郎・寺山 守 2014. アルゼンチンアリによる影響・被害. 田付貞洋編「アルゼンチンアリ：史上最強の侵略的外来種」東京大学出版会：197-253.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. and De-Pooter, M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. http://www.issg.org/pdf/publications/worst_100/english_100_worst.pdf (2018.11.25 閲覧)
- 森 英章・砂村栄力 2014. 特異な生態. 田付貞洋編「アルゼンチンアリ：史上最強の侵略的外来種」東京大学出版会：41-67.
- Mothapo, N.P. and Wossler, T.C.J.B.I. 2017. Patterns of floral resource use by two dominant ant species in a biodiversity hotspot. *Biological Invasions*, 19(3), 955-969.
- 砂村栄力・坂本洋典 2014. 世界の生息地とスーパーコロニー. 田付貞洋編「アルゼンチンアリ：史上最強の侵略的外来種」東京大学出版会：114-140.
- 砂村栄力 2014. 日本のスーパーコロニー. 田付貞洋編「アルゼンチンアリ：史上最強の侵略的外来種」東京大学出版会：85-108.

- 砂村栄力 2015. アリのメガコロニーが世界を乗っ取る.
朝倉書店 278 pp.
- 坂本洋典・村上貴弘・東 正剛編「アリの社会：
小さな虫の大きな知恵」東海大学出版部：49-71.
- 寺山 守 2014. 日本での分布拡大. 田付貞洋編「アル
ゼンチンアリ：史上最強の侵略的外来種」東京大
学出版会：68-81.
- 寺山 守・久保田敏・江口克之 2014. 日本産アリ類図鑑,
Tillberg, C.V., Holway, D.A., Lebrun, E.G. and Suarez, A.V.
2007. Trophic ecology of invasive Argentine ants in their
native and introduced ranges. *Proceedings of the
National Academy of Sciences of the United States of
America* 104, 20856-20861.

Interference competition between invasive alien ants and native ants: an approach using feeding habit analysis

UEDA Shouhei, WATANABE Takuto, IKEDA Kenichi
and HYODO Fujio

Argentine ant *Linepithema humile* is one of the most widespread invasive alien species, and was artificially introduced to 12 prefectures in Japan. The species can directly disrupt native ant-community and ecosystem throughout its introduced area. Here we analyzed a feeding habit of *L. humile* based on stable isotope analysis to show the mechanism of interference competition between invasive and native ant species. *L. humile* was introduced to Sakai city, Japan on 2015. In the invasive site in Sakai city, we continuously monitoring and controlling *L. humile* together with the local administration and the Ministry of Environment of Japan. From October 2017 to June 2018, we conducted stable isotope analysis using the invasive and native ant specimens and inferred feeding habits of them by comparing nitrogen stable isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$). The value of $\delta^{15}\text{N}$ of *L. humile* was the secondary highest among sympatric eight ant species and similar to that of native predatory ants, such as *Brachyponera* and *Strumigenys* species. The overlap of $\delta^{15}\text{N}$ value between *L. humile* and native predatory ants suggested that *L. humile* should occupy a high trophic position and feed on animal-based resources.

Keywords: Argentine ants, invasive alien species, ecosystem disturbance, stable isotope analysis, competition between alien and native species

GPS 発信機によるコクガンの渡りルート解明

雁の里親友の会

澤 祐介・池内俊雄・田村智恵子・嶋田哲郎¹・

David Ward²・Cao Lei³

コクガンはロシアやアラスカなどの北極圏で繁殖地する鳥類で、日本を中心とする東アジアでは約 1 万羽が越冬する。しかしその渡りルートや重要な生息地については、未解明の部分が多く詳細な生態も明らかになっていない。本研究では、約 7,000 羽が秋季の渡り時期に集結する北海道野付半島において、コクガンに GPS 発信機を装着し、追跡することで、渡りルートを明らかにすることを目的とした。

2017 年 11 月、2018 年 3 月に野付半島において、コクガンの捕獲を試みた。2017 年 11 月には 4 羽のコクガンを捕獲し、GPS 発信器による追跡を実施した。その結果、4 羽中 2 羽で有効なデータを約 1 ヶ月間にわたり取得することができた。調査期間中、長距離の移動を確認することはできなかったが、北海道東部を中心に生息地間を移動していることが明らかとなった。また捕獲方法を確立したことにより、今後の調査に対して重要な知見を得ることができた。

キーワード：中継地、捕獲方法、野付半島、移動

1. はじめに

コクガン *Branta bernicla* は、北極圏を中心に繁殖し、全世界に約 50 万羽が生息するとされている。日本には、秋季の渡り時期に北海道東部を中心に多数飛来し、一部が北海道及び東北地方の沿岸域で越冬する。日本を含む東アジアで越冬する個体群は、全体で約 1 万羽と推定されている (Syroechkovski 2006)。しかし、東アジアの個体群は、個体数の少なさに加え、中国、韓国における沿岸域の急速な発展による生息地の消失や、繁殖地・中継地における狩猟圧などの脅威が懸念され、最も保護が必要な個体群であるといわれている。日本の環境省レッドリストにおいても、絶滅危惧Ⅱ類に指定されており (環境省 2014)、生態の解明と保護に向けた取り組みが急務となっている。

日本においては、Shimada et al (2016, 2017) により、越冬地である宮城県で捕獲した個体の衛星発信機による追跡が行われ、春の渡りについての知見が得られている。それによると、春の渡りではオホーツク海を縦断し、その後大陸部を通してレナ川河口の北極圏まで渡るルートが推定されている。また、2014 年より道東コクガンネットワークが中心となり、秋の渡り時期、越冬期、春の渡り時期と年に 3 回、全国的な生息数調査が行われている。その結果、秋季には約 8,600 羽が北海道東部を中心に飛来し、越冬期には約 2,500 羽が北海道及び当方区地方に、春季には再び約 3,100 羽が北海道東部に飛来することが明らかになっている (藤井 2017, 大泰司ほか 2018)。北海道東部の中でも野付湾は、秋季に最大 7,000 羽以上のコクガンが飛来

1: 宮城県伊豆沼内沼環境保全財団 2: アメリカ地質調査所 3: 中国科学院生態研究中心
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

する。一方で、秋季に飛来する 8,600 羽に比べ、日本で越冬する個体数が 2,500 羽と極端に少ないことから、約 6,000 羽が中国や朝鮮半島などの東アジアで越冬すると考えられている。しかし日本以外の越冬地における情報は極めて乏しく、東アジアにおける主要な越冬地はいまだに発見されていない (Lane and Miyabayashi 1997)。さらに、東アジアで越冬するコクガンの繁殖地は、ロシア・北極圏のレナ川、ヤナ川の河口部周辺といわれているが、確実な記録に乏しく、詳細は明らかになっていない (Pozdnyakov 2001, Syroechkovski 2006, 大泰司ほか 2018)。

これらの課題を整理し、関連する国や地域での情報をとりまとめ、必要な共同研究を立ち上げるために、2017 年 3 月に北海道函館市において、日本、中国、ロシア、アメリカのコクガンや他のガン類の専門家による会議が開催された。会議では、東アジア最大の中継地となっている北海道野付湾での調査の重要性が指摘された。特に、中国、朝鮮半島における重要な越冬地の解明や、繁殖地の特定については、野付湾を基点として発信器による追跡を行うことが最優先事項として挙げられた。

そこで本研究では、日本を中心として東アジアに飛来するコクガンの渡りルートを解明し、繁殖地、中継地、越冬地を特定することで、絶滅の危機に瀕した東アジアの個体群の国際的な保全を促進することを目的とし、野付湾に飛来するコクガンに発信器を装着し、渡りを追跡した。

II. 調査地および調査方法

調査は北海道別海町、標津町にまたがる野付湾 (北緯 43 度 34 分、東経 145 度 16 分) において実施した。野付湾は根室海峡を南下する潮流で運ばれた砂が堆積してできた長さ 28 km の日本最大の砂嘴である野付半島の内湾である。湾口の幅は 4.3 km、面積は約 5,700 ヘクタールである。水深は最大 4 m であり、湾内はほとんどが 1 m 未満の浅海域となっている。アマモが繁茂する日本有数の広大な藻場となっており、生物多様性の高い地域となっている (環境省 2015)。

調査は秋の渡り時期、春の渡り時期の 2 回に分けて実施した。

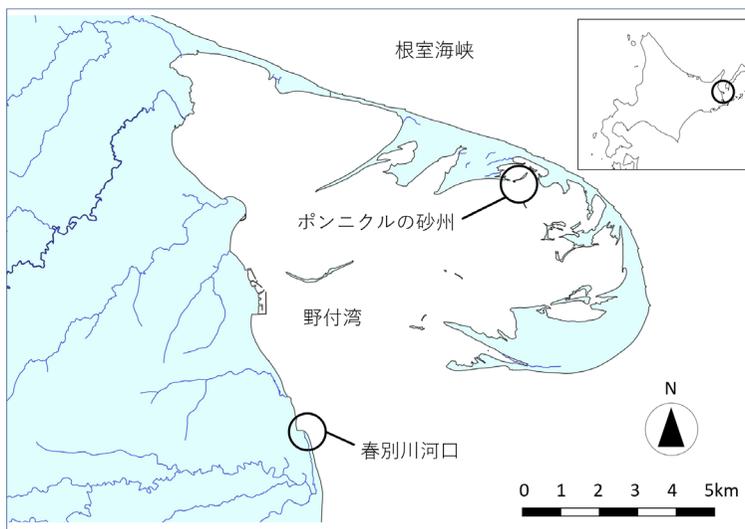


図 1 調査地の位置図

1. 秋の渡り調査

秋の渡り調査では2017年11月17日から25日にかけて実施した。捕獲場所は、野付半島の中腹から内湾側に約400mの距離に、干潮時に出現する“ポンニクルの砂州”で実施した(図1)。ポンニクルの砂州は、早朝、砂州が干出ししている間、100羽から500羽程度のコクガンが飛来し、羽繕いや休息の他、消化のため砂嚢に溜め込む小石の補給行動が見られた。砂州までは、最寄りの岸辺から2人乗りカヤックにより移動した。

捕獲に使用した罟は、フロロカーボン製10号の釣り糸で作成した括り罟約1.5mを10本用意し、ポンニクルの砂州に30cmのステンレス製の杭で固定した(図2)。そのほか、30cm四方のポリ塩化ビニル製のマットにくくり罟を10個取り付けたいヌズマットを3個作成し、括り罟と同様に30cmのステンレス製の杭で固定した。括り罟の近くには、コクガンを誘引するため、フローティングタイプのコクガンのデコイ(Tanglefree Waterfowl, Inc)を3体設置した。

2. 春の渡り調査

春の渡り調査は2018年3月31日から4月7日にかけて実施した。捕獲は、野付湾口付近に流入する春別川の河口で実施した(図1)。春別川河口には、春の渡り時期に約500羽のコクガンが、採餌、小石の補給のために集まる行動が見られた。

捕獲方法は、春別川河口の右岸に長さ17m、幅13mのキャノンネットを設置した。キャノンネットは水に浸かるのを避けるため、満潮時の汀線よりも陸側に位置するように設置した。

3. 捕獲後の処置

捕獲したコクガンは体重の計測、足環および発信器の装着後、放鳥した。右足の跗蹠に環境省の金属製足環、左足の跗蹠に黄色の基板に黒色の数字2文字を刻印したプラスチック製のカラーリングを装着した。発信器はテフロン製のハーネスでコクガンの背面に固定した。

発信器は、幅38mm×長さ66mm×高さ17mm、重さ44gのWT-300(KoEco社)および、幅55mm×長さ17mm×高さ11mm、重さ17

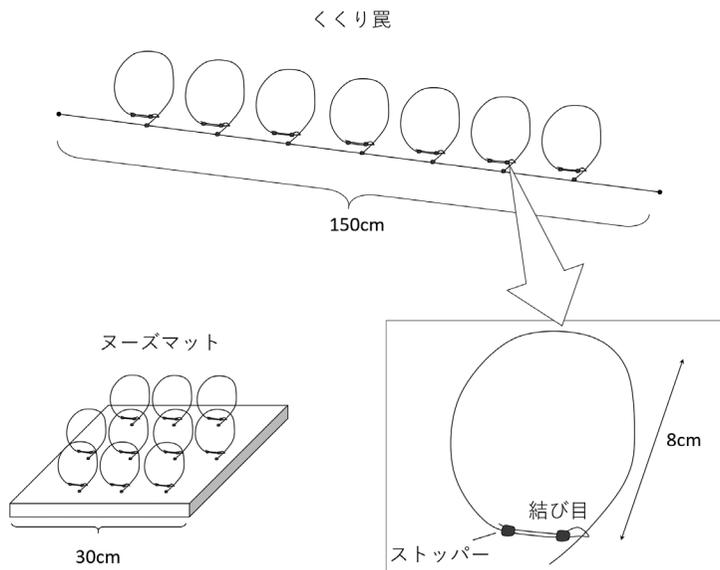


図2 使用した罟

g の Pinpoint GPS Argos 240 (Lotek 社) の 2 種類を用いた。

WT-300 は、ソーラーチャージ式の機器であり、2 時間ごとに GPS (Global Positioning System) により位置情報を機器本体に記録した。位置精度は 10 m 以内である。記録したデータは、携帯電話回線を通じて情報を取得する仕様である。Pinpoint GPS Argos 240 は電池式の機器であり、GPS により 36 時間ごとの位置情報を機器本体に記録した。取得した位置情報を指定した日時 (2018 年 6 月 30 日) に 1 回のみ、人工衛星を介して送信を行う仕様である。

発信器装着による個体への影響を最小限とするため、発信器は、装着する個体の体重の 3 % 以内となるように 1,500 g 以上の個体に装着することとした。

III. 結果

1. 秋の渡り調査

秋の渡り調査では、天候等の状況により、2017 年 11 月 19 日、20 日、21 日、22 日、24 日の 5 日間に砂州に罠を設置した。19 日、20 日は括り罠を汀線よりも陸側に設置した。しかしコクガンが砂州に集結する際、汀線よりも海側の浅瀬を利用することが多く、ほとんど砂州に上陸しなかったため、捕獲には至らなかった。さらに 19 日には罠にウミネコがかかり警戒声を出したため、コクガンが飛去してしまい、その後、砂州へは戻ってこなかった。21 日、22

日には汀線よりも海側の水中に括り罠を設置し、それぞれ 1 羽、3 羽の捕獲に成功した。24 日も同様に水中に罠を設置したが、捕獲することはできなかった。捕獲した 4 羽の体重は全て 1,500 g であったため、そのうち 3 羽に WT-300 を装着、残り 1 羽に Pinpoint GPS Argos 240 を装着し、放鳥した (表 1)。

2. 春の渡り調査

春の渡り調査では、2018 年 4 月 2 日から 4 月 7 日にかけての 6 日間、キャノンネットを設置した。しかし調査期間中、キャノンネットの有効射程内にコクガンが接近しなかったため、捕獲することができなかった。

3. 発信器による追跡結果

WT-300 を装着した 3 羽のうち、2 羽 (黄 44, 黄 17) について正常に位置情報が得ることができ、約 1 か月半に渡りデータを取得した。1 羽 (黄 16) については、放鳥後 2 日目にデータ取得が途切れた。Pinpoint GPS Argos を装着した個体 (黄 33) からは位置情報を受信することができなかった。

黄 44 は 11 月 22 日に放鳥後、同 25 日まで野付湾に滞在していたが、同日、国後島のケラムイ崎まで移動した。その後 11 月 30 日まで国後島に滞在し、風連湖まで移動した。風連湖には 12 月 2 日まで滞在したのち、琵琶瀬湾に移動し、12 月 28 日まで琵琶瀬湾に滞在していることが明らかとなった (図 3a)。しかしその後、黄 44 からの受信は途絶えた。

表 1 捕獲したコクガンの標識情報

捕獲日	種	金属足環	カラー リング	性別	年齢	発信機
2017/11/21	コクガン	11A26602	黄 16	オス	成鳥	WT-300
2017/11/22	コクガン	11A26603	黄 33	メス	成鳥	Pinpoint GPS Argos
2017/11/22	コクガン	11A26604	黄 44	オス	成鳥	WT-300
2017/11/22	コクガン	11A26605	黄 17	メス	成鳥	WT-300

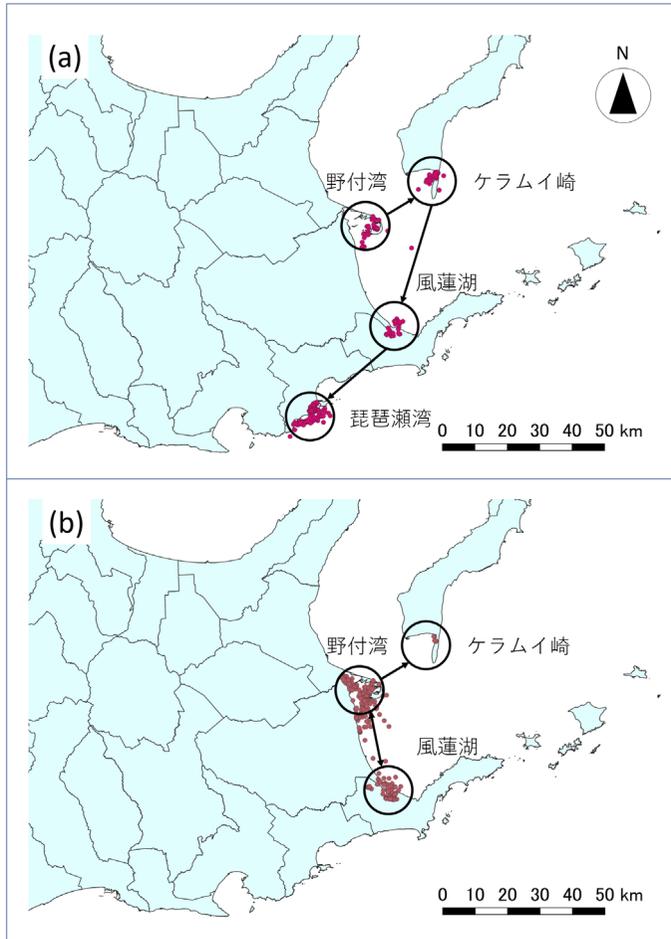


図3 黄44の追跡結果(a)と黄17の追跡結果(b)

一方、黄17については、11月28日に風連湖に移動し、12月1日まで滞在したのち、再び野付湾に戻り12月10日まで滞在した。その後、風連湖と野付湾の往來を繰り返し、12月27日には野付湾から国後島ケラムイ崎に移動した。その後、その後は通信が途絶えた(図3b)。

IV. 考察

今回の調査では、2個体について約1か月半にわたり詳細な行動追跡を実施することができた。これまで Antipin (2014) や藤井 (2017)

により、国後島や風連湖にも多くの個体が渡り時期に飛来することが確認されていたが、各生息地間の移動については明らかにされていなかった。さらに Shimada et al. (2016) の研究では、宮城県で越冬した個体群は春の渡り時期に国後島へ移動することが明らかになったものの、野付湾との関連性は明らかになっていなかった。今回の調査により、秋季に野付湾に飛来する個体は、国後島、風連湖、琵琶瀬湾等の北海道東部における主要な生息地を広く利用することが明らかとなった。また、今回の調査により得られたデータにより、これまで詳細が不

明であった、夜間の行動を含む日周行動などの詳細な生態が解明されることが期待される。データの解析を進めることで、野付湾を中心としたコクガンの詳細な行動を明らかにすることができるであろう。

しかし、WT-300を装着した個体では12月下旬に発信機からの信号が途絶えた。これは電池切れによるものと考えられた。WT-300はソーラーパネルを装備しているものの、コクガンのように寒冷地に滞在している種については、日照時間の短さや気温の低さのため、充電がうまく機能していない可能性が考えられる。また、ソーラーパネルが羽毛に覆われ、充電が十分に行われなかった可能性もあり、今後検証を重ね、発信器の装着位置や、発信器の高さを調節するなどの改良を実施する必要があると考えられる。

V. 結論

今回の調査では、中継地である野付湾から中国・韓国などの東アジア大陸部で越冬する個体群との関連性を明らかにすることはできなかった。一方でこれまで、野付湾で研究者らによる捕獲が試みられたが、いずれも捕獲には至っておらず捕獲方法も確立されていなかった。今回の調査において、4羽のコクガンを捕獲し、発信器を装着したことは、東アジアにおけるコクガンの渡りルートを解明するうえで、非常に大きな前進となり、今後のさらなる研究の発展が期待される。

謝辞

調査を実施するにあたり、野付湾におけるコクガンの飛来状況や詳細な利用場所に関する情報の提供および調査中の支援をいただいた、道東コクガンネットワークの藤井 薫氏、石下あ

いさ氏に心より感謝する。また、キャンノンネットによる捕獲の協力をいただいた山階鳥類研究所の仲村 昇氏をはじめとして、現地調査では大河原彰氏、古園由香氏、佐々木紀嘉氏、永野英俊氏、福田佳弘氏、三成まゆみ氏、北海道大学大学院文学研究科地域システム科学講座の立澤史郎にお世話になった。この場を借りて御礼申し上げる。

文献

- Antipin, M.A. 2014. Records of the black brant (*Branta bernicla nigricans*) on the southern Kuril Island. *Casarca* 17: 63–67.
- 環境省 2014. レッドデータブック 2014-2 鳥類－日本の絶滅のおそれのある野生生物－. ぎょうせい, 東京.
- 環境省 2015. 野付半島・野付湾. 日本のラムサール条約湿地. P13. 環境省
- 藤井 薫 2017. 日本におけるコクガンの個体数と分布 (2014–2017 年). *Bird Research* 13: A69–77.
- Lane, S.J., and Miyabayashi, Y. 1997. Status and distribution of Pacific brent geese *Branta bernicla nigricans* wintering in Japan. *Wildfowl* 48: 108–117.
- 大泰司紀之・藤井 薫・澤 祐介・太子夕佳・石下亜衣紗・マキシム A. アンチーピン 2018. コクガン *Branta bernicla* の日本渡来状況と日露共同研究および渡り経路の検討. 知床博物館研究報, 40: 47–58
- Pozdnyakov, V. 2001. Lena-delta. *Anet Newsletter* 2:5–6.
- Shimada, T., Hijikata, N., Tokita, K., Uchida, Y., Kurechi, M., Sugimoto, H., Yamada, Y. and Higuchi, H. 2016. Satellite-tracking of the spring migration and habitat of the brent goose *Branta bernicla* in Japan. *Ornithological Science* 15: 37–45.
- Shimada, T., Hijikata, N., Tokita, K., Uchida, K., Kurechi, M., Sugimoto, H. and Higuchi, H. 2017. Spring migration of brent geese wintering in Japan extends into Russian high arctic. *Ornithological Science* 16: 159–162.
- Syroechkovski, E.E. 2006. Long-term declines in Arctic goose populations in eastern Asia. In: Boere, G.C., Galbraith, C.A. & Stroud, D.A. (eds.), *Waterbirds around the world*. pp 649–662. The Stationery Office, UK.

Migratory route of brent goose with GPS transmitter

SAWA Yusuke, IKEUCHI Toshio, TAMURA Chieko,
SHIMADA Tetsuo, WARD David and LEI Cao

The brent goose *Branta bernicla* breeds widely throughout the Arctic in Russia and Alaska and approximately 10,000 birds usually winter in East Asia. However, migratory and wintering ecology including migratory route and important habitat in east Asia is still poorly known. In this study, we conduct the tracking survey with GPS devices in Notsuke peninsula where over 8,000 birds stage in autumn migration to reveal the migratory route.

In November 2017 and March 2018, we attempted the capture of brent goose in Notsuke Peninsula. In 2017, 4 birds were captured and attached the transmitters. The effective data was provided for one month by 2 birds out of 4. While the long distance migration was not observed during this period, brent goose moved among the habitats in east Hokkaido. Additionally, we found the effective capturing method for brent goose at staging sites and it would contribute to further achievements in near future.

Keywords: staging site, capturing method, Notsuke peninsula, migration

シカの増加がもたらす湿原生態系への直接・間接効果の把握と 影響緩和のための方策の検討

水上シカ調査会

中島啓裕¹・橋詰 茜¹・矢島豪太¹・高橋慶伍¹・
黒瀬弘毅²・寺田佐恵子²

群馬県利根郡みなかみ町に位置する武尊田代地域には、多量の降雪がおもな涵養源となる湿原が点在している。しかし、近年のニホンジカの侵入・増加に伴い、湿地生態系に変化が生じつつある。本研究では、湿地の周りに自動撮影カメラを設置し、シカの個体数密度とその変動を明らかにする体制を整えた。また、シカ排除柵を設置し、シカが湿地生態系にもたらす影響を定量的に評価した。さらに、両者の結果から、希少植物保護のための方策を確立することを試みた。自動撮影カメラのデータから、平均的な密度は低いものの、比較的大きな月変動がみられることが分かった。6月から7月に個体数密度が高くなるのに対し、8月から10月には低密度になった。こうした変動は、より広域での移動パターンによるものと考えられる。湿地生態系への影響もシカの密度変動に対応しており、初夏には湿地のスゲ属への影響がとくに顕著であったが、夏以降は大きく軽減された。これらの結果から、湿地の希少植物の保護のためには、シカが高密度化する時期に簡易的な排除柵を設置することが影響緩和策として有効であると考えられた。

キーワード：シカ排除柵、自動撮影カメラ、個体数密度、スゲ属

1. 序論

近年、日本各地でニホンジカ *Cervus nippon* の個体数増加・生息分布の拡大が生じ、さまざまな自然保護上の問題が引き起こされている(高槻 2006, 梶・飯島 2017)。シカの侵入・定着・増加は、希少な動植物を数多く育む湿地生態系にとっても大きな脅威である(Takatsuki 2003, 辻野ほか 2007, 鄭 2015)。実際、日本の自然保護運動のメルクマークでもある尾瀬地域でも、90年代以降のシカの増加によって、ミツガシワなどの希少湿生植物への食害の拡大、掘り返しによる湿原の裸地化などが進行した(小金澤 1998)。シカの影響が高頻度かつ広範囲で生じ

ると、湿地生態系が不可逆的に改変されてしまうことも懸念される。

群馬・新潟の山岳地域は、日本でも有数の豪雪地帯である。この地域には、稜線付近の小凹地や山頂平坦面、傾斜面などに多雪のため森林が成立せず、多湿化して草本主体の植生に置き換わった湿原が散在している(安田・沖津 2001)。武尊山の山麓に位置する武尊田代地域(標高 1400 m—2100 m)にも、比較的規模の大きい田代湿原(面積 10 ha)と花咲湿原(5 ha)に加え、面積が数十平方メートルの小規模な湿地(以下、小規模湿地)が林内に多数点在している。これらの小規模湿地には、ヒメカイウ

1: 日本大学生物資源科学部 2: 京都大学理学研究科
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

Calla palustris やコバイケイソウ *Veratrum stamineum* などの希少湿生植物が生育するだけでなく、トウホクサンショウウオ *Hynobius lichenatus* やモリアオガエル *Rhacophorus arboreus* などの両生類の生息場所ともなっている。しかし、この地域においても、シカの侵入が確認されており、湿生植物への影響が顕在化しつつあることが指摘されている（群馬県立自然史博物館 2015, 群馬県立自然史博物館 2016）。残念なことに、同地域では本格的なシカの影響調査は行われていない。同地域は高い標高に位置するため、シカの生息が恒常的に確認されるわけではなく、個体数が季節によって大きく変化している可能性がある。こうした個体数の変化のもたらす湿生植物への影響の変化も、今後科学的な管理を進めていくうえで重要な情報でありながら、体系的な情報が集められていない。

近年、自動撮影カメラが地上性動物の研究に広く用いられるようになってきている（Burton et al. 2015）。自動撮影カメラは、初期購入費用が掛かるものの、管理コストが比較的小さいこと、非侵襲的な方法であること、昼も夜も同じ効率で調査が実施できることなどの理由で、野生動物のモニタリングを行ううえでも有用な調査手法である（Burton et al. 2015）。とくに近年統計学的アプローチの進展により、個体識別ができない動物においても、個体数密度の推定が可能となった（Rowcliffe et al. 2008, Howe et al. 2017, Nakashima et al. 2018）。一方、シカの採食圧・踏圧については、シカ排除柵の設置という古典的だが優れた評価手法がある（高槻 2006）。自動撮影カメラとシカ排除柵を組みあわせれば、シカの個体数の変化だけでなく、それともなう湿生植物への影響の定量的把握が可能になるはずである。

そこで本研究では、武尊田代地域に自動撮影

カメラを設置し、シカ個体数密度の変化をモニタリングする体制を整えることにした。さらに、シカ排除柵を実験的に設置し、排除柵外（コントロール）と比較することで、シカの密度の季節変化が湿生植物の被覆率にどのような影響を与えるのかを明らかにすることにした。同時に、湿地生態系への依存度が高い両生類相のインベントリー調査を行った。そして、これらを通じて、シカがもたらす湿生植生への影響を緩和するための効率的な方策を確立することを目指した。

II. 方法

1. 調査地

本研究の調査地は、群馬県みなかみ町の武尊山 (2158 m) の北部に位置する武尊田代地域 (標高 1400 m–2100 m) である (図 1)。前述の通り、この地域には、田代湿原 (面積 10 ha) と花咲湿原 (5 ha) と呼ばれる比較的規模の大きい湿地がある。田代湿原は、流入河川のないドーム状の構造を持つ高層湿原である。一方の花坂湿原は、沢の源頭部に形成された中間湿原ないし低質湿原である (群馬県立自然史博物館 2015, 群馬県立自然史博物館 2016)。田代湿原の周辺の内には、水たまり状の小規模な湿地が散在しており、両生類が高い密度で生息している。両湿原周辺はブナ *Fagus crenata* の原生林が生い茂る国有林であり、林床は、チシマザサ *Sasa kurilensis* とチマキザサ *S. palmata* によって覆われている (青木 2018)。同地域では、2014 年度と 15 年度 2 年間にわたって、群馬県自然史博物館によって生物相調査が行われている (群馬県立自然史博物館 2015, 群馬県立自然史博物館 2016)。この調査の報告書の中でシカの湿地への影響が顕在化されていることが指摘されているが、これまでまとまったシカの影響調査は行われていない。本研究では、とくに両生類な



図1 本研究の調査地・群馬県利根郡みなかみ町武尊田代地域の場所

どの湿地棲の動物が多い林内にある小規模湿地を対象に調査を行った。

2. シカ個体数モニタリング体制の確立

シカの個体数密度とその季節変化を明らかにするために、2017年10月20日から22日に田代湿地周辺に自動撮影カメラ（Browning BTC-7FHD）19台を5×4の基盤目状に設置した（一台は田代湿原内の1ヶ所は設置せず）。カメラ間隔は200mとした（図2）。カメラは、11月から本格化する積雪に備えて、高さ約3mの地点にレンズを下向きになるように設置した。

2018年6月15日から17日に、これらの設置点すべてを訪れ、電池及びSDカードの交換を行った。また、カメラの場所を地面から50cmの高さに下げた。カメラは、2018年10月19日と20日に回収した。

両時期とも、カメラ前の面積2.67m²の正三角形（1辺の長さ約2.5m）がしっかりと映るようにカメラの角度を調整した。この範囲を「有効撮影範囲」と定義し、シカ密度の計算に利用した（後述）。また、カメラは動画モード（自動撮影カメラに内蔵された、静止画ではなく動

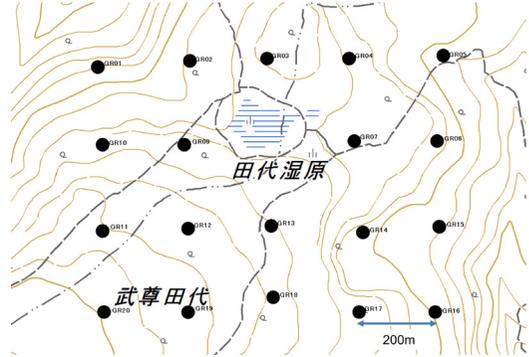


図2 武尊田代地域に設置したカメラトラップの配置図

画が撮影される機能）に設定し、20秒の動画が得られるようにした。

3. 湿生植物へのシカの影響の解明

シカがもたらす小規模湿地の植生への影響を定量的に明らかにするために、シカ排除柵を設置した。まず、田代湿原周辺から調査対象とする10ヶ所の小規模湿地を地図上にマッピングした。これらの小規模湿地それぞれに、3m×3mの植生プロットを2ヶ所設置した。植生プロットの設置点は、シカの採食が顕著に認められたミヤマシラスゲ *Carex conifetiflora* による被覆度が高い場所を選択した（図3）。

プロット内の植生被覆率は次のようにして求めた。まず、プロット内を1m×1mごとのサブプロットに分割した。サブプロット内の被覆率を目視により10%刻みで評価した。そのうえで、2つのプロットのうちの一方を、シカ排除柵で覆った。シカ排除柵は、長さ1.5mの支柱と目の大きさが16mmのポリエチレン（PE）製の網を用いて作成した（図4）。もう一方のプロットはコントロールとして、排除柵を設置せず、シカの自由な出入りを許容した。コントロールには自動撮影カメラをそれぞれ1台ずつ設置し、どのような動物が採食に訪れているのかを確かめた。

柵の設営は、積雪の影響がなくなるタイミングに合わせて、6月15日から17日にかけて行っ



図3 シカの採食痕が残るミヤマシラスゲ *Carex conifetiflora*



図4 シカ排除柵の設置風景

た。プロット内の植生調査は、柵設置時に加えて2018年8月8日と10月19日及び20日に行った。

4. 両生類のインベントリー調査

湿地に依存すると考えられる両生類相のインベントリー調査を行った。自動撮影カメラまたはシカ排除柵設置中に、両性類を発見次第、種名と場所情報を記録した。またモリアオガエルの卵塊がどのような場所に形成されているのかをとくに注意して観察した。

5. 統計解析

シカの個体数変化を明らかにするために、撮影された動画内の動物の種同定を行った。このうち、シカの撮影記録のみを取り出し、月ごとに個体数密度を推定した。密度推定は、著者ら

が開発した個体識別を必要としないRESTモデル(Nakashima et al. 2018)を用いた。この手法は、撮影頻度(一定期間のうちに撮影された動物の枚数)と撮影面積及びカメラの前での動物の滞在時間、活動個体割合の時間変化をパラメータとして密度推定を行う尤度ベースのモデルである。本研究では、カメラの前の正三角形(2.67 m²)を有効撮影エリアと定義し、この範囲内を通過した場合のみ有効データとして密度推定の対象とした。モデル・パラメータは、Nakashima et al. (2018) に倣い、WinBUGS (Spiegelhalter 2003) をもちいてマルコフ連鎖モンテカルロ(MCMC)法によりベイズ推定した。

シカが植生にもたらす影響に関しては、シカ排除柵の内と外(コントロール)のプロットの被覆率を3回の調査それぞれで比較した。プロットごとに目視により評価した被覆率の平均値を算出し、Wilcoxonの符号付き順位和検定を用いて統計学的な有意差が認められるかどうかを検討した。ただし、10月の調査時点で一つの柵が台風による倒木によって破壊されていたため、この湿地のデータは解析から外した。統計解析は、R 3.4.3 (R Core Team 2017)を用いて行った。

III. 結果

1. シカ個体数密度の季節変化

自動撮影カメラによって、合計166枚のシカの動画を得た(30分以内に撮影された動画はカウントせず)。このほかに、ニホンノウサギ *Lepus brachyurus* (151枚)、ツキノワグマ *Ursus thibetanus* (31枚)、タヌキ *Nyctereutes procyonoides* (17枚)、ニホンアナグマ *Meles anakuma* (5枚)、イノシシ *Sus scrofa* (4枚)、ハクビシン *Paguma larvata* (3枚)、カモシカ *Capricornis crispus* (2枚)、キツネ *Vulpes vulpes* (2枚)、テン *Martes melampus* (1枚)などの中大型動物が撮影された。

シカの個体数密度は、月によって大きく変化していた（図5）。積雪期である2017年11月から2018年5月にかけて、シカは極めて低密度であった。とくに12月から3月にかけては、ニホンジカは1枚も撮影されておらず、本調査地には生息していなかった可能性が高かった。2018年5月から徐々に密度が増加しはじめ、7月をピークとし（ 5.9 km^{-2} ）、その後再び密度は低下していった。

2. 湿生植物への採食圧の季節変化

湿生植物の被覆率も季節によって変化した（図6）。最初に被覆率を測定した2018年6月の段階では、排除柵内（被覆率： $43.9 \pm 27.6\%$ ）でも排除柵外（ $40.4 \pm 22.8\%$ ）でも被覆率に有意な差は認められなかった（Wilcoxonの符号付き順位和検定、 $V = 5$, $P = 0.5896$ ）。シカの密度が高かった8月の段階では、柵内（ $59.3 \pm 28.9\%$ ）と柵外（ $19.3 \pm 19.2\%$ ）で統計的にも有意な顕著な差が認められた（ $V = 1$, $P = 0.0039$ ）。10月の段階では、柵内（ $48.8 \pm 18.8\%$ ）と柵外（ $38.9 \pm 15.9\%$ ）で再び有意な差はな

くなった（ $V = 12.5$, $P = 0.1392$ ）。

コントロール・プロット（排除柵外）に設置した自動撮影カメラの映像から、シカとノウサギが湿地の植物を食べている様子が確認された。30分以内の撮影を同一の訪問と見なした場合、シカの撮影枚数が 21.2 ± 12.2 回、ノウサギのそれが 4.8 ± 5.1 回であり、シカの訪問頻度が顕著に高かった。また、採食が一度でも行われた訪問回数も、シカ（ 12.6 ± 4.1 回）の方が、ノウサギより（ 1.2 ± 0.8 回）も高かった。

3. 生息が確認された両生類

本調査地の湿地もしくはその近辺において、以下の5種の両生類、アズマヒキガエル *Bufo japonicus*（図7）、ヤマアカガエル *Rana ornativentris*、モリアオガエル *Rhacophorus arboreus*、クロサンショウウオ *Hynobius nigrescens*、トウホクサンショウウオ *H. lichenatus* の生息が確認された。これらのうち、とくにモリアオガエルについては、湿地内のスゲ類に卵塊を産み付けていることが確認された（図8）。

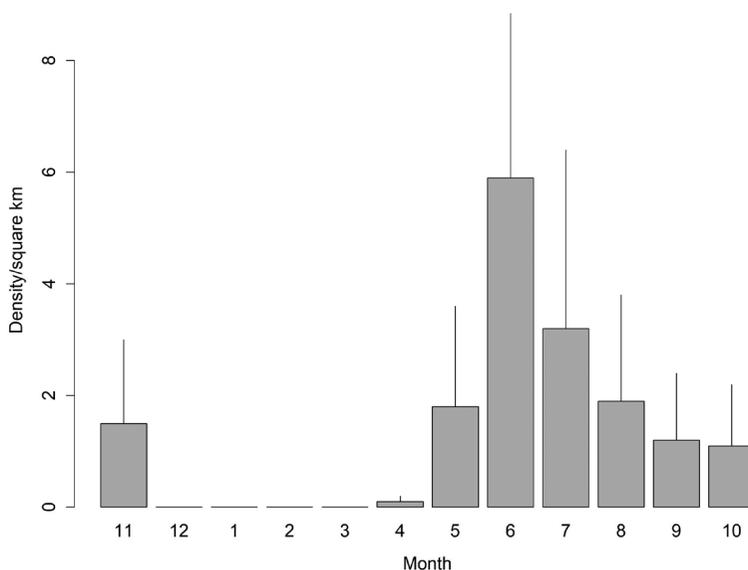


図5 群馬県利根郡武尊田代地域における2017年10月から2018年9月までのニホンジカの密度変化

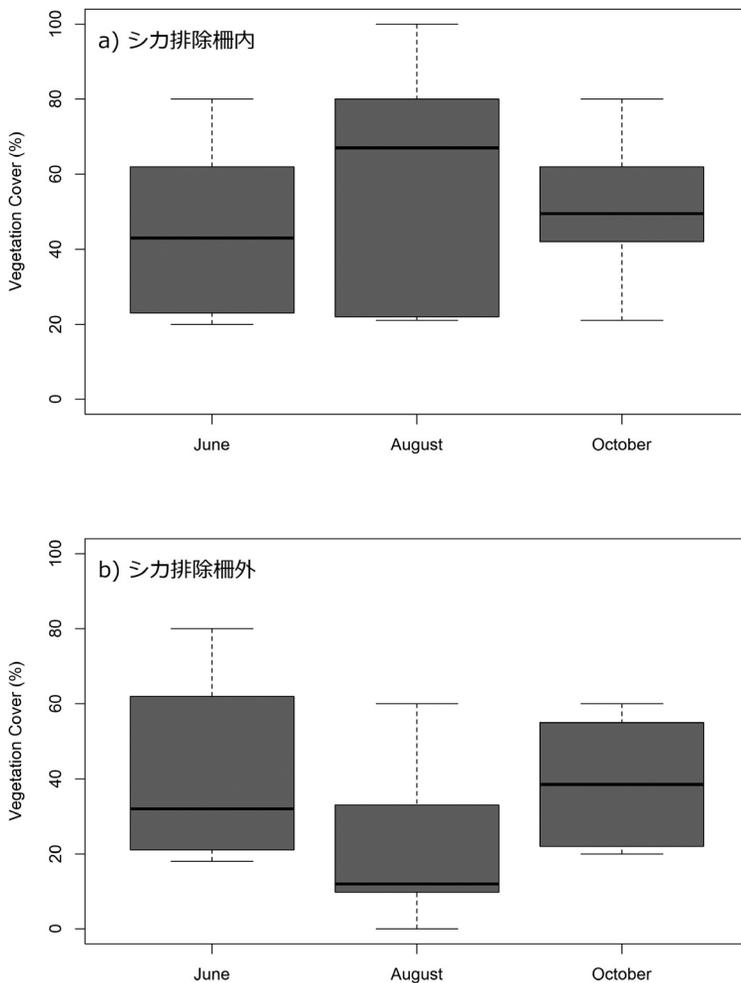


図6 群馬県利根郡武尊田代地域におけるシカ排除柵内 (a) と排除柵外 (b) の植生被覆率の推移



図7 湿地を産卵場所とするアズマヒキガエル *Bufo japonicus*



図8 スゲに産み付けられたモリアオガエル *Rhacophorus arboreus* の卵塊

IV. 考察

1. シカ個体数密度はなぜ変化したか？

本研究の結果、田代湿原の周辺では、シカの個体数が大きく変化していることが分かった。冬季は全くシカが認められなかったのに対し、初夏から夏にかけて、個体数密度が大きく増加した。こうしたシカの個体数変化は、より広範囲で生じているシカの移動を反映したものであると考えられる。同調査地の北東10数キロメートルに位置する尾瀬地域では、捕獲されたシカにGPSテレメトリーを装着し、行動追跡する調査が行われている（関東地方環境事務所2016）。この調査の結果、尾瀬地域で捕獲されたメス個体は数十キロメートルの季節移動を行い、足尾地域や日光地域を越冬地域としていることが明らかにされている。本調査地は、こうしたより広い範囲での長距離移動を行うシカ個体群の一時的な滞在場所となっているものと考えられる。今回明らかにされた個体数密度の変化が毎年みられるものなのかどうかについては、今後明らかにする必要がある。

2. シカの密度と植生への影響

本研究の結果、シカの個体数密度の変化は、湿生植生への影響の程度に大きな影響を与えていることも明らかにされた。2018年6月の時点では、排除柵内外で植生被覆率に有意な差が認められなかったが、直前2か月のシカ密度が高かった8月の段階では、排除柵内において被覆率が有意に高かった。一方、直前2か月のシカ密度が低下した10月の植生被覆率には排除柵内外で大きな差は認められなかった。すなわち、シカの湿生植生への影響は、高密度時期において高く、低密度時期においては限られたものだった。シカが低密度であった10月の段階では、排除柵の外においても、8月と比べて植生回復が認められたことは注目に値する。これには2つの要因がある。まず、被覆面積の大き

いミヤマシラスゲの基部の葉が伸長していたことである。すなわち、シカが低密度になり採食圧が低減すると、少なくとも一部のスゲは、ダメージの少ない葉を伸長させることで、植生被覆の回復に貢献していた。もう一つは、シカの低密度下では、高密度下では強く見られた踏圧による影響が大きく軽減されたことである。踏圧の影響がシカ密度に応じて単調に増加するかどうかについてはこれまで明らかにされていないが、今回の観察からは、必ずしも両者の間に直線的な比例関係があるわけではないことが示唆された。

今回の結果では、シカの密度が1平方キロメートル当たり2頭程度の場合、湿地植生への影響は比較的軽微であった。一方6頭程度まで増えた場合には顕著な影響がみられた。シカは地域によっては、1平方キロメートル当たり100頭近い頭数になることがあることを考えれば、かなり微細な変化ではある。しかし、今回の結果は、植生へのダメージという点でシカの許容密度を定義できるということを示している。今後さらに調査を行うことで、この数値がどの程度普遍的なものなのかを確かめていく必要があると思われる。

3. 湿地に依存する動物への影響

シカによる湿地植生へのダメージは、例え一時的なものであっても、そこに棲む生物に大きな影響を与えている可能性がある。本調査地では、モリアオガエルが、スゲ類に卵塊を産み付けているのが観察された。シカによってこれらのスゲ類が一掃されれば、モリアオガエルの繁殖に悪影響が出るかもしれない。モリアオガエルの繁殖シーズンとシカが増加するタイミングが重なっていることから、植生への影響が一時的なものでも、そこに棲む生物には大きな影響を与えうることは十分に考えておく必要がある。

また、シカによる掘り返しやヌタ浴びによって物理的に植生が取り除かれてしまった場合、湿地に依存する両生類をはじめとする生物にさらなる深刻な影響が及ぶ可能性もある。長期的には、植生の喪失が湿地の乾燥化を招き、湿地自体が縮小化していってしまう可能性もある。実際、乾燥化した湿地では、アズマヒキガエルのオタマジャクシが多数死んでいるのも確認された。シカによる植生の除去が進めば、湿地の推移の季節変化も大きくなる可能性もある。

4. 影響緩和策としてのシカ排除柵

本研究から、湿生植物へのシカの影響は、シカ排除柵の設置によって、少なくとも短期的には大幅に緩和されることが分かった。本調査地は豪雪地帯であり、年を通じた恒常的な柵の設置は困難である。シカの採食圧の程度に応じて一時的に設置する方が現実的だろう。本研究の結果から、シカの個体数の多くなる初夏から夏にかけて特に重点的に排除柵を設置するのが有効であることが分かった。

今回の調査で用いた柵は、農業に対する鳥獣害を防ぐために安価で販売されている簡易的なものであった。それでも、台風による倒木で壊れた1つを除いて、積雪期以外の期間、シカを排除することに成功した。排除柵内の植生に対するシカの執着度合いは、周囲の食べられる植生の量に応じて変化する可能性はあるが、少なくとも現時点では、簡易的なものでも十分対策することが可能であることが示唆された。今後、長期的なシカのモニタリングを自動撮影カメラによって行っていくことで、より効率的なシカの影響の軽減策が見つかることが期待できる。

謝辞

本研究の許可を与えてくださった沼田森林管理事務所に感謝申し上げます。また、現地調査に協力してくれた日本大学生物資源科学部森林資

源科学科森林動物学研究室の学生諸君にも感謝する。

引用文献

- 青木俊汰郎 2018. 日本海側ブナ林におけるシカの増加がノウサギにもたらす影響の解明. 日本大学生物資源科学部修士論文 38 pp.
- Burton, A.C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J.T., Bayne, E. and Boutin, S. 2015. Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology* 52: 675-685.
- Howe, E.J., Buckland, S.T., Després-Einspenner, M.L. and Kühl, H.S. 2017. Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution* 8: 1558-1565.
- 梶 光一・飯島勇人編 2017. 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. 272 pp.
- 関東地方環境事務所 2016. 平成 27 年度 尾瀬国立公園及び周辺域におけるニホンジカ移動状況把握調査業務報告書. 40 pp.
- 小金澤正昭 1998. 県境を越えるシカの保護管理と尾瀬の生態系保全. *林業技術* 680 : 19-22.
- 群馬県立自然史博物館 2015. 武尊山周辺 (1 年目). 学術調査報告書 41 : 1-72.
- 群馬県立自然史博物館 2016. 武尊山周辺 (2 年目). 学術調査報告書 42 : 11-74.
- Nakashima, Y., Fukasawa, K. and Samejima, H. 2018. Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology* 55: 735-744.
- 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/>. [2018/11/29 閲覧]
- Rowcliffe, J.M., Field, J., Turvey, S.T. and Carbone, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45: 1228-1236.
- Takatsuki, S. 2003. Use of mires and food habits of sika deer in the Oze Area, central Japan. *Ecological Research* 18: 331-338.
- 高槻成紀 2006. シカの生態誌. 東京大学出版会. 496

pp.

鄭 呂尚 2015. 深泥池における湿原植生の変化に及ぼすニホンジカと環境要因の影響. 奈良教育大学修士論文 38 pp.

辻野 亮・松井 淳・丑丸敦史・瀬尾明弘・川瀬大樹・内橋尚妙・鈴木健司・高橋淳子・湯本貴和・竹門

康弘 2007. 深泥池湿原へのニホンジカの侵入と植生に対する採食圧 保全生態学研究 12 : 20-27.

安田正次・沖津 進 2001. 上越山地平ヶ岳湿原の乾燥化に伴うハイマツ・チシマザサの侵入. 地理学評論 74(12) : 709-719.

Effects of sika deer on mires in Hotaka-Tashiro area in Gumma prefecture

NAKASHIMA Yoshihiro, HASHIZUME Akane, YAJIMA Gota,
TAKAHASHI Keigo, KUROSE Koki and TERADA Saeko

Mires in Hotaka-Tashiro area in Gumma prefecture harbor a high diversity of rare plants and also provide a variety of organisms with important habitats. However, population of sika deer has been increasing in this area, altering ecosystems of the mires. In this study, we estimated density of sika deer and the seasonal variation from October 2017 to September 2018 around the Tashiro mire. We also constructed 10 small deer fences around randomly-selected mires, which prevent sika's foraging and trampling on vegetation within the fence. The results of camera trappings showed that sika did not inhabit this area in the winter but invaded in the early summer. The population density was maximized on June (5.9 km^{-2}). The intensity of sika deer's impacts on mire vegetation was concordant with the variation in the population density. The impact was strong in the summer but was negligible in the autumn. These results suggest that temporal deer fence should be constructed from early summer to middle summer when density of sika deer increases.

Keywords: deer fence, camera trap, population density, *Carex*

希少な森林コウモリの保護：ヤンバルホオヒゲコウモリと リュウキュウテングコウモリの追跡調査

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 クリスチャン¹・大手信人¹

本調査の目的は、沖縄本島に生息するヤンバルホオヒゲコウモリとリュウキュウテングコウモリの保護に関する生態を解明することであった。2017年秋分から2018年夏季に計6回、人工的に作成したコウモリのソーシャルコールを音響ルアーとして利用し、捕獲調査を行った。リュウキュウテングコウモリに対しては、音響ルアーは捕獲率を上げたが、その有効率は季節によった。ヤンバルホオヒゲコウモリの捕獲を、沖縄本島では、22年ぶりに報告した。捕獲に際して音響ルアーを用いたが、その効果は不明である。さらに、コウモリにとってねぐらは重要な生息地であるため、発信機をコウモリに装着し、ねぐらを確認した。リュウキュウテングコウモリは木の葉、シダ類、樹洞を含む様々な種類のねぐらを利用し、ヤンバルホオヒゲコウモリは主に樹洞を利用している。沖縄本島ではヤンバルホオヒゲコウモリはリュウキュウテングコウモリより分布域が限られている可能性がある。これらの対象種の生態情報を解明、さらに保護計画を策定するためにさらなる研究が必要である。

キーワード：森林性コウモリ、沖縄本島、追跡調査、音響ルアー、ねぐら行動

1. 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る（Ohdachi et al. 2015）。世界中で、食虫性のコウモリは昆虫集団の重要なトップダウン規制者であり、植物食のコウモリは送粉者と種子散布者だと言われている（Kunz et al. 2011）。その中で、日本列島には約35種類のコウモリが生息し、日本の生態系に対して重要な役割を任っていると考えられる。

日本には多様な種が存在し、それぞれ生態的に重要な役割を持っているが、多くの種は絶滅危惧である。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）かデータ不足の状態である。森林性コウモリで

は、この割合はより高い。洞窟性コウモリと違って、森林性コウモリは樹木や下層植物をねぐらとして利用している。日本列島は古来から森林が広がっており、日本にのみ生息している森林性コウモリも多く存在している。

沖縄には、固有種である森林性コウモリは、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2種類が生息する（Maeda and Matsumura 1998）。環境省と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1A類、1B類である（Maeda 2008a, b）。両種類は1997年沖縄島に発見され（Maeda and Matsumura 1998）、徳之島と奄美大島に生息することが確認されている（前田

1: 京都大学大学院生物圏情報学講座
2018.12.2 受付 2020.1.10 公開

2000, 前田ら 2002). 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(船越ら 2013, 亘・船越 2013). リュウキュウテングコウモリ本種は単独制だが, 成獣雌と幼獣(亜成獣の個体)は春季から夏季にかけて母子集団を形成する(船越ら 2016). ヤンバルホオヒゲコウモリの生態は明らかになっていないが, 近縁種の生態から森林性コウモリだと考えられていて, 奄美大島では, 樹洞をねぐらとして利用することが確認されて

いる(船越ほか 2019). これ以外に生態情報が極めて少なく, 学術的な研究は不十分である. このような基本的情報が得られていないため, 対象種を保全するための基本的な対策さえ策定・実行することが困難な状況である.

絶滅危惧種の保護管理には生態情報は不可欠であるが, 希少な生き物を対象とする調査は困難である. さらに, 小型で夜行性であり, 鳴き声が超音波であるため, 人間の耳には聞こえないことから, コウモリ類を対象とした研究は困

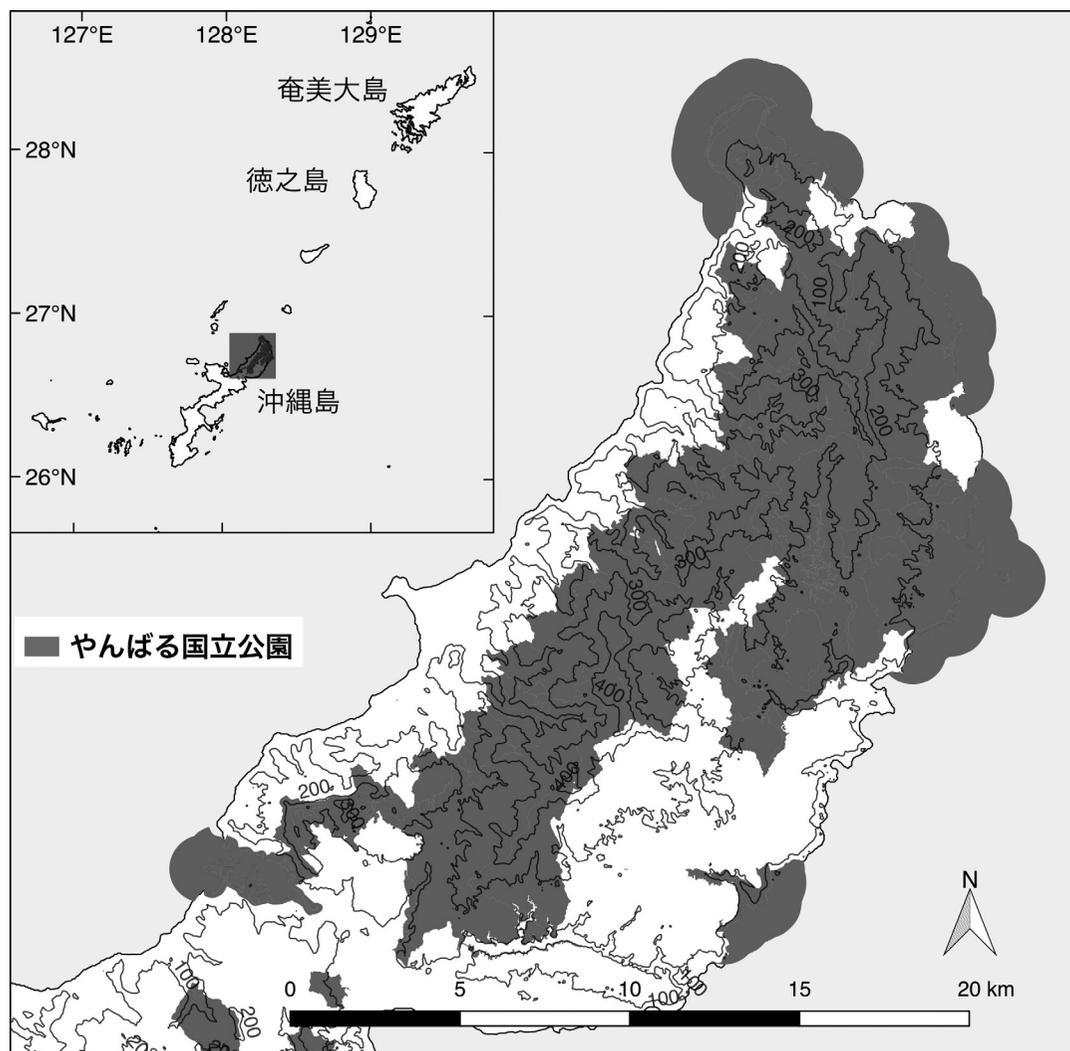


図1 調査地域

難である。そのため、洞窟性コウモリは数百頭から数万頭の個体が群れるねぐら場所で調査されることが多い。しかし、森林性コウモリ種においては、単独性が数頭でしか群れない種が多いためねぐらの発見が難しく上に、ねぐらの場所を頻繁に変更するため、ねぐらを調査するのが困難である。

鳴音を発生して個体を呼び寄せる機械である音響ルアーは様々な地域でコウモリの捕獲確率をあげることが確かめられている。具体的に、Sussex Autobat という音響ルアーが複数のコウモリ族の捕獲確率をあげることがイギリス (Hill and Greenaway 2005), オーストラリア (Hill et al. 2015), 及び日本で確認されている。日本では、音響ルアーはリュウキュウテングコウモリと近縁種であるテングコウモリ *Murina*

hilgendorfi とコテングコウモリ *Murina ussuriensis* の捕獲確率を上昇させることが明らかとなっている (Hill et al. 2015)。

II. 調査地域および方法

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(図1)。調査地は、標高が低い(≤500メートル海拔)ためイタジイ *Castanopsis sieboldii* が優先している亜熱帯常緑広葉樹林である。本地域は「やんばる」と呼ばれる地域の一部分で、本地域の一部分がやんばる国立公園になってある。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する。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、植物食のクビワオオコウモリも調査地域に生息する (Ohdachi et al. 2015)。沖縄島は中琉球の南部にある。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. 捕獲調査と音響ルアー実験

対象種の生息域を確認し、個体に発信器を装置しねぐらを確認するために、2017年10月～2018年09月の間約3～6週間の調査を6回行った。コウモリを主にハープトラップ(いであ株式会社; 図2)とカスミ網を用いて捕獲した。

予備調査で得られた結果により、対象種の捕獲確率は極めて低かったことで、音響ルアーを用いて捕獲調査の有効性をあげを試みた。録音したコウモリのソーシャルコールを基にした人工的なソーシャルコールを聴音スピーカーで発生する Sussex Autobat を利用した。この機械に8つのソーシャルコールを設定した。先行研究で有効であったユーラシアに生息するコウモリのソーシャルコールを基にしたソー



図2 音響ルアー (Sussex Autobat) と設置してあるハープトラップ



図3 一例のリュウキュウテングコウモリ（左）とヤンバルホオヒゲコウモリ（右）のねぐら

シャルコールを4つ利用し (Hill et al. 2014, Hill 私信.), コテングコウモリとリュウキュウテングコウモリのソーシャルコールを基にしたソーシャルコールを4つ利用した。リュウキュウテングコウモリのソーシャルコールはやんばるの森林で録音された (田村・プレブル 私信)。

ハーブトラップにコウモリがかかっているかを30分ごとに確認し、コウモリが逃げるまたは怪我をしないようにカスミ網を15分ごとに確認した。捕獲した個体ごとに種、性別、体重、前腕長、及び音響ルアーの有無などのソーシャルコールを発生していたかを記載した。

3. 追跡調査

ねぐらを確認するために、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。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。発信器の重さは両対象種の体重の6%以下であった。できる限りに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。ねぐら追跡に 'homing method' (White and Garrott 1990) を利用し、眠っている個体に影響与えないように気をつけた。目視確認が可能な時、ねぐら場所の特徴を記録した。目視確認はできなかった時には、ねぐら場所の位置を三角測量法で測定した。発信器が体から自然に脱落する、電池が切れる、またはその調査時間がなくなるまで個体を追跡した。

追加に、リュウキュウテングコウモリの行動範囲を計算するために本種の5頭を夜間に追跡した。約1週間の各夜に、少なくとも30分ごとに個体の位置を三角測量法で測定した。それから行動範囲は80%最外郭法で計算した。ヤンバルホオヒゲコウモリの夜間追跡を試みたが、起伏が激しかったので不可能であった。

III. 結果

調査期間でリュウキュウテングコウモリ28頭とヤンバルホオヒゲコウモリ4頭を捕獲した。対象種のそれぞれ25頭と2頭が音響ルアー

有りのハーブトラップで捕獲した。冬季（2～3月）には音響ルアーを利用していたが、リュウキュウテングコウモリ2頭のみが捕獲された。リュウキュウテングコウモリを複数の調査地点で捕獲した。しかし、ヤンバルホオヒゲコウモリは2018年2月に22年ぶりに捕獲し、捕獲場所のそばにある後1カ所のみでしか捕れなかった。

リュウキュウテングコウモリ9頭とヤンバルホオヒゲコウモリ3頭に発信器を装着した。放して追跡したところ、リュウキュウテングコウモリの全個体とヤンバルホオヒゲコウモリの2頭のねぐらを発見した。

リュウキュウテングコウモリは主に下層植物の枯葉とシダ類の枯葉をねぐらとして利用していたが（図3）、葉と樹洞も利用することが明らかになった。樹洞を利用したのが2018年3月に追跡した1個体のみであった。木生シダの枯葉中の1例を除くと、ヤンバルホオヒゲコウモリの前ねぐらが樹洞であった。

リュウキュウテングコウモリの行動範囲は平均0.05 km²のみであり、面積が季節によって変動はないようであった。ねぐら場所は夜間行動範囲内で位置していた。起伏が激しくて、推定できる位置数が非常に少ないため、ヤンバルホオヒゲコウモリの夜間行動範囲を計算できなかった。

IV. 考察

本調査の結果により、ソーシャルコールを音響ルアーとして利用することは、リュウキュウテングコウモリの捕獲確率をあげるのに有効な方法であることを示す。コウモリを捕獲するのは個体群モニタリングや追跡調査などの様々な生態的調査に基礎的なことである。従って、捕獲調査の有効率をあげることは他の生態的調査の有効性を増大することである。残念ながら、

ヤンバルホオヒゲコウモリに対する音響ルアーの効果を確認できず、これを解明するためにさらなる研究が必要である。ヤンバルホオヒゲコウモリの行動範囲を計算するのもさらなる研究が必要である。リュウキュウテングコウモリは離れているねぐら場所から採餌場所まで通勤する代わりに、狭い行動範囲内に眠るようである。本種は採餌場所の近くに様々なねぐらタイプを利用し、遠方の採餌場所まで行かずにエネルギーを節約する。ヤンバルホオヒゲコウモリの追跡個体を再確認することが困難であるから、本種の行動範囲はリュウキュウテングコウモリより広いと考えられる。

ヤンバルホオヒゲコウモリ前個体はそばにある2地点のみで捕獲したが、リュウキュウテングコウモリは調査地域内の複数の場所で捕獲した。データはまだかなり不十分であるが、沖縄島ではヤンバルホオヒゲコウモリの分布がリュウキュウテングコウモリより限られている可能性があると考えられる。ヤンバルホオヒゲコウモリはねぐら場所または採餌場所に関して、特定の選好を有することが一つの要因だと考えられる。

V. 今後の展望

本研究では、沖縄島におけるリュウのねぐら利用とヤンバルホオヒゲコウモリに対する予備結果を報告した。しかし、生物保護に関する謎がまだ多数ある。ねぐら場所の可能性とともに、採餌場所の状況もコウモリ類の個体群に関して重要である。従って、母子集団を確かめることに集中してねぐら利用行動の研究を継続しながら、DNA バーコーディングで糞サンプルを解析し、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食性を解明する予定である。

謝辞

本研究を手伝っていただいた, David A. Hill, 田村常雄, 永井靖弘, 中田勝士, 上開地広美, Weerach Charantantanakul, 橋爪雅人, 山西悠友, Ashton Strickland, 川北健太郎, Amy Brasch, Victor Anton に感謝申し上げます。さらに, 田村常雄といであ株式会社沖縄支社には調査機材を貸していただき感謝申し上げます。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する。

参考文献

- 船越公威・山下 啓・北之口卓志・田中広音・大坪将平・大平理紗・内原愛美・大澤達也・渡辺弘太・永山 翼・亘 悠哉・南 尚志 2019. 徳之島と奄美大島に生息するコウモリ類の生態学的研究, 特にリュウキュウテングコウモリ *Murina ryukyuana* について. 哺乳類科学 59(1) : 15–36.
- 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, 95–106.
- Hill, D.A. and Greenaway, F. 2005. Effectiveness of an acoustic lure for surveying bats in British woodlands. Mammalian Review 35: 116–122.
- 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.
- Hill, D.A., Armstrong, K.N. and Barden, P.A. 2015. Preliminary assessment suggests that acoustic lures can

- increase capture rates of Australian echolocating bats. Australian Mammalogy 37: 104–106.
- Kunz, T.H., de Torre, 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.
- 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> [accessed 11 Jan. 2018]
- 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> [accessed 11 Jan. 2018]
- 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. <http://whc.unesco.org/en/tentativelists/6160/> [accessed 25 Jan. 2018].
- 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.
- White, G.C. and Garrott, R.A. 1990. Analysis of wildlife radiotracking data. Academic Press, San Diego, California.

Ecology and conservation of rare bats: tracking *Myotis yanbarensis* and *Murina ryukyuana*

PREBLE Jason H., VINCENOT Christian and OHTE Nobuhito

The goal of this survey was to elucidate the conservation-related ecology of *Myotis yanbarensis* and *Murina ryukyuana* on Okinawa Island. From fall 2017 to summer 2018 we conducted bat capture surveys using synthesized social calls as an acoustic lure. Although the acoustic lure increased the catch rate of *Murina ryukyuana*, the strength of this effect differed between seasons. Our capture of *Myotis yanbarensis* represents the first report of this species on Okinawa Island in 22 years. Although the acoustic lure was used, its effectiveness concerning *Myotis yanbarensis* is unclear. Additionally, we attached VHF transmitters to captured bats in order to confirm roosts, critical habitat for bats. *Murina ryukyuana* roosted in various roost types including leaves, ferns, and tree cavities. *Myotis yanbarensis* used mainly tree cavities. On Okinawa Island, the distribution of *Myotis yanbarensis* may be more restricted than that of *Murina ryukyuana*. Further research is needed in order to clarify the ecology of these species and design conservation management plans.

Keywords: tree-dwelling bats, Okinawa island, radiotracking, acoustic lure, roosting behavior

世界自然遺産候補地奄美群島の森林生態系に関する基礎的研究

鹿児島大学薩南諸島森林生態研究グループ
相場慎一郎¹・藤田志歩²・鈴木真理子³・鶴川 信⁴・
川西基博⁵・宮本旬子¹

世界自然遺産候補地となっている鹿児島県奄美群島の奄美大島と徳之島の原生的照葉樹林において、毎木調査区を用いた植生調査をおこなった。本報告書では、このうち、奄美大島西部の標高 400 m と 600 m に設定した 2 つの 1 ヘクタールの毎木調査区の概要について、奄美大島中部（標高 330 m）の既存の 1 ヘクタール調査区と比較しながら報告した。調査対象樹木の下限直径は 4.8 cm である。本研究の 2 調査区はスダジイ・イジュの優占度が低く、イスノキ・ウラジロガシ等の優占度が高いことから、遷移がより進んだ状態にあるとみなせた。3 つの 1 ヘクタール調査区の間に見られる変異は、標高・地形・攪乱の程度などにより説明されると考えられた。また、奄美大島・徳之島の植生調査区の周辺で、カメラトラップによる動物調査もおこなった。その結果、両島の山地に残された原生的照葉樹林は、多くの固有種を含む哺乳類・鳥類の生息場所となっていることが示された。

キーワード：南西諸島、生物多様性、植生、哺乳類、鳥類、固有生物

1. はじめに

日本の南西諸島では、生物相も気候も薩南諸島内の大隅諸島（種子島・屋久島）と奄美群島の間のカラ列島（悪石島と小宝島の間）で大きく変化する。したがって、ここには渡瀬線と呼ばれる生物の分布境界線が引かれ、この線より北側では温帯系（生物地理区では全北区または旧北区）の生物が圧倒的に多いのに対し、南側では熱帯系（生物地理区では旧熱帯区または東洋区）の生物が多くなる（宮本 2010；鈴木・宮本 2018）。

また、渡瀬線以南の南西諸島には、多くの固有分類群が存在する。150 万年前にアジア大陸から切り離され（Osozawa et al. 2012）、隔離された状態で進化がおこったためである。世界的

に見ると乾燥気候が卓越する亜熱帯において例外的に湿潤な気候を持つため、照葉樹林が存続し続け、上記の固有生物の生息場所となってきた。これらの理由から、まとまった面積の森林を持つ奄美大島・徳之島・沖縄島北部・西表島は、2017 年に日本政府から世界自然遺産に推薦された。推薦区域の区割りの問題から 2018 年 5 月にいったん推薦は取り下げられたが、2019 年に再推薦される予定であり、最短で 2020 年にも世界自然遺産に登録される見込みである。

南西諸島では、沖縄諸島と先島諸島の間（慶良間海裂）でも生物相が大きく変化し、ここに引かれる生物の分布境界線を蜂須賀線（慶良間ギャップ）という。渡瀬線と蜂須賀線の間位

1: 鹿児島大大学院理工学研究科 2: 鹿児島大学共通教育センター 3: 鹿児島大学国際島嶼教育研究センター 4: 鹿児島大学農学部 5: 鹿児島大学教育学部
2018. 11. 30 受付 2020. 1. 10 公開

置する奄美群島と沖縄諸島は生物相の共通性が高く、生物地理学の区分で中琉球と呼ばれる。哺乳類・鳥類を例にとると、中琉球の固有分類群には、トゲネズミ属 *Tokudaia* (奄美大島・徳之島・沖縄島に1種ずつ)・ケナガネズミ *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)。

南西諸島の島々を、地形と地質に基づき火山性高島・非火山性高島・低島に分類すると、奄美群島の奄美大島と徳之島は、渡瀬線以南の南西諸島の非火山性高島の中でもっとも北方に位置し、しかも、600 m以上の山を持つ点でユニークである(相場 2018)。奄美大島の最高峰は湯湾岳(694 m)、徳之島の最高峰は井之川岳(645 m)であり、これは沖縄県の島々が600 mに達しない(沖縄島・石垣島・西表島の最高峰は、それぞれ、与那覇岳 503 m、於茂登岳 526 m、古見岳 470 m)のと対照的である。

渡瀬線は生物の分布境界線であると同時に気候の境界線でもある。暖かさの指数によると、屋久島の南部海岸とトカラ列島口之島の北端を境界として、それより北は暖温带、南は亜熱帯である(堀田 2013; 米田 2016)。現在サンゴ礁が発達するのも、隆起サンゴ礁由来の石灰岩が広範に分布するのも、トカラ列島までである。しかし、標高があがると気温が低下するため、奄美大島と徳之島の山地は暖かさの指数でいえば暖温带に属する。気象庁の名瀬と伊仙におけ

る平年値(1981~2010年)から気温通減率を100 mあたり0.6 °Cとして計算すると亜熱帯と暖温带の境界(暖かさの指数180 °C)は、奄美大島では280 m、徳之島では305 mとなる。沖縄県では海岸部の気温が高く山の高さも低いいため、暖温带に属する標高帯は沖縄島では440 m以上の山頂部のみで、石垣島・西表島には存在しない。奄美大島と徳之島は島内で亜熱帯から暖温带への変化が顕著に見られる点でもユニークである。

本研究は、奄美群島の異なる標高の原生的森林において、その基盤をなす樹木群集の種組成・構造と脊椎動物(哺乳類・鳥類)の分布状況を明らかにすることを目的とした。ただし、本報告書では、植生調査については奄美大島で行った調査の結果のみについて報告する。

II. 植生調査

1. 方法

これまで奄美群島で植物社会学的研究は多数おこなわれてきたが、毎木調査による研究は少なく調査区面積は最大でも0.15 ha(50 m × 30 m)と小さいものがほとんどであった(寺師 1983; 清水ほか 1988; 田川ほか 1989; Hara et al. 1996; 寺田 2007; 寺田ほか 2010)。大面積調査区によるものは奄美大島中部の金作原(100 m 四方, 1 ha, 標高330 m; 石垣ほか 2008; 石原ほか 2010)と徳之島南部の三京(200 m 四方, 4 ha, 標高200 m; 米田 2016; 鶴川 2016)の2か所の原生的森林(非石灰岩地)のみであり、奄美群島の多様な森林の特徴を把握するにはまだ不十分である。

そこで、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)に比較的大面積(1 ha, 100 m 四方)の調査区を設けて、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。地形測量によると、これらの調査区は尾根と谷を含むが、400 m（神屋）では谷的な地形が広く含まれるのに対し、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な含まれない。これらの調査区のうち、0.25 ha（50 m 四方）の部分については、胸高直径2 cm（周囲長6.2 cm）以上の樹木が調査され、その概要については相場（2018）で報告されている。調査地の基岩はいずれも堆積岩で、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2018）。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℃という気温遞減率を用いて暖かさの指数を推定すると、400 mで171℃、600 mで157℃となり、いずれも暖温帯（85℃以上180℃以下）に属することになる。

以上2調査区（400 mと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）。金作原の地質は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2018），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）。

2. 結果と考察

1) 種組成

400 mで2652本64種、600 mで3813本53種の樹木が調査され、330 mの3034本55種と合わせると9499本、81種の樹木が出現した（図1）。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80種となる。本数あたりの種数を計算すると、400 m > 330 m > 600 m という順になり、調査区あたり種数と同じ順になった。

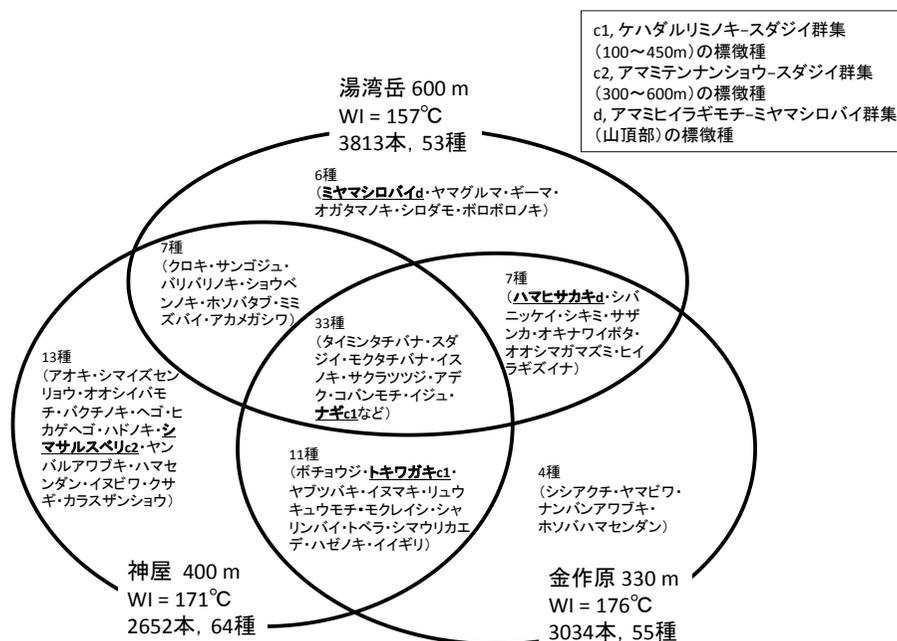


図1 奄美大島に設定された面積1 haの毎木調査区に出現した樹種。胸高直径4.8 cm以上の樹木を調査した。

4 調査区全てに出現したのは 33 種であった。本数が多いのはタイミンタチバナ *Myrsine seguinii*・スダジイ *Castanopsis sieboldii*・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*・ムツチャガラ *Ilex maximowicziana* subsp. *kanehirae*・ウラジロカンコノキ *Glochidion acuminatum* の 7 種のみであった。

600 m のみに出現したのは、6 種（ミヤマシロバイ *Symplocos confusa*・ヤマグルマ *Trochodendron aralioides*・ギーマ *Vaccinium wrightii*・オガタマノキ *Michelia compressa*・シロダモ *Neolitsea sericea*・ボロボロノキ *Schoepfia jasminodora*）であり、このうちミヤマシロバイと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、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 liukuense*・オオシマガマズミ *Viburnum tashiroi* は、600 m と 330 m 調査区に共通して出現し、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。一方、600 m と 400 m に共通して出現する 7 種（ナカハラクロキ *Symplocos hakaharae*・サンゴジュ *Viburnum odoratissimum*・バリバリノキ *Litsea acuminata*・シヨウベンノキ *Turpinia ternata*・ホソバタブ *Persea japonica*・ミミズバ

イ *Symplocos glauca*・アカメガシワ *Mallotus japonicus*）のうち、3 種（バリバリノキ・シヨウベンノキ・ホソバタブ）は谷的な地形に多く出現する種で、1 種（ナカハラクロキ）は尾根に多く出現する種であった。

低標高（330 m・400 m）のみに出現したのは 28 種で、そのうち両調査区とも出現したのは 11 種、330 m のみ出現したのが 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）、400 m のみ出現したのは 13 種であった。400 m のみ出現した 13 種のうち、8 種（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*）は攪乱依存性の種であった。低標高のみに出現した 28 種のうち、4 種（アオキ *Aucuba japonica*・シマイズセンリョウ *Maesa perlarius*・ボチョウジ *Psychotria rubra*・シシアクチ）は低木性樹種で、このうちシマイズセンリョウ以外の 3 種は 600 m 調査区にも直径 4.8 cm 未満の個体が生育していた。

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 330 m および 400 m 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 *Lagerstroemia subcostata* は 400 m 調査区

のみに出現した。また、アマミヒイラギモチー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 調査区のみに出現し、ハマヒサカキは 600 m と 330 m 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。ただし、標高 100～450 m のケハダルリミノキー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 3 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ー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、330 m で $60.2 \text{ cm}^2 \text{ m}^{-2}$ 、400 m で $57.5 \text{ cm}^2 \text{ m}^{-2}$ 、600 m で $61.8 \text{ cm}^2 \text{ m}^{-2}$ であり、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、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 2）。400 m と 600 m 調査区の一部では樹高を測定したが、最大樹高は 400 m で 20.6 m、600 m で 14.5 m であった。330 m と 400 m を比べると、標高がやや高い 400 m のほうが本数が少なく、先述のとおり攪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より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グシは、400 m ではそれぞれ胸高直径 60 cm と 70 cm を超えていたが、330 m と 600 m 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

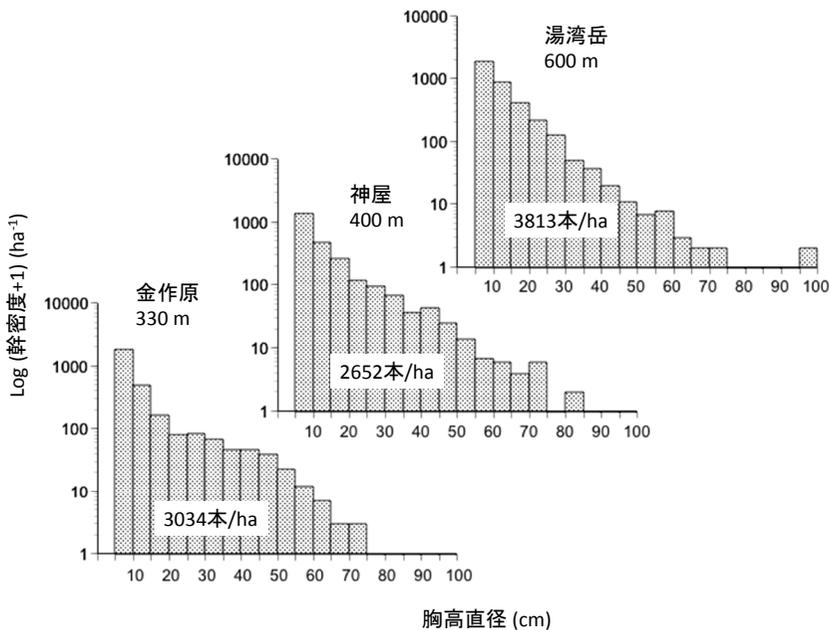


図 2 奄美大島に設定された毎木調査区の胸高直径階分布（胸高直径 ≥ 5 cm）

で優占するイジュは、400 m では直径 50 cm 未満であったが、330 m と 600 m 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、330 m と 600 m よりも 400 m 調査区の方が、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、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 3)。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、330 m と 400 m 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す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、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 4)。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 調査区が谷的な環境

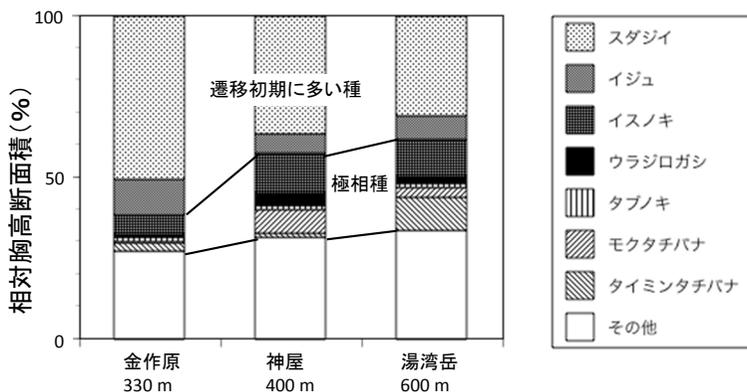


図 3 奄美大島 3 調査区における上位 3 種とウラジロガシ・タブノキの相対胸高断面積

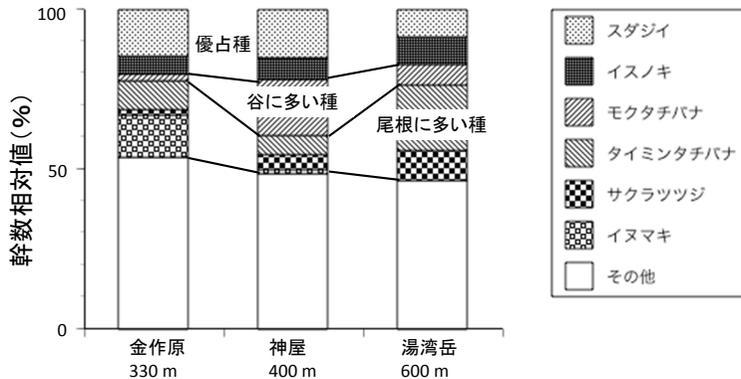


図4 奄美大島3調査区における上位3種の本数

にあることが示された。

III. 動物調査

1. 方法

カメラトラップによる野生動物の生息調査は、2017年1月27日から2018年2月7日まで、奄美大島2地点（神屋、湯湾岳）および徳之島2地点（三京、井之川岳）で行った。各地点において、原生的森林内に直線500mの調査路を設定し、100mおきに合計6台の赤外線自動撮影カメラ（Ltl-6210MC 850NM, Ltl Acorn Electronics）を地上から約60cmの高さで設置した。調査路は、緩やかな斜面でできるだけ標高の変化がないように、GIS（ArcMap 10.2.1, ArcGIS）を用いてあらかじめ設定し、カメラを各設置ポイント付近（10m以内）の獣道上に設置した。各地点における調査路の標高は神屋400m、湯湾岳590m、三京220m、井之川岳470mであった。このうち、奄美大島2地点の調査路は、毎木調査区に近接した場所である。撮影条件はビデオモードで30秒間とし、インターバルを5分間とした。

2. 結果

各地点における分類群ごとの撮影頻度を図5に示した。撮影頻度はカメラ・日あたりの撮影回数とし、同種の複数個体が同時に撮影された

場合も1回としてカウントした。異なる種が同時に撮影された場合はそれぞれの種で1回としてカウントした。4地点を合わせた分類群ごとの撮影回数は、哺乳類（ヒトを除く）2909回、鳥類1846回、爬虫類5回、無脊椎動物8回、不明153回であった。撮影頻度は奄美大島（神屋、湯湾岳）に比べ、徳之島（三京、井之川岳）の方が高く、とくに鳥類の撮影頻度が高かった。また、井之川岳では哺乳類の頻度が高く、他の3地点の2倍以上であった。

哺乳類（ヒト、イヌおよびネコを除く）について、各地点における種ごとの撮影頻度を図6に示した。撮影された動物種を表1に示した。井之川岳では、リュウキュウイノシシ *Sus scrofa riukiuanus* およびアマミノクロウサギの撮影頻度がとくに高かった（図6）。いっぽう、2番目に哺乳類の撮影頻度が高かった神屋では、アマミトゲネズミ *Tokudaia osimensis* の撮影頻度がとくに高かった。リュウキュウイノシシおよびアマミノクロウサギは、いずれの島においても山頂部（湯湾岳および井之川岳）の方が山地中腹（神屋および三京）よりも高頻度で撮影された。外来種については、頻度は低いものの、井之川岳でイヌ *Canis familiaris* が7回、三京でイヌが1回、湯湾岳でネコ *Felis catus* が2回撮影された。特定外来生物に指定され、奄

美大島で生息が確認されているファイリマンゲース *Herpetes auropunctatus* (環境省 2016) は撮影されなかった。

鳥類について、徳之島(三京, 井之川岳)ではアカヒゲ *Erithacus komadori* の撮影頻度が最も高かった(鳥類撮影頻度の3割以上)。また、奄美大島(神屋, 湯湾岳)では、固有種または固有亜種であるルリカケス, オオトラツグミお

よびオーストンオオアカゲラが撮影された。とくに神屋では、オオトラツグミの撮影頻度が全体の25%を占めた。奄美群島固有種のアマミヤマシギは4つの調査地点全てにおいて撮影された。

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

表1 カメラトラップ調査において撮影された動物種

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

¹ 奄美群島固有種(固有亜種)

² 外来種

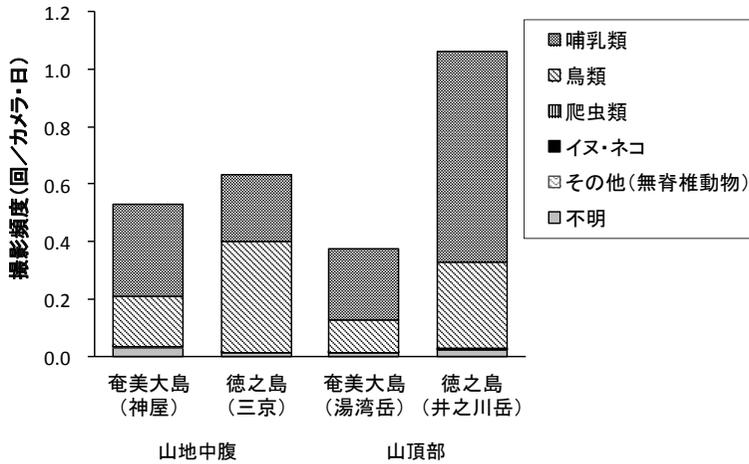


図5 カメラトラップ各調査区における分類群毎の撮影頻度

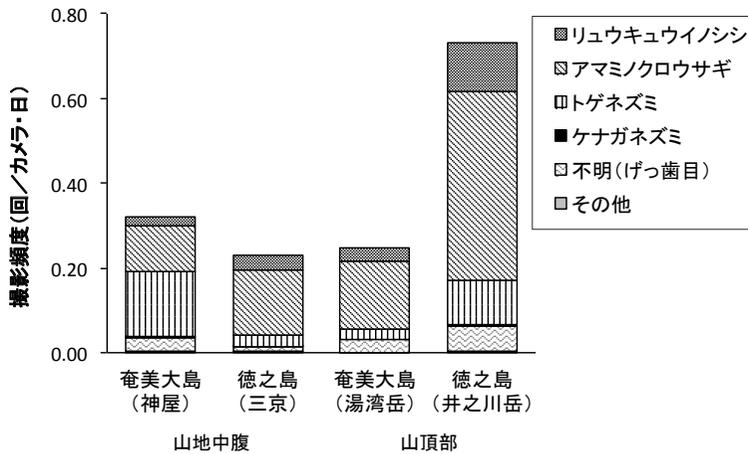


図6 カメラトラップ各調査路における哺乳類各種の撮影頻度。トゲネズミはアマミトゲネズミとトクノシマトゲネズミを含む。その他はコウモリ科(種不明)およびトガリネズミ科(種不明)を含む。

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.

- 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・倉本恵生・酒井 武・齊藤 哲・崎尾 均・崑元道徳・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.
- 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 2013. 奄美群島植物目録. 鹿児島大学総合研究博物館.
- 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.
- 石田 健・川口秀美・鳥飼久裕・高 美喜男・川口和範 2008. 奄美大島金作原国有林の森林調査結果とスダジイの結実動態から生態系管理を考える. 第 119 回日本森林学会大会学術講演集: D28.
- 環境省 2016. 特定外来生物等一覧. <https://www.env.go.jp/nature/intro/2outline/list.html>. (2017 年 11 月 29 日閲覧)
- Kubota, Y., Katsuda, K. and Kikuzawa, K. 2005 Secondary succession and effects of clear-logging on diversity in the subtropical forests on Okinawa Island, southern Japan. *Biodiversity and Conservation* 14: 879-901.
- Kubota, Y., Murata, Y. and 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.
- 宮脇 昭 (編著) 1989. 日本植生誌沖縄・小笠原. 至文堂.
- 宮本句子 2010. 奄美群島の植物. 鹿児島大学鹿児島環境学研究会編「鹿児島環境学 II」南方新社: 65-83.
- 大川智史・林 将之 2016. 琉球の樹木. 文一総合出版.
- Osozawa, S., Shinjo, R., Armid, A., Watanabe, Y., Horiguchi, T. and Wakabayashi, J. 2012. Palaeogeographic reconstruction of the 1.55 Ma synchronous isolation of the Ryukyu Islands, Japan, and Taiwan and inflow of the Kuroshio warm current. *International Geology Review* 54: 1369-1388.
- 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 日本シームレス地質図 2018 年 8 月 7 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.
- 鈴木英治・宮本句子 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.
- 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. 環境庁自然保護局編「南西諸島における野生生物の種の保存に不可欠な諸条件に関する研究」環境庁自然保護局: 75-105.
- 寺田仁志 2007. 鹿児島県奄美大島大和村大和浜のオキナワウラジロガシ林. 鹿児島県立博物館研究報告 26: 21-44.
- 寺田仁志・大屋 哲・久保紘史郎 2010. 徳之島明眼の森・義名山の植生について. 鹿児島県立博物館研究報告 29: 1-28.
- 寺師健次 1983. 奄美大島のスダジイ林について. 森林立地 25: 23-30.
- Tsujino, R., Takafumi, H., Agetsuma, N. and Yumoto, T. 2006. Variation in tree growth, mortality and recruitment among topographic positions in a warm temperate forest. *Journal of Vegetation Science* 17: 281-290.
- Tsujino, R. and Yumoto, T. 2007. Spatial distribution patterns of trees at different life stages in a warm temperate forest. *Journal of Plant Research* 120: 687-695.
- 鶴川 信 2016. 徳之島の常緑広葉樹林の更新. 鹿児島大学生物多様性研究会編「奄美群島の生物多様性」南方新社: 30-39.
- 米田 健 2016. 薩南諸島の森林. 鹿児島大学生物多様性研究会編「奄美群島の生物多様性」南方新社: 40-90.

Basic study on the forest ecosystems in Amami Islands, a world natural heritage candidate, Kagoshima, Japan

AIBA Shin-ichiro, FUJITA Shiho, SUZUKI Mariko, UGAWA Shin,
KAWANISHI Motohiro and 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 outline of two 1-hectare plots established at 400 m and 600 m in the western part of Amami-Oshima, comparing them with an older plot at 350 m in the central part of the island. The minimum census size of trees was 4.8 cm diameter at breast height. Our plots showed the lesser dominance of *Castanopsis sieboldii* and *Schima wallichii* and higher dominance of *Distylium racemosum* and *Quercus salicina*, which suggests that our plots are at more advanced stages of vegetation succession. The variation among the three 1-hectare plots will be explained by altitude, topography and disturbance history. We also studied animals around our tree census plots on Amami-Oshima and Tokunoshima by using a camera trap method. The results indicated that the old-growth forests on both islands serve as habitats for mammals and birds including many endemics.

Keywords: Nansei Islands, biodiversity, vegetation, mammals, birds, endemics

道東沿岸域において再定着しつつあるラッコの摂餌生態の解明

日米北太平洋ラッコ研究グループ
三谷曜子¹・北野雄大²・鈴木一平¹

北海道周辺におけるラッコは北方四島を除く全域にて、毛皮を目的とした乱獲により姿を消したとされてきたが、2014 年にラッコの親子が北海道東部（道東）で確認されて以降、徐々に目撃数が増えている。本研究では、道東沿岸域に再定着しつつあるラッコが、生態系に与える影響について定量化することを目指し、ラッコの行動観察による、行動分類と餌生物判別を行い、アラスカ個体群と比較した。ラッコの行動は、陸、および船上から、ある個体を 30 分間追跡するフォーカルサンプリングを行い、1 分ごとに行動を記録した。行動は、採餌、遊泳、毛づくろい、他個体との接触、見回り、休息に分けた。子連れ個体の場合は、子への毛づくろい、授乳についても記録した。採餌していた場合には、潜水時間と海面に持ち帰った餌の同定、及び海面滞在時間について記録した。この結果、同定できた餌のうち、約 7 割は二枚貝であり、そのほか、ウニやホヤ、カニを食べていることが明らかとなった。餌生物の少ない環境では、潜水時間が長くなると知られているが、個体数の安定しているアラスカ個体群と潜水行動を比較すると、平均潜水時間は半分程度となったため、環境収容力の限界には達していないと推察できる。

キーワード：行動観察、餌生物、行動分類、潜水

1. 緒言

高次捕食者は、食物連鎖を通じて異なる栄養段階の生物に段階的に影響を与え、このような事象はカスケード効果と呼ばれる。北東太平洋では、アザラシ類やトド *Eumetopias jubatus* などの資源が次々と崩壊していることが報告されてきたが (Trites and Larkin 1996; Small et al. 2008), この要因として、1980 年代までの捕鯨がヒゲクジラ類を激減させた結果、ヒゲクジラ類を捕食していたシャチ *Orcinus orca* が、捕食対象をゼニガタアザラシ *Phoca vitulina* に変えたこと、アザラシ資源を崩壊させるとキタオットセイ *Callorhinus ursinus*、トド、ラッコ *Enhydra lutris* へと捕食対象を変えたこと、が挙げられている (Springer et al. 2003)。この結果、

さらに下位の栄養段階まで影響していることも報告されている。アラスカ西部では上述のようにラッコがシャチに捕食されるようになって数を減らすことにより、ラッコに食べられていたウニが増加して、ウニによるコンブの捕食が広がった、という報告がある (Estes et al. 1998)。この結果は、ラッコが沿岸生態系の多様性を保全する役割を担っていることを示すものでもある。

ラッコは、100–300 万年前に海へと進出し、最も近年に「海棲哺乳類」となった種であり、海棲哺乳類で最も小さい種である (Berta et al. 2015)。このため 5,000 万年前に陸から海へと進出した鯨類や、2,800 万年前には海での生活に適応していたと考えられる鰭脚類に比べて潜

1: 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 2: 北海道大学水産学部
2018. 12. 16 受付 2020. 1. 10 公開

水能力が低く、採餌場所は水深 100 m 未満の海域に限られている。また、分厚い脂肪層で断熱するのではなく、高密度(12-14 万本/cm²) (Kuhn et al. 2010) の毛皮で断熱する。その毛皮の内側に空気を貯めることによって断熱していることから、20 % の時間を毛づくろいに費やすことが報告されている (Finerty et al. 2009; Wolt et al. 2014)。しかし、毛皮でも断熱が十分でなく、熱が奪われるため、1 日で体重の 25 % もの重量の高カロリーな餌を食べる必要がある (Kenyon 1969)。

高密度な毛皮を持つことは、ラッコの乱獲にもつながった。1741 年、ベーリングらの航海によりラッコが発見され、以降、1900 年までに個体数は絶滅寸前になるほど激減した。北海道周辺においても、1800 年に高田屋嘉平が択捉島に漁場を開き、ラッコ捕獲を始めた (函館市史編さん室 1990)。択捉島の他にも、ウルップ島からシュムシュ島までの千島列島がラッコ

の猟場であったが (宇仁 2001)、毛皮のために乱獲され、19 世紀以前は千島列島に 2-2.5 万頭いたラッコは激減した (Kornev and Korneva 2004)。1912 年、ラッコは、同じく毛皮を目的に乱獲されていたキタオットセイとともに臘虎臘胎獣猟獲取締法によって保護されるようになった。その後、個体数は回復し、2004 年では 1.9 万頭まで達した (Kornev and Korneva 2004)。この増加率は頭打ちになっており、環境収容力に達しつつあることも考えられる。

近年、ラッコは北海道沿岸において複数目撃されるようになり (Hattori et al. 2005)、再定着が進んでいることが伺える。ラッコの餌生物は、貝類、タコ、ウニ、カニなどの浅海域の底生生物であり、1 日に食べる餌量を計算すると、成熟個体 (15-45 kg) は 1 日に 3-9 kg の餌を食べることになる。北海道沿岸では、これらの底生生物を対象とした漁業も盛んであることから、ラッコが再び元の生態系に戻った際の影響を把

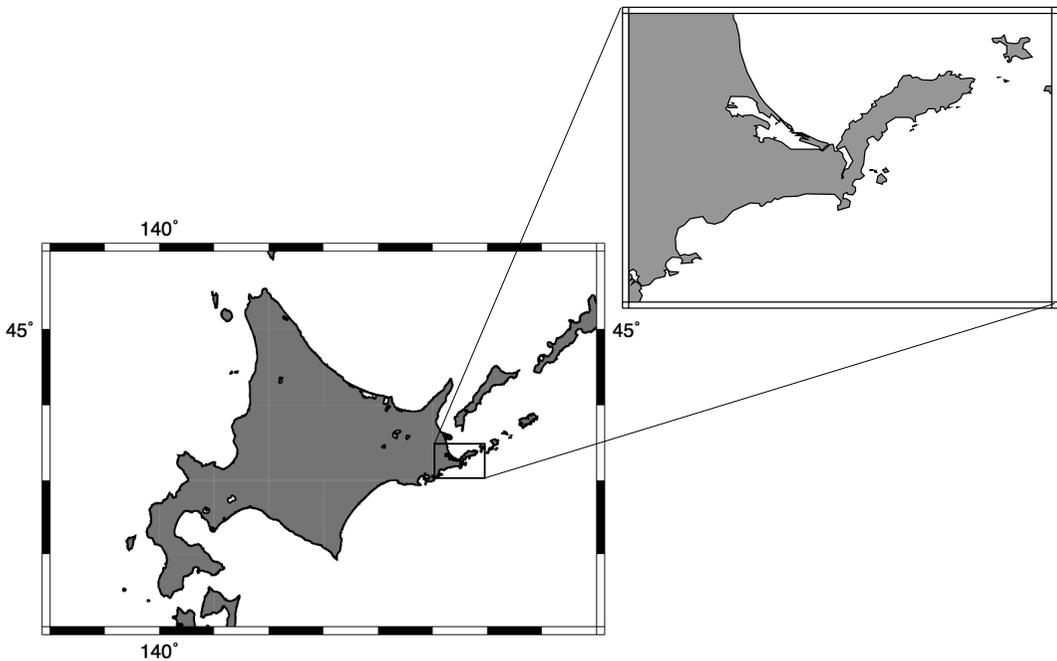


図1 調査地

握することは、持続可能かつ生物の多様性を維持した沿岸生態系の利用において極めて重要となる。

そこで本研究では、北海道沿岸において再定着しつつあるラッコの摂餌生態を解明することを目的に、行動追跡や餌生物の同定を行った。

II. 材料と方法

調査地は、北海道東部沿岸である(図1)。調査においては、日中に陸や船から肉眼、または双眼鏡でラッコを探索し、発見後は行動量の定量化を行うため行動追跡を実施した。定量化においては、共同研究者である Davis 博士らの考案した1個体の行動を追跡する手法フォーカルサンプリング(Pearson and Davis 2005)を参考にし、北米に生息するラッコとの比較を可能にした。フォーカルサンプリングにおいては、行動を6つの項目(休息、毛づくろい、採餌、他個体との干渉、遊泳、見回り)に分類し、1分毎の瞬間サンプリングで30分間連続して行動を記録した。また、行動を追跡している間、GPSで緯度経度を記録した。なお、途中で見失った場合は「見失い」として記録し、この間については解析に含めなかった。また、母子ペアが観察された場合は2つの項目(授乳、子への毛づくろい)を追加して行動分類を実施したが、本研究では観察回数が少なかったため、母子ペアのデータについては解析に含めなかった。

また、採餌をしている個体については、潜水の開始時刻と終了時刻を記録した。また、ラッコは海底で採った餌を必ず海面に持ち帰って食べるため、観察された餌については、種や個数の同定を試みた。この採餌潜水行動観察においては、観察している1個体について、10回の連続した採餌潜水を1回の潜水バウトとして記録し、それ以上の採餌潜水を行なっても記録しないことで、ある特定個体の採餌データに偏

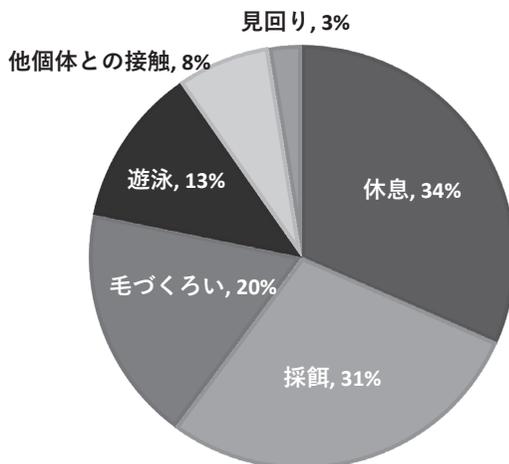


図2 行動の時間割合

らないようにした。

行動記録が終わった際には、なるべく個体に近づき、個体識別のための写真を撮影した。さらに、ラッコが分布していた海域において、ポータブル測深器(HONDEX社製)で水深を計測した他、水中カメラを下ろして海底の状況を撮影した。

III. 結果

本調査では、合計37回のフォーカルサンプリングで、計1032分の行動記録を得た。この結果、最も多かった行動は休息で、採餌、毛づくろい、遊泳、他個体との接触、見回り、の順だった(図2)。

また、19回の潜水バウトで、160回の潜水と157回の海面滞在を記録でき、平均潜水時間は 0.83 ± 0.45 分(最大2.48分)、平均海面滞在時間は 0.86 ± 0.63 分(最大3.23分)であった(図3)。この160回の潜水のうち、採餌が成功したかどうかを記録できたのは152回であり、このうち115回(76%)の潜水で、餌を海面に持ち帰っていた。餌が同定できた潜水は72回で、250個の餌をカウントした(ただし、手のひらに隠れるほどの大きさで、種がわからなかった

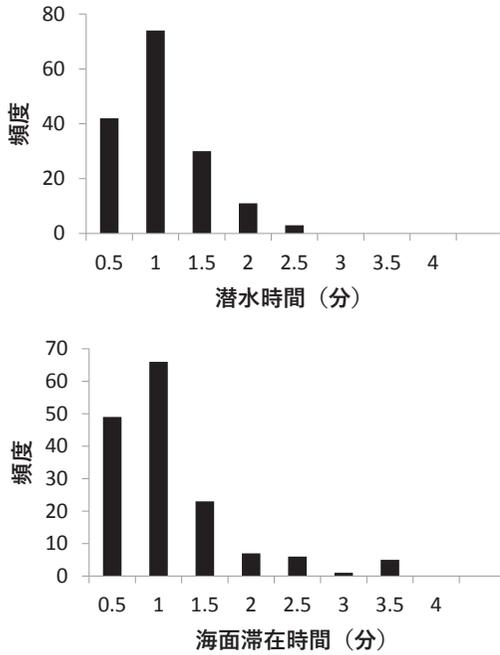


図3 潜水時間（上）と海面滞在時間（下）の頻度

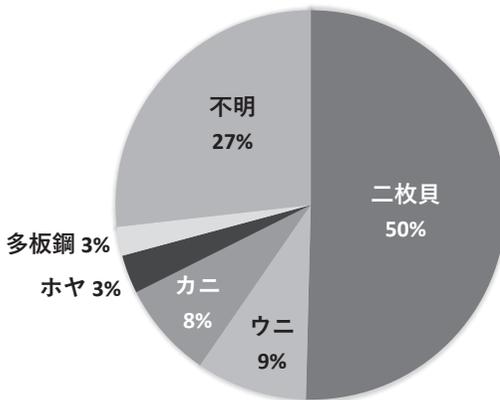


図4 海面に持ち帰った際に、同定できた餌の数の割合

餌 67 個 (26 %) も含む)。数が同定できた餌のうち、最も多かったのが二枚貝で、126 個 (50 %) であり、ウニが 23 個 (9 %)、カニが 20 個 (8 %) と続いた (図 4)。二枚貝は、同定できた餌のうち、7 割を占めていた。また、水中カメラの画像からは、海藻や海草が繁茂していることが明らかとなった (図 5)。



図5 調査地の水中の様子

IV. 考察

本研究では休息の時間割合が最も長く、34 % であった。Estes et al. (1982) によるアリューシャン諸島及びオレゴンにおける先行研究では、採餌、休息、毛づくろい、移動、その他の 5 つの行動分類において、休息は 34.4–59.3 % であり、本研究の結果とそれほど変わらなかった。一方、(Estes et al. 1982) では休息が短い海域 (34.4 %) では、50.7 % の時間を採餌にかけており、休息が長い海域 (47.4–59.3 %) では採餌時間が短い (15.5–17.8 %) 傾向があったが、本研究では採餌時間が 31 % であり、その中間であった。採餌時間の割合は、その海域の餌の豊度、つまり環境収容力によって変わるとされており、ラッコの個体数変化が一定だったり減少している場合には長く、個体数増加が見られる海域は短い傾向にある (Gelatt et al. 2002)。本研究海域では、ラッコが再定着しつつある状況であり、個体数が減少しているとは言えない。また、本研究で得られた採餌潜水の平均潜水時間 (0.86 ± 0.63 分) は、ラッコの再定着から 30 年がすぎて個体数が一定であるアラスカ、プリンス・ウィリアム湾の 1.89 ± 0.88 分よりも短いことから (Wolt et al. 2012)、本研究海域において餌が枯渇しているとも考えにく

く、環境収容力には達していないものと考えられる。

そのほか、採餌時間割合に影響を及ぼすものとして、性別や成熟度による違いも明らかになっている。これは、ラッコの成熟オスは繁殖期の間、テリトリーを持ち、他のオスが入ってこないように、またテリトリーに入って来た交尾可能なメスを探すため、お腹を下にして泳ぐ「見回り行動」に時間を費やすためである。この見回り行動は、メスでは確認されていないため、先行研究では、性別、成熟度を分けて行動時間割合を出している (Finerty et al. 2009; Gelatt et al. 2002; Pearson and Davis 2005; Wolt et al. 2014)。本研究では、観察できた回数が少ないため、母子ペアを除いて、全ての個体をプールして行動時間割合を算出した。今後は個体識別をすることにより性別を明らかにし、性別ごとの行動時間割合を明らかにする必要がある。

本海域における餌の多くは、二枚貝であり、同定できた餌の7割を占めた。前述のプリンス・ウィリアム湾においても、二枚貝の割合が多く、本研究と一致していたが、ウニについては、プリンス・ウィリアム湾ではラッコの捕食圧によってなくなったことにより、見られていない (Wolt et al. 2012)。また、Laidre and Jameson (2006) においても、再定着して時間が経った海域ではラッコが二枚貝を多く食べるが、新たに進出した海域ではウニを主に食べていることが明らかとなっており、今後は、海底における生物調査なども並行して行い、ラッコと漁業との競合を明らかにする必要がある。

謝辞

本調査の実施に当たっては、「幸恵丸」船長、ならびに地元漁協、根室市教育委員会、根室歴史と自然の資料館、根室市、根室振興局に多大な協力を頂いた。また、フィールド調査では海

遊館、鳥羽水族館、須磨水族館、おたる水族館の方々にご協力いただいた。各氏のご協力に感謝する。

参考文献

- Berta, A., Sumich, J.L. and Kovacs, K.M. 2015. Marine Mammals: Evolutionary Biology. Third Edition. Academic Press.
- Estes, J.A., Jameson, R.J. and Rhode, E.B. 1982. Activity and prey election in the sea otter - influence of population status on community structure. *American Naturalist* 120, 242–258.
- Estes, J.A., Tinker, M.T., Williams, T.M. and Doak, D.F. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282, 473–476.
- Finerty, S.E., Wolt, R.C. and Davis, R.W. 2009. Summer activity pattern and field metabolic rate of adult male sea otters (*Enhydra lutris*) in a soft sediment habitat in Alaska. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 377, 36–42.
- Gelatt, T.S., Siniff, D.B. and Estes, J.A. 2002. Activity patterns and time budgets of the declining sea otter population at Amchitka Island, Alaska. *The Journal of Wildlife Management* 66, 29–39.
- 函館市史編さん室 1990. 函館市史.
- Hattori, K., Kawabe, I., Mizuno, A.W. and Ohtaishi, N. 2005. History and status of sea otters, *Enhydra lutris* along the coast of Hokkaido, Japan. *Mammal Study* 30, 41–51.
- Kenyon, K.W. 1969. The sea otter in the eastern Pacific Ocean. *North American Fauna* 68, 352p.
- Kornev, S.I. and Korneva, S.M. 2004. Population dynamics and present status of sea otters (*Enhydra lutris*) of the Kuril Islands and southern Kamchatka., in: *Proceedings of the Marine Mammals of the Holarctic*, pp. 273–278.
- Kuhn, R.A., Ansoerge, H., Godynicki, S. and Meyer, W. 2010. Hair density in the Eurasian otter *Lutra lutra* and the sea otter *Enhydra lutris*. *Acta Theriologica* 55, 211–222.
- Laidre, K.L. and Jameson, R.J. 2006. Foraging patterns and prey selection in an increasing and expanding sea otter population. *Journal of Mammalogy* 87, 799–807.
- Pearson, H.C. and Davis, R.W. 2005. Behavior of territorial

- male sea otters (*Enhydra lutris*) in Prince William Sound, Alaska. *Aquatic Mammals* 31, 226–233.
- Small, R.J., Boveng, P.L., Byrd, G.V. and Withrow, D.E. 2008. Harbor seal population decline in the Aleutian Archipelago. *Marine Mammal Science* 24, 845–863.
- Springer, A.M., Estes, J.A., van Vliet, G.B., Williams, T.M., Doak, D.F., Danner, E.M., Forney, K.A. and Pfister, B. 2003. Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: an ongoing legacy of industrial whaling? *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 12223–12228.
- Trites, A.W. and Larkin, P.A. 1996. Changes in the abundance of Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*) in Alaska from 1956 to 1992: How many were there? *Aquatic Mammals* 22, 153–166.
- 宇仁 義 2001. 北海道近海の近代海獣猟業の統計と関連資料. 知床博物館研究報告 22, 81–92.
- Wolt, R.C., Finerty, S.E. and Davis, R.W. 2014. Time and energy allocation of female sea otters (*Enhydra lutris*) with pups in Alaska. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 461, 93–101.
- Wolt, R.C., Gelwick, F.P., Weltz, F. and Davis, R.W. 2012. Foraging behavior and prey of sea otters in a soft- and mixed-sediment benthos in Alaska. *Mammalian Biology* 77, 271–280.

Feeding ecology of resettling sea otters along the coastal area of eastern Hokkaido

MITANI Yoko, KITANO Yudai and SUZUKI Ippei

Activity budget and prey item identification have been conducted on sea otters in the east coast of Hokkaido as the first preliminary study to quantify energy budget of individuals to understand their effects on the coastal ecosystem. Sea otters in Japan had been considered to be extinct except for some groups in the attribution of the Northern Territories after the fur trade in early 20th century, but some sighting of lactating individuals have been rumored around 2014 in the east coast of Hokkaido. The 30 minutes of focal sampling on activity track of individual sea otter has been conducted and the activities were divided into six phases; foraging, swimming, grooming, socializing, patrolling and resting. In addition, the animal with a calf had two extra phases; lactating and grooming on the calf. When the animal dove for foraging, dive duration and inter-dive duration were quantified by visual observation with binoculars and recorded movies. Captured preys were visually identified when the animal surfaced. Identified preys were bivalves, sea squirts, sea urchins and crabs, in which approximately 70 % of identified preys were bivalves. Although it is known that the dive time will be longer in an environment with few prey, the average dive time was about half when compared to the Alaska population with a stable population. Therefore, it can be inferred that the limit of environmental capacity has not been reached.

Keywords: behavior observation, prey items, behavioral classification, diving

風車立地選定のためのオジロワシの渡り飛行経路と生息地の 決定要因の解明を目的とした遠隔追跡調査

北海道鳥類保全研究会

白木彩子¹・Vladimir Pronkevich²・奥田篤志³

風力発電施設の増加に伴い、北海道ではこれまでに 52 件のオジロワシの風車衝突事故死が確認されている。現在でもさらに多くの風車建設計画が提出されていることから、本研究は風車立地選定に有用な知見の提供を主目的としているが、風力発電事業を含む、さまざまな環境変化による影響の評価や回避に向け、日露の海ワシ類生息域における重要な飛行経路や生息場所を示すことが最終的な目標である。とくに今回のプロジェクトでは、オジロワシの渡り移動経路や中継地、越冬地の特定を目的とした。

2018 年 7 月中旬に、アムール川下流域にあるチュクチャギル湖周辺のオジロワシの営巣地で 4 個体の巣内雛に GPS 送信機を装着した。同年 11 月までの追跡調査の結果、全個体が営巣地から河川周辺に移動した。一方、2017 年 7 月にアムール川中流域の巣で送信機を装着した 1 個体は日本に渡来することではなく、沿海地方の沿岸にある水産加工場付近にあるゴミ捨て場周辺で越冬した。この個体は、ゴミ捨て場で水産廃棄物などを餌としていたと考えられる。また、特定された 3 ケ所の中継地はすべて河川流域で、遡上するサケ科魚類を主な餌としていた可能性がある。

キーワード：GPS 送信機、アムール川中下流域、中継地、幼鳥、越冬地、ごみ捨て場

1. はじめに

風力発電施設による負の側面のひとつとして、鳥類におよぼす悪影響が挙げられる。その影響の一つである鳥類の風車衝突事故は、施設の立地により発生頻度に大きな違いがあることがわかっており、衝突頻度が高い場合は希少鳥類などに与えるインパクトが大きい（たとえば May et al. 2012, Hull et al. 2013）。風力発電施設による鳥類への悪影響を回避するための有効な対策の一つは、希少種の生息地や主要な渡り経路周辺を避けて風車を設置することであり、海外ではこのような配慮を取り入れた風車適地を示した地図が作成されている（たとえば、

Bright et al. 2008, Bradbury et al. 2017）。

オジロワシ *Haliaeetus albicilla* は、環境省の絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律による国内希少野生動植物種に指定され、同省保護増殖事業の対象種である。国内では北海道と青森県の風力発電施設において、2012 年度から 2018 年 3 月までに 52 個体の風車衝突事故が確認されており（環境省釧路自然環境事務所ウェブサイトに⁴）、その影響は個体群の保全上、無視できないものとなっている。また、衝突事故の発生は渡り・越冬期にあたる 12 月から翌年 5 月に多いことが報告されている（白木 2012）。

1: 東京農工大学生物産業学部 2: ロシア科学アカデミー 水・生態問題研究所 3: 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター

2019. 3. 29 受付 2020. 1. 10 公開

国内に生息するオジロワシには、北海道と東北地方の一部（日本鳥学会 2012, 吉岡ほか 2017）で繁殖する留鳥と、越冬期に極東ロシアの繁殖地から北海道をはじめとする全国各地に渡来する冬鳥とがいる。本種は局所的な移動や探餌のために沿岸部を飛翔・利用することが多いが、たとえば既に北海道にある、または建設が計画されている風車の多くは沿岸付近にある。北海道ではさらなる風力発電施設の建設計画が多数提出されており（環境省総合環境政策局環境影響評価課ウェブサイト）、適切な立地選定が実施されない場合、個体群への深刻な影響が懸念される。

一方、オオワシ、オジロワシ（以下、海ワシ類）の主要な繁殖地であるロシアのアムール川流域では、近年、輸出を目的とした大規模な伐採や土地利用による森林の劣化や河川水質の悪化が報告されている。また、ロシア極東では油田などのエネルギー資源開発が活発化しており、北方四島においては日露共同経済活動の一環として風力発電事業の推進が掲げられている。渡り鳥でもある海ワシ類の保護のためには、繁殖地、越冬地、そして渡り経路とその途中にある中継地を含めた生息環境の越境的な保全が求められる。風力発電事業のみならず、日露両国におけるさまざまな環境変化による個体群への影響を検討、回避するためにも、まず、周年を通じて海ワシ類の利用する生息環境や飛行経路を把握する必要がある。

オオワシの渡り経路については、人工衛星による追跡調査など比較的多くの研究が実施され、知見が蓄積されてきた（たとえば Ueta et al. 2000, McGrady et al. 2003）。一方、極東のオジロワシの渡りに関しては、人工衛星により 2 個体を追跡調査した研究（Ueta et al. 1998）と、北海道最北部の宗谷岬とサハリンとの往来について目視観察調査を行った報告（伊藤 1991）

しかなく、知見が少ない。また、日本で確認されている風車への衝突事故は、オオワシでは二事例（環境省釧路自然環境事務所ウェブサイト^{b)}）であるが、オジロワシでは先述したように非常に高頻度で発生している。したがって、今後の風力発電立地の選定に必要な知見として、オジロワシの渡り移動経路の解明は優先課題である。

以上のことから本研究は、海ワシ類の渡り経路や中継地、越冬地を特定してそれらの環境特性を解析し、日露隣接域における潜在的な飛行経路や生息地の推定を試みる。これにより、風力発電をはじめとするさまざまな開発事業や環境変化による悪影響を回避すべく、重要な生息場所を示すことを最終的な目的としている。

今回のプロジェクトでは、とくに渡り性のオジロワシを遠隔追跡調査して渡り移動経路や中継地、越冬地を特定することを第一の目的とし、前年度に引き続きロシア極東の繁殖地で GPS 送信機の装着による遠隔追跡調査を行った。ここではその結果を報告する。

II. 調査方法

1. 調査地と現地調査の方法

ロシアハバロフスク州アムール川下流に位置する都市、コムソモリスク・ナ・アムールから約 150 km 北に位置するチュクチャギル湖周辺において、2018 年 7 月 11 日から 7 月 18 日に、海ワシ類の営巣地探索とオジロワシの捕獲調査を行った（図 1, 2）。この地域では、過去に海ワシ類の営巣地が確認されており（Pronkevich 2015）、この情報もふまえ、ボートを用いた湖岸や周辺河川沿いのセンサスと林内踏査により、海ワシ類の巣を探した。そして、オジロワシの巣内に孵化後 50 日以降と推定される雛が確認されたら巣に上って雛を捕獲し、GPS 送信機とロシア製の足環を装着した。巣内雛の捕



図1 2017年と2018年のオジロワシ巢内雛への送信機装着地



図2 2018年夏の調査地、チュクチャギル湖。

獲や送信機の装着は、共同執筆者の Pronkevich がロシアの許可を得た上で実施した。

2. 使用した送信機と遠隔追跡調査の方法

今回用いたのはGPS機能(緯度経度、高度)つきの送信機(KoEco社製WT300s, 重量約64g)で、バックパック方式によりオジロワシの背中に装着した。この送信機には2時間おきにGPS情報が蓄積され、対象個体が携帯電話圏内であれば、毎日一回GPSの位置情報が携帯電話ネットワーク(3G回線)を介して配信される。インターネット上でこれらのデータを入手し、

GIS地図上に展開して渡り移動経路の遠隔追跡調査を行った。

III. 結果と考察

今回の調査では、既知のものも含めてオジロワシつがいの占有する営巣地6ヶ所とオオワシの営巣地7ヶ所を確認した。また、成鳥も雛も不在で種の特定はできなかったが、大きさ等から海ワシ類の巣と考えられる一巣を確認した。これらの海ワシ類の巣は、胸高直径約45-76cmのいずれもグイマツ *Larix gmelinii* の樹上に造られていた。

オジロワシの営巣地のうち2ヶ所では、既に雛が巣立って飛翔しており捕獲は不可能だった。1ヶ所では成鳥だけが巣の周辺で確認され、巢内に雛もいなかったため、繁殖しなかったか失敗したと考えられた。残り3ヶ所の営巣地では巣立ち間近の巢内雛が確認され、二巣には1羽の、一巣には2羽の雛がいた。これら4個体の巢内雛を捕獲し、送信機を装着した。

調査地のチュクチャギル湖周辺のほとんどは携帯電話圏外であるため、遠隔追跡調査は巣立った雛が圏内に出現してからの開始となった。送信機装着後、9月26日までですべての個体の位置情報が配信され、送信機が正常に作動していることが確認された。ただし、携帯電話圏外に滞在していた期間の位置データが配信されなかった個体もいた。

一方、第27期の助成により、2017年7月13日にアムール川中流域で送信機を装着した2個体のうち1個体は、2018年1月8日まで遠隔追跡された。この個体の追跡期間全体の移動経路を、図3に示した。この個体は巣立ち後、9月21日に営巣木からアムール川の上流約10km地点にある、小さな湖沼や支流が多数存在する氾濫原に移動して9月末まで滞在した(白木ら2018)。その後、親鳥の行動圏付近に戻る

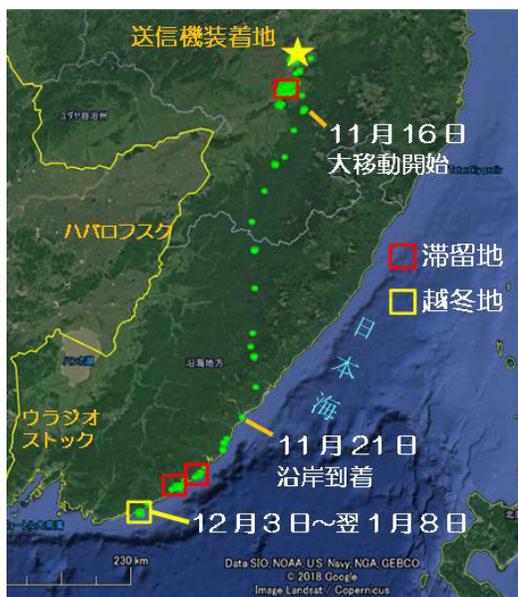


図3 2017年7月に送信機を装着したオジロワシ幼鳥の出生地からの移動および中継地と越冬地

ことはなかったことから、この移動を分散開始とした。その後はアムール川の主に流域に滞在しながら本流沿いを南下し、11月26日以降5日間で山岳地帯を約500km南下し、日本海沿岸部に達した。その後さらに沿岸部を南下し、12月3日から翌年1月8日まで、沿海地方の都市ナホトカから約60km東に位置するプレオブラジェニ集落の周辺に滞在した。1月8日以降は位置データが配信されず追跡できなかったが、厳冬の1月を含めた一ヶ月以上滞在したプレオブラジェニは越冬地といえる。また、最初の分散地から越冬地に至る渡り移動中に、10日以上滞在が確認された場所を中継地とすると、この個体は秋の渡りにおいて3ヶ所の中継地を利用した。このうち1ヶ所は、10月から11月初めにかけて滞在したアムール川本・支流で、2ヶ所は日本海沿岸の河川の下流部である。アムール川流域と沿岸下流部の各1ヶ所の中継地の環境を示す画像とワシの滞在地点を、図4に示した。アムール川流域の中継地に

ついては、ワシの行動圏内の土地被覆を衛星データをもとに分類した地図上に、ワシの滞在地点を示した。

一方、執筆者の一人であるハバロフスク在住のPronkevichによれば、プレオブラジェニには水産加工場があり、水産廃棄物の投棄されているゴミ捨て場がある。現地の環境を航空写真で確認したところ、追跡個体が日中に高頻度で滞在したのは山野にある裸地周辺で、これらの裸地はゴミ捨て場であると推測された(図5)。したがってこの個体は、投棄された水産廃棄物などを餌として生息していた可能性が高い。また、夜間はゴミ捨て場周辺の山野の林内を囿っていた。

次に、2018年の夏に送信機を装着した4個

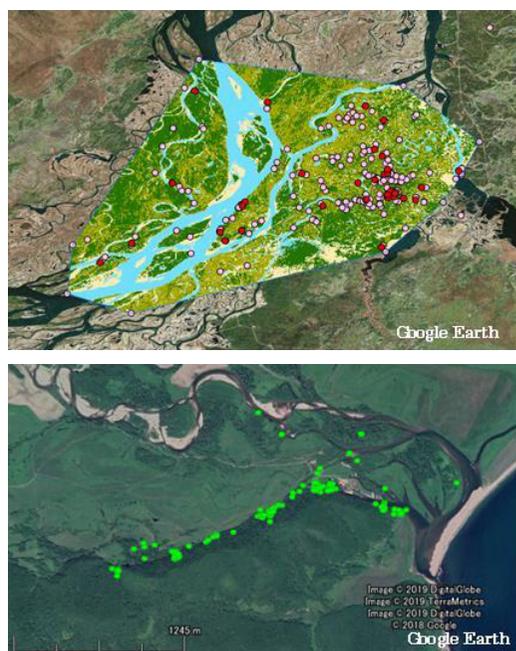


図4 2017年7月に送信機を装着したオジロワシ幼鳥の中継地の航空写真。上の図は同年10月5日～11月16日に滞在したアムール川中流域で、滞在期間中の行動圏内の土地被覆を衛星画像を用いて試行的に分類した。ピンク色のドットは日中の滞在地を、赤のドットは夜間の囿をそれぞれ示す。下の図は11月23日～12月3日までの沿岸部河川下流における滞在地。

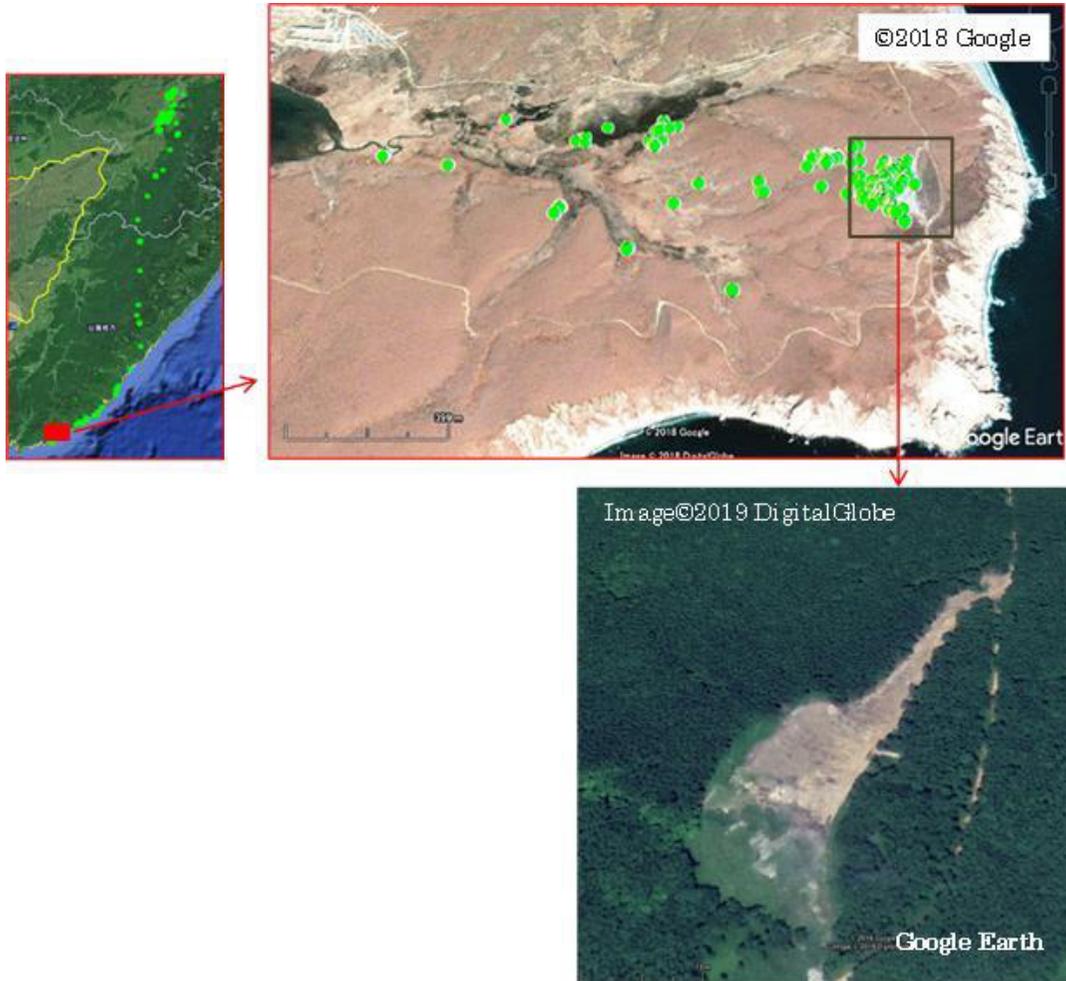


図5 2017年に送信機を装着したオジロワシ幼鳥の越冬地（沿海地方プレオブラジェニ周辺：2017年12月3日～2018年1月8日まで滞在確認）。下の写真はこの個体の滞在頻度が高かったゴミ捨て場。

体について、同年11月25日までに得られた位置データを図6に示した。すべての個体で、出生した営巣地からの最初の分散地や移動場所の環境は河川の本・支流域だった。これは2017年度の追跡個体と同様である。北海道では出生地からの分散先や秋から初冬にかけての海ワシ類の主要な餌場環境は河川であり、餌は産卵のため遡上するサケ科魚類である（Shiraki 2001, 2002 ほか）。アムール川本・支流や沿海地方の河川におけるサケ科魚類の遡上状況は今後の調査課題であるが、5個体のオジロワシの幼鳥は

サケ科魚類を狙って河川に滞在した可能性がある。

今回特定された越冬地は、ゴミ捨て場周辺だった。北海道で越冬する多くの海ワシ類は、人為的な餌資源に依存して越冬している（白木 2010）。人為的な餌への集中にはさまざまな問題点が指摘されており、北海道における海ワシ類保全上の課題となっている。環境省の海ワシ類保護増殖事業の最終的な保全目標は、人間の介入をできるだけ減らして個体群が維持される状態とすることである。生息環境改変による悪

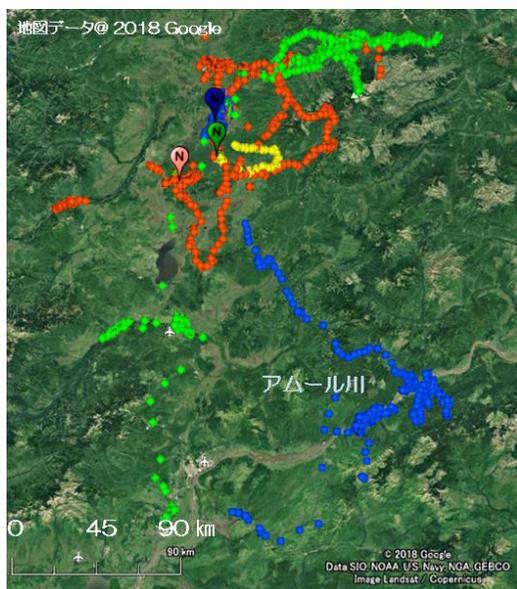


図6 2018年7月に送信機を装着した4個体のオジロワシ巣立ち雛の出生地からの初期分散。同年11月25日までに得られた各個体の位置データを、航空写真上にプロットした。シンボルNは送信機を装着した営巣地を、色別の点は各個体の位置を示す。黄色と黄緑の点は同じ巣で産まれた兄弟である。

影響を回避することと共に、人為的な餌場の利用と自然の餌種による潜在的な餌場環境について、日露両国の現状を明らかにすることも重要だろう。

2年間の助成により実施した遠隔追跡調査において、アムール川流域で繁殖するオジロワシ幼鳥の日本への渡来は確認されなかったが、今後、風力発電事業が展開される可能性もある、沿海地方の海岸部などでの渡り飛行経路や中継地が明らかになった。これらの知見も、日本とロシア極東の広域的な生息環境保全のために重要である。一方オオワシでは、アムール川下流で出生した個体の多くが北海道に渡来したことが明らかにされている(図7, Masterov 2013)。同じ繁殖地域のオオワシとオジロワシの渡り経路や越冬地の違いは、種の特性によるのかもしれないが、人為的な餌の供給により、渡り経路や越冬地が変化した可能性もある。特定された



図7 先行研究による、アムール川下流とマガダンの繁殖地で標識されたオオワシの北海道における越冬地点 (Masterov 2013, 図V 4.8)。

経路や生息環境条件に基づく潜在的な渡り経路や生息地の推定は、このような可能性も考慮して検討される必要があるだろう。

謝辞

チュクチャギル湖における調査にあたっては、コムソモリスク自然保護区の方々に多岐にわたるご協力をいただいた。感謝申し上げます。

引用文献

- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G. and Duncan, H. 2017. Correction: Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. PLOS ONE 12(1): e0170863. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170863>. [2019年7月27日最終閲覧]
- Bright, J., Langston, R., Bullman, R., Evans, R., Gardner, S. and Pearce-Higgins, J. 2008. Map of bird sensitivities to

- wind farms in Scotland: a tool to aid planning and conservation. *Biological Conservation* 141:2342-2356.
- Hull, C.L., Stark, E.M., Peruzzo, S. and Sims, C.C. 2013. Avian collisions at two wind farms in Tasmania, Australia: taxonomic and ecological characteristics of colliders versus non-colliders. *New Zealand Journal of Zoology* 40:47-62.
- 伊藤正美 1991. 宗谷岬におけるオオワシとオジロワシの渡り状況. 「平成2年度 環境庁特殊鳥類調査」日本野鳥の会, 東京: 45-49.
- 環境省釧路自然環境事務所ウェブサイト^a. 平成29年度オジロワシ傷病個体収容結果; 表3平成12~29年度オジロワシ傷病個体収容結果. 報道発表資料(お知らせ)平成29年度国内希少野生動植物種シマフクロウ, タンチョウ, オジロワシ及びオオワシの傷病個体収容結果について. <http://hokkaido.env.go.jp/kushiro/1804273.pdf> [2018年11月25日最終閲覧]
- 環境省釧路自然環境事務所ウェブサイト^b. 平成29年度オオワシ傷病個体収容結果; 表4平成12~29年度オオワシ傷病個体収容結果. 報道発表資料(お知らせ)平成29年度国内希少野生動植物種シマフクロウ, タンチョウ, オジロワシ及びオオワシの傷病個体収容結果について. <http://hokkaido.env.go.jp/kushiro/1804274.pdf> [2018年11月25日最終閲覧]
- 環境省総合環境政策局環境影響評価課ウェブサイト. 環境影響評価情報支援ネットワーク. 手続中の環境アセスメント事例. <http://www.env.go.jp/policy/assess/3-1procedure/> [2018年11月25日最終閲覧]
- Masterov, V. 2013. サハリン北部のオオワシ個体群の現状と開発地域における保全の展望. 桜井泰憲ほか(編著). 「オホーツクの生態系とその保全」北海道大学出版会, 札幌: 299-308.
- May, R., Bevanger, K., van Dijk, J., Petrin, Z. and Brende, H. 2012. Renewable energy respecting nature. A synthesis of knowledge on environmental impacts of renewable energy financed by the Research Council of Norway, NINA Report 874. Trondheim.
- McGrady, M.J., Ueta, M., Potapov, E., Utekhina, I., Masterov, V.B., Ladyguine, A., Zykov, V., Cibor, J., Fuller, M. and Seegar, W.S. 2003. Movements by juvenile and immature Steller's Sea Eagles *Haliaeetus pelagicus* tracked by satellite. *Ibis* 145:318-328.
- 日本鳥学会 2012. 「日本鳥類目録 改訂第7版」日本鳥学会, 三田.
- Pronkevich, V.V. 2015. Waterfowl and Raptor birds of the Oldzhikan federal wildlife reserve (Lower Amur Basin) // *Vestnic Severo-Vostochnogo Nauchnogo tsentra DVO RAN (Herald of the Nord-Eastern Scientific Center, FEB RAS)*, 2015, no. 3, pp. 61-68 [In Russian].
- Shiraki, S. 2001. Foraging habitats of Steller's Sea Eagles during the wintering season in Hokkaido, Japan. *Journal of Raptor Research* 35: 91-97.
- Shiraki, S. 2002. Post-fledging movements and foraging habitats of immature white-tailed Sea Eagles in the Nemuro Region, Hokkaido, Japan. *Journal of Raptor Research* 36: 220-224.
- 白木彩子 2010. 越冬するオジロワシとオオワシの現状と課題. 「しれとこライブラリー第10巻, 知床の自然保護」北海道新聞社, 斜里町: 52-61.
- 白木彩子 2012. 北海道におけるオジロワシ *Haliaeetus albicilla* の風力発電用風車への衝突事故の現状. 保全生態学研究 17: 85-96.
- 白木彩子・V. Pronkevich・奥田篤志・夏川遼生 2018. 風車立地選定のためのオジロワシの渡り飛行経路と生息地の決定要因の解明を目的とした遠隔追跡調査. 自然保護助成基金助成成果報告書 27: 197-202.
- Ueta, M., Sato, F., Lobkov, E.G. and Mita, N. 1998. Migration route of white-tailed Sea Eagles *Haliaeetus albicilla* in northeastern Asia. *Ibis* 140: 684-686.
- Ueta, M., Sato, F., Nakagawa, H. and Mita, N. 2000. Migration routes and differences of migration schedule between adult and young Steller's Sea Eagles *Haliaeetus pelagicus*. *Ibis* 142:35-39.
- 吉岡俊朗・蛭名純一・高橋雅雄・宮 彰男・三戸貞夫・関下 齊 2017. 青森県東部におけるオジロワシ *Haliaeetus albicilla* の本州初の繁殖例. 日本鳥学会誌 66: 187-190. DOI <https://doi.org/10.3838/jjo.66.187>. [2019年7月27日最終閲覧]

GPS tracking of white-tailed eagles to clear the environmental determinants of migratory routes and stopover habitats for an appropriate site selection of wind turbines

SHIRAKI Saiko, Vladimir PRONKEVICH and OKUDA Atsushi

Fifty-two white-tailed eagles have been killed by collisions of wind turbines in Hokkaido with the increase of wind farms. Furthermore, many projects of wind farms are planned and the environment assessments are underway in Japan. The final goal of this study is to understand important flyways and stopover or wintering habitats of white-tailed eagles in far east of Russia and in Japan.

As the first step of this study, we captured two and four nestlings at the nest sites of middle basin of Amur river in 2017 summer and at Lake Chukchagirskoye in lower Amur in 2018 summer, respectively. GPS transmitters were equipped to these nestlings and telemetry trackings were carried out to identify their migration routes and their habitats after their fledging.

One eagle captured in 2017 had been tracked till 8 January 2018 and this eagle wintered near a dumping ground probably with fish waste in the coast of primorye. This eagle also stayed at three stopover sites on the way from the natal site to wintering site and all sites were river basins. The eagle did not migrate to Japan, but some important data for conservation of this species in Japan and in Russia were acquired. The four eagles with transmitters equipped in 2018 summer have been currently tracked.

Keywords: GPS transmitter, middle basin of Amur river and lower Amur, Russia, stopover site, juvenile, wintering site, dumping ground

大東諸島固有陸産貝類の保全へ向けた、 外来種が与える影響の解明と飼育技術の確立

大東諸島陸産貝類保全グループ
内田翔太¹・篠部将太郎¹・平野尚浩²

大東諸島は外来種によって固有陸産貝類が壊滅的な状態に近づいていることが示唆されている。しかし先行研究では、外来捕食者のツヤオオズアリやオガサワラリクヒモムシの効果は無視されていた。そこで本研究はこれら2種に対する影響の解明を目的として、先行研究が実施された地点で2種の分布調査と、先行研究で不十分であった海岸線近くの陸産貝類調査を実施した。沖縄本島では外来捕食者に対して応答が大東諸島と異なるのかを明らかにすることを目的として陸産貝類調査を実施した。また、大東固有陸産貝類の繁殖技術の確立を目的として飼育を行った。その結果、ツヤオオズアリは小型陸産貝類の個体数を減少させていた。オガサワラリクヒモムシは陸産貝類への影響はなかった。沖縄本島では外来捕食者に対して大東諸島と似たような応答をしている可能性があった。飼育下ではダイトウノミギセルは繁殖に成功したが、アツマイマイ属は成功しなかった。大東諸島の陸産貝類の保全には飼育技術の発達が望まれる。

キーワード：ニューギニアヤリガタリクウズムシ、ツヤオオズアリ、オガサワラリクヒモムシ、海洋島

1. はじめに

陸産貝類（以降、陸産貝）は移動能力に乏しいことから、遺伝的分化が生じやすく、その結果、各地で固有化した種が生息する。日本は南北に細長く気候も変化に富み、島嶼や山岳地帯など様々な環境があることから、約 800 種の陸産貝が記録されている。これは世界各国と比較しても、上位 5 つに入る豊かな種多様性であり、日本はまさに陸産貝のホットスポットであると言える (Cameron 2016)。しかし同時に、陸産貝は西暦 1500 年以降、地球上で最も多く絶滅した動物分類群でもある (Lydeard et al. 2004)。特に海洋島の陸産貝は、多くの種が絶滅にいたっている。例えば、小笠原諸島やハワイ諸島などでは、ニューギニアヤリガタリクウズムシ *Platydemus manokwari* や ツヤオオズアリ *Pheidole*

megacephala といった貝食性を示す外来種の侵入が、固有陸産貝類に壊滅的なダメージを与え、減少・絶滅に追いやっている可能性が示唆されている (Chiba and Cowie 2016; Uchida et al. 2016)。

沖縄県の大東諸島は、小笠原諸島やハワイ諸島同様に海洋島で、固有種・固有系統の陸産貝が記録される、進化的にも希少な価値を示すフィールドである (Hirano et al. 2014)。本諸島におけるまとまった陸産貝類調査報告は東・東 (1994) によってなされ、それによると、比較的高密度で簡単に固有種を確認する事ができた。それ以降、約 20 年ぶりに報告文が出版され、ヘソアキアツマイマイ *Nesiohelix omphalina omphalina* とオオアガリマイマイ *Nesiohelix omphalina bipyramidalis* (以降、アツマイマイ) をはじめとした各固有種の個体数が著しく減少

1: 東北大学大学院生命科学研究科 2: アイダホ大学生物科学科 (Department of Biological Sciences, University of Idaho)
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

していることが明らかになった（増田ほか 2015）。これを受けて、2017 年度版沖縄県レッドデータブック発刊のための情報収集を目的とし、新たに調査が行われた（久保ほか 2017）。その結果、増田ほか（2015）同様に、著しく固有陸貝が減少していることが定性的な評価によって示唆された。Uchida et al. (in preparation) は定量的な陸貝調査を行い、ニューギニアヤリガタリクウズムシの影響が顕著に見られることを明らかとした。しかし、これらの調査ではツヤオオズアリの影響については定量的な調査はなされなかった。さらに、陸貝相に影響を与える可能性のある外来捕食者としてオガサワラリクヒモムシ *Geonemertes pelaensis* が見つかった（Gerlach 1998；Uchida et al. in preparation）。

そこで本研究は、Uchida et al. (in preparation) のデータを用いて、大東諸島におけるツヤオオ

ズアリとオガサワラリクヒモムシの陸貝への影響の解明を試みた。また、先行研究で調査のほとんど行われてこなかった島の海岸線を中心に追加で陸貝相調査を行った。

大東諸島に加えて、外来種に対する陸貝の応答が海洋島と大陸島で異なるのか検証するために沖縄本島において陸貝相調査を行った。

さらに、絶滅の危機に瀕している大東諸島固有陸貝の一部を持ち帰り、飼育を行い繁殖技術の確立を試みた。

II. 方法

1. 大東諸島における陸貝相調査

2017 年 11 月に先行研究（増田ほか 2015；久保ほか 2017；Uchida et al. in preparation）によって調査されていない地点を選定し南北大東島で陸貝相調査を行った。先行研究は島の海岸線近

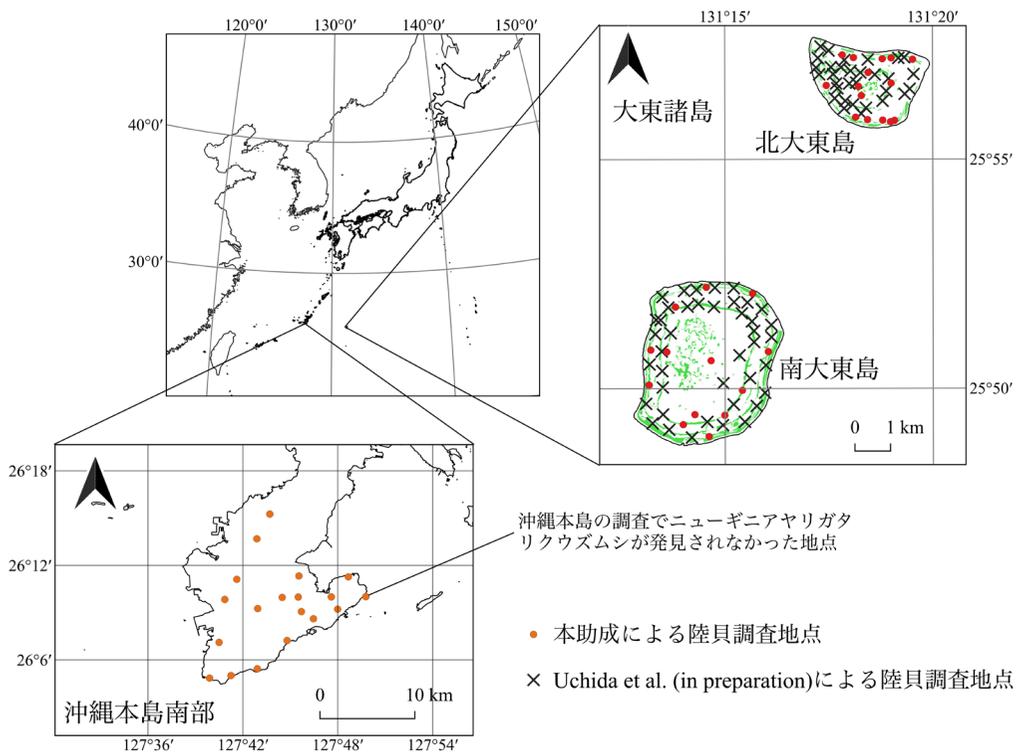


図1 調査地点. 国土地理院地図を元に作成.

くにおいてあまり調査されていなかったため、海岸線近を重点的に 28 地点調査した (図 1)。調査は 1 人で地点あたり 40 分行い、各陸貝の記録を行った。調査中ニューギニアヤリガタリクウズムシを発見した場合も記録した。

2. 大東諸島におけるツヤオオズアリ調査

2017 年 11 月に南北大東島において Uchida et al. (in preparation) が行った調査地 72 地点においてツヤオオズアリの優占度を調査した。各地点に粉碎したポテトチップスで半分まで満たした 1.5 mL チューブを 1 m 間隔に 10 個 30 分間設置し、回収したチューブにおけるツヤオオズアリの在不在を確認した。

3. 大東諸島におけるオガサワラリクヒモムシ調査および捕食実験

2017 年 11 月に 72 地点の内、Uchida et al. (in preparation) でオガサワラリクヒモムシが確認されなかった南大東の地点で再度オガサワラリクヒモムシの探索を行った。落葉層下層や倒木の下など湿潤な環境を中心として各地点 20 分間探索した。

2018 年 7 月に大東諸島でオガサワラリクヒモムシが侵略性を発揮しているのかどうかを明らかにするため、本種の在不在が明らかである 10 地点 (在 : 5 地点, 不在 : 5 地点) を選び、本種の侵入に対して顕著に影響を受けると考えられる等脚目 (Shinobe et al. 2017) を対象としてコドラート調査を実施した。各地点に 25 × 25 cm のコドラートを 15 個設置し、落葉層ごとと土壌を深さ 1 cm 採集し、2 mm メッシュの篩でふるった。篩に残った土壌および落葉を宿泊先に持ち帰り、速やかにソーティングを行い、等脚目の種数を記録した。

オガサワラリクヒモムシと南大東島で多産するハワマイマイ科貝類 Achatinellidae spp. (以降、ノミガイ類)、等脚目 2 種のアジアモリワラジムシ *Burmoniscus kathmandius* とタマコシ

ビロダンゴムシ属の一種 *Spherillo* sp. (以降、コシビロダンゴムシ) を研究室に持ち帰り、捕食実験を行った。6 個体のオガサワラリクヒモムシをタッパーで個別に飼育した。オガサワラリクヒモムシ 2 個体ずつの 3 グループに分け、それぞれのグループで実験開始時の 3 種類の餌生物が異なるように与えた。ノミガイ類—アジアモリワラジムシ—コシビロダンゴムシ—ノミガイ類の順で 10 日おきに餌生物を交換して与え、計 30 日間飼育した。観察は毎日行い、餌生物は常に 5 個体になるように維持した。

4. 沖縄本島におけるニューギニアヤリガタリクウズムシの影響調査

沖縄本島において陸貝相調査を 2017 年 11 月と 2018 年 7 月に行った。Kawakatsu et al. (1993) によってニューギニアヤリガタリクウズムシの分布が確認されている沖縄本島南部は開発が盛んに行われているが、一部森林が残存している。その森林から 19 地点を選定した。1 人で 30 分間陸貝を 30 × 30 m の範囲内を探索し、死殻を含む陸貝の種とニューギニアヤリガタリクウズムシの在不在を記録した。シュリマイマイ *Satsuma mercatrica* とミヤコマイマイ *S. miyakoensis* は殻形態からの判別が困難であるため (亀田 2017)、便宜的にシュリマイマイ種群として扱った。

5. データ解析

Uchida et al. (in preparation) のデータと本調査 2, 3 で得られたツヤオオズアリ・オガサワラリクヒモムシのデータを用いて、一般化線形モデル (ポアソン分布, log リンク関数) によって各外来捕食者の影響の解析を行った。各地点の陸貝の種数・アツマイマイとノミガイ類のそれぞれの個体数を目的変数とし、ニューギニアヤリガタリクウズムシ・オガサワラリクヒモムシの在 (1)/不在 (0) とツヤオオズアリの優占 (1)/非優占 (0) の 3 つを説明変数とした。

また、3で得られた等脚目の種数を目的変数、オガサワラリクヒモムシの在(1)/不在(0)を説明変数、調査地をランダム効果として一般化線形混合モデル(ポアソン分布, logリンク関数)を作成し、オガサワラリクヒモムシの等脚目への影響を解析した。

6. 繁殖技術の開発の試み

1において発見したアツマイマイとダイトウノミギセル *Zaptyx daitojimana* の一部を研究室に持ち帰り飼育を行った。飼育ケースは食品用のタッパーや虫かごを用いた。基質として、アツマイマイの成熟個体を複数飼育する際には赤玉土と炭酸カルシウムを配合したものを、未成熟の場合はペーパータオルを、ダイトウノミギセルにはペーパータオルを用いた。また、アツマイマイの成熟個体には石灰岩と落葉を与えた。餌は小笠原諸島固有陸貝の飼育にも用いられているクロカビの一種を寒天培地に培養したもの(以降、クロカビ)やキャットフード・炭酸カルシウム・オートミールを破碎し混合したもの(以降、配合飼料)を与えた。週1回を目安として餌の供給、飼育ケースの清掃を行った。アツマイマイが産卵した場合は親個体から隔離し、湿らせた赤玉土を敷き詰めたタッパーに移した。

III. 結果

1. 大東諸島における陸貝相調査

本調査で得られたデータは希少種の分布情報を含むため、詳細な各地点各種の分布情報は公開しない。海岸線近くにはニューギニアヤリガタリクウズムシがあまり分布していなかった。一方、アツマイマイが発見される場合が多かった。既知の地点とは別に新たに3地点のダイトウノミギセルの分布を発見した。

2. 大東諸島におけるツヤオオズアリ調査

1.5 mL チューブ 10 本中 6 本以上にツヤオオ

ズアリが捕獲された場合、その地点はツヤオオズアリが優占していたとすると、72 地点中 52 地点と多くの地点で優占していた。

3. 大東諸島におけるオガサワラリクヒモムシ調査および捕食実験

オガサワラリクヒモムシは北大東島では確認されず、南大東島の 13 地点でのみ確認された。コドラート調査では、7 種の等脚目が記録され、オガサワラリクヒモムシの在地点では種数が少なかった。捕食実験では、オガサワラリクヒモムシは等脚目 2 種(アジアモリワラジ・コシビロダンゴムシ)を捕食したが、ノミガイ類を捕食しなかった。

4. 沖縄本島におけるニューギニアヤリガタリクウズムシの影響調査

ニューギニアヤリガタリクウズムシは 1 地点を除いた 18 地点で発見された。本種の発見されなかった地点は半島部になっている場所であった(図 1)。全体で陸貝は 17 種記録され、内 3 種は外来種であるオナジマイマイ *Bradybaena similaris* とアフリカマイマイ *Achatina fulica*、アジアベッコウ *Macrochlamys* sp. であった。ヒメオカモノアラガイ近似種 *Succinea* cf. *lyrata* とヘリトリケマイマイ *Aegista margiata* は死殻のみ発見された。大東諸島でも確認されたシュリマイマイ種群は生貝 18 地点、死貝のみ 1 地点から、パンダナマイマイ *B. circulus* は生貝 6 地点、死貝のみ 5 地点から、オキナワウスカワマイマイ *Acusta despecta* の生貝は全 19 地点から発見された。

5. データ解析

ニューギニアヤリガタリクウズムシ ($\chi^2 = 4.8, p = 0.029$) とツヤオオズアリ ($\chi^2 = 5.8, p = 0.016$) はそれぞれ陸貝の種数に有意に負の影響を与えていた(図 2a)。ニューギニアヤリガタリクウズムシはアツマイマイの個体数には有意に負の影響を与えた(図 2b,

Chi-square = 558, $p < 0.001$), ノミガイ類の個体数には有意に影響を与えていなかった (図 2c, Chi-square = 1.0, $p = 0.31$). 逆に, ツヤオオズアリはアツマイマイの個体数に有意に正の影響を与え (図 2b, Chi-square = 45, $p < 0.001$), ノミガイ類の個体数には有意に負の影響を与えた (図 2c, Chi-square = 2076, $p < 0.001$). 一方で, オガサワラリクヒモムシは陸貝の種数 (Chi-square = 0.46, $p = 0.50$) とアツマイマイの個体数には有意な影響を与えず (Chi-square = 1.3, $p = 0.25$), ノミガイ類の個体数には正の影響を与えた (Chi-square = 151, $p < 0.001$). 等脚目の種数には有意に負の影響を与えた (図 2d, Chi-square = 8.8, $p < 0.01$).

6. 繁殖技術の開発の試み

ダイトウノミギセルはタッパー内での累代飼育に成功した. 盛んに繁殖を行うため定期的な別の容器に分ける必要があった. 炭酸カルシウ

ムが不足すると殻の色が野生下のものよりも薄くなった.

アツマイマイの成熟個体は繁殖用に多数飼育を行うと互いの殻を舂め, 殻皮が剥がれてしまうことが多かった. 餌はクロカビと配合飼料をよく摂食した. アツマイマイは飼育下で交尾行動は活発に見られるものの, 安定して産卵されることができなかった. 産卵は赤玉土を掘り穴の中にするのではなく, 落葉の下や石灰岩と飼育ケースの隙間で行われた. 一度に 5 ~ 15 個程度産卵する場合もあったが, 野外で観察されるような楕円状の卵ではなく, 潰れたような奇形卵を生むことが多く, 奇形卵は稀に孵化することがあるものの, そのほとんどが孵化しなかった. このような奇形卵を含み孵化率は 60 % 程度であった. 孵化した子個体は 1 年間では成熟しなかった. また, 殻の形成が正常に行われない個体が散見された. 飼育容器を狭いもの(5

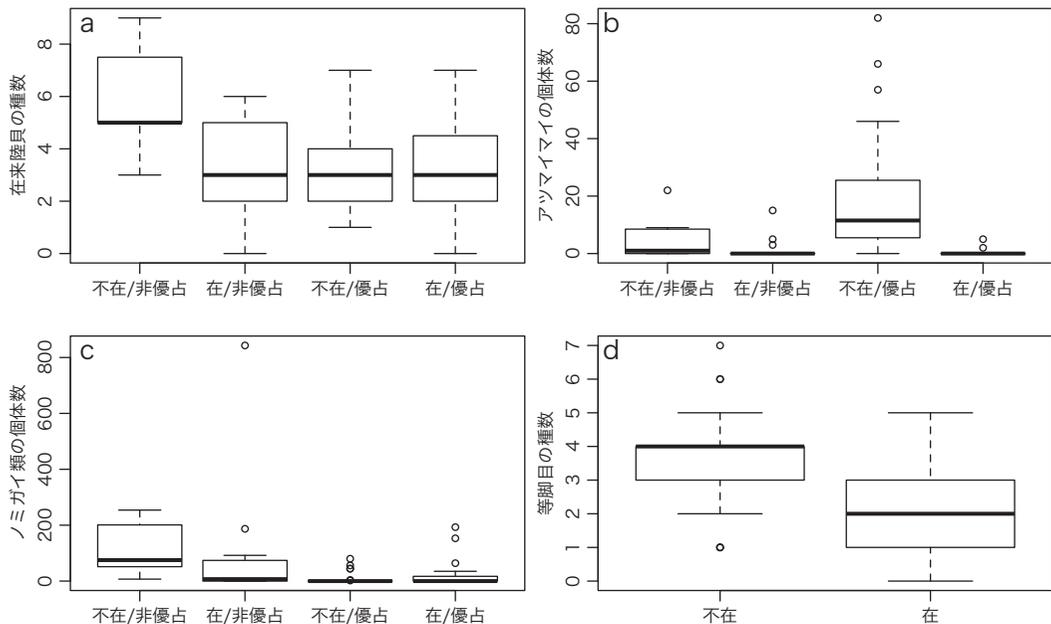


図2 外来捕食者に対する被食者の応答. a, b, c: Uchida et al. (in preparation) の陸貝の密度データをニューギニアヤリガタリクウズムシの在/不在とツヤオオズアリの優占/非優占に基づきグループ分けをしている. d: オガサワラリクヒモムシの在/不在による等脚目の種数の違い.

匹：14 × 8 × 10 cm) から広いもの (5 匹：21 × 14 × 24 cm) に変更した場合や炭酸カルシウムとして貝殻を与えた場合、急速に成長する場合があった。

IV. 考察

ツヤオオズアリは種数に対して負の影響が見られたことから (図 2a), ツヤオオズアリは先行研究 (Uchida et al. 2016) 同様、陸貝相を劣化させたことが示唆された。特にツヤオオズアリの影響はノミガイ類に対して顕著である一方 (図 2c), 大型種であるアツマイマイに対して負の影響は与えなかった (図 2b)。このことから、ツヤオオズアリは小型陸貝のみを減少させたと考えられる。

オガサワラリクヒモムシは陸貝の種数やノミガイ類の個体数、アツマイマイの個体数に負の影響を及ぼしていなかったが、等脚目の種数には負の影響を与えていた (図 2d)。捕食実験においても同様に、等脚目は捕食したが、ノミガイ類は捕食しなかった。これらのことから、オガサワラリクヒモムシの陸貝への影響はないと考えられる。ヒモムシの仲間は形態的特徴の可塑性が大きいことから分類が困難であり (Mateos and Giribet 2008), オガサワラリクヒモムシも隠蔽種の存在が疑われている (Shinobe et al. 2017)。先行研究 (Gerlach 1998) で微小陸貝を捕食したリクヒモムシは大東諸島のオガサワラリクヒモムシとは別種なのかもしれない。

ツヤオオズアリがアツマイマイに正の効果 (図 2b) をオガサワラリクヒモムシがノミガイ類に正の効果をもたらしたという解析結果は偽相関を検出したためであると考えられるがその原因は不明である。

沖縄本島では大半の地点でニューギニアヤリガタリクウズムシが検出されたため、その影響

を明らかにすることは困難であるが、少なくとも、オキナワウスカワマイマイやシュリマイマイ種群への影響はないと考えられる。これらに比べパンダナマイマイは生貝が検出された地点が少なかった。大東諸島においてはパンダナマイマイの個体数はニューギニアヤリガタリクウズムシのいる地点で少なかった (Uchida et al. in preparation)。これらのことから、ニューギニアヤリガタリクウズムシの影響はもしかしたら大陸島である沖縄本島でもあるのかもしれない。今後、沖縄本島において調査を行っていく必要がある。ニューギニアヤリガタリクウズムシは沖縄本島では半島状になっている 1 地点のみで不在であり (図 1), 大東諸島では海岸線近くの地点であまり確認されず、アツマイマイも確認された。このことから、小笠原諸島の父島と同様に (Chiba & Cowie 2016), ニューギニアヤリガタリクウズムシは潮風などの海からの影響の強い場所には定着しづらいと考えられる。

ダイトウノミギセルは先行研究 (増田ほか 2015; 久保ほか 2017; Uchida et al. in preparation) を含め近年では 4 地点しか発見されていない。本種は 1990 年代にはこの 4 地点とは別の 9 地点で多数確認され、2000 年代に人為的な影響によって減少したと考えられているが (増田ほか 2015), その直接的な原因がニューギニアヤリガタリクウズムシなのかツヤオオズアリなのか、また別の要因なのかは特定できなかった。何れにせよ、飼育下において非常に簡単に増殖する本種の繁殖能力を上回る負の影響を大東諸島の陸貝相は受けていると考えられ、原因究明のためのさらなる調査が必要であろう。

ダイトウノミギセルと異なり、アツマイマイの累代飼育は成功しなかった。本種の成熟までの長さも原因ではあるが、安定して産卵する条件を発見することができなかったのも原因であ

る。また、奇形卵を生む要因が飼育環境なのか、遺伝的な要因なのかは判断できなかった。域外保全を行うためには、遺伝的多様性がどの程度残されているのか突き止めなければならない。寿命は成熟まで1年以上かかり、野外から採集した成熟した個体が1年間飼育していることから最低でも2年以上の寿命があると考えられる。高密度環境下では互いの殻を舐め、成長速度が遅かったことから、本種の飼育は低密度で行うべきであろう。また、大東諸島は隆起石灰岩からなる島であるため、そこの固有種である本種は炭酸カルシウムの要求量が多いと考えられる。実際に飼育下では炭酸カルシウムの量が成長を律速することがあった。他個体の殻を舐める行動も炭酸カルシウムの摂取するためであった可能性がある。このように、陸貝同士でも互いに干渉し合う可能性が飼育観察により示されたため、移入種であるシュリマイマイ種群が固有アツマイマイ属へ与える影響を調査するため、大東諸島での観察の他、大陸島・石灰岩地帯かつ在来のシュリマイマイ種群・アツマイマイ属が生息している沖永良部島での予察的な調査を行った。その結果、想定とは異なり、大東諸島では固有種が移入種の殻を舐めるという負の干渉を示す可能性がある。一方で、沖永良部島では、実験の過程で持ち帰ったアツマイマイ属が死亡したため、大陸島と海洋島との応答を比較することが出来ていない。

ニューギニアヤリガタリクウズムシの根絶方法・低密度管理方法は存在しないため、近い将来、大東諸島産アツマイマイはわずかに残された個体群もニューギニアヤリガタリクウズムシによって捕食され、野生絶滅が起きる可能性が非常に高い。このアツマイマイは種の保存法で国内希少野生動物植物に指定されたため、陸貝の愛好家が採集を行って繁殖を試みることができなくなってしまった。本種の絶滅を防ぐために

は、小笠原諸島のカタマイマイ属のように行政主導で域外保全を行っていくほかないだろう。

V. 今後の予定

1年間の助成期間内で明らかにすることができなかった以下の項目について、引き続き研究を行う予定である。

- 1) 本助成とは別に森ほか(未発表)によって得られた大東諸島の陸貝相データと Uchida et al. (in preparation), 本助成で得られたデータを統合して解析することにより、詳細に陸貝相が外来捕食者によって受けた影響を明らかにする。この解析結果を踏まえ海外の専門雑誌に投稿予定である。
- 2) アツマイマイの飼育を継続して行い、基礎生態を明らかにし、繁殖技術の確立を目指す。
- 3) アツマイマイの飼育個体の採集時に切除していた肉片を用いて、遺伝的な背景を明らかにし、保全単位の決定を行う予定である。

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。厚く御礼申し上げる：千葉 聡氏(東北大学), 亀田勇一氏(国立科学博物館), 森 英章氏, 日高裕華氏(自然環境研究センター), 中原ゆうじ氏(緑生研究所), 和田慎一郎氏(環境省), 小関丈一朗氏(山形銀行), 末永崇之氏(林野庁), 宮井卓人氏(信州大学), 秋山佳央氏, 齊藤 匠氏, 山崎大志氏, 香川理氏, 藤本光志氏, 三村航太郎氏, 篠崎洗希氏, 千葉 稔氏, 星 優平氏, 関東大樹氏(東北大学)。

引用文献

- 東 良雄・東 正雄 1994. 大東島の陸産貝類相. *VENUS* 53 : 161-173.
- Cameron, R. 2016. Slugs and snails. HarperCollins

- Publishers, London.
- Chiba, S. and Cowie, R.H. 2016. Evolution and extinction of land snails on oceanic islands. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 47: 123–141.
- Gerlach, J. 1998. The behaviour and captive maintenance of the terrestrial nemertine (*Geonemertes pelaensis*). *Journal of Zoology* 246: 233–237.
- Hirano, T., Kameda, Y. and Chiba, S. 2014. Phylogeny of the land snails *Bradybaena* and *Phaeohelix* (Pulmonata: Bradybaenidae) in Japan. *Journal of Molluscan Studies* 80: 177–183.
- 亀田勇一 2017. シュリマイマイ類 (腹足綱: ナンバンマイマイ科) の分布と国内移入状況. 5: 93–112.
- Kawakatsu, M., Oki, I., Tamura, S., Ito, H., Nagai, Y., Ogura, K., Shimabukuro, S., Ichinohe, F., Katsumata, H. and Kaneda, M. 1993. An extensive occurrence of a land palanarian, *Platydemus manokwari* de Beauchamp, 1962, in the Ryukyu Islands, Japan (Turbellaria, Tricladida, Terricola). *Biology of Inland Water* 8: 5–14.
- 久保弘文・福田 宏・早瀬善正・亀田勇一・黒住耐二・上島 励 2017. 沖縄県レッドデータブックーレッドデータおきなわー第2回改訂に伴う稀少貝類棲息実態調査報告—3. 北大東島・南大東島. *Molluscan Diversity* 5: 21–32.
- Lydeard, C., Cowie, R.H., Ponder, W.F., Bogan, A.E., Bouchet, P., Clark, S.A., Cummings, K.S., Frest, T.J., Gargominy, O., Herbert, D.G., Hershler, R., Perez, K.E., Roth, B., Seddon, M., Strong, E.E. and Thompson, F.G. 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *Bioscience* 54: 321–330.
- 増田 修・宇野 明・中原ゆうじ 2015. 沖縄県大東諸島の陸産貝類の現状. *かいなかま* 49: 21–44.
- Mateos, E. and Giribet, G. 2008. Exploring the molecular diversity of terrestrial nemerteans (Hoploneurata, Monostilifera, Acteonemertidae) in a continental landmass. *Zoologica Scripta* 37: 235–243.
- Shinobe, S., Uchida, S., Mori, H., Okochi, I. and Chiba, S. 2017. Declining soil Crustacea in a World Heritage Site caused by land nemertean. *Scientific Reports* 7: 1–8.
- Uchida, S., Mori, H., Kojima, T., Hayama, K., Sakairi, Y., Chiba, S. 2016. Effects of an invasive ant on land snails in the Ogasawara Islands. *Conservation Biology* 30: 1330–1337.

Understanding effect of introduced species to native land snail fauna in the Daito Islands, and establishment of breeding methods for conservation of these endemic snails

UCHIDA Shota, SHINOBE Shotaro and HIRANO Takahiro

Prior studies indicated that the native fauna of land snails in the oceanic Daito Islands has been decreasing since introducing the alien invasive species. However, the effects of introduced predators *Pheidole megacephala* and *Geonemertes pelaensis* were ignored in such studies. Under these circumstances, to clarify such effects to native land snails of the islands, we conducted investigation for distribution areas of these two invasive predators in the islands, including coastal area, which was insufficient in the previous studies. In addition, we also tried breeding of some endemic land snails of the islands for establishment of breeding methods and keeping the colony in the lab. Our results indicated that the *P. megacephala* decreased individual numbers of micro snails. However, the *G. pelaensis* did not occur any negative effect to the land snails. Compared with the Daito Islands, these invasive predators showed similar results to its native fauna of the snails in the continental Okinawa Island. Under the laboratory condition, we succeeded in breeding *Zaptyx daitojimana*, but not for the genus *Nesiohelix*. Further analyses and development of breeding methods are needed for conservation of terrestrial molluscs fauna of the Daito Islands.

Keywords: *Platydemus manokwari*, *Pheidole megacephala*, *Geonemertes pelaensis*, oceanic island

大台ヶ原の自然再生を目指すための トウヒの水分生理状態の解明

大台ヶ原トウヒ林の自然再生研究グループ
木佐貫博光¹・熊谷朝臣²・宮沢良行³・岡本榛名¹

大台ヶ原では、森林衰退の原因のひとつであるシカの採食を排除するために建設された柵内において、ササ群落の水消費と以前受けたシカによる剥皮が、生残したトウヒ成木の水分吸収を抑制している可能性がある。2001 年度に設置された柵内のトウヒ成木の樹液流速を 2018 年 4 月末から 11 月まで継続観測し、トウヒの樹液流速に影響を及ぼす自然環境ならびに生態的要因の解明を試みた。柵内のトウヒ生残木 18 個体について、グラニエセンサーを用いて樹液流速を観測した。その結果、樹液流速に対して、日射量や大気飽差による正の影響が認められた。生態的要因についてみると、生残木の樹液流速は、樹高、幹の剥皮割合、辺材面積によるモデルによって最も良く説明できた。ほとんどのトウヒ生残木の幹には、柵設置前につけられたシカによる剥皮痕が残存しており、その辺材部では通導面積の縮小による通水阻害を被っていることが示唆された。

キーワード：樹液流速、剥皮、防鹿柵、辺材面積、樹高

1. はじめに

大台ヶ原は、紀伊半島東部、奈良県と三重県の県境上に連なる台高山脈の南部に位置しており、標高は約 1,400 ~ 1,700 m の非火山性隆起準平原である。そこには豊かな野生動植物からなる生態系が成立する全国的にも貴重な原生的自然が残されているため、大台ヶ原一帯は吉野熊野国立公園および国指定大台山系鳥獣保護区に指定されている。大台ヶ原には、近畿地方では希少なトウヒ (*Picea jezoensis* var. *hondoensis*) とウラジロモミ (*Abies homolepis*) が優占する亜高山性針葉樹林や太平洋型ブナが優占する冷温帯性広葉樹林がまとまって分布する。そこは年平均気温 6.5 °C の冷涼な地域であり、年降水量 3,500 mm 以上を記録する日本有数の豪雨地帯である (環境省 2014)。大台ヶ原東部に位置

する正木峠では、2017 年 1 月から 11 月までに約 4,100 mm の降雨が観測され、降雨は 8 月から 10 月にかけて集中し、10 月の降水量は約 1,500 mm に達した (木佐貫 未発表)。

紀伊半島の大峰山脈と大台ヶ原は、日本におけるトウヒの分布域の南限にあたる。かつての大台ヶ原では、トウヒがかなり広い範囲で純林状に生息していた。しかし、1956 年の伊勢湾台風や 1961 年の第二室戸台風等の大型台風の影響により、正木峠などの稜線部において、林冠を構成していたトウヒ等の樹木が大量に風倒した結果、林冠が開放した。これに加えて、風倒木を搬出したことが契機のひとつになり、林床を覆っていたコケ類が衰退するとともにミヤコザサ (*Sasa nipponica*) (以下、ササ) が分布を拡大した (Ando et al. 2006)。ササの増加に

1: 三重大学大学院生物資源学研究所 2: 東京大学大学院農学生命科学研究科 3: 九州大学キャンパス計画室
2019. 4. 5 受付 2020. 1. 10 公開

伴い、それを採食するニホンジカ (*Cervus nippon centralis*) (以下、シカ) の個体数が劇的に増加した (Maeji et al. 1999). シカは、トウヒなどの高木の樹皮も採食する (Yokoyama et al. 1996). シカによる樹幹の剥皮が原因と思われる枯死木が数多く認められ始め、森林の衰退が懸念されるようになった (関根・佐藤 1992). このような状況を受け、環境省によって、シカの個体数密度の調整や、単木用の剥皮防止ネットの設置、防鹿柵の設置などの取り組みがなされてきた (環境省 2014).

正木峠では 2001 年に防鹿柵が設置された。その後、防鹿柵内の樹木の剥皮被害はなくなったが、現在でもほとんどの樹木で剥皮痕を確認することができる。また、防鹿柵の設置によって人為的にシカを排除することで、地下茎でクローン繁殖する林床のササの地上部現存量は速やかに増加した (Itô and Hino 2005, Kisanuki et al. 2009). 柵内でササの地上部現存量が増加すると、ササによる蒸散量が増加するため、土壌水分が減少する (古澤ら 2006). このことから、防鹿柵内では、トウヒとササは土壌中の水分などの資源をめぐる競争しているものと推測される。また、年間降水量は非常に多いものの、樹木の成長にとってとくに水が必要である 6 月から 8 月にかけての期間よりも後に、台風や秋雨前線の影響で降雨が集中するため、樹木が利用可能な水分が必ずしも豊富に存在するとは限らない。

樹液流速は、通水機能の 1 つの指標であり、気候や生育環境の差異に対する樹木の水利用量の変化 (Williams et al. 2001) や、樹木の生理特性の評価 (立石ら 2014, Kobayashi et al. 2014)、樹木の健全度の評価 (森本ら 1991)、個体の蒸散量や林分の蒸散量の定量化 (Granier et al. 1996a), 蒸散特性の評価 (Tateishi et al. 2010)、単木や林分の水利用量の推定 (Granier 1987b)

などの生理生態学的な評価や、水文学的な評価に用いられてきた。さらに、樹液流速は、土壌の乾燥に伴って低下すること (Lu et al. 1995) や、個体の着葉量の減少によって低下すること (Pataki et al. 1998) が報告されている。しかし、樹木の幹が傷を受けたことによって、樹液流速が受ける影響については知られていない。

正木峠の防鹿柵内のほとんどのトウヒ生残木の幹には剥皮痕が認められ、剥皮部では辺材が乾燥、腐朽していることから、トウヒ生残木において通水機能が低下している可能性がある。本研究では、樹液流速を測定することにより、柵内に生残するトウヒ成木の通水機能の評価することを目的とした。シカによる樹幹の剥皮は樹木の通水機能の低下を引き起こし、剥皮の程度が大きいほど樹液流量が低下すると予測した。この予測を検証するために、森林衰退が進行する大台ヶ原に生残したトウヒ成木の樹液流速に影響を与える要因を明らかにすることを目的とした。

II. 調査地と方法

1. 調査地

調査地は、奈良県上北山村大台ヶ原の東部に位置する正木峠 (34° 10' N, 136° 6' E, 標高 1,640 m) とした。正木峠周辺では、トウヒを中心とする森林の立ち枯れ被害が顕著であったことから、大台ヶ原における柵の設置でも比較的初期に該当する 2001 年に防鹿柵が設置され、その後は防鹿柵内の樹木の剥皮被害はみられなくなったものの、2018 年現在においもほとんどの樹木に剥皮痕が残ったままである。正木峠では、2001 年の防鹿柵の設置から 17 年が経過した現在、下層にはササが繁茂し、林冠木はまばらにしか分布しておらず、森林の再生は未だ進んでいない状況である。大台ヶ原の自然再生において、天然更新のために種子生産を行うトウ

ヒ生残木の保護が必要である。

2. 調査対象

2001年に建設された防鹿柵内に40m×40mの調査プロットを2ヶ所設置し、プロット内のトウヒ成木18個体を対象に胸高直径（以下、DBH）と樹高ならびに樹幹の剥皮率の測定を行った（表1）。剥皮率は剥皮を受けた高さにおける幹の全周囲長に対する剥皮の最大幅の割合とし、剥皮が複数箇所ある場合は、その最大値で算出した値をその個体の剥皮率とした。

3. 樹液流速の測定

樹液流速の測定法として、熱をトレーサーとして用いるGranier法（Granier 1987a）が広く知られる。Granier法は、トレーサーとして用いる熱量が微量である（飯田ら2003）ため、樹液流速の長期測定に適している。また、センサーが自作可能で安価であることから、数多く

のサンプルを対象とする樹液流速の測定が可能である。Granier法では、センサーのプローブが接している辺材部の平均樹液流速が得られる（熊谷2007）。針葉樹の場合、樹液流速は年輪内で局所的にばらつく可能性があるが、辺材全体では比較的均質である。このため、Granier法では比較的ばらつきの少ないデータが得られるという長所がある（熊谷2007）。そこで本研究では、Granier法を用いて樹液流速測定を行うこととした。

トウヒ18個体を対象に、Granier法を用いた樹液流の測定を2018年4月29日から10月21日まで連続的に行った。Granierセンサーはヒーターセンサーおよびリファレンスセンサーからなる2本1組のセンサーで、原則として地上高約1.3mの辺材部に剥皮部分を避けて垂直方向に15cm離して設置した。いずれのセンサーのプローブも長さ20mm、径2mmのアルミパイプで、銅コンスタantan熱電対を内蔵し、樹幹内の温度を計測する。ヒーターセンサーのプローブは銅線のコイルを内蔵しており、常時0.2Wの電力が与えられて発熱する。測定した2つのプローブ間の温度差から、樹液流速（ F_d ; ms^{-1} ）を次の経験式（Granier 1987b）を用いて求めた。

$$F_d = 1.19 \{(\Delta T_{\max} - \Delta T) / \Delta T\} 1.23 \times 10^{-4}$$

ΔT は2つのプローブ間の温度差

ΔT_{\max} は1日の最大の ΔT

1日のサイクルは、午前5時から翌日午前5時までとした。

成長錐を用いて得られた木材コアから辺材幅と樹皮厚を測定し、次の式を用いて幹の横断面における辺材面積（ A_s ; m^2 ）を求めた。

$$A_s = L_{\text{SWD}} \times \pi \{(L_{\text{DBH}} - 2L_{\text{BRD}}) - L_{\text{SWD}}\}$$

L_{SWD} は辺材幅

L_{DBH} はDBH

L_{BRD} は樹皮厚

表1 試料木の概要。2015年9月の測定値。

個体番号	胸高直径 (cm)	樹高 (m)	剥皮率 (%)	辺材面積 (cm^2)
784	37.6	7.7	40	355.2
841	35.0	7.1	10	235.2
831	34.1	7.1	60	203.6
823	33.7	8.9	60	235.6
826	33.1	8.1	25	235.1
839	31.5	7.7	30	132.9
827	31.2	7.0	45	231.1
842	30.7	7.5	5	162.4
786	30.4	8.1	10	173.4
830	28.0	7.2	10	88.8
828	28.0	6.5	40	101.7
825	27.4	6.1	10	173.9
822	27.3	7.9	30	225.1
843	27.2	7.5	25	140.3
837	25.6	8.5	60	107.0
836	25.6	7.7	0	142.0
824	20.8	6.6	25	157.1
835	19.4	5.6	0	131.9

4. 気象観測

調査プロットから約 20 m 離れた、ほぼ全天の場所に気象観測器を設置し、全天日射量、気温、相対湿度を測定した。測定した気温と相対湿度から次の式を用いて大気飽差 (V ; hPa) を求めた。

$$V=f(t) \times (1-U/100)$$

$f(t)$ は気温 t のときの飽和水蒸気圧

U は相対湿度

5. データ解析

トウヒの樹液流速に影響を及ぼす気象要因を解明するために、樹液流速を応答変数とし、全天日射量、気温、大気飽差を説明変数とする一般化線形混合モデル (以下、GLMM) を構築した。解析に用いたデータは日射量が連続して高い値を示す 7 月 9 日から 7 月 26 日とし、それぞれの 30 分間の平均値を使用した。応答変数はガンマ分布に従うと仮定し、リンク関数には \log を用いた。また、ランダム効果は個体とした。さらに、上記の変数を全て用いたモデル (フルモデル) から定数項のみのモデルまで考

えられる全てのモデルについて、赤池情報量基準 (Akaike information criteria, 以下、AIC) を算出した。

トウヒの樹液流速に影響を及ぼす樹木の生態的要因を明らかにするため、樹液流速を応答変数、樹高、剥皮率、および辺材面積を説明変数とする GLMM を構築した。応答変数はガンマ分布に従うと仮定し、リンク関数には \log を用いた。また、ランダム効果を時間とした。さらに全てのモデルについて AIC を算出した。解析に用いたデータは日射量が連続して高い値を示す 7 月 9 日から 7 月 26 日とした。

III. 結果

全天日射量、大気飽差、樹液流速の時間変化をみるために、データ欠落の少ない 2018 年 5 月 1 日から 10 月 20 日の期間について図 1 に示した。トウヒの樹液流速の時間変化は、全天日射量および大気飽差の時間変化によく対応していた。

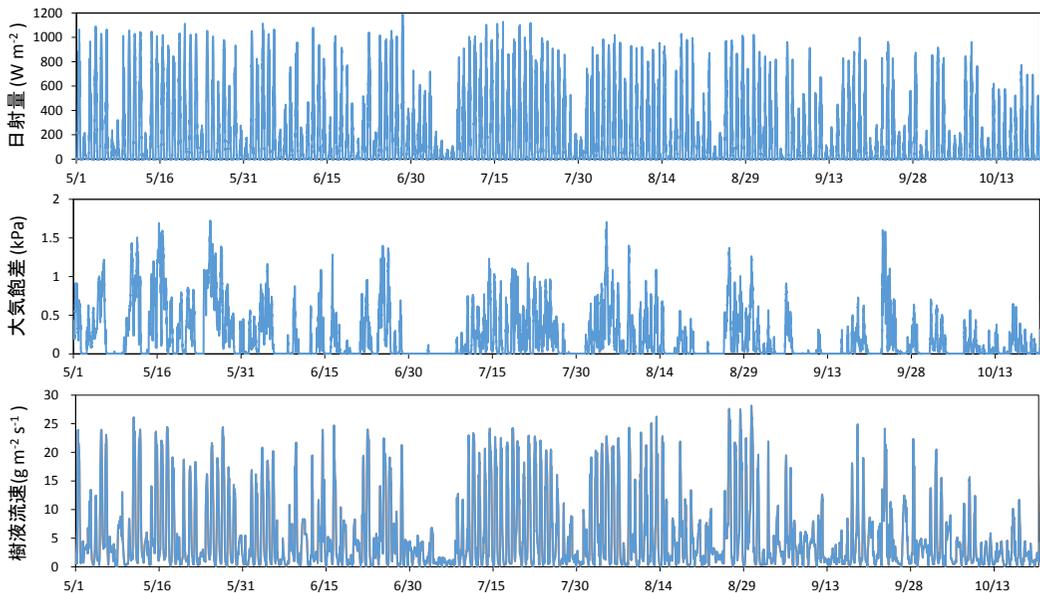


図 1 気象および樹液流速の日変化 (2018 年)

1. 気象の影響

トウヒの樹液流速に全天日射量，大気飽差が及ぼす影響を，GLMM で解析し，AIC の値が小さい順に3つのモデルを示した（表2）．両要因を含むモデルの当てはまりが最もよかった．気温については，全天日射量との間に高い相関が認められた（ $R^2=0.93$ ， $p<0.001$ ，Pearson の積率相関係数）．また，気温と大気飽差との間にも有意な相関が認められた（ $R^2=0.61$ ， $p<0.001$ ）．このため，GLMM の説明変数から気温を除外した．いずれのモデルについても，全天日射量と大気飽差が樹液流速に対して正の影響を及ぼしていた．

2. 生態的要因の影響

トウヒの樹液流速に個体の生態的パラメーターが及ぼす影響をみるために，GLMM で得られたモデルのうち，AIC が小さい順に5つを示した（表3）．3つの要因を全て含むモデルの

当てはまりが最もよかった．樹高と剥皮率は，いずれも樹液流速に負の影響を及ぼしていた．一方，辺材面積は，樹液流速に対して正の影響を及ぼしていた．

IV. 考察

トウヒの樹液流速の時間変化は，全天日射量および大気飽差の時間変化によく対応しており（図1），GLMM の結果もそれを裏付けていた（表2）．これまで，常緑針葉樹のダグラスファー（*Pseudotsuga menziesii*）や広葉樹のホワイトオーク（*Quercus prinus*），ハンテンボク（*Liriodendron tulipifera*）など，様々な樹種において樹液流速の日変化パターンは全天日射量と大気飽差に類似した日変化パターンを示すことが報告されてきた（Lopushinsky 1986, Granier et al. 1996b）．本研究のような疎林に生育するトウヒにおいても同様の傾向が確認された．

表2 トウヒの樹液流速に影響を及ぼす気象要因の一般化線形混合モデル．*** $P<0.001$ ．NAはモデル選択されなかった変数．説明変数の値は回帰係数． Δ AICは当該モデルとモデル1とのAIC差．リンク関数はlog．誤差分布はガンマ分布．ランダム効果は個体．

モデル	Δ AIC	説明変数	
		日射量	大気飽差
1	0	0.531***	0.606***
2	1391	NA	0.994***
3	1857	0.933***	NA

表3 トウヒの樹液流速に影響を及ぼす生態的要因の一般化線形混合モデル．*** $P<0.001$ ；* $P<0.05$ ．説明変数の値は回帰係数． Δ AICは当該モデルとモデル1とのAICの差．NAはモデル選択されなかった変数．リンク関数はlog．誤差分布はガンマ分布．ランダム効果は日にち．

モデル	Δ AIC	説明変数		
		樹高	剥皮率	辺材面積
1	0	-0.045*	-0.156***	0.123***
2	3.5	NA	-0.155***	0.111***
3	42.0	-0.043*	-0.183***	NA
4	42.6	NA	-0.224***	NA
5	45.7	-0.111***	NA	0.196***

生態的要因のひとつである辺材面積は、樹液流速に正の影響を及ぼしていた(表3)。ヨーロッパトウヒ(*Picea abies*)において、辺材面積と樹冠面積に有意な正の相関が認められ、林分の総辺材面積が大きい林分であるほど林分蒸散量が高くなることが知られる(Köstner et al. 2002)。本研究においても同様に、辺材面積と樹冠面積との間に有意な正の相関が認められた。このことから、個体の着葉量の増加に伴い、蒸散量が増加したことによって、樹液流速が上昇したものと推測される。

樹高は、樹液流速に負の影響を及ぼしていた(表3)。マツ属樹木において、樹高の高い個体ほど木部経路が長いこと、通水抵抗が大きくなる(Yoder et al. 1994)ことで、気孔コンダクタンスが低下する(Delzon and Loustau 2005)。このことから、樹高の高い個体では樹液流速が低下したと考えられる。

樹高は、樹液流速に対して負の影響を及ぼしていたが、DBHの樹液流速への影響は認められなかった。数多くの樹種について、DBHと辺材面積との間に正の相関が報告されている(Cienciala et al. 2000, Roberts et al. 2001, Kumagai et al. 2005)。しかし、本研究のほとんどの個体が剥皮を受けており、剥皮による通水面積の縮小が認められた。このためDBHは、通水面積を必ずしも反映していないことから、樹液流速に対する影響が認められなかったと考えられる。

剥皮率は、樹液流速に負の影響を及ぼしていた(表3)。剥皮を受けた辺材部では、乾燥しやすく、また腐朽するため、通水が困難になる(黒田 2007)。テーダマツ(*Pinus taeda*)を用いた摘葉実験によると、着葉量の除去が45%だと、林冠における気孔コンダクタンスの上昇により着葉量の減少が補償可能だが、着葉量の除去を45%以上にすると、樹液流速の低下が認

められる(Pataki et al. 1998)。また、強風によって着葉量の40%が落葉したヌマスギ(*Taxodium distichum*)において、約20%の樹液流速の低下がみられたことが報告されている(Oren et al. 1999)。これらのことから、トウヒ生残木は、剥皮による通水面積の縮小によって、剥皮を受ける前の着葉量を維持できず、蒸散量が減少したことで樹液流速が低下したものと推測される。

トウヒ生残木の樹液流速に影響を及ぼす要因は、全天日射量と大気飽差、辺材面積、樹高、剥皮率であった(表2, 表3)。樹液流速は、これまで報告されてきた樹木サイズ(Granier et al. 1996b, Oren et al. 1999, Schäfer et al. 2000)や気象要因(Lopushinsky 1986, Granier et al. 1996b)による影響のみならず、シカによる剥皮といった生物的要因の影響を受けることが明らかになった。本研究から、剥皮の程度が大きいほど、樹液流速は低下する傾向がみられ、このことは、剥皮を受けたトウヒ生残木における通水機能の低下を示唆する。

防鹿柵内のトウヒ成木が剥皮を受けたのは、防鹿柵が設置される以前であり、既に16年以上が経過している。このことから、剥皮によるダメージは一時的なものではなく、長期に渡って継続することが樹液流速の観測から明らかにされた。樹木の通水機能は葉での炭素吸収と密接に関係しており(Mcdowell et al. 2011)、個体の光合成能力を決定する重要な生理的機能である(Brodribb and Feild 2000, Santiago et al. 2004, Quentin et al. 2012)。したがって、剥皮を受けた個体では、通水機能の低下が10年以上の長期間にわたって継続するため、剥皮は樹木の成長に負の影響を及ぼし続けてきた可能性が高い。大台ヶ原の自然再生のためには、防鹿柵内では、トウヒ生残木の周辺に繁茂したササの刈り払いを行うことで、通水機能の低下したトウ

ヒトササとの土壤水分をめぐる競合を軽減することが望ましい。また、防鹿柵外では、剥皮率が低いうちに、樹木個体の樹幹をシカの摂食から優先的に保護することが将来的には効果的であると考えられる。

謝辞

環境省近畿地方環境事務所ならびに大台ヶ原ビジターセンターの皆さまには、調査を行うにあたって便宜を図っていただきました。森林総合研究所の齋藤隆実博士および三重大学大学院生物資源学研究科修士の岡本榛名氏には観測開始およびデータの集計および解析においてご協力いただきました。安村遼太氏をはじめとする同大学生物資源学部森林保全生態学研究室の卒業生諸氏には現地調査およびデータ集計にご協力いただきました。これらの方々には厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Ando, M., Itaya, A., Yamamoto, S. and Shibata, E. 2006. Expansion of dwarf bamboo, *Sasa nipponica*, grassland under feeding pressure of sika deer, *Cervus nippon*, on subalpine coniferous forest in central Japan. *Journal of Forest Research* 11: 51-55.
- Brodribb, T.J. and Feild, T.S. 2000. Stem hydraulic supply is linked to leaf photosynthetic capacity: evidence from New Caledonian and Tasmanian rainforests. *Plant, Cell and Environment* 23: 1381-1388.
- Cienciala, E., Kucera, J. and Malmer, A. 2000. Tree sap flow and stand transpiration of two *Acacia mangium* plantations in Sabah, Borneo. *Journal of Hydrology* 236: 109-120.
- Delzon, S. and Loustau, D. 2005. Age-related decline in stand water use: sap flow and transpiration in a pine forest chronosequence. *Agricultural and Forest Meteorology* 129: 105-119.
- 古澤仁美・日野輝明・金子真司・荒木 誠 2006. 大台ヶ原においてニホンジカとミヤコザサが表層土壌の温度・水分状態に及ぼす影響. *森林立地* 48: 91-98.
- Granier, A. 1987a. Sap flow measurements in Douglas-fir tree trunks by means of a new thermal method. *Annales des Sciences Forestieres* 44: 1-14.
- Granier, A. 1987b. Evaluation of transpiration in a Douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Physiology* 3: 309-320.
- Granier, A., Brion, P., Breda, N., Pontailler, J.Y. and Saugier, B. 1996a. Transpiration of trees and forest stands: short- and long-term monitoring using sapflow methods. *Global Change Biology* 2: 265-274.
- Granier, A., Huc, R. and Barigah, S.T. 1996b. Transpiration of natural rain forest and its dependence on climatic factors. *Agricultural and Forest Meteorology* 78: 19-29.
- 飯田真一・小林義一・田中 正 2003. Granier 法を用いた樹液流速の長期連続測定. *水文・水資源学会誌* 16: 13-22.
- Itô, H. and Hino, T. 2005. How do deer affect tree seedlings on a dwarf bamboo-dominated forest floor? *Ecological Research* 20: 121-128.
- 環境省近畿地方環境事務所 2014. 大台ヶ原自然再生推進計画（第2期）の評価書及び大台ヶ原自然再生推進計画 2014.
- Kisanuki, H., Nakai, A., Nadamoto, A. and Wakino, M. 2009. Pits and rocky microsites in a subalpine forest stand facilitate regeneration of spruce saplings by suppressing dwarf bamboo growth inside a deer-proof fence. *Journal of Forest Research* 14: 342-348.
- Kobayashi, N., Kumagai, T., Miyazawa, Y., Matsumoto, K., Tateishi, M., Lim, T.K., Mudd, R.G., Ziegler, A.D., Giambelluca, T.W. and Yin, S. 2014. Transpiration characteristics of a rubber plantation in central Cambodia. *Tree Physiology* 34: 285-301.
- Köstner, B., Falge, E. and Tenhunen, J.D. 2002. Age-related effects on leaf area/sapwood area relationships, canopy transpiration and carbon gain of Norway spruce stands (*Picea abies*) in the Fichtelgebirge, Germany. *Tree Physiology* 22: 567-574.
- Kumagai, T., Nagasawa, H., Mabuchi, T., Ohsaki, S., Kubota, K., Kogi, K., Utsumi, Y., Koga, S. and Otsuki, K. 2005. Sources of error in estimating stand transpiration using allometric relationships between stem diameter and sapwood area for *Cryptomeria japonica* and

- Chamaecyparis obtusa*. Forest Ecology and Management 206: 191-195.
- 熊谷朝臣 2007. 幹の中を流れる水から森林の蒸散を考える. 森林水文学編集委員会「森林水文学」森北出版. 110-130.
- 黒田慶子 2007. 木部樹液の動きと樹木の健康. 樹木医学研究 11 : 83-88.
- Lopushinsky, W. 1986. Seasonal and diurnal trends of heat pulse velocity in Douglas-fir and ponderosa pine. Canadian Journal of Forest Research 16: 814-821.
- Lu, P., Biron, P., Breda, N. and Granier, A. 1995. Water relations of adult Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst) under soil drought in the Vosges mountains : water potential, stomatal conductance and transpiration. Annales des Sciences Forestieres 52: 117-129.
- Maeji, I., Yokoyama, S. and Shibata, E. 1999. Population density and range use of sika deer, *Cervus nippon*, on Mt. Ohdaigahara, central Japan. Journal of Forest Research 4: 235-239.
- McDowell, N.G., Beerling, D.J., Breshears, D.D., Fisher, R.A., Raffa, K.F. and Stitt, M. 2011. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. Trends in Ecology and Evolution 26: 523-532.
- 森本幸祐・武居二郎・小南裕志・花山秀文・三輪賢志 1991. 街路樹ケヤキの活性度診断. 日本緑化学会誌 17 : 9-15.
- Oren, R., Phillips, N., Ewers, B.E., Pataki, D.E. and Megonigal, J.P. 1999. Sap-flux-scaled transpiration responses to light, vapor pressure deficit, and leaf area reduction in a flooded *Taxodium distichum* forest. Tree Physiology 19: 337-347.
- Pataki, D.E., Oren, R. and Phillips, N. 1998. Responses of sap flux and stomatal conductance of *Pinus taeda* L. trees to stepwise reductions in leaf area. Journal of Experimental Botany 49: 871-878.
- Quentin, A.G., O'Grady, A.P., Beadle, C.L., Mohammed, C. and Pinkard, E.A. 2012. Interactive effects of water supply and defoliation on photosynthesis, plant water status and growth of *Eucalyptus globulus* Labill. Tree Physiology 32: 958-967.
- Roberts, S., Vertessy, R. and Grayson, R. 2001. Transpiration from *Eucalyptus sieberi* (L. Johnson) forests of different age. Forest Ecology and Management 143: 153-161.
- Santiago, L.S., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Fisher, J.B., Machado, K., Woodruff, D. and Jones, T. 2004. Leaf photosynthetic traits scale with hydraulic conductivity and wood density in Panamanian forest canopy trees. Oecologia 140: 543-550.
- Schäfer, K.V.R., Oren, R. and Tenhunen, J.D. 2000. The effect of tree height on crown level stomatal conductance. Plant, Cell and Environment 23: 365-375.
- 関根達郎・佐藤治雄 1992. 大台ヶ原山におけるニホンジカによる樹木の剥皮. 日本生態学会誌 42 : 241-248.
- Tateishi, M., Kumagai, T., Suyama, Y. and Hiura, T. 2010. Differences in transpiration characteristics of Japanese beech trees, *Fagus crenata*, in Japan. Tree Physiology 30: 748-760.
- 立石麻紀子・Ailijiang, M.・辻 将大・井上美那・谷口 武士・山本福壽・山中典和 2014. 海水浸漬がタブノキ, アカマツ, クロマツの生理に与える影響の経時変化. 日本緑化学会誌 40 : 54-59.
- Williams, M., Bond, B.J. and Ryan, M.G. 2001. Evaluating different soil and plant hydraulic constraints on tree function using a model and sap flow data from ponderosa pine. Plant, Cell and Environment 24: 679-690.
- Yoder, B.J., Ryan, M.G., Waring, R.H., Schoettle, A.W. and Kaufmann, M.R. 1994. Evidence of reduced photosynthetic rates in old trees. Forest Science 40: 513-527.
- Yokoyama, S., Koizumi, T. and Shibata, E. 1996. Food habits of sika deer as assessed by fecal analysis in Mt. Ohdaigahara, central Japan. Journal of Forest Research 1: 161-164.

Elucidation of water physiological status of spruce for natural restoration of declined forest on Mt. Ohdaigahara

KISANUKI Hiromitsu, KUMAGAI Tomoomi, MIYAZAWA Yoshiyuki
and OKAMOTO Haruna

In the deer proof fence of declined forest caused by deer browsing and debarking on Mt. Ohdaigahara, water consumption by dense *Sasa* and former debarking by deer before the fence construction would prevent the water absorption of survived adult trees of spruce (*Picea jezoensis* var. *hondoensis*). Sap flows were continuously measured for 18 survived spruce trees with Granier sensor from the end of April to November in 2018 in the fence constructed in 2001 in order to clarify the effect of physical environments and ecological factors on sap flow. Sap flow of trees was positively affected both by radiation and Vapour Pressure Dificit. For the ecological factors, sap flow of trees was explained well by the model which contains height of trees, ratio of debarked length to the trunk girth, and sap wood area. It was implied that water uptake was reduced by the reduction of sap area because most of the survived trees still had debarking scar on the bottom of trunk made by deer before the fence construction.

Keywords: sap flow, debarking, deer proof fence, sapwood area, height of tree

特定外来生物ブラジルチドメグサの防除手法開発に向けた 生活史特性の解明

福岡県保健環境研究所 環境生物課
金子洋平・須田隆一・中島 淳・石間妙子

夏季に発生する特定外来生物ブラジルチドメグサの枯死現象を明らかにするために、枯死要因として推測された水位、水温、栄養塩（全窒素・全リン）濃度をモニタリングするとともに、これらに係る生活史特性を明らかにした。その結果、1) クリークにおける水位変動は最大で 80 cm 程度であったが、葉柄の伸長等により 80 cm 程度まで適応可能であったこと、2) 栄養塩濃度は春季と夏季で差はなく、栽培環境下では栄養塩濃度が極端に低い場合でも長期に生存できたこと、3) 水温は最高で 35 °C 程度であったが、栄養塩の吸収速度は 25 °C よりも 35 °C 条件下で大きかったことから、これらの環境因子が枯死要因である可能性は低いと考えられた。一方、ブラジルチドメグサの茎は、盛んに分枝して階層状に発達し空气中を横走するようになるが、日照時間が長い猛暑日が続いた場合、これらの茎葉に強い水ストレスが生じることで枯死が発生し個体全体に波及していることが示唆された。

キーワード：クリーク、枯死要因、水位、水温、栄養塩濃度、福岡県

1. はじめに

南北アメリカ原産である特定外来生物ブラジルチドメグサ *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. は、ウコギ科チドメグサ属の多年生水生植物である。浮葉～抽水植物であり、普通は水面上を浮遊して群生する。1つの節から1から数枚の葉と多数の根を出しながら旺盛に成長し、しばしば水面を覆い尽くすことから、在来水生生物に甚大な影響を及ぼすだけでなく、船舶の航行障害や水路での通水障害を起こす侵略的外来種とされている (EPPO 2006, Robert et al. 2013, GHD 2015)。アクアリウム等の観賞用として、ヨーロッパやオーストラリア等の世界各地に導入され、現在では約 30 か国で定着が確認されている (IUCN 2018, Q-bank “Q-bank Invasive Plants Database” <http://www.q-bank.eu/Plants> 2018.11.9 閲覧)。日本では、1998 年頃に熊本県で初めて

確認され (伊東 2000, 林田ら 2003)、その後、岡山県、福岡県、大分県 (国立環境研究所「侵入生物データベース」<https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/DB/detail/81150.html> 2018.11.9 閲覧) に定着し、近年では千葉県 (林 2013)、佐賀県 (上赤 2015)、宮崎県 (宮崎県 2017) にも分布を拡大している。

福岡県には 2007 年に筑後地域クリーク及び筑後川で確認され、分布域が拡大し続けている。筑後地域クリークは、乏しい水資源を効率よく利用するために発展してきた地域独特の水循環システムであり、貯水機能と用排水機能を併せ持つ循環的・反復的な水利用が可能な水路である (加藤 1994)。このクリークは、農業用水としてだけでなく、生活雑用水や防火用水等にも利用されており、地域住民にとって重要なものである。ブラジルチドメグサはこのクリークを

中心に繁茂していることから、関係する市町からの防除要望が非常に強く、福岡県侵略的外来種リストにおける重点対策外来種に選定されている（福岡県環境部自然環境課 2018）。

ブラジルチドメグサの防除については、ヨーロッパ各地やオーストラリアで実施されている（EPPO 2006, Aldridge et al. 2015, GHD 2015）。効果があるとされる主な防除手法は、手取り除草や重機等を用いた物理的防除（Ruiz-Avila and Klemm 1996, Kelly 2006）及び茎葉部への除草剤処理による化学的防除（Newman and Dawson 1999）であり、物理的防除と化学的防除の組み合わせ（Ruiz-Avila and Klemm 1996）も行われている。日本においても、物理的防除の実施や（伊藤 2004, 国土交通省九州地方整備局 筑後川河川事務所「ブラジルチドメグサ」<http://www.qsr.mlit.go.jp/chikugo/riyokankyo/brazil/index.html> 2018.11.9 閲覧）、防除効率の高い小型船の開発等が行われているが（西岡 2016）、これまでに根絶事例はなく、効果的な防除手法の開発が課題となっている。

一方、筑後地域クリークの一部では、夏季に大規模な枯死が発生することがあり、枯死後に物理的防除を実施することで、効率的な駆除が可能であることが明らかとなっている（須田ほか 未発表データ）。しかし、ブラジルチドメグサの光合成活性が最も高いのは 25 から 35 °C であり、初夏の頃に最も繁茂する（Hussner and Lösch 2007）とされていることから、夏季に枯死する理由は不明である。

夏季の枯死に係る要因としては、クリークの水利利用特性が関係している可能性が考えられる。クリークは、周辺農地での営農状況に大きな影響を受けるため、水位変動や水質変化が起こりやすく、夏季に水位が低下した場合は、水温の上昇にもつながることが予想される。これらの水位、水温、栄養塩濃度における変化は、

水生植物にとって光合成阻害、高温障害、生理機能障害を引き起こす要因にもなり得ることから、ブラジルチドメグサの枯死要因となっている可能性がある。そこで、本研究では、ブラジルチドメグサについて、水位変動、水温、栄養塩吸収に係る生活史特性を明らかにするとともに、クリークにおけるこれら 3 つの環境要因の時間的変化を把握することで、ブラジルチドメグサの枯死メカニズムを解明する。

II. 調査方法

1. 調査地

調査は、福岡県筑後市（北緯 30 度 12 分、東経 130 度 30 分）の河川 2 地点及びクリーク 6 地点で実施した。これらの近隣では、主にイネ、ダイズ、ムギが栽培されている。

調査を実施した 2018 年は、西日本の広域で豪雨が発生し、浸水被害や土砂崩れ等の被害が発生した（平成 30 年 7 月豪雨）。筑後市においても 6 月 29 日から 7 月 6 日の期間に豪雨となり、筑後市に最も近い久留米観測所の記録では、1 時間降水量は最大で 49.5 mm、降水量合計は 629 mm であった（気象庁「過去の気象データ検索」<http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> 2018.11.9 閲覧）。この豪雨の影響により、クリーク 1 地点については調査が継続困難となったため調査地点から除外し、河川 2 地点及びクリーク 5 地点の計 7 地点で調査を行った。

2. 野外調査

各調査地において、2018 年 4 月から 9 月にかけて、ブラジルチドメグサの枯死に影響していると考えられる水位、水温、栄養塩濃度についてモニタリングを行った。

1) ブラジルチドメグサの植被面積

各地点に流量 30 m 区間を設定し、対岸までの範囲を調査範囲とした（表 1）。この範囲に生育しているブラジルチドメグサについて、1

週間に1回の頻度で水面または水面上に展開している葉群の面積を計測した。水位の上昇に伴い水中に没した葉は計測に含めなかった。

2) 水位

水位の計測は、1週間に1回行った。水位は、ブラジルチドメグサの根元を0 cmとし、水位が上昇し根元が水中にある場合にプラス、水位が低下し根元が水上に出ている場合にマイナスとして記録した。

3) 水温

水温は、ブラジルチドメグサが生育している水面付近で計測することとし、水面から10 cmの位置にデータロガー（HOBO Water Temp Pro v2, Onset）を設置し30分間隔で計測した。

なお、プロット1及び2においては、7月豪雨時にデータロガーが喪失したため、水温のデータを取ることができなかった。

4) 栄養塩濃度

栄養塩は、植物の3大栄養素のうち窒素及びリンを対象とし、各調査地から2週間に1回採水して全窒素(total nitrate; T-N)及び全リン(total phosphorus; T-P)濃度を計測した（ポータブル簡易全窒素・全リン計, TNP-10; 東亜 DKK）。

5) 枯死が発生した葉の特徴

枯死がどのような葉で生じているのかを明らかにするために、葉の形態的特徴を記録した。ブラジルチドメグサは、茎が複雑に絡み合いながら階層状に成長していたことから、階層構造を壊さないように、30 cm × 30 cmの大きさを2か所から切り取り、全ての葉について、葉柄の長さ及び太さ、葉が出ている節の位置、枯死の有無を記録した。なお、節の位置は、地上に上げた時の地面からの高さとして記録した。

3. 栽培実験

ブラジルチドメグサの栄養塩吸収特性及び水位変動への適応力を明らかにするために、栽培実験を行った。

1) 水位変動への適応

ブラジルチドメグサの栽培には、円筒型の水槽（直径20 cm × 高さ60 cm）を2段つなげ、水槽の底に、水生植物の土を5 cmの高さまで敷き込んだものを用いた。この水槽に、茎長が約40 cm、節数10、葉数12から15枚のブラジルチドメグサを移植し、5 cm湛水条件となるよう水道水を満たして3日間栽培した。葉数が増加したことを確認した後、葉を水面から10 cm水没するよう水を加えた。その後、葉が1枚でも水面上に達した場合、さらに水を加えて10 cm水没させ、全ての葉が枯死するまで同様の方法で水位を増加させた。枯死の判断は、葉色が黄色または茶色に変色した場合とした。全ての葉について、毎日、葉柄長及び茎の伸長量を計測した。反復は4とした。

2) T-N, T-Pの吸収速度

ブラジルチドメグサは、スチロール丸形水槽（直径24 cm、高さ12 cm）に浮遊させて栽培した。栽培用の試験水は、微粉ハイポネックス（N-P-K = 6.5-6-19; ハイポネックスジャパン）0.300 gを3 Lの水道水に溶かして作成した（10,000倍希釈）。試験に用いたブラジルチドメグサは、茎長が約30 cmであり、6節に葉数が7枚ついている個体を用いた。各個体について、実験開始前に、水滴を十分にふき取り湿重量を計測した（デジタル天秤, AJ-220JS; 新光電子）。

T-N, T-P吸収における好適な水温条件を明らかにするために、3つの大型容器（長さ90 cm, 幅60 cm, 高さ20 cm）に水を満たし、ICサーモヒータ（IHC200; Tetra）を用いて25 °C, 30 °C, 35 °Cの水温条件を設定した。各大型容器にスチロール丸形水槽を3個並べ、40 W 蛍光灯（植物育成・熱帯魚観賞用ランプ・ビオルックス HG, NEC）を4灯用いて、6時から20時までの14時間照射し栽培を行った。ブラジルチドメグサの葉の位置の光量子束密度は、200から

230 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{sec}^{-1}$ であった（ライトメーター、LI-250A；メイワフォーシス）。

T-N, T-P 濃度の計測は、実験開始日を含めて6日間行った。また、蒸発等による濃度上昇を補正するために、水位を計測することで水量の減少量を推定した。各温度条件下での反復は6とした。なお、枯死や衰弱が見られた個体については解析から除外した。

4. 統計解析

ブラジルチドメグサの枯死が発生しない春季（4から6月）と発生する夏季（7から9月）において、水位、T-N, T-P 濃度に差があるかを明らかにするために、対応のある *t* 検定（paired *t* test）を用いてプロットごとに季節間の比較を行った。

枯死する葉の特徴を把握するために、一般化線形モデルを用いて解析した。モデルは、葉の枯死の有無を応答変数、葉がついている節の高さ、葉柄の長さ及び太さ、各変数間の交互作用を説明変数とした。モデルのリンク関数はロジット、誤差構造は2項分布とするロジスティック回帰を用いた。全ての説明変数の組み合わせによりモデルを作成し、赤池情報基準AICの値の少ないものをよいモデルとして、上位5つのモデルを示し、それに含まれる説明変数をもとに枯死が生じる葉の特徴を検討した。

解析は R version 3.5.1 (R Core Team 2018) を

用いた。

III. 結果

1. ブラジルチドメグサの植被面積

植被面積は、プロットによって大きな差が見られた(表1)。植被面積が最も大きかったのは、プロット5であり、最大180 m^2 であった。一方、最も小さかったのは、プロット4であり、最大3.8 m^2 であった。

夏季に大規模な枯死が発生したのはプロット6のみであった。プロット6では、春季から夏季にかけて植被面積が増加し続けたが、7月中旬に枯死が発生し、8月には全ての個体が消失した。

その他のプロットでは、大規模な枯死は発生しなかったものの、大雨による水没や流失等により、観察期間を通して植被面積の増減が観察された(図1)。プロット5とプロット7以外の調査地では、春季から初夏にかけて植被面積の増加が見られたが、夏季に植被面積が減少し、9月下旬に若干の回復傾向が見られた。一方、プロット5及び7は、4月時点で、すでにクリーク全体を植被が覆っており、この時期が最も植被面積が大きかった。プロット5の植被面積の減少はわずかであり、観察期間を通して高い植被面積を維持していた。プロット7は、植被面積が減少し続け、9月下旬に最も植被面積が小

表1 調査地の概要

Plot No.	地名	地形	調査地面積 (m^2)	植被面積 (m^2)	
				最小値	最大値
1	熊野	河川	105	0.01	16.5
2	蔵敷	河川	300	0.01	99.0
3	古島	クリーク	300	0.01	7.5
4	中折地	クリーク	420	0.02	3.8
5	馬間田	クリーク	180	108.00	180.0
6	下妻	クリーク	120	0.10	96.0
7	下妻	クリーク	90	4.50	81.0

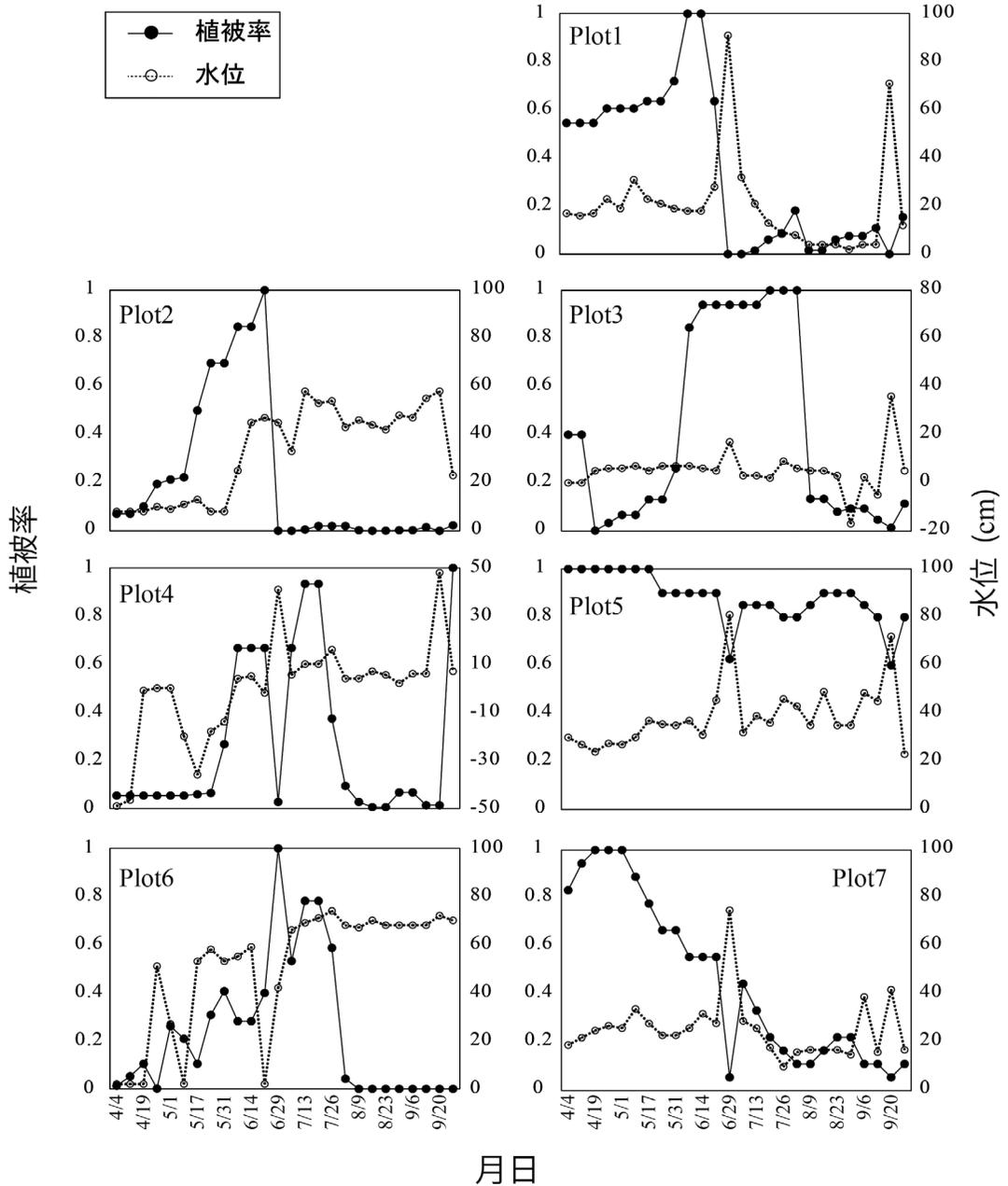


図1 ブラジルチドメグサの植被率の増減と水位の関係。植被率は各調査地における植被面積の最大値を1として算出した。水位はブラジルチドメグサの根元を0 cmとしてプロットした。

さくなくなった。

2. 筑後地域クリークにおける環境要因の変化

1) 水位

水位は、全てのプロットにおいて大きく変動

した(図1)。最も変動幅が大きかったのはプロット4であり、観察期間を通して97 cmに及んだ(水位幅は-49から48 cm)。一方、最も水位幅が小さかったのはプロット5であり、49

cmであった（水位幅は23から72 cm）。また、大雨時には、多くのプロットで急激な水位の上昇が見られたが、短期間の上昇にとどまり、1週間以内に元の水位に戻る様子が観察された。

春季と夏季の水位を比較した結果、プロット2, 4, 6は、夏季の水位が有意に高かった（図2, $p < 0.05$, paired t test）。プロット2の平均水位は、春季が18.8 cmで夏季46.5 cmであり、27.7 cmもの差が見られた。同様に、プロット6は、春季31.1 cm, 夏季69.2 cmで差は38.1 cmだった。プロット4については、春季-10.5 cm, 夏季10.1 cmと20.6 cmの差が見られたが、観察期間を通して水位は低かった。

一方、これらのプロットと比較して、プロット1, 3, 5, 7の水位変動は相対的に小さく、季節間に有意な差は見られなかった（ $p > 0.05$, paired t test）。

2) 水温

観察期間を通して、極端な水温の上昇は見られなかった（図3）。水温が最も高い時期は、7月中旬から8月中旬の間であり、最高で約35℃であった。一方、プロット5は、他のプロットよりも水温がやや低く、最高で約33℃であった。

3) T-N, T-P 濃度

T-N, T-P 濃度は、プロットによる差が大きかった（図4）。T-N 濃度は河川の2地点が約6 mg L⁻¹であり、クリークの2から4 mg L⁻¹よりも高い傾向があった。一方、T-P 濃度はプロット5が高く約1 mg L⁻¹であったが、その他のプロットは0から0.5 mg L⁻¹であり、全体的に低かった。

また、T-N, T-P 濃度を季節間で比較した結果、どのプロットにおいても春季と夏季に有意な差は見られなかった（ $p > 0.05$, paired t test）。

4) 枯死が生じた葉の特徴

AICによるモデル選択を行った結果、節の高

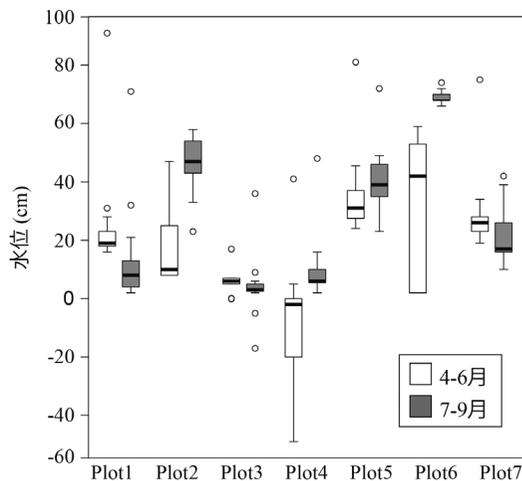


図2 水位の季節間の比較。箱ひげ図は、箱中の横線が中央値、箱の下端が第一四分位(25%),箱の上端が第三四分位(75%),ひげの両端が外れ値を除いた最大値及び最小値を示す。

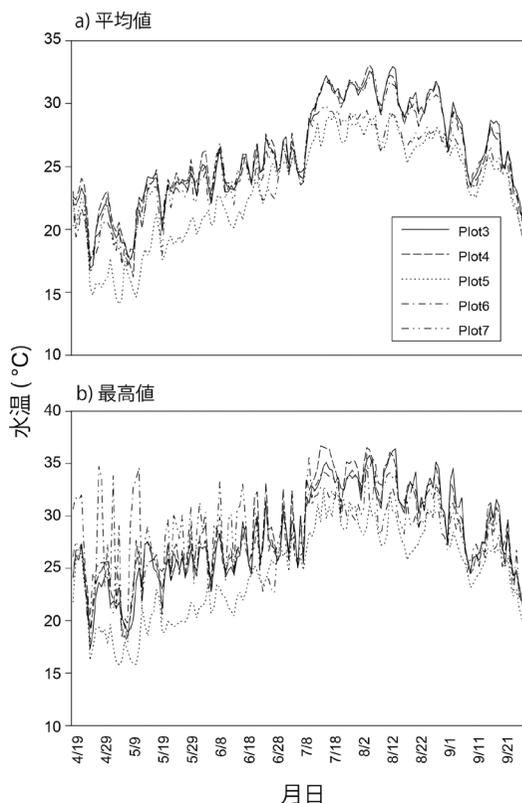


図3 各調査地における水温の推移

さと葉柄の長さが全てのモデルにおいて説明変数として採択された（表2）。ベストモデルの

AIC との差が2未満のモデルは1つだけであり、どちらのモデルにも節の高さと葉柄の長さが有意であった。また、節の高さ及び葉柄の長さの推定係数は、どちらも正であったことから、節の位置が高く、葉柄が長い葉が枯死していたことを示す結果であった。

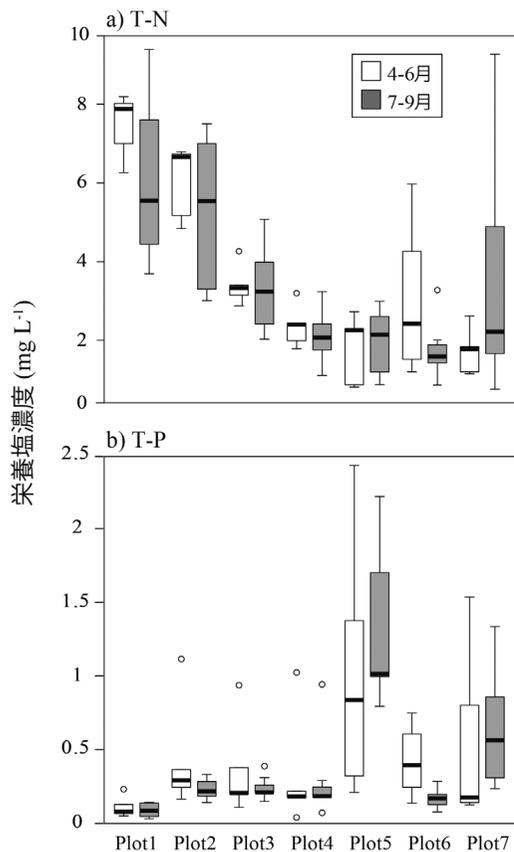


図4 栄養塩濃度の季節間の比較。箱ひげ図は、箱中の横線が中央値、箱の下端が第一四分位 (25%), 箱の上端が第三四分位 (75%), ひげの両端が外れ値を除いた最大値及び最小値を示す。

表2 一般化線形モデルによる解析結果。表中の略号は、H：節の高さ、L：葉柄の長さ、W：葉柄の太さを表す。": " でつながれた変数は、それぞれの交互作用を表す。+ : $P < 0.1$, * : $P < 0.05$, ** : $P < 0.01$, *** : $P < 0.001$

モデル	AIC	係数							切片
		H	L	W	H:L	H:W	L:W	H:L:W	
1	201.13	0.367 **	0.114 ***		-0.007				-4.387***
2	201.68	0.183 ***	0.067 ***						-3.150***
3	203.67	0.183 ***	0.068 ***	-1.023					-3.106***
4	203.77	-0.279	-0.071	-0.931	0.028	0.187	0.050	-0.010+	-1.119
5	205.01	0.182 ***	0.119	0.353			-0.015		-4.254*

3. 栽培実験におけるブラジルチドメグサの生活史特性の把握

1) 水位変動への適応

ブラジルチドメグサは、水位変動に対して高い適応力を有していることが示された (図5)。葉を水没させると、葉柄と茎の両方が伸長したが、特に、葉柄の伸長速度は高く、1日当たりの伸長量は最大で18 cmであった。また、茎の先端の葉柄ほど伸長期間が長く、伸長量大きい傾向が見られた。茎の先端から3節分の葉柄の伸長期間は約4日間で、平均伸長量は23.3 cm (伸長量の幅は7から39 cm)であった。次の3節の伸長期間は約3日間で、平均伸長量は15.3 cm (伸長量の幅は2から33 cm)であり、さらに後方の節における伸長期間は約2日間で、平均伸長量は10.2 cm (伸長量の幅は1から19 cm)であった。一方、沈水中で新たに展葉した葉の葉柄は、約6日間伸長し、平均伸長

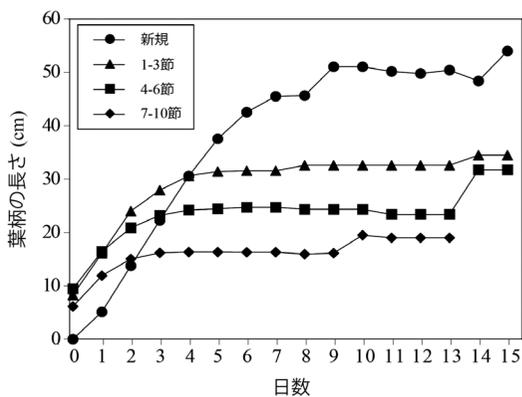


図5 浮葉を沈没させた後の葉柄長の推移。値は4個体の平均値を示す。

量は 41.8 cm (伸長量の幅は 18 から 70 cm) と最も高かった. なお, 今回の実験において沈水中の葉は, およそ 2 週間で枯死した.

一方, 葉柄の伸長速度と比較すると茎の伸長速度は遅く, 実験開始から枯死するまでに 4 節しか増加せず, 長さも 20 cm 程度であった.

2) T-N 及び T-P の吸収特性

T-N 及び T-P の吸収量は, 水温 25 °C よりも, 30 °C 及び 35 °C で大きい傾向が見られた(図 6). T-N の平均吸収量は, 25 °C 条件下で 0.016 mg g⁻¹ h⁻¹, 30 °C 条件下で 0.031 mg g⁻¹ h⁻¹, 35 °C 条件下で 0.032 mg g⁻¹ h⁻¹ であった. 一方, T-P の平均吸収量は, 25 °C 条件下で 0.004 mg g⁻¹ h⁻¹, 30 °C 条件下で 0.009 mg g⁻¹ h⁻¹, 35 °C 条件下で

0.008 mg g⁻¹ h⁻¹ であった.

IV. 考察

1. 夏季におけるブラジルチドメグサの枯死と 3 要因の関係

水位, 水温, 栄養塩濃度のモニタリング結果とブラジルチドメグサの生活史特性の結果から, これら 3 要因がブラジルチドメグサの夏季の枯死要因であるとはいえなかった.

1) 水位

ブラジルチドメグサは, 葉柄の伸長や茎の伸長により 80 cm 程度の水位上昇に適応可能であることが示された. また, 実験では茎の伸長量が小さかったものの, ブラジルチドメグサの伸長成長は 1 日 20 cm にも達するほど旺盛である(Newman 2006) ことから, 環境条件によってはさらに高水位まで適応可能であると考えられる. 水位の急激な上昇のほとんどは大雨に因る一時的なものであったため(図 1), 水没により枯死が発生している可能性はないだろう.

2) 水温

夏季における極端な水温の上昇は見られず, ほとんどのプロットでは, 平均水温は約 30 °C, 最大水温は約 35 °C であった. 一方, ブラジルチドメグサの T-N, T-P の吸収量は, 25 °C よりも 30 °C 及び 35 °C 条件下で高く, 水温が高いほど生理活性が高かったことから, 直接的に枯死を引き起こしているとはいえないと考えられる.

しかし, この結果は夏季に水深が維持されているクリークに限定したものと見える. プロット 6 の 4 月の水温が示すように, 水深が浅い場合には, 春先にも関わらず 35 °C まで上昇しており, 夏季であればかなりの高水温になると考えられる. クリークの中には, 宅地開発等により農業用排水としての役割を持たなくなったことから, 年間を通して水深が浅い状態のものが

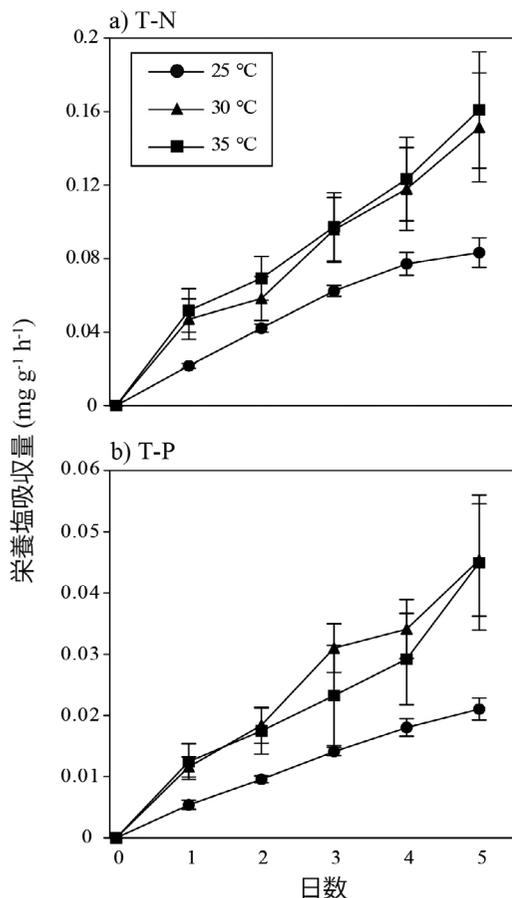


図 6 水温の違いによる栄養塩吸収量の比較

あるため、これらのクリークについては今後検証する必要があるだろう。

3) 栄養塩濃度

クリークの T-N, T-P 濃度は、農業用水基準より高い数値ではあったが、クリークで観測されている一般的な数値であり（例えば、阿南ら 2005, 濱田ら 2008）、全てのプロットにおいて春季と夏季に有意な差も見られなかった。ブラジルチドメグサの栄養塩吸収速度は、ヒシ（渡部ほか 2006）と同程度であり、高い吸収能力を有していると判断でき、大繁茂した場合には、かなりの量の栄養塩を吸収すると考えられる。しかし、クリークには農業用水だけでなく、生活雑排水や農業集落排水等の生活排水が多く流入している（濱田ほか 2008）ため、ブラジルチドメグサの生育に影響を及ぼすような栄養塩濃度の過度な上昇や低下は生じていないと考えられる。

一方、ブラジルチドメグサは貧栄養下においても長期的に生育することが可能であることが示唆された。試験的に施肥をしないまま 1 か月以上栽培したところ、葉サイズの縮小、葉数の減少、葉の黄色化等の症状が見られたものの枯死には至らなかった。また、施肥を行うと旺盛に成長し、数日で元の状態まで回復したことから、栄養塩濃度の過不足による枯死は起きていないと考えられる。

2. ブラジルチドメグサの大規模枯死から見てきた要因

ブラジルチドメグサの成長は、2 か月で 10 m に達するほど非常に旺盛であり、水流がない場合にはマット状の密生群落を形成すると考えられている（中嶋・沖 2017）。クリークでは水流がほとんどない場所が多いことから、一般的な傾向として、巨大なマット状の密生群落を形成している。密生群落では、茎が複雑に絡み合いながら高さ数十 cm にまで成長するため、葉柄の長い葉が多く、上部は空气中に露出していることが観察された。

一方、枯死は 7 月中旬に発生しているが、九州北部では 7 月 9 日に梅雨明けしており、これを境に気温及び水温の急激な上昇と日照時間の大幅な増加が確認されている（表 3）。ブラジルチドメグサの光合成に最適な気温は 25 から 35 °C である（Hussner and Löscher, 2007）が、7 月中旬から最高気温は 35 °C を超えており、強い水ストレスに曝されていたと考えられる。乾土条件下のブラジルチドメグサは、根の相対重量比は変えずに、葉柄の相対重量比を減少させることが報告されているが（Hussner and Meyer 2009）、吸水能力を維持したまま蒸散を防ぐことで乾燥に適応しているものと推察される。つまり、葉柄が長い葉及び空气中に横走している茎葉は、乾燥耐性を有していないと考えられる

表 3 梅雨明け前後における環境の比較。気温、水温、日照時間は、平均値±標準偏差を示す。水位、T-N、T-P の値は、7 月 9 日及び 19 日の計測値を示す。P 値は対応のある t 検定を用いて算出した。

	6/30~7/9	7/10~7/19	P
最高気温(°C)	29.9 ± 3.9	36.7 ± 0.7	< 0.001
最高水温(°C)	30.2 ± 2.3	34.2 ± 0.8	< 0.001
日照時間(h)	3.5 ± 4.5	10.3 ± 1.4	< 0.001
水位(cm)	66	71	
T-N(mg L ⁻¹)	3.28	1.52	
T-P(mg L ⁻¹)	0.29	0.22	

ため、強い水ストレスに曝されたことによって、これらの葉が枯死したと考えるのが妥当である。

しかし、本研究結果は1プロットのみデータであることから、枯死要因の解明にはさらなるデータの蓄積が必要不可欠である。また、空气中に露出した茎葉の枯死が、個体全体に波及していくメカニズムは不明であり、今後の大きな課題である。このメカニズムの解明は、一部の茎葉を人為的に枯死させることで、個体全体の防除を可能にすることを示唆しており、新たな防除手法の開発につながることを期待される。

謝辞

筑後市役所水路課には、調査地の選定及び地元住民への周知に協力していただいた。また、ブラジルチドメグサの栽培については、環境省の特定外来生物飼養等についての許可を得て実施した。関係者各位に感謝申し上げる。

文献

Aldridge, D.C., Aldridge, S.L., Mead, A., Scales, H., Smith, R.K., Zieritz, A. and Sutherland, W.J. 2015. Control of freshwater invasive species: global evidence for the effects of selected interventions. The University of Cambridge, UK.

阿南光政・弓削こずえ・中野芳輔・舟越 保・丸居篤 2005. 低平地クリークにおける水質浄化型水管理手法の検討。九州大学大学院農学研究院学芸雑誌 60: 223-231.

EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization) 2006. *Hydrocotyle ranunculoides*. EPPO Bulletin 36: 3-6.

福岡県環境部自然環境課 2018. 福岡県侵略的外来種リスト 2018. <http://www.pref.fukuoka.lg.jp/contents/sinryakugairai.html>. 2018.11.9 確認.

GHD 2015. Report for *Hydrocotyle* Weed Management Plan - For the Middle and Upper Canning River.

瀨田康治・皆川明子・高木強治・中 達雄 2008. 有明海沿岸クリーク地帯でのクリーク水質の年間変動および年次変動の解明。農村工学研究所技報 第207号: 63-80.

林 紀男 2013. 手賀沼(千葉県)流域における外来水生植物の状況。第16回自然系調査研究機関連絡会議(NORNAC16)調査研究・活動事例発表会プログラム・講演要旨集: 8.

林田富美子・名波 哲・伊東 明・山倉拓夫・進藤和政 2003. ブラジルチドメグサ(*Hydrocotyle ranunculoides* L. f.)の熊本県北部への侵入。関西自然保護機構会報 25: 7-16.

Hussner, A. and Lösch, R. 2007. Growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* L. fil. in Central Europe. Flora 202: 653-660.

Hussner, A. and Meyer, C. 2009. The influence of water level on the growth and photosynthesis of *Hydrocotyle ranunculoides* L.fil. Flora 204: 755-761.

伊藤直喜 2004. 菊池川流域のブラジルチドメグサ対策。河川 7: 55-58.

伊東麗子 2000. 菊池川に繁茂するチドメグサ属の一種。Botany 50: 108-110.

IUCN 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1. <http://www.iucnredlist.org>. 2018.11.9 確認.

上赤博文 2015. 佐賀県内におけるブラジルチドメグサ(セリ科)の生育状況。佐賀自然史研究 20: 45-48.

加藤仁美 1994. クリークの成り立ちと役割。加藤仁美編「水の造形—水秩序の形成と水環境管理保全」九州大学出版会: 1-33.

Kelly, A. 2006. Removal of invasive floating pennywort *Hydrocotyle ranunculoides* from Gillingham Marshes, Suffolk, England. Conservation Evidence 3: 52-53.

宮崎県 2017. 宮崎県内で確認されている主な特定外来生物。 http://www.pref.miyazaki.lg.jp/shizen/kurashi/shizen/documents/9782_20170707112245-1.pdf. 2018.11.9 確認.

中嶋佳貴・沖 陽子 2017. 特定外来生物ブラジルチドメグサの栄養繁殖特性。日本緑化工学会誌 42: 543-549.

Newman, J.R. 2006. Natural Environmental Research Council, Aquatic Plant Management Group. Information Sheet 24: Floating Pennywort (*Hydrocotyle*

- ranunculoides*). Centre for Ecology & Hydrology (CEH): 1-3.
- Newman, J.R. and Dawson, F.H. 1999. Ecology, distribution and chemical control of *Hydrocotyle ranunculoides* in the U.K. *Hydrobiologia* 415: 295-298.
- 西岡 樹 2016. ブラジルチドメグサ等外来水生植物の効率的取集装置の開発. 建設コンサルタンツ協会会誌 271 : 38-41.
- R Core Team 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Robert, H., Lafontaine, R.-M., Beudels-Jamar, R.C. and Delsinne, T. 2013. Risk analysis of the Water Pennywort *Hydrocotyle ranunculoides* (L.F., 1781). - Risk analysis report of non-native organisms in Belgium from the Royal Belgian Institute of Natural Sciences for the Federal Public Service Health, Food chain safety and Environment.
- Ruiz-Avila R.J. and Klemm V.V. 1996. Management of *Hydrocotyle ranunculoides* L. f., an aquatic invasive weed of urban waterways in Western Australia. *Hydrobiologia* 340: 187-190.
- 渡部正弘・大金仁一・小山孝昭・佐々木久雄・嵯峨京時 2006. 伊豆沼・内沼の水生植物の栄養塩吸収試験. 宮城県保健環境センター 年報第 24 号 : 111-113.

Life history characteristics of invasive alien species *Hydrocotyle ranunculoides* with relation to their management

KANEKO Yohei, SUDA Ryuichi, NAKAJIMA Jun and ISHIMA Taeko

We explored the factor of withered and dead for invasive alien species *Hydrocotyle ranunculoides* in summer, focusing on the increasing water level, high water temperature, and concentration of T-N and T-P in the creek at Chikugo region, Fukuoka prefecture, Japan. Our results showed as follows that, 1) water level in the creek were varied up to 80 cm, and floating leaves of *H. ranunculoides* was able to grow their petiole and stem in rapidly up to approximately 80 cm, 2) concentrations of T-N and T-P in summer were not significantly different from those in spring in creek, and *H. ranunculoides* lived over the months even in the oligotrophic environment under the experimental condition, 3) maximum water temperature was approximately 35 °C, and amount of T-N and T-P absorption at 35 °C was higher than those at 25 °C. Therefore, we concluded that the factors did not cause death of *H. ranunculoides* in summer. On the other hand, we confirmed that stems of *H. ranunculoides* grow vigorously above the water surface, and these stems died when extremely hot days continued and then spread throughout the individual. The phenomenon suggests that the combination of vigorously growth characteristics of *H. ranunculoides* and sweltering heat is the factor of death of *H. ranunculoides* in summer.

Keywords: creek, factor of death, water level, water temperature, nutrient, Fukuoka prefecture

わが国の島嶼における外来ネコ対策への支援と 普及啓発の 2 年目の活動

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：世界自然遺産、外来ネコ問題、ノネコ管理計画、飼い猫条例

I. はじめに

ネコ（生物種としての名称：イエネコ *Felis catus*）は中東に起源を持つ家畜で、野外に存在するネコは、人間が持ち込んだ「外来種」として自然生態系や人間社会に関わるさまざまな問題（外来ネコ問題）を起こしている。とくに島嶼では、捕食や感染症媒介などにより、希少外来種や生態系に影響を与え、多くの野生生物の絶滅に関与している。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」の一つに選定されている。日本でも、多くの島嶼において外来ネコ問題がみられることから、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、外来ネコ問題と早急な対策の必要性について広範な理解が求められている。

私たちは、わが国における外来ネコの問題と対策に関する普及啓発を通じた理解促進と、外来ネコ問題についての情報交換ネットワーク構築を図ることにより、問題解決のいとぐちを見出す活動に取り組んでおり、本助成を得て 2 年目の活動を行った。

II. 対象地域と手法

在来の捕食性哺乳類が生息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、ケナガネズミなど遺存固有種がみられるなど、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、ネコによる在来種の捕食問題が深刻で、また感染症問題も明らかになっている（Shionosaki et al. 2015; Matsuu et al. 2017）。

このように外来ネコ対策がとくに急がれる世界自然遺産候補地の奄美大島と徳之島において 2 回のシンポジウムを開催し、東京において総括的シンポジウム 1 回を開催した(表 1)。また、シンポジウム開催にあわせて、両島の市町村役場担当職員などを対象とした勉強会を奄美大島で 1 回、徳之島で 1 回開催した。このほかに子供や親子向けに紙芝居と写真上映会を両島で 1 回ずつ開催した。さらに、関連学会などで外来ネコ問題をテーマとしたセッションを企画して研究成果の発表を行い、またメディアを通じた普及啓発も行った。

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繩 5: ゆいの島どうぶつ病院
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

表1 28期PNF助成期間(2017年10月-2018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
シンポジウム	2018年7月5日	奄美市	公開シンポジウム「島の自然と未来をみんなで考えよう！奄美大島・徳之島及び御蔵島の最新のネコ問題研究から」(外来ネコ問題研究会・森林総合研究所 主催)
	2018年7月8日	徳之島・伊仙町	公開シンポジウム「島の自然と未来をみんなで考えよう！奄美大島・徳之島及び御蔵島の最新のネコ問題研究から」(外来ネコ問題研究会・森林総合研究所 主催)
	2018年8月26日	東京都	公開シンポジウム「島の自然と未来をみんなで考えよう！奄美大島からネコ対策の明日をつくる」(外来ネコ問題研究会・森林総合研究所 主催)早稲田大学
普及啓発活動	2018年7月6日	奄美市	紙芝居・写真写真会(外来ネコ問題研究会・森林総合研究所 主催)
	2018年7月6日	徳之島・徳之島町	紙芝居・写真写真会(外来ネコ問題研究会・森林総合研究所 主催)
	2018年7月7日	徳之島・天城町	「徳之島北部集落住民と語る」(外来ネコ問題研究会・徳之島虹の会 主催)手々小中学校体育館
行政との協議	2018年7月5日	奄美市	奄美ネコ対策協議会(奄美市など5市町村担当者)との勉強会(外来ネコ問題研究会・奄美ネコ問題ネットワーク主催)
	2018年7月7日	徳之島・天城町	徳之島ネコ対策協議会(徳之島3町役場担当者)との勉強会(外来ネコ問題研究会主催)
	2018年8月17日	東京都	環境省希少種保全推進室との勉強会(外来ネコ問題研究会主催)
学会発表	2018年8月26日	東京都	環境省動物愛護管理室との勉強会(外来ネコ問題研究会主催)
	2018年9月1日	大阪市	第24回日本野生動物医学学会大会・自由集会「今だから考える！外来種としてのネコ」大阪府立大学
	2018年9月20日	札幌市	国際シンポジウム「SaSSOH2018」(北海道大学獣医学部主催)北海道大学
メディア出演	2017年10月28日	新潟県長岡市	第50回森林野生動物研究会大会・研究発表と公開シンポジウム「新潟の野生生物事情」
	2018年7月6日	奄美市	奄美FM「奄美と御蔵島のネコ問題」
	2017年10月16-19日	東京都	NHKラジオ第1「先読み！夕方ニュース」シリーズ「奄美・沖縄 世界自然遺産とネコ問題」
その他	2017年11月25日	東京都	第23回自然保護助成基金助成成果発表会

Ⅲ. 活動の成果

奄美大島では、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ふまえ、公開シンポジウム「島の自然と未来をみんなで考えよう！奄美大島・徳之島及び御蔵島の最新のネコ問題研究から」(参加者約60名)において、この管理計画や地元自治体の「飼い猫の適正な飼養及び管理に関する条例」の内容、他地域での調査研究や対策の事例(安定同位体分析によるネコの食性解析、適正飼養など)を紹介・説明し、今後の課題について議論した(図1)。また、「シンポジウム声明」として、「奄美ノネコ管理計画」と「飼い猫適正飼養条例」に基づいて行われる今後の捕獲排除やノネコ化防止対策への住民や関係者の理解支援を求める声明を会場参加者の賛同を得て公表した(図2)。徳之島においても同様のシンポジウムを開催した。

奄美大島と徳之島における勉強会では、動物

愛護管理法と飼い猫適正飼養条例および管理計画の関係や解釈、さらに住民などの理解促進について意見交換とアドバイスを行った。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検討し、新たな管理対策の必要性を指摘した。

東京における公開シンポジウム「島の自然と未来をみんなで考えよう！奄美大島からネコ対策の明日をつくる」(参加者約110名)では、とくに奄美大島における最新のネコ対策確立の経緯を説明し、対策の法制度面、供給源対策としてネコの飼養方法、行政によるネコ対策の一つのTNR(捕獲・不妊去勢・放獣)および希少種生息地におけるネコの被害や捕獲排除の効果などについて現状と課題を報告した(図1)。これらの報告を踏まえて、パネルディスカッションでは、他地域の事例も含めた検討の上で、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。



図1 公開シンポジウムの案内チラシ（左は奄美大島と徳之島 右は東京）

『森林総合研究所・外来ネコ問題研究会共催シンポジウム「島の自然と未来をみんな
で考えよう！奄美・徳之島と御蔵島の最新のネコ問題研究から」
シンポジウム・パネリスト声明

2018年7月5日

ネコ問題関係者、住民のすべての方々へ

当シンポジウム・パネリスト一同

奄美大島ノネコ管理計画が開始されています。いろいろな意見はありますが、人と野生動物が共生する島づくりを進めるためには、計画の着実な実施と、ネコ問題についての正しい認識および理解が不可欠となります。

ネコ問題の関係者と住民すべての方が、それぞれの立場で問題の解決に積極的に関わりを持つことがその第1歩です。とくに、以下のことに重点を置いて、島全体で問題に取り組むことが必要です。

奄美大島ノネコ管理計画を理解・支援し、飼い猫適正飼養条例をきちんと守りましょう。

1. 島の自然をとり戻すため、奄美大島ノネコ管理計画を理解・支援するとともに、飼いネコの管理やノラネコの対策をしっかり行いましょう。
2. あなたのネコが島の自然を壊さないよう、またネコ自身を守るため、飼育登録をし、マイクロチップを装着して、きちんと、室内のみで飼育しましょう。
3. 屋外のネコは決して幸せなものではありません。ペット動物を愛護する気持ちは大切ですが、不幸なネコを増やさない対策もきちんと考えましょう。
4. ネコ問題は、私たち人間が起こした問題です。私たちの責任で解決しましょう。

以上

2018年7月5日『森林総合研究所・外来ネコ問題研究会共催シンポジウム「島の自然と未来をみんな考えてよう！奄美・徳之島と御蔵島の最新のネコ問題研究から」(奄美Aiai ひろば)』において

図2 公開シンポジウム「島の自然と未来をみんな考えてよう！奄美・徳之島と御蔵島の最新のネコ問題研究から」シンポジウム・パネリスト声明

また、子供・親子向けイベントとして、幼稚園などで、ネコ問題の紙芝居の上演と島の野生動物の写真紹介を行い、ペット飼育マナーへの理解協力や外来種対策の重要性の認識を深める普及啓発を行った。園児や親からの理解も十分に得られるなどの成果があった。奄美大島と徳之島の小学校などには紙芝居を収録した CD-R を配布した。

さらに、研究成果や普及啓発活動に関して、野生動物学や獣医学関係の学会で自由集会を開催したり口頭発表を行い、またその報告をまとめた(表1)(石井2018; 諸坂2018; 山田2018など)。

IV. より広範な普及啓発活動

以上のほか、普及啓発活動の一環として、奄美大島の地元ラジオ局や東京のNHKラジオに出演して、奄美大島や徳之島のネコ問題を解説した(表1)。

また、朝日新聞に掲載された2018年5月9日付け「世界遺産めざす奄美 野生化ノネコの受難」と題する「奄美ノネコ管理計画」についての批判的記事に対して、間違いや誤解を招く記述が記事に多く含まれていることから、当研究会から朝日新聞社(東京本社)宛に抗議文を提出し、今後の改善を含む回答を得た。

V. 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。

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や人間の健康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。

昨年度と今年度の活動を通じて、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てきたことも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、学会活動などによって、さらに普及啓発を進める必要があり、こうした活動が、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。

身近なペット動物由来の外来種問題については様々な意見があるが、今後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の整理と普及啓発を行っていく。

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

シンポジウムや勉強会の開催について、次の機関からご支援ご協力をいただいた。共催の国立研究開発法人 森林研究・整備機構 森林総合研究所、後援の環境省自然環境局、環境省那覇自然環境事務所、鹿児島県、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、NPO 法人奄美野鳥の会、奄美哺乳類研究会、天城町、徳之島町、伊仙町、徳之島三町ネコ対策協議会、徳之島自然保護協議会、徳之島町文化会館、NPO 法人

徳之島虹の会，一般社団法人御蔵島観光協会．
一般社団法人日本哺乳類学会，日本鳥学会鳥類
保護委員会，また，会場使用では早稲田大学野
生動物ゼミの三浦慎悟教授，講演者として当研
究会の塩野崎和美氏（奄美野生動物研究所），
岡 奈理子氏（山階鳥類研究所），久野優子氏（奄
美猫部）および亘 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一懐疑論に答える．
森林野生動物研究会誌 43：81-83.

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.

Shinosaki, k., Yamada, F., Ishikawa, T. and Shibata, S. 2015.
Feral cat diet and predation on endangered endemic
mammals on a biodiversity hot spot (Amami-Oshima
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.

28th Pro Natura Fund Domestic Activity

**Our activities in the second year: support for the countermeasures
against invasive cat problems on islands in Japan and the public
awareness campaign including symposia**

ISHII Nobuo, YAMADA Fumio, MOROSAKA Satoshi,
NAGAMINE Takashi and ITO Keiko

Keywords: World Natural Heritage, invasive cat issue, feral cat management plan, house cat ordinance

伊豆諸島植生誌—森林—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：島の生態系，植物社会学，群落，絶滅危惧種，保全，持続的利用

I. 伊豆諸島植生研究グループの活動

伊豆諸島は相模湾南方海上に位置する火山島であり，固有あるいは準固有の分類群が多数生育する．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．

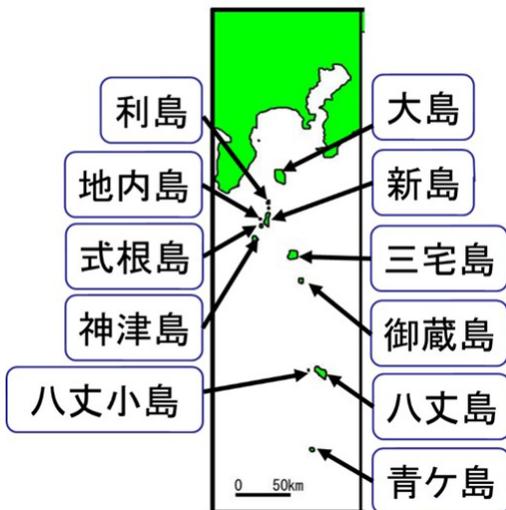


図 1 対象とする伊豆諸島の島々

II. 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—森林—」を編纂する．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．

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
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

Ⅲ. 刊行した「伊豆諸島の植生—森林—」について

植生誌は A4 版で本文（図表含む）115 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。なお、解析に用いた資料数は、伊豆諸島植生研究グループが保有する 1272 資料である。扱った森林群落タイプは、オオシマカンスゲスダジイ群集、ヤブニッケイータブノキ群落、ハドノキータブノキ群落、ラセイタタマアジサイータブノキ群落、オオバエゴノキ—オオシマザクラ群集、ニオイウツギー—オオバヤシャブシ群集、ユズリハーヤマグルマ群集、ハチジョウイヌツゲ群落、リョウブ—オオシマツツジ群落、マサキートベラ群集である。ラセイタタマアジサイ—ガクアジサイ群集など、攪乱跡地に成立する一部の低木林群落については、草原植生などとともに「伊豆諸島の植生—草原と人里の植生—」において取り扱う。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）—優占種を原則とした。

「4. 結果および考察」では、まず、森林群落全体の総合常在度表を示した。次に、各群落タイプの総合常在度表を島間比較できるように示した（図 2）。

9 群落について、総合常在度表、代表的な植生調査資料、群落と構成種の写真（図 3）を用いて、群落の概要を紹介した。大型の島である大島、新島、神津島、三宅島、御蔵島、八丈島

の 6 島については、各群落の分布図を掲載した（図 4）。図 4 は雲霧低木林 3 群落（ユズリハーヤマグルマ群集、ハチジョウイヌツゲ群落、リョウブ—オオシマツツジ群落）の分布を示したものである。雲霧低木林は、島の中腹（標高 300 m）以上に分布する特徴的な種組成と景観を持った森林群落である。また、絶滅危惧種も多く、保全上重要な群落である。これらの分布様式を整理すると、ユズリハーヤマグルマ群集は、玄武岩質火山であり、近年噴火していない御蔵島や八丈島の三原山に分布し、ハチジョウイヌツゲ群落は、近年の噴火記録がある大島と八丈島に分布する。一方、リョウブ—オオシマツツジ群落は流紋岩質の新島と神津島に分布している。このように地質の情報などと対応させることで、分布様式を生態学的に理解することができる。さらに、分布図と総合常在度表の情報を整理することで、種レベルの分布情報を得ることが可能となる。

Ⅳ. 配布と今後の活用について

印刷した 500 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・生態系保全のために基礎資料などを想定している。また、刊行準備をしている「伊豆諸島の植生—草原と人里の植生—」と併せることで、伊豆諸島の植生全体の基礎資料を提示することができるようになる。

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
調査地点数	51	42	164	46	72	18	89	61	2
テイカズラ	V +3	V +3	V +5	V +5	V +4	V 1.4	V +4	V +4	2 *
スダジイ	V 3.5	V 1.5	V +5	V +5	V 2.5	V 2.5	V +5	V 2.5	2 4.5
イヌビワ	IV +2	V +3	IV +4	IV +2	IV +2	V +2	IV +2	IV +2	1 *
ヒサカキ	IV +3	IV +3	V +4	III +2	V +3	III +2	V +3	IV +2	1 *
オオシマカンスゲ	V +3	V +3	V +4	V +3	V +2	IV +3	V +3	V +3	2 +.3
ヤブツバキ	V +3	V +3	V +4	V +3	V +4	V +4	V +3	V +3	2 2
タブノキ	IV +3	V 1.5	V +5	V +3	V +4	V +4	V +5	V +3	2 +.1
カクレミノ	IV +3	V +4	V +4	IV +2	V +3	III +2	V +3	IV +2	1 *
シロダモ	V +3	V +3	V +4	V +3	V +2	V +2	III +1	V +1	
ミゾシダ	IV +1	IV +3	IV +3	I *	V +2	III +1	V +2	V +3	2 +.2
ベニシダまたはハチジョウベニシダ	IV +3	V +2	IV +3	I *	IV +3	V +3	V +2	IV +3	2 1.2
サネカズラ	IV +1	III +	I *			IV +	I +		
バリバリノキ		III +3	I *				IV r.2	I +	
シマササバラ	I +	I +	I +.1	I *	III +	I *	I +	IV +	
ウチワゴケ	I +						III +	I +	2 *
リョウメンシダ		I +					III +.5	I +.1	1 *
アマチャヅル	I +	III r.+	I *					I +	
ヤブラン		III +.1			I +				
クロマツ	I 1		I +.3	IV +.4	I +.2				
セッコク		I +			I +		III ++	I +	
シシラン		I +	I *				IV +	I +	
センリョウ	I 2						III +.1		
サカキ	I +.1				I +.4		III +.3	I 1	
イズセンリョウ							III +.1		
アケボノシユスランまたはツユクサシユスラン	I *	I *.1					III +.1	I +.1	
シマモクセイ							III r.2	I +.1	
カソモイノデ								IV +.4	
ナギラン			I *			I *		III +	
ナチシダ									2 *
センニンソウ	I +	I +	I *				I +	I +	2 *
オニヤブソテツ		I +	I *	I *		I *		I +	2 *
イシカグマ								I +	2 +.1
ラセイタソウ							I +		2 *
オニタビラコ		I +	I *						2 *
ノコギリシダ	I +						I +		2 *
ハチジョウシダ			I *		I +		I +	I +	2 +.1
アカメガシワ	I +.2	I +	I +.3	I +.2	I +		I r.1	I +	2 +.1
ナチシケンダ		I +.2					I *	I +.2	2 *
フウトウカズラ	II +.3	V +.5	III +.4	II +.4	III +.3	V +.3	IV +.2	V +.3	2 +.2
オオムラサキシキブ	III +.1	II +.2	III +.2	III +.1	III +.1	III +.1	II +.2	IV +.2	1 +
ヤブニツケイ	IV +.2	II +.2	IV +.2	III +.2	III +.1	IV +.2	III +.1	V +.2	1 *
ガクアジサイ	I +.1	II +.2	III +.1	I +.2	III +	I +.1	IV r.1	II +.1	2 *
イヌマキ	IV +.3	I 1.3	III +.2	III +.1	V +.3	III +.2	III +.4	II +	
ハチジョウイボタ	I +.1	III +.1	III +.2	I *	II +	I *	II +.3	III +.1	2 *
ヘラシダ	II +.1	IV +.2	II +.2		III +.3	II +.1	V +.2	V +.4	2 *
ハチジョウグワ	I +.2	I +	I +.2	I +.2	I +.2	I *	I +.2	I +.1	
ヤブコウジ	III +.1	III +.1	V +.2	II +.2	V +.2	II *	III +.1	III +	

図2 掲載した表の例 (オオシマカンスゲースダジイ群集の表の一部 (7ページ中の1ページ分のみ示した。))



図3 ハチジョウイヌツゲ群落(大島)

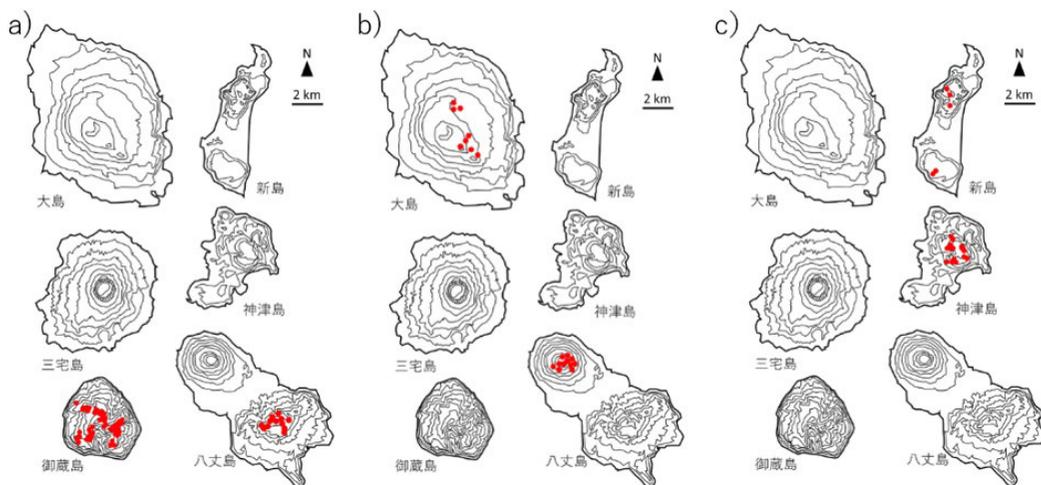


図4 主要な島における雲霧低木林3群落の分布. a) ユズリハーヤマグルマ群落, b) ハチジョウイヌツゲ群落, c) リョウブーオオシマツツジ群落.

Forest vegetation of Izu Islands

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

Keywords: island ecosystem, phytosociology, plant community, endangered species, conservation, sustainable use

ネコの適正飼養がやんばるの希少野生動物を守る

NPO 法人どうぶつたちの病院沖縄
金城貴也・黒田ゆうび・長嶺 隆・仲地 学・
山城須賀子・金城道男

キーワード：ネコの愛護及び管理に関する条例，集落ネコ，希少種捕食，普及啓発

I. 活動内容

沖縄島北部のやんばる地域には、ヤンバルクイナ *Gallirallus okinawae*をはじめ、ノグチゲラ *Dendrocopos noguchii*、オキナワトゲネズミ *Tokudaia muenninki* 等の希少な野生動物が生息し、その固有種の多さや生物多様性の豊かさが高く評価されている。しかしながら現在、屋外を徘徊するネコ *Felis catus* が、森林域に侵入して野生動物を捕食することや、繁殖制限が無く、管理されていないネコの発生源となっている問題がある。これらの解決を目的のひとつとして、やんばる地域の3村（国頭村，東村，大宜味村）はネコの愛護及び管理に関する条例（以下、ネコ条例）を制定した。ネコ条例では、マイクロチップ挿入による飼い主の明確化を定め屋内飼養等を求めているが、依然として飼い主不明のネコや飼い主がいても屋外飼育されているネコ（併せて以下、集落ネコ）が確認されている。そこで本助成活動では、3村の中で最も人口が多く、希少野生動物の保全に積極的な国頭村で、集落ネコの生息と管理の状況を調査することとした。さらに、本調査結果を基に、集落ネコが野生動物に及ぼす影響、人に及ぼし得るネコとの共通感染症、集落ネコ自身に影響する感染症

の問題などについて住民に周知し、ネコの適正飼養の重要性を普及啓発した。それらをもって、希少野生動物への被害低減に資することを目的とした。

II. 活動状況

1. 各集落における調査

2018年5～8月にかけて集落内に設置した自動撮影カメラによる集落ネコの撮影と、夜間に集落内を歩いて集落ネコを目視で確認する踏査を行った。調査の実施にあたり、国頭村の全20集落において、各区長への協力を求めるとともに、調査への参加を依頼した。

1) 自動撮影カメラによる調査の実施方法

自動撮影カメラ（麻里府商事社 Fieldnote DUO+®）1台を区長に貸与し、各集落内にて約2週間設置する調査を1回行った。設置場所を検討するにあたり、事前に区長や村民に対して集落ネコがよく見られる場所のヒアリングを行った。該当する場所が複数ある場合、稼働日数に影響が出ないように、設置期間中に移動した。集落ネコの撮影効率を上げるため、自動撮影カメラ設置場所周辺に誘引餌（ドライキャットフード）を取り付けた。写った集落ネコは、村

民に聞き取りを行い、可能な限り個体識別を行った。

2) 夜間踏査の実施方法

各集落の区長または村民と一緒に、ネコが活発になるとされる日の入頃（18:30以降）から21:00までの間で、各集落の主要道路と支線等を通り、集落内を隈無く歩いて周る調査を実施した。調査中に目視した集落ネコは手持ちのカメラで撮影し、可能な限り個体識別を行った。調査回数は各集落1回とし、天候が悪かった場合は日を改めて実施した。

3) 調査結果

各集落における集落ネコの確認頭数（個体識別ができたもの）を以下に示す（表1）。また、撮影された写真や情報を使って、集落ネコの個体識別リストや集落ネコが確認された地点をまとめた地図を集落ごとに分けて作成した（図1、図2）。集落ネコが確認されたのは20集落中、19集落（95%）となり、ほぼ全集落に集落ネ

コが存在していた。総確認頭数133頭中、首輪の装着を確認した個体は25頭（18.8%）、住民への聞き取りから、飼いネコとわかったものは18頭（13.5%）であった。この18頭のなかには首輪をしていない個体もあり、首輪による飼いネコかどうかの判断はできないことがわかった。また、2集落（直線距離にして1.3km）で確認された飼い主不明のネコが1頭いた。そのネコは集落住民にもよく目撃されており、去勢手術をしていないオスネコであるためメスネコと繁殖をし、そのメスネコが屋外で仔ネコを出産していることも住民によって確認されていた。本調査後、このオスネコと調査で確認していたメスネコ1頭が、役場の継続した努力により保護収容されたとの報告を受けている。他に

表1 各集落で確認された集落ネコの頭数

集落	確認頭数 合計	調査手法別	
		カメラ	夜間踏査
浜	9	1	9
半地	6	1	4
比地	2	0	1
鏡地	21	6	18
奥間	20	3	8
桃原	3	1	2
辺士名	10	1	9
宇良	3	未実施	3
伊地	10	2	8
与那	16	15	6
謝敷	2	1	1
佐手	1	1	0
辺野喜	6	5	1
宇嘉	11	5	9
宜名真	1	1	0
辺戸	0	0	0
奥	5	0	5
楚洲	1	0	1
安田	2	2	0
安波	5	2	4
合計	133*		

*)複数の集落を移動する同一個体が1頭いた



図1 個体識別リスト（辺野喜集落）。各集落で確認されたネコの個体識別を行った例。

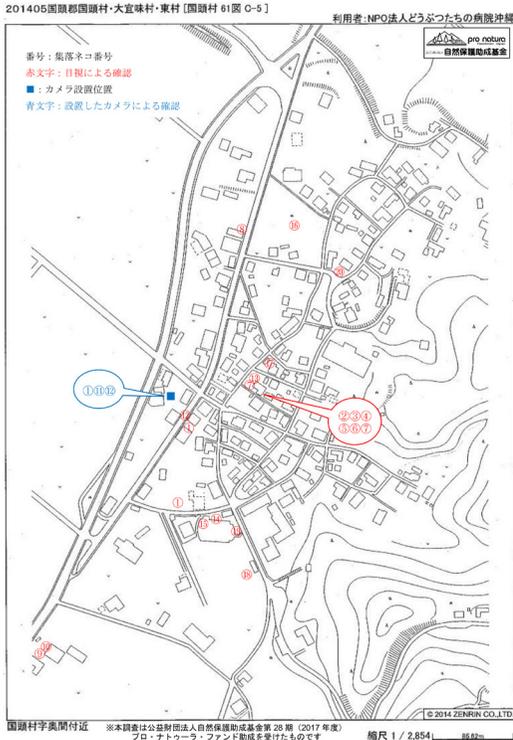


図2 集落ネコの確認地点図（奥間集落）。ネコが確認された場所を地図上にプロットした例。

も調査時期がネコの繁殖時期と重なっていたこともあり、生まれたばかりの仔ネコに授乳している集落ネコや、親ネコに付いて外を歩き回る仔ネコも複数見られた。集落ネコが多く確認された集落では、一家庭で多頭飼育をしていたケースも確認された。本件についても役場と情報共有し、その後役場による飼い主への飼育指導が行われ、飼育放棄された集落ネコの保護収容、飼育ネコの不妊去勢手術等が行われた。さらに調査中に実施した村民に対する集落ネコに関する情報のヒアリングでは、飼いネコが外へ出た際に負傷して戻ってきたこと、集落ネコによる糞尿被害があること、知らない集落ネコが勝手に自宅へ入ってくることなどが挙げられた。

2. 普及啓発活動

国頭村役場と協働して、2018年8月18～19日に国頭村で開催された、第33回国頭村祭りにブースを出展し、ネコの適正飼養に関する普及啓発活動を行った。展示物として、本調査の結果と、集落ネコによる人や家畜、野生動物への影響や被害など、集落ネコが関わる様々な問題（ネコ問題）をまとめたポスターを作成した（図3、図4）。また、ネコを飼うときに気をつけてほしいことをクイズ形式にまとめたすごろくや、プラバンを使用したネコの名札作り、ネコ条例で挿入が義務とされているマイクロチップの読み取り体験を実施した。

ハンズオン展示により、来場者のなかでも特に子供たちに多く体験してもらうことができ、効果的にネコ問題への興味関心を引くことができたと考えられる。また何度も繰り返すすごろ



図3 調査報告ポスター。調査速報を作成し各集落で確認されたネコ頭数等を国頭村まつりで発表した。



図4 ネコ問題啓発ポスター。放し飼いのネコやノラネコによって起きる各種問題について取り上げた内容の普及啓発ポスター。



図5 国頭村まつりの様子。子供が楽しみながら適正飼育の重要性がわかるすごろくにより啓蒙活動を展開した。

くに参加する子供もいたことから、より理解を深めてもらうことができ、子供たちを通して今後の情報拡散が期待できる活動となった。

3. 奄美大島での視察

やんばる地域とともに世界自然遺産を目指す奄美大島及び徳之島を視察した。両島ともに希少野生動物へ影響を及ぼすネコの問題を解決しなければならない大きな課題とし、市町村や関係機関・市民団体が日々、改善へ向けた活動に取り組んでいる。視察では、両島でそれぞれ開催された意見交換会に参加した。市町村および関係機関、専門家を交えての課題抽出や解決に向けた具体的な取り組みについて議論がなされた。課題は飼いネコの適正飼養推進と飼い主のいないネコをいかにして減らしていくかということであり、同様の問題を抱えるやんばる地域でも活かせる情報を得られた。また、自治体や行政機関が一緒になってひとつの目標をもって協働して取り組む体制作りも重要であると感じた。

この他、森林総合研究所・外来ネコ問題研究会共催による「奄美大島と御蔵島の最新のネコ問題研究から」に参加し、住民と講演者との質疑応答では住民のネコ問題の捉え方、考え方を得られる良い機会となった(図6)。

III. 活動の成果

今回の調査における大きな成果は、国頭村の集落ネコの実態が明らかとなったこと、集落ネ



図6 奄美視察の様子。住民と専門家によるトークセッションの様子。

コが隣の集落まで移動する例があるとわかったこと、そしてネコの適正飼養の啓発ができたことである。特に調査した場所は森林域と集落の距離が近く、集落ネコが森林域へ容易に侵入することができ、希少野生動物の脅威となる可能性が高い。

また調査開始後、住民から役場に対する集落ネコを目撃情報等の連絡が増加したとの報告もあった。このことから、住民のネコに対する関心が高まったこともひとつの成果である。

集落ネコを1頭でも減らすための課題として優先すべきことは、問題の根源のひとつである屋外飼育されるネコをいなくするための、飼いネコの適正飼養を徹底することである。そのた

めには現行のネコ条例を改正し、室内飼育の義務化や多頭飼育の制限等を設けることも検討すべきである。それと同時に、飼い主のいないネコの保護・捕獲を進めていくことで、集落ネコの数を減少させることができると考えられる。

また、今回確認されなかった個体がいることも考えると、効果的な活動を実施するためには単発的な調査ではなく、継続的なモニタリングを行う体制が必要であろう。

謝辞

本助成活動を行うにあたり、国頭村集落の各区長ならびに村民、国頭村役場から多大なご理解とご協力を頂き、厚く御礼申し上げます。

28th Pro Natura Fund Domestic Activity

An appropriate caring of cats will save endangered species in Yanbaru

KINJO Takaya, KURODA Yubi, NAGAMINE Takashi,
NAKACHI Manabu, YAMASHIRO Sugako and KINJO Michio

Keywords: Act on welfare and management of cats, free-ranging cats, predation on endangered species, public awareness

上関海域における希少鳥類及びプランクトン & 稚魚調査と 上関まるごと博物館における普及啓発活動

上関の自然を守る会
高島美登里・山本尚佳・嶋田淑子・森田 修・三家本誠・
上田健吾・武石全慈¹

キーワード：カンムリウミスズメ，ウミスズメ，クロサギ，オオミズナギドリ

はじめに

上関海域は 1960 年代からの瀬戸内海における大規模開発から免れ、自然海岸の残存度 75 % (瀬戸内海平均 21.4 %) と良好な自然条件を保っている。また、豊後水道より流入した湧昇流により、プランクトンやイワシなど海洋生物に豊富なエサ資源が供給されていると推察されている。

上関の自然を守る会は 1999 年からの調査でカラスバト (*Columba janthina*) / オオミズナギドリ (*Calonectris leucomelas*) / アマツバメ (*Apus pacificus*) の繁殖やカンムリウミスズメ (*Synthliboramphus wumizusume*) の世界で唯一の周年生息域であることを確認し、継続調査を行っている。

1. 生態調査

1. カンムリウミスズメ (*Synthliboramphus wumizusume*) 調査

海上センサスを 2017/10 ~ 2018/9 に計 50 回実施した。

1) 周年生息の確認

2017/10, 11, 2018/4 月を除く各月で確認し、周年生息域であることが検証された。

各月の確認数は表 1 のとおりである。

確認海域は図 1 のとおりである。羽衣変化の時期別に青:12 月-4 月 (越冬期と繁殖期) / 緑:5 月-7 月 (換羽途中) / 赤:8 月-10 月 (夏季~秋季) で図示した。

2) 換羽記録の蓄積

越冬期と繁殖期 / 換羽途中 / 夏季~秋季の記録を画像で蓄積した。(図 2~4)

2. ウミスズメ (図 5)

2018/1 ~ 3 月に計 210 羽を確認した。

3. オオミズナギドリ

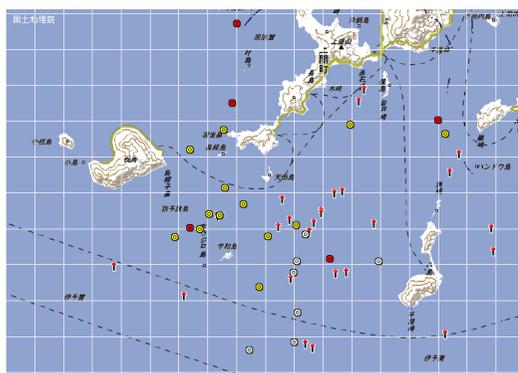
2018/8/14 にオオミズナギドリの繁殖地である宇和島にイノシシの上陸の痕跡と成鳥の死骸を発見した。共同調査を行っている福山大学生命工学部海洋行動学研究室が確認した結果① 104 巢中 101 巢の破壊②成鳥の死骸十数個体③ 巢立ちヒナ (10/14 現在) はわずかに 3 羽で、コロニーの存続が危ぶまれ、巢の修復やイノシシ

1: 北九州市立自然史・歴史博物館
2019. 8. 8 受付 2020. 1. 10 公開

表1 各月のカムリウミスズメ/ウミスズメ確認数

実施年		2017			2018									計
実施者	実施月	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
	上関の自然を守る会	カムリウミスズメ	0	0	7	13	18	2	0	5	10	2	2	2
ウミスズメ		0	0	0	31	82	97	0	0	0	0	0	0	210
中国電力	カムリウミスズメ	0	未	0	65	0	0	0	0	0	4	0	69	
	ウミスズメ	0	未	0	1	0	0	6	0	0	0	0	7	

* 2017/11 中国電力の「未」は調査未実施の意



カムリウミスズメ 12月～4月
5月～7月
8月～10月
ウミスズメ

図1 カムリウミスズメ確認海域



図2 カムリウミスズメ 越冬期と繁殖期 2018/2/2 撮影



図3 カムリウミスズメ 換羽途中 2018/5/30 撮影



図4 カムリウミスズメ 夏季～秋季 2018/7/27 撮影



図5 ウミスズメ 2018/2/2 撮影

再上陸への監視が必要である。(図6)

4. アマツバメ

2018/6/17に叶島においてロッククライミング調査を行いアマツバメの新たな繁殖を確認した。(図7, 図8)

5. クロサギ

ホオジロ島においてクロサギ(山口県R.D.B.準絶滅危惧)のものらしき巣(2ヶ所)を確認した。(2018/6/17)

2019年度は定点カメラによる解明を計画し



図6 宇和島 イノシシ侵入

ている。(図9, 図10)

6. プランクトン & 稚魚調査

調査地点—5 定点で6回(図11の赤丸)(2017/12/2, 2018/1/19, 3/3, 5/12, 8/18, 9/15)実施した。結果については同定作業が終了し分析を依頼中である。

- 中央2:長島・宇和島・八島・横島の中央点
- 中央3:祝島~宇和島の中央点
- 中央4:宇和島~八島の中央点
- 中央5:八島~平郡島の中央点
- ブイ「いよ3」



図7 (左上) 叶島 アマツバメの巣



図8 (右) 叶島 ロッククライミング調査



図9 ホオジロ島 クロサギ(山口県R.D.B.準絶滅危惧)のものらしき巣。2018/6/17 鈴木啓紀撮影



図10 ホオジロ島 クロサギ(山口県R.D.B.準絶滅危惧)のものらしき巣



図11 プランクトン & 稚魚調査地点

II. 普及活動

1. 上関まるごと博物館オープニングセレモニー

2018/1/14に「上関まるごと博物館」のオープニングセレモニーを行い、パネリストにスペンサー・シーリー氏(カナダ マニトバ大学名誉教授/海鳥研究者)(図12, 13, 14)を招き、武石全慈著者の一人のためにコメントーターを務めた。①カンムリウミスズメ調査にとって上関海域の重要性②調査拠点としての上関まるごと博物館が果たす役割について講演を頂いた。

2. 上関まるごと博物館において以下の通り、観察会を開催し、述べ58名が参加した。

- ① 3/11 田ノ浦スギモク観察会(図15, 図16)(講師:新井章吾氏)
- ② 4/8 ヤマザクラ観察会(講師:野間直彦氏)
- ③ 6/9 スナメリウォッチング & 祝島ビワ狩り
- ④ 7/14 田ノ浦シュノーケリング & アカテガニの出産を見守る会
- ⑤ 8/12 海の生き物観察会(図17)(講師:

図12 まるごと博物館オープニングセレモニーチラシ



図13 まるごと博物館オープニングセレモニー講演するスペンサー・シーリー氏



図14 まるごと博物館オープニングセレモニーシンポジウム後のパーティー会場にて

山下博由氏類多様性研究所)

3. マスコミでの発表

上関まるごと博物館および上関の自然を守る会が所属している上関ネイチャープロジェクトの取り組みが東京新聞にて広報された。(図18)



上図 15/ 右上: 図 16 3/11 田ノ浦スギモク観察会
図 17 8/12 海の生き物観察会 (講師: 山下博由氏貝類多様性研究所) (右下)



図 18 東京新聞記事

4. 広報物印刷

上関まるごと博物館宣伝用のチラシを下記の通り作成し活用している。

① マルゴト PR チラシ (図 19, 図 20)



図 19 まるごと PR チラシ



図 20 まるごと PR チラシ

② Fact Book (図 21, 22)



図 21 上関ネイチャープロジェクト Fact Book

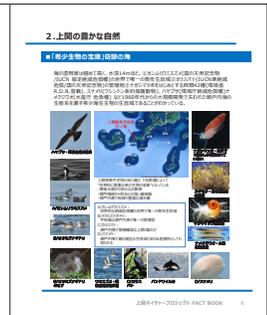


図 22 上関ネイチャープロジェクト Fact Book

28th Pro Natura Fund Domestic Activity

Dissemination and enlightenment activities in rare birds and plankton
& fry fish surveys in the Kaminoseki Sea area and the entire
Kaminoseki museum

TAKASHIMA Midori, YAMAMOTO Hisayoshi, SHIMADA Yoshiko,
MORITA Osamu, MIKAMOTO Makoto, UEDA Kengo
and TAKEISHI Masayoshi

Keywords: Japanese murrelet, ancient murrelet, eastern reef heron, streaked shearwater

第28期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成 国内活動助成

「こんぶくろ池自然博物公園」の全面開園に向けた整備と 新ハンドブック及びリーフレットの作成

NPO 法人こんぶくろ池自然の森
大貫遵子・萩原秀夫・山下紀子・橋本谷弘司・
岡本 昇・市川 清・上田真佐江

キーワード：生物調査・植生管理，生物多様性，自然観察会，希少種の保全・外来種の駆除，湧水・湿地，
市民で育てる100年の森

I. はじめに

つくばエクスプレス線の開通に伴うアセスメントにおいて、氷河期の生き残りと考えられるヌマガヤやズミなど絶滅危惧種を含む多様な生物が確認され、公園として保全されることになった場所が「こんぶくろ池自然博物公園」である。2005年に策定された公園整備基本計画の基本コンセプトは「市民で育てる100年の森・こんぶくろ池自然博物公園」。約18.5haの敷地には、台地の上にある珍しいタイプの湧水池「こんぶくろ池」「弁天池」を含む4つの池がある。そして、里山的な管理が行われてきた場所、ゴルフ場跡地で二次遷移が進む場所など異なる特徴を持つエリアを含む。2017年4月に新たに一部エリアを開園したが、まだ開園されていないエリアも残っている。

「NPO法人こんぶくろ池自然の森」は、柏市から当公園の管理・運営業務についての委託を受け、柏市、アドバイザーの先生方（千葉大学、東京大学）との連携のもとに、保全活動、調査研究活動、を行い、企業の協賛を得てイベント活動などを行うなど、産官学民が一体となった

活動を展開している。

2017年度には「柏市都市景観賞」を受賞した。しかし現状は、里山的管理が追い付かないこともあり、氷河期から残る遺存種の個体数減少などの問題を抱えている。

2011年に、こんぶくろ池自然博物公園の魅力を発信するためにハンドブックを刊行した。

この度、PNファンド助成を受け、子供から大人まで楽しんで読めるよう工夫を凝らしたハンドブック及びリーフレット（図1, 2, 3）を新たに作成した。リーフレットとハンドブックが、来園者の公園散策をより楽しいものにしてくれるであろう。また、都市に残された貴重な森は保全活動によって維持されていることにもご理解をいただきたい。この公園が、より多くの人々によって見守られ、親しまれ、楽しまれ、そして保全活動に参加する仲間も増えることを望んでいる。

II. 成果報告

1. 保全活動 [里山班活動日：月2回]

散策路づくり，ササの刈込，下草刈り，倒木



図1 ハンドブック表紙

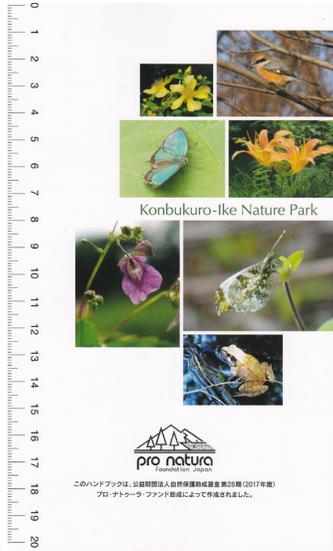


図2 ハンドブック裏表紙

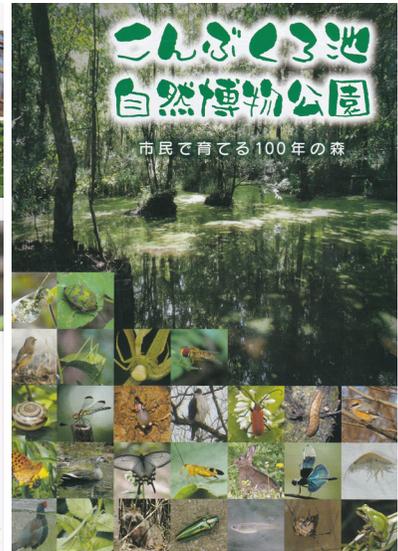


図3 リーフレット表紙

や劣勢木の除去、草原の維持、また、アメリカオニアザミなど外来種の除去作業などを実施した。作業の後のお茶を楽しみに集う会員、写真を撮影する会員などもあり、森での作業に心地よい汗を流した。

2. 調査活動 [調査班活動日：月2回]

植生、昆虫、鳥などの調査、植物標本の作成と管理、希少種の保護などを、保全活動と合わせて実施した。森林の林床の明るさの指標とするためにキンランの开花株数調査を、湿性環境の林床の明るさの指標とするためにコバギボウシの开花株数調査を続けている。

3. 活動報告会 [2018年3月21日 於：東京大学環境棟講義室]

例年3月に、アドバイザーの先生方によって保全活動報告会が開催される。

NPOからは、植生、鳥、キノコについての経年変化の報告を行い、アドバイザーの先生方や学生からはこんぶくろ池自然博物館での調査研究結果の発表や、当地での研究に留まらない関連の研究成果も発表される。また、2018年から外部団体による昆虫相調査も実施されて

おり、経過報告がなされた。

参加者の知見を広げ、情報交換を行い、今後の保全活動について検討を行う貴重な場となっている。

4. アドバイザー会議 [2018年11月20日 於：こんぶくろ池自然博物館管理棟前広場]

アドバイザーの先生方(千葉大学 東京大学)と柏市公園緑政課、NPOの三者が懇談し、今後の保全活動等について検討する会である。当地で研究活動を行う学生からの発表も行われる。

2018年11月20日に開催されたアドバイザー会議では、踏査を行って氷河期からの遺存種であるズミの現状を確認し、ズミの生育に必要な日照を確保するために、その周辺にある伐採及び剪定候補木を選定した。今後も、アドバイザー、柏市、NPO法人こんぶくろ池自然の森の協同により、遺存種の保全、落葉広葉種の萌芽更新など、この地の特徴を生かす保全の方向を模索し実行に移してゆくことを確認しあった。

5. 公園案内 [案内件数 (2018年4月～9月) : 11件 見学者計 503名 ※他にも実施しているが未記録]

- ・例年、数校の柏市立小学校3年生が社会科見学などの目的で見学に訪れる。その際は、NPOの会員が案内を務め、当地にまつわる民話冊子の配布も行っている。
- ・生涯学習、俳句、歴史探索など様々な目的で当地を訪れる団体から案内の申し込みがあれば、NPOの会員が案内を務めている。

6. 観察会およびイベントの開催

- ・夏には、柏の葉 T-site 主催のカブトムシ観察会が行われ、会員が下準備の段階から参加して早朝の観察会の案内も行った。参加者から高評価をいただいた。(2018年8月4～5日)
- ・秋には、例年写真家を講師に招きキノコ観察会を実施してきたが、2018年度は「森の自然公園こんぶくろで、一日楽しもう」と題したイベントの一部とした。

「森の自然公園こんぶくろで、一日楽しもう」(2018年10月21日実施 参加者約200名)

主催：NPO 法人こんぶくろ池自然の森
手賀沼流域フォーラム実行委員会
協力：柏市

協賛：三井不動産(株)、柏の葉アーバンデザインセンター(UDCK)

プログラム

1. 公園内にある4つの池などをめぐ
るスタンプラリー
2. キノコ観察会
3. こんぶくろ池前でのミニコンサート(竹笛によるクラシック音楽演奏 フルート演奏 民族音楽の演奏など)

7. ハンドブックおよびリーフレットの作成
ハンドブック(図1, 2)

- ・210×128mm 全68頁
- ・子供から大人まで楽しめることを目的に、動植物の写真に平易な文の説明をつけ、小学6年生以上で学習する漢字にルビをふった。
- ・こんぶくろ池自然博物公園をより楽しめるよう、花暦を充実させた。花暦には、千葉県レッドデータブックのA～Dの記号を記載した。
- ・台地の表面にある珍しいタイプの湧水の存在、人がかかわり続けることで維持された明るい森、暖温帯である地に残る冷温帯の植物群など、こんぶくろ池自然博物公園の特徴を紹介するページを設けた。
- ・入園者へ、外部からの動植物を持ち込まない、この地の動植物を持ち出さないことをお願いし、また、生き物に配慮を求めるページを設けた。

リーフレット(図3)

- ・A2版両面印刷
- ・リーフレット片面の半分を占めるイラスト調の公園散策マップには、湿地、草地、林縁、芝生の各エリアを示す印と解説をつけ、エリアの違いを楽しめる工夫を施した。
- ・こんぶくろ池自然博物公園の特徴について、チョウを指標として説明し、自然についての理解を多面的に深められるような工夫をした。
- ・柏歴史クラブのご協力により、「歴史遺産」の項目を設け、当公園内に残る第二次世界大戦の歴史遺産や、さらに昔からの歴史について紹介した。これらの歴史は、こんぶくろ池自然博物公園の植生の特徴と深いかわりを持つと考えられる。
- ・「NPO 法人こんぶくろ池自然の森」の活動

内容、およびこれまでの歩みを紹介した。当会に興味を持った方が入会してこられることを期待している。

- 交通アクセスについては、つくばエクスプレス線柏の葉キャンパス駅と柏インターチェンジを含むわかりやすい地図を掲載した。

来園者にはリーフレットを配布し、希望者に

はハンドブックも配布している。また、ハンドブックおよびリーフレットは、柏市内の図書館、小中高校の図書室などに配布した。

配布先

柏市内の小学校・中学校・高校・大学の全て
市立図書館本館・分館の全て

その他 市役所、市民活動センターなど

28th Pro Natura Fund Domestic Activity

Preparation for full opening of “Konbukuro-Ike Nature Park” and creation of a new handbook and leaflet of the park

OHNUKI Junko, HAGIWARA Hideo, YAMASHITA Michiko,
HASHIMOTODANI Hiroshi, OKAMOTO Noboru,
ICHIKAWA Kiyoshi and UEDA Masae

Keywords: biological research, vegetation management, biodiversity, nature observation, conservation of rare species, removal of alien species, spring and wetland, growing “Century Forest” with citizens

葛西海浜公園「三枚洲」ラムサール条約湿地登録への 普及啓発および情報収集

日本野鳥の会東京

飯田陳也¹・井守美穂¹・落合はるな¹・金井 裕²

キーワード：東京都，保全，調査，CEPA，ワイズユース

I. はじめに

東京都江戸川区に位置する葛西臨海公園は、東京都建設局による葛西沖再開発事業によって、埋め立て造成地を整備し 1989 年に開園した都立公園である。園内に鳥類園や水族館があり、来園者は年間 300 万人に上る。

当会は、関連団体の協力を得ながら、2018 年に開催されるラムサール条約第 12 回締約国会議（COP13）における湿地登録を目指す活動を開始した。昨年の第 27 期に続き 2 年連続の採択を受け、同地の登録に向けた活動に継続して取り組んだ。

検討、制作した。展示内容は、活動を紹介するポスター、葛西三枚洲を紹介する動画の上映のほか、葛西海浜公園の代表的な野鳥であるスズガモを用いたゲーム体験のコーナー（図 1）を設置した。このゲーム体験は、モニターに表示されるスズガモの群れを、手持ちのカウンターを用いて計測してその正確性を競いながら、実際に数万羽が飛来するスズガモの数の多さを体験できる内容とした。参加賞を用意したこともあり、子供から大人まで多くの来場者がブースに立ち寄った。ポスター展示だけでなく、動画

II. 活動内容

1. 市民向けイベントへの出展

2017 年 11 月 4 日から 5 日に千葉県我孫子市で開催されたジャパンバードフェスティバル（JBF）に、昨年に続き 2 回目のブース出展を行った。JBF は、鳥をテーマにした日本最大級のイベントであり、前年の来場者は 3 万 8 千人を記録している。野鳥に関心のある市民に、保全活動をアピールすることを目的とした展示内容を



図 1 出展ブースにおけるゲーム体験

1: 日本野鳥の会東京 2: ラムサールネットワーク日本
2019. 3. 27 受付 2020. 1. 10 公開



図2 中川環境大臣のブース視察対応



図3 定点調査の様子

と体験型の展示を用意することにより、アピール性のある展示を実施することができた。

さらに、6月2日は江戸川区主催の「環境フェア」において、葛西東渚・鳥類園友の会の出展ブースへの協力で展示物を提供した。また6月3日は環境省主催の「エコライフ・フェア2018」に、湿地の恵み展実行委員会の出展ブース「湿地の恵み展～都市と湿地～」への協力で展示物を提供したほか、中川環境大臣のブース視察に対応した（図2）。

2. スズガモの行動および分布調査

ラムサール条約湿地に登録される条件として、「国の法律（自然公園法，鳥獣保護管理法など）により，将来にわたって，自然環境の保全が図られること」を満たす必要があることから，国指定鳥獣保護区の指定の手続きが東京都と環境省によって進められた。一方で，地元関係者による範囲縮小を要望する意見があり，これに対して，スズガモは公園全域を利用していることから，全域を鳥獣保護区とすべきであるという説明をする必要があった。そこで，葛西海浜公園全域を調査範囲として，スズガモの行動および分布状況を把握する調査を実施した。スズガモが採食行動をとるのは主に夜間といわれているため，早朝および夕刻における定点調査を実施した（図3）。また，陸上からでは確



図4 船上調査の様子

認しきれない範囲を把握するため，漁船による調査を実施した（図4）。

スズガモが確認された範囲を，QGISを用いて8分の1地域メッシュ（一辺の長さ約125m）に整理した（図5）。スズガモは葛西海浜公園の海上（図5赤枠）の全域を利用しており，特に東なぎさ，西なぎさより沖へ約500mの範囲を高頻度に利用していた。確認された行動は主に休息であるが，夕刻に公園南側における採食が確認された。また早朝や夕刻に，群れが羽田や新浦安方面へ移動する様子が確認された。

葛西海浜公園は，大型の船舶の航行が制限された東京湾の最奥部であるため，日中の休息地として重要であることが確認された。また，当該地のみではなく，近隣の干潟環境も複合的に



図5 調査におけるスズガモの確認頻度

利用していたことから、移動性の高い水鳥の生息地を保全するためには東京湾奥部を一体となって保全することが必要であることが示唆される調査結果となった。

また、本調査で撮影したスズガモやカンムリカイツブリの群れの写真は、東京都や江戸川区へ提供し、パンフレットや広報誌に掲載される等、有効に活用された。

3. 関係各所との調整

2018年5月15日に東京都港湾局との打ち合わせが実施された。内容は、葛西海浜公園の海域について、干潟の利用や保全に関する方針策定に向けた意見交換をする場を東京都として設置するにあたり、内容についての意見交換であった。その後、東京都による第1回の懇談会が7月に設置され、当会も出席し意見を述べた。

4. 関係者対象とした船上視察会

11月27日には、ラムサール条約登録湿地としての価値を共有することを目的として、関係者を対象とした船上視察会を実施した(図6)。本企画は9月に実施する予定であったが、荒天



図6 船上視察会の様子

で延期になったことから、結果的に本公園がラムサール条約湿地への登録が決定した後の実施となった。環境省、東京都、江戸川区の担当課職員のほか、当公園において保全活動や環境教育等を実施している団体の関係者等、約11団体20名の参加があった。当日は海上公園を臨みながら、スズガモの群れを観察した。これからの利活用を担う関係者で、フィールドの素晴らしさを共有する貴重な機会となった。また、船上における解説が必要であることから、小型拡声器を購入し活用した。

III. 活動成果

10月2日に開催された環境省の会議(中央環境審議会自然環境部会第20回野生生物小委員会)にて、葛西海浜公園の国指定鳥獣保護区の指定に関する審議が決議した。これをもって、日本におけるラムサール条約湿地登録の条件が整い、ほかの2つの条件とともに条件がそろった。同会議では、葛西海浜公園をラムサール条約湿地に推薦されることも発表された。

10月18日に条約事務局から環境省に連絡が入り、葛西海浜公園がラムサール条約に正式に登録されたことが同日に発表された。

10月にドバイで開催された同条約の締約国会議に出席し、サイドイベントにおける同公園



図7 サイドイベントにおける発表の様子

の紹介や、展示ブースにおいて英語版パンフレットを配布する等、参加者への新たなラムサール条約登録地をアピールした（図7，8）。

IV. 今後の課題

本助成金による2年間の支援により、東京都における初のラムサール条約湿地の登録を達成することができた。今後は、この取組みの過程で課題として再認識された、持続可能な利活用に向けた体制づくりが求められる。東京都をはじめとする関係機関との連携が不可欠であることから、今後も調整に努めるほか、当会独自の企画を実現していく所存である。

また、保全対策を検討するうえで必要な、生物調査等を実施していくことが求められる。本年の助成金で実施した調査は、当初はドローンを用いたスズガモの分布調査として計画していたが、東京都からの許可を得ることができなかったため、調査方法を変更した経緯がある。今度も関係機関と調整しながら、実施可能な調査に取り組む所存である。

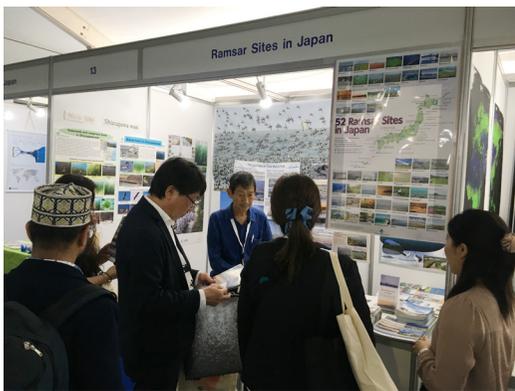


図8 展示ブースにおける対応の様子

28th Pro Natura Fund Domestic Activity

The education campaign to disseminate and the research
for Kasai Rinkai Marine Park (Sanmai-zu)'s
Ramsar Convention registration

IIDA Nobuya, IMORI Miho, OCHIAI Haruna and KANAI Yutaka

Keywords: Tokyo, preservation, research, CEPA, wise use

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・富士田裕子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。上川町愛山溪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，そう容易なものではないと予想された。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，そこなうものに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ズに運んだ。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



図1 調査隊による植生回復の資材・笹の担上げ 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 裸地部分に笹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日目。

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、ロール状に巻いた笹をダムとして、何連も連ねること、また地表には笹を敷設し、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、笹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、これまでどおりの笹敷設手法の採用と、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。

8月に調査とともに、裸地部にダム堤とする巻笹2本を竹串で止め、笹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。それを笹下に播種した。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、さらに笹敷設面積を増やす。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 裸地部分に笹を敷設する。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

琵琶湖で大発生した外来種植物プランクトンの生態調査

認定特定非営利活動法人びわ湖トラスト

川井彩音¹・熊谷道夫²・中島拓男²・青田容明²・一瀬 諭³

キーワード：ミクラステリアス・ハーディ、多波長蛍光光度計、形状、緑藻

I. 研究の目的・意義

認定特定非営利活動法人びわ湖トラストは、湖沼及びその集水域の環境保全に関心を持つ人々と共に、調査研究の支援、環境修復の支援、情報交換の推進、環境教育の推進等に関する事業を行い、琵琶湖を中心とした国内外の湖沼及びその集水域の環境保全に寄与することを目的として、2008年に設立された。以来、小中高生からシニア年代まで、協働して琵琶湖とその集水域の環境監視を行っている。

本活動は、近年琵琶湖で優占となっているミクラステリアス・ハーディの生態学的特徴を明らかにし、近年減少しつつあるアユの漁獲量等に及ぼす影響を明らかにすることを目的として

実施した。

ミクラステリアス・ハーディは、2011年に琵琶湖に初めて現れた外来種である(図1)。その後、2016年に大発生し、2017年に小康状態となったが、2018年には再び大増殖した。今回は、もともと付着性であったミクラステリアス・ハーディが浮遊性へと移行する際にカギとなる、大きさや鉛直分布、沈降速度などの測定実験を行った。

II. ミクラステリアス・ハーディの特徴

ミクラステリアス・ハーディ (*Micrasterias hardyi*) は緑藻類ホシミドロ目ツヅミモ科ミクラステリアス属に属し、2つの半細胞で構成さ

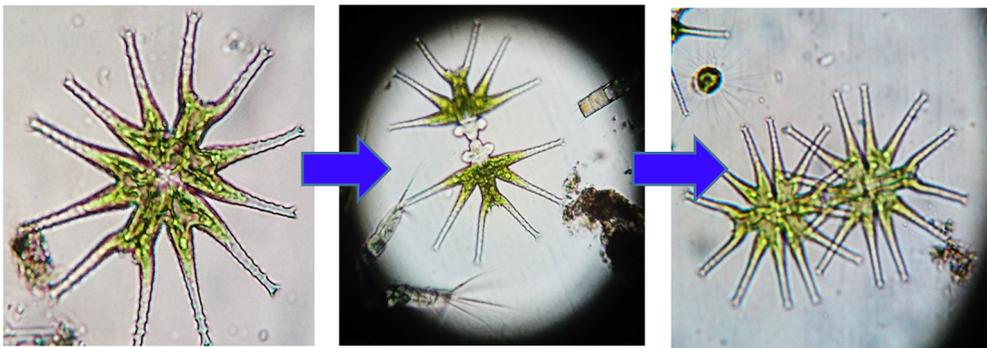


図1 ミクラステリアス・ハーディ分裂の過程

1: 石山高等学校 2: 認定特定非営利活動法人びわ湖トラスト 3: 滋賀県環境科学研究センター
2019. 3. 19 受付 2020. 1. 10 公開

れ、中央部に深い切れ込みがある。この半細胞の側裂部は6本に見えるが、大きく分けると3組の腕状突起からなっている(図2)。琵琶湖でもよく見られるミクラステリアス・マハブレッシュワレンシスと比較するとやや腕状突起が細くて、長いのが特徴である。

III. 調査1 ミクラステリアス・ハーディの大きさ計測

2016年に琵琶湖における3調査地点(図3)で採取したサンプルを用いて、マイクロメーターでミクラステリアス・ハーディの各地点50個体、計150個体の大きさを計測し、平均値や標準偏差を計算して表1に示した。結果としては、3地点での形状はほとんど変化がなかった。オーストラリアの文献(Tyler 1970)と比較してみると、琵琶湖のミクラステリアス・

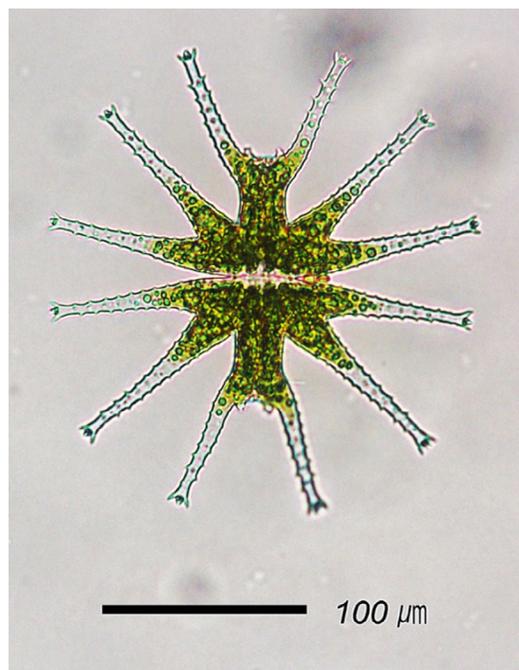


図2 ミクラステリアス・ハーディ特徴。2つの半細胞で構成され、中央部に深い切れ込みがある。この半細胞の側裂部は6本に見えるが、大きく分けると3組の腕状突起からなっている。

ハーディは約80%の大きさだった。

IV. 調査2 北湖水深別4地点の定量採取サンプルの緑藻計数

2016年10月15日に、北湖第1湖盆N2の水深別4層から定量採取を行った。表層はバケツで40L採水し100μmメッシュネットで採取、水深10m, 20m, 40m層は20Lのシンドラートラップ(メッシュ40μm)で採水し、ろ過濃縮した。湖水は成層しており、水温躍層は20m付近にあった。

結果として、表2からわかるように、ミクラステリアス・ハーディが水深10mで多かった。これは、水温躍層が水深20m付近にあったからだと考えられる。表層水より水深40mが少し多かったのは、表層水はバケツ、水深10m, 20m, 40mはシンドラートラップで水を汲んだことと、ミクラステリアス・ハーディが大型のため沈みやすかったことが原因ではないかと

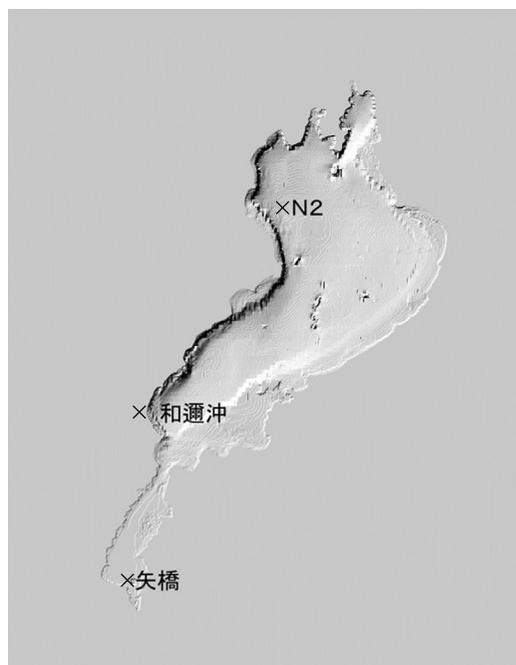


図3 琵琶湖での調査地点

考えている。

V. 調査3 ミクラステリアス・ハーディの沈降速度

2016年10月15日, 2017年11月3日, 2018年6月9日に北湖第1湖盆N2で多波長蛍光光度計(Multi-Exciter)を用いて緑藻の鉛直分布を測定した(図4)。同時期に測定できなかったのは、機器のレンタルに制限があったからである。

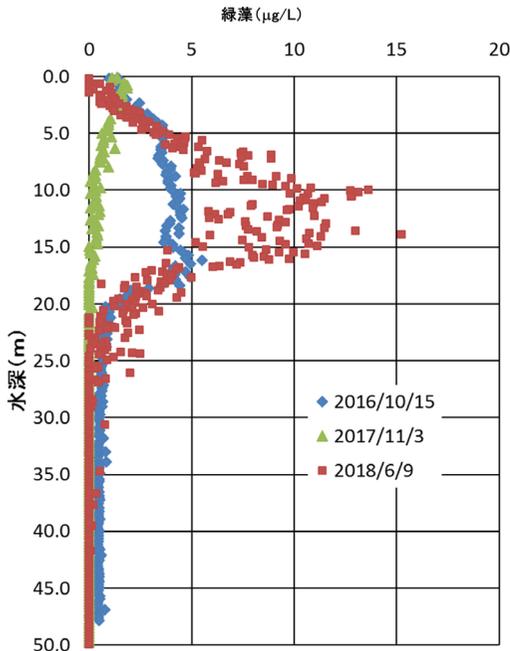


図4 多波長蛍光光度計を用いて計測した緑藻の鉛直分布。参考のため2016年と2017年における先行調査の結果を示した。測定場所は琵琶湖北湖N2である。

たのは、機器のレンタルに制限があったからである。

この結果、ミクラステリアス・ハーディは水深10mから15mに最大値を取ることがわかった。おそらくこの水深でミクラステリアス・ハーディの比重が湖水とバランスしている可能性があることから、沈降速度を計測することにした。用意したものは、試験管・サンプル・蒸留水・キャピラリー・メモリ(定規)であった。実験方法は、試験管に蒸留水を入れ、0mmが水面になるように紙のメモリを貼り付けた。水面にキャピラリーでミクラステリアス・ハーディを1個体落とし、15分ごとに印をつけ、60分間計測した(図5)。

結果と考察として、0～15分は初速がついていた(表3)。初速がなくなった30分以降は、15分ごとに毎秒約0.05cmから0.06cmのスピードで沈降していると思われた(表4)。しかし、観察や調査をしていく中で、この種のプランクトンは、壁面への付着傾向があることが確認された。したがって、試験管に付着してゆっくりと沈降した可能性があり、琵琶湖と同じ条件ではないので、今後新しい方法を考える必要があることがわかった。

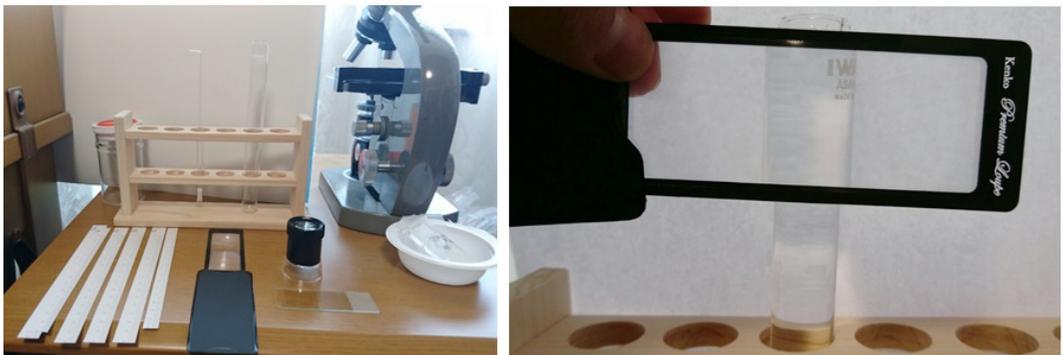


図5 沈降実験装置(左)と拡大鏡で観察している様子(右)

VI. 結論と今後の展望

今回の調査で、ミクラステリアス・ハーディの基礎情報を入手することができた。それによると、形状はほぼ等方で、比較的深い水深に分布していた。サイズは大型等方で 150 μm 以上

であり、アユの餌となるミジンコに捕食されにくいことが分かった。このことが、アユの漁獲量が減少している一因となっている可能性もうかがえた。

室内実験の結果、ミクラステリアス・ハーディ

表1 ミクラステリアス・ハーディの大きさ

場所	長さ(μm)	幅(μm)	括れ(μm)	計測数(個体)
矢橋	165.8	156.0	21.7	50
和邇	163.9	153.6	20.9	50
N2	163.5	154.3	24.4	50
平均値	164.4	154.6	22.3	
標準偏差	6.4	7.3	3.4	

表2 北湖 N2 の水深別 4 層における緑藻計数結果 (cells/L)

	表層	水深10m	水深20m	水深40m
<i>Micrasterias hardyi</i>	686	7356	2448	1782
<i>Micrasterias mahabuleshwariensis</i>	0	0	0	0
<i>Staurastrum dorsidentiferum</i> var. <i>ornatum</i>	3	4684	1414	1042
<i>Staurastrum arctiscon</i>	1	2876	1392	526
<i>Pediastrum biwae</i> var. <i>triangulatum</i>	0	112	3	28
<i>Pediastrum biwae</i>	0	4	12	0
<i>Xanthidium hastiferum</i> var. <i>javanicum</i>	0	76	14	1

表3 15分から60分の平均沈降距離

15分	30分	45分	60分
2.9mm	3.4mm	4.0mm	4.5mm

表4 30分から60分の平均沈降距離の差

30分	45分	60分
0.05cm	0.06cm	0.05cm

はゆっくりと沈降することが予想されたが、このことと年毎による緑藻の濃度分布の違いを説明することはできなかった。さらに実験精度を向上させたいと考えている。

優占種になりつつあるこの種が、今後どのように環境に影響して、どのような問題を引き起こすのかを明らかにし、ミクラステリアス・ハーディの抑制方法を検討し、将来の琵琶湖における生態系保全に貢献したいと考えている。

なお、本研究は、ジュニアドクター育成塾の

受講生である川井彩音をはじめとする小中学生の船上学習の一環として実施した。若い世代が琵琶湖の環境問題に関心を持ち、好奇心を持って調査研究を進めていくことが、将来の環境保全につながると期待している。

参考文献

- Tyler, P.A. 1970. Taxonomy of Australian freshwater algae. I. The genus *Micrasterias* in South-Eastern Australia. *British Phycological Journal*, 5: 211-234.

28th Pro Natura Fund Domestic Activity – Local NPO Category

Ecological study on exotic phytoplankton, *Micrasterias hardyi*,
massively bloomed in Lake Biwa

KAWAI Ayane, KUMAGAI Michio, NAKAJIMA Takuo,
AOTA Yasuaki and ICHISE Satoshi

Keywords: *Micrasterias hardyi*, multi-exciter, morphology, green algae

雲仙天草国立公園・田代原草原における 地域と大学を結ぶミヤマキリシマ保全活動の構築

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・入口仁美¹・
杉村 乾²・服部 充²

キーワード：放牧草原，森林化，生物多様性，ボランティア，生態系サービス，環境教育

1. 背景と活動の目的

1. 田代原の歴史

本会が活動の中心にしている田代原草原は、雲仙天草国立公園の中に現存する放牧草原である。その歴史は長く、江戸時代から続く放牧草原の面影が残っており、雲仙天草国立公園における雲仙地域の原形が唯一残る場所である（図1）。また、この田代原草原に生育する雲仙天草国立公園を代表する生物種であるミヤマキリシマ *Rhododendron kiusianum*（図2）は、放牧牛のミヤマキリシマ以外の植物への採食圧によってその生育が可能になっていたという背景がある。しかし、近年の畜産業の衰退に伴い放牧牛の頭数の激減と、農家による雑木刈りの頻度の減少が生じた。そのため、田代原草原の森林化が大きく進んでいる。特に、イヌツゲ (*Ilex crenata*) やイバラ類の被圧や、高木にまで成長したアカマツ (*Pinus densiflora*) による被陰によって田代原草原は、ミヤマキリシマの生育に適した環境ではなくなってきている。そのため、ミヤマキリシマの開花が見られる面積がここ

10年で以前の約半分までに減少している。

さらに、上記の生態系の変化によりミヤマキ



図1 田代原草原の全景



図2 ミヤマキリシマ開花の様子（5月）

1: 特定非営利活動法人 奥雲仙の自然を守る会 2: 国立大学法人長崎大学環境科学部
2018. 12. 1 受付 2020. 1. 10 公開

リシマの生育だけでなく、それ以外の貴重な植物や昆虫も今後観察できなくなると予測される。そのため、田代原草原の雲仙天草国立公園における生物多様性に与える貢献は大きいにもかかわらず、それが失われようとしている。また、生物多様性の減少だけでなく地域からの関心の低下も問題として挙げられる。数十年前までは地元の学校の遠足の目的地であり、地域において親しみのある草原であったが、その利用も減少している。

2. ミヤマキリシマ保全活動

田代原草原は高い自然的価値と保全の必要性が存在する一方、保全活動の担い手が不足している現状に危機感を感じ、平成17年にNPO法人奥雲仙の自然を守る会が設立された。そして、その会員やボランティアなどの協力によって田代原における下草刈りや侵入樹木の伐採などの活動が行われてきた。この活動が環境教育として活用できると注目され、平成26年より長崎大学の環境科学部が講義の一環として、ボランティア活動への参加が行われるようになった。また、学生の研究の場として利用もされるようになった。これにより今年度から本会の行なっている下草刈りがミヤマキリシマの生育をどれくらい助けているかを検証する研究が長崎大学環境科学部服部研究室によって行われている。さらに、一般社団法人建設コンサルタンツ協会が研修・研究の場として、保全活動や地域活性化を研究する事になり、環境省や林野庁の協力のもと、研修活動を行っている。

これらの研究としての活用によって田代原草原の価値を再確認できたため、さらなる活動の活発化を目指すためには地域住民を巻き込んだ保全活動が不可欠であると考えた。そこで、地域住民の関心を高めるために、地域の小学校の体験授業として森林教室を開催し、ミヤマキリシマが減少してきている事実と、生態系を保全

する事の価値について、外部講師の講義を通じて学ぶ場を設けた。この講義の後に、実際に保全活動を行いながら、ミヤマキリシマの周りにおける植物や昆虫などの自然観察会を行った。この自然観察会は、街中では目にすることのない自然や生き物に触れる体験で子ども達からも好評で、普段では得がたい体験を提供することができた。さらに、この活動をモデルケースとして、地域の親子対象の保全体験や森林教室も盛んに行うようになった。

これらの活動が認められ、平成26年に環境省九州地方環境事務所から表彰され、平成28年に環境大臣表彰を受賞した。さらに、平成29年に林野庁の「美しの森」に田代原草原を含む周辺地域が選定された。これらにより、田代原周辺の景観を整備し、観光や教育の場として周知や利用を促す事を目的として、県や市と「雲仙田代原レクリエーションの森管理運営協議会」を立ち上げ、長崎森林管理署と協定を調印した。今後も我々は、地域や行政と協力し、保全活動や森林教室の場などとして活用し、観光資源や教育の場として磨き上げていきたいと考えている。

3. 活動を通じて浮かび上がってきた問題点

本会は、長年ミヤマキリシマの保全活動を精力的に行ってきた。この保全活動には、下草や雑木を刈り取る鋸などの道具が必須である。しかし、長年の使用により道具が老朽化したうえ、数も不足している。そして田代原までのアクセスを担う公共交通機関が無いため、近隣の都市住民にとっては参加しにくく、ボランティアとして下草刈りに参加する人員の不足により保全活動の範囲が広がらないことが近年問題として浮かび上がってきた。

II. 助成の内容

1. 助成の活用内容

本助成を、上記の問題解決に欠かせない地域住民を対象としたイベント「ミヤマキリシマをまもろう」(図3)を行う上で、必要となった保全活動に使用する道具の購入などに利用した。開催したイベントは、保全活動を行うと同時に、外部の専門家を招いた環境教育を行うことにより、地域住民に活動や田代原草原を理解してもらう事を目的とした。

大人数での活動に備え、まず保全に必要な道具を購入し整備した。既に本会の継続的な活動として位置づけられる5月、11月の長崎大学と一般社団法人建設コンサルタンツ協会との合同保全活動に加えて、12月、7月に今回のイベントを行うことにより、通年での大人数による保全活動が可能になった。また、これらのイベントにおける地域住民の交通手段として、貸し

切りバスを提供した。

2. 保全活動の内容

2017年12月16日に行った第1回は51人(子ども13人、一般12人、大学生11人、スタッフ13人、講師1人)、2018年7月21日に行った第2回は32人(子ども6人、一般8人、学生9人、NPO7人、講師2人)という多数の参加者が集まった。この活動では参加したボランティアの大学生は子ども達にハサミの使い方などをサポートしながら、イヌツゲ、イバラなどの植物を刈り取った(図4)。その他の参加者は機械なども使用しミヤマキリシマ周辺の草刈り作業を行った。これにより、放牧牛が草を食べる事のできる範囲を広げ、効果的なミヤマキリシマの保全を行える環境を整えた。



図4 保全作業の様子

おぐんぜん・たしほをまもろう
奥雲仙・田代原草原の
ミヤマキリシマ保全体験&自然観察会

pro natura
自然保護助成基金

ミヤマキリシマ ミヤマキリシマは、雲仙を代表する植物です。しかし、現在その数が少なくなっています。ミヤマキリシマを守る手伝いをしていただけませんか？
保全活動 長崎大学の先生を招いて自然の大切さの勉強会と自然観察会も一緒に開催します。ぜひ、家族で意外と知らない身近な自然について学んでみませんか？

日時：7月21日(土)10:00~15:00
参加費：1人500円(保険代含む)

- 申込先
NPO法人奥雲仙の自然を守る会
【TEL】0957-78-3521
【E-mail】okuunzen@gmail.com
- 場所
雲仙市国見町田代原
(田代原トレイルセンター)
- アクセス
百花台公園から雲仙方面に登る

●持ち物・申込時の注意事項
【持ち物】長袖・長ズボン・長靴・昼食・水筒・タオル・軍手・帽子
【お願い】お申し込みの際にメールの件名は「ミヤマキリシマ」にてお願いします。また、メールには名前・住所・電話番号・参加人数を記載してください。

主催：NPO法人奥雲仙の自然を守る会
協力：公益財団法人自然保護助成基金

MAP

図3 「ミヤマキリシマをまもろう」イベントのチラシ

3. 環境教育の内容

第1回目のイベントでは、長崎大学環境科学部の服部充助教による「なんでいきものはだいじなの？」と題して、ミヤマキリシマがなぜ減ったか、生態系保全の大切さ、虫や植物との関わりから生じた生態系サービスを専門家から学ぶ機会を設けた。保全活動終了後には田代原草原の冬の植物や昆虫を観察した。この観察では野外活動中に発見したものを顕微鏡や図鑑で調べる環境教育も行った。

第2回目のイベントでは、ジオガイドによる



図5 環境教育の講義の様子



図6 田代原草原での環境教育の様子

田代原・千々石断層についての話や、長崎大学環境科学部の服部充助教と、森林環境管理の専門家である杉村乾教授による講義を行った（図5）。講義の後には、ミヤマキリシマの保全活動を行い、生物観察会を行った。参加した子ども達は講師から捕虫網の使い方を教わり、放牧草原にいる夏の生き物を観察した（図6）。このイベントでは、観察だけでなく講師は、観察した生物の種名の図鑑の調べ方や昆虫標本の作り方などを教える環境教育を行った。

III. 助成の成果

1. 保全活動の拡大

年2回だった合同の保全活動を、年4回開催する事で、通年での保全活動が可能になった。さらに、長崎大学の協力によるイベントの効果で多数の地域住民の参加があり、広範囲での保

全活動を行うことが出来た。

2. 長崎大学との協力

日ごろから研修や研究に協力頂き、田代原草原をよく知っている長崎大学環境科学部の講師を招請する事により、地域住民が草原の価値や理解を深めることが出来る森林教室を開催できた。子どもの参加者にも分かりやすいスライドによる講義や、草花や昆虫と一緒に観察するイベントだったため、子ども達には地域の自然に触れるだけでなく自身をとりまく環境について考えてもらう体験となった。さらに、長崎大学から多数の大学生がボランティアサークルとしての活動や、フィールドワークや研究の一環として、保全活動や森林教室に参加することができた。イベント後も、服部充助教は学生の卒業論文や研究課題として田代原草原のフィールドを活用するために、学生とともに田代原に訪れ、研究活動を行っている。

3. 地域への広報活動の活発化

今回のイベントを開催するにあたって、チラシを作成し各市の公民館、図書館、商店などに配布した。新聞やケーブルラジオ、ケーブルテレビ、広報誌などで告知を行い、取材にも応じた。雲仙市や島原市、ジオパークなどの協力を得て、SNS（Facebook）による広報も盛んに行った。さらには、イベントの告知を地域の小学校へ出向いて行った。企業のCSR活動として、株式会社十八銀行からミヤマキリシマの植樹が提案され、この植樹活動に協力した。これらの広報活動や他組織との協力により、田代原草原を地域住民に広くアピールし、その認知度を上げることに成功した。

IV. 今後に向けた動き

1. 保全活動のさらなる発展

これまでの保全活動では冬に刈り取った草木が、再び夏に繁茂してしまっていたため、保全

活動の効果が分かりにくいものであった。そこで、保全活動の効果を実証するために、長崎大学環境科学部に田代原の生物を材料とした研究を依頼することを予定している。これらの研究により科学的根拠に基づく効果的な保全活動に取り組むことにより、田代原をかつての放牧草原に近づけられるようにしたいと考えている。

2. 普及啓発活動の発展

保全活動を次世代に継承するためには、今後

も継続的なボランティアを募る必要がある。今後も田代原の重要性や、本会の活動を周知できるチラシや広報物を作成し、地域住民や企業、行政へ出前講座や広報活動を行い、継続的な協力や支援を募集していく予定である。なお、ドローンによる空撮画像撮影を地元企業に依頼し、これを広報資料に活用していく予定としている。

28th Pro Natura Fund Domestic Activity – Local NPO Category

Conservation activity of Kyusyu azalea (*Rhododendron kiusianum*)
for connecting a local organization with a local university
in Tashirobaru grass land, Unzen-Amakusa National Park

KINOSHITA Mitsuko, NAKATA Taeko, SHIBATA Shikayorhi,
IRIGUCHI Hitomi, SUGIMURA Kan and HATTORI Mitsuru

Keywords: grazing grass field, forestry, biological diversity, volunteer, ecosystem services, environmental education

徳之島の世界自然遺産登録と その後を見据えた緊急的ノネコ対策と普及啓発活動

NPO 法人 徳之島虹の会

行山武久¹・池村 茂¹・常 加奈子¹・美延睦美¹・山田文雄¹・
塩野崎和美²・城ヶ原貴通³

キーワード：アマミノクロウサギ，環境教育，在来種モニタリング，生物多様性

I. はじめに／活動の目的

徳之島では、世界自然遺産登録を見据える中、在来希少種（アマミノクロウサギ，トクノシマトゲネズミなど）がノネコに襲われて絶滅の危機にさらされており、喫緊の課題となっている。しかし、その現状を知る島民は少ない。当法人では、これまで青少年健全育成活動を柱とした環境教育，自然体験，伝統文化や暮らしの伝承等の他，環境保全活動や自然保護活動等に取り組んできたが，自然環境保全活動そのものや島民の自然に対する意識向上が決して十分ではない状況が我々の活動を通じて鮮明になってきた。今後見込まれる世界自然遺産登録後の島への観光客の増加は，自然破壊に繋がりがねないため，島民意識レベルの向上は急務である。そこで，在来希少種や島の自然生態系を保全し，島民の自然環境保護に対する意識を向上させるために，希少種生息地のノネコパトロール活動，在来希少種モニタリング，さらに，地元行政や島民向けの勉強会等が必要だと考え，専門家の協力のもと以下第II章に記載する講演会や観察

会の開催または開催協力を計画した。

II. 活動内容

1. 開催協力イベント（図1）

「島の自然と未来をみんなで考えよう！」

・紙芝居「森のどうぶつたちの緊急会議」とど
うぶつ写真上映会

日時：2018年7月6日(金)18:30～20:00

内容：紙芝居上演，写真上映，自然保護や環境
問題，世界自然遺産についての質問・相談



図1 「徳之島と御蔵島の最新のネコ問題研究から」講演会
(伊仙会場)

1: NPO 法人徳之島虹の会 2: 奄美野生動物研究所 3: 宮崎大学
2018. 11. 27 受付 2020. 1. 10 公開

・徳之島と御蔵島の最新のネコ問題研究から

1)日時：2018年7月7日(土)19:00～21:00

内容：専門家による講演，パネルディスカッション

2)日時：2018年7月8日(日)10:00～12:30

内容：専門家による講演，パネルディスカッション

2. 森の生きもの観察会

日時：2018年8月7日(火)9:00～15:00

場所：母間一当部林道，伊仙町ほーらい館

講師：鈴木真理子（鹿児島大学国際島嶼教育研究センター研究員）

参加者：35名（小中学生21名，大人14名）

内容：

- ・アマミノクロウサギの生態について知る（図2）
- ・食痕やフンの痕跡，巣穴などを見つけ，数や



図2 アマミノクロウサギの食痕を探す子どもたち



図3 希少動物に起こっている現状を知る

大きさを，色や臭いなどを観察して記録する

・希少動物について，標本や映像などから学ぶ（図3）

・希少動物が直面しているノネコ等の問題について知る

・学んだことを絵や日記等にまとめる

3. 在来希少種モニタリング

材料および方法：在来種モニタリング調査は，徳之島北部の天城岳を通る山クビリ林道（総延長約14km）にて行った。調査期間は2017年10月から9月までであり，各月3回以上実施した。各調査は日没後以降の夜間に開始し，自家用車にて時速10km以下で山クビリ林道を走行し，動物を目撃した場合は目撃地点，時間，目撃動物を記録した。なお，調査対象動物は主に地上徘徊性の動物を対象の中心とし，鳥類については個体数が多く，見落としの可能性が高くなるため対象としなかった。各調査時の調査人数は1人から3人であった。また，2018年6月23日以降の調査は，台風6号の接近に伴い，林道の1/3程度の地点において崩落により通行ができなくなってしまったため，調査区間を林道入口から崩落地点までの約11,100mに短縮した。

結果および考察：全調査期間中の調査回数は58回，総調査距離は約777.2kmであり，目撃動物はアマミノクロウサギ（目撃回数：542回），オビトカゲモドキ（90回），トクノシマトゲネズミ（57回），ハブ（11回）など9種（714回）であった（表1）。アマミノクロウサギ，トクノシマトゲネズミ，オビトカゲモドキの月別の調査1回辺りの目撃回数を図4に示した。最も目撃回数の多かったアマミノクロウサギでの調査1回辺りの平均目撃回数は9.34回であり，最小目撃回数は2月の1.33個体，最大目撃回数は5月の26.75回であった。アマミノクロウサギの目撃回数は5月を頂点とした一峰性ある

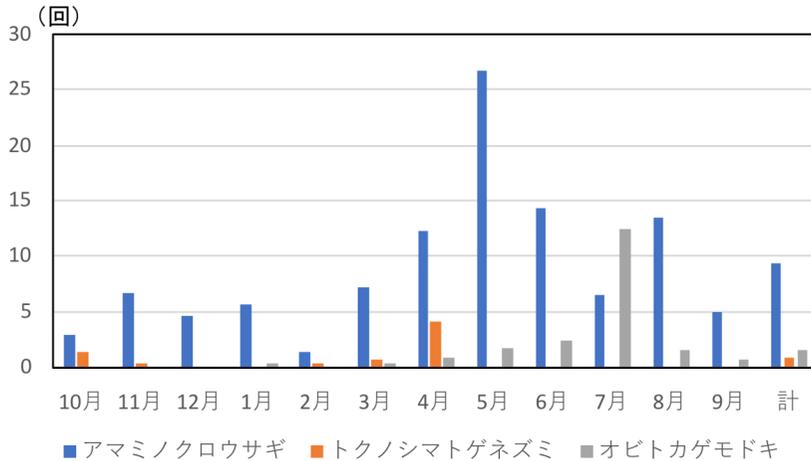


図4 在来種モニタリングの月別の調査一回当たりの目撃回数

いは、5月と11月を頂点とした二峰性を示すと推察された。また、オビトカゲモドキについては、7月（12.5回）を頂点とした明瞭な一峰型を示した。一方、トクノシマトゲネズミは4月（4.09回）が最も多く、次いで10月（1.33回）であった。これら目撃頻度の季節性は、いずれの動物種も繁殖期以降の当歳個体の分散に伴うものと推察された。

以上の結果より、アマミノクロウサギは目撃頻度に季節性は認められるものの、通年を通じた直接観察が可能であり、本手法を用いたモニタリングの有用性は高いと推察された。さらに、オビトカゲモドキならびにトクノシマトゲネズミについては、実施時期を絞った上で実施することでモニタリングが可能であろうと推察された。今後は、本手法による長期的モニタリング実施する体制を構築し、年変動等を含めた情報を蓄積し、モニタリング手法としての更なる精度評価を行っていく必要がある。

4. ノネコパトロール活動

材料および方法：ノネコパトロール活動は、希少種が生息する9ヶ所の林道にて行った。調査期間は2018年2月から6月の間、調査1回に

つきに任意の林道を1-4カ所抽出し、各月3回実施した。各調査は日没後以降の夜間に開始し、自家用車にて時速10km以下で林道を走行し、調査日、調査開始・終了時刻、目撃した動物種、目撃地点の位置情報、時間を記録した。各調査時の調査人数は1人から3人であった。ノネコを発見した場合は、行政より捕獲許可を得た担当者に即連絡するよう態勢をとった。

結果および考察：全調査期間中の調査回数は33回、目撃動物はネコ（0回）、アマミノクロウサギ（94回）、トクノシマトゲネズミ（7回）、ケナガネズミ（3回）、アマミヤマシギ（25回）、オビトカゲモドキ（23回）など12種であった（図5）。短期間のパトロールにも関わらず、希少種をはじめとした多くの在来種が確認され、当該地域が多様性豊かなコアエリアであることを再認識した。また、今回のパトロールではネコは確認されなかったが、環境省の事業でアマミノクロウサギやケナガネズミ、アマミハナサキガエル等を啜って写るノネコの姿が確認されている。

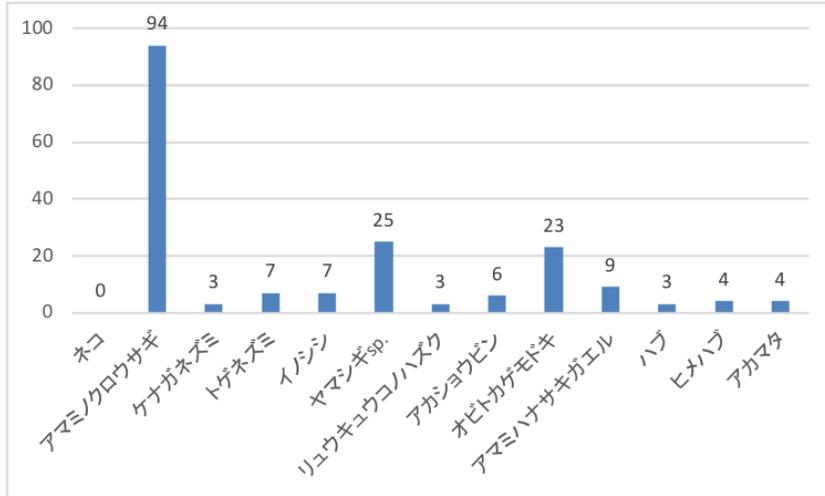


図5 ノネコパトロール時の目撃動物種の総目撃回数

表1 在来種モニタリングの調査月別の目撃回数ならびに調査距離

	10月	11月	12月	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	計
アマミノクロウサギ	9	20	33	17	4	65	135	107	57	26	54	15	542
トクノシマトゲネズミ	4	1	0	0	1	6	45	0	0	0	0	0	57
ケナガネズミ	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	3
オビトカゲモドキ	0	0	0	1	0	4	10	7	10	50	6	2	90
ハブ	0	0	0	0	0	1	5	0	0	2	2	1	11
ジネズミsp.	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	3
イボイモリ	0	0	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	5
マルダイコクコガネ	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
ハイ	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2
調査回数	3	3	7	3	3	9	11	4	4	4	4	3	58
調査距離 (km)	42	42	98	42	42	126	154	56	53.1	44.4	44.4	33.3	777.2

III. 成果

島内での3回にわたるネコ問題シンポジウムを通して、島の南部と北部のエリア、幅広い年齢層、職業も所属もさまざまな島民に広く普及活動することが出来た。身近な生き物であるネコの最新情報を知り、頷いたり驚いたりする様子が見られた。また、森の生き物観察会では、参加したほとんどの児童が初めての体験で、森に出かける機会が少なく、自然の中で島の希少野生生物の痕跡や植物に触れ合う活動そのものを楽しんでいる姿が印象的だった。さらに、希少動物が直面しているノネコの問題について最

新の情報も交えて話を聞き、実際にアマミノクロウサギがノネコに襲われている映像を見た児童は驚きを隠せない様子だった。見たことや感じたことについて家族や近所の方と会話するだけでも、島の自然環境に関する島民の意識醸成や啓発の広がりが期待できる。

在来種モニタリングについては、その有用性が確認できた。一方で、ノネコパトロールについては、調査期間中にノネコの発見に至らなかった。しかし、当該調査期間中にもパトロール実施エリアに於いてノネコの生息情報がもたらされている。そのため、一時的な接触機会を

中心とした車輛を用いた本調査手法ではノネコの検出効率が低いことと大きく関係している可能性がある。そのため、車輛調査はノネコ対策として実施するのではなく、在来種モニタリングを主として実施する方が効率性が高いと考えられる。ノネコ対策については、自動撮影カメラの確認頻度を増やし情報の迅速性を高めると共に、目撃情報などの情報の集約性を高めることが一義的に重要であろう。

IV. 最後に

当団体がこれまで取り組んできた自然体験活動やボランティア清掃等では、同じ顔ぶれの方の参加が多く、活動の広がりが課題であったが、

今回のシンポジウムや観察会では新たに参加されている方も多く、以前より自然環境に対する島民の意識が高まりつつあることを実感した。同時に、環境教育の重要性を痛感し、学校や家庭におけるこのような機会の要望が増えつつあることも明らかになった。今回の一連の取り組みを通し、生物多様性豊かな徳之島の森の希少野生生物を守り保全していくためには、このような普及啓発活動に継続して取り組むことが重要であると再認識した。今後も島の豊かな自然を未来に繋いでいくために、まずは住民自らが現状と課題を知り、あらゆる活動にともに取り組めるようなイベント等の企画や活動の活発化に努めたい。

28th Pro Natura Fund Domestic Activity – Local NGO Category

Urgent measures against feral cats and public awareness raising activities for the registration of the world natural heritage in Tokunoshima Island

IKUYAMA Takehisa, IKEMURA Shigeru, TSUNE Kanako,
MINOBE Mutsumi, YAMADA Fumio, SHIONOSAKI Kazumi
and JOGAHARA Takamichi

Keywords: Amami rabbit, environmental education, monitoring of native species, biodiversity

Geographical variation in vegetative growth, sexual reproduction and genetic diversity of *Pinus krempfii* H. Lec. and *Pinus dalatensis* Ferré in Tay Nguyen Plateau, Vietnam

The Endemic Pine Conservation Group of Vietnam

Nguyen Khoa Truong¹, Tran Van Tien¹, Le Ngoc Trieu¹,

Nguyen Van Giang¹, Truong Thi Lan Anh¹, Nguyen Hoang Nghia²

and Hoang Thanh Truong²

Genetic diversity and population dynamics are studied for two pine species endemic to Vietnam, *Pinus dalatensis* and *Pinus krempfii*. It was revealed that the small size of population and a scarce regeneration becoming a major threat to the survival of *P. dalatensis*, through the loss of genetic diversity. Genetic diversity at population level was already in low level in this species. Also in *P. krempfii*, shifting cultivation, deforestation, land clearances are the main causes of forest fragmentation, and thus of a decline of natural populations. In both species, the genetic differentiation and genetic distance between mature trees and seedlings are different among populations in different areas, Chu Yang Sin and Bidoup. In *P. dalatensis*, as indicated by scarce seedlings in the understory, and also by the abundant occurrence of pioneer tree species in the canopy layer of the forest stand, a disturbance of relatively large scale will be necessary for the regeneration. In *P. krempfii*, because of stronger shade tolerance of seedlings, the small scale disturbance such as a small canopy gap formed by single canopy tree would be effective for the regeneration.

Keywords: endangered species, vegetation, conservation, genetic diversity, *Pinus dalatensis*, *Pinus krempfii*

I. INTRODUCTION

Two endemic pines in Vietnam, *Pinus dalatensis* and *P. krempfii*, grow at 900-2,600 m above sea level, in tropical montane climate. Both species form forest stands of a few, scattered trees surrounded by evergreen trees of Lauraceae, Fagaceae, etc. These tropical pine species can only grow in restricted habitat at higher altitudes in limited areas in Vietnam. The pines sometimes occupy rocky outcrops or ridges and adjacent slopes where the competition with evergreen broadleaved

trees is less intense. The rarities of these species have prevented its direct-disappearance by selective logging in the past. However, the extent of occurrence of those species has declined by more than 30 % over the last three generations (150 years) as a result of deforestation of the area (Thomas et al. 2013). There are evidences of continuing decline in the quality of habitat in some locations due to the effects of habitat fragmentation, illegal logging, and infrastructure development. The exploitation of these species for its valuable timber has been also

made by local people. These two species have been classified as “Vulnerable” species in IUCN Red List. The ex situ conservation has been attempted in small area in Dalat Province (Nguyen Hoang Nghia 2008), but only a limited amount of research into the biology and ecology has been made for these species.

Our former field studies suggested that they have a localized, sporadic distribution with little seedling recruitment in its habitat. But, geographical variations in vegetative growth, sexual reproduction and genetic diversity have not been clarified. For conservation and management of those species, information on geographical variation and genetic diversity is essential. Genetic diversity, population structure and historical population dynamics should be evaluated to improve our understanding of the protection of threatened and endemic trees with high conservation value.

II. STUDY AREA AND METHODS

1. Genetic study

1) Field survey

We have made sampling for genetic study in

several areas of Tay Nguyen Plateau, Vietnam, two areas, Bidoup Nui Ba National Park and Chu Yang Sin National Park, for *P. krempfii*, and three areas, Bidoup Nui Ba National Park, Chu Yang Sin National Park and Kon Ka Kinh National Park for *P. dalatensis* (Fig. 1, Table 1). Climate conditions vary considerably among the survey areas. Annual mean temperature is the lowest at Bidoup, but the annual rainfall is the highest there.

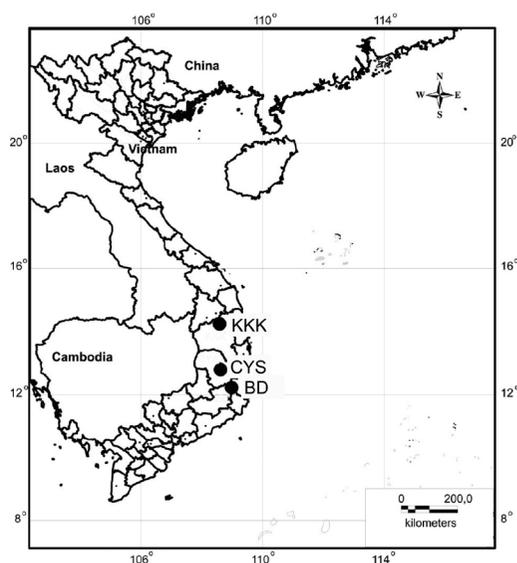


Fig. 1. Location map. Refer Table 1 for abbreviations of the area.

Table 1. Research areas and the number of DNA samples for genetic study. Climatic data were obtained from the local meteorological data sharing service system.

Area		Bidoup	Chu Yang Sin	Kon Ka Kinh
Abbreviation		BD	CYS	KKK
Province		Lam Dong	Dak Lak	Gia Lai
Latitude		12°11'31"N	12°45'37"N	14°13'20"N
Longitude		108°41'1"E	108°20'16"E	108°19'41"E
Altitude (m)		1495	1149	680
Annual mean temperature (°C)		18.3	23.8	23.5
Annual rainfall (mm)		1866	1789	1532
Humidity (%)		84.5	81.4	82.5
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>				
<i>Pinus krempfii</i>	mature trees	14	12	-
	seedlings	33	5	-
<hr style="border-top: 1px dashed black;"/>				
<i>Pinus dalatensis</i>	mature trees	15	7	12
	seedlings	18	11	-

In each area, we settled 1-10 quadrats of 50 m by 50 m, and measured tree heights and trunk diameters at 1.3 m height for all pine trees in the quadrat, and also measured heights of all seedlings shorter than 4 m. We have conducted field surveys at 21- 25 October 2017, 19-27 December 2017, 3-5 January 2018, 22-25 September 2018, in growing and fruiting season. In total, we took 64 and 63 DNA samples for each of *P. krempfii* and *P. dalatensis*.

2) Genetic analyses

This study employs ISSR/SCoT markers to address genetic diversity, historical and contemporary gene flow, population bottlenecks (inter-population: from mature to seedling and extra-population). Total genomic DNA was extracted using CTAB protocol I (Weising et al. 2005) with a modification of adding 10 % SDS to the extraction buffer which was then dissolved in water for the subsequent use.

DNA fingerprints of samples were induced by two techniques, ISSR and SCoT. ISSR primers used in this study were synthesized by PhuSa Biochem Ltd. Company (Vietnam), according to the primer set published by the University of British Columbia and Zagazig University (Egypt). Twenty ISSR primers were initially screened, and nine of them, which yielded bright, clear bands and at least possessed one polymorphic band in *P. krempfii* populations and 7/20 ISSR primers yielded bright, clear bands and at least possessed one polymorphic band in *P. dalatensis* (Appendix 1).

SCoT primers used in this study were synthesized by PhuSa Biochem Ltd. Company (Vietnam), according to the primer set published by Collard and Mackill (2009). Twenty SCoT primers were initially screened, and seven of them, which yielded bright,

clear bands and at least possessed one polymorphic band in *P. krempfii* populations and 8/20 initially screened showed suitable for DNA fingerprinting with *P. dalatensis*.

PCRs were performed in 50 µl reactions containing 25 µl My Red HS Taq mix (Bioline), 0.2 µM primer and approximately 30 ng DNA templates. The amplifications were performed in a Eppendorf thermocycler (Eppendorf) with the following programs. In ISSR techniques: initial denaturation at 94 °C for 5 min; 10 cycles of 94 °C for 45 s, annealing temperature + 5 (Ta + 5) °C (Table 3) for 45 s, decreased 0.5 °C/cycle, 72 °C for 1 min 30 s; 36 cycles of 94 °C for 45 s, annealing temperature for 45 s, 72 °C for 1 min 30 s; Final extension at 72 °C for 15 min. In SCoT technique: initial denaturation at 94 °C for 5 min; 36 cycles of 94 °C for 45 s, 50 °C for 45 s, 72 °C for 1 min 30 s; Final extension at 72 °C for 15 min.

The amplification products were separated in 2.5 % agarose gel, using TBE buffer at 60 V for 3 hours, stained with ethidium bromide (0.5 µg/ml), and photographed under 254/312 nm wave length lights using UVP GelStudio Plus System (Analytik Jena, Germany).

Since ISSR and SCoT markers are dominantly inherited, each band was assumed to represent the phenotype at a single biallelic locus (Williams et al. 1990). ISSR bands were scored as presence (1) or absence (0) characters, to construct the binary data matrix. Microsoft Office Excel 2007 was used to estimate genetic diversity parameters: the percentage of polymorphic bands, PPB (Vicente et al. 2003).

The basic parameters for genetic diversity were calculated with the POPGENE application (Ferrante and Yeh 1999). The polymorphism of amplification products (PPB), mean Nei's gene diversity index

(He), the Shannon index (I) and the level of gene flow (Nm) (Slatkin 1985; McDermott and McDonald 1993) and genetic distance between populations (D) were determined. Inter-populations diversity (HeS), total gene diversity (HeT) and Nei's coefficient of gene differentiation (GST) (Nei 1973) were calculated using the Popgene 32 software: $GST = (1 - HS/HT)$; Nm, estimate of gene flow from GST, $Nm = 1/2 \times (1 - GST)/GST$.

The AMOVA (analysis of molecular variance) was performed through GenA1Ex 6.0 program (Peakal and Smouse 2006) to describe variance components and their significance levels for variation among individuals within and among the populations.

Similarity coefficient between pair of samples and UPGMA dendrogram for genetic relationship among studied samples was calculated and established by using NTSYSpc 2.1 (Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System)

software (Rohlf 2000).

2. Vegetation research

For vegetation research, we settled four quadrats of 20 m by 20 m in Bidoup (Table 2). In each quadrat, we recorded species name, trunk diameter at 1.3 m in height, tree height and height of the lowest branch for trees taller than 1.3 m. We also measured a height for all seedlings of two pine species in the quadrat.

III. RESULTS

1. Genetic studies

1) *Pinus dalatensis*

Genetic diversities of *P. dalatensis* species are described in Table 3, indicating that genetic diversity was rather low.

Analysis the DNA fingerprints induced by ISSR technique, the genetic differentiation (GST) among populations was estimated to be 0.1475, indicating

Table 2. Description of four quadrats for vegetation research

Plot No.	1	4	2	3
Plot size	20 m×20 m	20 m×20 m	20 m×20 m	20 m×20 m
Topography	flat ridge	flat ridge	gentle lower slope	undulating slope
Inclination	15	10	5	5
Slope direction	W-S	NNW 335	W 256	SWW 245
Altitude (m)	1490	1493	1494	1490
Latitude	12°10'30"N	12°10'36.5"N	12°11'02,5"N	12°11'01"N
Longitude	108°42'2"E	108°40'57"E	108°41'29.1"E	108°41'26"E
Total BA (m ² /ha)	79.2	73.9	75.1	76.9
Dominant spp.	<i>Pinus krempfii</i>	<i>Pinus krempfii</i>	<i>Pinus dalatensis</i>	<i>Pinus dalatensis</i> , <i>Pentaphylax euryoides</i>
Tree layer	30 m, 30 %	35 m, 40 %	30 m, 50 %	30 m, 50 %
Subtree layer	20 m, 70 %	25 m, 80 %	15 m, 60 %	20 m, 60 %
Shrub layer	5 m, 30 %	6 m, 40 %	3 m, 40 %	5 m, 60 %
Herb layer	1.5 m, 40 %	1.5 m, 50 %	2 m, 30 %	1.7 m, 60 %
Species richness				
Trees of DBH >= 5 cm	24	25	34	31
All trees	37	48	55	46

Table 3. Genetic diversity of *P. dalatensis* at population- and species-level

Parameter	Population	<i>He</i>	<i>I</i>	<i>PPB (%)</i>
ISSR	Kon Ka Kinh pop.	0.1283	0.1880	32.43
	Chu Yang Sin pop.	0.1996	0.2996	54.05
	Bidoup pop.	0.1750	0.2637	48.65
	Species level	0.1959	0.3108	70.27
SCoT	Kon Ka Kinh pop.	0.2122	0.3090	55.81
	Chu Yang Sin pop.	0.2464	0.3699	65.79
	Bidoup pop.	0.3061	0.4554	83.72
	Species level	0.3031	0.4654	95.35
Combination	Kon Ka Kinh pop.	0.1734	0.2530	45.00
	Chu Yang Sin pop.	0.2247	0.3320	58.75
	Bidoup pop.	0.2455	0.3667	67.50
	Species level	0.2535	0.3939	83.75

that 14.75 % of the genetic variability was distributed among populations, and 85.25 % of the variation existed within population. The number of migrants (N_m) was estimated as 2.8892 individuals per generation between populations.

In analysis of the DNA fingerprints induced by SCoT technique, the genetic differentiation (G_{ST}) among populations was estimated to be 0.1178, indicating that 11.78 % of the genetic variability was distributed among populations, and 88.22 % of the variation existed within population. The number of migrants (N_m) was estimated as 3.746 individuals per generation between populations, indicating that there is a high migration rate between populations.

Combining these DNA fingerprints, the genetic differentiation (G_{ST}) among populations was estimated to be 0.1288, indicating that 12.88 % of the genetic variability was distributed among populations, and 87.12 % of the variation existed within population. The number of migrants (N_m) was estimated as 3.3834 individuals per generation between populations.

AMOVA analysis revealed remarkable genetic differences among all three *P. dalatensis* populations, with 91 % of total genetic variability

portioned among populations and 91 % of total genetic variability portioned among individuals within populations.

Genetic diversities of the mature trees and seedlings in the Chu Yang Sin and Bidoup populations are shown in Table 4. The young trees or seedlings belong to the Kon Ka Kinh population were not found, thus this population is not included in the estimation of the genetic variation through generations. Only Chu Yang Sin population and Bidoup population were analyzed for this aspect of

Table 4. Genetic diversity of mature trees and seedlings of *P. dalatensis*

Parameter	<i>He</i>	<i>I</i>	<i>PPB (%)</i>
Mature group of Chu Yang Sin population	0.1993	0.2855	46.25
Seedling group of Chu Yang Sin population	0.1411	0.2040	33.75
Mature group of Bidoup population	0.1411	0.2091	37.50
Seedling group of Bidoup population	0.2298	0.3334	55.00
Mature group of both Chu Yang Sin and Bidoup populations	0.2157	0.3224	58.75
Seedling group of both Chu Yang Sin and Bidoup populations	0.2511	0.3734	67.50

study.

There are two different situations for Chu Yang Sin and Bidoup populations. In Chu Yang Sin population, the mature trees possessed the higher genetic diversity than seedlings. In opposite, in Bidoup population the seedlings possessed the higher genetic diversity than mature trees. Genetic differentiation between mature and seedling groups in the Chu Yang Sin population was $GST = 0.1593$ and genetic distance of these two groups was $D = 0.0803$. Genetic differentiation between mature and seedling groups in the Bidoup population was $GST = 0.1490$ and genetic distance of these two groups was $D = 0.0816$. Genetic differentiation between mature and seedling groups in both Chu Yang Sin and Bidoup populations was $GST = 0.0760$ and genetic distance of these two groups was $D = 0.0511$.

Levels of genetic similarity among individuals belonging to mature and seedling groups in the Chu Yang Sin and Bidoup population are described in Table 5. Average genetic similarity in young group is lower than mature group for both population, that is good signal for *P. dalatensis* in the investigated places due to low genetic similarity means high genetic differentiation. This is the basis for good adaptability of seedling generation.

Table 5. Genetic similarity among *P. dalatensis* individuals, belonging to mature and seedling groups in the Chu Yang Sin and Bidoup populations

	Max.	Min.	Average
Mature group of Chu Yang Sin population	0.9375	0.6625	0.8345
Seedling group of Chu Yang Sin population	0.9875	0.7750	0.8950
Mature group of Bidoup population	1.0000	0.8000	0.9077
Seedling group of Bidoup population	0.9625	0.6000	0.8502
Mature group of Chu Yang Sin and Bidoup populations	1.0000	0.6500	0.8821
Seedling group of Chu Yang Sin and Bidoup populations	0.9875	0.5375	0.8478

2) *Pinus krempfii*

Genetic diversity of *P. krempfii* is described in Table 6.

In analysis of the DNA fingerprints induced by ISSR technique, the genetic differentiation (GST) among *P. krempfii* populations was estimated to be 0.065, indicating that 6.50 % of the genetic variability was distributed among population, and 93.50 % of the variation existed within population. The number of migrants (Nm) was estimated as 6.1344 individuals per generation between population, indicating that there is a high migration

Table 6. Genetic diversity of *P. krempfii* at three populations and species-level

Parameter	Population	H_e	I	PPB (%)
ISSR	Chu Yang Sin pop.	0.0701	0.1083	24.00
	Bidoup pop.	0.1539	0.2406	50.00
	Species level	0.1388	0.2271	56.00
SCoT	Chu Yang Sin pop.	0.1883	0.2792	50.00
	Bidoup pop.	0.2987	0.4395	77.27
	Species level	0.2825	0.4207	81.82
Combination	Chu Yang Sin pop.	0.1254	0.1883	36.17
	Bidoup pop.	0.2217	0.3337	62.77
	Species level	0.2061	0.3207	68.09

rate between population.

In analysis of the DNA fingerprints induced by SCoT technique, the genetic differentiation (GST) among populations was estimated to be 0.0754, indicating that 7.54 % of the genetic variability was distributed among populations, and 92.46 % of the variation existed within population. The number of migrants (Nm) was estimated as 7.1979 individuals per generation between populations, indicating that there is a significantly high migration rate between populations.

Combining these DNA fingerprints, the genetic differentiation (GST) among populations was estimated to be 0.0686, indicating that 6.86 % of the genetic variability was distributed among populations, and 93.14 % of the variation existed within population. The number of migrants (Nm) was estimated as 6.700 individuals per generation between populations.

AMOVA analysis revealed a trivial genetic difference among two *P. krempfii* populations, with nearly zero of total genetic variability portioned among population and 100 % of total genetic variability portioned among individuals within population.

Genetic diversities of the mature and seedling groups in the Chu Yang Sin and Bidoup populations are listed in Table 7.

There were the two different situations for Chu Yang Sin and Bidoup population. In Chu Yang Sin population, the mature group possessed the equal genetic diversity to seedling group. In opposite, in Bidoup population the mature group possessed the significantly higher genetic diversity than seedling group. This situation for *P. krempfii* was also very different when comparing to the species of *P. dalatensis*. According to the information from the

Table 7. Genetic diversity of mature trees and seedlings of *P. krempfii*

Parameter	<i>He</i>	<i>I</i>	<i>PPB (%)</i>
Mature group of Chu Yang Sin population	0.0939	0.1408	26.60
Seedling group of Chu Yang Sin population	0.0947	0.1346	21.28
Mature group of Bidoup population	0.2447	0.3519	57.45
Seedling group of Bidoup population	0.0843	0.1283	25.53
Mature group of Chu Yang Sin and Bidoup populations	0.2402	0.3525	61.70
Seedling group of Chu Yang Sin and Bidoup populations	0.1132	0.1739	35.11

forest keeper and rangers, the formation of seeds belonging to these two species has been following the 4-year cycle (3 years with seeds and 1 year without seeds). Genetic differentiation between mature and seedling groups in the Chu Yang Sin population was $G_{ST} = 0.1649$ and genetic distance of these two groups was $D = 0.0420$. Genetic differentiation between mature and seedling groups in the Bidoup population was $G_{ST} = 0.2122$ and genetic distance of these two groups was $D = 0.1075$. Genetic differentiation between mature and seedling groups in both Chu Yang Sin and Bidoup populations was $G_{ST} = 0.1145$ and genetic distance of these two groups was $D = 0.0542$. The genetic differentiation and genetic distance between mature and a seedling group in Chu Yang Sin population are smaller than Bidoup population. Genetic differentiation and distance between mature and seedling groups in Bidoup population are high. This shows that the young group seems to differentiate to adapt to some unsuitable condition and the genetic loss became serious. Thus, Bidoup National Park

needs to make hard efforts to conserve *P. krempfii* here. Chu Yang Sin population has been under less endangered situation than Bidoup population, but due to the low genetic distance between the age-divided groups and the equal genetic diversity of them, Chu Yang Sin National Park also needs to enhance the genetic diversity.

Levels of genetic similarity among individuals belonging to mature and seedling groups in the Chu Yang Sin and Bidoup populations are described in Table 8. Average genetic similarity of seedling group is lower than mature group in Chu Yang Sin population which is good signal for good adaptability of the seedling generation in this population, while average genetic similarity of seedling group is higher than mature group in Bidoup population which is the bad signal for

adaptability of the seedling generation.

Table 8. Genetic similarity among *P. krempfii* individuals belonging to mature and seedling groups in the Chu Yang Sin and Bidoup population

	Max.	Min.	Average
Mature group of Chu Yang Sin population	1.0	0.776596	0.931173
Seedling group of Chu Yang Sin population	0.978723	0.829787	0.904255
Mature group of Bidoup population	1.0	0.638298	0.803445
Seedling group of Bidoup population	1.0	0.861702	0.946851
Mature group of Chu Yang Sin and Bidoup populations	1.0	0.638298	0.848821
Seedling group of Chu Yang Sin and Bidoup populations	1.0	0.819149	0.940227

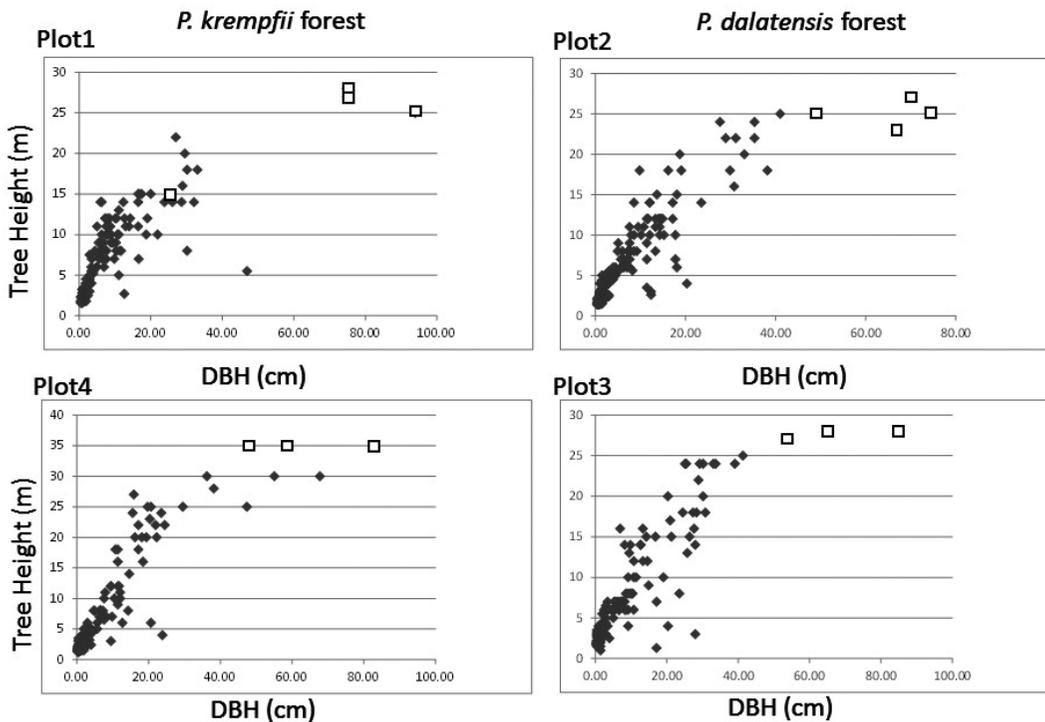


Fig. 2. Diameter - height relationships in research plots. Pine trees are indicated by open squares.

2. Vegetation studies

In both *P. krempfii* and *P. dalatensis* forest, pine trees are far larger than evergreen broad-leaved trees and grow as emergent trees of forests (Fig. 2). Diameters reach more than 80 cm and tree heights reach 25 – 30 m.

From the viewpoint of floral composition, *P. krempfii* and *P. dalatensis* forests are not clearly distinguished. Fagaceae and Lauraceae species are most rich and species belonging to Theaceae, Juglandaceae, Symplocaceae, Hamamelidaceae, Araliaceae and Rubiaceae are common. The floristic composition indicates that the forests have close affinity to subtropical evergreen broad-leaved forests that are common in southern China and neighborhood.

From the stand structure, in *P. krempfii* forest, the canopy layer just below emergent pine tree is

composed of Fagaceae species such as *Castanopsis chinensis* and *Trigonobalanus verticillata*. *Engelhardtia roxburghiana* (Juglandaceae) and *Dendropanax hainanensis* (Araliaceae) are also common. These evergreen broad-leaved species share the second or the third of relative basal area (RBA) of the stand (Fig. 3).

On the other hand, in *P. dalatensis* forest, the canopy layer just below emergent pine tree is composed of conifers such as *Dacrycarpus imbricatus*, *Dacrydium elatum*, and broad-leaved species of pioneer or seral nature such as *Pentaphylax euryoides*, *Schima wallichii*, *Exbucklandia populnea* and *Rhodoleia championii*. These species show the higher dominance in RBA of the stand (Fig. 3).

Two pine species show the different pattern of occurrence of seedling in the understory. Seedlings

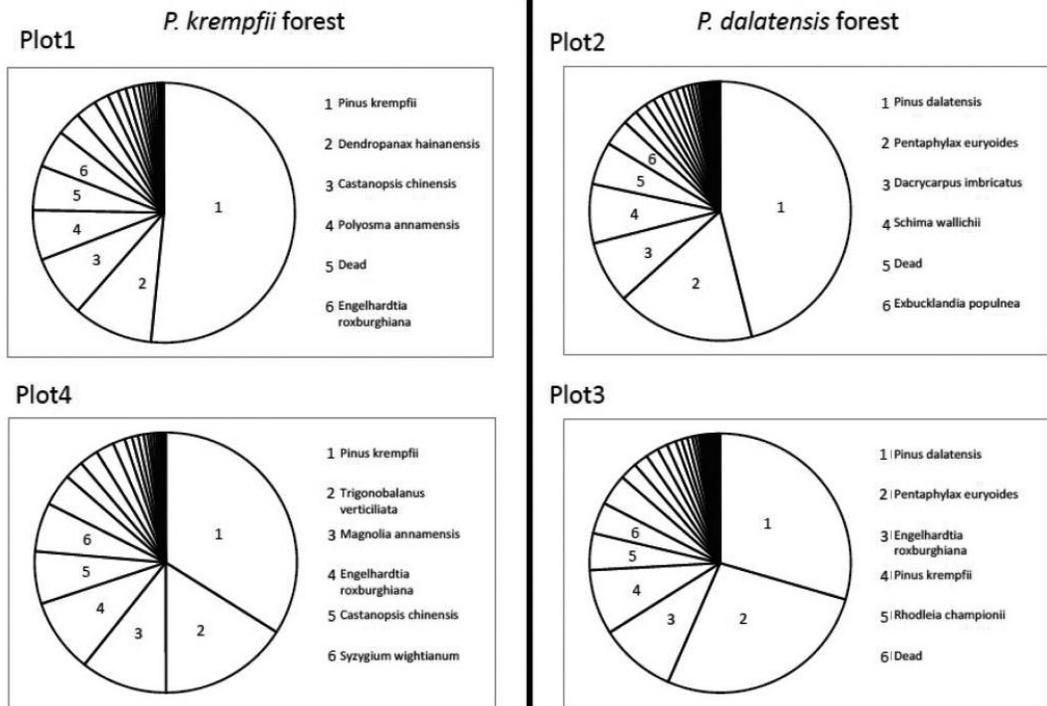


Fig. 3. Relative basal area in research plots. Only trees larger than 5.0 cm are included.

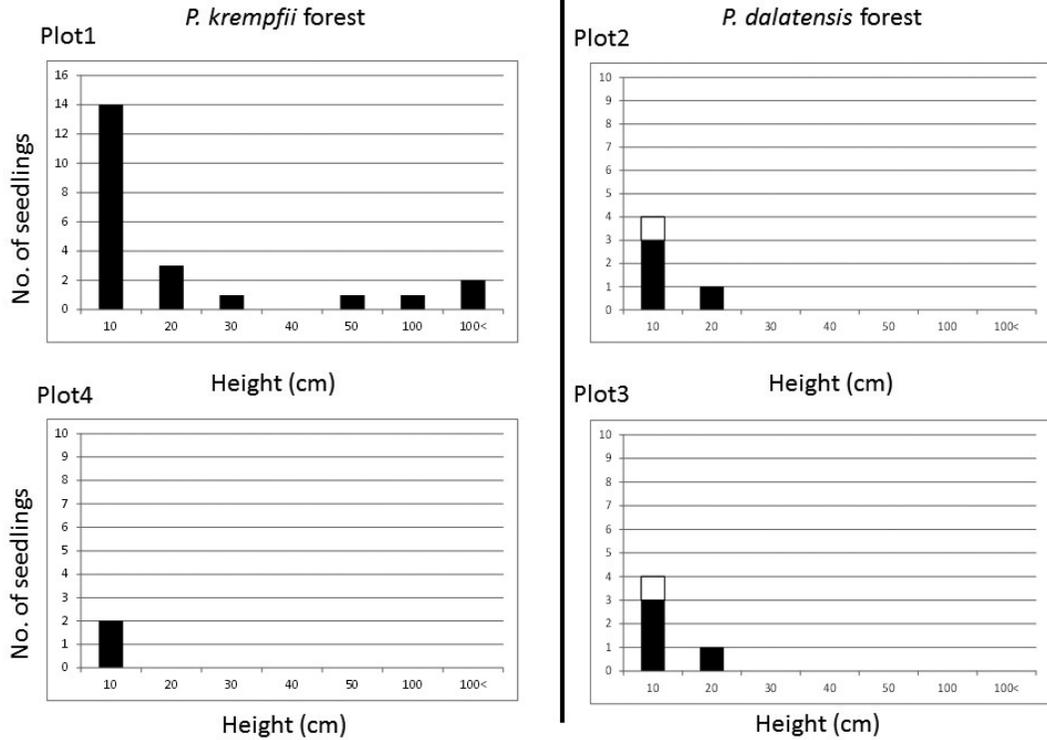


Fig. 4. Height class distributions of pine seedlings in the understory of the plots. Filled bar indicates seedlings of *P. krempfii* and open bar indicates those of *P. dalatensis*.

of *P. krempfii* were seen in all plots. Its density is usually very low, but higher in Plot 1 (Fig. 4). Larger seedlings are also abundant there. Plot 1 was located just adjacent to a small canopy gap. On the other hand, seedlings of *P. dalatensis* were very scarce and confined to the smallest size class, indicating the regeneration by seedlings difficult.

IV. CONCLUSIONS

1. Genetic diversity

The forest area of Tay Nguyen Plateau has remarkably declined as a result of shifting cultivation, deforestation, and land clearances, which are the main causes of forest fragmentation, leading to a decline of populations of *Pinus dalatensis*. For example, *P. dalatensis* population at

Mat Station where we collected DNA sample, is now almost extinct, although the area is 10 km far from Dalat City. This study reveals that the small size of population and scarce regeneration are becoming a major threat to the survival of the species, through the loss of genetic diversity. Genetic diversity at population level was already in low level.

The genetic differentiation and genetic distance between mature and seedling groups in Chu Yang Sin population and in Bidoup population seemed to be similar but the meaning of these parameters is very different when the genetic diversity being considered. The Chu Yang Sin population has been under endangered situation when the genetic reduction has happened. In Bidoup population, the

young generation even possesses the higher genetic differentiation than the older. This may be the good signal for *P. dalatensis* conservation in Bidoup.

Also in *Pinus krempfii*, shifting cultivation, deforestation, and land clearances are the main causes of forest fragmentation, and thus of a decline of natural populations. The small size of population and scarce regeneration also become a major threat to the survival of the species, through the loss of genetic diversity. Genetic diversity at population level was already in low level.

The genetic differentiation and genetic distance between mature and seedling groups in Chu Yang Sin population and in Bidoup population seemed to be similar but the meaning of these parameters is very different when the genetic diversity being considered. However, Bidoup population has been under endangered situation when the genetic reduction has happened. In Chu Yang Sin population, the young generation retains rather higher genetic diversity.

2. Regeneration

As indicated by the scarce occurrence of seedlings, both two pine species need a disturbance for regeneration. However, the scale of disturbance, that is necessary for regeneration, would be different between species. In *Pinus dalatensis*, as indicated by scarce seedlings in the understory, and also by the abundant occurrence of pioneer tree species in the canopy layer of the forest stand, a disturbance of relatively large scale will be necessary for the regeneration. It is necessary to conserve larger area including larger patches of various developmental stages for the survival of this species. On the other hand, in *P. krempfii*, because of stronger shade tolerance of seedlings, the small scale disturbance

such as a small canopy gap formed by single canopy tree would be effective for the regeneration if fertile seeds are dispersed from surrounding canopy trees. We might consider a different conservation strategy to *P. dalatensis* and *P. krempfii*.

REFERENCES

- Collard, B.C.Y. and Mackill, D.J. 2009. Start Codon Targeted (SCoT) Polymorphism: A Simple, Novel DNA Marker Technique for Generating Gene-Targeted Markers in Plants. *Plant Molecular Biology*. 27(1): 86-93.
- Ferrante, M. and Yeh, T.-C.J. 1999. Head and flux variability in heterogeneous unsaturated soils under transient flow conditions. *Water Resources Research* 5: 1471–1479.
- McDermott, J.M. and McDonald, B.A. 1993. Gene flow in plant pathosystems. *Annual Review of Phytopathology*. 31: 353–373.
- Nei, M. 1973. Analysis of gene diversity in subdivided populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 70(12): 3321–3323.
- Nguyen, H. N. 2008. Conservation Status and Breeding Work of Conifer Species in Vietnam with Reference to Pines. In: Noshad, Noh Eun Woon, King and Sniezko (eds.), *Breeding and Genetic Resources of Five-Needle Pines*. Proceedings of the Conference, Yanggyang, Korea.
- Peakal, R. and Smouse, P.E. 2006. GENALEX 6: Genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6: 288–195.
- Rohlf, F.J. 2000. NTSYSpc-Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System, version 2.1-User Guide. Applied Biostatistics Inc.
- Slatkin, M. 1985. Gene flow in natural populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16: 393–430.
- Thomas, P., Nguyen, T.H., Phan, K.L. and Nguyen., Q.H. 2013. *Pinus krempfii*. The IUCN Red List of Threatened Species, version 2015.2. available at [www.iucnredlist.org].
- Vicente, M.C.D., Lopez, C. and Fulton, T. 2003. Genetic Diversity Analysis with Molecular Marker Data: Learning Module. International Plant Genetic Resources

Institute (IPGRI) and Cornell University.

Weising, K., Nybom, H., Wolff, K. and Kahl, G. 2005. *Fingerprinting in Plants. Principles, Methods, and Applications* (2nd. edition). CRC Press, Taylor & Fancies Group.

Williams, J.G.K., Kubelik, A.R., Livak, K.J., Rafalski, J.A. and Tingey, S.V. 1990. DNA polymorphisms amplified by arbitrary primers are useful as genetic markers. *Nucleic Acids Research*. 18: 31–65.

Appendix 1. Primer used in the study for DNA fingerprinting

No.	Primer code	Sequence 3' to 5'	Ta	Target speies	Technique
1	UBC 17899	5'-(CA)6 A/G G-3'	54	<i>P. krempfii</i>	ISSR
2	HB 8	5'-(GA)6 GG-3'	52	<i>P. krempfii</i>	ISSR
3	UBC 807	5'-(AG)8 T-3'	54	<i>P. krempfii</i> & <i>P. dalatensis</i>	ISSR
4	HB12	5'-(CAC)3 GC-3'	52	<i>P. krempfii</i> & <i>P. dalatensis</i>	ISSR
5	UBC 808	5'-(AG)8 C-3'	52	<i>P. krempfii</i> & <i>P. dalatensis</i>	ISSR
6	ISSR 814	5'-(CT)8 TG-3'	51,5	<i>P. krempfii</i> & <i>P. dalatensis</i>	ISSR
7	UBC 842	5'-(GA)8 T/C G-3'	51,5	<i>P. krempfii</i> & <i>P. dalatensis</i>	ISSR
8	UBC856	5'-(AC)8 T/C A-3'	52	<i>P. krempfii</i> & <i>P. dalatensis</i>	ISSR
9	UBC873	5'-(GACA)4-3'	52	<i>P. krempfii</i> & <i>P. dalatensis</i>	ISSR
1	SCoT 12	ACGACATGGCGACCAACG	50	<i>P. dalatensis</i> & <i>P. krempfii</i>	SCoT
2	SCoT 13	ACGACATGGCGACCATCG	50	<i>P. dalatensis</i> & <i>P. krempfii</i>	SCoT
3	SCoT 18	ACCATGGCTACCACCGCC	50	<i>P. dalatensis</i> & <i>P. krempfii</i>	SCoT
4	SCoT 1	CAACAATGGCTACCACCA	50	<i>P. dalatensis</i>	SCoT
5	SCoT 19	ACCATGGCTACCACCGGC	50	<i>P. dalatensis</i> & <i>P. krempfii</i>	SCoT
6	SCoT 22	AACCATGGCTACCACCAC	50	<i>P. dalatensis</i> & <i>P. krempfii</i>	SCoT
7	SCoT 29	CCATGGCTACCACCGGCC	50	<i>P. dalatensis</i> & <i>P. krempfii</i>	SCoT
8	SCoT 30	CCATGGCTACCACCGGCG	50	<i>P. dalatensis</i> & <i>P. krempfii</i>	SCoT

ベトナム中部高原に生育する 2 種の遺存固有マツ
(*Pinus krempfii* H. Lec. および *Pinus dalatensis* Ferré) 保全のための
成長特性や種子繁殖, 遺伝的多様性の地理的変異に関する研究

ベトナム固有マツ保全グループ

Nguyen Khoa Truong¹, Tran Van Tien¹, Le Ngoc Trieu¹,
Nguyen Van Giang¹, Truong Thi Lan Anh¹, Nguyen Hoang Nghia²
and Hoang Thanh Truong²

ベトナム固有種である 2 種のマツ *Pinus krempfii* H. Lec. および *Pinus dalatensis* Ferré の遺伝的多様性と個体群の動態について調べた。 *P. dalatensis* については、小さな集団サイズと更新が見られないことが、遺伝的多様性の損失を通して、種の生存に脅威となっていることが明らかとなった。 *P. krempfii* についても、焼き畑や森林伐採が生育域の森林の断片化をもたらし、集団の縮小をもたらしている。両種において、成木と稚樹間の遺伝的距離は、調査地域 (Chu Yang Sin と Bidoup) によって異なっていることもわかった。また、 *P. dalatensis* においては、林床に稚樹が見られないことや、高木層に先駆樹種が多く混じることから、集団の更新にはかなり大規模な森林攪乱が必要であると考えられた。一方、 *P. krempfii* については、稚樹の耐陰性が高いことから、単木の枯死による小規模なギャップ形成でも、更新には効果的であろうと考えられた。(推薦者: 原 正利 訳)

Evaluation of effect of human activity on behavior of *Macaca fascicularis* in an ecotourism site in Indonesia

Tropical Primate Conservation Group

Kanthi Arum Widayati¹, Puji Rianti¹, Yamato Tsuji²,

Latif Sofiana Nugraheni¹, Sarah Nila¹,

Muhammad Fadli Rahman¹ and Sugeng Purnomo¹

Our study aims to provide scientific data on the effect of human activities on behavior of *Macaca fascicularis* in one of ecotourism sites in Telaga Warna, West Java, Indonesia. We observed one troop of the macaques on 42 weekdays, 33 weekend days (including holidays) and 24 Ramadhan days in total 425 hours observation to see if there were any changes of their daily behavior due to human activities. The average numbers of tourists for weekdays, weekends and Ramadhan was 103.3, 232.2 and 36.8 respectively. The frequency of moving significantly increased during Ramadhan compared to weekend and weekday. The frequency of resting decreased in Ramadhan compared to weekend and weekday. These results imply that the macaques have different strategies to forage during each type of days. We interviewed 304 people (162 visitors, 131 residents, 11 workers). About 37.5 % of respondents experienced nuisance problems caused by the macaques. The main cause of the nuisance problems was monkeys attracted to the food. Seventy percent respondents felt that there was no conflict between human and macaques and planned to feed the monkey in the future. Most of respondent also did not know about zoonosis. The result indicates that there will be potentially conflict between human and macaques.

Keywords: Long-tailed-macaque, macaque ecology, interaction, cultural activity

I. INTRODUCTION

Primates showed temporal change of behavior. Majority of the temporal behavior affected by differences in dietary availability, quality, and distribution (Hanya 2004). The same things happened in macaques that lived in ecotourism site.

The number of tourists (and amount of provisioning foods) changes seasonally, which in turn affects activity, diet composition, and degree of aggressive behavior of the monkeys; semi-provisioned baboons (*Papio cynocephalus*) spent

less time for feeding and more for resting than wild troop (Altmann and Muruthi 1988). It has been known that intensity of human-macaque-interactions changes the macaque behavior. However, kind of aspects, when, and how it affects the macaques for each area may be different. In order to establish a way for sustainable tourism, providing scientific data on the effects of human activity on the macaques is very urgent. In Indonesia, religious and cultural factors would affect various aspects of the macaque population, behavior and ecology. Our

1: Department of Biology, Bogor Agricultural University 2: Primate Research Institute, Kyoto University
Received 2018. 11. 28, Published 2020. 1. 10

study tries to confirm this point via behavioral observation and interview with the people.

II. MATERIALS AND METHODS

1. Study site

The observation was conducted in Telaga Warna Nature Park (TW), West Java, Indonesia (Fig. 1). The TW located in sub-district of Cisarua, District Bogor ($6^{\circ} 702'S$, $106^{\circ} 996'E$). TW is composed of nature reserve (550 ha) and nature recreational park (5 ha). There are two troops of long-tailed macaque, both of which are habituated to human. Recently

some resorts were built inside the Park. This might cause the macaques to close to human area and increase the frequency of human-macaque conflicts. Subject animal of this study was one troop of long-tailed macaques, called Group A.

We observed one troop of the macaques on 42 weekdays, 33 weekend days (including holidays) and 24 Ramadhan days (From December 2017 to August 2018) in total 425 hours observation to see if there were any changes of their daily behavior due to human activities.

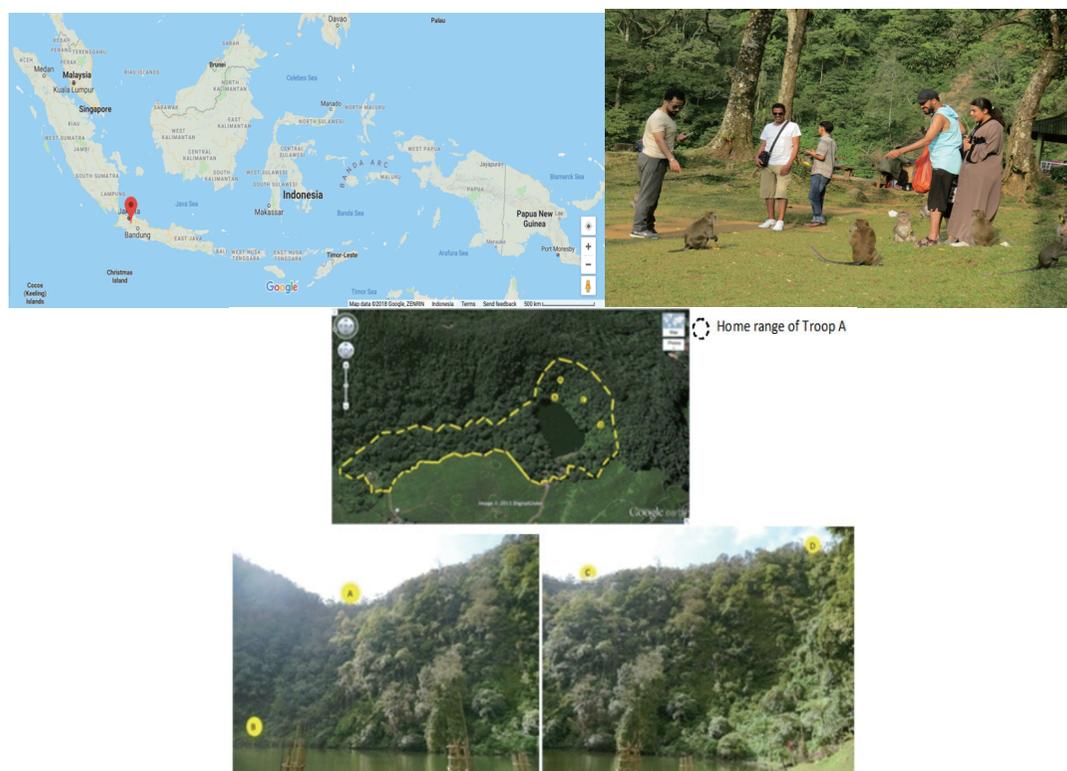


Fig. 1. Location and Photos of Telaga Warna, West Java, Indonesia.

2. Activity budget

We employed instantaneous scan sampling (Altmann 1974) every 10 minute to record activity budgets of the macaques, and recorded activity of

all visible animals (including infants). The behavioral categories of the macaques were classified into moving, resting, feeding, social activity, and others.

3. Provisioning and aggressive behavior

We employed ad libitum sampling (Altmann 1974) to record interactions between the macaques and tourists. We defined the interaction when at least one macaque and one human oriented toward each other and exchange behavior (Fuentes et al. 2008). In this study we recorded all interactions whose tourist-macaque distance was less than 8 meters. We classified the interaction into provisioning and three levels of aggressive behavior, as follow:

- a. Provisioning: Tourists gave foods to the macaques.
- b. Aggressive Behavior:
 - Level 1: The macaques approached to and/or taught tourists, but not caused injury.
 - Level 2: The macaques demonstrated threatening or frightening behavior with short distance (< 3 m), included alarming, showing canine and lifting their tails
 - Level 3: The macaques showed aggressive behavior, including biting, chasing, stealing and damaged tourists' belongings.

4. Interview

We interviewed 304 people (162 visitors, 131 residents, 11 workers) about their perception toward macaques in Telaga Warna, such as attitude toward macaques, experienced nuisance problems caused by the macaques, kind of nuisance problems, the existence of conflict between human and macaque in Telaga Warna, plan about feed monkeys in the future and knowledge about zoonosis

III. RESULTS

1. Number of visitor

Numbers of visitor to Telaga Warna were significantly different across the type of day (Kruskal test, $p < 0.05$). The average numbers of

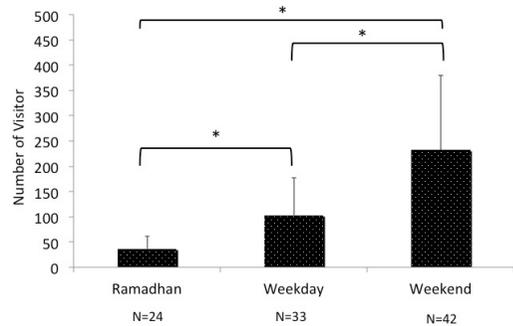


Fig. 2. Number of visitors of Telaga Warna across type of days

tourist for weekdays, weekend and Ramadhan was 103.3, 232.2 and 36.8 respectively. It implies religious activity affects human activity (Fig. 2).

2. Daily activity

The highest activity is feeding (28-33 %, across the day types), followed by moving (21-31 %) and resting (18-23 %). All daily activities were relatively stable, except for moving. They tend to move more in Ramadhan season. Number of tourist affected percentages of moving. When the number of tourists increased, percentage of moving decreased. Previous studies have shown that provisioned long-tailed macaques spent much time for moving and feeding, and less time for resting (Son 2004; Hambali et al. 2012) (Fig. 3).

3. Provisioning and aggressive behavior

The intensity of provisioning is different between Ramadhan, weekend and weekdays. The highest intensity of provisioning happened in weekend and lowest in Ramadhan season. This result may attribute to high number of visitors in weekend and low number of visitors in Ramadhan season. Majority of aggressive behavior was level 1 which is not harmful to human. But there are tendencies of increasing level of aggressive behavior as the number of visitors increases. This implied that the degree of aggressiveness becomes higher when

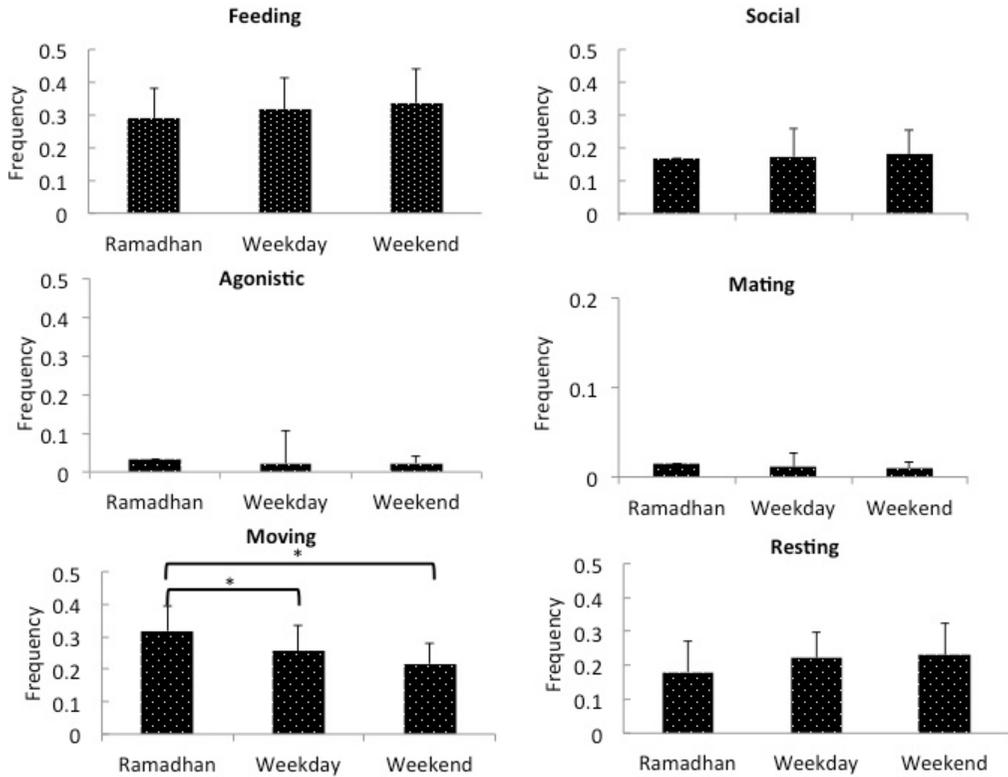


Fig. 3. Daily activities of *M. fascicularis* in Telaga Warna across the type of days

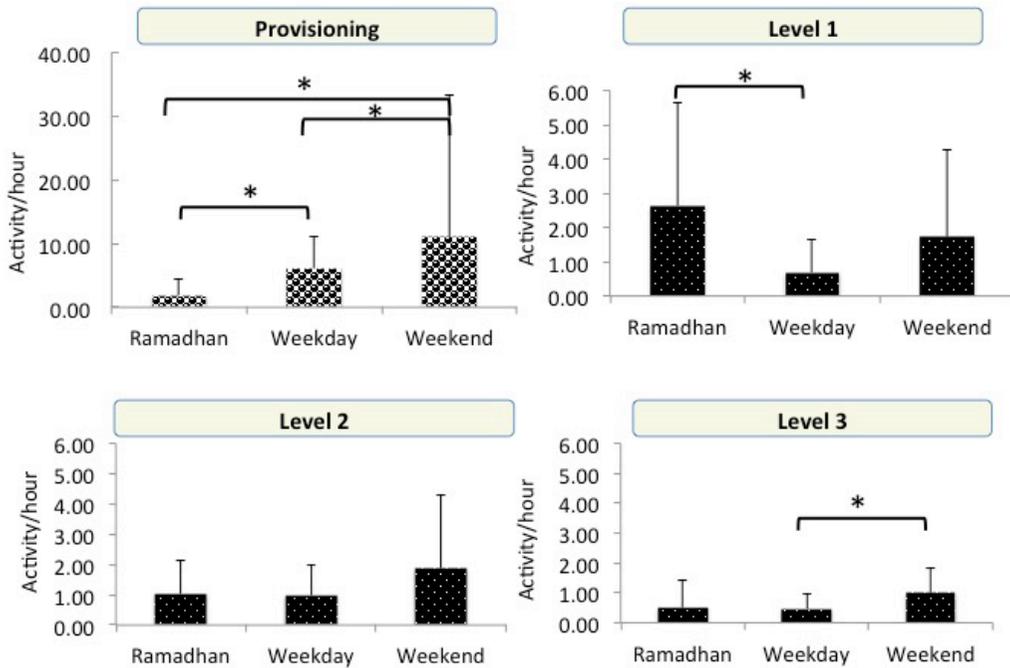


Fig. 4. Provisioning and aggressive behavior across the types of days

availability of the provisioned foods increases (Fig. 4).

4. Human perception towards macaques

We found that most respondents (visitors, residents and workers) like the existence of macaques in Telaga Warna (Fig. 5). About 37.5 % of respondents experienced nuisance problems caused by the macaques (Fig. 6). Most of nuisance problems are macaque stealing stuff from them, followed or threatened (Fig. 7). Most respondents think that the main cause of the nuisance problems was monkeys attracted to the food (Fig. 8). However, most visitors and residents did not feel any conflict between human and macaque in Telaga Warna. This result was different from worker. The respondent planned to feed the monkey in the

future. Most of visitors and residents did not have knowledge about zoonosis (Fig. 9). The result indicates that there will be potentially conflict between human and macaques.

5. Overview

Our results imply that the macaques in Telaga Warna could modify their feeding strategies in response to availability of provisioned foods. There are consistencies between behavior observation of macaque and interview's result. The lack of knowledge of respondents about the macaque and zoonosis may increase the probability of conflict of human and macaques in future, thus education to society is necessary. Collecting these kind of scientific data is quite important for establishing the sustainable "monkey ecotourism" in Indonesia.

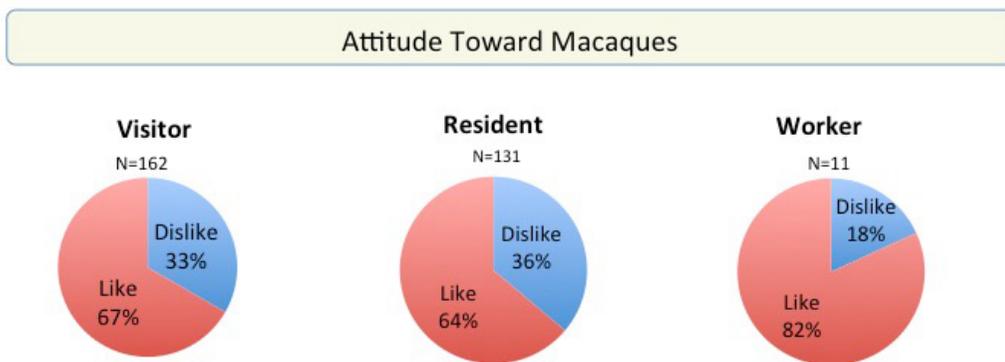


Fig. 5. Respondent perception towards macaques

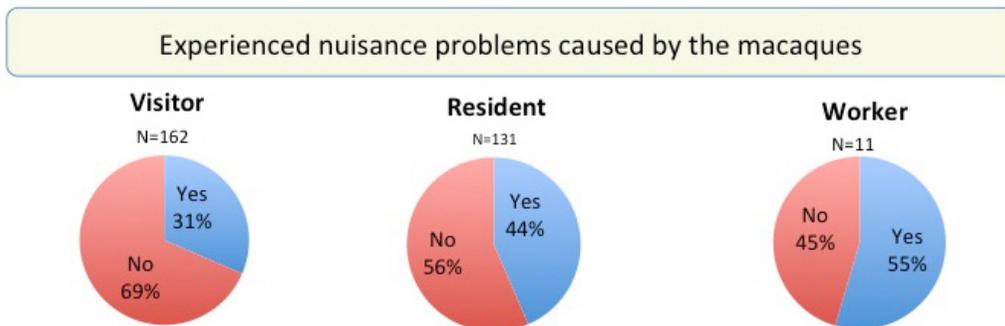


Fig. 6. Percentage of respondents experienced nuisance problem causes by the macaque

Kind of nuisance problems

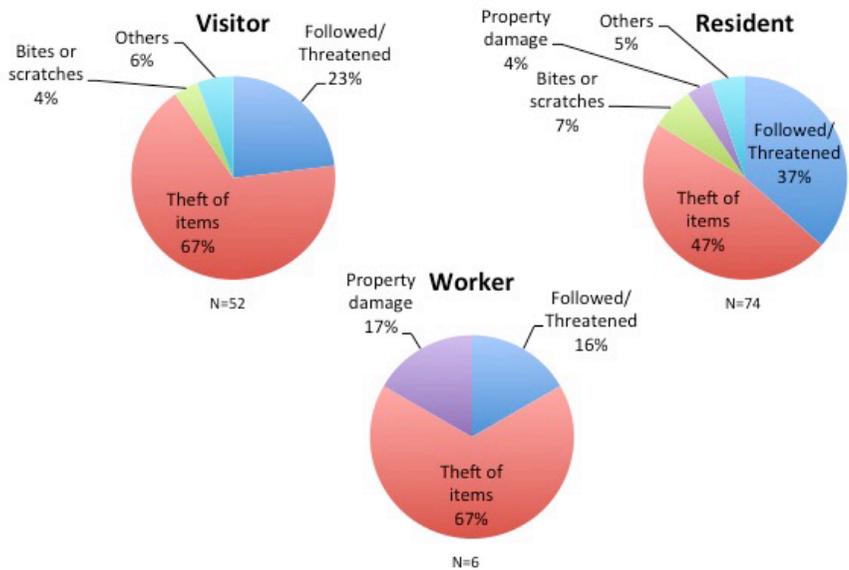


Fig. 7. Kinds of nuisance problems experienced by the respondents

Causes of nuisance problems

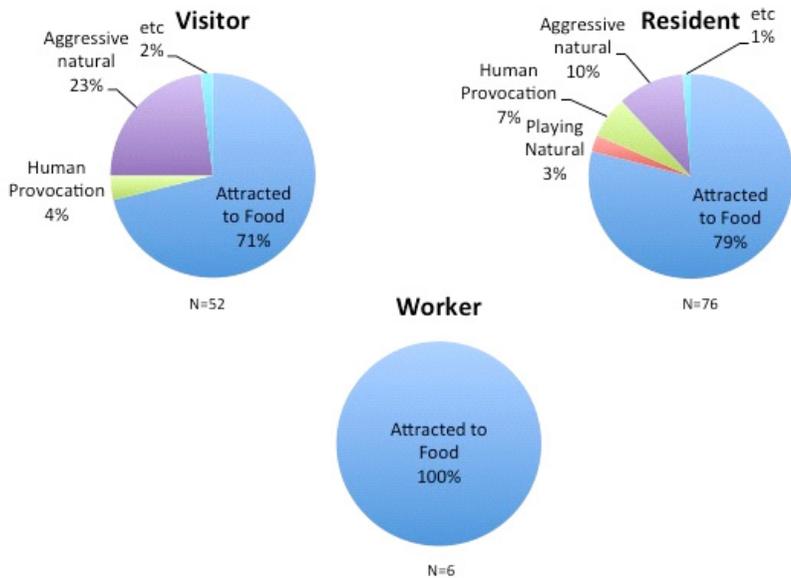


Fig. 8. Respondent opinion about the causes of the nuisance problem

Knowledge About Zoonosis

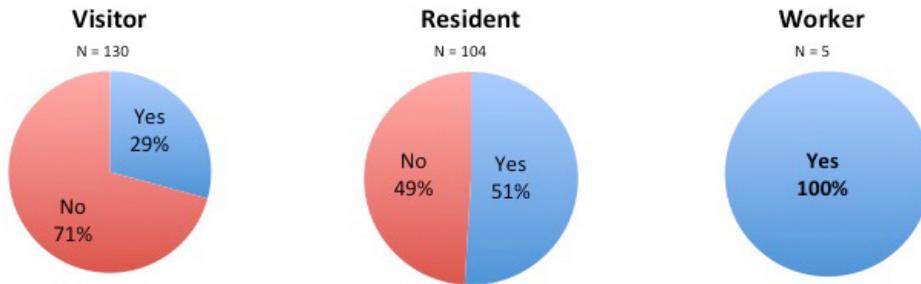


Fig. 9. Respondent's knowledge about zoonosis

IV. FUTURE ACTION

We discussed with the staff of Ministry of Forestry and planning several methods to prevent conflict of human and macaques in Telaga Warna

1. Made leaflet about the danger of zoonosis (Draft attached, Fig. 10)
2. Made attractive announcement about the effect of provisioning monkeys



Fig. 10. Draft of leaflet about the danger of zoonosis

Human-Macaque Interaction in Telaga Warna



Fig. 11. Some documentation of human-macaque interaction in Telaga Warna

3. Close the trash bin with some metal so that monkeys can not open
4. Monitor behavior of macaques

DOCUMENTATIONS

REFERENCES

- Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: Sampling methods. *Behaviour* 49:235-240.
- Altmann, J. and Muruthi, E. 1988. Differences in daily life between semiprovisioned and wild feeding baboons. *American Journal of Primatology* 15: 213-221.
- Fuentes, A., Kalchik, S., Gettler, L., Kwiat, A., Konecki, M. and Jones-Engel, L. 2008. Characterizing human-macaque interactions in Singapore. *American Journal of Primatology* 70: 879-883.
- Hanya, G. 2004. Diet of Japanese macaque troop in the coniferous forest of Yakushima. *International Journal of Primatology* 25: 55-71.
- Hambali, K., Ismail, A. and Md-Zain, B.M. 2012. Daily activity budget of long-tailed macaques (*Macaca fascicularis*) in Kuala Selangor Nature Park. *International Journal of Basic & Applied Sciences* 12: 44-47.
- Son, V.D. 2014. Time budgets of *Macaca fascicularis* in a mangrove forest, Vietnam. *Laboratory Primate Newsletter* 43: 2-4.

人間活動がエコツアーリズムサイトの カニクイザルに与える影響の評価

熱帯霊長類保全グループ

Kanthi Arum Widayati¹, Puji Rianti¹, Yamato Tsuji²,
Latif Sofiana Nugraheni¹, Sarah Nila¹,
Muhammad Fadli Rahman¹ and Sugeng Purnomo¹

我々の研究の目的は、インドネシア西ジャワ州・テラガワルナのエコツアーリズムサイトで、人間活動がここに生息するカニクイザル (*Macaca fascicularis*) の行動にいかに関与するかについての科学的なデータを提供することである。人間活動のレベルが異なる3つのタイプ（平日：42日、週末・祝日：33日、ラマダン期：24日）の計425時間にわたってサルを観察し、サルの行動がタイプ間で異なるか否かを検討した。観光客の1日当たりの平均数は平日が103.3人、休日・祝日が232.2人、ラマダン期が36.8人だった。ラマダン期は、サルの移動割合が他のタイプに比べ有意に高く、逆に休息割合が低かった。このことは、サルが観光客の数に応じて自らの行動を変えていることを示唆する。行動観察と並行して、304人（観光客：162人、住民：131人、管理作業員：11人）にサルとの軋轢に関するインタビューを実施した。サルによるトラブルの多くは食物に関するものであった。サルとヒトとの間に軋轢はないとする回答が70%を占め、またサルに餌を与えたいと考える人が多かった。多くの人は人獣共通感染症のリスクを知らなかった。将来的に、人とサルとの軋轢が強まる懸念される。（推薦者：辻 大和 訳）